

博多湾の海洋生物環境

石 尾 真 弥

わが国の沿岸水域は順に富栄養化の様相を深めている。しかし富栄養化に対する一般の理解は、 N や P が水中に増加し、赤潮を発生させる水質への変化として捉えられている程度である。赤潮発生が人間の生活とどのような関連を有するのか、これが判然としていない。時々、有毒性プランクトンが発生して、養殖ハマチを大量斃死させ、これが情報網に乗って広く知れわたるので、赤潮と水産被害はこのような形で結びつくものと理解されているようである。そのような理解では、富栄養化防止対策は、恐らく真摯に考えられることはないであろう。何如ならば、九州地方のような温暖海域では、普通に頻発する赤潮プランクトンは、植物種では珪藻類の*Coscinodiscus*など、動物種では双鞭毛虫の*Noctiluca*などが圧倒的に多く、その他数種が時に顕著に増殖して赤潮状態となるようである。しかし、このような種類のプランクトンでは、養殖ハマチなどの被害には至らない。したがって水産試験場報告などでは、赤潮が発生しても、水産被害なしということで過ぎてしまう。実際に水産被害が存在しないならば、プランクトンが増殖し、赤潮状態となっても、その水域には何等の問題も存在しないこととなる。したがって終末処理場で下水の処理が終れば、最後の責任から解放された気持ちになるのは当然である。しかし、普通に見られるプランクトンでも、これが顕著に増加すれば、海底に沈降し、底層水中の溶存酸素を消費しつくし、底生々物を殺すばかりでなく、底層水は腐敗水質となり、遊泳生物をも駆逐してしまう。唯、これらの現象は水面下で進行するために、容易に実態を把握し難い。これを明らかにするには、長期間の連続調査が必要である。

博多湾では、1968年5月から、3ヶ月間隔で満4年間の調査と、1973年には、東部博多湾における夏期の集中調査が、著者らの手によってなされ、富栄養化の実態が解明されたので、ここに簡略に紹介する。

1. 都市処理廃水の流入と博多湾プランクトン発生量との関係

都市における尿尿処理は、従来、海上投棄によるものが多かったが、1966年に福岡市に中部下水処理場がつくられてから、処理廃水量はTable1に示すように、1967年の $57,590\text{ m}^3/\text{day}$ から、1972年には $204,899\text{ m}^3/\text{day}$ と増大し、東部博多湾に流入する N 量も $1,346\text{ tons/day}$ から $4,787\text{ tons/day}$ に増大している。放流 P 量は1967年の 0.144 tons/day から、1970年の 0.331 tons/day まで急速に増大したが、1971年には、処理場における脱 P が開始され、放流 P 量は 0.129 tons/day に低下した。もし、脱 P を行なわなかったとすれば、放流 P 量は 0.401 tons/day と推算されるので、68%の脱 P に成功したことが明白である。1972年には、放流 P 量は幾分増大し、 0.164 tons/day となったが、処理廃水量が増加したためである。

このような処理廃水量の増加と、東部博多湾のプランクトン実測量とを比較すると、Table1の最後の2欄に示すように、処理廃水量の増加と共に、プランクトンは次第に増加していることがわかる。

東部博多湾では、1日に放流される N 量の約39倍のプランクトンが存在し、プランクトンネットを漏るような微小プランクトンを含めると、285倍のプランクトンが現存していることとなる。

Table 1. Discharge of treated municipal sewage and plankton presence in Eastern Hakata Bay.

Year	Daily discharge of treated sewage m ³ /day	Discharged		Plankton by netting tons as dry matter	Plankton by Precipitating tons as dry matter	Ratio of Plankton ppt. to N
		N tons/day	P tons/day			
1966	30,586	0.714	0.076	-	-	-
1967	57,590	1.346	0.144	-	-	-
1968	73,970	1.728	0.185	81	592*	343
1969	112,918	2.639	0.282	103	728*	276
1970	132,380	3.094	0.331	126	916	296
1971	161,314	3.770	0.129	120	874	232
1972	204,899	4.787	0.164	181	1,319	276

* Presumed from Plankton by netting.

The concentration of N in the treated municipal sewage was adopted to be 23.4 ppm, and the concentration of P was adopted to be 2.5 ppm until 1970, since then 0.8 ppm¹⁾.

東部博多湾流入河川水量を濁水期に調べ、同時に博多湾の平均 $Chlorinity$ を求め、北半球中緯度地方外洋水の平均 $Chlorinity$ 18980‰²⁾の値と比較し、この水域の海水には何%の河川水が混入しているかを計算できる。同水域の等深線図から湾内水量を求めれば、これが流入河川水量の幾日分に相当するものか計算できる。その結果、大潮時には、5.5日分、小潮時には77日分の河川水が混入していることが判明した³⁾。このことは、東部博多湾の海水は、大潮時には平均55日で入れ換わり、小潮時には平均77日で入れ換わることを示している。

したがって、東部博多湾では、1972年を例にとれば、大潮時で263 tons、小潮時で369 tonsの処理廃水Nが存在しうることとなり、N量の約7倍が乾燥プランクトン量とすれば⁴⁾、全プランクトン現存量は、184~258 tonsと評価される。しかし実際には、これらの量の5.1~7.2倍の全プランクトン現存量が示されている。

このことは、東部博多湾に対し、放流される処理生活廃水のN量は、全流入水N量の14~20%に過ぎないことを意味している。

1970年までは、処理生活廃水中のNとPの比率は9:1であったが、1971年からは、脱P開始によって、29:1に変化している。すなわち、植物プランクトンの生物要求比7:1を大きく崩すことに成功している。しかし、N放流量と全プランクトン現存量の比を求めると、その比は232~343の範囲内に入り、1971年のみは、脱Pによるプランクトン発生防止の上に若干の効果が認められたことがわかるが、1972年には、1969年と全く同じ276の値となり、生活廃水の脱P処理は、プランクトンの発生防止に全く貢献していないことが明白である。

このように、下水道整備の不完全下で、Nとして14~20%の湾内流入量に過ぎない生活廃水の脱Pを実施してみても、末処理下水の流入によって、その効果は全く相殺されることが明白である。

博多湾の場合、多数の測定値から、全プランクトン現存量と透明度との関係を求めると(1)式で示すことができる。

$$\text{透明度}(m) \div 6.9 \text{ m}^2/\text{g} \div \text{全プランクトン現存量 g/m}^3 \dots\dots\dots(1)$$

したがって、透明度1 mの地点では、全プランクトン現存量は、 69mg/L の値となる。実際に博多湾では、透明度1 m以下の場合もしばしば観察され、平均すれば、透明度は17 m前後、すなわち全プランクトン現存量としては 40mg/L 前後の値となる。

博多湾の場合には、湾の広さは 130km^2 ほどであるが、この中の約 30km^2 平均水深32 mの東部博多湾が最も赤潮が発生しやすい水域となっている。

2. 博多湾の漁場環境

このように富栄養化が進み、プランクトンが増殖すれば、漁場環境としても、当然変化が起る。従来、カタチイワシの漁獲は、湾外でなされていたが、最近は肥満体のカタチイワシが博多湾内で多量に漁獲されている。また、コノシロが同湾内で多量に漁獲されるようになった。すなわち、プランクトン捕食性の魚類が饒産するようになっている。

また、湾内ではアサクサノリの養殖が盛んであり、ある海域では、アサクサノリ養殖場の老化現象が見られるのに対し、博多湾ではそのような気配は見られない。

このように、内湾の富栄養化の現象は、ある種の魚類の生息環境としては好転し、アサクサノリの養殖場としては好ましいように見える。また、湾内でプランクトンの増殖が次第に顕著となる一方、湾外の、しかも海流の流向から判断すれば、このプランクトンを含む内湾水の移動経路に当る水域では、稚ダイの漁獲高が、隣接水域の10倍程度にも達し、マダイ養殖の種苗生産に貢献している点は見逃せない。

このような状況から、博多湾沿岸の漁民は、博多湾内の富栄養化にもかかわらず、それ程深刻な打撃を受けていない模様である。しかし、福岡市民は、このプランクトンの多い東部博多湾では海水浴をしようとはせず、折角の白砂青松の地もこれを避けて、湾外の海域を利用している状況である。

このような海域の利用法が果して妥当なものであるかどうかについては、非常に問題がある。何如ならば、この海域のドレッシングを行なうと、非常に大きなアカガイの死殻が目立ち、昔はこれが獲れていたことを示しているが、現在はそのような大きなものは漁獲されないし、獲れるものは小さく、少ない。博多湾は一見問題はなさそうに見えるが、富栄養化の影響は湾底に及び、この水域からの生鮮魚貝類の生産に深刻な打撃を与え、市民への供給を絶っている点は注視すべきである。

3. 富栄養化内湾の底生々物生息環境

水中環境の評価には、水質測定、或は底質測定を行ない、測定値が水質の基準値と比較されているが、その基準値では、生物がどのような影響を受けるか、明らかにされていないので、それらの測定値を求めただけでは、限られた意味よりない。このような理由から、博多湾では、多数地点について、水質および底質の他に、底生々物の調査を行なった。

a) 底生々物の Biological Population Index (BPI), すなわち生物群集指数と漁場環境評価 1957 年 MARGALEF⁵⁾ によって提唱された BPI 算出法によって、調査点における底生々物の環境評価を行なった。評価の原理は次の通りである。

ある地点に $n_1 + n_2 + \dots + n_n$ の生物が生息していたとする。すなわち1番目の種類が n_1 個体、第2番目の種類が n_2 個体という具合に生息し、全部で N 個体生息したとする。その場合の底生々物の生息状態を示す組合わせ数 R は(2)式で与えられる。

$$R = N! / n_1! n_2! \dots n_n! \dots (2)$$

この組合わせ数 R は、Table 2 に示すように、種類数の増大と共に著しく増大する。(2) 式からさらに次式をうる。

$$\ln R = \ln N! - \{ \ln n_1! + \ln n_2! \dots + \ln n_n! \}$$

STIRLING の公式 $n! = n^n e^{-n} \sqrt{2\pi n} \{1 + O(1/n)\}$ を用い、 n が十分に大きな値をとる時の

Table 2, R values and BPI in combination with number of species and their individual numbers when postulated that N in equation (3) equals to 10.

n_1	n_2	n_3	n_4	n_5	n_6	n_7	n_8	n_9	n_{10}	R	BPI $= (1/N) \ln R$
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0
9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0.230
8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	45	0.381
8	1	1	-	-	-	-	-	-	-	90	0.450
7	3	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0.479
7	2	1	-	-	-	-	-	-	-	360	0.589
7	1	1	1	-	-	-	-	-	-	720	0.658
6	4	-	-	-	-	-	-	-	-	210	0.535
6	3	1	-	-	-	-	-	-	-	840	0.673
6	2	2	-	-	-	-	-	-	-	1,260	0.714
6	2	1	1	-	-	-	-	-	-	2,520	0.783
6	1	1	1	1	-	-	-	-	-	5,040	0.853
5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	252	0.553
5	4	1	-	-	-	-	-	-	-	1,260	0.714
5	3	2	-	-	-	-	-	-	-	2,520	0.783
5	3	1	1	-	-	-	-	-	-	5,040	0.853
5	2	2	1	-	-	-	-	-	-	7,560	0.893
5	2	1	1	1	-	-	-	-	-	15,120	0.963
5	1	1	1	1	1	-	-	-	-	30,240	1.260
4	4	2	-	-	-	-	-	-	-	3,150	0.806
4	4	1	1	-	-	-	-	-	-	6,300	0.875
4	3	3	-	-	-	-	-	-	-	4,200	0.834
4	3	2	1	-	-	-	-	-	-	12,600	0.944
4	3	1	1	1	-	-	-	-	-	25,200	1.014
4	2	2	2	-	-	-	-	-	-	18,900	0.985
4	2	2	1	1	-	-	-	-	-	37,800	1.054
4	2	1	1	1	1	-	-	-	-	75,600	1.124
4	1	1	1	1	1	1	-	-	-	151,200	1.193
3	3	3	1	-	-	-	-	-	-	16,800	0.973
3	3	2	2	-	-	-	-	-	-	25,200	1.014
3	3	2	1	1	-	-	-	-	-	50,400	1.083
3	3	1	1	1	1	-	-	-	-	100,800	1.152
3	2	2	2	-	-	-	-	-	-	75,600	1.124
3	2	2	1	1	-	-	-	-	-	151,200	1.193
3	2	1	1	1	1	-	-	-	-	302,400	1.260
3	1	1	1	1	1	1	-	-	-	604,800	1.332
2	2	2	2	2	-	-	-	-	-	117,400	1.164
2	2	2	2	1	1	-	-	-	-	226,800	1.233
2	2	2	1	1	1	1	-	-	-	453,600	1.302
2	2	1	1	1	1	1	1	-	-	907,200	1.372
2	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1,814,400	1.441
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3,628,800	1.511

$\ln n! = n \ln n - n$ を用いれば、ここに次式をうる。続いて(3)式をうる。

$$\ln R = - \left\{ n_1 \ln \frac{n_1}{N} + n_2 \ln \frac{n_2}{N} \cdots \cdots + n_n \ln \frac{n_n}{N} \right\}$$

$$\therefore \frac{1}{N} \ln R = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} = BPI \cdots \cdots (3)$$

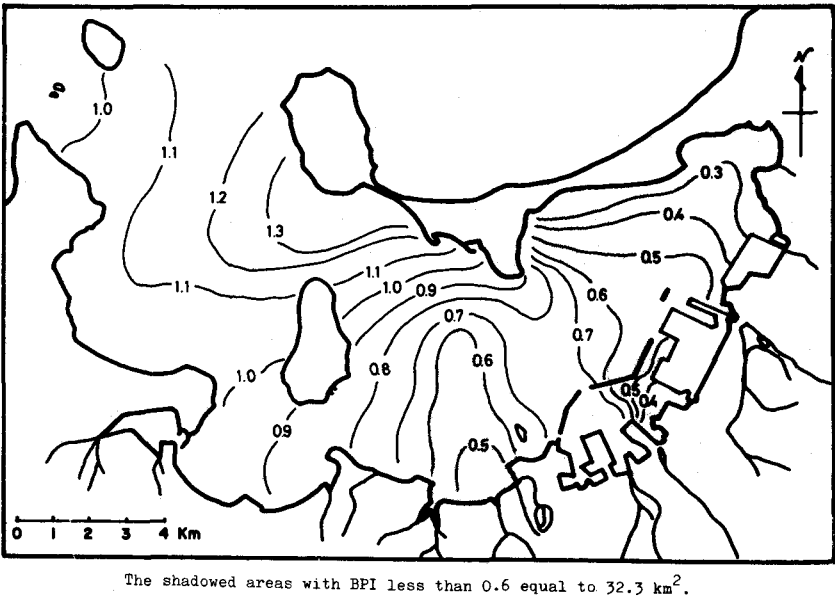
(3)式から明らかなように、*BPI* は1個体当りの生息に関する対数情報量を示すことがわかる。

多数種の生物が繁栄状態にある時は、この1個体は種々の生き方ができ、生物が抑圧環境のために少ない時には、単調な生き方となる。すなわち、*BPI* の大きさは、生物繁栄の程度を示し、値が高い程、繁栄状態に、低い程、抑圧状態にあるものと理解できる。

1968年から1972年までに集めえた各地点の*BPI* 実測値を取纏めると、Fig1に示す*BPI* の分布図がえられる。

第1図から、博多湾では、湾奥程*BPI* が低いことがわかる。また、湾中央附近にも、*BPI* の低い水域が存在する。*BPI* の高い水域は、内湾と外海の境界附近である。*BPI* 0.6 以下の水域には陰影をつけているが、この水域では、夏期、底生々物が全滅する危険水域である。第1図では、このような水域は、その総面積が32.3km²として示されている。

Fig. 1. Distribution of Biological Population Index (BPI) averaged over 4 years from May 1968 to Feb. 1972. The measurement was performed every three months.



b) 過剰プランクトンの漁場悪化効果

東部博多湾と *BPI* 0.6 以下の水域面積との関係はTable3に示した。

東部博多湾の平均水量は1.76億 tons である。Table3の湾内プランクトン現存量から、プランクト

Table 3, Plankton presence, plankton concentration, areas with BPI less than 0.6 and the deteriorative effect due to excess plankton on fishing ground.

Period	(A) Plankton presence by netting		(B) Area with BPI less than 0.6 km ²	Deteriorative effect due to excess plankton on fishing ground km/ton
	tons/bay	mg/l		
May, 1968 to Feb., 1969	81	0.46	8.5	0.105
May, 1969 to Feb., 1970	107	0.61	27.1	0.253
May, 1970 to Feb., 1971	126	0.72	39.3	0.312
May, 1971 to Feb., 1972	120	0.68	36.7	0.306

ン濃度を求めると、1968年は0.46mg/Lである。BPI 0.6以下の水域は8.5km²程度である。しかし、1969年には、プランクトン濃度は0.61mg/Lとなり、BPI 0.6以下の水域は、一挙に27.1km²に増大している。1970年には、プランクトン濃度は更に上昇し、0.72mg/Lとなっている。BPI 0.6以下の水域は39.3km²に広がっている。1971年には、中部下水処理場の脱P効果からか、プランクトン現存量は幾分低下し、BPI 0.6以下の水域は36.7km²と若干減少している。

このように、湾内のプランクトン濃度の増大は、夏期になると底生々物を全滅させる水域の増大となって現われることが明白である。このような関係から、湾内でプランクトン現存量が1 ton増加すれば、このような悪化漁場が、どの程度出現するか、すなわち、プランクトンによる漁場悪化効果を求めると、Table 3の最後の欄に示すように、プランクトン現存量が81tonsの時は、0.105km²/tonであるが、107tonsの時には、0.253km²/ton、126 tonsの時には、0.312km²/tonという具合に、プランクトン現存量が増加すると、漁場悪化効果の増加は顕著になる。したがって、悪化した漁場面積をD_A、プランクトン現存量をPとすれば、 $\Delta D_A / \Delta P = k \times P$ が成立するはずである。また、プランクトン現存量が、ある適正量P_Sである時には、悪化漁場は形成されないの、その時には結局において(4)式をうる。

$$D_A = k(P^2 - P_S^2) = 0.00242 \times (P^2 - 40^2) \quad \dots\dots\dots(4)$$

すなわち、東部博多湾では、約40 tonsのプランクトン現存量ならば、このような悪化漁場は形成されないものと推測される。

通常、プランクトン現存量は、mg/Lで求められるので、(4)式をプランクトン濃度によって表わせば、(5)式をうる。

$$D_A = 78 \times (P^2 - 0.23^2) \quad \dots\dots\dots(5)$$

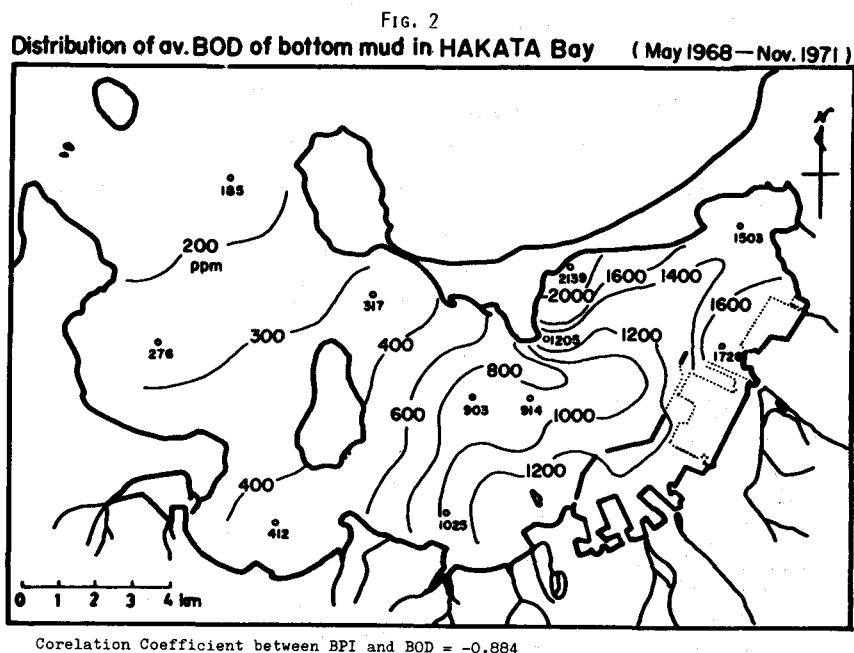
すなわち、東部博多湾では、プランクトンネット(網目65μ, XX-17)で採集できるプランクトンの平均濃度が0.23 mg/Lを限界として、それ以上の値では、BPIが0.6以下の悪化水域が出現することとなる。

この 0.23 mg/L のプランクトン濃度を適正プランクトン量とすれば、1968年には、東部博多湾では適正量の2倍、1969年では2.7倍、1970年では3.1倍、1971年では3.0倍となっていたことが明らかである。

ここで、著者が何故、下水処理場における廃水処理に眼を向けたかと云えば、下水道普及率の増大と共に、従来、沖合海域に投棄されていた尿尿が、生物酸化処理を受けたとは云え、これが博多湾内に放流され、着実に N と P の放流量を増大させるからである。生下水も博多湾に流入するが、これには尿尿は入って来ない。また福岡市の場合、特に、 N や P を大量に放流する企業は存在せず、 N と P の新たな給源は、ほとんど終末処理廃水に限られるからである。

c) 博多湾各地点の BPI 平均値と底土 BOD 平均値の相関性

博多湾における1968年5月から1972年2月の4年間の BPI 平均値の分布図は、Fig.1に示した。同じく底土 BOD 平均値の分布図を画くと、Fig.2に示すように、両分布図は酷似することがわかる。試みに、両者の相関係数を求めると、 -0.884 となり、底土 BOD が増大すれば、 BPI は平均して低下してゆくことが明白である。



d) 地点別 BPI と底土 BOD の相関性

各測定点について、測定された BPI と底土 BOD の相関性を求めると、Table 4に相関係数を示すように、17の個々の地点における底土 BOD と BPI との間には、驚く可きことに全く相関性が存在しないことが明白である。この点は、前述の底土の平均 BOD 値と BPI 平均値の相関性と相容れないように見えるが、この関係はFig.3によって理解されるはずである。

このFigから、各地点に生息する生物種は、底土 BOD のある限られた範囲内に生息し、それぞれ種類が異なっていることを示す。すなわち、円、または楕円の範囲内では、底土 BOD と BPI との間に

は、一定の関係は全く存在せず、底土 *BOD* の増大は、或時には底生々物に必要な餌料供給量の増大を意味し、また或場合には、底土 *BOD* の増大は却って腐敗水質の発生を助長し、底生々物を殺すように作用するなど、両様に作用するためと推測される。しかし各地点の生物種は、ある範囲の *BOD* をもって底土中で繁殖を遂げ、また斃死し、一定範囲の *BPI* を示すものと考えられる。すなわち、底土 *BOD* が、450 ppm から 3,700 ppm に変化する *St.18* では、*BPI* は 0 から 0.70 までの間で変化するが、それ以上の *BPI* とはなりえない生物種の構成となっており、底土 *BOD* が 60 ppm から 550 ppm に変化する *St.10* では、*BPI* は 0.75 から 1.85 まで変化する、それ以上にも、以下にも変化しえない生物種構成となっているものと推測される。すなわち、Fig. 3 に示す楕円、もしくは円の横巾は、地点における底土 *BOD* の変化範囲を示し、縦の長さは *BPI* の変化範囲を示し、これらの範囲を越えては、底土 *BOD* も、また *BPI* も変化し難いことを示唆している。また同時に、底土 *BOD* の顕著な増加は、抑圧環境を発生し易いために、一般に *BPI* は低下すること、また、極端に *BOD* が低下しても、餌料生物の不足から *BPI* が低下することも明白であり、両方の *balance* が最もよくとれた底土 *BOD* の時に、最も高い *BPI* が示されることも明白である。

これらの関係を要約すれば、底土 *BOD*、すなわち *BOD* と *BPI* との間には(6)式が成立する。

Table 4. Corelation coefficients between *BPI* and *BOD* of bottom mud obtained by survey from season to season over four years since 1968.

Station No.	Corelation coefficient
2	-0.013
4	+0.078
5	+0.148
8	-0.186
10	+0.315
12	+0.016
13	+0.630
14	-0.220
16	+0.176
17	+0.259
18	-0.463
19	+0.093
25	+0.062
20	-0.007
21	-0.245
23	-0.166
31	+0.295
32	-0.266
av. +0.028	

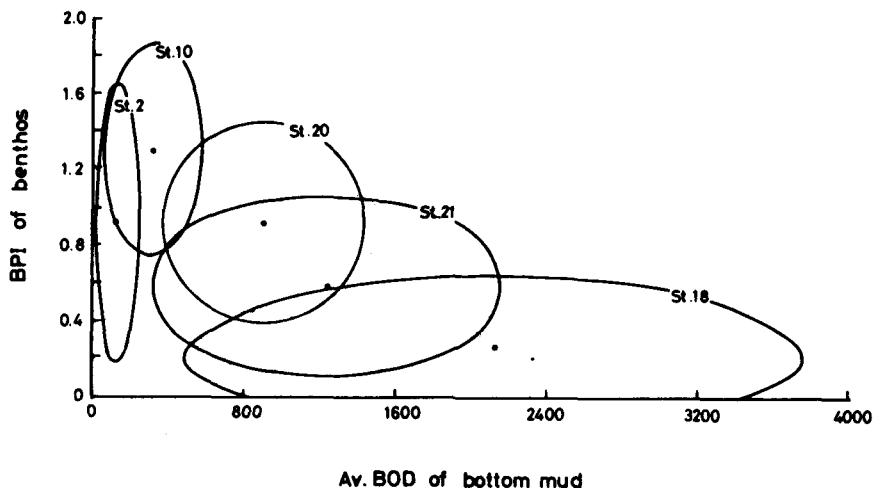


FIG. 3. THE RANGES OF VARIATION OF *BPI* AND BOTTOM MUD *BOD* AT INDIVIDUAL STATIONS SHOWN WITHIN ELLIPTIC CIRCLES AND THE RELATIONSHIPS AMONG THEIR MEAN VALUES INDICATED AT THE CENTERS OF THESE ELLIPTIC CIRCLES.

$$BPI \text{ of } benthos^* = \frac{k_1 \times BOD_M}{(k_2 + BOD_M)^2} \dots\dots\dots(6)$$

BPI_{MAX} の時に $\triangle BPI / \triangle BOD_M = 0$ となるので、(6)式から(7)式が導かれる。

$$\frac{\triangle BPI}{\triangle BOD} = \frac{k_1 \times (k_2 - BOD_M)}{(k_2 + BOD_M)^3} = 0 \dots\dots\dots(7)$$

BPI_{MAX} の時、 $k_2 - BOD_M = 0$ となるので、その時の底土 BOD を特に BOD_{SM} とすれば、 $k_2 = BOD_{SM}$ の関係をうる。これを(6)式に代入すれば(8)式をうる。

$$BPI_{MAX} = \frac{k_1}{4 \times BOD_{SM}} \dots\dots\dots(8)$$

第3図から、 $BPI_{MAX} = 1.3$ 、 $BOD_{SM} = 150$ とすれば、 $k_1 = 780$ をうる。

これらの値を(6)式に代入すれば、底土 BOD 平均値と BPI 平均値との間に(9)式が成立することとなる。

$$BPI_{av.} = \frac{780 \times BOD_M}{(150 + BOD_M)^2} \dots\dots\dots(9)$$

(9)式を用いて、 $BPI_{av.} = 0.6$ となるような水域の底土 BOD を求めると、 $977 ppm$ となる。したがって、 $1000 ppm$ を越える底土 BOD は好ましくないことになり、実際に BPI が 0.6 以下の水域の底土 BOD は、第2図からも明らかのように、大体において $1000 ppm$ 以上の水域として示されている。

e) 底土 BOD と生息底生々物種との関係

実測した限りでは、底土の平均 BOD が、 $131 \sim 412 ppm$ の水域は、これを経験的に清水域と見ることがができる。この場合の BPI 平均値は、 1.3 から 1.0 の範囲に入り、魚類15種、甲殻類15種、軟体類16種の計46種の生物が見出されている。

底土の平均 BOD が $902 \sim 1025 ppm$ の値をもつ水域は、中汚濁水域で、この場合の BPI 平均値は、 0.63 から 0.56 の範囲に入り、魚類4種、甲殻類3種、軟体類12種の計19種が見出され、種類数は激減している。

底土の平均 BOD が、 $1205 \sim 2139 ppm$ の値をもつような水域は、強汚濁水域であり、 BPI の平均値は 0.47 から 0.17 の範囲にあり、魚類3種、甲殻類3種、軟体類9種の計15種類が見出されたに過ぎない。

このように、底土 BOD の平均値が増大すれば、底生々物の種類数は減少する。清水域から強汚濁水域まで、共通して見られる生物としては、魚類3種、甲殻類3種、軟体類4種の計10種に過ぎず、この中で強汚濁水域にのみ生息し、清水域に生息しない種類は数種存在するが、多くの種類は、強汚濁水域では生息が不可能である。

* *benthos* : 底生々物

富栄養化内湾における漁場の不安定性

内湾が富栄養化し、プランクトン現存量が多くなれば、底土の *BOD* が増大し、*BPI* も低下することが明白である。底土 *BOD* が平均的に高い水域では、夏期、底生々物は全滅するが、低いところでは、全滅することはない。

BPI 低下は、生息種類数の減少を意味し、ある種の生物の死滅を意味する。したがって、*BPI* の変動が、その地点の *BPI* の平均値を越えることになれば、*BPI* の低下時には、*BPI* は0となることを意味する。これは、底生々物の全滅を意味する。したがって各地点の *BPI* 平均値に対する *BPI* 変動値の百分率を求めれば、その値は、底生々物のその地点における死滅の起り易さを示すこととなる。すなわち、底生々物を漁獲対象とする漁場の不安定度を示すはずである。

各地点の *BPI* 平均値を縦軸にとり、各地点 *BPI* の標準偏差を *BPI* 平均値で除した商の100倍値、すなわち、上述の漁場不安定度を横軸にとれば、Fig.4に示すように、両者はほぼ直線関係を有することがわかる。

第4図から、*BPI* 平均値が0.55で、漁場不安定度は100%となることがわかる。したがって、*BPI* 平均値が、0.55より大なる場合には、底生々物の全滅は起り難いが、これよりも低い場合には、死滅の頻度は増大するはずであり、漁場として、これを利用して、底生々物を増殖させる計画を建て難いことが明らかであり、漁場として利用価値は極めて限られたものとなることが明白である。

この漁場不安定度の分布はFig.5に示されている。

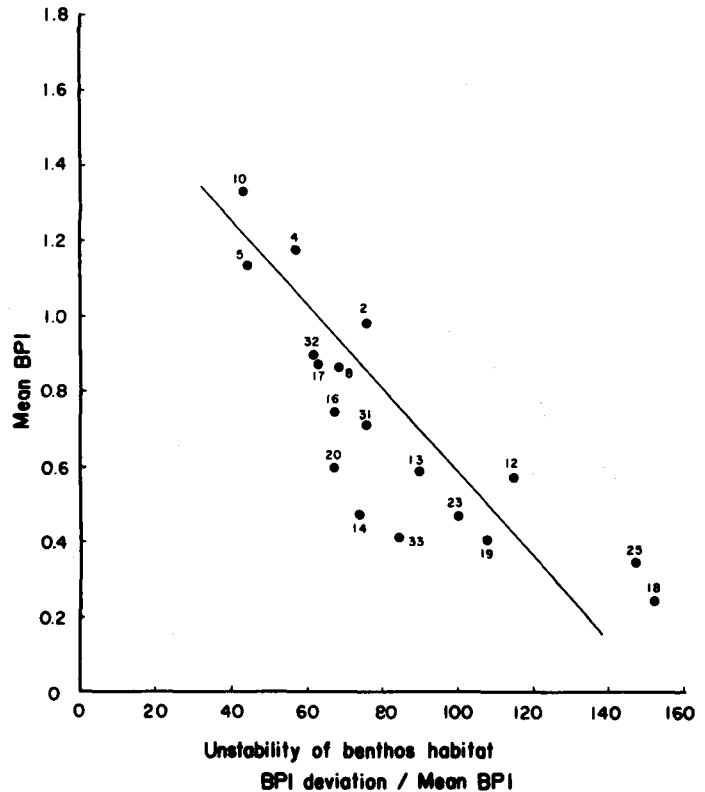


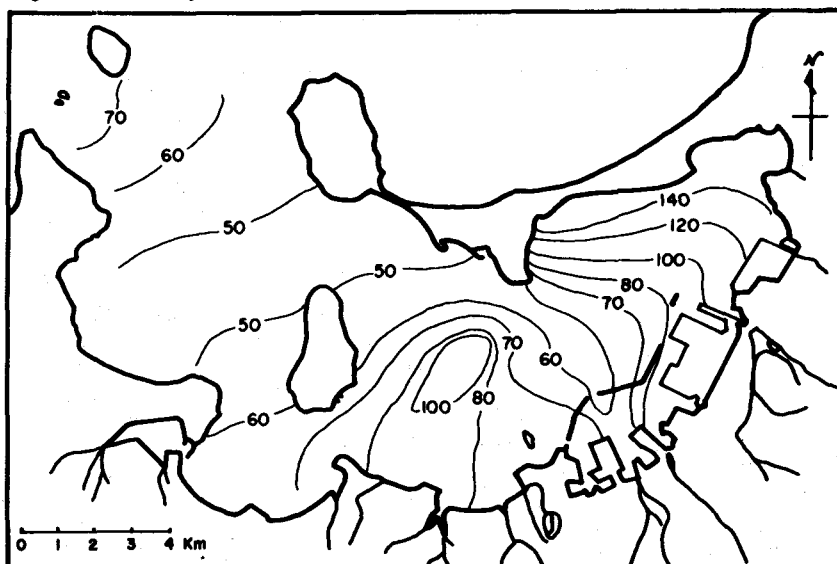
FIG. 4 Relations between mean *BPI* and unstability of benthos habitat.

底生々物の死因

底土 *BOD* と *BPI* との間に直

接の相関性は見られないことは先に述べた。しかし、それらの平均値の間には非常に大きな負の相関性が存在することは明白である。このことから、恐らく時期を選べば、例えば沈降プランクトンの腐敗が非常に速やかに進行する水温の高い時期などに調査を実施すれば、底土 *BOD* の高い水域では、底生々物の斃死が頻発するのではないかと推測した。このために次の点を検討した。

Fig. 5 Unstability of benthos habitat presumed from mean BPI and BPI deviations



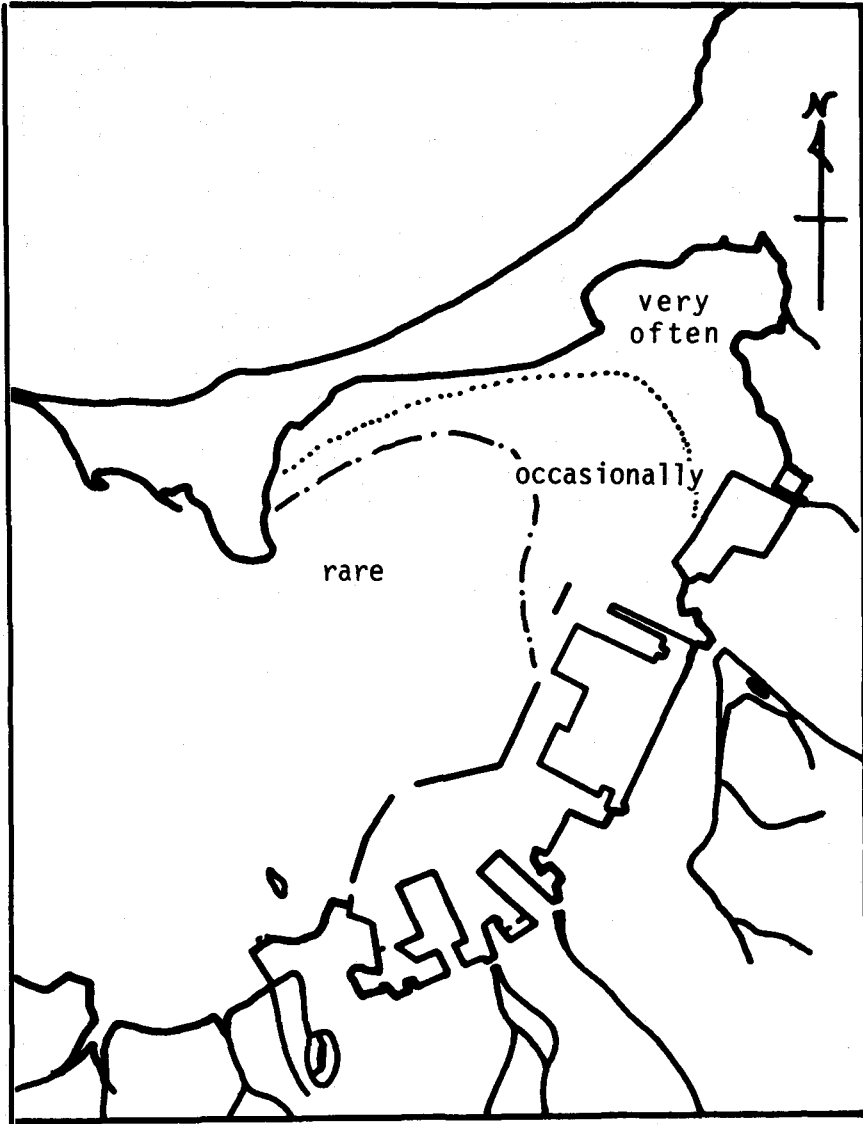
a) アカガイの斃死時期

アカガイを対象に博多湾における斃死時期を調べると、Table5に示すように、1968年から1972年までの間に、水温の上昇する5月から8月にかけて現われることが判明した。よって、1972年の6月14日、24日、7月26日および8月3日に、東部博多湾の底生々物調査を実施し、斃死の顕著な水域を確認した。その結果はFig6に示すように、湾奥部では、貝殻に閥質が残存し、腐臭を発するものが調査の度に観察され、斃死が頻繁に起っていることがわかった。その外側の水域では斃死は散発的に起り、更に外側の水域では斃死が少ないことが判明した。その他底生々物についても同じであった。

Table 5, Seasonal population of Blood Clam in Hakata Bay (Unit: Individuals/30 m²)

Central HAKATA Bay				Eastern HAKATA Bay													Harbor	
				Northern part					Southern part									
Date	St.No.	20	19	17	16	15	13	12	4	9	3	5	7	6	8	10	11	1
1968 May	125	4		2	0	31	-	24	48	125	-	-	152	-	-	-	12	11
Sept.	12	0		2	0	0	-	0	3	24	-	-	31	-	-	-	3	0
Dec.	59	8		0	1	80	-	92	192	318	-	-	132	-	-	-	140	0
1969 Feb.	54	0		16	7	4	-	88	44	28	-	-	46	-	-	-	116	2
May	41	0		0	32	4	-	132	108	36	-	-	48	-	-	-	76	0
Aug.	84	4		8	0	0	-	0	0	32	-	-	0	-	-	-	0	0
Nov.	60	4		20	16	12	-	464	8	32	-	-	0	-	-	-	16	0
1970 Feb.	48	0		3	7360	44	-	344	2	4	-	-	0	-	-	-	0	1
May	46	368		34	192	0	62	356	16	16	16	248	296	16	53	180	21600	4
Aug.	64	4		36	4	72	24	0	96	0	12	1136	128	24	56	128	9216	16
Nov.	28	0		16	32	6	1	16	96	16	2	400	20	0	68	56	224	0
1971 Feb.	30	0		10	0	12	8	0	8	34	7	856	7	8	112	38	2816	80
May	12	-		11	120	24	40	0	232	0	0	22	216	0	0	0	0	0
Aug.	2	-		15	0	1	0	0	30	0	6	5	1	0	0	0	0	-
Nov.	2	0		80	0	0	0	0	74	0	5	10	15	0	13	44	22	280
1972 Feb.	2	0		24	0	8	24	0	22	4	48	32	23	56	88	69	35	0
June	-	0		4	0	0	30	0	20	22	8	8	33	40	0	44	0	-

Fig. 6, Areas receiving destructive damages to benthos during summer.



b) 底生々物の斃死と溶存酸素の低下ならびに硫化水素発生との関係

これらの時期に調査地点の溶存酸素を連続的に調査し、また、酸化鉛塗布の木板に錘をつけて水中の種々の深度に浮くようにした。目印に大きな浮子をつけたので、深度は著しくは変化していなかったはずである。このようにすれば、発生した硫化水素は、木板を黒化するので、その発生を検知できる。

このようにして調べた結果を纏めるとFig.6のようになった。

この表中に示す細い横線は底生々物の斃死が観察された期間を示し、太い横線は、検知板によって硫

Table 6. Dissolved oxygen (%) in bottom water in EASTERN HAKATA BAY

St.No.	June, 1972											July					August	
	13	15	16	17	19	20	21	23	25	26	30	14	16	19	22	29	1	29
1					79	66	53	74			44	32	46	81	86	64	41	58
2	66	74	77	80	77	78	51	99	77	80	66	65	60	73	82	64	48	78
3	62	51	128	58	62	38	73	81	68	75	50	44	54	67*	76	63	20	56
4	61	59	108	42	64	58	59	105	72	58	43	48	65	47	73	62	31	56
5	65	54	52	38	58	35	106	85	56	66	124	48	52	47	63	63	20	37
6	69	57	46	42	70	65	68	83	62	54	69	14	61	24	51	58	32	52
7	85	<u>52</u>	<u>59</u>	<u>43</u>	<u>83</u>	<u>65</u>	<u>86</u>	<u>77</u>	62	62	73	42	56	30	63	73	91	38
8	<u>63</u>	55	48	48	37	51	62	52	51	102	65	36	49	30	78	59	36	39
9	52	49	50	41	58	36	20	14	<u>65</u>	<u>50</u>	<u>46</u>	<u>13</u>	<u>31</u>	<u>17</u>	<u>59</u>	54	58	43
10	59	56	165	120	170	71	99	53	84	-	58	66	85	40	72	134	102	59
11	61	<u>149</u>	<u>200</u>	<u>60</u>	<u>200</u>	<u>140</u>	<u>112</u>	<u>54</u>	125	98	200	20	105	52	82	<u>104</u>	<u>172</u>	<u>72</u>
12	<u>61</u>	<u>27</u>	<u>12</u>	<u>15</u>	<u>7</u>	<u>4</u>	<u>65*</u>	<u>10</u>	<u>54</u>	<u>50</u>	<u>35</u>	14	86	15	91	71	54	60
13	70	38	41	35	30	7	<u>9</u>	<u>42</u>	58	46	44	26	99	17	90	<u>54</u>	<u>45</u>	<u>65</u>
14	<u>63</u>	<u>44</u>	<u>41</u>	<u>46</u>	<u>28</u>	<u>10</u>	<u>86</u>	<u>43</u>	57	42	48	32	59	26	92	50	<u>39</u>	<u>74</u>
15	<u>67</u>	64	73	57	68	42	83	85	56	59	43	27	76	73	101	54	57	72
16	<u>71</u>	<u>104</u>	<u>45</u>	<u>36</u>	<u>83</u>	<u>102</u>	<u>66</u>	<u>84</u>	<u>82</u>	<u>65</u>	<u>130</u>	<u>2</u>	<u>66</u>	<u>26</u>	<u>106</u>	<u>111</u>	<u>106</u>	<u>79</u>
17	79	80	104	85	81	49	74	91	85	80	71	39	78	79	93	75	45	73
18	68	82	75	54	88	55	97	102	75	64	59	49	66	63	70	58	39	52
19	95	95	121	110	108	72	49	114	-	84	-	68	78	90	87	74	46	76

Thin lines indicate the periods shown with BPI 0, Bold lines the periods H₂S detected. Solid triangles show the date of biological survey for BPI of benthos.

化水素の発生が検知された期間を示す。この表から、底生々物の斃死は溶存酸素が低下し、硫化水素が発生する水域で観察されることは勿論であるが、溶存酸素が十分に存在し、硫化水素が発生しない水域でも観察されることが明白となった。

底生々物の斃死原因は、溶存酸素の欠乏、あるいは発生硫化水素の毒性とされて来たが、必ずしもそれらによらないことが明白である。しかしながら、ここには2つの問題点がある。溶存酸素の測定は日中に行なわれていることと、検知板による硫化水素検出の鋭敏度である。これらの調査水域の表層には、濃密な植物プランクトンが存在し、表層の溶存酸素は、炭酸同化作用のために、200%を越える過飽和状態である。したがって、これらの溶存酸素が、底層に拡散して、底層水の溶存酸素を高めているが、夜間では、炭酸同化は行なわれないので、底層水は無酸素状態となるのではないかとする懸念が存在した。また、検知板では検出されないが、微量の硫化水素が実在していたかも知れない懸念があった。

このようなことから、夜間から夜明けの調査も含めて底層水の溶存酸素を測定し、鋭敏な定当法で硫化水素を定当した。溶存酸素の定当結果は、Table 7に示した。

この表から、夜間から夜明けにかけて、確かに溶存酸素は低下したが、無酸素状態迄は低下しなかった。少なくとも40%程度の酸素は残存した。したがって溶存酸素が欠乏して低生々物が斃死すると云う

Table 7.
Dissolved Oxygen in Bottom Water during the Period of 10:00, 25th to 12:00, 26th of June, 1972
in Eastern HAKATA Bay

St.No.	10:00 -12:00	12:00 -14:00	14:00 -16:00	16:00 -18:00	19:00 -22:00	24:00 -2:30	3:00 -6:00	9:00 -12:00	av. dev.
2	77	100	180	85	72	76	78	80	94 ± 34
3	68	77	76	62	76	51	54	75	67 ± 10
4	72	72	73	71	71	59	58	58	66 ± 7
5	56	67	62	67	78	65	66	66	66 ± 6
6	62	65	58	57	55	64	57	54	59 ± 4
7	62	72	70	75	69	63	66	62	67 ± 5
8	51	56	62	56	96	77	61	102	70 ± 26
9	65	135	65	68	62	55	56	50	70 ± 25
10	84	95	104	80	-	-	-	-	
11	125	200	200	200	47	57	126	98	132 ± 59
12	54	120	65	58	53	43	42	50	60 ± 24
13	58	67	58	51	51	49	42	46	53 ± 8
14	57	64	62	56	51	47	44	42	53 ± 8
15	56	68	80	73	88	90	73	59	73 ± 12
16	82	135	200	135	126	194	68	65	126 ± 49
17	85	83	95	90	85	80	76	80	84 ± 6
18	75	80	75	76	65	64	61	64	70 ± 7
19	101	102	102	92	107	93	87	84	96 ± 8

St.2; near entrance of harbor. St.8; 2 km off river mouth. St.9; river mouth. St.11; very shallow waters. St.12; shallow waters. St.16; very shallow waters.

ことは幾分おかしいことが判明した。

硫化水素の濃度を調べた結果、6月14日には、0.05ppmから0.4ppmの範囲に底層水中に硫化水素が検出され、6月24日には、痕跡程度から0.075ppmの範囲に検出された。しかし、7月25日には、いずれの地点にも検出されなかった。8月3日には、0~0.3ppmの程度に検出された。Fig.7には、6月14日に調査した東部博多湾における硫化水素の分布図を示した。同時に調査した底層水の溶存酸素の分布図はFig.8に示した。

これらの結果から明らかなことは、同じ底層水中に硫化水素と溶存酸素が同時に検出され、しかも、溶存酸素の濃度は、4~7ppmとなっていることである。硫化水素の定当は *p-aminis dimethylaniline* 法⁶⁾に従ったが、米国の標準法ともなっており、定量上の誤ちは存在しない。

このことは、溶存酸素と硫化水素は共存しえないとする従来の考えを覆えすに充分であるばかりでなく、溶存酸素が消失してから、硫化水素が発生するとする考えにも誤りが存在することを明確にしたものである。

このことから、底生々物の斃死は、溶存酸素の欠乏によるものとする考えは否定され、硫化水素も勿論であるが、底土中に起る有機物の嫌気分解産物の毒性によることが明白である。

博多湾は、次第に富栄養化の度が進み、プランクトンが増え、東部博多湾では底土のBOD値は1,000ppmを越えている。このために底生々物の種数は、魚類ならばクロウシノシタ、スジハゼ、マコガレイの僅か3種が生息するのみとなり、甲殻類ではイシガニ、シヤコなどの少数が見られるに過ぎない。軟体類では、1,000ppmの底土BODをもつ水域に限って生息しうるアカガイが認められるが、1,000ppmを越える底土BODをもつ水域では、チヨノハナガイ、ホトトギスガイ、イヨスダレなど、

FIG. 7

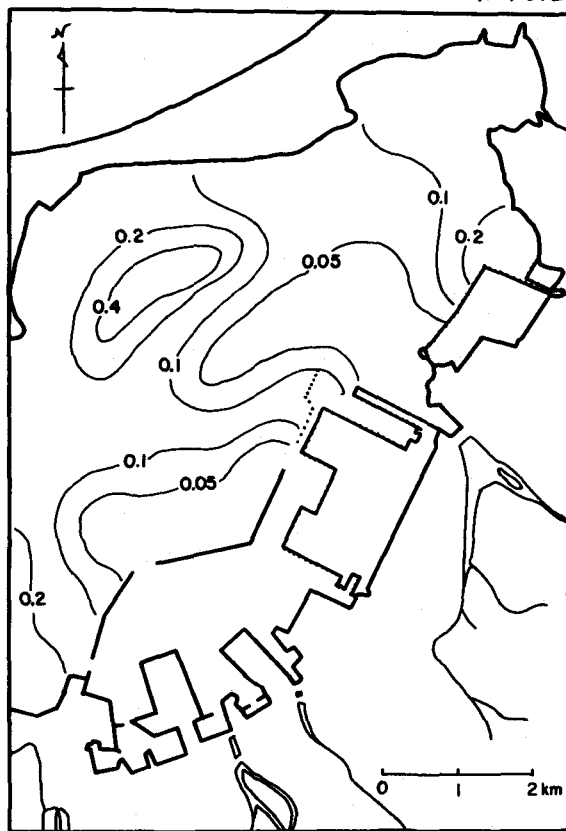
Distribution of $\text{H}_2\text{S}-\text{S}$ in bottom water on June, 14, 1972

FIG. 8

Distribution of DO at bottom layer on June, 14, 1972



殆んど利用価値のない汚濁抵抗種が生存しているに過ぎない。これらの生物も、夏期には大量斃死し、腐敗して、いわゆる悪臭の強い腐敗水質をつくり、更に悪影響を拡大しているのが実情である。

結 語

恐らく、わが国各都市も、福岡市の場合と同様な方法で生活廃水の浄化を実施しているはずである。しかも、これらの都市では、年々下水道の整備が進み、水洗便所が普及化してゆくはずである。したがって、内湾に排出される N および P の量は逐年増大し、プランクトンはさらに増えてゆくはずである。

欧米各国の状況を見ても、下水道普及率の上限は70%程度に止っているようである。30%の生下水が流入すれば、第3次処理によって脱 P を試みても、無効となることは明白である。

わが国の周辺海域はすべて漁場であり、従来は市民に対する生鮮魚貝類の給源として貴重な存在であった。しかし、このまゝ事態が推移すれば、沿岸海域、殊に稚仔魚の生育の場である内湾水域は、早晩荒廃し、漁場としての価値は失われるはずである。

現在の生物酸化を原理とする都市廃水の処理法では、 N や P を去除くことにはならない。第3次処理によって脱 P に成功しても、下水道整備の限界から、それが無効となることは明白である。したがって脱 N を行ないうる都市廃水の処理法を確立してゆくことは不可欠である。

新海洋法時代を迎えた今日、国民の蛋白質供給の場として、沿岸海域は重要な漁場環境である。この新しい廃水処理法によって、都市廃水の処理が行なわれる時のみ、沿岸水域の水質は保全され、沿岸漁業は保護されて、この沿岸海域に課せられた重要な使命が果されてゆくはずである。

文 献

- 1) 福岡市中部下水処理場, 昭和42年度～47年度印刷物
- 2) H.U.SVERDRUP, M.W.JOHNSON and R.H.FLEMING : *The Ocean*, Prentice Hall, Inc, N.J. (1961) pp.160
- 3) 田中・石尾・三尾・竹下・松浦 : 多々良川河口湖築造の湾内漁業に及ぼす影響ならびに河口近傍設置の貯木場の適性に対する考察, 九州大学農学部水産学科 (1961)
- 4) T.R.PARSONS, K.STEPHENS and J.D.H.STRICKLAND : *On the Chemical Composition of Eleven Species of Marine Phytoplankters*, J.Fish. Res. Bd. Canada, 18, 1001 - 1016 (1961)
- 5) P.N.STORRS, E.A.PEARSON, H.F.LUDWIG, R.WALSH and E.STANN : *Water Research*, 2, 128 - 129 (1968)
- 6) "STANDARD METHODS for the Examination of Water, Sewage and Industrial Wastes" 10 th ed. APHA • AWWA • FSIWA (1955) pp.275