

4章 問題点とその原因・要因の考察

1. 基本的な考え方

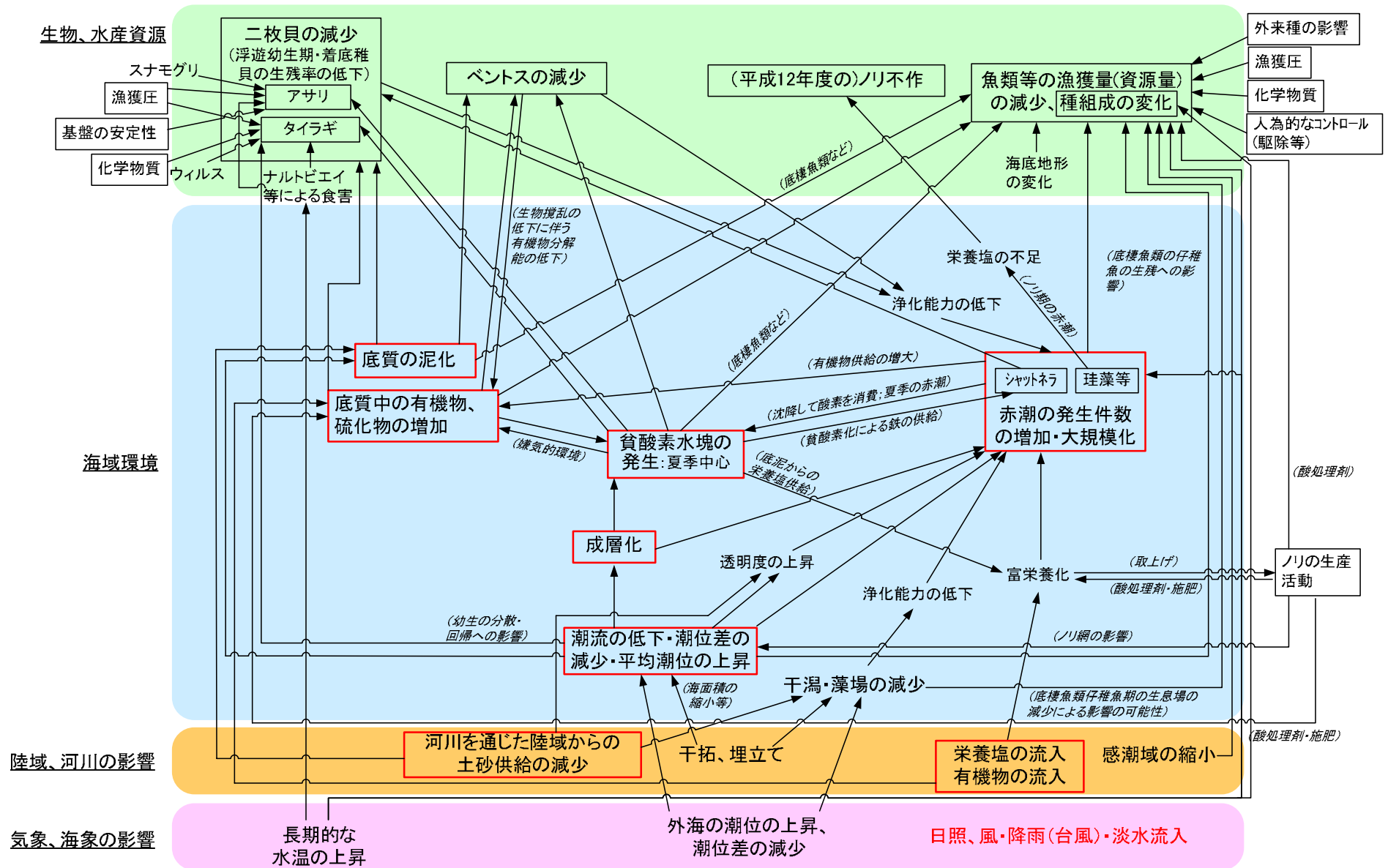
有明海・八代海においては、閉鎖性海域という条件の下、漁業、干拓、防災、海上交通等のための開発が継続的に行われてきたことから、両海域は、自然環境自体の長期的変化とともに、人為的な働きかけを受けつつ、その海域環境や生態系を変遷させて今日に至ったものと考えられる。

両海域が抱える諸問題の原因・要因を可能な限りの確に把握した上で、両海域の再生に取り組むことが望ましく、評価委員会に求められる任務はまさにこの点にある。

こうした原因・要因の考察については、その特定自体は目的ではなく、有明海及び八代海の再生に向けた措置に資するとの観点から、評価委員会としての見解を示すものである。

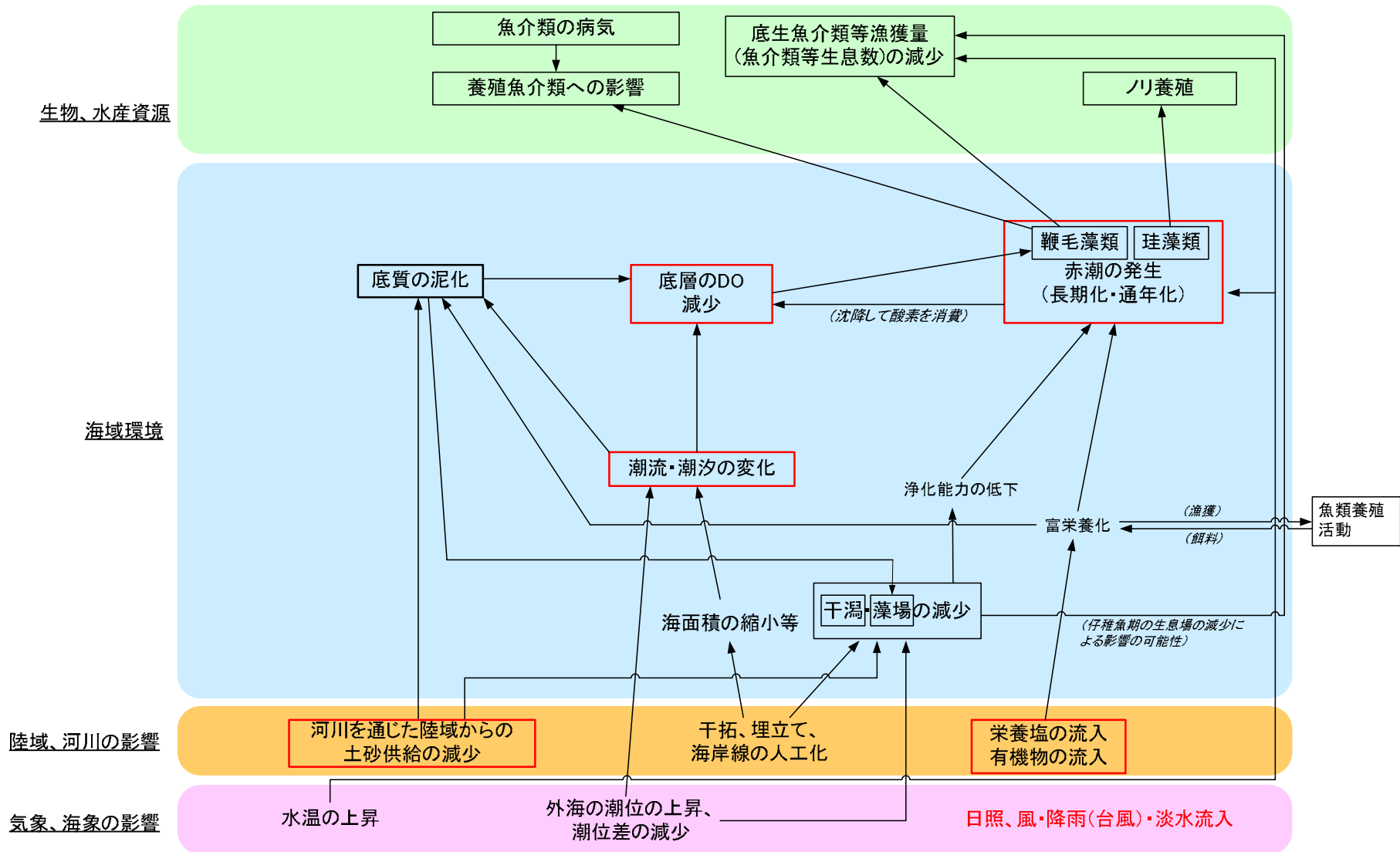
2. 問題点の特定と可能性のある要因

- (1) 両海域における生物・水産資源にかかる問題点として、有明海では、有用二枚貝、魚類等及びベントスの減少、ノリ養殖（不作）、八代海では、養殖魚介類への影響、魚類等の減少、ノリ養殖（不作）に整理した。
- (2) 評価委員会では、上述の問題点とその原因・要因に関する調査研究結果、文献、報告等を整理し、問題点及び問題点に関連する可能性が指摘されている要因を図4.2.1（有明海）及び図4.2.2（八代海）に取りまとめた。
- (3) 図4.2.1及び図4.2.2で示された相関図には、定量的に明らかなもの、定性的に明らかなもの、可能性は指摘されているものの根拠となるデータ等が明確でないものが混在している。評価委員会においては、上記の相関図を出発点として、収集できた長期的データ、短期的データ、実験や実証調査の結果、他海域における情報等を考慮した上で、3.では上記(1)の問題点と直接関係するとされている諸要因との関連について、4.ではこれらの直接的な環境要因が変化した要因について、各々、考察した。



注) 陸域、河川の影響と海域環境のエリアに記載されている赤四角で囲まれた項目は、気象、海象の影響の「日照、風・降雨(台風)」の影響を受ける項目である。

図 4.2.1 問題点と原因・要因との関連の可能性：有明海



注) 陸域、河川の影響と海域環境のエリアに記載されている赤四角で囲まれた項目は、気象、海象の影響の「日照、風・降雨(台風)」の影響を受ける項目である。

図 4.2.2 問題点と原因・要因との関連の可能性：八代海

3. 問題点と直接的な環境要因との関連に関する考察

(1) 有明海

ア) 有用二枚貝の減少

タイラギ

(現状と問題点の特定)

タイラギの漁獲は数年おきにピークが生じたが、長崎県では 1990 年代から、佐賀県・福岡県では 2000 年頃からピークがなくなり、殆ど漁獲されなくなった(図 4.3.1)。

主要漁場である有明海北部海域(佐賀県・福岡県海域)において、中・西部の漁場が消失するとともに(図 4.3.2)、残された北東部の漁場では 2000 年以降に成貝の大量斃死の発生が確認された。また、近年ナルトビエイ等による食害がみられる。

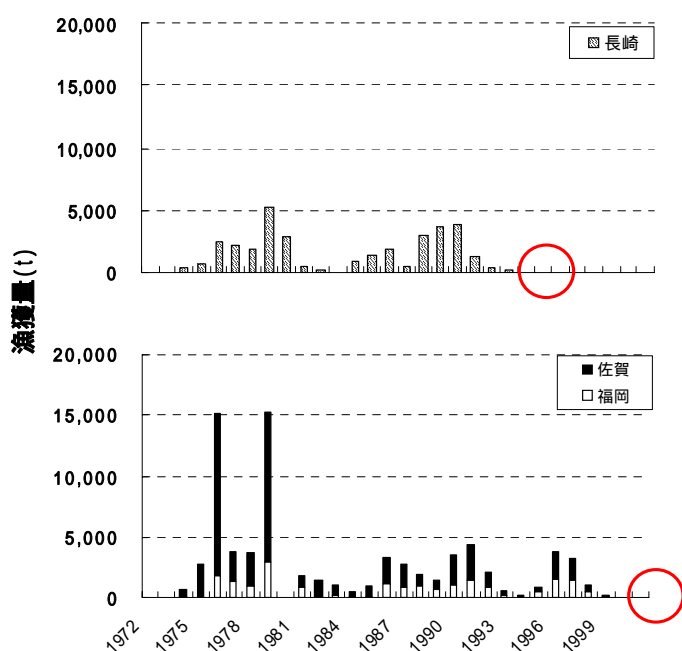


図 4.3.1 有明海の県別のタイラギ漁獲量

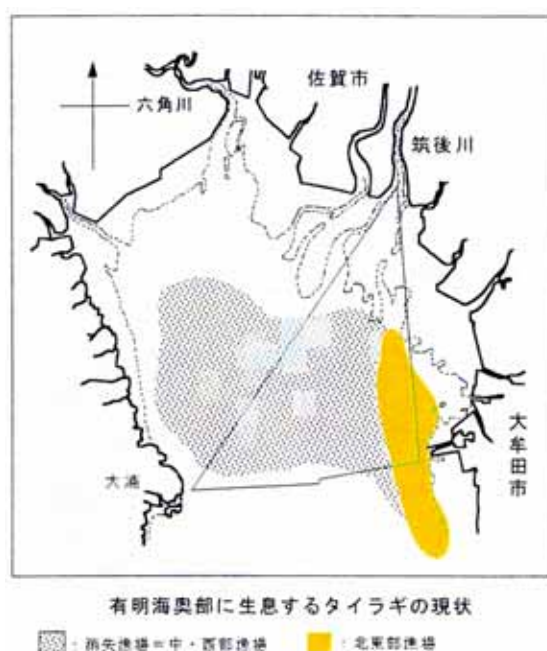


図 4.3.2 有明海北部海域の漁場図

(要因の考察)

主要漁場である有明海北部海域(佐賀・福岡県海域)におけるタイラギ資源の減少について、(a) 長期的な減少要因(中・西部漁場の消失)、(b) 近年の減少要因(北東部漁場の大量斃死等)の2つに分けて整理、考察した。

なお、漁獲量が減少して休漁状態となっている長崎県海域におけるタイラギ資源の減少要因については、改めて精査され、今後、検討する必要がある。

(a) 長期的な減少要因

タイラギ成貝の生息量調査(1976年～1999年)の結果、1992年以降は東側に分布が偏る傾向がみられ(別添資料 32)、また、1981年の調査では浮遊幼生・稚貝ともに広範囲に分布していたのに対し、2003年の調査では浮遊幼生は広範囲に見られるが、着底稚貝は東側海域に偏って分布していた(図 4.3.3)。すなわち、中央～西側海域では浮遊幼生がいるものの着底

稚貝が見られなくなっており、こうした着底稚貝の分布傾向はその後の調査（2004年、2005年）でも確認されている（別添資料33）。

浮遊幼生と着底稚貝の分布の違いについては、浮遊幼生が中央～西部の海域に着底しなかったのか、または同海域に着底した後に死亡したのか、という2つの理由が想定されるが、浮遊幼生には着底時の底質選択性はなく、砂のない泥の基質では斃死（砂のある基質では着底後に足系で砂粒に固着して生存）することが実験によって確認されたことから（別添資料34）稚貝が見られない中央～西部海域では浮遊幼生は着底後に斃死したものと考えられる。

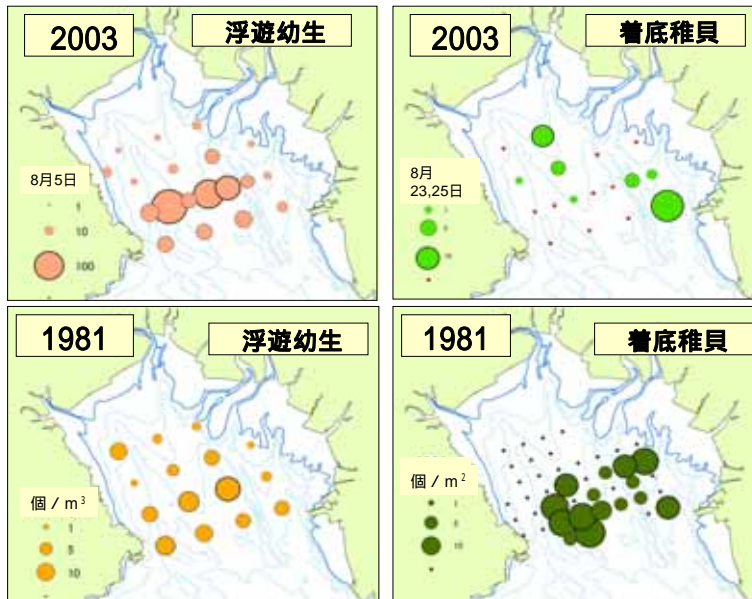


図 4.3.3 タイラギの浮遊幼生、着底稚貝の分布域の比較

タイラギ稚貝と底質との関係については、2003年～2005年の調査結果から、酸揮発性硫化物（AVA-S）強熱減量が少なく、中央粒径値（Md）4付近の底質に稚貝が多く分布することが示されている（図4.3.4）。

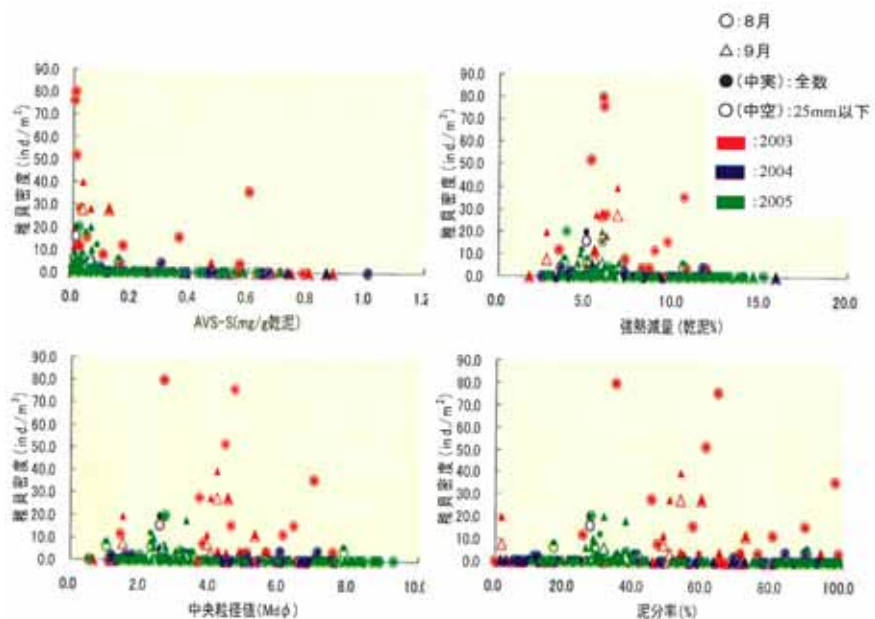


図 4.3.4 底質の酸揮発性硫化物（AVA-S）強熱減量、中央粒径値、泥分率と稚貝密度の関係

このほか、タイラギの覆砂実証調査（佐賀県、福岡県）から、シルトの堆積が見られない福岡県沖の覆砂区ではタイラギ稚貝は生残するが、シルトが多く堆積する佐賀県の覆砂区域ではタイラギ稚貝の生息密度が低下してほとんど見られなくなるとの結果が得られており、底質の泥化がタイラギ稚貝の生息に悪影響を及ぼすことが推測される（別添資料 35）。

底質環境の項（3章4）で述べたとおり、有明海の底質は長期的に泥化傾向にあると考えられる。有明海湾奥部で1989年と2000年に実施された底質調査を比較すると、西側から中央部にかけて分布していた中央粒径値Md₆の部分がMd₇に変化しており、こうした海域で泥化が進んだものと思われる（図4.3.5）。このほか、同調査結果によると、底質の強熱減量（IL）、酸揮発性硫化物（AVS-S）も増加している（別添資料 36）。また、有明海湾奥西部においては貧酸素化の進行が示唆される（別添資料 59）。

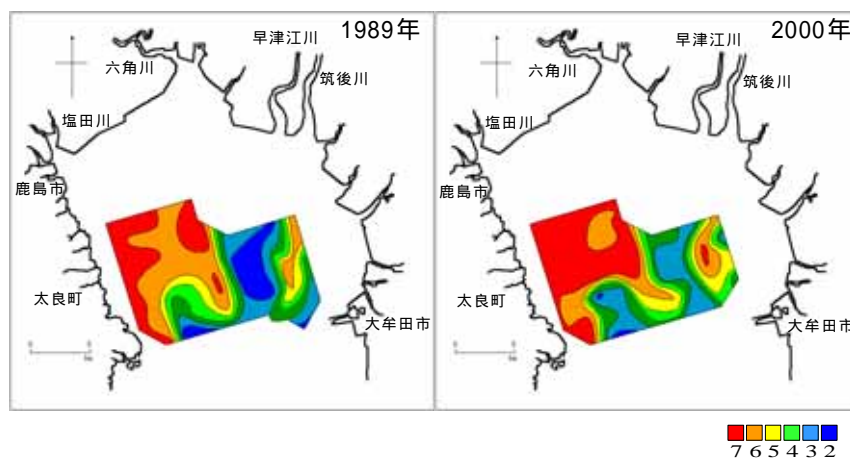


図 4.3.5 有明海湾奥部の底質の中央粒径値の水平分布

以上のことから、有明海北部海域のタイラギ資源の長期的な減少は、同海域の西側～中央海域における底質環境の悪化（泥化の進行、有機物・硫化物の増加、貧酸素化）によってタイラギの着底期以降の生息場が縮小したことが主な要因と考えられる。

その他の要因としては、漁獲圧、ナルトビエイ等の食害、ウィルス、化学物質が想定されるが、漁獲努力量はタイラギの資源量に応じて増減させてきたこと（別添資料 37）、ナルトビエイ等による食害やタイラギの大量斃死は過去には確認されていないこと、中・西部漁場のタイラギのみが化学物質等の影響を大きく受けるとは考えにくいこと等を考慮すれば、これらがタイラギ資源の長期的減少の主たる要因である可能性は低いものと考えられる。

また、有明海の潮流変化がタイラギの浮遊幼生の輸送状況に及ぼす影響については、情報不足により判断ができない。

(b) 近年の減少要因

近年のタイラギ資源の減少要因としては、2000年以降に北東部漁場で確認された成貝の大量斃死（立ち枯れ斃死）の発生があげられる。大量斃死は、タイラギ稚貝の着底から1年以降の5月～8月及び秋季にタイラギの大きさに関係なく発生している（図4.3.6）。衰弱個体は軟体部が萎縮し、鰓や腎臓にウィルス様粒子が確認されている。

酸素消費量を指標としてタイラギの活力をみると、着底後3ヶ月後（11月頃）にはすで

に活力の低下（酸素消費量の低下）が確認されている。成貝の活力低下時にウィルス感染の影響が認められるが、この活力低下の原因は明らかにされていない。また、大量斃死の発生が最初に確認された時期（2000年7月10日、2001年6月1日）の水温はそれほど高くなく、底層が貧酸素状態になっていたとは考えにくい。

北東部漁場において近年発生しているタイラギの大量斃死のメカニズムについては現時点では不明である。

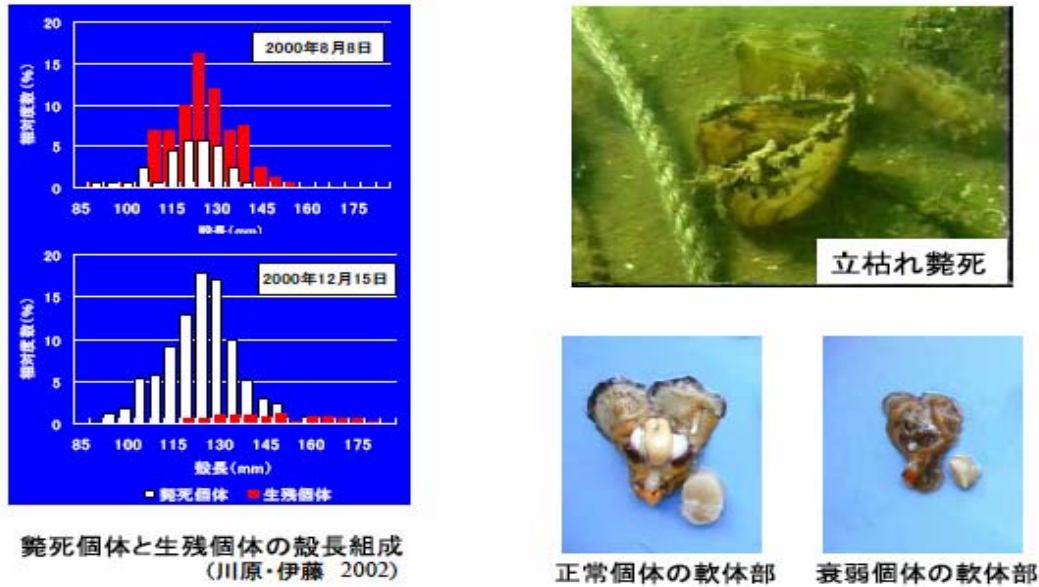


図 4.3.6 有明海北東部漁場におけるタイラギの大量斃死

また、近年、ナルトビエイによる食害が春から初夏に認められる（タイラギの資源量が十分にある場合は秋にも食害が認められる）。ナルトビエイは、平均体重が雄で6kg、雌で12kgと大型のエイであり、最大で体重の10%の餌を食べているとの報告もある。ナルトビエイの資源量は明らかにされていないが、漁業者からの聞き取り等によると、近年増えているとの指摘があり、タイラギの造成漁場、天然漁場において、タイラギ生息数の減少にかなりの影響を与えていることが推測される（表 4.3.1）。タイラギ資源の水準が低位にある状況において、近年のナルトビエイによる食害はタイラギ資源の減少要因の1つと考えられる。



図 4.3.7 ナルトビエイの写真（左）、胃内容物調査結果（右）

表 4.3.1 タイラギの食害の発生状況（佐賀県）

	平成 11 年級群（注）	平成 12 年級群	平成 13 年級群	平成 14 年級群
食害の様子	・バラバラになった殻が海底に散在 ・それまで生息していたタイラギが消失	・バラバラになった殻が海底に散在 ・すり鉢状の窪み発見 ・それまで生息していたタイラギが消失	・バラバラになった殻が海底に散在 ・すり鉢状の窪み確認	・バラバラになった殻が底に散在 ・すり鉢状の窪み確認 ・それまで生息していたタイラギが消失
食害初認時期	平成 12 年 6 月 9 日	平成 13 年 9 月 26 日	平成 14 年 4 月 18 日	平成 15 年 5 月 22 日
食害発生確認場所	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場 天然漁場（大牟田沖、ダイナン）
その他 特記事項	原因不明	状況証拠から食害生物がナルトビエイではないかと推察	ナルトビエイの胃内容物にタイラギ確認	ナルトビエイの胃内容物にタイラギ確認

注）平成 11 年生まれの子タイラギの群集、以下同じ

（まとめ）

以上を整理すると、有明海北部海域のタイラギ資源の減少は、長期的要因として中西部漁場での底質環境の悪化（泥化、有機物・硫化物の増加、貧酸素化）による着底期以降の生息場の縮小、短期的要因として北東部漁場での大量斃死（原因不明）とナルトビエイによる食害が考えられる。長崎県海域におけるタイラギの減少要因、タイラギ幼生の輸送状況に及ぼす潮流変化の影響、大量斃死の発生メカニズムについては明らかにされておらず、今後解明していくべきと考える。

アサリ

（現状と問題点の特定）

アサリは熊本沿岸で 1977 年に 6 万 5 千 t の漁獲を記録したが、その後減少し、1990 年半ばから 2 千 t 前後で推移してきた。最近では回復傾向にあり、2003 年の漁獲量は 7 千 t となった（図 4.3.8）。1980 年代と 2000 年代の漁場を比較すると、漁場が岸に寄り、熊本県荒尾地先などで漁場が縮小した（図 4.3.9）。熊本県の主要漁場（荒尾地先・菊池川河口域・白川河口域・緑川河口域）全体で漁獲量が減少しているが、特に緑川河口域の減少が顕著である（別添資料 38）。ただし、有明海のアサリ漁獲量は、1960 年代は 2 万 t 以下であり、有明海全体で 3 万 t 以上の漁獲量があったのは 1973～1984 年の 12 年間であったことに留意する必要がある。

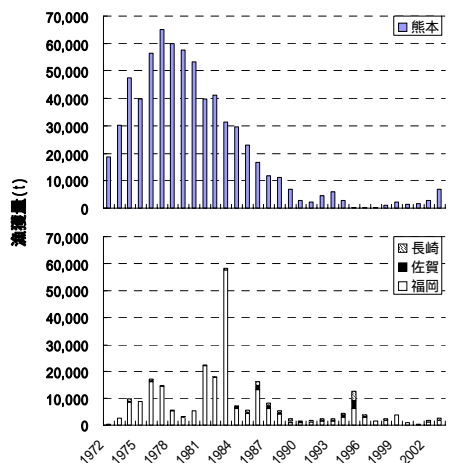


図 4.3.8 有明海のアサリ漁獲量の推移

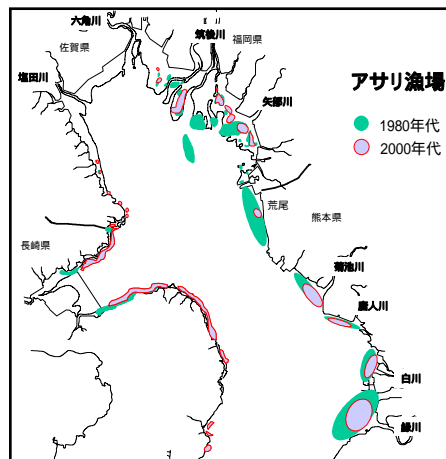


図 4.3.9 有明海のアサリ漁獲量の推移

(要因の考察)

アサリ資源の減少に係る要因としては、過剰な漁獲圧、底質環境の変化、ナルトビエイによる食害、有害赤潮、マンガンの影響があげられる。

漁獲圧に関しては、アサリ漁獲量の減少につれて殻幅 12~13mm の小型のアサリ(おそらく満 1 歳)を 1 回目の繁殖が終わるか終わらないかのうちに漁獲してしまうことが指摘されており、前年加入した稚貝の 98%が 1 年後には漁獲されるとの推計結果(熊本県水産研究センター)も得られている(別添資料 39)。また、資源管理を行っている地域ではアサリの漁獲量が回復傾向にあることから、アサリ資源の減少には漁獲圧が大きく影響していると思われる。

底質環境の変化に関しては、アサリの生産性を失った漁場に覆砂を施すことにより稚貝の生育が認められ(図 4.3.10)、生産が回復することから、漁場の縮小に関しては、底質環境にアサリの成育を阻害する要因の存在が推察される。

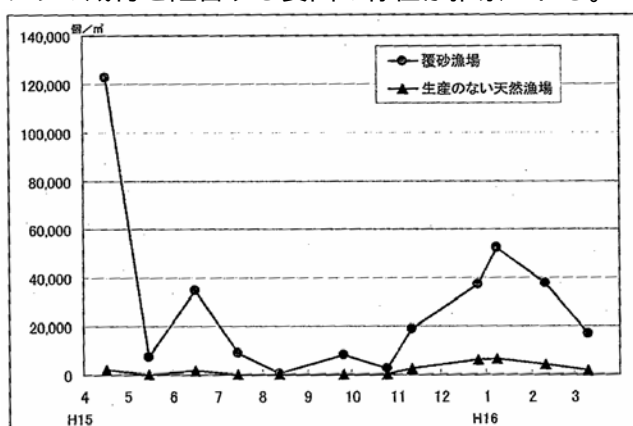


図 4.3.10 緑川河口域のアサリ分布密度の推移 (着底稚貝)

ここでは、漁獲量の減少が著しい漁場(1977年:4万2千t 2003年:5千t)である緑川河口域を取り上げた。緑川河口域における底質の長期的データとして入手できたのは、中央粒径のみであることから、底質の粒径について考察を試みた。

緑川河口域における底質の中央粒径は、1981年の調査で0.212mm、1996年~2003年の調査で0.182~0.203mmと、若干ではあるものの底質の細粒化の傾向が推測される(表4.3.2)。

表 4.3.2 熊本県緑川河口のアサリの漁獲量と干潟の中央粒径値

西暦	年号	アサリの漁獲量		中央粒径	
		漁獲量 (ton)	変化率 (%)	中央粒径値 (mm)	変化率 (%)
1972	昭和47年	7,152	31.2		
1973	昭和48年				
1974	昭和49年	27,327	119.2		
1975	昭和50年	25,125	109.6		
1976	昭和51年	37,821	165.0		
1977	昭和52年	42,010	183.2		
1978	昭和53年	39,117	170.6		
1979	昭和54年	38,633	168.5		
1980	昭和55年	36,994	161.4		
1981	昭和56年	22,926	100.0	0.212	100.0
1982	昭和57年	21,274	92.8		
1983	昭和58年	19,485	85.0		
1984	昭和59年	20,175	88.0		
1985	昭和60年	12,825	55.9		
1986	昭和61年	11,567	50.5		
1987	昭和62年	10,182	44.4		
1988	昭和63年	8,799	38.4		
1989	平成元年	3,753	16.4		
1990	平成2年	1,513	6.6		
1991	平成3年	1,633	7.1		
1992	平成4年	411	1.8		
1993	平成5年	338	1.5		
1994	平成6年	43	0.2	0.203	95.7
1995	平成7年	20	0.1		
1996	平成8年	22	0.1	0.182	85.8
1997	平成9年	4	0.0	0.191	89.9
1998	平成10年	509	2.2	0.194	91.7
1999	平成11年	1,418	6.2	0.194	91.7
2000	平成12年	1,119	4.9	0.204	96.1
2001	平成13年	840	3.7	0.197	93.0
2002	平成14年	1,532	6.7	0.194	91.7
2003	平成15年	5,038	22.0	0.191	90.3

既存文献によると、アサリ稚貝は、足糸で砂粒子に付着して体を保持するため、底質の粒径選択性があり、粒径 0.5 mm以上の粒子が適当とされている。アサリ着底の適・不適に見るのには、中央粒径のみではなく、アサリの着底に適した粒径の粒子の割合（粒径分布）を見ていく必要があると考える。緑川河口域の底質の粒径分布に関する長期的なデータはなかったが、1996年の緑川河口域の粒径分布をみると、稚貝の着底に適するとされる 0.5 mm以上の粒は 2~3%しかなく、その割合は、アサリの生産性が高い他の地域の漁場と比して著しく低い（図 4.3.11）。また、その分布形状から、細かい均質な粒で構成されていることが分かる。

緑川河口域の粒径分布を考慮すると、アサリ稚貝の着底に適した大きさの粒子の割合が中央粒径の減少の程度よりも大きく減少した可能性が示唆され、底質の細粒化が緑川漁場におけるアサリ資源の減少につながった可能性が推測される。しかしながら、中央粒径の測点数が 1981年と 1996~2003年の調査で異なること、中央粒径の減少が僅かであることから、過去のデータと比較可能な調査の実施とデータの精査が必要と考える（測点は別添資料 40 参照）。

なお、アサリ漁場への覆砂については、海砂採取の規制海域が拡大し、今後、その入手が困難になることが想定されること、また、海砂採取が採取海域の漁場環境に影響を及ぼすおそれがあることに留意する必要がある。

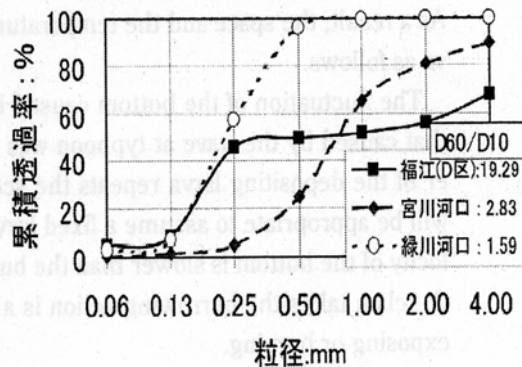


図 4.3.11 アサリ漁場の粒径分布
(福江、宮川河口、緑川河口)

また、アサリ稚貝の着底には底質の基盤の安定性が重要な要因との指摘がなされている。定置網（熊本県の小型定置は 30 経体余りあったが、6 経体まで減少）やノリの棒杭、覆砂の実施箇所等の周辺にはアサリが多くみられ、こうした構造物等が基盤の安定性に寄与するものと推測される。加えて、アサリの漁獲量が 4 万 t あった頃においては、アサリが層をなしており、アサリ自身（貝殻も含めて）も基盤の安定に寄与していたことが推測できる。

食害については、ナルトビエイ（特に若い個体）が満潮時に干潟のアサリ漁場に出現してアサリを食害することが指摘されている。飼育実験によると体重 2 kg の若いナルトビエイが夏季に毎日 1 kg のアサリを食べたとの報告や、ナルトビエイは群れになって干潟に出現するために 1 日に数トンのアサリを食害されたとの報告もある。ナルトビエイによる食害は、近年のアサリ資源の減少の一因と考えられる。

有害赤潮による影響に関しては、シャットネラ赤潮の発生によってアサリの斃死が確認されている（別添資料 30）。近年、シャットネラ赤潮の発生は増加傾向にあることから、アサリ資源に影響している可能性が推測される。

マンガンのアサリへの影響（別添資料 41）に関しては、以下の問題が指摘されている。

(a) 荒尾と緑川地先で影響が強く、その間にある菊池川地先、白川河口域の漁場で影響は少

ないとしているが、干潟でつながっている各漁場に影響の差が出るのか（火山の影響はむしろ白川、菊池川の方が大きいと思われる）。

(b) 河川からの砂の流入がマンガンイオンの被害を防ぐ効果があるのか。

(c) 砕石、竹等の構築物でも覆砂と同じ効果（アサリ生育）が確認されている。

(d) マンガンイオンの毒性と漁場基質のマンガン含量に関するデータはあるのか。

（まとめ）

以上を整理すると、アサリ資源の減少要因は、過剰な漁獲圧、底質環境の変化、ナルトビエイによる食害、有害赤潮が考えられる。底質環境の変化に関しては、緑川河口域の底質に細粒化の傾向が推測されたが、追加的なデータの収集、精査が必要である。また、他の海域においても底質に関するデータの収集・整理を図り、アサリの初期減耗との関連について検討を進めていくべきと考える。マンガンについては、その影響の有無を判断するためにクリアにすべき点が指摘された。

サルボウ

（現状と問題点の特定）

漁場は佐賀県西部、中部海域の養殖場及び矢部川河口域である（図 4.3.12）。佐賀県沿岸においては、1970 年代初頭に約 1 万 4 千 t の漁獲量があったが、その後、斃死（原因は不明）が発生して漁獲量が激減した。斃死は 1985 年を境に収束し、佐賀県での生産量は 1 万 t 台に回復したが、近年やや減少傾向にあり、変動幅も大きい（図 4.3.13）。

（要因の考察）

近年のサルボウの漁獲量の変動要因としては、シャットネラ赤潮、貧酸素水塊、ナルトビエイの食害が指摘されている。

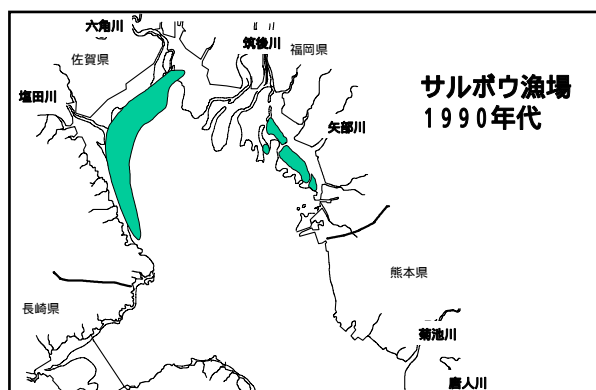


図 4.3.12 サルボウ漁場（1990 年代）

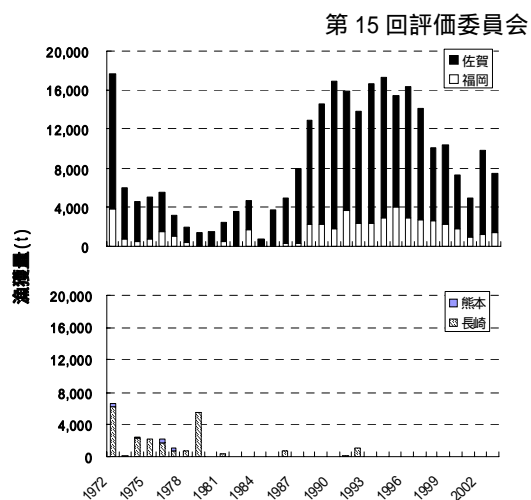


図 4.3.13 県別のサルボウ漁獲量の推移

アゲマキ

(現状と問題点の特定)

佐賀県沿岸において、1909年に漁獲量1万4千tを記録したが、1920年後半以降は1千t未満に減少した。近年の漁獲量は、1988年の800tをピークに激減し1992年以降ほとんど漁獲がない(図4.3.14)。漁場は、1980年代には佐賀県西部海域から、筑後川・矢部川・白川河口域にあり、八代海にも生息していた。1988年夏季、湾奥西部及び中部の養殖場で大量斃死が発生し、1ヶ月で漁場全域に約3年で湾東部まで拡大した(図4.3.15)。

(要因の考察)

斃死個体からビルナウイルスが検出されているが、現在の資源量が皆無のため、斃死原因を特定するのは困難である。

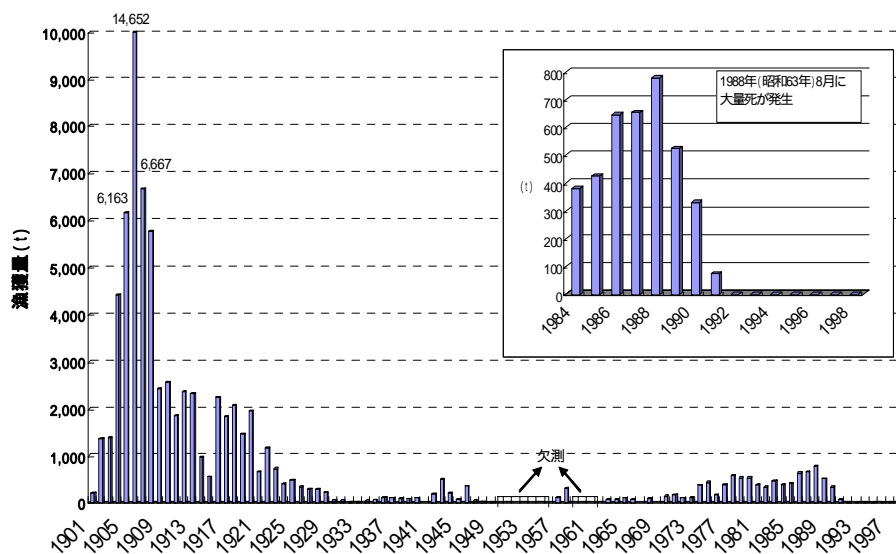


図 4.3.14 佐賀県有明海域におけるアゲマキ漁獲量の推移

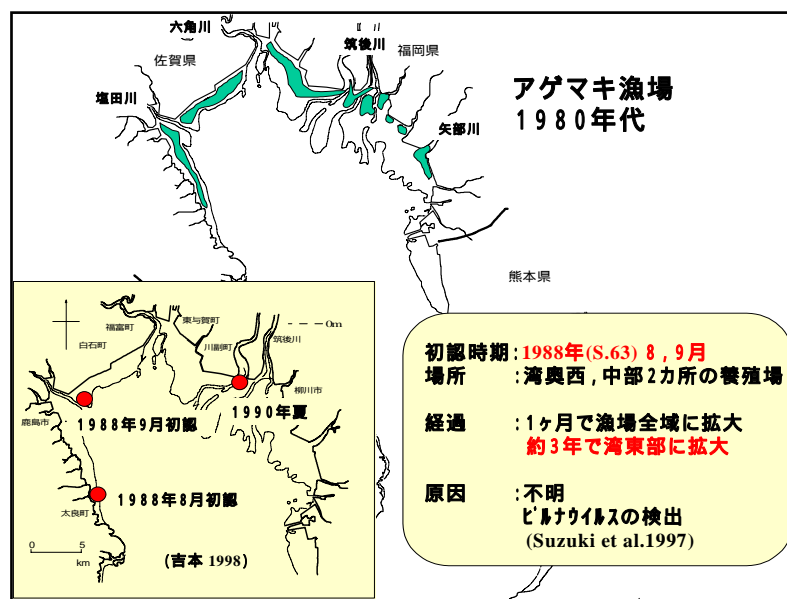


図 4.3.15 アゲマキの漁場図(1980年代) 大量斃死の発生場所

イ) 魚類等の減少

(現状と問題点の特定)

有明海においては、漁獲努力量等の資源評価にかかる情報が整備されていないが、漁獲量の動向を資源変動の目安と考えることができよう。検討の基礎とした統計資料の性格上、個別の魚種の増減の詳細を論議することは避け、傾向としての検討を試みた。

魚類の漁獲量は、1987年をピーク(1万3千t台)に減少傾向を示し、1999年には6千tを割り込んだ(図4.3.16)。有明海の主要魚種の大半は底生種であり、そうした種の漁獲量が減少しているが、特にウシノシタ類、ヒラメ、ニベ・グチ類、カレイ類及びクルマエビの漁獲量は、1980年代後半から減少を続け、1990年代後半に過去の漁獲統計値(1976年以降)の最低水準を下回って減少している(図4.3.17)。

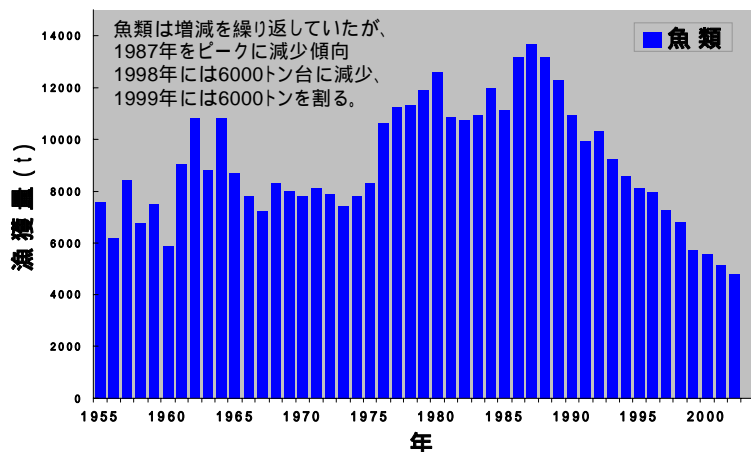


図 4.3.16 有明海における魚類漁獲量の経年変化

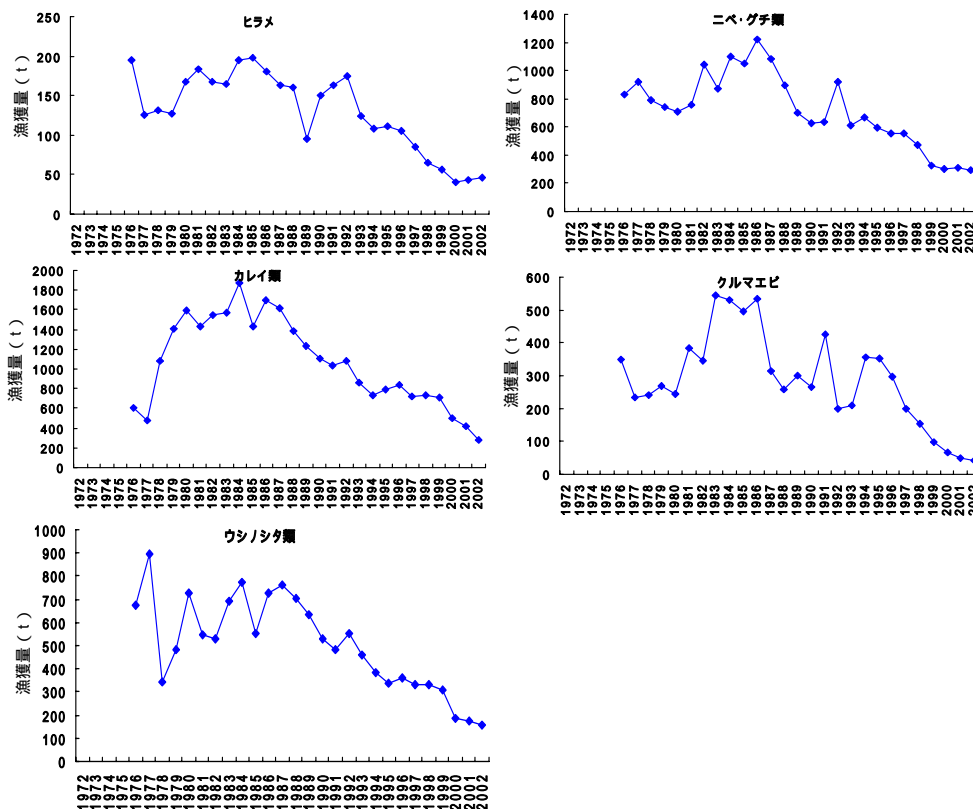


図 4.3.17 ヒラメ、ニベ・グチ類、カレイ類、クルマエビ、ウシノシタ類の漁獲量の経年変化

(要因の考察、まとめ)

魚類等については、現時点において必ずしも十分な情報がない中で、専門的知見を有する委員の考察により、以下のとおり原因・要因が整理された。今後、有明海の魚類等に関するデータについて収集・整理を図っていく必要がある。

シログチは、有明海中央～湾口の底層で産卵し、仔稚魚は湾奥に出現するが(図 4.3.18)近年、他魚種に比べて減少の程度が大きい。漁獲が減少しているクルマエビもシログチと類似した再生産の特性を持つ(別添資料 42)。中央部若しくは奥部の深場で産卵し、仔稚魚が奥部の浅海域で成育する魚種は多く(図 4.3.19) それらの仔稚魚は、流れにより浅海域に運ばれて成育することから、輸送経路に当たる海域の環境悪化(貧酸素化など)、潮流変化、成育場の減少等の影響を受ける可能性がある。魚類資源は初期(卵～仔稚魚)減耗が大きく、その程度によって資源量が決まることから、こうした魚類の資源変動を考える場合、初期減耗にどのような要因が関与しているかという検討が必要である。

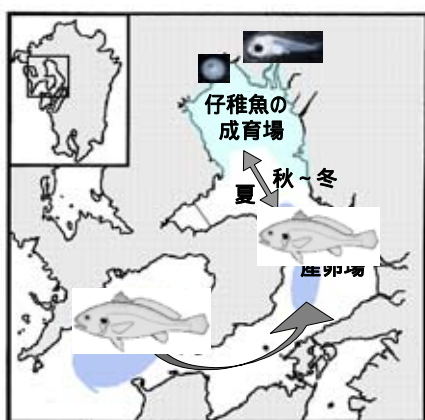


図 4.3.18 シログチの再生産機構



	産卵場	産卵期	稚魚出現場所
クルマエビ	C	5-10月	AB
ヒラメ	C	5-6月	
アカシタピラメ	A	6-8月	A(成魚より浅い)、着底は夏
コウライアカシタピラメ	C	3,4月	AB
メイトガレイ	C	11-12月	
シログチ	C	6-8月	A
アカエイ	A,B	7,8月	AB

図 4.3.19 産卵場所と仔稚魚の成育場所

このほか、エツなどの有明海の特産魚類は、河口域、感潮域を仔稚魚の成育場として利用しており、取水による淡水域の縮小や、護岸構造物の設置、人為的な流量操作、採砂などが複合的に影響する可能性があると考えられる。また、有明海の代表的な魚類であるコイチは、湾奥部と諫早湾で産卵し、その仔稚魚は湾奥部沿岸の浅海域から河口域に多く分布することから(図 4.3.20)、感潮域、河口域、干潟域の減少が影響を及ぼす可能性があると思われる。

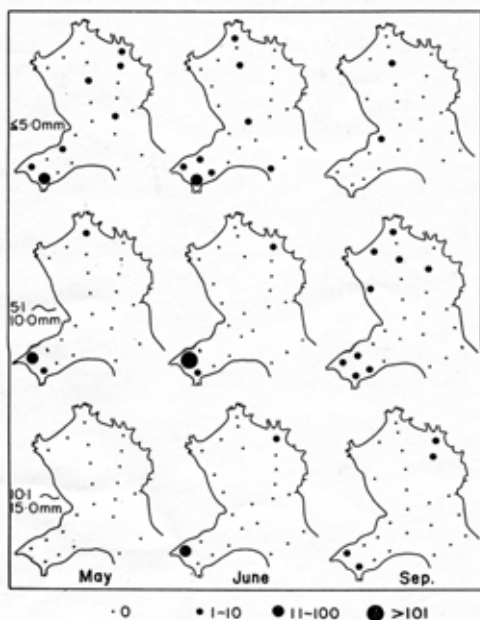


図 4.3.20 コイチ仔稚魚の分布

魚類資源の減少に關与する可能性のある要因については、(a) 生息場（特に仔稚魚の育成場）の消滅・縮小、(b) 生息環境（特に底層環境や仔稚魚の輸送経路）の悪化に整理できる。

生息場の消滅・縮小に關しては、魚類資源の初期減耗がその資源量に大きく關与することを考えれば、仔稚魚の育成場である干潟・藻場や感潮域の消滅・縮小が魚類資源の減少の一因になる可能性があると思われる。

生息環境の悪化については、貧酸素水塊の発生（沈降有機物の増加等による）やベントスの減少（底質の泥化による）があげられる。これらは、底棲魚類が生息する底層環境（餌料環境も含む）を悪化させるとともに、それらの仔稚魚の輸送経路に当たる海域において影響を及ぼすことも推測され、魚類資源の減少の一因になる可能性があるものと思われる。

また、潮流・潮汐の変化による影響については、潮流の変化が仔稚魚の輸送状況を変える可能性があり、また、潮汐の減少は仔稚魚の育成場である干潟の減少につながる。

その他に考えられる魚類資源の減少要因としては、漁獲圧があげられるが、有明海において魚類への漁獲圧が大きく増加したとは考えにくい。また、ノリ酸処理剤については、魚類への影響試験結果（別添資料 43）を考慮すると、酸処理剤が適正に使用されていれば、その影響は少ないと考えられる。このほか、外来種の影響、人為的なコントロール（種苗放流、駆除等）、海底地形の変化、化学物質の影響については、関連情報がないため、判断できない。

魚類の種組成に關しては、有明海の漁獲調査結果によると、ナルトビエイ等の軟骨魚類の占める割合が多くなっている（別添資料 44）。エイ類の増加については、競合する底棲魚類の減少、捕食者であるサメ類の減少（図 4.3.21）、水温上昇の影響の可能性が考えられる。

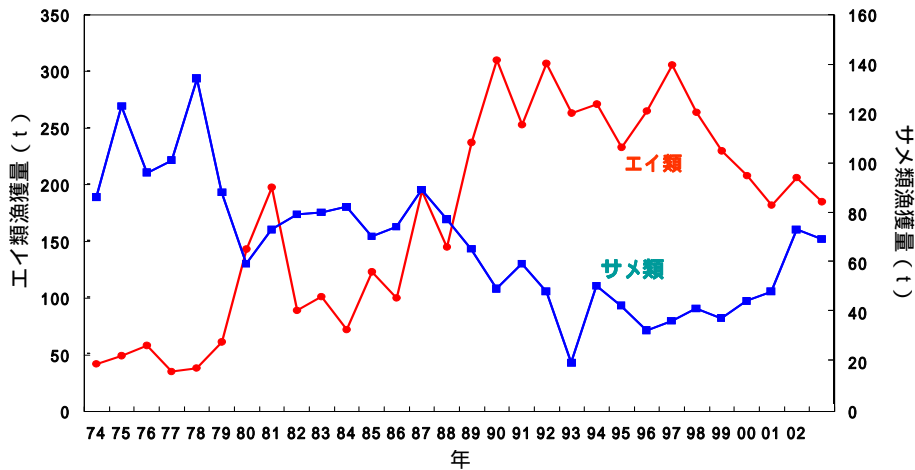
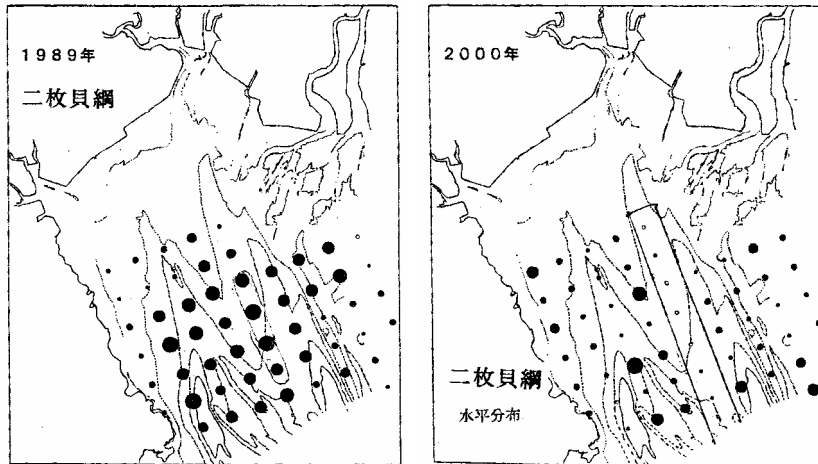


図 4.3.21 エイ類・サメ類の漁獲量の経年変化

ウ) ベントスの減少

(現状と問題点の特定)

有明海北西部における 1989 年夏季と 2000 年夏季の調査 (調査点は別添資料 45) によると、全マクロベントス (小型の底生動物) の平均密度は 3,947 個体/m² (1989 年) から 1,690 個体/m² (2000 年) に減少しており、これは主に二枚貝類の減少 (特に住之江川沖海底水道) によるものであった (図 4.3.22) (多毛類、甲殻綱については別添資料 46)。



注) 右図の線で囲まれた部分が住之江川沖海底水道に該当する部分。

図 4.3.22 有明海北西部におけるマクロベントス (うち二枚貝綱) の調査結果

マクロベントスの種類別にみると、シズクガイは 1989 年・2000 年の調査で優占種であったが、1989 年調査時に最優占種であったチヨノハナガイは 2000 年調査時に大きく減少した。2000 年以降に行われた環境省調査 (別添資料 47) でもシズクガイは貝類で最も優占するが、チヨノハナガイは高密度で継続して出現しない (熊本港周辺でも同様)。甲殻類は端脚目のホソツツムシは減少し、ドロクダムシ科の *Corophium* sp. が湾奥で増加した。多毛類はダルマゴカイが減少し、ケンサキスピオ、カタマガリギボシイソメが増加傾向にある (図 4.3.23)。

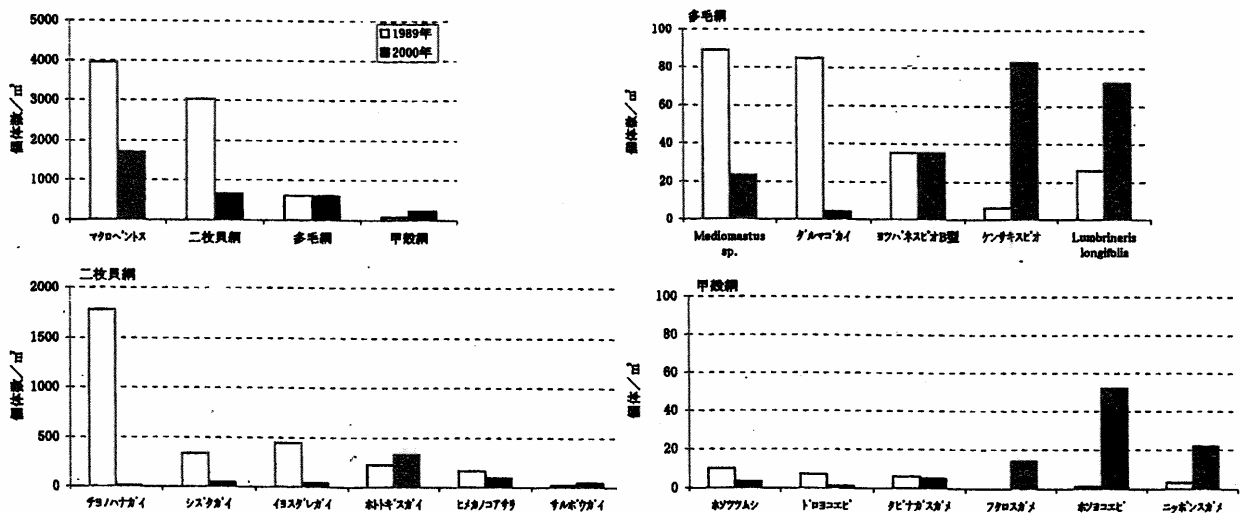


図 4.3.23 マクロベントス個体数地点平均の比較

(要因の考察)

上記の調査結果(1989年、2000年)から、有明海北西部(湾奥部)の底質の泥化と富栄養化の傾向がみられた(表4.3.3)。(中央粒径値の分布については図4.3.5、泥分率、強熱減量及び酸揮発性硫化物の分布については別添資料36を参照)。また、有明海北西部(湾奥部)においては、夏季に貧酸素水塊の発生も報告されている(第3章6参照)。

表4.3.3 底表泥の属性(1989年夏季と2000年夏季)

項目	1989年8~9月	2000年9月
Md 7以上の微細泥地点数	11地点	19地点
泥分率70%以上の地点数	18地点	23地点
焼却減量10%以上地点数	17地点	27地点
総硫化物量0.5mg/g乾泥以上の地点数	9地点	13地点

マクロベントスの総個体数、種数、種多様度指数と、底質の強熱減量(IL)、酸揮発性硫化物、泥分、中央粒径値との関係については、有意な負の相関が認められた(表4.3.4)。

表4.3.4 マクロベントス(個体数、種数、多様性)と底質との相関(2000年調査)

	I.L	AVS	泥分	Md φ
総個体数	-0.400	-0.399	-0.470	-0.450
種数	-0.671	-0.633	-0.712	-0.691
種多様度指数H(s)	-0.600	-0.542	-0.543	-0.527

すべて危険率1%で有意

調査点の表層堆積物の中央粒径値、酸揮発性硫化物と指標生物となりうるマクロベントスの出現範囲を整理すると、中央粒径値については、多くのベントスがMd 1~7に広く分布するが、エラナシスピオ、コノハエビ、ニッポンスガメの生息範囲は狭かった。また、酸揮発性硫化物については、シズクガイ、ミズヒキゴカイの両種は最も耐性が強く、ヨツバナスピオB型、クビナガスガメとチヨノハナガイがこれに次ぐ。エラナシスピオ、コノハエビ、ニッポンスガメ、クシノハクモヒトデは最も耐性が弱い(図4.3.24)。

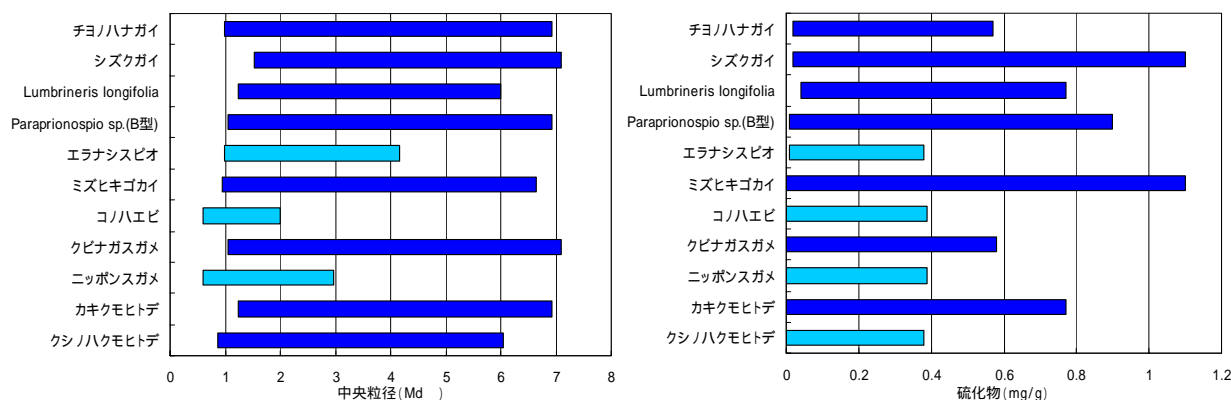


図4.3.24 指標種の生息域における粒度組成(Md)と硫化物の範囲

(まとめ)

以上のことから、有明海北西部(湾奥部)においては、底質の泥化、有機物・硫化物の増加、貧酸素化がマクロベントスの生物量及び種の多様性(生息できるマクロベントスの種類の制限)を減少させる要因となっている可能性があると考える。

エ)ノリ養殖(不作)

(現状と問題点の特定)

有明海におけるノリ生産枚数は増加して推移してきたが、平成12年度漁期において、ノリの色落ち被害が生じ、生産枚数は大きく落ち込んだ。平成13年度以降の生産枚数は概ね以前の水準で推移している(図4.3.25)。

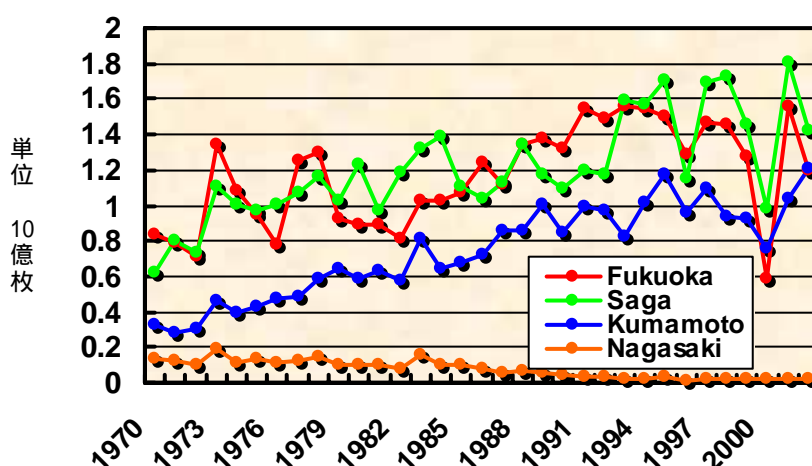


図 4.3.25 有明海のノリ生産枚数の推移

佐賀県のノリ生産量、経営体数、ノリ網の柵数の推移をみると、経営体数、柵数とも横ばいもしくは減少傾向であるが、生産技術の改良により生産量は増加している(ノリ漁期の期間:別添資料76)。病気等(別添資料48)の発生によって生産量の落ち込みが見られる年があり、近年では平成12年度漁期の減少が大きい(図4.3.26)。

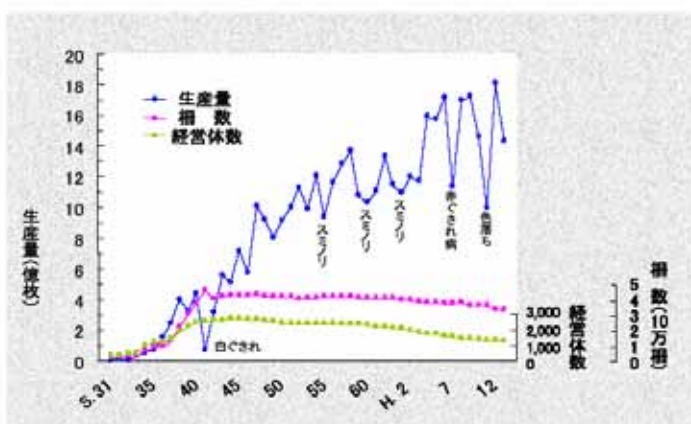


図 4.3.26 佐賀県のノリ生産量、経営体数及び柵数の推移

また、有明海の秋季(10月)の水温はノリの採苗に影響する(水温25以上では殻胞子が出にくい、付着後に異形芽になりやすい等)。佐賀県におけるノリの採苗期日は平成10年までは概ね10月1日~7日(平均3.8日)であったが、平成11年以降は10月4日~12日(平均8.3日)と5日弱遅くなった(図4.3.27)。

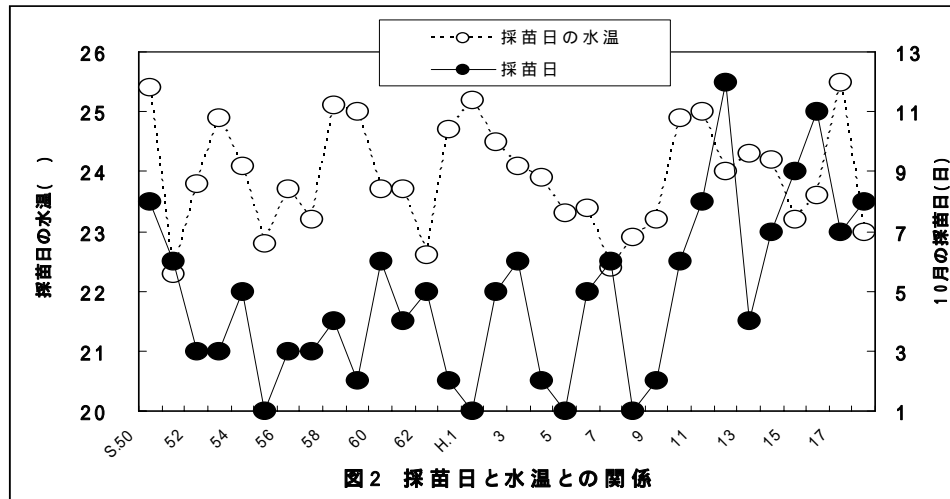


図4.3.27 ノリの採苗日と水温との関係(佐賀県)

(要因の考察、まとめ)

平成12年度のノリ不作については、11月の集中豪雨の後、極端な日照不足で小型珪藻が発生せず、12月初旬に栄養塩を多量に含む高塩分海水が持続する条件下、高い日照条件が重なって、大型珪藻 *Rhizosolenia imbricata* が大発生して赤潮を形成し、栄養塩を吸収してノリの色落ち被害につながったと考えられる。

ノリ採苗時期(佐賀県)については、水温や潮汐(大潮が採苗に適す)などの海況条件を踏まえ、関係者が協議の上で決定される。有明海の水温が平成11年以降に高く推移していることも、採苗時期の決定に際して考慮されていると思われる。(図4.3.28)。また、秋芽網の生産量と水温との関係については、負の相関が示唆されており(図4.3.29)秋~冬季の水温上昇が秋芽網期におけるノリの生産に影響を及ぼす要因の一つである可能性が示唆される。

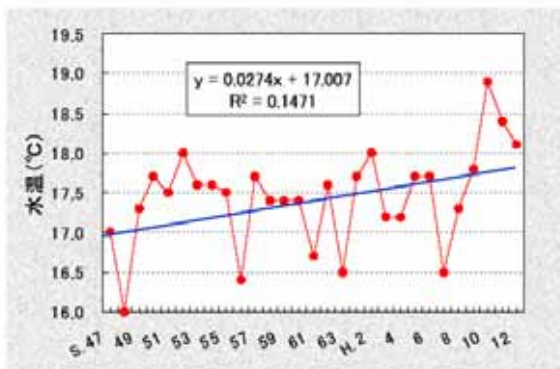


図4.3.28 佐賀県海域の10~12月の平均水温の変動(早津江川観測塔の昼間満潮時)

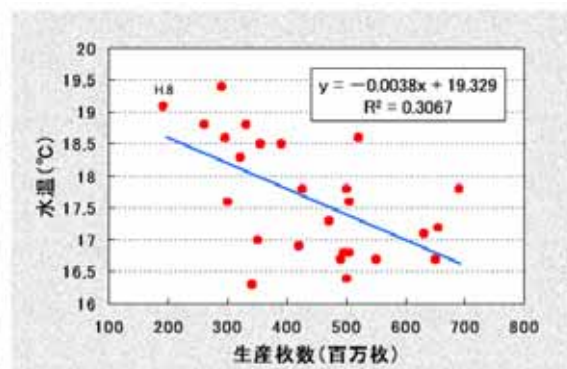


図4.3.29 水温と秋芽網期の生産量(佐賀県)

(2) 八代海

ア) 魚介類養殖

(現状と問題点の特定)

ブリ類の近年の養殖生産量は、熊本県では5千t～7千t、鹿児島県では1万2千t～1万6千t程度(図4.3.30)で安定的に推移している。

トラフグ養殖(熊本県)の生産量は、平成9年の1,851tをピークに減少(平成15年は688t)した(図4.3.31)。この理由としては、平成11年の台風による養殖生け簀の損壊や平成12年のクロコディニウム赤潮による被害により体力の落ちた養殖漁家が魚価安に陥ったトラフグから他魚種へ転換したことがあげられる。



図 4.3.30 ブリ類養殖生産量の推移 (鹿児島県)

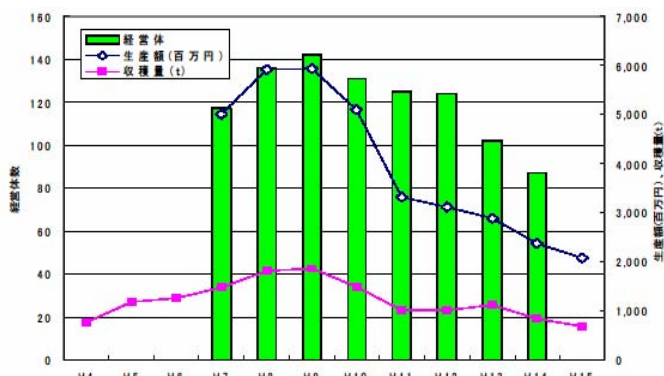


図 4.3.31 トラフグ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

クルマエビ養殖(熊本県)の生産量は、250t～500t程度で推移してきたが、平成5年に中国産クルマエビ種苗とともに持ち込まれたウィルス感染症により150tまで減少した。平成8年には収穫量は回復したが、ウィルス感染症については現在も小規模に発生している(図4.3.32)。

真珠養殖の生産量は、平成5年の6.9tをピークに1.9t(平成11年)まで減少し、その後、やや増加傾向で推移している。減少の要因は平成9年に発生したアコヤガイ赤変病であり、耐病性アコヤガイの導入、冬季に低水温地域に移動するなどの対策の結果、生産はやや持ち直している(図4.3.33)。

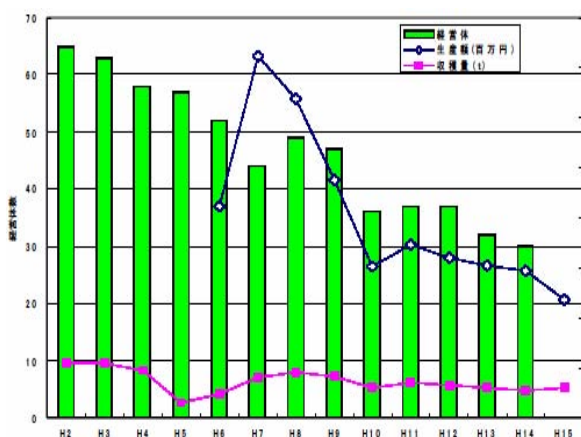


図 4.3.32 クルマエビ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

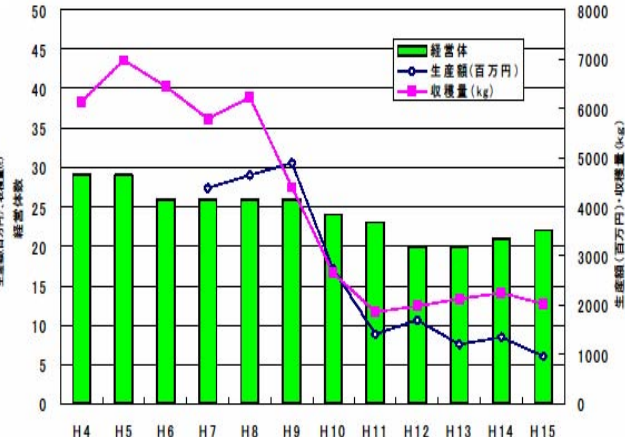


図 4.3.33 真珠養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

(要因の考察、まとめ)

八代海の魚介類養殖の生産量は、平成6年頃まで増加傾向であったが、その後、減少傾向にある(図2.2.2参照)。生産量の減少要因としては、魚病の発生、有害赤潮の発生、台風による災害等があげられるが、魚価安などの経済的な要因もあると考える。

イ) ノリ養殖(不作)

(現状と問題点の特定)

八代海のノリ養殖生産量は、平成14年頃まで増加傾向にあったが、平成15年以後生産量が減少している(図2.2.2参照)。過去5年間の概況をみると、平成13年、14年の2年間は一部の地域を除いて平年を上回り、豊作感が強かったものの、平成15~16年度の漁期は、ほとんど全ての漁場で平年を大きく下回った。平成17年度漁期も過去2カ年に比べやや増加したが、全ての漁場で平年を下回った(表4.3.5)。

表4.3.5 平成13~17年度漁期のノリ生産量の推移

部会	漁協名	平成13年度 (千枚)	平成14年度 (千枚)	平成15年度 (千枚)	平成16年度 (千枚)	平成17年度 (千枚)	平年値(千)
有明海計		1,066,382	1,227,911	986,116	1,181,252	1,323,587	1,050,544
3部会	三角	17,063	16,751	9,873	11,752	10,165	13,798
	松合	6,144	5,544	1,551	1,873	3,106	5,432
	鏡町	28,031	28,391	10,585	11,804	20,430	26,021
	昭和	3,429	3,794	1,410	1,443	2,075	2,600
	八代	1,093	1,230	371	699	907	1,201
	戸北	0	361	0	0	382	464
不知火海計		55,760	56,071	23,790	27,561	37,064	49,516

※平年値は、H7~11年度漁期の平均値。

部会	漁協名	平年比 H13/(千)	平年比 H14/(千)	平年比 H15/(千)	平年比 H16/(千)	平年比 H17/(千)
有明海計		101.5	116.9	93.9	112.4	126.0
3部会	三角	123.7	121.4	71.6	85.2	73.7
	松合	113.1	102.1	28.6	34.5	57.2
	鏡町	107.7	109.1	40.7	45.4	78.5
	昭和	131.9	145.9	54.2	55.5	79.8
	八代	91.0	102.4	30.9	57.4	75.5
	戸北	0.0	77.8	0.0	0.0	82.3
不知火海計		112.6	113.2	48.0	55.7	74.9

ウ) 魚類等の減少

(現状と問題点の特定)

八代海の魚類等の漁獲量は1980年代初めに2万t近くを記録したが、1990年代初めまでは概ね1万5千t前後で推移してきた。その後、1994年頃から減少傾向にあり、2001年にやや増加が見られたものの、2003年は1万tを切り、過去最低を記録した(図4.3.34)。

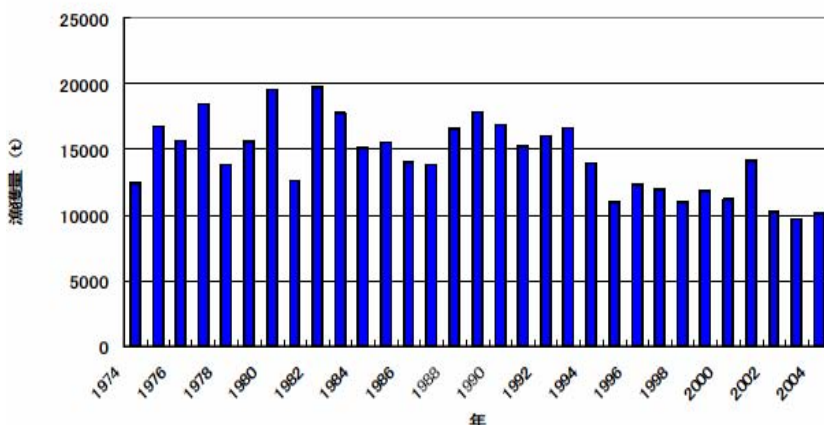


図4.3.34 八代海における魚類等の漁獲量の推移

熊本県における漁獲の傾向、問題点等について、以下のとおり整理した。

近年の漁獲状況をみると、カタクチイワシ（1,000～2,000 t）、シラス（1,000～2,500 t）、タチウオ（400 t）、マアジ（200～600 t）などの漁獲量が大きい。2001年にまき網によるコノシロの漁獲量が増加（7,000 t）したが、聞き取り等から、養殖魚の餌料として需要が増え、漁獲努力量が増加したためと思われる。コノシロの漁獲量は翌年以降に減少した。

魚種別の漁獲状況をみると、タチウオ、マダイ、クルマエビ、その他のカレイ類は、1990年代後半から減少している（図 4.3.35）。マダイについては、浮游期仔稚魚の分布密度が減少傾向にあり、漁獲量の一層の減少が予測される。

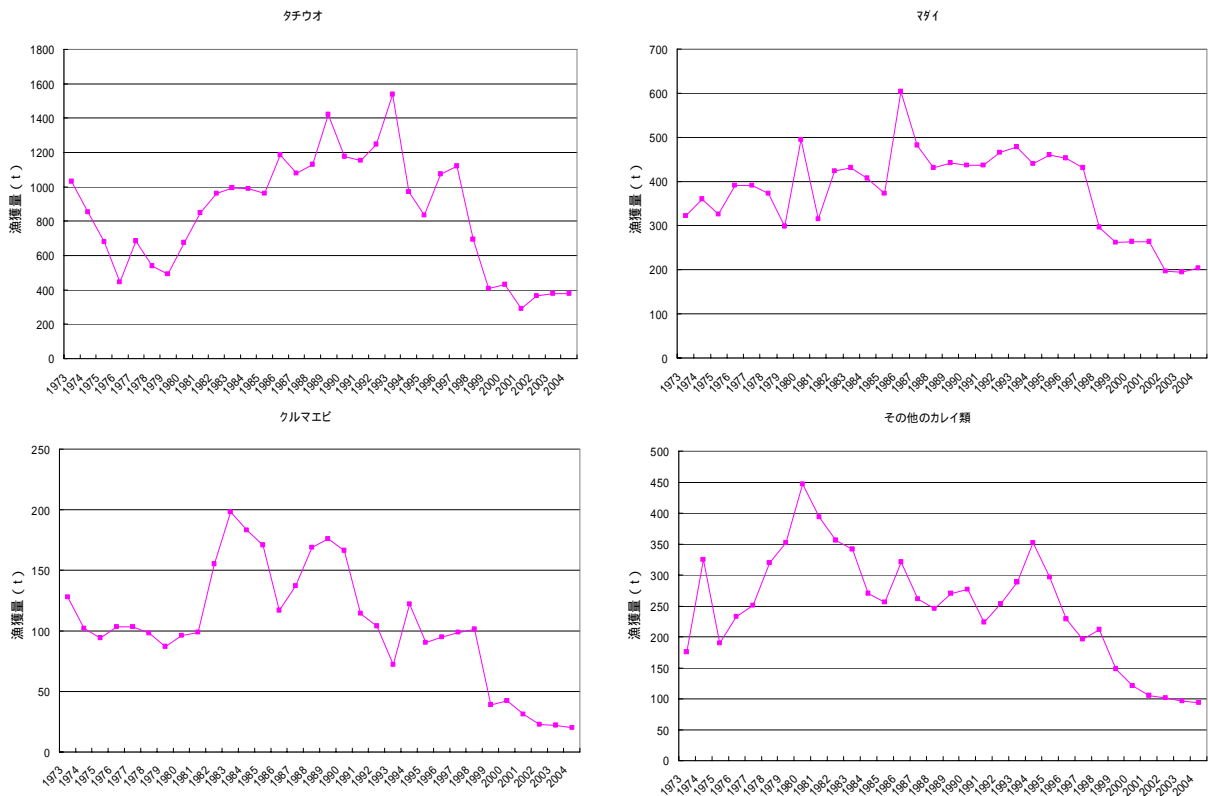


図 4.3.35 タチウオ、マダイ、クルマエビ、その他カレイの漁獲量の推移

カタクチイワシ、クロダイ・ヘダイ、スズキは、1990年代前半から減少傾向にあり、また、ガザミは1980年代半ばのピーク後減少し、近年はピーク時の1/5程度で推移している（図 4.3.36）。

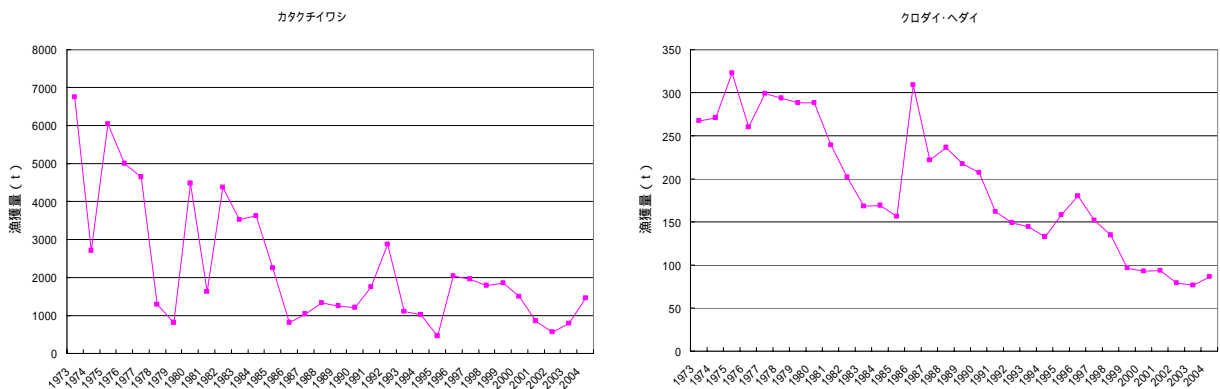


図 4.3.36(1) カタクチイワシ、クロダイ・ヘダイの漁獲量の推移

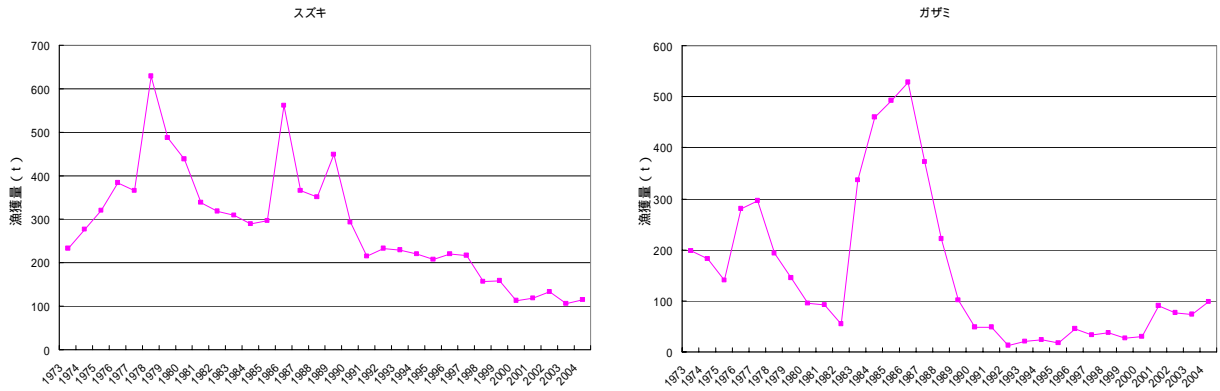


図 4.3.36(2) スズキ、ガザミの漁獲量の推移

多くの魚種が減少傾向にある中でシラスの漁獲は増加傾向にある（図 4.3.37）。シラスは、他魚種の餌料ともなるため、八代海の漁業生産と生態的地位（高次捕食者への餌料としての）の両面において重要である。シラス漁業は、八代海の漁業生産の 1/4 から 1/6 を占める重要な産業であることから、シラスの資源生態の把握と、漁業の適切な管理が必要である。

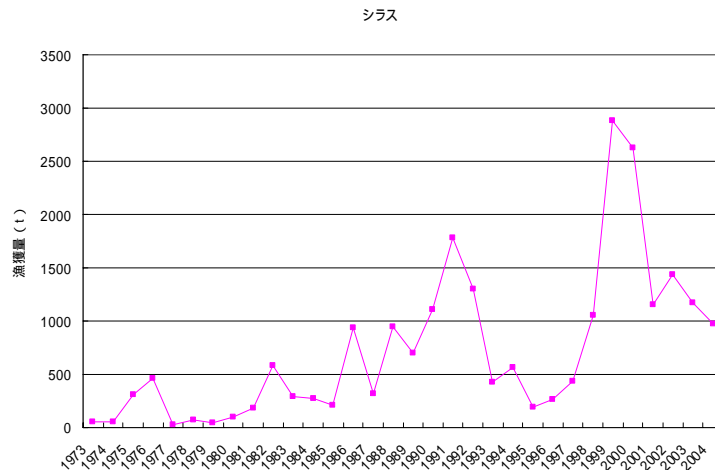


図 4.3.37 シラスの漁獲量の推移

（要因の考察、まとめ）

有明海の項で述べたとおり、魚類資源等の初期減耗はその資源量に大きく関与するため、仔稚魚の育成場である干潟・藻場の消滅・縮小が資源の減少の一因となる可能性がある。

八代海においては、藻場及び干潟の面積が減少するとともに、藻場の質（植生の密度等）が低下していると思われるため（別添資料 49）、こうした海域を初期生育の場としている種（クルマエビ等）の減少要因の1つであると推察される。

また、コノシロの漁獲減少については、漁獲圧の増加による資源の減少の可能性も推察される（漁獲努力量との資源評価に必要な情報はない）。

4. 直接的な環境要因の変化に関する考察

(1) 有明海

直接的な環境要因として、潮流速の減少、底質の泥化、底質中の有機物・硫化物の増加と貧酸素水塊、赤潮の発生を取り上げ、これらの要因の変化に何が影響しているのかを考察した。

これらの環境要因は相互に影響を及ぼしており、特に潮流速の減少は他の多くの要因の変化に関係することから、始めに潮流速の減少を取り上げ、その後、他の要因を考察した。最後に赤潮の発生に関係する要因として透明度の上昇の考察結果を記した。

ア) 潮流速の減少について

有明海では、干拓・埋立て、海岸線の人工化（護岸化）、港湾等の人工構造物の構築、ノリ網の敷設（柵数は1950年代後半から急増、1970年頃をピークに減少）がなされてきた。さらに外海の潮位上昇に伴って潮位上昇が見られている。有明海において長期間にわたって生じてきた海面積の減少や潮位上昇等の事象は、物理的条件として、有明海の潮流を減少させる方向へ働くものとする。

また、長期的、短期的な地形変化に伴う潮流速の変化にかかるシミュレーションから、

(a) 有明海湾奥部の干拓（1970年以前）に伴う地形変化により、湾奥部を中心に潮流速は10～30%減少する、

(b) 諫早湾干拓に伴う地形変化により、諫早湾内で潮流速は20～60%減少し、有明海中央部で潮流速は5%減少する、

との結果が得られている（図4.4.1）。

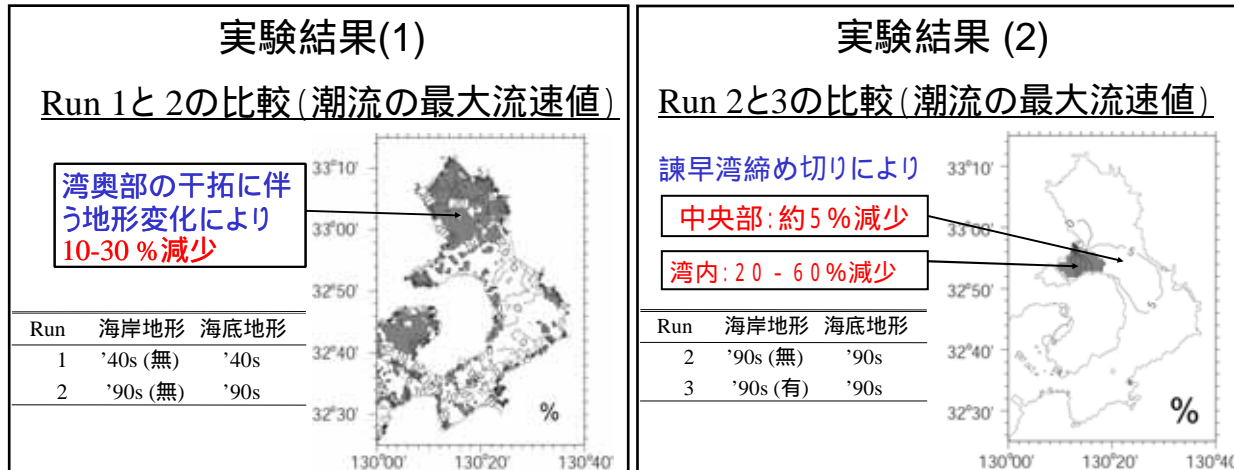


図 4.4.1 潮流速のシミュレーション結果

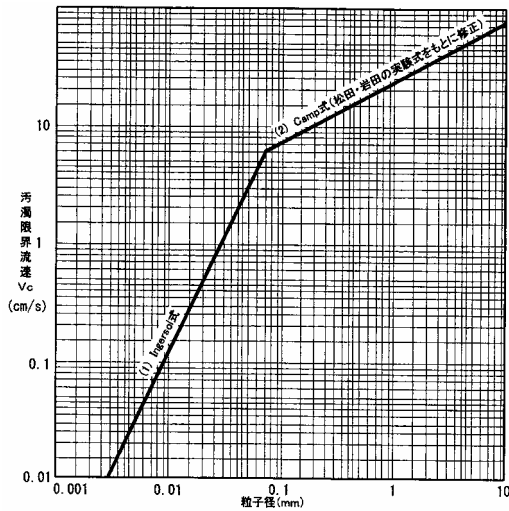
なお、上記のほかに、海面積の減少や潮位上昇等の潮流速への影響については、シミュレーションや観測が行われている（図3.5.13～図3.5.17）。

有明海の潮流速にかかる実測データの不足等から、その程度、各要因の寄与度等は判断できないが、上述のような潮流速を減少させる事象が有明海で生じ、また、シミュレーションの結果をも考察すれば、有明海の潮流は、干拓・埋め立て、潮位上昇、人工構造物、ノリ網の設置等の要因に応じて、全体としてみれば、長期的かつ段階的に減少した可能性が高いと考えられる。

イ) 底質の泥化について

潮流の減少

潮流と底質の関係の検討にあたって、流れの中に存在する粒子の粒径と汚濁限界流速との関係を図 4.4.2 に示した。ある粒子の粒径に対応する汚濁限界流速よりも大きい流れのもとでは、その粒子は沈降することなく浮遊し続ける。汚濁限界流速が低くなれば、沈降せずに海底上を浮遊・流動する粒子の粒径も小さくなる。



注: 1) 上図の式は、次のとおりである。

(1) Ingersol 式 $V_c = \frac{1}{12} V \sqrt{\frac{8}{f}}$

ここで、 V は Stokes 式より次のとおりである。

Stokes 式 $V = \frac{1}{18} \frac{g(\rho_s - \rho)}{\mu} d^2$

(2) Camp 式 (松田、岩田の実験式をもとに修正) $V_c = 1.86 \sqrt{\frac{(\rho_s - \rho) g d}{\rho}}$

ここで、式中の記号は、次のとおりである。

- V_c : 汚濁限界流速 (cm/s)
- f : 摩擦抵抗係数 (=0.025)
- g : 重力加速度 (980 cm/s²)
- ρ_s : 土粒子の比重 (=2.65)
- ρ : 水の単位体積重量 (=1.024)
- μ : 粘性係数 (15°C=0.01145 poise)
- d : 土粒子直径 (cm)
- V : 沈降速度 (cm/s)

2) 上図の関係は、既扱い土砂の性状によっても変化するので、現地底質の存在状態、土質を把握しておく必要がある。

3) Ingersol 式の摩擦抵抗係数 f の値は、濁りを構成する微細土粒子が主対象となることから、 $f=0.025$ とした。

4) 上図の関係は、沈降堆積した粒子が再浮上する流速下では浮遊粒子の正味の沈降はないとの考えに基づいて作成したものである。

図 4.4.2 粒子径と汚濁限界流速の関係 (注: 粒子の凝集性は考慮していない)

有明海における連続観測調査(図 4.4.3)によると、大潮期を中心に SS(10~100 μ のシルト・粘土分が主成分)の濃度が上昇し、湾奥部 (St.1、St.2) において、その傾向が顕著であった (別添資料 50)。

大潮期の水位、流速、SS 濃度及び塩分の変化をみると、St.1 の底層の SS 濃度は、流速に対応しており、上げ潮と下げ潮時の流速の増大による底泥の巻き上げが、SS 濃度の増大の主要な要因と考えられる。他方、St.2 の SS 濃度は、鉛直的に一様化し、流速よりも潮位に対応しており (SS 濃度は干潮時で最大となり、満潮時に低下) これは St.2 の北部の筑後川の高濁度水塊の移流の影響が想定される (図 4.4.4)。



注) () 内は平均水深

図 4.4.3 測定地点

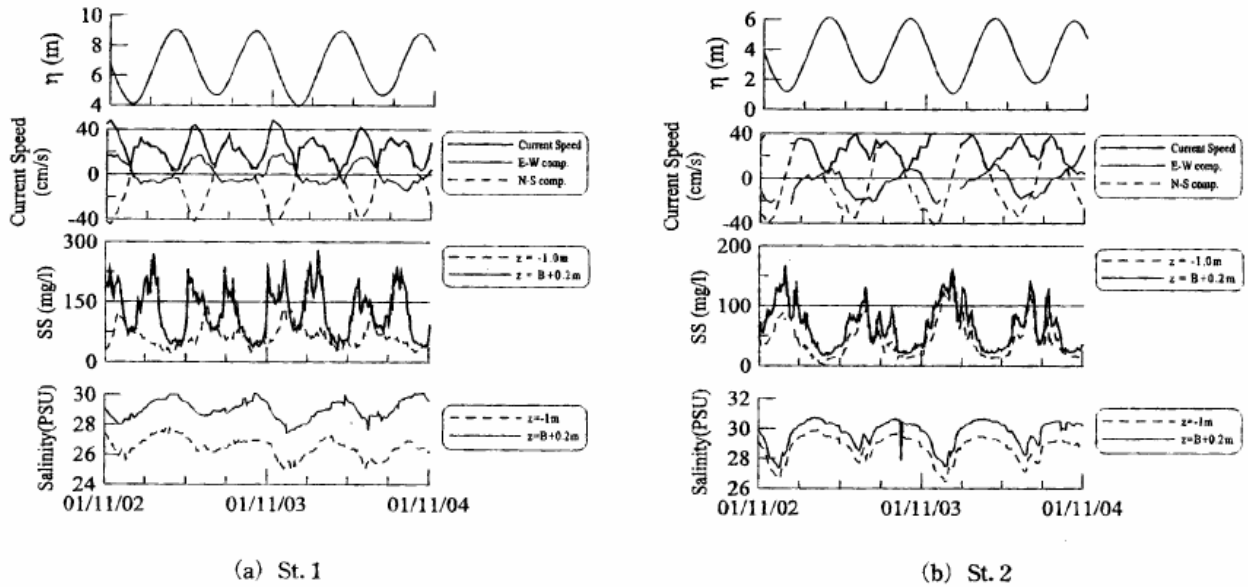


図 4.4.4 St.1 と St.2 における大潮期の水位、流速、SS 濃度、塩分の変化

St.1 では底層の流速が 20cm/s を超えると顕著な SS 濃度増大がみられ(図 4.4.5)、この流速値が底泥の移動限界に対応しているものと思われる。このような潮汐流に対応した SS 濃度の変動パターンは、熊本港沖の St.4 においても同様に見られると報告されている。

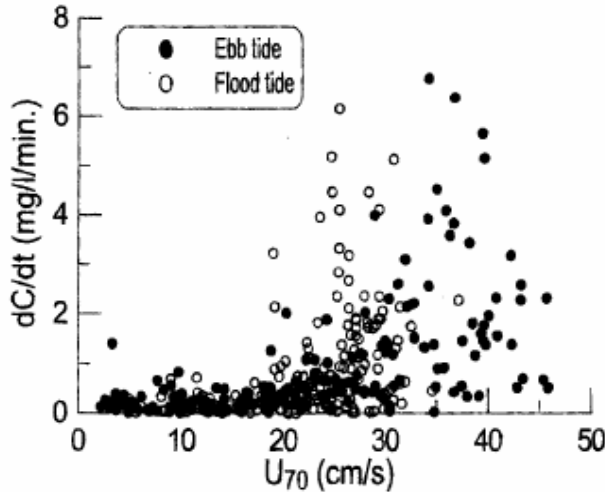


図 4.4.5 St.1 における底面付近での SS 濃度上昇率と流速の関係

タイラギの薄まき覆砂実証調査の結果から、福岡県大牟田地先と佐賀県太良沖では底質への浮泥の堆積状況が異なり、25cm/s の流速の出現頻度の違いが要因の 1 つと推測されているが(別添資料 51)、この流速は St.1 における底泥の移動限界(流速 20cm/s)と調和するものと考えられる。ただし、この流速値は絶対値ではなく、底質の質、海域の水深(波による巻き上げ効果)等により変化することに留意する必要がある。

また、有明海全体の潮流の状況と底質の状況を比較すると、概ね相対的に潮流の遅い海域(湾奥部の沿岸よりの海域、諫早湾内、熊本市沖等)において底質の含泥率が高い傾向がみられる(別添資料 52)。

有明海の潮流は、前述のとおり多くの要因により長期的に減少した可能性が高いと考えられるため、潮流速低下に伴って、浮泥の移動限界に対応した流速値を下回る海域が拡大し、当該海域において底泥の移動量の減少、堆積量の増加を生じさせ、底質の泥化を進めたものと推測される。

具体的には、1956～1957年、1997年及び2001年の底質の比較（図3.4.2）（各々の調査方法の違いには留意が必要）1989年と2000年の調査結果（図4.3.5）から、有明海湾奥部において底質が泥化傾向にあると思われるが、その要因の1つとして、上述のア）で可能性を指摘した潮流速の減少が考えられる。

河川を通じた陸域からの土砂供給の減少

河川からの粗粒の海域への流入が特に減少したとすれば底質の細粒化の一因となる可能性が指摘されている（農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会最終報告書）。

河川流域から海への土砂の流出過程には、土砂の生産、流出、流送、堆積・沈降など多くの場がシステムとして係わっている。流域から海への土砂流出には、河川だけを考えるのではなく、流域の視点、即ち、流域・河川を一体として考える必要があるが、現在、土砂供給に関する情報が河川内のものに偏っている状況にあることから、今後は流域における土地利用の変化や土地利用と土砂流出量の関係等についても情報の収集・評価を行っていく必要がある。

以下、筑後川と緑川について得られている情報の範囲内で考察する。

筑後川は有明海へ流入する河川の流域面積の約35%を占め、有明海への影響が最も大きく、ダム堆砂量から推算した筑後川流域の土砂生産量はダム流域で10万 m^3 /年、全流域がダム流域と同様の土砂を生産すると仮定すると全流域で32万 m^3 /年と推定されている。

筑後川では1953年から50年間に各種事業により土砂が持ち出され、3,300万 m^3 の河床変動が生じたと推定される（別添資料53）。特に、砂利採取は最盛期に年間200～300万 m^3 /年と言われ、近年の土砂生産推定量32万 m^3 /年を大きく上まわる。筑後川の下流域においては、砂利採取や、土砂流出の停滞、海からのガタ土の流入増加等により、河床材中の砂の割合が大きく減少し、シルト・粘土が増加したと考えられる（図3.2.2参照）。

掃流砂量については、ばらつきがあるものの減少傾向が認められ（図4.4.6）砂の現存量の減少、河床の緩勾配化（図3.2.3）が原因として指摘されている。なお、この掃流砂量は推定式（芦田・道上式）により算出された推測値であることに留意する必要がある。

また、短期的なイベントとして、筑後川の感潮域に堆積したシルト・粘土が出水時に浸食されて河口沖合域に堆積する事例が報告されている（別添資料54）が、大規模な洪水時には、感潮域河床を構成する砂分が河口外へ流出することも考えられる。今後、規模の異なる洪水について、同様の調査・検討を行い、感潮域及び河口沖合域に流出する土砂の質と量を、短期的、長期的観点から明らかにする必要がある。

1950～60年代の砂利採取等により筑後川から海域へ砂の供給量が減少したと思われることから、筑後川における人為的な砂の持ち出しが底質の細粒化の一因となる可能性がある。

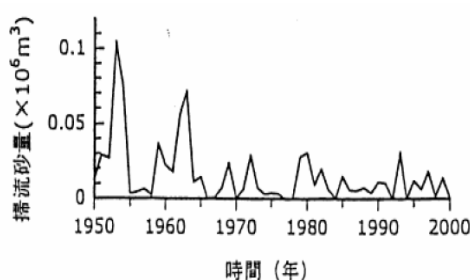


図 4.4.6 掃流砂量（芦田・道上式による推測値）の経年変化（25.5km 地点）

第4章3のアサリの項において、緑川河口域における底質の細粒化について考察したことから、緑川における人為的な砂の持ち出し等に関するデータを整理した（緑川の河床材や掃流砂量の推移、シルト・粘土の挙動に関するデータはなかった）。

1966年～2003年の間の緑川における砂利採取量は335万 m^3 、ダム堆砂量は447万 m^3 であり（別添資料55）、過去においては河床の低下もみられ、昭和43年、昭和53年と比べると近年の河床高は一部区間で低い状態にある（図4.4.7）。

砂利採取が規制されたため、現在、緑川の河床低下は生じておらず、今後も、安定した河床が続くものと予想されるが、モニタリングを行なうことは必要である。

また、緑川ダムの堆砂については、計画されている堆砂量内にあり、ダム管理上の問題は生じていないが、堆砂速度は、計画よりもやや速いことから、堆砂量のモニタリングを続けながら、堆砂の除去、還元を検討していくことが必要である。

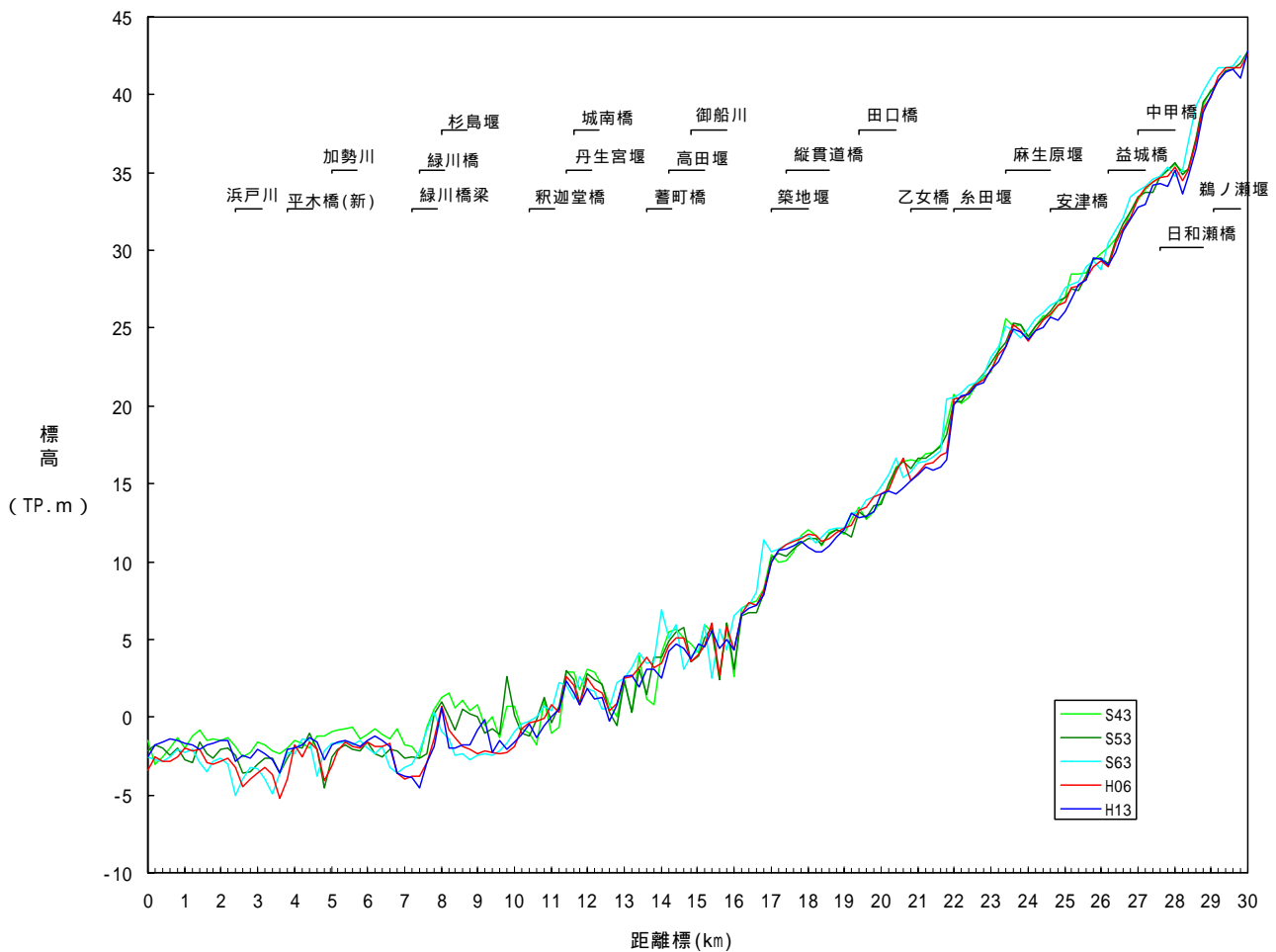


図 4.4.7 緑川本川の平均河床高縦断の経年変化

ウ) 底質中の有機物、硫化物の増加及び貧酸素水塊について

有明海奥部の底質調査（1989年、2000年）の結果、同海域の西側において底質の泥化と強熱減量の増加傾向がみられ（別添資料36）また、諫早湾の湾奥部～湾中央部の測点では底質のCODが増加傾向を示している（別添資料56）

有明海湾奥部～諫早湾における調査からは、表層堆積物中の有機炭素量が湾奥部西部や諫早湾で高い値を示し、これらの海域ではクロロフィル色素量の値も大きい（図4.4.8）。また、有機炭素安定同位体比（ ^{13}C ）から、表層堆積物中の有機炭素量は植物プランクトン起源の有機物の影響を強く受けていると推測される（別添資料57）。

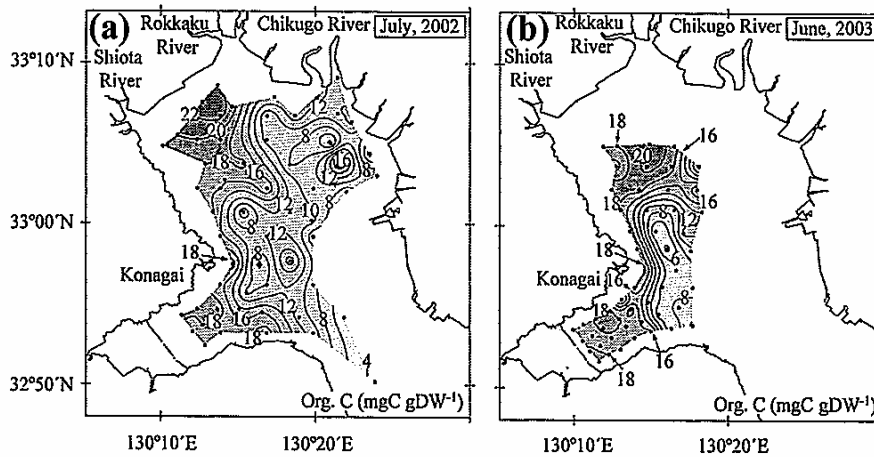


Fig. 3. Horizontal distributions of organic carbon in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

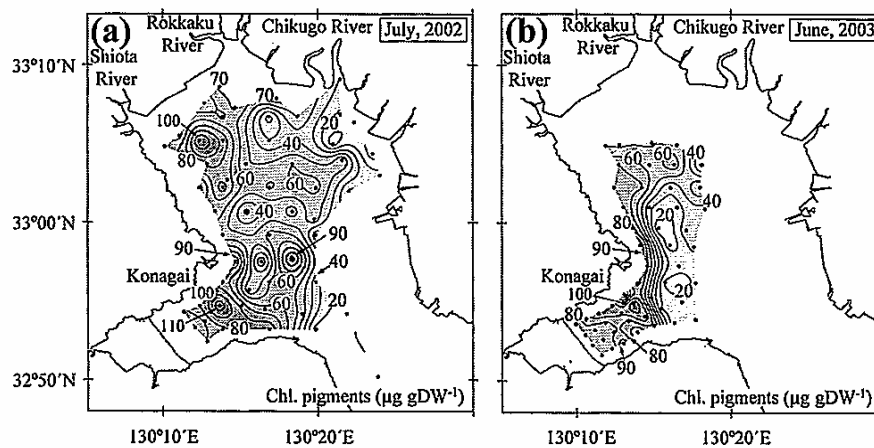


Fig. 4. Horizontal distributions of chlorophyll pigments (chlorophyll *a* + phaeopigments) in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

図 4.4.8 表層堆積物中の有機炭素の分布（上図）とクロロフィル色素量の分布（下図）

佐賀県、諫早湾において赤潮が増加していることから（図4.4.13）、赤潮の増加により植物プランクトン由来の有機物の沈降・堆積が増えて、湾奥西部（鹿島沖）及び諫早湾の底質中の有機物の増加につながった可能性がある。また、諫早湾調整池の排水拡散に伴う浮泥量の調査結果によると、浮泥は諫早湾奥部で沈降し、湾中央～湾口での沈降は殆ど見られなかった。淡水

由来の珪藻類の殻が諫早湾奥部（特に排水門付近）に沈降しているが、湾中央にかけて減少し、湾口部では殆どみられない（別添資料 58）。排出される淡水産植物プランクトンやその他陸起源有機物は、諫早湾奥部の底質中の有機物となっている可能性がある。

有明海奥部の干拓やその他の要因（潮位上昇、海岸線の人工化（護岸化）、港湾等の人工構造物、ノリ網等）により湾奥部を中心に潮流低下が生じたと推測され、また、諫早干拓により諫早湾内で流速低下が生じている（図 3.5.13）ことから、こうした流速の低下が推測若しくは認められる海域において、有機物を含むより微細な粒子が沈降・堆積しやすい状態が生じたことが推察される（図 4.4.2）。

湾奥西部（鹿島沖）では、貧酸素水塊の発生が報告され（第 3 章 6 参照）、夏季の底層 DO 濃度（別添資料 59）も長期的な低下傾向にあることが示唆されるとともに、底質中の硫化物が増加傾向を示している（別添資料 36 及び別添資料 60）。諫早湾においても、貧酸素水塊の発生が報告されるとともに（第 3 章 6 参照）、諫早湾の奥部では底質中の硫化物の増加傾向が認められている（図 4.4.9）。

これらのことから、両海域においては、植物プランクトン由来の有機物の沈降が増加し、有機物分解に伴う底層の貧酸素化、嫌気的環境下での硫化物の増加といった底層環境の悪化が生じている可能性が窺われる。

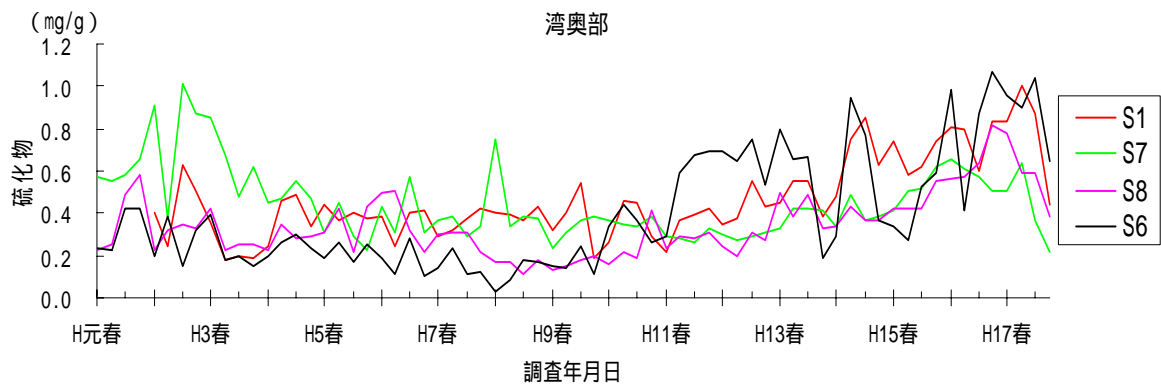


図 4.4.9 諫早湾奥部の測点（S1, S7, S8, S6）の底質中の硫化物（mg/g）の推移

また、有明海湾奥部においてマクロベントスが減少傾向にあると考えられており（図 4.3.23）これが底質中の有機物の増加要因の一つとなる可能性があると思われるが、その程度を把握するためには、ベントスの種とその生態、生息環境の状況を踏まえた有機物の分解に関する知見の蓄積が必要であろう。

ノリ酸処理剤・施肥の影響については、これらによる負荷よりも養殖ノリによる炭素、窒素及び燐の取り上げ量が大きいこと、有明海の流入負荷量（COD、T-N、T-P）に占める酸処理剤・施肥の負荷の割合は僅かであること、酸処理剤の底質への移行に関する調査結果（別添資料 61）等を考えると、酸処理剤・施肥の適正な使用がなされれば、有機物・硫化物の増加の要因になる可能性は少ないと思われる。

エ) 赤潮の発生

赤潮については、水産生物への直接的な環境要因となる場合（シャットネラ赤潮）と、底質中の有機物の増加といった直接的な環境要因の変化に係わる場合とがある。ここでは、両者を含めた赤潮全般に関する問題として、水温上昇、透明度上昇、富栄養化、浄化能力（二枚貝類による海水濾過の低下）潮流の低下・潮位差の減少を取り上げるとともに、シャットネラのみに関しては貧酸素水塊を取り上げて、以下のとおり検討した。

水温の上昇

一般的に水温の上昇により植物プランクトンの増殖速度は増加することが知られている。水温上昇の影響は種類毎に異なり、主要な赤潮プランクトンに関し、水温と成長速度のモデル式が作成されている。有明海の水温の長期的変化（1984～1989年の平均水温と1997～2003年の平均水温の差）をこのモデル式を入れて計算すると、増殖速度は季節によって一定程度増加する結果となった（別添資料62）。珪藻赤潮の代表種である *Skeletonema costatum* の増殖速度の計算結果は、冬季において福岡県・佐賀県水域で11～15%、長崎県・熊本県水域で2～3%の増加、冬季以外は1～7%の減少となった。

実際に冬季の珪藻赤潮の発生日数をみると、モデル式では佐賀県・福岡県海域より増殖速度が低い熊本県海域で赤潮発生日数が大きく増加しており（図4.4.10）また、冬季以外の季節においても珪藻赤潮の発生日数に増加傾向が見られた（別添資料63）。

水温上昇は、赤潮の増加の要因の一つである可能性があるとは考えられるが、水温上昇以外の要因も大きく影響している可能性があるものとする。

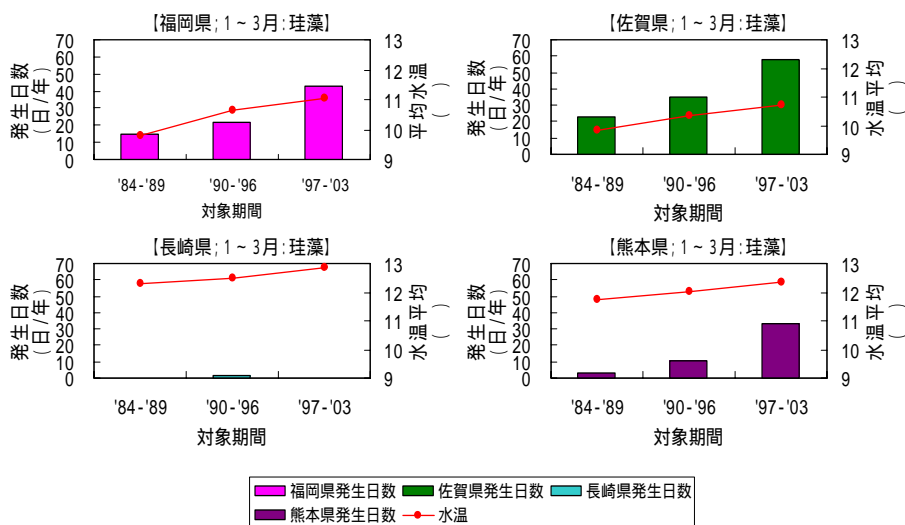


図4.4.10 有明海の冬季（1～3月）の平均水温と珪藻赤潮の発生日数

透明度の上昇

透明度上昇は、光制限を緩和し、植物プランクトンの増殖に有利に働くと一般的には考えられ、透明度と植物プランクトンの増殖については表4.4.1の関係が示されている。

有明海の平均透明度は、ほとんどの海域で上昇が認められ、特に海域では熊本県海域、季節では冬季における上昇率が高い（別添資料64）。例えば、熊本県海域の夏季の透明度は、3.6m

(1984~1989年)から4.7m(1997~2003年)に上昇しており、これを上記の表4.4.1に照合すると増加率は3割程度の増大となった。

【熊本県海域の夏季の透明度】 【表4.4.1の透明度と1週間後のプランクトン増加率(減耗率30%)】

3.6m(1984~1989) 透明度3.63m プランクトン増加率1045(%)
 4.7m(1997~2003) " 4.83m " 1397(%)

表4.4.1 植物プランクトンの光による成長制限及び1週間後の増加率と透明度、混合層水深、捕食や移流拡散による減耗との関係(水温は27、昼の長さは14時間、栄養塩制限は考慮しない)

混合層水深(m)	3	4	5	7	10	3	4	5	7	10	3	4	5	7	10	3	4	5	7	10	
透明度(m)	消滅係数(m ⁻¹)	光による成長制限					1週間後の増加率(減耗なし)					1週間後の増加率(減耗率1日あたり20%)					1週間後の増加率(減耗率1日あたり30%)				
14.50	0.10	0.49	0.44	0.47	0.46	0.43	15283	14289	12980	9959	5860	6002	5611	5087	3811	2301	2040	1907	1733	1329	782
9.67	0.15	0.48	0.47	0.45	0.44	0.39	14335	12439	10221	6122	2417	5629	4885	4014	2404	949	1913	1660	1364	817	323
7.25	0.20	0.48	0.46	0.45	0.41	0.35	13153	10397	7591	3502	983	5165	4083	2981	1375	386	1753	1388	1013	467	131
5.80	0.25	0.47	0.45	0.43	0.39	0.32	11834	8414	5420	1957	428	4647	3304	2128	766	168	1580	1123	723	261	57
4.83	0.30	0.47	0.44	0.42	0.38	0.29	10463	6643	3780	1103	206	4109	2909	1484	433	81	1397	887	505	147	27
3.63	0.40	0.45	0.42	0.38	0.32	0.24	7828	3948	1796	386	64	3074	1850	705	152	25	1045	527	240	52	9
2.90	0.50	0.44	0.40	0.35	0.28	0.20	5598	2276	871	159	27	2198	894	342	63	11	747	394	116	21	4
2.42	0.60	0.42	0.37	0.33	0.25	0.18	3875	1311	446	77	15	1522	515	175	30	6	517	175	59	10	2
2.07	0.70	0.41	0.35	0.30	0.23	0.16	2628	768	243	43	9	1032	301	95	17	4	351	102	32	6	1
1.93	0.75	0.40	0.34	0.29	0.21	0.15	2154	593	184	33	8	846	233	72	13	3	288	79	25	4	1
1.81	0.80	0.39	0.33	0.28	0.21	0.14	1762	461	141	25	6	692	181	56	10	2	235	62	19	3	1
1.61	0.90	0.37	0.31	0.26	0.19	0.13	1177	286	87	17	5	462	112	34	7	2	157	38	12	2	1
1.45	1.00	0.36	0.29	0.24	0.17	0.12	780	180	56	12	4	308	71	22	5	1	104	24	7	2	0
1.32	1.10	0.34	0.27	0.22	0.16	0.11	491	108	35	8	3	193	43	14	3	1	66	14	5	1	0
1.21	1.20	0.32	0.25	0.21	0.15	0.10	314	69	23	6	2	123	27	9	2	1	42	9	3	1	0
1.12	1.30	0.30	0.24	0.19	0.14	0.10	206	46	16	5	2	81	18	6	2	1	27	6	2	1	0
1.04	1.40	0.28	0.22	0.18	0.13	0.09	139	32	12	4	2	54	13	5	2	1	19	4	2	1	0
0.97	1.50	0.27	0.21	0.17	0.12	0.08	96	23	9	3	1	38	9	4	1	1	13	3	1	0	0

また、有明海では透明度の上昇率の大きい海域(佐賀県沖や熊本市沖)において、赤潮の発生日数が増加していることから(図4.4.11、図4.4.12)透明度の上昇は赤潮の発生の増加の要因の一つと考えられる。

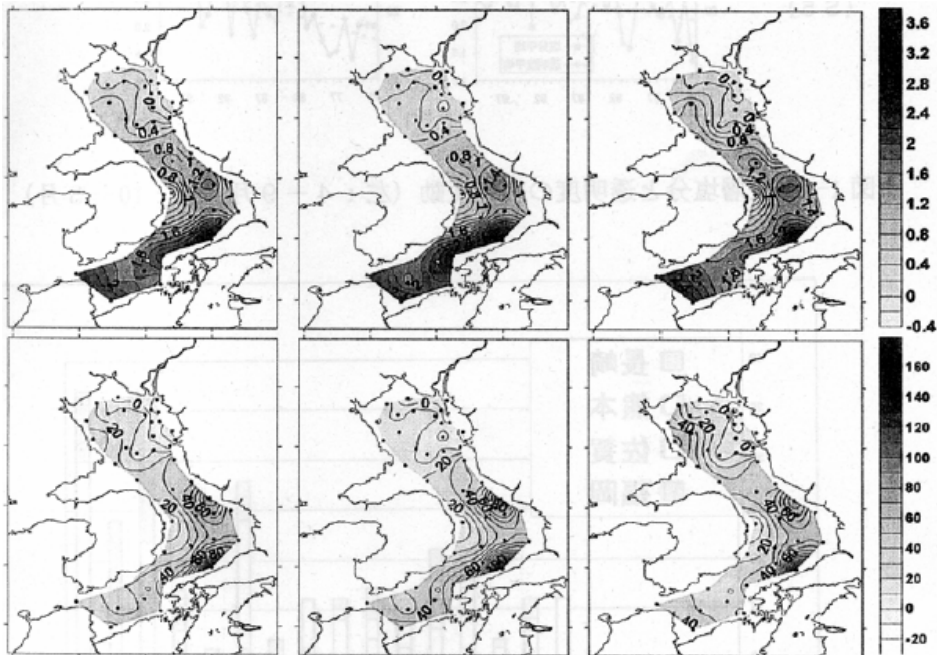


図4.4.11 有明海における透明度の上昇幅(上段)と上昇率(下段)の水平分布
 左:年間平均値(1976年~2004年) 中央:4~9月 右:10~3月

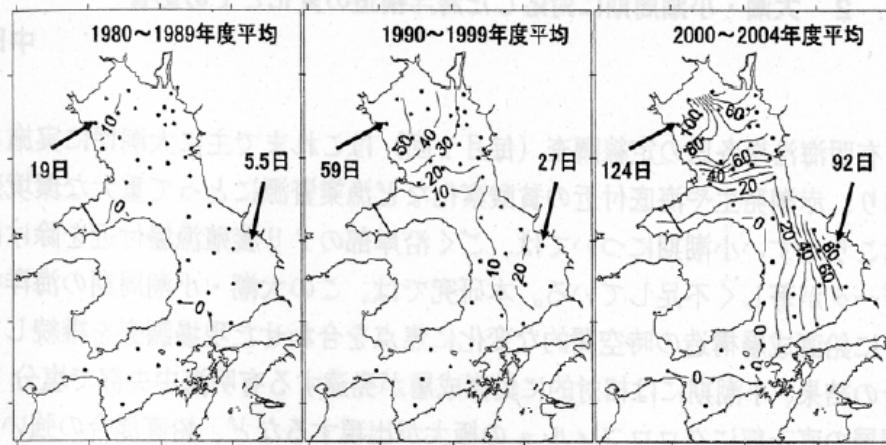


図 4.4.12 有明海における年代別の 10～3 月の平均赤潮発生日数（日/半年）

富栄養化、貧酸素水塊

降雨等による淡水及び栄養塩類の流入が珪藻赤潮の発生につながるとされているが、有明海に流入する主要河川の流量に明確な傾向は認められず（別添資料 65）、負荷量も昭和 50 年代に高い傾向が見られたが、その後は減少傾向にある（第 3 章 1 参照）。また、水質の栄養塩濃度（DIN、DIP）についても近年増加傾向はみられない（第 3 章 3 参照）。淡水や栄養塩の流入と珪藻赤潮の長期的な増加との関係については、現在ある情報では判断ができず、陸域からの影響を大きくする他の要因（成層化など）を含めた検討が必要と思われる。

また、*Chattonella* 属（ラフィド藻）の赤潮は、富栄養化した流速の低い海域における貧酸素水塊の形成、底泥からの栄養塩の供給と関係すると考えられ、また、鉄が *Chattonella* 属の増殖を促進することが知られている（別添資料 66）。前述のとおり、有明海の湾奥西部海域や諫早湾奥では底層環境の悪化が推測されているが、こうした海域においては、貧酸素水塊の形成によって底泥から鉄や栄養塩類が溶解し、貧酸素水塊の崩壊の際に窒素や燐と一緒に鉄が供給されて *Chattonella* 属の増殖を促進していると考えられ、貧酸素水塊の発生が *Chattonella* 属の赤潮の増加の一因となっているものと思われる（図 4.4.13）。

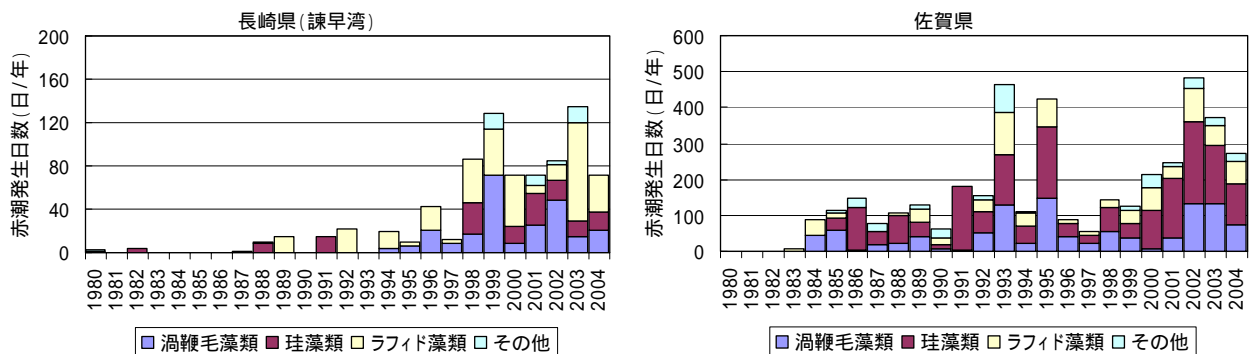


図 4.4.13(1) 有明海における赤潮発生日数の推移：長崎県（諫早湾）水域、佐賀県水域

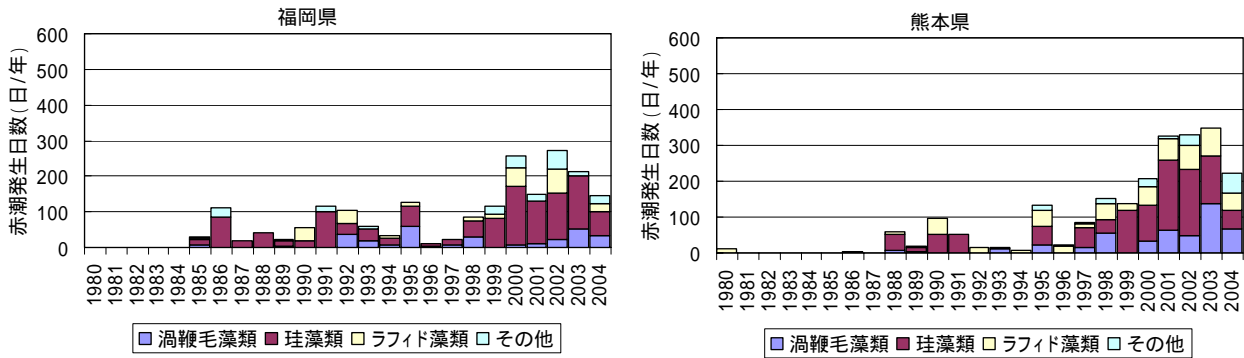


図 4.4.13(2) 有明海における赤潮発生日数の推移：福岡県水域、熊本県水域

浄化能力の低下

1990年以前の二枚貝による一日当たりの濾水量（夏季）は、4-10億 m^3 であり、大潮時の干潟への海水交流量に匹敵し、アサリの最盛期における濾水量は4-6億 m^3 に達するとの推定がなされている（表4.4.2）。アサリ等の二枚貝の減少は、懸濁物の除去能力を低下させ、海域の浄化能力の低下を招き、赤潮を増大させる要因の一つと考えられる。

また、二枚貝の赤潮原因種の植物プランクトンの摂餌による直接的な赤潮発生の抑止について評価するにはアサリ等の二枚貝の主要食物について更なる調査が必要であろう。

表 4.4.2 有明海の水容量、海水交換量、河川流量及び二枚貝による1日当たり濾水量の比較（単位： $\times 10^6 kL$ ）

有明海容量		34,000	
		大潮	小潮
外海との海水交流量	1潮汐	6,300	2,700
干潟への海水交流量/日	約50年前	1,015	189
	現在	761	142
河川流量の合計/日	年平均	21.9	
		24°C	10°C
アサリによる濾水量/日	最盛期	400-600	100-200
	1996-2000	23-51	6-14
二枚貝全体の濾水量/日	1990年以前	400-1,000	100-370
	1996-2000	61-177	21-63

潮流の低下・潮位差の減少

一般的に、流動が弱まり、海水が滞留しやすくなると、植物プランクトンの集積が促され、赤潮が発生しやすくなる。有明海においても、小潮時にシャットネラ赤潮の発生が多いことやクロロフィルの増加が見られることが報告されている（別添資料67）。

前述4の(1)のア)で考察したように、有明海では長期的に潮流の低下や潮位差の減少が生じている可能性が高く、赤潮発生を増加させる要因の1つと考えられる。

オ) 透明度の上昇

有明海では経年的に透明度の上昇が認められ、特に湾奥西部、熊本市沖合海域での透明度の上昇が大きい(図 4.4.11)。また、1990 年代(特に後半)に顕著な透明度の上昇がみられるとの報告がある。

透明度の上昇について、潮流速の減少による浮泥のまき上がりの減少、河川からの懸濁物流入の減少、透明度の高い外海水の流入が要因として想定される。

有明海湾奥部では、潮流速の増加と底層の SS 濃度の上昇が一致するため(図 4.4.4)、潮流による底泥のまき上げが SS 濃度の増加の主因と推測され、また、有明海の潮流速は、前述ア)のとおり長期的に減少した可能性が高いと考えられることから、潮流速の減少による底泥の巻き上げの減少が SS 濃度の低下につながり、透明度の上昇の一因となって顕れた可能性が推測される。ただし、短期的イベントとしては、SS 濃度は、潮流速だけではなく、河川の高濁度水塊の移流等の影響も受けるため、その変動傾向は海域により異なることに留意する必要がある(図 4.4.4 参照)。

懸濁物流入、外海水の流入に関しては、筑後川からの SS 負荷量(LQ 曲線からの推定)及び有明海湾口部の塩分に明確な増減傾向は認められない(別添資料 68)。

このほか、ノリ網の影響については、佐賀県側の筑後川河口域のノリ漁場(支柱漁場)の近傍の調査点において、ノリ網による流速の減少が認められるとともに、SS 濃度と潮位差の関係はノリ漁期の最盛期と終期で傾向が異なる(図 4.4.14)。ノリ網の抵抗による潮流速の減少がノリ漁期の周辺海域における SS 濃度の低下(透明度の上昇)の要因の一つになっていると推測される。

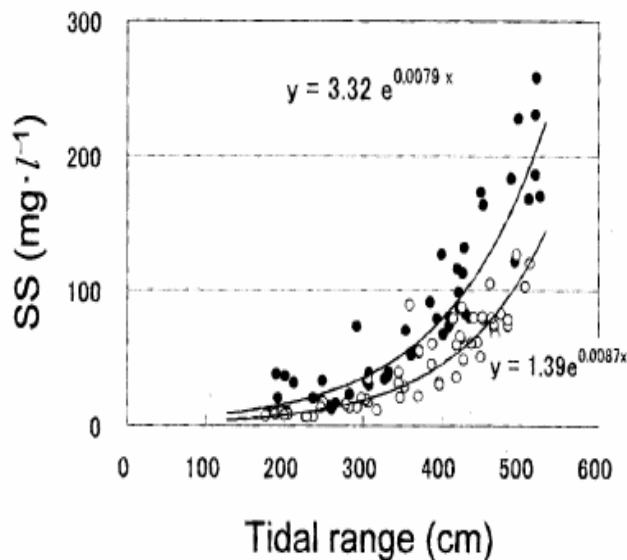


図 4.4.14 2002 年度ノリ漁期の潮位差(三池港)と定点 2 における表層(水深約 1m)の日平均 SS 濃度の関係(ノリ漁期盛期、前期および終期)

(2) 八代海

ア) 赤潮の発生

水温、透明度の上昇

有明海の赤潮の項(P64)と同様にモデル式で計算を行ったところ、*Skeletonema costatum*(珪藻)の増殖速度の冬季において2~4%の増加となった(別添資料69)。

また、有明海と同様に八代海でも平均透明度の上昇が認められ(別添資料70)湾奥部と北部海域で上昇率が高い。例えば、北部海域の夏季の透明度は、2.5m(1984~1989年)から3.5m(1997~2003年)に上昇しており、これを上記の表4.4.1と照合すると増加率は約2倍となる。

【北部海域の透明度】	【表4.4.1の透明度と1週間後の増加率(減耗率1日30%)】	
2.5m(1984~1989)	透明度 2.42m	増加率 517(%)
3.5m(1997~2003)	" 3.63m	" 1045(%)

水温及び透明度の上昇は、八代海における赤潮増加の要因の可能性があるとされるが、水温及び透明度の上昇と赤潮発生日数の推移との間に一致しない部分もみられることから、その他の要因も大きく影響していると考えられる(冬季の珪藻赤潮の平均発生日数と平均水温の推移は別添資料71、平均赤潮発生日数と平均透明度の推移は別添資料72参照)。

富栄養化

降雨等による淡水及び栄養塩類の流入が珪藻赤潮の発生につながるとされているが、球磨川の流量に経年的な傾向は認められない(図3.2.4)。負荷量は、魚類養殖の負荷により平成5年(1993年)頃まで増加したが、その後は減少傾向にあり(第3章1参照)水質の栄養塩濃度(DIN、DIP)についても近年増加傾向はみられない(第3章3参照)。

八代海では、1990年代後半から赤潮発生日数が急増しており、淡水や栄養塩の流入と珪藻赤潮の長期的な増加との関係は、現在ある情報では判断ができず、陸域からの影響を大きくする他の要因(成層化など)を含めた検討が必要と思われる。

なお、コックロディニウム赤潮については、魚類養殖が盛んな海域で発生頻度が高く(別添資料24)魚類養殖に伴う負荷との関連が示唆される。魚類養殖場付近の底質(YT7)からの窒素、燐の溶出速度は他の調査点と比して高い値を示した(図4.4.15)。

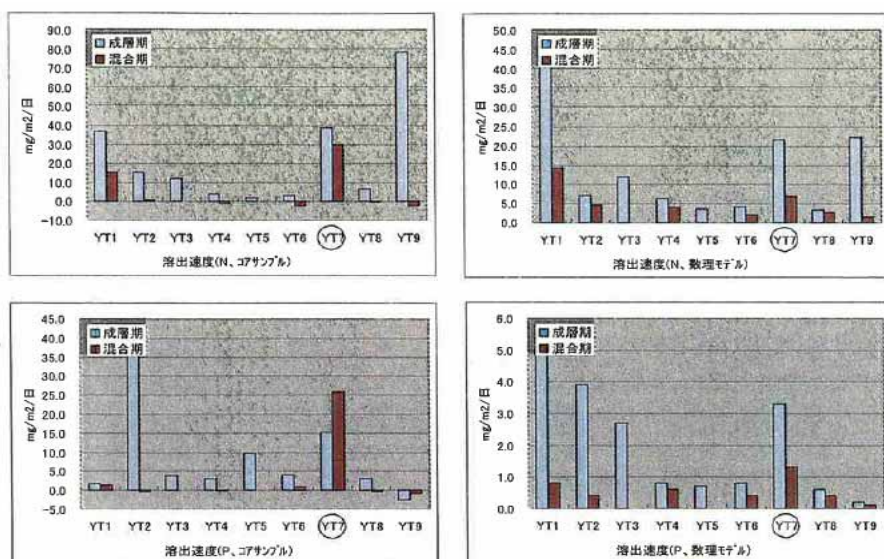


図4.4.15
窒素・燐の溶出速度
(YT7が養殖場付近)

5．環境と生物生産の中長期的な変化（有明海）

有明海においては、1955年～1975年間の急速な干拓・埋め立て、海岸線の人工化（護岸化）、港湾等の人工構造物の構築、ノリ網の敷設、潮位の上昇等の要因に応じて、長期的に潮流速が減少した可能性が高く、干潟の消失による浄化能力の低下と相まって、1970年代からの富栄養化に關与した可能性がある（図3.4.3及び別添資料73）。

また、近年、諫早干拓によって3,550haの海域と1,550haの干潟が消失し、浄化能力の低下及び諫早湾周辺海域での潮流速の減少が生じた。

有明海における長期的な流動の減少（可能性として指摘）、透明度の上昇（湾奥部では潮流の低下がその一因と推測）、水温上昇等が赤潮の発生を助長しているものと考えられ、流動が低下したと考えられる海域では底質の泥化、有機物（植物プランクトン由来）の沈降が進んだものと推測される。また、河川からの人為的な砂の持ち出し、流域における土地利用の変化も底質の泥化に影響してきたものとする。

底質の泥化、底質中の有機物の増加は、底層の貧酸素化及び嫌気的環境下での硫化物の増加を招き、底質もしくは底層に生息する水産生物のバイオマスの減少、多様性の喪失につながったと推測される。二枚貝を代表とする底生生物の減少は、浄化能力（海水の濾過、有機物の分解等）の低下を招いており、赤潮発生を抑止する機能が低下していることが示唆される。

1960年代までの有明海は、潮流による浮泥の巻き上げや流動が赤潮の発生を制限し、植物プランクトンを中心とした浮遊生態系と干潟生態系を主とする底棲生態系が適度なバランスを取っていたが、近年の有明海は、干潟の減少、底層環境の悪化により干潟生態系を主とする底棲生態系が衰える一方で、流動の低下、透明度の上昇等によって植物プランクトンに有利な要件が生じ、浮遊生態系主体の物質循環に移行してきた可能性が推察される。特に、底層の貧酸素化によって底質からの栄養塩類や鉄などが溶出して、ラフィド藻といった有害赤潮の発生が増加し、水産生物に悪影響を及ぼしていると思われる。以前は有明海でほとんど見られなかった有害赤潮は有明海における適切な物質循環を阻害すると懸念される。