

総合的内湾水質評価モデルの構築と東京湾への適用

岡田 知也*・中山 恵介*・宮野 仁**・古川 恵太***

簡便な総合的・平均的な内湾域の総合的な水質変化および影響評価ができるモデルとして MEL1D-MB (Marine Environmental Laboratory, vertical one Dimensional-Mult Box model) を提案し、東京湾への適用した。本モデルは計算容量を軽減するため種々の仮定・平均化を行っているが、一方で、LES を用いることによって流動場に対する不確定パラメータを排除している。東京湾への適用の結果、本モデルは水質の季節的変動、平均化された空間的特性を表現できることが示された。

1. はじめに

近年の水質評価モデルの発展は目覚しく、様々な現象のモデル化が可能となっている。その結果、小さな空間スケールの現象や数日スケールの現象までも表現可能になりつつある。例えば、東京湾の Chl-a 再現計算では、生物・化学的不安定性による変動は一致させることはできなくても、物理的流動変動に伴う変動ならば季節変動以下の時間スケールの現象までも一致できる段階になりつつある(例えば、鯉渕ら, 2001)。また、単なる流動場の計算にしても、構造物周りおよび背後の流れ、またその影響による懸濁物の堆積等も比較的良好な精度で計算可能になっている。このような比較的精緻なモデルは、そのモデルでしか表現できない現象の解明や境界条件が明確に決定されたある個別事業に対する環境影響評価手法として欠かせない。例えば、夏場の成層期の流れを再現し、青潮等の非定常な現象をミクロな視点で検討することに適している。

しかし、そうした個別事業による環境対策の実施に平行して、流域圏、湾域での総合的な環境管理を目指す機運が高まってきた(総合科学技術会議自然共生型流域圏・都市再生技術研究イニシアチブ、東京湾再生会議等)。その中では、湾内の環境を総合的に判断する環境評価指標が求められている。例えば、湾奥部に人工干潟を作り、湾中央部に人工島をつくり、湾口部を浚渫したらどうなるか。また、人工島の場所を同じ湾中央でも湾口側にしたらどうなるか、干潟を湾口部に作ったらどうか等、種々のイメージが錯綜する。最終的にどのようなデザインが最適であるのかと言う問いに対して、全てのパターンについて前述のようなモデルを用いると非現実的な時間を要する。ある程度の絞込みをした後、前述のモデルを用いて意思決定するのが常套手段であると思われる。しか

しながら、現状では、デザインの絞込みに適したモデル・枠組みは意外と少ない。その理由として、一つにはそのようなモデルには学術的先進性がないこともあるが、様々な現象把握が進み空間的に平均化されたモデルでは忠実な現象再現が難しいと言ったことが判ってきたことにより、平均的なモデルを用いた予測・評価に対する精度保証が困難であることが強いと思われる。だが良く知られているように、長期時間スケールで見た場合の内湾域の富栄養化の要因は、負荷量の増大、埋込に伴う水域減少による海水交換率の低下(例えば、宇野木・小西, 1998)、自然海浜の消滅による自然浄化能力の低下(例えば、古川・細川, 1998)等である。長期間スケールでは、このようなマクロ的な要因で内湾域の水質をある程度の精度で表現することは可能であろうと思われる。

そこで、本研究では、既往の研究によって得られた多くのミクロ的な知見をモデルに取り入れつつも、長期計算が比較的容易にでき、湾内の総合的・平均的な水質変化および影響評価ができるマクロな視点に立った内湾環境評価モデルの構築を目指した。

2. モデルの概要

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。これらのモデルは、構造が単純であり、目的の環境条件の支配条件や影響伝播の検討を多くの計算ケースを実施することで数値実験としてマクロに検討することに適している。しかし、これまでの鉛直 1 次元モデルやボックスモデルには、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で表現される微細な乱流成分の格子内空間平均をとる手法である Large-Eddy Simulation (LES) 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

* 正会員 博(工) 国土交通省国土技術政策総合研究所沿岸海洋研究部 海洋環境研究室 主任研究官

** 正会員 (株)エコー 沿岸デザイン本部 環境水工部 課長

*** 正会員 工 修 国土交通省国土技術政策総合研究所沿岸海洋研究部 海洋環境研究室 室長

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。

2.1 流動モデル

基礎式は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）を用いている。

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。 y 方向流速は傾圧成分のみによって発生するものとし、潮流成分による流速は x 方向成分のみとした。また、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(古川ら, 2001)。

水平方向と鉛直方向の乱流モデル(Mellor and Yamada, 1982; Klemp and Wilhelmson, 1978; Deardorff, 1975, 1980)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。

$$0 = \frac{K_{mv}}{\text{Pr}_t} N^2 + \frac{K_{mv}}{2} \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 - \frac{C_\epsilon}{l_v} E_v^{3/2} \dots\dots\dots (1)$$

$$E_v = \left[\frac{l_v}{C_\epsilon} \left\{ \frac{K_{mv}}{\text{Pr}_t} N^2 + \frac{K_{mv}}{2} \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \right\} \right]^{2/3} \dots\dots\dots (2)$$

$$K_{mv} = C_m E_v^{1/2} l_v \dots\dots\dots (3)$$

$$K_{hv} = \frac{K_{mv}}{\text{Pr}_t} \dots\dots\dots (4)$$

$$\text{Pr}_t = \text{Pr} \cdot \left(1 + \frac{0.3 \cdot l_v N^2}{E_v} \right) \dots\dots\dots (5)$$

ここで、 K_{mv} は鉛直渦粘性係数、 K_{hv} は鉛直渦拡散係数、 N はブラント・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_ϵ 、 C_m はLES定数である。 y 方向の流速成分は x 方向の流速成分と比較して小さいと仮定し、 x 方向の流速成分のみ考慮した。

同様に、水平方向の拡散係数を導くことができる。

$$E_h = \left[\frac{l_h}{C_\epsilon} \left\{ \frac{1}{2} C_m E_h^{1/2} l_h \left(\frac{u}{l_h} \right)^2 \right\} \right]^{2/3} = \frac{C_m}{2 C_\epsilon} u^2 \dots\dots\dots (6)$$

$$K_{mh} = C_m E_h^{1/2} l_h \dots\dots\dots (7)$$

$$K_{hh} = \frac{K_{mh}}{\text{Pr}_t} \dots\dots\dots (8)$$

$$\begin{cases} C_m = 0.0865 \\ C_\epsilon = 0.845 \\ \text{Pr} = 0.42 \end{cases} \dots\dots\dots (9)$$

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MEL1D-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。

2.2 水質評価モデル

本モデルで計算される水質評価指標として、Chl-a濃度や栄養塩濃度の滞留時間および赤潮や貧酸素水塊の年間発生日数等を考えている。そこで、それらの水質指標の季節的な変動、空間的な変化、外力および負荷に対する応答を、年～十年スケールで評価できるモデルとなるように水質評価モデルを構築した。そのため、モデルに含まれるコンパートメントは極力減らし、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としている。

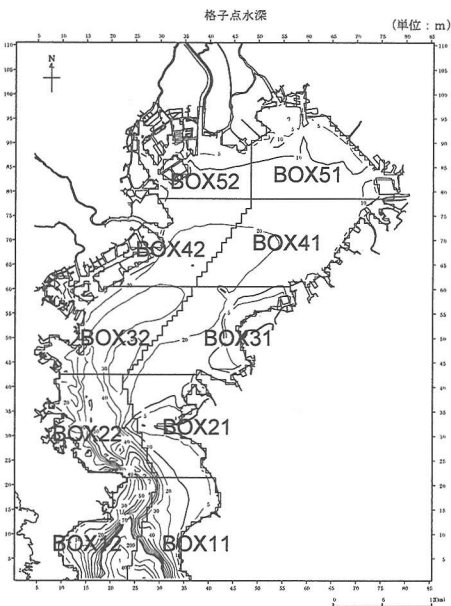
モデルは植物プランクトン(Chl-a濃度)、溶存態の栄養塩濃度、デトリタス、溶存酸素濃度(DO濃度)の4つのコンパートメントを対象として構築する。溶存態の栄養塩は東京湾の栄養塩律則を考慮し、リン(リン酸態リン; $\text{PO}_4\text{-P}$)のみを対象とする。植物プランクトンは珪藻類を対象とした。また、干潟・藻場等の浅場の影響はデトリタスや植物プランクトンの沈降速度を大きくすることによって吸着の効果を表現した。

3. 東京湾への適用

3.1 計算条件

過去の水質および底質の観測結果に基づいて(例えば、二宮ら, 1996a, 1996b)、東京湾を湾口から湾奥に向かって5つの領域さらに東西に2分割し計10の領域(BOX11-BOX15, BOX21-BOX25)に区分した。図-1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。夏場の東京湾湾奥の透明度は2m程度であり、 $k=1.7/Z$ (k :消散係数、 Z :透明度)(高橋ら, 1996)かつ真光層厚は表面光の1%以上が到達できる範囲であることから(日本海洋学会, 1991)、表層4mに対しては1m間隔で分割した。それ以深に対しては4m間隔で分割した。

海面における境界条件は、1999年の横浜における気温、水蒸気圧、風速の日平均値(気象庁, 1999)に1ヶ月移動平均を施した1年分の時系列を各領域に一律に与えた。熱収支計算には風速の絶対値を用いるが、流れの



図一 東京湾地形分割

計算には湾軸方向の風速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の日平均値で代用し全領域に対して同様に与えた。

流入する河川流量は、江戸川、荒川、多摩川および鶴見川の流量を、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 (60~260 m^3/s , 7 月最大) として与えた (図-2)。また、河川水温は年間の平均的な変動幅である 8~30°C を $\sin$ 関数で近似し同様に与えた。PO₄-P の負荷量は濃度一定 (0.15 mgP/l) として与えた。

水温と塩分の湾口部の開境条件は実測値 (中山ら, 2000) を参考に鉛直分布を与えた。0~12 m 層の水温は 19~25°C, 36~60 m 層の水温は 15.5~18°C を $\sin$ 関数で近似し 1 年分の変動を与えた。ま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 0~8 m: 33.0, 8~60 m: 33.0~34.0 線形増加を与えた。外洋域における PO₄-P、植物プランクトン量、デトリタス量は極めて小さいと仮定し、それぞれに 0 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決定した。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。また、酸素消費速度は実測値 (環境庁, 1997; 1998) を基に各海域の平均的な値を採用した。

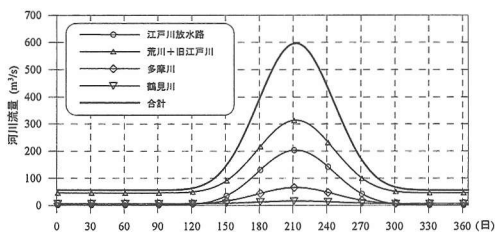


図-2 境界条件として与えた河川流量の時系列変化

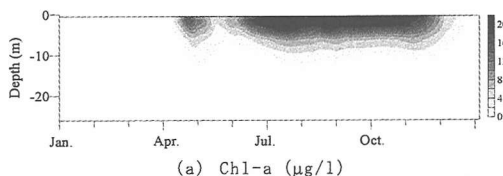
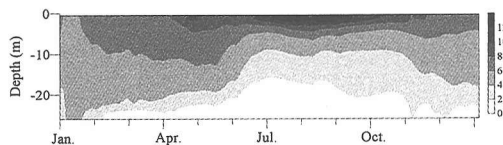
(a) Chl-a ($\mu\text{g/l}$)(b) DO 濃度 (mg/l)

図-3 BOX42 の Chl-a, DO 濃度の鉛直分布の時系列変化

3.2 計算結果

1999 年の 1 年間を対象に再現計算を試みた。初期条件の影響を除くため予備計算として 2 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-3 に計算結果の一例として湾奥 BOX42 における Chl-a と DO 濃度の鉛直分布の時系列を示す。

春期から秋期にかけての成層発達期には、表層において Chl-a が 20 $\mu\text{g/l}$ を超える高濃度状態を示し、赤潮の発生を再現できている。また、底層の DO 濃度は冬期の一部を除き 2 mg/l を下回っており、夏期には貧酸素水塊の層厚が増す等、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 Chl-a および DO 濃度の季節的な変動の特徴は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-4)。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, 2000) のうち、BOX51 に対応する水域の 3 観測地点において 7 月 28 日および 8 月 3 日に実施されたデータを用いる。また、計算値には 8 月 1 日に相当する計算結果を示す。図中において実線は各測点における実測値であり、破線は計算値である。

実測値と計算値を比較すると、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いる。しかしな

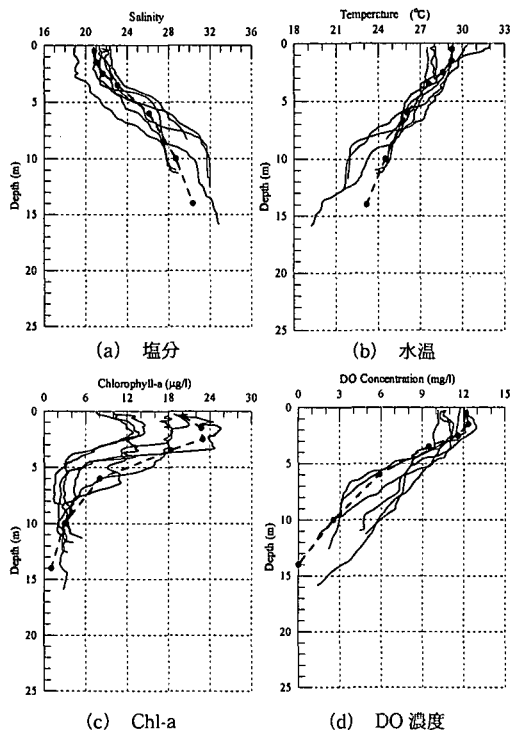


図-4 塩分、水温、Chl-a、DO濃度の鉛直分布の計算値と観測値の比較(実線:1999年7月28日、8月3日に実施されたBOX51領域内の観測値、破線:8月1日に相当する計算値)

から、水温・塩分の観測結果に現れる表層から中層に見られる急激な躍層等、現象を必ずしも再現できていない部分もある。表層から中層にかけて鉛直混合が弱めに計算されているのことに關しては、局所的な渦や流れが表現されないことや風成分を乱れに取り込んでいないことが原因と思われ、改良すべき点であるが、成層期における東京湾の水質特性を概ね再現可能であると言える。

このように、モデル構築に際して種々の仮定を用いたマクロ的視点にたったモデルがあるが、時間的には季節変動、空間的にはボックス領域分割スケールの水質変化ならば十分表現できていると思われる。

4. モデルを用いた環境影響伝播の検討

4.1 塩分の滞留時間

海域の特性を示す量として、滞留時間がある (Takeoka, 1984)。例えば、図-5(a), (b)は、西側および東側の各BOXの塩分の滞留時間の時系列変化を示したものである。ここで、BOX n の m 月の塩分の滞留時間 τ_n^m は、 m 月10日のBOX n の塩分を C_{0n}^m 、鉛直方向に積分された塩分量を M_{0n}^m として、

$$\tau_n^m = \int_0^\infty \frac{M_n^m(\tau)}{M_{0n}^m} d\tau \quad (10)$$

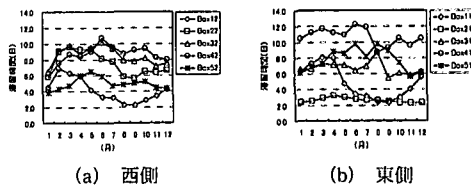


図-5 各領域の塩分の滞留時間(単位:日)

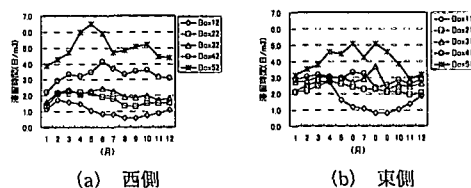


図-6 各領域の体積当りの塩分の滞留時間(単位:日)

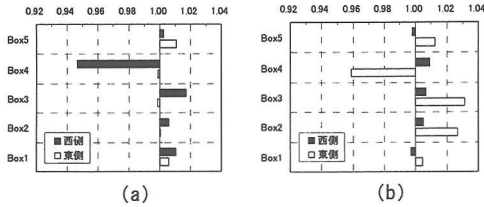
で定義した。 C_n^m の時間変化の計算は、BOX n の初期値が C_{0n}^m 、他のBOXの初期値が0の条件で行った。ただし、そうした塩分濃度の変化は、移流および拡散の状況を変化させてしまうので、移流・拡散の計算に用いる流速および塩分濃度勾配は、塩分の濃度調整を行わない条件で計算した値を準用した。したがって、ここでの塩分の滞留時間とは塩分のふるまいに近いトレーサの滞留時間を意味している。

図から①湾奥部BOX52, 42, 32, 51, 41における塩分の滞留時間は成層が発達する5月頃から増大し始めていること、②夏期の河川流量の増大時には、塩分の滞留時間が減少すること、③しかし、湾奥千葉側(BOX51)のみは河川の影響をそれほど大きくは受けず、塩分の滞留時間は減少しないこと、④一方、湾口部のBOX22, 12, 11は成層が形成される5月頃から塩分の滞留時間は減少すること、⑤BOX31, 21は1年を通じて塩分の滞留時間が変化しないこと等の水域毎の傾向がみられる。

次に、各BOX間の相対的な関係を示すために、単位体積当りの塩分の滞留時間を図-6に示す。図から①湾奥のBOX51, 52, 41, 42を比較すると東京側BOX52, 42の方が塩分の滞留時間が年間を通じて長い、②湾中央のBOX31, 32, 21, 22では逆に千葉側BOX31, 21の方が塩分の滞留時間が年間を通じて長い、③東京側ではBOX32よりもBOX42の方が塩分の滞留時間が年間を通じて長いのに対して、千葉側ではBOX31とBOX41の塩分の滞留時間は年間を通じてほぼ同じであると言える。こうした滞留時間の変化は季節的な海洋構造の変化の影響と考えられ、評価指標としての活用が期待できる。

4.2 空間的影響伝播

例えば、BOX42, 41に人口島の建設や埋立等が行われ



図一7 (a) BOX42, (b) BOX41 の水域面積が減少した場合の各 BOX の 7 月の塩分の滞留時間の変化率

てとして領域の面積が減少した場合、それぞれのボックス内の水質はどのような影響を受けるかについて、塩分の滞留時間を指標として評価した結果を図一7に示す。値はそれぞれのBOXの水域面積が20 km²減少した場合の7月の塩分滞留時間の変化率を示している。これから、西側のBOX42の面積が減少した場合には、面積が減少したBOX42の塩分の滞留時間は大きく減少し、東側のBOX41, 31の塩分の滞留時間も減少する。西側ではBOX42以外は増加、東側ではBOX51, 11が比較的大きな増加を示している。一方、BOX41の面積が減少した場合には、BOX41の塩分の滞留時間は減少するもののBOX21, 31, 51は大きく増加している。また西側のBOX42, 32, 22は増加傾向を示し、BOX52, 12は減少傾向を示している。また、表一1に各領域に同様の影響を与えた場合の影響伝播の様子を示す。このように、ある領域に影響を与えるとその影響はどの領域にどの程度及ぶのかといったマクロ的な視点から内湾域の総合的評価を行うことが可能であると考えられる。ただし、この影響伝播の議論には空間平均的取り扱いに対する精度保証をすべきであろうと考えている。

5. ま と め

簡便な総合的・平均的な内湾環境評価モデルを構築し、東京湾に適用した。本モデルは、内湾域を幾つかの領域で考える為、各領域毎の水質特性を概念的に把握し易い利点がある。また、本モデルの有用性の一つとして、短い計算時間で多数の計算ケースを実施し影響の感度解析を比較的容易に実施できることが挙げられる。したがって、本モデルを用いて空間的な影響伝播に関する情報を取得し、内湾域環境を総合的に評価する為の一手法となり得ることが可能であると考えられる。

参 考 文 献

宇野木早苗・小西達男 (1998): 埋め立てに伴う潮汐・潮流の減少とそれが物質分布に及ぼす影響, 海の研究, Vol. 7, No. 1, pp. 1-9.
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。

表一1 塩分の滞留時間を指標とした空間的影響伝播 (7月)。ハッチ部は塩分の滞留時間が増加した領域。

	水域面積が減少する BOX									
	BOX52	BOX42	BOX32	BOX22	BOX12	BOX51	BOX41	BOX31	BOX21	BOX11
BOX52	0.811	1.003	1.006	1.003	1.006	1.002	0.998	0.995	0.995	0.991
BOX42	1.032	0.947	1.004	0.997	0.997	1.007	1.009	1.007	0.993	0.998
BOX32	1.011	1.017	0.971	1.016	1.010	1.006	1.006	1.000	0.999	0.994
BOX22	1.006	1.006	1.000	0.998	1.037	1.002	1.005	1.005	0.989	0.972
BOX12	1.009	1.011	1.000	1.000	1.063	0.991	0.997	1.007	0.933	0.954
BOX51	1.010	1.011	0.999	0.999	1.000	0.889	1.012	1.008	0.990	0.995
BOX41	0.995	0.999	0.998	1.000	1.002	1.041	0.959	1.010	0.995	0.994
BOX31	0.985	0.999	0.993	1.005	1.009	1.041	1.031	0.903	1.002	0.994
BOX21	1.001	1.001	0.992	0.994	1.022	1.038	1.027	1.036	0.726	0.947
BOX11	1.002	1.006	0.993	0.985	1.038	1.003	1.004	1.012	0.948	0.944

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 (1999): 気象庁月報, 気象業務支援センター。
鯉刈幸生・佐々木淳・磯部雅彦 (2001): 東京湾における窒素・リンに着目した物質循環機構, 海岸工学論文集, 第48巻, pp. 1076-1080。
高橋正征・古谷 研・石丸 隆 (1996): 生物海洋学2 粒状物質の一次生産, 東海大学出版, 90 p。
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。
日本海洋学会 (1991): 海と地球環境, 東京大学出版, 409 p。
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, pp. 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, pp. 741-748。
古川恵太・中山恵介・岡田知也・宮野 仁 (2001): 環境施策に資する内湾域の総合的な環境把握を目指したMEL1D-MBモデルの構築, 国総研報告, No. 1, pp. 1-16。
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, 港研報告, Vol. 33, pp. 27-56。
松梨順三郎 (編著) (1993): 環境流体汚染, 森北出版株式会社, 407 p。
横山長之 (総合編集) (1993): 海洋環境シミュレーションー水の流れと生物一, 白亜書房, 201 p。
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。
Deardorff, J. W. (1980): Stratocumulus-Capped Mixed Layers Derived from a Three-Dimensional Model, *Boundary-Layer Meteorol.*, 18, 495-527。
Klemp, J. B., and R. B. Wilhelmson (1978): The Simulation of Three-Dimensional Convective Storm Dynamics, *J. Atmos. Sci.*, 35, pp. 1070-1096。
Mellor, G. L., and T. Yamada (1982): Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems, *Rev. Geophys. Space Phys.*, 20, pp. 851-875。
Takeoka, H. (1984): Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea, *Continental Shelf Research*, Vol. 3, o. 3, pp. 311-326。
Yanagi, T. and G. Onitsuka (2000): Seasonal variation in lower trophic level ecosystem of Hakata Bay, Japan. *J. Oceanogr.*, 56, pp. 233-243。