

熊本県水産研究センター研究報告

第8号

目次

熊本県におけるヒラメ栽培漁業に関する研究Ⅰ-放流適地に関する調査-大塚 徹, 村上清典	1
熊本県におけるヒラメ栽培漁業に関する研究Ⅱ-標識放流による移動及び放流効果の検討-大塚 徹, 石田博文, 立石章治, 村上清典, 平田郁夫	7
トラフグ養殖場におけるフェバンテル製剤のヘテロボツリウム駆除効果中野平二, 岩崎政彦, 野村昌功, 斎藤 剛, 浜田峰雄, 藤田忠勝, 榎本純吾, 木村武志	15
熊本県下における 1993~2007 年の PAV (クルマエビ類の急性ウイルス血症) 発生状況中野平二, 河辺 博, 齋藤 剛, 野村昌功, 嘉悦雅子, 木村武志	21
八代海における夏期の植物プランクトンの短期的変動吉田 誠, 永田大生, 岩竹悠里, 川野義樹, 生地 暢, 櫻田清成, 大和田紘一	27
八代海における有害赤潮 <i>Chattonella antiqua</i> の発生予察櫻田清成, 山形 卓, 小山長久, 糸山力生	35
1996年から2006年にかけての菊池川河口域 (滑石地先) のアサリ分布状況生嶋 登, 那須博史, 陣内康成, 中原康智, 鳥羽瀬憲久	47
有明海・八代海における水質の長期推移について山形 卓, 櫻田清成, 小山長久, 糸山力生	59
熊本県沿岸域における麻痺性貝毒モニタリングへのスクリーニングとしての ELISA 法 (サキソトキシン定量キット) の利用について.....向井宏比古	73
菊池川河口域において 1997 年 7 月に発生したアサリ <i>Ruditapes philippinarum</i> の大量死について中原康智, 鳥羽瀬憲久	81
(ノート) 熊本県のアサリ漁業の現状と課題.....那須博史, 生嶋 登, 鳥羽瀬憲久, 中原康智	89

平成20年12月

熊本県水産研究センター

熊本県におけるヒラメ栽培漁業に関する研究 I

-放流適地に関する調査-

大塚徹, 村上清典*¹

* 1 熊本県農業研究センター

Migration and effectiveness of the release of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* in the Yatsushiro Sea, Kumamoto Prefecture.

Toru Otsuka and Kiyonori Murakami

キーワード：八代海、天草西海、放流適地、餌料生物、底質

熊本県におけるヒラメの漁獲は、1980年に漁獲量20トン、漁獲金額56百万円にまで落ち込んだ後、増加傾向に転じ、1997年には、過去最高の漁獲量321トン、漁獲金額889百万円に達した。しかし、その後急激に減少し2004年には漁獲量130トン、漁獲金額209百万円にまで落ち込んだ。2006年は漁獲量160トンとやや増加したが、依然低い資源水準にある。¹⁾

毎年50万尾以上の種苗放流がなされるようになった。

その結果、水揚げされるヒラメに占める放流ヒラメの割合(以後、混獲率)は、20~30%を占め、1995年度同協議会が実施したヒラメ放流事業の投資効果は1.56と高い値を示している。

しかし、近年の海洋環境の変化や漁獲量の減少、種苗放流に係る予算の削減や放流効果の把握等、栽培漁業には様々な問題が山積している。

本県におけるヒラメの種苗放流は、八代海を中心に行われ、ヒラメ仔稚魚期や未成魚期の生態や移動等を中心に種々の調査・研究²⁾が行われてきたが、従来の放流場所が放流に適した環境にあるか調査された事例は少ない。

2004年度、2005年度に放流効果の向上を図るとともにヒラメ稚魚の生息に適した海域を把握するため、八代海の2地先と天草西海の1地先において、放流適地調査を実施したのでその結果を報告する。

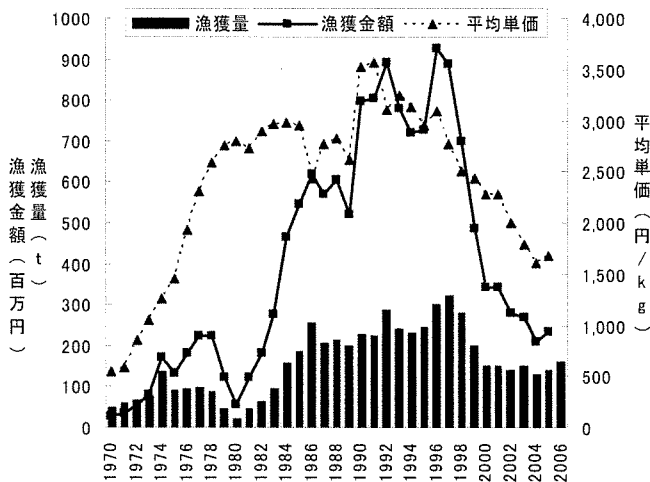


図1 熊本県のヒラメ漁獲量、漁獲金額、平均単価の推移
「農林水産統計」より

熊本県では、ヒラメ資源の維持・増大を目的に、1976年から人工的にふ化養成されたヒラメの種苗放流が開始された。近年では、種苗生産技術の向上と放流効果の普及により、ヒラメ種苗放流に関係する市町、漁業協同組合で組織する熊本県栽培漁業地域展開協議会が実施する放流だけでも、

方法

調査の概要を以下に示し、調査を実施した海域を図2、3、4に示した。

(八代海)

調査日：2005年4月14日

調査場所：八代市地先3箇所 (St1~3)

上天草市姫戸町地先3箇所 (St4~6)

(天草西海)

調査日：2004年4月5日、22日

2004年5月20日

2004年6月14日

調査場所：天草市牛深町魚貫地先2箇所 (St1, 2)

天草市牛深町茂串地先5箇所 (St3~7)

天草市牛深町剣先地先3箇所 (St8~10)

天草市牛深町砂月地先3箇所 (St11~13)

調査日：2005年5月23日

調査場所：天草市牛深町魚貫地先2箇所 (St1, 2)

天草市牛深町茂串地先5箇所 (St3~5)

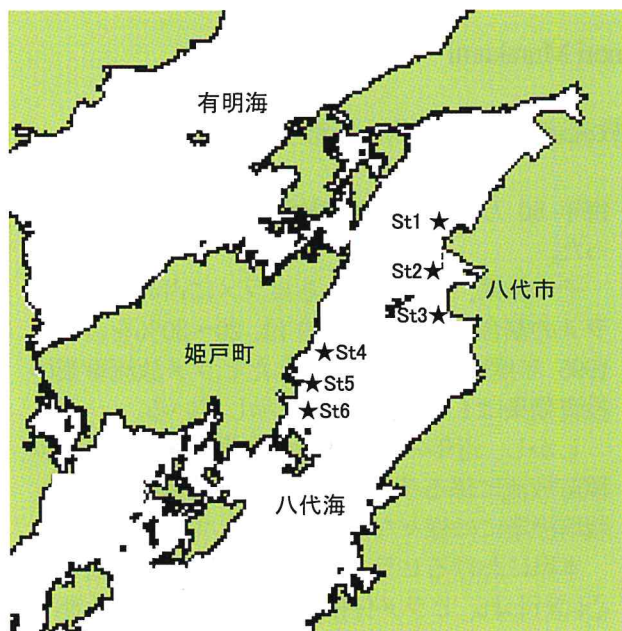


図2 放流適地調査の海域図 (2005：八代海)

調査は、当水産研究センター調査船あさみ及び地元漁業者の漁船を使用し、水深、水温、塩分、底質、餌料生物重量、稚魚生息状況について実施した。

餌料生物は、日水研型ソリネット(以下、餌料生物ネット)及びヒラメ・カレイ類幼稚魚採取用ソリ付桁網(以下、稚魚ネット)で、稚魚は、稚魚ネットで調査した。(写真1)

天草西海では2004年度に餌料生物ネットを用いた調査と底質調査を実施し、2005年度は稚魚ネットによる調査を実施した。

また、底質は、スミスマッキンタイヤ式採泥器及びエクマンバージ式採泥器を使用し、粒度組成及び底質の有機汚染度を調査した。

本調査は、2004年度は、県単事業で実施し、2005

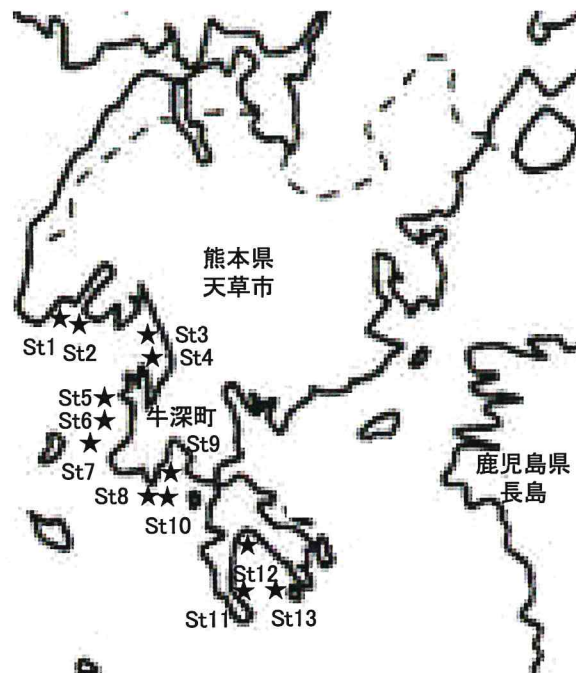


図3 放流適地調査の海域図 (2004：天草西海)

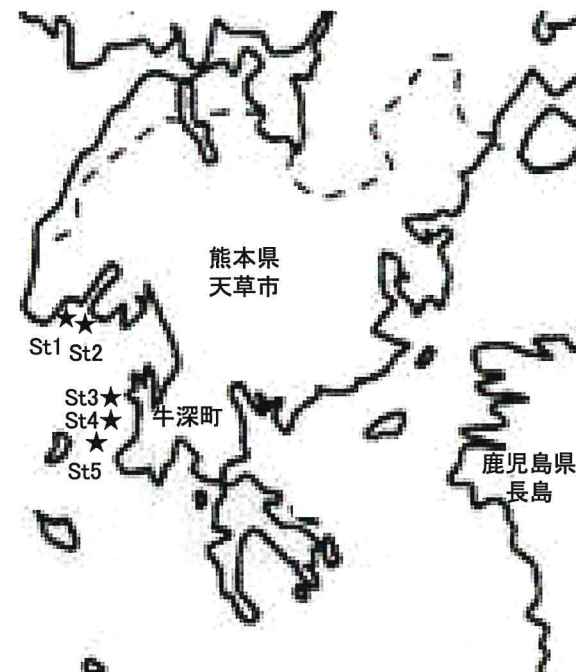


図4 放流適地調査の海域図 (2005：天草西海)

年度は、本県と鹿児島県が共同で実施している九州南西海域マダイ等栽培漁業資源回復等対策事業の一環として実施した。

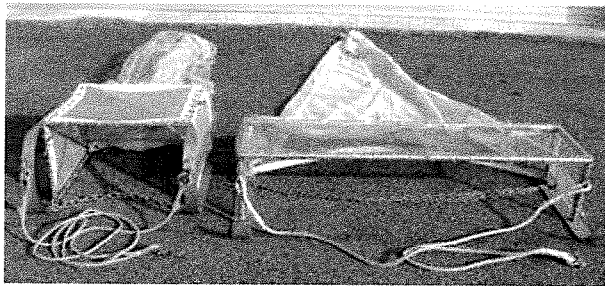


写真1 日水研型ソリネット (左)
ヒラメ・カレイ類幼稚稚魚採取用ソリ付桁網 (右)

調査結果と考察

八代海 2005年度、八代海で実施した調査結果について、調査定点毎の水深、水温、塩分の値は、表1のとおりであり、初期着底稚魚の最適生育環境⁷⁾の範囲内であった。

餌料生物ネット及び稚魚ネットにより採取した餌料生物重量を調査した結果を図5と図6に示した。

八代市地先 (St1、2、3) は、餌料生物ネットの平均が 0.17g/m² で、一番多かったのは St1 の 0.34 g/m² であった。また、稚魚ネットの平均が 0.12g/m² で、一番多かったのは St1 の 0.18 g/m² であった。

上天草市姫戸町地先 (St4、5、6) は、餌料生物ネットの平均が 0.23g/m² で、一番多かったのは St6 の 0.29g/m² であった。また、稚魚ネットの平均が 0.19g/m² で、一番多かったのは St6 の 0.43 g/m² であった。

餌料環境は、八代市地先では St1 が、上天草市姫戸町地先では St6 が勝っていた。

採取した底質の粒度組成を図7に示す。採泥は、1つの St で2回行ったため、結果は2回の採泥の平均を示す。

初期着底稚魚にとって最も潜砂し易いとされる細砂(粒径 0.125~0.250mm)³⁾が多いのは、八代市地先では、St2 の 27.6% であった。上天草市姫戸町地先では、St6 の 9.1% であった。底質は、八代市地先では St2、上天草市姫戸町地先では St6 が勝っていた。

COD と硫化物に基づく底質の有機汚染度を調査した結果を図8に示す。

調査定点における硫化物 (mg/乾泥 g) の値は、最大でも 0.2mg/乾泥 g で、非常に悪いところはなかった。

ヒラメ初期着底稚魚の生息環境については、餌料生物が豊富であれば、良好な成長と放流海域への定着がみられることが示されているので、³⁾餌料環境が重要な条件と位置付け、八代市地先では St1 を、上天草市姫戸町地先では St6 を放流適地と判断した。

表1 調査定点毎の水深、水温、塩分 (八代海)

地先	StNo	水深(m)	水温(°C)	塩分	底質
八代市	1	7.0	18.0	29.4	泥
	2	2.5	17.0	28.4	泥
	3	4.0	18.1	26.8	細砂
姫戸町	4	7.0	16.1	32.4	泥
	5	8.0	16.0	32.6	泥
	6	9.0	16.0	32.4	泥

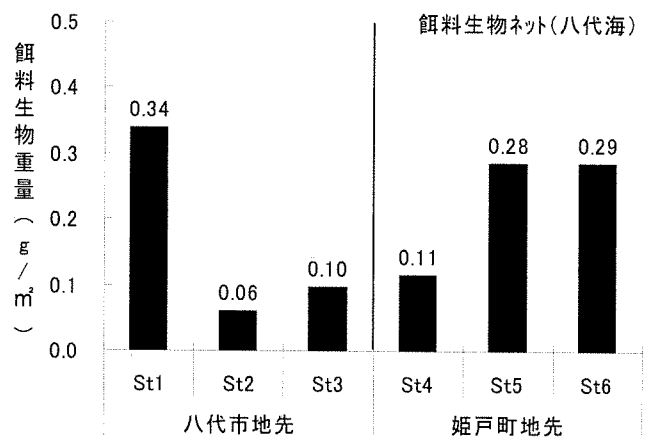


図5 餌料生物ネット採取重量 (八代海)

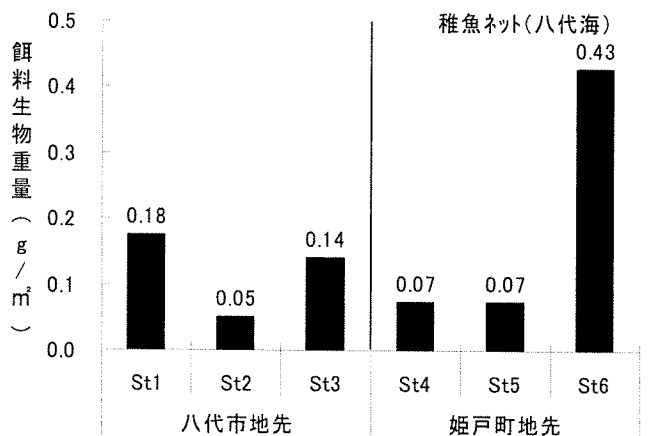


図6 稚魚ネット採取重量 (八代海)

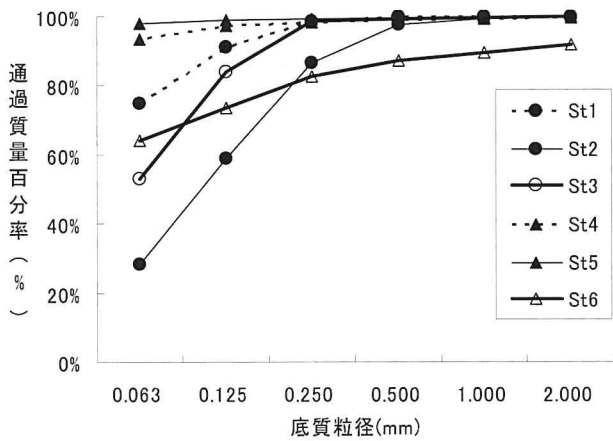


図7 粒度組成調査 (八代海)

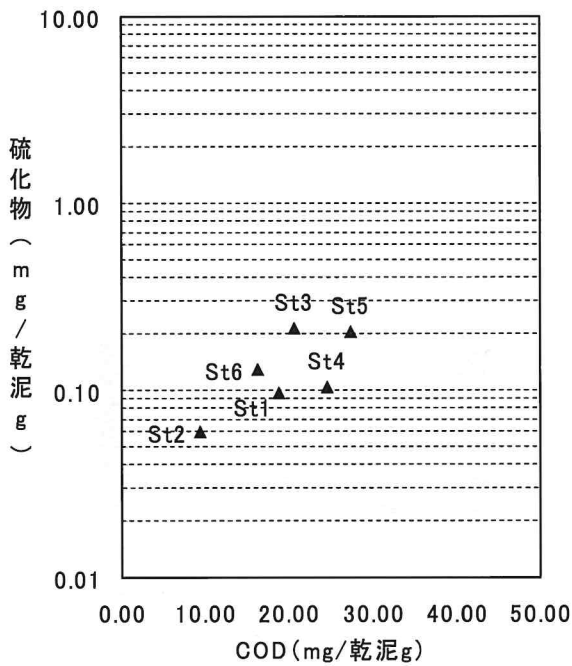


図8 調査点毎のCODと硫化物に基づく底質の有機汚染度 (八代海)

天草西海

1. 2004 年度

餌料生物重量を調査した結果を図9と図10に示した。

餌料生物ネットを用いて調査した結果、特に多くの餌料生物が採取されたのは、5月に魚貫崎のSt1で0.33 g/m²、茂串地先のSt7で0.31 g/m²採取され、砂月でもSt11で0.23 g/m²採取された。

また、4月の同調査においては、ヒラメ稚魚が採取され、特に多くのヒラメ稚魚が採取されたの

は、魚貫崎のSt1で18尾、茂串地先のSt5で26尾、St6で12尾が採取された。

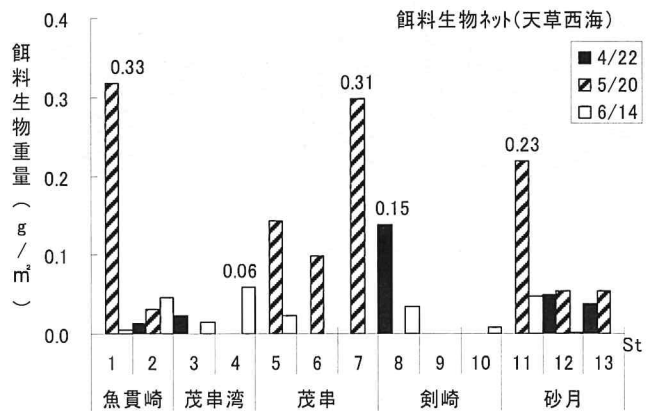


図9 餌料生物ネット採取重量 (天草西海)

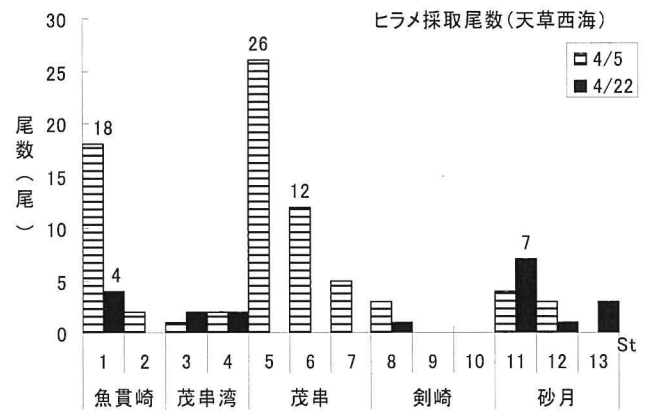


図10 ヒラメ稚魚採取尾数 (天草西海)

次に、採取した底質の粒度組成を図11に示す。

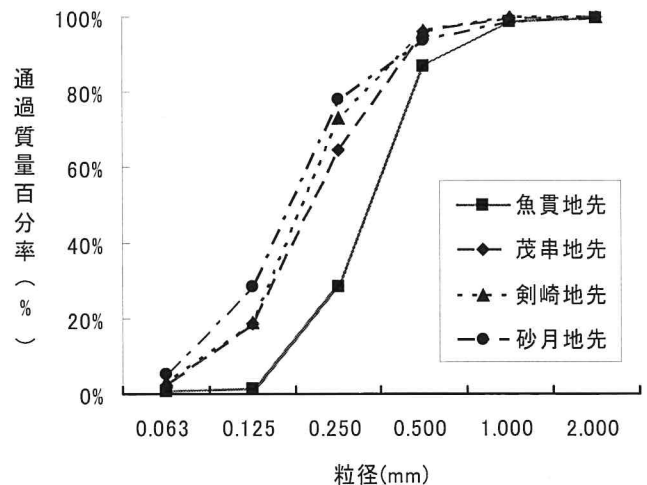


図11 粒度組成調査 (天草西海)

採泥は、各調査地点で実施したため、結果は各地先の平均で示した。

魚貫地先以外は、初期着底稚魚にとって最も潜砂し易いとされる細砂(粒径 0.125~0.250mm)³⁾が40~50%以上を占めており、それ以外は、砂泥と中砂以上が20~30%を占めていた。魚貫地先の粒度組成は、細砂が30%程度で、それ以外は中砂以上の組成で占められていた。放流適地としては、餌料生物、ヒラメ採取尾数がともに多い魚貫崎と茂串が勝っていた。

2. 2005 年度

2004 年度の調査結果を参考に、魚貫崎地先と茂串地先で実施した調査結果を示す。

調査定点毎の水深、水温、塩分の値は、表2のとおりであり、初期着底稚魚の最適生育環境³⁾の範囲内であった。

底質は、全地点砂質で底質条件は良かった。

表2 調査定点毎の水深、水温、塩分(天草西海)

地先	StNo	水深(m)	水温(°C)	塩分	底質
魚貫崎	1	6.3	19.2	34.12	砂
	2	9.0	—	—	砂
茂串	3	8.0	19.3	34.07	砂
	4	10.0	—	—	砂
	5	8.0	—	—	砂

次に、稚魚ネットを用いて調査した餌料生物重量と稚魚数を図12と図13に示した。

餌料生物重量は、魚貫地先(St1、2)では、St1が最も多く0.06 g/m²であった。また、茂串地先(St3~5)では、St5が最も多く0.11g/m²であった。

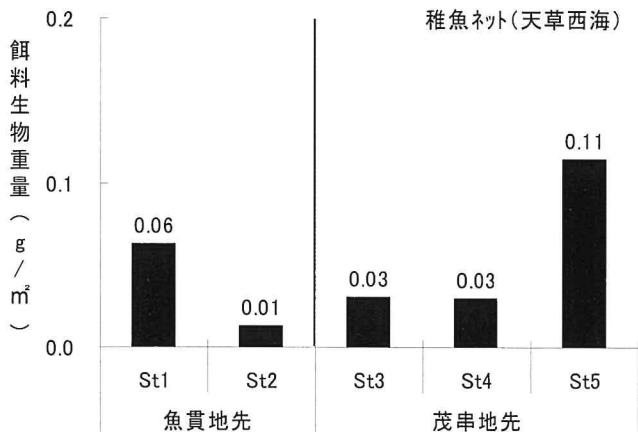


図12 稚魚ネット採取生物重量(天草西海)

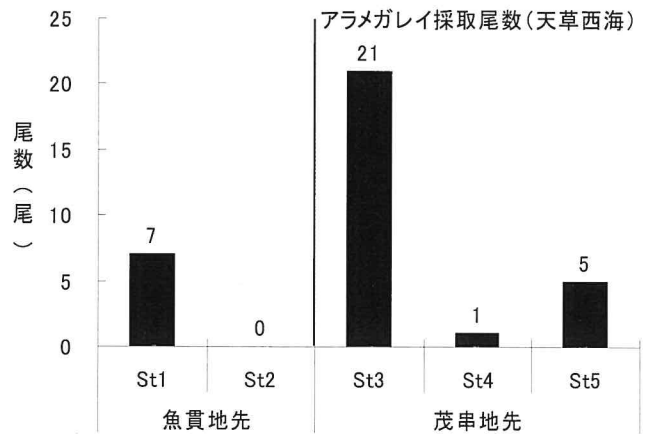


図13 稚魚ネットによるアラメガレイ採取尾数(天草西海)

また、今回の調査でヒラメ稚魚は再捕されなかったが、ヒラメと同じヒラメ科アラメガレイ属のアラメガレイの採捕尾数は、魚貫地先では、St1が最も多く7尾、茂串地先ではSt3が最も多く21尾であった。茂串地先は、2004年度の調査でもヒラメ稚魚が最も多く再捕された地点で、異体類にとって適した生息海域であることが推察された。

今回の調査結果から、天草西海の天草市牛深町地先においては、餌料生物重量が多く、異体類稚魚の生息数が多い、魚貫地先のSt1と茂串地先のSt3及びSt5をヒラメ稚魚の放流適地と判断した。

要約

餌料生物重量及び異体類稚魚の採取結果等から、八代市地先についてはSt1が、上天草市姫戸町地先についてはSt6がヒラメ稚魚の放流適地と判断された。また、天草西海では、魚貫地先のSt1と茂串地先のSt3及びSt5がヒラメ稚魚の放流適地と判断された。

謝辞

本調査を行うにあたり、調査の趣旨にご理解と漁協力をいただいた天草漁業協同組合及び八代漁業協同組合の職員及び組合員の方々に厚くお礼申し上げます。

文献

- 九州農政局：熊本県農林水産統計年報(第20次

- ～第53次), 熊本、熊本農林統計協会
- 2) 昭和 55～59 年度熊本県水産試験場事業報告書
1981-1985
 - 3) 社団法人全国沿岸漁業振興開発協会: 沿岸漁場整備開発事業, 増殖場造成計画指針ーヒラメ・アサリ編一、平成8年度版、3-117 (1998)

熊本県におけるヒラメ栽培漁業に関する研究Ⅱ

—標識放流による移動及び放流効果の検討—

大塚徹, 石田博文*¹, 立石章治*¹, 村上清典*², 平田郁夫*³

*¹ 鹿児島県水産技術開発センター、*² 熊本県農業研究センター、*³ 熊本県八代地域振興局水産課

Migration and effectiveness of the release of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* in the Yatsushiro Sea, Kumamoto Prefecture

Toru Otsuka, Ikuo Hirata, Kiyonori Murakami, Hirofumi Ishida and Shouji Tateishi

キーワード：八代海、天草西海、標識ヒラメ、鰭切除、移動、放流効果

本県では、従来から八代海を中心にヒラメ仔稚魚期や未成魚期の生態や移動等を中心に種々の調査・研究が行われてきたが、¹⁾八代海と天草西海以西のヒラメ資源の関係についての知見は少ない。

当水産研究センターでは、ヒラメ種苗放流効果の更なる向上と広域回遊魚とされるヒラメの生態及び移動を把握する目的で、2005年度から鹿児島県と共同で人工種苗を用いた標識放流調査を実施した。

今回、放流後2年を経過し、移動等に関する知見が得られたので報告する。

方法

前述したとおり本調査は、鹿児島県との共同放流調査であり、両県が各県地先に異なる標識を施したヒラメを放流し、モニタリングを実施する方法で行った。

標識魚の放流 本調査に使用した供試魚は、2005年1月28日に、財団法人熊本県栽培漁業協会大矢野支場で孵化し、養成された全長50mmのヒラメ種苗で約10万尾を本県が購入すると共に、同協会から無償提供された約2.8万尾の合計約12.8万尾を標識放流した。

本県放流分の標識ヒラメの標識作業は、同協会の飼育棟において、2005年4月18日から約2週間かけて、同協会と当水産研究センターの職員及

び臨時職員、延べ100名程度で実施した。鰭を切除する道具として、丸形彫刻刀を使用した。

また、鰭切除に関しては、本県が過去実施した調査等²⁻⁶⁾を参考に、鰭のみを切除した場合、鰭が再生する恐れがあるため、担鰭骨を4、5本切除するよう体幹部の一部を含めて押し切るよう注意して作業を行った。鰭切除後は、薬浴を行った。

表1 標識放流の概要

放流日	放流場所	放流尾数	標識部位	放流県	地点マーク
H17.4.22、25	八代市地先	5万尾	背鰭	熊本県	★1
H17.5.6、13	姫戸町地先	5万尾	臀鰭	熊本県	★2
H17.5.20	牛深町地先	2.8万尾	背・臀鰭	熊本県	★3
H17.5.24	長島地先	3万尾	尾鰭	鹿児島県	★4

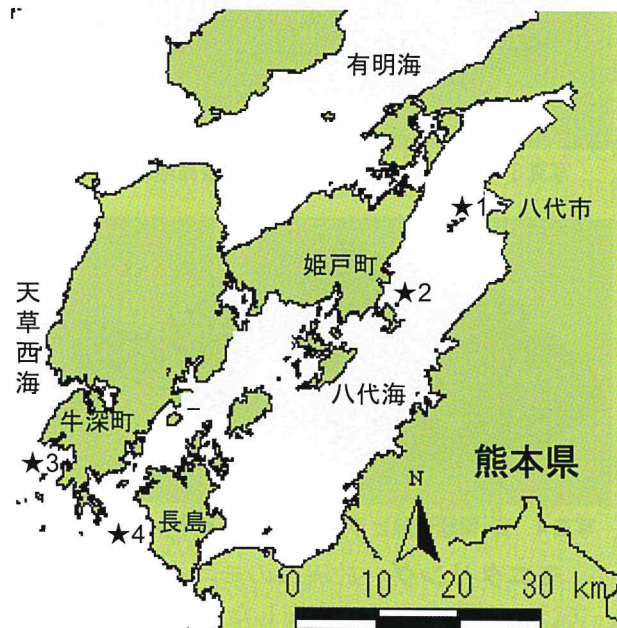


図1 標識放流の海域図

放流には、当水産研究センター調査船あさみ(7.3トン)を使用し、直径12cmのホースを海底付近まで下ろし放流した。

放流の概要及び放流地点は、表1と図1のとおりである。また、各標識を施した標識ヒラメの写真を写真1、2、3、4に示す。

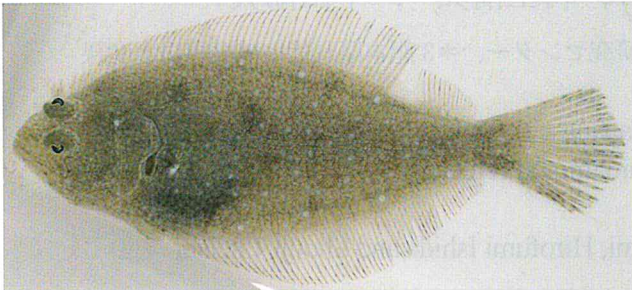


写真1 背鰭切除ヒラメ (熊本県八代市地先放流群)



写真2 臀鰭切除ヒラメ (熊本県上天草市姫戸町地先放流群)

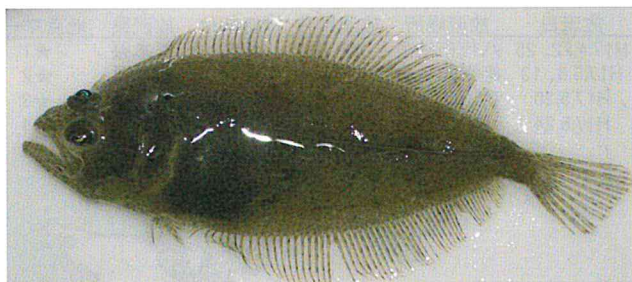


写真3 尾鰭切除ヒラメ (鹿児島県長島地先放流群)

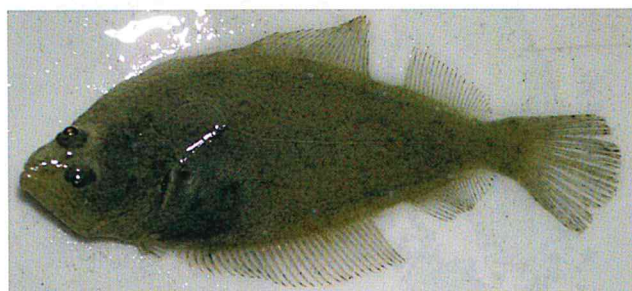


写真4 背・臀鰭切除ヒラメ (熊本県天草市牛深町地先放流群)

モニタリング 放流後のモニタリングについては、下記の要領で実施した。各調査場所では、

漁協の職員や地元漁業者を市場調査員として雇用し、調査を実施した。

また、当水産研究センター職員も、熊本市(田崎市場)、天草漁業協同組合上天草総合支所松島水産物センター、同漁協姫戸支所、同漁協本渡支所、同漁協牛深総合支所において調査を行った。

モニタリングの概要

調査日：2005年4月～2008年3月

調査場所：熊本地方卸売市場(熊本市)、松合漁業協同組合、天草漁業協同組合(大矢野支所、上天草総合支所松島水産物センター、姫戸支所、本渡支所、五和支所、天草町支所、牛深総合支所)、田浦漁業協同組合、芦北漁業協同組合、津奈木漁業協同組合、株式会社八代魚市場、株式会社新水俣魚市場

調査頻度：月1回

調査項目：全長、体重、体幹部及び尾鰭部の色素異常、標識(鰭切除)の有無、操業場所、漁法等

さらに、漁業者のみならず広く一般の遊漁者からの情報も得るため、標識放流ポスターを漁協や魚市場に配布し、標識放流及び再捕報告の周知を行った。

放流効果の解析 本県における標識魚の水揚げ総数を算出するため、独立行政法人水産総合研究センターが開発した放流効果解析プログラム(2005,Ver1.0)を使用し、標識放流の効果を解析した。

結果と考察

モニタリング

1. 再捕状況 標識ヒラメの再捕時期別、場所別の再捕状況を表2、3、5と図2、3、4に示す。表内の数値は、各地先で再捕された標識ヒラメの尾数を示すが、熊本市田崎においては、県内各産地から集荷されており、再捕海域が特定できなかった数を示した。

以下、放流地点別に再捕状況を述べる。

①八代市地先放流群の再捕状況

表2に、八代市地先に放流した背鰭切除標識群の再捕状況を、図2に、その移動予測経路を示し

表2 八代市地先放流群（背鰭切除）標識ヒラメの年月、場所別再捕状況

再捕場所	年 月	2005				2006				2007				計 (尾)				
		5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4		5-6	7-8	9-10	11-12
熊本市田崎(再捕場所不明)										1	1	1	3	1				7
宇城市不知火町																		0
八代市八代		1		4	2								1					9
八代市二見																		0
上天草市大矢野町										3								3
上天草市松島町							1			2						1		4
上天草市姫戸町						8				1								10
上天草市龍ヶ岳町							4				1		1	2				8
天草市有明町											1		1					2
天草市五和町																		0
天草市栖本町																		0
天草市本渡町										1		1						2
天草市新和町												1						1
天草市御所浦町										2		1						3
葦北郡芦北町																		0
津奈木町						2					1							3
鹿児島県出水市													2					2
天草市天草町													1					1
天草市牛深町													14	6				20
鹿児島県黒之浜													1					1
鹿児島県阿久根市																		0
鹿児島県いちき串木野市													2					2
平均全長(mm)				176	185	286	277			342	403		473	473				
計(尾)		1	0	4	2	10	5	0	0	7	9	26	12	1	0	1	0	78

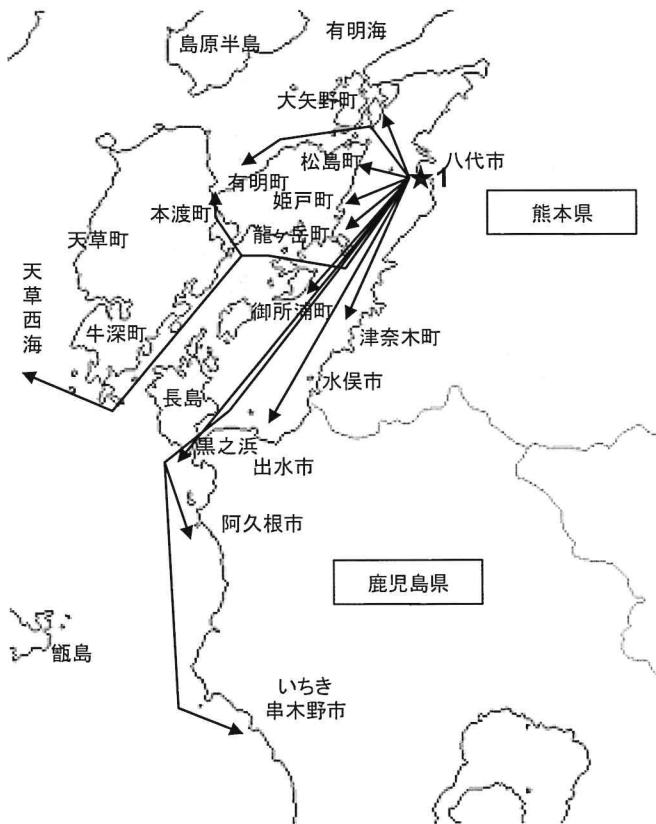


図2 八代市地先放流群の移動予想経路（★1が放流場所）

た。

なお、表2~4の再捕場所については、八代海の北部に位置する宇城市不知火町から上天草市

龍ヶ岳町までを北部海区、八代海の中央部に位置する天草市栖本町から同市御所浦町までの地先、葦北郡芦北町から津奈木町までの地先、また放流地点から再捕場所までの陸地を除く最短距離が30km以上の天草市有明町、同市五和町を南部海区、本県天草市牛深町地先及び同市天草町地先、鹿児島県地先を外海区と区別して標記した。

放流直後の2005年6月下旬から同年12月下旬までは、放流した八代市地先でのみ再捕された。このことから、放流後7ヶ月程度は放流海域周辺に生息することが推察された。再捕された標識ヒラメの殆どが、八代市地先の羽瀬網漁業による漁獲で、通常、再放流されるサイズで、平均全長177mmであった。

2006年1月下旬から4月下旬にかけて、上天草市姫戸町周辺で13尾、津奈木町地先で2尾漁獲され、このころから、徐々に南方移動し始めたことが確認された。平均全長283mmであった。

2006年9月下旬から2007年4月下旬にかけて、八代市地先及び上天草市姫戸町地先周辺で13尾再捕され、平均全長382mmであった。

また、2006年12月上旬から2007年2月下旬には、放流地点から15~30km離れた八代海の南部海域で11尾再捕され、平均全長456mmであった。

さらに、2007年1月中旬から3月中旬には、八代海の外の熊本県天草市天草町から同市牛深町地先、同県いちき串木野市地先で24尾の再捕が

表3 上天草市姫戸町地先放流群（臀鰭切除）標識ヒラメの年月、場所別再捕状況

再捕場所	年 月	2005				2006				2007				計 (尾)				
		5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4		5-6	7-8	9-10	11-12
熊本市田崎(再捕場所不明)												1	2	2	2			0
北部海区																		7
宇城市不知火町																		1
八代市八代					1													2
八代市二見							1											1
上天草市大矢野町										3								3
上天草市松島町							1			8	4		5	3	1	2		25
上天草市姫戸町						42				2	1		2	1				48
上天草市龍ヶ岳町						1	11	1		2	2		1	5				23
南部海区																		1
天草市有明町																		0
天草市五和町																		2
天草市栖本町																		3
天草市本渡町																		1
天草市新和町																		8
天草市御所浦町													1					1
葦北郡芦北町														1				2
津奈木町																		0
鹿児島県出水市																		1
外海区																		30
天草市天草町													1					2
天草市牛深町													15	15				1
鹿児島県黒之浜													1					1
鹿児島県阿久根市																		1
鹿児島県いちき串木野市																		1
平均全長(mm)						283	291			375	426	450	460	431	369			163
計(尾)		0	0	0	1	43	13	1	0	15	19	33	26	4	5	1	2	

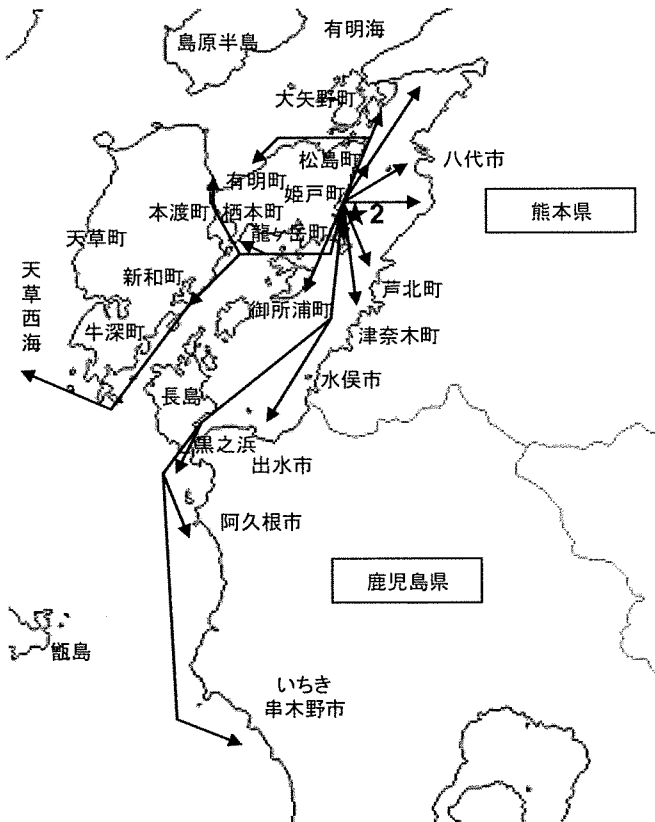


図3 上天草市姫戸町地先放流群の移動予想経路 (★が放流場所)

確認され、平均全長 483mm であった。
放流地点から各再捕場所までの陸地を除く最短距離は、本県天草市牛深町地先で 90km、鹿児

島県出水市地先で 48km、同県黒之浜地先で 58km、同県いちき串木野市地先で 120km であった。放流後 1 年 8 ヶ月程度で天草西海でも漁獲されることがわかった。

2007 年 3 月から 4 月に、放流した八代市地先で 1 尾、上天草市龍ヶ岳町地先で 2 尾が、同年 10 月に上天草市松島町地先で 1 尾再捕され、放流後 2 年以上経過後も放流地点付近にも生息していることがわかった。

②上天草市姫戸町地先放流群の再捕状況

表 3 に、上天草市姫戸町地先に放流した臀鰭切除標識群の再捕状況を、図 3 に、その移動予測経路を示した。

2005 年 11 月上旬に八代市地先の羽瀬網漁業により全長 212mm の個体 1 尾が再捕された。

2006 年 1 月中旬から 2 月下旬にかけて、放流海域である天草市姫戸町地先で 42 尾、同市龍ヶ岳町地先で 1 尾再捕され、平均全長は 283mm であった。

また、2006 年 3 月上旬から 4 月中旬には、放流海域に近い上天草市松島町地先で 1 尾、同市龍ヶ岳町地先で 11 尾が再捕され、平均全長は 292mm であった。放流後 1 年近く経っても放流海域周辺に生息していることがわかった。同期の 4 月下旬には、二見地先でも全長 277mm の個体 1 尾が再捕された。

表4 平均全長と移動範囲の関係

年 月	2005				2006				2007							
	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12
北部海区	175.5			184.5	279.1 (283.1)	277.4 (292.3)			335.2 (375.1)	401.7 (421.6)		451.7 (404.0)				(348.0)
南部海区					315.5					414.8 (428.9)		469.8 (455.3)				
外海区											465.4 (456.8)	496.8 (488.8)				

注1) 表内の数値は、同時期に、同海区で複数尾再捕された標識ヒラメの平均全長を表す。

注2) 同海区内の数値は、上段が八代市地先放流群(背鰭切除)の平均全長、下段の括弧内が上天草市姫戸町地先放流群(臀鰭切除)の平均全長を表す。

2006年9月下旬から2007年3月下旬にかけて、放流海域周辺の上天草市大矢野町から同市龍ヶ岳町地先で継続的に再捕された。2006年9月から10月の平均全長が375mm、同年11月から12月が420mm、2007年1月から2月が427mm、同年3月から4月が404mmであった。

2006年11月上旬から12月下旬には、八代海南部海域で11尾が再捕され、平均全長429mmであった。

2007年1月上旬から2月下旬には、八代海南部海域と八代海の外の天草西海で24尾が再捕され、平均全長459mmであった。

2007年3月には、天草市牛深町地先で15尾が再捕され、平均全長は489mmであった。

また、2007年12月に上天草市松島町地先で1尾再捕され、放流後2年以上経過後も放流地点付近に生息していることがわかった。

八代市地先に放流した群と同様、本標識群についても成長すると共に沿岸に沿って徐々に南下移動する傾向がみられた。

そこで、放流地点周辺海域で再捕された個体と南部海域に移動して再捕された個体の全長を比較するため、同時期に、各海区で、複数尾再捕された標識ヒラメの平均全長を表4に示した。

2006年11月から2007年4月について、各海区毎の上天草市姫戸町地先で放流された標識ヒラメの平均全長を比較すると、放流海域周辺の北部海区より南部海区、外海区の平均全長が大きかった。このことから、全長が大きいヒラメが長距離移動する傾向にあると考えられる。

③鹿児島県長島地先放流群及び天草市牛深町地先放流群の再捕状況

表5に、天草市牛深町地先に放流した群と鹿児島県長島地先に放流された群の再捕状況、図4に

表5 鹿児島県長島地先放流群及び天草市牛深町地先放流群(尾鰭、背・臀鰭切除)標識ヒラメの年月、場所別再捕状況

年 月	2005				2006				2007				計 (尾)				
	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	1-2	3-4		5-6	7-8	9-10	11-12
再捕場所																	0
熊本市田崎(再捕場所不明)																	0
宇城市不知火町																	0
八代市八代																	0
八代市二見																	0
北部海区																	0
上天草市大矢野町																	0
上天草市松島町											1						1
上天草市姫戸町																	0
上天草市龍ヶ岳町																	0
南部海区																	0
天草市有明町																	0
天草市五和町												1					1
天草市栖本町																	0
天草市本渡町																	0
天草市新和町												2					2
天草市御所浦町												2					2
葦北郡芦北町																	0
津奈木町																	0
鹿児島県出水市																	0
外海区																	0
天草市天草町												1					1
天草市牛深町												6(1)	2(2)				11
鹿児島県黒之浜																	0
鹿児島県阿久根市																	0
鹿児島県いちき串木野市																	0
平均全長(mm)																377	
計(尾)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	13	4	0	0	0	18

注) () 内は、天草市牛深町地先放流群(尾鰭、背・臀鰭切除)標識ヒラメの再捕数

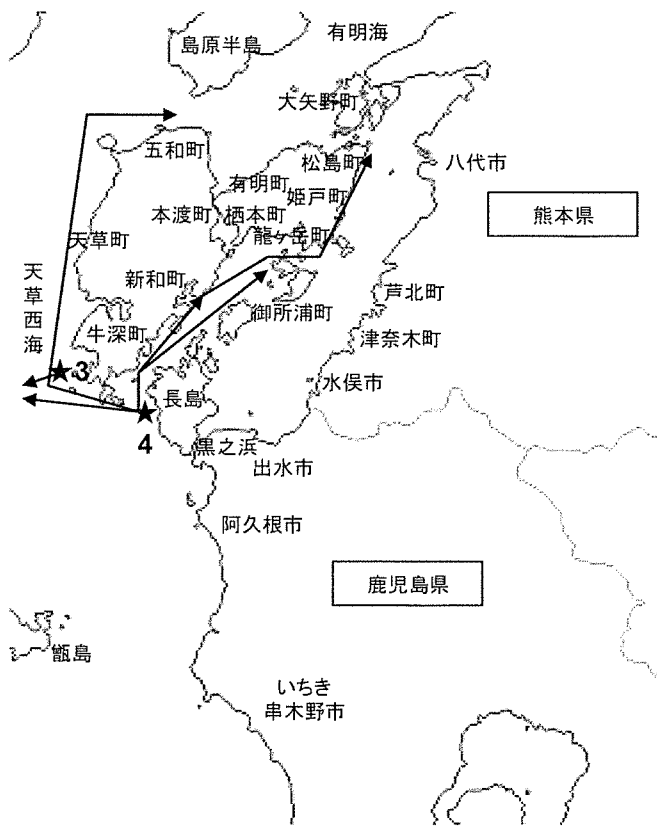


図4 天草市牛深町地先放流群及び鹿児島県長島地先放流群の移動予想経路(★3、★4が放流場所)

その移動予測経路を示した。

2006年11月下旬、上天草市松島町で全長377mmの鹿児島県長島地先で放流した標識ヒラメが再捕された。

2007年1月中旬から2月下旬には、八代海の南部海域を中心に鹿児島県長島地先放流魚が5尾再捕され、平均全長405mmであった。

また、同期には、天草西海でも8尾(うち1尾が天草市牛深町地先放流魚)が再捕され、平均全長448mmであった。

天草市牛深町地先に放流した標識ヒラメについては、他の標識魚に比べ再捕数が少なく、標識による魚体への悪影響が考えられた。

今回の調査で、八代海の外から八代海への移動が確認された。

④まとめ

以上の結果から、八代市地先に放流した標識ヒラメも上天草市姫戸町地先に放流した標識ヒラメも、放流後半年程度は放流地点周辺海域で生息し、放流後1年半を過ぎる頃から南部移動を開始する傾向がみられ、放流後2年以内に120km以上

南下移動することがわかった。過去の調査結果によると、京都府の若狭湾で放流した標識ヒラメが西方に移動し、100km以上離れた鳥取県地先海域で再捕された事例⁷⁾や、八代海内に放流した標識ヒラメが60km以上離れた鹿児島県いちき串木野市地先で再捕された事例が報告されており、⁸⁾ 今回の調査結果は、それら過去の知見を裏付ける結果となった。

しかし、放流後2年以上経過後も放流地点付近で再捕されており、八代海の北部から南部、外海域へ広く分布域を広げていくことがわかった。

また、2006年の北部海域における再捕状況の結果から、臀鰭切除群の平均全長の方が、背鰭切除群の平均全長より4.0mm~39.9mm大きかった。この要因として、放流適地調査の結果にも示したように、臀鰭切除群を放流した上天草市姫戸町地先の方が、背鰭切除群を放流した八代市地先より、ヒラメ稚魚にとって餌料環境が良かったのではないかと考えられる。

さらに、2007年1月から2月の外海区における再捕状況の結果から、両標識群の再捕尾数に差は見られないことから、放流場所や標識部位に違いはあるものの、生残や移動能力に差はなかったものと考えられる。

今回のモニタリングにおいて、鰭切除標識ヒラメか判断に迷う個体も少なくないことから、アリザリンコンプレクソン(ALC)を用いた耳石染色(補助標識)による、標識放流魚の確認方法⁹⁾の実施も検討する必要がある。

放流効果の解析 2006年及び2007年の本県における標識魚の水揚げ総数を算出するため、独立行政法人水産総合研究センターが開発した放流効果解析プログラムを使用し、標識放流の効果解析した。

同プログラムは、県内の水産物水揚げ漁業協同組合及び魚市場数、漁協及び魚市場の開設日数、魚市場調査箇所数、魚市場調査の結果から調査日毎の調査尾数と放流魚数を入力し、各漁協及び魚市場毎に水揚げされたであろう鰭切除標識ヒラメの尾数を推定するものである。その結果を合計し、県内に水揚げされたであろう鰭切除標識ヒラメの尾数を推定した。

2006年は、県内5箇所の魚市場において、延べ

77日の魚市場調査を実施した。その結果、調査尾数5,056尾、うち標識魚75尾、混獲率1.48%、平均全長330.8mm、平均体重396.4gであった。これらから、本県に水揚げされた標識ヒラメの回収尾数は2,017尾、回収重量は799kgと推定された。同サイズのヒラメが魚市場で取引される金額は、1,200円/kg程度であることから、同年の本県内で再捕された標識ヒラメの漁獲金額は、959千円程度と推定された。

2007年は、県内5箇所の魚市場において、延べ56日魚市場調査を実施した。その結果、調査尾数17,552尾、うち標識魚60尾、混獲率0.34%、平均全長451.8mm、平均体重954.5gであった。これらから、本県に水揚げされた標識ヒラメの回収尾数は2,335尾、回収重量は2,229kgと推定された。同サイズのヒラメが魚市場で取引される金額は、2,000円/kg程度であることから、同年の本県内で再捕された標識ヒラメの漁獲金額は、4,457千円程度と推定された。

以上の結果から、2006年と2007年で再捕された標識ヒラメの回収尾数は4,352尾、回収重量は3,028kg、回収金額は5,416千円と推定された。当該広域連携共同放流調査事業に係る種苗代が約7,000千円であったことから、当該事業における投資効果は0.8と算出された。本県において過去種苗放流したヒラメについて、放流年級群毎に放流後2年迄の回収金額と放流後3年以降の回収金額の割合を算出した結果を図5に示した。その結果、放流後2年までの回収金額と同程度の回収金額が放流後3年以降も見込まれることから、当該事業による投資効果は、1.6程度になることが推定され、高い効果が期待できる。

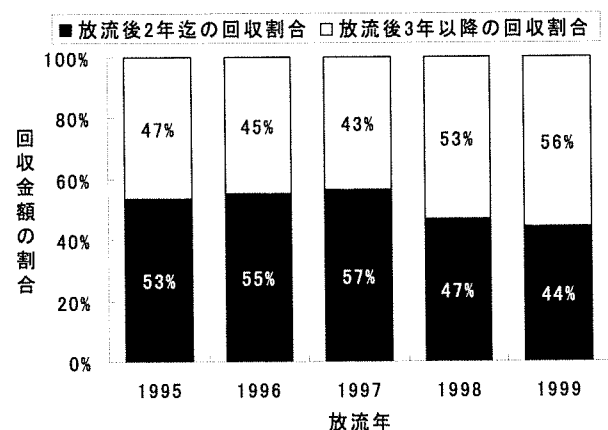


図5 放流年級群毎の回収金額の割合

要約

モニタリングの結果から、八代市地先に放流した群も上天草市姫戸町地先に放流した群も共に、放流後1年半頃から徐々に南下移動する群と放流後2年以上経過後も放流地点周辺に生息する群が確認された。また、放流後1年半程度で120km以上離れた天草西海にまで移動することが確認された。

鹿児島県長島地先及び天草市牛深町地先放流群については、八代市地先放流群及び上天草市姫戸町地先放流群同様、放流後1年半頃から移動が始まり、放流海域である天草西海から八代海内への移動が確認された。

今回、2005年に標識放流したヒラメは、2006年と2007年の2年間で、回収尾数は4,352尾、回収重量は3,028kg、回収金額は5,416千円と推定された。当該広域連携共同放流調査事業に係る種苗代が約7,000千円であったことから、当該事業における放流後2年半での投資効果は0.8で、最終的な投資効果は、1.6程度が期待でき、十分高い効果を示した。

謝辞

本調査を行うにあたり、標識放流ヒラメの再捕に御理解と御協力をいただいた天草漁業協同組合をはじめ県内の関係漁業協同組合の職員及び組合員の方々、並びに県内魚市場の職員及び市場調査員の方々に厚くお礼申し上げます。また、放流効果解析プログラムについてご指導いただいた独立行政法人水産総合研究センター本部業務企画部大河内裕之氏、同センター五島栽培漁業センター中川雅弘氏に感謝の意を表す。なお本調査は、水産庁補助事業（栽培漁業資源回復等対策事業）及び熊本県単独事業（つくり育て管理する漁業推進総合対策事業）により、鹿児島県との広域連携共同放流調査として行われた。

文献

- 1) 昭和55～59年度熊本県水産試験場事業報告書 1981-1985
- 2) 野村忠綱：小型ヒラメ放流群回収状況の調査法

と調査事例,西海区ブロック浅海開発会議 魚類研究会報 第2号別刷、(1984)

- 3) 平田郁夫：熊本県におけるヒラメの放流効果事例,平成4年度栽培漁業技術研修会実践理論コース(太平洋中区ブロック研修会)(1993)
- 4) 熊本県水産試験場研究報告第4号,熊本県における人工養成ヒラメ1歳魚の標識放流結果-I、35-41(1985)
- 5) 熊本県水産試験場研究報告第4号,熊本県における人工養成ヒラメ1歳魚の標識放流結果-II、42-47(1985)
- 6) 平田郁夫、野村忠綱：標本船調査からみた小型ヒラメ種苗の0歳魚資源への添加効率について,栽培技研、18(1)、25-34(1989)
- 7) 竹野功璽、葭矢護、宮嶋利明：標識放流結果からみた若狭湾西部海域産ヒラメの分布・移動,日本水産学会誌、67(5)、807-813(2001)
- 8) 西海区水産研究所、有明海・八代海における主要魚類の分布と移動,昭和55年1月、17-18(1981)
- 9) 竹野功璽、栄健次、浜中雄一、今泉均：ALCを用いたヒラメの標識の有効性について,日本海ブロック試験研究集録、第19号、55-59(1990)

トラフグ養殖場におけるフェバンテル製剤のヘテロボツリウム駆除効果

中野平二, 岩崎政彦^{*1}, 野村昌功^{*2}, 斉藤 剛, 浜田峰雄, 藤田忠勝
榎本純吾^{*3}, 木村武志^{*4}

1 天草市水産研究センター, 2 熊本県玉名地域振興局水産課, 3 明治製菓株式会社, 4 熊本県農林水産部水産振興課

Effect of synchronized medication Febantel on *Heteroboturium okamotoi*

Heiji Nakano, Masahiko Iwasaki, Yoshinori Nomura, Tuyoshi Saito,
Mineo Hanada, Tadakatu Fujita, Jungo Enomoto and Takeshi Kimura.

キーワード：トラフグ養殖、ヘテロボツリウム、一斉投薬、フェバンテル

トラフグの養殖は 1963 年に山口県で取り組まれた養殖試験から始まった。しかしこの試みは成功せず、1973 年に香川県で養殖試験が成功し、以後、全国で試みられるようになった。¹⁾しかしトラフグ特有の養殖の難しさにより全国生産量は 100 トン未満であった。

その後、噛み合いを防止するための歯切り技術などの普及により 1981 年には全国生産量は 161 トン（農林統計 以下同じ）、1982 年には 503 トンと急増し、以後順調に生産量は増加し、1987 年には 1,009 トン、1990 年には 2,895 トンと急増した。

熊本県でも高級魚であり、販売価格も高かったためマダイやブリに替わる新魚種と期待され、1980 年頃から八代海でトラフグ養殖は始まった。

しかし、トラフグの生理・生態的特徴に由来する養殖の難しさや、寄生虫の被害を受けやすいことなどから 1987 年までは県下の生産量は 100 トンに満たなかった。その後、1988 年に 260 トン、1991 年 530 トンと生産量は急激に増加した。これは、噛み合いを防ぐ歯切り技術などが導入され、歩留まりが安定したためではないかと考えられる。

熊本県におけるトラフグ生産量は 1997 年にピークを迎え、経営体が 147、生産量は 1,851 トンに達した。しかし 1996 年に発生したホルマリン使用問題に関連し、未承認医薬品の使用禁止指導が徹底されるにつれて生産量は減少し、2002 年には生産量は 831 トンに減少している。（図 1）

生産の回復と、使用禁止措置の速やかな浸透を図るため、ホルマリンに代わるエラムシ（ヘテロボツリウム）駆虫剤の開発は急務であった。まず過酸化水素製剤の開発が行われ、1998 年に市販化に至った

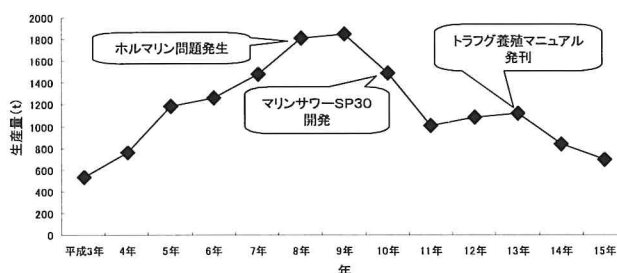


図1 熊本県における養殖トラフグ生産量の推移

が、生産量の低下に歯止めがかからず、養殖現場からは新たな駆虫剤の開発が強く望まれていた。

このような中で当センターでは 1998 年より継続的に有効な薬剤のスクリーニングを実施し、2004 年にフェバンテルを主成分とする経口駆虫剤（マリンバンテル：明治製菓 以下マリンバンテルと記載）の市販化にいたった。

本試験で対象としたヘテロボツリウム *Heterobothrium okamotoi* は、卵は水温 20℃の場合、約 7 日間で孵化し、孵化幼生は孵化後 2 日間高い寄生能力を持つ。²⁾

これらの特徴から生け簀単位で投薬を行っても隣接する生け簀にヘテロボツリウムが存在する場合はそこから孵化幼生が流入後再寄生し、その結果十分な駆除効果が得られないことが予想される。

そこで本試験では、①フェバンテル製剤を養殖場で実際に使用する際の駆虫効果②効果的な投薬方法の 2 点を明らかにするため投薬試験を御所浦町、明治製菓株式会社と共同で御所浦町（現天草市御所浦町 以下御所浦町と記載）の養殖場で実施し、知見が得られたので以下に報告する。

材料および方法

投薬試験

1. 試験期間 2004年の10月～11月および2005年の9月～10月に実施した。投薬前の寄生虫数調査から投薬後の寄生虫数調査までの42日間を試験期間とした。

2. 試験実施場所 試験実施場所を図1,2に示した。試験は御所浦町内の全養殖場を嵐口、与一ヶ浦、横浦、本郷の4地区に分けて実施した。

なお参加経営体数と参加率（参加経営体数100/養殖経営体数）は2004年21、参加率100%、2005年21,95%であった。



図1 投薬試験実施位置図(2004年)



図2 投薬試験実施位置図(2005年)

3. 供試魚 2004年は0才魚554,900尾、2才魚420,500尾、2005年は0才魚519,500尾、2才魚336,000尾であった。

4. 投薬方法 投薬濃度は魚体重1kgあたりマリ

ンバンテル100mg投与とし、5日間連続して投薬を行った。また各業者の薬剂量は事前に飼育尾数と魚体重を確認後算出して決定した。

投薬飼料の調整は、船上でモイストペレット作成時に規定量の薬剤を混合、またはエクストルーダペレットに展着剤を用いて展着して作成した。

投薬に際しモイストペレットを用いるか、エクストルーダペレットを用いるか、さらにモイストペレットのマッシュ配合割合などについては、各業者が通常行っている給餌方法と同様(表1,2)にした。

試験年毎のマリンバンテル量は、2004年当歳魚48.0kg、2歳魚165.4kg、2005年当歳魚22.8kg、2歳魚95.2kgであった。

表1 0才魚の投薬餌料におけるミンチ・マッシュ比

試験群	2004年	2005年
1	90:10	EP
2	84:16	95:5
3	89:11	EP
4	96:4	96:4
5	EP	98:2
6	93:7	92:8
平均	90:10	95:5

表2 2才魚の投薬餌料におけるミンチ・マッシュ比

試験群	2004年	2005年
1	82:18	80:20
2	76:24	80:20
3	94:6	70:30
4	96:4	88:12
5	92:8	88:12
6	90:10	87:13
平均	88:12	82:18

測定項目 試験期間は寄生虫事前調査時から効果判定時点までを1調査期間とし、以下の項目について測定と観察を行った。

① 飼育環境

水温（水深3m）および溶存酸素量を測定した。測定はYSI ナノテック社製水質モニタリングシステムで連続して行った。

② ヘテロボツリウム寄生数

測定は試験実施前と投薬終了3日目、17日目の3回行った。サンプリングは各地区から業者を選び、0才魚6区、2才魚6区のそれぞれから8尾を取り上げ、体重、体長を測定後、外観を観察、剖検、ヘテロボツリウム寄生数を計数した。

なお投薬終了3日目までは全ての試験群への駆虫処理は行われなかったが、投薬終了3日目以降は駆虫剤であるマリンサワーSP30（株式会社 片山化学工業研究所）を用い薬浴法による駆虫が行われたため、マリンサワーSP30で駆虫される未成熟虫の寄生数は、投薬終了3日目のみを計数した。

ヘテロボツリウムの寄生数は成虫は剖検時に鰓腔を観察して行い、未成熟虫は鮫島らの方法（未発表）により、両側の鰓を採取し、10%海水ホルマリンで保存後、プランクトンネットを用いて未成熟虫を回収し、実体顕微鏡下で計数下した。

③ ヘテロボツリウム駆虫率

駆虫効果を判断するため駆虫率を算出した。駆虫率は事前調査時のヘテロボツリウム寄生数をAとし、効果判定時（投薬終了後3日目または17日目）の寄生数をBとして次式により算出した。

$$\text{駆虫率} = ((A - B) / A) \times 100$$

また Mann-whitney U検定で寄生数の有意差を検定した。

結果

飼育環境 試験期間中の水温および溶存酸素量を図3,4に示した。試験期間中全ての地区で異常な値は観測されなかった。

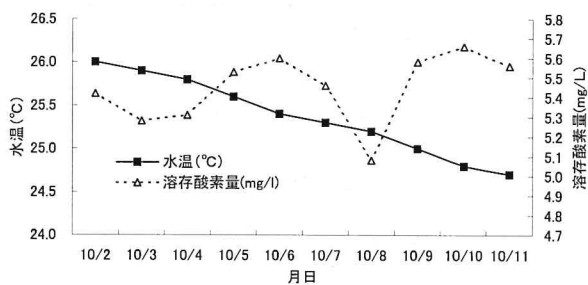


図3 試験実施期間中の水温と溶存酸素量(2004)

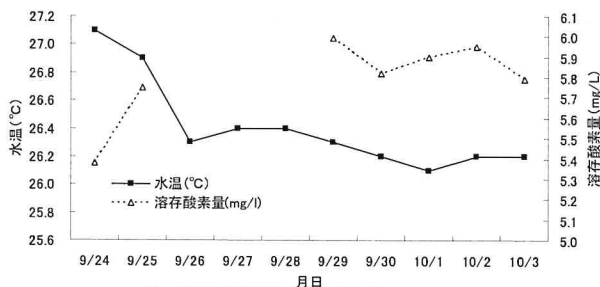


図4 試験実施期間中の水温と溶存酸素量(2005)

ヘテロボツリウム寄生数 2004年、2005年の各試験の事前と投薬終了3日目、17日目のヘテロボツ

リウム寄生総数を表3～表10に、各区の駆虫率を表11～表14に示した。

2004年の試験では、0才魚で投薬終了3日目の測定で成虫数が減少した群は6群中5群、未成熟虫が減少した群は6群中4群、2才魚で投薬終了3日目の測定で成虫数が減少した群は6群中5群、未成熟虫が減少した群は6群中5群であった。

2005年の試験では0才魚で投薬終了3日目の測定で成虫数が減少した群は6群中5群、未成熟虫が減少した群は6群中4群、2才魚で投薬終了3日目の測定で成虫数が減少した群は6群中5群、未成熟虫が減少した群は6群中6群であった。

表3 0才魚のヘテロボツリウム寄生総数(成虫 2004年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後	投薬終了17日後
1	29	15	49
2	23	2	16
3	25	10	29
4	15	9	6
5	74	6	24
6	5	9	13

表4 0才魚のヘテロボツリウム寄生総数(未成熟虫 2004年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後
1	85	47
2	19	32
3	27	16
4	147	115
5	45	40
6	6	23

表5 2才魚のヘテロボツリウム寄生総数(成虫 2004年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後	投薬終了17日後
1	31	2	2
2	10	4	0
3	2	0	0
4	3	1	0
5	30	2	4
6	0	0	0

表6 2才魚のヘテロボツリウム寄生総数(未成熟虫 2004年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後
1	42	0
2	82	12
3	8	4
4	19	1
5	70	6
6	5	34

表7 0才魚のヘテロボツリウム寄生総数(成虫 2005年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後	投薬終了17日後
1	112	77	4
2	6	1	1
3	5	1	13
4	21	62	36
5	74	30	37
6	19	4	18

表8 0才魚のヘテロボツリウム寄生総数(未成熟虫 2005年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後
1	431	139
2	22	10
3	83	47
4	74	96
5	204	232
6	71	61

表9 2才魚のヘテロボツリウム寄生総数(成虫 2005年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後	投薬終了17日後
1	1	2	3
2	33	17	5
3	123	13	0
4	52	3	0
5	23	0	6
6	60	10	44

表10 2才魚のヘテロボツリウム寄生総数(未成熟虫 2005年)

試験群	試験開始前	投薬終了3日後
1	37	0
2	146	30
3	368	8
4	83	17
5	52	8
6	140	77

駆虫率 駆虫率を0才魚で見ると、事前調査から投薬終了3日後の測定で成虫の駆虫率が60%以上を示した群は2004年で6群中3群、2005年で6群中3群であった。同様に未成熟虫の駆虫率が60%以上を示した群は2004年で6群中0群、2005年で6群中1群であった。

2才魚では事前調査から投薬終了3日目の測定で成虫の駆虫率が60%以上を示した群は2004年で5群中5群、2005年で5群中4群であった。未成熟虫の駆虫率が60%以上を示した群は2004年で6群中4群、2005年6群中5群であった。

表11 0才魚の駆虫率(% 成虫 投薬終了3日後)

試験群	2004年	2005年
1	44.7	31.3
2	91.3	83.3
3	60.0	80.0
4	40.0	-195.2
5	91.9	59.5
6	-80.0	78.9

表12 0才魚の駆虫率(% 未成熟虫 投薬終了3日後)

試験群	2004年	2005年
1	44.7	67.7
2	-68.4	54.5
3	40.7	43.4
4	21.8	-29.7
5	11.1	-13.7
6	-283.0	14.1

表13 2才魚の駆虫率(% 成虫 投薬終了3日後)

試験群	2004年	2005年
1	93.5	-※
2	60.0	48.5
3	100.0	89.4
4	66.7	94.2
5	93.3	100.0
6	-	83.3

※寄生数が少ないため除外

表14 2才魚の駆虫率(% 未成熟虫 投薬終了3日後)

試験群	2004年	2005年
1	100.0	100.0
2	85.4	79.5
3	50.0	97.8
4	94.7	79.5
5	91.4	84.6
6	20.0	45.0

各群の試験開始前と、試験終了3日後の寄生数の有意差検定結果を表15～18に示した。

0才魚では、事前調査から投薬終了3日後の寄生数が5%誤差以上で有意差が認められた群は、成虫では2004年が6群中2群、2005年が6群中1群であった。同様に未成熟虫では2004年が5群中0群、2005年が6群中1群であった。

2才魚では事前調査から投薬終了3日目の寄生数が5%誤差以上で有意差が認められた群は、成虫では2004年が5群中3群、2005年が5群中5群であ

った。同様に未成熟虫では2004年が6群中4群、2005年が6群中5群であった。

表15 0才魚寄生数有意差検定結果(成虫 投薬終了3日目)

試験群	2004年	2005年
1	x	x
2	○	x
3	x	x
4	x	x
5	○	○
6	x	x
平均		

表16 0才魚寄生数有意差検定結果(未成熟虫 投薬終了3日目)

試験群	2004年	2005年
1	x	○
2	x	x
3	x	x
4	x	x
5	x	x
6	—	x
平均		

表17 2才魚寄生数有意差検定結果(成虫 投薬終了3日目)

試験群	2004年	2005年
1	○	-※
2	x	○
3	○	○
4	x	○
5	○	○
6	—	○
平均		

表18 2才魚寄生数有意差検定結果(未成熟虫 投薬終了3日目)

試験群	2004年	2005年
1	○	○
2	○	○
3	x	○
4	○	○
5	○	○
6	x	x
平均		

x:有意差無し
○:1%又は5%誤差で有意差有り
※寄生数が少ないため除外

さらに、最も駆虫効果が高かった2才魚における成虫の寄生数の有意差を表19,20に示した。

2004年の1区、5区および2005年の2,3,4,5区では投薬3日後と17日後の寄生数はそれぞれ投薬前と比べ減少し、有意差が認められ、3日後と17日後の寄生数には有意差は認められなかった。

表19 2才魚のヘテロボトリウム寄生数有意差検定結果(成虫 2004年)

試験群	投薬終了3日後	投薬終了17日後	3日後と17日後
1	1%○	1%○	x
2	x	5%○	x
3	-※	-※	-※
4	-※	-※	-※
5	1%○	5%○	x
6	-※	-※	-※

表20 2才魚のヘテロボトリウム寄生数有意差検定結果(成虫 2005年)

試験群	投薬終了3日後	投薬終了17日後	3日後と17日後
1	-※	-※	-※
2	5%○	1%○	x
3	1%○	1%○	x
4	5%○	5%○	x
5	1%○	5%○	x
6	5%○	x	5%○

x:有意差無し
1%○:1%誤差で有意差有り
5%○:5%誤差で有意差有り
※寄生数が少ないため除外

考 察

2004年と2005年の試験において、0才魚群では投薬終了3日後で60%以上の駆虫率を示した試験区は成虫では2004年で6群中3群、2005年で6群中3群、未成熟虫では2004年で6群中0群、2005年で6群中1群と低かったのに対し、2才魚群では成虫の駆虫率が60%以上を示した群は2004年で5群中5群、2005年で5群中4群、未成熟虫では2004年で6群中4群、2005年6群中5群と駆虫率が高い傾向を示した。

木村ら³⁾は自然感染したトラフグ(魚体重254g)を用いてフェバンテルの駆虫効果試験を行い、その結果本試験と同様濃度で5日間投薬した場合の駆虫率を成虫で96%、未成熟虫で95%と報告しており、今回の結果は、0才魚で駆虫率が低く、試験群毎の駆虫率のバラツキが大きくなっている。

これは餌の形状が関係していると考えられた。

畑井ら⁴⁾は養殖ハマチにおけるクロラムフェニコールの吸収および排泄について、マッシュ量が20%と50%の投薬飼料を用いて、体内薬剤濃度の比較を行い、20%の投薬飼料の場合、50%の投薬飼料と同程度の体内薬剤濃度を維持するためには投薬飼料の形状から2倍の薬剤を用いる必要があることを報告している。

今回の試験においては、0才魚のモイストペレットはマッシュと魚肉ミンチの割合は平均で2004年90:10、2005年が95:5であるのに対し、2才魚のモイストペレットは2004年88:12、2005年が82:18と、モイストマッシュの配合割合が高かった。このため0才魚用に作成した投薬用モイストペレットは、前

述の畑井らの試験結果と同様に水中で散逸しやすく、このため、所定量のフェバンテルがトラフグ体内に十分吸収されなかったためと推察される。

また、最も駆虫効果が高かった2才魚の成虫では、投薬3日後で有意に寄生数が減少し、その状態が17日後まで変わらなかったことから、投薬3日後には十分な駆虫効果が得られ、その効果が17日後まで持続したと判断される。

以上よりフェバンテルの投薬効果を高めるためにはマッシュ割合を高くし、水中での形状を維持することが重要であり、この割合で地域が一斉に投薬を行うことでさらにフェバンテルの効果が高まると判断された。

要 約

ヘテロボツリウムの効果的な対策として現場投薬試験を実施しその効果を検証した。

その結果、0才魚については投薬飼料の形状により投薬効果がばらついたが、2才魚については投薬の効果が認められ、投薬に当たってはモイストマッシュの割合を高くし、水中での形状を維持することが重要であることが明らかになった。

謝 辞

本研究を実施するにあたり、多大な御協力をいただきました天草漁業協同組合御所浦総合支所、嵐口漁業協同組合、御所浦町漁業協同組合の皆様に深くお礼を申し上げます。

文 献

- 1) 社団法人資源協会. 各論編 トラフグ 浅海養殖 大成出版社,東京. 1986: 291.
- 2) 熊本県水産研究センター. トラフグ養殖マニュアル 2001.
- 3) 木村武志, 鮫島守, 野村昌功, 森田淳, 溝口秀樹, 石原守. フェバンテルのトラフグに寄生するエラムシ *Heterobothrium okamotoi* に対する駆虫効果. 熊本県水産研究センター研究報告 2006 ; 7: 25-30.
- 4) 畑井喜司雄, 松島又十郎, 岩橋義人, 佐々木正, 江草周三. 魚類におけるクロラムフェニコールの吸収および排泄 — 魚病研究 1975; 10(1): 38-47.

熊本県下における 1993～2007 年の PAV（クルマエビ類の急性ウイルス血症）発生状況

中野平二, 河邊 博^{※1}, 齋籐 剛^{※1}, 野村昌功^{※2}, 木村武志^{※1}

※1 熊本県農林水産部水産振興課、 ※2 熊本県玉名地域振興局

Outbreak of PAV (Penaeid Acute Viremia) in the period 1993 - 2007 in Kumamoto Prefecture

Heiji Nakano, Hiroshi Koube, Tuyoshi Saitou,
Yoshinori Nomura and Takeshi Kimura

キーワード：PAV クルマエビ 発生状況

PAV (WSS : ホワイトスポットシンドローム) はニマウイルス科の *Whispovirus* 属に分類される PRDV (WSSV) の感染により発生する疾病で、1993 年に日本各地で一斉に発生し、熊本県を初めとした西日本のクルマエビ養殖生産県に大きな被害を与えた。

当時国内のクルマエビ養殖生産現場における重要な疾病は、*Vibrio penaeicida* の感染により発生する細菌症のクルマエビのビブリオ病や、*Fusarium sorani* の感染により発生する真菌病のフサリウム症であった。これらの疾病では、ある程度の被害は発生するものの、複数の養殖場が短期間に生産中止に追い込まれるような状況にはいたらず、このため養殖業者の疾病や、防疫についての関心は低かった。

このような中、突然原因不明の大量死が発生した。この大量死では有効な治療法がなく、さらに感染が伝播する速度が非常に速かったため、養殖現場に大きな混乱をもたらすと同時に、短期間で大きな被害を引き起こした。

熊本県では 1993 年から 3 年間に渡り集中的に PAV 対策に取り組んだ。その結果、防疫対策が困難であると当初考えられていた半築堤地区においても生産が回復し、県全体の生産量も同時に回復させることができた。

しかし、生産回復から 2 年後、PAV が再発し、現在にいたっている。この間、発生件数の増減はあるものの、ほぼ毎年発生しているが、1993 年とは異なり、養殖クルマエビ生産量は 300 トンを中心に変化するものの、PAV 発生状況から大きな影

響を受ける状況は見られず、発生状況の変化が窺われる。本報告では、PAV が初発した 1993 年から現在までの発生状況を取りまとめ、発生件数、被害尾数、発生時期、発生地域の推移について報告を行う。

材料および方法

1993 年～1997 年までは養殖業者を対象に行ったアンケート調査表ならびに PCR 検査表から発生件数および被害尾数、発生時期、発生地区を取りまとめた。

1998 年以降は熊本県水産研究センター事業報告書および PCR 検査表から取りまとめた。

なお発生件数は延べ件数（同一の経営体での発生で、夏出荷エビ：夏エビで発生があり、その後冬出荷エビ：冬エビでも発生があった場合は発生件数 2 件とした）とし、被害尾数は出荷できなかった尾数（クルマエビサイズが出荷サイズに達しない場合は全て被害尾数とし、出荷サイズに達していた場合は出荷予定尾数から出荷した尾数を差し引いた尾数）とした。

結果

発生件数・被害尾数 発生年別の発生件数と被害尾数を表 1 に示した。

発生件数が最も多かった年は、1993 年で 73 件の発生があったが、翌 94 年は 30 件と減少し、1998 年を最後に発生件数は減少を続け、2004 年以降連

続で10件を下回っている。

被害尾数は93年から98年までの間では、93年と94年が38,700千尾と10,835千尾で最も多く、以後98年まで1,033千尾から2,340千尾の間で推移している。

99年から2002年までの被害尾数は不明である。

2003年から07年まででは、03年から04年は65千尾及び144千尾と被害尾数が少なかったが、05年は1,470千尾と被害尾数が増加した。

これは夏出荷用中間育成種苗エビの飼育中に、PAVが発生し、1経営体で70万尾の被害が発生したためである。また07年の被害尾数増加は発生件数の増加によるものである。

表1 年別 PAV 発生件数および被害尾数

年	発生件数 (件)	被害尾数 (千尾)
1993	73	38,700
1994	30	10,835
1995	7	2,340
1996	26	1,033
1997	13	2,051
1998	49	1,364
1999	—※	—※
2000	4	—※
2001	10	—※
2002	9	—※
2003	15	65
2004	4	144
2005	2	1,470
2006	2	105
2007	6	832

※ データなし

発生時期 発生年別の月別発生件数を表2に示した。

発生初期の1993年は4月から10月までの7ヶ月間発生が見られた。しかし翌94年から97年の期間では発生時期は6月から11月の6ヶ月となっている。

これは当時、8月と12月の年2回出荷する2期作が行われていたため、生産期間が周年となり、その生産期間の中でPAV発生可能な水温である20℃以上の全期間で発生したためである。

翌年からはPAV対策として大矢野町周辺で2期作を自粛したことで発生時期が遅れたと考えられる。

2000年以降で5月のPAV発生は、大矢野町以外の全築提式養殖池が多い地区での夏出荷用の中間育成エビに散発的に発生したものである。

また2003年に12月の発生が1件あるが、これ

はPAV原因ウイルス (PRDV) がウイルス検査で検出されたものの、同時にビブリオ病原細菌も検出されたため、PAVが主な原因とは考えにくい。

表2 月別発生件数

年・月	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1993	8	12	20	26	21	20	1		
1994			1	10	15	9	1		
1995			4	1	1		2		
1996			1		7	7	10	1	
1997					3	6	4		
1998	2					4			
1999									※
2000		4							
2001		1			2	5	2		
2002		3	3	1		2			
2003		2			1	6	5	1	
2004					1	3			
2005		1		1			3		
2006					1	1			
2007			1	1		1	3		

※ : データ無し

発生サイズ 発生年別サイズ別の発生件数を表3に示した。

1993年および1994年は体重5g未満のサイズの発生が最も多い。

これは、7,8月にPAV発生が集中し、稚エビを池入れした直後に多発したためと考えられる。94年以降、発生サイズは体重5g以上の割合が増加するが、これは、種苗のウイルス検査の徹底など、PAV対策を行った結果、池入れ直後の発生が減少したためと考えられる。また2007年は体重10g以上の発生割合が多いが、これは、養殖時期の後期で間引きが不十分であったため、養殖池の収容密度が上昇してPAVが発生したためと考えられる。

発生地区 年別の発生地区を大矢野島周辺と天草上島・下島地区に分け図1~13に示した。

大矢野島周辺で見ると、発生初期の1993年と94年は、ほぼ全ての養殖場でPAVの発生が見られたが、95年はPAV対策の効果が現れたため、発生は松島の2箇所のみと激減した。

しかし、翌96年から一部の養殖業者のPAV対策が不徹底により再び、大矢野島全域にPAVの発生が広がり、翌97年も同様の傾向を示した。

それから8年後の2005年以降は維和島の中央

部で毎年発生する状況が見られているが、その他の地区に発生が広がる状況は見られない。

一方、天草上島、下島地区では発生初期の1993年には牛深を除く地区でPAVが発生したが、94年と95年には、発生場所は93年の1/2に減少し、以後散発的な発生が見られるのみである。

表3 サイズ別発生件数の推移

年	5g未満	5g~10g	10g以上
1993	75	53	19
1994	27	7	2
1995	10	9	9
1996	7	9	9
1997	5	6	
1998	※		
1999	※		
2000	※		
2001	※		
2002	※		
2003	※		
2004		2	1
2005	4	3	1
2006		2	
2007	1	2	4

※1993年は発生池別に集計したため表2の合計とは一致しない。

※データ無し

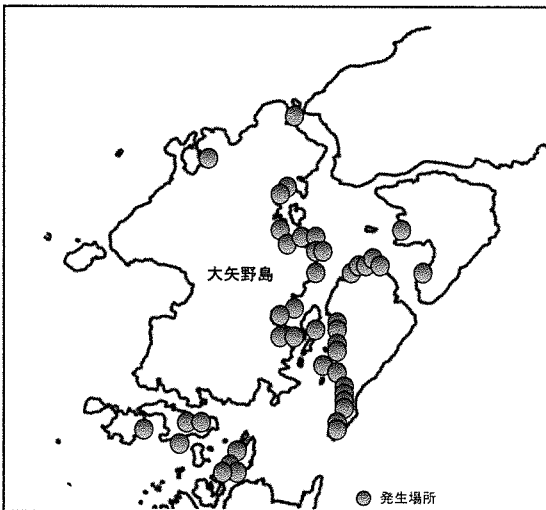


図1 1993年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

※ 同一池で複数回発生した場合は、1カ所として記載した。

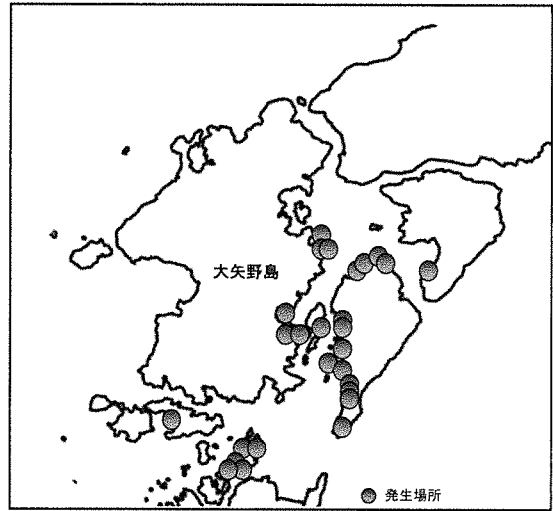


図2 1994年 大矢野島周辺 PAV 発生状況



図3 1995年 大矢野島周辺 PAV 発生状況



図4 1996年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

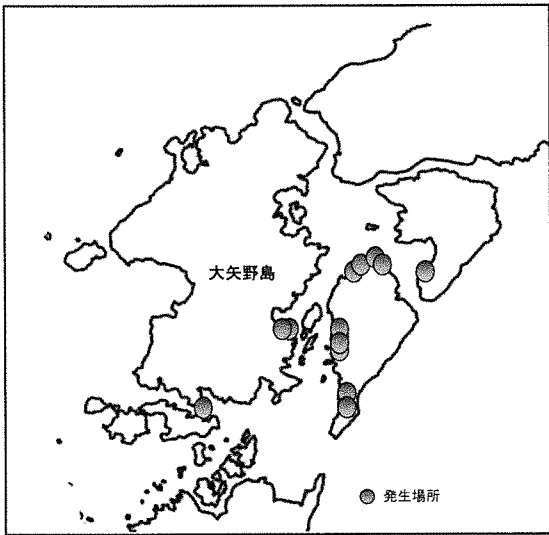


图5 1997年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

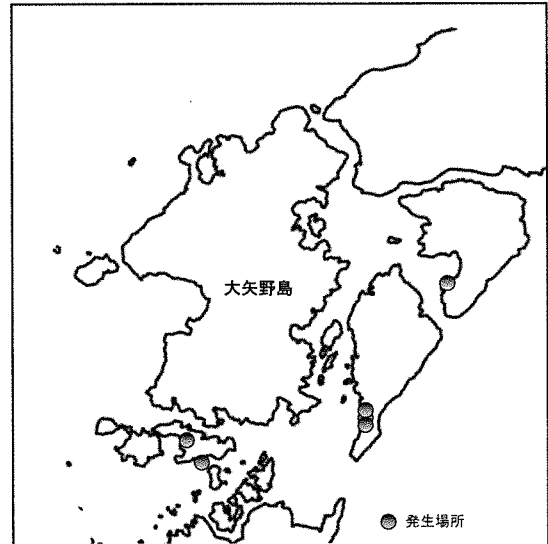


图8 2007年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

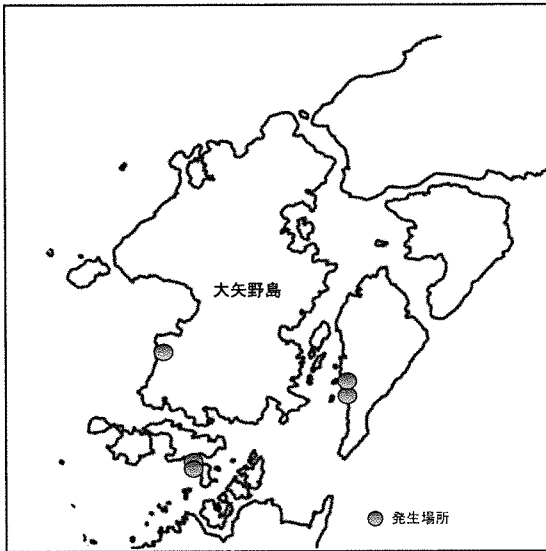


图6 2005年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

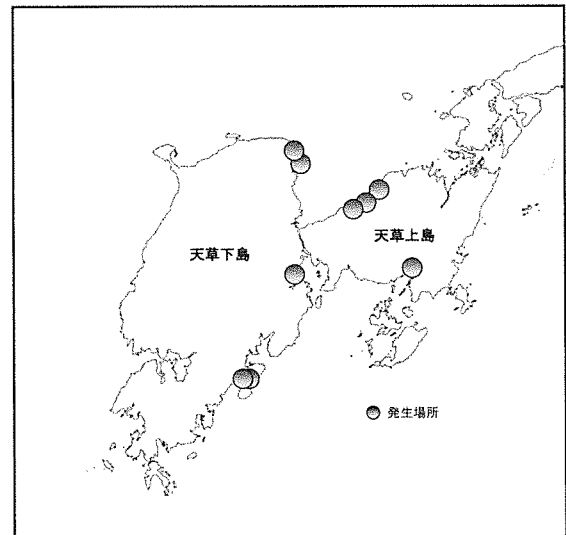


图9 1993年天草上島下島周辺 PAV 発生状況



图7 2006年 大矢野島周辺 PAV 発生状況

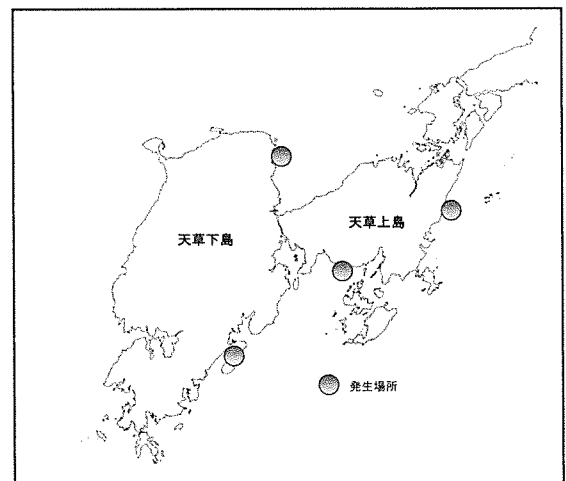


图10 1994年天草上島下島周辺 PAV 発生状況

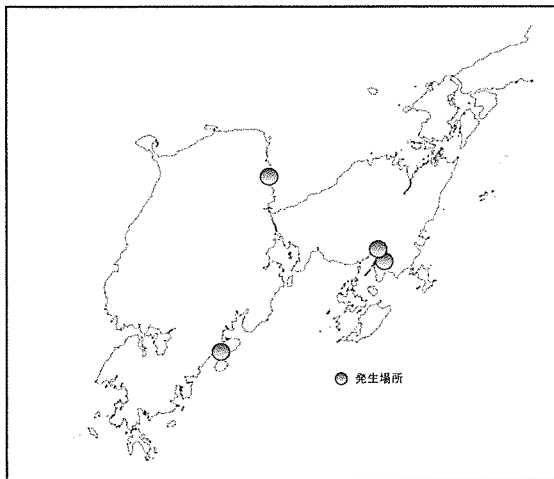


図 11 1995 年天草上島下島周辺 PAV 発生状況

考 察

熊本県における PAV は、その発生初期には全県のほぼ全てのクルマエビ養殖地区に発生し、大きな被害を与えた。

PAV の発生状況は、PAV 対策が実施されるに従い、変化が見られている。

半築堤式養殖場が多い大矢野島周辺地区では地域が一体となった対策が行われた 95 年は、発生件数、被害尾数が減少し、発生地区も狭い範囲になったが、対策が不徹底となった 96 年以降は、発生件数の増加、発生地区の拡大が見られ、現在に至っている。

一方、全築定式養殖場が多い天草上島地区と下島地区では、PAV 対策がそれぞれの養殖場でとられるにつれ急速に被害件数が減少し、発生地区も狭くなり、PRDV が根絶されていることが伺われる。

大矢野島地区で PAV が再発した原因として以下のことがあげられる。(筆者 未発表)

- ① 休業期間が短くなったこと。3 ヶ月以上の休業期間をとる養殖場の割合が 94 年は 6.6%であったのに対し、以後 95 年が 100%、96 年は 75.6%、97 年は 56.7%と 95 年をピークに減少している。
- ② 養殖開始前の消毒の不徹底。養殖開始前に消毒を行った養殖場の割合は 94 年 100%、95 年 95%、96 年 73.9%、97 年 81.5%と減少傾向にあった。
- ③ 養殖開始時期が早くなった。8 月以後に養殖を開始する割合が 94 年は 0%、95 年 92.3%、96 年 30%、97 年 33.3%と 94 年以降、減少した。

また、大矢野島地区では、①導入される種苗の

ウイルス検査が行われ、PRDV に感染した種苗は導入されていないこと②養殖開始前の養殖場内生物のウイルス検査でもウイルスが検出されず、特定の養殖場で種苗を導入して 1 ヶ月以内に 3 年連続して PAV が発生していることから、ウイルスキャリアーの存在が推定され、大矢野島地区では PAV 原因ウイルス (PRDV) が定着したことが推察される。

一方、PAV が本県に侵入してから 15 年が経過したが、近年の養殖クルマエビの生産量は 300 トン前後で安定している。

このことは、ウイルスが定着した地域においても、①ウイルス検査の徹底②2 期作を行わない③養殖開始前には池の整備を徹底する④養殖池内のクルマエビ収容密度を 150g/m²以下に維持する⑤抗病性飼料(フコイダン)の有効利用など、当センターが提唱している PAV 対策が有効で、この対策を厳密に行えば生産が可能であることを示唆している。

さらに、大矢野地区においても地区が一体となり一斉に防疫対策をとった 93 年から 95 年では発生件数・被害尾数ともに減少傾向を示したことから、半築堤式養殖場が多い大矢野で生産を安定させるためには、地域が一体となった対策を行うことが重要であると考えられる。

要 約

熊本県下のクルマエビ養殖池における PAV 発生状況の推移を明らかにするため、93 年から現在までの発生状況を取りまとめた。

半築堤式養殖場が多い大矢野島周辺地区では 95 年では、発生件数、被害尾数が減少し、発生地区も狭い範囲になったが、対策が不徹底となった 96 年以降は、発生件数の増加、発生地区の拡大が見られ、現在に至っている。

全築定式養殖場が多い天草上島地区と下島地区では、PAV 対策がそれぞれの養殖場でとられるにつれ急速に発生件数が減少した。

参考文献

- 1) 中野平二, 河辺 博, 梅沢 敏, 桃山和夫, 平岡三登理, 井上 潔, 大迫典久. 1993 年に西日本で発生した養殖クルマエビの大量死発生状況および感染実験 魚病研究 1994; 29: 135-139.
- 2) 平成 5~9, 16~18 年度熊本県水産研究センター事業報告書 1993-1997: 2004-2006.

八代海における夏期の植物プランクトンの短期的変動

吉田誠^{*}, 永田大生^{*}, 岩竹悠里^{*}, 川野義樹^{*},
生地暢^{*}, 櫻田清成, 大和田紘一^{*}

※熊本県立大学環境共生学部

Short term changes of phytoplankton composition in Yatsushiro Sea in summer season

Makoto Yoshida, Taisei Nagata, Yuri Iwatake, Yoshiki Kawano,
Masashi Onji, Kiyonari Sakurada and Kouichi Ohwada

キーワード：植物プランクトン、珪藻、八代海、球磨川、栄養塩、降水量

著者らは、既に報告しているように、^{1),2)}有害赤潮や有毒プランクトンの発生が多発する八代海において、平素の植物プランクトンの動態を把握することを目的とし、毎月一回八代海の8定点で植物プランクトン組成についての調査を行なってきた。^{1),2)}しかし環境変動が大きい夏期においては、毎月一回の調査では、夏期を中心に発生している無殻渦鞭毛藻 *Cochlodinium polykricoides* や、ラフィド藻の *Chattonella antiqua* などの有害赤潮の動態が把握できないことや、夏期の急激な環境変動に追従した、植物プランクトンの動態の把握には不十分であると考えた。このため2002年度より夏期から秋期に、別に定点を設け、毎週1~2回の短期変動の調査を行なってきた。現在では、6月から10月にかけて、天草上島東岸の姫戸沖と、八代海の南部に位置する水俣の2地点において、毎週一回の調査を実施している。姫戸沖は、球磨川河口の正面に位置するため、この地点の環境は球磨川に大きく影響されるものと考えられる。一方水俣沖は、周辺には小規模な水俣川しかなく、あまり河川の影響を受けない海域であると考えられる。この両地点での2003年夏期の微小生物群集と海況との関係については、生地らが概略を報じているが、³⁾これ以降も継続して調査を行なってきた結果、各測点の特徴の把握や、年度ごとの特徴の比較が可能になってきた。そこで本報では各年度ごとの植物プランクトンの発生状況と海況の関係について概略を報告する。また特に環境変動が激しく、植物プランクトン組成の変動が大きかった2006年度については、より詳細に述べる。

方 法

八代海の上天草市姫戸沖と、水俣市沖に定点を設置し(図1)、2003年6月24日から10月27日、2004年6月22日から10月26日、2005年6月21日から10月25日、そして2006年6月6日から10月10日までの期間に、天草漁協および水俣市漁協に依頼し、各年19回ずつ、表層、5m層、海底直上1mの3層でバンドーン採水器で採水した。採水日は、原則として両測点で同一になるようにし、採水時間も両測点とも午前10時とした。採水試料は、固定することなく熊本県立大学まで送付した。また採水と同時に水温を測定した。植物プランクトンは、試料をそのまま界線入計数板を用いて、顕微鏡(オリンパス製BHB)により同定・計数を行なった。また塩分は、サリノメーターにより測定し、各態窒素、リンおよび珪酸塩濃度はオートアナライザを用いて測定した。本報ではおもに表層の結果を示し、栄養塩類は溶存態無機窒素(DIN)、溶存態無機リン(DIP)および珪酸塩濃度のみを示す。また、月一回行なっている調査²⁾で得られた植物プランクトンの出現状況の知見も適宜示し、考察に用いた。さらに環境要因の参考資料として、気象庁がウェブサイトで公開している、八代海沿岸と球磨川流域で測定された降水量と、松島における日照時間を参照した。降水量は、調査日前日までの3日間降水量が、調査日前日の球磨川流量(九州地方整備局河川部が公開している、横石の日平均流量)や、姫戸の塩分と相関が高いことが経験的に確認されたため(図2,3)、便宜的にこれを用いた。植物プランクトンの同定は、小久保、⁴⁾Rines and Hargraves、⁵⁾Tomas⁶⁾などを用いて行なった。また *Skeletonema costatum* とさ

れている珪藻については、前報²⁾と同様に、すべて *S. costatum* として扱っている。

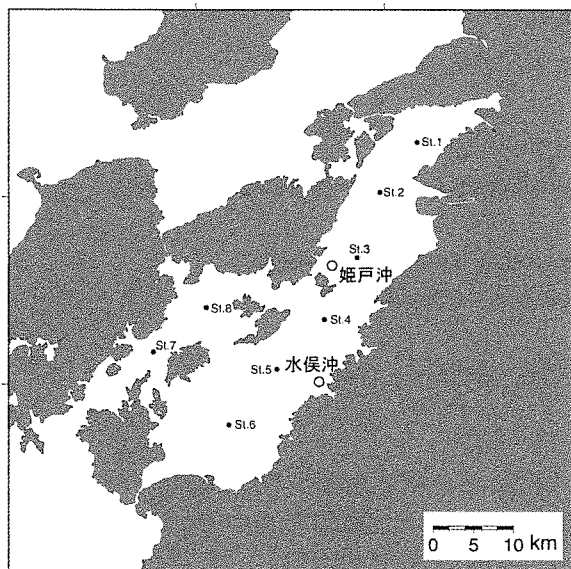


図1 調査地点 (St.1~8 は毎月一回調査を実施している測点)

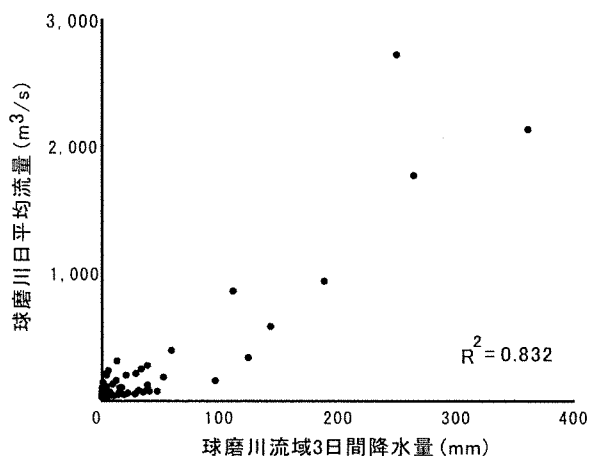


図2 球磨川の日平均流量と3日間降水量の関係

結果および考察

2003年の概要 姫戸では、水温は 19.0~30.3 °Cの間で変動し、塩分は 23.6~32.4 PSUの間で変動した。DINは 0.03~4.90 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIPは <0.01~0.37 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、32~17,940 cells/mlの間で変動した。

水俣では、水温は 23.4~30.6 °Cの間で変動し、塩分は 20.4~32.9 PSUの間で変動した。

DINは <0.01~4.76 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIPは <0.01

~0.41 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、5~13,800 cells/mlの間で変動した。

植物プランクトン細胞数が最大になったのは両海域共に7月1日であった。しかし姫戸では *Skeletonema costatum* が約90%を占めていたのに対し、水俣では *S. costatum* と *Chaetoceros* 属珪藻がほぼ同数ずつで細胞数の大半を占めていた。

両海域の総細胞数を比較すると、姫戸の方が多かったのは、採水日が同一であった18回のうち12回であり、姫戸の方が多いうちが多かった。

2004年の概要 姫戸では、水温は 20.3~30.3 °Cの間で変動し、塩分は 4.4~33.0 PSUの間で変動した。DINは 0.33~30.87 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIPは <0.01~0.67 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 2.34~136.00 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、2~4,680 cells/mlの間で変動した。

水俣では、水温は 22.6~31.3 °Cの間で変動し、塩分は 26.6~33.5 PSUの間で変動した。DINは 0.12~15.00 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIPは <0.01~0.43 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 2.81~77.82 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、<1~2,000 cells/mlの間で変動した。

植物プランクトン細胞数が最大になったのは、姫戸は9月28日で、*S. costatum* が約96%を占めていた。水俣では7月6日が最大で、*Ch. compressus* もしくは *Ch. contortus* 属が96%を占めており、*S. costatum* は観察されなかった。同日の姫戸における総細胞数は1900 cells/mlであるが、約80%以上が *S. costatum* であり、細胞数は似通っていても種組成が大きく異なっていた。

両海域の総細胞数を比較すると、姫戸の方が多かったのは、採水日が同一であった17回のうち9回であった。

2005年の概要 姫戸では、水温は 23.3~30.5 °Cの間で変動し、塩分は 14.8~33.0 PSUの間で変動した。DINは 0.25~28.2 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIPは <0.01~1.50 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 3.95~81.49 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、2~3,839 cells/mlの間で変動した。

水俣では、水温は 23.3~31.2 °Cの間で変動

し、塩分は 28.0~33.4 PSU の間で変動した。DIN は 0.08~6.31 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIP は <0.01~0.43 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 2.33~28.42 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、<1~1704 cells/ml の間で変動した。

植物プランクトン細胞数が最大になったのは、姫戸は 9 月 28 日で、前年と同時期であるが、優占していたのは *Ch. curvisetus* であり、64%を占めていた。この時 *S. costatum* は 28%であった。水俣では 9 月 14 日が最大で、*S. costatum* が 54%を占めていた他は *Ch. curvisetus* をはじめとする *Chaetoceros* 属や *Thalassiosira* 属、*Pseudo-nitzschia* 属など多様な種で構成されていた。

両海域の総細胞数を比較すると、姫戸の方が多かったのは、採水日が同一であった 19 回のうち 13 回であった。

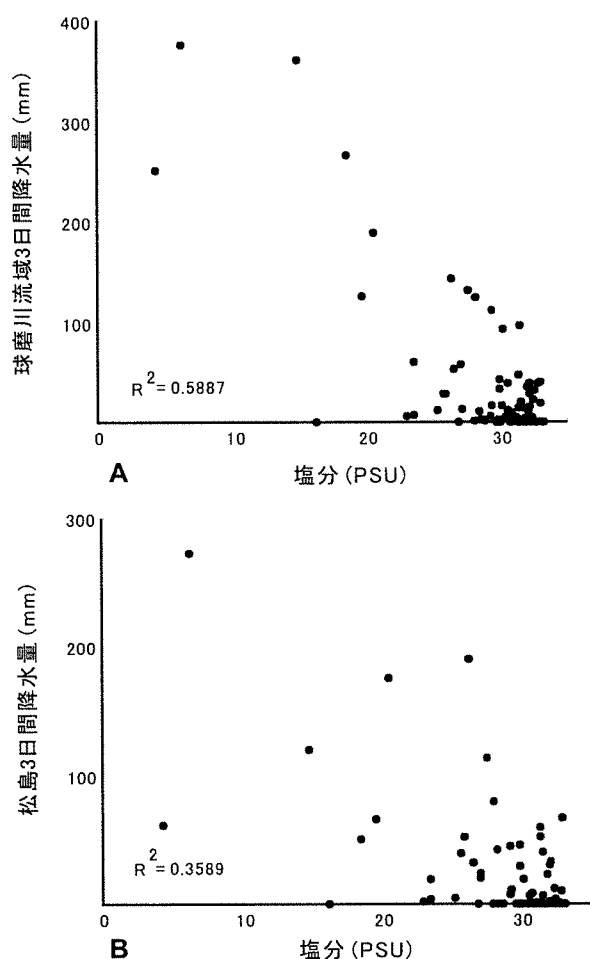


図3 球磨川流域(A)・松島(B)の3日間降水量と姫戸の塩分との関係

2006年の概要 姫戸では、水温は 23~31 $^{\circ}\text{C}$ の間で変動し、塩分は 6.2~32.1 PSU の間で変

動した。DIN は 0.13~18.40 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIP は <0.01~0.55 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 0.92~121.40 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、<1~17,900 cells/ml の間で変動した。

水俣では、水温は 22.3~31.0 $^{\circ}\text{C}$ の間で変動し、塩分は 13.1~32.8 PSU の間で変動した。DIN は 0.20~25.69 $\mu\text{g-atm/l}$ 、DIP は <0.01~0.59 $\mu\text{g-atm/l}$ 、珪酸塩濃度は 0.65~104.08 $\mu\text{g-atm/l}$ の間で変動した。植物プランクトン細胞数は、8~2,094 cells/ml の間で変動した。

植物プランクトン細胞数が最大になったのは、姫戸は 7 月 4 日で、この時は *Thalassiosira* 属が約 40%、*Chaetoceros* 属が約 30%、*S. costatum* が約 25%であった。この時発生した *Chaetoceros* の大半は、これまで本調査では大きな発生がなかった、非常に小型の種であった。水俣では 8 月 29 日が最大で、*S. costatum* が 85%を占めていた。

両海域の総細胞数を比較すると、姫戸の方が多かったのは、採水日が同一であった 19 回のうち 15 回であった。

両海域の海況の特徴 いずれの年も、両海域共に調査開始時には成層が形成されており、表層付近は高水温・低塩分で逆に底層は低水温・高塩分となっている。盛夏を過ぎて表層の水温が低下し、鉛直混合が盛んになるのは、いずれの年も 9 月中旬から下旬であり、両海域共にほぼ同時期であった。調査期間中の最高水温と最低水温の差は、2003、2004 年は姫戸の方が大きく、2005、2006 年は水俣が大きかった。最低・最高水温ともに、若干水俣のほうが高い年度が多かった。

塩分が 25 PSU を下回った日が、姫戸は 10 回あるのに対して、水俣では 3 回であり、2004 年と 2005 年は水俣では期間中一度も 25 PSU を下回っていない。姫戸で最も塩分が低下したのは 2004 年 9 月 8 日の 4.4 PSU である。これは台風による大雨の影響によるものである。水俣では調査が翌 9 月 9 日となったが、水俣の塩分は 29.0 PSU であり、大きな塩分の低下は認められなかった。それぞれの測点に近傍な気象観測地点における、調査日前日までの 3 日間の降水量は、松島で 57mm、水俣で 175mm であり、姫戸の塩分低下は測点周辺の降水よりも、球磨川からの淡水流入の影響が大きいこと、逆に水俣では、この程度の降水量では著しい塩分低下を招かないことが示唆された。実際に球磨川流域の降水量と、姫戸の塩分の間には、正の

相関が認められ、松島の降水量よりも相関が高かった(図3)。

一方、水俣の降水量と塩分の関係の相関は低かった。図4に示したように、Aは3日間降水量が700mm近い豪雨であった。この3日間には水俣における観測史上1位と5位の日降水量を記録した日を含んでいる。この時の塩分は回復が遅く、翌週(B)、翌々週も低塩分で推移した。一方、Dは観測史上7位の日降水量を記録し、水俣市内全域で避難勧告が発令され、大規模な土石流災害が発生した翌々日である。しかし塩分は全く低下しておらず、むしろその翌週に低下している。このため水俣の塩分は、奥部からの低塩分水の影響により低下するものと考えられる。

植物プランクトン細胞数は、姫戸の方が多い傾向が認められるが、2004年のように、姫戸が多い日と水俣が多い日がほぼ同数といった年もみられた。ただし、姫戸の方が多い場合は、細胞数の差は17,000 cells/mlを越えるケースも認められたが(図5)、水俣のほうが細胞数が多い場合は、両海域の細胞数の差は小さく、最大でも約1,900 cells/mlであった。特に2004、2005年は両海域の差は少なかった。

溶存態無機栄養塩の濃度は、両測点で顕著な差は認められなかった。これは球磨川河口に近い姫戸の方が、栄養塩のフラックスは大きいものの、植物プランクトンによる消費も大きいことに起因するものと考えられる。

これらの結果から、姫戸の特徴として、球磨川からの淡水流入の影響を強く受けることにより、水温、塩分などの変動が非常に大きいことが挙げられる。一方水俣は姫戸に比べて環境の変動は小さく、安定しているといえる。さらに姫戸における急激な環境の変動は、後述のように植物プランクトン量や栄養塩濃度の動態にも影響を及ぼしている。

姫戸における珪藻の大増殖 植物プランクトン細胞数が5,000 cells/mlを上回ったのは、姫戸で2003年に3回、2006年に2回、水俣では2003年の2回のみで、両海域共に2004、2005年には確認されなかった。5,000 cells/mlを上回ったのは、いずれも梅雨に記録的な豪雨後であったか、もしくは8月中に台風が接近した数日後という条件下でのみ認められる現象であった。台風の接近は9月に多かったが、台風通過後には栄養塩が増加し、ある程度の植物プラ

ンクトンの増加が認められたものの、5,000 cells/mlを超えることはなかった。植物プランクトンの大増殖は、いずれも珪藻によるものであったが、その大増殖の動態について、2006年の梅雨期の姫戸を例として詳しく述べる(図6)。

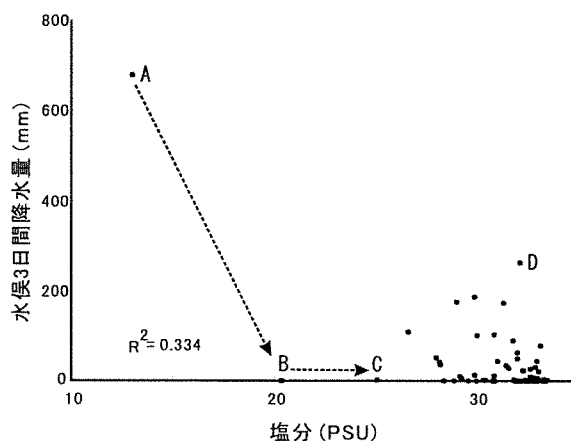


図4 水俣の3日間降水量と塩分との関係

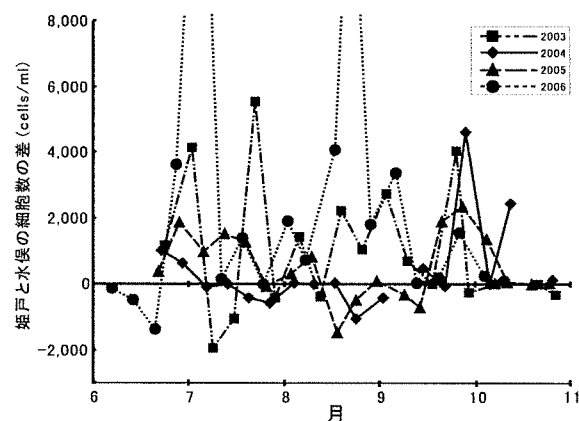
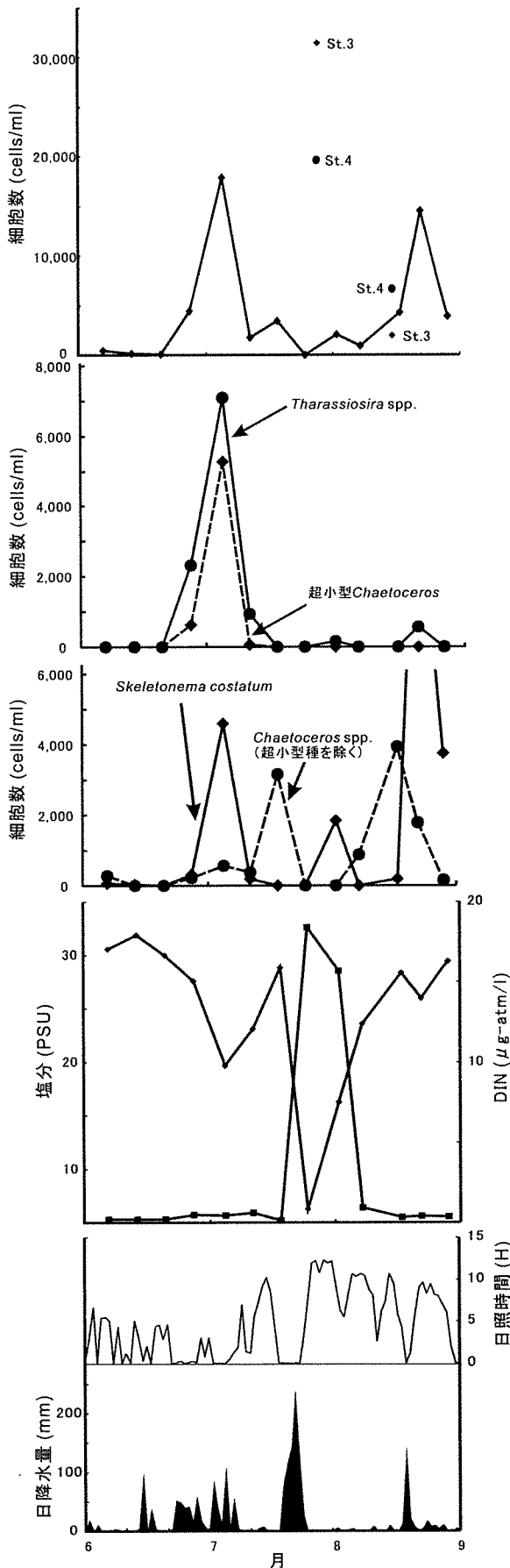


図5 姫戸と水俣の総細胞数の差

まず姫戸の表層で毎週得られた試料を観察、分析した結果を、気象庁が発表している気象データを参照しながら精査すると、まず6月中旬までは植物プランクトン細胞数は低い値で推移していた。その後6月末頃より増加に転じたが、6月27日に観察されたのは、*Thalassiosira* sp.が最も多く52%を占め、ついで超小型の*Chaetoceros*が14%、*Leptocyllindrus* spp.が13%で、*Skeletonema costatum*は7%であった。翌週の7月4日には総細胞数が、この年の最大値となる、17,900 cells/mlに達したが、その構成割合は、*Thalassiosira* 属が約



40%とやや減少し、*Chaetoceros* 属が約 30%、*S. costatum* が約 25%と増加した。7月11日には、1,733 cells/ml にまで減少したが、その内訳は *Tharassiosira* sp. が 53%となり、ついで *Chaetoceros* spp. が 25%を占めた。この時の同属の内訳は、*C. affinis* や *C. laciniosus*、*C. radicans* など、超小型種は同属の 2 割に満たなかった。また *S. costatum* は総細胞数の 10%程度であった。7月18日は再び 3,404 cells/ml まで増加したが、この時 *Tharassiosira* sp. や *S. costatum*、超小型 *Chaetoceros* はみられなくなり、*C. laciniosus* などの *Chaetoceros* が 92%を占めた。この頃から 7月23日まで連日大雨となり、7月25日には塩分は 6.2 PSU まで低下し、植物プランクトンはほとんどみられない状態になった。この大雨までは DIN は 1 $\mu\text{g-atm/l}$ に満たない値で推移していたが、18 $\mu\text{g-atm/l}$ まで上昇した。8月1日になると、総細胞数は 2,058 cells/ml になったが、90%が *S. costatum* であった。8月7日は 948 cells/ml まで減少したが、*S. costatum* はみられず、90%が *Chaetoceros* であった。この時も超小型種ではなく、*C. laciniosus* や *C. diadema*、*C. compressus* などであった。その後 8月17日には同様の種組成のまま総細胞数は 4,263 cells/ml にまで増加した。8月22日には総細胞数は 14,500 cells/ml に増加しているが、84%が *S. costatum* で、*Chaetoceros* は 12%となっている。これは観測日の間の 8月18日に台風が襲来し、大雨をもたらしたため、プランクトン相が大きく変化したためと考えられる。ただし塩分が低下しているものの、DIN は増加した様子がみられない。その後は降水量は少なく、安定した晴天が続き、植物プランクトンは徐々に減少していった。なお有害赤潮原因種は、*Chattonella* spp. が 6月6日より発生しているが、7月4日以降観察されなかった。また *Cochlodinium polykrikoides* が 9月中旬以降に散見されたが、大増殖にはいたらなかった。

この週一回の調査の結果からは、いくつかの疑問が生じた。7月25日に DIN が急増し、8月1日も高く推移し、8月7日には激減しているが、植物プランクトンが 7月上旬を上回るような大増殖はみられなかったこと、8月18日に

図6 2006年姫戸表層における植物プランクトン細胞数および塩分、DIN、松島における日照時間、球磨川流域の日降水量

は台風が襲来しているが、その後の DIN などの栄養塩の上昇が認められなかった点などである。

前者について検証するために、同年 7 月 28 日に行なわれた、八代海中央部の調査の結果を参照すると、姫戸の測点の北に位置する St. 3 において 31,425 cells/ml、南に位置する St. 4 において 19,675 cells/ml と、植物プランクトンが非常に高密度に増殖していることが明らかとなった。この時の St.1 から 6 までの *Tharassiosira* sp.、*S. costatum*、超小型 *Chaetoceros* の割合と、総細胞数を表に示す。St. 3 においては *Tharassiosira* sp. が 74%、*S. costatum* が 25% と、ほとんど 2 種で占められていた。また St. 4 においては、*Tharassiosira* sp. が 65%、*S. costatum* が 18%、超小型 *Chaetoceros* が 17% で、この 3 種で占められていた。このことから、姫戸でも観測日の間に大増殖し、その後急激に減少したことが考えられる。ちなみに大雨後の珪藻の大増殖は、北部から南下すると考えられるが、この時は最も南部の St.6 であっても、表層の塩分は 18.7 PSU であり、河川水の影響を強く受けた状態であったと考えられる。*S. costatum* は北部で割合が高く、超小型 *Chaetoceros* は南部で高いこと、*Tharassiosira* sp. はどの地点でも 40% 以上を占めるが、特に St. 3~5 で割合が高いことから、珪藻の大増殖は、まず超小型 *Chaetoceros* が最初に増殖を始め、ついで *Tharassiosira* sp.、*S. costatum* の順に増殖を開始するものと推測された。またこの年の 6 月下旬からの姫戸での珪藻の遷移もこの 3 種が、主要種となっている。八代海北部では、*S. costatum* の割合が高いことが多いが、豪雨後などに塩分が低下し、栄養塩が大量に流入した際には、一度植物プランクトン相がリセットされ、まず超小型の *Chaetoceros* や *Tharassiosira* sp. などが大増殖し、その後 *S. costatum* が卓越することが示唆された。そして栄養塩レベルが低い海域では、*C. compressus* や *C. lacinosus* などの中型の *Chaetoceros* へ遷移していくものと考えられる。超小型の *Chaetoceros* については、未だ種同定に至っていないが、本種に類似した小型種である *C. salsugineum* は、著しい富栄養海域である、洞海湾で赤潮を形成することが報告されており、八代海でも栄養塩が非常に高い時のみに確認されたことから、同様の生態を持つことが考えられる。また八代海で発生する

Tharassiosira sp. は細胞の外側に堆積物由来と思われる粒子が付着しており、エスチュアリー循環などで巻き上げられることにより、増殖を開始する可能性が考えられる。これらの種はそれぞれ別の生理生態的特徴を持つことが考えられ、詳細な発生機構の解明には、その特徴を把握する必要がある。

なお、8 月 18 日の台風後に、DIN など栄養塩の増加がみられなかった点については、台風前日にあたる 17 日に *Chaetoceros* spp. が 90% 以上を占めていたのが、台風 4 日後の 22 日には *S. costatum* が 84% を占め、大増殖していることから、7 月下旬のように、植物相がリセットされる程の河川水の流入はなかったものの、栄養塩濃度の増加に伴い、*Chaetoceros* spp. から *S. costatum* へと組成が変化し、また栄養塩は既に多くが消費されたものと考えられる。

本調査は、植物プランクトンの動態を詳細に把握するために、毎月一回の調査に加えて行なってきたが、毎週一回の調査でも把握しきれない現象が多くみられることが明らかとなった。また姫戸では球磨川からの流入量によって、栄養塩濃度は著しく増加し、それに呼応して植物プランクトンが急速に消費する。調査期間中にも、DIN は 1 週間で最大 138 倍に増加し、90 分の一に減少するケースも認められた。このため、八代海の環境を評価する際には、調査がどのようなタイミングで行なわれたかをよく把握する必要がある。

要 約

1. 2003 年~2006 年の 6 月~10 月に毎週一回植物プランクトンの調査を、姫戸沖および水俣沖で行なった。
2. 球磨川流域の降水量が、姫戸沖の海況に大きく影響しており、塩分等の変動を激しいものになっている。一方水俣は姫戸に比べて海況は安定している。水俣沖の塩分は周辺部の降水量よりも、八代海奥部からの低塩分水の影響が強いと推察された。
3. 淡水が大量に流入した直後は、一旦植物プランクトンがほとんどみられなくなるが、数日後劇的に増殖し、さらにその後の数日で植物プランクトンの遷移や、栄養塩の枯渇、それに伴う細胞数の減少が認められ、週一回の調査では把握しきれない現象が少なくなかった。

4. 2006 年の例では、豪雨後まず超小型の *Chaetoceros* が増殖し、次いで *Tharassiosira*、*Skeletonema* の順に増殖していた。

謝 辞

本研究を行なうにあたり、試料の採取に御協力いただいた、天草漁業協同組合姫戸支所および水俣市漁業協同組合の方々に厚く御礼申し上げます。

文 献

- 1) 吉田誠・芝田久士・西田泰輔・大和田紘一 (2005) : 八代海の海況と植物プランクトンの動態 月刊海洋 37 19-23
- 2) 吉田誠・安達真由美・西田泰輔・永田大生・岩竹悠里・木野世紀・櫻田清成・大和田紘一 (2007) : 八代海における 2004 年度および 2005 年度の植物プランクトンの分布 熊本県水産研究センター研究報告 7 45-51
- 3) 生地暢・芝田久士・和田篤・安達真由美・大和田紘一 (2005) : 八代海の海況と植物プランクトンの動態 月刊海洋 37 24-29
- 4) 小久保清治 (1960) : 増補版浮遊珪藻類 恒星社厚生閣 pp 330
- 5) J.E.B. Rines and P.E. Hargraves (1988) : The *Chaetoceros* Ehrenberg (Bacillariophyceae) Flora of Narragansett Bay, Rhode Island, U.S.A. Bibl. Phyc. 79 J. Cramer pp 196
- 6) C. Tomas (ed) (1997) : Identifying Marine Phytoplankton Academic Press pp 858
- 7) 山田真知子・梶原葉子 (2004) : 著しく富栄養化の進行した洞海湾の植物プランクトン出現特性 海の研究 13 281-293

八代海における有害赤潮

Chattonella antiqua の発生予察

櫻田清成, 山形卓, 小山長久, 糸山力生

The prediction of harmful blooms *Chattonella antiqua* in Yatsushiro Sea

Kiyonari Sakurada, Suguru Yamagata, Nagahisa Oyama and Rikio Itoyama

キーワード：赤潮、八代海、予察、*Chattonella*

近年、熊本県海域では、*Chattonella antiqua* (図1) や *Cochlodinium polykrikoides* などの有害プランクトンによる魚介類のへい死、*Eucampia zodiacus* や *Rhizosolenia* 属を主とした珪藻類によるノリの色落ちなど、赤潮を原因とする漁業被害の発生が問題となっている。特に1990年の *Chattonella*、2000年の *Cochlodinium* による被害は甚大で、ブリなどの養殖魚を中心に数億、数十億円の被害に及んだ。^{1,2)} これらの赤潮被害を防止・軽減し、持続的な漁家活動を行うためには、1) プランクトンの生理・増殖特性を解明し、2) 現場海域での発生や赤潮化を予察し、3) 分布状況を正確に把握するとともに、4) 粘土による赤潮の駆除や飼育生物の餌止めなどの対策を講じる必要がある。

八代海で発生する有害プランクトンは、*Chattonella* や *Heterosigma akashiwo* などのラフィド藻、*Cochlodinium* や *Karenia mikimotoi* などの渦鞭毛藻類が確認されている。¹⁻³⁾ これら有害プランクトンによる過去20年間の被害状況をみると、*Chattonella* による漁業被害の報告が最も多く、魚類を中心に10件(被害額19.4億円)、次いで *Cochlodinium* による被害で魚介類に対し8件(44.2億円)、*Karenia* により魚貝類を中心に3件(1.9億円)となっている。¹⁻³⁾ 今回はもっとも被害件数が多く、被害防止へ向けた対策が急務である *Chattonella* に関する研究について報告する。

Chattonella の日本での発生は、1972年に広島湾から採取され、*Hemientreptia antiqua* Hada として命名されたが、⁴⁾ 1980年に *Chattonella* 属へ移され、*Chattonella antiqua* (Hada)Ono となった。⁵⁾ 八代海では1979年から発生が確認されており、1988年に最初の被害が報告されている。²⁾ 本種は *Cochlodinium* や *Heterocapsa circularisquama* などの他の有害プランクトンにくらべ、生活史や各海域の培養株における増殖特性の解明など、^{6,7)} 比較的研究の進んだ種であり、播磨灘やいくつかの海域では予察についての研究も行われている。⁸⁾ 八代海では、現場海水から分離された培養株についての増殖特性(至適水温25℃、至適塩分20psu)が解明され、⁹⁾ 予察については本報告第7号において気象、海況と本種の発生状況について解析し、気温、降水量、水温(特に底層水温)などの項目による発生予測の有効性について報告した。³⁾



図1 *Chattonella antiqua* (上天草市松島町沖)

本報告では、当水産研究センター研究報告第7号³⁾において今後の課題としていた他の要因を含めた評価法において、より精度の高い予察を試みるため、栄養塩類や風向、風速を新たな項目として取り上げ、広島湾などで赤潮予察に用いられている多変量解析¹⁰⁻¹³⁾により八代海における *Chattonella* 赤潮の発生予察について検討したところ、より精度の高い予察が可能となったので報告する。

方法

回帰分析による予測

1. 解析対象 *Chattonella* 赤潮の発生状況については、当センターが蓄積してきた赤潮資料¹⁾ および「九州海域の赤潮」²⁾ から整理し、*Chattonella* の発生期間が5日以上、かつ最高細胞数が100cells/ml以上の年を赤潮発生年（以下発生年と称す）、*Chattonella* の発生が確認されなかった年を赤潮非発生年（以下非発生年と称す）、発生期間が5日を下回る、もしくは最高細胞数が100cells/mlを下回る年を赤潮小規模発生年（以下小規模発生年と称す）とし、これら3つのグループについて解析を行った（表1）。

表1 1986年以降の *Chattonella* の発生状況

年	発生期間	日数 (days)	細胞数 (cells/ml)	面積 (km ²)	分類
1986					非発生
1987					非発生
	8/22~8/28	7	450	1	
1988	9/4~9/8	5	280	80	発生
	9/10~9/14	5	4,925	4	
1989					非発生
1990	7/17~8/17	32	400	1,200	発生
1991					非発生
1992	7/28	1	49	0	小規模発生
1993					非発生
1994					非発生
1995					非発生
1996					非発生
1997					非発生
1998	7/29~8/10	13	440	115	発生
1999	9/6	1	1,334	128	小規模発生
2000					非発生
2001	8/16~8/24	9	39	30	小規模発生
2002	7/16~8/20	36	101	220	発生
	6/30~7/28	29	270,000	280	発生
2003	9/11~9/19	9	2,000	150	発生
2004	7/30~8/23	25	4,800	105	発生
	7/8~7/28	21	8	40	発生
2005	7/25~8/30	37	5,750	840	発生

今回の解析項目として、表2に示す気象、海況、他種の赤潮形成状況の計468項目を用いた。気象については、気象庁気象統計情報 (<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>) から八代海沿岸の5観測点（三角、松島、八代、牛深、水俣）について引用し、5月から8月までの旬別、月別の気温、降水量、日照時間、旬別の風向、風速の計360項目を用いた（表2、図2）。海況については、八代海で過去21年以上にわたり実施している赤潮調査の観測結果を用い、6月から8月の旬別、月別の表層水温、底層水温、水温成層（表層-底層間の水温差）、表層塩分、底層塩分、塩分成層（表層-底層間の塩分差）、DIN（溶存態無機窒素、表層）、PO₄-P（リン酸態リン、表層）の計96項目を用いた（表2、図2）。また、*Chattonella* 以外の赤潮形成状況については、当センターが蓄積してきた赤潮資料¹⁾ および「九州海域の赤潮」²⁾ から整理し、7月

表2 解析項目

気象
観測点：三角、松島、八代、牛深、水俣
項目：気温、降水量、日照時間、風向、風速
期間：5月-8月（旬別、月別（風向、風速は除く））
海況
調査点：八代海中央部5定点（5点平均）
項目：表層水温、底層水温、水温成層、表層塩分、底層塩分、塩分成層、DIN、PO ₄ -P
期間：6月-8月（旬別、月別）
<i>Chattonella</i> 以外の赤潮形成状況
項目：他種の赤潮、広域赤潮
期間：6月-8月（旬別、月別）
単位：日数

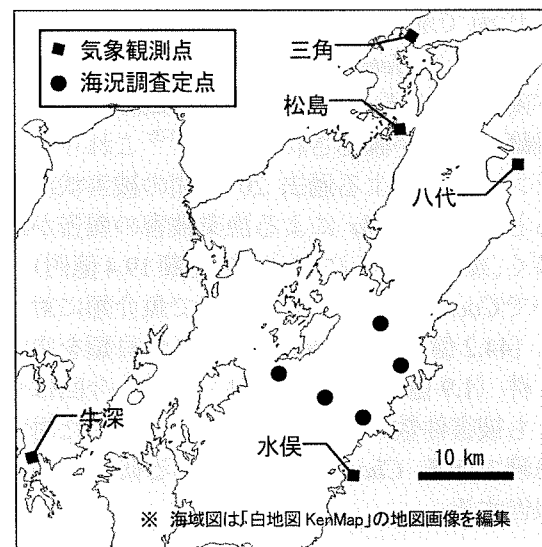


図2 気象、海況定点図

から8月における旬別、月別、7-8月の2ヵ月間の赤潮形成日数、7月の各旬における広域赤潮形成日数の計12項目を用いた。

2. 従属変数の設定 *Chattonella* の赤潮形成を従属変数とし、発生年を1、非発生年を-1とした。独立変数には気象、海況などの各項目(表2)を用い、回帰分析により赤潮発生の有無について予測式を算出した。なお、今回予測する*Chattonella* 赤潮については、発生期間が5日以上、かつ最高細胞数が100cells/ml以上の状態を赤潮とした。

3. 変数の選択(項目) 回帰モデルに用いる項目の選択として、表2の各項目について、表1に示した*Chattonella* の発生年、非発生年の2グループ間で平均値の有意検定(t検定、 $P < 0.10$)を行った。得られた結果について、平均値の比較では有意であったが赤潮形成に影響を与えると考えにくい項目については削除し、また、過去の知見^{3,6)}を考慮し、平均値の比較では有意ではなかったが、*Chattonella* 赤潮の形成に影響を与えると考えられる水温や塩分、栄養塩類などの項目は追加した。なお、小規模発生年については判断が困難で、解析の誤差を招く恐れがあるため今回は除外した。

4. 独立変数の選択(時期) 八代海で発生した*Chattonella* 赤潮の発生時期をみると、7割以上が7月下旬から9月にかけて発生している(図3)。従って7月中旬までの項目が今回の予察の対象となる。

独立変数の選択(項目)により抽出された独立変数の中で、7月中旬までの変数について回帰分析を行い、*Chattonella* 赤潮の予測式を算出した。

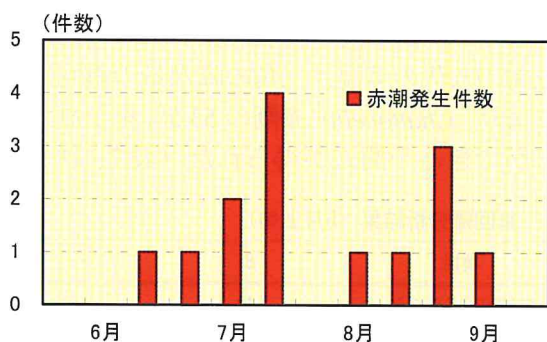


図3 *Chattonella* 赤潮発生状況(旬別)

判別分析による検証 回帰分析に用いた独立変数についての有効性の検証として、

Chattonella 赤潮の発生状況を従属変数、回帰分析に用いた項目を独立変数とし、1986-2005年の発生状況についての判別分析を行った。今回の解析対象の*Chattonella* 赤潮については、回帰分析と同様に発生期間が5日以上、かつ最高細胞数が100cells/ml以上の状態を赤潮とした。

結果

回帰分析による予測

1. 変数の選択

(1) 気象 表2に示した気象の項目、気温、降水量、日照時間、風速、風向の計360項目における*Chattonella* の発生年、非発生の平均値について有意検定($P < 0.10$)を行った。結果、気温では31項目、降水量では15項目、日照時間では5項目、風向6項目、風速11項目の計68項目について有意な差が認められた(表3)。

表3 平均値の比較(気象、 $P < 0.10$)

気温	5月上旬(三、松、八、牛、水)	計31項目
	5月中旬(八、牛、水)	
	5月下旬(三、八、牛)	
	5月(三、松、八、牛、水)	
	6月中旬(三、松、八、牛、水)	
	6月(三、松、八、牛、水)	
	7月上旬(三、松、八、牛、水)	
降水量	5月上旬(三、松、八、牛、水)	計15項目
	5月下旬(牛)	
	5月(八、水)	
	7月上旬(三)	
	7月(三、松、牛、水)	
	8月下旬(牛、水)	
日照時間	5月上旬(松)	計5項目
	5月下旬(水)	
	8月下旬(三、八、牛)	
風向	5月上旬(松)	計6項目
	5月中旬(水)	
	5月下旬(水)	
	6月上旬(牛、水)	
	8月上旬(三)	
風速	5月上旬(松)	
	5月中旬(八)	
	5月下旬(三、松、水)	
	6月下旬(松)	
	7月上旬(松)	
	7月中旬(松)	
	7月下旬(八)	
	8月中旬(水)	
	8月下旬(松)	

※ 観測点名は以下のとおり省略

三角：三、松島：松、八代：八、牛深：牛、水俣：水

(2) 海況 水温(表層、底層、水温成層)、塩分(表層、底層、塩分成層)、DIN、 PO_4-P の

計 96 項目について、*Chattonella* の発生年、非発生年の平均値における有意検定 ($P < 0.10$) を行った結果、表層水温では 4 項目、底層水温では 3 項目、水温成層では 2 項目について有意であった。また、底層塩分では 4 項目について有意であり、海況の項目については計 13 項目において有意な差が認められた (表 4)。

表 4 平均値の比較 (海況、 $P < 0.10$)

項目	期間	項目数
表層水温	6月下旬、8月上旬、8月上旬、8月	計4項目
底層水温	6月下旬、7月上旬、7月	計3項目
水温成層	6月上旬、7月中旬	計2項目
表層塩分	-	計0項目
底層塩分	7月下旬、8月上旬、8月中旬、8月	計4項目
塩分成層	-	計0項目
DIN	-	計0項目
PO ₄ -P	-	計0項目

(3) *Chattonella* 以外の赤潮形成状況 八代海で発生が確認された *Chattonella* 以外の赤潮について、旬別赤潮形成日数、月別赤潮形成日数、八代海全域にわたる広域的な赤潮を形成した旬別、月別赤潮形成日数の計 12 項目について、*Chattonella* の発生年、非発生の平均値における有意検定 ($P < 0.10$) を行った結果、8 月下旬の赤潮形成日数、1 項目について有意な差が認められた (表 5)。

表 5 平均値の比較 (*Chattonella* 以外の赤潮形成状況海況、 $P < 0.10$)

項目	期間	項目数
旬別赤潮形成日数	8月下旬	計1項目
月別赤潮形成日数	-	計0項目
旬別広域赤潮形成日数	-	計0項目
旬別広域赤潮形成日数	-	計0項目

2. 回帰分析に用いた独立変数 *Chattonella* の赤潮形成についての影響の有無を過去の知見から考慮し、表 3-5 の 82 項目を基本に影響がないと考えられる項目を削除し、また、影響を与えると推測される項目を加え、回帰分析に用いる独立変数として精査した (図 4)。

3. 回帰分析結果 5 月からの各旬について、図 4 に示した独立変数を用いた回帰分析を行い、以下に示す *Chattonella* 赤潮の予測式を算出した。

なお、従属変数である *Chattonella* 赤潮の発生

状況については、発生年を 1、非発生年を -1 とした。

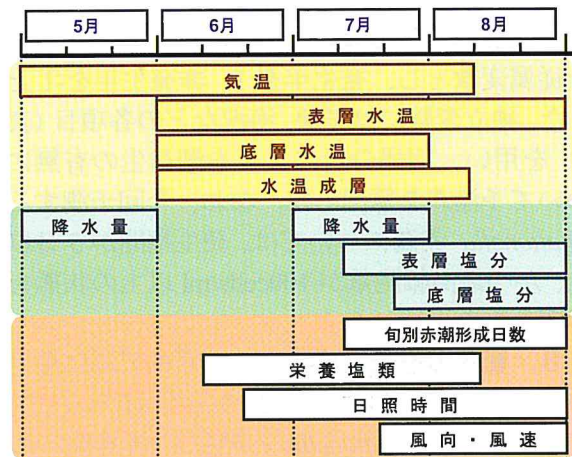


図 4 回帰分析に用いた独立変数

表 6 回帰分析に用いた変数の記述統計量

項目	平均値	標準偏差	N
<i>Chattonella</i> 発生状況	- .18	1.02	17
気温 (八代5月上旬)	18.63 °C	1.44	20
降水量 (三角5月上旬)	60.50 mm	46.58	20
降水量 (八代5月中旬)	66.95 mm	70.22	20
気温 (八代5月下旬)	20.59 °C	1.08	20
気温 (八代5月)	19.60 °C	.75	20
底層水温 (6月中旬)	20.35 °C	.69	16
DIN (6月下旬)	2.18 $\mu\text{g-at/l}$	2.61	18
底層水温 (7月上旬)	21.80 °C	.89	19
表層塩分 (7月中旬)	28.11 psu	4.99	18

※ 発生状況：発生年 1、非発生年 -1

(1) 5 月上旬 5 月上旬までの独立変数である三角、松島、牛深、八代、水俣の 5 つ観測点における気温 5 項目、降水量 5 項目の計 10 項目 (図 4) を素に重回帰分析を行った。結果、5 月上旬の八代の気温、三角の降水量の重回帰分析により、*Chattonella* 赤潮の 53.5% を予測することができる予測式が得られた (表 7、図 5)。

表 7 重回帰分析結果 (5 月上旬)

項目	β	r
気温八代5月上旬	.40 *	.55 *
降水量三角5月上旬	.56 **	.67 **
R ²		.59
調整済みR ²		.54
F		10.22 **

※ * : $P < 0.05$, ** : $P < 0.01$

$$\text{予測値} = -6.147 + .281 \text{ 気温 (八代5月上旬)} + .012 \text{ 降水量 (三角5月上旬)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図5 5月上旬における重回帰式

(2) 5月中旬 図4に示す5月上旬の独立変数と、5月中旬の気温、降水量の計20の独立変数による重回帰分析を行った。結果、5月上旬の八代の気温と三角の降水量、5月中旬の八代の降水量の3つの独立変数による予測式が *Chattonella* 赤潮を予測する上で最も有効であり、その予測率は64.1%という結果であった(表8、図6)。

表8 重回帰分析結果 (5月中旬)

項目	β	r
気温八代5月上旬	.40 *	.55 *
降水量三角5月上旬	.63 **	.67 **
降水量八代5月中旬	.35 *	.19
R ²	.71	
調整済みR ²	.64	
F	10.53 **	

※ *: P < 0.05, **: P < 0.01

$$\text{予測値} = -6.633 + .109 \text{ 気温 (八代5月)} + .003 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} + .002 \text{ 降水量 (三角5月上旬)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図6 5月中旬における重回帰式

(3) 5月下旬 5月中旬までの変数に加え、5月下旬の気温、降水量、月別の気温、降水量の計40の独立変数をもとに重回帰分析を行った。結果、5月上旬の三角の降水量と、5月の八代の気温の2つの独立変数による重回帰分析により、82.0%の予測率で *Chattonella* 赤潮を予測できる重回帰式が得られた(表9、図7)。

(4) 6月上旬 5月下旬までの変数に加え、6月上旬の変数である気温、表層水温、底層水温、水温成層を独立変数とした重回帰分析を行ったが、5月下旬の予測率を上回る予測式は得られなかった。

表9 重回帰分析結果 (5月)

項目	β	r
降水量三角5月上旬	.60 **	.67 **
気温八代5月	.63 **	.70 **
R ²	.84	
調整済みR ²	.82	
F	37.38 **	

※ *: P < 0.05, **: P < 0.01

$$\text{予測値} = -17.680 + .013 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} + .853 \text{ 気温 (八代5月)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図7 5月における重回帰式

(5) 6月中旬 6月上旬までの変数に6月中旬の変数である気温、表層水温、底層水温、水温成層、DIN、PO₄-Pの計10変数を加えた独立変数による重回帰分析を行った。結果、5月上旬の三角の降水量、5月下旬の八代の気温、6月中旬の底層水温の3変数により、予測率85.3%の重回帰式が得られた(表10、図8)。

表10 重回帰分析結果 (6月中旬)

項目	β	r
降水量三角5月上旬	.80 **	.67 **
気温八代5月下旬	.41 *	.43 *
底層水温6月中旬	.39 *	.45
R ²	.89	
調整済みR ²	.85	
F	24.25 **	

※ *: P < 0.05, **: P < 0.01

$$\text{予測値} = -19.987 + .018 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} + .418 \text{ 気温 (八代5月下旬)} + .498 \text{ 底層水温 (6月中旬)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図8 6月中旬における重回帰式

(6) 6月下旬 5月上旬から6月中旬までの変数に加え、6月下旬の気温、表層水温、底層水温、水温成層、DIN、PO₄-P、日照時間の15変数、6月の気温、表層水温、底層水温、水温成層、DIN、PO₄-P、の10変数の計25の変数を

含めた独立変数による重回帰分析を行った。結果、5月上旬の三角の降水量、6月中旬の底層水温、6月下旬のDINの3変数により、予測率97.1%の重回帰式が得られた(表11、図9)。

表11 重回帰分析結果(6月下旬)

項目	β	r
降水量三角5月上旬	.73 **	.67 **
底層水温6月中旬	.71 **	.45 *
DIN6月下旬	-.50 **	-.34
R^2	.98	
調整済み R^2	.97	
F	135.43 **	

※ *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

予測値

$$= -21.946 + .016 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} \\ + 1.044 \text{ 底層水温 (6月中旬)} \\ - .196 \text{ DIN (6月下旬)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図9 6月下旬における重回帰式

(7) 7月上旬 5月上旬から6月下旬までの変数に、7月上旬の表層水温、底層水温、水温成層、DIN、 $PO_4\text{-P}$ 、5観測点の気温、降水量、日照時間の計20の変数を加えた独立変数による重回帰分析の結果、6月までの変数による重回帰式を上回る予測式は得られなかった。

(8) 7月中旬 7月上旬までの変数に加え、7月中旬の変数である5観測点における気温、降水量、日照時間、表層塩分、底層水温、水温成層、表層塩分、底層塩分、塩分成層、DIN、 $PO_4\text{-P}$ の計23の変数を含めた独立変数による重回帰分析を行った。結果、5月上旬の三角の降水量と5月の八代の気温、7月上旬の底層水温、7月中旬の表層塩分の4変数による重回帰式が赤潮を予測する上で最も有効であり、その予測率は99.1%であった(表12、図10)。

予測値

$$= -21.108 + .013 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} \\ + .607 \text{ 気温 (八代5月)} \\ + .298 \text{ 底層水温 (7月上旬)} \\ + .061 \text{ 表層塩分 (7月中旬)}$$

※ 予測値 > 0 : 発生、予測値 < 0 : 非発生

図10 7月中旬における重回帰式

表12 重回帰分析結果(7月中旬)

項目	β	r
降水量三角5月上旬	.61 **	.67 **
気温八代5月	.45 **	.70 **
底層水温7月上旬	.26 **	.58 **
表層塩分7月中旬	.30 **	.39
R^2	.99	
調整済み R^2	.99	
F	368.85 **	

※ *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

判別分析による検証 今回の回帰モデルの検証として、5月下旬、6月下旬、7月中旬の予測式に用いた独立変数による判別分析を行った。

1. 5月下旬 5月下旬までの変数による重回帰モデルでは、5月上旬の三角観測点における降水量と5月の八代観測点における気温の2つの変数を用いた。よって、これらの独立変数による判別分析を行い、過去20年間の検証を行うことで、重回帰モデルの検証を試みた。結果、正準相関係数0.91の判別力を有する判別式が得られ、発生率は100.0% (7/7)、非発生年では90.0% (9/10)の判別率であった(表13-15、図11)。

表13 グループ統計量(5月)

項目	発生状況	平均値	標準偏差
降水量 (三角5月上旬)	-1	34.80	23.61
	1	100.86	53.75
気温 (八代5月)	-1	19.20	.42
	1	20.29	.76
合 降水量 (三角5月上旬)		62.00	50.20
計 気温 (八代5月)		19.65	.79

表14 判別分析結果①(5月)

固有値	分散の%	累積%	正準相関
4.67	100.00	100.00	.91
Wilks のラムダ	が2乗	自由度	有意確率
.18	24.28	2	.00

判別得点

$$= -41.226 + .029 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} \\ + 2.005 \text{ 気温 (八代5月)}$$

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

図11 5月における判別式

表15 判別分析結果② (5月)

年	発生状況	判別得点	判別結果
1986	非発生	-1.65	非発生 ○
1987	非発生	-2.18	非発生 ○
1988	発生	3.62	発生 ○
1989	非発生	-1.92	非発生 ○
1990	発生	.62	発生 ○
1991	非発生	-2.71	非発生 ○
1992	小規模発生	-1.15	-
1993	非発生	-.74	非発生 ○
1994	非発生	-.91	非発生 ○
1995	非発生	-1.92	非発生 ○
1996	非発生	-2.09	非発生 ○
1997	非発生	.27	発生 ×
1998	発生	2.36	発生 ○
1999	小規模発生	-1.45	-
2000	非発生	-3.12	非発生 ○
2001	小規模発生	-.18	-
2002	発生	2.56	発生 ○
2003	発生	2.24	発生 ○
2004	発生	2.07	発生 ○
2005	発生	3.51	発生 ○

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

2. 6 月下旬 6 月下旬までの独立変数による重回帰モデルでは、三角観測点における 5 月上旬の降水量、6 月中旬の底層水温、6 月下旬の DIN の 3 つの変数を用いた。よって、これらの独立変数による判別分析を行い、過去 20 年間の検証を行った結果、正準相関係数 0.88 の判別力を有する判別式が得られ、発生年、非発生年ともに 100.0% (発生年 : 6/6、非発生年 : 5/5) の判別率であった (表 16-18、図 12)。

表16 グループ統計量 (6月)

項目	発生状況	平均値	標準偏差
降水量 (三角 5 月上旬)	-1	30.40	22.17
	1	96.83	57.71
底層水温 (6 月中旬)	-1	19.84	.35
	1	20.60	.85
DIN (6 月下旬)	-1	2.10	2.09
	1	1.12	1.46
合計	降水量 (三角 5 月上旬)	66.64	55.37
	底層水温 (6 月中旬)	20.25	.75
	DIN (6 月下旬)	1.56	1.75

表17 判別分析結果① (6月)

固有値	分散の %	累積 %	正準相関
3.47	100.00	100.00	.88
Wilks のラムダ	加 2 乗	自由度	有意確率
.22	11.23	3	.01

表18 判別分析結果② (6月)

年	発生状況	判別得点	判別結果
1986	非発生	-2.41	非発生 ○
1987	非発生	-	-
1988	発生	3.21	発生 ○
1989	非発生	-	-
1990	発生	.24	発生 ○
1991	非発生	-2.01	非発生 ○
1992	小規模発生	-.44	-
1993	非発生	-	-
1994	非発生	-	-
1995	非発生	-1.59	非発生 ○
1996	非発生	-	-
1997	非発生	-.23	非発生 ○
1998	発生	1.55	発生 ○
1999	小規模発生	1.15	-
2000	非発生	-2.92	非発生 ○
2001	小規模発生	-.59	-
2002	発生	-	-
2003	発生	1.21	発生 ○
2004	発生	1.18	発生 ○
2005	発生	1.83	発生 ○

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

判別得点

$$= -39.086 + .028 \text{ 降水量 (三角 5 月上旬)} \\ + 1.849 \text{ 底層水温 (6 月中旬)} \\ - .133 \text{ DIN (6 月下旬)}$$

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

図 12 6 月における判別式

3. 7 月中旬 7 月中旬までの項目による重回帰モデルでは、5 月上旬の三角観測点における降水量、5 月の八代観測点における気温、7 月上旬の底層水温、7 月中旬の表層塩分の 4 変数を用いた。よって、これらの 4 変数を用いた判別分析による過去 20 年間の検証を行った結果、正準相関係数 0.97 の判別式が得られ、小規

模発生年 3 年を除いた過去 17 年間に於いて、発生年、非発生年ともに 100.0%の判別率（発生年：5/5、非発生年：9/9）であった（表 19-21、図 13）。

表19 グループ統計量（7月中旬）

項目	発生状況	平均値	標準偏差
降水量 (三角5月上旬)	-1 1	33.11 107.00	24.39 58.21
気温 (八代5月)	-1 1	19.22 20.20	.44 .84
底層水温 (7月上旬)	-1 1	21.34 22.28	.75 .94
表層塩分 (7月中旬)	-1 1	25.97 30.62	6.30 2.04
降水量 (三角5月上旬)		59.50	52.52
合 気温 (八代5月)		19.57	.76
計 底層水温 (7月上旬)		21.67	.92
表層塩分 (7月中旬)		27.63	5.57

表20 判別分析結果①（7月中旬）

固有値	分散の%	累積%	正準相関
17.85	100.00	100.00	.97
Wilks のラムダ	カ2乗	自由度	有意確率
.05	29.36	4	.00

判別得点

$$= -75.078 + .054 \text{ 降水量 (三角5月上旬)} \\ + 1.733 \text{ 気温 (八代5月)} \\ + 1.444 \text{ 底層水温 (7月上旬)} \\ + .241 \text{ 表層塩分 (7月中旬)}$$

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

図13 7月中旬における判別式

考 察

回帰分析による赤潮の予測と検証 5月から7月中旬までの各旬別に行った回帰分析の予測率を図14に示す。5月上旬の独立変数による予測式では、*Chattonella* 赤潮の予測率は53.5%と予測には不適な低い値であったが、旬が進むにつれ予測率が上がり、7月中旬までの変数による重回帰式では99%を上回る予測率であった。

図3に示した過去の赤潮形成状況を見ると、71%が7月下旬以降、93%が7月上旬以降に赤

表21 判別分析結果②（7月中旬）

年	発生状況	判別得点	判別結果
1986	非発生	-	-
1987	非発生	-2.73	非発生 ○
1988	発生	6.08	発生 ○
1989	非発生	-2.53	非発生 ○
1990	発生	3.93	発生 ○
1991	非発生	-4.79	非発生 ○
1992	小規模発生	-1.45	-
1993	非発生	-3.92	非発生 ○
1994	非発生	-2.20	非発生 ○
1995	非発生	-2.75	非発生 ○
1996	非発生	-1.46	非発生 ○
1997	非発生	-2.74	非発生 ○
1998	発生	4.45	発生 ○
1999	小規模発生	1.19	-
2000	非発生	-3.11	非発生 ○
2001	小規模発生	.28	-
2002	発生	-	-
2003	発生	-	-
2004	発生	5.28	発生 ○
2005	発生	6.49	発生 ○

※ 判別得点 > 0 : 発生、判別得点 < 0 : 非発生

潮化している。高い予測率を維持しつつ早い段階で予測できるようになれば、より有効性は高まる。今回の結果から7月中旬時点で赤潮形成を予測した場合、99%以上の確立で予測することができるが、20%以上の赤潮についてはすでに発生した後の情報となる恐れがある。一方、6月下旬までの3変数による予測を行った場合、97%の確立で赤潮を予測することができ、かつ93%以上の赤潮の発生を事前に捉えることができるため、より有効性の高い情報となると推察される。

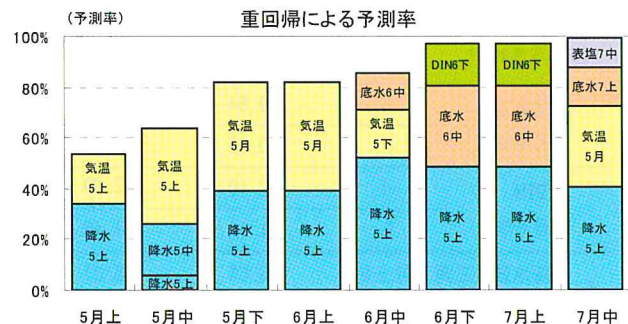


図14 重回帰分析結果（旬別赤潮予測率）

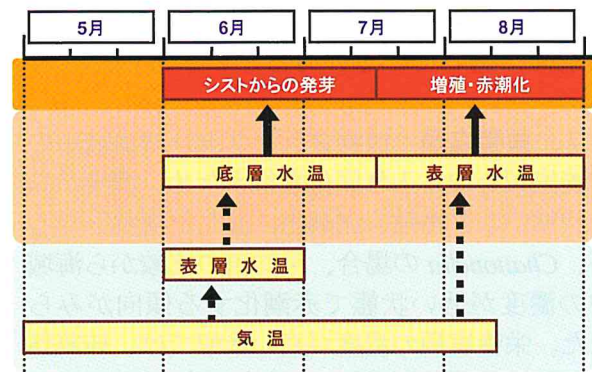
回帰分析に用いた独立変数

1. **気温** *Chattonella* の赤潮形成における気温、水温の影響モデルを図 15 に示す。今回解析の対象とした5月から8月の気温、6月から8月の水温をみると、気温と表層水温、底層水温について強い正の相関があり、その時期は水温が気温に対し1旬、もしくは数旬遅れでもっとも相関が強くなる傾向がみられる（5月の気温（八代観測点）と6月の底層水温間の相関係数0.86、 $P<0.01$ ）。*Chattonella* に直接的な影響を与えるのは水温であるため（図 15 実線↑）、5月下旬から重回帰モデルに含まれている気温については、6月以降の水温の前駆事象であると考えられる。

2. **表層水温** 発生年、非発生年間の平均値の比較や *Chattonella* の生態、増殖特性^{7,9)} からみると、表層水温は赤潮形成を予測する上で有効な変数となると予想されたが、有意な変数としてモデルに含まれなかった。表層水温は気温や底層水温との相関が強いことから（6月下旬の表層水温と7月上旬の底層水温間の相関係数0.75、 $P<0.01$ ）、今回の重回帰モデルでは有意な変数とならなかったと考えられる。

3. **底層水温** *Chattonella* はシスト（休眠細胞）の発芽により発生するが、水温が15°C以上になると発芽が始まり、20°C以上で活発になるとの報告がある。⁶⁾ シストは海底泥表面、もしくは海底泥中に存在しているため、*Chattonella* の発芽時期は底層水温の影響を受けると考えられる。底層水温の推移をみると、発生年は非発生年に比べ6月中旬から7月にかけて高く、かつ20°Cを上回る時期が10日程度早い傾向が確認されている。³⁾ また、今回の重回帰モデルの中で、6月中旬から7月中旬にかけては底層水温の独立変数を用い、また、6月下旬の重回帰モデルの予測率97.1%のうち、32%は底層水温により説明されている。これらのことから、*Chattonella* の赤潮形成には、シストからの発芽時期、もしくは発芽量の影響が強いと推察される。

4. **水温成層** 平均値の比較から発生年は成層の形成が弱い傾向がみられる。底層水温の上昇に伴う表層-底層間の温度差の減少や、台風、時化による成層崩壊などが考えられるが、今回6月上旬の重回帰モデルに用いた水温成層は、シストからの発芽時期にあたるため、底層水温の上昇に伴う二次的な事象と推察される。



※ 実線↑ : *Chattonella* の赤潮形成に対する直接的な影響
点線↑ : *Chattonella* の赤潮形成に対する二次的な影響

図 15 *Chattonella* 赤潮に対する温度の影響モデル

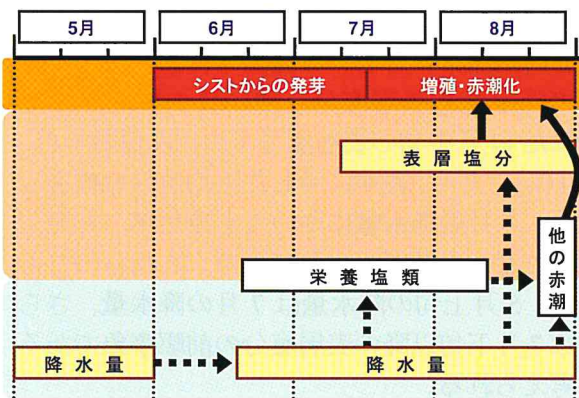
5. **降水量** *Chattonella* 赤潮に対する降水量、塩分、栄養塩類の影響モデルを図 16 に示す。

今回の回帰モデルでは、5月上旬から降水量を独立変数として用いた。5月上旬の時点では、*Chattonella* の大部分がシストの状態であると考えられるため、^{3,6)} 5月の降水とその後の5月の塩分低下が *Chattonella* の発生に影響を与えているとは考えにくい。5月上旬の降水量と他の変数との関係を見ると、非発生年において7月以降の降水量や表層塩分と強い負の相関が確認された（7月中旬の表層塩分との相関係数-0.95、 $P<0.01$ ）。また、表 4 に示した平均値の比較をみると、7月の降水量についても発生年、非発生年間で有意な差がみられている。これらのことから、5月上旬の降水量は7月の降水量、さらには7月下旬以降の表層塩分の前駆事象であると考えられる。

6. **表層塩分** 平均値の比較から発生年では7月中旬から8月上旬にかけて高めで推移する傾向がみられる。*Chattonella* の発生状況を見ると、7月中旬以降から赤潮化する頻度が高いことから、表層塩分は *Chattonella* の発生時期ではなく、増殖、赤潮形成に影響を与える項目であると考えられる。本種の増殖試験では、高水温、低塩分状況でもっとも増殖速度が速いという結果が報告されている。⁷⁾ しかし、現場海域や今回の結果では、低塩分というよりはむしろ高塩分状況での増殖が確認されている。低塩分状態の海況をみると、著しい降雨による多量の河川水が流入した状態であり、河川水由来の栄養塩は豊富にあるものの、水温や塩分濃度の変動は著しい。一方高塩分状態の海況は、晴天が続

き安定した気象、海況であるため、*Chattonella* の増殖に適しているのではないかと推察される。

7. 栄養塩類 植物プランクトンは海域中の栄養塩類を取り入れ同化を行うため、濃度が高い状態がより増殖、赤潮化に適した海況となるが、*Chattonella* の場合、平均値の比較から海域中の濃度が低い状態で赤潮化する傾向がみられた。栄養塩類の濃度が高い状態では、珪藻類など他の赤潮形成種との競合が考えられる。*Chattonella* は鉛直運動を行うことから、⁶⁾ 底質から溶出した栄養塩類を利用することができるため、他種との競合を考慮すると、表層の栄養塩類が低い状態の方がより増殖、赤潮化する機会が高くなると考えられる。また、表層の栄養塩類供給の大部分は降雨に伴う河川水流入に依存することから、今回重回帰モデルに用いた栄養塩類 (DIN) については、6 月下旬以前の降水量の二次的な事象の可能性も推察される。



※ 実線↑ : *Chattonella* の赤潮形成に対する直接的な影響
点線↑ : *Chattonella* の赤潮形成に対する二次的な影響

図 16 *Chattonella* 赤潮に対する塩分の影響モデル

今後の展開 2007 年における *Chattonella* の発生をみると、八代海では 6 月から 8 月中旬にかけて 1 細胞/ml 前後と非常に低密度であった。一方有明海では、7 月中旬から 8 月下旬にかけて広範囲に赤潮化しており、八代海への赤潮流入の可能性が推察された。八代海における過去 21 年間の *Chattonella* の発生状況をみると、^{1,2)} 有明海から拡大してきた可能性が考えられる年は、小規模発生年であったために今回の解析には加えていない 1999 年のみであった。八代海で発生した *Chattonella* ではなく、海域を跨ぎ、

八代海へ拡大した赤潮の場合、今回の予測式が適用できない状況となる恐れがある。

また、八代海における長期的な水温の推移をみると、¹⁴⁾ 有明海などの他の海域と同様に上昇傾向にあるため、短期間のうちに増殖・赤潮化し、漁業被害が発生してしまうケースや、新たな熱帯性有害プランクトンの定着など様々な可能性が考えられる。

今後の展開として、気象、海況資料の詳細な解析による *Chattonella* 赤潮の予察法の精度向上に加え、*Cochlodinium* などの有害プランクトンの予察法の確立や、新たな有害プランクトンの発生を把握するため、現場海域の綿密なモニタリング、海況データのさらなる蓄積が必要である。

要 約

Chattonella antiqua の発生状況による気象、海況データの平均値の比較により、赤潮形成に影響を及ぼすであろう 82 項目年を抽出した。

5 月までの項目 (気温、降水量) を用いた重回帰分析の結果、*Chattonella* の赤潮形成について予測率 82.0% の予測式を算出した。

6 月までの項目 (降水量、底層水温、DIN) を用いた重回帰分析により、*Chattonella* の赤潮形成について予測率 97.1% の予測式を算出した。

7 月中旬までの項目 (気温、降水量、底層水温、表層塩分) による重回帰分析の結果、予測率 99.1% で *Chattonella* の赤潮形成を予測できる重回帰式を算出した。

重回帰モデルに用いた 6 月までの変数、7 月中旬までの変数による判別分析により、過去 11、14 年間の *Chattonella* 赤潮の発生、非発生を 100.0% 判別することができた。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、ご指導頂いた熊本県立大学環境共生学部大和田教授、吉田誠氏、東京大学大学院農学生命科学研究科岸野洋久教授に心から感謝します。

文 献

- 1) 昭和 61 年度～平成 17 年度熊本県水産研究センター事業報告書. 熊本県水産研究センター. 1986～2005.
- 2) 昭和 61 年～平成 17 年九州海域の赤潮. 水産庁九州漁業調整事務所. 1986～2005.
- 3) 櫻田清成, 木野世紀, 糸山力生, 小山長久. 八代海における有害プランクトンの発生状況と予察法の検討. 熊本県水産研究センター研究報告 2006 ; 7 : 31-44.
- 4) 羽田良禾. 広島沿岸域の赤潮プランクトン(鞭毛虫類について). 広島水試 1972 ; 28
- 5) Ono,C., H.Takano. *Chattonella antiqua* (Hada) Ono comb. Nov. And its occurrence on the Japanese coast. Bull.Tokai Reg.Fish.Res.Lab 1980 ; 102 : 93-100.
- 6) 今井一郎. 有害赤潮ラフィド藻 *Chattonella* のシストに関する生理生態学的研究. 南西水研研報 1990 ; 23 : 63-166.
- 7) 山口峰生, 今井一郎, 本城凡夫. 有害赤潮ラフィド藻 *Chattonella antiqua* と *C.marina* の増殖速度に及ぼす水温、塩分および光強度の影響. 日水誌 1991 ; 57 : 1277-1284.
- 8) 平成 2 年度赤潮対策技術開発試験東部瀬戸内海シャットネラ赤潮総合解析報告書(1990). 水産庁. 144.
- 9) 鹿児島県の赤潮生物(増補版)(1995). 鹿児島県水産試験場. A-8.
- 10) 大内 晟, 高山晴義. 主成分分析による赤潮図について. 日水誌 1981;47: 1275-1279.
- 11) 大内 晟. 重回帰式による赤潮発生予測. 日水誌 1982 ; 48 : 1245-1250.
- 12) 大内 晟, 高山晴義. 赤潮図による *Gymnodinium*'65 年型赤潮の予察について. 日水誌 1984 ; 50 : 1201-1205.
- 13) 大内 晟. 判別分析による赤潮予知. 日水誌 1984 ; 50 : 1647-1651.
- 14) 平山 泉. 八代海の環境の長期変動. 月刊海洋 2005 ; 37 : 8-11.

1996年から2006年にかけての菊池川河口域（滑石地先）の アサリ分布状況

生嶋 登, 那須博史^{※1}, 陣内康成, 中原康智, 鳥羽瀬憲久

※1 熊本県東京事務所

Studies on the distribution of the clam *Ruditapes philippinarum*
from 1996 to 2006, at the mouth of Kikuchi River.

Noboru Ikushima, Hirofumi Nasu, Yasunari Jinnai,
Yasutomo Nakahara and Norihisa Tobase

キーワード：アサリ、干潟、分布状況、漁獲量

熊本県は、有明海沿岸および八代海沿岸に全国有数の干潟を有することから、昔からアサリ・ハマグリなどを対象とした採貝漁業が盛んに行われてきた。特にアサリは、1977年に65,732tを漁獲するなど、1970年代には日本一の漁獲量を誇っていた。しかし、その後急激に減少し、1997年には1,009tまで減少した。幸いなことに1998年から増加傾向が認められ、2003年は6,877t、2004年は4,164t、2005年は6,438t、2006年は4,180t（農林水産統計概数）と4,000tから6,000t前後の漁獲があるまでに回復してきている（図1）。

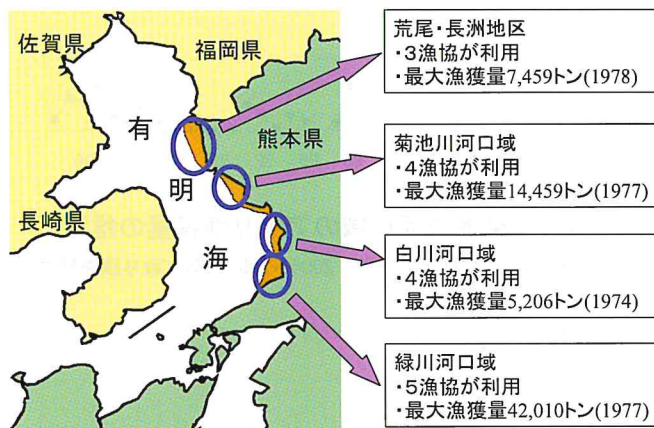


図2 熊本県有明海沿岸の主要漁場

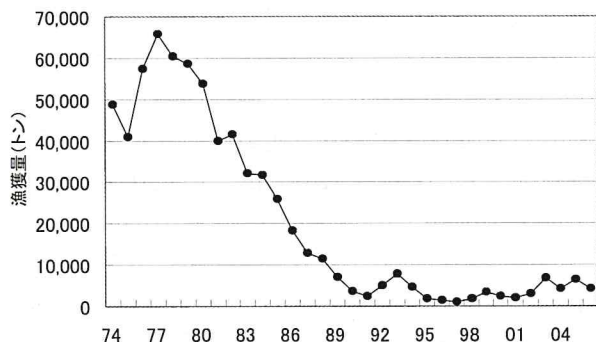


図1 熊本県のアサリ漁獲量の推移

(1972～2005：農林水産統計、2006：農林水産統計概数)

有明海の熊本県海域アサリ漁場は、その成り立ちや、影響する河川などから大きく荒尾・長洲地区、菊池川河口域、白川河口域、緑川河口域の4つに大別される（図2）。

菊池川河口域は、緑川河口域に次ぐ漁獲量を誇った地域で、一級河川菊池川の河口域に広がる約9km²の干潟域で、玉名市の4漁協が利用している。本干潟における漁獲量は、1980年代前半までは10,000t前後で安定的に推移していたが、1986年以降急激に減少し、1995年には4tまで減少した。ところが、2001年以降資源状況は回復傾向にあり、漁獲量も増加傾向を示していた（図3）。

今回報告する菊池川河口域の滑石地先は、菊池川河口域に形成された三角洲で、滑石漁協が利用しており、1977年には、最高5,698tの漁獲があった。しかし、菊池川河口域の他の地区と同様に、1986年以降急激に減少し、1995～1996年は漁獲が全くない状況に至った（図4）。

このような状況の中、2002年に主要産地である

緑川河口域、白川河口域、菊池川河口域において殻長10mm以下の稚貝（以下稚貝という）の大量発生が認められ、この稚貝はその後順調に生育し、2003年の春から漁獲され始め、県全体で6,877tが漁獲されており、滑石地先においても同様に、2003年に457t、2004年に526t、2005年に365tが漁獲されている。

本県では菊池川河口域の主要漁場である滑石地先のアサリ分布状況を把握するために、漁獲の有無にかかわらず調査を継続しており、1996年から2006年までの本漁場におけるアサリ分布状況の変化についてとりまとめたので報告する。

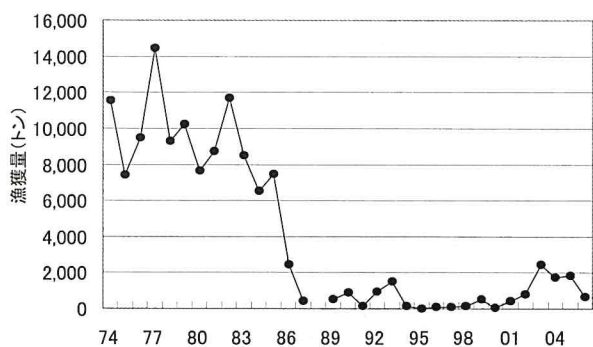


図3 菊池川河口域のアサリ漁獲量の推移

(1974～2003：農林水産統計、2004～2006：聞き取り調査結果)

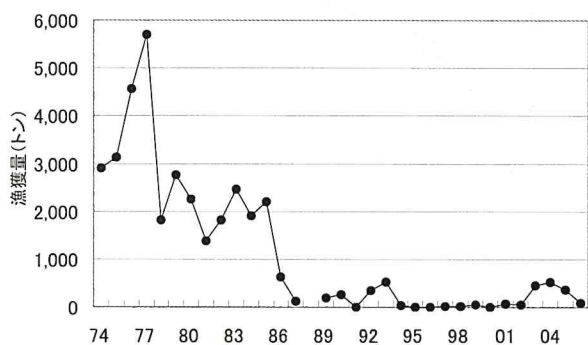


図4 滑石漁協のアサリ漁獲量の推移

(1974～2003：農林水産統計、2004～2006：聞き取り調査結果)

材料および方法

調査は1996年から2001年は、第1回調査として毎年6月から7月、第2回調査として9月から10月の年2回実施し、2002年から2006年は、第3回調査として3月にも行い年3回、毎回大潮時に実施した。

試料採取は、干潟上に設定した調査点45定点で（図5）、1996年6月の調査では25cm方形枠による枠取りを2回、それ以降の調査では、10cm方形

枠による枠取りを4回実施し、1mm目合いのふるいでふるい分けて試料とした。試料から得られたアサリについては、個体数の計数および殻長の計測を行った。

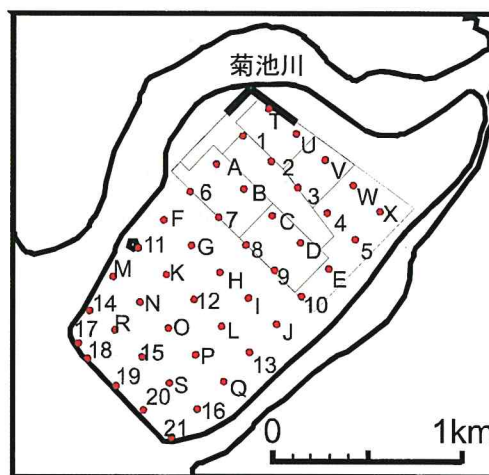


図5 菊池川河口域アサリ分布状況調査定点図

結果および考察

各年度のアサリ分布状況の調査結果および殻長組成を図6～15、分布状況の推移を図16、17に示した。また、各調査時の平均分布密度の推移および殻長10mm以下の平均分布密度を表1、2に示した。

資源が低位であった1996～2000年の調査では、稚貝の発生は認められるものの、漁獲にはほとんど結びついていなかった。菊池川河口域は、当時から比較的厳しい漁獲規制が行われていたため、アサリ漁獲量が資源状況を敏感かつ確に表現しているとは限らないが、²⁾特に1998年、1999年は、年間約2,000トンの漁獲があった1983年当時の稚貝発生量（平均1,224個/m²：殻長10mm以下）³⁾と遜色ないレベルであったにもかかわらず、翌年の漁獲量は、各57トン、7トンと大幅な漁獲量増加には結びつかなかった。その要因としては、上記した事以外に、①菊池川河口域では、梅雨時期の大雨により度々淡水や泥の堆積などの被害を受ける地域であること⁴⁻⁷⁾②緑川河口域と比較して、地盤高が高い漁場が多いために、夏期の高温の影響を受けやすく、稚貝の生残が悪いこと⁸⁾などが漁獲まで結びつかない大きな要因として考えられた。

資源回復傾向が現れての初めてとなった2001年以降の調査では、2002年の第1回調査時に

11,024個/m²の生息が確認された。確認されたアサリは、殻長10mm前後を中心とした稚貝であり、2001年の秋発生群が主体であると考えられた。⁹⁾この群は、その後順調に生育し、2003年から漁獲され始め、この群を主体に2003年に457トン、

り、そのためには、漁協・漁業者による資源管理の推進を徹底しなければならない。

また、菊池川河口域では、地盤が低い沖側の漁場ほど成長が早く生残も良いことが解っている。¹⁰⁾アサリの最盛期であった1970年代には、

表1 菊池川河口域のアサリ平均分布密度(全個体)

(単位 分布密度:個/m² 漁獲量:トン)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
第1回調査	122	884	1,494	2,105	626	843	11,024	4,240	2,662	10,404	3,778
第2回調査	448	141	1,194	758	305	284	6,477	3,309	1,037	4,752	1,167
第3回調査	—	—	—	—	—	—	3,851	1,309	626	1,853	655
アサリ漁獲量(滑石漁協)	0	10	12	57	7	65	45	457	526	365	87

* 1996年から2003年の漁獲量は農林水産統計、2004年から2006年の漁獲量は聞き取り調査結果を使用した。

表2 菊池川河口域のアサリ平均分布密度(殻長10mm以下)

(単位 分布密度:個/m² 漁獲量:トン)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
第1回調査	49	768	1,383	1,952	501	734	5,625	264	1,852	10,133	2,628
第2回調査	67	8	419	73	10	7	1,760	99	169	1,571	277
第3回調査	—	—	—	—	—	—	407	31	223	121	33
アサリ漁獲量(滑石漁協)	0	10	12	57	7	65	45	457	526	365	87

* 1996年から2003年の漁獲量は農林水産統計、2004年から2006年の漁獲量は聞き取り調査結果を使用した。

2004年に526トンが漁獲された。2005年にも第1回調査時に、10,404個/m²の分布が確認され、2006年の漁獲が期待されたが、同年7月の大雨による大量死の影響で、漁獲量は87トンと伸び悩んだ。このように、2002年から2005年の期間のアサリ漁獲量の増加は、稚貝の大量発生が主要因である。しかし、依然として梅雨時期の大量死や夏期の減耗は調査中に確認されており、発生した稚貝を有効利用している訳ではない。特に地盤が高い岸側の漁場は、ほとんど漁獲には結びついていない状況である。今後さらに漁獲量を増加するためには、大量発生した稚貝をいかに漁獲につなげるかが重要となる。

菊池川河口域でのアサリ資源は、現在回復傾向に向かっていると考えられるが、稚貝の発生は気候条件、環境条件に左右され、毎年安定した加入がある訳ではない。資源が低位のときにはそれなりに、高位のときは濃密に、およそ2～3年に1回卓越的に発生していることが示唆された。

今後アサリを安定的に漁獲し、さらに増加するためには、2～3年に1回発生する卓越群を、数年かけて漁獲する体制を整備する必要がある。

岸側の地盤の高いところに大量発生した稚貝を、生残成長の良い沖側の漁場に移植する方法で生産性を高めてきた。発生した稚貝を有効利用するために今後はその手法を復活し、さらなる漁獲増を目指すべきと思われる。

なお、菊池川河口域で卓越年級群が発生した時には、大量発生した稚貝を菊池川河口域で有効利用するだけでなく、県内の他の漁場への移植種苗として利用することも可能であり、将来的には検討していかなければならない。

今後、アサリ漁獲量をさらに増加するためには、発生した稚貝をいかに漁獲まで結びつけるか、その手法を漁協・漁業者の方々が実施できるかどうか懸かっている。

要約

- 1) 1996年から2006年までの菊池川河口域(滑石地先)の時期別のアサリ分布状況を把握した。
- 2) 1996～2001年にかけては、稚貝の発生は認められるものの、漁獲にはほとんど結びついていなかった。2002年以降は、漁獲量は増加傾

- 向にある。
- 3) 2～3年に1回卓越群が発生していることが示唆された。この卓越群が漁獲に結びつくか否かが、漁獲量の増減に関係することが解った。
 - 4) 菊池川河口域では、沖側の漁場ほど成長が早く生残もよいため、漁獲量をさらに増加するためには、岸側を稚貝発生漁場、沖側を生産漁場として利用し、稚貝発生漁場に発生した稚貝を生産漁場に移植する対策を行うことが、必要と思われる。

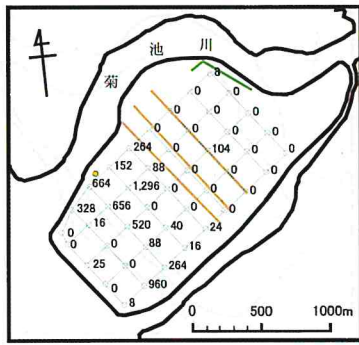
謝 辞

本調査実施にあたり協力頂いた滑石漁業協同組合、熊本県漁業協同組合連合会、玉名市農林水産課の職員並びに関係者の各位に心から感謝します。

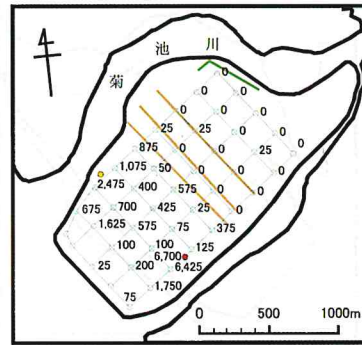
文 献

- 1) 九州農政局. 熊本県農林水産統計年報 (第21次～53次), 熊本農林統計協会, 熊本.
- 2) 中原康智. 熊本県のアサリ資源の現状と問題点, 九州沿岸域の主要漁業種の資源の現状と問題点. 水産海洋研究 1998 ; 62 : 117-120.
- 3) 河辺博, 石田宏一. 玉名地区大規模増殖場開発事業効果調査-5. 昭和58年度熊本県のり研究所事業報告書 1984 : 197-199.
- 4) 手島仁夫, 久木田勇作, 吉田好一郎, 河辺博, 原田征三郎. 菊池川河口アサリへい死実態調査. 昭和54年度熊本県のり研究所業務報告書 1980 : 239-247.
- 5) 深浦雄一. アサリへい死調査, 昭和62年度熊本県のり研究所業務報告書 1988 : 127-130.
- 6) 平田郁夫, 中村良成. 保護水面管理事業調査. 平成2年度熊本県水産研究センター事業報告書 1991 : 50-51.
- 7) 中原康智, 鳥羽瀬憲久. アサリ増殖場造成事業調査委託事業. 平成9年度熊本県水産研究センター事業報告書 1998 : 52-55.
- 8) 陣内康成, 鎌賀泰文, 鳥羽瀬憲久. アサリ増殖場造成事業調査委託事業. 平成11年度熊本県水産研究センター事業報告書 200

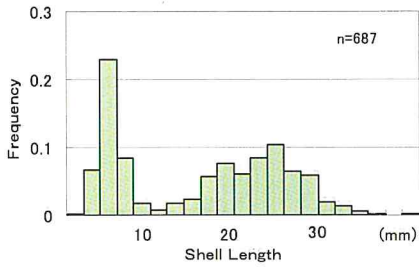
- 0 : 49-55.
- 9) 那須博史, 平山 泉, 鳥羽瀬憲久. 有明海漁業生産力調査事業. 平成14年度熊本県水産研究センター事業報告書 2003 : 65-68.
- 10) 熊本県. 大規模増殖場開発事業調査総合報告書 (玉名地区) 1978.



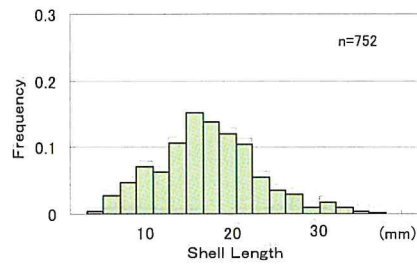
1996. 6. 6



1996. 9. 27

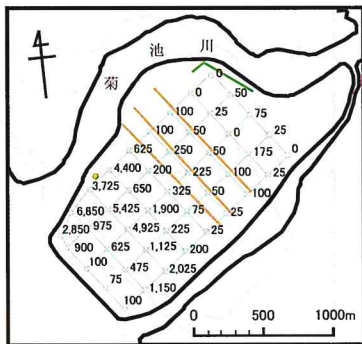


1996. 6. 6

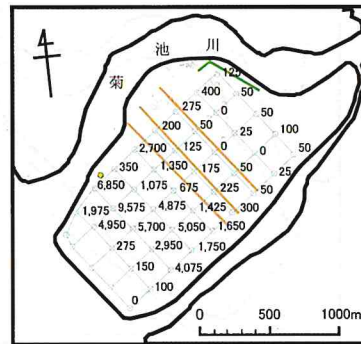


1996. 9. 27

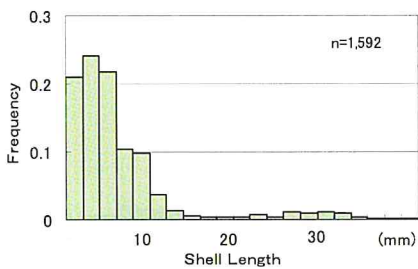
図6 1996年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



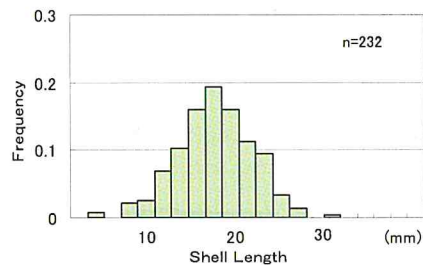
1997. 6. 23



1997. 9. 18

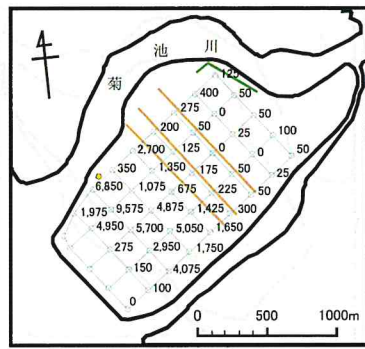


1997. 6. 23

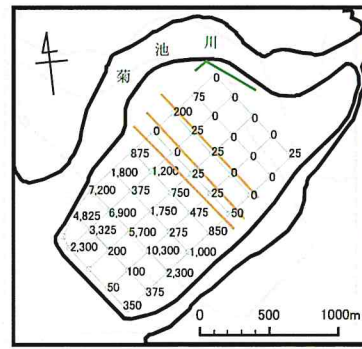


1997. 9. 18

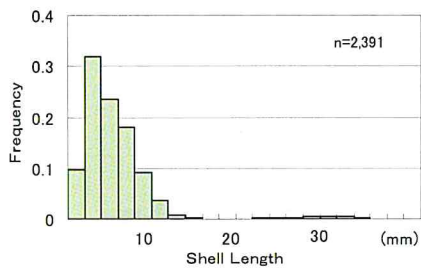
図7 1997年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



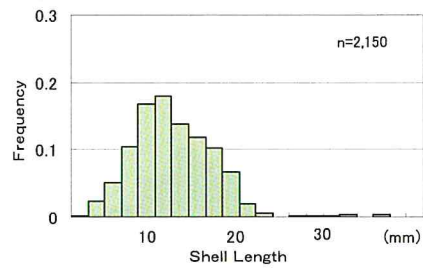
1998. 6. 26



1998. 9. 7

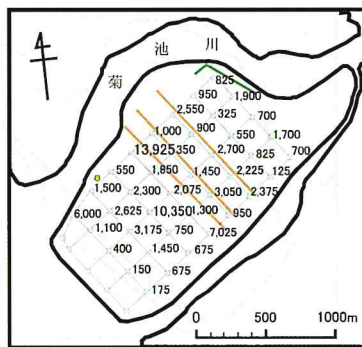


1998. 6. 26

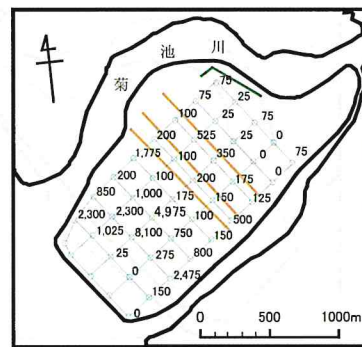


1998. 9. 7

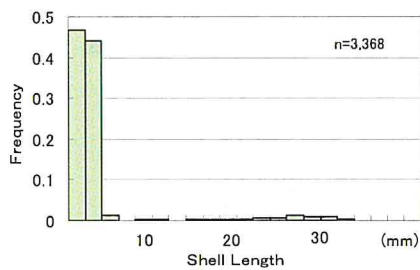
図8 1998年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



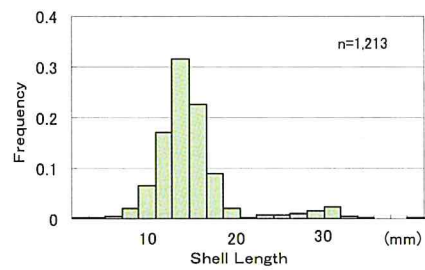
1999. 6. 1



1999. 9. 8

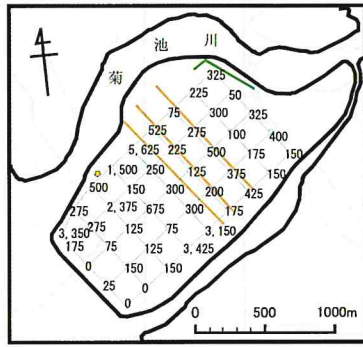


1999. 6. 1

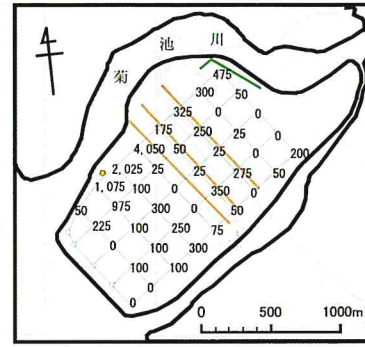


1999. 9. 8

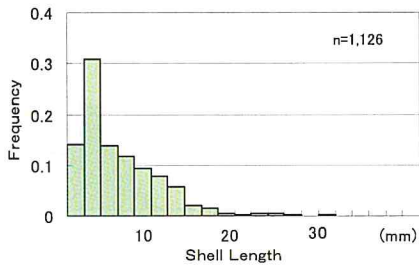
図9 1999年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



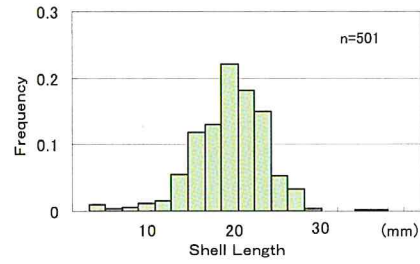
2000. 6. 30



2000. 10. 25

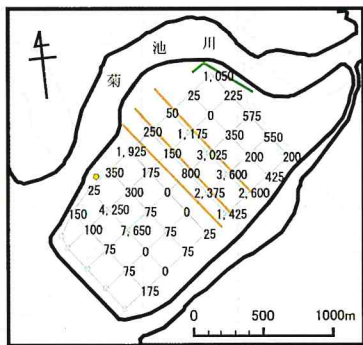


2000. 6. 30

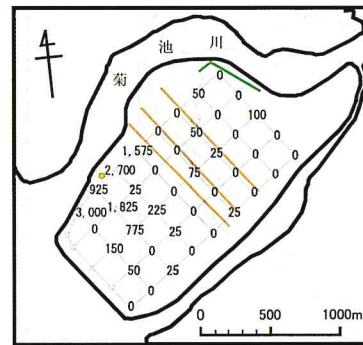


2000. 10. 25

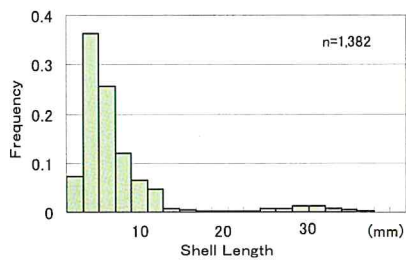
図10 2000年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



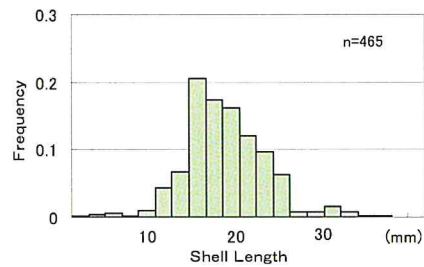
2001. 6. 6



2001. 10. 1

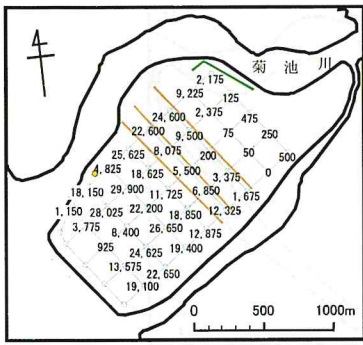


2001. 6. 6

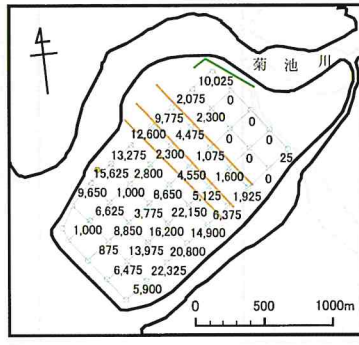


2001. 10. 1

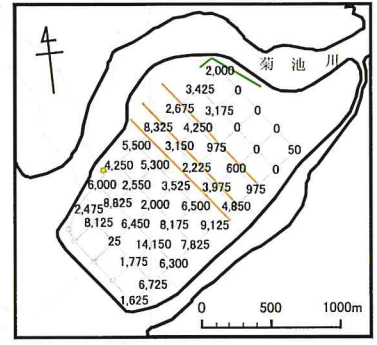
図11 2001年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



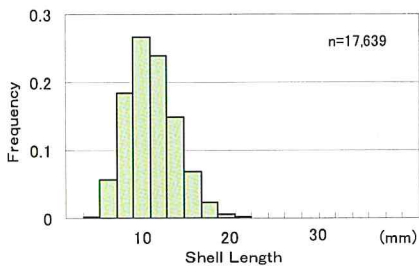
2002. 7. 24



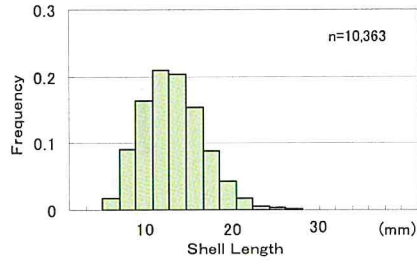
2002. 10. 8



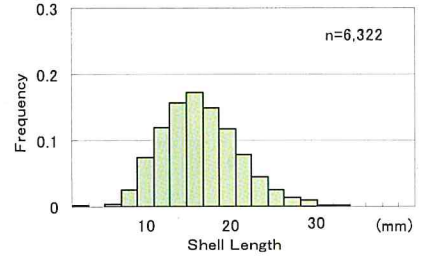
2003. 3. 19



2002. 7. 24

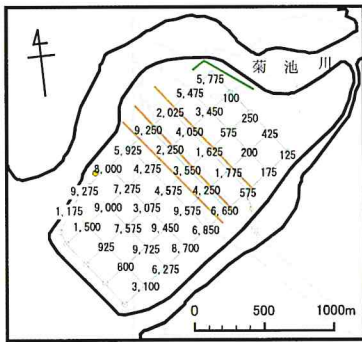


2002. 10. 8

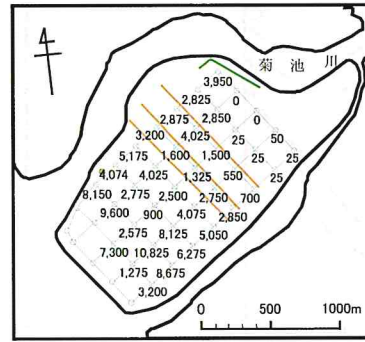


2003. 3. 19

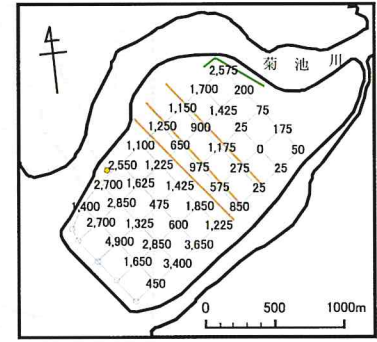
図12 2002年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



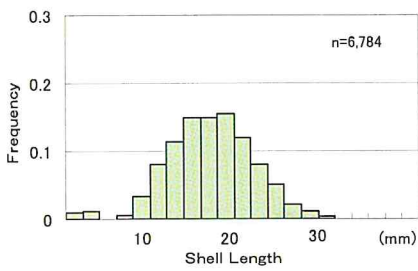
2003. 6. 30



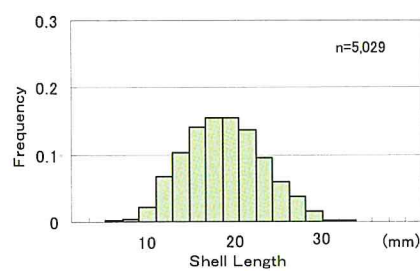
2003. 9. 10



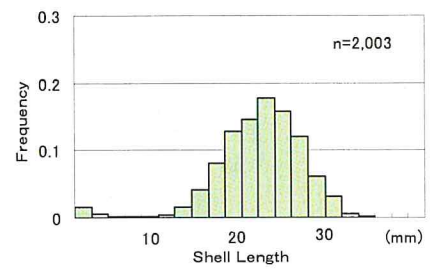
2004. 3. 23



2003. 6. 30

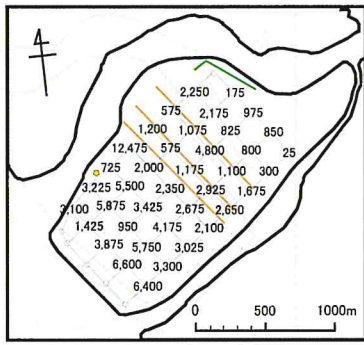


2003. 9. 10

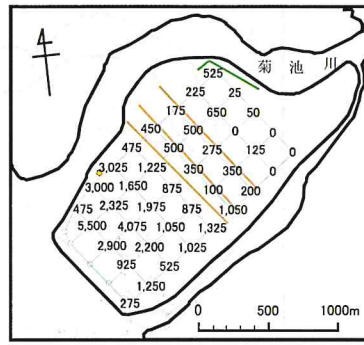


2004. 3. 23

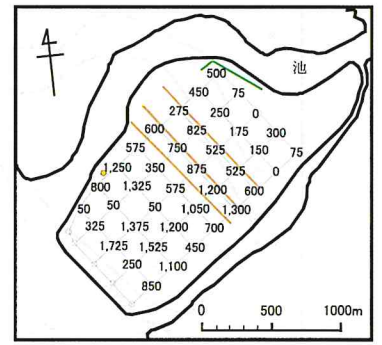
図13 2003年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



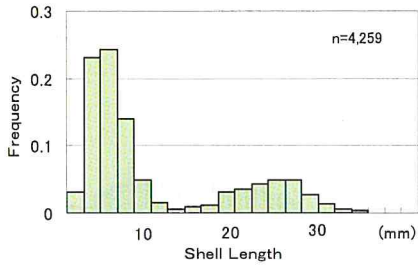
2004. 6. 30



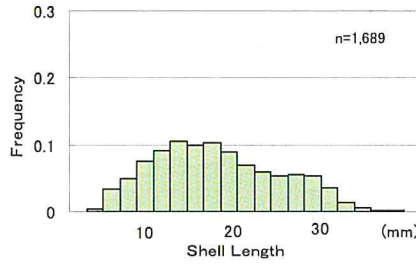
2004. 9. 28



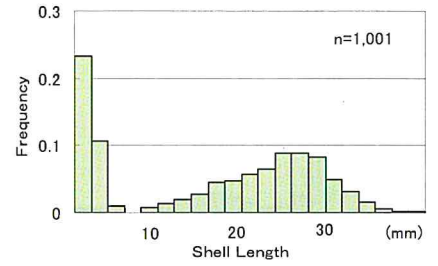
2005. 3. 10



2004. 6. 30

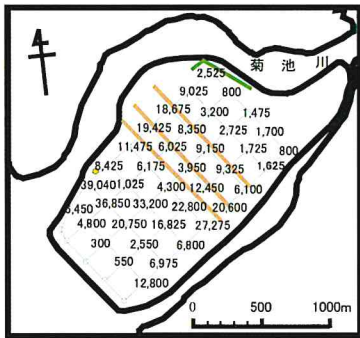


2004. 9. 28

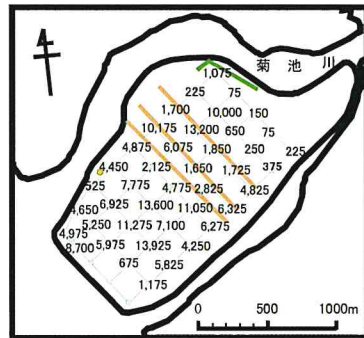


2005. 3. 10

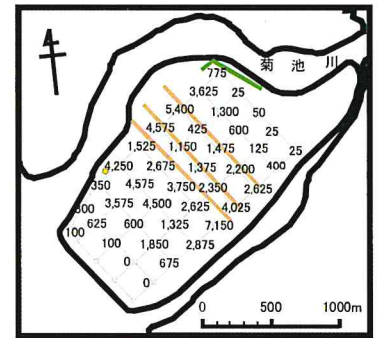
図14 2004年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



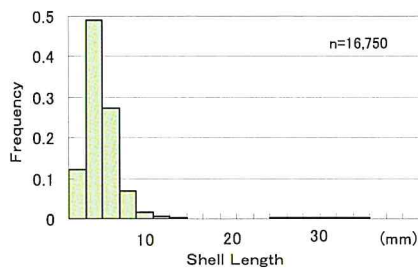
2005. 6. 8



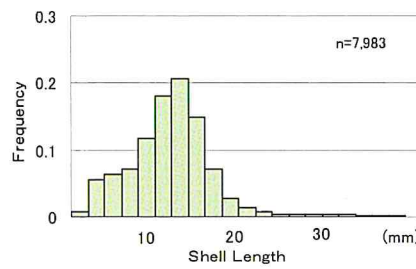
2005. 9. 16



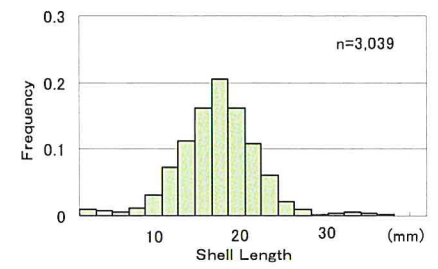
2006. 3. 31



2005. 6. 8

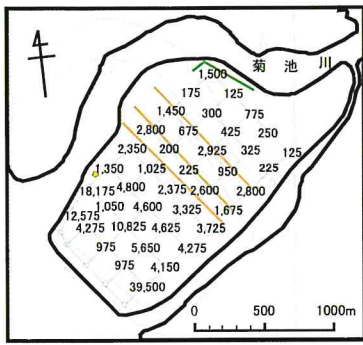


2005. 9. 16

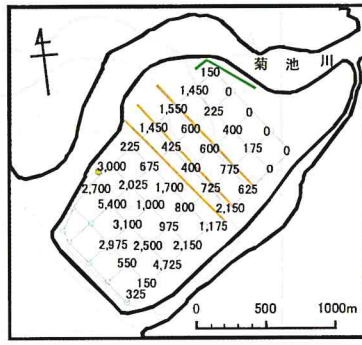


2006. 3. 31

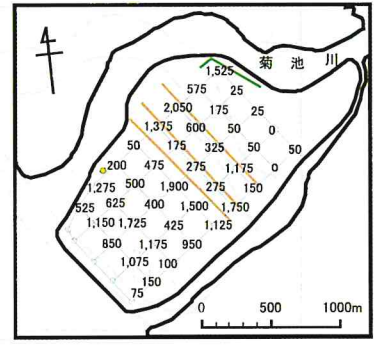
図15 2005年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成



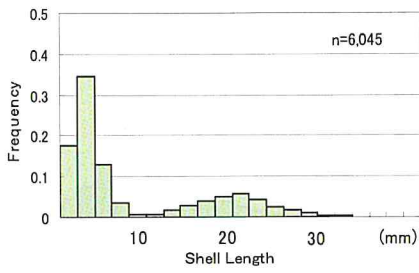
2006. 7. 10



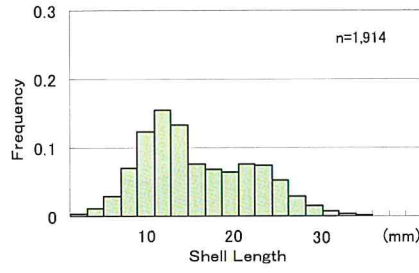
2006. 10. 6



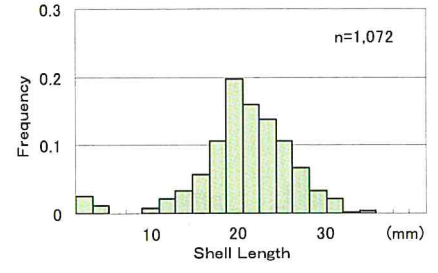
2007. 3. 7



2006. 7. 10



2006. 10. 6



2007. 3. 7

図16 2006年度菊池川河口域アサリ分布状況とその殻長組成

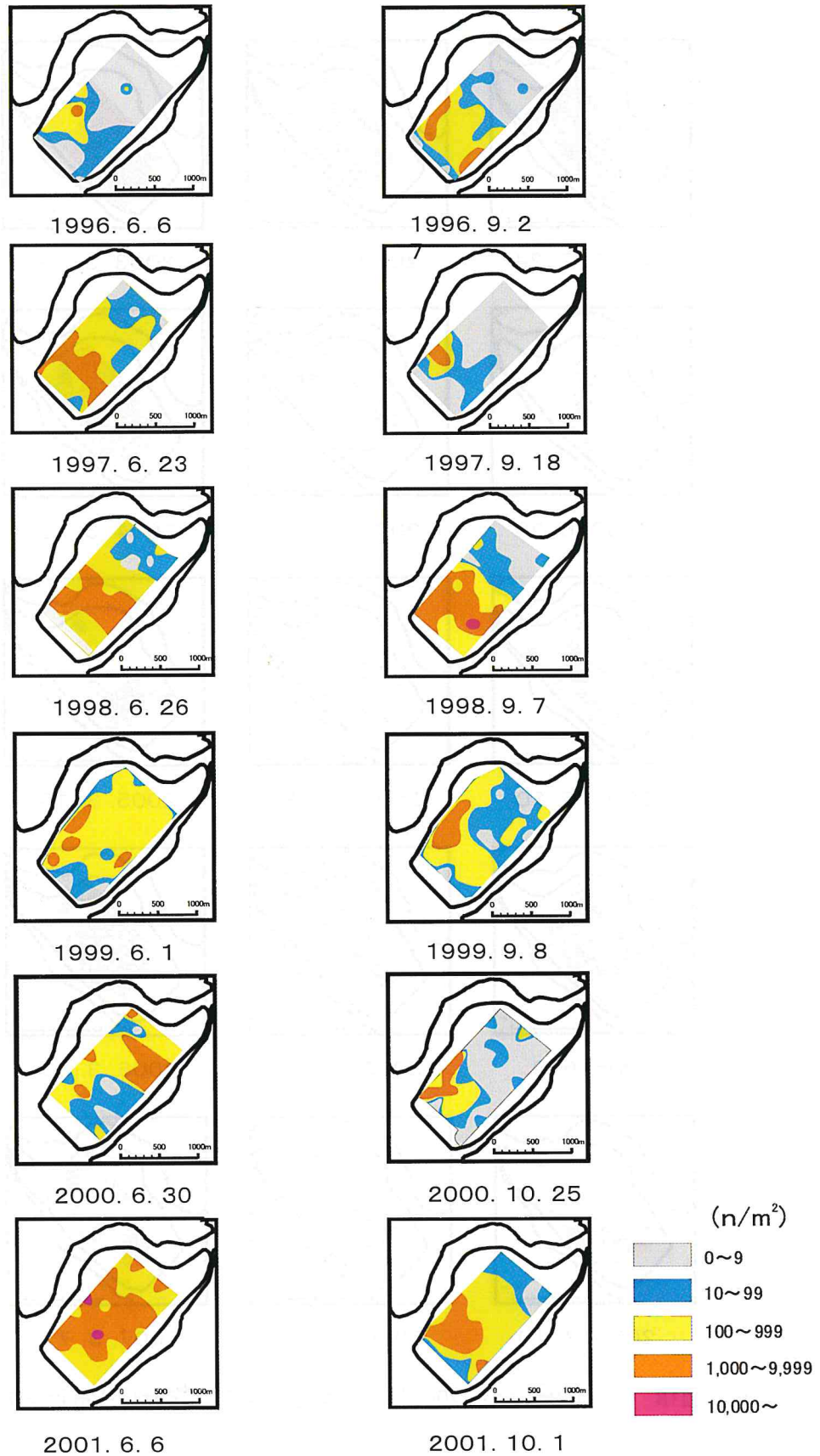


図17 1996年度から2001年度の菊池川河口域アサリ分布状況の推移

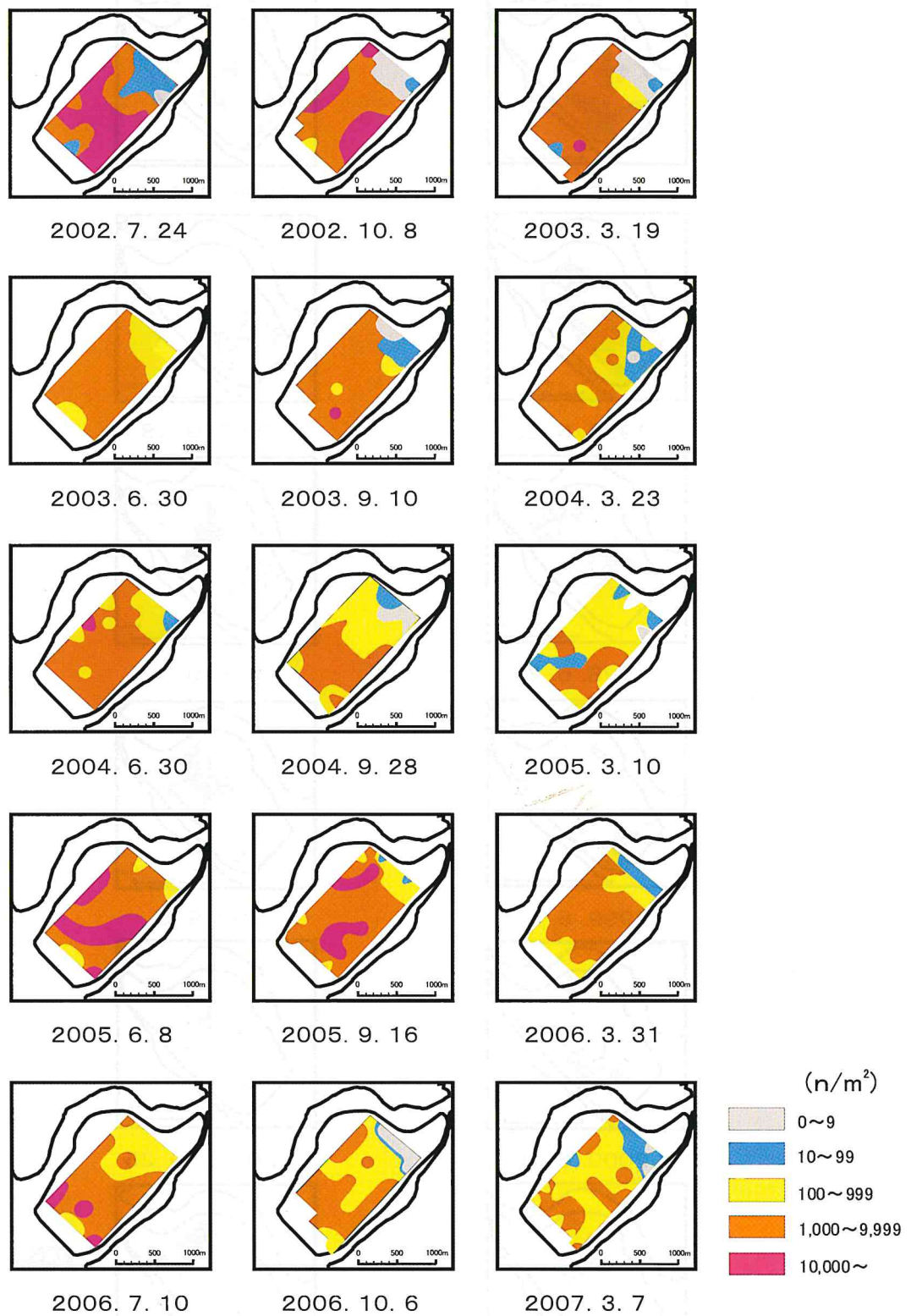


図18 2002年度から2006年度の菊池川河口域アサリ分布状況の推移

有明海・八代海における水質の長期推移について

山形 卓, 櫻田清成, 小山長久, 糸山力生

Long-term transtition of Water Quality in Ariake Sea and Yatsushiro Sea

Suguru Yamagata, Kiyonari Sakurada, Nagahisa Oyama and Rikio Itoyama

キーワード：有明海、八代海、長期推移、水温、透明度

本所における有明海・八代海の調査は、全国的な規模で発足した漁海況予報事業と並行して、1964年度から「内湾海況調査」として開始された。

開始当初は、小潮時の満潮時に合わせた鉛直方向の水温、塩素量（現在の「塩分」）、透明度のみの調査であったが、1974年度から有明海沿岸の3県と合わせて、朔の大潮に調査時期を変更するとともに、CODや栄養塩など調査項目を追加しながら調査を実施してきた。

本調査結果は、両海域の長期的な水質の推移を調べるうえで非常に貴重であり、これまでに本調査結果を用いた報告がなされている。¹⁻⁴⁾しかし、その多くは2000年頃までのデータを使用したものであり、熊本県海域で1990年代中盤以降に調査が開始されたSiO₂-Si、T-N、T-Pについての報告はなされていない。

そのため、両海域における水質の変動傾向について、最新となる2006年度までのデータを加えて解析するとともに、これまで報告のない熊本県海域のSiO₂-Si、T-N、T-Pについても解析したところ、特定の項目について知見が得られたので報告する。

方 法

1974～2006年度に月1回の頻度で実施した浅海定線調査18点および内湾調査20点の調査結果（主に5m層）を用いた（図1）。

また、項目により調査開始年度・調査点・調査頻度などが異なることを踏まえ、本報告では表1-1に示したデータを使用した。

なお、原則、調査は朔の大潮を含む4日間で行われ、測定及び分析法は表1-2に示す方

法を用いた。

いずれの項目も季節変動が大きいことから、期間中の変化（上昇または低下傾向とその程度）を見る際には、12区間移動平均（八代海の栄養塩などは4区間移動平均）の回帰直線を引き、0.1%の危険率で有意なもの（ $p < 0.001$ ）を「上昇」および「低下」として取り扱うこととし（横内ら¹⁾の方法による）、その傾きから変化の程度を試算した。

さらに、変化が見られた項目を中心に、季節平均及びその回帰直線から、季節ごとの推移の特徴を合わせて調べた（3～5月を春季、6～8月を夏季、9～11月を秋季、12～2月を冬季とした。ただし、八代海のCODなど年4回実施の項目は5月を春季、8月を夏季、11月を秋季、2月を冬季とした）。

一方、調査点による推移の違いについても検討した。

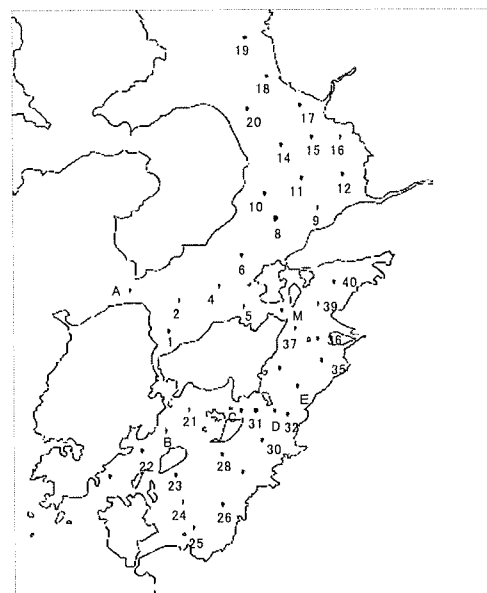


図1 浅海定線・内湾調査点

表 1-1 検討に用いた調査結果一覧

項目	有明海			八代海		
	年度	地点数	回数/年	年度	地点数	回数/年
水温	1974~2006	18	12	1974~2006	20	12
塩分	1974~2006	11※1		11※3	12	
透明度	1974~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
DO	1993~2003	18		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
pH	1981~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
COD	1974~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
DIN	1974~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
NH ₄ -N	1974~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
PO ₄ -P	1974~2006	11※1		11※3	4 (5, 8, 11, 2月)	
プランクトン沈澱量	1994~2006	11※2		9※4	12	
SiO ₂ -Si	1998~2006	11※1	11※3	4 (5, 8, 11, 2月)		
T-N	1998~2006	11※1	(2005年度測定開始、データ蓄積中)			
T-P	1998~2006	11※1	(2005年度測定開始、データ蓄積中)			

※1 St. 1, 4, 5, 9, 10, 12, 14, 16, 17, 18, 19 ※2 St. 2, 8, 9, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 19
 ※3 St. 21, 22, 24, 26, 28, 30, 31, 32, 40, D, M ※4 St. 21, 22, 26, 28, 30, 31, 32, 39, C

表 1-2 各項目の測定法など

項目	調査層 (m)	調査方法
水温	0, 5, B-1	電子機器 (クロロテック) 等
塩分	5	
透明度	-	透明度板
pH	有明海:0 八代海:5	ガラス電極法
DO	5	ウインクラー変法
COD	5	アルカリ性過マンガン酸カリウム消費量法 (水質汚濁調査指針)
DIN	5	NO ₃ -N:銅カドミウムカラム吸光光度法 NO ₂ -N:ナフチルエチレンジアミン吸光光度法 NH ₄ -N:インドフェノール青吸光光度法
NH ₄ -N	5	インドフェノール青吸光光度法 (同上)
PO ₄ -P	5	モリブデン青吸光光度法
プランクトン沈澱量	鉛直引き (0~5m)	ネット (目合い0.1mm) の鉛直5mびき 10%ホルマリンで固定後、24時間静置 ろ水率100%としてml/m ³ に換算
SiO ₂ -Si	5	モリブデン青吸光光度法
T-N	5	ペルオキシ二硫酸カリウム-水酸化ナトリウム 分解ナフチルエチレンジアミン吸光光度法
T-P	5	ペルオキシ二硫酸カリウム-水酸化ナトリウム 分解モリブデン青吸光光度法

結果および考察

水温(表層、5m層、底層) 5m層の海域平均は有明海で8.9~28.4(平均18.8)℃、八代海で9.5~28.6(平均19.3)℃の範囲で推移した(図2-1、2-2)。

調査期間中の変化として、有明海は33年で+0.57℃、八代海も+0.56℃と有意な上昇(p<0.001)が確認された。

一方、表層、底層においても+0.62℃~+0.71℃と5m層と同程度の水温上昇(p<0.001)が確認されたことから、水深による水温の上昇の差はなく一様に上昇していることがわかった(表2-1)。

なお、両海域とも冬季における水温上昇が最も大きく、春季の上昇が最も小さい結果となった(図2-3、図2-4、表2-2)。

また、調査点別では、有明海は18点中17地点、八代海は20点中18点とほぼ全域で有意な上昇が見られ、その上昇度合に地域差は

あまり見られなかった(図2-5、2-6)。

水温上昇の要因として、周辺の熊本市及び八代市の気温も33年で+1.6℃上昇していることから、気温の上昇の影響を受けていることが示唆された。なお、九州沿岸の海域でも同程度の海水温の上昇が報告されており、^{5,6)}今後も温暖化に伴う海水温の上昇及びそれに伴うノリ養殖や藻場などへの影響が懸念される。

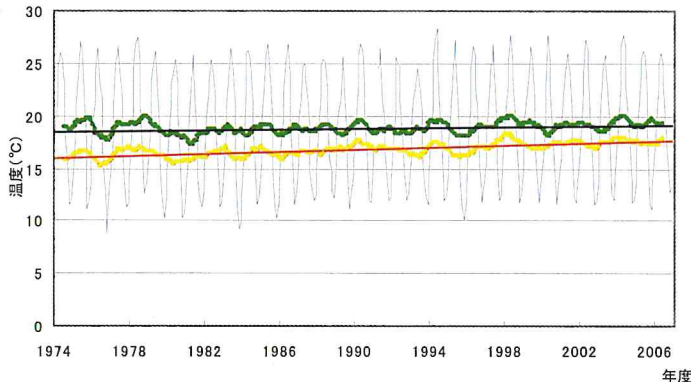


図 2-1 水温(5m層)と気温の推移(有明海平均)
(青線:水温(実測値)、緑線:水温(12区間移動平均)
黄線:気温)

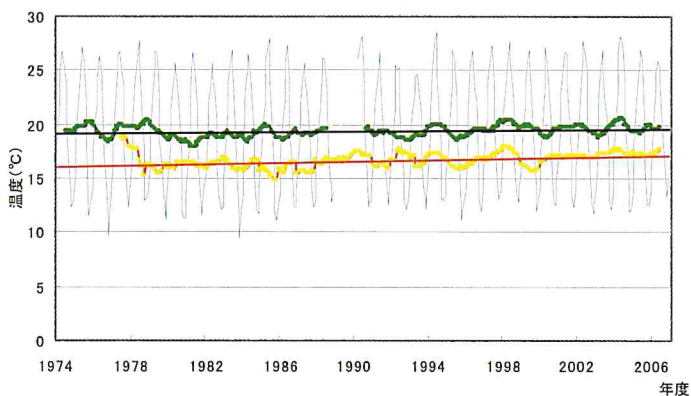


図 2-2 水温(5m層)と気温の推移(八代海平均)
(青線:水温(実測値)、緑線:水温(12区間移動平均)
黄線:気温)

表 2-1 水深ごとの水温の変化等(表層、5m層、底層)

	調査層	平均	変化(33年)
有明海	表層	19.0	+0.62*
	5m層	18.8	+0.57*
	底層	18.7	+0.71*
八代海	表層	19.6	+0.63*
	5m層	19.3	+0.56*
	底層	19.1	+0.64*

* P<0.001

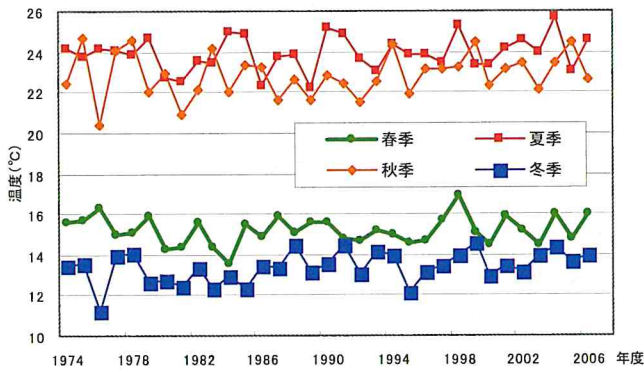


図 2-3 水温 (5m 層) の季節別推移 (有明海平均)

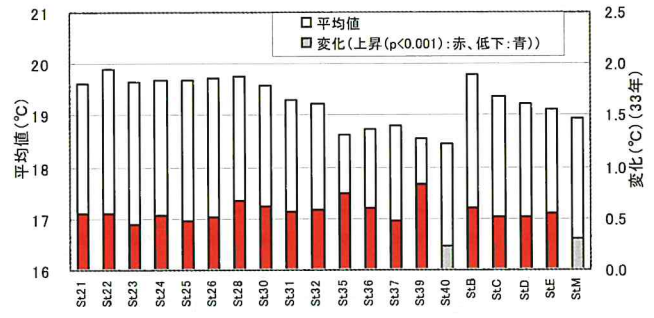


図 2-6 水温 (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

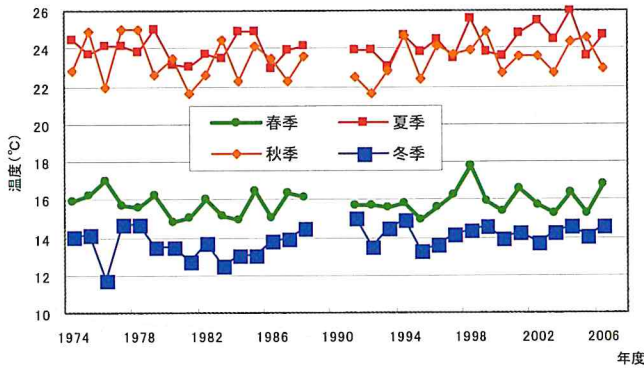


図 2-4 水温 (5m 層) の季節別推移 (八代海平均)

表 2-2 水温の季節変化等 (海域平均)

	季節	平均	変化 (33年)
有明海	春	15.2	+0.12
	夏	23.9	+0.49
	秋	22.8	+0.57
	冬	13.4	+0.98
八代海	春	15.8	+0.21
	夏	24.1	+0.75
	秋	23.4	+0.29
	冬	13.9	+0.94

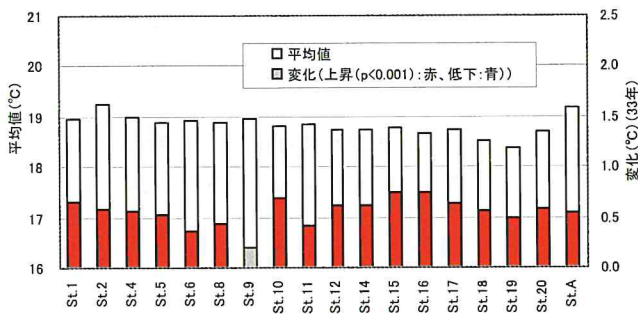


図 2-5 水温 (5m 層) の調査点別状況 (有明海)

塩分 (5m 層) 海域平均は有明海で 24.8～34.1 (平均 32.1) PSU、八代海で 24.0～34.6 (平均 32.5) PSU の範囲で推移しており、降雨により河川流量が多くなる 7 月に 30PSU を下回る塩分が多く観測された。(図 3-1、3-2)。

調査期間中の変化として、有明海は 33 年で +0.11PSU、八代海は 33 年で +0.0088PSU の上昇が確認されたが、有意なものでなく、ほぼ横ばいで推移していると判断された。

なお、調査点別では、有明海は 18 点中 4 地点での有意な上昇及び 1 地点での有意な低下が見られ (図 3-3)、八代海は 20 点中 4 地点 (湾奥～球磨川河口域) で有意な上昇が見られた (図 3-4)。

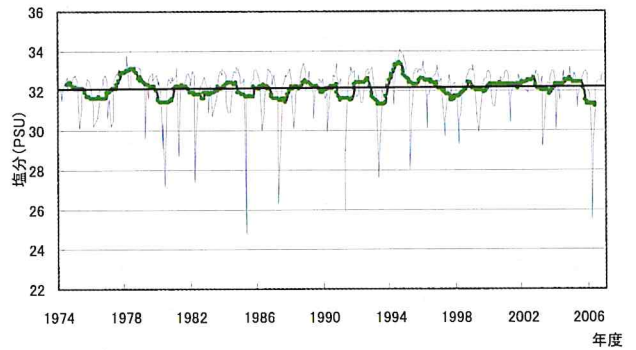


図 3-1 塩分 (5m 層) の推移 (有明海平均)

(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

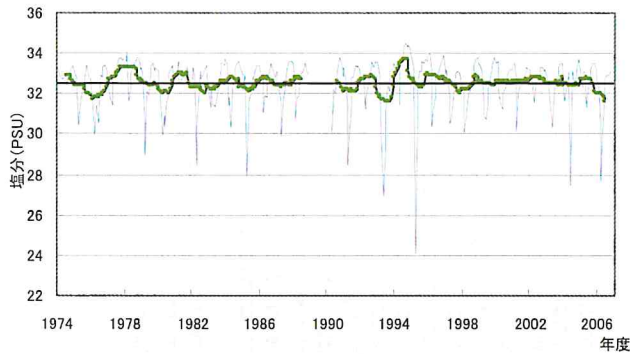


図 3-2 塩分 (5m 層) の推移 (八代海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

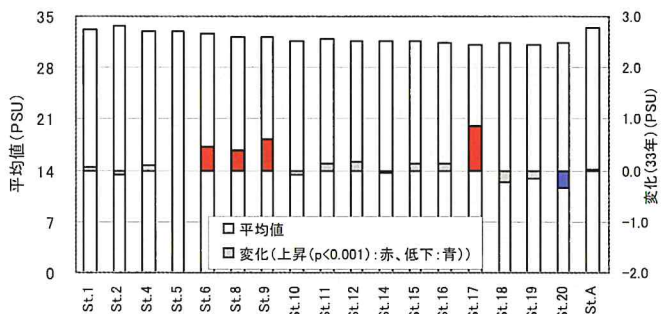


図 3-3 塩分 (5m 層) の調査点別状況 (有明海平均)

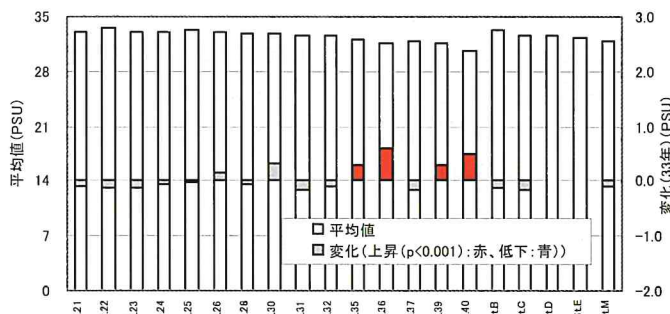


図 3-4 塩分 (5m 層) の調査点別状況 (八代海平均)

透明度 海域平均は有明海で 2.2~11.0 (平均 4.7) m、八代海で 1.9~10.9 (平均 6.0) m の範囲で推移しており (図 4-1, 4-2)、両海域ともに夏季から秋季に低く、冬季から春季に高かった (表 3)。

調査期間中の変化として、有明海は 33 年で +1.9m、八代海も 33 年で +1.1m の顕著な上昇 (ともに $p < 0.001$) が確認された。八代海のほうが期間を通じて透明度が高いが、有明海のほうが上昇は大きく、最近では両海域の透明度は同程度になってきていると考えられた。

なお、有明海は四季を通じておおむね同程度の上昇が見られたのに対し、八代海においては秋季から冬季が顕著に上昇していた (図 4-3、4-4、表 3)。

また、調査点別では、有明海、八代海ともに全調査点で有意な上昇が見られた。上昇幅としては透明度の高い湾口側が大きかったが、透明度に対する上昇の割合でみると、有明海の St.9,17 で 50%以上の大きな上昇が見られた (図 4-5、4-6)。

2000 年頃までの両海域における透明度上昇原因としては、潮流速の減少による浮泥の巻き上がりの減少、河川からの懸濁物流入の減少、透明度の高い外洋水の流入が想定されているが、⁷⁾現在も同様の原因で透明度の上昇傾向は継続しているものと考えられた。

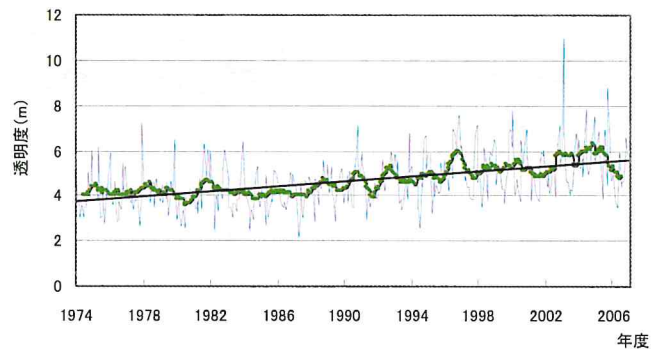


図 4-1 透明度の推移 (有明海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

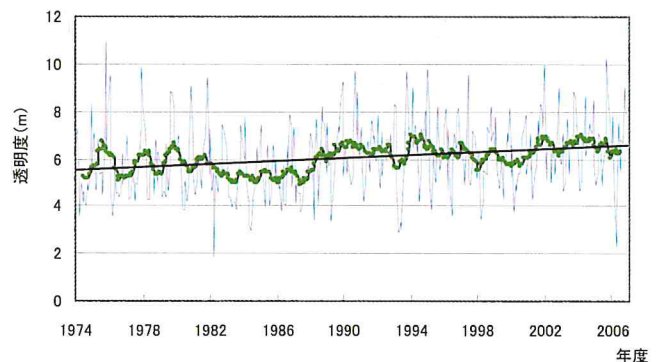


図 4-2 透明度の推移 (八代海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

表 3 透明度の季節変化等（海域平均）

	季節	平均	変化 (33年)
有明海	春	5.1	+1.7
	夏	4.3	+1.5
	秋	4.2	+1.6
	冬	5.2	+2.4
八代海	春	6.6	+0.21
	夏	5.1	+0.73
	秋	5.4	+1.8
	冬	7.0	+1.6

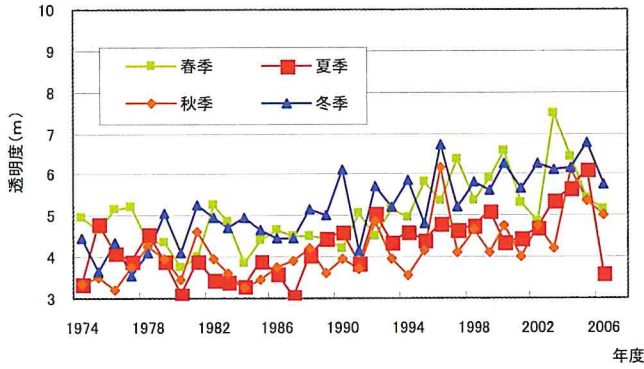


図 4-3 透明度の季節別推移（有明海平均）

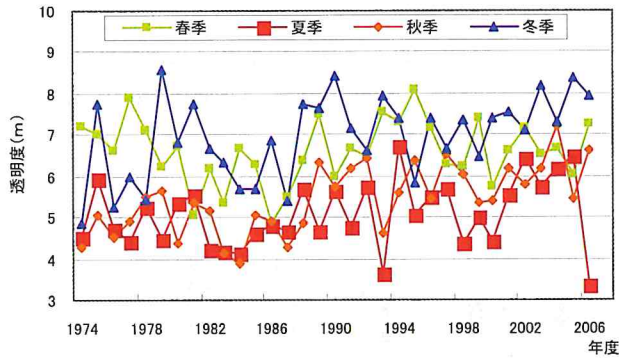


図 4-4 透明度の季節別推移（八代海平均）

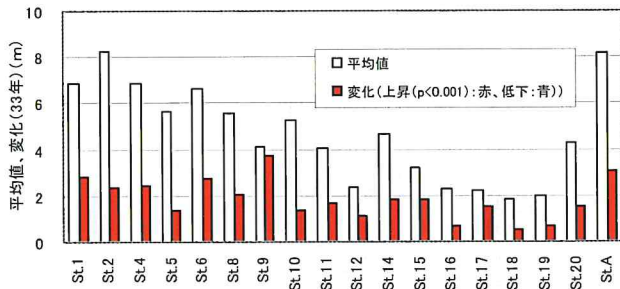


図 4-5 透明度の調査点別推移（有明海）

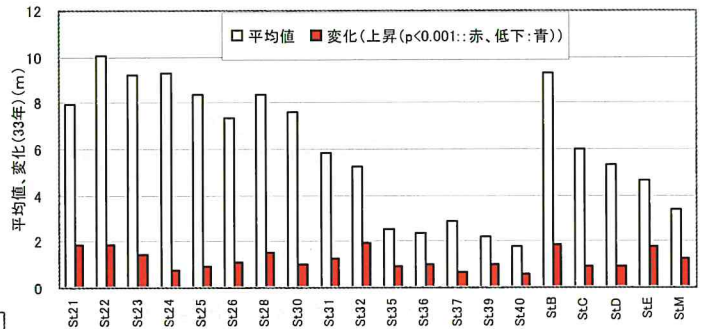


図 4-6 透明度の調査点別推移（八代海）

pH(有明海:表層、八代海:5m層) 海域平均は有明海表層で8.1~9.3(平均8.23)、八代海5m層で8.1~8.4(平均8.24)の範囲で推移しており(図5-1,5-2)、季節による差はあまり見られなかった(有明海:春季の8.32~夏季の8.34 八代海:夏季(8月)の8.22~冬季(2月)の8.28)。

調査期間中の変化として、有明海表層では11年で+0.079の有意な上昇($p < 0.001$)が確認された。一方、八代海5m層は16年で-0.019の低下が見られたが有意なものではなく、ほぼ横ばいで推移していると判断された。

なお、調査点別では、有明海で18点中12地点で有意な上昇、八代海は11点中2地点で有意な低下が見られた(図5-3、5-4)。

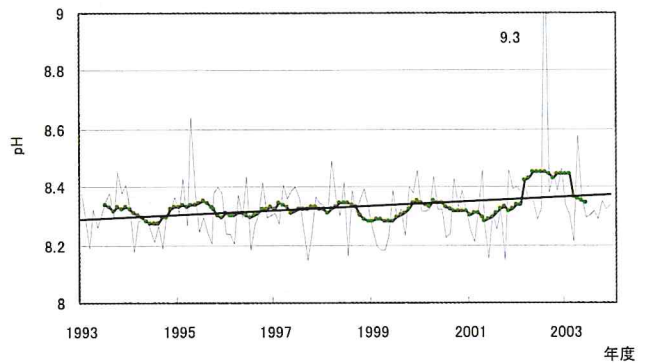


図 5-1 pH(表層)の推移(有明海平均)
(青線:実測値、緑線:12区間移動平均)

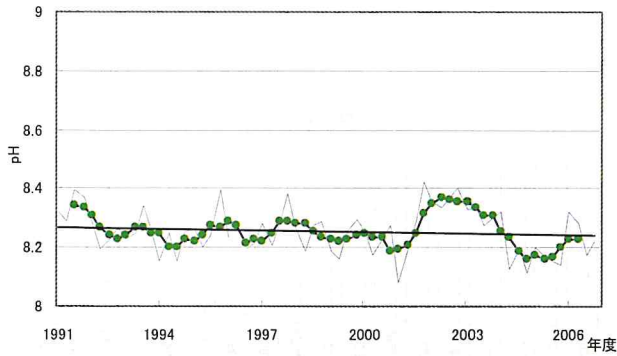


図 5-2 pH (5m 層) の推移 (八代海平均)
(青線：実測値、緑線：4 区間移動平均)

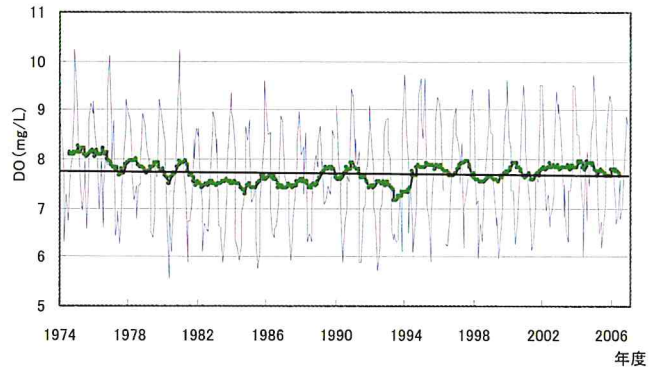


図 6-1 DO (5m 層) の推移 (有明海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

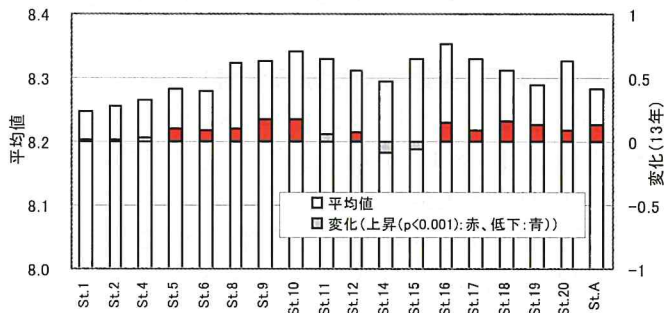


図 5-3 pH (表層) の調査点別状況 (有明海)

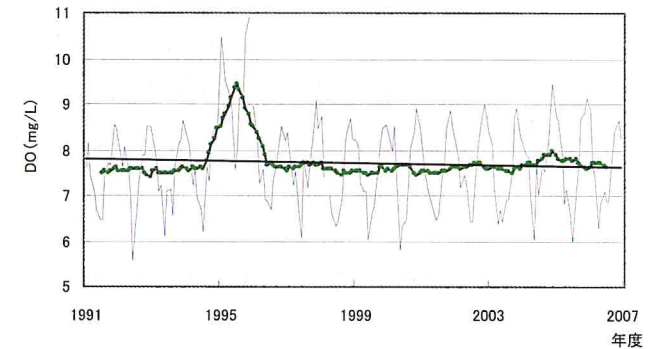


図 6-2 DO (5m 層) の推移 (八代海平均)
(青線：実測値、緑線：4 区間移動平均)

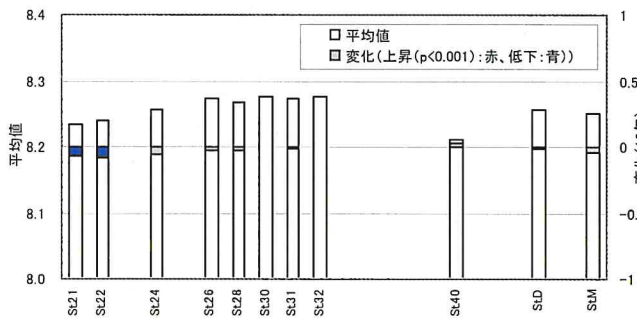


図 5-4 pH (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

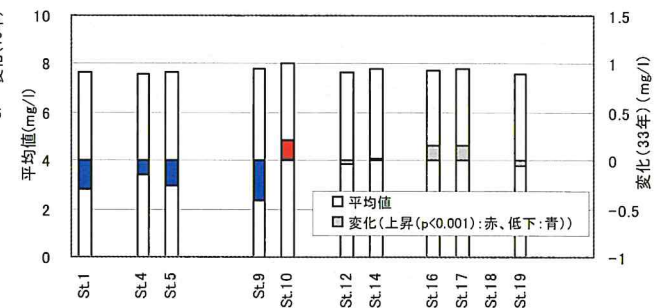


図 6-3 DO (5m 層) の調査点別状況 (有明海平均)

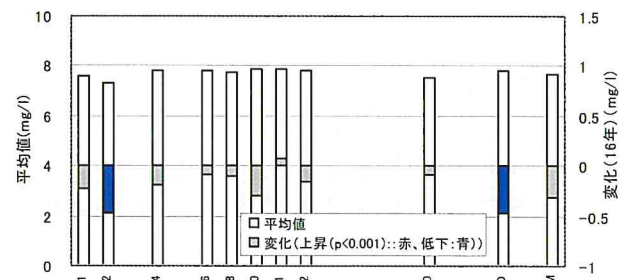


図 6-4 DO (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

DO 海域平均は有明海で 5.5~10.2 (平均 7.7) mg/l、八代海で 5.8~11.0 (平均 7.7) mg/l の範囲で推移しており (図 6-1、6-2)、冬季~春季に高く、夏季~秋季に低かった。

調査期間中の変化として、有明海は 33 年で -0.079mg/l、八代海でも 16 年で -0.18 mg/l の低下が見られたが、有意なものではなく、ほぼ横ばいで推移していると判断された。

なお、調査点別では、有明海は 11 点中 4 地点 (湾口側) で有意な低下及び 1 地点での有意な上昇が見られた。また、八代海では 11 点中 2 地点で有意な低下が見られた (図 6-3、6-4)。

COD 海域平均は有明海で 0.05~1.7 (平均 0.63) mg/l、八代海で 0.10~1.0 (平均 0.51) mg/l で推移していた (図 7-1、7-2)。季節別では、有明海で夏~秋季に、八代海で春季 (5月) 及び夏季 (8月) に高い傾向にあった (表 7)。

期間中の変化として、有明海が 26 年で +0.13 mg/l、八代海でも 16 年で +0.18 mg/l といずれも有意な上昇 ($p<0.001$) が確認されたが、1997 年頃以降は両海域ともほぼ横ばいで推移していた。

なお、有明海では夏季と冬季の上昇が、八代海においては冬季 (2月) 及び春季 (5月) の上昇が顕著であった (図 7-3、図 7-4、表 4)。

また、調査点別では、有明海は 11 点中 5 点、八代海は 11 点中 4 点で有意な上昇が見られた (図 7-5、7-6、表 4)。

陸域からの COD 負荷量は、両海域ともに 1980 年代をピークとして近年は横ばいないしやや減少傾向にあり、^{7,8)}流入河川水の COD も減少傾向にある。⁹⁾これらのことが 1997 年頃以降、COD が横ばい傾向へ変化したことの原因の 1 つと考えられた。

表 4 COD (5m 層) の季節変化等 (海域平均)

	季節	平均	変化 (有明海26年、八代海16年)
有明海	春	0.59	+0.14
	夏	0.74	+0.0075
	秋	0.63	+0.24
	冬	0.56	+0.070
八代海	春	0.54	+0.32
	夏	0.58	+0.084
	秋	0.48	+0.075
	冬	0.44	+0.20

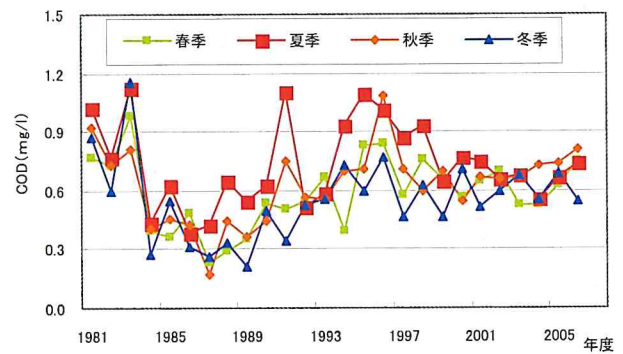


図 7-3 COD (5m 層) の季節別推移 (有明海平均)

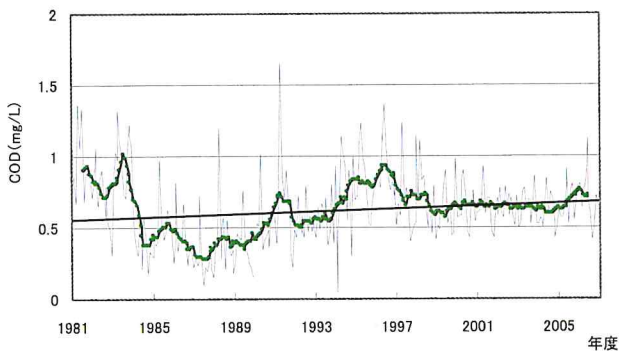


図 7-1 COD (5m 層) の推移 (有明海平均)
(青線: 実測値、緑線: 12 区間移動平均)

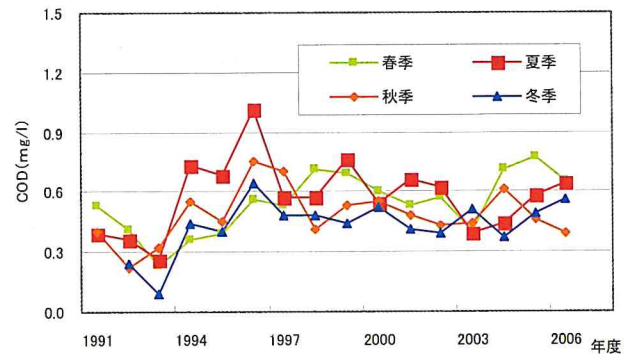


図 7-4 COD (5m 層) の季節別推移 (八代海平均)

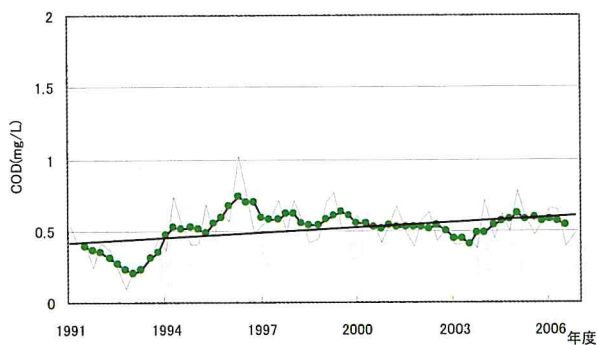


図 7-2 COD (5m 層) の推移 (八代海平均)
(青線: 実測値、緑線: 4 区間移動平均)

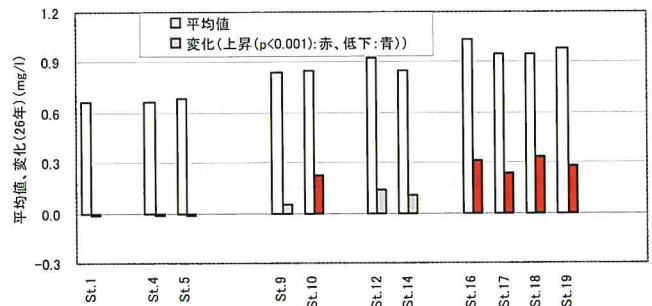


図 7-5 COD (5m 層) の調査点別状況 (有明海)

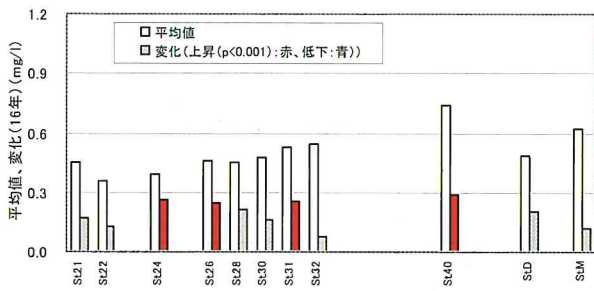


図 7-6 COD (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

DIN 月平均値は有明海で 0.45~22 (平均 4.2) $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海で 0.34~8.7 (平均 2.5) $\mu\text{g-atm/l}$ の範囲で推移しており、有明海は八代海より DIN が高めであった (図 8-1、8-2)。また、有明海で秋季から冬季に、八代海で秋季 (11 月) に高い値が観測された。

期間中の変化として、有明海は 33 年で $-0.60\mu\text{g-atm/l}$ の低下が見られたが、有意なものではなくほぼ横ばいと判断された。一方、八代海では 16 年で $-1.8\mu\text{g-atm/l}$ の低下 ($p<0.001$) が確認された。

なお、八代海においては冬季 (2 月) の低下が顕著であった (図 8-3、表 5)。

また、調査点別では、有明海は 11 点中、湾央~湾口側を中心とした 6 点で有意な低下が見られた。一方、八代海は 11 点中 3 点で有意な低下が見られた (図 8-4、8-5)。

八代海における DIN 低下の原因については、陸域からの T-N 負荷が 1999 年以降減少していること⁷⁾や、海水中のプランクトン等により栄養塩が減少したことなどが原因の一つと推察された。

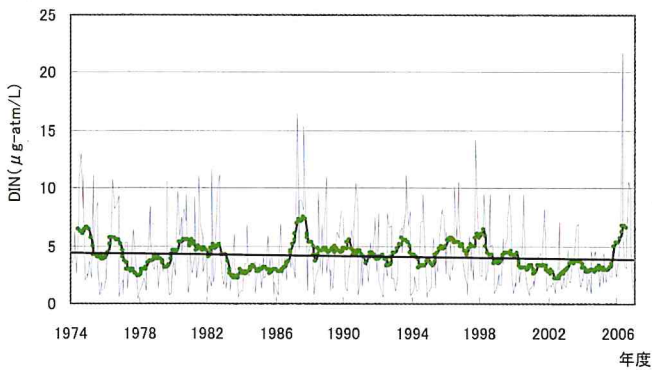


図 8-1 DIN (5m 層) の推移 (有明海平均)
(青線: 実測値、緑線: 12 区間移動平均)

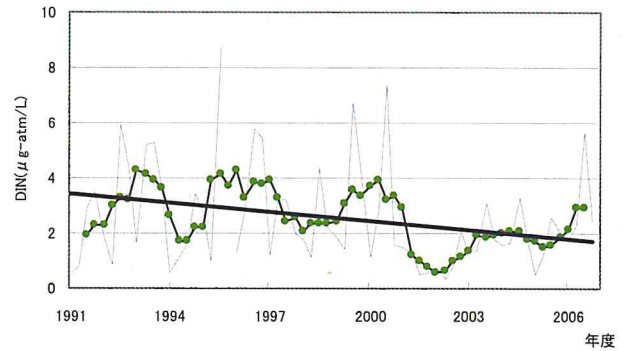


図 8-2 DIN (5m 層) の推移 (八代海平均)
(青線: 実測値、緑線: 4 区間移動平均)

表 5 DIN の季節変化等 (海域平均)

	季節	平均	変化 (有明海33年、八代海16年)
有明海	春	2.6	-0.36
	夏	3.8	-0.79
	秋	5.3	-2.9
	冬	5.0	+1.5
八代海	春	1.4	-0.15
	夏	1.8	-0.54
	秋	4.2	-1.9
	冬	2.7	-2.7

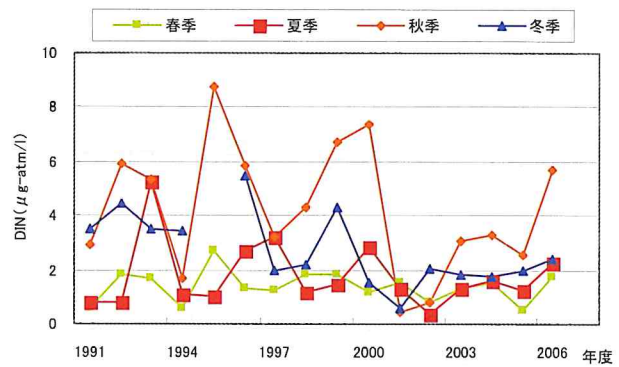


図 8-3 DIN (5m 層) の季節別推移 (八代海平均)

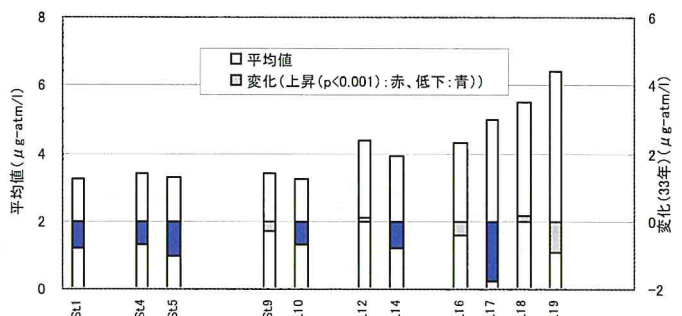


図 8-4 DIN (5m 層) の調査点別状況 (有明海)

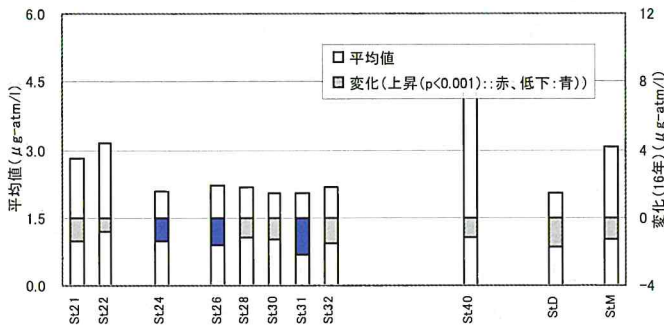


図 8-5 DIN (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

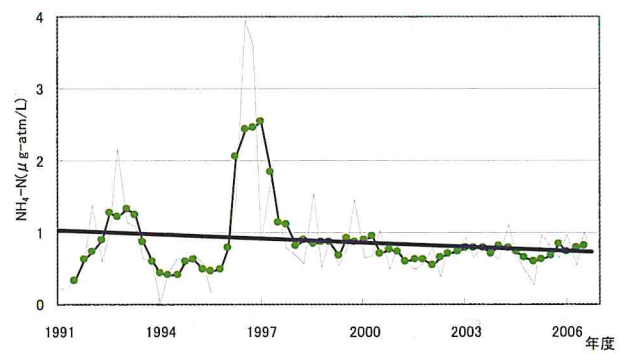


図 9-2 NH₄-N (5m 層) の推移 (八代海平均)

(青線：実測値、緑線：4区間移動平均)

NH₄-N 海域平均は有明海で 0.05~7.1 (平均 1.05) $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海で 0.02~3.9 (平均 0.86) $\mu\text{g-atm/l}$ の範囲で推移していた (図 9-1,9-2)。また、八代海において秋季 (11月) から冬季 (2月) にかけて高かった反面 (秋季: 0.98、冬季 0.99 $\mu\text{g-atm/l}$)、有明海では夏季に高かった (1.33 $\mu\text{g-atm/l}$)。

期間中の変化としては、有明海は 33 年で -0.25 $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海は 16 年で -0.29 $\mu\text{g-atm/l}$ の低下が見られたが有意なものではなくほぼ横ばいと判断された。

なお、調査点別では、有明海の 11 点中 6 点で有意な低下が見られ (図 9-3)、これは DIN の低下が見られた 6 点と一致していた。一方、八代海は 11 点とも一定の傾向は見られず、海域平均で低下傾向を示した DIN と異なる結果となった (図 9-4)。

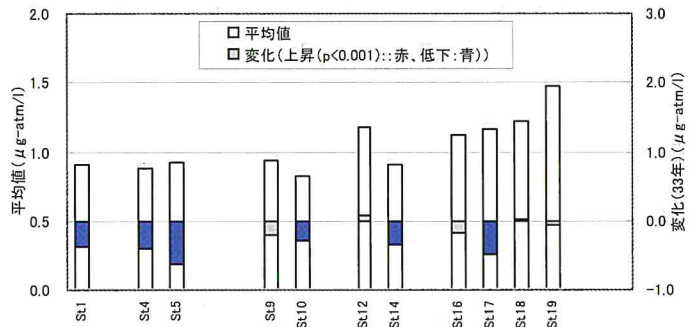


図 9-3 NH₄-N (5m 層) の調査点別状況 (有明海)

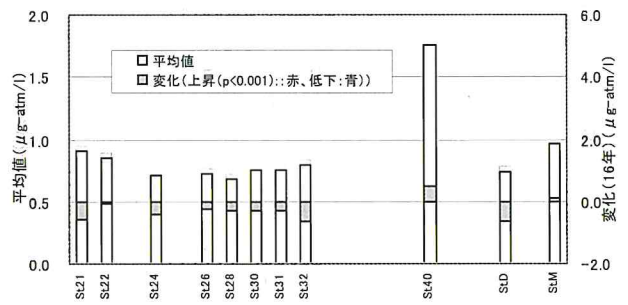


図 9-4 NH₄-N (5m 層) の調査点別状況 (八代海)

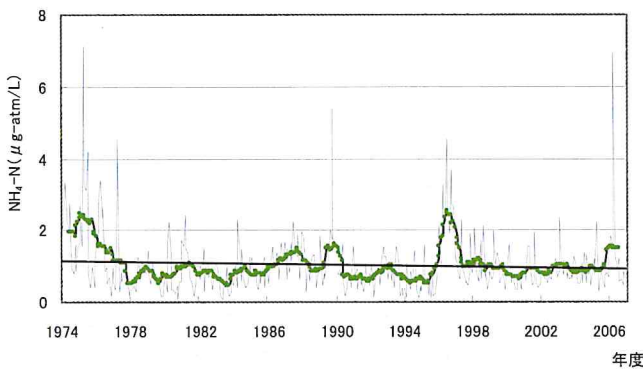


図 9-1 NH₄-N (5m 層) の推移 (有明海平均)

(青線：実測値、緑線：12区間移動平均)

PO₄-P 海域平均は有明海で 0~1.4 (平均 0.34) $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海で 0.003~0.71 (平均 0.27) $\mu\text{g-atm/l}$ の範囲で推移していた (図 10-1,10-2)。また、両海域とも秋季に最も高い値を示し (有明海: 0.48 八代海: 0.42)、DIN と近い季節変動を示した。

期間中の変化としては有明海が 33 年で +0.0028 $\mu\text{g-atm/l}$ 年の上昇、八代海が 16 年で -0.0090 $\mu\text{g-atm/l}$ の低下が見られたがいずれも有意なものではなく、ほぼ横ばいと判断された。

なお、調査点別では、有明海の 11 点中 1

点で有意な上昇及び1点で有意な低下、八代海では11点とも一定の傾向は見られなかった(図10-3、10-4)。

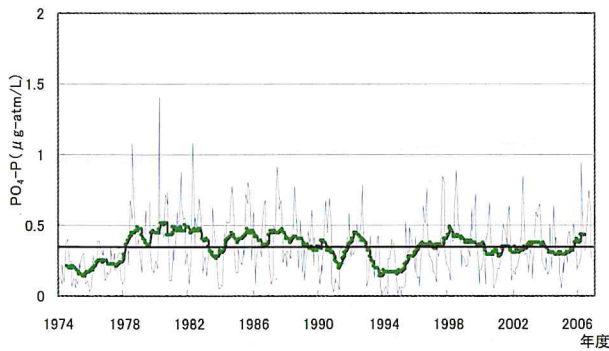


図10-1 PO₄-Pの推移(有明海平均)
(青線:実測値、緑線:12区間移動平均)

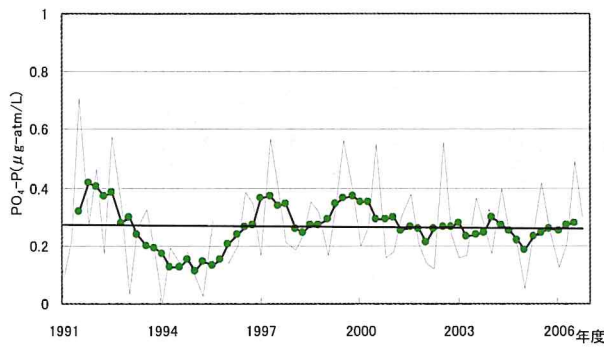


図10-2 PO₄-Pの推移(八代海平均)
(青線:実測値、緑線:4区間移動平均)

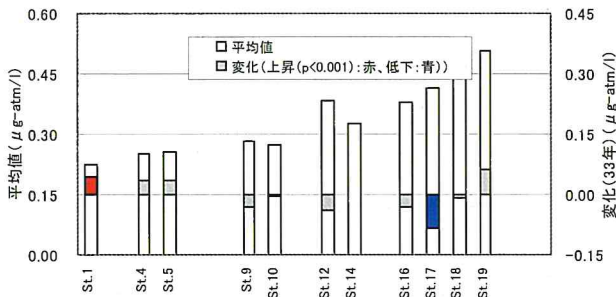


図10-3 PO₄-Pの調査点別状況(有明海平均)

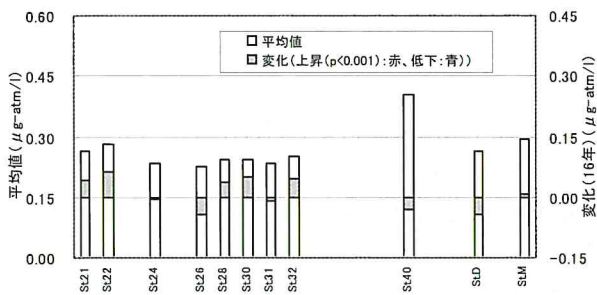


図10-4 PO₄-Pの調査点別状況(八代海平均)

プランクトン沈澱量 海域平均は有明海で1.0~224(平均26) ml/m³、八代海で1.9~242(平均26) ml/m³の範囲で推移していた(図11-1,11-2)。また、有明海は夏季から秋季に、八代海は夏季に高い値を示した(表6)。

期間中の変化としては、有明海は13年で6.0 ml/m³の低下が見られたが、有意でなくほぼ横ばいと判断された。一方、八代海は13年で22 ml/m³の上昇(p<0.001)が見られた。これは、2005年度以降200 ml/m³程度の値が3回観測(うち1回のみ赤潮発生の記録あり¹⁰⁾)されており、この影響を大きく受けられていると考えられた。なお、八代海は夏季における上昇が顕著であった(図11-3)。

また、地点別では、有明海は11点中5点で有意な低下、八代海は9点中7点で有意な上昇が見られた(図11-4、11-5)。

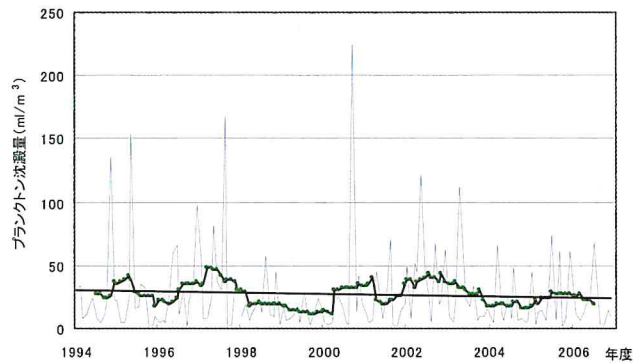


図11-1 プランクトン沈澱量の推移(有明海)
(青線:実測値、緑線:12区間移動平均)

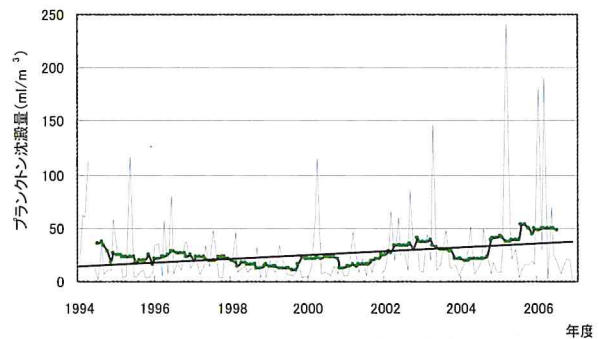


図11-2 プランクトン沈澱量の推移(八代海)
(青線:実測値、緑線:12区間移動平均)

表6 プラクトン沈澱量の季節変化等（海域平均）

	季節	平均	変化(13年)
有明海	春	20	-6.3
	夏	30	-4.1
	秋	30	+5.0
	冬	25	-21
八代海	春	23	+6.3
	夏	48	+38
	秋	18	+1.7
	冬	17	+9.9

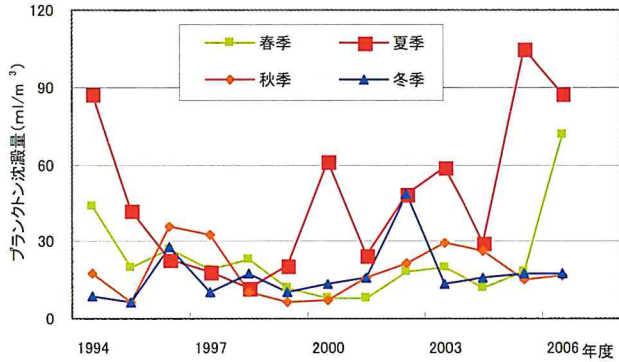


図11-3 プラクトン沈澱量の季節別推移（有明海平均）

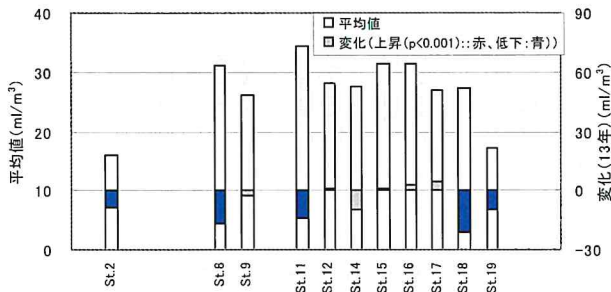


図11-4 プラクトン沈澱量の調査点別状況(有明海)

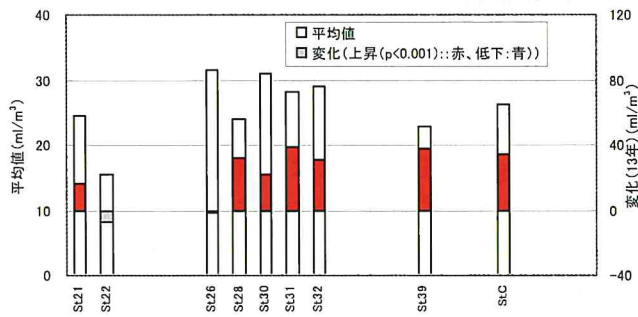


図11-5 プラクトン沈澱量の調査点別状況(八代海)

$\text{SiO}_2\text{-Si}$ 海域平均は有明海で 5.4~95（平均 24） $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海で 2.5~21（平均 11） $\mu\text{g-atm/l}$ の範囲で推移していた(図 12-1、12-2)。また、有明海で夏季に高く（33 $\mu\text{g-atm/l}$ ）、八代海で春季（5月）に高かった（16 $\mu\text{g-atm/l}$ ）。期間中の変化として、有明海は9年で

+1.6 $\mu\text{g-atm/l}$ 、八代海も6年で-1.4 $\mu\text{g-atm/l}$ の低下が見られたがいずれも有意なものではなくほぼ横ばいと判断された。

なお、地点別では、有明海は11点中4点（湾口側）での有意な低下及び2点での有意な上昇、八代海は11点中2点（湾奥部）で有意な低下が見られた（図 12-3、12-4）。

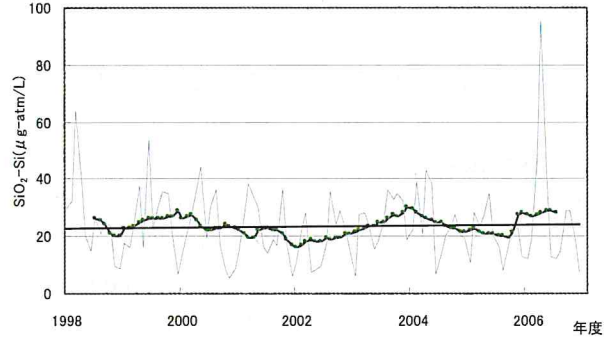


図12-1 $\text{SiO}_2\text{-Si}$ の推移（有明海平均）
（青線：実測値、緑線：12区間移動平均）

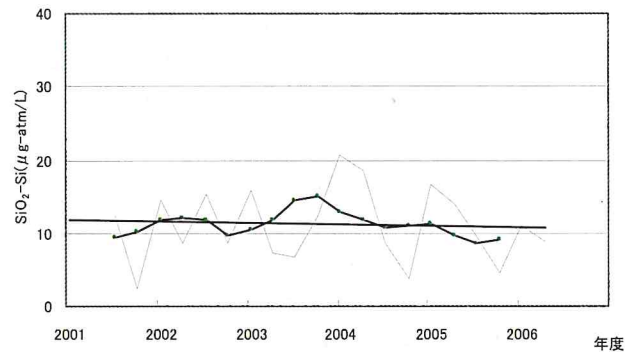


図12-2 $\text{SiO}_2\text{-Si}$ の推移（八代海）
（青線：実測値、緑線：4区間移動平均）

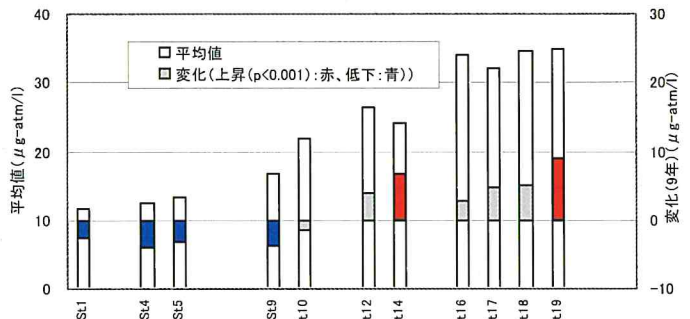


図12-3 $\text{SiO}_2\text{-Si}$ の調査点別状況（有明海）

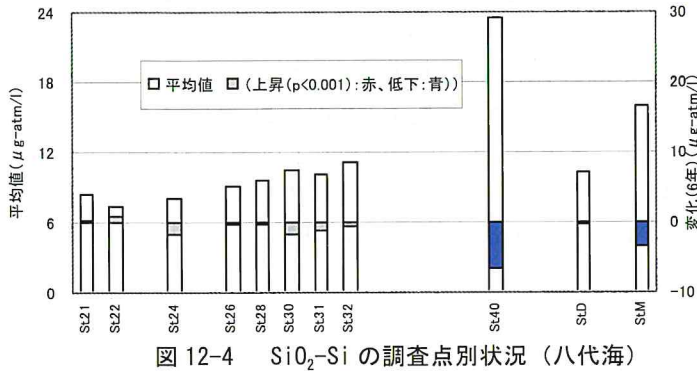


図 12-4 SiO₂-Si の調査点別状況 (八代海)

T-N(有明海) 海域平均は 9.1~37(平均 16) µg-atm/l の範囲で推移しており (図 13-1)、季節変動そのものは小さく周年を通じほぼ同程度の結果であり、季節変動が見られた DIN とは異なる結果であった (表 13)。

調査期間中の変化として 9 年で 3.2 µg-atm/l の上昇 (p<0.001) が見られた。T-N は夏季における上昇が顕著であり、秋季のみはほぼ横ばいであった (表 13、図 13-2)。

なお、調査点別では、有明海の 11 点中 8 点で有意な上昇及び 1 点で有意な低下が見られた (図 13-3)。

これらの結果は、陸域からの T-N 負荷の減少⁷⁾や DIN の横ばい傾向 (1997~2006 年度で計算しても 1991~2006 年度と同様に横ばい傾向であった。)とは異なる結果であった。播磨灘では T-N 負荷と DIN 濃度の減少に反し T-N の上昇が見られるという報告もある。¹¹⁾ 有明海においては調査期間が 9 年とまだ短いこともあり、T-N と DIN の関係は明確でないが、今後、八代海も含め、データを蓄積していく必要があると考えられる。

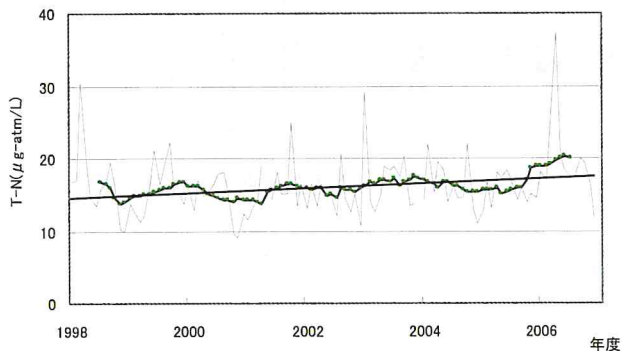


図 13-1 T-N の推移 (有明海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

表 13 T-N の季節変化等 (海域平均)

	季節	平均	変化 (9年)
有明海	春	15	+3.0
	夏	18	+5.5
	秋	17	-0.052
	冬	16	+2.0

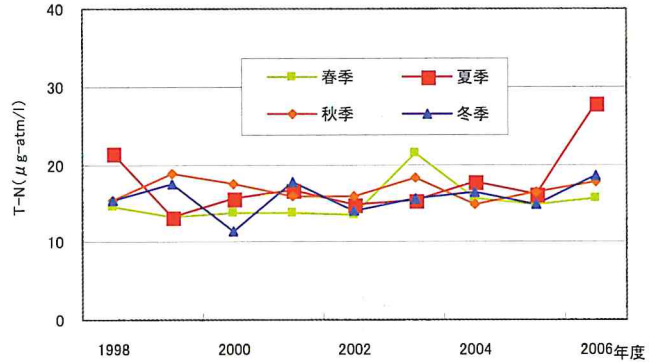


図 13-2 T-N の季節別推移 (有明海平均)

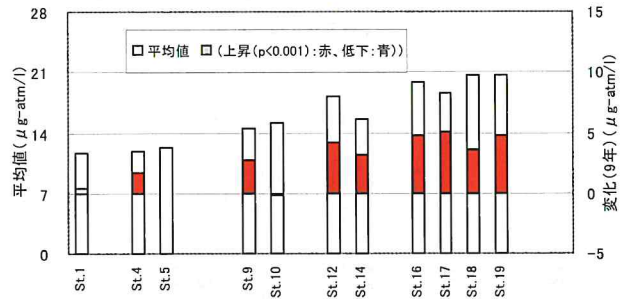


図 13-3 T-N の地点別状況 (有明海)

T-P(有明海) 海域平均は 0.56~1.8 (平均 0.95) µg-atm/l の範囲で推移していた (図 14-1)。また、秋季に高く春季に低かったが季節変動そのものは小さかったことから (秋季 1.16、春季 0.77 µg-atm/l)、明確な季節変動が見られた PO₄-P と異なる結果となった。

期間中の変化としては 9 年で -0.0019 µg-atm/l の低下が見られたが有意なものではなくほぼ横ばいと判断された。

なお、地点別では、有明海の 11 点中 1 点で上昇および 1 点で低下が見られた (図 14-2)。

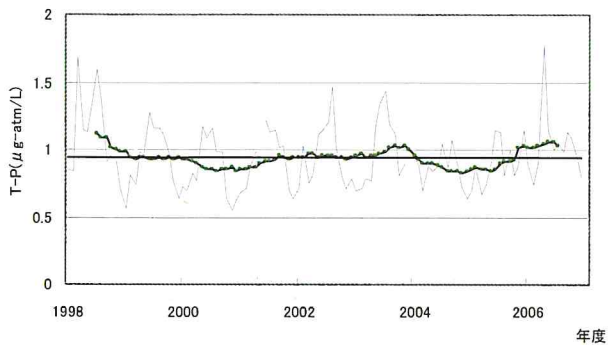


図 14-1 T-P の推移 (有明海平均)
(青線：実測値、緑線：12 区間移動平均)

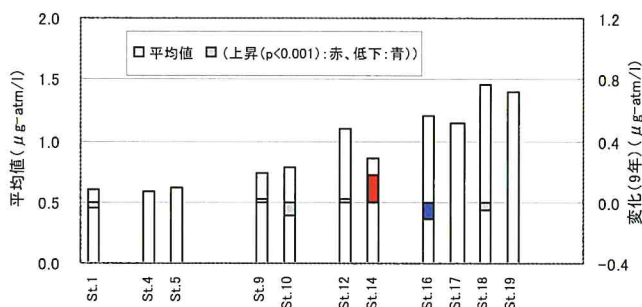


図 14-2 T-P の調査点別状況 (有明海)

ま と め

1974 年度以降の浅海定線調査、内湾調査結果の 13 調査項目の長期的な推移について、12 ヶ月移動平均の傾き等から上昇及び低下傾向を調べた。

有明海では水温、透明度、pH(表層)、COD、T-N の 5 項目、八代海においては水温、透明度、COD、DIN、プランクトン沈澱量の 5 項目で有意な上昇または低下 ($p < 0.001$) が確認された。特に水温、透明度、COD の 3 項目の上昇は両海域における共通した傾向であった。

なお、有明海の DIN、NH₄-N の 2 項目は、海域平均としてはほぼ横ばいと判断されたが、地点別にみると過半数の地点(主に湾口側～湾央)で有意に低下しており、同じ海域内でも傾向が異なっていた。

また、塩分、DO、PO₄-P、SiO₂-Si、T-P の 5 項目は両海域とも一定の傾向は見られなかった。

本報告の結果を、横内ら¹⁾、平山ら²⁾がとりまとめた 2000 年頃までの傾向と比較すると、各項目の傾向はおおむね一致しており、

最近の約 6 年間で両海域の水質変化の傾向は大きく変化していないことが分かった。

今後も本調査を継続することにより、有明海及び八代海における水質の長期的推移の把握に努めることが極めて重要であると考えられる。

文 献

- 1) 横内克巳, 半田亮司, 川村嘉広, 吉田雄一, 山本憲一, 清本容子, 岡村和磨, 藤原豪. 有明海における水質環境の水平分布と経時変化. 海と空 2005;80-4: 141-162.
- 2) 平山泉. 八代海の環境の長期変動. 月刊海洋 2005; 37: 8-11.
- 3) 滝川清・田中健路: 八代海の物理環境特性 月刊海洋 2005;37:12-18
- 4) 吉川宗志, 植木肇. 有明海及び八代海における透明度、水温及び COD の長期変動. 熊本県保健環境科学研究所 2006; 34: 97-103.
- 5) 木村聡一郎. 佐伯湾奥における表面水温の長期変動. 大分海水研調研報 2005; 6: 1-7.
- 6) 佐藤利幸, 神菌真人. 豊前海の水温・塩分変動と漁獲量の変動 福岡水技セ研 2006; 16: 121-127.
- 7) 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会. 委員会報告 2006.
- 8) 八代海海域調査委員会. 八代海域における環境保全のあり方について 2003
- 9) 小田泰史, 村岡俊彦, 山崎文雅, 今村修, 幸健, 久保清, 久間公一. 熊本県内河川 20 年間の水質変化と近年の水質状況. 熊本県保健環境科学研究所報 1999; 29: 52-57.
- 10) 水産庁九州漁業調整事務所. 九州海域の赤潮 1991-2006
- 11) 兵庫県ノリ漁場環境予測モニタリング検討委員会. 兵庫県におけるノリの色落ち被害を防ぐために 2007.

熊本県沿岸域における麻痺性貝毒モニタリングへのスクリーニングとしての ELISA 法（サキシトキシン定量キット）の利用について

向井宏比古

Application of ELISA method (quantitative analysis test kit of saxitoxin) on screening of PSP(Paralytic Shellfish Poison) monitoring in the Kumamoto Coast

Hirohiko Mukai

キーワード：麻痺性貝毒、PSP、PST、ELISA、エライザ、Saxitoxin

麻痺性貝毒は、アサリ、カキなどの二枚貝類が有毒プランクトン (*Alexandrium catenella*, *Gymnodinium catenatum* など) を摂餌することにより貝が毒化する現象である。

これをヒトが食すると、麻痺性の食中毒症状を呈するほか、最悪の場合死に至る場合があり、本県では、平成6年以降毎年、主に晩秋から春にかけ、一部海域で二枚貝が毒化している。¹⁾

従来、貝類の毒化は海水中の有毒プランクトン細胞数でモニタリングし、一定細胞密度以上になった時点でマウス試験により判別してきた。

しかし、マウス試験は県外の検査機関で分析が行われるため、分析結果の判明までに最短で2日、休祭日はさむと1週間以上要する場合があった。

マウス試験以外にも機器分析 (HPLC や LC/MS など) や ELISA 法による貝毒量分析方法があるが、機器分析には①麻痺性貝毒がサキシトキシン類似20成分以上からなる複合毒であり、検査に必要な標準毒の入手が一部 (9成分) に限られること、②操作が煩雑なうえ結果判明に時間を要する、などの欠点があり、ELISA 法には①毒成分個々のマウス感受性と、ELISA 法感度が異なること②毒組成自体の変化などから、不可避的なばらつきが生じることなどの課題を有する。このため、毒性の判断は、今日にあってもマウス試験で行われている。

しかし、ELISA 法では、マウス法と比べ感度が10～100倍高く、分析コストも安価であることから、マウス試験の代替法としては問題があるにしても、マウス試験結果と ELISA 法の両者を比較し、そのばらつき程度を、あらかじめ把握しておけば、スクリーニング (選抜試験) として用いることが可能で

あり、より綿密なモニタリング体制を構築することが可能となる。

現在市販 (輸入品) されている測定キットの分析対象はサキシトキシンで、①他の毒成分との交差反応性については5成分の公表にとどまること、②日本国内で本キットを用いたマウス試験との比較試験などの報告例が皆無に等しいこと、③日本で発生する貝毒は毒組成が複雑なうえ、海域により成分比が大きく異なることから、本県で発生する貝毒モニタリングに適用可能かを確認する必要があった。

そこで、本研究では ELISA 法による麻痺性貝毒の推定法を実用化するため、①測定キットによる麻痺性貝毒力推定の可否、②貝毒モニタリングへの ELISA 法の適用、について試験を行い知見が得られたので報告する。

材料および方法

供試サンプル 平成13～16年度に熊本県内でマウス試験により麻痺性貝毒が確認された (陽性) 二枚貝 (カキ、ムラサキイガイ、アサリ) 24検体をサンプルとした。

供試貝からの麻痺性貝毒成分抽出は食品衛生検査指針²⁾ に準じて行った。

麻痺性貝毒の測定

1. マウス試験 (公定法)
食品衛生検査指針²⁾に基づき、日本冷凍食品検査協会が実施
2. HPLC 法
(社) 日本水産資源保護協会の貝毒分析研修用テ

キスト ver.2³)に準拠し、著者が熊本県保健環境研究所で実施。

3. ELISA 法 (第二抗体固相法)

(1) 使用キット

RIDASCREEN FAST Saxitoxin (Product Code. R1902 R-Biopharm 社製 輸入元: アヅマックス株式会社)



図1 分析キットに含まれる試薬類

キットの試薬類は以下のとおり。

- ㊸希釈液 (緩衝能と界面活性作用を有す)
- ㊹STX-発色酵素複合体原液 (液色: 黄)
- ㊺1次抗体原液 (液色: 青)
- ㊻2次抗体 (ウェル底面にコーティング済み)
ウェル1個の容量は250 μ l
- ㊼発色液 (液色: 赤紫)、遮光保存
- ㊽発色停止液 (無色: 0.1N 硫酸溶液)
- ㊾ホルダー (㊻を固定)
- ㊿検査液 (マウス試験と同じ方法で抽出)

キットの定量範囲 サキシトキシン定量域として 2.5ppb~40ppb。

但し、検査液は成分抽出工程で2倍に希釈されるので、サンプル1g当たりの定量域は5.0ppb~80ppb。

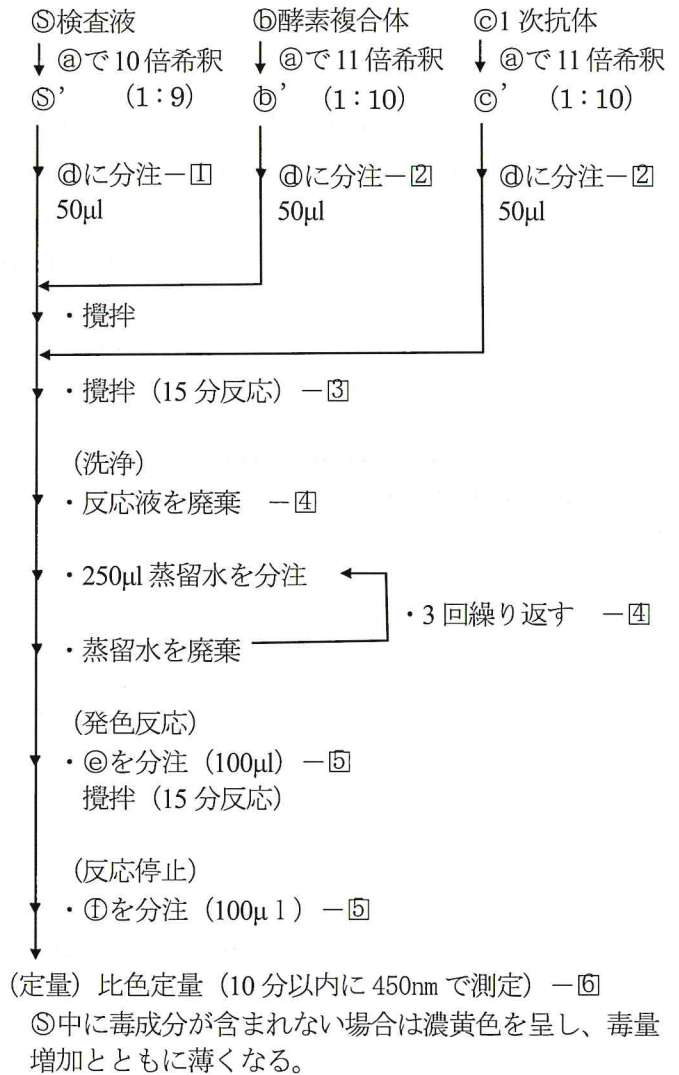
これは国内で用いられる麻痺性貝毒の毒力の単位の0.25~4.0MU/可食部1gに相当する。

なお、麻痺性貝毒による貝類の出荷自主規制は4.0MU/可食部1g以上で実施される。

(2) 分析手順

○囲いのアルファベットは試薬などの種類、□囲いの数字は手順を示す。

(競合反応)



※分析誤差を少なくするため、以下の点に注意して分析を行った。

手順㊸: ㊺'の添加で競合反応が開始するので、ウェル毎の時間差を少なくするため、サンプルが多い場合は、連続分注機をもちいた。

手順㊸: ウェル壁面についた液滴をテーブルにキムタオルを敷き、数回叩きつけて除いた。

手順㊸: ㊼、㊽は、ドロップパー (滴瓶) に入っており2滴添加することになっているが、定量性を向上するため、連続分注機を用いた。

手順㊸: 発色停止操作後は、経時的な褪色が生じ、

特に高毒域での影響が大きくなりやすいことが判明したので、10分以内に比色定量した。

ピペッティング：㊸はやや粘稠性があり、分注チップ壁面への残液が発生しやすいこと、㊹は界面活性作用があるため泡が発生しやすいこと、㊺' ㊻' ㊼'は㊹が含まれるため泡・水切れが悪いことから、溶液の性質に応じたピペッティング法を探索して以下の方法で行った（下記参照）。

㊹の分注：連続分注器またはリバース法
 ㊺、㊻、㊼の希釈：リンス法
 ㊽：リバース法
 ㊾、㊿：連続分注器またはリバース法

温度条件：図2のとおり感度は周辺温度の影響を受けやすいので、試験に用いる器具や溶液は設定温度（25℃）と平衡状態にした。冬場は室温に比べ、実験台上の温度が低く、ウェルが冷やされるので、断熱性があるものを敷いて実施した。

(3) 平準化と検量線の作成

感度は温度順馴が不足した場合や、試薬の保存中の酵素力価の劣化などで、変動する恐れがあるので、測定値を、ブランク吸光度で除した値の比吸光度（1.0～0.0）を用いて平準化したのち（図3）、検量線を作成した。

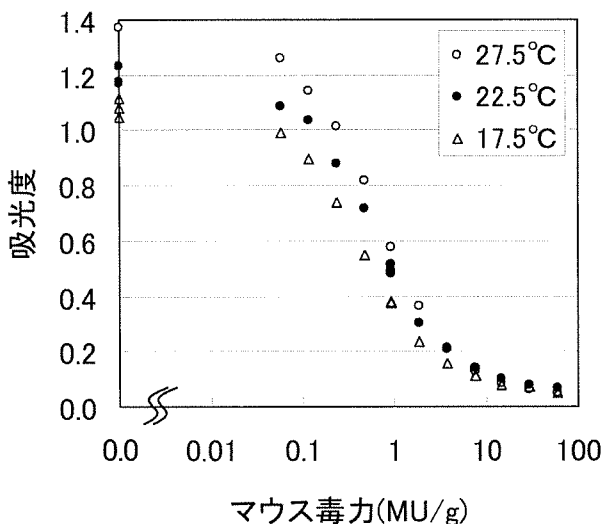


図2 異なる反応温度下におけるマウス毒力と吸光度

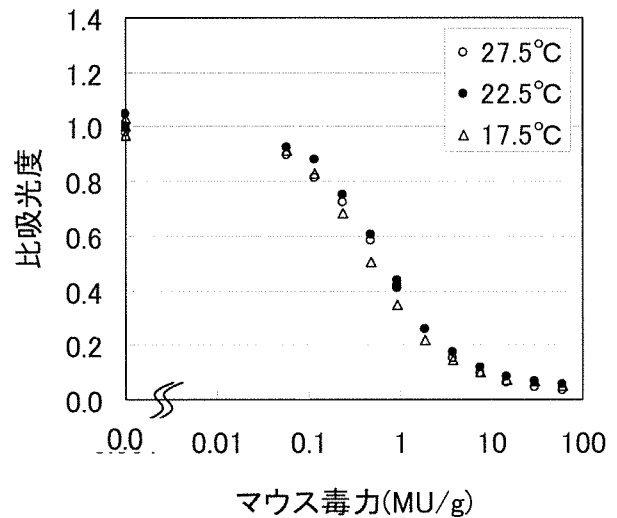


図3 異なる反応温度下におけるマウス毒力と比吸光度(図2を平準化したもの)

結果

本県で過去に発生した麻痺性貝毒の凍結サンプルを用いて、マウス試験と ERAISA 法による検査を実施した結果を図4、図5（横軸対数目盛）に示した。

なお、マウス毒力の測定限界（2MU）未満の値については、2MU～10MU サンプルを5倍希釈して用いた。

図5で示した曲線は、分布が低毒値で1.0に、高毒値で0.05に漸近する傾向が確認出来たので、最尤法によりロジスティックモデル（Four parameter logistic model）で回帰した結果、次式が得られた（使用ソフトウェア：BIO-RAD 社 Microplate Manager Software Ver5.2.1）。

$$Y = \frac{a-d}{1+(x/c)^b} + d \quad x = \left[\frac{(a-Y)}{(Y-d)} \right]^{\frac{1}{b}} \times c$$

x = マウス毒力 (MU)

Y = 比吸光度

$a = 1.03$ 、 $b = 1.09$ 、 $c = 0.568$ 、 $d = 0.0504$

次に、得られたロジスティックモデルを用いて、比吸光度からマウス毒力を推定したものと（エライザ毒量）、マウス毒力との分布を図6に示した。

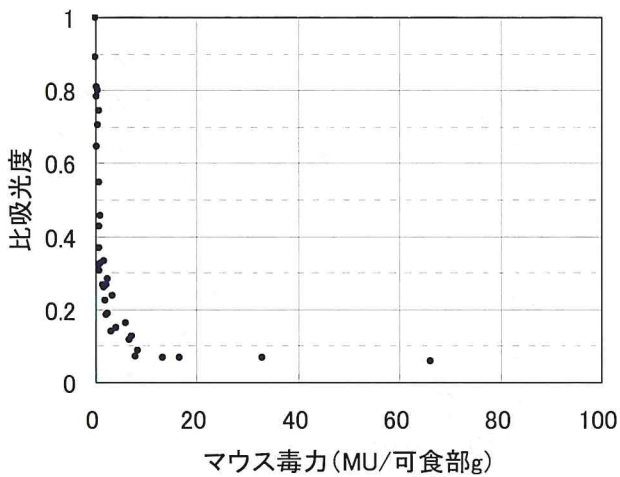


図4 マウス毒力に対するエライザ法による比吸光度の分布

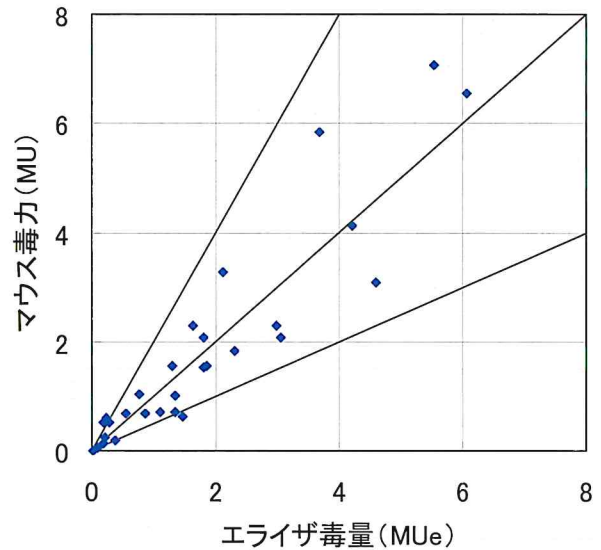


図6 エライザ法により推定した毒量と、マウス毒力の分布

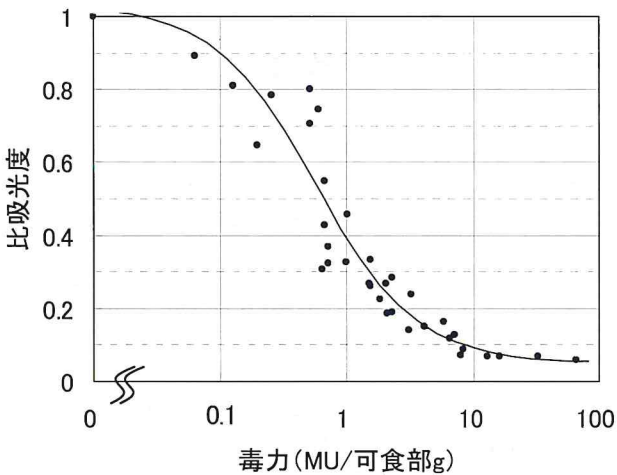


図5 マウス毒力に対するエライザ法による比吸光度の分布

(図4の横軸を対数表示し、4 parameter logistic modelにより近似した曲線を示した)

注) MUE (マウスユニット当量) とは、ELISA 法で得られた結果をもとに算出した公定法毒力の推定値。

注) 毒力と毒量の表記について

公定法検査は、マウスを用いた動物試験なので、強毒成分～弱毒成分を含んだ総合的な毒性を示すものとして毒力とした。ELISA 法における、各毒成分に対する感度は、マウスのそれと異なるので毒量として区別した。

考 察

測定キットによる麻痺性貝毒力推定の変動 測定キットによる麻痺性貝毒力は 2~1/2 の範囲で推定することが可能と推察された (図 6)。

毒組成は、貝に蓄積された後の代謝影響、採取海域、発生する貝毒原因プランクトンの種類等で、毒組成が異なることが報告されている。^{4,5)}

表 1 に、毒組成別マウス比毒性と ELISA 感度比をとりまとめた。^{6,7)}マウス毒力が一定条件下で、ELISA による推定毒量は、STX を基準とした場合、neoSTX だけの場合は 13%と低めに、GTX2 の場合は 195%と高めに推定してしまうことになる。

このことから、ELISA 法による毒量の推定値からのばらつきは、毒成分に対するマウス比毒性と ELISA 感度比は異なることが一要因と推察された。

表1 毒組成別マウス比毒性とELISA 感度比一覧

毒成分	マウス 比毒性% ①	ELISA 感度比% ②	②÷① %
STX	100.0	100.0	100.0
neoSTX	92.4	12.0	13.0
GTX1	99.4		
GTX2	35.9	70.0	195.0
GTX3	63.8	70.0	109.7
GTX4	72.6		
GTX5	6.4		
GTX6	7.2		
C3	1.3		
C1	0.6		
C2	9.6		
C4	5.8		
dcSTX	51.3	20.0	39.0
dcneoSTX	1.3		
dcGTX1			
dcGTX2	65.1		
dcGTX3	75.4		
dcGTX4			

出典)

① : Oshima,Y (1995) Post column derivatization liquid chromatographic method for paralytic shellfish toxins. Journal of AOAC International 78(2):528-32 より関係部分を改変 (MU/μmole→%)

② : ELISA キット (R-Biopharm 社) の取説 Art. No. R1902.

図7に、今回試験に用いたサンプルについて蛍光HPLC法によりその毒組成を分析した結果を示した。

なお、分析に必要な標準毒は水産庁と日本水産資源保護協会が9成分を配布しているが、今回は7成分について分析した(弱毒成分:C1,C2の2種、強毒成分:GTX4,1,3,2、neoSTXの5種)。

今回のサンプルでは、弱毒成分C1,2が6割前後を占めたものが多かったが、No.5,16,23の3検体のみが強毒成分GTX4,1,3,2、neoSTXが主成分であった。

一般的に、日本国内では東日本は強毒成分が、西日本は低毒成分が主成分となる組成を示すと言われている。今回強毒成分が主体となった3検体については、なぜ弱毒成分が少なかったのか理由は不明である。

また、強毒成分GTX4,1,3,2間で比較すると、サンプルNo6~15,18,21~23で、GTX4,1がほとんど確認できなかった。本県では、貝毒原因プランクトンとして*Gcatenatum*、と*A.catenella*の単独発生や同時発生が確認されているが、*Gcatenatum*は、GTX4,1を

産生しないので、当該プランクトンの優占種化が一つの要因と推察された。

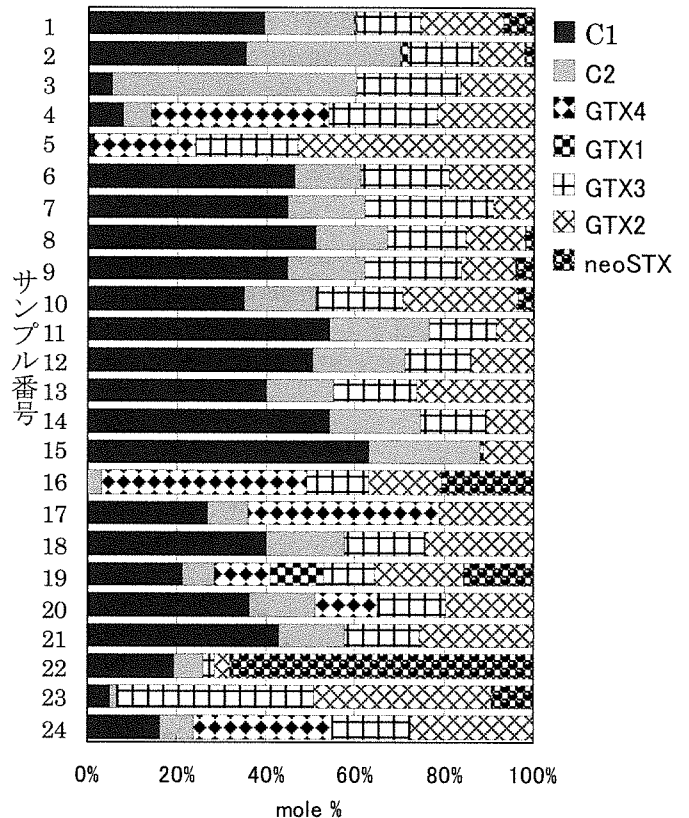


図7 本県で発生した貝毒の組成 (図4~6で用いたサンプル)

貝毒モニタリングへのELISA法の適用 従来、貝毒モニタリングは、毒化の原因となる有毒プランクトン細胞数とマウスによる毒力検査で対応してきた。両者の相関は図8⁶⁾に示したとおり、現場海域の有毒プランクトンの細胞密度が高くなるにつれ、毒力が高くなる傾向はあるが、ばらつきが大きく、細胞密度から毒力を推定することは困難であった。また、有毒プランクトン細胞数が0であっても、貝が毒化している場合もあった。

有毒プランクトン細胞密度と公定法毒力の相関が悪いのは、①有毒プランクトン細胞密度は、貝の摂餌履歴を反映していない。②有毒プランクトンは密度分布の偏りや、その分布の経時的変化が生じ、貝の摂餌機会が異なる。③貝の棲息水深(潜砂、潮間帯付着、垂下畜養)の違いにより摂餌機会が異なる。④貝にとって忌避されるプランクトンと有毒プランクトンが混合発生した場合に摂餌機会に影響があると疑われること。⑤同種の有毒プランクトンであっても、細胞1個に含まれる毒量に差があること(水温が高いと細胞分裂が早いので、蓄積した毒

が分裂の度に半減していくと考えられている)。⑥有毒プランクトンの種類によって蓄積する毒の組成や量が異なる。⑦貝に蓄積した毒は、一部は排出され、一部は貝の体内部で組成が変化する。⑧毒排出が早い貝（アサリ、カキ）、遅い貝（ヒオウギガイ、ムラサキガイ）がある。⑨同種の貝毒原因プランクトンでも株による毒産生力が異なる。の9要因が考えられる。

これに対して、ELISA 法毒量と公定法毒力には図9に示したとおり、高い相関が得られた。これはELISA 法と公定法はどちらも貝の持つ毒そのものを対象としているので上記の要因が関与しないためと考えられた。

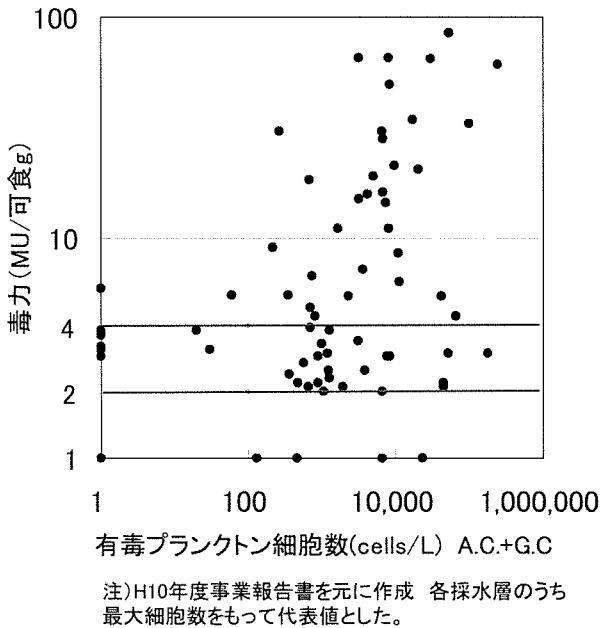


図8 有毒プランクトン密度と公定法毒力の相関

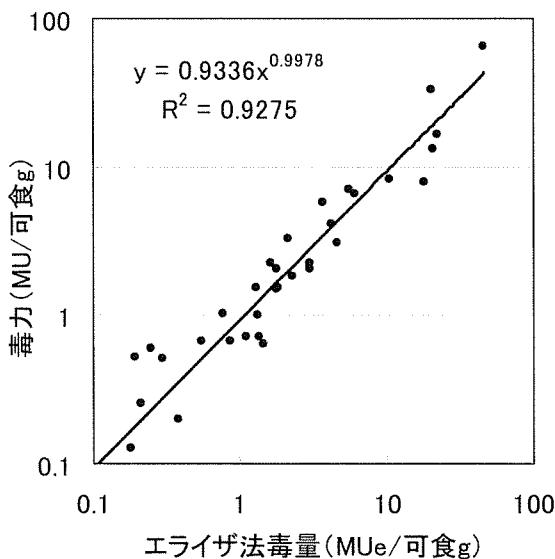


図9 エライザ法毒量と公定法毒力の相関

まとめ

本県で発生する麻痺性貝毒については、ELISA 法により、公定法による分析値の1/2~2倍の範囲で推定することが可能であった。

ELISA 法は、HPLCのように個々の毒組成は分からないものの、HPLC分析より簡便で、有毒プランクトンの発生公定法毒力との相関性も充分高いことから、毒化予兆をモニタリングする手法としての有効性を確認することが出来た。

本結果をもとに、平成19年度からは、ELISA 法による貝毒モニタリング実証試験を実施中である。

なお、別表1にマウス法、ELISA 法、プランクトン検鏡による麻痺性貝毒力の測定および推定方法の特徴を示した。

謝辞

本試験を実施するにあたり、熊本県保健環境研究所 飛野敏明研究主幹からは、HPLCによる毒組成の分析について、機器操作を含め多大なる御指導を頂きました。

また、日本水産資源保護協会が平成17年に開催した「貝毒分析研修会」に参加する機会を与えられ、そこで体系的に学習させて頂けたのが、今回の報告の基礎となりました。研修会を主催された日本水産資源保護協会ならびに研修会講師の先生方に深謝いたします。

文献

- 1) 熊本県水産研究センター.平成 6~平成 18 年度 -680.
- 2) 社団法人日本食品衛生協会. 3. 麻痺性貝毒(公定法) 食品衛生検査指針 理化学編 2005: 673
- 3) 社団法人 日本水産資源保護協会: 貝毒分析研修用テキスト ver.2.
- 4) 高谷智裕. 九州沿岸域における麻痺性貝毒に関する研究 長崎大学水産学部研究報告第 84 号 2003: 1-38.
- 5) 平成 10~平成 14 年度二枚貝等貝毒安全対策事業報告書: 広島県.
- 6) Oshima, Y. Post column derivatization liquid chromatographic method for paralytic shellfish toxins. Journal of AOAC International 1995; 78(2): 528-532.

- 7) R-Biopharm 社 サキシトキシシン定量 ELISA キットの取扱説明書:Art.No.R1902.
- 8) 向井宏比古, 加来照雄, 安東秀徳, 小山長久. 重要貝類毒化対策事業 I 平成 10 年度熊本県水産研究センター事業報告書 1998: 142-147.

別表1 マウス法、ELISA 法、プランクトン検鏡による麻痺性貝毒力の測定および推定方法の特徴

	マウス法(公定法)	ELISA 法	プランクトン検鏡
検出下限	2.0MU	約 0.1MU	10 細胞/L
推奨検出範囲	2.8~3.8MU (測定値が高い場合は、当該濃度まで抽出液を希釈して用いる)	直線近似 : 5~80ppb (0.25~4MU)MUe 曲線近似 : 0.1~8.0MUe 予め、マウス法との相関を確認する必要あり。	10 細胞/L 以上 (100 倍濃縮の場合。 なお、連鎖している場合 10×連鎖数)
分析費用	1 万~2 万円	1~2 千円(試薬など)+人件費	人件費+消耗品
迅速性	2 日~1 週間 外注分析(県外)のため、輸送日数、休祭日により異なる (検体は、漁協提供)	2 時間/1 検体~4 時間/10 検体 (検体は、漁協提供)	3 日間 (本センターにおいて、有明海、八代海、天草沿岸を各 1 日で調査するとした場合)
手 間	貝を剥き身にし、送付するのみ	貝を剥き身にした後、ホモジナイズ工程、毒性分の抽出工程、定量分析、器具の洗浄など (4 時間以内で 10 検体分析には、3 人以上で流れ作業を要す)	濾過(海水 1L を、孔径 30 μ m のネットを用いて 10ml に濾過) →顕微鏡を用いて計数
器 具	特に必要なし	デジタル秤り、ブレンダー、ホットスターラー、ウォーターバス、試験管ミキサー、デジタル温度計、遠心分離機、pH 測定器、連続分注機、8 連分注機、マイクロプレートリーダー、200ml コニカルビーカー、1.5ml エッペン管、50ml 樹脂管 など	調査船 バンドーン採水機 プランクトンネット 顕微鏡
精 度	公定法(厚労省通達)	マウス法結果と比較して 1/2~2 倍の範囲で推定可能(熊本県の場合) なお、このばらつきは個々の毒成分に対する感度が両者で異なることに由来するので不可避	マウス毒力の推定は困難。

菊池川河口域において1997年7月に発生したアサリ *Ruditapes philippinarum* の大量死について

中原康智, 鳥羽瀬憲久

Mass mortality of the clam *Ruditapes philippinarum* at the river mouth of Kikuchi River, in July 1997

Yasutomo Nakahara and Norihisa Tobase

キーワード: アサリ, 大量への死, 有明海, 菊池川河口

熊本県下で1997年7月6日から7月13日まで降り続いた大雨は、期間中の総雨量が平野部で500mmから700mm、山間部の阿蘇地方では1,000mmを超える記録的な集中豪雨となり(図1)、負傷者3名、家屋の全半壊12棟、床上、床下浸水

1,716棟、被害総額約307億円という大きな被害が発生した。¹⁾

大雨直後、熊本県の有明海沿岸干潟の一部からアサリ *Ruditapes philippinarum* などの二枚貝が大量死する被害が報告された。本報では、被害報告があ

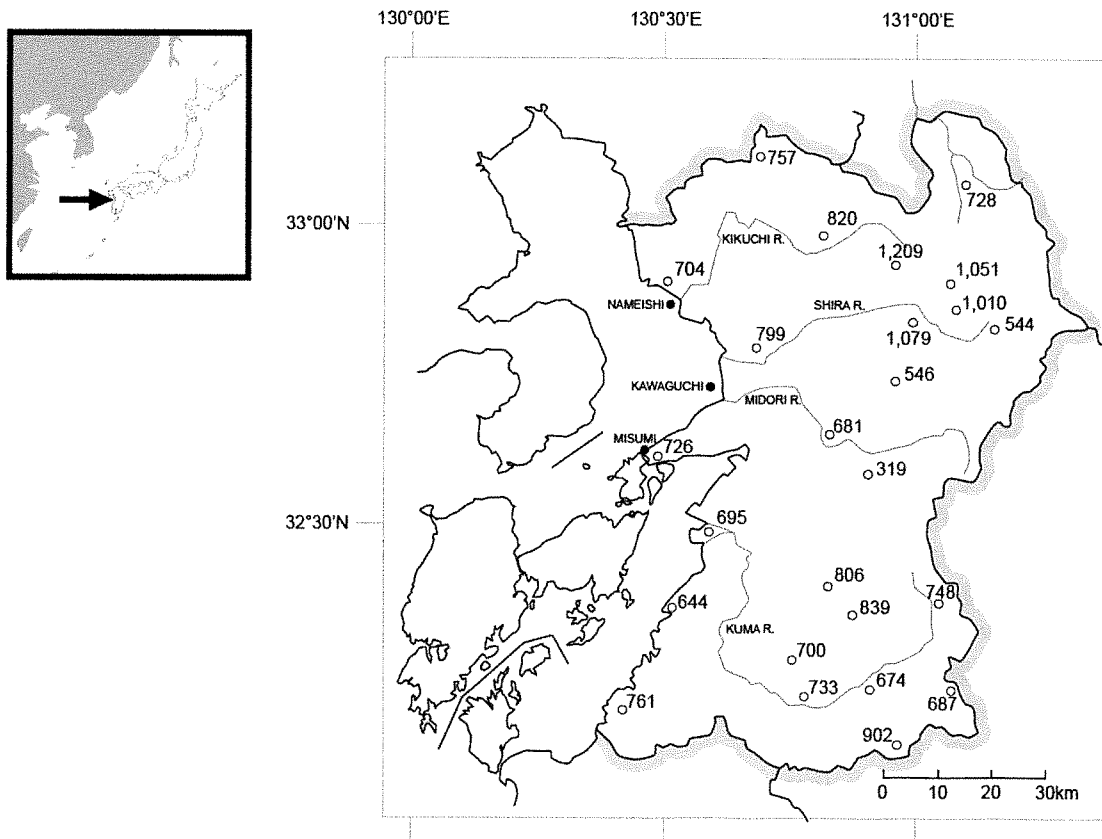


図1 1997年7月6日から7月13日までの熊本県各地の降水量(mm)
気象庁 アメダス(AMeDAS: Automated Meteorological Data Acquisition System)データ

った菊池川河口域滑石干潟において実施した被害実態調査について、被害前後の同干潟及び被害が発生しなかった緑川河口域川口干潟で実施した資源・環境調査の結果を比較し、今回の大量死の発生過程について検討したので報告する。

材料及び方法

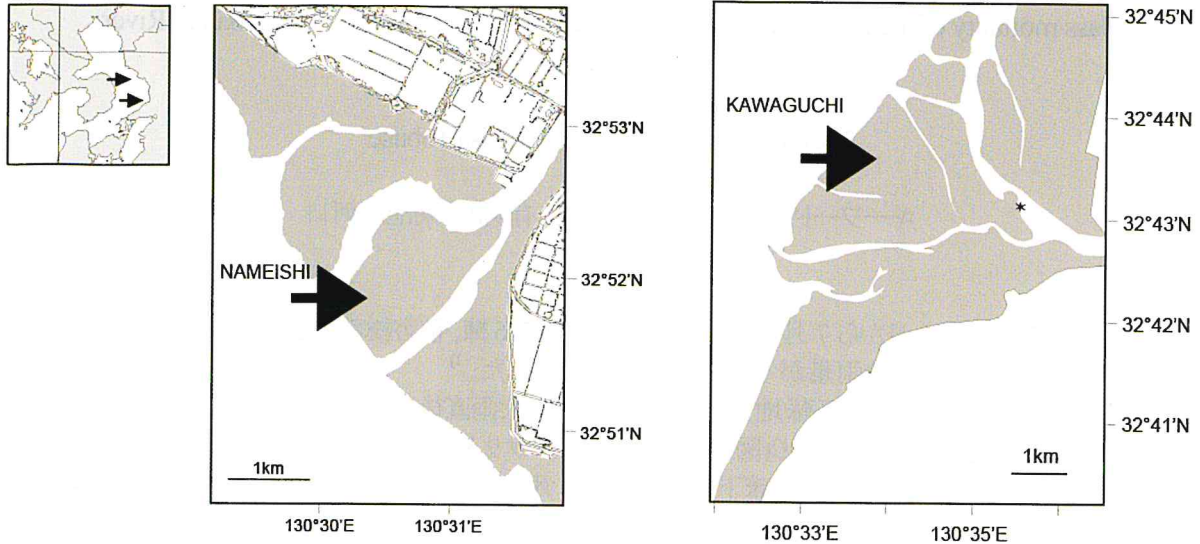


図2 調査箇所 左: 菊池川河口域滑石干潟、右: 緑川河口川口干潟

菊池川は、今回の集中豪雨で最も降水量が多かった阿蘇北外輪山を源流とし、有明海北部に注いでいる1級河川である。河口域には干潟域が発達しており、アサリやハマグリ *Meretrix lusoria* 等を対象にした採貝業やのり養殖業が営まれている。今回大量死が発生した滑石干潟は、菊池川河口域に広がる三角洲地帯で滑石漁業協同組合が管理している(図2)。一方、緑川は阿蘇南外輪山を源流とし熊本県中央部を流れる1級河川で、菊池川河口から直線距離で約20km南の熊本有明海中央部に注いでいる。対照区とした川口干潟は、緑川河口のほぼ中央部に位置し、川口漁業協同組合が管理する干潟である。熊本県水産研究センターでは、1992年からアサリ資源の減少の原因解明と資源量増加手法の検討を目的とした試験区を両干潟に設定し、アサリ資源及び環境状況の把握を行っている。

被害実態調査は、大雨直後の1997年7月17日に実施した。干潟全体の被害状況を目視により確認するとともに、アサリ資源状況の把握のため年2回実施している資源量調査定点45定点(200m×200mメッシュ)のうち10定点(図3)でアサリ生残状況及び底質について調査を行った。また、潮位の関係で7月

17日に確認できなかった干潟の沖側部分については、7月23日に改めて状況を確認した。

アサリ生残状況 アサリ生残状況調査として、方形枠(10cm×10cm×10cm)による枠取りを各定点で4回実施した。採集したサンプルは、現場でただちにローズベンガルで染色した10%中性ホルマリンで

固定して持ち帰り、実験室において1mmメッシュのふるいでふるい分けを行ってアサリを選別した。選別されたアサリについて、貝殻を閉じている貝を生貝、貝殻を開いている貝のうち、軟体部が残ってい

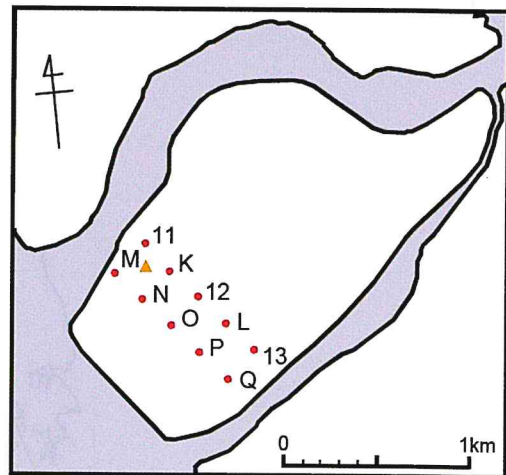


図3 被害実態調査定点

- : 生残・底質調査箇所
- △: 水温・塩分センサー設置箇所

たものを死貝として生死を判定し、サンプルごとの個体数を計数するとともに殻長をデジタルノギスで測

定した。

今回の被害による各調査点の生残率 R_j は、各サンプルの生貝数と死貝数から(1)式で求めた。

$$R_j = \frac{1}{kj} \sum_{jn} \frac{Ns_{jn}}{(Ns_{jn} + Nm_{jn})} \quad \dots(1)$$

($jn = 1, 2, \dots, kj$)

R_j 調査点 j における生残率

Ns_{jn} 調査点 j における n 回目サンプルの生貝数

Nm_{jn} 調査点 j における n 回目サンプルの死貝数

kj 調査点 j におけるサンプリング回数

また、各調査サンプルのアサリ殻長について 4mm 階級幅で区分してサンプル別階級別データとし、サイズ別生残率 Rh を(2)式で求めた。

$$Rh = \frac{1}{kh} \sum_{ji} \frac{Ns_{ji}}{(Ns_{ji} + Nm_{ji})} \quad \dots(2)$$

($ji = 1, 2, \dots, kh$)

Rh 階級 h における生残率

Ns_{hi} 階級 h における第 i サンプル生貝数

Nm_{hi} 調査点 h における第 i サンプル死貝数

kh 階級 h の出現サンプル数

底質環境 底質環境の指標として粒度組成の分析を行った。各調査定点で表層約 3cm の底泥を採取して常温で実験室まで持ち帰り、2mm、1mm、0.5mm、0.25mm、0.125mm、0.063mm メッシュのふるいで湿式法によりふるい分けを行って粒度組成とした。

水温・塩分の推移 干潟上に設置されていたメモリー式水温塩分記録計(アレック電子製 MDS-CT 型データサンプリング間隔 1 分)を回収し、10 分ごとに平均して干潟直上の水温及び塩分データとした。

調査結果

アサリ生残状況 今回の大量死は今回調査した干潟のほぼ全域で発生していた。アサリの他、シオフキガイ *Mactra quadrangularis*、ホトギスガイ *Musculista senhousias* 等、多くの二枚貝が被害を受けており、そのほとんどは干潟表面にはい出し、軟体部がまだ残った状態で確認された。

各調査点におけるアサリの生残率 R_j を比較すると、南側の濠筋に近い Stn.Q、13 及び干潟中央部 Stn.K、

12、L の生残率が低かった(図 4)。潮位の関係で 7

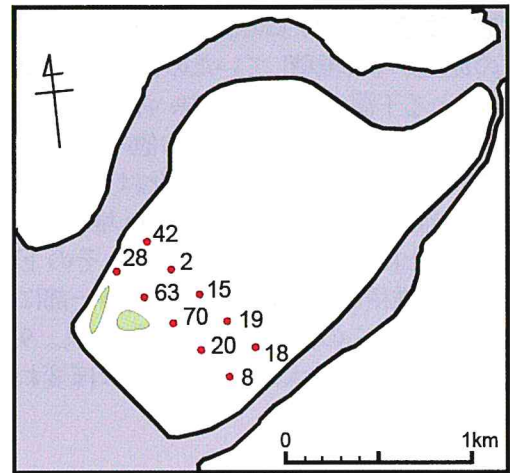


図 4 各調査点におけるアサリ生残率(%)

1997.7.23 調査時にアサリ高密度分布が確認された箇所

月 17 日に確認できなかった干潟の沖側部分について、7 月 23 日に改めて調査を実施した結果、生残率が高かった Stn.N、O の沖側、干潟の地盤高がさらに 30~40cm 低い箇所にアサリが高密度で生残していた箇所が発見された。このうち、大型個体が生息していたのはホトギスガイ群落のマットの下、稚貝が

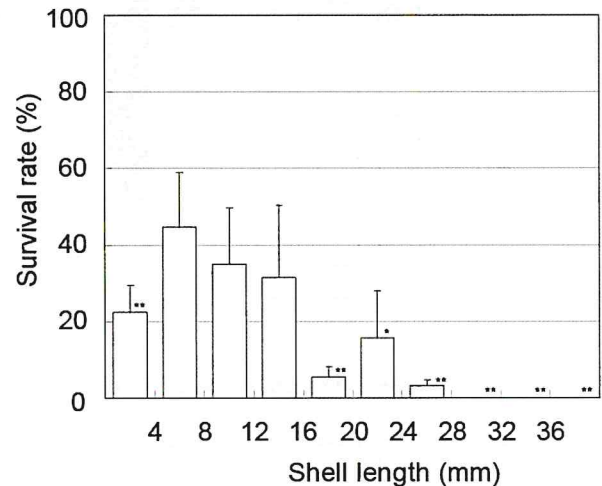


図 5 1997.7.17 調査時のアサリ殻長別生残率(%)

bar は標準偏差を、*は殻長 4-8mm サイズと有意差が認められたサイズを示す(* $P < 0.05$ ** $P < 0.01$)

大量に分布していたのは、北側の濠沿いであった。

一方、アサリのサイズ別生残率 Rh は、生産対象及び次期生産対象サイズである殻長 16mm 以上の大型個体及び 4mm 未満の着底稚貝の生残率が低く、これらのサイズのアサリ生残率は、4~8mm サイ

ズ生残率と1%水準で有意差が認められた(図5)。

底質環境 7月17日の調査時に粒径0.063mm以下の泥土が多く堆積していたのは、Stn.K、P、Qに代表される干潟上にあるごく浅い滞の中及び干潟の南側に限られており(図6)、その他の干潟域では、6月23日と粒度組成に大きな変化は見られなかった。これらの箇所では泥土が10~15cm堆積していたほか、表面上は通常の砂であるものの、その下に軟弱な浮泥が堆積し歩行が困難な箇所が一部に見られた。また、これらの泥土は大雨以降減少し、9月18日の調査時点には大雨前の状況とほぼ変わらないものとなった。

水温・塩分の推移

1.水温 滑石干潟上の水温は、大雨前に約27℃まで上昇していたが、雨が降り始めるとともに徐々に低下し、7月11日10時には20.0℃にまで低下した。その後、大雨期間中の水温は、約2℃の上下を繰り返していたが、7月13日になって再び上昇し始め、7月20日頃には大雨前の水温に戻った。一方、大雨被害が発生しなかった川口干潟では、7月11日6

時に20.2℃まで低下した後、すぐに上昇を始めた。また、水温の日変動も滑石干潟より小さかった(図8)。

2.塩分 7月17日の調査時、滑石干潟の塩分センサー一部に土砂が堆積していた。今回使用した塩分計は、電気伝導度から塩分を計算するタイプでセンサー一部への土砂堆積の影響を大きく受けるため、残念ながら正確な塩分変動を把握することが出来なかった。

しかし、今回の大雨期間中の塩分記録は干満に伴い常に塩分値が変動していたことから測定値は塩分変動の傾向を示していたと判断し、川口干潟の環境データと比較することとした。

滑石干潟における塩分は、7月7日頃から徐々に低下を始め、大雨がピークとなった7月9日以降急激に低下し10PSUを下回った。雨が小康状態となった7月13日以降も7月17日までの約5日間5PSU前後で推移し、その後急激に回復した(図8)。これは、大雨後半の7月11日から15日にかけて干満差が小さい時期にあたったため(図9)、潮汐による海水の移動が少なく河川から流入した淡水が干潟周辺に

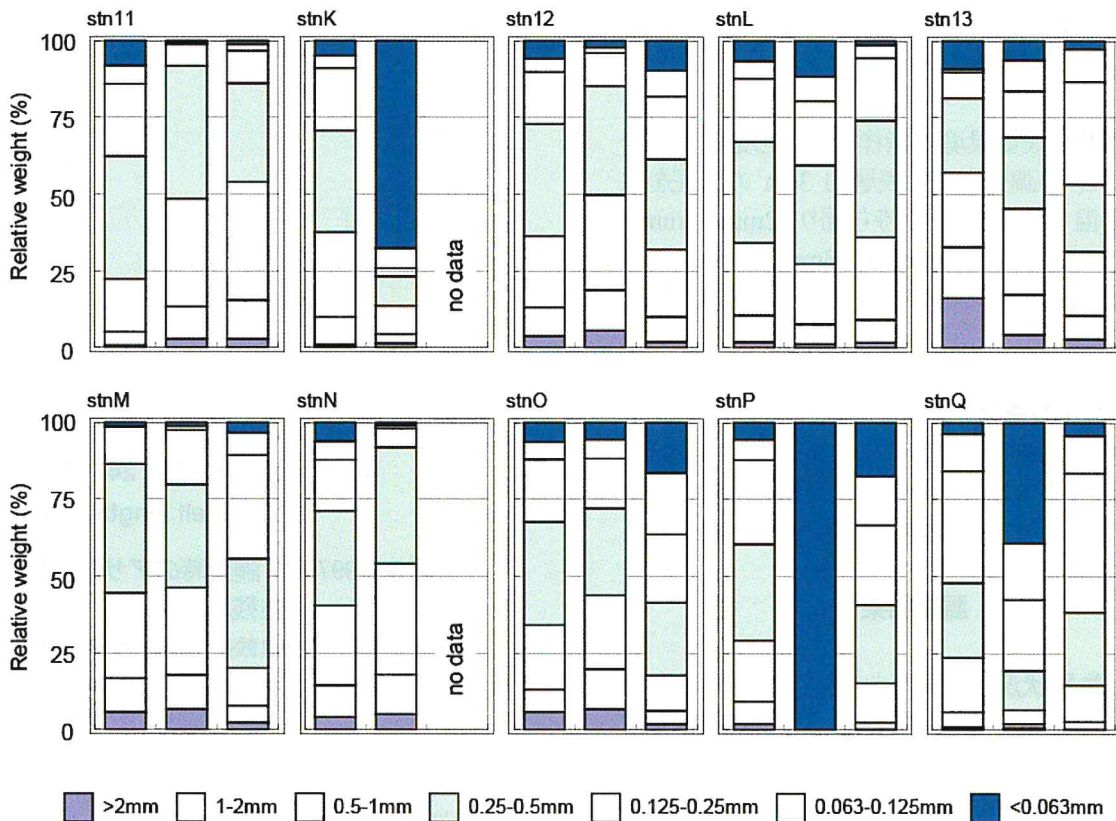


図6 各調査点の粒度組成の推移
左:1997.6.23 中:1997.7.17 右:1997.9.18

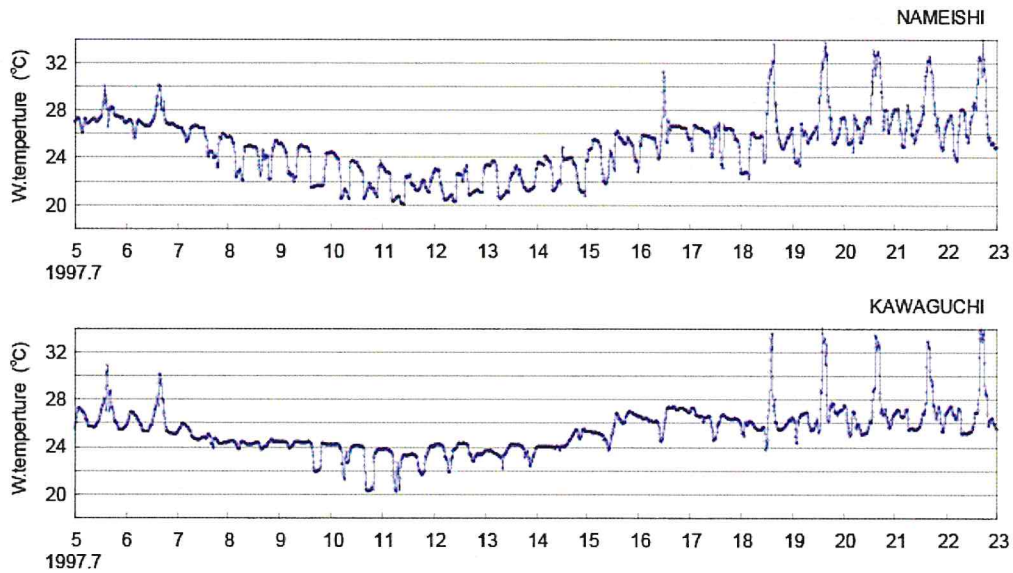


図7 1997.7.5~7.23の干潟直上水温(10分間平均)

上段:滑石干潟 下段:川口干潟

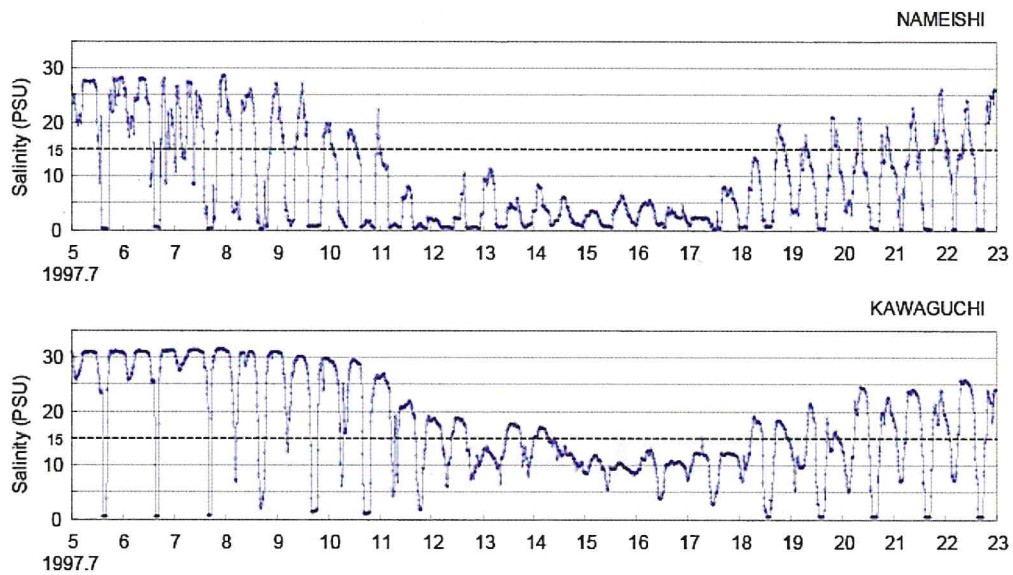


図8 1997.7.5~7.23の干潟直上塩分(10分間平均)

上段:滑石干潟 下段:川口干潟

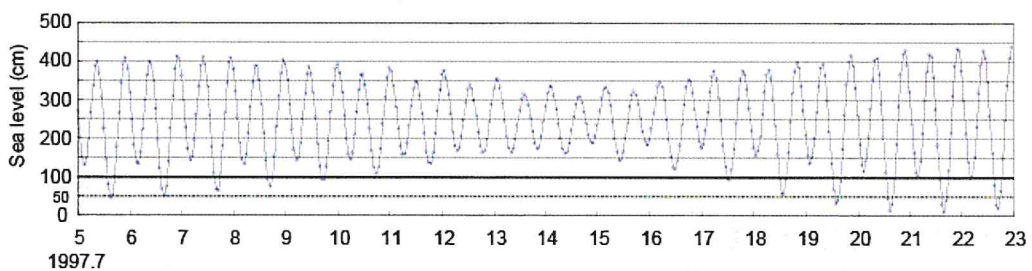


図9 1997.7.5~7.23の三角験潮所潮位

日本海洋データセンター資料

長時間滞留したものと推察された。一方、川口干潟では、7月10日以降徐々に低下し続け、7月14日から17日の3日間10PSU前後で推移した。また、7

月18日以降は滑石干潟とほぼ同様のペースで回復した。

考察

熊本県におけるアサリの漁獲量は、最盛期には全国の総漁獲量の50%弱を占め、日本一を誇っていた。²⁾しかし、1977年の65,732tを記録したのち減少を続け、1990年代後半には最盛期の2%~10%程度にまで激減している。特に有明海沿岸の干潟域での減少が著しく、アサリ採貝業がのり養殖業と並ぶ最も重要な漁業であるこの地区にとって、資源減少の原因解明と資源回復への取り組みが急務となっている。

今回調査を実施した滑石地区では、1990年7月の集中豪雨に伴う大量の土砂流出によりアサリ資源が壊滅的な打撃を受けたため、³⁾漁場復旧事業を実施すると共に資源保護に努めてきた。その結果、徐々に資源が増加傾向を示し、1997年6月に約3年ぶりの生産が始まったところであった(図10)。それだけに今回の被害は漁業者にとって大きな打撃となった。

今回の大雨では、大量死の直接的要因となるような大量の土砂流出は発生しなかった。また、アサリは干潟上に這い出た状態で死滅していたことから、調査を行った7月17日の直前に急激に大量死が始まったと推察された。一方、緑川流域にも梅雨時期の平均総雨量に近い雨がこの期間に集中したにも関わらず、緑川河口域の川口干潟では大量死は発生しなかった。

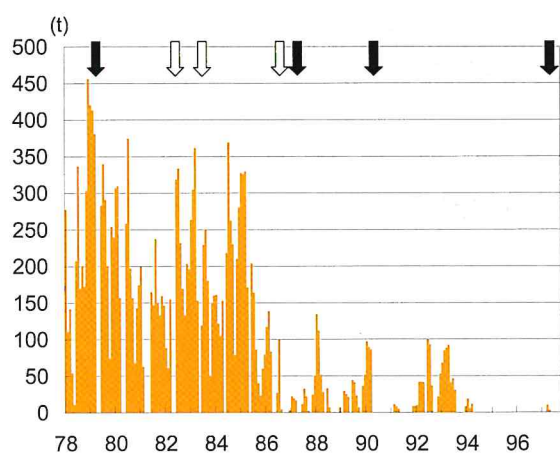


図10 滑石漁協の月別アサリ漁獲量

資料: 熊本県水産振興課、熊本県アサリ採貝業実態調査

黒矢印は大雨によるへい死発生月を、白矢印は原因不明のへい死発生月を示す

アサリの生残を左右する環境要因としては、低塩分、高水温及び低水温、貧酸素水等が指摘されて

いる。⁴⁾これらの環境要因の中で低塩分水の及ぼす影響についての報告⁵⁻⁷⁾によると、比重10以下では死亡が100時間前後から始まること、比重が低くなる程また水温が高くなる程生残率が低くなることが報告されている。また、アサリ個体の活性と水温との関係については、水温40℃までは酸素消費量は増加し続けるが、25℃を超えると代謝効率が低下し肥満度の低下が始まるということが報告されている。⁸⁾

大雨期間中、両干潟の水温には大きな違いが認められなかった。一方、塩分は滑石干潟では塩分15PSU(比重約10)以下が7月11日から18日午後までの185時間連続していたのに比べ、川口干潟では15PSU以下は7月14日朝から7月18日朝までの94時間で、滑石干潟と比較して約半分の時間であった。

このことから、今回の大量死の原因は、極端な低塩分水が長時間滞留したことによるものであり、菊池川河口域と緑川河口域で差が生じた原因は、塩分15PSU以下の低塩分水の滞留時間が100時間をはさんで大きく異なっていたことによるものであると推察された。

菊池川河口域では、アサリの大量死が1975年以降3~4年に1回発生してきている。^{3,9-14)}これらの大量死の原因は、秋から冬にかけての原因不明のものを除く3件が梅雨時期の大雨若しくは、大雨に伴う大量の土砂流出によるものであった。²⁾緑川河口域で発生した大量死被害の報告件数3件¹⁵⁻¹⁸⁾のうち大雨による被害が1件であったことから、菊池川河口域は緑川河口域に比べ大量死、特に大雨被害を受けやすい干潟と言えらる。

今回調査を行った滑石干潟では、アサリは地盤高約+1mの部分を中心に分布していたのに対し、川口干潟では+40~60cm前後に生息していた。また、滑石干潟においても干潟沖側の地盤の低い箇所では生残率が高い傾向が認められており、生息域の地盤高と生残率に関連が認められた。滑石干潟の沖側については環境データがないが、干潟沖側は潮汐の働きにより高塩分の海水が入り易いため、低塩分化による被害が少なかった可能性がある。このことは、菊池川において大雨被害が発生しやすい原因として、河川の規模や流域環境といった河川が持っている性格の他に、干潟におけるアサリ生息地盤高の違いが一因となっていることを示唆している。

今回の大量死では、着底直後の小型稚貝と殻長16mm以上の大型個体の生残率が低かったことが特記すべき点である。

これまで、熊本有明海におけるアサリの初期資源は「秋生まれ群」、「春生まれ群」の2群とされ、そのう

ち「秋生まれ群」によりアサリ資源は維持されているとされてきた。¹⁹⁾しかし、1992年からの資源状況調査によると、滑石干潟では近年「春生まれ群」と考えられるアサリ稚貝によって初期資源が形成されていた。²⁰⁾1997年においても、6月から7月上旬にかけて、アサリの着底稚貝が大量に出現していたことが確認されている。²¹⁾しかし、これらの着底稚貝は大雨に耐えられるサイズまで成長することができなかつたため大量死に至り、殻長4mmから16mmにまで成長していた1996年の秋若しくは1997年春の早い時期の着底群のアサリのみが生残できたものと推定された。今回の大雨被害は、梅雨時期の天候に左右されやすい「春生まれ群」に初期資源形成を頼っていたことが、当時の菊池川河口域の資源回復が進まない要因の1つとなっていたと考えられる。

一方、アサリの低塩分に対する耐性については、成長するほど高くなる⁷⁾とされており、なぜ大型個体の生残率が低かったかについては、今後の課題として残された点である。アサリの資源管理においては、殻長と価格の関係及び再生産の観点から、できるだけ殻幅15mm以上の大型個体を漁獲するよう指導を進めている。²²⁾しかし、菊池川河口域で殻幅15mm以上にあたる殻長35mmまで成長するには約1年半から2年要する²⁰⁾ため、着底稚貝が漁獲サイズに成長するまで2回の梅雨を乗り越えなければならない。そのため、漁業者は大雨による大量死に対する不安が拭えず、できるだけ梅雨前に漁獲してしまおうとする風潮がある。今回の大雨ではまさに漁業者の不安が的中する形となった。今後、資源管理型漁業を推進していくためには、このような漁業者の不安が解消できるような管理方策を提案することが重要であり、干潟各地点の詳しい環境データの検証を進め、漁獲時期の決定や淡水被害の少ない沖側へのアサリ稚貝の移植やアサリ母貝集団確保の場の設定等、環境条件に応じた細かな管理方法を提案していく必要がある。

要約

熊本県北部の有明海菊池川河口域滑石干潟において1997年7月上旬に発生したアサリの大量死について、被害前後の同干潟及び被害が発生しなかった緑川河口域川口干潟で実施した資源・環境調査結果を比較し、今回の大量死の発生過程について検討した。

滑石干潟における今回の大量死は、記録的な豪雨に小潮が重なったため、低塩分水が干潟上に長時間留まった事によるものと推定された。また、滑石

干潟の被害が川口干潟に比べ大きかったのは、低塩分水の滞留時間の差によるものと推定された。

今回の大量死では、着底直後の稚貝及び漁獲対象となる大型個体の被害が特に大きかった。このことは、資源管理計画を策定する上で生産スケジュールや、淡水被害の少ない場への稚貝や母貝の移植などを考慮する必要性があることを示唆している。

謝辞

干潟調査にあたっては、地元漁協である滑石漁業協同組合及び川口漁業協同組合のご理解と全面的なご協力をいただきました。また、試料の査定作業においては熊本県水産研究センターの臨時職員の方々に大変ご迷惑をおかけしました。改めて謝意を申し上げます。

文献

- 1) 平成9年度防災・消防・保安年報. 熊本県. 1998.
- 2) 中原康智, 那須博文. 主要アサリ産地からの報告—有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌. 2002;57:139-144.
- 3) 平田郁夫, 中村良成. 保護水面管理事業調査. 平成2年度熊本県水産研究センター事業報告書. 1991:50-51.
- 4) 柿野純. アサリ漁業の動向と近年の調査結果. 水産海洋研究. 1996;60(3):265-268.
- 5) 倉茂栄二郎. アサリの生態研究、特に環境要素について(松本文夫編). 水産学集成, 東京大学出版会. 1957.
- 6) 吉田裕. 浅海性有用二枚貝の稚仔の研究. 農林省水産講習所研究報告. 1953;3(1).
- 7) 大規模増殖場開発事業総合報告書 昭和53年度版 玉名地区. 水産庁. 1979.
- 8) 磯野良介, 喜田潤, 岸田智穂. アサリの成長に及ぼす高温の影響(短報). 日本水産学会誌 1998;64(3):373-376.
- 9) 平見哲朗, 吉田好一郎. 玉名市大浜地先アサリへい死調査(昭和50年度). 熊本県のり研究所事業報告書(自昭和41年4月至51年3月(第2号)1976:83-87.
- 10) 手島仁夫, 久木田勇作, 吉田好一郎, 河辺博, 原田征三郎. 菊池川河口アサリへい死実態調査. 昭和54年度熊本県のり研究所事業報告書. 1980:239-247.
- 11) 藤森常生, 岩村征三郎. 滑石地先のアサリへ

- い死調査. 昭和 57 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1983:206-207.
- 12) 石田宏一. 玉名地区アサリへい死調査. 昭和58年度熊本県のり研究所事業報告書. 1984:215-224.
 - 13) 深浦雄一, 平見哲朗, 坂本優, 加来照雄, 岩村征三郎. 玉名地区アサリへい死調査. 昭和 61 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1987:167-173.
 - 14) 深浦雄一. アサリへい死調査. 昭和 62 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1988:128-129.
 - 15) 梶山実, 藤森常生, 野尻節郎. 畠口地先アサリへい死調査(その 1). 昭和 57 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1983:197-200.
 - 16) 藤森常生, 堤泰博, 岩村征三郎. 畠口地先アサリへい死調査(その 2). 昭和 57 年度熊本県のり研究所事業報告書 1983:201-205.
 - 17) 河辺博, 藤森常生. 海路口、川口地先アサリへい死調査. 昭和 57 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1983:208-212.
 - 18) 河辺博, 坂本優, 藤森常生. 網田地先アサリへい死調査. 昭和 58 年度熊本県のり研究所事業報告書. 1984:206-214.
 - 19) 池末弥. アサリの生態学的研究－Ⅱ沈着期と初期成長. 日本水産学会誌. 1957;22(12):737-741.
 - 20) 中原康智, 鳥羽瀬憲久. 増殖場造成事業調査委託事業. 平成 7 年度熊本県水産研究センター事業報告書. 1996:59-61.
 - 21) 中原康智, 鳥羽瀬憲久. アサリ増殖場造成事業調査委託事業. 平成 9 年度熊本県水産研究センター事業報告書. 1998:52-55.
 - 22) 熊本県アサリ資源管理マニュアルⅡ. 熊本県. 2007.

(ノート)

熊本県のアサリ漁業の現状と課題

那須 博史^{※1}, 生嶋 登, 鳥羽瀬 憲久, 中原 康智

※1 熊本県東京事務所

The present status and a problem of the fishery for the clam

Ruditapes philippinarum in Kumamoto Prefecture

Hirofumi Nasu, Noboru Ikushima, Norihisa Tobase and Yasutomo Nakahara

キーワード：アサリ、資源管理、アサリ漁場造成

はじめに

アサリは、かつて熊本県の総漁獲量の40~50%、総漁獲金額の20~30%を占め、熊本県の水産業において最も重要な魚種であった。最盛期を知る年配の漁業者にその状況について聞くと、「アサリが3層になって生息していた」、「2時間も操業すれば船1杯のアサリが獲れたので、寝て潮が満ちてくるのを待っていた」、「1日に2回ある干潮時に、それぞれ船1杯、合計2杯のアサリを獲っていた」といったような今では信じられない回答が返ってくる。しかし、そのように豊かだったアサリ資源も、急激に減少し、ほとんど獲れない状況に至った。幸いなことに、一時の枯渇状態を脱し、増加傾向を示すようになってきたが、まだまだ最盛期と比較すると非常に少ない状況である。本報告では、全国的にアサリ資源の減少が認められる中、増加傾向を示し始めた熊本県のアサリ漁業の現状について報告すると共に、その課題について検討する。

熊本県のアサリ漁業

熊本県は、有明海沿岸及び八代海沿岸に全国有数の干潟を有する(図1)。有明海域には菊池川、白川、緑川等の一級河川が流入しており、広いところでは沿岸から5kmの沖合にまで干出し、福岡県境から宇土半島北部の中央部にかけて、約66 km²の広大な干潟が形成されている。一方、八代海域には一級河川である球磨川をはじめ大小の河川が

流入しており、宇土半島南部から八代市日奈久にかけて、約42 km²の広大な干潟が形成されている。有明海域と八代海域に合計で約108 km²の干潟があり、熊本県全体の干潟面積の99%が存在する。また、全国の干潟面積514 km²の約20%が熊本県に存在している。¹⁾このような広大な干潟域で、昔からアサリ・ハマグリ等を対象とした採貝漁業が盛んに行われてきた。

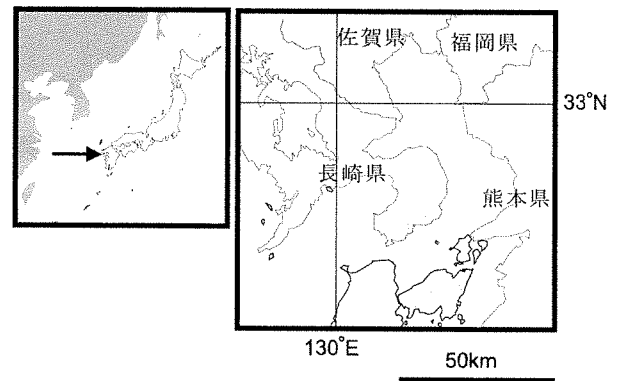


図1 有明海・八代海とその周辺

熊本県では、干潟を有するほとんどの漁協で、第1種共同漁業権に基づきアサリ採貝漁業が行われている。熊本県漁業調整規則により殻長2cm以下は採捕禁止となっているが、ほとんどの組合は、殻長3 cm以上で漁獲している。操業にあたっては、地盤の高いところではガンズメ、ジョレン、地盤の低い漁場では、ヨイショ(腰巻きジョレン)を用いて漁獲されている(写真1)。なお、長柄ジョレン船びき漁業やポンプを使用して生ずる水流

を利用する漁法については、熊本県漁業調整規則で禁止されている。漁獲されたアサリは、まずユリメを用いて各漁協で決められた漁獲サイズの殻幅に選別され、ガタ選別で殻や砂が入った死貝(通称バクダン)を除去する。ガタ選別については、比重を利用して選別する方法であるが、経験が必要なことから行わない漁協もあるものの、高品質化による価格向上のために重要な行程である。その後、12kg毎にネットに入れて、全国の消費地へ出荷されている(写真2)。

また、以前から熊本県では、県外産の稚貝等を用いた種苗蒔き付けはほとんど実施されておらず、自然発生したアサリが漁獲されてきた。



写真1 熊本県で用いられるアサリ漁具



写真2 漁獲から出荷までの流れ

熊本県のアサリ漁獲量及び生産額

熊本県のアサリ漁獲量は、1973年から1984年にかけては30,000t以上の漁獲があり、特に1977年には65,732tを漁獲するなど、1970年代には日本のアサリ漁獲量の20~40%を占め日本一の漁獲量を誇っていた。しかし、その後急激に減少し、1997年には1,009tまで減少した。幸いなことに1998年から増加傾向が認められ、2003年は6,877t、2004年は4,164t、2005年は6,520t(農林水産統計速報値)と6,000t前後の漁獲があるまでに回復してきている。

また、生産金額は、1977年から1986年にかけて50億円を超える生産があり、特に1980年には96億円に達した。この時期には、アサリの単価も、1960年代には約15円/kgだったものが、1970年代後半には約150円/kgに、1980年代前半には約300円/kgになるなど、急激に上昇した。しかし、その後漁獲量の急激な減少により、生産額も減少し、漁獲量が最も少なかった1997年に3億円まで減少した。近年は漁獲量の増加傾向と共に生産額も増加し、20億円前後まで回復してきている。アサリの単価は、1980年代後半以降、300円/kgで推移してきたが、近年は上昇傾向を示し、2005年には、過去最高の345円/kgに達した(図2)。その要因としては、国産アサリの減少と共に、熊本県で漁獲されたアサリのほとんどが熊本県漁業協同組合連合会を通じて共販されるようになったことも寄与している。なお、熊本県漁連では、1潮に1回の間隔で、組合別の入札が行われており、1ネットの価格が決まっている。

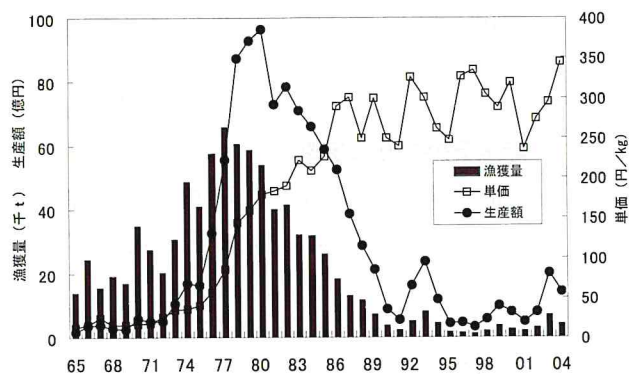


図2 熊本県のアサリ漁獲量と生産額と単価の推移

(1972~2005: 農林水産統計)

主要アサリ漁場におけるアサリ漁獲量の推移

熊本県のアサリ主要漁場は、海域、その成り立ち、影響する河川等から、荒尾・長洲地区、菊池川河口域、白川河口域、緑川河口域、八代海域の5つに区分され、それぞれにおいてアサリ漁獲量の推移に異なる特徴が見られる(図3)。それぞれの干潟域のアサリ漁獲量の推移について紹介する。

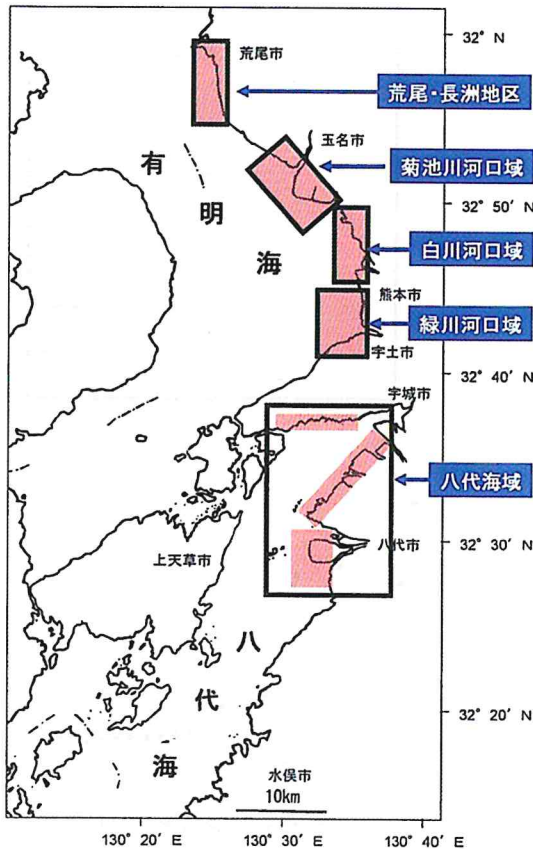


図3 熊本県のアサリ主要漁場

1. 荒尾・長洲地区

荒尾・長洲地区は、三池港と長洲港に挟まれた南北9km、東西2kmにわたって広がる約17km²の細長い干潟で、単独の干潟としては日本最大級の干潟である。荒尾市と玉名郡長洲町の3漁協が利用しており、主にガンズメを用いて漁獲されている。この干潟は、大きな河川に由来していないのが特徴である。本地域における漁獲量は、1975～1982年は5,000t前後の水揚げがあり、特に1978年には、7,459tの漁獲があった。1982年以降急激に減少したが、他の地域でほとんど漁獲がなかった1993年

に4,011tまで回復した。1995年には再び減少し、2001～2003年は全く漁獲がない状況になった。しかし、覆砂漁場を中心に2004年から漁獲が開始され、2004年に142t、2005年に104tの漁獲があった。近年は漁場の広範囲に稚貝の発生が認められるようになり、資源回復の兆しが認められている(図4)。

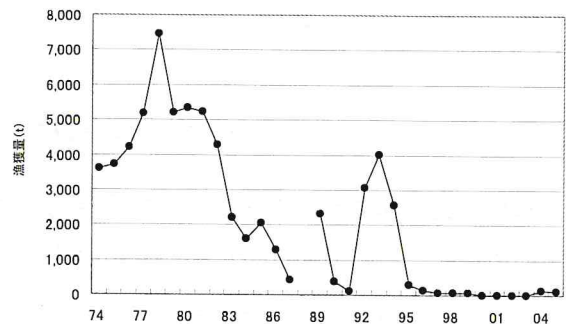
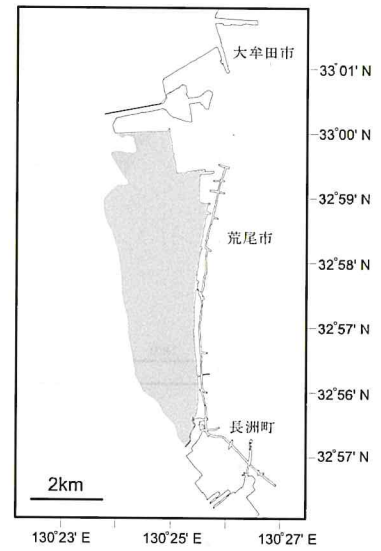


図4 荒尾・長洲地区の干潟形状とアサリ漁獲量の推移

(1974～2003 農林水産統計、2004～2005 聞き取り調査結果)

2. 菊池川河口域

菊池川河口域は、阿蘇北外輪山を源流とする一級河川菊池川の河口域に広がる約9km²の干潟域で、玉名市の4漁協が利用しており、主にジョレンを用いて漁獲されている。本地域における漁獲量は、1980年代前半までは10,000t前後で安定的に変動しており、特に1977年には、14,459tの漁獲があった。しかし、1986年以降急激に減少し、1995年には4t

まで減少した。ところが、2001年以降漁獲量は増加傾向にあり、2003年以降2,000 t 前後の漁獲があるまでに回復してきている（図 5）。この地域の特徴は、梅雨時期の大雨により度々被害を受けるとともに、地盤高の高い漁場が多いために、夏期

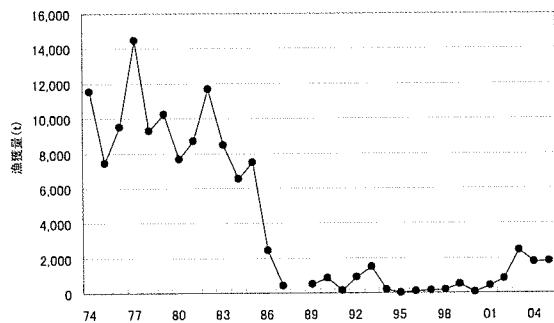
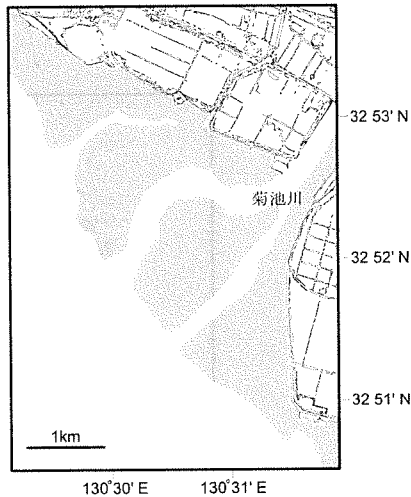


図5 菊池川河口域の干潟形状とアサリ漁獲量の推移 (1974~2003 農林水産統計、2004~2005 聞き取り調査結果)

の高温の被害も度々受けることである。²⁻⁵⁾

3. 白川河口域

白川河口域は、阿蘇外輪山を源流とする一級河川白川と二級河川坪井川の河口域に広がる約11km²の干潟域で熊本市の3漁協が利用しており、主にジョレンを用いて漁獲されている。本地域におけるアサリ漁獲量は、1982年までは3,000~5,000tで安定的に変動しており、特に1974年には、5,206tの漁獲があった。しかし、それ以降急激に減少し、1996年には80tまで減少した。1997年以降漁獲量は増加傾向にあり、2003年以降は500 t 前後の漁獲があるまでに回復してきている（図 6）。この地域の特

徴は、他の地域と異なり壊滅的なところまでアサリが減少しなかったことである。これは、1987年から1989年に当海域を対象として大規模に実施されたアサリ漁場造成によるところが大きく、現在も当時造成された漁場が主力漁場として利用されている。

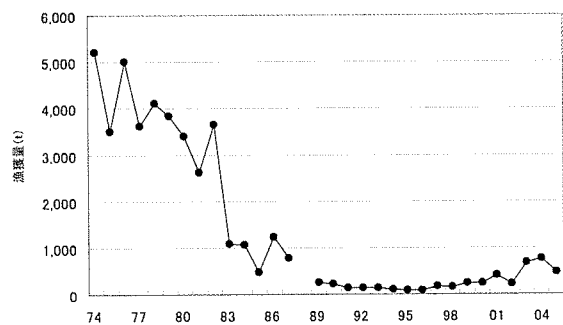
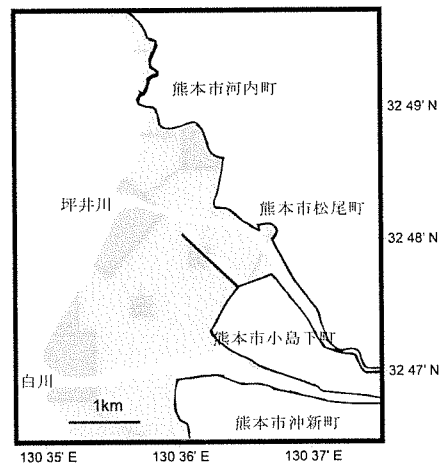


図6 白川河口域の干潟形状とアサリ漁獲量の推移 (1974~2003 農林水産統計、2004~2005 聞き取り調査結果)

4. 緑川河口域

緑川河口域は、阿蘇南外輪山を源流とする一級河川緑川の河口域に広がる約30km²の干潟である。極めて粒度のそろった細砂質の干潟であることが特徴で、熊本市、宇土市の5漁協が利用しており、主にヨイシヨを用いて漁獲されている。緑川河口域は、熊本県におけるアサリ漁獲が最盛期であった時の主産地で、さらに国内有数の稚貝産地でもあった。最盛期には、本地域だけで年間20,000t以上が漁獲され、特に1977年には42,010tの漁獲があった。しかし、1980年以降急激に減少し、1994年から1997年にかけては資源状態が極端に悪化し、特

に 1997 年には 4t にまで激減した。熊本県のアサリ漁獲量の急激な減少は本地域での漁獲量減少に起因するところが大きい。1998 年以降漁獲量は増加傾向にあり、2003 年に 3,425t、2005 年に 3,236t の漁獲があるまでに回復してきている(図 7)。

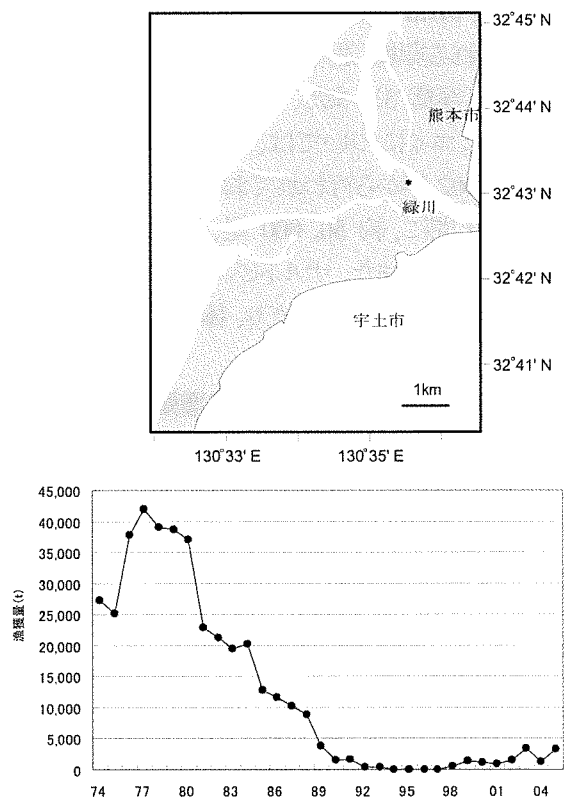


図7 緑川河口域の干潟形状とアサリ漁獲量の推移 (1974~2003 農林水産統計、2004~2005 聞き取り調査結果)

5. 八代海域

八代海域は、九州中央山地の中央部を源流とする一級河川球磨川の河口域に広がる約 15km² の干潟や、二級河川氷川、鏡川、大鞆川、水無川の河口域に広がる約 16km² の干潟、そして宇土半島南部や戸馳島東部に点々と存在する約 7km² の干潟域を中心にアサリ採貝漁業が営まれてきた。主にヨイショとガンズメを用いて漁獲されている。干潟面積は多いものの有明海域と比較して泥分が多い場所が多いため、アサリには不適な場が多い。天草市、上天草市、宇城市、八代郡氷川町、八代市の漁協でアサリが主に採られている。本干潟におけるアサリ漁獲量は、1985 年の 2,890t が最高である

が、1984年から1987年、1993年から1996年、1998年から2000年の豊漁年以外は、500t前後で推移している(図 8)。本海域の特徴は、数年間隔で豊漁と不漁を繰り返すことである。湾奥部に漁場があるため、梅雨時期の大雨による低塩分の被害を度々受けることも、漁獲量が安定しない要因となっている。^{3,6)}

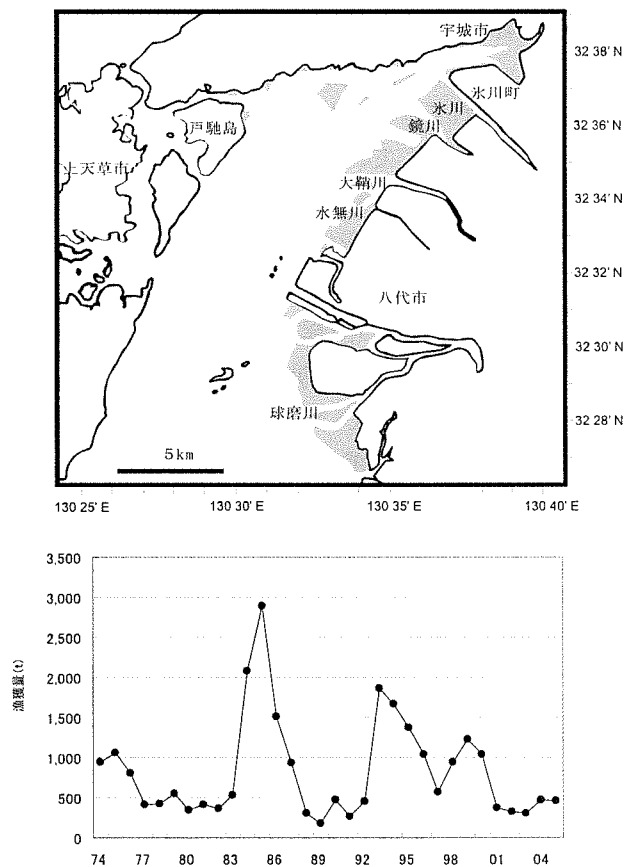


図8 八代海域の干潟形状とアサリ漁獲量の推移 (1974~2003 農林水産統計、2004~2005 聞き取り調査結果)

近年のアサリ資源量(漁獲量)の増加の要因

熊本県のり研究所及び平成2年以降その後の業務を引き継いだ水産研究センターでは、アサリ資源の減少要因について調査・研究を行ってきた。しかし、大雨等の災害によるへい死以外は原因究明に至っていない。干潟の形状や影響する河川の性格、地区の漁業者のアサリに対する依存度・漁獲スタイルといった地域の特色に加え、猛暑・冷夏、大雨・少雨、台風等、年毎・地区毎に異なる自然条件、漁場環境の悪化、害敵生物等様々な要因が複雑

な組み合わせによってアサリ資源の減少は起こったと考えられる。⁷⁾

1980年代後半からアサリ漁獲が急激に減少する中で、漁業者・漁協・県・市町が一体となり、資源管理の推進、アサリ増殖場の造成、アサリ保護区の設定、食害生物の除去等の様々な取り組みを実施してきた。その成果がようやく現れて、近年のアサリ増加傾向が認められてきていると考えられる。

また、アサリの浮遊幼生の発生状況に変化が認められてきており、このことも近年のアサリの増加傾向に寄与している可能性がある。

ここで、その取り組み内容やアサリの浮遊幼生の発生状況の変化について簡単に紹介する。

1. アサリ資源管理の推進

現在、アサリ漁業を行っている各漁協では、独自に漁獲量、漁獲時期、漁獲サイズを取り決めて資源管理を実施している(表 1)。また、アサリ保護区の設定や、覆砂漁場の造成、稚貝移植、淡水防護柵等を設置しアサリ増殖に取り組む漁協もある。

表1 熊本県の各漁協のアサリ資源管理状況

2006年6月末現在(熊本県水産振興課調べ)

生産地	漁協名	漁獲サイズ (殻幅: mm)	漁獲量の制限 (1ネット: 12kg)	操業日数(潮)	漁期
荒尾・長洲地区	荒尾	13.5	2~3ネット/経営体	6~7日間	1月~(6月1潮休漁)
	牛水	12	3~4ネット/人	5~6日間	1月~(8月休漁)
	長洲	12~13.5	1~2ネット/人	5日間	4月~
菊池川河口域	岱明	13.5	2ネット/人	5~8日間	3月~
	滑石	13.5	2ネット/人	5~7日間	周年
	大浜	13.5	2ネット/人	2~7日間	2月~
	横島	13.5	5ネット/経営体	4~5日間	3月~
白川河口域	河内	15	3ネット/経営体	3~5日間	3~4月
	松尾	13	4~5ネット/経営体	4~6日間	2月~(6月1潮休漁)
	小島	13.5	2~3ネット/人	5~6日間	2月~
	沖新	13.5	3~8ネット/経営体	4~8日間	2月~(6月1潮休漁)
緑川河口域	畠口	13.5	7~8ネット/人	休漁中	4月~(6月1潮休漁)
	海路口	13	7~14ネット/経営体	5~7日間	周年
	川口	13	7~14ネット/経営体	5~7日間	周年
	住吉	13	7~16ネット/経営体	5~7日間	周年
	網田	13.5	5~12ネット/経営体	6日間	周年
八代海域	三角町	13.5~15	2~6ネット/経営体	5日間	2月~(一部6~9月休漁)
	松合	13.5	禁漁中	禁漁中	禁漁中
	竜北町	13.5	4ネット/人	3日間	3月~
	鏡町	13.5~15	2~4ネット/人	3~9日間	1月~
	千丁	13.5	6ネット/経営体	5日間	4月~
	昭和	13.5	8ネット/経営体	5~7日間	2~9月
	八代	13~15	3~4ネット/経営体	10日間	4月~
	二見	13.5	自家消費程度	6~10日間/月	自家消費・観光潮干狩り

アサリの食害生物対策についても、各漁協主体で取り組んでいる。熊本県で問題となっている食害生物は、ツメタガイ、サキグロタマツメタガイ、キセワタガイなどの貝類、ナルトビエイなどのエイ類がある。ツメタガイ、サキグロタマツメタガイについては、操業中に混獲された個体の駆除や、春先に主に認められる卵塊(通称: 砂茶碗)の除去が実施されている(写真 3)。また、近年特に問題となっているナルトビエイについては、補助事業による駆除作業が2002年から行われており、2002年から2005年の4年間に、約50,000尾、450tが駆除されている(写真 4)。また、ナルトビエイの来遊を防ぐために、漁場全体を網で囲んだり、棒を乱立させるなどの対策も併せて行われている。

2. 県・市町によるアサリ増殖対策



写真3 漁場から除去されたツメタガイの卵塊



写真4 駆除されたナルトビエイ

県・市町では、公共事業で海砂を用いた覆砂による漁場造成や、作零、耕耘等を実施しアサリ増殖に取り組んできた。1987年から2001年までは沿岸

漁場整備開発事業で、それ以降は水産基盤整備事業により、アサリ増殖を主目的又は目的の一部として実施され既に完了している事業は、合計 54 事業、約 50 億円である(表 2)。これらの事業により造成・整備された漁場は、各漁協のアサリ主要漁場として利用されており、近年の漁獲量の増加に寄与している。

近年特に盛んに実施されてきた底質改善(覆砂・作濘)について簡単に紹介する。

表2 アサリ増殖を目的として実施された事業

地区名	事業名	事業主体	実施年	事業費 (千円)	工種・工法
玉名市	小規模漁場保全事業	玉名市	1987	27,308	覆砂
飽田町	小規模漁場保全事業	飽田町	1987	10,000	作濘
天明町	小規模漁場保全事業	天明町	1987	15,000	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1987	22,000	作濘
荒尾市	小規模漁場保全事業	荒尾市	1988	50,000	耕うん・覆砂
玉名市	小規模漁場保全事業	玉名市	1988	30,000	覆砂
天明町	小規模漁場保全事業	天明町	1988	30,000	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1988	42,000	作濘
鏡町	小規模漁場保全事業	鏡町	1988	65,000	作濘
荒尾市	小規模漁場保全事業	荒尾市	1989	50,000	耕うん・作濘
岱明町	小規模漁場保全事業	岱明町	1989	20,000	作濘
玉名市	小規模漁場保全事業	玉名市	1989	30,000	覆砂
天明町	小規模漁場保全事業	天明町	1989	30,000	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1989	42,610	作濘
本渡市	小規模漁場保全事業	本渡市	1989	38,200	覆砂
熊本市	大規模増殖場造成事業	熊本県	1987~1989	914,970	作れい、覆砂
玉名市	小規模漁場保全事業	玉名市	1990	28,200	覆砂
横島町	小規模漁場保全事業	横島町	1990	23,100	作濘
熊本市	小規模漁場保全事業	熊本市	1990	28,850	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1990	35,000	作濘
鏡町	小規模漁場保全事業	鏡町	1990	70,400	作濘
大浜	地先型増殖場造成事業	玉名市	1988~1990	179,140	覆砂
河内	地先型増殖場造成事業	河内町	1989~1990	203,626	覆砂
横島町	小規模漁場保全事業	横島町	1991	45,000	覆砂
熊本市	小規模漁場保全事業	熊本市	1991	20,000	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1991	20,000	作濘
本渡市	小規模漁場保全事業	本渡市	1991	24,900	覆砂
熊本市	小規模漁場保全事業	熊本市	1992	21,932	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1992	22,000	作濘
本渡市	小規模漁場保全事業	本渡市	1992	27,800	覆砂
岱明町	小規模漁場保全事業	岱明町	1993	20,000	作濘
宇土市	小規模漁場保全事業	宇土市	1993	24,000	作濘
有明北部	小規模漁場保全事業	玉名市	1994	30,000	覆砂、砂止工
有明北部	小規模漁場保全事業	玉名市	1995	30,000	覆砂、砂止工
有明南部	小規模漁場保全事業	宇土市	1995	25,000	作濘
横島	大規模漁場保全事業	横島町	1994~1995	102,240	覆砂
有明	小規模漁場保全事業	玉名市	1996	20,000	覆砂、砂止工
畠口	小規模漁場保全事業	熊本市	1996	44,610	覆砂
有明南部	小規模漁場保全事業	宇土市	1996	50,000	覆砂
下浦	小規模漁場保全事業	本渡市	1996	12,000	覆砂
岱明	大規模漁場保全事業	岱明町	1994~1996	176,590	覆砂
畠口	小規模漁場保全事業	熊本市	1997	44,352	覆砂
戸馳	小規模漁場保全事業	三角町	1997	14,000	覆砂
大浜	小規模漁場保全事業	玉名市	2000	25,000	覆砂
緑川河口南部	大規模漁場保全事業	熊本県	1998~2000	657,700	作濘
小島	小規模漁場保全事業	熊本市	2001	24,660	覆砂
荒尾市	小規模漁場保全事業	熊本県	2001	68,000	覆砂
緑川河口北部	大規模漁場保全事業	熊本県	1997~2001	617,736	作濘
横島	小規模漁場保全事業	横島町	2002	43,500	作濘
戸馳	小規模漁場保全事業	三角町	2002	15,000	覆砂
郡浦	小規模漁場保全事業	三角町	2003	15,000	覆砂
有明海南部	大規模漁場保全事業	熊本県	2002~2003	341,930	覆砂
有明海北部	大規模漁場保全事業	熊本県	2002~2003	402,550	覆砂
大岳	小規模漁場保全事業	宇城市	2004	15,000	覆砂
		合計		4,985,904	

(1) 覆砂(盛土、覆土)

熊本県で実施されたアサリ漁場造成の中で、最も効果が認められる手法である。干潟の底質改善と地盤の安定を図るために、主に有明海で採取された海砂を、干潟上に30~40cmの厚さに敷設し、漁場を造成する方法である。水産研究センターでは、1995年に緑川河口域に造成された覆砂漁場について、造成直後からアサリ稚貝の発生状況及び生残状況について継続調査を行ってきた。その結果、造成後10年間連続して、周辺漁場と比較して稚貝の良好な発生と生残を確認した。⁸⁾

(2) 作濘(しゅんせつ、濘しゅんせつ)

作濘することにより、濘筋周辺の流速を上げ、周辺に泥分等の堆積を防ぎ、アサリに好適な生息環境を造成する。併せて干潟域の海水交換をよくすることにより、餌料環境の改善、梅雨時期の大雨や夏場の高温による被害を軽減することを目的として実施される。なお、当事業は、アサリの増殖とともに、ノリの品質向上を目的として実施されることが多い。また、近年は、作濘の際に発生する砂を有効利用して、覆砂も行われている。

3. アサリ浮遊幼生の発生状況

有明海のアサリは春と秋の2回産卵とされている。春発生群は気象条件等の影響で変動が激しいため、秋発生群が資源を形成しているとされている。しかし、資源状況が悪化した1990年代の加入状況を見ると、秋発生群は極めて少ないか、はっきりしない事が多く、春発生群によって資源が形成されていた。このように、アサリ稚貝の発生を春発生群に頼っていることが、熊本県においてアサリ資源が安定しない一因になっていたと考えられる。⁷⁾

熊本県水産研究センターでは、1996年の4月から緑川河口域を対象としてアサリ浮遊幼生の発生状況について調査を行ってきた。1996年は全く浮遊幼生を確認する事が出来なかったが、1997年4月の調査から確認されるようになった。緑川河口域では、1998年から漁獲量の増加傾向が認められるようになったが、1997年に確認された群が漁獲まで結びつき、漁獲量増加のきっかけ

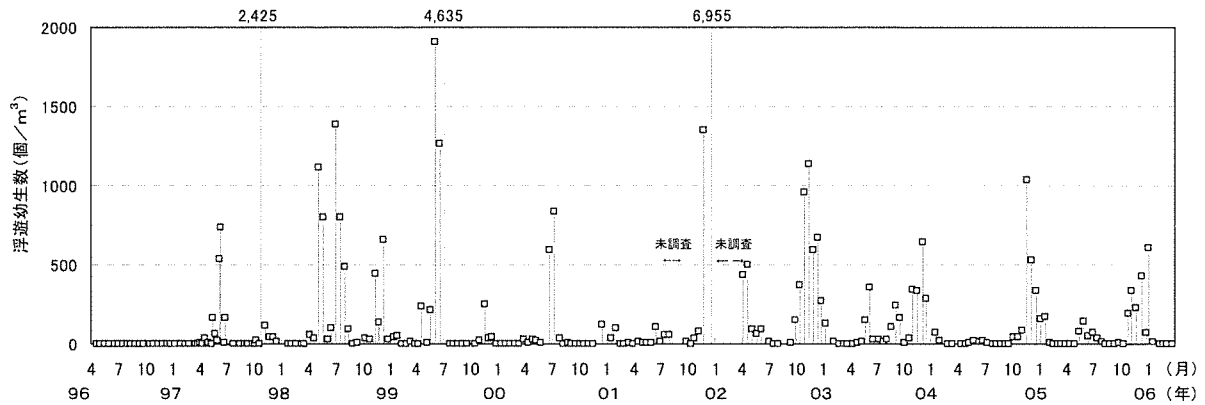


図9 緑川河口域におけるアサリ浮遊幼生の発生状況

けになったと思われる。1997年から2000年までは、秋に確認される幼生よりも、春から夏に確認される幼生が多い傾向がみとめられた。しかし、2001年以降は、春から夏に確認される幼生よりも、秋に確認される幼生が多くなっている。特に2004年以降は、春から夏に発生する幼生が非常に少なくなっている(図9)。2004年以降は、荒尾・長洲地区、菊池川河口域、白川河口域でも浮遊幼生の調査を行っているが、緑川河口域と同様の傾向が認められている。⁹⁾この秋に発生した群は、その後順調に生育し、各干潟域で漁獲まで結びついている。⁹⁾¹²⁾このように、近年の熊本県の有明海沿岸のアサリ資源は、秋発生群より形成されている。このことも、近年、アサリ資源が増加した要因の一つとして考えられる。

熊本県のアサリ漁業の課題

近年の熊本県のアサリ漁獲量は増加傾向を示している。しかし、漁獲量を更に増加し、安定して漁獲するためには、漁協・漁業者が実施する資源管理を更に推進すると共に、県・市町によりアサリ漁場の造成に取り組む必要がある。それぞれの課題について、取り組むべき内容について紹介する。

1. 更なる資源管理の推進

アサリは漁場に着底するまでに約1ヶ月間、海水中を漂う浮遊幼生の期間があり、東京湾での調査事例のように各漁場で発生したアサリ浮遊幼生が、多くの漁場間で相互に移動している可能性がある。¹³⁾このため、資源管理は各漁

協単位で行うのではなく、少なくとも生産地単位で統一した基準を設定し管理していく必要がある。

また、年に2回実施している緑川河口域のアサリ一斉調査結果から、アサリの分布量は毎年異なることがわかってきた(図10)。その年の稚貝の発生状況や漁場に加入後の気候等の環境条件により生残が異なるためと考えられるが、全ての漁場に該当することである。このため、アサリは毎年同じように発生しないことを前提に資源管理に取り組む必要がある。アサリ資源を増加させ、漁獲量を安定させるためには、数年に1回多く発生したアサリを取り尽くすのではなく、数年かけて漁獲し、次の年級群の発生に結びつくような漁獲方法を行わなければならない。なお、資源管理の取り組みは、行政機関が主体となり行うものではない。行政機関は、資源管理の指導・普及を行うのみで、あくまでも主体は漁業者にある。特に漁協の指導者は、確固たる信念を持ち、取り組む

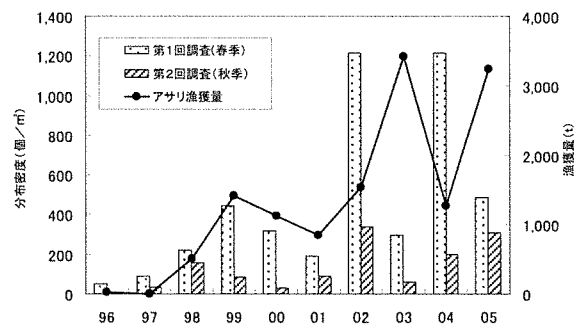


図10 緑川河口域におけるアサリ分布密度と漁獲量の推移

(漁獲量: 1996~2003 農林水産統計, 2004~2005 聞き取り調査結果)

必要がある。

具体的な取り組み事項としては、漁獲サイズの大型化、漁獲量制限の強化、休漁期間の設定、アサリ保護区の設定、アサリの食害生物対策である。中でも漁獲サイズの大型化と漁獲量制限の強化には早急に取り組まねばならない。

(1) 漁獲サイズの大型化

現在、熊本県の各漁協では、殻幅によるサイズ制限とネット制限(1ネット=12kg)による漁獲量規制が行われている。そのうち漁獲サイズは、各漁協が殻幅 12mm~15mm 以上に定めている(表 1)。一方、加入に成功した春発生群は約 1 年後に、秋発生群は約1年半後に殻長 28mm、殻幅 12mm 前後にまで成長することから、熊本県では最短で漁場加入後約 1 年で漁獲可能サイズとなる(図 11)。

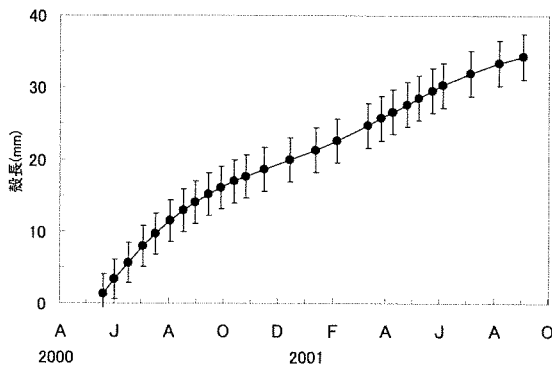


図 11 緑川河口域におけるアサリの成長

2000 年~2001 年にかけての緑川河口域の漁獲実態を調査したところ 4 月から 10 月の操業期間中に、存在するアサリ資源のほとんどを獲り尽くしている実態が明らかになった。⁷⁾調査は、当時緑川河口域で最も厳しい資源管理を実践している漁協で行っているが、それでも残念ながら秋の産卵を前に取り尽くして漁期が終了していた。当時から比較すると格段に各漁協ともに資源管理は進んでいるが、緑川河口域では依然同じような状況が続いている。

このため漁獲サイズを殻幅 15mm、殻長 35mm 以上に上げる必要がある。殻幅 15mm 以上に生長するためには、春発生群で約1年半後、秋発生群では約 2 年後の秋になり、秋の産卵母貝を確保す

ることが出来る。また、価格形成要因として漁獲サイズが重要となっていることから、より大きいアサリを漁獲して、より高く販売し効率の良い漁業生産を行うことが可能となる(図 12)。

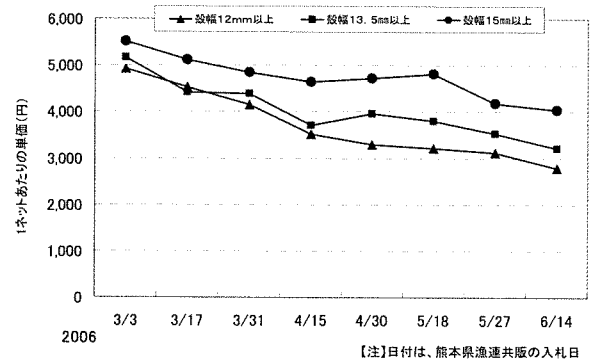


図 12 熊本県漁連共販におけるアサリ単価の推移

(2) 漁獲量制限の強化

漁獲量制限はネット数制限により行われている。1 日あたりの漁獲量が 2 ネット/人や 16 ネット/経営体など漁協により異なる取り決めが行われている(表 1)。ネット数制限は、その年の漁獲対象サイズの資源量により決定することになるが、翌年の漁獲対象となる稚貝の発生状況も踏まえて増減する必要がある。このためには、漁獲対象サイズのアサリと稚貝の発生状況を確認する調査を 6 月、成員の生息状況と稚貝の生残状況を確認する調査を 9 月に実施し、漁獲方針を決定する必要がある。また、アサリ漁業は経費もほとんどかからず、許可漁業でもないことから、すぐに始めることが出来るのがメリットであるが、言い換えるとアサリが多いときには操業者数も急激に増加し、全体の漁獲量が増加することになる。このため、ネット制限は操業者数の増

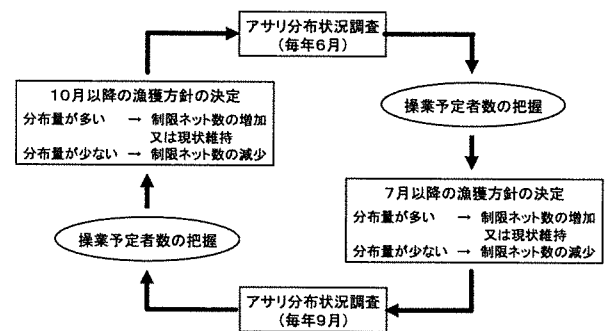


図 13 アサリ漁獲方針の決定方法

加も加味して決定しなければならない(図 13)。

現在のところ資源量に対する漁獲量の設定基準はなく、漁業者の過去の経験等を踏まえて決定していく意外にない。しかし、緑川河口域の分布状況調査結果から、漁獲量が多かった年の翌年は、急激に漁獲量が減少する傾向があることから、安定的な生産を目指すためには、多くとも推定資源量の50%以下に設定する必要があると考えられる。また、この現象は、漁獲行為が稚貝の生残や発生に影響していると考えられるため、漁場の輪採性や、稚貝発生漁場と成貝育成漁場等の各漁場の特性を把握した上で、有効な漁場利用方法について検討していく必要がある。なお、白川河口域の松尾漁協では定期的にアサリ分布状況を把握しながら漁獲が行っているが、ここでは経験値として分布密度が500個/m²を下回ることがないように漁獲を行っている。

2. アサリ漁場の造成

熊本県では、県内のアサリ採貝を行っている全ての漁協に対して、1978年からアサリ採貝業実態調査を行ってきた。漁場利用面積は、アサリ漁獲量が最盛期であった1978年には、53.2千km²あったが、2005年には28.8千km²と最盛期の54%にまで減少している。熊本県の干潟面積は、1978年から1994年までに、約3%しか減少していない(環境庁)。その後の調査が実施されていないため、現在の干潟面積については不明であるが少なくとも1978年から半減はしていないと思われる。このことは、干潟面積は大きく減少してないものの、アサリが生息する場所が減少したことを意味している。また、漁場利用面積1m²当たりの生産量も1978年の929gに対して2005年は208gと22%に減少している。

表3 熊本県におけるアサリ漁場面積と単位面積当たりの漁獲量

(アサリ漁獲量:農林水産統計、漁場面積:熊本県アサリ採貝業実態調査報告書)

	アサリ漁獲量(t)	アサリ漁場面積(千m ²)	1m ² 当たりの生産量(g)
1978	60,460	53,243	1,136
2006	6,520	28,767	227

このため、今後アサリを増やすためには、アサリ漁場面積を増やすと共に、漁場単位面積あたりの生産性を復活しなければならない。そのためには、アサリ漁場の造成が必要になってくる。

近年熊本県では、アサリ漁場造成として海砂を用いた覆砂を各地で実施し、成果を上げてきた(表2)。しかし、近年熊本県でも海砂採取の周辺海域に与える影響が問題になり、海砂採取が有明海の一部でしか実施できない状況になっている。このため、海砂が入手できなくなり、2004年以降、海砂を用いた覆砂はほとんど実施されていない。今後もこの状況は続くと思われ、海砂に替わる覆砂材の開発や新たなアサリ増殖手法の開発が望まれている。水産研究センターでも、海砂に替わる覆砂材として碎石を利用したアサリ造成漁場の試験を2005年から開始した。白川河口域では、直径40mm、直径13mm、直径40mm以下の3種類の碎石を用いて試験を行っているが、造成後1年間の調査結果では、直径13mmの試験区が最もアサリ稚貝の分布が多く、海砂を用いた覆砂漁場と同等の成果を上げている。また、碎石漁場に着底し生長した稚貝が拡散したことにより、アサリが認められなかった周辺漁場にも、良好なアサリの生息が確認されている。⁸⁾今後も、アサリの成長や、効果の持続期間等の検証が必要であるが、新たなアサリ増殖手法として期待されている状況である。

また、他県では被覆網や貝殻等を利用した漁場造成手法についても検討され始めている。

しかし、現状では、海砂を用いた覆砂と同等の効果がある漁場造成手法は確立されていないため、事業として実施できるのは、作濤のみの状況である。早急に新たなアサリ増殖手法を確立し、各漁場の特性に適應した漁場造成を進めていく必要がある。

おわりに

近年、漁業者の資源管理に対する意識は、非常に高まっているものの、一方では、「漁場にまだアサリがいるのに、なぜもっと多く獲らせないのか」、「死んだら誰が保証するのか。少しでもお金に換え

た方が得ではないか」との苦情も多数あるのが現状である。このような苦情にも毅然とした対応をされている漁協の組合長や理事等の苦勞により、資源管理は確実に推進されてきている。

熊本県のアサリ資源は最悪の状況から若干増加傾向に転じた感もあるがまだ非常に不安定であり、残された課題も多い。しかし、この回復傾向の火を消さないためにも、より厳しい資源管理や、漁場造成を行っていかねばならない。今後、様々な視点から調査・研究が進み、新たなアサリ漁場造成手法が開発されるとともに、資源回復が着実に図られ、漁業者に恵みのある豊かで活気ある海が戻ることを願っている。

引用文献

- 1) 環境庁自然保護局(編) 第4回自然環境保全基礎調査. 海域生物環境調査報告書(干潟,藻場,サンゴ礁調査) 1994; 1: 291.
- 2) 手島仁夫, 久木田勇作, 吉田好一郎, 河辺博, 原田征三郎. 菊池川河口アサリへい死実態調査. 昭和54年度熊本県のり研究所業務報告書 1980; 239-247.
- 3) 深浦雄一. アサリへい死調査. 昭和62年度熊本県のり研究所業務報告書. 1988; 127-130.
- 4) 平田郁夫, 中村良成. 保護水面管理事業調査. 平成2年度熊本県水産研究センター事業報告書. 1991; 50-51.
- 5) 中原康智, 鳥羽瀬憲久. アサリ増殖場造成事業調査委託事業. 平成9年度熊本県水産研究センター事業報告書. 1998; 52-55.
- 6) 山元文市, 清田 隆, 沢本 良, 中島信司, 富永清人. アサリ等資源増殖対策試験事業. 昭和57年度熊本県のり研究所事業報告書. 1983; 213-215.
- 7) 中原康智, 那須博史. 主要アサリ産地からの報告—有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌 2002; 57: 139-144.
- 8) 那須博史, 生嶋 登, 濱竹芳久, 鳥羽瀬憲久. 二枚貝資源回復調査Ⅱ. 平成17年度熊本県水産研究センター事業報告書. 2006; 257-265.
- 9) 那須博史, 生嶋 登, 濱竹芳久, 鳥羽瀬憲久. 二枚貝資源回復調査Ⅰ. 平成17年度熊本県水産研究センター事業報告書. 2006; 250-256.
- 10) 那須博史, 平山 泉, 鳥羽瀬憲久. 有明海漁業生産力調査事業(アサリ関係調査分). 平成14年度熊本県水産研究センター事業報告書. 2003; 65-68.
- 11) 那須博史, 平山 泉, 鳥羽瀬憲久. 有明海漁業生産力調査事業(アサリ関係調査分). 平成15年度熊本県水産研究センター事業報告書. 2004; 88-93.
- 12) 那須博史, 平山 泉, 鳥羽瀬憲久. アサリ増殖手法開発調査Ⅱ. 平成16年度熊本県水産研究センター事業報告書. 2005; 287-293.
- 13) 浜口昌巳, 粕谷智之, 日向博文, 古川恵太. 内湾・内海域におけるベントス幼生の分散・回帰: 東京湾におけるアサリを例に. 日本プランクトン学会報 2004; 51: 120-125.

REPORT OF KUMAMOTO PREFECTURAL FISHERIES RESEARCH CENTER

No. 8 DECEMBER 2008

Toru Otsuka and Kiyonori Murakami.....	1
Migration and effectiveness of the release of Japanese flounder <i>Paralichthys olivaceus</i> in the Yatsushiro Sea, Kumamoto Prefecture.	
Toru Otsuka, Hirofumi Ishida, Shouji Tateishi, Kiyonori Murakami and Ikuo Hirata.....	7
Migration and effectiveness of the release of Japanese flounder <i>Paralichthys olivaceus</i> in the Yatsushiro Sea, Kumamoto Prefecture.	
Heiji Nakano, Masahiko Iwasaki, Yoshinori Nomura, Tuyoshi Saito, Mineo Hamada, Tadakatu Fujita, Jungo Enomoto and Takeshi Kimura.....	15
Effect of synchronized medication Febantel on <i>Heteroboturium okamotoi</i>	
Heiji Nakano, Hiroshi Koube, Tuyoshi Saitou, Yoshinori Nomura and Takeshi Kimura.....	21
Outbreak of PAV (Penaeid Acute Viremia) in the period 1993 - 2007 in Kumamoto Prefecture.	
Makoto Yoshida, Taisei Nagata, Yuri Iwatake, Yoshiki Kawano, Masasi Onji, Kiyonari Sakurada and Kouichi Ohwada.....	27
Short term changes of phytoplankton composition in Yatsushiro Sea in summer season	
Kiyonari Sakurada, Suguru Yamagata, Nagahisa Oyama and Rikio Itoyama.....	35
The prediction of harmful blooms <i>Chattonella antiqua</i> in Yatsushiro Sea.	
Noboru Ikushima, Hirofumi Nasu, Yasunari Jinnai, Yasutomo Nakahara and Norihisa Tobase.....	47
Studies on the distribution of the clam <i>Ruditapes philippinarum</i> from 1996 to 2006, at the mouth of Kikuchi River.	
Suguru Yamagata, Kiyonari Sakurada, Nagahisa Oyama and Rikio Itoyama.....	59
Long-term transition of water quality in Ariake Sea and Yatsushiro Sea	
Hirohiko Mukai.....	73
Application of ELISA method (quantitative analysis test kit of Saxitoxin) on screening of PSP (Paralytic Shellfish Poison) monitoring in the Kumamoto Coast	
Yasutomo Nakahara and Norihisa Tobase.....	81
Mass mortality the clam <i>Ruditapes philippinarum</i> at the river mouth of Kikuchi River, in July 1997	
(NOTES)	
Hirofumi Nasu, Noboru Ikushima, Norihisa Tobase and Yasutomo Nakahara.....	89
Present status and problem of fishery of the clam <i>Ruditapes philippinarum</i> in Kumamoto Prefecture	