SURE 静岡大学学術リポジトリ
Shizuoka University REpository

油壺湾の海草藻場における有機炭素・窒素の循環

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 公開日: 2008-01-25 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 古田, 朱里, 石川, 義朗, 羽川, 貴弘, 山本, 泰弘, 鈴木, 款 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.14945/00000380

静岡大学地球科学研究報告 29 (2002年7月) 13頁～21頁
Geosci. Repts. Shizuoka Univ., 29 (July, 2002), 13-21

油壺湾の海草藻場における有機炭素・窒素の循環

古田朱理[1]・石川義朗[2]・羽川貴弘[1]・山本泰弘[2]・鈴木　款[3]

Cycling of organic carbon and nitrogen in seagrass beds at Aburatsubo Bay

Akari FURUTA[1], Yoshio ISHIKAWA[2], Takahiro HAGAWA[1], Yasuhiro YAMAMOTO[2] and Yoshimi SUZUKI[3]

Abstract Field survey, chamber experiment and decomposition experiment were carried out in the seagrass beds at Aburatsubo Bay, Misaki, Kanagawa Prefecture for understanding cycling of organic carbon and nitrogen. Organic carbon and nitrogen in dissolved and particulate forms were determined in seawater, sediments and seagrass. Concentrations of dissolved organic carbon (DOC) and nitrogen (DON) in October were lower than those in April and July. April and July are productive seasons, while October is a season when consumption of organic matters exceeds production. DOC/DON ratio in seagrass beds in October was higher than those in April and July. The high C/N ratio in October was caused by microbial decomposition, while degradation of seagrass litters and/or suspended organic matter might be done more effectively in April and July. Decomposition process raised up the C/N ratio of seagrass leaves during the degradation process. Moreover, the C/N ratio in sediments is higher in deeper subbottom. Suspended organic matters were decomposed rapidly, whereas seagrass leaves were refractory. The difference of temporal change in C/N ratio between suspended organic matters and seagrass leaves may be due to the different decomposition processes. Contribution of dissolved organic matters (DOM) were greater than that of particulate organic matters (POM) for remineralization.

Key Words: seagrass beds, dissolved organic matter, C/N ratio, decomposition process, Aburatsubo Bay

はじめに

地球温暖化防止のため，これまで様々な方面からその対策が提案されてきた．そのひとつとして近年破壊が著しい海草藻場を保護・造設することで，炭素固定を増進させようとする動きがある．Duarte & Chiscano (1999) は海草藻場は地球上で最も生産的な生態系のひとつとして挙げられると報告している．これは沿岸域全体に広がる植物プランクトンの生産に加え，被子植物である海草と，その葉を覆う付着藻類による光合成生産があるためであると考えられる．海草藻場に関する分類学，生理学的研究はこれまで多くの研究があるが，海草藻場における有機物循環に関する研究はそれほどなされていない．海草の葉は主にセルロースから成る細胞壁の構造のために，直接摂餌を受けることは稀である．そのためほとんどの海草の葉は枯死して流出し，水柱もしくは堆積物中で分解されることになる．Duarte *et al.* (1999)は地中海の海草藻場では，海草群

[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:r235021@ipc.shizuoka.ac.jp(A.F.)
[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

落上の懸濁態有機物として生物粒子とデトリタスがほぼ同等に占めていたと報告している．このリター（植物片）は微生物によって徐々に分解され，デトリタス食者によって取り込まれる（Fenchel, 1970; Harrison & Mann, 1975）．またその過程で放出される溶存態有機物は，微生物ループを通ってより高次の栄養段階へ利用されていくことが知られている．（Azam *et al.*, 1983）

有機物の分解には，溶存化と無機化のプロセスがある．前者は粒子態有機物が生物・物理的作用によって溶存態のサイズ（定義では0.45μm以下とされている）まで低分子化する過程を指している．後者は動物，植物，微生物など生物の代謝活動による無機態への転換を指し，呼吸によって海水中に放出されている．これまで分解速度はWahbeh & Mahasneh (1985)やPeduzzi & Herndl (1991)によって，海草の葉の乾重量，炭素・窒素量の減少から見積もられている．しかし，この分解速度を使って，生産された有機物がどれくらい二酸化炭素として再び放出されるかを見積もると，デトリタスとしての粒子態有機炭素や溶存態有機炭素として残っている分を考慮しないため過大評価になる．このことから海草藻場の炭素固定能を見積もるためには，正確な無機化速度を知る必要がある．本研究の目的の一つは，Brylinsky (1977) によって指摘された光合成に伴う滲出，また枯死葉からの溶出などによって海草から供給される溶存態有機物（DOM）とデトリタスおよび生物粒子を含む懸濁態有機物の分解過程を明らかにし，その分解速度を算出することである．

また，海洋中での一次生産はしばしば栄養塩の枯渇によって律速されることがあるが，流出した海草の葉が分解される過程で無機化される窒素は，それを補っている可能性がある（Hemminga & Duarte, 2000）．そこで本研究では有機窒素が栄養塩としてリサイクルされる過程を明らかにするため，粒子態および溶存態有機物の分解による供給量も求めた．これまで海草のC/N比は生産・栄養状態のよい指標であると報告されている（Atkinson & Smith, 1984）．本研究では，前述した溶存態有機物の分解速度と有機物の各プールのC/N比によって，海草藻場における炭素・窒素の動態を明らかにした．

サンプリング・実験方法

フィールド観測

神奈川県三浦市三崎，油壺湾口付近の海草藻場で観測を行なった（図1）．調査対象とした海草藻場は，単一種 *Zostera marina*で形成されている．海草 *Zostera marina* は沈水生の維管束植物の海洋種であり，密集した生産性の高い群落を形成している（Iizumi & Hattori, 1982）．観測，サンプリングは2001年4月26～27日，7月1～7日，10月24～28日の3回行なった．それぞれのサンプリング時の海草藻場の水温と干満時間を表1に示す．なお，4月の観測時は花株形成期，7月は最成長期，10月の観測時はそれ以前に枯死葉が流出したため，若葉の生育期にあたる．海草藻場の面積は約330㎡，40cm×40cmの枠を投入し，その中の株数を計数して求めた株密度は1㎡当たり約65株であった（2001年10月）．また2001年7月に測定した葉の長さは71±17 cm（n=101）だった．

海水サンプルについては，酸洗浄されたガラスシリンジに，シリコンチューブを装着したものを用いて，海草藻場内（海草のキャノピー直上）と海草藻場外（海底から約50cm上）の海水を採取した．器具は採水時に，現場海水で3回共洗いした．また，サンプリングはボート上，もしくは海草藻場内に設置した脚立上から，2～4時間ごとに行なった．ただし7月は海草藻場内のみ採水を行ない，2001年7月4日満潮となる18:00に油壺湾口でニスキン採水器を用い外洋水を採取した．

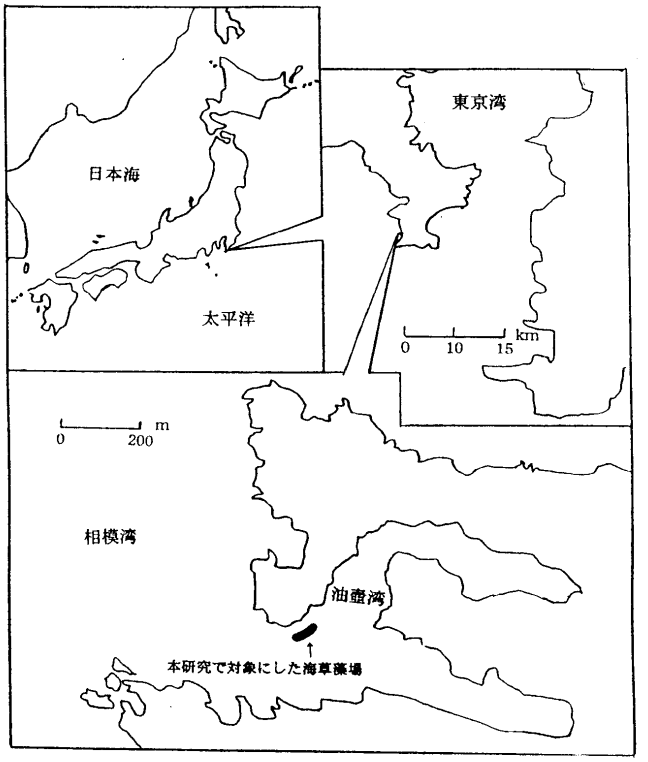

図1 調査地位置図．（Takayanagi & Yamada, 1999に加筆）

Fig. 1 Index map of the study area. (after Takayanagi & Yamada, 1999)

採取したサンプルは直ちに500℃で1時間燃焼処理をしたGF/F（Whatman 社製）でろ過し，ろ液を20mlまたは50mlの酸洗浄，燃焼済みバイアル瓶（テフロンコートされたゴム栓、アルミキャップで密封）に肩まで入れ，溶存有機炭素・窒素（DOC・DON）濃度測定用に冷凍保存した．

また上記とは別に，海草藻場内外で5カ所ずつ海水250mlを採水して，燃焼済みGF/Fでろ過した．フィルターは粒子状有機炭素・窒素（POC・PON）量の測定用に冷凍保存した．

海草の葉，地下茎のサンプルについては，海草藻場から無作為に採取後，海水で洗い，アルミホイルに包んで冷凍保存した．その後乾燥させ，総重量を計測してから，葉と地下茎に分けて各々の重量，炭素・窒素含量を測定した．また，8月に海草藻場付近に千切れて流出している葉を，分解の程度を問わず，無作為に採取し，アルミホイルに包んで冷凍保存し，上記と同様に測定を行った．

堆積物のサンプルについては，7月の干潮時に，塩化ビニルあるいはアクリルパイプ（内径約3cm）を用いて深さ約30cmまで採取した．海草藻場内では無作為に

表1 観測期間中の水温と潮汐.
Table 1 Water temperature and tide during field experiments.

サンプリング時間	水温[℃]	潮汐
4.26 13:00	17.5	干潮
4.26 16:00	16.3	
4.26 19:00	15.9	満潮
4.26 20:00	15.8	
4.27 1:00	15.5	干潮
4.27 4:00	15.3	
4.27 7:00	15.4	満潮
4.27 10:00	16.1	
4.27 13:00	17.1	干潮
4.27 14:00	17.3	
7.1 8:30	23.5	干潮
7.1 9:30	23.8	
7.1 10:30	24.5	
7.1 11:30	24.0	
7.1 12:30	24.8	
7.1 13:30	25.8	
7.1 20:00	24.2	干潮
7.1 21:00	24.2	
7.1 22:00	24.1	
7.1 23:00	24.4	
10.24 7:00	21.0	
10.24 9:00	21.2	
10.24 11:00	20.7	満潮
10.24 13:00	21.0	
10.24 16:00	21.3	干潮
10.24 19:00	20.8	
10.24 21:00	20.9	満潮
10.24 23:00	20.9	
10.25 2:00	21.2	
10.25 5:00	20.3	干潮
10.25 7:00	20.2	

3本のコアa, b, cを取り，海草藻場から岸の方へ約2mごとにコアd, e, fを取った．コアを約3cmごとに取り分けて，洗浄済みプラスチックケースに入れ，有機炭素・窒素量測定用に冷凍保存した．

チェンバー実験

Ziegler & Benner (1999) が行った明暗条件でのチェンバー実験を参考にして，三崎の油壺湾において2001年7月と10月に，午前および夜間の3〜6時間のチェンバー実験を行った．チェンバーには直径30cm、高さ45cm、容量30lのアクリル製の筒を用いた．7月の実験では海草藻場内外にそれぞれ1ケ所ずつ計2ケ所に，10月には2ケ所ずつ計4ケ所に設置した．チェンバー上部に穴をあけ，シリコンチューブを通し，フィールド観測と同様に採水，ろ過，保存をし，DOC・DON濃度を測定した．

室内分解実験

10月26日，干潮時の午前10:00に海草藻場内の海水を，酸洗浄済み20 l ポリカーボネートボトルに採取した．このうち10 l を47mmGF/Fでろ過した後，酸洗浄済み10 l ポリカーボネートボトル（これ以降DOM分解ボトルと呼ぶ)に取り分け，残りの10 l はろ過を行なわずそのまま酸洗浄された10 l ポリカーボネートボトル(POM+DOM分解ボトル)に移した．

ボトルはそれぞれ20℃暗条件で静置して実験を行った．ろ過が終わった時点を0日目として，それから1, 2, 3, 5, 11, 18, 30日後にそれぞれの分解ボトルより以下のように採水を行った．なお，採水に用いた全てのガラス器具は酸洗浄後，燃焼処理し，器具，容器は3回共洗いした後用いた．

DOM分解ボトルからDOC・DON濃度，栄養塩測定用に100mlバイアル瓶に採水し，テフロン加工されたゴム栓とアルミキャップで密封して，冷凍保存した．POM+DOM分解ボトルからのサンプルはGF/Fでろ過し，粒子態有機炭素・窒素量測定のため，そのフィルターは冷凍保存し，ろ液もDOM分解ボトルのサンプルと同様に処理し，保存した．

リターバッグ実験

Peduzzi & Herndl (1991) を参考にして，リターバッグによる現場での分解実験を行った．約5cmの長さに切った海草の葉24枚をナイロン製のリターバッグ（メッシュサイズ1mm）に，海草の葉が重ならないよう1枚ずつテグスで分画して封入した．リターバッグは土嚢に結着させて，海草藻場内に浮遊するように設置した．1ヵ月後と3ヵ月後に回収し，有機炭素・窒素量測定用にサンプルは冷凍保存した．

測定方法

栄養塩については，硝酸塩濃度をカドミウム還元法，亜硝酸塩濃度をエチレンジアミン法，アンモニウム塩濃度をインドフェノール法，リン酸塩・ケイ酸塩濃度をモリブデンブルー法で測定した．なお，測定にはBRAN+LUEBBE社製TRAACS2000を用いた．

溶存有機炭素・全溶存窒素濃度は，4N塩酸を約1%入れ，純空気でバブリングし炭酸塩を除去してから，高温接触酸化法で測定した．測定には，住化分析センター社製SUMIGRAPH TOC90を用い，スタンダードはEDTAを用いた．全溶存窒素濃度から全無機窒素濃度（硝酸塩，亜硝酸塩，アンモニウム塩濃度を足したもの）を引いて，溶存有機窒素濃度を算出した．

粒子態有機炭素・窒素量は高温燃焼法で測定した．サンプルは50度で1日乾燥させ，特に堆積物は乾燥後塩酸燻蒸してから，再び完全に乾燥させた後，住化分析センター社製SUMIGRAPH NC90-Aを用いて測定した．

表2 海草の葉・地下茎に含まれる有機炭素・窒素量.
Table 2 Concentration of organic carbon and nitrogen in leaves and rhizome of seagrasses.

	海草	n	POC [mmol/g]	PON [mmol/g]	C/N
4月	葉	5	25±2	1.6±0.2	15±2
7月	葉	5	28.8±0.8	1.56±0.06	15.8±0.7
	地下茎	5	27±1	1.1±0.2	26±6
10月	葉	10	29±1	1.9±0.3	16±2
	地下茎	10	29±2	1.2±0.5	26±8

結果

フィールド観測

生物量

まず，採取された海草の有機炭素量，窒素量，C/N比を表２に示す．海草の葉の乾重量1g当たりの有機炭素量は4月が最も低く，有機窒素量は 10月が最も高い値になった．しかし，C/N比はほとんど差がなく，油壺湾の海草の平均C/N比は約16であった．また，油壺湾の海草の地下茎の有機炭素含量は，葉とほとんど変わらないが，有機窒素含量が葉より少ないため，C/N比は地下茎の方が大きくなった．

なお8月に採取した流出していた葉（n=5）の乾重量あたりの有機炭素量は24.7±1.6mmol/g，有機窒素量は1.1±0.1mmol/gであり，生育していた葉（表２）より少ない値となった．また，C/N比は19±1となり，生えている海草の葉より高くなる結果が得られた．

表３　海草藻場内外の懸濁態有機炭素・窒素濃度．
Table 3　Average concentrations of suspended organic carbon and nitrogen inside and outside seagrass beds.

	海草藻場	POC [μmol/l]	PON [μmol/l]	POC/PON
4月	内	44±3	4.0±0.4	10.9±0.7
	外	43±3	4.5±0.4	9.5±0.5
7月	内	59±7	5.4±0.8	10.9±0.5
	外	62±8	6±1	11±1
10月	内	19±1	2.4±0.3	8.1±0.5
	外	19±2	3.1±0.3	6.2±0.5

懸濁態有機物量

次に，海草藻場内外における海水中の懸濁態有機物に関するデータを表３に示す．４月および７月は懸濁態有機物の炭素・窒素濃度は，海草藻場内外で，t検定の結果，有意差がなかった．10月，懸濁態有機炭素濃度は有意差がなかったが，懸濁態有機窒素濃度は海草藻場外でより高い傾向となり，C/N比は海草藻場内でより高い値となった．懸濁態有機炭素，窒素濃度は海草藻場内外ともに７月に最も高く，10月が最も低かった．また，C/N比は4月，7月ではほとんど差がないが，10月はそれより低くなった（表３）．

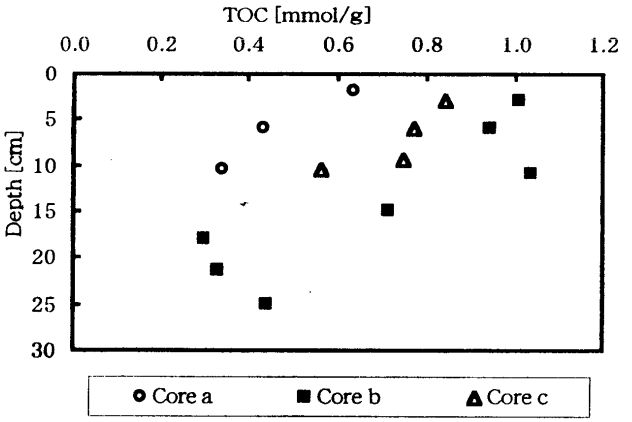

図２　海草藻場の堆積物中における有機炭素濃度の深度分布．
Fig. 2　Distribution of concentrations of organic carbon in sediments inside seagrass beds.

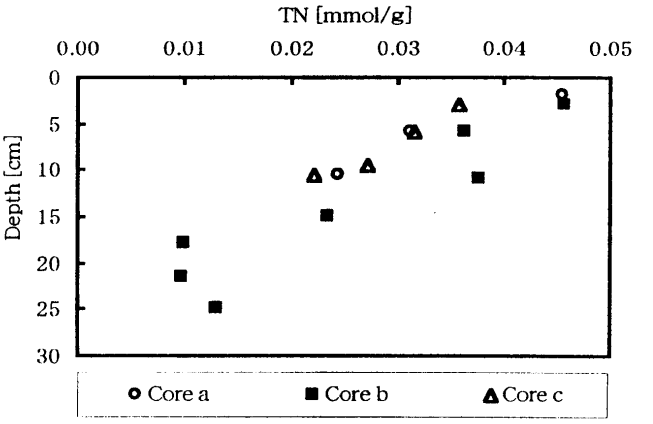

図３　海草藻場の堆積物中における窒素濃度の深度分布．
Fig. 3　Distribution of concentrations of nitrogen in sediments inside seagrass beds.

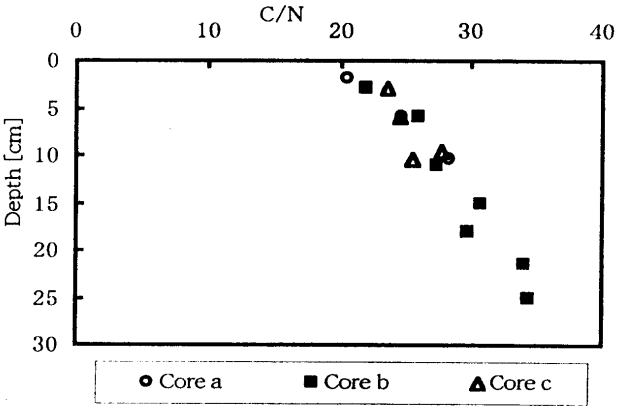

図４　海草藻場の堆積物中におけるPOC/PONの深度分布．
Fig. 4　Distribution of POC/PON in sediments inside seagrass beds.

堆積物中の有機物量

海草藻場内の堆積物中の有機炭素量・窒素量に関するデータを図２，３，４に，海草藻場外の堆積物中のそれらについては図５，６，７に示す．海草藻場内の有機炭素量・窒素量はともに全体的には深度につれて減少傾向を示すが，深さ約10cm辺りから急激な減少が見られる（図２，３）．また，海草藻場内のC/N比は深度に伴って増加する傾向を示す（図４）．一方，海草藻場外の堆積物中の有機炭素・窒素量は，最も海草藻場に近いポイントで採取したコアdでは表面から深さ約5cmのところで急激に減少し，それ以深では増加した．コアeでは，表面から約5cmのところで減少が見られたが，それ以深はあまり大きく変動しなかった．コアfでは，表面から6cmの深さまではほとんど変化がなかった．なお，堆積物表面の値は海草藻場から2m離れるごとに，有機炭素量は0.18mmol/gずつ，窒素量は0.009mmol/gずつ減少する（図５，６）．C/N比は海草藻場外においても深度に伴って増加するが，海草藻場に近いほど低いことが示された（図７）．

溶存態有機物

4月，7月，10月の海草藻場内外におけるDOC濃度，

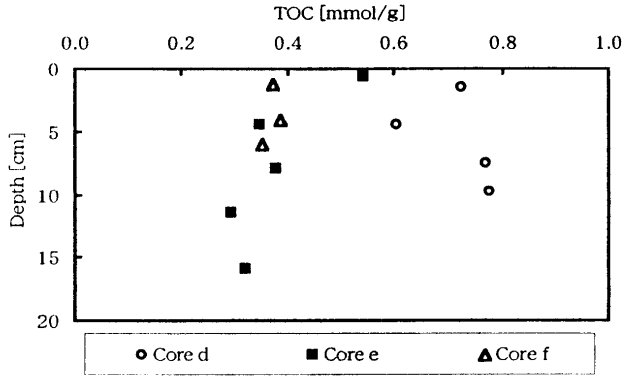

図5 海草藻場外の堆積物中における有機炭素濃度の深度分布.
Fig. 5 Distribution of concentrations of organic carbon in sediments outside seagrass beds.

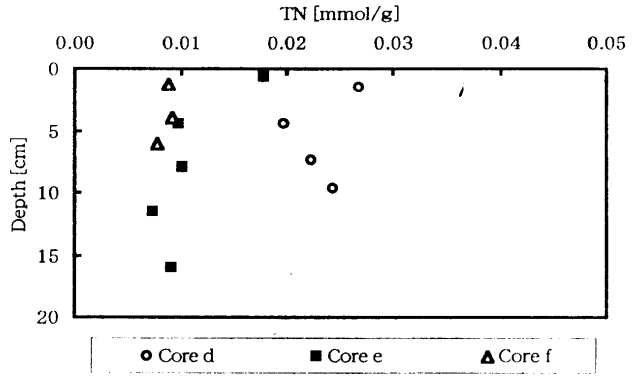

図6 海草藻場外の堆積物中における窒素濃度の深度分布.
Fig. 6 Distribution of concentrations of nitrogen in sediments outside seagrass beds.

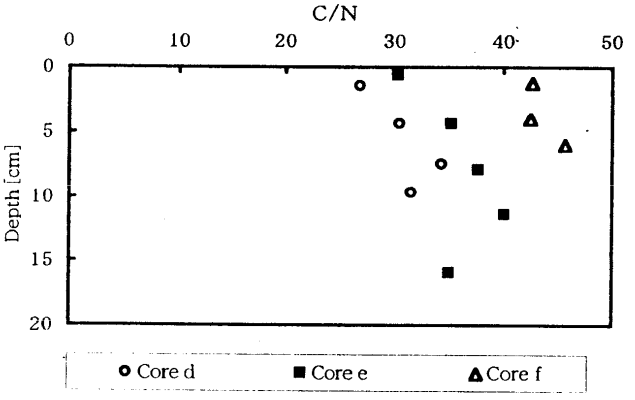

図7 海草藻場外の堆積物中におけるPOC/PONの深度分布.
Fig. 7 Distribution of POC/PON in sediments outside seagrass beds.

DON濃度の日変動をそれぞれ図8，9に，DOC濃度，DON濃度，DOC/DON比の平均値を表4に示した.

4月はDOC，DONどちらも全体的に海草藻場内において藻場外より高い傾向であったが，特に日中の干潮時には，その差が大きく、海草藻場内では藻場外より約50 μmol/l高いDOC濃度，約4 μmol/l高いDON濃度が得られた.

7月，日中の干潮時に，高いDOC,DON濃度が得られた．また，湾内に外洋水が流入する満潮時の湾口の値が，DOC濃度は90.9±0.5 μmol/l，DON濃度は6.9±0.1 μmol/lとなり，海草藻場内より低かった．DOC/DON比は13となり，海草藻場内の平均値である11より高かった.

10月，海草藻場内外でDOC濃度に有意な差は見られなかったが，DON濃度は海草藻場外でより高く，変動が大きい結果になった.

観測時期ごとの平均値を見ると，DOCもDONも4月および7月より，10月は低い値である．また，4月および7月より10月のDOC/DON比の値は全体的に高い.

表4 海草藻場内外の溶存有機炭素・窒素濃度の平均値.
Table 4 Average concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen inside and outside seagrass beds.

		DOC [μmol/l]	DON [μmol/l]	DOC/DON
4月	海草藻場内	104±15	9±2	11±1
4月	海草藻場外	81±10	7±1	11±2
7月	海草藻場内	112±8	11±2	11±1
10月	海草藻場内	95±6	7±1	14±2
10月	海草藻場外	103±8	8±2	13±3

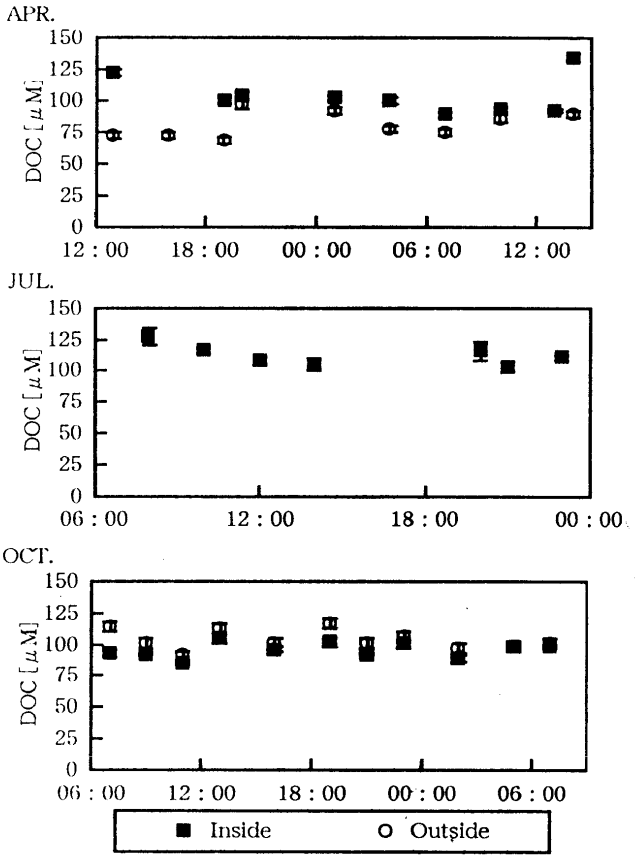

図8 海草藻場内外における溶存態有機炭素濃度の日・季節変動.
Fig. 8 Diel and seasonal variations of concentrations of dissolved organic carbon inside and outside seagrass beds.

表5 海草藻場，チェンバー内の平均溶存有機炭素・窒素濃度とDOC/DON.
Table 5 Average concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen and DOC/DON at seagrass beds and in chambers.

DOC [μmol/l]	海草藻場内	海草ありチェンバー		海草なしチェンバー	
7月 午前	114	200		148	
	(105～127)	(166～246)		(122～180)	
7月 夜間	110	149		154	
	(103～116)	(123～197)		(127～172)	
10月 午前	94	102	105	90	98
	(85～104)	(107～97)	(107～127)	(84～100)	(84～106)
10月 夜間	98	113	116	93	103
	(92～102)	(111～114)	(107～127)	(88～96)	(100～105)
DON [μmol/l]	**海草藻場内**	**海草ありチェンバー**		**海草なしチェンバー**	
7月 午前	10.7	11.7		13.5	
	(8.8～13.2)	(9.7～13.1)		(11.7～16.3)	
7月 夜間	10.3	15.2		14.1	
	(9.5～11.1)			(10.4～18.3)	
10月 午前	6.2	8.0	7.8	7.0	5.9
	(5.0～7.4)	(5.0～12.0)	(6.0～8.8)	(5.7～7.9)	(5.4～6.6)
10月 夜間	7.5	9.2	8.4	9.4	7.7
	(6.3～8.3)	(8.1～11.3)	(7.8～9.1)	(7.8～11.6)	(7.3～8.2)
DOC/DON	**海草藻場内**	**海草ありチェンバー**		**海草なしチェンバー**	
7月 午前	11	17		11	
7月 夜間	11	7		11	
10月 午前	15	15	15	14	15
10月 夜間	15	13	13	11	12

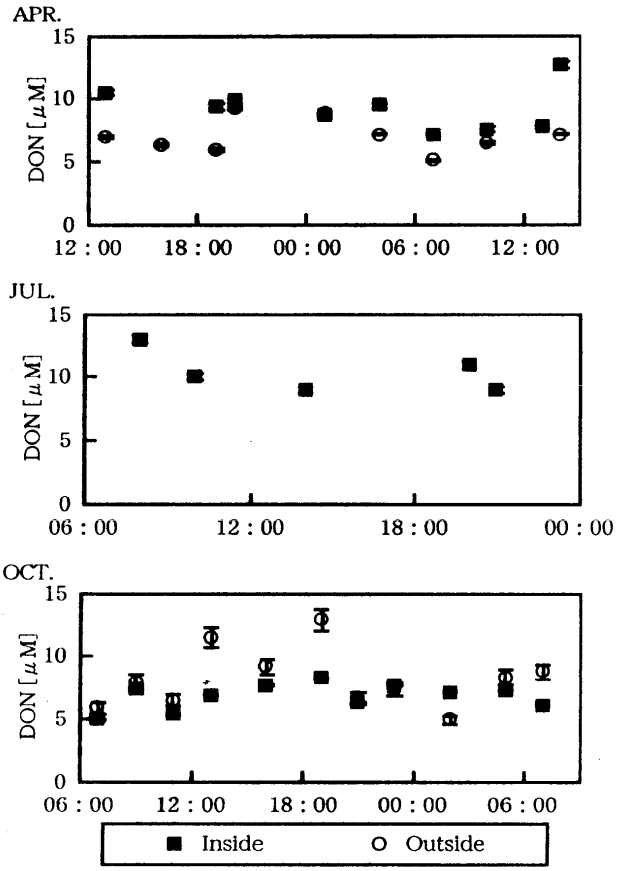

図9 海草藻場内外における溶存態有機窒素濃度の日・季節変動.
Fig. 9 Diel and seasonal variations of concentrations of dissolved organic nitrogen inside and outside seagrass beds.

チェンバー実験

チェンバー実験で得られたDOC，DON濃度，DOC/DON比の平均値と，その時間に相当する海草藻場内のそれぞれの平均値を表5に示す．DOC濃度は海草ありチェンバーの方が海草なしチェンバーより高い値を示すが，DON濃度には両チェンバー間の違いがほとんど見られなかった．チェンバーの内外で値を比較してみると，7月は両チェンバーのDOC，DON濃度は海草藻場内の平均値より高い結果になった．10月は海草藻場内の平均値とそれほど変わらなかった．7月日中の海草ありチェンバーでDOC/DON比の平均値は17となり，海草なしチェンバーやチェンバーの外の値(11)より高くなり，夜間はより低くなった．

室内分解実験

溶存態有機物の分解DOM分解ボトルでは，DOC，DONともに減少傾向が認められる（図10）．DOCについては初期濃度91μmol/lから1ヵ月間で13μmol/l（初期値の約14%）が減少し，DONについては5μmol/lから1ヵ月間で2μmol/l（初期値の約40%）が減少した．特に，DOCは最初の5日間で急激に減少したが，全体のわずかな割合しか分解せず，大部分が残った．一方，DONは11日目以降ほぼ同じ速度で分解が進んだ．POM+DOM分解ボトルでも同様にDOC，DONの減少傾向が認められるが，DOCは初期濃度95μmol/lから1ヵ月で11μmol/l（初期値の約12%）が減少し，DON濃度は5μmol/lから1ヵ月間で3μmol/l（初期値の約60%）が減少した（図11）．

両ボトルにおけるDOC/DON比，POC/PON比の経時変化を図12に示す．DOC/DON比は5日目まではDOCの分解の影響で減少し，その後，分解されるにしたがって大きくなる結果が得られた．両ボトルの30日目の値を比べると、DOM分解ボトルの方が，DOCはより少な

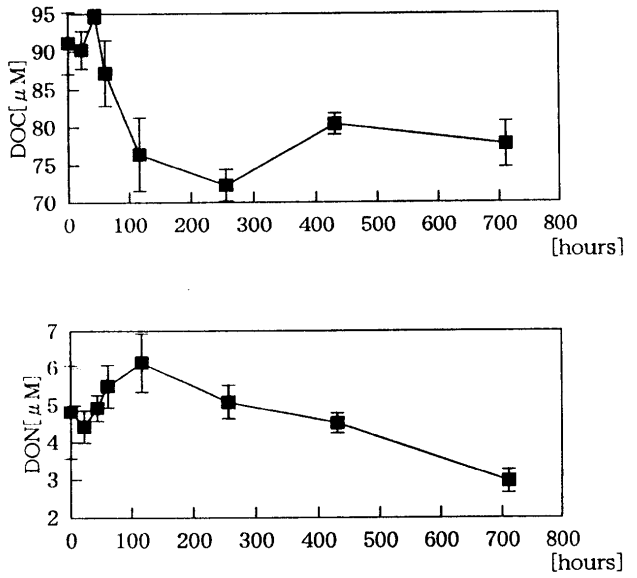

図10 溶存態有機物の分解実験における溶存態有機炭素・窒素濃度の経時変化.
Fig. 10 Time-dependence of DOC and DON concentrations of unfiltered seawater sample from experiments.

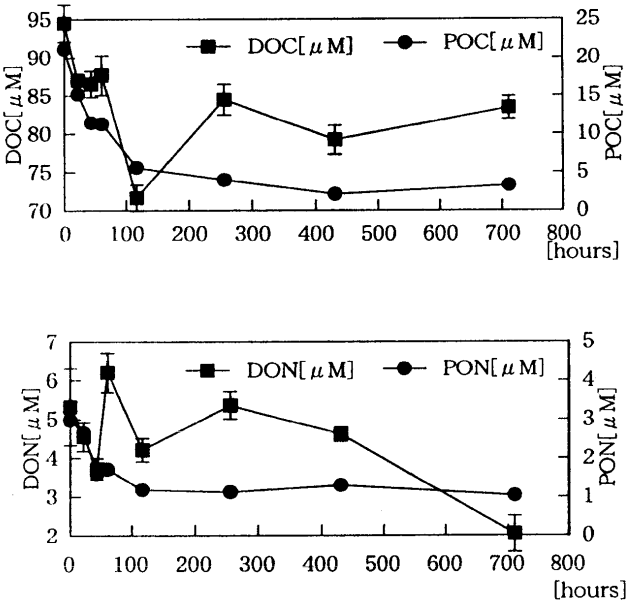

図11 懸濁態有機物の分解実験における粒子・溶存態有機炭素・窒素濃度の経時変化.
Fig. 11 Time-dependence of DOC, DON, POC and PON concentrations in unfiltered seawater sample from experiment.

くDONはより多く残ったため, DOC/DON比がより低くなった(図12).

懸濁態有機物の分解

POM+DOM分解ボトルにおいてPOC濃度は初期濃度21μmol/lから1ヵ月間で17μmol/l(初期値の約81%)が減少し, PON濃度は初期濃度3μmol/lから1ヵ月間で2μmol/l(初期値の約67%)が減少した(図11). POMは最初の5日間で大部分が分解され, その間C/N比

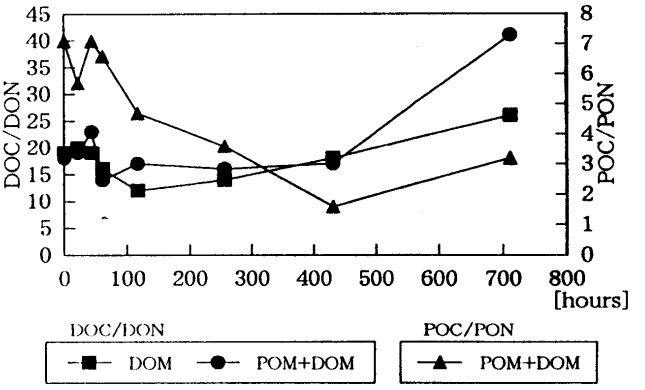

図12 溶存・懸濁態有機物の分解実験におけるC/N比の経時変化.
Fig. 12 Time-dependence of C/N ratio in unfiltered and filtered seawater sample from experiment.

はそれほど変化しない. それから18日目までPONが全く減らないのに対してゆっくりとPOCが減少するため, POC/PON比が小さくなる. その後1ヵ月目からはC/N比が上がる傾向が見られた(図12).

5日目以前と以後で分解速度定数[1/hour]の比較を行った. POCの分解実験期間前半ではk_1=0.011, 後半ではk_2=0.001となり, PONの分解実験期間前半ではk_1=0.0081, 後半ではk_2=0.0002となった. 分解実験期間後半に残った比較的難分解なPOC, PONの初期濃度に対する割合は, それぞれ約20%, 約30%であった.

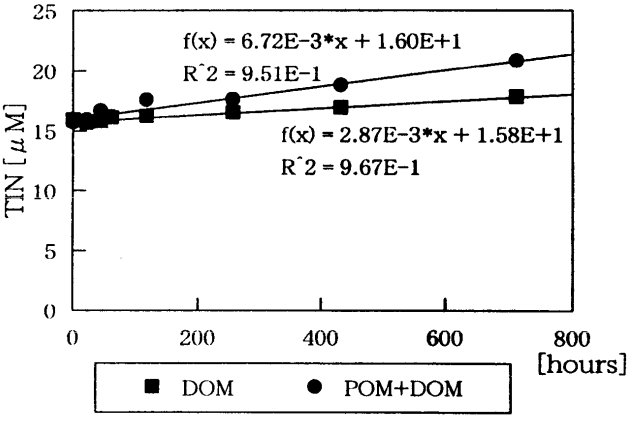

図13 分解実験における全無機窒素濃度の経時変化.
Fig. 13 Time-dependence of TIN in unfiltered and filtered seawater sample from experiment.

全無機窒素濃度の経時変化

全無機窒素濃度では, 分解期間を通して, ほぼ一定の割合で増加しており, 傾きから分解速度を求めた(図13). その結果, 分解速度はDOM分解ボトルでは3nmol/l・h, POM+DOM分解ボトルでは6.7nmol/l・hであった. 1ヵ月間に, DOM分解ボトルの方では2.1μmol/lが, POM+DOM分解ボトルの方では4.8μmol/lが無機化されたことになる.

リターバッグ実験

実験開始1ヵ月後，海草の葉の乾重量あたりの有機炭素量は25±2mmol/g，有機窒素量は1.2±0.5mmol/g（n=5）であった．もとの海草の葉の約13%に相当する有機炭素および約23%に相当する有機窒素が分解されていたことになる．C/N比は生育していた葉の値15.8に対し，1ヵ月後には23まで増加した．減少量のC/Nは10となり，このバランスで溶存化もしくは無機化されている．なお，3ヵ月後にリターバッグを回収した時には，海草の葉はなくなっていた．

考察

有機物の生産

海草藻場では，溶存態および懸濁態有機物濃度がともに4月，7月より10月低かった結果から，4月および7月は生産卓越，10月は消費卓越の傾向が認められる．また，海草の葉の有機物量，溶存態および懸濁態有機物濃度は，7月最大となったことから，4月より7月の方が生産が高いと言える．

4月，7月の日中干潮時に，海草藻場で溶存態有機物濃度が高くなる結果が得られた（図8，9）．また，チェンバー実験で，海草ありチェンバーの溶存態有機炭素濃度が海草なしチェンバーより高くなる傾向（表5）から，海草藻場が溶存態有機物の供給源である可能性がある．

溶存態有機物の供給源としては，光合成に伴う滲出があることが分かっている（Brylinsky, 1977）．他には海草群落，補食や排泄などPOMの生物活動，水柱・堆積物中でのPOMからの溶出が考えられる．また現場の観測で濃度が減少する要因としては，バクテリアによる分解と，よりDOM濃度が低い水との混合が挙げられる．

7月のチェンバー実験では，海草ありチェンバー内のDOC/DON比は夜間に比べて午前中により高い値を示す．このことから，光合成に伴う滲出で海草群落は高いDOC/DON比をもつ溶存態有機物を生産していると考えられる．Ziegler & Benner（1999）が生産の10%を溶存態有機物として光合成時に放出すると報告している．その値を用いて計算すると，最も生産が高い7月でも1時間あたり1μmol/lと見積もられ，これは全体の変動に対してかなり小さい．また，海草なしチェンバー内と海草藻場内のDOC/DON比の値がほとんど変わらなかったことからも，光合成に伴う滲出の影響が少ないことは支持され，溶存態有機物のDOC/DON比には，水柱の懸濁態有機物から，または堆積物上で分解される海草の葉からの溶出の寄与が大きいと示唆された．

有機物の分解

流出していた葉のC/N比は19±1となり，海草の葉のC/N比（約16）より高かった．表6に測定した他の種のC/N比と他の地域におけるZostera marinaの葉の報告値（Atkinson & Smith, 1983）を比較のため示す．小池（1991）は海草の葉が成熟して枯れていく間にC/N比は高くなる傾向を示すと述べている．流出した葉が高いC/N比であったことはこれを支持している．しかし，本研究においては3度の観測を通じて海草の葉のC/N比は変わらなかった．堆積物の表面付近のC/N比が22であり，堆積物中のC/N比が深度に伴って高くなる傾向から，堆積物中で海草由来の有機物の分解が進んでいるとみられ，海草由来の有機炭素は堆積物中に蓄積されている可能性がある．

懸濁態有機物の分解実験とリターバッグ実験の結果から，海草の葉は懸濁態有機物より難分解であると考えられる．懸濁態有機物では5日間でそのほとんどが失われ（図11），1ヵ月で81%の有機炭素と67%の有機窒素が分解されるのに対して，海草の葉の有機炭素量は約13%，有機窒素量は約23%が分解を受けて減少した．また，分解を受けて，1ヵ月後の懸濁態有機物のC/N比は初期値より低くなるが，海草の葉のC/N比は高くなる．これら由来の異なる有機物は，受ける分解過程が異なっている可能性がある．分解実験終了時のボトルのDOM，無機窒素濃度の量とC/N比の差から，懸濁態有機炭素は分解され溶存態有機炭素として残りやすく，懸濁態有機窒素は無機化されやすい傾向が見られた．バクテリアは無機態窒素や溶存態有機窒素を取り込んで粒子態有機窒素を作ることができるため，分解が進み基質が減って，バクテリアの影響が大きくなり，POC/PON比が低くなった可能性がある．一方，海草の葉ではバクテリアが分解しやすい，C/N比の低い細胞質の部分を使うため，分解されにくい細胞壁のセルロース構造などが残って，海草のC/N比は高くなったと推察される．分解実験では，DOCは最初の5日間で急速に分解され，その後あまり減らなくなる（図11，12）．一方DONは5日目以降取り込まれ続け減少し，全無機窒素濃度は分解期間を通して一定の速度で増加した．このことから，分解が進んだために5日目以降DOC/DON比が高くなったと考えられる．これらの結果からDONがより使われやすいことが示唆された．また，POM+DOM分解ボトルでよりDOC/DON比が高かったことは，バクテリアや消費者が多くより速く分解が進んだためと推測される．

現場では4月、7月に比べ、10月にDOC/DON比が高くなる傾向が見られた（図10）．分解実験の結果を考慮すると，10月の海水中ではバクテリアによる溶存態有機物の分解の影響が大きかったと考えられる．1ヵ月で無機化された約5μmol/l（図13）は，懸濁態有機窒素の減少量2μmol/l，溶存態有機窒素の減少量3μmol/lから，それぞれ供給されたと考えられる．つまり無機態窒素の供給は懸濁態有機物から40%，溶存態有機物から60%の寄与していると見積もられる．溶存態有機物を主に取り込むのはバクテリアであることから，微生物による消費の影響が大きいことが示唆された．

まとめ

神奈川県三崎油壺湾の海草藻場で，4月，7月に比べ，10月の溶存有機炭素・窒素濃度は低かった．4月，7月は溶存態有機物の生産が，10月は消費が卓越していたと考えられる．海草藻場でのDOC/DON比は4月，7月より10月の方が高かった．4月，7月は流出した葉や懸濁態有機物からの溶出，10月は微生物の分解による無機化の影響で，このような季節的な違いが見られたと考えられる．

海草の葉のC/N比は約16であり，流出後分解を受けて，C/N比は増加した．堆積物の表面付近のC/N比は約22で，堆積物中深くなるにつれ，C/N比は高くなった．このことから海草由来の有機炭素は堆積物中に蓄

表6 海草・海藻のC/N比.（*の付いた報告値はAtkinson & Smith, 1983より引用）
Table 6 C/N ratios of seagrasses and seaweeds. (*:after Atkinson & Smith, 1983)

和　名	学　名	C/N	地　点
アマモ	*Zstera marina*	15.6	油壺湾
アマモ*	*Zstera marina*	7.2	California
アマモ*	*Zstera marina*	17.8	Rhode Island
アマモ*	*Zstera marina*	14.2	Virginia
アマモ	*Zostera* sp.	23.8	陸奥湾
リュウキュウアマモ	*Cymodocea serrulate*	18.9	宮古島
ベニアマモ	*Cymodocea rotundate*	15.2	宮古島
ボウバアマモ	*Syringodium isoetifolinm*	11.8	宮古島
ウミジグサ	*Halodyle uninervis*	12.5	宮古島
イチイズタ	*Caulerpa* sp.	10.3	宮古島
ケイワズタ	Caulerpa sp.	11.7	宮古島
ビャクシンヅタ	Caulerpa sp.	10.9	宮古島
ヒラサボテングサ	*Halimeda* sp.	11.6	宮古島
ミツデサボテングサ	*Halimeda* sp.	11.4	宮古島
サボテングサ	*Halimeda* sp.	20.6	宮古島

積されている可能性がある.

海草藻場の懸濁態有機物は海草の葉より分解されやすく，C/N比の違いから分解傾向が異なっていることが推察される．また，溶存態有機物については減少した割合およびC/N比の傾向から，有機窒素が有機炭素より分解されやすいことが示された．また，分解実験の結果から，栄養塩の供給としては懸濁態有機窒素より溶存態有機窒素からの方が寄与が大きいことが示された.

謝辞

本研究を行うにあたって，静岡大学理学部所属の宗林留美博士には懇切丁寧な御指導をしていただきました．またフィールド調査において東京大学三崎臨海実験所の皆様に御協力，御理解を賜りました．そして鈴木研究室所属の八巻美樹氏は観測中献身的なサポートをしてくれました．また栄養塩測定の際に同研究室所属の岩田樹哉氏，名取雄太氏には大変御助力をいただきました．これらの方々に深く感謝の意を表します．静岡大学理学部鈴木研究室の皆さんが常に様々な面で助けと励ましをくださったことに厚く御礼申し上げます.

引用文献

Atkinson M. J. & Smith S. V. (1983), C : N : P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*, **28**, 568-574.

Azam F., Fenchel T., Field J. G., Meyer-Reil R. A. & Thingstad F. (1983), The ecological role of water column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, **10**, 257-263.

Brylinsky M. (1977), Release of dissolved organic matter by some marine macrophytes. *Marine Biology*, **39**, 213-220.

Duarte C. M., Benavent B. & Sanchez M. C. (1999), The microcosm of particles within seagrass *Posidonia oceanica* canopies. *Marine Ecology Progress Series*, **181**, 289-295.

Duarte C. M. & Chiscano C. L. (1999), Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, **65**, 159-174.

Fenchel T.(1970), Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum*. *Limnology and Oceanography*, **15**, 14-20.

Harrison P. G. & Mann K. H. (1975), Detritus formation from eelgrass (*Zostera marina* L.). The relative effects of fragmentation, leaching and decay. *Limnology and Oceanography*, **20**, 924-934.

Hemminga M. A. & Duarte C. M. (2000), *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 298p.

Iizumi H. & Hattori A. (1982), Growth and organic production of eelgrass (*Zostera marina* L.) in temperate waters of the Pacific coast of Japan. Ⅲ. The kinetics of nitrogen uptake. *Aquatic Botany*, **12**, 245-256.

小池 勲夫 (1991), 熱帯藻場における物質循環. 海洋, **23**, 815-821.

Peduzzi P. & Herndl G. J. (1991), Decomposition and significance of seagrass leaf litter (*Cymodoca nodosa*) for the microbial food web in coastalwaters (Gulf of Trieste, Northern AdriaticSea). *Marine Ecology Progress Series*, **71**, 163-174.

Takayanagi K. & Yamada H. (1999), Effects of benthic flux on short term variations of nutrients in Aburatsubo Bay. *Journal of Oceanography*, **55**, 463-469.

Wahbeh M. I. & Mahasneh A. M. (1985), Some aspects of decomposition of leaf litter of the seagrass *Halophila stipuracea* from the gulf of aqaba (Jordan). *Aquatic Botany*, **21**, 237-244.

Ziegler S. & Benner R. (1999), Dissolved organic carbon cycling in a subtropical seagrass-dominated lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, **180**, 149-160.