

三河湾産有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖に及ぼす 水温、塩分及び光強度の影響

山本民次・吉津祐子・樽谷賢治

広島大学生物生産学部 〒739 広島県東広島市鏡山 1-4-4

Yamamoto, T, Y. Yoshizu and K. Tarutani 1995. Effects of Temperature, Salinity and Irradiance on the Growth of Toxic Dinoflagellate *Alexandrium tamarense* isolated from Mikawa Bay, Japan. Jpn. J. Phycol. (Sôri) 43:91-98.

Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* isolated from Mikawa Bay, Japan were investigated. The ranges of temperature and salinity in which *A. tamarense* was able to grow were 5-20°C and 10-35‰, and these values were in accordance with those observed *in situ*. However, the growth was suppressed by low salinity at temperature below 15°C, and irrespective of salinity above 25°C. In comparison with the field data, it was assumed that the generation of this species in Mikawa Bay might be delayed if the *in situ* salinity is low, and the timing of the disappearance might be mainly affected by the temperature increase. The optimum temperature and salinity for the growth of this Mikawa Bay strain, 15°C and 32‰, were also in accordance with those observed *in situ* when high cell density of this species was found. The irradiance-growth curve was described as $\mu = 0.16 (I-45)/(I-28)$, showing the maximum growth rate of 0.16 d⁻¹ and half-saturation constant of 62 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$. The irradiance-growth curve also implicated that the Mikawa Bay strain does not grow below the irradiance of 45 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Key Index Words: *Alexandrium tamarense*-growth-irradiance-salinity-temperature

Tamiji Yamamoto, Yuko Yoshizu and Kenji Tarutani: Faculty of Applied Biological Science, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima, 739 Japan

Alexandrium tamarense (Lebour) Balech は温帯を中心とした世界各地の沿岸域に広く分布し、麻痺性貝毒を産生する有毒プランクトンの一種として知られている。日本沿岸域においても、各地で本種によるカキ、ホタテガイ、アサリ、ムラサキイガイなどの毒化が報告されるようになってきており、これらの出荷規制や加工品のイメージの低下により水産業に被害が出ている(野口ほか 1984)。

三河湾では貝類の養殖は行われていないが、地撒きによるアサリの生産高は全国一である(愛知県 1993)。同湾における *A. tamarense* の発生は 3~4 月に見られ(土屋ほか 1988)、時には赤潮状態まで増殖するにもかかわらず(土屋ほか 1985, 土屋ほか 1986, 宮本ほか 1987, 山本ほか 1988, 坂口・石田 1992)、アサリの蓄積毒量が規制値以上になったことはほとんどなく、1991年に初めての出荷規制を経験した(愛知県 1992)。

A. tamarense の増殖機構を解明するためには、その生理的特性を調べる必要がある。生理的特性に関する実験報告はこれまでいくつかなされているが(Prakash 1967, Watras *et al.* 1982, Anderson *et al.* 1984, 石丸 1985, 阿知波・岩崎 1990)、株の違いによって生理的特性も異なると考えられるので(Gallagher 1982)、ここでは三河湾における本種の発生・増殖機構を考えるため、同湾から採取した株を用いて実験を行った。

一般的に現場の植物プランクトンの増殖には、水温、塩分、光強度、潮流、風などの物理的要因、栄養塩濃度などの化学的要因、他の生物による捕食などの生物的要因など、様々な要因が複雑に関係している。本研究では、これらのうち、水温、塩分および光強度の違いが *A. tamarense* の増殖に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。さらに、今回の実験結果と三河湾における本種の出現状況から、現場における増殖

可能時期および水深について考察した。

材料と方法

実験には1991年5月に三河湾から採取、分離し、ピベット洗浄法と対数増殖期の植え継ぎを繰り返してバクテリアによる汚染を最小限に抑えた *A. tamarensis* クローン株を用いた。培地には栄養塩添加海水 f/2 培地 (Guillard and Ryther 1962) からケイ酸塩を除き、100ml に対し 50mg の割合で Tris を加えたものを使用した。

培養容器には、ネジ口試験管 (13 × 100mm, Pyrex 製) を使用した。植え継ぎなどの操作はすべてクリーンベンチ内で行った。なお、実験に使用したガラス器具類はすべて十分に洗浄し、自然乾燥させた後、オートクレーブ (121°C, 2気圧, 20分) あるいは乾熱滅菌 (170°C, 3時間) を施してから使用した。

in vivo クロロフィル蛍光と細胞数の関係

本研究では次に述べるように *in vivo* クロロフィル蛍光値と細胞数の関係をあらかじめ求めておいて、*in vivo* クロロフィル蛍光値の変化で *A. tamarensis* の増殖を評価することとした。本法は大量のサンプルを迅速に処理できるうえ、蛍光光度計のセルにあうサイズの試験管を用いればサンプリングが不要であるという利点を有する (Brand *et al.* 1981)。

A. tamarensis を水温 15°C, 塩分 34‰, 光強度 200 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 12L:12D (明期は 8:00~20:00) の明暗周期で細胞数約 $3.7 \times 10^3 \text{ cells ml}^{-1}$ まで増殖させたものを希釈してさまざまな細胞密度の溶液をつくり、蛍光光度計 (Turner Designs 社製 Model 10) で蛍光値を測定した。蛍光値の測定は Brand *et al.* (1981) にならってサンプルを約15分間遮光し、攪拌してから行うこととし、以下の実験すべてにおいて同様に行った。同時に細胞数を計数し、細胞数と蛍光値の関係を求めた。その結果、*A. tamarensis* の細胞密度と *in vivo* クロロフィル蛍光の間には次式で示される高い相関関係が認められた (Fig. 1)。

$$\ln(\text{cell density}) = 1.197 \ln(\text{fluorescence}) + 5.614$$

$$(r=0.998) \quad (1)$$

増殖に及ぼす水温と塩分の影響

培養実験温度は 5, 10, 15, 20, 25°C の 5 段階、塩分は 10, 15, 20, 25, 30, 32, 35‰ の 7 段階とし、これらを組み合わせて 35 通りの設定で実験を行った。

栄養塩の添加により塩分がわずかに上昇するため、培地の調整は次のようにした。天然海水約 34‰ に超純水を加えて目的とする塩分より低めに調整した後、栄養塩等を添加し、希 HCl で pH8.2 にした。この時、海

水濃度計 (アタゴ海水濃度屈折計, サリニティー S/Mill) を用いて塩分が 10, 15, 20, 25, 30, 32, 35‰ であることを確認した。これらは実験直前に作成し、メンブランフィルター (ポアサイズ 0.22 μm , ミリポ

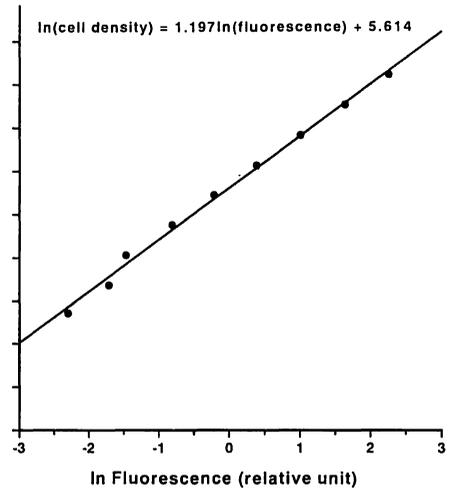


Fig. 1 Relationship between cell density and *in vivo* chlorophyll fluorescence of *A. tamarensis*.

ア, タイプ GS) で濾過滅菌してから使用した。

水温、塩分の急激な変化は培養株にとって好ましくないと考え、培養株の移行は次のように行った。まず、水温 15°C, 塩分 34‰, 光強度 150 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 明暗周期 12L:12D (明期は 6:00~18:00) で培養したもの 0.5ml ずつを、塩分 20, 25, 30, 32, 35‰ の培地 4ml へ植え継いだ。これらの増殖を確認した後、さらに、塩分 20‰ のもの 0.5ml ずつを 10, 15‰ の培地 4ml へ植え継いだ。また、水温 15°C のものから水温を 1~2°C ずつ上昇あるいは下降させ、その都度増殖を確認しながら、10°C と 20°C に馴致させた。10°C から 5°C へ、20°C から 25°C へ移行する際には、約 10 日間かけて目的の温度条件とした。

以上の操作を前培養とし、次に前培養と同じ水温、塩分に保った f/2 培地を 3.5ml ずつ分注した 3 本のネジ口試験管に前培養溶液を 1ml ずつ接種し (接種細胞密度は 10~200 cells ml^{-1})、前培養と同じ水温、塩分、光強度で本培養を行った。培養期間中は、毎日 1~2 回攪拌し、1 日おきに定時 (16:00) に蛍光値を測定した。

比増殖率は、前述した細胞数とクロロフィル蛍光値の関係 (式 1) から細胞数を算出し、次の式にあてはめて対数増殖期の値について最小自乗法により算出した。データは triplicate で得られるので、それらの平均値をとった。

$$\mu = \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{N_t}{N_0} \quad (2)$$

ここで、

N_0 : 対数増殖初期の細胞密度 (cells ml⁻¹)

N_t : 対数増殖終期の細胞密度 (cells ml⁻¹)

Δt : 対数増殖の期間 (d)

である。また、細胞数の最大収量も同様に式1から細胞数を見積もり、triplicateの平均値とした。ただし、それぞれの設定条件下で行った triplicate の実験のうち、明らかに増殖の様子の異なったものは計算から除外した。

増殖に及ぼす光強度の影響

ネジ口試験管にマイクロピペットでf/2培地を4.3mlずつ分注し、これに光強度200 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (白色蛍光灯)、明暗周期12L:12D (明期は8:00~20:00)、水温15°C、塩分34‰、pH8.2で7日間前培養して対数増殖中の *A. tamarense* を0.2mlずつ接種した (細胞密度は10~40cells ml⁻¹)。これらを黒あるいは白いメッシュで覆うことで光強度を10, 30, 50, 70, 90, 110, 130, 150, 170, 190 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (スフェリカル光量子センサー, LI-1000, Li-Cor社) の10段階に調節して実験を行った。各段階とも3本立てで実験を行った。これらを毎日1~2回攪拌するとともに、1日おきに定時 (17:00) に蛍光値を測定した。比増殖率は上記の水温と塩分に関する実験と同様の方法で求めた。

比増殖率と光強度の関係については、Lederman and Tett (1981) の直角双曲線モデルを改変した次式を適用し、非線形最小自乗法 (安倍1985) で近似して各パラメータを求めた。

$$\mu = \mu_m \frac{I - I_0}{(K_s - I_0) + (I - I_0)} \quad (3)$$

ここで、

μ : 比増殖率 (d⁻¹)

I : 光強度 ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

I_0 : 光強度の閾値 ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

μ_m : 最大比増殖率 (d⁻¹)

K_s : $\mu_m/2$ を与える光強度 ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

である。

結果

増殖に及ぼす水温と塩分の影響

塩分の違いによる *A. tamarense* の増殖曲線をそれぞれの温度について Fig. 2 に示した。5°C では10, 15%

において植え継ぎの時点から蛍光値が0であり、20%では6日目に蛍光値が0になり増殖が認められなかった。このとき細胞は、球形のシストになっていた。25~35‰では増殖は認められたが、比増殖率は0.02~0.05d⁻¹、最大収量も30~200cells ml⁻¹と低い値を示した。25および30‰は遊泳する細胞としない細胞が混在していたが、32, 35‰ではほとんどの細胞が遊泳していた。

10°Cでは、10~20‰で増殖が認められず、直径40~65 μm のシストが多く見られた。25~35‰では比増殖率0.03~0.09d⁻¹、最大収量は90~970cells ml⁻¹で高塩分ほど高い値を示した。また、高塩分ほど遊泳細胞が多く見られた。

15°Cでは、すべての塩分で増殖が認められ、10~20‰では比増殖率0.05~0.08d⁻¹、最大収量100~2100cells ml⁻¹と低い値を示したが、25~35‰では比増殖率0.16~0.23d⁻¹、最大収量3490~5120cells ml⁻¹と高い値を示した (Fig.2)。10‰ではシストになった細胞が多く、15‰では深緑色、20~35‰では薄緑色の遊泳細胞が多かった。

20°Cでは、10‰でのみ増殖が認められず、シストとなっていた。15~35‰では比増殖率0.03~0.11d⁻¹、最大収量は620~2950cells ml⁻¹で、20‰以上でともに高い値を示した。15‰ではシストが多かったのに対し、20~35‰では遊泳細胞が多かった。また、25°Cでは、いずれの塩分においても全く増殖が見られなかった。

以上の水温と塩分のさまざまな組み合わせに対する比増殖率の違いを Fig. 3 にまとめた。増殖可能な水温と塩分の範囲は5~20°C、10~35‰であった。また、5~10°Cでは25‰以上、15°Cでは10‰以上と、15°Cまでは水温の上昇とともに増殖可能な塩分範囲の拡大が明らかであった。一方、20°Cでは15‰以上で増殖が一応可能であるが、20°C以上ではいかなる塩分でも急激に比増殖率が低下することから、20°C以上の高温条件は本種の増殖に対して危機的なダメージを与えるものと思われる。

15°Cの水温条件では今回設定したいかなる塩分条件でも増殖した。ただし、15°Cでの比増殖率は統計的には25~35‰で等しく、15‰以下の塩分条件に比べて有意な差 (t -検定, d.f.=19, $p < 0.05$) が認められ、中でも最大比増殖率を与えた水温と塩分の組み合わせは、15°C, 32‰であった。

一方、水温と塩分の様々な組み合わせに対する最大収量は15°C, 25‰で最も大きかった (Fig. 4)。これは、最大比増殖率を示した15°C, 32‰とは塩分濃度において異なっていたが、このようなずれは、*G. nagasakiense* でも観察されており (山口・本城1989)、それほど不

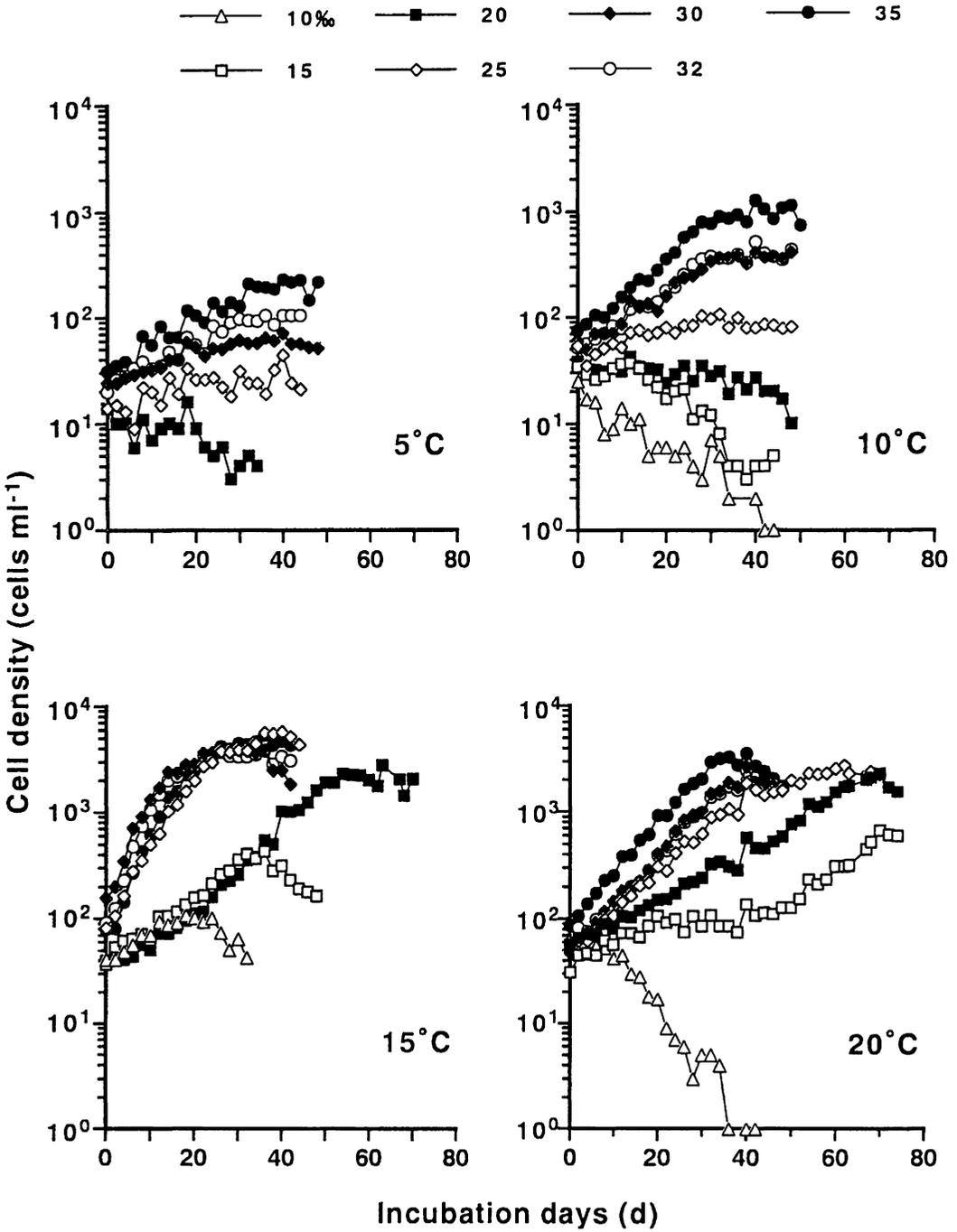


Fig. 2. Growth curves of *A. tamarensis* grown at various temperature and salinity combinations. Each symbol represents the average of duplicate or triplicate data. At 25°C, no growth was found in all salinity conditions. pH8.2, 150µEm⁻²s⁻¹, 12L : 12D.

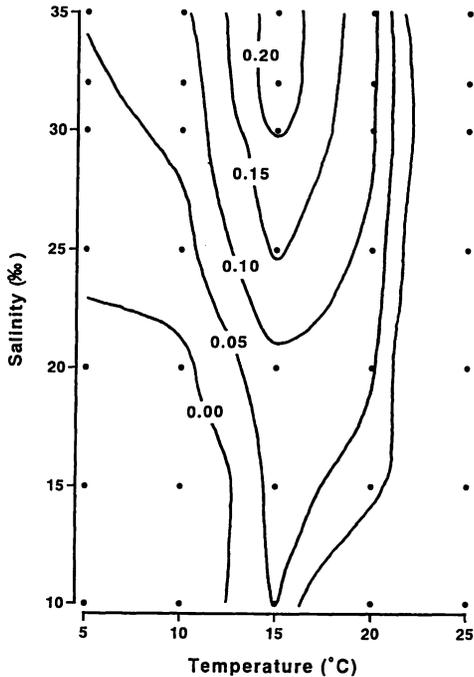


Fig. 3. Contour plots of specific growth rate (d^{-1}) of *A. tamarensis* at various temperature and salinity combinations. Calculation was made for the exponential growth phase in the batch culture incubation (see Fig. 2). pH8.2, $150 \mu Em^{-2}s^{-1}$, 12L : 12D.

思議なことではないと思われる。

増殖に及ぼす光強度の影響

10, 30 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ では増殖が認められず, 50, 70 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ で比増殖率は0.06, 0.08 d^{-1} と上昇し, 90~190 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ では比増殖率0.11~0.16 d^{-1} とほぼ等しくなった (Fig. 5)。最大収量は50 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ で2260 cells ml^{-1} と少なかったが, 70~190 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ の範囲では4700~6840 cells ml^{-1} で, これらの値の間には統計的には有為な差が認められなかった (t-検定, d.f.=17, $p < 0.05$; Fig. 5)。非線形最小乗法による近似から, μ_m は0.16 d^{-1} , K_s は62 $\mu E m^{-2} s^{-1}$, I_0 は45 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ となり, (3) 式は $\mu = 0.16 (I - 45) / (I - 28)$ ($r = 0.868$) となった (Fig. 6)。したがって, 本種は光強度45 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ 以下の弱光では増殖できないことが明らかとなった。

考 察

今回の実験結果から, 三河湾産 *A. tamarensis* の最適水温は15°C, 最適塩分は32‰であるといえる (Fig. 3)。

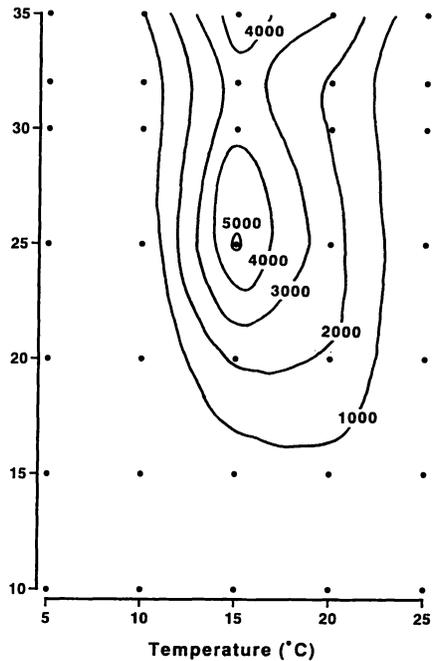


Fig. 4. Contour plots of maximum cell yield (cells ml^{-1}) of *A. tamarensis* at various temperature and salinity combinations. pH8.2, $150 \mu Em^{-2}s^{-1}$, 12L : 12D.

現場において本種の発生がよく見られるのも同様に水温15°C, 塩分32‰付近であり (土屋ほか1988), 今回の実験で得られた最適水温・塩分は現場の観測結果とよく一致している。*A. tamarensis* の水温, 塩分に対する増殖特性に関してこれまで報告されているところでは, 大船渡湾産の株では10~18°C, 32‰で (阿知波・岩崎1990), 北米東海岸産のそれは11~22°C, 30.5‰ (Anderson *et al.* 1984, White 1978) で増殖が活発であるといわれており, 今回の実験結果はこれらとよく類似している。一方, 最適水温については台湾産の株で28°C (Su *et al.* 1993), 最適塩分については北米東海岸産の株で15-23‰ (Prakash 1967) との報告例もあり, 株間による違いがあるように思われる。

今回の実験で得られた I_0 は45 $\mu E m^{-2} s^{-1}$ と高く, 三河湾産 *A. tamarensis* が活発な分裂を行うにはかなり高い光強度が必要であることが分かった。Yentsch *et al.* (1975) が北米東海岸産 *A. tamarensis* の光-光合成曲線を調べたところ, 珪藻類その他の種の光-光合成曲線と何ら違いは見られなかった。彼女らの実験設定の詳細は十分に述べられていないが, 約1000lux以下の照度で *A. tamarensis* の炭酸同化が抑制されており, 使わ

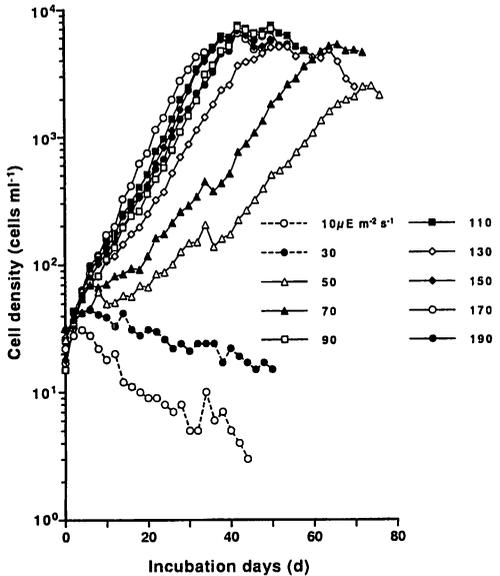


Fig. 5. Growth curves of *A. tamarensis* grown at various light intensities.

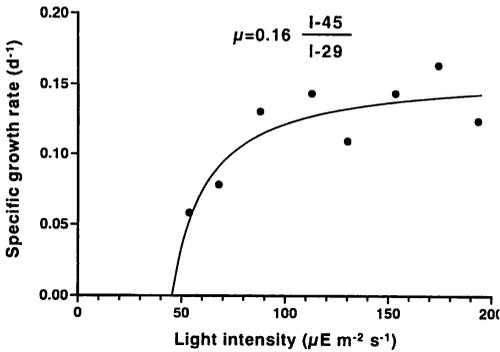


Fig. 6. Specific growth rate of *A. tamarensis* as a function of light intensities.

れた光源が白色蛍光灯であったとして単位の換算を行うと、1000luxの照度は約 $1.3 \mu E m^{-2} s^{-1}$ となる。この光強度は非常に低く、今回得られた結果とは相反するものであるが、この違いが株による違いであるのか、あるいは他に何らかの原因があるのか、現在の時点では考察不可能である。

また、今回の実験設定では最高 $190 \mu E m^{-2} s^{-1}$ の光条件を与えたが、強光阻害は起きていないように思われた (Figs. 5, 6)。北米東海岸産 *A. tamarensis* でも最大増殖速度を与える光強度は、 $150 \sim 200 \mu E m^{-2} s^{-1}$ であり、 $650 \mu E m^{-2} s^{-1}$ でも強光阻害が起きないという報告があ

る (Anderson et al. 1984)。一方、このことは大船渡湾産の *A. tamarensis* が $80 \mu E m^{-2} s^{-1}$ で最大の増殖速度を示し、それ以上の光強度では強光阻害が起きるという報告 (石丸 1985) とは相反するものである。ただし、石丸 (1985) の実験において強光阻害が現れているのは $14^{\circ}C$ 以下の結果においてであり、最大増殖速度を示した $17.5^{\circ}C$ ではそれが見られない。一方、我々の実験で設定した水温は $15^{\circ}C$ であり、すでに示したように三河湾産の株では最大増殖速度を与える条件である。したがって、本種は低水温条件下においてのみ、強光阻害が起これると考えれば、石丸 (1985) の結果と我々の結果の間に矛盾はない。現状では、これ以上詳細な解釈は困難であるので、このことの解決のためには、さらに実験を重ねる必要があろう。

三河湾では、年によっては最低水温になる2月から本種の遊泳細胞が見られるようになり、3~4月に最大細胞密度に達し、5月中旬で遊泳細胞は消滅することが現場観測から知られている (土屋ほか 1988)。毎年同じ時期に発生が見られるのは基本的にはその種本来のもつ生活環によるものと考えるのが自然であるが、今回の実験で得られた水温、塩分、光強度に対する生理的応答に関する結果だけでも、本種の発生および消滅に関して説明可能な部分が多い。例えば水温については、本種の発生が最もよく見られる蒲郡地先 (三河湾北東奥部) で1963-1994年の32年間に毎日測定された水温の平均値は2月上旬に最低値 $5.6^{\circ}C$ 、3月に $8.3^{\circ}C$ 、4月に $13.7^{\circ}C$ 、5月中旬に $18.8^{\circ}C$ 、下旬に $20.1^{\circ}C$ であり (愛知県水産試験場私信)、今回の実験結果では、本種は水温範囲 $5 \sim 20^{\circ}C$ で増殖が可能であり、現場の発生水温と実験結果は非常によく一致している。

また、塩分について実験結果は $10 \sim 35\%$ で増殖が可能であり、低温になればなるほど塩分が高い場合に限って増殖が可能であることを示していた (Fig. 3)。1963-1994年の32年間における蒲郡地先の平均塩分は2月に 30.59% 、3月に 29.94% 、4月に 27.85% 、5月に 27.33% であるので (愛知県水産試験場私信)、今回得られた実験結果からは、塩分が平常通りであれば、本種は $5^{\circ}C$ 程度の低水温である2月から発生することは理にかなっている。しかし、湾北東奥部に位置する豊川の影響によって、本種の発生水域の塩分は短い周期で変動し、実際には降雨時には 10% 程度にまで低下する場合もある (愛知県水産試験場私信)。 10% 程度の低塩分が長期間維持されることはまれであろうが、例えば 20% の場合ならば $10^{\circ}C$ 以上にならないと増殖しないことを今回の実験結果は示しており (Fig. 3)、本種の発生時期は塩分の低下によって遅れるであろうことが推測される。

実際には遊泳細胞の増殖に適する水温、塩分は10月下旬(18.5°C, 29.42‰)以降5月中旬(18.8°C, 27.33‰)まで満たされているので、上記の議論はなぜ2月以前から発生しないのかという疑問には答えていない。このことについては、本種の遊泳細胞の増殖に比較的強い光強度を必要とするという実験結果(Fig. 6)に基づいて多少の説明が可能であろう。名古屋における2月の太陽光強度は $605 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ であり(理科年表1994)、太陽光が海面に入射する際に約50%減衰すると考えると(パーソンズ・高橋 1974)、海表面下の光強度は $303 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ となる。いま、透明度を4m(宇野木 1984)として $K=2.1/T$ (K , 消散係数(m^{-1}); T , 透明度(m); パーソンズ・高橋 1974)から消散係数を求めると、 $K=0.525 \text{ m}^{-1}$ が得られる。これらを $I_d=I_0 e^{-Kd}$ (I_d , 深度 d における光強度($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$); I_0 , 海表面における光強度($303 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$); パーソンズ・高橋 1974)に当てはめて、本種が増殖に必要な光強度の閾値 $45 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ に相当する水深を求めると3.6mとなり、これ以浅において増殖が可能であると推測される。ただし、海表面下の光強度 $303 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ で強光阻害が生じるかどうかは今回の実験結果からは判らない。本種のシストの発芽自体には光は必要としないが、遊泳細胞の運動には光が必要であるといわれており(Anderson and Wall 1978)、同様の計算からは最も日照時間が短い12月にはさらに増殖可能な層が表層から3.0mと浅くなり、2月以前の発生は光強度の面から見て相対的に不利であろうと考えられる。

一方、本種の消滅の時期については以下のような説明が可能であろう。今回の実験結果は、20°Cを超えると塩分の高低にかかわらず比増殖率が急激に低下することを示していた(Fig. 3)。このことから、遊泳細胞の消滅時期は塩分の変化よりも水温の上昇に大きく依存しているであろうことが推測される。先にも述べたように現場の平年の水温は5月中旬に18.8°C、下旬に20.1°Cであり(愛知県水産試験場私信)、5月中旬から下旬にかけて20°Cを越える。20°Cを超えると比増殖率が急激に低下するという今回の実験結果は、この時期に三河湾における本種の消滅が見られるという現場での状況を非常によく説明するものと思われる。Uchida *et al.* (1980)は噴火湾に発生する*Protogonyaulax* sp.の分布層は水温に依存しており(8~14°C)、その消滅は高温、高塩分の津軽暖水の侵入によるものと結論づけている。この*Protogonyaulax* sp.は福代(1985)によれば*A. tamarense*であると考えられ、その生息水温と消滅する際の機構は三河湾での現象と類似している。もちろん、一般に植物プランクトンの細胞数の減少については、海水中の栄養塩の取り込みをめぐる他種との競合や動物プランクトンによる摂食も無視しう

るものではないが、今回の実験結果はWatras *et al.* (1982)が北米東海岸産*A. tamarense*の発生について示したのと同様、水温と塩分が三河湾における本種の出現に大きく関わっていることを示すものである。

上述した水柱内での光強度を計算する方法で、三河湾で本種の発生が見られる2~5月の補償深度(表面光量の1%水深)を求めると8.8mとなり、三河湾の平均水深9.2m(坂本 1984)に近く、この時期には植物プランクトンが光合成を行うに必要な光量が湾の沿岸部では底層まで届いていることが推測される。一方、同様の計算によって同時期における本種の遊泳細胞の生息深度を光強度の面から推測すると3.6~4.5m程度であり、他の植物プランクトンに比べて本種は比較的表層で生息していると推測される。これらのことから、三河湾において有力な漁獲対象種である底棲性のアサリは、表層の*A. tamarense*を摂食せずに、水柱下層に浮遊する*A. tamarense*以外の植物プランクトンをろ過摂食しているために毒化を免れているのではないかという推測ができよう。

謝 辞

本研究を行うにあたり終始御指導、有益な助言を頂いた広島大学生物生産学部教授松田治博士、橋本俊也助手に謹んで感謝致します。また、要旨の英文については広島大学生物生産学部教授Narasimbalu Rajendran博士に見ていただいた。併せてお礼申し上げます。なお、本研究は文部省科学研究費補助金(一般研究C, 04806025)を受けて行われた。

引用文献

- 安倍 齊 1985. 応用数理統計学入門. 培風館, 東京.
阿知波英明・岩崎英雄 1990. 有毒渦鞭毛藻*Alexandrium tamarense*の増殖特性. 藻類 38: 51-59.
愛知県 1992. 赤潮貝毒監視事業報告書.(毒化モニタリング) 平成3年度.
愛知県 1993. 漁業の動き. 動向調査資料No.96.
Anderson, D. M., Kulis, D. M. and Binder, B. J. 1984. Sexuality and cyst formation in the dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*: Cyst yield in batch cultures. J. Phycol. 20: 418-425.
Anderson, D. M. and Wall, D. 1978. Potential importance of benthic cysts of *Gonyaulax tamarensis* and *G. excavata* in initiating toxic dinoflagellate blooms. J. Phycol. 14: 224-234.
Brand, L. E., Guillard, R. R. L. and Murphy, L. S. 1981. A method for the rapid and precise determination of acclimated phytoplankton reproduction rates. J.

- Plankton Res. 3 : 193-201.
- 福代康夫 1985. II. 貝毒プランクトンの生物学, 2. 分類と分布. p.19-30. 福代康夫 (編) 貝毒プランクトン生物学と生態学. 恒星社厚生閣, 東京.
- Gallagher, J. C. 1982. Physiological variation and electrophoretic banding patterns of genetically different seasonal populations of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). J. Phycol. 18 : 148-162.
- Guillard, R. R. L. and Ryther, J. H. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. Can. J. Microbiol. 8 : 229-239.
- 石丸 隆 1985. II. 貝毒プランクトンの生物学, 4. 増殖と環境要因. p.40-46. 福代康夫 (編) 貝毒プランクトン生物学と生態学. 恒星社厚生閣, 東京.
- Lederman, T. C. and Tett, P. 1981. Problems in modelling the photosynthesis-light relationship for phytoplankton. Bot. Mar. 24 : 125-134.
- 宮本淳司・土屋晴彦・水質調査船乗組員 1987. 昭和61年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知水試研究業績C, 70.
- 野口玉雄・丸山純一・橋本周久 1984. 麻痺性貝毒 (国内). 海洋科学 16 : 587-594.
- パーソンズ, T. R.・高橋正征 1974. 生物海洋学. 市村俊英 (訳), 三省堂, 東京.
- Prakash, A. 1967. Growth and toxicity of a marine dinoflagellate, *Gonyaulax tamarensis*. J. Fish. Res. Bd. Can. 24 : 1589-1606.
- 理科年表 1994. 気象部, p.191-417. 国立天文台 (編), 丸善, 東京.
- 坂口泰治・石田基雄 1992. 平成3年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知水試研究業績C, 88.
- 坂本 充 1984. 栄養塩環境と植物プランクトンの生産. p.31-91. 西條八束 (編) 内湾の環境科学—三河湾・伊勢湾の研究を中心として—下巻, 培風館, 東京.
- Su, H. M., Chiang, Y. M. and Liao, I. C. 1993. Role of temperature, salinity and ammonia on the occurrence of the Taiwanese strain of *Alexandrium tamarensis*. p. 837-842. In : Smayda, T. J. and Shimizu, Y. (Eds.) Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Elsevier, Amsterdam.
- 土屋晴彦・鈴木 裕・水質調査船乗組員 1985. 昭和59年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知水試研究業績C, 58.
- 土屋晴彦・宮本淳司・水質調査船乗組員 1986. 昭和60年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知水試研究業績C, 63.
- 土屋晴彦・瀬古幸郎・山本民次・宮本淳司 1988. 重要貝類毒化対策事業 (昭和58~62年度) (広域分布調査) 5ヶ年のまとめ. 愛知県.
- Uchida, T., Kawamata, K. and Nishihama, Y. 1980. Vertical distribution of paralytic toxin-producing species, *Protogonyaulax* sp. in Funka Bay, Hokkaido. Jap. J. Phycol. 28 : 133-139.
- 宇野木早苗 1984. 内湾の物理環境. p.63-162. 西條八束 (編) 内湾の環境科学—三河湾・伊勢湾の研究を中心として—上巻, 培風館, 東京.
- Watras, C. J., Chisholm, S. W. and Anderson, D. M. 1982. Regulation of growth in an estuarine clone of *Gonyaulax tamarensis* Lebour : Salinity-dependent temperature responses. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 62 : 25-37.
- White, A. W. 1978. Salinity effects on growth and toxin content of *Gonyaulax excavata*, a marine dinoflagellate causing paralytic shellfish poisoning. J. Phycol. 14 : 475-479.
- 山口峰生・本城凡夫 1989. 有害赤潮鞭毛藻 *Gymnodinium nagasakiense* の増殖に及ぼす水温, 塩分および光強度の影響. 日水誌 55 : 2029-2036.
- 山本民次・土屋晴彦・水質調査船乗組員 1988. 昭和62年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知水試研究業績C, 74.
- Yentsch, C. M., Cole, E. J. and Salvaggio, M. G. 1975. Some of the growth characteristics of *Gonyaulax tamarensis* isolated from the Gulf of Maine. p. 163-180. In : LoCicero, V. R. (ed.) Proceedings of the First International Conference on Toxic Dinoflagellate Blooms. Wakefield, Massachusetts.

(Received December 15, 1994 ; Accepted March 20, 1995)