

# TUMSAT-OACIS Repository - Tokyo

University of Marine Science and Technology

(東京海洋大学)

海中の濁りの藻場への影響に関する研究：  
海中懸濁粒子および堆積粒子の褐藻類の遊走子と配偶体への影響

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2015-05-19 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 荒川, 久幸 メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://oacis.repo.nii.ac.jp/records/1051">https://oacis.repo.nii.ac.jp/records/1051</a>

①

海中の濁りの藻場への影響に関する研究

-海中懸濁粒子および堆積粒子の  
褐藻類の遊走子と配偶体への影響-

平成 3 年 度

( 1 9 9 1 )

東京水産大学大学院

水産学研究科

海洋生産学専攻

荒川久幸

目次

第 1 章 緒論	1
第 2 章 観測方法および実験方法	
2 - 1. 現場観測	4
(1) 観測方法	
(2) 資料	
2 - 2. 室内実験	7
(1) 室内実験	
(2) 遊走子	
(3) 懸濁および堆積粒子	
(4) 実験装置と実験方法	
① 懸濁粒子と遊走子の吸着現象	
② 遊走子の遊泳距離への懸濁粒子の影響	
③ 遊走子の沈降速度への懸濁粒子の影響	
④ 遊走子の基質着生への懸濁粒子の影響	
⑤ 遊走子の基質着生への堆積粒子の影響	
⑥ 配偶体の生長への堆積粒子の影響	
⑦ 配偶体の生残への堆積粒子の影響	
⑧ 配偶体の成熟への堆積粒子の影響	

### 第3章 藻場荒廃海域の濁りの調査

#### 3-1. 那珂川河口域の懸濁粒子量 ----- 22

(1) 那珂川河口域の水塊構造と懸濁粒子の濃度分布

(2) 那珂川河口域の懸濁粒子

(3) 那珂川から流出する懸濁粒子量の概算

#### 3-2. 那珂湊海域の懸濁粒子濃度 ----- 29

#### 3-3. 那珂湊海域の濁りの経年変化 ----- 32

### 第4章 遊走子の遊泳、沈降および着生への海中懸濁粒子の影響

#### 4-1. 海中懸濁粒子と遊走子の吸着 ----- 35

#### 4-2. 遊走子の遊泳距離への海中懸濁粒子の影響 ----- 42

#### 4-3. 遊走子液の沈降速度への海中懸濁粒子の影響 ----- 47

#### 4-4. 遊走子の基質着生への海中懸濁粒子の影響 ----- 53

### 第5章 遊走子の着生と生長、生残および成熟への海底堆積粒子の影響

#### 5-1. 遊走子の基質着生への海底堆積粒子の影響 ----- 62

#### 5-2. 配偶体の生長への海底堆積粒子の影響 ----- 65

#### 5-3. 配偶体の生残への海底堆積粒子の影響 ----- 69

#### 5-4. 配偶体の成熟への海底堆積粒子の影響 ----- 73

第6章 遊走子の拡散に関するシミュレーション

6-1. 遊走子の拡散の理論 ..... 76

(1) 遊走子の水平方向の拡散

(2) 遊走子の着底密度分布の予測方法

6-2. 遊走子の拡散のシミュレーション ..... 80

第7章 総合考察

7-1. 結論 ..... 86

(1) 藻場荒廃海域の濁り

(2) 遊走子の遊泳、沈降および着生への海中懸濁粒子の影響

(3) 遊走子の着生と配偶体の生長、生残および成熟への

海底堆積粒子の影響

(4) 遊走子の拡散に関するシミュレーション

7-2. 藻場再生への提言 ..... 96

謝辞 ..... 99

文献 ..... 100

## 第1章 緒論

大型褐藻類によって形成される海藻群落（藻場）は、魚介類の稚仔の成育場やアワビ・サザエ・ウニ等の摂餌場として、重要な役割を果たしているが、近年、内海や外海の沿岸域では繁茂していた藻場の枯渇する現象が多くみられるようになり、魚介類資源の維持増殖のため、このような海域での藻場の再生の必要性が叫ばれている。

これらの海域に共通した特徴は、濁った河川水の流入量が多く、海水が非常に濁っていることである。すなわち、河川から放出された懸濁粒子が藻場の生育を阻害し、ひいては枯死させる原因となっていると考えられる。

著者は、海中懸濁粒子の藻場への影響は海藻の初期発生において最も大きいと考え、海中懸濁粒子の褐藻類の遊走子および配偶体への影響を取り上げた。

従来、海中懸濁粒子の海藻の初期発生への影響に関する研究は非常に少ない。

胞子の沈降に関しては、奥田(1985)がホンダワラ類の幼胚は仮根形成部を上にして沈降し、沈降の様子はゴミなどの付着で変化すると述べている。

胞子の着生に関しては、飯倉ら(1985)が三重県五ヶ所湾内の海底にスライドガラスを設置しホンダワラ幼胚の付着数を調べ、スライドガラスの表面が浮泥で被われた場合には幼胚の着生数が著しく減少する事例を示した。また、Devinny と Volse (1978) はペトリ皿にマクロシスチス幼胚と砂(74 $\mu$ mのメッシュを通過)を投入し、10mg/cm<sup>2</sup>の砂が堆積すると幼胚の着生がほとんど無くなったと述べている。

生長に関しては、中久(1980)、松岡(1976)、喜田と前川(1978)、および吉川ら(1978)等がある。中久(1980)はアラメ芽胞体にカオリンを堆積させ、泥高が高くなるほど生長が悪くなり、かつ生存率が低くなることを明らかにした。松岡(1976)、喜田と前川(1978)はヒトエグサ幼体に粒子を堆積させ、幼体の生長は沈積泥量が増すにつれて低下し、0.1mm以上で生長の阻害が顕著になること。また吉川ら(1978)はワカメの配偶体と芽胞体に泥を堆積させると、細胞が痩せて細くなり色素体の色が薄くなるなどの異常がみられること等を報告した。

以上のように海中に懸濁する粒子や海底に堆積する粒

子が海藻幼胚の沈降、着生および生長を阻害することが指摘されてはいるが、いまだ海中懸濁粒子の海藻の初期発生に対する影響について明確な解明は成されていない。

本研究では海中懸濁粒子および海底堆積粒子の褐藻類の遊走子と配偶体への影響を定量的に知るために、以下のように研究を進めた。

第1に藻場の荒廃した海域の濁りの調査を行い、濁りの現状を把握した。第2に海藻の初期発生を遊走子の遊泳、沈降、および着生、配偶体の生長、生残、および成熟の各段階に分け、それぞれについて海中に懸濁または堆積した粒子の影響を調べた。第3に遊走子の拡散に関する理論式を組み立て、海中懸濁粒子の遊走子の拡散への影響に関してシミュレーションを行った。第4に上で求めた結果を基に、海中懸濁粒子の遊走子および配偶体への影響を総合的に評価し、さらに藻場再生の方法について検討を加えた。

本研究の成果は、藻場造成を図る場合の条件や環境の設定および懸濁海水中での藻場再生の可能性の評価などに重要な指針を与えると考えられる。

## 第 2 章 観測方法および実験方法

本研究は現場観測と室内実験に大別される。

### 2 - 1. 現場観測

#### (1) 観測方法

観測は1989年11月2,3日に茨城県那珂湊市那珂川およびその河口海域において行った。観測点はFig.1に示すように河川内3点、河口沖、および河口沿岸海域3点の計7測点であった。

測定項目は懸濁粒子量(SS)、灼熱減量(IL)、粒径分布、水温、塩分、流向および流速であった。

懸濁粒子量、灼熱減量および粒径分布はそれぞれ次のように測定した。

懸濁粒子量は試水をミリポアフィルターHA(Pore size:  $0.45\mu\text{m}$ )で濾過し、フィルター上の粒子を70°Cで2時間乾燥後、秤量して求めた。

灼熱減量は灼熱前の粒子量から灼熱後の残渣量を引いて求めた。灼熱には白金るつぼを用いた。

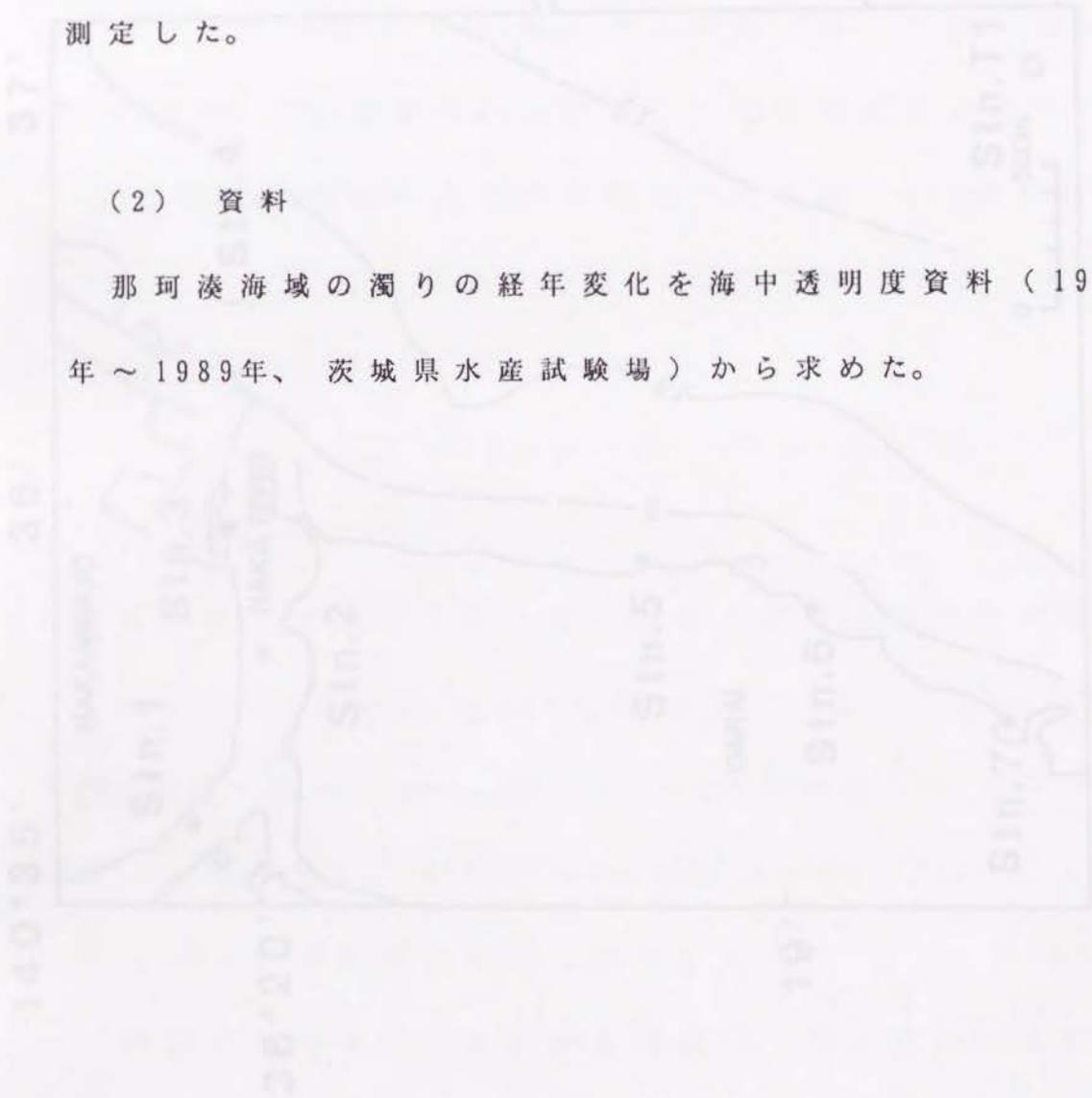
粒径分布は、 $1\mu\text{m}$ から $65\mu\text{m}$ までの粒子に関しては、Coulter Counter(model ZM;Aperture Size, $100\mu\text{m}$ )によって粒径別に計数し、 $65\mu\text{m}$ 以上の粒子に関してはメッシュを用いて測定した。

水温・塩分はS-T METER (YEO-KAL MODEL602)によって測定した。

流向・流速はCM-2流向・流速計 (TOHO DENTAN社製) で測定した。

## (2) 資料

那珂湊海域の濁りの経年変化を海中透明度資料 (1958年～1989年、茨城県水産試験場) から求めた。



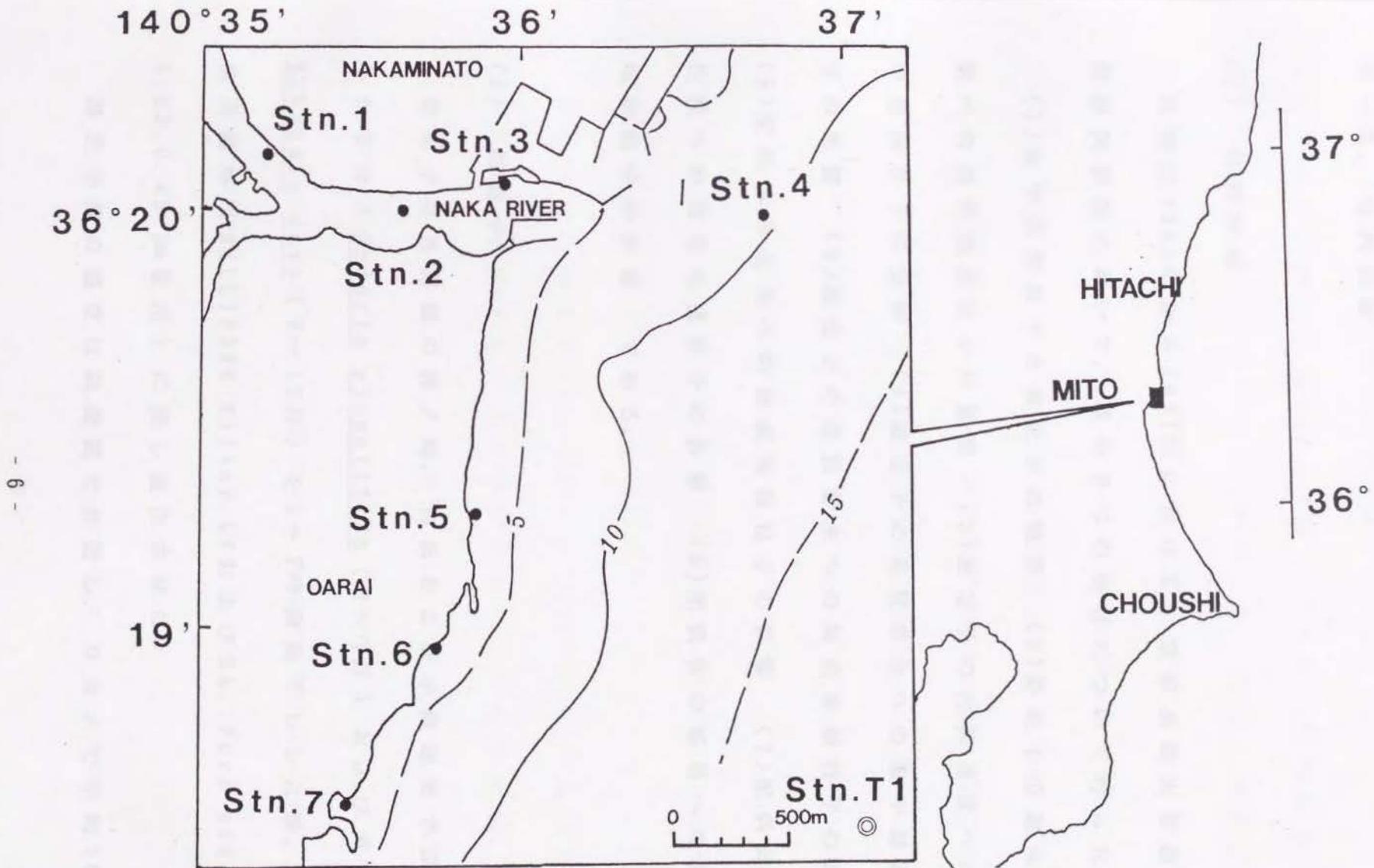


Fig. 1. Location of the stations where oceanographical observation was carried out. Stn. T1 shows the point where transparency was observed.

## 2 - 2. 室内実験

### (1) 室内実験

実験は1988年から1991年にかけて、東京水産大学坂田実験実習場において、次の8つの項目について行った。

(1)海中懸濁粒子と遊走子の吸着 (2)遊走子の遊泳距離への海中懸濁粒子の影響 (3)遊走子の沈降速度への海中懸濁粒子の影響 (4)遊走子の基質着生への海中懸濁粒子の影響 (5)遊走子の基質着生への海底堆積粒子の影響 (6)配偶体の生長への海底堆積粒子の影響 (7)配偶体の生残への海底堆積粒子の影響 (8)配偶体の成熟への海底堆積粒子の影響 である。

### (2) 遊走子

遊走子は外房総の洲ノ崎、白浜および小湊地先で採取したワカメ *Undaria pinnatifida* (3~7月) およびカジメ *Ecklonia cava* (9~12月) を1~2時間陰干しした後、濾過海水 (MILLIPORE Filter GVおよびHA, Pore size; 0.22, 0.45  $\mu\text{m}$  使用) に浸し放出させた。

遊走子液の濃度は顕微鏡で計数し、ワカメで平均50万

個/ml、カジメで平均20万個/mlとした。

遊走子の粒径分布はFig.2のようであり、平均粒径はワカメで5.3 $\mu$ m、カジメで5.0 $\mu$ mであった。粒径分布の測定にはCoulter Counterを用いた。遊走子の比重は約1.2であった。算出には次式を用いた。 $\rho_s = \rho_o + M/V$  ; ここで、 $\rho_s$ は遊走子の比重、 $\rho_o$ は海水の比重1.025、Mは遊走子液10 $\ell$ 中に含まれる遊走子の乾燥重量、Vは遊走子液10 $\ell$ 中に含まれる遊走子の総体積である。

### (3) 懸濁および堆積粒子

粒子には粘土鉱物カオリナイト(ジョージア・カオリン、テネシー・クレイ)を用いた。

懸濁水には海水をMILLIPORE FILTER(CP15)でろ過し、ろ過海水にカオリナイトを懸濁させ、1時間放置後、懸濁状態の安定した上澄みを用いた。懸濁水の粒径分布はFig.3のようであり、平均粒径は2.3 $\mu$ mであった。比重は2.6であった。懸濁水の濃度はろ過海水で希釈することにより、14段階(0.5, 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12, 20, 30, 50, 55および70mg/ $\ell$ )とした。

懸濁粒子の基質への堆積は、滅菌ろ過海水(MILLIPORE

FILTER GV, pore size:0.22 $\mu$ m 使用)にカオリナイト粒子を種々の濃度(0.05, 0.1, 0.3, 0.5, 0.6, 1.0, 1.2, 2.0, 3.6および 5.9g)で懸濁させ、その中にスライドグラスを10時間放置することによって行った。

懸濁水の濃度とスライドグラス上への粒子の堆積量との関係はFig.4のようであった。両者の関係は次式で示される。

$$Y = 0.0087X - 0.58$$

ここで、Yはスライドグラス上への粒子の堆積量、Xは懸濁海水の濃度である。

堆積粒子の粒径分布はFig.5のようであり、平均粒径は6.0 $\mu$ mであった。また比重は2.6であった。

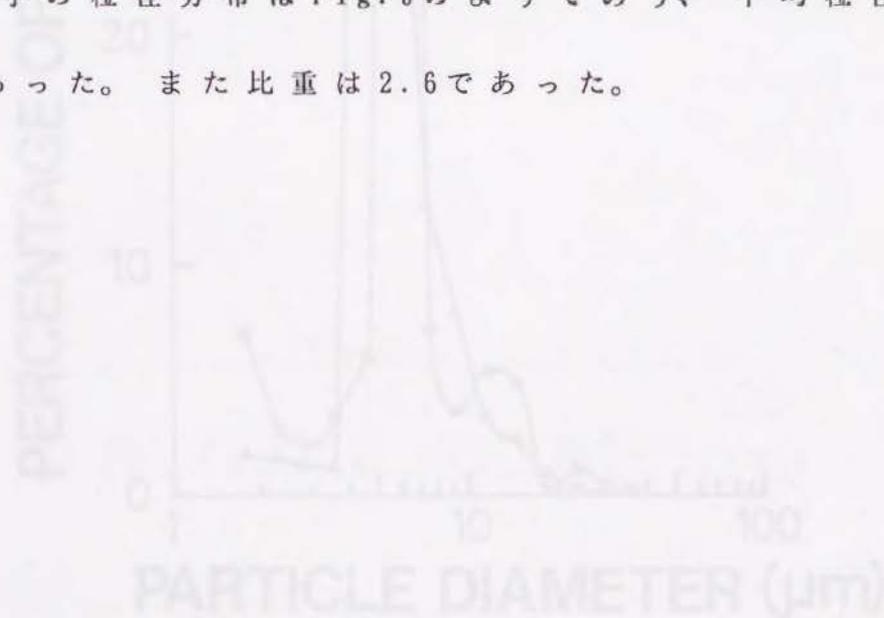


Fig. 5 Size distribution of sand particles.  
O, the volume rate of each group of particles having an equal diameter.  $\Delta$  and  $\Delta$  particles (silica) and *Utrixia pinnatifida*, respectively.

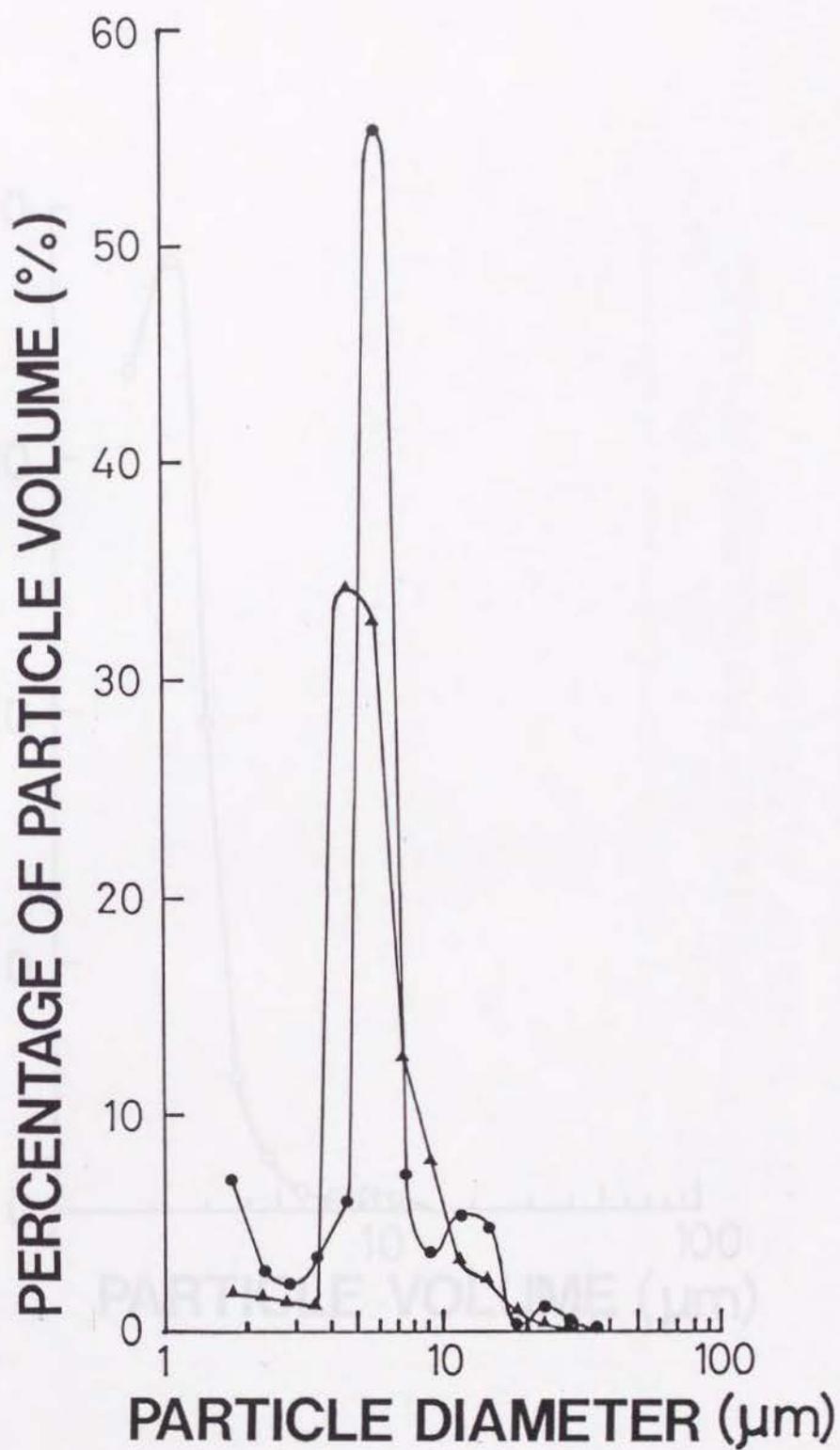


Fig. 2. Size distributions\* of zoospores.  
 \* The volume rate of each group of particles having an equal diameter. Symbols ● and ▲ indicate *Ecklonia cava* and *Undaria pinnatifida*, respectively.

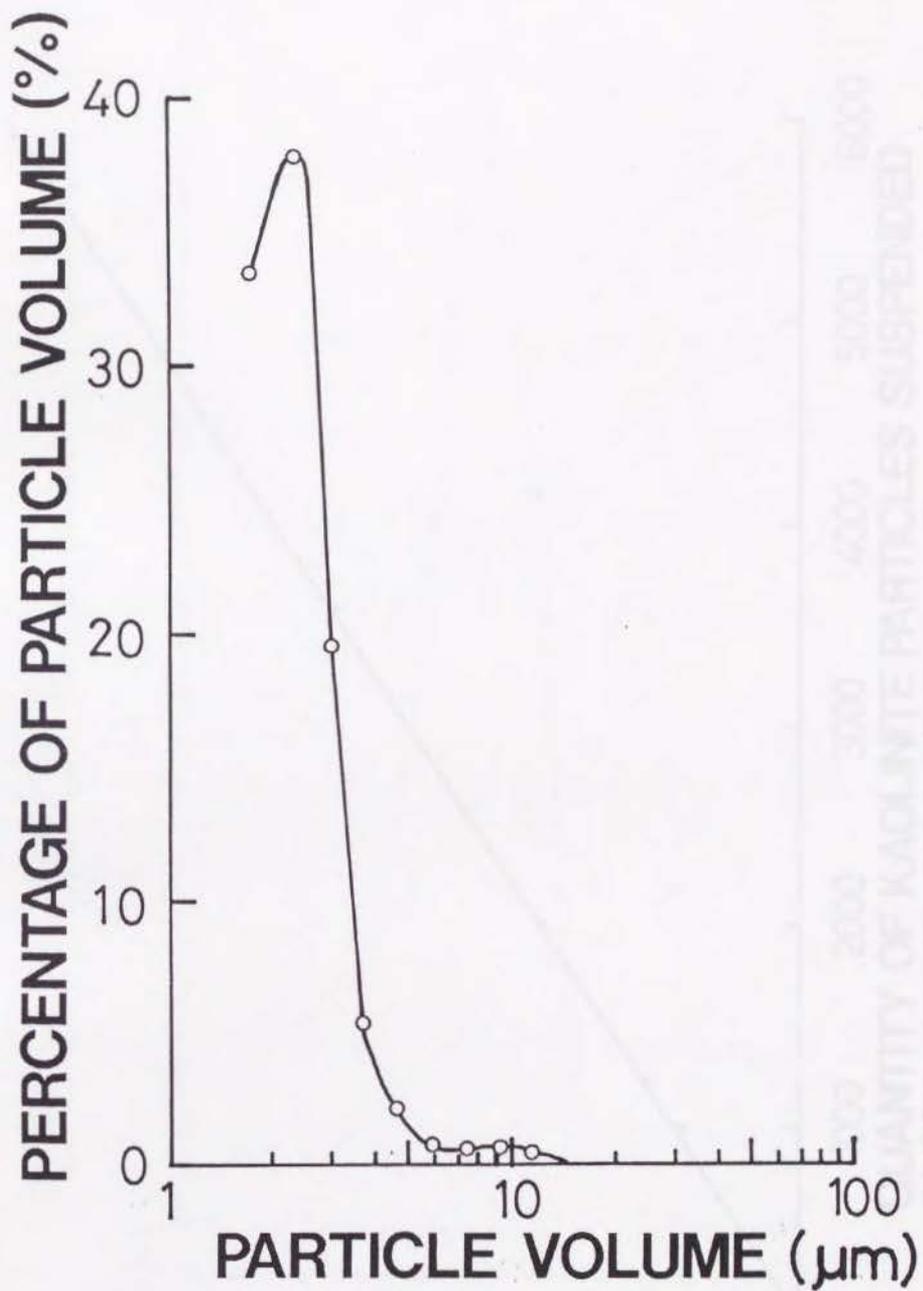


Fig. 3. Size distribution\* of suspended kaolinite particles in the sea water.  
 \* The volume rate of each group of particles having an equal diameter.

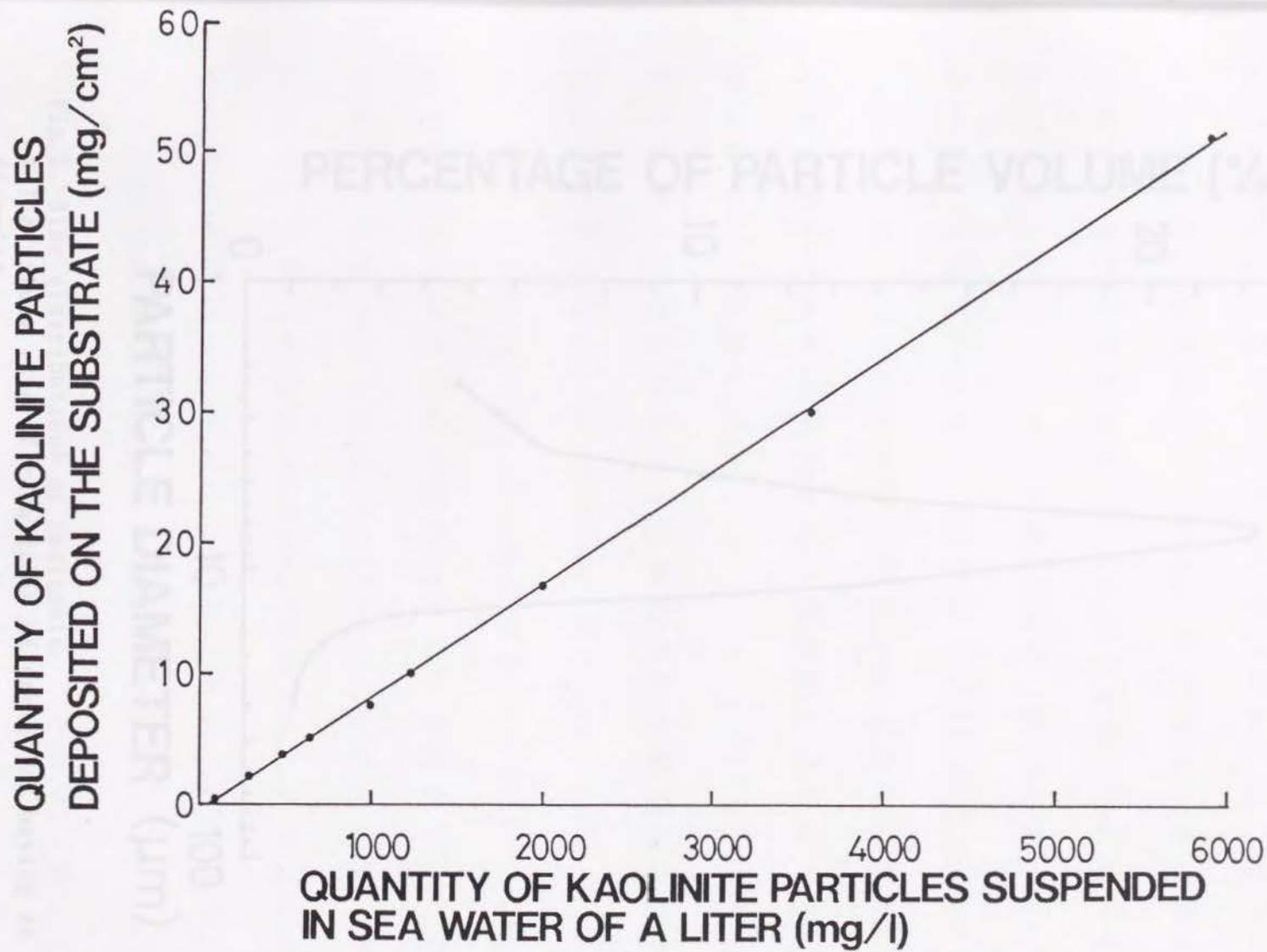


Fig.4. Relationship between the quantity of kaolinite particles suspended in sea water of a liter and the quantity of kaolinite particles deposited on the substrate.

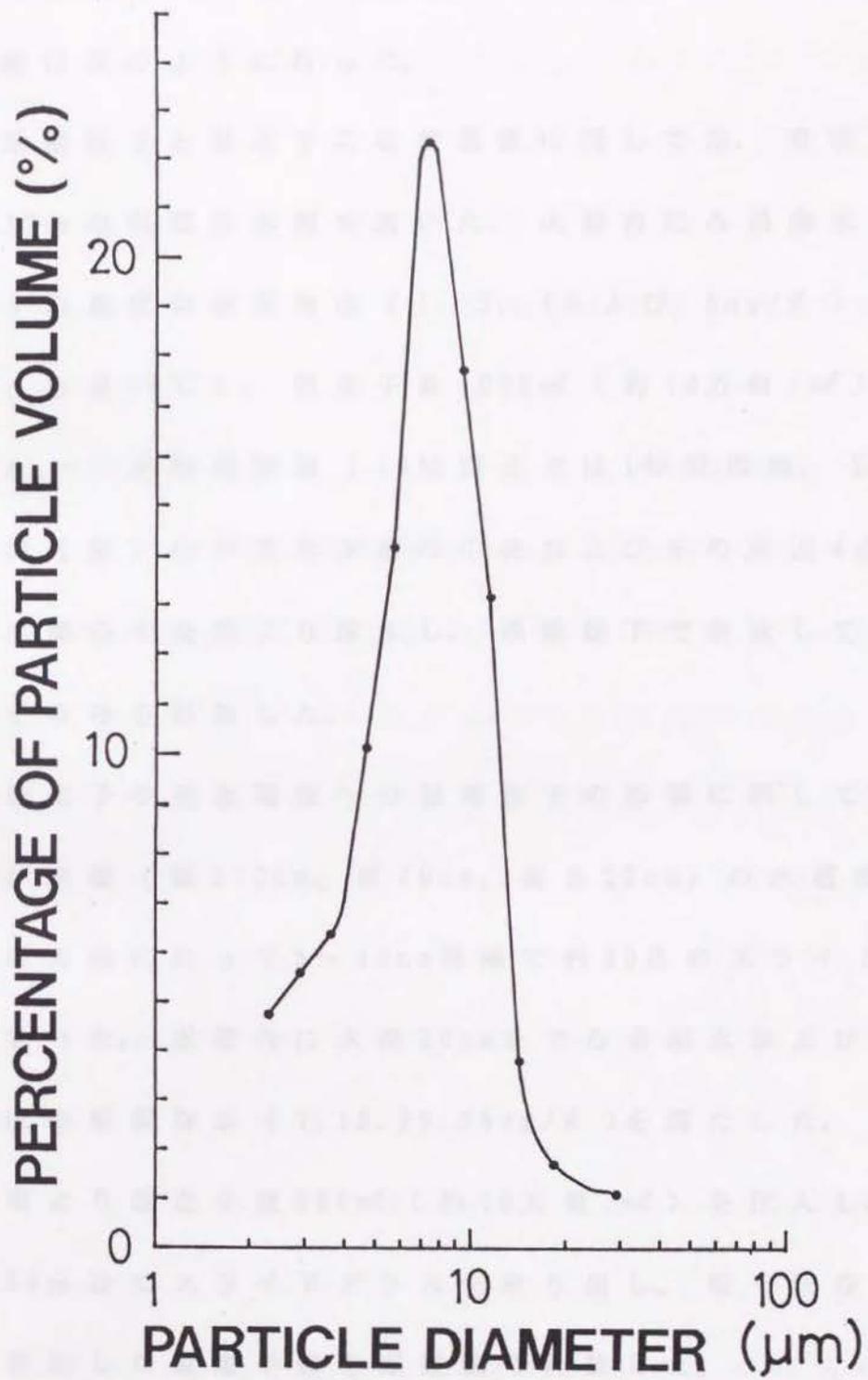


Fig.5. Size distribution\* of sediments.

\* The volume rate of each group of particles having an equal diameter.

#### (4) 実験装置および実験方法

実験は次のように行った。

- ① 懸濁粒子と遊走子の吸着現象に関しては、直径30cm、高さ37cmの円筒形水槽を用いた。水槽内にろ過海水および種々の濃度の懸濁海水（1, 2, 4および8mg/ℓ）を満たし（水温19℃）、遊走子液1000mℓ（約10万個/mℓ）を混合した。一定時間間隔（10時間までは1時間間隔、以降は2時間間隔）に円筒形水槽の中央およびその周辺4点において水深の中央部より採水し、顕微鏡下で遊泳している遊走子のみを計数した。
- ② 遊走子の遊泳距離への懸濁粒子の影響に関しては、直方体水槽（縦370cm、横40cm、高さ22cm）の水槽底中央に、縦方向に沿って5～10cm間隔で約30枚のスライドグラスを並べた。水槽内に水深20cmまでろ過海水および種々の濃度の懸濁海水（7, 13, 25, 56mg/ℓ）を満たした。水槽の一端より遊走子液500mℓ（約10万個/mℓ）を投入し、30, 60, 180分後にスライドグラスを取り出し、軽く洗浄した後、着生した遊走子数を顕微鏡で計数した。
- ③ 遊走子液の沈降速度への懸濁粒子の影響に関しては、直径20cm、高さ220cmの透明アクリル樹脂製の円筒形水槽

(沈降筒)を用いた(Fig.6)。側壁に発光ダイオード(660nm)と輝度計(TOPCON BM-3; 見込み角 $0.2^\circ$ )を対にして一定間隔に取り付けることにより、通過していく粒子量を連続的に輝度の変化から読み取れるようにした。同機で測定した輝度と遊走子濃度との関係はFig.7の通りであった。

沈降筒にろ過海水および種々の濃度の懸濁海水(0.5, 1および $2\text{mg}/\ell$ )を満たし(水温 $19^\circ\text{C}$ )、上部より遊走子液 $100\text{ml}$ (約50万個/ $\text{ml}$ )を静かに投入した。投入に関しては薄いゴム膜を水面に張り遊走子液を溜め、ゴム膜を一瞬で破ることにより投入初速度を0に近づけるように工夫した。水面より $100\text{cm}$ および $150\text{cm}$ における輝度の変化を測定した。

④ 遊走子の基質着生への懸濁粒子の影響に関しては、流れの有無別に実験を行った。

流れの無い場合には、直径 $9\text{cm}$ 、高さ $35\text{cm}$ の円筒形水槽を用いた。底面にスライドガラスを水平、 $45^\circ$ および垂直に設置し、ろ過海水および種々の濃度の懸濁海水(3, 6, 10, 12, 20, および $50\text{mg}/\ell$ )を満たした。遊走子液 $20\text{ml}$ (約10万個/ $\text{ml}$ )を水面より注入し、1時間毎

にスライドグラスを取り出し、濾過海水で洗浄した後、着生した遊走子数を顕微鏡で計数した。

流れの有る場合に関しては、止水中で基質を動かしたとき、その基質の動く速さが海水の流れる速さに見立てられると考え、Fig.8の様な装置を作製した。円筒形水槽（直径58cm、高さ45cm）の底に長方形（縦25cm、横10cm）の板（回転板）を設置した。回転板はモーターの動力によって一定周期で回転させた。回転板の上面にスライドグラスを固定し、水槽内にろ過海水および種々の濃度（約10, 20, および60mg/l）の懸濁海水を満たした。遊走子液500ml（10万個/ml）を水面中央より静かに投入し、30分後スライドグラスを取り出し、軽く洗浄したのち顕微鏡で着生した遊走子数を計数した。

⑤ 遊走子の着生への堆積粒子の影響に関しては、円筒形水槽（直径58cm、高さ45cm）にろ過海水を満たし、水槽底に種々の厚さに粒子を堆積させたスライドグラスを設置した。粒子の堆積量は0.5, 0.6, 1.0, 1.4, 2.2, 3.0, 3.8, 5.0mg/cm<sup>2</sup>および堆積のない場合の9段階とした。水槽の上面より遊走子液500ml（約10万個/ml）を入れ、12時間後スライドグラスを取り出した。スライドグ

ラス上の堆積粒子をろ過海水で軽く洗い流し、基質に着生した遊走子数を顕微鏡で計数した。

⑥ 配偶体の生長への堆積粒子の影響に関しては、まず遊走子液を滅菌ろ過海水中に入れ、1時間暗闇に放置して遊走子と珪藻類を分離させた。上層に遊泳している遊走子のみを採取し、スライドガラス上に平均600個/cm<sup>2</sup>の密度で着生させた。遊走子の着生したスライドガラス上に種々の厚さで粒子を堆積させた。堆積量は1, 5, 10, 30, 50mg/cm<sup>2</sup> (堆積の厚さ0.750mm相当) および堆積のない場合の6段階とした。遊走子上に粒子を堆積させたスライドガラスを培養液 (Provasoliの強化海水の補強栄養剤を2%添加した滅菌ろ過海水) を溜めたシャーレ (直径15cm, 高さ9cm) に移し、恒温室内 (20℃、照度10000 lx、12 hL:12 hD) で12日間培養した。4日毎に配偶体の細胞数を計数した。

⑦ 生残への堆積粒子の影響に関しては、実験⑥と同様の方法で遊走子をスライドガラス上に着生させ、遊走子上に種々の厚さで粒子を堆積させた。堆積量は1, 5, 10, 30, 50mg/cm<sup>2</sup> および堆積のない場合の6段階とした。遊走子上に粒子を堆積させたスライドガラスを実験⑥と同じ

培養条件で12日間培養した。4日毎に配偶体の生残数を計数した。配偶体の死亡はスライドグラス上から脱落または細胞から色素の脱却したものとした。

⑧ 堆積粒子の成熟への影響に関しては、実験⑥と同様の方法で遊走子をスライドグラスに着生させ、培養液中で12日間培養して配偶体を生長させた。生長した配偶体上に種々の量の粒子を堆積させた。堆積量は0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 5.0 mg/cm<sup>2</sup>および堆積のない場合の6段階とした。さらにワカメで12日間、カジメで16日間培養し成熟した雌性配偶体数を顕微鏡で計数した。成熟の判定は受精卵の有無によって行った。

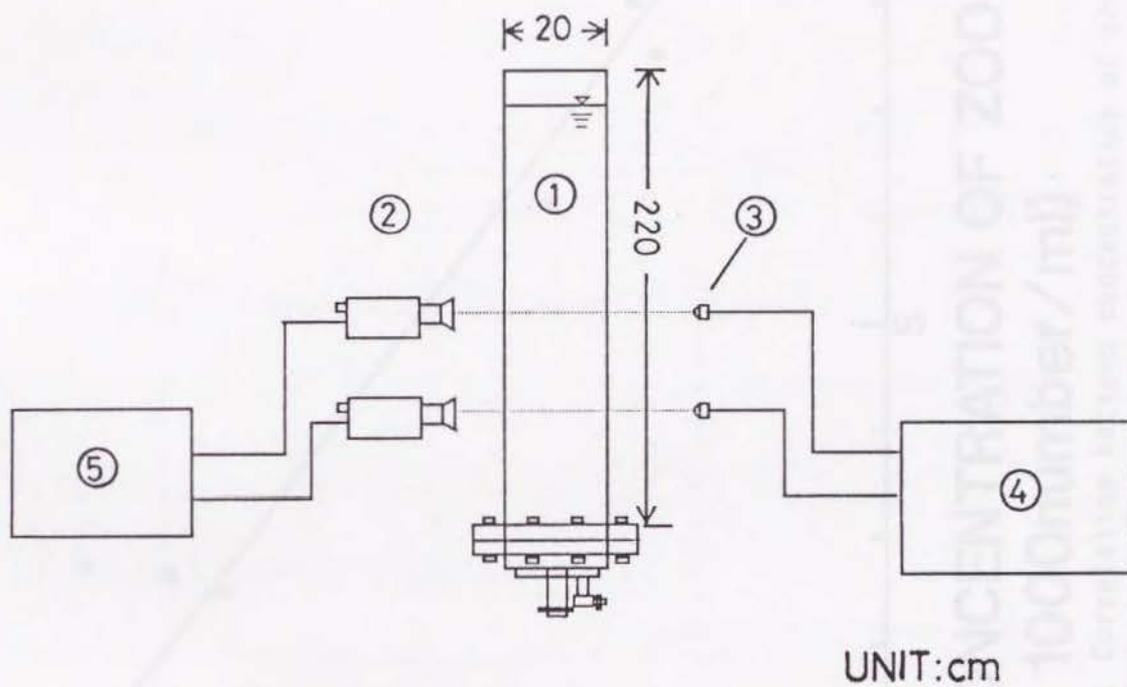


Fig.6. Sketch of experimental apparatus for measurement of sedimentation velocity of zoospore solution.  
 1;Sedimentation pipe 2;Luminance meter (TOPCON BM-3)  
 3;Light emitting diode(660nm)  
 4;Stabilizing electric power source(DC 6V) 5;Recorder

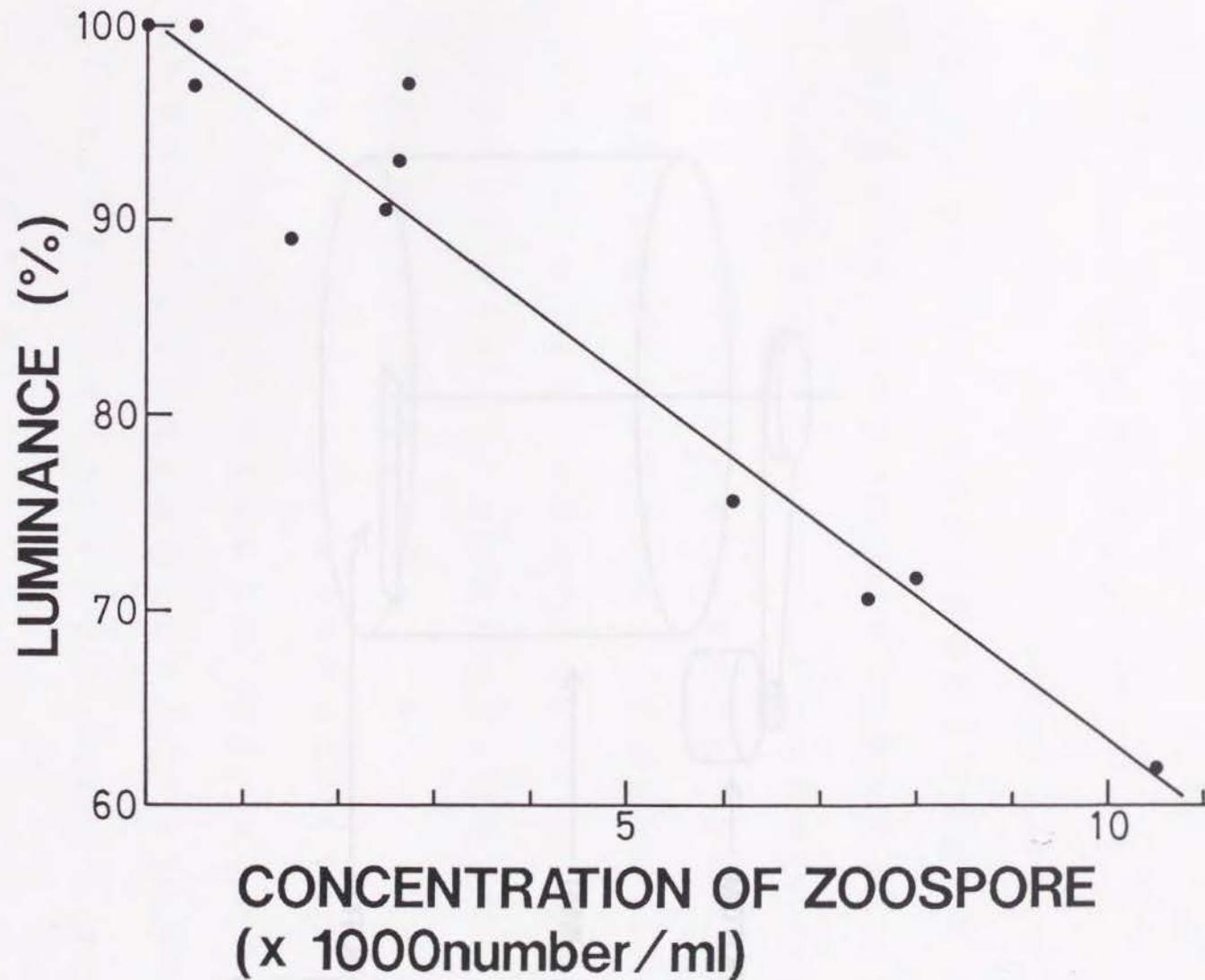


Fig.7. Correlation between concentration of zoospore (Undaria pinnatifida) and luminance.

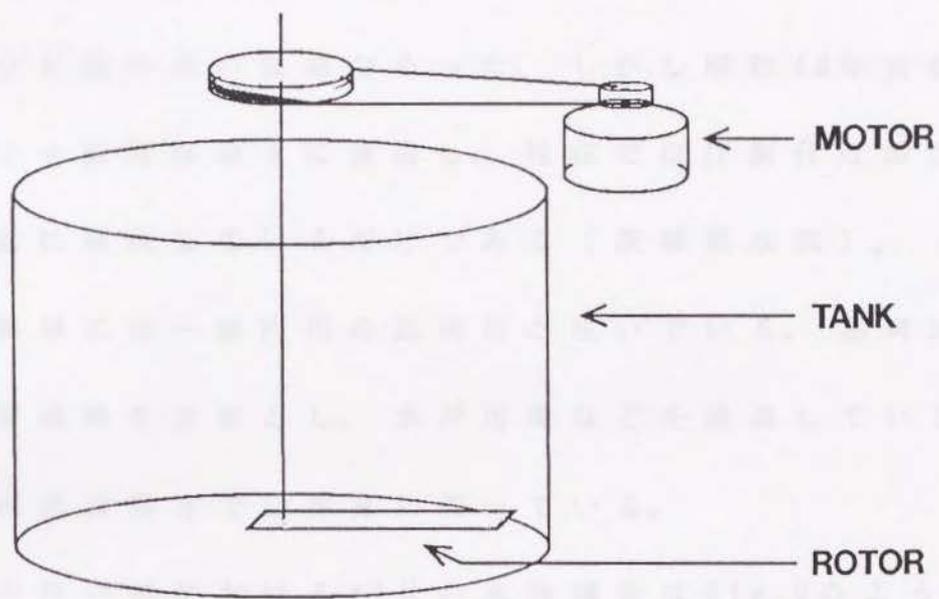


Fig. 8. Sketch of experimental apparatus for measuring the number of adhesive zoospore under current conditions.

### 第3章 藻場荒廃海域の濁りの調査

#### 3-1. 那珂川河口域の懸濁粒子量

##### (1) 那珂川河口域の水塊構造と懸濁粒子の濃度分布

茨城県那珂湊沿岸海域はかつてアラメ藻場が広く存在し、アワビ類の良い漁場であった。しかし昭和40年前後からアラメ群落は徐々に衰退し、現在では汀線付近のごく浅海部に疎生しているだけである（茨城県水試）。

この海域には一級河川の那珂川が注いでいる。那珂川は那須岳連峰を水源とし、水戸市街などを通過している。この河川水は現在では非常に濁っている。

那珂川河口域における11月の水塊構造はFig.9のようであった。Fig.9a, b, cはそれぞれ水温、塩分、および懸濁粒子濃度（SS）の鉛直断面分布である。Stn.3は河口、Stn.2およびStn.1は河口からそれぞれ450mおよび1050m上流の地点である。

同図より、水深2~3mに淡水と塩水の顕著な境界面が存在した。境界面以浅は水温15~16℃、塩分2~5の河川系水、それ以深は18~19℃、30~33の海水であった。

懸濁粒子の濃度は境界面以浅で4~5mg/ℓであり、境界面以深では深さが増すに従って増加し、河床付近で約10mg/ℓの高濃度となっていた。また河床(水深6m)には黒色の浮泥が一面に堆積しており、その厚さは50cm以上であった。

すなわち、那珂川河口の懸濁粒子の濃度分布は、水深2m以浅の河川水で4~5mg/ℓの濁りであり、それ以深の海水には8~10mg/ℓの濁りが存在していた。さらに河床には浮泥が厚く堆積していた。

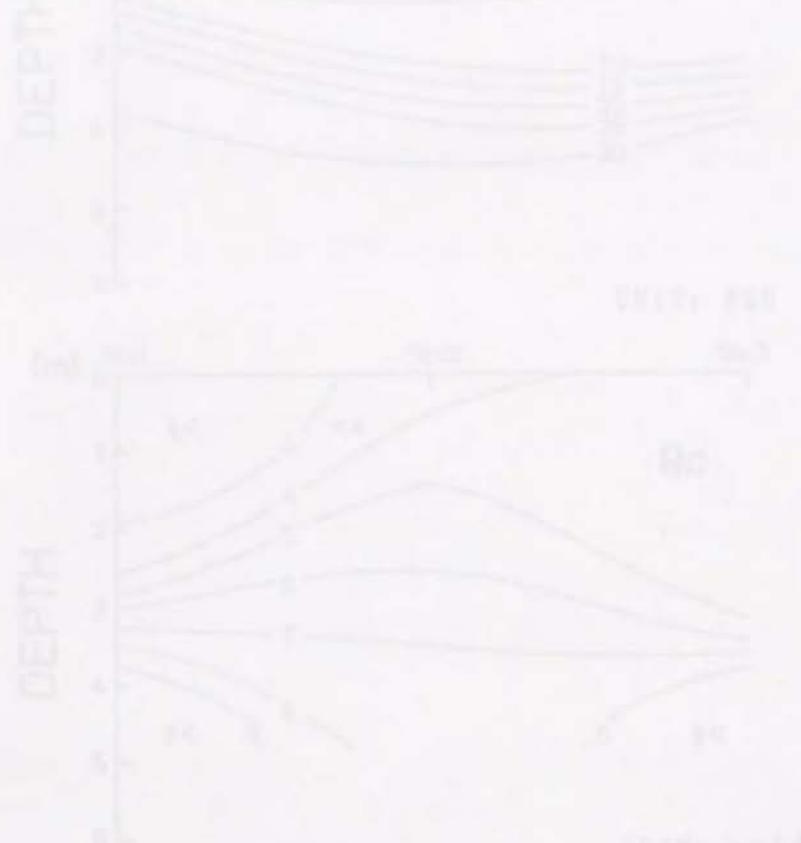


Fig. 5. Physical environment of the Saka River on May. 2, 1955.  
Upper temperature, middle, salinity, lower turbidity.  
Stn. 1 is situated at the upper reach.

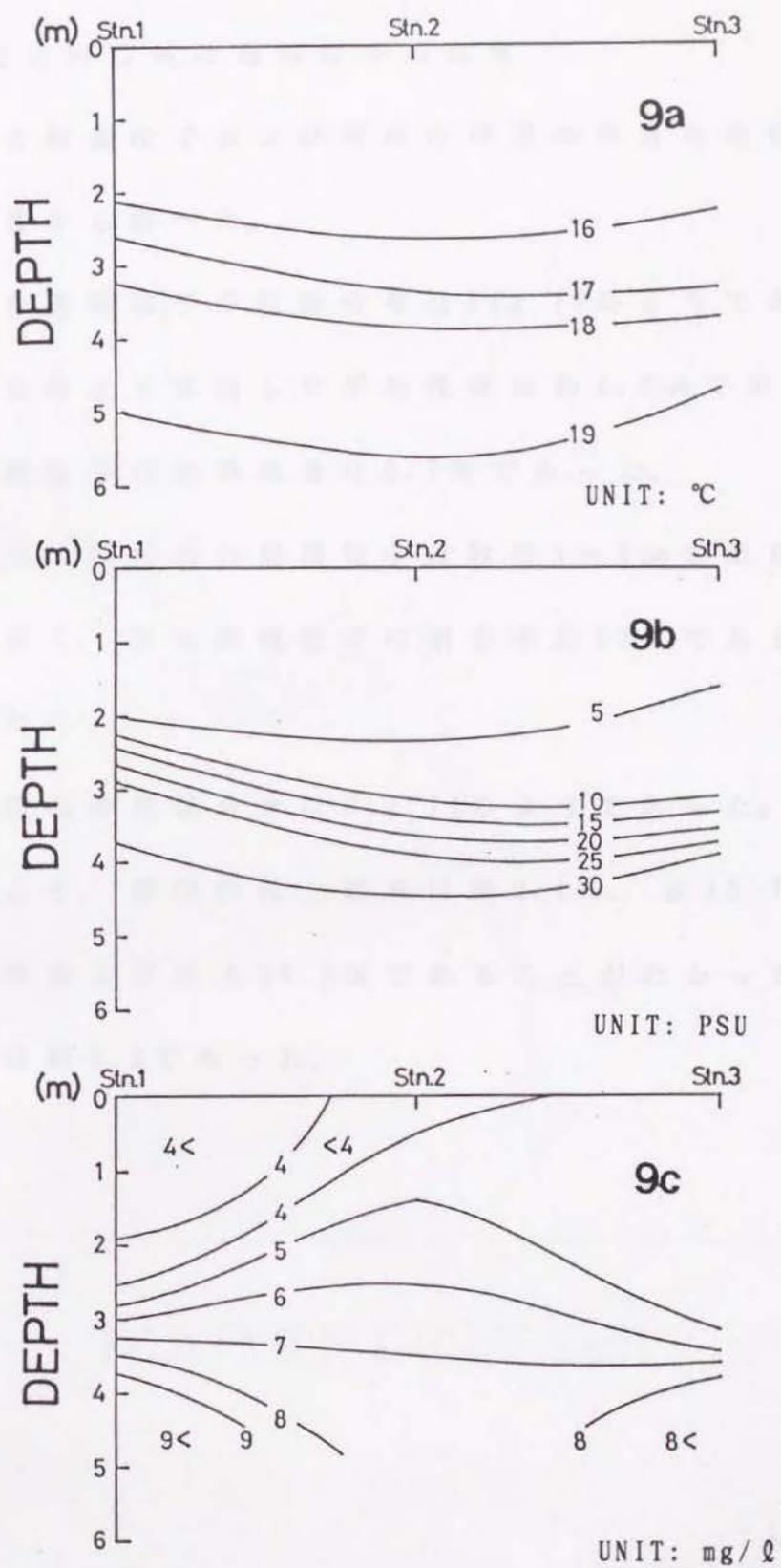


Fig.9. Physical environment of the Naka River on Nov. 2, 1989.  
 Upper; temperature, Middle; salinity, Lower; turbidity.  
 Stn.1 is situated at the upper course.

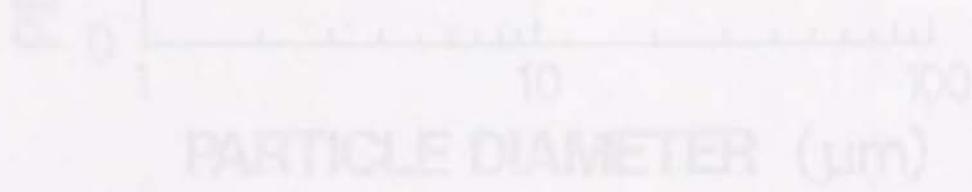
(2) 那珂川河口域の懸濁粒子の性質

河川水の懸濁粒子および河床の浮泥の性質を粒径分布と灼熱減量から調べた。

河川水の懸濁粒子の粒径分布はFig.10のようであり、この粒径分布より算出した平均粒径は約 $4.0\mu\text{m}$ であった。また、懸濁粒子の灼熱減量は $6.7\%$ であった。

すなわち、河川水の懸濁粒子は粒径 $1\sim 2\mu\text{m}$ の微細な粒子が最も多く、また無機粒子の割合が約 $93\%$ であることがわかった。

河床の浮泥の粒径分布はFig.11のようであった。この粒径分布より、浮泥の粒土組成は礫 $0.1\%$ 、砂 $43.7\%$ 、シルト $19.6\%$ および粘土 $36.6\%$ であることがわかった。浮泥の比重は約 $2.5$ であった。



PARTICLE DIAMETER ( $\mu\text{m}$ )

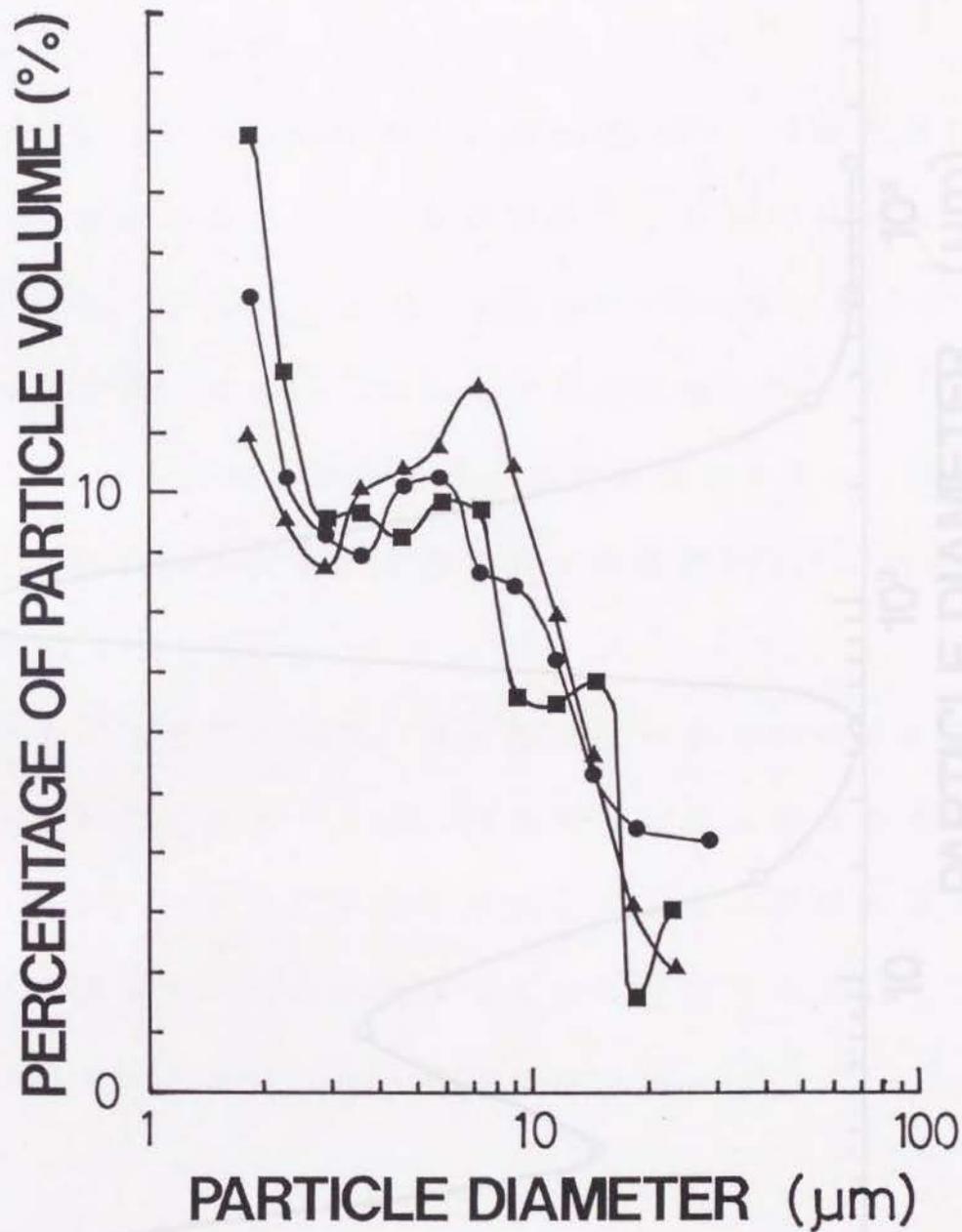


Fig. 10. Size distributions of particles in the estuary water of the Naka River on Nov. 2, 1989. Symbols ●, ▲ and ■ indicate Stn. 1, Stn. 2 and Stn. 3, respectively.

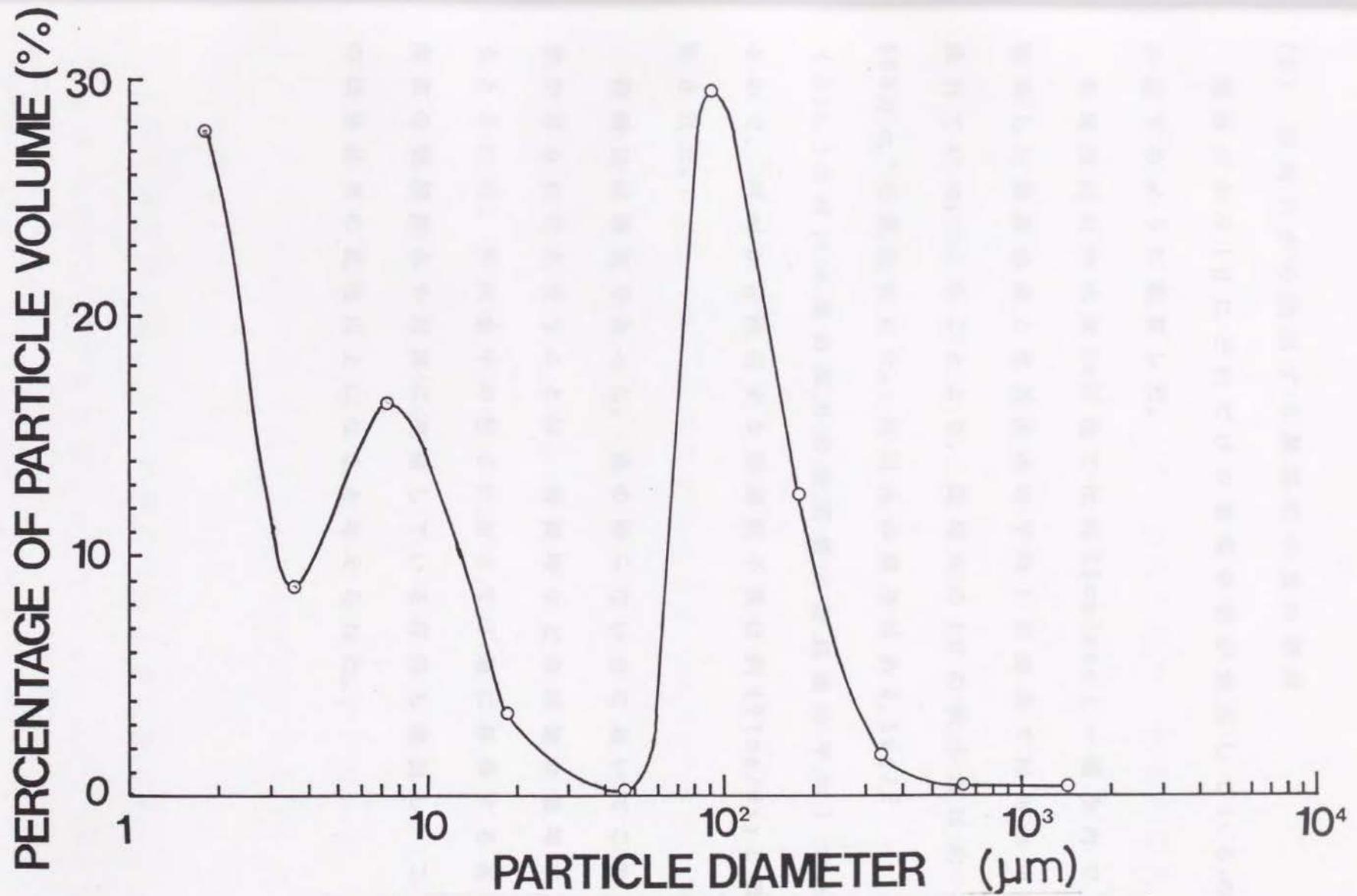


Fig. 11. Size distribution of sediments on the river-bed observed at Stn. 1 on Nov. 2, 1989.

(3) 那珂川から流出する懸濁粒子量の概算

那珂川から1日にどれだけの懸濁物質が流出しているのか以下のように概算した。

那珂川河口の水深2m以浅では約35cm/sec(一潮汐内で観測した最高流速と最低流速の平均)の流速で河川水が流れていた。このことより、那珂川の1日の流水量は約900万 $m^3$ と算出された。河川水の濁りは約4.5mg/ $\ell$

(Stn.1の河川水層の濁りの最高値と最低値の平均)であるので、河川から流出する懸濁粒子量は約42ton/dayと概算された。

観測日は晴天であった。雨の降らない日においてこの値が得られたと言うことは、梅雨時などの流量の激増するときには、河川水中の粒子に加えて下層に停滞する高濁度の懸濁海水や河床に堆積している浮泥も流出し、この概算結果の数倍以上になると考えられた。

### 3 - 2. 那珂湊海域の懸濁粒子濃度

那珂川から流出した河川水は那珂川河口の南側の陸岸沿いにはりつくように、しかも表層を這うように広がる事が知られている（茨城県水試）。

そこで河口沖と河川水の拡散方向（那珂川河口の南側沿岸）の海域について濁りの現状を調べた。

Table 1 は Stn. 4~7 の懸濁粒子濃度（SS）と灼熱減量（IL）の結果を示している。

河口沖の Stn. 4 では懸濁粒子濃度は  $5.0 \text{ mg}/\ell$  であり、河川水の値とほぼ同じ程度であった。これに対し河川水の流出方向である Stn. 5, 6 および 7 での懸濁粒子濃度は  $19.7 \sim 24.8 \text{ mg}/\ell$  であり、高濃度の濁りが分布していた。

灼熱減量は Stn. 5 で  $8.0\%$ 、Stn. 7 で  $8.3\%$  であり、当海域の懸濁粒子はほとんど無機粒子である事がわかった。

Stn. 5, 6 および 7 の粒径分布は Fig. 12 のようであり、平均粒径は約  $4.8 \mu\text{m}$  であった。

よって当海域では、河口南側の沿岸海域全体に約  $20 \text{ mg}/\ell$  の濃度の無機懸濁粒子が分布していることがわかった。

ITEM	STATION	Stn.4	Stn.5	Stn.6	Stn.7
	S.S. (mg/l)		5.0	23.8	19.7
I.L. (%)		21.0	8.0	—	8.3

Table 1. Quantity and ignition loss of suspended particles along the Oarai Coast.

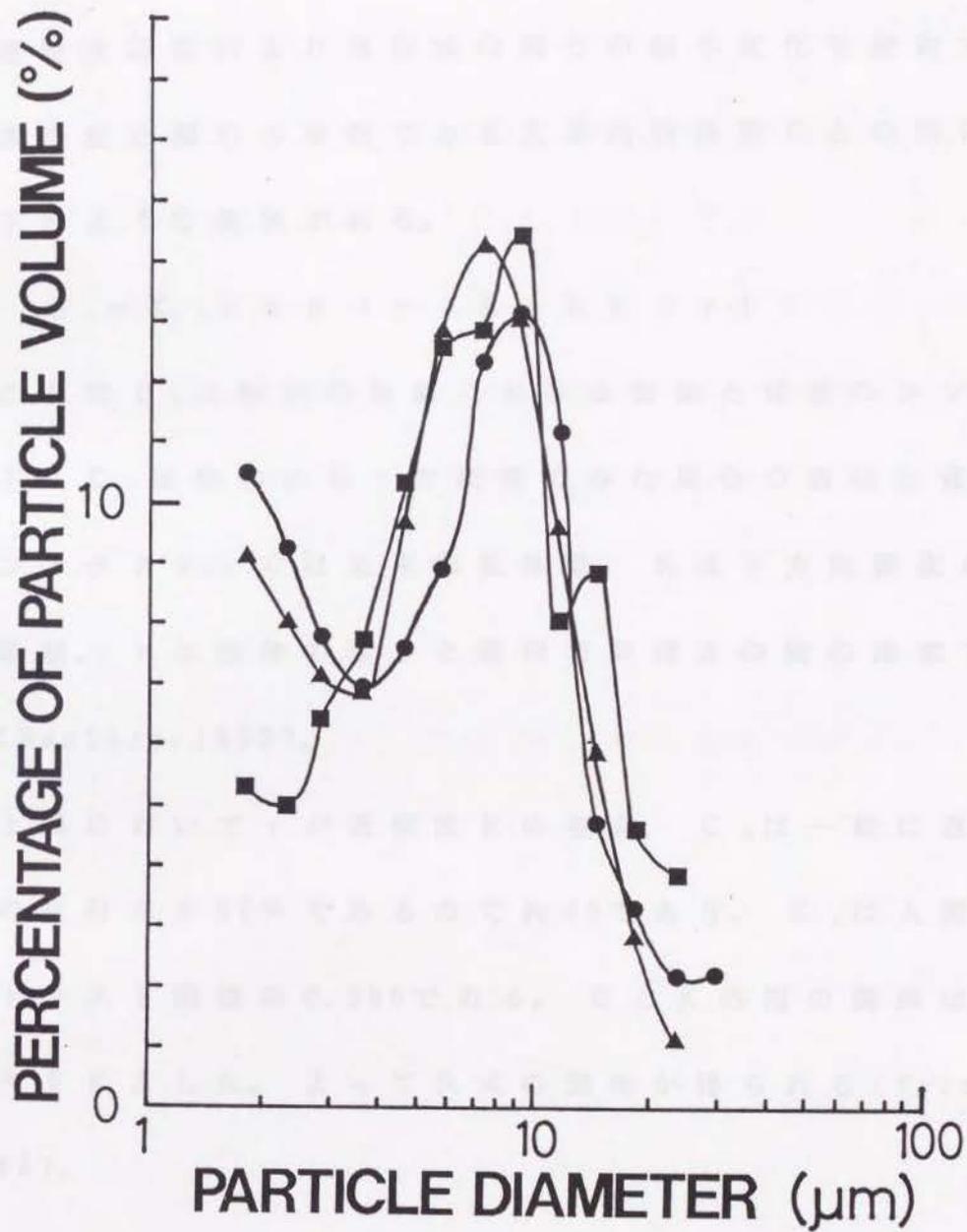


Fig.12. Size distributions of suspended particles in the sea along the Oarai Coast. Symbols ●, ▲ and ■ show Stn.5, Stn.6 and Stn.7, respectively.

### 3 - 3. 那珂湊海域の濁りの経年変化

透明度の資料より当海域の濁りの経年変化を検討する。

透明度と濁りの指標である光束消散係数  $C$  との間には以下のような関係がある。

$$C_r = C_0 \cdot \exp \{ - (C + K) \cdot r \}$$

ここで  $C_0$  は物体の位置における物体と背景のコントラスト、 $C_r$  は物体から  $r$  の距離でみた場合の物体と背景のコントラスト、 $C$  は光束消散係数、 $K$  は下方照度の消散係数、 $r$  は物体の深さと観測者の深さの間の距離である (Duntley, 1952)。

上式において  $r$  が透明度  $R$  の場合、 $C_0$  は一般に透明度板の反射率が 82% であるので約 40 であり、 $C_r$  は人間のコントラスト閾値の 0.066 である。 $C$  と  $K$  の間の関係は  $C = 3K$  とした。よって次式の関係が得られる (Tyler, 1968)。

$$R \cdot C = 4.8$$

ここで、 $R$  は透明度、 $C$  は光束消散係数である。

一方、光束消散係数  $C$  と懸濁粒子濃度  $SS$  の間には次の関係があった。

$$C = -1.23 + 1.01 S S$$

これらの関係を用いて透明度の経年変化から粒子量の変化の概算を試みた。

当海域の透明度（4月）の経年変化はFig.13に示すようであった。海藻の繁茂していた1958年では7.0mであったが、1974年に2.0mとなり、藻場の荒廃した現在（1989年）では1.0mであったので、これらを粒子量に換算すると1958年で1.9mg/ℓ、1974年で3.6mg/ℓであり、1989年で6.0mg/ℓとなる。

このことより、当海域の藻場は粒子量3mg/ℓ以上で衰退が始まり、6mg/ℓ以上で枯渇したと考えられる。



Fig. 13. Relationship between the quantity of suspended particles (mg/ℓ) and the year (1958-1989). The quantity of suspended particles increased from 1.9 mg/ℓ in 1958 to 6.0 mg/ℓ in 1989.

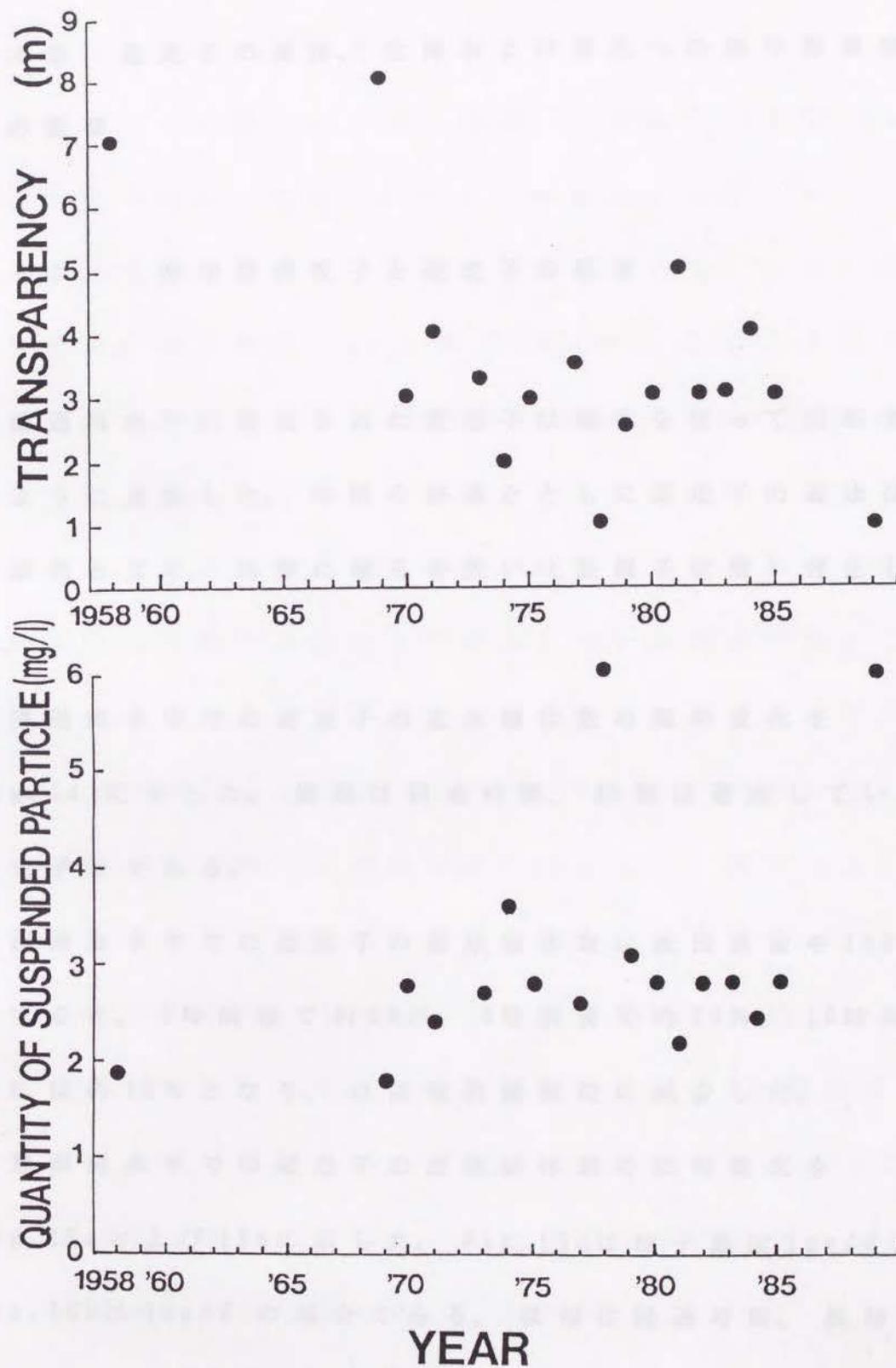


Fig.13. Annual variations of transparency and quantity of suspended particles (numerical calculation) at Stn.T1. Upper; Transparency. Lower; Quantity of suspended particles.

## 第4章 遊走子の遊泳、沈降および着生への海中懸濁粒子の影響

### 4-1. 海中懸濁粒子と遊走子の吸着

濾過海水中に放出された遊走子は鞭毛を使って回転するように遊泳した。時間の経過とともに遊走子の遊泳は不活発となり、次第に鞭毛を失い（胚胞子状態）停止した。

濾過海水中での遊走子の遊泳個体数の経時変化を Fig.14 に示した。横軸は経過時間、縦軸は遊泳している遊走子数である。

濾過海水中での遊走子の遊泳個体数は放出直後を100%とすると、2時間後で約50%、5時間後で約29%、10時間後には約19%となり、ほぼ指数関数的に減少した。

懸濁海水中での遊走子の遊泳個体数の経時変化を Fig.15aおよび15bに示した。Fig.15aは粒子濃度2mg/l、Fig.15bは4mg/lの場合である。横軸は経過時間、縦軸は遊泳している遊走子数である。

この結果を濾過海水中の場合と比較すると、遊走子の

遊泳個体数は約10時間後まではほぼ同様の減少傾向を示したが、それ以後においては急激に減少した。すなわち遊泳できなくなつて浮遊している個体が多くなつた。この現象は懸濁海水の粒子濃度の増加に伴つて、さらに顕著に現れ、濁り濃度1000mg/l (10l中に10gのカオリナイトを混合)の場合には2時間後に遊泳するものは全く見られなかつた。

懸濁海水中の遊走子を顕微鏡で観察すると、遊走子に1個または数個の懸濁粒子が吸着している様子が数多くみられた。また、鞭毛を有する場合にも鞭毛を有しない場合にも懸濁粒子は吸着していた。Plate I に遊走子と懸濁粒子の吸着例(顕微鏡写真)を示した。図中(A)は遊走子、(B)は懸濁粒子である。

懸濁粒子と吸着した遊走子数と粒子濃度との関係はFig. 16のようであつた。同図は遊走子投入後8時間経過した後の測定結果に基づいている。横軸は粒子濃度、縦軸は懸濁粒子と吸着した遊走子の割合すなわち吸着率である。吸着率は次式で求めた。

$$Ar = Z_a / (Z_a + Z_s) \times 100 (\%)$$

ここで、Arは吸着率、Zaは懸濁粒子と吸着した遊走子数、

$Z_s$ は吸着していない遊走子数である。

吸着率はろ過海水中で6%、懸濁海水中では粒子濃度  $2\text{mg}/\ell$  で25%、 $4\text{mg}/\ell$  で39%、 $8\text{mg}/\ell$  で43%となり、粒子濃度の増加に伴って増大した。

以上より、懸濁海水中ではろ過海水中よりも遊走子の遊泳時間が短縮し、さらにこの現象は粒子濃度が高い程、顕著に現れることがわかった。また、懸濁海水中では遊走子と懸濁粒子との吸着がみられ、吸着率は粒子濃度が高いほど上昇した。

したがって、遊走子の遊泳時間の短縮は遊走子と懸濁粒子の吸着に起因しているものと考えられる。



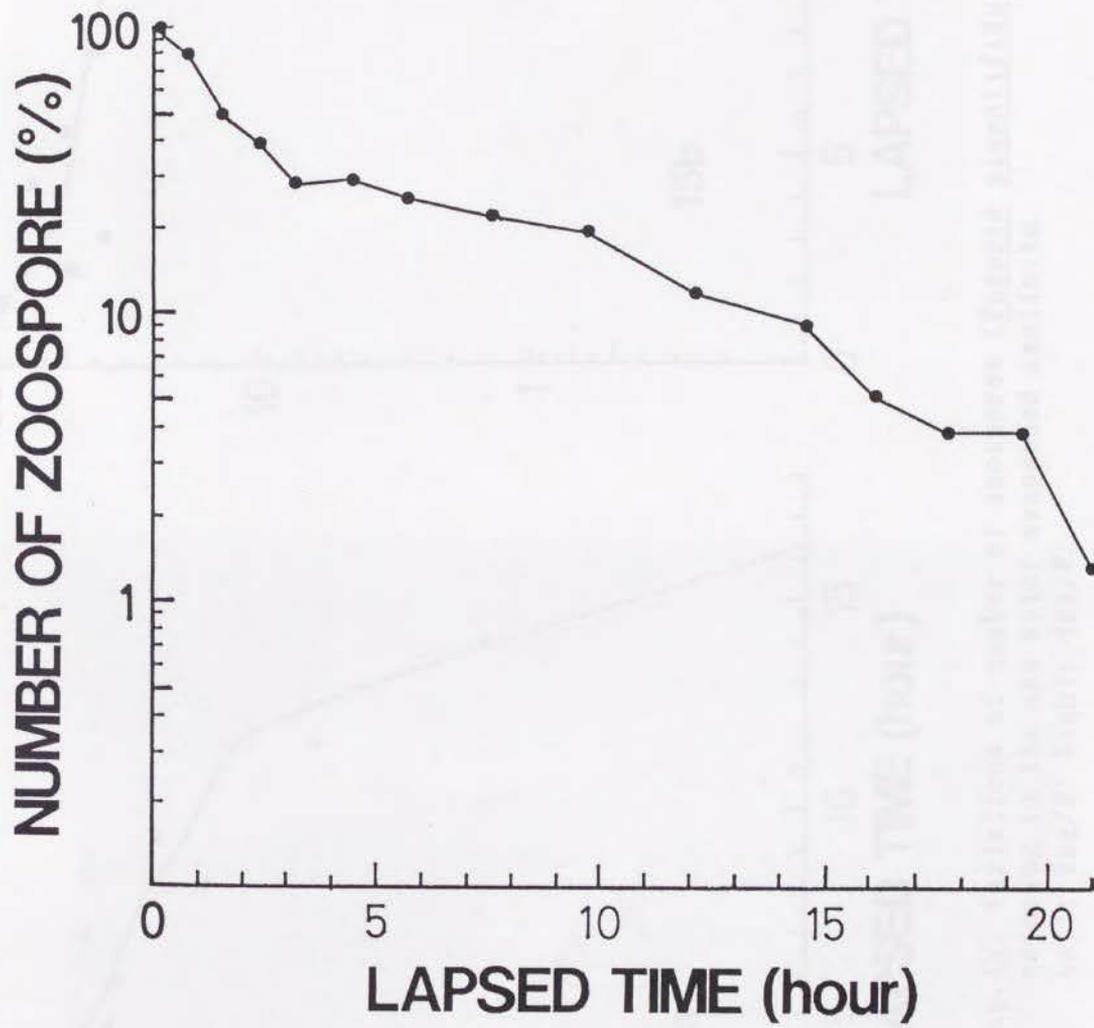


Fig.14. Variation of number of zoospores (Undaria pinnatifida) swimming in the filtered sea water.

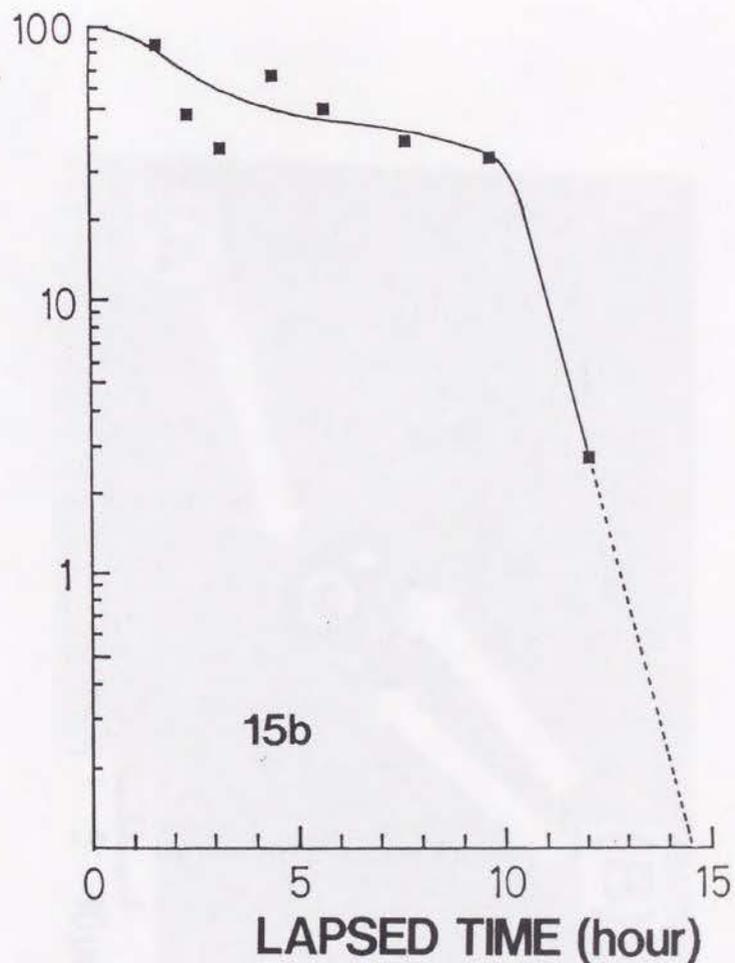
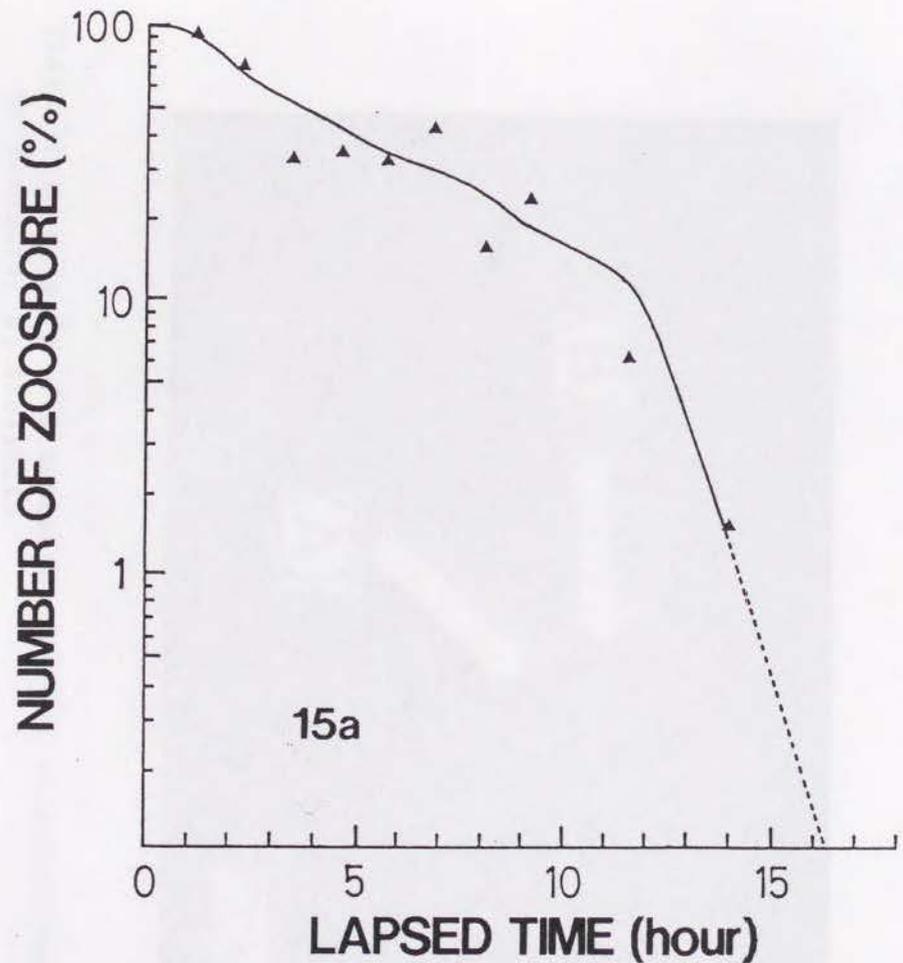


Fig.15. Variations of number of zoospores (*Undaria pinnatifida*) swimming in the sea water suspended kaolinite. Left; 2mg/l. Right; 4mg/l.

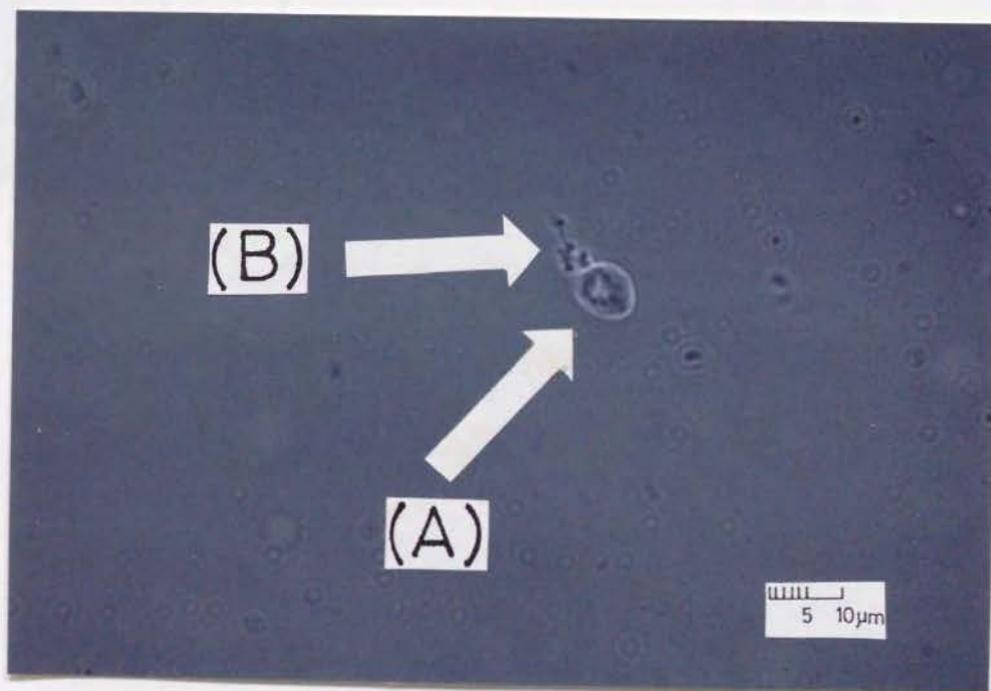
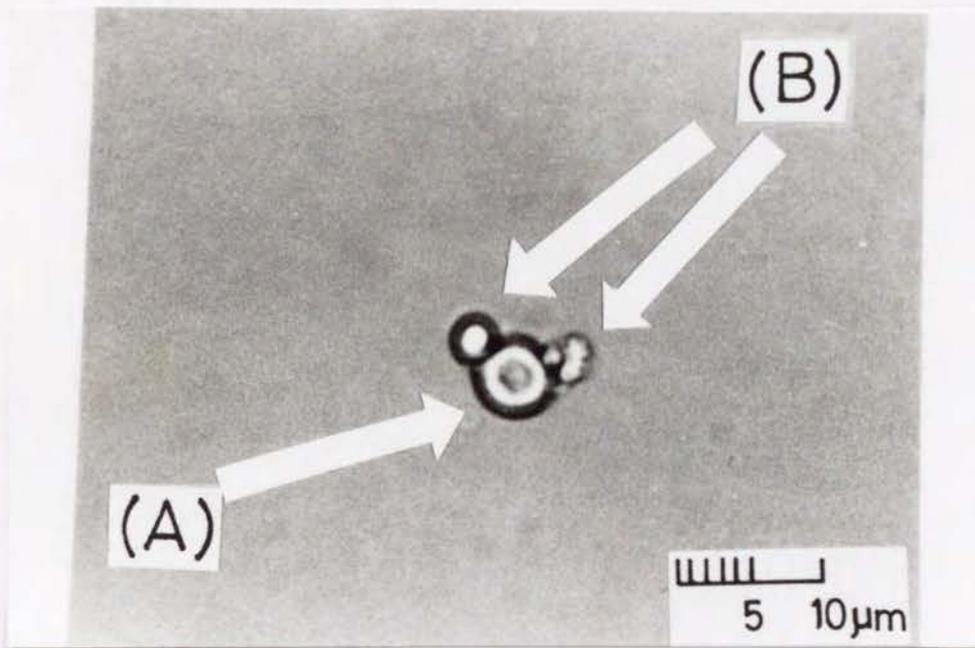


Plate I. An example of a zoospore adsorbed to suspended particles.  
 A; Zoospore. B; Kaolinite.

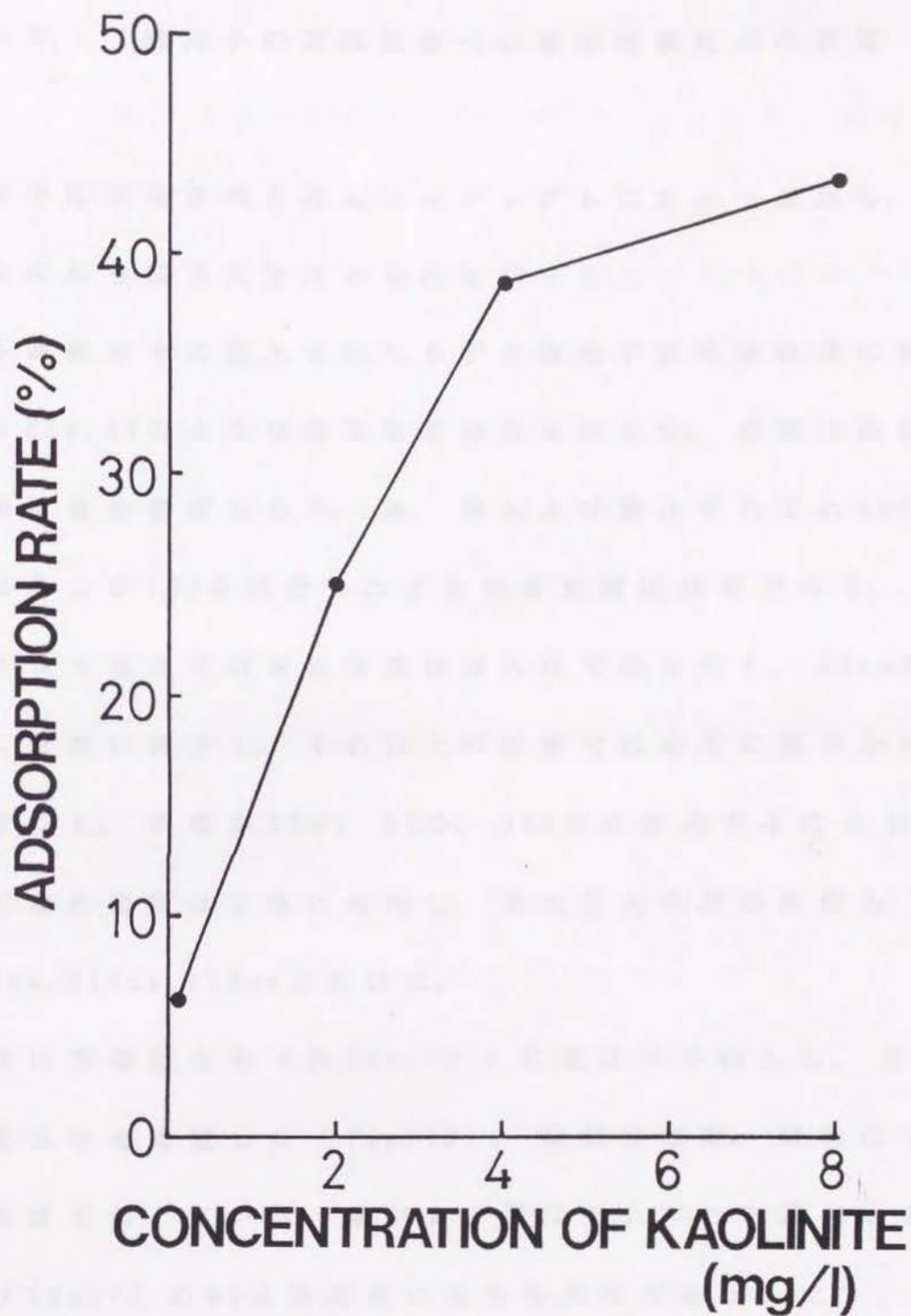


Fig.16. Adsorption rate versus concentration of kaolinite.  
 Adsorption rate (Ar) was calculated by the following formula  
 $Ar(\%) = \frac{Za}{(Za + Zb)} \times 100$ , where  $Za$  is the number of  
 zoospore (*Undaria pinnatifida*) adsorbed by kaolinite.  $Zb$  is  
 the number of zoospore alone.

#### 4 - 2. 遊走子の遊泳距離への海中懸濁粒子の影響

海中に放出された遊走子はランダムな方向へ遊泳し、その広がりには方向性はみられなかった。

ろ過海水中に投入されたカジメ遊走子は時間経過に伴って Fig. 17 のような着生密度分布を示した。横軸は距離、縦軸は着生密度である。▲、● および ■ はそれぞれ 30 分、60 分 および 180 分経過したときの着生密度分布である。

カジメ遊走子の着生密度は投入点で最も多く、25cm までに急激に減少し、それ以上の距離では非常に緩やかに減少した。時間が 30 分、60 分、180 分と経過するにともなうて着生密度は全体に増加し、また最大の遊泳距離も 230cm, 310cm, 350cm と延びた。

次に懸濁海水中（約 20mg/ℓ）に遊走子を投入し、着生密度分布を比較した（Fig. 18）。横軸は距離、縦軸は着生密度を示している。● および ■ はそれぞれろ過海水および 20mg/ℓ の 60 分経過後の着生密度分布を示した。

先のろ過海水中の場合に対して懸濁海水中の着生密度は、投入点で最も多く、25cm までに急激に、その後は緩やかに減少した。この密度分布はろ過海水中での広がり

の形態に類似していた。しかし、全体に着生密度が低下し、特に最大の遊泳距離が240cmと減少しており、極端な広がりへの抑制がみられた。

この遊泳距離の減少を詳しく知るために種々の粒子濃度で遊走子の広がりを見るとFig.19aのようであった。横軸は濁り濃度、縦軸は遊走子の最大遊泳距離である。

遊走子の最大遊泳距離は、ろ過海水中で310cm、20mg/ℓで240cm、55mg/ℓで180cmであり、濁り濃度の増加に従ってほぼ直線的に減少した。

この現象はワカメ遊走子の場合でも同様にみられた(Fig.19b)。ワカメ遊走子の最大の遊泳距離は、ろ過海水中で140cmまでであったが、20mg/ℓの濃度で75cmとなり、60mg/ℓではわずか10cmであった。

遊走子の最大遊泳距離(Y)と懸濁粒子量(X)の関係を式に表すとカジメで $Y = -2.21X + 290.4$  ( $r = -0.93$ ), ワカメで $Y = -2.1X + 125.9$  ( $r = -0.95$ )であった。

すなわち遊走子の水平方向の遊泳は、海中に懸濁する粒子によって阻害され、最大遊泳距離が濁り濃度の増加に反比例した。またワカメ遊走子の方がカジメに比べて大きな影響を受けていた。

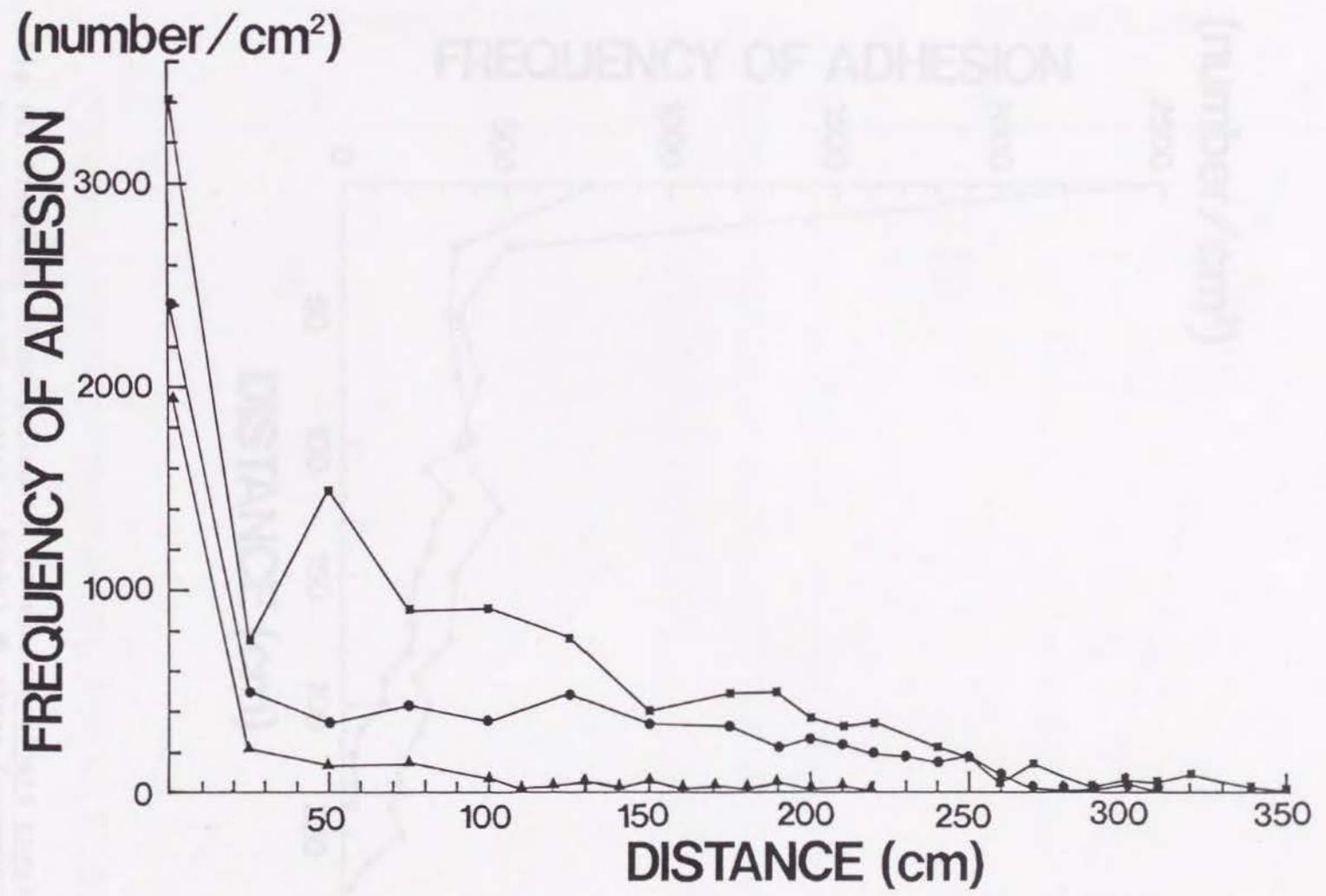


Fig.17. Frequency distributions of zoospore(*Ecklonia cava*) spread by swimming in filtered sea water. Symbols ▲, ● and ■ show the lapsed time of 30, 60 and 180 minute, respectively.

(number/cm<sup>2</sup>)

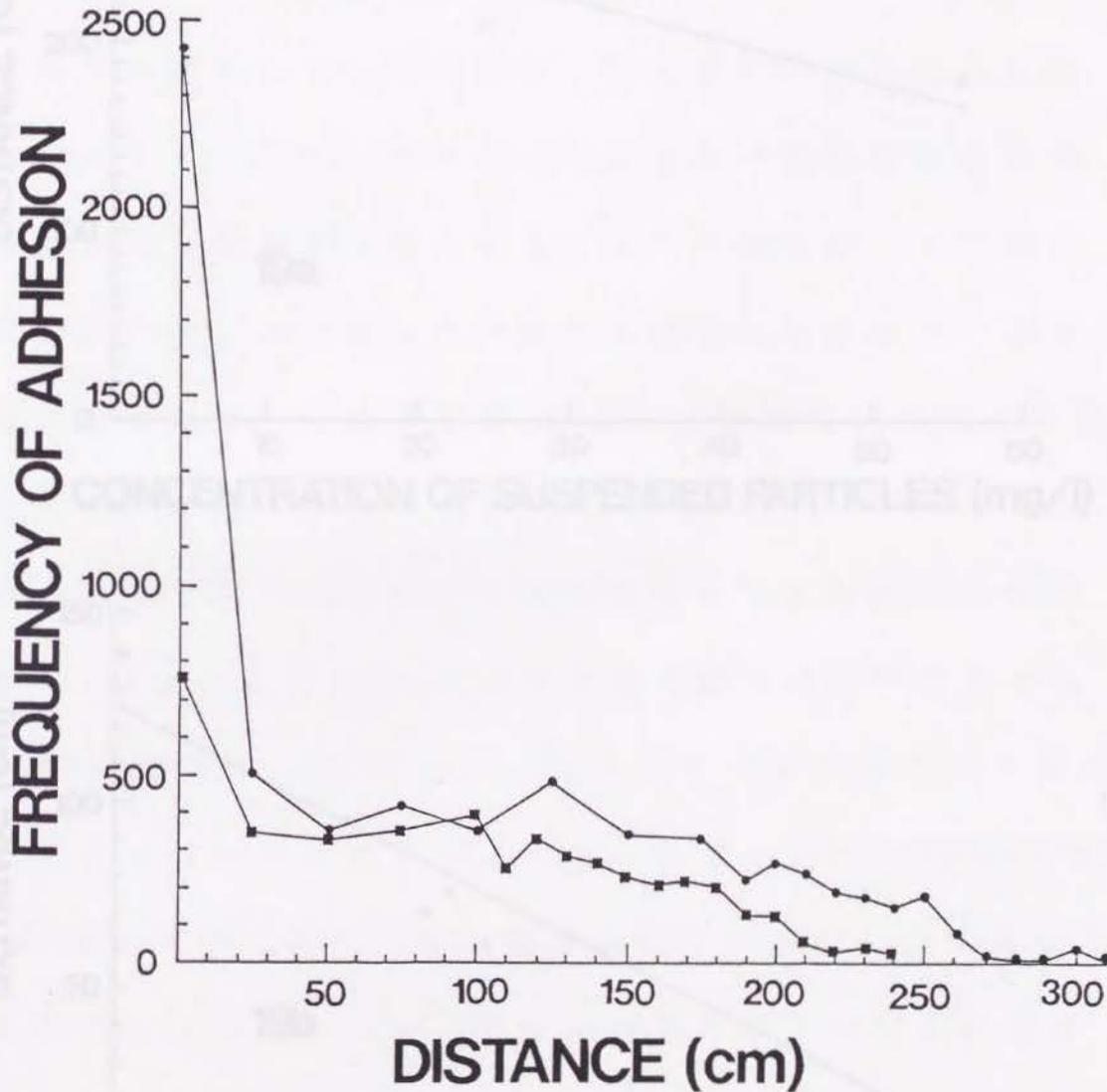


Fig.18. Frequency distributions of zoospore(*Ecklonia cava*) spread by swimming for 60 minutes. Symbol ● shows frequency of zoospore adhesion in filtered sea water, and ▲ that in the sea water suspended kaolinite (20mg/l).

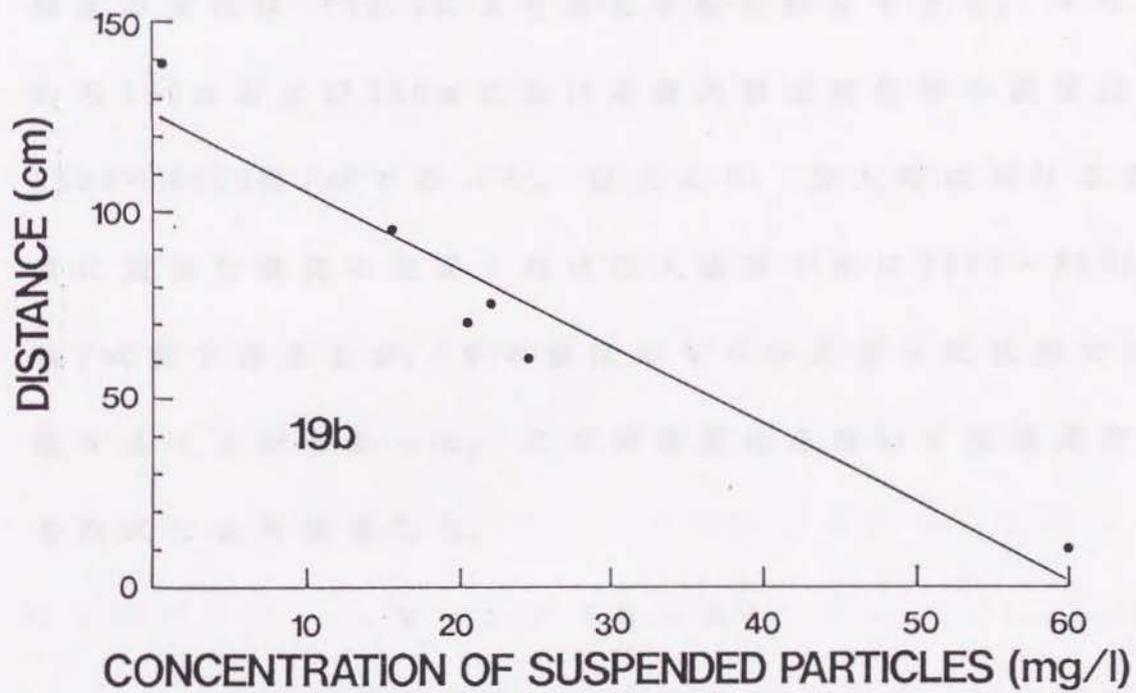
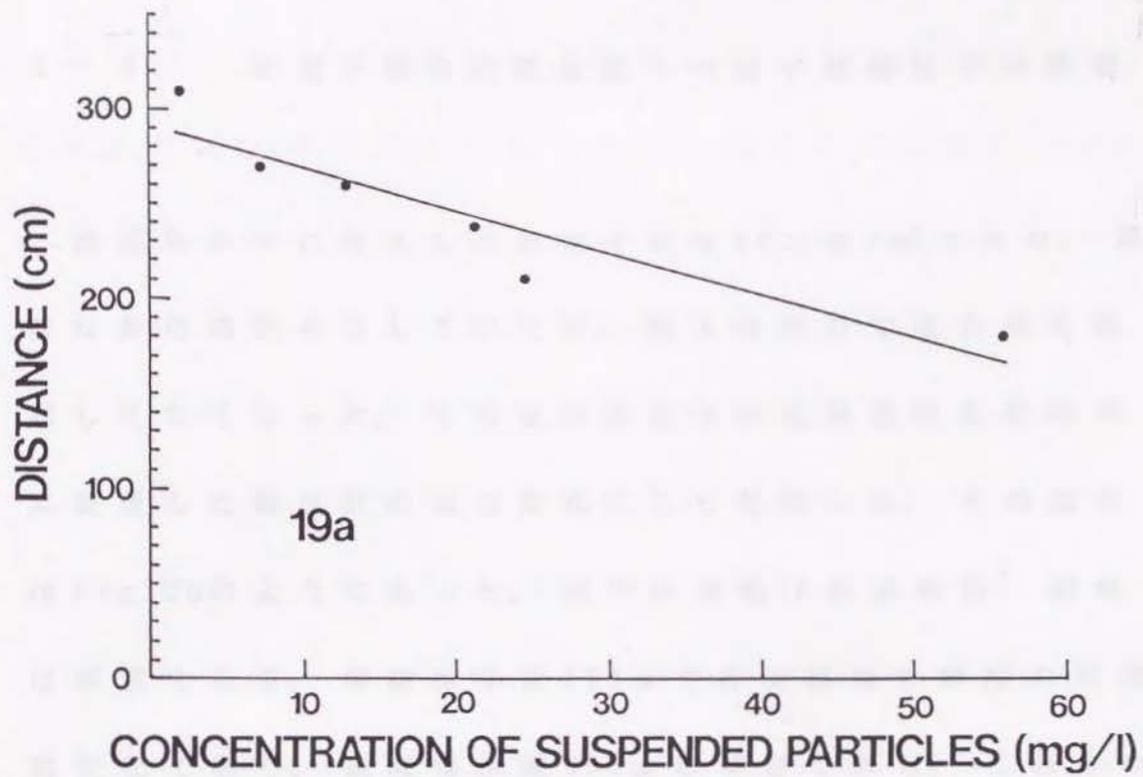


Fig. 19. Relationships between concentration of kaolinite and the longest distance spread by swimming.  
Upper; *Ecklonia cava*. Lower; *Undaria pinnatifida*.

#### 4 - 3. 遊走子液の沈降速度への海中懸濁粒子の影響

濾過海水中に投入した遊走子液は50万個/mlであり、顕著な黄白濁色を呈していたが、投入後数分で黄白濁を視認しえなくなった。その後の遊走子の沈降過程を沈降筒に設置した輝度計の出力変化により把握した。その結果はFig. 20のようであった。図中の横軸は経過時間、縦軸は輝度である。実線は水深100cmでの沈降筒の輝度の時間的变化であり、破線は水深150cmの場合である。これらの輝度の変化はFig. 7により遊走子数に換算できる。すなわち100cmおよび150cmにおける最大輝度変化時の濃度は2500~3500個/mlであった。以上より、投入時における非常に濃密な濃度の遊走子液は投入後速やかに2500~3500個/mlまで薄まるが、その後はかなりかたまった状態で移動することがわかった。この輝度変化を用いて沈降速度を次式により算出した。

$$V = L / (B - A)$$

ここで、 $V$ は遊走子液の沈降速度(cm/min)、 $L$ は輝度計の間隔(cm)、 $A$ は水深100cmの輝度変化において半値幅の midpoint (図中、最大輝度変化  $H$  の  $1/2$  値の2点  $l$ ,  $m$  を結

ぶ線分の midpoint O) の通過する時間 (min)、B は水深 150 cm の輝度変化において半値幅の midpoint の通過する時間 (min) である。以上より求めた沈降速度は 0.65 ~ 0.90 cm/min であった。次に沈降速度は鞭毛の有無で変わると考え、鞭毛を有する場合と鞭毛を有しない場合の沈降速度を測定した。その結果、鞭毛を有する場合には約 0.85 cm/min、有しない場合には約 0.65 cm/min であった。

次に沈降筒内に懸濁海水を溜め、輝度を測定すると 10 時間経過後においても輝度の変化は全く見られなかった。このことは懸濁粒子の沈降速度が非常に遅いことを意味している。

懸濁海水中における遊走子液の沈降速度は濾過海水中の場合とは顕著に異なった。Fig. 21a および 21b は懸濁海水中に遊走子を沈降させたときの輝度の時間的变化を示したものである。Fig. 21a は粒子濃度 0.5 mg/l、Fig. 21b は 2 mg/l の場合である。図中の横軸は経過時間、縦軸は輝度の相対値であり、実線と破線はそれぞれ 100 cm および 150 cm での輝度の経時的变化である。懸濁海水中においては沈降する遊走子の分布のばらつきは大きく、そのばらつきは濃度が増すとさらに増大した。上式を用いて沈降

速度を求めると  $0.5\text{mg}/\ell$  で  $0.50\sim 0.54\text{cm}/\text{min}$ 、 $2\text{mg}/\ell$  で  $0.32\sim 0.52\text{cm}/\text{min}$ であった。このことをさらに詳しく知るために懸濁海水の濃度別に遊走子液の沈降速度を測定した。結果は Fig.22 のようであった。横軸は粒子濃度、縦軸は遊走子液の沈降速度である。沈降速度は濾過海水で最も速く粒子濃度の増加に伴って減少するが、その限界は  $1\text{mg}/\ell$  までの濃度であってそれ以上の濃度ではほとんど変化しないことがわかった。 $1\text{mg}/\ell$  未満においては両者には明らかな相関関係が見いだされた。両者の関係は、

$$Y = -0.26 \ln X + 0.37 \quad (r = -0.85)$$

であった。ここで、 $Y$  は沈降速度、 $X$  は粒子濃度である。

懸濁海水中において遊走子液の沈降速度が減少する原因は、吸着によって沈降に対する抵抗が増大したためと考えられる。

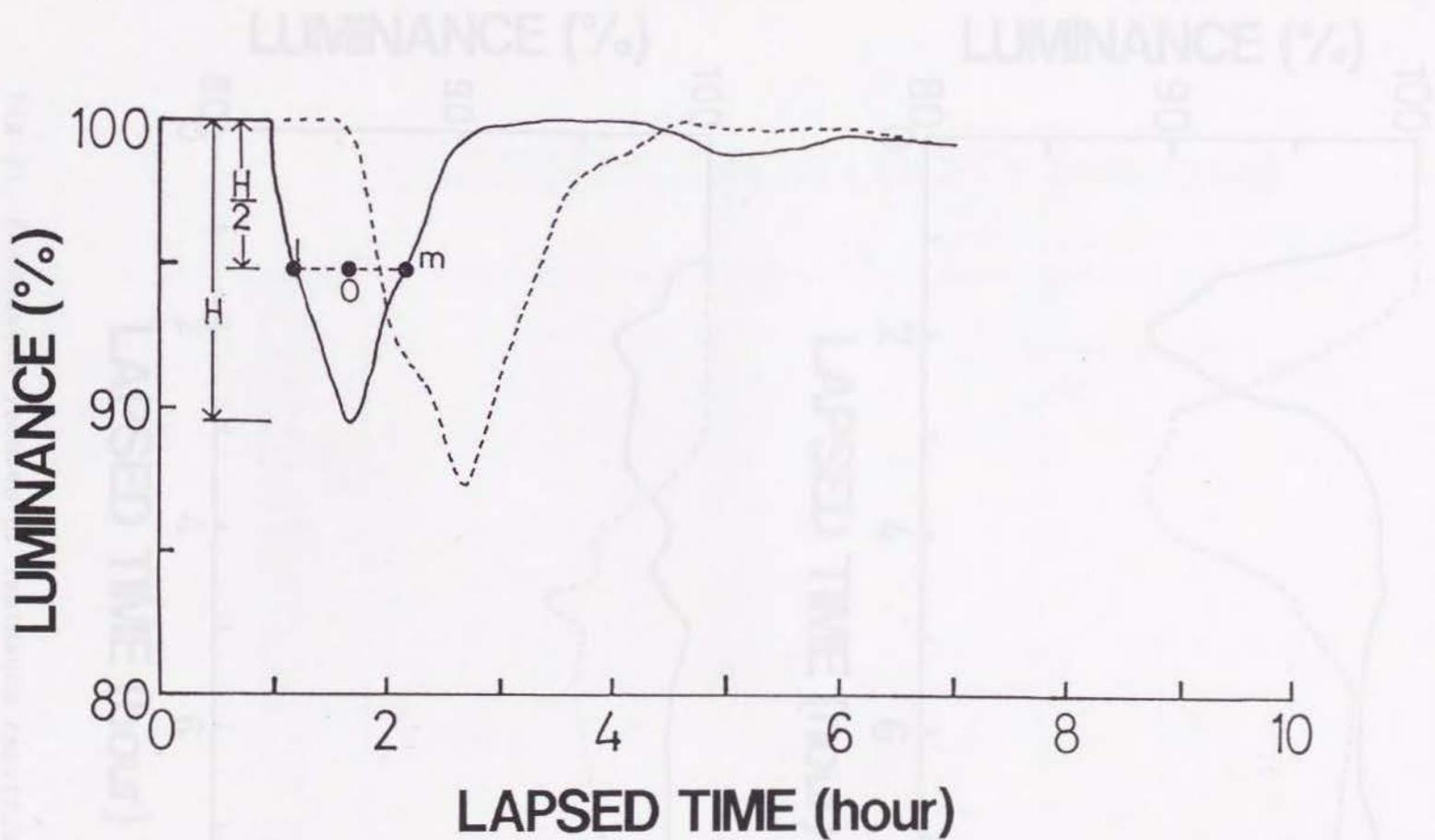


Fig.20. Continuous records of luminance resulting from sedimentation of zoospore (*Undaria pinnatifida*) in filtered sea water. A solid line for the records of luminance at a 100cm of sedimentation pipe, and a dashed line for those at a 150cm of it.

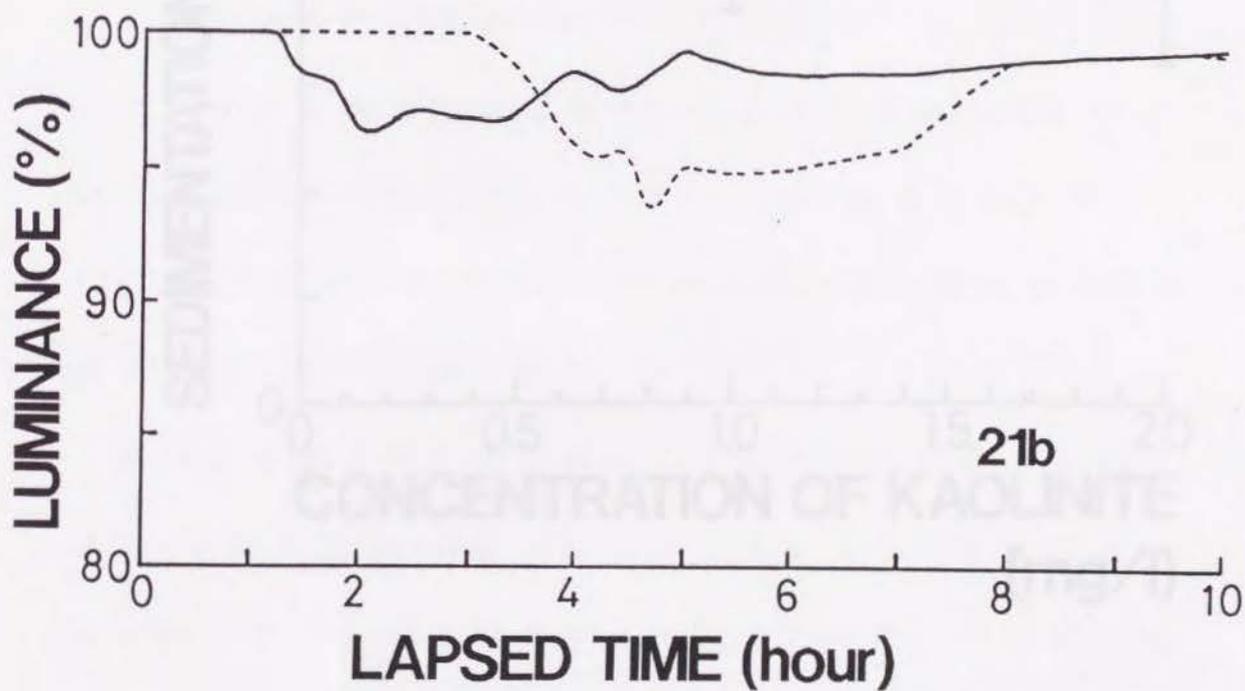
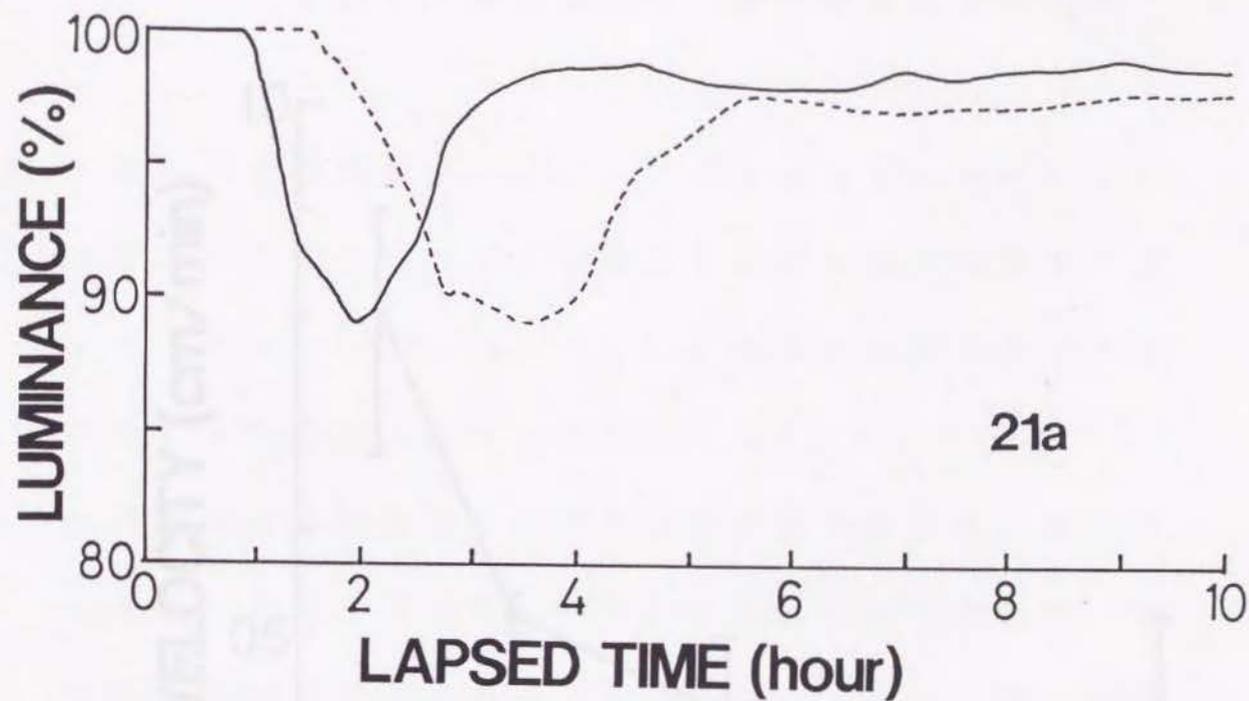


Fig. 21. Continuous records of luminance resulting from sedimentation of zoospore (*Undaria pinnatifida*) in water of suspended kaolinite. Upper; 0.5mg/l. Lower; 2mg/l. A solid line shows values at a 100cm of sedimentation pipe, and a dashed line those at a 150cm of it.

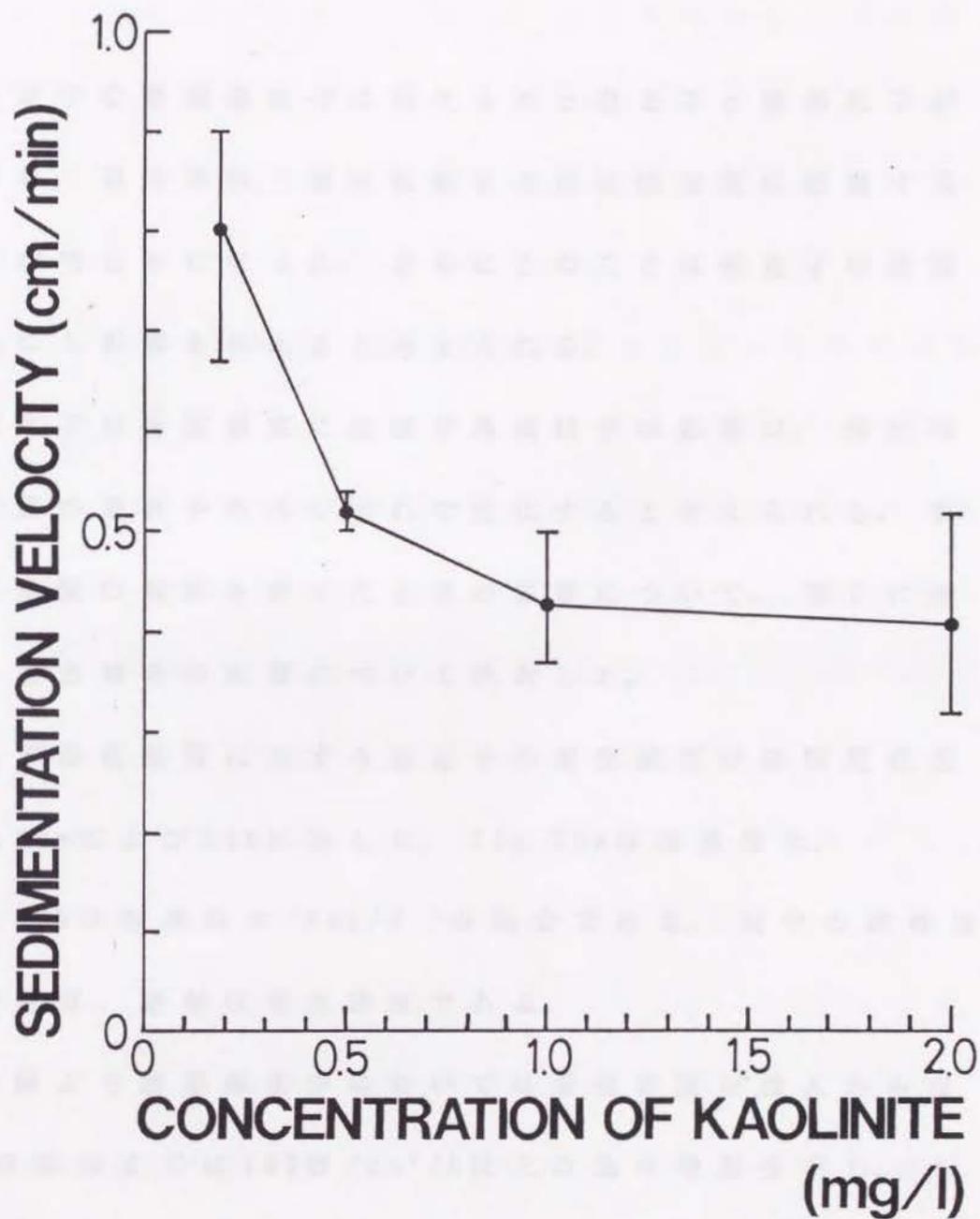


Fig. 22. Relation between concentration of kaolinite and sedimentation velocity of zoospores (*Undaria pinnatifida*). A symbol ● shows mean value of sedimentation velocity. Bars represent the ranges.

#### 4 - 4. 遊走子の基質着生への海中懸濁粒子の影響

遊走子を懸濁海水中に投入すると遊走子と懸濁粒子が吸着し、遊泳時間、遊泳距離および沈降速度に影響することが明らかになった。さらにこのことは遊走子の基質着生にも影響を与えると考えられる。

遊走子の基質着生に及ぼす懸濁粒子の影響は、着生時の基質の傾斜や海水の流れで変化すると考えられる。第1に基質の傾斜を変えたときの影響について、第2に流れのある場合の影響について検討した。

まず垂直基質に対する遊走子の着生密度の経時変化を Fig. 23a および 23b に示した。Fig. 23a は濾過海水、Fig. 23b は懸濁海水 ( $6\text{mg}/\ell$ ) の場合である。図中の横軸は経過時間、縦軸は着生密度である。

同図より濾過海水中においては着生密度が投入からほぼ4時間後までは  $100\text{個}/\text{cm}^2/\text{h}$  以上の急な増加を示し、その後約  $40\text{個}/\text{cm}^2/\text{h}$  の緩やかな増加にかわり、12時間以後はほとんど変化がなくなった。これに対し、 $6\text{mg}/\ell$  の懸濁海水中では  $100\text{個}/\text{cm}^2/\text{h}$  以上の急な増加を続ける時間が約2時間に短縮された。その後は濾過海水中とほぼ同様な

経過を示した。

このことをさらに詳しく知るために懸濁海水の濃度別の着生密度を比較した。結果はFig. 24のようであった。図中の横軸は経過時間、縦軸は着生密度であり、●、■、○および△はそれぞれ濾過海水、3mg/ℓ、6mg/ℓおよび12mg/ℓの場合である。粒子濃度の増加に伴って先の特徴はより顕著に現れた。すなわち着生密度が1時間あたり100個/cm<sup>2</sup>以上の急な増加を示す時間は、濾過海水中で約4時間であったのに対し、3mg/ℓまではほとんど変化なく、6mg/ℓで約2時間、12mg/ℓでは約1時間となり、粒子濃度の増加に伴って短縮した。さらに、12時間後の着生密度は濾過海水中を100%とすると3mg/ℓで94%、6mg/ℓで67%、12mg/ℓで49%となり、粒子濃度の増加とともに減少した。

つぎに基質を水平、45°および垂直の状態とすると、着生密度の違いはFig. 25のようであった。図中の横軸は基質傾斜の角度、縦軸は着生密度の相対値である。○、●、▲および■はそれぞれろ過海水、10mg/ℓ、20mg/ℓおよび50mg/ℓの懸濁粒子濃度の場合である。

ろ過海水中での水平基質の着生密度を100%とすると

45° で約65%、垂直で31.5%となり、基質の傾斜に対してほぼ直線的に減少した。

これに対し懸濁海水中ではどの角度の基質であっても、同じ様な傾向で着生数が減少した。懸濁粒子濃度の増加にともない、次第に基質の傾斜による違いが少なくなった。また垂直の場合は20mg/ℓ以上の濁りに対して、あまり変化がみられなかった。

第2に流れのある場合の遊走子の基質着生について、Fig. 26に遊走子の着生密度と流速との関連を示した。

ろ過海水中での遊走子の着生密度、は流れのないときで平均750個/cm<sup>2</sup>であったが、流速の増大にともなって増加し、約3cm/secで平均1600個/cm<sup>2</sup>の極大を示した。さらに流速が早くなると着生密度は急激に減少し、25cm/sec以上でほとんど0となった。

すなわち遊走子の基質着生は約2~3cm/secのわずかな流速のあるとき最も多く、25cm/sec以上の流速ではほとんど着生が不可能となることが分かった。

これに対し、種々の濃度の懸濁海水の場合をFig. 27に示した。20mg/ℓの濃度の懸濁海水中での着生密度は、流れのないときに250個/cm<sup>2</sup>、3cm/secで750個/cm<sup>2</sup>の極大

を示し、それ以上では急激に減少し、約12cm/secでほとんど着生できなかつた。

さらに懸濁粒子濃度を30mg/ℓ, 70mg/ℓと増加させるとどの流速においても着生密度は概ね100個/cm<sup>2</sup>以下となり、ろ過海水などでみられた2~3cm/secでの極大も消失した。

以上のことより、ワカメ遊走子の着生密度は流速2~3cm/secで極大を示し、この極大は30mg/ℓ以上の濃度の懸濁海水中で消失すること、また遊走子が基質に着生できる流速は、濁り濃度の増加で低下することが分かつた。

以上のことより遊走子の基質着生は懸濁粒子との吸着によって阻害されるばかりでなく、基質の傾斜や流速にも大きく影響されることがわかつた。

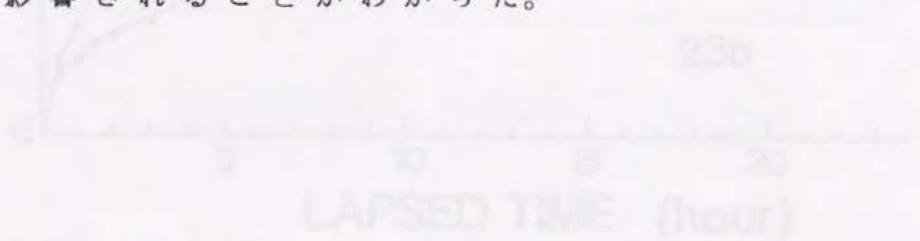


Fig. 12. Relationship of the quantity of zooplankton (Diatoms) attached to the substrate. Upper figure is for water. Lower figure is for seawater.

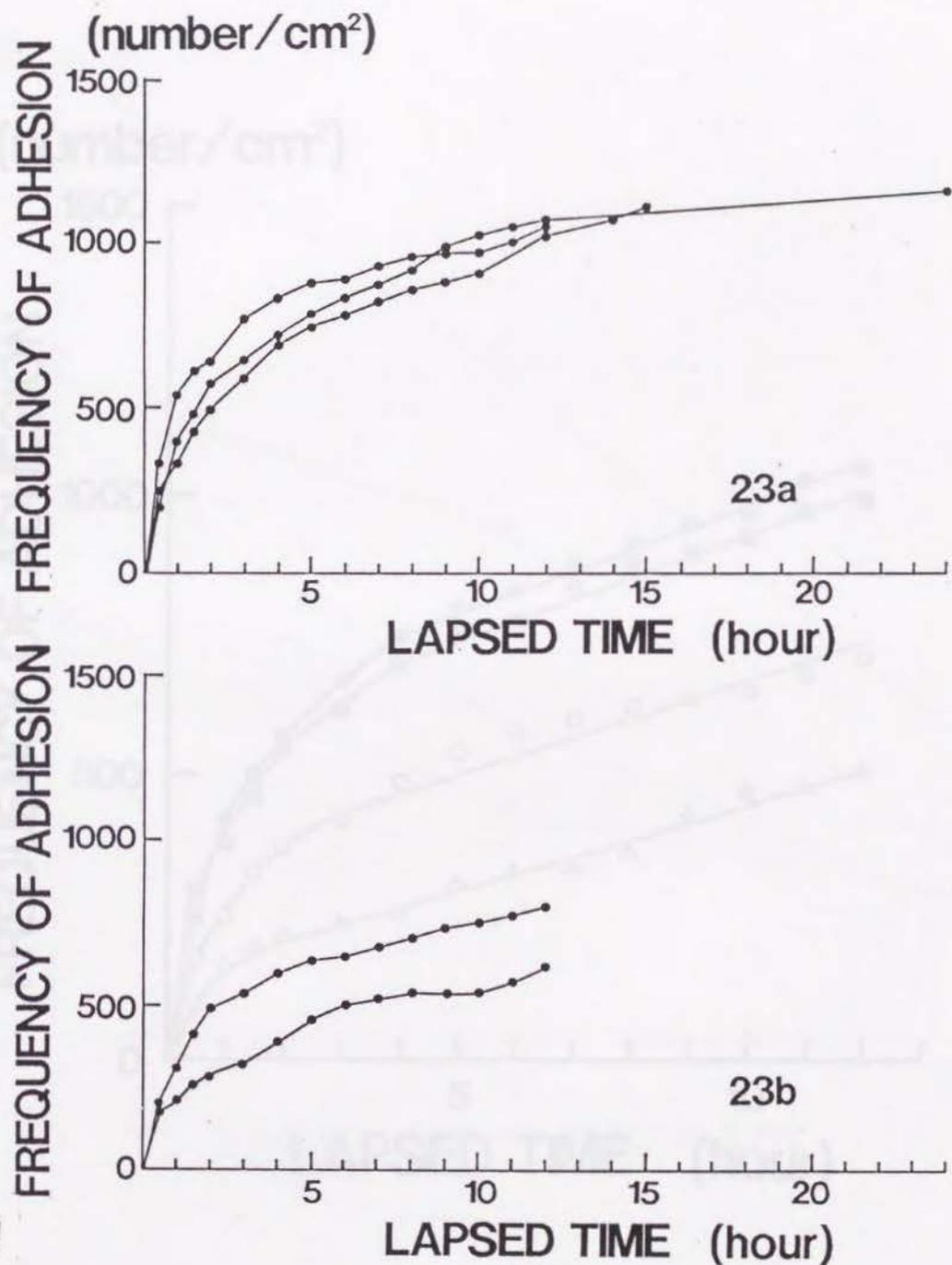


Fig.23. Variations of the frequency of zoospores (*Ecklonia cava*) adhered on the substrata.

Upper; filtered sea water. Lower; 6mg/l kaolinite water.

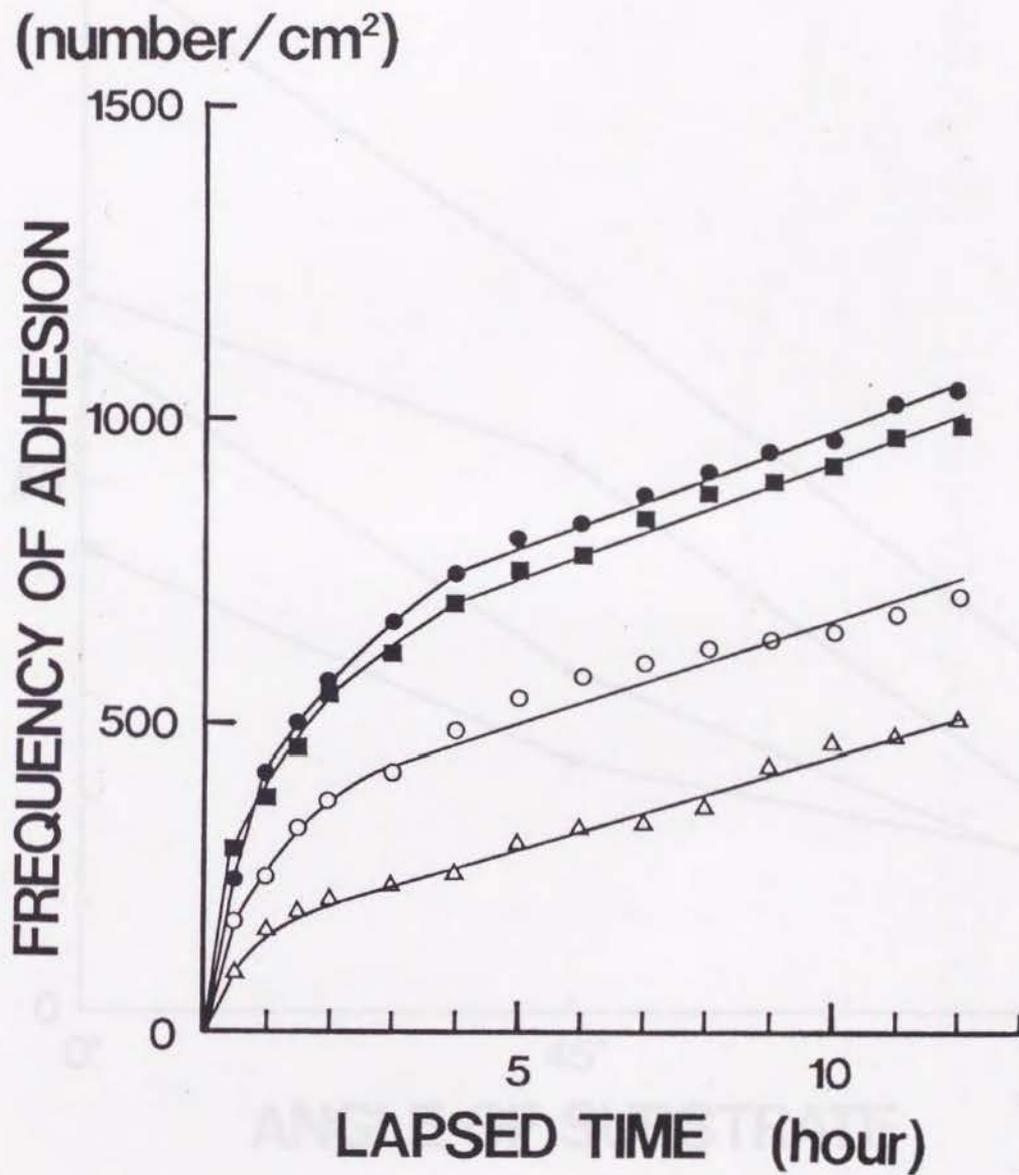


Fig.24. Variations of the frequency of zoospores (*Ecklonia cava*) adhered on the substrata in filtered sea water and in water suspended kaolinite. Symbols ●, ■, ○ and △ show the frequency of zoospore adhered on the substrata in filtered sea water and those in the sea water suspended 3mg/l, 6mg/l and 12mg/l kaolinite water, respectively.

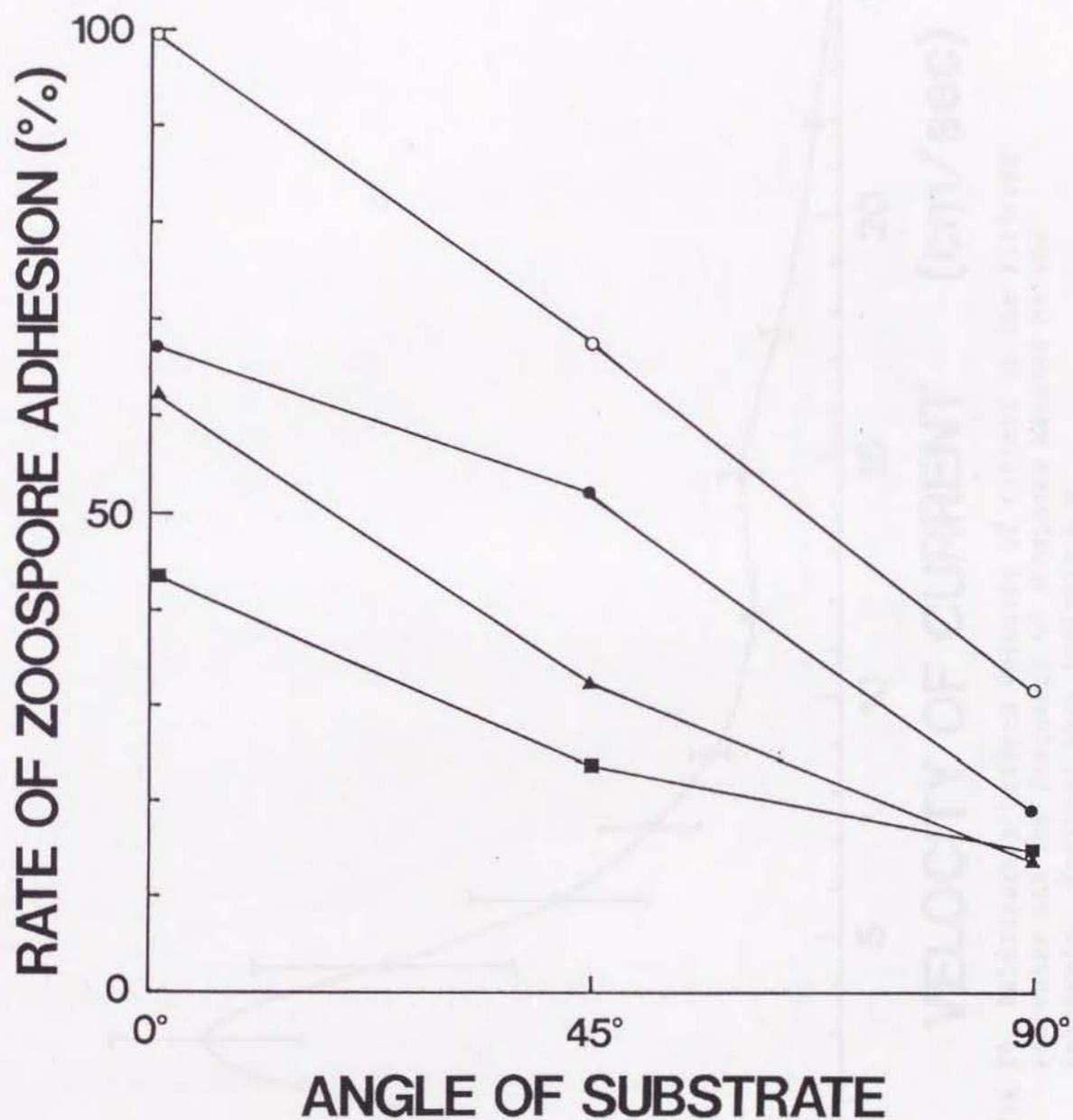


Fig.25. Relationships between different angles of the substrata and the frequency of zoospores adhered on the substrata. Symbols ○, ●, ▲ and ■ show the frequency of zoospore adhered on the substrata in the filtered sea water and those in the sea water suspended 10mg/l, 20mg/l and 50mg/l kaolinite, respectively.

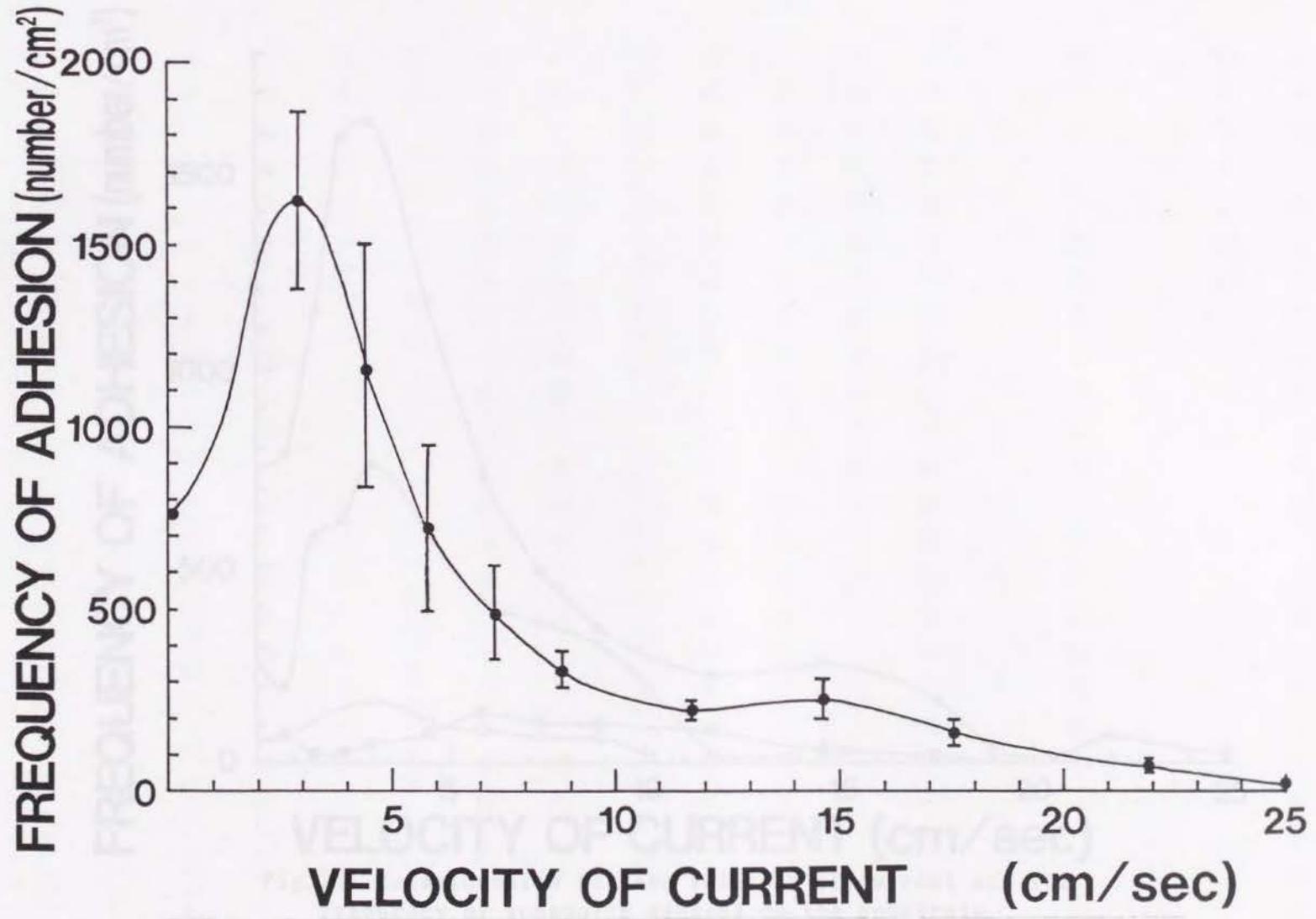


Fig.26. Relationship between velocity of current in the filtered sea water and the frequency of zoospores adhered on the substrata. Vertical bars indicate S.D.

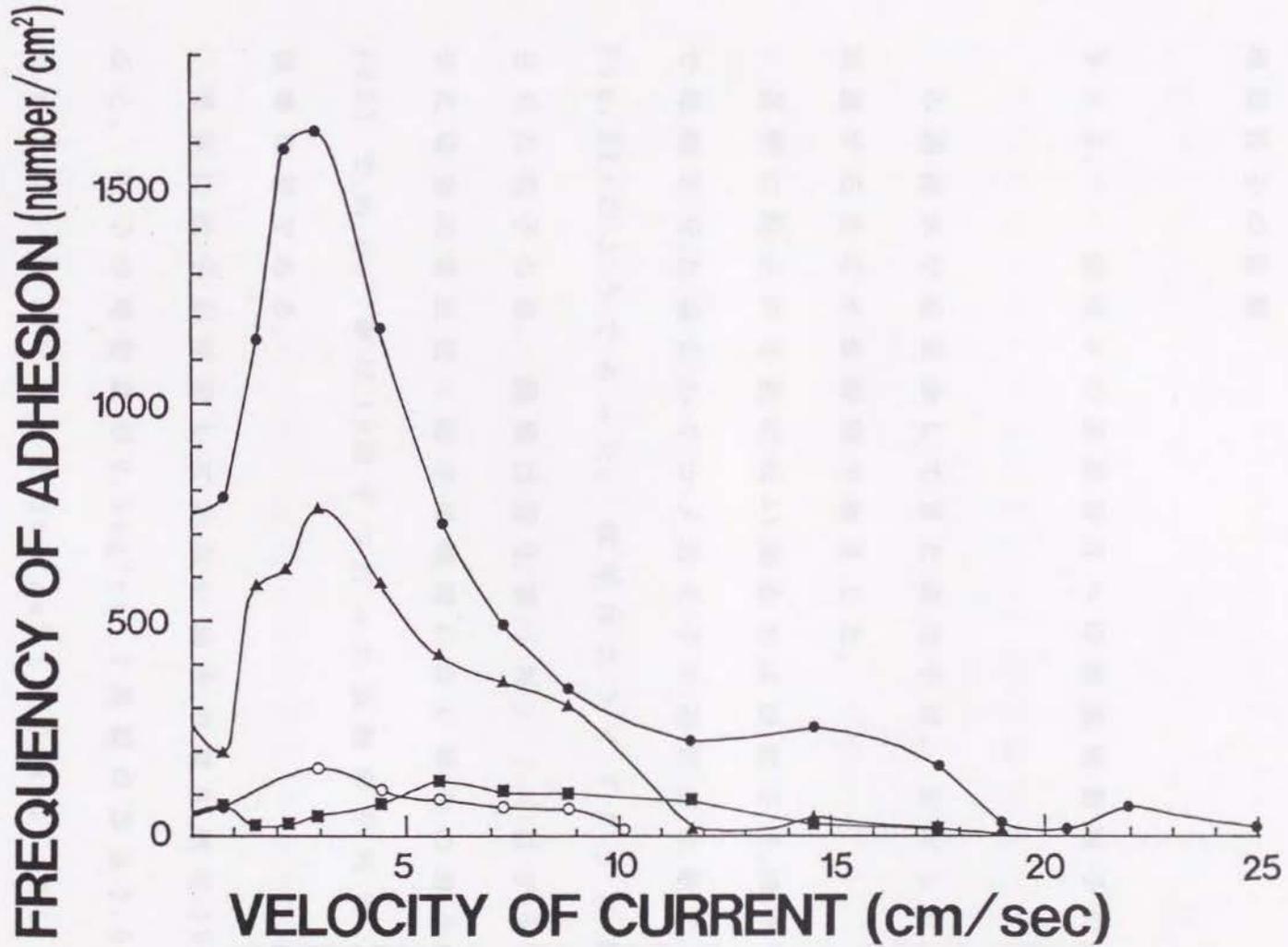


Fig.27. Relationships between velocity of current and the frequency of zoospores adhered on the substrata. Symbols ●, ▲, ■ and ○ indicate the frequency of zoospore adhered on the substrata in the filtered sea water and those in 20mg/l, 30mg/l and 70mg/l kaolinite water, respectively.

## 第5章 遊走子の着生と生長、生残および成熟への海底堆積粒子の影響

### 5-1. 遊走子の基質着生への海底堆積粒子の影響

ろ過海水中を遊泳してきた遊走子は、安定した基質に到達するとごく短時間で着生した。

基質に粒子の堆積のない場合および粒子を種々の厚さで堆積させた場合のワカメ遊走子の基質着生数の変化は Fig. 28a のようであった。横軸はスライドガラス上へ堆積させた粒子の量、縦軸は着生率(%) [(粒子を堆積させた場合の着生数 ÷ 粒子の堆積のない場合の着生数) × 100] である。●は10回ずつ行った実験の平均値、縦線は標準偏差である。

基質に粒子が堆積していない場合の着生数を100%とすると、粒子の堆積量が $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$  (堆積の厚さ $0.008\text{mm}$ )ですでに51%となり、 $2.2\text{mg}/\text{cm}^2$  ( $0.033\text{mm}$ )で1.8%とほぼ指数関数的に減少した。また $3.0\text{mg}/\text{cm}^2$  ( $0.048\text{mm}$ )積もっただけで着生不可能となることがわかった。

遊走子の着生率と粒子の堆積量との関係は次のようで

あった。

$$I_{ru} = 100 \exp(-1.47q)$$

ここで、 $I_{ru}$ はワカメ遊走子の着生率(%)、 $q$ は粒子の堆積量( $\text{mg}/\text{cm}^2$ )である。

次にカジメ遊走子の場合についての結果をFig.28bに示した。

基質に粒子が堆積していない場合の着生数を100%とすると、 $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$ で23%、 $1.0\text{mg}/\text{cm}^2$ で6%となり、 $3.0\text{mg}/\text{cm}^2$ では皆無となった。上記の関係を式で示すと次のようであった。

$$I_{re} = 100 \exp(-2.98q)$$

ここで  $I_{re}$ はカジメ遊走子の着生率(%)、 $q$ は粒子の堆積量( $\text{mg}/\text{cm}^2$ )である。

以上よりワカメ、カジメとも基質着生への堆積粒子の影響はほとんど同じ傾向を示すことがわかった。

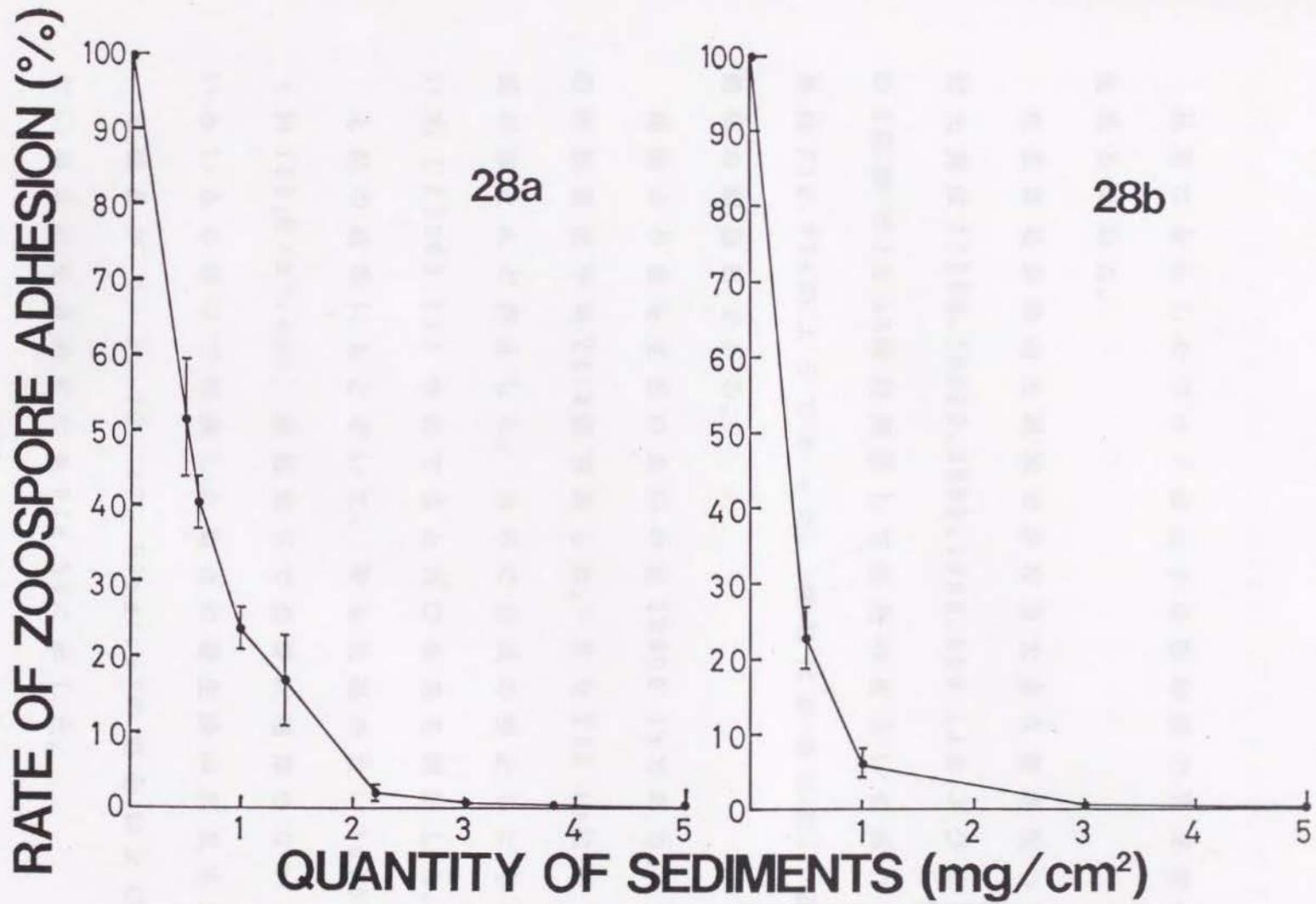


Fig. 28. Relationships between quantity of sediments and the rate of zoospore adhesion. Left; *Undaria pinnatifida*. Right; *Ecklonia cava*. Symbol ● represents the mean value of every 10 times of experiments. Vertical bars show S.D.

## 5 - 2. 配偶体の生長への海底堆積粒子の影響

基質に着生したワカメ遊走子は数時間で発芽管を出し生長を始めた。

生長は培養時の光環境でかなり大きな差を生じた。照射光照度17000、10000、3000、1000、600 lxおよび暗黒状態の6段階で1日12時間照射して生長の度合いを調べた。結果はFig. 29aのようであった。横軸は経過日数、縦軸は配偶体の細胞数である。

同図より最も生長の良いのは10000 lxであり、12日後の細胞数は平均24.8個であった。また600 lx以下では生長がほとんど停止した。さらに生長の停止したものに強い光(10000 lx)をあてると再び生長を開始した。

上記の結果にもとずいて、最も生長の良い10000 lx (約 $160 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{sec}$ ) 照射光下で基質に堆積のない場合と、いろいろの厚さで堆積した場合の着生後の生長を調べた。

堆積量が1, 5, 10, 30, 50 $\text{mg}/\text{cm}^2$ の場合および堆積のない場合の生長の変化をFig. 30に示した。

横軸は経過日数、縦軸は配偶体の細胞数である。図中縦線は標準偏差である。

同図より粒子の堆積のない場合の12日後の細胞数を100%とすると $1\text{mg}/\text{cm}^2$  ( $0.015\text{mm}$ )の粒子が配偶体上を覆っただけで約2/5に減少し、さらに $10\text{mg}/\text{cm}^2$  ( $0.15\text{mm}$ )では生長が完全に停止した。

次にカジメについて同様の実験を行った結果、最も生長の良い照射光照度は $10000\text{ lx}$ であり、そのときの12日後の細胞数は平均15.4個 (Fig. 29b)であった。また遊走子上に粒子が薄く堆積した場合の生長への影響はワカメの場合とほとんど差がなかった。

以上のように基質に着生した遊走子の上に極薄く粒子が覆っただけで生長が大きく阻害されることが明らかになった。

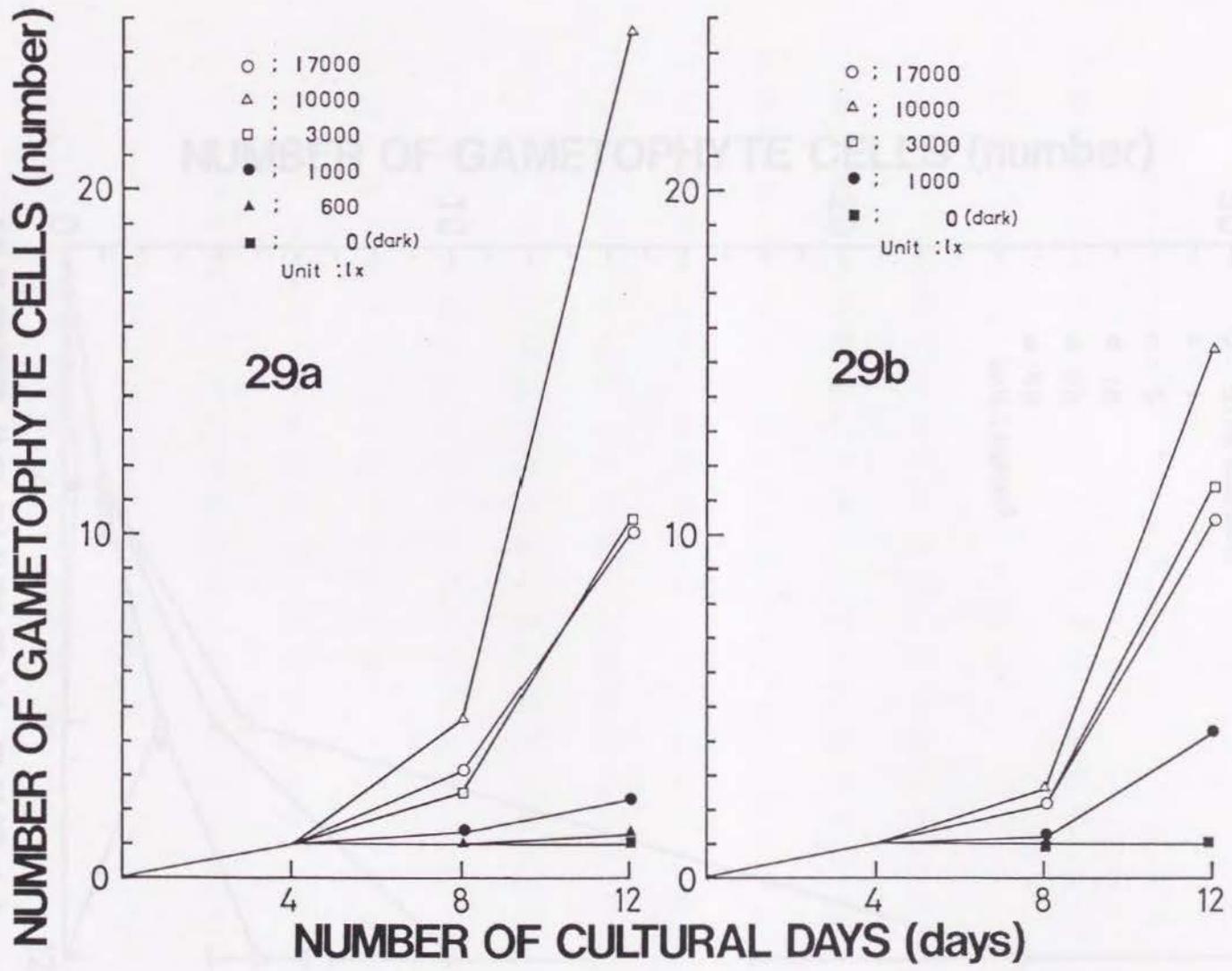


Fig.29. The number of gametophyte cells developed under the conditions of various light intensities in the culture for 12 days. Left; *Undaria pinnatifida*. Right; *Ecklonia cava*.

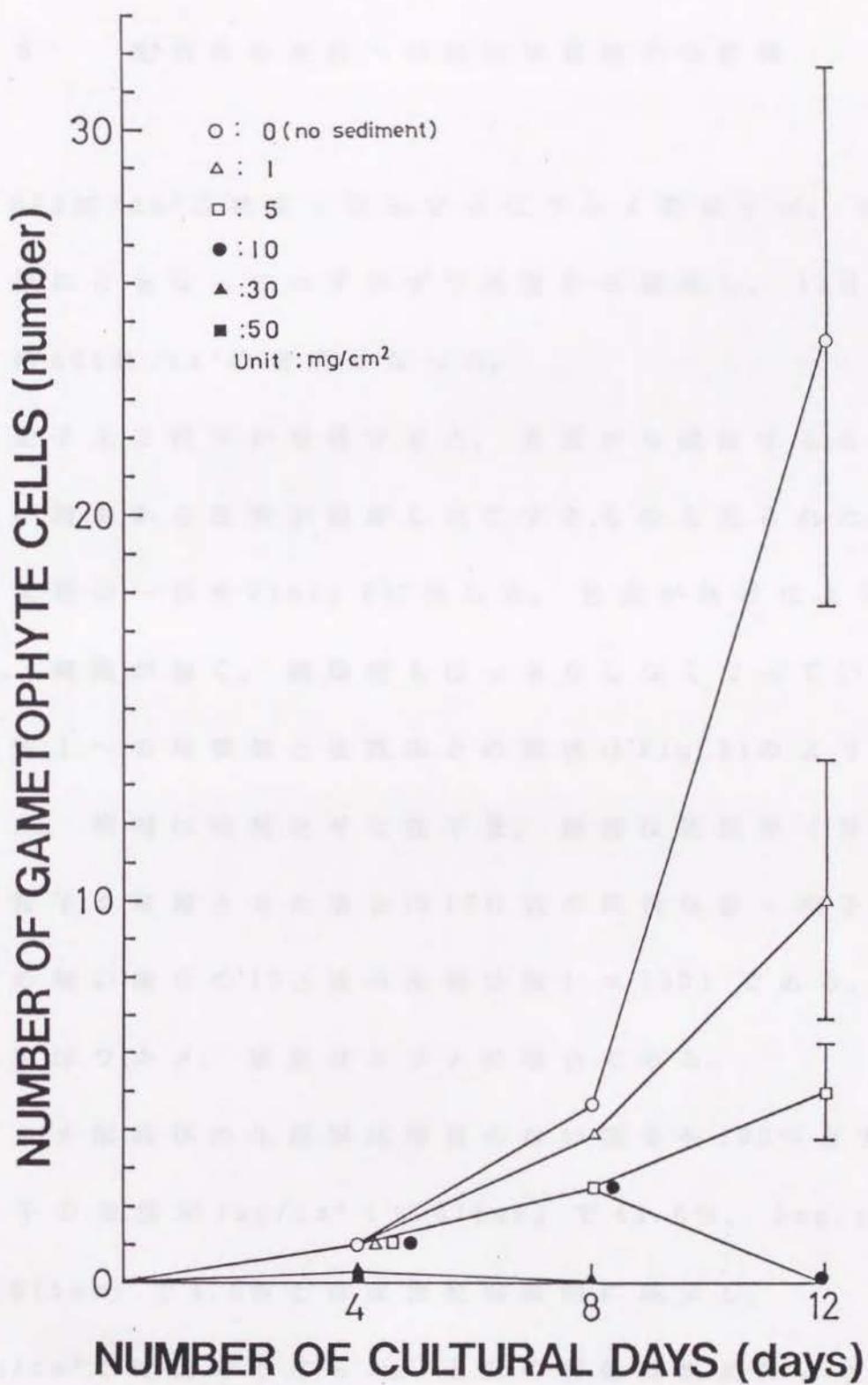


Fig. 30. The number of gametophyte cells developed under the conditions of various quantity of sediments. Vertical bars denote for S.D.

### 5 - 3. 配偶体の生残への海底堆積粒子の影響

約 600 個/cm<sup>2</sup>の密度で着生させたワカメ遊走子は、日時の経過にともなわずかずつ基質から脱落し、12日後には約 400 個/cm<sup>2</sup>の密度になった。

遊走子上に粒子が堆積すると、基質から脱落するものの他に細胞から色素が脱却し死亡するものも見られた。死亡状態の一例を Plate II に示した。色素が抜けたようになり、細胞が細く、細胞壁もはっきりしなくなっている。

基質上への堆積量と生残率との関係は Fig. 31 のようであった。横軸は堆積させた粒子量、縦軸は生残率 (%) [ ( 粒子を堆積させた場合の 12 日後の配偶体数 ÷ 粒子の体積の無い場合の 12 日後の配偶体数 ) × 100 ] である。図中実線はワカメ、破線はカジメの場合である。

ワカメ配偶体の生残率は堆積のない場合を 100% とすると粒子の堆積が 1mg/cm<sup>2</sup> ( 0.015mm ) で 43.6%、5mg/cm<sup>2</sup> ( 0.075mm ) で 4.0% とほぼ指数関数的に減少し、10mg/cm<sup>2</sup> では皆無となった。上記の関係は次式のように表される。

$$S_r = 100 \exp(-0.74q)$$

ここで  $S_r$  は生残率 ( % )、  $q$  は堆積した粒子量 ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ) である。

次にカジメ配偶体の生残率は堆積のない場合を 100% とすると  $1\text{mg}/\text{cm}^2$  で 43.1%、  $5\text{mg}/\text{cm}^2$  で 2.6% となり、  $10\text{mg}/\text{cm}^2$  で皆無となった。ワカメとカジメの違いはほとんどないと言えた。

Plate 2. Survival of the gametes of *Enteromorpha* in the presence of  
12 days. (Survival of individuals, 100% under low influence of  
sedimentation.)

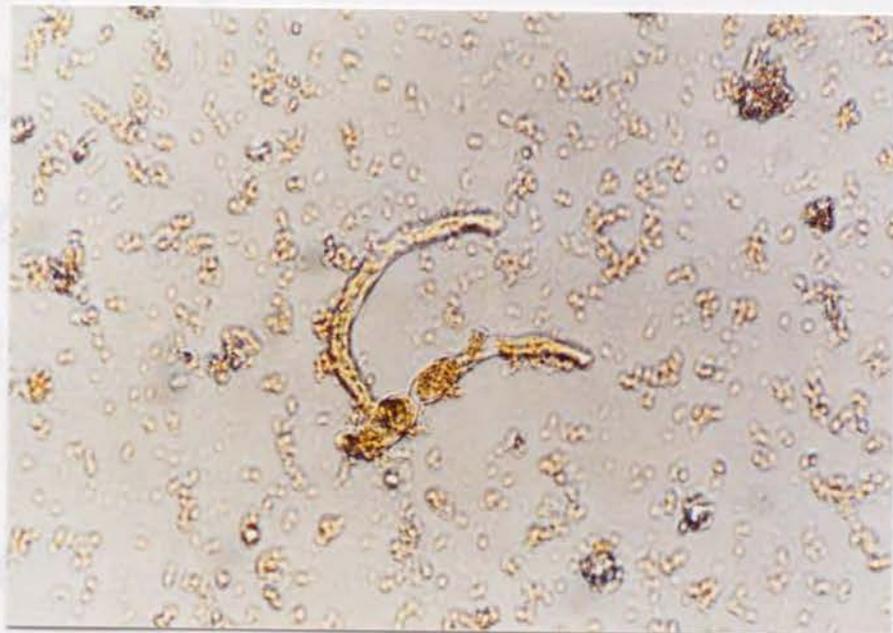


Plate II. Examples of the gametophyte cultivated in the course of 12 days. Upper; No sediments. Lower; Under the influence of sediments ( $5\text{mg}/\text{cm}^2$ ).

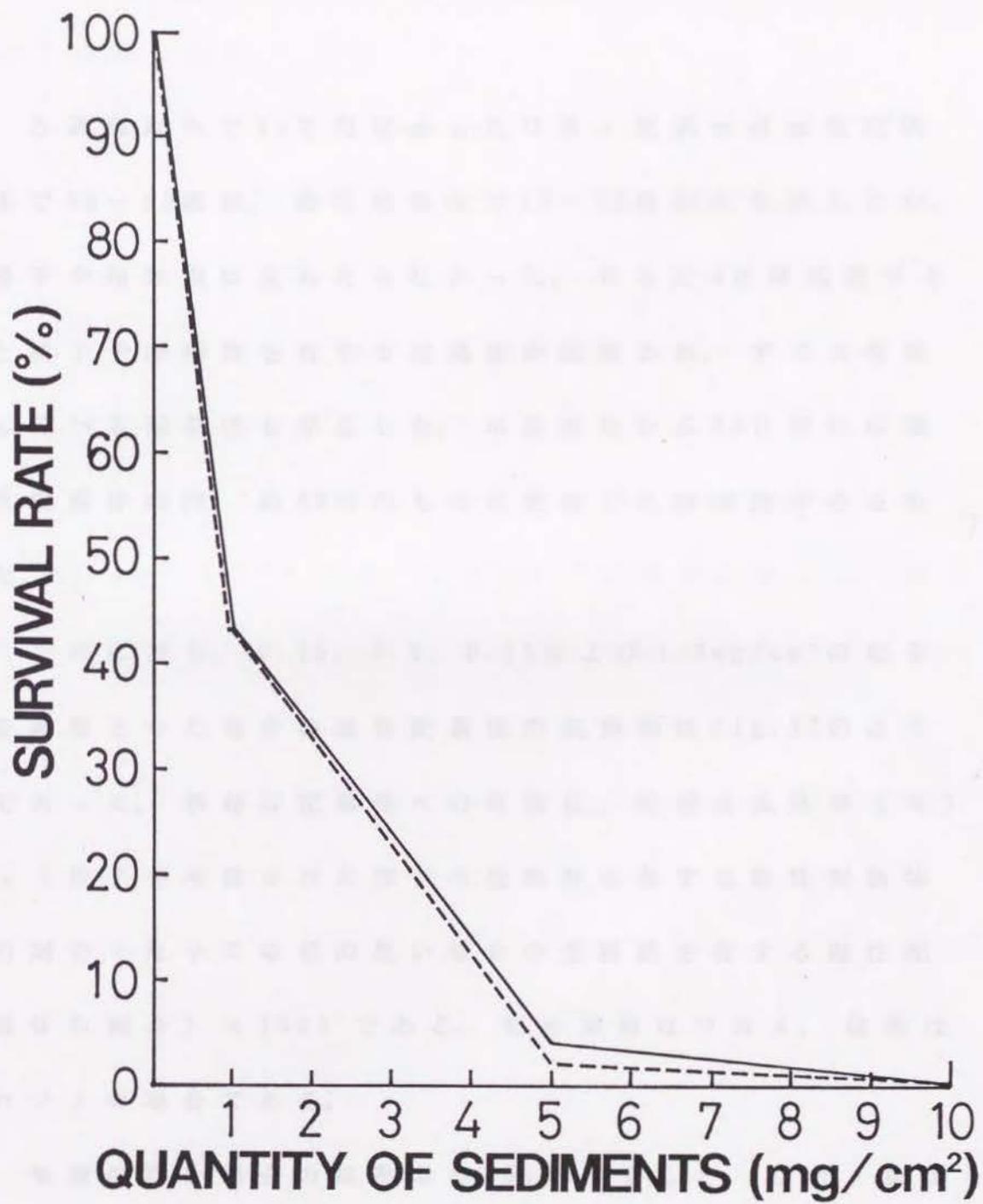


Fig. 31. Relationships between quantity of sediments and the survival rate of zoospores. A solid line for *Undaria pinnatifida* and a dashed line for *Ecklonia cava*.

#### 5 - 4. 配偶体の成熟への海底堆積粒子の影響

ろ過海水中で12日間培養したワカメ配偶体は雄性配偶体で30~50細胞、雌性配偶体で10~20細胞と生長したが、精子や卵細胞は見あたらなかった。さらに4日間培養すると精子や卵細胞を有する配偶体が観察され、すでに受精している配偶体も存在した。培養開始から24日後には雌性配偶体の内、約83%のものに受精した卵細胞がみられた。

これに対し、0.25, 0.5, 0.75および1.0mg/cm<sup>2</sup>の粒子を堆積させた場合の雌性配偶体の成熟率はFig.32のようであった。横軸は配偶体への堆積量、縦軸は成熟率(%) [(粒子を堆積させた場合の受精卵を有する雌性配偶体の割合 ÷ 粒子の堆積の無い場合の受精卵を有する雌性配偶体の割合) × 100] である。図中実線はワカメ、破線はカジメの場合である。

堆積のない場合の成熟率を100%とすると、ワカメ配偶体の場合粒子量0.25mg/cm<sup>2</sup> (0.004mm) で43%、0.5mg/cm<sup>2</sup> (0.008mm) で25%となり、1mg/cm<sup>2</sup> (0.015mm) では0%になった。

ワカメ配偶体への粒子の堆積量と成熟率の関係は次のように表された。

$$Mr = 100 \exp(-3.08q)$$

ここで  $Mr$  は成熟率(%)、 $q$  は堆積した粒子量 ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ) である。

カジメ配偶体では培養開始から28日後に雌性配偶体のうち約83%に受精卵がみられた。

粒子の堆積のない場合の成熟率を100%とすると  $0.5 \text{ mg}/\text{cm}^2$  で27%となり、 $1 \text{ mg}/\text{cm}^2$  では皆無となった。成熟率の減少傾向はワカメの場合とほとんど合致していた。

すなわちワカメ・カジメ配偶体の成熟は配偶体上への極薄い粒子の堆積で阻害され、わずか  $1 \text{ mg}/\text{cm}^2$  (0.015mmの厚さに相当) で成熟が完全に見られなくなるのがわかった。

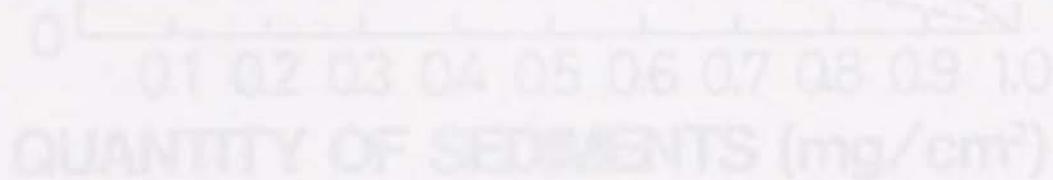


Fig. 12. Relationship between quantity of sediments and the percentage of mature individuals. (Solid line for *Wakame* and dotted line for *Kajime*.)

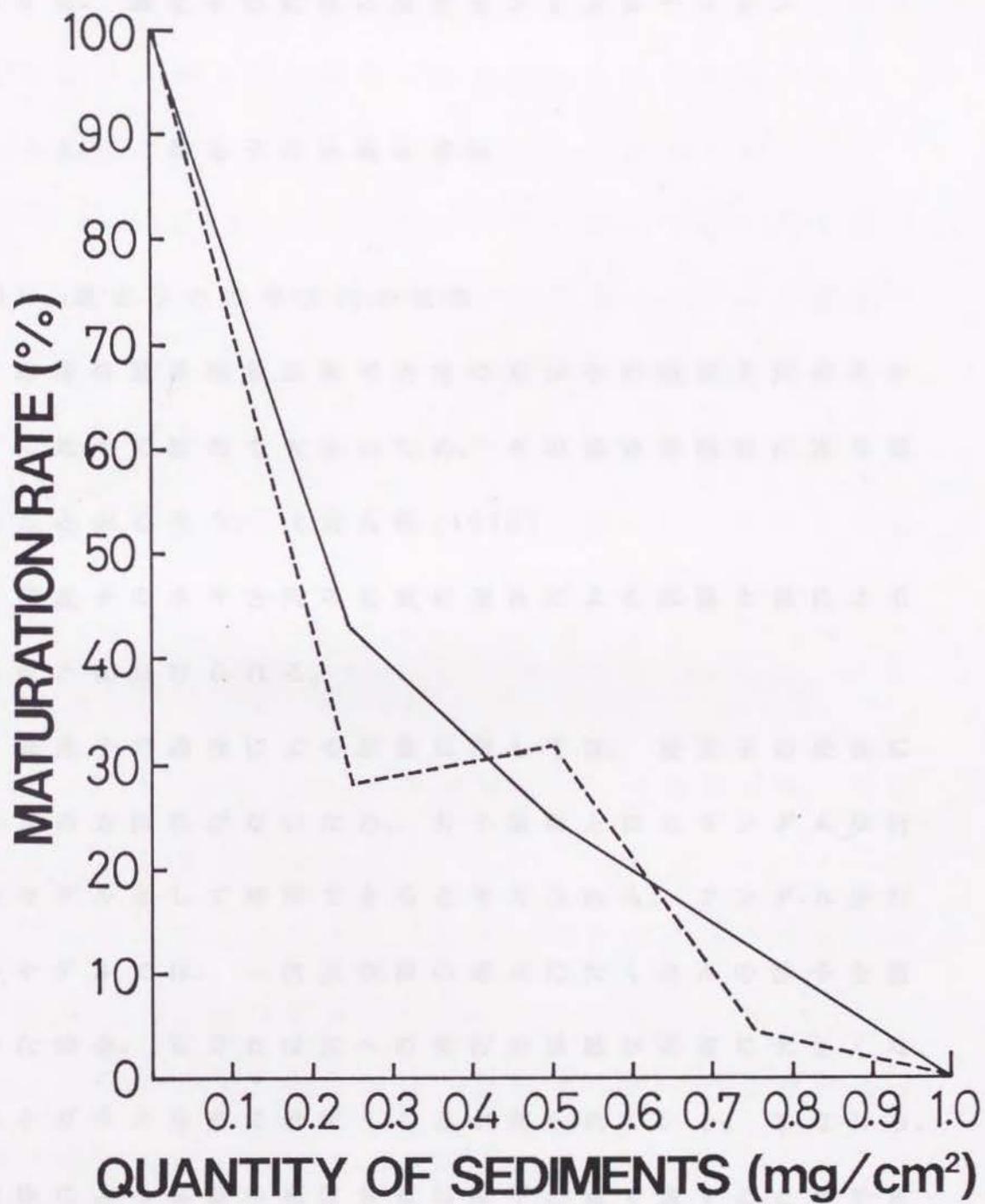


Fig.32. Relationships between quantity of sediments and the maturation rate of gametophytes. A solid line for *Undaria pinnatifida* and a dashed line for *Ecklonia cava*.

## 第6章. 遊走子の拡散に関するシミュレーション

### 6-1. 遊走子の拡散の理論

#### (1) 遊走子の水平方向の拡散

海洋の拡散現象は水平方向の広がりが鉛直方向の広がり比べて極めて大きいため、その成分を独立に取り扱うことができる。(大久保, 1970)

遊走子の水平方向の拡散は遊泳による拡散と渦による拡散とに分けられる。

遊走子の遊泳による拡散に関しては、遊走子の遊泳に一定の方向性がないため、分子拡散と同じランダム歩行のモデルとして理解できると考えられる。ランダム歩行のモデルでは、一次元空間の原点にたくさんの粒子を置いた場合、右または左への歩行の回数が非常に大きくなるとガウス分布に近づくことが知られている。すなわち、遊泳による拡散の密度分布は以下の式で表すことができる。

$$P(x, t) = \frac{1}{2\sqrt{\pi Dt}} \exp - \frac{x^2}{4Dt} \quad - \textcircled{1}$$

ここで、 $D$  は遊走子の遊泳による拡散係数であり、第4章で求めた最大遊泳距離から算出した。拡散係数  $D$  は、ろ過海水中ではワカメで  $2.7\text{cm}^2/\text{sec}$ 、カジメで  $13.3\text{cm}^2/\text{sec}$  であり、 $20\text{mg}/\ell$  の濁り濃度ではワカメで  $0.7\text{cm}^2/\text{sec}$ 、カジメで  $8.7\text{cm}^2/\text{sec}$  であった。 $x$  は遊走子放出点からの距離、 $t$  は遊走子放出後の経過時間である。

一方、渦による拡散は乱流輸送理論に基づいて、次のような一次元拡散方程式（フィックの拡散方程式）として表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{K\partial^2 C}{\partial x^2} \quad - \textcircled{2}$$

ここで、 $C(x, t)$  は瞬間濃度、 $u$  は瞬間速度、 $K$  は渦動拡散係数である。

この方程式において十分な時間の経過のある場合の解は、ガウス分布に近似される。

よって、放出された遊走子群の重心回りの濃度分布の解は以下のようなになる。

$$C(x, t) = \frac{1}{2\sqrt{\pi K t}} \exp \frac{-x^2}{4K t} \quad - \textcircled{3}$$

ここで  $C(x, t)$  は瞬間濃度、 $K$  は渦動拡散係数であ

る。

渦による拡散には、すべての大きさの渦が拡散に影響する絶対拡散と粒子間の距離以下の大きさの渦が拡散に影響する相対拡散とがある。遊走子の放出のように多数の粒子が一点の重心から拡散する場合、重心回りの粒子の広がりには粒子群以下のスケールの渦で決まると考えられる（大久保、1970）。このことより、遊走子囊より瞬間に放出された遊走子群の重心（放出点）回りの拡散は、相対拡散として扱えることがわかる。

すなわち③式は、相対拡散の成分を持った渦動拡散係数を代入することにより、渦による遊走子の拡散の式として用いることができる。本シミュレーションにおいては、相対拡散の成分を持つ渦動拡散係数  $K$  として、杜多（1989）がガラモ場内の流速から導いた結果

（ $K = 2.56 t^{1.78}$ ）を用いた。

以上のことより、遊走子の遊泳と渦とによる水平方向の一次元の広がりを予測する式はつぎのようになる。

$$C(x, t) = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D+K)t}} \exp \frac{-x^2}{4(D+K)t} \quad - \text{④}$$

## (2) 遊走子の着底密度分布の予測方法

遊走子の着底密度分布は④式を遊走子の滞留時間で積分することにより予測することができる。

鉛直方向に渦による広がりがないと仮定すると、遊走子はある沈降速度で等速に沈降することになる。

遊走子の沈降速度は第4章の結果より、ろ過海水中で平均0.81cm/min、2mg/l以上の濁りでは平均0.42cm/minであることがわかっている。

ワカメの遊走子囊の存在する高さを10~20cmとすると、遊走子の滞留時間はろ過海水中で700~1400sec、2mg/l以上の懸濁海水中で1400~2800sec程度となる。

すなわち遊走子の着底密度分布は次式で表される。

$$F(x, t) = \int_{T_1}^{T_2} \frac{M}{T_2 - T_1} \times C(x, t) dt \quad - \text{⑤}$$

ここで、Mは遊走子の総放出量。T<sub>1</sub>、T<sub>2</sub>はそれぞれ遊走子の最短および最長滞留時間である。

⑤式を用いて遊走子の拡散および拡散への濁りの影響のシミュレーションを行った。

## 6 - 2. 遊走子の拡散のシミュレーション

ろ過海水中の遊走子の遊泳による拡散を⑤式より求めた。結果はFig.33のようであった。同図は、放出された遊走子の総量Mを100%として相対値で表した。

ろ過海水中で遊走子が遊泳だけで広がった場合、遊走子の着生数は放出点で遊走子放出量の約0.48%であり、1mで0.20%、2mで0.02%となり、3mでほとんど0となった。

カジメ遊走子の場合、放出点で0.22%、2mで0.10%となり、6mでほとんど0%となった。

すなわち遊走子が遊泳だけで広がる場合、ワカメは半径2mの円内に高密度に集中して着底するのに対し、カジメは半径4mの円内になだらかに着底する。またこのシミュレーション結果は第4章の実験結果とほとんど合致した。

つぎに遊泳による拡散に渦による拡散が加わった場合、遊走子の着底密度分布はFig.34のようになった。実線はろ過海水中、点線は懸濁海水中(2mg/l以上)の場合である。

ろ過海水中の場合、ワカメ遊走子の着底数は放出点で

0.047% であり、10mで0.020%、20mで0.002%となった。

渦によってかなり広い範囲に拡散された。またワカメ、カジメともその広がりほとんど一致した。

このことより、現場海域での遊走子の拡散はほとんど渦によって行われていると言えた。

これに対し、2mg/l以上の濃度の懸濁海水中の場合、放出点で約0.023%の着底がみられ、10mで0.018%、20mで0.008%であった。遊走子の着底密度は放出点から約20mまで0.01~0.02%であり、遊走子は広範囲に低密度で広がっていた。

すなわち、懸濁海水中での拡散はろ過海水中の場合に比べると広範囲に低密度で着底する事がわかった。

さらに本シミュレーション結果に対して、懸濁粒子の着生への影響および藻場の形成に必要な密度条件を考え合わせてみた(Fig.35)。

懸濁海水中では遊走子の基質着生数が減少する。例えば懸濁粒子濃度10mg/lの場合、遊走子の着生数は約42%減少するので、その着生密度分布は図中1点鎖線のようになる。

次に、ワカメ・カジメが藻場を形成するのに必要な遊

走子の最低着生密度を規定する。

柳瀬（1983）は静岡県伊東市湯川地先の海底にカジメ胞子葉を詰めた袋を投入し、その後の群落形成過程を調べ、半径10m～20mの同心円内にカジメ幼芽の発生がみられたと報告している。このことより、2mg/ℓの懸濁海水中における半径15mでの着生密度が、ワカメ・カジメの藻場の形成に必要なだとすると、Fig.35の点線以上の着生密度において藻場の形成がみられると考えられる。

藻場の形成はろ過海水中では半径13mの円内に高密度でみられるのに対し、10mg/ℓの懸濁海水中では半径4mの円内に疎生する事となり、藻場の形成面積が約1/10に減少することがわかった。

すなわち、懸濁海水中の遊走子は、沈降速度が遅くなるために、低密度で広範囲に拡散されて、十分な着生密度が得られなくなっており、このことが藻場の荒廃を引き起こしていると考えられた。

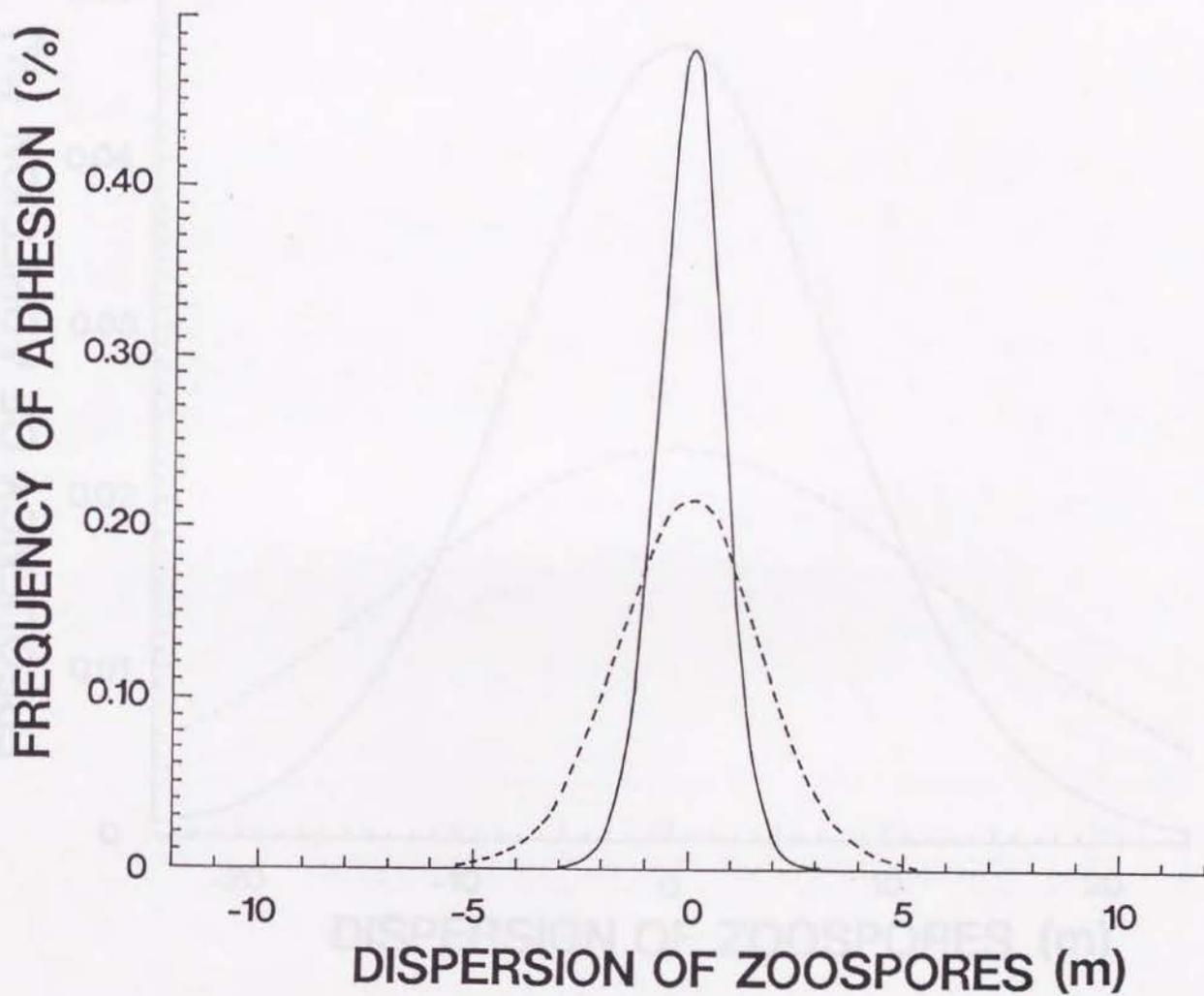


Fig. 33. Relationships between the dispersion of zoospores spread by swimming(m) and the frequency of adhesion of zoospores based on numerical calculation(%). A solid line for Undaria pinnatifida and a dashed line for Ecklonia cava.

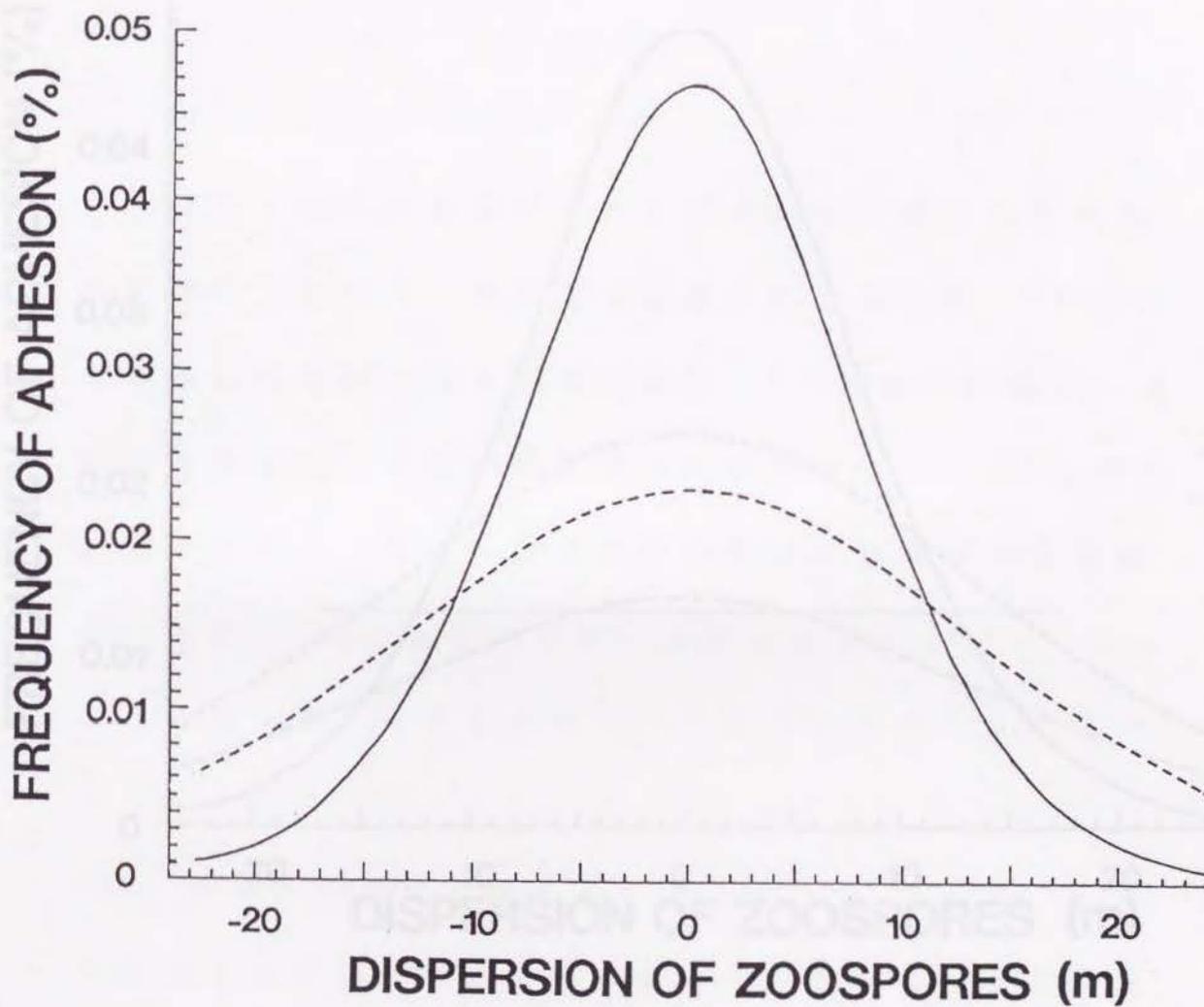


Fig. 34. Relationships between the dispersion of zoospores spread by swimming plus eddy(m) and the frequency of adhesion of zoospores based on numerical calculation(%). A solid line for filtered sea water and a dashed line for water of kaolinite concentration over 2mg/l.

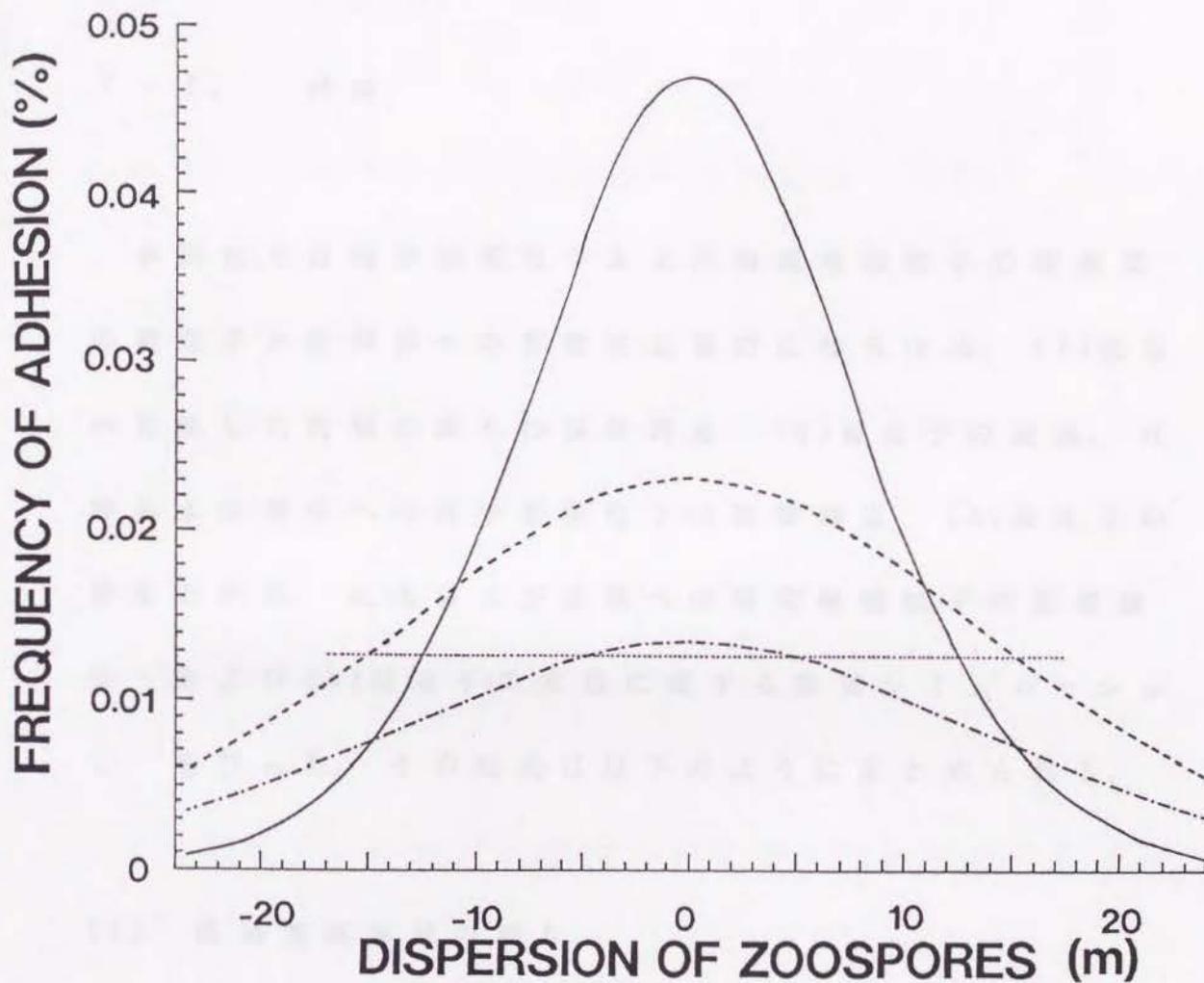


Fig.35. Comparisons of frequency of adhesion of zoospores in the filtered sea water and in the sea water suspended kaolinite based on the numerical calculation. A solid line for filtered sea water and a dashed line for in the sea water suspended kaolinite of concentration over  $2\text{mg}/\ell$ . One point dashed line shows frequency of adhesion of zoospore under the influence of suspended particles ( $10\text{mg}/\ell$ ). A dotted line represents limiting value of frequency of adhesion of zoospores that is necessary for macro-seaweed bed formation.

## 第 7 章 総合考察

### 7 - 1. 結論

本研究では海中懸濁粒子および海底堆積粒子の褐藻類の遊走子と配偶体への影響を定量的に知るため、(1)藻場の荒廃した海域の濁りの現状調査 (2)遊走子の遊泳、沈降および着生への海中懸濁粒子の影響調査 (3)遊走子の着生と生長、生残および成熟への海底堆積粒子の影響調査 および(4)遊走子の拡散に関する数値シミュレーションを行った。その結果は以下のようにまとめられる。

#### (1) 藻場荒廃海域の濁り

那珂湊沿岸海域には高濃度の濁りが分布し、その濃度は  $19.7 \sim 24.8 \text{ mg/l}$  であり、そのほとんどが無機粒子であった。また、過去30年間の透明度の資料(茨城県水産試験場資料)を用いて、次式により濁りへの換算を試みた。

$$C_r = C_0 \cdot \exp \{ - (C + K) \cdot R \}$$

ここで、 $C_0$ は一般に透明度板の反射率が82%であるので約40であり、 $C_r$ は人間のコントラスト閾値の0.066で

ある。CとKの関係は $C = 3K$ とした。よって次式の関係が得られる(Tyler, 1968)。

$$R \cdot C = 4.8$$

ここで、Rは透明度、Cは光束消散係数である。

一方、光束消散係数(C)と懸濁粒子濃度(SS)の間の関係は、

$$C = -1.23 + 1.01SS$$

であった。

その結果、 $3\text{mg}/\ell$ の濁り濃度で藻場の衰退が始まり、 $6\text{mg}/\ell$ で枯渇したと考えられた。

## (2) 遊走子の遊泳、沈降および着生への海中懸濁粒子の影響

ろ過海水中に放出された遊走子は鞭毛を使って遊泳しながら沈降(沈降速度 $0.81\text{cm}/\text{min}$ )し、基質に到達するとまもなく着生した。

これに対し、懸濁海水中に放出された遊走子は1個または数個の懸濁粒子と吸着した。吸着は鞭毛のある場合にもない場合にも見られた。吸着率は粒子濃度の増加にもなって増大した。(  $2\text{mg}/\ell$  ; 25%、  $8\text{mg}/\ell$  ; 43% )

この吸着によって遊走子には以下のような影響が現れた。

① 遊走子の遊泳時間は濁り濃度が増すほど短縮した。

(0.2mg/ℓ ; 21時間、 2mg/ℓ ; 16時間)

② 遊走子の最大の遊泳距離は濁り濃度の増加ともなっ

て減少した。(0.2mg/ℓ ; 140cm, 20mg/ℓ ; 75cm)

③ 遊走子の沈降速度は濁り濃度の増加にともない低下

した。(0.2mg/ℓ ; 0.81cm/min, 2mg/ℓ ; 0.42cm/min)

④ 遊走子の基質着生率は濁り濃度の増加にともなって

減少した。(3mg/ℓ ; 94%、 10mg/ℓ ; 58%、

$I=100\exp(-0.047S)$  (I; 遊走子の着生率、 S; 懸濁粒子濃度)

(3) 遊走子の着生と生長、生残および成熟への海底堆積粒子の影響

着生した遊走子は数時間で発芽管を出し、生長を始めた。生長は10000 lxを照射したとき最も良く、12日後にはワカメで平均24.8細胞、カジメで平均15.4細胞であった。またこの間の生残率は約70%であった。さらにワカメで12日間、カジメで16日間培養を続けると、雌性配偶体のうち約83%のものが成熟した。

これに対し、基質上または配偶体上に薄く粒子の堆積のある場合には以下のような影響がみられた。

⑤ 遊走子の基質着生は基質上への極薄い粒子の堆積で阻害され、着生数は堆積粒子量の増加に伴って急激に減少した。〔 $1\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 23%、 $3\text{mg}/\text{cm}^2(0.045\text{mm})$ ; 着生不可,

$Iru = 100\exp(-1.47q)$  (Iru; ワカメ遊走子の着生率、 $q$ ; 堆積粒子量) ]

⑥ 配偶体の生長は配偶体上へ極薄く粒子が堆積すること著しく抑制された。〔 $1\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 約2/5(約10細胞)、 $10\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 生長不可) ]

⑦ 配偶体の生残率は粒子の堆積で減少し、その減少傾向は堆積粒子量が多いほど急激であった。〔 $1\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 43%、 $10\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 生残不可,  $Sr = 100\exp(-0.74q)$  (Sr; 生残率(%),  $q$ ; 堆積粒子量) ]

⑧ 配偶体の成熟は、粒子が極薄く堆積すること著しく妨げられた。〔 $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$ ; 25%、 $1.0\text{mg}/\text{cm}^2(0.015\text{mm})$ ; 成熟不可,  $Mr = 100\exp(-3.08q)$  (Mr; 成熟率、 $q$ ; 堆積粒子) ]

以上①～⑧の結果より、懸濁粒子および堆積粒子の遊

走子と配偶体への影響の総合的な評価を行った。

懸濁粒子濃度と遊走子の生残率との関係は次式のようであった。(Fig.36)

$$L_{ss} = \int_{T_1}^{T_2} \frac{M}{T_2 - T_1} \exp(-0.94 \times 10^{-4} - 0.047s) dt \quad - \textcircled{6}$$

ここで、 $L_{ss}$ は着生に成功した遊走子数、 $M$ は放出された遊走子数(便宜上100とした)、 $S$ は懸濁粒子量、である。

また、堆積粒子量と遊走子および配偶体の生残率との関係は次式のようであった。(Fig.37)

$$L_{se} = \exp(-5.29q) \times 100 \quad - \textcircled{7}$$

ここで、 $L_{se}$ は遊走子および配偶体の生残数、 $q$ は堆積粒子量である。

⑥式と⑦式を刺じることで懸濁粒子および堆積粒子の総合的な減耗を知ることができる。その結果をFig.38に示した。横軸は堆積粒子量、縦軸は懸濁粒子濃度である。図中実線は減耗の総計である。

例えば、那珂湊海域の場合、藻場の繁茂していた1957年には、 $1.9 \text{ mg}/\ell$ であったので堆積量を $0.02 \text{ mg}/\text{cm}^2$ とすると28%の減耗となった。1989年には $20 \text{ mg}/\ell$ であったので堆積量を $0.2 \text{ mg}/\text{cm}^2$ とすると88%の減耗となり、藻場の

再生産が難しくなっていることを示している。

また、近い例として館山湾（千葉県）の場合を見ると、懸濁粒子濃度が約 $2\text{mg}/\ell$ であるので、堆積粒子量を $0.1\text{mg}/\text{cm}^2$ とすると、遊走子および配偶体の減耗は約50%に達した。

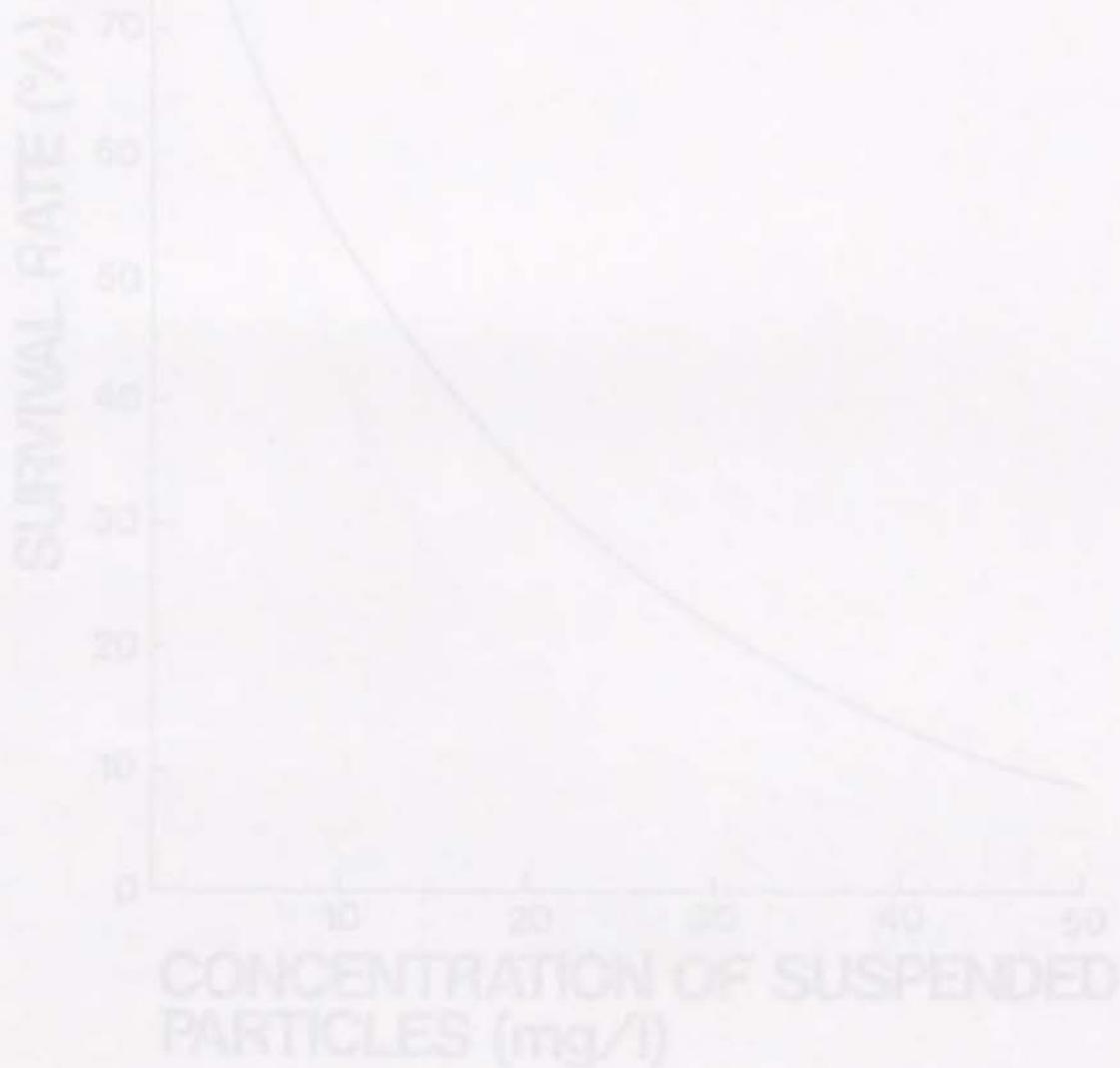


Fig. 10. Relationship between concentration of suspended particles and the survival rate of organisms.

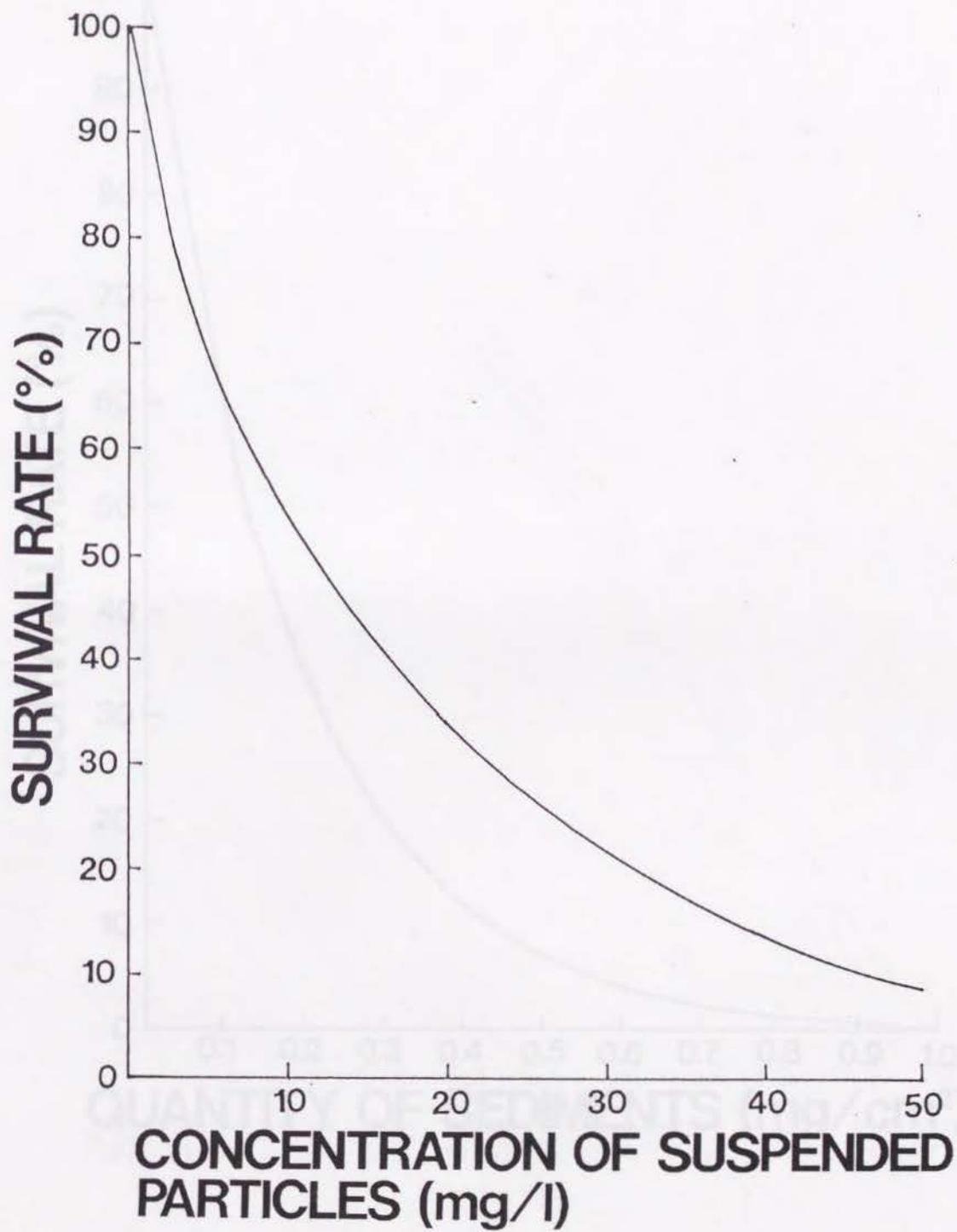


Fig. 36. Relationship between concentration of suspended particles and the survival rate of zoospores.

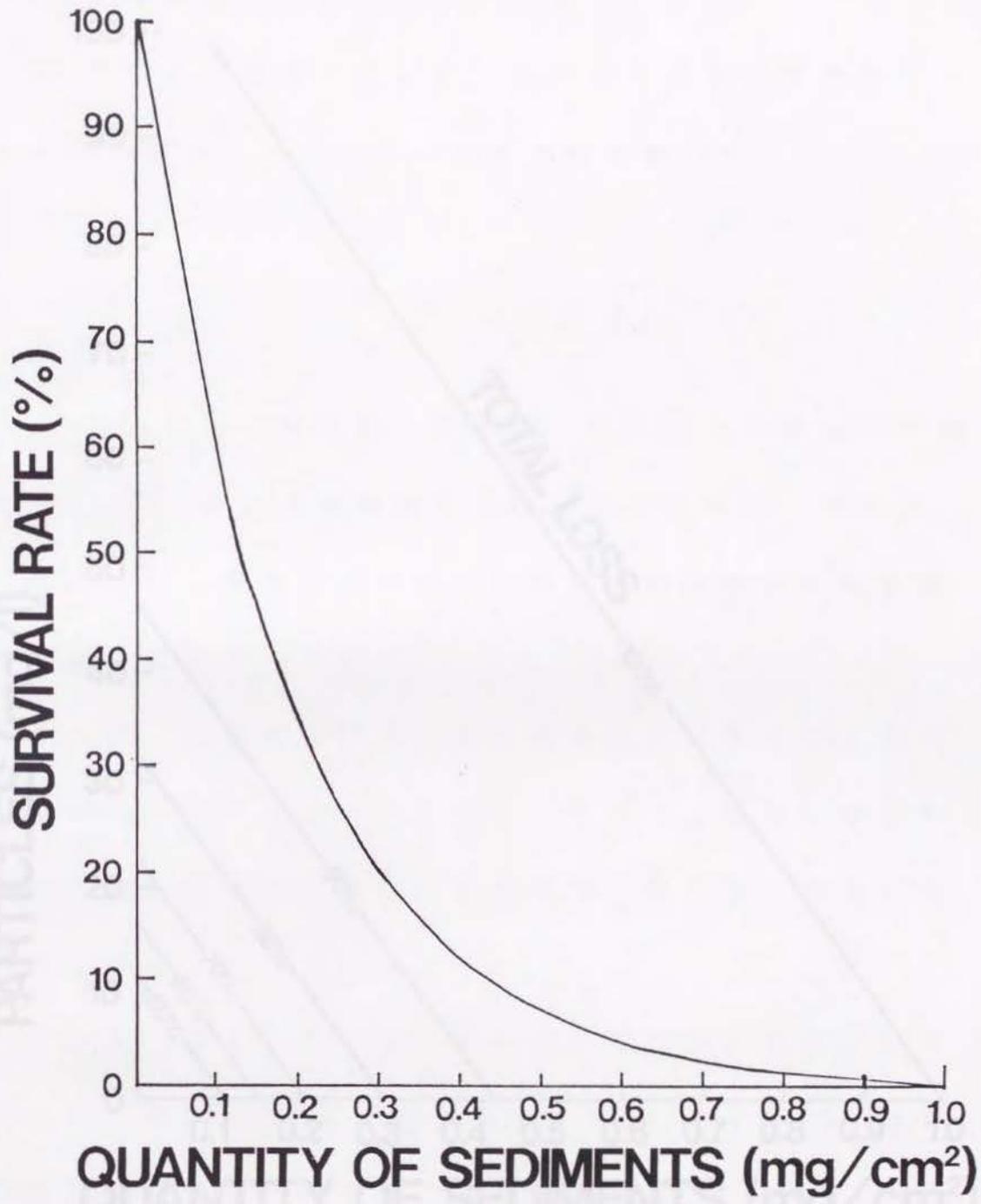


Fig. 37. Relationship between quantity of sediments and the survival rate of gametophytes.

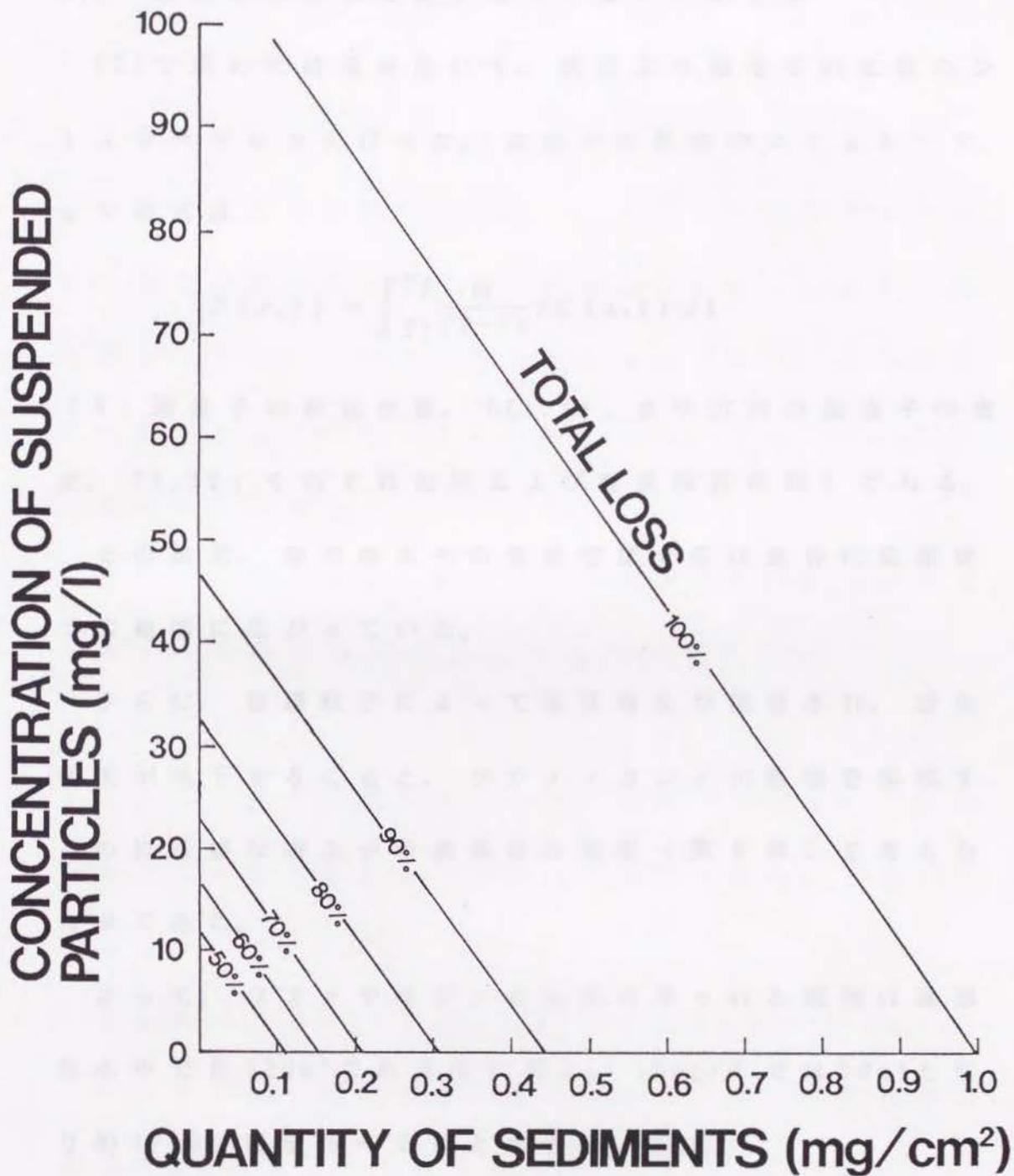


Fig. 38. Total loss of zoospores and gametophytes of *Undaria pinnatifida* and *Ecklonia cava* that is caused interactively by the quantity of sediments on the substrata and concentration of suspended particles in the sea water.

#### (4) 遊走子の拡散に関するシミュレーション

(2)で求めた結果を用いて、次式より遊走子の拡散のシミュレーションを行った。遊走子の拡散のシミュレーションの式は

$$F(x, t) = \int_{T_1}^{T_2} \frac{M}{T_2 - T_1} \times C(x, t) dt$$

(M; 遊走子の総放出数、C(x, t); 水平方向の遊走子の密度、T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>; それぞれ最短および最長滞留時間)である。

その結果、懸濁海水中の着底密度分布は全体に低密度で広範囲に広がっていた。

さらに、懸濁粒子によって基質着生が阻害され、着生密度が低下することと、ワカメ・カジメが藻場を形成するのに必要な遊走子の最低着生密度(第6章)を考え合わせてみた。

よって、ワカメやカジメの生長の見られる範囲は濾過海水中で約530m<sup>2</sup>であるのに対し、10mg/ℓでは50m<sup>2</sup>となり約1/10の面積となることが予想された。

## 7 - 2. 藻場再生方法の提言

今後藻場再生を図る場合には濁りの影響への対策について十分考慮する必要がある。このことは原則的には海中の濁りを減少させることが最も望ましい。しかし、ある濁りの下でも、他の条件を変えることによりこの影響の度合いを多少緩和することができる。ここでは、流れと基質傾斜を取り上げ検討した。

流れを変えた場合、遊走子の着生数は $2\sim 3\text{cm/sec}$ で最も多く、流れのない場合より約50%増加した。

(Fig. 26参照)

さらに基質の角度を流れに対して変えた場合、基質を垂直としたとき最も多く着生し、水平の場合より約50%増加した。(Fig. 39)

すなわち、遊走子の着生密度は流速 $2\sim 3\text{cm/sec}$ のところに垂直基質を設置することで、流れがなく水平基質の場合の2倍以上とする事ができた。

基質の傾斜を大きくすることは、基質上の堆積粒子量の軽減にもつながる。

これらのことより、濁りの影響の大きい懸濁海水中に

藻場再生を図るときには、上記のような工夫が必要であると考えられた。

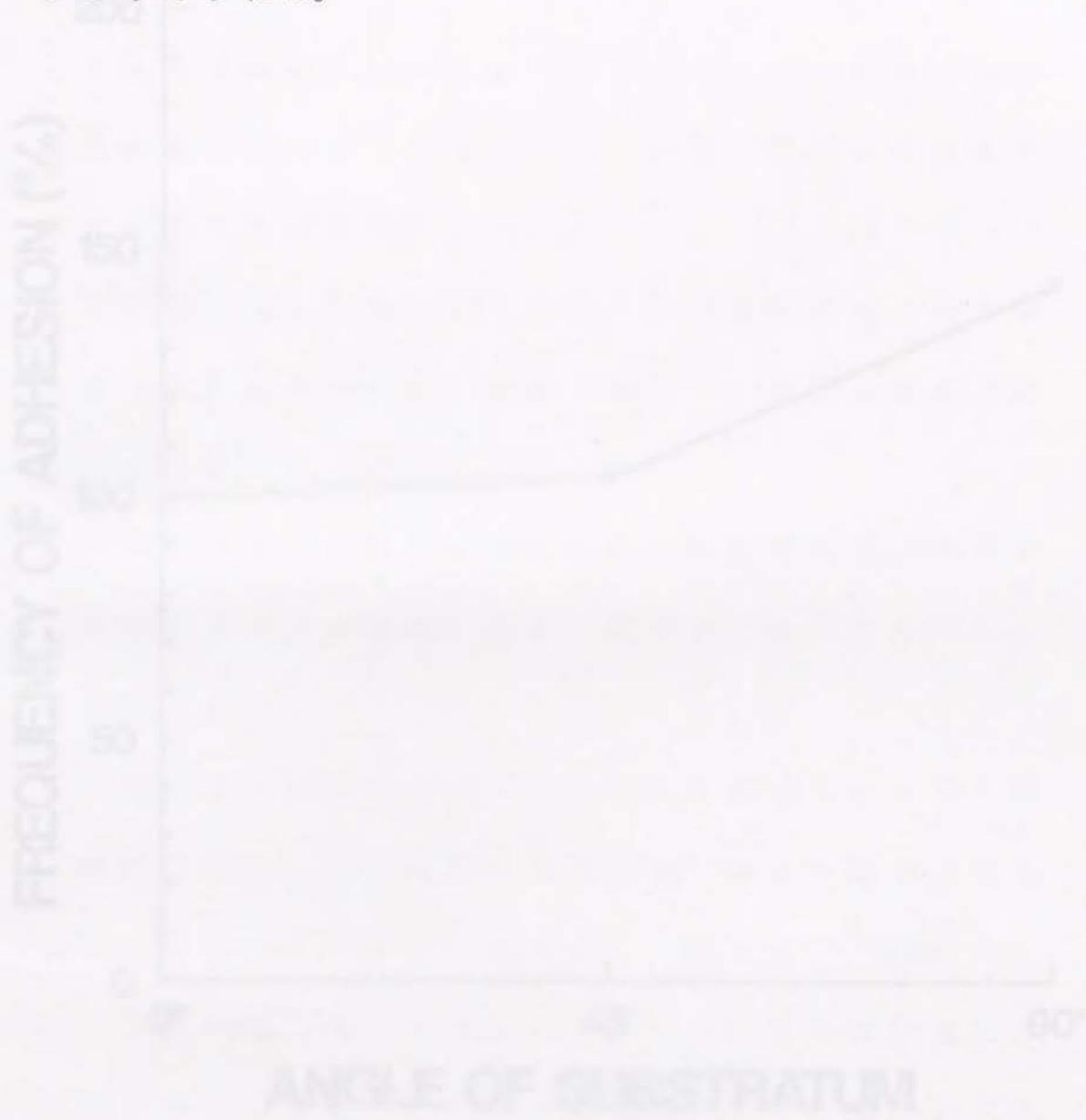


Fig. 27. Relationship between angle of the substratum and the frequency of adhesion of the algae.

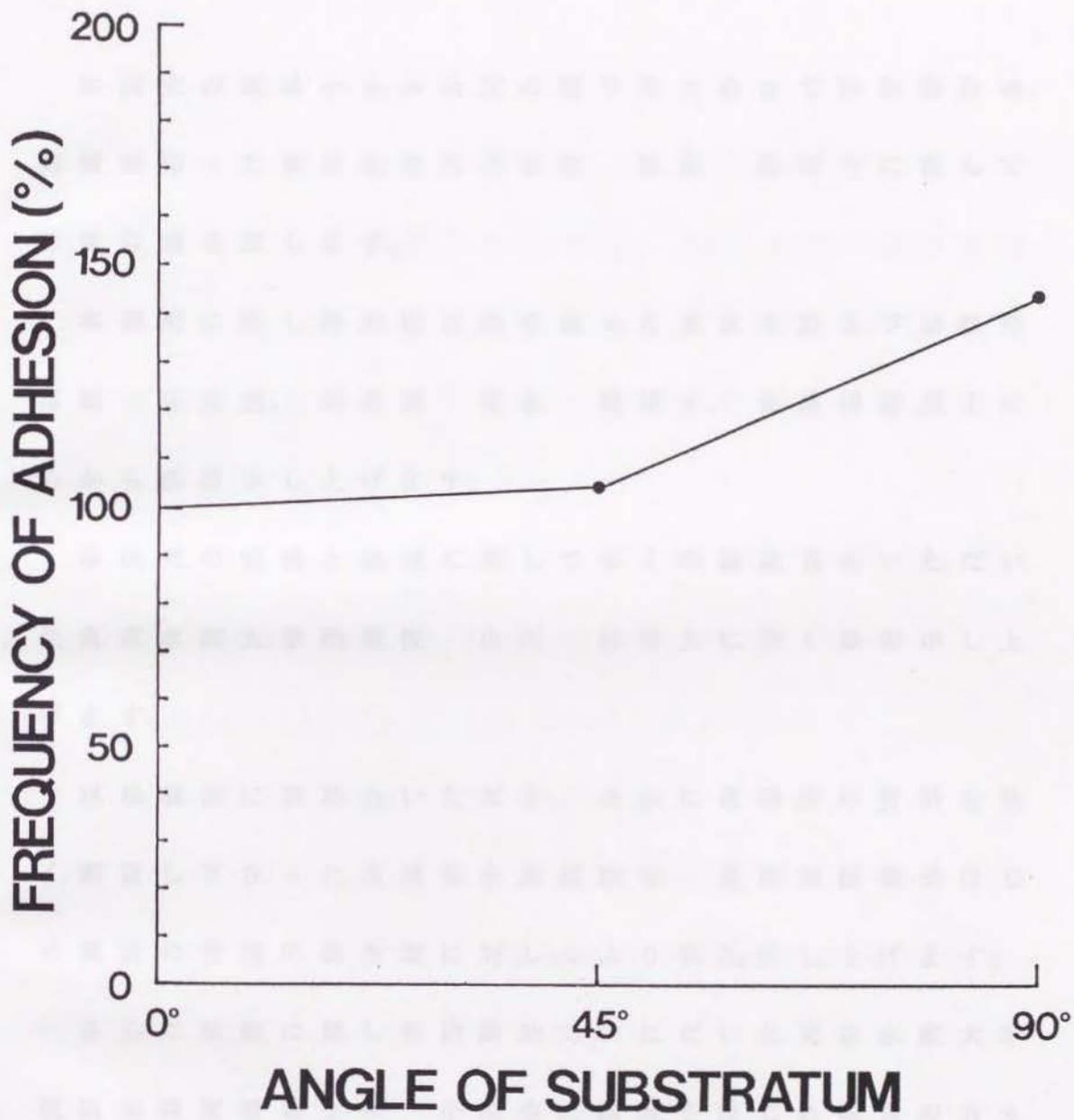


Fig. 39. Relationship between angle of the substrata under the current velocity of 3cm/sec and the frequency of adhesion of zoospores.

## 謝 辞

本研究の端緒から本論文の取りまとめまで終始御指導、御鞭撻賜った東京水産大学教授 松生 治博士に謹んで深謝の意を表します。

本研究に関し終始御討議を賜った東京水産大学助教授 高橋 正先生、助教授 森永 勤博士、佐藤博雄博士に心から感謝申し上げます。

本研究の実験と観測に関して多くの御助言をいただいた東京水産大学助教授 山川 紘博士に深く感謝申し上げます。

現場観測に御助力いただき、さらに透明度の資料を快く御貸し下さった茨城県水産試験場 真岡東雄場長はじめ職員の皆様の御厚意に対し心より御礼申し上げます。

さらに実験に関し終始御助力いただいた東京水産大学坂田実験実習場主任 小池康之講師をはじめ職員の方々に厚く御礼申し上げます。

文献

- 1) 奥田武男. 1985. ホンダワラ類における幼胚の入手と着生機構. 海洋科学, 17(1): 38-43.
- 2) 飯倉敏弘、杜多哲、北村章二. 1985. 近海漁業資源の家漁化システムの開発に関する総合研究、南西海区水産研究所. 59年度レポート、南西海区水研、p.103-112.
- 3) Devinny J.S. and L.A. Volse. 1978. Effects of Sediments on the Development of Macrocystis Pyrifera Gametophytes. Marine Biology. 48: 343-348.
- 4) 中久喜昭. 1980. アラメ芽胞体に及ぼす濁り、堆積泥の影響について. 徳島県水産試験場事業報告書、128-131.
- 5) 松岡正義. 1976. 那賀川における養殖ヒトエグサへの濁りの影響調査. 徳島県水産試験場事業報告書: 225-238.

- 6) 喜田和四郎、前川行幸. 1978. 座賀島周辺の海洋環境および養殖生物に関する研究 - II, 泥の濁りが養殖ヒトエグサに及ぼす影響. 三重大学水産実験研究報告, 1:21-30.
- 7) 吉川浩二、斉藤雄之助. 1972. 泥の堆積および濁りがワカメ配偶体と芽胞体の生長に及ぼす影響. 本州四国連絡架橋漁業影響調査報告、日本水産資源保護協会、東京、p.159-168.
- 8) 茨城県水産試験場. 1982. 餌料藻場造成技術の研究、昭和56年度指定調査研究総合助成事業報告書.
- 9) 茨城県水産試験場. 1985. 昭和57~59年度鹿島灘北部海域総合開発調査事業報告書, p.11-26.
- 10) Duntly S.Q. 1952. The visibility of submerged Objects. Visibility Laboratory, Mass. Inst. Technol., Cambridge, Mass. 74.
- 11) Tyler J.E. 1968. The Secchi disc. Limnol. Oceanogr., 13:1-6.
- 12) Provasoli L. 1968. Jap. Soc. Pl. Physiol. 1968, 66-75.

- 13) 大久保明. 1970. 海洋乱流・拡散. 増沢讓太郎, 編.  
海洋物理 I (海洋科学基礎講座 1). 東京. 東海  
大学出版会, p. 321-375.
- 14) 杜多哲. 1989. 浮遊幼生の分散に及ぼす流動環境の  
影響とその制御. Bull. Natl. Res. Inst.  
Aquaculture. 16, 1-82.
- 15) 柳瀬良介. 1982. カジメ群落域拡大に関する研究,  
静岡水試伊豆分場資料, 143, 昭和 57 年度指定調  
査研究総合助成事業報告書, p1-p4.