褐藻類カジメ・ワカメの遊走子の沈降速度および基質着生に 及ぼす海中懸濁粒子の影響^{*1}

荒 川 久 幸, 松 生 治

(1990 年 4 月 17 日受付)

Influence on Sedimentation Velocity of Brown Algae Zoospores and Their Base-plate Insertion Exerted by Suspended Matters

Hisayuki Arakawa^{*2} and Kanau Matsuike^{*2}

In order to find out any influence on the seaweed-bed exerted by sea water turbidity, the occurrence of seaweed zoospores adsorbed into suspended matters during their spent season, and the sedimentation velocity of those zoospores combined with suspended matters, and also the probability of their insertion on a base-plate were examined. In the experiment, *Ecklonia cava* and *Undaria pinnatifida* were used for the seaweeds and Kaolinite for the material of suspended matters. As a result, it had been concluded that the occurrence of zoospores adsorbed into suspended matters has nothing to do with whether they have flagella or not and the attainability of such adsorption escalates with turbidity concentration; that the sedimentation velocity of zoospores themselves in the filtered sea water is in a range from 0.65 to 0.90 cm but it decreases when they are adsorbed into suspended matters; that the insertion of zoospores on the base-plate is disturbed not only by their adsorption into suspended matters but also by suspended matters themselves adhered on the plate.

河川からの流入水の多い沿岸や内湾の海域では、繁茂していた藻場が枯渇する現象が見られており、^{*3} 近年このような海域での藻場の造成の必要性が叫ばれている。¹⁾

これらの海域に共通した特徴は海水が非常に濁っていることである。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。

著者等はこの原因の一つとして遊走子放出期における海中の懸濁粒子による影響を取り上げ、海中懸濁粒子の遊走子への吸着、および遊走子の沈降速度や基質着生に及ぼす懸濁粒子の影響を調べた。

これらのことに関する研究は非常に少なく、わずかに Coon ら、²⁾ 奥田、³⁾ 飯倉ら、⁴⁾ 片山、⁵⁾ 吉川と斉藤⁶⁾お

よび松岡⁷⁾等がある。

Coon らは紅藻類 5 種類 (直径 17.3~55 μ m) の胞子の沈降速度を調べ、0.0015~0.0116 cm/sec であると報告した。奥田はホンダワラ類幼胚の沈降の様子を調べ、仮根形成部を上にして沈降するが、ゴミの付着で変化すると述べた。飯倉等は基質への着生数が浮泥によって著しく減少することを指摘した。片山、吉川等および松岡は胞子の発芽や生長が土砂粒子によって阻害されると述べた。

実 験 方 法

実験は 1988 年 9 月~12 月, 1989 年 3 月~6 月に東京水産大学坂田実験実習場で行った。

房総半島の白浜海岸で胞子嚢を有するカジメ *Ecklon-*

^{*1} 海中の濁りの藻場への影響—I (Influence on Seaweed-Bed Exerted by Suspended Matters-I).

^{*2} 東京水産大学海洋生産学科 (Department of Marine Science and Technology, Tokyo University of Fisheries, Konan, Minato, Tokyo 108, Japan).

^{*3} 佐々木 正: 静岡県水産試験場伊豆分場だより,

^{*4} 飯倉敏弘, 杜多 哲, 北村章二: 近海漁業資源の家魚化システムの開発に関する総合研究, 南海海区水研 59 年度レポート, 南海海区水研, 1985, pp. 103-112.

^{*5} 片山勝介: 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, 1972, pp. 119-123.

^{*6} 吉川浩二, 斉藤雄之助: 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, 1972, pp. 159-168.

^{*7} 松岡正義: 徳島県水産試験場事業報告書, 225-238 (1976).

Fig. 1. Size distributions of zoospores.
Symbols ● and ▲ indicate size distribution of *Ecklonia cava* and *Undaria pinnatifida*, respectively.

ia cava (9月～12月) およびワカメ *Undaria pinnatifida* (3月～6月) を採取し、1～2時間陰干した後、海水に浸して遊走子を放出させた。海水は館山湾の原海水を高架濾過槽(砂濾過)を通し、さらにミリポアフィルター CP 15 (孔径; 1 μm) で濾過したものを用いた。遊走子液の濃度は顕微鏡下で計数した。遊走子液の粒径分布は Coulter Counter (Model ZM) で測定した。遊走子の比重は次式により求めた。 $\rho_z = \rho_0 + M/V$; ここで、 ρ_z は遊走子の比重、 ρ_0 は海水の比重 1.025、 M は遊走子液 10 l 中に含まれる遊走子の乾燥重量、 V は遊走子液 10 l 中に含まれる遊走子の総体積である。遊走子液の粒径分布は Fig. 1 のようであり、平均粒径はカジメで 5.0 μm、ワカメで 5.3 μm であった。また比重は双方とも約 1.2 であった。

懸濁海水は濾過海水に粘土鉱物カオリナイトを加えることによって作った。懸濁海水の粒子の濃度はミリポ

Fig. 2. Size distribution of Kaolin.

Fig. 3. Sketch of experimental apparatus.
1; Sedimentation pipe, 2; Luminance meter (TOPCON BM-3), 3; LED (660 nm), 4; Stabilizing power supply (DC 6 V), 5; Recorder.

アフィルター HA (孔径; 0.45 μm) により吸引濾過後 70°C で 2 時間乾燥し、秤量して求めた。粒径分布は Coulter Counter により計数した。粒子の比重は乾燥重量を粒子体積で除して求めた。粒径分布は Fig. 2 のようであり、平均粒径は 2.3 μm であった。また粒子の比重は約 2.3 であった。

遊走子と懸濁粒子の吸着現象に関しては、直径 30 cm、高さ 37 cm の円筒形水槽を用いた。水槽内に濾過海水および種々の濃度の懸濁海水 (1, 2, 4 および 8 ppm) を満たし (水温 19°C)、遊走子液 1000 ml (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、

Fig. 4. Correlation between luminance and concentration of zoospore (*Undaria pinnatifida*).

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。

沈降速度の測定に関しては、直径20 cm、高さ220 cmの透明アクリル樹脂製の円筒形水槽(沈降筒)を用いた(Fig. 3)。側壁に発光ダイオード(660 nm)と輝度計(TOPCON BM-3; 見込み角0.2°)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. 4のようであった。沈降筒に濾過海水および種々の濃度の懸濁海水(0.5, 1および2 ppm)を満たし(水温19°C)、上部より遊走子液100 ml(約50万個/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 cmおよび150 cmにおける輝度の変化を測定した。実験は各粒子濃度でそれぞれ10回ずつ行った。

遊走子の基質着生に関しては直径9 cm、高さ35 cmの円筒形水槽を用いた。底面にスライドガラス(界線入り)を垂直および水平に設置し、濾過海水および種々の濃度の懸濁海水(3, 6および12 ppm)を満たした。遊走子液20 ml(約10万個/ml)を水面より注入し1時間毎にスライドガラスを取り出し、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。

結 果

ワカメ、カジメ遊走子と海中懸濁粒子の吸着 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. 5. Variation of number of zoospores (*Undaria pinnatifida*) swimming in filtered sea water.

Fig. 5に示した。縦軸は遊泳している遊走子数、横軸は経過時間である。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. 6aおよび6bに示した。Fig. 6aは粒子濃度2 ppm、Fig. 6bは4 ppmの場合である。縦軸は遊泳している遊走子数、横軸は経過時間である。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って浮遊している個体が多くなった。この現象は懸濁海水の粒子濃度の増加に伴って、さらに顕著に現れた。

懸濁海水中の遊走子を顕微鏡で観察すると、遊走子に

Fig. 6. Variation of number of zoospores (*Undaria pinnatifida*) swimming in water of suspended Kaolinite.

Fig. 6a and 6b show the concentration of Kaolinite, 2 ppm and 4 ppm, respectively.

Fig. 7. Example of a zoospore adsorbed to a suspended particle.

A; Zoospore (*Undaria pinnatifida*), B; Kaolinite.

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。Fig. 7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. 8のようであった。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。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、横軸は粒子濃度である。吸着率は次式で示した。

$$Ar = \frac{Za}{(Za + Zs)} \times 100 (\%) \quad (1)$$

ここで、Arは吸着率、Zaは懸濁粒子と吸着した遊走子数、Zsは吸着していない遊走子数である。吸着率は濾過

Fig. 8. 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.

海中で6%, 懸濁海中では粒子濃度2 ppmで25%,

Fig. 9. Continuous records of luminance resulted from sedimentation of zoospore (*Undaria pinnatifida*) in filtered sea water. Solid lines indicates the records of luminance at a 100 cm of sedimentation pipe and dashed line those of a 150 cm.

4 ppm で 39%, 8 ppm で 43% となり, 粒子濃度の増加に伴って増大した。

以上より, 懸濁海中では濾過海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。

ワカメ遊走子の沈降速度 濾過海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により観察した。その結果は Fig. 9 のようであった。図中の縦軸は輝度, 横軸は経過時間である。実線は水深 100 cm での沈降筒の輝度の時間的変化であり, 破線は水深 150 cm の場合である。これらの輝度の変化は Fig. 4 により遊走子数に換算できる。すなわち 100 cm および 150 cm 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つ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。

$$V=L/(B-A) \quad (2)$$

ここで, V は遊走子の沈降速度 (cm/min), L は輝度計の間隔 (cm), A は水深 100 cm 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。

懸濁海中における遊走子の沈降速度は濾過海中の場合とは顕著に異なった。Fig. 10a および 10b は懸濁

Fig. 10. Continuous records of luminance resulted from sedimentation of zoospore (*Undaria pinnatifida*) in water of suspended Kaolinite. Fig. 10a and 10b indicate the concentration of Kaolinite, 0.5 ppm and 2 ppm, respectively. Solid line shows values at a 100 cm depth and dashed line those at a 150 cm.

Fig. 11. Relation between sedimentation velocity of zoospores (*Undaria pinnatifida*) and concentration of Kaolinite. Sedimentation velocity shows mean value. Bars represent the ranges.

海水中に遊走子を沈降させたときの輝度の時間的変化を示したものである。Fig. 10a は粒子濃度 0.5 ppm, Fig. 10b は 2 ppm の場合である。図中の縦軸は輝度の相対値、横軸は経過時間であり、実線と破線はそれぞれ 100 cm および 150 cm での輝度の経時的変化である。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。(2) 式を用いて沈降速度を求めると 0.5 ppm で 0.50~0.54 cm/min, 2 ppm で 0.32~0.52 cm/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の沈降速度を測定した。結果は Fig. 11 のようであった。縦軸は遊走子の沈降速度、横軸は粒子濃度である。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 ppm 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 ppm 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 $Y = -0.26 \ln X + 0.37$ ($r = -0.85$) 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の沈降速度が減少する原因

Fig. 12. Variation of the frequency of zoospores (*Ecklonia cava*) inserted on the base-plate. Fig. 12a shows frequency of zoospores on the base-plate in filtered sea water and Fig. 12b that in 6 ppm Kaolinite water.

Fig. 13. Variation of the frequency of zoospores (*Ecklonia cava*) inserted on the base-plate in filtered sea water and in water of Kaolinite. Symbol ●, ■, ○ and △ show the frequency of zoospore inserted on the base-plate in filtered sea water and those in 3 ppm, 6 ppm and 12 ppm Kaolinite water, respectively.

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。

カジメ遊走子の基質着生 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、遊泳時間や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には次の2つの面があげられる。第1は遊走子と懸濁粒子の吸着による基質着生への影響であり、第2は基質へ懸濁粒子が付着することによる遊走子の基質着生の阻害である。まず第1の影響に関して検討する。

Fig. 12a および 12b は垂直基質に対する遊走子の着生密度の経時変化を示した。Fig. 12a は濾過海水、Fig. 12b は懸濁海水 (6 ppm) の場合である。図中の縦軸は着生密度、横軸は経過時間である。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1.0個/mm²/hour以上の急な増加を示し、その後約0.4個/mm²/hour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 ppmの懸濁海水中では1.0個/mm²/hour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

Fig. 14. Relationships between the frequency of zoospores (*Ecklonia cava*) inserted on the base-plate and different concentration of Kaolinite.

Symbol ● shows a base-plate located horizontally and ▲ that vertically.

の着生密度を比較した。結果は Fig. 13 のようであった。図中の縦軸は着生密度、横軸は経過時間であり、●, ■, ○ および △ はそれぞれ濾過海水、3 ppm, 6 ppm および 12 ppm 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1.0個/mm²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、3 ppm まではほとんど変化なく、6 ppm で約2時間、12 ppm 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3 ppmで94%、6 ppmで67%、12 ppmで49%となり、粒子濃度の増加とともに減少した。

第2に基質への懸濁粒子の付着による遊走子の基質着生の影響をみると Fig. 14 のようであった。図中の縦軸は着生密度の相対値、横軸は粒子濃度である。同図は基質を垂直に置いた場合と水平に置いた場合を対比したものである。基質を垂直に置いた場合には懸濁粒子の基質への付着は非常に少なく、水平に置いた場合には懸濁粒子の基質への堆積が顕著に現れた。このことから、懸濁粒子が基質に付着したために起こる遊走子の基質着生への影響をみた。同図より、基質を水平にした場合と垂直にした場合では基質着生密度に明白な相違が現れた。すなわち、基質に懸濁粒子が付着することにより遊走子の基質への着生効果が非常に減少した。

以上のことより遊走子の基質着生は懸濁粒子との吸着で阻害されるばかりでなく、懸濁粒子の基質への付着によっても大きく影響されることがわかった。

考 察

本研究ではワカメ・カジメの遊走子と無機懸濁粒子の吸着現象、ワカメ遊走子の濁り濃度別の沈降速度およびカジメ遊走子の濁り濃度別の基質着生への影響を調べた。

ワカメとカジメの遊走子の平均粒径および比重がほとんど同一であることから、両者の沈降速度や基質着生には大きな違いがないものと推察される。

しかしながら今後他の海藻類も含めて種間の相違を詳細に検討することが必要である。

また遊走子の沈降に関してはかなりかたまった状態で動くことが観察されたが、実際の海では海水の動きが複雑なためにそのかたまりはさらに細分化されることであろう。したがって実際の海洋現場での観察が必要である。

しかしながら本研究の結果から遊走子放出期における海中の濁りの影響を考察することができる。

現実に藻場の枯死した海域（茨城県那珂川河口海域）の懸濁粒子濃度を調べたところ 20 ppm であったので、20 ppm の濃度における遊走子への影響を検討する。

海中において懸濁粒子量が増大すると遊走子に懸濁粒子が吸着し、沈降速度が遅くなる。すなわち基質への到達時間が長くなり、一般には放出後時間が経過すると着生能力が落ちるので基質への着生機会が減少する。懸濁粒子の量が 20 ppm の場合、沈降速度は濾過海水中の場合の 1/2 となり、遊走子放出から着底までの距離を 50 cm とすると沈降に要する時間は 120 分と算出された。

120 分の間に遊泳個体数は放出直後の約 50% に減少する。さらに、基質に到達し得た遊走子も懸濁粒子との吸着により着生が阻害され、また基質自身に付着した懸濁粒子によっても阻害される。20 ppm の場合の着生数は濾過海水中の場合の約 50% になる。従って、懸濁粒子による遊走子の減少は 75% にも達する。実際の海では巻き上がりや潮汐などの複雑な流動でさらに影響は大きくなると思われる。すなわち、海中の懸濁粒子は藻場の再生産を阻害し、藻場の枯死の大きな原因となっていると言える。

このことに関しても現場の濁りの調査と藻場の詳細な調査をし、今後検討していく必要がある。

謝 辞

本研究の実験に関し御助力いただいた東京水産大学坂田実験実習場の小池康之主任並びに技官の方々、いろいろ御討議いただいた東京水産大学山川 紘博士、本研究の現場観測に協力して下さった茨城県水産試験場の方々に深甚なる謝意を表します。

文 献

- 1) 菊池省吾, 桜井喜十朗, 菅野 尚: 浅海域における増養殖漁場の開発に関する総合研究, 研究成果 116, 農林水産技術会議事務局, 東京, 1979 pp. 129-189.
- 2) D. A. Coon, M. Neushul, and A. C. Charters: PROC. 7TH INTL. SEAWEED SYMP., UNIV. TOKYO PRESS, 東京, 1971, pp. 237-242.
- 3) 奥田武男: 海洋科学, 17(1), 38-43 (1985).