

干潟上におけるマクロベントス群集による 有機懸濁物除去速度の現場測定

青山裕晃*・鈴木輝明*

In Situ Measurement of Particulate Organic Matter Removal Rates by a Tidal Flat Macrobenthic Community

Hiroaki AOYAMA* and Teruaki SUZUKI*

Abstract

Special transparent chambers were set at four stations on Isshiki tidal flat of Mikawa Bay. The chambers were designed to measure the *in situ* removal rates of particulate organic matter by the macrobenthic community with special reference to their water purification function on the tidal flat.

With each chamber, concentrations of particulate organic nitrogen, carbon, and chlorophyll pigment was measured for two hours and filtering rates of water was calculated. The filtering rates per unit of macrobenthos biomass were almost equal in all chambers, with an average value $21.7 \text{ l} \cdot \text{gN}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, which was 35% less than the past data obtained under artificial laboratory conditions or artificial treatment in the field. Characteristically, the filtering rate was proportional to the whole macrobenthos biomass rather than that of the suspension feeders.

The removal rate of particulate organic nitrogen on Isshiki tidal flat was $227.4 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ as calculated by the filter feeding rate and the average concentration of particulate organic nitrogen on the tidal flat. This rate was compared to the nitrogen budget ($150.0 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) obtained by the BOX-model analysis with the same time and area. Generally these values were in good agreement, assuming that about 60% of the excrement of suspension feeding macrobenthos was resuspended and consumed again as food. From this estimation, it is apparent that the detritus food-chain via the fecal matter of suspension feeding macrobenthos plays a considerable important role in the tidal flat ecosystem.

1. はじめに

内湾域の物質循環においてはマクロベントス群集の果たす役割はかなり重要であるという指摘 (CLOERN, 1982, COHEN *et al.*, 1984, CARLSON *et al.*, 1984) がある。内湾でも特にマクロベントス現存量の高い干潟域は湾全体の物質循環系に大きな影響を与えており (佐々木, 1989, 鈴木ら, 1996), 開発による埋立などは湾全体の水質を悪化させているという指摘もある (石田・

原, 1996)。しかし, 埋立等の開発行為に伴う環境影響評価でなされる水質予測シミュレーションでは, マクロベントスが関与する物質循環系を考慮しておらず, 単に地形の変化と流入負荷の変化のみを考慮しているにすぎない。干潟域における物質循環を定量化することは内湾の物質循環を理解する上で不可欠であり, またより正確な環境影響予測評価にもつながる。

干潟域での物質循環の特徴は満潮時に進入する水中の有機懸濁物が急速に底泥の物質循環系にはいり, 干潟の生物生産として取り込まれると同時に分解物としての無機栄養塩が水中に回帰することにある。干潟の持つ水質浄化機能と称される機能の一つにこのような有機懸濁物の除去能力がある。この浄化機能は①水中

1997年3月13日受付

1997年6月9日受理

* 愛知県水産試験場

Aichi Fisheries Research Institute, 97, Wakamiya, Miya-cho, Gamagori, 443 Japan

における有機懸濁物や植物プランクトンの現存量の変化から推測 (佐々木, 1989, 青山・鈴木, 1996) したり, ②マクロベントス現存量からP/B比 (生産量/現存量比) を仮定し生産力を求めて推測している例 (木村ら, 1991) や③干潟底生動物のろ過速度から推測している例 (木村ら, 1991) がある。①の方法では移流速度, 拡散係数や平均濃度の取り方等による計算誤差があり, ②についてはマクロベントスの種類や水温などの環境によってP/B比が大きく異なり, その値自身不明な種類が多い。③については干潟の二枚貝類の代表種であるアサリ (*Ruditapes philippinarum*), ホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) についての摂餌 (ろ過) 速度測定例 (秋山, 1988, 千葉・大島, 1957) はあるが, 他種ではほとんど無い。さらにろ過速度の測定は, 通常, 干潟堆積物中の内在生物を堆積物から取り出して実験室内で行われるが, そのような測定では正確な値が得られないとの報告もある (山室, 1992)。このように, 既存の方法はいずれも多くの仮定や計算誤差を有しているため, 干潟上における有機懸濁物除去速度を現場測定し, 既存の方法によるものと比較検討する必要がある。

筆者らは, この課題を議論するために, 実際にマクロベントスが息する干潟上にチャンバーを設置し, 内部海水の水質変化を測定することによってマクロベントス群集全体が海水から有機懸濁物を除去する速度を測定し, ①及び②の方法により得られた値と比較検討したので報告する。

2. 方法

(1) 有機懸濁物除去速度の現場測定方法

円筒型透明アクリルチャンバー (内径35cm×高さ70cm, 底面積0.0962m²) の底部を12cmほど干潟内に埋め込み, その外側には波浪による転倒を防ぐための鉄製の支持枠を設置した (Fig. 1)。チャンバー内には約56リットルの試験海水を密閉でき, 有機懸濁物除去速度の測定は, 試験海水の懸濁物の濃度変化から求めた。

チャンバー内には内部海水を攪拌して均一化を図るとともに水中懸濁物の沈降を防止するため, 小型水中ポンプ (3.9l・min⁻¹) をチャンバー内に吊り下げた。試験海水は採水チューブにより外部から1回に500mlを注射器によりゆっくり吸引採水し, 2時間後まで計4回採水した。密閉された内部は, 内在動物の呼吸等により内部の溶存酸素量は減少するため, 酸素欠乏が

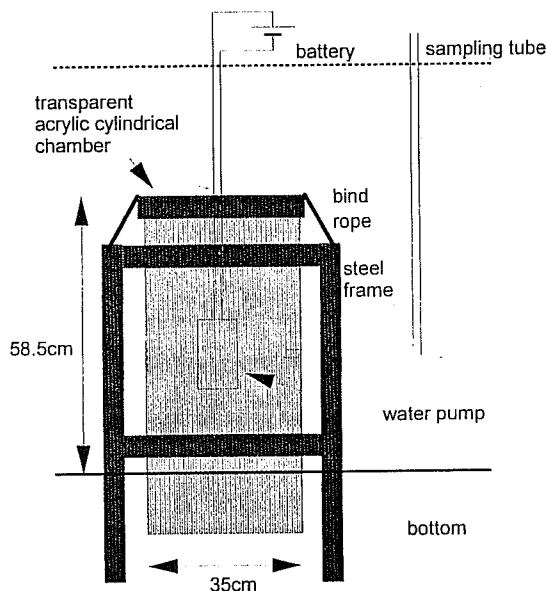


Fig. 1. Diagram of the special chamber designed to measure the *in situ* removal rate of particulate organic matter on the tidal flat.

内在動物に影響を与えない実験時間を設定する必要がある。そのため, 1994年6月7日に殻長20~30mmのアサリ68個体 (1.60gN, 16.7gN・m⁻², 水温24.1℃) を入れた同じ装置で予備実験を行ない溶存酸素濃度の経時変化を求めた。実験開始時の溶存酸素は7.3mg・l⁻¹であったが, 1時間後は6.5mg・l⁻¹, 2時間後は5.8mg・l⁻¹であった。現場干潟ではチャンバーに内在するマクロベントス現存量は窒素換算0.03~1.14gNと予備試験より小さいことから, 2時間の測定では溶存酸素の減少が生物に与える影響はほとんど無いと考えられた。

チャンバー内に満たした試験水は実験装置周辺海水であるが, 干潟生物の水中懸濁物除去活動によりすでにその場の水中懸濁物濃度は沖合い水より低く (青山・鈴木, 1996), 水質濃度変化によって有機懸濁物除去速度を求めることが困難であったため, 予め実験室内で培養した珪藻 (*Chaetoceros* sp., *Skeletonema* sp. 2種混合) を培養液と共に実験開始時に0.6~1.0l添加し, 干潟沖合い水の懸濁態有機窒素量 (PON: 140 μg・l⁻¹) に近づけた。

(2) 測定海域

測定は, 愛知県幡豆郡一色町地先 (一色干潟) で Fig. 2 に示す4点で, 1994年6月22日 (水温23.8℃) に行った。この場所を選択した理由は, St. 1,2 と St. 3,

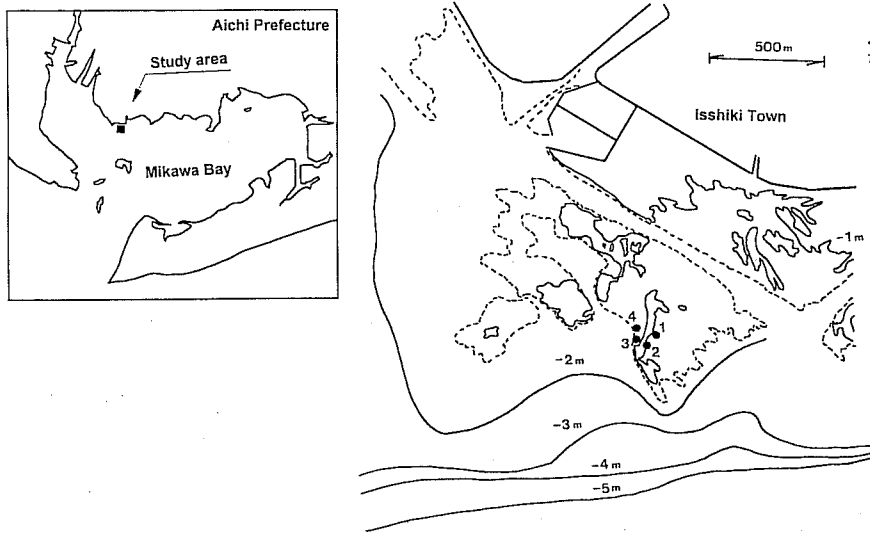


Fig. 2. Study area and stations.

● Station of examination

Depth is shown by Tokyo Bay Mean Sea Level (T.M.S.L).
Dotted line shows lower low water that occurs in Spring.

4の間には大きな砂州があり、この東西で底質と底生生物相がかなり異なっていると思われるからである。東側の St.1,2 は中央粒径が 0.58, 0.35mm で粗砂分が多くなっている。一方、西側の St.3,4 は中央粒径は 0.18, 0.17mm で細砂分が多くなっており、コアモモ、アマモ等が繁茂し、ホトトギスガイのマット状集団がみられるような場所である。St.4 は St.3 に比べ海草がやや多い場所であった。

また、干潟の代表種であるアサリの海水濾過速度を求めるため、1995年9月7日(水温24.1℃)に蒲郡市三谷町の小規模な河口干潟において、実験チャンパー設置前に1mmメッシュの篩を用いてアサリ以外のマクロベントスを目視により除去し、殻長20~30mmのアサリ51個体(0.94gN, 9.7gN・m⁻²)を入れた実験も行った。

(3) 水質及び底質分析方法

水質分析項目は、クロロフィル a 、フェオフィチン、懸濁態有機窒素(PON)、懸濁態炭素(PC)である。クロロフィル a 、フェオフィチンはアセトン抽出蛍光法で分析した。PON、PCはWhatman GF/Cろ紙でろ過した後、ろ紙を60℃で通風乾燥し、CHN自動分析器(YANAKO製MT-II型)で分析した。

また、実験装置撤去後には、チャンパー内のマクロベントスを底泥(深さ30cm程度)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。マクロベントス現存量は種類別に乾燥率、炭素含有率、C/N比(中田・畑, 1994)を用いて窒素含有量に換算した。

(3) 懸濁物除去(ろ過)速度の算出

懸濁物除去(ろ過)速度を求めるに当たり、まず、クロロフィル色素(クロロフィル a +フェオフィチン)、PON、PCの濃度変化が懸濁物除去速度を表すと考え、最小2乗法により以下の(1)式で近似した。

$$P_t = P_0 \cdot e^{-at} \quad (1)$$

ただし、 P_0 :初期値濃度($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)、 P_t : t 時間後の濃度($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)、 a :除去速度定数とする。

その時、ろ過速度と濃度減少率の間には次の(2)式が成り立つと考えられる。

$$(1 - P_t/P_0) \cdot V = R \cdot t \quad (2)$$

ただし、 V :チャンパーの容積(l)、 R :ろ水速度($l \cdot h^{-1}$)とする。

ろ過速度の計算は、2つの方法で以下のように求めることとした。1つの方法は単純に1時間後の濃度減

少率をろ過率とみなすことができると考え、(1)式より1時間後の濃度を求め(2)式に代入した(3)式より求めたものである。

$$R=(1-e^{-a}) \cdot V \quad (3)$$

しかし、チャンパー内の有機懸濁物は有限なため、試水量に対してろ過速度が高ければ観測時間が大きくなるにつれ濃度の減少速度は見かけ上低くなり、濃度の減少率から単純にろ過速度に置き換えることは過小評価になる。厳密に言えば、(2)式が成り立つのは、 R が極小さい場合、つまり時間 t が極小さい場合、あるいは V がろ過速度に対して相対的に大きい場合である。

もう一つの方法は上記の点を考慮した計算方法で、以下に示す。

(2)式に(1)式を代入して整理すると、

$$\begin{aligned} 1-e^{-a} &= R \cdot t/V \\ e^{-a} &= 1-R \cdot t/V \end{aligned}$$

となり、両辺、自然対数を取ると、

$$at = \ln(1-R \cdot t/V)$$

となる。ここで、 t が極小さいときには、

$$\ln(1-R \cdot t/V) \approx -R \cdot t/V$$

と近似できるので、

$$at = -R \cdot t/V$$

よって、ろ過速度は次の(4)式によって求められる。

$$R = -V \cdot a \quad (4)$$

普通、室内実験では、数リットル程度の水量に対し、試験個体数が多く、濃度減少も速いことから、JORGENSEN(1966)の式($\ln(P_1/P_0) = R \cdot t/V$ (5))でろ過速度は求められるが、(5)式は(1)式と(4)式より導くことができ、同じ計算結果となる。

しかし、今回は使用水量が56リットルと多く、マクロベントス現存量もまちまちであることと、採水回数が4回と限られ、少ないことから、(4)式では指数関数近似による誤差が大きくなる可能性がある。実際に(3)、(4)両式によりろ過速度を求め比較すると、(4)式の方が(3)式よりも10~30%程高く求められる。水質分析の精度や実験装置設置時の水質の均一性も考慮し、ここでは過大評価を避けるため(3)式による結果を採用した。

3. 結果

Table 1 に各測点で出現したマクロベントスの種組成と主たる食性(風呂田, 1996)を示し、Fig. 3 にそれらを食性別に分類し窒素換算した現存量を示す。最も現存量が高かったのはSt. 1であり、 $11.88 \text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$ であった。その内訳は懸濁物食者が圧倒的に多く97%を占め、優占種はアサリであった。次に高かったのはSt. 4とSt. 3であり、それぞれ5.79、 $4.55 \text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$ と大差はなかったが、懸濁物食者の占める割合はSt. 1より低く、それぞれ30%、26%であり、St. 4では表層堆積物食者が、St. 3では表層堆積物食者と下層堆積物食者の割合も高かった。St. 4で窒素含有量順に種をあげると、ニンジンイソギンチャク(*Paracondylatis hertwigi*)、アサリ、スジホシムシモドキ(*Siphonosoma cumanense*)、ミズヒキゴカイ(*Cirriformia tentaculata*)、マテガイ(*Solen strictus*)、ホトトギスガイであった。St. 3ではタマシキゴカイ(*Arenicola brasiliensis*)、カガミガイ(*Dosinorbis japonicus*)、アサリであった。St. 2は最も現存量が低く $0.26 \text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$ であり、優占種はアサリであった。

Fig. 4 に実験結果の内、実験海中のクロロフィル色素(クロロフィル a +フェオフィチン)とPONの濃度変化を示す。クロロフィル色素をみるとSt. 1の濃度低下が大きく、4と3はほぼ同じで、2は最も低下が小さかった。PONの変化も同様でSt. 1が濃度低下が大きく、4と3はほぼ同様の低下だったが、2ではほとんど変化しなかった。これらの濃度変化は、チャンパー内の懸濁物食マクロベントス現存量(Fig. 3)にほぼ対応していることから、これらによるろ過摂食活動の反映であると推測された。

PON、PC及びクロロフィル色素の濃度変化の近似式から求めたろ過速度をマクロベントス現存量当たりと懸濁物食者現存量当たりに換算してTable 2に示す。マクロベントス現存量当たりで見ると、PONでは負の値となるSt. 2を除いて各チャンパーともほぼ等しく $21.1 \sim 22.1$ (平均 21.7) $\text{l} \cdot \text{gN}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ となり、PCから得た値も $20.3 \sim 22.6$ (平均 21.2) $\text{l} \cdot \text{gN}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ とよく一致した。クロロフィル色素から得た値は $28.4 \sim 34.3$ (平均 31.0)、St. 2はマクロベントス現存量が極端に少ないので除外した) $\text{l} \cdot \text{gN}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ となり、PON、PCの値よりやや高い値となったが、クロロフィル色素の場合は初期値が低いため低濃度域での分析誤差が大きいためと考えられた。

干潟上における有機懸濁物除去速度の現場測定

Table 1. The list of macrobenthos species with individuals (inds·m⁻²) and wet weight (g·m⁻²) in each chamber on Isshiki tidal flat on 23 June in 1994

No.	Phylum	Class	Species name	Main feed type*	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4	
					Individuals	Wwt weight	Individuals	Wwt weight	Individuals	Wwt weight	Individuals	Wwt weight
1	COELENTERATA	Anthozoa	<i>Paracondylactis hertwigi</i>	U							145.6	133.7
2	NEMERTINEA		NEMERTINEA	U							52.0	0.2
3	SIPUNCULOIDEA	Sipunculidae	<i>Siphonosoma cumanense</i>	SD		0.6					41.6	97.7
4	ANNELIDA	Polychaeta	<i>Hesionidae</i>	U		0.0			0.1		20.8	0.1
5			<i>Sigambra tentaculata</i>	SS								
6			<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	SD					0.1			
7			<i>Nectoneanthes latipoda</i>	U					31.2		20.8	0.1
8			<i>Platynereis bicanaliculata</i>	U					52.0		676.0	6.4
9			<i>Nephtys polybranchia</i>	C					10.4		83.2	0.6
10			<i>Glycera subaenea</i>	U			20.8					
11			<i>Hemipodus yenourensis</i>	U								
12			<i>Aonides orycephala</i>	U			10.4				10.4	0.1
13			<i>Spio</i> sp.	U							52.0	0.2
14			<i>Cirratiformia tentaculata</i>	SD							10.4	70.8
15			<i>Armandia lanceolata</i>	SS			353.6					
16			<i>Arenticola brasiliensis</i>	SS					20.8	115.1		
17	MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Umbonium moniliferum</i>	SF					62.4	91.2		
18			<i>Australaba picta</i>	SD							10.4	0.1
19			<i>Reticunassa festiva</i>	SC					20.8	15.3		
20			<i>Musculus senhousia</i>	SF					20.8	16.2		70.0
21			<i>Pillucina pisidium</i>	U							10.4	4.5
22			<i>Dosinorbis japonicus</i>	SD					10.4	457.7		203.8
23			<i>Ruditapes philippinarum</i>	SF			10.4		41.6	141.2		
24			<i>Macra chinensis</i>	SF							62.4	
25			<i>Soletellina olivacea</i>	SD			20.8					
26			<i>Nitidolittina nitidula</i>	SD							20.8	4.1
27			<i>Macoma incongrua</i>	SD							10.4	1.5
28	ARTHROPODA	Crustacea	<i>Solen strictus</i>	SF							10.4	74.6
29			<i>Pontogeneia rostrata</i>	U					20.8	22.7		
30			<i>Paradexamine frondahrix</i>	U							62.4	0.1
31			<i>Erichtonius pugnax</i>	U					31.2	0.1	10.4	0.1
32			<i>Ampithoe</i> sp.	U					20.8	0.0	52.0	0.1
33			<i>Caprella scaura diceros</i>	U							52.0	0.6
34			<i>Caprella</i> sp.	U							10.4	0.0
35			<i>Crangon affinis</i>	U							10.4	0.0
36			<i>Diogenes edwardsii</i>	U							10.4	0.0
37			<i>Pagurus dubius</i>	SD							52.0	1.1
38			<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	C							20.8	4.9
			Total		1154.4	2217.5	436.8	49.6	374.4	860.8	1601.6	679.5

*SF: Suspension feeder, SD: Surface deposit feeder, SS: Subsurface deposit feeder, C: Carnivore, SC: Scavenger, U: Unknown

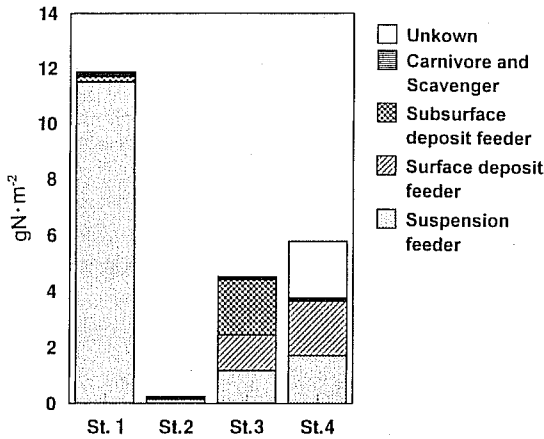


Fig. 3. Composition of the macrobenthos biomass, categorised by feeding type, at the four sampling stations on 23 June in 1994. The unit shows nitrogen per square meters, converted from wet weight per chamber.

しかし、懸濁物食者現存量当たりのろ過速度をみると、PONの場合で $22.7\sim 68.7\text{ l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ となり場所によってかなり異なった。

これらの結果から干潟における海水ろ過速度は、懸濁物食者の現存量ではなく、マクロベントス全体の現存量と比例し、マクロベントス単位窒素現存量当たり換算で $21.7\text{ l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ となること解った。

なお、1995年9月7日に蒲郡市地先でマクロベント

スを取り除いた実験において濃度変化はほとんどみられなかったことから、添加するプランクトンの生産や沈降の影響は2時間程度の実験時間では無視できると判断した。また、同時にアサリを用いて行った実験では同様に換算して $33.5\text{ l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ と5割ほど高い値であった。

4. 考察

(1) ろ過速度

本干潟における代表種であるアサリのろ過速度について、今回行った実験結果と類似した殻長及び水温値における既往の報告値をもとに単位窒素量当りに換算した結果を比較してみると Table 3 のようになる。

アサリ以外のマクロベントスを除去した実験によって得られた $33.5\text{ l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ という値は秋山 (1988) がアサリについてカオリンを用いて得た結果から計算した値 ($33.8\text{ l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) とよく一致したものの、アサリが9割近くを占めた St. 1 の値と比較すると、アサリ単独の結果の方が5割程度大きくなっている。このことはアサリ単独の実験が本来の生息現場で行われたとはいえ、一旦堆積物中から取り出した後、再びチャンパー内に戻すという実験操作によってアサリが刺激されろ過速度が増加した結果とも考えられる。秋山 (1988) の実験も実験室内への移植後の実験であることを考えると、自然条件下でのアサリのろ過速度は

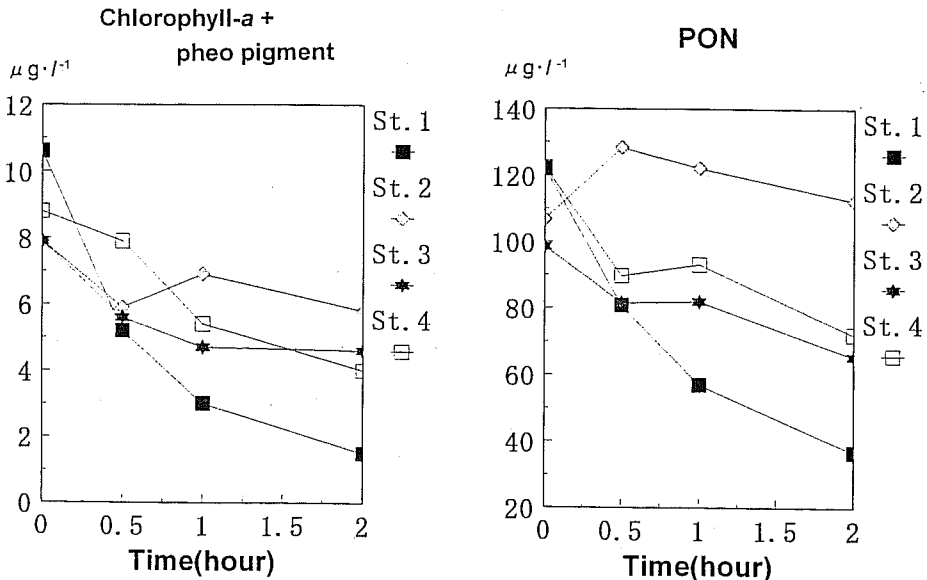


Fig. 4. Change of concentrations in chlorophyll pigments (chlorophyll-a + pheophytin) and PON for two hours at each station.

干潟上における有機懸濁物除去速度の現場測定

Table 2. Filter feeding rates ($l \cdot gN^{-1} \cdot h^{-1}$) (calculated from the change of decreasing concentrations) of particulate organic nitrogen (PON), carbon (PC) and chlorophyll pigments (chlorophyll-*a* + pheophytin)

		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
PON	per whole macrobenthos biomass	22.0	—	22.1	21.1
	per filter feeding macrobenthos biomass	22.7	—	83.9	70.8
PC	per whole macrobenthos biomass	20.7	—	20.3	22.6
	per filter feeding macrobenthos biomass	21.4	—	77.4	75.8
Chlorophyll pigments	per whole macrobenthos biomass	30.3	248.7	28.4	34.3
	per filter feeding macrobenthos biomass	31.3	414.4	107.9	115.2

Table 3. Comparison of filter feeding rate in short necked clam, *Ruditapes philippinarum*, with past studies

	TIBA and OSHIMA (1957)	AKIYAMA (1988)	This study
Filter feeding rate ($l \cdot gN^{-1} \cdot h^{-1}$)	15.9–35.3 (average 26.5)	33.8	33.5
Water temperature (°C)	22.0	25.0	24.1
Shell length (mm)	26–41	25–30	20–30

St. 1 の値に近いものとするのが妥当であろう。

ろ過速度はマクロベントス群集の現存量には比例したが、ろ過摂食の担い手である懸濁物食者の現存量には比例しなかった。チャンパー内の懸濁物食者の内訳をみると St. 1 はアサリが 9 割近くを占め、St. 3 では、アサリの他に小型のホトトギスガイ (肉湿重量 0.3g, 窒素量 0.003gN) 2 個体が含まれる。St. 4 はマテガイ 1 個体 (肉湿重量 3.3g, 窒素量 0.036gN)、小型のホトトギスガイ (肉湿重量 0.3g, 窒素量 0.003gN) 8 個体が含まれる。秋山 (1988) は湿肉重換算でホトトギスガイはアサリろ過速度の 2～3 倍の高い値を示すこと、また、アサリにおいて殻長が大きくなるほど湿肉重当たりのろ過速度は低下することを報告している。これらのことから、ろ過速度は懸濁物食者の種組成や個体の大きさの相違によって、懸濁物食者現存量に必ずしも比例しないと推測できる。しかし、現場のろ過速度がマクロベントス現存量に比例したのは大変興味深い。

REISE (1990) はニッコウガイの周辺基質に小型動物ベントスの生息量が増加することを実験で確かめている。ニッコウガイの代謝物がバクテリアを増加させ、バクテリア食のメイオベントス、またそれを食する肉食性マクロベントスが増加し全体として生物量が増加したと説明している。このことは、懸濁物食者の摂餌速度の増減が排泄物を介してその周辺の底泥デトリタスの増減に関連し、これを媒介とした食物網上のベントスを結果として増減させる可能性を示唆している。

干潟の様な浅い海域では、有機懸濁物の海底への取り込みの大部分は懸濁物食者によるものであると推定できることから、筆者らは、現場のろ過速度がマクロベントス現存量と比例したのは、この地点のマクロベントス現存量はその場での懸濁物食者のろ過速度に強く依存している結果を反映したものであると考えている。この関係の解明は今後の課題とし、さらに実験例を増やす必要がある。

(2) 物質収支計算により求められた有機懸濁物除去速度との比較

干潟の浄化機能の一部である有機懸濁物除去速度の定量化は、海水中の物質濃度変化から収支を求める手法が最も直接的であるが、その過程では拡散係数や濃度の取り方、干潟上海水中の基礎生産の見積りにより大きな誤差が生ずる可能性があり、得られた結果を別の方法と比較検討する必要があるが、他の方法と比較検討した例はない。

筆者らは本研究の有機懸濁物除去速度の現場測定と同時に、一色干潟及び周辺海域 (1.65km²) のボックスモデルによる懸濁態有機窒素の収支計算から一色干潟の持つ有機懸濁物除去能力も算出した (青山・鈴木、1996)。ボックスモデルによる干潟単位面積当たりの有機懸濁物除去速度は $100.0 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ である。この値は干潟沖合い海域から移流によって干潟上に運ばれた懸濁態有機窒素の実質的な干潟上での消失速度である。しかし、この値は干潟外部との物質収支を求めたものであり、ボックス内で生産された懸濁態有機

Table 4. Filter feeding rate($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$) calculated from macrobenthos biomass and PON concentration

Filter feeding rate per macrobenthos biomass	$21.7\text{l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$
Macrobenthos biomass (AOYAMA and SUZUKI, 1996)	$6.47\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$
Filter feeding rate per square meters	$140.4\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$
Average PON concentration on tidal flat*	$0.090\text{mgN}\cdot\text{l}^{-1}$
filter feeding rate on tidal flat per day**	$227.4\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$

* Average on 12 points of Isshiki tidal flat on 22 and 23 June in 1994. (AOYAMA and SUZUKI, 1996)

** Excepted low water level period (6hours)

窒素の消失分は考慮されていないので、水中の平均クロロフィル a 濃度から1日当たりの基礎生産量を見積もった値 $50\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ (鈴木ら, 1996) を加えると実質的な干潟域での海水からの有機懸濁物除去速度は $150\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ となる。

一方、本報告の4カ所のチャンパー内のPONの濃度減少から求めた海水ろ過速度 $21.7\text{l}\cdot\text{gN}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ を基にし、干潟の平均マクロベントス現存量 $6.47\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ (青山・鈴木, 1996) とその時 (1994年6月22, 23日の満潮時) の干潟上12点の平均PON濃度 ($0.090\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) から単位面積当たりの1日の摂餌速度を求めるとTable 4. に示すよう $227.4\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ となった。この値はボックスモデルより求めた実質的な海水からの有機懸濁物除去速度 $150\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の約1.5倍である。

この相違の理由について考察してみる。目視観察によると実験チャンパー内では水中ポンプによる強制攪拌は行っているものの、糞・擬糞や付着藻類の巻き上げは全く起きておらず、底面に沈積していた。一方、測定時の周辺の観察では西部の細砂分の多いアマモ場では糞塊がみられたものの砂州東部の干潟上に糞塊はほとんどみられなかった。従って実際の干潟では排出された有機物塊の一部は波浪により再懸濁し、水中デトリタスとして水中に回帰した可能性がある。

今回のろ過速度から求めた摂餌速度はこの再懸濁による干潟内部循環分は考慮されていない値である。一方、収支計算結果から求めた有機懸濁物除去速度は干潟内部における懸濁物の内部循環が含まれている。よって、収支結果から求める有機懸濁物除去速度と本報告のろ過速度から求めた摂餌速度との関係は以下の(6)式で表すことができる。

$$\begin{aligned} \text{有機懸濁物除去速度} &= \text{懸濁物食者の摂餌速度} \times \\ & (1 - \text{排泄率}) + \\ & \text{懸濁物食者の摂餌速度} \times \\ & \text{排泄率} \times (1 - \text{再懸濁率}) \end{aligned}$$

= 懸濁物食者の摂餌速度 ×

$$(1 - \text{排泄率} \times \text{再懸濁率}) \quad (6)$$

ただし、波浪等による有機物の海中への懸濁は干潟表面の付着藻類由来分も含まれるが、本測定と同時に行った干潟上海水中の植物プランクトンの検鏡結果には付着藻類と認められる種はみられなかったことから、ここではその巻き上げ分は考慮しない。

秋山 (1988) は、アサリは摂餌量の約55%を糞・擬糞として排出すると報告している。この値を利用して(6)式から再懸濁率(rs)を求めると

$$150 = 227.4 \times (1 - 0.55 \times rs)$$

$$rs = (227.4 - 150) / (227.4 \times 0.55)$$

$$= 0.62 \text{ と求められる。}$$

その結果、一色干潟では懸濁物食者の排泄量の約60%が再懸濁し、干潟上でデトリタス食物連鎖として循環していると推測できた。この結果は干潟の観察結果とおおよそ合致し、ボックスモデルにより求められた有機懸濁物除去速度が妥当な値であることを裏付けている。

ボックスモデルによる計算は直接的ではあるが、多くの労力と時間が必要であり、観測可能な機会もそれほど多くないため、より簡便に有機懸濁物除去速度を求める方法が考えられている。木村ら (1991) は、東京湾葛西人工干潟において二枚貝の現存量にP/B (生産量/現存量) 比を用いて年間生産量を推定し、これに見合う摂餌速度を摂餌効率から計算し、それを水質浄化能力として報告している。一色干潟での懸濁物食者の摂餌量を木村らと同じ方法で求めたものをTable 5. に示した。二枚貝のP/B比は一般的には2~3とされており、堀越・菊地 (1976) に記載されている二枚貝11種の単純平均値2.5を使用すると $232.1\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ となり本実験で求めた干潟上の摂餌速度 $227.4\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ と非常に良く一致した。

木村らは過大評価を避けるため二枚貝のP/B比を低めの1.5として水質浄化能力を求めている。この値を

干潟上における有機懸濁物除去速度の現場測定

Table 5. Filter feeding rate($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$) calculated from macrobenthos biomass using P/B ratio (KIMURA *et al.*, 1991)

	Unit	P/B=1.5*	P/B=2.5**
A : Macrobenthos biomass	$\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$	6.47	6.47
B : Macrobenthos biomass of suspension feeder	$\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$	5.08	5.08
C : Production/Biomass ratio		1.5	2.5
D : Production per year (B/C)	$\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$	7.62	12.7
E : Growth efficiency	%	15	15
F : Filter feeding rate per year (D/E)	$\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$	50.8	84.7
G : Filter feeding rate per day	$\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$	139.2	232.1

*The value used by KIMURA *et al.* (1991)

**Average on 11 species of bivalve (range 0.28-4.62, HORIKOSHI and KIKUCHI, 1976)

Table 6. Comparison of filter feeding and removal rate($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$) of particulate nitrogen by the macrobenthos from sea water

	This study	(KIMURA <i>et al.</i> , 1991)	
		P/B=1.5	P/B=2.5
Filter feeding rate	227.4	139.2	232.1
Removal rate*	150.0	91.7	153.0

* Removal rate = filter feeding rate \times (1 - excrement rate, 0.55 \times resuspension rate, 0.62)

使用するとその水質浄化能力は $139.2\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ となり、物質収支から得た値 $150\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ と見かけ上よく一致した。しかし、木村らの方法は排泄物の再懸濁を考慮していない値であるので、原理的にはP/B比を2.5として摂餌速度を求め、排出物の再懸濁分を見積もる方法の方が妥当であると考えられる (Table 6)。しかし、ここで使用したP/B比には干潟の代表種であるアサリの値がなく、他種においてもその値は幅広い。この値の取り方によって上述のように結果が大きく変わることも、また、同化率についても報告例が少ないという問題を持っており、この方法においても何らかのクロスチェックが必要といえよう。

以上のことは、懸濁物食者の摂餌速度そのものが干潟の浄化機能と称される水中懸濁物除去機能であると厳密には言えないことを示し、ろ過速度から有機懸濁物除去速度を推定する場合には、懸濁物食者の現存量や有機懸濁物濃度だけでなく、その場の波浪、流況条件によって大きく左右される糞・擬糞や付着藻類由来の再懸濁速度も見積もる必要があることを示唆している。現時点では、個々の懸濁物食者のろ過速度から有機懸濁物除去速度を推定するにはあまりにも情報が少ない。

本報告のような手法で干潟マクロベントス群集全体の摂食速度を現場海域で直接求めることは他の方法に

よる欠点を補い、干潟における物質収支をより正確に推定するために重要なクロスチェックの方法と考えられる。

5. 謝辞

本論文をまとめるにあたって、マクロベントスの同定に協力していただいた、(株)日本海洋生物研究所の渡辺淳氏、今尾和正氏、また、食性分類と本報告の内容について貴重なご意見を頂いた東邦大学理学部の風呂田利夫助教授に深く感謝します。

引用文献

- 青山裕晃・鈴木輝明 (1996) 干潟の水質浄化機能の定量的評価. 愛知水試研報, 3, 17-28.
- 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, 農林水産技術会議事務局研究成果 212, 82-102.
- CARLSON, D. J., D. W. TOWNSEND, A. L. HILYARD and J. F. EATON (1984) Effect of intertidal mudflat on plankton of the overlying water column. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41, 1523-1528.
- 千葉健治・大島康雄 (1957) アサリを主とする海産二枚貝の濾水・摂餌に及ぼす濁りの影響. 日水誌, 23, 348-353.
- CLOERN, J. E. (1982) Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay? Mar. Ecol. Prog. Ser., 9, 191-202.

- COHEN, R. R., P. V. DRESLER, E. J. P. PHILLIPS and R. L. CORY(1984) The effect of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 170-180.
- 風呂田利夫 (1996) 干潟底生動物の分布と摂食様式. 月刊海洋, **28** (2), 166-177.
- 堀越増興・菊地泰二 (1976) ベントスの生物生産性. 海藻・ベントス (元田茂編), 東海大学出版会, 241-270.
- 石田基雄・原保 (1996) 伊勢・三河湾における水質変動と富栄養化について. 愛知水試研報, **3**, 29-41.
- JORGENSEN, C. B. (1966) The biology of suspension feeding. Pergamon Press, Oxford, 337pp.
- 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.
- 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.
- REISE, K. (1990) 干潟生態学—種間相互作用の実験的研究— (倉田博訳). 日本水産資源保護協会, 227pp.
- 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.
- 鈴木輝明・青山裕晃・畑恭子 (1996) 干潟における生物機能の効率化. 水産学シリーズ, **110**, 恒星社厚生閣, 109-134.
- 山室真澄 (1992) 懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点 (総説). 日本ベントス学会誌, **42**, 29-38.