

猪串湾における有毒渦鞭毛藻 *Gymnodinium catenatum* の出現特性 およびヒオウギガイ毒化の解明に関する研究*

宮村和良**

Studies on characteristics of occurrence the chain-forming toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in Inokushi Bay and mechanism of accumulation of paralytic shellfish toxin in the culture scallop *Chlamys nobilis*.

Kazuyoshi MIYAMURA

Abstract

The chain-forming toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham is one of the causative species responsible for paralytic shellfish poisoning (PSP). This species was first reported in the Gulf of California by Graham in 1943. An apparent increase of PSP outbreaks due to *G. catenatum* blooms has occurred worldwide. In Japan this organism was first reported in Hiroshima Bay in 1967 and first outbreaks of shellfish toxicity occurred in Senzaki Bay in 1985. Since 1996 *G. catenatum* blooms and associated PSP contamination in shellfish have been reported in Inokushi and Ogamae Bay in Oita Prefecture. Since then, *G. catenatum* blooms have frequently been observed around Kyushu Island; Suo-Nada, Karatsu Bay in Saga Prefecture, Furue Bay in Hirado Island Nagasaki Prefecture and the southern region of Mie Prefecture. Incidents of PSP contamination due to *G. catenatum* have increased and it is a concern for the shellfish aquaculture and public health. Therefore prediction of *G. catenatum* blooms and prevention of PSP-contamination in shellfish are desired by the fishery industry as well as for public health. However measures to enable a plan to prevent *G. catenatum* blooms from occurring in Inokushi and Ogamae Bay have not been identified because PSP contamination is thought to occur at very low cell densities and show a low seasonal pattern of outbreak. To elucidate the biological background underlying the mechanism of *G. catenatum* blooms and associated PSP outbreak in the scallop *Chlamys nobilis*, the present study carried out an intensive field investigation in Inokushi and Ogamae Bay.

The winter weather of Inokushi and Ogamae Bay (Saiki City, Kamae area) is a typical Pacific climate type that is mild, with low precipitation and a high amount of sunlight throughout the year. In Inokushi Bay, water temperature and salinity in the water column ranged from 14.5 to 29.9 °C and from 21.33 to 34.75 PSU, respectively. Especially in due to lower run off of the fresh water from rivers. Seasonal changes of inorganic nutrient concentrations are low. Characteristics of water movement during winter in which *G. catenatum* blooming season was an inverse estuarine circulations driven by the cooling the sea surface and inflow of warm the Kuroshio Current into surface of this Bay.

The vegetative cells of *G. catenatum* at surface, 2m, 5m, 10m and above 1m from bottom were observed from undetectable (<6.7 cells^l) to 1.9×10⁴ cells^l. However undetectable period was short, therefore, *G. catenatum* reproduces their population at vegetative phase in almost all year. The peaks of blooms are generally observed two or three times in a year. The maximum cell density was observed from February through April during low water temperature, high salinity, and low concentration of chlorophyll-a periods. It was speculated that the bloom due to *G. catenatum* regulated by the seasonal pattern of environment

*本報告は、九州大学審査学位論文を基本とし、その一部を改変した。

**現所属：大分県東部振興局農山漁村振興部（国東市安国寺 786-1）

factors in Inokushi Bay. The cell density of *G. catenatum* increased in the innermost part of Inokushi Bay, subsequently growth of the population had occurred in neighboring area, Ogamae Bay. The cell density increased in which the inverse estuarine circulation was started and markedly increased when the water temperature increased. However, the cell density decreased rapidly when the estuarine circulation occurred and its hydrographic condition allowed the cells flush out from the bay. Furthermore, a reverse relationships between *G. catenatum* and diatom population had observed in this bay. Inverse estuary circulation is thought to be greatly advantage for *G. catenatum* development due to remain their population in the water column with their faster swimming capability against downwelling. The nutrient concentration during inverse estuary circulation periods is very low but *G. catenatum* is known to utilize dissolved organic phosphorus even in depleted inorganic nutrient condition. Overall, *G. catenatum* was successful to expand their population during the period when the competitor of diatom population was reduced by loss from the estuary area due to being flushed out and stressed by low inorganic nutrient conditions.

To elucidate the PSP outbreak in scallop, weekly plankton monitoring, toxin determination on natural suspended matter and toxicity of scallop *C. nobilis* were investigated in Inokushi Bay throughout the year. Direct measurements of natural suspended matter showed that the cell density and estimated toxin content per cell of *G. catenatum* ranged 17 - 8,442 cells L⁻¹ and 89 - 1,688 f mol cell⁻¹. The toxin content of *G. catenatum* increased with decreasing water temperature. The toxicity of *C. nobilis* (digestive gland) rapidly increased with the increasing cell density and toxin content in suspended matter. The maximum toxicity of *C. nobilis* was 675MUg⁻¹ on 31 March 2003. Rapid toxin accumulation in *C. nobilis* was closely related to not only the cell density of *G. catenatum* but also the increase in the toxin content of *G. catenatum*. The toxicity of *C. nobilis* was successfully predicted (R=0.98), by applying two factors; toxin content in suspended matter and toxin content per *G. catenatum* cell.

Frequent field surveys were carried out to elucidate the effects of contaminating the cultured scallop by *G. catenatum* and detoxification after the blooms in Ogamae which is the major culture area. As a result, the key action in order to predict the contamination of cultured scallop in Ogamae. 1) The monitoring system for *G. catenatum*, the examination carry out in Inokushi Bay and Ogamae Bay throughout the year, and must be done at weekly intervals during the bloom season from winter though early spring. 2) Measurement of toxicity in scallop to start when the *G. catenatum* cell density is more than 30 cells/L, and monitor the toxicity until one month after the *G. catenatum* density declines to under 30 cells/L.

Once the scallop has been contaminated by *G. catenatum*, depuration of PSP toxin requires a lot of time (usually several months) even though they had been relocated to an area where *G. catenatum* does not exist. Therefore, in order to reduce the risk of PSP toxification, the most important skill is to reduce or prevent the PSP intoxicification of scallop from the *G. catenatum* exposure in the farming ground.

It was established that safety areas can be selected from the results of the investigation in terms of *G. catenatum* cell density, toxin content in suspended matter and scallop toxicity score during the season of *G. catenatum* blooms.

The level of contamination of scallop by *G. catenatum* was predicted based on monitoring at Inokushi Bay and relocate the scallop to safety area before the spread of *G. catenatum* from Inokushi Bay to Ogamae Bay. The threat of PSP outbreaks from *G. catenatum* can be reduced by establishing a monitoring system and the selection of safety areas.

Gymnodinium catenatum の出現特性

目 次

序 章	-----	1 0
第 2 章	猪串湾における <i>Gymnodinium catenatum</i> の消長 -----	1 1
第 1 節	猪串湾周辺の地勢と気候 -----	1 2
1.	地勢	
2.	気候	
第 2 節	猪串湾の海洋環境 -----	1 3
1.	海況	
2.	流動	
第 3 節	<i>Gymnodinium catenatum</i> の出現特性と環境条件 -----	2 0
1.	<i>Gymnodinium catenatum</i> の出現変動とその環境条件	
2.	<i>Gymnodinium catenatum</i> の個体群形成とその海況条件	
3.	海底泥中における、 <i>Gymnodinium catenatum</i> シスト分布	
第 4 節	<i>Gymnodinium catenatum</i> と珪藻類の出現変動 -----	3 2
第 5 節	まとめ -----	3 6
第 3 章	<i>Gymnodinium catenatum</i> の細胞内毒量とヒオウギガイの毒化 -----	3 6
第 1 節	現場で出現する <i>Gymnodinium catenatum</i> の細胞内毒量の推移 -----	3 7
第 2 節	<i>Gymnodinium catenatum</i> 細胞内毒量の変動とヒオウギガイの PSP の毒化 -----	4 1
第 3 節	重回帰分析に基づくヒオウギガイ毒化要因の解明 -----	4 5
第 4 節	まとめ -----	4 8
第 4 章	小蒲江湾における養殖ヒオウギガイの毒化と予察 -----	4 8
第 1 節	養殖ヒオウギガイの麻痺性貝毒による毒化 -----	4 9
第 2 節	養殖ヒオウギガイの毒化予察と対策 -----	5 2
第 5 章	小蒲江湾の養殖ヒオウギガイの毒化軽減対策と実行例 -----	5 3
第 1 節	養殖ヒオウギガイの毒化軽減対策 -----	5 3
第 2 節	養殖ヒオウギガイ毒化軽減対策の実例 -----	5 6
第 6 章	総括 -----	5 9
謝 辞	-----	6 0
参 考 文 献	-----	6 0

序 章

2004年の大分県の水産業による生産額は363億円で、このうち42%にあたる154億円が養殖業によって支えられている¹⁾。大分県中央部は阿蘇山、八代海にかけて走る中央構造線上に存在しているため大分県は山地が多く、九州では長崎県、佐賀県に次いで農業生産を可能とする平野部が少ない。このため、一次産業における水産業の比率は高く、この地域の主要産業の一つになっている。特に「関サバ・関アジ」「城下ガレイ」などブランド化された地域水産資源の生産額は全国トップクラスの実績を上げており、大分県は「地産・地消支援事業」「県産水産物安全安心認証制度」などの各種事業を通じてこれらの活動を積極的に支援している。

大分県での養殖業の中心は魚類養殖で、水温が高く水深が深い豊後水道海域においてマダイ、ブリ、シマアジ、ヒラメなど多種類の魚種が活発に養殖されている。また魚類養殖のみならず貝類養殖も盛んに営まれており、周防灘や別府湾の守江湾ではマガキが、小蒲江湾ではヒオウギガイが、その他県中南部海域の全域でアコヤガイが養殖されている。

ヒオウギガイ *Chlamys nobilis* はマルスダレガイ目イタヤガイ科に属する二枚貝の一種で、中国南部から朝鮮半島南部、西日本などの海域に広く分布している。分布特性から判断して亜熱帯から温帯性の二枚貝であると考えられる。殻長は8～12cm程度で、自然界では潮間帯以深の岩礁部に足糸で固着して生息している。養殖においては、多段式に仕切られた円筒形の網籠で養殖されることが多い。生息環境などから、アコヤガイ養殖業の副産物として営まれてきた経緯があり、アコヤガイ養殖場の一部を漁場に充てていることが多い。主な生産海域は三重県南部、鳥根県隠岐諸島、愛媛県、長崎県などで、大分県では専ら小蒲江湾において7経営体が養殖に取り組んでおり、西日本における主要産地の一つとなっている。

ヒオウギガイはホタテガイやマガキのように大規模に養殖されることはない。その最大の理由は、出荷サイズ、価格、味覚が北海道・東北海域で盛んに行われているホタテガイと競合すること、養殖期間がホタテガイよりも長くなることなどが影響している。その一方で、ヒオウギガイの貝殻の色は赤、橙、黄、紫などで、1個体は単色だが個体によって変異に富んでいる。このため、その鮮やかな色彩は収集家の興味を惹くのみならず、観光用の土産品として活用されている。消費形態は地域性が高く小規模であるが、宅配便による贈答用、地域の特産市場における商品、民宿や旅館における食材として人気があり、需用は年々増大する傾向にある。

しかし、ヒオウギガイ養殖においては、養殖活動に甚大な被害を与える食害生物や病害生物はほとんど知られて居らず、これらが主要な生産減の要因となることは少ない。松山²⁾によってとりまとめられた本邦における赤潮発生と貝類の漁業被害を参照すると、赤潮によるヒオウギガイの漁業被害として、1980年および1984年に熊野灘沿岸に発生した *Karenia mikimotoi* 赤潮、1992年に英虞湾で発生した *Heterocapsa circularisquama* 赤潮、1992年に宇和海で発生した *Gonyaulax polygramma* 赤潮等を挙げることができる。ただし赤潮による漁業被害の発生頻度は他の二枚貝類や巻貝と比較すると低く、大分県において赤潮によるヒオウギガイへの漁業被害は報告されていない。一方、北海道・東北海域で大規模に養殖されているホタテガイ養殖業は、1980年代以降、有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* のブルームによって麻痺性貝毒の毒性値が食品衛生法で定められた規制値(4MU/g可食部)を超えて、出荷自粛による損失や操業期間の短縮により甚大な被害を受けている。1978年に起こった北海道・東北海域での二枚貝の毒化^{3), 4)}からしばらくして、1981年に和歌山県田辺湾、1982年に宮崎県北浦、1987年に鹿児島県の山川湾においても麻痺性貝毒の発生が認められ、*Alexandrium catenella* が原因種として報告された⁵⁻⁸⁾。大分県のヒオウギガイ養殖でも1980年代後半から定期調査で低い割合ながら麻痺性貝毒の毒性が検出されており、有毒渦鞭毛藻 *A. catenella* が原因種として疑われていた^{9, 21)}。しかし *A. catenella* の出現動向と毒性値の間に明瞭な因果関係を見いだすことができなかったことから調査研究はほとんど進展していなかった。

ところが、1996年2月に小蒲江湾の養殖ヒオウギガイで毒量の増加が確認され、その後、隣接する猪串湾のアサリやムラサキガイの毒量が規制値を超えるようになった。同年5月には宮崎県から大分県猪串湾に遊魚に来ていた人が、猪串湾に生息しているムラサキガイを持ち帰って自宅で喫食し、麻痺性貝毒の中毒症状を呈して入院した⁷⁾。患者は比較的軽症であったものの、地元新聞で大きく報道され、地元水産物価格の低下や観光客の減少など地域ブランド、地域振興に大きな風評被害がでた。調査の結果、猪串湾で発生した麻痺性貝毒の原因種は従来言われていた *A. catenella* ではなく、これまで大分県沿岸において分布や出現報告のない渦鞭毛藻 *Gymnodinium catenatum* Graham であった⁷⁾。

渦鞭毛藻 *Gymnodinium catenatum* はギムノディニウム目ギムノディニウム科に属する無殻の渦鞭毛藻の一種である。1943年にGraham²²⁾によってカルフォニア沿岸から採取された試料に基づいて記載された種で、新種記載から学名の変更はない。細胞の大きさは28～45 μm、単細胞は縦長で楕円形を呈し、上鉤がやや細長くなっている。通常は2～16連鎖を呈していることが多く、連

Gymnodinium catenatum の出現特性

鎖個体は単細胞と比較すると、細胞長と細胞幅がほぼ同じか若干細胞幅が長い。連鎖個体は粘液糸で緩やかに連結しており、他の連鎖渦鞭毛藻と比較すると連鎖に柔軟性がある。連鎖体は大きく蛇行しながら遊泳するなど、さながらウミヘビのような非常に特徴的な遊泳動作を行うため、種同定の重要な特徴となっている。細胞表層は平滑で構造物は有しておらず、わずかな物理化学的な刺激によって球形化・断片化してしまうなど極めて脆弱である。細胞内には褐色の色素体を多数有しており、専ら光合成による独立栄養によって生長する。生活環の一部で有性生殖を行い、接合細胞は堅い石灰質の殻を有する特徴的なシストを形成し、海底泥中に留まることが可能である。

本種は麻痺性貝毒を産生することが既に明らかとなっている²³⁾。麻痺性貝毒を産生する渦鞭毛藻としては *Alexandrium* 属が数多く知られているが、この属以外で麻痺性貝毒を産生するのは *G. catenatum* と *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* のみである。このためその出現については精力的に調査がなされてきた。*G. catenatum* の分布は熱帯から暖温帯域までと広く、主な出現はメキシコ²⁴⁾、スペイン²⁵⁻²⁶⁾、オーストラリア²⁷⁾、ニュージーランドなど世界各地に及んでいる²⁸⁾。いずれの海域でもブルーム発生に伴って二枚貝等に麻痺性貝毒の発生を伴っており、公衆衛生上、あるいは水産業にとって甚大な悪影響を及ぼしている^{23), 28-29)}。日本においては1967年に広島湾において初めて報告され²⁹⁾、ブルームは1985～1986年にかけて山口県の仙崎湾で、1990年に京都府の久美浜湾で発生している。特に仙崎湾ではほぼ毎年のように本種がブルームを形成し、マガキにおいて規制値を超える麻痺性貝毒が発生しており、精力的な調査研究がなされている³¹⁻³³⁾。しかしながら *G. catenatum* のブルームは1990年代前半までは対馬暖流の上流域にあたる仙崎湾を中心とした海域に留まったため、主要な貝毒原因種としての認知度は低かったと言わざるを得ない。ところが、先に述べた1996年の大分県猪串湾の事例に留まらず、1997年には長崎県五島福江島の玉之浦湾で本種によると思われる天然マガキの自家消費による集団食中毒が起こり³⁴⁾、1998年には熊本県天草下島の宮野河内湾において規制値を超える麻痺性貝毒が発生^{8), 35)}、2000年以降も大分県の豊前海、佐賀県唐津湾全域、長崎県の平戸島古江湾、三重県南部海域などにおいてもブルーム発生と規制値を超える値が報告されるなど、発生頻度の増加と広域化が著しい。

大分県においても、*G. catenatum* のブルームに伴うヒオウギガイなど二枚貝の毒化は、出荷の自粛による直接的な漁業被害に留まらず、風評による間接被害も引き起こし、地域に根ざした産業として発展してきた水産業の阻害要因となっている。*G. catenatum* の発生は自然現象

であるため、発生そのものを防ぐことは困難である。またその発生パターンは海域や原因種によって異なるため、それぞれの湾で独自の調査を行う必要がある。従って大分県内での漁業被害を最小限に抑制するためには、原因種である *G. catenatum* の出現に関する調査を行い、発生に関する法則性を見いだして出現を予察する技術を開発し、これらの情報に基づいて適正な漁場管理を行うことによって被害を低減することが最も重要である。さらに毒化して商品価値を失ったヒオウギガイを速やかに解毒させる技術などの研究も緊急に求められている。

本研究は *G. catenatum* の予察技術の開発を目指して1999年～2004年にかけて大分県や水産庁などの援助を受けて実施されたモニタリングの成果をとりまとめたものである。本論文は全6章から構成され、現場調査に基づく *G. catenatum* のブルーム発生と環境要因との関連を検討した「発生機構の解明」と、ヒオウギガイの「毒化機構の解明」の2点に重点をおいて、その研究結果をとりまとめたものである。これまで述べてきた序章に続き、第2章では *G. catenatum* のブルームが最も頻繁に発生し、かつ甚大な漁業被害を与えている大分県猪串湾周辺において、詳細な現場調査を行い、この結果に基づき、ブルーム発生に影響を及ぼしていると考えられる気象・海況等の環境要因を明らかにし、環境要因から本種のブルーム発生を予測する技術の開発を試みた。第3章では、*G. catenatum* が産生する麻痺性貝毒の毒量および成分の現場における動態を明らかにし、貝毒発生との因果関係を見いだすため、*G. catenatum* の細胞密度のみならず、天然細胞の麻痺性貝毒量を最新の技術を駆使して測定し、環境項目との因果関係について解明を行った。さらに第4章においては、第2～3章に基づいて得られた結果を用いて、貝毒発生を時空間的に予測するとともに、毒化低減のための適切な漁場の運営方法について考察をおこなった。そして5章では現場で対応の可能な養殖ヒオウギガイの毒化軽減処置について検討し、第4章で考察した現場モニタリングとヒオウギガイの毒化軽減処置を現場で実行した例について示した。さらに今後の展望や問題点について論じた。最後に、6章では上記の成果を総括した。

第2章 猪串湾における

Gymnodinium catenatum の消長

温帯域においては環境要因の周年変動が明瞭なため、植物プランクトン種組成の遷移についても季節毎に一定のパターンが見られる³⁶⁻³⁷⁾。日本沿岸における有害プランクトンの出現にも明瞭な季節変化が見られることが知

られ³⁸⁻⁴¹⁾。季節性をもたらす要因として光⁴²⁾、水温⁴³⁾、塩分等⁴⁴⁾の物理的な要因やその他の環境因子^{2),45)}があげられる。このように植物プランクトンの遷移は環境要因により影響を複合的に受ける極めて複雑な現象である。そのような現場で特定のプランクトンの発生機構を解明するためには、気象・海象条件等の環境因子の変動と対象プランクトンの詳細な現場調査を行い、物理、化学的環境要因とプランクトンの動態を把握することが重要である。そこで、本章では第1節で猪串湾の地勢と気候、第2節で猪串湾の海洋環境を示し、その気象・海象条件等の環境因子の変動の特徴について述べる。さらに第3節では *Gymnodinium catenatum* の出現特性と各種環境要因の関係およびシスト分布について示し、現場調査から物理、化学的環境要因とプランクトンの動態を把握した。そして4節では *G. catenatum* と珪藻類の出現との関係について考察を行った。

第1節 猪串湾周辺の地勢と気候

猪串湾や小蒲江湾のような内湾の海洋環境を決定する主要因として、湾の形状や水深、海流、さらには気候などが関係している。まず調査海域である猪串湾および隣接する小蒲江湾の地勢と気候の特徴について記す。

1. 地勢

大分県佐伯市蒲江地区にある猪串湾および小蒲江湾 (Fig.1) は九州東岸に位置し、リアス式海岸の小湾である。猪串湾は平均水深 16.4 m^{*}、湾口幅 0.7 km、湾軸 2.5 km の南北に長い湾であり、猪串湾奥には小河川 (野々河内川、河口幅 8m) が注いでおり干潮時には干潟が形成される閉鎖性の高い湾である。一方、小蒲江湾は猪串湾口の東部に付随した閉鎖性の低い小湾で、平均水深は 21.5m であり、ヒオウギガイの主漁場はこの小蒲江湾に集中している。いずれの湾も、リアス式海岸特有の沈降性の峡湾であるため、湾中央部から湾口にかけては岸壁から急激に水深が深くなる特徴を有する。両湾の沖合には周囲約 3.5km の屋形島が湾口を軽く塞ぐように位置している。両湾の沖合には東進する黒潮から分派した日向灘系水が存在するため、両湾とも周年を通じて温暖である。

2. 気候

佐伯市蒲江町の気温、降水量、日照量について AMeDAS

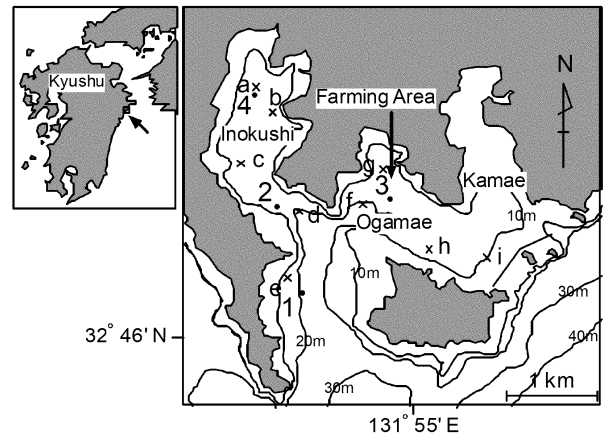


Fig. 1 Location of the sampling stations (a-i) and the observations of current velocity and water temperature(1-4) in 'Inokushi Bay' and 'Ogamae Bay'.

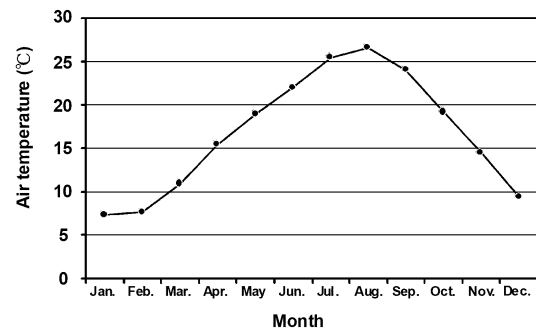


Fig. 2 Change of mean monthly air temperature from 1979 to 2000 at AMeDAS KAMAE in Saiki.

(Automated Meteorological Data Acquisition System)蒲江の1979年～2000年の22年間のデータを用いて検討した。月別平均気温を Fig. 2 に示す。佐伯市蒲江地区の月別平均気温は 7.3～26.6 °C で推移し。最低気温は1月に、最高気温は8月に観測される。気温の上昇は3月～7月の期間に、低下は9月～12月の期間に観測される。月間降水量を Fig.3 に示す。月間降水量は 39.7～359.5 mm で推移し、梅雨時期、台風時期の6月、9月に多く、冬季の1月～2月、12月に少ない傾向にある。月間日照時間を Fig.4 に示す。月間日照時間は 94.2～166.2 時間で推移し、5月～7月にやや少ないが、他の月では概ね140時間以上であった。以上のことから、猪串湾のある佐伯市蒲江地区は、冬季は比較的温暖で雨は少なく日照時間が長く、夏季は降雨が多い典型的な太平洋側気候であるといえる。

* 平均水深は湾軸上の水深を湾奥から湾口方向に250 m間隔で測定し、平均したものを示した。

Gymnodinium catenatum の出現特性

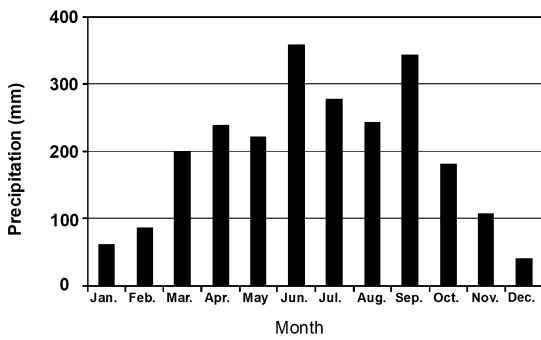


Fig. 3 Change of mean monthly precipitation (mm) from 1979 to 2000 at AMeDAS KAMAE in Saiki.

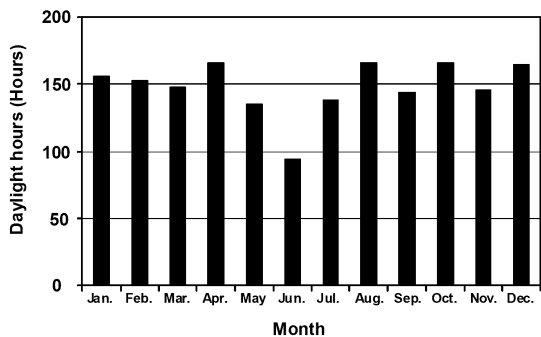


Fig. 4 Change of mean daylight hours (Hours) for each month from 1986 to 2000 at AMeDAS KAMAE in Saiki.

第2節 猪串湾の海洋環境

植物プランクトンは遊泳力が弱いため、個体群形成は海洋環境の変動に大きく影響されることが知られている。とくに海況（潮流、水温、塩分、栄養塩など）の特徴はプランクトン自体の増殖やシスト形成などの生理的な面に影響し、海水の流動はプランクトンの個体群形成に関する物理的集積や拡散に影響するものと考えられ

る。この節では、猪串湾の海洋環境として水温、塩分、栄養塩（DIN, DIP）、溶存酸素（DO）の周年変動と流動特性について検討を行った。

1. 海況

方法

猪串湾の湾奥の St.a (Fig.1 参照) において、2000 年 1 月から 2003 年 12 月の期間に毎月 1～5 回の水温、塩分の測定および採水を行なった。採水は表層、2 m 層、5 m 層、10 m 層、底上 1 m (b-1 m) の全 5 層で行ない、採水した海水の一部は溶存酸素 (DO) および栄養塩 (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P) の測定に供した。栄養塩測定用の海水は、グラスフィルター (GF/C Whatman) でろ過後、冷凍保存した。栄養塩の測定は 2001 年 4 月から 2003 年 3 月の期間に、溶存酸素の測定は 2002 年 4 月から 2003 年 3 月の期間に実施した。水温と塩分は現場においてクロロテック (ALC-1180DK アレック電子社製) を用いて、水深 0.5 m～底上 1 m (b-1 m) まで 10 cm 毎に測定した。溶存酸素はウインクラ法を用いて測定した。栄養塩 (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P) は Strickland and Parsons⁴⁶⁾ に準じ、自動分析装置 TrAAcs 800 (プランルーベ社製) を用いて測定した。DIN および DIP の検出限界はそれぞれ 0.1 μM 及び 0.01 μM である。

結果

水温

2000 年 1 月～2003 年 12 月の期間の各層における水温の推移を Fig.5 に示す。各層の水温は、表層で 14.5～29.9 °C、2 m 層で 14.6～29.6 °C、5 m 層で 14.6～29.0 °C、10m 層で 14.6～26.8 °C、b-1m 層で 14.6～25.6 °C の範囲で推移した。最高水温は 8～9 月に、最低水温は 2～3 月の期間に観測された。

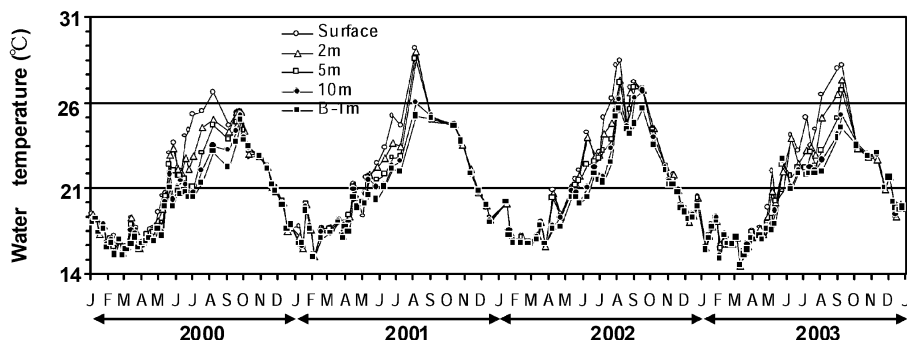


Fig. 5 Change of water temperature of each depth layer (surface, 2m, 5m, 10m and 1m above the bottom) from January 2000 to December 2003.

水温の上昇期は4月～8月、下降期は10月～12月であった。成層は5月以降に20℃を超える頃から形成されはじめ、8月から9月に最も発達し、10月には完全に崩壊した。

塩分

2000年1月～2003年12月の期間の各層における塩分の推移をFig.6に示す。各層の塩分は、表層で21.33～34.75 psu、2m層で30.58～34.74 psu、5m層で33.06～34.74 psu、10m層で33.28～34.73 psu、b-1m層で33.24～34.73 psuの範囲で推移した。最高塩分は2月に、最低塩分は5月に確認された。塩分の変動は4月から低下しはじめ、5月の梅雨時期に急激に低下する。その後、10月まで比較的低塩分で推移した後、11月以降に上昇しはじめ、12月下旬に高塩分で安定する傾向にあった。

DIN(NH₄-N+NO₃-N+NO₂-N)

2001年1月～2003年12月の期間の各層におけるDIN濃度の推移をFig.7に示す。各層のDIN濃度は、表層で0.1～17.0 μM、2m層で0.1～9.2 μM、5m層で0.1～13.7 μM、10m層で0.3～16.1 μM、b-1m層で0.2

～14.5 μMの範囲で推移した。DINの最高濃度は11月～12月に確認され、最低濃度は2月～4月に観測された。

DIP (PO₄-P)

2001年1月～2003年12月の期間の各層におけるDIP濃度の推移をFig.8に示す。各層のDIP濃度は、表層でN.D.～1.6 μM、2m層でN.D.～0.7 μM、5m層でN.D.～1.4 μM、10m層でN.D.～1.4 μM、b-1m層でN.D.～1.3 μMの範囲で推移した。DIPは散発的な増加が確認されたが、2月～4月の期間は概ね低い値であった。

溶存酸素 (DO)

2002年4月～2003年12月の期間の各層における溶存酸素(DO)濃度の推移をFig.9に示す。各層のDO濃度は、表層で5.7～9.3 mg/L、2m層で5.5～9.1 mg/L、5m層で5.7～9.5 mg/L、10m層で4.6～9.3 mg/L、b-1m層で3.1～8.5 mg/Lの範囲で推移した。溶存酸素はb-1m層で夏季に低下する傾向にあり、貧酸素(3 mg/L以下)水塊の形成は確認されなかった。

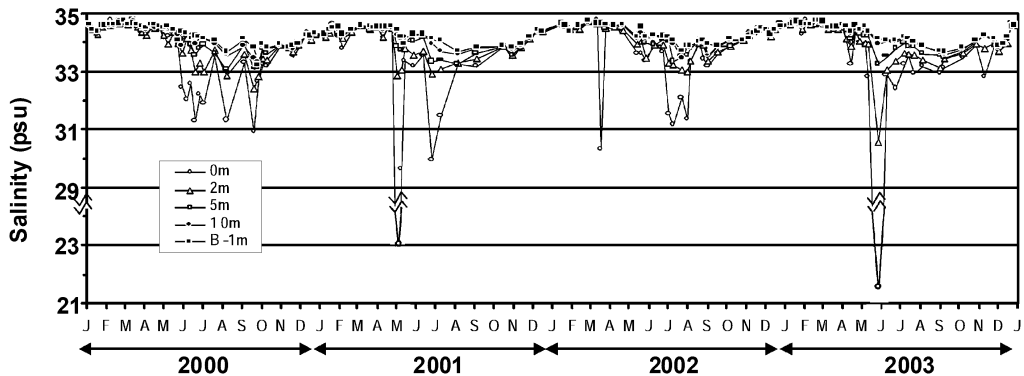


Fig. 6 Change of salinity of each depth layer from January 2000 to December 2003.

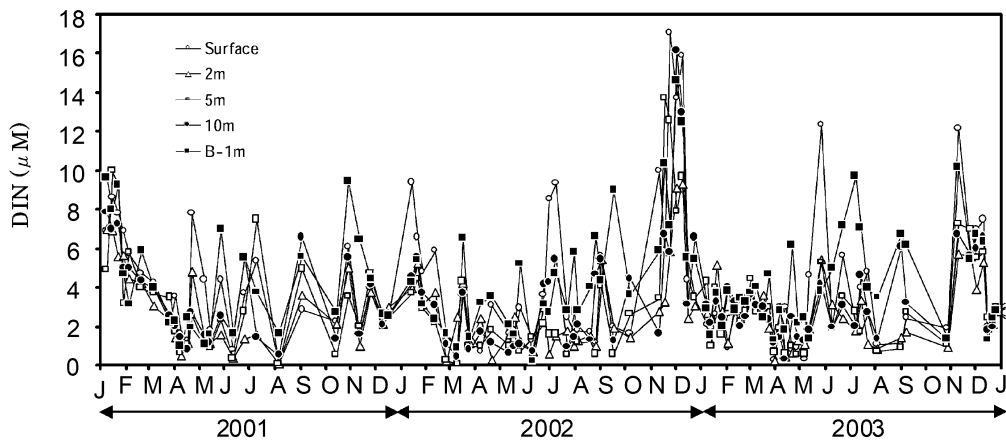


Fig. 7 Change of DIN (NO₃-N+NO₂-N+NH₄-N) of each depth layer from January 2001 to December 2003.

Gymnodinium catenatum の出現特性

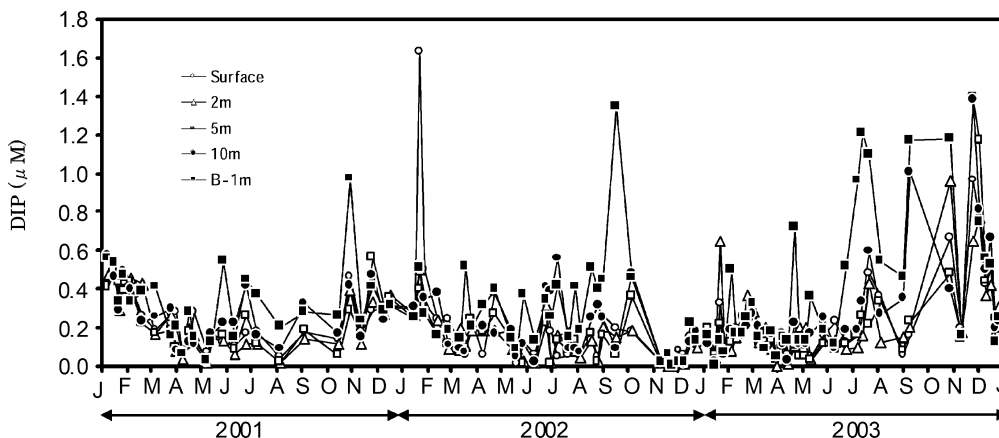


Fig. 8 Change of DIP (PO₄-P) of each depth layer from January 2001 to December 2003.

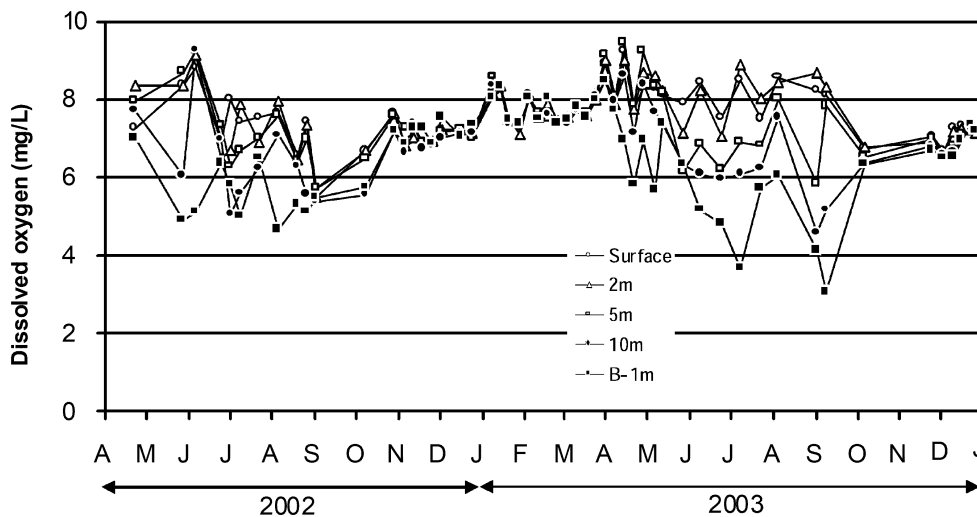


Fig. 9 Change of dissolved oxygen of each depth layer from April 2002 to December 2003.

考 察

猪串湾の水温、塩分はそれぞれ約 14.5 ~ 29.9 °C, 21.33 ~ 34.75psu の範囲で推移し、塩分は表層および 2m 層で一時的に低下が観測されたが、5 m 層では 33psu 以上で周年推移していた。特に *G. catenatum* の発生期である冬季の水温及び塩分は概ね 16 °C 前後、34psu 前後で推移している。一方、*G. catenatum* のブルームによる貝毒が既に知られている海域として、久見浜湾（京都府）、仙崎湾（山口県）などがあり、前者では最低水温は 6 °C、後者では 10 °C 程度まで低下する。それら海域と比較すると、猪串湾は温暖で高塩分の湾であると言える。この原因としては、まず湾内の沿岸部が急激に深くなっており、海面冷却を受けやすい浅海域が少なく湾内の熱容量が大きいこと、さらに猪串湾は黒潮分岐流の影響により、黒潮が熱源となり冬季は水温が高めに推移することなどがあげられる。塩分については、大きな河川がなく淡水

の流入が少ないことが影響していると考えられた。

G. catenatum は熱帯から温帯域にかけて幅広く分布する渦鞭毛藻であるが、最も高頻度に分布が知られているのは熱帯～亜熱帯域である²⁸⁾。本種の増殖至適水温は 20 ~ 27 °C 付近にあり、水温 12 °C 以下では増殖できずに死滅することから、本来の分布は熱帯～亜熱帯域であり、日本やスペインなどの温帯域は分布の北限であると考えられる²⁸⁾。従って、猪串湾において本種が定着し、しかも繰り返しブルームを形成する基礎的要因として、冬季に暖かい湾の特性が大きく影響していると考えられる。

猪串湾の DIN と DIP は、それぞれ 0.1 ~ 17.0 μM, N.D ~ 1.6 μM の濃度で推移した。2001 年 1 月、2002 年 11 月、2003 年 11 月には急激に DIN と DIP が増加するが、2 ~ 3 月の期間は DIN と DIP 共に全層で栄養塩濃度が低い値で推移する傾向にあった。晩秋から冬季にかけての一時的な栄養塩の増加原因は降水量では説明がつかず不明である。2 月 ~ 3 月の期間の栄養塩濃度が低い値で推

移る原因として、猪串湾は冬季に降雨が少なく陸域からの負荷が少ないこと、また次項で述べるように冬季に外気温の低下によって、湾奥水塊の冷却による逆エスチュアリー循環流が発生し、栄養塩の少ない沖合水が湾内に流入する⁴⁷⁻⁴⁸⁾ためと考えられる。また底層の栄養塩濃度が成層期に概ね DIN は 6.0 μM 以下で、DIP は 0.5 μM 以下で推移しており、夏に継続して赤潮を発生させない為の DIN および DIP の濃度である 7.0 μM および 0.6 μM ⁴⁹⁾をいずれも下回っている。さらに、猪串湾奥部は極めて閉鎖的であるにも拘わらず、貧酸素水塊 (3 mg/L 以下) が全く形成されないことから、猪串湾は他の閉鎖的な内湾と比較すると、富栄養化がそれほど進行せず、比較的清浄な湾であると考えられる。

猪串湾は温暖で淡水の流入が少ない湾であり、やや貧栄養的な内湾であるといえる。一般的に赤潮は閉鎖性が強く、しかも河川や都市など陸域から栄養塩負荷の大きな海域で頻発すると言われており、東京湾や瀬戸内海は赤潮が頻発する代表的な閉鎖性海域である。近年、陸域からの栄養塩の削減により、海域へ負荷される COD, TN, TP などの富栄養化原因物質の量が顕著に低下しており、これに伴い現場海域の富栄養化も徐々に解消されつつある⁵⁰⁾。しかしながら、こうした水質が改善されていく過程で、細胞内に栄養塩を蓄積し、無機態の栄養塩以外に有機態の栄養塩を利用できる渦鞭毛藻が優占しやすいとの報告がある。猪串湾は貧栄養的な閉鎖性海域という特異な環境であり、渦鞭毛藻の出現しやすい湾の一つであると考えられる。

2. 流動

渦鞭毛藻は珪藻類に比較すると増殖速度が低く、個体群の維持には流動場の影響を強く受ける。このため、通常、渦鞭毛藻の生息場は移流拡散が弱い内湾や海流の境界領域などに限定されている。猪串湾における *G. catenatum* の出現も流動場の影響を強く受けている可能性が高いことから、現場における流動場の観測を行い、個体群の動態との関連について調査を行った。

方法

2002年11月20日～2003年5月6日に猪串湾とその周辺海域 (Fig.1: St.1～St.4) に流速計と水温計を設置した (Table 1)。St.1とSt.2では超音波多層流速計 (RD社製 WH-ADCP 1200 kHz および BB-ADCP 600 kHz) を海底に設置し、表層から底層まで 1m 毎に流向流速を測定した。St.3では水面下 3 m, 10 m, 17 m に電磁流速計 (アレック電子製 ACM-8M, CEM) を設置した。なお、St.3では付着生物の影響により2月以降の流速データは解析に用いなかった。St.1～4には水温計 (アレック電子製 MDS-MkV) を設置し、2.5～5 m 毎に水温を測定した。

結果と考察

1) 流動特性

各観測点における潮汐成分を Fig.10 に示す。図中の流速は各観測点とも湾軸方向成分 (St.1: 北向き成分, St.2: 北西向き成分, St.3: 東向き成分) であり、正の値は流入方向を示している。ただし、各観測点とも上・中・下層の3層で示す。St.1では、半日周期の潮汐成分と長周期の残差流成分が混在している。St.2では、半日周期の変動は明瞭ではなく、潮汐成分よりも残差流が卓越している。例えば12月4日前後には流れは強い鉛直シヤーを持ち、上層で流入、下層で流出している。St.3では、上層から下層まで一様に半日周期で規則正しく変動していることから、潮汐流が卓越していることが分かる。Fig.11は流れの変動成分を明らかにするために行った周波数解析の結果である。解析には各観測点における流速の湾軸方向成分を用い、図中には上層と下層の結果のみを示している。また、同期間の AMeDAS 蒲江の毎時風速値を用いて周波数解析を行った (Fig.11-d)。流れについては各観測点とも周期約1日と約0.5日にピークがあり、1日周期と半日周期の潮汐成分が流れに含まれていることが分かる。

Table 1 Details of current and temperature meters. The meters were moored from 20th November 2002 to 6th May 2003

Station	Depth (m)	Sensor Type	Sensor Depth (m)	Interval (min.)	Note
1	22	ADCP	Bottom	30	600kHz, Depth cell size 1m
		T	0.5, 5, 15, 20, 22	10	
2	18	ADCP	Bottom	10	1200kHz, Depth cell size 1m
		T	0.5, 5, 10, 13, 18	10	
3	19	ECM	3, 10, 17	60	Burst mode 0.5sec, 30samples
		T	0.5, 3, 5, 10, 15, 17	10	
4	15	T	5, 10, 15	20	

ADCP: Acoustic doppler current profile. ECM: Electromagnetic current meter. T: Temperature

Gymnodinium catenatum の出現特性

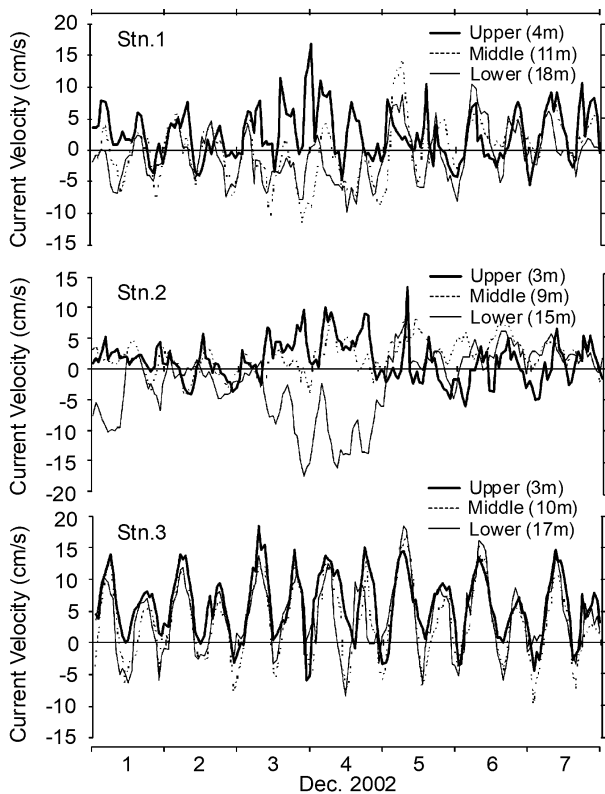


Fig.10 Time series of current velocity (basin-axis component) at stations 1, 2 and 3. Positive values of the velocity denote inflow. Thick solid lines, dotted lines and solid lines indicate current velocity in the upper, middle and lower layers, respectively.

特に、周期 0.5 日のピークが大きく、半日周潮の潮汐成分が卓越している。また潮汐周期以外に、周期 3.7 日付近にピークが見られ、残差流の変動に対応したものであると考えられる。St.3 では残差流を示す 3.6 日のピークが 1 日、0.5 日のピークに比べて小さく、潮汐流が卓越していることが分かる。一方、St.2 では残差流を示すピークが相対的に大きく、残差流の変動が卓越している。また、風速の周波数解析結果には周波数 3.7 日にピークが見られることから、流れの残差流成分は風の影響を受けていることが示唆される。

2) 冬季の残差流

猪串湾周辺海域の流れは潮汐流と残差流が混在している。貝毒原因プランクトンの出現動態に及ぼす海水流動の影響を考えた場合、往復運動である潮汐流だけではなく、残差流がプランクトンの輸送に及ぼす影響が大きいと考えられる。ここでは、残差流の特徴について明らかにする。

まず、調査期間中の水温変動について述べる。Fig.12 は、St.1 から 4 における水温の時系列である。水温は 3 月中旬までは低下傾向にあり（降温期）その後は上昇していく（昇温期）。降温期には、湾外よりの St.1 と 2 では弱い水温成層が見られ、上層で高温、下層で低温となっている。St.3 と 4 では上層と下層の水温差は少なく上下一様となっている。一方、昇温期には全観測点とも水温成層が見られる。Fig.13 は 2 月 3 日に行った CTD 観測（アレック電子製クロロテックを使用）の結果である。

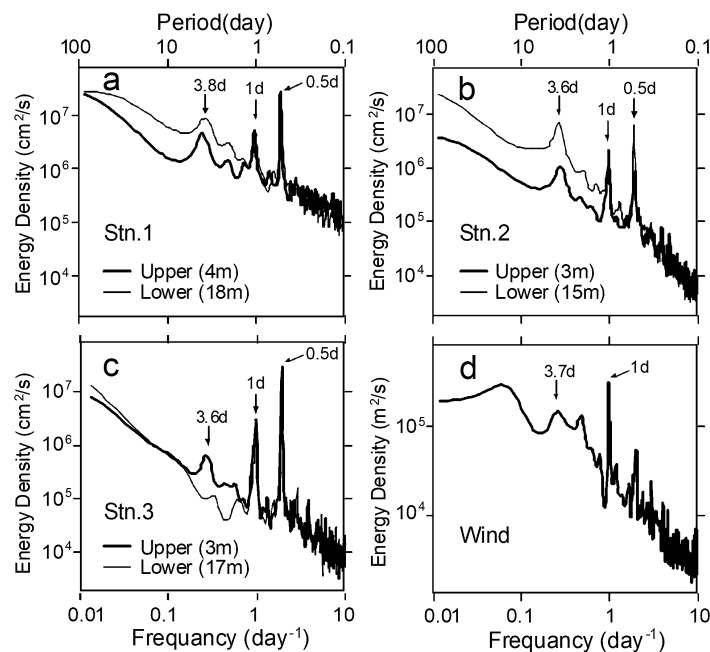


Fig.11 Power spectra of current velocity at stations 1, 2 and 3, and wind velocity at Kamae during the observation period (from 24 November 2002 to 20 March 2003).

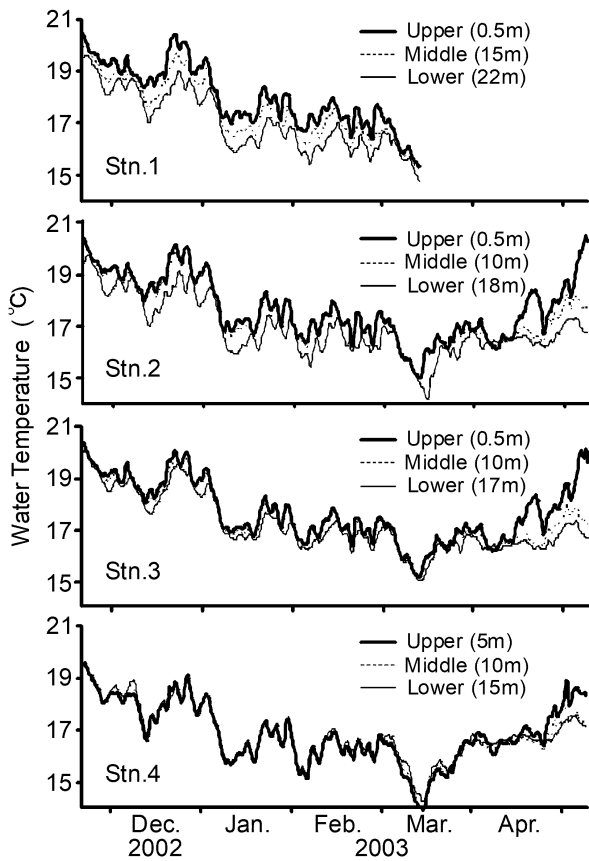


Fig.12 Time series of water temperature at stations 1 to 4. Thick solid lines, dotted lines and solid lines indicate water temperature in the upper, middle and lower layers, respectively.

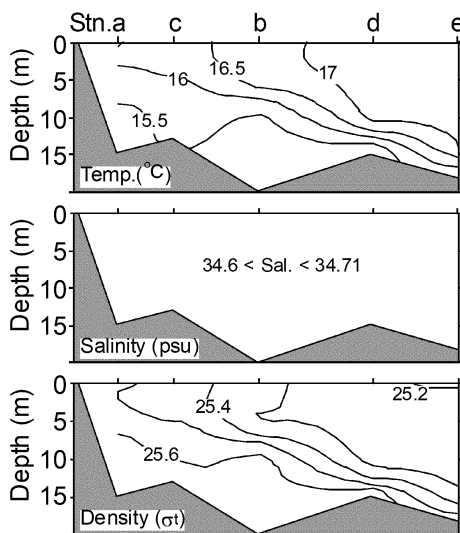


Fig.13 Vertical profiles of water temperature, salinity and density in Inokushi Bay on 3 February 2003.

湾口上層で最も水温が高く、湾奥で低水温となっている。一方、塩分はほとんど一様である。猪串湾には大きな流入河川がなく河川からの淡水流入が少ないので、塩分変化は少なく、湾内の密度分布は水温分布とほぼ一致している。

つぎに、調査期間中の残差流の変動を見るため、25時間移動平均により流れから潮汐流成分を除去した (Fig.14)。図中には上層と下層のデータのみ示してある。St.1 と St.2 では、残差流は上層で流入、下層で流出する傾向にあり、湾外の暖水が表層から流入し、湾内の低温水が下層から流出していると考えられる。この傾向は、3月中旬までの降温期に顕著に見られる。一方、St.3 では上層と下層ともに残差流は流入傾向 (小蒲江から蒲江へ向かう方向) となっている。また、残差流は数日の時間スケールで変動しており、前節で述べた周波数解析の結果はこの数日スケールの流速変動に風が関係していることを示唆している。ただし、St.3 では数日スケールの変動は他の観測点に比べて小さい。

St.1 と 2 でみられた残差流は上層流入、下層流出であったことから、湾内には逆エスチュアリー循環流が発生し、湾外の暖水が表層から流入し、湾内の低温水が下層から流出していたと考えられる。この循環流の発生要因としては黒潮系暖水の影響および海面冷却が考えられる。太平洋側の沿岸域では黒潮系水の影響により暖水が湾内へ流入することが多く報告されており、豊後水道の四国側沿岸では急潮が発生して黒潮系暖水が湾内表層へ

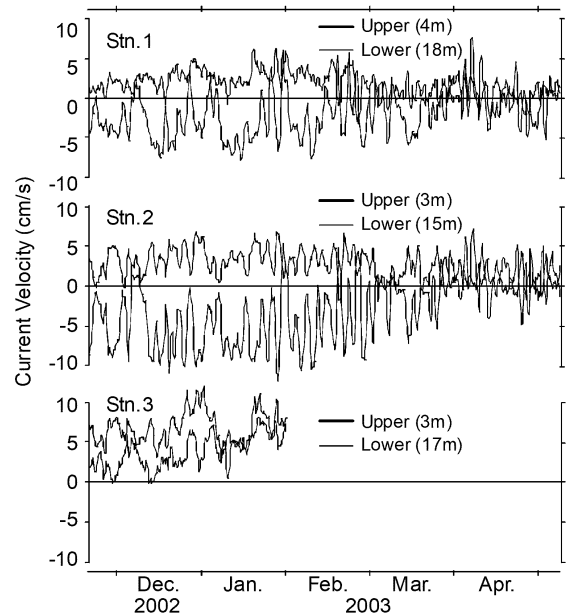


Fig.14 Time series of 25-hour moving average of current velocity at stations 1, 2 and 3. Thick lines and thin lines indicate current velocity in the upper and lower layers, respectively.

Gymnodinium catenatum の出現特性

流入することが知られている⁵¹⁾。特に、豊後水道南部の宿毛湾では冬季にも急潮が発生し、10～15日周期で水温の急上昇が起きると言われている⁵²⁻⁵³⁾。冬季の猪串湾においても、黒潮系暖水が間欠的に流入している可能性があり、黒潮系暖水の動態が湾外からの暖水流入に関与していると考えられる。

一方、冬季には地形性貯熱効果に起因する密度流により逆エスチュアリー循環流が発生することが知られている。海面冷却が起こると、水深が浅く熱容量の小さい湾奥ほど海水温が低下し、湾内の水温は湾外よりも低温になる。そのため密度流が発生し、高温で軽い湾外水が湾内の上層へ流入し、低温で重い湾内水が下層から湾外へ流出する⁵⁴⁾。宍道湖では地形性貯熱効果による岸沖方向の海水交換が起こり⁵⁵⁾、琵琶湖の北湖と南湖の海水交換も同じ原因により起こることが知られている⁵⁶⁾。地形性貯熱効果に起因する逆エスチュアリー循環流は、リアス式の小さな内湾では冬季にはごく普通に起こっていると考えられる。猪串湾においては降温期(3月中旬まで)に残差流(上層流入, 下層流出)が恒常的に見られることから、海面冷却の影響を受けて逆エスチュアリー循環流が発生していることが伺える。

冬季の猪串湾では、海面冷却や黒潮系暖水の流入の影響により逆エスチュアリー循環流が形成されていることが分かった。今後、外洋域のデータも含めての調査・研究を行い、黒潮系暖水の流入や海面冷却が湾内流動へ及ぼす影響についてさらに明らかにする必要がある。

3) 残差流に及ぼす風と降雨の影響

冬季における猪串湾の残差流は数日の時間スケールで変動している。ここでは、残差流に見られた数日スケールの変動に及ぼす風と降雨の影響について検討する。Fig.15には、St.2における残差流(流速の25時間移動平均)を風、水温変動、降水量とともに示した。ただし、流速は湾軸方向成分(北西方向, 正の値は流入)であり、平均水面下3mから15mまで2m毎のデータで示している。風はAMeDAS 蒲江の毎時データの24時間移動平均である。残差流は数日の時間スケールで変動を繰り返している。この残差流の変動は北風とよく対応しており、北風が弱いときには残差流は大きく、北風が強く吹いた時には残差流は小さくなる。例えば、北風が弱い2003年1月22日には、残差流が大きく上層で流入、下層で流出方向の強い流れが見られる。その後1月23～24日に北風が強くなると、残差流が弱くなり、上層から下層まで流れが非常に小さくなる。そして1月26日に北風が弱くなると残差流は再び大きくなる。残差流(流速値)と北風との相関係数は、上層(平均水面下3m)、

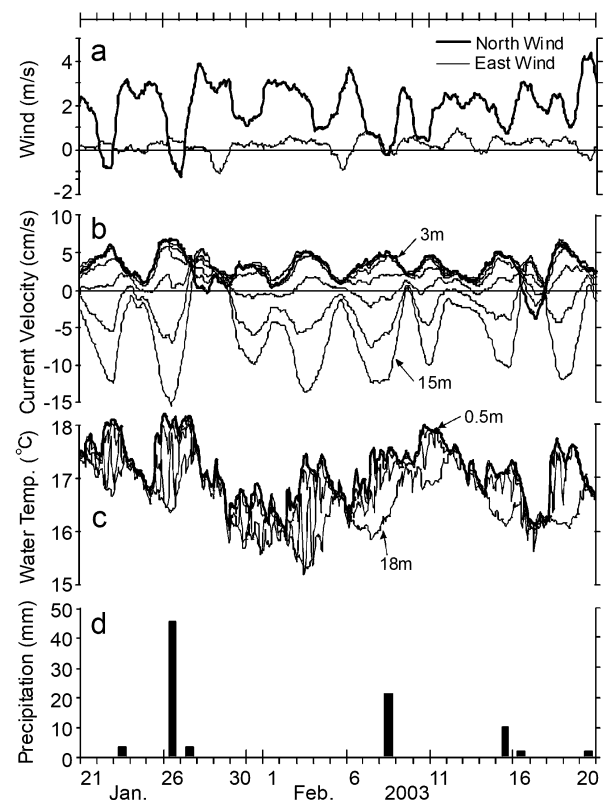


Fig.15 a: Time series of 24 hours moving average wind velocity at Kamae. Thick line and thin line indicate the north wind (southward component) and east wind (westward component), respectively. b: Time series of 25-hour moving average of current velocity (north-westward component) at every 2 m depth from 3 to 15m below the mean sea level at station 2. Positive values indicate inflows. c: Time series of water temperature in the upper to lower layers at station 2. d: Precipitation at Kamae.

下層(同15m)ともに0.48であり、残差流は北風と非常に良い対応関係にあった。さらに、水温変動も風や残差流とよく対応している。風が弱く残差流が強い時には、上層で水温上昇、下層で水温低下が起こり温度成層が強くなる。一方、北風が強くと残差流が弱い時には、上層と下層の水温差が小さくなり温度成層は弱くなる。

風と残差流との関係には、猪串湾の湾軸の方向が大きく関与していると考えられる。猪串湾の湾口部(St.2付近)は南東方向に開口しているため、北よりの季節風は猪串湾内の海水を湾外へ流出させる働きをし、湾外からの海水流入を妨げることになる。冬季には逆エスチュアリー循環流が発生し、高温で軽い湾外水が湾内の上層へ流入し、低温で重い湾内水が下層から湾外へ流出する

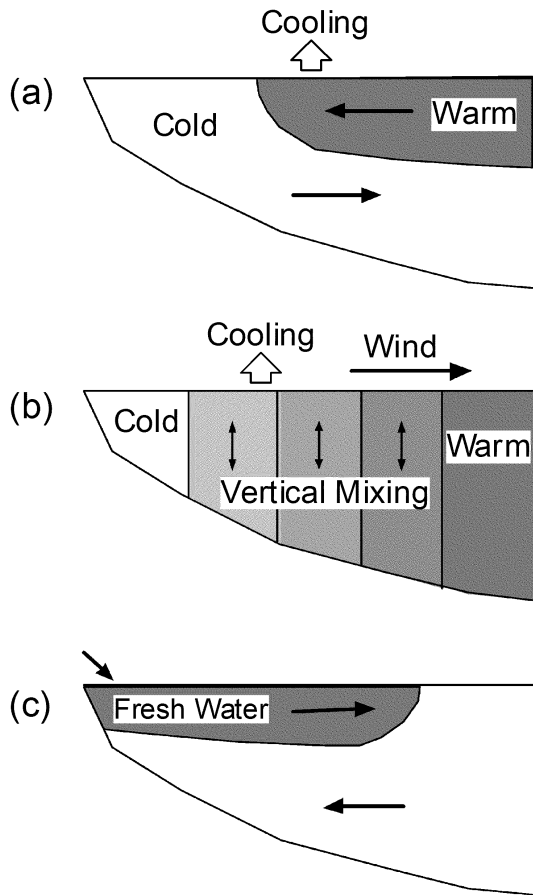


Fig.16 Schematic views of the current structure of Inokushi Bay in winter. (a):density flow induced by topographical heat accumulation effect (inverse of estuarine circulation). (b):calm hydrographic condition under the strong wind and surface cooling effects. (c):estuarine circulation after precipitation.

(Fig.16-a). しかし、強い季節風が吹いた時には、湾外からの海水流入が妨げられ残差流は小さくなる。さらに海面冷却や風波による攪乱により鉛直混合が進んで上層と下層の水温差がなくなり、湾外から湾奥にかけて水温の水平勾配ができる (Fig.16-b)。その後、風が弱くなると湾奥の水深が浅い水域は熱容量が小さいため、水温低下が大きく、湾奥に形成された冷水塊 (密度大) が地形の影響で下層を湾口に向かって移動し、湾から流出する。下層冷水塊の湾外への流出量を補うため、上層に湾外の高温水が湾内上層へ流入する。

上述の流動機構を裏付けるため、湾内・外の密度差によって生じる密度流の大きさ、および風による吹送流の大きさを見積もる。密度流の進行速度は次式で与えられる⁵⁷⁾。

$$U = \sqrt{\frac{(2H-D)(H-D)}{H(H+D)}} \sqrt{gD \frac{\Delta\rho}{\rho}} \quad (1)$$

ここで、 U は上層水の進行速度、 g は重力加速度、 ρ は下層水の密度、 $\Delta\rho$ は上・下層の密度差、 H は水深、 D は上層厚である。2月3日の水温・塩分の鉛直断面分布 (Fig.13) から考えて、 $H = 16$ m、 $D = 8$ m、 $\rho = 1.0253$ 、 $\Delta\rho = 0.00015$ とすると、 $U = 7.5$ cm/s となる。これは、St.1 と 2 で観測された残差流の大きさ (約 5 cm/s) と矛盾しない。一方、吹送流の流速は海上風の 3 % とされている⁵⁸⁾。AMeDAS 蒲江の風速は強い時で 3 m/s 程度であるので励起される吹送流は約 9 cm/s と見積もられる。猪串湾の地形は複雑であるので、流速 9 cm/s の吹送流が単純に生じるとは考えられないが、3 m/s 程度の風が持続すれば湾外水の流入 (密度流) は妨げられると考えられる。

つぎに、降雨が湾内流動に及ぼす影響について検討する。河川水の流入する内湾においてはエスチュアリー循環流が発達する⁵⁹⁾。河川水の流入により、海水に比べ密度の小さい淡水は、海水と混合しながら表層 (上層) を湾口に向かって流動し、湾から流出する。その際に上層水塊の湾外への流出量を補うため、下層に湾外水が流入する。しかし、猪串湾では大きな流入河川がなく、冬季には淡水流入が少ないためエスチュアリー循環流は発達せず、前述のとおり海面冷却や黒潮系暖水の影響を受けて逆エスチュアリー循環流 (上層で流入、下層で流出) が湾内の流動を支配している。しかし、降雨時に河川からの淡水流入量が増加した場合には、エスチュアリー循環流が一時的に発生する。例えば、1月26～27日の降雨に伴い河川からの淡水流入量が増加したため、1月28日にはエスチュアリー循環が発生し残差流は上層で流出となった (Fig.15)。2月8日の降雨に伴う循環流は明確ではないが、2月15～16日の降雨の後にはエスチュアリー循環が発生し上層で流出、下層で流入していた。その他の期間でも降雨に伴う河川の増水時にはエスチュアリー循環流が多く発生した。冬季の猪串湾では、海面冷却や黒潮系暖水の影響により逆エスチュアリー循環流が流動を支配しているが、降雨に伴う河川の増水時にはエスチュアリー循環流が一時的に発生する (Fig.16-c)。

第3節 *Gymnodinium catenatum* の出現特性と環境条件

前節では猪串湾における地勢や海況の特徴について概観した。本節では猪串湾における *G. catenatum* の出現特性と環境条件について検討する。初めに本種の出現動態

Gymnodinium catenatum の出現特性

とそれを取り巻く環境について示し、猪串湾で出現する本種が季節的に変動し、その出現が環境の変動に順応していることを示す。さらにブルームが形成される時期の本種の個体群形成と海況条件について示し、本種の初期増殖から衰退までの一連の個体群形成が猪串湾の流動の影響を強く受けていることについて検討した。また現場海域において初期出現個体群のシーズとなるシストを計数し猪串湾で出現する遊泳細胞へのシードポピュレーションとしての機能について検討した。

1. *Gymnodinium catenatum* の出現変動とその環境条件

方法

前節で述べたように、猪串湾の湾奥に調査点 St.a を設置し (Fig.1), 2000 年 1 月から 2003 年 12 月の期間に毎月 1 から 5 回、水温と塩分の測定および採水を行った。水温と塩分の測定は、クロロテック (アレック社製 ACL-1180DK) を用いて深度 0.5 m ~ 海底まで 0.1 m 間隔、採水は採水器 (リゴ B 号) を用いて表層、2 m 層、5 m 層、10 m 層、海底上 1 m 層の各層で行った。採水した海水をポリプロピレン製容器に入れ、クーラーボックスに収容して研究室まで持ち帰った。持ち帰った海水をプランクトンネット (孔径 10 μm) を用いて 1 L を 10 mL に濃縮した後、ルゴール液を 1 mL 添加し、*G. catenatum* 栄養細胞の計数を行った。栄養細胞の計数は 3 回行い、その平均値を海水 1 L 当たりの密度に換算し、細胞密度とした。

結果・考察

1) 遊泳細胞密度の推移

2000 年 1 月から 2003 年 12 月における各層の *G. catenatum* 栄養細胞密度の推移を Fig.17 に示す。調査期間中、*G. catenatum* 栄養細胞は N.D. (<6 cells/L) ~ 1.9×10^4 cells/L で推移し、ほぼ周年検出された。またブルーム (100 cells/L 以上) は調査期間中、年に 2 ~ 3 回確認され、2 月 ~ 4 月の期間のブルームが最も細胞密度が高く、かつ長期に継続した。2 月 ~ 4 月の期間に細胞密度が増加した際には湾内および周辺海域のアサリ、ムラサキガイ、ヒオウギガイ等の二枚貝で麻痺性貝毒成分による毒化が確認された。本邦での本種遊泳細胞の密度は仙崎湾で 1.2×10^4 cells/L³²⁾、久美浜湾で 6.1×10^4 cells/L⁶⁰⁾、宮野河内湾で 6.27×10^5 cells/L⁶¹⁾ が報告され、そのブルームはいずれも 12 月 ~ 1 月の期間に認められる。猪串湾での出現は、細胞密度では大きな差はないが、最高密度の時期が他海域よりも 1 ~ 3 ヶ月遅れる傾向があった。

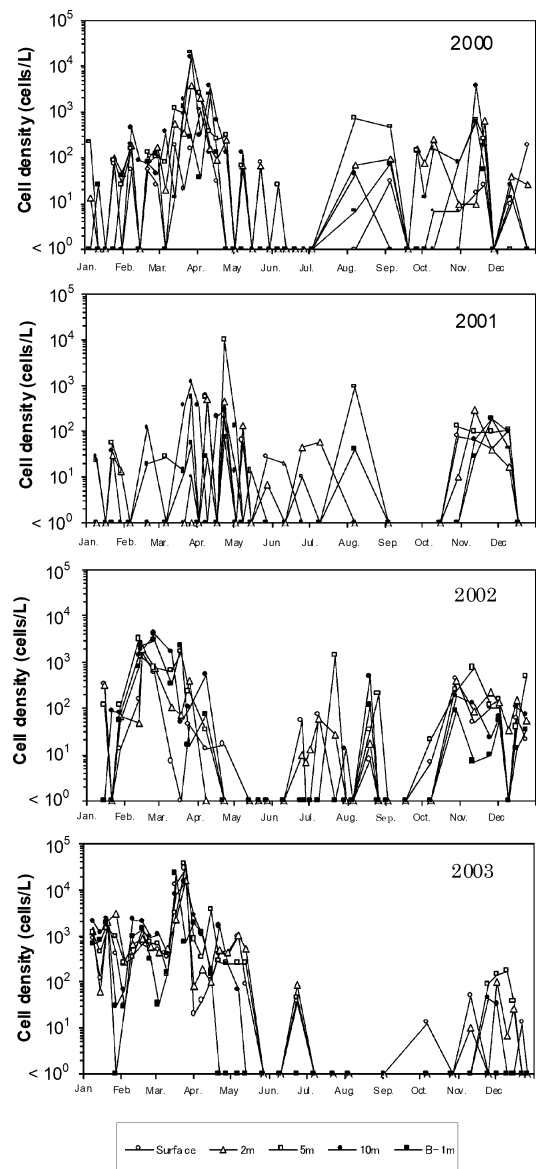


Fig.17 Cell density of *Gymnodinium catenatum* of each depth layer (surface, 2m, 5m, 10m and 1m above the bottom) at St.a in Inokushi Bay from January 2000 to December 2003.

2) 各種環境要因と *G. catenatum* の出現の関係

G. catenatum の出現密度と水温、塩分の関係を Fig.18 に示す。*G. catenatum* は、水温が 14.6 ~ 29.0 °C、塩分が 29.6 ~ 34.8 の範囲で観察された。Yamamoto et al.⁶²⁾ らが広島湾産の培養株を使って試験を行った結果によれば、本種の生存可能な水温帯は 7.5 ~ 30.0 °C (ただし 10 °C 以下の場合、塩分 20psu 以下では増殖しない)、塩分は 20 ~ 35psu (ただし水温 15 ~ 30 °C) である。猪串湾の水温・塩分の範囲は水温 14.5 ~ 29.9 °C、塩分 21.33 ~

34.75psu である (Fig.5,6 参照) ことから、猪串湾で本種は周年栄養細胞の状態では生存し、しかも増殖することが可能である。今回の調査期間においてもほぼ周年、本種の栄養細胞が確認されていることから、実際の猪串湾内でも

栄養細胞の状態では周年生存していると考えられる。

次に高密度時の水温、塩分について検討した。10⁴ cells/L 以上の高密度で出現した時の水温・塩分はそれぞれ 15.3 ~ 16.0 °C, 33.8 ~ 34.7 psu であった。Yamamoto et al. ⁽⁶²⁾ の培養実験によれば本種の適水温と塩分は 25 °C と 30 psu であり、特に現場で高密度に本種が確認される水温帯と大きく異なっている。これは、猪串湾における本種の増加が水温以外の環境要因によって支配されていることを示している。

次に *G. catenatum* の出現密度と DIN, DIP の関係を Fig.19 に示す。*G. catenatum* が 10³ cells/L 以上の高密度で確認される期間の DIN は 5.0 μM, DIP は 0.2 μM 以下で推移していた。また細胞密度が増加する時期に、DIN, DIP ともに常に低く推移しており (Fig.5,6 参照)、猪串湾における本種の増減に栄養塩濃度の増加はほとんど影響していないと考えられる。Yamamoto et al. ⁽⁶³⁾ は本種の広島湾株を用いた室内実験で本種が他のプランクトンと比較して栄養塩の取り込み速度が速く、貧栄養下でも増殖に有利であると報告している。さらに Oh et al. ⁽⁶⁴⁾ は本種が有機態リンを広く利用可能であり、リン制限下での増殖には有利であると報告している。また Yamamoto et al. ⁽⁶³⁾ によれば広島湾産の培養株を用いた室内実験により、本種の最小細胞内窒素含量およびリン含量はそれぞれ 31.7 pmol/cell, 1.83 pmol/cell と報告されている。本種の細胞密度が最も多かった 2003 年 3 月 24 日の鉛直平均窒素とリン含量はそれぞれ 2.7 μmol/L と 0.15 μmol/L であることから、仮に水柱の栄養塩をすべ

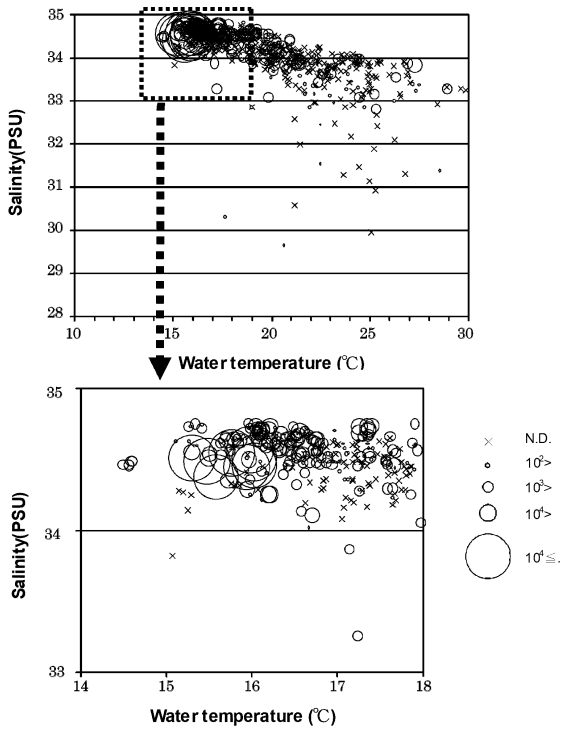


Fig.18 Relationship between cell density of *Gymnodinium catenatum*, water temperature and salinity in Inokushi Bay from January 2000 to December 2003.

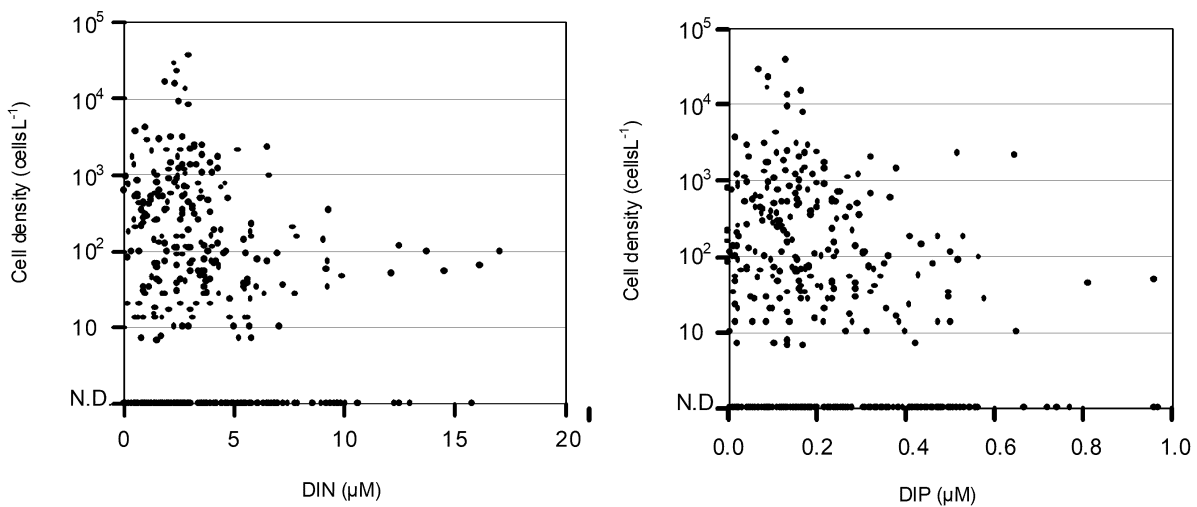


Fig.19 Relationship between inorganic nutrients (DIN,DIP) and density of vegetative cells of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay. Inorganic nutrients were examined for the five different layers (surface, 2m, 5m, 10m and B-1). Total of 455 data from January 2001 to December 2003 in Inokushi-Bay

Gymnodinium catenatum の出現特性

て本種が利用して増殖した場合、海水中には計算上 8.5×10^4 cells/L 以上の細胞の生存が可能であるという。

一般的な渦鞭毛藻の赤潮密度（概ね 10^5 cells/L 以上）と比較すると猪串湾における *G. catenatum* の出現密度は低く、栄養塩の変動が本種の出現と密接に関連しているかどうかについては不明瞭であった。

3) Chl.a と *G. catenatum* 細胞密度の推移

G. catenatum 細胞密度と Chl.a 濃度の両者の変動を Fig.20 に示す。両者の変動には逆相関の関係が見られる。すなわち Chl.a 濃度の低下時に *G. catenatum* が増加し、逆の場合は減少する。特に Chl.a 濃度が低い期間が長期間続いた 2003 年 1 月～3 月の冬季には本種が顕著に増加している。これは競合する植物プランクトンが低下したときに *G. catenatum* の細胞密度が増加しているものと考えられる。顕微鏡観察によれば、一時的な渦鞭毛藻赤潮時を除けば、猪串湾における Chl.a の大半は周年珪藻類で占められている。Fraga et al.⁶⁵⁾あるいは Fermin et al.⁶⁶⁾によれば、スペインの Vigo 湾において、本種が鉛直移動することによって下層から流出する流れに逆らい、そ

の結果他の運動性の少ない植物プランクトン（珪藻類）に比較して有利に個体群を維持することができ、最終的に個体群密度を増加させることに成功していると報告している。以上のことから、猪串湾においても、冬季に他種植物プランクトンが減少する条件下で個体群を増大し、維持することによってブルームを形成していると考えられる。

4) *G. catenatum* の出現と環境変動の関係

現場観測結果と既知の知見から、*G. catenatum* は猪串湾内の環境変動内で周年栄養細胞の増殖が可能であり、他種プランクトンの細胞密度の減少時に増殖する傾向にあった。特にプランクトン密度が低下する秋季から冬季にかけて増殖するなど、*G. catenatum* 細胞密度の変動には季節変動が認められることから、猪串湾の水温、塩分、栄養塩および Chl.a 濃度の複合的な変化が本種細胞密度の増減に関係していると考えられる。そこで本種の個体群密度を目的変数 (Y) とし、各環境要因を説明変数 (X) で重回帰分析を行った。その結果を Table 2 に示す。

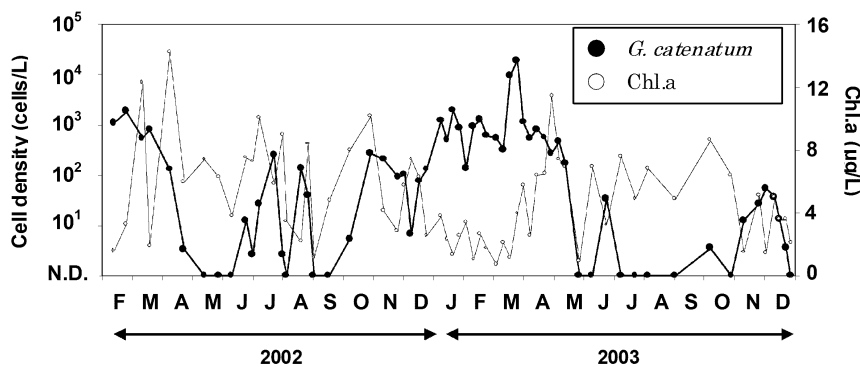


Fig.20 Changes of mean cell density of *Gymnodinium catenatum* (●) and chlorophyll-a (○) from February 2002 to December 2003 in Inokushi Bay.

Table 2 Summary of multiple regression analysis for data from February 2002 through December 2003. The multiple regression analysis was made by calculating of 61 data. Water temperature, salinity, DIN, DIP and Chl. a means five different depths average

	Partial Reg. Coeff.	Stand. Partial Reg. Coeff.	Stand. Error
Water temperature	-0.16	-0.44	0.05
Salinity	0.45	0.24	0.23
DIN	-0.02	-0.04	0.05
DIP	-0.62	-0.12	0.54
Chl.a	-0.07	-0.18	0.04
Constant	-9.98	0.00	8.39

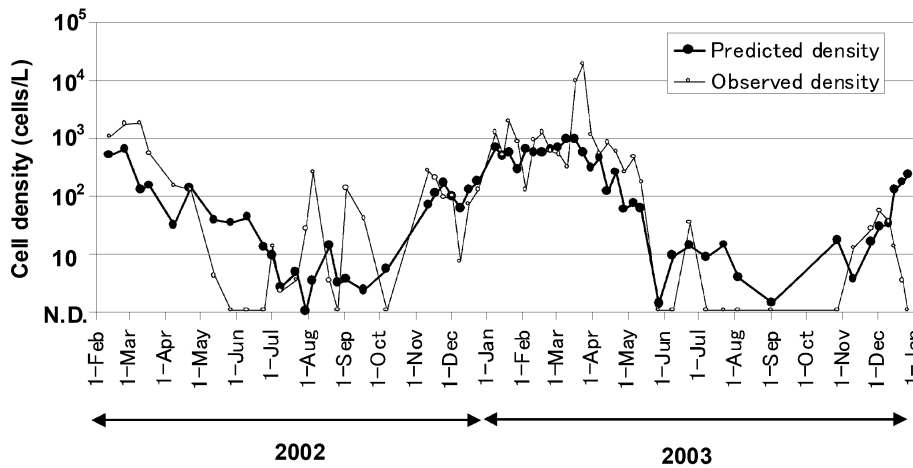


Fig.21 Changes of predicted and observed cell density of *G. catenatum*. The densities of *G. catenatum* were as an average of the 5 layers in Inokushi Bay from February 2002 through December 2003.

本種の細胞密度は

$$Y = -0.16X_1 + 0.45X_2 - 0.02X_3 - 0.62X_4 - 0.07X_5 - 9.98 \quad (2)$$

[Y:細胞密度, X₁:水温, X₂:塩分, X₃:DIN, X₄:DIP, X₅:Chl.a F ≥ F(0.01)]
で示すことができた。

本種の予測値と実測値の変動を比較した結果 (Fig.21), ほぼその変動は一致し, 統計的にも重回帰式による本種の予測は可能であった. このことから, 猪串湾の環境変動に順応することによって, 本種の個体群密度は増減しているものと考えられる.

2. *Gymnodinium catenatum* の個体群形成とその海況条件

方法

猪串湾, 小蒲江湾の St. a ~ St. i の9点において (Fig. 1), 2004年1月26日から2004年4月20日の期間に週1回の水温と塩分の測定および採水を行った (但し2004年3月1日は欠測). 水温と塩分の測定および採水層, 計数方法は本章第3節1. *Gymnodinium catenatum* の出現変動とその環境条件の方法に準ずる. また, 上記の調査期間中に調査点 St. 1 と St. 2 に超音波多層流速計 (RD社製 WHADCP1200 kHz および BBADCP600 kHz) を海底に設置し, 表層から底層まで深度1m毎に10分間隔で1分間測定し (1秒毎60回), 1時間平均して流速データとした. また, 水温計 (アレック電子製 MDS-MkV) を深度2.5m ~ 5.0m毎に設置し, 10分間隔で測定を行った.

結果と考察

1) 猪串湾の海洋環境

猪串湾の流動

観測期間中の猪串湾奥から湾外にかけて (St. a, c, d, e) の水温の鉛直断面分布を Fig. 22 に, 塩分の鉛直断面分布を Fig. 23 に示す. 水温分布は2003年1月26日~3月29日の期間に湾奥で低く, 湾外で高い傾向にあった. 特に, 1月26日, 2月9日, 2月16日および3月29日には猪串湾奥で低水温, 湾外で高水温の傾向が強くなり, 湾内 (St. a, c, d) で等水温線が鉛直方向に形成されており, 水温の水平勾配が大きかった. 一方, 4月5日~4月20日の期間に全調査点で水温成層が形成され, 上層の水温が高く, 下層は低かった. 塩分分布は, 1月26日~3月29日の期間は湾内・外で大きな差はなく, 34.6 ~ 34.9 psu の高塩分で分布していた. 一方, 4月5日以降は St. a から St. c の湾奥で低塩分の分布域が確認され, その後, その分布は徐々に猪串湾奥から St. d, St. e の湾外の表層へ広がる傾向が確認された.

猪串湾の水温・塩分の鉛直断面分布から猪串湾は, 塩分の空間的な変化が少なく, 密度分布は水温分布とほぼ一致していた. 猪串湾の鉛直水温分布は, 1月26日~3月29日と4月5日~4月20日でその分布が大きく違うことから, 両期間で流動が大きく変化していると考えられる. そこで猪串湾の流動について両期間の特徴を調べた. Fig. 24 aには, 猪串湾口 (St. 1) における残差流を示した. ただし, 25時間移動平均により潮汐成分を除去したものを残差流とし, 図には St. 1 の深度1m, 深度7m および深度14m の時系列のみ示した. 湾軸方向成分で正の値は流入を示す. 猪串湾口部の残差流は, 1

Gymnodinium catenatum の出現特性

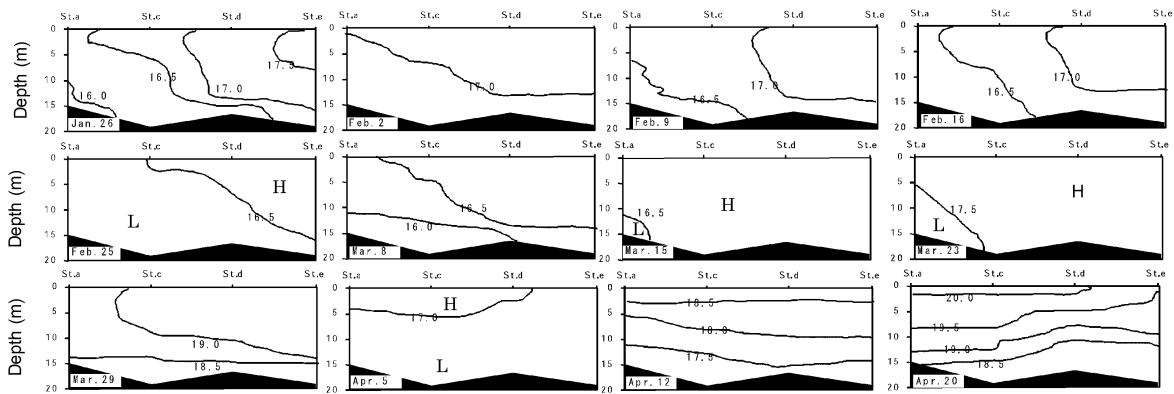


Fig.22 Longitudinal distributions of water temperature from January 26th to April 20th in Inokushi Bay.

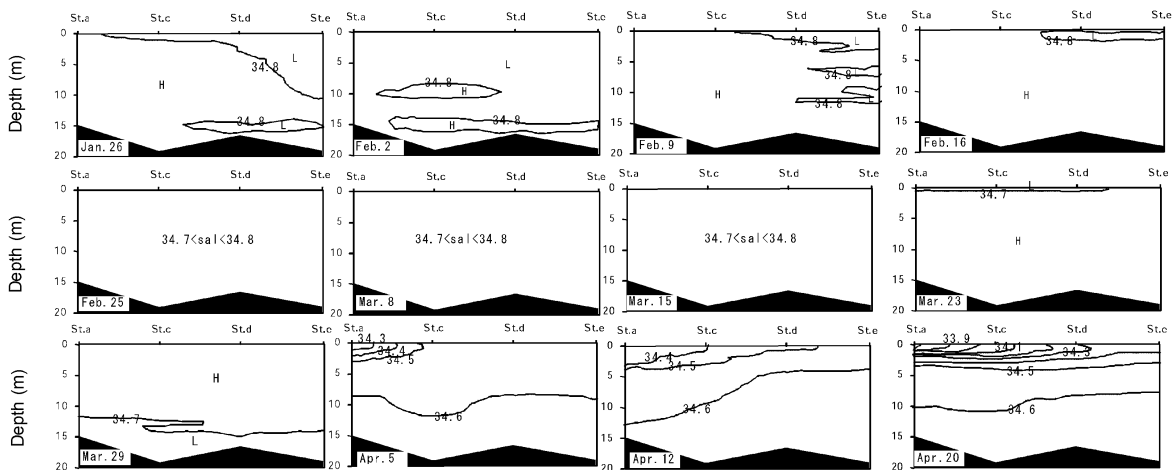


Fig.23 Longitudinal distributions of salinity from January 26th to April 20th in Inokushi Bay

月下旬から3月下旬は上層流入，下層流出し，3月下旬以降は上層流出，下層流入する傾向が確認された。1月26日～3月29日と4月5日～4月20日の水温分布の変化した期間で流動が大きく違っていたことが分かる。1月下旬から3月下旬は逆エスチュアリー循環が卓越し，湾内の海水は下層から流出し，湾外の海水は上層を通して流入していたと考えられる。一方，3月下旬以降はエスチュアリー循環が発達し，湾内の海水が上層から流出し，湾外の海水が下層から流入したと考えられる。

第2節2において，猪串湾では冷却期には逆エスチュアリー循環流が卓越するが，降雨時には一時的にエスチュアリー循環流が生じ，その流動の変化は気温の低下による海水の冷却と降水量の増加が起因していると報告している。1月下旬から3月下旬には海面冷却によって，湾内の水温が低下し湾内と湾外で水温勾配（密度勾配）が形成され，逆エスチュアリー循環流（上層流入，下層流出）が形成されやすい環境であったと考えられる。一方，降水量は3月下旬以降に降雨が記録された日数が増

え，3月29日には短期間に40mm以上のまとまった降雨が確認された。同時期の塩分の鉛直分布(Fig.23参照)では，低塩分の分布域が猪串湾奥表層から拡大していく傾向が確認された。このことから，4月5日～4月20日の期間は猪串湾奥への降雨による河川水の流れ込みが多く，河川水の流れ込みによってエスチュアリー循環流が形成されやすい環境であったと考えられる。

太平洋の沿岸域では，黒潮系水の波及により暖水が湾内へ流入することが多く報告されており，豊後水道の四国側沿岸では，急潮が発生し黒潮系暖水が湾内表層へ流入することが知られている⁵¹⁾。内湾への暖水波及時には，湾外の暖水が表層から流入し湾内水が下層から流出するため，逆エスチュアリー循環が発生する。湾内(St.1)の水温時系列データ(Fig.24 b)では，1月下旬から3月中旬は15℃～18℃台で推移していた水温が3月15日から16日の期間に16.9℃から19.6℃に急上昇している。この時には，黒潮系暖水波及の影響があったと推測され，湾内は逆エスチュアリー循環が発達していた。

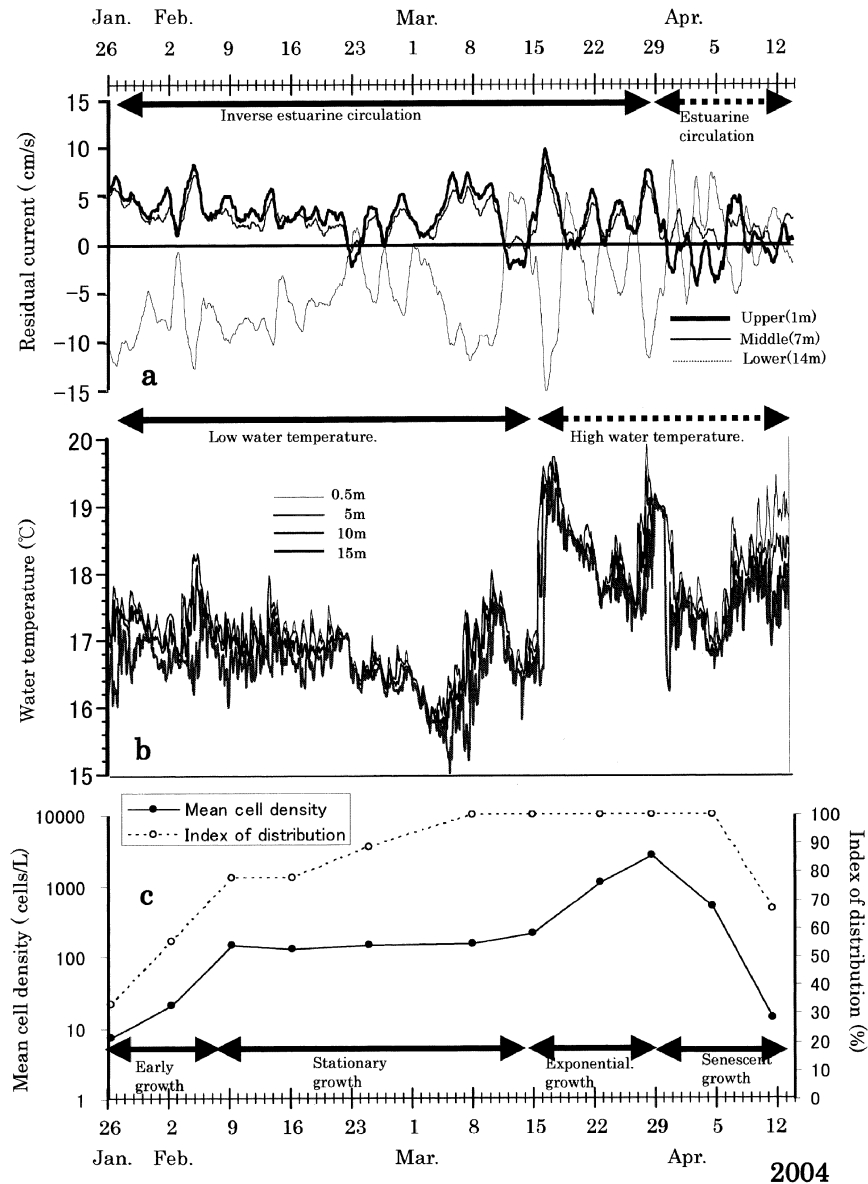


Fig.24 Time series of residual current (a) and water temperature (b) at St. 2 in Inokushi Bay, and mean cell density of the entire area (open circles and dotted line) and index of distribution (closed circles and solid line) of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Ogamae Bay (c) from January 26th to April 20th 2004.

冬季の猪串湾では、海面冷却と黒潮波及の影響により逆エスチュアリー循環が卓越していたと考えられる。

残差流の時系列(Fig.24 a)には数日周期の変動が含まれている。阿保・宮村(2005)は、猪串湾における残差流の数日周期変動は風の変動と良く対応することを報告している。Fig.25は同期間の風の変動(AMeDAS 浦江)である。ただし、日周変動を除去するために24時間移動平均を示してある。北風と残差流の数日周期変動はよく対応しており、北風が強いときには残差流が小さく、

北風が弱いときには残差流が大きい傾向がある。北よりの季節風は、猪串湾では湾奥から湾口へ向かって吹くので、季節風が強いときには、湾外からの暖水流入が妨げられ残差流は弱くなる。一方、季節風が弱いときには、湾外水が湾内上層へ流入し残差流が大きくなり逆エスチュアリー循環が発達する。この風と残差流の関係は、逆エスチュアリーが卓越する1月から3月下旬まで顕著にみられる。

Gymnodinium catenatum の出現特性

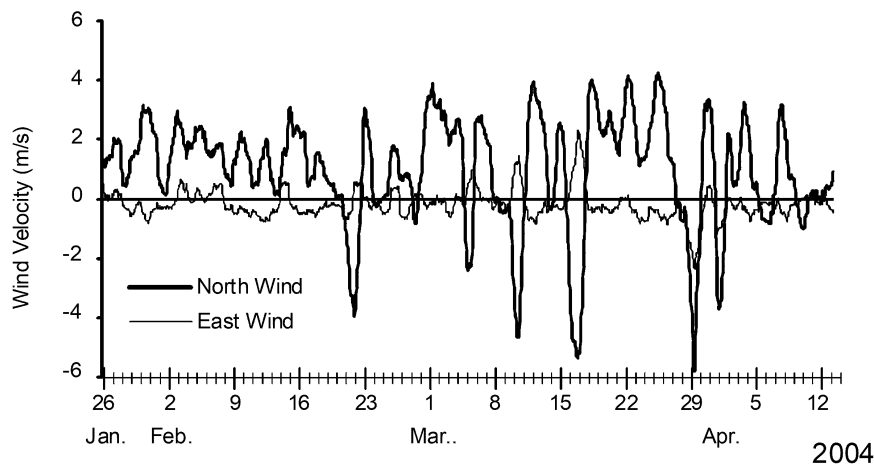


Fig.25 Time series of wind velocity at Kamae AMeDAS point. Thick and thin lines indicate the north wind (southward component) and east wind (westward component), respectively.

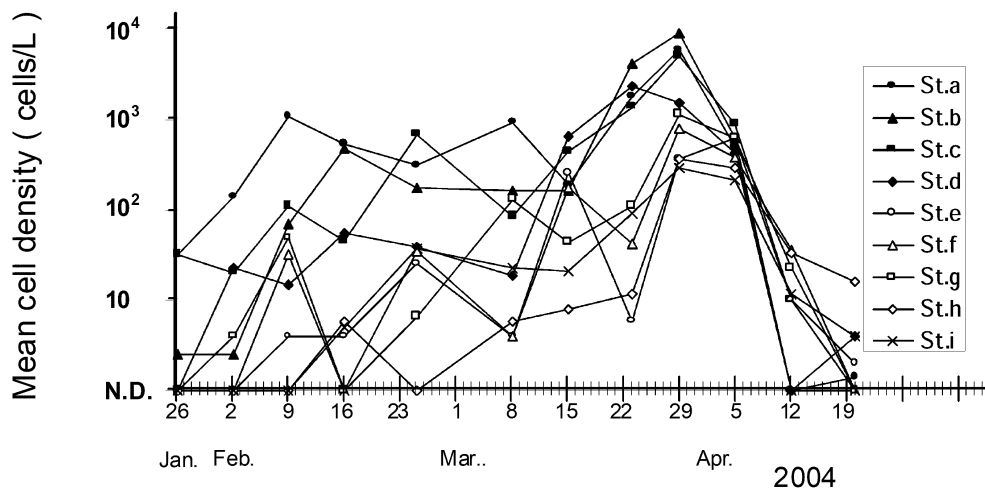


Fig.26 Changes in cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham from January 26th to April 20th 2004 in Inokushi Bay and Ogamae Bay.

2) *Gymnodinium catenatum* 栄養細胞の出現特性
各調査点の細胞密度の推移

各調査点の *G. catenatum* の各層平均細胞密度の推移を Fig.26 に示した。 *G. catenatum* の細胞密度は 1 月下旬から 3 月上旬まで猪串湾内の St.a ~ St.d で比較的密度が高く推移する傾向が見られた。 3 月中旬から下旬には調査点全域で細胞密度が増加した。 3 月 29 日には最高密度に達し、St.b では 8858 cells/L が記録された。 その後、4 月上旬に全調査点で細胞密度は急激に減少し、減少直後の 4 月 5 日には全調査点で細胞密度がほぼ同じ 100 cells/L のオーダーになった。 4 月中旬から下旬には猪串湾外の St. f ~ St. h で猪串湾内より高い密度で推移した。

猪串湾、小蒲江湾における *G. catenatum* 出現特性を明らかにするためには、調査海域での出現傾向を整理する必要がある。そこで、本種遊泳細胞の各定点の各層平均細胞密度から算出した調査海域全域の平均出現細胞密度（以下、海域平均出現密度という）の経時変化を Fig.24 c に示した。また、調査海域における本種遊泳細胞の分布域の広さをとらえるために、次式で定義した分布指標を求め、その経時変化を同じ図中に示した。

$$\text{分布指標 (\%)} = \left(\frac{\text{遊泳細胞が出現した定点数}}{\text{全調査点数}} \right) \times 100$$

この分布指標は、遊泳細胞の分布域の広さを意味し、その値が小さいほど分布は局所的であり、逆に、値が 100 に近づくほど分布域が広がっていることを意味する。

Table 3 Subdivision of *Gymnodinium catenatum* Graham growth phases

Growth phase	Season	Characteristic of population	
		Cell Density	Area of distribution
Early growth	Late in Jan. – Early in Feb.	Increasing	Increasing
Stationary	Middle in Feb. – Middle in Mar.	Unchanged	Increasing
Exponential growth	Late in Mar.	Increasing	Unchanged
Senescent	Apr.	Decreasing	Decreasing

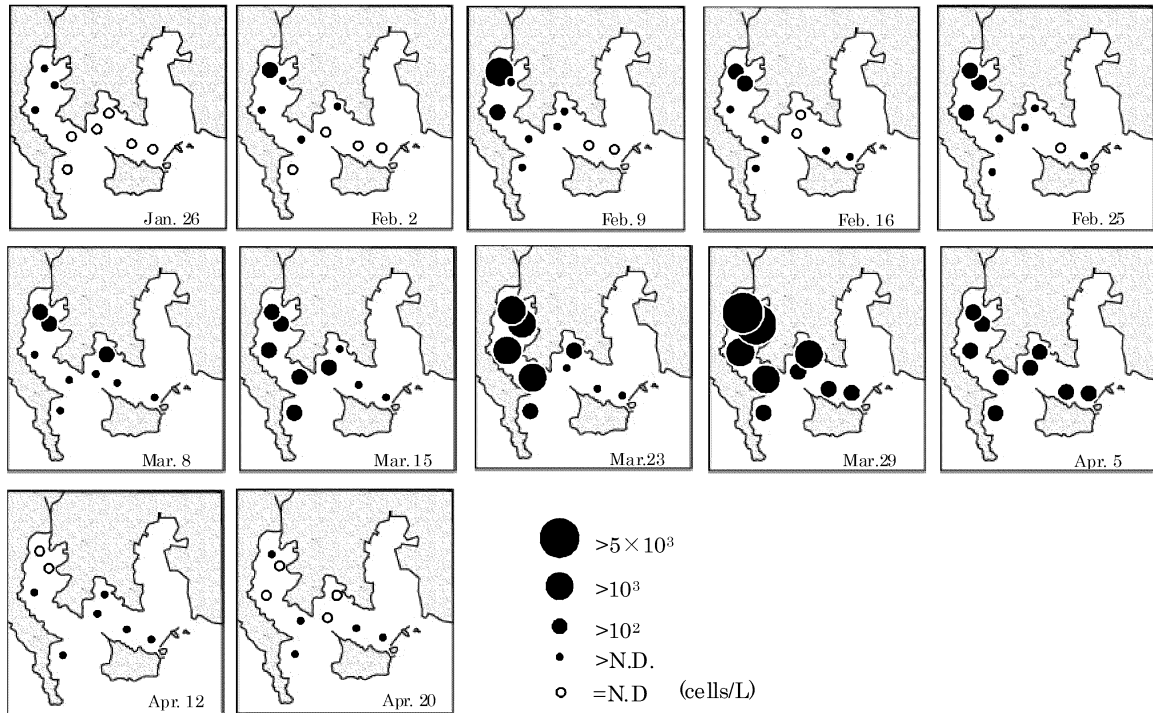


Fig.27 Distribution of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Ogamae Bay from January 26th to April 20th in 2004. Circles indicate vertically averaged values for the five layers at each sampling station.

本種遊泳細胞の海域平均出現密度は調査開始の1月下旬は 10 cells/L 以下のオーダーであったが、その後増加して2月上旬には 100 cells/L オーダーに達した。それ以降3月中旬まで顕著な増加は確認されなかったが、3月下旬から再び増加して3月29日には 2,679 cells/L の最高密度に達した。しかし、その後急激に減少し、4月中旬には 10 cells/L 以下のオーダーになった。分布指標の経時変化は調査開始の1月26日には 33 %であった。その後、2月上旬まで急速に 70 %以上まで増加した後、一時的に横ばいに推移し、その後、再び増加して3月上旬には 100 %に達した。4月上旬まで 100 %で推移したが、4月中旬には急激に低下した。

平均出現密度から *G. catenatum* の個体群形成過程を次のように整理した (Table 3)。I. 1月下旬～2月上旬の 10 cells/L 以下の低密度から 100 cells/L 以上に増殖する時期(初期増殖期)、II. 2月中旬～3月中旬の 100 cells/L 以上の一定の細胞密度のまま、横ばいで推移する時期 (停滞期)、III. 3月下旬の 1,000 cells/L 以上の高密

度に増殖する期間 (増殖期)、IV. 4月上旬以降の減少する時期 (衰退期)に分けることができる。これらの各個体群形成過程における分布指標の特徴を見ると初期増殖期から停滞期には分布指標が増加し、増殖期には横ばい、衰退期には減少する傾向にあった。このような海域平均出現密度と分布指標の推移は過去の調査でも確認されることから、本海域における *G. catenatum* の個体群形成の特性を表していると考えられる。

G. catenatum 個体群の形成過程と水平分布

次に *G. catenatum* の個体群形成の特性と本種遊泳細胞の水平分布の関係について検討した。*G. catenatum* の水平分布を Fig.27 に示した。ただし、各点の細胞密度は各層平均値である。初期増殖期の1月26日には 100 cells/L 未満のオーダーの低密度分布域が猪串湾奥の St. a ~ St. c で確認されたが、その他の点では N.D.(検出限界以下 = 1.3 cells/L 以下)であった。その後、徐々に猪串湾奥で増加し、2月9日には St. a で 1,051 cells/L に達

Gymnodinium catenatum の出現特性

した。猪串湾外の St. e ~ St. g でも遊泳細胞が確認されたが、100 cells/L 未満の低密度であった。停滞期の 2 月 16 日には猪串湾奥の St. a の細胞密度は減少したが、St. h, St. i で新たに遊泳細胞が観察され、3 月 8 日には調査点全域で遊泳細胞が確認された。3 月 15 日には猪串湾およびその周辺 (St. e, St. f) で細胞密度の増加が確認された。増殖期の 3 月 23 日には猪串湾内 (St. a ~ St. d) の細胞密度が増加し、3 月 29 日には猪串湾奥の St. 1, St. 2 で観測期間中最も細胞密度が高く、それぞれ 5,814 cells/L, 8,858 cells/L に達した。衰退期の 4 月 5 日には急速に猪串湾の細胞密度は減少し、猪串湾外の St. h, St. i では細胞密度の大きな減少はなく、全域で細胞密度が一様の 100 cells/L のオーダーで観察された。その後、4 月 12 日以降は全調査点で細胞密度は減少し、N.D.の調査点が確認された。

本種の個体群形成の特徴は以下のようにまとめられる。初期増殖期には猪串湾奥の細胞密度が増加し、猪串湾及び周辺で分布を拡大した。停滞期には猪串湾奥の細胞密度が減少し、分布が全域に広がった。増殖期には全域に分布した遊泳細胞のうち、猪串湾奥の個体群を中心に増殖が起こった。衰退期には猪串湾内の細胞密度が急激に減少し、全域の細胞密度が一時的にほぼ同じ密度になった後、全域の個体群密度が減少し、分布域も減少した。本種は増殖速度が小さく海水流動による逸散の影響を受けやすいため、個体群形成には湾奥のように海水流動の小さな静穏域が適している。そのため、本海域では湾奥から個体群が発生すると考えられる。以上のことから、猪串湾と小蒲江湾で出現する *G. catenatum* は、猪串湾奥が増殖域であり、増加した個体群が海域全域の出現に影響すると考えられた。

3) *G. catenatum* の個体群形成と海洋環境の関係

猪串湾の流動と細胞密度推移の関係

猪串湾の流動環境は 1 月下旬から 3 月下旬の期間は逆エスチュアリー循環流が卓越し、3 月下旬以降の期間はエスチュアリー循環流が卓越していた。一方、海域全域の *G. catenatum* の出現に影響する猪串湾奥の本種の出現密度には初期増殖期、停滞期、増殖期、衰退期で変動が確認された。猪串湾の流動と、細胞密度の推移をみると逆エスチュアリー循環流が確認された時期は、猪串湾内の細胞密度はやや減少から増加する傾向が確認され、個体群密度が維持されている。一方、エスチュアリー循環流が卓越した 4 月 5 日 ~ 4 月 20 日の期間は細胞密度が急激に減少し、個体群密度が著しく減少していた。このことから猪串湾内の *G. catenatum* の個体群は逆エスチュアリー循環流の時には維持されやすく、エスチュアリー循環流の時には衰退しやすいと考えられた。*G. catenatum*

は冬季の低水温の環境では増殖速度が遅く⁶²⁾、冬季に出現する本種の個体群密度は移流・拡散による個体群逸散の影響を大きく受けると考えられる。海水流動と本種のブルーム発生との関連について、Fraga et al.²⁵⁾および Fermin et al.⁶⁶⁾はスペインの Vigo 湾において詳細な観察結果を報告している。まず気象条件などによって湾内に向かう強く西風が卓越すると、表層水が湾奥に押し込められ、行き場を失った表層水は湾奥から下層に向かう流れを形成する。この下降流が発生している時期に、*G. catenatum* が上層へ鉛直移動することによって下層から湾外への流出に逆らい、珪藻類など運動性の低い他種プランクトンとは異なり個体群密度の低下を軽減して徐々に優占していると報告した。本種の鉛直移動については、馬場ら⁶⁷⁾が仙崎湾の現場調査から本種が日中に上層へ集積する日周鉛直移動を確認している。このことから猪串湾で出現する *G. catenatum* も上層へ鉛直移動することによって、結果的に逆エスチュアリー循環流時の下層からの流出を軽減していると考えられる。一方、エスチュアリー循環流時には、湾内の海水が上層から流出することから、上層へ鉛直移動した個体群は湾外へ流出しやすく、急激に個体群密度が減少したものと考えられる。

逆エスチュアリー循環時には *G. catenatum* 個体群密度の急激な減少は確認されないが、やや減少する時期が 2 月 9 日 ~ 3 月 15 日に確認されている。阿保・宮村⁴⁸⁾は逆エスチュアリー循環流の発達によって湾内の海水が下層から流出する期間が長期間続いた場合、本種個体群の一部は下層から流出し、猪串湾奥の本種の個体群密度は低下すると報告している。今回も 2 月 5 日 ~ 2 月 23 日、3 月 4 日 ~ 11 日に比較的長期間、湾内の海水が下層から流出する期間が確認され、2 月 9 日 ~ 3 月 15 日の期間の猪串湾の *G. catenatum* 個体群密度の減少は逆エスチュアリー循環流により、個体群の一部が下層から流出したものと考えられる。

G. catenatum の個体群形成過程と環境との関係

猪串湾における *G. catenatum* の出現は流動の影響を大きく受けていた。ここでは本海域で見られた本種の個体群形成の各過程と流動との関係について検討した (Fig. 28)。初期増殖期 (1 月 26 日 ~ 2 月 9 日) には猪串湾奥を中心に本種が増殖し、分布域が広がっている。しかし、その分布は猪串湾内およびその周辺に限られている。これは猪串湾内で増殖した本種の一部が、逆エスチュアリー循環流によって猪串湾外へ移流・拡散した結果であると考えられる。しかし、猪串湾奥の増殖域での個体群密度が低いために、湾外へ移流・拡散する個体群が少なく、逸散の影響を大きく受け、分布範囲が限られているもの

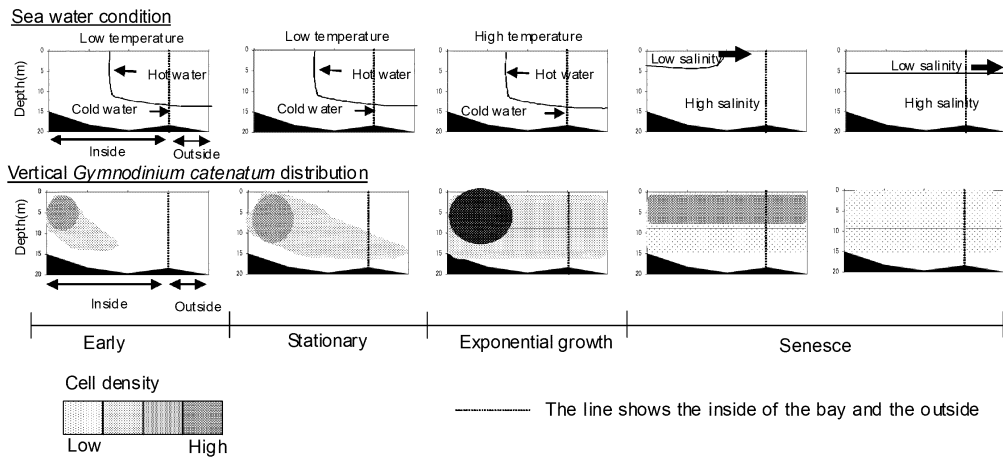


Fig.28 Seawater conditions and the vertical distribution patterns of *Gymnodinium catenatum* in Inokushi Bay.

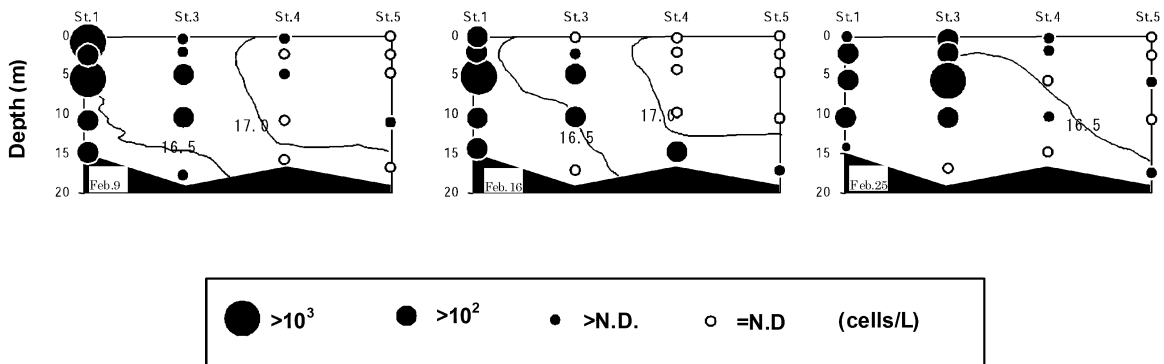


Fig.29 Longitudinal distributions of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham and water temperature from February 9th to 25th in Inokushi Bay.

と考えられる。

次に停滞期(2月9日～3月16日)には、海域平均細胞密度は大きく増減しないが、猪串湾奥の増殖域の *G. catenatum* 細胞密度が減少し、分布域が全域に広がる。湾奥の細胞密度が減少した2月9日～2月25日の水温、*G. catenatum* 細胞密度の St. a, St. c, St. d, St. e の鉛直分布(Fig.29)を見ると、2月9日に猪串湾奥の低水温域で高密度に達した本種の一部が、2月16日には St. d, St. e の底層部分に分布し、その後分布域が広がっている。これは、増殖域で十分に増殖した湾奥個体群の一部が猪串湾口の底層から移流していることを示している。この時期には逆エスチュアリー循環流が卓越していることから、猪串湾奥の個体群の一部が逆エスチュアリー循環流によって底層から流出し分布が広がったものと考えられた。また、この時海域平均細胞密度が大きく増減しないのは、猪串湾奥の増殖域における個体群密度の増加と湾奥から湾外への移流・拡散による個体群密度の逸散が平衡しているためと考えられる。

増殖期(3月16日～3月29日)には、*G. catenatum*

の分布が St. a ～ St. i の全域に確認されたまま、さらに猪串湾奥を中心に個体群密度が増加している。この時期の猪串湾口の残差流を見ると一時的に弱まっている。このことが流動によるプランクトンの逸散を弱めたと考えられる。さらに同時期の水温の推移(Fig.24 b)をみると、黒潮系暖水の流入によって急激に水温が 16.9 °C から 19.6 °C まで 2.5 °C 上昇している。本種の増殖スピードは 17 °C から 20 °C に上昇すると、増殖スピードが 0.1 divisions/day 以下から 0.15 divisions/day と増加することから⁶²⁾、水温上昇によって本種の増殖スピードが増加したと考えられる。以上のことから、増殖期は残差流の一時的な弱まりと水温上昇によって猪串湾奥の個体群が増加したものと考えられた。Fraga et al.²⁵⁾ および Fermin et al.⁶⁶⁾ からも、下降流によって Vigo 湾内で珪藻から *G. catenatum* へ種遷移が発生した後、安定した気象が継続することで、栄養競合種である他種プランクトンの存在しない状態で *G. catenatum* の大規模なブルームが発生すると述べている。一般的にプランクトンのブルームは、例え同一種であっても海域によってその発生要因は異な

Gymnodinium catenatum の出現特性

り普遍的要素は見だしにくいと言われているが、地理的に隔絶した Vigo 湾と猪串湾で、逆エスチュアリー循環による下降流の発生とその後の安定した海況の継続が *G. catenatum* のブルーム発生に共通している点は大変興味深い。

最後に衰退期 (3月29日~) の期間について検討した。衰退期には、猪串湾内の細胞密度が急激に減少し一時的に全域の細胞密度が均一になった後、細胞密度の減少と分布域の縮小が見られる。衰退期にはエスチュアリー循環流によって表層水が湾外へ流出していることから、増殖域の *G. catenatum* 細胞の大部分が猪串湾から湾外へ移流・拡散したと考えられる。さらに、この時期の細胞密度の低下が急激であることから、エスチュアリー循環流による猪串湾外への個体群の逸散は大きいと考えられる。

猪串湾から小蒲江湾への *G. catenatum* の伝播

これまでの観測結果から、本種の分布は猪串湾から小蒲江湾へと次々に広がっていく傾向がみられる。もしプランクトンである本種が移流・拡散して分布域を小蒲江湾へと広げていると判断するには、猪串湾から小蒲江湾へ向かう残差流によって運ばれる必要がある。そこで St. 2 の小蒲江湾の残差流について検討した (Fig.30)。図には St. 2 の深度 1 m, 深度 7 m, 深度 15 m の時系列のみ示してあり、残差流は湾軸方向成分で正の値は東向きの流れを示す。St. 2 の残差流は全層で東向きへ流れ、猪串湾口から小蒲江湾側へ流れていた。このことから猪串湾から湾外へ流出した本種の一部は残差流によって東へ運ばれ、小蒲江湾に分布域を広げていると考えられる。実際に、猪串湾 (St. c) から小蒲江湾周辺 (St. i) までの *G. catenatum* 鉛直分布の推移 (Fig. 31) を見ると、猪串湾で高密度に達した *G. catenatum* が徐々に小蒲江湾へ広がっていく様子が伺うことができる。

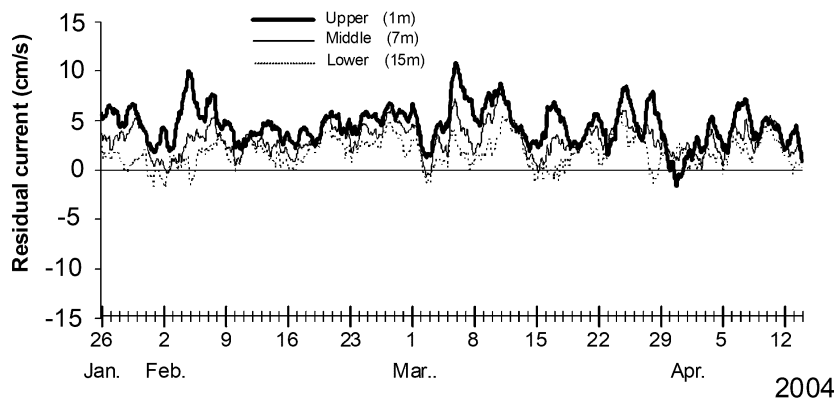


Fig.30 Time series of residual current at St. 3. Thick solid line, solid line and dotted line indicate current velocity in the upper, middle and lower layers, respectively

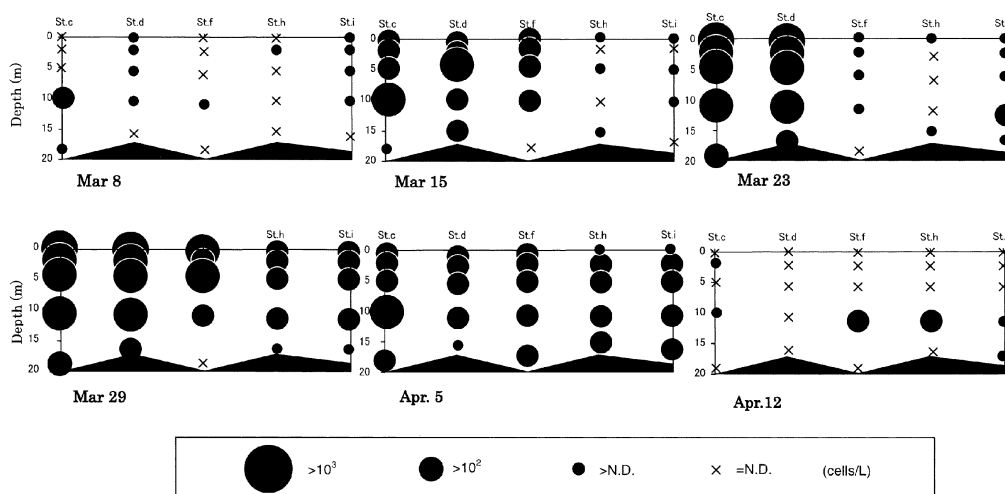


Fig.31 Vertical profiles of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Ogamae Bay from March 8th to April 12th 2004.

これは、本種が猪串湾で増殖し、その後、小蒲江湾へ移流・拡散したことを示唆するものである。これらの観測結果は、ヒオウギガイの主要漁場である小蒲江湾において *G. catenatum* が地場発生して毒化を引き起こすのではなく、残差流の上流域にあたる猪串湾奥部で増殖した細胞が運ばれてくることにより貝毒が発生していることを示すものである。

3. 海底泥中における *Gymnodinium catenatum* シスト分布

方法

調査点は Fig.32 に示す猪串湾、小蒲江湾に調査点 13 点を設置し、1999 年 11 月 16 日、1999 年 12 月 24 日に採泥を行った。採泥は kk 式柱状採泥器(内径 38 mm)を用いて行い、採泥後、0 ~ 1 cm 層の泥を採集し、プラスチック容器に封入後遮光し、直ちに実験室に持ち帰り冷蔵所で保存した。試料は超音波を照射した後、分画用フルイ(φ 80 μm, φ 20 μm)に載せ、ろ過海水で洗浄した。洗浄後は 20 ~ 80 μm 画分の泥を取り出し、計数用試料とした。計数は 1g を分取し、全て直接検鏡した後、シストを底泥 1mL 中のシスト密度に換算した。

結果・考察

G. catenatum シスト密度分布を Fig.33 に示した。シストは猪串湾の中央から湾奥部にかけて 3 ~ 6 cysts / cm³ wet sediment 確認された。また確認されたシストは 21 °C (明暗周期 12H) で発芽実験を行ったところ、3 日後に発芽が確認され、その後栄養細胞の増殖も確認された。以上のことから、猪串湾で出現する *G. catenatum* はシストを形成し、そのシストは発芽能力を有することがわかった。

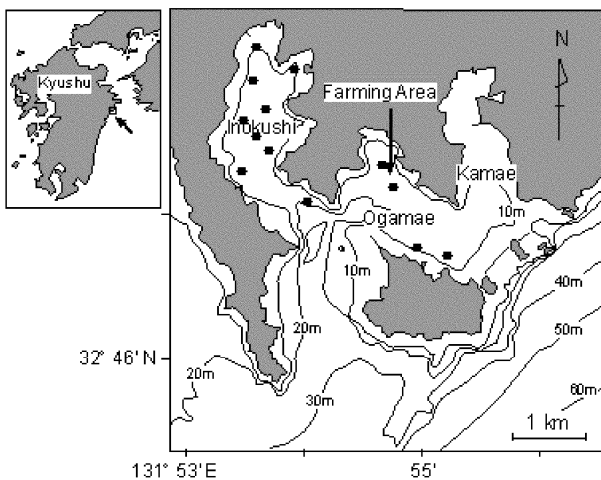


Fig.32 Sampling stations for *Gymnodinium catenatum* cysts in Inokushi-Bay and Ogamae Bay

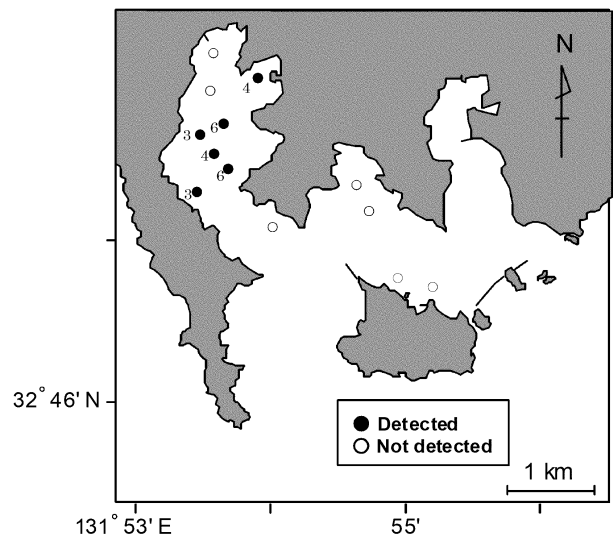


Fig.33 Spatial distribution of cysts of *Gymnodinium catenatum* in Inokushi Bay and Ogamae Bay in November 16 and December 24 1999. Numerals indicate the number of cyst in cubic centimeter wet sediment.

しかしこれまでシストや休眠期細胞が確認されている *Chattonella* 属の $0 \sim 7.7 \times 10^2$ cysts / cm³ wet sediment⁶⁸⁾, *Heterosigma akashiwo* の $5.6 \times 10 \sim 2.9 \times 10^4$ cysts / cm³ wet sediment⁶⁹⁾, 珪藻 *Skeletonema costatum* の $8.0 \times 10^3 \sim 2.1 \times 10^6$ cysts / cm³ wet sediment, *Chaetoceros spp.* $2.7 \times 10^3 \sim 6.6 \times 10^5$ cysts / cm³ wet sediment⁷⁰⁾ (板倉 2000) と比較して極めて少ない。また先述したとおり (Fig.17), 本種は栄養細胞がほぼ周年確認されていることから、猪串湾における本種の出現にシストがシード・ポピュレーションとして大きく機能しているとは考えにくく、周年存在している栄養細胞の増殖がブルーム発生を左右していると思われる。

第4節 *G. catenatum* と珪藻類の出現変動

前節において *G. catenatum* が高密度に出現する冬季～春季初めは、Chl.a 濃度が低く推移することを明らかにした。Chl.a は植物プランクトンの増減によって変動するが、*G. catenatum* の出現密度は最大でも 1 ~ 10 cells/mL であり、Chl-a に本種が占める割合は非常に低い。従って、本種の出現には、Chl-a の大半を占める他種植物プランクトンの出現が大きく関係していると考えられた。一般的に本種を含む渦鞭毛藻の出現は珪藻類の動態と逆相関があることが報告されている^{2, 71)} この節では *G. catenatum* と珪藻類の出現変動について検討し、両種の生理・生態的違いから *G. catenatum* の増加につい

Gymnodinium catenatum の出現特性

て検討した。

方法

珪藻類および *G. catenatum* 遊泳細胞密度調査

猪串湾の湾奥に調査点 St.a を設置し (Fig.1), 2002 年 6 月から 2004 年 4 月の期間に毎月 1 から 5 回, 水温と塩分の測定および採水を行った。水温と塩分の測定はクロロテック (アレック社製 ACL-1180DK) を用いて水深 0.5 m ~ 海底まで 0.1 m 間隔で行った。採水した海水は珪藻プランクトン計数および栄養塩 ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$) の測定に供した。栄養塩はガラスフィルター (GF/C Whatman) でろ過後, 冷凍保存したものを Strickland and Parsons⁴⁶⁾ に準じ, 自動分析装置 TrAAcs 800 (ブランルーベ社製) を用いて測定した。珪藻類, *G. catenatum* の計数には各層の海水 1000 ml をプランクトンネット (口径 10 μm) を用いて 10 ml に濃縮し, その後ルゴール液を 1 ml 添加したものをを用いた。珪藻類は各層濃縮試料から 1ml ずつ取り出しよく混合したものを 1 回検鏡し水中平均細胞密度とした。*G. catenatum* は各層の濃縮試料を 3 回検鏡しその平均値を用いて, 水中平均細胞密度を算出した。水中平均値は海水 1 L 当たりの密度に換算したものをを用いた。

Eucampia zodiacus, *G. catenatum* 分布調査

調査点は猪串湾内 St.a, St.c, St.d の 3 点, 湾外 St.e の 1 点の合計 4 地点を設け (Fig.1), 2004 年 1 月 26 日から 2004 年 4 月 20 日の期間に水温と塩分の測定および採水を行った。水温, 塩分の測定および採水, 濃縮は既報の通り。各点各層の検鏡・計数は *E. zodiacus* は 1 回, *G. catenatum* は 3 回計数し海水 1 L 当たりの密度に換算し細胞密度とした。また, 上記の調査期間中に調査点 St. 1 と St. 2 に超音波多層流速計 (RD 社製 WHADCP1200

kHz および BBADCP600 kHz) を海底に設置し, 表層から底層まで深度 1m 毎に 10 分毎に 1 分間測定し (1 秒毎 60 回), 1 時間平均して流速データとした。また, 水温計 (アレック電子製 MDS-MkV) を深度 2.5 m ~ 5.0 m 毎に設置し, 10 分間隔で測定を行った。

結果・考察

珪藻類と *G. catenatum* の推移

G. catenatum と珪藻細胞密度の推移を Fig.34 に示した。調査期間中に *G. catenatum* のブルームは 2 回確認された。両期間の *G. catenatum* 遊泳細胞は 10 ~ 11 月の期間に一度増加し, その後一旦減少した後, 12 月に再び増加が確認され $10^2 \sim 10^3$ cells/L で推移した後, 3 月に急増しピークに達するものであった。一方珪藻細胞密度は, 2003 年 3 月の期間の 10^2 cells/L オーダーの低密度で推移した期間を除いて, 一時的な減少は確認されるが, 概ね 10^4 cells/L 以上で推移していた。珪藻類の主な優占種は *Chatoceros spp.* であり, 時々 *Nitzschia spp.*, *Skeletonema costatum*, *Eucampia sp.* のブルームが確認された。珪藻類と *G. catenatum* の増減には負の相関関係が確認された。特に 2003 年 3 月の珪藻類が最も低密度で推移した際には, *G. catenatum* の細胞密度は 1.9×10^4 cells/L まで達し最も高密度になった, 2004 年 3 月にも珪藻類が減少した際にも *G. catenatum* は 5.8×10^3 cells/L に達しピークを形成していた。以上のことから *G. catenatum* と珪藻類の間には, 何らかの競合関係が存在するか, 生理生態的に異なった特性を有するものと考えられた。

珪藻類細胞密度の増減

珪藻類の栄養細胞の出現には季節性がみられなく, その出現密度は外圍の環境条件によって変動するという。

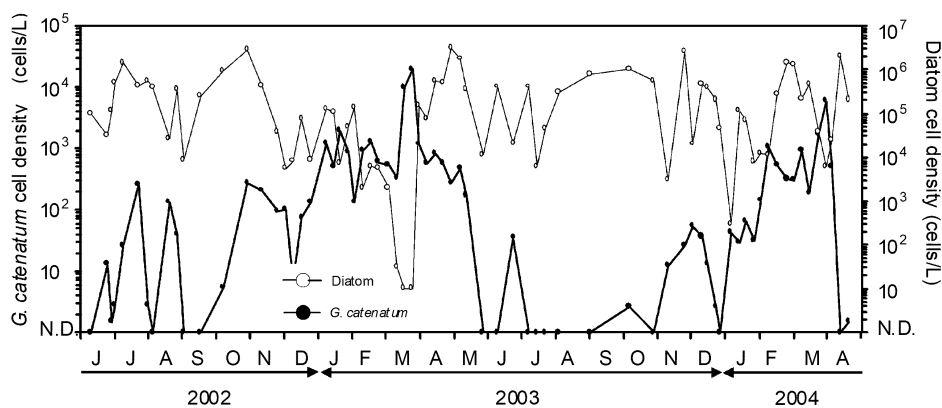


Fig.34 Changes of *Gymnodinium catenatum* and diatom cell density from June 2002 to April 2004. The densities of cells were as 5 layer average at st.a in Inokushi Bay.

またその減少はシスト形成が関与し、外圍の環境条件の悪化によって休眠期細胞（シスト）を形成するためと考えられている⁷⁰⁾。シストの形成は海水中の栄養塩の欠乏、特に窒素の欠乏によって促進されると考えられている⁷²⁾。さらに珪藻は珪酸質の殻壁を持つため珪酸塩の欠乏も珪酸類増殖の制限要因と考えられ、その濃度は $3 \mu\text{M}$ 前後であるという⁷³⁾。すなわち栄養塩の減少が珪藻細胞密度を低下させると考えられた。そこで猪串湾奥（St.a）で出現する珪藻の変動と栄養塩の変動について検討した。

珪藻細胞密度および栄養塩（DIN, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ）の季節推移を Fig.35 に示した。10月～2月中旬までおよび4月以降は珪藻細胞密度と栄養塩の変動は概ね一致していた。またその変動の詳細をみると DIN が先に低下し、その後 $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ が低下する傾向が見られた。これは珪藻が先に、DIN を消費し、その後 $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ を消費する傾向を示していると考えられる。猪串湾の栄養塩の推移は季節性があり、1～3月にかけて低下する傾向が確認されている。このことから、1～3月の冬季は栄養塩の減少によって、珪藻類が出現しにくい環境であると考えられる。

2月下旬から3月中旬にかけて、栄養塩が低下しているにも関わらず、珪藻細胞密度が増加していた。この期間の珪藻の増加をみると徐々に *E. zodiacus* が増加し優占種になっている。*E. zodiacus* は有機態のリンや窒素を増殖に利用することができ、他の珪藻類より低栄養塩濃度の環境下でも有利に増殖できると報告されている⁷⁴⁾。播磨灘では本種が出現すると現場海域の栄養塩を消費し尽くすまで増殖を繰り返し、ノリ養殖業に被害を及ぼすと考えられている⁷⁴⁾。以上のことから、猪串湾で出現する珪藻は基本的に栄養塩の減少によってその増殖が制限されており、*G. catenatum* の出現期である冬季から春季初頭にかけては概ね低く推移する。しかしこうした珪藻類が低く推移する期間であっても、*E. zodiacus* 等の貧栄養的な環境でも増殖できる珪藻類が増加することもあると考えられる。*G. catenatum* 出現期である冬季から春季に増加する珪藻類、特に *Eucampia zodiacus* との競合がブルーム発生規模に影響していることが考えられる。

***Eucampia zodiacus* の減少要因**

E. zodiacus の細胞密度の減少時には栄養塩および塩分で大変な変動は確認されなかった。一方、水温は 16.9°C から 19.6°C に急激に上昇していた (Fig.36)。水温 20°C が至適水温である *E. zodiacus*⁷⁵⁾ にとって、水温の上昇は増殖に適している。しかし細胞密度は減少している。このことから、*E. zodiacus* の減少は生理的要因より海況変動による物理的要因が関係していると考えられる。減

少時の猪串湾の *E. zodiacus* 遊泳細胞の鉛直分布の推移をみると (Fig.37), 2004年3月15日に全域で分布していた遊泳細胞が徐々に減少し、3月29日には遊泳細胞が湾口底層から底層部分で分布密度が多く、4月5日には検出限界以下の部分が多く確認されるようになった。遊泳細胞が減少した時期には、猪串湾には黒潮分枝流による沖合水が猪串湾表層へ流入し逆エスチュアリー循環流が確認されている (Fig.23)。このことから、猪串湾内の水塊に分布していた *E. zodiacus* は沖合水の流入によって、分布していた水塊が湾外へ流出し、物理的な影響によって個体群密度を減少させたものと考えられる。

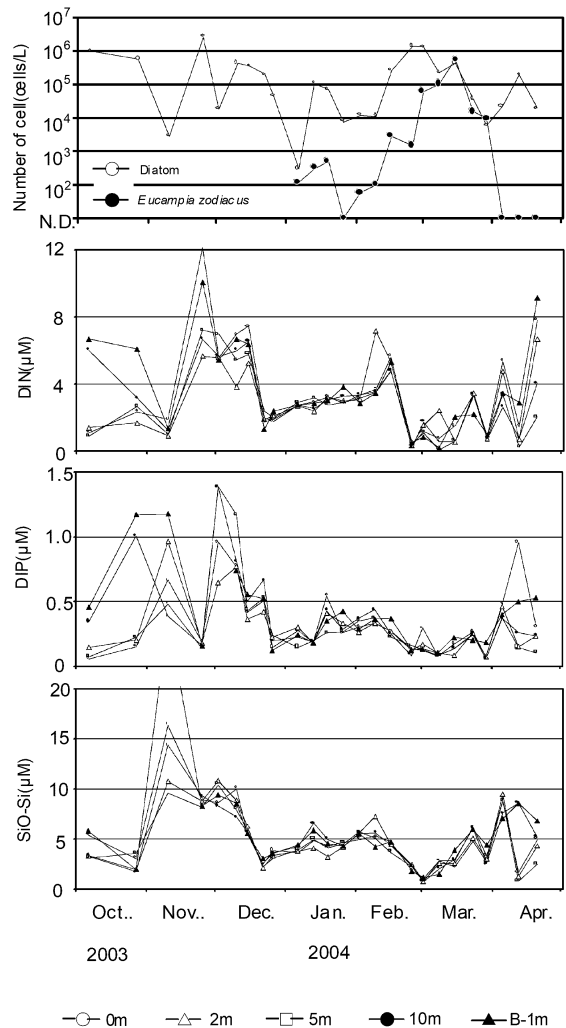


Fig.35 Change of DIN ($\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NH}_4\text{-N}$), DIP and SiO-Si of each depth layer from June 2003 to December 2004.

Gymnodinium catenatum の出現特性

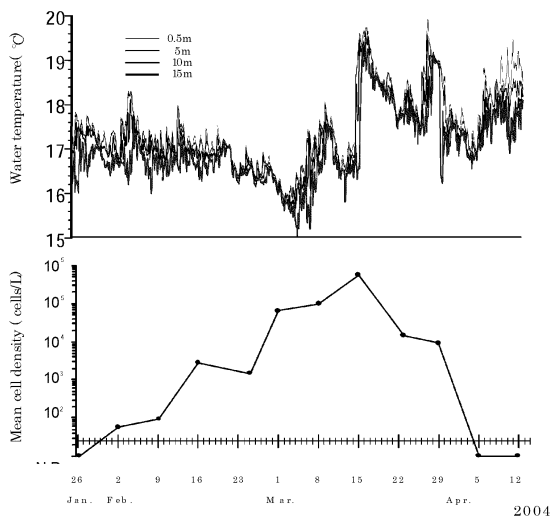


Fig.36 Time series of water temperature (a) at St.1 in Inokushi Bay, and mean cell density of the entire area of *Eucampia zodiacus* from January 26th to April 12th 2004.

沖合水流入時の *Eucampia zodiacus* と *Gymnodinium catenatum* の分布

E. zodiacus の流出が確認された 3 月 29 日の *E. zodiacus* と *G. catenatum* の遊泳細胞の鉛直分布 (Fig.38) を比較すると, *G. catenatum* が上層で分布密度が高いことが窺うことができる. *G. catenatum* はエスチュアリー循環流時に沖合水が流入しても日周鉛直移動により湾外への逸散を軽減でき湾内に個体群を維持できることから, 両者の分布密度の違いは生態的特性(鉛直移動能力)の差によって生じたものと考えられる. これは Fraga et al.²⁵⁾ および Fermin et al.⁶⁶⁾ が Vigo 湾で観察した結果と非常に酷似している.

以上のように, 猪串湾における珪藻類の減少には生理的要因(栄養塩の欠乏)と生態的要因(鉛直移動能力無)の両方が関係していることが示唆された. 各要因は, 降水量が少なく栄養塩が減少する時期, 逆エスチュアリー循環流が卓越し外海水が流入しやすい時期である. 両要

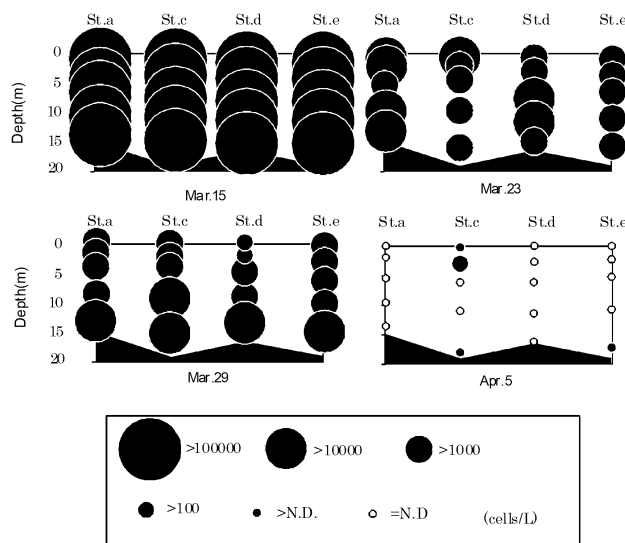


Fig.37 Vertical profiles of cell density of *Eucampia zodiacus* in Inokushi Bay from March 15th to April 5th 2004.

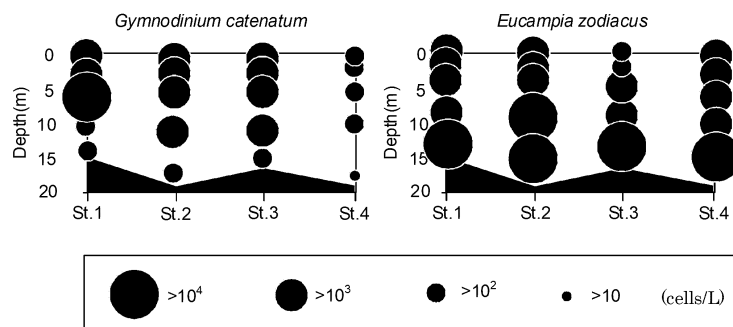


Fig.38 Vertical profiles of cell density of *Gymnodinium catenatum* and *Eucampia zodiacus* (cells/L) on March 29th 2004 in Inokushi Bay

因は猪串湾では冬季から春季初めに形成されやすい。そのため同時期の珪藻類は低密度で推移するものと考えられる。一方、*G. catenatum* は猪串湾の冬季の水温下では適水温でないが増殖は可能であり、さらに貧栄養下でも増殖が可能であること、鉛直移動を行うことによって湾外への流出を軽減できることより、珪藻類が少ない環境下で増殖できるものと考えられる。

第5節 まとめ

本章では現場海域における *G. catenatum* の発生環境を把握するため、気象、海況、流動、珪藻類の出現について本種の個体群形成などとの関係を調査した。その結果

1. 猪串湾は閉鎖性の高い湾であり、冬季は比較的温暖で雨は少なく日照が多く、夏季は降雨が多く、日照量が少ない典型的な太平洋側気候である。
2. 猪串湾の水温、塩分はそれぞれ約 14.5 ~ 29.9 °C, 21.33 ~ 34.75 psu の範囲で推移し、冬季は概ね 16 °C 前後, 34 psu 前後で推移する温暖で高塩分の湾である。栄養塩濃度 DIN, PO₄-P は、それぞれ 0.1 ~ 17.0 μM, N.D ~ 1.6 μM で推移し、2 ~ 3 月の期間の栄養塩濃度は低調に推移する。猪串湾は温暖で淡水の流入が少ない、やや貧栄養的な内湾である。
3. 冬季の猪串湾では、海面冷却や黒潮系暖水の影響により逆エスチュアリー循環流が流動を支配しているが、降雨に伴う河川の増水時にはエスチュアリー循環流が一時的に発生する。
4. *G. catenatum* 遊泳細胞密度は N.D(<6 cells/L) ~ 1.9 × 10⁴cells/L で推移し、ほぼ周年検出された。ブルーム (100 cells/L 以上) は年に 2 ~ 3 回確認され、2 月 ~ 4 月の期間のブルームが最も細胞密度が高く、かつ長期に継続した。
5. 猪串湾の水温、塩分、栄養塩、Chl.a 濃度の複合的な変化が *G. catenatum* 個体群密度の増減に関係していた。*G. catenatum* のブルームが確認された時は低水温、高塩分、低 Chl.a 濃度であった。
6. 猪串湾周辺で出現する *G. catenatum* は、猪串湾奥が増殖域であり、増殖域で増加した個体群がその後、移流・拡散し周辺海域全域 (小蒲江湾を含む) に分布する。

7. 猪串湾内の *G. catenatum* の個体群は逆エスチュアリー循環流時に増加し、エスチュアリー循環流の時には衰退しやすい。

8. *G. catenatum* のシストは猪串湾の中央から湾奥部にかけて 3 ~ 6 cysts / cm³ sediment 確認され、極めて少ないことから、シストがシード・ポピュレーションとして大きく機能しているとは考えにくい。

9. *G. catenatum* は貧栄養下でも増殖が可能な生理的特性と鉛直移動を行うことによって湾外への流出を軽減できる生態的特性を有することにより、珪藻類が少ない環境下で増殖できる。

などの項目が明らかになった。これらの項目は本種のブルーム発生を予察するための基礎的な要因であり、この結果に基づいて第4章において *G. catenatum* 栄養細胞の予察技術の開発を行う。

第3章 *Gymnodinium catenatum* の細胞内毒量とヒオウギガイの毒化

二枚貝は貝毒原因プランクトンを摂取することによって、そのプランクトンが持つ毒成分を体内に蓄積して毒化すると考えられている。すなわち二枚貝が毒化するには原因となるプランクトンの細胞密度増加のみならず、細胞内の毒力との総和が密接に関係することになる。しかしながら、有毒渦鞭毛藻の調査研究において、原因種の細胞密度の増減に関する多くの調査研究がなされているのに対して、現場で出現している原因種が産生する毒量については、下痢性貝毒原因種で調べられた一部の報告⁷⁶⁻⁷⁸⁾を除いてほとんど研究例がない。特に *Gymnodinium catenatum* は他の麻痺性貝毒 (PSP) 原因プランクトンと比較して、10 ~ 10² cells/L 程度の低密度で二枚貝を毒化させることが報告され³³⁾、細胞当たりの毒量についても、他の PSP 原因プランクトンより多いと報告されている³²⁾。

そこで第3章では、第1節で *G. catenatum* が高密度で出現する猪串湾奥で天然の *G. catenatum* の細胞当たりの毒量を測定し、その細胞内毒量の変動とその要因について検討した。第2節ではその細胞内毒量の増減が二枚貝 (ヒオウギガイ *Chlamys nobilis*) の毒化にどのように影響するかについて検討した。第3節では重回帰分析を用いてヒオウギガイ毒化要因について検討した。第4節はまとめとした。

Gymnodinium catenatum の出現特性第1節 現場で出現する *Gymnodinium catenatum* の細胞内毒量の推移

方法

栄養細胞の出現および海況調査

Gymnodinium catenatum の頻発海域である猪串湾奥部に1点 (St.a, 水深13 m) を設置し (Fig.1), 2002年12月~2003年4月の期間に週1回 (2003年1月第1週は欠測) の調査を行なった。調査項目は水温, 塩分, *G. catenatum* 細胞密度および Chl.a 濃度である。水温と塩分の測定は STD (アレック電子社製, ACL1180-DK) を用い, 水深0.5 m層から底上1 mまで0.1 m毎に測定を行った。*G. catenatum* 細胞密度は第2章で述べたように, リゴ B 号を用いて表層, 2m 深, 5m 深, 10m 深, 底上1 m 深 (水深14~16m) の各層から得られた試水をプランクトンネット (ϕ 10 μ m) で濃縮して計数を行った。PSP 原因プランクトンの計数は3回行い, その平均値を1 L 当たりの細胞密度に換算した。

海水懸濁物中の毒量測定

プランクトン試料中の麻痺性貝毒を測定するには10L以上の比較的少量の試水を採取する必要がある。リゴ B 号を使った各層採水では分析に十分な量の試水を得ることは困難であることと, 各層別に毒分析を行うと試料量が膨大になる。前章における現場観測の結果から, *G. catenatum* の頻発時期は冬季から春季初めにかけてであり, この時期は成層が完全に崩壊した混合期であるため, *G. catenatum* の鉛直分布は成層期に比較すると顕著な違いは見いだされない。このことから, 毒量測定用の天然プランクトン試料の採取は, 塩化ビニール製の耐圧チューブ (内径38 mm) 用い, 海面から底上1 mまでゆっくりチューブを下ろし, 上部にゴム栓を挿入してそのまま船上に海面上にチューブを持ち上げる方法 (柱状採水) で実施した。なお, 各層採水から計算された *G. catenatum* の水柱平均細胞密度とチューブによる採水で得られた試料中の細胞密度はほとんど同じであり, 後者の採水法が有効であることを予め確認した。

チューブを用いて採水した海水 (11.8~13.8 L) は, ポリペールバケツに全て回収して直ちに実験室に持ち帰った。持ち帰った海水は, プランクトンネット (ϕ 10 μ m) で150~200 mLまで緩やかに濃縮を行い, 一部をPSP 原因プランクトンの同定・計数用試料として分取し, ルゴール液で固定した。残りは-40 °Cで冷凍保存し, 天然プランクトン試料中のPSP 成分測定用試料とした。PSP 原因プランクトンの計数は3回行い, その平均値を1 L 当たりの細胞密度に換算し, *G. catenatum*

細胞密度とした。

天然プランクトン試料の前処理および麻痺性貝毒の分析

PSP 成分の抽出・濃縮は, 活性炭カラムを用いて抽出した。すなわち, 凍結された濃縮海水を解凍後, 超音波処理を行い pH を5.0に調整後, 手製の活性炭 (和光純薬工業 (株) クロマトグラフ用) カラム (内径10 mm \times 150 mm) を通過させ毒成分をカラムに吸着させた。これを約10 mLの蒸留水で洗浄して脱塩後, 4%酢酸含有エタノールで毒を溶出した。溶出液を35 °Cで乾固後, 300 μ Lの蒸留水を添加して毒成分を溶解し, ウルトラフリー C3GC (M. W. 10,000, Millipore 社) で限外ろ過に供し, 蛍光 HPLC 法によるPSP 成分の分析を行なった⁷⁹⁾。

蛍光 HPLC 法の概略を以下に示す。分離カラムは内径4.6 mmで長さ250 mmの逆相カラム (Inertsil C8-5, ジーエルサイエンス) を用いた。C1及びC2の分離には, pH 6.0に調製された2 mMのテトラブチルアンモニウムリン酸塩 (東京化成) を移動相として, GTX1, GTX2, GTX3, GTX4, GTX5, GTX6, dcGTX2 および dcGTX3 の分離には, pH 7.1に調製された2 mMヘプランスルホン酸ナトリウム塩を含有する10 mMリン酸一アンモニウム緩衝液を移動相として, neoSTX および STX の分離には, pH 7.1に調製された2 mMヘプランスルホン酸ナトリウム塩および5%アセトニトリルを含有する30 mMリン酸一アンモニウム緩衝液を移動相としてカラムに導入した。流速はいずれも0.8 mL/minに統一した。カラムからの溶出液は, 麻痺性貝毒の特異的検出を行うため, pH 9.0に調製された7 mM過ヨウ素酸を含有する50 mMリン酸緩衝液を0.4 mL/minになるように混合し, 65 °Cに加熱されたテフロンコイルの中を通過させることで蛍光化を行った。さらに蛍光強度を高めるため, 1.0 M酢酸溶液を0.2 mL/minの流速で混合させた。検出器の励起は波長330 nm, 蛍光波長は390 nmに設定して検出を行った。試料注入量は10 μ Lを基本とし, サンプルの濃度に応じて2~100 μ Lの範囲で調整をしながら実施した。

定量は日本水産資源保護協会から配布された終末希釈用の標準品を基準に濃度の算出を行った。GTX5 および GTX6 の分析は外部標品の調達が困難であったため, 猪串湾産 *G. catenatum* 培養株 (GCINO2002M63) の抽出液を上述の方法で処理を行ったのち, 等量の0.1 N塩酸を加えて加熱 (100 °C 1時間) し, この試料中のSTXとneoSTXの増加量から, GTX5 および GTX6 の濃度を間接的に推定した。以後はGCINO2002M63の抽出液を外部標品の代わりとして用いた。活性炭カラムによる毒の濃縮過程において, 低い回収率や毒成分の変換 (特にC1+2 \rightarrow GTX2+3) の問題を生じることがあるが, 今回

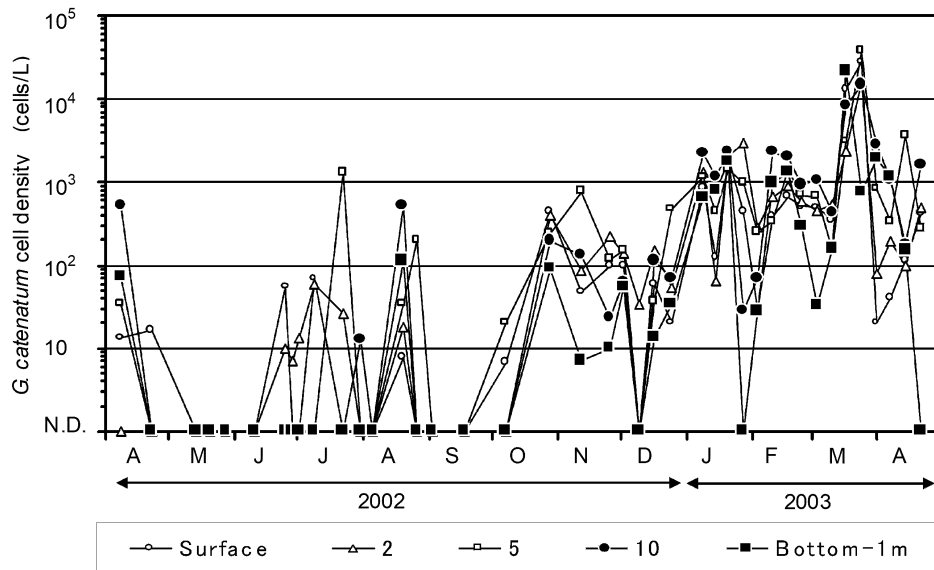


Fig.39 Cell density of *Gymnodinium catenatum* of each depth layer from April 2002 to April 2003.

採用した条件においては、C1+2の回収率は92%以上、流出液の乾固時における毒成分の変換は全く認められなかった。

結果・考察

G. catenatum 細胞密度の推移

調査期間中の *G. catenatum* 遊泳細胞密度の推移を Fig.39 に示す。 *G. catenatum* は5月中旬～6月上旬、8月上旬、9月上旬から中旬に検出限界以下で推移したが、ほぼ周年 *G. catenatum* 遊泳細胞が確認された。本種の細胞密度の推移は7月中旬と8月中旬は 10^2 cells/L を越える程度の密度であったが、10月以降は徐々に細胞密度が増加し、3月中旬には 10^4 cells/L 以上に達した。また、夏季に水深5～10mの中層で細胞密度が高いのに対し、秋から春季には全ての層で細胞密度がほぼ均一に分布する傾向にあった。

G. catenatum 細胞密度と海水懸濁物中の毒量との関係

G. catenatum の出現時期に耐圧チューブで採水した試料の中で、PSP原因プランクトンが *G. catenatum* のみ確認された試料について、 *G. catenatum* 細胞密度と海水懸濁物中の毒量との関係について調べた (Fig.40)。その結果、両者には高い正の相関 ($R^2=0.75$) が確認された。また、そのPSP成分の組成 (Fig.41) は、弱毒成分のC1+2, GTX5+6成分が主成分で、その他に微量成分として GTX4, dcGTX2 + 3, neoSTX+STX が確認された。細胞密度と海水懸濁物毒量に正の相関があり、その成分は

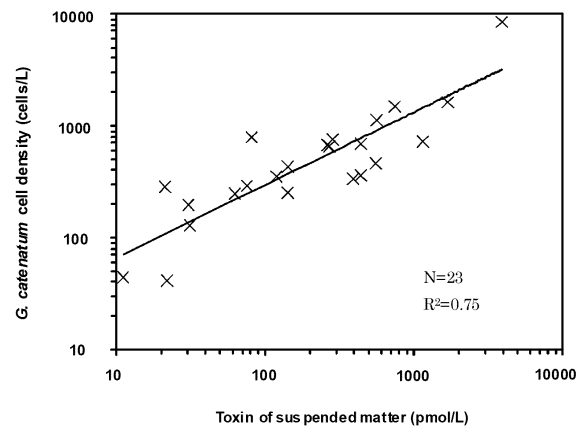


Fig.40 Relationships between the toxin content in the suspended matter and *Gymnodinium catenatum* cell density from April 2002 through April 2003 in Inokushi Bay (N=23)

Oshima et al.⁸⁰⁾ が報告している *G. catenatum* の毒組成とほぼ一致することから、海水懸濁物中のPSP成分はほとんどすべて *G. catenatum* 由来によるものと考えられた。

G. catenatum 細胞内毒量の変動

PSP成分が *G. catenatum* 由来だと考えられる試料について海水懸濁物中のPSP総毒量を試料中に含まれる *G. catenatum* 細胞密度で除して、天然海域に出現していた *G. catenatum* の細胞当たりの細胞内毒量を算出した。その結果 (Fig.42) 細胞内毒量は $74 \sim 1,571$ fmol/cell の範囲で大幅に変動し、その差は最大約21倍に達し、特に

Gymnodinium catenatum の出現特性

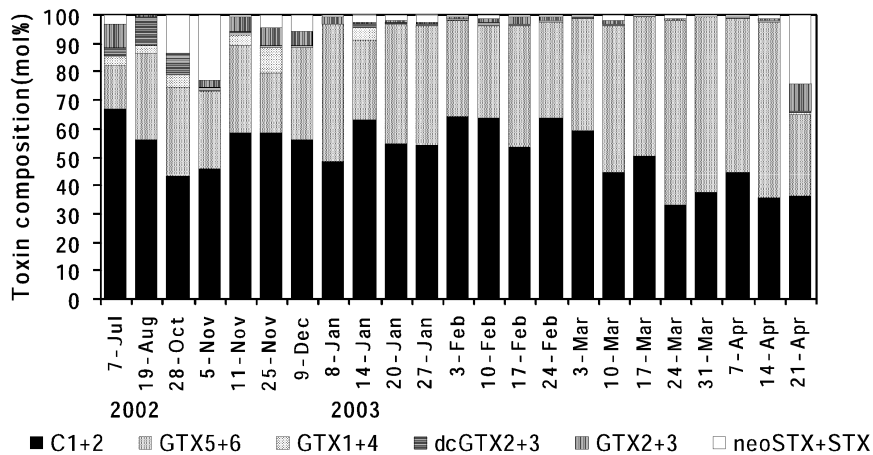


Fig.41 Change of toxin composition of suspended matter of sea water from April 2002 to April 2003.

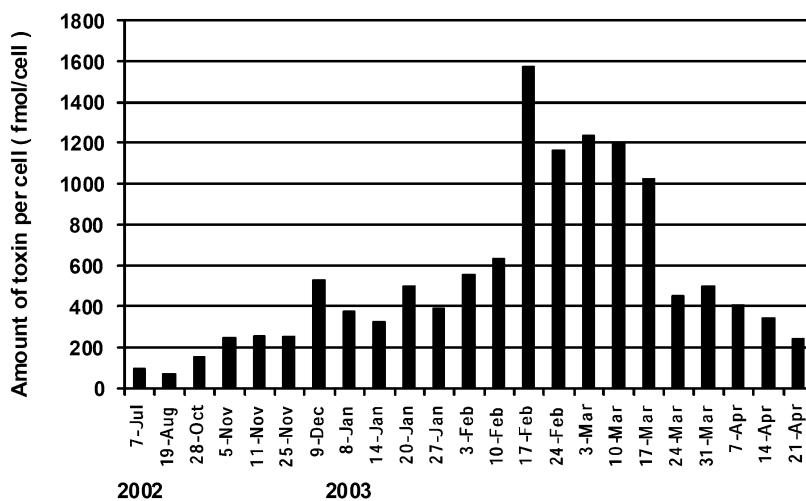


Fig.42 Temporal change of estimated toxin content (total toxin content in suspended matter / *Gymnodinium catenatum* cell density) per natural cell of *Gymnodinium catenatum* from July 2002 through April 2003 in Inokushi Bay.

夏季の7月22日と8月7日に出現した *G. catenatum* 細胞内毒力は、それぞれ 99 fmol/cell と 74 fmol/cell であり、秋～春季に出現した個体 (155 ~ 1,571 fmol/cell) に比べて著しく低い値が認められた。なお Fig.40 で海水懸濁物中の毒量と *G. catenatum* 細胞密度の間には高い相関関係が認められ、*G. catenatum* 細胞内毒量は一定であると見なされるが、これは細胞密度と海水懸濁物中の毒量との相関を対数軸にプロットして得られた結果であり、*G. catenatum* 細胞あたりの毒量の変動幅 (最大で約 20 倍) は海水中懸濁物毒力と *G. catenatum* 細胞密度の相関関係に反映されていないものと考えられる。

G. catenatum 細胞内毒量の変動とその要因

G. catenatum 細胞内毒量は採水時期によって大きく変化した。Ogata et al.⁸¹⁾ は同じ PSP 原因プランクトンの *Alexandrium tamarense* において培養水温の低下で細胞内毒量が増加すると報告し、その原因は毒の生産が水温にほとんど影響を受けずに一定で細胞の分裂頻度が増すと娘細胞に毒が配分されて希釈を受けるので細胞あたりの毒量が低下すると考察している。猪串湾産の培養株の細胞内毒量は増殖速度と反比例していること (呉私信)、猪串湾産の培養株の増殖可能水温範囲は 15 ~ 30 °C にあり、低水温側での増殖速度は 15 °C で最も遅い (山口私信) ことから、猪串湾で出現する *G. catenatum* の細胞内毒量も *A. tamarense* と同様に水温低下による増殖速度の

低下によって増加したと考えられる。そこで *G. catenatum* 細胞内毒量と採水時の鉛直平均水温（表層, 2m 深, 5m 深, 10m 深, B-1m 深の平均）の関係について検討した (Fig.43)。

その結果、水温の低下に伴って、*G. catenatum* の細胞内毒量が増加する傾向が確認された。このことから、猪中湾で出現する *G. catenatum* は水温低下による増殖スピードの低下で細胞内の毒量が増加すると考えられた。さらに低水温時の水温 17 °C 以下の時には細胞内毒量が約 250 fmol/cell ~ 1,571 fmol/cell と大幅に増加することも確認された。そこで水温 17 °C 以下で細胞内毒量が大幅に増加したときの水温と細胞密度の変動 (Fig.44) を見ると、個体群密度が増加する前の水温が低く、細胞密度が横ばいで推移している時に細胞内毒量が大幅に増加していることが窺われる。低水温下で増殖が抑制されている時に PSP 成分を多く蓄積していることは、細胞密度が横ばいであってもヒオウギガイの毒化が進行する可能性を示唆するものであり、貝毒モニタリング上の大きな誤差要因となる可能性を示唆するものである。

なお本解析結果は 10 μm 以上の画分に含まれる懸濁物中の毒量がすべて *G. catenatum* に由来すると仮定した場合の計算結果である。実際の天然海域ではこれら有毒プランクトンの捕食者も存在し、一時的にそれら捕食者の体内にも毒が移行している場合が考えられる⁸²⁻⁸⁴⁾ の

で、今後、細胞内毒量の変動と環境要因との関係を精査するには、これら混在する捕食者の毒量を差し引いて検討する手法が必要であろう。一方 10 μm 以下の画分に毒が含まれていた場合は、懸濁物中の毒量の過小評価になる。今回は懸濁物を非常に穏やかな条件で濃縮していること、同じ条件で培養株を濃縮した場合ろ液の画分に毒はほとんど移行しないことを確認しているため、今回の試験方法で原因プランクトンの毒が 10 μm 以下の画分に漏出した可能性は低いと考えられる。

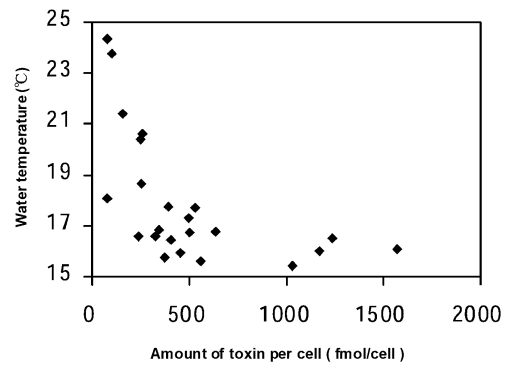


Fig.43 Relationships between the toxin content per natural cell of *Gymnodinium catenatum* and water temperature from April 2002 through April 2003 in Inokushi Bay (N=23).

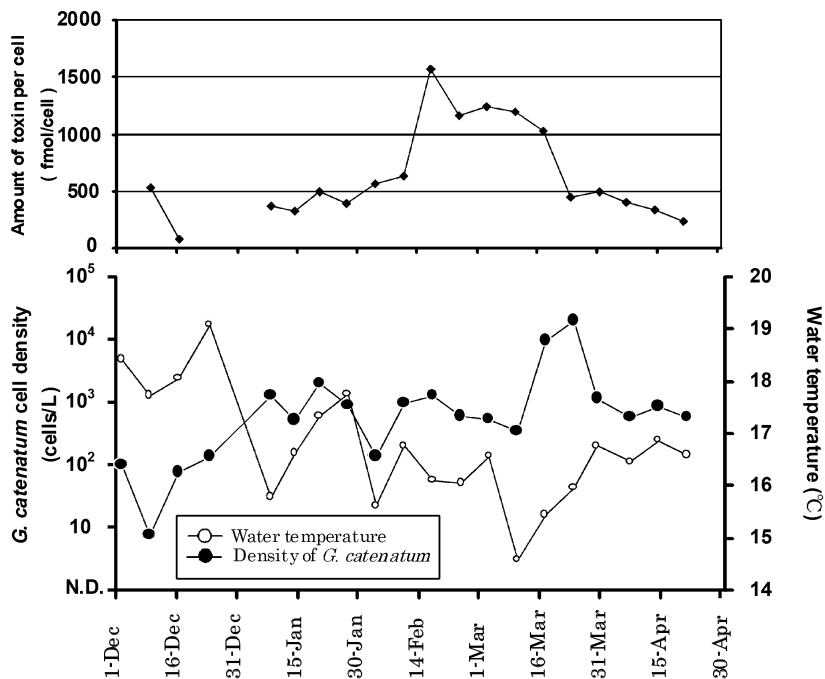


Fig.44 Temporal change of estimated toxin content per natural *Gymnodinium catenatum* cell (A), water temperature and density of *G. catenatum* (B) in Inokushi Bay from December 2002 through April 2003. Water temperature and densities of *G. catenatum* were as average value for the 5 layers.

Gymnodinium catenatum の出現特性

第2節 *Gymnodinium catenatum* 細胞内毒量の変動とヒオウギガイのPSP毒化

前節で、*G. catenatum* の細胞内毒量は水温による増殖速度の低下によって増加していることが示唆された。そこで本節では、本種の細胞内毒量の変動が、実際のヒオウギガイの毒化とどのように関係しているかについて検討した。

方法

猪串湾に1調査定点(St.a,水深13m)を設置(Fig.1)し、2002年12月～2003年4月の期間に週1回(2003年1月第1週は欠測)、合計19回の調査を行なった。水温、塩分の測定および採水方法およびその処理方法は第1節に準じた。さらに調査期間中の二枚貝のPSP成分の蓄積を調べるため、ヒオウギガイ *Chlamys nobilis* を同調査点の水深2.5mに垂下飼育し、10個体を定期的に回収した。回収したヒオウギガイは-40℃で冷凍保存した後、中腸腺をPSP測定試料に供した。中腸腺は常法⁸⁵⁾に従いPSP成分を抽出した。その後抽出液を部分精製するためにSEP-PAK C18カートリッジカラムに通し、次いで非吸着部をウルトラフリー C3GC (M. W. 10,000, Millipore社)で限外ろ過し、得られた抽出液をHPLC 蛍光分析法で分析した。GTX5+6の分析は外部標品の調達が困難であったため、猪串湾産 *G. catenatum* 培養株から抽出したPSP毒を等量の0.1N塩酸で加熱(100℃ 1時間)し、この試料中のneoSTXとSTXの増加量から、間接的に実際の濃度を推定したものを、外部標品の代わりとして用いた。なおHPLC測定結果からマウス毒力(MU/g)への換算にはOshima⁷⁹⁾により報告されている比毒性(MU/ μ mol)の値を用いた。

結果

G. catenatum 細胞密度の推移とヒオウギガイPSP成分の蓄積

G. catenatum の栄養細胞の細胞密度とヒオウギガイ中腸腺毒力の推移についてFig.45に示す。*G. catenatum* 細胞密度は調査期間中、常に観察され17～8,442 cells/Lの範囲で推移した。経時的に詳しく述べると、12月9日から1月8日まで100 cells/L以下の低密度で推移し、1月8日以降は増加して1月27日に小さなピークに達した後、減少に転じ2月10日に100 cells/L以下にまで低下した。その後再び増加が確認され3月3日には1,000 cells/Lを超え、3月24日には急激に増加し最高細胞密度8,442 cells/Lに達した。その後、細胞密度は急激に減

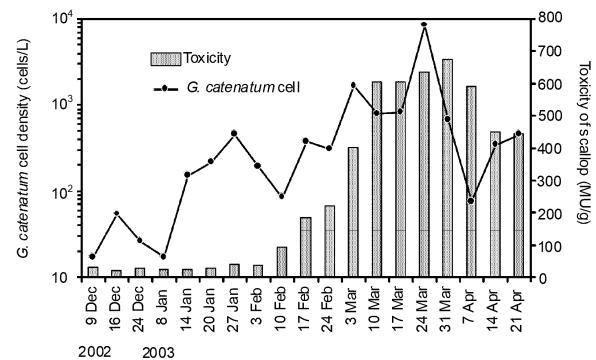


Fig.45 Temporal change of *Gymnodinium catenatum* cell densities and toxicity in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) collected from Inokushi Bay from December 2002 through April 2003.

少し、4月7日には100 cells/L以下にまで低下した後、やや増加し、横ばいで推移した。ヒオウギガイ中腸腺毒力は2月3日まで横ばいで推移したが、2月10日から増加しはじめ、その後3月10日までの期間に急増した。特に毒力の増加が顕著だった2月24日～3月10日までの毎週の毒力増加量はそれぞれ180 MU/g, 201 MU/gであった。3月10日以降はやや微増しながら横ばいで推移し、3月31日には最高値(675 MU/g)に達した。その後、減少し、4月14日以降横ばいで推移した。*G. catenatum* 細胞密度とヒオウギガイ中腸腺毒力の増減は概ね一致していた。しかし1月8日～1月27日の期間は *G. catenatum* 細胞密度が増加しているにもかかわらず、ヒオウギガイ中腸腺毒力の増加は確認されなかった。

ヒオウギガイ中腸腺のPSP成分組成の推移

ヒオウギガイ中腸腺の毒力とその成分組成の推移をFig.46に示す。ヒオウギガイ中腸腺のPSP成分はC1+2, GTX5+6, dcGTX2+3が主成分であり、その他にGTX4, GTX2+3, neoSTX および STX が検出された。PSP組成比は毒化が急激に進行する前はほぼ一定であるが、ヒオウギガイ中腸腺中の毒力が増加するに従いC1+2, GTX5+6の成分の占める割合が多くなり、その他の成分は減少する傾向にあった。

中腸腺毒力の上昇が見られない11～12月にかけてはGTX4が初期にごく微量検出されて徐々にその比率が低下していた。前月の10月に連鎖 *Alexandrium* 属の出現が最高15 cells/Lで見られ、これらが *A. fraterculus* と *A. tamiyavanichii* で構成されていたことから(両者を分けて計数せず)、中腸腺毒力を引き上げるほどの出現ではなかったが、*A. tamiyavanichii* 由来のGTX4が残存して徐々に解毒して行ったものと考えられた。

G. catenatum 細胞密度と海水懸濁物中の毒量の関係

調査期間中の海水懸濁物試料の PSP 原因プランクトンは、*G. catenatum* のみであった。そこで海水懸濁物に含まれている毒量と *G. catenatum* 細胞密度の推移には関係があると考えられたので、両者の経月推移を Fig.47

に、両者の関係を Fig.48 に示す。海水 1 L 当りに換算した懸濁物中の毒量は 3.2 ~ 3,639 pmol/L で推移し、その推移は *G. catenatum* 細胞密度の推移とほぼ一致した。また両者の間に高い正の相関 ($r=0.91$) が認められた。

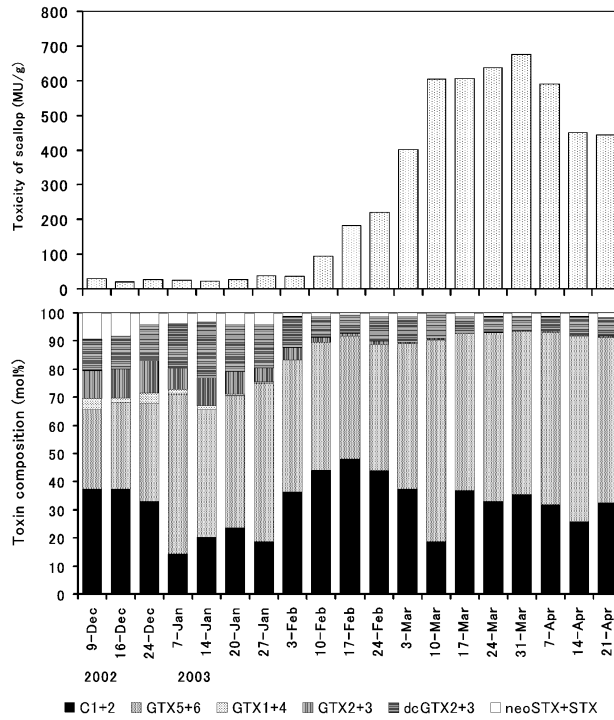


Fig.46 Temporal change of toxicity and toxin composition in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) from December 2002 through April 2003. upper : toxicity score (MU/g) lower : toxin composition (mol%)

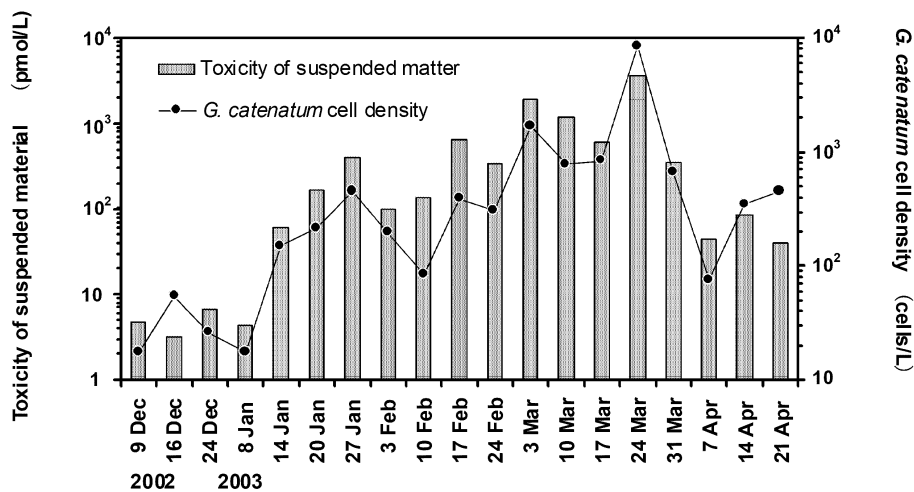


Fig.47 Temporal change of toxin content in the suspended matter (>10µm) in natural seawater and associated *Gymnodinium catenatum* cell density from December 2002 through April 2003 in Inokushi Bay.

Gymnodinium catenatum の出現特性

海水懸濁物PSP成分組成

海水懸濁物 PSP 成分の組成を Fig.49 に示す。12 月 9 日, 12 月 16 日, 1 月 8 日は C1+2 以外の成分は検出限界値以下であった。その他は海水懸濁物中に含まれている PSP 成分は, 弱毒成分の C1+2, GTX5+6 成分が主成分であった。その他の PSP の微量成分として GTX4, dcGTX2 + 3, neoSTX+STX が検出された。

考 察

ヒオウギガイ毒化と原因プランクトン

G. catenatum の出現調査と現場に懸垂したヒオウギガイの毒力調査の結果, *G. catenatum* 細胞密度の増加に伴

い, ヒオウギガイ中腸腺の毒力が増加する傾向が認められた。またヒオウギガイ中腸腺の毒力は, 毒力の増加に伴い C1+2, GTX5+6 の占める割合が徐々に増加した。C1+2, GTX5+6 は *G. catenatum* が産生する主要な PSP 成分であり^{7), 86-88)}, 今回の解析結果は, 過去に *G. catenatum* によって毒化したヒオウギガイ中腸腺の PSP 成分組成⁷⁾ とほぼ一致すること, *G. catenatum* 以外に麻痹性貝毒の原因となる有毒渦鞭毛藻がほとんど混在していなかったことから, 猪串湾におけるヒオウギガイ中腸腺の毒化は *G. catenatum* を取り込みことが原因であることが改めて確認された。さらに, 今回のヒオウギガイ中腸腺の最高毒力は 675MU/g (可食部換算) と, これまで本種が原因で出荷規制された際に報告⁸⁹⁾されたヒオウギガイ中腸腺の毒力 (90 MU/g) より大幅に高かった。調査定点である猪串湾奥部はヒオウギガイ養殖場としては利用されておらず, 分析結果は行政措置には反映されないものの, 仮に猪串湾奥部が将来漁場として利用されるとなると, 食品衛生上から懸念される毒力が検出される可能性が高い。またヒオウギガイ中腸腺毒力が急激に増加した 2 月 24 日~3 月 3 日の期間の *G. catenatum* 細胞密度は 100 ~ 1,000 cells/L の範囲にあり, 馬場ら³³⁾が報告した仙崎湾での *G. catenatum* によってマガキが規制値 (4MU/g) 以上に毒化した時の細胞密度とほぼ一致した。同じ PSP 原因プランクトンである *Alexandrium catenella* では 10,000cells/L 以上でのアサリの毒化⁹⁰⁻⁹¹⁾ が報告されており, *G. catenatum* による毒化と比較して 1 桁以上高い密度での毒化である。このことから, 本湾で出現した *G. catenatum* は仙崎湾で発生する *G. catenatum* と同様に比較的低密度でヒオウギガイを毒化させると考えられた。

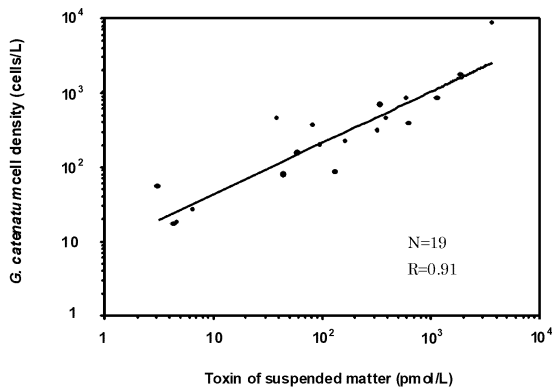


Fig.48 Relationship between the toxin content in the suspended matter and *Gymnodinium catenatum* cell density from December 2002 through April 2003 in Inokushi Bay (N=19)

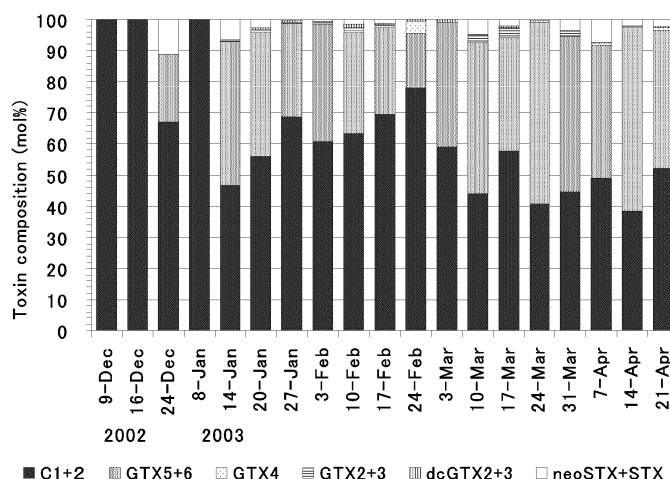


Fig.49 Temporal change of estimated toxin content (total toxin content in suspended matter/*Gymnodinium catenatum* cell density) in a natural cell of *Gymnodinium catenatum* from December 2002 through April 2003 in Inokushi Bay.

このように、ヒオウギガイの毒化は *G. catenatum* の細胞密度の推移と概ね一致し、山口県仙崎湾³³⁾と同様に、本種の細胞密度の情報から貝類毒化を予測することが可能であった。しかし、細かく観察すると、1月中旬から下旬にかけての小規模なブルーム時には毒化がほとんど進行しなかったこと、またプランクトンの出現ピークである3月24日の1週間後にヒオウギガイの毒化のピークが見られるなど相違が認められ、調査期間中に *G. catenatum* 細胞密度の情報のみから毒化を正確に予測する上での精度低下の原因となっていた。

ヒオウギガイ毒量の変動とその要因

先述したとおり、ヒオウギガイの中腸腺の毒力は *G. catenatum* が 100 ~ 1,000 cells/L の範囲で推移している2月24日~3月3日の期間に急激に増加している。しかし、本種が同程度に推移している1月14日~1月27日の期間にヒオウギガイ中腸腺の毒力の顕著な増加は確認されていない。この原因としては主に三つの原因が考えられる。まず第一は、プランクトン及び貝類体内での毒組成の変化である。麻痺性貝毒は20成分以上の同族体が知られ、それらの比毒性は成分毎に大きく変動する。従って貝の体内における毒力の変動は、構成毒成分の総毒量のみならず、比毒性の総和で判断する必要がある。すなわち貝の体内における毒量（モル換算値）が同じであっても、比毒性の高い成分の割合が高まれば毒力は増加する。しかし今回得られた毒組成の情報から試算を試みたが、1月下旬の出現時と2月下旬~3月上旬の出現時の懸濁物およびヒオウギガイの毒力と毒組成から明瞭な相違を見いだすことができなかった。いずれの期間も両者とも弱毒成分の C1+2 及び GTX5+6 が主成分であり、毒性を押し上げる効果の高い強毒成分である GTX2+3 や neoSTX, STX などの比率はほとんど変化が見られなかった。従って両期間での毒化の差異はこれらの要因では説明が困難である。第二は現場における原因プランクトン出現の時空間的な不均一性である。今回設定した調査地点は湾奥の1定点でしかも週に1回の調査結果であり、同調査地点の周辺部における本種の分布が時空間的にどのような変動幅を有していたのか、必ずしも把握できていない。調査時の細胞密度が時空間的に均一でなく、例えば1月27日の採水時は偶然に100 cells/L を超える高密度の水塊に出会っただけで、それ以外の時間帯はそれよりも低い密度の *G. catenatum* を含む水塊にヒオウギガイが曝されていた可能性もある。貝類の毒化は累積的なプランクトンの出現量によって左右されるものの、現在の調査手法、解析方法ではある一時点のプランクトン密度が前後数日間に亘り常に一定であるという

仮定の下に貝類の毒化を予測することしかできない。そのため、プランクトンの出現状況からの毒化の予測は精度に欠ける。第三としては発生時の水温の違いである。水温は後述のように *G. catenatum* の細胞内毒量にも影響を及ぼすと同時に、貝類側の毒の蓄積や排泄にも影響を及ぼす。第1節では水温が低いほど *G. catenatum* の保持する細胞内の毒量が高くなること、また経験的に貝類に蓄積した毒は低水温ほど排泄されにくい現象が知られていることから、水温が低かった2月24日~3月3日の期間で毒化が進行しやすかった可能性がある。残念ながら、貝類側の毒の排泄についてはここで検討する材料を持ち合わせていないので考察をすることはできない。今後の調査等に向けた課題と言えよう。

G. catenatum 細胞内毒量の変動とヒオウギガイ毒化との関係

第1節で *G. catenatum* の細胞内毒量は大きく変化することから、本種によるヒオウギガイの毒化は細胞内毒量の変化が関係していると考えられる。そこで *G. catenatum* の細胞内毒量について検討した。細胞内毒量を検討するにあたり、*G. catenatum* が検出された海水懸濁物中の PSP 成分が真に *G. catenatum* 由来であることを検討する必要がある。そこで *G. catenatum* 細胞密度と海水懸濁物中の毒量の推移およびその関係について検討した結果 (Fig.47,48 参照)、両者の推移はほぼ一致し、両者の間には高い正の相関 ($R=0.91$) が確認された。また *G. catenatum* が検出された試料には他の PSP 原因プランクトンは確認されておらず、その PSP 成分組成も Oshima et al.⁸⁰⁾ が報告している *G. catenatum* の組成とほとんど同じく C1+2, GTX5+6 が主成分であることから (Fig.49 参照)、海水懸濁物中の PSP 成分はほとんどすべて *G. catenatum* 由来だと考えて差し支えないであろう。そこで海水中懸濁物中の総毒量を試料中に含まれる *G. catenatum* 細胞密度で除して、天然海域に出現していた *G. catenatum* の細胞当たりの細胞内毒量を算出した。その結果 (Fig.50) 細胞内毒量は 89 ~ 1,688 fmol/cell の範囲で大幅に変動することが確認された。そこでヒオウギガイ中腸腺毒力と *G. catenatum* 細胞内毒量の推移を検討した結果 (Fig.51)、2月10日以降に *G. catenatum* 細胞内毒量が急激に増加した時に、ヒオウギガイ中腸腺毒力が増加していた。以上のことからヒオウギガイの *G. catenatum* による毒化には *G. catenatum* の細胞密度が上昇することに加え、海水懸濁物中の総毒量と同じであっても、原因プランクトンの細胞内毒量が高い程毒化が進行しやすいと言えよう。

Gymnodinium catenatum の出現特性

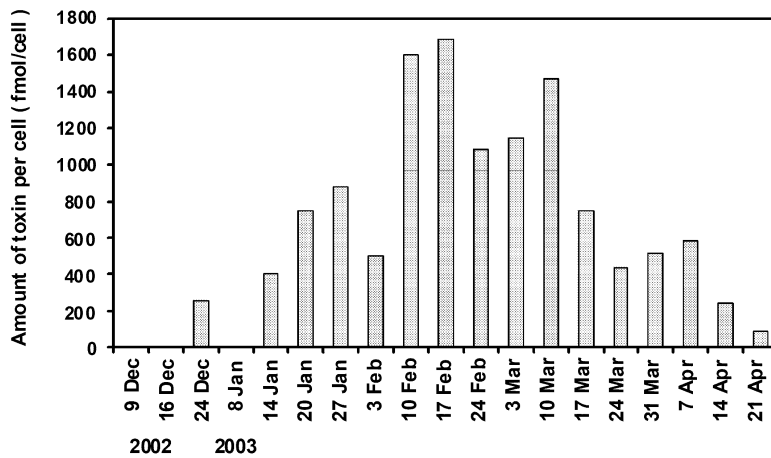


Fig.50 Temporal change of estimated toxin content in a natural *Gymnodinium catenatum* cell and associated toxicity in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) from December 2002 through April 2003 in Inokushi Bay.

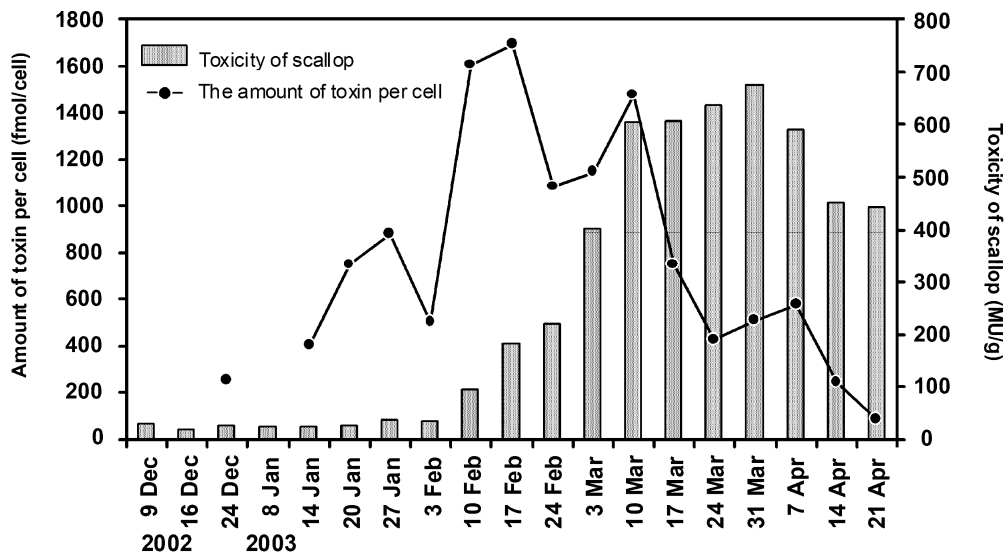


Fig.51 Temporal change of estimated toxin content in a natural *Gymnodinium catenatum* cell and associated toxicity in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) from December 2002 through April 2003 in Inokushi Bay.

第3節 重回帰分析に基づくヒオウギガイ毒化要因の解明

前節の結果から、ヒオウギガイの毒化は *G. catenatum* の細胞密度や海水懸濁物中の毒量増加によって引き起こされるだけでなく、詳細に観察すると *G. catenatum* 細胞内毒量が高い程毒化が進行する傾向が窺え、これが細胞密度の情報のみから毒化を予測する上での精度低下の原

因となることが示唆された。そこで前節で観測された項目の中から、ヒオウギガイの毒化に最も密接に関連している項目を特定し、その変動から貝毒を予測するための技術を確認するため、重回帰分析に基づきヒオウギガイ毒化要因の解明を試みた。

方法

前節で得られた観測結果のうち、ヒオウギガイの毒化に最も密接に関係すると判断される要因を用いて毒化予測を行った。まず海水中懸濁物中の毒量のほとんどすべてが *G. catenatum* 由来であると見なすことができる試料については、海水中懸濁物毒量を試料中に含まれる *G. catenatum* 細胞密度で除して、天然海域に出現していた *G. catenatum* 細胞内毒量として算出した。細胞密度、海水中懸濁物毒量および *G. catenatum* 細胞内毒量の変化がどの程度ヒオウギガイ中腸腺の毒力の蓄積に影響を及ぼしているかを、目的変数を各週におけるヒオウギガイ毒力 (y) の増減量とし、説明変数 (x1) を *G. catenatum* 細胞密度または海水中懸濁物毒量、説明変数 (x2) を *G. catenatum* 細胞内毒量として重回帰式を導き出し、それぞれの偏回帰係数から各項目の影響を導いて実測値との比較検討を行った。

結果

重回帰分析

本解析において、説明変数を細胞密度 (x1)、海水中

懸濁物毒量 (x2)、細胞内毒量 (x3) とした場合、細胞密度 (x1)、海水中懸濁物毒量 (x2) の2つの説明変数間の相関が高く (Fig.48) 多重共線性が認められたため、今回は両説明変数を分けて計算をした。その結果、説明変数 (x1) を *G. catenatum* 細胞密度、説明変数 (x2) を細胞内毒量とした場合、ヒオウギガイ中腸腺毒力の変動 (y) は $y = 0.010 (x1) + 0.128 (x2) - 85.758$ で示され、重相関係数が 0.734 ($F=7.03 \geq F(0.05)=3.89$) となった (Table 4)。一方、説明変数 (x1) を海水中懸濁物毒量にした場合、 $y = 0.033 (x1) + 0.115 (x2) - 86.214$ であり重相関係数は 0.785 ($F=9.66 \geq F(0.05)=3.89$) で表すことができた (Table 5)。いずれの式も統計的 ($p < 0.05$) に予測に役立つことが示されたことからヒオウギガイ毒力の増減量は、細胞密度または海水中懸濁物毒量と *G. catenatum* 細胞内毒量によって説明することができる (Fig.52(a))。さらに各式の標準偏回帰係数をみると、いずれの式も *G. catenatum* 細胞内毒量 (x2) の値が細胞密度または海水中懸濁物毒量の x1 より大きいことから、*G. catenatum* 細胞内毒量がヒオウギガイの毒力の増加に細胞密度または海水中懸濁物毒量より大きく影響していることが示唆される結果となった。

Table 4 Summary of multiple regression analysis for data from December 2002 through April 2003. The multiple regression analysis was made by calculating of 16 data. Variables are *Gymnodinium catenatum* cell density (x1) and amount of toxin per cell (x2)

Variable	Partial Reg. Coeff.	Stand. Error	Stand. Partial Reg. Coeff.
Cell density (x1)	0.010	0.008	0.256
Amount of toxin per cell (x2)	0.128	0.035	0.734
Const.	-85.758	34.543	
Multiple Correlation	0.73452		

Table 5 Summary of multiple regression analysis for data from December 2002 through April 2003. The multiple regression analysis was made by calculating of 16 data. Variables are toxicity of suspended material (x1) and amount of toxin per cell (x2)

Variable	Partial Reg. Coeff.	Stand. Error	Stand. Partial Reg. Coeff.
Toxicity of suspended material (x1)	0.033	0.016	0.376
Amount of toxin per cell (x2)	0.115	0.031	0.659
Const.	-86.21434	30.319	
Multiple Correlation	0.78537		

Gymnodinium catenatum の出現特性

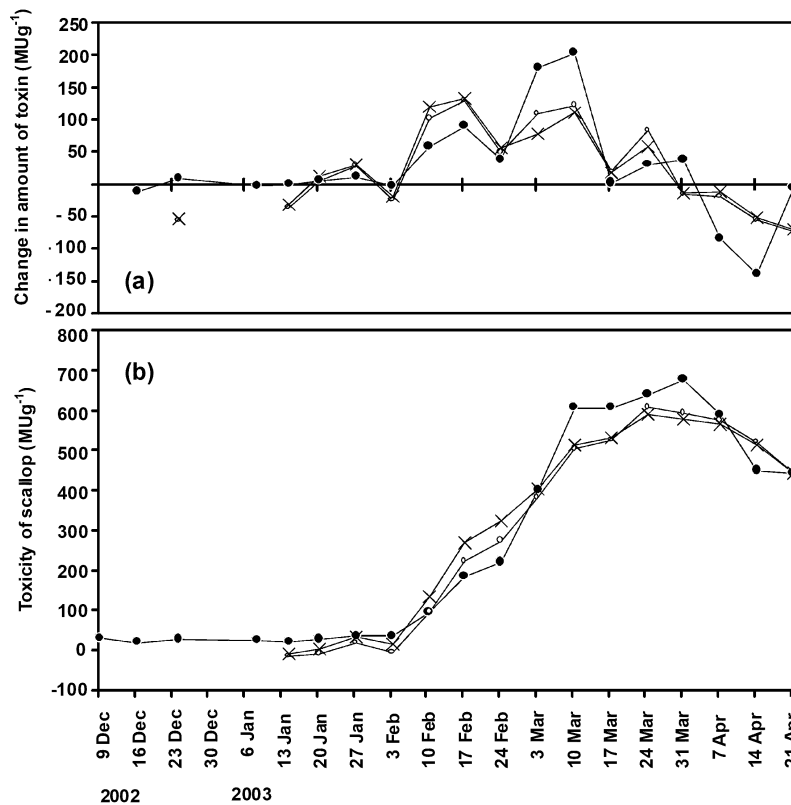


Fig.52 Changes of predicted and observed toxicity in the digestive gland of *Chlamys nobilis*. Variation of the weekly increases and decreases of toxicity (a) and accumulated toxicity (b) ● : Observed toxicity. × : Predicted toxicity estimated from two parameters of *Gymnodinium catenatum* cell density and toxin contents per *Gymnodinium catenatum* cell. ○ : Predicted toxicity estimated from two parameters of toxin content in suspended matter and toxin contents per *Gymnodinium catenatum* cell.

ヒオウギガイの毒化予測

説明変量 (x1) を *G. catenatum* 細胞密度または海水中懸濁物毒量, 説明変量 (x2) を *G. catenatum* 細胞内毒量として, 重回帰分析によって予測したヒオウギガイの毒力の増加量を 2003 年 1 月 8 日のヒオウギガイ中腸腺毒力に経時的に加えた結果を Fig. 52(b) に示す. 予測結果は *G. catenatum* の細胞密度, 海水中懸濁物中の毒量の何れにおいても, 実際のヒオウギガイ中腸腺の毒力の変動とほぼ一致する結果を得ることができた. Fig.53 に予測値と実測値との相関関係を示した. *G. catenatum* 細胞密度による予測値で R=0.97, 海水中懸濁物毒量で R=0.98 の高い相関が得られたことから, ヒオウギガイの中腸腺毒量の上昇を正確に予測するうえで, *G. catenatum* 細胞内毒量を把握することの重要性が改めて示された.

今後のプランクトンモニタリングからの二枚毒化予測

重回帰分析の結果から, 従来のプランクトン細胞密度に加え *G. catenatum* 細胞内毒量を用いること, または海水中懸濁物毒量に *G. catenatum* 細胞内毒量を用いることによってよりヒオウギガイの毒化をより正確に予測できるものと考えられた. 特に *G. catenatum* 細胞当たりの毒量の増加している時には, 細胞密度が 100 cells/L の低密度でもヒオウギガイの毒力の蓄積を促進させ, さらに, その状態で細胞密度が増加した際には, 急激に高毒化して規制値 (4 MU/g) を超えてしまう危険性があるため, これら初期の毒化については注意が必要である.

諸外国における貝毒モニタリングは専ら出荷予定の二枚貝の毒力をモニタリングすることに主眼が置かれ, その原因となる有毒プランクトンのモニタリングは軽視されがちである. これは貝毒の発生が有毒プランクトンの

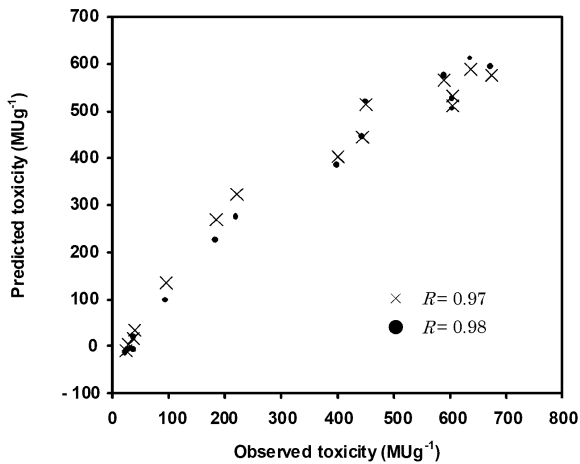


Fig.53 The relationship predicted toxicity and observed toxicity of digestive gland of *Chlamys nobilis*. × : Predicated toxicity estimated from two parameters of *Gymnodinium catenatum* cell density and toxin contents per *Gymnodinium catenatum* cell. ● : Predicted toxicity estimated from two parameters of toxin content in suspended matter and toxin contents per *Gymnodinium catenatum* cell.

増加によって引き起こされることが自明であっても、自然界のプランクトン細胞の生理状態は刻々と変動しており、これに伴い毒の産生能力も大きく変動すること、また二枚貝についても環境要因によって毒の蓄積や排泄が大きく変動するので、原因種の細胞密度から毒化を予測しても期待される精度で予測はできないと考えられている。これらの背景から、精度の低い項目（プランクトンのモニタリング）に労力を投入するよりも、水際の二枚貝毒力のモニタリングに特化した方が現実できであるとの認識が一般的になっている。

しかし今回の猪串湾で得られた結果から、プランクトンの細胞密度と懸濁物中の毒量測定により、非常に高い精度でヒオウギガイの毒化を予測することが可能であった。これは従来困難と見なされてきた有毒プランクトンの細胞密度から貝毒発生を予測する技術の開発に道を拓くものであり、プランクトンモニタリングの有効性が改めて注目される。ただしルーチンモニタリングにおいて懸濁物中の毒量を蛍光 HPLC 法などで測定することは現実できではない。しかし近年麻痺性貝毒を迅速、簡便、高感度に検出する ELISA 法などが開発されており⁹²⁾、これらの技術を応用することで、プランクトン試料の測定結果のみから、ヒオウギガイの毒化を正確に予測することが期待される。

第4節 まとめ

本章では自然海域における *G. catenatum* の毒産生とヒオウギガイ毒化との関係を把握するため、*G. catenatum* 細胞内毒量の変動要因およびヒオウギガイ毒化への影響について調査した。その結果

1. 猪串湾で出現する *G. catenatum* の細胞内毒量は 74 ~ 1,571 fmol/cell の範囲で変動する。
2. 細胞内毒量は水温低下による増殖スピードの低下で増加すると考えられ、低水温時の水温 17 °C 以下の時には細胞内毒量が約 250fmol/cell ~ 1,571fmol/cell と大幅に増加する。
3. ヒオウギガイの毒化には *G. catenatum* の細胞密度が上昇することに加え、細胞内毒量が高い程毒化が進行しやすいという現象が確認された。
4. 従来のプランクトン細胞密度に加え *G. catenatum* 細胞内毒量を用いること、または海水中懸濁物毒量に *G. catenatum* 細胞内毒量を用いることによりヒオウギガイの毒化をより正確に予測できるものと考えられた。

などの項目が明らかになった。これらの項目は本種のブルームによるヒオウギガイ毒化を予察するための基礎的な要因であり、この結果に基づいて第4章における貝毒予察技術の開発を行う。

第4章 小蒲江湾における養殖ヒオウギガイの毒化と予察

序章で述べたように、小蒲江湾において 1996 年に本種の出現が初めて確認され、養殖中のヒオウギガイ *Chlamys nobilis* で規制値（可食部 4 MU/g）を超える毒化が報告された⁷⁾。その後も、毎年本種の出現が確認され、養殖ヒオウギガイで麻痺性貝毒成分の蓄積が報告されている^{21), 89), 93-98)}。特に、生産額の大部分を養殖生産物に頼って専業に近い養殖ヒオウギガイの生産者にとっては、規制値（可食部 4 MU/g）を超えた場合、出荷停止に伴う漁業被害だけでなく、風評被害によって、その後も販売量の低下が続くなど長期間にわたって影響があり、ヒオウギガイの毒化は深刻な問題として捉えられている。第2章では、小蒲江湾で出現する *G. catenatum* について猪串湾で増殖した本種個体群の一部が移流・拡散によって小蒲江湾に達していると報告している。しかし、これらは小蒲江湾へのプランクトンの移入についての報告であり、小蒲江湾における *G. catenatum* による養殖ヒオウギガイの毒化状況および、その後の毒の減衰については触れていない。そこで本章では第1節で猪串湾、小

Gymnodinium catenatum の出現特性

蒲江湾での *G. catenatum* 分布調査と小蒲江湾の養殖ヒオウギガイの毒力の推移を測定することによって、猪串湾から移入してきた *G. catenatum* による小蒲江湾の養殖ヒオウギガイの毒化の特徴について検討し、第2節で小蒲江湾における養殖ヒオウギガイ毒化予察と今後の対策について示した。

第1節 養殖ヒオウギガイの麻痺性貝毒による毒化

方法

猪串湾、小蒲江湾の St.1 ~ St.12 の12点において、2000年1月31日から6月5日の期間に週1回、水温と塩分の測定および採水を行った(Fig.54)。水温と塩分の測定、採水と濃縮およびプランクトンの計測に関する方法については第2章第3節に準じた。また上記の調査期間中に調査点 St.8 の深度2mに垂下したヒオウギガイを定期的に回収し(10個体)、大部分のPSP毒が蓄積している中腸腺を取り出し冷凍保存(-40℃)した後、PSP毒力をマウスアッセイ法⁸⁵⁾により測定した。なお毒力の分析は大分県衛生環境研究センターに依頼した。

結果および考察

Gymnodinium catenatum 遊泳細胞の分布と推移

各調査点の *G. catenatum* 各層平均細胞密度の推移を Fig.55 に示す。調査開始の1月31日には猪串湾内の St.1 ~ St.4 の調査点で、遊泳細胞が 10 cells/L のオーダーですでに出現していた。2月7日には 100 cells/L 以上の遊泳細胞が猪串湾奥のみで観察され、その後、徐々に遊泳細胞の分布域が広がった。2月28日には一時的に分布域が減少し、猪串湾で遊泳細胞が観察された。3月6日には猪串湾に加え、小蒲江湾でも遊泳細胞が観察された。その後、猪串湾奥の St.1 と St.2 を中心に猪串湾内の遊泳細胞が急激に増加し、3月27日には、St.1 で調査期間中最高密度の 7,794 cells/L に達し、St.3 でも 1,189 cells/L であった。4月3日には St.1 と St.3 の細胞密度は減少したが、猪串湾外の調査点では細胞密度が増加し、全域で遊泳細胞が観察された。4月11日には大きな変動はなかった。4月17日には猪串湾奥の細胞密度はさらに低下し、小蒲江湾の St.8, St.9 で遊泳細胞の増加が観察された。その後、徐々に全域で細胞密度は低下し、5月1日には全域で 100 cells/L 未満の低密度になった。

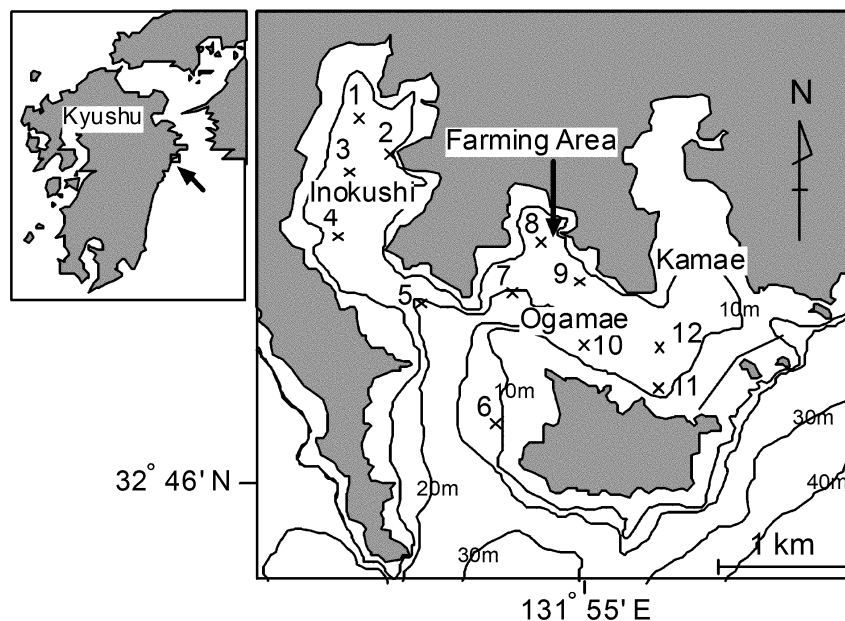


Fig.54 Location of the sampling stations in Inokushi Bay and Ogamae Bay.



Fig.55 Changes distribution of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Ogamae Bay from January 26th to April 20th in 2000. Circles indicate vertically averaged values (average of five layers) at each sampling station.

2000年冬季～春季に猪串湾、小蒲江湾で出現した *G. catenatum* は、先に猪串湾奥で増加し、その後、分布域を拡大し小蒲江湾で細胞密度が増加するものと考えられた。2003年⁴⁸⁾、2004年の本種の出現時 (Fig.27 参照) にも同様な傾向が確認されている。このことから2000年冬季～春季に確認された本種の出現の推移は、猪串湾と小蒲江湾で出現する *G. catenatum* の個体群形成の特性を示していると考えられる。

猪串湾から小蒲江湾への分布域拡大

小蒲江湾において *G. catenatum* 遊泳細胞は3月27日以降から全域で分布し、増加している (Fig.55)。3月27日～4月17日の期間中の猪串湾と小蒲江湾の水温は15.5～17.1℃で推移している。好適水温が25℃である *G. catenatum* にとって、現場水温から推定される最大増殖速度は0.15 divisions/day以下と小さく⁶²⁾、この水温範囲は増殖に適していない。

2000年3月27日～4月17日の期間のSt.1, St.3, St.4, St.5, St.7, St.8における水温と塩分および *G. catenatum* 細胞密度の鉛直分布の推移 (Fig.56) から、猪串湾と小蒲江湾は塩分の空間的な変化が少なく、密度分布は水温分布とほぼ一致していた。また3月27日と4月3日は猪

串湾奥の St.1 から St.3 に低水温の水塊が確認され、湾奥から湾外に向けて水温の水平勾配が大きく、4月11日と4月17日には水温の水平勾配がなくなり、上層で高水温、下層で低水温となっていた。3月27日から4月3日までの期間の水温分布の推移は猪串湾奥に存在した低水温の水塊が猪串湾口下層より小蒲江湾へ流出する逆エスチュアリー循環流を示すと考えられた。一方、*G. catenatum* の鉛直分布は、3月27日の St.1, St.3 の猪串湾奥で遊泳細胞が高密度に確認され、4月3日には猪串湾奥の細胞密度は低下し、猪串湾口の St.5 から小蒲江湾の St.7, St.8 の底層付近で細胞密度の増加が確認された。3月27日に確認された猪串湾奥の低水温の水塊の流出に伴い *G. catenatum* 高密度分布域も湾外へ分布域を拡げていることから小蒲江湾での3月27日以降の *G. catenatum* 細胞密度の急激な増加は猪串湾奥で高密度に増殖した個体群が猪串湾から流出し、小蒲江湾に移入したものと考えられる。同様な結果は第2章第3節の2003年の本種個体群の分布の推移でも報告されている。

小蒲江湾で垂下していたヒオウギガイ中腸腺毒力の変化

次に小蒲江湾の養殖場に垂下したヒオウギガイの毒力とPSP原因プランクトンの推移について検討した。

Gymnodinium catenatum の出現特性

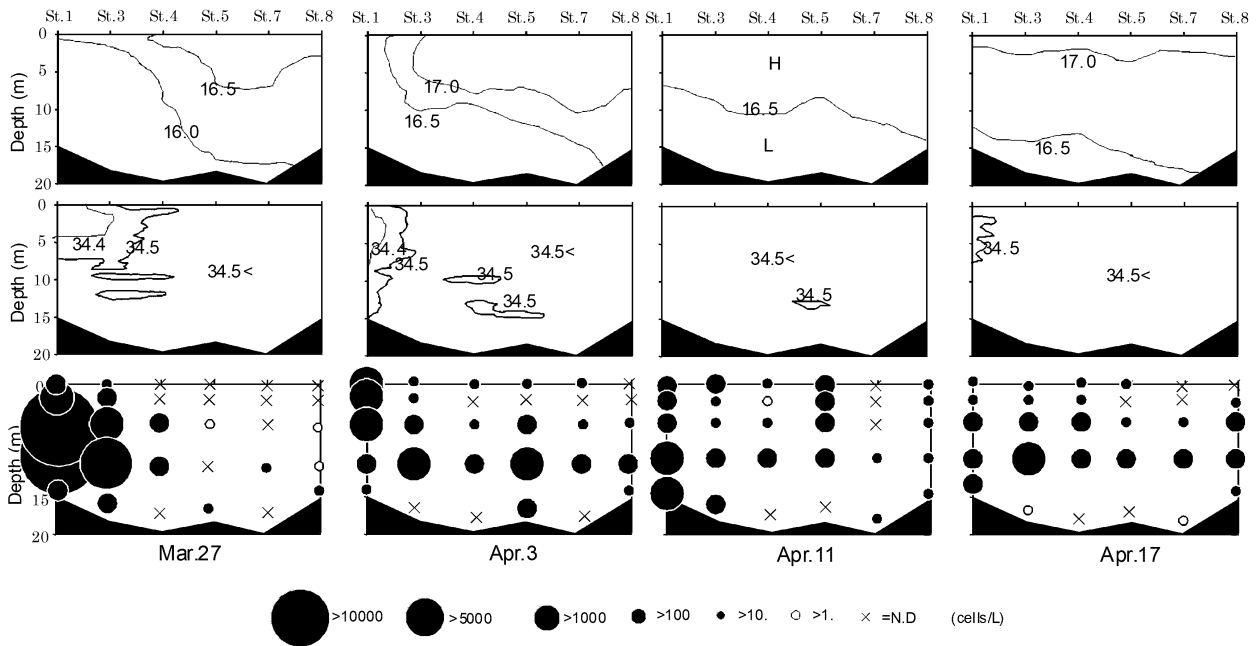


Fig.56 Changes vertical profiles of water temperature (upper layer), salinity (middle layer) and cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham (lower layer) respectively in Inokushi Bay and Ogamae Bay from March 27th to April 17th 2000.

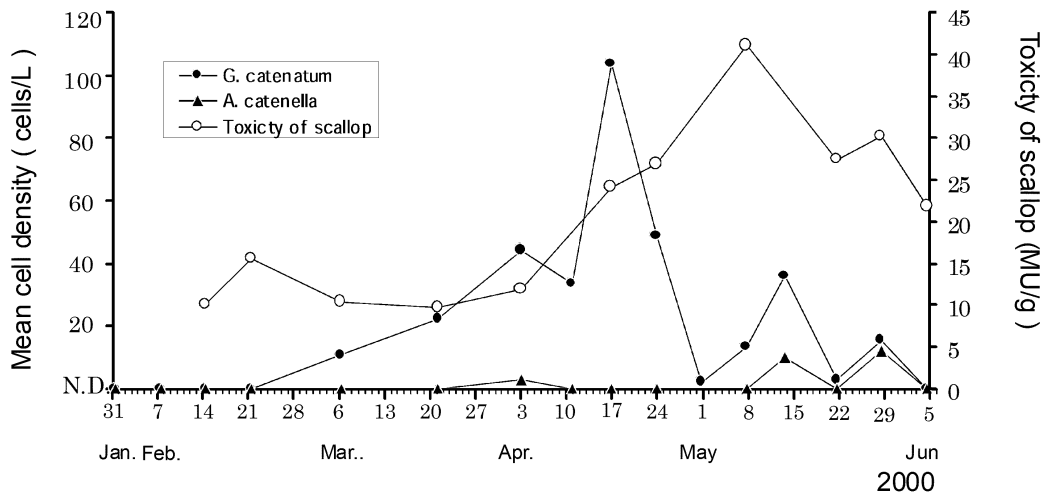


Fig.57 Changes of *Gymnodinium catenatum* and *Alexandrium catenella* cell densities and toxicity of digestive gland of scallop collected from January 31st to June 5th at St.8 in Ogamae Bay.

Fig.57にはヒオウギガイ中腸腺毒力と *G. catenatum*, *Alexandrium catenella* 各層平均細胞密度を示す。 *A. catenella* は検出限界以下(1.7 cells/L 以下)~ 12.1 cells/L, *G. catenatum* は検出限界以下~ 103 cells/L でそれぞれ推移した。ヒオウギガイ中腸腺の毒力は概ね *G. catenatum* 細胞密度の増加に伴い増加したことから、ヒオウギガイ毒力増加の原因は *G. catenatum* を取り込んだことによると考えられた。ヒオウギガイ毒力は *G. catenatum* 細胞密度が約 30 cells/L 以上のときに PSP 成分の蓄積が確認さ

れ、その最高値 (41.0 MU/g) は *G. catenatum* 遊泳細胞密度のピーク後、3週間後に確認された。

同湾における *G. catenatum* 細胞密度とヒオウギガイ毒力のピークの差異は1997年での Takatani et al. ⁷⁾ の報告でも、同様な傾向が確認されていることから、ヒオウギガイの毒力は、*G. catenatum* がピークに達した後も増加し、その後、遅れてピークに達する傾向があると考えられる。二枚貝に蓄積された毒は化学反応、酵素反応によって変換し、毒性分が変化することが報告されている ⁷⁾。

⁹⁹⁻¹⁰¹⁾ *G. catenatum* は C1, C2 等の弱毒成分が主成分であり⁸⁶⁾, ヒオウギガイは体内で毒の代謝過程で C2 の弱毒成分を GTX2, GTX3 等の強毒成分へ変換する¹⁰²⁾, また *G. catenatum* は細胞内毒力の変動し, その値が高い場合ヒオウギガイの毒の蓄積が促進される(第3章参照). プランクトン細胞密度とヒオウギガイの毒力の差異は, ヒオウギガイ体内の毒性分の変換によって, 弱毒性分の一部が強毒成分に変換されたことにより一時的に毒量が増加した, または *G. catenatum* 細胞内毒力の増加によって毒の蓄積が促進された, もしくは両方が影響したものと考えられる.

次にヒオウギガイ毒量の減衰について検討した. ヒオウギガイが毒量のピーク (41.0 MU/g) に達し, その後 *G. catenatum* が低密度で推移していたにもかかわらず, 約一ヶ月後でも 21.8 MU/g と約 50 % 以上の毒が蓄積していた. 池田ら³²⁾ の報告によると, 仙崎湾においてマガキ, アサリ, ムラサキガイ, ウチムラサキ, アカガイおよびイタヤガイを懸垂して毒化と解毒の推移を観察したところ, 最高毒量はムラサキガイ, アカガイ, イタヤガイで高く, ムラサキガイ, アカガイは *G. catenatum* の細胞密度が低下するについて速やかに解毒するものの, イタヤガイはブルーム終了から2ヶ月間以上毒を保持していたという. 同じイタヤガイ科のホタテガイにおいても長期間毒を保持することが知られていることから, ヒオウギガイも同様に長期間毒を保持する生理的特性を有していると考えられる. 同様な結果は, ヒオウギガイとミドリイガイ *Perna viridis* の毒量の減衰実験でも報告¹⁰²⁾され, その違いは二枚貝の毒の代謝の違いと報告している. その一方で, カキでは *G. catenatum* 細胞密度が低下した場合, 速やかに, 毒力が減衰することが報告されていることから³³⁾, これらの差異は原因プランクトンによる影響ではなく, 二枚貝の生理的特性に由来しているものと考えられる. 以上のことから, *G. catenatum* によるヒオウギガイの毒化は, 30 cells/L 程度の低密度で毒の蓄積が始まり, その毒力のピークはプランクトンのピークから遅れて確認され, その減衰には比較的時間を要すると考えられた.

第2節 養殖ヒオウギガイの毒化予察と対策

小蒲江湾で *G. catenatum* によるヒオウギガイの毒化予察を行うには, 原因プランクトンの出現メカニズムを基にしたプランクトンモニタリング体制の整備, 原因プランクトンによるヒオウギガイ毒化の特徴の2点を把握し, 現場で実行できるモニタリング体制を整備する必要がある.

原因プランクトンの出現メカニズムを基にしたプラン

クトンモニタリング体制の整備では, 小蒲江湾でヒオウギガイを毒化させる *G. catenatum* は隣接する猪串湾で周年出現が確認され, 冬季から春季の比較的低水温期に猪串湾奥で増加し, 増加した個体群の一部が移流拡散によって小蒲江湾へ分布域を拡大することが第2章の結果から明らかとなっている. このことから小蒲江湾で *G. catenatum* の出現をモニタリングするには, 小蒲江湾だけでなく, 隣接する猪串湾で周年 *G. catenatum* を監視する必要があり, 特に冬季から春季には *G. catenatum* 個体群を重点的に監視する必要がある.

原因プランクトンによるヒオウギガイ毒化の特徴では, 前節で述べたようにヒオウギガイの PSP 成分の蓄積は, 本種が小蒲江湾養殖場で平均細胞密度 30 cells/L を越える頃から確認され, その毒力のピークは *G. catenatum* 細胞密度が減少した後, 数週間後に確認され, かつ一度蓄積した毒は減衰に時間を要することがあげられる. また, 第3章で述べたように, 低水温期に出現する *G. catenatum* は細胞内毒量が多く, ヒオウギガイをより毒化させやすいことが判明している. このことから *G. catenatum* の出現密度が 30 cells/L を越えた際には, ヒオウギガイ毒力の監視を強化し, その後, *G. catenatum* 細胞密度が 30 cells/L 以下に低下しても, 約1ヶ月間はその毒力の推移を監視する必要がある. *G. catenatum* の出現は周年見られるが, 高水温期の短期間の増殖ではヒオウギガイの毒化はあまり進行しないため(細胞内毒力が低い), 特に低水温期(17℃以下)で出現する *G. catenatum* の出現には注意を要する. また, 一度毒化が確認されたヒオウギガイを出荷する際には確実に PSP 成分がヒオウギガイから減少したことを確認する必要がある.

以上のことから, 小蒲江湾で *G. catenatum* による養殖ヒオウギガイの毒化予察を行うには,

- 1) プランクトンモニタリングは周年, 猪串湾から小蒲江湾で行い, 特に冬季から春季は調査を強化し毎週調査を行う必要がある.
- 2) ヒオウギガイの毒力の測定は, 小蒲江湾で *G. catenatum* の出現密度が 30 cells/L 以上に達した時から始め, その後, 細胞密度が 30 cells/L 以下に減少しても約1ヶ月間は監視する必要がある.

これらの基礎的な項目を実行したうえで, 第3章第3節で述べたような *G. catenatum* の細胞密度と細胞内毒量の情報を加えることで, より正確にヒオウギガイの毒化を予測することが可能になると期待される.

今後, モニタリング体制の整備から *G. catenatum* の個体群動態の把握が現場調査結果から可能になり, ヒオウギガイの毒化予察が可能になると考えられる. しかし, これは養殖ヒオウギガイの毒化を軽減するのではなく, 毒化を予察するだけであり毒化対策とはいえない. そのことから今後はヒオウギガイの毒化予察を活用した現場

Gymnodinium catenatum の出現特性

で実行可能なヒオウギガイの毒化対策を考える必要がある。養殖ヒオウギガイは *G. catenatum* が低密度でも毒化し、その毒を減衰させるには、時間を要することから。今後、毒化対策を考える際には、蓄積した PSP 成分を減衰させるのではなく、毒化させない、もしくは毒化を軽減する方法の確立が必要であると考えられる。

第5章 小蒲江湾の養殖ヒオウギガイの毒化軽減対策と実行例

第4章では小蒲江湾の養殖ヒオウギガイは猪申湾からの *G. catenatum* 個体群の移流によって毒化することが示された。また長期間にわたり毒の蓄積が持続するヒオウギガイの生理的毒化の特性を考慮すると、漁業被害の低減対策として、蓄積した毒を減衰させる「浄化」に重点を置くのではなく、規制値を超えるまでに養殖貝を毒化させない、もしくは毒力を軽減できる養殖方法の確立が必要であると提案された。いわゆる転地 (relocation) は赤潮・貝毒対策で最も頻繁に実行される手法であるが、本邦のように狭く区切られた区画権の中で、複数の漁協が棲み分けを行いながら養殖を実施している状況において転地は多数の制限要因があり、本格的に実施されている例は少ない。そこで本章では、現場で実践できるヒオウギガイ毒化対策について検討し、実際に現場で実行した事例について報告する。

第1節 養殖ヒオウギガイの毒化軽減対策

現場で実施可能なヒオウギガイの毒化軽減対策として、*G. catenatum* が高密度に出現する時期に現状の養殖場より、*G. catenatum* 細胞密度の少ない海域に避難し、

PSP の蓄積をできるだけ軽減する対策が考えられる。2000年1月～6月の期間に出現し、養殖漁場にあるヒオウギガイを毒化させた *G. catenatum* は小蒲江湾で2000年4月17日に最高細胞密度が確認され(第4章参照)、その際の小蒲江湾における分布は養殖漁場 St.8(鉛直平均細胞密度 103cells/L)、St.6(鉛直平均細胞密度 7 cells/L)、St.10(鉛直平均細胞密度 37 cells/L)であり (Fig.52)、養殖漁場より低密度の海域であることが確認されている。このことから、現在の養殖漁場から低密度の海域へ養殖ヒオウギガイを移動することによって従来の養殖場より毒化を抑えることが期待される。本節では、*G. catenatum* 低密度海域(避難漁場候補地)の効果を検討するため現在の養殖場、避難漁場候補地、そして *G. catenatum* 増殖域である猪申湾奥に、ヒオウギガイを飼育し、各海域で出現する *G. catenatum* 細胞密度、海水懸濁物中の毒量、ヒオウギガイ毒力の推移を検討した。

方法

猪申湾、小蒲江湾にヒオウギガイ養殖漁場 (St.g)、避難漁場候補地 (St.h) および *G. catenatum* 増殖域 (St.b) の3調査点を設置し (Fig.1 参照)、2003年1月～4月の期間に週1回、合計15回の調査を行なった。水温、塩分の測定、採水および各漁場に飼育しているヒオウギガイのサンプリングを行なった。水温、塩分の測定および採水方法、プランクトンの検鏡・計数、ヒオウギガイの毒力の測定は第3章、第2節の方法に準じた。

結果

各点の *G. catenatum* 細胞密度の推移

各調査点の *G. catenatum* 細胞密度の推移を Fig.58 に示した。

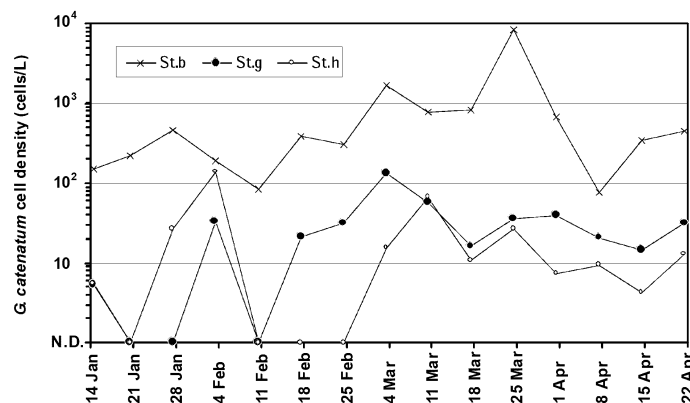


Fig.58 Temporal change of *Gymnodinium catenatum* cell densities from January through April 2003 in Inokushi Bay and Ogamae Bay.

St.b は 83 ~ 8,443 cells/L (平均細胞密度 1,004 cells/L), St.g は検出限界以下 (以後 N.D.) ~ 132 cells/L (平均細胞密度 37 cells/L), St.h は N.D ~ 136 cells/L (平均細胞密度 29 cells/L) で推移した. 調査期間中の平均細胞密度は St.b で最も高く推移し, 次に St.g, St.h の順で推移していた.

各点の海水懸濁物中の毒量の推移

各調査点の海水懸濁物中の毒量の推移を Fig.59 に示す. St.b では 39.5 ~ 3,639 pmol/L (平均海水懸濁物中の毒量 645.5 pmol/L), St.g では 6 ~ 102 pmol/L (平均海水懸濁物中の毒量 39.2 pmol/L), St.h では 4 ~ 90 pmol/L

(平均海水懸濁物中の毒量 21.3 pmol/L) の毒量で推移した. 調査期間中の平均海水懸濁物中の毒量は St.b で最も高く推移し, 次に St.g, St.h の順で推移していた.

各点のヒオウギガイ中腸腺毒力の推移

各調査点のヒオウギ貝中腸腺毒力の推移を Fig.60 に示す. St.b では 23 ~ 675 MU/g (平均毒力 335 MU/g), St.g では 11.7 ~ 69.5 MU/g (平均毒力 38 MU/g), St.h では 9.5 ~ 60.1 MU/g (平均毒力 28 MU/g) の毒力で推移した. 調査期間中の平均ヒオウギガイ中腸腺毒力は St.b で最も高く推移し, 次に St.g, St.h の順で推移していた.

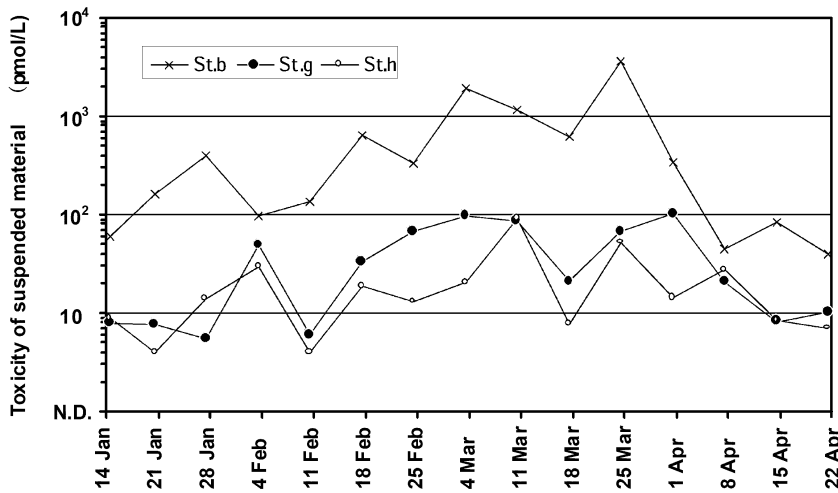


Fig.59 Temporal change of toxicity of suspended matter (>10µm) in natural seawater from January through April 2003 in Inokushi Bay and Ogamae Bay.

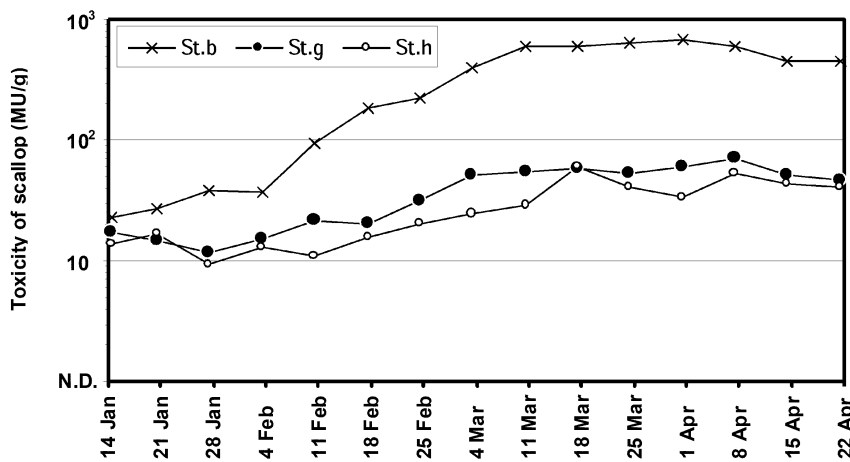


Fig.60 Temporal change of toxicity in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) collected from Inokushi Bay and Ogamae Bay from January through April 2003.

Gymnodinium catenatum の出現特性

考 察

各調査点における *G. catenatum* 分布密度の違いとその要因

各地点の出現プランクトンの平均細胞密度を比較すると St.h で最も低く、St.g と St.b の順で出現密度が低く、既存の養殖場 (St.g) より St.h が低密度で推移していた。この要因として物理的逸散の影響が St.g より St.h で大きいと考えられる。小蒲江湾は湾口沖合にある屋形島の影響により、湾の東側部分の水道部分は幅が狭く、水深が浅い、一方西側部分は比較的広く、水深が深いことから、沖合水の差し込み現象は小蒲江湾の西側で大きいと考えられる。このことは西側の沖合にある St.h のほうが St.g より沖合水の影響を大きく受けると考えられ、猪串湾から小蒲江湾に移流する *G. catenatum* にとって St.g より St.h の方が逸散の影響を大きく受けると考えられる。その結果、St.g より St.h で細胞密度が少なく分布していたものと考えられる。過去の調査からも、小蒲江湾で *G. catenatum* 細胞密度の増加が確認された際には、St.g より St.h で細胞密度が低く推移していることが観察されていることから、定常的に St.h は St.g より物理的な逸散の影響が強く、*G. catenatum* 出現密度は St.h より St.g で少ないと考えられる。

海水懸濁物中のPSP毒量の要因

G. catenatum が低密度でも、その *G. catenatum* 細胞内毒量の増加によって、海域中の毒量が増加して毒化が進行することが考えられる。そこで、避難漁場を検討するにあたり、細胞密度の比較に加え、海域中の毒量についても検討する必要がある。各海域の海水懸濁物中の毒量

の推移を比較した結果、海域の懸濁物中の毒量は St.h, St.g, St.b の順で少なく推移していた。また調査期間中に PSP 原因プランクトンとして *G. catenatum* のみが観察されている。海水懸濁物中の毒量と *G. catenatum* 細胞密度の関係について検討した結果 (Fig.61), 両者には高い正の相関が確認され、海水懸濁物は *G. catenatum* に由来していることが示唆された。以上のことから St.h では St.g より *G. catenatum* 細胞密度が少ないため、海域中の毒量も少ない時が多いと考えられた。

G. catenatum によるヒオウギガイの毒化

各調査点とも、*G. catenatum* の増加によりヒオウギガイ中腸腺毒力の増加が確認された。各調査点でヒオウギガイの毒力が増加した 2003 年 3 月 17 日のヒオウギガイ中腸腺の PSP 成分と *G. catenatum* 由来の海水懸濁物中の PSP 成分を比較すると (Fig.62), 両者の PSP 成分はほぼ同じであり、C1 + 2 と GTX 5 + 6 が主成分で構成されていた。このことから、各調査点のヒオウギガイは各海域で分布していた *G. catenatum* を取り込んだことによって PSP 成分を蓄積して毒化したものと考えられる。

避難漁場の検討

各調査点の細胞密度、海水懸濁物中の毒量の推移をみると、既存の養殖場の St.g より St.h が少なく推移していたことから、避難漁場としては St.h が適当と考えられた。また各調査点で *G. catenatum* によって毒化したヒオウギガイ中腸腺の毒力の推移をみると (Fig.60), St.h が最も少なく推移していた。このことから、細胞密度および海水懸濁物中の毒量の少ない海域は、ヒオウギガイに蓄積される PSP の毒量も少ないことが示唆され、既

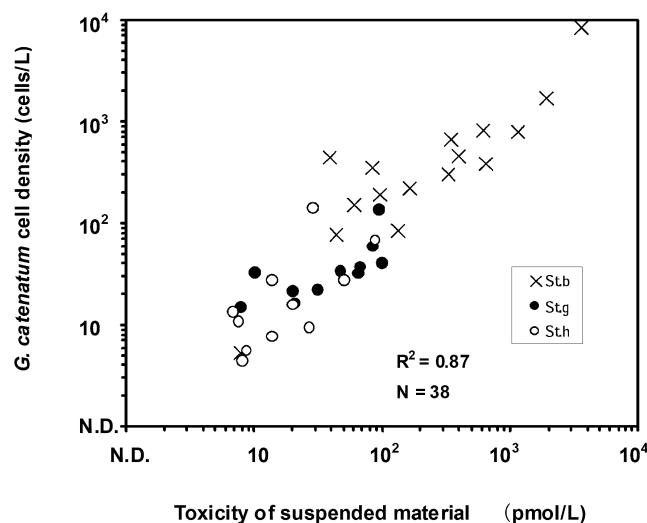


Fig.61 Relationship between the toxin content in the suspended matter and *Gymnodinium catenatum* cell density from January through April 2003 in Inokushi Bay and Ogamae Bay (N=38)

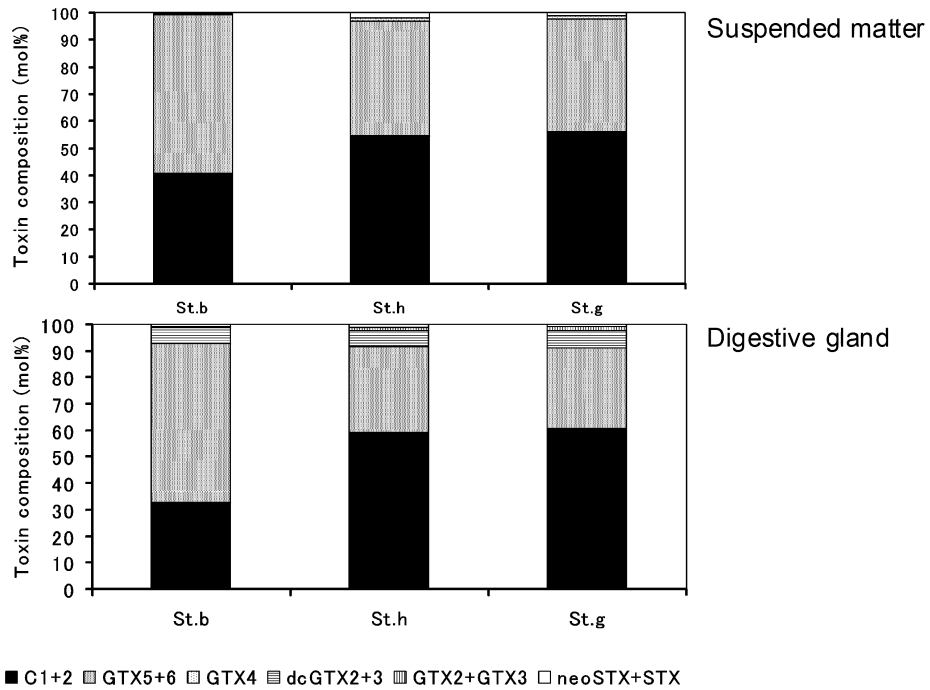


Fig.6.2 Toxin composition of suspended matter ($>10 \mu m$) in natural seawater and of the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) on March 17th 2003. Upper : suspended matter ($>10 \mu m$) in natural seawater. Lower : digestive gland of the scallop.

存のヒオウギガイ養殖場 (St.g) より St.h で飼育した方がヒオウギガイ毒力を軽減できると考えられた。既に同海域における *G. catenatum* の個体群動態は現場モニタリングから推定できることから、養殖場 (St.g) において *G. catenatum* の増殖が予測された際には、迅速にヒオウギガイを避難漁場 (St.h) に移動することによって、既存の養殖場より毒化を軽減できると考えられた。

第2節 養殖ヒオウギガイ毒化軽減対策の実例

第1節で *G. catenatum* によるヒオウギガイの毒化軽減の対策が示された。そこで実際に、現場ヒオウギガイ養殖漁業者の協力を得て、*G. catenatum* モニタリング、ヒオウギガイ毒化予察、そしてヒオウギガイの移動による養殖ヒオウギガイ毒化軽減を実行した。経過を以下に示す。

方法

猪串湾と小蒲江湾の St. a から St. i の9点において (Fig. 1), 2003年12月から2004年6月の期間に毎月2~4回の水温と塩分の測定および採水を行った。水温

と塩分の測定は、クロロテック (アレック社製 ACL-1180DK) を用いて深度 0.5 m から海底まで 0.1 m 間隔で行った。採水は、採水器 (リゴー B 号) を用いて表面、2 m 深、5 m 深、10 m 深、海底上 1 m 深の各層で行った。採水した海水をポリプロピレン製容器に移し、クーラーボックスに収容して研究室まで持ち帰った。持ち帰った海水はプランクトンネット (口径 $10 \mu m$) を用いて 1 L を 10 mL に濃縮した後、ルゴール液を 1 mL 添加し、麻痺性貝毒原因プランクトンの計数を行った。検鏡は3回行い、その平均値を海水 1 L 当たりの密度に換算し、麻痺性貝毒原因プランクトンの細胞密度とした。また上記の調査期間中にはヒオウギガイの毒力を測定するためヒオウギガイ養殖場 (調査点 St.g) または避難漁場の St.h のヒオウギガイを定期的に回収し、大部分の PSP 成分が蓄積している中腸腺を取り出し冷凍保存 ($-40 \text{ }^\circ\text{C}$) した後、毒力をマウスアッセイ法⁸⁵⁾により測定した。避難漁場のヒオウギガイの回収は調査期間中に小蒲江湾で *G. catenatum* 細胞密度の増加が予測された際には、養殖漁場のヒオウギガイを避難漁場の St.h へ速やかに移動したものをを用いた。なおヒオウギガイの毒力の分析は大分県衛生環境研究センターに依頼した。

Gymnodinium catenatum の出現特性

結果

麻痺性貝毒原因プランクトンの出現状況

調査期間中に確認された麻痺性貝毒原因プランクトンの海域平均細胞密度の推移を Fig.63 に示す。

調査期間中に *Alexandrium catenella* と *G. catenatum* の遊泳細胞が確認され、海域平均細胞密度はそれぞれ検出限界以下～10,244 cells/L、検出限界以下～3,291 cells/L で推移した。*A. catenella* は2003年12月15日に猪串湾奥の St.a において4 cells/L で確認され、その後12月22日には同点において8 cells/L で確認された。その後12月26日には St.a, St.c で急激に細胞密度が増加し、それぞれ3,000 cells/L, 6,000 cells/L に達し、2004年1月6日にはさらに増加し、猪串湾奥の St.a, St.b, St.c でそれぞれ70,200 cells/L, 18,000 cells/L, 4,000 cells/L の調査期間中の最高密度に達した。ただし、猪串湾奥以外で *A. catenella* の遊泳細胞は確認されず、2004年1月6日以降は急激に減少した。*G. catenatum* は調査開始当初から100 cells/L 未満で観察され、*A. catenella* の増殖時に細胞密度は減少したが、その後再び増加し、3月29日には3,291 cells/L の最高密度に達した。その後急激に減少し、10 cells/L 未満で推移した後、5月以降に再び増加し、5月31日に66 cells/L まで増加した後に減少した。詳細については第2章第3節 (Fig.27) を参照されたい。

養殖漁場と避難漁場における *Gymnodinium catenatum* 細胞密度の推移

養殖漁場 (St.g) と避難漁場 (St.h) における、細胞密度の推移を Fig.64(a) に示す。St.g では検出限界以下～1,124 cells/L, St.h では検出限界以下～286 cells/L で

推移した。3月上旬～4月上旬の *G. catenatum* 遊泳細胞密度が増加しピークに達した期間中、St.h は St.g より全て低密度で推移していた。2003年1月～3月に本種の細胞密度が増加した際にも同様な結果であり、St.h の避難漁場としての有効性が確認されている。このことから、今回の細胞密度が増加した際にも St.h は避難漁場として有効であると考えられる。

避難漁場への移動による養殖ヒオウギガイ毒力の軽減

ヒオウギガイ中腸腺の毒力の推移を Fig.64(b) に示す。3月15日の調査において猪串湾の *G. catenatum* の増加が確認され、その後、小蒲江湾での *G. catenatum* 遊泳細胞の増加が予測されたことから、3月16日に St.g から St.h へ一部を残し飼育中の養殖ヒオウギガイを避難した。避難は養殖漁場のヒオウギガイ毒力の低下が確認される5月24日まで行った。2月25日から5月24日までの期間は避難漁場 St.h のヒオウギガイ中腸腺の毒力を測定した。ヒオウギガイ中腸腺の毒力の推移は1月中旬に35.6 MU/g と大きく増加し、その後、徐々に減少して2月中旬以降は20 MU/g 以下の横ばいで推移した。1月中旬の毒力の急激な増加は、St.g で *G. catenatum* が10 cells/L 確認されているが、過去に10 cells/L 程度で急激に毒力が増加する事例はなく、*G. catenatum* による毒化の影響は少ないと考えられる。同時期に猪串湾で *Alexandrium catenella* が急激に増加し、アサリ可食部で9.8 MU/g (2004年1月12日)、ムラサキイガイ可食部で30.0 MU/g (2004年1月19日) が確認され¹⁰³⁾、さらに以前にも猪串湾で増殖したプランクトンが小蒲江湾へ移入する事例⁴⁸⁾も報告されていることから、1月中旬のヒオ

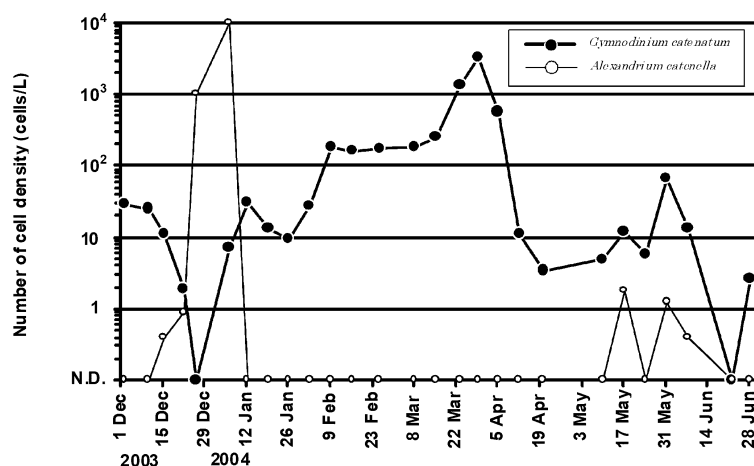


Fig.63 Temporal changes of *Gymnodinium catenatum* and *Alexandrium catenella* cell density from December 2nd 2003 through June 28th 2004 in Inokushi Bay and Ogamae Bay. The cell density indicates the mean of the entire area.

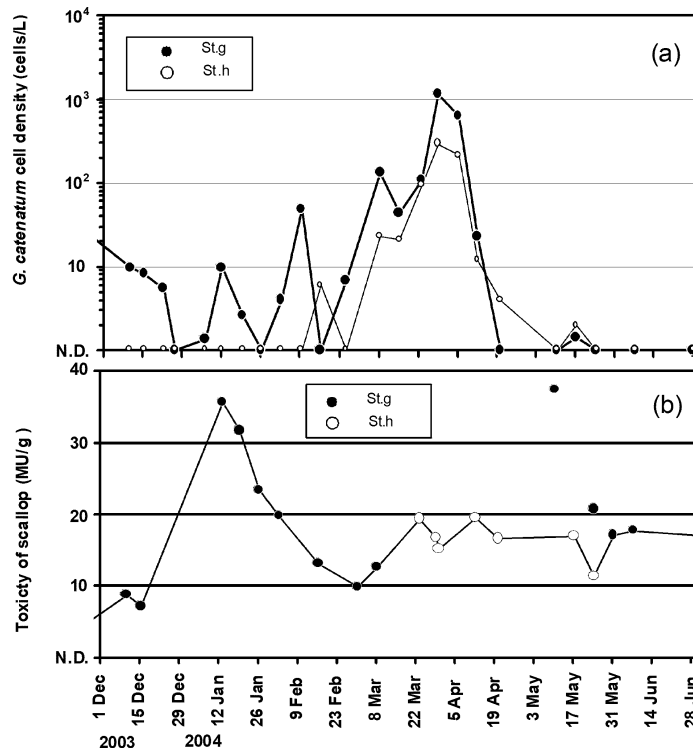


Fig.64 Temporal change of *Gymnodinium catenatum* cell densities at St.g and St.h and toxicity in the digestive gland of the scallop (*Chlamys nobilis*) collected from St.g and/or St.h in Ogamae Bay from December 2nd 2003 through June 28th 2004. Upper: *Gymnodinium catenatum* cell densities. Lower toxicity in the digestive gland of the scallop.

ウギガイの毒力の増加は猪串湾で高密度に増殖した *A. catenella* を含む水塊が養殖ヒオウギガイの漁場 (St.g) に移入し、ヒオウギガイを毒化させた可能性が考えられる。

次に *G. catenatum* が増加時におけるヒオウギガイの中腸腺毒力について検討した。3月上旬以降、*G. catenatum* の増加に伴い、ヒオウギガイの中腸腺毒力は増加したが、St.h に移動した後の毒力の増加は緩慢であり最高 19.5 MU/g の増加にとどまった。*G. catenatum* 遊泳細胞密度が低下した時の St.g のヒオウギガイ中腸腺の毒力は、37.4 MU/g (2004年5月10日) であり、ほぼ同時期の St.h の毒力は 16.9 MU/g (2004年5月17日) であることから、明らかに高く推移していた。小蒲江湾におけるヒオウギガイの毒力は *G. catenatum* 細胞密度がピークに達した後、約1ヶ月後に最大値に達することが報告されている。5月10日の毒力は、*G. catenatum* が最高密度に達した3月29日から1ヶ月を過ぎており、やや減少した時であると推測できる。したがって、今回のヒオウギガイ毒力の推移は、*G. catenatum* が小蒲江湾で増加する前に、低密度の漁場へ避難することによって、既存の養殖場より

毒力を軽減することができたことを示している。

モニタリングによる *G. catenatum* 遊泳細胞の推移から、養殖場への細胞密度の増加を予測し、現場の養殖ヒオウギガイを避難させることによって、毒化を軽減することが可能になった。今回の施策で注目されるのは、同一海域、同一漁業協同組合の占有する漁場であっても、現場における流況と出現プランクトンの出現密度のわずかな違いを見だし、養殖貝をわずか1km移動させるだけで貝の毒化を半減させることができたという点にある。より毒化を免れるためには、*G. catenatum* が全く存在しない隔離した海域へと貝を移動させる方が確実であるが、それにはコスト、時間、漁業権の問題、さらには有毒プランクトンの移送の問題^{23), 104 - 105)} が伴い現場での実施は困難である。同じ湾内において漁場を選別することが少しでも毒化を抑制したいという漁業者のニーズに応えるための最善策であると考えられる。

毒化の軽減には成功したと言え、避難漁場においてもヒオウギガイの毒力の増加は認められる。将来、*G. catenatum* が調査時よりも大規模に増殖した場合、現在の避難漁場においても規制値 (可食部 4 MU/g) を超え

Gymnodinium catenatum の出現特性

ることが考えられる。このようなことから、海域特性を把握し、現在の避難漁場よりさらに沖合水の影響の大きい避難漁場を設置するなど、猪串湾の水塊の影響の少ない場所で避難場所を設置することが今後の課題となってくる。また現在のプランクトンモニタリングから *G. catenatum* の推移を監視し、避難などを決定しているが、プランクトンモニタリングは採水のミスや連絡ミスなど人為的ミスの発生が考えられる。このようなミスをなくすため、*G. catenatum* の増加が推定される冬季～春季には、その細胞密度の増減に関わらず、出荷前に避難漁場で一時的に飼育するなど、確実に毒力が軽減できる養殖生産体制を確立する必要があると考えられる。また、今回の調査中においても、年末年始などモニタリング体制が手薄になる期間に *A. catenella* の増加によってヒオウギガイ毒力が大幅に増加していること、さらには 2002 年に全く調査対象種として想定されていなかった *Alexandrium tamiyavanichii* の発生が確認されている⁹⁾ ことから、他の PSP 原因プランクトンによる養殖ヒオウギガイの毒化対策も考える必要がある。

第 6 章 総括

渦鞭毛藻 *Gymnodinium catenatum* Graham は 1943 年に Graham によってカルフォニア沿岸で確認され、その後、世界の各地で分布が確認されている麻痺性貝毒原因種である。日本においても 1967 年に広島湾で初めて出現が認められ、1985 年には山口県の仙崎湾で二枚貝の毒化が初めて確認された。その後 1996 年には大分県の猪串湾と小蒲江湾でブルーム発生と規制値を超える毒化が確認された。2000 年以降には周防灘、唐津湾、長崎県の平戸島古江湾、三重県南部海域など西日本海域において発生頻度の増加と広域化が顕在化してきている。これまでに、*G. catenatum* のブルーム発生海域で採取した貝類を食することによる中毒事件も報告されるなど、水産業だけでなく公衆衛生の立場からも大きな問題として取り上げられてきた。そのため、本種の発生予察ならびに貝毒被害防止対策の確立は現場漁業者ならびに保健衛生の関係機関から切望されてきた。しかし、本種は従来の貝毒原因プランクトンより低密度で二枚貝を毒化させること、冬季から春季にブルームが確認されて季節性が明瞭でないことから、その対策は立ち後れていた。本論文は上述の問題点を解明するため、本海域における *G. catenatum* の発生機構および、ヒオウギガイの毒化機構を解明し、本海域における主要産業であるヒオウギガイ養殖への漁業被害低減策についてとりまとめたものである。その主な内容は次の通りである。

第 2 章では猪串湾における *G. catenatum* の消長について述べた。猪串湾のある佐伯市蒲江地区は、冬季でも比較的温暖で雨は少なく日照時間が多い典型的な太平洋側気候である。猪串湾は水温 14.5 ~ 29.9 °C、塩分 21.33 ~ 34.75 psu の範囲で推移し、冬季の水温は 16 °C、塩分は 34 psu 前後で推移する、温暖で淡水の流入の少ない湾である。栄養塩は年間を通じて低濃度で推移し貧栄養的な内湾である。冬季の猪串湾の流動は、海面冷却や黒潮系暖水の影響により逆エスチュアリー循環流が卓越するが、降雨に伴う河川の増水時にはエスチュアリー循環流が一時的に発生する特徴を有している。猪串湾における *G. catenatum* 遊泳細胞密度は検出限界以下 (<6 cells/L) ~ 1.9×10^4 cells/L で推移し、ほぼ周年確認される。ブルーム (100 cells/L 以上) は年に 2 ~ 3 回発生し、2 月 ~ 4 月の期間のブルームが高細胞密度でかつ長期継続する。2 月 ~ 4 月のブルーム時には低水温・高塩分、低栄養塩、低 Chl.a 濃度であり、猪串湾の季節的環境変動に順応することによって、*G. catenatum* は個体群密度を増加させているものと推察された。さらに本種の個体群は、猪串湾奥で個体群密度を最初に増加し、その後、猪串湾内で増殖した個体群が移流・拡散によって周辺海域全域 (小蒲江湾を含む) に分布すること、猪串湾内の *G. catenatum* は逆エスチュアリー循環流時に増加し、エスチュアリー循環流の時には衰退することが明らかになった。また本種と珪藻類の出現には逆相関の関係が見られた。珪藻類の減少は栄養塩の低下や黒潮流入による急激な水塊移入が原因と考えられた。一方、*G. catenatum* は貧栄養の環境下で増殖できる生理的特性、および鉛直移動により水塊の流出から回避できる生態的特性を有することによって、珪藻類が減少した環境下でブルームを形成することに成功するものと推定された。

第 3 章では *G. catenatum* の細胞内毒量とヒオウギガイの毒化について述べた。*G. catenatum* の毒産生とヒオウギガイ毒化との関係を把握するため、*G. catenatum* 細胞内毒量の変動要因およびヒオウギガイ毒化への影響について調査した結果、猪串湾で出現する *G. catenatum* の細胞内毒量は 74 ~ 1,571 fmol/cell の範囲で変動する。その値は水温低下による増殖スピードの低下で増加すると示唆され、低水温時の水温 17 °C 以下の時には細胞内毒量が約 250 fmol/cell ~ 1,571 fmol/cell と大幅に増加した。さらにヒオウギガイの毒力は *G. catenatum* の細胞密度が上昇することに加え、細胞内毒量が高い程貝の毒化が進行しやすいという特徴が認められた。以上のことから、従来のプランクトン細胞密度に加え *G. catenatum* 細胞内毒量を測定することによりヒオウギガイの毒化をより正確に予測できるものと考えられた。

さらに第 4 章では小蒲江湾における養殖ヒオウギガイの毒化と予察についての検討を行った。小蒲江湾におけ

る *G. catenatum* による養殖ヒオウギガイの毒化状況および、その後の毒の減衰について検討した結果、*G. catenatum* による毒化モニタリングには以下の2点が必要である。1) 周年、猪串湾から小蒲江湾でプランクトンモニタリングを行い、冬季から春季は調査を強化して毎週調査を行う、2) ヒオウギガイの毒力の測定は、小蒲江湾で *G. catenatum* の出現密度が 30 cells/L 以上に達した時から始め、その後、細胞密度が 30 cells/L 以下に低下しても約1ヶ月間は監視する必要がある。また、ヒオウギガイは *G. catenatum* が低密度でも毒化し、その毒を減衰させるには、時間を要することから、養殖ヒオウギガイの被害防止対策には蓄積した貝毒成分を解毒(減衰)させるのではなく、毒化させない、もしくは毒化を軽減する対策が必要であると考えられた。

第5章では養殖ヒオウギガイの毒化軽減対策と実行例について示した。モニタリングによって小蒲江湾での *G. catenatum* の出現予察ができた際に、現場で実践できるヒオウギガイ被害防止対策(毒化を軽減する方法)について検討した。各調査点の細胞密度、海水懸濁物中の毒量およびヒオウギガイ中腸腺毒力から、既存の養殖場よりヒオウギガイの毒化を軽減できる海域を選定し、そこを *G. catenatum* 出現時の避難漁場とした。実際に現場モニタリングによって *G. catenatum* の出現予察をおこなない、現場の養殖ヒオウギガイを既存の漁場から避難漁場へ避難させた。その結果、避難漁場の利用によってヒオウギガイの毒化の軽減に成功した。以上、プランクトンの出現特性からモニタリング体制を整備し、*G. catenatum* の発生予察から現場漁業者による避難漁場への移動によって養殖ヒオウギガイの毒化防止の体制を確立した。

謝 辞

本研究をとりまとめるに当たり、終始において御指導を賜るとともに、本論文の御校閲を頂いた九州大学大学院農学研究院本城凡夫教授に心から厚くお礼申し上げます。また、本論文の御校閲を頂いた同平松和昭教授並びに大嶋雄治助教授に深く感謝の意を表します。

本研究を与えられ、その遂行に温かいご理解と便宜を与えてくださった前大分県海洋水産研究センター次長上城義信氏、元大分県海洋水産研究センター長平嶋豁氏(現大分県漁業公社)、前大分県海洋水産研究センター養殖環境部長安部和智氏、水産総合研究センター養殖研究所企画連絡室長杜田哲博士には深厚なる謝意を表します。さらに、本研究を遂行するに当たり、公私に亘り御指導を賜るとともに、有益なご助言を頂いた水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所松山幸彦博士並びに同養殖

研究所阿保勝之博士には厚くお礼申し上げます。また様々の分野で御指導と有益なご助言を頂いた、水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所有毒プランクトン研究室長板倉茂博士、長井敏博士、赤潮生物研究室長山口峰生博士坂本節子博士、赤潮制御研究室長長崎慶三博士、外丸裕司博士、同西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センター長小谷祐一博士、京都大学大学院今井一郎助教授、釜慶大学呉碩津博士、広島大学生物生産学部山本民次教授、山口県水産研究センター内海研究部馬場俊典専門研究員、東北大学大学院生命科学研究科大島泰克教授、兵庫県立農林水産技術総合センター水産技術センター西川哲也研究員、近藤卓哉博士に厚くお礼申し上げます。

現場調査実施するに当たり、貴重な労力をご提供頂いた、大分県東部振興局古川英一氏、大分県農林水産部坂本進氏、大分県農林水産研究センター水産試験場田村勇司氏に心よりお礼申し上げます。また現場調査等で多大な御支援を頂いた水産日高敏雄氏、ヒオウギガイ養殖組合の皆様、大分県漁協蒲江支店御手洗運営委員長ならびに職員の皆様に感謝します。さらに研究の遂行に献身的な御協力を戴いた吉田愛女史、森崎美鈴女史、神崎鈴子女史に深く感謝します。

この研究の一部は、水産総合研究センター運営費交付金プロジェクト研究「新奇有害プランクトン *Gymnodinium catenatum* の発生機構の解明」、水産庁委託事業「二枚貝等貝毒安全対策事業」ならびに先端技術を活用した農林水産研究高度化事業「現場即応型貝毒検出技術の開発(農林水産技術会議委託事業)」の一部で実施されたものである。最後に、研究遂行の過程における家族の献身的な支えに感謝します。

参考文献

- 九州農政局大分統計・情報センター大分農林統計協会. 平成16年大分県漁業の動き 2006.
- 松山幸彦. 有害渦鞭毛藻類 *Heterocapsa circularisquama* に関する生理生態学的研究 *H.circularisquama* 赤潮の発生および分布拡大機構に影響する環境要因との関係. 水研センター研報 2003; 7, 24-105.
- 安元健. 有毒プランクトン東北・北海道の貝類の毒化に関する研究. 昭和56年度科学研究費補助金(総合研究A) 研究成果報告書 1982.
- 小金澤昭光, 小谷祐一. 貝毒問題に関する研究と対策「貝毒プランクトン—生物学と生態学」(福代康夫編) 恒星社厚生閣, 東京. 1985; 9-18.
- Onoue Y, Nozawa K. Separation of toxins from harmful red tides occurring along the coast of Kagoshima Prefecture. In: Red Tides, Biology, Environ-

Gymnodinium catenatum の出現特性

- mental Science, and Toxicology (ed. by T.Okaichi, D.M Anderson and T.Nemoto)Elsevier, Amsterdam 1989 ; 371-374.
- 6) 竹内照文. 和歌山県田辺湾における赤潮渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* の生態に関する研究. 和歌山水試特研報.1994 ; 2.
- 7) Takatani T, Morita T, Anami A, Akaeda H, Kamijo Y, Tsutsumi K, Noguchi T. Appearance of *Gymnodinium catenatum* in association with the toxification of bivalves in Kamae. Oita Prefecture, Japan. *J. Food Hyg. Soc. Japan.* 1998; 39: 275-280.
- 8) Takatani T, Akaeda H, Kaku T, Miyamoto M, Mukai H, Noguchi T. Paralytic shellfish poisoning to oyster *Crassostrea gigas* due to dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in Amakusa Islands, Kumamoto Prefecture. *Journal of the Food Hygiene Society of Japan.* 1998; 39 (4): 292-295.
- 9) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化点検調査. 昭和56年度大分県水産試験場事業報告 1983 ; 71-72.
- 10) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業. 昭和57年度大分県水産試験場事業報告 1984 ; 87.
- 11) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業. 昭和58年度大分県水産試験場事業報告 1985 ; 145-147.
- 12) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業. 昭和59年度大分県水産試験場事業報告 1986 ; 151-157.
- 13) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業. 昭和61年度大分県水産試験場事業報告 1987 ; 173-178.
- 14) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業. 昭和63年度大分県水産試験場事業報告 1989 ; 158-159.
- 15) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成元年度大分県水産試験場事業報告 1990 ; 197-198.
- 16) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成2年度大分県水産試験場事業報告 1991 ; 155-156.
- 17) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成3年度大分県水産試験場事業報告 1992 ; 140-141.
- 18) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成4年度大分県水産試験場事業報告 1993 ; 145-146.
- 19) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成5年度大分県水産試験場事業報告 1994 ; 187-188.
- 20) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成6年度大分県水産試験場事業報告 1995 ; 219-222.
- 21) 大分県水産試験場. 重要貝類毒化対策事業 (貝毒モニタリング). 平成7年度大分県水産試験場事業報告 1996 ; 226-241.
- 22) Graham HW. *Gymnodinium catenatum* a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Trans. Amer. Microscop. Soc.* 1943; 62: 259-261.
- 23) Hallegraeff GM. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia.* 1993; 32: 79-99.
- 24) Mee LD, Espinosa M, Diaz G. Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Mar. Environ. Res.* 1986; 19: 77-92.
- 25) Fraga S, Anderson DM, Bravo I, Reguera B, Steidinger KA, Yentsch CM. Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ria de Vigo, Spain. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1988; 27: 349-361.
- 26) Sampayo MD. *Polykrikos kofoidii* Chatton predation on *Gymnodinium catenatum* Graham and its effects. In: Harmful Algae (ed. by Reguera B., Blanco J., Fernandez M.L., and Wyatt T.) Xunta de Galicia and IOC of UNESCO 1998; 182-183.
- 27) Hallegraeff GM, Stanley SO, Bolch CJ, Blackburn SI. *Gymnodinium catenatum* blooms and shellfish toxicity in Southern Tasmania, Australia. In: Okaichi, T., Anderson, D. M., Nemoto, T. (eds). Red tides: Biology, *Environmental Science and Toxicology*, Elsevier, 1989; 75-78.
- 28) Matsuoka K and Fukuyo Y. Geographical distribution of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham in Japanese coastal water. *Bot. Mar.* 1994; 37: 495-503.
- 29) Marey-Gaines G. *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae): Morphology and affinities with armoured forms. *Phycologia*, 1982; 21: 154-163.
- 30) Hada Y. Protozoan plankton of the Inland sea, Setonaikai I. *The mastigophora. Bull. Suzugamine Women's Coll. Nat. Soc.* 1967; 13:1-26.
- 31) Ikeda T, Matsuno S, Sato S, Ogata T, Kodama M, Fukuyo Y, Takayama H. First report on paralytic shellfish poisoning caused by *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae). In "Red Tide: Biology, Environmental Science, and Toxicology" (ed. by Okaichi T., Anderson D.M., and Nemoto T.), Elsevier, 1989; 411-424.

- 32) 池田武彦, 松野進, 遠藤隆二. 貝毒に関する研究 (第3報). 山口県内海水試報 1988; 116: 59-68.
- 33) 馬場俊典, 檜山節久, 池田武彦, 桃山和夫. 貝毒に関する報告-4 仙崎湾における貝毒原因プランクトンの出現と養殖カキの毒化について. 山口県内海水試研究報 1995; 28: 1-8.
- 34) Akaeda H, Takatani T, Anami A, Noguchi T. Mass outbreaks of a food poisoning due to ingestion of an oyster at Tamano-ura, in Goto Islands, Nagasaki, Japan. *Journal of the Food Hygiene Society of Japan*, 1998; 39(4): 272-274.
- 35) Matsuyama Y, Miyamoto M, Kotani Y. Grazing impact of the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii* on a bloom of *Gymnodinium catenatum*. *Aquat. Microb. Ecol.* 1999; 17(1): 91-98.
- 36) Durbin EG, Krawiec RW and Smayda TJ. Seasonal studies on the relative importance of different size fractions of phytoplankton in Narragansett Bay(USA). *Mar. Biol.* 1975; 32: 271-287.
- 37) Nakahara H. Studies on phytoplankton in Maizuru Bay. Seasonal variation and vertical microdistribution. *Mem. Coll. Agric., Kyoto Univ.* 1978; 112: 49-82 .
- 38) Imai I, Itoh K. Annual life cycle of *Chattonella* spp., causative flagellates of noxious red tides in the Inland Sea of Japan. *Mar. Biol.* 1987; 94: 287-292.
- 39) Honjo T, Yamamoto S, Nakamura O, Yamaguchi M. Annual cycle of motile cells of *Gymnodinium nagasakiense* and ecology features during the period of red tide development. In "Toxic marine phytoplankton" (ed. by E. Graneli, B. Sundstrom, L. Edler, and D.M. Anderson), 1st ed., Elsevier, New York. 1990; 165-170.
- 40) Imai I, Itakura S, Itoh K. Life cycle strategies of the red tide causing flagellates *Chattonella* (Raphidophyceae) in the Seto Inland Sea. *Mar. Poll. Bull.* 1991; 23: 165-170.
- 41) Itakura S, Yamaguchi M, Yoshida M, Fukuda Y. The seasonal occurrence of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) vegetative cells in Hiroshima Bay, Japan. *Fish.Sci.* 2002; 68: 77-86.
- 42) Hitchcock GL, Smayda TJ. The importance of light in the initiation of the 1972-1973 winter-spring diatom bloom in Narragansett Bay. *Limnol. Oceanogr.* 1977; 22: 126-131.
- 43) Smayda TJ. The growth of *Skeletonema costatum* during a winter-spring bloom in Narragansett Bay, Rhode Island. *Norw. J. Bot.* 1973; 20: 219-247.
- 44) Qasim SZ, Bhattathiri PMA, Devassy VP. The influence of salinity on the rate of photosynthesis and abundance of some tropical phytoplankton. *Mar. Biol.* 1972; 12: 200-206.
- 45) 山口峰生. *Gymnodinium nagasakiense* の赤潮発生機構と発生予知に関する生理生態学的研究. 南西海区水研報 1994; 27: 251-394.
- 46) Strickland JDH, Parsons TR. A Practical Handbook of Sea Water Analysis. *Bull. Fish. Res. Board of Canada*, 1972; 167: 310.
- 47) 速水祐一, 扇山舟, 山田正徳, 山田政彦, 竹村公宏, 武岡英隆. 宇和海・北灘湾におけるクロロフィルa濃度の季節・経年変化. 水産海洋研究 2005; 69(1): 1-9.
- 48) 阿保勝之, 宮村和良. 冬季の猪串湾における流動特性が貝毒原因プランクトン *Gymnodinium catenatum* の個体群増殖に及ぼす影響. 沿岸海洋研究 2005; 42(2): 161-165.
- 49) 日本水産資源保護協会. 水産環境基準 1972.
- 50) 呉碩津, 松山幸彦, 山本民次, 中嶋昌紀, 高辻英之, 藤沢邦康. 近年の瀬戸内海における有害・有毒渦鞭毛藻の分布域拡大とその原因—溶存態有機リンの生態学的重要性. 沿岸海洋研究 2005; 43(1): 65-95.
- 51) 武岡英隆, 秋山秀樹, 菊池隆展. 豊後水道の急潮. 沿岸海洋研究ノート 1992; 30: 16-26.
- 52) 秋山秀樹. 宿毛湾の急潮. 沿岸海洋研究ノート 1991; 29: 90-96.
- 53) Akiyama H, Saitoh S. The Kyucho in Sukumo Bay induced by Kuroshio warm filament intrusion. *J. Oceanogr. Soc. Japan*. 1993; 49: 667-682.
- 54) 柳哲雄. 「沿岸海洋学」恒星社厚生閣, 東京 1989; 154.
- 55) 中村由行, F. Kercik, 井上徹教, 柳町武志, 石飛裕, 神谷宏, 嘉藤健二, 山室真澄. 汽水湖沼における水温・水質構造の日周変動. 水工学論文集 1997; 41: 469-474.
- 56) 村本嘉雄, 大西行雄, 大久保賢治. 琵琶湖南湖の熱収支. 京大防災年報 1979; 22B: 575-589.
- 57) 柳哲雄. 「沿岸海洋学」恒星社厚生閣, 東京 1989; 58.
- 58) Canady GT. Circulation in the coastal ocean, *D. Reidel Pub. Co.*, Dordrecht, 1982; 279.
- 59) 藤原建紀, 福井真吾, 杉山陽一. 伊勢湾の成層とエスチュアリー循環の季節変動. 海の研究 1996; 5: 235-244.

Gymnodinium catenatum の出現特性

- 60) 西岡純, 和田洋蔵, 今西裕一. 久美浜湾における *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) の出現について. 京都海洋セ研報 1983; 16: 43-49.
- 61) Matsuyama Y, Miyamoto M, Kotani Y. Grazing impact of the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii* on a bloom of *Gymnodinium catenatum*. *Aquat. Microb. Ecol.* 1999; 17(1):91-98.
- 62) Yamamoto T, Oh SJ, Kataoka Y. Effect of temperature, salinity and irradiance on the growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Fish. Sci.* 2002; 68: 356-363.
- 63) Yamamoto T, Oh SJ, Kataoka Y. Growth and uptake kinetics for nitrate, ammonium and phosphate by the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Fish. Sci.* 2004; 70: 108-115.
- 64) Oh SJ, Yamamoto T, Kataoka Y, Matsuda O, Matsuyama Y, Kotani Y. Utilization of dissolved organic phosphorus by the two toxic dinoflagellates, *Alexandrium tamarense* and *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae). *Fish. Sci.* 2002; 68: 416-424.
- 65) Fraga S, Anderson DM, Bravo I, Reguera B, Steidinger KA, Yentsch CM. Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ria de Vigo, Spain. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1988; 27: 349-361.
- 66) Fermin EG. Short-time scale development of a *Gymnodinium catenatum* population in the Ria de Vigo (NW SPAIN). *J. Phycol.* 1996; 32: 212-221.
- 67) 馬場俊典, 檜山節久, 田井中剛. 山口県仙崎湾における有毒プランクトン *Gymnodinium catenatum* の鉛直移動と養殖マガキの毒化状況について (短報). 日本プランクトン学会報 2001; 48(2): 95-99.
- 68) 今井一郎. 瀬戸内海ラフィット藻 *Chattonella* のシストに関する生理生態学的研究. 南西水研報 1990; 23: 63-166.
- 69) Imai I, Itakura S. Densities of dormant cells of the red tide flagellate *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae) in bottom sediments of northern Hiroshima Bay, Japan. *Bull. Jpn. Soc. Microb. Ecol.* 1991; 6: 1-7.
- 70) 板倉茂. 沿岸性浮遊珪藻類の休眠期細胞に関する生理生態学的研究. 瀬戸内水研報 2000; 2: 67-130.
- 71) 山口峰生. *Gymnodinium nagasakiense* の赤潮発生機構と発生予知に関する生理生態学的研究. 南西海区水研報 1994; 27: 251-394.
- 72) Hargraves PE, French FW. Diatom resting spores: significance and strategies, In: Survival strategies of the algae, (ed. G. A. Fryxell), Cambridge Univ. Press, Cambridge. 1983; 49-68.
- 73) Parsons TR, Harrison PJ, Waters R. An experimental simulation of changes in diatom and flagellate blooms. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 1978; 32: 285-294.
- 74) 西川哲也, 堀 豊. ノリの色落ち原因藻 *Eucampia zodiacus* の増殖に及ぼす窒素, リンおよび珪素の影響. 日水誌 2004; 70: 31-38.
- 75) 西川哲也. ノリの色落ち原因藻 *Eucampia zodiacus* の増殖に及ぼす水温, 塩分および光強度の影響. 日水誌 2002; 68: 356-361.
- 76) Suzuki T, Mitsuya T, Imai M, Yamasaki M. DSP toxin contents in *Dinophysis fortii* and scallops collected at Mutsu Bay, Japan. *J. Appl. Phycol.* 1997; 8: 509-515.
- 77) Hoshiai G, Suzuki T, Onodera T, Yamasaki M, Taguchi S. A case of non-toxic mussels under the presence of high concentrations of toxic dinoflagellate *Dinophysis acuminata* that occurred in Kesenuma Bay, northern Japan. *Fis. Sci.* 1997; 63: 317-318.
- 78) MacKenzie L, Holland P, McNabb P, Beuzenberg V, Selwood A, Suzuki T. Complex toxin profiles in phytoplankton and Greenshell mussels (*Perna canaliculus*), revealed by LC-MS/MS analysis. *Toxicon*. Sep. 2002; 40(9): 1321-30.
- 79) Oshima Y. Post-column derivatization HPLC methods for paralytic poisons. IN "Manual on Harmful Marine Microalgae" (eds. by G. M. Hallegraeff, D.M. Anderson and A.D. Cembella), IOC Manuals and Guides No.33, UNESCO 1995; 81-94.
- 80) Oshima Y, Sugino K, Itakura H, Hirota M, Yasumoto T. Comparative studies on paralytic shellfish toxin profile of dinoflagellates and bivalves. In "Toxic Marine Phytoplankton" (eds. by E. Graneli, B. Sundstrom, L. Edler and D. M. Anderson), Elsevier, Amsterdam. 1990; 391-396.
- 81) Ogata T, Ishimaru T, Kodama M. Effect of water temperature and light intensity on growth rate and toxicity change in *Protogonyaulax tamarensis*. *Mar. Biol.* 1987; 95: 217-220.
- 82) White AW. Marine zooplankton can accumulate and retain dinoflagellate toxins and cause

- fish kills. *Limnol. ceanogr.*1981; 26: 103-109.
- 83) Hamasaki K, Takahashi T, Uye S. Accumulation of paralytic shellfish poisoning toxins in planktonic copepods during a bloom of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in Hiroshima Bay, western Japan. *Mar. Biol.* 2003; 143 (5): 981-988.
- 84) Jeong HJ, Park KH, Kim JS, Kang H, Kim CM, Choi HJ, Kim YS, Parks JY, Parks MG. Reduction in the toxicity of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* when fed on by the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii*. *Aqua.Microb.Ecol.*2003; 31: 307-312.
- 85) 安元健. 麻痺性貝毒. 「食品衛生検査指針, 理化学編」(厚生省生活衛生局監修), 日本食品衛生協会, 東京 1991; 300-305.
- 86) Oshima Y, Blackburn SI, Hallegraef GM. Comparative study on paralytic shellfish toxin profiles of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from three different countries. *Mar. Biol.* 1993; 116(3): 471-476.
- 87) Band-Schmidt CJ, Bustillos-Guzman J, Garate-Lizarraga I, Lechuga-Deveze C H, Reinhardt K, Luckas B. Paralytic shellfish toxin profile in strains of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham and the scallop *Argopecten ventricosus* G.B.Sowerby II from Bahía Concepcion, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae* 2005; 4: 21-31.
- 88) Garate-Lizarraga I, Bustillos-Guzman J, Alonso-Rodriguez R, Luckas B. Comparative paralytic shellfish toxin profiles in two marine bivalves during outbreaks of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *Mar.Poll.Bull.* 2004; 48: 378-402.
- 89) 大分県海水産研究センター. 重要貝類毒化対策事業(貝毒モニタリング). 平成8年度大分県海洋水産研究センター事業報告 1997; 176-203.
- 90) 馬場俊典, 桃山和夫, 平岡三登里, 岡田知. 1997年徳山湾で発生した *Alexandrium.catenella* 赤潮とアサリの毒化. 山口県内海水産試験場報告 2000; 28: 1-8.
- 91) 馬場俊典, 内田喜隆, 繁永裕司. 徳山湾における貝毒原因プランクトン *Alexandrium catenella* の出現とアサリの毒化: 発生期の環境特性と出現細胞密度による毒化予察の試み, 山口県水産研究センター研究報告 2006; 4: 171-176.
- 92) Kawatsu K, Hamano Y, Sugiyama A, Hashizume K, Noguchi T. Development and application of an enzyme immunoassay based on a monoclonal antibody against gonyautoxin components of paralytic shellfish poisoning toxins. *J Food Prot. Aug.* 2002; 65(8): 1304-8.
- 93) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成9年度大分県海洋水産研究センター事業報告 1999; 201-203.
- 94) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成10年度大分県海洋水産研究センター事業報告 2000; 182-195.
- 95) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成11年度大分県海洋水産研究センター事業報告書 2001; 166-173.
- 96) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成12年度大分県海洋水産研究センター事業報告書 2002; 185-190.
- 97) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成13年度大分県海洋水産研究センター事業報告書 2003; 136-142.
- 98) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業. 平成14年度大分県海洋水産研究センター事業報告書 2004; 146-156.
- 99) Shimizu Y, Yoshioka M. Transformation of paralytic shellfish toxin as demonstrated in scallop homogenates. *Science.*1981;212: 547-549.
- 100) Sullivan JJ, Iwaoka WT, Liston J. Enzymatic transformation of PSP toxin in the littleneck clam (*Protothaca staminea*). *Biochem. biophys. Res. Commun.* 1983; 114: 465-472.
- 101) Noguchi T, Chen S, Arakawa O, Hashimoto K. An unique composition PSP in "Hiougi" scallop *Chlamys nobilis*. In "Mycotoxins and Phycotoxins '88" (eds. by S.Natori and K.Hashimoto), Elsevier, Amsterdam, 1988; 351-358.
- 102) Choi MC, Hsieh DPH, Lam PKS, Wang WX. Field depuration and biotransformation of paralytic shellfish toxins in scallop *Chlamys nobilis* and green-lipped mussel *Perna viridis*. *Mar. Biol.*2003, 927-934.
- 103) 大分県海洋水産研究センター. 貝毒成分モニタリング事業・貝毒防止対策事業. 平成15年度大分県海洋水産研究センター事業報告書 2005; 162-165.
- 104) 古畑和哉, 柿野純, 深山義文, 福与康夫. チョウセンハマグリ殻内に混入した有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium* 属シストの簡便な除去方法について. 日水誌 1996; 62: 813-814.
- 105) Imada N, Honjo T, Shibata H, Oshima Y, Nagai K

Gymnodinium catenatum の出現特性

Matsuyama Y, Uchida U. The quantities of *Heterocapsa circularisquama* cells transferred with shellfish consignments and the possibility of its establishment in new areas. in "Harmful Algal Blooms 2000", (eds. by Hallegraeff G. M., Blackburn S. I., Bolch C. J., and Lewis R. J.), IOC of UNESCO, Paris, 2001; 474-476.