

2002年春期に大阪湾東部海域で発生した麻痺性貝毒について

山本圭吾

Occurrence of Paralytic Shellfish Toxins in the Spring of 2002 in east side of Osaka Bay

Keigo Yamamoto

はじめに

麻痺性貝毒は、渦鞭毛藻の一種である *Alexandrium* 属や *Gymnodinium* 属が生産した毒を、プランクトン食者である貝類が補食することで毒が蓄積し、さらに毒化した貝類を人等が食べることにより中毒を起こす自然毒の一種である。麻痺性貝毒は当初、東北、北海道海域において、*Alexandrium tamarense* (以下、*A. tamarense*) を原因種とするホタテガイやムラサキガイ等の毒化に限られていたが、近年、南日本でも *A. tamarense* に加え *Gymnodinium catenatum* などによるアサリ、ヒオウギガイ、ムラサキガイなどの毒化が発生し、貝毒発生海域の広域化、毒化貝の多様化が進んでいる^{1, 2)}。

大阪湾では大阪府立水産試験場により、1960年代からプランクトンモニタリングが行われてきた。そのなかで麻痺性貝毒原因種である *A. tamarense* や *Alexandrium catenella* (以下、*A. catenella*) などは確認されていたもののそれほど増殖せず、これまで大阪湾東部海域での二枚貝の規制値を超える毒化例はなかった。本研究では2002年春期に大阪湾東部海域で初となる二枚貝の毒化が確認され、プランクトンの出現状況、貝の毒化、解毒状況等を調査したので報告する。

材料と方法

プランクトン調査

図1-aにプランクトン調査の調査定点を示した。調査は3月4, 19, 26日、および4月2日の計4回、大阪府立水産試験場調査船「おおさか」により大阪湾東部海域の12定点で行った。各調査とも表層(0 m)海水の貝毒原因プランクトン遊泳細胞の密度および環境要因を調べた。また、このうち3月4, 19, 4月2日の3回についてはその他主要な植物プランクトンについても計数を行った。表層の採水にはバケツを用い、調査船の逆進により海水が巻き上げられる前に採水した。加えて、3月14日には臨時に、図1-aに示した点(St.13; Open circle)でも陸上からの採水を行った。採水した海水は実験室に持ち帰り、海水1 ml中の細胞数を検鏡により計数した。環境要因のうち表層水温については採水時に棒状水温計で、表層の塩分については試水を実験室に持ち帰り、塩分計(TS塩分計デジオートmodel3 G)により測定した。

二枚貝の毒化調査

二枚貝の毒化状況を把握するため、図1-bに示した各地点で二枚貝の採取をおこなった。アサリについては、3月20, 28日、4月8, 15日の計4回、引き潮時に鋤簾を用いて採取した。ただし、3月20日にはSt. A, Cの2カ所で、それ以外の調査日に

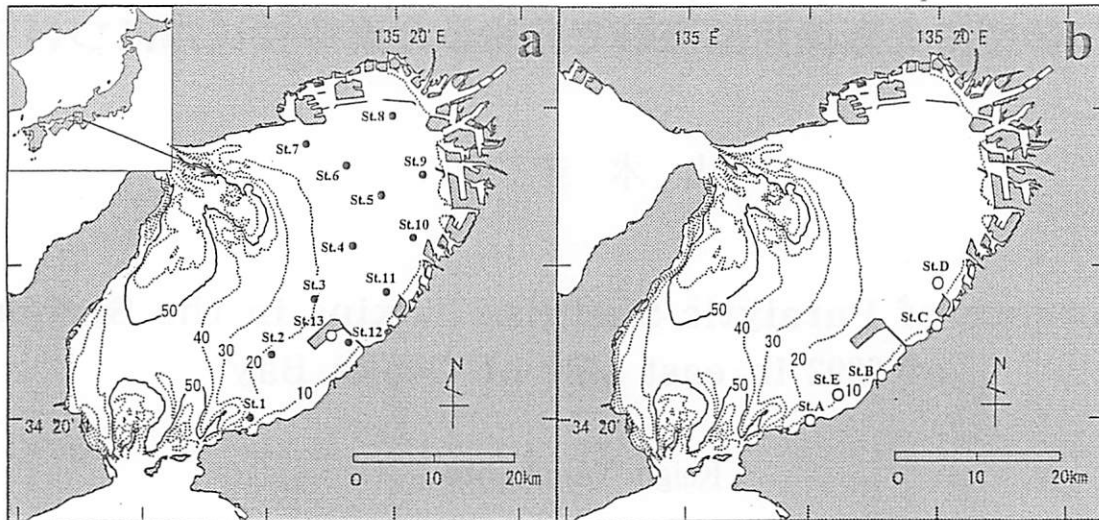


図1 調査定点図

a：プランクトン調査定点，b：2枚貝調査定点

はB, Cの2カ所でそれぞれ採取した。アカガイ、トリガイについては3月25日, St. D (アカガイ), St. E (トリガイ)において石桁網で漁獲されたものを大阪湾中部の市場で購入した。採取した二枚貝は毒量分析のため(財)日本冷凍食品検査協会に宅配便で送付し、マウス試験に供した。アサリを採取した各地点においては現場で表層の水温を、また試水を実験室に持ち帰り、検鏡により遊泳細胞の細胞数を、塩分計(TS塩分計デジオートmodel3G)を用いて塩分をそれぞれ測定した。

貝毒の減衰試験

貝毒の減衰状況を把握するため、採取したアサリの一部を飼育し、定期的に毒量を測定した。試料には、St. Cで3月20日に採取したアサリを用いた。採取したアサリのうち、分析に用いた残りを、濾過海水の流水中で飼育した。飼育は自然水温下、無給餌でおこなった。これを3月28日、4月8日の2回、分析のため必要量取り上げ、(財)日本冷凍食品検査協会に宅配便で送付し、マウス試験に供した。

結 果

プランクトン調査

表1に出現した植物プランクトンのリストを示した。

調査期間中、確認された植物プランクトンのうち

*Gymnodiniales*はいずれの種も*Gymnodinium catenatum*とは異なっていたこと、さらに*Alexandrium*属の鎧板を調査した結果から、確認されたのは*A. tamarense*のみであったことから、本調査中の二枚貝の毒化原因種を*A. tamarense*とし、以降の調査、解析の対象とした。

図2に*A. tamarense*最高細胞密度の推移を示した。このうち4月8日、15日の値は二枚貝の毒化調査時に計数した最高細胞密度を示した。*A. tamarense*は3月4日の調査で初めて確認され、このときの最高細胞密度は3 cells/mlであった。*A. tamarense*は3月14日の調査では増殖はみられず、依然3 cells/mlであったが、3月19日の調査では大きく増加し、最高細胞密度は37 cells/mlであった。その後3月26日には3 cells/mlと減少し、3月28日には確認されなかった。本種は、4月2日の調査で1定点のみであったが再び1 cell/ml確認され、4月8日以降は確認されなくなった。

図3に3月4日から4月2日における分布の変化を示した。3月4日には湾奥沿岸のSt. 8と湾中部沿岸のSt. 12で確認された。3月14日分は図示しなかったが、関西国際空港における岸からの採水(図1-a open circle)で3 cells/mlの密度で観察された。最も多くみられた3月19日は湾奥沿岸のSt. 8およびSt. 10でそれぞれ37 cells/ml, 26 cells/mlと

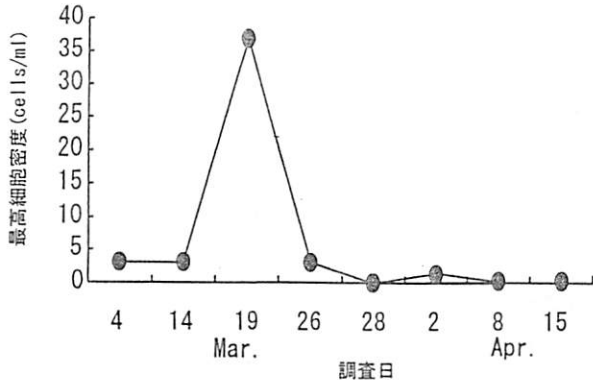


図2 *Alexandrium tamarense* 最高細胞密度の推移

高密度で観察されたのをはじめ, St. 5, St.11でもそれぞれ12cells/mlと, 10cells/mlを超える密度で観察された. また低密度ではあるが, St. 2, 3, 4, 6, 7, 9などでもそれぞれ分布が確認され, 分布が見られなかったのは湾南部のSt. 1のみであった. その後, 3月26日には南部のSt. 1, 中部沿岸のSt.11, 湾奥のSt. 6, 7, 8などで, 4月2日は中部のSt. 4で確認されたがいずれも1~3 cells/mlと低密度であった.

図4 に有毒プランクトン以外に出現した主要な植

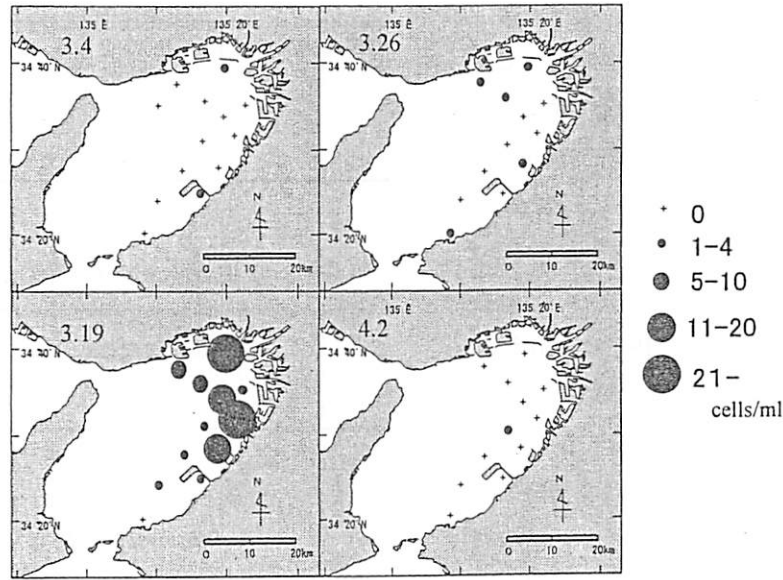


図3 *A. tamarense* 分布の推移

表1 調査期間中に出現した植物プランクトン

綱	目	科	種名
クリプト藻綱	Cryptomonadales		Cryptomonadales
渦鞭毛藻綱	Prorocentrales	Prorocentraceae	<i>Prorocentrum minimum</i>
	Dinophysiales	Dinophysiaceae	<i>Dinophysis accuminata</i> <i>Dinophysis</i> sp.
	Gymnodiniales	Warnowiaceae	<i>Nematodinium armatum</i>
	Peridiniales	Calciodinellidaceae	<i>Scrippsiella</i> sp.
		Gonyaulacaceae	<i>Alexandrium tamarense</i>
		Peridiniaceae	<i>Heterocapsa triquetra</i>
珪藻綱	Centrales	Melosiraceae	<i>Leptocylindrus minimus</i>
		Thalassiosiraceae	<i>Skeletonema costatum</i> <i>Thalassiosira</i> spp.
		Rhizosoleniaceae	<i>Rhizosolenia fragilissima</i>
		Biddulphiaceae	<i>Eucampia zodiacus</i>
		Chaetoceraceae	<i>Chaetoceros</i> spp.
	Pennales	Nitzschiaceae	<i>Nitzsca</i> sp.1 <i>Nitzsca</i> sp.2 <i>Pseudonitzsca</i> sp.
ユーグレナ藻綱	Eutreptiales		<i>Eutreptiella</i> sp.1 <i>Eutreptiella</i> sp.2
その他			その他不明種

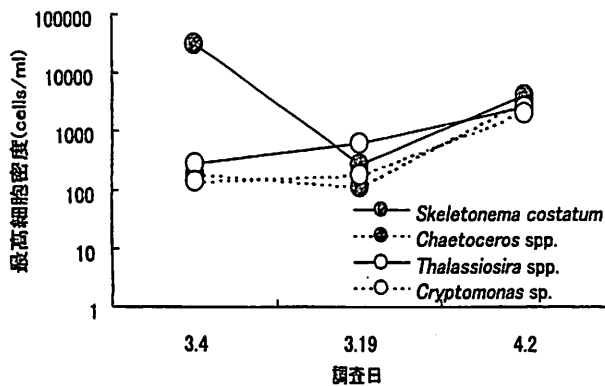


図4 その他主要な植物プランクトンの推移

物プランクトンの最高細胞密度の推移を示した。図には最高細胞数で上位4グループについて示した。調査期間中最も優占していたのは珪藻類の*Skeletonema costatum* (以下, *S. costatum*) で, その他*Thalassiosira* spp. や*Chaetoceros* spp. などの珪藻類, *Cryptomonas* sp. といった小型の鞭毛藻などが上位を占めていた。*S. costatum*では3月4日の調査では 10^4 cells/mlを超える密度で存在していたが, 3月19日には 10^2 cells/mlの密度にまで減少し, その後4月2日には再び 10^3 cells/mlの密度まで回復していた。その他のプランクトンについては変化のパターンはほぼ同様で, 3月4, 19日の調査ではいずれも 10^2 cells/mlの密度であったが, 4月2日にはいずれも 10^3 cells/mlの密度まで増殖していた。

図5に*A. tamarense*遊泳細胞が1 cell/ml以上の密度で確認されたときの水温と塩分の関係を示した。図には大阪府が作成した貝毒対策マニュアルにおける注意密度(5 cells/ml)を超えない値(1~4

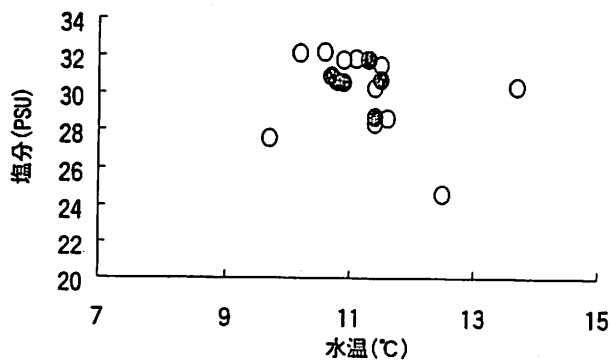


図5 *A. tamarense* 出現時の水温・塩分の関係

- : 注意密度(5 cells/ml)を超えないとき
- : 注意密度(5 cells/ml)を超えたとき

cells/ml) のときを白丸 (Open circle), 超えた値のときを黒丸 (Closed circle) で示した。 *A. tamarense* 遊泳細胞が確認された水温, 塩分の範囲は水温 $9.7\sim 13.7^{\circ}\text{C}$, 塩分 $24.55\sim 32.16$ であった。さらに注意密度を超えた時の範囲は水温 $10.7\sim 11.5^{\circ}\text{C}$, 塩分 $28.70\sim 31.73$ であった。

二枚貝の毒化状況

表2にアサリの毒化状況の変化を, 表3にアカガイ, トリガイの毒化状況を示した。

表2 アサリにおける毒化状況の推移

採取地点\採取日	3.20	3.28	4.8	4.15
St. A	N.D.	—	—	—
St. B	—	2.3	N.D.	N.D.
St. C	18.0	3.3	N.D.	N.D.

MU/g

表3 アカガイ, トリガイにおける毒化状況

採取地点\採取日	3.25
St. D (アカガイ)	2.1
St. E (トリガイ)	2.1

MU/g

アサリは*A. tamarense*の密度で最高値が確認された翌日の3月20日の調査で, 湾中部のSt. Cで採取されたサンプルにおいて 18.0MU/g と規制値(4.0MU/g)を超え, 最高値を記録した。このとき湾南部のSt. Aで採取されたサンプルでは検出限界(2.0MU/g)以下(N.D.)であった。3月28日の採取では, 湾中部のSt. Cで 3.3MU/g , 湾中南部のSt. Bのサンプルで 2.3MU/g と毒化は確認されたものの規制値以下であった。その後, 4月8日, 4月15日の調査ではSt. B, St. Cとも検出限界以下となっていた。

アカガイ, トリガイは*A. tamarense*の密度で最高値を記録した5日後の3月25日に調査を行った結果, ともに 2.1MU/g と毒化が確認された。

貝毒の減衰試験

流水飼育におけるアサリの解毒状況とサンプル採取地点における天然アサリの毒量の変化を図6に示した。ここで, 実験開始時のサンプルは同日, 同地

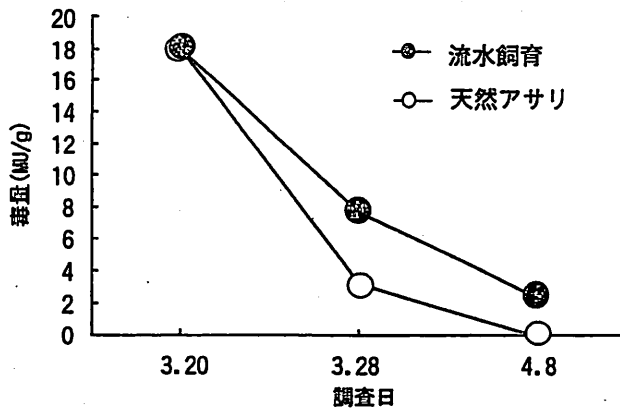


図6 流水飼育および天然海域におけるアサリ毒量の変化

点で採集されたものであるため、ともに18.0MU/gとした。実験開始から8日後の3月28日には、天然海域では3.3MU/gまで毒量が減少していたのに対し、流水飼育下のアサリは7.8MU/gと、天然海域に比べ倍以上の毒量が残存していた。さらに19日後の4月8日の分析では、天然海域で検出限界(2.0MU/g)以下であったのに対し、流水飼育下のアサリは依然、2.5MU/gと検出限界を超える貝毒が検出された。

考 察

大阪府では昭和52年当時中部海域でアサリを対象とした採貝漁業が行われていたが³⁾、昭和62年起工の南大阪湾岸整備事業により消滅し、以降、採貝、貝類養殖等、貝類を対象とした漁業はほとんど行われていない⁴⁾。ただし、アサリを対象にした潮干狩り等の遊漁は依然として行われていること、垂直護岸等に自生しているムラサキガイを釣り人が持ち帰る等の可能性は残されていることから、大阪湾における貝の毒化については注意を払う必要がある。

大阪湾東部海域ではこれまで麻痺性貝毒原因プランクトンの出現は確認されていたが、大阪府が定めた警戒密度である5 cells/mlを超えていたため貝毒検査を行った例でもすべて検出限界(2.0MU/g; 公定法による)以下で麻痺性貝毒の蓄積は認められなかった。また、1984年から1988年にかけて行われた調査⁵⁾でもムラサキガイから検出された3.3

MU/g(可食部)が最高で、大阪湾においてアサリで規制値(4.0MU/g)を超える麻痺性貝毒が確認されたのは初めてことである。

大阪湾東部海域において*A. tamarense*が初めて確認されたのは3月4日で最高3 cells/mlの密度であった。その後の兵庫県海域の調査では播磨灘では確認されなかった一方で、3月12日に淡路島の仮屋で1,428 cells/l(約1.4 cells/ml)、神戸沖で最高29,000 cells/l(29 cells/ml)確認されていた(西川私信)。本研究でこれとほぼ同時期の3月14日に関西国際空港岸壁(図1-a Open circle)で採水したときには3 cells/mlと多くなかったことから、この時期湾奥部から西部海域を中心に増殖していたと推察される。さらに大阪湾東部海域で最も多く*A. tamarense*が確認されたのはほぼ同時期の3月18日には神戸沖で15,666 cells/l(約15.7 cells/ml)と12日に比べて減少している一方で、東部海域の調査では湾奥から東部にかけて最高37 cells/mlと多くなってきていた。これらのことから、今回、*A. tamarense*は湾奥からやや西部を初期発生域とし、次第に東部に分布域が広がっていったものと考えられる。

Yamaguchi et al⁶⁾が大阪湾を含む瀬戸内海東部海域でシストの分布を調査した結果、*Alexandrium*属のシストは大阪湾では神戸沖、堺沖、関空沖などで多く分布していた。*A. tamarense*のシストは同属の*A. catenella*のシストと形態的に類似しており、形態的に2種のシストを区別することは不可能とされている⁷⁾ことからYamaguchi et alも*Alexandrium* spp.としている。そのためこの結果では*A. catenella*のシストも多くの割合で含まれると考えられるが、今回*A. tamarense*が多く確認された定点もこのとき示されたシストの分布に類似しており、また終息時もこれらの海域で最後まで確認されたことから、同海域が*A. tamarense*にとって増殖に適した海域であることが推察される。

麻痺性貝毒原因プランクトンである*A. tamarense*の増減を見ると、前述の通り3月4日に最初に確認されたものが、19日の調査で急速に増殖した後、再

び急速に減少していた。また、アサリの毒化状況では*A. tamarense*の増殖が確認された翌日の3月20日に採取したサンプルで高い毒の蓄積が見られた後、速やかに減少していた。*A. tamarense*増殖以前の貝毒の蓄積状況は不明であるが、貝毒の減衰は*A. tamarense*の出現状況と対応しており、*A. tamarense*の減少とともに速やかに減毒されたと考えられる。また*A. tamarense*の分布と貝毒の蓄積量を見ると、*A. tamarense*のほとんど見られなかった南部では毒の蓄積は低く、増殖が見られたSt.10, St.11に近い北部の点で採集されたアサリの麻痺性貝毒の蓄積は高かった。すなわち二枚貝の毒化は時間的にも空間的にもプランクトンの出現に対応していたといえる。今回、湾奥部では潮干狩り等の貝採取の実績がなかったため、貝毒検査は行わなかった。しかし、これらのことから推測すると湾奥のSt. 8近辺でも二枚貝は毒化していたと考えられ、検体の採取地点については、プランクトンの出現状況を考慮に入れて決定する必要がある。

麻痺性貝毒は毒化プランクトンの捕食によって生じることから原因プランクトンを捕食すれば二枚貝のほぼ全種が毒化すると考えられている。今回調査した3種の二枚貝ではいずれも毒化が確認された。*A. tamarense*は同属の*A. catenella*に比べ、より深い層に分布することが知られている⁹⁾。今回比較的深いところに分布するアカガイやトリガイで毒の蓄積がみられたことは*A. tamarense*がこのときの漁場の水深である十数m層まで分布していたことを示しており、これらの種についても貝毒モニタリングが必要であると考えられる。

貝毒の減衰試験の結果を見ると、天然海域での減毒状況に比べ、飼育したものでは毒の減衰が遅く、天然海域で規制値を下回った後も規制値を上回る貝毒が残留していた。二枚貝の毒化については比較的多くの研究があり、大阪府においても対応マニュアルを作成して対応している。しかし、減毒に関しては貝体内に取り込まれた毒が体内でどのような状態で存在しているか、また蓄積している毒が貝の生理状態に与える影響などはまだよくわかっておらず、毒

の排泄促進など有効な減毒方法が見いだせていない⁹⁾。二枚貝の毒力減衰には種によって大きな差があることが知られており、ムラサキイガイでは急速に減毒されるがホタテ貝では減衰が遅い¹⁰⁾。またアサリでは比較的排泄能力が強いという成績もあるが¹¹⁾、状況により比較的長期間貝毒が残留している可能性も示唆された。本研究において、飼育下では天然海域に比べ減毒が遅かった理由として、飼育に濾過海水を用いた結果、飼育水中に餌となるプランクトンがほとんどいないため、また、飼育によるストレスのため代謝が下がり、その結果貝毒が排出されなかったなどの可能性も考えられるが、毒の減衰機構については今後の課題であろう。

*A. tamarense*の増殖がみられたときの環境要因をみると、水温で9.7–13.7℃、塩分で24.55–32.16であった。これは石丸¹²⁾がまとめた増殖要因のうち、水温では天然海域における出現水温とはほぼ同様の値であるが、塩分では若干低い値であった。また、他の植物プランクトンとの関係を見ると、直前まで優占していた珪藻類の*S. costatum*が減少した時に増殖がみられていた。Itakura et al¹³⁾は広島湾における*A. tamarense*の出現と環境要因をまとめ、*A. tamarense*の出現は水温10.2℃~20.2℃で無機態窒素などの栄養塩、とりわけSiO₂-Siが低いときにみられるとし、栄養塩の枯渇が*Stephanopyxis palmeriana*や*Thalassiosira rotula*などの大型珪藻の春期ブルームによって生じる可能性を論じている。また、山本他¹⁴⁾は*S. costatum*と*A. tamarense*のリン代謝から、前者を取り込んだリンをすぐに増殖に回して個体群密度を上げる特性が高い“groth strategist”，後者をリンを急速に取り込んで大きなプールに暫時蓄積できるが増殖速度が遅い“strage strategist”としている。今回、栄養塩は観測していないが、珪藻の*S. costatum*が直前のブルームから減少していることから考えて、*S. costatum*により栄養塩が消費されたことは推測される。すなわち広島湾のような大型珪藻とは異なるもの、同じ珪藻類の*S. costatum*により栄養塩が枯渇した結果、groth strategistである*S. costatum*は減少し、栄養塩をプールして利用できるstrage strategist

の *A. tamarense* が増殖を始めたことが推察される。

大阪湾ではこれまでも *A. tamarense* は確認されているが、最大でも数 cells/ml 程度であった。同海域では1960年代より富栄養化により、特に湾奥部においてはほぼ周年珪藻が優占する海域となっている¹⁰。前述のように麻痺性貝毒の原因となる渦鞭毛藻類は珪藻類に比べて増殖速度が低い。大阪湾のように栄養塩の豊富な海域では、まず珪藻が増殖し栄養塩が消費されても、栄養塩の補給により再び速やかに珪藻が増殖するため、増殖速度の低い *A. tamarense* が規制値を超える貝毒を蓄積させるほど増殖しなかったものと考えられる。大阪湾のムラサキガイから麻痺性貝毒が検出された事例では、大阪湾の南側ほど貝毒の蓄積が高くなる傾向が見られたが、ここでも大阪湾奥が富栄養性の内湾であるため毒化原因プランクトンが増殖しにくい環境であったためと推察している。2002年春期は、過去の事例とは異なり、関西国際空港以北の湾奥で特に増殖し、貝の毒化が確認されたのも既述の通り中部以北で、南部での毒化は確認されなかった。今回、*A. tamarense* が増殖した直接の原因の一つは直前まで優占していた珪藻類の *S. costatum* が栄養塩を消費して急速に減少したためと考えられるが、規制値を超える貝毒を蓄積させるほど増殖したこと、また過去に南部でみられた毒化が北部でみられたことは、大阪湾奥が当時に比べ水質の改善が進み、湾奥でも珪藻の再増殖が当時ほど速やかでないことも要因として存在するのではないかと思われる。

謝 辞

本研究をおこなうにあたり調査にご協力いただいた、水産試験場調査船「おおさか」の辻利幸船長、大道英次機関長、谷中寛和技師、榊昭彦前船長、公用車運転手の上之郷谷健治氏に深く感謝します。また本稿をまとめるにあたって論議いただいた水産試験場職員の方々、兵庫県立農林水産技術総合センター水産技術センターの西川哲也主任研究員にも深く感謝します。

文 献

- 1) 佐藤 繁・坂本節子・緒方武比古・上田至範・児玉正昭 (1994) 貝毒毒化モニタリングの現状と問題点。沿岸海洋研究ノート, 32 (1), 69-79.
- 2) Yamamoto, M., and M. Yamasaki (1996) Japanese monitoring system on shellfish toxins. In "Harmful and Toxic Algal Blooms" (ed. by Yasumoto, T., Y. Oshima, and Y. Fukuyo), IOC/UNESCO, pp.19-22.
- 3) 林 凱夫・山本 存 (1979) 大阪府漁業生産調査。関西国際空港漁業影響調査報告 漁業班資料 2, 社団法人日本水産資源保護協会, 52-102.
- 4) 長田凱夫 (2002) 大阪湾の持続可能な開発と環境保全—水産サイドからのアプローチ—, 大阪湾の海域環境と生物生産, 水産研究叢書, 49, 社団法人日本水産資源保護協会, 183-192.
- 5) 濱野米一・山本博之・桑原克義・東逸男 (1989) 魚貝毒に関する研究 (第10報) —大阪湾産ムラサキガイの下痢性貝毒および麻痺性貝毒—, 大阪府立公衛研究報, 食品衛生編, 20, 77-81.
- 6) Yamaguchi, M., S. Itakura, K. Nagasaki and I. Imai (1996) Distribution and abundance of resting cysts of the toxic dinoflagellates *Alexandrium tamarense* and *A. catenella* in sediments of the eastern seto inland sea, Japan., Harmful and toxic algal bloom (ed. by Yasumoto T., Ohshima Y. and Fukuyo Y.), 177-180, UNESCO, Paris.
- 7) 福代康夫・渡辺信・渡辺正孝 (1982) 赤潮渦鞭毛藻のシスト形成と発芽—II. *Prorogonyaulax tamarensis* と *P. catenella* におけるシスト発芽の季節性。国立公害研究所研報, No. 30, 43-52.
- 8) Ogata, T., M. Kodama, Y. Fukuyo, T. Inoue, H. Kamiya, F. Matsuura, K. Sekiguchi and S. Watanabe (1982) The Occurrence of *Prorogonyaulax* spp. in Ofunato Bay, in Association with the Toxicification of Scallop *Patinopecten yessoensis*. Bull., Jap., Soc., Sci., Fish., 48 (4), 563-566.

- 9) 福代康夫 (2000) 有毒プランクトンによる漁業被害の現状と問題点. 有害・有毒赤潮の発生と予知・防除, 日本水産資源保護協会, pp.18-28.
- 10) Oshima, Y., T.Yasumoto, M.Kodama, T.Ogata, Y.Fukuyo, and F.Matsuura (1982) Features of paralytic shellfish poison occurring in Tohoku district. Bull., Jap., Soc., Sci., Fish., 48 (4), 525-530.
- 11) (社)日本水産資源保護協会, 平成12年度二枚貝等安全対策事業報告書 (平成13年3月).
- 12) 石丸 隆 (1985) 増殖と環境要因. 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, pp.40-46.
- 13) Itakura, S., M.Yamaguchi, M.Yoshida and Y.Fukuyo (2002) The seasonal occurrence of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) vegetative cells in Hiroshima Bay, Japan. Fisheries Science, 68, 77-86.
- 14) 山本民次・樽谷賢治・松田治 (2000) 有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* プルームの発生メカニズムとその予知および防御の可能性. 有害・有毒赤潮の発生と予知・防除, 日本水産資源保護協会, pp.150-176.
- 15) 城 久 (1986) 大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産におよぼす影響について, 大阪水試研報, 7, 1-174.