

D-1 渤海・東シナ海における河川経由の環境負荷が海洋生態系に与える影響評価手法に関する研究

(3) 生態系モデルによる環境負荷の影響評価手法に関する総合的研究

①渤海・東シナ海の生態系・物質循環モデル開発に関する研究

研究代表者 国立環境研究所 水圏環境部 部長 渡辺正孝

環境庁 国立環境研究所

水圏環境部	部長	渡辺 正孝
	水環境工学研究室	村上 正吾, 天野 邦彦
	水環境質研究室	徐 開欽, 越川 海
地球環境研究グループ	海洋研究チーム	原田 茂樹
地域環境研究グループ	海域研究チーム	木幡 邦男

平成8年～10年度合計予算額

26,240千円 (平成10年度予算額 3,723千円)

[要旨]

長江河口域で行った海洋メソコズム実験結果を基に生態系システムの解析を行った。珪藻を中心とし、渦鞭毛藻を含めた植物プランクトン群集とカイ脚類との捕食に基づく光合成ループとバクテリア、ピコプランクトン群集と微小動物プランクトンとの捕食に基づくバクテリアループが物質循環としての主要経路であることが判明した。窒素、リン、炭素、シリカを基本とする物質循環系として生態系を記述し、長江河口域における生態系システムモデルの構築を行い海洋メソコズム実験結果により検証した。

[キーワード] 珪藻類, 渦鞭毛藻, バクテリア, ピコプランクトン, 動物プランクトン, 生態系システムモデル, 長江河口域

1. 序

長江はアマゾン川と並ぶ世界有数の河川であり、東シナ海、北太平洋に年間  $9 \times 10^{11} \text{m}^3$  の淡水を供給している。栄養塩、流砂の供給は東シナ海における生物生産維持に深くかかわっており、生態系を通じての物質循環を支配している。長江河口域でのクロロフィル最大領域は河口から約100kmの塩分25～30%の混合領域にあり、珪藻を中心に形成されている。夏期において長江及びその河口域では  $\text{NO}_3\text{-N}$  及び  $\text{PO}_4\text{-P}$  は高いもののクロロフィル濃度は低く、流砂による高濁度のため光制限となっている。しかし河川水のブルームが混合・拡散するとともに、浮遊粒子・流砂の沈降の結果、光制限から解放され高い一次生産が塩分25～30%の混合領域に形成されることになる。この混合域では栄養塩は珪藻類に摂取され、リン及びシリカ制限となり一次生産は渦鞭毛藻へと遷移する。しかし夏期における混合領域の底層には高濃度の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度 (約  $0.5 \mu\text{M}$ ) が観測されており、底泥からの  $\text{PO}_4\text{-P}$  溶出と貧酸素水塊形成が、強い塩分・水温成層の存在により促進されていることを示している。

長江河口域での海洋メソコズム実験に対応した窒素・リン・シリカの物質循環に基づく生態系

モデルの基本的構造及び計算スキームをもとに、長江河口域に存在する生態系の構造把握を行い、生態系システムの構築を行った。

## 2. 生態系構造

1997年10月10日～17日まで長江河口域において海洋メソコズムを設置し、リン添加にともなう生態系遷移を計測した。海洋メソコズム実験期間中の渤海・東シナ海全体の海洋構造をNOAA衛星データを用いて解析した(図1 a, b)。長江由来の高濁水は中国沿岸に沿って南北に帯状に伸び、杭州湾を経てアモイにまで細長く伸びているのが観測された。沿岸メソコズム設置場所は上海より約100km沖にあり、丁度高濁度水が沈降によりその粒子を失い、海洋生態系が光制限から解放された状態であることがわかる(図1-a)。海水温は海洋メソコズム設置場所はNOAA衛星画像では23℃であり(図2)、観測結果とよく一致している。長江河口域を境にして南側は水温24～25℃と高いが、北側は20～22℃であり、渤海ではすでに16～18℃となっているのがわかる(図1-b)。

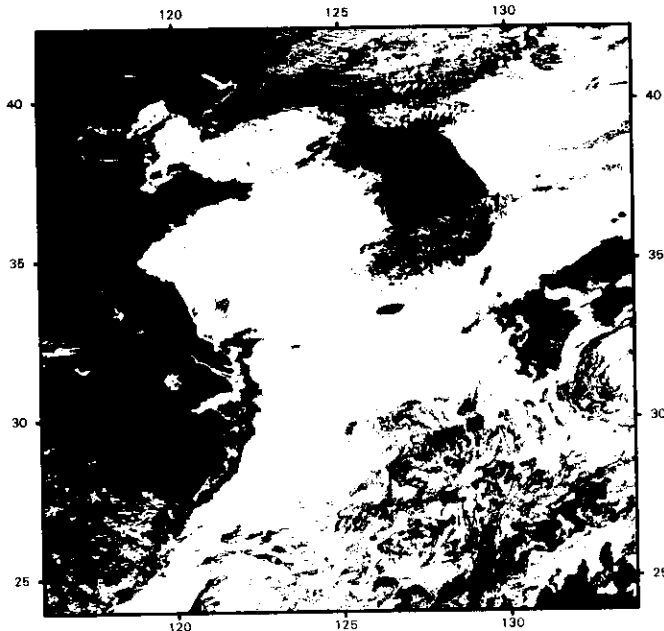


図1 a. NOAA衛星画像による濁度指数分布  
(1997年10月17日)

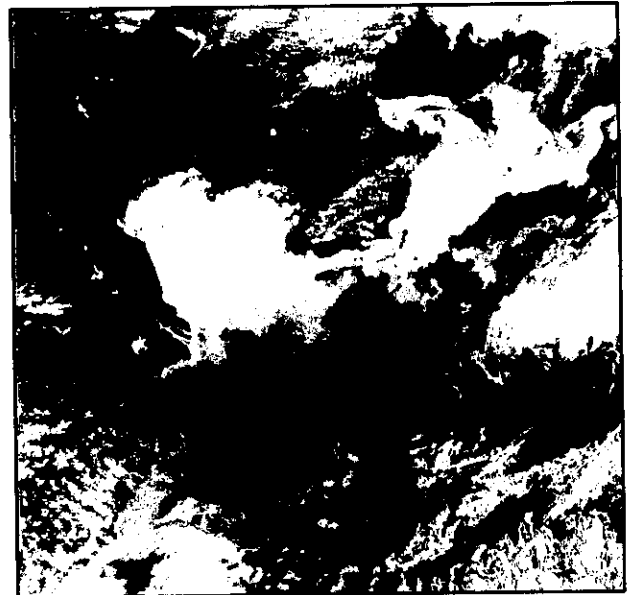


図1 b. NOAA衛星画像による水温分布  
(1997年10月17日)

出現する植物プランクトンは珪藻類が優占種であり、その中でも *Skeletonema costatum* ( $1 \sim 10 \times 10^5 \text{ cell/l}$ ) が珪藻類現存量のほとんどを占めていた。動物プランクトンとしてはカイ脚類 (*Paracalanus* sp., *Oithona* sp., *Microsetella norvegica*, それぞれ  $2 \sim 35 \text{ cell/l}$ ,  $1 \sim 15 \text{ cell/l}$ ,  $1 \sim 7 \text{ cell/l}$ ) 及び原索動物でオタマボヤに属する *Oikopleura* sp. ( $1 \sim 650 \text{ cell/l}$ ) が優占であった。カイ脚類は珪藻類を捕食し、いわゆる光合成ループを形成している。 $^{13}\text{C-NaHCO}_3$ によるDICを起点とする、DIC-植物プランクトン-動物プランクトンへの炭素移送効率は平均5%, 最大11%となっている。リン添加とともに *S. costatum* は急速に増殖した。これに同調してカイ脚類も増加し、活発な捕食を行っていることを示している(図2)。

一方、 $^{13}\text{C-Glucose}$ によりDOCを起点とするDOC-バクテリア-微小動物プランクトンへの炭素移送効率は平均1%, 最大2%となっている。原索動物 *Oikopleura* は世界沿岸域に広く生息し、バク

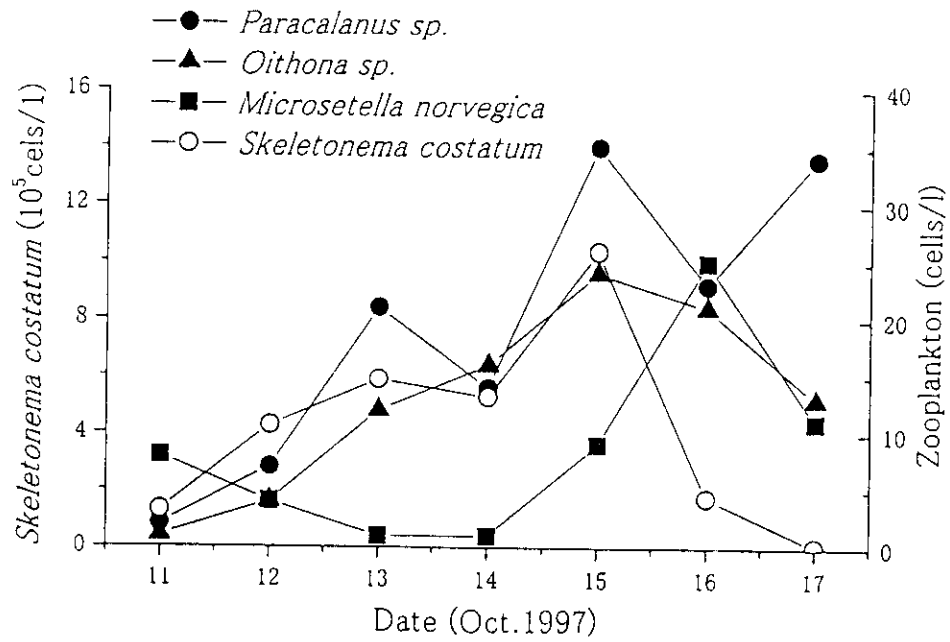


図2 植物プランクトン，動物プランクトン個体数の変遷

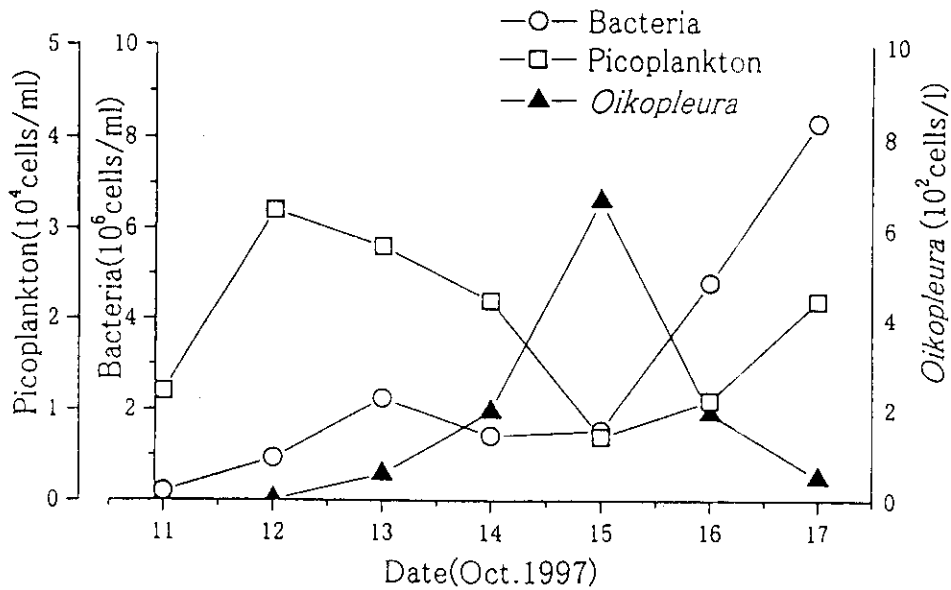


図3 バクテリア，ピコプランクトン及微小動物プランクトン個体数の変遷

テリアやピコプランクトンサイズの粒子を摂餌フィルターで捕まえることができ、バクテリアを主に捕食していると考えられている (King et al., 1980)。ゼラチン質で風船状をしている微小動物プランクトンは増殖もカイ脚類より速く2~3日で増殖することからバクテリアやピコプランクトンの個体群生態に大きな影響力を持っていると考えられる (Hopcroft and Roff, 1995, Nakamura et al., 1997)。瀬戸内海では、10~50cells/l程度の現存量が報告されている (Uye and

Ichino, 1995)。

長江河口域の海洋メソコズム実験においてバクテリア個体数はDAPI染色後U励起で青白蛍光のものを計数し、ピコプランクトン個体数はG励起で赤色蛍光のものを計数した。初期値としてバクテリアは $10^6$ cells/mlオーダーであり、ピコプランクトンは $10^4$ cells/mlオーダーであった。10月11日の実験開始とリン添加にともない、バクテリア、ピコプランクトンとともに増加したが、10月13日の*Oikopleura* sp.の増加とともにバクテリア、ピコプランクトンともに減少した(図3)。10月15日には*Oikopleura* sp.は680cells/lにまで達し、従来報告されている個体数の10倍にも達するものであった。しかし*Oikopleura* sp.の急速な個体数減少とともに、再びバクテリア、ピコプランクトンはともに増加を始め、特にバクテリアは急激な増加に転じた(図3)。

この結果によりバクテリア、ピコプランクトンともに原索動物*Oikopleura* sp.により捕食されており、長江河口域におけるバクテリアループの主要な構成要素であることが判明した。また、バクテリアループは動物プランクトンへの炭素移送効率としては光合成ループの20%程度を担っており、植物連鎖を通じての炭素循環において無視できない重要な経路であることが判明した。

### 3. 生態系システムモデル

以上の結果から海洋生態系は、窒素・リン・シリカを基本とする物質循環系として物質保存則に基づき記述することができる。藻類種としては、N,P,Siを必要とする珪藻類(*Skeletonema*, *Thalassiosira*)、N,Pのみを必要とする渦鞭毛藻類(*Ceratium*, *Prorocentrum*, *Gyrodinium*)及びピコプランクトンを考慮する。動物プランクトン種としてはカイ脚類(*Paracalanus*, *Oithona*)及び微小動物プランクトン(*Oikopleura*)を考慮する。さらにバクテリアや溶存態物質として無

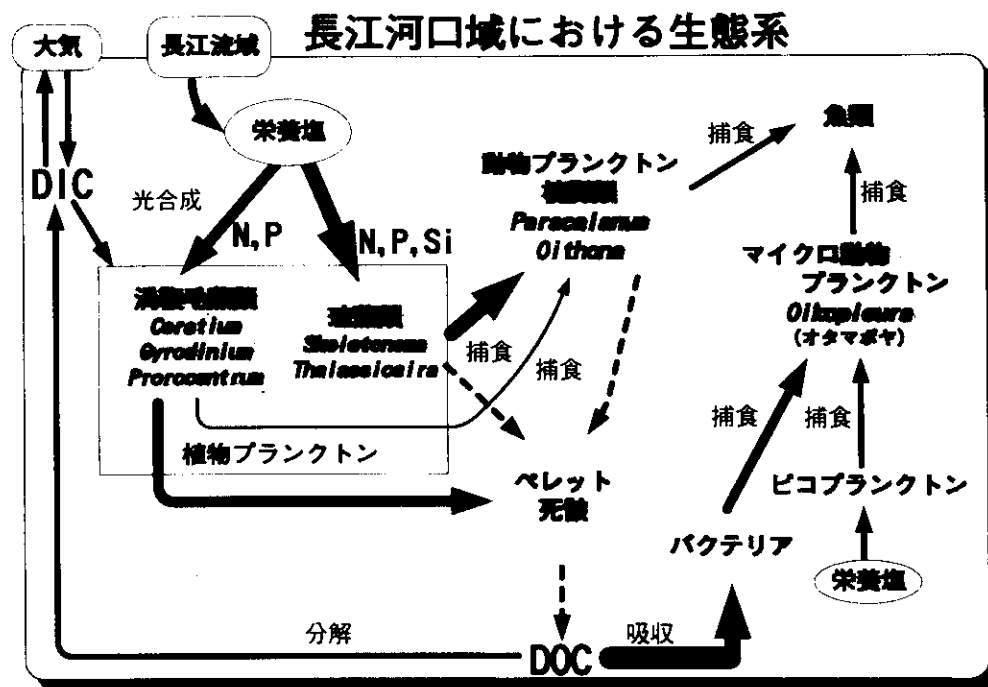


図4 長江河口域の生態系システムモデル

機態N, P, C, Siを考慮する必要がある。それらすべての要素を海洋システムモデルとして統合したものが図4である。

珪藻、渦鞭毛藻、ピコプランクトンはその増殖に必須資源である光と栄養塩をいかに獲得するかによって優先種となり得る。海洋においてそれら資源は、鉛直混合、沈降、水温・塩分の鉛直混合の強度、栄養塩成層の深度、珪藻・渦鞭毛藻や動物プランクトンとの定量的関係を解明することを試みた。

### 3-1. 基礎方程式

海洋メゾコズムは直径3m、高さ5mであるため、鉛直方向にも沈降効果や鉛直混合等を考慮する必要がある。このため鉛直一次元物質保存式をコントロール・ボリュームであるメゾコズムに対し記述した。独立変数としては $PO_4-P$ 、 $NO_3-N$ 、 $NH_4-N$ 、Si、珪藻細胞数、渦鞭毛藻細胞数、ピコプランクトン細胞数、バクテリア細胞数、珪藻・鞭毛藻・ピコプランクトン細胞内N・P含有量、珪藻細胞内Si含有量を取り、それぞれの保存式を求めた。

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\frac{1}{A} \left[ \frac{\partial}{\partial z} (Q_v \cdot C_i) + \frac{\partial}{\partial z} (V_{M_i} \cdot A \cdot C_i) + \frac{\partial}{\partial z} \left( A \cdot E \cdot \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) \right]$$

(項目): 鉛直移流      鉛直移動                      分散

$$+ \left\{ \text{生物活動による変化} \right\} + \frac{U_i \cdot C_i^0}{A} - \frac{U_o \cdot C_i}{A}$$

水平移流

(1)

ここで

$$Q_v = \text{鉛直流量} = \int_0^z [U_i(z,t) - U_o(z,t)] dz$$

$$U_i = \text{水平流入流速}$$

$$U_o = \text{水平流出流速}$$

$$A = \text{control volumeの水平断面積}$$

$$C_i^0 = \text{独立変数}i\text{の流入濃度}$$

$$E = \text{鉛直渦拡散係数}$$

$$Wr = \text{珪藻類沈降速度} = \frac{2gr^2(e^1 - e)}{qv\phi^r}$$

$$\phi_r = \text{珪藻の形状係数}$$

### 3-2. 珪藻・渦鞭毛藻・ピコプランクトン増殖モデル

珪藻類・渦鞭毛藻類の増殖に関しては従来より多くの培養実験がなされ、その増殖モデルが提

案されている。しかしピコプランクトンについては、増殖モデルが提示される段階には至っていない。培養実験において比増殖速度が  $1.4d^{-1}$  程度は得られており 1 個体当りの炭素・窒素量は  $250fgC \cdot cell^{-1}$ 、 $50fgN \cdot cell^{-1}$  (Kana, and Glibert, 1987) であることから珪藻と同程度の比増殖速度と考えられる。ここではピコプランクトンの増殖関数は珪藻、渦鞭毛藻と同じ増殖関数であると仮定し、過去に報告された文献データによりそれらのパラメーターを適用した。

増殖速度は制限要因となっている環境因子(水温、照度、栄養塩)の関数として次のように表現される。

$$\begin{aligned} \mu &= f(T, I, Q^N, Q^P) \\ &\cong f_1(T) \cdot f_2(I) \cdot f_3(Q^N, Q^P) \end{aligned} \quad (2)$$

$$\mu_P = \mu_P^* (1 - q_0^P / Q^P) \quad (3)$$

$$\mu_N = \mu_N^* (1 - q_0^N / Q^N) \quad (4)$$

窒素制限系又はリン制限系を用いた室内実験によれば、増殖速度と分裂直前の細胞内窒素・リン含量の関係は Droop(1973)の式で表現されることが判明している。すなわち窒素制限系では、

リン制限系では

ここに  $\mu^N$ 、 $\mu^P$  はそれぞれ窒素制限下及びリン制限下における増殖速度、 $q_0^N$ 、 $q_0^P$  はそれぞれ窒素及びリンの最小細胞内含量、 $\mu_N^*$ 、 $\mu_P^*$  はそれぞれ  $Q^N$  及び  $Q^P$  を最大限に補外したときの増殖速度である。

培養実験では窒素制限系、リン制限系のそれぞれについて珪藻の増殖速度  $\mu_N$ 、 $\mu_P$  が求められたが同時に制限する場合については求められていない。Rhee(1978)は次式(5)で示されることを示唆しており、ここではその仮定を用いた。すなわち

$$f_3 = \min [\mu_N, \mu_P] \quad (5)$$

温度関数としては次式で近似した。

$$f_1(T) = \left( \frac{T - T^*}{T_{opt} - T^*} \right)^n \exp \left[ 1 - \left( \frac{T - T^*}{T_{opt} - T^*} \right)^n \right] \quad T^* \leq T \leq T_{opt} \quad (6)$$

$$f_1(T) = 1 - \left( \frac{T - T_{opt}}{T_{max} - T_{opt}} \right)^m \quad T_{opt} \leq T \leq T_{max}$$

ここで

- $T^*$  = 増殖率に対する水温しきい値 =  $10^\circ\text{C}$
- $T_{opt}$  = 最大増殖率を与える水温 =  $25^\circ\text{C}$
- $T_{max}$  = 増殖可能な最大水温 =  $31^\circ\text{C}$
- $n, m$  = 藻類に固有の定数 = 5.0, 2.2

照度関数は次式で与えた。

$$f_2(I) = \frac{i/i_k}{[1 + (i/i_k)^m]^{1/m}} \quad (7)$$

ここで  $i = I - I_0$

$$i_k = I_k - I_0$$

$I_0$  = 増殖率に対する照度のしきい値 = 0.011 by·min<sup>-1</sup>

$I_k$  = 最初に最大増殖速度  $\mu_{max}$  に達する照度 = 0.04 by·min<sup>-1</sup>

$m$  = 藻類種に固有の定数 = 10

リン酸塩摂取速度は Michaelis-Menten 式に従う

$$V_p = V_{PO_4} = V_{max}^{PO_4} \frac{S_{PO_4}}{K_S^{PO_4} + S_{PO_4}} \quad (8)$$

アンモニウム塩及び硝酸塩摂取速度は、それぞれの塩が単独で存在する場合 Michaelis-Menten 式により記述される。また、硝酸塩、アンモニウム塩が共存する場合、アンモニウム塩摂取速度は硝酸塩によって影響を受けないが、硝酸塩摂取はアンモニウム塩によって阻害を受け、また、 $V_{NO_3}$ ,  $V_{NH_4}$  の cell quota 依存性は小さい。

$$V_N = V_{NH_4} + V_{NO_3}$$

$$= V_{max}^{NH_4} \frac{S_{NH_4}}{K_S^{NH_4} + S_{NH_4}} + \frac{1}{1 + \frac{S_{NH_4}}{K_I}} V_{max}^{NO_3} \frac{S_{NO_3}}{K_S^{NO_3} + S_{NO_3}} \quad (9)$$

ここで、 $V_{max}^{NH_4}$ ,  $V_{max}^{NO_3}$  :  $NH_4$ ,  $NO_3$  の最大摂取速度、 $K_S^{NH_4}$ ,  $K_S^{NO_3}$  :  $NH_4$ ,  $NO_3$  の半飽和定数、 $K_I$  : 阻害定数、 $S_{NH_4}$ ,  $S_{NO_3}$  : アンモニウム塩、硝酸塩濃度。

藻類(珪藻、渦鞭毛藻、ピコプランクトン)の増殖パラメーターを表1に示す。

表1 藻類増殖パラメーター

単位	P				N				Si			
	$q_0$	Ks	Vmax	$\mu_{max}$	$q_0$	Ks	Vmax	Mmax	$q_0$	Ks	Vmax	$\mu_{max}$
	Pmol/cell	MM	pmol/cell·hr	1/d	Pmol/cell	$\mu M$	pmol/cell·hr	1/d	Pmol/cell	$\mu M$	pmol/cell·hr	1/d
珪藻	0.002	0.1	0.003	2.0	0.04	1.5	0.04	2.0	0.5	7.0	0.7	2.0
鞭毛藻	0.01	1.0	0.03	1.0	0.2	2.0	0.15	1.0	0			
ピコプランクトン	0.36 E-9	0.1	0.5 E-9	2.0	3.6 E-9	1.5	5.0 E-9	2.0				

### 3-3. バクテリア増殖モデル

長江河口域にはかなりの数の硝化バクテリアや硫化物塩化バクテリアの存在が考えられるが、好

氣的な従属栄養者が最も重要なバクテリア群集である。バクテリアは水中の溶存態有機物並びに粒子態有機物を同化している。この物質は易分解性溶存有機物、粒子態デトリタス、難分解性溶存有機物、難分解性粒子態有機物の4つのクラスに分けられる。バクテリアによる有機炭素の利用のされ方による細分画はここでは省略する。バクテリア群集の増殖は有機物の摂取と呼吸、同化効率、死亡、排泄の効果を考慮して次式で与えられる(Baretta and Ruardiji. 1988)

$$\frac{dB}{dt} = (G_B - R_B) * B \quad (10)$$

$$B = \text{バクテリア現存量} \quad (\mu\text{gC} \cdot \text{L}^{-1})$$

$$G_B = \text{最大摂取速度} \quad (\text{d}^{-1})$$

$$= Vm_B \cdot F(T) \cdot F(O_2)$$

$$Vm_B = \text{日最大比摂取速度} = 6.3 \quad (\text{d}^{-1})$$

$$F(T) = \text{温度依存関数} = 2^{[T-12.0]/10}$$

$$T = \text{海水温}(\text{°C})$$

$$F(O_2) = \text{酸素飽和度に対する減少効果} = \frac{eO_2}{KO_2 + eO_2}$$

$$eO_2 = \min(1, O_2/O_2S) = \text{相対酸素飽和}$$

$$O_2 = \text{海水中の酸素濃度}$$

$$O_2S = \text{温度依存の酸素飽和濃度}$$

$$KO_2 = \text{酸素飽和状態でのバクテリアによる呼吸量の半分になる酸素飽和値} = 0.01$$

$$R_B = \text{呼吸による損失}(\text{d}^{-1}) \quad (11)$$

$$= rm_{12} \cdot F(T) + [1 - \text{effM} \cdot eO_2 - \text{effMa}(1 - eO_2)] * G_B$$

$$rm_{12} = 12\text{°Cでの相対静止呼吸} = 0.2 \quad (\text{d}^{-1})$$

$$\text{effM} = \text{好氣的条件下で呼吸に使われた基質の摂取に対する割合(同化効率)} = 0.3$$

$$\text{effMa} = \text{嫌氣的条件下で呼吸に使われた基質の摂取に対する割合(同化効率)} = 0.2$$

なお、バクテリア炭素量は $0.08 \sim 0.2 \text{pgC} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ の範囲にあると報告されており(Watson et. al., 1977, Nagata, 1986, Kogure and Koike, 1987, Es and Meyer-Reil, 1982)、バクテリアの平均直径( $0.6 \mu\text{m}$ を仮定)を用いて細胞個体数当りの堆積からバクテリア量( $\mu\text{gC} \cdot \text{L}^{-1}$ )を求めた。ここではバクテリア炭素変換係数は平均値 $0.15 \text{pgC} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ とした。これよりバクテリア細胞当り炭素量は $17 \text{fgC} \cdot \text{cell}^{-1}$ となる。

表2 バクテリア増殖モデルの検証結果

Day	Temp (°C)	Sal (‰)	DO (ml/l)	Bacteria ( $\times 10^9$ cells/L)	$G_B - R_B$ ( $\mu\text{gC/L}$ )	$G_B - R_B$ (1/d)	摂取速度 ( $\mu\text{gC/L/h}$ )	実測値 ( $\mu\text{g}^{13}\text{C/L/h}$ )
0	—	—	—	—	—	—	—	—
1	—	—	—	0.196	3.332	—	—	—
2	22.8	25.0	7.68	0.930	15.81	3.456	2.2	0.68
3	23.0	25.0	7.65	2.241	38.097	3.456	5.5	1.36
4	23.1	25.1	7.79	1.423	24.191	3.509	3.5	0.68
5	23.4	25.8	7.23	1.538	26.146	3.497	3.8	—
6	23.4	25.8	7.23	4.811	81.787	3.497	11.9	3.8
7	22.6	26.4	6.85	8.327	141.559	3.225	19.0	10.9



本モデルにより得られた炭素摂取速度は実測値の2～5倍の値となっている。これは実測値が4時間の現場培養であり、又グルコースを用いた場合の炭素摂取速度である点を考慮すると、妥当な範囲内にあると考えられる(Koshikawa et. al., 1999)。

### 3-4. 微小動物プランクトン及びメゾ動物プランクトンによる捕食

微小動物プランクトンの主要な役割である浮遊バクテリアとピコプランクトンの摂餌は microbial loop としてエネルギーフローの重要な部分を担っている。一般に動物プランクトンによる捕食は低密度での閾値を組み込んだMonod型の関数で表現している。

捕食量

$$Graz = G_M * \max \left[ 0, \frac{B - B^*}{K_{SB} + B - B^*} \right] * Z \quad (12)$$

$G_M$  = 最大摂取量

$B$  = 現存量(バクテリア、ピコプランクトン、渦鞭毛藻、珪藻)

$B^*$  = 閾値

$Z$  = 動物プランクトン量

*Oikopleura sp.*によるピコプランクトン、バクテリア摂食に関する現場観測結果 (Nakamura, 1998) によれば観測期間中の*Oikopleura sp.*の平均個体数は20～30ind・l<sup>-1</sup>が摂餌するピコプランクトン量は総成長効率を33%と仮定すると平均15 μgC・l<sup>-1</sup>・d<sup>-1</sup>と推定している。ピコプランクトン1個体当りの炭素量(250×10<sup>-9</sup> μgC・cell<sup>-1</sup>; Kana and Glibert, 1987)をもとに換算すると2×10<sup>6</sup>cells・ind<sup>-1</sup>・d<sup>-1</sup>となる。同様にバクテリア1個体当りの炭素量17×10<sup>-9</sup> μgC・cell<sup>-1</sup>を用いて換算すると30×10<sup>6</sup>cells・ind<sup>-1</sup>・d<sup>-1</sup>となる。培養実験にもとづかないため、半飽和定数 $K_{S_{pico}}$ 、 $K_{S_{bac}}$ 及び閾値等に関する知見にとぼしい。*Oikopleura sp.*の増殖は速く、24時間の培養でtrunk長が100 μmから200 μmへ、個体数当りの炭素量で5倍に増加し、増殖速度では1.66d<sup>-1</sup>という多細胞生物としては驚くべき高い増殖速度である(Nakamura, 1998)。

メゾコズム実験中20～100 μm画分の*Oikopleura*は短期間に成長して実験後半には>100画分で個体数を増加させている。このため*Oikopleura*は体長の増加とともにピコサイズの餌を効率よく捕食できない効果(Deibel and Lee, 1992)を考慮する必要がある。

### 3-5 生態系システムモデル結果

基礎方程式(1)をΔz=0.5m(層厚)、合計10層の差分方程式を用いて1997年10月10日～17日の間長江河口域での海洋メゾコズム実験結果に適用した。10月10日の観測値を初期値とし、動物プランクトン及びマイクロ動物プランクトン個体数はそれぞれ観測値(図2、図3)を与えた。*Oikopleura sp.*によるピコプランクトン、バクテリア摂食については体長の増加とともにピコサイズの餌を効率よく捕食できない効果として、4日目以降最大摂取量及び閾値を初期値の1/10とした。珪藻*S. costatum*の沈降速度は、その栄養塩状態により異なることが報告されている(Smayda, 1970)。実験初期のN:Pが豊富な期間は沈降速度を0.5m/dとし、栄養塩が枯渇した5日目は1.0m/d、6日目は3m/dと設定した。海洋メゾコズム実験においては採水は表層1mにおいて行われており、第2層目の計

算値と実測値を比較した。N、P、Siとも計算値は実測値と計算値と良好な一致を示しており、栄養塩動態は再現されている(図5)。珪藻及びピコプランクトンの増殖による個体数増加と捕食による個体数減少はよく再現されている(図5)。Oikopleura sp.の体長増加による餌捕食減少効果によりピコプランクトン及びバクテリアは7日目以降急激にその個体数を増加させている。しかしその増加はピコプランクトンについては良く再現されているもののバクテリアについては7日目以降よく再現されていない。バクテリアに対するOikopleura sp.の最大摂食量が大きすぎることを示唆される。

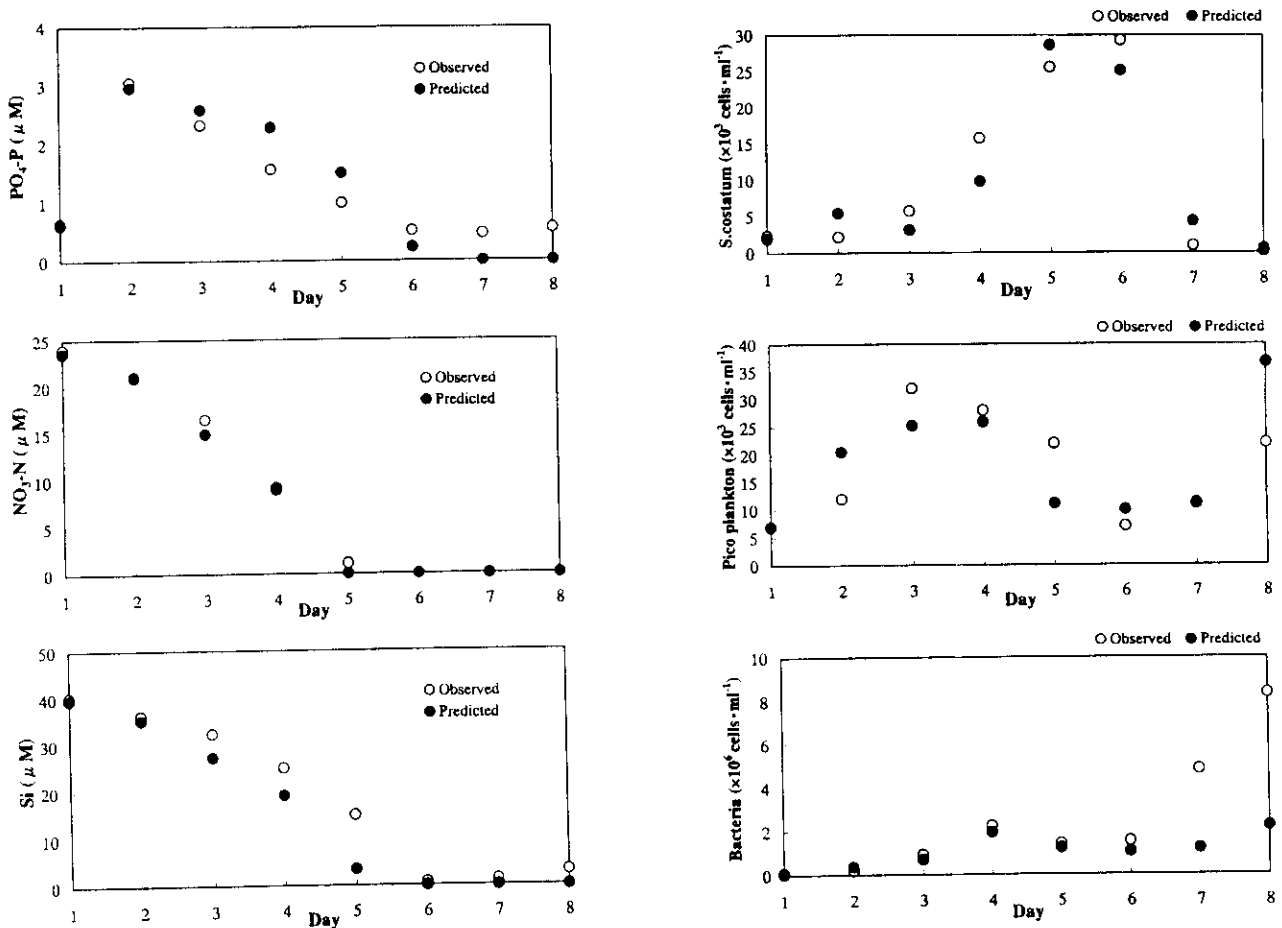


図5. 生態系システムモデル計算結果と実測値の比較

#### 4. 本研究により得られた成果

生物生産の高い長江河口域で行なった海洋メゾコズム実験結果を生態系システムモデルを用いて解析を行なった。珪藻、渦鞭毛藻及びピコプランクトンの増殖過程はDroop式による増殖速度及びMichaelis-Menten式による栄養塩摂取により、よく再現されることが判明した。それらの増殖パラメーターは報告されている値(Lehman, 1975, Kana and Glibert, 1987)をもとに修正を加えた。バクテリア増殖モデルは<sup>13</sup>C同位体による有機炭素摂取速度との比較を行い、実測値をよく説明できる結果を得た。生態系システムモデルは長江河口域での海洋メゾコズム実験結果を良く再現している。動物プランクトンの増殖に関するモデル化は組み込むことができなかったが、微小動物プランクトン及びメゾ動物プランクトンによる捕食は光合成経路及びバクテリア経路とも良く再現

することができた。この結果長江河口域での環境変化に対する物質循環及び生態系組成遷移を予測するための基礎モデルが確立したことになる。今後は動物プランクトンのモデル化及び流動モデルとの連立により、東シナ海全域への総合生態系モデルの構築が可能となった。

#### 4. 参考文献

- Baretta, J.W. and Ruardij, P. 1988. Tidal Flat Estuaries Simulation and Analysis of the Ems Estuary. ed. Baretta, J. and Ruardij, P. Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.
- Deibel, D. and Lee, S.H. 1992. Retention efficiency of sub-micrometer particles by the pharyngeal filter of the pelagic tunicate *Oikopleura vanhoeffeni*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 81: 25-30.
- Droop, M.R. (1973) Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. phycol.*, **9**, 264-272.
- Ducklow, H.W., Purdie, D.A., Williams, P.J.L. and Davies, J.M. (1986) Bacterioplankton: a sink for carbon in a coastal marine plankton community. *Science*, **232**, 865-867.
- Es, F.D. van and Meyer-Reil, L.A. 1982. Biomass and metabolic activity of heterotrophic marine bacteria. *Adv. microb. Ecol.* **11**: 111-170.
- Hopcroft, R.R. and Roff, J.C. (1995) Zooplankton growth rates: extraordinary production by the larvacean *Oikopleura dioica* in tropical waters. *J. Plankton Res.*, **17**, 205-220.
- Kana, T.M. and Glibert, P.M. 1987. Effect of irradiances up to 2000  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{S}^{-1}$  on marine *Synechococcus* WH 7803-I. Growth, pigmentation and cell composition. *Deep - Sea Research*. **34**: 479-495.
- Kogure K. and Koike I. 1987. Particle counter determination of bacterial biomass in seawater *Appl. Environ. Microbiol.* **53**: 274-277.
- Nagata T. 1986. Carbon and nitrogen content of natural planktonic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* **52**: 28-32.
- Nakamura, Y. 1998 Blooms of tunicates *Oikopleura* spp. and *Dolioletta gegenbauri* in the Seto Inland Sea, Japan, during summer. *Hydrobiologia* **385**: 183-192.
- Nakamura, Y., Suzuki, S. and Hiromi, J. (1997) Production of *Oikopleura dioica* (Appendicularia) following a picoplankton 'bloom' in a eutrophic coastal area. *J. Plankton Res.* **19**, 113-124.
- Smayda, T. J. 1970. The suspension and sinking of phytoplankton in the sea, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **8**, 353-414.
- Uye, S. and Ichino, S. (1995) Seasonal variations in abundance, size composition, biomass and production rate of *Oikopleura dioica* (Fol) (Tunicata: Appendicularia) in temperate eutrophic inlet. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **189**, 1-11.
- Watson, S. W., T. J. Novitsky, H. L. Quinby, and F. W. Valois. 1977. Determination of bacterial number and biomass in the marine environment. *Appl. Environ. Microbiol.* **33**: 940-946.
- Xiuren, N., Vaultot, D., Zhensheng, L. and Zilin, L. (1988) Standing stock and production of phytoplankton in the estuary of the Changjiang (Yangtze River) and the adjacent East China Sea. *Mar. Biol. Ecol. Prog. Ser.* **49**, 141-150.

[国際共同研究等の状況] 環境庁と中華人民共和国国家海洋局との間で「東海特定海区河川經由環境負荷及びその海洋生態系に及ぼす影響プロジェクトに関する共同調査研究実施取り決め」が締結され、これに基づき、共同調査船を用いて研究推進を行っている。

[研究成果の発表状況]

(1) 論文発表

- ①天野邦彦、渡辺正孝. 1997. 赤潮プランクトン*Chattonella*と珪藻類との種間競合及び種組成遷移のモデル化 —表層混合と栄養塩成層位置の役割—. 水工学論文集. 41, 403-408.
- ②Amano K., Watanabe M., Kohata K., and Harada S. 1997. Conditions necessary for *Chattonella antiqua* red tide outbreaks. *Limnol. Oceanogr.*, **43**, 117-128.
- ③渡辺正孝・天野邦彦・石川裕二・田村正行、村上正吾、木幡邦男. 1998. 東京湾におけるタンカー事故による原油流出解析. 海岸工学論文集45
- ④Amano, K. and Watanabe, M. 1998. Modeling competition and succession between red-tide-causing *Chattonella* and diatoms.—Role of vertical mixing and nutricline depth. *J. Hydroscience and Hydraulic Engineering*. Vol.16. 49-62.
- ⑤渡辺正孝、天野邦彦、石川裕二、木幡邦男. 1998. 秋期の東京湾奥部における風による成層破壊と底層の無酸素水塊の湧昇過程. 土木学会論文集. 608. 13-29.
- ⑥渡辺正孝、木村敏彦、天野邦彦、木幡邦男、志々目友博. 1999. 栄養塩成層下における藻類種遷移と*Chattonella*赤潮発生過程のモデル化. 海岸工学論文集46.