

持続的魚類養殖漁業のための漁場環境指標設定への試み

西村 昭史・井上 美佐・山形 陽一・横山 寿*¹

Experiments on the Determination of Environmental Indicators in Mariculture Grounds for Sustainable Fish Culture

Akifumi NISHIMURA, Misa INOUE, Yoichi YAMAGATA and Hisashi YOKOYAMA*¹

In order to determine the criteria for sustainable fish culture in a mariculture environment we investigated the mass of organic loading, the chemical characteristics of the sediments and the distribution of macrobenthos in the fish culture grounds in Mie. About 88% of organic carbon in the feeds has partly been loaded as particles and partly dissolved into the fish culture grounds. This suggests that a considerable quantity of organic matter is being loaded to the fish culture grounds. Total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in the sediments did not show seasonal changes, while acid volatile sulfide (AVS) in Sazaraura increased in the summer and the autumn, and decreased in the winter and the spring. Macrobenthos had their largest biomass in sediments containing 0.1-0.2mg/g of AVS, but were found not to exist in sediments with AVS>1.5mg/g. While the relationship between AVS and the oxygen consumption rate in the sediments, which is known as the Omori Takeoka theory, was not found. It is suggested that the relationship between AVS and macrobenthos is a useful barometer for measuring the mariculture environment where the levels of AVS for sustainable fish culture are up to 0.2mg/g with the upper limit being 1.5mg/g. However, environments of mariculture grounds are deeply influenced by their topography, and therefore, one set of criteria cannot be applied to all mariculture grounds. Thus, the criteria for each type of mariculture ground should be established individually.

三重県では海面に小割網生簀を浮かべた給餌型魚類養殖は1960年頃から行われ、当初はブリ (*Seriola quinqueradiata*) のみ養殖され600 ton/年程度の生産量であったが、1970年以降急激に増加して1973年には18,000 ton/年を越え全国的に生産過剰となった。1974年頃からマダイ (*Pagrus major*) 養殖への転換が始まり、1977年には両種合わせた生産量は20,581ton/年で最大になった (Fig. 1)。その後ブリの生産量は激減して1989年以降マダイ養殖が主流になった。1998年の魚類養殖生産量は15,059ton/年で、そのうちマダイが78%を占め (Fig. 2)、マダイ生産量の全国シェアは第2位の14.2%である。このように魚類養殖漁業は三重県の重要な産業になっているが、約40年にわたる過密養殖や過剰給餌による自家

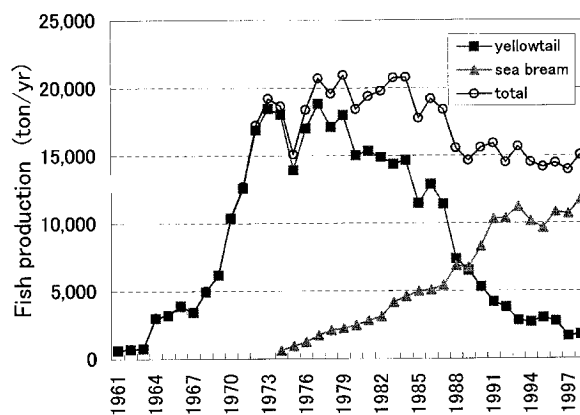


Fig. 1. Annual changes in production of yellowtail and sea bream in Mie.

* 1 独立行政法人水産総合研究センター養殖研究所

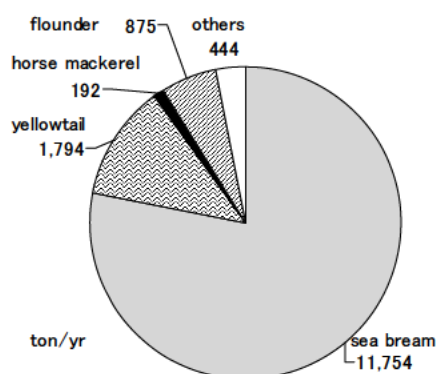


Fig. 2. Fish production in 1998 in Mie.

汚染が漁場の貧酸素化や赤潮の発生を引き起こし、生産性を低下させている。漁場を持続的に有効利用していくためには漁場に負荷される有機物量と分解あるいは拡散流出する有機物量が平衡状態、いわゆる漁場環境容量に見合った漁場行使を行う必要があるが、漁場環境容量は物理的、化学的および生物的要因の複雑な関連のなかで確定するものであり、現状ではその算定は困難である。とはいえ、持続的漁場利用のための漁場環境保全是漁業者自身の責任で取り組むべきことであり、そのことは養殖水産動植物の伝染性疾病蔓延防止と養殖漁場改善を目的として1999年5月に公布された「持続的養殖生産確保法」に明記されている。漁場環境をモニタリングしていくためには何らかの指標を必要とするが、水質は時空間的変動が大きいことから、底泥のCODや硫化物量（日本水産資源保護協会 1995a）を指標として用いることが多かった。しかし、これらは物質循環の動態を考慮した基準が設定されていなかったことから、底質の現状を示すことはできても、持続的漁場利用のための指標として利用し難いものであった。横山（2000）は漁場環境基準について総説し、これまでに提示された漁場環境指標はいずれも一長一短があり適切な基準となっていないことを踏まえ、生物浄化に基づく基準の有用性について述べている。本報告では魚類養殖漁場の汚染負荷および漁場環境の実態を明らかにしてその現状を認識するとともに、適正な漁場行使を行うための理論的根拠を生物浄化に求め、かつ漁業者自身がモニタリング可能な簡便な漁場環境指標とその基準値の設定を試みた。さらに、設定された漁場環境指標に基づく県下魚類養殖漁場の管理方策について提言した。

1. 汚染負荷の現状

方 法

魚類養殖の給餌による汚染負荷の実態を把握するため、三重県熊野灘沿岸に点在する33魚類養殖漁場の内、地理的位置および漁場環境の異なる代表的な漁場として北部に位置し閉鎖的な礫浦漁場、最南部で開放的な二木島漁場、およびその中間的な位置および環境の尾鷲漁場を選定し、それら3漁場において漁協資料を基に1993年～1998年の餌料種類別取扱量および魚種別出荷量を調査した。餌料取扱量はほぼ給餌量に等しいことから、モイストペレットへの使用分を含めた配合飼料の使用率を算出するとともに、年間の餌料取扱量から出荷量および継続飼育分を差し引いた量が漁場へ負荷されたものと見なし、C、N、Pの成分に分けて負荷量を算出した。なお、算出の基礎とした餌料および魚体のC、N、P含量はTable 1（三重県 1995）のとおりである。

Table 1. Contents of cultured fish and Feeds

		C	N	P	Moisture
		%	%	%	%
Cultured fish	Sea bream	15.0	3.0	1.0	70
	Yellowtail	15.0	3.0	0.6	70
Feed	Sardine	23.0	2.7	0.5	70
	Euphausiid	8.8	1.9	0.3	80
	Dry pellet	45.0	7.2	2.0	10

結果および考察

養殖状況は礫浦ではマダイとブリ、尾鷲および二木島ではマダイ主体で、生産量は年によって変動しているが、全魚種合計の漁場当たりの平均生産量は礫浦で509ton/年、尾鷲で843ton/年、二木島で660ton/年で、尾鷲で若干多くなっている。餌料取扱量を給餌量と見なすと、乾物換算した給餌量は1,481～2,753ton/年で、尾鷲では他の漁場より多く、二木島では年々減少している（Table 2）。

餌料の内容は年とともに変化し、3漁場とも1994年頃まで生餌主体であったが、1995年以降配合飼料への依存度が急速に高まり、1998年には尾鷲では乾物換算で80%以上を配合飼料が占めるようになった。配合飼料は生餌に比べて残餌や有機物の溶出が少なく、漁場への汚染負荷を軽減すると考えられる（尾形 1995）。礫浦は閉鎖的な漁場で配合飼料への切り替えが最も必要と思われるに

Table 2. Annual amount of fish production and feeds

Year	Fish ground	Sea bream wet·ton	Yellowtail wet·ton	Others wet·ton	Total wet·ton	Feed dry·ton
1993	Sazaraura	381	189	51	621	1,481
	Owase	1,139	52	15	1,206	2,599
	Nigishima	909	-	2	911	2,124
1994	Sazaraura	204	133	43	380	1,631
	Owase	690	-	62	752	2,753
	Nigishima	672	-	-	672	1,903
1995	Sazaraura	255	263	66	584	1,776
	Owase	610	-	128	738	2,674
	Nigishima	649	-	-	649	1,824
1996	Sazaraura	249	270	40	559	1,502
	Owase	660	36	111	807	2,354
	Nigishima	531	-	-	531	1,639
1997	Sazaraura	194	174	15	383	1,590
	Owase	690	10	43	743	2,568
	Nigishima	694	-	-	694	1,558
1998	Sazaraura	260	246	23	529	1,797
	Owase	702	28	84	813	2,666
	Nigishima	545	-	3	547	-

Table 3. Using rate of dried feed

Year	Sazaraura	Owase	Nigishima
1993	47.9%	52.0%	33.5%
1994	46.2	57.0	46.3
1995	64.0	67.0	68.9
1996	63.8	69.3	72.0
1997	62.8	72.4	76.1
1998	66.5	82.0	69.3

もかわらず、飼料転換が他の漁場ほど進まず配合飼料使用率が60%台に留まっている (Table 3)。これは磯浦ではブリ養殖の比重が高く、モイストペレットへの切り替えは進んでいるものの、ブリに対してドライペレットの使用率が低いためである。

各漁場では放養魚を全て出荷するわけではなく一部継続飼育されているが、継続飼育量については資料がない。そこで三重漁連の漁協別魚類養殖尾数 (私信) とマダいの成長曲線 (三重県 1994) から、マダいの出荷量は重量比で67%、ブリは100%出荷されると推定し、給餌量か

ら出荷量と推定継続飼育分を差し引いて漁場への負荷量を算出した。放養時の重量を無視して3漁場を合わせた年別餌料効率を算出すると0.40~0.62で、5カ年平均では0.47となる。青木・他 (1998) から体重約1kgのマダいの餌料効率を算出すると0.52~0.56となり、両者の数値にそれほど大きな乖離が見られないことから、今回算出した負荷量は相対評価の指標として充分利用できると考えられる。

そこで各漁場への汚染負荷量を見ると、尾鷲では他の2漁場に比べて多く、磯浦と二木島ではほぼ同レベルであるが、二木島では他の2漁場とは異なり、漁場へのC, N, P負荷量は若干減少傾向を示し、配合飼料への依存度が高まるにつれて漁場への汚染負荷量が減少しているように見える (Fig. 3)。一方、生産量当たりの負荷量は二木島では磯浦および尾鷲に比べて若干小さいものの漁場間の差

は小さく、経年の減少傾向が明確には現れていない (Fig. 3)。このことは生餌から配合飼料への切り替えに伴って餌料効率が向上するはずにもかかわらず、配合飼料に合わせた適切な給餌が行われず、依然として過剰給餌の状況から抜け出せないでいることを示唆している。

次に、投餌された餌料のC, N, P成分の内、それぞれが漁場に負荷された割合を3漁場の平均で算出すると、1993年を除けば年変動は小さくCでは約88%、Nでは約84%、Pでは約80%が何らかの形で漁場へ負荷されていることになる。これらは一部が呼吸や排泄物として海中に放出されたり、あるいは海底に堆積するまでに拡散流出するため、全てが漁場に蓄積されるわけではないといえ、魚類養殖漁場における投餌による有機物負荷がいかに大きいかが想像できる (Fig. 4)。今後はこれらの漁場への負荷率を低減させることが漁場環境保全には不可欠であり、配合飼料への転換を一層進めるとともに適切な給餌量および給餌手法を把握し、餌料効率の向上を図っていく必要がある。

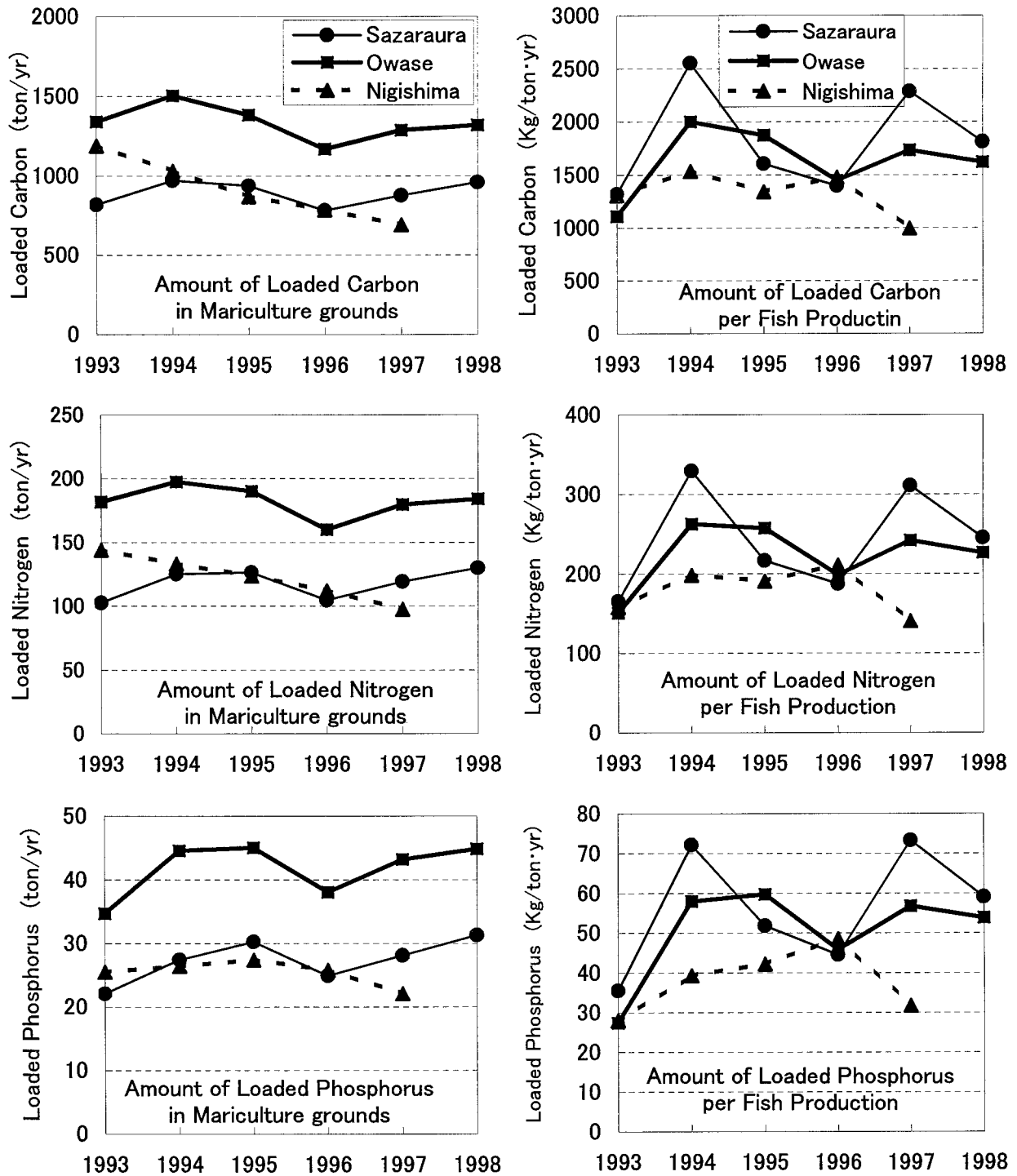


Fig. 3. Annual changes in loaded carbon, nitrogen, phosphorus to the mariculture grounds in Sazaraura, Owase and Nigishima.

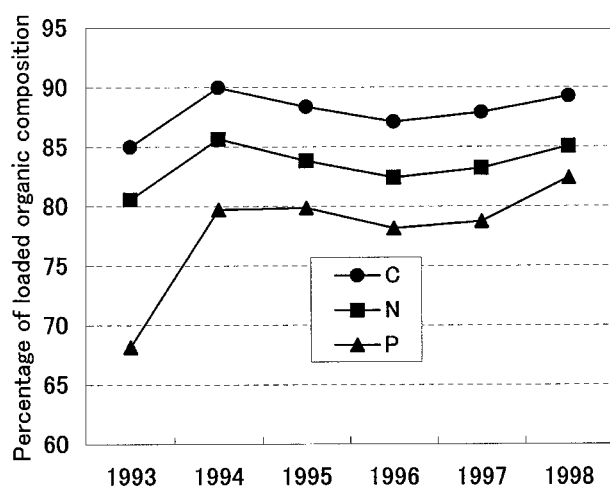


Fig. 4. Percentage of loaded carbon, nitrogen and phosphorus of feed to the mariculture grounds.

2. 漁場の底質の状況

方 法

漁場環境指標としては時空間的変動の大きい水質より、変化速度が緩やかで物質循環の状況がよく反映される底質の方が有用であるといえる。そこで、底質項目の漁場環境指標としての適用性を検討するため魚類養殖漁場の底質調査を行った。採泥はエクマンバージ採泥器を改良した横山式コアサンプリャー (Yokoyama and Ueda 1997) を用い、採泥管には外径50mm、内径46mm、長さ220mmのアクリル管を使用した。コア上部の底泥直上水は酸素瓶に採取してウィンクラー法による溶存酸素測定に供し、底泥は表層1cmを採取し密封冷蔵して持ち帰った。底泥は直ちに0.5mm目合いの篩を通した後、AVS (Acid Volatile Sulfide) を検知管法で、CODをアルカリ法で測定した。一部の試料についてはHACH社のBODメーターを用い、酸素消費がほぼ無くなるまで2週間インキュベートしてSOD (Sediment Oxygen Demand) を求めた。残りの試料は90℃で24時間乾燥させた後デシケータに保存し、TOC (Total Organic Carbon) およびTN (Total Nitrogen) をヤナコMT 700CNコーダーで、TP (Total Phosphorus) を過硫酸カリウムで分解処理した後Strickland & Parsons (1972) の方法で、泥分率(62 μm) を干泥法によって測定した。

調査は礫浦、尾鷲、二木島の主要3漁場において1996～1998年度の季節毎に年4回、平成5年度養殖ガイドライ

ン作成検討調査事業(三重県 1994)と同じ各5測点において、また県下の魚類養殖漁場をほぼ網羅する24漁場において1998年8月24日～9月4日および1999年2月17日～25日にかけての計2回、平成6年度養殖ガイドライン作成検討調査事業(三重県 1995)の測点から各漁場2～3測点を選定して行った (Fig. 5)。

結果および考察

1) 主要漁場における底質の季節および年変動

前項と同様に礫浦、尾鷲、二木島において底質を調査し、その季節および経年変化を調べた (Fig. 6)。AVSは全般に礫浦では0.83～2.21 mg/gと高く、二木島では0.07～0.24mg/gと低く、尾鷲では0.34～0.82mg/gとその中間で推移した。礫浦では夏季から秋季にかけて増加して冬季に減少する明瞭な季節変化が認められたが、尾鷲と二木島ではその季節変化は明瞭でなかった。底泥のAVSの大部分が偏性嫌気性菌である硫酸塩還元菌によって生成される硫化水素に起因することから、この変化は礫浦では夏秋季に底層が貧酸素化するのに対して、尾鷲および二木島では貧酸素化がほとんど生じないことが反映されたものである。

一方、TOC、TNおよびTPともAVSと同様全体的には礫浦で高く二木島で低く尾鷲ではその中間であったが、これらは明瞭な季節変化を示さず経年変化も明らかでなかった。二木島ではCやNに比べてPの含有率が他の2漁場より高く、相対的にPが蓄積される傾向にあった。このことは二木島では漁場が外海に開放的で海水交換がよく、負荷された有機物の分解および拡散効率が他の漁場より高いことを考えると、給餌によって漁場に負荷される有機物中のPはCやNほど分解溶出しにくいことを示唆している。Fig. 4に示したように餌料中のPはCやNに比べて漁場へ負荷される割合は若干小さいものの、一旦海底に沈積すると蓄積される傾向にあり、それゆえ魚類養殖場の底泥には真珠養殖漁場などに比べてPの多いことが特徴となっている (西村 1983)。

上記の各底質項目とも漁場間の差は大きいものの3年程度の期間では経年変化は明確でなく、底質の汚染指標であるCODと強い相関があることから (Table 4)、どれもが漁場環境指標になりうると思われる。これらの中でAVSのみが季節変化を示して漁場環境を鋭敏に反映すること、易分解性有機物の指標であるSODとの相関も強いこと (Fig. 7)に加えて、測定が検知管法で容易に行えるという大きなメリットがある。このことから、持続的養殖生産確保法に係る漁業者自身が行うべき漁場

環境モニタリングを想定した場合、漁場環境指標として AVS が利用できれば好都合である。そこで AVS の指標としての適性については後に論議したい。

2) 県下魚類養殖漁場における底質状況

夏季の調査時では五ヶ所湾、南島各浦、尾鷲湾で TOC, TN, TP, COD, AVS, 泥分の値が大きく、底質が悪化傾向にあるように見える。特に五ヶ所湾奥部漁場では底層水が無酸素状態になっており、底質汚染が極度に進行していることが分かる (Table 5)。水産用水基準

(日本水産資源保護協会 1995a) で汚染泥とされている COD が 30mg/g 以上、AVS が 1.0mg/g 以上の両方に該当する漁場は 4 漁場あり、それらは全て五ヶ所湾内に位置している。南島各浦および尾鷲湾では COD が 20mg/g 以上あり、やや汚染が進んでいると見られる。桂城湾周辺や二本島漁場では COD が 10mg/g 以下、AVS が 0.1mg/g 以下で、泥分が少なく底質は比較的良好であった。1994 年 7 月にほぼ同様の調査が行われており (三重県 1995)、この調査結果と今回の結果を比較すると、AVS は礫浦

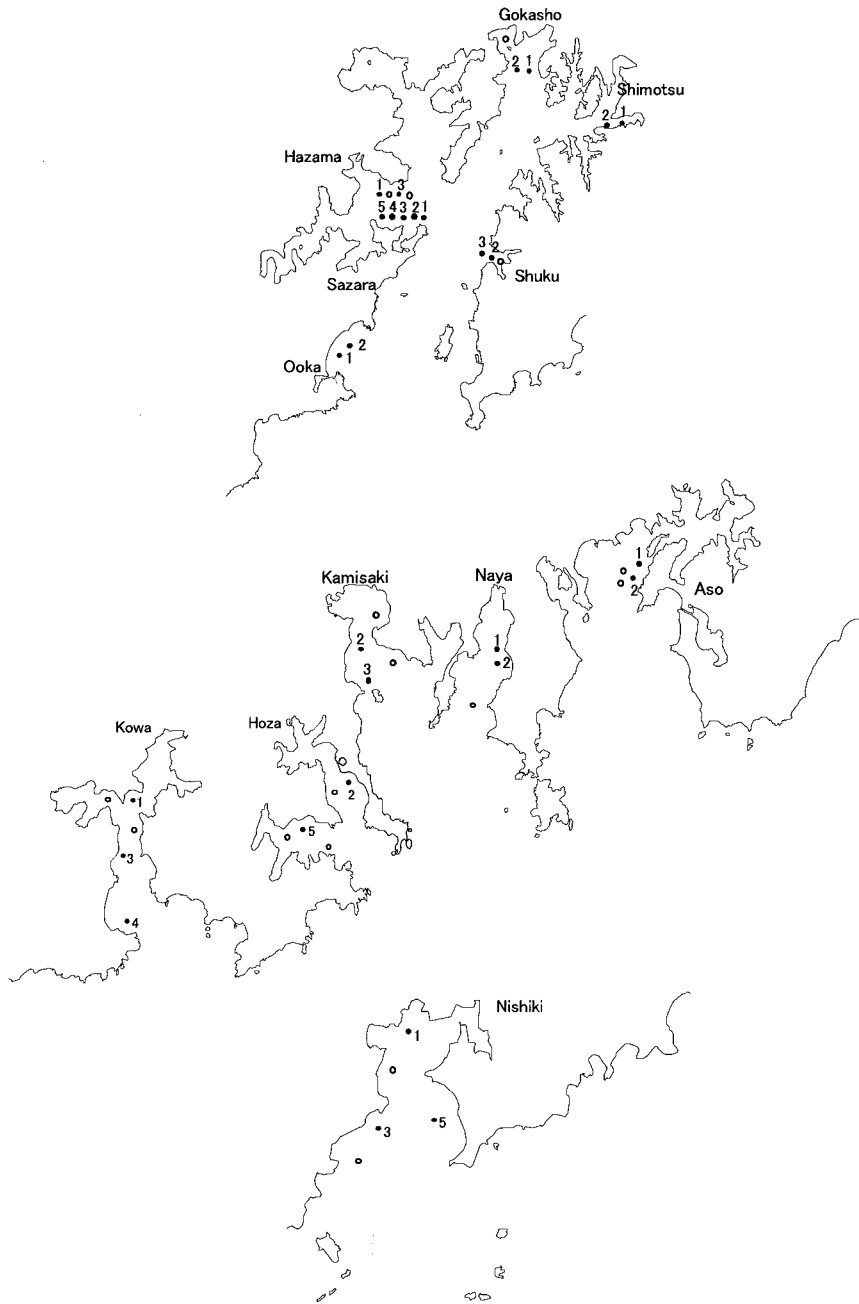


Fig. 5-1. Sampling stations for chemical characteristics of the sediments. Open circles are sampling stations in 1994.

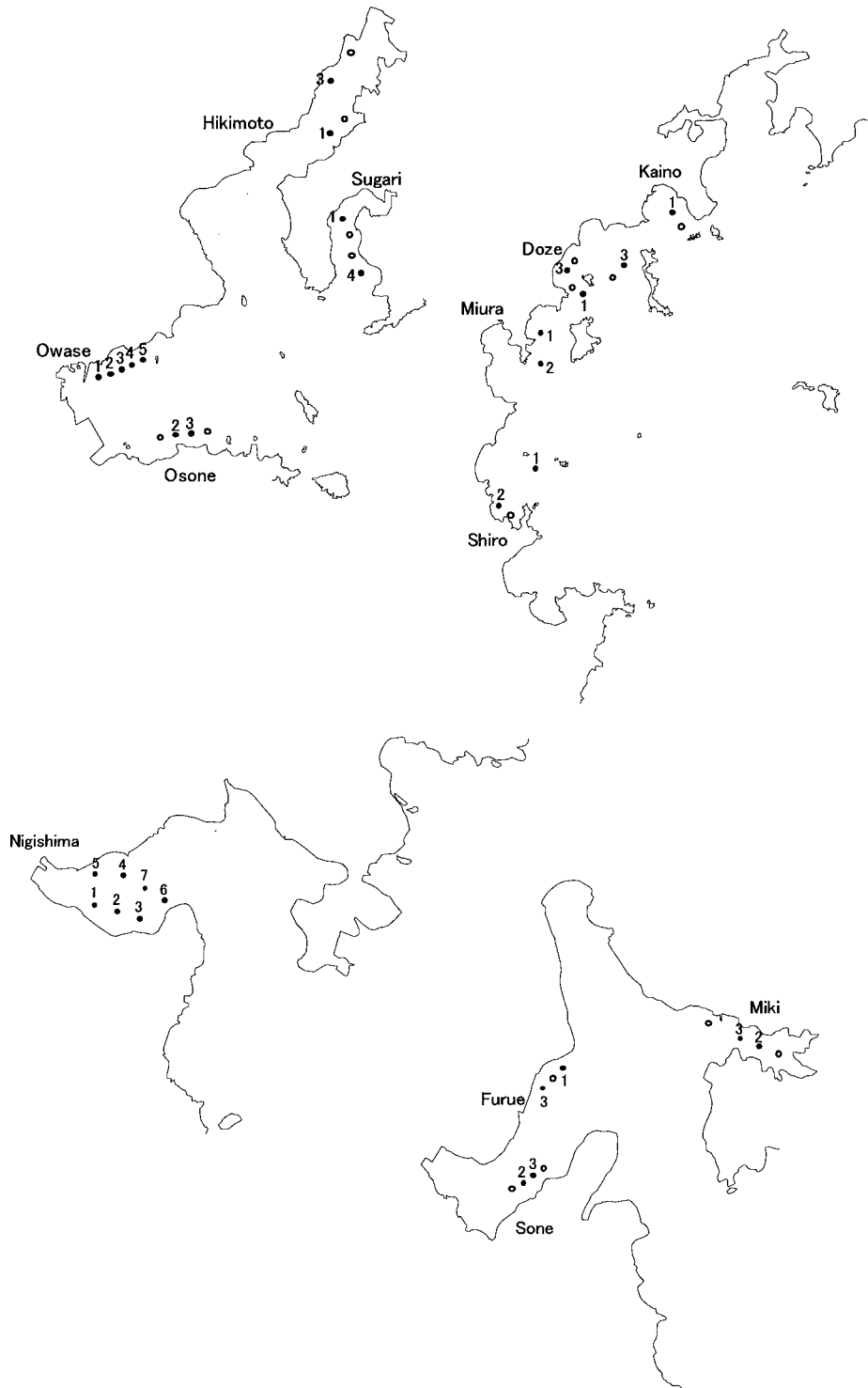


Fig. 5-2. Sampling stations for chemical characteristics of the sediments.
Open circles are sampling stations in 1994.

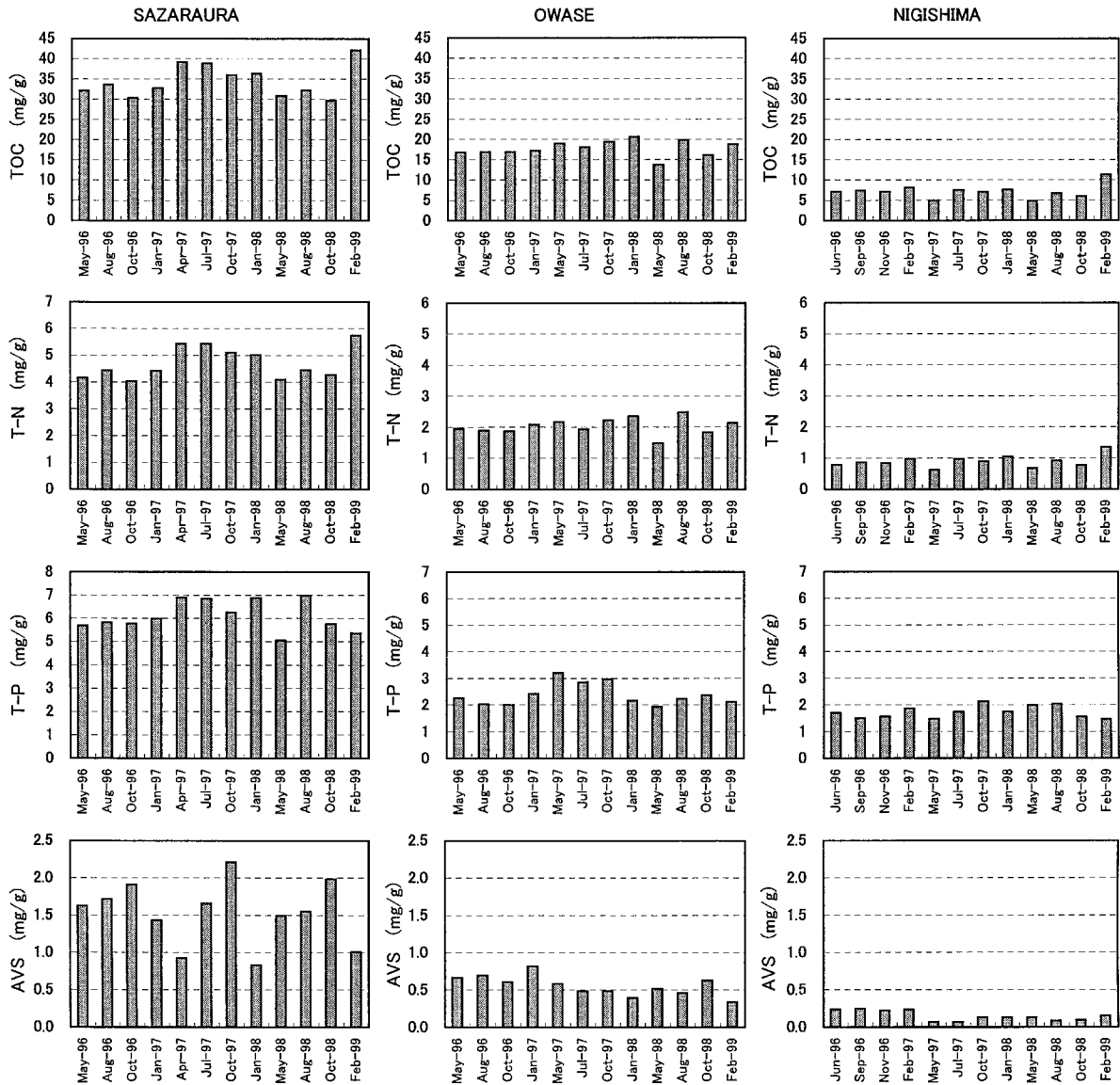


Fig. 6. Seasonal changes in TOC, TN, TP and AVS in sediments in Sazaraura, Owase and Nigishima.

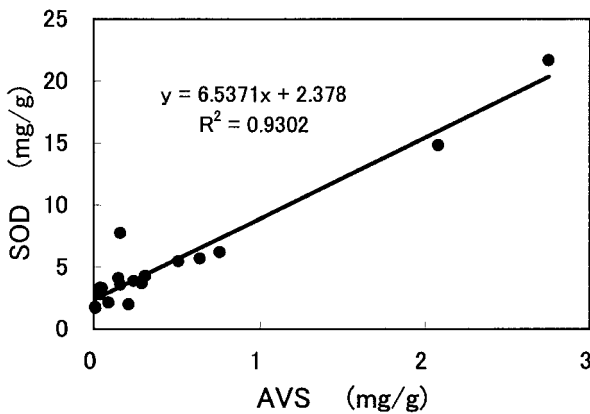


Fig. 7. Relation between AVS and sediment oxygen demand.

Table 4. Correlation coefficients between COD and other parameters of sediment

	TOC	TN	TP	AVS
COD	0.915	0.925	0.929	0.883

と迫間浦で増加した以外はほとんど変化なしあるいは減少しており、全体的には漁場環境は悪化していないように見える (Fig. 8)。これは両調査の時期が1ヶ月程度ずれており、今回調査時の8月下旬から9月上旬の方が前回調査時の7月より底層での貧酸素化が強かったのかもしれない。一方、TPは増加している漁場が多く (Fig. 9)、

ここでも魚類養殖漁場ではPは海底に蓄積される傾向にあることがうかがえる。

冬季調査時では夏季に比べて全体に水温およびAVSの低下とDOの増加が顕著で、その他項目の平均値も若干低下している漁場が多く、相対的に漁場環境は好転していた。漁場別では底質は夏季とほぼ同様の分布傾向を示したが、五ヶ所湾奥部漁場および三木浦ではTOCとT

Nが冬季の方が著しく高くなっていった (Table 6)。これはサンプリング誤差と考えるのが妥当で、全体的に見れば魚類養殖漁場では冬季には給餌量の減少によって海底に沈積する有機物量は減少し、若干底質が好転するとはいえ、低水温のため堆積した有機物の急速な分解溶出が生じないと考えられる。

Table 5. Mean data of sediments in summer (1998 24 Aug.- 4 Sep.)

Fish grounds		TOC mg/g	TN mg/g	TP mg/g	COD mg/g	AVS mg/g	DO mg/l	MC %
Gokasho Bay	Shukuura	16.8	2.19	1.59	18.4	0.22	4.8	31.9
	Shimotsuura	22.8	2.69	3.38	68.0	1.72	2.9	42.6
	Gokashoura	24.2	3.15	1.94	61.6	1.53	4.2	62.2
	Hazamaura	40.3	5.48	8.49	91.7	2.96	0.0	30.2
	Sazaraura	32.3	4.46	6.99	73.9	1.55	0.2	(43.5)*
	Ookaura	2.7	0.50	0.26	0.4	0.00	6.4	1.1
Nantoh	Asoura	2.0	0.43	1.25	0.9	0.05	6.0	4.2
	Nayaura	9.3	1.34	2.15	20.0	0.39	2.5	30.6
	Kamisakiura	24.2	3.21	3.58	30.7	0.74	5.6	42.2
	Hozaura	11.6	1.64	1.75	26.6	0.19	5.0	53.0
	Kowaura	14.1	1.98	1.35	28.4	0.36	3.8	22.1
	Nishiki	8.0	1.18	1.14	16.1	0.51	5.8	24.7
Katsuragi Bay	Kaino	8.7	0.87	0.81	5.4	0.05	6.3	2.1
	Doze	8.1	1.15	0.92	8.7	0.08	6.3	8.3
	Miura	10.4	0.83	0.38	3.3	0.02	6.5	2.7
	Shiroura	3.7	0.60	0.94	8.9	0.08	6.5	8.3
Owase Bay	Hikimoto	17.8	2.07	2.17	26.9	0.34	5.4	67.3
	Sugari	12.4	1.74	3.69	22.3	0.34	5.7	26.4
	Owase	19.9	2.49	2.25	25.4	0.46	6.0	(63.0)*
	Osone	17.9	2.43	2.55	27.3	0.55	5.9	60.8
Kada Bay	Mikiura	5.2	0.64	1.54	11.2	0.05	6.5	15.6
	Furue	6.4	0.90	1.06	11.2	0.05	6.5	18.4
	Soneura	14.6	1.77	2.95	26.8	0.22	5.8	23.4
	Nigishima	6.7	0.92	2.04	10.4	0.09	6.4	17.5

* in May

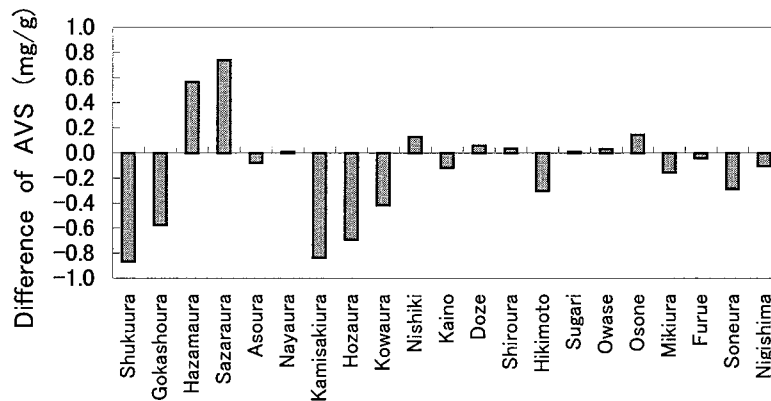


Fig. 8. Difference of AVS in sediments between in 1994 and 1998.

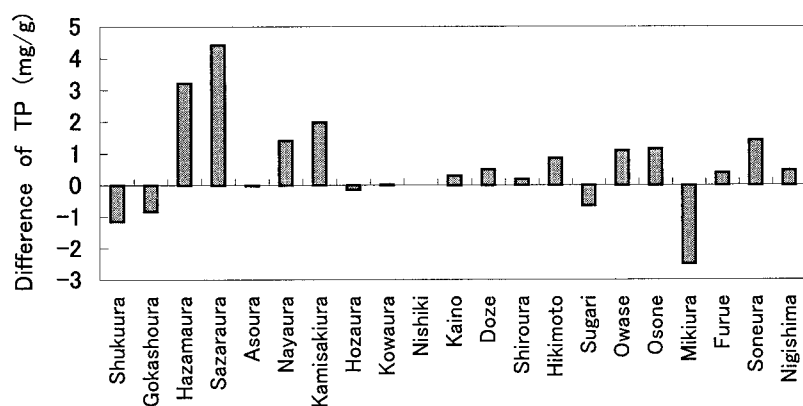


Fig. 9. Difference of phosphorus in sediments between in 1994 and 1998.

Table 6. Mean data of sediments in winter(1999 17 25 Feb.)

Fish grounds		TOC mg/g	TN mg/g	TP mg/g	COD mg/g	AVS mg/g	DO mg/l
Gokasho Bay	Shukuura	8.6	1.16	0.79	15.0	0.05	8.6
	Shimotsuura	29.8	3.72	1.80	65.1	0.96	8.4
	Gokashoura	30.7	3.50	2.28	55.8	0.78	8.3
	Hzamaura	48.9	6.56	6.38	65.9	1.17	8.3
	Sazaraura	42.2	5.75	5.38	58.3	1.01	8.7
	Ookaura	2.3	0.39	0.34	1.3	0.00	7.8
Nantoh	Asoura	4.9	0.79	1.07	6.4	0.12	7.4
	Nayaura	3.7	0.53	0.44	14.8	0.11	8.1
	Kamisakiura	24.6	3.13	2.12	44.2	0.77	7.8
	Hozaura	12.8	1.72	1.34	21.5	0.27	7.6
	Kowaura	13.1	1.81	1.53	22.6	0.25	8.1
	Nishiki	9.2	1.28	0.90	15.7	0.21	7.2
Katsuragi Bay	Kaino	3.4	0.49	0.44	2.6	0.01	8.4
	Doze	3.9	0.62	0.61	4.9	0.03	8.8
	Miura	1.8	0.35	0.44	1.7	0.00	8.6
	Shiroura	3.2	0.49	0.30	3.7	0.02	8.8
Owase Bay	Hikimoto	9.9	1.44	3.07	15.7	0.36	7.9
	Sugari	8.4	1.16	1.27	13.1	0.08	7.6
	Owase	18.8	2.15	2.13	32.3	0.34	7.8
	Osone	12.3	1.53	1.49	20.8	0.22	7.7
Kada Bay	Mikiura	30.4	4.01	3.95	16.9	0.13	7.4
	Furue	6.9	0.71	0.82	8.3	0.07	7.4
	Soneura	9.8	1.30	2.01	22.5	0.27	6.8
	Nigishima	11.4	1.36	1.46	12.3	0.15	7.3

3. マクロベントスの分布

方 法

近年、海底をめぐる物質循環に底生生物が重要な役割を果たしていることが認識されるようになり(大森 1990 a), 底生生物の多様度指数H'を取り込んだ合成指標も提案されている(日本水産資源保護協会 1995b)。そこで、底生生物の中でも比較的既往知見の多いマクロベントスについて、漁場環境指標としての有用性を検討するため魚類養殖漁場における分布調査を行った。前項底質調査時の1997年5月、7月、10月および1998年1月に磯

浦、尾鷲、二木島の各漁場5地点において、および1998年夏季の24魚類養殖漁場調査に合わせて、それぞれの漁場の2～3地点においてエクマンバージ採泥器(20cm×20cm)を用いて採泥し、0.5mm目合いの篩に残ったものを中性ホルマリンで固定して持ち帰り、更に1mm目合いの篩を通した後、マクロベントスの種組成、種別個体数、種別湿重量を測定した。また、1999年8月4～5日に二木島および磯浦において、Fig.10に示すように養殖生簀設置地点を中心に約250m間隔でマクロベントス、底層DO、底質を調査し、魚類養殖とマクロベントスの関係を検討した。

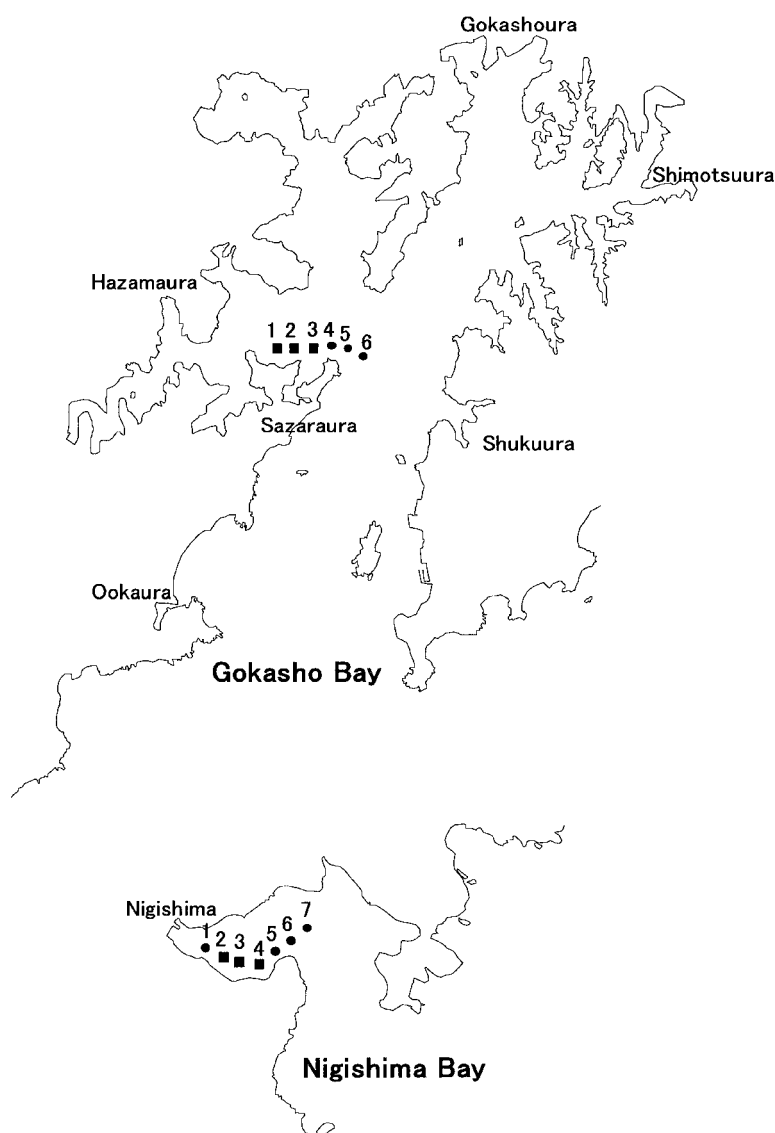


Fig. 10. Sampling stations for macrobenthos in 1999.
(■; Position of fish cage)

結果および考察

主要3漁場である礪浦、尾鷲、二木島での調査では、調査時の海底直上のDOは夏季から秋季にかけて低下し、尾鷲で3.1mg/l、礪浦で0 mg/lにまで減少した測点が見られたが、冬季には全ての測点で7 mg/l以上に回復した。一方、二木島ではDOは夏秋季にも大きな減少は見られず、年間を通じて6~7 mg/l存在していた (Fig. 11)。

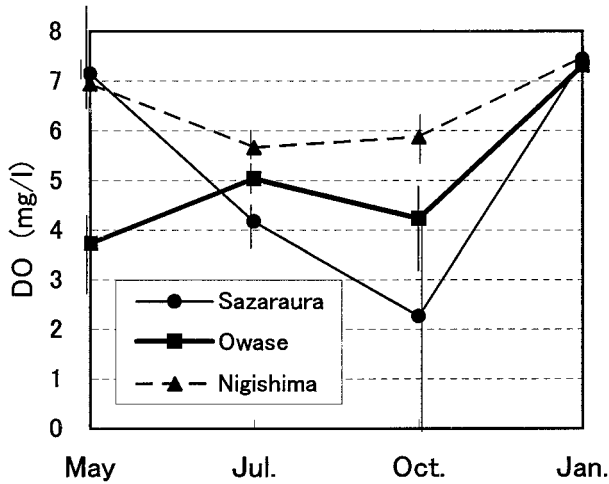


Fig. 11. Seasonal changes in dissolved oxygen in bottom layer in Sazaraura, Owase and Nigishima. Bars show the range of data.

マクロベントスの現存量および密度は二木島では冬季に若干減少するものの、周年を通じて他の漁場より多く、1g/個体以上のものを除いて25.6~136.4g/m²および5,450~20,050個体/m²であった。尾鷲ではそれらは二木島より少なく、変化は小さいながら夏季に減少し冬季から春季に増加した。礪浦ではそれらは大きな季節変化を示し、春季と冬季には密度は10,000個体/m²以上あったものの、その割には現存量が少なく平均で20~30g/m²しかなく、底層が無酸素化する地点では夏季から秋季には激減して無生物状態といえるほどであった。また、下記に示す Shannon-Wiener による種の多様度指数は尾鷲が周年を通じて高い値を保ち、尾鷲ではマクロベントス群集が安定していることが示唆された。一方、礪浦では春季以外には種の多様度が著しく低く、冬季に密度が増加してもマクロベントス相は単調なことが明らかになった (Fig. 12)。

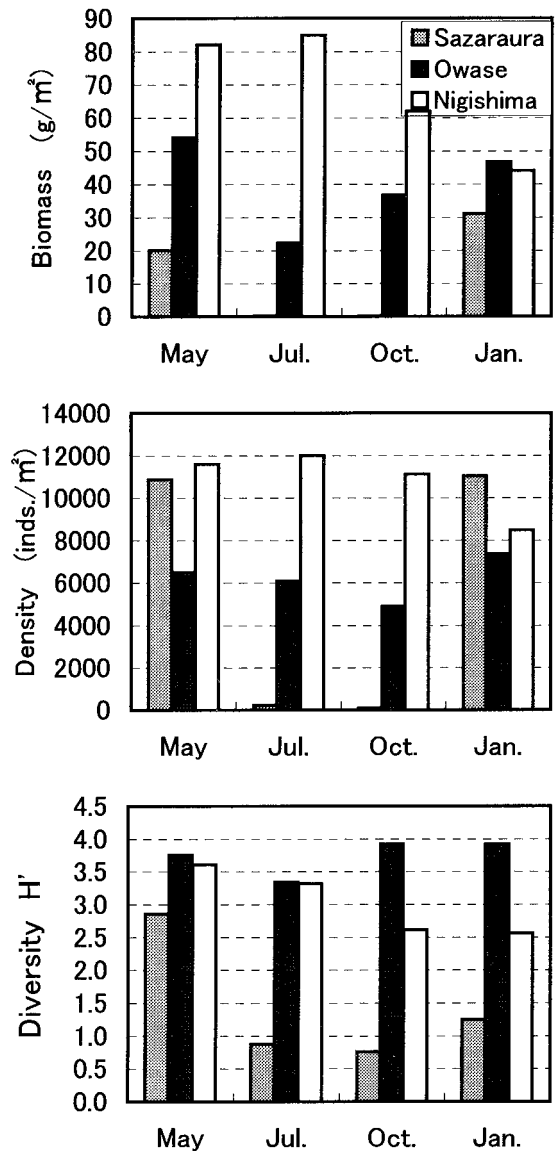


Fig. 12. Seasonal changes in macrobenthos in Sazaraura, Owase and Nigishima.

Shannon-Wienerの情報量指数

$$H'(\text{bit}) = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad S; \text{種類数}$$

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad N = \text{総個体数} \quad n_i = \text{種}i\text{の個体数}$$

これらのことから、マクロベントスの分布は漁場および季節によって著しく相違し、底層の貧酸素化の影響を大きく受けるなど、漁場環境とマクロベントスが密接な関係にあることが推察される。特に夏秋季におけるマクロベントスの分布状況は海底の環境を鋭敏に反映しており、漁場環境指標として利用できる可能性の高いことが示唆される。

夏季の24漁場調査における漁場別平均値では、現存量は神前浦の68.9g/m²、密度は錦の15,342個体/m²、種類数は白浦の67.5種類/0.04m²がそれぞれ最大で、漁場間での差異は大きかった。個々の測点別に見ると、それぞれの最大値は神前浦の103.5g/m²、錦の35,900個体/m²および104種類/0.04m²で、底層が無酸素状態にあった迫間浦と礫浦の一部ではマクロベントスが全く存在せず、同一漁場内の測点間でも大きな差異のある漁場が多かった。地域的には現存量は五ヶ所湾では少なく、南島町の各浦および二木島湾では多く、尾鷲湾および賀田湾ではその中間的な傾向にあった。底質が良好な桂城湾では種類数は多いものの現存量は比較的少なかった (Table 7)。また、多様度指数H' は五ヶ所湾内の漁場と引本では低かったが、その他の漁場では3以上あり、これらではマクロベントス相は比較的安定していることが示された。

これらのことから、マクロベントスの分布は平面的に

不均一で変化が大きく、底質が極端に悪化しているあるいは良好すぎる漁場では現存量が少なくなり、Table 5を考慮すると、底質がTNで1mg/g、TOCで10mg/g、CODで20mg/g前後の地点で現存量が多くなる傾向にあることがわかる。このことは残餌など有機物が適当な範囲で海底に沈積し、かつ底層のDOが充分存在する魚類養殖漁場でマクロベントスは活発に増殖することを示している。換言すれば、魚類養殖がマクロベントスの分布に影響を与えており、両者の関係を明らかにすることは漁場の環境保全のために有益であると考えられる。そこで、底質が比較的良好な二木島漁場と著しく悪化した礫浦漁場において、養殖生簀設置地点を含めその周辺で約250m間隔でマクロベントスおよび底質調査を行った (Fig. 10)。二木島では全ての地点で海底直上のDOは5mg/l以上存在し、養殖生簀付近と生簀から離れた地点でTP以外底質にそれほど差はなく、底質は比較的良

Table 7. Mean data of macrobenthos in fish grounds in the summer in 1998

	Fish grounds	Density inds./m ²	Biomass g/m ²	Species /0.04m ²	H' bit/m ²
Gokasho Bay	Shukuura	6,150	26.3	49.0	4.6
	Shimotsuura	88	3.8	2.5	1.0
	Gokashoura	1,463	4.5	13.0	2.4
	Hazamaura	0	0.0	0.0	0.0
	Sazaraura	208	0.1	2.0	0.6
	Ookaura	625	2.0	17.0	3.9
Nantoh	Asoura	3,675	13.8	44.0	4.5
	Nayaura	4,750	12.1	35.0	3.6
	Kamisakiura	8,725	68.9	41.0	3.0
	Hozaura	4,613	48.0	50.5	4.9
	Kowaura	6,725	29.8	48.7	4.3
	Nishiki	15,342	37.7	61.0	3.7
Katsuragi Bay	Kaino	5,563	19.5	49.0	4.7
	Doza	3,600	13.4	33.0	3.0
	Miura	3,613	10.7	52.0	4.9
	Shiroura	10,925	31.9	67.5	4.4
Owase Bay	Hikimoto	1,500	6.9	18.0	2.8
	Sugari	6,388	26.9	58.0	4.5
	Owase	3,592	11.4	27.7	3.8
	Osone	3,250	16.3	33.5	4.1
Kada Bay	Mikiura	4,850	20.5	47.0	4.1
	Furue	5,463	19.1	57.5	5.1
	Soneura	5,625	35.0	49.5	4.4
	Nigishima	6,892	59.4	39.3	3.0

好であったが、TPは生簀付近で著しく多くなっており、前述のように魚類養殖の底質への影響は海底へのPの蓄積という形で現れていた。一方、礫浦では養殖生簀周辺の海底直上はほとんど無酸素状態にあり、これらの地点では生簀から500m以上離れた地点に比べて、また二木島の生簀付近に比べても底質が著しく悪化しており、魚類養殖の影響が生簀から250m付近にまで及んでいると推定される (Table 8)。つまり、漁場に負荷された有機物は二木島ではほとんど分解拡散してしまうのに対して、礫浦では広範囲に海底に沈積しているといえる。

AVSとマクロベントスの分布を対比させて見ると、Fig.13に示すようにAVSは当然のことながら両漁場で大きな差があり礫浦で圧倒的に多い。AVSは二木島では湾奥部および水深の深い沖の地点 (750m地点) で相

対的に多くはなっているが、地点間の差は最大でも0.09mg/gと小さい。礫浦ではAVSは養殖生簀付近で著しく多く、生簀から離れると極端に少なくなり、その差は1.4mg/gにもなる。一方、マクロベントス現存量は二木島では生簀付近で多く生簀から離れた地点では少なかったが、礫浦では逆に生簀付近ではほとんど存在せず生簀から離れた地点で多くなっていた。これは二木島では生簀付近でもAVSが0.1mg/g以下で、底層水のDOが5mg/l以上あったのに対し、礫浦では生簀付近でAVSが0.7~1.5mg/gもあり、かつ底層水が無酸素であったことから、海底の環境の差がマクロベントスの分布に表れたものと考えられる。

これらのことはマクロベントスの漁場環境指標としての有用性を支持するとともに、魚類養殖漁場の環境評価

Table 8. Data of sediments and microbenthos in Nigishima and Sazaraura

Place	St.	Density inds./m ²	Biomass g/m ²	Species /0.04m ²	DO mg/l	TOC mg/g	TN mg/g	TP mg/g	COD mg/g	AVS mg/g	MC %
Nigishima	1	8,325	19.38	27	5.1	8.3	1.07	0.72	10.0	0.08	27.7
	2(cage)	11,300	48.63	42	5.4	9.6	1.51	3.34	16.3	0.11	14.9
	3(cage)	6,975	26.20	37	5.6	7.3	1.07	1.90	10.9	0.04	16.5
	4(cage)	8,650	36.80	40	6.1	5.4	0.93	2.75	5.9	0.02	12.4
	5	1,775	10.28	26	6.0	9.0	1.21	0.60	10.7	0.03	24.1
	6	2,050	8.08	35	5.9	7.0	0.99	0.47	10.4	0.03	21.0
	7	1,625	7.25	34	5.8	8.0	1.14	0.49	10.0	0.08	28.5
Sazaura	1(cage)	0	0	0	0.9	39.0	5.42	6.81	44.6	1.45	26.6
	2(cage)	75	0.08	2	0	19.7	2.82	4.12	31.9	0.68	21.5
	3	625	19.55	16	0.6	28.1	4.16	2.93	54.9	1.28	35.9
	4	5,025	37.60	49	0.4	6.0	1.08	1.03	6.7	0.04	7.8
	5	1,950	5.65	24	2.4	3.0	0.77	0.22	0.5	0.002	0.8
	6	7,500	35.65	47	3.5	4.2	0.81	0.30	1.8	0.02	4.8

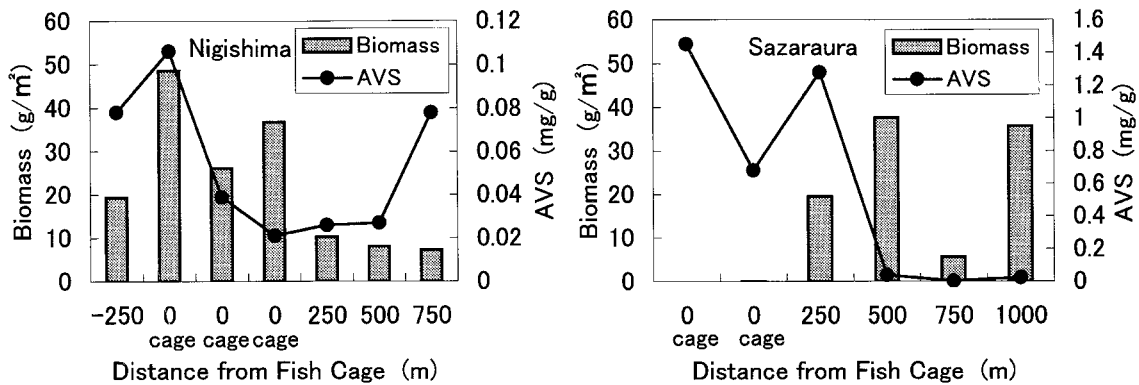


Fig.13. Distributions of macrobenthos and AVS in Nigishima and Sazaraura.

にかかるマクロベントス調査では測点を養殖生簀からあまり離さないよう設定する必要があることを示している。さらに、魚類養殖は底質を悪化させる恐れはあるが、環境を悪化させないよう適切な漁場利用を図ることによって海底を巡る生物相を豊かにする可能性を示唆している。

4. 底泥酸素消費速度とAVSの関係

方 法

養殖漁場の環境収容量を生物の浄化作用から評価しようとする武岡・大森(1996)理論を検証するため、底泥の酸素消費速度とAVSの関係を調査した。すなわち、磯浦および尾鷲漁場において、外径58mm、内径52mm、長さ220mmの亚克力管を着装した横山式コアサンプラーを用いて底泥を直上水とともに採取して持ち帰り、実験室内で外径50mm、内径46mm、長さ450mmの亚克力管を差し込んで堆積層を乱さないよう移し替えた。さらに、直上水を底泥が巻きあがらないよう注意しながら酸素飽和濾過海水で置換してDOが6 mg/lになるよう調整し、Fig.14に示すようにDOセンサーを取り付けたゴム栓で

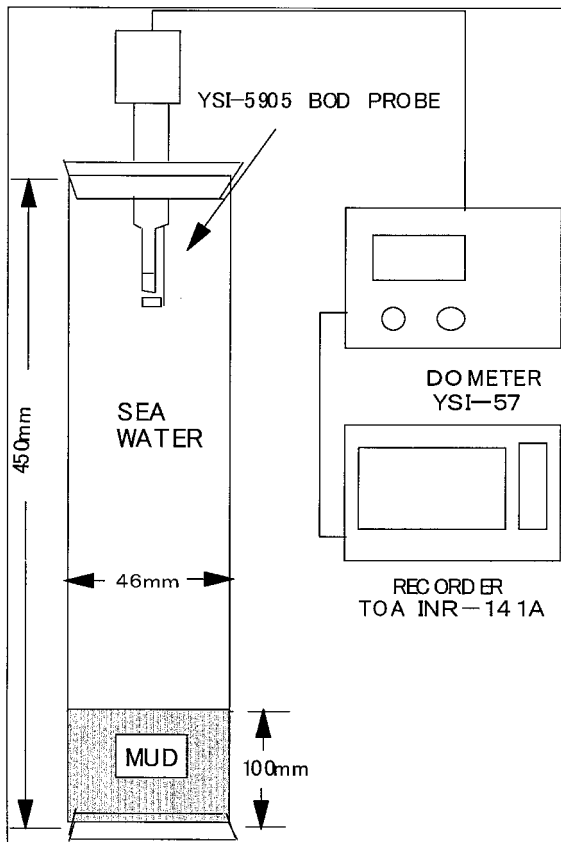


Fig. 14. Experimental container for measuring oxygen consumption.

密閉し、亚克力管部分を25°Cのウォーターバス中に入れ、DOの変化を10分ごとに約24時間測定記録した。測定終了後直ちに供試泥の表層1cmを採取し、AVSを測定した。

結果および考察

底質のAVSは漁場環境指標として有用であることは前述したが、持続的漁場利用のためにはその基準を明確にする必要がある。武岡・大森(1996)は漁場利用の持続性の根拠として底泥の酸素消費速度の変化に注目し、底泥のAVSとその酸素消費速度の関係からAVSの基準が設定できるとした。すなわち、漁場への有機物負荷の増加に伴い海底での酸素消費速度は増加するが、酸素供給能を越えた負荷があると好氣的分解から嫌氣的分解に移行し酸素消費速度が減少する。この関係から酸素消費速度がピークに達するまでは生物生産が増加し物質循環が正常に行われていると見なす。有機物負荷が増加すると底泥のAVSも増加するとして、これを底泥のAVSと酸素消費速度の関係に置き換え、底泥の酸素消費速度が最大になるまでのAVS値に底質が保たれていればよいとするものである。この理論が実際の漁場へ適用できるかを検討してみる。

堆積物コアを用いた閉鎖系による酸素消費速度の測定結果の一例をFig.15に示す。この図に示されるように、一般的に閉鎖系での溶存酸素の減少過程は次式の指数曲線で表せる。

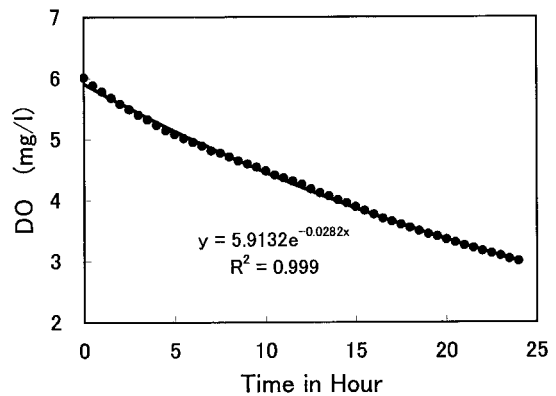


Fig. 15. A model of reduction of DO in a closed system.

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad \text{①}$$

C_0 ; 初期DO

C_t ; t時間後のDO

λ ; 減少係数

①式から

$$dC/dt = -\lambda \cdot C_0 \cdot e^{-\lambda t} \dots\dots\dots ②$$

となり、t時間後の酸素消費速度が求められる。②式においてλを水温、易分解性有機物量、バクテリア相などの変数による関数と考えると、酸素消費速度はそれ以外に初期DOによっても大きく影響されることになる。このため、水温および初期DOを一定にして酸素消費を測定し、t=0時の酸素消費速度、すなわち水温25℃、初期DO 6 mg/ℓでの酸素消費速度のポテンシャルを算出してAVSとの関係を求めた。

酸素消費速度と底泥AVSの関係には明瞭なピークは認められず、AVSが1 mg/g付近まではAVSの増加とともに酸素消費速度も大きくなり、AVSがそれ以上になると酸素消費速度はあまり変化しなくなる傾向がみられた。AVSが2 mg/g以上のデータが無いので多少無理があるものの、大森・武岡理論を検証するため2次曲線を当てはめると、AVS(X)と酸素消費速度(Y)との間に $Y = -47.762X^2 + 140.23X + 11.042$ の関係が得られ (P<0.01)、AVSが1.47mg/gにおいて酸素消費速度のピークが求められた (Fig.16)。この値は既知の愛媛県遊子漁場での0.07mg/g(大森 1990b) や同県下波湾での0.38mg/g (愛媛県 1995) に比べて著しく高い。このことは酸素消費速度とAVSの関係が普遍的なものでなく、漁場によって変化することを示唆している。すなわち、酸素消費速度が酸素の供給と消費のバランスの結果として表れることから、漁場や季節によって大きく変動するのは必然であると考えられ、両者の普遍的な関係を現場あるいは実験から得るのは困難である。このため、武岡・大森理論を適用するためには漁場毎に両者の関係を求める必要があり、現実的に底泥の酸素消費速度を基にした漁場環境指標の設定には無理があるように思われる。

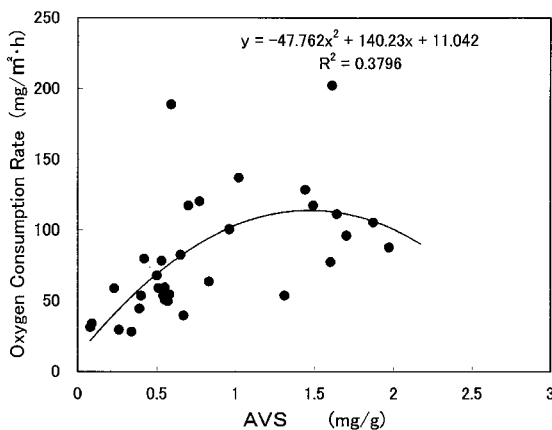


Fig. 16. Relation between AVS and oxygen consumption rate in sediments.

5. マクロベントスとAVSの関係

方 法

前項で述べたように武岡・大森理論に基づきAVSの基準値を求めることは困難であることから、生物浄化の担い手の一つであるマクロベントスについて、前述の24魚類養殖漁場調査データを用いて底質項目との関係を解析し、マクロベントスを介してAVSの基準値が設定できるかを検討する。

結果および考察

マクロベントスは物質循環に大きな役割を果たしており(大森 1990a)、前述の酸素消費速度にもかかわっていることから、マクロベントスが増殖していること自体を漁場環境指標として利用できると考えられる。しかしマクロベントスは不連続的な分布を示し、定量的評価を大規模に行うには多大な労力を必要とし、現実的には困難である。一方、AVSは測定が容易でモニタリング項目として有望であることから、AVSとマクロベントスの関係を明らかにできれば、マクロベントスの代替指標としてAVSが漁場環境指標として利用できることになる。

1998年夏季における広範囲な調査結果から、マクロベントス現存量は底泥中のTOC、TN、CODおよびAVSが多くなるにつれて少なくなる傾向にあり、それぞれの底質項目とは危険率1%以下で2次曲線回帰するようにみえる。このことはマクロベントス現存量が漁場の底質環境をよく反映していることを示すとともに、底質項目がマクロベントスの代替指標として有効であることを示唆する。そこであらためてマクロベントスとAVSの関係をFig.17に図示する。データはばらついているものの現

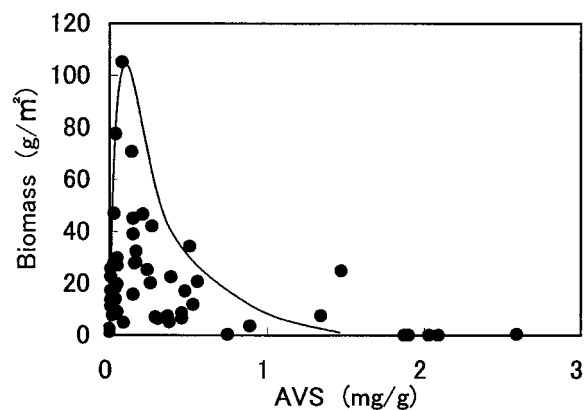


Fig. 17. Relation between AVS and biomass of macrobenthos in sediments.

存量のポテンシャルとして最大値に注目してみると、現存量の最大値はAVSが少ないと多く、AVSが多くなるに従って少なくなり、AVSが1.5mg/g以上になるとマクロベントスは生存しなくなることがわかる。しかしながら両者の関係を詳細に見ると、現存量の最大値はAVSが0.1mg/g付近で最も多くなるものの、AVSが0mg/gに近づくとつれ急激に少なくなる。底泥のAVSの根源である硫化水素は毒性が強く、AVSが少ないほどマクロベントスの生存には有利なはずであり、Fig.17はこれと矛盾する。これは有機物の沈積がマクロベントスへの餌料の供給となってその増殖を促すとともにAVSを生成させる方向に働き、両者のバランスの結果として現れたものと考えられる。つまり、海底に有機物が無いとAVSは生成されないが、マクロベントスも増殖できないのである。実際AVSが0mg/gの地点ではTOCが2.6~2.9mg/g、TNが0.46~0.56mg/gで、マクロベントスの餌料となる有機物が著しく少なかった。このようにAVSとマクロベントス現存量の関係は直接的でない部分があり、正確に回帰式で表すのは困難であるが、AVSがマクロベントスの増殖を規定していることは明らかである。また、マクロベントスの増殖が活発で現存量が多いことは物質循環も活発な状態にあると見なせば、マクロベントス現存量が最も多くなるAVS値を魚類養殖漁場の環境基準として利用することは合理的であるといえる。Fig.17に示されるようにマクロベントス現存量とAVSの関係は厳密なものとは言えず、マクロベントスの個体数および種類数はAVSが0.2mg/gを越えるまで減少しないことから、実際の漁場管理に当たってはAVSにある程度余裕を持たせて0.2mg/gを基準値とし、基準値以下に養殖漁場の底質が保たれるよう漁場行使することを基本とすればよいだろう。また、AVSが1.5mg/gを越えるとマクロベントスが生存できなくなり、物質循環が著しく遅滞すると考えられることから、AVS1.5mg/gを極限值として、AVSが極限值を超えるような漁場利用は絶対に避けるようにしなければならない。

この基準設定に関しては物質循環を定量的に取り扱ったものではなく、マクロベントスによる物質循環速度がどの程度なのかは不明である。しかし、魚類養殖漁場で多く出現するイトゴカイ (Yokoyama et al. 1997) は湿重100gで $3\text{g}\cdot\text{C}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ の有機物を直接あるいは間接的に分解するという報告がある (堤 1995)。また、魚類養殖漁場における有機物沈積速度は大きい時期で $1.7\text{g}\cdot\text{C}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ であることから (田中 1977)、 $57\text{g}/\text{m}^2$ のイトゴカイが存在すれば負荷される有機物が遅滞なく分解され

ることになる。Fig.17からAVSが0.1~0.2mg/g程度であればマクロベントス現存量が $57\text{g}/\text{m}^2$ 以上である可能性が高く、他のマクロベントスの有機物分解速度は明らかでないが、これらもイトゴカイと同等の有機物分解能を有するならば、マクロベントス現存量から導かれたAVS0.2mg/gの基準値は意味のあるものとなる。

6. 魚類養殖漁場の環境特性とその類型化

方 法

魚類養殖漁場の環境は地形の影響を大きく受け、県下の漁場を画一的に取り扱うことには無理があることから、地形と漁場環境の関係を明らかにしておく必要がある。そこで下記のとおり湾口相対距離と湾形状単純度を考慮した開放度(Z) (日本水産資源保護協会 1988) を算出して地形の指標とした。ただし、複数の枝湾を擁し、それぞれの枝湾に独立して漁場がある場合は本湾の値に枝湾の値を乗じて算出した。この開放度と漁場環境の関係から前述のAVS環境基準の有用性を検証した。また、夏季の24養殖漁場調査における底質および海底直上DOデータを用いて標準化ユークリッド平方距離ワード法によるクラスター解析によって漁場の階層区分を行い、これを基に県下の魚類養殖漁場の類型化を試みた。

$$Z = \frac{W^2}{A+W^2} + \frac{2\sqrt{\pi A}}{L+W}$$

W ; 湾口幅
A ; 湾面積
L ; 湾岸線長

結果および考察

底質のAVSが魚類養殖漁場の環境指標として有用であり、AVSの基準値を0.2mg/g、極限值を1.5mg/gとすることを提示したが、AVSと漁場環境容量との関係は明らかでない。Table 9 およびFig.18に示すように湾面積当たりの養殖生産量 (東海農政局三重統計情報事務所 1999) と環境指標項目には単純な相関関係は認められていない。魚類養殖による海底への有機物負荷は明らかであるが、有機物の漁場への蓄積は有機物の負荷と分解の速度のバランスの結果として現れ、養殖量とは直接関係しない。分解速度は酸素供給速度、すなわち漁場の海水交換速度に大きく影響される。海水交換速度は地形の影響を大きく受けるから、地形の指標である開放度と

Table 9. Correlation coefficients between fish production and topographic index and environmental parameter

	TOC	TN	TP	COD	AVS	MC	DO	Biomass
Fish production (t/yr·km ²)	0.12	0.17	0.27	0.25	0.26	0.15	0.14	0.05
Topographic index	0.76	0.76	0.67	0.85	0.75	0.51	0.87	0.48

 ;P<0.01 ;P<0.05

漁場環境との関連を解析した。

AVSをはじめ環境指標項目と開放度には対数近似で明確な相関が認められ (Table 9, Fig.19), 開放度が低いほどDOを除く環境指標項目の値が高くDOは低くなる。このことは漁場環境容量が湾の形状によって規定されることを示唆し, 閉鎖的な漁場では養殖生産量がわずかであってもAVSが基準値を大きく上回ってしまうのは避けられないことになる。ちなみにFig.19からAVS基準値 0.2mg/g 以内を維持している漁場の開放度は1

以上と算定され, 本県24魚類養殖漁場中6漁場がその条件を満たすにすぎず, 底生物との関係から導かれたAVS基準値は絵に描いた餅になるかもしれない。

一方, 養殖生産量と開放度には明瞭な相関が認められず (Fig. 20), 漁場環境に見合った漁場利用がなされていないことがわかる。開放度の大きい漁場は波浪等の影響も大きくなると推定されるので, 開放度が大きいからといって一概に生産量を増加させることはできないだろうが, 少なくとも開放度の小さい漁場では漁場環境容量に見合うよう養殖量を削減するなど汚染負荷軽減に努める必要がある。しかし, 現状では漁場環境容量に見合う養殖生産量を算定できる手法はなく, AVSをモニタリングしながら漁場環境が改善されるよう漁場利用を行っていくほかならないと思われる。このような状況を考慮すると, 全ての魚類養殖漁場に画一的なAVS基準値を適用することは現実的でなく, 既存産業として経済的側面を考慮すれば, 漁場毎に達成可能な目標値を設定する必要がある。

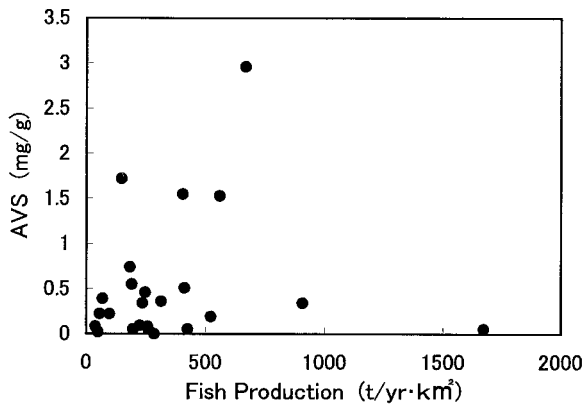


Fig. 18. Relation between fish production and AVS.

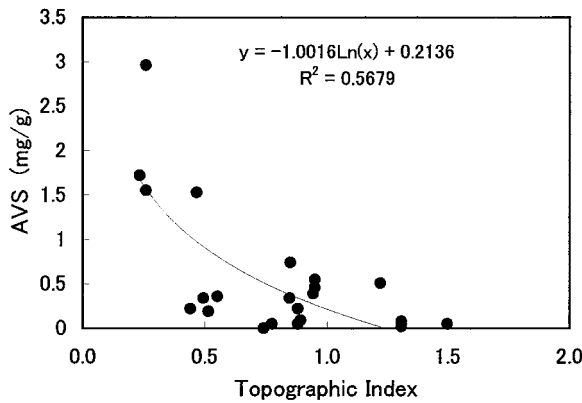


Fig. 19. Relation between topographic index and AVS.

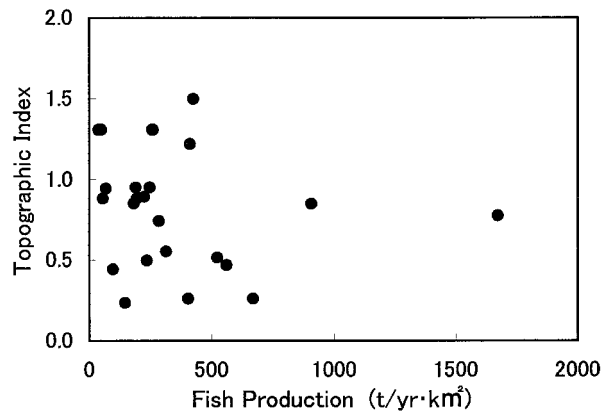


Fig. 20. Relation between fish production and topographic index.

しかしながら全ての漁場がそれぞれ独自のAVS目標値を設定することは現実的でなく, また漁業者に混乱を

生じさせる恐れがある。当面の方策としては漁場を類型化して類型毎にAVS目標値を設定し、漁場利用計画を策定するのが現実的であろう。そこで、魚類養殖漁場を環境特性に応じて類型化するため、クラスター解析によって漁場を階層区分してみた。Fig.21に示すように地理的に近い漁場同士が同じクラスターに区分される傾向にあり、これらを更に集約すると、閉鎖性が強く赤潮が頻発する五ヶ所湾の迫間浦地域、真珠養殖と共存する五ヶ所湾奥部地域、県魚類養殖の中核をなす南島尾鷲湾地域、外海に面して開放的な桂城湾賀田湾地域の4クラスターに区分される。各クラスターにおける開放度の平均値は上記順にそれぞれ0.260, 0.351, 0.743, 1.124で、各クラスターの漁場環境特性がよく反映されている。五ヶ所湾内の6漁場が4クラスター全てに分かれて区分されたのは五ヶ所湾の地形の複雑さと養殖形態の相違によるものと思われ、一つの湾においても基準値を統一することの困難さがうかがえる。

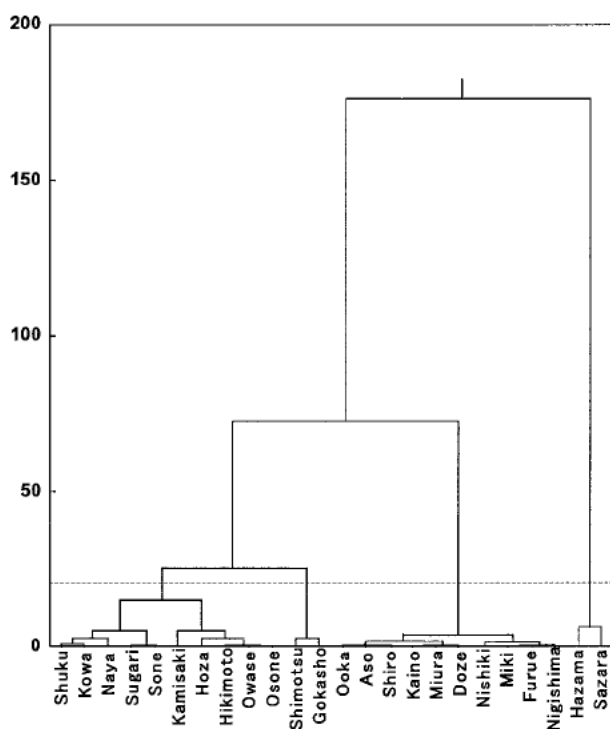


Fig. 21. Cluster analysis of mariculture grounds in Mie.

クラスター解析では4クラスターに区分されたが、これに地理的位置および魚類養殖実態を考慮して、県下の魚類養殖漁場を下記の3つの類型に区分した (Fig.22)。A型；海水交換が悪く、底質悪化が著しい漁場（相賀浦

を除く五ヶ所湾）。

B型；養殖量が多く、やや底質悪化が認められる漁場（奈屋浦～錦、尾鷲湾）。

C型；海水交換がよく、底質が比較的良好な漁場（相賀浦、阿曾浦、桂城湾、賀田湾、二木島）。

それぞれの漁場類型における漁場環境管理について以下のように提案したい。

A型漁場は地形的条件から海水交換が悪く、養殖量を大幅に削減しない限り底質改善が困難、あるいは養殖量を削減しても顕著な底質改善効果が現れない可能性のある漁場で、冬季には漁場を空けるなど漁場利用を抜本的に再検討する必要がある。底質のAVSは夏秋季に1.5mg/gを越えないことを当面の目標とする。

B型漁場では養殖密度の引き下げや生餌の使用制限などによって海底への汚染負荷を低減させ、漁場の持続的利用を実現すべき漁場である。底質のAVSは0.2mg/g以内を目標とする。

C型漁場では養殖量を増大する余地はあるが、当面は現状以下にとどめ、更に配合飼料の比率を高めて、良好環境を売り物にブランド化を目指すのが最善である。底質のAVSは現状以下に保つように努める。

以上のように測定しやすい底質のAVSを環境指標として漁業者自身がモニタリングしていくことで漁場環境を実感し、漁場環境特性に見合った漁場行使の適正化に積極的に取り組むことによって、現状より少しでも漁場環境が改善されることを望んでやまない。

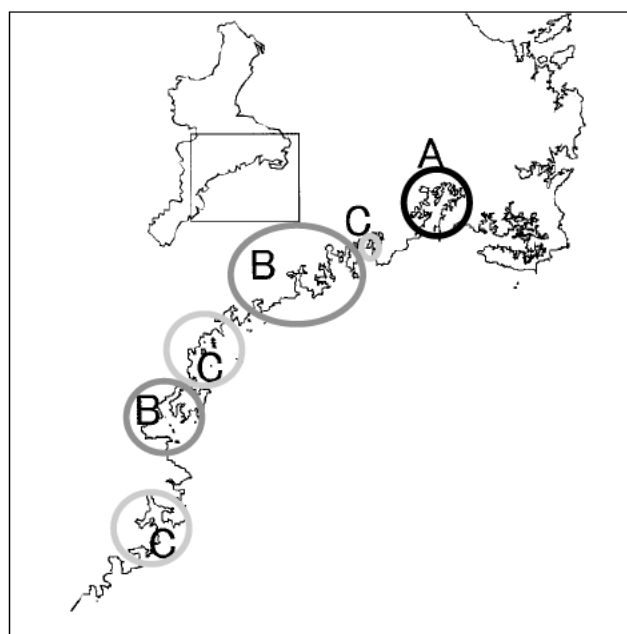


Fig. 22. Types of mariculture grounds in Mie.

要 約

- 1) 魚類養殖漁場では1995年以降配合飼料への依存度が高まり乾物換算で80%近くを占めるようになっているが、生産量当たりの汚染負荷量は減少しておらず、Cで約88%, Nで約84%, Pで約80%が何らかの形で漁場に負荷されており、有機物負荷の大きい状況にある。
- 2) 漁場の底質は五ヶ所湾奥部の漁場で著しく悪化しており、桂城湾や二木島漁場では比較的良好であった。底質のTOC, TN, TPは季節および経年変化が明瞭ではなかったが、礫浦のAVSは夏秋季に増加、冬春季に減少する明瞭な季節変化が認められ、それは底層の貧酸素化と連動していた。このことから、漁場環境を鋭敏に反映するAVSが漁場環境指標として有望であることが示唆された。
- 3) マクロベントスの分布は漁場間の差異が大きく、二木島では現存量、個体数、多様度指数とも季節変化が小さかったが、礫浦では夏秋季には著しく減少する大きな季節変化を示した。また、夏季の礫浦ではマクロベントスは養殖生簀付近では出現せず、生簀から離れた地点で多かったが、二木島では生簀付近で多く、生簀から離れた地点では少なかった。このことは魚類養殖は漁場を汚染するばかりではなく、適切な漁場行使によって海底をめぐる生物相を豊かにする可能性を示唆した。
- 4) 大森・武岡理論を検証するため、底泥の酸素消費速度とAVSの関係を解析したが、両者に普遍的な関係は見いだせず、酸素消費速度を基にしたAVS基準値の設定は困難であると思われた。
- 5) マクロベントス現存量は底泥のAVSが $0.1\sim 0.2\text{mg/g}$ 付近で最も多くなり、 1.5mg/g 以上では生存しなかった。このことから、生物浄化を拠り所としてマクロベントスとの関係から導かれるAVSを漁場環境指標として設定し、AVS値で 0.2mg/g を基準値、 1.5mg/g を極限值とすることを提示した。
- 6) 漁場のAVSは地形の指標である開放度と密接に関係しており、漁場環境容量は湾の形状によって規定されると推察された。このため、県下の魚類養殖漁場に画一的なAVS基準値を適用することは現実的でなく、漁場を3つの類型に区分して漁場類型毎に環境指標の目標値を定め、漁場管理を行うことを提案した。

文 献

青木秀夫・山形陽一・田中真二・井上美佐 1998: 高品質マダイの生産技術開発に関する研究. 三重県水産技術センター事業報告. 平成9年度, 196 198.

- 愛媛県 1995: 養殖ガイドライン作成検討調査事業報告書. 魚類養殖対策調査事業報告書. 平成6年度, 93 133.
- 三重県 1994: 養殖ガイドライン作成検討調査事業報告書. 魚類養殖対策調査事業報告書. 平成5年度, 11 46.
- 三重県 1995: 養殖ガイドライン作成検討調査事業報告書. 魚類養殖対策調査事業報告書. 平成6年度, 61 91.
- 日本水産資源保護協会 1988: 養殖漁場の類型化と対象漁場の選定. 養殖漁場管理定量化開発調査報告書. 昭和62年度, 10 15.
- 日本水産資源保護協会 1995a: 水産用水基準. 1995年版.
- 日本水産資源保護協会 1995b: 底質環境評価. 底質環境保全調査報告書. 平成6年度, 17 123.
- 西村昭史 1983: 真珠およびハマチ養殖漁場における沈降物の分解堆積過程. 水産海洋研究. 44, 44 50.
- 尾形 博 1995: 養殖ガイドラインの作成について. 魚類養殖対策調査事業報告書. 平成6年度, 44 54.
- 大森浩二 1990a: 海底境界層における生物過程と物質循環. 沿岸海洋研究ノート. 28(1), 96 114.
- 大森浩二 1990b: 養殖漁場における有機物負荷制限値の推定方法について. 宇和島湾浅海養殖漁場環境調査報告書. 平成元年度, 50 56.
- Strickland, J. D. H. and Parsons, T. R. 1972: A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fish. Res. Boad. Can. 167.
- 武岡英隆・大森浩二 1996: 底質の酸素消費速度に基づく適正養殖基準の決定法. 水産海洋研究. 60(1), 45 53.
- 田中啓陽 1977: 汚染物質の堆積過程. 浅海養殖と自家汚染, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣. 42 51.
- 東海農政局三重統計情報事務所 1999: 三重県漁業地区別統計表. 平成10年.
- 堤 裕昭 1995: ベントスによる養殖漁場環境の改善. 日本水産学会誌. 61 (2), 267 270.
- Yokoyama, H., Abo, K., Toyokawa, M., Toda, S. and Yamamoto, S. 1997: Impact of Mariculture on the Spatial and Temporal Patterns of the Macrobenthos in Gokasho Bay. Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult., Suppl. 3, 7 16.
- Yokoyama, H. and Ueda, H. 1997: A Simple Corer Set inside an Ekman Grab to Sample Intact Sediments with the Overlying Water. Benthos Research. 52 (2), 119 122.
- 横山寿 2000: 海面魚類養殖魚場の環境基準—その施策と問題点—. 養殖研報. 29, 123 134.