

干潟の水質浄化機能の定量的評価

青山 裕晃・鈴木 輝明

The quantitative evaluation about water purification function on tidal flat in Mikawa Bay

AOYAMA Hiroaki* and SUZUKI Teruaki*

Abstract

We tried to quantify the water purification function of tidal flat defined to remove particulate organic matter in sea water by calculating the material budget. This investigation was executed two times in 1994 at Isshiki tidal flat, the biggest one in Mikawa Bay.

The large-scale NIGASHIO, phenomenon that the oxygen depleted water appearing in the upper layer near shore, was occurred by the marvelous heat in this summer in Mikawa Bay, and the macro benthos in Isshiki tidal flat almost died by it. Our investigation was done two times in June and October to evaluate the influence of these benthos deaths to the ability of water purification function of tidal flat.

As a result, we found a remarkable difference in the material budget in these two investigations and revealed that the water quality purification function was maintained by filter feeding of macro benthos and this ability depended on the biomass of macro benthos.

キーワード；干潟，物質収支，水質浄化機能，マクロベントス

干潟域は、高い浄化機能を有するといわれているが、観測に基づいて、定量化された例は少ない。

この調査では、干潟域での物質収支を計算することにより、水質浄化機能の定量化を試みた。調査は1994年に実施したが、この年は記録的な猛暑により8月に大規模な苦潮が発生し、対象海域である一色干潟にも大きな影響を与え、マクロベントスのへい死がみられている。調査は6月と10月に行っているため、このへい死の影響を調べる事となった。その結果、干潟の物質収支に大きな差がみられた。

方 法

(1) 底質及び底生生物調査

対象干潟を一色干潟の衣崎地先として、1994年6月23日及び10月4日に図1の▲印12地点で採泥を行った。底質分析項目は酸化層厚、クロロフィルa、全硫化物(T-S)及び生物(バクテリア、付着藻類、メイオベントス、マクロベントス)で、生物量については表1の脚注に示

すように窒素量換算した。

酸化層厚は、干潟上に透明アクリルカラム(内径4.3cm×長さ48cm)を挿入し、底泥コアサンプルを採取時に定規で測定した。T-Sはコアサンプル採取後、上層から5cm部分を採取し、均一に混合後、ガステック社製Model 801を用いヘドロテックS検知管で分析し、別に求める乾燥減量で乾燥重量当たりの含有量に換算した。クロロフィルa濃度はT-Sサンプルと同様にサンプリングした湿試料(1g位)を10ml遠沈管に採取し、90%アセトンを加え混合し、5分間超音波処理後、遠心分離(3000rpm, 5min)し、アセトン層について蛍光分光光度計(HITACHI 650-10S)を用い蛍光光度法¹⁾で測定し、乾燥重量当たりの含有量に換算した。

バクテリアはT-Sと同じサンプルをグルタルアルデヒド1%で固定した後、Pyrophosphoric Acidが0.01Mになるよう添加し、30分放置後、超音波分散器(SMT, Model GSD-50)で45秒間分散処理(Velji and Albright, 1985)²⁾し、上澄み液についてDAPI(4'6-diamidino-2-phenylindole)による蛍光染色法³⁾で全菌数の測定を

* 愛知県水産試験場 本場
(Aichi Fisheries Research Institute, Miya, Gamagori, Aichi 443, Japan)

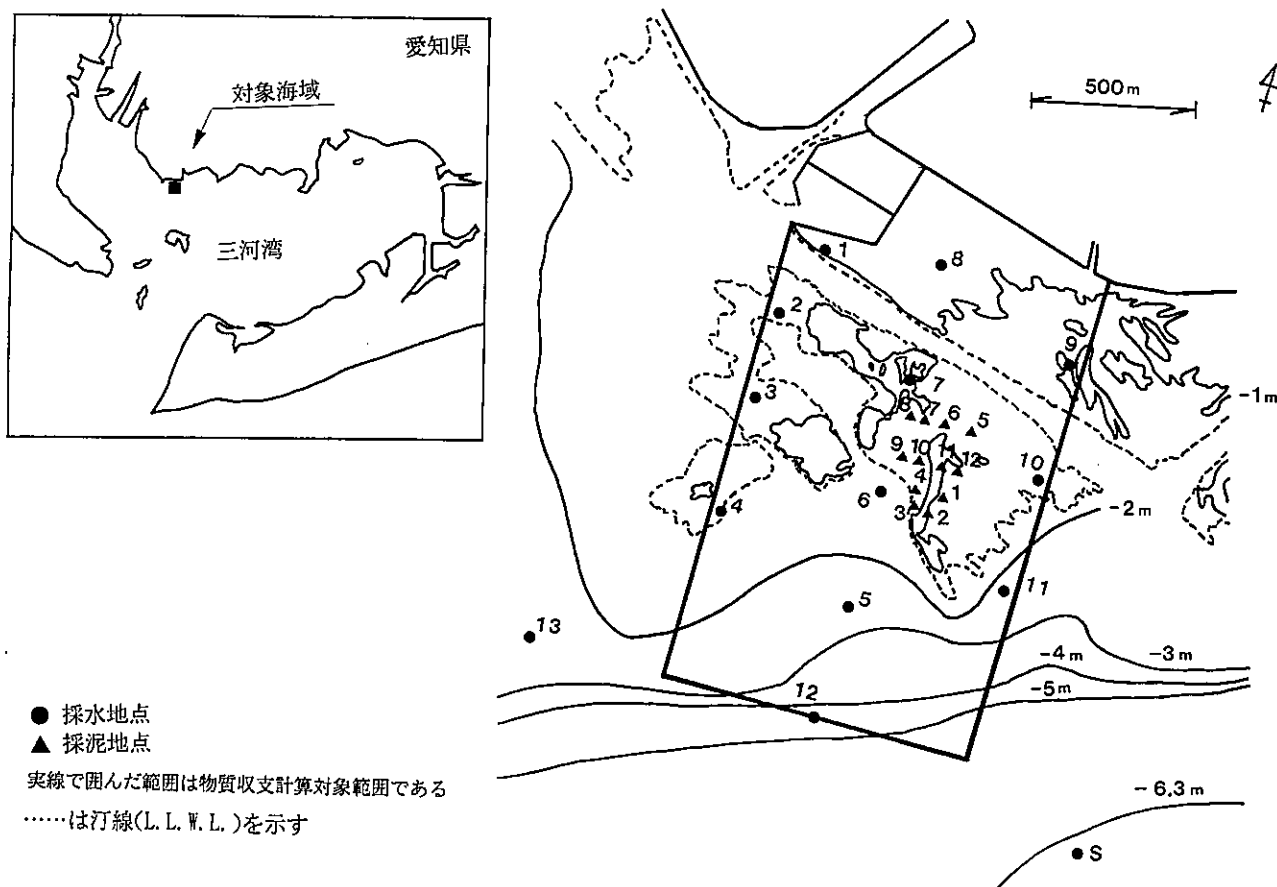


図1 調査対象海域と調査点

行った。

付着藻類は、細胞数からの窒素量への換算が困難であるため、クロロフィルa濃度から換算した。

マイオセントスはT-Sサンプルと同様にサンプリングした泥を10%中性ホルマリンで固定し、個体数の計測と優占したHarpacticoidaとNEMATODAについては試料の一部について体長、体幅を測定した。

マクロベントスは干潟上に透明アクリルカラム（内径35cm×高さ48cm）を30cm程度挿入し、内部の砂泥とともに採取し、1mmメッシュの篩でふるい、残ったものを中性ホルマリンで10%になるように固定した。その後、種の同定、個体数、湿重量を測定するとともに試料の一部について乾燥重量（軟体動物については軟体部）/湿重量比を求めた。

(2) 水質及び水中生物調査

(1)と同時期に図1の●印14地点で採水を行った。採水(St.1~13: -0.5m, St.S: -0.5, 3.0, B+1m)は、干潮、満潮、満潮、干潮の4回(図2)を6月22, 23日及び10月3, 4日の2回行った。ただし、干潮時は干潟上の測点が干出するため沖の3地点(St.12, 13, S)の

みの採水となった。水質分析項目は、水温、塩分、溶存態総窒素(DTN)、懸濁態有機窒素(PON)、クロロフィルa、フェオフィチン及び生物(バクテリア、植物プランクトン、動物プランクトン)である。

水温は棒状温度計で、塩分は採水後サリノメーター(AUTO LAB MODEL 601 MK III)で測定した。DTNはWHATMAN GF/Cろ紙でろ過した試水を紫外線酸化分解⁴⁾後、銅カドミウム還元法⁵⁾により測定した。PONはDTNで用いたろ紙を60℃で通風乾燥後、CHN自動分析器(YANAKO製MT-II型)で分析した。クロロフィルaとフェオフィチンはアセトン抽出蛍光法¹⁾で分析した。

バクテリアは試水をグルタルアルデヒドで1%になるよう添加固定した後、DAPI法³⁾による蛍光染色法で全菌数の測定を行った。植物、動物プランクトンは試水を中性ホルマリン5%になるように固定した後、光学顕微鏡下で種別細胞数を測定し、代表的な種については体長、体幅について測定した。

生物量の窒素量の換算は以下のように行った。

バクテリア; 全菌数×1細胞当たりの平均体積($0.092 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/\text{ind}$)×単位体積当たりの炭素含有

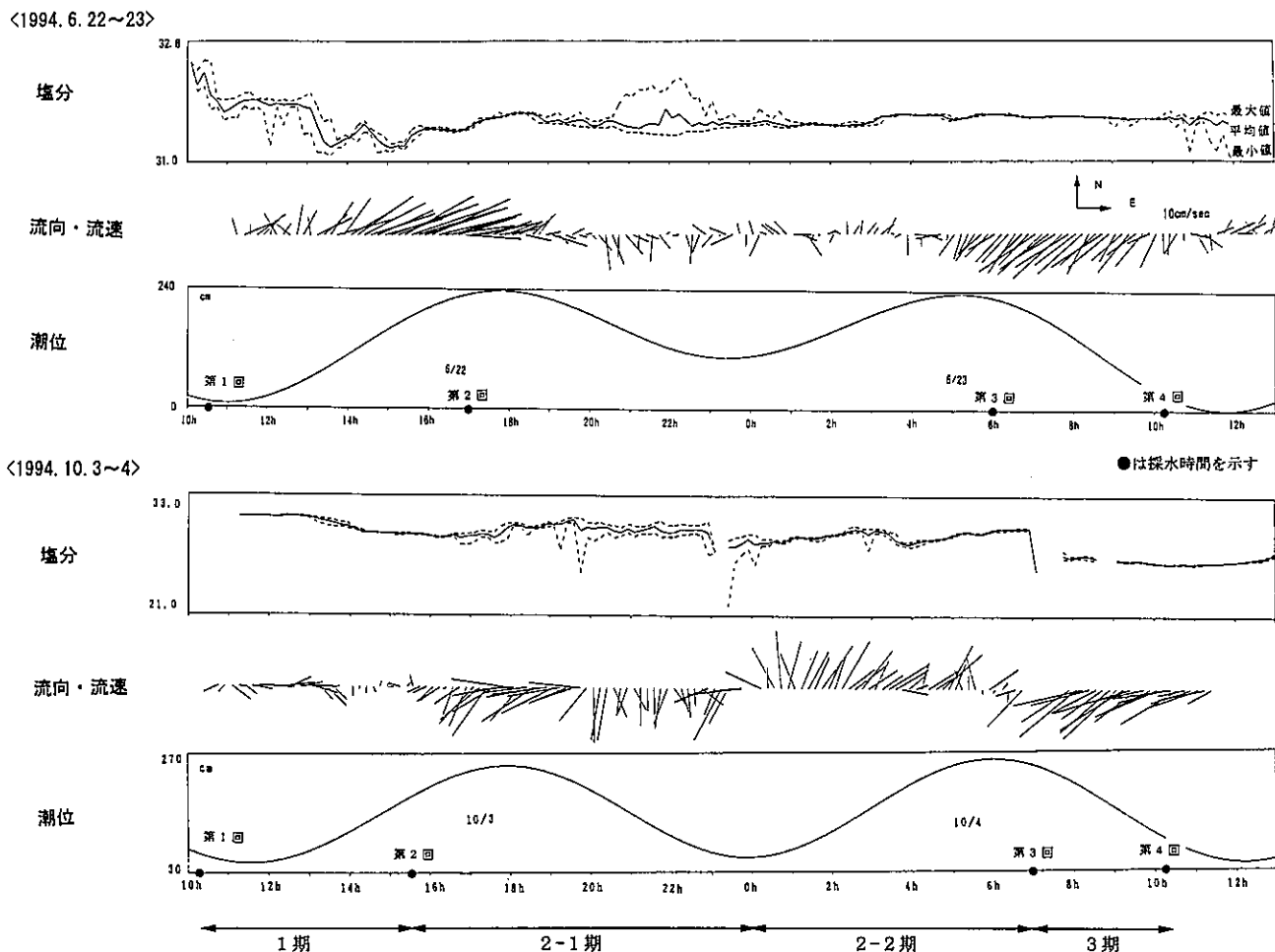


図2 1994.6.22~23と10.3~4の沖合定点 (S) の-3mにおける塩分, 流向・流速の連続観測結果と潮位及び物質収支計算期間

量(0.087 gC/cm³)(今井, 1989)⁶⁾/C/N 重量比(3.59)(今井, 1984)⁷⁾

植物プランクトン; 種類別に単純な図形に近似し平均体積を求めた後, 細胞数×(単位体積当たり炭素含有量/C/N 比6.5⁸⁾)により算出した。⁹⁾

動物プランクトン; 種類別に単純な図形に近似し平均体積を求め, 個体数×(平均体積×乾燥重量/体積比(0.1)×窒素含有量で換算した。⁹⁾

(3) 定点観測

(2)の調査のS点において, 観測期間中, 水温, 塩分, クロロフィル量(バリオセンス換算値)の鉛直観測(2時間間隔)と-3mにおいて連続観測を行った。水温, 塩分は(EMS製EMS-12), クロロフィル量は蛍光度を曳航式蛍光光度計(インパイスフィジック社製, バリオセンスII型)で測定した後, (2)の値を基に換算した。また, 超音波式多層流速計(アメテック社製, DCP-4400/62)で流向・流速を連続観測した。

(4) 物質収支

(2)で得られた水質分布結果から, 図1の実線で囲んだ範囲における物質(クロロフィルa, PON, DTN)の収支を計算した。収支の式は以下のとおり¹⁰⁾である。

$$\Delta(V \cdot CV) = Q \cdot CA + A_0 \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L + QC + P$$

- V : 干潟海域の体積
- CV : 干潟海域内の体積平均濃度
- V · CV : 干潟海域内の物質の現存量
- Δ(V · CV) : 干潮と満潮の間の現存量の変化量
- Q : 干潮と満潮の間の体積変化量
- CA : 干潟域と沖合域との境界面の平均濃度
- Q · CA : 体積変化に伴う物質の干潟と沖合間の出入り量
- A₀ : 干潟と沖合域の境界断面積
- K : 広義の水平拡散係数
- T : 干潮と満潮間の時間
- ΔC/ΔL : 干潟と沖合域との間の物質の濃度変化率
- A₀ · K · T · ΔC/ΔL : 断面境界を通じての拡散による物質の出

入り

QC : 流入負荷量

P : 干潟海域内での物質の生成・消失量

計算は図2の●で示すように干潮、満潮、満潮、干潮の4回の採水で得られた干潟海域の物質分布からそれぞれの期間で収支を求めた。ただし、2期(夜間)を1期間として計算すると潮汐による水塊の出入りが平滑化され過小評価となるため、この期間については間にある最干潮時をもって2分割して計算した。その時の水質濃度については第2, 3回の採水時の値を平均して用いた。また、1日の収支はこの4期間の合計とした。水平拡散係数は同じ海域での松川(1984)¹¹⁾によって求められた値 $3.8 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$ を原則として使用した。陸上からの物質負荷は、ほとんど排水樋門を通じて行われるため、そこにおける水質分析(クロロフィルa, フェオフィチン, PON, DTN)と排水量の推定(一色町役場聞き取り)を行い干潟への負荷量を計算した。

2. 結 果

(1) 底泥中生物現存量

底泥中の生物現存量を窒素量に換算した結果を表1に示す。6月の全生物現存量は平均 $9.9 \text{ gN}/\text{m}^2$ であり、これは、三河湾の値の中でも最も高い値であった。その内訳はマクロベントスが多く、全体の65%を占めた。また、マクロベントスの食性別内訳では、アサリ等のろ過食性者が最も多く、その79%を占めている。このマクロベントス現存量は1993年5月に同じ海域の21点で測定したものとほぼ一致しており、この干潟の代表値とみて差し支えないと考えられる。

10月の全生物現存量は平均 $4.8 \text{ gN}/\text{m}^2$ で、6月の1/2以下となった。特に、マクロベントスの減少が著しく、6月の44%に減少し、中でもアサリはN現存量の30%から0.007%に激減した。それに代わってホトトギスが38%を占めるようになり、アサリ優占の6月とは生物相が大きく変わった。マクロベントスの食性別内訳を6月と比較すると、ろ過食性者、下層堆積物食者が減少し、肉食者・腐食者の割合が増加していた。バクテリアは6月の0.2%よりも一桁高い3%になり、底質の酸化層厚も6月の65%に減少し、T-Sは1.34倍(表1)になっていた。

(2) 水質分布

図3に示すように、6月はクロロフィルa, PONは明らかに沖合部が高く、岸側で低くなっており、干潮時の

表1 干潟の平均生物現存量 (gN/m^2) と底質分析結果

生物項目	1993.5.21	1994.6.23	1994.10.4
バクテリア	—	0.021	0.139
付着藻類	—	3.386	1.767
メイオベントス	—	0.013	0.004
マクロベントス	6.353	6.465	2.871
食性別内訳			
ろ過食性者	5.989	5.080	2.091
(アサリ)	5.106	2.997	0.000
表層堆積物食者	0.065	0.628	0.262
下層堆積物食者	0.047	0.304	0.029
肉食者, 腐食者	0.253	0.455	0.490
合計	—	9.885	4.781
底質項目			
酸化層厚 (cm)	—	8.0	5.2
T-S (mg/dg)	—	0.09	0.12

注)

バクテリア: $0.046 \text{ pgC}/\text{cell}$ (今井, 1989)⁹⁾/ $\text{C}/\text{N}5.22$ (Kogure and Koike, 1987)¹³⁾×全菌数として推定

付着藻類: $\text{C}/\text{クロロフィルa}$ 比30(Strickland, 1965)¹⁴⁾/ $\text{C}/\text{N}5.7$ (西条, 1977)¹⁵⁾×クロロフィルa濃度として推定

メイオベントス:

ハルバクテクス: 体長, 体幅から体積を推定(Warwick and Gee, 1954)¹⁶⁾し, 体積×比重 $1.13 \times \text{乾重量}/\text{湿重量}$ 比 $0.2 \times \text{窒素含有率}5.6\%$ (会沢, 1988)¹⁷⁾として推定

線 虫: 体長, 体幅から体積を推定(Andrassy, 1965)¹⁸⁾, (Warwick and Price, 1979)¹⁹⁾し, 体積×比重 1.13 (Weiser, 1960)²⁰⁾×乾重量/湿重量比 $0.2 \sim 0.25$ (Myers, 1967)²¹⁾, (Weiser, 1960)²⁰⁾×窒素含有率 4.6% (会沢, 1988)¹⁷⁾として推定

マクロベントス: 乾重量(DW)/湿(軟体動物は殻付)重量から乾重量に換算し, 乾重量× $\text{C}/\text{DW}0.3010 \sim 0.4290/\text{C}/\text{N}3.62 \sim 4.93$ (中田, 畑, 1994)²²⁾として推定

汀線を境に岸側で急速に濃度が減少していた。これに対し、フェオフィチン, DTNはクロロフィルa, PONの分布とは全く正反対で、沖合部が低く、岸側で高いという特徴的な分布であった。

10月の各水質項目の分布は6月とは大きく異なり、クロロフィルa, PONは干潟上でもかなり高い。フェオフィチンは沖合部が高く、岸側で低いという6月の結果と全く逆の傾向になった。DTNは沖側が低く岸側の干潟上全般で高いのが特徴であり、これだけは6月と同じ傾向にあった。

6月のクロロフィルa, フェオフィチン, PON, DTNの分布からみると沖から干潟に潮が満ちる過程で、沖合の豊富な有機懸濁物が干潟上で急激に減少することがうかがわれる。10月時の水質分布特性はこのようなことがほとんど行われず、逆に干潟上で基礎生産があったこと

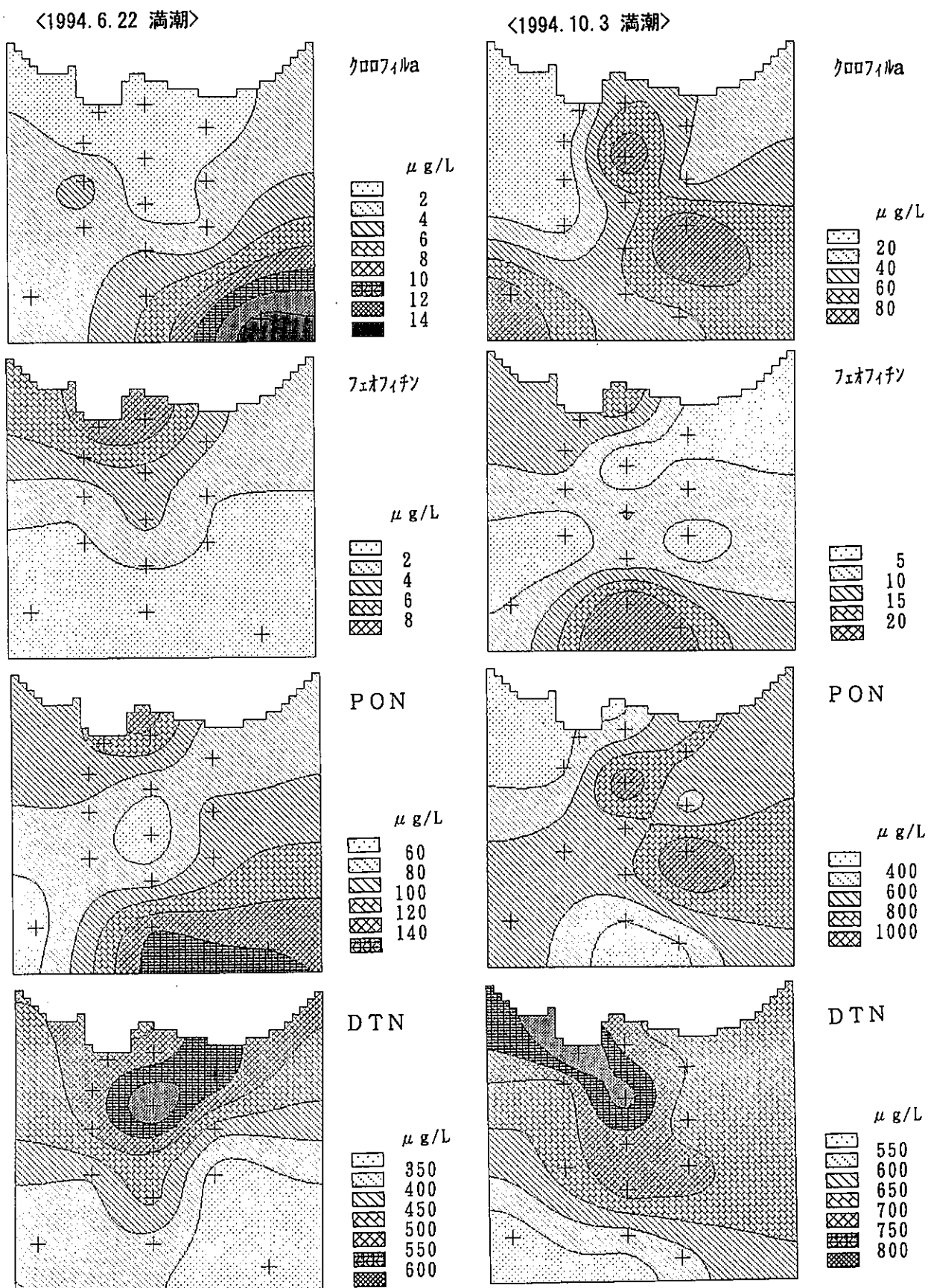


図3 対象海域における1994年6月22日と10月3日の水質（クロロフィルa, フェオフィチン, PON, DTN）の水平分布

を示している。

(3) 水質鉛直分布

沖合のS点での水温、塩分、クロロフィル量の鉛直分布(図4)をみると、6月には満潮時では沖合では水塊がよく混合して鉛直分布に差がないが、干潮時になると干潟上の水塊が沖合の表層に流出して鉛直分布に差がみられることがわかる。クロロフィル量(バリオセンス換算値)に注目すると、干潮時では満潮時と比べ、表層での値が極端に小さくなっていることから、満潮時にクロ

ロフィルが干潟上で減少することが理解できる。

10月をみると、クロロフィル量は干満で変化なく、干潟上での変化がなかったことがうかがえる。

(4) 連続観測

6月と10月の沖合定点(S)における連続観測結果を図2に示した。6月の塩分をみると20~0時の間に平均からの偏差(10分間の平均を実線で、最大値と最小値を点線で示した)が他の時間帯と比べ極端に大きくなっており、この間水塊のゆらぎが大きかったことが特徴的で

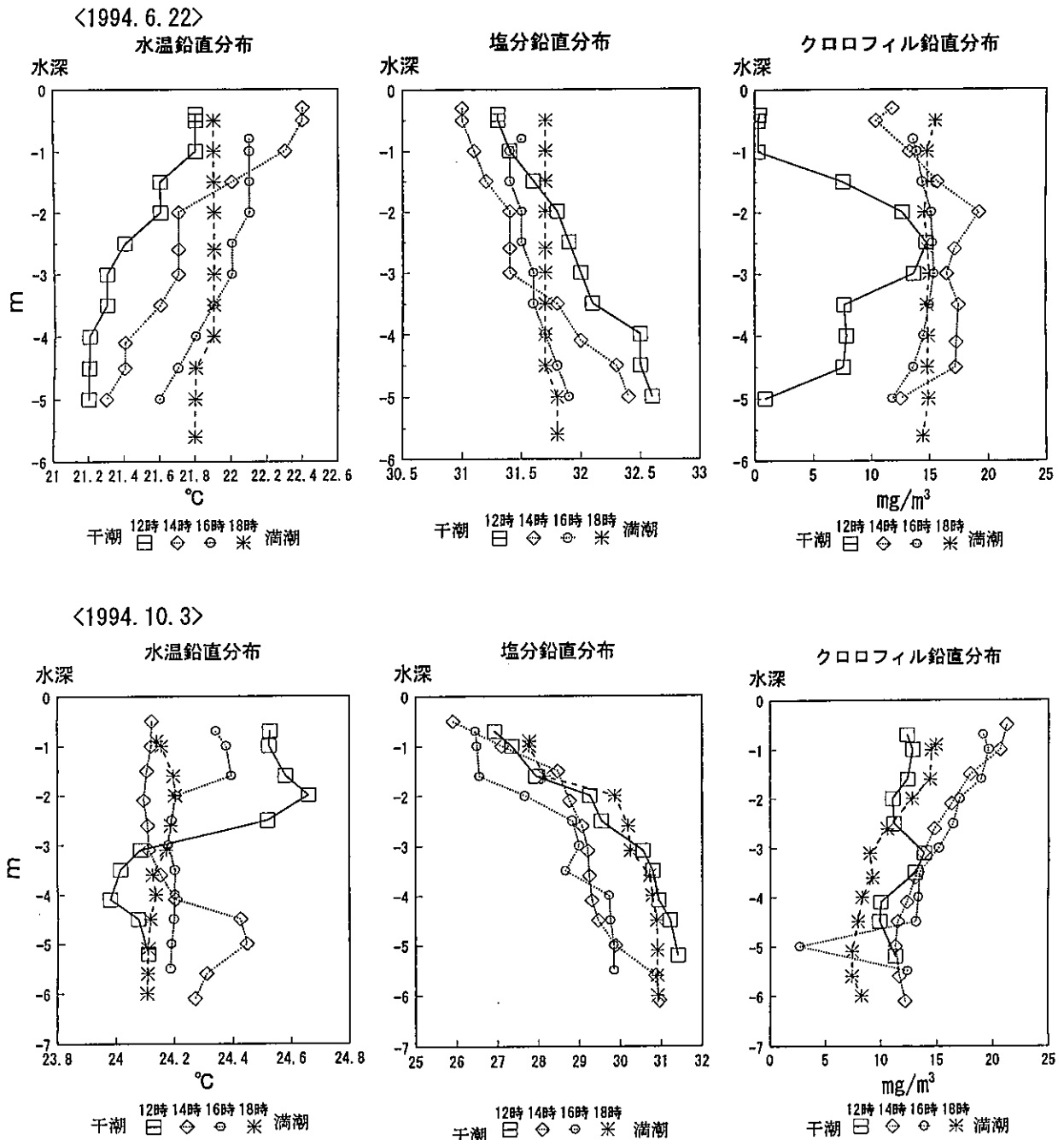


図4 沖合定点(S)における水温、塩分、クロロフィル量(バリオセンス換算値)の鉛直分布

ある。流速が大きく、流向が一定となる期間(1, 3期)では濃度偏差は小さく値も一定し、ゆらぎが小さくなっていると考えられる。

また、表には示していないが6月の2-2期(上げ潮時)では-3m(第1層)と-4, 5m(第2, 3層)では平均流向が逆位相になっていたことから、この期間は水塊が水平、鉛直方向に複雑な動きをしていたと推測される。

(5) 物質収支

水平分布からみてわかるように、ボックスの内側と外側の物質の濃度勾配が大きい場合には、ボックスモデルによる収支結果は、水平拡散係数によっても変化する。保存物質である塩分収支における生成消失項を最小にす

るよう水平拡散係数を設定することも考えられるが、ここでは同じ一色干潟の過去の実測値を用いた。

水平拡散係数は、観測期間やその時の海気象によって変化する。同じ一色干潟において松川は2つの方法によって水平拡散係数を求めている。

1つは、漂流クラゲの観測(2~3時間)からその分散距離によって求めたもので $2.3 \times 10^3 \text{ cm}^2/\text{sec}$ (松川, 1985)¹²⁾ という値を得ている。もう1つは塩分の連続観測を行い、2日間の塩分輸送量から $3.8 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$ (松川, 1984)¹¹⁾ という値を得ている。

前者は観測時間が短いこと、無風状態での観測結果であること、さらに密度流による分散効果が見積もられていないことなどから、今回の観測時の水平拡散係数とし

表2-1 対象干潟の夏季1日(1994年6月22~23日)におけるクロロフィルa, DTN及びPONの収支結果

項 目			単位 kg/N				
収 支 期 間			時間変化項 $\Delta V * CV$	移流項 $Q * CA$	拡散項 $A0 * K * T * \Delta C / \Delta L$	流入負荷項 QC	生成消失項 P
クロロフィルa収支							
1期(昼)	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/22	17:00 (H)TP+0.9	20.5	14.2	0.9		5.4
2-1期(夜)	6/22	17:00 (H)TP+0.9					
	6/22	23:22 (L)TP-0.4	-7.5	-13.1	12.6		-6.9
2-2期(夜)	6/22	23:22 (L)TP-0.4					
	6/23	6:00 (H)TP+0.85	18.0	14.8	13.0		-9.8
3期(昼)	6/23	6:00 (H)TP+0.85					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	-28.8	-18.0	3.3		-14.1
1日	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	2.2	-2.2	29.8		-25.4
DTN収支							
1期(昼)	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/22	17:00 (H)TP+0.9	1211.6	1491.7	-30.0	91.0	-341.1
2-1期(夜)	6/22	17:00 (H)TP+0.9					
	6/22	23:22 (L)TP-0.4	-972.4	-802.0	-266.7	0.0	96.3
2-2期(夜)	6/22	23:22 (L)TP-0.4					
	6/23	6:00 (H)TP+0.85	636.8	714.3	-275.4	0.0	197.9
3期(昼)	6/23	6:00 (H)TP+0.85					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	-908.2	-1124.1	15.5	22.8	177.7
1日	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	-32.2	279.9	-556.7	113.8	130.8
PON収支							
1期(昼)	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/22	17:00 (H)TP+0.9	366.0	305.1	4.0	6.3	50.7
2-1期(夜)	6/22	17:00 (H)TP+0.9					
	6/22	23:22 (L)TP-0.4	-170.5	-241.5	66.0	0.0	5.0
2-2期(夜)	6/22	23:22 (L)TP-0.4					
	6/23	6:00 (H)TP+0.85	302.9	265.4	68.2	0.0	-30.8
3期(昼)	6/23	6:00 (H)TP+0.85					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	-499.7	-326.3	14.5	1.6	-189.5
1日	6/22	10:30 (L)TP-1.2					
	6/23	10:15 (L)TP-1.0	-1.3	2.7	152.7	7.8	-164.5

(L): low water, (H): high water, TP: 東京湾平均海面

表2-2 対象干潟の秋季1日（1994年10月3～4日）におけるクロロフィルa, DTN及びPONの収支結果

単位：kg/N

項 目	時間変化項 △V * CV	移流項 Q * CA	拡散項 AO * K * T * ΔC/ΔL	流入負荷項 QC	生成消失項 P
クロロフィルa収支					
1期(昼)	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/3 15:30 (H)TP+0.9	225.7	121.8	16.6	87.2
2-1期(夜)	10/3 15:30 (H)TP+0.9				
	10/3 22:52 (L)TP-0.8	-187.9	-128.2	0.0	-59.7
2-2期(夜)	10/3 22:52 (L)TP-0.8				
	10/4 7:00 (H)TP+0.7	-1.6	63.4	0.0	-65.0
3期(昼)	10/4 7:00 (H)TP+0.7				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	24.7	-61.6	0.1	86.2
1日	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	60.9	-4.5	16.7	48.8
DTN収支					
1期(昼)	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/3 15:30 (H)TP+0.9	1925.0	1747.9	-65.6	0.0
2-1期(夜)	10/3 15:30 (H)TP+0.9				
	10/3 22:52 (L)TP-0.8	-1774.6	-1681.3	-132.1	0.0
2-2期(夜)	10/3 22:52 (L)TP+0.8				
	10/4 7:00 (H)TP+0.7	1475.3	1500.0	-140.2	0.0
3期(昼)	10/4 7:00 (H)TP+0.7				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	-1558.0	-1471.8	-37.4	0.0
1日	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	67.7	94.7	-375.3	0.0
PON収支					
1期(昼)	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/3 15:30 (H)TP+0.9	1755.7	1454.8	-51.0	0.0
2-1期(夜)	10/3 15:30 (H)TP+0.9				
	10/3 22:52 (L)TP-0.8	-1451.4	-1463.0	-83.4	0.0
2-2期(夜)	10/3 22:52 (L)TP-0.8				
	10/4 7:00 (H)TP+0.7	1693.6	1409.6	-88.6	0.0
3期(昼)	10/4 7:00 (H)TP+0.7				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	-1291.8	-1692.1	-4.3	0.0
1日	10/3 10:15 (L)TP-0.9				
	10/4 10:10 (L)TP-0.8	706.0	-290.7	-227.3	0.0

(L): low water, (H): high water, TP: 東京湾平均海面

ては小さすぎると推定されるため、今回は後者の値 ($3.8 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$) を使用した。ただし、6月の2期(夜間)については(4)の連続観測結果から水塊のゆらぎが大きく、水平拡散係数は1期、3期と比べかなり大きいと推測されるため、倍の $7.6 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$ と仮定して計算した。

計算結果は表2-1、表2-2に示すとおりである。また、1日当たりの物質収支結果は図5-1、図5-2で示すとおりである。

なお、既報²³⁾の物質収支結果とは異なる点があるが、これは方法で述べたように計算期間の取り直し(第2期の分割)を行った結果である。

6月の収支結果(図5)をみると、クロロフィルaは

沖合からの移流、拡散による純流入量 (27.6 kg/day) の92%にあたる 25.4 kg/day ($0.65 \text{ mg/m}^2/\text{hour}$) が干潟上で消失し、PONも同様に純流入量 (164 kgN/day) とほとんど同じ量の 165 kgN/day ($4.15 \text{ mg/m}^2/\text{hour}$) が干潟上で消失する結果となった。

一方、10月は6月の結果と大きく異なり、クロロフィルaは夜間(2期)では消失しているものの昼間(1, 3期)に多量に生成しているため、1日当たり収支では生成となった。PONはクロロフィルaとは異なり夜間を含めてすべての期間で生成となり、1日当たりの収支では大きく生成する結果となった。また、DTNは6月の3倍と驚くほど多量に生成していた。

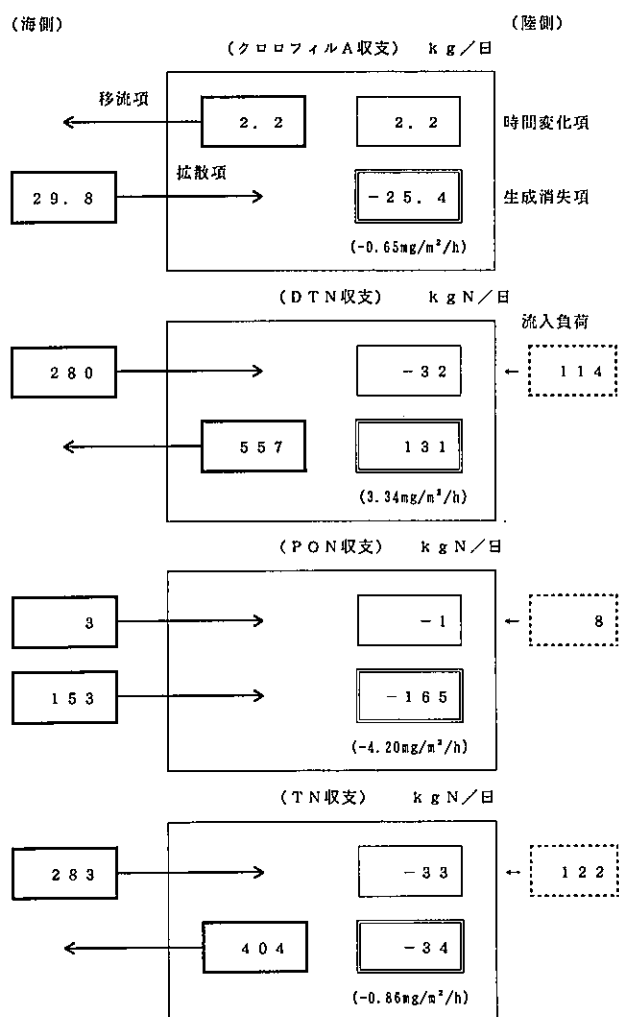


図5-1 対象干潟 (1.65km²) の夏季1日 (1994年6月22~23日) 当たりのクロロフィルa及びDTN, PON, TN収支

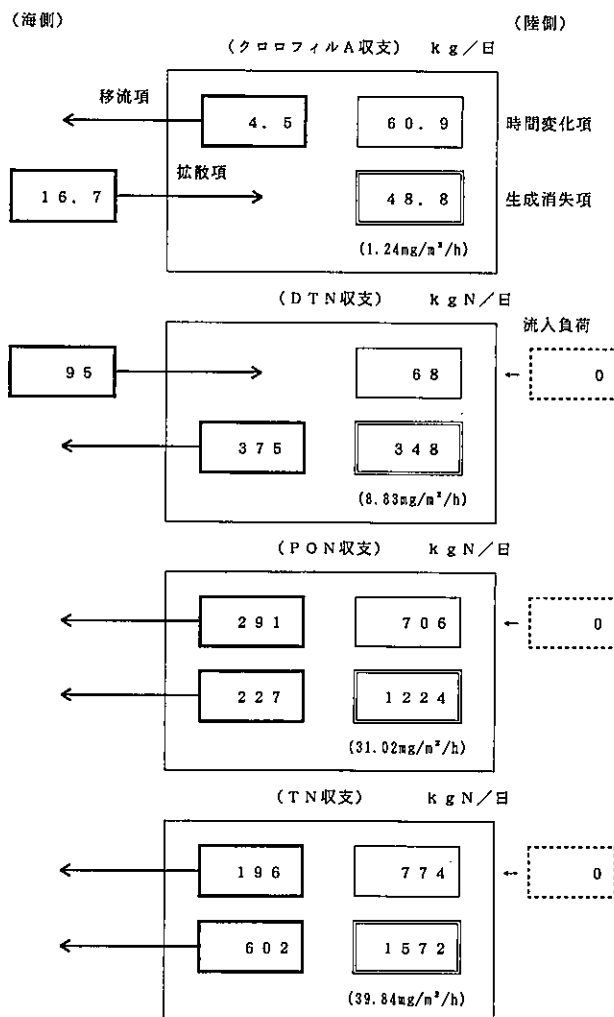


図5-2 対象干潟 (1.65km²) の秋季1日 (1994年10月3~4日) 当たりのクロロフィルa及びDTN, PON, TN収支

3. 考 察

干潟上でクロロフィルa, PON濃度が顕著に減少することが6月の水質水平分布, 鉛直分布及び物質収支結果のいずれからも明らかになった。クロロフィルa濃度が沖側で高く, 生物の捕食過程で生成するフェオフィチン濃度が岸側で高いということは, 干潟上でクロロフィルaが生物によって摂取, 分解されていることを示している。一方, 10月のクロロフィルa, PONは水平分布, 鉛直分布, 物質収支とも干潟上で変化なし, あるいは逆に増加している。6月と10月の干潟の大きな相違点は, マクロベントス現存量が1/2以下で, 中でもアサリ等の大型ろ過食性者がほとんどみられなくなったことである。

また, 過去の報告^{10),24)}を含めて, 物質収支結果とその

時のマクロベントス現存量の比較をまとめたものが図6である。マクロベントス現存量が多い場合にはPON収支が負の値になり, 少ない場合には逆に正の値となっている。マクロベントスの代謝速度は水温により変動するため, 低水温期は不明であるが, この事例をみる限り夏季の干潟ではマクロベントス現存量で4gN/m²位がPON収支でsourceであるかsinkであるかの境界であるように考えられる。

青山ら(1996)²³⁾は図1中▲1~4で6月の調査と同時に別途干潟上に透明アクリルチャンパーを設置し, その内部海水の濃度変化(PON)を測定し, マクロベントスによる懸濁物除去(ろ過)速度を直接測定した。これによると, ろ過速度はチャンパー内マクロベントス量に比例し, 平均で140.3L/m²/hourであった。

また, この時の干潟上の推定摂餌量はこの値を使って以下のように求められる。

摂餌量(kgN/day) = 単位面積当りろ過速度

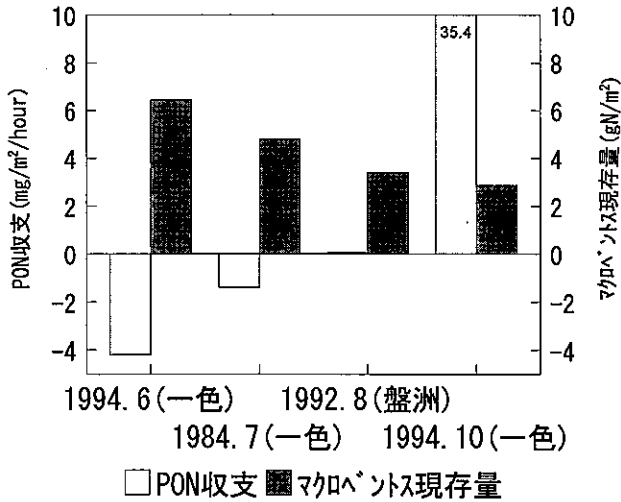


図6 PON 収支とマクロベントス現存量比較

\times 干潟面積 \times 1日当り摂餌時間(24時間-干出時間)
 \times 干潟上PON平均濃度
 $= 140.3 \text{ L/m}^2/\text{hour} \times 1.65(\text{km}^2) \times 18(\text{hour}) \times 0.084 \text{ mgN/L}$
 $= 350.0 \text{ kgN}/1.65 \text{ km}^2/\text{day}$

干潟上で優先したアサリについて秋山²⁵⁾は摂餌量の約56%を糞、擬糞として排出すると報告している。この糞、擬糞のうち何割が干潟上に堆積するか定かではないが、限界掃流力 (Shieldsの式²⁶⁾ から限界掃流速度は以下のように求めることができる。

$$u_{*c}^2/(\sigma/\rho-1)gd = \phi(u_{*c}d/v)$$

ただし、 u_{*c} : 限界摩擦速度、 d : 平均粒径、 σ/ρ : 粒子の比重、 v : 動粘性係数 ($0.01 \text{ cm}^2/\text{s}$)、 g : 重力加速度 ($980 \text{ cm}/\text{s}^2$) である。

仮に糞粒子の平均粒径を 0.1 cm 、比重を 1.05 とした場合、その限界掃流速度は 0.5 cm となる。ボックスモデルから導かれる平均境界断面流速は $0.8 \sim 2.0 \text{ cm}/\text{sec}$ となるので、糞、擬糞のほとんどは巻き上がると考えても差し支えないだろう。実際に図3のフェオフィチンの水平分布をみるとろ過食性者の摂食後の糞、擬糞のかなりの部分は水中懸濁物として干潟上に回帰していると推測される。仮に90%が巻き上げられ、10%が堆積すると仮定すれば、摂餌量の5.6%が堆積することになる。堆積有機物はより低次のベントスにより摂食され、浄化されて行くに違いない。まとめると、摂餌量の $0.56 \times 0.9 = 50.4\%$ が巻き上がって再懸濁し、残りの 49.6% はろ過食性ベントス体内に取り込まれたり干潟上に堆積したりして、干潟上海水から懸濁有機物は取り除かれることになる。すなわち、摂餌量の 49.6% は水質浄化量と推測できる。計算すると $350.0 \text{ kgN}/1.65 \text{ km}^2/\text{day} \times 49.6\% =$

$173.6 \text{ kgN}/1.65 \text{ km}^2/\text{day}$ になる。求めた値は、物質収支で求めた6月のPON消失速度 $165 \text{ gN}/1.65 \text{ km}^2/\text{day}$ とよく一致する。このことは、ボックスモデルによる収支計算の妥当性を裏付けるとともに本報の方法によらなくともろ過食性マクロベントスの摂餌量(ろ過速度²⁵⁾ や年間推定生産量と摂餌効率から求める方法²⁷⁾ 等がある)とその糞、擬糞の再懸濁率を求めることができれば実質的な水質浄化能力(水中懸濁物除去能力)の推定ができることを示している。本報の消失速度、摂餌量とも推定が正しいとすれば糞、擬糞の再懸濁率は 94.4% 、堆積率は 4.6% と求められる。この堆積率で堆積物食性マクロベントスやマイオベントスの摂餌量を満たしているか現時点では判断できないが生態系シミュレーションモデル等で今後検討してみる必要がある。

以上のことから干潟上のPONの消失はろ過性マクロベントスのろ過摂食によって担われているのが明らかになった。すなわち、沖側から干潟上に輸送された植物プランクトンを中心とした懸濁態有機物は、ろ過食性マクロベントス等の活発な摂食により、速やかに海水中から除去されていると推測できた。

10月の結果は、干潟上でマクロベントスによる懸濁物除去作用(ろ過摂食)が機能することなく、逆に植物プランクトンの増殖や風波による巻き上げによって干潟上懸濁有機物が生成したと説明できる。DTNの生成は、底質項目のバクテリア、T-Sが増加し、酸化層厚が減少していることから、8月上旬起きたマクロベントスのへい死により、それまで干潟中に生物体として貯留されていた多量の窒素が、分解、溶出し、10月の調査時点でも海水中にDTNとして放出し続けていたものと推測される。

懸濁物の除去が干潟上で行われていることは解ったが、総窒素(TN)収支で6月の結果をみると、PON収支が $4.20 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{hour}$ の消失に対し、DTN収支は $3.34 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{hour}$ の生成で、差引 $0.86 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{hour}$ の消失となり(図7)、TN収支では、干潟はわずかにsinkであるという結果となった。これは、1984年に同じ一色干潟で佐々木によって測定された結果²⁴⁾ (PON: 1.4 , DTN: 6.0 , TN: $7.4 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{hour}$ のいずれも消失)とは異なるものとなった。

過去の観測時との相違点をあげてみると①観測の後半が曇天であり光合成速度が $1/2$ 程度であったこと(表3) ②水中で最大の現存量を占めるアオサ、アマモが1984年当時のそれぞれ 4% 、 9% 程度であったこと(表4)の2点があげられる。

②からアマモ等大型藻(草)類によるDTN吸収速度が

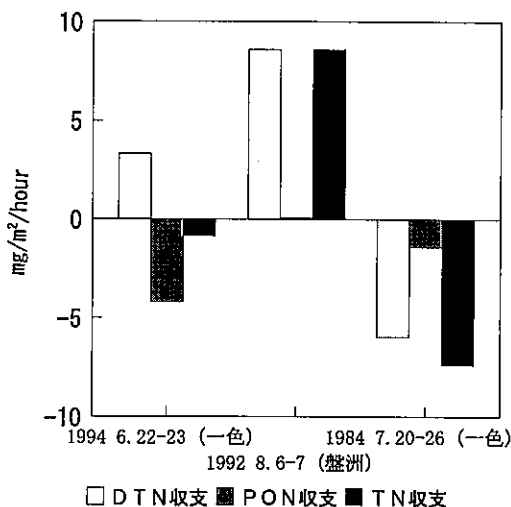


図7 DTN, PON, TN 収支における生成消失速度の比較

過去と大きく異なっていると考えられるため、仮にこの速度が過去と同じ程度であったとすると、DTN 収支は $3.2 \text{ mgN/m}^2/\text{hour}$ 減少し、 $0.14 \text{ mgN/m}^2/\text{hour}$ の生成となる。この場合の TN 収支は $0.86 \text{ mgN/m}^2/\text{hour}$ から $4.06 \text{ mgN/m}^2/\text{hour}$ の消失となり、過去の結果と類似してくる。

このことから、干潟が TN 収支で見たときに sink となるか、source となるかは微妙な問題でありその時の大型藻(草)類の繁茂の程度による溶存態窒素の吸収量の差によって左右されると考えられた。

最後に、干潟のような小海域で物質収支計算を行う場合には、本調査のようにボックス内とその外側で大きな物質濃度差がみられ、拡散による物質の輸送が物質収支

表3 6月22日(1期)と6月23日(3期)の観測時における光合成速度の相違

期 間	chl-a mg/m^3	k m^{-1}	I $\text{cal/cm}^2/\text{hr}$	I _{opt} $\text{cal/cm}^2/\text{hr}$	z m	μ
6/22 (1期)	4.8	0.78	58.2	30	1.7	0.92
6/23 (3期)	7.3	0.80	14.3	30	1.9	0.50

ただし、 μ は比光合成速度(kremer and Nixon, 1978)²³⁾、k : 光消散係数 ($k=0.74+0.0077 \cdot \text{chl-a}$)²⁹⁾、I : 水面での光強度、I_{opt} : 最適光強度、z : 水深である。

また、式は以下のとおりである。

$$\mu = 1/(k \cdot z) \cdot e^{(1-I/I_{opt})} \cdot e^{-kz} - (1-I/I_{opt})$$

表4 対象干潟上の大型藻(草)類現存量の過去との対比
単位: mgN/m^2

種 名	1994年6月*1	1984年7月*2
アサオ	23	580
アマモ, コアマモ	101	1100

*1 1995年5月調査より推定(甲斐, 未発表)

*2 佐々木(1989)

に大きな影響を与える場合があるため、今後は水平拡散係数も観測時に実測し、収支計算の精度を向上させる必要があると考えられる。

4. 要 約

①干潟上では懸濁態有機物が効率的に除去されており、この除去能力は二枚貝類を中心としたろ過食性マクロベントスによって担われており、その速度は $165 \text{ kgN}/1.65 \text{ km}^2/\text{day}$ ($4.20 \text{ mg/m}^2/\text{hour}$) と推定できた。

②干潟の懸濁物除去機能や栄養物質の貯留機能は干潟生物の死滅によっては消失する。

③溶存態総窒素の除去は大型藻類の吸収能が重要であり、現在は過去に比べ大型藻類現存量が減少し、この機能が低下している。等が明らかになった。

5. 謝 辞

本報を稿するにあたり、有益な助言を賜りました中央水産研究所海洋生産部物質循環研究室 佐々木克之博士並びに同研究所同部低次生産研究室 松川康夫博士に厚く御礼申し上げます。

6. 文 献

- 1) 日本海洋学会(1990) 海洋観測指針(気象庁), 428 pp.
- 2) Velji, M. I. and Albright, L. J. (1986) Microscopic enumeration of attached marine bacteria of seawater, marine sediment, fecal matter, and kelp alade samples following pyrophosphate and ultrasound treatments. *Cam. J. Microbiol.*, 32, 121-126.
- 3) 日本海洋学会(1990) 沿岸環境調査マニュアルII 水質・微生物編, 379 pp.
- 4) 日本海洋学会(1979) 海洋環境調査法, 275-276.
- 5) Strickland, J. D. H. and Parsons, T. R. (1968) A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 71-76.
- 6) 今井一郎(1989) 沿岸域における微生物の生態. 沿岸海洋研究ノート, 27(1), 85-101.
- 7) 今井一郎(1984) 海水・底泥中の微生物の挙動-II. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究(昭和58年度研究成果報告書), 165-176.
- 8) 通商産業省(1987) 富栄養化予測手法マニュアル——三河湾実測調査実例——(応用編), 37-56.
- 9) 日本海洋学会(1986) 沿岸環境調査マニュアル底質・生物編, 133-216.
- 10) 社団法人日本水産資源保護協会(1992) 漁場保全事業定量化事業報告書(第1期とりまとめ), 249 pp.
- 11) 松川康夫(1984) 水理構造と物質輸送機構(干潟縁部における塩分輸送と分散係数の算出). 潮間帯周辺海域における浄

- 化機能と生物生産に関する研究 (昭和58年度研究成果報告書), 23-33.
- 12) 松川康夫 (1985) 水理構造と物質輸送機構 (干潟上の流動と分散の測定). 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究 (昭和59年度研究成果報告書), 19-20.
 - 13) Kogure, K. and Koike, I. (1987) Particle counter determination of bacterial biomass in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 274-277.
 - 14) Strickland, J. D. H (1965) Chemical composition of phytoplankton and method for measuring plant bio-mass, D Practical considerations composition ratios. *Chemical Oceanography*, 1, Academic Press, 514-518.
 - 15) 西条八束, 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.
 - 16) Warwick, R. M. and Gee, J. M. (1984) Community Structure of Estuarine Meiobenthos. *Marin Ecology Progress Series*, 18, 97-111.
 - 17) 会沢安志 (1988) 大海湾干潟域におけるメイオベントスの動態. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究, 農林水産技術会議事務局, 106-111.
 - 18) Andrassy, I. (1956) Die Rauminhalts-und Gewichtsbestimmung der Fadenwürmer (Nematoden). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 2, 1-15.
 - 19) Warwick, R. M. and Price, R. (1979) Ecological and Metabolic Studies on Free-living Nematodes from an Estuarine Mud-flat, *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9, 257-271.
 - 20) Wieser, W. (1960) Benthic Studies in Buzzards Bay. 11. The Meiofauna, *Limnology and Oceanography*, 5, 121-137.
 - 21) Myers, R. F. (1967) Osmoregulation in *Pangrellus redivivus* and *Aphelenchus avanae*. *Nematologica*, 12, 579-586.
 - 22) 中田喜三郎, 畑恭子 (1994) 沿岸干潟における浄化機能の評価. *水環境学会誌*, 17(3), 158-166.
 - 23) 青山裕晃, 今尾和正, 鈴木輝明 (1996) 干潟域の水質浄化機能. 月刊海洋「プランクトンと河口生態系」, 28(3), 178-188.
 - 24) 佐々木克之 (1989) 干潟域の物質循環. 沿岸海洋研究ノート, 26(2), 172-190.
 - 25) 秋山章男 (1988) 底生生物の挙動と食物連鎖. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究, 82-102.
 - 26) 土木学会 (1980) 水理公式集 (昭和60年度版), 221-222.
 - 27) 木村賢史, 三好康彦, 嶋津暉之, 赤沢豊 (1991) 人工海浜の浄化能力について(2). 東京都環境科学研究所年報1991, 141-150.
 - 28) Kremer, J. N. and Nixon, S. W. (1987) 沿岸生態系の解析, 生物研究社, 227 pp.
 - 29) 愛知県環境部 (1992) 平成3年度三河湾水質浄化調査報告書, 465 pp.