

# 工場廃水の魚介類に対する 毒性に関する研究 ※

赤 築 敬 一 郎

Studies on the Toxic Effects of Industrial  
Wastes on Fishes and Shell-fishes

by

Keiichiro SYAZUKI

## 目 次

I. 緒 言	1
II. 材料および方法	2
1. 実験材料	2
2. 魚類に対する汚濁物質の致死濃度試験法	2
3. 魚類に対する汚濁物質の嫌忌濃度試験法	4
4. ハゼの酸素消費量に及ぼす影響濃度試験法	4
5. ハゼの摂餌に及ぼす影響濃度試験法	6
6. アサリの酸素消費量および開殻率に及ぼす影響濃度試験法	6
7. 水質分析方法	6
III. 結果および考察	7
1. 流水式実験装置の性能	7
2. 魚類に対する汚濁物質の致死濃度	9
(1) 硫 酸	
(2) 硫酸第一鉄および鉄板酸洗廃水	
(3) 硫 酸 銅	
(4) その他の無機薬品	
(5) 石炭酸類および石炭ガス洗滌廃水	
(6) 醸酵工場廃水	
(7) 鉱 油 類	
3. 魚類に対する汚濁物質の嫌忌濃度	19

※ 水産大学校研究業績 第427号 昭和39年6月20日 受理  
Contribution from the Shimonomoseki University of Fisheries, No. 427  
Received June 20, 1964

4.	ハゼの酸素消費量に及ぼす諸要因の影響	20
	(1) 水温の影響	
	(2) 溶存酸素の影響	
	(3) 流量の影響	
	(4) 魚体の大きさの影響	
5.	ハゼの酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度	22
	(1) 硫 酸	
	(2) 硫酸第一鉄	
	(3) 硫酸銅	
	(4) 硫酸亜鉛	
	(5) 青酸カリ	
	(6) 硫化ソーダ	
	(7) 苛性ソーダ	
	(8) 石炭酸および石炭ガス洗滌廃水	
	(9) 醸酵工場廃水	
	(10) 灯 油	
	(11) 重 油	
6.	ハゼの摂餌に及ぼす汚濁物質の影響濃度	28
7.	アサリの酸素消費量に及ぼす諸要因の影響	32
	(1) 水温の影響	
	(2) 貝の大きさの影響	
	(3) 干出時間の影響	
	(4) 淡水の影響	
8.	アサリの酸素消費量および開殻率に及ぼす汚濁物質の影響濃度	35
	(1) 硫 酸	
	(2) 苛性ソーダ	
	(3) 硫 酸 銅	
	(4) 硫酸亜鉛	
	(5) 青酸カリ	
	(6) 硫化ソーダ	
	(7) 石 炭 酸	
9.	工場廃水の魚介類に対する毒性に関する総合考察	42
IV.	摘 要	45
	文 献	48
	Summary	50

## I 緒 言

公共用水域に流入する工場廃水の水産生物に与える有害な影響の有無大小を明らかにし、適正な水質基準および廃水処理標準を決定することは水質汚濁に起因する水産被害を防止するために極めて重要であり、従来よりこれに関連した多数の研究が行なわれている。

工場廃水およびその主要有害成分の水産生物に対する毒性は生物試験法によって検定されており、魚介類を対象とした業績としては、KONIG & HSELHOFF (1897), BELDING (1927), (大島1935), 高安 (1955a) などの致死濃度に関する研究, 大谷・他 (1939), 新田・他 (1953), 高安 (1955 a) などの嫌忌濃度に関する研究, 藤谷 (1953), 1962, 藤谷・干国 (1958) などの生理的影響濃度に関する研究などがあり, 多くの成果がえられている。しかしこれらの研究を検討すると, 比較的長時間にわたる生物試験は止水状態で行なわれたものであり, 実験条件が統一されておらず, また実験中における供試水の水質変化については殆んど注意が払われていない。従って, このような実験によってえられた影響限界濃度は普遍性が乏しく, 特に水中において変質する汚濁物質の場合は信頼性が欠けるから, 既往の業績値を天然水中に棲息する魚介類に対してそのまま適用するのは妥当ではない。供試水の水質を長時間一定に保持するためには流水方式を用いねばならないが, 流水式生物試験は装置がやゝ複雑で管理が厄介であり, また大量の廃水と希釈用水を必要とするので, 富山・山川 (1950), 赤築・早山 (1955) 以外には業績が見当らず, 多くの汚濁物質については長時間の流水式試験による影響限界濃度が明らかにされていない。

著者は管理が簡単で実用的な流水式試験装置について種々と工夫し, ほぼ目的に適った装置を創案したので本研究に着手した。本研究は, 先ず新考案の流水式試験装置の性能について検討し, 次いでこの装置を用いて若干の工場廃水および廃水中に含まれる種々な汚濁物質の魚介類に対する毒性を, 魚類の致死濃度, 嫌忌濃度, 酸素消費量および摂餌に及ぼす影響濃度, 並びにアサリの開殻率および酸素消費量に及ぼす影響濃度の6カ項目について試験し, さらに止水式試験を同時に行なって両試験結果を比較検討したものであり, 供試流水式装置がこの種研究にとって好適であること, 流水式試験で検定した汚濁物質の魚介類に及ぼす影響濃度が止水式試験値に比べて一般に著しく低いこと, 魚介類の酸素消費量および魚の摂餌に及ぼす影響濃度は魚類の致死濃度に比べて遙かに低く, これらの影響濃度は工場廃水の毒性を評価する基準として有効であることなどを明らかにしたので, ここに報告する。

著者が本報告をまとめることができたのはひとえに九州大学教授富山哲夫博士の懇切なるご教示と周密なるご校閲の労を恭うした賜であり, ここに衷心より感謝の意を表します。また水産大学校教授松井魁博士, 同石山礼蔵博士, 同助教授前田弘博士, 東海区水産研究所新田忠雄博士, 淡水区水産研究所町田喜弘博士からは貴重な文献を供与され, 或は有益なご助言を賜り, 水産大学校早山萬彦氏, 山口県庁永岡哲雄氏, 林兼産業KK高橋尚武氏, 佐賀県水産試験場宮崎征男氏, 京都府水産試験場田中俊次氏, 島根県庁屋田孝治氏, 長崎県庁轟木重敏氏には試料の採取, 或は研究にご協力を頂き, さらに山口県内海水産試験場, 防府市役所, 下関市役所, 東洋鋼鋳KK下松工場, 協和発酵KK防府工場からは試料の提供, 或は研究費のご援助に与った。以上の方々に対して厚く御礼申し上げます。

## Ⅱ 材料および方法

### 1. 実験材料

**供試動物：** 研究室近くの河口または海浜で採取した体長2~3 cm, 体重0.5~1gのハゼ(ニクハゼ *Chaenogobius heptacanthus* を主体とする), ヤガタイサキ (*Therapon jarbua*) およびボラ (*Mugil cephalus*) の稚魚と殻長 1.5~2.5 cm, 体重 4~6 g のアサリ (*Venerupis philippinarum*) を 3~5 日間, 流水中で予備飼育した後に実験に供した。なお致死濃度試験には研究室前の池で採取した体長 2~3 cm のメダカ (*Aplocheilichthys latipes*) およびスジエビ (*Leander paucidens*), 河口で採取したスジエビモドキ (*Leander serrifer*) を一部の実験に使用した。

**供試汚濁物質：** 工場廃水としては協和発酵KK防府工場のアセトンブタノール発酵蒸留廃液 (COD 9050 ppm), 東洋鋼板KK下松工場の石炭ガス洗滌廃水 (石炭酸類 450 ppm) および鉄板酸洗廃水 (pH 2.6, Fe<sup>++</sup> 280ppm) の3種類を適当に希釈したものを原液に使用した。

工場廃水中に含まれる有毒成分としては, 硫酸, 苛性ソーダ, 硫酸第一鉄, 硫酸銅, 硫酸亜鉛, 硫酸クローム, 硫化ソーダ, 青酸カリ, 石炭酸, オルソクレゾール, 原油, 灯油, 重油およびモビール油の14種類を用い, 化学薬品は和光純薬KKの特級品を蒸留水で適当に希釈したものを原液とした。鉱油類の毒性は水面浮游状では極めて弱く問題にならなかったため, 次のような方法で調製した懸濁状の油を対象とした。即ち 5 l 容下口付硝子瓶に水道水を 3 l 入れ, これに鉱油を 10~30 g 添加して密栓し, 30 分間振盪 (振幅 7 cm, 120 回/分) 後に 1 時間静置する。微小な油球の懸濁した下層液を瓶底より流出させ, これを原液とした。なお流水式試験の場合は薬液溜槽 (第 1 図) 中においても懸濁状油球は徐々に浮上して液口の油濃度が次第に低下するので, 槽中の試液が 2 時間で大部分流出するように滴下量を調節し, 新しく作った試液を補給することによって薬液溜槽液の懸濁状油濃度を一定範囲に維持させた。

### 2. 魚類に対する汚濁物質の致死濃度試験法

流水式試験には第 1 図に示すような装置を使用した。薬液溜槽 A には 20 l 容下口付硝子瓶を用い, 薬液の滴下は高安 (1955 a) の考案した一定量滴下装置を使用して行なった。薬液の滴下量は先細硝子管 a の先端の内径の大きさを加減して 5~25 ml/分の範囲とした。混和器 B の漏斗上に滴下した薬液は希釈用水溜槽 E より流下した一定量の水と混合後, 薬液濃度傾斜槽 C に流入する。C は内径 6 cm, 長さ 1.5 m の硝子管で, 15 cm 間隔に希釈用水流入管と試水流出管を交互に取付けた。希釈用水の流入量は各 300 ± 50 ml/分とし底部に流入させ, また試水の流出量は一般に各 130 ± 20 ml/分とし中層部より流出させた。試験槽 D<sub>1</sub>~D<sub>6</sub> は 1 l 容広口硝子瓶で瓶口をビニール網で覆い 100 ml/分内外の割合で試水を流入させた。実験区は 6 区設けその中の 1 つを対照区として正常な海水または池水を流入した。供試魚は 1 種類につき 10 尾ずつ用い, 各実験区の汚濁物質濃度はメチレンブルー溶液を用いて前以って測定しておいた希釈倍数と, 薬液溜槽中の汚濁物質溶液の濃度から算出したが, 分析が簡単な汚濁物質の場合は実験中に数回定量を行なってその濃度を確かめた。実験は同一汚濁物質につき 2 回以上行ない, 第 1 回目は予備実験とし濃度傾斜を高

くし、第2回目以後は予備実験結果を参考にして濃度傾斜を低くした。濃度傾斜の調節は先細硝子管  $d_1 \sim d_4$  を取り換えて試水流出量を増減することによって行なった。また希釈用水の pH を変えたい場合は酸液溜槽 A' から硫酸溶液を一定量ずつ希釈用水に滴下した。本装置の性能、希釈倍数の調節法などについては後述するように充分検討を行なって後に本実験を開始した。

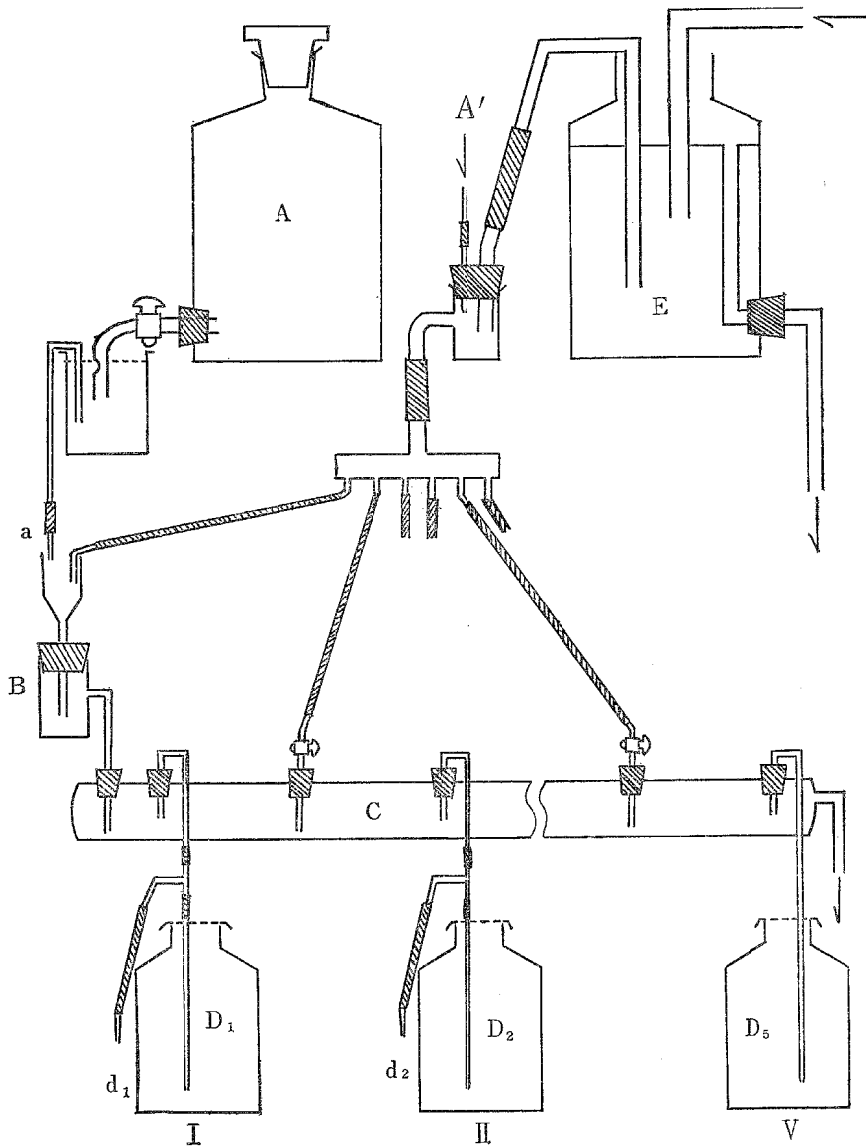


Fig. 1. Apparatus capable of giving varying concentrations of pollutants to test tanks with constantly flowing water.

- |                            |                                 |
|----------------------------|---------------------------------|
| A: Reservoir for chemicals | A': Reservoir for acid solution |
| B: Mixing tank             | C: Gradient tank                |
| D: Test tank               | E: Water reservoir              |

止水式試験には 15 l 容水がめを使用し、供試水を 10 l ずつ入れ魚を 10 尾ずつ収容した。本試験は原則として流水式試験と同時に実施し両試験結果を比較検討する際の実験条件差を少なくした。

致死濃度は 24 時間後に供試魚が 50% 斃死する濃度即ち 24 hr-TLm で示し、実験結果より DOUDOROFF (1951) の方法を用いて求めた。なお実験中の水温は一般に  $20 \pm 5^\circ\text{C}$  の範囲であった。

### 3. 魚類に対する汚濁物質の嫌忌濃度試験法

実験装置は第2図に示す通り大谷・他（1939）の装置に準じたものを使用した。水深 5 cm，流入水量は 1 l/分とし，供試水は第1図の A—B と同じ装置から導入した。清水区は 2 区設け中央の清水区 II は幅を狭くして流速を速くし，魚の往来によつて起る I 区の汚水と III 区の清水の混合を防止した。なお I 区の出口にビニール網を取り付けて魚が泳ぎ込まないようにした。供試魚は 20 尾ずつ使用し，嫌忌濃度は供試魚が清水区と汚水区を等しく往来するようになった時と若干嫌忌反応を示すように思われる時の汚濁物質濃度の中間値を採月した。

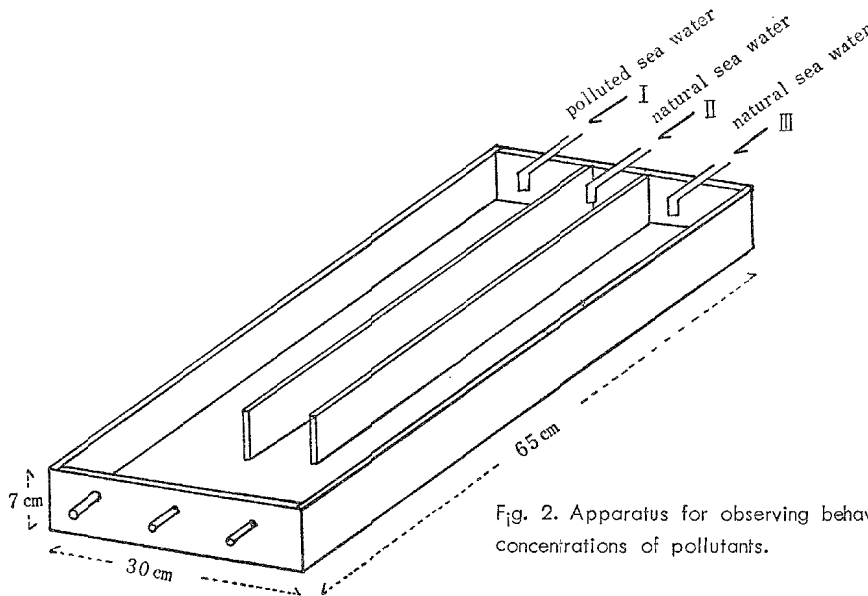


Fig. 2. Apparatus for observing behavior of fish to varying concentrations of pollutants.

### 4. ハゼの酸素消費量に及ぼす影響濃度試験法

実験には第1図の装置を使用した，試験槽は広口瓶の代りに第3図に示すような内径5cm，長さ35cmの硝子管を用い，試水を流入管口の上下2つの小穴より注入した。また流出管開口部は管口が斃死魚や衰弱魚によって閉塞されないように図のように工夫し，試験槽の上面および側面を黒紙で覆い外界から遮蔽し

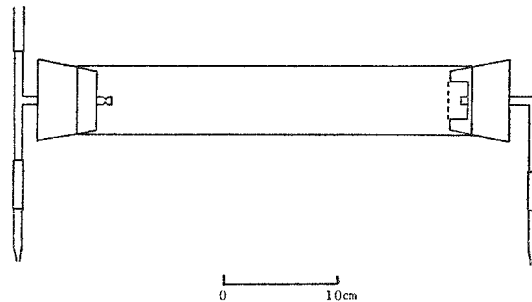


Fig. 3. Tank used for testing effect of pollutants to oxygen consumption of fish and shellfish.

た。ハゼを10尾ずつ入れて正常海水を毎分 200 ml の割合で 1 日間流通し魚を安定させる。次いで槽内に海水を充滿させて気泡を除き，流出管先端の先細硝子管を取り換えて流出水量を毎分  $50 \pm 10$  ml にする。1 時間後に流入水および流出水を連続して 3 本の酸素瓶に採取し，溶存酸素を定量し，次式によって供試魚 1 g 当りの酸素消費量 ( $O_c$  mg/g/hr) を算出する。

$$O_c = V(O - O') / W$$

上式において  $O$  および  $O'$  は夫々流入水および流出水の溶存酸素量 (ppm),  $V$  は流出水量 (l/hr),  $W$  は供試全魚体重 (g) である。

同様に、汚濁物質溶液を滴下してから1時間後および24時間後の汚水中における魚の酸素消費量を調べ、最後に汚濁物質溶液の滴下を停止し正常海水だけを流入させ、2時間後に魚の酸素消費量を調べる。以上4回にわたってハゼの酸素消費量を測定したが、第1回目は供試魚の健康状態を吟味するため、第2回および第3回目は魚の酸素消費量に異常を与える汚濁物質濃度を検定するため、第4回目は魚体に与えた汚濁物質の影響の大小を調べるために行なったものである。

汚濁物質の魚の酸素消費量に及ぼす影響度は、汚水流入後24時間の酸素消費量が正常値に比べて少ない実験区の汚濁物質濃度から推定した。

なお魚の酸素消費量は水温、溶存酸素量、流量、供試魚体の大きさなどによって左右されると思われるので、本実験に先立ちこれら諸要因の影響を検討するための基礎実験を行なった。水温の影響を調べる実験

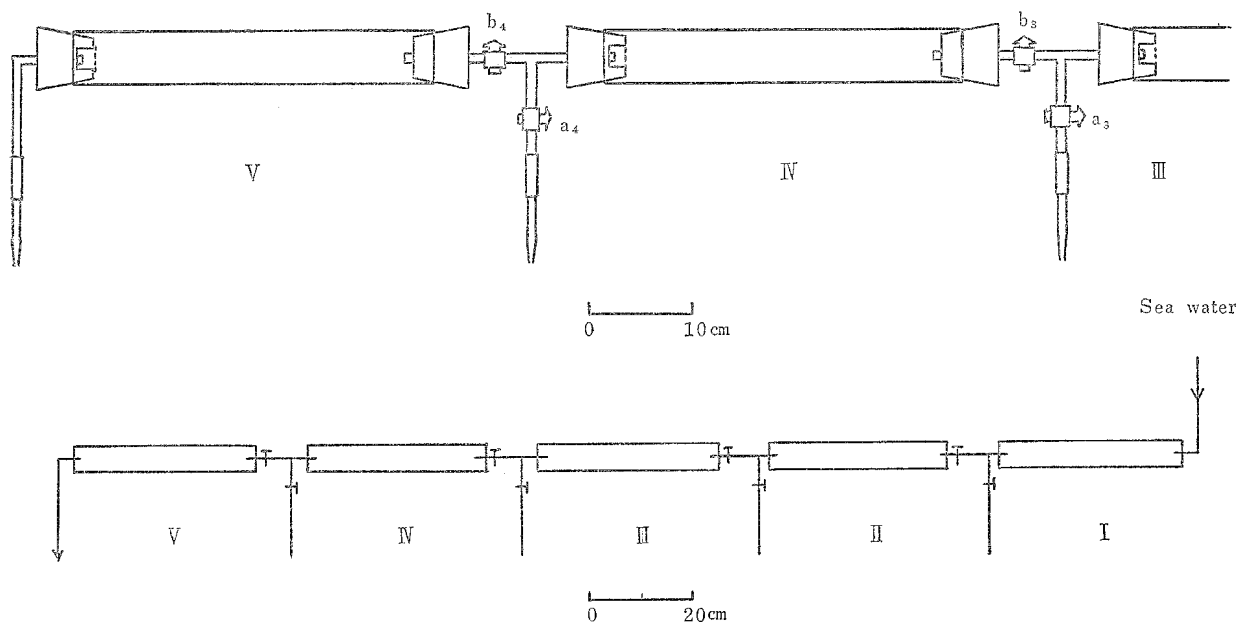


Fig. 4. Apparatus employed for a study of effect of dissolved oxygen content in inflowing water on oxygen consumption of fish.

I~V : No. of test tank

は、流入水導管および試験槽を恒温水槽中に浸漬して行ない、また溶存酸素量の影響を調べる場合の実験装置としては第4図に示すようなものを使用した。この装置は第3図の試験槽を5本直列に並べ活栓付T字管で連結したものである。この実験においては供試魚をI区およびII区に30~50尾、その他の実験区に10尾ずつ入れ、I区の流入管を通じて海水を500 ml/分の割合で1日間流通して後に、V区の流出口の先細硝子管を取り換えて流出水量を50 ml/分とし、2時間後に流出水を連続して3本の酸素瓶に採取する。次いで活栓  $b_4$  を閉じ、活栓  $a_4$  を開きIV区からの流出水を等しい口径の先細硝子管を通じて連続3本の酸素瓶に採取する。以下同様にしてI区までの流出水を酸素瓶に採取し、溶存酸素量を定量した。各実験区の魚1g当りの酸素消費量は次式によって算出した。

$$\text{第 } n \text{ 区の酸素消費量 (mg/g/hr)} = \frac{3(O_{n-1} - O_n)}{W_n}$$

上式において、 $O_n$  および  $O_{n-1}$  は夫々  $n$  区および  $n-1$  区の流出水中溶存酸素量 (mg/l),  $W_n$  は  $n$  区的全魚体重 (g), 係数3は1時間当りの流出水量 (l) である。I区の流入水中溶存酸素量即ち  $O_0$  は

10分間毎に定量した。なお各実験区に流入する水の溶存酸素量はⅠ区およびⅡ区の供試魚数を増減することによって調節し、また全実験区の流出水の採取が1時間以内に終了するように敏速に操作した。

### 5. ハゼの摂餌に及ぼす影響濃度試験法

流水式試験は第1図の装置を使用して行なった。試験槽にハゼを10尾ずつ入れ、1日2回(午前10時および午後4時)ゴカイを小さく切って投与し4日間にわたって摂餌状況を観察した。止水式試験は致死濃度試験の場合と同じ方法で行ない、供試水は毎日1回取り換えた。

摂餌に及ぼす影響濃度は4日後に摂餌が不良である実験区の最低濃度と旺盛な食慾を示す実験区の最高濃度との中間値を採月した。なお実験は  $20 \pm 3^\circ\text{C}$  の範囲で行なった。

### 6. アサリの酸素消費量および開殻率に及ぼす影響濃度試験法

酸素消費量はハゼの場合と同じ装置および方法で測定したが、棲息環境を近似させるため試験槽底に充分洗滌した砂を1.5~2 cmの厚さにしきつめ。砂上に10個または15個ずつのアサリを1列にならべた。

また供試アサリ1g当りの酸素消費量は開殻率によって左右されるから、閉殻個体のある場合は次式によって換算した。 $O_c = O_c' \div \frac{a}{100}$  但し、 $O_c$  および  $O_c'$  は夫々酸素消費量の換算値および実測値 (mg/g/hr),  $a$  は同時に調べた開殻率 (%) である。酸素消費量に及ぼす影響濃度は、汚水流入後24時間または48時間の  $O_c$  値により推定した。なお本実験に先立ち酸素消費量に及ぼす水温、アサリの大きさなどの要因の影響に関する基礎実験を行なった。

開殻率は酸素消費量と同時に調べたが、止水式試験における開殻率は、3l容硝子水槽に適当な濃度傾斜をもった試水を2lずつ入れ、その中にアサリを10個ずつ入れて1時間放置し、その後10分間毎に1時間、7回にわたって各水槽のアサリの開殻数を調べ、延開殻数を70で除して算出した。

アサリの開殻率に及ぼす汚濁物質の影響濃度は、一般にアサリが50%開殻する濃度で示すこととしたが、対照区のアサリが100%の開殻率を示さない場合は、各実験区の対照区に対する開殻率指数を求め、この指数が50となる汚濁物質濃度を影響濃度とした。なお流水式試験では汚水流入後1時間の開殻率を対象として影響濃度を推定した。

### 7. 水質分析方法

pHは硝子電極法、 $\text{Fe}^{++}$ 、銅、硫化ソーダおよび石炭酸は常法(容量分析)、CODは富山・末富法(1937)、微量の銅および亜鉛はFISCHER法(1934)、微量の石炭酸類はGIBBS法(1927)を用いて定量し、鉱油類および溶存酸素の定量は特に下記のような方法で行なった。

**鉱油類の定量法：** 試水200 mlを分液漏斗にとり、石油エーテル25 mlずつで3回鉱油類を抽出し、石油エーテル抽出液を合せてソックスレー油脂抽出装置の受器中に入れ、低温で石油エーテルを蒸留した後、受器を $40^\circ\text{C}$ の乾燥器中で2時間乾燥して秤量する。乾燥中に鉱油の一部が揮発するので、予め揮発による減量を調べておき定量値に補正を施した。

**溶存酸素の定量法：** 一般にWINKLER法を用いたが、第一鉄イオンまたは硫化ソーダを含む水の溶存酸素をWINKLER法で定量すると著しい誤差を生ずるから次のような改良法で行なった。 $\text{Fe}^{++}$ を含む場合は試水を等容積の酸素瓶AおよびBに採取し、硫酸カリの飽和した約0.2 N  $\text{KMnO}_4$  溶液を0.5 mlずつ瓶底に注加して密栓、上下に振盪し、2~3分間放置する。次いでA瓶に $\text{MnCl}_2$  試薬とKI-KOH試薬を0.5 mlずつ、B瓶にKI-KOH試薬だけを1 ml注加して再び密栓、上下に振盪して放置する。以後はWINKLER法に従って操作し、A瓶およびB瓶の0.01Nチオ硫酸ソーダ滴定値が夫々a mlおよびb ml、酸素瓶の容積がV mlの時の溶存酸素量(O ppm)を次式で算出した。

$$O = 0.08 \times (a - b) \times \frac{1000}{V - 1.5}$$



硫化ソーダを含む試水の場合は  $\text{KMnO}_4$  溶液の代りに約 0.2 N 沃度溶液を用いた。この改良法については別に詳細な吟味を行なって正確な定量値が得られることを確認した。

### Ⅲ 結果および考察

#### 1. 流水式実験装置の性能

第1図の薬液溜槽に濃厚なメチレンブルー溶液を入れ、滴下量を毎分 20 ml に調節し、薬液濃度傾斜槽から流出する水のメチレンブルー濃度の経時変化を調べた。第5図は滴下開始後15分間のメチレンブルー濃度（吸光度）の経時変化を示すもので、5分後には各流水のメチレンブルー濃度は最大値に達しほぼ安定する。その後引続いて30分または1時間毎に濃度を調べた結果は第1表の通りで、濃度の最大変異は最高濃度区Ⅰでは約1.2%，最低濃度区Ⅴでは約11.5%である。しかし試水は試験槽中に約10分間滞留するから槽内水の汚濁物質濃度はほぼ一定値を保持すると考えてよい。

次に、第3図に示した試験槽を第1図の装置に連結し、槽内に海水を充満させて後にメチレンブルー溶液を滴下し、50ml/分の割合で槽内水を流出させた場合における各槽流出水のメチレンブルー濃度の経時変化を調べた。実験結果の1例を示すと第2表の通りである。着色した流入水は最初試験槽の流入口周辺に拡がり、かなり明瞭な着色境界断面が流出口に向かって徐々に移動して行き、Ⅰ区では約4分後、Ⅴ区では約7分後に淡く着色した水が流出し始め、流出水の着色度は時間の経過するにつれて次第に高くなる。25分後には各槽流出水のメチレンブルー濃度はほぼ最大値に達し、その後の濃度変化は

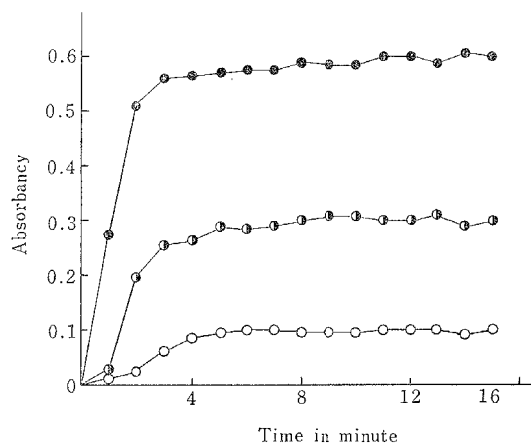


Fig. 5. Changes in concentration of methylene blue (as absorbancy at 720m $\mu$ , 10mm) in water outflowing from gradient tank (Fig. 1.)

No. of test tank  
● : I, ◐ : II, ○ : III

Table 1. Fluctuation of concentration of methylene blue in outflowing waters from gradient tank shown in Fig. 1.

Duration of experiment (hrs.)	No. of the tank for experiment	Concentration of methylene blue (as absorbancy at 720 m $\mu$ , 10mm)				
		I	II	III	IV	V
0.5		0.589	0.313	0.092	0.036	0.025
1.0		0.596	0.302	0.094	0.034	0.028
1.5		0.600	0.312	0.098	0.041	0.029
2.0		0.596	0.313	0.092	0.040	0.028
2.5		0.590	0.312	0.097	0.037	0.026
3.0		0.602	0.302	0.100	0.038	0.026
4.0		0.598	0.310	0.097	0.036	0.024
5.0		0.590	0.303	0.095	0.038	0.026
8.0		0.595	0.308	0.096	0.039	0.025
20.0		0.592	0.312	0.097	0.036	0.026
24.0		0.597	0.304	0.095	0.038	0.027
Average		0.595	0.308	0.096	0.038	0.026
Dilution		20.2	38.9	124	316	462

僅少である。また流出水のメチレンブルー濃度が最大値になって後にメチレンブルー溶液の滴下を停止すると、流出水の着色度は5~10分後から次第に低くなり、30~40分後には無色となった。

試験槽からの流出水量を増加して着色流入水の槽内における分散状態を調べた結果では、流出水量が500 ml/分以上になると流入水が槽内を素通りするようになり、槽内における水の置換および混合が不良となった。従って本装置により魚介類の酸素消費量を調べる場合は、試水の採取を薬液の滴下開始または停止後少なくとも1時間経過後に行ない、また流出水量が過大にならないように注意する必要がある。

各試験槽水の汚濁物質濃度の概略値  $C_n$ (ppm) は、濃度傾斜槽に流入する汚水量を  $V$  ml/分、その汚濁

Table 2. Fluctuation of concentration of methylene blue in outflowing waters from test tank shown in Fig. 3.

Duration of experiment (minutes)	No. of the tank	Concentration of methylene blue (as absorbancy at 720m $\mu$ , 10mm)				
		I	II	III	IV	V
5		0.150	0.162	0.056	0.000	0.000
10		0.533	0.282	0.119	0.081	0.056
15		0.597	0.306	0.180	0.136	0.111
20		0.632	0.332	0.195	0.147	0.122
25		0.645	0.340	0.203	0.158	0.125
30		0.657	0.344	0.197	0.152	0.130
45		0.650	0.347	0.201	0.155	0.127
60		0.650	0.343	0.200	0.162	0.133
90		0.652	0.340	0.195	0.157	0.130
120		0.655	0.345	0.206	0.155	0.132
Average		0.652	0.343	0.201	0.157	0.130
Dilution		100	190	325	416	500

物質濃度を  $a$  ppm、濃度傾斜槽に流入する各希釈用水量および流出する各試水量を夫々  $A$  ml/分および  $B$  ml/分で示すと、次のように算出できる。

$$\text{第 1 区 } C_1 = a$$

$$\text{第 2 区 } C_2 = \frac{C_1 (V-B)}{V-B+A}$$

⋮

$$\text{第 } n \text{ 区 } C_n = \frac{C_{n-1} \{V - (n-1)B + (n-2)A\}}{V - (n-1)B + (n-1)A}$$

$a$  は薬液溜槽中の汚濁物質溶液の濃度および滴下量と混合槽(第1区B)に流入する希釈用水量の増減によって容易に調節できる。また試験槽に流入する試水群の濃度傾斜は、 $A$  または  $B$  を加減することによって自由に変えることができる。

$V=420$  ml/分、 $B=130 \pm 20$  ml/分、 $A=300 \pm 50$  ml/分の条件下で、第1区の試水流出量だけを増減させて各試験槽に流入する試水の希釈倍数を調べた実験結果を示すと第3表の通りで、試水の流出量が多くなるにつれて試水群の濃度傾斜が大きくなる。この濃度傾斜即ち  $C_1/C_5$  の値は試水流出量が38、130 および300 ml/分の時に夫々4、5 および13内外を示す。このように簡単な操作で種々の濃度および濃度傾斜をもった試水群が得られる点が本装置の特長であり、さらに薬液濃度傾斜槽の長さを2~3倍にすれば多数の実験区が得られるから、濃度傾斜の切換をしなくても1回の試験のみで目的を果すことができるであろう。

以上の実験結果よりみて、本流水式実験装置は試水の汚濁物質濃度を一定に維持する点においては十分な性能を有し、また従来のこの種装置に比べて供試廃水の所要量が少なく、しかも操作、管理などが簡単であるから長時間にわたる生物試験に実用できるものと考えられる。

Table 3. Effect of volume of outflowing water from tube "d<sub>1</sub>" of the apparatus (Fig. 1) on dilution of sample waters.

Volume of outflow (cc/minute)	No. of the tank	Dilution				
		I	II	III	IV	V
38	20	20	35	45	62	80
66	20	20	37	48	66	84
130	20	20	41	58	80	98
250	20	20	52	76	118	144
300	20	20	68	136	200	264

## 2. 魚類に対する汚濁物質の致死濃度

### (1) 硫酸

実験結果は第4表に示す通りである。淡水産魚類に対する硫酸の致死濃度に関しては多数の研究業績があり、止水式試験での致死濃度は魚種によってかなりの差異があるが、30~80 ppm, pH として4~5の範囲という報告が多い。淡水産魚に対する本実験結果は既往の業績値範囲内を示すが、海産魚類に対する致死濃度は100 ± 10 ppm で淡水産魚類の場合に比べて高い。しかし致死 pH 値は4.5~5.3の範囲で淡水産魚類の場合と顕著な差異は認められない。流水式試験での致死濃度は止水式試験値に比べて5~15 ppm 程度低く、またエビ類に対する致死濃度は魚類の場合とほぼ等しい。

Table 4. Lethal concentration of sulphuric acid.

Water used for dilution	Organisms used for experiment	Lethal concentration			
		Still water		Running water	
		ppm as H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	pH	ppm as H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	pH
Fresh water	Killifish*1	72	4.0	68	4.3
	Goby*2	70	4.1	63	4.8
	Shrimp*3	65	4.6	60	5.0
Sea water	Goby*2	110	4.5	95	5.1
	Crescent perch*4	95	5.1	90	5.3
	Shrimp*5	100	4.9	95	5.1

\*1 *Aplocheilichthys latipes*\*3 *Leander paucidens*\*5 *Leander serrifer*\*2 *Chaenogobius heptacanthus*\*4 *Therapon jarbua*

試水の硫酸濃度が淡水で90 ppm以上、海水で120 ppm以上になると、魚は投入直後に狂奔し30分以内に斃死するが、淡水で70 ppm以下、海水で100 ppm以下の実験区の魚の行動は対照区に比べて特に異常な点が認められなかった。

供試海水および水道水に0.1 M 硫酸を種々の割合で添加し、添加直後および24時間後にpHを調べた結

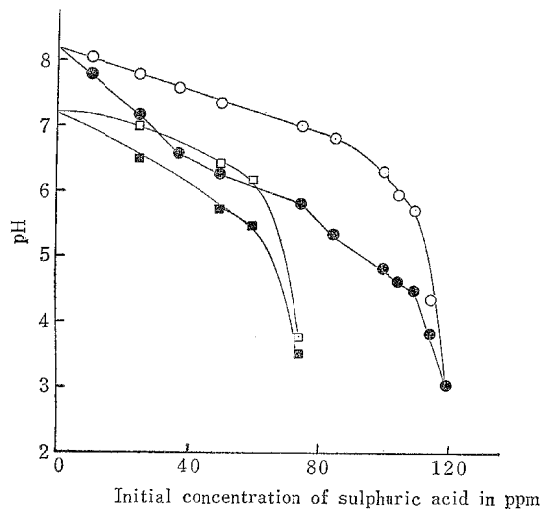


Fig. 6. Relationship between pH and amount of sulphuric acid added to natural water.

Sea water Fresh water  
 ● : Just after addition  
 ○ : After 24 hours

果は第 6 図に示す通りである。試水の pH が急激に低下するのは硫酸添加量が、海水の場合には約 110 ppm, 水道水の場合には約 60 ppm の時であり、これらの濃度は夫々の致死濃度とほぼ一致する。硫酸添加後 24 時間の pH は添加直後に比べて高くなるから、これが流水式試験での致死濃度が止水式試験値に比べて低くなる理由になったと考えられる。

(2) 硫酸第一鉄および鉄板酸洗废水

実験結果は第 5 表に示す通りである。流水式試験での致死濃度は、淡水産魚と海産魚との間にかなりの差が認められ、また止水式試験値よりも低い。特に淡水産魚の場合は流水式と止水式で求めた致死濃度に大きな差がある。高安 (1955 a), 大島(1931), BELDING (1927)などの業績によれば止水式試験で検定した硫酸第一鉄の淡水産魚に対する致死濃度は、Fe<sup>++</sup> として 30~60 ppm の範囲であり、本止水式試験値もこの範囲内を示す。

Table 5. Lethal concentration of ferrous sulphate and iron-plate pickling waste.

Pollutants	Water used for experiment	Organisms used for experiment	Lethal concentration (ppm as Fe <sup>++</sup> )	
			Still water	Running water
Ferrous sulphate	Fresh water	Killifish	40	10
		Goby	34	8
		Shrimp	37	12
	Sea water	Goby	30	25
		Crescent perch	35	20
		Shrimp	32	20
Waste from acid pickling of iron-plate	Fresh water	Killifish	40	10
		Goby	35	8
		Shrimp	35	10
	Sea water	Goby	30	20
		Crescent perch	35	17
		Shrimp	30	18

流水式試験での致死濃度は 8~10 ppm で、40 ppm では 5 時間以内、30 ppm では 7 時間以内に供試魚は全部斃死した。また止水式試験では実験中に試水が次第に橙色または赤褐色に変化し、24 時間後には試験槽底に赤褐色の沈澱が生成していた。海水の場合はこの赤濁化現象が著しく、また致死濃度以上の Fe<sup>++</sup> を含んだ試水区の魚は 4~5 時間後に鼻上げを始めた。このような現象が起るのは、硫酸第一鉄を含んだ水では著しい水質の変化が起るためであると考えられるので、これについて検討した。

第 6 表および第 7 表は、12 g/l の硫酸第一鉄溶液を淡水および海水で 20~200 倍に希釈し、希釈直後および適当な時間経過後に試水の pH および Fe<sup>++</sup> 濃度を調べた結果であり、また第 7 図は約 0.001 M の硫

Table 6. Change in concentration of ferrous ion and pH in fresh water added with ferrous sulphate.

Initial concn. of Fe <sup>++</sup> (ppm)	Duration of experiment (minutes)	pH			Concn. of Fe <sup>++</sup> (ppm)	
		2	60	180	60	180
0.0		6.70	6.72	6.75	0.0	0.0
15.0		6.54	6.41	6.65	11.6	10.8
23.9		6.50	6.39	6.34	19.2	18.0
40.0		6.46	6.28	6.10	34.0	32.3
65.5		6.40	6.20	5.98	55.0	51.2
123.0		6.37	6.10	5.78	115.0	110.3

Table 7. Change in concentration of ferrous ion and pH in sea water added with ferrous sulphate.

Initial concn. of Fe <sup>++</sup> (ppm)	Duration of experiment (minutes)	pH			Concn. of Fe <sup>++</sup> (ppm)	
		2	30	60	30	60
8.9		7.38	7.10	7.33	2.0	0.5
17.2		7.08	6.67	6.82	8.6	5.4
43.4		7.05	6.30	6.40	30.4	26.2
64.7		6.75	6.10	6.18	52.3	48.6
129.0		6.61	5.85	6.92	112.0	106.5

酸第一鉄を含んだ水中における Fe<sup>++</sup> 濃度の経時変化を示す。

pH は希釈直後に低下し Fe<sup>++</sup> 濃度の高い試水ほど低い値を示す。pH の低下は海水で希釈した場合が淡水で希釈した場合よりも大きく、また pH は時間の経過するにつれて低下する傾向があり、Fe<sup>++</sup> 濃度の高い試水では pH が6以下になるから試水の酸性化による毒性も見逃せない。Fe<sup>++</sup> 濃度は時間の経過するにつれて次第に低下し、特に海水中の変化は著しい。

これらの実験結果よりみて、止水式試験での致死濃度が流水式試験値よりも高いのは、実験中における Fe<sup>++</sup> 濃度の低下に起因することが明らかとなり、また流水式試験において海産魚の致死濃度が淡水魚の致死濃度に比べて高い理由も、希釈後短時間内の Fe<sup>++</sup> 濃度の低下が海水中では急激であるためと考えられる。

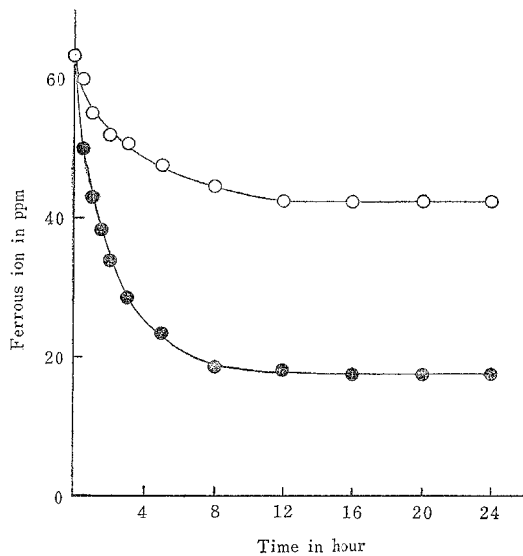


Fig. 7. Changes in concentration of ferrous ion in water.

○ : Fresh water, ● : Sea water

Table 8. Decrease in dissolved oxygen of water added with ferrous ion.

Water used for dilution		Fresh water		Sea water	
Initial concn. of Fe <sup>++</sup>	(ppm)	47.4	20.8	45.6	22.0
Initial concn. of oxygen	(ppm)	6.82	6.84	5.80	5.70
Concn. of oxygen after 1 hr.	(ppm)	5.98	6.16	4.05	4.92
Decreased oxygen	(ppm)	0.84	0.68	1.75	0.78

第8表に硫酸第一鉄溶液を海水および淡水で希釈し1時間後の溶存酸素の減少量を調べた結果を示す。溶存酸素の減少量は Fe<sup>++</sup> 濃度の高い試水ほど多く、また海水中が淡水中よりも多い。水中溶存酸素量が減少するのは、水中の Fe<sup>++</sup> が Fe<sup>+++</sup> に変化する際の酸化剤として水中溶存酸素が使用されるためであり、従って溶存酸素の減少量は Fe<sup>++</sup> 濃度の減少量に比例すると考えてよい。Fe<sup>++</sup> 1 ppm 当りの溶存酸素減少量を実験結果から算出すると 0.08~0.09 ppm となり、別に密閉状態で調べた結果では 0.12~0.13 ppm であった。海産魚の場合の流水式致死濃度と止水式致死濃度との差が淡水産魚の場合ほど大きくないのは、止水式試験では溶存酸素の欠乏が魚の斃死原因の1つになった結果と考えるとよい。

以上の水質変化試験結果よりみて、硫酸第一鉄を含む廃水の魚類に対する毒性は、硫酸第一鉄による直接的な毒性と共に、水の酸性化および溶存酸素の欠乏による二次的毒性も大きいことがわかる。

供試鉄板酸洗廃水の致死濃度は、Fe<sup>++</sup> 濃度で示すと硫酸第一鉄溶液の致死濃度とほぼ等しい。これは供試廃水の pH が 2.6 で遊離硫酸の含有量が比較的になかったため、その影響が小さかった結果と考えられる。従ってこの種廃水が多量の硫酸を含まない場合は、Fe<sup>++</sup> 濃度が淡水で約 8ppm、海水で約 17ppm となる希釈倍数をもって本廃水の致死限界希釈倍数とすればよい。

### (3) 硫酸銅

実験結果は第9表に示す通りである。流水式試験での致死濃度は止水式試験値に比べて低く、特に海産魚の場合は顕著な差が認められる。淡水産魚に対する硫酸銅の致死濃度に関しては多数の業績があり、止水式試験での致死濃度は Cu として 0.1~2 ppm の範囲という報告が多い。淡水産魚に対する本実験結果は既往の業績値範囲を示すが、供試海産魚に対する致死濃度は淡水産魚に対する致死濃度に比べて遙かに高い。またハゼに対する流水式試験での致死濃度は希釈用海水の pH が小さくなるにつれて低下する傾向が認められる。

Table 9. Lethal concentration of copper sulphate.

Water used for dilution	Organisms used for experiment	pH of water used for dilution	Lethal concentration (ppm as Cu)	
			Still water	Running water
Fresh water	Goby	7.2	2.0	1.5
Sea water	Crescent perch	8.2	30	4.0
	Goby	8.2	55	6.5
	Goby	6.9	—	5.0
	Goby	5.9	—	4.5
	Shrimp	8.2	65	6.2

硫酸銅をある程度以上に含んだ試水を放置すると白濁し、やがて青白色の析出物が器底に沈殿してくるが、この現象は海水の場合に顕著であった点よりみて、これは硫酸銅が水中の塩基性物質と反応して難溶性物質を生成するためと考えられるので、これに伴う可溶性銅および pH の変化について検討した。

第 10 表は 4g/l の硫酸銅溶液を海水で 100~500 倍に希釈した試水の可溶性銅濃度の経時変化を調べた結果を示すもので、可溶性銅の濃度低下は銅濃度の高い試水ほど大きく、また銅の初濃度が 10 ppm 以上の試水では希釈後 1 時間以内の変化が著しい。銅の初濃度が 5 ppm 以下の試水では顕著な白濁現象は認められず、可溶性銅濃度の経時変化も僅少である。淡水中における可溶性銅の濃度変化は海水中に比べて緩慢であり、希釈後 1 時間の減少量は海水の場合の 10% 以下である。この実験結果よりみて、海産魚に対する止水式試験での致死濃度が著しく高いこと、淡水産魚に対する致死濃度が海産魚に対する致死濃度よりも低いことなどの理由は、水中の可溶性銅濃度の低下によるためと考えられる。

Table 10. Change in concentration of soluble copper in sea water added with copper sulphate.

Initial concn. of Cu (ppm)	Duration of experiment (hrs.)	Concentration of copper (ppm)		
		1	2	24
110		33.9	33.4	17.0
76.3		14.3	14.1	5.6
45.3		10.1	5.1	1.5
23.2		9.7	8.4	1.4
12.8		5.7	5.4	1.4
5.0		4.5	4.2	1.5
1.9		1.8	1.8	1.4
46.1 (Fresh water)		42.8	39.8	29.3

海水で希釈した試水の pH を希釈後 1.5 時間に調べた結果では、Cu の初濃度が 110 ppm, 45.3 ppm および 12.8 ppm 区で pH は夫々 5.63, 6.41 および 7.40 であったから、海水の酸性化による二次的影響も看過できない。

#### (4) その他の無機薬品

硫酸亜鉛、硫酸クローム、青酸カリおよび硫化ソーダの海産魚に対する致死濃度を調べた結果は第 11 表に示す通りである。

**硫酸亜鉛：** 流水式試験での致死濃度は Zn として 60 ppm で、Fe<sup>++</sup> および Cu に比べて毒性が弱く、また止水式試験値と比べて大きな差は認められない。既往の業績によれば淡水産魚類に対する致死濃度は、Zn として 0.5~20 ppm の範囲が多く、また著者がメダカに対する致死濃度を調べた結果では 4 ppm であった。

**硫酸クローム：** 流水式試験での致死濃度は止水式試験値とほぼ等しく、希釈用海水の pH が小さくなると致死濃度はかなり低くなる。

上述した 4 種類の重金属の毒性を流水式試験で検定した致死濃度によって比較すると、銅、鉄、クローム、亜鉛の順となり、クロームの毒性は銅の約  $\frac{1}{6}$  である。

Table 11. Lethal concentration of various inorganic chemicals.

Name of chemicals	Organisms used for experiment	pH of water used for dilution	Lethal concentration (ppm)	
			Still water	Running water
Zinc sulphate (as Zn)	Goby	8.2	70	60
	Crescent perch	8.2	65	60
	Shrimp	8.2	45	40
Chromic Sulphate (as Cr)	Goby	8.2	40	37
	Goby	6.1	—	24
Potassium cyanide	Goby	8.2	0.37	0.27
	Goby	6.1	—	0.22
Sodium sulphid (as Na <sub>2</sub> S)	Goby	8.2	30	7.0
	Goby	7.0	—	1.7
	Goby	5.9	—	1.5

青酸カリ： 致死濃度は上記の薬品類と比べて著しく低く、また流水式試験値と止水式試験値との差は僅少で0.1 ppm にすぎない。希釈用海水の pH を小さくすると致死濃度は若干低下する。青酸カリの淡水産魚に対する致死濃度に関しては比較的多くの業績があり、0.1~0.5 ppm の範囲と報告されている場合が多く、魚種の違いによる差異は少ないようである。本流水式試験において、青酸カリ濃度が0.35 ppm 区では100%が斃死し0.19 ppm 区では100%の生存率を示したが、このように生死間の濃度差が極めて小さいことは青酸カリの毒性の特異点である。

硫化ソーダ： 流水式試験での致死濃度は止水式試験値と比べて遙かに低く、また希釈用海水の pH によってかなり変化し、特に pH が 8.2 から 7.0 と下った場合の致死濃度の低下は顕著である。このような傾向は富山・山川 (1950) が稚鯉を用いて行なった流水式試験の結果においても認められており、この原因として両氏は硫化ソーダ溶液の毒性は、遊離硫化水素に基づくものであり、また硫化水素の遊離する量は試水の酸性が強くなるにつれて多くなるためであることを指摘している。

流水式試験での致死濃度が止水式試験値と比べて遙かに低い原因は、止水状態では実験中に硫化ソーダが酸化されてその濃度が低下するためと考えられるので、10 g/l の硫化ソーダ溶液を海水で 200~2000 倍に希釈し、硫化ソーダ濃度および pH の変化を調べた。実験結果は第12表に示す通りである。

硫化ソーダ濃度の低下は、希釈後 2 時間内では僅少で高濃度試水中においても 2~3 ppm に過ぎないが、1 日後には著しく、初濃度の 40~50 % に低下する。また pH は硫化ソーダの加水分解に起因して塩基

Table 2. Change in concentration of sodium sulphide and pH in sea water added with sodium sulphide.

Initial concn. of Na <sub>2</sub> S (ppm)	Duration of experiment (hours)	Concn. of sodium sulphide (ppm)			pH	
		1	2	24	1	24
6.4		6.2	6.0	2.5	8.45	3.32
12.3		12.0	11.8	6.9	8.50	8.39
30.9		27.5	25.8	11.8	8.75	8.51
56.5		54.0	51.7	27.0	8.93	8.86
30.0 (Fresh water)		26.7	26.0	11.5	8.43	8.12



性化し、硫化ソーダ濃度の高い試水ほど pH 値は高くなる。淡水で希釈した 30 ppm 区の硫化ソーダ濃度の変化は同濃度の海水中的の変化とほぼ同じ傾向を示すが、pH の変化は緩衝作用が弱いため海水の場合と比べて大きく、希釈後 1 時間で 6.78 から 8.43 に上る。水中の硫化ソーダが酸化される時には水中溶存酸素が消費されるから、試水中の溶存酸素量は放置中に当然減少するけれども、硫化ソーダ濃度の低下は硫酸第一鉄の場合ほど急激でないため、硫化ソーダを含んだ水の溶存酸素量の変化も緩慢であると推察される。従って本生物試験においては溶存酸素量の減少が魚の斃死に対して著しい影響を与えたとは思われないが、実際に硫化水素の検出される天然水中には溶存酸素が欠乏している場合が多いから、硫化物の酸化に伴う溶存酸素の消費欠乏についても考慮する必要がある。

以上の実験結果よりみて、止水式試験で求めた硫化ソーダの致死濃度が高い理由は、実験中に硫化ソーダの濃度が低下するため、および pH が高くなり硫化水素の遊離量が減少するためであることが明らかとなった。

苛性ソーダ：ハゼに対する致死濃度は著しく高く、500 ppm の試験中においてもハゼは斃死しなかった。淡水産魚に対する致死 pH 値は 10~11 の範囲と報告されている業績が多いから、海産魚に対する致死限界 pH 値も同じ程度と思われるが、海水に苛性ソーダを多量に添加しても白色の沈澱が生成し pH は 10. 以上にはならなかった。第 8 図は 10 g/l の苛性ソーダを海水で種々の割合に希釈して、苛性ソーダの初濃度と希釈直後および 24 時間後の pH との関係を調べた結果を示す。試水の pH は苛性ソーダの初濃度が約 150 ppm まで次第に高くなったが、150~600 ppm の範囲ではほぼ一定の pH, 10.18~10.20 を保った。このように試水の pH が 10.2 以上にならない理由は、添加した苛性ソーダが海水中の  $Mg^{++}$  と反応して難溶性  $Mg(OH)_2$  の生成に消費されるためであり、また供試海産魚に対する苛性ソーダの致死濃度が高い理由は試水の pH が高くないためと考えてよい。しかし  $Mg(OH)_2$  の生成によって海水の組成がかなり変化するから、一般の海産魚が本実験に使用した汽水産のハゼと同様に海水の組成の急変に順応できるか否かは疑問であり、この点に関しては今後検

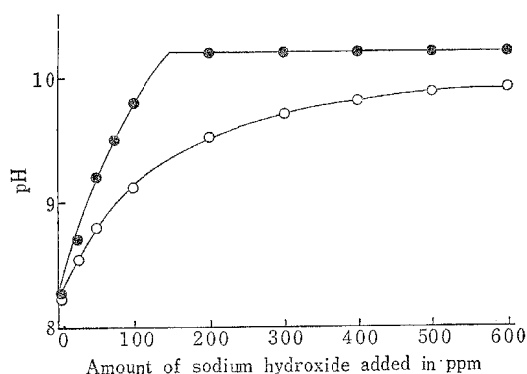


Fig. 8. Relationship between pH and amount of sodium hydroxide added to sea water.

● : Just after addition, ○ : After 24 hours

Table 13. Lethal concentration of phenols and coal-gas washing waste.

Pollutants	Organisms used for experiment	Lethal concentration (ppm)	
		Still water	Running water
Phenol	Goby	15	10
	Crescent perch	17	13
	Shrimp	8	8
Ortho-cresol	Goby	12	10
	Crescent perch	12	10
	Shrimp	10	10
Coal-gas waste (as Phenol)	Goby	10	7
	Crescent perch	6	5
	Shrimp	7	5

討を行ないたい。

(5) 石炭酸類および石炭ガス洗滌廃水

海産魚に対する石炭酸，オルソクレゾールおよび石炭ガス洗滌廃水の致死濃度を調べた結果は第13表に示す通りである。

石炭酸とオルソクレゾールの致死濃度はほぼ等しく，また流水式試験値と止水式試験値との間にも顕著な差は認められない。淡水中におけるハゼに対する石炭酸の致死濃度は 10 ppm で海水中の致死濃度と同値であった。淡水産魚を用いた既往の業績によれば石炭酸の致死濃度は 5～100 ppm の広範囲にわたり，魚種，実験条件などの違いによって著しい差異があるが，本実験においては供試魚種間の差は僅少である。

石炭ガス洗滌廃水の致死濃度は石炭酸として 5～10 ppm で石炭酸溶液に比べて若干毒性が強い。これは廃水中に含まれている種々な夾雑物の毒性が加わった結果と推察される。

(6) 醸造工場廃水

致死濃度を COD で表わすと第14表に示す通りである。止水式試験での致死濃度は流水式試験値よりも

Table 14. Lethal concentration of fermentation waste.

Water used for dilution	Organisms used for experiment	Water temp. (°C)	lethal concentration (ppm as COD)	
			Still water	Running water
Fresh water	Goby	18	360	> 450
	Goby	28	52	> 450
	<i>Daphnia</i>	18	260	—
	<i>Daphnia</i>	28	73	—
Sea water	Goby	22±1	300	> 600
	Crescent perch	22±1	300	> 600
	Shrimp	22±1	25	—

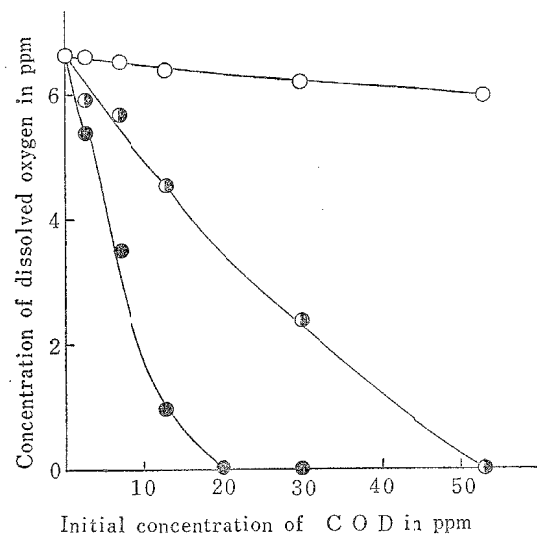


Fig. 9. Relationship between dissolved oxygen content at 24-hr. standing and initial concentration of COD in sea water mixed with fermentation waste.

○: Just after mixing, ◐: After 24-hrs. without cover  
●: After 24-hrs. in closed vessel

低く，高温度では著しく低下する。また止水状態では実験中に供試魚が鼻上げを呈し，この鼻上げを始める時間は COD の高い試水中の魚ほど早かった。一方流水式試験では廃水を15倍に希釈した試水区 (COD 600 ppm) の魚にも特に異常な行動は認められなかった。

生物試験結果よりみて，本廃水中には魚類を直接斃死させるような毒物は含まれていないと考えてよく，本廃水の毒性は多量に含まれている有機物の分解に起因する水中溶存酸素の消費欠乏による二次的毒性であると推察されるので，廃水を海水で適当に希釈して COD の初濃度と1日後の水中溶存酸素量との関係を調べた。実験結果は第9図に示す通りである。1日後の溶存酸素量は COD の初濃度が高い試水ほど少なく，密閉状態では溶存酸素量の減少が特に著しい。1日後に無酸素となる試水の COD の初濃度は密閉状態では約 20 ppm，解放状態では約 55 ppm である。

第10図は廃水を海水で250倍に希釈した試水の溶存酸素量の経時変化を密閉状態、25°Cにおいて調べた結果を示す。溶存酸素量の変化は、希釈後7~8時間までは僅少であり、この間の酸素減少量は約1ppmにすぎなかったが、その後急激に減少し始め約12.5時間後には無酸素となった。また廃水を海水で500倍に希釈した試水を用いて温度と1日間の溶存酸素減少量との関係を密閉状態で調べた結果では、10°C、20°Cおよび30°Cで溶存酸素は夫々10%、75%および100%の減少率を示した。

以上の実験結果よりみて、本廃水の毒性は水中溶存酸素を消費欠乏させる二次的なものであり、また温度が高くなれば毒性が強くなることが明らかとなった。

しかし止水式生物試験で求めた海産魚に対する致死濃度はCOD (22°C) として300 ppmを示し著しく高い。これは魚が鼻上げによって相当長時間にわたって無酸素状態の水中に耐えることが出来るためと考えられる。エビに対する致死濃度が低いのは、エビが魚類のように長時間にわたって鼻上げを続行できないためである。従って魚類も大気と接触しない生簀中に閉じ込められた場合にはかなり低濃度で斃死するものと推察される。

#### (7) 鉱油類

鉱油類を添加して後に2~3分間緩やかに攪拌しただけの試水中では、油の濃度が1000 ppmの試験区においても魚は斃死しなかった。

また鉱油添加後に30分間強く振盪した試水を用いて行った止水式試験結果では、ハゼに対する致死濃度は原油で350 ppm、灯油で400 ppm、重油で800 ppm程度であった。しかし水中に懸濁した油球を対象として調べた致死濃度は第15表に示通りで、上記の水面浮遊状油を含めた場合と比べて致死濃度が著しく低

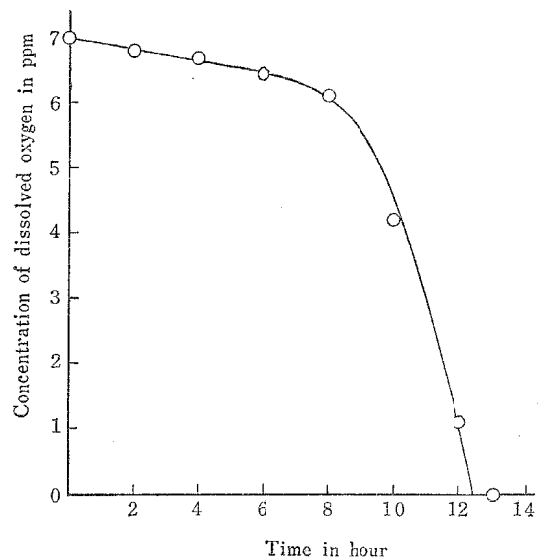


Fig. 10. Change in concentration of dissolved oxygen of sea water at 25°C in a closed vessel added with fermentation waste.

Dilution : 250 times

Table 15. Lethal concentration of mineral oils suspended in sea water.

Oils	Fishes used for experiment	Lethal concentration (ppm)	
		Still water	Running water
Crude petroleum	Goby	25	10
	Gray mullet	22	8
Lamp oil	Goby	30	12
	Gray mullet	30	10
Heavy oil	Goby	90	35
	Gray mullet	85	33
Mobile oil	Goby	200	85
	Gray mullet	180	85

い。懸濁状油の海産魚に対する致死濃度は、鉱油の種類によってかなりの差があるが、供試魚種の間にはあまり差が認められない。また流水式試験で検定した致死濃度は止水式試験値に比べて低い。流水式試験値が低い理由は、止水式試験においては実験中に懸濁状油球が次第に浮上するためと考えられるので、これについて検討した。鉱油類を 1.2~1.5 g/l 添加した試水を振幅 7 cm, 振動数 120 回/分の条件下で 30 分間振盪して後、放置し、下層液中の懸濁状油濃度の経時変化を調べた。実験結果は第 11 図および第 12 図に示す通りで、振盪によって生成した懸濁状油球は最初の 5 分間で 80~90% が浮上する。その後の油球浮上率は次第に低下し、30 分以後の油濃度の変化は緩慢となる。海中における懸濁状油の生成量および放置 30 分以後の濃度低下率は淡水中に比べて小さい。静置 1 日後には試水はほぼ透明となり、懸濁状油の濃度は数 ppm 以下に低下した。

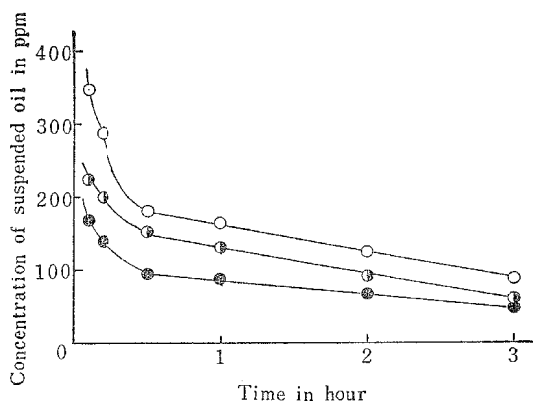


Fig. 11. Changes with time of standing in amount of suspended oils in fresh water.

Kinds of oil	Initial concentration (ppm)
○ : Mobile oil	1500
◐ : Lamp oil	1200
● : Heavy oil	1440

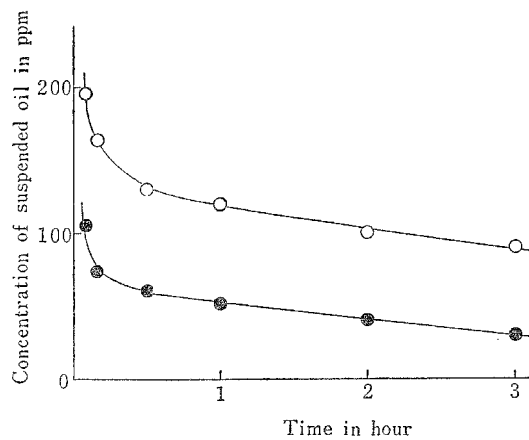


Fig. 12. Changes with time of standing in amount of suspended oils in sea water.

Kinds of oil	Initial concentration (ppm)
○ : Mobile oil	1500
● : Heavy oil	1440

次に上記試水中の懸濁状油球の大きさを静置 10 分および 60 分後に BRUNSMANN・他 (1962) の方法で調べた結果を第 16 表に示す。最大油球の大きさは灯油が最小、モビール油が最大であるが、試水中の油球の大部分は直径 10 $\mu$  以下の大きさであった。この微小な油球が魚体に悪影響を与えるものと考えられ、また灯油の致死濃度が低い理由も油球の小さいことと関連があるように思われるから、これらについては今後詳細な検討を行ないたい。

Table 16. Size of oil globules suspended in sample water.

Time of standing after mixing oil with water (minute)	Maximum diameter of oil globule ( $\mu$ )			
	Crude petroleum	Lamp oil	Heavy oil	Mobile oil
10	40	23	36	50
60	30	16	30	33

以上の実験結果よりみて、流水式試験で求めた懸濁状油の致死濃度が止水式試験値よりも低い理由は止水状態では実験中に懸濁した油球が浮上するためであると考えてよい。鉱油類の毒性はその状態によって著しい差があり、特に懸濁状油の毒性は強いから鉱油類を含む工場廃水の毒性を検定する場合は、試料採取時の懸濁状油の濃度に注意する必要がある。

以上種々な汚濁物質の魚類に対する致死濃度を求めた結果について述べたが、一般に流水式試験での致死濃度は止水式試験値に比べて低く、特に硫酸第一鉄、硫酸銅、硫化ソーダおよび懸濁状鉱油類のように水中で顕著な濃度変化を示す物質では、両試験値間の差が大きい。したがってこのような汚濁物質を含む工場廃水の致死濃度および種々の有害影響濃度を検定する場合は、流水式生物試験法を採用する必要がある。しかし醗酵工場廃水のように流水試験法では毒性を明らかにすることのできない場合もあるから、このような汚濁物質に対する毒性検定方法については今後検討を実施したい。

### 3. 魚類に対する汚濁物質の嫌忌濃度

種々な汚濁物質に対する海産魚の嫌忌反応を調べた結果は第17表に示す通りである。

Table 17. Relationship between concentrations of pollutants and reaction of marine fishes to them.

Chemicals and wastes	Reaction	+	±	-
		ppm	ppm	ppm
Sulphuric acid		> 55	48	< 27
Ferrous sulphate	(as Fe <sup>++</sup> )	> 7.0	4.1	< 2.0
Copper sulphate	(as Cu)	> 3.9	2.0	< 1.1
Zinc sulphate	(as Zn)	> 30	24	< 12
Potassium cyanide		> 4.0	2.5	< 1.7
Sodium sulphide		> 7.3	4.9	< 2.7
Phenol		> 40	30	< 20
Lamp oil	(as suspended oil)	> 2.3	1.6	< 1.2
Heavy oil	(as suspended oil)	> 4.8	4.0	< 3.0
Mobile oil	(as suspended oil)	> 60	56	< 40
Crude petroleum	(as suspended oil)	> 1.3	0.8	< 0.6
Coal-gas waste	(as phenols)	> 30	25	< 22
Fermentation waste	(as COD)	> 275	190	< 160

実験に使用した3種類の魚の各種汚濁物質に対する嫌忌状態には顕著な差異は認められなかったが、一般にヤガタイサキ、ボラ、ハゼの順に反応が鈍い傾向があった。第17表において、反応記号+および-はそれぞれ供試魚種のすべてが嫌忌した濃度および嫌忌しなくなった濃度を示し、また±は嫌忌状態が不明瞭になった時の濃度である。嫌忌濃度として±と-との中間濃度を採用し第18表に示した。また嫌忌濃度と致死濃度との比を算出して第18表に併記した。

一般に嫌忌濃度は致死濃度に比べて低く、両者の比の値が0.5以下の汚濁物質が多い。特に硫酸第一鉄、灯油、重油および原油では嫌忌濃度が致死濃度に比べて極端に低いから、このような汚濁物質を含んだ工場廃水が流入する水域では、魚の斃死よりも逃避の方が水産被害上の問題となる。これに反して石炭酸および青酸カリの嫌忌濃度は致死濃度よりも高く、実験中に致死濃度以上の汚濁物質を含む試水中にも魚が泳ぎ込んで逃避せず、次第に衰弱して遂に斃死する現象が認められた。したがってこのような汚濁物質を含む工場廃

Table 18. Abhorrent concentration and ratio of this concentration to lethal one.

Pollutants	Abhorrent concn. (ppm)	Abhorrent concn.
		Lethal concn.
Sulphuric acid	40	0.45
Ferrous sulphate (as Fe <sup>++</sup> )	3.0	0.15
Copper sulphate (as Cu)	1.5	0.38
Zinc sulphate (as Zn)	18	0.30
Potassium cyanide	2.1	7.8
Sodium sulphide	3.8	0.54
Phenol	25	2.5
Coal-gas waste (as phenols)	23	3.3
Lamp oil (as suspended oil)	1.4	0.14
Heavy oil (as suspended oil)	3.5	0.11
Mobile oil (as suspended oil)	48	0.56
Crude petroleum (as suspended oil)	0.7	0.09
Fermentation waste (as COD)	175	0.58

水が流入する水域では魚類の斃死が起りうると考えられる。

淡水中における汚濁物質の嫌忌濃度をハゼを用いて調べた結果では、硫酸で約 10 ppm, 硫酸銅で Cu として約 0.4 ppm, 硫酸亜鉛で Zn として約 1.4 ppm, 硫酸第一鉄で Fe<sup>++</sup> として約 3 ppm であった。また高安(1955 a), 大谷・他(1939)などに報告されている淡水魚に対する種々な汚濁物質の嫌忌濃度も、本実験

で求めた海産魚に対する嫌忌濃度に比べてかなり低い。海産魚を用いて行なわれた嫌忌濃度に関する研究業績は見受けられないが、本実験結果よりみると、浅海産魚類は淡水産魚類に比べて汚濁物質に対する嫌忌反応が鈍いように思われる。

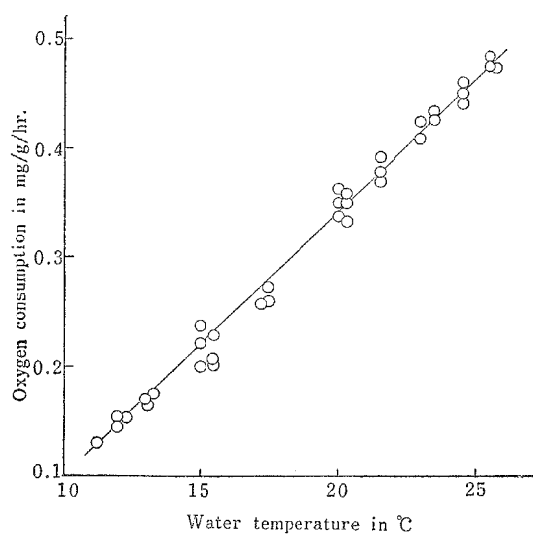


Fig. 13. Relationship between oxygen consumption of goby and water temperature.

#### 4. ハゼの酸素消費量に及ぼす諸要因の影響

##### (1) 水温の影響

ハゼの酸素消費量と水温との関係を調べた結果は第13図に示す通りで、11~26°Cの範囲では両者間に直接関係が認められる。魚体 1g 当りの酸素消費量を  $X$  mg/hr, 水温を  $t$ °C とすると、 $X=0.024t-0.14$  が成立し、 $Q_{10}$  の値は約 2.2 である。

しかし 27°C 以上になると酸素消費量は急に増加し、且つ不安定となった。このような傾向は赤築・早

山(1957)が稚鯉を用いて行った研究においても認められており、この原因は水温が  $27^{\circ}\text{C}$  以上になると魚が試験槽底に静止せず、盛んに遊び廻るようになるためであると考えられる。

## (2) 溶存酸素量の影響

$14 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$  において、試験槽に流入する海水の溶存酸素量とハゼの酸素消費量との関係を調べた結果は第14図に示す通りである。流入水の溶存酸素量が 6 ppm 以上の時の酸素消費量は  $0.20 \pm 0.03 \text{ mg/g/hr}$  ほぼ安定した値を示すが溶存酸素量が 2.5~5.5 ppm (飽和度 30~65%) の範囲に減少すると酸素消費量は  $0.20 \sim 0.48 \text{ mg/g/hr}$  の範囲内を大巾に変動し、 $0.30 \text{ mg/g/hr}$  以上の高い値を示す場合が多くなる。また溶存酸素量が 2 ppm (飽和度 25%) 以下になると酸素消費量は激減して  $0.06 \sim 0.11 \text{ mg/g/hr}$  の範囲となる。

第4図の試験槽に流入する海水中の溶存酸素量は、一般にⅠ区が  $8.5 \pm 0.5 \text{ ppm}$ 、Ⅱ区が  $6.5 \pm 1.0 \text{ ppm}$ 、Ⅲ区が  $5.0 \pm 0.7 \text{ ppm}$ 、Ⅳ区が  $3.2 \pm 1.0 \text{ ppm}$ 、Ⅴ区が  $1.5 \pm 0.7 \text{ ppm}$  であり、一方これらの試験区の魚の行動を試験槽の下から観察すると、Ⅰ区およびⅡ区では魚が槽内全体に分散して静止し、時々緩やかに游泳するだけであったが、Ⅲ区およびⅣ区の魚は絶えず游泳し長時間槽底に静止することがなかった。またⅤ区の魚は最初激しく游泳するが30分後には流入口周辺部に集合して静止し呼吸回数が多くなり、その後次第に衰弱し横臥するようになり翌日には全部が斃死していた。魚の行動および流入水の溶存酸素量からみて、Ⅲ区およびⅣ区の酸素消費量が多い理由は、ハゼが水中溶存酸素量の減少を感知し逃避場所を求めて激しく游泳し始めるためであり、またⅤ区の酸素消費量が少ない理由は、水中溶存酸素量が 2 ppm 以下になるとハゼが水中酸素を充分に吸収利用できなくなるためであると推察される。従ってハゼに対する水中溶存酸素の致死濃度および嫌忌濃度は夫々 2 ppm および 5.5 ppm 程度と推定され、これらの影響濃度は醗酵工場廃水のような有機性工場廃水の毒性評価上の指標となる。

## (3) 流水量の影響

試験槽から流出する水量を1時間当り1~22lの範囲に変化させて、 $16 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$  におけるハゼの酸素消費量と流水量との関係を調べた結果は第15図に示す通りである。魚1g当りの酸素消費量は  $0.23 \sim 0.26 \text{ mg/hr}$  の範囲でほぼ一定し流水量の影響は認められない。しかし流水量が本実験範囲よりも極端に少ないか、或は多い場合には槽内水の溶存酸素の欠乏、或は流入水の素通りに起因して酸素消費量の変動するものと推察される。

## (4) 魚体の大きさの影響

供試魚1尾当りの重さを  $0.4 \sim 4.5 \text{ g}$  の範囲に変化させて  $15 \pm 1^{\circ}\text{C}$  におけるハゼの酸素消費量と魚体の大きさとの関係を調べた結果は第16図に示す通りである。魚体1g当りの酸素消費量は  $0.19 \sim 0.25 \text{ mg/hr}$  の範囲を示し、魚体の大きさの影響は認められない。しかし魚体が巨大になると試験槽水の溶存酸素量が減少し、酸素消費量が不安定になるものと推察される。

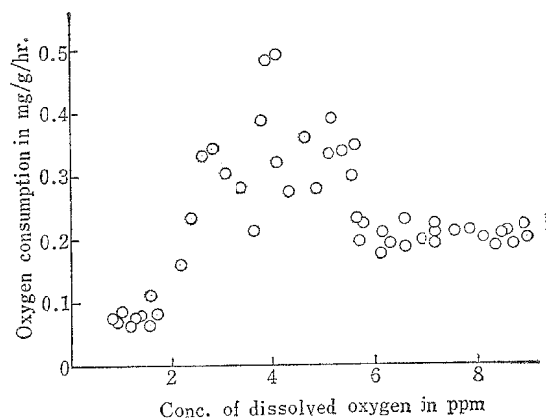


Fig. 14. Relationship between oxygen consumption of goby and amount of dissolved oxygen in inflowing water.

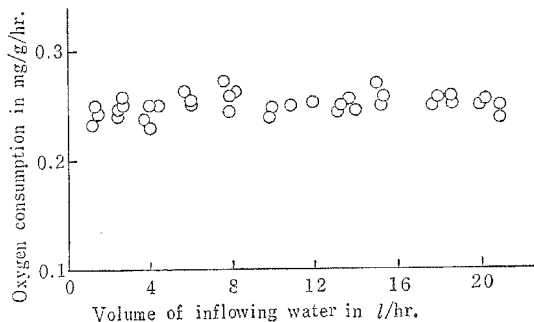


Fig. 15. Relationship between oxygen consumption of goby and volume of inflowing water.

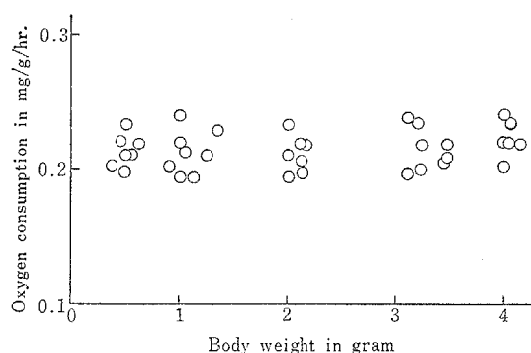


Fig. 16. Relationship between oxygen consumption and weight of fish.

以上の実験結果よりみて、魚類の酸素消費量に影響を及ぼす因子として供試水の溶存酸素量および温度が考えられるから、魚類の酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度を試験するに当っては、この両因子に留意して夏季高温時の実験は中止し、また試験槽から流出する水の溶存酸素量が 6 ppm 以下にならぬように流水量を調節した。

流出水の溶存酸素量を 6ppm 以上に保つための許容全魚体重  $Wg$  は、流出水量を  $Vl/hr$ 、水温  $t^{\circ}C$  のときの魚の酸素消費量を  $a$  mg/g/hr、流入水の溶存酸素飽和量を  $b$  ppm とすれば次式によって算出できる。

$$W = V(b - 6) / a$$

15°C, 20°C および 25°C における流水量 1 l/hr 当りの  $W$  を計算すると夫々約 10.5 g, 約 5.6 g および約 2.6 g となり、水温が高くなるにつれて許容全魚体重は激減する。供試全魚体があまり小さい場合は実験誤差が大きくなるから、高水温時に実験を行なう場合は供試魚体重を 10 g 以上とし、流水量を多くする必要がある。

魚類の酸素消費量に及ぼす水中溶存酸素量の影響に関しては、WELLS (1913), HALL (1928, 1931), 川本 (1934), 梶山 (1933), 田村 (1949) などの業績があり、魚の酸素消費量は水中溶存酸素量がある限度 (1.5~2.5 cc/l) 以下になると著しく減少するが、その限度以上ではほぼ一定値を保つと報告されているものが多く、本実験で認められたような流入水の溶存酸素量 2.5~5.5 ppm の範囲における酸素消費量の異常については明らかにされていない。このような異常についての報告が見当たらない理由として、既往の業績の多くは、大きな魚体を用いて実験を行なっており上記した単位流水量当りの許容全魚体重に関する検討がなされていないこと、試験槽水の溶存酸素量を注水量の増減によって調節しており本実験のように流入水の溶存酸素量を変化させた実験ではないことなどが考えられる。

## 5. ハゼの酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度

### (1) 硫酸

実験結果は第17図1)に示す通りで、汚水中のハゼの酸素消費量は、硫酸濃度が 55 ppm 以上の試水区では対照区に比べて少なく、硫酸濃度が高くなるにつれて減少する傾向が認められる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.310 \pm 0.015$  mg/g/hr として 24 時間後の影響濃度を推定すると約 45 ppm となり、pH として約 6.5 である。実験後正常海水にもどすと、85 ppm 区までは正常値に回復する。従って致死濃度 (95 ppm) に近い濃度においても硫酸のハゼに与える影響は 1 日間ではさほど大きくないと考えてよい。

### (2) 硫酸第一鉄

実験結果は第17図2)に示す通りで、汚水中でのハゼの酸素消費量は  $Fe^{++}$  濃度が 2 ppm 以上の試験区では対照区に比べて少ない。24 時間後の酸素消費量は 1 時間後に比べて多くなり、特に 2 ppm 区の回復は著



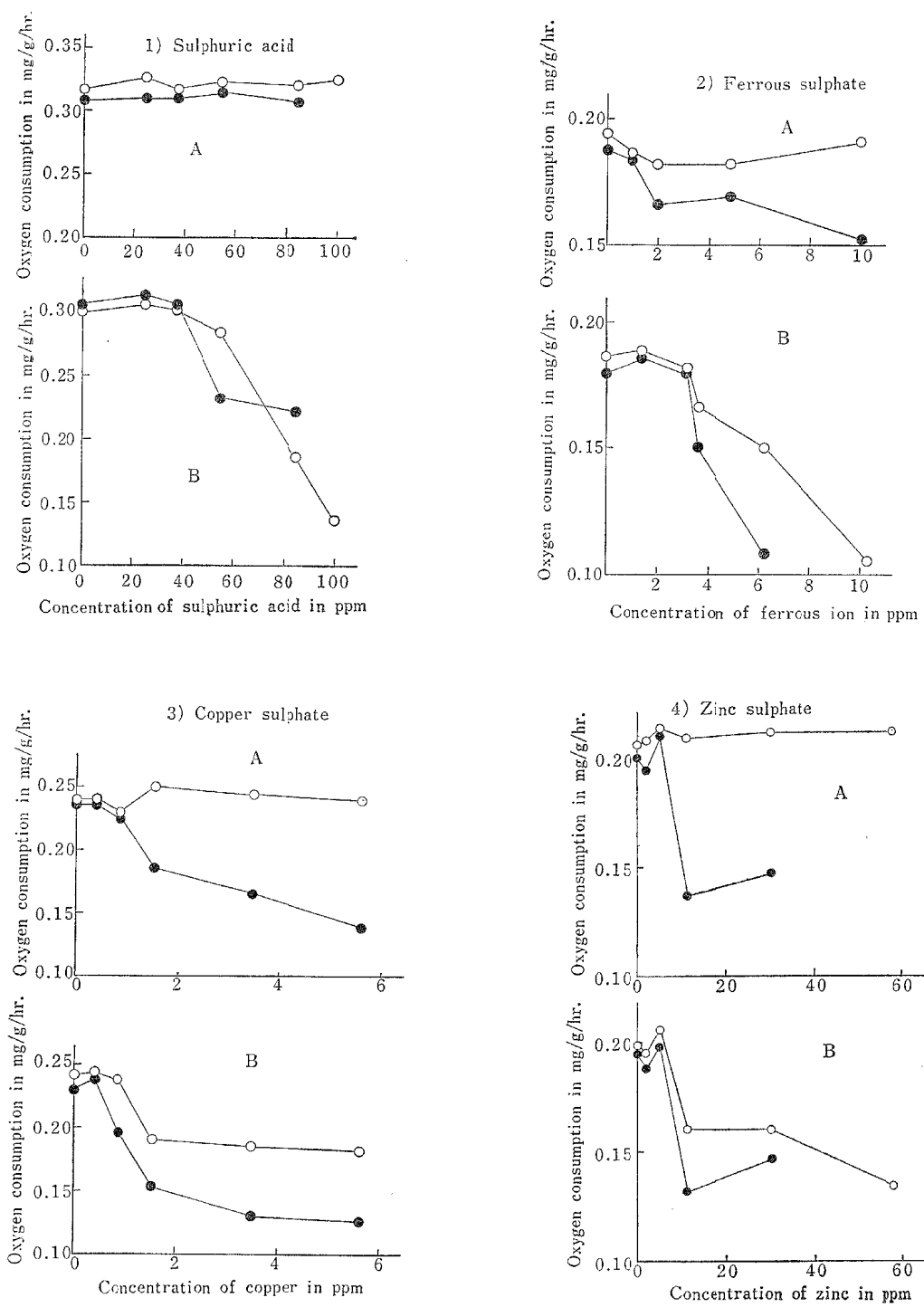


Fig. 17. Effects of pollutants on oxygen consumption of goby.

A, In natural sea water

○ : Before experiment

● : After 24-hr. exposure

B, In polluted sea water

○ : After 1-hr. exposure

● : After 24-hr. exposure

しい。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.190 \pm 0.015$  mg/g/hr として、24時間後の影響濃度を推定すると約 1.5 ppm となる。

実験後正常海水にもどすと、4.8 ppm 区では酸素消費量の回復が顕著であるが、10 ppm 区では殆んど増加が認められない。従って、1日間で魚体に致命的な悪影響を与える  $Fe^{++}$  濃度は 7~8 ppm と推察される。

### (3) 硫酸銅

実験結果は第17図3)に示す通りで、酸素消費量が対照区に比べて少なくなる試験区の Cu 濃度は、汚水流入後 1 時間では 1.8 ppm 以上、24 時間では 0.9 ppm 以上である。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.230 \pm 0.015$  mg/g/hr として 24 時間後の影響濃度を推定すると約 0.7 ppm である。

実験後正常海水にもどすと各試験区の酸素消費量は多くなるが、1.8 ppm 以上の試験区では正常値に回復しない。この結果よりみて、1日間で魚体に著しい悪影響を与える硫酸銅の濃度は Cu として 1.5 ppm 程度であると考えられる。

### (4) 硫酸亜鉛

実験結果は第17図4)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は、Zn として 11 ppm 以上の試験区では 1 時間後に対照区に比べてかなり少なくなり、24 時間後にはさらに減少する。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.200 \pm 0.015$  mg/g/hr として、24 時間後の影響濃度を推定すると約 8 ppm である。

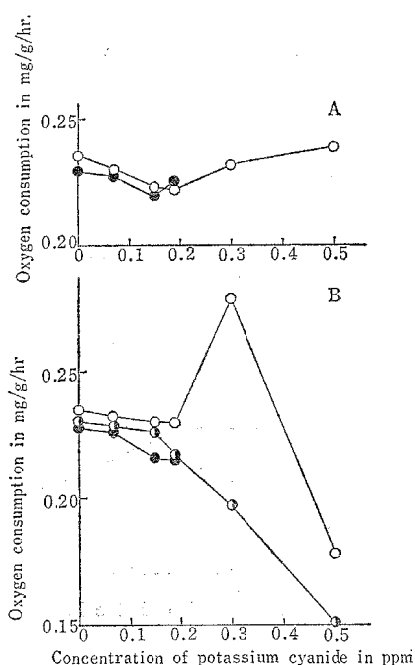


Fig. 18. Effect of potassium cyanide on oxygen consumption of goby.

A, In natural sea water

○: Before experiment, ●: After 24-hr. exposure

B, In polluted sea water

○: After 30-min. exposure

⊙: After 1-hr. exposure, ⊚: After 24-hr. exposure

実験後正常海水にもどしても酸素消費量は殆んど変化しないから、約 8 ppm で魚体は回復が困難なほどの悪影響を蒙ったものと考えられる。

### (5) 青酸カリ

実験結果は第18図に示す通りで、汚水中での酸素消費量は、0.3 ppm 区では30分後に異常に多くなるが 1 時間後には激減して対照区よりも少なくなり、5~6 時間後には全部斃死した。しかし 0.19 ppm 区では殆んど異常が認められない。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.225 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を推定すると約 0.25 ppm で、この値は致死濃度 (0.27 ppm) と近似している。

### (6) 硫化ソーダ

実験結果は第19図5)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は  $Na_2S$  として 3.5 ppm 以上の試験区では対照区に比べて少なくなる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.230 \pm 0.015$  mg/g/hr として 24 時間後の影響濃度を推定すると約 3.3 ppm である。

実験後正常海水にもどすと、各試験区の酸素消費量はかなり増加し約 4.5 ppm までは正常値に復する。

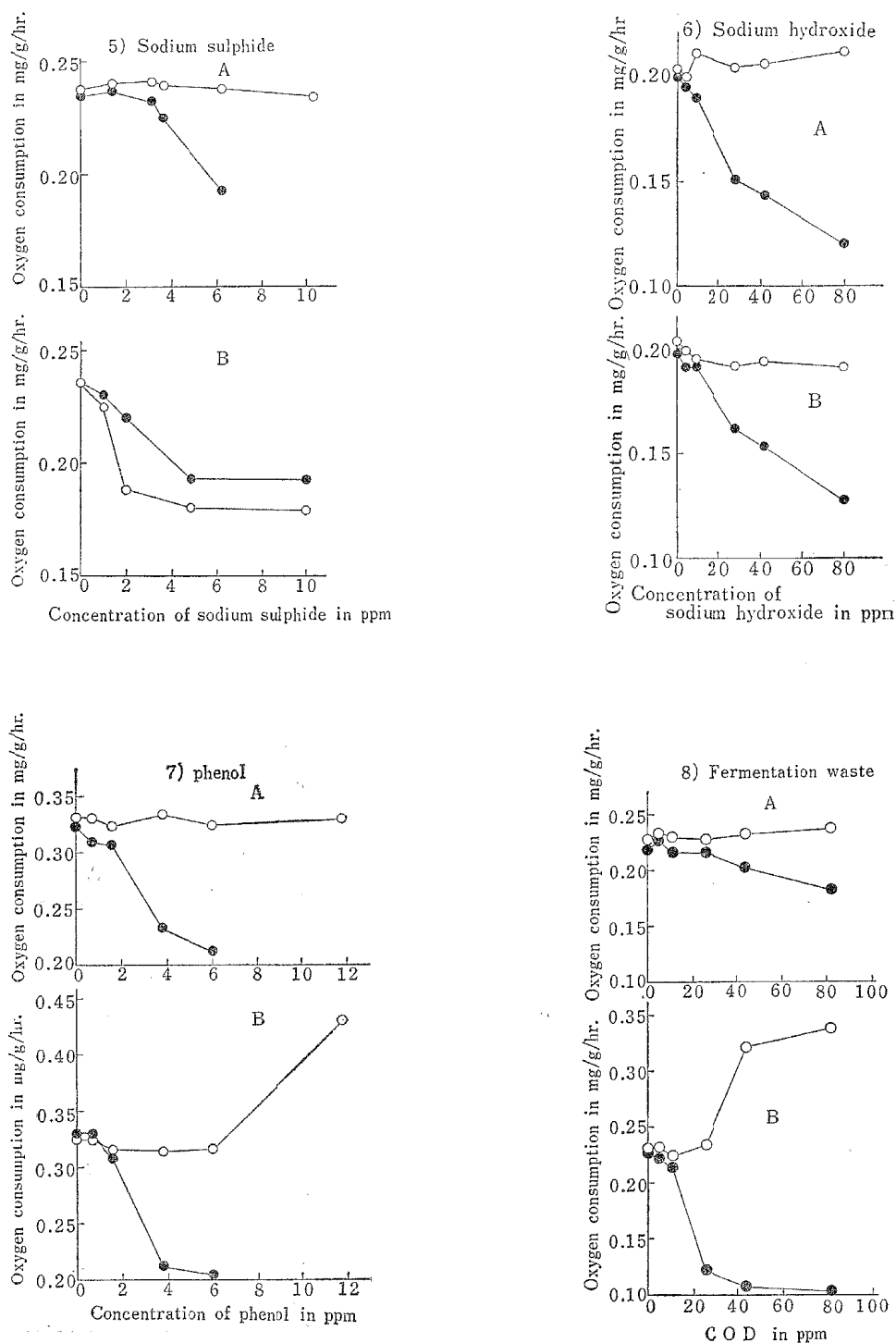


Fig. 19. Effects of pollutants on oxygen consumption of goby.

A : In natural sea water  
 ○ : Before experiment      ● : After 24-hr. exposure  
 B : In polluted sea water  
 ○ : After 1-hr. exposure      ● : After 24-hr. exposure

## (7) 苛性ソーダ

実験結果は第19図6)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は、1時間後には濃度の高い試験区においても異常が認められないが、24時間後には 28 ppm 以上の試験区では対照区に比べて少なくなる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.200 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を推定すると約 15 ppm で、pHとして約 8.6 である。

実験後正常海水にもどしても酸素消費量は殆んど回復が認められない。この影響濃度は致死濃度よりも遙かに低いがこの理由は、海水と苛性ソーダ溶液が混合した直後に生成する白色沈澱物が試験槽内に次第に沈澱堆積し、魚の鰓弁を閉塞して呼吸作用を阻害するためと考えられる。従って流水量を多くして沈澱物が槽底に堆積しないようにすれば、酸素消費量に及ぼす影響濃度は本実験値よりも高くなるものと推察される。

## (8) 石炭酸および石炭ガス洗滌廃水

石炭酸での実験結果は第19図7)に示す通りである。汚水中での酸素消費量は、1時間後には 6 ppm 以下の試験区では異常がないが、11.8 ppm 区では著しく多い。24時間後には 3.8 ppm および 6 ppm 区では減少し対照区に比べてかなり少なくなり、11.8 ppm 区の供試魚は70%が斃死していた。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.320 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を推定すると約 2 ppm である。

実験後正常海水にもどしても酸素消費量は殆んど回復が認められない。従って 2 ppm 以上の石炭酸を含んだ海中では1日間で魚体はかなりの悪影響を蒙るものと考えてよい。

石炭ガス洗滌廃水での実験結果は、石炭酸の場合とほぼ同じ傾向を示し、24時間後の酸素消費量に及ぼす影響濃度は石炭酸として 2 ppm 弱であった。

## (9) 醗酵工場廃水

実験結果は第19図8)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は、1時間後には COD として 45 ppm および

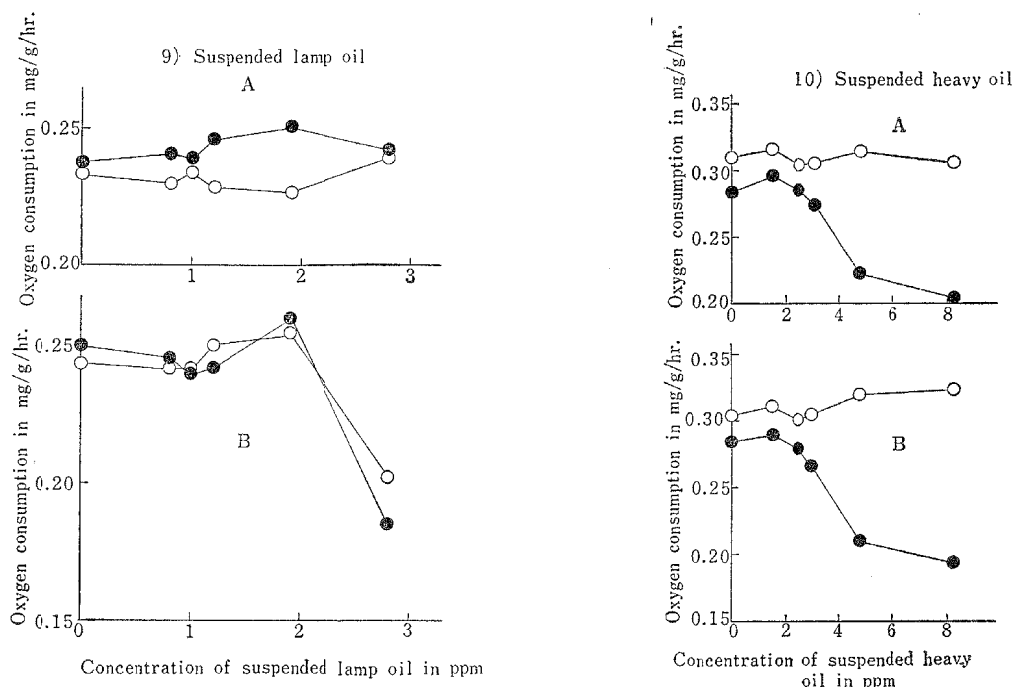


Fig. 20. Effects of pollutants on oxygen consumption of goby.

A . In natural sea water

○ : Before experiment

● : After 24-hr. exposure

B : In polluted sea water

○ : After 1-hr. exposure

● : After 24-hr. exposure

82ppm区では多くなるが、24時間後には減少し、26 ppm以上の試験区では対照区の半分以下になる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.220 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を推定すると約 15 ppmである。実験後正常海水にもどすと酸素消費量は急激に増加し、26 ppm区では正常値に回復する。従って、本実験範囲内の濃度では1日間の影響は致命的なものとは考えられない。

#### (10) 灯油

実験結果は第20図9)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は、1.9 ppm区では若干多く、2.8 ppm区では少なくなる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.240 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を酸素消費量が少なくなる濃度で示すと約 2.2 ppm、また酸素消費量が異常となる濃度で示すと1.8~1.9 ppm程度である。実験後正常海水にもどすと酸素消費量は正常値に回復するから、3 ppm程度の懸濁状灯油が1日間で魚に与える影響はあまり大きくない。

#### (11) 重油

実験結果は第20図10)に示す通りで、汚水中での酸素消費量は1時間後には 4.7 ppm以上の試験区が若干多い程度であるが、24時間後には 3 ppm以上の試験区では対照区に比べて少なくなる。本実験における酸素消費量の正常値を  $0.290 \pm 0.015$  mg/g/hr として24時間後の影響濃度を推定すると約 2.5 ppmである。

実験後正常海水にもどしても酸素消費量は殆んど増加しないから、3~4 ppmの懸濁状重油が魚に与える影響はかなり大きいとみてよく、この点では灯油に比べて毒性が強い。

以上のように、ある濃度以上の汚濁物質を含む海中においては、魚の酸素消費量は1時間後に異常値を示すようになり、また24時間後には減少して正常値と比べて少なくなる。

この傾向は汚濁物質の濃度が高くなるにつれて顕著となる。実験後正常海水にもどすと減少していた酸素消費量は、一般に増加し、汚濁物質濃度の低い試験区では正常値まで回復する場合が多い。このような魚の酸素消費量の変動は後述するように供試魚の行動や衰弱と密接な関係がある。即ち、海水の充満した試験槽に汚濁水が流入し始めてからの魚の行動を槽底より観察すると、嫌忌濃度以上の汚濁物質を含んだ汚濁海水が流入する試験区では、汚水の流入直後に流入口附近にいた魚が流出口方向に逃避し、20~30分後に汚濁海水が槽内に充満すると魚は逃げる場所を求めて激しく游泳し始める。その後次第に衰弱して行動が緩慢となり、40~50分後には流出口周辺部に集合し全く游泳しなくなる。このような試験区の酸素消費量を30分後に調べると異常に多く正常値の2倍以上を示すが、1時間後には激減して正常値よりもかなり少なくなる。流入水の汚濁物質濃度が致死濃度内外になると、上記した魚の行動は激しくなり短時間で衰弱して流出口周辺に集合し苦悶状態を呈する。この試験区の酸素消費量の変動は著しい。流入水の汚濁物質濃度が嫌忌濃度以下の試験区の魚は汚濁水の流入後4~5時間までは特に異常な行動を示さなかったが、24時間後には流出口周辺に集合している試験区があり、このような試験区の酸素消費量は正常値と比べてかなり少なかった。

24時間後に汚濁物質溶液の添加を停止して正常海水だけを流入させると、一般に流出口周辺に集合していた魚は20~30分後より游泳を始め、試験槽全体に分散するようになり、酸素消費量は増加してある濃度以下の試験区では正常値に復する。しかし嫌忌濃度以上の試験区の魚は衰弱度が高いためか流出口周辺に止って動かず、酸素消費量も殆んど増加しなかった。

以上のように魚の酸素消費量は魚が嫌忌および狂奔状態を呈する時は異常に多くなり、また衰弱して流出口周辺に集合している時は少なくなる。HALL (1931) は塩酸を添加した流水中ではフグの酸素消費量が減少すると報告し、田村・他(1962) は0.2 ppmの昇永水中で10日間飼育したコイの酸素消費量が激減することを認めている。これらの業績および本実験結果よりみて、酸素消費量が正常値よりも少ない魚は一応汚濁物質の影響を蒙り魚体に変調をきたしたものと考えることができる。したがって魚の酸素消費量に影響を与える汚濁物質の濃度は、この汚濁物質を含む工場廃水の魚類に対する毒性を判定する場合の指標として使用できるとみてよい。

第19表は供試汚濁物質の魚の酸素消費量に及ぼす影響濃度およびこの影響濃度と致死濃度との比を一括表

示したもので、魚の酸素消費量に及ぼす影響濃度は硫酸、硫化ソーダおよび青酸カリを除けば致死濃度の20%以下である。

本実験で求めた影響濃度は1日間の試験結果であるから、さらに長時間にわたって試験を続行すれば、この影響濃度はもっと低くなるものと推察される。しかし本実験に供したハゼはある程度は悪環境に順応する性質を持っているためか、汚濁度の比較的低い水中では1時的に酸素消費量が減少しても、24時間後には正常値まで回復していた場合もあり、硫酸第一鉄ではこの傾向が顕著に認められた。

Table 19. Effective concentration in fluctuating the oxygen consumption of goby and ratio of this concentration to lethal concentration.

Pollutants	Effective concentration to oxygen consumption (ppm)	This effective conc.
		Lethal conc.
Sulphuric acid	45	0.47
Ferrous sulphate (as Fe <sup>++</sup> )	1.5	0.06
Copper sulphate (as Cu)	0.7	0.11
Zinc sulphate (as Zn)	8.0	0.13
Potassium cyanide	0.25	0.93
Sodium sulphide	3.3	0.47
Sodium hydroxide	15	<0.03
Phenol	2.0	0.20
Fermentation waste (as COD)	15	0.05
Lamp oil (as suspended oil)	2.2	0.18
Heavy oil (as suspended oil)	2.5	0.06

## 6. ハゼの摂餌に及ぼす汚濁物質の影響濃度

### (1) 硫酸

試水の硫酸濃度とハゼが旺盛な食慾を持っていた日数との関係を調べた結果は第21図(1)に示す通りである。37 ppm (pH 6.7) 区では4日後においても摂餌が良好であったが、57 ppm (pH 6.2) 区では2日後に摂餌がやや不良となり、3日後には全く摂餌しなくなった。4日後に食慾が不振となる濃度の推定値は約45 ppm, pHとして約6.5である。この値は酸素消費量に及ぼす影響濃度とほぼ等しい。

止水式試験の結果では、1日後および4日後に摂餌が不良となった濃度は夫々95 ppmおよび85 ppmであったから、流水式試験値と比べてかなり高い。

### (2) 硫酸第一鉄

実験結果は第21図(2)に示す通りで、4日後に摂餌が不良になる濃度はFe<sup>++</sup>として約2 ppm程度と推定される。この濃度は酸素消費量に及ぼす影響濃度と比べて若干高い。これは前述したようにハゼが少量の硫酸第一鉄を含む海水に順応する性質を有するためと推察される。

止水式試験結果では、1日後および4日後に摂餌が不良となる濃度は夫々15 ppmおよび10 ppm内外で、流水式試験値の約5倍であった。

### (3) 硫酸銅

実験結果は第21図(3)に示す通りで、4日後に摂餌が不良となる濃度はCuとして約0.2 ppm程度と推定さ

れる。この濃度は酸素消費量に及ぼす影響濃度と比べてかなり低い。

止水式試験結果では、1日後および4日後に摂餌が不良となった濃度はCuとして夫々5 ppm および1 ppm 程度で、流水式試験値の約5倍であった。

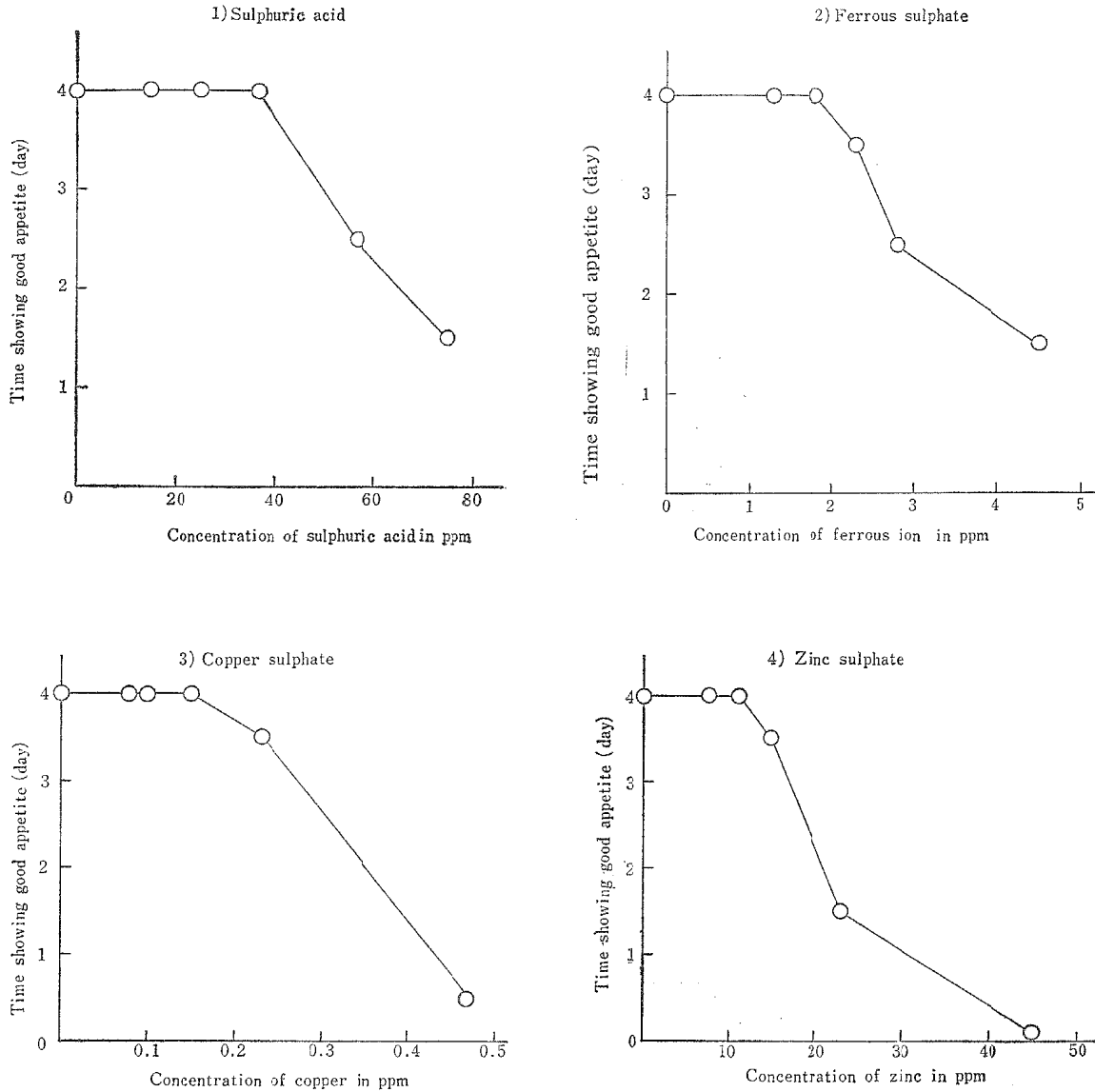


Fig. 21. Effects of pollutants on appetite of goby.

#### (4) 硫酸亜鉛

実験結果は第21図4)に示す通りで、4日後に摂餌が不良となる濃度はZnとして約12 ppmと推定される。この値は酸素消費量に及ぼす影響濃度と比べて若干高いから、硫酸第一鉄の場合と同様に硫酸亜鉛に対するハゼの順応性が考えられる。

#### (5) 青酸カリ

実験結果は第22図5)に示す通りで、4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は0.2 ppm程度と推定される。この値は致死濃度および酸素消費量に及ぼす影響濃度と比べて若干低い程度であり、これら3種類の影響濃度の間に殆んど差がない点は青酸カリのハゼに対する毒性の特異点である。

## (6) 硫化ソーダ

実験結果は第22図6)に示す通りで、4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は3.5 ppm程度と推定される。この値は酸素消費量に及ぼす影響濃度とほぼ等しい。止水式試験結果では1日後および4日後に摂餌が不良となる濃度は夫々25 ppmおよび20 ppm程度で、流水式試験値の約6倍であった。

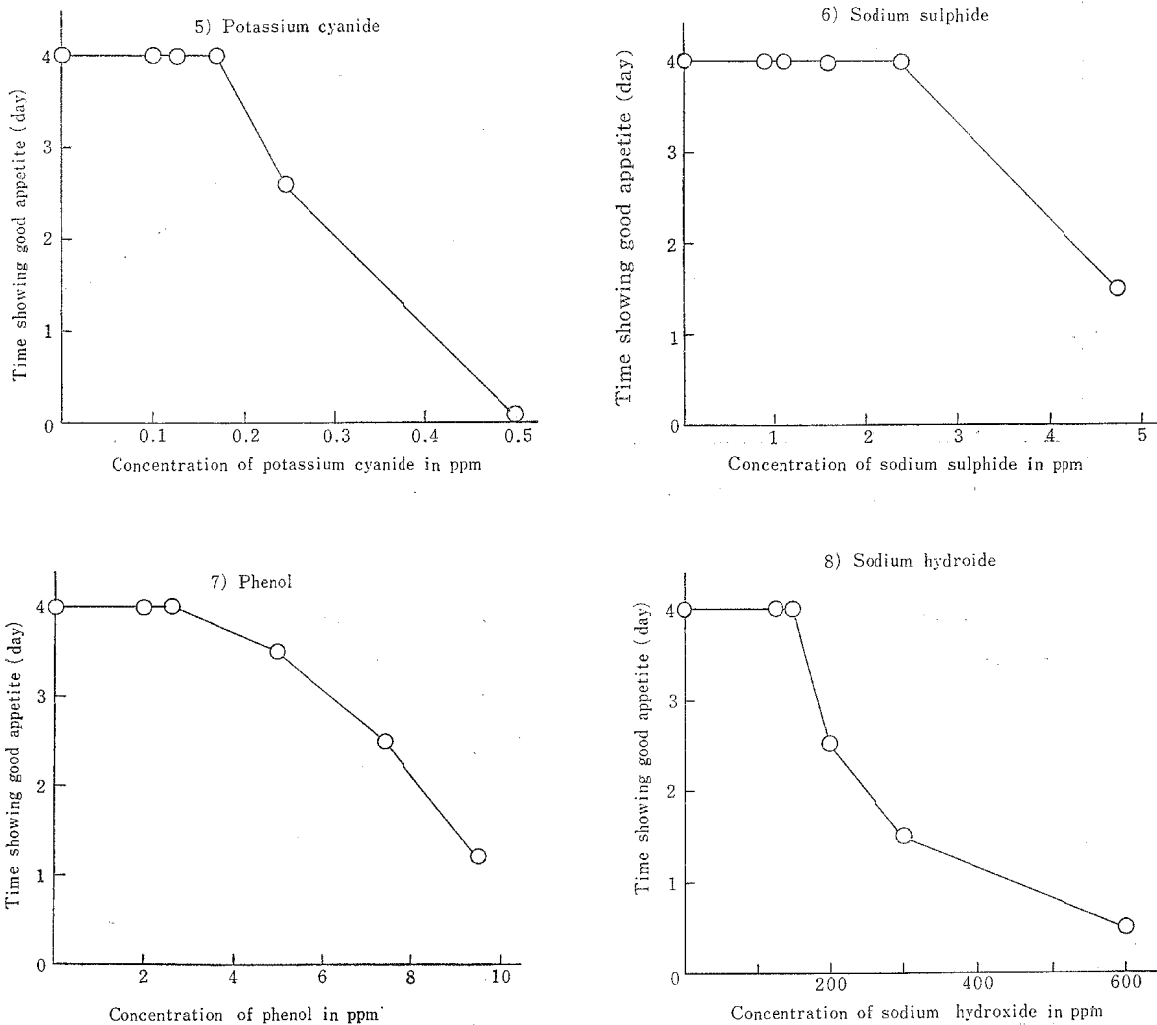


Fig. 22. Effects of pollutants on appetite of goby.

## (7) 石炭酸

実験結果は第22図7)に示す通りで、4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は約3.5 ppm程度と推定される。この値は酸素消費量に及ぼす影響濃度よりも高い。したがって石炭酸に対してハゼはある程度の順応性を有すると考えられる。

## (8) 苛性ソーダ

実験結果は第22図8)に示す通りで、4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は約175 ppm (pH 10.2)と推定される。この値は酸素消費量に及ぼす影響濃度に比べて遙かに高く、他の供試汚濁物質では見られない結果である。この理由としては、本実験では第1図の開放式試験槽を使用したため、実験中に生成する白色沈澱物が槽底に沈澱堆積せず流出するため、この沈澱物による魚の呼吸作用阻害が軽微であったことが考えられる。



## (9) 鉱油類

懸濁状の灯油，重油，モビール油および原油のハゼの摂餌に及ぼす影響を調べた結果は夫々第23図9)～12)に示す通りである。4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は灯油で約0.3 ppm，重油で約2 ppm，モビール油で約4 ppm，原油で約0.3 ppmと推定される。これらの値は酸素消費量に及ぼす影響濃度に比べてかなり低い。従って懸濁状鉱油類の毒性は，1日間であらわれる急性毒症状だけでなく，長期間の飼育によってあらわれる慢性毒症状からも検討する必要がある。

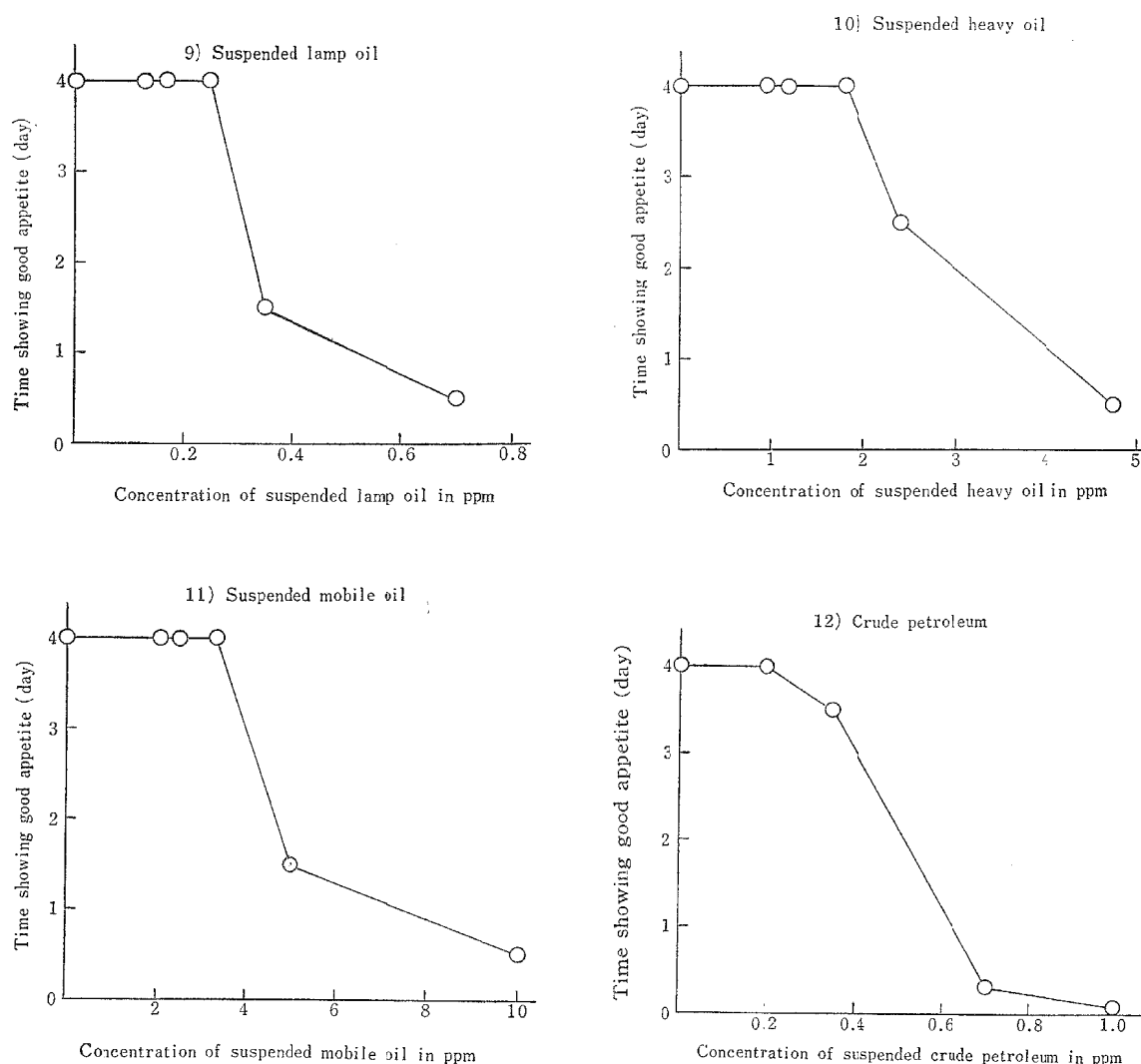


Fig. 23. Effects of pollutants on appetite of goby.

以上の実験結果が示すように，ある濃度以上の汚濁物質を含む水で魚を飼育すると，魚は食慾が次第に不振となり遂には全く摂餌なくなる。第20表は1日後および4日後に摂餌が不良となる濃度の推定値を一括表示したもので，魚が摂餌なくなる汚濁物質の濃度は飼育日数が長くなるにつれて低下し，一般に4日後の摂餌に及ぼす影響濃度は1日後の値の $\frac{1}{2}$ ～ $\frac{1}{3}$ となった。1日後の摂餌に及ぼす影響濃度に近い濃度の試水中のハゼは2～4日後に斃死するが多かったから，短期間で食慾が減退するのは急性毒によるためとみてよく，また4日後の摂餌に及ぼす影響濃度が1日後に比べて低下するのは慢性毒によるためとみなされる。

次に4日後の摂餌に及ぼす影響濃度と1日後の酸素消費量に及ぼす影響濃度とを比較すると、硫酸銅および懸濁状鉱油類では摂餌に及ぼす影響濃度の方が低く、これに反して硫酸第一鉄、硫酸亜鉛および石炭酸では酸素消費量に及ぼす影響濃度の方が低い。前者に属する汚濁物質では慢性毒としての影響を軽視できず、また後者に属する汚濁物質では魚の順応性が考えられるから、これらの汚濁物質を含む工場廃水の魚類に対する毒性は長期間にわたる飼育試験結果を基準として決定する必要がある。

Table 20. Effective concentration in reducing appetite of gcby after one-day and four-day exposure.

Pollutants	Effective concentration in reducing appetite (ppm)		Concn. after 1-day
	After 1-day exposure	After 4-day exposure	Concn. after 4-days
Sulphuric acid	85	45	0.53
Ferrous sulphate (as Fe <sup>++</sup> )	5.0	2.0	0.40
Copper sulphate (as Cu)	0.4	0.2	0.50
Zinc sulphate (as Zn)	30	12	0.40
Potassium cyanide	0.4	0.2	0.50
Sodium sulphide	5.0	3.5	0.70
Sodium hydroxide	450	175	0.39
Phenol	9.5	3.5	0.37
Lamp oil (as suspended oil)	0.5	0.3	0.60
Heavy oil ( // )	4.0	2.0	0.50
Mobile oil ( // )	7.5	4.0	0.53
Crude petroleum ( // )	0.6	0.3	0.50

止水式試験で求めた摂餌に及ぼす影響濃度は流水式試験値に比べて高く、硫酸第一鉄、硫酸銅および硫化ソーダの場合には5~6倍の値を示したが、これは致死濃度の場合に検討したように止水水中では上記物質の濃度が次第に低下するためである。したがって水中で著しい濃度変化を示す汚濁物質の毒性を長期間の飼育によって検定する場合には必ず流水式試験法で行なうべきである。

## 7. アサリの酸素消費量に及ぼす諸要因の影響

### (1) 水温の影響

一定温度の正常海水が流通している試験槽中にアサリを収容してから24時間後に、その酸素消費量と水温

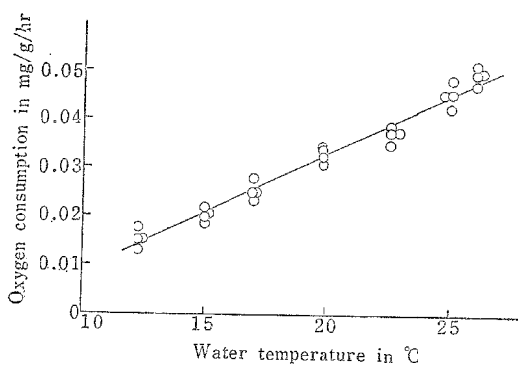


Fig. 24. Relationship between oxygen consumption of short-necked clam and water temperature.

との関係を調べた。結果は第24図に示す通りで、12~26°Cの範囲では両者間に直線関係が認められ、アサリ1g当りの酸素消費量を $x$  mg/hr、水温を $t$ °Cとすれば、 $x=0.026t-0.018$ が成立し、 $Q_{10}$ の値は約2.0である。しかし水温が30°Cにおいては酸素消費量がかえって少なくなり、約0.035 mg/g/hrであった。

実験中のアサリの行動を観察した結果では26°C以下の場合には10~20分後より砂中に潜入し始め、1時間後にはすべてのアサリが砂中に潜入し終り、砂上に水管を出して正常な呼吸作用を営み続け、この状態は24時間後にも変化が認められなかった。しかし30°Cにおいては最初は砂中に潜入し特に異常な点は認め

られなかったが、24時間後には大部分のアサリが砂上に出て殻を大きく開き、水管を長く伸して苦悶状態を呈し、48時間後には一部分が斃死した。この結果よりみて、環境水が長時間にわたって 30°C 以上の高温を維持する場合は、アサリに悪影響を与えらるゝと考えられるから、工場廃水の温度についても留意する必要がある。

### (2) 貝の大きさの影響

アサリを 1~2g, 4~6g および12~18g の3群に分け各群の酸素消費量を調べた結果は第21表に示す通りである。平均1.5gの小さい貝は大きな貝に比べて酸素消費量が多く、また平均5gの群と15gの群との間には顕著な差が認められず、1日後には同じ値を示す。しかし本実験で求めた酸素消費量は介殻を含めた貝重量1g当りの値であり、介殻を除いた肉重量1g当りの値ではないから、貝重量に対する介殻重量の比率によって左右されると思われるので、この比率が貝の大小によって異なるか否かについて検討した。上記各群の50個体ずつについて調べた結果では、貝重量に対する介殻重量の比率の平均値は1.5g群で0.526、5g群で0.535、15g群で0.536であり、貝の大きさによる差異は殆んど認められなかった。したがって1~2gの小さな貝の酸素消費量が多い理由は、上記の比率の差異によるのではなく、幼貝は成長過程にあるため成貝に比べて多量のエネルギーを必要とするためと考えられる。

なお市販の大きなアサリの中には介殻の極端に厚いものやカニの共生したものがあり、一定の酸素消費量を示さなかったから、この種の実験を行なうに当っては供試アサリについて充分吟味する必要がある。

Table 21. Relationship between oxygen consumption and size of short-necked clam.\*

Average weight (g)	Duration (hours)	Oxygen consumption (mg/g/hr)			
		1	4	24	26
1.56		0.053	0.050	0.042	0.043
1.65		0.053	0.051	0.038	0.040
4.85		0.032	0.037	0.030	0.026
4.93		0.036	0.038	0.028	0.031
15.02		0.029	0.032	0.029	0.025
14.81		0.029	0.030	0.029	0.031
Temp. (°C)		17.3	17.3	16.1	16.1

\* *Venerupis philippinarum*

### (3) 干出時間の影響

実験結果は第22表に示す通りで、1時間後の酸素消費量は干出時間が2時間以上になると多くなり、24時間干出区では6分間干出区の約2倍の値を示す。しかし時間が経過するにつれて酸素消費量は減少し、24時間後には24時間干出区も正常値に復する。

### (4) 淡水の影響

第1図の混和槽に薬液の代りに淡水を一定量ずつ流入させて、塩分濃度傾斜を持った試水群を作って酸素消費量に及ぼす淡水の影響を調べた。実験結果は第23表に示す通りで、Cl濃度が14.6g/l以下の試験区では淡水混合水が流入すると殻を閉じ始め、1時間後には大部分が閉殻した。この現象は10g/l以下の試験区では特に顕著であり、24時間後にもすべて殻を開いていなかった。24時間後に正常海水にもどすと、12g/l以下の試験区ではすべてのアサリが殻を大きく開き、その酸素消費量は急激に増加して本実験水温における正常値0.014±0.003 mg/g/hrの約2倍となった。

Cl 濃度が 12 g/l 以上の試験区の酸素消費量は正常値を示すが、12 g/l 区は開殻率が著しく低いので表示した酸素消費量は信頼性が欠ける。本実験結果から開殻しているアサリの酸素消費量に及ぼす淡水の影響

Table 22. Effect of time exposed to the air on oxygen consumption of short-necked clam.

Time exposed to the air (hour)	Duration (hour)	Oxygen consumption (mg/g/hr)			Water temperature (°C)
		1	3	24	
0.1		0.036	0.034	0.036	19.2 ± 0.5
0.2		0.034	0.036	0.035	
1		0.038	0.037	0.038	
24		0.052	0.040	0.036	
0.1		0.016	0.017	0.016	12.6 ± 0.5
2		0.020	0.017	0.016	
4		0.029	0.018	0.016	
24		0.032	0.023	0.018	

Table 23. Effects of fresh water on the rate of shell-fish with stretched syphon and on oxygen consumption of short-necked clam.

	Concn. of chloride (g/l as Cl)	In polluted water		In natural water after 24-hr. exposure
		After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	
Rate of shell-fish with stretched syphon (%)	18.90	87	87	93
	14.60	37	43	93
	11.97	13	17	100
	10.03	0	0	100
	9.01	0	0	100
	6.75	0	0	100
Oxygen consumption (mg/g/hr)	18.90	0.013	0.014	0.013
	14.60	0.015	0.015	0.018
	11.97	0.014	0.013	0.028
	10.03	0.000	0.000	0.030
	9.01	0.000	0.000	0.028
	6.75	0.000	0.000	0.033
Water temp. (°C)		12.0	12.2	12.1

限界混合率を明らかにできないが、開殻率からみると淡水の影響は、Cl として約 14.5 g/l、混合率として約 20% で現われると推定される。なお止水式試験で求めた開殻率に及ぼす淡水の影響限界濃度は流水式試験値とほぼ同じであった。

以上のように、アサリの酸素消費量は種々な要因の影響を受けるから、酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度を検定する場合は、同じ場所で同時に採取したほぼ同じ大きさ、かつ生貝重量に対する介殻重量の比がほぼ同じアサリを使用し、また供試水の温度および塩分濃度を実験前後に調べ、秤量および試験槽に収容し終るまでに要する干出時間を1時間以内とするなど種々な点に注意して実験を行なった。水中溶存酸素量の影響については検討を行っていないが、アサリはハゼに比べて単位重量当りの酸素消費量が少なく1/4程度であるから、流水状態下では供試全貝重量の過大に起因する溶存酸素の不足については、あまり考えなくてもよいと思われる。しかし有機性工場廃水の流入している水域では溶存酸素の欠乏が問題となるから、今後水中溶存酸素量と酸素消費量との関係についても検討を行ないたい。

### 8. アサリの酸素消費量および開殻率に及ぼす汚濁物質の影響濃度

#### (1) 硫酸

開殻率に及ぼす硫酸の影響を調べた結果は第24表に示す通りで、179 ppm(pH 2.95)区を除けば影響が認

Table 24. Effect of sulphuric acid on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of sulphuric acid (ppm)	pH	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)		
		In polluted water		In natural water after 24-hr. exposure
		After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	
179	2.95	7	7	93
108	4.83	80	100	100
75	5.88	80	100	100
57	6.20	87	67	73
48	6.48	87	60	67
0	8.15	87	67	76

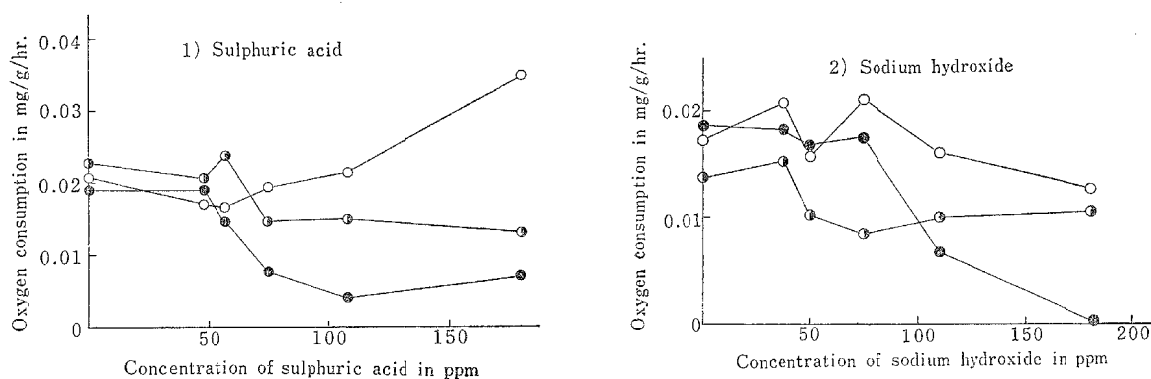


Fig. 25. Effects of pollutants on oxygen consumption of short-necked clam.

- : After 1-hr. exposure (In polluted water)
- : After 24-hr. exposure (In polluted water)
- : After 24-hr. exposure (In natural sea water)

められない。24時間後には108 ppm区および75 ppm区の開殻率は100%を示し対照区よりも高率であるが、これらの試験区のアサリは24時間後にはすべて砂上に出て、殻を大きく開き水管を長く伸していた。止水式試験で求めた影響濃度は約120 ppm(pH 3.2)であった。流水式試験結果から影響濃度を明らかにすることは出来なかったが、止水式試験値とほぼ等しいものと推察される。

酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第25図1)に示す通りで、1時間後の影響は顕著でないが、24時間後には75 ppm以上の試験区では酸素消費量が少なくなる。75 ppm区のアサリは上述したように異常であり、また酸素消費量も対照区に比べて少ないから硫酸によって悪影響を受けたものと考えてよい。本実験水温における酸素消費量の正常値を $0.020 \pm 0.005$  mg/g/hrとして、24時間後の酸素消費量に及ぼす影響濃度を推定すると約60 ppm, pHとして約6.1である。この値はハゼの場合よりも若干高い程度である。

実験後正常海水にもどすと、酸素消費量は増加し、108 ppm以下の濃度では正常値に復するから、この程度の硫酸が1日間で与えた影響はさほど大きくなかったものと考えられる。

### (2) 苛性ソーダ

開殻率に及ぼす影響を調べた結果は第25表に示す通りで、110 ppm (pH 10.0)以上の試験区では明らかに影響が認められる。止水式試験で求めた影響濃度は約90 ppm (pH 9.8)であった。

酸素消費量に及ぼす影響濃度を調べた結果は第25図2)に示す通りで、50 ppmおよび75 ppm区の酸素消費量は1時間後には若干低下するが、24時間後には正常値に復する。110 ppm以上の試験区では24時間後には酸素消費量がかなり低下する。本実験水温における酸素消費量の正常値を $0.016 \pm 0.005$  mg/g/hrとして、24時間後の影響濃度を推定すると約90 ppm, pH 9.8程度である。この値は開殻率に及ぼす影響濃度と一致するが、ハゼの酸素消費量に及ぼす影響濃度に比べてかなり高濃度である。

Table 25. Effect of sodium hydroxide on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of sodium hydroxide (ppm)	pH	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)		
		In polluted water		In natural water after 24-hr. exposure
		After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	
180	10.18	20	0	53
110	9.98	20	13	73
75	9.44	87	73	30
50	9.19	93	73	73
40	9.02	93	67	57
0	8.20	100	67	73

実験後正常海水にもどすと、酸素消費量は増加して正常値に復するが、110 ppmおよび180 ppm区では長時間閉殻していたにも拘らず正常値以上の値を示さなかった。これはハゼの場合に述べたように多量の白色沈澱物が砂上に堆積していたから、これが呼吸作用に障害を与えた結果と推察される。

### (3) 硫酸銅

開殻率に及ぼす影響を調べた結果は第26表に示す通りである。Cuとして0.2 ppm以上の試験区では硫酸銅溶液を添加してから30分以内にすべてが閉殻し、1時間後には0.054 ppm区においても明らかな影響が認められる。しかし時間の経過するにつれて閉殻していたアサリも次第に介殻を開き始め、24時間後の開殻率はかなり増加する。また止水式試験で求めた影響濃度は約0.06 ppmであった。両試験結果よりみて開殻率に及ぼす影響濃度はCuとして0.05 ppm程度と考えられる。

Table 26. Effect of copper sulphate on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of copper (ppm)	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)				Temp. (°C)
	In polluted sea water			In natural sea water after 48-hr. exposure	
	After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	After 48-hr. exposure		
0.52	0	20	—	90	24.7 ± 0.3
0.33	0	20	—	100	
0.21	0	40	—	100	
0.17	20	60	—	100	
0.09	30	60	—	90	
0.00	90	100	—	90	
0.074	30	60	80	90	22.6 ± 0.2
0.054	40	60	90	80	
0.032	70	70	70	80	
0.025	70	80	80	90	
0.015	90	90	90	90	
0.00	80	80	70	80	

酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第26図(3)に示す通りで、0.09~0.54 ppm の範囲で行なった実験では全試験区に明らかな影響が認められる。0.074 ppm 以下の濃度で行なった実験では、汚水中での酸素消費量は1時間後に0.025 ppm 以上の試験区で少なくなるが、その後は次第に増加し48時間後には0.032 ppm 区まではほぼ正常値(0.037±0.005 mg/g/hr)に復する。実験結果よりみて、48時間後の酸素消費量に及ぼす影響濃度は約0.05 ppm と推定される。この値は開殻率に及ぼす影響濃度と一致するが、ハゼの酸素消費量に及ぼす影響濃度と比べると低い。

実験後正常海水にもどすと、0.17 ppm 以下の試験区では酸素消費量が増加し、正常値またはそれ以上の値を示すが、0.21 ppm 以上の試験区では開殻率が急激に増加したにもかかわらず酸素消費量は正常値まで回復しない。この結果よりみて、Cu として0.21 ppm 以上の硫酸銅を含む海水に24時間曝されたアサリはかなりの悪影響を受けたものと考えられる。

開殻率および酸素消費量の経日変化よりみると、アサリは最初は微量の硫酸銅に対して敏感であるが、時間が経過するにつれて鈍感となり、ある程度の硫酸銅を含む汚濁海水中においても開殻して生存できるものと推察される。

#### (4) 硫酸亜鉛

開殻率に及ぼす影響濃度を調べた結果は第27表に示す通りである。Zn として8 ppm 以上の試験区では硫酸亜鉛溶液を添加後10~20分で介殻を閉じ始め、1時間後には大部分が閉殻する。1時間後の開殻率に及ぼす影響濃度は約5 ppm と推定され、止水式試験値もほぼ同じであった。しかし開殻率は時間の経過するにつれて増加し、48時間後には20 ppm 区の開殻率も対照区と同じ値となる。開殻率の経日変化は硫酸銅の場合と同じ傾向を示すが、実験濃度範囲においては硫酸亜鉛に対するアサリの初期嫌忌反応は硫酸銅の場合と比べて鈍いように思われた。

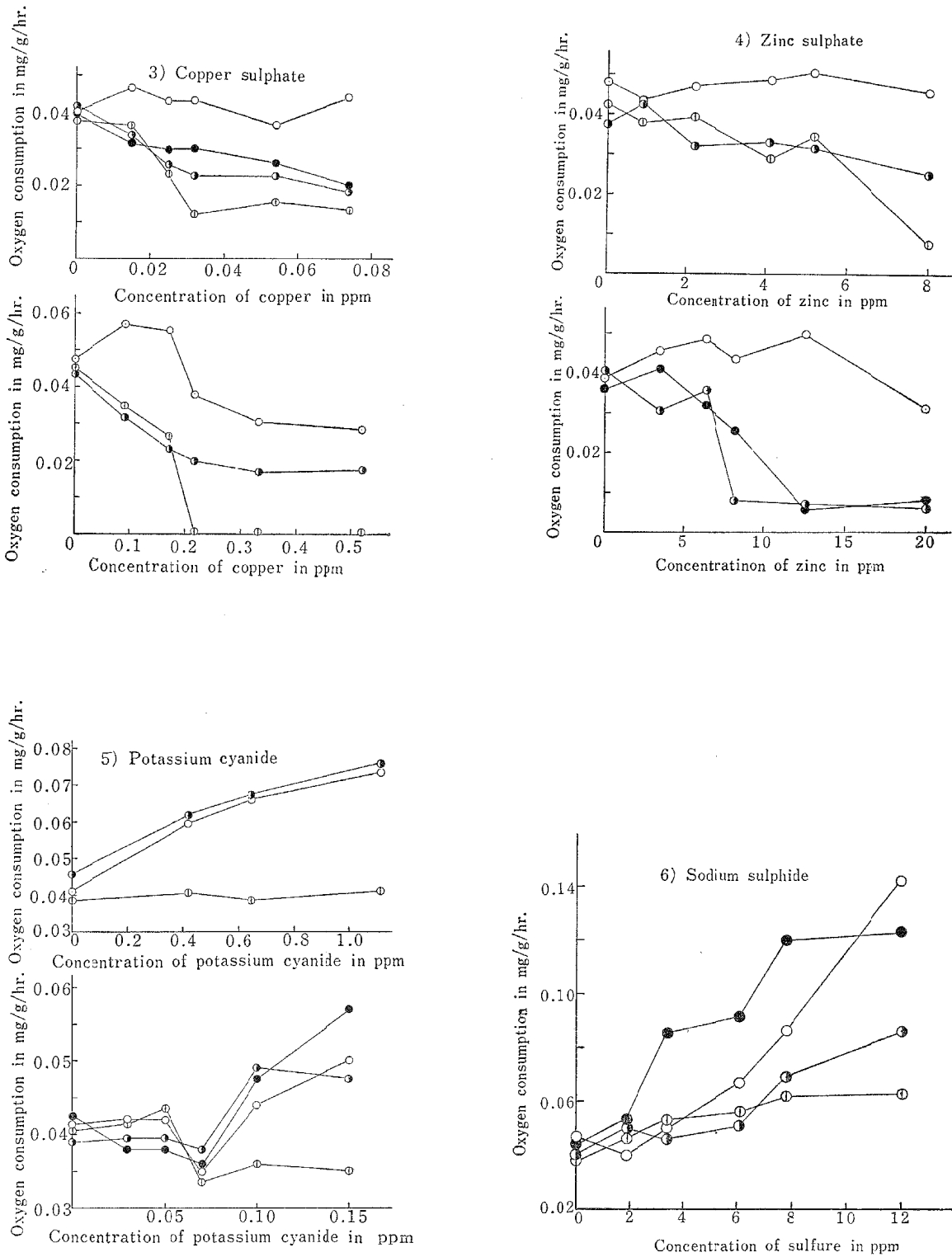


Fig. 26. Effects of pollutants on oxygen consumption of short-necked dam.

- : After 1-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 24-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 48-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 48-hr. exposure (In natural sea water)



酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第26図4) に示す通りである。0.9~8.0 ppm の範囲で行なった実験では 8 ppm 区の酸素消費量だけが少なく、また 3.5~20 ppm の範囲で行なった実験では 6.4 ppm 以下の試験区の酸素消費量には異常が認められない。本実験水温における酸素消費量の正常値を  $0.037 \pm 0.005$  mg/g/hr として 48 時間後の影響濃度を推定すると約 7 ppm である。

実験後正常海水にもどすと、全試験区の酸素消費量は増加し、正常値または正常値よりも若干高い値を示すようになる。この結果より、実験濃度範囲の硫酸亜鉛が 2 日間で与えた影響はあまり大きくないと考えられる。

Table 27. Effect of zinc sulphate on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of zinc (ppm)	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)				Temp. (°C)
	In polluted sea water			In natural sea water after 48-hr. exposure	
	After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	After 48-hr. exposure		
20.0	0	40	70	80	21.0 ± 0.7
12.6	10	0	60	70	
6.2	20	0	70	80	
6.4	30	50	70	90	
3.5	40	60	80	90	
0.0	70	80	70	80	
8.0	20	70	—	100	24.2 ± 0.2
5.2	40	70	—	100	
4.1	80	70	—	100	
2.2	100	70	—	100	
0.9	100	70	—	100	
0.0	100	90	—	100	

### (5) 青酸カリ

開殻率に及ぼす影響を調べた結果は第28表に示す通りで、実験濃度範囲では顕著な影響は認められない。また止水式試験においても影響は不明瞭であり、30 ppm の最高濃度区の開殻率も 90 % を示した。以上のようアサリは青酸カリに対して鈍感であるから、ハゼの場合と同様に青酸カリの嫌忌閉殻濃度はかなり高く、その毒性を評価する基準としては適切でない。

酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第26図5) に示す通りで、1 時間後には殆んど影響が認められないが、24 時間後には 0.1 ppm 以上の試験区の酸素消費量が多くなる。本実験水温における酸素消費量の正常値を  $0.040 \pm 0.005$  mg/g/hr として 48 時間後の影響濃度を推定すると約 0.1 ppm である。実験後正常海水にもどしても、0.42 ppm 以上の試験区では酸素消費量の低下が僅少であり、0.15 ppm 区の酸素消費量も正常値に復さない。また正常海水にもどしてから 24 時間後に酸素消費量を調べたが、殆んど変化が認められず 0.15 ppm 以上の試験区では高い値を維持していた。この結果よりみて、0.15 ppm 以上の青酸カリを含む汚濁海水中に 2 日間曝されたアサリは回復困難なほどの悪影響を蒙ったものと考えられる。

Table 28. Effect of potassium cyanide on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of KCN (ppm)	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)				Temp. (°C)
	In polluted sea water			In natural sea water after 48-hr. exposure	
	After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	After 48-hr. exposure		
1.11	60	70	—	70	22.5
0.68	70	80	—	80	±
0.42	60	100	—	90	0.3
0.00	90	80	—	80	
0.15	60	100	100	100	
0.10	60	90	100	100	22.4
0.07	70	100	90	80	±
0.05	80	80	90	80	0.4
0.03	90	90	100	100	
0.00	80	100	90	80	

## (6) 硫化ソーダ

開殻率に及ぼす影響を調べた結果は第29表に示す通りで、実験濃度範囲では顕著な影響が認められない。しかし48時間後には3.4 ppm以上の試験区のアサリは殻を大きく開き、水管を長く伸していた。止水式試験で求めた影響濃度はSとして約30 ppmであった。

酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第26図(6)に示す通りで、汚水中の酸素消費量は、24時間後までは6.1 ppm以下の試験区においては影響が認められないが、48時間後には急激に増加し、3.4 ppm以上の試験区では対照区に比べて著しく高い値を示す。本実験水温における酸素消費量の正常値を $0.041 \pm 0.015$  mg / g/hrとして48時間後の影響濃度を推定すると約2.5 ppmである。実験後正常海水にもどすと、酸素消費量は一般に低下し、3.5 ppm以下の試験区では正常値に復する。6.1 ppm以上の試験区の酸素消費量は1時間後には高い値を示していたが、その後引続いて正常海水中にたもつと24時間後には全試験区が正常値に復した。

Table 29. Effect of sodium sulphide on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of Na <sub>2</sub> S (ppm as S)	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)			
	In polluted sea water			In natural sea water after 48-hr. exposure
	After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	After 48-hr. exposure	
12.0	50	50	90	100
7.8	60	50	90	100
6.1	60	50	90	90
3.4	60	50	80	80
1.8	80	80	70	80
0.0	80	80	80	80

Water temperature :  $22.5 \pm 0.1$  °C

## (7) 石炭酸

開設率に及ぼす影響を調べた結果は第30表に示す通りで、1時間後には全く影響が認められないが、24時間後には10 ppm区の開設率が対照区の50%以下に低下する。止水式試験で求めた影響濃度は約20 ppmであった。

Table 30. Effect of phenol on the rate of shell-fish with stretched syphon.

Concn. of phenol (ppm)	Rate of shell-fish with stretched syphon (%)			
	In polluted sea water			In natural sea water after 48-hr. exposure
	After 1-hr. exposure	After 24-hr. exposure	After 48-hr. exposure	
10.0	100	50	50	90
5.0	100	70	80	80
3.6	100	80	90	90
1.8	100	90	80	80
0.0	100	80	80	80
2.3	100	100	80	80
1.8	100	90	80	80
0.0	100	80	80	80

Water temperature :  $12.2 \pm 0.1^\circ\text{C}$

酸素消費量に及ぼす影響を調べた結果は第27図(7)に示す通りで、汚水中における酸素消費量は、1時間後には全試験区共多く対照区の2倍内外の値を示すが、24時間後および48時間後には低濃度区においてはかなり減少する。

本実験水温における酸素消費量の正常値を  $0.015 \pm 0.005 \text{ mg/g/hr}$  として48時間後の影響濃度を推定すると約3 ppmである。実験後正常海水にもどしても酸素消費量は著しい変化を示さない。またその後引続いて24時間正常海水にたっても6 ppm以上の試験区では酸素消費量の低下が殆んど認められず高い値を維持していた。悪影響を受けたアサリの酸素消費量が容易に正常値に復さない点は、他の供試汚濁物質にはみられない特異点である。

以上のように、アサリは流動する正常海中においては大部分が介殻を開き、その酸素消費量はほぼ

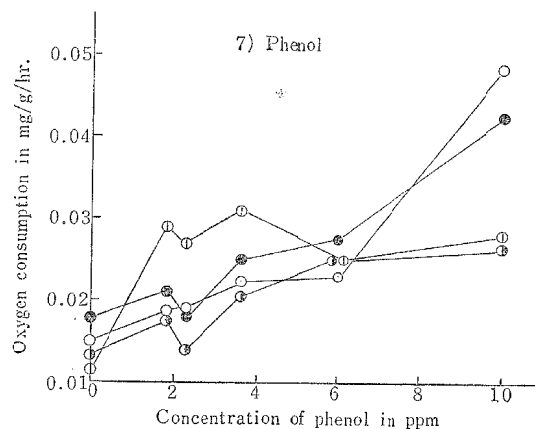


Fig. 27. Effects on oxygen consumption of shuck-necked clam.

- : After 1-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 24-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 48-hr. exposure (In polluted sea water)
- : After 48-hr. exposure (In natural sea water)

一定値を維持するが、ある濃度以上の汚濁物質が添加されると、介殻を閉じ、或は酸素消費量が異常となる。汚濁物質に対する閉殻反応の感度は汚濁物質の種類によって著しい差異があり、反応が鈍い汚濁物質では閉殻率に及ぼす影響濃度を決定しにくい場合もある。また敏感に反応して短時間で閉殻する汚濁物質の場合でも、長時間にわたって汚濁海水にさらすと、アサリは一度閉じた介殻を再び開き始める現象が認められたから、このような汚濁物質の閉殻率に及ぼす影響濃度は、汚濁物質溶液を添加してから1～2時間後に調べるべきである。止水式試験で求めた閉殻率に及ぼす影響濃度は流水式試験値とほぼ一致する場合は多かったから、この影響濃度は止水式試験で検定しても差支えないように思われる。

酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響は、閉殻率の低い場合は明らかでないから、その影響限界濃度はアサリの大部分が開殻するまで待って、24時間または48時間後に調べる必要がある。また悪影響を受けたアサリの酸素消費量は、ハゼの場合とは異なり必ずしも正常値より小さくなるとは限らず、正常値よりも大きくなる場合もあったから、酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度は、試験区の酸素消費量を正常値と比較検討して推定すべきである。

Table 31. Effective concentrations of pollutants in closing the shell and in fluctuating oxygen consumption of short-necked clam.

Pollutants	Effective concentration (ppm)		Ratio of A to B
	B	A	
Sulphuric acid	120	60	0.50
Sodium hydroxide	90	90	1.00
Copper sulphate (as Cu)	0.05	0.05	1.00
Zinc sulphate (as Zn)	5	7	1.40
Potassium cyanide	> 30	0.1	< 0.003
Sodium sulphide (as S)	30	2.5	0.08
Phenol	20	2	0.10

A : Effective concentration in fluctuating the oxygen consumption.

B : Effective concentration in closing the shell

第31表は本実験で求めた閉殻率および酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響限界濃度と両者の比を示したもので、苛性ソーダ、硫酸銅および硫酸亜鉛では両影響濃度がほぼ一致しているが青酸カリ、硫化ソーダおよび石炭酸では、酸素消費量に及ぼす影響濃度が閉殻率に及ぼす影響濃度に比べて著しく低い。前者に属する汚濁物質を含む工場廃水の毒性は、閉殻率に及ぼす影響濃度を基準にして評価できると思われるが、後者に属する汚濁物質を含む工場廃水の毒性は、閉殻率以外の適当な検定法によって求めた影響限界濃度を基準として判定しなければならない。本実験で求めた酸素消費量に及ぼす影響限界濃度は、硫酸銅の場合を除けばハゼの酸素消費量に及ぼす影響濃度と大差のない値を示すから、一般に浅海産魚介類に対する工場廃水の毒性を評価する基準として使用できると考えられる。

## 9. 工場廃水の魚介類に対する毒性に関する総合考察

本研究で行なった種々な生物試験の結果についてはそのつど検討をしてきたが、最後に種々な検定法で求めた汚濁物質の影響濃度を比較検討し、工場廃水の魚介類に対する毒性に関して総合的な考察を行なってみたい。

第32表は流水式試験によって求めたハゼに対する4種類の影響濃度の相互比および最低値を一括して表示したものである。影響濃度の最低値は汚濁物質の種類によってかなりの差があるが、5 ppm以下のもの

が多く、特に硫酸銅、青酸カリ、懸濁状の灯油および原油では0.3 ppm以下の微量であるから、このような汚濁物質を含む工場廃水の毒性は強い。

また4種類の影響濃度の相互比も汚濁物質によって著しい差異がある。この相互比を検討すると、最低影響濃度はすべて酸素消費量または摂餌に及ぼす影響濃度に属し、また相互比にしたがって供試汚濁物質を若

Table 32. Relative sensitivity of various assay method and minimum effective concentration of pollutants tested.

Pollutants	Minimum effective concentration (ppm)	L : Ab : O : Ap
Sulphuric acid	40	100 : 42 : 47 : 47
Ferrous sulphate (as Fe <sup>++</sup> )	1.5	100 : 12 : 6 : 8
Copper sulphate (as Cu)	0.2	100 : 23 : 11 : 3
Zinc sulphate (as Zn)	8.0	100 : 30 : 13 : 20
Potassium cyanide	0.2	100 : 778 : 93 : 74
Sodium sulphide	3.3	100 : 54 : 47 : 50
Sodium hydroxide	15	100 : 58 : <3 : <35
Phencl	2.0	100 : 250 : 20 : 35
Fermentation waste (as COD)	15	100 : 58 : 5 : —
Lamp oil (as suspended oil)	0.3	100 : 12 : 18 : 3
Heavy oil ( // )	2.0	100 : 10 : 7 : 6
Mobile oil ( // )	4.0	100 : 56 : — : 5
Crude petroleum ( // )	0.3	100 : 3 : — : 1

L : Lethal concentration, Ab : Abhorrent concentration  
 O : Effective concentration in fluctuating the oxygen consumption  
 Ap : Effective concentration in reducing the appetite

干の群に分類することができる。即ち、第1群は硫酸第一鉄、硫酸銅および鉱油類のように致死濃度に対する最低影響濃度の比が0.06以下の汚濁物質、第2群は硫酸および硫化ソーダのように嫌忌濃度、酸素消費量および摂餌に及ぼす影響濃度の3者がほぼ等しく、この値と致死濃度との比が1:2程度である汚濁物質、第3群は硫酸亜鉛のように致死濃度に対する最低影響濃度の比が第1群と第2群の中間値を示す汚濁物質、第4群は青酸カリおよび石炭酸のように嫌忌濃度が致死濃度よりも高い汚濁物質である。

致死濃度は工場廃水の毒性を評価する基準として採用される場合が多いが、上述したように致死濃度は最低影響濃度よりも著しく高いから、致死濃度だけから工場廃水の有害度を判定することは妥当でない。また致死濃度にある一定の係数(例えば0.1)を乗じて生物学的安全濃度を推定する方法が提出されているが、致死濃度に対する最低影響濃度の比は汚濁物質の種類によって著しく異なるから、この係数は一定の値としないで予め長期間にわたる生物試験を行なって、それぞれの汚濁物質について適正な値を決定しておくべきであろう。

嫌忌濃度は一般に致死濃度よりもかなり低く、上記の第2群および第3群に属する汚濁物質の場合は、その毒性評価基準として有効であるが、最低影響濃度と比べて著しい差がある汚濁物質も多く、特に上記の第4群に属する汚濁物質の嫌忌濃度は致死濃度よりも高いから、この値を工場廃水の毒性評価基準に用いることも適切ではない。

酸素消費量に及ぼす影響濃度は致死濃度および嫌忌濃度に比べて遙かに低い場合が多く、また魚の呼吸生理に及ぼす影響濃度とみてよいから、工場廃水の毒性を評価する基準として適当であると考えられる。

摂餌に及ぼす影響濃度は4日間にわたる飼育試験で得られた値であり、急性毒だけでなく慢性毒による影響濃度ともみられるから、本研究で求めた4種類の影響濃度の中では最も妥当な毒性評価基準であると考えてよく、この値は生物学的安全濃度に近似したものであると推察される。

魚介類に対する汚濁物質の毒性は、対象とする魚介類の種類および大小、環境水の性質、水温などによって左右されると思われるから、本研究結果をすべての場合に適用することはできないけれども、致死濃度および嫌忌濃度試験結果ではハゼ、ヤガタイサキおよびボラに対する汚濁物質の影響濃度の間に顕著な差が認められず、またハゼとアサリの酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響濃度もほぼ等しい場合が多かった点よりみて、本研究で求めた種々な影響限界濃度は一般の浅海産魚介類に対しては適用できるものと考えられる。

最近公共用水域の水質基準および工場廃水の処理標準を決定する目的で、種々な生物学的検定法が研究され、また種々な水棲生物に対する生態および生理的影響限界濃度が報告されているが、これらの検定法は止水方式が多く、長時間にわたる流水式生物試験法に関しては殆んど研究が進展していないようである。既述したように、止水式試験で求めた汚濁物質の影響限界濃度は一般に流水式試験値よりも高く、特に水中で著しい濃度変化を起す汚濁物質の場合は両試験値の差が大きいから、既往の止水方式で求めた業績値によって工場廃水の毒性を判定するのは妥当ではない。また工場廃水の組成は複雑であり、2種類以上の汚濁物質を主成分として含む場合が多く、汚濁物質相互間の協力作用や拮抗作用によってその毒性が増減するであろうから、単一汚濁物質の毒性評価値から廃水の総合的毒性を推定できない場合も多い。

以上のように、工場廃水の魚介類に対する毒性に関しては今後検討を要する点が数多く残されている。本研究結果がこの分野の研究発展上に少しでも役立てば幸であり、今後はさらに種々な汚濁物質や水棲生物を用いて種々な観点より研究を行なっていきたいと念じている。

## Ⅳ 摘 要

1. 水中汚濁物質の魚介類に対する毒性を試験するための流水式実験装置を創案吟味し、この装置を使用して若干の工場廃水および種々な廃水中の有害物質の魚類に対する致死限界濃度、嫌忌限界濃度、酸素消費量および摂餌に及ぼす影響限界濃度、ならびにアサリの酸素消費量および介殻の開閉運動に及ぼす影響限界濃度を調べた。また止水式生物試験を同時に行なって両試験結果を比較検討した。

2. 新考案の流水式実験装置（第1図）の性能について検討し、下記のような結果を得た。

- (1) 本装置は特殊な工夫を施した濃度傾斜槽の働きにより、1個の薬液溜槽から汚濁物質溶液を一定量ずつ滴下するだけで適当な濃度傾斜を有する試水群が得られる。
- (2) 濃度傾斜槽から流出する試水群の汚濁物質濃度の変異は1～12%の範囲で、濃度の高い試水ほど変異は小さくなる。
- (3) 試験槽水の汚濁物質濃度は長時間にわたってほぼ一定値を保つ。
- (4) 試水の汚濁物質濃度の概略値  $C_n$  ppm は、混和槽から濃度傾斜槽に流入する汚濁水量を  $V$  ml/分その汚濁物質濃度を  $C_1$  ppm、濃度傾斜槽における希釈用水の流入量および試水の流出量を夫々  $A$  ml/分および  $B$  ml/分ずつとすれば、次式で算出できる。

$$C_n = \frac{C_{n-1}\{V - (n-1)B + (n-2)A\}}{V - (n-1)B + (n-1)A}$$

ただし、 $n$  は試験区の番号で2～5とする。

- (5) 試水群の濃度傾斜 ( $C_1/C_n$ ) は、上式の  $V$ 、 $A$  および  $B$  を増減させることによって容易に調節できる。

3. 流水式および止水式試験法で魚類に対する汚濁物質の致死濃度（24 hr-TLm）を検定し、また止水式試験中における試水の水質変化を検討し、下記のような結果を得た。

- (1) 流水式試験で求めたハゼに対する致死濃度は、硫酸で95 ppm（pHとして5.1）、硫酸第一鉄で  $Fe^{2+}$  として25 ppm、硫酸銅で  $Cu$  として6.5 ppm、硫酸亜鉛で  $Zn$  として60 ppm、硫酸クロムで  $Cr$  として37 ppm、青酸カリで0.27 ppm、硫化ソーダで7 ppm、石炭酸で10 ppm、オルソクレゾールで10 ppm、苛性ソーダで500 ppm以上、懸濁状の灯油で12 ppm、懸濁状の重油で35 ppm、懸濁状のモビール油で85 ppm、懸濁状の原油で25 ppm、鉄板酸洗廃水で  $Fe^{2+}$  として20 ppm、石炭ガス洗滌廃水で石炭酸として7 ppm、アセトンブタノール醗酵蒸留廃水でCODとして600 ppm以上である。
- (2) 浅海産のヤガタイサキおよびボラの稚魚、スジエビモドキに対する供試汚濁物質の致死濃度は、ハゼに対する致死濃度と比べて一般に顕著な差がない。
- (3) 供試淡水産魚に対する硫酸および重金属硫酸塩の致死濃度は、供試海産魚に対する致死濃度よりも低い。
- (4) 止水式試験で求めた致死濃度は、流水式試験値と比べて一般に高く、特に硫酸第一鉄、硫酸銅、硫化ソーダおよび懸濁状鉱油類ではこの傾向が著しい。
- (5) 流水式試験と止水式試験で求めた致死濃度の間に顕著な差異がある汚濁物質は、止水中で濃度の著しい経時変化を示す物質である。
- (6) 致死濃度は希釈水のpHが酸性になるにつれて低くなる。
- (7) 醗酵工場廃水の毒性は水中溶存酸素を消費欠乏させることによる二次的毒性であり、このような汚濁物質の致死濃度を流水式試験で検定することは困難である。

4. 魚類に対する汚濁物質の嫌忌濃度を第2図の装置を用いて試験し、下記のような結果を得た。
- (1) ハゼ、ヤガタイサキおよびボラの稚魚の供試汚濁物質に対する嫌忌反応には顕著な差異が認められない。
  - (2) 供試魚類に対する嫌忌濃度は、硫酸で40 ppm (pHとして6.6), 硫酸第一鉄で $\text{Fe}^{++}$ として3 ppm、硫酸銅でCuとして1.5 ppm, 硫酸亜鉛でZnとして18 ppm, 青酸カリで2.1 ppm, 硫化ソーダで3.8 ppm, 石炭酸で25 ppm, 石炭ガス洗滌廃水で石炭酸として23 ppm, 懸濁状灯油で1.4 ppm, 懸濁状重油で3.5 ppm, 懸濁状原油で0.7 ppm, 醗酵工場廃水でCODとして175 ppmである。
  - (3) 嫌忌濃度は一般に致死濃度よりも低く、後者に対する前者の比が0.5以下の汚濁物質が多い。特に硫酸第一鉄および懸濁状鉱油類ではこの比が小さい。
  - (4) 石炭酸および青酸カリの嫌忌濃度は致死濃度に比べて遙かに高い。
  - (5) 汚濁物質に対する供試海産魚の嫌忌反応は淡水魚に比べて鈍い。
5. ハゼの酸素消費量に及ぼす水温、水中溶存酸素量、流水量および魚体の大きさの影響を調べ、下記のような結果を得た。
- (1) 水温が10~26°Cの範囲においては、酸素消費量と水温との間に直線関係が認められ、 $Q_{10}$ の値は約2.2である。水温が27°C以上になると酸素消費量は激増し、また安定値を示さない。
  - (2) 魚の酸素消費量と試験槽に流入する水の溶存酸素量との関係を第4図の装置で試験した結果では、酸素消費量は流入水の溶存酸素量が6 ppm以上の時はほぼ一定値を保つが、2.5~5.5 ppmの範囲に減少すると多くなり、かつ安定値を示さない。また溶存酸素量が2 ppm以下になると酸素消費量は極端に少なくなる。
  - (3) 魚体の大きさが0.4~4.5 gの範囲では、酸素消費量に及ぼす魚体の大きさの影響は認められない。
  - (4) 流水量が1~22 l/hrの範囲では、酸素消費量に及ぼす流水量の影響は認められない。
  - (5) 供試流水式装置で魚の酸素消費量を求める場合の許容最大全魚体重  $Wg$  は次式によって算出できる。
 
$$W = V(b-6) / a$$
 ただし、 $V$ は流水量 (l/hr),  $a$ は実験水温時における魚の酸素消費量の正常値 (mg/g/hr),  $b$ は試験槽に流入する水の溶存酸素量 (ppm) である。
  - (6) ハゼに対する水中溶存酸素量の致死濃度および嫌忌濃度の推定値は夫々約2 ppmおよび約5.5 ppmである。
6. ハゼの酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響最低濃度を調べ、下記のような結果を得た。
- (1) ある濃度以上の汚濁物質を含む海水中で飼育したハゼの酸素消費量は、一般に正常値に比べて少なくなる。
  - (2) ハゼの酸素消費量の減少と衰弱状態の間には密接な関係が認められる。
  - (3) ハゼの24時間後の酸素消費量に及ぼす汚濁物質の影響最低濃度は、硫酸で45 ppm (pHとして6.5), 硫酸第一鉄で $\text{Fe}^{++}$ として1.5 ppm, 硫酸銅でCuとして0.7 ppm, 硫酸亜鉛でZnとして8 ppm, 青酸カリで0.25 ppm, 硫化ソーダで3.3 ppm, 苛性ソーダで15 ppm (pHとして8.6), 石炭酸で2 ppm, 醗酵工場廃水でCODとして15 ppm, 懸濁状灯油で2.2 ppm, 懸濁状重油で2.5 ppmである。
  - (4) 酸素消費量に及ぼす影響濃度は一般に致死濃度に比べて遙かに低く、後者に対する前者の比が0.1~0.3の範囲を示す汚濁物質が多い。
  - (5) 実験後正常海水にもどすと、2時間後の酸素消費量は、硫酸、硫酸第一鉄、硫化ソーダ、醗酵工場廃水および灯油の場合にはかなり増加し、ある濃度までは正常値に復するが、その他の供試汚濁物質の場合は殆んど回復が認められない。



7. ハゼの摂餌に及ぼす汚濁物質の影響最低濃度を調べ、下記のような結果を得た。
  - (1) ある濃度以上の汚濁物質を含む海水中で飼育すると、魚の食慾は次第に不振となり遂に全く摂餌しなくなる。この摂餌しなくなるまでの日数は汚濁物質の濃度が高い試水中の魚ほど短い。
  - (2) 4日後の摂餌に及ぼす影響最低濃度は、硫酸で45 ppm (pHとして6.5), 硫酸第一鉄で $Fe^{2+}$ として2 ppm, 硫酸銅でCuとして0.2 ppm, 硫酸亜鉛でZnとして12 ppm, 青酸カリで0.2 ppm, 硫化ソーダで3.5 ppm, 苛性ソーダで175 ppm (pHとして10.2), 石炭酸で3.5 ppm, 懸濁状灯油で0.3 ppm, 懸濁状重油で2 ppm, 懸濁状モビール油で4 ppm, 懸濁状原油で0.3 ppmである。
  - (3) 4日後の影響濃度は1日後の影響濃度の $\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{3}$ に低下する。
  - (4) 硫酸第一鉄, 硫酸銅および硫化ソーダでは、止水式試験で求めた影響最低濃度は流水式試験値に比べて著しく高く、5~6倍の値を示す。
  - (5) 4日後の摂餌に及ぼす影響最低濃度は、一般に致死濃度および嫌忌濃度に比べて著しく低い。
8. アサリの酸素消費量に及ぼす水温、干出時間、淡水および貝の大きさの影響を調べ、下記のような結果を得た。
  - (1) 水温が12~26°Cの範囲においては、水温と酸素消費量との間に直線関係が認められ、 $Q_{10}$ の値は約2.6である。しかし30°Cではかえって酸素消費量が少なくなる。
  - (2) 干出時間が2時間以上になると、1時間後の酸素消費量は干出時間が長くなるにつれて増加するが、次第に減少し24時間後には正常値に復する。
  - (3) 淡水混合率が20%以上(Cl 14.5 g/l以下)になるとアサリは閉殻し、その全酸素消費量は著しく減少する。24時間後に正常海水にもどすと介殻を大きく開き、酸素消費量は急激に増加し正常値の約2倍となる。
  - (4) 4~18gの大きさのアサリでは酸素消費量に及ぼす貝体の大きさの影響は認められない。
9. アサリの酸素消費量および開殻率に及ぼす汚濁物質の影響最低濃度を調べ、下記のような結果を得た。
  - (1) 1~2時間後に50%が開殻する濃度は、硫酸で120 ppm (pHとして3.2), 苛性ソーダで90 ppm (pHとして9.8), 硫酸銅でCuとして0.05 ppm, 硫酸亜鉛でZnとして5 ppm, 青酸カリで30 ppm以上, 硫化ソーダでSとして30 ppm, 石炭酸で20 ppmである。
  - (2) 止水式試験で求めた開殻率に及ぼす影響濃度は上記の流水式試験値とほぼ一致する。
  - (3) 酸素消費量に及ぼす影響最低濃度は、硫酸で60 ppm (pHとして6.1), 苛性ソーダで90 ppm (pHとして9.8), 硫酸銅でCuとして0.05 ppm, 硫酸亜鉛でZnとして7 ppm, 青酸カリで0.1 ppm, 硫化ソーダでSとして2.5 ppm, 石炭酸で2 ppmである。
  - (4) 悪影響を蒙ったアサリの酸素消費量は、硫酸, 苛性ソーダ, 硫酸銅および硫酸亜鉛の場合は減少し、青酸カリ, 硫化ソーダおよび石炭酸の場合は増加する。
  - (5) 汚濁海水中で閉殻していたアサリも、時間が経過するにつれて再び介殻を開き始める場合が多い。
  - (6) 開殻率に及ぼす影響濃度は、苛性ソーダ, 硫酸銅および硫酸亜鉛の場合は毒性評価基準として有効であるが、青酸カリ, 硫化ソーダおよび石炭酸の場合は妥当でない。
10. 本研究で求めた種々な影響濃度を比較検討した結果、魚介類の酸素消費量に及ぼす影響濃度および魚類の摂餌に及ぼす影響濃度は、工場廃水の毒性評価基準として妥当なものであることを認めた。
11. 工場廃水の魚介類に対する毒性は、一般に長期間にわたる流水式生物試験によって検定する必要があることを認めた。

## 文 献

- BELDING, D. L., 1927 : *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **57**, 100.
- BRUNSMANN, J. J., *et al.*, 1962 : *J. Water Poll. Cont. Fed.*, **34**, 44.
- DOUDOROFF, P. and M. KATZ, 1950 : *Sewage and Ind. Wastes*, **22**, 1432  
 ————, *et al.*, 1951 : ————, **23**, 1380.  
 ———— and M. KATZ, 1953 : ————, **25**, 802.
- 江草 周三・山本 正, 1961 : 日水誌, **27**, 22.  
 ————, 1961 : ————, **27**, 650.
- FISCHER, H., 1934 : *Angew. Chem.*, **47**, 685.  
 ————, 1937 : ————, **50**, 919.
- 藤谷 超・千国 史郎・山田義之, 1958 : 内海区水研報告, **11**, 25.  
 ————・———, 1958 : ————, **11**, 41.  
 ————, 1960 : 日水誌, **26**, 462.  
 ————, 1962 : 内海区水研報告, **17**, 1.
- GAARDER, T., 1918 : *Biochem. Zeitschr.*, **89**, 94.
- GERSDORFF, W. A., 1937 : *J. Agr. Reserach*, **53**, 841.  
 ————, 1937 : ————, **54**, 469.
- GIBBS, H. D., 1927 : *J. Biol. Chem.*, **72**, 649.
- GOODNIGHT, C. J., 1942 : *Ind. Eng. Chem.*, **34**, 868.
- HALL, T. G., 1928 : *Amer. J. Physiol.*, **88**, 212.  
 ————, 1931 : *Biol. Bull.*, **61**, 457.
- 畑 久三, 1936 : 鮭鱒彙報, **8**, 30.
- 五十嵐彦仁, 1956 : 北海道に於ける鉱工業排水と水産被害, 楡書房, 札幌.
- 石尾真弥, 1960 : 日水誌, **26**, 349.  
 ————, 1960 : ————, **26**, 894.
- 梶山英二, 1933 : ————, **2**, 8.
- KEYS, A. B., 1930 : *Biol. Bull.*, **59**, 187.
- 町田喜弘, 1955 : 水産増殖, **3**, 1.  
 ————・木村関男, 1957 : 淡水区水研業績, **41**.
- 前川兼佑, 1961 : 山口県内海水試業績, **4**.
- 松江吉行・多賀 信夫, 1959 : 化学技術, **62**, 153.
- MILTON, B. T., 1933 : *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **63**, 69.
- 新田忠雄・他, 1953 : 内海区水研報告, **3**, 1.  
 ————・———, 1954 : ————, **6**, 1.  
 ————, 1960 : 水質保護論, 恒星社厚生閣, 東京.
- 大島信夫, 1935 : 水試報告, **2**, 139.
- 大谷武夫・木俣正夫, 1938 : 日水誌, **6**, 278.  
 ————・他, 1939 : ————, **7**, 281.
- 大久保勝夫, 1957 : 東海区水研報告, **18**, 31.  
 ————・大久保孝子, 1962 : ————, **32**, 131.
- PEREIRA, I. R., 1924 : *Biochemical J.*, **13**, 1294.

- POWERS, E. B., 1922 : *J. General Physiol.*, **4**, 304.
- RIDEAL, D. S. and C. G. STEWART, 1901 : *Analyst*, **26**, 141.
- 柴田三郎, 1954 : 水質汚濁とその処理法, 水産庁水産資料整備委員会, 東京.
- 菅原 健・他, 1948 : 日化誌, **69**, 173.
- 末広 恭雄, 1951 : 魚類学, 岩波書店, 東京.
- 赤築敬一郎・早山万彦, 1955 : 本報告, **4**, 167.
- ・—————, 1957 : ———, **6**, 255.
- 高安三次, 1930 : 鮭鱒彙報, **2**, 5.
- , 1955 a : 孵化場試験報告, **10**, 259.
- , 1955 b : 魚と卵, 5月号, 30.
- 田村 正, 1939 : 水産学雑誌, **43**, 1.
- , 1939 : —————, **44**, 64.
- , 1940 : —————, **47**, 83.
- , 1941 : —————, **49**, 51.
- , 1949 : —————, **54**, 40.
- , 1950 : 水産科学研究報告, **2**, 1.
- 田村 修・他, 1962 : 日水誌, **28**, 504.
- 富山哲六・末富寿樹, 1937 : 日農化誌, **13**, 1034.
- ・井上 明, 1950 : 日水誌, **15**, 487.
- ・山川朝義, 1950 : ———, **15**, 491.
- ・他, 1962 : ———, **28**, 417.
- ・他, 1962 : ———, **28**, 422.
- 土屋靖彦, 1947 : 日水誌, **13**, 113.
- WELLS, M. M., 1913 : *Biol. Bull.*, **25**, 323.
- , 1915 : —————, **29**, 221.
- ZOBELL, C. E., 1962 : International conference on water pollution research, 48.

## Studies on the Toxic Effects of Industrial Wastes on Fishes and Shell-fishes

By

Keiichiro SYAZUKI

### Summary

1. Many devices and experiments were made to obtain the appropriate apparatus for testing the toxic effects of industrial wastes on fishes and shell-fishes under a running water condition. The apparatus originated are shown in Figs. 1—4, the gradient tank in Fig. 1 being most unique. The apparatus shown in Fig. 1 was tested for its efficacy in keeping constant level of the concentration by determining the variation in concentration of methylene blue during a fairly long duration. When sample solution was diluted 20—460 times, the maximum deviation in the concentrations of five outflows from the gradient tank was found to be within 12%. The deviations were decreased with the decrease in dilution of the sample water (Table 1). The pollutant concentration of sample water in test tank can be maintained constant for a considerable time, since the test solution is renewed every ten minutes.

The use of the gradient tank permitted to prepare a series of sample water which has a suitable gradient in concentration. The approximate concentration of pollutant in each sample water ( $C_n$ ) can be calculated by the following formula.

$$C_n = \frac{C_{n-1} \{ V - (n-1)B + (n-2)A \}}{V - (n-1)B + (n-1)A}$$

where,  $V$  is the rate of flow into the gradient tank from the mixing tank (ml/min.),  $A$ , the rate of dilution water inflowing into the gradient tank (ml/min.),  $B$ , the rate of a sample water outflowing from the gradient tank (ml/min.), and  $n$ , the number of the test tank ( $n \geq 2$ ). The concentration of pollutant in flow water into the gradient tank through the mixing tank is represented by  $C_1$ . The gradient in pollutant concentration of sample water ( $C_1/C_5$ ) can be adjusted easily by means of controlling  $V$ ,  $A$ , and  $B$ . From the results given in Tables 1—3, it is clear that the apparatus is suitable for the bioassay under a running water condition.

2. The concentrations of a few industrial wastes and various pollutants of the wastes lethal to fishes and shell-fishes, expressed as 24-hr. TLM were determined under a running water condition by using the apparatus shown in Fig. 1, and also under a still water condition at the same time.

The lethal concentration estimated under a running water condition were lower than those obtained under a still water condition, except a fermentation waste.

Especially in such pollutants showing gradual decrease on standing as ferrous sulphate, copper sulphate, sodium sulphide, and suspended mineral oils, the marked differences in the lethal concentration were found between the running and the still condition. The smaller the pH of water for dilution, the smaller the lethal concentrations of pollutants. Little difference was found generally among the lethal concentrations of pollutants tested for three marine fishes (*Chaenogobius heptacanthus*, *Therapon jarbua* and *Mugil cephalus*) and a marine shrimp (*Leander serriifer*).

3. The avoidance concentrations of pollutants for marine fishes were estimated by using the apparatus shown in Fig. 2.

The reaction of goby, crescent perch, and gray mullet to pollutants tested were nearly alike. As shown in Table 18 the avoidance concentrations of pollutants for these fishes were lower than their lethal concentrations, except phenol and potassium cyanide. In most pollutant the ratios of the former to the latter were below  $\frac{1}{2}$ . On the contrary the avoidance concentrations of phenol and potassium cyanide were higher than their lethal concentrations. It is to be noted that the marine fishes react to pollutants less sensitive than do the fresh-water fishes.

4. The influences on the oxygen consumption of goby of its size, water temperature, dissolved oxygen content, and the rate of flow were studied under a running water condition by using the test tank shown in Fig. 3.

In a range of 10—26°C the relationship between oxygen consumption and water temperature was linear, the value of  $Q_{10}$  being about 2.2. Above 27°C the oxygen consumption was increased remarkably and became unstable. The following relationship was found between the rate of oxygen uptake and the dissolved oxygen content of water flowing into the test tank. Above a certain oxygen content (about 6 ppm) the rate of oxygen uptake was nearly constant. In a range from 5.5 to 2.5 ppm the rate was increased and became unstable. Below about 2 ppm the rate failed rapidly. Judging from the result, it is clear that the lethal concentration and the avoidance concentration of dissolved oxygen for goby are about 2 ppm and about 5.5 ppm, respectively. In the range of the rate of flow 1—20 l/hr. the oxygen consumption was nearly constant. The oxygen consumption of fish ranging 0.4—4.5 g in body weight was nearly constant, too.

The maximum total body weight of the fish ( $W$  g) which can be submitted to the test without reducing the normal oxygen consumption ( $a$  mg/g/hr.) is readily calculated by the following formula.  $W = V(b-6)/a$ , where,  $V$  is the rate of flow (l/hr.) and  $b$ , the dissolved oxygen content of water flowing into the test tank (ppm).

5. The toxic effect of pollutants on fishes was studied by observing the change in the rate of oxygen uptake of goby exposed to a polluted sea water.

Above a certain concentration of pollutants the rate of oxygen uptake of goby after 24-hr. exposure was found lower than the normal rate. The variations in the rate with time are observed to closely relate to the movement and weakness of the test fish. The effective concentrations of pollutants governing the rate of oxygen uptake are shown in Table 19. The above effective concentrations were 0.1 to 0.3 times as large as their lethal concentrations. When the unpolluted water supplied after 24-hr. exposure to sulphuric acid, ferrous sulphate, sodium sulphide, fermentation waste, or suspended lamp oil, the rate of oxygen uptake was increased rapidly, and recovered to the normal rate after 2 hours when the concentration of pollutants did not exceed a certain level. On the contrary, little increase of rate was found in the cases of the other pollutants tested.

6. The toxic effect of pollutants on fishes was studied by observing the change in the appetite of goby exposed to a polluted sea water for 4 days. The appetite of the test fish was decreased gradually with time when exposed to a higher concentration than a certain level of pollutants. The higher the concentration of pollutant, the shorter the duration showing the good appetite. As shown in Table 20, the effective concentrations in reducing the appetite after a 4-day exposure were remarkably lower than the lethal concentrations, and the effective concentrations were in a range from half to one third as much as those after 1-day exposure as shown in Table 21. In cases of ferrous sulphate, copper sulphate, and sodium sulphide the effective concentrations obtained under a still water condition were in range of 5—6 times as much as those under a running water condition.

7. The influences on the rate of oxygen uptake of "Asari", *Venerupis philippiarum* of its size, water temperature, time exposed to the air, and dilution with fresh water were studied by the same method as employed in the case of a goby. In a range of 12—26°C the rate of oxygen uptake was linearly increased with increase in water temperature, the value of  $Q_{10}$  being about 2.6. At 30°C the rate was rather decreased. When the test shell-fish was exposed to the air longer than 2 hours, the rate of oxygen uptake was increased with the increase in time of exposure. But the rate was decreased gradually with time and recovered to the normal rate after 24 hours. When more than 20% of sea water was replaced with fresh water, "Asari" closed the shell and the total amount of the oxygen consumption was decreased considerably. When the diluted sea water was replaced after 24 hours with a normal sea water, "Asari" soon opened widely the shell, and the rate of oxygen uptake was increased rapidly, and reached a level about two times as much as the normal rate. The rate of oxygen uptake was independent of the body weight within a range from 4—18g.

8. The toxic effects of pollutants on shell-fishes were studied by observing the

rate of oxygen uptake and the shell movement of "Asari".

When the pollutants were added to the sea water, the test shell-fish soon closed the shell in a certain concentration range or the rate of oxygen uptake became abnormal. The effective concentrations in closing the shell after a 1-hr. exposure and in making the rate of oxygen uptake abnormal after a 24-hr. or a 48-hr. exposure were as presented in Table 31. In cases of sulphuric acid, sodium hydroxide, copper sulphate, and zinc sulphate the rates of oxygen uptake of the test shell-fish were decreased. On the contrary, in cases of potassium cyanide, sodium sulphide, and phenol the rate were increased. Hence, the minimum concentrations of these pollutants except sulphuric acid which are effective in closing the shell, are useful in estimating the toxic effect on the shell-fish.

9. It was found that the minimum concentration effective in fluctuating the rate of oxygen uptake of fishes and shell-fishes and also in reducing the appetite of fishes were useful criteria to judge the toxic effects of industrial wastes on these organisms.

10. It can be concluded that any critical concentration of industrial wastes or pollutants toxic to aquatic organisms is to be determined by a fairly long exposure to a sample solution with constant supply.