

三河湾における *Alexandrium tamarense* の増殖とアサリの毒化について

石田基雄*・尊田佳子*

Blooming of *Alexandrium tamarense* and increasing of toxicity of short-necked-clam in Mikawa bay

ISHIDA Motoo*, SONDA Yosiko*

ABSTRACT : In Mikawa-bay, monitoring system for paralytic shellfish poison (PSP) and diarrhetic shellfish poison (DSP) has been running since 1980. Results of monitoring showed that PSP of short-necked clam 'Asari' was occurred with increasing in number of dinoflagellate, *Alexandrium tamarense*, which tend to bloom mid spring. *A. tamarense* generally started to reproduce early March and reached highest density in April. Toxicity of short-necked clam were detected when density of *A. tamarense* was over 10 cells/ml. Results from phytoplankton monitoring nearly indicate condition of short-necked clam with PSP, so it would be able to sustain safe supply of short-necked clam products.

キーワード; *Alexandrium tamarense*, アサリ, 麻痺性貝毒, 三河湾

1979年4月、横浜市で愛知県産アカニシが疑われる中毒事件が発生した。この時の調査では、貝と発症との因果関係は認められなかったものの、1975年～1977年に三重県尾鷲湾で麻痺性貝毒によるアサリの出荷自主規制が実施されたことを背景に、1980年4月から、愛知県による貝毒の監視が開始された。

開始直後の1980年4月には、三河湾で *Alexandrium tamarense* (以降 *A t* と略して記す) の増加が認められ、それに伴ってアサリ、ムラサキイガイ、養殖ホタテガイが麻痺性貝毒で毒化していることが明らかになった。1981年には、アサリは毒化しなかったものの、監視はその後も継続され、2002年までで23年間の資料が残されている。これら蓄積資料は、三河湾産アサリの毒化機構を明らかにする上で貴重なものである。

本報告では、今後の貝毒監視に役立てるため、これら資料から、三河湾における *A t* 発生状況及びアサリの毒化状況を取りまとめた。

材料と方法

アサリ等貝毒監視については、麻痺性貝毒及び下痢性貝毒を対象として、以下の事業で実施されてきた。

- ア, 1980年度～1982年度; 重要貝類等毒化点検調査
(水産庁委託事業)
- イ, 1983年度～1987年度; 重要貝類毒化対策事業
(水産庁委託事業)
- ウ, 1988年度～2002年度; 赤潮貝毒監視事業
(水産庁補助事業)

ア, の重要貝類等毒化点検調査においては、全般的な毒化の状況を把握することに重点がおかれ、1979年に問題となったアカニシ、及び毒化し易いとみられたムラサキイガイを周年検査した。検体の採取場所は図1に示したst 2, 3で、毎月検査を実施し、その結果毒化が確認された場合には、さらに検体採取場所を増やして検査した。原因プランクトン調査は、検体採取時期に合わせて検体採取場所に近いところを含む3地点で採水して行った。

イ, の重要貝類毒化対策事業では、前事業で *A t* の発

* 愛知県水産試験場 (Aichi Fisheries Research Institute, Miyacho, Gamagorishi, Aichi, 443-0021, Japan)

生とそれに伴うとみられる貝類の麻痺性貝毒による毒化が3月から6月に確認されたことから、貝毒検査の時期を3月から8月に集中する一方で、定期的な検体採取場所をst1, 2, 3, 6, 10に増やして検査を実施した。原因プランクトン調査は検体採取に合わせて、その付近で採水して調べるとともに、湾外を含めた広域分布調査を実施した。

ウ、の赤潮貝毒監視事業では、定期的な検体採取場所は前事業からst11を増やし、主に3月から5月、原因プランクトン調査については、2月から5月に実施した。しかし、1991年にA t大発生にともなうアサリ毒化で、出荷自主規制が実施されて以降は、原因プランクトン調査の点を13点とするとともに、時期を10月から7月とした。定期的な貝毒検査で、麻痺性貝毒が検出された場合は、さらに採取場所を増やして実施した。

これら事業で実施した貝毒検査は、愛知県衛生研究所がマウスを用いた公定法で行い、原因プランクトンの計数については、水産試験場が実施した。

これらの事業については、それぞれ年度毎に報告書が取りまとめられている。

本研究では、それらの報告書から、A tの発生状況及びアサリの麻痺性貝毒検査結果に関するデータを抽出し、整理、解析した。

三河湾における貝毒検査及び原因プランクトンの調査点を図1に示した。三河湾は伊勢湾にのみ湾口部が開い

ており、中央の島嶼部で東西に分かれる。東部が渥美湾、西部が知多湾と呼ばれている。

調査は三河湾が主体であるが、一部伊勢湾、渥美外海でも実施されていた。伊勢湾及び渥美外海については、これまで毒化がほとんど確認されなかったことから、今回の解析の対象からは除外した。

データの集計に際しては、次のような問題点が認められた。

①A tの学名は1988年度から用いられており、それ以前は *Protogonyaulax tamarensis* と記載されていた。また、同種は種の同定が難しいが、毎回形態による同定を実施していたわけではなく、大きさ、色調、遊泳個体の動き、連鎖状況、発生時期、海域、前後の状況等から推定していた。

この推定による種の同一性については、1991年以降、高密度化の時期が従来と異なる2001年以降も含め年数回、今村、福代の方法(1987)¹⁾で錨板の頂孔板群の形態、頂板の形及び腹孔を観察し、同種であることを確認したが、12月～5月の間に、A t以外の *Alexandrium* 属の発生が確認されていないことから、本研究では問題ないものとして扱った。

また、2001年3月には、三河湾で採取したA tから、岩崎のSW II培養液(1967)²⁾を用いて、ピペット洗浄法で単離して培養株を確立し、同様に確立した1996年2月に三河湾から採取した培養株、1999年4月に伊勢湾から採取した培養株と毒成分比較を行った(表1)。大島(1982)³⁾は麻痺性貝毒成分の組成比較がA t系群判別

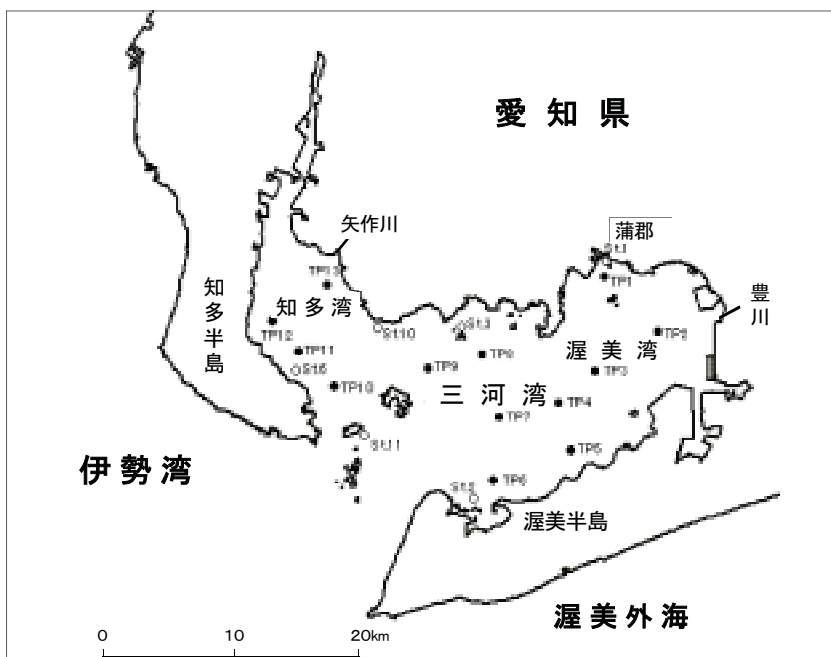


図1 三河湾における貝毒モニタリング調査点
(○; アサリ毒力調査点7点, ●; 原因プランクトン調査点13点.)

表1 三河湾で発生した *Alexandrium tamarense* 培養株の麻痺性貝毒成分組成 (fmole/cell)

成分	2001年株	1999年株	1996年株
C1	0.217	0.488	0.504
C2	22.799	23.138	25.376
neoSTX	0	0	0
STX	0	0	0
GTX1	0	0	0
GTX4	0	0	0
dcGTX3	0	0	0
dcGTX2	0	0	0
GTX3	0.25	0.399	0.228
GTX2	0	0	0
TOTAL	23.266	24.025	26.108

に有効であるとしている。これら3系統の *A t* 培養株の麻痺性貝毒成分組成は、きわめて類似していることから、2001年に発生した *A t* は、1996年、1999年に三河湾で発生した *A t* と同一の系統である可能性が高いと判断した。

なお、この際の毒成分分析は、日本水産資源保護協会から入手した麻痺性貝毒標品を用いた蛍光HPLC法(大島, 1992)⁹⁾によった。また、これら3検体は、インキュベーターで、培養温度13°C、照度3,000 lux、12時間明-12時間暗条件で培養し、定常期に達した頃に分析用試料として採取した。

②原因プランクトン調査については、当初は海水1ℓを固定して濃縮し、計数していたが、三河湾における1ℓの濃縮試料には、膨大な他の藻類が含まれており、その中の *A t* を計数する事は、労力的に難しいことから、1990年以降は、迅速性を優先し、海水1mℓで、固定せず直接計数する方法とした。本研究では、*A t* 発生密度を解析に用いる際には、最低でも1 cells/mℓであり、上記計数方法の変更による精度の差は、解析結果には影響ないと考えられる。

③原因プランクトンの採取地点は、毒力検査の検体であるアサリの採取点より1~5km沖合の水深の深い所とした。これは、解析に際して、採取の同地性の面で問題があるが、アサリが漁獲される干潟域では過性食者によって急激にプランクトンが消失することを考慮すれば、干潟域へ供給される前の海水を採取して試料とすることは、アサリが摂食したプランクトンを反映させるためには、むしろ妥当であると考えられる。

④貝毒原因プランクトン調査の頻度は、春季を中心に通常月1, 2回であったが、*A t* の急激な増加等、監視を強化する必要が生じた場合には週2回程度まで増やしていた。このように頻繁に取得したデータについては、解析の際平均化している。すなわち、一定期間の各定点のデータが1個になるように、2回以上調査した場合は平均値を出現量とした。したがって、本研究における平均値を

用いた解析では、平均化した期間より短時間で起こる現象は、捉えられなくなっている。

結 果

1. *A t* 発生密度の経年変化

図2に三河湾でデータ数が多く、*A t* 発生頻度も高いTP1, TP8における *A t* 発生量の経年変化をまとめて示した。*A t* は1980年の調査開始時から確認され、毎年3月、4月に増加していた。年によって発生密度が異なり、1984年、1985年、1991年、1996年、2000年に高密度となった。

一方、愛知県水産試験場(1980~2001)⁹⁾によれば、1984年、1985年、1986年、1987年、1991年の5回、*A t* が赤潮となった。これら赤潮となった年は、図2においても高密度化が読みとれるが、1985年~1987年の赤潮では、いずれの年も濃密域で1,000 cells/mℓを超えており、調査点における分布密度より1桁以上高かった。

2. *A t* の発生海域及び発生時期

毒化原因プランクトン調査は、1980年4月から2002年7月までの間、少ない年には3地点、多い年には13地点で月0~10回実施し、総延べ調査数4,145点に及んでいた。これらのデータを、*A t* の調査回数が多い2月から4月は、単位期間を旬に、5月は前半と後半に、その他は1ヶ月に設定し、単位期間内に2回以上調査した年は平均値を求めて集計の際の基礎データとした。

表2-1に、各単位期間ごとの調査点の基礎データ数を、その調査点で期間中に調査が1回以上あった年を1、無かった年を0とし、その総和で示した。即ち、表2-1の各マスは調査のあった年の数であり、最大で23個(23年分)となる。しかし、調査開始当初から現在まで継続的に調査を実施している点の一部に限られるため、基礎データ数が15個以上の調査点は少ない。また、水温が高い8月、9月、10月は、基礎データ数が少ない。

表2-2から表2-4には、基礎データに示した年数の中で、表層において *A t* 密度が、それぞれ1, 5, 11 cells/mℓ以上出現した年の割合を示した。

A t 密度が1 cells/mℓ以上検出された検出率(表2-2)は、2月上旬から5月前半までの期間が高く、この期間が三河湾における *A t* の発生期であることが分かる。また、多くの調査点で、50%以上即ち調査した年数の半分以上の年で検出されており、この程度の量の発生は、毎年とはならなくても、かなりの頻度であることが分かった。

A t 密度が11 cells/mℓ以上の出現割合(表2-4)では、

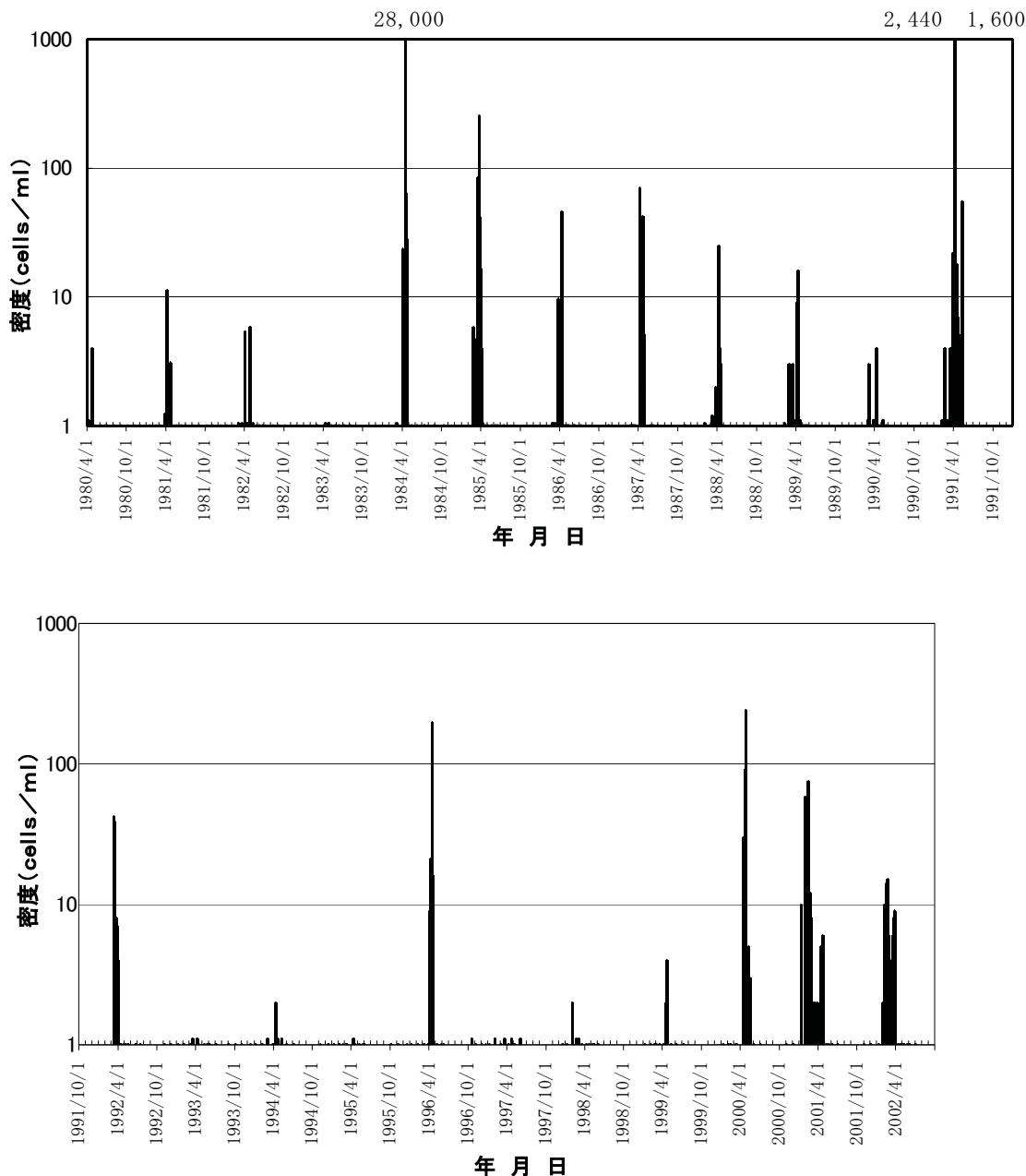


図2 TP 1, TP 8 における *Alexandrium tamarense* 密度の経年変化

渥美湾奥のTP 1～5を中心に2月上中旬及び3月下旬から4月中旬に20～30%の高い値がみられる。2月上中旬における高密度化は、図2から読みとれるように2001年、2002年における早期の発生の結果である。

また、知多湾では、渥美湾に比べて全般に出現がやや遅く、高密度化する率も低い。

3. 表層と底層の *A t* 分布密度の関係

原因プランクトン調査点は、近年では三河湾に13点あり、そのうちの5点 (TP 1, TP 6, TP 8, TP10, TP13) で表層と底層の調査を実施している。

その中から *A t* 密度が比較的高いTP 1 (水深6m), TP 6 (水深15m), TP 8 (水深11m) を選び、表層と底層 (海底より1m上) における *A t* 発生密度の関係を図3に示した。

A t の密度は、ばらつきが大きく、比較的浅くて表層と底層の密度が類似するTP 1においても相関は低い (相関係数 0.09)。全般に底層より表層の方が高い傾向があり、水深の深いTP 6, TP 8 でその傾向が顕著であった。なお、これらの結果は、すべて日昼に行われた調査結果であり、夜間の *A t* の挙動については不明である。

表2-1 時期別, 調査点別の原因プランクトン調査年数

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6	TP7	TP8	TP9	TP10	TP11	TP12	TP13
9月	2	3	1	1	0	3	1	4	0	1	0	0	1
10月	5	5	3	2	2	7	3	7	3	4	2	2	4
11月	8	8	7	7	4	10	6	11	6	9	5	5	9
12月	8	10	8	7	6	10	8	10	8	8	5	5	8
1月	10	12	10	9	8	12	10	12	10	10	8	8	10
2月上	13	11	9	9	8	12	9	14	10	11	7	7	10
2月中	6	5	5	4	4	6	5	7	4	3	3	3	3
2月下	10	4	3	3	3	7	4	8	3	6	3	3	5
3月上	19	13	11	10	10	20	11	22	11	16	11	10	16
3月中	15	9	8	8	8	16	8	15	8	10	8	8	9
3月下	10	7	7	6	6	12	6	11	6	7	5	5	6
4月上	17	11	8	8	8	19	8	19	7	15	8	8	14
4月中	17	12	10	10	10	18	10	18	10	13	10	10	12
4月下	16	12	9	9	9	18	9	18	9	15	9	9	13
5月前	19	15	12	12	12	21	12	21	12	18	12	12	17
5月後	13	8	6	6	6	14	6	14	7	13	7	7	11
6月	17	14	11	10	11	18	11	19	10	17	11	11	17
7月	11	10	7	7	7	14	6	14	7	12	5	5	9
8月	2	3	0	0	0	5	0	5	0	3	0	0	1

表2-2 表層における *Alexandrium tamarensis* (1 cell/ml以上) の出現割合 (%)

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6	TP7	TP8	TP9	TP10	TP11	TP12	TP13
9月	0	0	0	0	—	0	0	0	—	0	—	—	0
10月	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0
11月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12月	0	10	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0
1月	10	17	30	22	25	17	10	8	10	0	0	13	0
2月上	54	36	22	33	25	25	33	14	40	18	0	29	10
2月中	50	40	40	50	50	50	40	43	50	33	0	0	33
2月下	60	50	67	67	67	57	25	63	67	17	0	0	0
3月上	42	46	55	40	30	20	27	27	27	19	9	10	13
3月中	60	44	38	38	38	25	25	40	13	30	25	13	22
3月下	70	57	71	83	67	50	67	82	50	29	60	40	17
4月上	65	82	50	38	38	63	50	68	57	47	13	38	29
4月中	65	42	60	60	70	44	50	44	60	46	10	20	17
4月下	38	58	33	56	44	33	22	44	56	60	22	44	31
5月前	16	13	17	25	42	5	17	19	33	22	25	42	29
5月後	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	14	0	0
6月	0	0	0	10	18	6	0	5	0	6	0	0	0
7月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8月	0	0	—	—	—	0	—	0	—	0	—	—	0

表2-3 表層における *Alexandrium tamarensis* (5 cells/ml以上) の出現割合 (%)

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6	TP7	TP8	TP9	TP10	TP11	TP12	TP13
9月	0	0	0	0	—	0	0	0	—	0	—	—	0
10月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1月	10	8	10	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
2月上	15	18	11	11	25	8	11	7	10	0	0	0	0
2月中	33	40	20	50	50	33	40	29	25	0	0	0	0
2月下	30	25	33	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0
3月上	5	8	9	0	0	9	5	9	0	0	0	0	0
3月中	13	11	13	13	6	13	7	13	10	13	13	11	11
3月下	40	29	57	50	33	0	18	17	0	0	0	0	0
4月上	41	27	25	25	25	21	13	26	14	7	13	0	7
4月中	29	17	30	20	50	17	30	17	30	15	10	10	8
4月下	31	25	22	11	11	6	11	11	11	13	22	22	15
5月前	0	0	8	8	17	5	8	5	8	6	17	8	6
5月後	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8月	0	0	—	—	—	0	—	0	—	0	—	—	0

表2-4 表層における *Alexandrium tamarensis* (11cells/ml以上) の出現割合 (%)

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6	TP7	TP8	TP9	TP10	TP11	TP12	TP13
9月	0	0	0	0	—	0	0	0	—	0	—	—	0
10月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1月	10	8	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2月上	8	9	11	11	13	8	11	7	10	0	0	0	0
2月中	17	20	20	25	25	0	20	14	25	0	0	0	0
2月下	0	25	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0
3月上	5	8	9	0	0	9	5	9	0	0	0	0	0
3月中	13	11	13	13	13	0	7	13	10	13	13	11	11
3月下	20	14	29	17	17	0	9	0	0	0	0	0	0
4月上	29	27	25	13	25	11	0	26	0	7	13	0	7
4月中	18	8	20	10	30	6	10	11	20	15	10	10	8
4月下	19	8	11	11	11	6	11	11	11	7	22	11	0
5月前	0	0	0	8	17	5	0	5	8	6	8	8	6
5月後	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7月	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8月	0	0	—	—	—	0	—	0	—	0	—	—	0

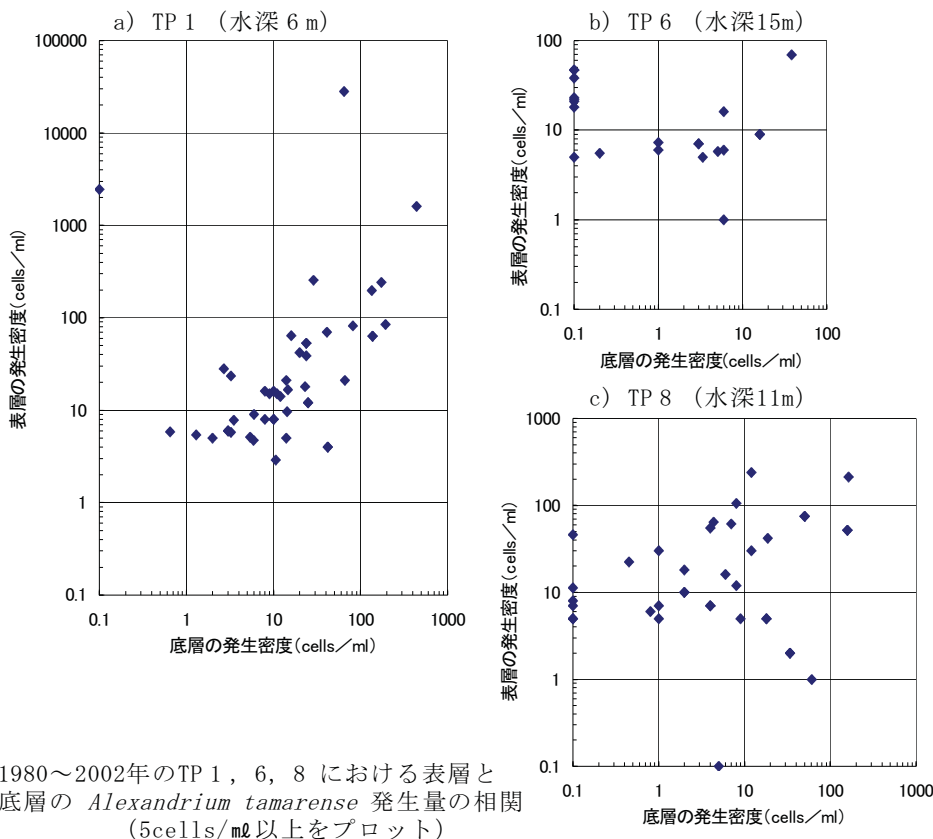


図3 1980~2002年のTP 1, 6, 8 における表層と底層の *Alexandrium tamarensis* 発生量の相関 (5cells/ml以上をプロット)

4. *A. t*の分布水温, 塩分

*A. t*が3 cells/ml以上検出されたときの発生量と水温, 塩分との関係を図4, 図5に示した。図は渥美湾奥部 (TP 1, 2, 3), 渥美湾中央部 (TP 5, 6, 7, 8, 9), 知多湾 (TP10, 11, 12, 13)に分けて示した。*A. t*が高密度時の水温は, 渥美湾奥部及び渥美湾中央部では5~17°Cであったが, このうち7°C以下は殆どが2001年, 2002

年であった。

知多湾では, 12~17°Cであり, 渥美湾奥部, 渥美湾中央部より下限が高かった。

*A. t*が3 cells/ml以上の時の塩分は, ほぼ27~32となっており, 低水温時の増加となった2001年, 2002年における塩分も, この範囲内で特に偏りは見られなかった。

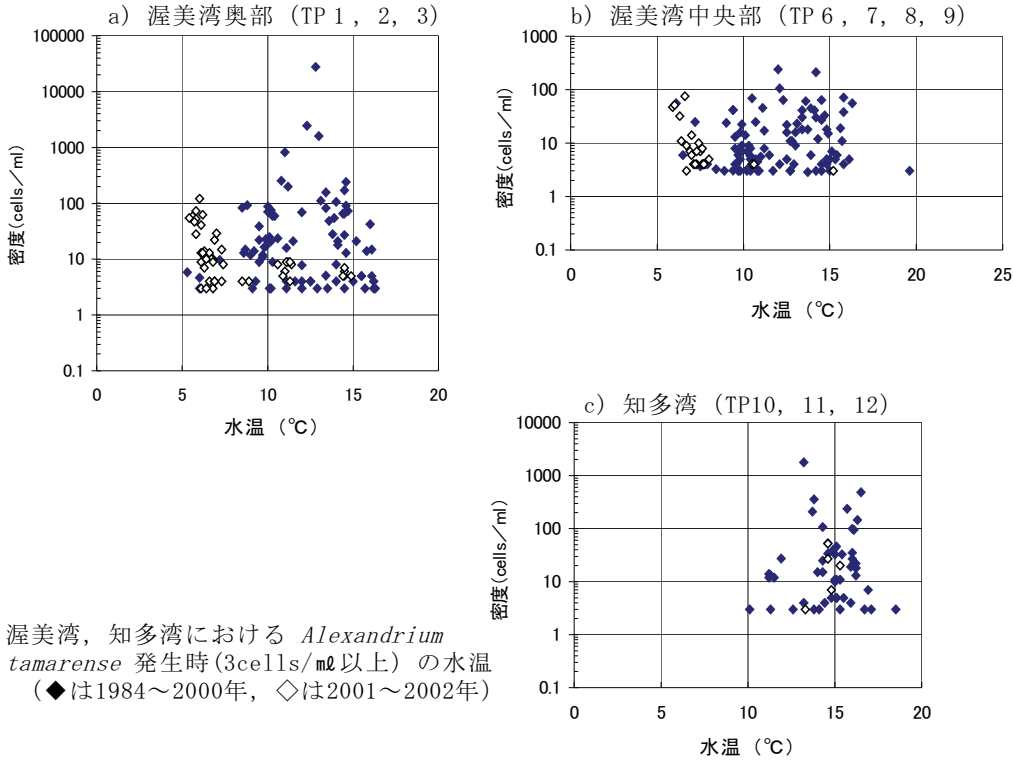


図4 渥美湾, 知多湾における *Alexandrium tamarense* 発生時(3cells/ml以上)の水温 (◆は1984~2000年, ◇は2001~2002年)

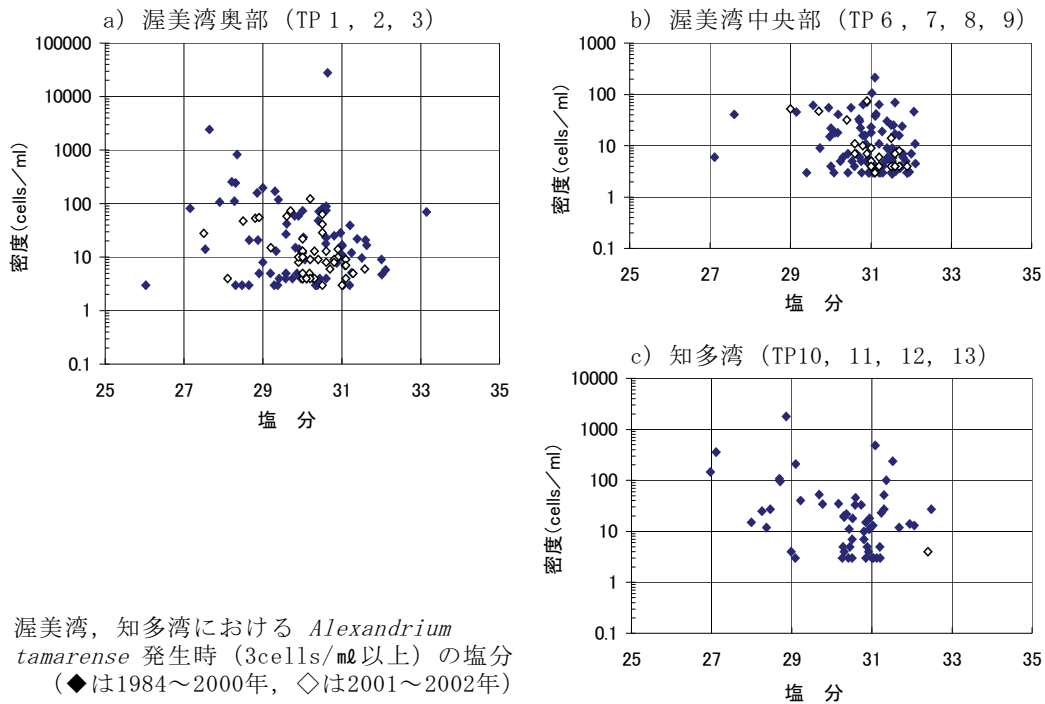


図5 渥美湾, 知多湾における *Alexandrium tamarense* 発生時(3cells/ml以上)の塩分 (◆は1984~2000年, ◇は2001~2002年)

5. アサリの毒化

アサリの麻痺性貝毒の毒力経年変化を図6に示した。貝毒検査は、アサリ以外にムラサキガイ、アカニシ、トリガイ、ホタテガイ、シジミ、バカガイ、ウチムラサキ、ツメタガイ、ボウシュウボラ、ナミガイで実施されているが、長期間、継続的に実施されているのはアサリだけであった。

アサリの麻痺性貝毒検査は、3月から4月を中心に毎年実施され、23年間で154回、700検体以上に達する。

図2においてA tが高密度に発生した年には、アサリから麻痺性貝毒が検出されており、三河湾におけるA tの高密度化はアサリを毒化させていることが明らかである。

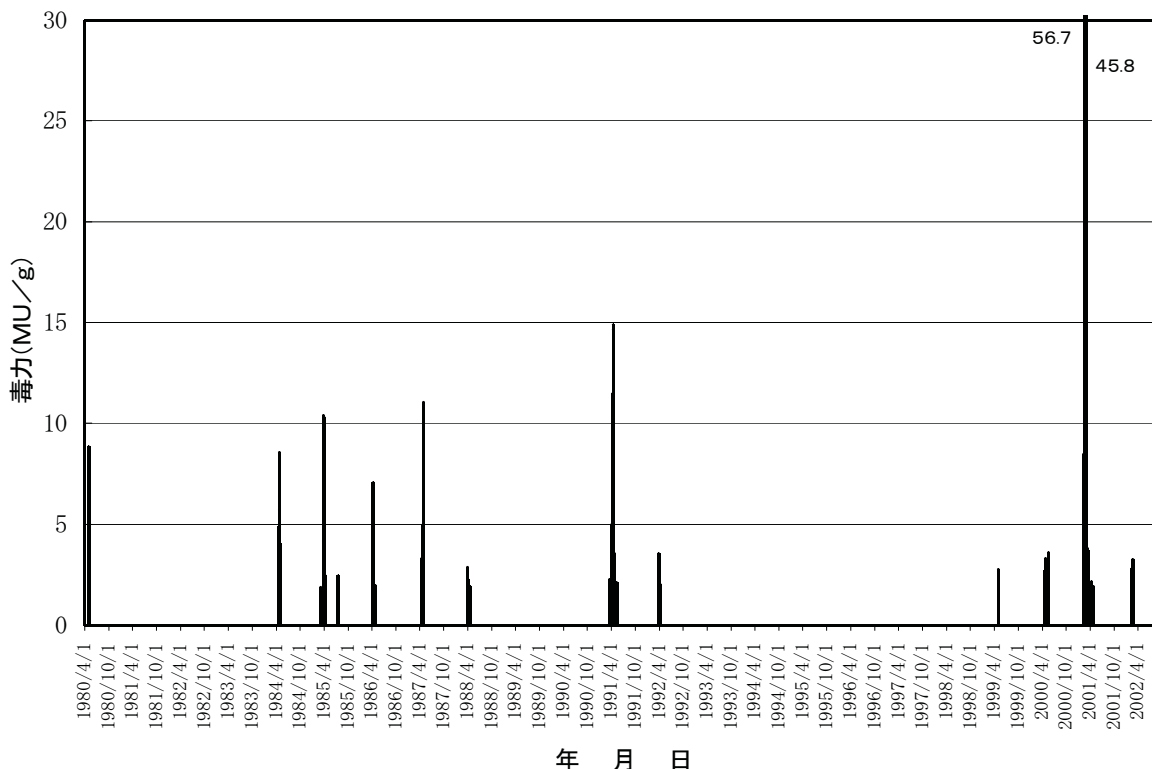


図6 三河湾におけるアサリの毒化状況（麻痺性貝毒毒力，st 1，2，3の値をプロット）

三河湾における貝毒調査結果の取りまとめを表3に、表3の検出調査回数のデータから求めた各調査点間の毒力の相関を表4に示した。

貝毒検査は、同時調査として1~7ヶ所の検体を同時（同日もしくは2日以内）に採取して実施していた。表3における検出調査回数は、調査点欄に示した調査点を含む同時調査において、1ヶ所以上で貝毒が検出された調査の回数を示している。ただし、頻りに検査が行われ、月の前半もしくは後半に複数の検査結果がある場合には、その平均値を期間の代表値として用いた。また、毒性検出回数は、検出調査回数の中で、その調査点において毒性が検出された回数を示し、検出調査における検査値の平均をその下欄に示した。

上記23年間の調査回数154回の内、1980年度から1982年度は、検査値の記録がなく、この解析からは除外するが、1983年度から2002年5月までの間で、st 1における

表3 麻痺性貝毒の検出状況（1980~2002年）

項目\調査点	st1	st2	st3	st6	st10	st11
検査回数	126	112	126	98	91	58
検出調査回数	30	26	30	21	22	12
毒性検出回数	17	14	25	2	9	5
検査値の平均(MU)	3.20	1.46	4.14	0.32	1.38	1.04
毒性検出率(%)	53.3	53.8	83.3	9.5	40.9	41.7
4MU以上検出回数	7	1	6	0	1	0
同 検出率(%)	23.3	3.8	20.0	0.0	4.5	0.0

* 検出調査回数；その調査点もしくは他の調査点で貝毒が検出された調査の回数
 毒性検出回数；その調査点で貝毒が検出された調査の回数

表4 麻痺性貝毒量の相関

	st1	st2	st3	st6	st10	st11
st1	-	0.74	0.86	0.22	0.80	-0.27
st2	0.74	-	0.81	-0.07	0.92	0.36
st3	0.86	0.81	-	0.00	0.94	-0.16
st6	0.23	-0.10	0.01	-	-0.10	0.14
st10	0.80	0.92	0.94	-0.10	-	0.14
st11	-0.30	0.36	-0.20	0.14	0.14	-

検査回数は126回であり、検出調査回数は30回（その内12回は期間内の平均値）、この30回のうちst1において麻痺性貝毒が検出された回数が17回、他の調査点で検出されst1では検出されなかった回数が13回、30回の検査値の平均が3.20MUであった。

それぞれの調査点で直接麻痺性貝毒が検出された毒性検出回数は、st3, st1, st2で多い。検査値の平均はst3, st1が高く、st2はかなり低い。検出率はst3で際だって高い。st2は、検査値の平均は低いものの検出率は高い。4MU以上の値が検出された回数についても、st1, st3が多く、その他調査点ではわずかである。

各調査点間の相関については、st1とst2, 3, 10, st2とst3, 10, st3とst10で高い値が得られ、知多湾のst6, 11は、他の調査点との相関に乏しい。

考 察

1. 三河湾における*A t*の増加要因

*A t*は三河湾では、毎年のように出現し、著しく増加する時には赤潮を形成していた。

*A t*密度は、赤潮時の濃密域では1,000cells/mlを超え、1984年4月には82,400cells/mlに達した（愛知県水産試験場、1980～2001）⁹⁾。

*A t*の密度上昇を支配する要因として、水温、シストからの発生時期と発生量、珪藻類との競合、海水の動きに伴う集積・拡散が考えられる。

三河湾で*A t*が比較的高密度となる水温は、図4から5～17℃と判断できる。さらに、2001年、2002年の2年間を除けば8～17℃となる。

他県における*A t*の出現水温をみると、岩手県大船渡湾で5～20℃、香川県で8～16℃、徳島県で10.6～14.2℃となっており（表5）、海域が異なっても、近似した水温で出現している。

表5 *Alexandrium tamarense* 出現時の水温、塩分

県	海域	水温(℃)	塩分
岩手 ⁶⁾	大船渡湾	5-20	30.0-34.1
香川 ⁷⁾	播磨灘, 備讃瀬戸, 燧灘	8-16	21-33
徳島 ⁸⁾	橘湾, 椿泊湾, 小松島湾	10.6-14.2	29.6-32.3

三河湾の表層水温が17℃を超えるのは、平均的には5月中旬であり、さらに高水温期を経て17℃以下となるのは、11月中旬であるが、1月中旬から2月中旬の最低水温期には、年によって5℃以下となる。

*A t*三河湾株の培養実験における比増殖速度は、水温10℃前後で0.05～0.10 d⁻¹、水温15℃、塩分32で最大の

0.23 d⁻¹で、水温25℃ではまったく増加しない（山本ら、1995）⁹⁾。海域における比増殖速度も同様であれば、三河湾の2月、3月（水温；5～13℃）に*A t*が100倍に増殖するには、1.5ヶ月以上の長い期間が必要となる。*A t*は、ほとんどの場合密度のピークが、3月下旬から4月中旬となっているが、ピークの前1, 2ヶ月間（2月、3月）の水温は*A t*高密度化の重要な要素であることは間違いない。

さらに、1月下旬から2月上旬における最低水温は、年によって4℃から8℃までの差があることから、この時期に、*A t*は水温次第で、増殖できない可能性も指摘できる。

シストの分布については、水産庁（1986）¹⁰⁾が、三河湾の詳細な調査を実施している。1985年8月の調査では、渥美湾の海底には平均的にみても、湿泥1cm³当たり500～800個の*A t*のシストが分布していた。三河湾では1984年、1985年と続けて*A t*が赤潮となっているので、この調査時における*A t*のシストは記録的に多かったと推定される。

福代（1982）¹¹⁾は、大船渡湾における*A t*シストの2月から5月の発芽率は約50%としている。上記三河湾におけるシストの何割くらいが発芽可能かは不明だが、仮に平均の650個すべてを発芽対象とし、大船渡湾よりはるかに短い1ヶ月間で50%のシストが発芽して、底面積1cm²の水柱に分布したとしても、三河湾の平均水深は約10mなので、1日に発生する*A t*は0.01cells/mlにしかならない。この密度は、これまでにアサリが毒化した時の*A t*の密度と比べて3桁以上低い。したがって、シストからの発生量については、直接的な高密度化の要因にはなっていないと考えられる。ただし、上記したように*A t*が高密度化するまでに長い増殖期間が必要とすれば、シストからの発芽がどの時期にどのくらいあるかはその年の高密度化を支配する重要な要素である。

他の藻類との種間関係を推定する場合には、それぞれの種の栄養要求、増殖適水温・塩分、好適照度、増殖阻害要因を求めた上で、それを実際の海域における要素の変動と種の変遷を対比させて解析する必要があり、詳細な検討が必要である。

ここでは、1991年の珪藻類との種間関係を示唆する例を示す。

この年の2月中旬から3月上旬には、渥美湾で *Skeletonema costatum* を主体とする珪藻類が増加しており（最大12,000cells/ml）、それが3月中旬に急速に消失した。かわって1～4 cells/mlであった*A t*が増加し始め、3月末から4月始めには、局部的に100cells/mlを超えた（図7）。

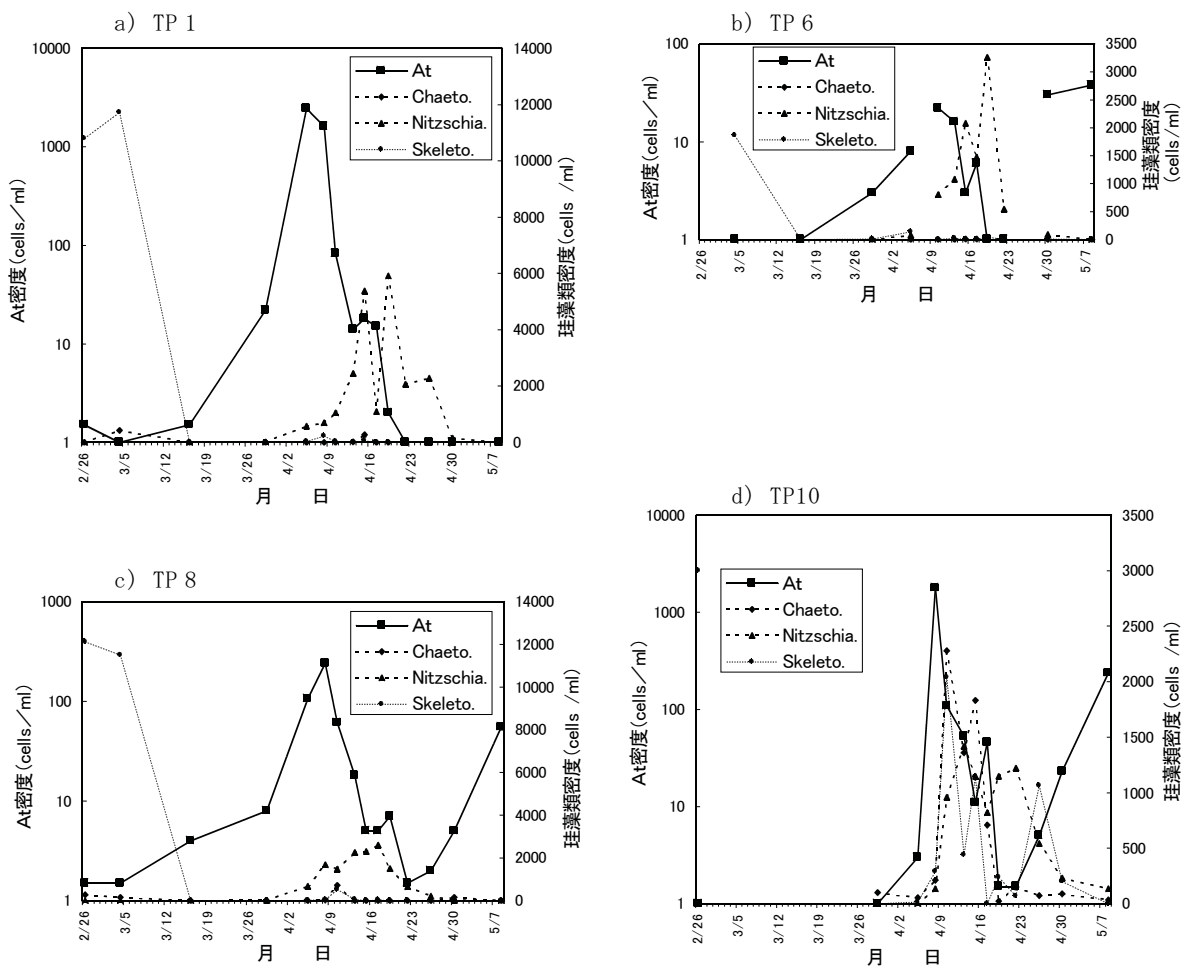


図7 TP 1, 6, 8, 10 における *Alexandrium tamarense* 密度と珪藻類密度の変動
 (1991年, 凡例=At:*Alexandrium tamarense*, Chaet.:*Chaetoceros* sp.,
 Nitzschia.:*Nitzschia* sp., Skeleto.:*Skeletonema costatum*)

栄養塩は、珪藻類が急減してから50mmを超える降雨があったことから、珪酸塩を含め十分にあったと推定されるが、珪藻類の再度の増加は遅れ、間隙をぬって増殖速度の遅いべん毛藻類が増えた。この珪藻類が消失し、再度増加するまでに20日間程度要した原因については不明であるが、この年の *A t* 高密度化の大きな要因として、増殖適期に珪藻類がほとんど発生しない期間が長く続いたことがあげられる。

増殖速度が速い珪藻類が、*A t* の増殖を抑制することは十分考えられることから、*A t* の増加期における珪藻類の動向は、今後着目すべき重要な要素である。

A t は、赤潮時には1,000cells/ml、時に10,000cells/mlを超える密度となっている。先に述べた *A t* 三河湾株の増殖速度では、増殖による増加だけで赤潮時のような高密度に達したとは考え難い。

A t 赤潮は、ほとんどの場合、渥美湾北岸寄りに帯状に分布していること(愛知県水産試験場, 1980~2001)⁵⁾ から、*A t* が沿岸沈降流に逆らって上昇することで次第

に濃縮されたことが示唆される。

過去5回の *A t* 赤潮は、2001年を除けば図6に示したアサリの毒化年とよく一致していることから、*A t* が急激に高密度化して赤潮に至るメカニズムは、今後明らかにすべき重要な課題である。

2. *A t* 増加の海域特性

三河湾に13地点の貝毒原因プランクトン調査点を設定した1991年以降2002年までの間で、1調査点以上で *A t* が5 cells/ml以上(表層の分布密度)検出された調査は、30回であった。そのうち12回は、全点ではなく部分的な調査となっているが、これらのデータから、調査点間での *A t* 分布密度の相関を求め、結果を表6に示した。

高い相関を示したのは、渥美湾奥のTP1とTP2、知多湾のTP10とTP11、TP12で、その他では、それほど高い相関は認められなかった。

このことから、*A t* は広い海域で一様に増加するのではなく、かなり偏在して、部分的な密度変化を繰り返し

ていると考えられ、 $A t$ 増加の海域特性については、それぞれの海域における発生頻度、密度の増減から特徴付けざるを得ない。

表2-2から表2-4の渥美湾奥部 (TP1, 2, 3), 渥美湾中央部 (TP5, 6, 7, 8, 9), 知多湾 (TP10, 11, 13) における $A t$ の出現頻度をみると、渥美湾奥部は $A t$ の出現が早く、頻度も高い。さらに早期に高密度化し、高密度化の頻度も高い。渥美湾中央部は、 $A t$ の出現時期は渥美湾奥と変わらないが、頻度がやや低い。特に、11

表6 *Alexandrium tamarense* 分布密度の調査点間の相関

	TP1	TP2	TP3	TP4	TP5	TP6	TP7	TP8	TP9	TP10	TP11	TP12	TP13
TP1	—	0.98	-0.03	0.02	0.04	0.00	-0.06	0.63	0.05	0.51	0.47	-0.08	0.00
TP2	0.98	—	0.09	0.11	0.17	0.07	0.02	0.53	0.55	-0.04	-0.06	-0.11	0.04
TP3	-0.03	0.09	—	0.56	0.78	0.41	0.31	0.46	0.45	0.17	0.00	-0.12	0.60
TP4	0.02	0.11	0.56	—	0.75	0.42	0.52	0.52	0.46	0.14	0.20	0.04	0.18
TP5	0.04	0.17	0.78	0.75	—	0.56	0.50	0.49	0.47	0.29	0.20	0.04	0.65
TP6	0.00	0.07	0.41	0.42	0.56	—	0.54	0.28	0.51	0.36	0.26	0.32	0.14
TP7	-0.06	0.02	0.31	0.52	0.50	0.54	—	0.56	0.68	0.32	0.50	0.37	0.27
TP8	0.63	0.53	0.46	0.52	0.49	0.28	0.56	—	0.53	0.68	0.72	0.17	0.14
TP9	0.05	0.55	0.45	0.46	0.47	0.51	0.68	0.53	—	0.04	0.16	0.57	0.34
TP10	0.51	-0.04	0.17	0.14	0.29	0.36	0.32	0.68	0.04	—	0.98	0.90	0.11
TP11	0.47	-0.06	0.00	0.20	0.20	0.26	0.50	0.72	0.16	0.98	—	0.86	0.12
TP12	-0.08	-0.11	-0.12	0.04	0.04	0.32	0.37	0.17	0.57	0.90	0.86	—	0.10
TP13	0.00	0.04	0.60	0.18	0.65	0.14	0.27	0.14	0.34	0.11	0.12	0.10	—

*1991~2002年, 1調査点以上で $A t$ が 5 cells/ml 以上出現したときの調査結果のみを対象に相関を求めた。

3. $A t$ の増加とアサリの毒化

$A t$ 分布密度とアサリの毒力の相関を図8-1, 図8-2に示した。この図における $A t$ 密度, 毒力は、それぞれ旬毎のデータを平均化しているが、高い相関関係は得られなかった。また、表3において、st 3の方がst 1よりも検出率が高く検査値の平均も高いことは、表2-3, 表2-4において、st 1付近の海域 (TP1) の方がst 3付近の海域 (TP8) より $A t$ が高密度であることと反する。

st 3で採取されるアサリは、毎年三河湾における一般的なアサリの旬である3月より早い時期 (1月) から身が肥り、高価に取り引きされている。このことは、同じ三河湾産のアサリであっても生息域によって餌の摂食状況が異なることを示唆している。 $A t$ 分布密度とアサリの毒力の相関が得られないこと理由は、①アサリの生息域で異なる摂食状況、② $A t$ 濃密度が偏在し、移動することから、定点調査では、それぞれのアサリ漁場への $A t$ 供給量を正確にとらえられないことよると考えられる。

それぞれのアサリ漁場における毒化を詳細に予測するためには、 $A t$ の空間的にも時間的にも密な調査及びそれぞれの漁場におけるアサリの生息密度、環境条件の違いを踏まえた毒化比較調査が必要であろう。

しかし、図6に示したアサリの毒化時には、1999年を

cells/ml以上となる頻度は、かなり低い。知多湾では、 $A t$ はやや遅く出現し、渥美湾よりやや遅くまで出現する。出現頻度は高密度化も含め渥美湾より低い。

これらの傾向から $A t$ の発生に関しては、渥美湾奥部は早期からもっとも頻繁に発生し、かつ密度が増加する海域、渥美湾中央部は渥美湾奥部同様早期から頻繁に発生するが、比較的高密度化し難い海域、知多湾は発生も終息も遅く、高密度化し難い海域と位置付けられる。

除けば $A t$ 密度の顕著な増加が確認されている (図2)。また、アサリが強く毒化した1991年の例 (図7) でも、 $A t$ は3月16日にはTP8で5 cells/mlとなり、3月28日にはTP3で100 cells/mlを超え、さらに4月5日にはTP1の岸寄りで1,800 cells/mlの赤潮となったことが確認されており、アサリの毒化はそれを追隨して、4月3日にst 1で2.06MU、4月10日にはst 3を含む渥美湾北岸域の広いアサリ漁場で規制値を超えた。

以上の例からも、個別の原因プランクトン調査点のデータから対応する調査点のアサリの毒化を精密に予測す

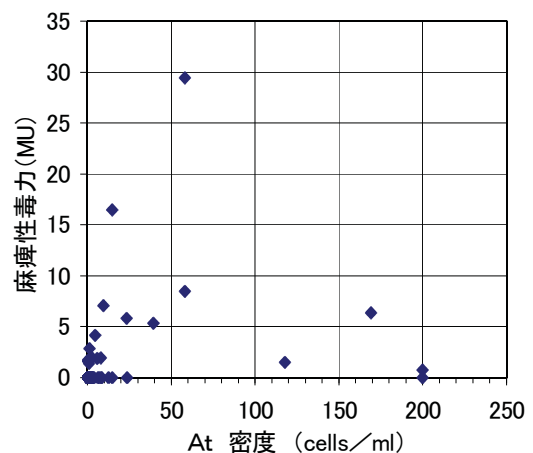


図8-1 TP1における *Alexandrium tamarense* 密度とst 1のアサリ毒力の関係

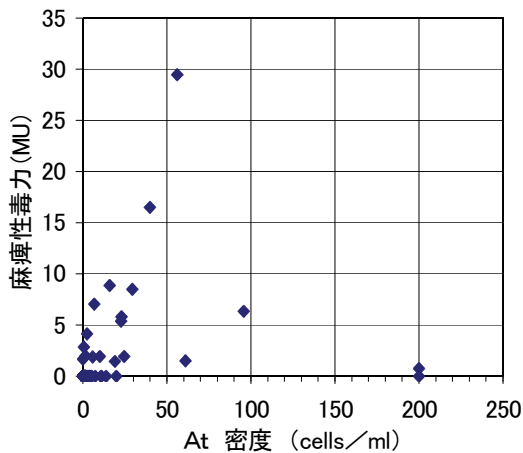


図8-2 渥美湾北部海域 (TP1, TP2, TP3, TP8, TP9) における *Alexandrium tamarense* 平均密度とst1のアサリ毒力の関係

ることは不可能でも、全湾的な調査によって *A t* の増加を見逃すことなく捉えることで、アサリの毒化の予測手段とすることは妥当であると考えられる。

4. アサリの安全性の監視について

三河湾における *A t* 高密度化は、これまで記したようにアサリを毒化させている。愛知水試では、これまで *A t* 密度が10cells/ml以上を、アサリの毒性検査の目安としており、特に問題は生じなかった。この目安は、他海域に比べてかなり高いが、三河湾においては、*A t* が赤潮のように濃密化するとアサリが毒化していること、三河湾株の毒力が、表7 (安元ら, 1997)¹²⁾ に示すように他海域のものに比べて低いことから、問題とならなかったと考えられる。

表7 *Alexandrium tamarense* 天然藻の毒含量, 毒力の比較

採取地	年月	毒含量 (fmole/cell)	毒力 (MU/10 ⁶ cells)
噴火湾	1989年7月	92	141
仙台湾	1993年3月	892	1,497
三河湾	1996年4月	177	58

(安元ら, 1997から転載)¹²⁾

しかし、2001年には、比較的 *A t* の密度が低いにも関わらず、きわめて高い毒力が検出され、低水温期に発生した *A t* 三河湾株の毒力が、春季のそれよりかなり高いことが示唆された。

また、三河湾では、これまでの調査で、無毒種ではあるが *A. affine* (1995)¹³⁾, *A. insuetum* (2001)¹⁴⁾ が高密度で出現している。有毒種である *A. catenella* については、水産庁 (1986)¹⁰⁾ による調査で、シストは

確認されていないものの、三重県尾鷲湾、静岡県浜名湖等近隣の海域で発生していることから、三河湾でも何時発生してもおかしくない。また、近年瀬戸内海で毒化原因となった *A. tamiyavanichii* の発生も懸念される。

麻痺性貝毒による中毒事件の最初の事例としてとりあげられる1948年の豊橋市の例 (大島, 1982)¹⁴⁾ も、発生は7月であり、*A t* が原因ではないとみられる。

これら懸念されることも想定して、マウス試験による貝類安全性確認を広く頻繁に行うのは、コスト的にも、労力的にも難しい。

今後、三河湾産アサリの安全性を確保するためには、当面 *A t* 以外の原因プランクトンを見落とさないように、頻繁な原因プランクトン調査を実施することが重要である。原因プランクトン調査については、効率を考慮すれば、将来少量の海水ろ過試料から、麻痺性貝毒成分を迅速に検出できるようになることが望ましい。

さらに、三河湾産 *A t* については、これまで記してきたように高密度化する機構及び発生時期による毒力の違いの解明が必要であり、アサリについては毒化機構及び生息域の違いに伴う毒化の違いの解明が必要である。

要 約

1980年から2002年までの23年間の三河湾における *A t* の増加、及びそれに伴うアサリの毒化について取りまとめた。

三河湾では、*A t* の高密度化、特に *A t* 赤潮の発生とともにないアサリが麻痺性貝毒によって毒化していた。

A t の3cells/ml以上の出現は、渥美湾では水温5~17℃、知多湾では水温12~17℃でみられた。

A t の出現状況から、渥美湾奥部は早期から最も頻繁に *A t* が発生し、かつ密度が増加する海域、渥美湾中央部は渥美湾奥部同様発生するが、比較的高密度化し難い海域、知多湾は発生も終息も遅く、高密度化し難い海域と位置付けられた。

A t の増加を支配する要因として、水温、シスト、珪藻類との競合、海水の動きに伴う集積が考えられたが、これらについては、さらに詳細な解明が必要である。

全湾的な調査によって *A t* の増加を見逃すことなく捉えることで、アサリ等の毒化の予知手段とすることは妥当であると考えられた。

しかし、今後さらに三河湾産アサリの安全性を確保するためには、当面 *A t* 以外の原因プランクトンを見落とさないように、頻繁な原因プランクトン調査を実施することが重要と考えられた。

文 献

- 1) 今村賢太郎, 福代康夫(1987) 有殻類の鑑板観察法, 赤潮生物研究指針, 日本水産資源保護協会, 64-72.
- 2) 岩崎英雄(1967) 微細藻類の分離と培養, 日本水産資源保護協会, pp55.
- 3) 大島泰克(1982) まひ性貝毒の発生状況. 有毒プランクトン, 水産学シリーズ42, 恒星社厚生閣, 73-87.
- 4) 大島泰克(1992) 生理活性物質の蛍光HPLC, 海洋生理活性物質研究法, 水産学シリーズ89, 恒星社厚生閣, 59-69.
- 5) 愛知県水産試験場(1980~2001) 伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 昭和54年~平成12年.
- 6) 岩手県(1983) 昭和57年度重要貝類等毒化点検調査報告書, 昭和57年度水産庁漁業公害調査委託費, p6.
- 7) 香川県(1983) 昭和57年度重要貝類等毒化点検調査報告書, 昭和57年度水産庁委託水産業振興事業委託費, p18.
- 8) 徳島県(1983) 昭和57年度重要貝類等毒化点検調査報告書, 昭和57年度水産庁漁業公害調査委託費, p20.
- 9) 山本民次, 吉津祐子, 樽谷賢治(1995) 三河湾産有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖に及ぼす水温, 塩分及び光強度の影響. 藻類Jpn. J. Phycol. (Sorui) 43, 91-98.
- 10) 水産庁(1986) 内湾シスト調査報告書 "三河湾". pp93.
- 11) 福代康夫(1982) 日本沿岸における *Protogonyaulax* の分類と生態に関する研究, 東京大学博士論文, pp220.
- 12) 安元健, 大島泰克(1997) 平成8年度貝毒被害防止対策事業報告書, 平成8年度水産庁委託水産業振興事業, p15.
- 13) 石田基雄, 坂口泰治, 奥村正直, 山田靖治, 石川直久, 大島泰克(1995) 三河湾で発生した *Alexandrium affine* の赤潮について. 愛知水試研報, 51-53.
- 14) 愛知県水産試験場(2002) 赤潮貝毒監視事業報告書. 愛知県水試業績C-128, p4.