

技術資料 No.3  
Technical Report No.3

# 北海道沿岸における貝毒の研究

The studies on shellfish poison in the coastal water around Hokkaido

(貝毒プロジェクト報告書)

北海道立水産試験場

Hokkaido Fisheries Experimental Station

2000年3月

March, 2000

## 巻 頭 言

昭和50（1975）年代の初めころ、噴火湾では垂下養殖ホタテガイの大量斃死が進行しつつあった。そのことに加えて、1978年に麻痺性貝毒事件が起きた。その直前までは、噴火湾のホタテ漁獲量はすでに6万トに達して、年々倍増の発展を遂げつつあったので、水産加工業も含めて、業界の混乱は大変なものであった。次の年には下痢性貝毒も含めて、全道沿岸に貝毒監視体制が敷かれ、出荷規制が実施された。

やがて噴火湾での大量斃死も次第に克服され、オホーツク海沿岸における地まきホタテ漁業の隆盛もあって、ホタテ漁業は北海道第一の漁業に発展した。この間、北海道漁業協同組合連合会は、出荷規制値より低い毒力の時点で出荷を自粛するという方針のもとに、安全食品の供給に努めた。当初の混乱期を除いて、食中毒事件は起きていない。このことはホタテ漁業関係者の大きな誇りである。

ホタテ漁業は自然現象である貝毒問題をうまく抱き込んでしまったのである。一例を示せば、噴火湾での大量斃死の克服の過程で、貝を早く成長させて、貝が強く毒化する前に出荷するということが可能となったのである。それ以降、噴火湾では夏には出荷しないということが平常のこととなった。このことは、出荷時期がオホーツク海沿岸と競合することをさけるという意味においても、みごとな対応であったといえる。

20年前、水試増殖部門には浮遊幼生としてのプランクトン研究はあったが、稀に起きる赤潮のことを除いて、餌生物としてのプランクトン研究はほんの小さな領域であった。貝毒プランクトンはホタテガイにとってはただの餌にすぎない。水試増殖部門は、貝毒課題をホタテガイ研究の一分野と位置づけて、2名ほどの研究員をもってこの課題にあたることにした。

最初の10年ほどは、毒化原因プランクトンの特定とその生態などに重点があったが、実際には出荷規制に関する貝毒プランクトン情報を提供することに汲々としていた。次の十年には、北水試の増殖・加工・海洋の3部門によるプロジェクト研究が発足した。貝毒成分の機器分析手法も導入された。まさに十年一昔であった。3部門によるプロジェクト研究は、重要課題の解決に向けての水試の研究推進の一つの典型として期待された。

本報告書は、水試における貝毒プロジェクト研究の9年間の成果の概要を綴ったものである。毒化時期の予測や下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響のような重点研究課題については、まだまだ四苦八苦の状態である。その理由の一つは、この数年は貝毒化の程度が低いことである。このことは、ホタテガイ漁業にとっては疑うべくもなく幸運なことではあるが、研究員にとっては労多くして得るものが少なかったことは否めない。海での研究はそのようなものではあるが、以前とは異なる観点からの研究は十分に展開されたとおもう。ともあれ、今後の研究方向をみさだめることにはなった。

また本報告書には、20年余にわたる貝毒化の変遷も記述されている。営々として蓄積されたこれらの膨大な資料は、食品安全を基本とするホタテ漁業の発展の礎となるであろう。今後とも、貝毒監視の着実な継続を願うものである。

筆者は、北海道における貝毒問題に最初からたずさわった者として、この報告書の巻頭に一文をよせる機会に恵まれた。今、貝毒研究を始めた鹿部に再び居て、研究員としての四半世紀にわたるさすらいと重なって、海の長周期の変化に想いを馳せざるをえない。

2000年3月

北海道立栽培漁業総合センター  
場長 西浜雄二

# 貝毒プロジェクト報告書

## 目 次

I	研究の流れと目標	1
1	北海道における貝毒研究の経緯	1
2	プロジェクト研究の目標と体制	4
3	関連資料	7
3-1	貝毒監視体制の海域区分	7
3-2	貝毒化状況の変遷	7
3-3	出荷規制の期間	7
II	課題別研究成果解説	
第1章	貝毒原因プランクトンの分布・動態に関する研究 (モニタリング調査を含む)	11
1-1	噴火湾	11
1-1-1	麻痺性貝毒原因プランクトン	11
1-1-2	下痢性貝毒原因プランクトン	23
1-2	その他海域	31
1-2-1	麻痺性貝毒原因プランクトン	31
1-2-2	下痢性貝毒原因プランクトン	34
1-3	噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン( <i>A.tamarensis</i> )の動態調査 による毒化予知モデルの開発	37
1-3-1	<i>A.tamarensis</i> 栄養細胞の急増を短期予測する手法の開発	37
1-3-2	噴火湾における <i>A.tamarensis</i> のシストの動態に関する研究	43
第2章	貝毒の蓄積・減少に関する研究	
2-1	原因プランクトンの密度と毒成分の蓄積・減少に関する研究	48
2-1-1	麻痺性貝毒	48
2-1-2	下痢性貝毒	49
2-2	数種の海洋生物における麻痺性貝毒の分布	51
2-3	下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響	52
2-4	二枚貝の麻痺性貝毒による毒化について	53
第3章	貝毒の減毒・無毒化に関する研究	
3-1	麻痺性貝毒	56
3-2	下痢性貝毒	57
	引用文献	59
III	研究の総括と評価	64
【付属資料】		
1	貝毒プロジェクト年表	66
2	事業予算の変遷	67
3	課題別取り組み状況	67
4	課題別研究担当者一覧	68
5	発表論文・学会発表等	69

# I 研究の流れと目標

## 1) 北海道における貝毒研究の経緯

### 貝毒研究の端緒

わが国における麻痺性貝毒による中毒事件は、1948年に愛知県豊橋市で、1961年に岩手県大船渡市で、1962年京都府宮津市で発生した。これらのうち、貝毒化の原因プランクトンに関する調査が継続されたのは大船渡湾であり、*Gonyaulax catenella* 類似種が原因と推定された。1975年、三重県尾鷲湾で *G. catenella* の赤潮が発生し、二枚貝が毒化した。このときには採捕禁止の措置がとられたので、中毒患者はでなかった。そのころ、サロマ湖で *Gonyaulax* 属の種による赤潮が発生した。養殖ホタテガイの毒化の程度は極めて弱かったが、北海道水産部および衛生研究所はこの赤潮の発生を契機として、主要なホタテ養殖場である噴火湾とサロマ湖で貝毒力検査を始めた（西浜，1982）。当時、貝毒化は赤潮を伴うと考えられていたのである。

一方、北海道立栽培漁業総合センターは水産庁の委託を受けて、*G. catenella* 尾鷲株の培養実験を手がけていた（西浜，1977）。1978年に噴火湾で麻痺性貝毒によるホタテガイの毒化が顕在化して、北海道では初めて出荷が停止されたとき、筆者はただちに噴火湾の貝毒プランクトンの調査に着手した。噴火湾のホタテガイ養殖の漁獲量は当時すでに6万トほどに達し、かつ貝の出荷が周年にわたっていたので、貝毒化による出荷停止は噴火湾の漁業者にとってまさに晴天の霹靂であった。大事件が起きてから慌てるのが通常であるが、貝毒化事件に限れば、その準備が前もって進められていたのである。

### 麻痺性貝毒原因プランクトン

#### ～*Alexandrium tamarense*～

1978年6月、北海道立衛生研究所および北海道大学理学部付属海藻研究施設の協力を得て、噴火湾における貝毒化の原因に関する研究を開始し

た。*Gonyaulax catenella* に似たプランクトンを探した。赤潮現象は起きていなかった。深度別に採水して濃縮標本を作り、検鏡した結果、中層に低い密度でそれらしいプランクトンがいることを発見した（図1）。とりあえず、このプランクトンに着目することにして、GCF (*Gonyaulax catenella* に類似したFunka湾産の種) という略号で表した。

本種が出現した時期と、貝毒が初めて検出された時期が一致していた。深度別に垂下したホタテガイの毒力の変化は、GCFが中層で優占していることとよく一致した。単離培養したGCFはホタテ貝毒と同じ麻痺性の毒性を示し、その毒力は約7,000細胞/MUであった。以上のことから、GCFが貝毒化（麻痺性）の原因であると結論した（西浜ほか，1979）。また、培養したGCFをホタテガイに給餌したところ、ホタテガイの中腸腺1g当りの毒力を1MU増加させるのに必要なGCF細胞数は、10,800細胞であった（西浜，1979）。

なお、GCFは後日、*Gonyaulax tamarensis* と同定された。本種の種名はのちに、*Protogonyaulax tamarensis*、さらに *Alexandrium tamarense* に変更された。命名規約上の種名の変更であり、同じ種であることに変わりはない。

1979～1980年には、*A. tamarense* の出現密度と貝毒力の関係に調査の重点をおいた。噴火湾のホタテガイ養殖場の深度10mと25mに貝を垂下し、その地点で深度別に採水して、*A. tamarense* の出現状況を調べた。その結果、次のようなことがわかった。*A. tamarense* は3月に出現し、4月中旬ころから海面近くで増殖しはじめ、5月中旬過ぎ、水温が10℃近くになるにつれて急激に増殖した。その後、6月下旬以降は中層に出現し、8月中旬に消滅した。最高密度は約10,000細胞/lであった。深度10mおよび25mに垂下養成した貝の毒力の増加および減少は、*A. tamarense* の増殖時期および深度とよく一致した。ホタテガイの毒力は

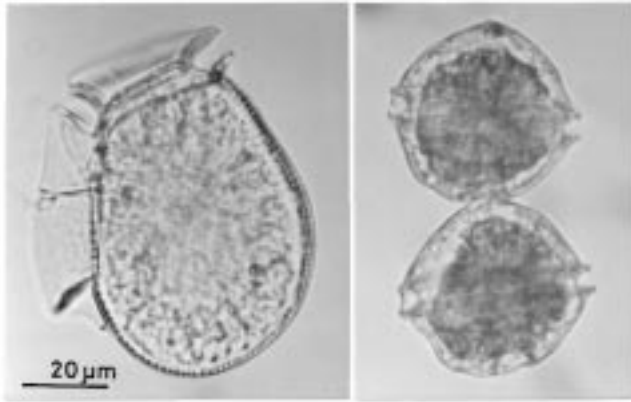


図1 貝毒化原因プランクトン  
 右：麻痺性貝毒 *Alexandrium tamarense*  
 左：下痢性貝毒 *Dinophysis fortii*

*A. tamarense*の増殖期に急激に上昇した。毒力の最高値は1979年には550、1980年には340MU/g-中腸腺であった。その後、毒力は、*A. tamarense*の減少に伴ってある程度まで急激に低下したが、9月以降は約1.0~1.4MU/g-中腸腺/日の割合で緩慢に減少した（西浜ほか，1980，1981）。このことは出荷再開時期を予測することに役立った。

### 貝毒化モニタリング

1978年6月の噴火湾での麻痺性貝毒によるホタテガイの毒化を契機として、後述する下痢性貝毒も含めて、1979年から北海道の全域にわたって貝毒の監視体制が敷かれた。マウステスト法によるホタテガイの貝毒力検査と原因プランクトンの出現状況に関する定期調査がその内容である。これらの検査結果は海域ごとのホタテガイの出荷停止や出荷再開の資料として活用されたので、海域あるいは季節によっては、週ごとの調査が必要であった。貝毒モニタリング（監視）のための毒力検査の検体数や、プランクトン標本数が莫大であったため、研究機関の負担が大きかった。出荷規制に伴う貝毒検査は、本来、出荷団体が実施すべきであるので、検査の大部分は数年のうちに検査協会に委託されることになった。また、噴火湾周辺を除く海域でのプランクトン検鏡は、速報分については調査会社に委託することになった。

なお、北海道沿岸における貝毒プランクトンのモニタリング調査は、噴火湾3海域とその他の海

域に二分して実施されてきた。現在、前者を函館水試資源増殖部が、後者を中央水試海洋環境部が分担している。

### *A. tamarense* の分布の特徴

1979年から実施された北海道全沿岸における貝毒モニタリング調査からわかったことの概要を述べる。北海道沿岸における麻痺性貝毒の原因種はほとんどの場合、*A. tamarense*である。1980~1982年に実施された分布調査によって、本種は北海道では太平洋側（根室海峡を含む）に出現することがわかった。本種は噴火湾でとくに高い密度に達するが、8月ころ（津軽暖流系水が流入するころ）までには消滅した。

噴火湾でとくに貝が強く毒化する。また、年によっては隣接する津軽海峡や、また網走支庁管内沖でも貝が毒化することがある。前者では親潮系水が海峡北岸に沿って西流するときに、また後者では夏には宗谷暖流が沿岸10マイルほどを占めているが、その沖合の東樺太海流（親潮の源流の一部）がたまたま沿岸に近づくときに、貝が毒化するようである（西浜，1994）。反対に対馬暖流が周年優占する北海道西岸では、麻痺性貝毒が検出されたことはほとんどない。

これらのことから *A. tamarense*は親潮系水に出現し、暖流系水には出現しないことがほぼ明らかになった。このことは本州の東北各県および常磐地方まで含めた海域においても同様であった（西浜，1989）。なお、噴火湾で1988年秋に貝が毒化したのは、*A. catenella*によるものであった（林ほか，1989）。本種は親潮系水には出現せず、三陸地方で秋に出現することがある。

*A. tamarense*は噴火湾では春から夏にかけて増殖する。増殖適水温は10~12℃であった。本種に含まれている麻痺性貝毒成分がホタテガイに摂餌・濃縮されることによって、貝が毒化する。それゆえ、本種の増殖状況から、貝毒化を予測することが試みられた。

本種が出現しはじめる4月ころには、水温が低

いので、増殖速度は遅い。しかし、本種の分布が湾内においても均一ではなく、また調査地点の海水はそこに留まっているのではなく、常に流れているものである。それゆえ、少ない調査点数と週1回の調査では詳細は把握できない。

5月になり、海面水温が10℃ほどになると、*A. tamarense*は活発に増殖し、貝毒力は急激に上昇する。このときの速度は1979年には35MU/g-中腸腺/日であった。プランクトン調査が調査地点を通過する海水の、その時点での状況に限定されるのに対して、貝の毒力は貝が摂餌した原因プランクトンの累積を反映するものだから、両者は本来、一致しにくいものである。毒力の上昇期には、その上昇速度が著しいので、プランクトン調査からの貝毒化の予測には困難が伴うであろう。

一方、毒力の下降期にはプランクトン調査が有効なことがあった。1985年のオホーツク海南部海域では、突然の毒化（麻痺性貝毒）のため、加工原料としての出荷も停止された。このとき、プランクトン調査によって、*A. tamarense*が消滅したことと、それらがもはや増殖しない海洋条件に変わったことを知ることによって、毒力検査だけによるよりも出荷再開を数週間早めることができた（西浜，1994）。

### 貝毒化対策

1979年ころ、噴火湾では垂下養成ホタテガイの大量斃死が進行していた。原因は不明であったが、対処療法として籠当りの貝収容数を少なくする対策がとられた。このことによって、斃死が抑えられただけでなく、貝が速く成長するようになった。それまで、噴火湾ではほぼ満2年貝になった4月ころから周年出荷していたが、速く成長させることによって、毒化が始まる4月以前に出荷を終えることが可能になった。さらに、結果的にだが、このことはオホーツク海地まきホタテ漁業との競争をさけることにおいても、経済的効果が大きかった。噴火湾のホタテ漁業者はみごとな対応をなしとげたといえる（西浜，1984）。その後、夏に

は出荷しない、ということが定着した。しかし、大量斃死事件が克服されると、貝の生産量はさらに増加することになり、春先だけの短期間に出荷が集中することになった。それゆえ、2～3月ころの貝毒化の短期予測がより重要になった。

毒化した貝を生鮮のまま減毒しようとする試験が1991年ころ豊浦漁協や室蘭工大によって実施された。毒化貝を濾過海水に移すと、貝毒力は急激に減衰すると報告された。しかし、毒を蓄積しつつある貝の場合は、その処理によって毒力はある程度まで短期間で下降するが、*A. tamarense*が消失して1～2か月ほど経過した貝の場合には、毒力がさらに減少する速度は遅い。このことは噴火湾での毒力調査の結果からも明白である。

### 下痢性貝毒原因プランクトン

1976～1977年に東北地方産ホタテガイによる食中毒事件が発生した（Yasumoto *et al.*, 1978）。当初は脂溶性貝毒と呼ばれたが、のちに下痢性貝毒と呼称された。東北大学や東北各県水産試験場などによる調査の結果、渦鞭毛藻の *Dinophysis* 属プランクトンが主原因であると報告された（Yasumoto *et al.*, 1980）。

下痢性貝毒は北海道全沿岸で検出される。毒化のおもな原因は *Dinophysis* 属のプランクトンである（図1）。このうち、北海道沿岸でやや高い密度で出現することがある種は、*D. fortii*、*D. acuminata*、および *D. norvegica* の3種である。前者は暖流系水の勢力が強くなるころに出現し、盛んに増殖しているときの水温は、外海では10～14℃である。後二者は低温性であり、前者よりも早く出現する。また、*D. norvegica* は道東海域で出現することが多い。

対馬暖流系水（宗谷暖流水を含む）が影響する沿岸においては、*D. fortii* は日本海側南部海域に早く出現し、オホーツク海には遅れて出現する（西浜ほか，1982，1988）。このことに基づいて、日本海側～オホーツク海側において、下痢性貝毒による短期予測を試みたが、年によっては精度がよ



くなかった。

### 下痢性貝毒の新たな側面

東北地方産二枚貝を材料とした一連の研究によって、1987年の時点で、下痢性貝毒には3群（DTX群、PTX群、YTX群）が存在し、それらの群の組成は海域・年によって著しく異なることが明らかになった。*Dinophysis*属以外にも原因生物の存在が推定された。また*D. fortii*や*D. acuminata*が出現していないときにも、二枚貝からDTX<sub>1,3</sub>が検出されることがあった（安元，1987）。

また、現行定量法（マウステスト法）は遊離脂肪酸等の夾雑物質に影響されることが指摘された（板橋，1986）。このことはマウステスト法による陽性が必ずしも下痢性貝毒の存在を示すものではないことを意味しているが、下痢性貝毒の実体のすべてがまだ解明されていない段階では、食品安全上このことはやむをえないことであった。しかし、このことが事実であれば、現行定量法は毒成分以外による場合にも出荷規制を強いることになるので、経済的損失が大きくなる。それゆえ、下痢性貝毒の毒成分そのものの機器分析法の確立が望まれるようになった。

以上、1990年ころまでの北海道における貝毒調査研究の概要である。なお、1990年6月には第1回貝毒シンポジウムが開催され、北海道立衛生研究所・北海道大学水産学部・北海道立水産試験場が貝毒に関するそれまでの研究成果を発表した（北海道立水産試験場，1990）。

## 2) プロジェクト研究の目的と体制

1990年に貝毒研究が北海道立水産試験場におけるプロジェクト課題として位置づけられた。しかし、最初の1年は体制づくりの準備期間のようなものであった。また、プロジェクトとしての事業予算はなく、各担当部が個別に実施している事業予算の寄せ集めであった。

貝毒プロジェクト研究は第1期（1990～1994年度）と第2期（1995～1998年度）に分けられる。

第1期に各部が担当したそれぞれの事業内容を列挙すると次のとおりであった（図2-1参照）。

- ①貝毒原因プランクトンの季節消長・分布動態
- ②毒化モニタリング
- ③貝部位別の貝毒成分の蓄積・減少
- ④加工処理による有効利用（減毒・無毒化）

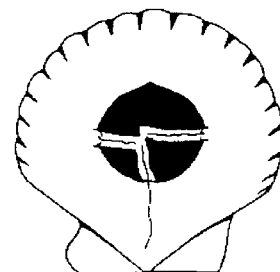
①のうち、函館水試が噴火湾周辺海域を、中央水試海洋部および網走水試（～1991）がその他海域を担当した。②の内容は、①の検鏡資料と貝毒力値とあわせて、速報することであった。③と④は水試加工部の担当であり、麻痺性貝毒についてはおもに中央水試が、下痢性貝毒については網走水試紋別支場が担当した。

第2期の重点課題は次のとおりであった（図2-2参照）。

- ①噴火湾における*Alexandrium tamarense*の出現状況の短期予測

- ②*A. tamarense*シストの分布と発芽条件

③北海道沿岸における下痢性貝毒の特性  
函館水試が①を、中央水試海洋部が②を、網走水試紋別支場が③を担当した。これらは重点研究目的を明確にしたものであり、各部が実施している事業にもとづくその他の業務は、第1期と同様に継続して実施された。









### 3) 関連資料

冒頭で述べたように、北海道で貝毒化が顕在化したあと、1979年から下痢性貝毒も含めて、全道的規模で貝毒監視体制が敷かれた。以降、毒化原因プランクトン調査、貝毒検査法や毒成分に関する調査研究が継続されてきた。1990年には北水試によるプロジェクト研究が実施された。ここで本報告書のⅡ、Ⅲ章の記述の参考とするために、貝毒監視体制や、1980年ころ以降1998年までの貝毒化状況の概要を述べる。

#### 3-1 貝毒監視の海域区分

1979年に貝毒化の監視のために10海域区分が設定された。1986年には15海域に変更された(図3)。なお、1999年には能取湖がオホーツク海南部海域から分離された。

海域区分の基準は、①貝毒検査の経緯、②貝毒プランクトンの分布の基盤となる海洋条件、③出荷規制の周知を迅速に行うための行政単位、④貝の生産量、⑤経済性、⑥貝毒検査費用の負担、などである(西浜, 1994)。

一般に、広い海域区分は、とくに貝が毒を蓄積しはじめる時期には安全性からみて有利であるが、貝の毒力が減少しはじめて出荷再開が可能となる時期には、経済的損失を伴うことが多い。どこで、いつ貝が毒化するかという情報が不足していたときには、安全性のために広い海域区分が採用されて当然である。しかし、すでにそれらの情報はかなり蓄積されているので、海域の細分化による安全性への心配は、貝毒監視体制をさらに合理的なものにすることによって十分に克服されるであろう。少なくとも、貝毒力の下降期には、規制海域の細分化によって、出荷再開を早めることが可能となるばかりでなく、産業廃棄物の量を減らすことができる(西浜, 1994)。

#### 3-2 貝毒化状況の変遷

##### a. 麻痺性貝毒

1980年以降の北海道沿岸における麻痺性貝毒によるホタテガイの毒化状況の変遷を図4に示した。麻痺性貝毒が親潮系水に影響する海域だけで

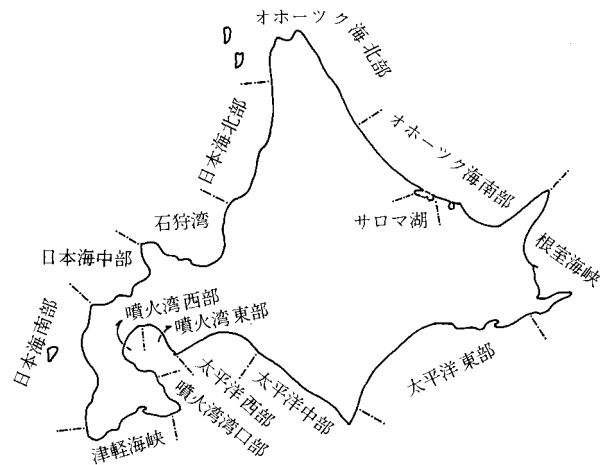


図3 貝毒出荷規制の海域区分(1986~1998)

検出されることについては、すでに述べた。1991年までは太平洋沿岸で毒力は強かったが、1992年以降は1994、1995年の両年を除いて、毒力は弱くなった。

1975年以降の噴火湾海域における麻痺性貝毒毒力の変遷を図5に示した。死亡を伴うような中毒事件は保健所に記録されているはずであるが、1978年以前にはそのような事例報告はない。したがって、麻痺性貝毒による貝の毒化は北海道では初めてのことでありとおもわれる。1978年に初めて出荷が規制された。毒力の最高値は1989年に検出された2,812MU/g-中腸腺であった。

##### b. 下痢性貝毒

1982年以降の北海道沿岸における下痢性貝毒毒力の経年変化を図6に示した。津軽海峡、日本海南部、日本海中部海域では毒化の程度は低い。その他の海域では太平洋側の東部・西部海域を除いて、ほぼ毎年、下痢性貝毒が検出される。噴火湾東部海域では毒力が強いことが多い。日本海北部とオホーツク海側の毒力(海域ごとの年間最高値)の経年変化は、やや連動しているようにみえる。

#### 3-3 出荷規制の期間

出荷規制値は、麻痺性貝毒では4 MU/g-可食部(軟体部)であり、下痢性貝毒では0.05MU/g-可食部である。北海道漁連ではそれ未満の値のときに、出荷を自粛している。流通上にある貝の回収などの混乱をさけるためである。

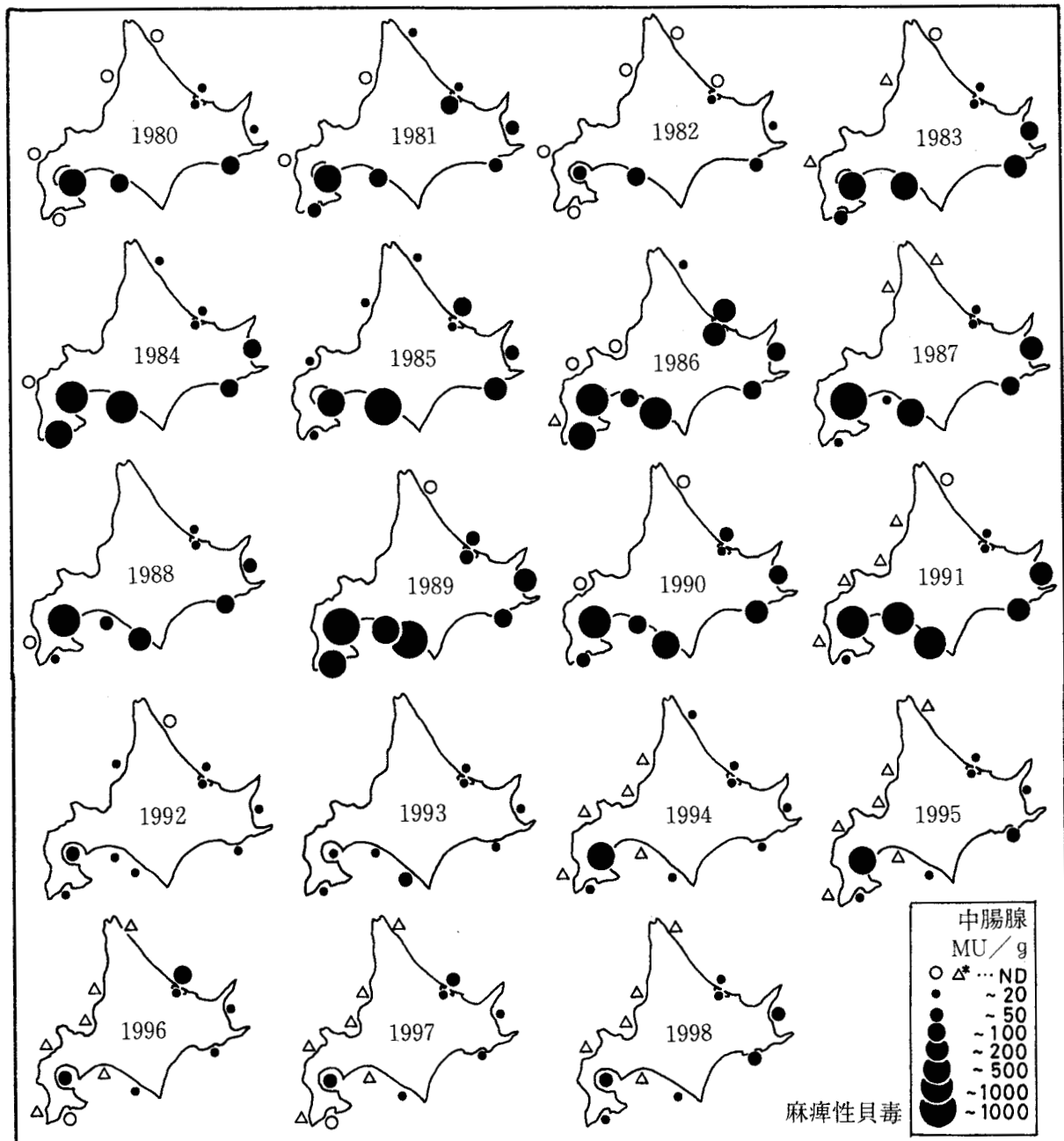


図4 北海道沿岸における麻痺性貝毒毒力の分布の経年変化  
 (海域別年間最高毒力を示した。噴火湾3海域は一括した。\*軟体部当り)

また、加工原料として出荷する場合には、別の基準が設けられている。

麻痺性貝毒毒力が高かった年と低かった年为例として、北海道沿岸における生鮮ホタテガイの出荷規制期間を図7に示した。同図には下痢性貝毒による出荷規制期間も示した。1987年には噴火湾での麻痺性貝毒毒力は2番目に高かった。麻痺性貝毒による出荷規制期間は噴火湾では3~4月か

ら12月までにわたった。下痢性貝毒による出荷規制期間は日本海中部~オホーツク海~根室海峡海域では5月~9月であった。噴火湾海域では麻痺性貝毒による規制と重複していた。また太平洋側では出荷量が少なく、出荷期間が短い、次の漁期まで規制されたままになっていることがある。なお、1991年の図には出荷自粛期間は表されていない。

1993年には麻痺性貝毒毒力は全道的にもっとも低かった。太平洋中部海域では出荷規制がほぼ周年にわたっているが、出荷量が極めて少ないので、規制されたままになっているためである。下痢性貝毒によっては、日本海側の南部・中部および太平洋西部海域を除く海域で出荷が規制あるいは自粛された。

この数年は麻痺性貝毒毒力が弱いので、下痢性貝毒による出荷規制が目立つ。両者はそれによる症状は異なるが、出荷できないという損失は同じである。このことから、下痢性貝毒成分に関する研究が望まれる。

(西浜 雄二 栽培漁業総合センター)

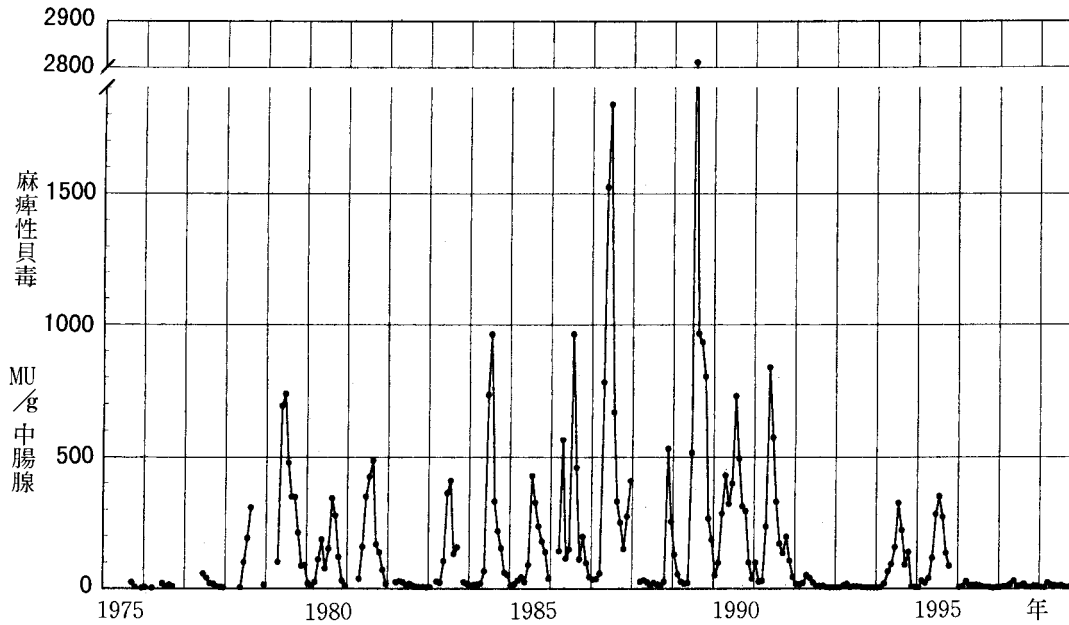


図5 噴火湾海域\*における麻痺性貝毒毒力\*\*の経年変化  
\*噴火湾の東部・西部・湾口の3海域を指す。 \*\*3海域における月別最高値を示した。

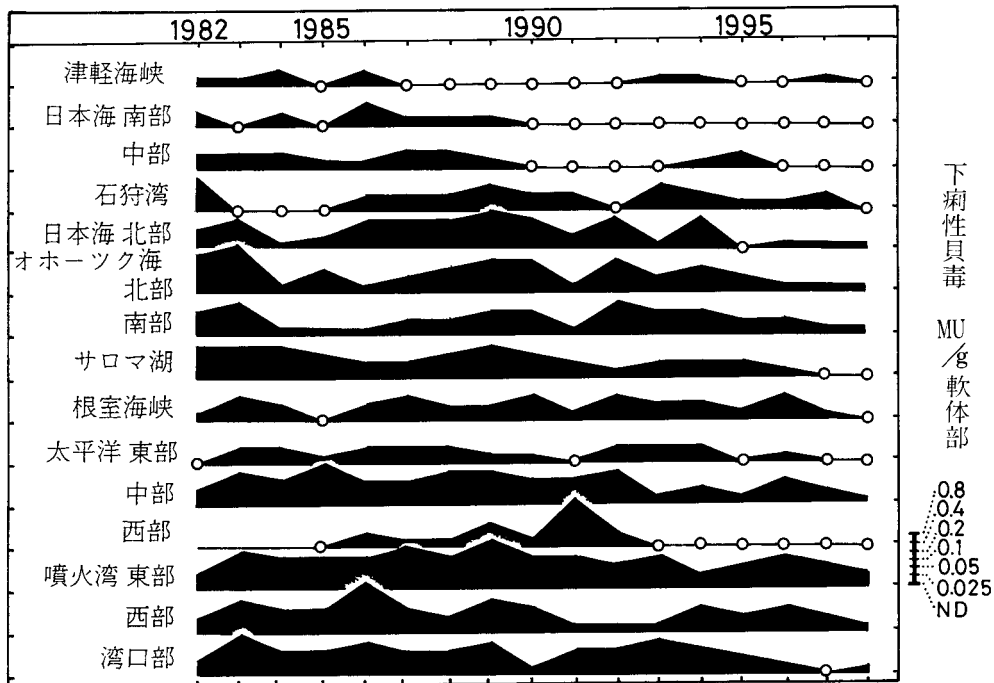
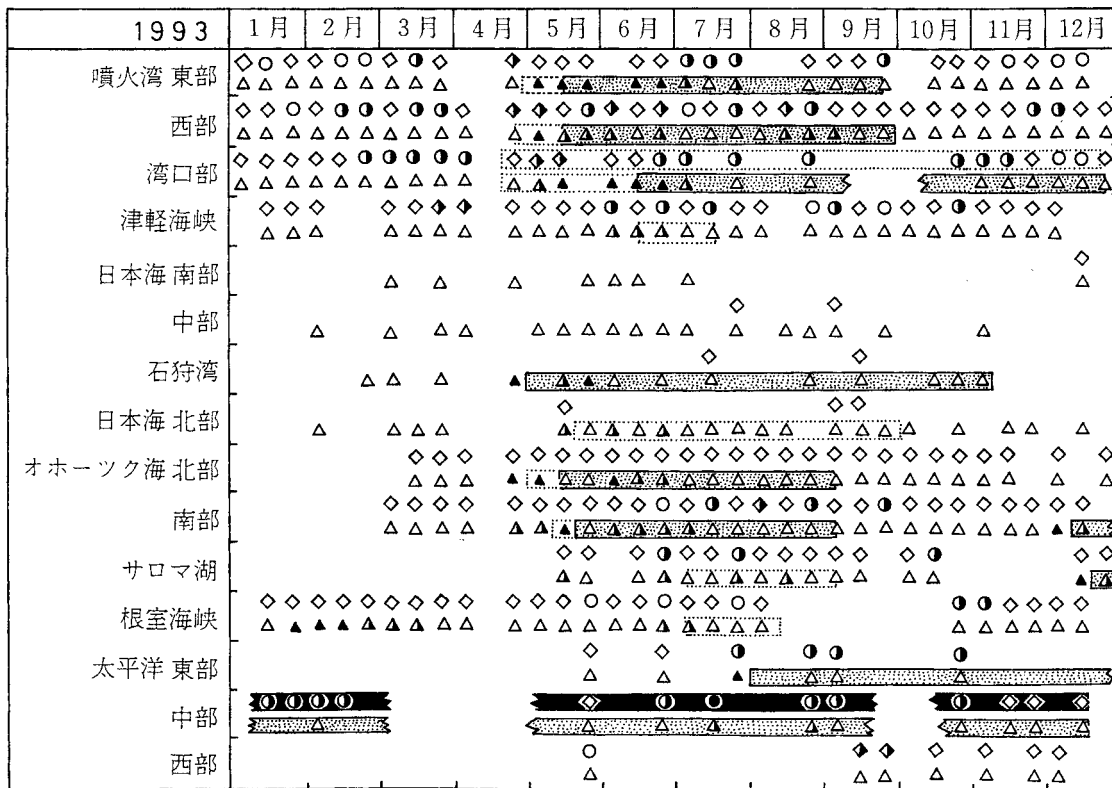
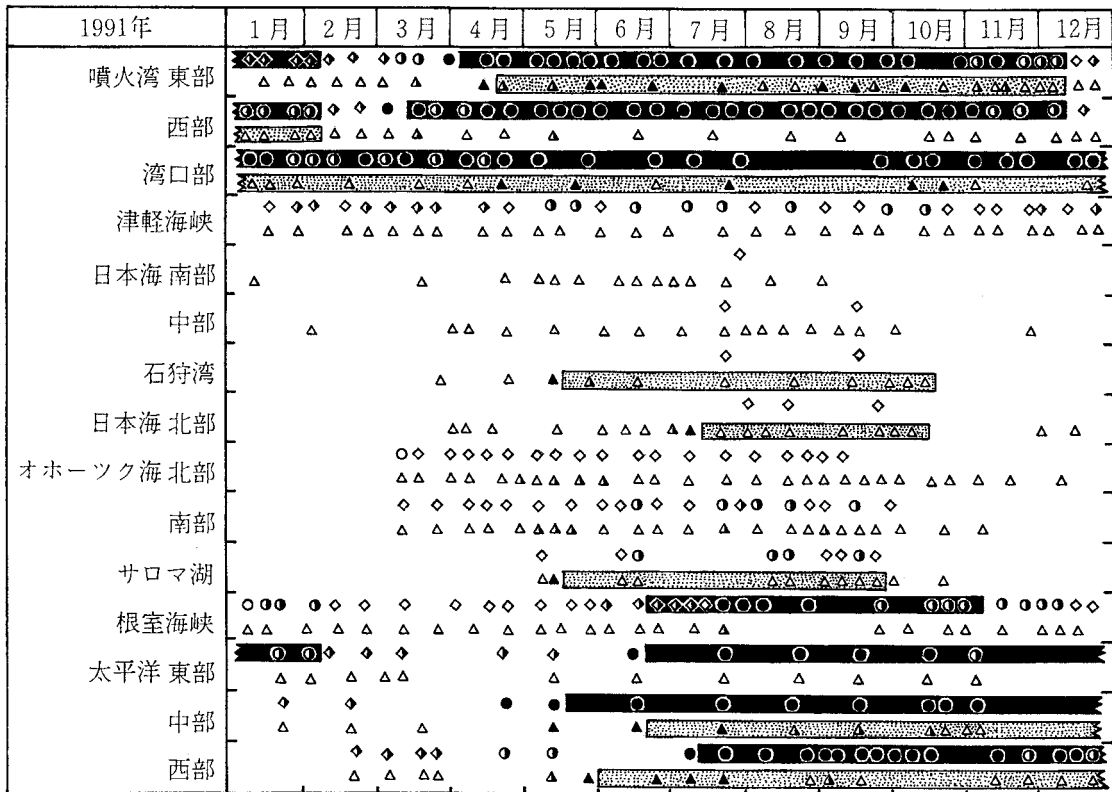


図6 北海道沿岸における下痢性貝毒毒力\*の経年変化  
\*海域別年間最高値を示した。○:ND (検出限界以下)



麻痺性貝毒 ○ ND, ● <20, ● ≥20 MU/g-中腸腺; ◇ ND, ◇ <4, ◇ ≥4 MU/g-軟体部 出荷自主規制  
下痢性貝毒 △ ND, △ <0.05, △ ≥0.05 MU/g-軟体部 出荷自主規制 出荷自粛

図7 北海道沿岸における貝毒化による生鮮貝の出荷規制期間  
(北海道水産部発表の資料に基づいて、毒力の旬最高値を示した。点線は出荷自粛期間を示す。)



## II 課題別研究成果解説

### 第1章 貝毒原因プランクトンの分布・動態に関する研究

(モニタリング調査を含む)

#### 1-1 噴火湾

##### 研究の目的

本湾では1978年以来、毎年のように春～夏季に麻痺性貝毒による出荷自主規制が実施され、基幹産業であるホタテガイ養殖漁業に経済的打撃を与えてきた。このため、1979年から継続して原因プランクトン (*A. tamarense*) の季節的消長と水理環境を定点調査し、関係機関に対する情報提供(噴火湾貝毒プランクトン情報)を行うとともに、毒化予知手法開発のためのデータ蓄積を行ってきた。原因プランクトンモニタリングの調査定点は、必要に応じて変更されてきたが、1985年以降は湾内、湾口各6定点の計12定点で調査が実施されている(図8a)。

1979年以来実施されてきた毒化モニタリング調査により、沿岸定点における*A. tamarense*の分布の季節変化と水理環境の関係はほぼ整理された。しかし、*A. tamarense*は海水の流動とともに移動するため、定点調査では通り過ぎていく見かけ上の分布を捉えているにすぎない。このため、湾全域で*A. tamarense*の水平分布と水理環境を把握する必要があった。

そこで、国費委託事業「貝毒安全対策事業(1991～1992年)」および「貝毒被害対策事業(1993～1995年)」により、5年間にわたり4、5、7各月1回、湾内全域56定点(図8b)における水平分布調査を実施した。さらに、「貝毒被害防止対策事業(1996～1997年)」では、4～7各月1回、湾内18定点(図8c)における水平分布調査と同時に、超音波ドップラー流向流速計(Acoustic Doppler Current Profiler、以下ADCPと略称)による流れの観測を行い、流れが*A. tamarense*の水平分布に及ぼす影響についても検討を行った。これらの研究では、湾内において*A. tamarense*が、いつ、どこに、どのような環境下で分布するのかを解明して、毒化予知手法開発の資料とすることを

目標とした。同時に、下痢性貝毒原因プランクトン、*Dinophysis*属についても同様の検討を行った。

本湾では下痢性貝毒プランクトン(*Dinophysis*属)も多く分布し、下痢性毒性値も高い。そこで、下痢性貝毒原因プランクトンについても同様なモニタリング調査を実施し、関係機関に対する情報提供(噴火湾貝毒プランクトン情報)を行うとともに、データ蓄積を行ってきた。

ここでは、水平分布調査で得られた結果について述べる。季節的消長については、貝毒プランクトンモニタリングおよび毒化予知モデル開発の項で述べる。

##### 1-1-1 麻痺性貝毒プランクトン

##### 研究成果の概要

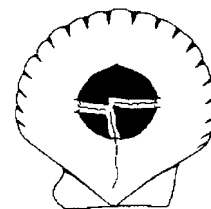
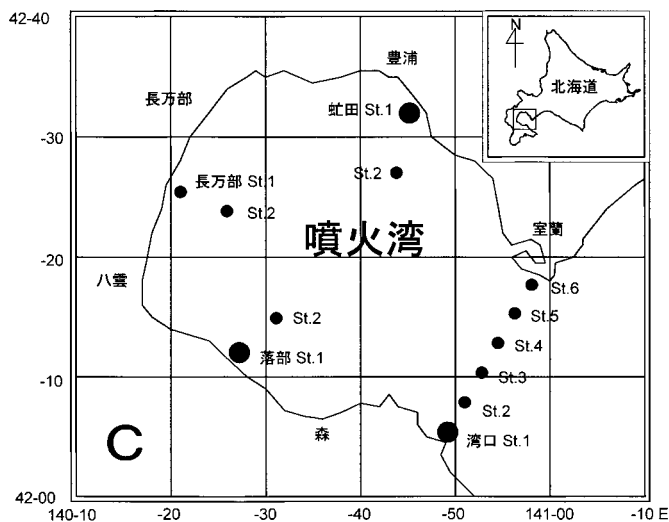
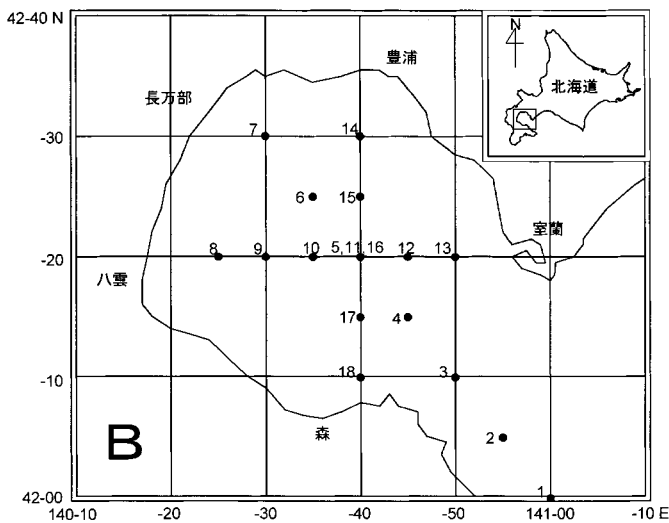
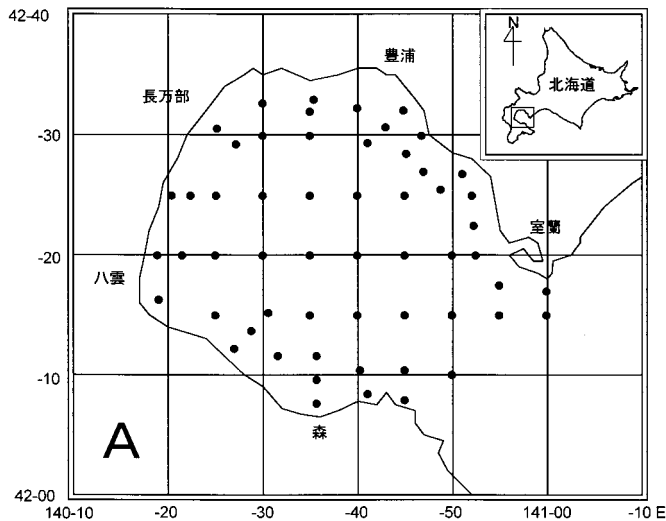
麻痺性貝毒プランクトンの水平分布調査結果の一部は、第7回有毒植物プランクトンに関する国際会議において発表した(Shimada *et al.*, 1996)。

##### 1) 噴火湾における水理環境の水平分布

1991～1995年における4月から7月までの深度10mの水温は、沿岸で低く、沖合で高い傾向がみられた。深度40mの水温もこれと似た傾向を示し、5～7月にこの傾向がより明瞭になる場合(1994、1995年)が認められた(図9)。また、深度10mの塩分は、沿岸で高く、沖合で低い傾向がみられた。深度40mの塩分もこれと似た傾向を示し、5～7月にこの傾向がより明瞭になる場合(1994、1995年)が認められた。

他方、1997年のADCPによる流れの観測では、沖合で表層に高水温、低塩分の水塊が形成された6～7月に、時計回りの環流が発達していた(図10、11)。

以上を総合すると、5～7月には、湾中央部を中心に、ときには深度40mまで達する高水温、低塩分の凸レンズ状の水塊が形成され、時計回りの



環流はこれと同期的に発達すると推察された。この傾向は1994、1995年に顕著であった。

## 2) *A. tamarense*の水平分布

*A. tamarense*の $10^3$ cells/ℓ以上の密度（以下*A.t.*ブルームと略称）は、1991、1994、1995年に観測された（図12）。この他の年は、最高 $10^2$ cells/ℓ程度出現するのみで、*A.t.*ブルームは形成されなかった。湾全域における*A. tamarense*現存量のピークは、1991年は4月、1994、1995年は5月であった。水平分布の時系列変化から、一般に*A. tamarense*は4月は湾南西部の沿岸域に限られて分布し、5月に海岸線に沿って時計回りに分布を拡大することが明らかとなった。また、*A. tamarense*は7月にはほとんど消滅することも明らかとなった。

水平分布の特徴と水理環境を総合すると、*A. tamarense*が分布を拡大する時期と、凸レンズ状の高水温、低塩分の水塊が湾奥部に出現する時期は、ともに5月であり、一致している。従って、凸レンズ状の水塊の出現に伴い発達する時計回りの環流が*A. tamarense*を運搬している可能性は高い。

図8 調査定点図 A:モニタリング調査定点、B:水平分布調査定点、C:ADCP調査定点（観測は定点番号順に航走）



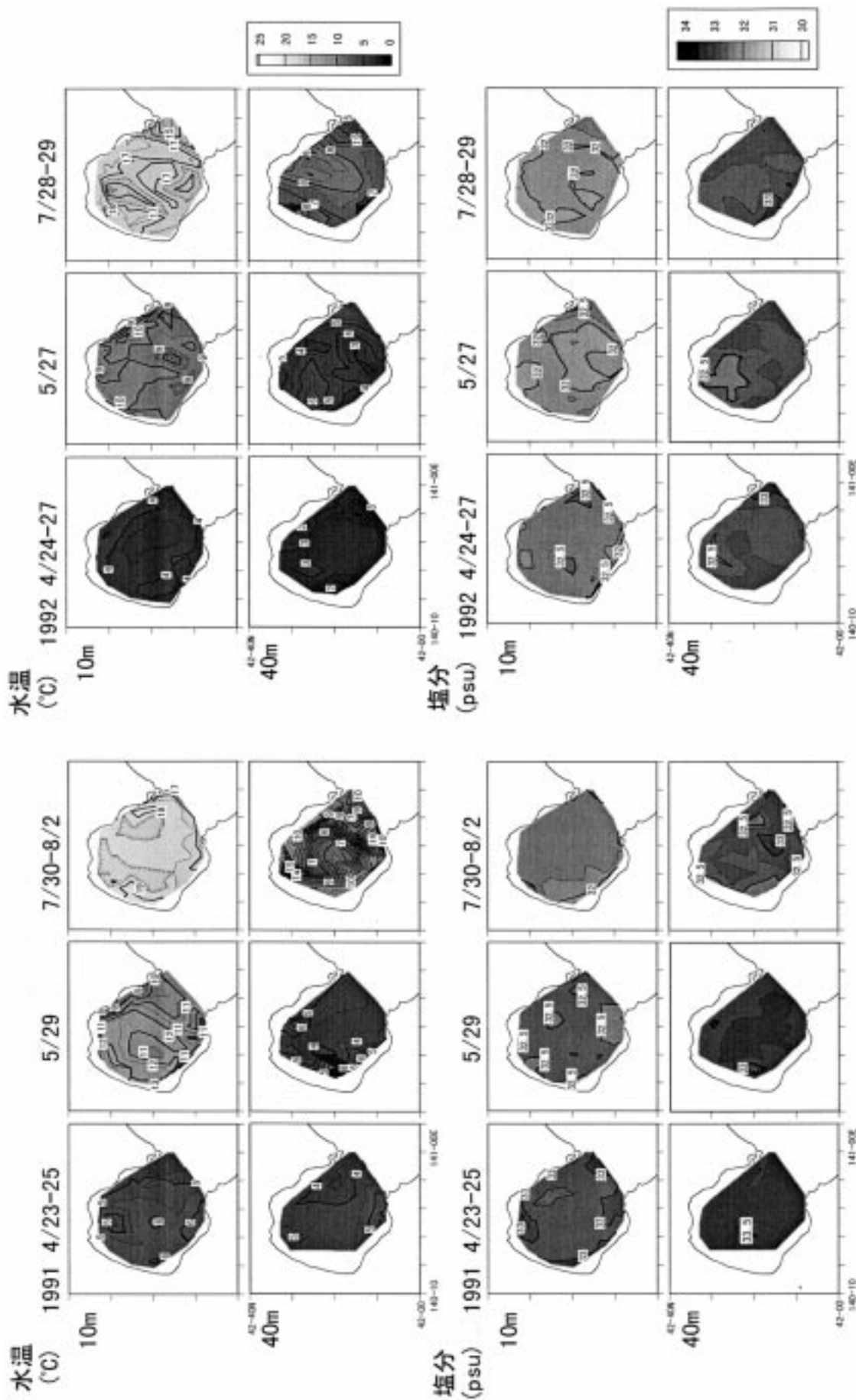


図9-1 1991、1992年4、5、7月の噴火湾における、深度10、40mの水  
 水温と塩分の水平分布

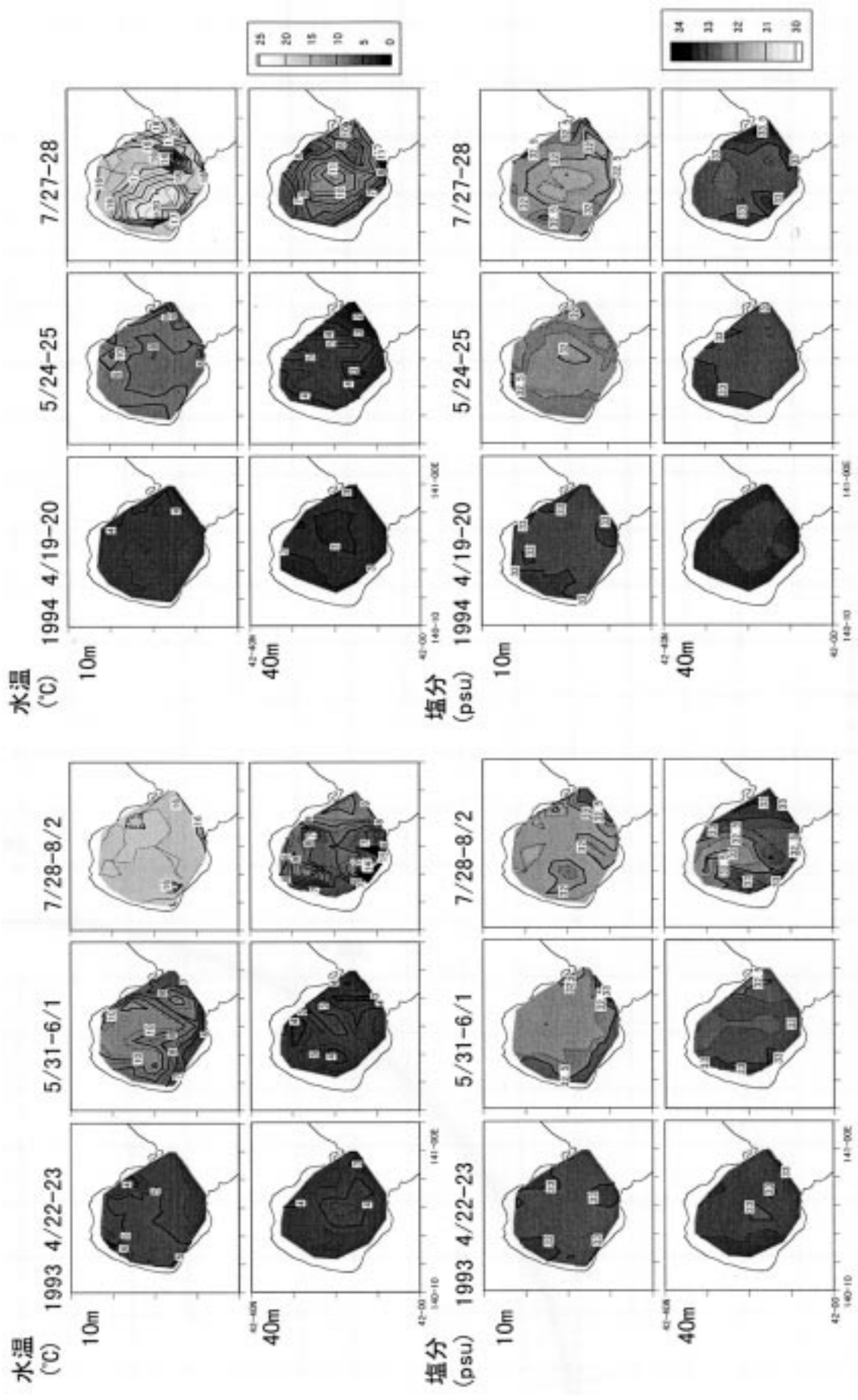


図9-2 1993、1994年4、5、7月の噴火湾における、深度10、40mの水  
 水温と塩分の水平分布

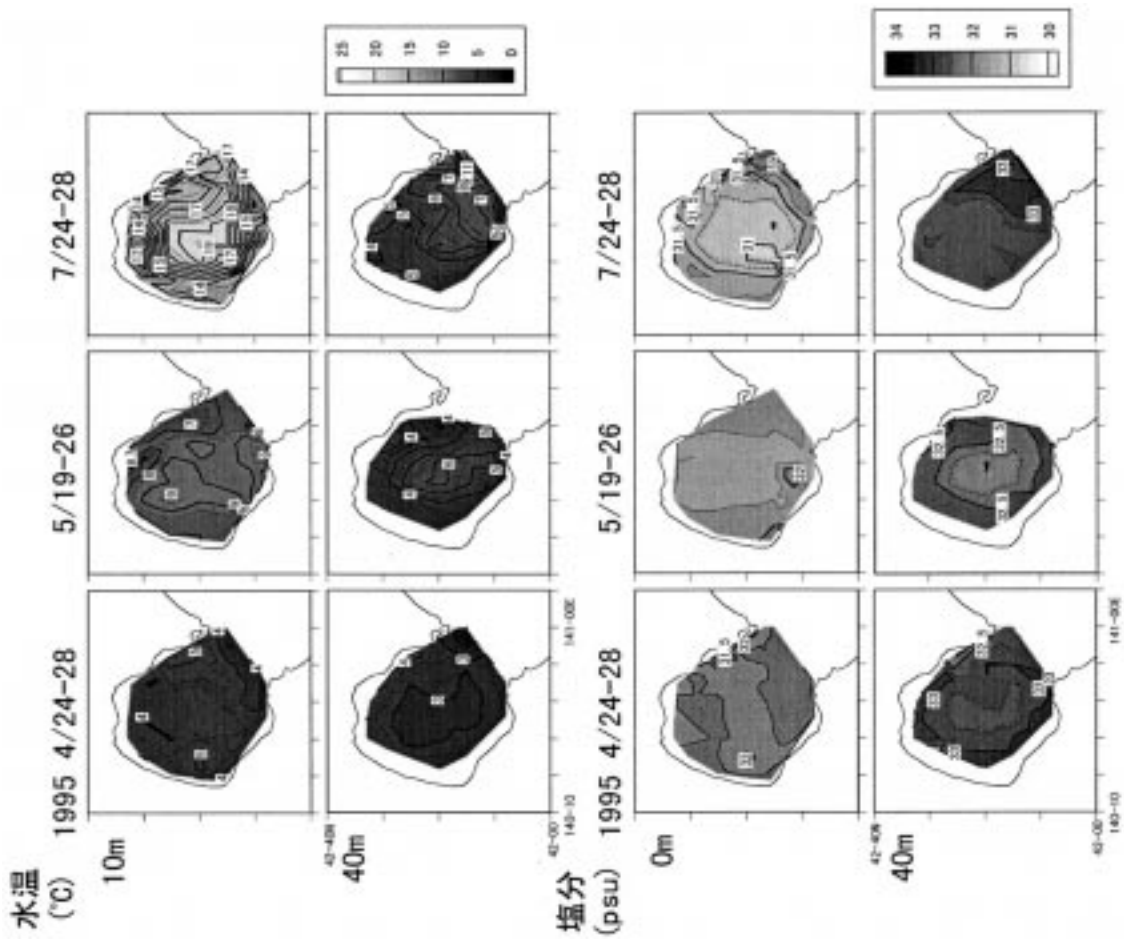


図9-3 1995年4、5、7月の噴火湾における、  
 深度10、40mの水温と塩分の水平分布



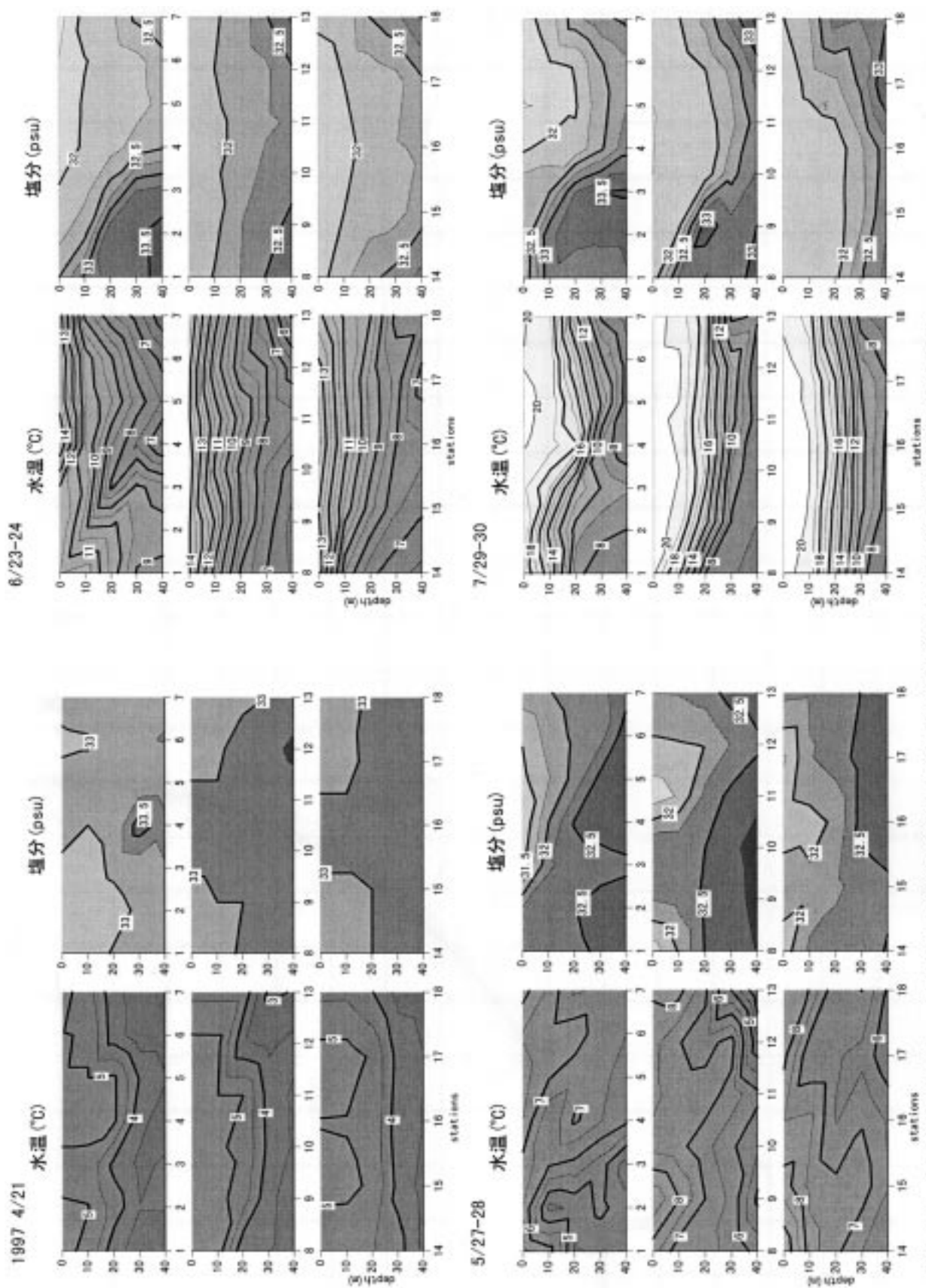


図 10 1997 年 4～7 月の噴火湾における水温と塩分の鉛直断面図

(St.1→7: 南東→北西横断、St.8→13: 西→東横断、St.14→18: 北→南横断、なお湾中央部の St.5、11、16 の3定点は同位置である)

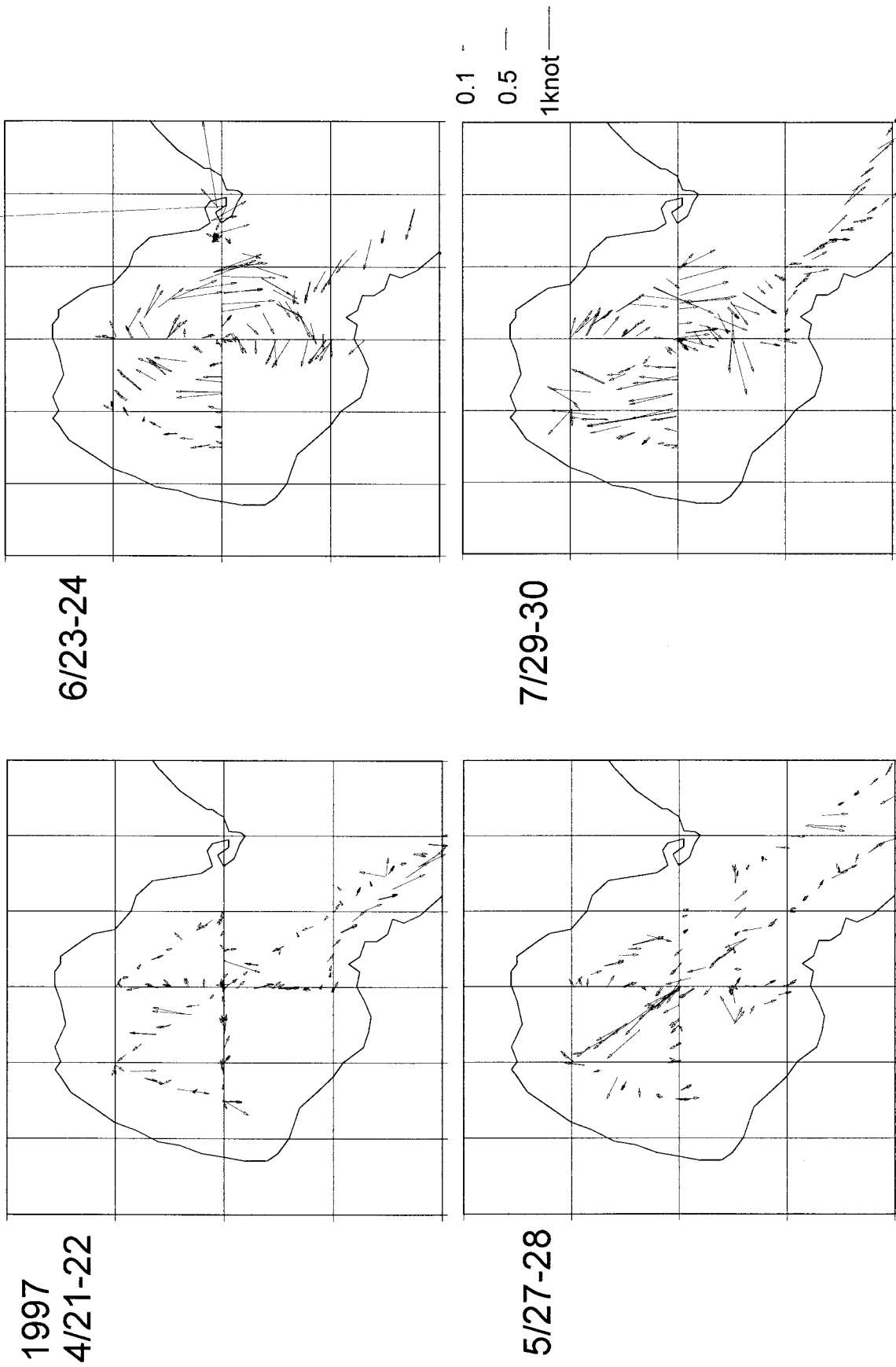


図11 1997年4～7月の噴火湾における深度10m層の流向と流速

(ADCPによる観測)

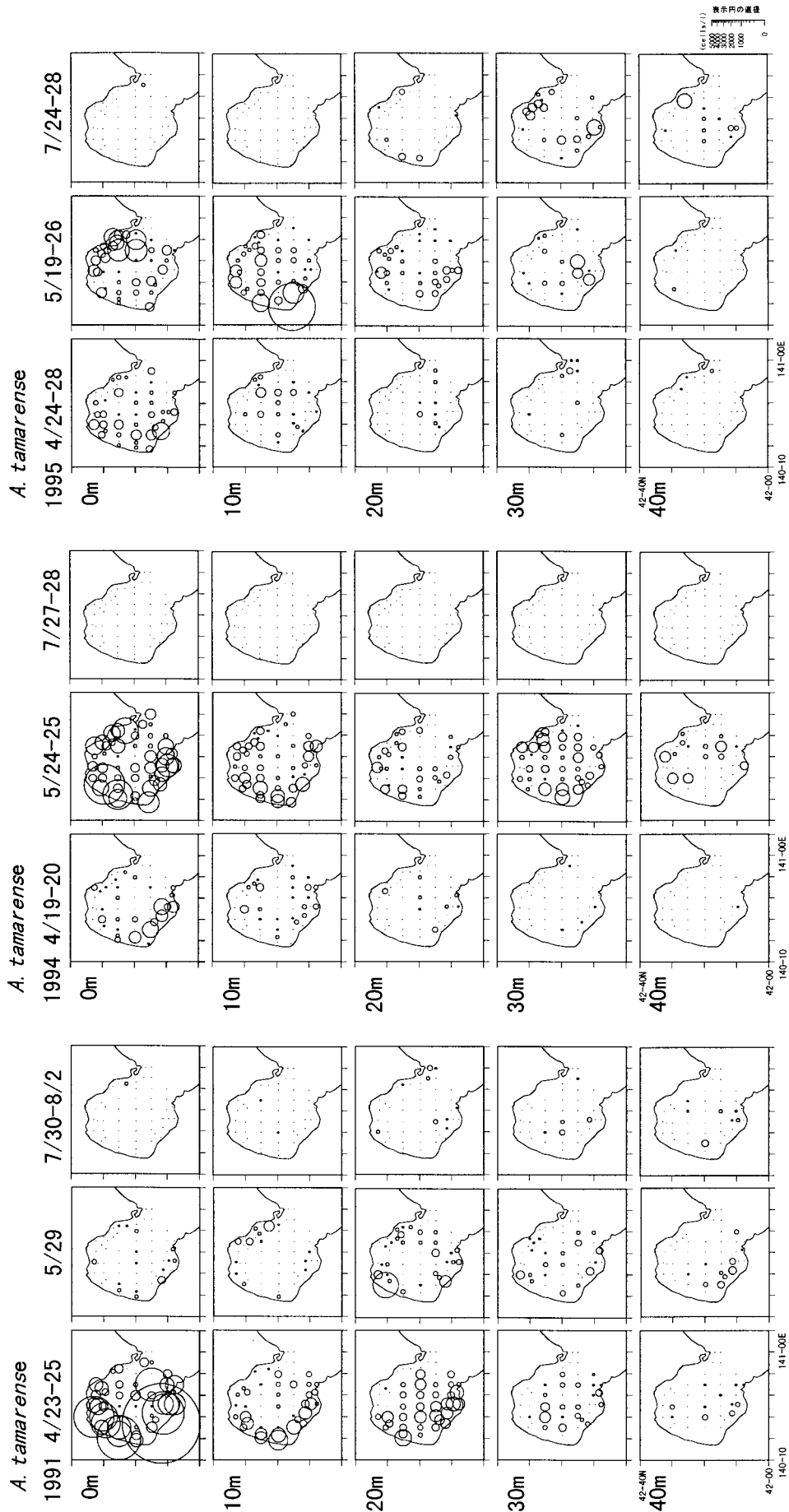


図 12 1991、1994、1995 年 4、5、7 月の噴火湾における *A. tamarensis* の水平分布

# *A. tamarensis*

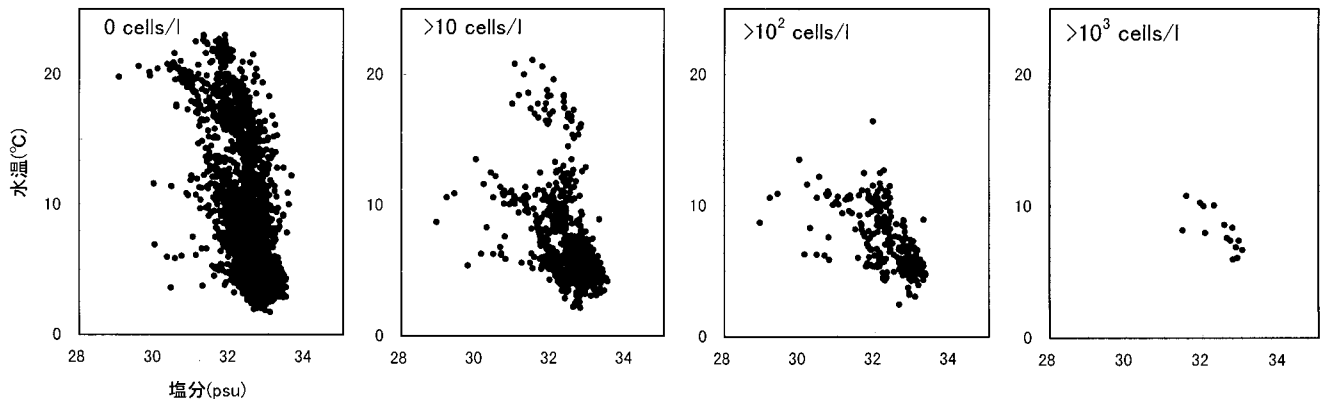


図13 1991～1995年の水平分布調査における*A. tamarensis*の出現密度別のT-Sダイアグラム

### 3) *A. tamarensis*の細胞密度と水温、塩分との関係

*A. tamarensis*の出現密度別のT-Sダイアグラムから、ブルームの出現を基準とした*A. tamarensis*の現場における至適環境は、水温5～11°C、塩分33.0psu以下の範囲にあることが明らかとなった(図13)。ブルームの形成がみられた3年のうち、1991年は4月に分布のピークがあり、ブルームの出現した水温は5～9°Cとやや低かった。1991年は底泥中のシスト密度が過去最高であり(金子ほか, 1993)、1990年に続き4月としては温暖な環境であったために(2-1-1、林ほか, 1992)、*A. tamarensis*は例年より早くブルームを形成したのかもしれない。これに対し、1994、1995年は分布のピークは5月に認められ、ブルームの出現した水温は8～11°Cであり、既往の知見(西浜, 1985; 林, 1989)とほぼ一致した。このため、1994、1995年は、過去に報告された典型的な分布の季節変化を示した年と考えられる。以上から、*A.t.*ブルームの形成の一因は、両年におけるレンズ状の水塊の出現による安定した水理環境と、後述する水温躍層の形成(1-3-1)にあると推察された。

*A. tamarensis*は、後述する*Dinophysis*属と比較して、湾奥部の密度が低かった。*A. tamarensis*は基本的に独立栄養種であるため(石丸, 1985)、自

身を至適な温度条件(5～11°C)の水温躍層付近に保ちながらも十分な光条件を得る必要があると考えられる。このため*A. tamarensis*の分布は、水温躍層の深度が比較的浅い沿岸に限られているのかもしれない。

### 4) 麻痺性貝毒と原因プランクトン

1991～1998年の8年間の、落部St.1(湾西部海域)、虻田St.1(湾東部海域)、湾口St.1(湾口海域)における毒化モニタリング調査結果について述べる。

#### 4)-1 水理環境の季節変化

周年調査が行われた落部St.1の水理環境は、1993～1998年については、「1-3-1」で述べた八雲定点の結果と極めて類似していた(図14)。水温は、3月にほぼ全層で3°C以下(1991年を除く)、8月に表面で約20°Cの最低、最高値を持つ季節変化を示した。水温上昇期の5～8月には水温躍層が形成されるのに対し、水温下降期の10～3月には水温躍層は認められず、鉛直混合が起きていると推察された。一方、塩分は、6月に表層で32 psu以下、11～12月に20m以深で33.5psu以上(1992、1997年を除く)の最低、最高値を持つ季節変化を示した。



虻田St.1の結果は、観測が行われた3～9月には、落部St.1の結果とほぼ同様であった(図15)。一方湾口St.1の結果は、観測が行われた3～9月には、他海域と比較して、水温は約1℃低く、塩分は若干高く推移していた(図16)。

以上から、本湾の3～9月の水理環境は、湾東部、湾西部海域ではほぼ同様であるが、湾口海域ではやや低水温、高塩分であることが明らかとなった。

#### 4)-2 *A. tamarense*の分布の季節変化

*A. tamarense*は一般に3～7月に出現し、分布のピークは4～6月に認められた(図14、15、16)。出現期間における密度は一般に、落部St.1において高かった。これに対し、虻田St.1では1991年7月を除き、全般に低密度であり、出現期間も短かった。一方湾口St.1では、 $10^2$ cells/l程度の分布がやや長期にわたり出現する傾向がみられた。*A. t.*ブルーム( $>10^3$ cells/l)の認められた年は、「1-1-1」および「1-3-1」でも述べたように、1991、1994、1995年の3年のみであった。

上述のように、*A. tamarense*の出現時期や出現密度が海域によって異なる理由は、*A. tamarense*が湾南西部から増殖し、後に海岸線沿いに時計回りに分布を拡大するためと推察することができる(1-1-1)。また、湾口海域で*A. tamarense*がやや長期にわたり出現する一因は、津軽暖流系水の流入が始まる7月頃に、湾内から流出する*A. tamarense*が本海域を通り過ぎるためであると考えられた(嶋田・西田, 1995, 1996)。

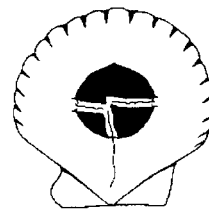
#### 4)-3 麻痺性貝毒毒力の季節変化

麻痺性貝毒毒力は、湾西部海域と湾口海域で高く、湾東部海域で低い傾向が認められた(図14、15、16)。本湾では、毒力は*A. tamarense*の分布の季節変化を正確に反映しているように見える。出荷自主規制値(20MU/g-中腸線)を超える毒化は、最近8年間では1991、1994、1995年の3年みの発生にとどまっている。

#### 4)-4 まとめ

落部St.1における*A. tamarense*の密度(全層平均値)と麻痺性貝毒毒力(月間最高値)の過去18年間の季節変化を図17に示す。1991年までほとんど毎年発生していた麻痺性貝毒は、1992、1993年に発生しなかったのを境に、明らかに沈静化していることがわかる。*A. t.*ブルームの出現条件の一つは、4～7月における水温躍層の形成であった(1-3-1)。1992、1993両年は、このような条件が満たされず、*A. t.*ブルームは形成されなかったと考えられる。従って、次年の増殖に寄与する*A. tamarense*のシストの形成も小規模であったと推察される。近年、たまたまこのような状況が連続したため、本湾における麻痺性貝毒は沈静化しているであろう。しかし、1998年の調査結果では、*A. tamarense*のシストは底泥中に約200cells/cm<sup>3</sup>分布しているため(宮園, 2000)、以前のような状況が再発する可能性はある。以上から今後は、モニタリングを継続しつつ、麻痺性貝毒の再発に備えることが重要である。

(嶋田 宏 函館水試資源増殖部)



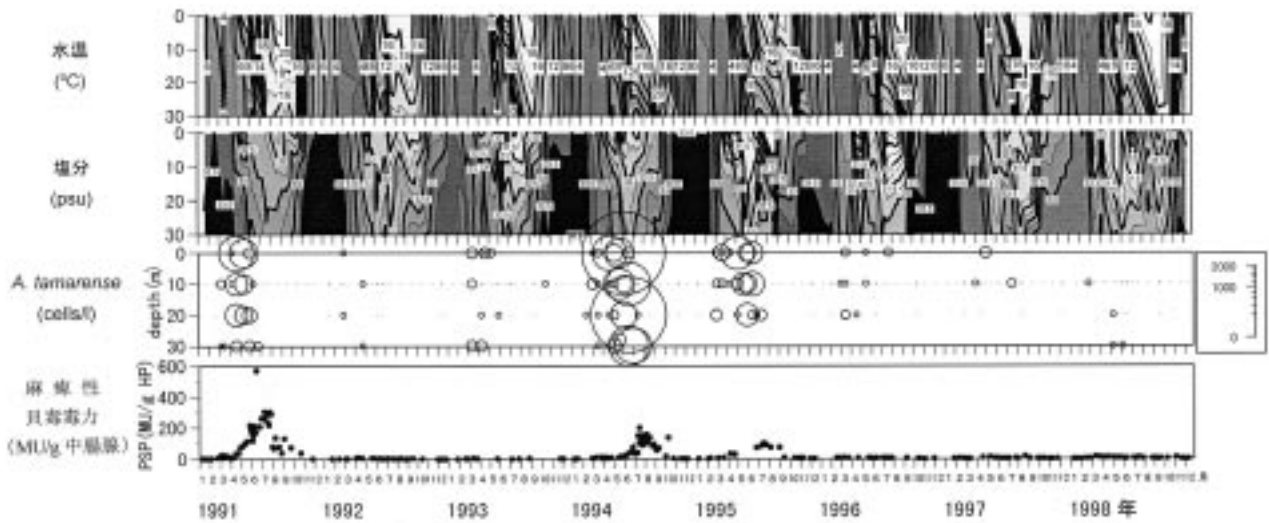


図14 1991～1998年の、落部St.1における水温、塩分、*A. tamarensis*密度（全層平均）および養殖ホタテガイの麻痺性貝毒毒力の季節変化

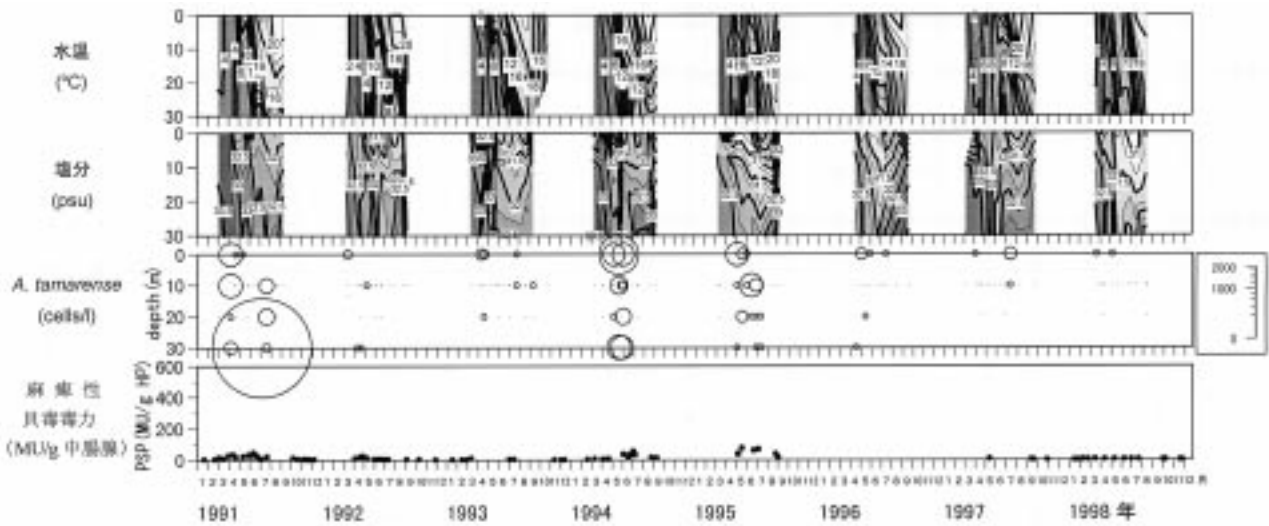


図15 1991～1998年の、蛇田St.1における水温、塩分、*A. tamarensis*密度（全層平均）および養殖ホタテガイの麻痺性貝毒毒力の季節変化

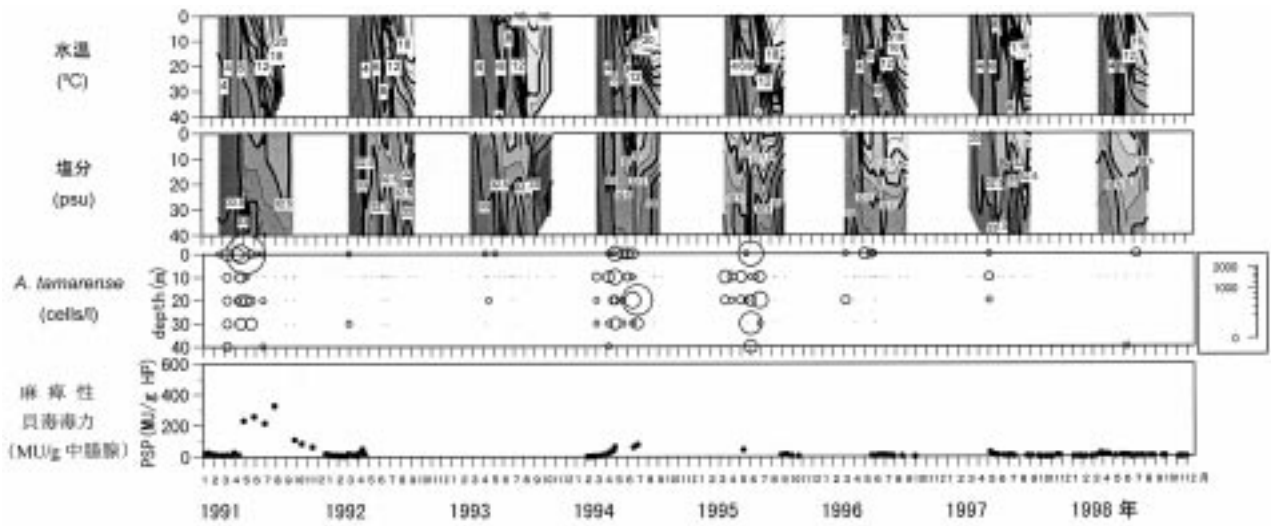


図16 1991～1998年の、湾口St.1における水温、塩分、*A. tamarensis*密度（全層平均）および養殖ホタテガイの麻痺性貝毒毒力の季節変化

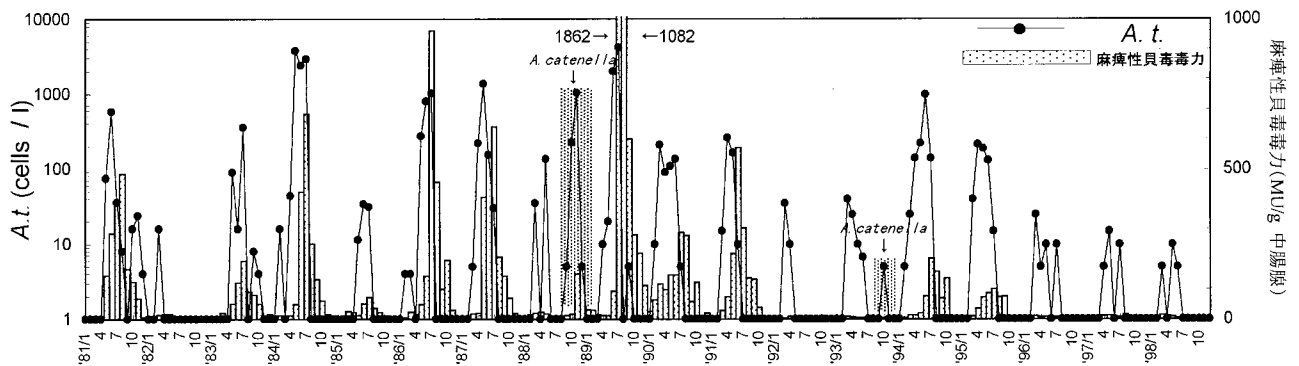


図17 八雲町落部漁港1マイル沖定点における過去18年間の*A. tamarensis*密度（全層平均）および養殖ホタテガイの麻痺性貝毒毒力（月間最高値）の季節変化

## 1-1-2 下痢性貝毒プランクトン

### 研究結果の概要

#### 1) 水理環境

「1-1-1」で述べたとおり。

#### 2) *Dinophysis*属の水平分布

*Dinophysis*属の分布のピークは、1991、1993年は7月、1992年は4月、1994、1995年は5月に観察された(図18)。ピーク時の水平分布をみると、*A. tamarense*が沿岸域に限られて分布するのに対し、*Dinophysis*属は湾中央部にも高密度で分布する傾向がみられた。このことは、*A. tamarense*が沿岸域の浅みでシストから発芽、増殖するのに対し、*Dinophysis*属は湾外から流入して増殖する機会が多いことを意味するのかもしれない。一方、*A. tamarense*が典型的な分布のピークを示した1994、1995年の5月についてみると、*Dinophysis*属もピークを示している(図18)。また、*A. tamarense*がほとんど出現しなかった1992、1993年には、*Dinophysis*属もやや低密度で推移している。従って、*A. tamarense*と*Dinophysis*属の水理環境に対する応答は、水平分布を除いては、全般に似ているといえる。

#### 3) *Dinophysis*属の細胞密度と水温、塩分との関係

出現頻度の高い代表4種、*D. norvegica*、*D. acuminata*、*D. fortii*、*D. tripos*について、細胞密度別のT-Sダイアグラムを図19に示す。

$10^2$ cells/l以上の出現を基準として、4種それぞれの分布する水塊をT-Sダイアグラムにより比較すると、*D. norvegica*、*D. acuminata*は低水温、低塩分の水塊に、*D. fortii*、*D. tripos*は高水温、高塩分の水塊に分布している。このため、*D. norvegica*、*D. acuminata*は寒流系、*D. fortii*、*D. tripos*は暖流系の種であると考えられる。また、 $10^3$ cells/l (*D. fortii*については $0.5 \times 10^3$ cells/l)以上の密度を基準として、4種それぞれの増殖至適環境を推定した結果、*D. norvegica*の至適環境は、水温6~11°Cの範囲にあり、*A. tamarense*とほぼ

同じである(図19)。これに対し*D. acuminata*の至適環境は、水温9~13°Cの範囲にあり、*D. norvegica*と比べてやや高い水温を好む。このため、2種が同時に出現する場合には、*D. norvegica*はやや深い水深帯に分布する傾向があると考えられる。一方、*D. fortii*と*D. tripos*の至適環境は、それぞれ水温13~18°C、11~20°Cの範囲にあり、前述2種と比べて5°C以上高い水温を好む。しかし、4種の至適環境における塩分はいずれも32psu前後であり、差はほとんど認められなかった。

#### 4) 下痢性貝毒と原因プランクトン

ここでは、1991~1998年の8年間のモニタリング調査結果の概要について述べる。

##### 4)-1 水理環境の季節変化

「2-1-1」で述べたとおり。

##### 4)-2 *Dinophysis*属の分布の季節変化

*Dinophysis*属は冬季を除きほぼ周年出現したが、種組成は年により著しく異なった(図20、21、22)。出現のピークがみられた時期を種別にみると、*D. norvegica*と*D. acuminata*は4~6月、*D. fortii*は7月、*D. tripos*は8~10月であった。*Dinophysis*属の出現期間における密度は一般に、虻田St.1と湾口St.1でやや高く、この傾向は*D. norvegica*と*D. acuminata*において顕著であった。これに対し、落部St.1では全般に低密度であり、出現期間も短かった。

##### 4)-3 下痢性貝毒毒力の季節変化

下痢性貝毒毒力は、湾東部海域で高く、湾西部海域で低い傾向が認められた(図20、21、22)。湾口海域では*Dinophysis*属の出現期間における毒力検査回数が少なく、一般的な傾向は見いだせなかった。毒力は必ずしも*Dinophysis*属の分布の季節変化を正確に反映しているとはいえない。出荷自主規制値(0.05MU/g-中腸線)を超える毒化は、最近8年間全て、不規則に発生している現状にある。また、*Dinophysis*属の出現がみられない春季に弱い毒が検出される場合があり、この現象の一因は、食物の消化過程で生じた遊離脂肪酸の蓄積

にあると考えられている（武田，1994a, b）。

以上から、本湾の下痢性貝毒は、*Dinophysis*属各種の毒と、遊離脂肪酸の蓄積量が複合的に作用して発生すると推察された。

#### 4)-4 まとめ

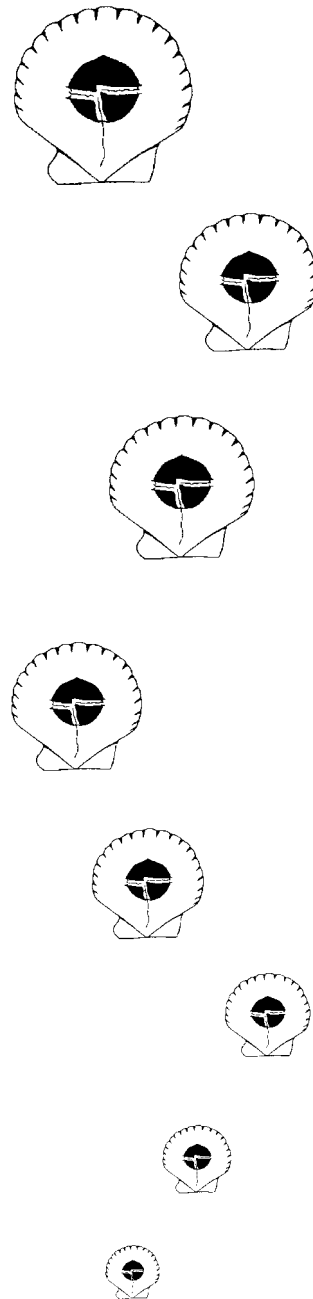
*Dinophysis*属の密度と下痢性貝毒の毒力は、一般に湾東部海域で高いことが明らかとなった。また、本湾では*D. norvegica*、*D. acuminata*、*D. fortii*、*D. tripos*が主な原因種らしいことが分かった。しかし、*D. fortii*以外の毒性はほとんど未解明であり、*Dinophysis*属以外にも原因種があるかも知れないため、*Dinophysis*属の分布のみから毒力の推移を予測することは、現状では難しい。

下痢性貝毒の毒成分には、従来から着目されていたディノフィストキシン群（DTX）、オカダ酸（OA）のほか、ペクティノトキシン群（PTX）、イェットトキシン（YTX）があり、それぞれ毒性を持つことが分かってきた（塩見・長島，1997）。また、1998年秋季に本湾で発生した下痢性貝毒成分はPTX-6であることも報告されている（福士ほか，2000）。しかし、原因生物である*Dinophysis*属各種の培養技術が確立されていないため、毒化原因に関する研究は未だ発展途上にある。

一方、マウステストの分析試料は凍結保存中に遊離脂肪酸の増加が認められ、従来の遊離脂肪酸の影響は過大評価されている可能性が指摘されている（2-3）。

下痢性貝毒の特徴は、出荷規制の時期が断続的かつ不規則であることである。その理由は、原因生物が複数種であり、それぞれ増殖時期が異なることにある。今後は、原因種別の毒性が明らかにされることが望まれる。また、遊離脂肪酸による見かけ上の毒化の対策として、マウステストに加え、機器分析を用いた貝毒成分のモニタリングを適宜併用し、下痢性貝毒成分の消長を正確に監視して、ホタテガイの効率的出荷を図る必要がある。

（嶋田 宏 函館水試資源増殖部）





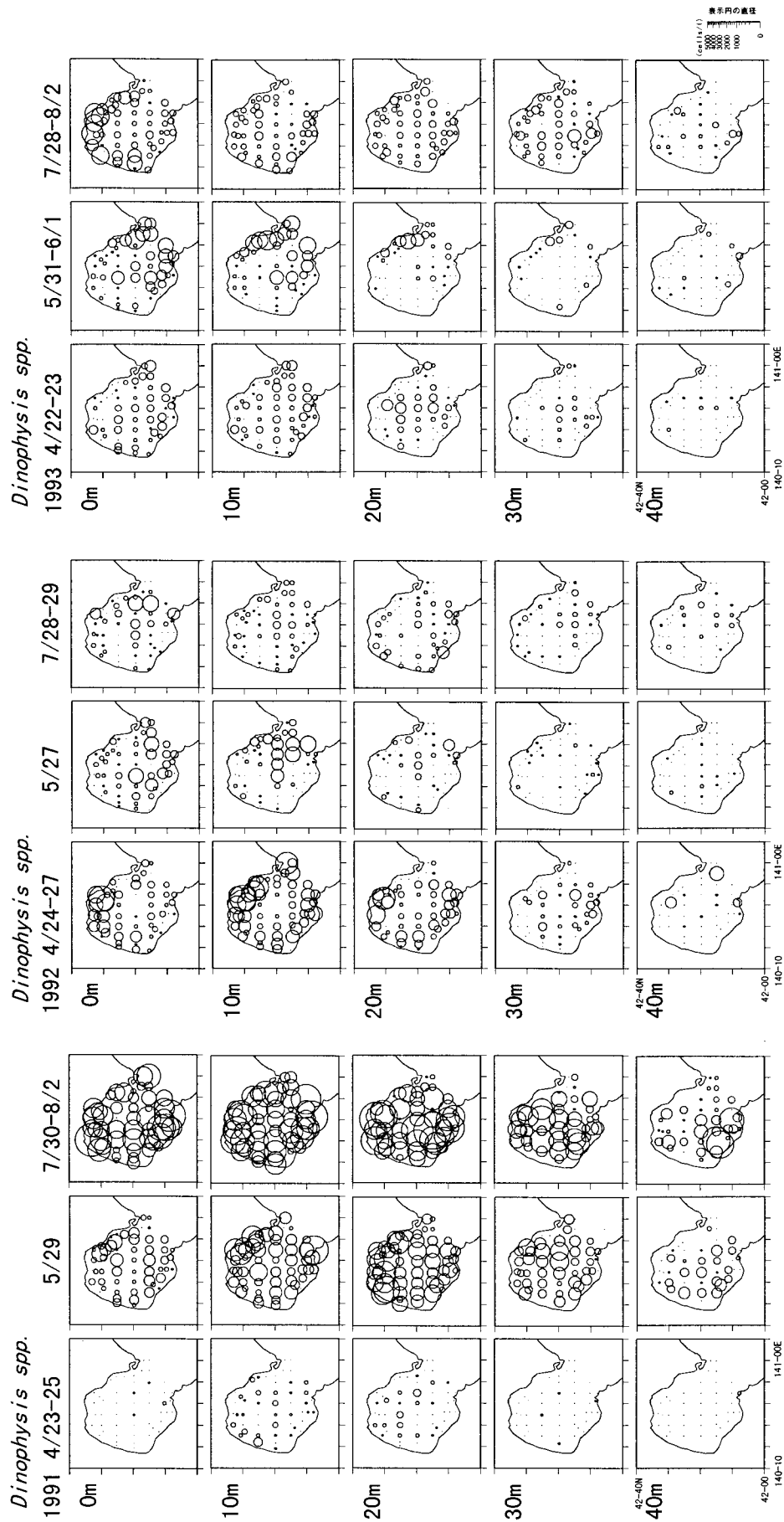


図 18-1 1991～1993 年 4、5、7 月の噴火湾における *Dinophysis* 属の水平分布

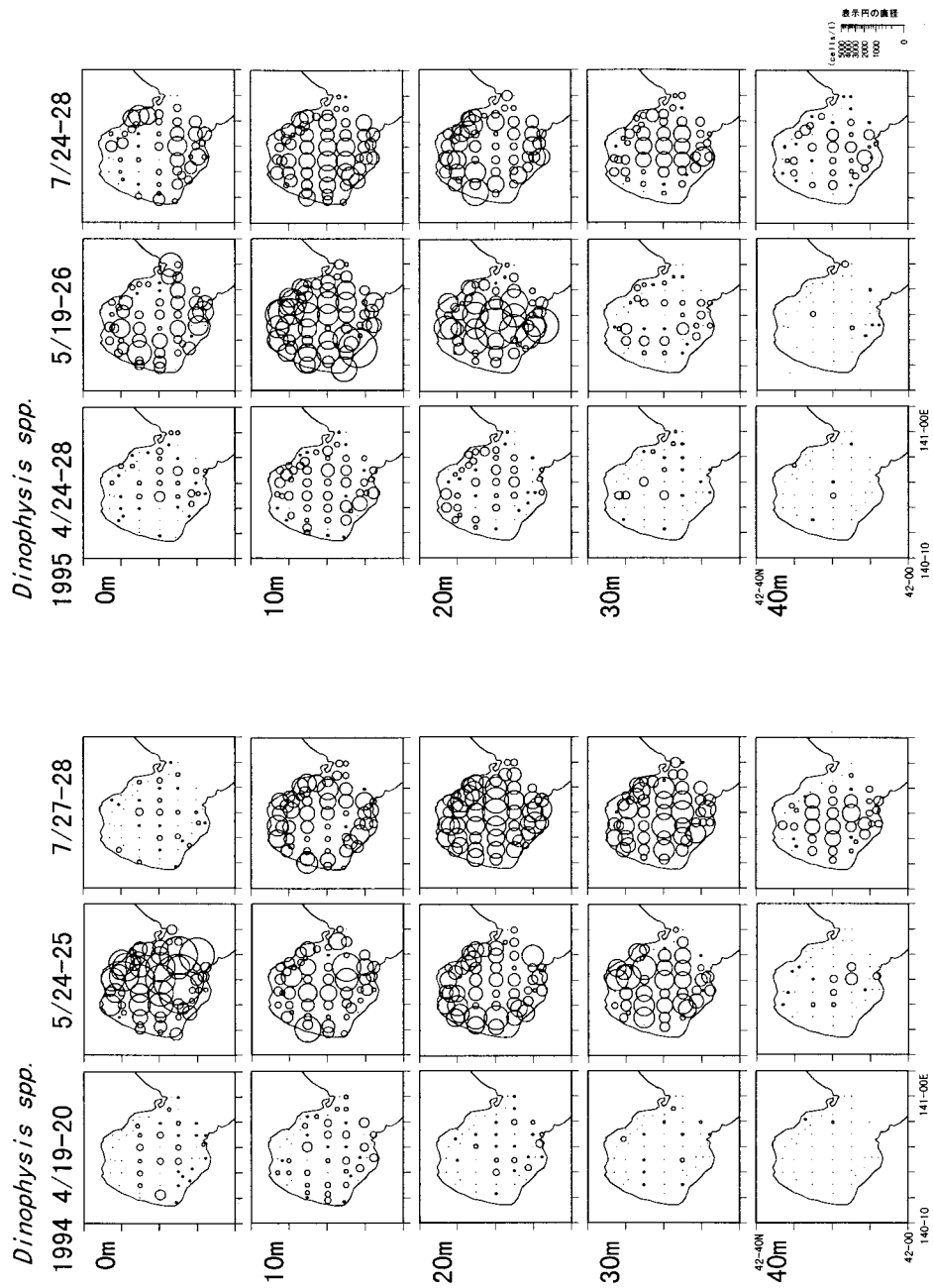
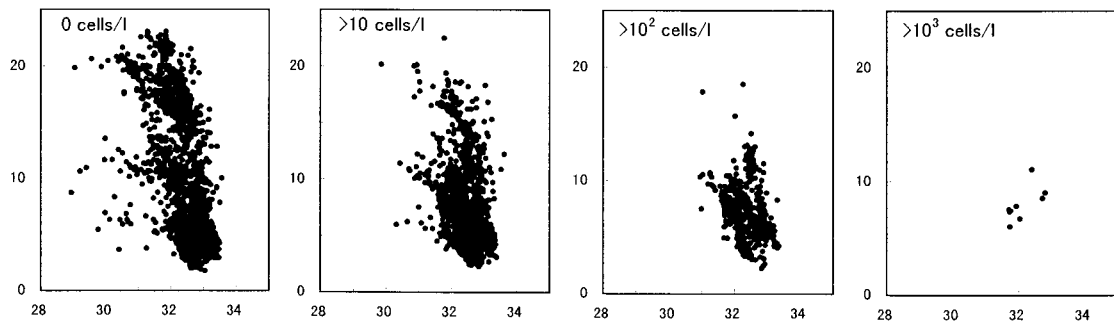


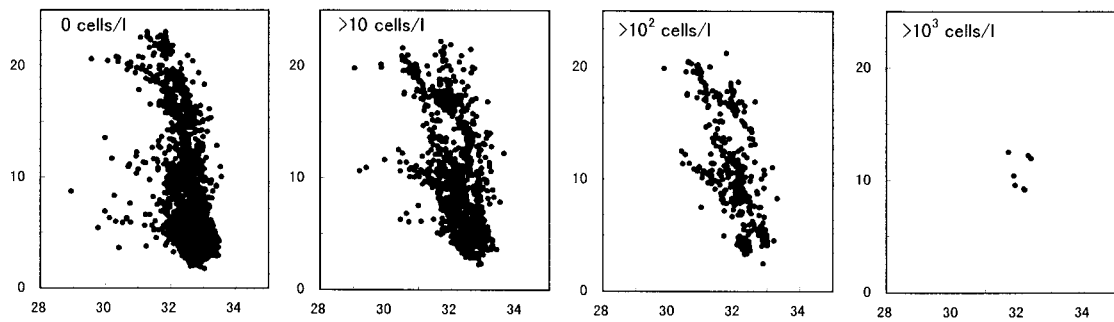
図 18-2 1994~1995 年4、5、7月の噴火湾における *Dinophysis* 属の水平分布



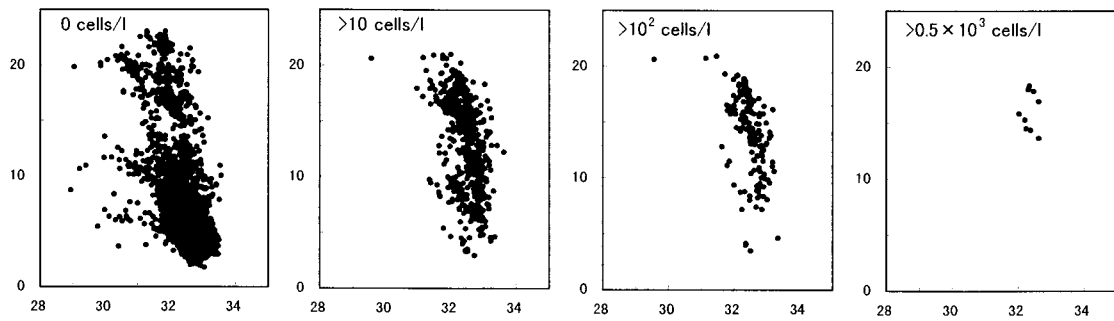
*D. norvegica*



*D. acuminata*



*D. fortii*



*D. tripos*

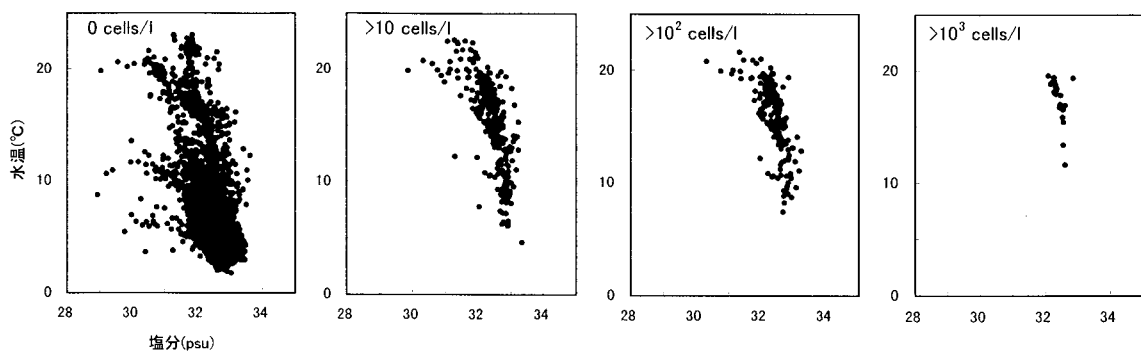


図19 1991～1995年の水平分布調査における  
*Dinophysis* 属4種の出現密度別T-S ダイアグラム

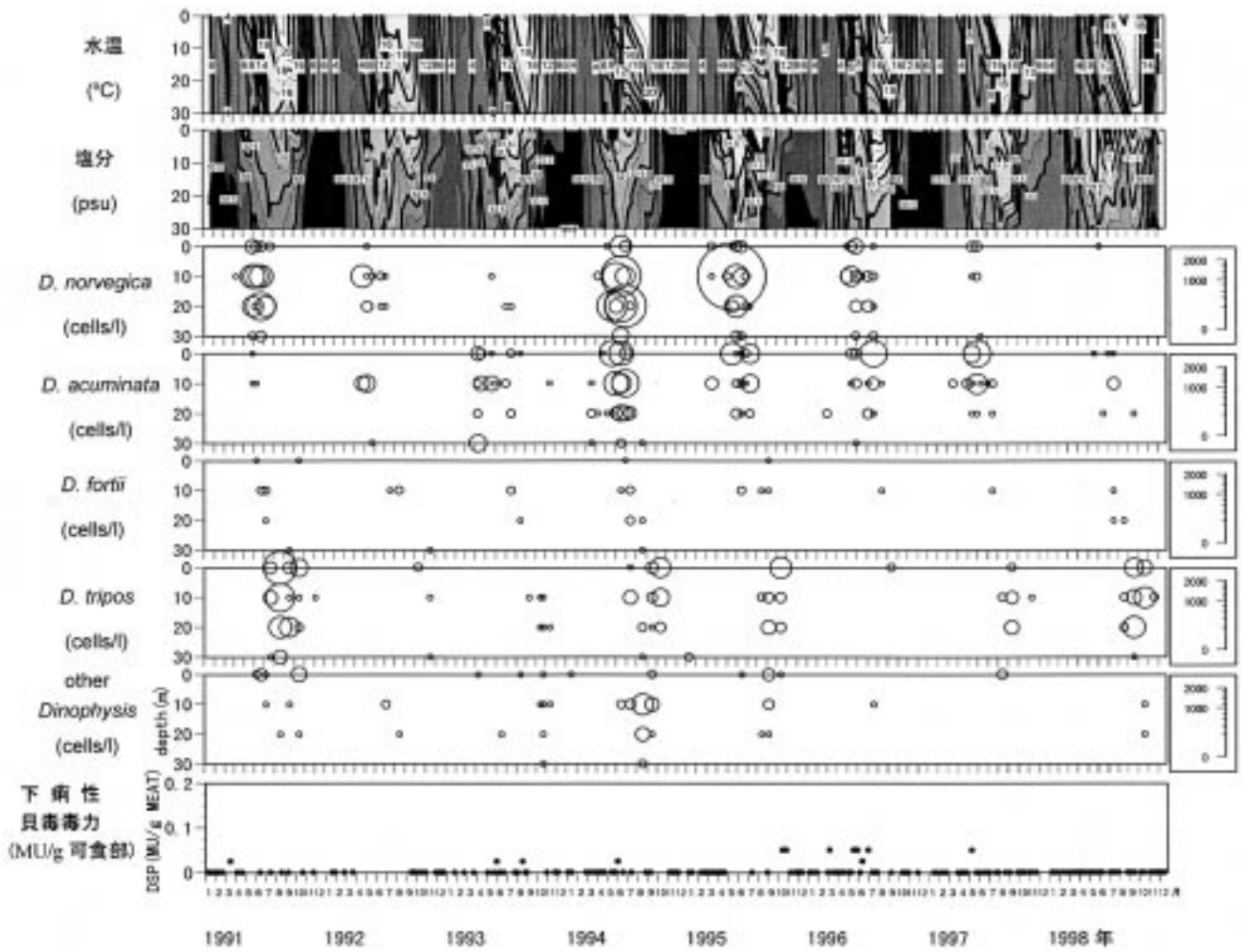


図20 1991～1998年の落部St.1における水温、塩分、*Dinophysis*属の密度および養殖ホタテガイの下痢性貝毒毒力の季節変化

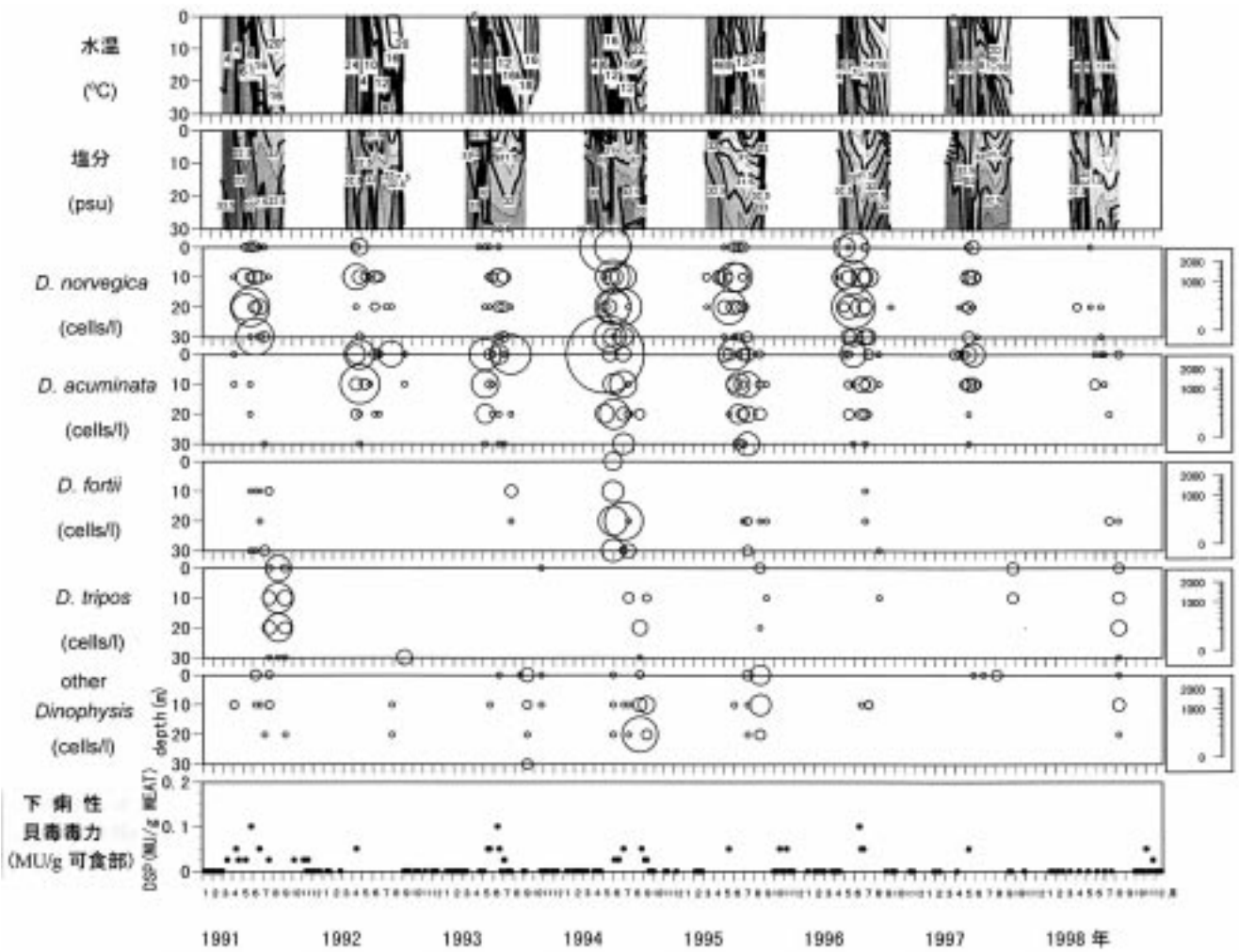


図21 1991～1998年の虻田St.1における水温、塩分、*Dinophysis*属の密度および養殖ホタテガイの下痢性貝毒毒力の季節変化

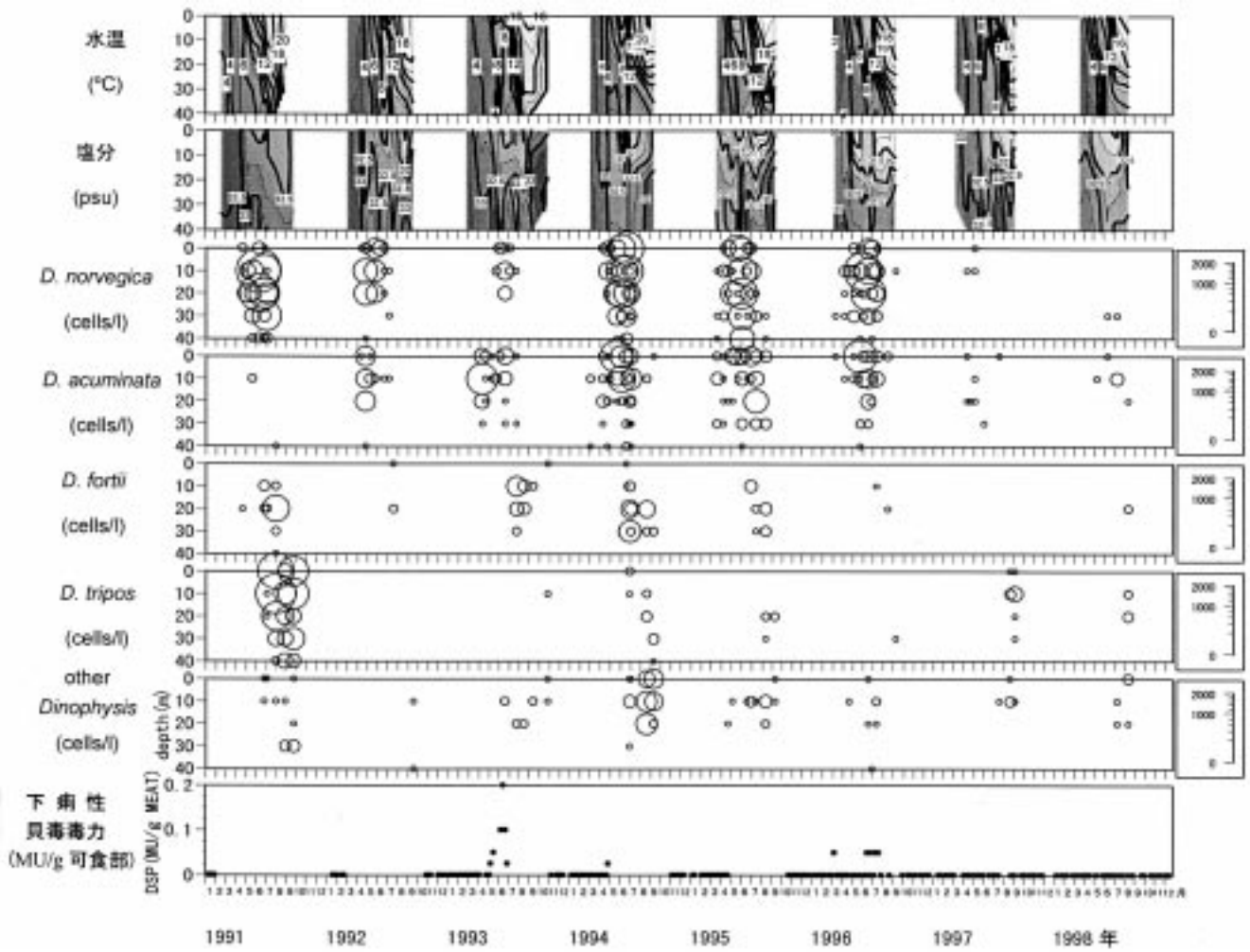


図22 1991～1998年の湾口St.1における水温、塩分、*Dinophysis*属の密度および養殖ホタテガイの下痢性貝毒毒力の季節変化

## 1-2 その他海域

### 1-2-1 麻痺性貝毒プランクトン

#### 1) 北海道沿岸におけるホタテガイ毒化の状況

北海道における麻痺性貝毒によるホタテガイ毒化の原因がほとんどの場合*Alexandrium tamarense*であること、および本種は親潮系水が周年あるいは季節的に優占する海域に分布していたことについては、前章ですでに述べた。

1983年以降、貝毒プランクトンのモニタリング地点は、噴火湾海域を除いて、数地点に限定された。これらの定点の位置は年によって多少、変更されたが、1988年以降は日本海側の江差・小平、オホーツク海側の猿払・常呂・サロマ湖、および根室海峡の標津沖に固定された(図23)。これらの地点のうち、標津定点ではほぼ毎年のように、常呂・サロマ湖定点では低密度ながらしばしば、*A. tamarense*がみられた。

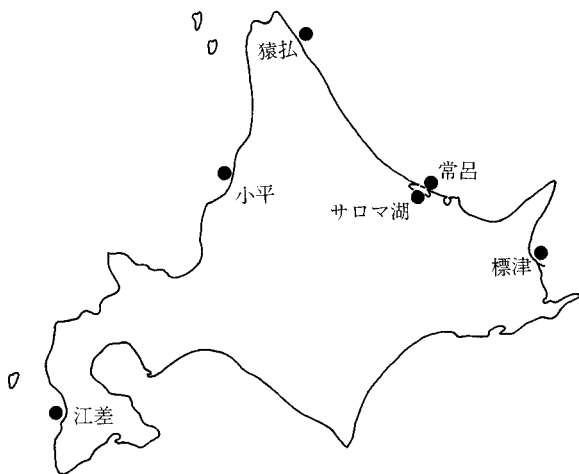


図23 貝毒プランクトン調査地点  
(噴火湾を除く海域、1988～)

一方、1992年以降、麻痺性貝毒毒力は全般に低い傾向にある(図4)が、麻痺性貝毒が検出された海域は、主に噴火湾を含む太平洋側～根室海峡海域であった。これらの海域では親潮系水が周年あるいは季節的に優占する。このことに対して、対馬暖流系水が周年優占する海域からは、麻痺性貝毒が検出されることは、次の事例を除いてほとんどなかった。1985年5月に日本海中部海域で1

回だけ弱い毒力(5.5MU/g-中腸腺)が検出されたことがあった。また同様のことは1985年7月にも日本海北部海域でみられた。この2例のとき、モニタリング調査では*Alexandrium*属プランクトンは見られなかった。

麻痺性貝毒毒力の海域別年間最高値の経年変化を図24に示した。本図では日本海側の南部・中部・北部海域は、麻痺性貝毒がほとんど検出されないため、除外されている。また噴火湾3海域は一括されている。

オホーツク海北部海域では毒力はきわめて低く、検出されないことが多い。また津軽海峡海域で毒力の年変化が大きいのは、噴火湾湾口海域と同じ水塊が海峡の北岸を西流したことによる偶発的な要素が大きく影響していると考えられる。図24を大まかにみると、オホーツク海南部・サロマ湖海域と根室海峡～噴火湾海域とでは、毒力の経年変化の型に関連性がみられない。後者の各海域において、毒力が1992年に同調して急減していることが特徴的であり、その後、噴火湾の1994～1995年を除いて、全般的に毒力が低くなっている。後者の海域のうち、根室海峡と太平洋東部海域では毒化状況が似ている。また1988年の噴火湾では*A. catenella*による秋季の毒化であったことを考慮すると、根室海峡～噴火湾海域においては、1988～1992年に限れば、毒化状況が連動しているようにみえる。そのうち、とくに太平洋中部・西部海域と噴火湾海域では毒力の経年変化の型が類似している。

なお、図24は漁業協同組合による自主検査の検査値に基づいているので、出荷停止期間中に毒力検査が実施されていない場合には、その海域の年間最高値は把握されていないことになる。

#### 2) 貝毒化の長期変化の要因——推察

1986年以降、太平洋東部海域でのプランクトン調査定点がなくなったので、貝毒化の変遷を原因プランクトンの分布とその経年変化から検討する資料はない。しかし、北海道沿岸における麻痺



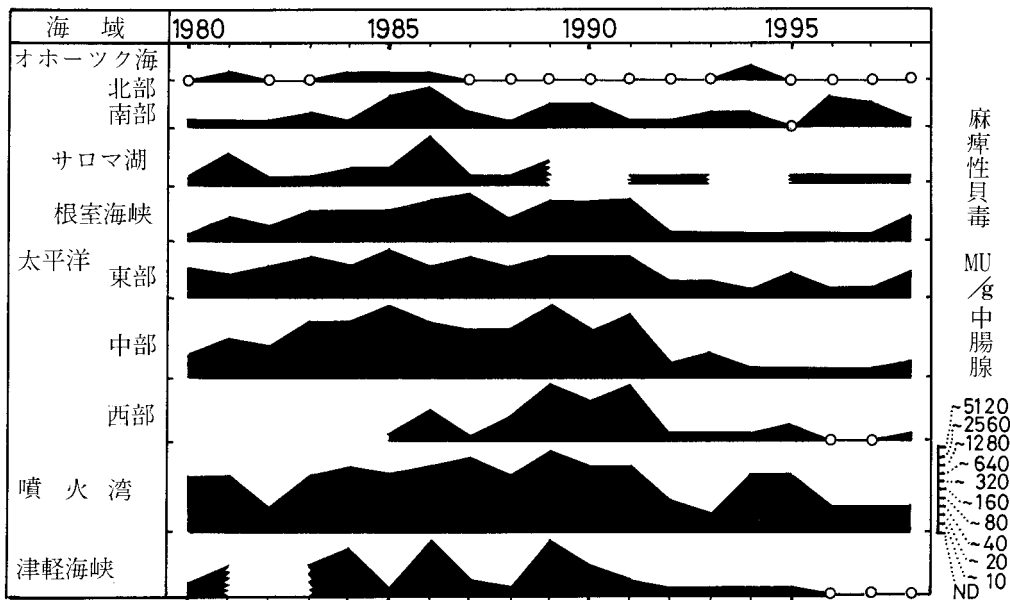


図24 北海道沿岸における麻痺性貝毒毒力の年間最高値の経年変化  
 軟体部当たりの検査値しかないときには、2および2~4MU/g-軟体部  
 をそれぞれ、~10および~20MU/g-中腸腺とした。

性貝毒の原因がほとんどの場合*Alexandrium tamarense*なので、各海域で検査されている麻痺性貝毒毒力値に基づいて、貝毒化の広域的な変遷について考察する。

噴火湾海域では麻痺性貝毒毒力が高かった。しかし、貝毒力の経年変化(図5)を詳細にみると、1982、1988、1992~1993、および1996~1998年には毒力はきわめて低かった(1988年秋の毒化は*A. catenella*によるものである)。にもかかわらず、1983年や1994年には貝は強く毒化した。また*A. tamarense*による毒化に着目すると、1988年にはほとんど毒化しなかったのに、1989年には毒力は最高値に達した。このような激変は水温・塩分のような海洋条件の変化では説明されにくい。そのような条件のほかに、*A. tamarense*の増殖にかかわる基盤的な要因が別に存在するのかもしれない。

また噴火湾における麻痺性貝毒毒力の変遷をみると、毒化期は1978年ころから始まって、1991年あるいは1995年でひとまず終わったような印象をうける。*A. tamarense*の増殖にかかわる基盤条件が十数年で変化したのだろうか。その基盤条件は、*A. tamarense*が暖流水では増えないということ

と関係があると、筆者は考えていた。

しかし、前節で述べたように、1992年に根室海峡から太平洋側にかけて、毒化の程度が同調して低くなったことは、暖流水では説明できない。というのは、津軽暖流水はえりも岬以東には影響しないからである。また、1988~1992年には根室海峡から噴火湾海域において、毒化が連動していたことは、*A. tamarense*はもともと親潮系水域で増殖する特性を示すものであるが、その水塊の中での増殖促進条件は不明である。なお、噴火湾でみられた貝毒化の長周期的な変遷は岩手県大船渡湾でもみられたことがある(西浜, 1982)。

噴火湾海域における*A. tamarense*の出現状況の特異な年変化、あるいは長周期変化については、親潮系水との関連や、増殖抑制条件としての暖流水の季節的影響の観点からも、調査が継続されるべきであろう。

### 3) オホーツク海沖合における

#### *Alexandrium tamarense* の分布

1985~1986年にオホーツク海南部海域およびサロマ湖で、ホタテガイが強く毒化して加工原料貝の水揚げも一時停止されることがあった(図25)。

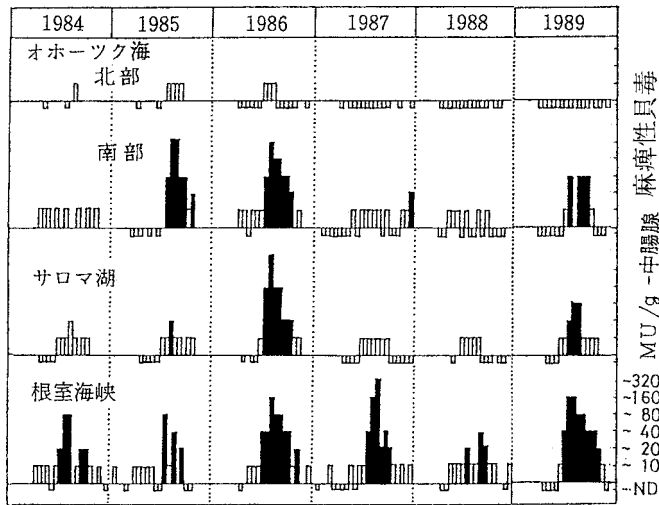


図25 オホーツク海側沿岸におけるホタテガイ麻痺性貝毒毒力\*の海域別経年変化  
\*半年ごとの最高値を示した。

北海道オホーツク海沿岸では夏季には宗谷暖流水が陸側に沿って10マイルほどの幅をもって南東に流れている。その沖合はオホーツク海固有表面水に占められている。*A. tamarense*は暖流系水の中ではほとんど増殖することはないので、上記の突然の毒化は、*A. tamarense*を含む沖合の水塊が接岸したことによると推察された (Nishihama *et al.*, 1993)。そこで、稚内水試調査船北洋丸による定期海洋観測にあわせて、沖合域における *A. tamarense* 分布調査が1989～1994年に実施された。

*Alexandrium tamarense*は1989年には宗谷暖流水よりも沖合にあるオホーツク海固有表面水に広く分布していた (図26)。最高出現密度は2,300細胞/ℓであった。次いで、1993年には最高出現密度は180細胞/ℓであり、おもに塩分フロント帯に出現した。その他の年には出現密度は著しく低かった (西浜ほか, 1995)。

また、1992～1994年にはサハリン南東部アニワ半島東方沖定線で、サハリン漁業海洋研究所の協力を得て、貝毒プランクトン調査を行った。*A. tamarense*は1992年7月末に、アニワ半島にもっとも近い定点で120細胞/ℓの密度で出現した。このとき、北海道オホーツク海沖合においても、*A. tamarense*の出現はきわめて稀であった。なお、*Dinophysis*属プランクトンは3種出現した。この

うち *D. acuminata* は1993年10月に陸に近い3地点で最高440細胞/ℓの密度で出現した (西浜, 1995)。

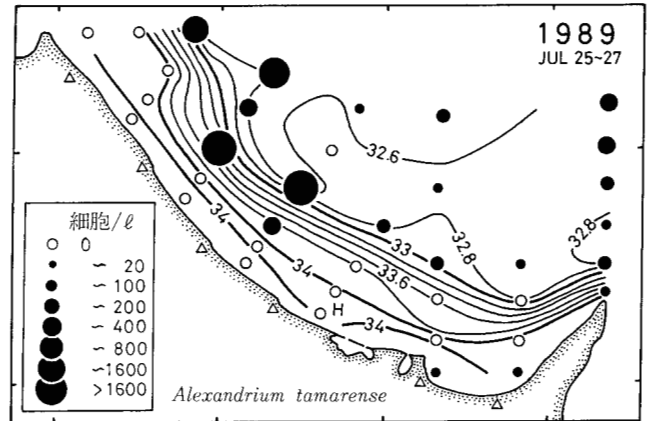


図26 オホーツク海南西海域における *Alexandrium tamarense* の分布と海面塩分(1989年)

#### 4) ホタテガイを除くその他二枚貝類の毒化

貝の毒化は *Alexandrium* 属や *Dinophysis* 属のプランクトンに含まれる貝毒成分が二枚貝に摂餌・濃縮されることによるものだから、ホタテガイが毒化する海域および時期には、その他の二枚貝も毒化する危険が常にある。

その他二枚貝の1990年の毒化状況を図27に示した。その他二枚貝から麻痺性貝毒が検出された海域は、噴火湾～太平洋沿岸～根室海峡であった。出荷規制値をこえる毒力が検出されたのは、サラガイとアサリであった。とくにサラガイはやや強く毒化し、かつ毒が検出される期間が長かった。このことは、サラガイ特有の摂餌生態 (海底上の沈殿物を特殊な水管で摂餌する) と関係があるのかもしれない。

なお、その他の二枚貝から下痢性貝毒が検出されたのは、日本海側とオホーツク海北部海域のイガイだけであった。しかし、それらの毒力は出荷規制値以下であった。

1990年を除く年においても、その他の二枚貝の毒化状況はほぼ同様であった。



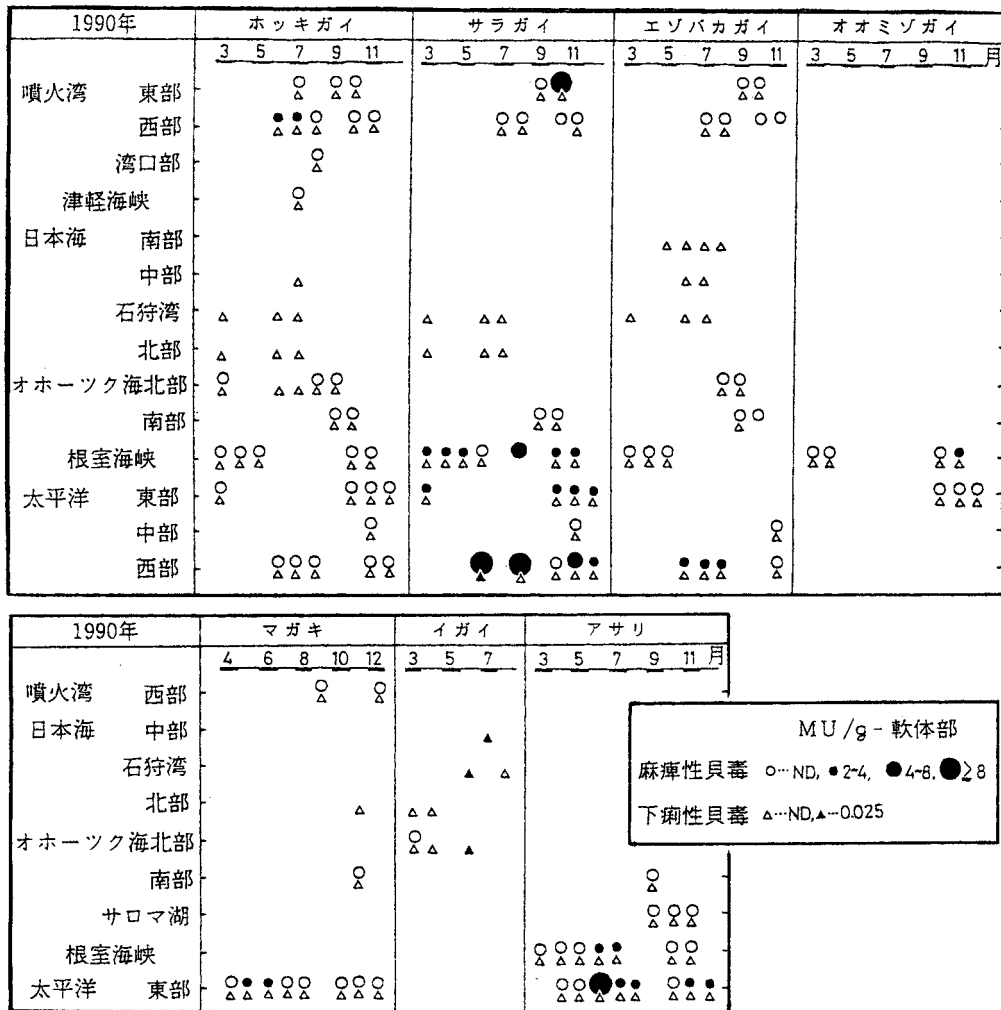


図27 北海道沿岸におけるホタテガイを除く二枚貝の毒化状況

### 1-2-2 下痢性貝毒プランクトン

#### 1) *Dinophysis*属プランクトンと下痢性貝毒毒力との関係

日本海北部海域における下痢性貝毒毒力は、1994年まではやや高いことが多かった(図6)。一方、同海域のプランクトン調査定点の小平(おびら)沖では、下痢性貝毒プランクトンの*D. fortii*や*D. acuminata*はしばしばやや高い密度で出現した。そこで1989~1994年のモニタリング調査の資料を用いて、*Dinophysis*属2種の出現状況と貝毒化との関係を検討した(図28)。

*D. fortii*の出現密度は1989~1990年と1994年には高く、*D. acuminata*は1992年には高く、1993年と1994年にはやや高かった。1991年には両種とも出現密度は低かった。*D. fortii*の出現盛期は6月であり、*D. acuminata*は5月中旬以前に出現する

ことが多かった。

マウステスト法による下痢性貝毒毒力の年間最高値は、1989年には0.4MU/g-軟体部、1990年と1994年には0.2MU/g-軟体部であった。毒力がピークを示す時期は6月末~7月であり、この時期あるいはその直前の時期には、*D. fortii*が増えていた。また、これらの年には毒力の極大値が4~5月にみられ、その時期あるいはその直前の時期には*D. acuminata*が増えていた。1992年には年間最高値は5月にみられた。この年には*D. fortii*はほとんど出現せず、*D. acuminata*の密度が高かった。

図28に用いた資料のうち、プランクトンの計数が小平沖定点だけで継続されたのに対して、貝毒力検査は日本海北部海域内の異なる地先で実施されたものである。それゆえ、両者の関係は厳密で

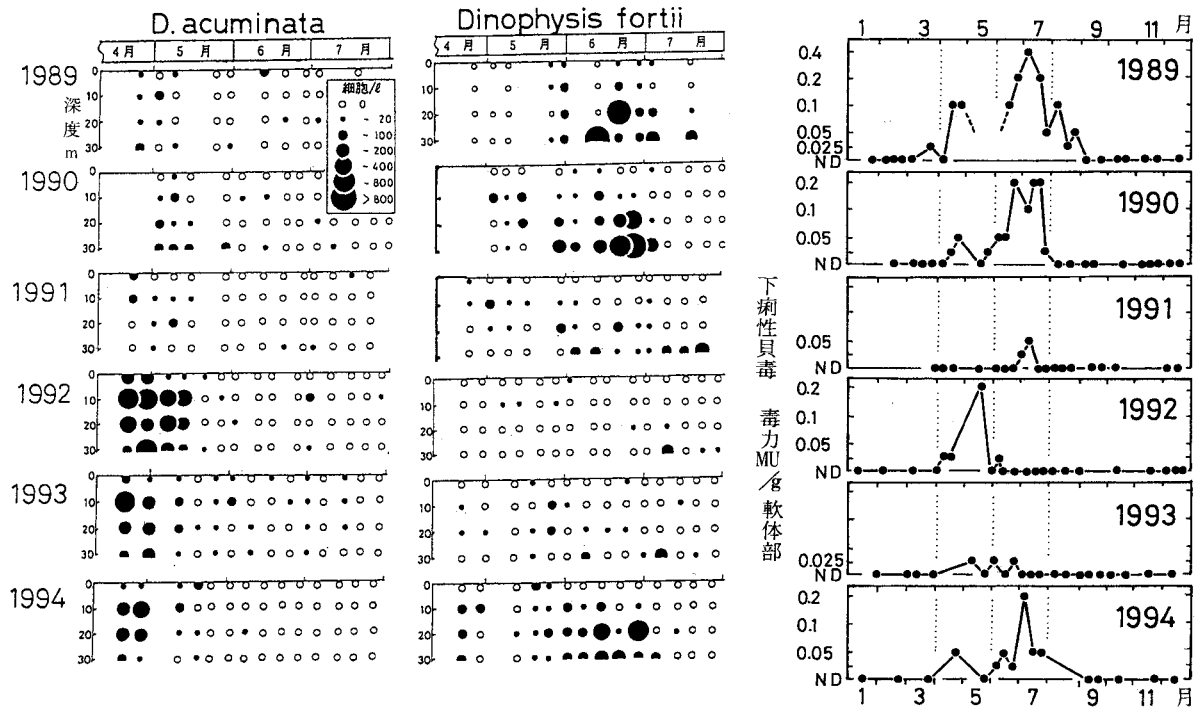


図28 北海道日本海北部海域\*における渦鞭毛藻*Dinophysis* 属2種の出現状況と下痢性貝毒によるホタテガイの毒化状況の経年変化 \*プランクトン調査地点：小平沖

はないが、大まかにみれば、日本海北部海域では *D. fortii* および *D. acuminata* が数百細胞/l の密度で出現するときには、ホタテガイはそれぞれ、6～7月に0.2～0.4 および4～5月に0.05～0.2 MU/g-軟体部 ほどに毒化する傾向がみられた。

なお、1995～1998年にはこの海域では *D. fortii* や *D. acuminata* の出現密度が低く、下痢性貝毒毒力も低かった (図6)。また日本海北部海域におけるプランクトン調査は、1983～1987年には実施されなかった。

## 2) 晩秋・冬季の下痢性貝毒

*Dinophysis* 属プランクトンの出現期間は通常、春から夏であり、下痢性貝毒による貝の出荷規制期間も5～10月である (図7)。ところが季節はずれに下痢性貝毒が検出されて、ホタテガイの出荷が停止されることがある。

根室海峡海域では1988年12月から1989年2月の間に0.05MU/g-軟体部 の下痢性貝毒がホタテガイから検出された (図29)。同様のことは1993年1～2月、1994年2～3月および1996年1～3月に

もみられた。1996年の冬季に毒化したときに、プランクトン調査および毒成分組成に関する調査が実施された。

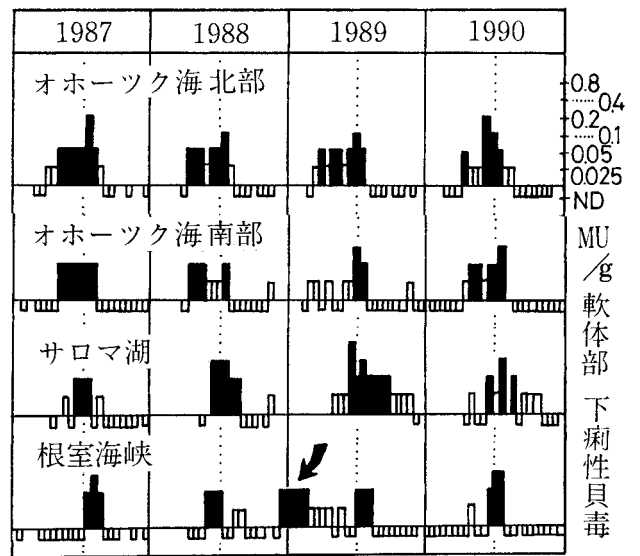


図29 オホーツク海側沿岸におけるホタテガイ下痢性貝毒毒力\*の経年変化 \*半月ごとの最高値を示した。 #矢印は季節はずれの毒化を示す

根室海峡の標津沖ではその時期に、水温はきわめて低く、2~-0.6°Cであったにもかかわらず、*D. acuminata*が100細胞/ℓの密度で出現していた。その時期に3回採取したホタテガイから、下痢性毒成分のDTX群およびPTX群が検出された。なお、従来*D. acuminata*の検鏡に際しては、類似種を含めて計数していたので、冬季に出現した*D. acuminata*類似群の分類を改めて精査することが必要であろう（宮園ほか，1998）。

また、1993年12月にオホーツク海南部海域およびサロマ湖産ホタテガイから0.1 MU/g-軟体部の下痢性貝毒毒力が検出された。1995~1997年11月にも同様のことがあった。それらの時期には*D. acuminata*が出現していた。これらの毒化についても、1996年1~3月に根室海峡で実施されたと同様に、毒成分組成に関する調査が望まれる。

### 3) サロマ湖における*D. fortii*の特異な季節消長

オホーツク海南部海域の常呂沖定点では、*D. fortii*は例年5月中旬ころに出現し、7月中旬ころには消滅に向かう。ところが、サロマ湖内では*D. fortii*は外海とはまったく異なる季節変化を示すことがしばしばあった。

サロマ湖内における*D. fortii*の1990年の季節変化を図30に示した。本種は5月中旬、塩分が高くなり始める（暖流系水が流入しはじめる）ころに出現し、6月に3 m以深で増えはじめた。7月に表面水温が15°C以上になると、底近くでやや高い密度で分布していたが、7月中旬から底水温が16°C以上になっても存続し、8~9月にかけて底まで20°Cになっているにもかかわらず、表面まで分布するようになった。

なお、*D. acuminata*は*D. fortii*よりも早く出現し、夏季にはほぼ消滅したが、9~11月に再び出現しこの季節変化は*D. fortii*と対照的であった。

上述の*D. fortii*の季節変化の傾向は、出現密度はやや低いのが、1991年と1993~1996年にもみられた。

サロマ湖においては*D. fortii*の出現状況と貝毒化との関係は明瞭ではない。その原因の一つとして、高水温のときに出現する*D. fortii*の下痢性貝毒成分の含有量が低いことが考えられる。これらに関して、下痢性貝毒成分も含めた詳細な調査が必要である。

（西浜 雄二 栽培漁業総合センター）

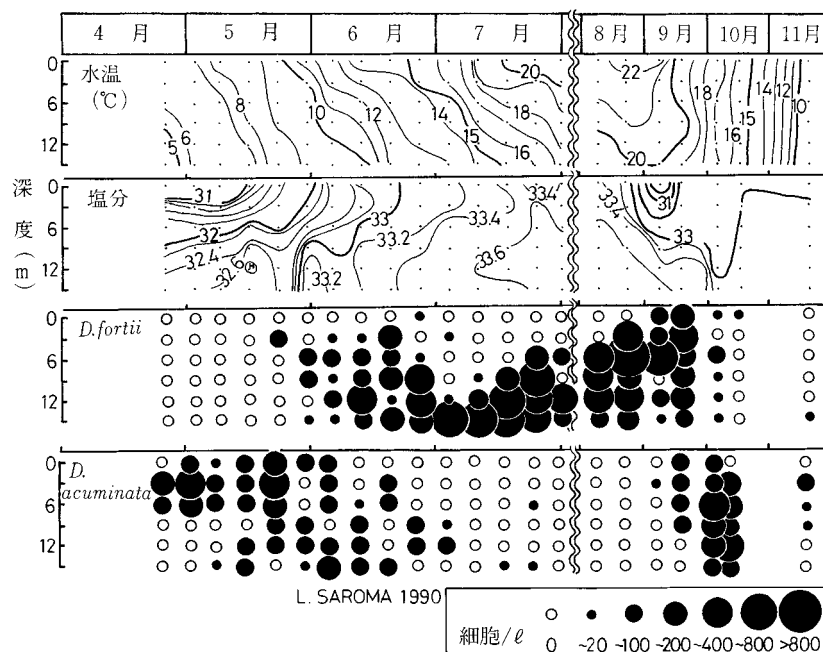


図30 サロマ湖における下痢性貝毒プランクトン2種の出現状況と水温・塩分の変化（1990年）

### 1-3 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン(*A. tamarense*)の動態調査による毒化予知モデルの開発

#### 1-3-1 *A. tamarense*栄養細胞の急増を短期予測する手法の開発

##### 研究の目的

1978年以来実施されてきた毒化モニタリング調査では、沿岸定点における*A. tamarense*の分布の季節変化と水理環境との関係に着目してきた。しかし、*A. tamarense*は渦鞭毛藻の1種にすぎず、従来の貝毒原因プランクトンのみの計数では、*A. tamarense*がプランクトン群集全体の中でどのように消長するのかを把握することはできない。渦鞭毛藻は一般に、春季珪藻ブルームの終結後に増殖するが多いため(中田, 1983; 田口, 1996)、珪藻-渦鞭毛藻群集の消長に着目し、*A. tamarense*の増殖と両植物プランクトン群集の種組成との間に一定の法則を見いだせば、*A. tamarense*の増殖予知に有効な資料となる可能性がある。

そこで、「貝毒被害対策事業(国費委託事業、1993~1997年)」および「水族増殖試験研究(1998年)」により、6年間にわたり原則として毎月1回、八雲沖定点(図31)において調査を実施した。本研究では、*A. tamarense*が、いつ、どのような植物プランクトン組成の下で増殖するのかを解明して、毒化予知手法開発の資料とすることを目標とした。また、過去の観測データを用いた多変量解析によって、*A. tamarense*の増殖予知モデルの検討を行った。観測数の多い毒化モニタリング調査の結果には重回帰分析を、観測数のやや少ない八雲沖定点についてはニューラルネットワークをそれぞれ使い、できるだけ高精度のモデルを作成した。

##### 研究成果の概要

#### 1) *A. tamarense*の増殖と珪藻-渦鞭毛藻群集の種組成の季節変化における関係

本研究の一部は1998年度日本水産学会秋季大会

および1999年度日本海洋学会秋季大会で発表した(嶋田ほか, 1998; 嶋田, 1999)。

#### 1)-1水理環境の季節・年変化

八雲定点における1993~1998年の水温、塩分の季節変化を比較すると、6年間に共通する周期的な季節変化が認められた(図32)。水温は、3月にはほぼ全層で3℃以下の最低値、8月に表面で約20℃の最高値を持つ。水温上昇期の5~8月には水温躍層が形成されるのに対し、水温下降期の10~3月には鉛直混合を伴う。一方、塩分は、6月に表層で32psu以下の最低値、12月に15m以深で33.5psu以上(1997年を除く)の最高値を持つ。

経年変動をみると、親潮系水(<4℃、<33.3psu)の流入に起因する3月の最低水温は1.9~3.4℃とばらつきがあり、1997年のように秋季に津軽暖流系水(>7℃、>33.6psu)の卓越がほとんど認められない年もあることから、本湾沿岸域の水理環境は、経年変動が大きいと考えられた(図32)。

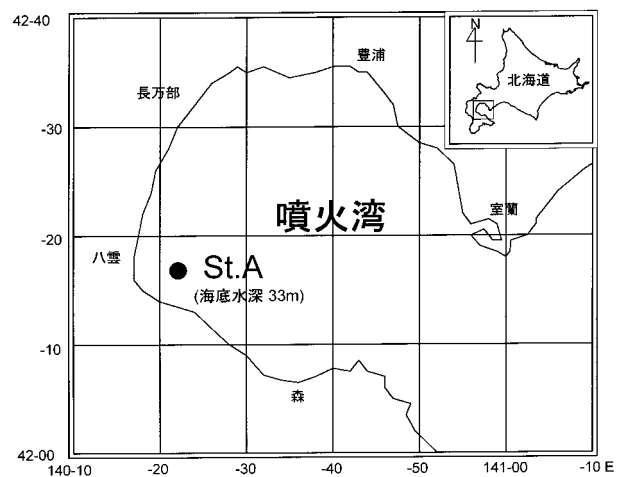


図31 八雲沖周年調査定点

#### 1)-2 Chrolophyll-a濃度と珪藻-渦鞭毛藻群集の季節変化

Chrolophyll-a濃度(以下Chl-a濃度と略称)と珪藻の細胞密度のピークは、1997年を除き、ともに2~3月に認められた(図32、33)。ピーク時の全層平均値をみると、Chl-a濃度は5.7~11.3 μg/l、珪藻の細胞密度は5.2~19.2 × 10<sup>5</sup> cells/lの範

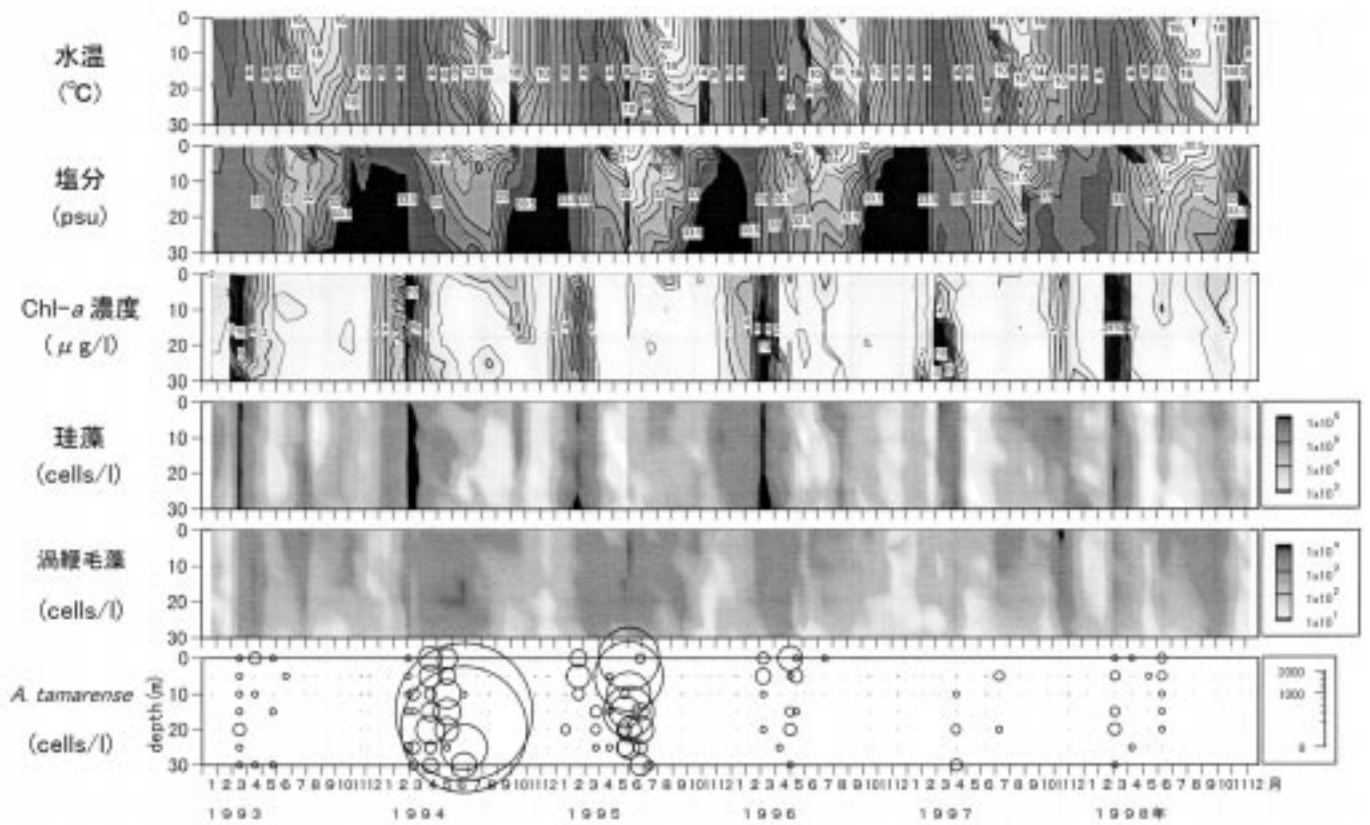


図32 1993年から1998年までの八雲定点における水温・塩分・Chl.a濃度・珪藻・渦鞭毛藻・*A. tamarensis*密度の季節変化

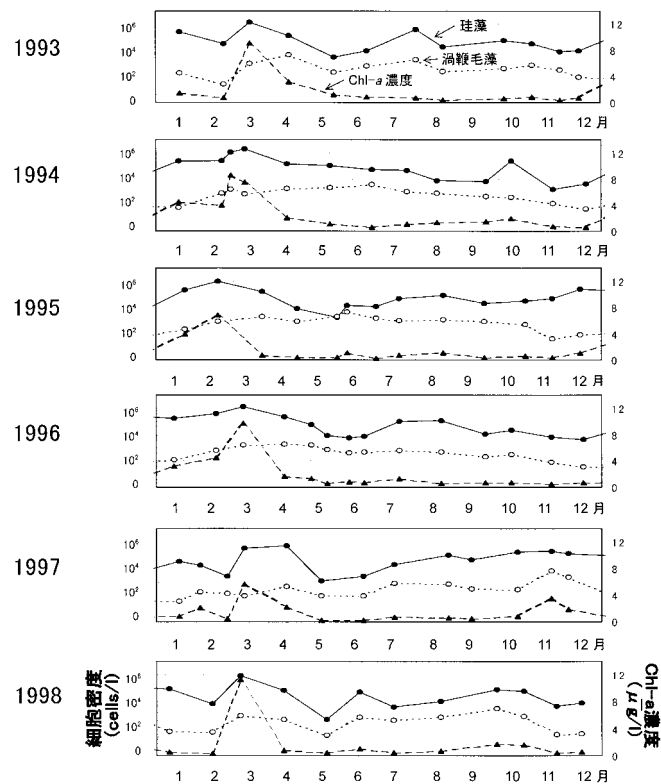


図33 1993～1998年の八雲定点における珪藻・渦鞭毛藻・Chl.a濃度（全層平均値）の季節変化



囲にあった。渦鞭毛藻は、細胞密度の全層平均値において、一般に珪藻の $1/10^2$ のオーダーで分布し、1995年5月を除き、珪藻を上回ることにはなかった。また、渦鞭毛藻は、一般に春季珪藻ブルーム終結後に増殖する傾向が認められ、1994年と1995年では珪藻が減少した6月にピークに達した。しかし、それ以外の年では、渦鞭毛藻は4～5月にかけて減少した。

以上から、本湾沿岸域では、珪藻が周年にわたり優占し、渦鞭毛藻は珪藻が減少する6月に増殖する可能性があることが明らかとなった。6年間の月別平年値（全層平均）で水理環境と珪藻・渦鞭毛藻の細胞密度の季節変化をみると、6月は水温が上昇し、塩分が最も低下し、珪藻が最も減少する時期である（図34）。言い換えれば、水温の上昇と塩分の低下によって、水柱の鉛直安定度は増加するが、底層からの栄養塩類の供給はほとんどなくなる時期である。ある種の渦鞭毛藻は、このような環境においても、光合成を行いながら、アミノ酸等の有機態の栄養源を直接利用できるために（Taylor *et al.*, 1987; John *et al.*, 1999）、ときには珪藻よりも有利に増殖できるのかも知れない。

### 1)-3 A.t.ブルームの出現条件

春季珪藻ブルーム終結後の*A. tamarensis*の増殖と水理環境との関係を調べるために、4～6月の水温パラメータに着目して、6月に*A. tamarensis*の出現密度のピークがみられた年とそれ以外の年と比較した（表1）。その結果、6月に出現密度のピークがみられた1994、1995年は、それ以外の年と比較して、水温躍層が顕著であることが明らかとなった。このような年は、水温躍層の発達に伴い水柱の鉛直安定度が増加するため、*A. tamarensis*はより安定した環境下で増殖できたと考えられる。また、6月は、珪藻の細胞密度が最も減少し、種組成が春季珪藻ブルーム前後の型から夏季～秋季の型へと変化する時期に相当する（図35）。

以上から、*A. tamarensis*の増殖には、鉛直的に安定した水理環境と競合する珪藻の少ない環境が

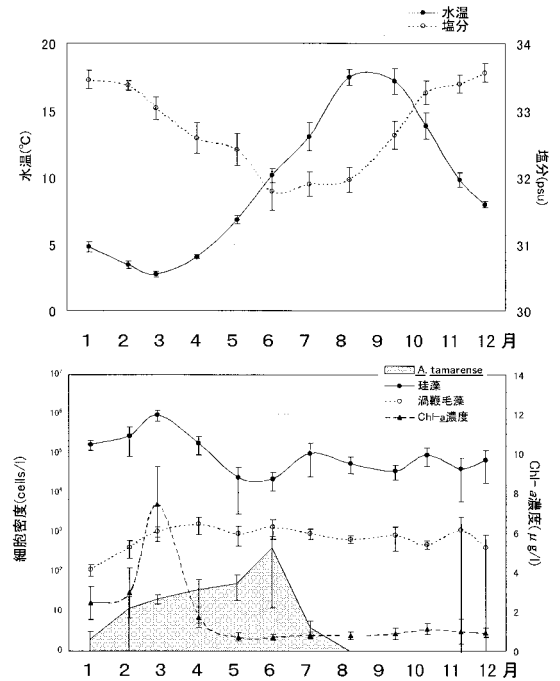


図34 1993～1998年の月別平年値における水温、塩分（上）と珪藻、渦鞭毛藻および*A. tamarensis*の細胞数密度およびChl.a濃度（全層平均）の季節変化（下）

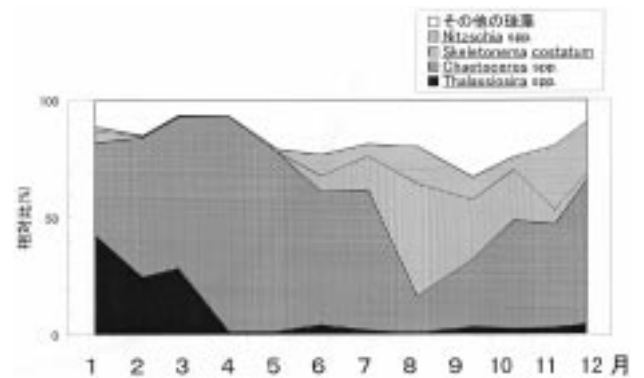


図35 珪藻の種組成の季節変化（1993～1998年の月別平年値）

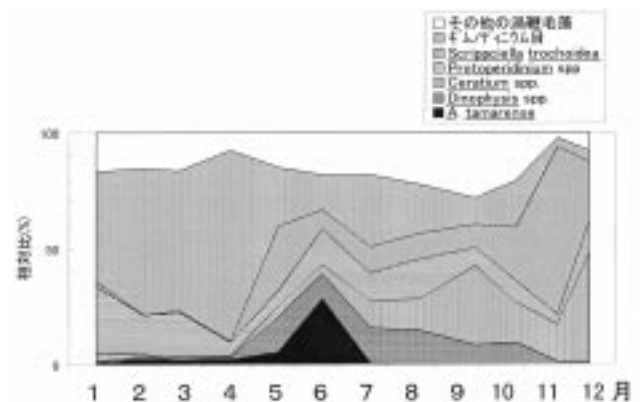


図36 渦鞭毛藻の種組成の季節変化（1993～1998年の月別平年値）

必要であると推察された。6年間の月別平年値における種組成の季節変化をみても、*A. tamarensis*をはじめとする多くの渦鞭毛藻が一斉に増加するのは6月であり(図36)、この時期の環境条件は、渦鞭毛藻にとって好適であると考えられた。

表1 6月に*A.t.*ブルームが出現した年としなかった年の水温パラメータ(4~6月の平均値)の比較

	t(°C)	Δt(°C/day)	sdt(°C)
<i>A.t.</i> ブルーム出現年 (1994,1995)	7.52	0.13	2.24*
<i>A.t.</i> ブルーム非出現年 (1993,1996,1997,1998)	6.77	0.09	1.42*

t:水温、Δt:水温変化速度、sdt:鉛直プロファイルにおける水温の標準偏差(≒水温躍層の強さ)

\*:有意差が認められたことを示す(p<0.05)

## 2) 現場観測データを用いた*A. tamarensis*の増殖予知モデルの開発

### 2)-1重回帰分析による方法

データベース化された29の独立変数(水温、塩分、密度、降水量、河川流量、日射量、風速)の7変数とそれぞれの標準偏差と日変化量と前回の観測値、および*A. tamarensis*の前回の観測値)から、ステップワイズ変数選択法により有意な独立変数のみを採択し、*A. tamarensis*の密度を従属変数として予測した。重回帰分析の概要は表2、図37に示した。予測精度の指標となる自由度調整済決定係数(R<sup>2</sup>)は、最もデータが豊富な落部St.1で0.363にとどまり、実用的なモデルとはならなかった。図38には予測値と実測値の例を示す。高精度の予測を行うためには、鉛直的かつ時系列的に、より密な観測を実施する必要があると考えられた。また、非線型の解析手法を用いたモデルや、室内培養データを用いた*A. tamarensis*の指数関数的な増殖に対応する数値モデルを検討する必要があると考えられた。

### 2)-2 ニューラルネットワークによる方法

本研究の内容は1999年度日本水産学会春季大会で発表した(嶋田・小松, 1999)。

*A. tamarensis*の増殖の予測は、線形の解析手法

表2 重回帰分析の概要

重回帰分析					
log(平均 <i>A.tamarensis</i> +1) 対25独立変数					
採用F値	2.000				
除外F値	1.996				
ステップ数	2				
採用した変数の数	2				
強制した変数の数	0				
ステップワイズの手法	増加法				
回帰分析					
log(平均 <i>A.tamarensis</i> +1) 対25独立変数					
例数	152				
欠測値数	33				
重相関係数(R)	0.610				
決定係数(R <sup>2</sup> )	0.372				
自由度調整済R <sup>2</sup>	0.363				
RMS残差	0.830				
分散分析表					
log(平均 <i>A.tamarensis</i> +1) 対25独立変数					
	自由度	平方和	平均平方	F値	p値
回帰分析	2	60.630	30.315	44.052	<.0001
残差	149	102.536	0.688		
合計	151	163.166			
採用した変数					
log(平均 <i>A.tamarensis</i> +1) 対25独立変数					
	切片	<i>A. tama</i> '	T':		
	前回log( <i>A.tama</i> +1)		前平均水温		
回帰係数	1.040	0.425	-0.062		
標準誤差	0.153	0.063	0.012		
標準回帰係数	1.040	0.448	-0.338		
除外F値	46.129	46.129	26.126		
p値	<.0001	<.0001	<.0001		
有意性	**	**	**		

注: \*\*1%で有意である。

### ○重回帰式

$$\log(A. \text{ tamarensis}+1) = 0.425 \times A. \text{ tama}' - 0.062 \times T' + 1.040$$

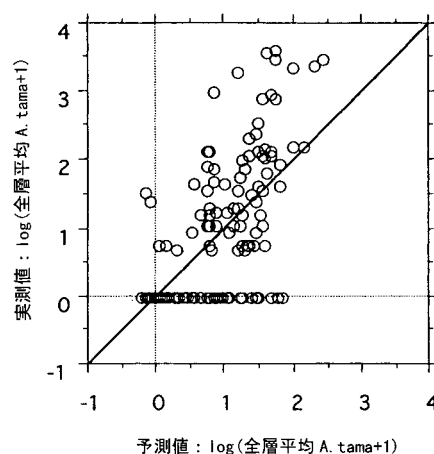


図37 落部St.1の1981年以降のデータについての*A.tamarensis*密度の予測値と実測値(全層平均値)の散布図

である重回帰分析では、予測精度面で非実用的であることが分かった。そこで、データ数が少ない場合や、結果が急激に変動する場合にもよく対応し、過去のデータの学習を伴った非線形の解析手法であるニューラルネットワークを用いて、より実用的なモデルの作成を試みた。

八雲沖定点における1993～1997各年3～7月の観測データを用いて、MS-DOS上で動作するソフトウェア"RHINE"により、3層の階層型ニューラルネットワークによる予測モデルを作成した。入力層項目には、0,5,10,15, 20,25,30m各層の水温、塩分、密度、Chl-a濃度、*A. tamarensis*密度と、それぞれの日変化率、鉛直方向の差、直前の観測値から吟味し選択したものを用い、出力層項目を予測する年の*A. tamarensis*密度とした。予測は、モデルに対し一部の（予測する年以外の）データセットを学習させた後に、未学習の（予測する年の）データセットを与え、*A. tamarensis*密度を予測させる手順で行った。予測精度の検討は、ステップワイズ変数選択法の重回帰分析を用いたモデルと比較して行った。

1994年を除いて、ニューラルネットワークによる予測値は実測値をおおむね反映していた

(図39)。重回帰分析では予測された*A. tamarensis*の分布のピークが実測値のそれより遅れることや、深度別の分布を予測した場合に精度が低い等の欠点があったが、ニューラルネットワークではこの傾向が比較的良好に解消されていた。今後、適切な観測データ（時系列的・鉛直的に密度、かつ典型的な*A. tamarensis*の消長パターンを含むデータ）を用いることで、より実用的な予測が可能と考えられた。

(嶋田 宏 函館水試資源増殖部)

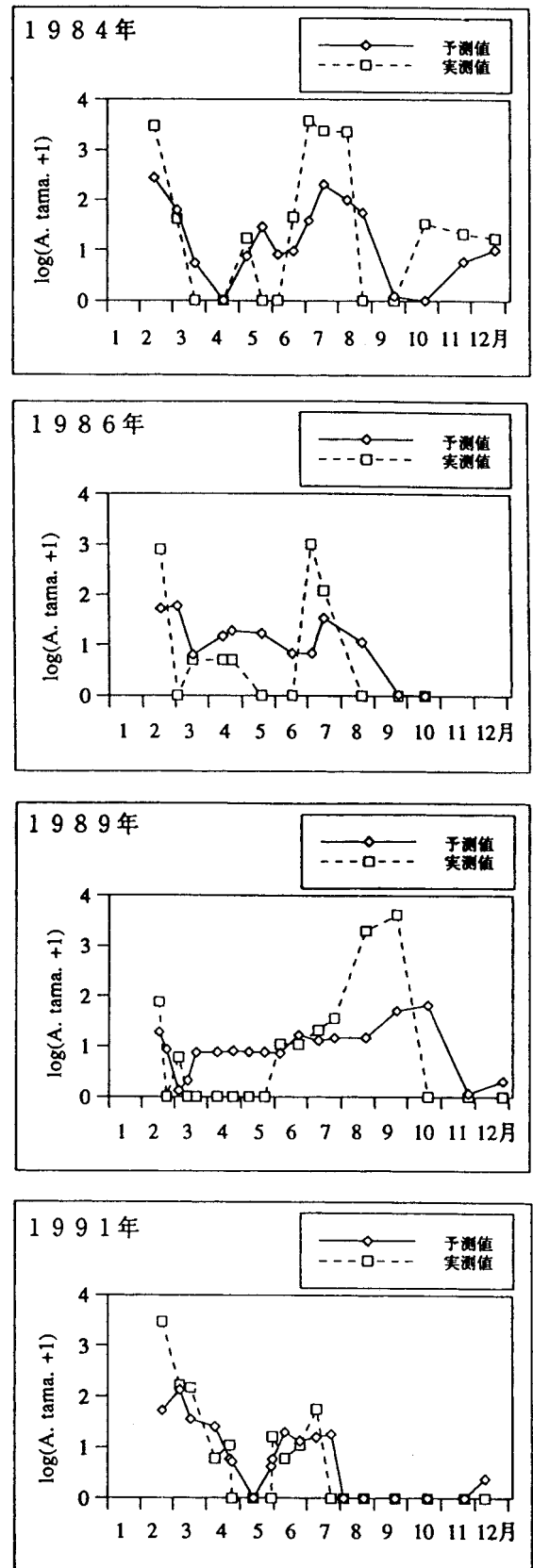


図38 重回帰分析による*A. tamarensis*密度の予測  
実測値（全層平均値）の時系列比較  
（落部St.1）

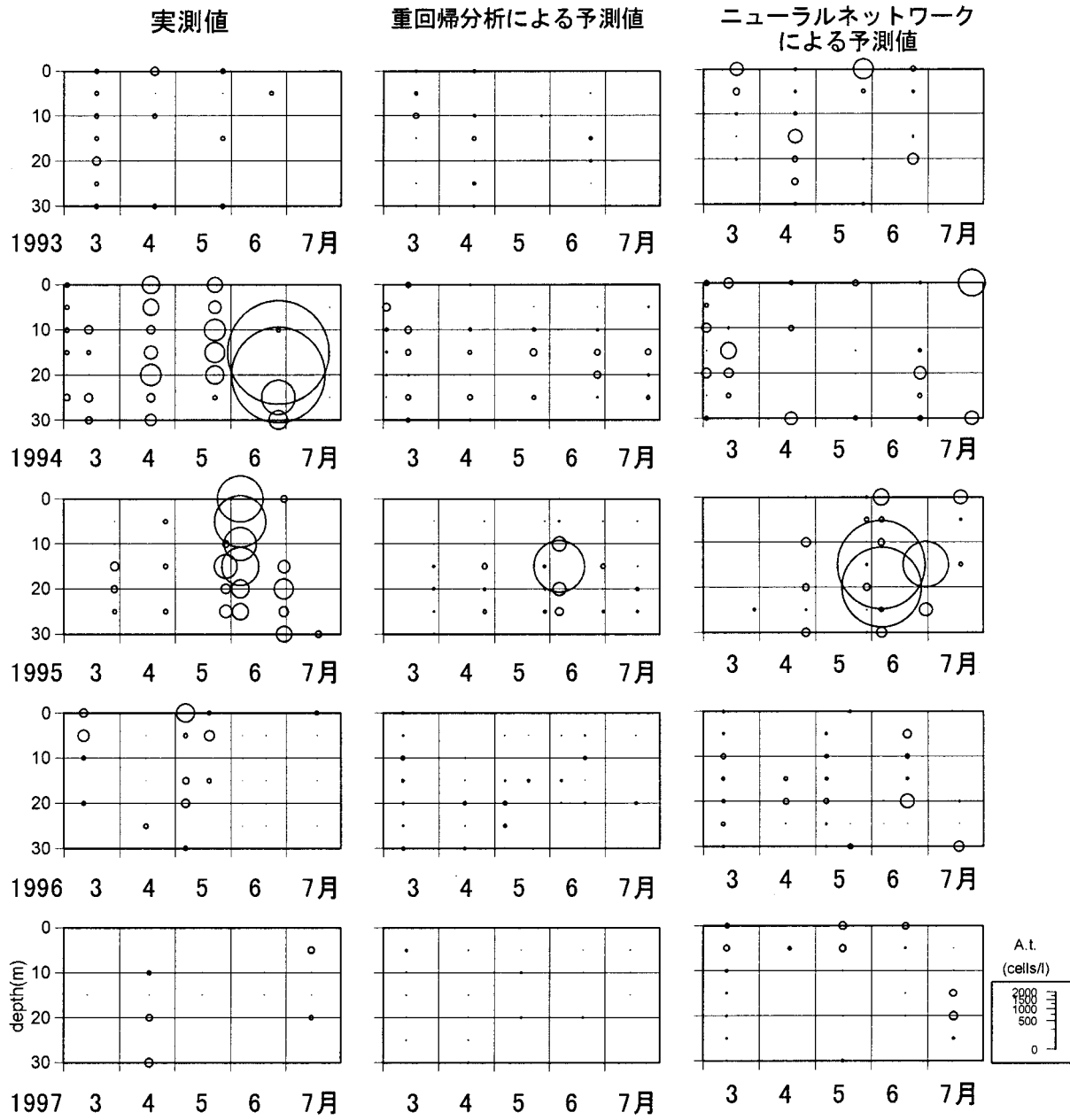


図39 八雲定点における*A. tamarense*の鉛直分布の実測値と重回帰分析およびニューラルネットワークによる予測値の比較

### 1-3-2 噴火湾における*A. tamarense*のシストの動態に関する研究

#### 研究の目的

麻痺性貝毒原因プランクトンはその生活史に休眠胞子（シスト）として海底泥中で過ごす時期を持つ。噴火湾における*A. tamarense*の増加は底泥中シストの発芽から起こると考えられ、シスト分布は麻痺性貝毒の潜在的発生能に関係する重要な要因であることが認識されていた。噴火湾では、1979、1985、1991-93年に本種のシスト分布調査が実施されている（水産庁、1980；水産庁、1986；金子ほか、1993；金子ほか、1994；金子ほか、1995）。しかし、これまでにシスト群集と栄養細胞（プランクトン）群集との関係を定性・定量的に捉える試みはされてこなかった。*A. tamarense*の栄養細胞群集は年によってその規模が大きく変

化し麻痺性貝毒の発生状況に直接影響するが、このことに群集形成の出発点であるシスト群集の発芽状況がどの程度影響するかを検討することは今後の*A. tamarense*動態予測のために重要である。

そこで、1995年から本種シストの調査・生態研究法の検討を行い、1997、1998年には「噴火湾における*Alexandrium tamarense*シストの動態に関する研究（道単）」という事業が実施された。本事業では図40に示したフローに従い、シスト群集が栄養細胞（プランクトン）群集形成および成長にどのように寄与しているかを定性的に明らかにし、シストの発芽からスタートする*A. tamarense*の数値生態モデルによる発芽の影響（密度、発芽率）を定量的に評価するための基礎データを作成することを目標とした。

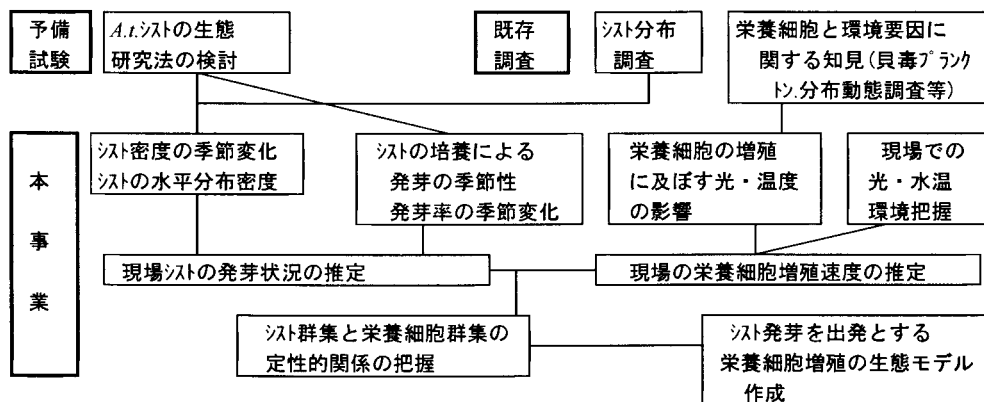


図40 噴火湾における*Alexandrium tamarense*シストの動態に関する研究フロー（1997,1998）

#### 研究成果の概要

##### 1) *A. tamarense*シストの発芽率測定法の開発

予備試験として、*A. tamarense*シストの蛍光染色直接計数法（山口ほか、1995）の導入、バッチ培養法による発芽率測定法の検討を行った（宮園、1997）。落射蛍光装置付き倒立顕微鏡を使用するオリジナルの方法をベースにして、普通の生物顕微鏡（落射蛍光装置付き）を使用した方法を確立した。

現場の発芽状況を知るために、できるだけシストの採集から培養までに人為的な操作のないバッチ培養法による発芽率測定方法を検討し、定量的

に発芽率を測定する方法を開発した。

##### 2) 発芽率の季節変化

予備試験で開発した方法を用いて、噴火湾の八雲沖における*A. tamarense*シストの鉛直分布と発芽率の季節変化を調査した（宮園、1998）。

噴火湾における本種シストの底泥層中の層別分布を大まかな区分（0-12cmまで3cm毎4層に区分）したのち調べたところ、シスト分布密度は層別に異なっていることがわかった（図41）。詳細な調査の必要性が示された。

本種シストは海底表面に分布するものだけでなくから9-12cmの層に埋土しているものも発芽能



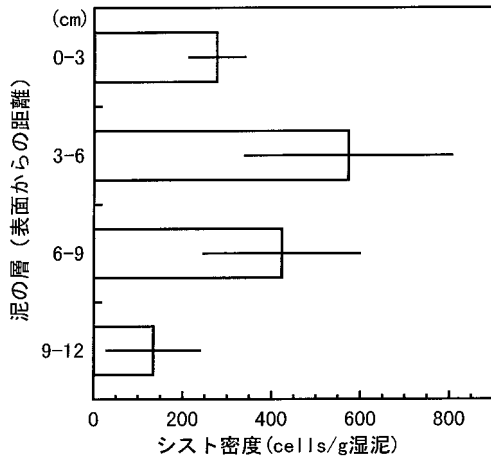


図41 八雲定点における泥層別*A.tamarensis*のシスト密度の平均値。黒棒はS.D.

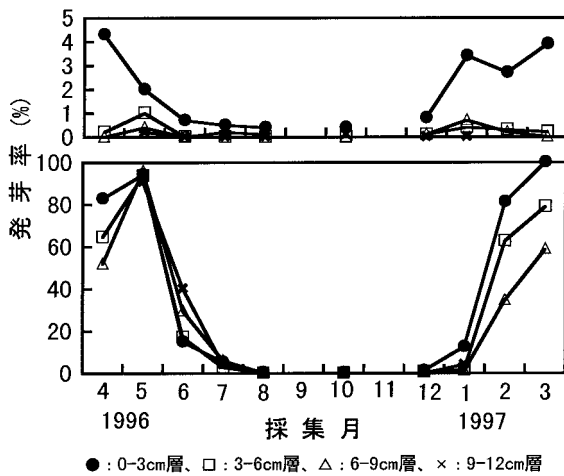


図42 底泥層別*A.tamarensis*シストの発芽率(%)の季節変化。上：現場水温、下：10°C

を有していることがわかった (図42)。このことは過去に沈降し、埋土したシストがシードバンク (seed bank) として機能できることを示唆する。

本種シストの発芽率には顕著な季節的なサイクル (発芽期と休眠期) が認められ、海底表面のシストだけでなく、埋土しているシストにも同様なサイクルが認められた (図43)。これらのことから、本種シストは発芽とシスト形成による新旧シストの入れ替わりだけでなく、シスト自身が生理的に発芽活性をコントロールしている可能性が示唆された。

### 3) 水温と発芽率の関係およびシストの鉛直分布

現場における発芽率と同時に採取後、3°C暗所に6か月間保存したのちのシストの発芽状況を調

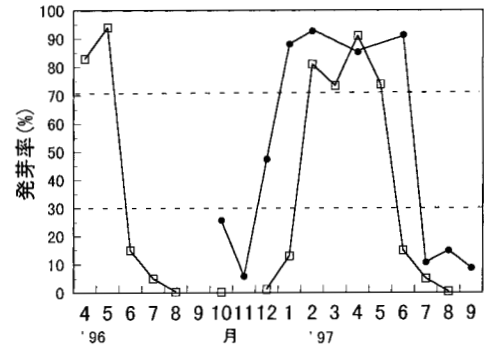


図43 八雲定点における*A.tamarensis*の現場シストの発芽率(□)と採取後6ヶ月低温保存したシストの発芽率(●)の比較。

表4 現場シストと6ヶ月低温保存したシスト発芽サイクルとそれぞれの温度履歴の比較。網掛けは現場と保存の違いのあったことを示す。

系	採集時		6か月後		経験した温度履歴			
	月	フェイズ	月	フェイズ	昇温	高温	降温	低温
現場	4	発芽期	10	休眠期	○	○		
保存	4	発芽期	10	休眠期				○
現場	5	発芽期	11	休眠期	○	○	○	
保存	5	発芽期	11	休眠期			○	○
現場	6	休眠期	12	休眠期	○	○	○	
保存	6	休眠期	12	発芽期(△)			○	○
現場	7	休眠期	1	休眠期	○	○	○	
保存	7	休眠期	1	発芽期			○	○
現場	8	休眠期	2	発芽期		○	○	○
保存	8	休眠期	2	発芽期		○	○	○
現場	10	休眠期	4	発芽期		○	○	○
保存	10	休眠期	4	発芽期			○	○
現場	12	休眠期	6	休眠期	○		○	○
保存	12	休眠期	6	発芽期			○	○
現場	1	休眠期	7	休眠期	○			○
保存	1	休眠期	7	休眠期				○
現場	2	発芽期	8	休眠期	○	○		○
保存	2	発芽期	8	休眠期				○
現場	3	発芽期	9	休眠期	○	○		○
保存	3	発芽期	9	休眠期				○

注：発芽サイクルは2フェイズ (発芽期と休眠期) に区別した。高温は15°C以上、低温は5°C以下とした。

べた (宮園, 1999a)。6か月低温保存したシストは現場シストより休眠期から早く発芽期に移行し、発芽期間が長かった (図43)。この違いをそれぞれのシストが経験した温度条件の違いに注目し、検討した。シストの発芽サイクルを2つのフェイズ (発芽期と休眠期) に区分すると、保存シストと現場シストの採取時のフェイズは時期によって異なる。6ヶ月後のフェイズは保存シストと現場シストで多くの場合一致したが、6月、7月、12月に採集したシストで異なった。これらのケー

スとそれぞれのシストが6ヶ月間に受けた温度刺激の違いを比較したところ、①6、7月採集シストの例から、休眠期から発芽期への移行は低温（5℃以下）を経験することで促進される、②12月採集シストの例から、休眠期→（発芽期）→休眠期のうち発芽期から休眠期への刺激は昇温を経験することで促進されることが示唆された（表4）。これらのことから、本種シストの発芽サイクルの同調性は温度の周年変化によって保たれている可能性が示唆された。

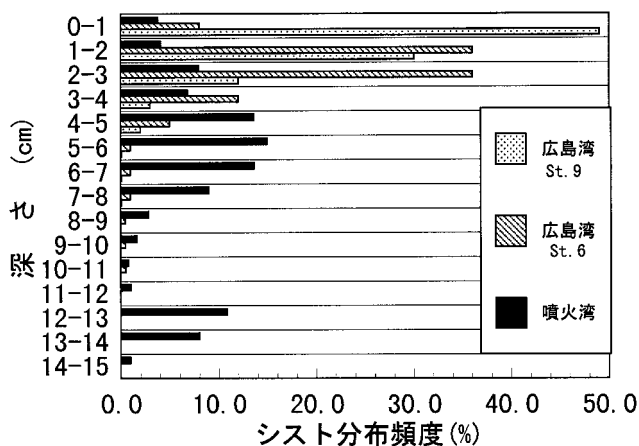


図44 *A. tamarensis*シストの鉛直分布の海域比較。広島湾の結果は山口他(1995)を引用した。

噴火湾、八雲沖33m地点におけるシストの底泥層中の詳細な層別分布を調査した。15cm長の柱状底泥サンプルを1cm毎に区分し、それぞれの層に含まれる本種シスト密度を調べたところ、海底表面から5-6cmと12-13cmのところにシスト密度の極大値が認められた（図44）。最近麻痺性貝毒が発生しはじめた広島湾における調査結果（表面0-3cmに集中分布）と比較すると、噴火湾における*A. tamarensis*の出現とその繁茂状況の歴史は長く、鉛直分布から過去を遡る可能性が示唆された（図44）。しかし、八雲沖33m付近での堆積速度が不明なため、年代の特定はできなかった。

#### 4) 現場シストの発芽率推定法の検討

発芽期を含む1月から7月までの間、毎月1回噴火湾、八雲沖から本種シストを採集し、温度別（1,3,5,10,15,18℃）の発芽率を測定した（宮園, 2000）。月別の水温と本種シストの発芽率との関係は異なった（図45）。

得られた関係をもとにして、温度から発芽率を推定する式を作成した。1993年から1998年までの八雲沖における海底直上水温の推移から現場での本種シストの発芽率を推定したところ、1~3月までは10%以下の低い発芽率であったが4月以降5月下旬から6月上旬まで発芽が活発になることが推定できた（図46）。さらに、年による発芽状況の違いも大きく、栄養細胞群集形成への影響が示唆された。

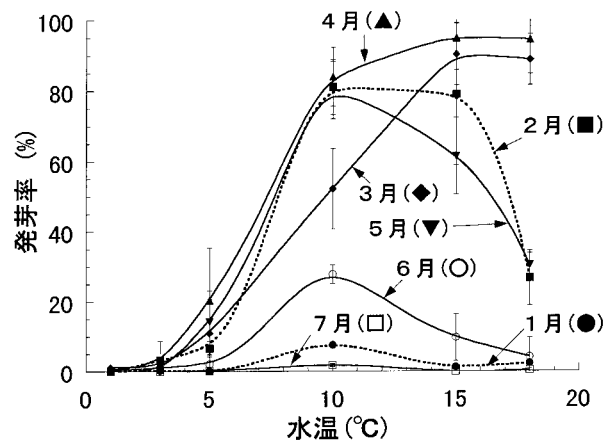


図45 1月から7月までの水温と*A. tamarensis*シストの発芽率の関係。縦棒はS.D..

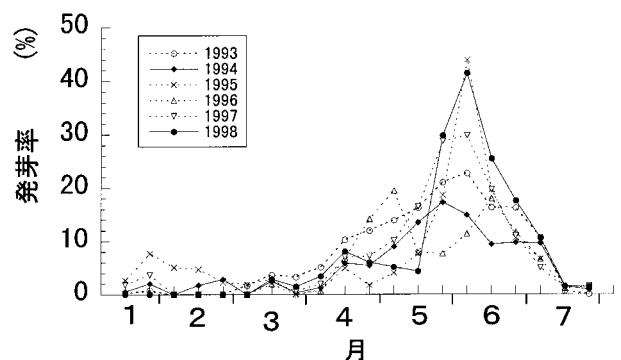


図46 1993-1998年の八雲定点における海底直上水温推移から推定した、各年の*A. tamarensis*シストの発芽率の比較

#### 5) 栄養細胞の増殖速度に及ぼす光と温度条件の影響

植物プランクトンの増殖は基本的に光と温度によって影響される。また、植物プランクトンはその生息域によって増殖特性が異なるため、噴火湾産*Alexandrium tamarensis*をシストから発芽させ、単離株を経代培養し、この株の増殖速度に対する

光と温度の影響を知るための培養実験を行った(宮園, 2000)。

異なる培養温度(3,5,10,15,18°C)において植物プランクトンの比増殖速度は光強度との間にそれぞれ直角双曲線モデル式、 $\mu = \mu_{\max} \times I / (I_k + I)$ が当てはまった。各温度毎の $\mu_{\max}$ と $I_k$ 、2つの係数から温度の関数、 $\mu_{\max} = f(\text{Temp.})$ 、 $I_k = f(\text{Temp.})$ 、を作成した。これらを光強度と植物プランクトンの比増殖速度との関係を示す一般式のひとつであるSteele(1962)の式、

$\mu = \mu_{\max} \times I / (2 \times I_k) \text{EXP}(1 - I / (2 \times I_k))$ のパラメータである $\mu_{\max}$ 、 $I_k$ にあてはめ、水温と光条件から比増殖速度( $\mu$ )を求める式を作成した。

1994年の八雲定点における調査結果を上記の比増殖速度の式に当てはめたところ、図47右に示した温度、光強度と比増殖速度との関係を得た。この比増殖速度の分布は現場における水温・光強度と*A. tamarensis*の細胞数密度との関係(図47左)とよく一致したことから、本種の生態モデルの基礎式として利用可能であることが示唆された。

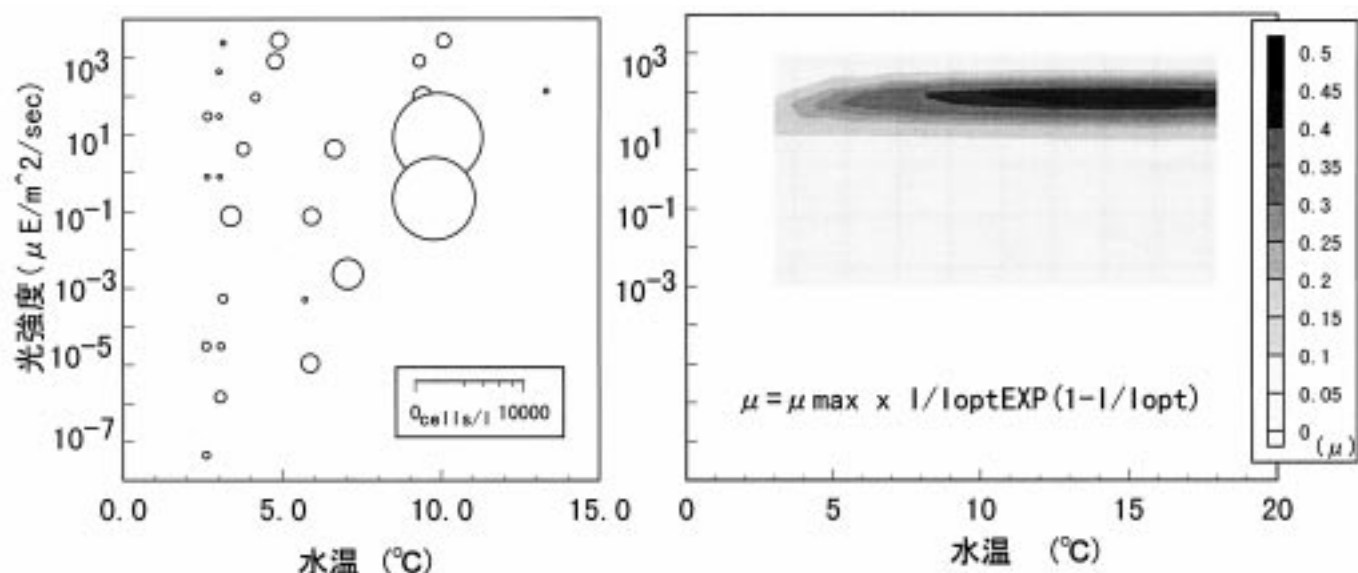


図47 1994年八雲定点における水温・光強度と*A. tamarensis*出現密度との関係(左)、および1994年八雲定点における水温と光強度の推移から計算された*A. tamarensis*の比増殖速度の水温・光強度との関係(右)。

#### 6) シストの発芽からスタートする生態モデルの作成(のこされた問題)

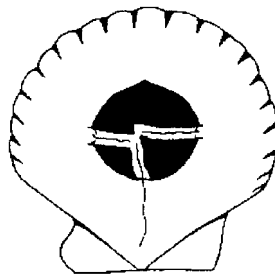
本研究を通して、噴火湾における*A. tamarensis*シストの生態的特徴、特に温度との関係が明らかとなった。これによって、海底に埋土している本種のシスト群集はシードバンクとして機能していることが明らかとなった。また、水平分布、堆積物中の鉛直分布は麻痺性貝毒の予知・予察のために重要な情報をもたらすことが示唆された。シストの分布量が多いことは必ずしも麻痺性貝毒の発生を意味しないので、シスト分布は貝毒発生の履歴として利用することが重要と思われる。

現場の海底直上水温から発芽状況を推定することができるようになった。しかし、発芽量は発芽率ばかりでなく海底表面に分布するシスト密度の

影響も大きい。過去に行われたシスト分布調査結果と本研究での調査結果を比較すると、ここ数年、噴火湾ではシスト密度が減少している。こうした傾向は近年、麻痺性貝毒の発生が低いレベルであることとよく一致する。シストの発芽状況と栄養細胞群集の成長との関係を定性的に比較すると、シストの発芽は栄養細胞の初期群集形成に強く関係している可能性があるが、栄養細胞の初期群集形成には植食性動物プランクトンの捕食圧の影響も無視できないことが指摘されている(宮園, 1999b)。これらの複合的な影響を評価するためには、シストの発芽からスタートする生態モデルを作成し、定量的に検討するという方法がある。本研究では、生態モデルの基礎となる水温・光条件と栄養細胞の増殖速度の関係式、水温と発芽率の関係

式を作成した。これらをもとにしてシストの発芽  
を出発とする*A. tamarense*栄養細胞群集の基礎的  
な増殖モデルを作成し、シスト群集と栄養細胞群  
集の定量的な関係を検討することが今後の課題で  
ある。

(宮園 章 中央水試海洋環境部)



## 第2章 貝毒の蓄積・減少に関する研究

### 2-1 原因プランクトンの密度と毒成分の蓄積・減少に関する研究

#### 研究の目的

麻痺性貝毒原因プランクトンとしては、北海道においては*A. tamarense*、*A. catenella*の2種が認められており、これらプランクトンの増殖に伴い、二枚貝が毒化することが知られている。一方で、二枚貝の毒化と*A. tamarense*の増殖ピークの時間的ズレも指摘されており、その原因として微生物の関与も推定されている（北里大学，1998）。また、産業的には貝毒プランクトンの発生量と二枚貝に蓄積される毒力及びその後の変動（減少）が重要であり、貝毒成分の排泄もしくは代謝経路を明らかにする必要がある。

下痢性貝毒原因プランクトンとしては、*Dinophysis*属（*D. fortii*、*D. acuminata*、*D. mitra*、*D. tripos*、*D. norvegica*、*D. acuta*、*D. rotundata*）がオカダ酸（OA）、DTX1、PTX2を、*Prorocentrum lima*がOA、DTX1を、*Protoceratium reticulatum*がYTXを生産していることが報告されている

（Andersen *et al.*, 1996, 日本水産資源保護協会, 1999）。しかし、*Dinophysis*属の有毒種が出現していないにもかかわらず貝毒の発生がみられたり、その逆の事例も多数ある。その原因としてピコ・ナノプランクトンの存在も推定されている（京都大学，1999）。また、マウステストに及ぼす新たな貝毒成分や遊離脂肪酸の影響なども指摘されている（網走水試紋別支場，1999）。このため毒化予知精度の向上には貝毒プランクトンモニタリング体制の充実だけでなく、貝毒プランクトンと貝の毒化についての基礎的知見の集積も必要である。

ここでは貝毒プランクトンの発生量とホタテガイの毒化、毒力の変化について検討し、貝毒プランクトンの毒産生能やホタテガイにおける毒の蓄積・減少についての基礎的知見の集積を図ることを目的とした。

### 2-1-1 麻痺性貝毒

#### 研究成果の概要

近年、貝毒の発生が比較的低レベルで推移しており、その中では1994年の噴火湾が最も強く毒化した。原因プランクトンは*A. tamarense*と考えられ、その発生量とホタテガイの毒力の変化について調査を行った（麻生・今村，1994）。

*A. tamarense*は6月に6,740 cells/ℓに急増し、7月に消滅した。ホタテガイ中腸腺の貝毒量は6月に268 nmol/g（404MU）を示し、その後徐々に減少した。両者の変化は良く一致していた（図48）。

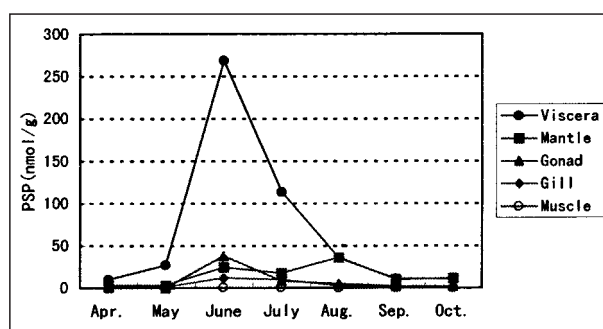


図48 *A. tamarense*の発生状況とホタテガイ中腸腺の貝毒量の変化（1994年、八雲）

ホタテガイの部位別貝毒量は中腸腺が最も多く、外套膜、生殖巣、エラにも存在していた。しかし貝柱ではごく僅かしか検出されなかった。部位により貝毒の減少速度や毒組成に違いがみられたことから、貝毒が組織内で分解もしくは変換されている可能性が示唆された（図49）。

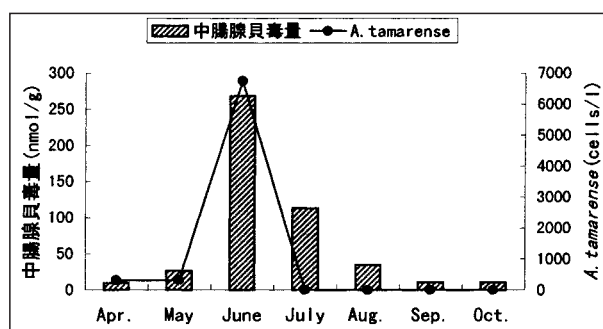


図49 ホタテガイ部位別貝毒量の変化（1994年、八雲）

#### 残された問題点

北海道では*A. tamarense*の発生と二枚貝の毒化



はほぼパラレルと考えられた。今後は*A. tamar-se*の発生量と海洋生物に蓄積される貝毒量の関係を明らかにして、重要水産物安全供給のための資料を作成する必要がある。

また、ホタテガイに蓄積された貝毒は部位により毒組成や減少速度に差がみられたことから、ホタテガイ以外の水産物においてもその代謝機構を明らかにして、蓄積された貝毒がいつの時点で消失するのかを明らかにすることが重要である。

(今村琢磨 網走水試紋別支場)

## 2-1-2 下痢性貝毒

### 研究成果の概要

貝毒プランクトンの出現状況と海水懸濁物及びホタテガイ中腸腺の貝毒成分の関係について、1996年から1997年の噴火湾西部海域、日本海北部海域、オホーツク海南部海域、サロマ湖において調査を行った(福士ほか, 1996; 福士ほか, 1997)。ここでは他の海域に比べ貝毒プランクトンの出現が多かった噴火湾西部海域について述べる。

噴火湾西部海域の1997年は、同海域の1996年に比べ貝毒プランクトンの出現数が低かった(図50)。しかし、ホタテガイ中腸腺に蓄積された貝毒分量はほとんど同じレベルであったことから(図51)、貝毒プランクトンの毒力は一定ではない可能性が示唆された。

1996年と1997年の噴火湾西部海域のホタテガイ中腸腺に蓄積された貝毒成分は主としてPTX-6であり(図51)、一方、両年の同海域の海水懸濁物から検出された貝毒成分は主としてPTX-2(東北水研、鈴木敏之氏による)であった(図52)。噴火湾西部海域における貝毒プランクトンの出現数と海水懸濁物のPTX-2量との相関係数は、1996年の*D. norvegica*、1997年の*D. toripos*との場合では、それぞれ0.83及び、0.90であり比較的高い相関がみられた。貝毒プランクトン中のPTX-2は中腸腺内でPTX-6に変換される(Yasumoto *et al.*, 1989)。1996年と1997年の噴火湾西部海域の海水懸濁物にPTX-2が検出された期間には、中腸腺からはPTX-

6が検出され、両者の相関係数は0.73と比較的高い相関がみられた。これらのことから、ホタテガイがPTX-2を有する貝毒プランクトンを摂餌することにより中腸腺にPTX-6を蓄積していることが示唆された。

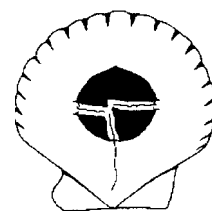
### 残された問題点

鈴木ら(1996)は*D. fortii*の細胞当たりの毒量はその出現期間において変化することを明かにし、貝毒プランクトンの毒量を把握することがモニタリング調査で重要であると報告している。このことから下痢性貝毒による毒化の予知精度を向上するためには、貝毒プランクトンの出現状況等を調査するだけでは充分ではないものと考えられる。

北海道沿岸における貝毒プランクトンがどのような海洋条件のもとに、どのような貝毒成分を産生しているのか、そしてその毒量の変化と中腸腺に蓄積される貝毒成分(量)との関係について今後明らかにする必要がある。

また、近年、イエソトキシシン(YTX)の原因プランクトンが明かにされ、さらに新規貝毒成分としてアザスピロ酸も発見されており(佐竹ほか, 1999)、北海道沿岸での新規貝毒成分についても大学等関連機関の協力を得ながら検討する必要がある。

(福士暁彦 網走水試紋別支場)



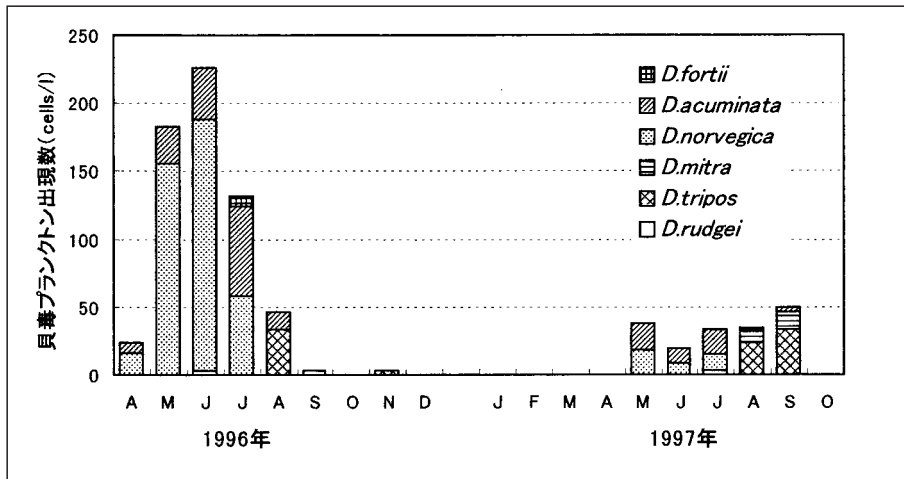


図50 貝毒プランクトンの出現状況（噴火湾西部海域）

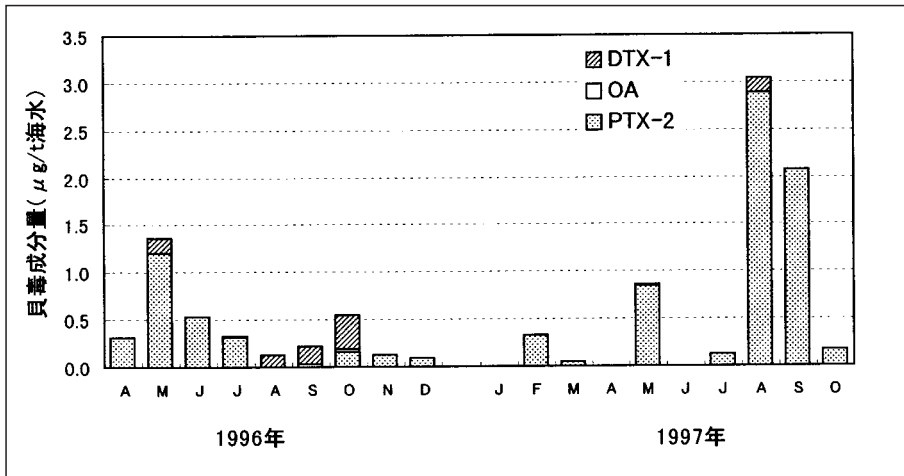


図51 中腸腺の貝毒成分量（噴火湾西部海域）

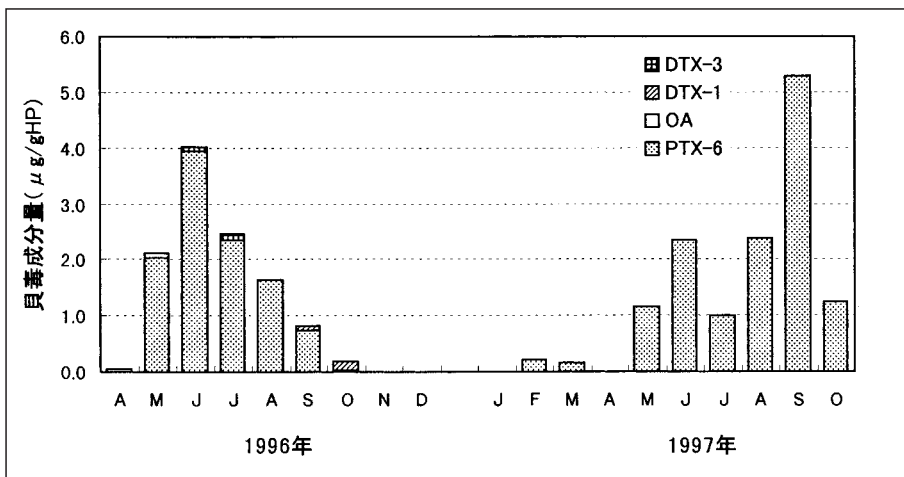


図52 海水懸濁物の貝毒成分量（噴火湾西部海域）

## 2-2 数種の海洋生物における麻痺性貝毒の分布

### 研究の目的

麻痺性貝毒の毒組成の分析は、高速液体クロマトグラフィー(HPLC)を利用して、噴火湾のホタテガイ(千引ほか, 1992; 田沢ほか, 1992; 小沢ほか, 1992)、サラガイ(千引ほか, 1992)、広島湾のマガキ、ムラサキガイ、アサリ(Asakawa *et al.*, 1992)などについて行われているが、多種類の海洋生物のついて部位別の毒組成を同一時期に同一海域で調べた例は少ない。本研究では、海洋生物における麻痺性貝毒の蓄積状況を把握することを目的として、1992年に噴火湾、日高海域の数種の海洋生物について、HPLC(大島, 1992)により部位別の毒組成を調べた。

### 研究成果の概要

4月に採取したホタテガイの部位別毒組成を図53に示した。組織1gあたり毒量は、中腸腺に多く、外套膜、えら、生殖巣の順であった。閉殻筋からは、検出されなかった。中腸腺の毒組成はGTX1+4が59.4%、GTX2+3が30.3%と主成分で、GTX5、STX群、C1+2もそれぞれ1.3%、6.2%、2.8%と少量存在していた。6月に採取したホッキガイの部位別毒組成を図54に示した。えらでGTX1+4、GTX2+3が検出された。6月に採取したバカガイの部位別毒組成を図55に示した。内臓塊+生殖巣、外套膜、水管でdcSTXが検出された。6月に採取したサラガイの部位別毒組成を図55に示した。麻痺性貝毒は内臓塊+生殖巣に多く、えらと外套膜にも少量存在していた。内臓塊+生殖巣の毒組成はGTX1+4が30.2%、GTX2+3が20.7%、dcGTX2+3が16.6%、STXが20.9%と多く、そのほかdcSTXが5.7%、neoSTXが5.5%、C1+2が0.5%検出された。このほかオオカラフトパイの中腸腺+生殖巣からGTX2+3、アヤボラの中腸腺+生殖巣からGTX2+3、ニッポンヒトデの内臓塊からGTX2+3、マガレイの肝臓からSTXがそれぞれ検出された。

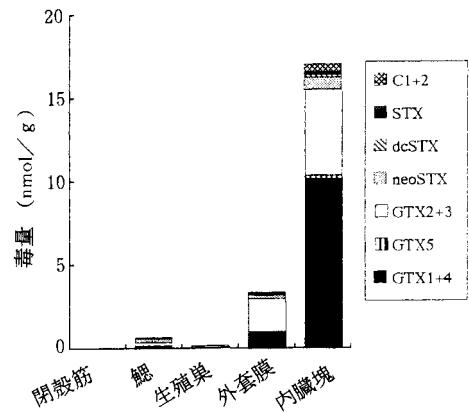


図53 ホタテガイ軟体部各部位における麻痺性貝毒の組成(4月)

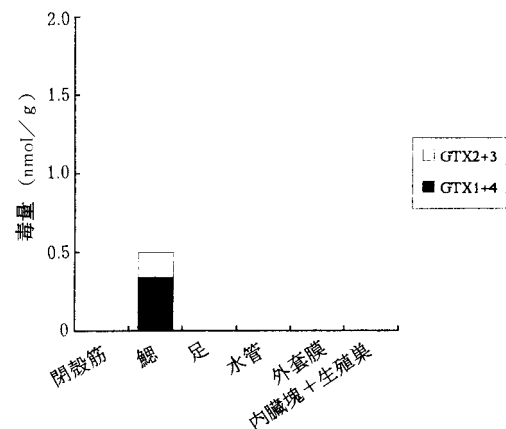


図54 ホッキガイの軟体部各部位における麻痺性貝毒の組成(6月)

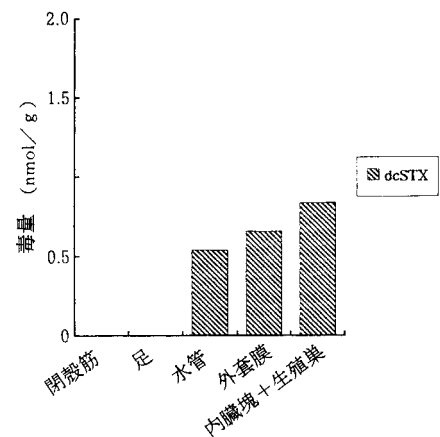


図55 バカガイの軟体部各部位における麻痺性貝毒の組成(6月)

### 考察と残された問題点

噴火湾の毒化プランクトンの毒組成は、*Alexandrium tamarense*の栄養細胞とそのシスト(大島, 1992)、*Alexandrium catenella*(安元, 1988)で明ら

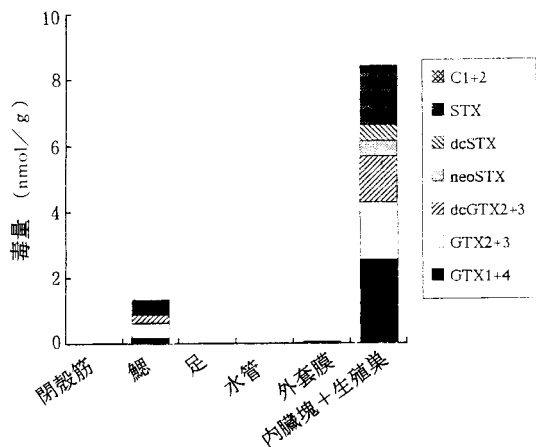


図56 サラガイの軟体部各部位における麻痺性貝毒の組成（6月）

かにされている。これらの毒組成比は、貝毒プランクトンを直接摂取する二枚貝4種で、ホタテガイの中腸腺を除く各部位の毒組成比と異なっており、麻痺性貝毒は二枚貝の組織の中で変換していると推測された。

オオカラフトバイ、アヤボラ、ニッポンヒトデ、マガレイでは、中腸腺+生殖巣、内臓塊、肝臓に麻痺性貝毒が検出されたがその毒量は少なかった。食品の安全性の面を考慮すると、食物連鎖の上位に位置する他の食用種でも部位別の麻痺性貝毒の分布を調査する必要があるだろう。なお、1992年の噴火湾、日高海域における*Alexandrium tamarense*の出現頻度は低く、ホタテガイの毒化の程度も小さかった。今後、高毒化時期の同一海域での海洋生物における麻痺性貝毒の動態を把握する必要があると考えられた。

(麻生真悟 中央水試加工利用部)

## 2-3 下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響

### 研究の目的

下痢性貝毒の毒力検査は二枚貝中腸腺等のアセトン抽出物をマウスの腹腔内に投与して行っているが、その抽出物中には貝毒成分の他にマウスに対し同様な致死性を示すとされる遊離脂肪酸が含まれている (Takagi *et al.*, 1984)。遊離脂肪酸は生体成分であり油脂のリパーゼ分解によって腸内

で生成、吸収されることはよく知られており経口毒性は小さいと考えられる。従って現行の下痢性貝毒検査法（公定法）では毒力を過大に評価していることが懸念される。

ここでは、北海道沿岸におけるホタテガイ中腸腺を用い、マウス毒力と機器分析により算出された貝毒成分と遊離脂肪酸による毒力について相互に比較検討することにより下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響を明らかにすることを目的とした。

### 研究成果の概要

武田(1994a, b)、福士・野俣(1994, 1996)、および福士ほか(1995~1999)で報告された研究結果の概要を述べる。

1996年から1998年にかけては、噴火湾西部海域では春先には主として遊離脂肪酸の蓄積による毒化が、夏季以降には遊離脂肪酸と貝毒成分の複合蓄積による毒化がみられた (図57)。日本海北部海域、オホーツク海南部海域、サロマ湖では、ホタテガイ中腸腺への貝毒成分の蓄積は噴火湾西部海域に比べて総じて低く、主として遊離脂肪酸の蓄積による毒化がみられた。これらのことから下痢性貝毒による毒化には貝毒成分の他に遊離脂肪酸が強く関与していることが伺われた。

一方、1999年には、噴火湾湾口部海域とオホーツク海南部海域において生鮮試料を用いて調査を行ったところ、遊離脂肪酸による毒力は全て0.1MU/g-中腸腺未満であり、マウス毒力に及ぼす遊離脂肪酸の影響は小さいという結果が得られた。また、ホタテガイ中腸腺を凍結貯蔵した場合の遊離脂肪酸量の変化を調査したところ (図58)、貯蔵期間が長くなるにしたがって遊離脂肪酸が増加することが明らかとなった。これらのことから、1998年以前の調査では、数ヶ月間凍結保管したホタテガイ中腸腺を試験に供したため、貯蔵中に遊離脂肪酸が増加しマウステストに過大な影響を及ぼしたことが想定される。

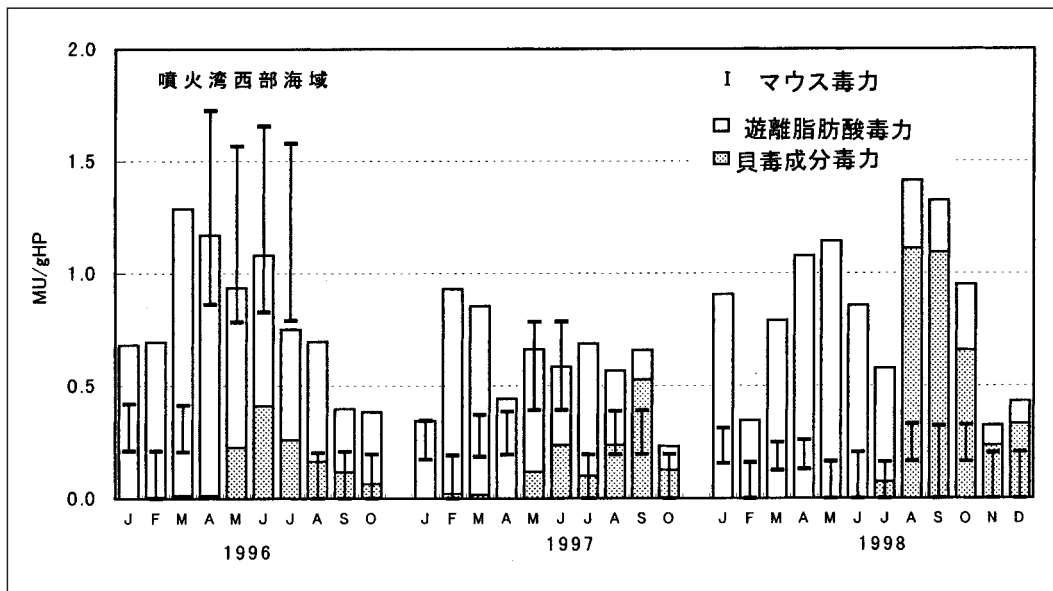


図57 マウス毒力に及ぼす遊離脂肪酸と貝毒成分の影響

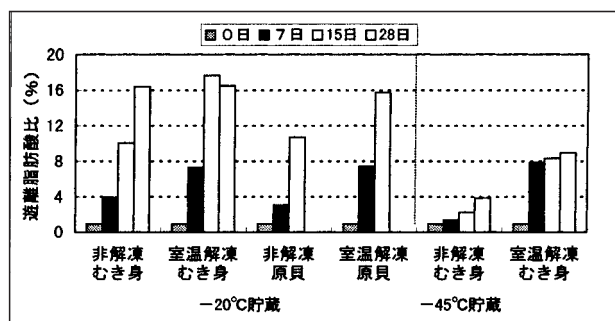


図58 凍結貯蔵中の中腸腺遊離脂肪酸の変化

#### 残された問題点

従来、北海道沿岸におけるホタテガイの下痢性貝毒による毒化は貝毒成分の他に遊離脂肪酸が強く関与していることが指摘されてきた。これらの調査では凍結貯蔵した貝を検体として使用してきた。しかし、生鮮貝を使用した調査では遊離脂肪酸の影響が小さいこと、中腸腺の凍結貯蔵中の遊離脂肪酸量の増加が無視できないことが明らかとなった。他方、イガイでは生鮮試料にもかかわらず毒化に影響するほどの遊離脂肪酸の蓄積がみられたことが報告されており (Suzuki *et al.*, 1996)、また、1999年度厚岸産アサリからも同様に高い濃度の遊離脂肪酸が検出されている (網走水試紋別支場, 未発表)。今後、ホタテガイを含めた他の二枚貝についても、生鮮試料を用いて遊離脂肪酸の蓄積量について検討していく必要がある。

また現公定法では、検査貝の取り扱いにおける

このため、各種処理条件 (凍結貯蔵期間、解冻方法) による中腸腺遊離脂肪酸の変化を調べ、現行公定法に及ぼす凍結・解冻の影響 (遊離脂肪酸の蓄積) を明らかにしていくことが必要である。

(福士暁彦 網走水試紋別支場)

#### 2-4 二枚貝の麻痺性貝毒による毒化について

##### 研究の目的

これまでの研究で、北海道噴火湾に発生する麻痺性貝毒 (PSP) の原因プランクトン *Alexandrium tamarense* が持つ PSP の主成分は GTX 群であり (大島, 1992)、そこに生息するホタテガイが PSP で毒化したときの主成分も GTX 群であること (麻生ほか, 1994) が知られている。ここ数年、大学や公立の研究所ではアサリなどの二枚貝を用いて、その PSP による毒化機構を解明しようとした試みがなされてきている。

本研究では、ウバガイ (ホッキガイ) とホタテガイの PSP による毒化機構の基礎知見を得るため、貝毒プランクトン *A. tamarense* 給餌試験を行い、それぞれの体内に蓄積する PSP の主成分である GTX 群の消長をみた。また、ホタテガイ貯蔵中の各部位における PSP の変化についても検討した。



## 研究結果の概要

以下の内容については、平成7年度（菅原ほか、1997）と平成9年度（菅原ほか、1999）の北海道立中央水産試験場事業報告書で詳細に報告したので、ここではその概要について述べる。

### 1) 貝毒プランクトン (*A. tamarense*) 給餌に

よるウバガイとホタテガイの毒化について  
方法：ウバガイとホタテガイの毒化の相違について検討するために、表4に示した飼育方法で、殻長30～60mmのウバガイと殻高60～80mmのホタテガイに貝毒プランクトン*A. tamarense*を給餌し飼育した。まず、貝毒プランクトン給餌期にウバガイとホタテガイにおける貝毒プランクトンの摂餌量と残餌量を測定した。次に、飼育終了後、それぞれについて各飼育期間ごとの各部位と海水濾過物のPSPの主成分であるGTX群をHPLCで測定した。

表4 貝毒プランクトン給餌によるウバガイおよびホタテガイ飼育試験方法

試験開始前 (3日間)	12個体を内径175mmのアクリル容器 中で無給餌飼育
給餌開始時	3個体を採取 2日おきに貝毒プランクトンを含む3 ℓの試験海水を換水し、試験海水濾過 物を回収(3回)
(給餌期6日間)	給餌前にプランクトン濃度を現場蛍光 で測定し、PSP量測定試料を採取
給餌終了時	3個体採取
無給餌1週目 (6日間)	3個体を採取 プランクトンを含まない試験海水で3 日毎に換水し、試験海水濾過物を回収 (2回)
無給餌2週目 (6日間)	3個体を採取 プランクトンを含まない試験海水で3 日毎に換水し、試験海水濾過物を回収 (2回)

結果：ウバガイとホタテガイの貝毒プランクトンの給餌量と残餌量について表5に示した。摂餌率は、ウバガイで平均約95%、ホタテガイでは約84%であった。

ウバガイとホタテガイの各飼育期間におけるGTX群の蓄積量および蓄積率を表6と7に示した。ウバガイでは、給餌開始前に0.078nmolであったGTX群の蓄積量が、プランクトン給餌後に

表5 貝毒プランクトン給餌によるウバガイおよびホタテガイの摂餌プランクトン量

	給餌プラン クトン数	残餌プラン クトン数	摂餌率 (%)
<ウバガイ>	(cells)	(cells)	(%)
1回目	2569588	110445	95.7
2回目	2015420	100352	95.0
3回目	2207065	123489	94.4
<ホタテガイ>	(cells)	(cells)	(%)
1回目	1917935	283829	85.2
2回目	2192549	495842	77.4
3回目	2072459	230865	88.9

0.608nmolへ一度増加し、無給餌2週目では0.342nmolへと減少した。しかし、この値は給餌開始前のものの約4倍であった。また、ホタテガイでは、給餌開始前に1.454nmolあったGTX群の蓄積量が、プランクトン給餌後、無給餌1週目でそれぞれ1.988nmol、7.109nmolへと増加したが、無給餌2週目では試験開始前をやや下回る1.263nmolへ減少した。

表6 ウバガイの貝毒プランクトン給餌による各飼育期間でのGTX群の蓄積量および蓄積率

	蓄積量 (nmol)			蓄積率 (%)
	GTX4+1	dcGTX3+2	GTX3+2 total	
<給餌開始前>				
軟体部合計	0.062	0.005	0.010	0.078
<プランクトン給餌>				
餌プランクトン合計	18.564	3.497	111.837	133.900
濾過物合計	1.037	0.129	4.936	6.102
軟体部合計	0.263	0.029	0.315	0.608
<無給餌1週目>				
濾過物合計	0.035	0.010	0.022	0.067
軟体部合計	0.179	0.009	0.002	0.190
<無給餌2週目>				
濾過物合計	0.024	N D	0.013	0.037
軟体部合計	0.321	0.012	0.010	0.342

### 2) ホタテガイ貯蔵中の各部位のPSPの変化

方法：活ホタテガイを5℃、15℃で24h、48hの条件で貯蔵したときの部位別PSP成分をHPLCで定量した。

結果：ホタテガイ貯蔵中の部位別PSP量の変化を図59に示した。毒量の多い中腸腺と外套膜のPSP量は、5℃、15℃貯蔵どちらも48h後に減少した。また、15℃で貯蔵すると、24h後のPSP量は、生殖巣を除き各部位で貯蔵前に比べて増加する傾向であった。貝柱では、5℃または15℃で貯蔵する

ことによりPSP量が増加したが、この現象は主にSTX群の増加によるものであった。

を含めた海洋生物の毒化機構を解明する必要がある。

(菅原 玲 中央水試加工利用部)

表7 ホタテガイの貝毒プランクトン給餌による各飼育期間でのGTX群の蓄積量および蓄積率

	蓄積量 (nmol)			蓄積率	
	GTX4+1	dcGTX3+2	GTX3+2	total	%
〈給餌開始前〉					
軟体部合計	0.728	0.043	0.687	1.454	100
〈プランクトン給餌〉					
餌プランクトン合計	18.461	5.139	121.474	145.074	—
濾過物合計	0.226	0.022	1.488	1.736	—
軟体部合計	0.811	N D	1.177	1.988	137
〈無給餌1週目〉					
濾過物合計	0.028	N D	0.037	0.065	—
軟体部合計	1.669	0.103	5.338	7.109	489
〈無給餌2週目〉					
濾過物合計	0.072	N D	0.014	0.085	—
軟体部合計	0.449	0.026	0.790	1.263	87

考察と残された問題点

ウバガイは、貝毒プランクトン給餌試験において、ホタテガイに比べて多くの*A. tamarensis* (餌)を摂餌することが認められた(表5)。また、ウバガイはホタテガイに比べると、一度体内に蓄積したGTX群をより長く保持していると思われた(表6)。また、ホタテガイは、一般的に噴火湾などの海域で貝毒プランクトンが多量に発生する時期に、それと比例してPSPで毒化する(嶋田ほか, 1999)。今回の飼育試験の結果では、貝毒プランクトンの給餌を停止することによってホタテガイの体内に蓄積していたGTX群は比較的早く減少するものと考えられた(表7)。

一方、毒化したホタテガイを貯蔵することによって、一般にPSPが多く含まれやすい中腸腺や外套膜では、その含量が減少したが、貝柱のPSP量は増加したことから、経路は不明であるが貯蔵中に毒成分が中腸腺などから貝柱へ移行するものと考えられた(図59)。

今後、噴火湾などPSPで毒化する可能性のある生物が生息する海域における減毒技術を開発するためには、貝毒プランクトン給餌試験系でのウバガイとホタテガイの毒量の収支(海水へのPSP成分の溶出量やGTX群以外の成分の分析も含めて)を明らかにするとともに、海域に生息する二枚貝

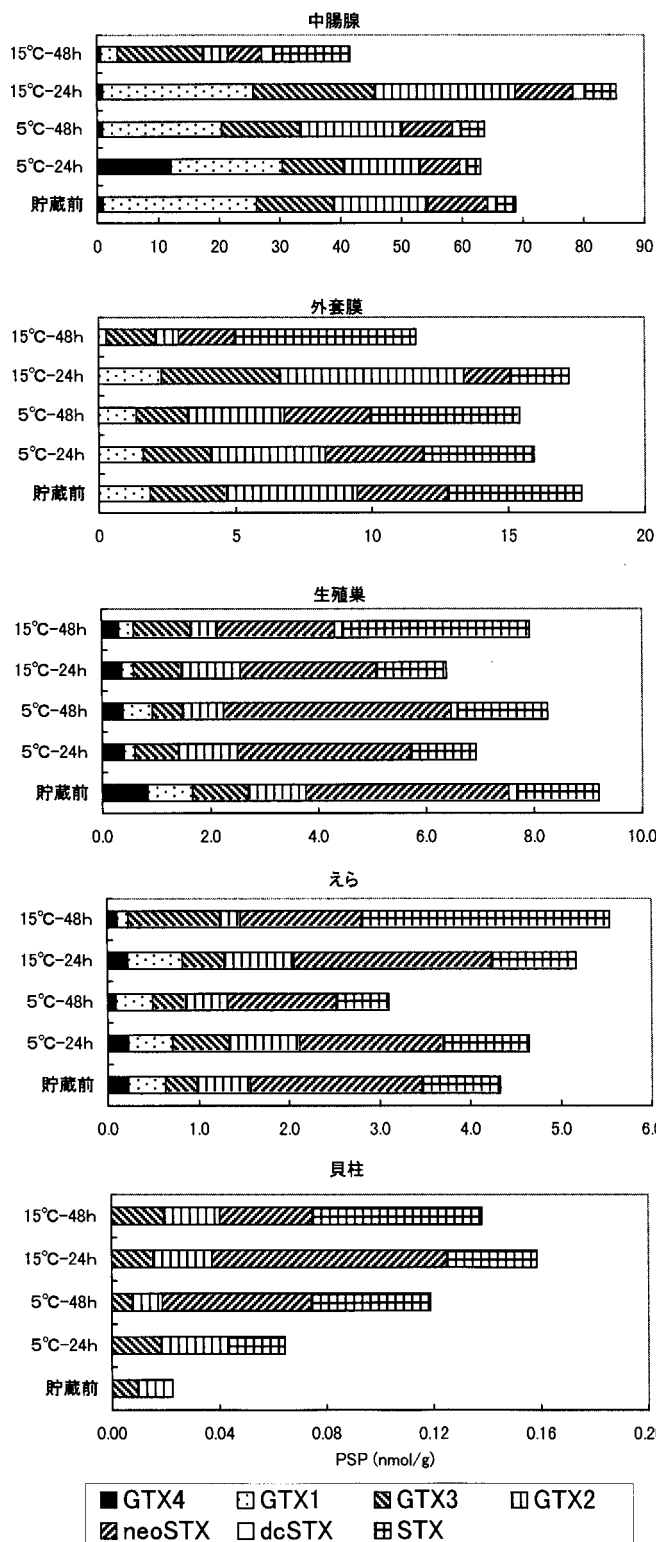


図59 ホタテガイ貯蔵中の部位別PSP量の変化

### 第3章 貝毒の減毒・無毒化に関する研究

#### 研究の目的

貝毒は人体に対して強い毒性を持ち、食品の安全供給や廃棄物利用の大きな障害となっている。貝毒の減毒・無毒化についての研究では、高温加熱による麻痺性貝毒の減少（浅川・高木，1983；野口ほか，1983；高田ほか，1995）、魚類消化管由来微生物による減毒化（菊池・舘脇，1995）などが報告されているが、知見は総じて少ない。

ここでは様々な物理・化学・生物的処理による貝毒成分の分解・変換について検討を行い、効率的な減毒方法確立のための基礎資料を得ることを目的とした。

#### 3-1 麻痺性貝毒

##### 研究成果の概要

##### 3-1-1 物理的処理

高温加熱（レトルト）、エクストルーダ及び超高压処理による減毒効果について検討した（太田ほか，1990；中村・麻生，1991）。高温加熱では従来の報告（浅川・高木，1983；野口ほか，1983；高田ほか，1995）と同様に、121℃、10分の加熱処理で80%以上の減毒効果が認められた。連続的な高温加熱処理として毒化中腸腺をエクストルーダで処理したところ、130℃では82%、150℃では97%、170℃では98%の減毒効果が認められた（図60）。

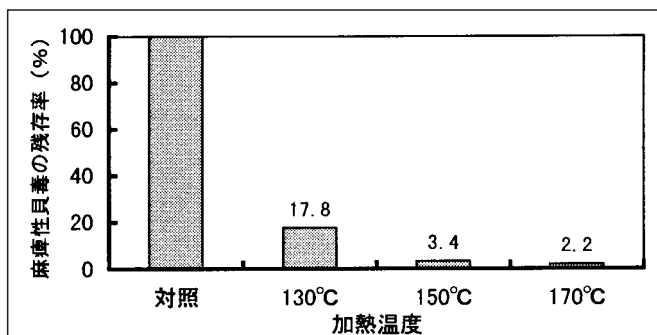


図60 エクストルーダ処理による減毒効果

貝毒成分ではGTX群が150℃以上の加熱で全て消失したが、STX群は170℃加熱でも約60%残存しており、毒成分により熱安定性に差が見られた。

超高压処理では毒化中腸腺に 4,000~7,000 kgf/cm<sup>2</sup>の圧力を加えたが、減毒効果は認められなかった。

##### 3-1-2 化学的処理

アルカリ（NaOH）、過酸化水素、オゾン及び二酸化塩素を用い、それら単独もしくは併用処理による毒化中腸腺の減毒効果について検討した（太田ほか，1990；中村・麻生，1991）。単独処理では、中腸腺ホモジネートを NaOHでpH12に調整し、24時間放置したアルカリ処理で貝毒が約50%減少した。また、過酸化水素処理（濃度1%、24hr.）では約10%、オゾン処理（10~20 ml/min、60min）では約50%、二酸化塩素処理では1%濃度（pH5.5に調整）、24時間の処理で88%の減毒効果がみられた。併用処理では、アルカリ（pH12）とオゾン通気（10~20ml/min）と併用した場合には60分で83%の減毒効果が認められた（図61）。また、アルカリ（pH12）と過酸化水素水（H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>濃度1%）を併用した場合には24時間で97%の高い減毒効果が認められた。

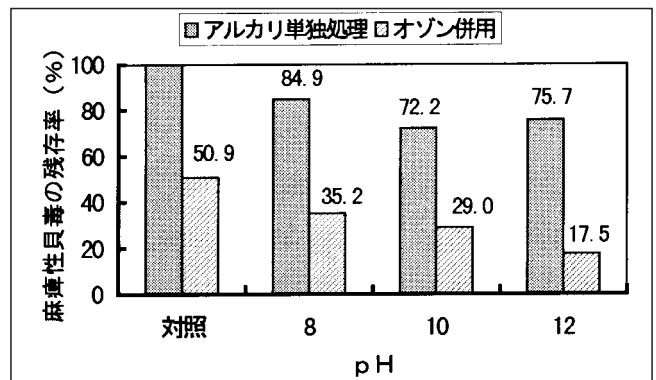


図61 アルカリ、オゾン処理による減毒効果

##### 3-1-3 生物的（酵素・微生物）処理

海洋生物由来の酵素及び腸管内細菌による貝毒の分解・変換について検討を行った（今村・麻生，1992；麻生・今村，1993；麻生・今村，1994；菅原ほか，1995；菅原ほか，1996；菅原ほか，1997）。

酵素では、主に北海道沿岸で漁獲される魚介類21種の各組織から粗酵素を抽出して、貝毒の分解

・変換の可能性を調べた。HPLCでの結果では、アヤボラ、オオカラフトバイなど肉食性巻貝4種の臓塊から得られた粗酵素に貝毒分解の可能性が示唆された。ゲル濾過、限外濾過等の手法を用いて酵素の精製を試みたが、特定には至らなかった。

微生物では、ウバガイ、マガレイ、ミズダコの腸管内より微生物を分離し、それらによる貝毒の分解・変換について検討した。HPLCでの結果では、ウバガイから分離した2株(A11株、N21株)、マガレイから分離した1株(M29株)に強い貝毒分解能が認められた(図62)。

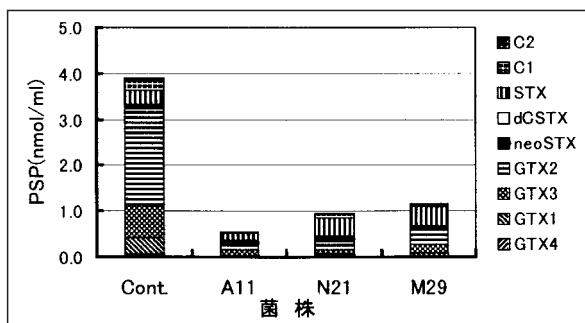


図62 腸管内細菌による減毒効果

A11株は*Acinetobacter*(MH)、N21株は*Pseudomonas*(MH)、M29株は*Acinetobacter*(T)と同定された。また、貝毒の分解にはこれら細菌の増殖が強く関与していることが推定された。貝毒の減少をマウステストで確認したところ(上記3株のほか貝毒変換能を有すると思われる他の7株を加えて行った)、HPLCによる換算毒力とマウステストで得られた毒力はほぼ一致した。このことから、貝毒は無毒な形態にまで変換もしくは分解されていることが推定された(図63)。

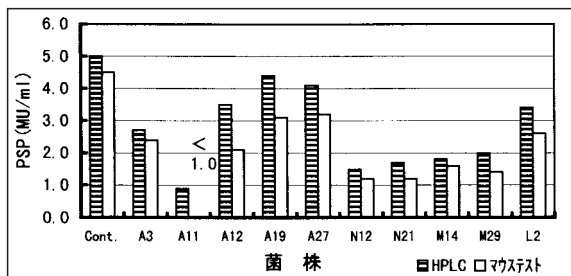


図63 HPLCとマウステストによる毒力の比較

残された問題点

貝毒の分解には高温加熱や化学的処理が有効であったが、食品としての利用は制限される。酵素・微生物処理による減毒については、ウバガイ及びマガレイの腸管内細菌で大きな効果が認められた。貝毒分解機構としては活性酸素による酸化分解と菌体内酵素による酵素分解の二つが想定され、そのメカニズムを明らかにし、実用化技術としていくことが今後の課題となる。また、他の貝毒分解菌のスクリーニングも併行して進めていくことが重要である。

活貝の減毒については昭和50年代後半に宮城、岩手、青森の各県水産試験場が試験を行っているが、顕著な効果は得られていない。これは貝毒が中腸腺組織内に取り込まれている(東北大学, 1997)ことから、その解毒に時間がかかるためと考えられる。効率的な解毒方法を開発するためには、二枚貝等の貝毒代謝・排泄機構の解明が必要である。

(今村琢磨 網走水試紋別支場)

### 3-2 下痢性貝毒

#### 研究成果の概要

##### 3-2-1 物理的処理

エクストルーダによる減毒効果について検討した(網走水試, 1993)。エクストルーダにより140℃、160℃及び180℃で処理したホタテガイ中腸腺の貝毒成分(PTX-6)の残存率は処理温度によりほとんど差がみられなかった(図64)。試験に用いた中腸腺試料からOA、DTX-1、DTX-3は検出されなかったため比較検討出来ないが、少なくとも、PTX-6についてはエクストルーダ処理による減毒化は困難であると考えられた。

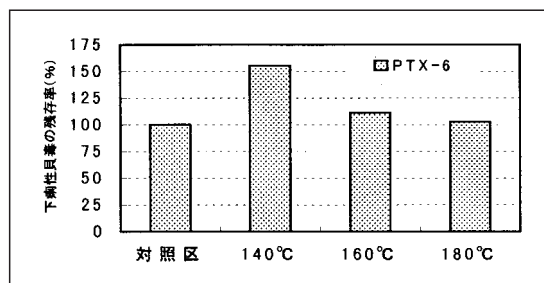


図64 エクストルーダ処理による貝毒成分の変化

ホタテガイ中腸腺のアセトン抽出物をヘプタンと1%酢酸90%メタノールにより液液分配し、貝毒成分を除去したヘプタン画分（FFA画分）を調製した。そのFFA画分に対し、OA、DTX-1の標品を添加後、恒温器中で30分間加熱しその熱安定性について検討した。この結果、OA、DTX-1の加熱処理後の残存率は、140℃ではそれぞれ32.1、26.3%、160℃ではそれぞれ15.1、5.0%、180℃の処理ではいずれも検出されなかった（図65）。

各温度でDTX-1の残存率はOAに比べ低く、熱安定性は若干異なっていたが、両成分については加熱処理により減毒・無毒化出来ることが明らかとなった。

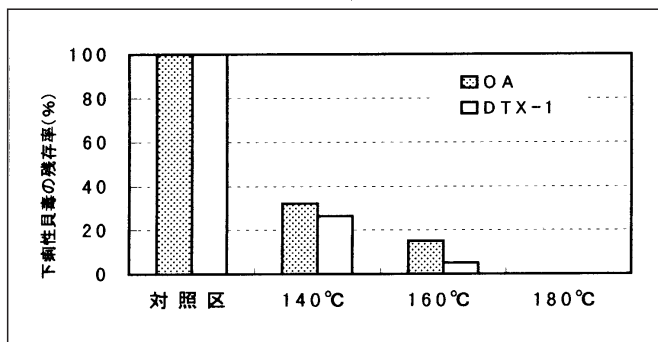
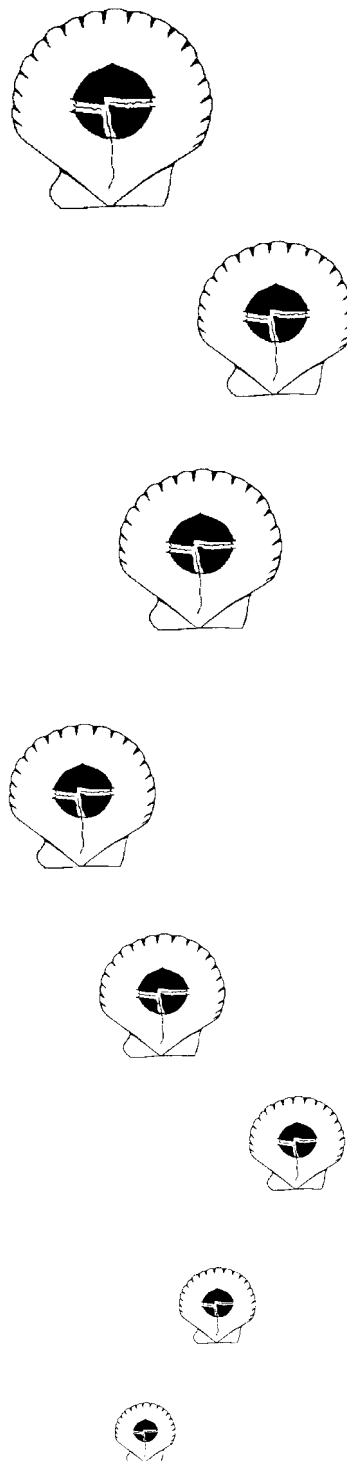


図65 加熱処理による貝毒成分の変化

#### 残された問題点

減毒、無毒化試験で検討した成分以外にも、近年、イエットキシシン（YTX）等（安元，1993）の下痢性貝毒成分が発見されており、それらの成分についても併せて物理・化学的処理による影響についてより詳細に検討する必要があると考えられる。

（福士暁彦 網走水試紋別支場）





引用文献

- 網走水産試験場紋別支場：平成10年度二枚貝等貝毒安全対策事業報告書。(1999)
- Andersen, P., B.Hald and H.Emsholm : "Toxicity of *Dinophysis acuminata* in Danish coastal waters.". Harmful and Toxic Algal Blooms, ed. T.Yasumoto, Y.Oshima and Y.Fukuyo, Paris, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1996, 281-284
- 浅川 学、高木光造：麻痺性貝毒に対するpH、加熱の影響。北大水産学彙報。34(3), 260-263 (1983)
- Asakawa,M.,K. Miyazawa and T. Noguchi:Studies on paralytic shellfish poison (PSP) toxification of Bivalvas, in Association with appearance of *Alexandrium tamarense*, in Hiroshima prefecture. J. Food. Hyg.Soc.Japan.34 (1), 50-54 (1992)
- 麻生真悟、今村琢磨：麻痺性貝毒に関する研究。平成5年度道立中央水試事業報告。157-161(1993)
- 麻生真悟、今村琢磨：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成6年度道立中央水試事業報告。216-221(1994)
- 千引義朗、銭 重均、野口玉雄、橋本周久：噴火湾産有毒二枚貝の部位別PSP組成。平成4年度日本水産学会春季大会講演要旨集。330(1992)
- 中央水産試験場、網走水産試験場：マリントキシンに関する基礎的研究(7.2下痢性貝毒に関する研究)。平成4年度創造的研究推進事業報告書。26-37(1993)
- 福士暁彦、野俣 洋：1994年、紋別海域における下痢性貝毒によるホタテガイの毒化について。日本水産学会北海道支部例会講演要旨集。5(1994)
- 福士暁彦、野俣 洋：平成6年、噴火湾における下痢性貝毒によるホタテガイの毒化について。平成8年度日本水産学会春季大会講演要旨集。181(1996)
- 福士暁彦、野俣 洋、成田正直、木村 稔、西 紘平：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成7年度道立網走水試事業報告。219-225(1995)
- 福士暁彦、野俣 洋、成田正直、木村 稔、高橋玄夫：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成8年度道立網走水試事業報告。176-186(1996)
- 福士暁彦、今村琢磨、高橋玄夫、成田正直、木村 稔：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成9年度北海道立網走水産試験場事業報告書。209-212(1997)
- 福士暁彦、今村琢磨、高橋玄夫：下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸及び貝毒成分の影響。赤潮貝毒部会東日本ブロック貝毒研究分科会資料。(1999)
- 福士暁彦、今村琢磨、高橋玄夫、成田正直、木村 稔：下痢性貝毒に関する試験。平成10年度北海道立網走水産試験場事業報告書。191-194(2000)
- 林 忠彦：ホタテガイの貝毒。北水試だより。6、8-15(1989)
- 林 忠彦：ホタテガイの貝毒(2)。北水試だより。7、8-15(1990a)
- 林 忠彦：ホタテガイの貝毒(3)。北水試だより。8、17-27(1990b)
- 林 忠彦、水島敏博、佐藤七七朗：噴火湾海域調査。昭和63年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書、北海道、1-37(1989)
- 林 忠彦、水島敏博、中田 淳、高柳志郎：赤潮特殊プランクトン予察報告書(I.噴火湾海域)、北海道、1-58(1992)
- 北海道立中央水産試験場：シンポジウム「北海道における今後の貝毒対策のために」、

- 配布資料、38pp(1990)
- 今村琢磨、麻生真悟：マリントキシンに関する基礎的研究．平成4年度北海道立中央水産試験場事業報告書．188-201(1992)
- 石丸 隆："II.貝毒プランクトンの生物学、4.増殖と環境要因"．貝毒プランクトン、福代康夫編、東京、恒星社厚生閣、1985、40-46
- 板橋 豊：下痢性貝毒試験法の検討、脂肪酸の毒性について．昭和60年度北海道化学研究費による研究報告．北海道開発調整部、88-90(1986)
- John, E.H. and K.J.Flynn: Amino acid uptake by the toxic dinoflagellate *Alexandrium fundyense*, Mar. Biol., 133, 11-19(1999)
- 金子 孝、水島敏博、西田芳則、嶋田 宏、北大水産鹹水講座：噴火湾シスト分布調査（依頼）．平成3年度道立函館水試事業報告．362-372(1993)
- 金子 孝、水島敏博、西田芳則、嶋田 宏、北大水産鹹水講座：噴火湾シスト分布調査（依頼）．平成4年度道立函館水試事業報告．290-298(1994)
- 金子 孝、嶋田 宏、西田芳則、伊藤義三：噴火湾マヒ性貝毒プランクトンシスト分布調査．平成5年度道立函館水試事業報告．259-269(1995)
- 菊池慎太郎、館脇正和：麻痺性貝毒を微生物により無毒化する．化学と生物．33(9)、563-565(1995)
- 北里大学：平成9年度貝毒被害防止対策事業報告書．1-3(1998)
- 京都大学：平成10年度二枚貝等貝毒安全対策事業報告書．(1999)
- 宮園 章：貝毒プランクトンのシスト培養に関する研究．平成7年度道立中央水試事業報告．118-119(1997)
- 宮園 章：貝毒プランクトンのシスト培養に関する研究．平成8年度道立中央水試事業報告．123-124(1998)．
- 宮園 章、野俣 洋、佐藤詩朗、山村 猛：平成7年度冬季に根室海峡海域で検出された下痢性貝毒についての調査．平成8年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書．北海道、46-48(1998)
- 宮園 章：*Alexandrium tamarense*シストの動態に関する研究．平成9年度道立中央水試事業報告．95-97(1999a)
- 宮園 章：珪藻ブルーム後に増殖する渦鞭毛藻の増殖と環境要因．1999年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集．306(1999b)
- 宮園 章：*Alexandrium tamarense*シストの動態に関する研究．平成10年度道立中央水試事業報告．104-107(2000)
- 中村全良、坂本正勝：マリントキシンに関する基礎的研究．平成2年度道立中央水試事業報告．194-195(1990)
- 中村全良、麻生真悟：マリントキシンに関する基礎的研究．平成3年度道立中央水試事業報告．178-185(1991)
- 中田 薫：噴火湾における植物プランクトンの季節変化ならびに春季増殖の特性．北海道大学水産学部修士学位論文．41pp(1983)
- 日本水産資源保護協会：平成10年度二枚貝等貝毒安全対策事業報告書．244-249(1999)．
- 西浜雄二、内田卓志：有毒プランクトンの生理学的研究報告書．北海道立栽培漁業総合

- センター、1977、15pp.
- 西浜雄二、内田卓志、佐藤七七朗：1978年噴火湾養殖ホタテガイ毒化の原因プランクトン（ゴニオラックス カテネラ類似種）について．北水試月報．36(5)、65-74(1979)
- 西浜雄二：噴火湾養殖ホタテガイの毒化原因に関する研究報告書．北海道水産資源技術開発協会、14-16(1979)
- 西浜雄二、高杉新弥、佐藤七七朗：1979年噴火湾における有毒渦鞭毛プロトゴニオラックス (*Protogonyaulax* sp.)の消長とホタテガイによる麻痺性貝毒の蓄積とその減少．北水試月報．37、105-113(1980)
- 西浜雄二、佐藤七七朗：1980年噴火湾砂原沖における有毒渦鞭毛藻プロトゴニオラックス (*Protogonyaulax* sp.)の季節消長とホタテガイの毒化．北水試月報．38、321-329(1981)
- 西浜雄二、佐藤七七朗：北海道沿岸日本海側およびオホーツク海側における下痢性貝毒原因渦鞭毛藻ディノフィシスフォルティ (*Dinophysis fortii*)の出現状況について．北水試月報．39、230-241(1982)
- 西浜雄二：噴火湾とホタテガイ養殖．噴火湾ホタテガイ漁業総合対策協議会、1982、147p.
- 西浜雄二：ホタテガイの毒化と毒プランクトンの分布生態．育てる漁業、139、2-8(1984)
- 西浜雄二："Ⅲ.貝毒プランクトンの生態学、5.北海道". 貝毒プランクトン．福代康夫編、東京、恒星社厚生閣、1985、47-58
- 西浜雄二：道東海域における貝毒プランクトンの分布動態に関する研究．昭和63年度道立網走水試事業報告．224-236(1988)
- 西浜雄二：5．麻痺性貝毒とその原因プランクトンの分布．重要貝類毒化対策事業5か年(1983～1987)の調査研究のとりまとめ．水産庁、29-36(1989)
- Nishihama, Y., K.Tada and A.Miyazono : Occurrence of toxic Dinoflagellate, *Alexandrium tamarense*, in Lake Saroma. 日本プランクトン学会報 39(2)、171-173(1993)
- 西浜雄二：オホーツクのホタテ漁業．北大図書刊行会、1994、218p.
- 西浜雄二：サハリン東方沖における貝毒プランクトンの分布．平成6年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書．北海道、73-77 (1995)
- 西浜雄二、多田匡秀：オホーツク海南西海域における麻痺性貝毒プランクトン *Alexandrium tamarense* の分布 (1989～1994)．平成6年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書．北海道、57-72 (1995)
- 野口玉雄、上田要一、尾上義夫、河野迪子、小山絹江、橋本周久、竹内俊郎、妹尾芳郎、三島 進：PSPにより著しく毒化したホタテガイ 缶詰製造及び貯蔵中における毒性値の変化．日水試．46、1339-1344(1983)
- 大島泰克："生理活性物質の蛍光HPLC". 海産生理活性物質研究法、東京、恒星社厚生閣、59-69(1992)
- 大島泰克："日本は赤潮の輸出国か". 化学で探る海洋生物の謎、京都、化学同人、37-42 (1992)
- 太田智樹、野俣 洋、武田忠明、金子博実、橋本健司：マリントキシンに関する基礎的研究．平成2年度道立網走水試事業報告．313-322(1990)
- 小沢千重子、山沢正勝、浅川明彦：貝毒安全対策事業報告書．中央水産研究所、13-21

(1992)

- 佐竹真幸、大藤克也、大島泰克、安元 健：アイルランド産イガイ中の貝毒成分アザスピロ産類縁体の構造。平成11年度日本水産学会春季大会講演要旨集。192(1999)
- 嶋田 宏：噴火湾における植物プランクトン組成の季節変化。1999年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集。304(1999)
- 嶋田 宏、小松輝久：ニューラルネットワークによる麻痺性貝毒プランクトンの増殖予測。平成11年度日本水産学会春季大会講演要旨集。46(1999)
- 嶋田 宏、西田芳則：貝毒プランクトンモニタリング調査。平成6年度道立函館水試事業報告。199-212(1995)
- 嶋田 宏、西田芳則：貝毒プランクトンモニタリング調査。平成7年度道立函館水試事業報告。177-190(1996)
- Shimada, H., T.Mizushima and T.Hayashi: " Spatial distribution of *Alexandrium tamarense* in Funka Bay, southwestern Hokkaido, Japan". Harmful and Toxic Algal Blooms, ed. T. Yasumoto, Y.Oshima and Y.Fukuyo, Paris, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1996, 281-284.
- 嶋田 宏、伊藤義三、西田芳則、宮園 章：噴火湾における麻痺性貝毒プランクトン、*Alexandrium tamarense*および植物プランクトン群集。1998年度日本水産学会秋季大会講演要旨集。121(1998)
- 塩見一雄、長島裕二："4.2下痢性貝毒". 海洋生物の毒、東京、成山堂書店、1997、111-115.
- 嶋田 宏、伊藤義三、水産林務部栽培振興課、エコニクス (株)：貝毒プランクトン分布動態調査 (受託)。平成9年度道立函館水試事業報告。169-182(1999)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成7年度道立中央水試事業報告。185-190(1995)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟、蛭谷幸司：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成8年度道立中央水試事業報告。161-167(1996)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟、蛭谷幸司：ウバガイ及びマガレイ腸管内から分離した海洋細菌による麻痺性貝毒の変換。北水試研報。50、35-42(1997)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成7年度道立中央水試事業報告。185-190(1997)
- 菅原 玲、北川雅彦、宮園 章、櫻井 泉：ホタテ貝毒減毒化技術開発試験。平成9年度道立中央水試事業報告。133-140(1999)
- Steele, J.H.: Environmental control of photosynthesis in the sea. Lim.Oceanogr., 7, 137-150 (1962)
- 鈴木敏之、三津谷 正、今井美代子、山崎 誠：陸奥湾における *Dinophysis fortii* の毒量変化とホタテガイの毒化。平成8年度日本水産学会秋季大会講演要旨集。130(1996)
- Suzuki,T., R.Yoshizawa, T.Kawamura, and M.Yamasaki : Interference of Free Fatty Acids from the Hepatopancreas of Mussels with the Mouse Bioassay for Shellfish Toxins. Lipids. 31(6), 641-645(1996)
- 水産庁：1979年噴火湾シスト分布調査。昭和55年全国総点検調査報告書。(1980)

- 水産庁：1985年噴火湾シスト分布調査．内湾海域シスト調査．(1985)
- 高田久美子、永田満里、門田達尚：麻痺性貝毒により毒化したカキの加熱による減毒．  
食衛誌．35、423-427(1995)
- Takagi,T., K.Hayashi and Y.Itabashi :Toxic Effect Unsaturated Fatty Acids in the Mouse  
Assay of Diarrhetic Shellfish Toxin by Intraperitoneal Injection . Bull. Japan. Sci. Fish. 50(8),  
1413-1418(1984)
- 武田忠明：下痢性貝毒について（1．オホーツク海産ホタテガイの下痢性貝毒成分とその  
毒性値の季節変化）．北水試だより．24、12-15(1994a)
- 武田忠明：下痢性貝毒について（2．オホーツク海産ホタテガイの中腸腺に含まれる遊  
離不飽和脂肪酸とそのマウス毒性値の季節変化）．北水試だより．25、28-30(1994b)
- 田口 哲：23種の遷移．海洋植物プランクトン．月刊海洋号外10、161-169(1995)
- Taylor, F.J.R. and U.Pollinger: "The biology of dinoflagellates." Ecology of dinoflagellates,  
ed. Taylor, F.J.R., London, Blackwell Scientific Publications, 399-502(1987)
- 田沢悌二郎、伊東拓也、石毛真道、大島泰克、安元 健：ホタテガイにおける麻痺性貝  
毒の部位別含量と組成．日本水産学会北海道支部例会講演要旨集．8（1992）
- 東北大学：平成8年度貝毒被害防止対策事業報告書．1-4(1997)
- Yasumoto,T., Y.Oshima, and M.Yamaguchi: Occurrence of a new type of shellfish poisoning in  
the Tohoku District. Bull.Jap. Soc.Sci.Fish., 44, 1249-1255(1978)
- Yasumoto, T., Y.Oshima, W.Sugawara, Y.Fukuyo, H.Oguri, T.Igarashi, and N. Fujita :  
Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organisu of diarrhetic shellfish poioning.  
Bull.Jap.Soc.Sci.Fish., 46, 1405-1411(1980)
- 安元 健：下痢性貝毒の毒成分等に関する基礎的研究．昭和61年度重要貝類毒化対策事  
業報告書．18pp(1987)
- 安元 健：北海道漁業協同組合連合会奨学寄付金研究報告．(1988)
- Yasumoto,T., M.Murata, J.S.Lee and K.Torigoe : "Polyether Toxins Produced by Dino-  
flagellates". Mycotoxins and Phycotoxins'88 (Elsevier10), 1989, 375-382.
- 安元 健：貝毒に関する最近の動向．調理科学．26(2)、167-171(1993)



### Ⅲ 研究の総括と評価

#### 研究の総括

北海道立水産試験場における貝毒の調査研究は1978年に噴火湾で始まり、1979年からは調査対象水域を北海道全域に拡大し現在に至っている。その間、1990年にはプロジェクト研究として水試の重点課題に位置づけられ、第1期（1990～1994年度）と第2期（1995～1998年度）にわたって、様々な観点から貝毒研究を展開した。

第1期には、北海道沿岸における麻痺性・下痢性貝毒原因プランクトンの種類、生活史、分布動態に関する知見を蓄積してきた。同時に、原因プランクトンの出現、環境条件、貝毒化状況の相互関係についての解析も進んだ。また、高速液体クロマトグラフィーが導入され、物理・化学・生物的处理による効率的な減毒方法確立のための基礎的知見を得るとともに、数種の海洋生物における麻痺性貝毒の蓄積状況を明らかにした。さらに、原因プランクトンの貝毒産生能やホタテガイにおける貝毒の蓄積・減少に関する知見も集積している。

特に、麻痺性貝毒については、原因種がほとんどの場合*Alexandrium tamarense*であり、その生活史も明らかにされた。さらに、その発生と二枚貝の毒化との間には高い相関があると考えられ、本種の発生推移から貝毒化の予測が試みられた。

第2期には、重点課題として噴火湾における*A. tamarense*栄養細胞の急増を短期予測する手法の開発を取り上げた。水温変動を主体とした重回帰分析では、予測精度が低く実用的なモデルとはならなかった。また、水温、塩分、密度、Chl-a、*A. tamarense*の密度を入力層項目としたニューラルネットワークによる予測値は比較的实际値を反映していたが実用化までには至らなかった。さらに、毒化予測モデル開発の一環として、培養実験を併用した*A. tamarense*のシストの動態研究に取り組み、シードバンクとしてのシストの役割を明らか

にするとともに、*A. tamarense*の栄養細胞群集に至るモデル作成のための基礎データが得られた。

実用的な数値モデルを作成するためには、時系列的・鉛直的に密な観測データもさることながら、何よりも*A. tamarense*の典型的な消長パターンの把握が欠かせない。しかしながら、近年の噴火湾海域における麻痺性貝毒毒力は比較的弱かったため、その好機に恵まれなかった。

一方、下痢性貝毒については、その原因プランクトンとして複数種が考えられており、それらの出現動向と海洋条件をモニターしている。しかし、貝毒成分の全容が未だ明らかにされていないこともあって、現状では毒性値の推移を予測するまでに至っていない。また、マウステストに及ぼす新たな貝毒成分や遊離脂肪酸の影響なども指摘されている。最近の機器分析結果により、中腸腺遊離脂肪酸量は凍結貯蔵中に増加することが明らかになった。そのため、1998年以前の凍結貯蔵試料の分析結果については再検討する必要が生じた。

プロジェクト研究のフロー（図2）にあるように、平成12年度以降は①麻痺性貝毒プランクトンの分布動態モデル開発、②下痢性毒性値の増加要因の解明と予知指標要素の特定、③減毒化技術の応用、へと展開されることとなっている。しかし現状では、いずれも基礎研究の段階をこえておらず、次のステップへと移行する時期ではない。また、今後の展開を考えると、実用化に至るためには新たな取り組みも必要となる。しかし、ここ数年貝毒の発生が比較的弱く、貝毒研究の重要度は相対的に低下しているうえに予算的にも大変厳しい状況にある。以上のことから、各課題の深化についてはモニタリング調査等の継続事業を進めるなかで取り組むこととし、貝毒プロジェクトは1998年度をもって一担解散することとした。

## 貝毒研究の今後の方向

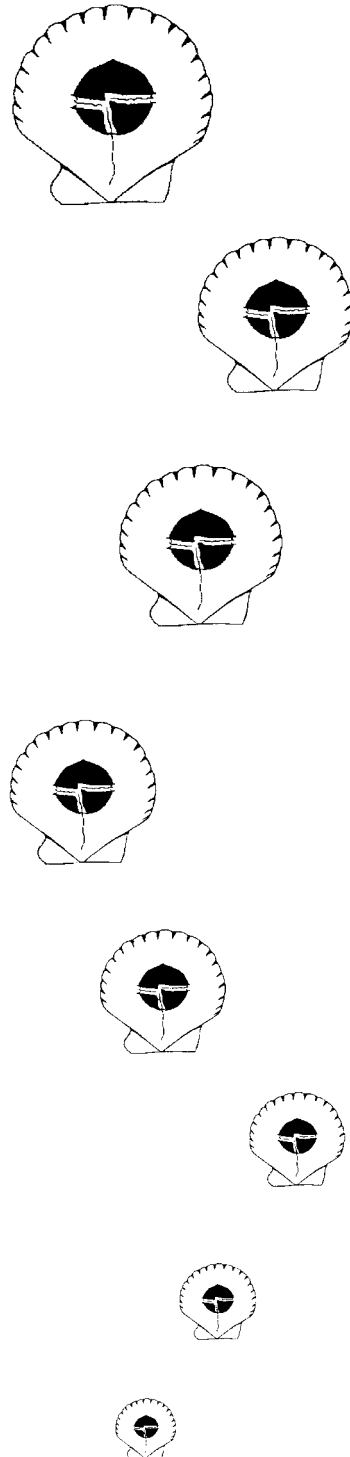
プロジェクト研究が終了しても、実用化に向けて次のような貝毒研究を展開し、北海道水産業の3本柱の一つとなったホタテガイ漁業の安定的発展を図る必要がある。

麻痺性貝毒の毒化予知モデルの開発については、シストの発芽を出発とする*A.tamarense*の栄養細胞群集の基礎的な増殖モデルを作成し、シスト群集と栄養細胞群集の定量的な関係を検討する。同時に、珪藻類との競合や動物プランクトンによる捕食等、生態系モデルのための基礎的知見として、定量的なデータを蓄積する。数種の海洋生物における麻痺性貝毒の蓄積状況についても、今後は、高毒化期の動態を把握する。また、効率的な解毒方法を開発するために、二枚貝等の毒化機構の解明などが必要である。

下痢性貝毒については、*Dinophysis*属の培養法が確立していないため、貝毒産生能の分析はすべて天然の試料を材料とせざるを得ない。従って、各種原因プランクトンがいつ、どのような貝毒成分をどれだけ産生し、中腸腺に蓄積されるのかという基礎的な知見を現場調査で収集する。また、ホタテガイを含めた他の二枚貝についても、生鮮試料を用いて遊離脂肪酸の蓄積量について検討していく必要がある。

貝毒の調査研究は発生当初から水産庁が中心となり、大学、水研、水試を含めた全国的規模で行われてきた。当時に比べ、研究は飛躍的に進展し、その知識も豊富になった。数値モデルによる毒化予知法の開発については、大学を中心としたプロジェクトが、広島湾をモデル海域に1998年度から取り組み始めた。改めてこの問題解決の難しさを痛感するものである。しかし、ここであげられた研究成果は、単に水試の今後の研究の礎になるばかりでなく、この分野の研究に大いに貢献するものであると確信する。

(渡辺 智視 中央水試海洋環境部)



## 【付属資料】

### 1 貝毒プロジェクト年表

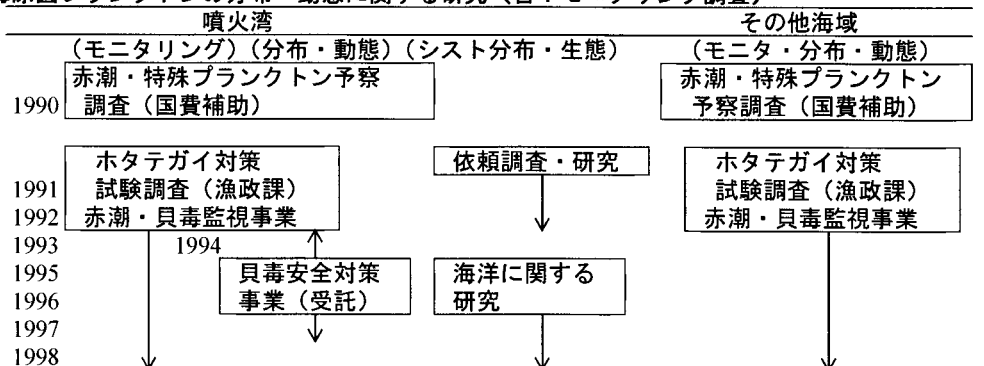
---

平成2(1990)	5月	貝毒研究打ち合わせ会議(シホ、道の貝毒研究体制の基本構想)
	6月	第1回貝毒シンポジウム(今後の貝毒対策のために):貝毒PJの発足
	9月	貝毒研究打ち合わせ会議(研究体制、事業課題、予算要求等)
	12月	貝毒対策試験打ち合わせ会議(貝毒関係事業説明、H3の計画等)
平成3(1991)	1月	減毒試験打ち合わせ会議(H2年度減毒試験1-3期結果、今後の対応)
	1月	企画調整会議(貝毒PJ研究は当面、函館水試が核。加工部門の貝毒研究は中央が核。)
	1月	研究部門合同部長会議(貝毒問題は中央が核)
	7月	第1回貝毒担当者会議(H3までの成果とH4にむけて)
	12月	貝毒試験打ち合わせ(国費事業への対応、モニタリング調査) 貝毒PJ体制表と事業実施状況(1991~1993)資料
平成6(1994)	3月	第2回貝毒担当者会議
平成7(1995)	3月	貝毒プロジェクト推進会議(第3回貝毒担当者会議)
	9月	企画調整会議(貝毒PJ評価表・第I期PJの総括) この時期に第I期の総括・見直し・継続等について論議されたが、詳細は不明。
	9月	第II期PJの計画策定。貝毒PJ第II期(H7-10)の発足
	11月	貝毒PJ推進会議
平成8(1996)	3月	貝毒PJ推進会議
	4月	貝毒プランクトンモニタリング調査担当者会議
	7月	漁業系廃棄物処理及びホタテ貝毒問題等に関する情報交換会
平成9(1997)	7月	貝毒PJ推進会議
平成10(1998)	6月	貝毒PJ推進会議(PJ最終年:PJの継続について検討:PJ終了へ)
平成11(1999)	2月	貝毒PJ推進会議(PJ終了後の対応:成果の発信法検討)

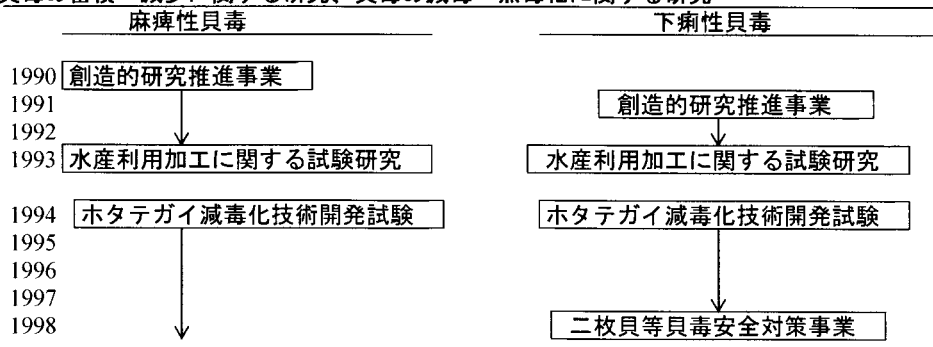
---

2 事業予算の変遷

1 貝毒原因プランクトンの分布・動態に関する研究（含：モニタリング調査）



2, 3 貝毒の蓄積・減少に関する研究、貝毒の減毒・無毒化に関する研究



3 課題別取り組み状況

(平成2年～平成6年)		H2	H3	H4	H5	H6
1	原因プランクトンの研究					
	・生活環に関する研究					
	・分布・動態に関する研究	○	○	○	○	○
2	毒化モニタリング調査					
	・Alexandrium属とDinophysis属のモニタリング	○	○	○	○	○
3	貝毒の蓄積、減少に関する研究					
	・プランクトン密度と毒成分の蓄積、減少に関する研究					○
	・貝の種類別、部位別毒力に関する研究				○	○
	・下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響		○	○	○	○
	・二枚貝における麻痺性貝毒の代謝機構の推定					
4	処理技術による減毒・無毒化に関する研究					
	・加工処理による減毒・無毒化技術の開発	○	○	○		
	・酵素・微生物による減毒・無毒化技術の開発				○	○
(平成7年～平成10年)		H7	H8	H9	H10	
1	原因プランクトンの研究					
	・生活環に関する研究					
	・分布・動態に関する研究	○	○	○	○	
2	毒化モニタリング調査					
	・Alexandrium属とDinophysis属のモニタリング	○	○	○	○	
3	貝毒の蓄積、減少に関する研究					
	・プランクトン密度と毒成分の蓄積、減少に関する研究	○	○	○	○	
	・貝の種類別、部位別毒力に関する研究	○	○	○	○	
	・下痢性貝毒検査法に及ぼす遊離脂肪酸の影響	○	○	○	○	
	・二枚貝における麻痺性貝毒の代謝機構の推定			○	○	
4	処理技術による減毒・無毒化に関する研究					
	・酵素・微生物処理による減毒・無毒化技術の開発	○	○	○	○	

#### 4 課題別研究担当者一覧

##### 1 貝毒原因プランクトンの分布・動態に関する研究（モニタリング調査を含む）

###### 1-1 噴火湾

###### 貝毒プランクトンモニタリング調査：

ホタテガイ対策試験調査（漁政課）赤潮・貝毒監視事業（補助）	
林 忠彦、水島敏博、高柳志郎、中田 淳（函館）	1990 (H2)
嶋田 宏、水島敏博、西田芳則（函館）	1991-1992 (H3-4)
嶋田 宏、西田芳則（函館）	1993-1996 (H5-8)
嶋田 宏、伊藤義三（函館）	1997-1998 (H9-10)

###### 貝毒プランクトン分布・動態に関する調査：

貝毒プランクトン分布動態調査 貝毒安全対策事業（受託）	
嶋田 宏、水島敏博、西田芳則（函館）	1991-1992 (H3-4)
ホタテガイ対策試験調査（漁政課）赤潮・貝毒監視事業（補助）	
八木宏樹（中央）	1993 (H5)

###### 1-2 その他海域

###### 貝毒プランクトンモニタリング調査：

ホタテガイ対策試験調査（漁政課）赤潮・貝毒監視事業（補助）	
宮園 章、西浜雄二（網走）	1990 (H2)
西浜雄二、平野和夫（中央）、多田匡秀（網走）	1991 (H3)
西浜雄二、平野和夫（中央）、多田匡秀、大槻知寛（網走）	1992 (H4)
西浜雄二、平野和夫（中央）、宮園 章、大槻知寛（網走）	1993 (H5)
平野和夫（中央）、西浜雄二（室蘭）、宮園 章（網走）	1994 (H6)
宮園 章（中央）	1995-1998 (H7-10)

###### 貝毒プランクトン分布・動態に関する調査：

ホタテガイ対策試験調査（漁政課）赤潮・貝毒監視事業（補助）	
多田匡秀（網走）	1991 (H3)
多田匡秀、大槻知寛（網走）	1992 (H4)
西浜雄二（室蘭）、多田匡秀（網走）	1994 (H6)
宮園 章、今村琢磨（中央）、野俣洋（網走）	1996 (H8)

##### 1-3 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン (*A.tamarensis*) の動態調査による毒化予知モデルの開発

###### 1-3-1 *A.t.* 栄養細胞の急増を短期予測する手法の開発

嶋田 宏、西田芳則（函館）	1993-1996 (H5-8)
嶋田 宏、伊藤義三（函館）	1997-1998 (H9-10)

###### 1-3-2 噴火湾における *A.tamarensis* のシストの動態に関する研究

金子 孝、水島敏博、西田芳則、嶋田 宏（函館）、北大水産鹹水講座	1991-1992 (H3-4)
金子 孝、嶋田 宏、西田芳則、伊藤義三（函館）	1993 (H5)
宮園 章（中央）	1994-1998 (H6-10)

##### 2 貝毒の蓄積・減少に関する研究 および 3 貝毒の減毒・無毒化に関する研究

###### 麻痺性貝毒

中村全良、坂本正勝（中央）	1990 (H2)
中村全良、麻生真悟（中央）	1991 (H3)
太田智樹、野俣 洋、武田忠明、金子博実、橋本健司（網走）	1990-1991 (H2-3)
今村琢磨、麻生真悟（中央）	1992 (H4)
野俣 洋、武田忠明、金子博実、木村 稔、橋本健司（網走）	1993 (H4)
麻生真悟、今村琢磨（中央）	1993-1994 (H5-6)
菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟（中央）	1995 (H7)
菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟、蛭谷幸司（中央）	1996 (H8)
菅原 玲、北川雅彦、宮園 章、櫻井 泉（中央）	1997 (H9)
菅原 玲、北川雅彦、宮園 章（中央）	1998 (H10)

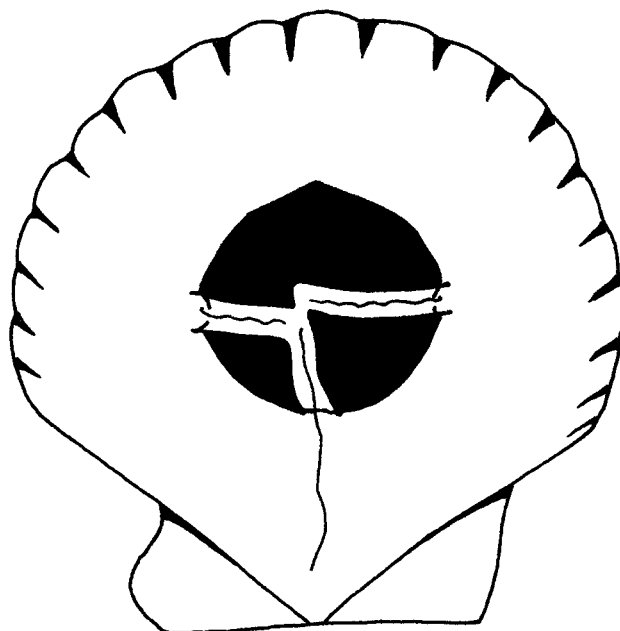
###### 下痢性貝毒

武田忠明、野俣 洋、太田智樹、金子博実、橋本健司（網走）	1991 (H3)
武田忠明、野俣 洋、金子博実、木村 稔、橋本健司（網走）	1992 (H4)
武田忠明、野俣 洋、木村 稔、金子博実、西 紘平（網走）	1993 (H5)
福土暁彦、野俣 洋、金子博実、木村 稔、西 紘平（網走）	1994 (H6)
福土暁彦、野俣 洋、成田正直、木村 稔、西 紘平（網走）	1995 (H7)
福土暁彦、野俣 洋、成田正直、木村 稔、高橋玄夫（網走）	1996 (H8)
福土暁彦、今村琢磨、高橋玄夫、成田正直、木村 稔（網走）	1997 (H9)
福土暁彦、今村琢磨、高橋玄夫（網走）	1998 (H10)



5 発表論文・学会発表等

- 水島敏博：噴火湾の貝毒プランクトン分布動態調査について。北水試だより。16、27-30(1992)
- 太田智樹、野俣 洋、武田忠明、金子博実、橋本健司：ホタテ貝毒に関する研究。北水試研報。38、23-30(1992)
- 嶋田 宏：北海道噴火湾における麻痺性貝毒プランクトン、*Alexandrium tamarense*の過去12年間の季節的消長。平成5年度日本水産学会春季大会講演要旨集。84(1993)
- Nishihama, Y., M. Tada and A. Miyazono: Occurrence of a toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense*, in Lake Saloma. Bull. Plankton Soc. Japan, 39, 171-173 (1993)
- 麻生真悟、今村琢磨：1992年噴火湾および日高海域に生息する数種の海洋生物における麻痺性貝毒の分布。北水試研報。43、37-43(1993)
- 武田忠明：下痢性貝毒について1。オホーツク海産ホタテガイの下痢性貝毒成分とその毒性値の季節変化。北水試だより。24、12-15(1994)
- 武田忠明：下痢性貝毒について2。オホーツク海産ホタテガイの中腸腺に含まれる遊離不飽和脂肪酸とそのマウス毒性の季節変化について。北水試だより。25、28-30(1994)
- 西浜雄二：オホーツクのホタテ漁業。札幌、北海道大学図書刊行会、1994、218p
- 福士暁彦、野俣 洋：1994年、紋別海域における下痢性貝毒によるホタテガイの毒化について。平成7年度日本水産学会北海道支部例会講演要旨集。5(1995)
- 福士暁彦、野俣 洋：平成6年、噴火湾における下痢性貝毒によるホタテガイの毒化について。平成8年度日本水産学会春季大会講演要旨集。181(1996)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟、蛭谷幸司：魚介類腸内細菌による麻痺性貝毒の変換。平成8年度日本水産学会秋季大会講演要旨集。113(1996)
- Shimada, H., T. Hayashi, T. Mizushima: "Spatial distribution of *Alexandrium tamarense* in Funka Bay, southeastern Hokkaido, Japan". Harmful and Toxic Algal Blooms, ed. Yasumoto, T., Y. Oshima, Y. Fukuyo, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1996, 219-221
- 宮園 章、嶋田 宏：北海道、噴火湾における麻痺性貝毒プランクトン、*Alexandrium tamarense*のシスト密度及び発芽活性の季節変化。1997年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集。178(1997)
- 宮園 章：噴火湾における*Alexandrium tamarense*シストの鉛直分布。平成9年度日本水産学会北海道支部例会講演要旨集。3(1997)
- 菅原 玲、今村琢磨、麻生真悟、蛭谷幸司：ウバガイ及びマガレイの腸管内から分離した海洋細菌による麻痺性貝毒の変換。北水試研報。50、35-42(1997)
- 菅原 玲他9名：麻痺性貝毒の減毒化について。第10回食品加工関係試験研究機関合同成果発表会要旨集。43-44(1998)
- 宮園 章：北海道、噴火湾における*Alexandrium tamarense*のシストの発芽活性に及ぼす温度の影響。1998年度日本海洋学会春季大会講演要旨集。227(1998)
- 嶋田 宏、伊藤義三、西田芳則、宮園 章：噴火湾における麻痺性貝毒プランクトン、*Alexandrium tamarense*および植物プランクトン群集の季節的挙動。1998年度日本水産学会秋季大会講演要旨集。121(1998)
- 宮園 章：北海道、噴火湾における*Alexandrium tamarense*のシストの発芽状況の推定。1998年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集。201(1998)
- 宮園 章：北海道、噴火湾産*Alexandrium tamarense*の増殖に及ぼす温度と光環境の影響。1999年度日本海洋学会春季大会講演要旨集。194(1999)
- 嶋田 宏、小松輝久：ニューラルネットワークによる麻痺性貝毒プランクトンの増殖予測。平成11年度日本水産学会春季大会講演要旨集。46(1999)
- 嶋田 宏：噴火湾における植物プランクトン組成の季節変化。1999年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集。304(1999)
- 宮園 章：珪藻ブルーム後に出現する渦鞭毛藻の増殖と環境要因。1999年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集。306(1999)



designed by Y. Nishihama  
1990年第1回貝毒シンポジウム要旨集シンボル