

# 負荷や地形の変化を考慮した東京湾生態系の 長期連続シミュレーション

## Long-term Simulations of the Ecosystem in Tokyo Bay Considering Changes of Terrestrial Load and Topography

佐々木 直美\*・多部田 茂\*\*・北澤 大輔\*\*

Naomi SASAKI, Shigeru TABETA and Daisuke KITAZAWA

**要旨**：東京湾を対象として、陸域からの負荷量等の変化に伴う生態系の動的な応答を見るために、長期間の連続した生態系シミュレーションを行った。河川流入負荷の経年変化、埋め立てによる干潟の減少、漁獲による取り上げ等の外部要因とともに、底生系における栄養塩の挙動と溶出フラックスの変動を考慮した計算を行った。その結果、現在では内部生産による二次 COD の割合が高いことが確認された。また溶存酸素濃度を指標として見ると、流入負荷の削減による貧酸素化解消の効果が埋め立てによってほぼ相殺されていることが示された。

**キーワード**：東京湾、生態系モデル、陸域負荷、底泥溶出、埋め立て

### 1. 緒言

大都市近郊の内湾の生態系は人間活動の影響を強く受けている。東京湾では、流域圏の人口増加や経済発展を受けて 1950 年代後半より赤潮や青潮などの水質汚濁が頻発し始め、1970 年代前半には最も汚染された状態となった。陸域からの流入負荷に関しては 1970 年に水質汚濁防止法が制定され規制が行われるようになった。その後 1978 年より有機物濃度の指標である化学的酸素要求量 (COD : Chemical Oxygen Demand) の負荷総量規制が導入されるようになると、河川からの流入負荷量は 1970 年代をピークとして削減されてきた。また、2001 年に策定された第 5 次総量規制からは窒素、リンの総量規制も行われ、水質は改善の兆しを見せている。しかし、こうした削減努力にもかかわらず、例えば依然として貧酸素水塊が長期にわたり観測されるなど、健全な生態系を取り戻すにはさらなる施策が必要であると考えられる。

また最近では自然再生推進法等、環境再生政策が実施されるようになり、数値シミュレーション、特に環境修復過程のシミュレーションの重要性が高まってきている。一般に負荷削減や海域環境修復などの水質改善のプロセスは、水質悪化時のプロセスを必ずしも逆にたどるものではないと考えられており、こうしたシミュレーションは断片的な計算ではなく長期間における応答を見る必要がある。

これまでも数値シミュレーションを用いた過去から現在までの水質の再現に関する研究が行われている (例えば蔵本・中田<sup>1)</sup>、鈴木ら<sup>2)</sup>、岸ら<sup>3)</sup>、北澤ら<sup>4)</sup> など)。しかしこれらの数値シミュレーションは主に浮遊系モデルを中心としたモデルであり、ある代表的な年を抽出した定常計算である。こうした計算では結果は流入負荷量や底泥からの溶出といった境界条件によって決定されてしまう。一方、底質の影響を評価するための底生系モデル

\* 神奈川県, \*\* 正会員 東京大学

の詳細化も進んできているが<sup>5)~7)</sup>、それらの多くは干潟域のみを取り扱ったものや底生系に主眼を置いているものが多い。最近では、浮遊系と底生系、湾内と干潟域の相互作用を取り扱ったモデルも開発されている<sup>8)</sup>が、長期の水質変遷を連続的に扱っている例は少ない。

そこで本研究では、閉鎖性内湾である東京湾を対象とし、種々の人間活動に伴う長期的な水質の応答を数値シミュレーションにより解析する。長期の計算において東京湾外部から影響を与える因子として河川流入の変化、埋め立てによる干潟の減少、漁獲による取り上げを考慮に入れる。閉鎖性内湾の水質シミュレーションで重要なフラックスは底泥からの溶出速度と陸域からの各種栄養塩フラックスである<sup>10), 11)</sup>と言われている。そこで本研究では既往の研究を基に河川からの流入負荷量の変遷を取りまとめてその経年変化を入力条件とした。また底生系における栄養塩の挙動をモデル化して底泥からの溶出速度を計算した。さらに干潟の効果と埋め立てによる減少の影響を組み込めるようにモデルを拡張し、過去から現在までの東京湾の時間的変化を表現できるようにした。このとき長期間の連続的シミュレーションを行うことで水質、底質環境の連続性を考慮し、水質悪化時と水質改善時のシミュレーションを同時に行っている。そしてその結果から流入負荷の変動や埋め立て、または底質や干潟が湾内の水質に与える影響を定量的に評価し、それが経年的にどのように変動していくか考察する。

## 2. モデルと計算条件

### 2.1 生態系モデル

物理場のモデルとしては、Z座標系を用いたマルチレベルモデルであるMEC-NEST<sup>12)</sup>を用いた。流動の支配方程式は静水圧近似を用いており、x, y, z方向の流速をそれぞれu, v, wとすると以下のように表される。

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} - fu + A_M \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_M \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + fv + A_M \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_M \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (2)$$

$$0 = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} - g \quad (3)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (4)$$

ここで、 $t$ は時間、 $\rho$ は海水密度、 $p$ は圧力、 $g$ は重力加速度、 $A_M \cdot K_M$ はそれぞれ水平方向・鉛直方向の渦動粘性係数、 $f$ はコリオリパラメータである。水温 $T$ 、塩分 $S$ の移流拡散方程式、および水温と塩分より密度 $\rho$ を求める式は以下の通りである。

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + w \frac{\partial T}{\partial z} = A_c \left( \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_c \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (5)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + u \frac{\partial S}{\partial x} + v \frac{\partial S}{\partial y} + w \frac{\partial S}{\partial z} = A_c \left( \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_c \frac{\partial S}{\partial z} \right) \quad (6)$$

$$\rho = 1028.14 - 0.0735T - 0.00469T^2 + (0.802 - 0.002T)(S - 35.0) \quad (7)$$

ここで、 $A_c \cdot K_c$ はそれぞれ水平方向・鉛直方向の渦動拡散係数である。

低次生態系の変動を計算する化学・生物モデルとしては北澤ら<sup>4)</sup>をベースとしたモデルを用いた。図1に本研究で用いる生態系モデルの概念図を示す。図中の矢印は各コンパートメント間の物質のやりとりの方向を表す。モデルは海水中の化学物質や生物の動態を記述する浮遊系モデルと海底の化学物質・生物の変動を記述する底生系モデルとから構成される。浮遊系モデルにおいては、動植物プランクトン、非生物有機物、栄養塩（リン・窒素・珪素）、溶存酸素を状態変数としている。それらの挙動は基本的には流れ場に依存するので、移流・拡散方程式によって以下のように記述される。

$$\frac{\partial B}{\partial t} + u \frac{\partial B}{\partial x} + v \frac{\partial B}{\partial y} + w \frac{\partial B}{\partial z} =$$

$$A_c \left( \frac{\partial^2 B}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 B}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_c \frac{\partial B}{\partial z} \right) + \left( \frac{\partial B}{\partial t} \right)^* \quad (8)$$

ここで、右辺の最後の項は生物化学的時間変化項である。

一方、底生系モデルでは、堆積物の厚さを 30cm とし、珪藻類、メイオベントス、マクロベントス、有機物、バクテリア、栄養塩類、硫化物を状態変数にするとともに、好気層の厚さを周囲の溶存酸素濃度などの化学的条件に応じて計算する。底生系の化学物質・生物は定在していると仮定するため、それらの時間変化は以下の様に表される。

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \left( \frac{\partial B}{\partial t} \right)^* \quad (9)$$

ここで、右辺の項は生物化学的時間変化項である。各状態変数の支配方程式における生物化学的時間変化項は、図1において矢印で示されている化学・生物フラックスを足し合わせることで求められる。

浮遊系と底生系の間では、海底への有機物の沈降や底泥からの栄養塩の溶出、ベントスの活動によって物質の交換が行われている。本研究では底生系における間隙水中栄養塩を好気層と嫌気層で

分け、底泥からの栄養塩溶出速度を温度と底層の溶存酸素濃度の関数とした。その依存性は細川ら<sup>13)</sup>による大阪湾の夏期と冬期の底泥の特性値を参考にし、水温が高いほど、またリンの溶出量に関しては溶存酸素濃度が低く嫌氣的な状態になるほど溶出量が多くなるよう設定した。

$$F_{pb} = K_{btm} \times (PO_{4\text{-sed}} - PO_{4\text{-btm}})$$

$$K_{btm} = r \times 5.0 \times 10^{-3} \times 1.03^{(T-20)}$$

$$r = \begin{cases} 1.0 & (DO > 5) \\ \frac{40 - 6 \cdot DO}{10} & (DO < 5) \end{cases} \quad (10)$$

ここで、 $F_{pb}$  は底泥からのリン溶出フラックス、 $K_{btm}$  は拡散係数、 $DO$  は溶存酸素濃度[mg/L]、 $PO_{4\text{-sed}}$ ・ $PO_{4\text{-btm}}$  はそれぞれ間隙水中と海底直上水のリン酸塩濃度である。

干潟の浄化機能は多量の二枚貝による懸濁態物質のろ過の役割が大きく、二枚貝の現存量を支える豊富な酸素の存在にあると言える<sup>13)</sup>。よって以下のように、干潟域における懸濁物食性マクロベントスの海水ろ過能力を通常海域より高く設定した。

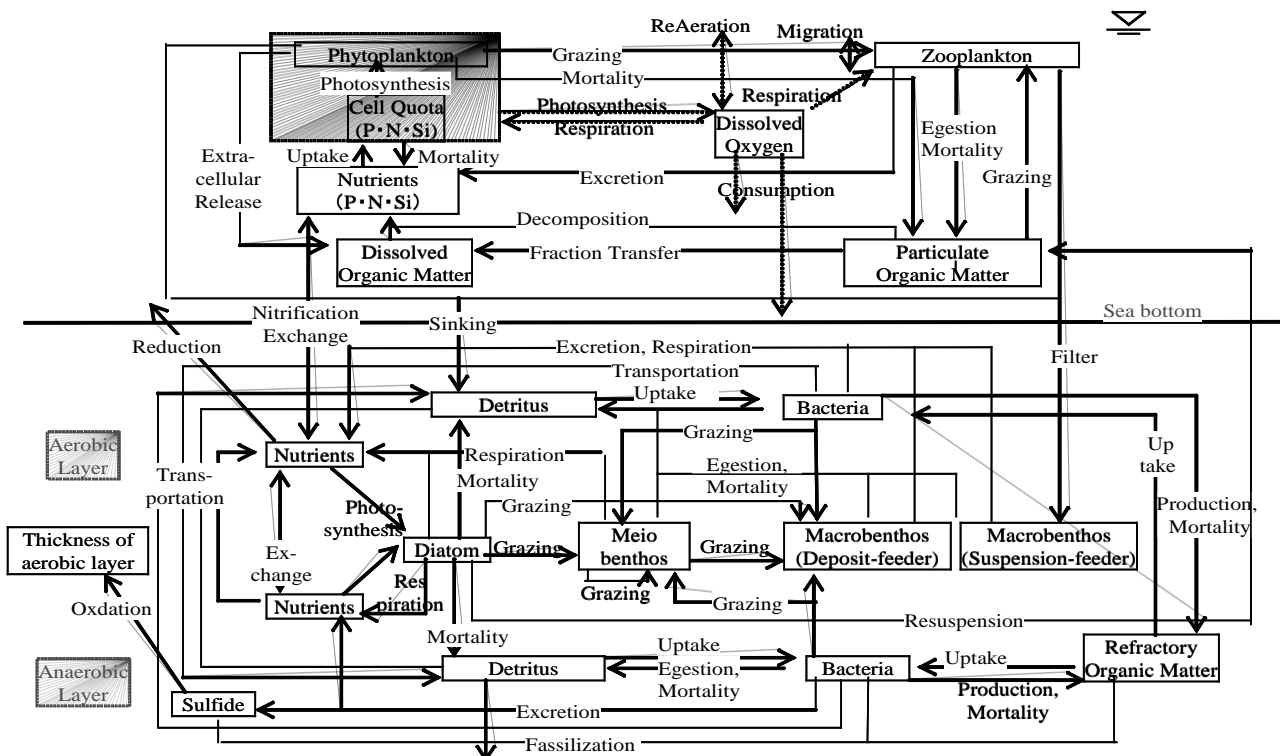


図1 生態系モデルのコンパートメントと物質フロー

$$\alpha_{msf} = \begin{cases} 4.67 \times 10^{-5} [\text{m}^3/\text{mgC}/\text{day}] & (\text{normal sea}) \\ 9.18 \times 10^{-5} [\text{m}^3/\text{mgC}/\text{day}] & (\text{tidal flat}) \end{cases} \quad (11)$$

ここで  $\alpha_{msf}$  は  $0^\circ\text{C}$  における相対濾過速度であり、通常海域の値は北澤ら<sup>4)</sup> に従い、干潟域での値は文献値<sup>5) 14)</sup> をもとに推定した。また、干潮時に堆積物と海水中に酸素が供給され、干潟上水の溶存酸素濃度が飽和になるようにした。ただし、冠水・干出といった流動場の変化は今回考慮していない。さらに干潟域における漁獲による貝類の除去と鳥類の採餌による取り上げを考慮した。漁獲による取り上げ量は東京湾の漁獲のほとんどを占める貝類を考慮し、その経年変動を考慮した。鳥による採餌については三番瀬における調査<sup>15)</sup> をもとにスズカモによる貝類の採餌を考慮した。ただし、鳥による採餌の量については毎年一定量を与え経年変化は考慮していない。

## 2.2 パラメータと境界条件

流体力学モデルのパラメータも含めたすべてのパラメータは、1991～1998年の公共用水域水質データ等の水質観測結果を用いて平均的な季節変動が再現されるようにチューニングした。生態系モデルの主なパラメータを表1に示す。

外洋との開境界においては、潮汐の主要4分潮(M2, K1, S2, O1)による海面の昇降を与え、無反射境界を適用した。水温・塩分・浮遊系の変数の値は、1989年から1998年までの公共用水域水質データをもとに、毎年同じ変動を与えた。

気象条件としては、運動量、熱、塩分フラックスや、光合成速度を予測するための光量を計算するために、気温、大気圧、全天日射量、雲量、相対湿度、降水量、風向、風速のデータが必要である。そこで、1990年から2004年まで東京、横浜、千葉の3地点で計測された値の平均値を用いることとした。本研究は、陸域からの物質負荷量の変化に対する東京湾生態系の変動の解析に焦点をおくため、長期的な気候変動による影響を考慮せず、毎年同じ気象の季節変動を与えた。

海底面では、運動学的条件、海底摩擦条件を課すが、海底面を通しての熱、塩分フラックスはないものとする。また、底生系モデルで状態変数となっているいくつかの物質は、化石化によって系外に除去される。

## 2.3 計算条件

本研究では東京湾内の領域を水平方向に幅2kmの正方格子で分割する(図2)。また、鉛直方向にはマルチレベルモデルを適用し全部で10層に分割する。海岸沿いの31グリッド(図2の太線で囲まれたグリッド)を干潟と設定し、1950, 1960, 1970, 1980, 1995年の5回に分けて埋め立てが行われたとした。それぞれの期間において埋め立てられた干潟の面積が実際とほぼ等しくなるように設定している。また、河川の流入を受けるグリッドが埋め立ての影響を受けたときは図2において矢印で示されたグリッドに河口が移動するものとした。なお、現在まで干潟として残っている三番瀬、盤洲干潟についてはチューニングしたパラメータ内にその効果が含まれているとし、埋め立てによって消失した干潟の機能のみを考えた。

河川条件については、流域面積が大きい10河川(鶴見川、多摩川、隅田川、荒川、中川、江戸川、村田川、養老川、小櫃川、小糸川)を考慮に入れ、淡水、化学物質はすべてこの10河川を通して流入するものと仮定する。河川流入量については、高尾ら<sup>16)</sup>に倣って流域の降雨から東京湾に流入する年間総淡水量を推定し、流域面積、降水量の季節変動から各河川における各月の淡水流入量を定めた。水温、溶存酸素濃度については、1989年から1998年の公共用水域水質データを参考にして与え、塩分は0とした。河川を通しての汚濁物質の負荷量については、化学的酸素要求量(COD)、全リン(T-P)、全窒素(T-N)の総負荷量より、河川水中の懸濁態有機物、溶存態有機物、リン酸態リン、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素の濃度を計算する。図3に本計算で用いた

表1 生態系モデルの主なパラメータ

パラメータ	値		単位
<b>植物プランクトン</b>	大型	小型	
最大光合成速度 (at 0°C)	0.59	0.59	day <sup>-1</sup>
温度応答係数	0.0633	0.0633	°C <sup>-1</sup>
光合成における最適光量	239	239	J/m <sup>2</sup>
リンの最大摂取速度 (at 0°C)	4	4	day <sup>-1</sup>
窒素の最大摂取速度 (at 0°C)	1.8	1.8	day <sup>-1</sup>
珪素の最大摂取速度 (at 0°C)	8.4	0	day <sup>-1</sup>
セルクオータの最大比収(P)	16	16	—
セルクオータの最大比収(N)	8	8	—
セルクオータの最大比収(Si)	5	0	—
PO <sub>4</sub> -P 摂取の半飽和定数	31	93	mgP/m <sup>3</sup>
NH <sub>4</sub> -N 摂取の半飽和定数	21	70	mgN/m <sup>3</sup>
NO <sub>3</sub> -N 摂取の半飽和定数	21	70	mgN/m <sup>3</sup>
Si <sub>2</sub> O-Si 摂取の半飽和定数	196	0	mgSi/m <sup>3</sup>
光合成量に対する細胞外分泌量	0.135	0.135	—
相対呼吸速度 (at 0°C)	0.03	0.03	day <sup>-1</sup>
温度応答係数	0.0524	0.0524	°C <sup>-1</sup>
枯死速度 (at 0°C)	4.0×10 <sup>-4</sup>	4.0×10 <sup>-4</sup>	(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>
温度応答係数	0.0693	0.0693	°C <sup>-1</sup>
沈降速度	0.1728	0.0864	m/day
<b>動物プランクトン</b>			
最大摂食速度 (at 0°C)		0.19	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
イブレフ定数		6.3×10 <sup>-3</sup>	(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
捕食の閾値となる餌料濃度		50	mgC/m <sup>3</sup>
同化効率		0.7	—
相対呼吸速度 (at 0°C)		0.0214	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0637	°C <sup>-1</sup>
摂取量に対する活動呼吸量の比		0.5	—
死亡速度 (at 0°C)		5.86×10 <sup>-4</sup>	(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
<b>懸濁態有機物</b>			
分解速度 (at 0°C)		0.0124	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
分解の DO による制限を表す半飽和値		0.5	mg/L
分解量に対する分解余剰物の生成量		0.25	—
沈降速度		0.432	m/day
<b>溶存態有機物</b>			
分解速度 (at 0°C)		4.34×10 <sup>-3</sup>	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
分解の DO による制限を表す半飽和値		0.5	—
<b>栄養塩</b>			
アンモニア態窒素の硝化速度 (at 0°C)		3.0×10 <sup>-3</sup>	day <sup>-1</sup>
亜硝酸態窒素の硝化速度 (at 0°C)		3.5×10 <sup>-3</sup>	day <sup>-1</sup>
硝酸態窒素の還元速度 (at 0°C)		1.55×10 <sup>-3</sup>	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
<b>底生性珪藻</b>			
相対光合成速度 (at 0°C)		0.7	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>
総生物量の半分が出現する堆積物中の深さ		1	cm
一次生産量に対する活動呼吸量の比		0.1	—
相対呼吸速度 (at 0°C)		0.0093	day <sup>-1</sup>
一次生産量に対する活動排泄量の比		0.1	—
相対静止排泄・呼吸速度 (at 0°C)		1.0×10 <sup>-5</sup>	(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>
懸濁速度		0.1	day <sup>-1</sup>
<b>メイオベントス</b>			
嗜好性を表す指数部		2	—
摂食活動を行う嫌気層の厚み		10	cm
最大摂食速度 (at 0°C)		0.034	day <sup>-1</sup>
温度応答係数		0.0693	°C <sup>-1</sup>

パラメータ	値	単位	
低い酸素濃度に対する応答の閾値	0.2	—	
標準餌濃度での相対摂食速度 (at 0°C)	0.035	day <sup>-1</sup>	
摂食応答関数の指数部	2	—	
索餌活動に伴う呼吸速度 (at 0°C)	0.0093	day <sup>-1</sup>	
同化量に対する活動呼吸の割合	0.3	—	
静止呼吸速度 (at 0°C)	0.0037	day <sup>-1</sup>	
同化量に対する活動排泄の割合	0.2	—	
排泄・死亡速度 (at 0°C)	5.0×10 <sup>-5</sup>	(mgC/m <sup>2</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>	
低い酸素濃度における死亡速度 (at 0°C)	0.0093	day <sup>-1</sup>	
<b>堆積物食性マクロベントス</b>			
好気層における摂食速度 (at 0°C)	1.4×10 <sup>-5</sup>	cm・day <sup>-1</sup> ・(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	
嫌気層における摂食速度 (at 0°C)	4.7×10 <sup>-6</sup>	cm・day <sup>-1</sup> ・(mgC/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	
温度応答係数	0.0693	°C <sup>-1</sup>	
死亡し始めるときの飽和 DO に対する DO の比	0.4	—	
標準餌濃度における 0°C での相対摂食速度	0.014	day <sup>-1</sup>	
摂食応答関数の指数部	2	—	
索餌のためのエネルギー消費速度	0.0042	day <sup>-1</sup>	
摂食量に対する活動呼吸・排泄量の割合	0.31	—	
静止呼吸・排泄速度 (at 0°C)	0.0014	day <sup>-1</sup>	
摂食量に対する活動排泄の割合	0.25	—	
排糞・死亡速度 (at 0°C)	2.0×10 <sup>-6</sup>	(mgC/m <sup>2</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>	
低い酸素濃度による死亡速度 (at 0°C)	0.028	day <sup>-1</sup>	
<b>懸濁物食性マクロベントス</b>			
相対過速度 (at 0°C)	4.67×10	m <sup>3</sup> /mgC/d	
温度応答係数	0.06	°C <sup>-1</sup>	
死亡し始めるときの飽和 DO に対する DO の比	0.7	—	
最適粒子濃度	2.0	m <sup>3</sup>	
最大相対摂取速度 (at 0°C)	0.01	day <sup>-1</sup>	
摂食応答関数の指数部	8	—	
索餌のためのエネルギー消費速度 (at 0°C)	0.00	day <sup>-1</sup>	
摂食量に対する活動呼吸・排泄量の割合 (at 0°C)	0	—	
静止呼吸・排泄速度 (at 0°C)	0.0014	day <sup>-1</sup>	
摂食量に対する活動排泄の割合	0.2	—	
排糞・死亡速度 (at 0°C)	1.0×10 <sup>-6</sup>	(mgC/m <sup>2</sup> ) <sup>-1</sup> ・day <sup>-1</sup>	
低い酸素濃度による死亡速度 (at 0°C)	0.0047	day <sup>-1</sup>	
<b>バクテリア</b>	<b>好気</b>	<b>嫌気性</b>	
デトライタス摂食速度	0.35	0.35	day <sup>-1</sup>
活動に関する温度応答係数	0.06	0.0693	°C <sup>-1</sup>
密度依存項の半飽和定数	2	10000	mgC/m <sup>2</sup> /cm
排泄量の比	0.0	0.05	—
難分解性粒状有機物生産量の比	0.0	0.05	—
呼吸量の割合	0.6	0.75	—
難分解性粒状有機物の相対摂取速度	9.3	9.3×10 <sup>-6</sup>	day <sup>-1</sup>
呼吸量の割合	0.9	0.9	—
排泄量の比	0.0	0.05	—
相対静止呼吸速度	0.0	0.0047	day <sup>-1</sup>
相対死亡速度	0.0	0.007	day <sup>-1</sup>
<b>間隙水中栄養塩</b>			
底泥の間隙率	0.5	—	
間隙水中間の拡散係数	8.5×	m <sup>2</sup> /day	
アンモニア態窒素の硝化速度	0.01	day <sup>-1</sup>	
亜硝酸態窒素の硝化速度	0.2	day <sup>-1</sup>	
硝酸態窒素の還元速度	0.05	day <sup>-1</sup>	
温度応答係数	0.0693	°C <sup>-1</sup>	
<b>その他</b>			
太陽光の減衰係数	0.1	m <sup>-1</sup>	
クロロフィル a 濃度に対する依存性	0.01	mgC/m <sup>-3</sup> /	

年から 2003 年までの連続計算を行いその結果を解析した。

### 3. 計算結果

#### 3.1 モデルの再現性

COD, T-P, T-N の湾内平均値の経年変化について、公共用水域水質データと計算結果とを比較した結果を図 4 に示す。T-N がやや低めに計算されているが変化の傾向は合っており、モデルは水質の大まかな変動を再現していると言える。

図 5 に隅田川河口付近 (SR) および東京灯標 (TT) における底生系モデルの間隙水中リン酸態リン濃度および底泥からのリン溶出フラックスの季節変動を示す。図中の矢印は今村ら<sup>19)</sup>の計測結果である。また図 6 に小櫃川河口付近におけるマ

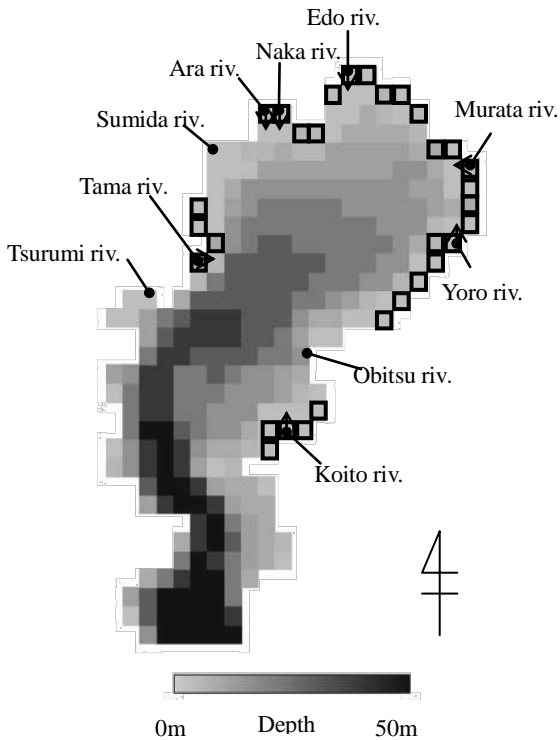


図2 計算領域

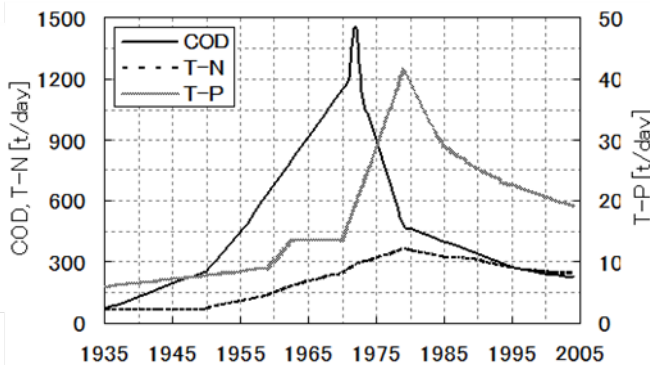


図3 河川からの化学的酸素要求量(COD), 全リン(T-P)、全窒素(T-N)の負荷量の経年変化

流入負荷量の経年変化を示す。ただし、珪酸態珪素については、河川における実際の観測値を参考にして与える。COD, T-P, T-N の総負荷量については、1979 年以降は、環境省によって 5 年ごとに調査された値<sup>7)</sup>を用いて線形補間によって各年の総負荷量を計算する。一方、1979 年以前については既存の文献値より推定した<sup>4) 18)</sup>。

助走計算として、1935 年の条件で繰り返し計算を行い、季節変動がほぼ定常になった後に、1935

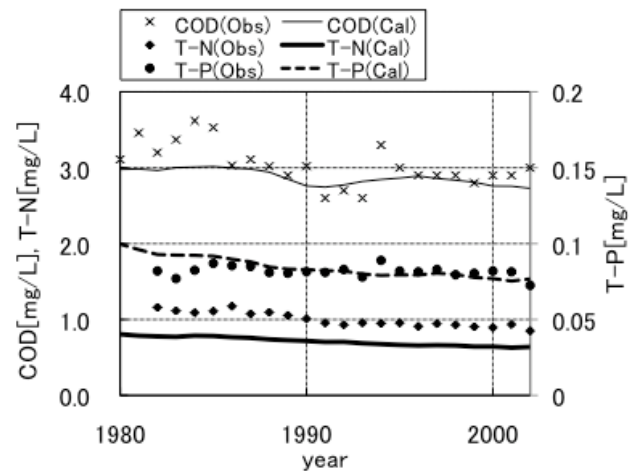


図4 水質の経年変化の計算値と観測値の比較

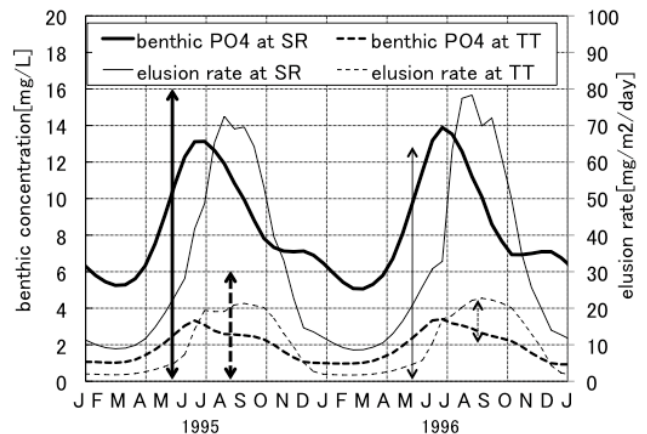


図5 底質の間隙水中リン濃度と底泥からの溶出速度の季節変動

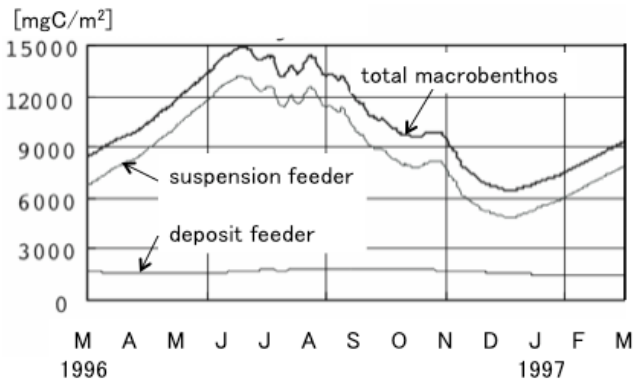


図6 マクロベントス量の季節変動

クロベントスの季節変動を示す。畑がまとめた観測結果<sup>14)</sup>によると、盤州干潟における堆積物食性および懸濁物食性マクロベントスの生物量はそれぞれ 1200~2900mgC/m<sup>2</sup>, 0~15000mgC/m<sup>2</sup>である。底生系については観測値が非常に限られており、今後より詳細な検討が必要であると考えられるが、本計算の結果は概ね観測値の範囲内であった。

### 3.2 陸域負荷の影響

図7に陸域からの負荷と湾内全体の平均濃度との関係を示す。1955年から1970年代前半までの流入負荷が増大するときにはCOD, T-P, T-Nともに湾内濃度は負荷量に対してほぼ線形に増加していることが分かる。ただし、全窒素を有機態窒素(O-N)と無機態窒素(I-N)に分けてプロットする(図の(d))と全窒素の負荷量が250t/dayを超える頃から有機態窒素濃度は飽和していくのに対して無機態窒素の増加が加速していくのが分かる。

これは栄養塩濃度の上昇によって、植物プランクトンの光合成速度が栄養塩濃度によって制限されなくなり、窒素が余るためである。一方、負荷量が減少に転じると全リン、全窒素濃度は低下するが、COD濃度は低下せず高い濃度を維持したままであることが分かる。これは依然として栄養塩濃度が高いために内部生産によるCOD濃度への寄与があったためだと考えられる。このようにCOD濃度に関しては水質悪化時と改善時では異なる道筋を辿っていることが分かる。

図8に1980~1984年および1995~1999年の平均的な湾内の物質循環を示す。図中の四角枠内は各コンパートメントの存在量、矢印はコンパートメント間のフラックスでいずれも窒素換算である。存在量、フラックスともに( )内に1970年代前半の値を1とした場合の変化率(+は増加, -は減少)を示してある。70年代前半に比べて80年代, 90年代になると湾内の有機物量は減少した。しかし栄養塩に関しては、まず無機栄養塩の流入量は80年代のピーク時よりは低下したものの70年代と同程度であり、植物プランクトン量も70年代と同レベルであった。図9に湾内のCOD濃度の変化と東京湾における内部生産寄与率の変化を示すが、内部生産寄与率は過去30%弱であったものが現在では約38%と年々上昇しており、東京湾の水質汚濁は一次汚濁型から二次汚濁型へと変化したことが分かる。

湾内のCOD濃度の低下の内訳を見るとほとん

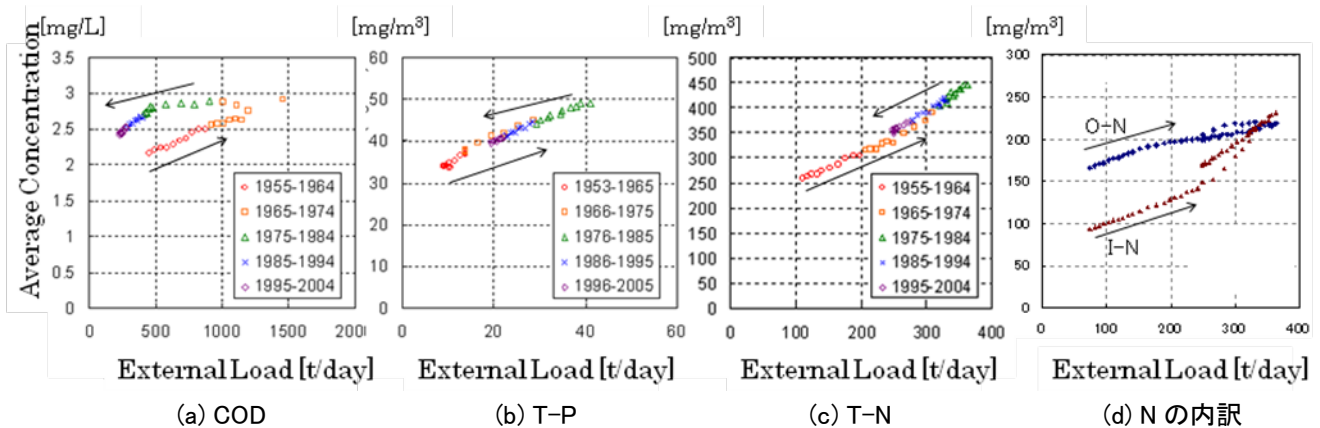


図7 陸域からの負荷と湾内平均濃度との関係

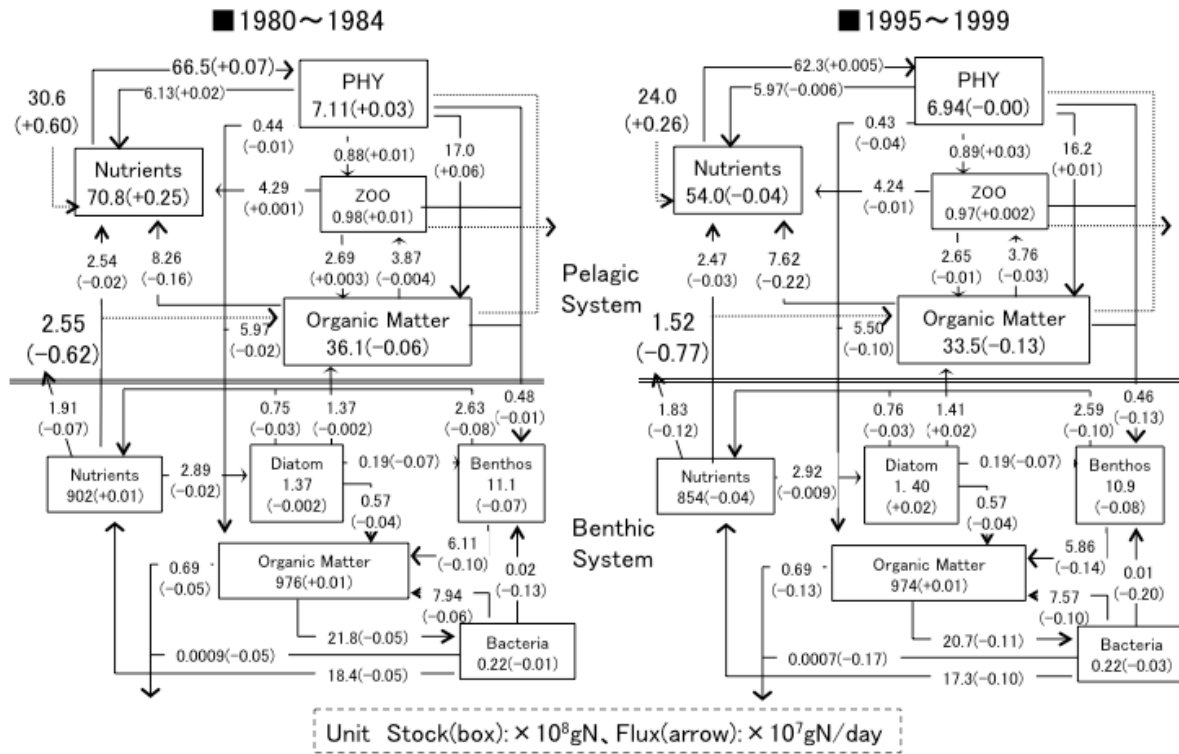


図8 湾内の窒素循環

どが非生物有機物の減少によるものであり、総量規制による COD 負荷量の削減は湾内の有機物濃度を減少させたことで効果があったと言える。しかし、内部生産による二次 COD に対する効果は少なく、今後、COD 濃度を低下させるためには内部生産を減少させる必要がある。そのためには湾内の栄養塩濃度を低下させることが効果的であり、下水処理における高度処理の導入促進や底泥からの栄養塩の溶出量の抑制が有効的であると言える。

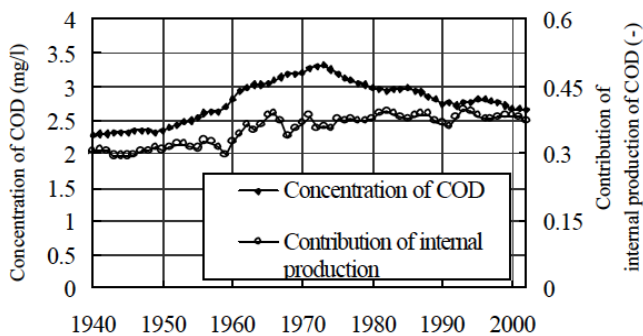


図9 CODの湾内平均濃度と内部生産の寄与率の経年変化

### 3.3 底質の影響

底質からの影響は主に底泥からの栄養塩の溶出である。この栄養塩の溶出は湾内の栄養塩濃度の上昇に寄与しており、内部生産を通じて湾内のCOD濃度に影響を与えている。図10に底泥からの栄養塩溶出速度の変化を示す。リンの溶出量は60年から70年にかけて底層の貧酸素化に伴って増加しその後も高いまま推移した。溶出量の流入負荷量に対する割合は負荷量が大きかった1970年代はリン約15%、窒素約8%であったが負荷量が削減されてきた2000年代にはリン約25%、窒素約10%と計算され、80年以降その割合は年々増加している。また、底質起源のCODの全CODに対する寄与率も同様に、栄養塩濃度が低下し始めた80年代以降は徐々に高まってきており、現在では6%程と推定された(図11)。今後、底質からの寄与はさらに高まっていくことが考えられ、窒素、リンの負荷総量規制と同時に底泥対策の有効性も高まっていくと考えられる。

次に底生系の長期的な変化について見る。図12



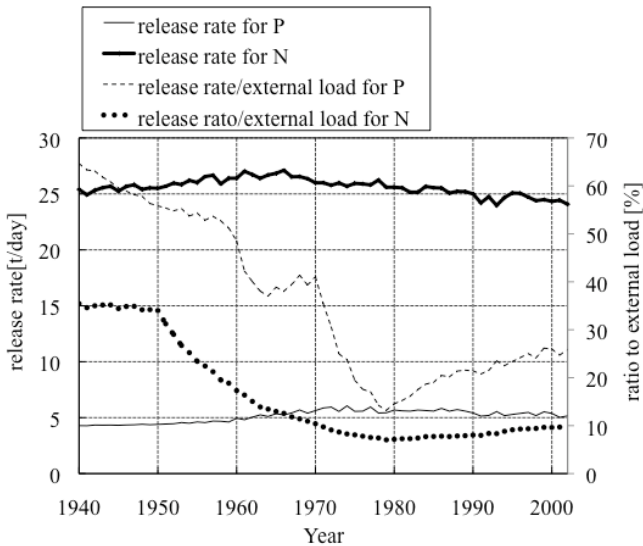


図 10 底泥からの栄養塩溶出と溶出量/負荷量比の経年変化

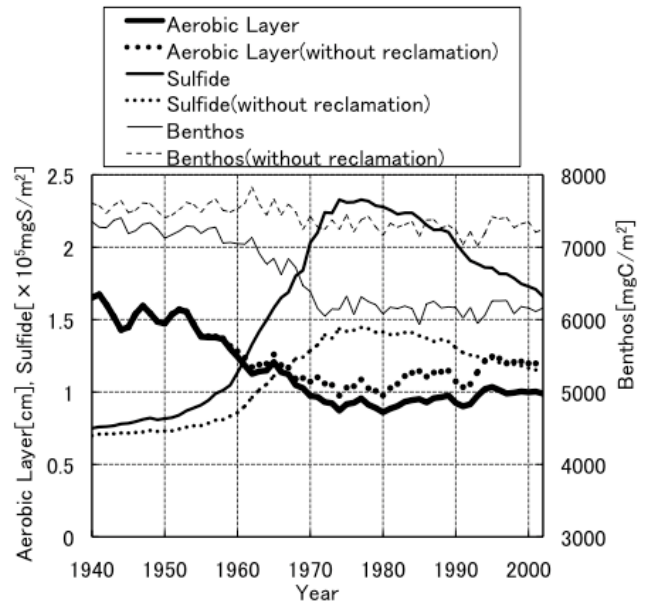


図 12 好気層厚さ、硫化物量、ベントス量の湾内平均値の経年変化

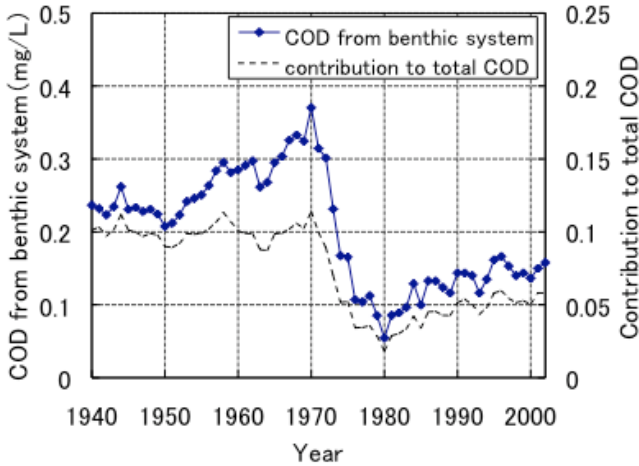


図 11 底質起源の COD 濃度と全 COD に対する寄与率の変化

の実線は、好気層厚さ、硫化物、ベントス量の湾内平均値の経年変化である。負荷量の増加は有機物の沈降量を増加させ底層を貧酸素の状態にした。その結果、好気層厚さは薄くなり、硫化物が増加、生物量が減少するなど底質環境の悪化を招いた。その後、負荷量が削減され湾内の水質が改善の傾向を示しても底層の貧酸素化は解消されず、底質環境は嫌氣的状態のまま、減少した生物量も回復しなかった。そのため栄養塩溶出量は低下せず、またベントスが減少したことで海水中の懸濁物濃度が上昇し、COD 濃度の上昇を促したものと考えられる。栄養塩の溶出量は間隙水中栄養塩濃度の

影響を受けるが、間隙水中栄養塩濃度は海水の水質の様に流入負荷量に鋭敏には反応しておらず、底生系における複雑な化学的・生物的影響を受けるため時間の遅れも作用するものと考えられる。底質環境の改善には更なる時間が必要であると考えられる。

### 3.4 干潟・埋め立てによる影響

埋め立てによる湾内水質への影響には地形の変化による海水交換の変化と干潟の減少による浄化能力の低下による二つの影響が考えられる。これら二つの影響はともに海水中の懸濁物質を増加させることで COD 濃度に影響を与えている。

図 13 は、過去の干潟が現在まで残存していたと仮定した計算との比較により、湾内 COD 濃度に対する干潟と埋立てによる影響を算出したものである。海水交換の変化による影響は COD 濃度に対して約 1.6%と推算された。干潟の浄化機能に関しては、過去において COD 濃度を低下させる効果あったが、現在では干潟の消失により COD 濃度が約 3.3%上昇した。つまり埋め立て全体による影響は湾内の COD に対して約 5%であった。

また栄養塩に関しては、リン濃度はわずかに減

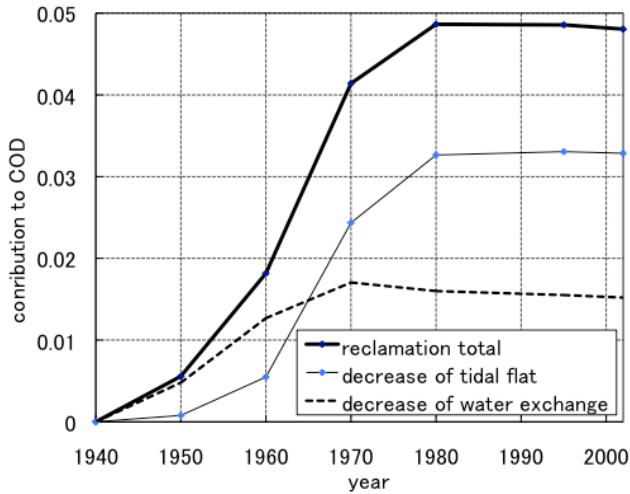


図 13 湾内 COD 濃度に対する埋立ての影響

少, 窒素濃度はわずかに増加という結果であった。これは、干潟の埋立ての有無による底泥からの溶出量がリンは減少し、窒素は増加したためであり、干潟が残存していたとした場合、底層の貧酸素化が抑えられたことによると考えられる。底質の嫌気的狀態が現状より緩和されていたことで、硫化物の生成量も少なく、底生生物量も減少せず保持されていた（図 12 の点線）。この意味で干潟の埋め立てが底質環境の悪化を促進させたと言える。底生系の生物量の保持は底質での生物活動による無機化が増加し間隙水中の栄養塩濃度が増加した。そのため窒素の溶出量が増加した。一方、リンの溶出量は底層の貧酸素化が軽減されたことによって抑制された。干潟は海水中の懸濁物を取り込み、無機化する役割を果たしているといえる。また窒素濃度の上昇に関しては嫌気的条件下で起こる脱窒が減少したことも要因の一つとして考えられる。

#### 4. 考察

図 14 は、東京湾内 COD 濃度に対する流入負荷と内部生産の寄与の内訳と変化である。1940 年から 1973 年にかけて流入負荷の増加により湾内 COD 濃度は 1.56mg/L から 2.21mg/L に 35%程上昇した。一方、1973 年から 2000 年にかけて流入負荷の削減により COD 濃度は 1.67mg/L へと 15%程低下したと推算され、総量規制はこの程度

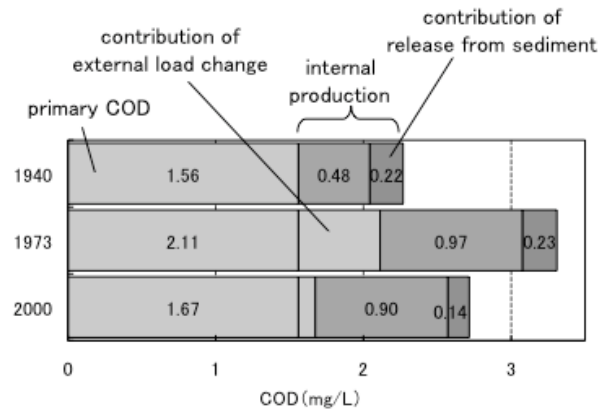


図 14 湾内 COD 濃度に対する流入負荷と内部生産の寄与の内訳とその変化

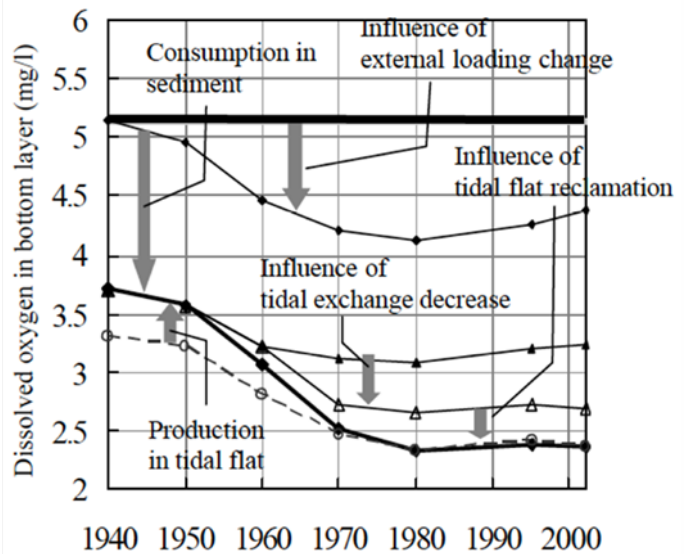


図 15 底層 DO の変化と各要因の寄与

の効果があつたと言えることができる。この COD 濃度の低下は主に一次 COD の削減によるものであり、二次 COD はあまり削減されていないことがわかる。

図 15 に底層における溶存酸素濃度の推移を示す。太線が現状の値であり、70 年代、80 年代に貧酸素化が進行して以来、現在まで改善されていない。40 年代からの変化を貧酸素化として考えると、底層の貧酸素化に対して流入負荷は 15~20%、埋め立ては約 16%の影響を与えていると計算された。埋め立ての影響は COD 濃度に対しては 5%ほどと小さかったが、貧酸素化への影響は大きいと言える。流入負荷による影響は負荷量の削減の効果を受けて 80 年代をピークとして、貧酸素化解

消の方向につながっている。しかし、干潟の埋め立ての影響が増加し、その効果を相殺していることが分かる。

## 5. 結論

底生系における栄養塩の挙動や干潟の浄化能力を考慮して、東京湾における長期の水質変遷のシミュレーションを行い、環境悪化時と改善時の水質変化メカニズムの違いについて考察した。東京湾の水質汚濁は流入負荷による一次汚濁型から内部生産による二次汚濁型へと変化していることが確認された。今後は湾内の栄養塩濃度を低下させる対策が有効となり、流入負荷とともに底質からの栄養塩の溶出による寄与が重要となってくることが示唆された。

また、流入負荷量の変化や埋め立てによる湾内の水質への寄与を定量的に評価した。CODを指標として見ると、流入負荷の影響が2~3割、溶出による影響が0.5~1割弱であった。また、現在では内部生産による二次CODの割合が高い。溶存酸素濃度を指標とした場合には、流入負荷の削減による貧酸素化解消の効果が埋め立てによって相殺されていることが分かり、干潟や埋め立てによる影響が非常に重要であるといえる。

## 引用・参考文献

- 1) 蔵本武明, 中田喜三郎: 東京湾における流動と底層 DO 濃度シミュレーション, 沿岸海洋研究ノート, Vol.28, pp. 140-151, 1991.
- 2) 鈴木雅晴, 三村信男, 塚田光博: 3次元生態系・水質モデルによる東京湾の水質改善予測, 海岸工学論文集, Vol.46, pp.1011-1015, 1999.
- 3) 岸道郎, 堀江毅, 杉本隆成: 東京湾をモデルで考える, 東京湾—100年の環境変遷—, 恒星社厚生閣, pp. 139-153, 1993.
- 4) 北澤大輔, 多部田茂, 藤野正隆: 陸域からの物質負荷量に対する東京湾の水質の応答, 沿岸海洋研究, 第40巻, 第2号, pp.159-169,

2003.

- 5) 中田喜三郎, 畑恭子: 沿岸干潟における浄化機能の評価, 水環境学会誌, Vol.17, No.3, pp.158-166, 1994.
- 6) 鈴木輝明, 青山裕晃, 畑恭子: 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化—三河湾一色干潟における事例—, J. Adv. Mar. Sci.Tech. Soci., Vol.3, No.1, pp.63-80, 1997.
- 7) 中村由行, 野村宗弘, 神尾光一郎: 盤洲干潟周辺海域における底生系と浮遊系のカップリングに関する研究, 港湾空港技術研究所報告, Vol.43, No.2, pp.35-71, 2004
- 8) A. Sohma, Y. Sekiguchi, T. Kuwae, Y. Nakamura: A benthic - pelagic coupled ecosystem model to estimate the hypoxic estuary including tidal flat -Model description and validation of seasonal/daily dynamics, Ecological Modelling, 215, pp.10-39, 2008.
- 9) 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, Vol.29, No.1, pp.51-59, 1991.
- 10) 中辻啓二, 韓銅珍, 山根伸之, 中西弘: 大阪湾における汚濁負荷量の総量規制が水質保全に与えた効果の科学的評価, 土木学会論文集, No.741, pp.69-87, 2003.
- 11) K. Mizumukai, T. Sato, S.Tabeta, D. Kitazawa: Numerical studies on ecological effects of artificial mixing of surface and bottom waters in density stratification in semi-enclosed bay and open sea, Ecological Modelling, 214, pp.251-270, 2008.
- 12) 細川恭史, 三次英一, 堀江毅: 栄養塩溶出速度の温度・DO依存性について, 港湾技研資料, No.405, 1981.
- 13) 佐々木克之: 干潟域の物質循環, 沿岸海洋研究ノート, 第43巻, No.2, pp.172-189, 1989.
- 14) 畑恭子: 底生生態系モデリング, 沿岸の環境圏, フジテクノシステム, pp.731-748, 1998.

- 15) 市川二期・京葉港二期計画に係る補足調査専門委員会：市川二期地区・京葉港二期地区計画に係る環境の現況について，第1回三番瀬専門家会議資料，2002.
- 16) 高尾敏幸，岡田知也，中山恵介，古川恵太：2002年東京湾広域環境調査に基づく東京湾の滞留時間の季節変化，国総研資料，No.169，2004.
- 17) 中央審議会水環境部会総量規制専門委員会：第6次水質総量規制の在り方について，総量規制専門委員会報告，pp.46，2005.
- 18) 安間智之，小路剛志，伊藤弘之，藤田光一：流域水物質循環モデルを用いた東京湾と流入河川における水質変遷再現について，水工学論文集，第50巻，CD-ROM，2006.
- 19) 今村正裕，松梨史郎：湾奥部における水一底泥間の窒素・リンのフラックス，海岸工学論文集，Vol.44，pp.1081-1085，1997.

## 著者紹介

### 佐々木直美

神奈川県職員，平成20年東京大学大学院新領域創成科学研究科環境システム学専攻修士課程修了，平成20年神奈川県勤務，修士（環境学）

### 多部田茂（正会員）

東京大学大学院新領域創成科学研究科環境システム学専攻，平成6年東京大学大学院工学系研究科船舶海洋工学専攻博士課程修了，同年横浜国立大学工学部建設学科勤務，平成11年東京大学大学院新領域創成科学研究科勤務，現在同大学准教授，博士（工学），日本船舶海洋工学会，日本海洋学会，日本水産工学会会員

E-mail: tabeta@k.u-tokyo.ac.jp

### 北澤大輔（正会員）

東京大学生産技術研究所，平成14年東京大学大学院工学系研究科環境海洋工学専攻博士課程修了，同年東京大学生産技術研究所勤務，現在同大学准教授，博士（工学），日本船舶海洋工学会会員

E-mail: dkita@iis.u-tokyo.ac.jp

## Long-term Simulations of the Ecosystem in Tokyo Bay Considering Changes of Terrestrial Load and Topography

Naomi SASAKI, Shigeru TABETA and Daisuke KITAZAWA

**ABSTRACT:** Long-term simulations for the ecosystem in Tokyo Bay were carried out in order to investigate dynamic response of ecosystem due to the change of terrestrial load. In the simulations, interannual variations of terrestrial load through the rivers, decrease of tidal flat area due to the reclamation, and removal of organic matters by fishing are considered as the external conditions. Nutrients behaviour in the benthic system and release flux from the sediment are also calculated. As the results, it is confirmed that contribution of the internal production is quite large for COD in the bay. It is also indicated that the effect of the terrestrial load reduction on DO concentration in the bay is almost cancelled by the influence of the reclamations.

**KEYWORDS :**  *Tokyo Bay, ecosystem model, terrestrial load, nutrient release from sediment, reclamation*