

港湾技研資料

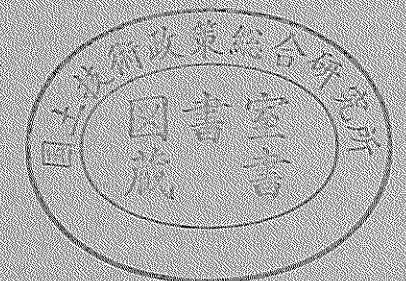
TECHNICAL NOTE OF
THE PORT AND HARBOUR RESEARCH INSTITUTE
MINISTRY OF LAND, INFRASTRUCTURE AND TRANSPORT, JAPAN

No. 1003 June 2001

東京湾湾奥部における chl-a (植物プランクトン量) 空間分布
評価モデルに関する検討

| | | | |
|---|---|---|---|
| 岡 | 田 | 知 | 也 |
| 中 | 山 | 恵 | 介 |
| 野 | 村 | 宗 | 弘 |
| 竇 | 田 | 桂 | 一 |
| 宮 | 野 | | 仁 |
| 古 | 川 | 恵 | 太 |

国土交通省港湾技術研究所



目 次

| | |
|---------------------------|----|
| 要 旨 | 3 |
| 1. はじめに | 4 |
| 2. 夏期における東京湾の水質の概要 | 6 |
| 2.1 空間分布 | 6 |
| 2.2 鉛直分布 | 6 |
| 3. 塩分と各水質指標の関係 | 7 |
| 3.1 塩分と栄養塩の関係 | 7 |
| 3.2 塩分とChl-aの関係 | 8 |
| 3.3 まとめ | 9 |
| 4. プランクトンの塩分依存性 | 9 |
| 4.1 プランクトンの塩分依存性に関する既往の研究 | 10 |
| 4.2 東扇島護岸における観測および水質変化の概要 | 10 |
| 4.3 植物プランクトン | 12 |
| 4.4 動物プランクトン | 13 |
| 4.5 まとめ | 14 |
| 5. 生態系モデルの構築 | 14 |
| 5.1 渦鞭毛藻の取り扱い | 14 |
| 5.2 植物プランクトンの減少率 | 15 |
| 5.3 モデルの概念 | 16 |
| 6. 数値的検討 | 16 |
| 6.1 計算ケースおよび条件 | 18 |
| 6.2 計算結果 | 18 |
| 6.3 まとめ | 20 |
| 7. おわりに | 20 |
| 参考文献 | 21 |

Evaluation Model for Spatial Distribution of Phytoplankton in Tokyo Bay, Japan

Tomonari OKADA^{*}
Keisuke NAKAYAMA[†]
Munehiro NOMURA^{}**
Keiichi TAKARADA^{*}**
Masashi MIYANO^{**}**
Keita FURUKAWA^{***}**

Synopsis

A flow field is paid less attention as important factors in an ecological model although it is considered that the detailed circulation for ecosystem is important. Therefore, this study examined the effect of a detailed flow field for a model accuracy of water quality in an ecological model. It is found that it is important to reproduce or predict the detailed flow field by using non-hydrostatic model.

As a water quality index, Chlorophyll-a was used in the inner Tokyo Bay. First, the characteristics of water quality in Tokyo Bay were determined by the observation results. It reveals that there is a great dependency among nutrient, Chlorophyll-a and salinity. It is confirmed that the importance of exact modeling of the detailed flow field to determine the salinity distribution in detail.

To propose a simple ecological model, the characteristics of diatom, dinoflagellate and zooplankton were investigated. Comparisons between hydrostatic and non-hydrostatic flow model characteristics were carried out to get a good reproduction of salinity transfer mechanisms.

As a result, it is found that the hydrostatic model gives a wider distributed area of Chlorophyll-a than the area predicted by the non-hydrostatic model because of the difference of the salinity diffusion around the fresh-water front induced by a river plume. It reflects on the model accuracy for a reproduction of a Chlorophyll-a distribution.

Key words : ecosystem model, non-hydrostatic model, river water, Chlorophyll-a, salinity

*Researcher of Environmental Assessment Laboratory, Marine Environment Division

**Researcher of Purification Hydraulics Laboratory, Marine Environment Division

***Trainee of Environmental Assessment Laboratory, Marine Environment Division
(Kyowa Engineering Consultants Co., Ltd.)

****Trainee of Environmental Assessment Laboratory, Marine Environment Division
(Environmental Consultant for Ocean and Human)

*****Chief, Environmental Assessment Laboratory, Marine Environment Division

3-1-1, Nagase Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-468-44-5018 Fax : +81-468-44-6243 e-mail:okada@ipc.phri.go.jp

東京湾湾奥部におけるChl-a（植物プランクトン量）空間分布 評価モデルに関する検討

岡田 知也*
中山 恵介*
野村 宗弘**
寶田 桂一***
宮野 仁****
古川 恵太*****

要 旨

一般に行われている生態系モデルによる湾内の水質評価は、物質循環過程に細心の配慮をしているにも拘わらず、流れ場の計算に関しては重要視されていない傾向が強い。そこで本報では、流れ場の計算を高精度に実施するために移流項の計算にCIPを取り入れたCIP-LES-SFを用い、特に鉛直方向の圧力分布について静水圧・非静水圧モデルを用いた場合の違いを検討した。

水質指標としてはクロロフィルaを採用し、東京湾湾奥を対象とした。まず、湾内水質の特性を明らかにするため観測結果を整理した。その結果、東京湾における栄養塩およびクロロフィルaは塩分に対して非常に良いまとまりがあることが示され、淡水の湾内での挙動を精度良く解くことがクロロフィルaの空間分布を精度良く解くためには重要であることが示された。また、簡略化された生態系モデルを構築するため、実測値からモデル因子として何が重要なのかについて検討した。この検討では大型捕食者を除く生態系の主構成因である珪藻、渦鞭毛藻および動物プランクトンの動態をもとに、モデルのできる限りの簡略化を図っている。

検討の結果を踏まえて構築された生態系モデルを用いて、湾内流動の計算手法の主流である静水圧モデルと湾内における河川水の拡がり精度を精度よく解くことが可能である非静水圧モデルを用いて比較計算を行った。その結果、静水圧モデルでは河川流入水の湾内での拡散を大きく見積もってしまい、クロロフィルaの空間分布は非静水圧モデルの結果と比較すると拡がりが大きくなるものとなってしまうことが示された。

キーワード：生態系モデル、非静水圧3次元モデル、河川流入、クロロフィルa、塩分

* 海洋環境部環境評価研究室
** 海洋環境部海水浄化研究室
*** 海洋環境部環境評価研究研修生（株式会社 協和コンサルタンツ）
**** 海洋環境部環境評価研究研修生（株式会社 エコー）
***** 海洋環境部環境評価研究室長
〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1 国土交通省港湾技術研究所
電話：(0468)44-5018 Fax：(0468)44-6243 e-mail:okada@ipc.phri.go.jp

1. はじめに

内湾の水質を評価・予測する際には、流れ場のモデルと生態系モデルを組み合わせた数値計算手法が主に用いられている。多くの研究者の努力により、各モデルは精緻化され、高精度化が図られている。内湾の流れ場のモデルに関しては、内湾を薄い層とみなした平面2次元モデルから、鉛直構造を考慮できる鉛直方向の運動方程式に対して静水圧近似を用いた3次元静水圧モデル、さらには鉛直方向の運動方程式まで解き密度差が大きい水域の鉛直混合等を表現できる3次元非静水圧モデルへと精緻化している。また、同時に乱流モデル、対流項の計算スキームおよび計算グリッドに関する高精度化が図られている。

内湾の水質を対象とした生態系モデルに関しても、CODを保存性物質と取り扱うモデルから、非保存性物質として取り扱うモデル（例えば、堀江・細川、1983）へ、さらには低次の栄養段階の生態系を考慮できるモデル（例えば、中田、1993）へと精緻化している。最近では干潟における水・堆積物間の物質循環を考慮するモデル（例えば、Sohma *et al.*, 2000）まで精緻化が図られるようになって

ている。

ところで、流れ場のモデルは精緻化されると、境界条件および計算時間の問題等があるものの、拡散係数等に対して各水域毎に決定しなければならない不確定パラメータが減少し、水域に対する普遍性は高まる。それに対して、生態系モデルでは、生態系の過程を全て決定論的に方程式化することは困難であり、モデルを精緻化すると不確定パラメータは増大する。そのため、水域に対する普遍性は低下する。

したがって、ある閉じられた系（水域）における物質循環過程を細部まで検討するためには、流れ場のモデルは精緻ではなくても生態系モデルが精緻である手法が適しているが、種々の水域に適用できるある因子（水質指標）の変化予測を実施するモデルとしては、簡略化された生態系モデルに精緻な流れ場のモデルを組み合わせることが適していると思われる。

そこで本研究では、対象水域を東京湾湾奥として、流れ場の計算手法が異なることによって計算結果にどのような差が現われるか、また、ある水質指標に焦点を絞って簡略化された生態系モデルと精緻な流れ場の計算手法を組み合わせた場合どの程度の計算精度が得られるかについての検討

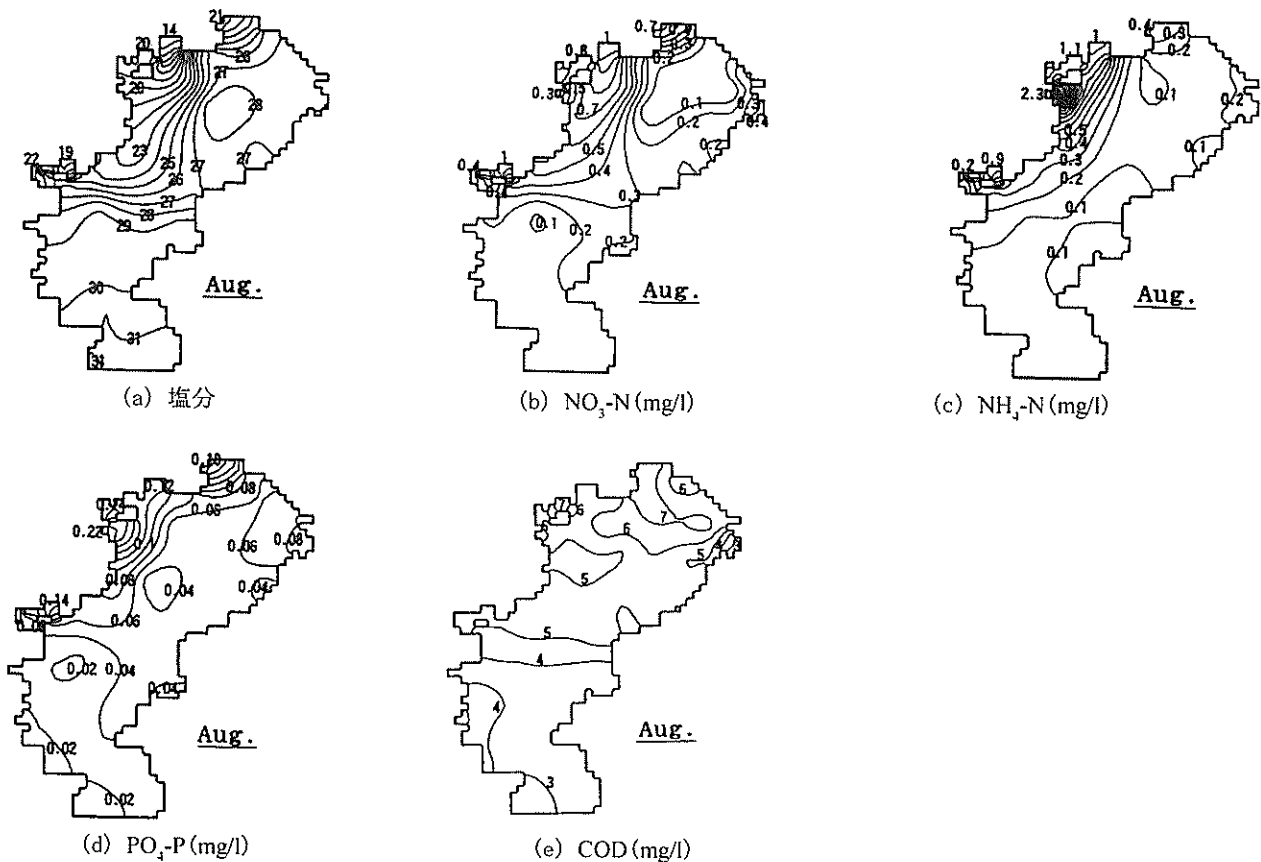


図-1 東京湾における塩分、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ およびCOD表層分布（8月）（二宮ら、1996a、1996b）

表-1 東京湾観測日程

| | | | |
|------|-------|----|-----|
| 1回目 | 1999年 | 7月 | 6日 |
| 2回目 | 1999年 | 7月 | 14日 |
| 3回目 | 1999年 | 7月 | 22日 |
| 4回目 | 1999年 | 7月 | 27日 |
| 5回目 | 1999年 | 8月 | 4日 |
| 6回目 | 1999年 | 8月 | 18日 |
| 7回目 | 1999年 | 8月 | 27日 |
| 8回目 | 1999年 | 9月 | 3日 |
| 9回目 | 1999年 | 9月 | 8日 |
| 10回目 | 1999年 | 9月 | 21日 |

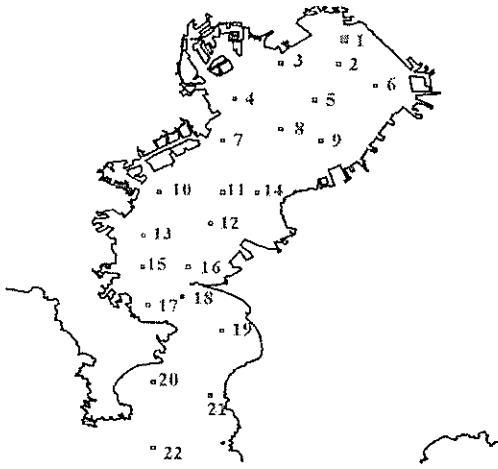
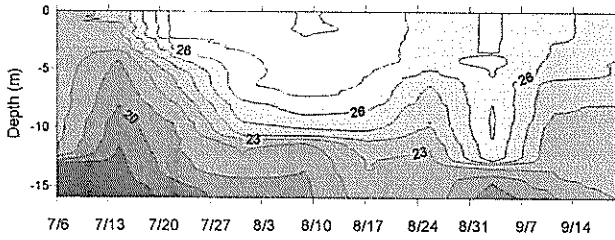
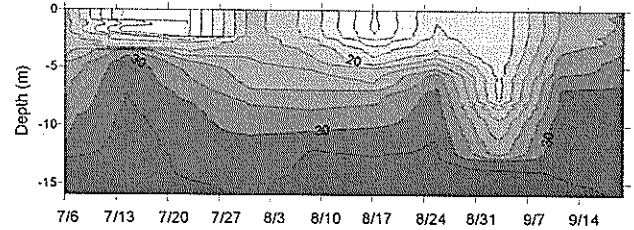


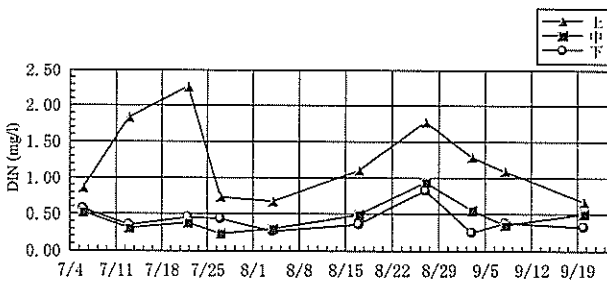
図-2 東京湾における観測地点



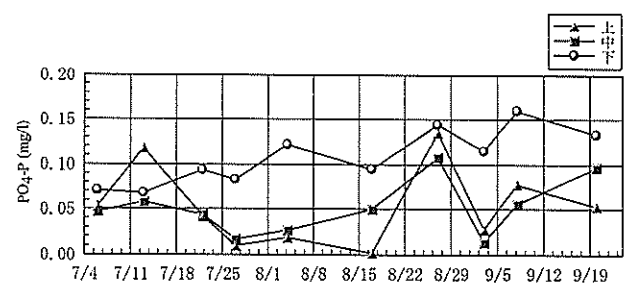
(a) 水温 (°C)



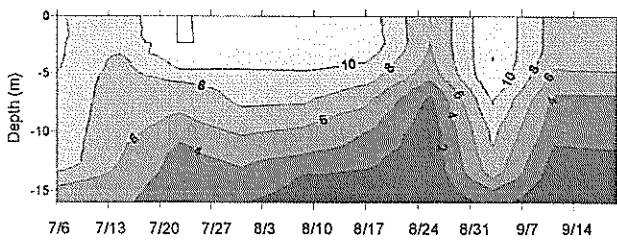
(b) 塩分



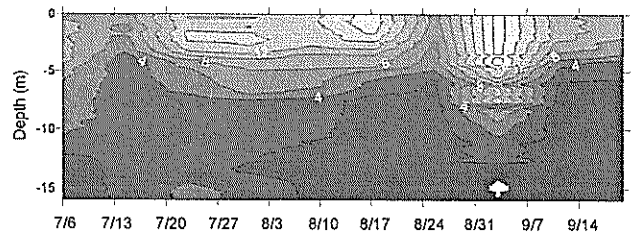
(c) DIN



(d) PO₄-P

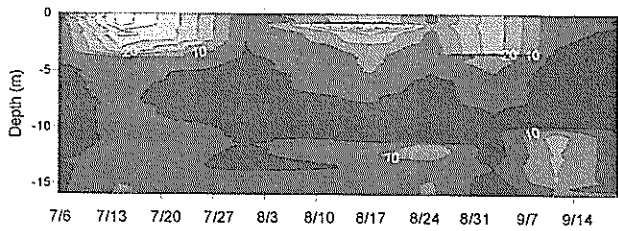


(e) DO 濃度 (mg/l)



(f) Chl-a (µg/l)

図-3 St. 4における各水質の時系列変化 (1999年7月4日~9月20日)



(g) 濁度 (ppm)

図-3 St. 4における各水質の時系列変化 (1999年, つづき)

を行う。対象水域とした東京湾湾奥は江戸川および荒川等からの淡水や下水処理水が流入し塩分が低く、密度(塩分)の空間分布が密に変化している水域である。このような水域では密度フロント部およびその後続部での鉛直対流が支配的であることが指摘されており(例えば、中山・佐藤, 1999)、本研究では比較検討する計算手法として鉛直方向の圧力分布に静水圧モデルおよび非静水圧モデルを用いた計算手法を用いる。また、水質指標としてはクロロフィル a (Chl-a) を用いることとする。

2章では、対象水域である東京湾の夏期における水質特性を示す。3章では、栄養塩やChl-a等の各水質指標の塩分に対する依存性を示し、湾内水質の水質評価を行う際には淡水の湾内での挙動を高精度に解く重要性の根拠を示す。4章では、種に対するの塩分依存性を調べるため、珪藻、渦鞭毛藻および動物プランクトンの塩分への依存性について検討する。5章では、生態系モデルの簡略化に対する検討を行う。6章では、流れ場のモデルとして、静水圧モデルと非静水圧モデルを用いて、数値的な検討を行う。最後に7章で、本報のまとめを行う。

2. 夏期における東京湾の水質の概要

2.1 空間分布

東京湾における塩分、栄養塩である硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) およびCODの表層空間分布を図-1(a)から(e)に示す。図は1985年から1989年までの5年間の公共用水域水質測定結果から各月毎に平均的な空間分布が作成されたものである(二宮ら, 1996a, 1996b)。夏期(8月)において、各水質指標のコンターラインは東京湾の湾軸方向に対して垂直方向に変化しており、塩分は東京・横浜側が20~23と比較的小さくて千葉側が27~28と比較的大きい。また、各栄養塩は共に東京・横浜側が高く千葉側が低い。このことは、東京湾における淡水の供給および栄養塩の負荷源が東京湾側の方が大きいことを示している。一方、CODに

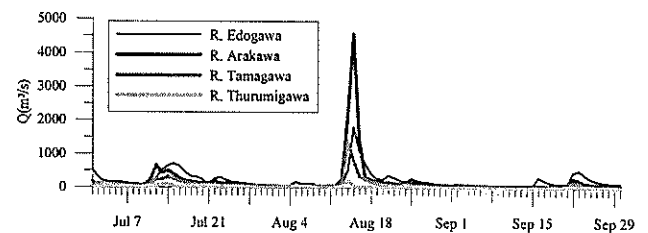


図-4 東京湾流入主要河川の流量 (国土交通省, 各河川工事事務所より)

関しては他の分布とは異なり、コンターラインが湾軸方向に変化している。これは東京湾におけるCOD負荷は淡水からよりも、むしろ内部生産の方が主であり、滞留時間の長い湾奥部の方が内部生産量が大きくCOD値が大きな値になっているためと考えられる。

2.2 鉛直分布

図-3(a)~(h)に水質指標(水温、塩分、溶存態窒素(DIN: $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$), リン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$), DO濃度, Chl-a)の鉛直分布の時系列変化を示す。図中のデータは1999年に実施した観測における湾奥の観測地点St. 4(図-2参照)で得られたデータを示している。観測実施日を表-1に示す。観測実施間隔は1週間程度であるため、図-3は日変動の時系列は示してはいないものの、週変動は捉えることは可能である。また参考として、図-4に東京湾に流入する主要河川(江戸川, 荒川, 多摩川, 鶴見川)の時間平均流量を示す。

水温は、7月中旬から全体的に上昇し始め、水深10m付近に躍層が形成し始める。表層の水温は27℃程度になるが、底層の水温は22℃程度である。塩分は、表層において20を下回り、河川流量が大きい時には(図-4参照)10程度まで落ち込む。

栄養塩に着目してみると、溶存態窒素は底層よりも表層の方が大きい、リン酸態リンは表層よりも底層の方が大きい。リン酸態リンの底層濃度は期間中増加傾向を示しているが、溶存態窒素の底層濃度にはその傾向は見られない。これは、底層の貧酸素化の影響による底泥からのリンの溶出に影響されているためと考えられる。また、リン酸態リンの表層が小さな値をとるのは、植物プランクトンによる摂取の影響と考えられる。また、リン酸態リンおよび溶存態窒素共に表層の変動は大きい。この変動は、河川流入量の増減に対応している。

底層のDO濃度は7月下旬頃から3mg/lを下回り、貧酸素化し始めている。期間中、貧酸素化の傾向は持続されている。

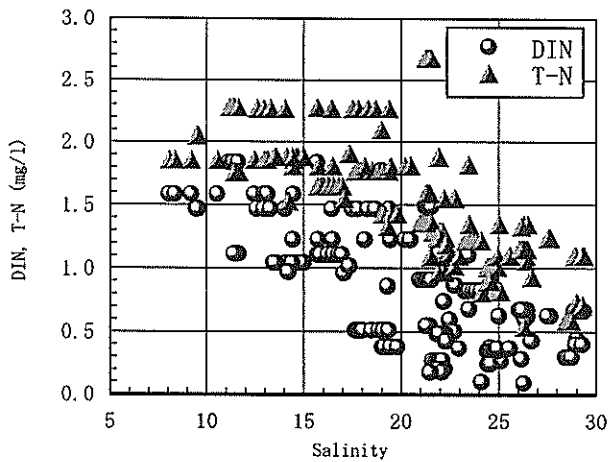


図-5 DINおよびTNと塩分の関係

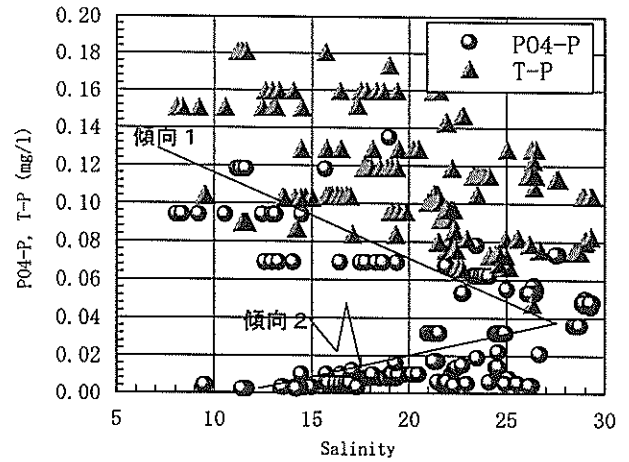


図-6 PO₄-PおよびTPと塩分の関係

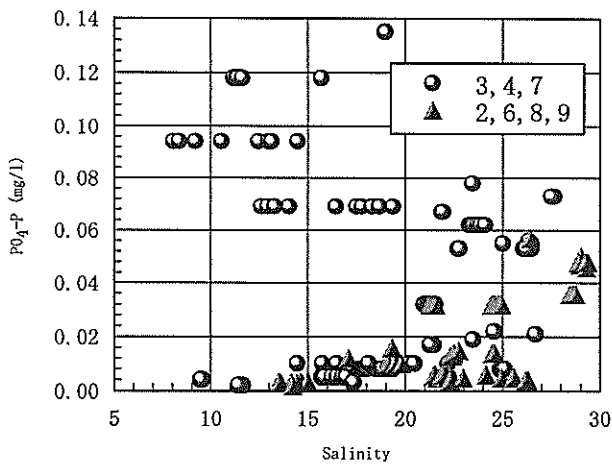


図-7 PO₄-Pと塩分の関係

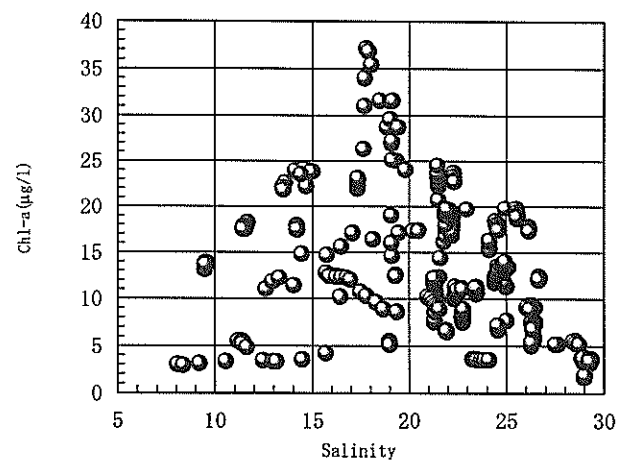


図-8 Chl-aと塩分の関係

表層のChl-aは7月下旬から10μg/l以上となり、赤潮傾向が強まっている。この傾向も期間中ほぼ持続されている。Chl-aが高いのは、水深4m以上の表層である。

表層の濁度は河川流入が大きくなった時に大きくなっている。一方、底層では、期間中ほぼ表層の濁度よりは小さいものの濁度が高い層が維持されている。その層厚は約5m程度である。

3. 塩分と各水質指標の関係

2章で示した東京湾湾奥の各水質指標は時間変化に対して類似した傾向を示している。例えば、表層の栄養塩は河川流量が大きいために大きい。また、Chl-a、濁度、水温および塩分も河川流入の変動に依存しているように見て取れる。そこで、河川流入量に直接関係する塩分に対して各指標を整理する。

3.1 塩分と栄養塩の関係

図-2の観測地点のうち測点番号2, 3, 4, 6, 7, 8, 9において栄養塩の測定が行われている。図-5および6はそれらの地点で得られた表層におけるデータをまとめて示したものである。図-5は溶存態窒素(DIN)および全窒素(T-N)と塩分の関係を示したものである。これから、溶存態窒素および全窒素ともに塩分が高い程低く、塩分が低い程高いことがわかる。このことは、溶存態窒素および全窒素ともに淡水(河川水、下水処理水の直接流入水等)によって運ばれる寄与が大きいことを示していると思われる。

リン酸態リン(PO₄-P)および全リン(T-P)と塩分の関係を図-6に示す。全リンは全窒素および溶存態窒素と同様に塩分の増加に伴い減少の傾向を示すが、リン酸態リンは塩分の増加に伴い増加(傾向2)と減少(傾向1)の2通りの傾向を示す。リンも窒素と同様に淡水によって運ばれ

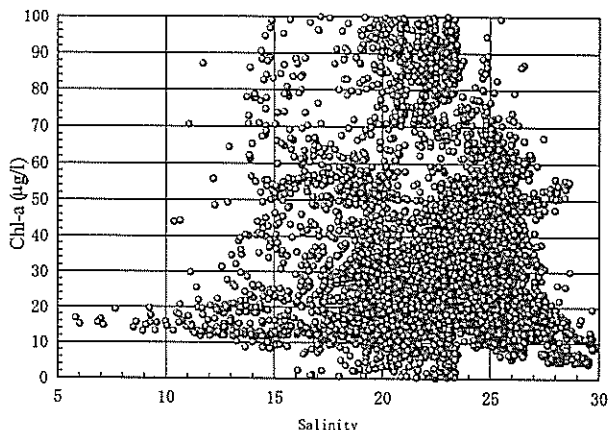


図-9 係留計連続観測による Chl-a と塩分の関係

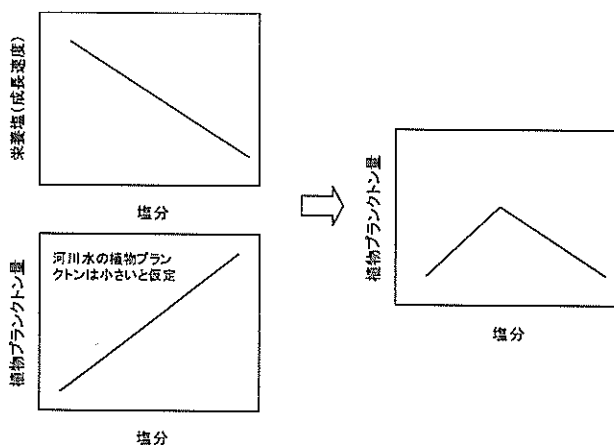


図-11 植物プランクトンの塩分依存性の発見

る寄与が大きいならば、窒素が示す傾向と同様に、リンも塩分の増加に伴い減少傾向（傾向1）を示すはずである。そこで、リン酸態リンを東京側の地点3, 4, 7と千葉側の2, 6, 8, 9に分けて図-7に示す。東京側は塩分の増加に対して増加と減少の両傾向を示しているのに対して、千葉側は増加傾向のみである。このことは、東京湾湾奥として一つに括られている水域は、栄養塩の補給形態から見れば大きく2つの水域に大別できることを示していると考えられる。

一つは河川や下水処理水からの高濃度の栄養塩を含んだ淡水流入によって主に栄養塩が供給されている水域、一つは底泥から溶出した栄養塩の湧昇によって主に栄養塩が供給されている水域である。東京側の水域では、淡水流入によって栄養塩が供給されるため低塩分ほど栄養塩の濃度は高いが、一方、千葉側の水域では底泥から溶出した栄養塩が湧昇によって供給されるため高塩分ほど栄養塩の濃度は高いものと思われる。

また、以下は推測であるが、次のような淡水の滞留時間

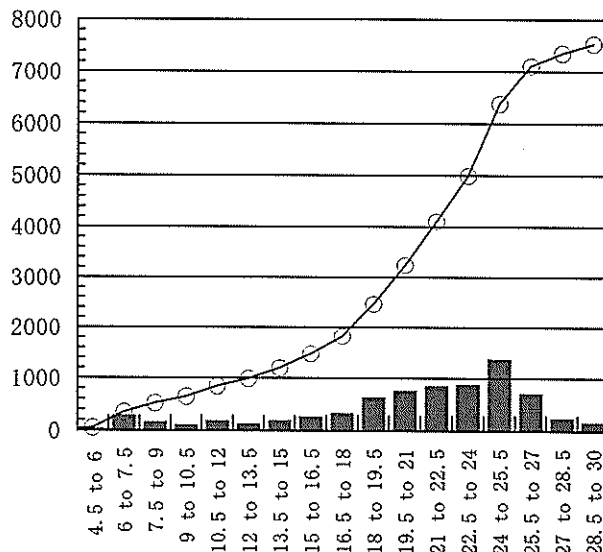


図-10 塩分の発生頻度

と植物プランクトンによるリンの消費速度のバランスの東京側と千葉側の違いも塩分とリン酸態リンの関係が2つの傾向を示す一つの要因として考えることができる。つまり、東京側の表層部は栄養塩を豊富に含んだ荒川・江戸川の淡水流入量によって滞留時間は左右される。淡水流入量が少ない場合には滞留時間は長く、植物プランクトンによって $PO_4\text{-P}$ は取り込まれ低塩分・低 $PO_4\text{-P}$ 濃度を示し、淡水流入量が大きい場合には滞留時間は短く低塩分、高リン濃度を示す。一方、千葉側には大河川が無いため表層部の滞留時間が常に比較的長く、低塩分・低濃度リン水塊は存在しやすい。

3.2 塩分と Chl-a の関係

図-8はChl-aと塩分の関係を示したものである。Chl-aは塩分の増加に伴い増加傾向を示すが、塩分18以上からは減少傾向を示す。図-9は東京灯標（地点4付近）で行った連続観測（1999年7月28日～8月18日）によるChl-aと塩分の関係を示したものである。Chl-aは表層1m、塩分は表層1.5mの値である。データは10分間隔で採取されたものを用いている。また、測器の関係から上限は $100\mu\text{g/l}$ である。Chl-aがピークとなる塩分は明瞭ではないが約20であり、塩分に対する関係は図-8の傾向とほぼ同じである。したがって、塩分18～20付近でピークを示す塩分とChl-aの関係は空間的にも時間的にも現われる現象であることが分かる。なお図-12にSt.4付近での塩分の発生頻度を示す。塩分18～20という値は東京湾の湾奥では珍しい値ではなく、むしろ高頻度に現われる値であることが分かる。

Chl-aのピークが塩分18～20付近で現われる傾向は図-11に示すような関係からある程度は推察することができ

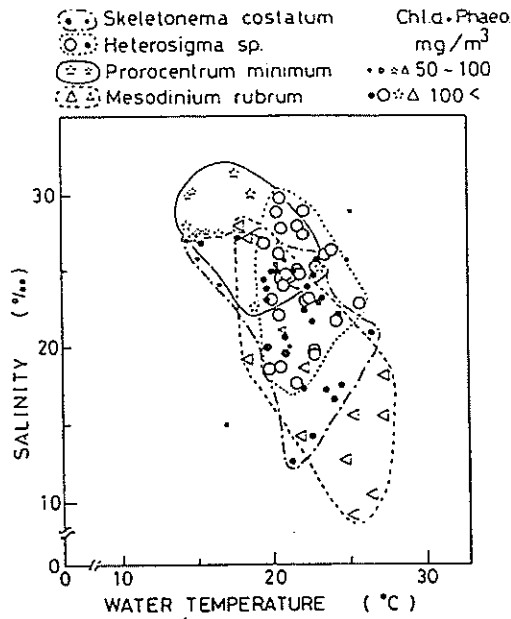


図-12 赤潮（優占プランクトン）と水温・塩分の関係
（東京都環境保全水質保全部，1984）

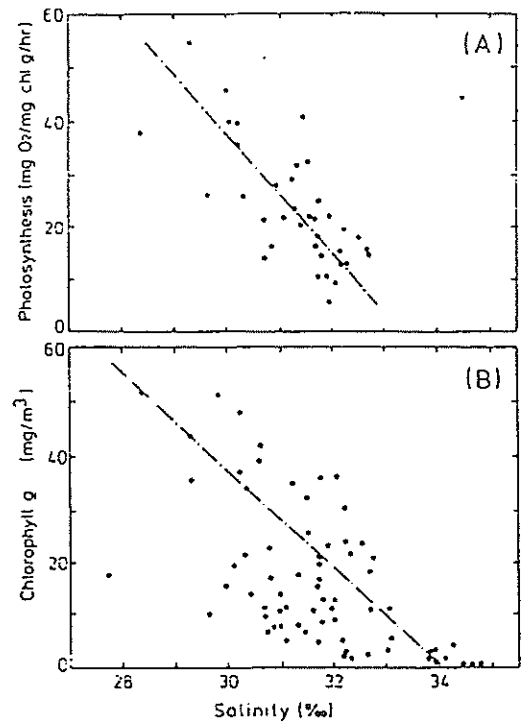


図-13 東京湾表層水中のChl-a濃度，飽和下の光合成速度と塩分の関係 (Shibata and Aruga, 1982)

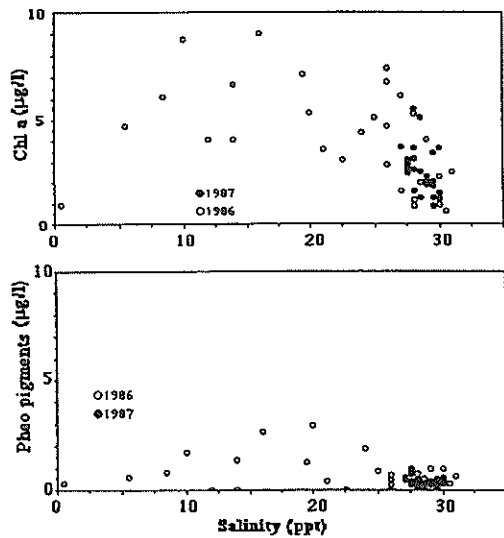


図-14 Bohai estuaryにおける表層中のChl-a濃度および
(Turner *et al.*, 1990)

る。つまり、表層における高濃度の栄養塩は主に河川・下水処理水等の淡水から供給されるとすると、塩分が低い領域の方が栄養塩濃度は高く、植物プランクトンの成長速度も大きい。一方、湾内に生息する主要なプランクトンは汽水性および海洋性であるとプランクトンを保存性物質として考えると、塩分が低い領域の方が少なくなる。したがって、両者の重ね合わせとして表現される植物プランクトン現存量は塩分が中程度の領域にピークをとるものと考えられる。

表-2 エスチュアリーにおける近似的な地理的分布，塩分範囲，生物の型と分布の階層化 (Carriker, 1967)

| エスチュアリー区分 | ベニスシステム塩分範囲 % | 領域 | 生態的な階層化エスチュアリーにおける生物の型と分布の近似的な範囲。塩分や区分と対応している。 |
|-----------|---------------|------|--|
| 河川 | <0.5 | 淡水 | 淡水性 |
| 奥部 | 0.5-5 | 低塩分 | 低塩性 |
| 湾奥域 | 5-18 | 中間塩分 | 混合塩分 |
| 中央域 | 18-25 | 多塩分 | 真性エスチュアリー |
| 湾口部 | 25-30 | 多塩分 | 狭塩性海洋性 |
| 湾口 | 30-40 | 高塩分 | 広塩性海洋性 |
| | | | 移動性 |

3.3 まとめ

植物プランクトンの栄養源である栄養塩が塩分と強い依存関係があることが示された。したがって、植物プランクトン量を高精度に解くためには、表層部における栄養塩の主たる負荷源である淡水の湾内挙動を高精度に解くことが必要条件であると考えられる。

4. プランクトンの塩分依存性

3章でChl-aと塩分の関係を示した。生態系モデル構築の

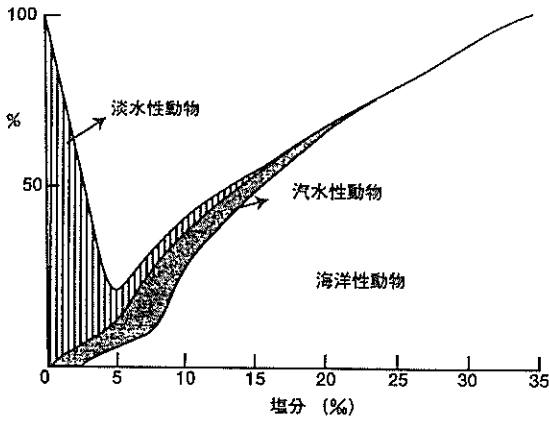


図-15 海洋性、淡水性、汽水性動物のエスチュアリーへの侵入を塩分との関連で示した一般的なパターン。本来の生息地での種の多様性に対する百分率として示した。汽水性動物は海洋性動物の一部とした。(中田, 1999, Remane and Schlieper, 1958)

観点では、植物プランクトン量を珪藻類および渦鞭毛類で分けた場合に、両者は塩分に対して異なる傾向を示すか、また、動物プランクトンは塩分に対してどのような傾向を示すのかが気になるところである。そこで本章では、東京湾湾奥におけるプランクトンに関する実測値を塩分に対して整理することによって、東京湾湾奥の生態系モデルの構築に関するプランクトンの塩分に対する知見を得ることとする。

4.1 プランクトンの塩分依存性に関する既往の研究

植物プランクトンの塩分依存性について論じたものとしては、東京都(1984)の調査をもとに山口・有賀(1988)によって示されたものがある。図-12は赤潮優占種と水温・塩分の関係を示している。赤潮優占種は塩分10~30の領域に分布しており、20付近で多いことを示している。また、図-13はShibata and Aruga(1982)によって得られた東京湾の表層クロロフィルと塩分の関係である。塩分30~35の範囲では逆相関の関係があることを示している。また、Turner *et al.* (1990)は黄河の河口域で図-14のような関係を得ている。ピークは明瞭ではないが、塩分10~20の範囲でクロロフィルは比較的大きな値を示している。McIusky(1989)によると、エスチュアリーは生物は、表-2のようにいくつかのカテゴリーに分けることができる。Remane and Schlieper(1958)は塩分に対する種類の変化を1つの図に組み合わせ(図-15参照)、エスチュアリーでは隣接する水系環境にくらべて生息する種類が少ないことを示している。

4.2 東扇島護岸における観測および水質変化の概要

観測は2000年9月2日から27日までの期間に東扇島(図-16参照)の護岸において、2000年9月14日に荒川河口部において実測された。一般に多摩川からの流入水は川崎・横浜側を沿うようにして流出すると言われており、川崎に位置する東扇島付近は流入河川水の影響を受けやすい水域であることから、東扇島を観測地点として選定した。観測地点の護岸近傍の水深は8mであるが、沖方向に離れると水

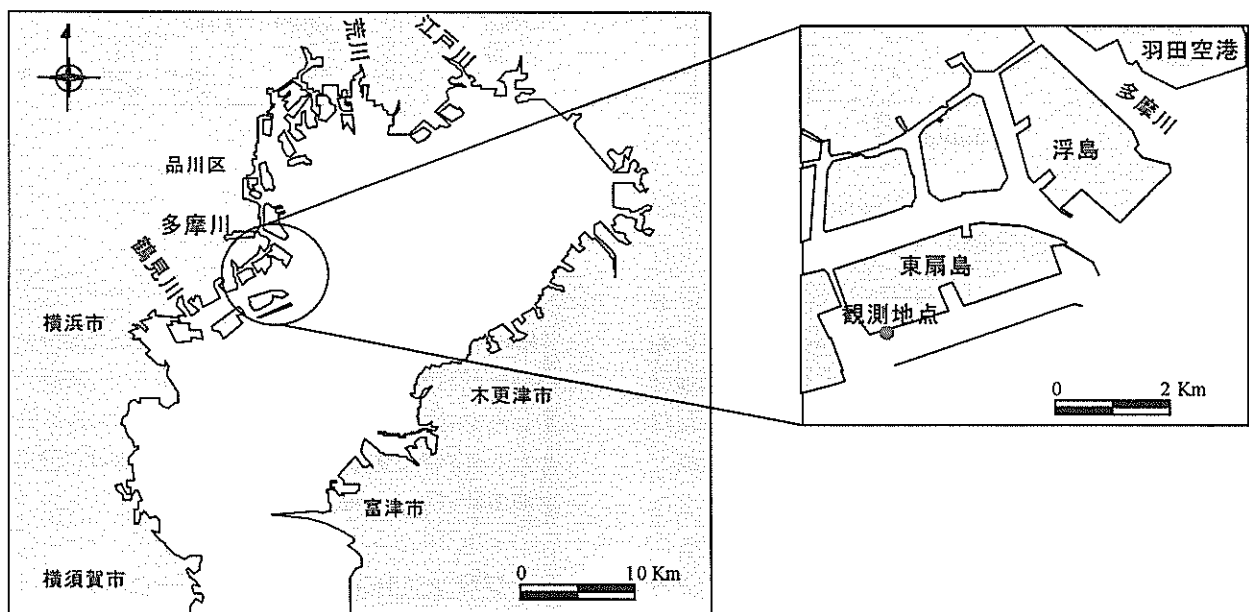
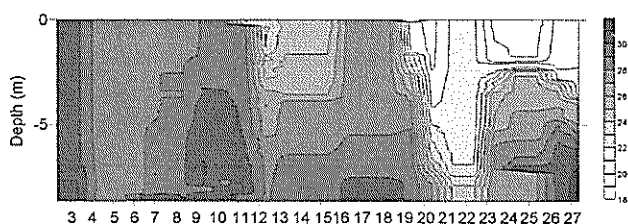


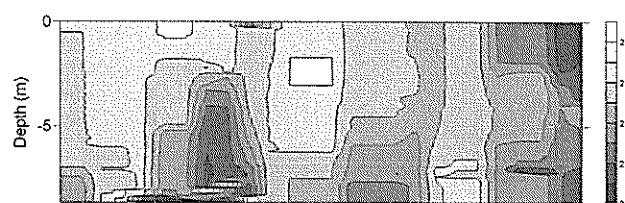
図-16 東扇島の位置と観測地点

表-3 東扇島観測日程 (採水). 水質計による測定は採水と同時にされた. 2回目および5回目に限り1時間間隔で実施した.

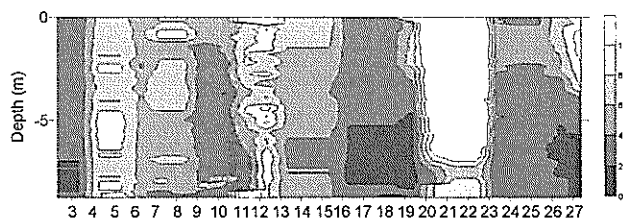
| | | | |
|-----|---------|-----|---------------------------|
| 1回目 | 2000年9月 | 2日 | 7:00 |
| 2回目 | 2000年9月 | 5日 | 8:00, 12:00, 18:00, 24:00 |
| | | 6日 | 8:00, 12:00, 18:00 |
| | | 7日 | 8:00 |
| 3回目 | 2000年9月 | 10日 | 7:00 |
| 4回目 | 2000年9月 | 13日 | 7:00 |
| 5回目 | 2000年9月 | 19日 | 8:00, 12:00, 18:00, 24:00 |
| | | 20日 | 8:00, 12:00, 18:00 |
| | | 21日 | 8:00 |
| 6回目 | 2000年9月 | 24日 | 7:00 |
| 7回目 | 2000年9月 | 27日 | 7:00 |



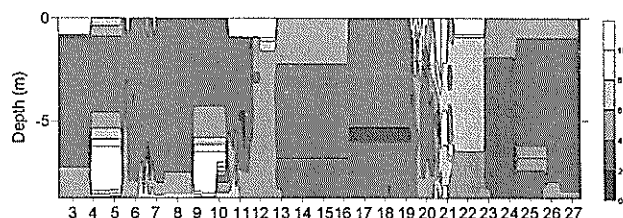
(a) 塩分



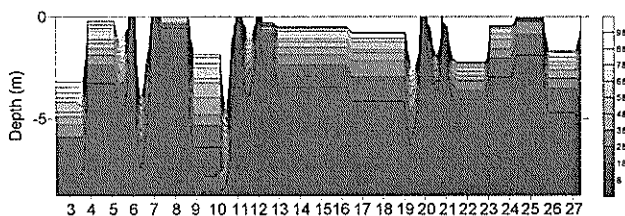
(b) 水温 (°C)



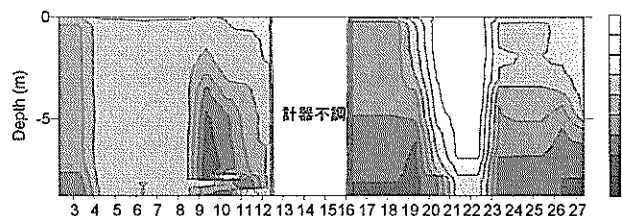
(c) Chl-a (μ g/l)



(d) 濁度 (ppm)



(e) 光量子 (μ mol)



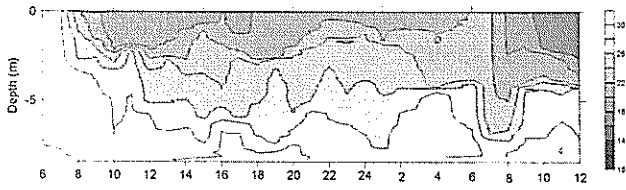
(f) DO濃度 (mg/l)

図-17 東扇島の観測地点における各水質の鉛直分布の時系列変化 (横軸は日付, 2000年9月2日~27日)

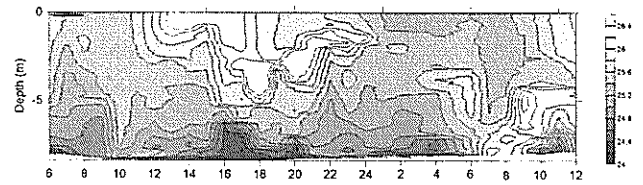
深は徐々に大きくなり, 10 m程離れた地点の水深は15 mである. したがって, 観測地点の底層は前面水域の中層に相当するため, 必ずしも一般的な底層データとは言えない.

観測日程を表-3に示す. 表中に示されている日程はプランクトンおよび栄養塩の調査日時である. 多項目水質計を用いた水質調査も同時に実施し, 第2回目と第5回目の観測時には1時間間隔で測定を行っている.

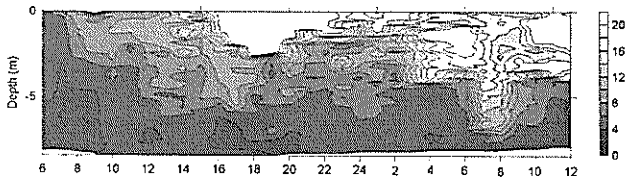
プランクトンに関する観測結果を示す前に, 観測地点の水質変化の概要を簡単に示す. 図-17 (a) ~ (f) は東扇島の観測地点における塩分, 水温, Chl-a, 濁度, 光量子およびDO濃度の2000年9月2日~27日までの観測結果である. 9月4日から6日までは塩分・水温の鉛直分布に示されているように成層は消滅していた. そのため, Chl-a, DO濃度も水深方向にほぼ一様化されている. 8日以降に塩分・水温ともに成層化し始め底層は貧酸素化し始めて



(a) 塩分

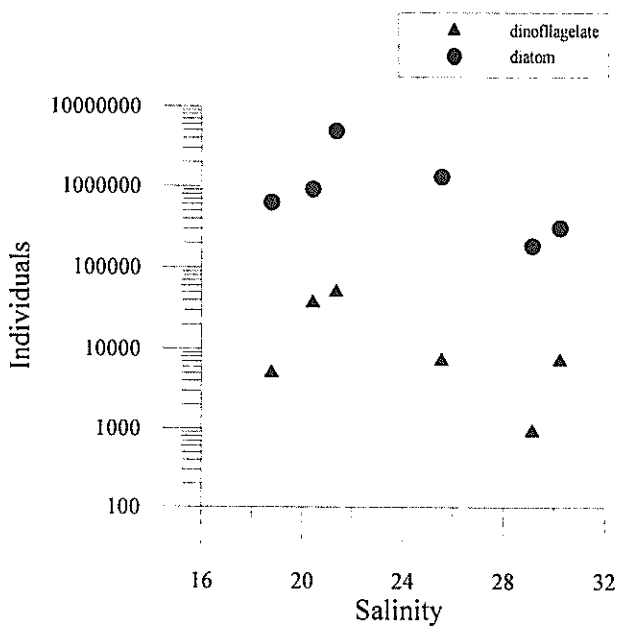


(b) 水温 (°C)

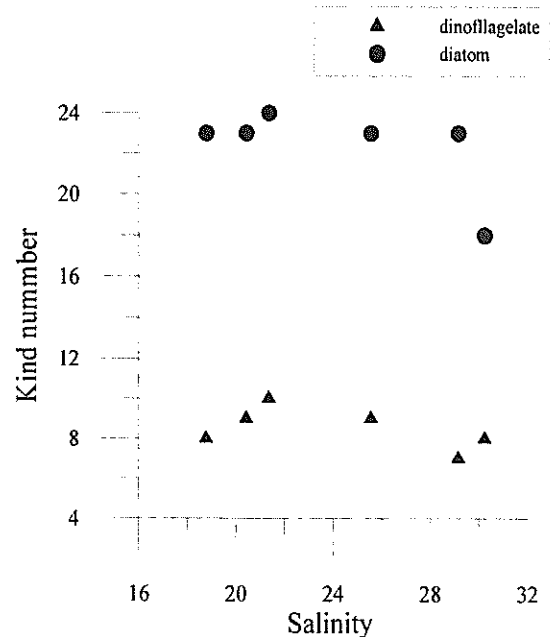


(c) Chl-a ($\mu\text{g/l}$)

図-18 東扇島の観測地点における各水質鉛直分布の1時間毎の時系列変化 (横軸は時間, 2000年9月19日8:00~20日12:00)



(a) 個体数 (単位: 細胞/l)



(b) 種類数

図-19 塩分と珪藻と渦鞭毛藻の個体数および種類数の関係 (東扇島)

いる。12日に河川水の影響と思われる表層の低塩分化が起こり、明瞭な水温躍層は消滅、Chl-aの値は増加し表層で $10\mu\text{g/l}$ 以上になっている。その後、水温躍層は再び形成し始め、Chl-aの値は $4\mu\text{g/l}$ 以下に低下するが、19日の再びの河川水の影響と思われる低塩分化により、状況は一変している。

19日から20日かけての、塩分、水温およびChl-aの1時間毎の変動を図-18に示す。19日8時頃にまず塩分が急激に10程度まで低下している。また同時に濁度が全層にわたって高くなり 4ppm 以上になっている。水温に関しては、表層部付近の値は変化していないが水温躍層は消滅してい

る。12時過ぎから日射と思われる影響 (図-17(e)) により表層の水温は上昇し、その約2時間後にはChl-aが急激に $20\mu\text{g/l}$ 以上まで上昇している。

4.3 植物プランクトン

図-19 (a), (b) は塩分と珪藻および渦鞭毛藻の個体数および種類数の関係を示したものである。個体数に関して珪藻・渦鞭毛藻共に塩分21付近でピークを示していることが分かる。また、両者共に種類数も塩分21付近で最大になっている。

図-20は荒川河口域で観測された塩分と珪藻および渦鞭

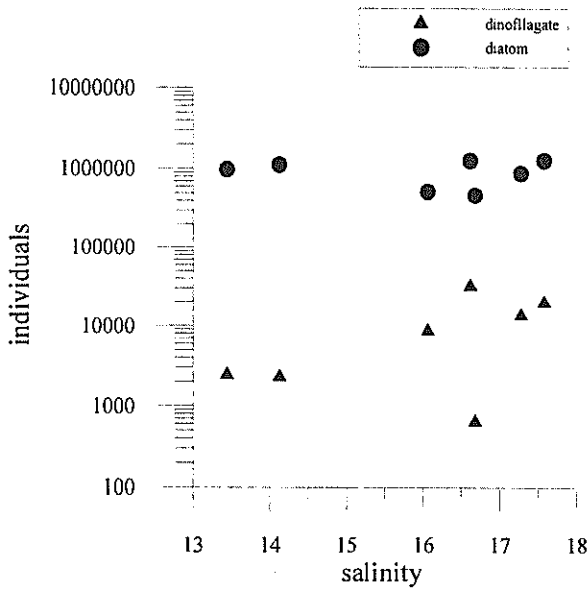


図-20 塩分と珪藻と渦鞭毛藻の個体数の関係 (単位: 細胞/l) (荒川河口域)

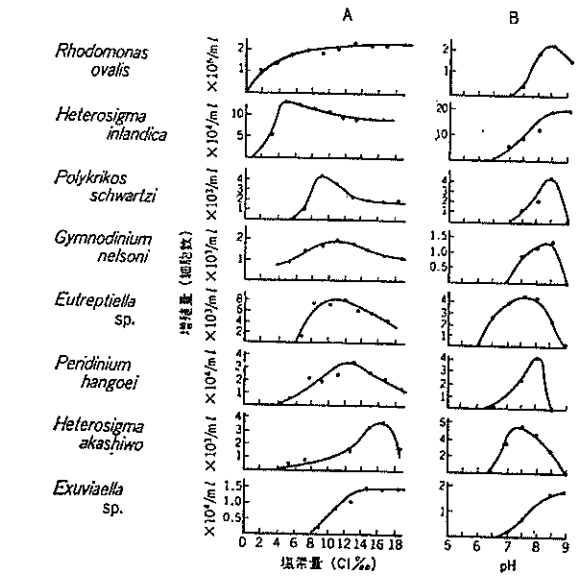


図-21 培養実験による塩分と pH と赤潮鞭毛藻の成長速度との関係 (岩崎, 1972)

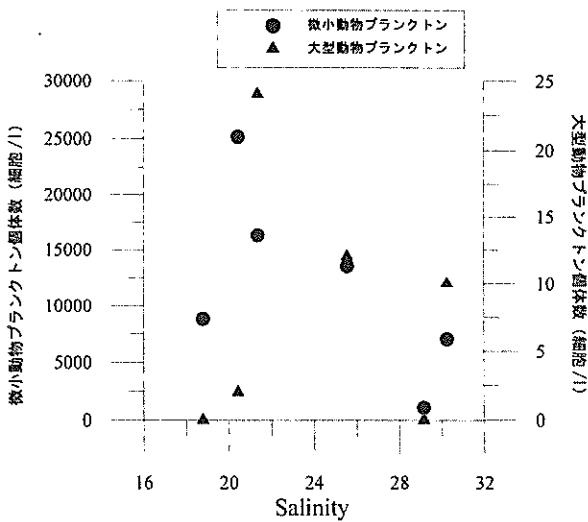


図-22 塩分と微小および大型動物プランクトンの関係 (単位: 細胞/l) (東扇島)

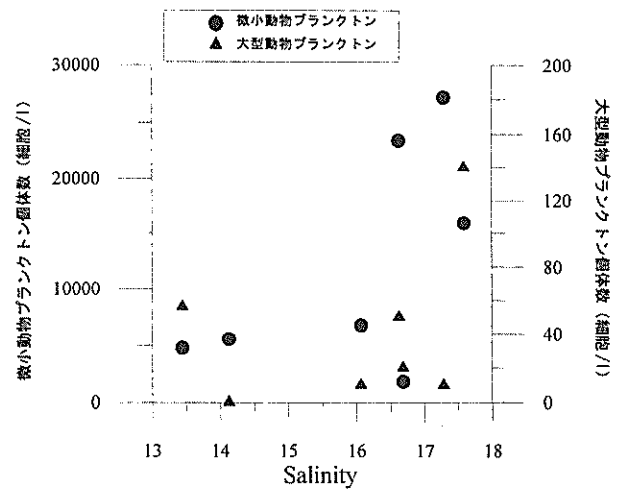


図-23 塩分と微小および大型動物プランクトンの関係 (単位: 細胞/l) (荒川河口域)

毛藻の個体数の関係を示したものである。東扇島における観測では塩分の最低値が18であったのに対して、荒川河口域の観測では最低値13まで示すことができる。ただし、図-19とは観測地点が異なるためプランクトン個体数を同じ図上に重ねることはできない。塩分13~16の領域では、珪藻と渦鞭毛藻に差が出始め、珪藻は塩分の減少に伴ってほぼ一定値であるのに対して、渦鞭毛藻は減少傾向を示す。岩崎 (1972) が瀬戸内海や五ヶ所湾に発生した赤潮藻類の培養実験の結果 (図-21 参照) を見ても、植物プランクトンの増殖率に大きな差が出てくるのは塩分およそ16以下の範囲である。これらのことから、低塩分領域 (塩

分16以下) になって、塩分に対する植物プランクトンの棲み分けが現れてくるものと考えられる。

4.4 動物プランクトン

図-22, 23は東扇島および荒川河口域における塩分と大型の動物プランクトンおよび微小動物プランクトンの関係を示したものである。ここで植物プランクトンおよび他の動物プランクトンを捕食する動物プランクトンを大型動物プランクトン、動物プランクトンに捕食される動物プランクトンを微小動物プランクトンとした。その分類を表-4に示す。図-22から大型および微小動物プランクトン共に

表-4 微小動物プランクトンと大型動物プランクトンの区分

| 区分 | 門 | 綱 | 目 | 科 | 種名 |
|----------------|-------|-----|-------|----------------------------------|-------------------------|
| 微小動物 プランクトン | 原生動物門 | 珪藻綱 | 雲形虫 | 珪藻科 | Anoebida |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 環口目 | 珪藻科 | Mesodinium rubrum |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 環口目 | 珪藻科 | Tiara fusus |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 沙毛目 | | 沙毛目 |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Tintinnopsis aperta |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Tintinnopsis beroidea |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Tintinnopsis directa |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Tintinnopsis radix |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Stenosemella nivalis |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Helicostomella subulata |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Favella chrenbergii |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Amphorellonella acuta |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Eutimninus isus-undae |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Eutimninus tubulosus |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Eutimninus turris |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | 有鞭毛虫目 | 珪藻科 | Salpingella属 |
| | 原生動物門 | 珪藻綱 | | | 珪藻目 |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | 放散虫目 | | 放散虫目 |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | 出芽虫目 | | 出芽虫目 |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | | | Turbellaria larva. |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | | | Synchaeta属 |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | | | Trichocerca marina |
| | 原生動物門 | 出芽綱 | | | Branchionus elicitilis |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | 出芽綱 | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | 出芽綱 | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Polychaeta (synsophora larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Polychaeta (nectochaeta larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Githona davisae | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Githona (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Conopoda (nauplius larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Branchionus (nauplius larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Phoronidea (notrocha larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Ophionidea (ophionleueta larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Appendicularia sicula | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Oikopleura dioica | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Oikopleura属 | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Evadne tergestina | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Penilia avirostris | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Paracalanidae (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Isopoda (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Labidocera (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Acartia (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Oncaea media | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Oncaea (conopodite larva) | |
| 原生動物門 | 出芽綱 | | | Sagitta属 (juvenile) | |
| 大型 | 原生動物門 | 出芽綱 | | | |

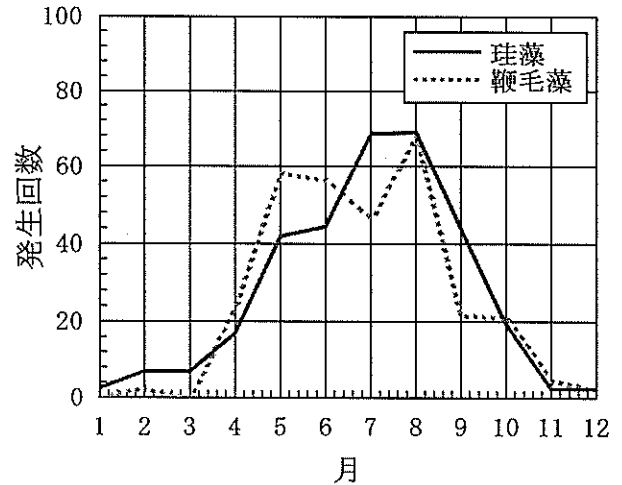


図-24 珪藻および鞭毛藻の月毎の赤潮発生回数。データは1979 - 1997年の東京都環境保全局および神奈川県水産試験場のデータに基づいてまとめた野村(1998)による。

塩分20でピークをとることが分かる。また、図-23から両者ともに塩分約18から減少し(大型動物プランクトン:約25000から約7000細胞/Lに、微小動物プランクトン:約160から約40細胞/Lに減少)、塩分16以下の低塩分の領域ではほぼ一定値を示している。これらのことは、塩分に対する適応性および餌となる植物プランクトン量への依存性を示していると思われる。

4.5 まとめ

Chl-aがピークを示す塩分18~20以上の領域では、珪藻および渦鞭毛藻の塩分に対する依存性に違いは見られず、両者共に個体数のピークを塩分20付近でもつことが示された。また、動物プランクトンに關しても、微小・大型動物プランクトン共に、植物プランクトンと同様に塩分20付近でピークをもつことが示された。

これらのことから、塩分20付近でChl-aがピークを示す機構は、種の塩分適応性の違いによって生じた限定種の卓越した増殖や動物プランクトンの摂食圧の低下ではなく、図-11の概念図で示した概念が主たるものと思われる。また、岩崎(1972)によって示されているような塩分18以下の低塩分領域におけるプランクトンの増殖速度への塩分依存性をモデル化することによって計算精度の向上は期待できるが、プランクトンの個体数がピークを示す塩分では種による塩分適応性(棲み分け)が確認されなかったことから、次章の生態系モデルの構築に当たり、プランクトン

の塩分への適応性は取りあえず取り込まないこととする。

5. 生態系モデルの構築

淡水が流入し塩分が低い(ただし、塩分18以上の水域を主たる対象とする)湾奥において、Chl-aの空間分布を評価する目的に適したモデルを構築する。このモデルには精度に加えて計算安定性かつ簡易性を重視する。以下、モデル化に際して幾つかの検討を行う。

5.1 渦鞭毛藻の取り扱い

植物プランクトンはモデルで扱う上では大別して珪藻と渦鞭毛藻に分けることがしばしばある。それは、前者が日周運動をしないのに対して、後者は日周運動をし、その栄養塩の補給メカニズムが大きく異なるためである(Amano et al., 1998)。図-24は、野村(1998)によってまとめられた1979年から1997年の各月に主要赤潮プランクトンの発生回数を、珪藻と鞭毛藻に区分して図化したものである。これらデータは東京都環境保全局および神奈川県水産試験場によるものである。渦鞭毛藻による赤潮は5月頃に、珪藻による赤潮は7月頃に主に発生する。全体の傾向として、珪藻類は夏季を中心に赤潮を形成する傾向を持ち、鞭毛藻類は珪藻類より長い期間、春季から秋季まで赤潮を形成し、盛期は初春から初夏である(野村, 1998)。このように両者の差は季節変化として現われ、年間を通じて計算

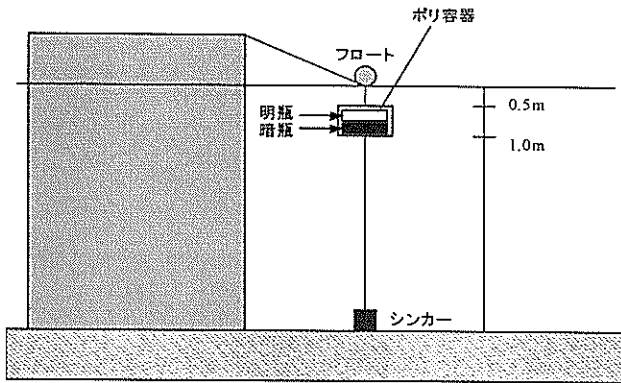


図-25 東扇島の護岸において実施された増殖試験の実験システムの簡略図。明ビン、暗ビンは各3本で1セットとし、全7セット設置された。

表-5 東扇島護岸における増殖試験の測定詳細

| | | |
|-------------|-----|--------------------------|
| 期間 | 1回目 | 2000年9月5日～9月7日 |
| | 2回目 | 2000年9月19日～9月21日 |
| 測定時刻 | 1日目 | 6:00, 12:00, 18:00 |
| | 2日目 | 0:00, 6:00, 12:00, 18:00 |
| | 3日目 | 6:00 |
| 測定項目および測定方法 | | |
| Chl-a | 現場 | 高感度クロロフィル計 |
| 植物プランクトン | 実験室 | 各種ごとの個体数 |
| 動物プランクトン | 実験室 | 各種ごとの個体数 |

をする際には重要となる。しかしながら、今回の計算ケースは8月の1週間に限定しているので、夏期の優占種と考えられる珪藻のみを対象とし、植物プランクトンの動態に日周運動は取り入れないこととした。

5.2 植物プランクトンの減少率

植物プランクトンの減少率を検討するため、東扇島の護岸において明ビン、暗ビンを用いた増殖試験を実施した。増殖試験は図-25のようなシステムを用いて行った（写真-1参照）。明ビンと暗ビンを7セット（1セットにつき明ビン3本、暗ビン3本）を表層に設置し測定時毎に1セットずつ取り出し、Chl-a、植物プランクトン現存量および動物プランクトン現存量を測定した。Chl-aに対してのみ現場において水中から引き上げた後直ちに高感度クロロフィル計（TURNER DESIGNS社製、10-AU:計測範囲 0.03 μg/l以上）を用いて測定された。実験は2000年9月5日6時から9月7日6時までと9月19日6時から9月21日6時まで

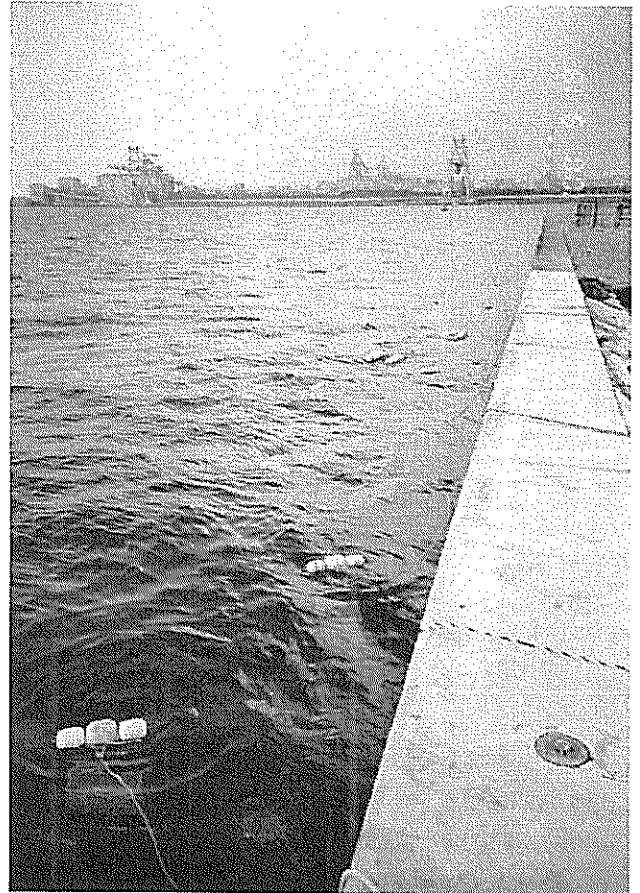


写真-1 東扇島の護岸において実施された増殖試験の実験の様子。フロートの下にビンを入れたカゴが見える。

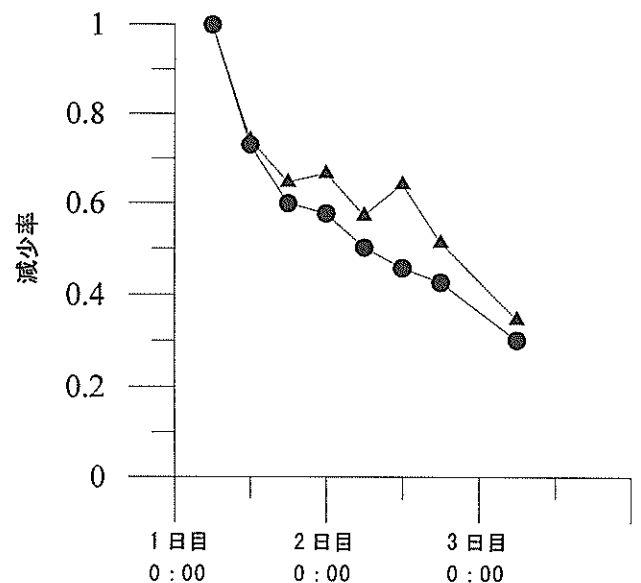


図-26 暗ビン内の植物プランクトンの減少過程。●は一回目の試験（2000年9月5日6:00から9月7日6:00）、▲は二回目の試験（2000年9月19日6:00から9月21日6:00）。各プロットとも3本の平均値を示している。

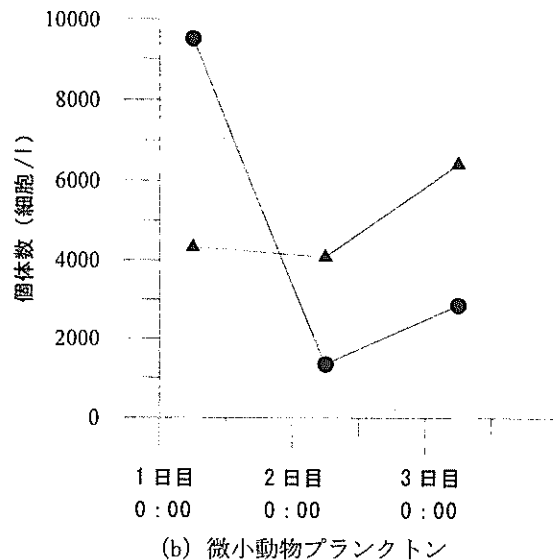
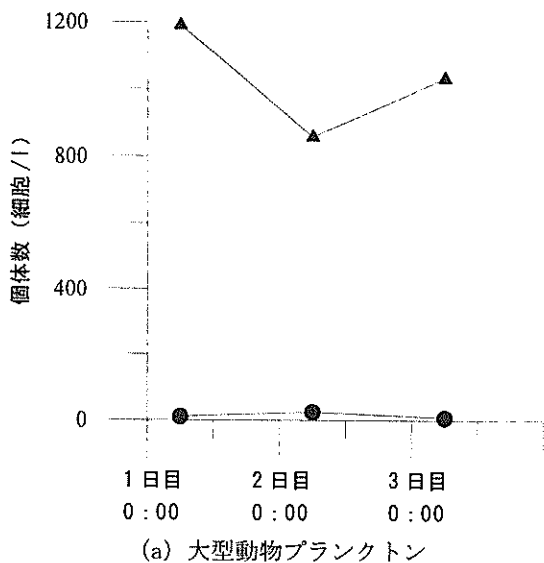


図-27 暗ビン内の大型および微小動物プランクトンの時間変化。●は一回目の試験（2000年9月5日6:00から9月7日6:00）、▲は二回目の試験（2000年9月19日6:00から9月21日6:00）。各プロットとも3本の平均値を示している。

での2回実施された。各期間中、測定は1日目の6時、12時、18時、2日目の0時、6時、12時、18時、3日目の6時の8回実施された（表-5参照）。

図-25に2回の実験で得られた暗ビン内のChl-a（植物プランクトン）の減少率を示す。各時間における3本の平均値からの3本の最大差は5.0%以下であったので、図中には平均値のみを示すことにする。2回の実験で得られた減少勾配はほぼ一致している。しかしながら、図-27に示すように1回目と2回目の動物プランクトンの構成は大きく異なっていた。この結果のみから判断すると次の3つ事が考えられる。①ビン内の動物プランクトンはビン内の植物プランクトンを全く摂取しない②ビン内の動物プランクトンの捕食圧は植物プランクトンの枯死速度に比べて小さい③1回目は少数の動物プランクトンが大きな速度で摂取し、2回目は多数の動物プランクトンが小さな速度で摂取したため、見かけの上では差が無い。また、動物プランクトン量は図-19と図-22の両図の関係から推察されるように植物プランクトン量と正の相関関係が見られる。これらのことから、動物プランクトンによる捕食圧を、植物プランクトンの枯死速度に対して無視し得ること、もしくは植物プランクトンの関数として捉えることがある程度可能であると思われる。ただし、このことは、動物プランクトンと植物プランクトンの水中での挙動は必ずしも一致していないのでプランクトンの個体スケールではなく、計算グリッド内におけるプランクトン現存量スケールで考えた場合である。

したがって、今回のモデルでは動物プランクトンは生態

系モデルの因子として取り入れず、植物プランクトンの主な減少過程である枯死と動物プランクトンによる被食を合わせて減少率として考えることとした。今回の計算ケースでは減少率 α_2 として図-26より得られた値である0.7を α_2 の値として用いることにする。

5.3 モデルの概念

図-28に生態系部のモデル概念図を示す。前述の考察を踏まえて、生態系モデルの因子は、栄養塩としてのリン酸態リンおよび植物プランクトン（日周運動無し）のみとした。また、東京湾湾奥においては、淡水および底泥からの溶出による栄養塩の供給量と比較すると、デトリタスが浮遊中に分解されて生成される栄養塩量の割合は無視し得ると仮定した。そのため、モデル構造は循環系にはなっていない。このことによって、生態系特有の相互作用については表現できないが、比較的安定で発散しにくいモデル構造となっている。

生態系モデルに用いたモデル式、パラメータ値および境界条件を図-29に示す。

6. 数値的検討

3章で明らかにされたように、植物プランクトン量を精度良く解く鍵の一つは栄養塩の分布つまりは淡水からの栄養塩を含んだ水塊の海域での拡がりやをいかにして精度良く解くかにかかっている。村松（2000）によると、1997年、1998年の2年間のデータを用いて東京湾における淡水負荷

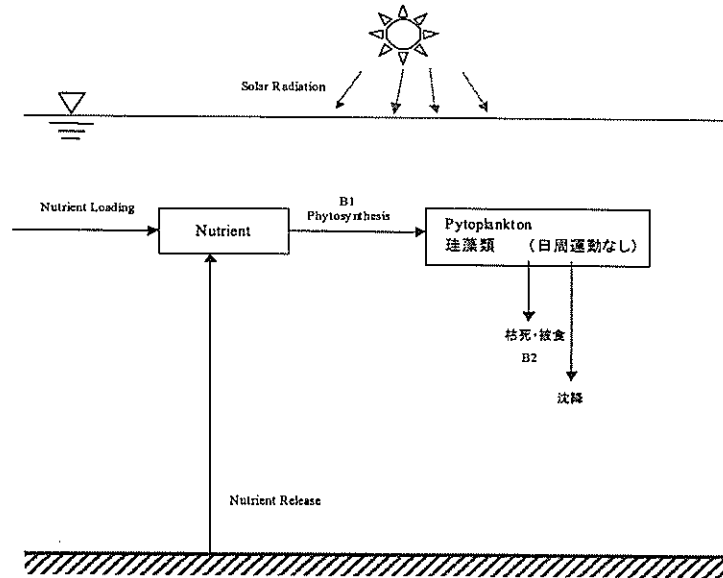
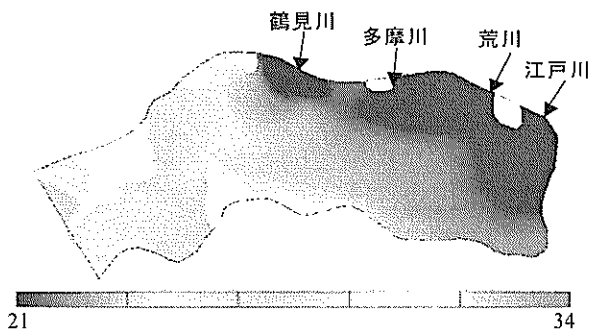


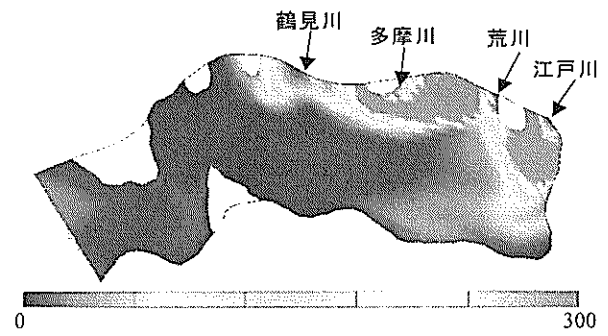
図-28 生態系モデル概念図

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|---|-------|-------|-----------|-------|--------------------|------|----|--------|-----------|-----|------------------------|-----------|-----|--------|--|--|---|----------|-----|--|------------|-----|-------|-------|-----|------------------------|--|------|-------|-------|-----|-------------------------------------|--|-----|-------------------------------------|-------------------|--------------|--|----|-------------|----|-------------|-------|-------------|----------|------------|
| <p>モデル要素 栄養塩 (リン) N_p $\mu\text{g}/\text{l}$ 植物プランクトン P mgC/m^3 (Chl-a $0.026 \times P$ $\mu\text{g}/\text{l}$)</p> $\frac{\partial P}{\partial t} = B_1 - B_2$ $B_1 = v_1(T) \cdot \mu_1(P) \cdot \mu_2(I) \cdot P$ $v_1(T) = \alpha_1 \cdot \exp(\beta_1 T)$ $\mu_1(N_p) = \frac{N_p}{K_{N_p} + N_p}$ $\mu_2(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right)$ $I_z = I_0 \exp(-\kappa z)$ $B_2 = \alpha_2$ $\frac{\partial N_p}{\partial t} = -[N_p : C_{N_p}] B_1 + B_3 + \frac{B_4}{\Delta z}$ <p>$B_3 =$ 河川 $B_4 =$ 底泥からの溶出</p> | <p>パラメータ</p> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 15%;">α_1</td> <td style="width: 15%;">0.851</td> <td style="width: 70%;">1/day</td> </tr> <tr> <td>β_1</td> <td>0.063</td> <td>$1/^\circ\text{C}$</td> </tr> <tr> <td>沈降速度</td> <td>50</td> <td>cm/day</td> </tr> <tr> <td>K_{N_p}</td> <td>0.1</td> <td>$\mu\text{g}/\text{l}$</td> </tr> <tr> <td>I_{opt}</td> <td>200</td> <td>ly/day</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>($1 \text{ ly} = 4.18605 \times 10^4 \text{ J}/\text{m}^2$)</td> </tr> <tr> <td>κ</td> <td>0.1</td> <td></td> </tr> <tr> <td>α_2</td> <td>0.5</td> <td>1/day</td> </tr> <tr> <td>B_3</td> <td>3.2</td> <td>$\mu\text{g}/\text{l}$</td> </tr> <tr> <td></td> <td>(0.1</td> <td>mg/l)</td> </tr> <tr> <td>B_4</td> <td>320</td> <td>$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$</td> </tr> <tr> <td></td> <td>(10</td> <td>$\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)</td> </tr> <tr> <td>$[N_p : C_{N_p}]$</td> <td colspan="2">1/(12 × 106)</td> </tr> </table> <p>境界条件</p> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 60%;">塩分</td> <td>St. 22 の観測値</td> </tr> <tr> <td>水温</td> <td>St. 22 の観測値</td> </tr> <tr> <td>Chl-a</td> <td>St. 22 の観測値</td> </tr> <tr> <td>栄養塩 (リン)</td> <td>0.002 mg/l</td> </tr> </table> | α_1 | 0.851 | 1/day | β_1 | 0.063 | $1/^\circ\text{C}$ | 沈降速度 | 50 | cm/day | K_{N_p} | 0.1 | $\mu\text{g}/\text{l}$ | I_{opt} | 200 | ly/day | | | ($1 \text{ ly} = 4.18605 \times 10^4 \text{ J}/\text{m}^2$) | κ | 0.1 | | α_2 | 0.5 | 1/day | B_3 | 3.2 | $\mu\text{g}/\text{l}$ | | (0.1 | mg/l) | B_4 | 320 | $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$ | | (10 | $\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$) | $[N_p : C_{N_p}]$ | 1/(12 × 106) | | 塩分 | St. 22 の観測値 | 水温 | St. 22 の観測値 | Chl-a | St. 22 の観測値 | 栄養塩 (リン) | 0.002 mg/l |
| α_1 | 0.851 | 1/day | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| β_1 | 0.063 | $1/^\circ\text{C}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 沈降速度 | 50 | cm/day | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| K_{N_p} | 0.1 | $\mu\text{g}/\text{l}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| I_{opt} | 200 | ly/day | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | ($1 \text{ ly} = 4.18605 \times 10^4 \text{ J}/\text{m}^2$) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| κ | 0.1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| α_2 | 0.5 | 1/day | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B_3 | 3.2 | $\mu\text{g}/\text{l}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | (0.1 | mg/l) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B_4 | 320 | $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | (10 | $\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $[N_p : C_{N_p}]$ | 1/(12 × 106) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 塩分 | St. 22 の観測値 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 水温 | St. 22 の観測値 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chl-a | St. 22 の観測値 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 栄養塩 (リン) | 0.002 mg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

図-29 生態系モデルのモデル式、パラメータおよび境界条件

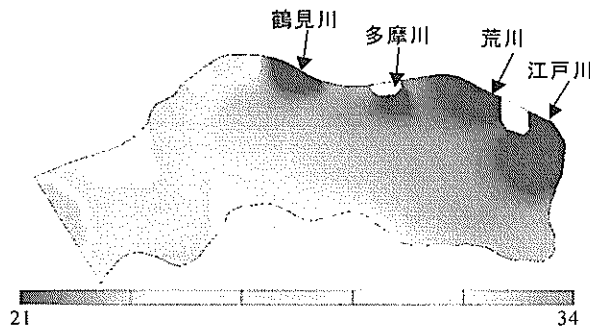


(a) 塩分

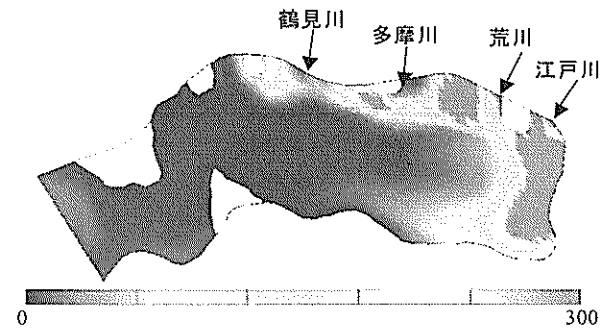


(b) Chl-a (植物プランクトン量, 単位: mgC/m³)

図-30 静水圧モデルの計算結果 (8月5日 22:00)



(a) 塩分



(b) Chl-a (植物プランクトン量, 単位: mgC/m³)

図-31 非静水圧モデルの計算結果 (8月5日 22:00)

の割合を28河川、23下水処理場、工場等を考慮したところ、窒素およびリンの河川からの寄与は平均で淡水負荷の60%であったことが示されている。そこで、本研究は基礎的研究であることから、淡水供給源として主要4河川(江戸川、荒川、多摩川、鶴見川)のみを考慮することとする。そして、5章で構築された生態系モデルを用いて、流れ場の計算手法が異なることによって計算結果にどのような差が現われるかについて検討する。

6.1 計算ケースおよび条件

(1) 流れ場に関して

計算には流れの計算手法として、静水圧モデルと非静水圧モデルを用いた。非静水圧モデルには移流項の計算にCIP、乱流モデルに水方向には1方程式LES、鉛直方向には代数近似されたSecond-Order Closureモデルを導入したCIP-LES-SF(中山, 1999)を用い、静水圧モデルにはCIP-LES-SFを静水圧モデルに変更したものを用いている。計算は1999年7月26日0時から8月6日0時までの期間を対象と

している。湾外の潮汐の境界条件としては布良の予測潮流を与えた。河川からの流入量に関しては図-4に示されている流量の時間平均値を線形補間した値を各計算ステップ毎に与えた。

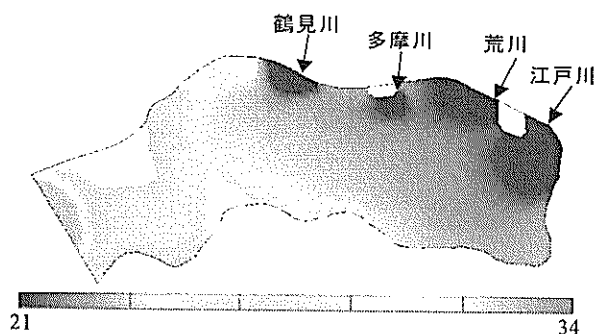
(2) 水質に関して

大気からの熱の授受に関しては、日射量のみ東京気象台のデータを用い、他の指標は館山気象台のデータを用いた。また、風向・風速についても館山気象台のデータを用い、東京湾全域に与えている。塩分の境界条件は図-2のSt. 22における7月27日の実測値を与えた。初期条件には図-2に示す各観測地点の7月27日の実測値を空間内挿した値を用いている。

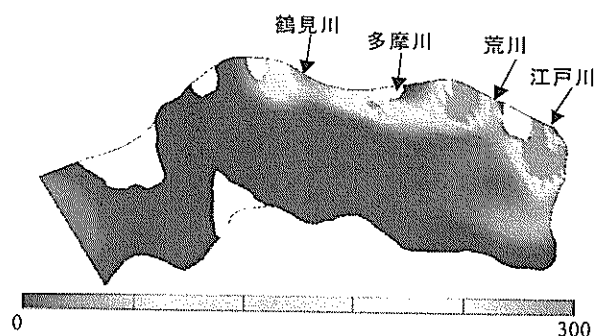
6.2 計算結果

(1) 空間分布による検討

図-30および31に両ケースに対する表層の塩分および



(a) 塩分



(b) Chl-a (植物プランクトン量, 単位: mgC/m³)

図-32 底泥からの栄養塩の溶出を考慮しなかった場合の非静水圧モデルの計算結果 (8月5日22:00)

Chl-a (実際は炭素換算された植物プランクトン量であるが、以下Chl-aと呼ぶ。)の8月5日22時の計算値を示す。静水圧モデルと非静水圧モデルの顕著な差は塩分の空間方向の拡がりにまず現われている。これは、静水圧モデルでは塩淡フロン部の鉛直拡散が過小に見積もられフロント部が薄く水平面内で広範囲に移流拡散してしまうのに対して、非静水圧モデルでは鉛直拡散を正確に解くことができることから生じている差である。塩分の拡がりが異なると、食物プランクトンの広がりにも大きな差をもたらす。静水圧モデルでは、荒川河口域から多摩川河口域にかけて高濃度の食物プランクトンの領域が連続的に拡がっているが、非静水圧モデルでは不連続になっている。また、非静水圧モデルは千葉側にも高濃度領域が形成されているのに対して、静水圧モデルでは千葉側の高濃度領域は形成されていない。

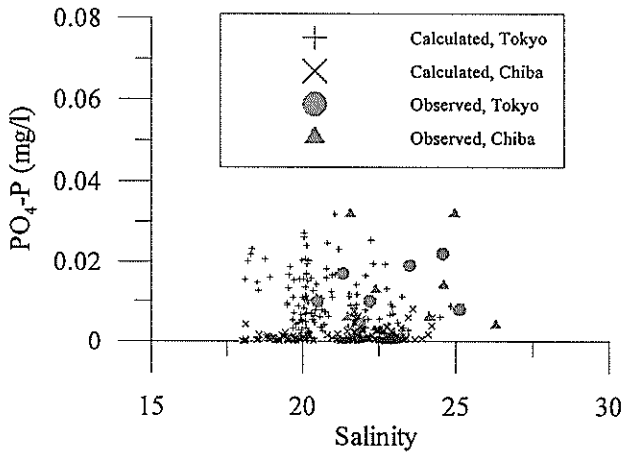
図-32は底泥からの栄養塩の溶出を考慮しなかった場合の非静水圧モデルのChl-aの8月5日22時の計算結果である。図-31と比較すると千葉側の高濃度Chl-aが生じていない。したがって、千葉側の高濃度Chl-aは底泥から溶出した栄養塩が表層に運ばれた結果として生じたものと考えられる。静水圧モデルにおいて千葉側の湧昇が生じない原因は、静水圧モデルでは成層が形成されると、鉛直混合が過小評価される傾向がある。そのため、非静水圧モデルと静水圧モデルにおいて鉛直拡散係数に関して一般に流れ場を解く際に用いられる同じモデル常数を用いた場合には、静水圧モデルの方が鉛直混合は小さく見積もられ、静水圧モデルを用いた場合には底層水が表層に及ばなかったものと考えられる。また、静水圧モデルの鉛直方向流速は非静水圧モデルの鉛直流速の約半分程であり、例えばモデル常数を変化させても湧昇を表現するのは困難であると思われる。

(2) 計算結果の検証

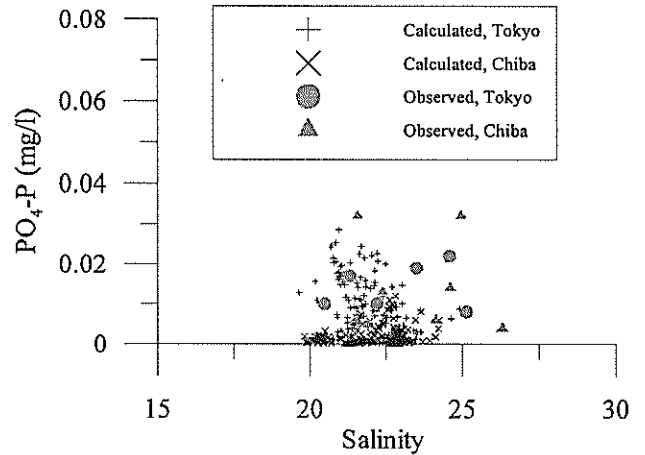
次に、計算結果を観測値と比較して計算結果の検証を行う。本来ならば観測値と計算値の空間(平面)分布を比較すべきであるが、図-2示す観測地点の観測値を空間方向に内外挿して平面分布を作成すると、湾奥観測地点が9点しかないため空間方向に平滑化された図となり両ケースの差を論じる空間精度が得られない。そこで、本研究では、3章で着目した塩分との関係を用いて検討することとする。

図-33に両計算ケースに対する表層における塩分とリン酸態リンの関係を示す。各図には図-2に示された観測地点2, 3, 4, 6, 7, 8, 9における表層の測定結果(7月27日, 8月4日分)と計算期間中(7月26日~8月6日)の日中のデータ(8時から16時までの2時間毎の計算値)のうち観測地点に対応する表層データを東京側と千葉側を区別して示している。静水圧モデルでは低塩分方向への拡がりが大きく、ばらつき度合いも大きくなっている。非静水圧モデルでは塩分の分布範囲は塩分20以上となっており実測値に近い。また、リン酸態リンの値も実測値に近い値になっている。本計算は平水時における1週間のみ計算のため、塩分の範囲は狭い。よって、図-6で示した2つの傾向は明確に示すに至っていないが、計算値の東京湾側データは塩分の増加に伴うリン酸態リンの減少傾向を両ケースともに示している。

図-34は表層における塩分とChl-aの関係を示したものである。データとしては、測定値および計算値ともに図-33に対するものと同様の時間および地点のものを用いている。Chl-aの計算値は、静水圧モデルでは塩分20でピークを示すが、非静水圧モデルではピーク位置は明瞭ではない。しかしながら、絶対値および塩分の範囲は、非静水圧

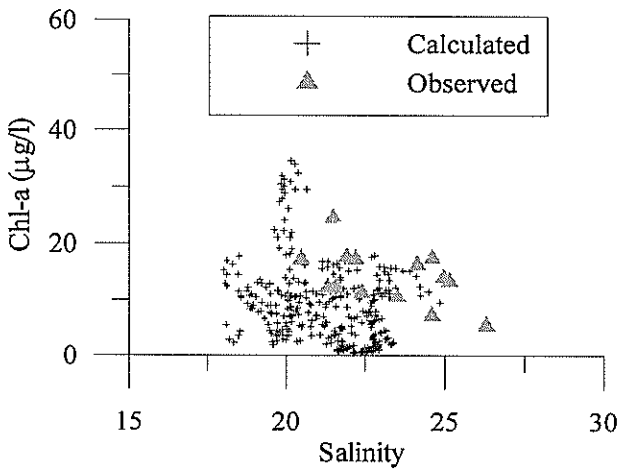


(a) 静水圧モデル

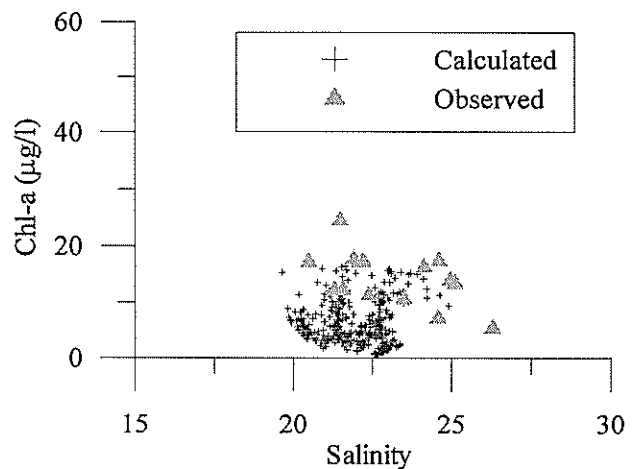


(b) 非静水圧モデル

図-33 塩分と PO_4-P の関係（観測値は7月27日および8月4日のデータ）



(a) 静水圧モデル



(b) 非静水圧モデル

図-34 塩分とChl-aの関係（観測値は7月27日および8月4日のデータ）

モデルの計算結果の方が実測値と一致している。また、静水圧モデルでは、低塩分、高Chl-aに見積もられる傾向があることが分かる。

6.3 まとめ

今回の計算は1週間のみ計算であり、かつ、河川流入量も平水時の計算である。このように短期間かつ平水時にもかかわらず、植物プランクトン量として差が生じている。また、植物プランクTONは塩分と異なり非保存性であるため、履歴によっては計算結果に大きな差を生じかねない。また、洪水等を考慮する場合には非静水圧と静水圧モデルの計算結果の差はより大きなものとなることが予想され、その後の植物プランクTONの計算値にはより大きな差となると思われる。現在、植物プランクTONの計算結果に空間

的な揺らぎの精度はそれほど問題視されていないが、今後の人工島建設等のアセスに対しては空間的精度も求められてくると思われる。したがって、水理的構造が複雑な河口沿岸の水域における生態系モデル計算を高精度に実施するには、非静水圧モデルを導入した流れ場のモデルを用いた検討も場合によっては必要であると考えられる。ただし、今回の検討は簡易な生態系モデルを導入した結果であるため、生態系モデルの精度を含めたトータル的な精度までは言及できていない。

7. おわりに

東京湾湾奥に対して、流れ場の計算手法として鉛直方向の圧力分布について静水圧・非静水圧モデルを用いた場合

の違いを検討した。また、ある Chl-a に焦点を絞り簡略化された生態系モデルと精緻な流れ場の計算手法 (CIPLES-SF) を組み合わせた場合どの程度の計算精度が得られるかについての検討を行った。さらに、その検討に先立ち、Chl-a の空間分布特性を把握するため観測結果を整理した。得られた主要な結果を以下に示す。

- 1) 湾奥の栄養塩を塩分に対して整理するとまとまりが良い。溶存態窒素、全窒素および全リンは塩分の増加に伴い減少するが、リン酸態リンは塩分の増加に伴い減少と増加の2つの傾向を持つ。リン酸態リンと塩分の関係を東京側と千葉側に水域分けすると、東京側ではリンは塩分の増加に伴い減少、千葉側では減少傾向を示す。
- 2) 湾奥の Chl-a を塩分に対して整理すると、塩分18~20付近で個体数のピークを示す。また、珪藻、渦鞭毛藻、大型動物プランクトンおよび微小動物プランクトンに対しても塩分20付近で個体数のピークを示す。
- 3) 数値計算の結果から、東京側は淡水からの栄養塩供給が主であり、千葉側は底層から溶出した栄養塩の湧昇が主であることが示された。
- 4) 静水圧モデルを用いた計算では流入河川水の湾内での挙動を精度良く解くことができず、水平方向に過剰に拡がった結果となる。また、静水圧モデルでは成層化したときに鉛直混合が過小評価され、千葉側の湧昇を表現できなかった。
- 5) 静水圧モデルでは、湾奥の塩分および Chl-a は、低塩分、高濃度 Chl-a に見積られる傾向がある。
- 6) 水理的構造が複雑な河口沿岸の水域においては、簡易な生態系モデルに対しても非静水圧モデルを使った方が高精度な計算結果が得られる。

(2001年2月14日受付)

参考文献

- 岩崎英雄 (1972) : 赤潮鞭毛藻の生理生態。
東京都環境保全局水質保全部 (1984) : 昭和57年度東京都内湾赤潮調査報告所, 136 pp.
- 堀江 毅, 細川恭史 (1983) : 海域における物質循環数値モデルの水質支配要因について, 港湾技術研究所報告, vol. 22, No. 3.
- 中田喜三郎 (1993) : 生態系モデル, *J. Adv. Mar. Tech. Conf.* Vol. 8, pp. 99-138.
- 中村泰男, 渡辺 信 (1984) : *Chattonella antiqua* の増殖に及ぼす温度, 塩分, 照度, pH の効果, 国立公害研究所研究報告, 第63号, pp. 79-85.
- 中山恵介, 佐藤圭洋 (1999) : LBSモデルによる水平面上張り出しブルームの解析, 土木学会論文集, No. 628, pp. 97-114.
- 二宮勝幸, 柏木宣久, 安藤晴夫 (1996a) : 東京湾における水温と塩分の区間濃度分布の季節別特徴, 水環境学会誌, 第19巻, 第6号, 480-490.
- 二宮勝幸, 柏木宣久, 安藤晴夫 (1996b) : 東京湾におけるCODとDOの区間濃度分布の季節別特徴, 水環境学会誌, 第19巻, 第9号, 741-748.
- 野村英明 (1998) : 1900年代における東京湾の赤潮と植物プランクトン群集の変遷, 海の研究, Vol. 7, No. 3, pp. 159-178.
- 村松 剛 (2000) : 東京湾における栄養塩の収支に関する研究, 東京水産大学学位論文.
- 山口征矢, 有賀祐勝 (1988), 東京湾の物質循環と生物環境, 沿岸海洋研究ノート, 第25巻, 第2号. pp. 87-95.
- Amano, Kunihiko, M. Watanabe, K. Kohata, and S. Harada (1998) : Conditions necessary for *Chattonella antiqua* red tide outbreaks, *Limnol. Oceanogr.*, 43(1), 117-128.
- Carriger, M. R. (1967): Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective, in Lauff, Estuaries. AAAS, 83, 442-487.
- McLusky, D. S. (訳: 中田喜三郎) (1999) : エスチュアリーの生態学, 生物研究社, 246 p.
- Remane, A. and Schlieper, C. (1958): Die biologie des brackwassers, E. Schwiezerbart'sche verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 348 pp.
- Shibata, Y. and Y. Aruga (1982) : Variation of *chlorophyll a* concentration and photosynthetic activity of phytoplankton in Tokyo Bay, *La mer.*, 20, pp. 75-92.
- Sohma, A., T. Sato and K. Nakata (2000): New Numerical Model Study on a Tidal Flat System - Seasonal, Daily and Tidal Variations, *Spill Science and Technology Bulletin*, Vol. 6, No. 2, pp. 173-185.
- Turner, R. E., N. N. Rabalais and Z. Z. Nan (1990): Phytoplankton biomass, production and growth limitations on the Huanghe (Yellow River) continental shelf, *Continental Shelf Research*, Vol. 10, No. 6, pp. 545-571.

港湾技研資料 No.1003

2001 . 6

編集兼発行人 国土交通省港湾技術研究所

発行所 国土交通省港湾技術研究所
横須賀市長瀬3丁目1番1号

印刷所 昭和情報プロセス(株)

Published by the Port and Harbour Research Institute
Nagase, Yokosuka, Japan

Copyright ©(2001) by P.H.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.H.R.I.

この資料は、港湾技術研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本資料の全部又は一部の転載、複写は、港湾技術研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。