

内湾堆積物中における有機物の分解に関する 地球化学的研究*

松 永 捷 司**

Geochemical studies of the degradation processes of organic matter in the sediments from coastal area*

Katsuji MATSUNAGA**

Abstract: Sedimentary core samples were collected from Hiuchi Nada, and Ise and Mikawa Bays, where local eutrophication leads to increase of primary production in each bay. Sedimentation rates for Hiuchi Nada, and Ise and Mikawa Bays were found to lie in the range of 0.13-0.21, 0.14-0.97 and 0.22 g/cm²/yr, respectively, by the 210-Pb method. Vertical profiles of organic matter in these sediments were analyzed by use of a diffusion, advection and reaction model including a variable flux of organic matter to the surface of sediments. Pseudo-degradation rate constants of organic C and N had ranges of 2.3-5.2 and 2.3-5.3×10⁻²/yr, respectively. The degradation rates of organic matter in the sediments were also calculated and are discussed in relation to primary production.

1. はじめに

堆積物表面にひとたび到達した粒子は、水中にあるときは異なり移動しにくいために、到達した順序に従って堆積物を形成していく。この間、粒子を構成していた有機物は微生物活動によって分解消失され、再生された栄養塩は水-堆積物境界面を通して上層水に回帰し、植物プランクトンの光合成によって再び有機物に同化される。このような物質の動きを定量的に把握する試みの一つとして、堆積物中での有機物の分解に関する研究がある。これらの多くは、有機物の分解に伴って再生される間隙水中の栄養塩を測定して行われてきた。その方法には、1) 拡散・移流・生成（あるいは消滅・変質）方程式を物質の鉛直分布の解析に適用して行うモデル法、2) ベルジャー等の容器を堆積物表面に設置し、容器内部の物質濃度の時間変化を直接に測定する現場法、および 3) 採取した堆積物試料を研究室等に持ち帰り、可能なかぎり現場に近い条件下で実験する擬現場法などが適用されている。これらの方法の基本的な考え方は以下のよう

である。

ある任意の空間を想定し、任意の時間後 (Δt) における物質濃度の変化量 (ΔM) を考えると、その速度 ($\Delta M/\Delta t$) は次式で表わされる。

$$\frac{\Delta M}{\Delta t} = \text{Input} - \text{Output} + \text{Source} \quad (\text{or Sink}) \quad (1)$$

すなわち、1) 式の 4 項のうち 3 項が既知ないし制御できれば残りの項が算定できる。この考え方は現場法および擬現場法に利用されている。

同様に、連続する微小空間（単純化のために鉛直方向 (z) のみを考え、水平方向 (x, y) は均一になっているとする）における微小時間の間の物質濃度の変化速度 ($\partial M/\partial t$) は次式で表わされる。

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial M}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (\omega M) \pm R \quad (2)$$

ここで、 D は拡散係数、 ω は移流速度、 R は生成あるいは消滅速度を示している。すなわち、右辺第 1 項および第 2 項はそれぞれ拡散および移流による Input と Output の差を、第 3 項は反応による変化速度を示している。この考え方はモデル法に利用されている。実際の適用に当たっては、(2) 式をそのまま適用することは極めて

* 1985年11月25日受理 Received November 25, 1985

** 名古屋大学水圏科学研究所, 〒464 名古屋市千種区不老町 Water Research Institute, Nagoya University, Chikusuaku, Nagoya, 464 Japan

困難であるために、さらに単純化した次式が主に利用されている。

$$\frac{2M}{\partial t} = D \frac{\partial^2 M}{\partial z^2} - \omega \frac{2M}{\partial z} \pm R = 0 \quad (3)$$

すなわち、物質の鉛直分布は定常的である ($\partial M / \partial t = 0$) とし、さらに D および ω が z 方向で一定であるとするモデル法である (BERNER, 1974; LERMAN, 1979)。

これらの方法で得られた栄養塩の回帰量は一次生産によって取り込まれる栄養塩に対して、外洋では高々 1% 未満 (TOH & LERMAN, 1977) であるが、生物活動の活発な沿岸や内湾水域においては窒素量を基準にすると 20% 前後から 100% にも及ぶとの報告がある (DAVIS, 1975; ROWE *et al.*, 1975; HARTWIG, 1976; NIXON *et al.*, 1976; BILLEN, 1978; ALLER & BENNINGER, 1981)。このような沿岸や内湾水域においては、上層水への物質の供給を担う堆積層が表面から高々数 10 cm 以浅であって、その年齢は 100 年以内と思われる。さらに、夏季に上層水が停滞する水域では、間隙水中の栄養塩の鉛直分布が季節により変化することが報告されている (THORSTENSON & MACKENZIE, 1974; MATISOFF *et al.*, 1975; MARTENS & KLUMP, 1980; ALLER & BENNINGER, 1981; ELDERFIELD *et al.*, 1981; 松永, 1984)。このために、BERNER (1964) 以来の定常モデル法の適用が困難になり、近年の富栄養化に伴い堆積物に供給される有機物負荷の増大と相まって、このような水域における堆積物有機物の分解過程はいまだに充分解明されていないのが現状である。

ここでは、内湾堆積物における有機物の分解過程を解

明するために、間隙水中の栄養塩を通さず、直接に有機物の鉛直分布を解析することを試み、微生物活動による有機物の分解反応速度定数および分解速度を算定した。

2. 材料と方法

堆積物柱状試料は、富栄養化の経緯がそれぞれ異なる (西条・宇野木, 1977; 越智, 1984) 伊勢湾、三河湾および瀬戸内海中央部に位置する燧灘から採取した。その採集地点を Fig. 1 に示す。試料は伊勢湾、三河湾および燧灘において、それぞれ 1983~1984 年, 1978~1979 年および 1982~1984 年にかけて、PVC 製円筒採泥器 (長さ 65 cm, 内径 10 cm) を用い、潜水夫によって採集した。この試料を 1~2 cm 毎に切断し、4°C 以下の冷暗所に保存して分析試料に供した。また、燧灘の試料の一部 (Stn. E-11, H-12) は広島大・坪田博行教授から分けていただいた。ここで感謝の意を表します。

試料の一部 (2~5 g) を乾燥し (110°C, 24時間) 湿・乾重量から含水率を求めた後、メノウ乳バチを用いて細粉化した。この一部を石英ボートにとり、1N-HCl で処理し、乾燥後 CHN 分析計による全有機炭素 (TOC) および窒素 (TON; 一部 $\text{NH}_4\text{-N}$ を含む) の測定に供した (MATSUNAGA & HANDA, 1983)。Pb-210 の分析は MATSUMOTO & WONG (1977) の方法に従った。積算重量深度 (Mass depth; 表面からある層までの堆積物粒子について、単位面積当りの重量で表わす深さ) は、乾重量に CaCO_3 と海塩の補正を行って求めた。また、TOC, TON および Pb-210 の濃度は、補正した乾重量を基準にした。

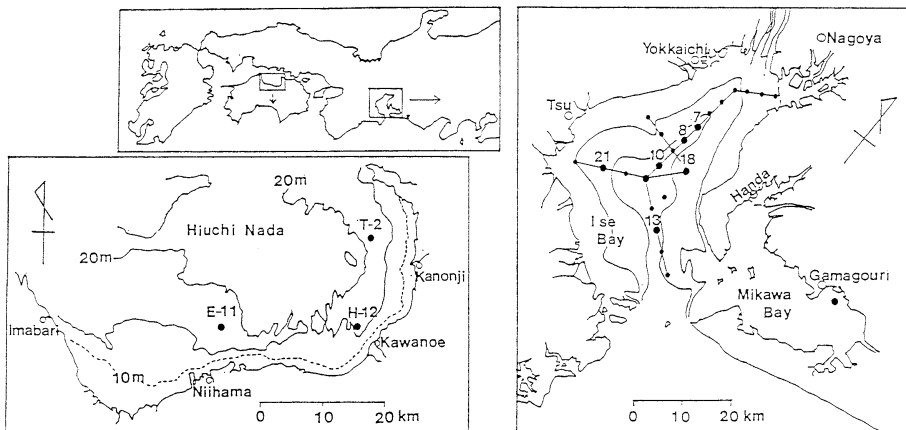


Fig. 1. Location maps of Hiuchi Nada, and Ise and Mikawa Bays.

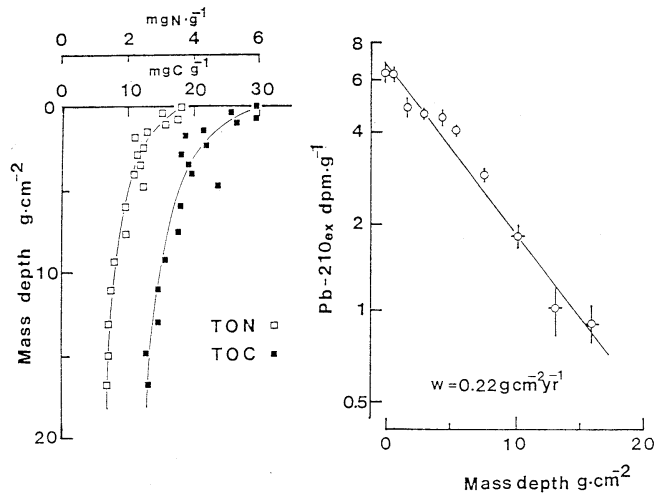


Fig. 2. Vertical profiles of TOC and TON (left), and semi logarithmic plot of Pb-210_{ex} vs. z (right) in the core sample from Mikawa Bay. Solid lines show the regression lines determined by the least squares method, respectively.

Table 1. Sedimentation rates (w) and pseudo-degradation rate constants (k') of labile organic matter in the core samples from Hiuchi Nada, and Ise and Mikawa Bays.

Locations		Depths m	w g/cm ² /yr	k' ($\times 10^{-2}$ /yr)		Water cont. at surface %
				C	N	
Mikawa Bay		6	0.22	4.8	5.3	85
Ise Bay	7	32	0.20	3.5	4.4	76
	8	34	0.19	3.3	3.2	83
	10	34	0.20	4.4	4.8	84
	11	33	0.30	3.8	3.0	86
	13	32	0.97	2.5	2.8	54
	18	27	0.35	2.3	2.3	74
Hiuchi Nada	21	27	0.14	2.9	3.1	82
	E-11	23	0.21	3.1	3.4	70
	H-12	24	0.16	5.2	4.0	81
	T-2	24	0.13	3.9	4.5	82

3. 結果と考察

堆積速度: 各観測点における堆積速度を求めるために, ROBBINS *et al.* (1978) および 松本・冨樫 (1980) の方法に従って, 過剰 Pb-210 量 (Pb-210_{ex}) と積算重量深度との関係求めた。片対数表示によると, 両者の間にはよい直接関係を得られた (Figs. 2~4)。表面近くまで直線関係が認められる地点 (三河湾, 伊勢湾の ISE-8, 11 および 燧灘の T-2) は生物攪乱の影響が弱いことを, 表面付近で濃度の均一層が認められる他の地点では, その影響が強いことを示している。三河湾や燧灘において, 生物攪乱の影響が弱い地点は貧酸素水塊が出現する

場所と一致しているので, 伊勢湾においても同様のことが生じているものと推察される。

直線の勾配から求めた平均重量堆積速度 (w) を Table 1 に示す。三河湾, 伊勢湾および燧灘における w 値はそれぞれ 0.22, 0.14~0.97 (平均 0.34) および 0.13~0.21 (平均 0.17) g/cm²/年 であった。また, 各内湾から採集された柱状試料の最下部は約 100 年前に堆積したことを示した。燧灘 (H-12) の値は松本・横田 (1980) の値とよく一致していた。

全有機炭素および窒素: TOC および TON の測定例を Figs. 2~4 に示す。各有機成分とも表層から下層に

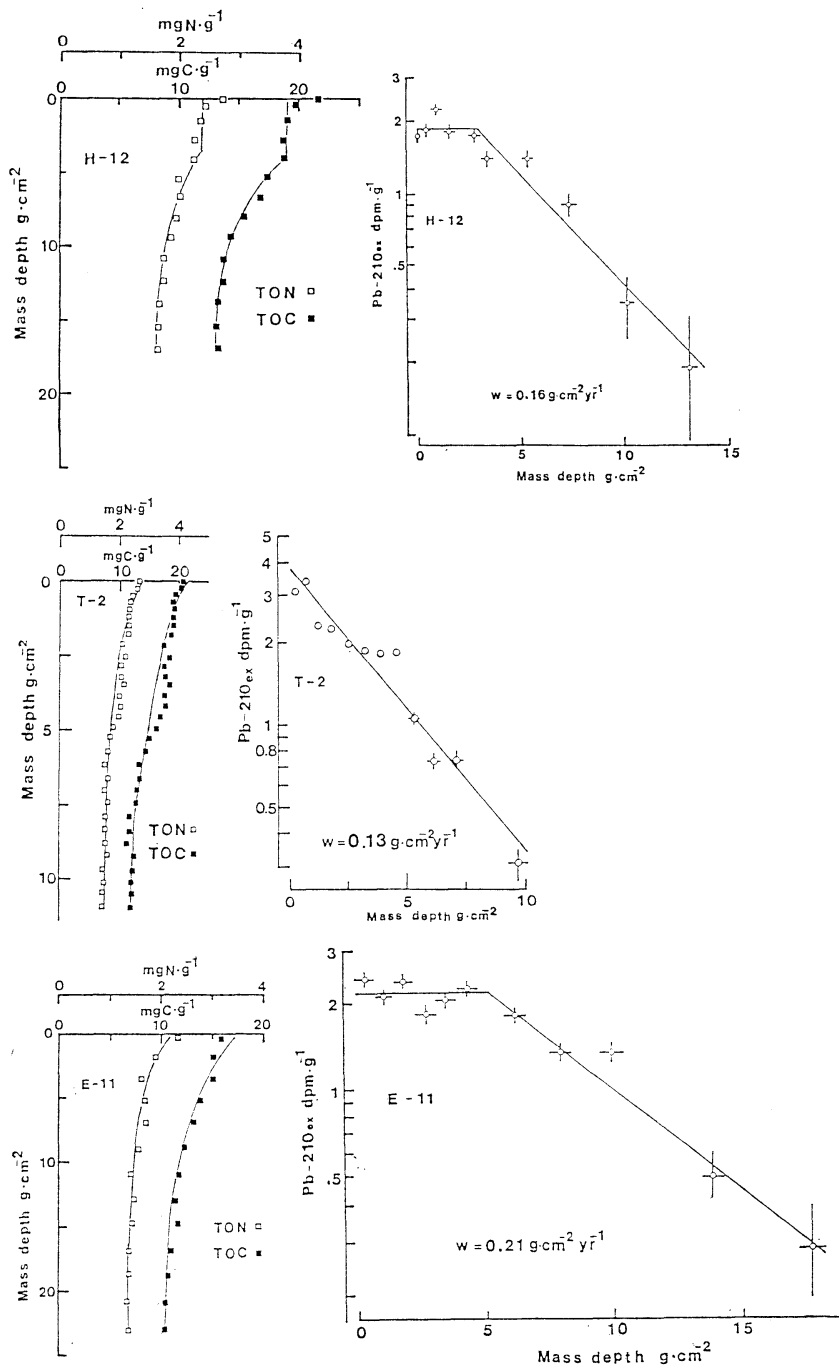


Fig. 3. Vertical profiles of TOC and TON (left), and semi logarithmic plot of Pb-210_{ex} vs. z (right) in the core samples from Ise Bay. Solid lines show the regression lines determined by the least squares method.

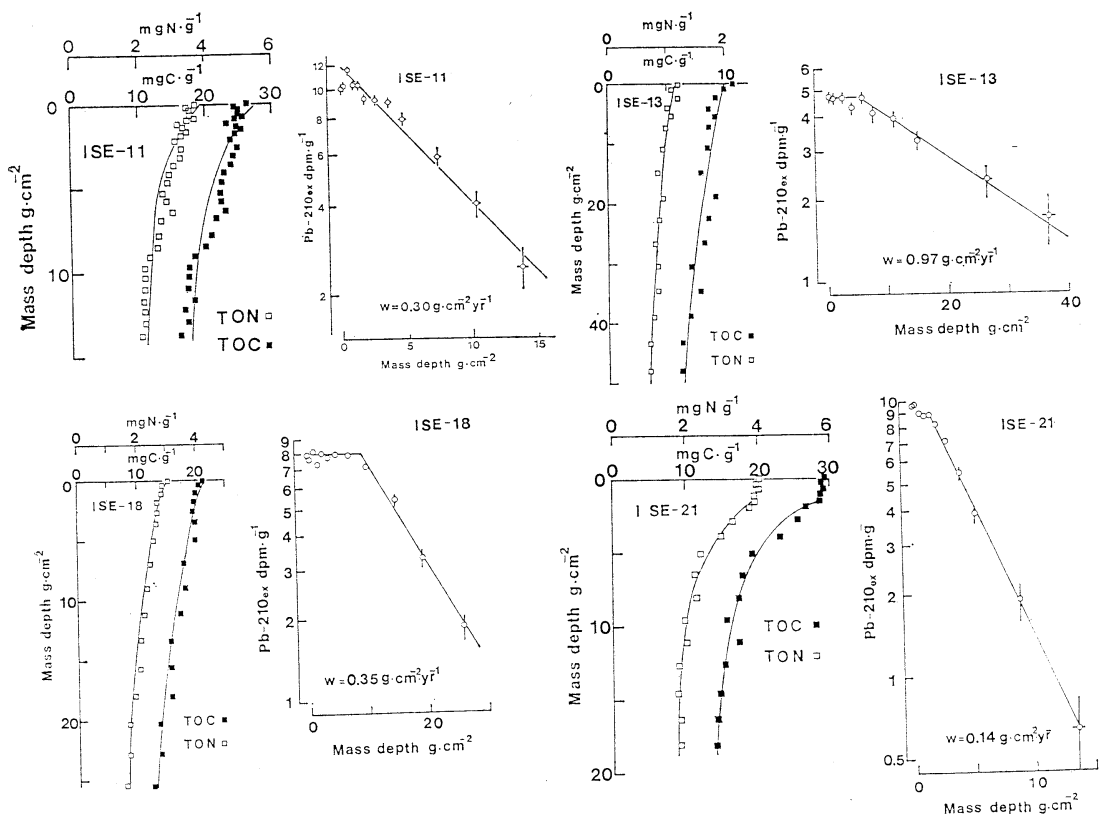


Fig. 4. Vertical profiles of TOC and TON (left), and semi logarithmic plot of Pb-210_{ex} vs. z (right) in the core samples from Hiuchi Nada. Solid lines show the regression lines determined by the least squares method.

向ってその濃度は指数関数的に減少する傾向が認められ、下層での濃度は表面の濃度の 50~60% に相当していた。また、Pb-210_{ex} に関する片対数表示において、表面近くまで直線関係が認められた柱状試料では、有機物濃度は表面から深さとともに減少する鉛直分布を示し、表面近くで Pb-210_{ex} の均一層が顕著に認められた試料では、有機物濃度にも同様に均一層が存在している。このことは、堆積物中の有機物や Pb が堆積物粒子の構成成分であるとする従来の考えを支持している。

堆積物中の有機物の分解速度定数：生物起源の有機物の分解反応は、実際は微生物活動による複合反応であるが、見かけ上一次反応として扱うことができ (MATSNAGA, 1981)、その速度定数は有機物に固有の値である。また、堆積物中の有機物の鉛直分布は指数関的に減少し、下層ではほぼ均一な濃度を示したことは、この有機物が微生物に利用され易いもの (易分解性, C_i) と利用され難いもの (難分解性, C_r) から構成されていることを示

唆している。さらに、これらの有機物は堆積物粒子の構成成分であるために、拡散による効果は無視できると考えられる。このような有機物の濃度の時間変化は次式で表わされる。

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\omega \frac{\partial C_i}{\partial z} - kC_i \quad (4)$$

$$C_r = \text{一定} \quad (5)$$

ここで、 ω は平均重量堆積速度、 k は一次反応速度定数、 t および z は時間および積算重量深度をそれぞれ表わす。

(4) 式を解くに当たり、現在から T 年前までは堆積物表面への有機物の供給量 (P_i) は一定であり、その鉛直分布は定常的 ($\partial C_i / \partial t = 0$) であったが、それ以後、富栄養化等に伴って供給量は指数関数的な増加傾向を示し、現在に至っているとした。この条件は、生産量と密接な関係にある透明度の経年変化 (宇野木ら, 1974) を参考に

して設定した。

有機物の鉛直分布が定常的であったときの C_l および C_r は以下の式で表わすことができる。

$$C_l = (P_l, o/\omega) \exp(-kz/\omega) \quad (6)$$

$$C_r = (P_r, o/\omega) \quad (7)$$

ここで、 P_l, o および P_r, o はそれぞれ易分解性および難分解性有機物の堆積物表面への供給量が一定であるときの値を表わす。

同様に、 T 年以降の C_l については、初期条件として (6) 式を用い、境界条件として次式を用いると、

$$\left. \begin{aligned} z=0, \quad P_l &= P_l, o \exp(\alpha t) \\ z=\infty, \quad \partial C_l / \partial z &= 0 \end{aligned} \right\} \quad (8)$$

以下のように表わせる。

$$C_l = \frac{P_l, o}{\omega} e^{-(k/\omega)z} - \frac{P_l, o}{\omega} e^{-(k/\omega)z} \cdot 1\left(t - \frac{z}{\omega}\right) + \frac{P_l, o}{\omega} e^{\alpha(t-z/\omega)} e^{-(k/\omega)z} \cdot 1\left(t - \frac{z}{\omega}\right) \quad (9)$$

ここで、 α は供給量の増加係数、 $1(t-z/\omega)$ は $t \leq z/\omega$ では 0、 $t > z/\omega$ では 1 であることを示す。

実測できる有機物の濃度 (C_{ob}) は C_l と C_r の和、

$$C_{ob} = C_l + C_r \quad (10)$$

である。そこで、(10) 式を (6) および (9) 式に代入

し、両式による C_l の鉛直分布を模式的に示すと Fig. 5 の様に表わせる。

沿岸や内湾の堆積物中の有機物の鉛直分布は (9) で表わされる可能性が強いため、観測値との対応について以下に述べる。

まず、 T 年以前の分布は (6) 式で表わされ、変換すると次式になる。

$$\ln C_l - \ln (P_l, o/\omega) = -\frac{k}{\omega} z \quad (11)$$

他方、 T 年以降について同様に変換すると次式になる。

$$\ln C_l - \ln (P_l, o/\omega) = -\frac{k+\alpha}{\omega} z + \alpha t \quad (12)$$

これらの関係は、 $C_l (= C_{ob} - C_r)$ を z に対して片対数プロットすれば、 T 年以前に相当する深さで交わる 2 本の直線関係が得られ、その直線の勾配はそれぞれ $-k/\omega$ および $-(k+\alpha)/\omega$ となることを示している。さらに、 ω が求めれば、 k および α が求まることを示している。そこで、今回得られた観測値に適用したところ、Pb-210_{ex} についての片対数プロットと同様に、表層付近における生物攪乱のあるなしを識別できる程度であり、とて 2 本の直線を識別するに至らなかった。すなわち、得られた直線の勾配と ω との積を k' (擬似反応速度定数) とすれば、 $k' は $k \leq k' \leq k + \alpha$ であることを示すのみであった。ところが、この k' 値については、 α 値が k 値に比べて大きい程、または T 値が柱状試料の年令に近い程、水域の違いを反映して k' 値に差が生じ、この逆の場合には、有機物の分解反応の特性を反映して、水域による差が生じないことを示している。$

伊勢湾、三河湾および燧灘における柱状試料について、 $C_{ob} - C_r (= C_l)$ と z との関係から最小二乗法により k' の値を求めた。その結果を Table 1 に示す。また、観測値と計算値との比較を Figs. 2, 3 および 4 に示す。伊勢湾、三河湾および燧灘における TOC の k' 値はそれぞれ 2.3~4.4, 4.8, および $3.1 \sim 5.2 \times 10^{-2}$ /年の範囲であり、これらの k' 値は同一水域においてはもとより、他水域と比べても相互により一致を示している。同様のことは TON についても言える。この事実は、これらの有機物の鉛直分布が内湾の富栄養化に伴って堆積物表面に供給される有機物量の増加の経緯を反映するよりも、むしろ有機物の分解過程を強く反映していること、また、得られた k' 値は有機物の分解速度定数 (k) に相当することを示唆している。しかし、富栄養化による有機物の供給量の増大があったとしても、それが影響する堆積層は透明度の経緯 (宇野木ら, 1974) から判断して表層付近

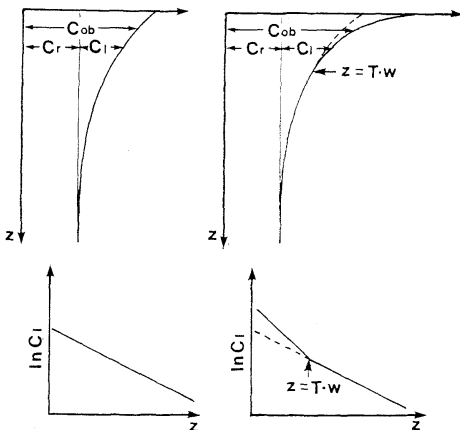


Fig. 5. Schematic diagram of vertical profiles of organic matter (upper), where C_{ob} , C_l and C_r represent the observed, labile and refractory organic matter, respectively, and semi logarithmic plot of the labile organic matter vs. z (lower). Steady state (left) and non-steady state (right) in a semi-infinite sediment column.

Table 2. Degradation rates (*Rd*) of labile organic matter and accumulation rates (*Rb*) of refractory component of Hiuchi Nada, and Ise and Mikawa Bays.

Locations	<i>Rd</i>		<i>Rb</i>		<i>Sum</i>	
	$\mu\text{g at./cm}^2/\text{yr}$		$\mu\text{g at./cm}^2/\text{yr}$		$\mu\text{g at./cm}^2/\text{yr}$	
	C	N	C	N	C	N
Mikawa Bay	315	42.5	275	22.8	590	65.3
Ise Bay	7	198	183	18.6	381	49.7
	8	217	158	19.0	375	44.4
	10	238	200	18.6	438	50.5
	11	298	375	32.1	673	78.4
	13	403	404	38.1	807	80.0
	18	316	321	32.5	637	75.8
	21	173	163	14.0	336	36.6
Hiuchi Nada	E-11	125	181	19.7	306	31.1
	H-12	116	176	18.7	292	28.3
	T-2	112	138	13.7	250	26.7

に限られ、今回解析した堆積物柱状試料の深さに比べて浅すぎるように思われる。このために、供給量増大の影響が解析の手續きの上で隠された可能性もあるので、詳細については今後の検討を待たねばならない。

堆積物中の有機物の分解速度：堆積物中の有機物の鉛直分布は定常的であり、分布の解析によって得られた k' 値は $k' \approx k$ として扱えることが明らかになったので、有機物の分解速度 (*Rd*) と分解されずに埋没する速度 (*Rb*) を次式により求め、その結果を Table 2 に示す。

$$Rd = \int_0^{\infty} k C_l dz = P_{l,0} \quad (13)$$

$$Rb = \omega C_r = P_{r,0} \quad (14)$$

伊勢湾、三河湾および燧灘における TOC の単位面積当りの分解速度 (*Rd*) および埋没速度 (*Rb*) はそれぞれ 173~403 (平均 315), 315 および 112~125 (平均 118) $\mu\text{g at./cm}^2/\text{年}$, および 158~404 (平均 258), 275 および 138~181 (平均 164) $\mu\text{g at./cm}^2/\text{年}$ の範囲であった。同一水域内の複数の観測点において得られた値は相互により一致を示している。同様のことは TON についても認められている。有機物の生産量と密接な関係にある透明度について、伊勢湾における1952年以後の測定値には海域による顕著な差が認められている (宇野木ら, 1974)。表層における有機物の生産量が直下の海底に供給される有機物に影響を与えているとすれば、透明度の測定結果から、海底に供給される有機物量にも海域によって差が生じることになり、堆積物中の有機物の分解速度や埋没速度にも反映されることになる。しかし、上述の如く有機物の分解速度や埋没速度には、同一水域内では海域に

よる差が認められなかった。このことは、上層水中で生産された有機物が堆積物表面に到達するまでに水平的に均一化されることを示唆している。

分解速度と埋没速度の算定値はいずれの内湾においてもほぼ等しい値であった。すなわち、堆積した有機物の約半分は栄養塩となって再び上層水へ帰帰していくが、残りの半分は堆積物中に埋没し、内湾の物質循環系から離脱していくことを示している。各内湾におけるこれらの算定値を相互に比較すると、伊勢湾と三河湾の値はきわめて近い値であるのに対して、燧灘の値は両湾の値に比べて 1/2~1/3 の値であることを認めた。西条ら (1978) は伊勢湾および三河湾全域における 1972~1973 年の間のクロロフィル *a* の観測値から基礎生産量を算定したところ、湾全体の平均値はそれぞれ 1.36 および 1.45 $\text{gC}/\text{m}^2/\text{日}$ となり、両湾において差がないと報告している。半田ら (1974a) は 1972 年 3 月~7 月の間に三河湾全域において ^{14}C 法による基礎生産量の測定を実施し、この値が水域や季節によって大きく変動することを認めた。この結果をもとに三河湾の基礎生産量として、西条ら (1978) の値より大きい 2~3 $\text{gC}/\text{m}^2/\text{日}$ を提唱している (半田ら, 1974b)。燧灘における基礎生産量は 1982 年 6 月~9 月にかけて ^{14}C 法によって測定され、平均値として 1.1 $\text{gC}/\text{m}^2/\text{日}$ と報告されている (半田ら, 1984)。本研究で得られた分解速度や埋没速度は数 10 年にわたる平均値であり、これらの基礎生産量は単年度の測定値であるが、あえて比較すると、各内湾とも基礎生産量の約 10% が堆積物表面に到達し、残り 90% 近くは上層水中を沈降する間に分解されてしまうことになる。

堆積物有機物の鉛直分布の解析に定常モデルを適用

し、ベルジャー法やセジメントトラップ実験の結果と合わせた内湾における有機物の循環に関する報告が三河湾 (MATSUNAGA & HANDA, 1983; 松永, 1984) や燧灘 (半田ら, 1984) についてなされている。本研究において、定常モデルの適用が支持されたので、内湾における有機物の循環についての詳細は上記報告を参照されたい。

文 献

- ALLER, R.C. and L.K. BENNINGER (1981): Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese, and silica fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, U.S.A. *J. Mar. Res.*, **39**, 295-314.
- BERNER, R.A. (1964): An idealized model of dissolved sulfate distribution in recent sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **28**, 1497-1503.
- BERNER, R.A. (1974): Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulfur, phosphorus, and silicon in anoxic marine sediments. *In* "The Sea, Vol. 5" (GOLDBERG, E.D. ed.). John Wiley & Sons, New York. p. 427-450.
- BILLEN, G. (1982): An idealized model of nitrogen recycling in marine sediments. *Am. J. Sci.*, **282**, 512-541.
- DAVIES, J.M. (1975): Energy flow through the benthos in a Scottish sea loch. *Mar. Biol.*, **31**, 353-362.
- ELDERFIELD, H., R.J. McCAFFREY, N. LUEDTKE, M. BENDER and V.W. TRUESDALE (1981): Chemical diagenesis in Narragansett Bay sediments. *Am. J. Sci.*, **281**, 1021-1055.
- 半田 暢彦, 松永 捷司, 柳 勝美, 佐藤 修 (1974a): 三河湾における光合成量の季節変動。文部省特定研究, 人間生存と自然環境, 水域の富栄養化における有機物の役割に関する基礎的研究, 研究業績報告. p. 45-48.
- 半田 暢彦, 柳 勝美, 松永 捷司 (1974b): 三河湾における懸濁態有機物および栄養塩の日変化。同上, 49-58.
- 半田 暢彦, 松枝秀和, 松永 捷司, 真鍋武彦 (1984): 燧灘における有機物の鉛直輸送機構とその分解。文部省特別研究, 燧灘の海洋構造と貧酸素水塊の生成機構, 研究報告. p. 63-75.
- HARTWIG, E.O. (1976): The impact of nitrogen and phosphorus release from a siliceous sediment on the overlying water. *In* "Estuarine Processes, Vol. 1" Academic Press, New York, p. 103-117.
- LERMAN, A. (1979): Migration, reactions, and diagenesis in sediments. *In* "Geochemical Processes", Wiley-Interscience. p. 369-408.
- MARTENS, C.S. and J.V. KLUMP (1980): Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin-1. Methane sediment-water exchange-processes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **44**, 471-490.
- MATISOFF, G., O.P. BRICKER, III, G.R. HOLDREN, Jr. and P. KAERK (1975): Spatial and temporal variations in the interstitial water chemistry of Chesapeake Bay sediments. *In* "Marine Chemistry in the Coastal Environment" (CHURCH, T. M. ed.). p. 343-363.
- MATSUMOTO, E. and C.S. WONG (1977): Heavy metal sedimentation in Saanich Inlet measured with Pb-210 technique. *J. Geophys. Res.*, **82**, 5477-5482.
- 松本英二, 横田節哉 (1980): 瀬戸内海における堆積と底質汚染。海と空, **56**, 135-143.
- 松本英二, 富樫茂子 (1980): 噴火湾における堆積速度。日本海洋学会誌, **35**, 261-267.
- MATSUNAGA, K. (1981): Studies on the decompositional processes of phytoplanktonic organic matter. *Japan. J. Limnol.*, **42**, 220-229.
- MATSUNAGA, K. and N. HANDA (1983): Degradation rates of organic matter in the sediment of Mikawa Bay. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **39**, 101-109.
- 松永捷司 (1984): 内湾表層堆積物における有機物分解。Res. Org. Geochem., **4**, 9-15.
- NIXON, S.W., C.A. OVIATT and S.S. HALE (1976): Nitrogen regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. *In* "The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes" (ANDERSON, J.M. and A. MACFADYEN, eds.). Blackwell Scientific Publications. p. 269-283.
- ROBBINS, J.A., D.N. EDGINGTON and A.L.W. KEMP (1978): Comparative Pb-210, Cs-137, and pollen-geochronologies of sediments from Lakes Ontario and Erie. *Quat. Res.*, **10**, 256-278.
- ROWE, G.T., C.H. CLIFFORD, K.L. SMITH, Jr. and P.L. HAMILTON (1975): Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature, Lond.*, **255**, 215-217.
- 西条八東, 宇野木早苗 (1977): 伊勢湾, 三河湾の海況特徴と生産力。沿岸海洋研究ノート, **14**, 10-18.
- 西条八東, 八木明彦, 三田村緒佐武 (1978): 伊勢湾, 三河湾の水質と基礎生産。沿岸海洋研究ノート, **16**, 57-64.
- 越智 正 (1984): 問題の歴史的背景。文部省特別研究, 燧灘の海洋構造と貧酸素水塊の生成機構, 研究報告. p. 5-8.
- THORSTENSON, D.C. and F.T. MACKENZIE (1974): Time variability of pore water chemistry in recent carbonate sediments, Devil's Hole, Harrington Sound, Bermuda. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **38**, 1-19.
- TOTH, D.J. and A. LERMAN (1977): Organic matter reactivity and sedimentation rates in the ocean. *Am. J. Sci.*, **277**, 465-485.
- 宇野木早苗, 岸野元彰, 岡見 登 (1974): 伊勢湾の平均的海況と交流要因。海域汚濁の時間的空間的連続機構に関する研究報告書 (1), 産業公害防止協会. p. 31-130.