

4章 問題点とその原因・要因の考察

1. 基本的な考え方

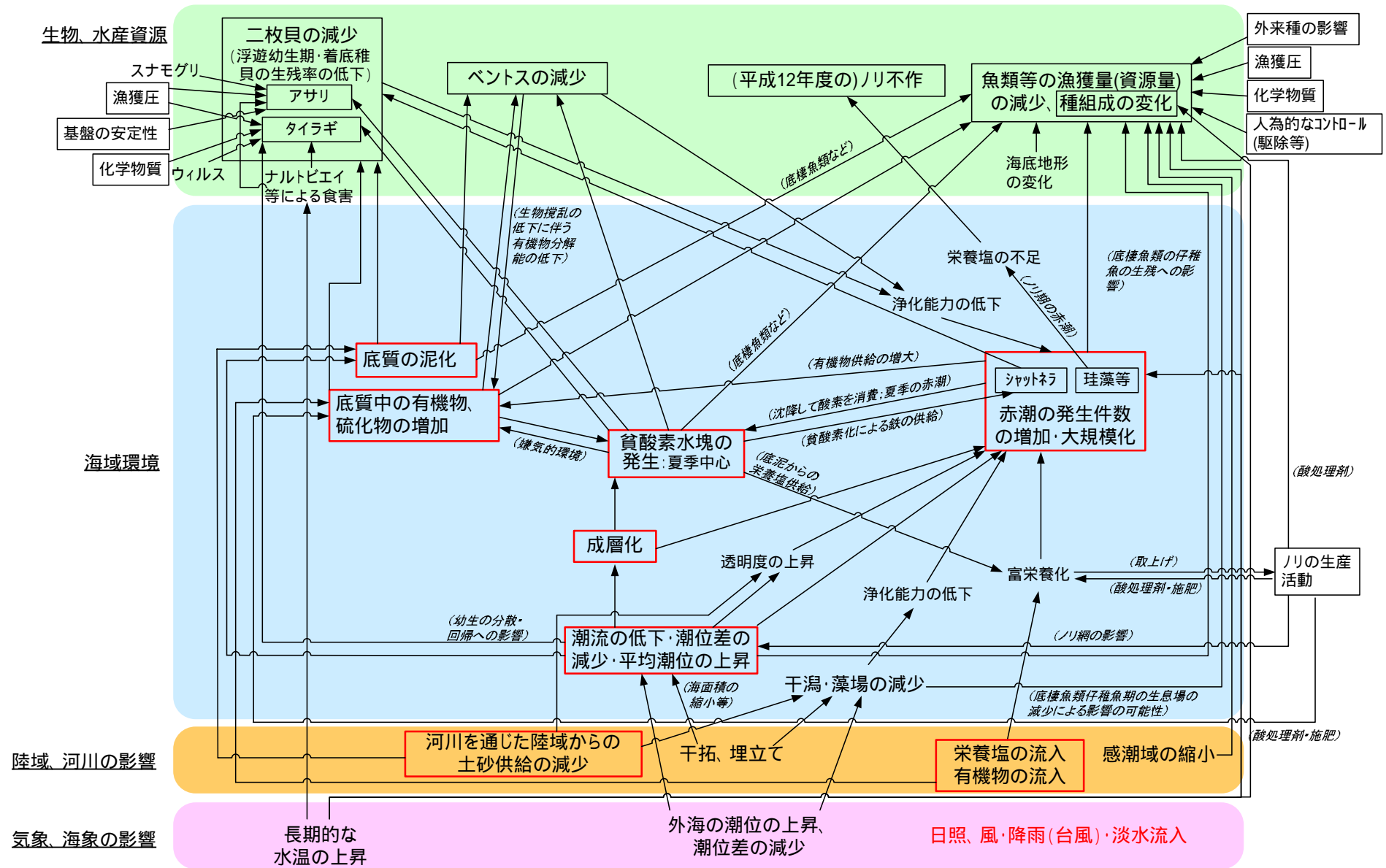
有明海・八代海においては、閉鎖性海域という条件の下、漁業、干拓、防災、海上交通等のための開発が継続的に行われてきたことから、両海域は、自然環境自体の長期的変化とともに、人為的な働きかけを受けつつ、その海域環境や生態系を変遷させて今日に至ったものと考えられる。

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。

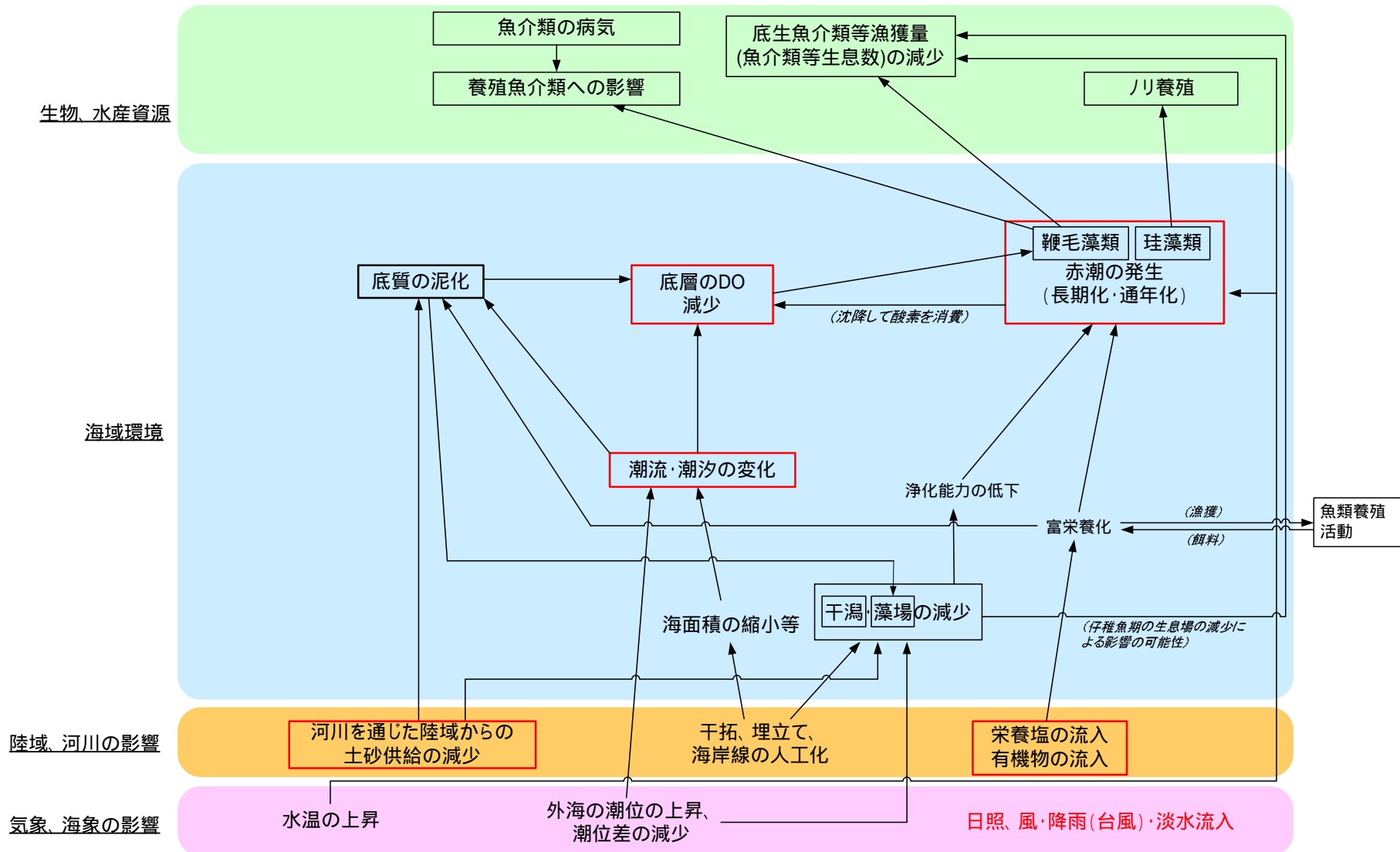
2. 問題点の特定と可能性のある要因

- (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。

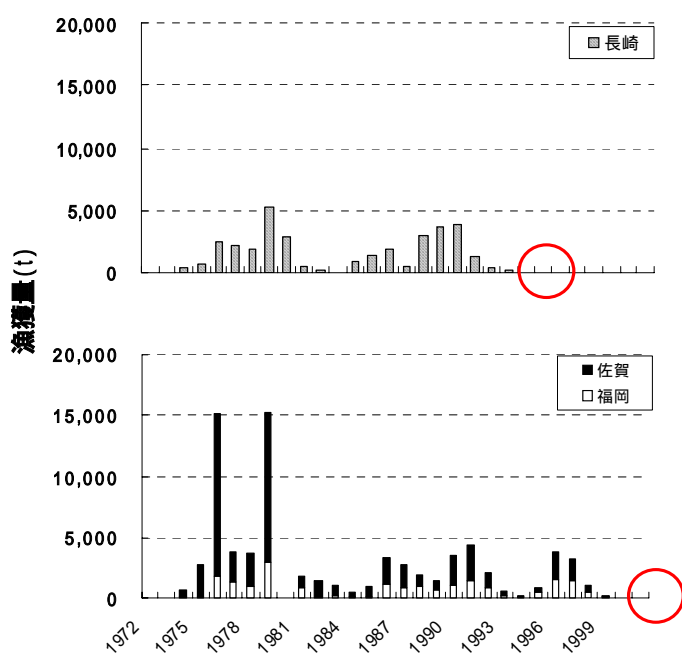


図 4.3.1 有明海の県別のタイラギ漁獲量

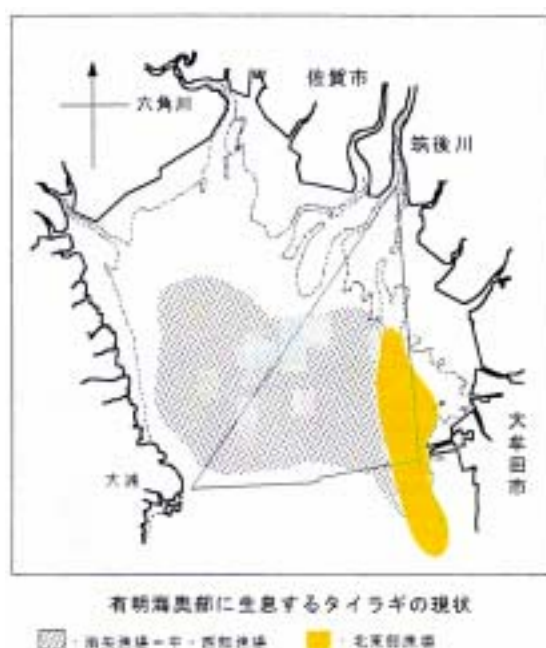


図 4.3.2 有明海北部海域の漁場図

(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糸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。

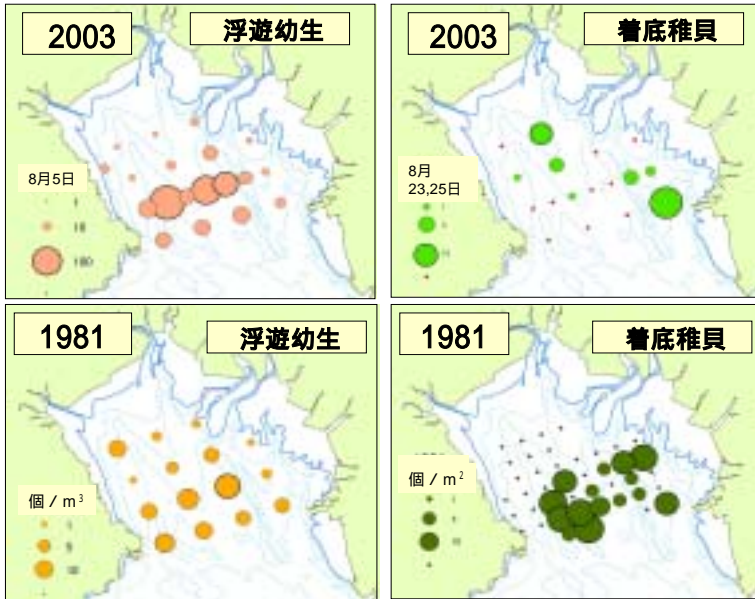


図 4.3.3 タイラギの浮遊幼生、着底稚貝の分布域の比較

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）。

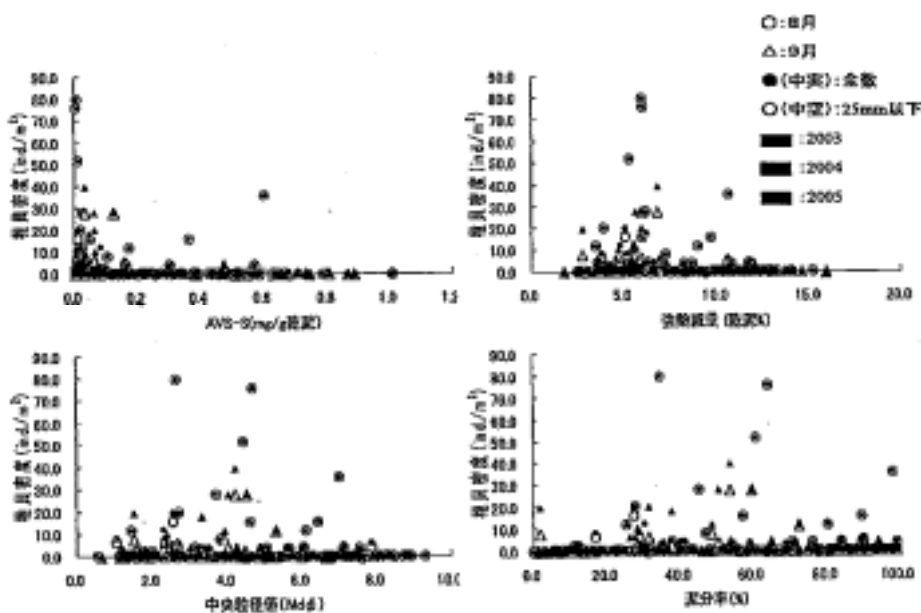


図 4.3.4 底質の酸揮発性硫化物（AVA-S）強熱減量、中央粒径値、泥分率と稚貝密度の関係

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）。

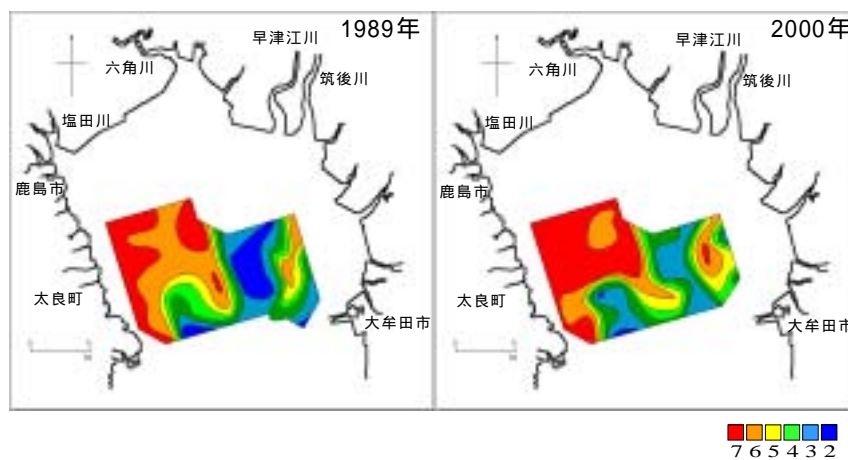


図 4.3.5 有明海湾奥部の底質の中央粒径値の水平分布

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。

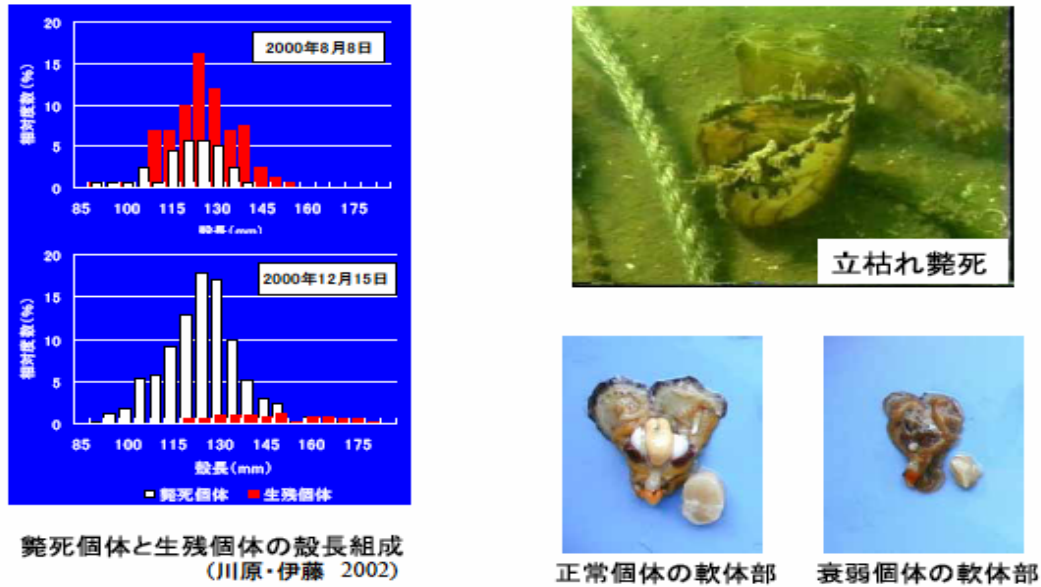


図 4.3.6 有明海北東部漁場におけるタイラギの大量斃死

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。



餌生物	出現率度(%)
サルボウ	54.5
タイラギ	28.3
アサリ	24.1
カキ	18.6
マテガイ	3.4
二枚貝類	13.1
腹足類	2.1
貝類(消化)	7.6
胃内容物調査個体数	307
うち空胃個体数	93
空胃率	30.3%

全て貝類

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。

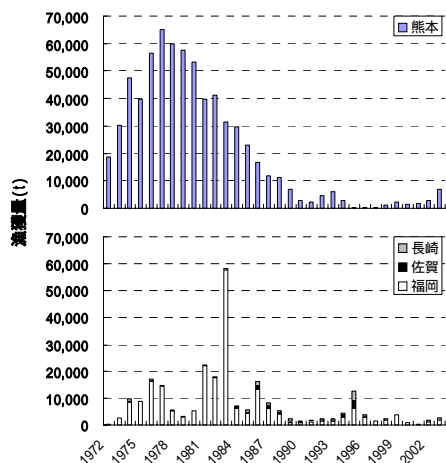


図 4.3.8 有明海のアサリ漁獲量の推移

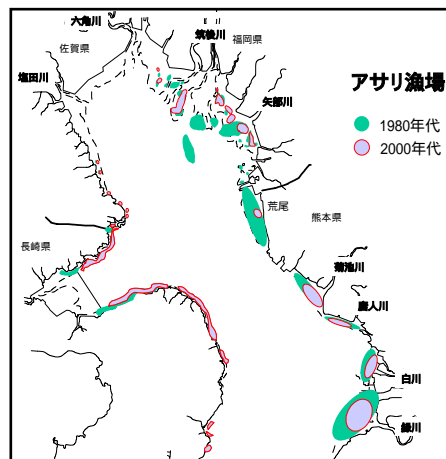


図 4.3.9 有明海のアサリ漁獲量の推移

(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。

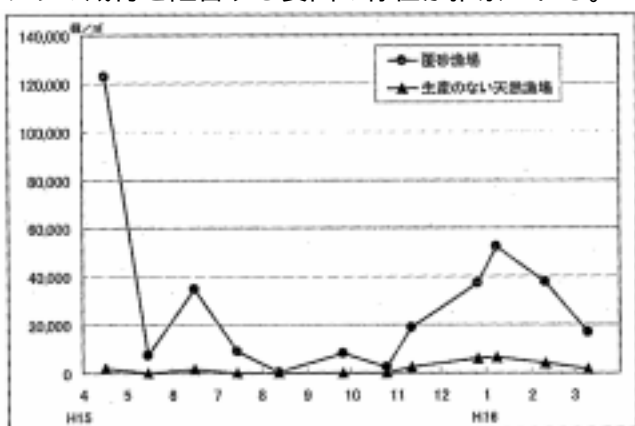


図 4.3.10 緑川河口域のアサリ分布密度の推移(着底稚貝)

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。

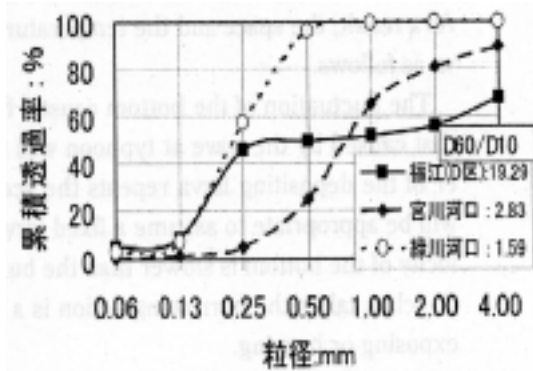


図 4.3.11 アサリ漁場の粒径分布
(福江、宮川河口、緑川河口)

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 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。

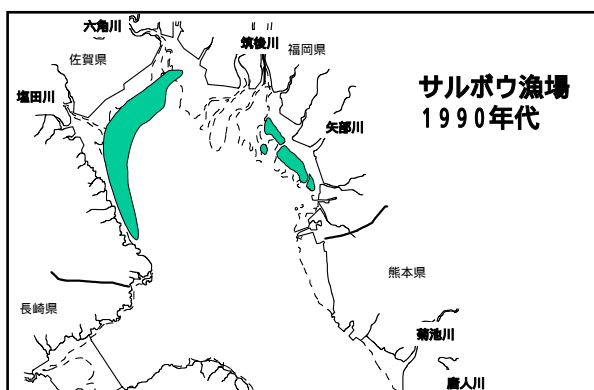


図 4.3.12 サルボウ漁場（1990 年代）

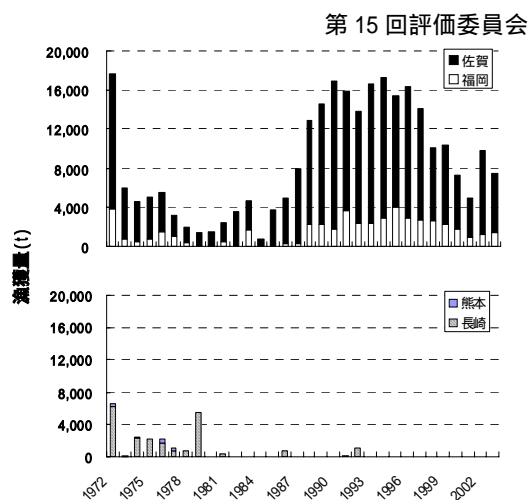


図 4.3.13 県別のサルボウ漁獲量の推移

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。

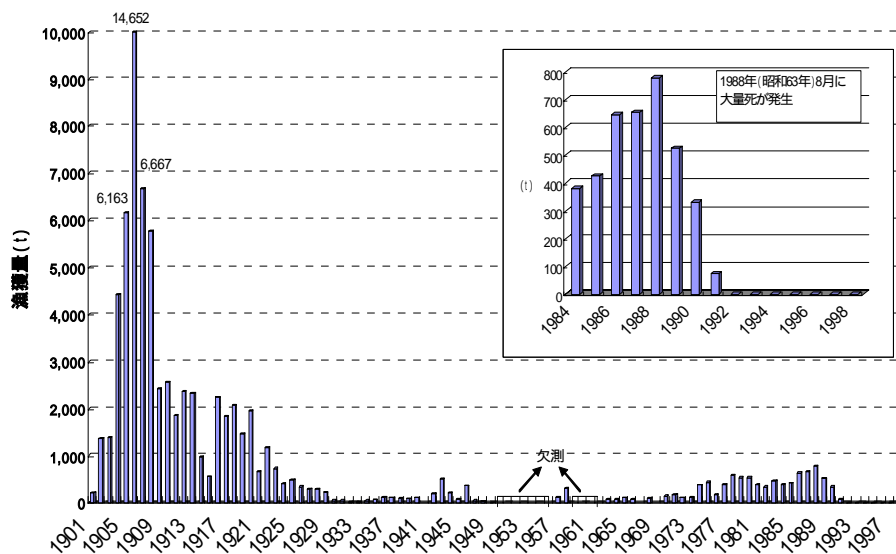


図 4.3.14 佐賀県有明海域におけるアゲマキ漁獲量の推移

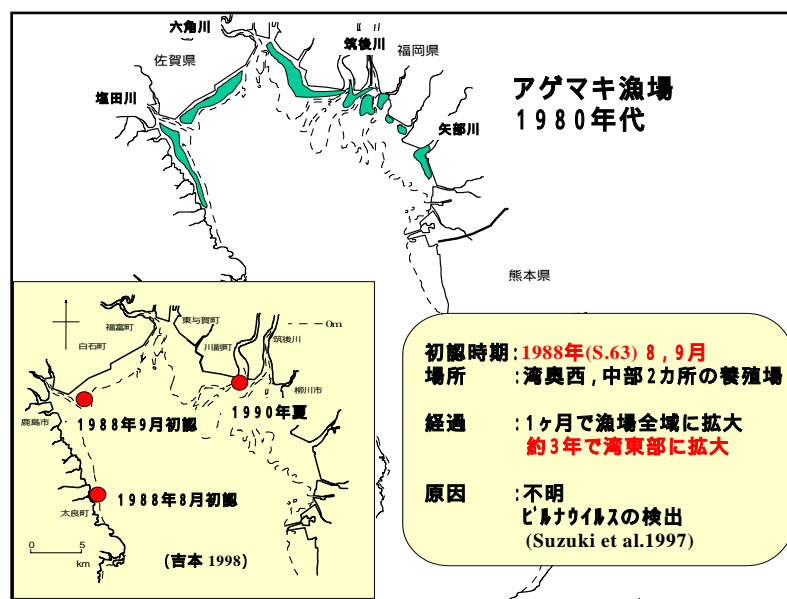


図 4.3.15 アゲマキの漁場図(1980年代) 大量斃死の発生場所

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)。

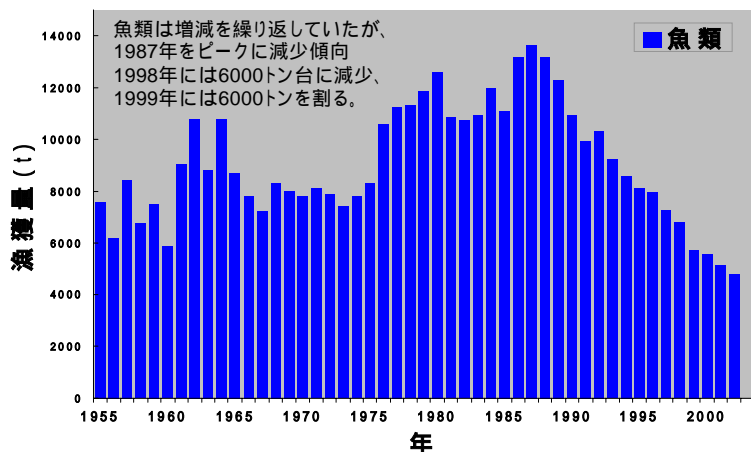


図 4.3.16 有明海における魚類漁獲量の経年変化

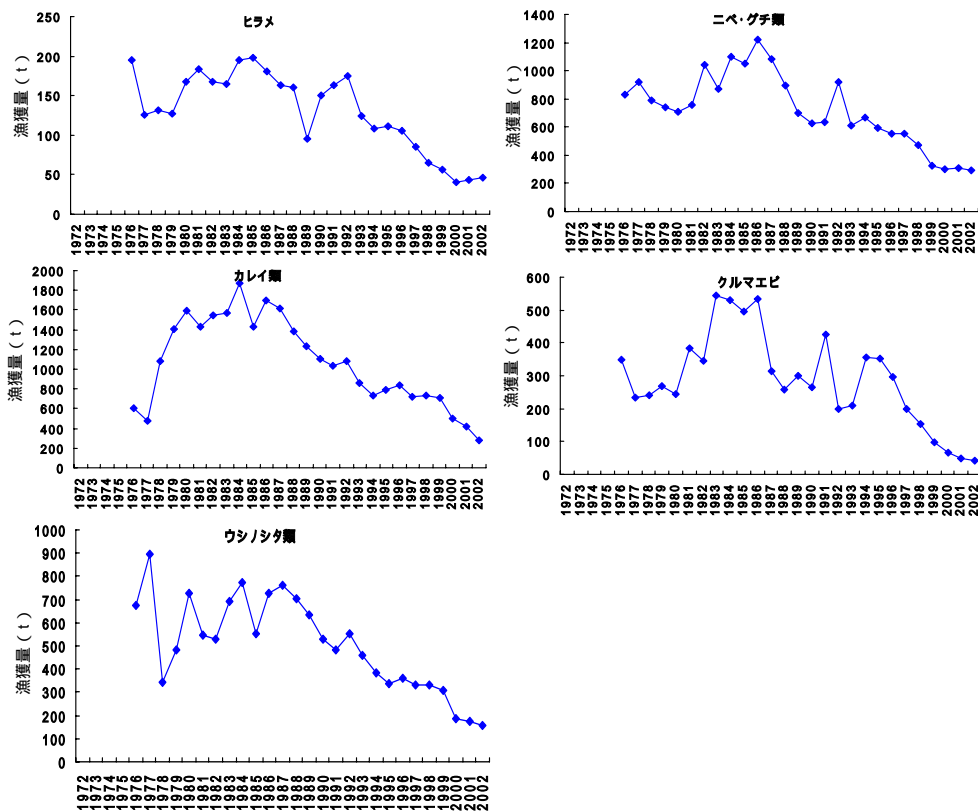


図 4.3.17 ヒラメ、ニベ・グチ類、カレイ類、クルマエビ、ウシノシタ類の漁獲量の経年変化

(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。

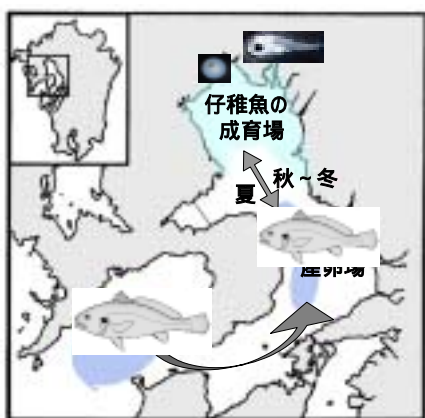


図 4.3.18 シログチの再生産機構



	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	
アカシタヒラメ	A	6-8月	A(成魚より浅い)、着底は夏
コウライアカシタヒラメ	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	AB	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。

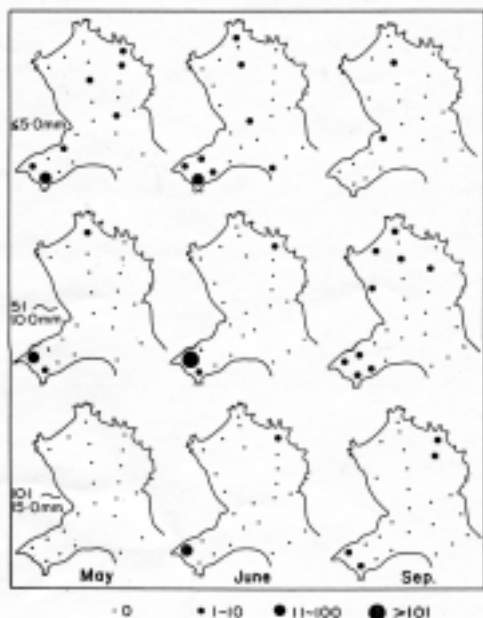


図 4.3.20 コイチ仔稚魚の分布

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（特に仔稚魚の成育場）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、仔稚魚の成育場である干潟・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成育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。

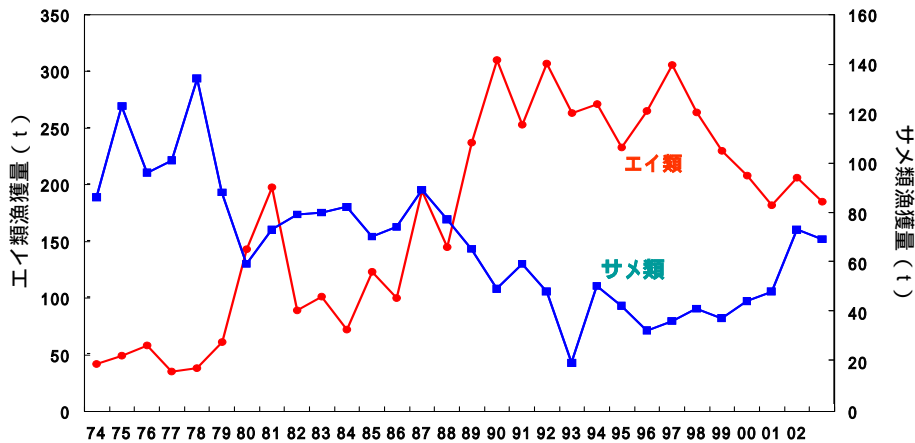
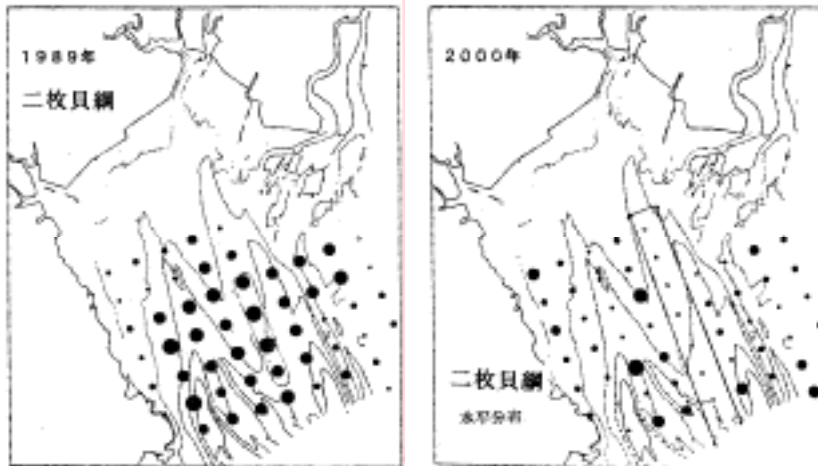


図 4.3.21 エイ類・サメ類の漁獲量の経年変化

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見ると、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)。

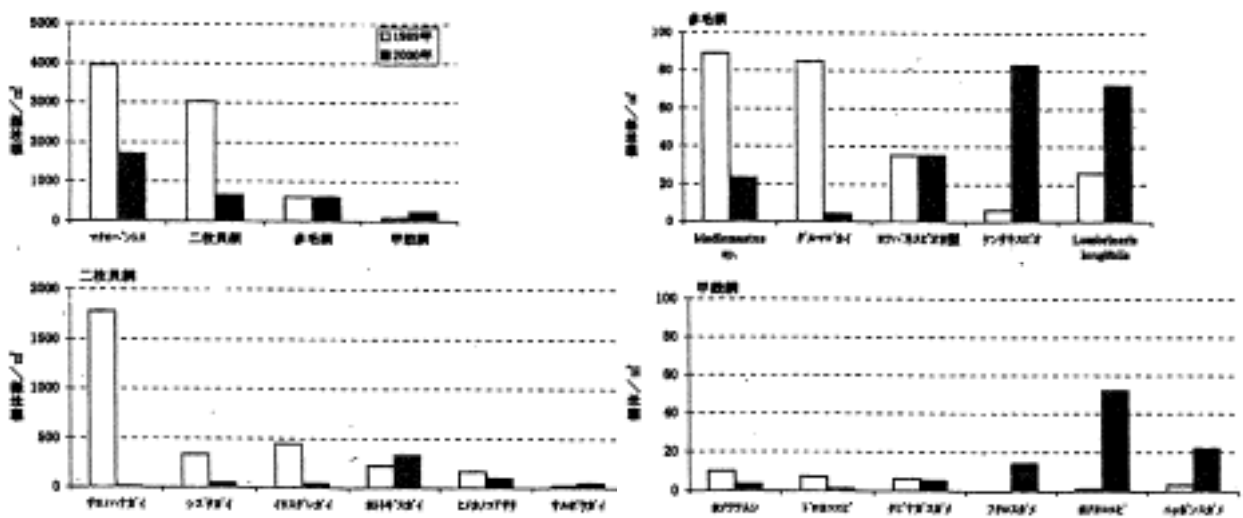


図 4.3.23 マクロベントス個体数地点平均の比較

(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	-0.359	-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)。

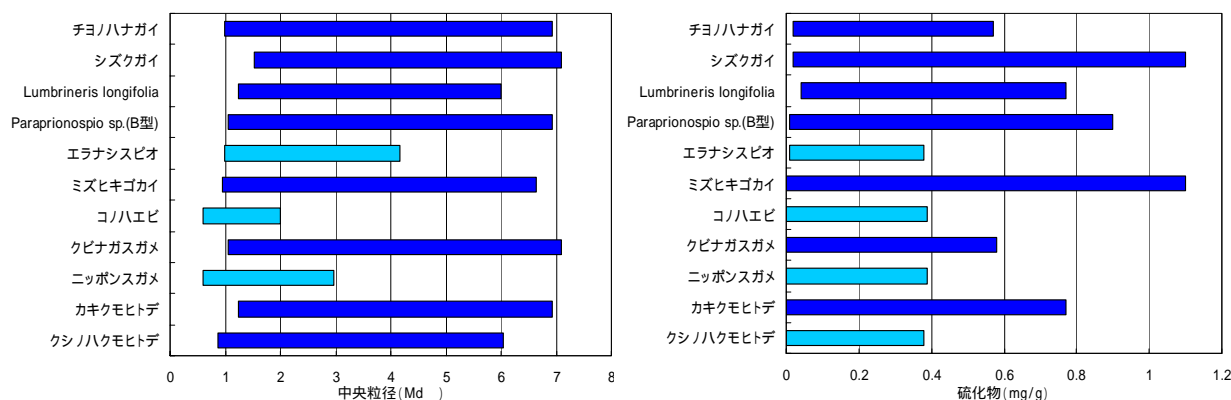


図4.3.24 指標種の生息域における粒度組成(Md)と硫化物の範囲

(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)。

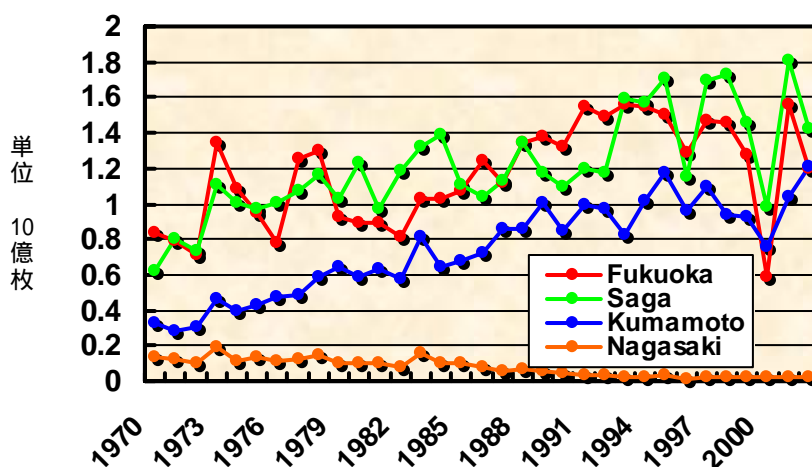


図 4.3.25 有明海のノリ生産枚数の推移

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。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)。

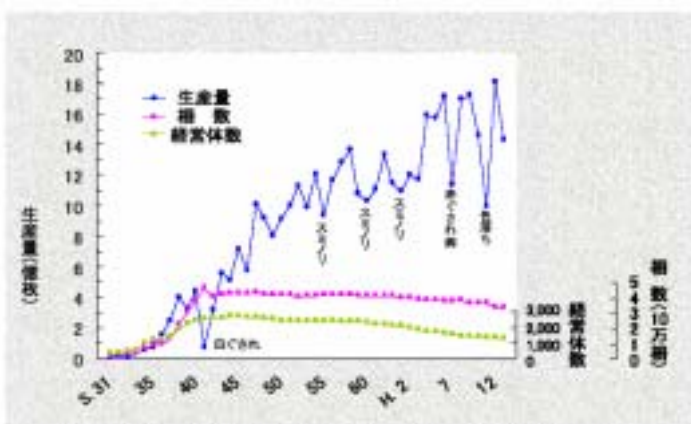


図 4.3.26

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)。

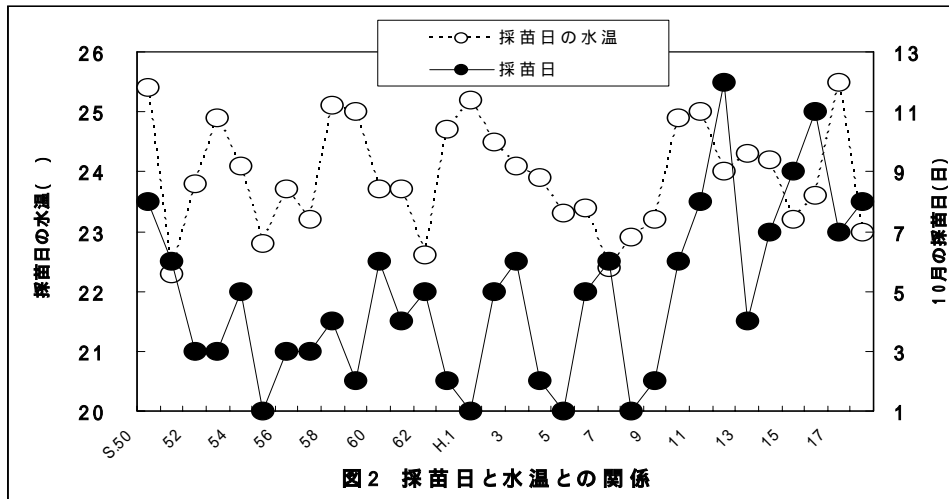


図4.3.27 ノリの採苗日と水温との関係(佐賀県)

(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。

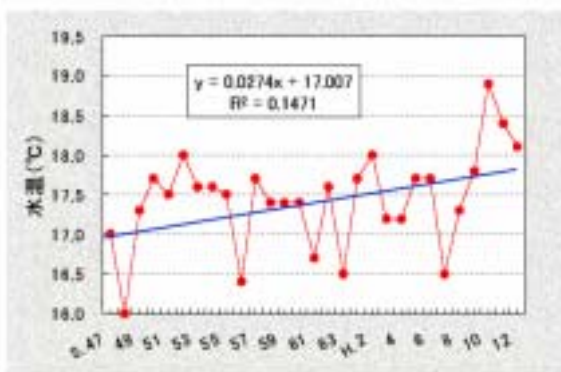


図4.3.28 佐賀県海域の10~12月の平均水温の変動(早津江川観測塔の昼間満潮時)

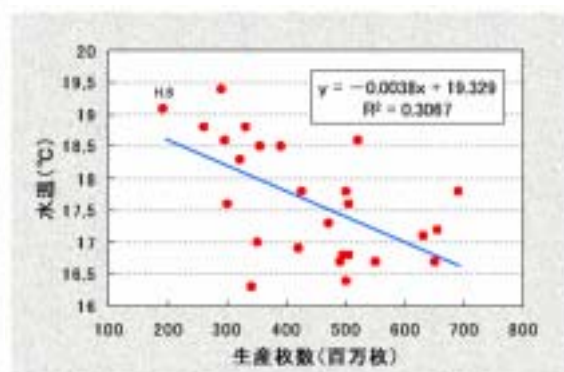


図4.3.29 水温と秋芽網期の生産量(佐賀県)

(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。

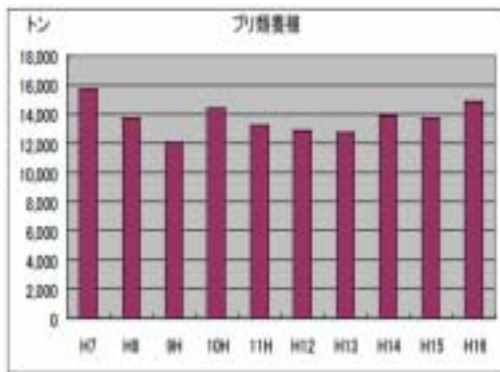


図 4.3.30 ブリ類養殖生産量の推移 (鹿児島県)

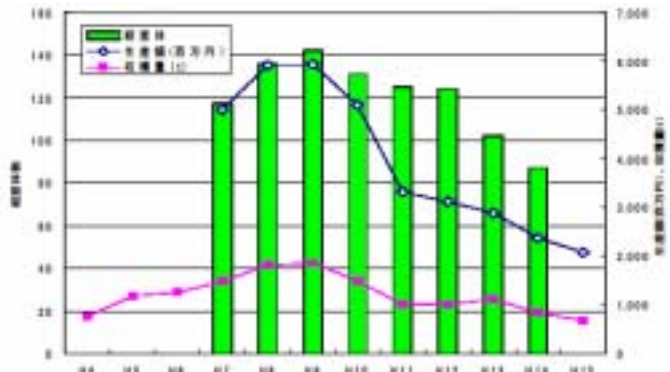


図 4.3.31 トラフグ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

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)。

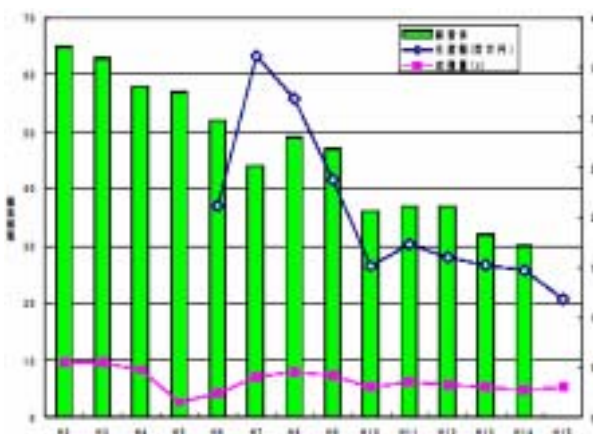


図 4.3.32 クルマエビ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

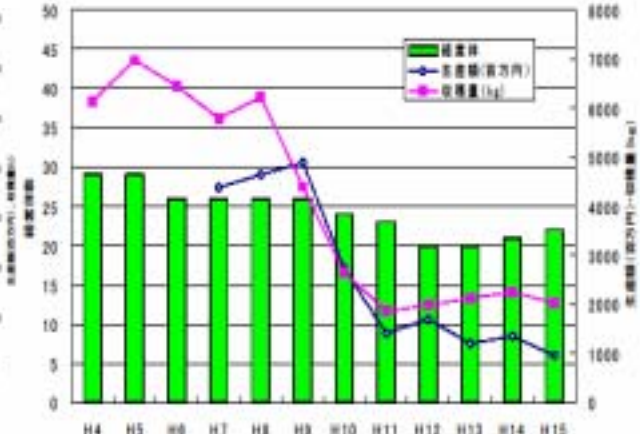


図 4.3.33 真珠養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

(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

都府	漁場名	平成13年度 (千kg)	平成14年度 (千kg)	平成15年度 (千kg)	平成16年度 (千kg)	平成17年度 (千kg)	平年値(千kg)
道庁合計		1,066,382	1,227,911	985,116	1,181,262	1,323,387	1,050,544
山口	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
	徳和	28,031	28,391	10,585	11,804	20,430	25,021
	岩和	3,429	3,794	1,410	1,443	2,075	2,600
	八代	1,093	1,230	371	689	907	1,201
	戸北	0	361	0	0	382	464
不明地域合計		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。

都府	漁場名	平年値 H13/年	平年値 H14/年	平年値 H15/年	平年値 H16/年	平年値 H17/年
道庁合計		101.5	116.9	93.9	112.4	126.0
山口	三角	123.7	121.4	71.6	85.2	73.7
	松合	113.1	102.1	28.6	34.5	57.2
	徳和	107.7	109.1	40.7	45.4	78.5
	岩和	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
不明地域合計		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)。

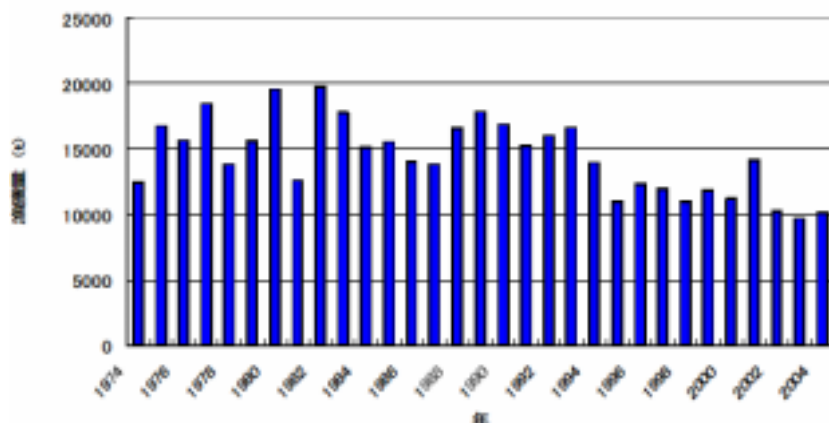


図4.3.34 八代海における魚類等の漁獲量の推移

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。

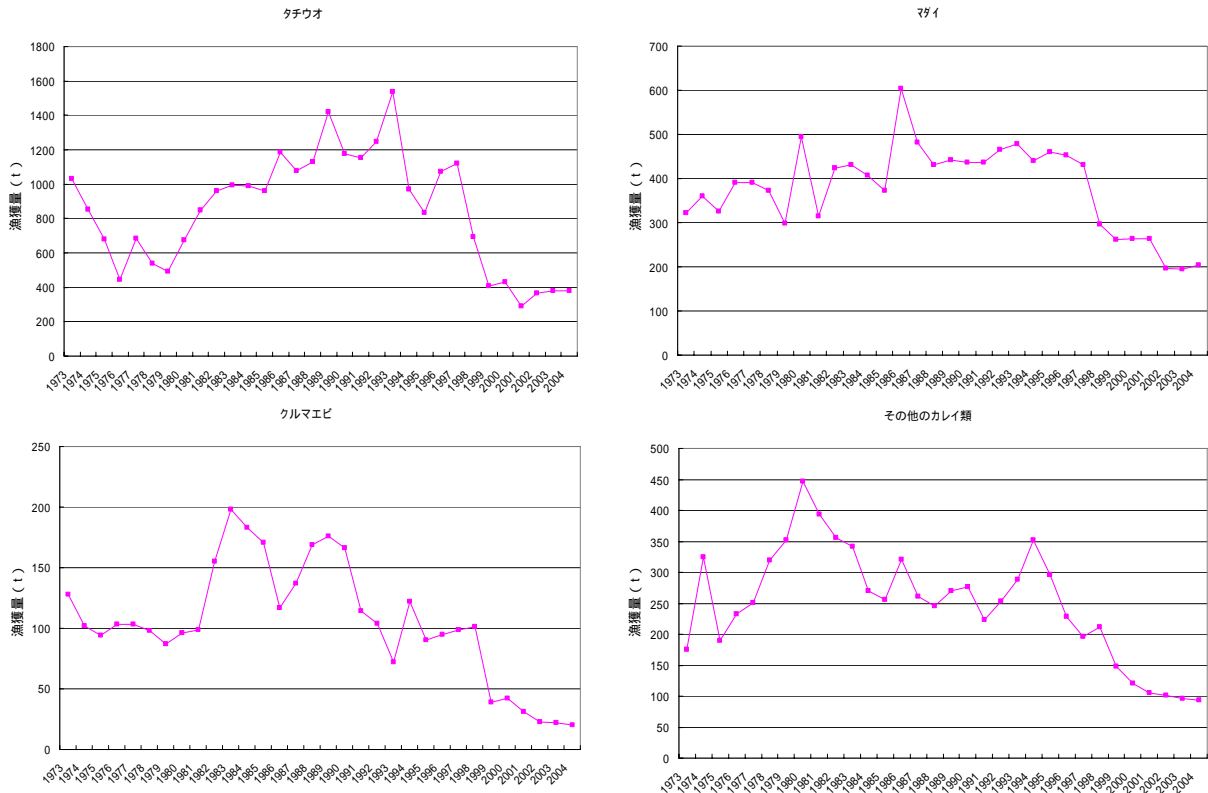


図 4.3.35 タチウオ、マダイ、クルマエビ、その他カレイの漁獲量の推移

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）。

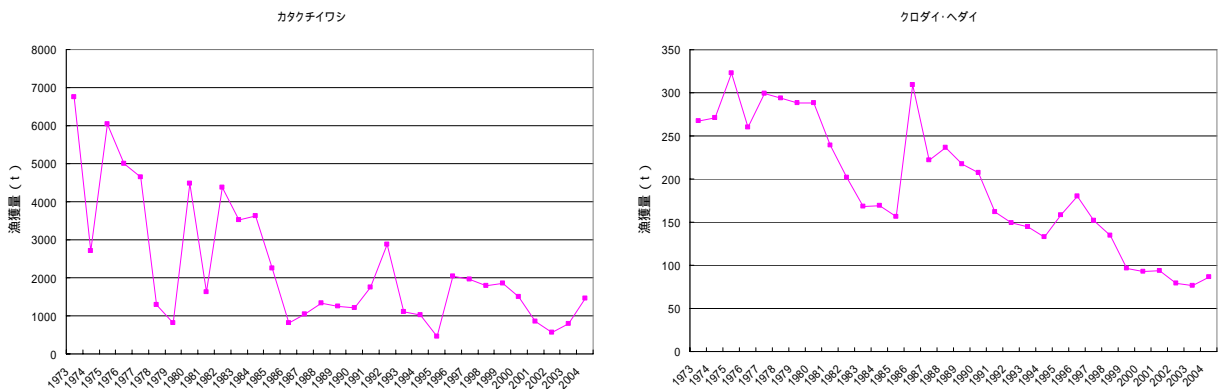


図 4.3.36(1) カタクチイワシ、クロダイ・ヘダイの漁獲量の推移

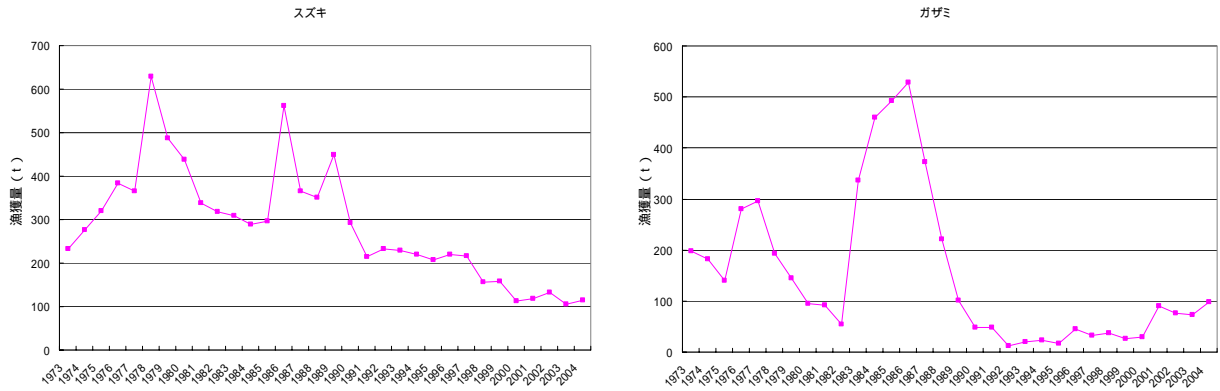


図 4.3.36(2) スズキ、ガザミの漁獲量の推移

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。

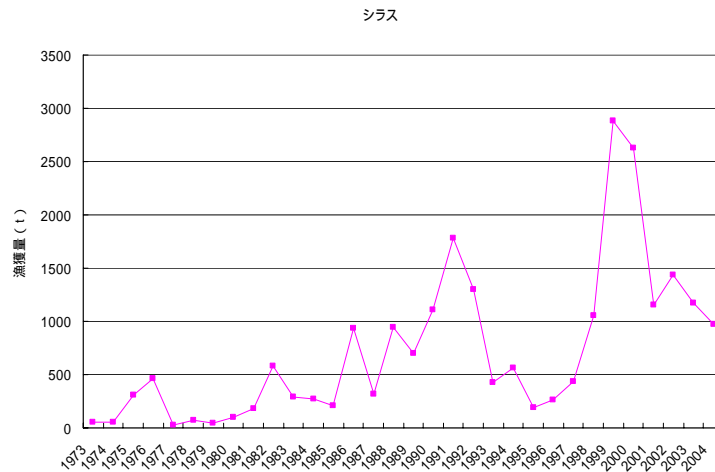


図 4.3.37 シラスの漁獲量の推移

（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）。

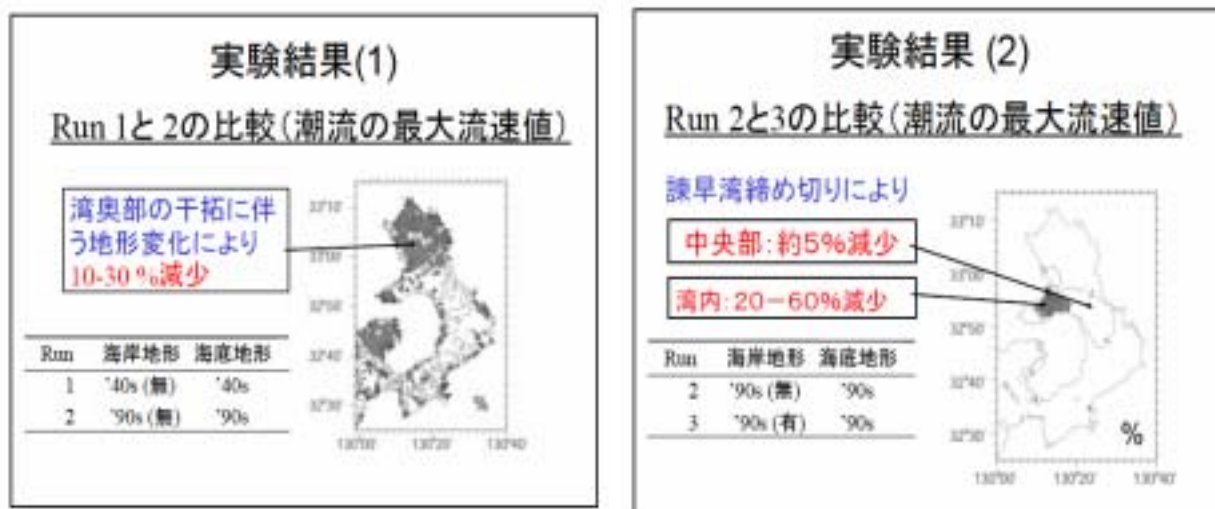


図 4.4.1 潮流速のシミュレーション結果

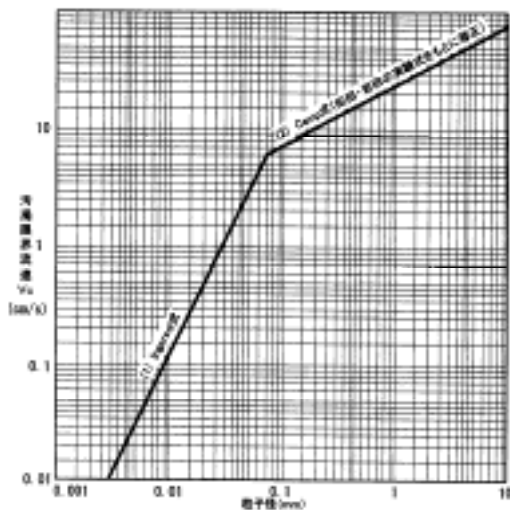
なお、上記のほかに、海面積の減少や潮位上昇等の潮流速への影響については、シミュレーションや観測が行われている（図 3.5.13～図 3.5.17）。

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 上記の式は、右のとおりである。

(1) Ergun 式 $V_c = \frac{1}{12} \sqrt{\frac{g}{f}}$

ここで、 f は Stokes 式より表のとおりである。

Stokes 式 $f = \frac{18 \mu (d - d^2)}{g}$

(2) Ergun 式 (粗粒、泥沙の運動式からとれる) $V_c = \sqrt{\frac{g(d - d^2)}{f}}$

ここで、式中の記号は、右のとおりである。

- V_c : 汚濁限界流速 (m/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)
- μ : 水の単位体積重量 (=1.020)
- μ : 粘性係数 (25°C = 0.0114 g/cm²)
- d : 土粒子直径 (m)
- F : 沈降速度 (m/s)

② 上記の関係は、基盤の土質の性状によっても変化するので、現地調査の存在状態、土質を把握しておく必要がある。
 ③ Ergun 式の摩擦抵抗係数 f の値は、濁りを構成する懸濁土粒子が土質となることから、 $f=0.025$ とした。
 ④ 上記の関係は、沈降速度が再浮上する流速下では非懸濁粒子の正味の沈降はないとの考え方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

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

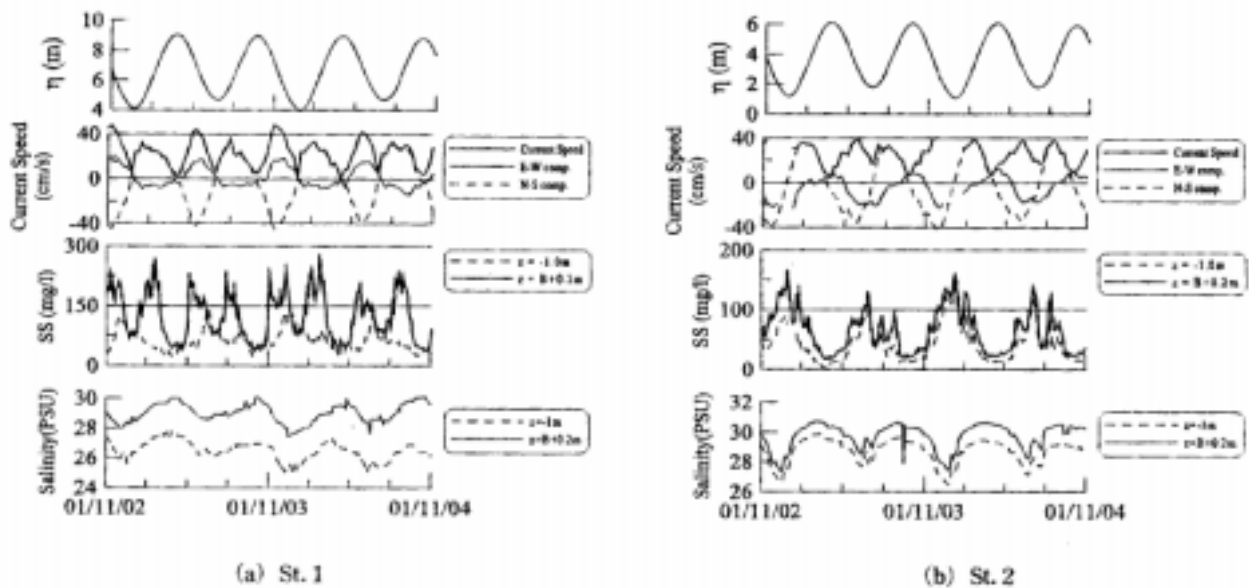


図 4.4.4 St.1 と St.2 における大潮期の水位、流速、SS 濃度、塩分の変化

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。

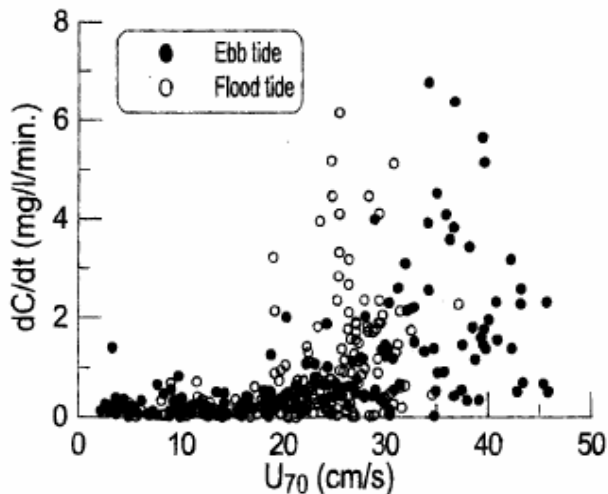


図 4.4.5 St.1 における底面付近での SS 濃度上昇率と流速の関係

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。

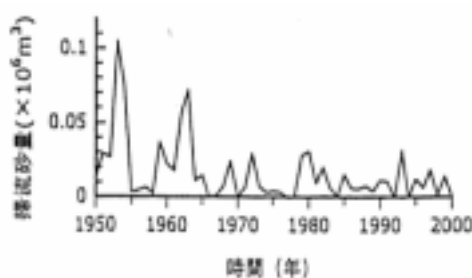


図 4.4.6 掃流砂量（芦田・道上式による推測値）の経年変化（25.5km地点）

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m³、ダム堆砂量は447万m³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。

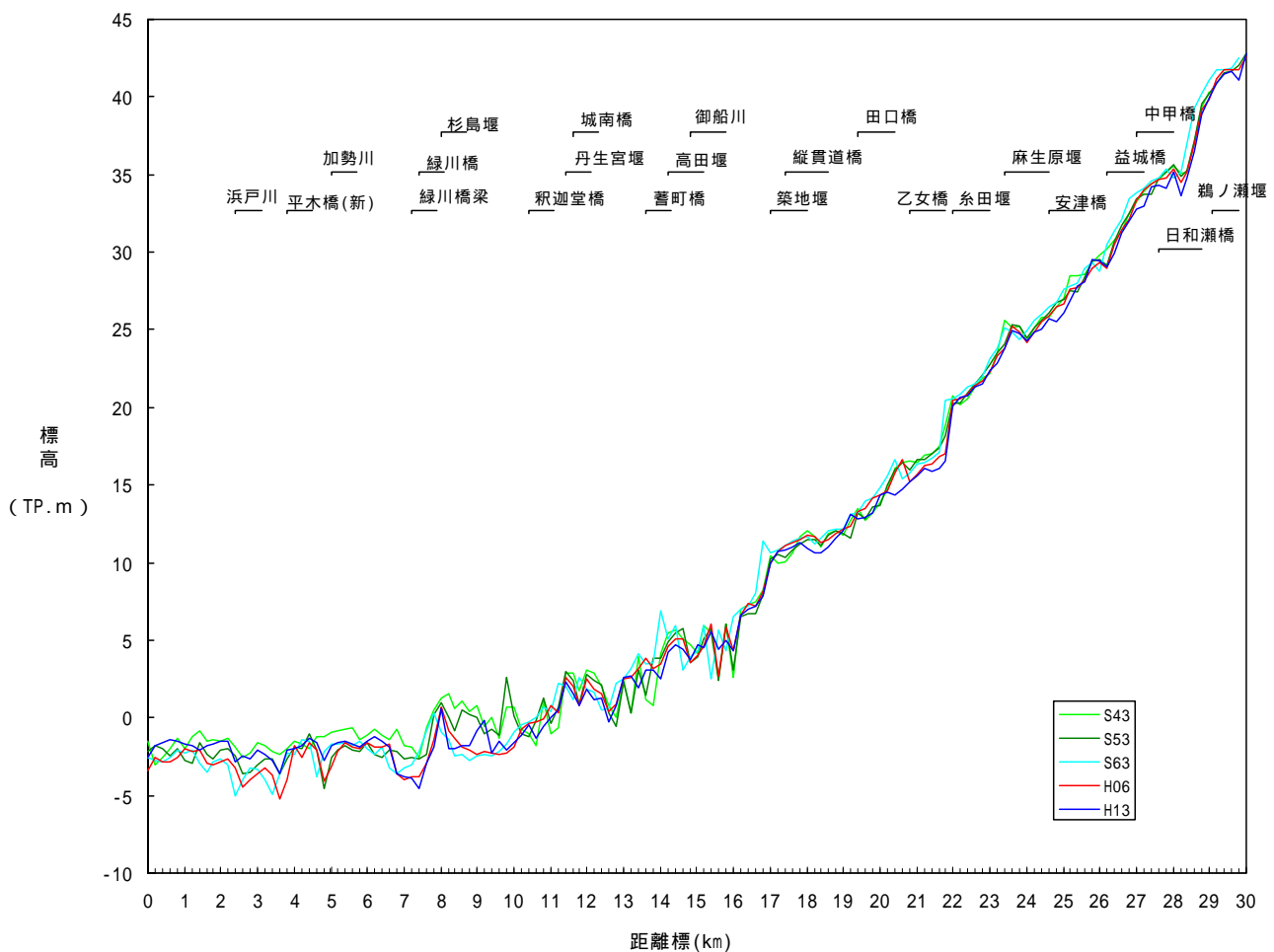


図 4.4.7 緑川本川の平均河床高縦断の経年変化

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）。

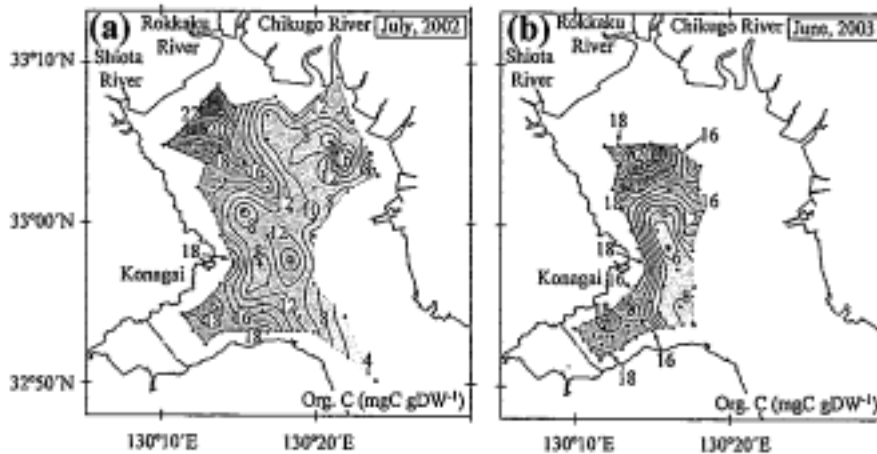


Fig. 3. Horizontal distributions of organic carbon in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

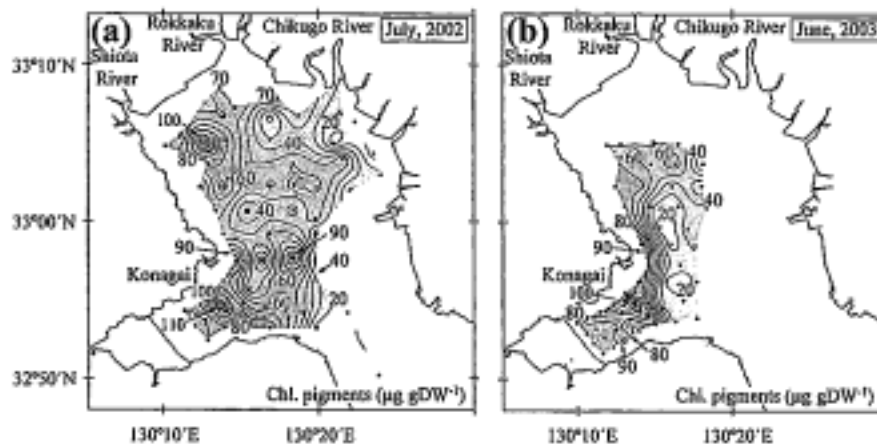


Fig. 4. Horizontal distributions of chlorophyll pigments (chlorophyll a + phaeopigments) in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

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。

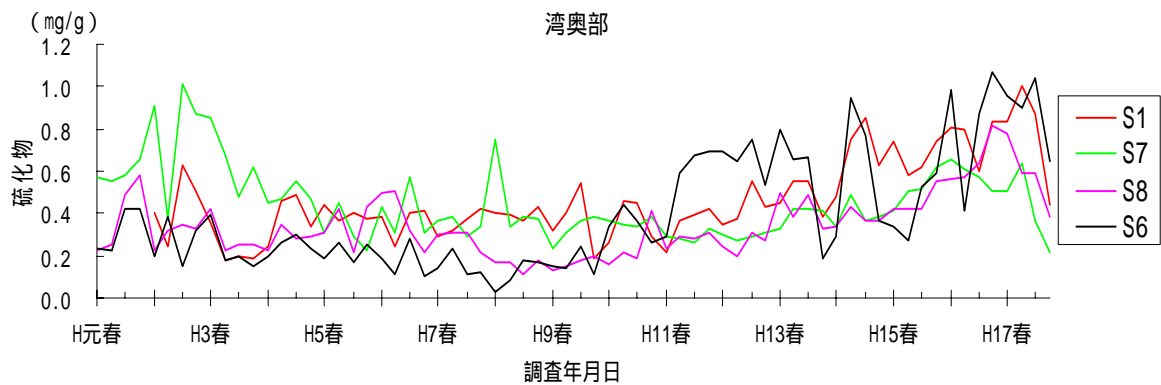


図 4.4.9 諫早湾奥部の測点（S1, S7, S8, S6）の底質中の硫化物（mg/g）の推移

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。

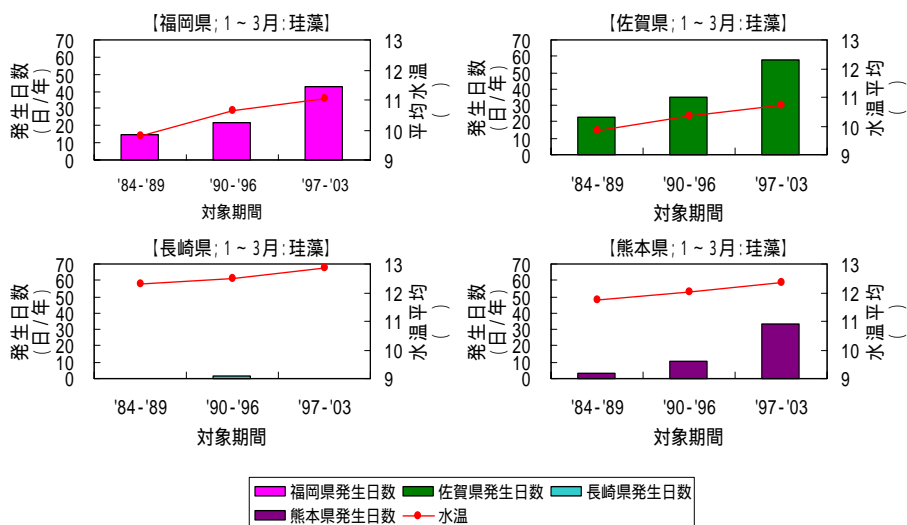


図4.4.10 有明海の冬季（1～3月）の平均水温と珪藻赤潮の発生日数

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週間後の増加率(減耗率30%)】

3.6m(1984~1989) 透明度 3.63m 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)	透明度(m)	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10%)					1週間後の増加率(減耗率30%)				
		3	4	5	7	10	3	4	5	7	10	3	4	5	7	10	3	4	5	7	10
84.93	0.70	0.46	0.46	0.47	0.46	0.43	15289	14288	12980	9558	5890	6032	5511	5007	3911	2391	2049	1887	1733	1329	782
8.87	0.75	0.46	0.47	0.46	0.44	0.39	14635	12439	10221	6122	2447	5629	4883	4214	2494	349	1913	1883	1384	817	328
7.25	0.80	0.46	0.46	0.45	0.41	0.35	12153	10387	7591	3502	985	2985	4383	2881	1375	386	1768	1388	1012	467	121
5.90	0.85	0.47	0.46	0.43	0.39	0.32	11824	8414	5420	1657	428	4647	3004	2128	768	168	1583	1133	723	281	57
4.83	0.90	0.47	0.44	0.42	0.36	0.29	10483	6643	3785	1103	256	4109	2939	1484	433	81	1589	887	585	147	27
3.93	0.95	0.46	0.42	0.38	0.32	0.24	7828	3948	1798	388	84	3674	1959	705	182	25	1048	527	240	52	9
2.90	0.98	0.44	0.40	0.35	0.29	0.20	5598	2276	871	181	27	2139	894	342	85	11	747	394	116	21	4
2.42	0.99	0.42	0.37	0.33	0.25	0.18	3875	1311	448	71	15	1522	555	175	38	6	517	175	88	10	2
2.07	0.70	0.41	0.35	0.30	0.23	0.16	2828	708	242	40	9	1032	301	95	17	4	281	182	32	6	1
1.80	0.75	0.40	0.34	0.29	0.21	0.15	2594	563	184	31	8	848	233	72	13	3	288	78	23	4	1
1.81	0.80	0.39	0.33	0.28	0.21	0.14	1782	481	141	28	6	632	181	56	10	2	225	82	19	3	1
1.81	0.80	0.37	0.31	0.26	0.19	0.13	1877	295	87	17	5	482	112	34	7	2	187	38	12	2	1
1.48	1.00	0.36	0.29	0.24	0.17	0.12	780	190	58	12	4	208	71	22	6	1	104	24	7	2	0
1.32	1.10	0.34	0.27	0.22	0.16	0.11	481	109	35	6	3	182	43	14	3	1	85	14	5	1	0
1.27	1.20	0.32	0.25	0.21	0.15	0.10	314	59	22	6	2	122	27	9	2	1	42	9	3	1	0
1.12	1.30	0.30	0.24	0.19	0.14	0.10	266	48	18	5	2	51	18	6	2	1	27	6	2	1	0
1.04	1.40	0.28	0.22	0.18	0.13	0.09	129	32	12	4	2	54	13	5	2	1	10	4	2	1	0
0.97	1.50	0.27	0.21	0.17	0.12	0.08	96	23	8	3	1	38	9	4	1	1	33	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であると考えられる。

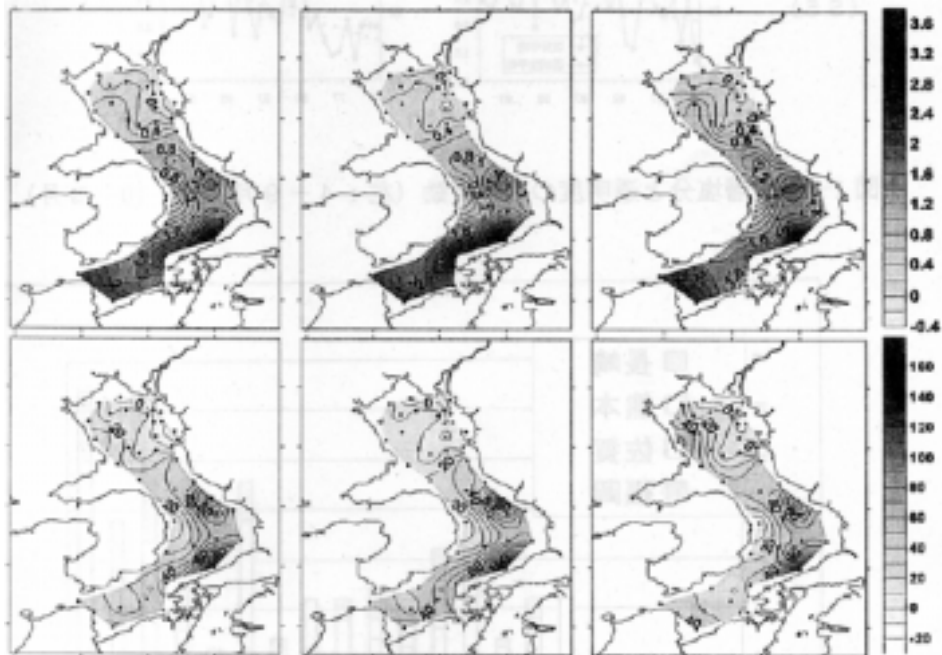


図4.4.11 有明海における透明度の上昇幅(上段)と上昇率(下段)の水平分布
 左:年間平均値(1976年~2004年)、中央:4~9月、右:10~3月

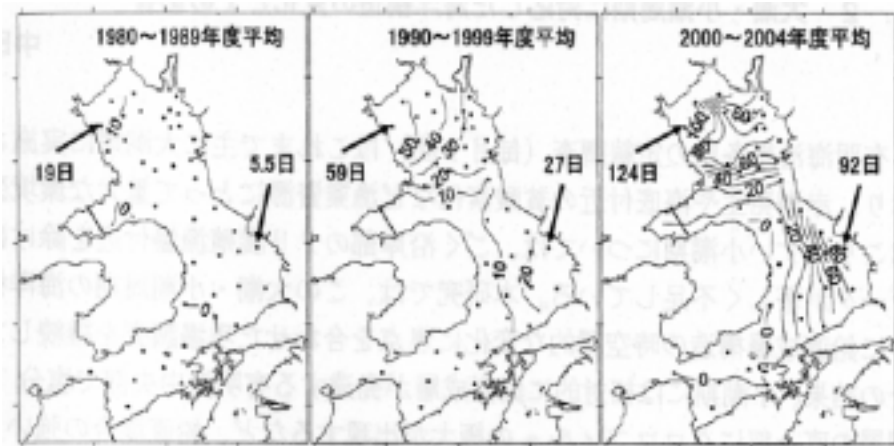


図 4.4.12 有明海における年代別の 10～3 月の平均赤潮発生日数（日/半年）

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）。

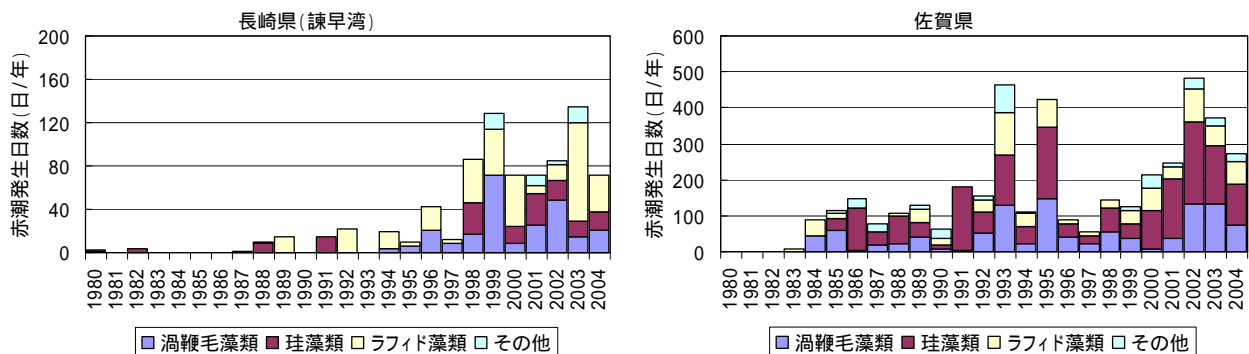


図 4.4.13(1) 有明海における赤潮発生日数の推移：長崎県（諫早湾）水域、佐賀県水域

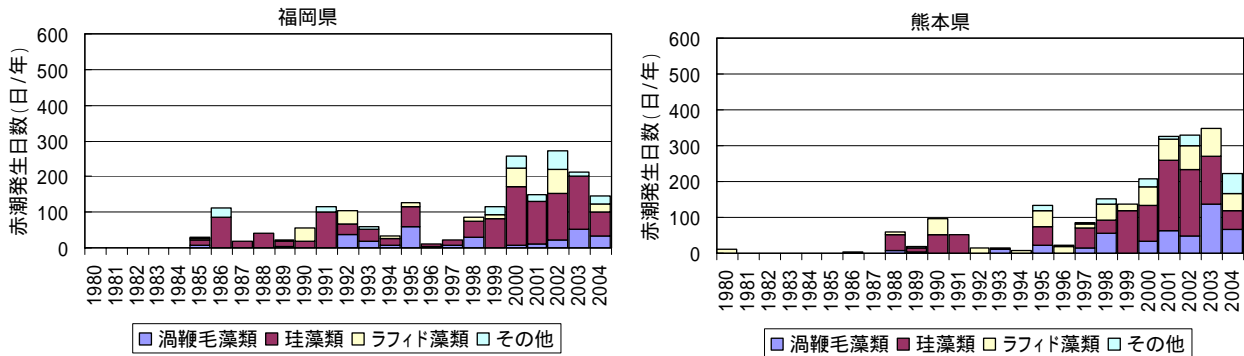


図 4.4.13(2) 有明海における赤潮発生日数の推移：福岡県水域、熊本県水域

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℃	10℃
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。

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。

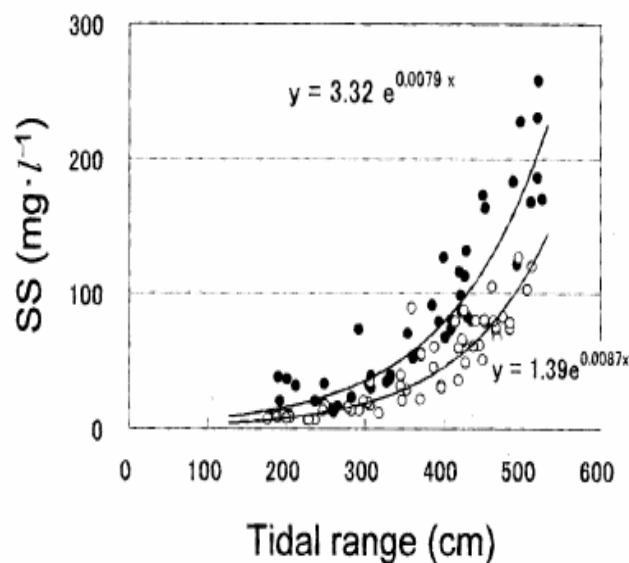


図 4.4.14 2002 年度ノリ漁期の潮位差(三池港)と定点 2 における表層(水深約 1m)の日平均 SS 濃度の関係(ノリ漁期盛期、前期および終期)

(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)。

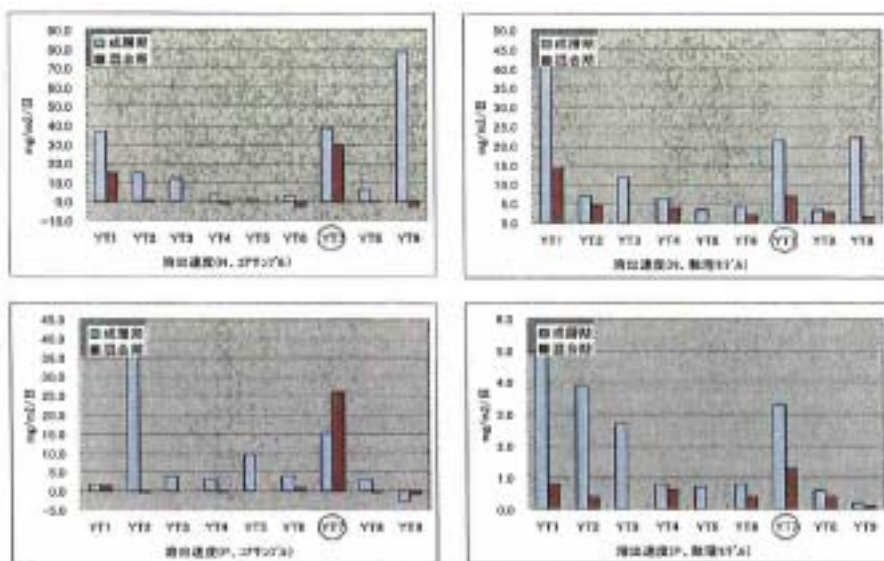


図4.4.15
窒素・燐の溶出速度
(YT7が養殖場付近)

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21km²の海域と15km²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。

5章 再生への取り組み

1. 再生の目標

(1) 希有な生態系、生物多様性及び生物浄化機能の保全、回復

有明海、八代海は、他の海域では見られない特異な生態系を有しており、両海域のみに見られる特産種も多く生息している。また、両海域の広大な干潟域、浅海域は多様な生物を育むとともに、生物浄化機能を果たしている。こうした生態系、生物多様性及び生物浄化機能は、次世代に引き継ぐべき自然環境として、保全・回復すべきであり、再生の目標の1つと考える。

(2) 二枚貝等の持続的な生息環境の保全・回復とバランスの取れた水産資源の回復

有明海・八代海を水産資源の宝庫として次世代に引き継ぐためには、海域環境の特性を踏まえた上で、特に、底棲生態系の復活に資する持続的な生息環境を保全・回復し、二枚貝等の生産性の回復を図り、ノリ養殖生産と二枚貝等の安定的な生産を確保すべきであろう。例えば、有明海で資源量が大きく減少している特定の二枚貝を再生させることは、底質環境の改善の目安ともなり得ることから、このような具体的な目標を定めることも意義があるものと考えられる。

2. 再生に当たっての環境管理の考え方

有明海・八代海は、国内に例の少ない特異な海域環境と生態系を有しており、両海域における環境管理に際しては、この点に特に留意して十分な知見の蓄積を確保する必要がある。

しかしながら、関連する情報（例えば有明海・八代海における希少種の生態に関する情報等）を全て得ることは難しく、また、そもそも自然現象は常に不確実性を有している。加えて、有明海・八代海は、大きな潮汐差、速い潮流及び広大な干潟域を有し、陸域と海域の境界が絶えず変動する非定常的な系であることから、事象の正確な把握を困難なものとしている。

このため、環境管理に当たっては、必要な調査・研究を適切に行い、得られた情報をフィードバックさせるとともに、予測外の事態が起こり得ることを予め環境管理のシステムに組み込み、常にモニタリングを行いながら、その結果に基づいて対応を変化させる順応的な方法により、諸施策を進めていく必要がある。

また、有明海・八代海の海域環境、生態系は、長期間にわたって変化してきたと考えられる。両海域の海域環境、生態系の保全・回復を図り、その再生に繋げていくためには、自然環境や生態系のメカニズムを理解した上で、土木工学的な手法に加えて、二枚貝の浄化能力などの生態系の機能の活用や持続的な漁業生産の観点を取り入れつつ、その環境改善手法について長期的な視点から検討していく必要があると考える。

3. 具体的な再生方策

第4章の考察結果を踏まえ、具体的な再生方策（関連する技術開発、調査等を含む）を検討して以下に記した。再生方策については、過去に問題を生じさせた原因・要因への対策を中心に記しているが、それ以外にも、両海域の現状に鑑み、今後、問題の解決や両海域の再生に資すると認められるものも含んでいる（再生方策の列挙の順番は、問題点と原因・要因との関連の可能性（図4.2.1、図4.2.2）に沿って整理した）。

なお、具体的な再生方策の実施にあたっては、その方策が両海域の再生に果たす効果を可能な限り定量的に比較・検討した上で、効率的に実施していく必要がある。

(1) 底層環境の改善

- ・ 流域の土地利用と流出土砂対策
- ・ 河川における適切な土砂管理（砂利採取の制限等）
- ・ 効果の持続性を考慮した底質改善（覆砂等）の実施
- ・ 覆砂代替材等の新技術の開発及び実証調査の推進
- ・ 持続性の高い二枚貝の漁場の造成・改善に資する底層の流況、浮泥の巻き上げ等に関する調査の実施
- ・ 泥化して有機物や硫化物の蓄積した底質の改善のため、好気微生物の活性の促進等を目的とした諸施策（浚渫、耕耘、覆砂、海水交流の改善等）の実施及び関連技術の開発
- ・ 浮泥の沈降・堆積防止（流れの制御等）、沈降物の除去・固化に関する研究調査の推進
- ・ ダム堆砂の除去、還元等の検討

(2) 沿岸域の環境保全、回復

- ・ 予防的措置の観点から海域の潮流速の低下を招くおそれのある開発を実施する場合、これに対して適切に配慮
- ・ 汚濁負荷の削減（生活排水対策、土地利用に伴う負荷対策等）、流入・浮遊・漂着ゴミの除去、必要に応じた河川の流況調整
- ・ 干潟、藻場及び感潮域の保全（稚仔魚の育成場の確保、浄化能力の維持）
- ・ 干潟の造成、持続性のある藻場・干潟の造成技術の開発
- ・ なぎさ線（海岸線における生態系・地形の連続性）の回復による生物生息環境の創出に向けた現地実証の推進
- ・ アサリ、カキ等の二枚貝の資源回復、増殖等による水質浄化の向上

(3) 貧酸素水塊等への対策

- ・ 有明海における貧酸素水塊発生モデルの構築
- ・ 貧酸素水塊の発生防止オプションの検討
- ・ 有明海における貧酸素水塊による漁業被害防止策の検討、関連技術の開発
- ・ 対策の効果的実施のための有明海における貧酸素水塊、赤潮のモニタリング、貧酸素水塊の発生予察
- ・ 八代海（貧酸素水塊は確認されていない）における底層の溶存酸素のモニタリング

(4) 貝類、魚類等の資源管理及び増養殖

- ・ 漁業者が主体となった資源管理の推進、漁業者等への啓蒙普及、種苗放流の推進
- ・ 二枚貝の食害生物の防除（食害生物の捕獲に関するデータの収集・整備、混獲される稀少種の放流に留意して実施）
- ・ タイラギ等の二枚貝の増養殖技術の開発とその基礎となる生理・生態の解明
- ・ 魚類資源の動向の把握と資源管理の基礎となる漁獲統計の整備（必要な漁獲データの提出を確保する制度の検討）

(5) 持続的なノリ養殖のための施策の推進

- ・ 漁業者の協力を得た適切な漁場利用（減柵を含む）による漁場環境の改善と高品質・高付加価値のノリ生産の推進
- ・ 酸処理剤と施肥の適正使用の継続、環境負荷の軽減に配慮したノリ養殖技術の確立
- ・ 水温上昇等に対応したノリ養殖技術の開発（高水温耐性品種、広水温耐性品種、耐病性品種、低栄養塩耐性品種の開発等）

(6) 八代海における持続的な養殖のための施策の推進

- ・ 環境収容力、歩留まり率を考慮した生産の検討、ブランド化の推進（質への転換）
- ・ 給餌等に伴う負荷発生の抑制対策の推進
- ・ 赤潮モニタリング体制の強化、赤潮被害軽減のための情報網の整備、有害赤潮の発生予察や防除技術に関する研究の推進

4. 解明すべき課題（重点化を図るべき研究課題）

第4章における原因・要因の考察において、解明すべきと思われる重要な課題について、以下のとおり整理した。

(1) 二枚貝

- ・ タイラギ大量斃死（北東部漁場）の発生機構及び長崎県海域のタイラギ不漁の原因の解明
- ・ タイラギ浮遊幼生の移動状況に及ぼす潮流変化の影響
- ・ アサリ漁場における底質データの収集と分析、底質環境とアサリの成育初期（着底稚貝以降）の減耗との関係の解明

(2) 魚類等の資源生態

- ・ 魚類等の資源回復策に資する再生産機構（減少要因）の解明（流れによる仔稚魚の産卵場から育成場への輸送状況、育成場の環境、仔稚魚の生残状況等に関する調査）
- ・ 底棲魚類の生態と群集構造（食物網の構造、非漁獲対象種を含む群集構造）の解明
- ・ 近年増加傾向が示唆されるエイ類の生態解明

(3) 潮流・潮汐

- ・ 有明海、八代海の環境に影響する外海及び内海の潮位観測
- ・ シミュレーションの精度向上（潮流速・パターンの変化、物質輸送の変化等）
- ・ 潮流・潮汐の変化による底質環境等への影響の検討

(4) 土砂に関する知見の蓄積

- ・ 河川流域、農地からの土砂流出量の把握及び土地利用の変化による影響の把握
- ・ 河川に堆積する土砂の量と質の把握
- ・ 海域に流入する土砂の質と量、海域への土砂の流入経路の把握
- ・ 海域での土砂の挙動の把握

(5) 汚濁メカニズムの解明とモデルの構築

- ・ 赤潮発生の増加、植物プランクトンの増殖に関するメカニズム（水温、透明度、負荷流入、成層化等）の更なる解明
- ・ 物質収支に関する知見の蓄積及び適切な負荷管理の検討
- ・ 流動、水質、生態系等の総合的な評価モデルの構築

5. 取り組みの体制

(1) 調査研究の総合的推進

効率的な調査研究の推進のため、これまで行われた各分野の調査研究の体系的な整理、調査のマスタープランの作成、調査関係機関間の調整能力の強化及び関連する情報の共有を進めるべきと考える。調査のマスタープランの作成に当たっては、関係する国・県の機関が積極的に参画するとともに、現場での調査に精通した専門家の参加・助言を確保することが望ましい。

さらに、物質循環を含めて、有明海・八代海の流域及び海域全体を把握・評価するための総合的なモデルの構築に向けた協同作業を関係者が推進していくことも重要であろう。

また、これまで評価委員会において、有明海・八代海で国・県等が実施してきた調査研究の結果を集約して審議してきたところであるが、今後とも、第三者的な機関により、こうした調査研究の結果を総合的に評価する仕組みが必要と考える。

(2) 海域環境モニタリングの継続・強化

有明海・八代海における海域環境の変化を把握するため、両海域におけるモニタリングを引き続き実施していく体制を確保するとともに、その技術の高度化及びシステム化に関する技術開発を進めるべきである。また、これまでモニタリングが十分に実施されていない項目（例えば非漁業資源生物、底質環境等）についても、その必要性を検討した上で、継続的な実施体制の整備を進めていくべきと考える。特に底層環境については、今後、モニタリング体制を整備していくことが必要と考える。

海域環境に変化が生じてきたと思われる有明海奥部や諫早湾については、モニタリングの継続が重要であると考えられる。有明海奥部、諫早湾には仔魚が多く分布するとの報告（別添資料74）があるが、これらの海域においては貧酸素水塊が形成され、底層環境の悪化が推測されることから、仔魚の分布、海域環境についてモニタリングしていくことが必要である。また、調整池の排水が諫早湾に流れ込むことによる、海域環境への影響（別添資料75）についても、引き続きモニタリングを実施していくべきである。

(3) 八代海における調査研究の強化

有明海と比べると八代海において実施されている調査・研究は極めて少なく、評価委員会においても、八代海の問題に関して十分な考察を行うことはできなかった。八代海では、魚類等の漁獲の長期的な減少、ノリ養殖生産量の低迷、赤潮の増加等の問題が発生しており、今後、八代海における調査研究の充実・強化が必要である。

おわりに

有明海・八代海総合調査評価委員会は、有明海のノリ不作等を契機として制定された「有明海及び八代海を再生するための特別措置に関する法律」に基づいて平成15年2月に環境省に設置され、両海域で実施されてきた各種調査の結果等を踏まえて、累次の検討を重ねてきたところである。

この間、有明海におけるノリ養殖生産は、平成12年度のノリ不作後に大きな生産条件の悪化がなかったことや関係者の努力もあり、回復したものの、貝類、魚類の生産は長期的な減少傾向が続き、また、八代海においても魚類等の生産量の長期的な減少、ノリ養殖生産量の低迷といった深刻な問題が生じている。

本委員会報告においては、有明海・八代海が抱える諸問題に関し、得られたデータを元に可能な限りの科学的な考察を行い、一定の整理はできたものと考えているが、未だに多くの検討課題が残されており、今後、更なる調査研究の継続が望まれる。

また、我が国の多くの閉鎖性海域において、有明海・八代海でみられる海域環境の悪化や水産資源の減少といった問題が顕在化していることから、今後、他の閉鎖性海域における現状、対策の進捗状況をも睨みながら、有明海・八代海の再生に向けた諸施策の検討、実施を進めていくことが有効と考える。

最後に、本委員会に貴重なデータを提供して頂いた関係省庁、関係県及び大学等の関係各位に感謝するとともに、有明海・八代海の再生を心から切望して、本報告書の結びとしたい。

(以上)

資料の出典リスト

図表番号	資料
表 2.1.1	1)大和田紘一(2005):八代海の環境と生物の動態-序論-,月刊海洋,Vol.37,No.1,pp.3-7 2)環境庁自然保護局(1998):第5回自然環境保全基礎調査 海辺調査 3)中央環境審議会水環境部会 総量規制専門委員会(第5回 平成16年11月2日開催):資料8 水質総量規制の指定水域における湾灘別水域環境基礎データ集 4)環境省資料 5)国土交通省河川局編(2005):流量年表(平成14年)
図 2.2.1	農林水産統計年報(福岡県、佐賀県、長崎県、熊本県)
図 2.2.2	熊本県農林水産統計年報
図 3.1.1~ 図 3.1.4	環境省(2005年)「第15回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-4 有明海・八代海への汚濁負荷の変遷について」
図 3.1.5~ 図 3.1.6	環境省(2006年)「第24回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料2-3 汚濁負荷の検討結果」
図 3.2.1~ 図 3.2.3	福岡捷二(2005)「第13回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海・八代海における河川の影響について」
図 3.2.4	大和田紘一,本城凡夫[八代海検討グループ](2006)「第23回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2-3 八代海に関する検討」 国土交通省河川局「流量年表」、気象庁ホームページを利用
表 3.2.1	宇野木早苗(2002):河川事業が沿岸環境へ与える影響を物理面から考える:海の研究 第11巻 第6号, pp.637-650
表 3.3.1	1)公共用水域水質調査(福岡県、佐賀県、長崎県、熊本県) 2)農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」pp.19-20,47 3)山田真知子(2006)「第23回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料2-2-1 赤潮発生状況と水質の推移(有明海・八代海)」 4)研究代表者中田英昭(2006):有明海の環境変化が漁業資源に及ぼす影響に関する総合研究、p.30,78 5)農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会(2003)「最終報告書-有明海の漁業と環境の再生を願って-」p.44 6)「有明海における干拓事業漁業被害原因裁定申請事件 専門委員報告書」(平成16年12月),p.76 7)平山泉(2005):八代海の環境の長期変動、月刊海洋、Vol37、No.1、pp.8-11
図 3.4.1	滝川清(2005)「第14回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海・八代海の底質環境について」
図 3.4.2	1)滝川清(2005)「第14回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海・八代海の底質環境について」 2)鎌田泰彦(1967):有明海の海底堆積物,長崎大学教育学部自然科学研究報告,第18号,pp.71-83 3)近藤寛,広瀬直子,樋口一成(2002):諫早湾調整池の淡水化と柱状堆積物の脂質組成(予報),長崎大学教育学部紀要 自然科学,第67号,pp.27-38 4)環境省(2005)「平成16年度有明海・八代海水環境調査報告書」 5)農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」p.116
図 3.4.3	滝川清(2005)「第14回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海・八代海の底質環境について」
図 3.4.4	NPO 未来有明・不知火(2004)「くちぞこが観た八代海の風景」
表 3.5.1~ 表 3.5.2	気象庁(1974)「有明海・八代海海象調査報告書」
図 3.5.1	武岡英隆(2003):有明海におけるM ₂ 潮汐の変化に関する論議へのコメント,沿岸海洋研究,第41巻,第1号,pp.61-64
図 3.5.2	農林水産省九州農政局(2003)「諫早湾干拓事業開門総合調査報告書」
図 3.5.3	滝川清,田淵幹修(2002):有明海の潮汐変動特性と沿岸構造物の影響,海岸工学論文集,第49巻,pp.1061-1065
図 3.5.4	農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」,pp.13-16
図 3.5.5	宇野木早苗(2004):有明海の潮汐・潮流の変化に関わる科学的問題と社会的問題,沿岸海洋研究,第42巻,第1号,pp.85-94
図 3.5.6	農林水産省九州農政局(2003)「諫早湾干拓事業開門総合調査報告書」

図表番号	資料
表 3.5.3	1)宇野木早苗(2003):有明海の潮汐減少の原因に関する観測データの再解析結果,海の研究,第12巻,第3号,pp.307-312 2)灘岡和夫、花田岳(2002):有明海の潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響,海岸工学論文集,第49巻,pp.401-405 3)塚本秀史、柳哲雄(2002):有明海の潮汐・潮流,海と空,第78巻,第1号,pp.31-38 4)藤原孝道、経塚雄策、濱田考治(2004):有明海における潮汐・潮流減少の原因について,海の研究,第13巻,第4号,pp.403-411
図 3.5.7	1)農林水産省水産庁、農林水産省農村振興局、経済産業省資源エネルギー庁、国土交通省河川局、国土交通省港湾局、環境省環境管理局(2003)「平成14年度国土総合開発事業調査費 有明海海洋環境調査報告書(概要版)」 2)気象庁「潮汐概況・潮汐観測原簿」
図 3.5.8～ 図 3.5.9	大和田紘一、本城凡夫[八代海検討グループ](2006)「第23回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2-3 八代海に関する検討」
図 3.5.10～ 図 3.5.11	小田巻実、大庭幸広、柴田宣昭(2003):有明海の潮流新旧比較観測結果について,海洋情報部研究報告,第39号,pp.33-61
図 3.5.12	1)独立行政法人水産総合研究センター 西海区水産研究所(2004)「第9回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2 行政特別研究 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明について」 2)独立行政法人水産総合研究センター 西海区水産研究所(2004)「第10回有明海・八代海総合調査評価委員会資料 参考 第9回有明海・八代海総合調査評価委員会」における行政特研報告への滝川委員の質問への回答」
図 3.5.13	農林水産省農村振興局(2004)「第8回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 諫早湾干拓事業開門総合調査に係る補足説明」
図 3.5.14	灘岡和夫、花田岳(2002)「有明海の潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響,海岸工学論文集,第49巻,pp.401-405」
図 3.5.15	西ノ首英之、小松利光、矢野真一郎、斎田倫範(2004)「諫早湾干拓事業が有明海の流動構造へ及ぼす影響の評価,海岸工学論文集,第51巻,第1号,pp.336-340」
図 3.5.16	千葉賢、武本行正(2002)「諫早湾潮受け堤防の影響評価のための潮位観測値の分析と流況数値解析,四日市大学環境情報論文,第5巻,第1・2号合併号,pp.39-70」
図 3.5.17	滝川清、田淵幹修(2002)「有明海の潮汐変動特性と沿岸構造物の影響,海岸工学論文集,第49巻,pp.1061-1065」
図 3.5.18	大和田紘一、本城凡夫[八代海検討グループ](2006)「第23回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2-3 八代海に関する検討」
図 3.6.1	水産庁(2004)「平成16年度 有明海貧酸素水塊広域連続観測調査について」貧酸素水塊ワーキング資料6
図 3.6.2～ 図 3.6.3	環境省、水産庁、九州農政局、(独)水産総合研究センター(2006)「第20回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-4 17年度有明海貧酸素水塊広域連続観測結果概要及び18年度計画の概要」
図 3.6.4	平成15年度熊本県水産研究センター事業報告書(八代海漁場環境調査)
表 3.7.1	環境省(2003)「第3回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-10 自然環境保全基礎調査結果の概要(有明海・八代海)」
図 3.7.1	大和田紘一、本城凡夫[八代海検討グループ](2006)「第23回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2-3 八代海に関する検討」
図 3.7.2	農林水産省九州農政局ホームページ「有明海と諫早湾の干拓の歴史」(http://www.kyushu.maff.go.jp/isahaya/outline/history.html)
図 3.8.1～ 図 3.8.3	本城凡夫(2004)「第12回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-4 有明海・八代海における赤潮の発生について」
図 3.8.4	金大一、本城凡夫(2005):八代海における <i>Cochlodinium polykrikoides</i> の赤潮,月刊海洋,Vol137, No.1, pp.40-47
図 3.8.5～ 図 3.8.10	水産庁 九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」
図 4.2.1～ 図 4.2.2	環境省(2006年)「第24回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料3-2 有明海・八代海総合調査評価委員会 委員会報告骨子案(4、5章)」
図 4.3.1～ 図 4.3.3	伊藤史郎(2005)「第15回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海における二枚貝について」
図 4.3.4	独立行政法人水産総合研究センター 西海区水産研究所資料
図 4.3.5～ 図 4.3.6	伊藤史郎(2005)「第15回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海における二枚貝について」

図表番号	資料
図 4.3.7	山口敦子(2005)「第 17 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海の魚類に関する最近の調査結果」
表 4.3.1	山口敦子(2004)「第 7 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-4 トビエイ類による二枚貝類の食害について」
図 4.3.8 ~ 図 4.3.9	伊藤史郎(2005)「第 15 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海における二枚貝について」
図 4.3.10	農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果 432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」pp.103-107
表 4.3.2	熊本県作成資料
図 4.3.11	山本正昭(2005):アサリ漁場内の底質環境とその特性、水産総合研究センター研究報告、別冊第 3 号、pp.17-25
図 4.3.12 ~ 図 4.3.15	伊藤史郎(2005)「第 15 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海における二枚貝について」
図 4.3.16 ~ 図 4.3.21	中田英昭[水産資源検討グループ](2005)「第 17 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2 水産資源に関するとりまとめ(2) 主に魚類資源について」
図 4.3.22 ~ 図 4.3.23、 表 4.3.3	1) 古賀秀昭(1991):有明海北西海域の底質及び底生生物、佐賀県有明水産試験場研究報告、13 号、pp.57-79 2) 大隈斉, 江口泰蔵, 川原逸朗, 伊藤史郎(2001):有明海湾奥部の底質及びマクロベントス, 佐賀県有明水産振興センター研究報告、20 号、pp.55-62
表 4.3.4	大隈斉, 江口泰蔵, 川原逸朗, 伊藤史郎(2001):有明海湾奥部の底質及びマクロベントス, 佐賀県有明水産振興センター研究報告、20 号、pp.55-62
図 4.3.24	環境省(2005)「平成 16 年度有明海・八代海水環境調査報告書」
図 4.3.25 ~ 図 4.3.26	鬼頭鈞(2003)「第 6 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2 有明海の海苔養殖」
図 4.3.27	佐賀県作成資料
図 4.3.28 ~ 図 4.3.29	鬼頭鈞(2003)「第 6 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2 有明海の海苔養殖」
図 4.3.30 ~ 図 4.3.34、 表 4.3.5	大和田紘一, 本城凡夫[八代海検討グループ](2006)「第 23 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2-3 八代海に関する検討」
図 4.3.35 ~ 図 4.3.37	熊本県作成資料
図 4.4.1	中田英昭(2006)「第 22 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 有明海の環境変化が漁業資源に及ぼす影響に関する総合研究の成果」
図 4.4.2	国土交通省港湾局(2004)「港湾工事における濁り影響予測の手引き」p18
図 4.4.3 ~ 図 4.4.5	中川康之(2003):有明海における底質輸送現象のモデル化、港湾空港技術研究所報告、第 42 巻、第 4 号、pp.25-42
図 4.4.6	横山勝英(2004):陸域からの土砂流出 - 筑後川における流砂環境の変容-、有明海・八代海研究者会議(公開シンポジウム)資料、PAGE.11-14
図 4.4.7	国土交通省作成資料
図 4.4.8	岡村和磨, 田中勝久, 木元克則, 清本容子(2005):有明海奥部と諫早湾における表層堆積物中の有機物の分布と有機炭素安定同位対比、海の研究、VOL.15、NO.2、PAGE.191-200
図 4.4.9	農林水産省九州農政局「環境モニタリング」
図 4.4.10	1)水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」 2)浅海定線調査(福岡県、佐賀県、熊本県)
表 4.4.1	「有明海における干拓事業漁業被害原因裁定申請事件 専門委員報告書」(平成 16 年 12 月)p.126
図 4.4.11 ~ 図 4.4.12	研究代表者中田英昭(2006):有明海の環境変化が漁業資源に及ぼす影響に関する総合研究、pp.27-31
図 4.4.13	水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」
表 4.4.2	農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果 432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」pp.76-83
図 4.4.14	農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)「研究成果 432 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明」pp.37-42
図 4.4.15	環境省作成資料