

# 湾奥水域における水一底質予測と負荷削減に伴う水質および栄養塩溶出フラックスの応答

松梨史郎<sup>1</sup>・今村正裕<sup>2</sup>

<sup>1</sup>正会員 工博 (財)電力中央研究所 環境科学部

<sup>2</sup>正会員 工修 同上

(〒270-1194 我孫子市我孫子1646)

富栄養化した東京港を対象に、水質・底質結合モデルを用いて、水質・底質・底泥からの栄養塩溶出フラックスのシミュレーションを実施し、実測値と照合した結果、底泥からの栄養塩溶出フラックスの暖候期における増大など、これらの時空間変化の特性が再現された。次に流入負荷を削減した場合に対する水質・底質・底泥からの栄養塩溶出フラックスの応答について検討した結果、流入負荷量の減少に対して、これらは線形に減少した。この理由として、東京港は、河川からの流入負荷が集中し、流入負荷の影響をいち早く受け、滞留時間が物質の化学・生物学的な特性に影響されにくいとと考えられた。また流入負荷量の削減率に比べてこれらの減少率は小さくなり、これらは background 濃度の影響のためと判断された。

**Key Words :** *water-sediment quality model, bay head, Tokyo port, pollutant load, release rate of nutrient*

## 1. はじめに

閉鎖性海域における水質予測に際し、埋め立てに伴う地形の変化や流動の変化に伴う水質の変化を予測することは、流動・水質モデルの向上により、かなりの精度で可能になってきている。これに対して、対象水域への流入負荷量が変化した場合の予測は、底泥からの溶出負荷量も異なってくるため、水質変化の長期予測のためには、水質と底質を同時に解くモデルを開発し、計算しなければならない。松川<sup>1)</sup>は、富栄養化モデルの今後の課題として、負荷の削減に応じて小さくなる溶出量の与え方の検討の重要性を指摘している。

細見ら<sup>2)</sup>や、浮田ら<sup>4), 5)</sup>は早くから底質の重要性を指摘しており、それぞれ湖沼・海域において、底質を含めた水質モデルを提案してきている。また堀江ら<sup>6)</sup>は浚渫、覆砂の効果を検討する必要性から、底質のモデル化および底質を含んだ水質モデルを定式化している。また海外においては、Chapelleら<sup>8)</sup>が、Vilaine 湾を対象に、Tamsaluら<sup>9)</sup>は、Finland 湾を対象に、底泥内の窒素・リンをモデル化し、水質モデルと結合している。これらの底質モデルが底泥内の窒素・

リンの物質循環を基礎としているのに対して、Barettaら<sup>10)</sup>はEMS エスチャリーを対象に、Barettaら<sup>11)</sup>や Ruardij and Raaphorst<sup>12)</sup>は、北海を対象に、Horie<sup>13)</sup>は呉湾を対象に、底生生物の動態を直接表現するモデルを提案しており、干潟の生態系の解析や、富栄養化対策の底生生物への影響等、目的によっては底泥内の生態系にまで踏み込んだ検討が成されている。

一方、富栄養化現象そのものの解析において、内田ら<sup>14)</sup>は、湾内への流入負荷量と湾内の水質の非線形な関係に着目し、その要因について検討している。また武岡<sup>15)</sup>、武岡・村尾<sup>16)</sup>は、窒素・リンの流入負荷量の削減に対して湾内の水質濃度が必ずしも削減率どおりに減少しない理由について、それらの background 濃度、物質輸送の非線形性、負荷量変動の履歴の3つの要因を検討している。

これらの指摘は、湾内の水質改善を検討していく上で重要な示唆を与えている。しかしこれらの検討は概念的な範囲にとどまっている面もあり、松川が指摘するような、底泥からの栄養塩溶出量の影響等、定量的な検討にまでは至っていない。

このような状況に鑑み、著者らはまず、水質のみの予測モデルによって閉鎖性水域における水質の時空

間変化について検討した<sup>17)</sup>。次に底泥からの栄養塩の溶出について吟味し、水質の変化をより精度よく予測する立場から、底泥内のモデル化をより簡潔に、富栄養化予測に重要な窒素・リンに関する物質収支式を立てることによって、底質の実測を通じて底質モデルを作成し、水-底泥間のフラックスの変化について検討してきた<sup>18), 19)</sup>。

本研究は、これらの水質モデルと底質モデルを結合した水-底質予測モデルを富栄養化の著しい東京港に適用し、それらの特性について検討するとともに、流入負荷を削減した場合における水質、底質および底泥からの栄養塩の溶出の応答について検討したものである。最近の研究として注目される北海を対象とした Baretta ら<sup>11)</sup> や Ruardij and Raaphorst<sup>12)</sup> の ERSEM-I や、瀬戸内海を対象とした李ら<sup>20)</sup> の研究では、ともに水質・底質モデルを用いたシミュレーションが行われているが、ボックスモデルであるため、空間的に詳細な検討は成されていない。また ERSEM-I<sup>11), 12)</sup> では流入負荷削減に対する検討は行っておらず、李ら<sup>20)</sup> は、水質・底質モデルを用いて陸域からの流入負荷削減に対する底泥からの栄養塩の溶出フラックスについての応答を含めた水質予測を行っているが、流入負荷削減に対する底質や底泥からの溶出フラックスについて、先に述べたような応答の特性についての議論は成されていない。

## 2. 水-底質予測モデル

本モデルは、流動・水質および底質予測のそれぞれのサブモデルから成り立っている。

### (1) 流動予測モデル

流動予測のサブモデルは、鉛直方向に静水圧近似を用いた準3次元モデルで、水の連続式、運動方程式、塩分の拡散方程式を用いて、河川の流入による密度流効果を考慮した潮汐流を計算するものである。

ただし本論文で対象としているような湾奥部での密度変化には、淡水の流入による塩分低下の影響が水温による影響よりも大きいので、流動計算と連立させる密度の計算には塩分の変化のみを考慮し、その際に必要な水温は20℃とした。また水質の計算に用いる水温は、水質計算と同時に、年間に亘る3次元の計算を行った。流動計算および水温の計算についての詳細な内容は、前論文<sup>17)</sup> に譲る。

### (2) 水質予測モデル

水質予測のサブモデルは、動植物プランクトンを中心に窒素・リンの循環を計算するもので、計算の対象となる水質項目として、クロロフィル a ( $Y$ )、動物プランクトン ( $Z$ )、リン酸態リン ( $P$ )、非生物体の有機態リン ( $D$ )、無機態窒素 ( $N$ )、非生物体の有機態窒素 ( $E$ )、非生物体の COD ( $C$ )、各態の COD の総量として全 COD ( $TCOD$ )、溶存酸素 ( $O$ )、および各態の窒素・リンの総量として全窒素 ( $TN$ )、全リン ( $TP$ ) を採り上げている。なおクロロフィル a と植物プランクトンに含まれるリン (植物プランクトン態リン) はほぼ 1:1 の比率にあるものとし、動物プランクトンもリンの形態で計算するものとする。プランクトンの基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial Y}{\partial t} &= (\text{増殖}) - (\text{呼吸}) - (\text{動物による捕食}) \\ &+ (\text{沈降}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= \{G_y - R_{y20}\theta_{RY}^{T-20}\}Y - C_{r20}\theta_{CG}^{T-20}ZY \\ &+ \frac{\partial W_y Y}{\partial z} + F(Y) \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z}{\partial t} &= (\text{増殖}) - (\text{呼吸}) - (\text{死滅}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= (f_z C_{r20}\theta_{CG}^{T-20}Y - R_{z20}\theta_{RZ}^{T-20} - D_z)Z \\ &+ F(Z) \end{aligned} \quad (2)$$

$$G_y = G_{y, \max 20} \theta_{GY}^{T-20} \frac{I}{K_I + I} \text{Min}\left(\frac{P}{K_P + P}, \frac{N}{K_N + N}\right) \quad (3)$$

ここに  $G_{y, \max 20}, \theta_{GY}$  : それぞれ植物プランクトンの20℃における最大増殖速度、温度定数、 $K_I, K_P, K_N$  : それぞれ最大増殖速度に対する制限因子 (光、無機態リン、無機態窒素) の半飽和定数で、光についても飽和型を用いている<sup>21)</sup>。

中田・田口<sup>22)</sup> によれば、(植物プランクトン態炭素) / (クロロフィル a) = 50, (植物プランクトン態炭素) / (植物プランクトン態リン) = 41 から (植物プランクトン態リン) / (クロロフィル a) = 1.22 となるため、クロロフィル a と植物プランクトンに含まれるリン (植物プランクトン態リン) の比は、ほぼ 1対1 であるとした。また堀口・中田<sup>23)</sup> の周防灘での年間計算では、用いたパラメーターは年間を通じて一定値としており、ここでも一定とした。

動物プランクトンの増殖には、次式のような Michaelis-Menten 型の式を用いる。

$$f_y = \frac{a_s K_y}{K_y + Y} \quad (4)$$

ここに、 $a_s, K_y$  : それぞれ植物プランクトン最大同化速度、半飽和定数、である。

リン酸態リン ( $P$ )、非生物体の有機態リン ( $D$ )、無機態窒素 ( $N$ )、非生物体の有機態窒素 ( $E$ )、全窒素 ( $TN$ )、全リン ( $TP$ ) の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial P}{\partial t} &= - (\text{植物プランクトンによる摂取}) \\ &+ (\text{植物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{非生物体有機態リンの分解}) \\ &+ (\text{底泥からの溶出}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= -\{G_y - \gamma_y R_{y20} \theta_{RY}^{T-20}\} Y + \gamma_z R_{z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z \\ &+ K_{D20} \theta_{KD}^{T-20} D + \frac{W_p}{H_b} + F(P) \end{aligned} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial D}{\partial t} &= (\text{植物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの排泄}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの死滅}) \\ &- (\text{バクテリアによる分解}) \\ &+ (\text{沈降}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= (1 - \gamma_y) R_{y20} \theta_{RY}^{T-20} Y + (1 - f_y) C_{g20} \theta_{CG}^{T-20} ZY \\ &+ (1 - \gamma_z) R_{z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z + D_z Z \\ &- K_{D20} \theta_{KD}^{T-20} D + \frac{dW_D D}{dz} + F(D) \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} TP &= (\text{植物プランクトン態リン}) \\ &+ (\text{動物プランクトン態リン}) \\ &+ (\text{リン酸態リン}) + (\text{非生物体有機態リン}) \\ &= Y + Z + P + D \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial N}{\partial t} &= - (\text{植物プランクトンによる摂取}) \\ &+ (\text{植物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{非生物体有機態窒素の分解}) \\ &+ (\text{底泥からの溶出}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= -\sigma_{Ny} \{G_y - \gamma_y R_{y20} \theta_{RY}^{T-20}\} Y \\ &+ \sigma_{Nz} \gamma_z R_{z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z \\ &+ K_{E20} \theta_{KE}^{T-20} E + \frac{W_N}{H_b} + F(N) \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial E}{\partial t} &= (\text{植物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの排泄}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの死滅}) \\ &- (\text{バクテリアによる分解}) \\ &+ (\text{沈降}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= \sigma_{Ny} \{(1 - \gamma_y) R_{y20} \theta_{RY}^{T-20} Y \\ &+ (1 - f_y) C_{g20} \theta_{CG}^{T-20} ZY\} \\ &+ \sigma_{Nz} \{(1 - \gamma_z) R_{z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z + D_z Z\} \\ &- K_{E20} \theta_{KE}^{T-20} E + \frac{dW_E E}{dz} + F(E) \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} TN &= (\text{植物プランクトン態窒素}) \\ &+ (\text{動物プランクトン態窒素}) \\ &+ (\text{無機態窒素}) + (\text{非生物体有機態窒素}) \\ &= \sigma_{Ny} Y + \sigma_{Nz} Z + N + E \end{aligned} \quad (10)$$

ここに、 $\sigma_{XX}$  : 水質  $X$  から水質  $X'$  への単位換算係数、である。

非生物体COD ( $C$ )、全COD ( $TCOD$ ) の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} &= (\text{植物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの排泄}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの呼吸による回帰}) \\ &+ (\text{動物プランクトンの死滅}) \\ &- (\text{バクテリアによる分解}) \\ &+ (\text{沈降}) + (\text{移流・拡散}) \\ &= \sigma_{Cy} \{(1 - \gamma_y) R_{y20} \theta_{RY}^{T-20} Y \\ &+ (1 - f_y) C_{g20} \theta_{CG}^{T-20} ZY\} \\ &+ \sigma_{Cz} \{(1 - \gamma_z) R_{z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z + D_z Z\} \\ &- K_{C20} \theta_{KC}^{T-20} C + \frac{dW_C C}{dz} + F(C) \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} TCOD &= (\text{植物プランクトン態 COD}) \\ &+ (\text{動物プランクトン態 COD}) \\ &+ (\text{非生物体 COD}) \\ &= \sigma_{Cy} Y + \sigma_{Cz} Z + C \end{aligned} \quad (12)$$

溶存酸素 ( $O$ ) の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial O}{\partial t} &= (\text{植物プランクトンによる生産}) \\ &- (\text{植物プランクトンの呼吸}) \\ &- (\text{動物プランクトンの呼吸}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
& - (\text{非生物体有機態リンの分解}) \\
& + (\text{再曝気}) - (\text{底泥による消費}) \\
& + (\text{移流・拡散}) \\
& = \sigma_{oy} \{G_y - R_{y20} \theta_{RY}^{T-20}\} Y - \sigma_{oz} R_{z20} \theta_{RY}^{T-20} Z \\
& - \sigma_{oD} K_{D20} \theta_{KD}^{T-20} D + K_S (O_S - O) \\
& - \frac{W_o}{H_b} + F(O) \tag{13}
\end{aligned}$$

なお、各式の最右辺の  $F(X)$  は、移流・拡散項を表し、以下で与えられる。

$$\begin{aligned}
F(X) = & - \frac{\partial u X}{\partial x} - \frac{\partial v X}{\partial y} - \frac{\partial w X}{\partial z} \\
& + K_x \frac{\partial^2 X}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 X}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 X}{\partial z^2} \tag{14}
\end{aligned}$$

基礎式に含まれるパラメーターは、その数値とともに表-2に示す。

なお式 (5) に含まれる  $W_p$ 、式 (8) に含まれる  $W_N$  は、それぞれリン・窒素に関する底泥からの溶出速度であり、それぞれ後述の式 (19)、(16) の第1項で計算される拡散量の絶対値に等しい。

### (3) 底質予測モデル

底質モデルは、底泥内を1層として底泥内の窒素・リンの循環より構成されるとし、底泥を構成する有機態の窒素・リン、間隙水中の無機態の窒素・リン、底泥に吸着されている窒素・リンから成る。

本モデルは、1. で述べたように、水質の非線形特性について検討することによって富栄養化の機構を解くことを目的としているため、水-底泥間のフラックスの評価に重点を置いている。そのため底質の詳細な再現ではなく、底泥内の窒素・リンの物質収支が的確にとれるよう、モデルは可能な限り簡潔にしている。また、底泥内を1層として、予測計算が面的に長期に実施できるようにしている。

#### a) 基礎式

本モデルは、窒素およびリンについて、以下のような過程をモデル化している。

- 1) 水中の懸濁態が沈降し、底泥に堆積する。
- 2) 底泥内では底泥を構成している有機態が無機態に分解される。
- 3) 無機態は底泥粒子に吸着される過程と脱着される過程がある。ただし脱着は吸着量が小さい場合に生じるものとして、吸着速度のみで表現し、パラメーターを減らした。
- 4) 無機態は拡散し、底泥表層から水中へ輸送される。

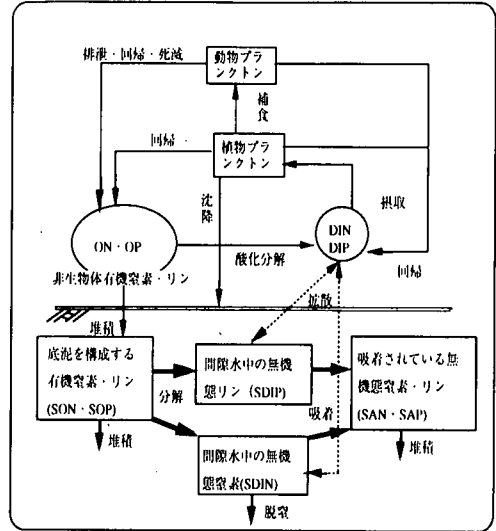


図-1 水-底質モデルにおける窒素・リン循環の概念図

5) 窒素には脱窒が生じる。

図-1に、以上のモデル化の各過程の概略を水質モデルと併せて示す。

以下に、底質予測モデルの基礎式を単位面積当たり単位時間当たりの物質質量の変化 ( $g/m^2/day$ ) で表す。

底泥を構成する有機態窒素  $SON(g/g)$  の基礎式は、

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{SON \cdot \rho_s \Delta h (1 - \phi)\}}{\partial t} = & (\text{堆積}) - (\text{分解}) \\
= & (W_y \sigma_{Ny} Y_L + W_E E_L) - W_{SED} SON \cdot \rho_s (1 - \phi) \\
& - K_{SON} (SON - SON_0) \rho_s \Delta h (1 - \phi) \tag{15}
\end{aligned}$$

間隙水中の無機態窒素  $SDIN(g/m^3)$  の基礎式は、

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{SDIN \cdot \Delta h \phi\}}{\partial t} = & (\text{拡散}) + (\text{分解による生成}) \\
& - (\text{脱窒}) - (\text{吸着}) \\
= & - K_{NK} \frac{SDIN - N_L}{\Delta h / 2} \phi \\
& + K_{SON} (SON - SON_0) \rho_s \Delta h (1 - \phi) \\
& - D_{ENIT} SDIN \cdot \Delta h \phi - K_{NADS} SDIN \cdot \Delta h \phi \tag{16}
\end{aligned}$$

底泥粒子に吸着されている無機態窒素  $SAN(g/g)$  の基礎式は、

$$\frac{\partial\{SAN \cdot \rho_s \Delta h(1-\phi)\}}{\partial t} = (\text{堆積}) + (\text{吸着})$$

$$= -W_{SED} SAN \cdot \rho_s(1-\phi) + K_{NADS} SDIN \cdot \Delta h \phi \quad (17)$$

底泥を構成する有機態リン  $SOP(g/g)$  の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial\{SOP \cdot \rho_s \Delta h(1-\phi)\}}{\partial t} &= (\text{堆積}) - (\text{分解}) \\ &= (W_y Y_L + W_D D_L) - W_{SED} SOP \cdot \rho_s(1-\phi) \\ &\quad - K_{SOP}(SOP - SOP_0) \cdot \rho_s \Delta h(1-\phi) \end{aligned} \quad (18)$$

間隙水中の無機態リン  $SDIP(g/m^3)$  の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial\{SDIP \cdot \Delta h \phi\}}{\partial t} &= (\text{拡散}) + (\text{分解による生成}) \\ &\quad - (\text{吸着}) \\ &= -K_{PK} \frac{SDIP - P_L}{\Delta h/2} \phi \\ &\quad + K_{SOP}(SOP - SOP_0) \rho_s \Delta h(1-\phi) \\ &\quad - K_{PADS} SDIP \cdot \Delta h \phi \end{aligned} \quad (19)$$

底泥粒子に吸着されている無機態リン  $SAP(g/g)$  の基礎式は、

$$\begin{aligned} \frac{\partial\{SAP \rho_s \Delta h(1-\phi)\}}{\partial t} &= (\text{堆積}) + (\text{吸着}) \\ &= -W_{SED} SAP \cdot \rho_s(1-\phi) + K_{PADS} SDIP \cdot \Delta h \phi \end{aligned} \quad (20)$$

ここに、 $Y_L, E_L, N_L, D_L, P_L$  は直上水の水質濃度を表し、 $Y_L$ : クロロフィル a ( $g/m^3$ ) (=植物プランクトン態リン),  $E_L$ : 非生物体有機態窒素 ( $g/m^3$ ),  $N_L$ : 無機態窒素 ( $g/m^3$ ),  $D_L$ : 非生物体有機態リン ( $g/m^3$ ),  $P_L$ : 無機態リン ( $g/m^3$ ) である。 $W_y, W_D, W_{SD}$ : それぞれクロロフィル a, 非生物体有機態窒素, 非生物体有機態リンの沈降速度 (m/day),  $\sigma_{Ny}$ : 換算係数,  $\rho_s$ : 土の比重 ( $g/cm^3$ ),  $\Delta h$ : 底泥層厚 (m),  $\phi$ : 底泥間隙率,  $W_{sed}$ : 堆積速度 (m/day),  $SOP_0, SDIP_0$ : 分解不可能な窒素・リン濃度 ( $g/g$ ),  $K_{NK}, K_{PK}$ : 窒素・リンの拡散係数 ( $cm^2/s$ ),  $K_{NADS}, K_{PADS}$ : 窒素・リン吸着速度 (1/day) である。

### b) 底泥内窒素・リンの移動過程の定式化

水中の有機態窒素・リンとして生物体および非生

物体が沈降し、堆積する。底泥内での堆積フラックスは堆積速度を仮定する。

間隙水中の窒素・リンの移動過程については、拡散のみを考慮し、沈降・移流は考慮しない。

拡散係数  $K_{NK}, K_{PK}$  は窒素・リンともに定数を与える。

### c) 底泥内窒素・リンの変化過程の定式化

底泥内の有機態窒素・リンの分解によって無機態窒素・リンが生成される。分解に関しては一般に温度の指数関数で表現する機会が多い。堀江・細川<sup>6)</sup> は、大阪湾で測定されたデータに基づいて、新生堆積物からのリン酸態リンの生成速度を温度の指数関数で表している。本モデルでは分解速度を、実験で得られた結果を参考に温度の関数として与えた。

$$K_{SON} = K_{SON0} \cdot \theta_{KN}^{T-20} \quad (21)$$

$$K_{SOP} = K_{SOP0} \cdot \theta_{KP}^{T-20} \quad (22)$$

ここに、 $K_{SON}$ : 窒素の分解速度 (1/day),  $K_{SON0}$ : 20°C における窒素の分解速度 (1/day),  $K_{SOP}$ : リンの分解速度 (1/day),  $K_{SOP0}$ : 20°C におけるリンの分解速度 (1/day),  $\theta_{KN}$ : 温度係数,  $\theta_{KP}$ : 温度係数である。

間隙水中の窒素・リンは、底泥粒子に吸着している窒素・リンと吸・脱着反応を生じる。窒素の吸着速度  $K_{NADS}$  は定数 (1/day) を与える。リンの吸着速度は一般に酸素の関数で表される。本モデルでは、文献<sup>2)</sup> を参考にして、底泥直上水の溶存酸素の関数とした。

$$K_{PADS} = K_{PADS0} \cdot O_L / (K_{ADO} + O_L) \quad (23)$$

ここに、 $K_{PADS}$ : リン吸着速度 (1/day),  $K_{PADS0}$ : リン最大吸着速度 (1/day),  $O_L$ : 底泥直上水の溶存酸素濃度 ( $g/m^3$ ),  $K_{ADO}$ : 吸着に対する溶存酸素半飽和定数 ( $g/m^3$ ) である。ただし脱着は吸着量が小さい場合に生じているものとして、吸着速度のみで表現し、パラメータを減らした。

窒素については、脱窒過程を考慮した。湾奥部の底質は嫌氣的であり、脱窒速度が他の微生物反応と比較して速い反応であること、それに加え  $NO_3-N$  があまり蓄積しないことを考慮して、本モデルでは直上水の溶存酸素濃度と水温の関数とした。

$$D_{ENIT} = D_{ENIT0} \cdot K_{DDO} / (K_{DDO} + O_L) \cdot \theta_{DEN}^{T-20} \quad (24)$$

ここに、 $D_{ENIT}$ : 脱窒速度 (1/day),  $D_{ENIT0}$ : 最大脱窒速度 (1/day),  $K_{DDO}$ : 脱窒に対する溶存酸素半飽和定数

( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $\theta_{\text{DEN}}$ : 温度係数である。

### 3. モデルの東京港への適用

#### (1) 計算条件

図-2に検討の対象とする東京港を示す。計算の対象とするデータは、東京港の1984年の公共用水域水質データと、著者らがST.25で測定した1995~1996年の底質データであり、水質と底質のデータの取得年が異なっている。これは東京都の流入負荷量データが1984年度のものであることと、同水域における底質や底泥からの溶出フラックス量のデータが無く、著者らが新たに実測したことに起因している。このため、この間のCODに関する総量規制等による影響は免れないが、本研究の目的が、負荷削減を行った場合の水質・底質の応答という相対的なものを議論することであることと、両年がともに渇水年で、少なくとも河川流量その他の大きなインパクトが類似であることから、上記のデータを対象とすることにした。

表-1に流入負荷量を<sup>24), 25)</sup>、表-2, 3にそれぞれ水質・底質の入力パラメーターを示す。水質パラメーターについては主として文献値<sup>26), 27), 28)</sup>を参考にして設定した。ただしこれらの内、沈降速度については東京湾でのST.25におけるセディメントトラップによる実測値から設定した。底質パラメーターについては、堆積速度、拡散係数、吸着速度、脱窒速度についてはそれぞれ文献値<sup>2), 4), 5), 6), 29)</sup>を参考にして設定した。また間隙率については実測値を、分解速度については底泥サンプルの実験の最初と終了時の濃度から分解が一次反応に従うとして算出した値を用いた。この値は浮田ら<sup>5)</sup> (0.001~0.11 (/day)) や細見<sup>2)</sup> (0.0084~0.02 (/day)) の文献値の示す範囲内にある。

図-3に示すように、前報<sup>17)</sup>の流動・水質計算と同様、計算領域は検討対象の領域よりも広くとり、外海の境界条件は木更津沖に設定した。流動計算および水質計算のためのメッシュ分割は、同水域を平面的には200m~800mの変なメッシュで、隅田川の河口からそれに続く領域を細かく、湾口部を粗く取っている。また鉛直方向のメッシュ分割は、最大8層で水面から2m×6層, 3m, 5mである。底泥内は平面方向は海水と同様、平面方向に200~800mとし、鉛直方向は2cmで1層とした。

水-底質計算は、4月の実測値に基づく初期値から開始し、2年間実施して解の安定性を確認した。移流項に用いた流動の計算結果は、前報<sup>17)</sup>のものと同様である。また水温は水-底質計算と連立させて年間の季節変化を計算した。

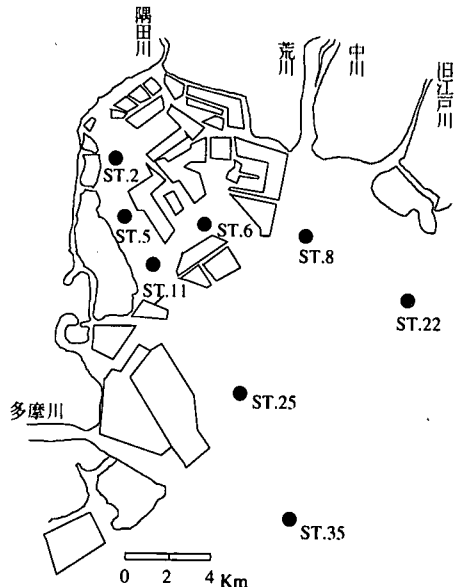


図-2 東京港 (ST.は公共用水域水質測定点)

次に、各水質項目、水-底泥間のフラックス、底質項目について、実測値と比較し検証する。

#### (2) 水質の計算結果

図-4に水質の計算結果のうち、クロロフィルaの平面分布を示す。

同図から、公共用水域水質測定結果に見られるクロロフィルaの暖候期の増大と寒候期の減少や、港内奥部の水質悪化を示す夏季の水質項目の空間分布等、各水質項目の特徴的な時空間変化の再現が認められる。またこれら表層のクロロフィルaの結果は、前報<sup>17)</sup>の水質のみのモデルによる計算結果とあまり変わらない。

#### (3) 底質の計算結果

東京港内のST.25において底泥の柱上試料を採取し、2cm間隔に切断して海底泥表層から10cmまでの試料について分析した。分析項目は底泥中の有機態窒素・リン、底泥に吸着された窒素・リン、間隙率、pH、ORP、間隙水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、DOである。底泥中の窒素・リンは、底泥を遠心分離によって間隙水を分離し、間隙水については吸光光度法によって分析した。次に遠心分離による残渣は酸抽出し水相分については吸光光度法によって窒素・リンを分析し、これより吸着態の窒素・リンを測定した。最後に酸抽出の残渣分について凍結乾燥し、固形分の有機態窒素・リンをそれぞれCN

表-1 流入負荷量

河川・下水処理場	流量 (m³/s)	COD 負荷量 (ton/day)	リン総リン 負荷量 (ton/day)	有機リン 負荷量 (ton/day)	無機リン 負荷量 (ton/day)	有機態窒素 負荷量 (ton/day)	無機態窒素 負荷量 (ton/day)
江戸川	70.00	33.878	0.815	0.319	11.665	4.999	
中川・荒川	55.60	49.056	1.925	0.529	20.196	9.707	
隅田川	46.10	46.538	3.580	0.398	51.318	0.000	
多摩川	20.60	6.721	0.406	0.102	4.656	0.822	
目黒川・立会川・内川・香川	1.26	9.185	0.398	0.054	2.891	0.898	
栗老川・花見川	5.94	3.396	0.164	0.077	2.506	0.818	
東京港内の処理場	25.99	29.131	4.317	0.000	43.511	9.033	
東京港外の処理場	4.70	4.39	0.604	0.000	10.146	2.153	

表-2 水質パラメータ

パラメータ	本計算での値
最大増殖率	$G_{max}(day^{-1})$ 2.0
温度定数	$\theta_{or}(-)$ 1.07
日射量半飽和定数	$K_t(cal/cm^2/day)$ 30
リン半飽和定数	$K_p(g/m^3)$ 0.03
植物プランクトン呼吸速度	$R_{ph}(day^{-1})$ 0.09
温度定数	$\theta_{Rr}(-)$ 1.045
動物プランクトン濾水速度	$C_{dp}(m^3/gP/day)$ 8.3
温度定数	$\theta_{cd}(-)$ 1.045
植物プランクトン沈降速度	$W_p(m/day)$ 0.5
植物プランクトン最大同化効率	$a_c(-)$ 0.6
植物プランクトン同化半飽和定数	$K_v(gP/m^3)$ 0.051
動物プランクトン呼吸速度	$R_{dp}(day^{-1})$ 0.04
温度定数	$\theta_{rd}(-)$ 1.045
動物プランクトン死滅速度	$D_d(day^{-1})$ 0.075
植物プランクトン回復率	$\gamma_p(-)$ 0.5
動物プランクトン回復率	$\gamma_d(-)$ 0.5
有機リン分解速度	$K_{DOP}(day^{-1})$ 0.02
温度定数	$\theta_{DOP}(-)$ 1.08
有機リン沈降速度	$W_{OP}(m/day)$ 0.5
換算係数	$\sigma_{OP}(gO_2/gP)$ 142
換算係数	$\sigma_{OP}(gO_2/gP)$ 142
換算係数	$\sigma_{OP}(gO_2/gP)$ 142
再曝気係数	$K_a(day^{-1})$ 0.6
底泥からの酸素消費速度	$W_b(gO_2/m^2/day)$ 0.1(T-10)
窒素半飽和定数	$K_N(g/m^3)$ 0.1
有機態窒素分解速度	$K_{DND}(day^{-1})$ 0.02
温度定数	$\theta_{DND}(-)$ 1.08
有機態窒素沈降速度	$W_{ND}(m/day)$ 0.5
換算係数	$\sigma_{ND}(gN/gP)$ 10
換算係数	$\sigma_{ND}(gN/gP)$ 10
換算係数	$\sigma_{CD}(gC/gP)$ 50
換算係数	$\sigma_{CD}(gC/gP)$ 50
COD分解速度	$K_{COD}(day^{-1})$ 0.02
温度定数	$\theta_{COD}(-)$ 1.08
COD沈降速度	$W_c(m/day)$ 0.5

表-3 底質パラメータ

パラメータ	本計算での値
間隙率	$\phi(-)$ 0.9
比重	$\rho_s(g/m^3)$ $2.4 \times 10^6$
堆積速度	$W_{SED}(m/day)$ $10^{-4}$
窒素の拡散係数	$K_{Nk}(m^2/day)$ $8.5 \times 10^{-5}$
リンの拡散係数	$K_{Pk}(m^2/day)$ $8.5 \times 10^{-5}$
最大脱窒速度	$D_{ENTO}(day^{-1})$ 0.001
脱窒項溶存酸素半飽和定数	$KD_{DO}(g/m^3)$ 2.0
窒素吸着速度	$K_{NADS}(day^{-1})$ 0.44
リン最大吸着速度定数	$K_{PADSO}(day^{-1})$ 1.0
リン吸着の溶存酸素半飽和定数	$K_{ADO}(g/m^3)$ 4.0
20℃における窒素分解速度	$K_{SONO}(day^{-1})$ 0.008
20℃におけるリン分解速度	$K_{SOPO}(day^{-1})$ 0.008
脱窒に関する温度係数	$\theta_{DEN}(-)$ 1.07
窒素の分解に関する温度定数	$\theta_{KN}(-)$ 1.07
リンの分解に関する温度定数	$\theta_{KP}(-)$ 1.07

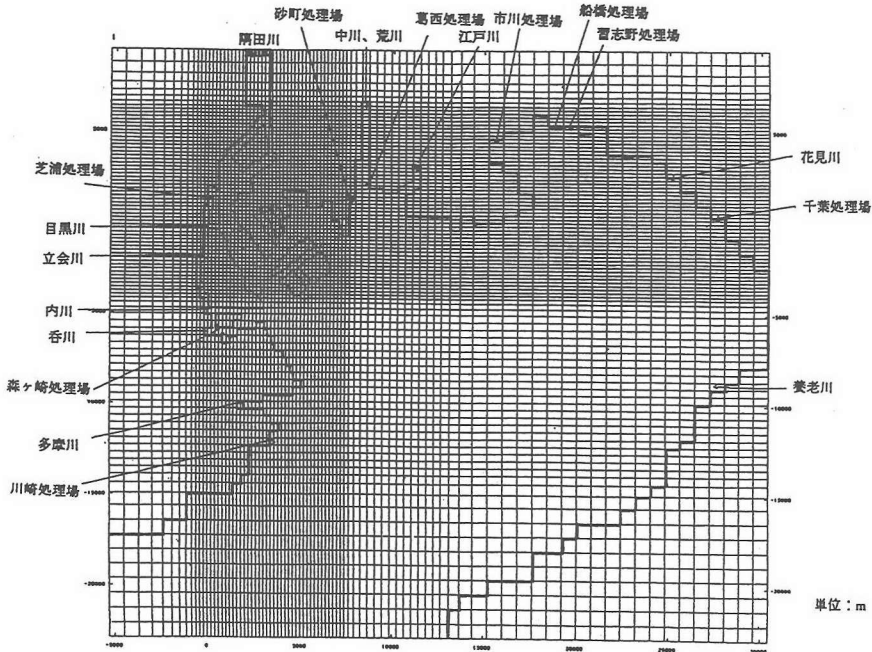
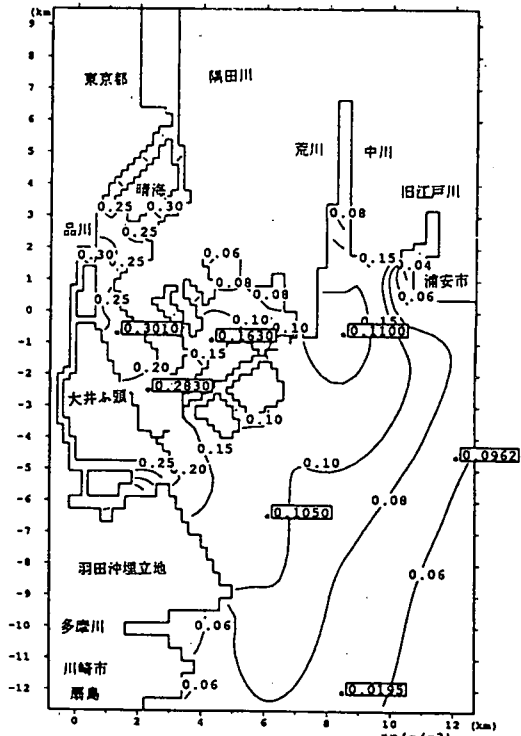
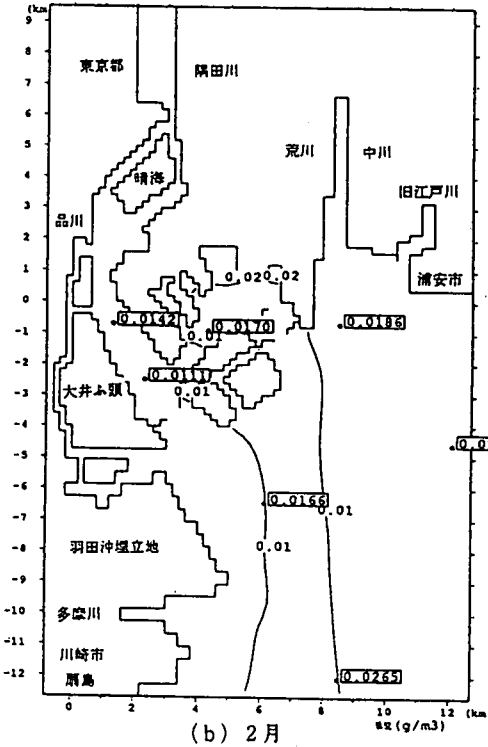


図-3 計算領域



(a) 8月



(b) 2月

図-4 クロロフィルaのシミュレーション結果  
(水深1m, □で囲まれた数値は実測値,  
コンターは計算値)

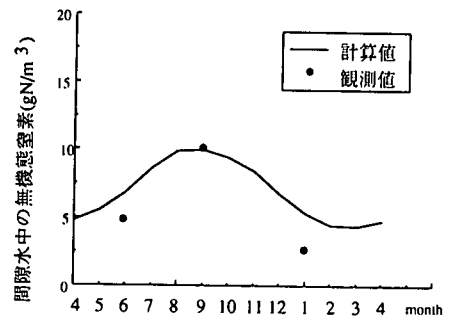
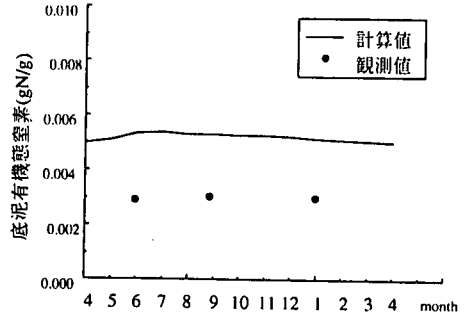


図-5 底泥内の窒素のシミュレーション結果  
(ST.25における実測値との比較)

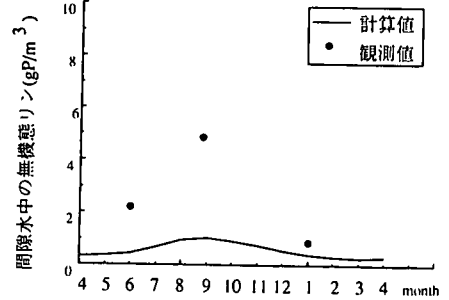
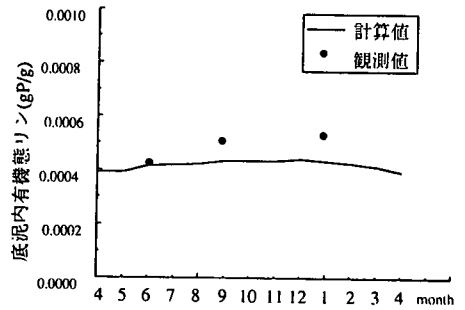


図-6 底泥内のリンのシミュレーション結果  
(ST.25における実測値との比較)



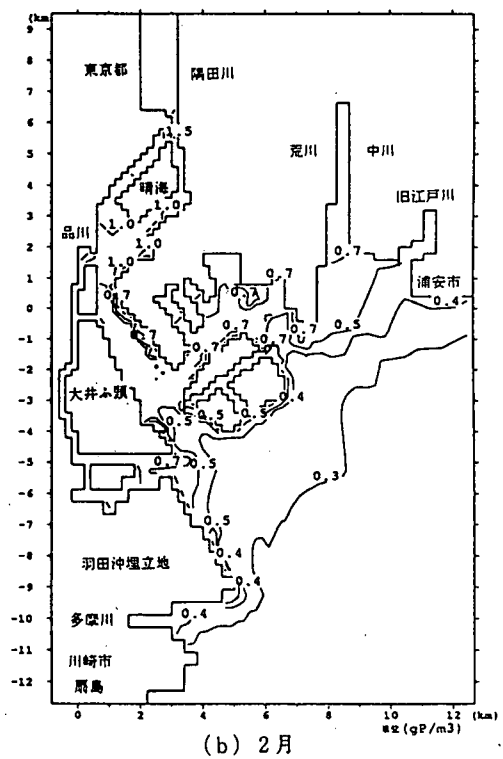
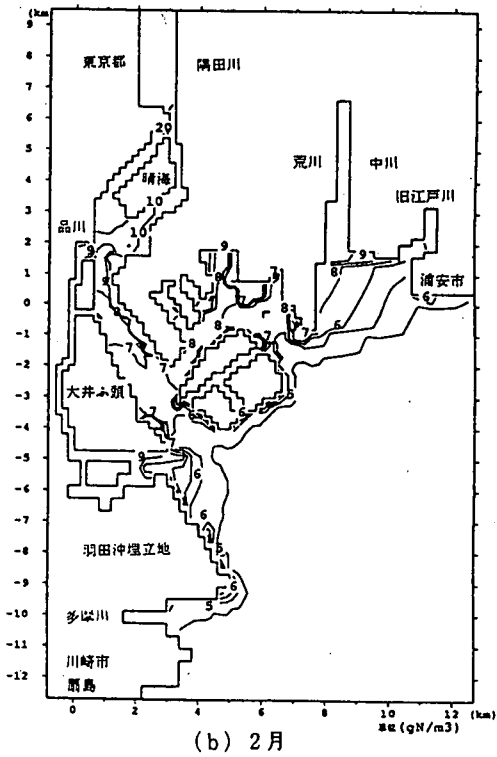
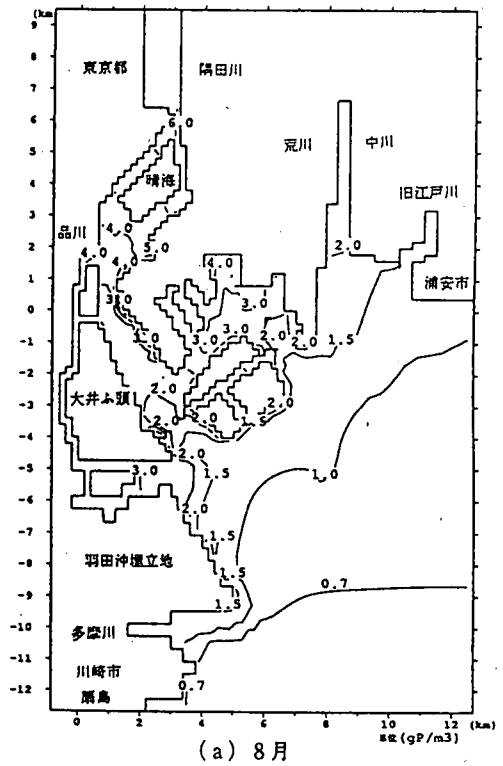
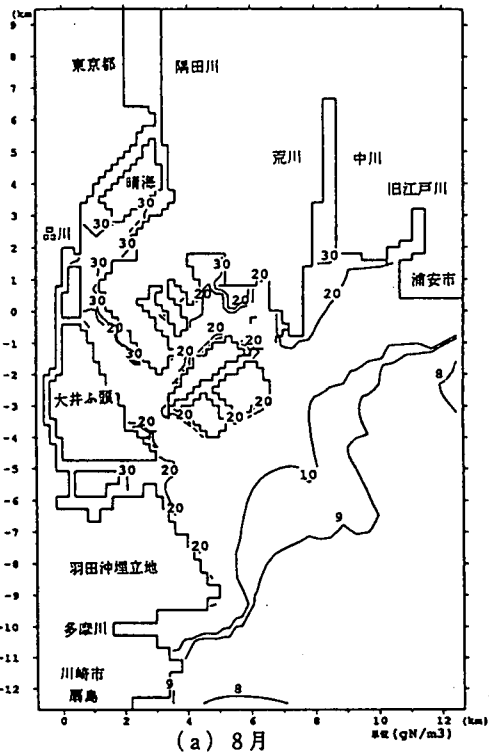


図-7 底泥内の間隙水中の無機態窒素のシミュレーション結果  
(底泥表層の平面分布)

図-8 底泥内の間隙水中の無機態リンのシミュレーション結果  
(底泥表層の平面分布)

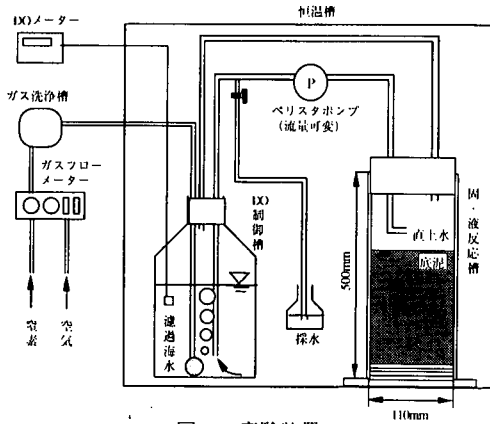


図-9 実験装置

コーダ，酸分解・吸光光度法によって測定した。

図-5, 6に底質の計算結果の実測値との比較図を，また図-7, 8に間隙水中の無機態窒素・リンの平面分布を示す。

有機態は，海水からの沈降物と底泥内への堆積，無機態への分解で収支が決まるが，このうち季節変化の著しいのは海水からの沈降物（植物プランクトンや有機物が夏季に増大する），無機態への分解（分解速度が夏季に増大する）であると考えられる。図-5, 6において実測値を見ると季節的な変化はほとんどなく，計算結果も同様となった。また計算結果におけるモデルに含まれるフラックスの各項を見ると，沈降フラックスおよび無機態への分解フラックスが夏季に増大する季節的な変化を示すとともに，両者の差はほとんどなく，有機態窒素・リン濃度の季節変化はほとんどない結果となった。

間隙水中の無機態は，有機態の分解による生成（分解速度が夏季に増大する），拡散（溶出フラックスは夏季に増大する），吸着（溶存酸素の関数として夏季に減少する）によって季節変化することが想定される。図-5, 6において実測値を見ると，夏季に増大する季節変化を示し，計算結果も同様となった。また計算結果におけるモデルに含まれるフラックスの各項を見ると，有機態の分解による生成フラックスは正のフラックスとして，溶出および吸着は負のフラックスとして夏季に増大する季節変化を示し，その差引分が夏季に増大する結果となっていた。ただしリンについての計算結果が実測値の変化に比べて小さいのは，計算では夏季における溶存酸素の低下による吸着の低下が低かったことによるものと考えられる。

また平面分布から，間隙水中の無機態窒素・リンは，港奥部で濃度が高いのと同時に，暖候期に寒候期

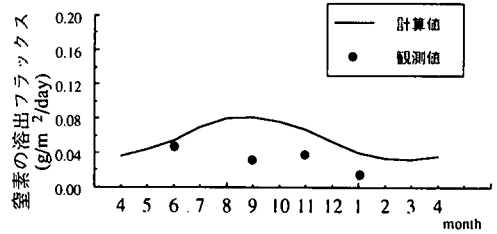


図-10 無機態窒素の溶出フラックス計算結果 (ST.25における観測値との比較)

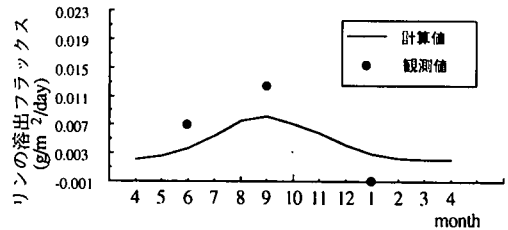


図-11 無機態リンの溶出フラックス計算結果 (ST.25における観測値との比較)

の2~3倍程度まで増大する特性が見られる。

#### (4) 底泥からの栄養塩の溶出フラックスの計算結果

柱上コアサンプルによって底泥およびその直上水をサンプリングし，室内において図-9に示すような装置を用いて，採取時の温度および溶存酸素濃度の条件を一定に保ちながら，試料の直上水の無機態窒素・リン濃度の経時変化を測定し，底泥からの窒素・リンの溶出速度を算出した。実測調査および結果の詳細については文献18, 19で既に発表している。

図-10, 11に底泥からの栄養塩の溶出フラックスの計算結果の実測値との比較図を，また図-12, 13に平面分布を示す。

ST.25における実測値の経時変化図を見ると，窒素の溶出フラックスは6月に若干高くなる傾向を見せた。これに対しリンの実測値は，6月9日に高く，1月には底泥に逆に吸収されるなど，大きく変動している。

図-10において，リンに関する溶出フラックスにおいて実測値と計算値にずれが生じているのは，不確定なパラメーターを極力少なくする立場から，吸・脱着効果を溶存酸素の関数として，吸着の増減のみで表現したことによるものと考えている。

実測値は数少ないサンプルで底質，底泥からの溶出フラックス等を算出したため，一地点一季節について一点しかデータがなく，データとしては少ないが，各底質，底泥からの溶出フラックスとしての季節変化の傾向はつかめたものと考えている。

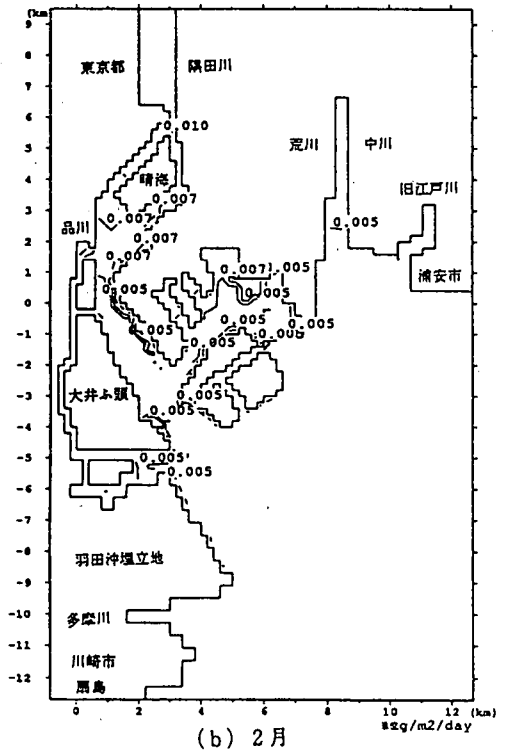
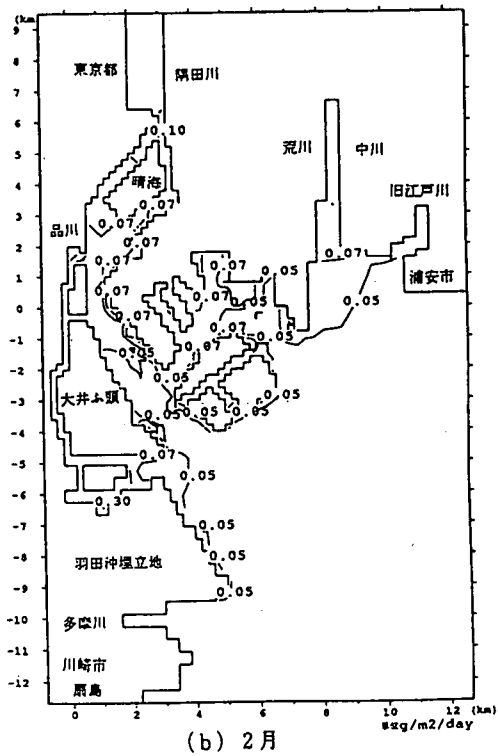
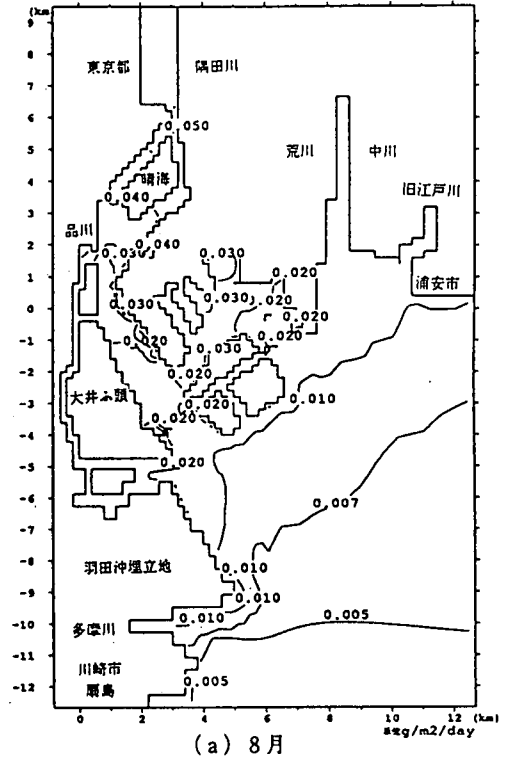
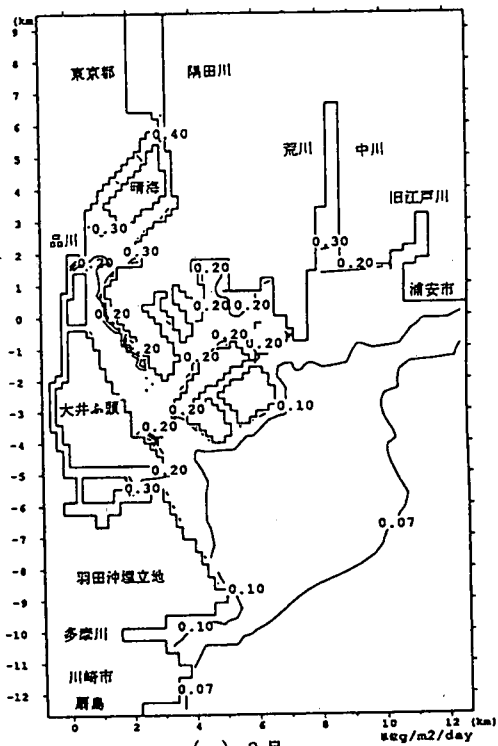


図-12 底泥からの窒素の溶出フラックスのシミュレーション結果

図-13 底泥からのリンの溶出フラックスのシミュレーション結果

平面分布について見ると、窒素・リンともに暖候期に港奥部で沖合いの2~3倍程度の値で、寒候期には分布がほぼ一様になった。

#### 4. 流入負荷の削減に伴う水質および底泥からの栄養塩溶出フラックスへの影響

水-底質モデルの開発により、流入負荷量を削減すれば、水質・底質・底泥からの栄養塩の溶出フラックスのそれぞれがどのように改善されるか、検討することが可能となってくる。

本研究では、同内容について、定性的な変化の傾向と、現状の負荷の削減率に対する定量的な変化を検討した。

##### (1) 計算条件

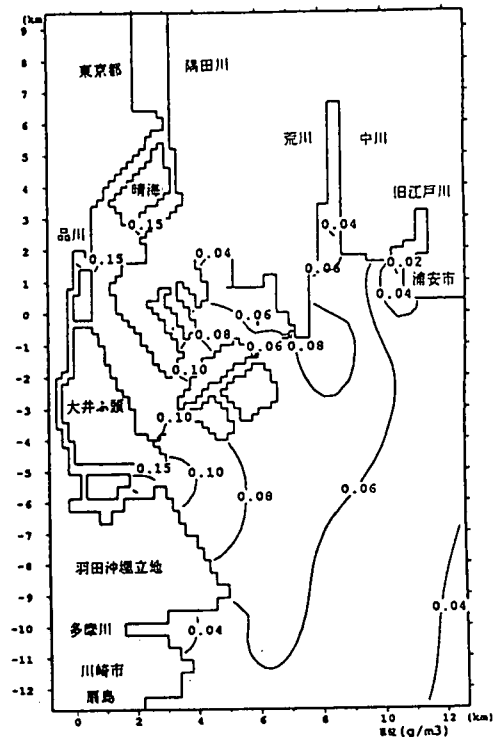
全窒素・全リン・CODの流入負荷量をすべて50%、30%、20%、10%削減した場合について、水-底質計算を年間に亘って実施し、水質、底質、底泥からの栄養塩の溶出フラックスについて、東京港全域について積分し、さらに年間に亘る積分を行い、年平均値を算出した。

ここで仮定した流入負荷削減は、窒素・リンともに有機・無機とも削減されるものとしている。従って3次処理まで実施された場合を想定したことになる。また流入負荷の削減によって、外海での境界の水質濃度も変化することが予想されるが、この境界濃度がどの程度変化するかについての裏付けが無いため、本計算では外海での境界水質濃度として、現状の負荷量での計算で用いた濃度をそのまま用い、流入負荷の削減率を50%までとした。

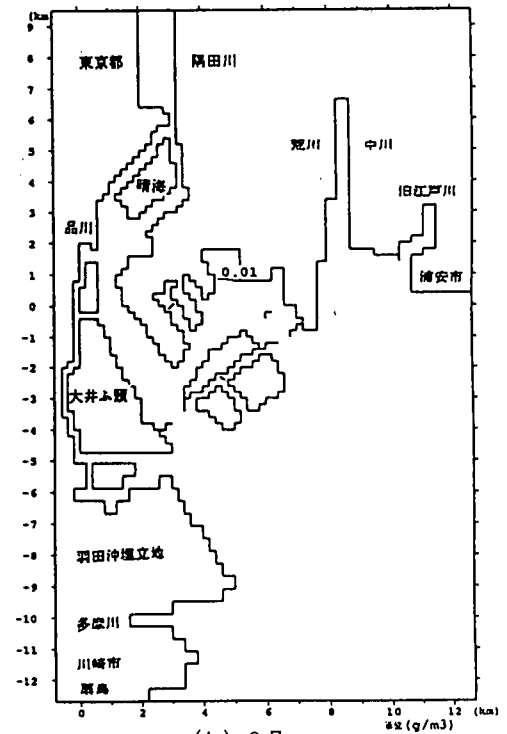
##### (2) 流入負荷半減に伴う水質および底泥からの栄養塩溶出フラックスの変化

計算は既に計算されている現状の負荷量での計算結果の最終結果、すなわち年度の初めである4月から開始し、流入負荷を直ちに減少させた。新しい負荷量に対応する計算結果となるまでに2ヶ月間程度を要したが、2年目の結果には過渡期の影響がなく、計算結果は年間の定常な周期解となった。以下の考察は、すべて2年目の結果によるものである。

図-14に流入負荷量を50%削減した場合のクロロフィルaの計算結果を示す。同図より港内の奥部は著しく濃度が減少し半減しているのに対して、沖合いに行くに従って濃度の減少は鈍くなっているのが認められる。これは負荷削減の効果は港奥では著しく顕著に現れるが、沖合いに行くに従って水域の

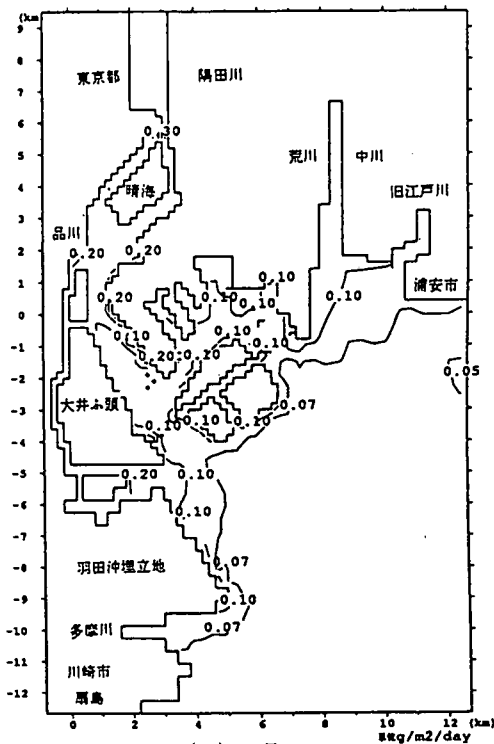


(a) 8月

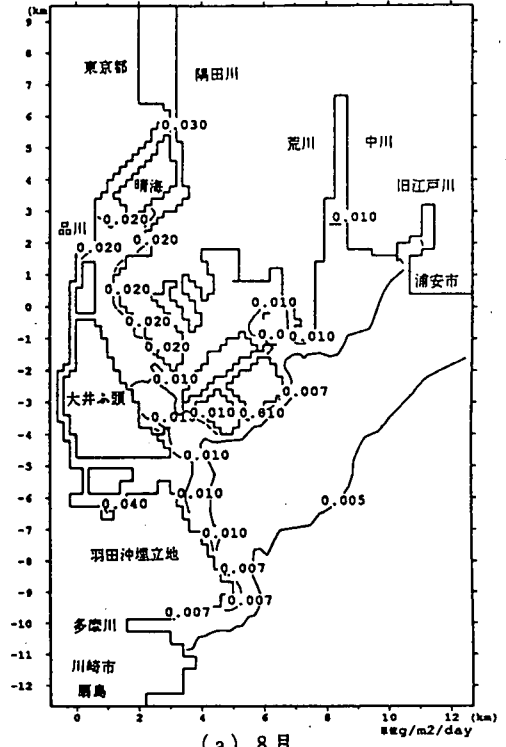


(b) 2月

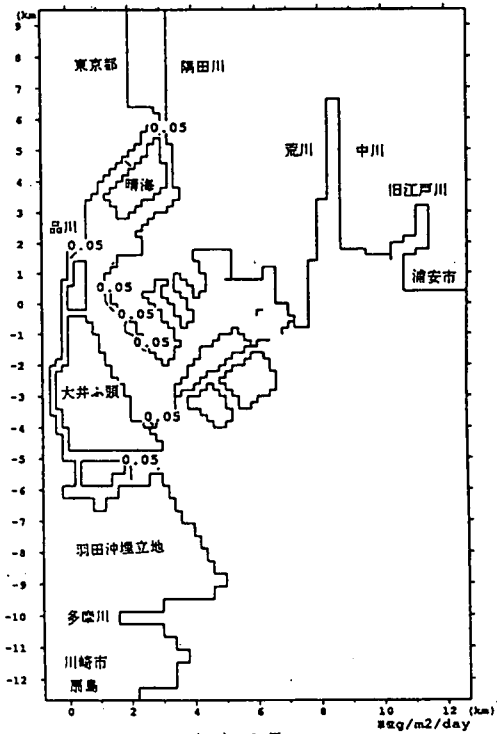
図-14 クロロフィルaのシミュレーション結果 (水深1m, 流入負荷量50%)



(a) 8月

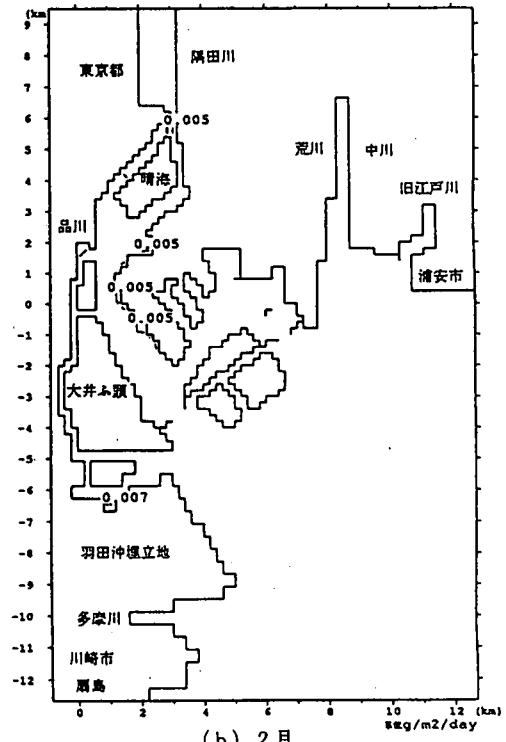


(a) 8月



(b) 2月

図-15 底泥からの窒素の溶出フラックス  
シミュレーション結果  
(流入負荷量50%)



(b) 2月

図-16 底泥からのリンの溶出フラックス  
シミュレーション結果  
(流入負荷量50%)

background 濃度（外洋からの栄養塩の供給により、元々水域の持っている濃度）の割合が大きくなっていくことによるものと考えられる。

流入負荷量を50%削減した場合の底質については、図には示していないが、水質と同様に、港内の奥部は著しく濃度が減少し半減しているのに対して、沖合いに行くに従って濃度の減少は鈍くなっていることが認められた。

図-15, 16に、同じく流入負荷量を50%削減した場合の底泥からの窒素、リンの溶出フラックスの計算結果を示す。同図より、空間分布の変化は水質や底質と同様であったが、季節的な変化についてはフラックスが顕著に増大する夏季での変化が大きいことが認められた。

### (3) 流入負荷削減率に対する水質および底泥からの栄養塩溶出フラックスの変化率

図-17, 18, 19に、流入負荷量を50%, 30%, 20%, 10%削減した場合の水質、底質、底泥からの栄養塩の溶出フラックス量のそれぞれの変化率を示す。同図の横軸には流入負荷量の現状に対する割合を示している。また縦軸には水質、底質、溶出フラックス量の計算結果を東京港全域について年間に亘って時空間的に積分した総量を、現状の流入負荷量時の値に対する割合として示している。

図-17より、流入負荷量の減少に対して、クロロフィルa、全窒素、全リン、全CODの各水質濃度は線形に減少した。また流入負荷量の削減率に比べて、これらの減少率は小さくなった。また図-18、図-19より、底泥内の窒素・リンの各濃度、底泥からの窒素・リンの溶出フラックス量も、水質の変化と同様の变化を示した。ただし底質モデルは1層モデルであるため、2cm以深の底質濃度分布の影響を考慮していない。そのため流入負荷の削減に比べて溶出フラックス量の減少が、多少過大に見積もられている可能性はある。

武岡・村尾<sup>16)</sup>は、負荷量の削減率どおりに水質が改善されない原因の可能性として、background 濃度、非線形性、負荷変動の履歴を挙げている。このうち負荷変動の履歴については、負荷量の削減に要する時間が、新しい負荷量に応答する時間に比べて長ければ、時間的な履歴は無視できるとしている。本研究では新しい負荷量に対する年間の定常周期解について検討しているため、この点についての詳細な考察はしない。

background 濃度の影響については、クロロフィルa、全窒素、全リン、全CODの各水質濃度の減少率が流入負荷量の削減率に比べて小さくなっているこ

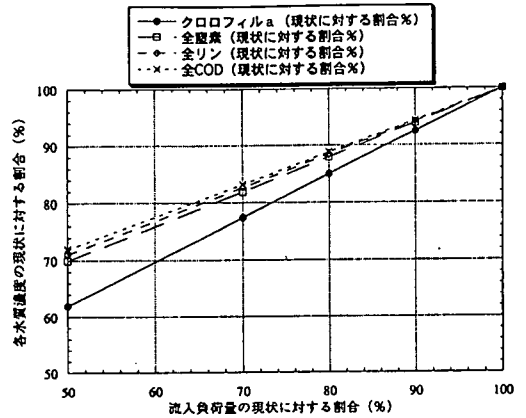


図-17 流入負荷削減に伴う水質の応答

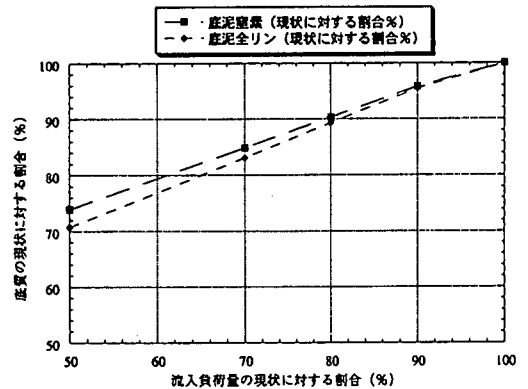


図-18 流入負荷削減に伴う底質の応答

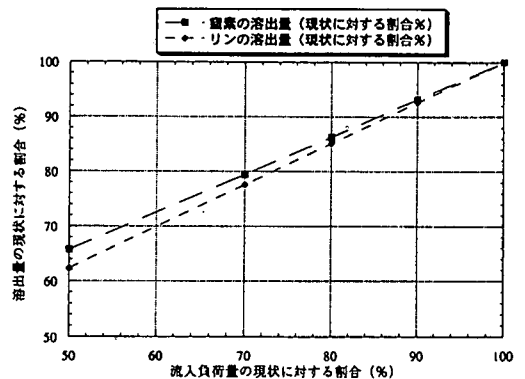


図-19 流入負荷削減に伴う底泥からの栄養塩溶出フラックスの応答

とから、その影響が推察される。

ただし同じ湾内でも、陸からの負荷量の集中する湾奥部と外海に近い湾口部では、流入負荷量に対する湾内物質質量や底泥からの栄養塩溶出量と、外海によって支配される background 濃度の影響度が当然のことながら異なると考えられ、湾奥部は流入負荷量に、湾口部は外海の物質濃度に支配されやすいと考えられる。本研究の対象領域である東京港は、少なくとも湾口部に比べると外海による background 濃度の影響の度合いが小さいと考えられる。事実、負荷量を半減した計算結果の空間分布を見ると、同じ東京港内でも湾奥部では負荷の削減効果が大きく、沖合いに行くに従って負荷の削減効果は低下している。

次に非線形性の影響について考える。武岡・村尾<sup>16)</sup>は、沿岸での流れの鉛直シア（表層と底層の流れの違い）と、生産による粒子化と分解過程が結合して窒素やリンなどの物質の平均滞留時間を大きくする機構を nutrient trap と呼んでいる。流入負荷量に対する湾内物質質量のグラフが上に凸になる場合として、富栄養化することによって全体の輸送量に対する底層への沈降量の割合が減少し、nutrient trap が働きにくくなり、平均滞留時間が減少する場合を挙げている。また逆に下に凸になる場合として、堆積量の割合が変化する場合を挙げている。すなわち陸域から流入した物質が海底に堆積するまでの時間が湾外に流出するまでの時間より短い場合、堆積量の割合が減少することは、より時間をかけて湾外に流出する割合が増加することを意味し、平均滞留時間が長くなるとしている。しかしグラフが上に凸になるのか下に凸になるのかについては、このほかにもその海域の特性に応じて種々の要因が考えられ、一概に言えない。

内田ら<sup>14)</sup>の示した博多湾の全窒素・全リン・CODに関する容積負荷量と水質濃度の関係で、グラフが曲線となっているのは全窒素・全リン容積負荷量に対する COD 濃度のみであり、しかも容積負荷量がほとんど 0 に近づいてからである。一方、全窒素・全リン容積負荷量に対する全窒素・全リン濃度の変化は直線的であり、非線形性は見られない。

図-17, 18, 19を見るとグラフは直線となっており、本計算における負荷削減の範囲（削減率の低い範囲）では、流入負荷量と水質、底質、溶出フラックス量の関係は全窒素・全リンとともに COD についても線形関係となっている。これは本計算での負荷削減の範囲が削減率の低い範囲であることにも起因しているものと考えられる。

柳・高橋<sup>20)</sup>は、大阪湾・東京湾について河川水・窒素・リンの平均滞留時間を比較し、大阪湾は河川水と窒素・リンの滞留時間が異なるのに対して、東京湾で

は 3 者がほぼ同じ値であることを示している。これに対して武岡・村尾<sup>16)</sup>は、大阪湾は nutrient trap の働きやすい状況にあり、負荷量の削減に対して期待される水質濃度の変化の幅が大きい可能性を指摘している。すなわち大阪湾と東京湾の比較論において、大阪湾は nutrient trap が働きやすいことによって平均滞留時間が変化し、負荷量の削減に対する湾内物質質量の減少が非線形になるのに対して、東京湾は nutrient trap が働きにくいことによって平均滞留時間が変化せず、負荷量の削減に対する湾内物質質量の減少が線形になることが想定される。

東京港は東京湾の最湾奥に位置し、河川からの流入負荷が集中し、流入負荷の影響をいち早く受ける富栄養化レベルの高い水域である。このため滞留時間は、物質の化学・生物学的な特性に影響されにくく、流入負荷の削減に対して水域の水質濃度は線形に変化する領域であろうと考えられる。

これらの結果は内田ら<sup>14)</sup>や武岡<sup>15)</sup>、武岡・村尾<sup>16)</sup>らの考察に対して 1 つの定量的な答えを与えているものと考えられる。

## 5. 結語

水-底質予測モデルを開発し、水質汚濁の著しい東京港に適用した。モデルは、流動・水質・底質のそれぞれのサブモデルから成る。流動予測のサブモデルは、鉛直方向に静水圧近似を用いた準 3 次元モデルで、河川の流入による密度流効果を考慮した潮汐流を計算するものである。水質予測のサブモデルは、クロロフィル a、動物プランクトン、リン酸態リン、非生物体の有機態リン、無機態窒素、非生物体の有機態窒素、非生物体の COD、各態の COD の総量として全 COD、溶存酸素、全窒素、全リンを計算するものである。底質予測のサブモデルは、底泥内を 1 層とし、底泥を構成する有機態の窒素・リン、間隙水中の無機態の窒素・リン、底泥に吸着されている窒素・リンを計算するものである。

同モデルを東京港に適用し、以下の結果が得られた。

(1) 東京港を対象に平面的に 200m~800m、鉛直的に 2m~5m（最大 8 層）の差分メッシュ分割で計算した結果、公共用水域水質測定結果に見られるクロロフィル a の暖候期の増大と寒候期の減少や、港内奥部の水質悪化を示す夏季の水質項目の空間分布等、各水質項目の特徴的な時空間変化が再現された。また底質や底泥からの窒素・リンの溶出フラックスについては、暖候期に増大する実測値の特性がほぼ再現され、同水域の水質・底質の時空間変化が同時に計

算された。

(2) 同モデルを用いて、流入負荷量を50%、30%、20%、10%削減した場合の湾内の水質・底質・底泥からの栄養塩の溶出フラックスのそれぞれの応答について検討した。その結果、流入負荷量の減少に対して、水質・底質・底泥からの栄養塩の溶出フラックスは線形に減少した。また流入負荷量の削減率に比べて、これらの減少率は小さくなった。これについて武岡・村尾<sup>16)</sup>の示した考察に基づいて検討した。その結果、流入負荷量の削減率に比べてこれらの減少率が小さくなるのは、background濃度の影響であること、線形に減少するのは、東京港が東京湾の最湾奥に位置し、河川からの流入負荷が集中し、流入負荷の影響をいち早く受ける富栄養化レベルの高い水域であり、滞留時間は、物質の化学・生物学的な特性に影響されにくいためと考えられた。

#### 参考文献

- 1) 松川康夫：富栄養化，日本水産学会出版委員会編，現代の水産学，水産学シリーズ，100号記念，恒星社厚生閣，pp.236-241，1994。
- 2) 細見正明：湖沼底泥からの窒素・燐溶出とその制御に関する研究，大阪大学学位論文，203p.，1987。
- 3) 細見正明，岡田光正，須藤隆一：湖沼生態系モデルによる富栄養化防止対策の評価，衛生工学研究論文集，第24巻，pp.151-166，1988。
- 4) 浮田正夫，中西 弘，河合泰治，松村和紀：富栄養水域における底質評価に関する研究，土木学会論文集，第357号/II-3，pp.235-242，1985。
- 5) 浮田正夫，山原康嗣，中西 弘：大阪湾における流入負荷量の推移と内部生産，沿岸海洋研究ノート，第29巻，第1号，pp.51-59，1991。
- 6) 堀江 毅，細川恭史：海域底泥中のリンの挙動モデルについて，港湾技術研究所報告，第23巻，第2号，pp.49-74，1984。
- 7) 堀江 毅：内湾域における水質分布とその予測，大阪湾を事例として，運輸省港湾技術研究所講習会，pp.59-118，1985。
- 8) Chapelle,A., Lazure,P. and Menesguen,A. : Modelling Eutrophication Events in a Coastal Ecosystem. Sensitive Analysis, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.39, pp.529-548,1994.
- 9) Tamsalu,R. and Ennet,P. : Ecosystem Modelling in the Gulf of Finland.II. The Aquatic Ecosystem Model FINEST, Estuarine,Coastal and Shelf Science, Vol.41, pp.429-458,1995.
- 10) Baretta,J.W. and Ruardij,P. : Tidal Flat Estuaries, Springer Verlag, 353p.,1988.
- 11) Baretta, J.W., Ebenhoh,W. and Ruardij, P. : The European Regional Seas Ecosystem Model, A Complex Marine Ecosystem Model, Netherlands Journal of Sea Research, Vol.33, pp.233-246, 1995.
- 12) Ruardij,R. and Raaphorst,W.V. : Benthic Nutrient Regeneration in the ERSEM Ecosystem Model of the North Sea, Netherlands Journal of Sea Research, Vol.33, pp.453-483, 1995.
- 13) Horie,T. : Numerical modelling for the prediction of sedimentary improvement by sand capping over a contaminated seabed, Journal of Hydraulic Research, Vol.29, pp.829-850, No.6, 1991.
- 14) 内田唯史，浮田正夫，関根雅彦，中西 弘：富栄養化海域の水質の非線形特性とそのモデリングに関する研究，土木学会論文集，No.503/II-29, pp.187-195, 1994.
- 15) 武岡英隆：今後の物理学的沿岸海洋研究の展望，沿岸海洋研究ノート，30周年記念特別号，pp.63-72, 1993.
- 16) 武岡英隆，村尾 肇：窒素・燐の流入負荷量の削減に対する水質の応答，沿岸海洋研究，第34巻，第2号，pp.183-190,1997.
- 17) 松梨史郎：湾奥水域における水質の時空間変化の解析，土木学会論文集，No.573/VII-4,pp.93-110,1997.
- 18) 今村正裕，松梨史郎：湾奥部における水-底泥間の窒素・リンのフラックス，海岸工学論文集，第44巻，1997.
- 19) 今村正裕，松梨史郎：都市河川の流入する湾奥部における水-底質モデルの開発，電力中央研究所報告，1997.
- 20) 李 寅鉄，浮田正夫，関根雅彦，中西 弘：水・底質モデルによる瀬戸内海の水管理に関する研究，土木学会論文集，No.545/II-36, pp.101-112,1996
- 21) 平野敏行編：沿岸域保全のための海の環境科学，恒星社厚生閣，pp.363-364,1983
- 22) 中田喜三郎，田口弘一：生態-流体力学モデルを用いた内湾の富栄養化過程に関する数値実験，その2，内湾の生態系モデル，公害資源研究所い報，第11巻，第4号，pp.47-68，1982。
- 23) 堀口文男，中田喜三郎：沿岸生態系モデルの実海域への適用 -山口県西部海域の場合-，資源と環境，Vol.2, No.1,pp.61-92, 1993.
- 24) 田尻宗昭編：提言 東京湾の保全と再生，日本評論社，1988.
- 25) 東京都環境保全部水質保全部：東京湾の水質予測調査報告書，1987.
- 26) 土木学会：水理公式集，pp.464，1985.
- 27) Jorgensen,S.E. : Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters, International Society for Ecological Modeling, Pergamon Press, 1979.
- 28) 堀口文男，中田喜三郎：東京湾の水質のモデル解析，Journal of Advanced Marine Science and Technology Society, Vol.1, No.1, pp.71-93, 1995.
- 29) 宗宮 功編著：自然の浄化機構，技報堂出版，p.27,1990
- 30) 柳 哲雄，高橋 暁：大阪湾の淡水応答特性，海と空，第64巻，pp.63-70，1988.

(1997.9.19 受付)



# PREDICTIONS OF WATER AND SEDIMENT QUALITY AND EFFECTS OF POLLUTANT LOAD REDUCTION ON WATER QUALITY AND RELEASE RATE OF NUTRIENT FROM SEDIMENT AT BAY HEAD AREA

Shiro MATSUNASHI and Masahiro IMAMURA

The numerical simulation was carried out for the analysis of water quality, sediment quality and release rate of nutrient from sediment at Tokyo port which is located at bay head area of Tokyo bay by the water and sediment quality model. As the results of the simulation, it was confirmed of their characteristics of seasonal and spatial variation. Next, the effect of pollutant load reduction on water quality and release rate of nutrient from sediment was analysed. As the results of the analyses, it was confirmed that the reduction rate of water quality and release rate of nutrient from sediment were smaller than that of pollutant load and the response of water quality and release rate of nutrient from sediment was linear for the pollutant load reduction.