

## 1. はじめに

閉鎖的な内湾域は、高濃度の負荷、長い滞留時間、比較的大きな水体積、湾内での内部生産の高さなどにより特徴付けられ、構造的に汚濁が進行しやすいという特徴を持つ。こうした内湾域の流れは、様々な時間スケールと空間スケールを持っており、波や潮流、湾内循環流、海流等のように、数秒～数ヶ月規模の時間変動と、数cm～数千kmにおよぶ空間変動の現象が入れ子になっており、沿岸海域の流動の階層構造とよばれている。

流動だけでなく、環境問題も階層構造を持っている。広域的・長期的な視野に立った評価や対策を考えると、環境問題の巨視的（マクロ的）側面であり、局所的・短期的（非定常的）な現象を把握・評価することが環境問題の局所的（ミクロ的）側面である。

内湾域も階層構造を持ち、それを整理する方法として、沿岸域に発生する物を運ぶ大きさの時空間の階層性に着目する方法があり、図-1 に示すように柳(1989)によって小さな領域の現象は短い時間スケールを持つことが示されている。すなわち、海岸のすぐ近くの狭い範囲での数時間程度の時間に起こるものの移動には、波浪による沿岸流や河川流などが大きな影響を与え、少し沖合では、潮汐や密度流、吹送流等が湾規模の循環流の主な駆動力となり、さらに湾全体では、開口部付近での海水交換、外洋水の浸入等、種々のスケールの機構が重層しているのである(村上, 1998)。

日本の多くの内湾は閉鎖的であり、この閉鎖的であるということの内湾域のスケールでマクロ的に考えると、

- ① 湾内にまとまった海水があり(大容量)、
- ② 湾口をとおして外海の海水となかなか交換しない(長い滞留時間)、
- ③ その結果、湾内での水質の均質化と生化学的反応が促進される(湾内循環、混合、反応の促進)

という特徴を持つと整理することができるであろう。

細川(1991)は、こうした内湾域の特徴を、湾内の汚濁物質の収支保存式を解くことで湾内の定常濃度  $C_0$  を

$$C_0 = \frac{Q/V}{1/t_0 + k} \quad (1)$$

のように得、内湾水質の特徴について論じている。ただし、 $Q$ は汚濁流入量、 $V$ は湾内水容積、 $t_0$ は平均滞留時間、 $k$ は自浄作用などを代表した1次反応項の係数である。例えば、閉鎖的な湾であるところ( $t_0$ が大きいくところ)では、 $k$ の役割が大きくなるのが式(1)の分母のオーダー比較することで推測される。

東京湾を例にとると、溶存態の有機物について、 $1/t_0$ が0.01～0.03/日程度であり、 $k$ がおおよそ0.2～0.05/日程度の除去率にあるという報告もあり、前出の現象②と③が同じくらいの重さを持っていることが推測されている。

さらに東京湾においては、上記の①～③の一般的な内湾域の特徴に加え、背後に大都市域を抱え、かつ、荒川・多摩川といった河川からのプレュームが西岸に沿って南下すること、南北に長い吹送距離を持つこと、迫る大陸棚とそれに接続する古東京川溪谷の存在などから、

- ④ 高濃度の栄養塩の流入(高負荷)
- ⑤ 河川出水による濁質輸送(非定常な物質輸送)
- ⑥ 吹送流の発生(非定常な鉛直循環)
- ⑦ 外洋水の間欠的浸入(非定常な海水交換)

などといった特徴も兼ね備えていると言われている(例えば、才野, 1988; 松山ら, 1990; 日比野, 2000; 日向, 2000)。

このように、様々な時空間スケールを持つ環境問題に対し、「公害対策」、「環境復元(創造)」、「生態系との共存」いったキーワードで対応がされてきた。そこで第2章では、そうした環境施策の移り変わりとして、その時々々の環境把握の方法・状況をまず振り返り、環境問題のマクロ的側面とミクロ的側面へのアプローチの方法について考察する。第3章では、今後の環境施策に資する内湾域の総合的な環境把握手法の一つとしてMEL1D-MB(Marine Environmental Laboratory, vertical one Dimensional - Mult Box model)モデルを提案するとともに、第4章で、そのモデルの東京湾への適用を試みる。第5章では、こ

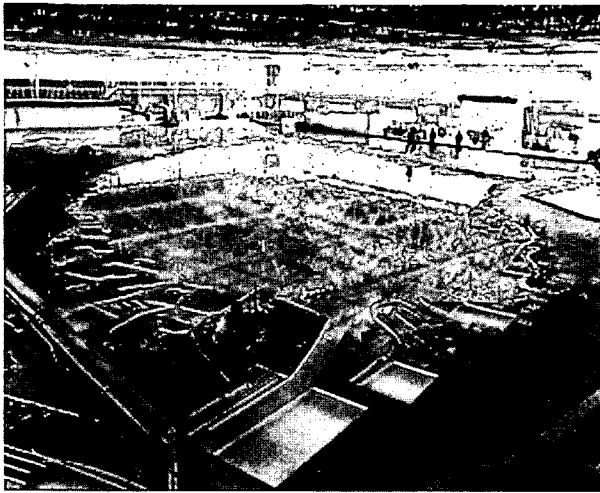


図-2 大阪湾の大型水理模型実験

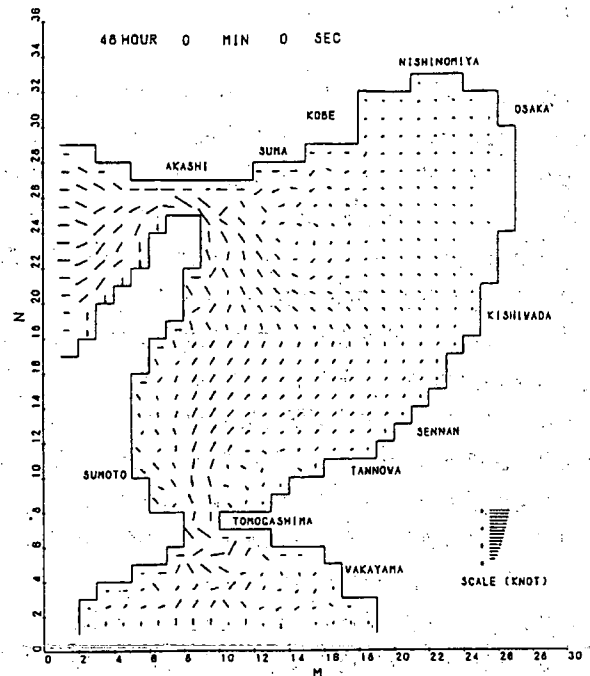


図-3 大阪湾の流動計算例

うした環境問題へのモデルの利用の観点からの整理を行いまとめとする。

## 2. 内湾域における環境施策とそれを支える環境シミュレーション技術

### 2.1 現況の把握（環境シミュレーション以前）

1900年代以降、文明開化から高度成長期にかけて、鉛毒や有機水銀、流出油等といった有害物質の湾内流入が深刻な公害問題を引き起こした。1970年代に入って、そうした流入物質の湾内での挙動を把握する目的で、流動や汚染拡散現象の研究が盛んに行われた。

湾口部の狭い閉鎖性の内湾の水質は汚染されやすい。その機構を明らかにするために、東京湾、大阪湾の水理模型を用いて、潮流および物質拡散に関する水理模型実験が盛んに行われた。図-2は大阪湾の大型水理模型を用いた大型水工実験場における実験状況を示している（金子ら、1973）。

こうした物理模型実験に平行して、数値計算による流動・拡散シミュレーション法の開発も行われていたが、単層、2kmメッシュで4潮汐分の計算を行うのに5時間（TOSBAC3400）かかる時代であった（図-3）。したがって、数値モデルの開発の方向性として、安定に高速に解けることが重要であり、ADI法のような収束性のよい数値計算手法の開発が行われた（金子ら、1975）。

大型水工実験においては、数値計算や現地観測で観測・予測できなかった詳細な流れ場や、汚染拡散状況のシミュレーションを行うことができたため環境把握の役割分担として、数値計算による概況の把握と、水理模型実験による確認という組み合わせでの研究が行われた。すなわち、この時期は、大型水理模型実験と数値シミュレーションを併用して、環境把握の基礎となるマクロ的視点での、湾内の流れ・拡散の基本的な理解が進んだ段階であると位置付けられる。

### 2.2 海水浄化を中心として（シーブルー計画）

1980年代、高度成長期以降に顕在化した有害物質による汚染等に対する規制を含めた公害対策が一段落したものの、富栄養化、赤潮の発生、悪臭、底層水の貧酸素化など有機物質による「汚濁」は改善されていない時代に、シーブルー計画は策定された（シーブルー・テクノロジー研究委員会、1989）。

シーブルー計画のコンセプトは

- ・ 積極的な環境創造
- ・ 海と陸との密接な関連
- ・ 利用を考慮した環境改善
- ・ 海の資質を活かすこと
- ・ 手段の組み合わせ

として表された。個別具体のシーブルー・テクノロジーとして提唱される海水浄化技術を組み合わせ、利用形態

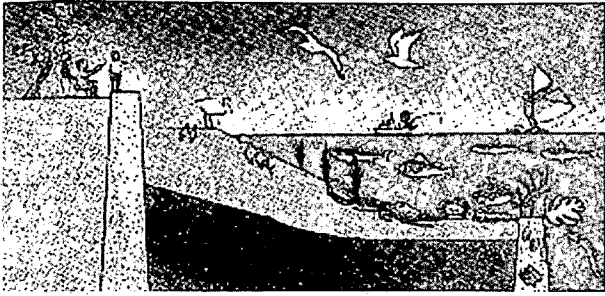


図-4 覆砂工法

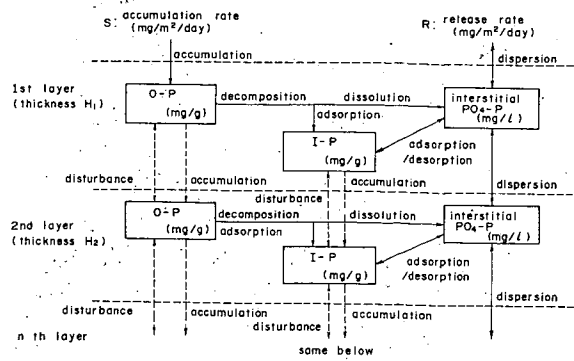


図-5 底質中のリン循環に関する概念図

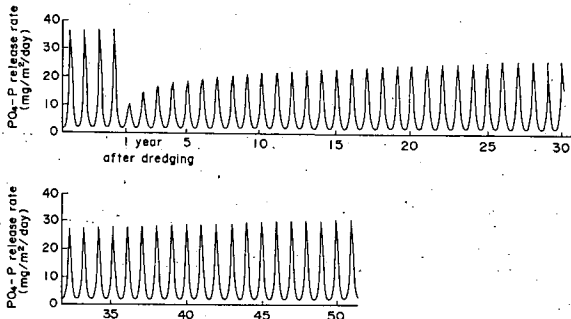


図-6 覆砂後のリン溶出に関する検討

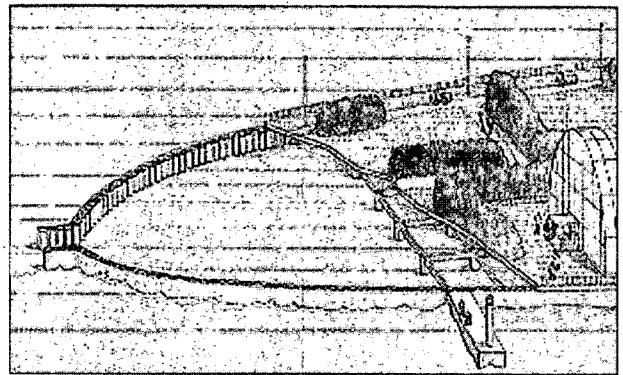


図-7 グチ式造流堤

に応じた清澄な水質環境を実現することが目的である。こうした技術メニューを抽出し、組み合わせていくことが検討された。しかし、抽出された技術メニューが構想の段階であったり、効果の持続が不明確であったりするものもあり、それぞれ個々の海水浄化効果を定量的に判定し、比較することが求められ、個別のプロセスに対する環境把握が中心として行われた。以下に、2つの例を示す。

ひとつめは、栄養塩の溶出や有機汚濁の溜まった底質に清浄な浚渫砂を薄層に被せる覆砂工法(図-4)という工法である。これは、汚濁の原因物質を海域から隔離する方策であり、その隔離するための材料として、浚渫砂のような事業の副産物を利用できるという利点もあり、現在でも各地に適用されている海水浄化メニューのひとつである。しかし、有毒物質の隔離工法のように永久的な止水膜を設置するわけではないので、元地盤からの溶出や、新たな堆積物による効果の減少が懸念された。そこで、効果の検討のために、底質内における栄養塩(リン)の循環モデルを構築し、その効果の持続時間を推定した(図-5, 6)。

現地での実海域実験や、実験室での溶出実験の結果とも合わせて、溶出は4年程度、生物生息多様性の向上は

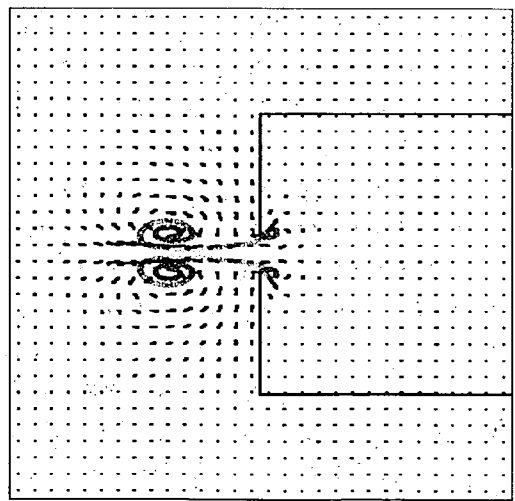


図-8 流れシミュレーション

6年程度顕著に持続し、20年程度経過した後においても50%程度の溶出量削減の効果のあることが示された(Horie and Hosokawa, 1985)。これは、栄養塩循環の個別プロセスに着目した環境把握の例である。

ふたつめは、グチ式造流堤と呼ばれる潮汐を利用した起流装置(図-7)である。この装置は、小さな開口部を有する囲い込み堤を浅海域に設置し、潮汐により出入り



図-9 東京湾における生態系モデルの適用 (左: 現況, 中: 過去, 右: 藻場造成案)

する海水の流れの非対称性を利用して、海域内に一方向流を起こすものである。提案時には、構想のみの検討であり、どの程度の一方向流がどの位の範囲で起こされるのかを定量的に推定する方法がなかった。数値計算をしようとしても、開口部が全体に対して非常に小さいことと、流出時の流れが噴流状になり、複雑な渦流れが起こることが水理実験などで示されていたため、通常のメッシュモデルでは、効率よく計算することができず、十分な検討ができないまま提案されていた。小さな開口部と大きな計算領域を両立させる方法としては、非構造格子を用いる方法もあるが、流出してくる渦流れは、時間的・空間的に非正常であり、十分な解像度を持たせるためには、非常に多くの計算点を必要とする。そこで、ラグランジュ的に発生する渦度を追跡することで格子に制限されずに効率よく渦流れを計算することができる離散渦法を用いた局所流動モデルを構築し、局所流れを再現し、その効果を評価した(図-8)。その結果、十分な効果を得る領域が、グチ式造流堤として確保する領域とほぼ同じスケールの範囲にとどまることなどが示された(古川ら, 1994)。これは、局所流の発生機構という微細物理プロセスに着目したミクロ的な環境把握の例である。

また、この時期の特徴として、環境把握のための物理(流動)シミュレーションの多様化が挙げられる。単層2次元から出発した流動モデルも、多層化、 $\sigma$ 座標、曲線座標の採用、乱流モデル、LESによる微細流動構造の反映と高度化された。そうした流動モデルの計算結果を用いて、物質循環モデル、生態系モデルが開発されてきたのも、この時期である。

### 2.3 生態系への配慮を視野に入れて(エコポート政策)

1990年代に入り、国土交通省(旧運輸省)はエコポート政策を打ち出した。エコポート(海域)技術WGが編

表-1 東京湾の環境の相互比較

Situation	Abundance		Retention Time	
	DIN (t-atm)	Water (km <sup>3</sup> )	DIN (days)	Water (days)
Present	66.2	13.6	14	250
Past	48.0	14.6	8	143
Optimized	42.0	12.1	10	200

集したエコポート政策の理念をまとめた「港湾における海域環境を考える8つの視点」のまえがきにおいて、「海域の環境については、有害物質等による人の健康を損なうような「汚染」は少なくなってきたものの、有機性の汚濁物質などによる「汚濁」はいまだ改善されておらず、現在の環境の質は依然として満足のいくものではない。」と述べられている。

そして、

- ・海水交換や循環に注意する
- ・汚濁の性状、堆積状況の把握に努める
- ・汚濁機構を把握する
- ・汚濁指標種に着目する
- ・物質循環のマクロバランスを把握する
- ・生物相が単純になっていないか
- ・CODのみでなくDOにも注目する
- ・干潟・浅場・藻場に着目する

という8つの視点が示された。

すなわち、シーブルー計画においては、技術メニューが具体的に示され、いわゆる仕様規定型の環境改善方策の推進が目的であったのに対し、エコポート政策においては、環境改善の方向性・理念を示し、具体的方策は各事業者が地域性を考慮して立案するという性能規定型の環境改善方策を導出することを目的としている。また、今まで水質を中心に規定されてきた環境改善目標に、生態系に関する配慮を明示したことも大きな変化であった。

こうした政策の打ち出しによって、環境把握の視点も、メニューの個別プロセスの把握から、メニューを行ったことによる場の機能評価・予測に重点がおかれるような総合的環境把握を目指すようになった。また、生態系モデルを高度化し、海水浄化機能の推定や、生物生息分布予測などを目指した試みも、この時期に本格的に行われはじめたものである。

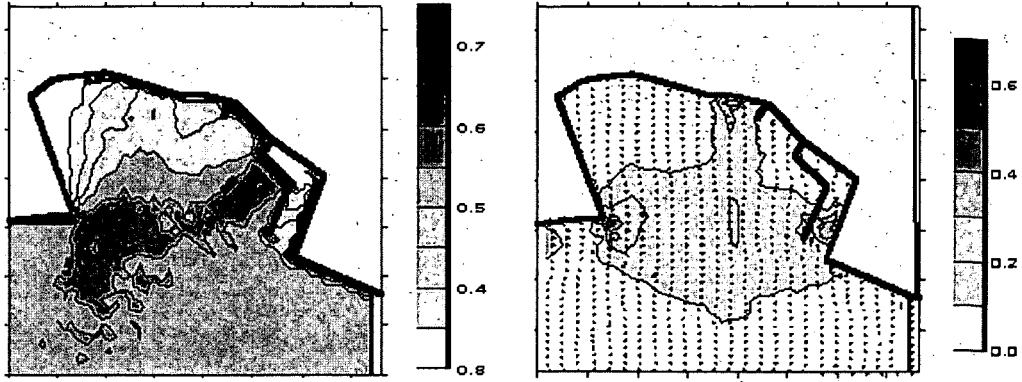


図-10 三番瀬における波・流れ環境 (左: 波浪 (m)、右: 最大潮汐流 (m/s))

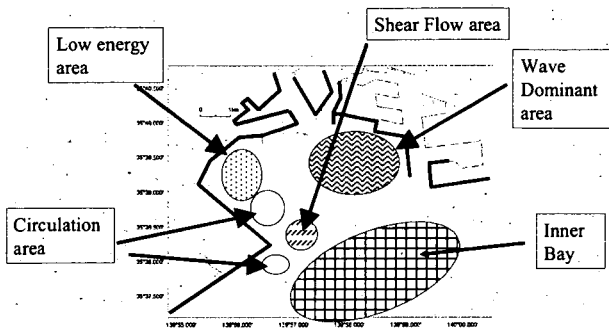


図-11 三番瀬における波・流れ環境に着目した場のゾーニング

例えば、東京湾の水質改善の方向性を検討するために、浅海域を創出することが、どのように場の機能の変化を引き起こし、環境改善に役立つかを評価・予測するために、生態系モデルを用いた計算が行われた(古川・細川, 1994)。

計算条件は、図-9に示すように、昭和64年当時、昭和11年当時、昭和64年当時地形に浅海域を創出した場合の東京湾の地形条件を用いた。これらの地形条件で栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトンを含む低次生態系モデルを用いて物質循環の特性を計算した。その結果、過去の地形条件では、湾口部において現在より50%程度流速が早かったこと、水塊の滞留時間も窒素の滞留時間も4割小さかったことなどが推定された。つまり、過去の東京湾は海水交換の早さにより環境改善が行われており、浅海域を創出した場合には栄養塩の取り上げの早さが支配的となる様子が、この環境把握により示された。

つぎに、生態系モデルを用いた環境把握の例として、浅海域における生物生息場の評価、生物分布の評価・予測を試みた例を紹介する(古川ら, 1999)。検討対象とした場は、東京湾湾奥部に位置する、通称三番瀬と呼ばれる干潟・浅場域であり、そこに生息する底生生物の群

集構造に着目した解析が行われた。対象領域にとって波・流れ場が支配的な外力であったので、数値計算により波・流れ場を再現し、その特性を調べた(図-10)。こうした物理環境のシミュレーション手法の基本的な枠組みは、この時期には既に確立されており、どのような過程に着目するかによって、モデルの選択を行うことができる状況にあった。例えば、この場合、計算の容易さを重視し、波については高山法、流れについては単層のADI法による計算を個別に行っている。この2つの計算結果を合わせると、この浅場周辺海域の特性は、図-11のように、5つのパターンにゾーニングが可能であることが示された。

この他、底質の粒径や有機物含有量、水深などを説明変数として重回帰分析を行うことによって、底生生物分布を予測する手法が提案された。これは、この時期盛んに行われた生物種の分布を外力から推定しようとした環境把握の流れの延長上にあり、物理的環境から生態系を評価する試みのひとつとしても位置付けられる(土木学会, 2000)。

## 2.4 環境シミュレーションのマクロ化とミクロ化(港湾法の改正)

1999年12月に運輸大臣からの諮問を受けて、経済・社会の変化に対応した港湾の整備・管理のあり方について、港湾審議会から答申が出された。その中で、4つの方向が示された。それは、①全国的・広域的視点からの取り組みの強化、②地域の主体的な取り組みの支援と強化、③環境の保全・創造のための取り組みの強化、④港湾行政の透明性・効率性等の向上である。物流面等ばかりでなく、自然環境・環境配慮等の面からも広域的視点の重要性がクローズアップされている。つまり、環境問題のマクロ化である。それと同時に、干潟や藻場といった生態系の創出を含む環境保全・創造のための生態系機能の評価や

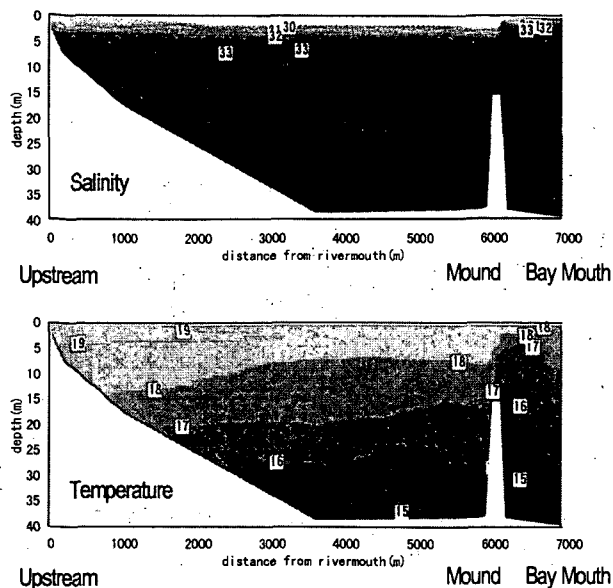


図-12 大船渡湾における水塊構造 (上: 塩分, 下: 水温)

推定といったマイクロ化された環境問題も重要な検討課題となっている。

その結果、環境把握への要求も高度となり、マイクロ化された機構を取り込んだ上で、マクロ化された湾域環境の総合評価を行うためのツールの開発などが期待されている。

例えば、大船渡湾のような閉鎖的な内湾の環境変化の長期トレンドを推定するために、マイクロ化された視点で、支配要因を抽出し、その成果をマクロ化された生態系モデルに組み込むといった視点の研究は、そうした背景から出てきた研究として位置付けられる(岡田ら, 2000)。

大船渡湾において観測された塩分と水温の分布を見ると、図-12のように、湾内において水平的な分布をしているものの、湾口部に設置された高潮防波堤のマウンド周辺で、外洋水の湾内への流入過程があることが判る。つまり、湾内をマクロな目で見ると、鉛直1次元の構造であり、単純な溶出・混合型の生態系モデルで水質予測が可能であると考えられる。図-13の現地観測結果である Observation と鉛直1次元の生態系モデルの計算結果である Case-A を比較すると、年間の変動特性は再現されており、マクロな視点でのシミュレーションとしては、成功しているといえる。しかし、季節毎の変動の上にもっと短い時間での急激な水質変動の機構があることが、図-13から読み取れる。それは、湾口部における外洋水の湾内流入が原因であるとみられている。(岡田ら, 2000)。そのマイクロな過程を明示的にモデルに含めることにより、図-13の Case-B のように水質変動の微細な構造が再現できることが示された。

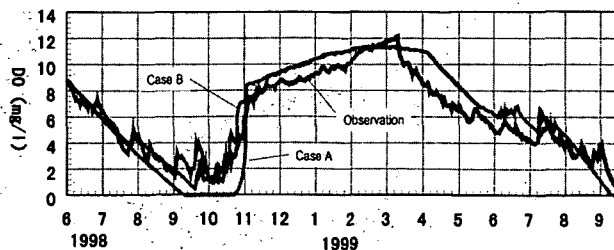


図-13 大船渡湾における底層溶存酸素の年変動 (Case A: マクロ的な計算, Case B: ミクロな過程を含めた場合)

### 3. MEL1D-MB モデルの構築

#### 3.1 モデルの概念

東京湾のような閉鎖性内湾の環境評価を行う数値予測手法の中で最も高度なものとして、非静水圧流動モデルに生態系モデルを融合したものが挙げられる。しかし、そのモデルは計算機容量や性能の問題から、長期間の再現や予測計算には不适当である。その他、3次元静水圧モデル、湾の幅方向に積分された断面2次元モデルが比較的簡単なモデル(多部ら, 2000)として挙げられるが、多くの試算を行う際には、3次元非静水圧モデルと同様に、長時間を要し実用的ではない。

一方、詳細な空間変動および分布は表現できないものの、多くの試算を行うための適当なモデルとして、鉛直1次元モデルやボックスモデルが挙げられる。しかし、これまでの鉛直1次元モデル(岡田ら, 2000)やボックスモデル(柳ら, 1997)には、例えば、海水交換率、鉛直拡散係数に見られるような不確定パラメータを多く含み、実用化を行うまでに数多くの実測値との比較を行う必要があった。

一般的な流動モデルにおいて流動場を決定しているのは良く知られたナビエ・ストークス(NS)方程式である。NS方程式の計算手法として同方程式の格子内空間平均をとる手法である Large-Eddy Simulation (LES) (中山ら, 2000a; Hinze *et al.*, 1959; Lilly *et al.*, 1967; Schmidt and Schumann, 1989; Adreaas, 1987; Antonia and Satyaprakash, 1981; Paquin and Pond, 1971; Schumann, 1991) が現在までに開発され、比較的複雑な流動現象に関する研究に用いられている。そこで、鉛直方向の運動量計算には、1次元 LES を用い、上述の不確定な係数を全て流れ場から決定される係数に変換すれば、より一層汎用性をもつマルチボックス鉛直1次元モデルとなる。

このモデルを、マクロな変動を再現する生態系モデルとしてのボックスモデルの単純さと、ミクロなボックス間の水理的構造を反映させる流動の定式化を統合した MEL1D-MB (Marine Environmental Laboratory, vertical one Dimensional - Mult Box model) モデルとして提案する。

### 3.2 モデルの構築

#### (1) 流動モデル

以下に MEL1D-MB の基礎方程式を示す (図-14 参照)。ブシネスク近似を用いた静水圧近似の NS 方程式、連続の式、水温、塩分の移流・拡散方程式および水深方向に積分された連続の式 (水位に関する方程式) を以下に示す。(中山, 2000 ; 中山, 佐藤, 1999 ; Nakayama et. al, 1999 ; Park et. al, 2000 ; Yabe et. al, 1990)

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + W \frac{\partial U}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} + \nu \left( \frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial z^2} \right) \quad (2)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + W \frac{\partial V}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial y} + \nu \left( \frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial z^2} \right) \quad (3)$$

$$0 = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial z} - g - g \frac{\rho'}{\rho_0} \quad (4)$$

$$\frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial z} = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + U \frac{\partial T}{\partial x} + V \frac{\partial T}{\partial y} + W \frac{\partial T}{\partial z} = \kappa_T \left( \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \right) \quad (6)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \kappa_C \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (7)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (h + \eta) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \int_{ch} U dz \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \int_{ch} V dz \right) = 0 \quad (8)$$

ここで、 $U, V, W$  は  $x, y, z$  方向流速 ( $x$  軸は湾口から湾奥に向かう長軸方向、 $y$  軸は湾の横断方向、 $z$  軸は鉛直上向きに正)、 $\rho_0$  は鉛直平均海水密度、 $\rho'$  は実際の海水密度から鉛直平均海水密度  $\rho_0$  を除いた偏差 (= 実際の海水密度 -  $\rho_0$ )、 $P$  は圧力、 $g$  は重力加速度、 $\nu$  は動粘性係数、

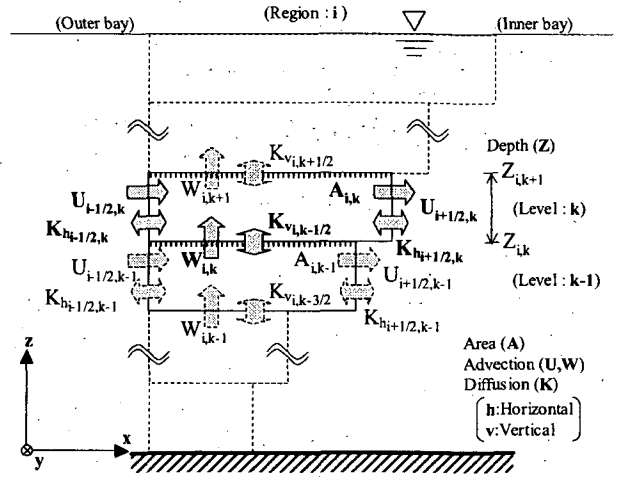


図-14 流動モデルの概念図

$T$  は水温、 $C$  は塩分、 $\kappa_T, \kappa_C$  は水温、塩分の拡散係数、 $\int_{ch}$  は水深積分を示している。

次に、潮汐による長波成分と密度差による傾圧成分を空間平均成分として、その他の成分をその値からの変動成分とすると、

$$U = u + u', V = v + v', W = w + w', \theta = \theta + \theta' \quad (\theta \equiv T, C) \quad (9)$$

と表せ、式(2)~(8)は以下のように変更することができる。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (u + u') + \frac{\partial}{\partial x} (u^2 + 2uu' + u'^2) \\ & + \frac{\partial}{\partial y} (uv + u'v + uv' + u'v') + \frac{\partial}{\partial z} (uw + u'w + uw' + u'w') \\ & = -g \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial x} \int \rho' dz - g \frac{\partial}{\partial x} (h + \eta) \end{aligned} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (v + v') + \frac{\partial}{\partial x} (uv + u'v + uv' + u'v') \\ & + \frac{\partial}{\partial y} (v^2 + 2vv' + v'^2) + \frac{\partial}{\partial z} (vw + v'w + vw' + v'w') \\ & = -g \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial y} \int \rho' dz - g \frac{\partial}{\partial y} (h + \eta) \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(T+T') + \frac{\partial}{\partial x}(uT+u'T+uT'+u'T') \\ + \frac{\partial}{\partial y}(vT+v'T+vT'+v'T') \\ + \frac{\partial}{\partial z}(wT+w'T+wT'+w'T') = 0 \end{aligned} \quad (12)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(C+C') + \frac{\partial}{\partial x}(uC+u'C+uC'+u'C') \\ + \frac{\partial}{\partial y}(vC+v'C+vC'+v'C') \\ + \frac{\partial}{\partial z}(wC+w'C+wC'+w'C') = 0 \end{aligned} \quad (13)$$

$$\frac{\partial}{\partial x}(u+u') + \frac{\partial}{\partial y}(v+v') + \frac{\partial}{\partial z}(w+w') = 0 \quad (14)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(h+\eta) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \int_{ch} (u+u') dz \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ \int_{ch} (v+v') dz \right\} = 0 \quad (15)$$

ここで、 $h$  は基準面からの潮汐による水位、 $\eta$  は実際の水位から潮汐による水位  $h$  を除いた水位 (= 実際の水位変化  $-h$ )、 $u, v, w, \theta$  はそれぞれの空間平均成分、 $u', v', w', \theta'$  は空間平均成分からの変動成分である。なお、 $\theta$  は  $T$  および  $C$  を表している。

水位 ( $h + \eta$ )、圧力  $P$  は、ボックス内における空間一様平均値を取ることとした。また、東京湾のような閉鎖性内湾を対象とする場合、ボックスを湾の長軸方向 ( $x$  方向) に並べてモデルを適用すると、湾の短軸方向 ( $y$  方向) の流速成分を考慮する必要がなくなる。したがって、上式にボックス内一様の重みで空間平均を施すと次式が得られる。

$$\begin{aligned} \int_A \frac{\partial u}{\partial t} dA + \int_{cy} (u^2 + u'^2) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (uw + u'w') dA \\ = -g \int_{cy} \left( \frac{1}{\rho_0} \int \rho' dz \right) dy - g \int_{cy} (h + \eta) dy \end{aligned} \quad (16)$$

$$\int_A \frac{\partial T}{\partial t} + \int_{cy} \frac{\partial}{\partial x} (uT + u'T) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (wT + w'T) dA = 0 \quad (17)$$

$$\int_A \frac{\partial C}{\partial t} + \int_{cy} \frac{\partial}{\partial x} (uC + u'C) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (wC + w'C) dA = 0 \quad (18)$$

$$\int_{cy} u dy + \int_A \frac{\partial w}{\partial z} dA = 0 \quad (19)$$

$$\int_A \frac{\partial}{\partial t} (h + \eta) dA + \int_{cy} \left( \int_{ch} u dz \right) dy = 0 \quad (20)$$

さらに、潮汐成分による流速は鉛直積分された連続の式により決定されるものとし、傾圧成分による流速は運動方程式、連続式の両者により決定されるものとする。潮汐により発生する流速は長波近似しても比較的精度良く再現できるため、傾圧成分の流速のみに運動方程式を適用することにした。流速成分  $u$  は潮汐成分流速  $u_{tide}$  と傾圧成分流速  $u_{bc}$  を用いて  $u = u_{tide} + u_{bc}$  と表せるものとする、運動方程式および連続式は次式で表すことができる。

潮汐成分：

$$\int_A \frac{\partial}{\partial t} (h + \eta) dA + \int_{cy} \left( \int_{ch} u_{tide} dz \right) dy = 0 \quad (21)$$

$$\int_A \frac{\partial u_{tide}}{\partial t} dA = -g \int_{cy} (h + \eta) dy \quad (22)$$

傾圧成分：

$$\begin{aligned} \int_A \frac{\partial u_{bc}}{\partial t} dA + \int_{cy} (u^2 + u'^2) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (uw + u'w') dA \\ = -g \int_{cy} \left( \frac{1}{\rho_0} \int \rho' dz \right) dy \end{aligned} \quad (23)$$

$$\int_A \frac{\partial T}{\partial t} + \int_{cy} \frac{\partial}{\partial x} (uT + u'T) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (wT + w'T) dA = 0 \quad (24)$$

$$\int_A \frac{\partial C}{\partial t} + \int_{cy} \frac{\partial}{\partial x} (uC + u'C) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (wC + w'C) dA = 0 \quad (25)$$

$$\int_{cy} u dy + \int_A \frac{\partial w}{\partial z} dA = 0 \quad (26)$$

$$\int_{cy} \left( \int_{ch} u_{bc} dz \right) dy = 0 \quad (27)$$

傾圧成分の方程式に対して、面積積分  $A$  および湾の短軸方向 ( $y$  方向) の線積分  $l_1 \sim l_2$  を行うことにより、次式を得る。



$$A_z \frac{\partial u_{bc}}{\partial t} + \left\{ l_2 (u^2 + u'^2)_2 - l_1 (u^2 + u'^2)_1 \right\} + A_z \frac{\partial}{\partial z} (uw + u'w')$$

$$= -g \left\{ l_2 \left( \frac{1}{\rho_0} \int \rho' dz \right)_2 - l_1 \left( \frac{1}{\rho_0} \int \rho' dz \right)_1 \right\} \quad (28)$$

$$A_z \frac{\partial T}{\partial t} + \left\{ l_2 (uT + u'T')_2 - l_1 (uT + u'T')_1 \right\} + A_z \frac{\partial}{\partial z} (wT + w'T') = 0 \quad (29)$$

$$A_z \frac{\partial C}{\partial t} + \left\{ l_2 (uC + u'C')_2 - l_1 (uC + u'C')_1 \right\} + A_z \frac{\partial}{\partial z} (wC + w'C') = 0 \quad (30)$$

$$(l_2 u_2 - l_1 u_1) + A_z \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (31)$$

$$\int_{\sigma} \left( \int_{ch} u_{bc} dz \right) dy = 0 \quad (32)$$

ここで、 $A_z$  は水域面積、 $l_1$ 、 $l_2$  はボックスの湾口側および湾奥側の幅員であり、添え字 1, 2 はそれぞれ湾口側、湾奥側を表現している。

水平方向と鉛直方向の乱流モデル (Mellor and Yamada, 1982; Klemp and Wilhelmson, 1978; Deardorff, 1980; Deardorff, 1975) については、空間アスペクト比が大きすぎるため、分離して考えることにする。まず、鉛直方向の乱流成分については、成層を考慮した 1 方程式乱流エネルギーの式を基に考える。この式には定常状態の仮定が用いられている。

$$0 = \frac{K_{mv}}{Pr_t} N^2 + \frac{K_{mv}}{2} \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 - \frac{C_e}{l_v} E_v^{3/2} \quad (33)$$

$$E_v = \left[ \frac{l_v}{C_e} \left\{ \frac{K_{mv}}{Pr_t} N^2 + \frac{K_{mv}}{2} \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \right\} \right]^{2/3} \quad (34)$$

$$K_{mv} = C_m E_v^{1/2} l_v \quad (35)$$

$$K_{hv} = \frac{K_{mv}}{Pr_t} \quad (36)$$

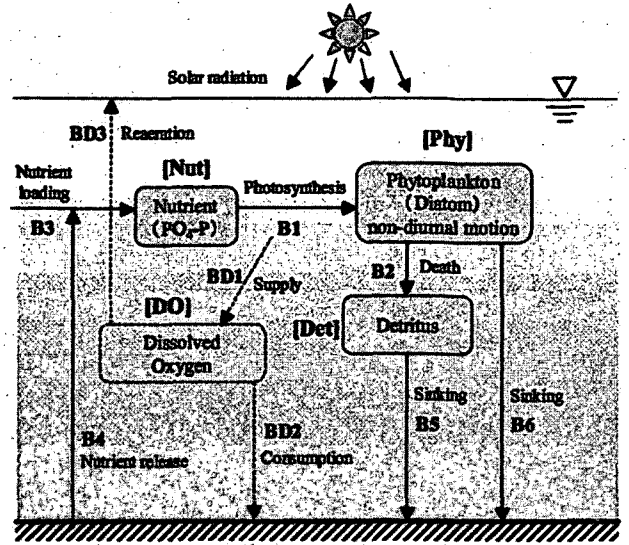


図-15 生態系モデルの概念図

$$Pr_t = Pr_t \left( 1 + \frac{0.3 \cdot l_v N^2}{E_v} \right) \quad (37)$$

ここで、 $K_{mv}$  は鉛直渦粘性係数、 $K_{hv}$  は鉛直渦拡散係数、 $N$  はプラント・ヴァイサラ振動数、 $l_v$  は鉛直方向の代表スケール、 $Pr_t$  は乱流プラントル数 (添え字  $t$  は乱流、 $Pr$  はプラントル数を意味する)、 $C_e$ 、 $C_m$  は LES 定数である。同様に、水平方向の拡散係数を導くことができる。

$$E_h = \left[ \frac{l_h}{C_e} \left\{ \frac{1}{2} C_m E_h^{1/2} l_h \left( \frac{u}{l_h} \right)^2 \right\} \right]^{2/3} = \frac{C_m}{2C_e} u^2 \quad (38)$$

$$K_{mh} = C_m E_h^{1/2} l_h \quad (39)$$

$$K_{hh} = \frac{K_{mh}}{Pr_t} \quad (40)$$

$$\begin{cases} C_m = 0.0865 \\ C_e = 0.845 \\ Pr = 0.42 \end{cases} \quad (41)$$

ここで、 $K_{mh}$  は水平渦粘性係数、 $K_{hh}$  は水平渦拡散係数、 $l_h$  は水平方向の代表スケールである。

以上のように構築した MELID-MB モデルの流動モデルは、不確定なパラメータの推定を行わずに海洋構造の変化に伴う流動場の変化を評価可能である。

## (2) 水質評価モデル

水質評価モデルにおいても、マイクロな機構を取り込んだマクロな視点でのモデル化を行う。本モデルで計算さ

れる水質評価指標として、植物プランクトン量や栄養塩の滞留時間および赤潮や貧酸素水塊の年間発生日数等が考えられる。そこで、それらの水質指標の季節的な変動、空間的な差異、外力および負荷に対する応答を、年単位、十年単位で評価することのできるモデルとなるように水質評価モデルのコンパートメントを構築した。すなわち、モデルに含まれるコンパートメントを極力減らし、コンパートメント間の過程は主要過程に留めた。そのことによって、長期間の計算に対して安定なモデルを目指したのである。

モデルは植物プランクトン、溶存態の栄養塩、デトリタス、溶存酸素濃度（以下 DO 濃度と表記する）の 4 つのコンパートメントを対象として構築する。その動態について以下のように定式化する。溶存態の栄養塩は東京湾の栄養塩律則を考慮し、リン（リン酸態リン； $PO_4\text{-P}$ ）のみを対象とする。植物プランクトンは珪藻類を対象にし、日周運動は考慮しないものとする。概念図を図 15 に示す。

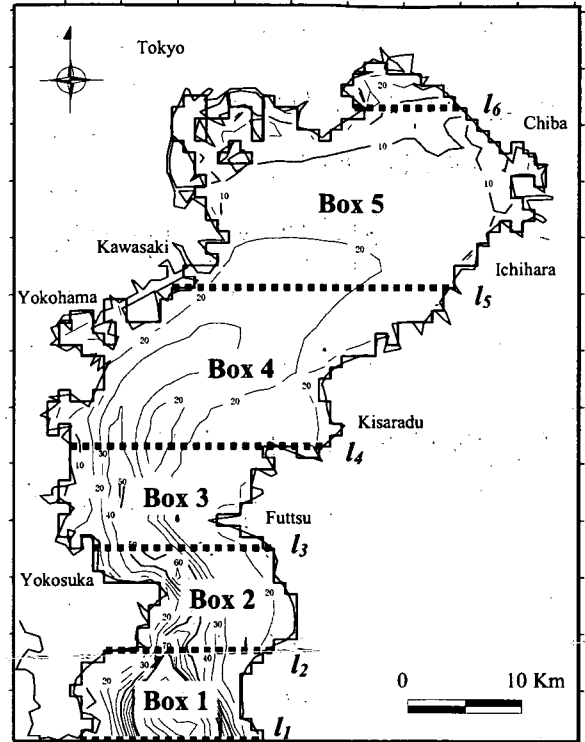


図-16 東京湾の領域分割

植物プランクトン： $[Phy]$  ( $mgC/m^3$ )

$$\frac{d[Phy]}{dt} = B1 - B2 - B6 \quad (42)$$

光合成による増殖：B1

$$B1 = v_1(T) \cdot v_1([Nut]) \cdot v_2(I) \cdot [Phy] \quad (43)$$

$$v_1(T) = \alpha_1 \exp(\beta_1 T) \quad (44)$$

$$v_1([Nut]) = \frac{[Nut]}{[Nut] + K_{Nut}} \quad (45)$$

$$v_2(I) = \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \quad (46)$$

枯死：B2

$$B2 = v_2(T) \cdot [Phy] \quad (47)$$

$$v_2(T) = \alpha_2 \exp(\beta_2 T) \quad (48)$$

沈降：B6

$$B6 = w_{Phy} \cdot [Phy] \quad (49)$$

ここで、 $[Phy]$  は植物プランクトン量 ( $mgC/m^3$ )、 $T$  は水温 ( $^{\circ}C$ )、 $\alpha_1$ 、 $\beta_1$  は  $0^{\circ}C$  における最大成長速度 ( $day^{-1}$ )、温度係数 ( $^{\circ}C^{-1}$ )、 $K_{Nut}$  は全無機態栄養塩の摂取に関する半飽和定数、 $I$ 、 $I_{opt}$  は光強度、最適光量 ( $ly/day$ )、 $\alpha_2$ 、 $\beta_2$  は  $0^{\circ}C$  における枯死速度 ( $day^{-1}$ )、温度係数 ( $^{\circ}C^{-1}$ )、 $w_{Phy}$  は植

物プランクトンの沈降速度 ( $m/day$ ) である。

栄養塩（リン酸態リン）： $[Nut]$  ( $\mu g-at/l$ )

$$\frac{d[Nut]}{dt} = -[P:C_{Phy}] \cdot B1 + B3 + B4 \quad (50)$$

光合成による増殖：B1

流入負荷：B3

$$B3 = \beta_3 \cdot Q \quad (51)$$

底泥からの溶出：B4

$$B4 = (\alpha_4 \cdot [DO] + \beta_4) \cdot \frac{(A_s - A_b)}{A \cdot \Delta z} \quad (52)$$

ここで、 $[Nut]$  は栄養塩濃度 ( $\mu g-at/l$ )、 $[P:C_{Phy}]$  は植物プランクトン中のリン・炭素元素組成比 ( $P$  はリンの元素記号を意味する) であり、右辺第 1 項は植物プランクトンによる摂取量を表している。また、 $\beta_3$  は河川の栄養塩濃度 ( $mgP/l$ )、 $Q$  は日平均の河川流量 ( $m^3/sec$ )、 $\alpha_4$  は栄養塩の底泥からの溶出量が溶存酸素量の関数で表現できるとして実測値から推定された 1 次近似式の係数、 $\beta_4$  は溶出速度 ( $mgP/m^2/day$ )、 $A_s$ 、 $A_b$ 、 $A$  はそれぞれ各層の上面面積 ( $m^2$ )、下面面積 ( $m^2$ )、層平均面積 ( $m^2$ )、 $\Delta z$  は層厚 ( $m$ ) である。 $[DO]$  は後述の DO 濃度を表現している。

表-2 生態系モデルに用いたパラメータ値

<b>Phytoplankton</b>	
Potential Growth Rate at 0°C, $\alpha_1$ :	0.852(day <sup>-1</sup> )
Temperature Coefficient, $\beta_1$ :	0.069(°C <sup>-1</sup> )
Half saturation for PO <sub>4</sub> -P, $K_{Nut}$ :	0.2(mgC/m <sup>3</sup> )
Optimum light intensity for photosynthesis, $I_{opt}$ :	200(ly/day)
Mortality at 0°C $\alpha_2$ :	0.030(day <sup>-1</sup> )
Temperature Coefficient, $\beta_2$ :	0.0693(°C <sup>-1</sup> )
Sinking Rate, $w_{phy}$ :	
at 0m ≤ Depth < 4m:	0.5(m/day)
at Depth ≥ 4m :	0.2(m/day)
[Chl-a:C <sub>phy</sub> ] Ratio of Phytoplankton:	0.026
<b>Nutrient</b>	
[P:C <sub>phy</sub> ] Ratio of Phytoplankton :	0.786E-3
Release rate PO <sub>4</sub> -P from Bottom, $\alpha_4[DO] + \beta_4$	
$\alpha_4, \beta_4$ :	表-3
<b>Detritus</b>	
Sinking Rate, $w_{det}$ :	
at 0m ≤ Depth < 4m:	1.0(m/day)
at Depth ≥ 4m :	0.1(m/day)
<b>DO</b>	
Reaeration Coefficient, $k_o$ :	0.15(day <sup>-1</sup> )
[TOD:C <sub>phy</sub> ] Ratio of Phytoplankton :	3.47E-3
Sediment Oxygen Demand at 20°C, $SOD_{20}$ :	表-4
Correction Coefficient of Temperature at 20°C, $\theta^{(T-20)}$ :	1.05

デトリタス : [Det] (mgC/m<sup>3</sup>)

$$\frac{d[Det]}{dt} = B2 - B5 \quad (53)$$

枯死 : B2

沈降 : B5

$$B5 = w_{det} \cdot [Det] \quad (54)$$

ここで, [Det]はデトリタス量(mgC/m<sup>3</sup>),  $w_{det}$ はデトリタスの沈降速度(m/day)である。

DO濃度 : [DO] (mg/l)

$$\frac{d[DO]}{dt} = BD1 - BD2 + BD3 \quad (55)$$

光合成による酸素供給 : BD1

$$BD1 = [TOD:C_{phy}] \cdot B1 \quad (56)$$

底泥による酸素消費 : BD2

$$BD2 = SOD_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \frac{(A_s - A_b)}{A \cdot \Delta z} \quad (57)$$

再ばっ気 : BD3

$$BD3 = k_o \cdot ([DO_s] - [DO]) \quad (58)$$

表-3 各ボックスにおける $\alpha_4$ と $\beta_4$ の値

Box	1	2	3	4	5
$\alpha_4$	0.0	0.0	-3.59	-3.05	-0.803
$\beta_4$	0.0	0.0	36.5	35.9	10.2

表-4 各ボックスにおける $SOD_{20}$ の値

Box	1	2	3	4	5
$SOD_{20}$	0.0	0.0	0.70	2.10	2.50

ここで, [DO]はDO濃度(mg/l), [TOD:C<sub>phy</sub>]は植物プランクトンの全酸素要求量と炭素の組成比,  $SOD_{20}$ は20°Cにおける酸素消費速度(mg/m<sup>2</sup>/day),  $\theta^{(T-20)}$ は温度補正係数, [DO<sub>s</sub>]は飽和DO濃度(mg/l),  $k_o$ は再ばっ気係数(day<sup>-1</sup>)である。[DO<sub>s</sub>]の計算にはFoxの式を利用している。

#### 4. 東京湾への適用

##### 4.1 計算条件

過去の水質および底質の観測結果に基づいて, 東京湾を湾口から湾奥に向かって5つの領域(Box1~Box5)に区分した。図-16に領域区分を示す。鉛直方向には各領域の海面から海底までを最大18層に分割している。一般的に夏場の東京湾湾奥の透明度は約2m程度であることから, 表層の有光層厚はその2倍の4m程度であると推測できる。表層の有光層を1m間隔(水深0m~4m), それ以深を4m間隔(4m~海底)で分割することにより, 各領域の層分割数は湾口部のBox1から順に18層, 17層, 15層, 13層, 10層になる。

また, 各層の水域面積および各領域を区分する湾の短軸方向(y方向)の幅員は, 海図の水深データを基に補間した1km正方形格子水深データから見積られている。

海面における境界条件としては, 気象庁月報(地上気象観測資料)(気象庁, 1999)より得られた1999年の横浜における気温, 水蒸気圧, 風速の日平均値に1ヶ月移動平均を施した1年分の時系列を各ボックスに一樣に与えることとした。風速は湾軸方向に沿う成分を抽出し, 熱収支計算にはその絶対値を, 流れの計算には湾軸方向のベクトル成分値で与えた。また, 全天日射量, 雲量については東京湾に面する観測地点のうち唯一観測値が得られている東京の日平均値で代用し全Boxに対して同様に与えた。

流入する河川流量については, 湾内に流入する一級河川の平均的な総量を, 洪水時での流量のピークをより際立たせるためにsin関数の5乗で近似し, 1年分の時系列

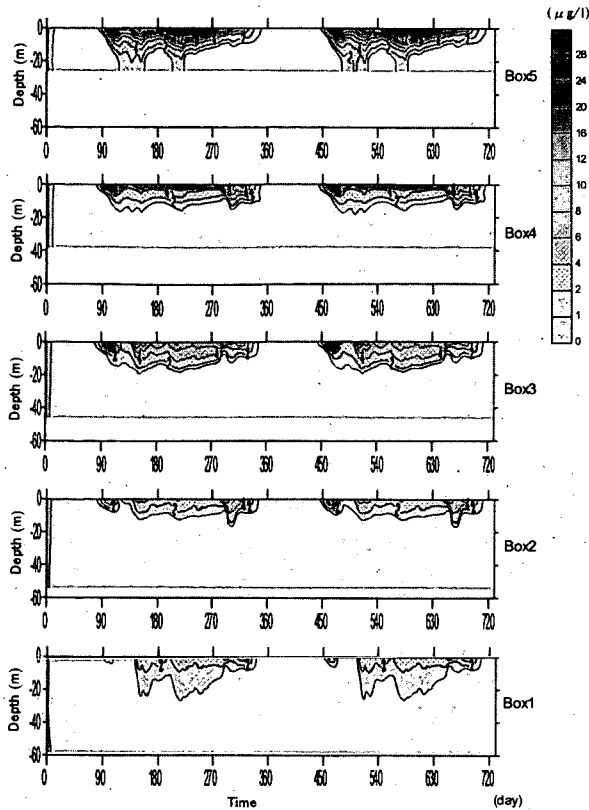


図-17 各ボックスにおける Chlorophyll-a の鉛直分布の時系列変化

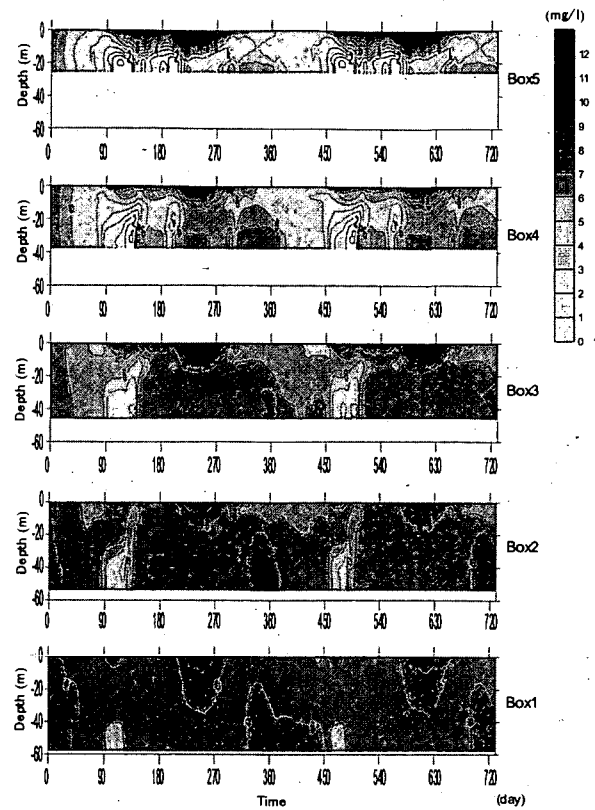


図-18 各ボックスにおける DO 濃度の鉛直分布の時系列変化

(60~260m<sup>3</sup>/sec, 7月最大)として湾奥部の Box5 の表層に与えた。また、河川水温は年間の平均的な変動(8~20℃)を sin 関数で近似し同様に与えた。栄養塩の負荷量は濃度一定(0.4mgP/l)として流量に比例させて与えた。

湾口部の開境界においては、水温は湾口部付近での実測値を参考に sin 関数で近似し1年分の時系列(13~18℃)として与えた。塩分は外洋域では年間を通して殆ど変化がないものとして一定値(34.0)を与えた。栄養塩量、植物プランクトン量、デトリタス量は外洋域では極めて少ないと仮定し、それぞれにゼロを与えた。DO濃度は水温に依存した飽和値を与えた。

水質評価モデルに用いたパラメータについては、既往の文献(松梨, 1993; 横山, 1993; Yanagi and Onitsuka, 2000)や過去の東京湾における実測値に基づいて、各種パラメータを決定した。表-2にその一覧を示す。栄養塩の底泥からの溶出に関わる係数については、溶出量が DO 濃度の関数として表現できるものと仮定して実測値(環境庁, 1997; 1998)から各海域で推定した値を採用した(表-3)。また、酸素消費速度  $SOD_{20}$  は実測値(環境庁, 1997; 1998)を基に各海域の平均的な値を採用した(表-4)。

#### 4.2 計算結果

1999年の1年間を対象に長期再現計算を試みた。長期間の計算結果に初期条件設定が強く影響しないことを確認するために、予備計算として同じ条件下で1年分の計算を行った後に1999年1月からの本計算を開始した。図-17, 18に各 Box における Chl-a と DO 濃度の鉛直分布の時系列を示す。横軸は計算時間(日数)を表しており、0~365日までの1年間が予備計算期間、残りの365~730日が対象となる1999年の本計算期間である。なお、Chl-a は植物プランクトン量から換算係数([Chl-a:  $C_{phy}$ ]=0.026)を用いて換算した。

都合2年分の計算を行った結果、予備計算分の開始直後数日間を除けば、1年目と2年目の変動はほぼ同じであり、初期値の影響は2年目には殆どないことがわかる。なお、ここでは示していないが、50年間の長期計算を行ったところ、各水質指標は発散することなく年周期変動を繰り返すことが確認されている。また、春期から夏期にかけての成層発達期には、湾奥側の Box4 および Box5 の表層において Chl-a が 20 µg/l を超える高濃度状態にあり、赤潮の発生を再現できている。ほぼ同期間の同領域における DO 濃度は表層で 10mg/l を超える過飽和状態に

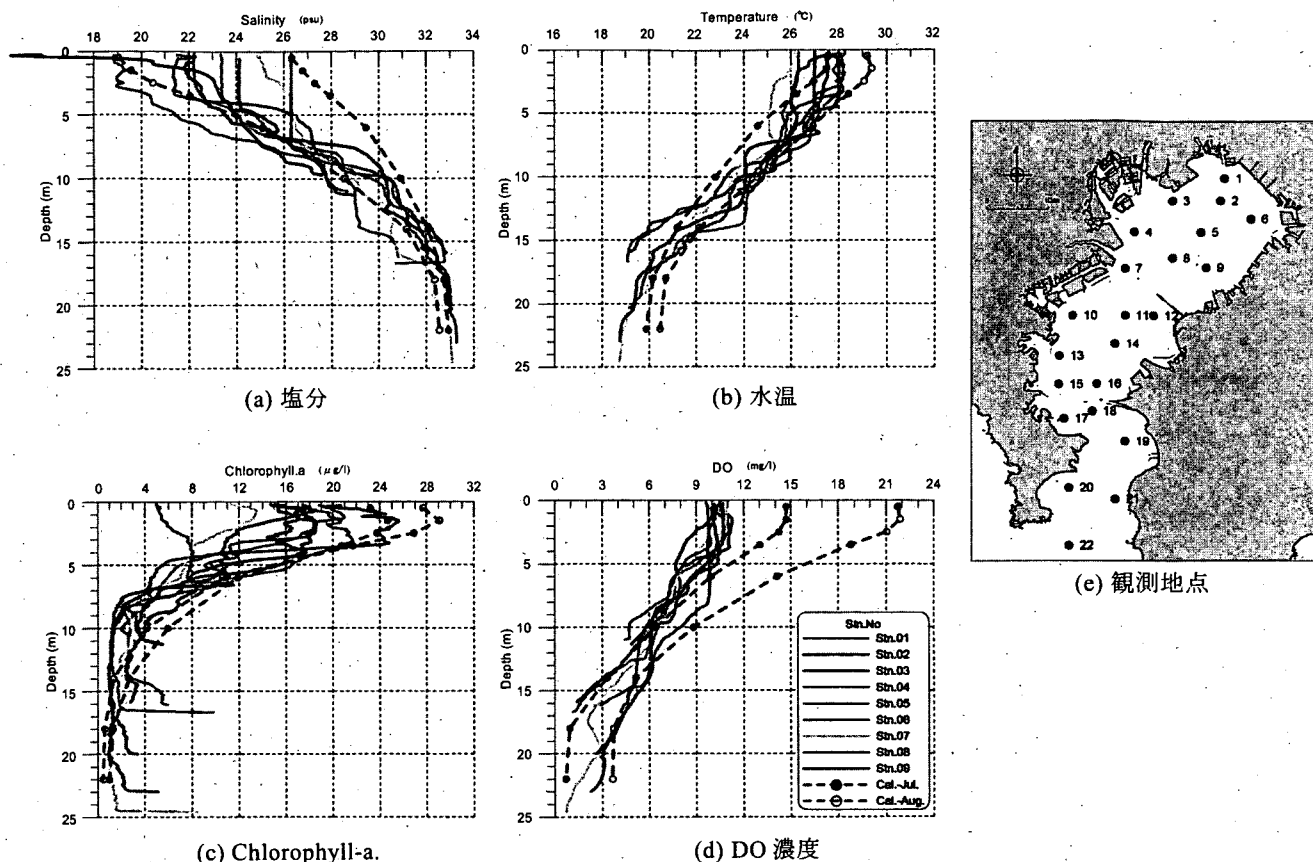


図-19 湾奥部 (box5) における計算値と観測値 (1999年7月) の比較

あるものの、底層で3mg/lを下回っており、底層の貧酸素化も再現できている。このように、東京湾への適用結果は季節的な変動の特徴を良く再現していると言える。

次に成層が発達し水質の悪化が特に問題となる夏期における塩分、水温、Chl-a、DO濃度の鉛直分布について比較する(図-19参照)。観測値には1999年7月から10月にかけて東京湾で広域的に実施された現地観測結果(定点22測点)(中山ら, 2000b)のうち、Box5に対応する水域の観測地点(St.1~St.9)において7月27日に実施されたデータを用いる。また、計算値には観測値が7月下旬のデータであるため、7月および8月の計算結果を示すこととする。図中において実線は各測点における実測値であり、破線は7月(Cal.-Jul.)と8月(Cal.-Aug.)の計算値である。

実測値と計算値を比較すると、対象とする時間・空間スケールより小さいスケールの現象は再現できていない(塩分の観測結果に現れる表層の急激な躍層等)。これらの値の絶対値を論ずることは、本モデルの適用外のスケールの現象についての議論となる。しかしながら、Chl-aの表層での増殖、DO濃度の底層における貧酸素化等の成層期における水質指標の鉛直的な特徴はよく表現

されており、本モデルは成層期における水質指標を概ね再現可能であると言える。

#### 4.3 本モデルの内湾域の総合的環境把握への適用例

東京湾へのモデルの適用結果を用いて、対象期間とする1999年1年間における赤潮の発生日数を見積った。赤潮発生日数については優占する植物プランクトンの種により発生状況が異なると思われるが、ここではChl-aが20 µg/l以上を赤潮としてその日数を数えた。また、貧酸素水塊発生日数については、DO濃度が3 mg以下を貧酸素状態とした。その結果、赤潮発生日数はBox1~3では0日、Box4の表層では10日前後、Box5の表層では約180日、貧酸素水塊発生日数はBox1~3では0日、Box4の底層では90日前後、Box5の表層では約240日であった。

本モデルを用いることにより、このような水質指標の季節的な変動、空間的な差異、外力および負荷に対する応答を考慮したマクロ的指標による評価が数年、十数年の単位で可能となる。例えば、ある地域での埋立地造成や干潟造成によって湾内全域にどのように影響が伝わり、どこが最も顕著に影響を受けるのかといった評価が可能となる。

また、図-17,18に示される2年間のChl-aおよびDO濃度の各ボックスの変遷や図-19に示されるボックス内の塩分の鉛直構造などを見ると、3次元生態系モデルによる計算に匹敵する情報を再現することができているように見える。この種のモデルの有用性は、その計算の簡便さにある。その簡便さを利用して大量の計算ケースを実行し、影響の感度解析や、影響元の逆推定などに本モデルを適用していくことが、今後の課題である。そのためには、モデルの定量的検証を進めるとともに、評価指標の検討・相互比較などを行っていくことが必要である。

## 5. おわりに

内湾域の環境施策を支援する近年の技術開発の歴史を振り返ると、観測手法・シミュレーション手法の制約からマクロな視点での環境把握を基礎に議論されていた時代、個別のミクロな機構が解明された時代、生態系を含む多様な環境要素に対しての研究が行われた時代があったことが示された。そして再度、総合的な環境評価・把握を目指すために、環境評価・把握のマクロ化の時代が到来したと著者らは考えている。

ただし、そのマクロ化は、以前のマクロ化の再来ではなく、今までの技術開発の統合として、ミクロな視点とマクロな視点を両立させた上での、あるいは物理過程と生物過程とを統合した上でのマクロ的な環境把握であることが求められている。

そこで、ミクロな流動環境をマクロな水質評価モデルに組み込むことによって、ミクロ的環境とマクロ的環境を統合化するモデルの一つとして、MELID-MBを提案し構築した。本モデルは、不確定なパラメータの推定を行わずに海洋構造の変化に伴う流動場の変化を評価できる点で、他の多くの鉛直1次元モデルやボックスモデルと比較して実用的で汎用性に優れているという特徴を持つ。本モデルを東京湾に適用した結果、安定して長期間の計算を行えることが確認できた。また1999年夏期における実測値と比較したところ、完全ではないものの塩分、水温、Chl-a、DO濃度の鉛直分布を比較的良く再現できることが示された。さらに、本モデルは計算が簡便であるにもかかわらず、3次元生態系モデルによる計算に匹敵する情報を再現することができているように見える。

では、そうした3次元流動モデルと3次元生態系モデルの統合による精密なモデル化や、環境評価の方向性が否定されたのかというと、そうではない。あくまで、本方法は、卓越するミクロ機構が既知である場合のみに適用可能であり、モデルに明示的に組み込まれていない現

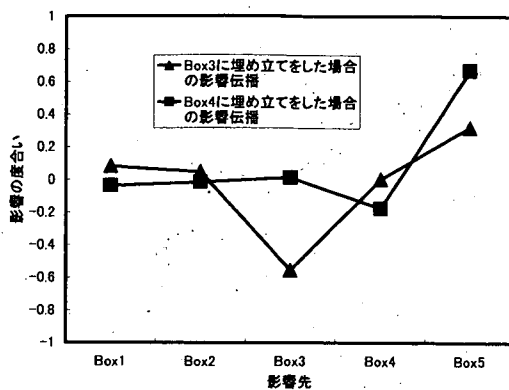


図-20 MELID-MBによる埋め立ての影響伝播解析の例

象への適用はできないのである。したがって、未知の現象を含め、支配要因が明確でない現象については、3次元非定常の基礎方程式に立脚した検討というのは不可欠であるし、そのための技術開発も急務である。ミクロ化を取り込んだマクロ的手法は、そうした基礎研究により現象の支配要因が明確になっている場合のみ、十分な信頼性を持った方法となるということを忘れてはならない。

また、このようなマクロ化の方向性が必要な理由として、モデルの簡素化によるシミュレーションの簡便性を向上させるということが上げられる。モデルが簡便になれば、大量の計算ケースを実行し、影響の感度解析を行い、政策判断の判定指標とすることや、現状の環境状態から、影響元の逆推定などに利用することができようになる。

例えば、4章で検討した東京湾への適用例を用いると、図-20に示すような検討が行える。この図は、同じ面積の埋立地をBox3に造成した場合とBox4に造成した場合の湾内への影響伝播を比較しており、影響の度合いの判定指標には、対象となるBox内における水塊の滞留時間を用いていたものである。Box3に埋立地を造成した場合には、▲印で、Box4に造成した場合には■印で影響度合いを示している。図示されるようにBox3に埋立地造成をすると、Box3そのものには、■印で示されるBox4に埋立地を造成した場合より大きな負の影響が及んでいる。一方、湾内の他のBoxへの影響を見ると、Box4に埋立地を造成した場合、Box3に埋立地を造成した場合より大きな影響が湾奥のBox5に及んでいることが判る。こうした解析を行うことによって、湾内全体への事業影響を確認しながら計画の立案をサポートするツールとして利用することが本モデルで可能となる。

本検討により得られた成果をとりまとめると、以下の2点となる。

- (1) 現在の環境施策検討に合目的なモデルは、ミクロ

的環境とマクロ的環境を統合したモデルであることを示し、MEL1D-MBモデルという新しい視点に立ったモデルを開発した。

(2) 開発したモデルは、事業が水質に及ぼす影響の感度解析・影響解析等を行うことができ、環境施策の計画・立案・評価を行うための政策支援ツールとして活用することができる。

モデルの精度検証・ケーススタディを進め、汎用化された政策支援ツールとして活用できるようブラッシュアップしていくことが、今後の課題である。

(2001年8月31日受付)

### 参考文献

- 岡田知也・中山恵介・日比野忠史・細川恭史 (2000) : 大船渡湾における湾外水の密度変動が湾内水環境に及ぼす影響の定量的評価、港湾技術研究所報告, Vol. 39, No. 2, pp. 73-98.
- 金子安雄・堀江毅・村上和男・上野信行・久保正則 (1973) : 大阪湾の潮流と物質拡散に関する模型実験、港湾技術研究所報告, Vol. 12, No. 3, pp. 99-201.
- 金子安雄・堀江毅・村上和男 (1975) : ADI法による潮流汚染拡散の数値計算—大阪湾に適用した場合について—、港湾技術研究所報告, Vol. 14, No. 1, 61p.
- 環境庁 (1997) : 平成8年度海域における底泥からの栄養塩類溶出把握実態調査。
- 環境庁 (1998) : 平成9年度海域における底泥からの2次汚濁物質の原因となる栄養塩類溶出把握調査。
- 気象庁 (編集) (1999) : 気象庁月報, 地上気象観測資料 CD-ROM.
- 才野敏郎 (1988) : 東京湾における栄養塩類の循環、沿岸海洋研究ノート, Vol. 25, No. 2, pp. 114-126.
- シーブルー・テクノロジー研究委員会 (1989) : シーブルー計画、シーブルー・テクノロジー研究委員会, 239p.
- 多部田茂, 藤野正隆, 千足浩平, 北澤大輔 (2000) : 数値実験による東京湾の海水交換に関する検討, 日本沿岸域学会論文集, No.13, pp.123-130.
- 土木学会海岸工学委員会地球環境問題研究小委員会 (2000) : 沿岸域における広域環境問題の取り組み、第三期地球環境問題研究小委員会調査研究報告, pp.1-1-1・1-5-20.
- 中山恵介, 佐藤圭洋 (1999) : LES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.
- 中山恵介, 堀川康志, 江島敬三 (2000a) : 樹林群を考慮した浅水流モデル, 水工学論文集, 第44巻, pp.801-806.
- 中山恵介 (2000) : 成層場における固液混相流LESモデルの開発, 水工学論文集, 第44巻, pp.879-884.
- 中山恵介, 岡田知也, 野村宗弘, 日比野忠史, 細川恭史, 古川恵太 (2000b) : 大潮, 小潮期における湾外水の影響, 海岸工学論文集, 第47巻, 土木学会, pp.421-425.
- 中山恵介・岡田知也・宮野仁・古川恵太 (2001) : 内湾の環境評価を目指したMEL1D-MBモデルの構築と東京湾への適用、第16回海洋工学シンポジウム、日本造船学会。
- 日比野忠史・野村宗弘・岡田知也・古川恵太 (2000) : 東京湾における密度構造の変化と流れ場、港湾技術研究所報告, Vol. 39, No. 1, pp. 25-55.
- 日向博文・八木宏・吉岡建・灘岡和夫 (2000) : 黒潮系暖水波及時における冬季東京湾湾口部の流動構造と熱・物質フラックス、土木学会論文集, No. 656/II-52, pp. 221-238.
- 古川恵太・細川恭史 (1998) : 物質循環モデルの構築と3次元計算の計算事例、港湾技術研究所報告, Vol. 33, No. 3, pp. 27-56.
- 古川恵太・平野隆幸・細川恭史 (1994) : グチ式造流堤による造流効果、港湾技術研究所報告, Vol. 33, No. 1, pp.37-66.
- 古川恵太・桑江朝比呂・細川恭史 (1999) : 干潟環境調査、港湾技研資料, No. 947, p.91.
- 細川恭史 (1991) : 浅海域での生物による水質浄化作用、沿岸海洋研究ノート, Vol. 29, No. 1, pp. 28-36.
- 松山優治・当麻一良・大脇厚 (1990) : 東京湾の湧昇に関する数値実験、沿岸海洋研究ノート, Vol. 28, No. 1, pp. 63-74.
- 松梨順三郎 (編著) (1993) : 環境流体汚染, 森北出版株式会社。
- 村上和男 (1998) : 閉鎖性内湾域の海水浄化に係わる水理・水質環境に関する研究、港湾技研資料, No. 900, 142p.
- 柳哲雄 (1989) : 沿岸海洋学、厚生社厚生閣、154p.
- 柳哲雄 (1997) : 東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水・塩分・DIP・DIN収支、沿岸海洋研究, 第35巻, 第1号, pp.93-97.
- 横山長之 (総合編集) (1993) : 海洋環境シミュレーション—水の流れと生物—, 白亜書房。
- Adreaas, E. L. (1987) : Spectral measurements in a disturbed boundary layer over snow, *J. Atmos. Sci.*, 44, 1912-1939.

- Antonia, R. A., and B. R. Satyaprakash (1981) : Kolmogorov constants for structure functions in turbulent shear flows, *Quart. J. Royal Meteor. Soc.*, 107, 579-589.
- Deardorff, J. W. (1980) : Stratocumulus-Capped Mixed Layers Derived from a Three-Dimensional Model, *Boundary-Layer Meteorol.*, 18, 495-527, 1980.
- Deardorff, J. W. (1975) : The development of boundary-layer turbulence models for use in studying the severe storm environment, *Proc. SESAME Meeting, Boulder, NOAA-ERL*, 251-264.
- Hinze, J. C. (1959) : *Turbulence*, McGraw-Hill, 1959.
- Hosokawa, Y. (1994) : Remediation work for mercury contaminated bay. *Water Science and Technology*, Vol. 28, No. 8-9, pp. 339-348.
- Horie, T. and Y. Hosokawa (1985) : Mathematical Model for the Prediction of Phosphorus Release, 港湾技術研究所報告, Vol. 24, No.1, pp. 43-68.
- Klemp, J. B., and R. B. Wilhelmson (1978) : The Simulation of Three-Dimensional Convective Storm Dynamics, *J. Atmos. Sci.*, 35, 1070-1096.
- Lilly, D. K., D. E. Waco, and S. I. Adelfang (1967) : The representation of small-scale turbulence in numerical simulation experiments, *Proc. IBM Sci. Comput. Symp. on Environmental Science*, 195-210.
- Mellor, G. L., and T. Yamada (1982) : Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems, *Rev. Geophys. Space Phys.*, 20, 851-875.
- Nakayama, K., Tadashi H., Yasushi H. and Hiroichi T. (1999) : Water quality management technique at enclosed bay, *The Coastal Environmental Science and Technology (CEST) Panel of the United States-Japan Cooperative Program in Natural Resources (UJNR)*, pp.128-139.
- Park, J. C., T. Okada, K. Furukawa, K. Nakayama and Y. Hosokawa (2000) : Numerical Study on the Flow Characteristics of Tide-Induced Jet, *Report of the Port and Harbour Reserach Institute*, Vol.39, No.2, pp.3-24, June.
- Paquin, J. E. and S. Pond (1971) : The determination of the Kolmogoroff constants for velocity, temperature and humidity fluctuations from second- and third-order structure functions, *J. Fluid Mech.*, 50, 257-269.
- Schumann, U. (1991) : Subgrid Length-Scales for Large-Eddy Simulation of Stratified Turbulence, *Theoret. Comput. Fluid Dynamics*, 2, 279-290.
- Schmidt, H. and U. Schumann (1989) : Coherent structure of the convective boundary layer derived from large-eddy simulations, *J. Fluid Mech.*, 200, 511-562.
- Yabe, T., Takeo, I. and Yusaku, K. (1990) : A multidimensional cubic-interpolated pseudoparticle (CIP) method without time splitting technique for hyperbolic equations, *Journal of The Physical Society of Japan*, Vol.59, No.7, pp.2301-2304.
- Yanagi, T. and G. Onitsuka (2000) : Seasonal variation in lower trophic level ecosystem of Hakata Bay, Japan. *J. Oceanogr.*, 56, 233-243.