

駿河湾における海水中の有機物の分解特性

日野 守¹・岩田樹哉²・篠村理子²・宗林留美³・鈴木 款³

Degradation of marine organic matter in seawater of the Suruga Bay

Mamoru HINO¹, Tatsuya IWATA², Yoshiko SHINOMURA², Rumi SOHRIN³
and Yoshimi SUZUKI³

Abstract Dissolved organic matter (DOM) plays an important role in biogeochemical cycling within marine environments. Recent studies have shown that DOM consists of three fractions with different turnover rates: Labile-DOM and semi-labile DOM is degraded by bacteria within several hours and days, respectively, while refractory DOM is not degraded over thousands of years. The purpose of this study is to estimate the amount of semi-labile DOM and to detect a seasonal variability of that through degradation experiments of organic matter. The experiments were conducted using filtered and raw seawater samples collected from the depths of 20 m and 800 m of the Suruga Bay in April, July and October. After 21 days-long-degradation, decrease of organic carbon in the 20 m raw seawater reached to 26.2% as for the July sample, whereas it was 16.8% and 13.6% as for the April and the October samples, respectively. On the other hand, the corresponding value of filtered 20 m seawater was accounted for 24.7% as for the July sample, whereas it was 9.4% as for the October sample. Primary production was highest in July and the surface water was well stratified in this period. These results suggest that semi-labile DOM was accumulated in the surface water in July rather than in April and October. No significant changes were found in filtered or raw seawater collected at 800 m, suggesting the low contribution of semi-labile DOM in the mesopelagic zone of the Suruga Bay.

Key Words: semi-labile DOM, microbial degradation, organic carbon, primary production.

緒言

地球表層上の炭素の最大のリザーバーは海洋である。その炭素の存在量は約39000GtCであると報告されている(気象庁編, 1995)。また, その中でも非生物態の有機物で孔径約0.2 - 1 μ mのフィルターを通過するものが約700 GtC存在している(Headges, 1992)。そのほとんどは海洋表層の生物生産に起因するものであり, 溶存態有機物(DOM)と定義されている(Meyers-Schulte

et al., 1986)。DOMは主に従属栄養の細菌群集により利用されるが, この過程を出発点とする生物による有機物利用の流れを微生物ループと呼ぶ(Azam *et al.*, 1983)。細菌が捕食されることにより, 微生物ループは高次の食物連鎖につながることから, 海洋における食物網において重要な役割を担っている。

海洋の溶存態有機炭素(DOC)の鉛直分布は, 季節による変動はあるが, 表層で60 - 90 μ molC/lと濃度が高く, 深層に行くに従い約40 μ molC/lまで減少し,

¹ 静岡大学理学部生物地球環境科学科, 〒422-8529 静岡市大谷836

¹ Department of Biology and Geosciences, Shizuoka University, 836 Oya, Shizuoka, 422-8529 Japan
E-mail:r235019@ipc.shizuoka.ac.jp(M.H.)

² 静岡大学大学院理工学研究科, 〒422-8529 静岡市大谷836

² Graduate School of Science and Technology, Shizuoka University, 836 Oya, Shizuoka, 422-8529 Japan

³ 静岡大学理学部地球科学教室 〒422-8529 静岡市大谷836

³ Institute of Geosciences, Shizuoka University, 836 Oya, Shizuoka, 422-8529 Japan

その値は全海洋規模で極めて変動が小さい(小川, 2001). 一方、北太平洋深層におけるDOCの年代測定では平均として約4000-6000年という値が報告されている(Bauer *et al.*, 1992). 海水の平均回転時間が約1500年(小川, 2001)であることを考えれば, その有機炭素は海洋の深層から表層を有機物のまま何度も循環していると考えられる. つまり, この結果は, DOMの中に何千年もの時間スケールで分解されない画分が存在することを意味している. 一般に, 植物プランクトンによって表層で生産された有機物は捕食者や微生物群集により速やかに分解されることが知られている. しかし, これらと何千年もの間分解されずに海水中に残存する有機物の分解速度の違いを引き起こす要因については現在まで明らかにされていない. その答えを導くためには, どのような過程を経て細菌により有機物が分解されるかを知ることが必要である.

近年, 細菌による分解の受け易さにより海水中の有機物を区分することが提唱され, 分解を受けやすい順に易分解性(Labile), 準易分解性(Semi-labile), 難分解性(Refractory)有機物と命名された(Ogura, 1972). 各々の有機物の回転時間は易分解性画分が数分-数時間, 準易分解性画分が数日-数年, 難分解性が数千年と定義されている(小川, 2001). 易分解性画分はアミノ酸や単糖などであると報告されている(Amon *et al.*, 2001)が, 生産後に迅速な微生物代謝を受けるため, 現在の測定技術ではDOMのプール内のその現存量を見積もることは不可能とされている(Kirchman *et al.*, 1993, Carlson *et al.*, 1995). 一方, 準易分解性有機物はその回転時間の長さから海水中に蓄積・輸送されることが可能なため, 易分解性有機物に比べてより広範囲で海洋の炭素循環に大きな影響を与えていると考えられる.

そこで, 本研究は沿岸域での準易分解性有機物の動態を時空間的に明らかにすることを目的として, 駿河湾の表層および中層水に含まれる準易分解性有機物の量と割合を求め, それらの季節変動を解析した.

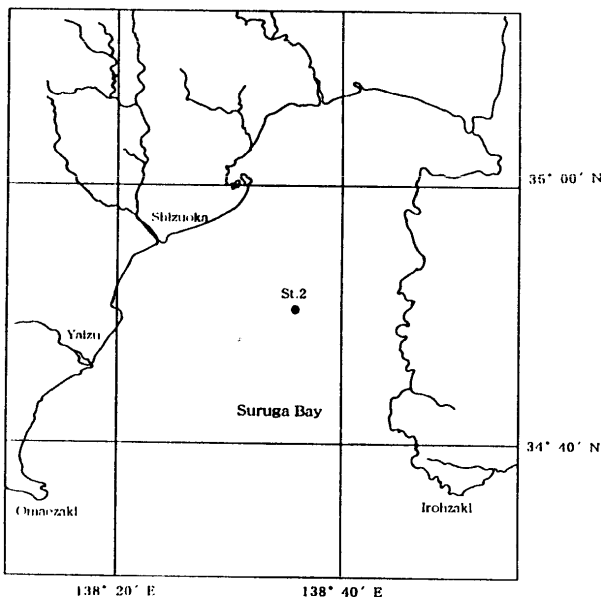


図1 駿河湾における採水地点(St. 2).

Fig. 1 Sampling point of the Suruga Bay (St. 2).

方法

採水地点

採水は駿河湾において2001年の4月26日, 7月12日, 10月16日の3回, 静岡県水産試験場の駿河丸に乗船して行った. 図1に採水地点であるSt. 2 (34° 51' N, 138° 38' E, 水深約1500 m)の位置を示した.

駿河湾は開放性の湾で, 水深が他の海湾に比べて非常に深くその最深部は2245 mに達し, 1000 m以深の海底峡谷が湾口から湾奥部まで南北に連なり駿河トラフを形成している. 水塊は沿岸に近い海域の表層では沿岸河川水系, 湾の中央部から湾口にかけては外洋系と沿岸系の混合水と外洋系表層水に分けられ, そして水深100-200 mでは外洋系水主流部, 200-1200 mでは亜寒帯系中層水, 1200 m以深では大平洋深層水が流入していると報告されている(日本海洋学会編, 1985). また, 表層水は黒潮系水の影響を強く受けているという特徴がある(日本海洋学会編, 1985).

採水にはCTDキャセロールマルチサンプラー(Sea-Bird Electronics, INC.)に12 ℓのニスキン採水器を取り付けたものを使用した. 試水はニスキンボトルからポリカーボネート容器に分取した. なおポリカーボネート容器はエキストラMA-02(Merck Japan, LTD.)に8時間以上つけた後よく水洗いをし, 4N塩酸と純水で洗浄したものを使用した.

海水中の有機物の分解実験

20 m, 800 mの海水を予め540 °C, 4時間で燃焼処理をしたガラス繊維フィルターGF-75(Advantec MFS, INC.)でろ過したものとろ過しないものとに各々2 ℓずつに分け, ポリカーボネート容器に分注した. ろ過海水と未ろ過海水とでは動物, 植物プランクトン, 細菌数の存在量がろ過海水の方が少ないので, その分解過程にも違いがあることが予想される. また採水した深度の水温に近くなるようインキュベーターを20 mの海水については20 °C, 800 mの海水については4 °Cに設定し, ボトルを静置して暗条件下で現場微生物群集により海水中の有機物分解実験を15日間(4月の20 m試料)または21日間(それ以外の試料)行った. 実験期間中, ボトルから定期的に有機態炭素(5 ml)と全菌数用(50 ml)のサブサンプルを各々2本づつ採取した. 採取は実験開始から一週間は毎日, その後は一週間おきに行った. ただし, 全菌数用のサブサンプルの採取は7月と10月の試水においてのみ行った.

分析

有機炭素全有機炭素(TOC)濃度の測定は高温触媒酸化法(Suzuki *et al.*, 1992)によりTOC-5000(Shimadzu Co.)を使用して行った. 凍結保存していた試料5 mlを室温により溶解した後, 2N塩酸を0.5 ml加えて酸性にし, 海水中に含まれる無機炭素を超高純度空気中で10分間通気することにより除去した後, 測定した. 検量線はフタル酸水素カリウム標準溶液を用いて作成し, その傾きとブランクから有機炭素濃度を算出した. ブランクの値は純水を同様に処理して得たものを使用し, ブランクの測定は分析中に繰り返し行った. 試料の分析の繰り返し精度は3回から5回の測定で2%以内であった.

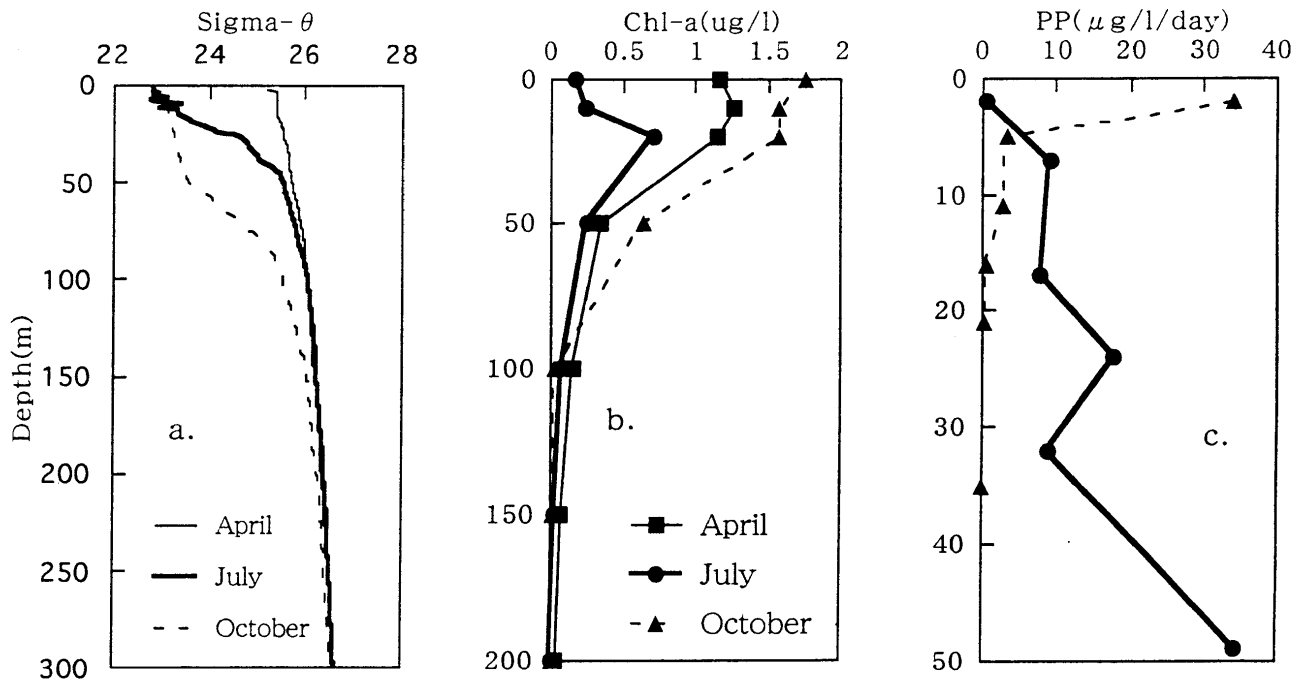


図2 駿河湾St. 2におけるSigma- θ (a), クロロフィルa (Chl. a) (b), 基礎生産速度(PP) (c)の鉛直分布の季節による比較.
Fig. 2 Seasonal variation of distribution of sigma- θ (Fig. 1a), concentration of chlorophyll-a (Fig. 1b) and primary production (PP) (Fig. 1c) in Suruga Bay (St.2).

全菌数

全菌数のサンプルは25% glutaraldehyde solutionで固定し、1 $\mu\text{g/ml}$ の4', 6-diamidino-2-phenylindole (DAPL)水溶液で染色を行った後、ろ過により孔径0.2 μm のメンブレンフィルター上に細菌を捕集して蛍光顕微鏡で計数を行った(Hobbie *et al.*, 1977).

クロロフィルa (Chl. a)および基礎生産速度(PP)

Chl. aとPPの測定は海水試料を採取した際に行った。Chl. a用の試水は表層0 mから水深200 mまでの7層から採取し、船上で直ちに試水300 mlを予め540 $^{\circ}\text{C}$, 4時間で燃焼処理をした直径25 mmのGF-75フィルターにろ過して捕集された粒子をN,N-ジメチルホルムアミドで抽出した後、蛍光光度計RF-5300PC(Shimadzu Co.)を使用して測定した。

PP測定用の試水は光量が表層に対し100%, 50%, 20%, 10%, 5%, 1%の深度の全6層から採取した。試水は遮光した状態で実験室に持ち帰り、ポリカーボネート容器に500 ml分注し、トレーサーとして99.9%¹³CのNaHCO₃ 100 mg(昭光通商社)を純水10 mlで溶解した溶液を1 ml添加した。0時間のサンプルはトレーサー添加後すぐにGF-75フィルターでろ過し、測定まで冷凍保存した。残りの試料は容器を採水した深度の光量に調節した遮光材で包み、表層水を常に流した水槽に入れて太陽光下で24時間培養した。培養後、試料をGF-75フィルターでろ過した。ろ過したフィルターは錫カプセルに入れて圧縮機で圧縮し、液体窒素で凍結した後凍結乾燥機で一晩乾燥させた後に安定同位体比を測定した。安定同位体比の測定は昭光通商社に依頼した。

結果

現場環境パラメーターの季節変動

図2に4月、7月、10月における海水密度(Sigma- θ)とChl. a、および7月と10月におけるPPの鉛直分布を示した。Sigma- θ の分布(図2a)から4月は7月と10月に比べて混合層が約50 mと厚く、水の鉛直混合による下からの栄養塩の供給が活発であったと考えられる。一方、7月と10月はそれぞれ水深約50 mと100 mに密度躍層が存在し、発達した成層構造により4月に比べて深層からの栄養塩の供給量が少ないことが示唆された。Chl. aの最大濃度は4月で1.26 $\mu\text{g/l}$ 、7月で0.70 $\mu\text{g/l}$ 、10月で1.75 $\mu\text{g/l}$ であり(図2b)、10月が最も高くなった。この結果はPPの季節変化とも一致し、表層のPPは10月で34.0 $\mu\text{g/l/day}$ を示し、7月の0.53 $\mu\text{g/l/day}$ に比べて約60倍高かった(図2c)。この原因として、日射の強い夏季には強光阻害により表層の植物プランクトンの存在量が少なくなること、また、7月には混合層が特に浅く(図2a)表層で栄養塩の枯渇が生じていたことが考えられる。この考えは、7月にPPの値が下に行くほど高くなる傾向を示し(図2c)、49mで最大の34.4 $\mu\text{g/l/day}$ を示したことから支持される。一方、10月のPPは16 m以深で0.44-0.09 $\mu\text{g/l/day}$ と低い値(図2c)だったことから、10月は表層でのみ活発な一次生産が行われていたことが明らかになった。10月のChl. a濃度は4月と7月に比べ100 m以浅で高い傾向を示したが(図2b)、PPの鉛直分布から10月の16 m以深のChl. aは活動していない植物プランクトンまたは植物プランクトンの死骸に主に起因していることが示唆された。

海水中有機物の分解過程

海水中有機物を現場微生物群集に分解させた実験

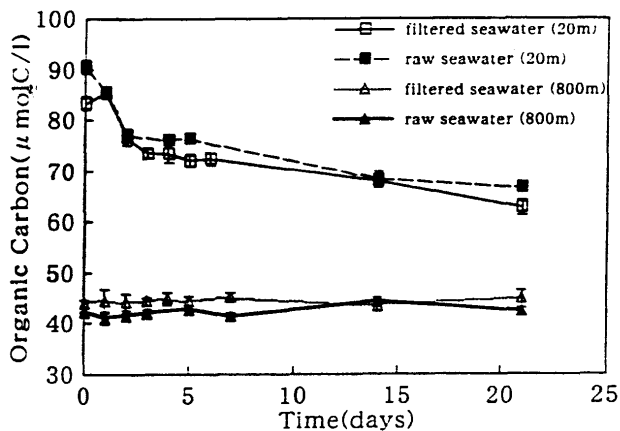


図3 7月の海水中有機物分解実験における有機炭素濃度の経時変化。

Fig. 3 Time-dependant response of organic carbon in seawater from decomposition experiment for July.

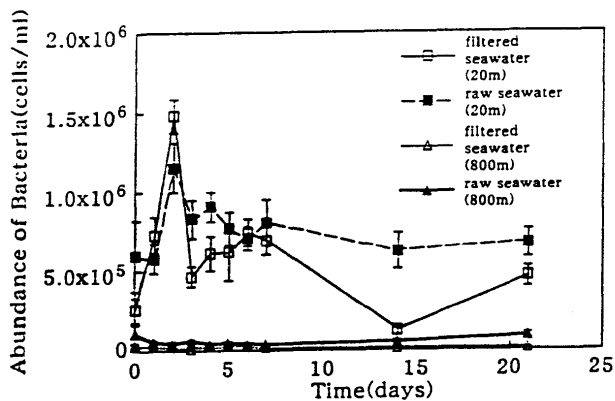


図4 7月の海水中有機物分解実験における全菌数の経時変化。

Fig. 4 Time-dependant response of abundance of bacteria in seawater from decomposition experiment for July.

の結果の代表として、7月に採取した試水を用いた実験中の有機炭素濃度と細菌数の経時変化を図3と図4にそれぞれ示した。また、表1に20 mの試水を用いた各実験における有機炭素の初期濃度と、実験初期(0日目から3日目または4日目まで)と全期間(0日目から15日目または21日目まで)における有機炭素の減少量および両者の比と全期間における減少分が初期濃度に占める割合をまとめて示した。20 mの試水中の有機炭素濃度は分解開始直後の2日目以内に大きく減少し、その後は緩やかに減少した(図3)。未ろ過海水の場合、最初の4日間における有機炭素濃度の減少量は $14.3 \pm 1.5 \mu\text{molC/l}$ であり、これは21日間における減少量 $23.7 \pm 2.3 \mu\text{molC/l}$ に対して60%を占めた(表1)。一方、実験前にGF-75フィルターでろ過をして有機物をDOMのみにした海水中では最初の4日間に $9.9 \pm 3.0 \mu\text{molC/l}$ が、21日間では $20.6 \pm 2.7 \mu\text{molC/l}$ が減少し、最初の4日間の減少量は21日間の減少量の48%を占め、未ろ過海水の場合に比べてその減少量は小さかった(表1)。この傾向は10月の試水についても見られ、最初の3日間における有機炭素の減少量が21日間の減少量に占める割合は未ろ過試料で83%、ろ過試料の72%に比べて高くなった(表1)。4月の試水では未ろ過試料のみ実

験を行ったが、最初の4日目までで $9.3 \pm 2.7 \mu\text{mol/l}$ が減少し、これは15日間における減少量の $10.6 \pm 2.7 \mu\text{mol/l}$ に対して82%を占めた(表1)。分解初期における有機炭素の減少量が全期間の減少量に対する割合を20 mの未ろ過海水の場合に季節で比較すると、7月が60%と最も低く、次いで4月の82%、10月の83%となった(表1)。一方、全期間で減少した有機炭素が初期濃度に占める割合は未ろ過海水の場合に7月で最も高く26%に相当し、4月と7月はそれぞれ17%、14%と低くなった(表1)。この傾向はろ過海水でも見られ、7月の25%に対して10月は9%と低くなった(表1)。また、この割合は分解初期の減少量が全期間を通じての減少量に占める割合と同様、未ろ過試料の方がろ過試料より高くなる傾向が認められた。

全菌数は7月の20 mの試水の場合(図4)、未ろ過海水の系で実験開始時に $6.0 \times 10^5 \text{ cells/ml}$ であり、有機炭素濃度の減少につれて2日目に $1.2 \times 10^6 \text{ cells/ml}$ まで増加したものの3日目には $8.3 \times 10^5 \text{ cells/ml}$ まで急激に減少し、それ以降の変動は比較的小さかった。この傾向はろ過試料についても見られ、実験開始時に $2.5 \times 10^5 \text{ cells/ml}$ であったのが2日目に $1.5 \times 10^6 \text{ cells/ml}$ まで増加し、3日目には $4.7 \times 10^5 \text{ cells/ml}$ まで減少した(図4)。実験開始時の全菌数がろ過試料に比べて未ろ過の試料の方で約2倍多かったのに対して、最大時の値はその逆の値をとり、ろ過海水の方が高い値を示した(図4)。その要因として、ろ過試料では実験前にGF-75フィルターでろ過したことにより細菌群集の一部が捕集され実験開始時の全菌数が抑えられたが、同時に従属栄養性微小鞭毛虫(HNF)も捕集されたため、未ろ過の試料に比べて細菌に対する捕食圧が低かった可能性が考えられた。それに対して、10月の20 mの試水を用いた実験では、ろ過海水の系で全菌数が5日目に最大となりその後7月と同じように減少する傾向を示したのに対し、未ろ過の海水の系では実験開始時の全菌数が4日目まで減少していき、7月よりも捕食圧が高かったことを示唆した。

800 mの試水を用いた実験では全3回の実験で有機炭素の初期濃度は $40 \mu\text{mol/l} - 46 \mu\text{mol/l}$ の範囲であり、何れの実験でも有機炭素濃度の顕著な変化は確認できなかった(図3)。7月の800 mの試水を用いた実験における全菌数の値はろ過海水を用いた場合で $1.5 - 3.4 \times 10^4 \text{ cells/ml}$ 、未ろ過海水を用いた場合で $3.8 - 10 \times 10^4 \text{ cells/ml}$ を示し、20 mの海水と比べると1/10 - 1/100程度の値であり、顕著な時間変化は見られなかった。10月の800 mの試料においても全菌数には顕著な経時変化が見られなかった。

考察

駿河湾の800 mの海水を用いた分解実験では有機炭素濃度、全菌数共に21日間の分解期間中に顕著な変化が見られなかった(図3, 図4)。この結果は、駿河湾の800 mの海水中に存在する有機物群において細菌が利用できる画分が年間を通して極めて低いことを示唆している。また駿河湾・St. 2の水深800 mにおける海水中の無機炭素の年代を ^{14}C の量から測定した結果、平均値として1300 - 1500年という値が報告されている(土屋, 2002MS)。この報告値と本研究の結果から、駿河湾の800 mの海水中には準易分解性有機物がほとんど存在せず、難分解性の有機物が大部分を占めていることが考えられる。

表1 分解実験における有機炭素濃度の初期値と減少量の季節による比較(20m).

Table 1 Seasonal variation of initial concentration of organic carbon and decreased organic carbon during 21 days decomposition experiment (20m).

Sample	Apr. 26, '01		Jul. 12, '01		Oct. 16, '01	
	filtered	non filtered	filtered	non filtered	filtered	non filtered
Initial concentration of organic carbon	67.5	90.5	83.4	76.7	73.2	
①Decrease of organic carbon (0~4 days)	9.3	14.3	9.9	6.0	4.1 ¹⁾	
②Decrease of organic carbon (0~21 days)	11.4 ²⁾	23.7	20.6	7.2	5.7	
Avg. SD ³⁾	±0.9	±1.2	±1.2	±1.1	±0.9	
①/②×100(%)	82	60	48	83	72	
②/Initial conc×100(%)	17	26	25	14	9	
①/Initial conc×100(%)	14	16	12	8	6	

1) 0~3days decrease ($\mu\text{molC/l}$)2) 0~15days decrease ($\mu\text{molC/l}$)3) Average standard deviation for organic carbon ($\mu\text{molC/l}$)

表2 駿河湾における現場データ(クロロフィルa, 基礎生産速度, 全菌数, 全有機炭素の初期濃度)と21日間の分解実験で減少した有機炭素濃度の季節による比較(20m).

Table 2 Comparison of in situ data (Chl. a, PP, Bacteria and initial concentration of TOC) and decrease of organic carbon from decomposition experiment (20m).

Date	seawater			experiment		
	Phytoplankton		Bacteria	TOC	Decrease of organic carbon(%C)	
	Chl. a ($\mu\text{g/l}$)	PP ($\mu\text{g/l/day}$)	(10^5cells/ml)	($\mu\text{molC/l}$)	non filtered	filtered
Apr. 26, '01	1.15	-	-	67.5±1.8(SD)	16.8	-
Jul. 12, '01	0.70	13.2	6.0±2.6(SD)	90.5±1.3(SD)	26.2	24.7
Oct. 16, '01	1.57	0.35	9.4±1.5(SD)	76.7±2.8(SD)	13.6	9.4

一方、駿河湾の20 mの海水を用いた分解実験では、分解開始から2-4日目において有機炭素濃度の著しい減少が見られ、全菌数を計数した4つの実験系の内3回で同時期における全菌数の増加が確認された(図3, 4)。この結果は、分解期間中の有機炭素濃度の減少が容器内壁への吸着などの非生物学的な過程によるものではなく、細菌群集による無機化の結果生じたことを強く示唆している。

表2に観測時の20 mにおけるChl. a濃度, PP, 全菌数およびTOC濃度の値と、20 mの海水を21日間インキュベートしてその間に減少した有機炭素の濃度(表1)が分解開始時の有機炭素濃度(表1, 2)に占める割合を季節毎にまとめて示した。準易分解性有機物の回転時間が数十日と定義される(Kirchman *et al.*, 1993)ことから、表2に示した割合は準易分解性有機物の割合を示す。準易分解性有機物の割合は未ろ過の海水の場合7月が26.2%と最も高く、次いで4月の16.8%、10月の13.6%となった(表2)。また、ろ過した海水についても7月の24.7%という値は10月の9.4%に比べて高かった。Chl. a濃度は7月は0.7 $\mu\text{g/l}$ で、4月(1.15 $\mu\text{g/l}$)と10月(1.57 $\mu\text{g/l}$)に比べて低かったが、PPの値は7月が13.2 $\mu\text{g/l/day}$ で10月(0.35 $\mu\text{g/l/day}$)に比べて約40倍高かった。また、TOC濃度は7月が90.5±1.3 $\mu\text{mol C/l}$ で4月(67.5±1.8 $\mu\text{mol C/l}$)と10月(76.7±2.8 $\mu\text{mol C/l}$)に比べて高かった。Chl. aとPPおよびTOCの結果は、7月には植物プランクトンの現存量が少ないものの活発な一次生産に伴い溶存有機物が多く生

産されてTOCが表層に蓄積したことを意味している。それに加えて、分解実験の結果から7月に4月と10月に比べて準易分解性有機物がより多く蓄積したことが明らかになった。Carlson *et al.*, (1994)はDOCの鉛直分布の季節変化から春から夏にかけて生じる植物プランクトンのブルームにより、表層に準易分解性有機物が蓄積されることを示唆したが、本研究では分解実験を季節毎に行うことで初めて準易分解性有機物の割合が夏に高くなることを証明した。Carlson *et al.*, (1994)は同様にDOCの鉛直分布から夏季の表層に蓄積した溶存有機物が細菌にゆっくりと分解され、残りが冬季の海水の鉛直混合により深層に輸送される可能性を示した。10月の準易分解性有機物の割合が7月の約50%に相当する(表2)という本研究の結果は、7月に蓄積した準易分解性有機物のかなりの量が10月までに細菌により分解されたことを示唆している。この考えは10月の全菌数が7月に比べて高いことから支持される。また、7月と10月の実験でろ過試料(48%および72%)に比べて未ろ過試料(60%および83%)で準易分解性有機物の割合が高くなった(表1, 2)ことは、未ろ過の試料に含まれる懸濁態有機物が溶存有機物より分解され易いことを示している。一方、準易分解性有機物の内、分解実験開始後3, 4日の内に分解されるものが15日間または21日間の内に分解されるものに対する割合は7月で48-60%であり、4月(82%)と10月(72-83%)に比べて低くなった。この結果から、4月と10月の表層水に含まれる準易分解有機物の割合は7月

に比べて低かったものの、細菌群集の現存量および活性が7月に比べて高かった可能性が考えられる(表2)が、データの数が少ないため今後さらに実験と観測を行う必要がある。

まとめ

駿河湾の海水を用いて海水中の有機物の分解実験を行い、有機炭素濃度の減少量から準易分解性有機物の量と割合を見積もった結果、4月の未ろ過海水では15日間で $11.4 \pm 2.7 \mu\text{mol/l}$ (16.8%)、7月の未ろ過海水と10月の未ろ過海水では21日間にそれぞれ $23.7 \pm 2.3 \mu\text{mol/l}$ (26.2%)、 $7.2 \pm 3.8 \mu\text{mol/l}$ (13.6%)となり、7月が最も高い割合を示した。この傾向は未ろ過海水でも見られ、7月の海水では $20.6 \pm 2.7 \mu\text{mol/l}$ (24.7%)、10月の海水では $5.7 \pm 4.3 \mu\text{mol/l}$ (9.4%)となった。本研究のこの結果により、準易分解性有機物の量と割合が季節的に変動することが分解実験から初めて示された。7月は表層の一次生産が4月と10月に比べて高く、また、発達した成層構造が見られたことから、植物プランクトンにより生産された比較的新鮮な有機物が鉛直的に輸送されずに表層に高濃度で蓄積したと考えられる。一方で、800 mの海水中の有機炭素濃度は21日間の分解で変化しなかったことから、駿河湾の中層水中の準易分解性有機物濃度が極めて低いことがわかった。

謝辞

本研究を進めるにあたり、静岡県水産試験場の萩原快次さん、五十嵐保正さん、駿河丸の船員の皆さんに御協力していただきました。また、土屋理恵さんには年代測定のためのデータを提供していただきました。心より感謝いたします。

引用文献

- Amon R. M. W., Fitznar H. P. & Benner R. (2001), Linkage among the bioreactivity, chemical composition, and diagenetic state of marine dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, **46**, 287-297.
- Azam F., Fenchel T., Field J. G., Gray J. S., Meyer-Reil L. A. & Thingstad F. (1983), The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, **10**, 257-263.
- Bauer J. E., Williams P. M. & Druffel E. R. M. (1992), ^{14}C activity of dissolved organic carbon fractions in the north-central Pacific and Sargasso Sea. *Nature*, **357**, 667-670.
- Beers J. R. (1986), Plankton dynamics of the Southern California Bight. In: Eppley R. W. (ed.) *Lecture Note on Coastal and Estuarine Studies*, Springer-Verlag, New York.
- Carlson C. A., Ducklow H. W. & Michaels A. F. (1994), Annual flux of dissolved organic carbon from the euphotic zone in the northwestern Sargasso Sea. *Nature*, **371**, 405-408.
- Hedges J. I. (1992), Global biogeochemical cycles: Progress and problems. *Marine chemistry*, **39**, 67-93.
- Hobbie J. E., Daley R. J. & Jasper S. (1977), Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, **33**, 1225-1228.
- Kirchman D. L., Lancelot C., Fasham M., Legendre L., Radach G. & Scott M. (1993), Dissolved organic matter in biogeochemical models of the ocean. In: Ecan G. T. & Facham J. R. (eds) *Towards a model of ocean biogeochemical process*, Springer, Berlin, 209-225.
- 気象庁編 (1995), 地球温暖化の実態と見通し(IPCC第二次報告書). 大蔵省印刷局, 東京, 598p.
- Meyers-Schulte K. H. & Hedges J. I. (1986), Molecular evidence for a terrestrial component of organic matter dissolved in ocean water. *Nature*, **321**, 61-63.
- 日本海洋学会編 (1985), 駿河湾, 日本全国沿岸海洋誌, 東海大学出版会, 429-472
- 小川浩史. (2001), 難分解性有機物. 海洋号外, **25**, 204-209.
- Ogura N. (1972), Rate and extent of decomposition of dissolved organic matter in surface seawater. *Marine Biology*, **13**, 89-93.
- Suzuki Y., Sugimura Y. & Ito T. (1992), A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of dissolved organic carbon in seawater: analysis and improvement. *Deep-Sea Research*, **39**, 185-198.
- 土屋理恵 (2002MS), 駿河湾の水塊構造— ^{14}C 濃度からの検討—. 静岡大学理学部, 卒業論文, 42p.
- Williams P. M. & Druffel E. R. M. (1988), Dissolved organic matter in the ocean: Comments on a controversy. *Oceanography*, **1**, 14-17.