— 論文 —

数値生態系モデルによる大阪湾奥部のリン循環過程の解析*

林 美鶴[†]・柳 哲雄[‡]

要 旨

鉛直2層のボックスを想定した数値生態系モデルを用いて、大阪湾奥部のリン循環を解析した。本モデルは無光層でのPOPを除いて、±62%の誤差で観測値を再現しており、大阪湾奥部のリン循環過程及び低次生物生産の特性を解明するためには有効であると考えられる。大阪湾奥部の有光層内の主なリン循環経路は、DIP→植物プランクトン→デトリタス→DOP→DIP、あるいはデトリタス→DIPであった。大阪湾奥部のDIPは主に湾内での再生DIPにより供給され、DIPの再生は水温に制御されている。また、無光層から有光層へ鉛直輸送されるDIP量は、河川からのDIP負荷量に匹敵する。基礎生産は夏季はDIP濃度に、冬季は水温に最も強い制限を受けている。

キーワード：数値生態系モデル、ボックスモデル、大阪湾、リン循環

1. 目的

沿岸域の生物生産にとって良好な水質を維持するための適正な栄養塩負荷量を推定するためには、沿岸海域における生態系内での栄養塩循環を定量的に明らかにする必要がある。Takeoka and Hashimoto (1988)は溶存物質と懸濁物質を指標とした鉛直2層のボックスモデルにより、大阪湾の海水交換と物質輸送について解析した。また、門谷ら(1991)は現地観測結果及び既往の研究成果を用いて大阪湾における窒素循環の定量化を試み、低次生産過程の定量的な議論を展開した。これらの研究により大阪湾における物質循環機構は明らかになりつつあるが、生態系内での分解・再生過程を含めた栄養塩循環を定量的に把握して基礎生産量の将来予測を行うためには、低次生産過程を含んだ数値生態系モデルの構築が必要不可

欠である。Yanagi and Onitsuka (2000)は博多湾を鉛直2層のボックスとして捉えた数値生態系モデルを用いて、リン循環を指標とした博多湾の低次生産過程の特徴を明らかにした。この様なボックスモデルは栄養塩などの空間分布を求めることは出来ないが、海域全体の栄養塩循環や収支、あるいは生物生産の特徴を捉えて、適正な栄養塩負荷量を推定するには有効な方法である。

林、柳(2000)は、林ら(2000)が示した瀬戸内海の離別、季節別の低次生産の特徴から、瀬戸内海東部の代表的海域として大阪湾に着目し、栄養塩環境の長期変動と季節変動を明らかにした。本稿ではこれら既往の研究を踏まえて、Fig. 1に示す大阪湾奥部(表面積600 km², 平均水深15.1 m)におけるリン循環過程を数値生態系モデルにより定量的に明らかにするとともに、基礎生産の特性について議論する。大阪湾の基礎生産はリンに律速される傾向にあることが城(1991)、林ら(2000)、林、柳(2000)により示されている。そのため大阪湾における低次生物生産の議論は、リンを指標にした解析により行うことが適切であり、本稿ではYanagi and Onitsuka (2000)のボック

* 2000年5月15日受領；2001年1月15日受理。

著作権：日本海洋学会, 2001

[†] 神戸商船大学；〒658-0022 神戸市東灘区深江本町5-1-1

e-mail:mitsuru@cc.kshosen.ac.jp

[‡] 九州大学応用力学研究所；〒816-8580 春日市春日公園6-1

Fig. 1. Analyzed area (gray zone), and observation points by Hashimoto et al.(1996) (circle) and by Osaka Prefectural Fisheries Experimental Station (triangle) in Osaka Bay.

Fig. 2. Physical model diagram.

モデルを改良した鉛直2層の数値生態系モデルにより解析を行った。

2. 物理モデル

本稿の数値生態系モデルでは、鉛直2層のボックスの上部ボックスを有光層、下部ボックス無光層とする。まず、生態系モデルによる数値計算に必要な上下層の拡散係数及び移流流速を、物理モデルによって決定する。Fig. 2に示す各要素を想定して、塩分保存式及び流量保存式を構築した。移流はエスチャリー循環を想定し、ボックス外

部下層から下部ボックスへの水平移流流速 U_l 、下部ボックスから上部ボックスへの鉛直移流流速 W 、さらに上部ボックスからボックス外部上層へ抜ける水平移流流速 U_u を設定した。また河川から供給される河川流量 R 、上下ボックス間の鉛直拡散係数 K_v 、及びボックス内外の水平拡散係数 K_h を想定した。

塩分保存式は、上部ボックスに対して(1)式、下部ボックスに対して(2)式で表される。

$$-U_u S_{ui} F_u + W S_{li} F_s + K_h \frac{S_{uo} - S_{ui}}{L} F_u + K_v \frac{S_{li} - S_{ui}}{H} F_s = 0 \quad (1)$$

$$-U_l S_{lo} F_l - W S_{li} F_s + K_h \frac{S_{lo} - S_{li}}{L} F_l - K_v \frac{S_{li} - S_{ui}}{H} F_s = 0 \quad (2)$$

ここで、 S_{ui} , S_{li} , S_{uo} , S_{lo} はそれぞれ上下ボックス内及び上下ボックス外の塩分、 F_u , F_l は上下ボックスの断面積、 F_s はボックスの表面積、 L , H は水平・鉛直方向の測点間距離を表す。

水平拡散係数は主に潮流によるものと考え、季節変動のない一定値とした。また鉛直拡散係数は、(3)式で示すように季節変動させるとともに、河川流量に反比例させた。海面加熱により夏季水温成層が発達すると鉛直拡散係数が小さくなり、冬季海面冷却により鉛直混合が発達すると鉛直拡散係数は小さくなることから、この季節変動を三角関数で与えた。また、河川流量に反比例させる理由は以下による。中島(1997)は大阪湾の成層状態を出水時と渇水時で比較した。これによると出水時は水深5 m付近に卓越した塩分成層が存在するが、渇水時は顕著な塩分成層は見受けられず、大阪湾奥部には密度成層が存在しなかった。このことから大阪湾の成層状態は河川流量に依存しており、河川流量が多いほど鉛直安定度が増すと考えて、河川流量を鉛直拡散係数に反比例するように与えた。

$$K_v = k \frac{\sin \omega t}{R/R_m} + l \quad (3)$$

ここで、 k , l は未知数、 R_m は河川流量の年平均値を表す。一方、流量保存は(4)式で表される。

$$U_u F_u - R = F_s W = U_l F_l \quad (4)$$

淡水流入による密度の不均衡から発生するエスチャリー循環は、河口内外の密度差が大きいほど発達する(宇野木, 1993)。河口内外の密度差は河川流量に比例するので、上部ボックスからボックス外部上層へ抜ける水平移流流速は河川流量に比例するものとし、(5)式で表した。

$$U_u = mR/R_m \quad (5)$$

ここで、 m は未知数を表す。尚、エスチャリー循環強度は潮流の強さに反比例するが(宇野木, 1993)、潮流の強さは季節変動しないものとし(5)式には加えなかった。

(4)式を(1)式に代入して整理すると、係数 P, X, Y, Z 及び Q と、4つの未知数 K_h, k, l 及び m により、

$$K_h P + kX + lY + mZ = Q \quad (6)$$

の形で表される式となる。観測値が n 個あるとすれば、(6)式の平均二乗誤差 S は、

$$S = \sum_{i=1}^n (K_h P_i + kX_i + lY_i + mZ_i - Q_i)^2 \quad (7)$$

で表される。(6)式が1次式なので、(7)式は2次式になる。従って最適な K_h, k, l 及び m を求めることは、

$$\partial S / \partial K_h = \partial S / \partial k = \partial S / \partial l = \partial S / \partial m = 0 \quad (8)$$

となるような K_h, k, l 及び m を求めることに帰着する。これを行列で表すと、

$$\begin{pmatrix} \sum_{i=1}^n P_i^2 & \sum_{i=1}^n X_i P_i & \sum_{i=1}^n Y_i P_i & \sum_{i=1}^n Z_i P_i \\ \sum_{i=1}^n P_i X_i & \sum_{i=1}^n X_i^2 & \sum_{i=1}^n Y_i X_i & \sum_{i=1}^n Z_i X_i \\ \sum_{i=1}^n P_i Y_i & \sum_{i=1}^n X_i Y_i & \sum_{i=1}^n Y_i^2 & \sum_{i=1}^n Z_i Y_i \\ \sum_{i=1}^n P_i Z_i & \sum_{i=1}^n X_i Z_i & \sum_{i=1}^n Y_i Z_i & \sum_{i=1}^n Z_i^2 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} K_h \\ k \\ l \\ m \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \sum_{i=1}^n Q_i P_i \\ \sum_{i=1}^n Q_i X_i \\ \sum_{i=1}^n Q_i Y_i \\ \sum_{i=1}^n Q_i Z_i \end{pmatrix} \quad (9)$$

Fig. 3. Numerical ecosystem model diagram.

となり、左辺は4行4列の係数行列と4つの未知数、右辺は4行1列の係数行列となる。この形であれば4つの未知数に対し4つの式が成り立つため、係数行列の逆行列から未知数が求められるが、(2)式に対しても K_h, k, l 及び m を未知数とする(6)式の形の式が成り立つことから、4つの未知数に対し8つの式が成立することになる。すなわち、(9)式の左辺は、8行4列の係数行列と4つの未知数、右辺は8行1列の係数行列となる。そこで、ハウスホルダー変換を用いた最小二乗法(富士通, 1987; 小柳, 1991など)により解を求めた。

塩分は「大阪府水産試験場事業報告」(大阪府水産試験場, 1993; 1994)の浅海定線調査結果から、また河川流量は「流量年表」(建設省河川局, 1993; 1994)から、3.数値生態系モデルで示すリン濃度の観測時期と同時期の観測値を用いた。上下ボックスの断面積、海域の水平面積、測点間距離については3.数値生態系モデルで述べる。

3. 数値生態系モデル

Fig. 3に示す鉛直2層のボックス内のリン循環過程を想定して、数値生態系モデルを構築した。Yanagi and Onitsuka (2000)のボックスモデルでは、拡散フラックスと移流フラックスを拡散フラックスだけで表現しているが、大阪湾奥部はエスチャリー循環が卓越することから、本モデルでは拡散フラックスと移流フラックスを別々に設定し、ボックス外部下層から下部ボックス、上部ボックスを経由してボックス外部上層へ抜ける水平・鉛直移流を追加した。ボックス内外のリン収支として水平移流・拡散の他、上部ボックスには河川及び降雨からの負荷を、下部ボックスには底泥から溶存態無機リン (DIP: Dissolved Inorganic Phosphorus) と溶存態有機リン (DOP: Dissolved Organic Phosphorus) の溶出、及びデトリタスの海底への堆積を想定した。上下ボックス間のやり取りとして鉛直移流・拡散の他、植物プランクトンとデトリタスの沈降を想定した。光合成は、有光層である上部ボックスでのみ行われる。有光層水深は、Hashimoto and Takeoka (1998)が示した大阪湾での各季節の有光層水深を線形補間して、各月の値を求めた。この各月の有光層水深にボックス内外の境界線長さ24 kmを乗じて上部ボックスの断面積を求めた。また、境界線上の平均水深20.6 mから有光層水深を引いた値に境界線長さを乗じて、各月の下部ボックスの断面積を求めた。

以上をもとに上下ボックス内のDIP濃度 (DIP), DOP濃度 (DOP), 植物プランクトン含有リン濃度 (PHY), 動物プランクトン含有リン濃度 (ZOO) 及びデトリタス含有リン濃度 (DET) の時間変動を(10)~(19)式で定式化した。

$$V_u \frac{dDIP_{iu}}{dt} = DIP_{LA} + V_u(-A_1PHY_{iu} + B_2ZOO_{iu} + C_1DET_{iu} + D_1DOP_{iu}) - F_u \frac{K_h}{L}(DIP_{iu} - DIP_{ou}) - F_s \frac{K_v}{H}(DIP_{iu} - DIP_{il}) + F_sWDIP_{il} - F_uU_uDIP_{iu} \quad (10)$$

$$V_u \frac{dDOP_{iu}}{dt} = DOP_{LA} + V_u(A_2A_1PHY_{iu} + C_2DET_{iu} - D_1DOP_{iu}) - F_u \frac{K_h}{L}(DOP_{iu} - DOP_{ou}) - F_s \frac{K_v}{H}(DOP_{iu} - DOP_{il}) + F_sWDOP_{il} - F_uU_uDOP_{iu} \quad (11)$$

$$V_u \frac{dPHY_{iu}}{dt} = V_u(A_1PHY_{iu} - B_1ZOO_{iu} - A_2A_1PHY_{iu} - A_3PHY_{iu}^2) - F_s w_p PHY_{iu} - F_u \frac{K_h}{L}(PHY_{iu} - PHY_{ou}) - F_s \frac{K_v}{H}(PHY_{iu} - PHY_{il}) + F_s WPHY_{il} - F_uU_uPHY_{iu} \quad (12)$$

$$V_u \frac{dZOO_{iu}}{dt} = V_u(B_1ZOO_{iu} - B_2ZOO_{iu} - B_3ZOO_{iu} - B_4ZOO_{iu}^2) - F_u \frac{K_h}{L}(ZOO_{iu} - ZOO_{ou}) - F_s \frac{K_v}{H}(ZOO_{iu} - ZOO_{il}) + F_s WZOO_{il} - F_uU_uZOO_{iu} \quad (13)$$

$$V_u \frac{dDET_{iu}}{dt} = DET_{LA} + V_u(A_3PHY_{iu}^2 + B_3ZOO_{iu} + B_4ZOO_{iu}^2 - C_1DET_{iu} - C_2DET_{iu}) - F_s w_d DET_{iu} - F_u \frac{K_h}{L}(DET_{iu} - DET_{ou}) - F_s \frac{K_v}{H}(DET_{iu} - DET_{il}) + F_s WDET_{il} - F_uU_uDET_{iu} \quad (14)$$

$$V_l \frac{dDIP_{il}}{dt} = DIP_{RE} + V_l(B_2ZOO_{il} + C_1DET_{il} + D_1DOP_{il}) - F_l \frac{K_h}{L}(DIP_{il} - DIP_{ol}) + F_s \frac{K_v}{H}(DIP_{iu} - DIP_{il}) - F_s WDIP_{il} + F_lU_lDIP_{ol} \quad (15)$$

$$V_l \frac{dDOP_{il}}{dt} = DOP_{RE} + V_l(C_2DET_{il} - D_1DOP_{il}) - F_l \frac{K_h}{L}(DOP_{il} - DOP_{ol}) + F_s \frac{K_v}{H}(DOP_{iu} - DOP_{il}) - F_s WDOP_{il} + F_lU_lDOP_{ol} \quad (16)$$

$$V_l \frac{dPHY_{il}}{dt} = V_l(-B_1ZOO_{il} - A_3PHY_{il}^2) + F_s w_p PHY_{iu} - F_l \frac{K_h}{L}(PHY_{il} - PHY_{ol}) + F_s \frac{K_v}{H}(PHY_{iu} - PHY_{il}) - F_s WPHY_{il} + F_lU_lPHY_{ol} \quad (17)$$

$$V_l \frac{dZOO_{il}}{dt} = V_l(B_1ZOO_{il} - B_2ZOO_{il} - B_3ZOO_{il} - B_4ZOO_{il}^2) - F_l \frac{K_h}{L}(ZOO_{il} - ZOO_{ol}) + F_s \frac{K_v}{H}(ZOO_{iu} - ZOO_{il}) - F_s WZOO_{il} + F_lU_lZOO_{ol} \quad (18)$$

$$\begin{aligned}
 V_i \frac{dDET_{il}}{dt} = & V_i (A_3 PHY_{il}^2 + B_3 ZOO_{il} + B_4 ZOO_{il}^2 \\
 & - C_1 DET_{il} - C_2 DET_{il}) + F_s (w_d DET_{iu} - DET_{SINK}) \\
 & - F_l \frac{K_h}{L} (DET_{il} - DET_{ol}) + F_s \frac{K_v}{H} (DET_{iu} - DET_{il}) \\
 & - F_s W DET_{il} + F_l U_l DET_{ol}
 \end{aligned} \quad (19)$$

ここで、 V はボックスの体積、 w_p は植物プランクトンの沈降速度、 w_d はデトリタスの沈降速度を表す。また添え字はそれぞれ、 u は上層、 l は下層、 i はボックス内、 o はボックス外を表し、 LA は河川及び降雨からの負荷、 RE は溶出、 $SINK$ は堆積を表す。

また、生化学過程を表すパラメーターは、外洋を対象に構築された Kawamiya *et al.* (1995) のボックスモデルを博多湾に適用した Yanagi and Onitsuka (2000) に基づいて以下のように表す。これらのパラメーターは様々な生化学実験を基にして定式化されており、その詳細については Kawamiya *et al.* (1995), Kremer and Nixon (1987), 中田 (1998) などを参照されたい。

光合成速度 A_1 は、栄養塩濃度、水温 T 及び日射量 I の関数とし、(20) 式で表される。

$$\begin{aligned}
 A_1 = & V_{max} \left(\frac{DIP}{DIP + K_p} \right) \times \exp(kT) \\
 & \times \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right)
 \end{aligned} \quad (20)$$

ここで、 V_{max} は最大光合成速度、 K_p は半飽和定数、 k は光合成の温度依存係数、 I_{opt} は最適光量を表す。植物プランクトンからの DOP 浸出は光合成量に比例するとし、その係数を A_2 で与えた。植物プランクトンの枯死速度 A_3 は水温の関数とし、(21) 式で表される。

$$A_3 = M_{po} \exp(k_{mp} T) \quad (21)$$

ここで、 M_{po} は水温 0°C における枯死速度、 k_{mp} は枯死速度の温度依存係数を表す。

動物プランクトンによる植物プランクトン摂取速度 B_1 は(22) 式で表される。

$$B_1 = G_{max} [1 - e(\lambda(PHY^* - PHY))] \quad (22)$$

ここで G_{max} は最大摂取速度であり、水温の関数として(23) 式で表される。

$$G_{max} = \alpha_G \exp(k_g T) \quad (23)$$

ここで α_G は水温 0°C における摂取速度、 k_g は摂取速度の温度依存係数を表す。また(23) 式において λ は Ivlev の定数、 PHY^* はこれ以上植物プランクトン濃度が低下すると動物プランクトンによる摂取が 0 となるしきい値である。動物プランクトンの尿生産速度 B_2 、糞生産速度 B_3 はそれぞれ(24)(25) 式で表される。

$$B_2 = \alpha B_1 \quad (24)$$

$$B_3 = \beta B_1 \quad (25)$$

ここで α 及び β は尿生産速度及び糞生産度の係数を表す。動物プランクトンの死亡速度 B_4 は水温の関数として(26) 式で表される。

$$B_4 = M_{zo} \exp(k_{mz} T) \quad (26)$$

ここで M_{zo} は水温 0°C における死亡速度、 k_{mz} は死亡速度の温度依存係数を表す。

デトリタスの DIP への分解速度 C_1 、及び DOP への分解速度 C_2 は水温の関数として、それぞれ(27)(28) 式で表される。

$$C_1 = V_{pi} \exp(k_{vpi} T) \quad (27)$$

$$C_2 = V_{po} \exp(k_{vpo} T) \quad (28)$$

ここで V_{pi} 及び V_{po} は水温 0°C における分解速度、 k_{vpi} 及び k_{vpo} は分解速度の温度依存係数を表す。

DOP の DIP への分解速度 D_1 は水温の関数として(29) 式で表される。

$$D_1 = V_{di} \exp(k_{vdi} T) \quad (29)$$

ここで V_{di} は水温 0°C における分解速度、 k_{vdi} は分解速度の温度依存係数を表す。

境界条件としてボックス外のリン濃度は、橋本ら (1996) による 1993 年 10 月、1994 年 1 月、4 月、及び 6 月の観測のうち、Fig. 1 に丸で示した大阪湾西部の 3 測点における観測値(上層: 0, 5 及び 10 m, 下層: 海底上 2 m) の平均値を用いた。観測では溶存態全リン (DTP: Dissolved Total Phosphorus), DIP, 及び懸濁態有機リン (POP: Particulate Organic Phosphorus) が測定されているので、(DTP - DIP) として DOP を求めた。また、単位クロロフィル a 当たりの炭素の重量濃度比を $C : Chl.a = 25 : 1$ とし、レッドフィールド比 ($C : N : P = 106 : 16 : 1$ 元素比) と

Fig. 4. Boundary conditions, (a) DIP, DOP, and POP concentrations in the upper layer, (b) DIP, DOP, and POP concentrations in the lower layer, (c) DIP release speed and TP loading speed, (d) water temperature in the upper and lower layers, (e) light intensity, and euphotic layer depth, (f) vertical eddy diffusivity, (g) horizontal advection velocity, and (h) vertical advection velocity for the numerical ecosystem model.

観測されたクロロフィルa濃度から植物プランクトン含有リン濃度を推定した。Parsons *et al.* (1984) は単位クロロフィルa当たりの炭素の重量濃度比C: Chl.a=30:1を示しているが、富栄養で増殖が活発な海域ほどC/Chl.a比が小さくなる傾向があること、及びC: Chl.a=25:1を用いることで計算値が観測値を良く再現したことから、この値を用いた。動物プランクトン含有リン濃度は植物プランクトン含有リン濃度の1/10とし、これらの合計をPOPから引いてデトリタス含有リン濃度とした。ボックス内外の水平方向測点間距離は27 km, 上下ボックスの鉛直方向測点間距離は7.5 mである。

河川からのリン負荷量は、浮田ら(1991)が示した1982年の年平均リン負荷量 20.7 t day^{-1} を用い、Yanagi and Onitsuka (2000)が示したDIP:DOP:POPの比で配分した。また各月の河川流量(淀川+大和川)を「流量年表」(建設省河川局, 1993; 1994)から求め、これに比例した各月の河川からのリン負荷量を算出した。降雨からのDIP負荷量は、門谷ら(1991)が示した大阪湾全面積への年平均DIP負荷量 $0.27 \sim 2.6 \text{ t day}^{-1}$ から推定し、「気象要覧」(気象庁, 1993.5~1994.8)から求めた大阪の毎月の降水量に比例させた。デトリタス含有リンの堆積フラックスは、門谷ら(1991)が示した大阪湾水深20 m以浅での堆積物の

堆積速度 $0.22 \text{ g cm}^{-2} \text{ year}^{-1}$ に、「瀬戸内海環境管理調査」(瀬戸内海環境保全協会, 1994) で観測された大阪湾奥部での堆積物中のリン濃度 0.56 mg g^{-1} を乗じて $3.9 \times 10^{-8} \text{ g}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$ と見積もり、年間を通じて一定値与えた。底泥からの DIP 溶出速度は、山本ら(1999) が推定した大阪湾における各季節の DIP 溶出速度を線形補間し、各月の溶出速度として求めた。また、Yanagi and Onitsuka(2000) が示した DIP と DOP の溶出速度の比を用いて、DOP 溶出速度を推定した。物理条件として、水温は「大阪府水産試験場事業報告」(大阪府水産試験場, 1993, 1994) の浅海定線調査結果を用いた。また全天日射量は「気象要覧」(気象庁, 1993.5~1994.8) の値を用いた。以上の境界条件や物理条件の中で季節変動を与えた項目、すなわち、ボックス外の DIP, DOP, POP 濃度、河川及び降雨からのリン負荷量、DIP 溶出速度、水温、日射量、有光層水深、鉛直・水平拡散係数、鉛直・水平移流流速を Fig. 4(a)~(h) に示す。Yanagi and Onitsuka(2000) のボックスモデルでは溶存態と懸濁態の鉛直拡散係数を別々に与えているが、本モデルでは物理モデルで求めた鉛直拡散係数を一律に使用している。

Table 1 に計算に用いたパラメーターを示す。これらのパラメーターは Yanagi and Onitsuka (2000) が博多湾の数値生態系モデルで用いた値を踏襲しているが、変更したパラメーターについては彼らが用いた値を()内に示した。主な変更内容は2点あり、第1は植物プランクトンとデトリタスの沈降速度を大きくした点である。先に述べたように Yanagi and Onitsuka(2000) のボックスモデルではエスチャリー循環による上昇流を含まないために、植物プランクトンとデトリタスの沈降速度が鉛直移流の効果を含んでいたため小さくなっていると考えられる。本モデルで使用した沈降速度の値は、Yanagi *et al.*(1997) が大阪湾同様エスチャリー循環が卓説する洞海湾に対して、鉛直2次元の流動を含んだ数値生態系モデルを構築した際に用いた値(植物プランクトン沈降速度 33 cm day^{-1} 、デトリタスの沈降速度 350 cm day^{-1}) とそれぞれ同じオーダーであることから、有意であると考ええる。第2は植物プランクトンと動物プランクトンの枯死速度を大きくし、デトリタスから DIP と DOP への再生速度を小さくした点で、これは観測されたボックス内の DIP, DOP, POP 濃度を再現するようにパラメーターを調整した結果である。

計算値と比較する観測値としては、Fig. 1 に丸で示した橋本ら(1996) による大阪湾奥部の2測点での観測値(上層: 0, 5 及び 10 m, 下層: 海底上 2 m) での平均値を用いた。また、表層及び底層の DIP 濃度と表層の植物プランクトン含有リン濃度については、「大阪府水産試験場事業報告」(大阪府水産試験場, 1993; 1994) の浅海定線調査のうち、1993年11月、1994年2月、5月、及び8月に実施された Fig. 1 に三角で示した大阪湾奥部の9測点での観測値(上層: 0 m, 下層: 海底上 1 m) の平均値も用いた。DIP の観測値が年8個得られたこと、また、基礎生産の見積もりにとって DIP 濃度の正確な推定が最も重要であることから、DIP 濃度の再現を優先して計算を行った。

以上の条件の下、時間間隔 1/5 日で計算を行った。初期値として境界条件に用いたボックス外のリン濃度の年平均値を与えた。計算開始後4年目で、定常的な季節変動状態が得られた。

4. 結果

4.1. 数値計算結果

Fig. 5 に、計算の結果得られた DIP, DOP, POP 及び植物プランクトン含有リン濃度を観測値とともに示した。計算で得られた DIP 濃度の季節変動は、有光層、無光層とも観測値をほぼ再現している。有光層では秋季に濃度が高くなり、冬季から夏季にかけて $42.5 \mu\text{g l}^{-1}$ から $22.2 \mu\text{g l}^{-1}$ まで徐々に濃度が低下する。無光層では秋季から春季にかけて $62.3 \mu\text{g l}^{-1}$ から $20.8 \mu\text{g l}^{-1}$ まで濃度が低下するが、夏季に $84.1 \mu\text{g l}^{-1}$ まで急激に濃度が上昇する。

有光層の DOP 濃度の計算結果は観測値の季節変動傾向を再現しておらず、 $14.5 \mu\text{g l}^{-1}$ ~ $19.1 \mu\text{g l}^{-1}$ の間で推移している。無光層の DOP 濃度は、観測では冬季から夏季にかけて減少傾向を示しているが、計算ではこの傾向を示さず、夏季は $16.2 \mu\text{g l}^{-1}$ で冬季の $14.1 \mu\text{g l}^{-1}$ よりむしろ若干高い結果となった。DOP については8月の観測値がないため現実にはどのような分布になっているか分からないが、無光層では8月に高濃度の DIP が観測されていることから、DOP についても7月~8月にかけては計算結果のように DOP 濃度の上昇傾向が存在する可能性がある。

有光層の POP 濃度及び植物プランクトン含有リン濃度

Table 1. Parameters for the numerical ecosystem model. Values in parenthesis are the parameters used by Yanagi and Onitsuka (2000).

box depth		15.1	(7)	m
surface area of between the upper and lower boxes	A	600	(62)	km ²
length between the inner and outer bay	L	27	(10)	km
length between the upper and lower layer	H	7.55	(3.5)	m
time step of calculation	dt	0.2		day
horizontal eddy diffusivity	K_h	2.53e+5		cm ² s ⁻¹
sinking speed of phytoplankton	W_p	17.0	(4.6)	cm day ⁻¹
sinking speed of detritus	W_d	173.0	(50)	cm day ⁻¹
maximum specific phosphate uptake rate by phytoplankton	V_{max}	0.8	(1.0)	day ⁻¹
ratio of extracellular excretion of DOP by photosynthesis	A_e	0.135		
half saturation constant for DIP	K_p	0.03		mgP l ⁻¹
temperature dependency of photosynthesis	k	0.063		°C ⁻¹
optimum light intensity for photosynthesis	I_{opt}	5.0e+5		cal m ⁻² day ⁻¹
mortality of phytoplankton at 0 °C	M_p	39.0	(14.5)	m ³ gP ⁻¹ day ⁻¹
temperature dependency of mortality of phytoplankton	K_{mp}	0.069		°C ⁻¹
Ivlev constant	λ	720		(mgP l ⁻¹) ⁻¹
threshold of phytoplankton density for grazing	PHY^*	8.33e-5		mgP l ⁻¹
maximum grazing rate of zooplankton	α_g	0.2		day ⁻¹
temperature dependency of grazing	k_t	0.035	(0.069)	°C ⁻¹
constant for urine generation	α	0.4		
constant for fecal pellet generation	β	0.3		
mortality of zooplankton at 0 °C	M_z	46.5	(30)	m ³ gP ⁻¹ day ⁻¹
temperature dependency of mortality of zooplankton	K_{mz}	0.069		°C ⁻¹
decomposition speed of detritus to DIP at 0 °C	V_{p1}	0.010	(0.030)	day ⁻¹
decomposition speed of detritus to DOP at °C	V_{p2}	0.009	(0.025)	day ⁻¹
decomposition speed of DOP to DIP at 0 °C	V_{d1}	0.030		day ⁻¹
temperature dependency of decomposition of detritus to DIP	K_{p1}	0.069		°C ⁻¹
temperature dependency of decomposition of detritus to DOP	K_{p2}	0.069		°C ⁻¹
temperature dependency of decomposition of DOP to DIP	K_{d1}	0.069		°C ⁻¹

の観測値は冬季から夏季にかけて増加傾向を示しているが、計算では春季から夏季にかけての顕著な増加傾向を再現できていない。また無光層の植物プランクトン含有リン濃度の計算結果は観測値の季節変動傾向をほぼ再現していたが、POP濃度は観測値を大きく上回った。大阪湾の海底近傍には、高濁度層が存在していることが知られており (Kawana and Tanimoto, 1984; 坂本, 川名, 1989; 柳ら, 1993; 谷本ら, 1998), 本モデルではこの高濁度層での高濃度のPOPが無光層のPOP濃度の計算値に含まれていると考えられる。それに対し観測は海底上2 mでの値であるため、高濁度層を十分に捉えていない可能性がある。多量の懸濁物質が沈降して海底近傍に高濁度層が存在する大阪湾の様な海域では、高濁度層を設定した

鉛直3層のボックスを想定するとともに、下層での鉛直方向の水質観測をより密に行い、無光層でのPOP濃度を精度良く再現できる方法を検討する必要がある。

4.2. 数値生態系モデルの精度

Fig. 6に、DIP、DOP及びPOP濃度の計算値と観測値の相関関係を示した。星印で示した無光層でのPOPの値を含めると相関係数は0.48、観測値と計算値との差の標準偏差は22.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ 、変動係数は115%である。無光層でのPOPの値を除いた場合、相関係数は0.80で良好な相関を示し、観測値と計算値との差の標準偏差は12.3 $\mu\text{g l}^{-1}$ 、変動係数は62%となる。無光層でのPOPの値を含めた本モデルの精度は満足できる数値とは言い難いが、無光層

Fig. 5. Modeled results of DIP, DOP, POP, and phosphorus in Chl.a concentrations with observed values.

でのPOPの値を除く他の要素は±62%の誤差で再現されており、無光層のPOP濃度が高濁度層内のPOP濃度を含んで計算されている点を考慮すると、本数値生態系モデルは大阪湾奥部のリン循環過程及び低次生物生産の特性を解明するためには有効であると考えられる。

5. 考察

5.1. リン循環フラックス

Fig. 7に示すように基礎生産量は9月に最大(42,600 $\text{mgC m}^{-2} \text{day}^{-1}$), 2月に最小(21,800 $\text{mgC m}^{-2} \text{day}^{-1}$)となった。そこでFig. 8に、9月及び2月の大阪湾奥部のリン

Fig. 6. Correlation between modeled and observed values of DIP, DOP, and POP. Stars show POP in the aphotic layer.

Fig. 7. Seasonal variations of primary production for the euphotic layer in the inner part of Osaka Bay.

循環フラックスを示す。9月、2月とも有光層へのDIP供給は河川・降水からの負荷が最も多いが、9月は無光層からのDIP供給量が河川・降水からの負荷量に匹敵する。供給されたDIPのうち、9月は77%, 2月は73%が光合成に利用されており、活発な基礎生産活動が行われていることが伺える。植物プランクトン含有リンのうち、9月は66%, 2

Fig. 8. Phosphorus cycling in September and February in the inner part of Osaka Bay.

Fig. 9. Seasonal variations of DIP fluxes for the euphotic layer in the inner part of Osaka Bay.

月は61%が枯死によりデトリタス化しており、二次生産による消費は9月は15%, 2月は18%である。門谷ら(1991)は、窒素を指標として基礎生産量の15%が二次生産に利用されていると見積もっており、今回の結果と一致する。以上のことから、大阪湾奥部内の主なリン循環経路は、基礎生産量が多い時期(9月)少ない時期(2月)ともDIP→植物プランクトン→デトリタス→DOP→DIP, あるいはデトリタス→DIPであること、9月は下層からのDIP供給量が河川・降水からの負荷量に匹敵することが明らかとなった。また無光層でのリン循環量は上部ボックスに比べ、9月は1桁、2月は1~2桁低かった。

5.2. リン供給と消費

Fig. 9に有光層でのDIP供給量の季節変動を供給源毎に示し、同時に光合成に利用されるDIP量と大阪湾奥部へ流出するDIP量も示した。DIPの供給源は、鉛直移流・拡散による無光層からの鉛直輸送、河川・降水からの負荷、及びDIPやデトリタスからの再生に分けている。有光層に供給されるDIP量は、9月が最大(82 t day⁻¹)で1月にかけて減少し、1月~3月に最小(31 t day⁻¹)となり、4月から増加する。また鉛直移流・拡散と河川・降水からの負荷を合わせた外部から有光層へのDIP供給量と有光層内でのDIP再生量は、ほぼ同量(再生産量42~58%, 年平均49%)だった。DIPの再生量は、供給源であるDOPやデトリタスの濃度及び水温で決定される。有光層でのDIP再生量とDOPやデトリタスの濃度の季節変動は一致しないが(Fig. 5), 水温とは同じ季節変動傾向を示していることから(Fig. 4(d)), DIPの再生量は主に水温に依存してい

と考えられる。河川・降水からのDIP 負荷量($8.5 \sim 26 \text{ t day}^{-1}$, 年平均 12 t day^{-1})は有光層へのDIP 全供給量の17~38%, 年平均で27%を占めるが、この約3倍($23 \sim 62 \text{ t day}^{-1}$, 年平均 37 t day^{-1})が光合成に利用されている。これは柳, 鬼塚(1999)が指摘した通り、陸域からの栄養塩供給量を削減してもすぐには海域内の有機物濃度は減少しないことを意味しており、長期的な視野に立った水質改善対策を講じる必要がある事を示唆している。鉛直輸送で有光層に供給されるDIP は、DIP 全供給量の17~31%, 年平均24%で、河川・降水からの負荷量に匹敵する。湯浅ら(1993)は9月上旬の大阪湾奥部での現場観測結果から、河川からのDIP 供給量 4.9 t day^{-1} , 下層からの供給量 10.8 t day^{-1} , 外部への流出量 10.0 t day^{-1} を示し、河川からの負荷量の2.2倍が下層から供給されると指摘している。今回の結果では、橋本ら(1996)の観測期間前の1993年6~9月は例年に比べ降水量が多く河川からの供給量が多かったため(Tada *et al.*, 1998), 下層からの供給量と河川・降水からの負荷量がほぼ同量となったと考えられる。鉛直輸送は主に移流によるものであり、その流速は河川流量と同様の季節変動を示した(Fig. 4(h))。一方、鉛直輸送されるDIP 量の季節変動は無光層のDIP 濃度の季節変動に近い(Fig. 5)。すなわち、DIP 鉛直輸送量の季節変動は、輸送能力(鉛直移流流速)よりも供給源である無光層のDIP 濃度に依存する傾向が強いと言える。但し9月の様に、無光層のDIP 濃度は低いが鉛直移流流速が大きいと鉛直輸送量が多くなる場合もある。

Hashimoto and Takeoka (1998)は、栄養塩・植物プランクトン・デトリタスの三要素からなる簡単な窒素循環を瀬戸内海各灘・湾に対して鉛直2層のボックスモデルで計算し、大阪湾の栄養塩の主たる供給源は河川であること、基礎生産には栄養塩の水平輸送の役割が大きいことを示した。今回の計算では、(DIP 再生量):(河川・降雨からの負荷量):(鉛直輸送量) = 2:1:1となり、有光層内での主たるDIP 供給源は再生であり、鉛直輸送による栄養塩供給も無視できないとの結果が得られた。両者の大きな相違点として、Hashimoto and Takeoka (1998)は鉛直循環流を定義していないこと、及び指標とした栄養塩が異なる点が挙げられる。大阪湾はエスチャリー循環が卓越することから、大阪湾の栄養塩供給機構を明らかにするためには鉛直輸送の効果を組み込む必要があると考えられる。

また、林, 柳(2000)は大阪湾における窒素・リンの年間循環過程を示し、大阪湾の基礎生産には年間を通じて河川から供給される栄養塩に加え、夏季に底層で高濃度となるリンが寄与していることを示した。即ち窒素とリンでは循環過程が異なるため、窒素とリンのどちらを指標にしたかで結果が異なることになる。先に述べたように、大阪湾の基礎生産はリンに律速される傾向があることから、大阪湾の低次生産を議論する場合はリンを指標にする方が良いと考えられるが、窒素や珪素、溶存酸素を含めた計算を行うことでより詳細な解析が可能だと考える。また、Hashimoto and Takeoka (1998)のボックスモデルには溶存有機態及び動物プランクトンの要素が含まれておらず、これらの要素は彼らのモデルではデトリタスに含まれている。この違いがどの程度計算結果に影響を及ぼすか分からないが、Fig. 8に示すように有光層でのDIP 再生量はDOP からの再生量がデトリタスからの再生量を上回っており(9月で1.6倍, 2月で1.8倍)、低次生産過程の議論に溶存有機態栄養物質の存在は無視できないことが分かる。

前述の通り大阪湾奥部の有光層における基礎生産には、鉛直輸送による栄養塩供給も重要であり、その供給量は無光層でのDIP 濃度に依存している。特に8月は無光層で高いDIP 濃度が観測・計算されており(Fig. 5)、秋季の基礎生産に大きく寄与している。林, 柳(2000)は、夏季に底層で見受けられる高濃度のリンは底泥からの溶出であると推測したが、今回の計算では溶出によるDIP 供給量は無光層へのDIP 全供給量の3~11%, 年平均6%でその寄与は小さく、8月は95%が再生により供給されている。8月は水温上昇に伴いDIP の再生量が増加するが、鉛直移流・拡散とも小さいため有光層への鉛直輸送が押さえられ、無光層での濃度が高くなったと考えられる。但し、無光層のPOP 濃度の計算値は海底高濁度層での値を含んでいるためDIP 再生量やDIP の上層への鉛直輸送量が多めに見積もられている可能性がある。この点については、高濁度層を設定したモデルによる計算で明らかにする必要がある。

武岡(1996), Takeoka (1997)は生物生産の場として異なる海域同士を比較するため、窒素の滞留時間や基礎生産の効率を定義した。この定義に従い、上下層の全リン現存量を光合成に利用されるDIP 量で割ったリンが基礎

Fig. 10. Seasonal variations of total phosphorus (TP) / primary production (P.P.) and TP / total supply in the inner part of Osaka Bay.

生産に利用される速度と、上下層の全リン現存量を河川・降水、移流・拡散及び溶出による外部からの供給量で割ったリンの滞留時間を求め、それらの季節変動をFig.10に示す。リンが基礎生産に利用される速度は16~32日、年平均23日で、基礎生産が活発な春期から秋期にかけて素早く利用されている事が伺える。また全リンの滞留時間は18~56日、年平均33日で、水平移流が減少する11月~1月及び7月、8月に滞留時間が長くなった。2月及び3月を除いてリンが基礎生産に利用速度よりも滞留時間の方が長く(年平均10日)、外部から供給されたリンは流れて去る前に素早く光合成に利用されており、活発な基礎生産活動が行われていることが伺える。2月~4月及び9月は、基礎生産の停滞や水平移流の増加により、利用速度と滞留時間の差が3日程度だった。

5.3. 基礎生産

本モデルでは基礎生産はDIP濃度、水温及び日射量の関数として表しており、これらの要素が基礎生産に寄与する度合いをFig. 11に示した。縦軸が寄与の度合いを示しており、値が小さいほど寄与の度合いが大きいこと表している。日射量は年間を通じて基礎生産に寄与する度合いが小さく、その年間変動幅も0.3程度である。冬季を中心とする12~4月は水温の寄与が最も大きく、度合いの年間変動幅も0.6と大きい。夏季を中心とする5~11月はDIP濃度の寄与が最も大きい、度合いの年間変動幅

Fig. 11. Seasonal variations of limiting factor for primary production for the euphotic layer in the inner part of Osaka Bay.

は0.2程度である。

水温及び日射量の季節変動(Fig. 4(d)(e)), DIP濃度(Fig. 5), Fig. 7, Fig. 9, Fig. 10, Fig. 11, を基に、大阪湾奥部における基礎生産量とDIP濃度の季節変動を総合的に検討する。基礎生産量は主として水温の季節変動に伴い変化する。基礎生産量の低下する12月~2月にかけては日射量は増加傾向であるものの、水温の低下と、それによるDIP再生量の減少や、水平移流の増加による有光層のDIP濃度低下のため基礎生産量は減少し、2月に最低となる。この間の基礎生産は、他の季節に比べ水温の制限を受ける度合いが強い。無光層では水温低下によるDIP再生量の減少と鉛直移流のため、3月に濃度が最低になる。3月~8月にかけて水温上昇によるDIP再生量の増加により有光層へのDIP供給量は増加するが、同時に日射量と水温の上昇による基礎生産量の増加で有光層内のDIP濃度は低下し、4月以降はDIP濃度による基礎生産の制限の度合いが大きくなる。春季から夏季にかけては物理環境は良好だが、栄養塩環境が十分でないため基礎生産が制限される状態になっている。無光層では水温の上昇に伴うDIP再生量の増加と鉛直移流・拡散の減少により8月までDIP濃度が上昇する。この高濃度DIPが9月に鉛直移流により有光層へ輸送されて基礎生産で消費されるため基礎生産量は9月に最大となり、無光層のDIP濃度は低下する。秋季は物理環境、栄養塩環境とも良好で、基礎生産は非常に活発である。9月以降12月

まで、水温と日射量の減少のため基礎生産量が減少する。基礎生産の低下と水平移流の減少に伴い、有光層のDIPが11月まで徐々に増加する。

6. 結論

鉛直2層のボックスを想定した数値生態系モデルを用いて、大阪湾奥部のリン循環を解析した。本モデルは無光層でのPOPを除いて、±62%の誤差で観測値を再現しており、リン循環過程及び低次生物生産の特性を解明するためには有効であると考えられる。大阪湾奥部の有光層内の主なリン循環経路は、基礎生産量が多い時期(9月)、少ない時期(2月)ともDIP→植物プランクトン→デトリタス→DOP→DIP、あるいはデトリタス→DIPであること、大阪湾奥部のDIPは主に湾内でのDIP再生により供給され、DIPの再生は水温に制御されていること、無光層から有光層へ鉛直輸送されるDIP量は河川からのDIP負荷量に匹敵することが明らかとなった。また、基礎生産は夏季はDIP濃度に、冬季は水温に制限される度合いが強い。

今後、無光層でのPOP濃度の観測値を定量的に再現できる方法を開発するとともに、リアルタイムで観測された栄養塩濃度を本モデルの計算結果に同化し、大阪湾奥部における有光層での植物プランクトン濃度の変動予測を試みたいと考えている。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、有意義な議論を頂いた九州大学応用力学研究所の松野 健教授、清水 学助手、九州大学総合理工学研究科の磯辺 篤彦助教授、鬼塚 剛院生、愛媛大学沿岸環境科学研究センターの武岡 英隆教授、広島大学生物生産学部の橋本 俊也助教授、国立環境研究所の原島 省総合研究官にお礼申し上げます。

References

- 富士通(1987): SSL II 使用手引書, 573pp.
- 橋本 俊也, 山本 民次, 多田 邦尚, 松田 治, 永末 寿宏, 多田 充利, 郷 秋雄, 中口 和光(1996): 瀬戸内海全域の季節別水質調査結果. 広島大学生物生産学部紀要, **35**, 243-278.
- Hashimoto, T. and H. Takeoka(1998): Analysis of primary production in Seto Inland Sea, Japan, using a simple ecosystem model. *J. Oceanogr.*, **54**, 123-132.
- 林 美鶴, 柳 哲雄, 橋本 俊也(2000): 瀬戸内海における窒素・リンの現存量比率. 海の研究, **9**, 83-89.
- 林 美鶴, 柳 哲雄(2000): 伊予灘南部・大阪湾におけるDIN・DIP濃度とN/P比の変遷. 海の研究, **9**, 125-132.
- 小柳 義夫(1991): 数値計算, 最小2乗法と特異値分解. p.913-917. 現代数理科学事典. 広中 平祐編, 大阪書籍, 大阪.
- Kremer J. N. and S. W. Nixon (1987): 沿岸生態系の解析. 中田 喜三郎監訳, 生物研究社, 東京, 227pp.
- 城 久(1991): 大阪湾の開発と海域環境の変遷. 沿岸海洋研究ノート, **29**, 3-12.
- Kawamiya, M., M. Kishi, Y. Yamanaka, and N. Suginoara (1995): An ecological-physical coupled model applied to station Papa. *J. Oceanogr.*, **51**, 635-664.
- Kawana, K. and T. Tanimoto (1984): Turbid bottom water layer and bottom sediment in the Seto Inland Sea. *J. Oceanogr.*, **40**, 175-183.
- 建設省河川局(1993,1994): 流量年表(1993年, 1994年). 日本河川協会.
- 気象庁(1993.5~1994.8): 気象要覧, 1,125-1,140.
- 門谷 茂, 三島 康史, 岡市 友利(1991): 大阪湾の富栄養化の現状と生物によるNとPの循環. 沿岸海洋研究ノート, **29**, 13-27.
- 中嶋 昌紀(1997): 大阪湾の成層構造と水質の変動. 海と空, **73**, 15-21.
- 中田 喜三郎(1998): 沿岸生態系モデリング, 生態系モデルの定式化, p.681-697, 沿岸の環境圏, 平野 敏行監修, フジ・テクノシステム, 東京.
- 大阪府水産試験場(1993,1994): 平成5年度, 平成6年度大阪府立水産試験場事業報告.
- Parsons, T. R., M. Takahashi, and B. Hargrave (1984): Chemical composition, phytoplankton. p.40-49. In *Biological Oceanographic Processes*, 3rd edition, Pergamon press, New York.
- 坂本 亘, 川名 吉一郎(1989): 大阪湾における海底高濁度層の季節変動. 水産海洋研究, **53**, 6-12.
- 瀬戸内海環境保全協会(1995): 瀬戸内海環境管理基本調査—大阪湾・広島湾・伊予灘・響灘—(解析編), 207pp.
- Tada K., K. Monaka, M. Morishita, and T. Hashimoto (1998): Standing stocks and production rates of phytoplankton and abundance of bacteria in the Seto Inland Sea, Japan. *J. Oceanogr.*, **54**, 285-295.

- 武岡 英隆(1996): 世界の中の瀬戸内海を語る, 瀬戸内海と世界の閉鎖性水域の比較. p.218-232, 瀬戸内海の生物資源と環境, 岡市 友利, 小森 星児, 中西 弘編, 恒星社厚生閣, 東京.
- Takeoka H. (1997): Comparison of the Seto Inland Sea with other enclosed seas from around the world. p223-247. In *Sustainable Development in the Seto Inland Sea, Japan*, edited by T. Okaichi and T. Yanagi, TERRAPUB, Tokyo.
- Takeoka H. and T. Hashimoto (1988): Average residence time of matter in coastal water in a transport system including biochemical processes. *Cont. Shelf Res.*, **8**, 1,247-1,256.
- 谷本 照己, 星加 章, 三島 康史(1998): 大阪湾奥部における懸濁物質の輸送. *海と空*, **74**, 1-10.
- 浮田 正夫, 山原 康嗣, 中西 弘(1991): 大阪湾における負荷流入量の推移と内部生産. *沿岸海洋研究ノート*, **29**, 51-59.
- 山本 民次, 松田 治, 橋本 俊也, 妹背 秀和, 北村 智顕(1998): 瀬戸内海底泥からの溶存無機態窒素およびリンの溶出量の見積もり. *海の研究*, **7**, 151-158.
- 柳 哲雄, 水野 裕, 星加 章, 谷本 照己(1993): ボックスモデル法による大阪湾の鉛直流速と粒子沈降速度の推定. *沿岸海洋研究ノート*, **31**, 121-128.
- Yanagi, T., K. Inoue, S. Montani, and M. Yamada (1997): Ecological modeling as a tool for coastal zone management in Dokai Bay, Japan. *J. Marine Systems*, **13**, 123-136.
- 柳 哲雄, 鬼塚 剛(1999): 博多湾の低次生態系に関する数値モデル. *海の研究*, **8**, 245-251.
- Yanagi, T. and G. Onitsuka (2000): Seasonal variation in lower trophic level ecosystem of Hakata Bay, Japan. *J. Oceanogr.*, **56**, 233-243.
- 湯浅 一郎, 上嶋 英機, 橋本 英資, 山崎 宗広(1993): 大阪湾奥部の循環流とリンの循環. *沿岸海洋研究ノート*, **31**, 93-107

Analysis of Phosphorus Cycling in the Inner Part of Osaka Bay Using a Numerical Ecosystem Model

Mitsuru Hayashi * and Tetsuo Yanagi †

Abstract

Phosphorus cycling in the inner part of Osaka Bay is analyzed using a numerical ecosystem model which consists of euphotic and aphotic layers. Since the accuracy of this model is $\pm 62\%$ except for POP in the aphotic layer, it is useful to discuss the characteristics of phosphorus cycling and lower trophic level ecosystem in the inner part of Osaka Bay. The main path of phosphorus cycling in the euphotic layer is $\text{DIP} \rightarrow \text{phytoplankton} \rightarrow \text{detritus} \rightarrow \text{DOP} \rightarrow \text{DIP}$, or $\text{detritus} \rightarrow \text{DIP}$. DIP in the euphotic layer is mainly supplied by decomposition of DOP and detritus (49% of total supply on annual average). Decomposition is controlled by water temperature. DIP transport from the aphotic layer to the euphotic layer (24% of total supply on annual average) is almost equal to DIP supply from rivers and rain (27% of total supply on annual average). The most effective limiting factors on primary production are DIP concentration in summer and water temperature in winter.

Key words : ecosystem model, box model, Osaka Bay, phosphorus cycling

(Corresponding author's e-mail address : mitsuru@cc.kshosen.ac.jp)

(May 15, 2000 received; January 15, 2001 accepted)

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2001)

*Kobe University of Mercantile Marine, 5-1-1 Fukaehon-machi, Higashinada-ku, Kobe 658-0022, Japan

†Research Institute for Applied Mechanics, Kyushu University, 6-1 Kasuga-kohen, Kasuga, Fukuoka 816-8580, Japan