有明海・八代海等総合調査評価委員会

報告（案）

平成２９年　月

環境省

有明海・八代海等総合調査評価委員会

目　　次

１章　有明海・八代海等総合調査評価委員会 …… 1-1
　１．委員会の経緯 …… 1-1
　２．小委員会の設置 …… 1-1
　３．評価委員会等の開催状況 …… 1-2

２章　有明海・八代海等の概要 …… 2-1
　１．海域の特徴 …… 2-1
　２．海域の背景 …… 2-4

３章　有明海・八代海等の環境等の変化 …… 3-1-1
　１．汚濁負荷 …… 3-1-1
　２．河川からの土砂流入 …… 3-2-1
　３．潮汐・潮流 …… 3-3-1
　４．水質 …… 3-4-1
　５．底質 …… 3-5-1
　６．貧酸素水塊 …… 3-6-1
　７．藻場・干潟等 …… 3-7-1
　８．赤潮 …… 3-8-1
　９．生物 …… 3-9-1
　（参考）まとめ …… 3-参考-1

４章　問題点とその原因・要因の考察 …… 4-1-1
　１．基本的考え方と再生目標 …… 4-1-1
　２．海域区分 …… 4-2-1
　３．問題点とその原因･要因との関連 …… 4-3-1
　４．問題点とその原因･要因の考察（海域区分毎） …… 4-4-1
　５．まとめ …… 4-5-1

５章　再生への取組 …… 5-1
　１．再生方策の設定と本章の構成 …… 5-1
　２．再生に向けた方策（再生方策）等の考え方 …… 5-3
　３．再生目標と再生方策 …… 5-4
　４．今後の調査・研究開発の課題 …… 5-20
　（参考）ケーススタディ …… 5-参考-1

別表 …… (1)

おわりに

1章　有明海・八代海等総合調査評価委員会

1．委員会の経緯

2000（平成 12）年度の有明海のノリ不作を契機として、国民的資産である有明海及び八代海を豊かな海として再生させることを目的とした「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」が議員立法により制定され、2002（平成 14）年 11 月に施行された。

特別措置法により環境省に設置された有明海・八代海総合調査評価委員会は、同法の施行から 5 年以内の見直しに関し、国及び関係県の調査結果に基づいて有明海及び八代海の再生に係る評価を行うこと及びこれらの事項に関して主務大臣等に意見を述べることを所掌事務としていた。

評価委員会は 2006（平成 18）年 12 月に報告書を取りまとめ、主務大臣等にこれを提出した。

2009（平成 21）年及び 2010（平成 22）年に、有明海及び八代海を中心とする赤潮被害が発生したこと等から、2011（平成 23）年 8 月に議員立法により、「有明海及び八代海等を再生するための特別措置に関する法律」（以下「特別措置法」という。）が改正施行され、有明海及び八代海に隣接する海域として、橘湾及び熊本県天草市牛深町周辺の海面が改正特別措置法に基づく対象海域に追加されるとともに、評価委員会の所掌事務が同法に位置付けられた。

本改正に伴い、評価委員会は名称を有明海・八代海等総合調査評価委員会（以下「評価委員会」という。）に改め、評価を再開した。

特別措置法により再開した評価委員会は、委員長（岡田光正　放送大学教授・教育支援センター長）と 20 名の委員により構成されている（別表 1）。

評価委員会の事務（評価委員会報告の取りまとめ）については特別措置法上の期限はないが、関係者から特別措置法に基づき早急に議論を進め評価委員会報告を取りまとめて欲しい旨の要望があったこと等から、特別措置法施行から 5 年となる 2016（平成 28）年度末を目途に、前回の評価委員会報告以降の調査結果等に基づき評価を行った評価委員会報告を取りまとめることとした。

2．小委員会の設置

特別措置法による評価委員会の所掌事務の効率的遂行に資するため、2 つの小委員会を設置した。

（1）生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会

有明海・八代海等における生物・水産資源及び水環境を巡る問題に係る情報の収集・整理・分析を行う。委員長（樽谷賢治　国立研究開発法人水産研究・教育機構 西海区水産研究所 有明海・八代海漁場環境研究センター長）と11名の委員（評価委員会委員6名、専門委員5名）により構成されている（別表2）。

（2）海域再生対策検討作業小委員会

有明海・八代海等の水環境の特性を把握し、再生の評価に係る情報の収集・整理・分析を行う。委員長（滝川清　熊本大学名誉教授）と10名の委員（評価委員会委員5名、専門委員5名）により構成されている（別表3）。

3．評価委員会等の開催状況

評価委員会は、2011（平成 23）年 10 月から新たな評価を開始し、以後これまでに〇回開催され、また、小委員会は、それぞれ〇回開催され、検討作業を行った。評価委員会及び小委員会において、国・県・大学等による調査結果の報告、各委員による研究成果の発表、関係県からのヒアリング、水産資源の減少や海域環境の悪化といった問題点とその原因・要因に関する整理、国等が実施している再生事業等に関する報告等がなされ、これらの発表・報告等に基づいて有明海・八代海等の再生に係る検討を重ねてきた。各委員会の開催状況は別表 4.1～4.3 のとおりである。

２章　　有明海・八代海等の概要

1. 海域の特徴

有明海及び八代海は、他の閉鎖性海域と比べて、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟・汽水域が広がること、海水は濁りを有していること等の特徴がある。これにより、湾奥部浅海域において独特の生態系が発達し、高い生物多様性と豊かな生物生産性を有している等、希有な生態系を有した水産資源の宝庫である。

有明海は、九州西部の天草灘から胃袋型に深く入り込んだ内湾で、福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県に囲まれた約 1,700km^2 の海域面積を有している（図 2.1.1、表 2.1.1)。有明海に流入する河川の流域面積は約 8,000km^2 であり、主な河川として北部の六角川から時計回りに、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川、白川、緑川が有明海に流入している。その中でも筑後川は、流域面積 2,860km^2 を有する九州地方最大の一級河川である。

有明海における大潮時の潮位差は湾口部の早崎瀬戸で 3～4m、湾奥部（住ノ江港）では 5m を超える。有明海の大きな干満差と河川が運んでくる土砂の供給により湾内には我が国で最も広大な干潟が発達し、中央東部岸では砂質又は砂泥質、湾奥部では東部で砂泥質、西部で泥質の干潟が形成されている。内湾性の強い湾奥部においては、広範囲に海水と淡水が混じる汽水域が広がる特異な環境がみられ、ムツゴロウ、オオシャミセンガイ、ワラスボ、エツ、アリアケシラウオ等の独特の生物相を育んでいる。

八代海は、別名「不知火海」とも呼ばれ、天草灘から北東側に入り込んだ内湾で、熊本県と鹿児島県に囲まれた約 1,200km^2 の海域面積を有している（図 2.1.1、表 2.1.1)。八代海に流入する河川の流域面積は約 3,000km^2 であり、主な河川としては、球磨川、高尾野川、米野津川がある。その中でも球磨川は流域面積 1,880km^2 を有する一級河川である。八代海における大潮時の潮位差は湾奥部の八代港で約 4m に達する。また、八代海は、北部（球磨川河口部から湾奥部にかけての東岸）に有明海に次ぐ広大な干潟を有しており、湾奥部では泥質、球磨川河口周辺では砂質の干潟が分布している。八代海北部の干潟にはムツゴロウ等有明海と一部同じ種類の生物が分布している。北部海域は内湾性が強く干潟が発達しているが、中央部以南の南部海域は海水交換も早く、岩礁性の海底になり徐々に外洋性を帯びる。

橘湾は、長崎県の南部に位置し、湾口を南西に開いたやや外洋性の強い小湾であって、長崎半島、島原半島及び下島に囲まれた海域である（図 2.1.1、表 2.1.1）。橘湾への大きな流入河川はない。湾内では、イワシ類等の浮魚類の漁獲がある。また、アカウミガメが南島原市口之津町白浜、長崎市脇岬町等で産卵することが確認されている他、アオウミガメの回遊も確認されている。

熊本県天草市牛深町周辺の海面は、天草諸島の下島の南端に位置し、東シナ海に面している（図 2.1.1、表 2.1.1）。この海岸地先には高緯度サンゴ群集の分布（イシサンゴ等の卓状サンゴを中心とする[i]が確認されており、同じく岩礁域に繁茂するクロメやホンダワラ類を構成種とするガラモ場も多数確認されている。また、雲仙天草国立公園区域に指定されている。

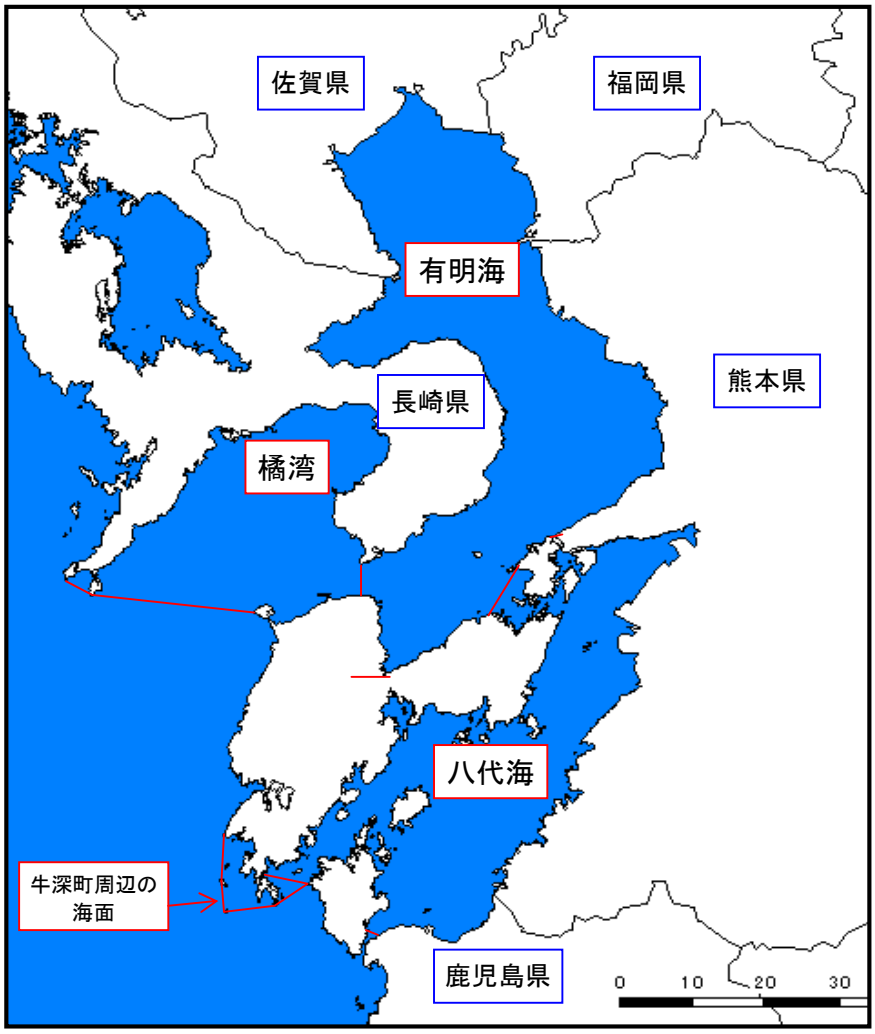


図 2.1.1　有明海・八代海等の位置

出典：「有明海及び八代海等を再生するための特別措置に係る法律」（平成 14 年法律第 120 号）

i）第４回自然環境保全基礎調査（1990）より、熊本県では、天草下島の西～南岸と御所浦島周辺にイシサンゴの棲息が知られていて、有明海南部での棲息が示唆されている（熊本県 1978）が、実際のデータの集計は天草下島最南西部に位置する牛深市周辺のみで行なわれている。

表 2.1.1　有明海・八代海等及び他の閉鎖性海域の諸元

項目	有明海	八代海	橘湾	牛深町周辺	東京湾	伊勢湾	大阪湾
水域面積（km^2）	1,700	1,200	745	－	1,380	2,342	1,447
容体積（km^3）	34	22	34	－	62	39	44
平均水深（m）	20	22	48	－	45	17	30
藻場面積（ha）	1,599	1,141	1,661	388	1,428	2,278	110
干潟面積（ha）	18,841	4,085	406	0	1,734	2,901	79
平均潮位差［大潮時］（m）	5.4（住ノ江港）	3.7（八代港）	2.9（苓北）	2.3（阿久根）	1.9（東京港）	2.4（名古屋港）	1.4（大阪港）
閉鎖度指数	12.9	32.5	1.3	－	1.8	1.5	1.1（瀬戸内海）
一級河川の流入水量（10^6m^3/年）	10,049	4,992	－	－	6,256	23,232	8,898
流域面積（km^2）	8,420	3,409	342	28	7,597	16,191	5,766
流域内人口（千人）	3,293	453	124	5	28,643	10,941	15,489

注）1. 伊勢湾とは伊勢湾と三河湾を含む。
2. 大阪湾の藻場面積、干潟面積は、「第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査」の海域区分である大阪湾北と大阪湾南の合計である。
3. 藻場と干潟面積は 1993 年度～1995 年度までの調査結果である。なお、有明海の干潟面積は諫早湾の干拓事業で減少した面積分（1,550ha）を差し引いている。
4. 閉鎖度指数の値が高いと海水交換が悪く、富栄養化のおそれがあることを示す。牛深町周辺では開放された水域であることから閉鎖度指数は算出していない。
5. 流入水量は、各海域に流入する一級河川の年総量である。有明海･八代海は 2012 年度（矢部川のみ 2012 年の値）、東京湾･伊勢湾･大阪湾は 2009 年度の値である。なお、橘湾及び牛深町周辺の海域には一級河川は流入していない。
6. 流域内人口について、有明海と八代海は 2013 年度現在の流域内人口であり、東京湾、伊勢湾及び大阪湾は 2013 年度現在の総量規制指定地域内の人口である。橘湾及び牛深町周辺の流域内人口は 2010 年度である。
7. 牛深町周辺の水域面積、容体積及び平均水深は、文献等がないことから記載していない。

2. 海域の背景

有明海及び八代海の各流域の市町村数と人口を表 2.2.1、有明海及び八代海の流域内の市町村の将来人口は表 2.2.2 に示す。各県の人口は、2040 年には有明海流域の市町村では 80.2%、八代海流域の市町村では 67.1%に漸減していくことが予想されている。

表 2.2.1　有明海及び八代海の流域人口等（2013 年度）

（1）有明海

	市町村数	人口（人）
福岡県	17	985,123
佐賀県	16	623,169
長崎県	4	198,900
熊本県	28	1,390,172
大分県	5	95,740
有明海計	70	3,293,104

（2）八代海

	市町村数	人口（人）
熊本県	19	394,607
鹿児島県	3	58,830
八代海計	22	453,437

注）熊本県は有明海と八代海の両流域に属する市がある（4 市）。上表の熊本県の人口は流域毎に配分されている。
出典：環境省資料

表 2.2.2　有明海及び八代海の流域内の市町村の将来人口

（有明海流域）

県名	市町村数	人口（人）		割合
		①2010 年	②2040 年	②/①
福岡県	17	1,091,786	863,611	79.1
佐賀県	16	638,393	519,334	81.4
長崎県	4	285,815	203,885	71.3
熊本県	28	1,516,442	1,267,294	83.6
大分県	5	157,540	106,700	67.7
合　計		3,689,976	2,960,824	80.2

（八代海流域）

県名	市町村数	人口（人）		割合
		①2010 年	②2040 年	②/①
熊本県	19	509,636	341,046	66.9
鹿児島県	3	89,880	61,371	68.3
合　計		599,516	402,417	67.1

注）熊本県は有明海と八代海の両流域に属する市がある（4 市）。上表の熊本県の人口は、各流域に属している市町村の集計であり、両流域に属している 4 市は、各市の総人口を両流域に見込んでいる。
出典：国立社会保障・人口問題研究所（2013）：日本の地域別将来推計人口−平成 22（2010）～52（2040）年− 平成 25 年 3 月推計

有明海流域の 2015 年の年平均気温は 16.8℃であり、八代海流域の 2015 年の年平均気温は 17.1℃である[ii]。また、有明海流域の 2015 年の年降水量は 2,244mm であり、八代海流域の 2015 年の年降水量は 2,540mm である[iii]。気温・水温については一部地域を除き、1980 年代中ごろから上昇傾向にある[1)]。

有明海の流域は、土地区分別にみると山林面積が最も多く全体の 46.8%を占め、次いで市街地等の 30.4%となっている。八代海の流域は、土地区分別にみると山林面積が最も多く全体の 72.4%を占め、次いで市街地等の 16.2%となっている（図 2.2.1）。

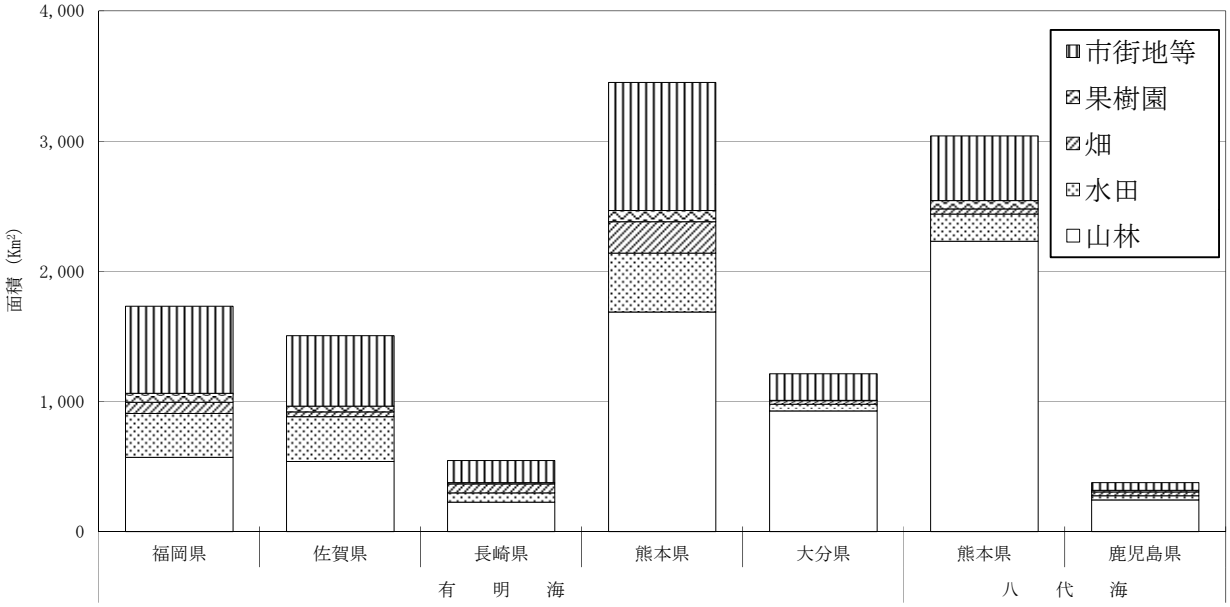


図 2.2.1　有明海・八代海の流域の土地区分状況（2013 年度）

出典：環境省資料

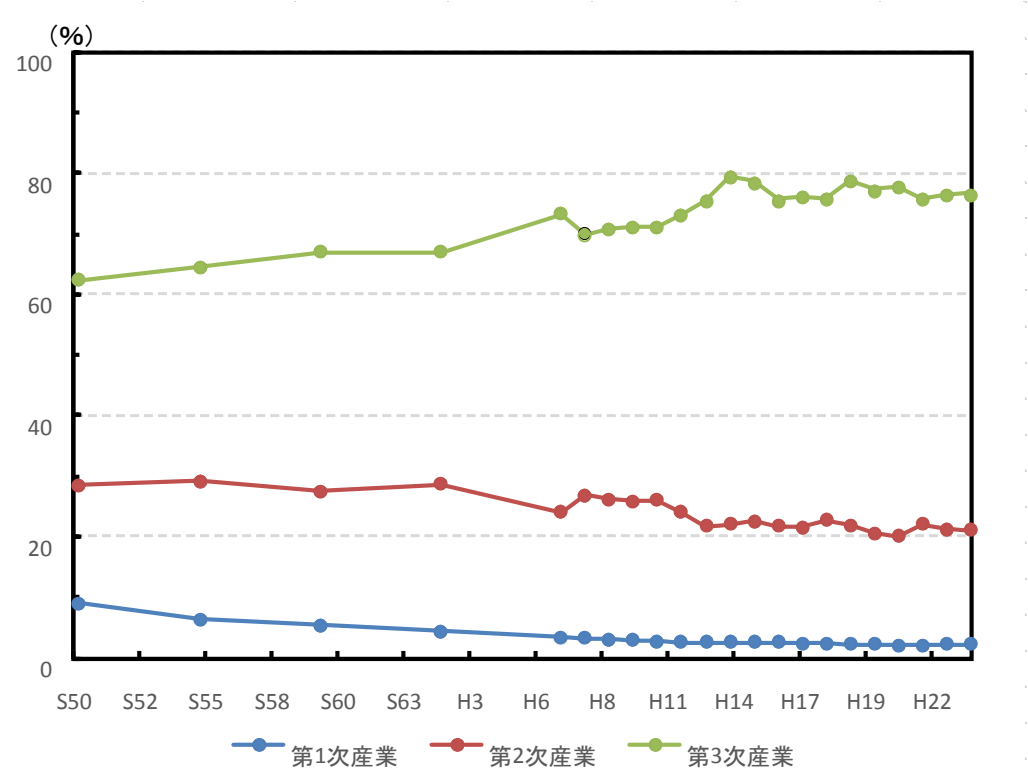
1955（昭和 50）年からの有明海、八代海及び橘湾を囲む九州の産業構造をみると、1955（昭和 50）年以降、第 1 次産業は漸減し、第 3 次産業は増加している（図 2.2.2）。

水産業について概観すると、次のような地域特性がある[1)]。有明海の養殖漁業は、ノリ養殖が多く、南部海域の一部を除いて魚類養殖は行われていない。海面漁業の漁獲量は貝類（特にアサリ）が多く、魚類は比較的少ないが、ヒラメ・カレイ類、ボラ類、スズキ類、タチウオやクルマエビ、ガザミ類等が漁獲される。

八代海の養殖漁業は、1980 年頃まではブリ養殖が主であったが、その後、タイ類養殖が急増した。海面漁業の漁獲量は、貝類は少なく、エビ・カニ類が他の地区よりやや多い。魚類では、イワシ類、タチウオ、タイ類、ボラ類、スズキ類等が漁獲されている。

ii）気象庁データを用いて平均気温を算出（有明海流域の観測地点：大牟田・佐賀・白石・島原・口之津・岱明・熊本・三角・松島・本渡、八代海流域の観測地点：三角・松島・本渡・牛深・八代・水俣・阿久根）

iii）気象庁データを用いて年降水量を算出（有明海流域の対象地点：柳川・大牟田・佐賀・白石・諫早・島原・口之津・岱明・熊本・三角・松島・本渡、八代海流域の対象地点：三角・松島・本渡・牛深・八代・田浦・水俣・出水・阿久根）



注）グラフの値は GDP 構成比を示す。
出典：「九州経済の現状」九州経済産業局 2016 年冬

図 2.2.2　九州の産業構造の推移

参考文献

1）有明海・八代海干潟等沿岸海域再生検討委員会（2006）「委員会報告書～有明海・八代海干潟等沿岸海域の再生に向けて～」

３章 有明海・八代海等の環境等の変化

1.汚濁負荷

有機物や栄養塩の海域への流入は、赤潮や貧酸素水塊発生等の要因となる可能性があることから、1965～2013 年度までの有明海・八代海への COD、T-N 及び T-P の汚濁負荷量を算定し、経年変化について整理した。

（1）排出負荷量

家庭（生活系）、事業場（産業系）、家畜（畜産系）、山林、田畑等（自然系）といった各発生源から排出される排出負荷量を算定した。

有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P の排出負荷量は、1975～1985 年度頃が高く、徐々に減少している（図 3.1.1）。八代海の T-N については、長期的な変化傾向はみられない（図 3.1.2）。

発生源別にみると、両海域とも、COD は 1975～1985 年度頃では生活系及び産業系の割合が高いが、1990 年度頃からそれらは減少している。T-N は 1975～1985 年度頃では産業系及び自然系の割合が高かったが、産業系の割合は 1990 年度頃から減少しており、畜産系及び自然系の割合が高くなっている。T-P は、1975～1985 年度頃では生活系及び産業系の割合が高いが、産業系の割合は 1990 年度頃から減少している。

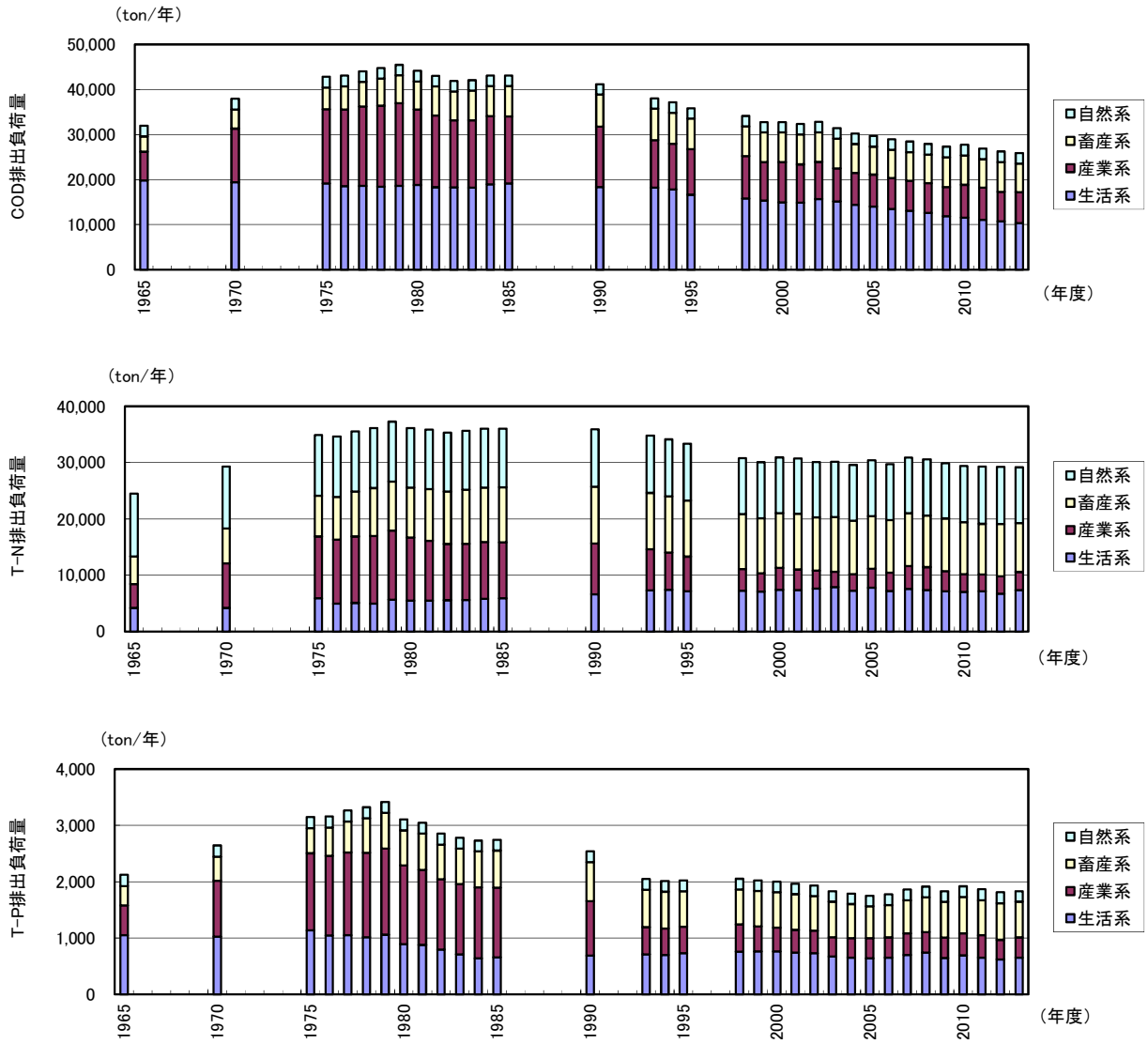


図 3.1.1　有明海への排出負荷量の経年変化

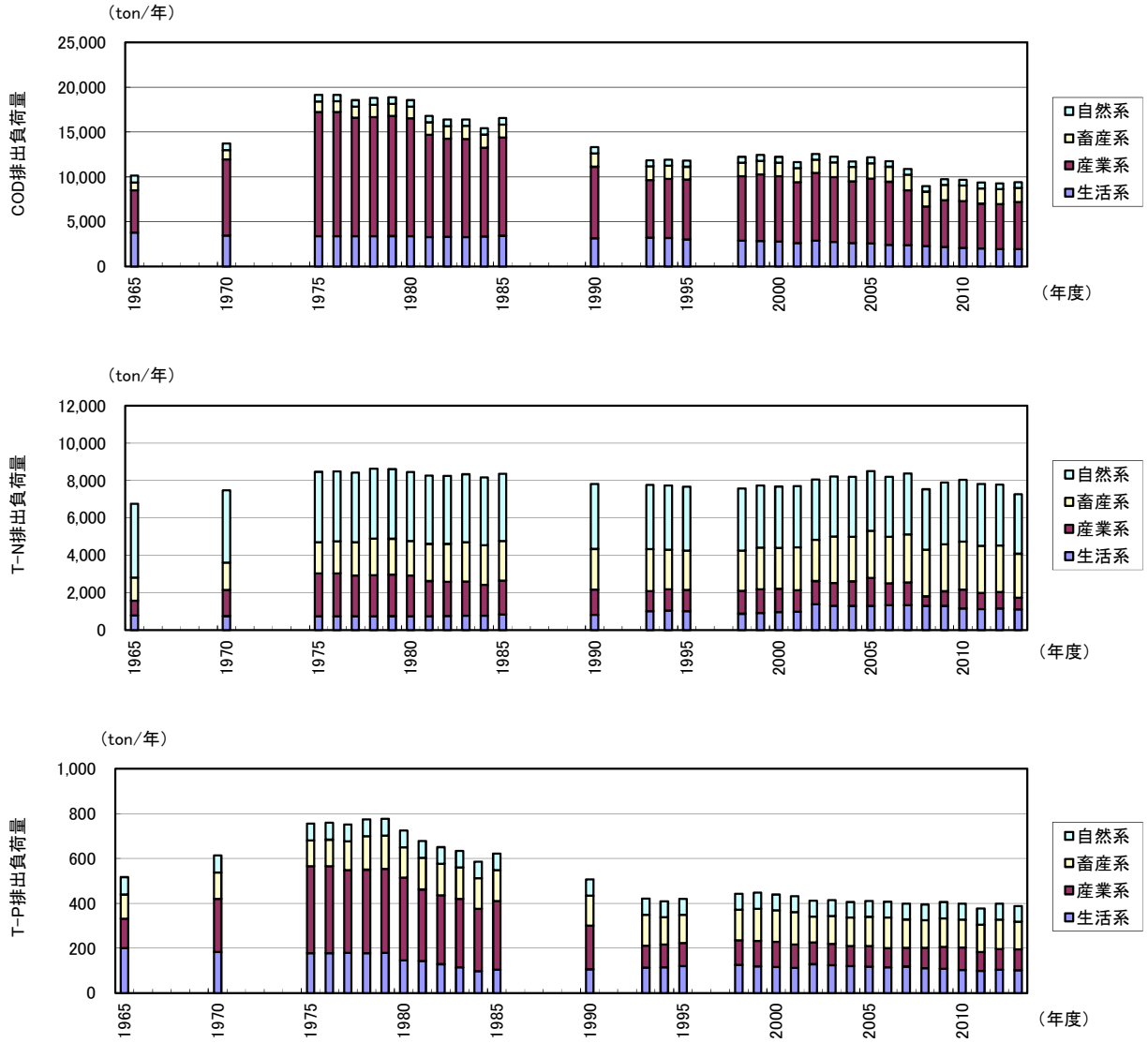


図 3.1.2　八代海への排出負荷量の経年変化

（２）陸域からの流入負荷量

陸域からの流入負荷量について、河川等を通じて有明海及び八代海に流入する負荷量を算定した。有明海及び八代海の流域図は図 3.1.3、図 3.1.4 に示すとおりである。

有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P の流入負荷量は、相対的に 1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである（図 3.1.5、図 3.1.6）。流域別にみると、有明海では筑後川流域からの流入負荷量が大きく、それぞれ全体の 29～45％(COD)、22～43％(T-N)、23～43％(T-P)程度、八代海では球磨川流域からの流入負荷量はそれぞれ全体の 21～70％(COD)、21～55％（T-N)、14～56％（T-P）程度を占めている（図 3.1.5、図 3.1.6)。

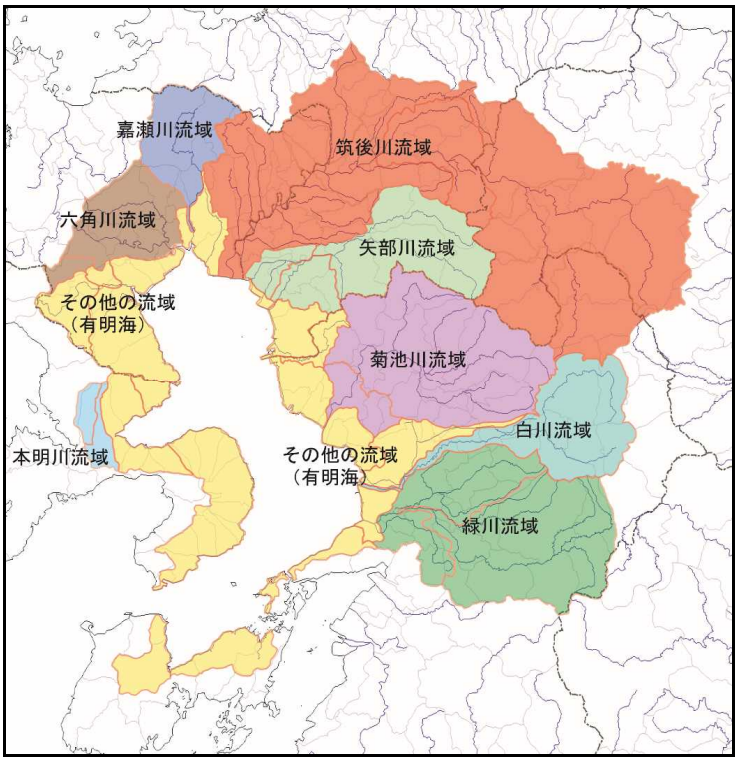


図 3.1.3　有明海の流域図

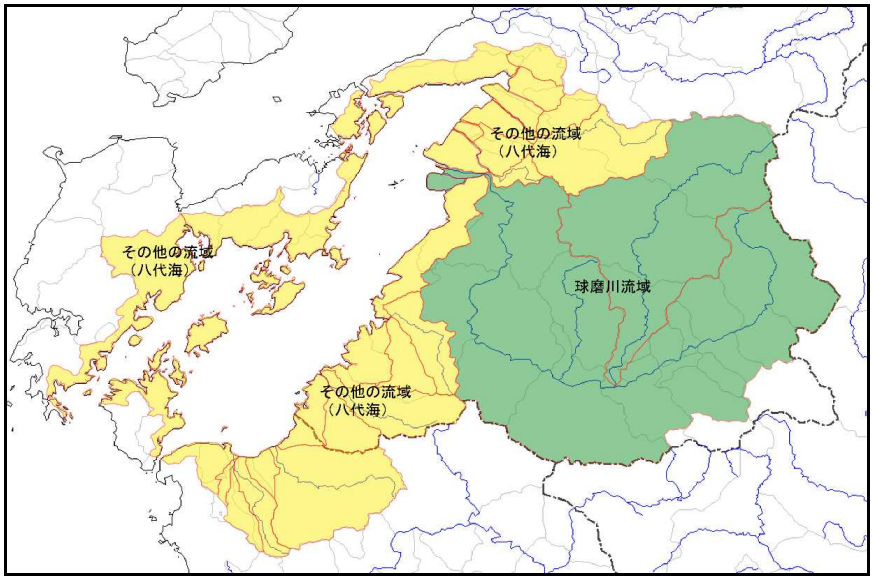
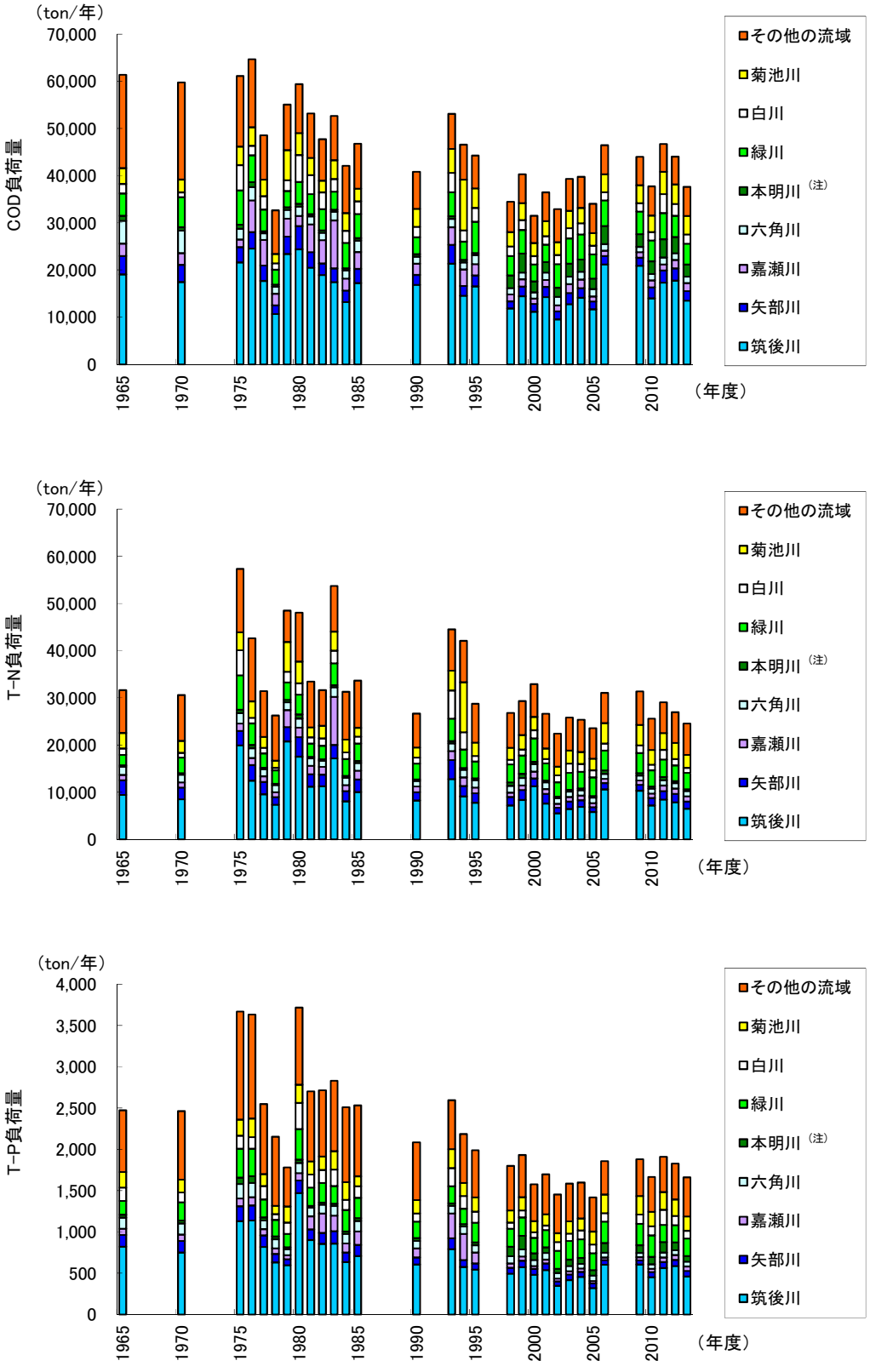


図 3.1.4　八代海の流域図



注）1995 年までは、グラフ中の「本明川」の項目に本明川流域（図 3.1.3 参照）からの負荷量を算定し、本明川流域以外から諫早湾（有明海）に流入する負荷量は「その他の流域」の一部として算定している。一方、1998 年以降は、「本明川」の項目に諫早湾干拓事業の潮受堤防排水門からの負荷量（調整池の水質と排水量より算定したもの）を記載しており、1998 年度以降は他の河川からの流入負荷量と算定方法が異なるため、河川からの負荷量と排水門からの負荷量について単純に比較できないことに留意する必要がある。

図 3.1.5　有明海への流入負荷量の経年変化

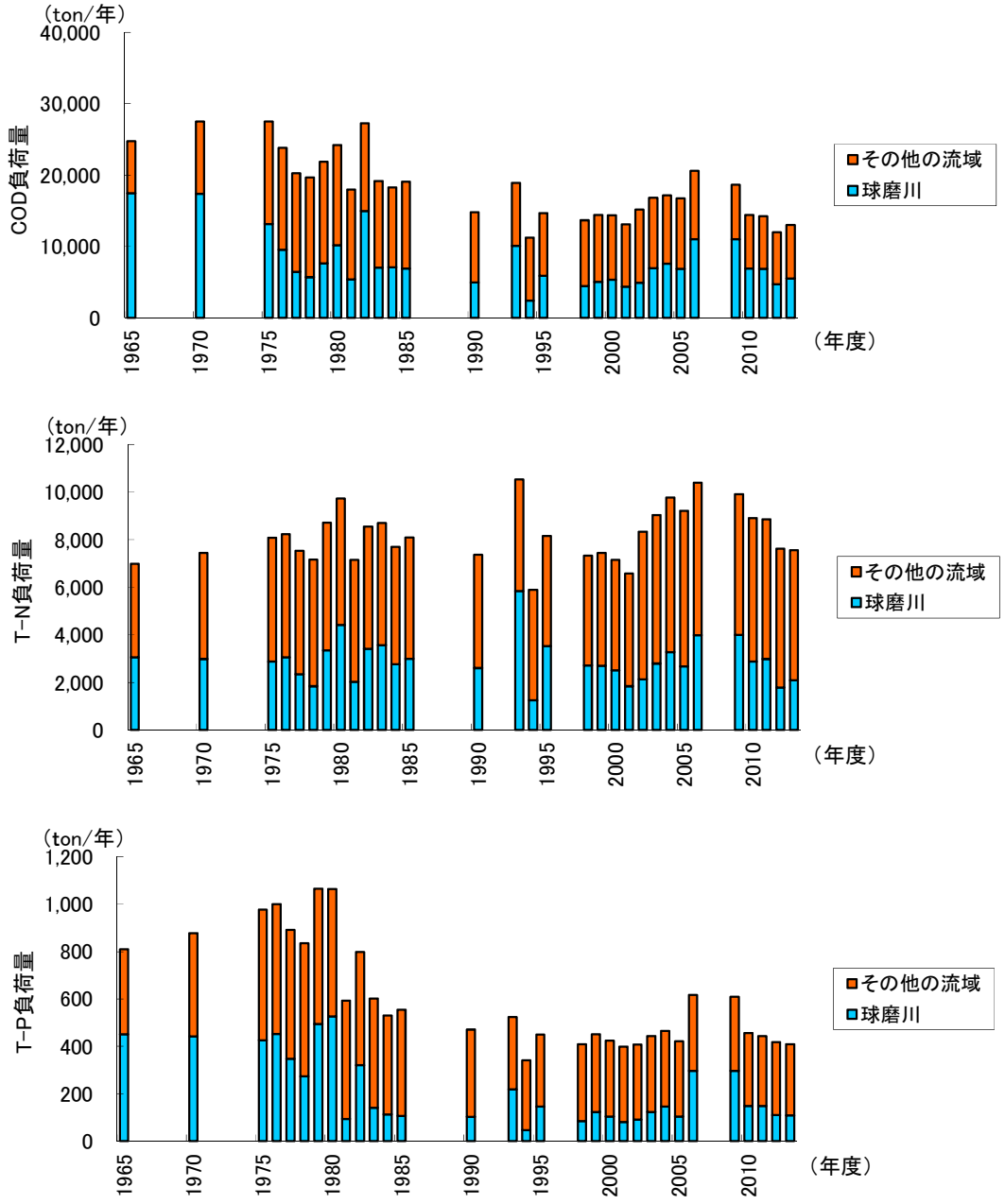


図 3.1.6　八代海への流入負荷量の経年変化

（３）海域への直接負荷量を含めた汚濁負荷量

陸域からの流入負荷量に加え、直接負荷量(降雨、ノリ養殖(酸処理剤及び施肥)、魚類養殖、底質からの溶出）を含めた海域への汚濁負荷量を算定した。

なお、本報告では、底質からの栄養塩の溶出について２つの方法(別添資料１　表４参照）で得られた溶出量の低い結果を最小値、高い結果を最大値として示している。

【有明海】

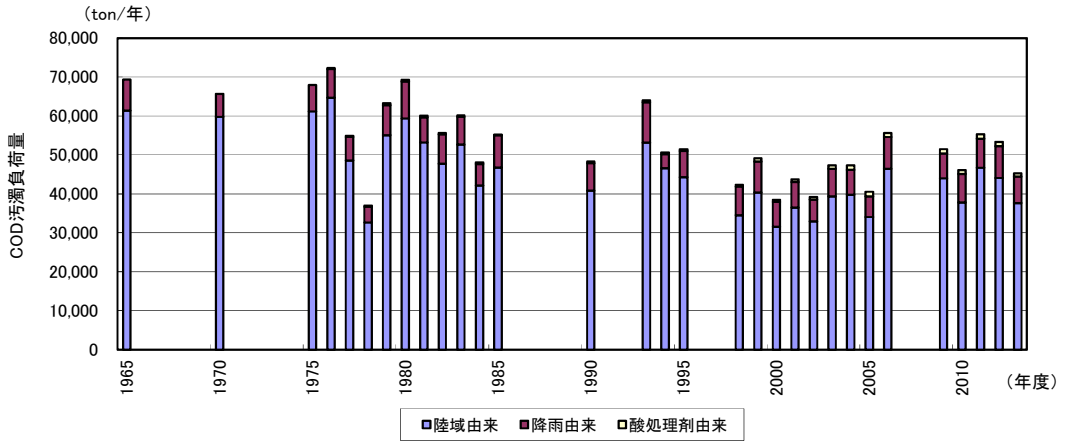
有明海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである（図 3.1.7)。

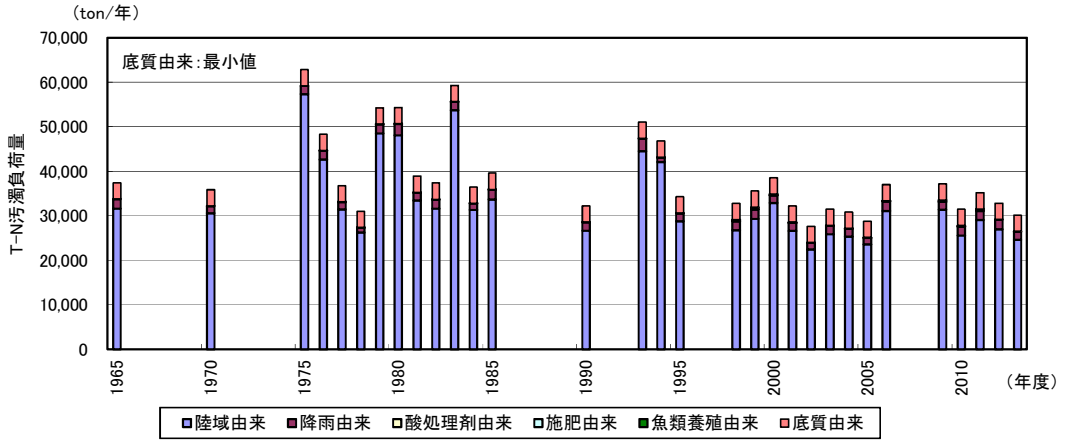
・陸域からの流入負荷量が COD、T-N では全体の 80～90%以上を占め、T-P では全体の 70～90%程度を占める。
・底質からの溶出量は、T-N では全体の 6～30%（最小値～最大値)、T-P では全体の 19%未満である。
・降雨の負荷量は、COD では全体の 7～18%、T-N では全体の 2～7%、T-P では全体の 2～4%程度である。
・ノリ養殖の負荷量は、T-P では全体の 5.9%以下、T-N では 1.2%以下、魚類養殖の負荷（T-N、T-P）は全体の 1%未満である。

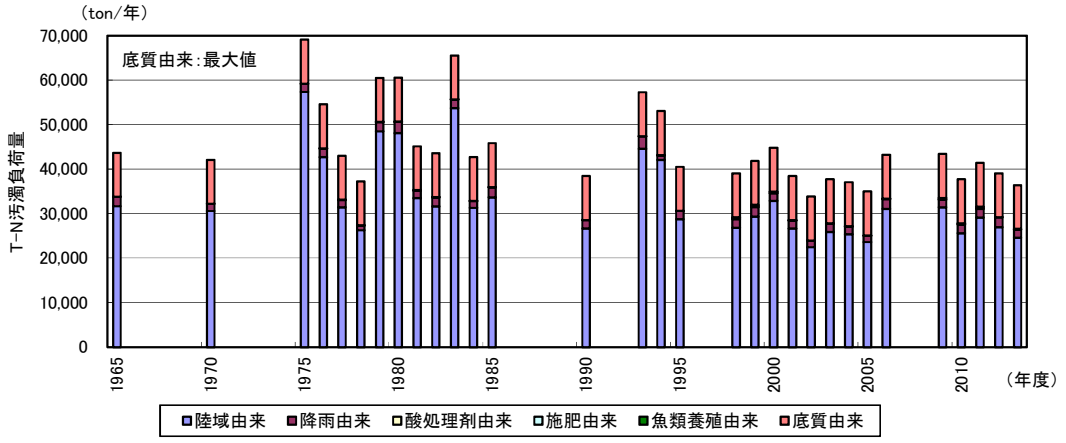
【八代海】

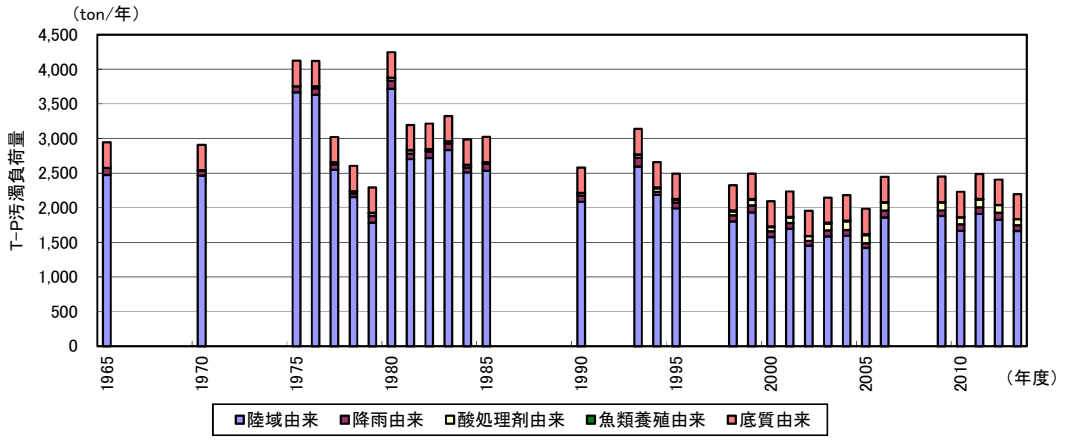
八代海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、COD は陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後は減少傾向にある。T-N 及び T-P は、2006、2009 年度頃が最大であり、2010 年度以降は 2006、2009 年度に比べやや少ない（図 3.1.8)。

・陸域からの流入負荷量が、COD では全体の 65～90%程度、T-N では全体の 35～70%程度、T-P では全体の 14～67%程度を占める。
・底質からの溶出量は、T-N では全体の 9～32%程度（最小値～最大値)、T-P では全体の 17～55%程度（最小値～最大値）である。
・降雨の負荷量は、COD では全体の 13～34%程度、T-N では全体の 5～15%程度、T-P で 2～6%程度である。
・魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31%程度、T-P では全体の 34～48%程度を占め、陸域からの流入負荷とともに大きな負荷源となっている。



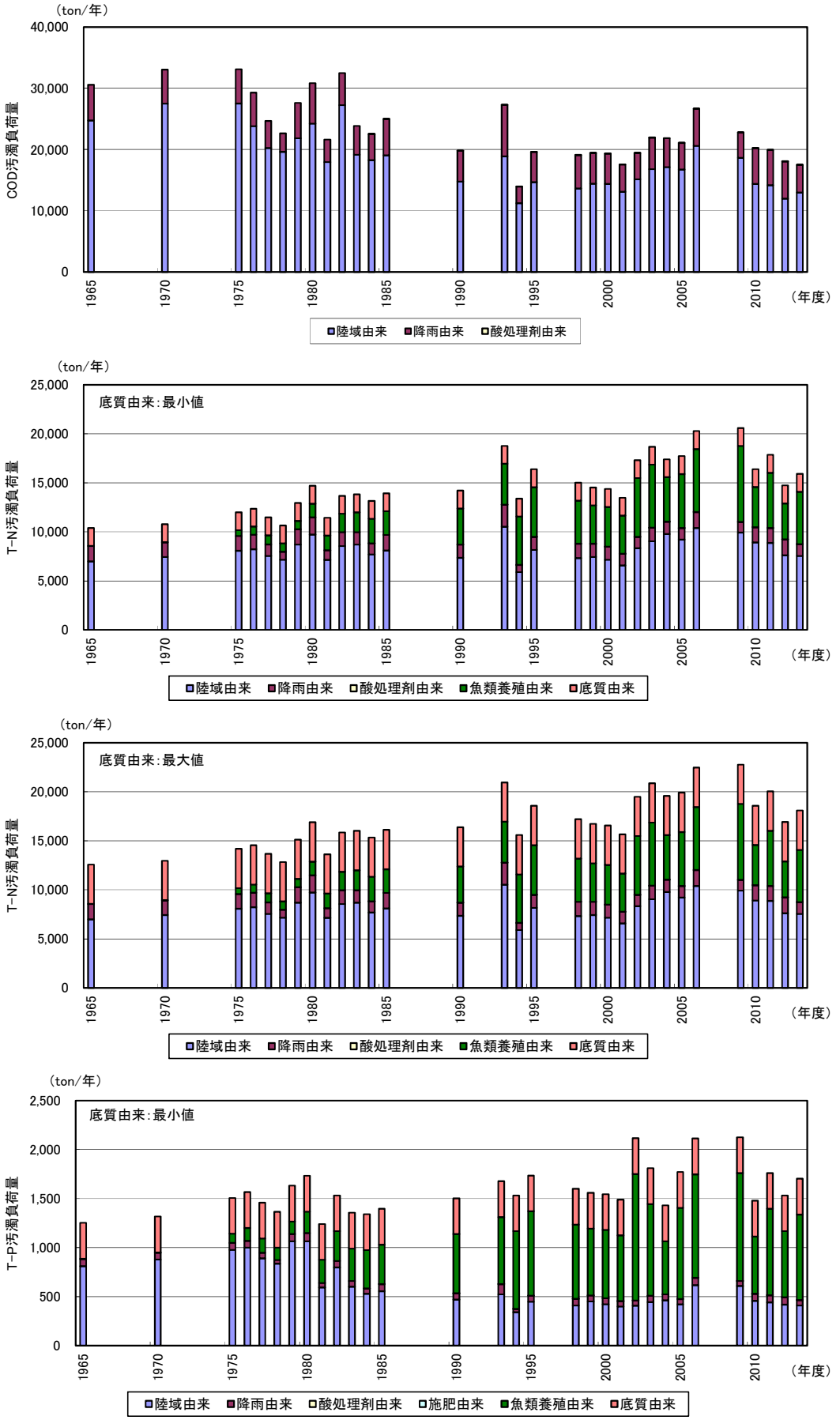






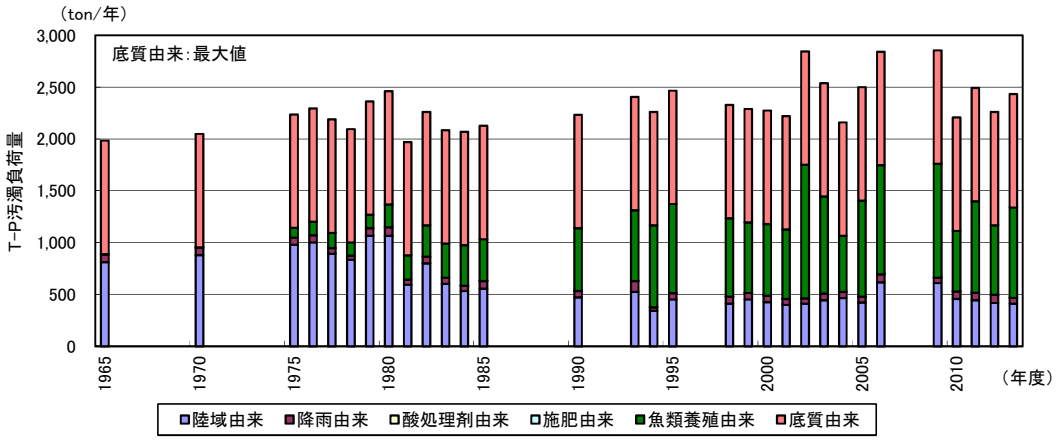
注）T-N は底質からの N の溶出調査結果の最小値と最大値

図 3.1.7　有明海への直接負荷を含めた汚濁負荷量の経年変化



注）T-N は底質からの N の溶出調査結果の最小値と最大値、T-P は底質からの P の溶出調査結果の最小値

図 3.1.8（1）　八代海への直接負荷を含めた汚濁負荷量の経年変化
（COD、T-N、T-P：底質由来最小値）

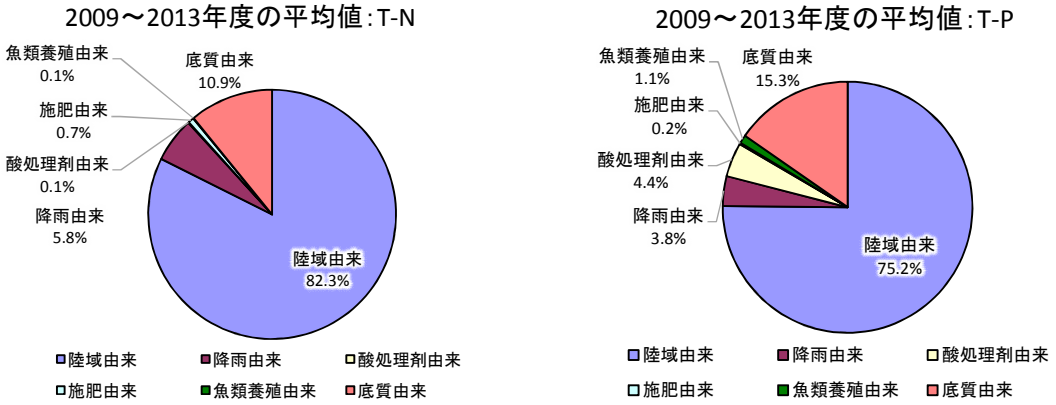


注）T-P は底質からの P の溶出調査結果の最大値

図 3.1.8（2）　八代海への直接負荷を含めた汚濁負荷量の経年変化

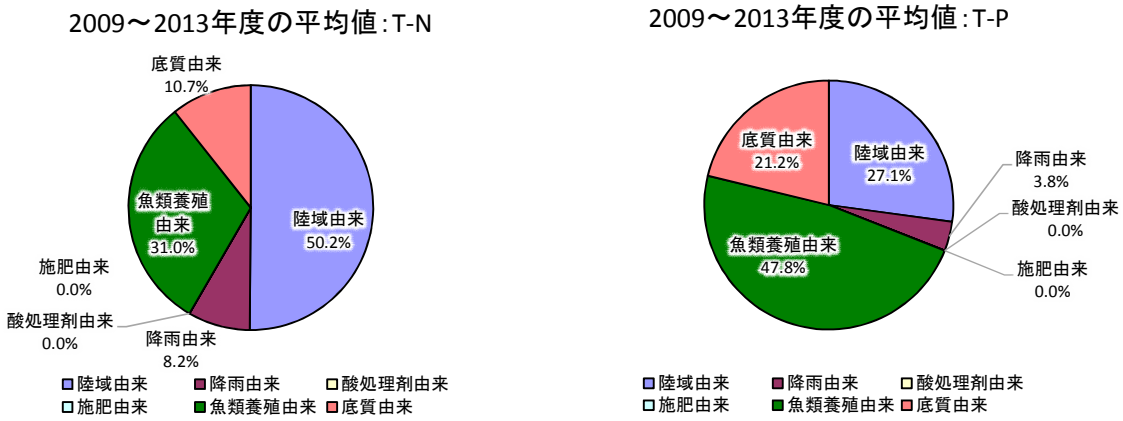
（T-P：底質由来最大値）

海域への直接負荷量を含めた汚濁負荷量について、直近 5 年（2009～2013 年度）平均値の構成を示した（図 3.1.9、図 3.1.10）。



注）T-N の底質由来（底質からの溶出）の負荷量は最小値を用いている。

図 3.1.9　有明海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量の割合



注）底質由来（底質からの溶出）の負荷量は最小値を用いている。

図 3.1.10　八代海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量の割合

（４）まとめ

有機物や栄養塩の海域への流入は、赤潮や貧酸素水塊発生等の要因となる可能性があることから、1965～2013 年度までの有明海・八代海への COD、T-N 及び T-P の汚濁負荷量を算定し、経年変化について整理した。

家庭（生活系）、事業場（産業系）、家畜（畜産系）、山林、田畑等（自然系）といった各発生源から排出される排出負荷量を算定した。有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P は、1975～1985 年度頃が高く、徐々に減少している。八代海の T-N については、長期的な変化傾向はみられない。

陸域からの流入負荷量について、河川等を通じて有明海及び八代海に流入する負荷量を算定した。有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P の流入負荷量は、相対的に 1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである。

陸域からの流入負荷量に加え、直接負荷量（降雨、ノリ養殖（酸処理剤及び施肥）、魚類養殖、底質からの溶出）を含めた有明海・八代海への汚濁負荷量を算定した。

有明海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである。

- 陸域からの流入負荷量が COD、T-N では全体の 80～90％以上を占め、T-P では全体の 70～90％程度を占める。
- 底質からの溶出量は、T-N では全体の 6～30％（最小値～最大値）、T-P では全体の 19％未満である。
- 降雨の負荷量は、COD では全体の 7～18％、T-N では全体の 2～7％、T-P では全体の 2～4％程度である。
- ノリ養殖の負荷量は、T-P では全体の 5.9％以下、T-N では 1.2％以下、魚類養殖の負荷（T-N、T-P）も全体の１％未満である。

八代海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、COD は陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後は減少傾向にある。T-N 及び T-P は、2006、2009 年度頃が最大であり、2010 年度以降は 2006、2009 年度に比べやや少ない。

- 陸域からの流入負荷量が、COD では全体の 65～90％程度、T-N では全体の 35～70％程度、T-P では全体の 14～67％程度を占める。
- 底質からの溶出量は、T-N では全体の 9～32％程度（最小値～最大値）、T-P では全体の 17～55％程度（最小値～最大値）である。
- 降雨の負荷量は、COD では全体の 13～34％程度、T-N では全体の 5～15％程度、T-P で 2～6％程度である。
- 魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31％程度、T-P では全体の 34～48％程度を占め、陸域からの流入負荷とともに大きな負荷源となっている。

別添資料１：汚濁負荷算定方法

1.汚濁負荷量の算定項目

海域への汚濁負荷量の算定項目は、COD、T-N 及び T-P とした。

2.汚濁負荷量の算定年度

海域への汚濁負荷量の算定年度は、表１に示すとおりであり、33 ヶ年とした。

表１　海域への汚濁負荷量の算定年度

年度	算定年度	年度	算定年度	年度	算定年度	年度	算定年度	年度	算定年度
1965	○	1975	○	1985	○	1995	○	2005	○
1966		1976	○	1986		1996		2006	○
1967		1977	○	1987		1997		2007	○
1968		1978	○	1988		1998	○	2008	○
1969		1979	○	1989		1999	○	2009	○
1970	○	1980	○	1990	○	2000	○	2010	○
1971		1981	○	1991		2001	○	2011	○
1972		1982	○	1992		2002	○	2012	○
1973		1983	○	1993	○	2003	○	2013	○
1974		1984	○	1994	○	2004	○		

3.海域への汚濁負荷量の算定方法

（１）排出負荷量

全流域について原単位法で算定した。原単位の設定は表２に示すとおりである。

（２）陸域からの流入負荷量

陸域からの流入負荷量は表２のとおり算定した。一級河川の水質基準点より上流域については水質と月平均流量の積、水質基準点より下流域及びその他の流域については原単位法で算定した。各河川の水質基準点は表３に示すとおりである。

表 2　陸域からの流入負荷量の算定方法

区分		1965～2001 年度	2002 年度以降
基準点上流（一級河川）		各月の水質と月平均流量から、河川ごとに負荷量を算定	各月の水質と月平均流量から、河川ごとに負荷量を算定
基準点下流・その他の流入域	生活系	「平成 13･14 年度有明海海域環境調査（国土総合開発事業調整費調査)」（国土交通省等）の原単位等を用い、過去の原単位を推定し、各系のフレーム値を乗じて算定 ※八代海の産業系は、2002 年度以降の「発生負荷量調査」の結果を踏まえ、有明海と同様の方法で算定	「発生負荷量調査」（環境省）で用いられた原単位を用い、各系のフレーム値を乗じて算定
	産業系		
	畜産系	「発生負荷量調査」（環境省）で用いられた原単位を用い、各系のフレーム値を乗じて算定	
	自然系		

注）1998 年度以降、本明川及びその他の流域から諫早湾干拓調整池を通じて潮受堤防排水門から諫早湾（有明海）へ流入する負荷量については、流入負荷量を（潮受堤防排水門近傍での調整池の水質×潮受堤防排水門からの排水量）により算定しており、1998 年度以降は他の河川からの流入負荷量と算定方法が異なるため、河川からの負荷量と排水門からの負荷量について単純に比較できないことに留意する必要がある。

表 3　各河川の水質基準点

河川名	水質基準点	河川名	水質基準点
筑後川	瀬ノ下	矢部川	船小屋
嘉瀬川	川上 官人橋	六角川	潮見橋
本明川	鉄道橋（1995 年度まで）	緑川	城南
白川	代継橋	菊池川	白石
球磨川	横石		

（3）海域への直接汚濁負荷量

ア）海域への直接汚濁負荷源の分類

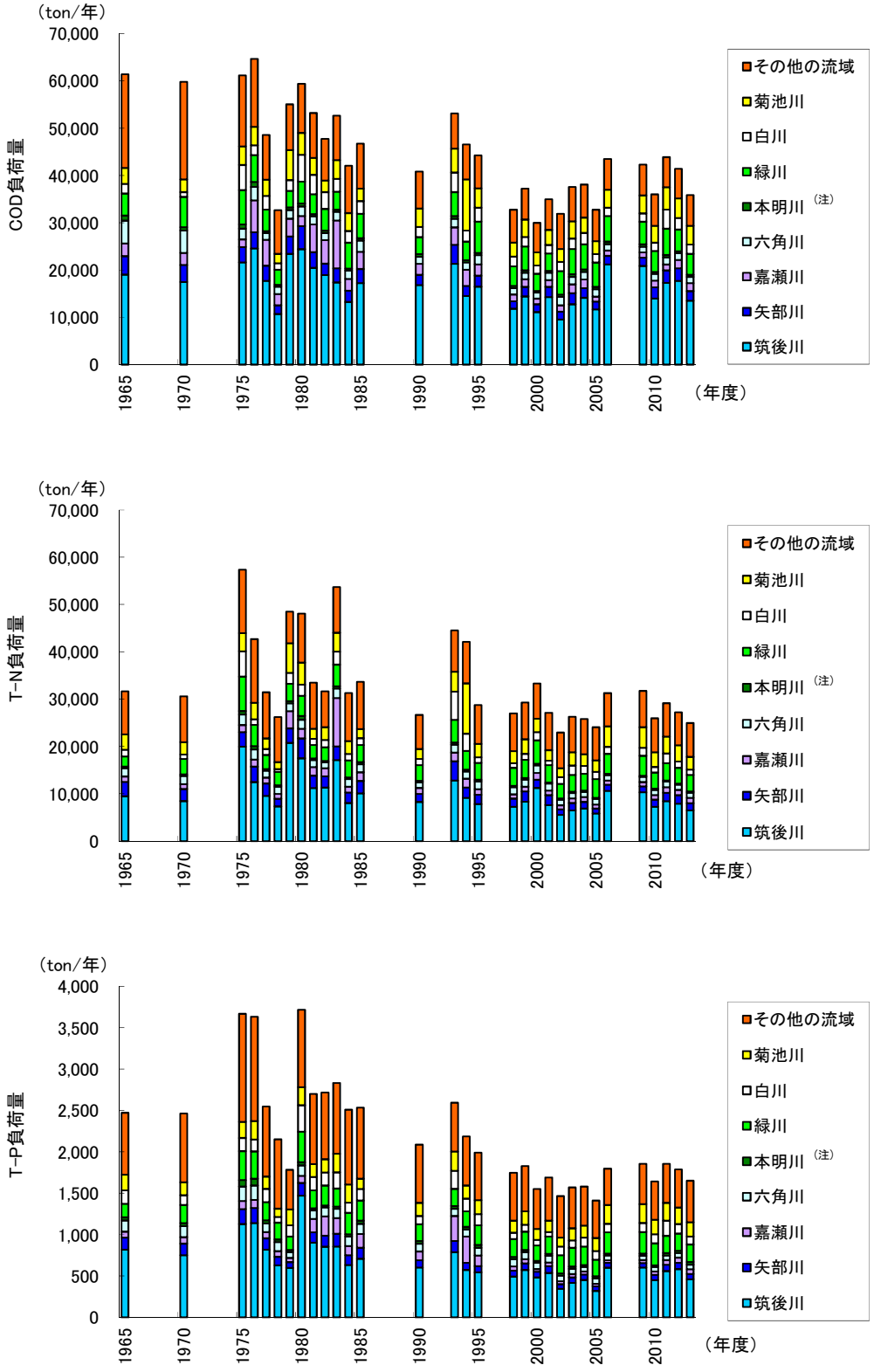
●降雨による負荷
●ノリ養殖で使用する酸処理剤による負荷
●ノリ養殖で使用する施肥による負荷
●魚類養殖の飼料による負荷
●底質からの溶出による負荷

イ）海域への直接汚濁負荷量の算定方法

表 4　海域への直接汚濁負荷量の算定方法

汚濁負荷源	算定方法
降雨	負荷量=年間平均降水量×海面面積×単位体積当たりの負荷量 ※　年間平均降水量：有明海、八代海の各沿岸域の気象観測所の各年の降水量の平均。 ※　海面面積：有明海 1,700km^2、八代海 1,200km^2 ※　単位体積当たりの負荷量:「流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説（平成 11 年版)」の降雨の原単位と有明海、八代海の各沿岸域の気象観測所の平年値から導いた負荷量
ノリ養殖（酸処理剤）	負荷量=酸処理剤の使用量（t/年）×COD、T-N 及び T-P の含有率 ※　酸処理剤の使用量： 関係県より入手（使用量が不明な年度については、酸処理剤の使用量がノリ収穫量に依存すると仮定して算出） ※　酸処理剤の COD、T-N 及び T-P の含有率： 関係県から入手した情報、有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会及び既存資料をもとに設定
ノリ養殖（施肥）	【佐賀県で 1998 年度より実施：T-N のみ】 佐賀県資料を基に設定。ただし、使用量が不明な 1998 年度はノリの収穫量より推定
魚類養殖の飼料	【T-N、T-P のみ】 環境省調査（発生負荷量等算定調査）における「生産量」「増肉係数」「飼料構成比」「窒素・りん含有率」により、魚種別に以下の算定式から求めた。 算定発生負荷量[kg/日]＝生産量[t/年]×（増肉係数-1） ×（生餌構成比×生餌 NP 含有率＋配合飼料構成比 ×配合飼料 NP 含有率）÷年度内日数注)×1000 注)年度内日数　平年:365 日、閏年:366 日 ※2001 年度以前について、「増肉係数」「飼料構成比」「窒素・りん含有率」は 2001～2013 年の平均値、「生産量」は「農林水産統計年報（ブリ、たい類、その他魚類)」より設定
底質からの溶出	【T-N、T-P のみ】 環境省調査（有明海及び八代海の底質を用いた溶出調査）から各海域において、コアサンプル法、数理モデル法の 2 つの方法で求めた溶出量で設定。 ※「有明海における底泥からの栄養塩類溶出把握実態調査　報告書」(2004 年 3 月、環境省)、「八代海における底泥からの栄養塩類溶出把握実態調査　報告書」(2005 年 3 月、環境省) ※底質からの溶出量は上記調査結果しかなく、毎年算出できないため、全ての年で同じとした。

（参考）「図 3.1.5 有明海の流入負荷量の変遷」について、図 3.1.3 に示す各流域から有明海等に流入する負荷量を算定した場合の結果を示す。



有明海の流入負荷量の変遷（各流域からの負荷量として算定）

注）グラフ中の「本明川」には本明川流域（図 3.1.3 参照）からの負荷量を算定し、本明川流域以外から諫早湾に流入する負荷量は「その他の流域」の一部として算定した。

2. 河川からの土砂流入

河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の細粒化の要因になる可能性があることから、有明海及び八代海に流入する代表的な河川について、その流況と海域に流入する土砂量に関する情報を整理した。海域に流入する土砂量について経年的な実測データが無いことから、流入土砂量に影響を与えると考えられる砂利採取等の量や河床変動等について経年変化を整理した。

有明海及び八代海に流入する河川は各々100 河川、47 河川あり（表 3.2.1、図 3.2.1）、海域へ流入する河川の流域面積に占める割合は、有明海では筑後川、八代海では球磨川が最も大きい。

表 3.2.1　有明海、八代海の流入河川の流域面積

種別		名称等	流域面積（㎢）	種別		名称等	流域面積（㎢）
一級河川	有明海流入 8河川	筑　後　川	2,860	二級河川	有明海流入 92河川	福　岡　県（ 4河川）	1,209.69
		緑　　川	1,100			佐　賀　県（28河川）	
		菊　池　川	996			長　崎　県（36河川）	
		矢　部　川	647			熊　本　県（24河川）	
		白　　川	480		八代海流入 46河川	熊　本　県（42河川）	1,091.08
		嘉　瀬　川	368			鹿児島県（ 4河川）	
		六　角　川	341	有明海		100河川	8,250.69
		本　明　川	249	八代海		47河川	2,971.08
	八代海流入	球　磨　川	1,880	合計		147河川	11,221.77

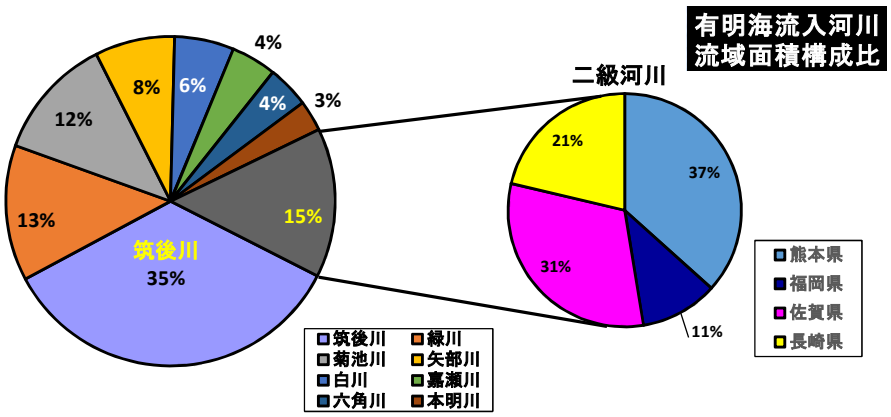


図 3.2.1　有明海流入河川流域面積構成比

出典：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」を改変

（1）河川の流況及び河床変動等の変化

ア）筑後川

有明海の代表河川である筑後川の概要は、流域面積 2,860km^2、幹川流路延長 143km、平均年間総流量 36.6 億 m^3（最大 66.3 億 m^3、最小 16.5 億 m^3：1973（昭和 48）～2014（平成 26）年）、低水流量約 47m^3/s、流域内人口約 109 万人（1995 年度末）である。

筑後大堰の築造は、固定堰の撤去と河道掘削により洪水流下能力を 6,000m^3/s から 9,000m^3/s に増大させるとともに、新規利水として 0.35m^3/s を開発した。可動堰化により洪水時は流下を阻害せず、平水時は塩水の流入を阻止して安定した取水を可能とした。流域外への導水量（水道用水）年間 7,000 万～9,000 万 m^3 は、年間総流量に比して少なく、取水された農業用水（域内導水）も有明海に戻る。筑後大堰の全開回数は年平均 3.8 回（流入量 1,000m^3/s 以上の洪水時に全開）であり、これにより堰上流の堆砂を解消している。筑後川の年間総流量は降水量に応じて変化しているが、年間総流量の変化に単調な増減傾向は認められない（図 3.2.2）。

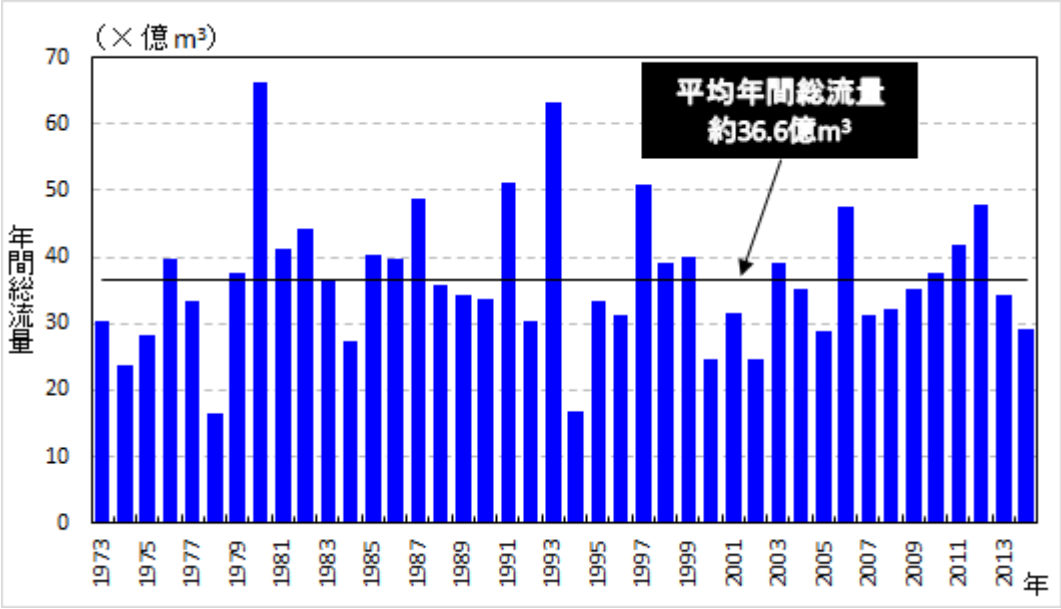


図 3.2.2　筑後川（瀬の下）の年間総流量の推移

出典：国土交通省「水文水質データベース」をもとに環境省が作成した。

筑後川の河床は、1953（昭和 28）年を基準として 50 年間で約 3,400 万 m^3 分低下し、その内訳は、砂利採取 2,490 万 m^3、河川改修 500 万 m^3、ダム堆砂 260 万 m^3、干拓利用 160 万 m^3 であり（図 3.2.3）、1970（昭和 45）年以降では約 1,200 万 m^3 分の低下がみられた。砂利採取により河床材料が変化し、下流部（河口から 0～22km）ではシルト・粘土の増加と細砂・粗砂の減少、上流部では礫の増加がみられる（図 3.2.4）。

2010 年度の筑後川下流河道における柱状コアサンプリング調査によれば、河床には砂と粘性土が複雑な互層構造で分布しており、洪水時だけでなく平水時にも河床を砂が移動していると推定されている。（図 3.2.5）。

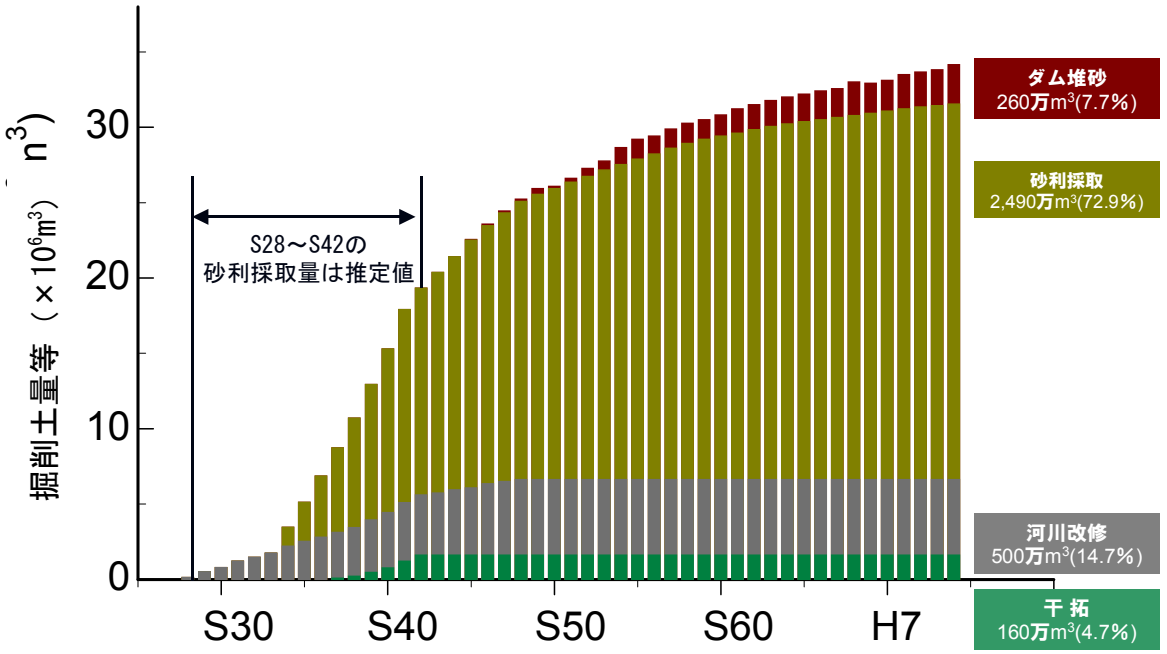


図 3.2.3　河川（筑後川）からの土砂の持出し等の累積値

出典：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」

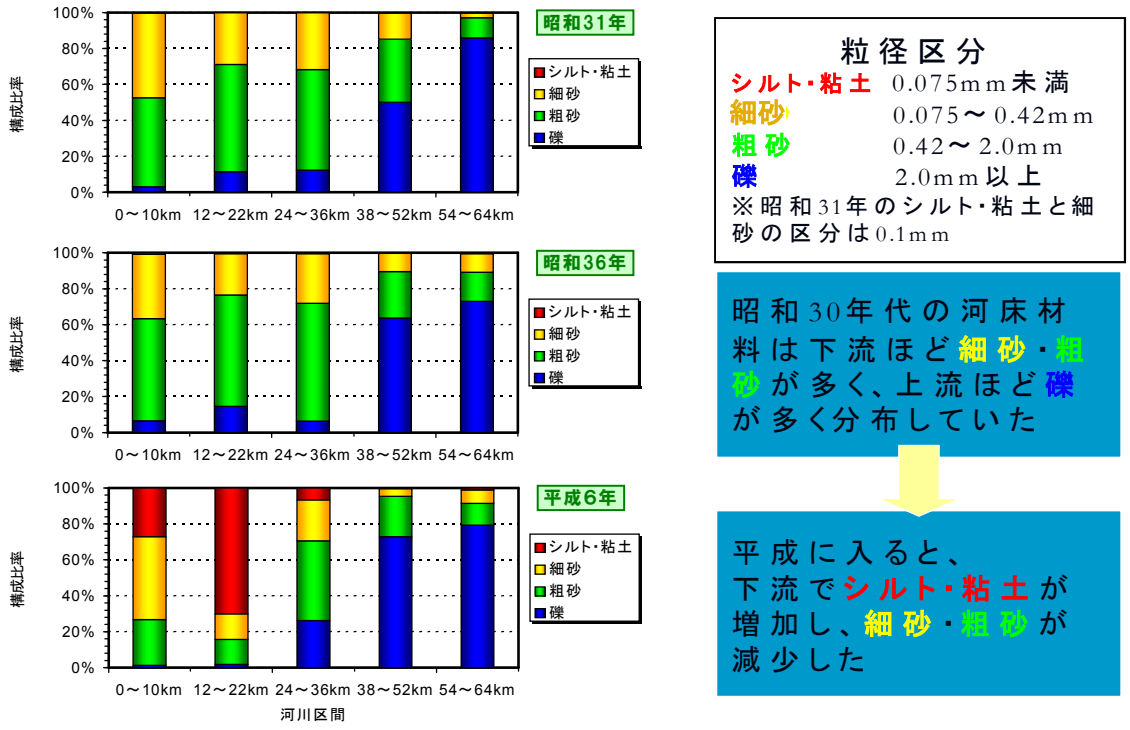


図 3.2.4　筑後川の河床材料の変化

出典：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」

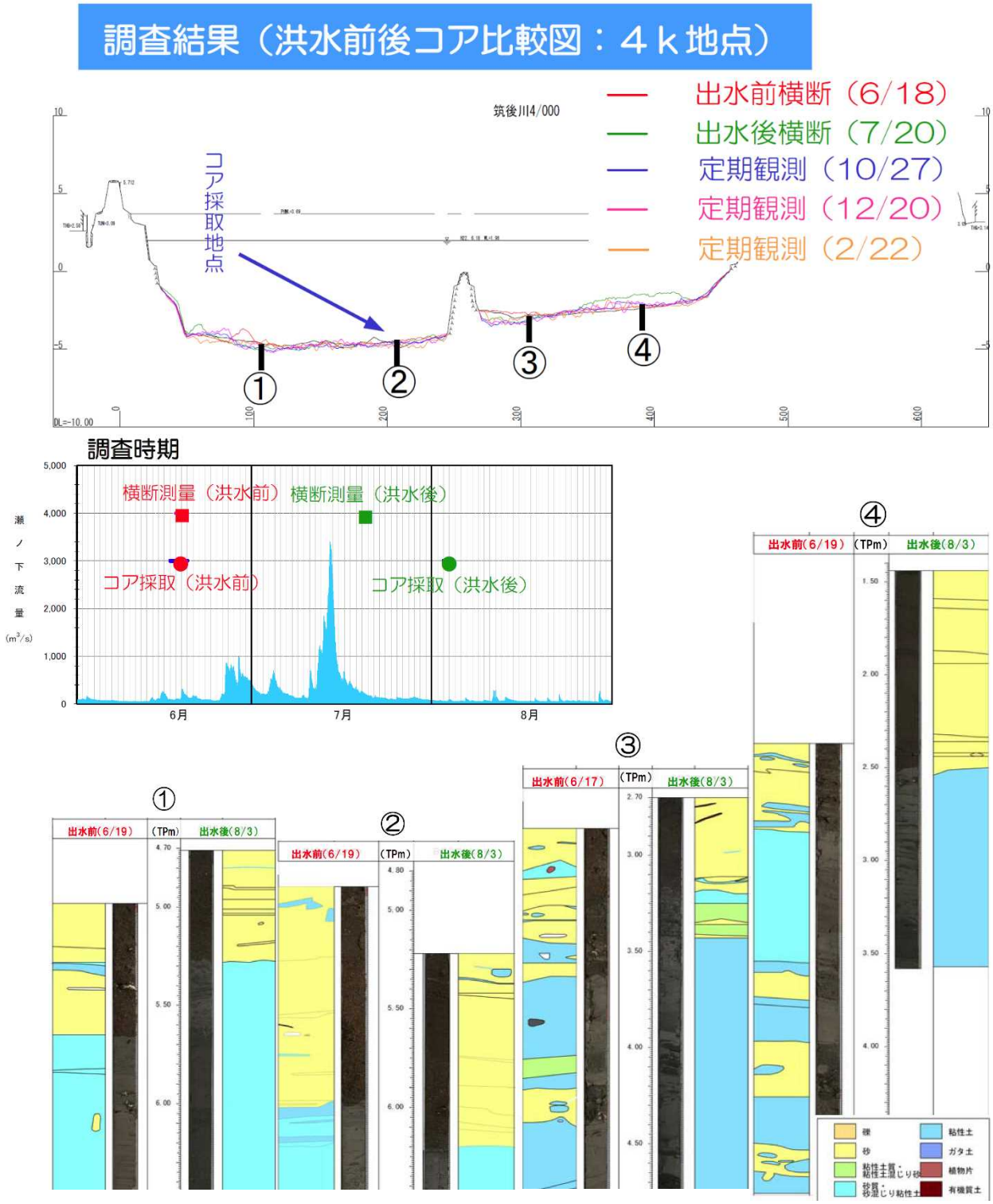


図 3.2.5　筑後川の河床材料の変化

出典：国土交通省九州地方整備局（2012）「第 29 回有明海・八代海等総合調査評価委員会 資料 3-2 『土砂に関する知見の蓄積』に関する報告」

1953（昭和 28）年からの河床変動をみると、砂利採取によって下流側の河道が緩やかな勾配となり（図 3.2.6）、筑後川からの土砂流入が減少（河川の運搬能力の低下）するとともに、海から筑後川へのガタ土の流入が増大した可能性が推定される。

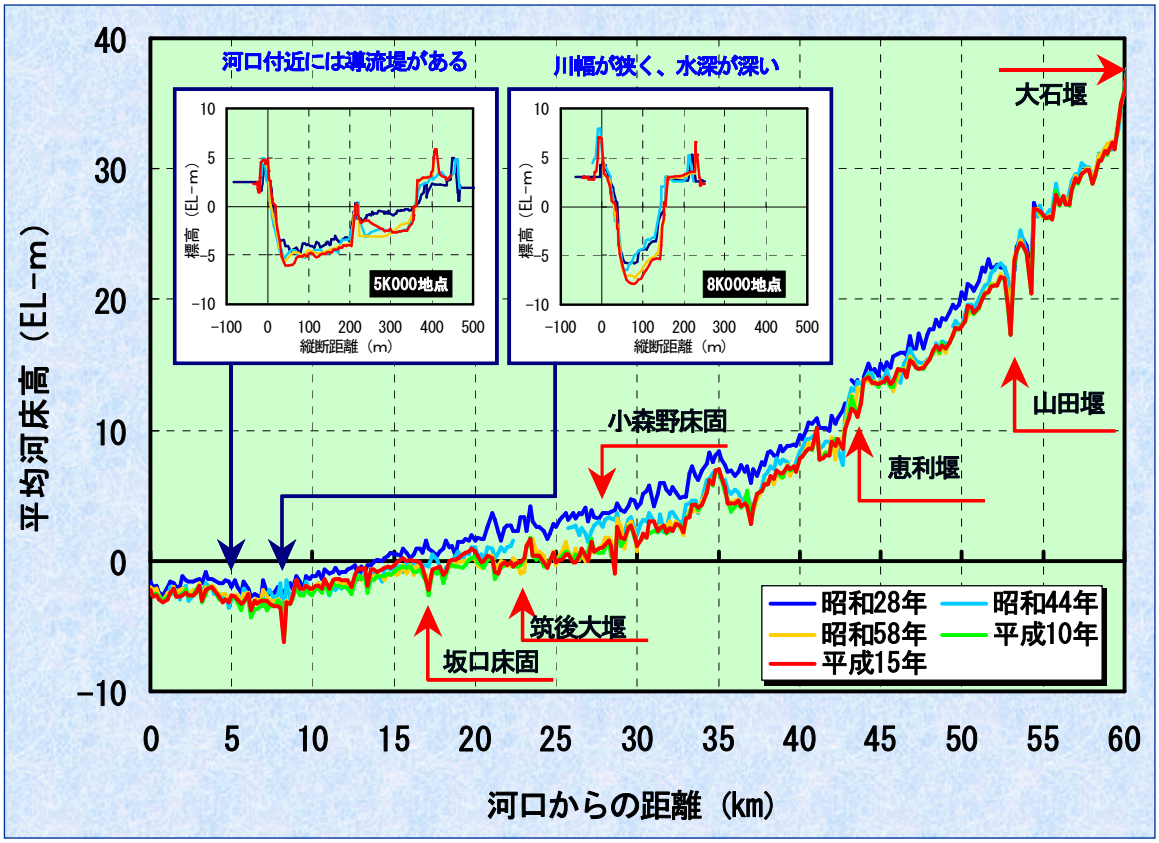


図 3.2.6　筑後川の平均河床高の変動状況

出典：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」

イ）六角川

国土交通省（2009）によると、有明海湾奥部に流入する河川である六角川（牛津川）の河床は、順流区間において、多少のばらつきがあるものの、概ね安定している[1)]。感潮区間においては、洪水と有明海の潮汐の影響により、ガタ土が移動し、河床が洗掘・堆積を繰り返しているものの、経年的な変化は小さく、概ね安定している（図 3.2.7～図 3.2.10）。

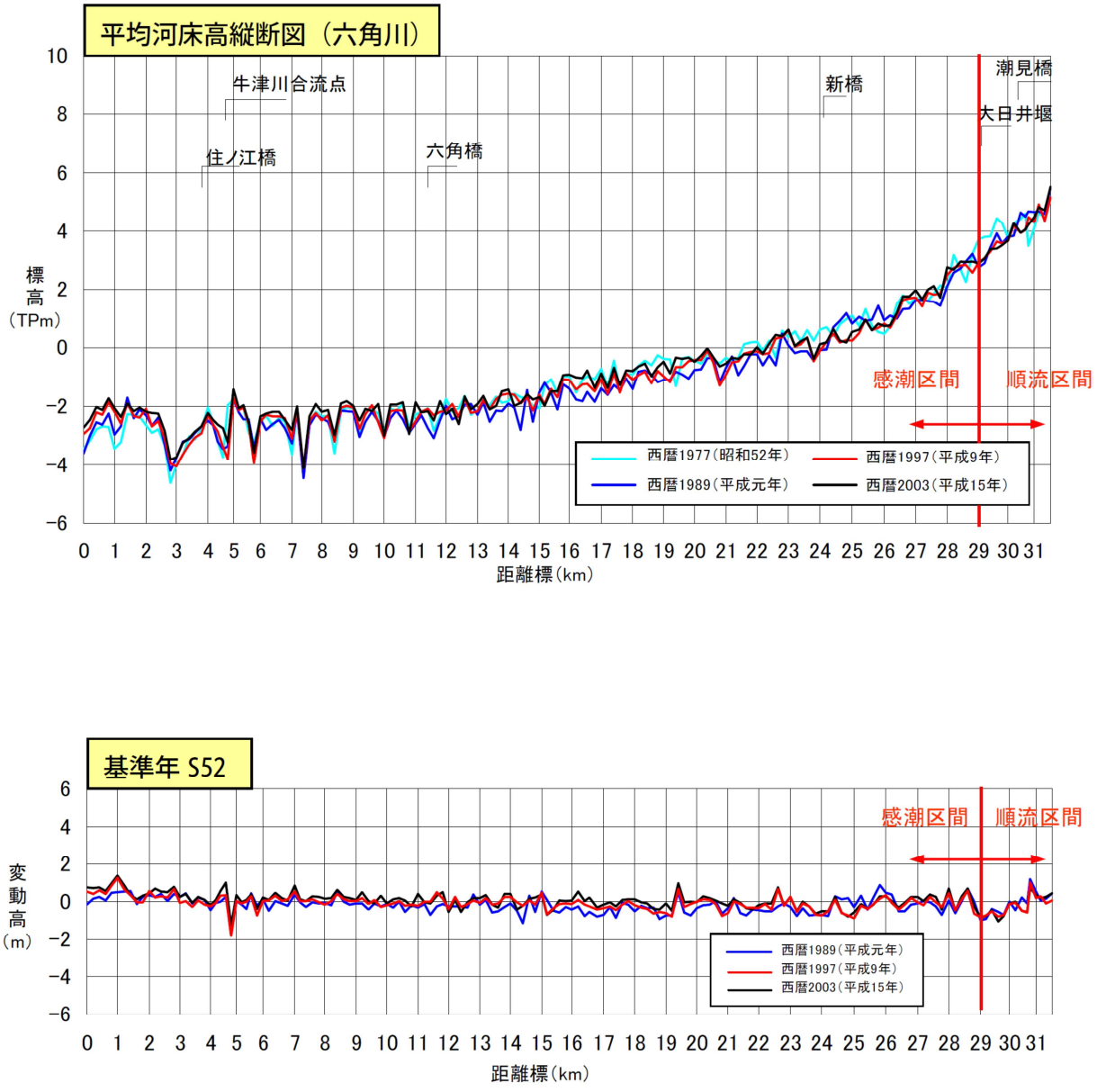


図 3.2.7　六角川の平均河床高の推移

出典：国土交通省河川局（2009）「六角川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

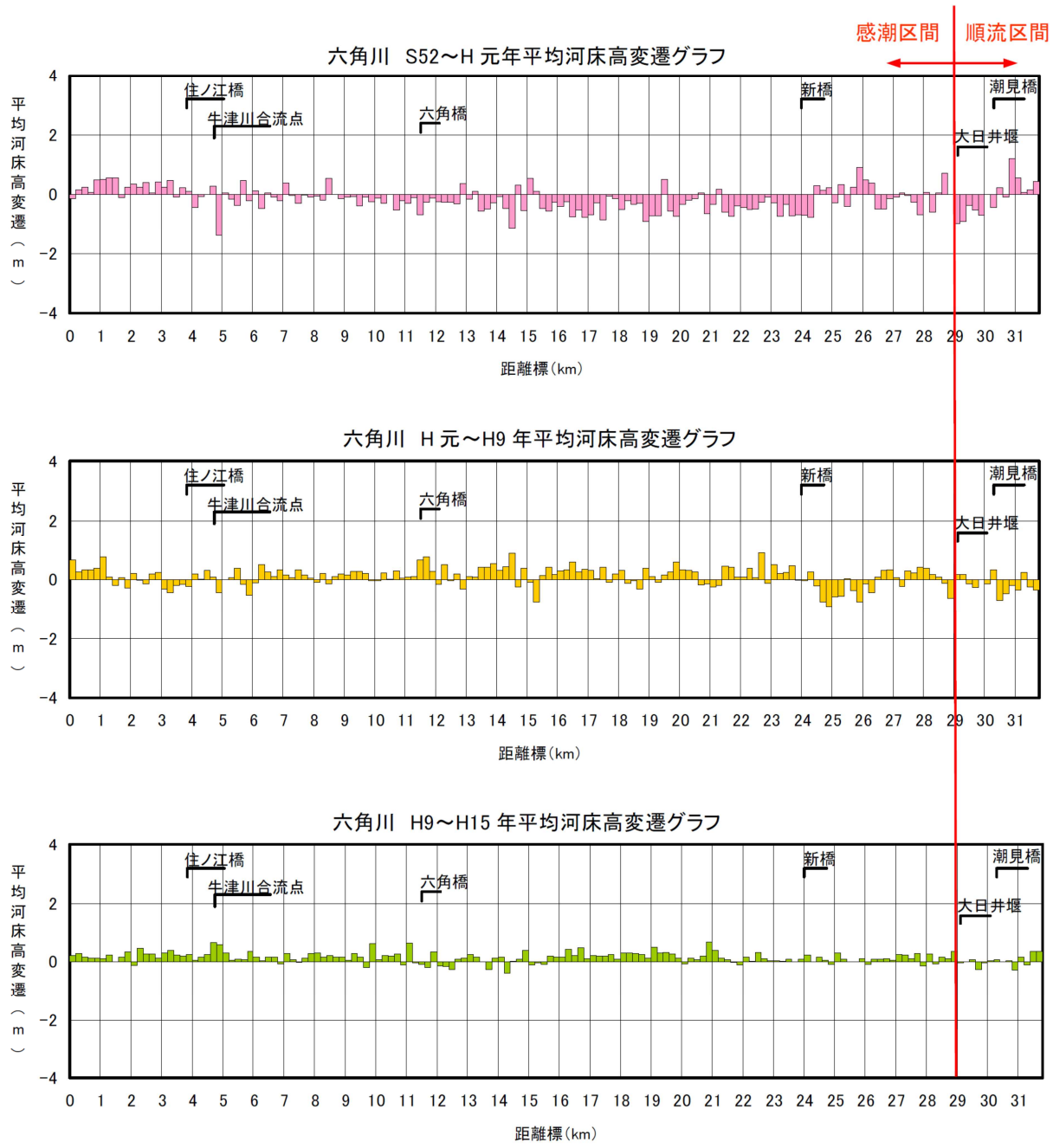


図 3.2.8　六角川の平均河床高の変遷（年代別）

出典：国土交通省河川局（2009）「六角川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

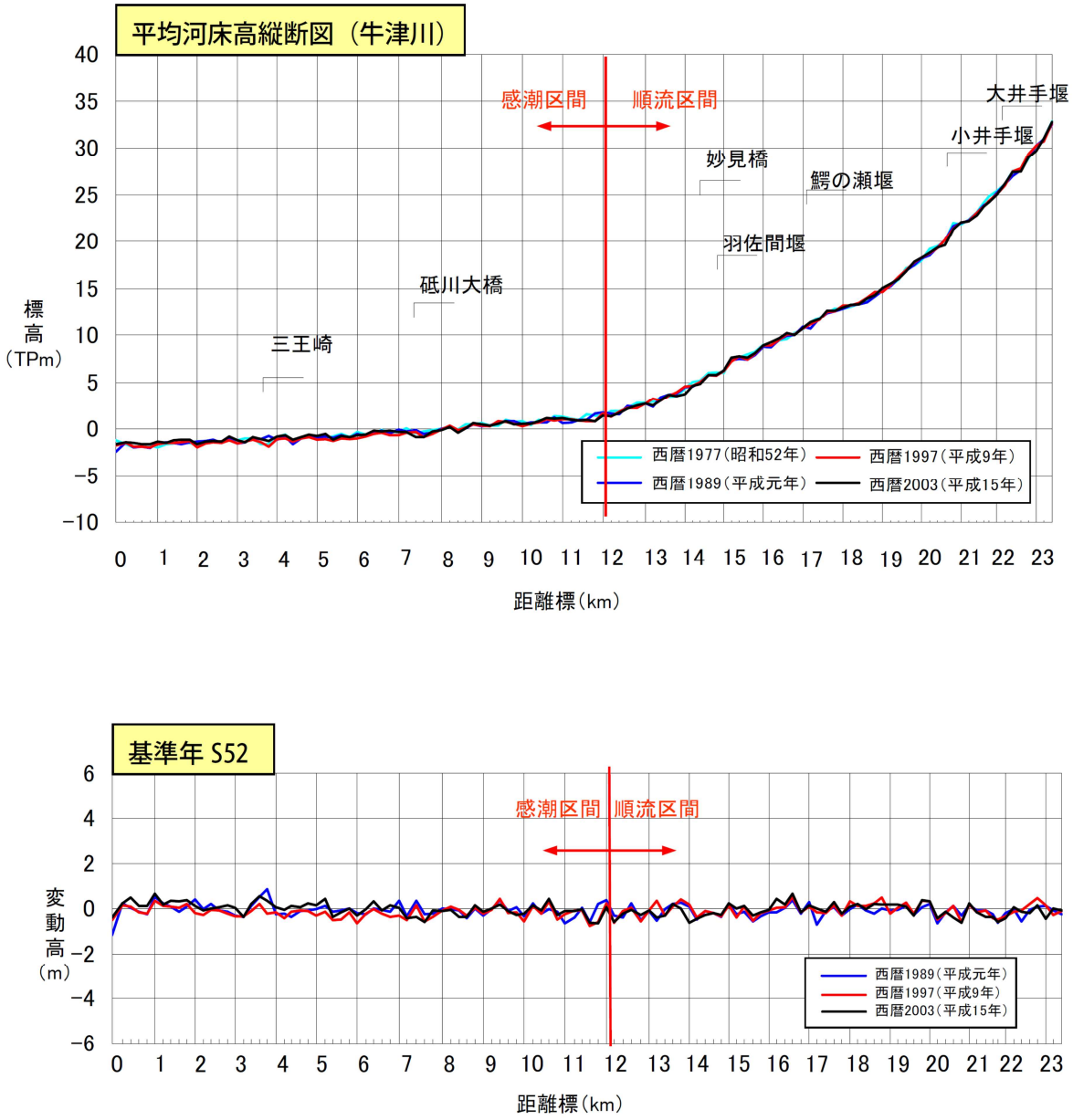


図 3.2.9　牛津川の平均河床高の推移

出典：国土交通省河川局（2009）「六角川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

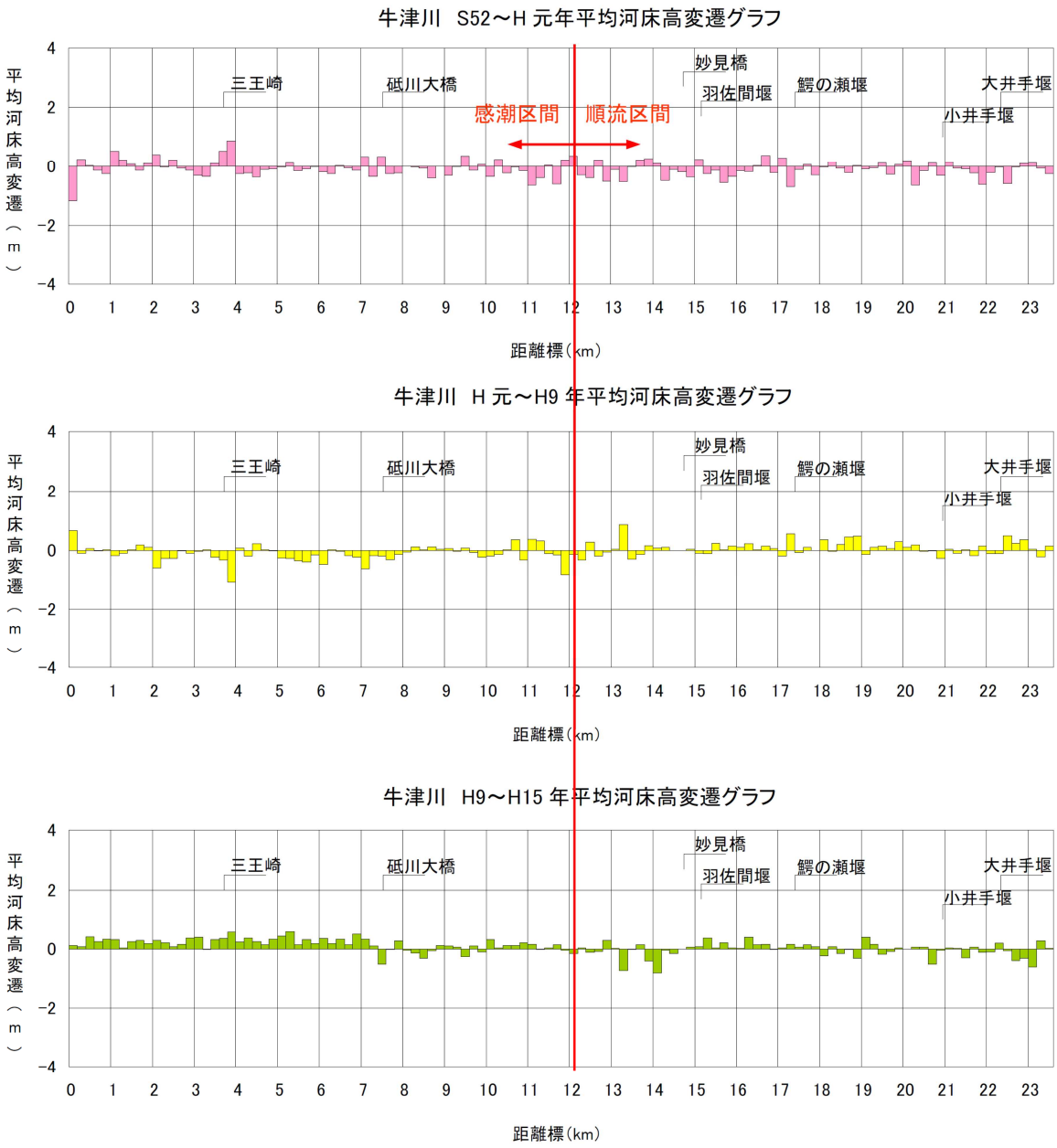


図 3.2.10　牛津川の平均河床高の変遷（年代別）

出典：国土交通省河川局（2009）「六角川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料

ウ）菊池川

国土交通省（2008）によると[2)]、菊池川の河床は 1963（昭和 38）年度から 1981（昭和 56）年にかけて砂利採取と河川改修が進められたことから低下していた。しかし、2000（平成 12）年以降、砂利採取が行われなくなり、概ね安定している（図 3.2.11、図 3.2.12）。

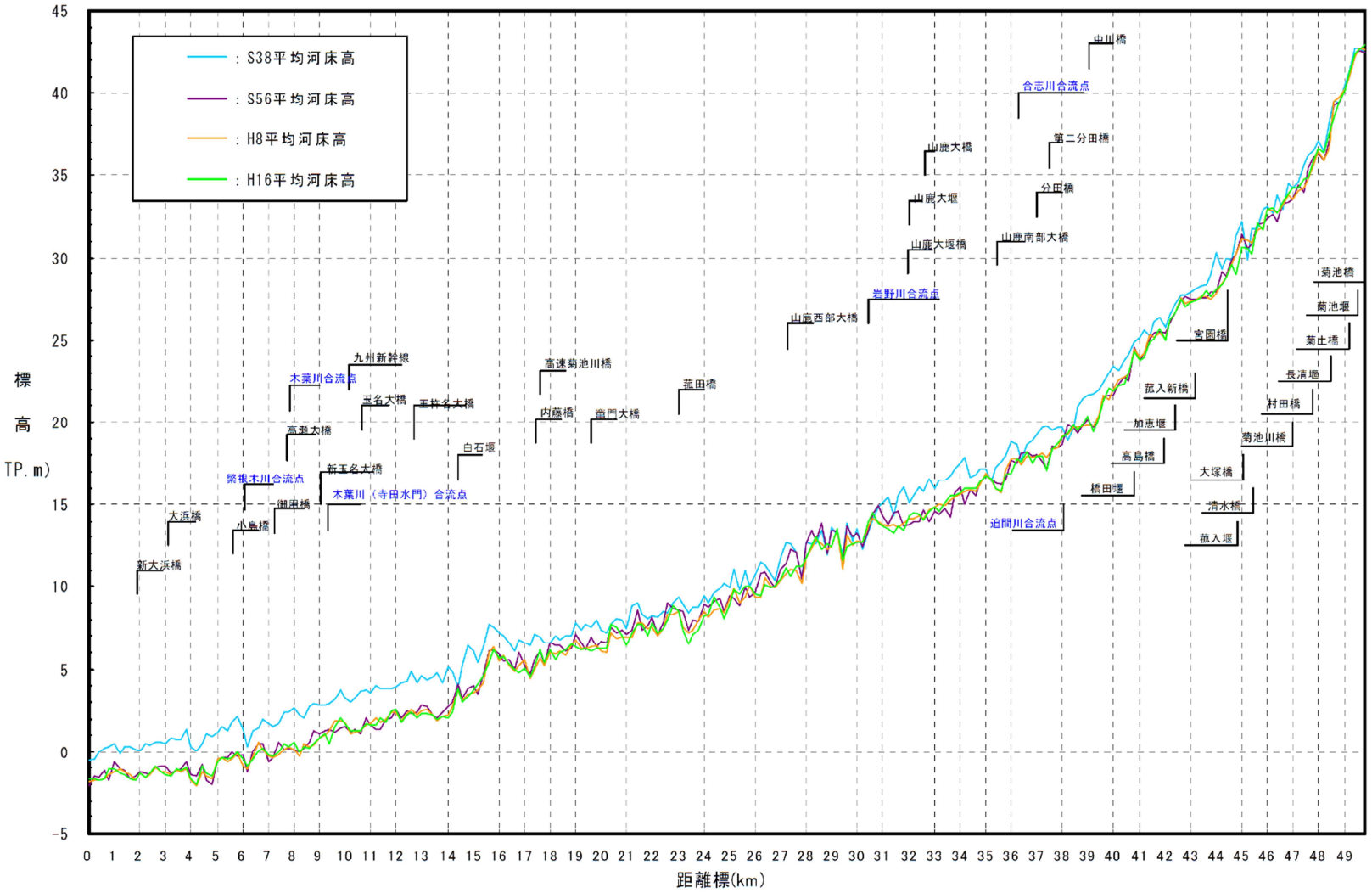


図 3.2.11　菊池川の平均河床高縦断図

出典：国土交通省河川局（2008）「菊池川系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

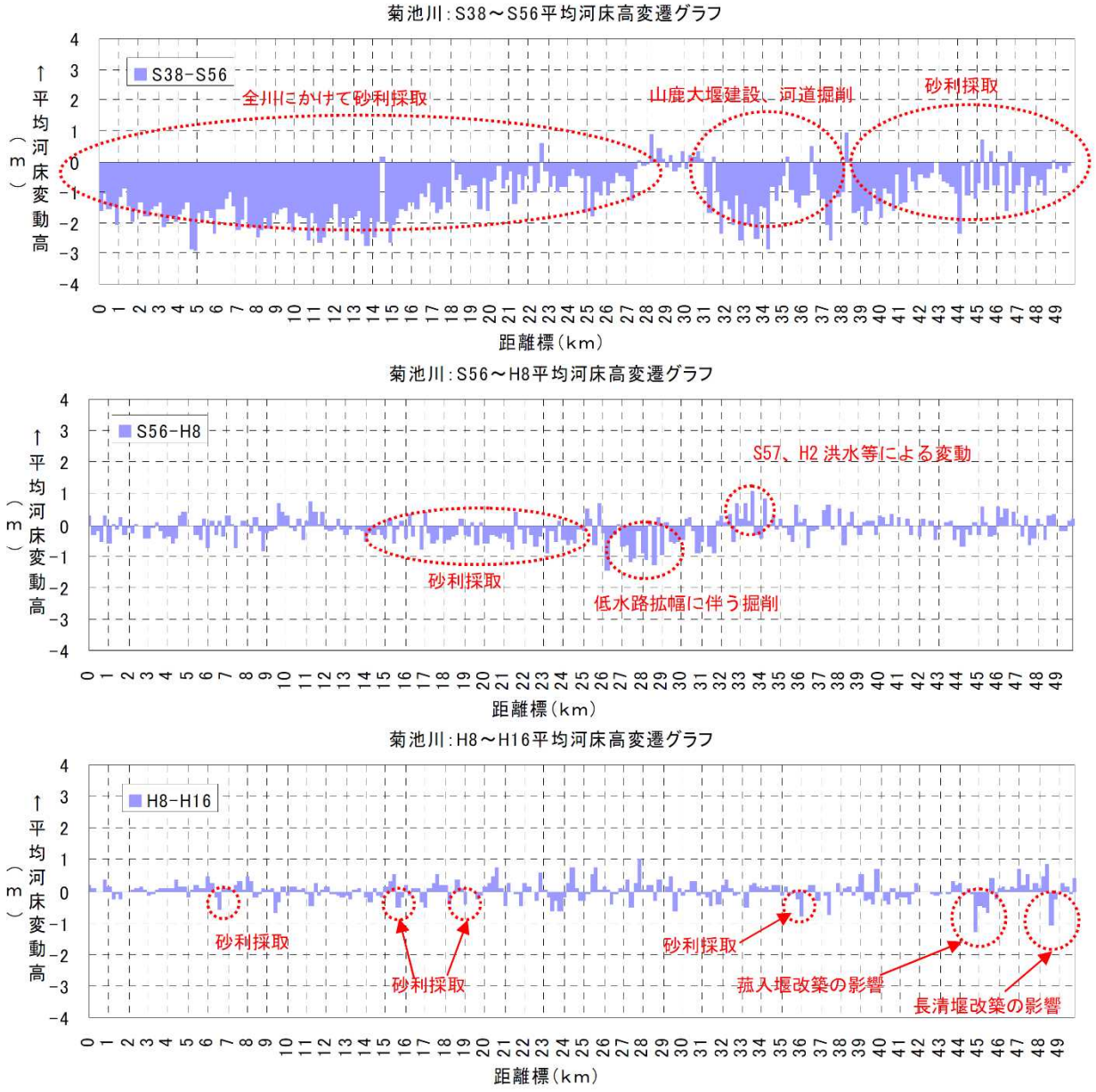


図 3.2.12　菊池川の河床変動傾向

出典：国土交通省河川局（2008）「菊池川系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

エ）緑川

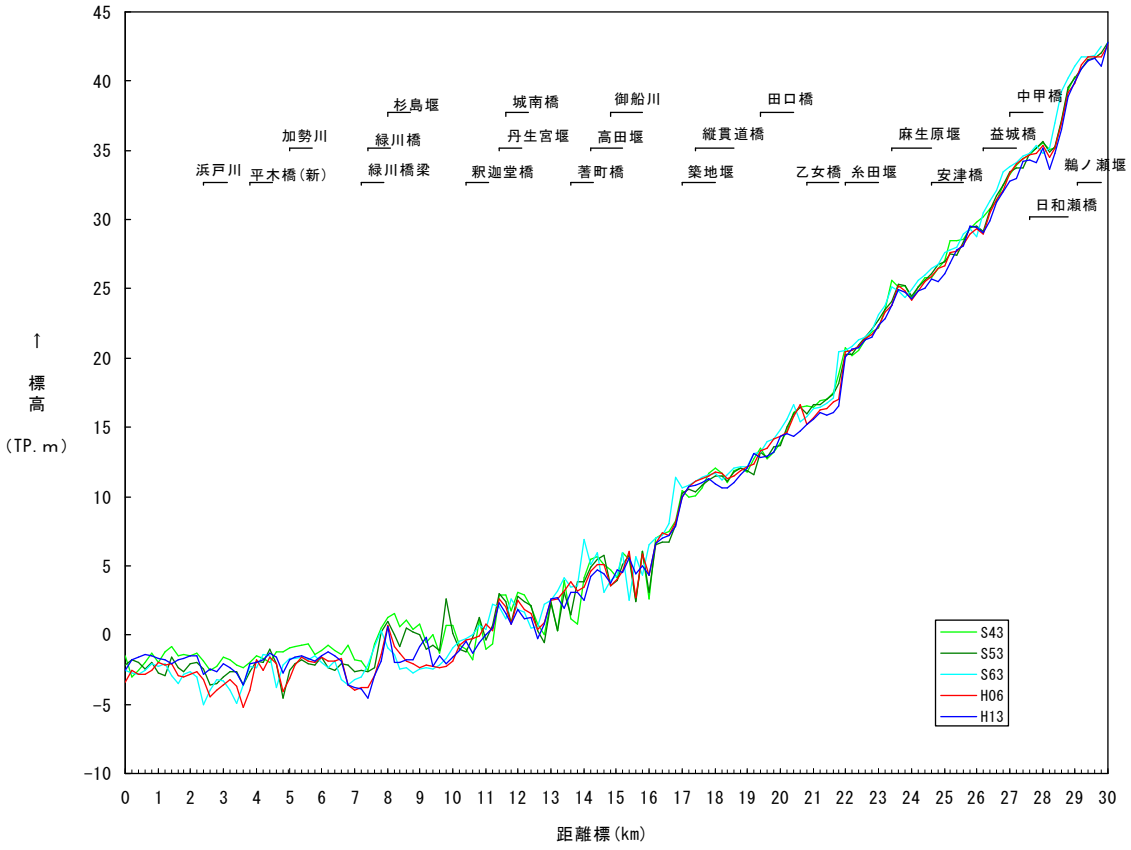
国土交通省資料によると[3]、緑川における 1970（昭和 45）～2003（平成 15）年の間の砂利採取量は 253 万 m^3、ダム堆砂量は 447 万 m^3 であり（表 3.2.2)、過去においては河床の低下もみられ、1968（昭和 43）年、1978（昭和 53）年と比べると近年の河床高は一部区間で低い状態にある。国土交通省（2008）によると[4]、緑川の河床は、昭和 40 年代（1965 年～）から昭和 60 年代（1985 年～）はじめにかけて砂利採取等により低下したが、平成以降は、砂利採取量の減少に伴い河床の変動量は小さく、一部を除き安定している（図 3.2.13、図 3.2.14)。

表 3.2.2　緑川における砂利採取量、ダム堆砂量の推移

年号	西暦	砂利採取量（千m^3）	緑川ダム堆砂量（千m^3）		砂利採取量＋年間堆砂量*
S41	1966	332	1964 緑川ダム工事着手		332
S42	1967	221			221
S43	1968	129			129
S44	1969	146			146
S45	1970	100	緑川ダム完成		226
S46	1971	104			230
S47	1972	124			250
S48	1973	143			269
S49	1974	148	（堆砂量）	（年間堆砂量）	274
S50	1975	118	758		244
S51	1976	131	1191	433	564
S52	1977	119	1383	192	311
S53	1978	149	1464	81	230
S54	1979	126	1611	147	273
S55	1980	104	1728	117	221
S56	1981	123	1852	124	247
S57	1982	113	2233	381	494
S58	1983	143	2267	34	177
S59	1984	78	2438	171	249
S60	1985	91	2505	67	158
S61	1986	77	2607	102	179
S62	1987	134	2628	21	155
S63	1988	95	2856	228	323
H1	1989	59	3009	153	212
H2	1990	22	3176	167	189
H3	1991	20	3265	89	109
H4	1992	16	3397	132	148
H5	1993	51	3800	403	454
H6	1994	39	3812	12	51
H7	1995	43	3943	131	174
H8	1996	9	4065	122	131
H9	1997	20	4278	213	233
H10	1998	0	4303	25	25
H11	1999	7	4324	21	28
H12	2000	3	4359	35	38
H13	2001	13	4403	44	57
H14	2002	3	4466	63	66
H15	2003	2	4477	11	13
砂利採取計		3355	砂利採取＋堆砂（累計値）		7830

＊ 1970年～1975年の6年間は年平均の堆砂量を126千m3(758千t÷6年間)と推計して算出

出典：国土交通省資料



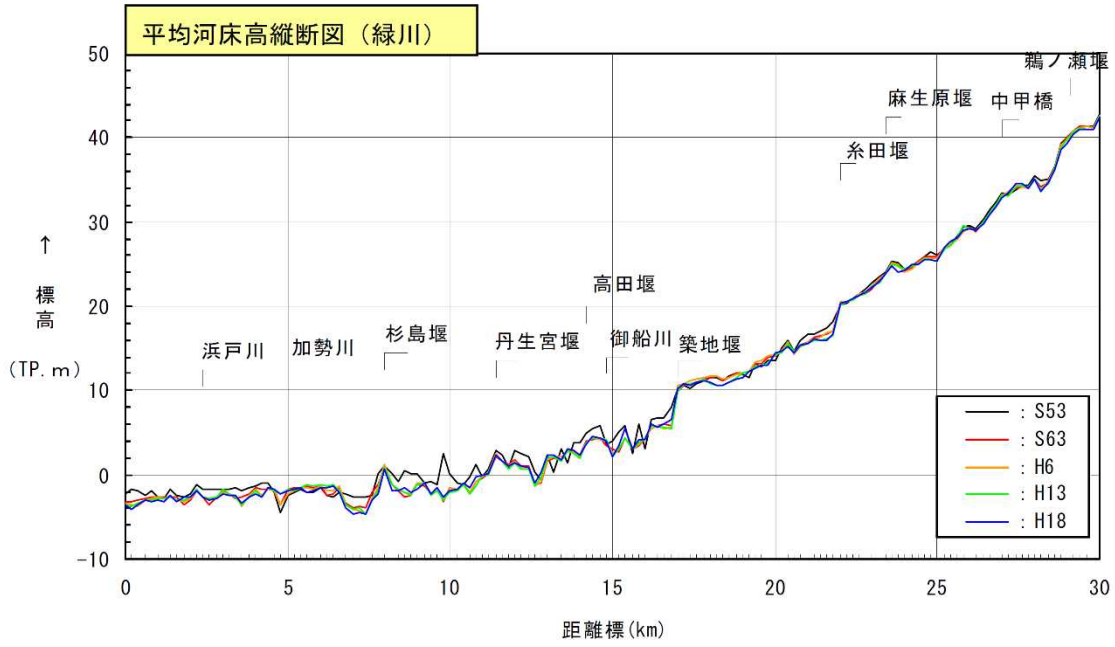


図 3.2.13　緑川の平均河床高縦断図

出典：国土交通省河川局（2008）「緑川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

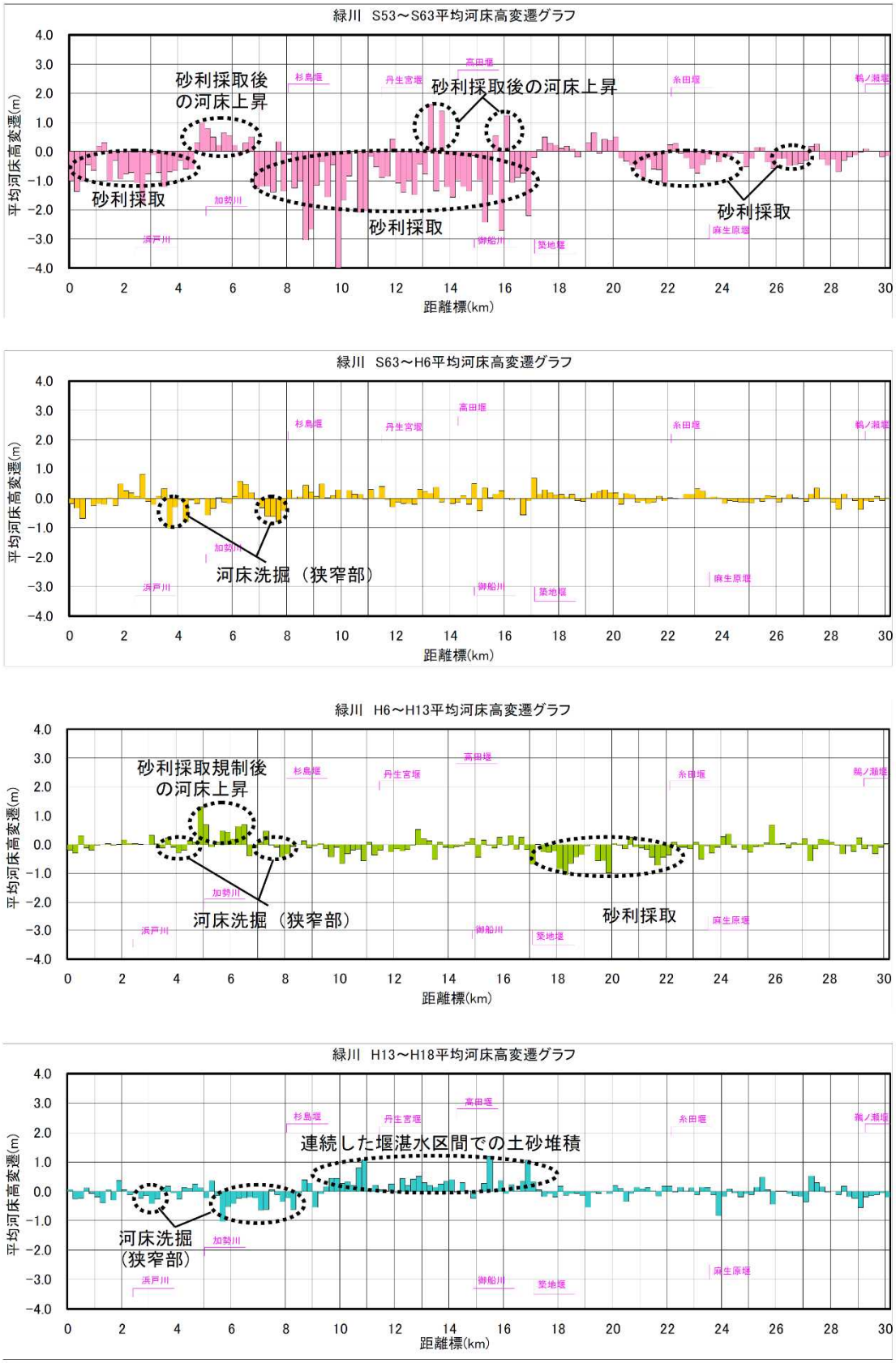


図 3.2.14　緑川水系の平均河床高の変遷（年代別）

出典：国土交通省河川局（2008）「緑川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」

オ）球磨川

八代海に流入する 47 河川のうち、球磨川は唯一の１級河川であって、流域面積 1,880km^2（全体の 61%）、平均年間総流量 38.6 億 m^3（最大 78.3 億 m^3、最小 15.7 億 m^3：1970～2014 年）である。八代海周辺の年間降水量は、天草から八代海にかけて少ないが、球磨川流域を中心とする山間部では大きい。球磨川の年間総流量は降水量に応じて変化しているが、年間総流量の変化に単調な増減傾向は認められない（図 3.2.15）。

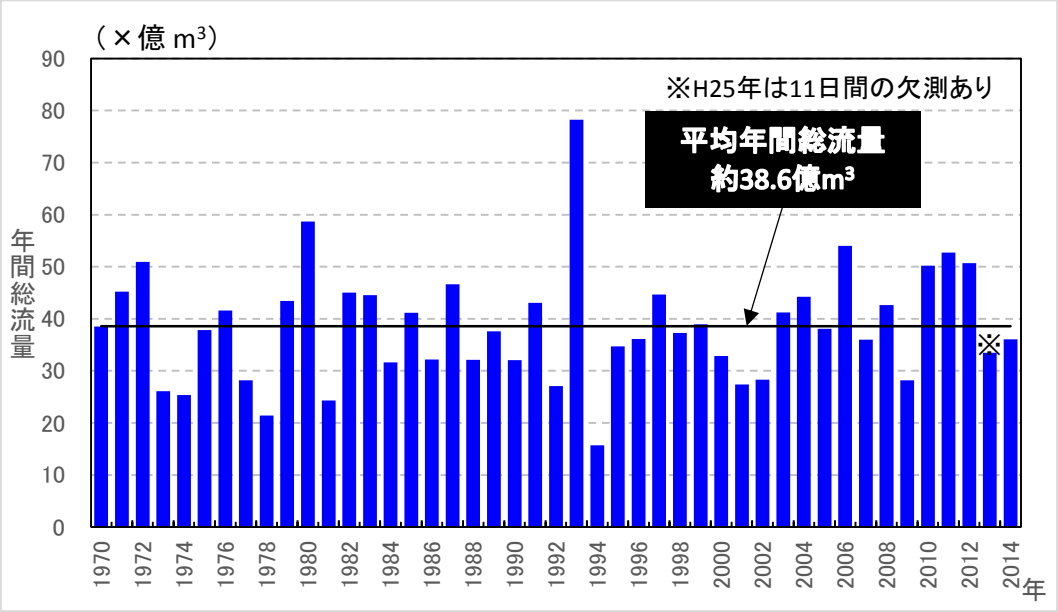


図 3.2.15　球磨川（横石）の年間総流量の推移

出典：「水文水質データベース」（国土交通省）より作成

国土交通省九州地方整備局資料によると[5]、球磨川の河床は、1966（昭和 41）年度から 1982（昭和 57）年度にかけて砂利採取等による河床低下があったが、平成以降は比較的安定している（図 3.2.16、図 3.2.17）。

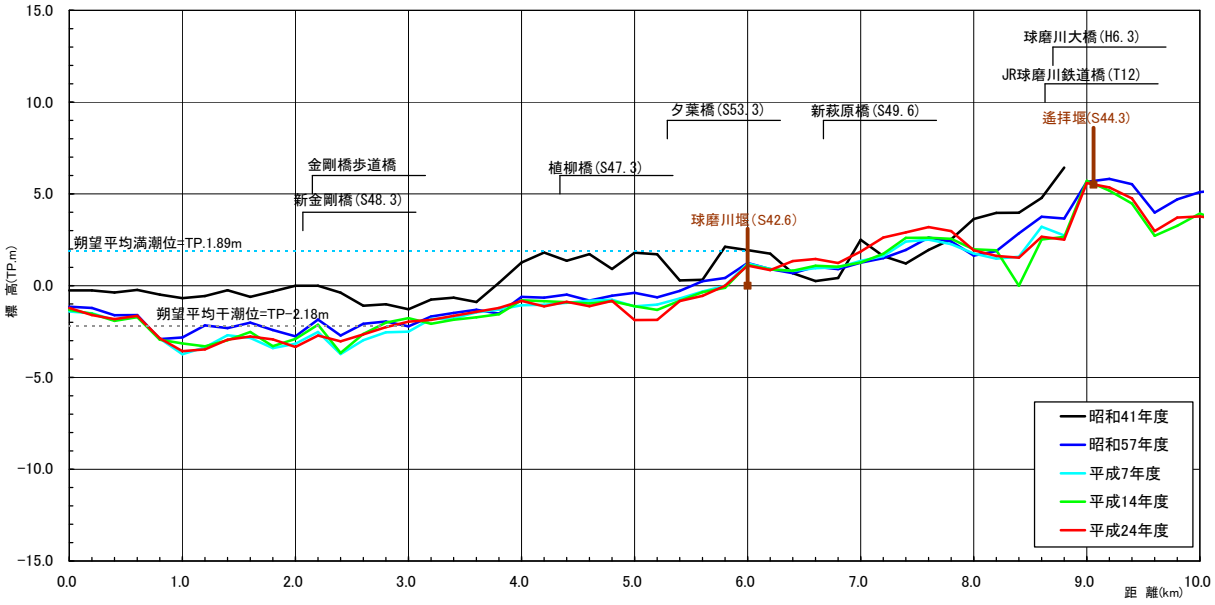


図 3.2.16　球磨川下流の平均河床高縦断図

出典：国土交通省九州地方整備局八代河川国道事務所資料

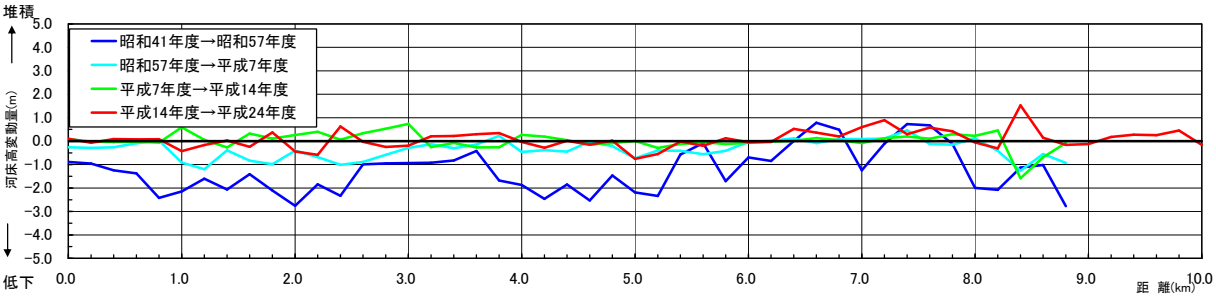


図 3.2.17　球磨川下流の河床変動傾向

出典：国土交通省九州地方整備局八代河川国道事務所資料

八代海域調査委員会（2003）によると[6]、球磨川の既設ダムの堆砂量は1991（平成3）～2000（平成12）年の間で年間11万m³、1996（平成8）年以降の砂利採取量は年間2万～10万m³と報告されている（図 3.2.18）。宇野木（2002）によると[7]、砂利採取量とダム堆砂量の累計については、各々220万m³、480万m³、合計700万m³に達するとの報告がされている（表 3.2.3）。

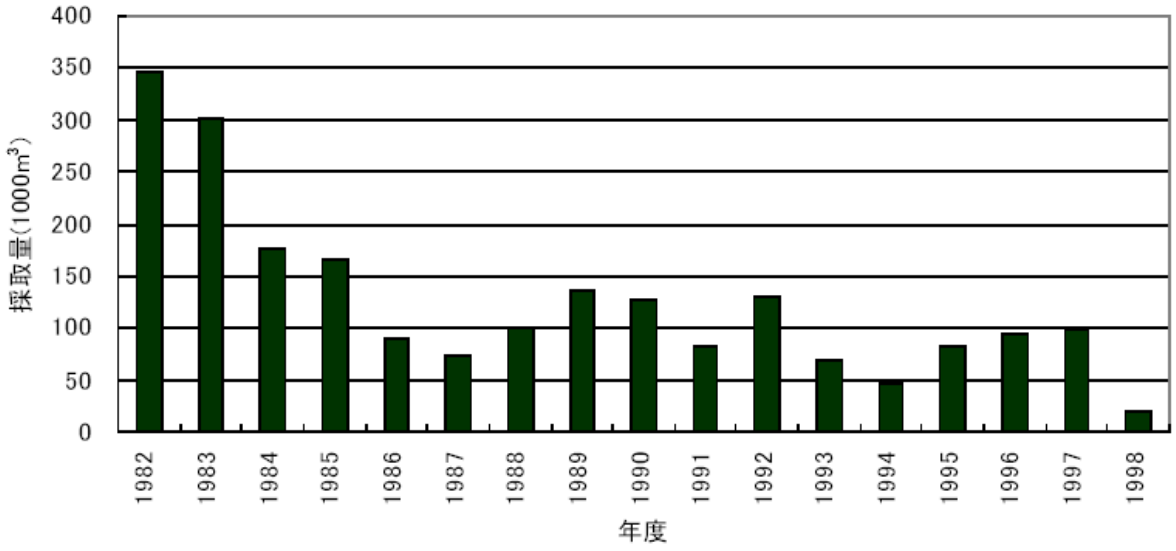


図 3.2.18　球磨川における砂利採取量の推移

出典：八代海域調査委員会（2003）「八代海域における環境保全のあり方について（資料）」

表 3.2.3　平成12（2000）年までのダム堆砂量及び河川からの採砂量

	建設年	貯水容量 （100万m³）	堆砂率（%） （2000年現在）	堆砂量 （100万m³）
荒瀬ダム	1954	10.137	0.6	1.075
瀬戸石ダム	1958	9.930	6.6	0.655
市房ダム	1959	40.200	7.7	3.095
			（ダム堆砂計）	4.825
			（砂利採取）	2.200
			合　計	7.025

出典：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

（2）河川を通じた陸域からの土砂流入の変化

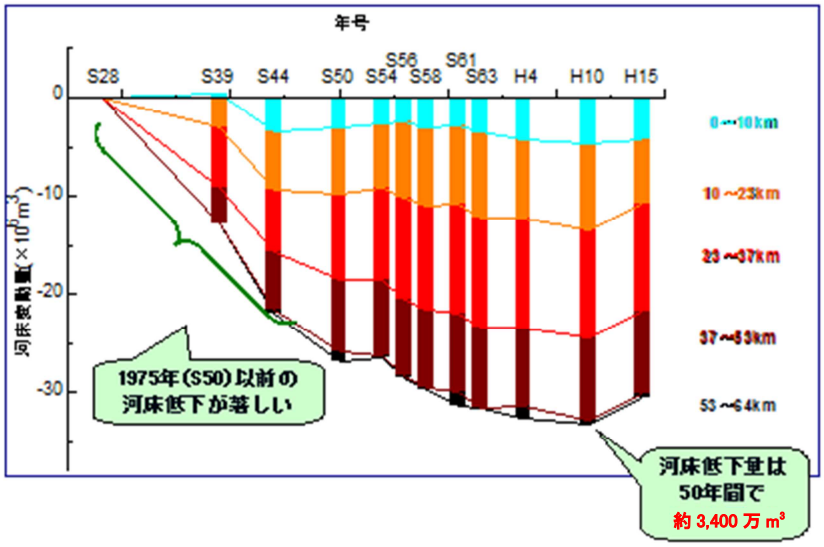
河川からの粗粒土砂の海域への流入が特に減少したとすれば、このことが底質の細粒化の一因となる可能性が指摘されている[8)]。

河川流域から海域への土砂の流入過程には、土砂の生産、流出、流送、堆積・沈降等多くの場がシステムとして係わっている。

以下、代表的な河川である筑後川について、河川を通じた陸域から海域への土砂流入の変化及びその要因について考察する。

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、筑後川流域の土砂生産量は 36 万 m^3/年と推計されている。

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、約 3,400 万 m^3 の河床低下が生じたと推定される（図 3.2.19）。特に、砂利採取は 1950 年代後半から 1970 年代前半の年間採取量が大きく、最盛期には年間 200 万 m^3 程度と推定されている。



注）1. 1953（昭和 28）年を基準とし、各断面ごとの変動量を算出・累計したもの。
2. 正が増加（堆積）、負が減少（侵食）を表す。
3. 河床変動量の内訳には、河床の低下量のみでなく、河道拡幅量も含まれている。

図 3.2.19　筑後川の河床変動量の経年変化

出典：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」を改変

また、横山（2004）によると[9)]、河床の緩勾配化によって、ばらつきはあるものの掃流砂量[i]に減少傾向が認められる（図 3.2.20）と指摘されている。

このようなことから、1950 年代後半から 1970 年代前半の砂利採取等によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、土砂の持ち出し以降、筑後川から海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。

1970 年以降、砂利採取量は減少し、2000 年代以降では年間 1 万 m^3 程度となって

i）掃流砂：河床土砂（砂や礫）が流れによって滑動、転動、跳躍しながら河床上を移動するもの。浮遊砂・掃流砂を含めた海域への土砂流入量の全量が経年的に把握されていないため、ここでは経年的に既知の流量等から推定された掃流砂の知見を提示した。

いる。国土交通省九州地方整備局（2012）によると[10]、2000（平成 12）～2008（平成 20）年の筑後川流域全体の土砂収支計算によれば、年間 12.5 万 m^3 の土砂が有明海へ流入していると推計されている（図 3.2.21）が、過去の土砂収支は推計されていない。

また、横山ら（2005）によると[11]、短期的なイベントとしては、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（図 3.2.22）が、大規模な洪水時には、感潮域河床を構成する砂分が有明海に流入することも考えられる。

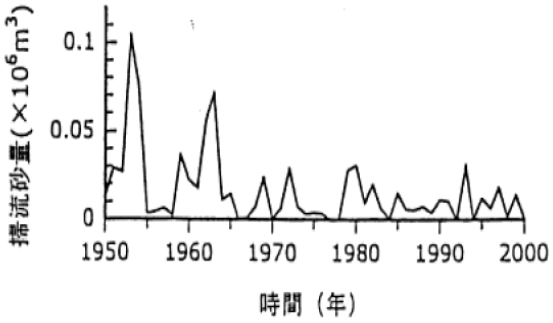
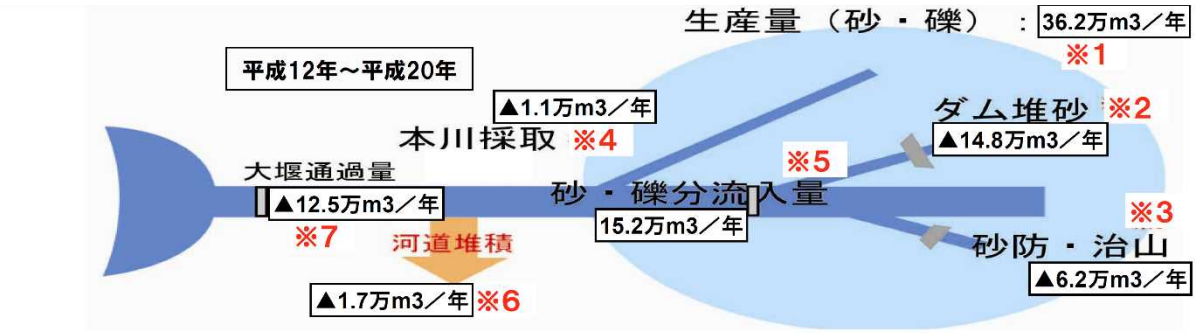


図 3.2.20　掃流砂量（芦田・道上式による推算値）の経年変化（25.5km 地点）

出典：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，pp. 11-14



※1	土砂生産量：流域の土砂生産域を対象に治水ダム及び砂防・治山ダムの堆砂実績より推定	36.2 万m3/年
※2	ダム堆砂量：実績堆砂量を年代区分別に推定	14.8 万m3/年
※3	砂防・治山ダム堆砂量：砂防台帳・土石流危険渓流カルテを基に堆砂量を年代区分別に推定	6.2 万m3/年
※4	本川（支川）採取｛土砂持出量｝：筑後大堰上流での砂利採取量（河川改修による採取含む）の実績値を年代区分別に推定	1.1 万m3/年
※5	砂（礫）分流入量：土砂生産量（※1）から堆砂量（※2，※3）を差し引いて算出	15.2 万m3/年
※6	河道堆積：年代区分別に推定した河道形状変化量より採取量（※4）を差し戻して算出	1.7 万m3/年
※7	筑後大堰通過量：（※5）－（※4）－（※6）	12.5 万m3/年

図 3.2.21　筑後川流域の土砂収支推計結果

出典：国土交通省九州地方整備局（2012）「第 29 回有明海・八代海等総合調査評価委員会 資料 3-2 『土砂に関する知見の蓄積』に関する報告」

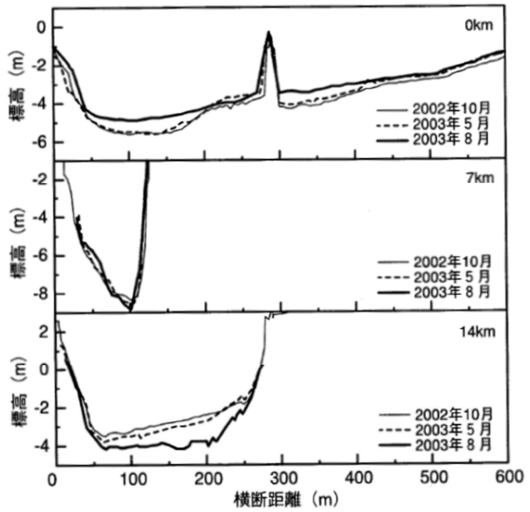


図-7　河床横断図（0 km，7 km，14 km）

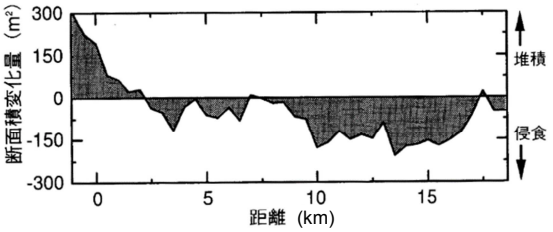


図-8　筑後川感潮域における出水前後の断面積変化

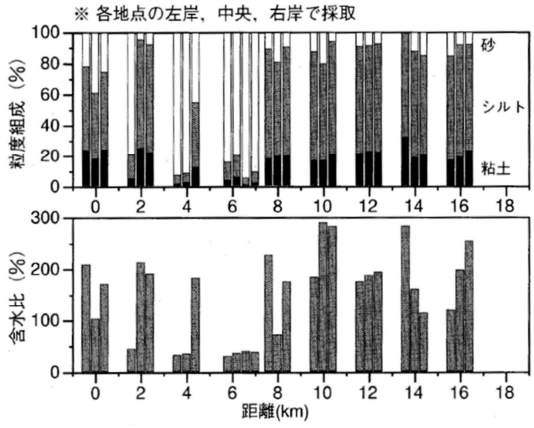


図-3　筑後川感潮域の粒度組成と含水比（出水前）

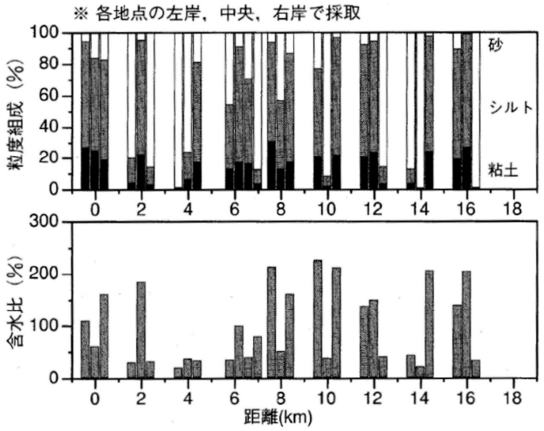


図-4　筑後川感潮域の粒度組成と含水比（出水後）

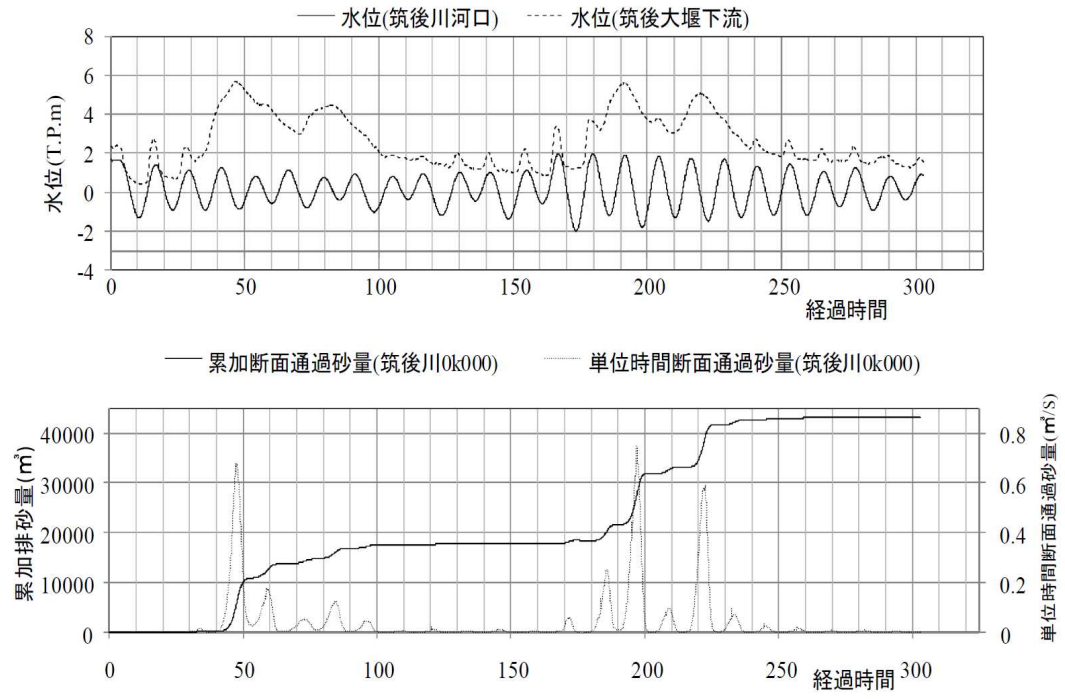
注）左上図は河床横断（0km,7km,14km）、右上図は筑後川感潮域における出水前後の断面積変化、左下図は筑後川感潮域の粒度組成と含水比（出水前）、右下図は筑後川感潮域の粒度組成と含水比（出水後）を示す。

図 3.2.22　筑後川感潮域における土砂動態

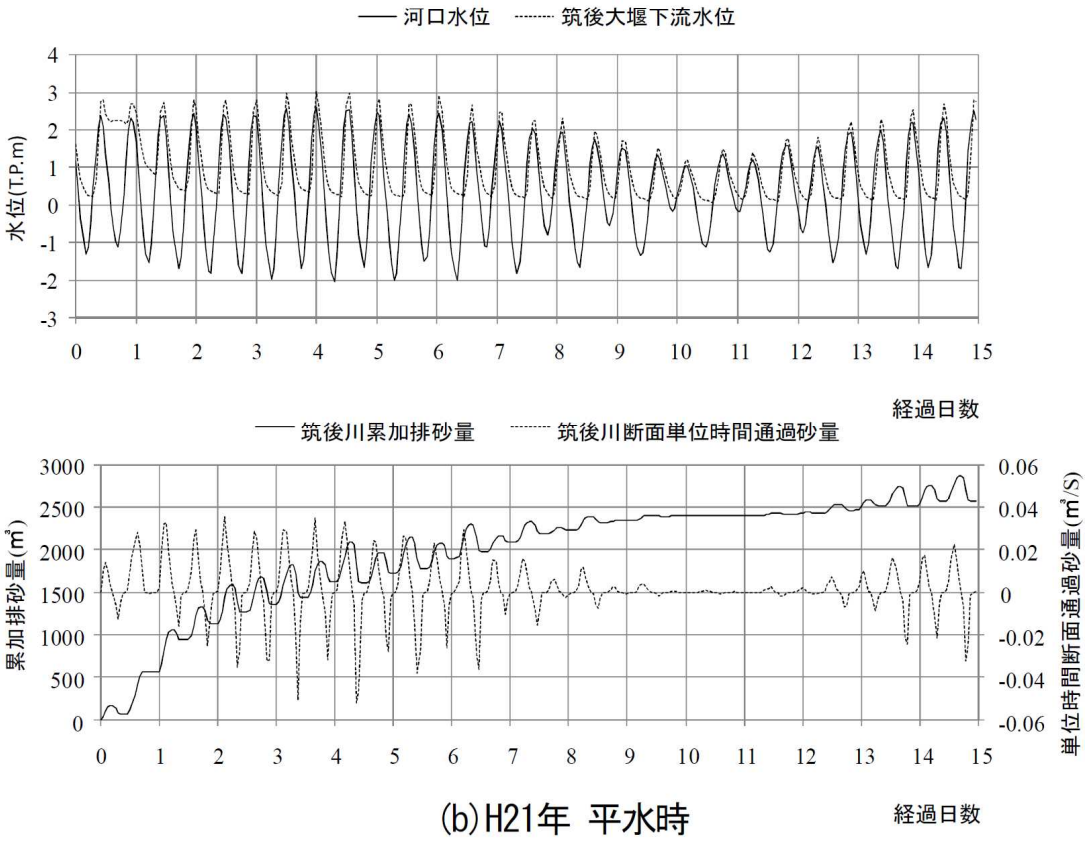
出典：横山勝英,河野史郎,山本浩一（2005）：有明海湾奥部の地形・底質分布に関する現地調査，海岸工学論文集，Vol.52，No.2，pp.936-940

島元ら（2012）[12]によると、2009（平成 21）年の筑後川下流域の河床変動解析による有明海への土砂流入量推算では、洪水時には筑後川河口から有明海に流入する土砂量は干潮時に洪水ピークが重なった時が最も多く、洪水期間中は約 4.5 万 m^3 が流入している（図 3.2.23（a））。

また、横山ら[11]（2005）によると、平水時には潮位変動とともに有明海に流入する土砂量は変動し、流量が増える大潮時に多量の土砂が流入している。大潮から小潮の約 15 日間で約 0.29 万 m^3 の土砂が有明海に流入していることから、平水時年間（11.5 ヶ月）の有明海に流入する土砂量は約 6.7 万 m^3 と見積もられ（図 3.2.23(b)）、2009（平成 21）年の 2 回の洪水による約 4.5 万 m^3 を合算すれば、2009（平成 21）年の有明海に流入する土砂量は 11 万 m^3/年以上と推定される。これは、2000（平成 12）～2008（平成 20）年の土砂収支推計結果と同程度となっている。



(a)H21年 洪水時



(b)H21年 平水時

図 3.2.23　筑後川流域河床変動解析による流量時系列と有明海に流入する土砂量の推算結果

出典：島元尚徳,久保世紀,鈴木健太,福岡捷二（2012）：筑後川流域における土砂収支の推算と有明海への砂の流出量に関する研究，河川技術論文集，第 18 巻，pp. 1-6

（3）まとめ

河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の細粒化の要因となる可能性があることから、有明海・八代海に流入する代表的な河川についてその流況と海域に流入する土砂量に関する情報を整理した。海域に流入する土砂量について経年的な実測データが無いことから、流入土砂量に関連する砂利採取等の量や河床変動等について経年変化を整理した。

河川の流況について、有明海の代表河川である筑後川をみると 1973～2014 年の平均年間総流量は 36.6 億 m^3（最大 66.3 億 m^3、最小 16.5 億 m^3）、八代海の代表河川である球磨川をみると 1970～2014 年の平均年間総流量は 38.6 億 m^3（最大 78.3 億 m^3、最小 15.7 億 m^3）である。それらは降水量に応じて変化しているが、両河川とも年間総流量の変化に単調な増減傾向は認められない。

筑後川の河床は、1970（昭和 45）年以降では、砂利採取やダム堆砂により約 1,200 万 m^3 分の低下がみられた。1953（昭和 28）年からの河床変動をみると、砂利採取によって下流側河道が緩やかな勾配となり、筑後川から海域への土砂流入が減少（河川の土砂運搬能力が低下）した可能性が推定される。

六角川（牛津川）では、データのある 1977（昭和 52）年以降では、順流区間及び感潮区間とも河床は概ね安定している。

緑川における 1970（昭和 45）～2003（平成 15）年の間の砂利採取量とダム堆砂量は合計 700 万 m^3 であり、球磨川における 2000（平成 12）年までの砂利採取量とダム堆砂量の累計については合計 700 万 m^3 に達するとの報告がある。砂利採取等による河床の低下は、菊池川、緑川、球磨川でもみられたが、砂利採取の減少等により平成以降では概ね安定している。

さらに、代表的な河川である筑後川について、河川を通じた陸域から海域への土砂流入の変化及びその要因について考察した。

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、約 3,400 万 m^3 の河床低下が生じたと推定されている。1950 年代後半から 1970 年代前半の砂利採取等によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、土砂の持ち出し以降、筑後川から海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。

1970 年代以降、砂利採取量は減少し、2000 年代以降では年間 1 万 m^3 程度となっている。また、2000（平成 12）～2008（平成 20）年の筑後川流域全体の土砂収支計算によれば、年間12.5万m^3の土砂が有明海へ流入していると推計されているが、過去の土砂収支は推計されていない。

参考文献

1）国土交通省河川局（2009）「六角川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」
2）国土交通省河川局（2008）「菊池川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」
3）国土交通省資料
4）国土交通省河川局（2008）「緑川水系河川整備基本方針 土砂管理等に関する資料」
5）国土交通省九州地方整備局八代河川国道事務所資料
6）八代海域調査委員会（2003）「八代海域における環境保全のあり方について（資料)」
7）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
8）農林水産省（2003）「有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会　最終報告書－有明海の漁業と環境の再生を願ってー」
9）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，pp.11-14
10）国土交通省九州地方整備局（2012）「第 29 回有明海・八代海等総合調査評価委員会 資料 3-2 『土砂に関する知見の蓄積』に関する報告」
11）横山勝英，河野史郎，山本浩一（2005）：有明海湾奥部の地形・底質分布に関する現地調査，海岸工学論文集，Vol.52，No.2，pp.936-940
12）島元尚徳，久保世紀，鈴木健太，福岡捷二（2012）：筑後川流域における土砂収支の推算と有明海への砂の流出量に関する研究，河川技術論文集，第 18 巻，pp.1-6

3.潮汐・潮流

[潮位の変動]

（１）有明海について

ア）潮位の状況

有明海では１日２回の満潮と干潮を迎える際の潮位差が大きく、特に湾奥部では大潮期には最大約 6m に達する。

潮汐は主に月と太陽の引力から生じる異なる周期を持つ分潮で構成され、M_2 分潮（主太陰半日周潮）、S_2 分潮（主太陽半日周潮）、O_1 分潮（主太陰日周期）、K_1 分潮（日月合成日周期）を主要４分潮と呼ぶ。月の引力による分潮（主要４分潮では、M_2、K_1、O_1）は月の軌道の昇交点の周期変動（約 18.6 年周期）の影響を受けて振幅や位相が毎年変動する。有明海では湾口部から湾奥部に向かって潮位差は増大するが（表 3.3.1）、これは有明海の固有振動周期が半日周期に近く、半日周期の外洋の潮汐振幅と湾内水が共振現象を起こすためである。有明海の最も大きな分潮成分は M_2 分潮であり、S_2 分潮がこれに次ぐ（表 3.3.2）。湾奥部の潮位差の増大には湾の固有振動による半日周潮（M_2 分潮＋S_2 分潮）の増幅が大きく関与する。なお、有明海の潮位変動の解析に際しては以下の点に留意する必要がある。

① 環境問題との関係をみるには、実際の振幅変化（分潮振幅に 18.6 年周期の変動（係数 f^{i}）を含めたもの）を考える必要があること

② 実際の潮位には気象・海象等の要因が加わり、潮汐変動以外に特異な変動が含まれること

③ 潮汐振幅の長期変化の要因については、1)海水面積の減少、2)平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少の３つの要因に整理されて議論されていること

表 3.3.1　有明海各地点の潮位差

地名 ＼ 潮差	平均潮差 cm	大潮差 cm	小潮差 cm
富岡	192	278	106
口之津	208	290	126
柳ノ瀬戸	238	338	138
三角	250	354	146
島原	294	406	182
大浦	315	453	178
竹崎	316	454	178
三池	318	456	180
若津	322	458	186
住ノ江	344	494	194

表 3.3.2　主要分潮の潮汐調和定数（振幅）

地名 ＼ 分潮	M_2		S_2		K_1		O_1	
	Hcm	K°	Hcm	K°	Hcm	K°	Hcm	K°
富岡	96	230	43	252	27	208	20	190
口之津	104	254	41	290	28	216	21	192
柳ノ瀬戸	119	252	50	287	28	220	20	197
三角	125	254	52	295	26	220	19	201
島原	147	258	56	299	25	219	20	204
大浦	158	266	69	302	29	222	22	201
竹崎	158	259	69	299	29	220	22	203
三池	159	259	69	299	27	219	21	198
若津	161	262	68	301	25	228	20	193
住ノ江	172	267	75	306	27	221	22	206

注）上記地名の位置は図 3.3.1 に示すとおりである。
出典：気象庁（1974）「有明海・八代海海象調査報告書」

i）係数 f：M_2 分潮は 1979 年頃と 1997 年頃に極大、1988 年頃と 2006 年頃に極小を迎える。一方、K_1 及び O_1 分潮は M_2 分潮とは逆位相で、M_2 分潮が極大のときに極小を迎えるが、有明海では M_2 分潮の振幅が卓越しているため、実際の潮汐の 18.6 年周期の変動は、ほぼ M_2 分潮の係数 f の変動で表される。なお、S_2 分潮には 18.6 年周期の変動はない。

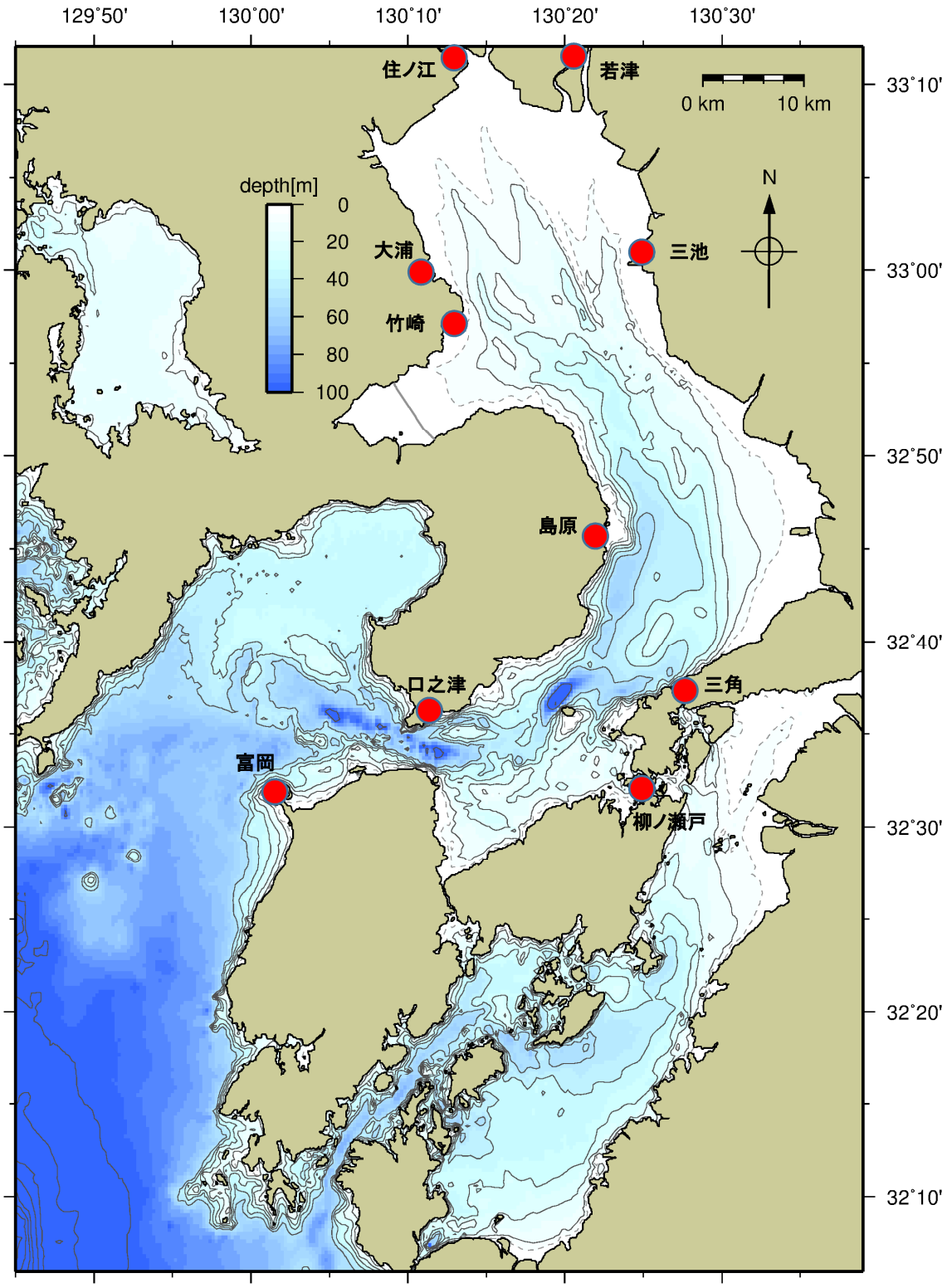
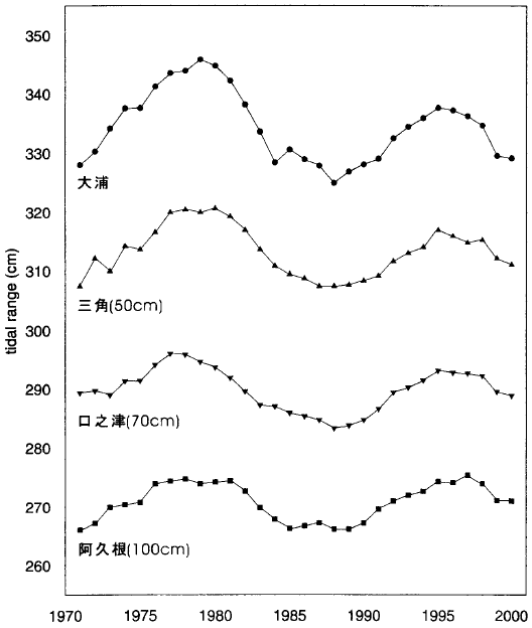


図 3.3.1　表 3.3.1 及び表 3.3.2 の潮位観測の地名の位置

イ）潮位差の比較

武岡（2003）[1)] によると、有明海は湾奥ほど年平均潮位差が大きく、大浦の潮位差は 1979 年頃（潮位差約 345cm）と 1995 年頃（同 337cm）に極大、1988 年頃（同 325cm）に極小をもつ変動がみられる。また、外洋に面している阿久根の潮位差は 1979 年頃（同 175cm）と 1997 年頃（同 175cm）に極大、1988 年頃（同 166cm）に極小をもつ変動がみられる（図 3.3.2）。大浦における年平均潮位差の変動は、M_2 分潮の f と振幅自体の変動でほぼ説明でき、1979 年頃の極大と 1988 年の極小の差（20cm 強）は、M_2 分潮振幅と係数 f の変化（3.7%）から期待される変化とほぼ一致する。また、1979 年頃の極大と 1995 年頃の極大の差（約 9cm、M_2 分潮振幅の 2.9%に相当）は、大浦における M_2 分潮振幅の減少率でほぼ説明できる。



注）三角、口之津及び阿久根での値は図中のカッコ内の値を加えている。

図 3.3.2　有明海内外の観測点における年平均潮位差の経年変化

出典：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

大浦における 1970 年から現在までの M_2 分潮振幅は、全体としては減少傾向にあり、この中で、周期的な増減を示し、外洋により近接する口之津においても同様の変化傾向がみられる。月昇交点位置変化の影響を含む長期的な M_2 分潮振幅の増減は、いずれも 1979 年頃と 1995 年頃に極大となった後、2007 年にかけて減少し、その後再び増加しており、2015 年頃に再び極大を迎えると考えられる（図 3.3.3）。

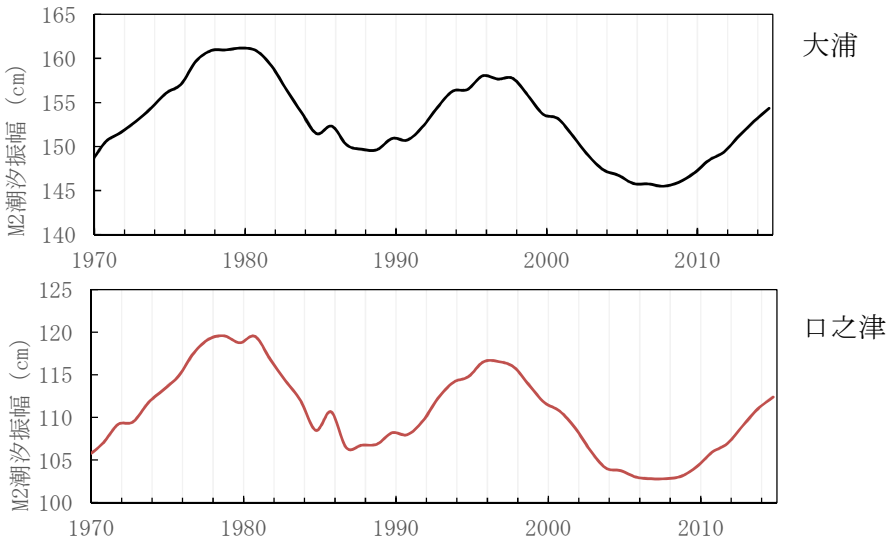


図 3.3.3　大浦及び口之津の M_2 潮汐振幅の経年変化（月昇交点位置変化の影響を含む）

出典：JODC オンラインデータ提供システム「気象庁潮位観測資料 大浦・口之津毎時潮位」をもとに環境省が作成した。

有明海・八代海総合調査評価委員会報告（2006）においては、潮位差減少と諫早湾の潮受堤防との関係について、実測とシミュレーションの知見として、それぞれ、農林水産省（2003）[2] による 1970（昭和 45）～2001（平成 13）年の大浦の年平均潮位差、大潮差の経年変化から明らかな変化はみられなかったという報告（図 3.3.4）と滝川・田淵（2002）[3] の数値シミュレーションでは、潮受堤防により潮位差は減少し、その影響は湾奥ほど大きく、最奥の住ノ江では潮位差の約 2.5%の減少になるという報告が示されている（図 3.3.5）。

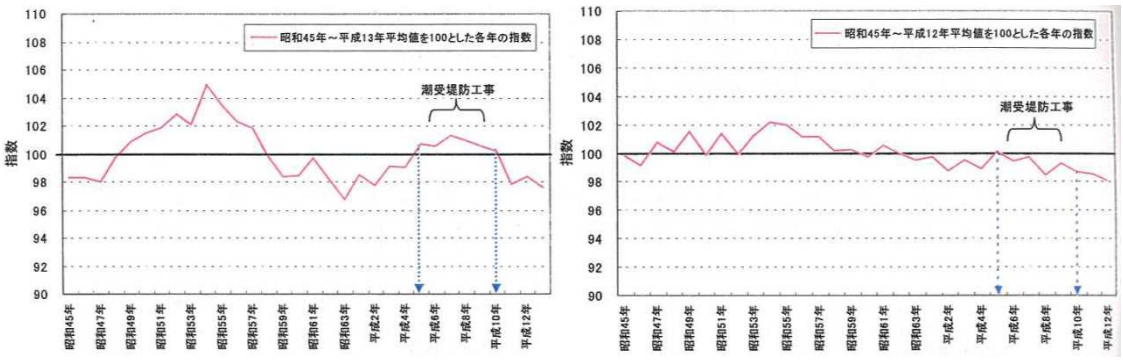


図 3.3.4　大浦検潮所における年平均潮位差と大潮差の推移

出典：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」

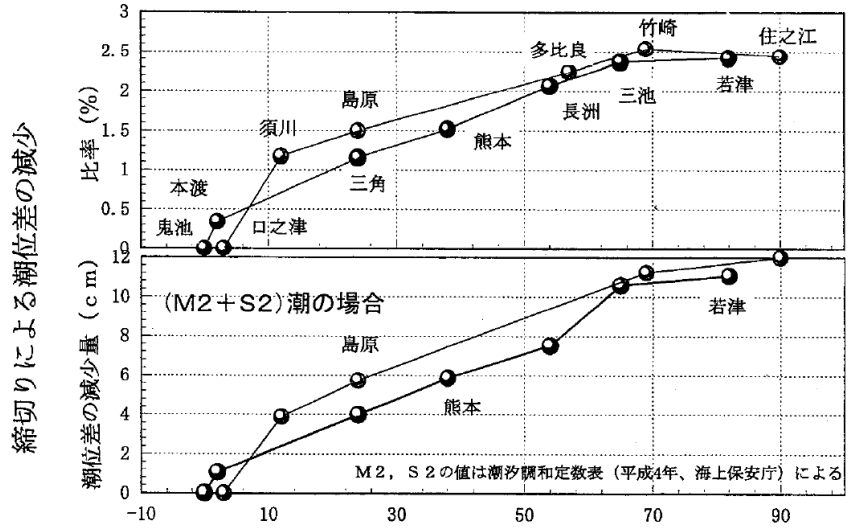


図 3.3.5　諫早湾締切りの潮位差への影響

出典：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

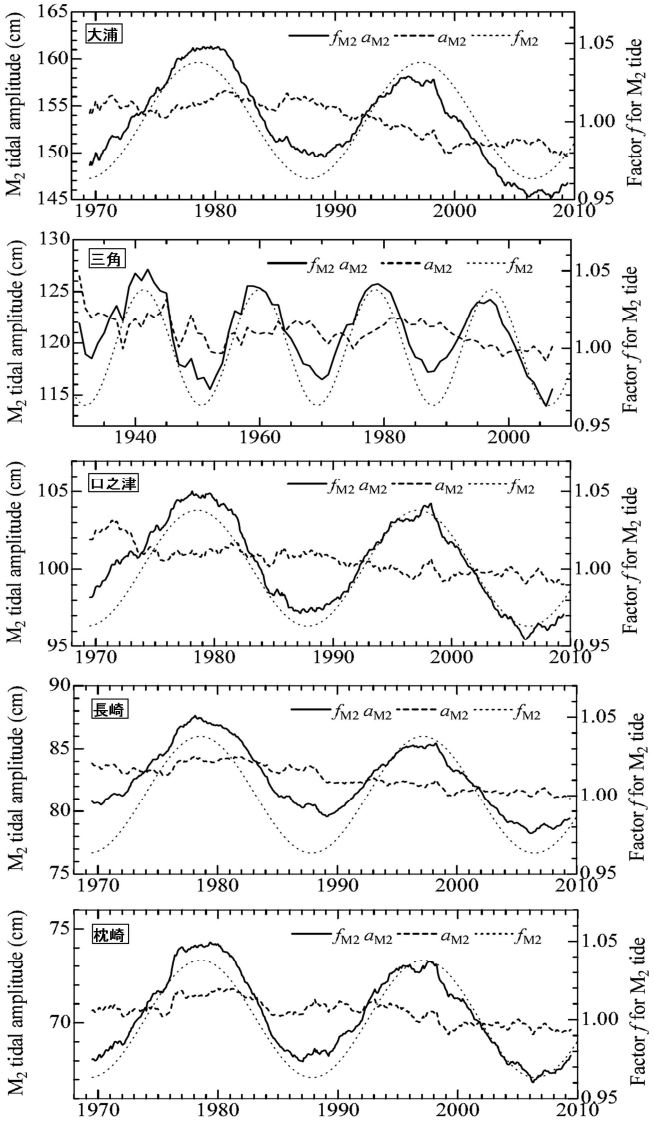
ウ）M_2分潮振幅の比較

有明海で最も大きな分潮成分である M_2 分潮振幅の変動に関する知見を整理した。

田井ら（2010）[4] によると、大浦の M_2 分潮振幅は 1980～1999 年の間に約 4%減少しているが、この減少は口之津のほか外洋でもみられる。

月昇交点位置変化の影響を除いた M_2 分潮振幅は、過去約 40 年間で減少しており、それが前述イ）で示した極大年の年平均潮位差の減少（1979 年頃＞1995 年頃）の主な要因と考えられる（図 3.3.6)。

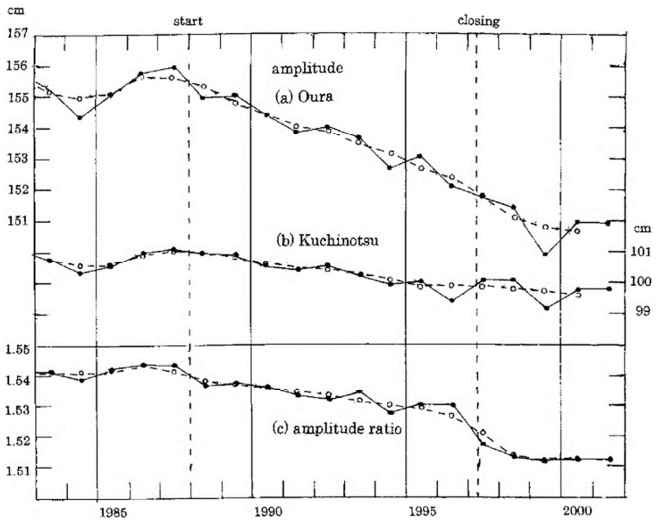
諫早干拓事業開始から潮受堤防締切りまでの間に大浦から口之津に至る M_2 分潮振幅の増幅率が 1.54 から 1.52 に減少しており、この減少は干拓事業に伴う地形変化が原因との報告[5] がある（図 3.3.7）一方、口之津を 1 とした場合の大浦の M_2 分潮振幅の増幅率に明らかな変化はみられなかったとの報告もある（図 3.3.8）[2]。なお、田井・矢野（2008）[6] によると、諫早湾の潮受堤防締切りによる有明海内の M_2 分潮振幅の増幅率は、外洋の潮汐振幅に依存するため、外洋の潮汐振幅が等しい場合を比較する必要があることが報告されている。



注）fM_2aM_2:昇交点運動の変化を含めた振幅、aM_2:昇交点運動の変化を取り除いた振幅

図 3.3.6　M_2分潮の調和定数（振幅）とｆ値の経年変化

出典：田井明，斎田倫範，矢野真一郎，小松利光（2010）：潮汐振幅の全球的な長期変化，ながれ，第 29 巻，pp. 427-431



注）1.（a）は大浦、（b）は口之津の M2 分潮振幅を示し、（c）は振幅比、すなわち増幅率を示す。
2. 実線は観測値、破線は 3 年間の移動平均値（短周期ノイズを消すために実施）である。
3. 縦の破線は、諫早湾干拓事業の開始と潮受

図 3.3.7　大浦と口之津の M_2 分潮振幅の経年変化

出典：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

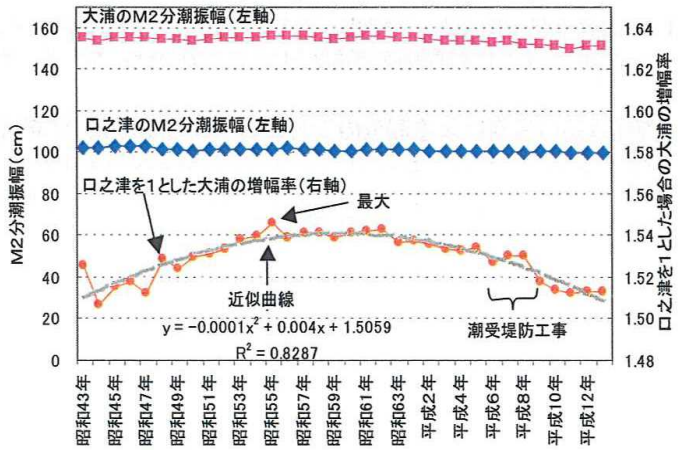


図 3.3.8　口之津検潮所と大浦検潮所の M_2 分潮増幅率の経年変化

出典：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」

M_2 分潮振幅（月昇交点変化の影響を含まない）については、大浦で約 20 年の間に約 6cm の減少がみられる（図 3.3.6）。この M_2 分潮振幅の減少要因としては、有明海内の海水面積の減少（内部効果）、平均潮位の上昇（外部効果）、外洋の潮汐振幅の減少（外部効果）等が挙げられているが、その影響度合いに関する見解は異なっている（表 3.3.3）。

表 3.3.3　M_2 分潮振幅の減少に関する各要因の寄与率に関する見解

見解 / 要因	見解 1	見解 2	見解 3	見解 4	見解 5
有明海内の海水面積の減少	50%	40～50%	潮受堤防の締切り 10～20%	諫早堤防：24% 熊本新港：2%	－
平均潮位の上昇	10%	極めて小さい	－	0%	－
外洋潮汐振幅の減少	40%	50～60%	－	76%	過去 80 年間では、M_2 分潮振幅減少の大部分は干拓等の海岸線の変化ではなく、外海の M_2 分潮振幅の減少である。

注）各見解にかかる解析の条件、方法等は、それぞれ異なることから単純に比較ができないことに留意が必要である。

出典：

見解 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

見解 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

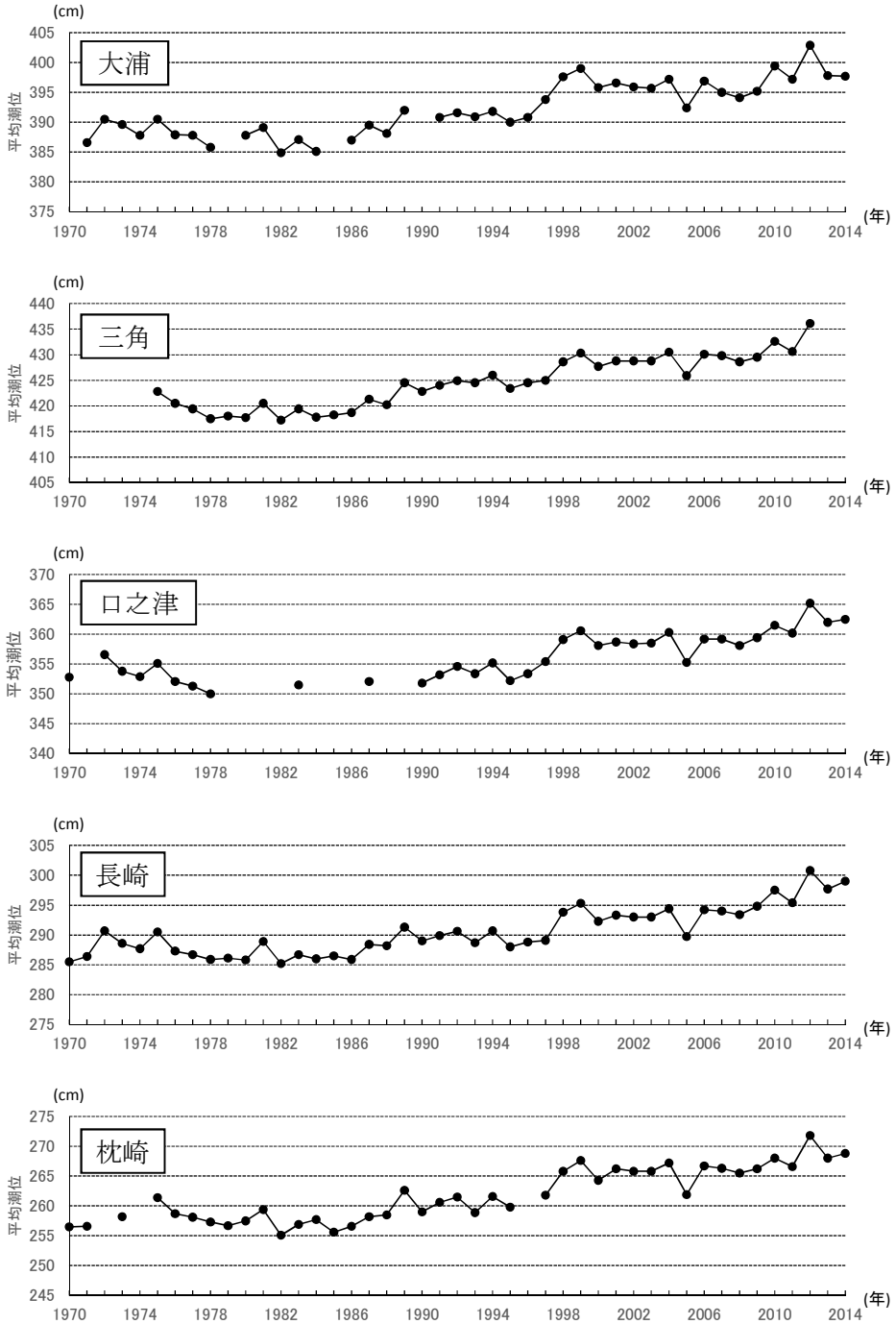
見解 3）塚本秀史，柳哲雄（2002）：有明海の潮汐・潮流，海と空，第 78 巻，第 1 号，pp.31-38

見解 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

見解 5）田井明，斎田倫範，橋本彰博，矢野真一郎，多田彰秀，小松利光（2010）：有明海および八代海における半日周期潮汐の長期変化について，水工学論文集，第 54 巻，pp.1537-1542

エ）有明海の平均潮位の上昇

平均潮位は、湾奥部に位置する大浦、より外洋に近接した口之津で共に 1990 年頃から上昇しており、外洋の長崎や枕崎においても同様の傾向で上昇している（図 3.3.9）。



注）1.本図は、環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」の図 3.5.7 に海岸昇降検知センターHP：日本列島沿岸の年平均潮位（1894 年～）の 2001 年以降の値を追加している。
2.平均潮位データは、験潮場の地盤を基準とした海面変化であり、地殻上下変動に伴う験潮場の標高の変化は加味されていない。

図 3.3.9　年間の平均潮位の推移

（２）八代海について

八代海の潮位観測点は有明海に比べて数少ないが、1980 年以降、有明海と同様に平均潮位の上昇と潮位差の減少傾向が観測されている（図 3.3.10）。八代海の潮位変動特性（湾振動）に関わる詳細な知見は少ないが、外洋からの入射波周期に対する八代海の各点での振動応答を２次元の数値計算より算定した結果によると（図 3.3.11）、八代海の湾振動周期は約３時間であり、これが八代海の長軸方向の固有振動周期である。また、9 時間以上の振動応答は、有明海の固有周期による影響であり、八代海と有明海の潮汐流動の調査に際しては相互の影響についても考慮する必要がある[7)]。

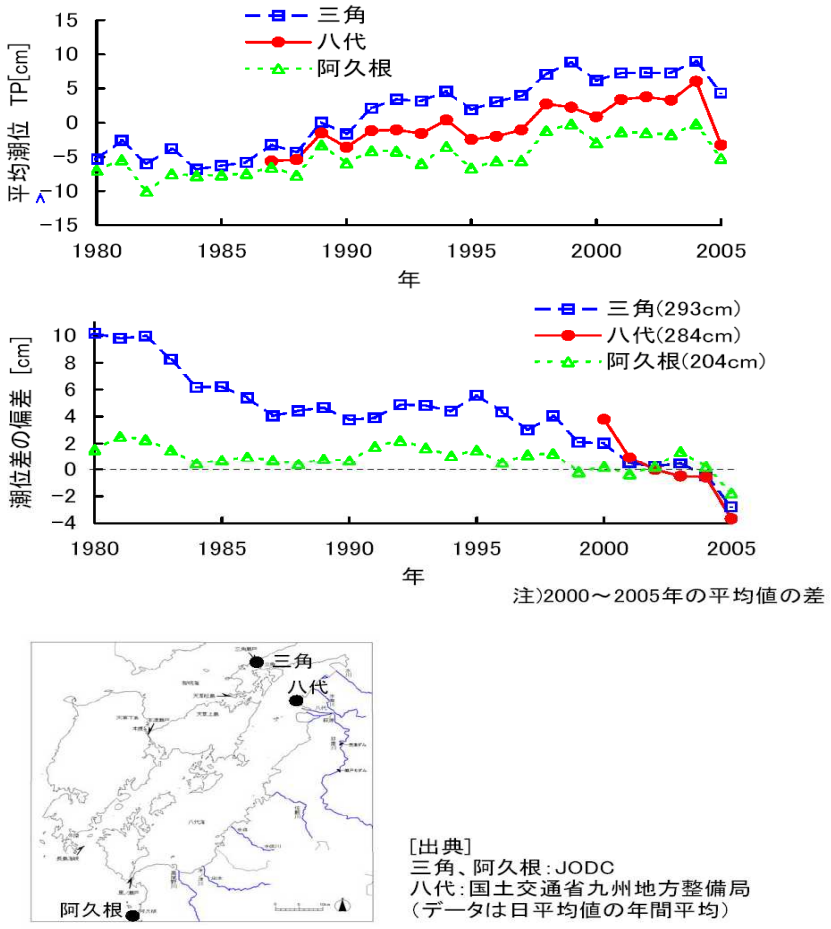


図 3.3.10　八代海における平均潮位及び潮位差の年変動

出典：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」

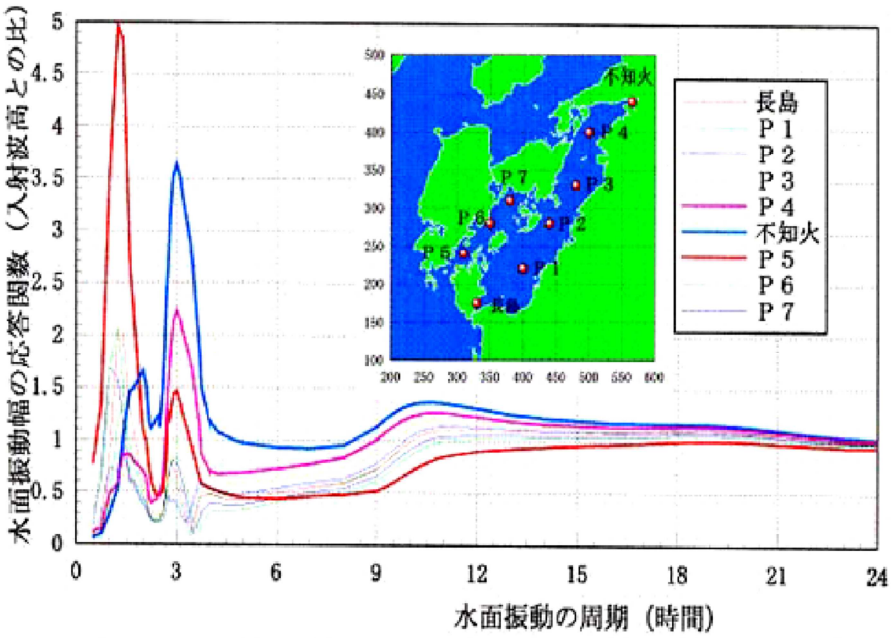


図 3.3.11　八代海における水面振動幅の応答関数

出典：滝川清，田中健路，森英次，渡辺枢，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，海岸工学論文集，第 51 巻，pp. 916-920

［潮流の変化］

海域の流れは、潮流と平均流（恒流）に分類され、潮流は潮汐による海面昇降を起こす海水の水平方向の往復運動であり、潮汐と同様な周期成分で構成される。

次に、平均流は潮流を除いた、潮汐残差流、河川からの淡水流入等によって引き起こされる密度流、風によって生じる流れ等を総称したものである。平均流のひとつである潮汐残差流は、潮流の非線形性によって生じる一方向の流れで、潮流により運ばれる水粒子は、一周期終わっても元の位置に戻らず、実際の湾ではややずれた位置にたどり着くことがあり、これは潮汐残差流によるものである。この潮汐残差流を含む平均流は、長期の物質輸送に重要な役割を果たす。

また、岸近くの干潟部等では澪筋に沿った流出入が起きる等地形の影響を強く受ける。

（１）有明海の潮流について

ア）潮流・平均流の状況

ａ）潮流の状況

大潮平均流速は湾口部の早崎瀬戸で最大 7 ノットを超え、湾南部で 2～3 ノット、湾中央部で 1.5～2 ノット、湾奥部と沿岸部でも 1～1.5 ノットに達する。湾奥部でも強い流速を有するのは潮汐と同様に湾の共振による振動増幅及び水深減少のためと考えられている。また、浅海部の観測によると、湾奥部河口域では澪筋に速い流れが出現している。

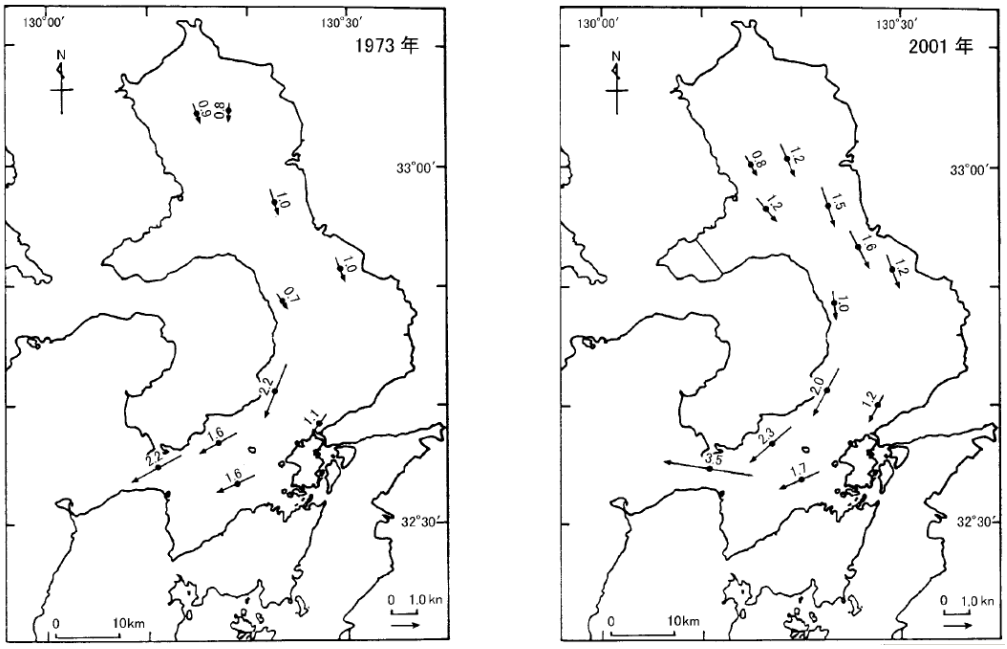
有明海の流動は、大きな潮位差によって引き起こされる卓越した潮流が特徴的である。ただし、坪野ら（2009）[8] によると、夏期の諫早湾口部周辺においては潮位差だけでなく海陸風の影響も日周期の流れに対してみられると報告している。

海上保安庁による 1973 年と 2001 年の 2 回の観測結果より（図 3.3.12)、平均大潮期の下げ潮流では、三池港沖では 1.0 ノットから 1.5 ノット、島原沖では 0.7 ノットから 1.0 ノット、深江沖では 2.2 ノットから 2.0 ノットと増減は様々である。また、各測点の潮流の鉛直分布も特徴的な変化[i]が現れており、これは淡水流入条件による密度構造の違いによる可能性が大きいこと等が報告されている[9]。しかしながら小松ら（2006）[10] によるとこの 2 回の観測結果は、観測した季節が同じでなく、河川流入量や水温等の違いにより密度構造の効果が異なっていたおそれがあること等から、地形変化のみの効果を取り出して評価するまでに至っていないと考えられる。

西海区水産研究所が実施した 2001（平成 13）年 2 月の下げ潮時の観測によると、25 年前の同時期の推定値と比較して、有明海全体（熊本県大矢野島諏訪原と島原半島有家町石田を結ぶ線以北）の潮流流速は約 12%低い値を示したことが報告されている[11]（図 3.3.13)。

---

i）測点 7(島原沖)の 10m 層の潮流は顕著な変化はないものの、3m 層では流速が増加する等、明らかな変化がみられた。測点 4（三池沖）の潮流では、1973 年では下層ほど増大するのに対し、2001 年では下層ほど減少していた。



注）各地点の潮流は平均流を含まず、平均大潮に換算されている。

図 3.3.12　1973 年と 2001 年の平均大潮時の海面下 3mにおける下げ潮流の比較

出典：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

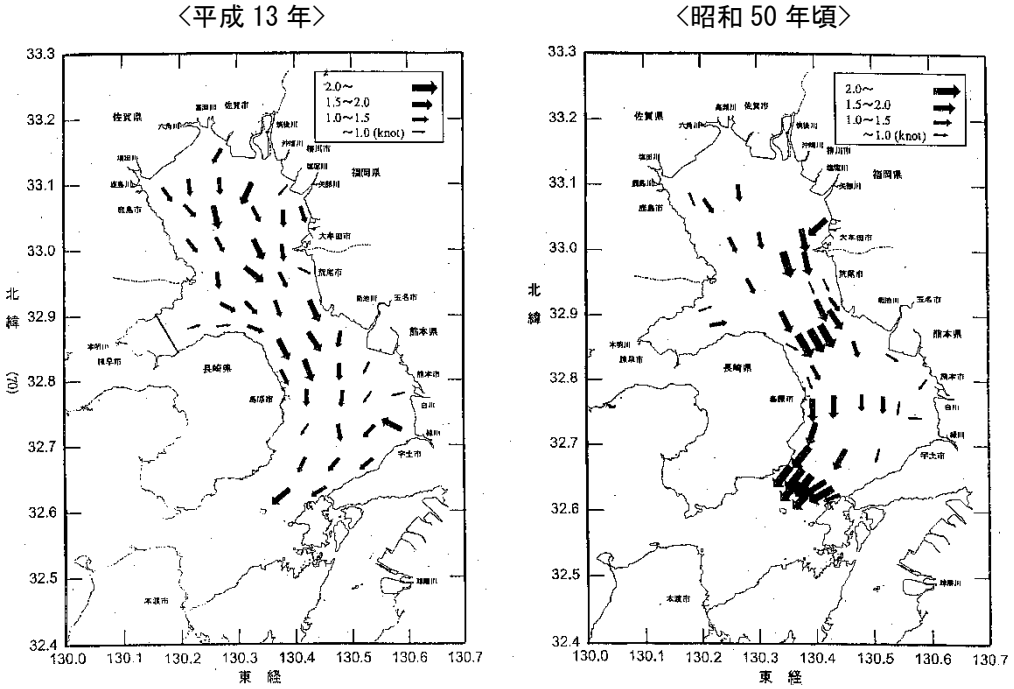


図 3.3.13　2001（平成 13）年と 1975（昭和 50）年頃の下げ潮時の流速水平分布

出典：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」ほか

ｂ）平均流の状況

平均流については、有明海では河川流入水の変動や風が平均流に与える影響が大きく、長期的な変化については不明な点も多い。

海上保安庁が作成した夏期の表層での平均流の分布図によると、湾内には、湾南部、湾中央部、湾奥部にそれぞれ独立した流れが形成されている。湾奥部では東部の三池沖に北向きの流れが存在し、湾奥になるにしたがって北西に向きが変わり、全体として反時計回りの環流がみられるとされている。湾中央部では島原市北方と長洲町沿岸には湾奥部に向かって 0.4 ノットの流入がみられる。一方、島原半島の沿岸で 0.2～0.6 ノット程度の明瞭な南下流が形成されている。この強い南下流は、その後の観測でも見いだされている。湾南部では全般的に湾口部に向かう流れとなっている。

河川流入水の影響について、淡水が流入すると鉛直方向に流れの変化が生じ、夏期を中心に上層で流出、下層で流入のエスチュアリー循環（密度流）が発達する。

風の影響については、季節平均で検討した万田ら（2006）[12] の有明海中央部における解析結果では、吹送流の流速が最大となる秋季でもその大きさは密度流に比べて一桁小さいことが報告されている。また、出水時を含めた 1 週間程度の期間を対象に検討した井下ら（2016）[13] によると、有明海湾奥部では出水や潮流に加えて吹送流の影響も大きいことが示されている。

海上保安庁による観測結果では、1973 年と 2001 年の 2 回の結果を比較すると、後者では島原半島を南下する沿岸流の平均流の流速が約 1/3 になっていた（図 3.3.14）。

ただし、平均流は、地形等の場所毎の条件に加え、河川水の流入、水温、風等の変動の影響を受けるため、長期的な変化とその要因を単純に評価することはできない。

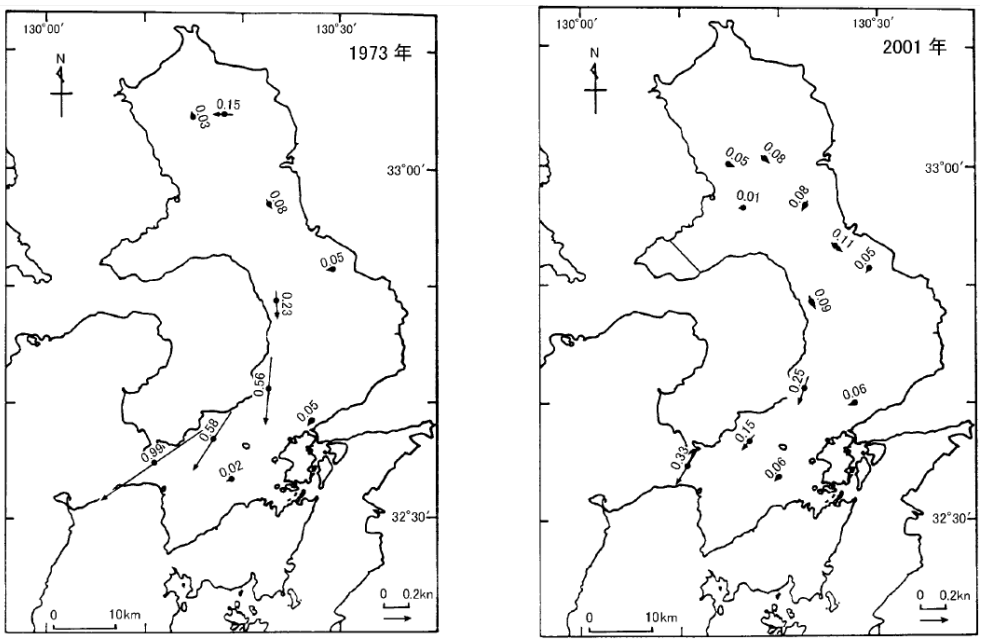


図 3.3.14　1973 年と 2001 年の 15 昼夜観測の平均流の比較

出典：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

イ）潮流流速の変化の主な要因とその影響

有明海の潮流に全体的な影響を及ぼす要因としては、1)干拓・埋立て等による海水面積の減少並びに地形の変化、2)東シナ海全体の平均潮位の上昇に伴う有明海湾内の平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少が挙げられる。

これは、前述の潮汐振幅に与える影響要因と同様であり、流体力学の基本原理である連続条件（体積保存則）から、潮汐振幅が減少すると潮流流速は減少していなければならないことに起因する。上記 1)については、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 1970 年頃をピークに減少）がなされてきた。上記 2)及び 3)については、前述のとおり、外洋の平均潮位の上昇に伴って、有明海の内湾でも平均潮位の上昇がみられ、外洋の M_2 分潮振幅も内湾と同様に 1970 年から現在までの過去 40 年間で、全体としては減少傾向がみられる。

なお、実際の内湾では、潮流は潮位差により生じるもののほか、気象による影響や密度差による影響も複雑に関係するため、潮流の観測結果の比較は容易ではないが、上記 1）に関しては、これまでの複数の研究や観測結果が報告されていることから、以下のとおり知見を整理した。

①　干拓・埋立てによる潮流流速への影響

1970 年以降、有明海では佐賀県白石地区、福岡県三池港北部、熊本県長洲港北部、諫早湾等の干拓、熊本新港建設による埋立てが行われている。有明海における潮流流速は、東シナ海全体の平均潮位の上昇に伴う有明海湾内の平均潮位の上昇、外洋の潮汐振幅の減少の影響とともに、過去の様々な開発行為の影響を受けていると考えられるが、この内、調査・研究報告がみられる事例について、以下のとおり整理した（熊本港建設による影響は別途後述）。

諫早湾内における潮流調査の実測結果[14]から、諫早湾の湾奥部と湾央部では堤防締切り後に潮流流速が低下し、諫早湾の湾口部でも湾奥部や湾央部ほど顕著ではないものの、流速が低下する傾向がみられたが、諫早湾外では観測年によるデータのばらつきが大きく、変化の傾向も異なった（図 3.3.15）。また、シミュレーションによると、下げ潮時の潮流流速は潮受堤防設置により諫早湾口部北側の一部海域で増加、湾内から島原半島に沿った広い領域では減少するとの結果が得られている（図 3.3.16）[15]。

矢野ら（2014）[16]によると、諫早湾内の表層での潮流流速の変化量（潮受堤防がない場合とある場合）を数値シミュレーションにより解析した結果、潮受堤防による諫早湾の容量の減少により潮流流速が全体的に減少し、下げ潮最強から干潮にかけて、島原半島沿いに帯状の増速域と減速域がみられる。これは、潮受堤防の有無による諫早湾から有明海湾口部へ流出する入退潮量の違いにより、島原半島沿いに流下する下げ潮流の流速が変化し、その結果として慣性力が変化し、流軸がずれたために起こったと考えられる（図 3.3.17）。

次に、矢野ら（2015）[17]は、3 次元シミュレーションによる解析によって、諫早湾の潮受堤防建設による鉛直混合能の変化が塩淡成層の発達に対して与えた影響は、大潮期では堤防の影響が顕著であるが小潮期では小さいこと、また、そ

の影響は諫早湾内と島原半島沿岸で強く、北部有明海ではほとんど無いことを報告している。

西ノ首ら（2004）[18]によると、観測データとしては、島原半島沿岸部の観測結果（1993 年と 2003 年)から、潮流流速は大きく減少（約 21～27%)し、この減少率は締切りで減少した面積（約 3,667ha）が北部有明海（有明-長洲ライン以北、約 75,435ha）に占める割合（約 5%）と比して大きく、諫早湾への水塊の流出入が島原半島沿岸で集中的に生じることが示唆されるとの報告がある（図 3.3.18）。（ただし、これについては前述の矢野ら（2014）が報告しているように、流れの分布の変化が影響した可能性も無視できない。）

千葉・武本（2002）[19]の数値シミュレーションによると、潮受堤防による最大潮流速度の変化は、堤防前面で 0.3～0.4m/s の減少、諫早湾外北側の地点で僅かに増速（0.0～0.1m/s）する部分がある以外は、有明海全体で最大潮流速度の変化は非常に小さい（0.0～0.1m/s の減速）とされている（図 3.3.19)。

また、長期的、短期的な地形変化に伴う潮流流速の変化に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、諫早湾内で潮流流速は 20～60%減少し、有明海中央部で潮流流速は 5%減少する、

との結果が得られている（図 3.3.20)。

また、田井・田中（2014）[20]は、数値シミュレーションにより、潮流への諫早湾干拓事業の影響は諫早湾から島原半島沿いに限られ、有明海湾奥部においては諫早湾干拓事業より前（1900 年頃～）に行われた干拓によって流速が大きく減少しており、湾奥部に関して諫早湾干拓事業による湾奥部の流速の変化は月の昇交点運動による潮汐振幅の変動の影響に比べて非常に小さいことを示している（図 3.3.21)。

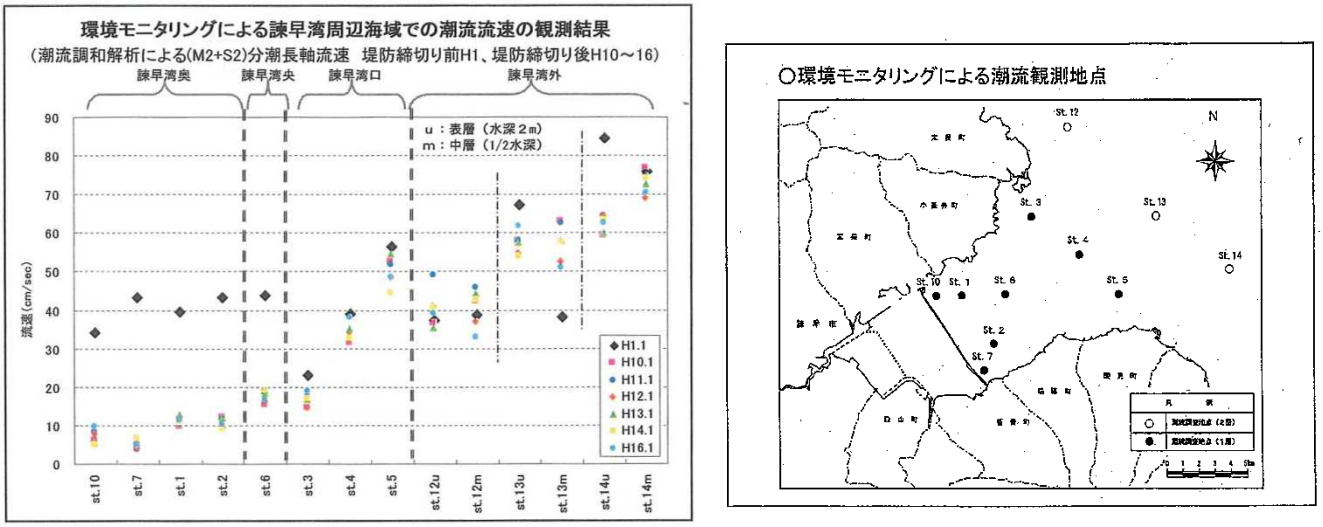


図 3.3.15　潮流調査による諫早湾周辺海域での潮流流速の観測結果

出典：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」

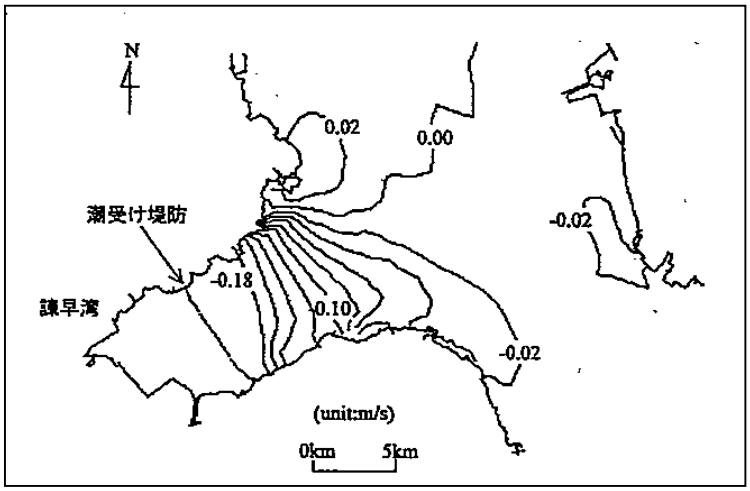
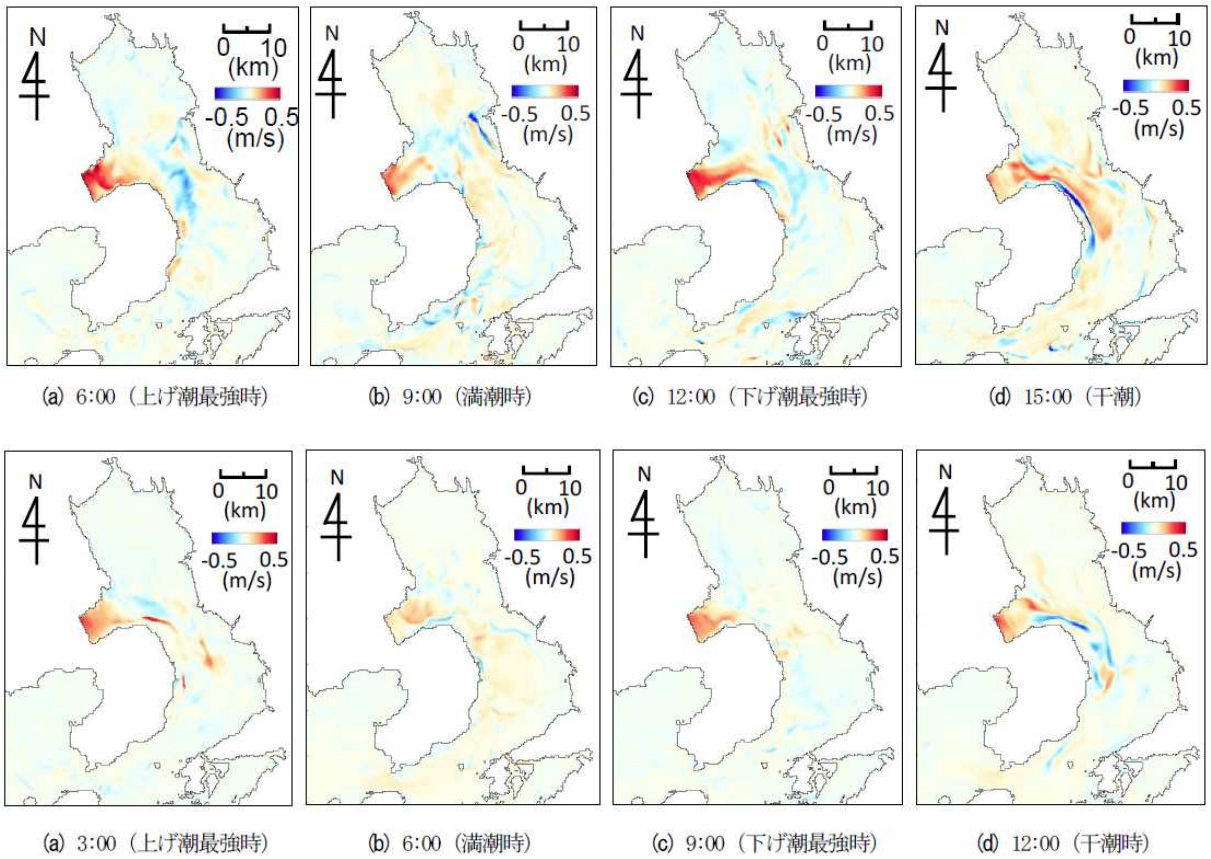


図 3.3.16　下げ潮時の流速強度に関する閉め切り前後の差

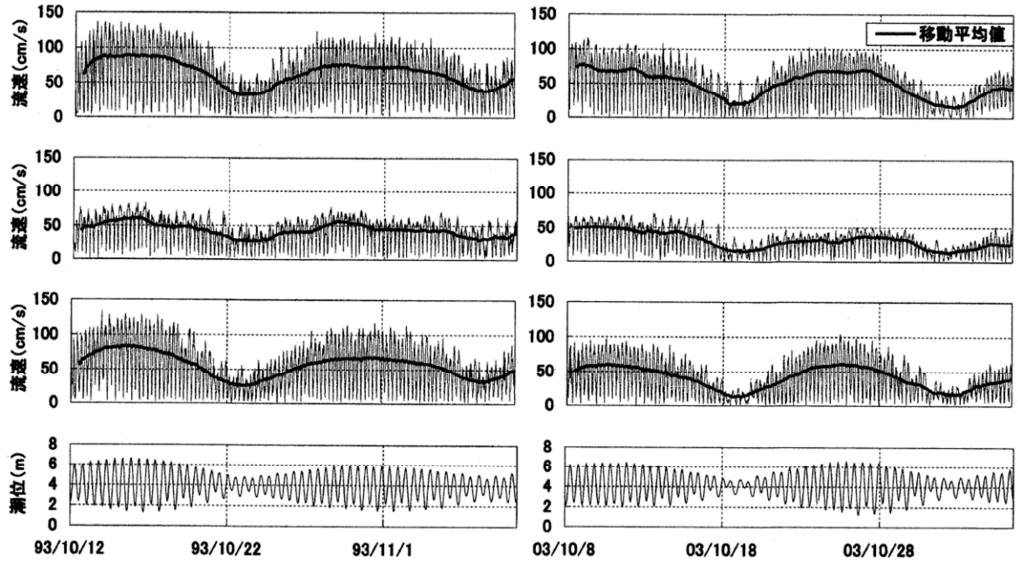
出典：灘岡和夫, 花田岳（2002）：有明海における潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響，海岸工学論文集，第 49 巻，pp.401-405

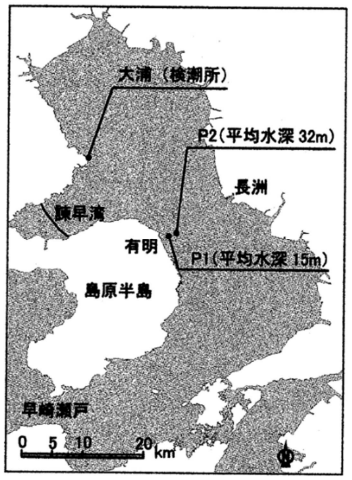


注）上段は出水のあった時期の大潮期（2006 年 7 月 26 日）、下段は出水のない大潮期（2006 年 6 月 9 日）の状況を表した計算結果である。

図 3.3.17　表層での流速の変化量（[潮受堤防がない場合]-[潮受堤防がある場合]）

出典：矢野真一郎, 西村圭右（2014）：諫早湾干拓事業が与えた有明海の塩淡バロクリニック構造への影響に関する検討，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.70，No.2，pp.1134-1139





〔観測実施位置の概略図〕

注）1.左図は 1993 年 10 月 12 日～11 月 1 日、右図は 2003 年 10 月 9 日～11 月 7 日
2.上段より、P1（水深 5m）、P2（水深 5m）、P2（水深 20m）における水平流速の絶対値、潮位

図 3.3.18　観測結果の時系列

出典：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

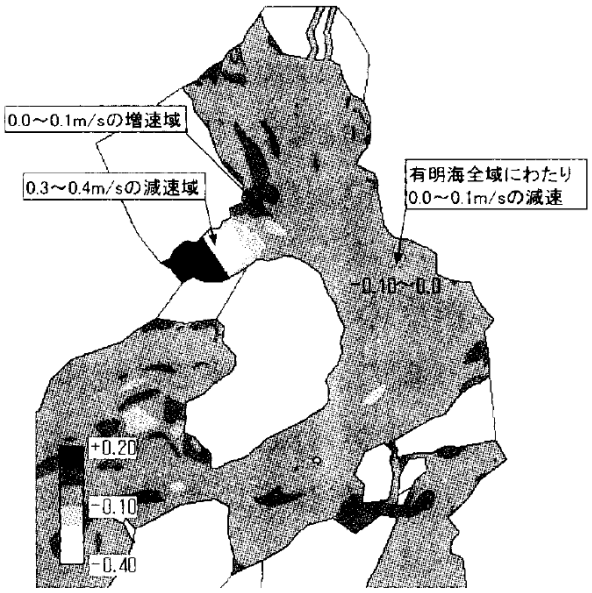


図 3.3.19　最大潮流速度の偏差分布（潮受堤防の影響）

出典：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

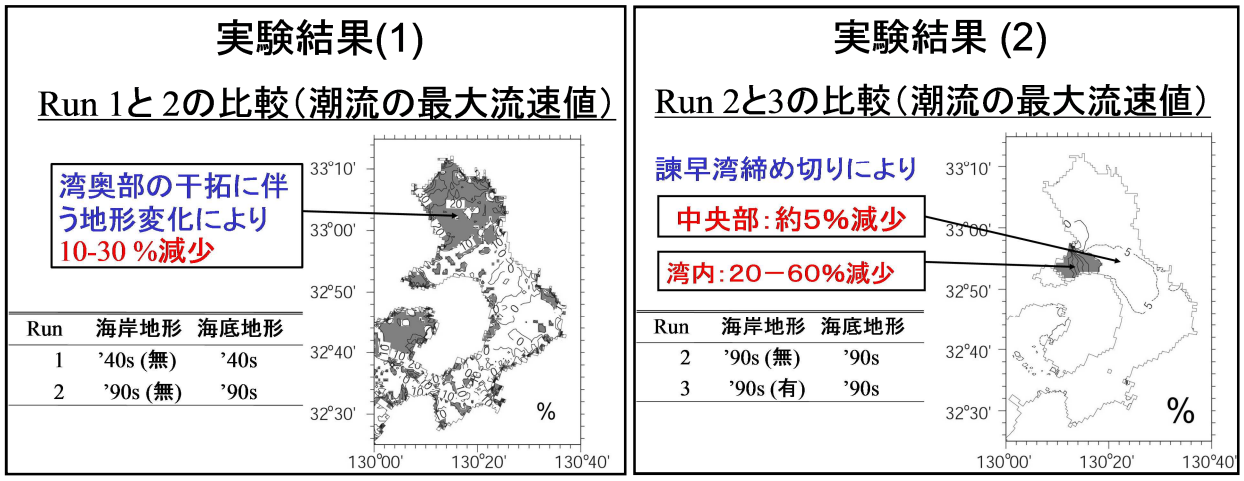
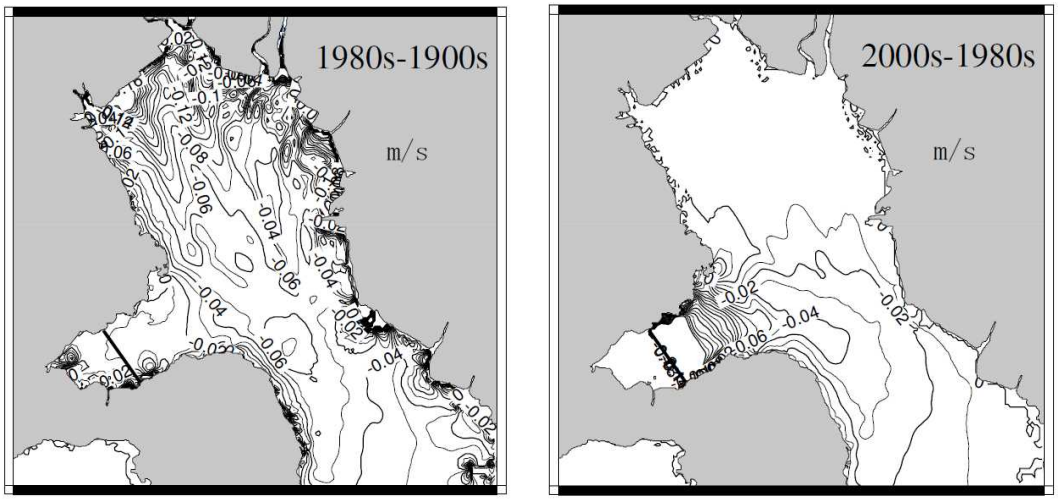
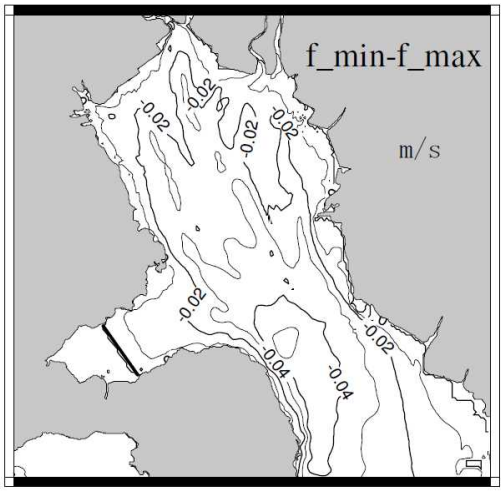


図 3.3.20　潮流流速の数値シミュレーション結果

出典：環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」



(a) 諫早湾干拓事業以前の干拓による流速の変化　(b) 諫早湾干拓事業による流速の変化



(c) 月の昇交点運動による潮汐振幅の極大期と極小期の流速の変化

図 3.3.21　数値シミュレーションによる各要因による流速の変化

出典：田井明，田中香（2014）：有明海の物理環境に関する漁業者を対象としたヒアリング結果と科学的知見の比較，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.70，No.2，pp.1014-1019

② 港湾による潮流流速への影響

滝川・田淵（2002）[3]によると、熊本港建設による影響については、数値シミュレーションの結果、港の周辺で20～30cm/sの潮流流速の変化があり、潮位差への影響は港の周辺で±2cm程度との報告がある。

③ ノリ養殖施設による潮流流速への影響

滝川・田淵（2002）[3]によると、ノリ養殖施設の影響については、数値シミュレーションの結果、湾中央部から湾奥部にかけての海水の流動が小さくなる傾向にあること（図 3.3.22)、最大潮流流速はノリ網設置地域で 0.3～0.5m/s の減少、湾奥中央部で 0～0.1m/s の増加が報告されている。また、有明海湾奥部における潮流と浮泥輸送に関する数値実験結果から、ノリ養殖域やその沖側前面部分ではノリ養殖施設の流体抵抗によって、潮流流速や浮泥濃度が低減、抵抗が小さい船通し部分で上昇し、ノリ養殖施設が潮流や浮泥輸送の空間構造に影響している可能性が示されている。なお、ノリ網の柵数については1960年代に急激に増加したのち、1970年以降は減少傾向にある。

山口ら（2009）[21]は、1985～1998年の早津江川河口沖の観測データによる解析で、同観測地点における潮流の変化にはノリ養殖の影響が大きく、養殖期には平均で潮流流速が約23%弱まると報告している。

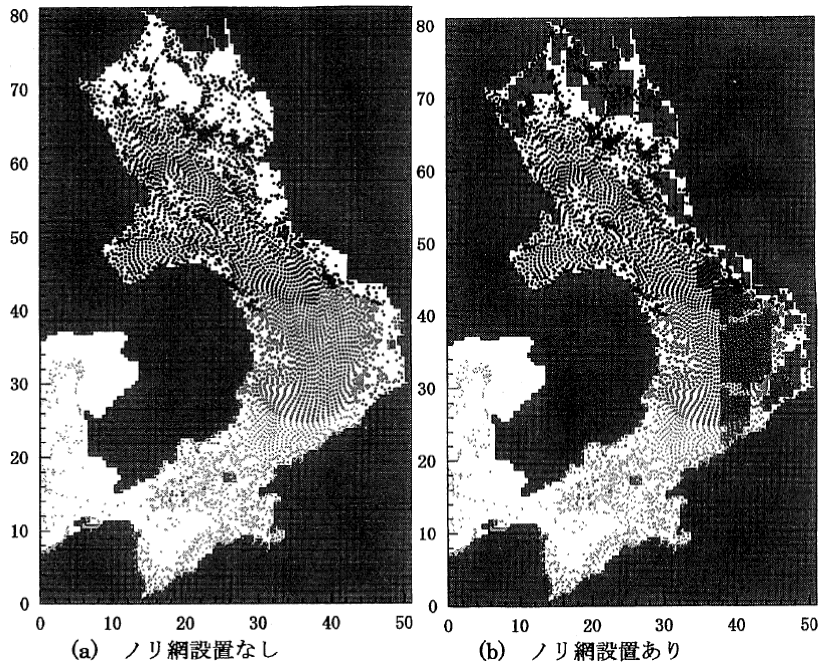


図 3.3.22　ノリ網設置の有無による流況変化（粒子追跡開始3潮汐後）

出典：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

（２）八代海の潮流等について

八代海は九州本土と天草諸島・長島に囲まれ、本渡瀬戸・三角瀬戸・満越瀬戸を通じて有明海と繋がり、長島瀬戸や黒之瀬戸を通じて東シナ海と繋がっている。外洋水は長島瀬戸と黒之瀬戸から流入し、流入量は黒之瀬戸に比べて長島瀬戸は 4 倍である。有明海と通じる三角瀬戸、満越瀬戸、本渡瀬戸では海水の交流は少ない。干満差は湾奥部で 4m 以上となり、このため長島瀬戸での潮流流速は、大潮時には約 8 ノットにもなる。また、東流及び西流時に長島瀬戸等の湾口部で潮流流速が早く、北部海域ではその数分の 1 程度の潮流流速である。

数値シミュレーションによる夏期の平均流（2001～2006 年の各 8 月の平均場）をみると、表層では八代海湾央部の東岸から湾奥部での平均流の流速が小さく、海水が停溜する傾向にあり、南西部の長島海峡からの流出と黒之瀬戸からの流入量が大きい（図 3.3.23）[22)]。

また、これらの流況は、河川流入水によっても変動し、河川流量がある場合、満越瀬戸や長島瀬戸を通じて流出するような残差流となる。

なお、八代海については、1970 年頃以降の潮流の変化を示す経年的な実測データは無かった。

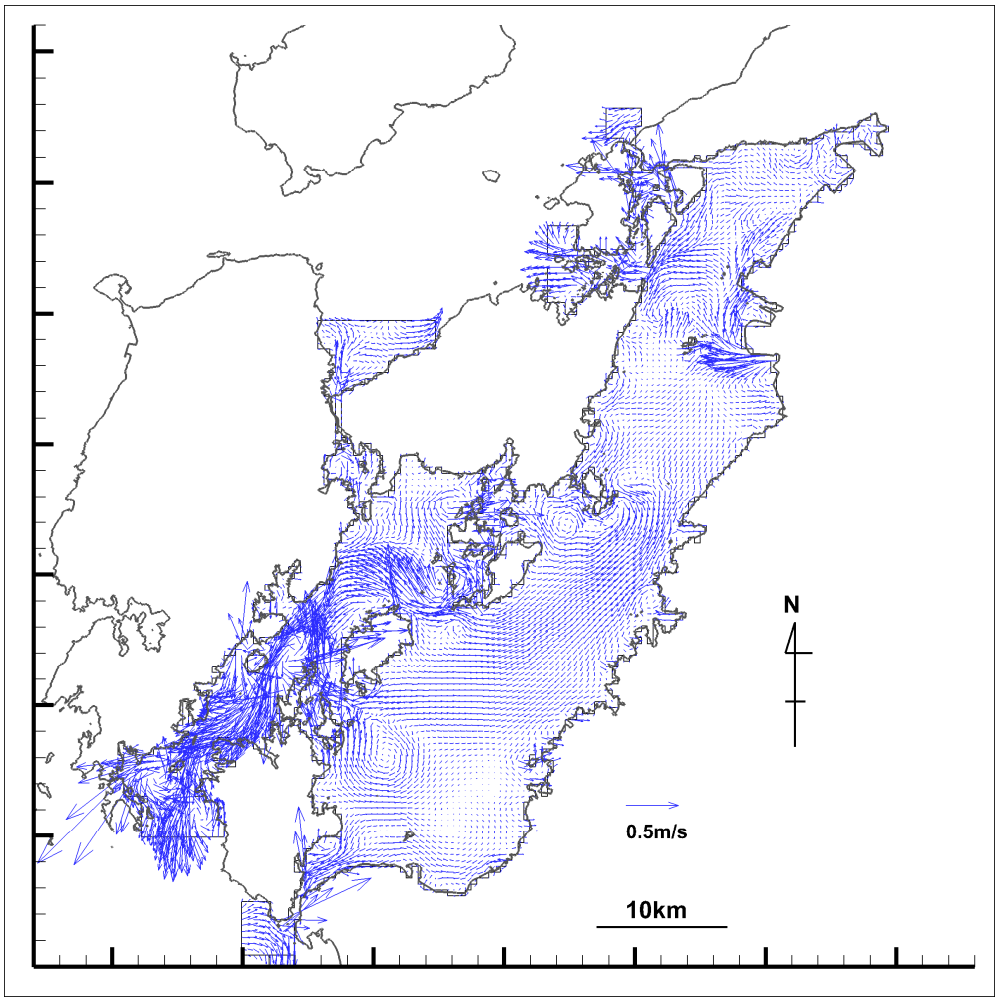


図 3.3.23　八代海における表層の平均流（平均的な夏期 1 ヶ月間：8 月）

出典：いであ(株)，熊本大学（2015）「平成 27 年度八代海における環境管理方策の検討業務報告書」

田井ら（2011）[23]によると、数値シミュレーションを用いて八代海における 1900 年代から 2000 年代の海岸線の改変に伴う潮流の変化について検討がなされた結果、湾内全域で潮流流速が低下しており、湾奥部で 30%程度、南部海域で 5～10%程度の減少が明らかとなった（図 3.3.24）。

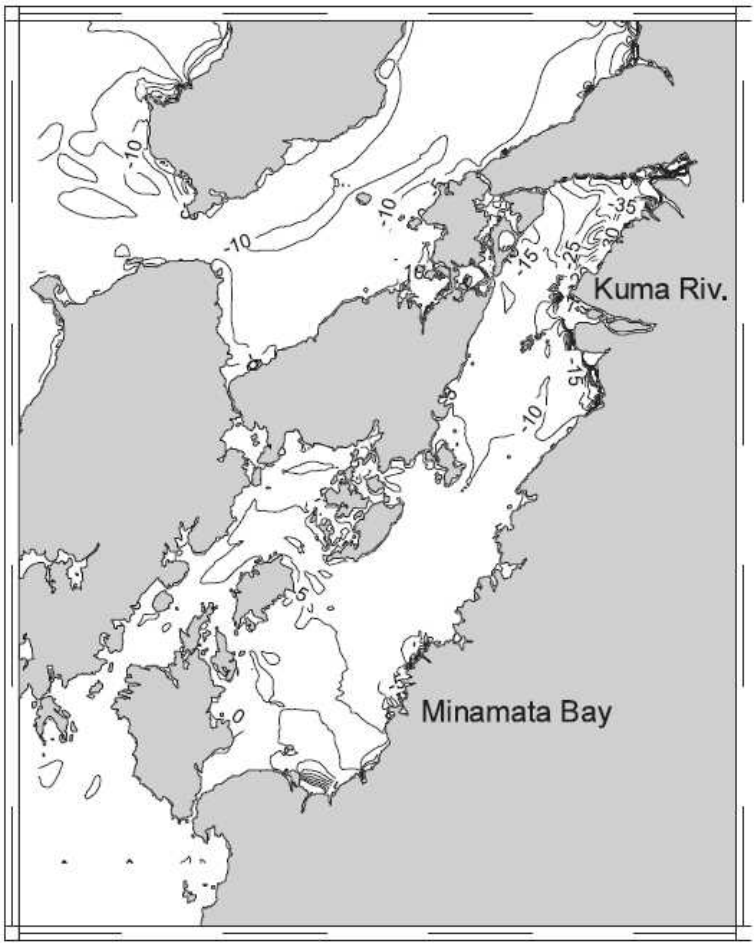


図 3.3.24　1900 年代～2000 年代の潮流振幅の変化率（%）

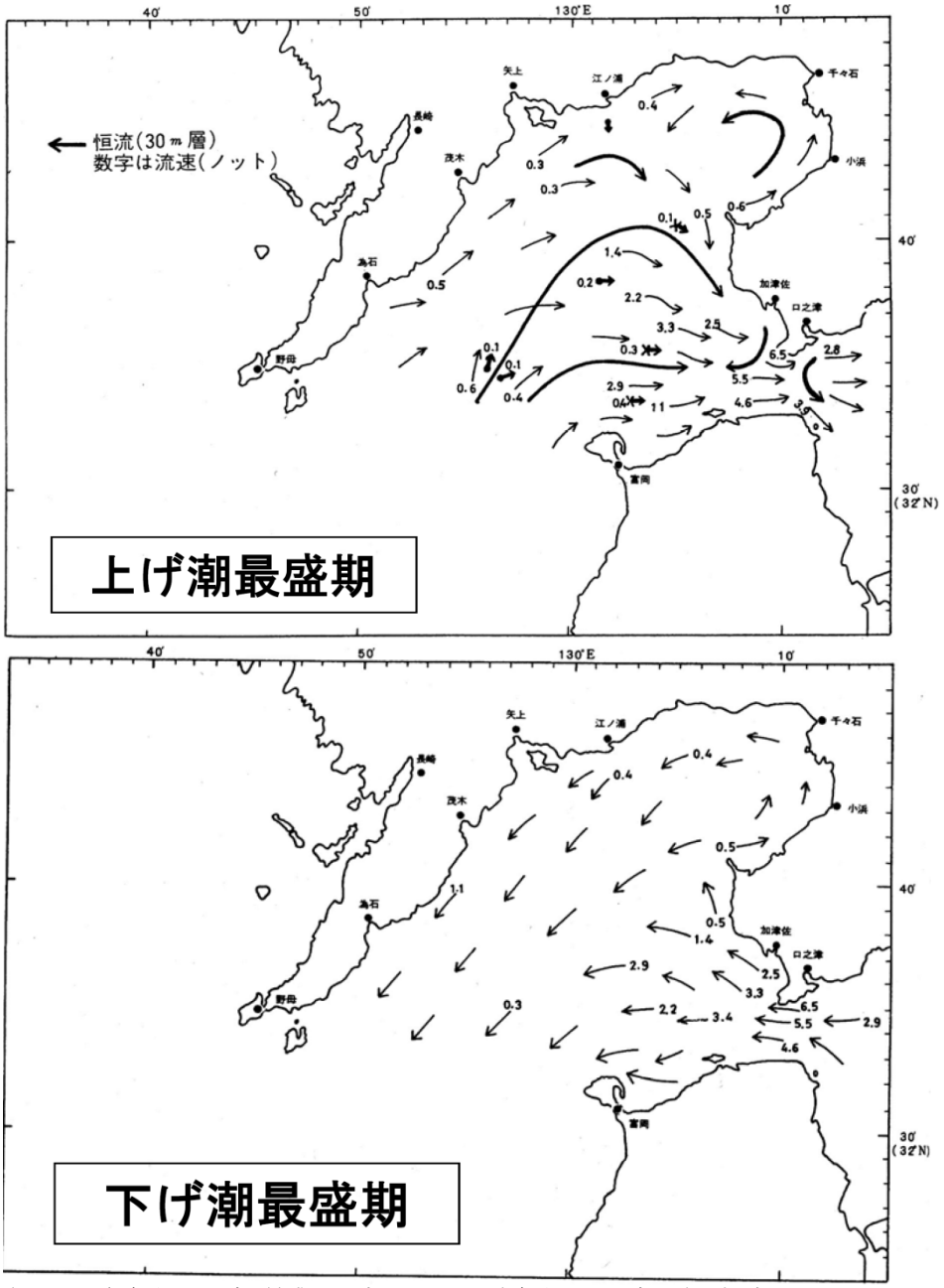
出典：田井明, 矢野真一郎, 多田彰秀, 上久保祐志, 矢野康平, 齋田倫範, 橋本彰博, 石原拓也（2011）：八代海における夏季の低塩分水塊の挙動ならびに過去の海岸線の変化による物理場の変化，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.67，No.2，pp.341-345

（３）橘湾の流況について

橘湾は、有明海と外海水とを連結する海域であり、有明海から流出する河川系水の変動の影響を大きく受ける。

図 3.3.25 に示すとおり、下げ潮時に有明海から流出した海水は島原半島に沿って橘湾の湾奥部を左回りの環流となって通過していることがわかる。

このほか、橘湾の流況を示す研究はいくつかみられるものの（例えば、藤家ほか（2004）[24]、玉置ら（2009）[25]等）、橘湾内の海洋構造（水塊構造）の変動実態は解明されていないのが現状である。



注）上図の細矢印は上げ潮最盛期の流況を表し、太矢印は 1 昼夜平均の恒流を表す。
下図の細矢印は下げ潮最盛期の流況を表す。

図 3.3.25　橘湾における潮流と平均流（30m 層）の概況

出典：中田英昭（2012）「第 30 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-3 橘湾の海洋特性について」

《まとめ》

海水面積の減少、平均潮位の上昇ならびに潮汐振幅の減少は、潮流流速の減少につながる。

以下に示すとおり、潮汐・潮流の長期変化の主な要因としては月昇交点位置変化による影響が大きい。それ以外の変化については、1)干拓・埋立て等による海水面積の減少並びに地形の変化、2)平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少等様々な要因が複合的に作用することから、実際の潮汐・潮流の変化に各種要因の影響の程度は明らかとなっていない。

［潮位の変動］

有明海では 1 日 2 回の満潮と干潮を迎える際の潮位差が大きく、潮位差は湾口部から湾奥部に向かって増大し、湾奥部では大潮期には最大約 6m に達する。年平均潮位差は湾奥部ほど大きく、例えば、湾奥部に位置する大浦の年平均潮位差は 1979 年頃（潮位差約 345cm）と 1995 年頃（同 337cm）に極大、1988 年頃（同 325cm）に極小をもつ変動（1979 年頃の極大と 1988 年頃の極小の差は 20cm 強、1988 年頃の極小と 1995 年頃の極大の差は約 12cm）が観測され、1979 年頃と 1995 年頃の極大時を比較すると年平均潮位差が約 9cm 減少していた。

年平均潮位差の極大時と極小時の値の差（上述の 20cm 強、約 12cm の差）には、月の軌道の昇交点の 18.6 年周期の変化（月昇交点位置変化）が最も大きな影響を及ぼしている。有明海で最も大きな分潮成分である M_2 分潮振幅の変動に関する知見によると、月昇交点位置変化の影響を除いた M_2 分潮振幅は、1970 年代から現在までの過去 40 年間で減少しており、これが上述の極大年（1979 年頃、1995 年頃）における年平均潮位差の減少の主な要因と考えられる。

なお、M_2 潮汐振幅の長期変化の要因については、1)有明海内の海水面積の減少（内部効果）、2)平均潮位の上昇（外部効果）、3)外洋潮汐振幅の減少（外部効果）等が挙げられているが、その影響度合いに関する見解は異なっている。

平均潮位は、1970 年以降、有明海及び外洋で上昇傾向が観測されており、八代海においても、データのある 1980 年以降、有明海と同様に平均潮位の上昇が観測されている。

［潮流の変化］

有明海の潮流に影響を及ぼす要因としては、1)干拓・埋立て等による海水面積の減少並びに地形の変化、2)平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少が挙げられる。これは、潮汐振幅に与える影響要因と同様であり、流体力学の基本原理である連続条件（体積保存則）から、潮汐振幅が減少すると潮流流速が減少していなければならないことに起因する。

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 1970 年頃をピークに減少）がなされてきた。

前述のとおり、外洋の平均潮位の上昇に伴って、有明海の内湾でも平均潮位の上昇がみられ、外洋の M_2 分潮振幅も内湾と同様に過去 40 年間で減少がみられる。

干拓による潮流流速への影響については、諫早湾から島原半島沿岸での流速の低

下を示す次のようなモニタリング又はシミュレーションによる観測結果や研究報告の知見がある。

・諫早湾内の潮流調査の実測結果（1989（平成元）年及び 1998（平成 10）～2004（平成 16）年）から、諫早湾の湾奥部、湾央部及び湾口部では堤防締切り後に潮流流速が低下する傾向がみられた。
・島原半島沿岸部の観測結果（1993 年と 2003 年)から、潮流流速は約 21～27%減少した。(ただし、これについては流れの分布の変化が影響した可能性も無視できない。)
・数値シミュレーションによると、潮流への諫早湾干拓事業の影響は諫早湾から島原半島沿いに限られ、有明海湾奥部に関しては諫早湾干拓事業による湾奥部の流速の変化は月の昇交点運動による潮汐振幅の変動の影響に比べて非常に小さい。

熊本港建設による影響については、数値シミュレーションの結果、港の周辺で 20～30cm/s の潮流流速の変化があり、潮位差への影響は港の周辺で±2cm 程度との報告がある。

ノリ養殖施設の影響については、有明海湾奥部における潮流流速の観測から、早津江川河口沖では養殖期に平均で流速が約 23%弱まるとの報告がある。なお、ノリ網の柵数については 1960 年代に急増したのち、1970 年以降は減少傾向にある。

平均流については、有明海では河川水の流入量の変動や風の影響が大きい。湾奥部では、全体として反時計回りの環流がみられ、夏期を中心に上層で流出、下層で流入のエスチュアリー循環（密度流）が発達し、上層では湾奥部から湾口部、下層では湾口部から湾奥部への流れとなっている。風による影響については、吹送流に関する既存の報告では、検討の対象期間によって、その影響の程度が異なる場合がある。

平均流は、地形等の場所毎の条件に加え、河川水の流入、水温、風等の変動の影響を受けるため、長期的な変化とその要因を単純に評価することはできない。

八代海については、1970 年頃以降の潮流・平均流の経年的な変化を示す実測データは無かった。

参考文献

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
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」
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
4) 田井明，斎田倫範，矢野真一郎，小松利光 (2010) : 潮汐振幅の全球的な長期変化，ながれ，第 29 巻，pp. 427-431
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
6) 田井明，矢野真一郎 (2008) : 外海を基準とした有明海の M_2 潮増幅率の変動特性と諫早湾潮

受け堤防建設による影響，海の研究，17（3），pp.205-211
7）滝川清，田中健路，森英次，渡辺枢，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，海岸工学論文集，第51巻，pp.916-920
8）坪野孝樹，吉井匠，松山昌史，坂井伸一，多田彰秀（2009）：海陸風と海洋レーダで観測された諫早湾口周辺の表層の日周期潮流速，土木学会論文集B2（海岸工学），Vol.B2-65，No.1，pp.401-405
9）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
10）小松利光，矢野真一郎，齋田倫範，田井明（2006）：有明海の潮流ならびに物質輸送の変化に関する研究，海岸工学論文集，第53号，pp.326-330
11）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」ほか
12）万田敦昌，兼原壽生，青島隆，筒井博信，木下宰，中田英明，柳哲雄（2006）：有明海中央部における物質輸送過程の季節変動，海の研究，15（6），pp.465-477
13）井下恭次，藤家亘，矢永純一，武元将忠，小野英治，白谷栄作（2016）：有明海湾奥部に流入した筑後川河川水の挙動に及ぼす吹送流の影響について，土木学会論文集B3(海洋開発)，Vol.72，No.2，pp.688-693
14）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」
15）灘岡和夫，花田岳（2002）：有明海における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
16）矢野真一郎，西村圭右（2014）：諫早湾干拓事業が与えた有明海の塩淡バロクリニック構造への影響に関する検討，土木学会論文集B3（海洋開発），Vol.70，No.2,pp.1134-1139
17）矢野真一郎，西村圭右，Camilla RANLUND（2015）：諫早湾干拓締切堤による鉛直混合能の変化が有明海の塩淡成層構造に与えた影響，土木学会論文集B2（海洋工学），Vol.71，No.2，pp.1243-1248
18）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
19）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
20）田井明，田中香（2014）：有明海の物理環境に関する漁業者を対象としたヒアリング結果と科学的知見の比較，土木学会論文集B3（海洋開発），Vol.70，No.2，pp.1014-1019
21）山口創一，濱田孝治，速水祐一，瀬口昌洋，大串浩一郎（2002）：有明海奥部筑後川河口沖における流れの季節および経年変動，土木学会論文集B2（海岸工学），Vol.65，No.1，pp.436-440
22）いであ株式会社，熊本大学（2016）「平成27年度八代海における環境管理方策の検討業務報告書」
23）田井明，矢野真一郎，多田彰秀，上久保祐志，矢野康平，齋田倫範，橋本彰博，石原拓也（2011）：八代海における夏季の低塩分水塊の挙動ならびに過去の海岸線の変化による物理場の変化，土木学会論文集B2（海岸工学），Vol.67，No.2，pp.341-345
24）藤家亘，柳哲雄，玉置昭夫，松野健（2004）：富岡干潟におけるハルマンスナモグリ幼生の回帰戦略の数値モデルによる解析，海の研究，13（4），pp.371-387
25）玉置昭夫，万田敦昌，大橋智志，Sumit Mandal，浜口昌巳（2009）：橘湾および有明海湾口部の砂質干潟に生息するハルマンスナモグリ（十脚甲殻類スナモグリ科）・イボキサゴ（腹足類ニシキウズガイ科）幼生の輸送，沿岸海洋研究，第46巻，第2号，pp.119-126

4. 水質

（1）水質環境基準達成率の推移

ア）ＣＯＤ

COD の水質環境基準達成率[i]について、有明海では、1974（昭和 49）年度以降、80%以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 93%である。八代海では、1996（平成 8）年度までは達成率が高く、100%の年もあったが、それ以降は若干低下し、60～90%で推移している。直近年の 2014 年度は 86%である。橘湾[ii]では 30～100%と有明海及び八代海に比べ変動が大きいものの、100%の年が他の海域より多くみられ、2011 年度以降は 100%となっている（図 3.4.1）。

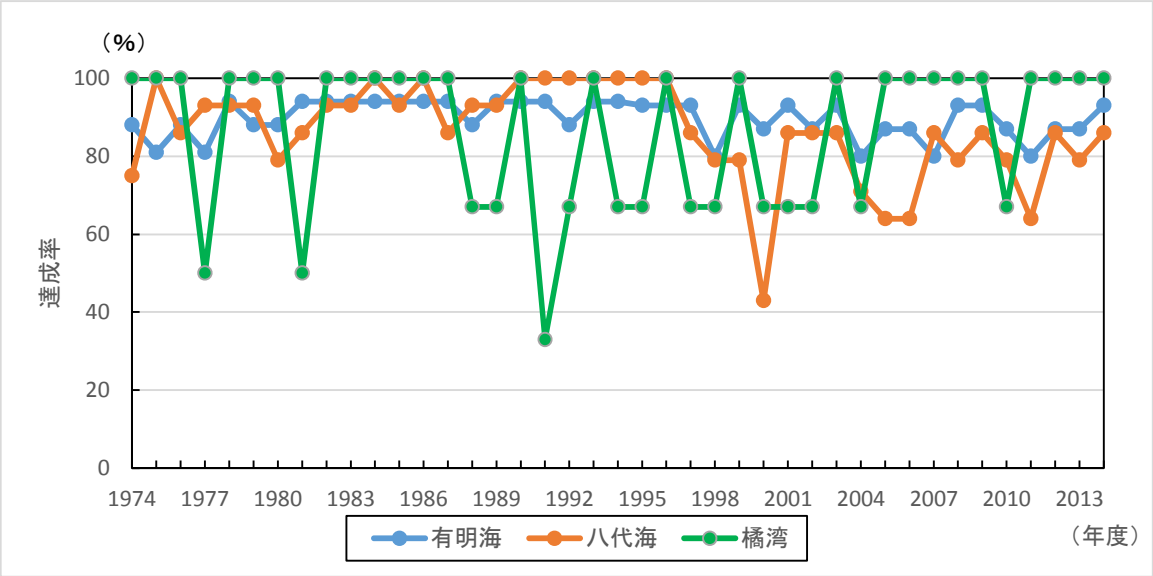


図 3.4.1　有明海、八代海及び橘湾の環境基準達成率の推移：ＣＯＤ

出典：環境省水・大気環境局（2015）「平成 26 年度公共用水域水質測定結果」、
長崎県，熊本県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

イ）全窒素及び全燐

全窒素及び全燐の環境基準の達成率[i]については、有明海では、比較的達成率が低く、2006 年度以降全て 40%である。八代海では 2010 年度以降、75～100%で推移しており、直近年の 2014 年度は 100%である（図 3.4.2）。なお、橘湾では全窒素及び全燐の類型指定はされていない。

---

i）環境基準達成率（%）＝（達成水域数／類型指定水域数）×100
全窒素及び全燐はともに環境基準を満足している場合に、達成水域とした。

ii）橘湾は、「有明海及び八代海等を再生するための特別措置に関する法律」（平成 14 年法律第 120 号）による水域での環境基準達成率を算出した。橘湾の類型は全域Ａ類型である。

全窒素（T-N）については、有明海では2007年度以降80%以上で推移しており、直近年の2014年度は100%である。八代海では2003年度以降は全て100%である（図 3.4.3）。

全燐（T-P）については、有明海では2006年度以降は全て40%である。八代海では、2009年度に一時的に50%となったものの、その他の年は75%以上で推移しており、直近年の2014年度は100%である（図 3.4.4）。

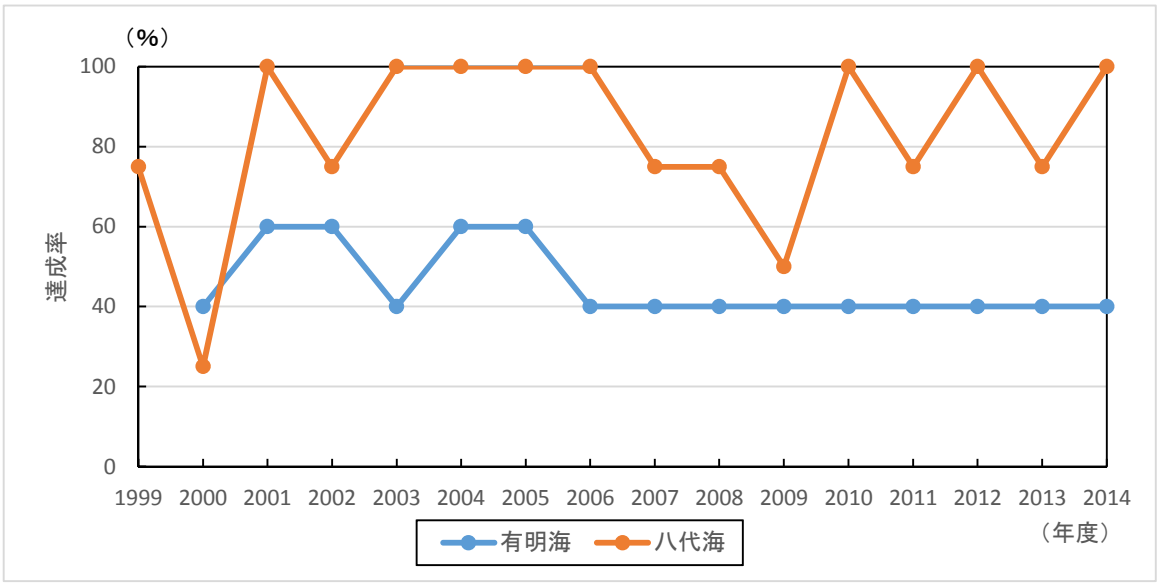


図 3.4.2　有明海及び八代海の環境基準達成率の推移：全窒素及び全燐

出典：環境省水・大気環境局（2015）「平成26年度公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

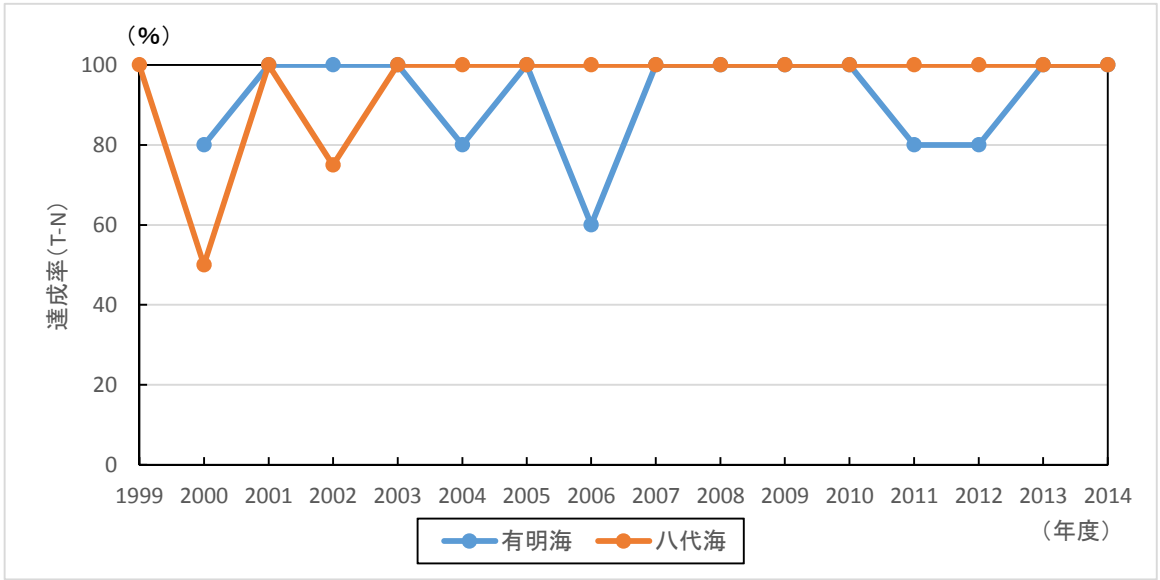


図 3.4.3　有明海及び八代海の環境基準達成率の推移：全窒素

出典：環境省水・大気環境局（2015）「平成26年度公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

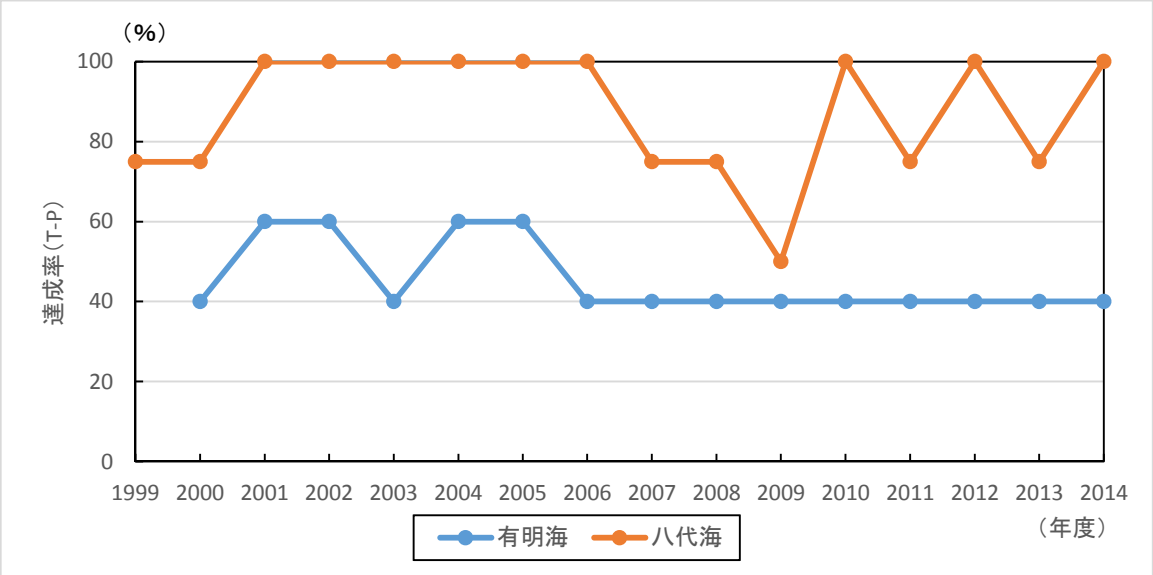
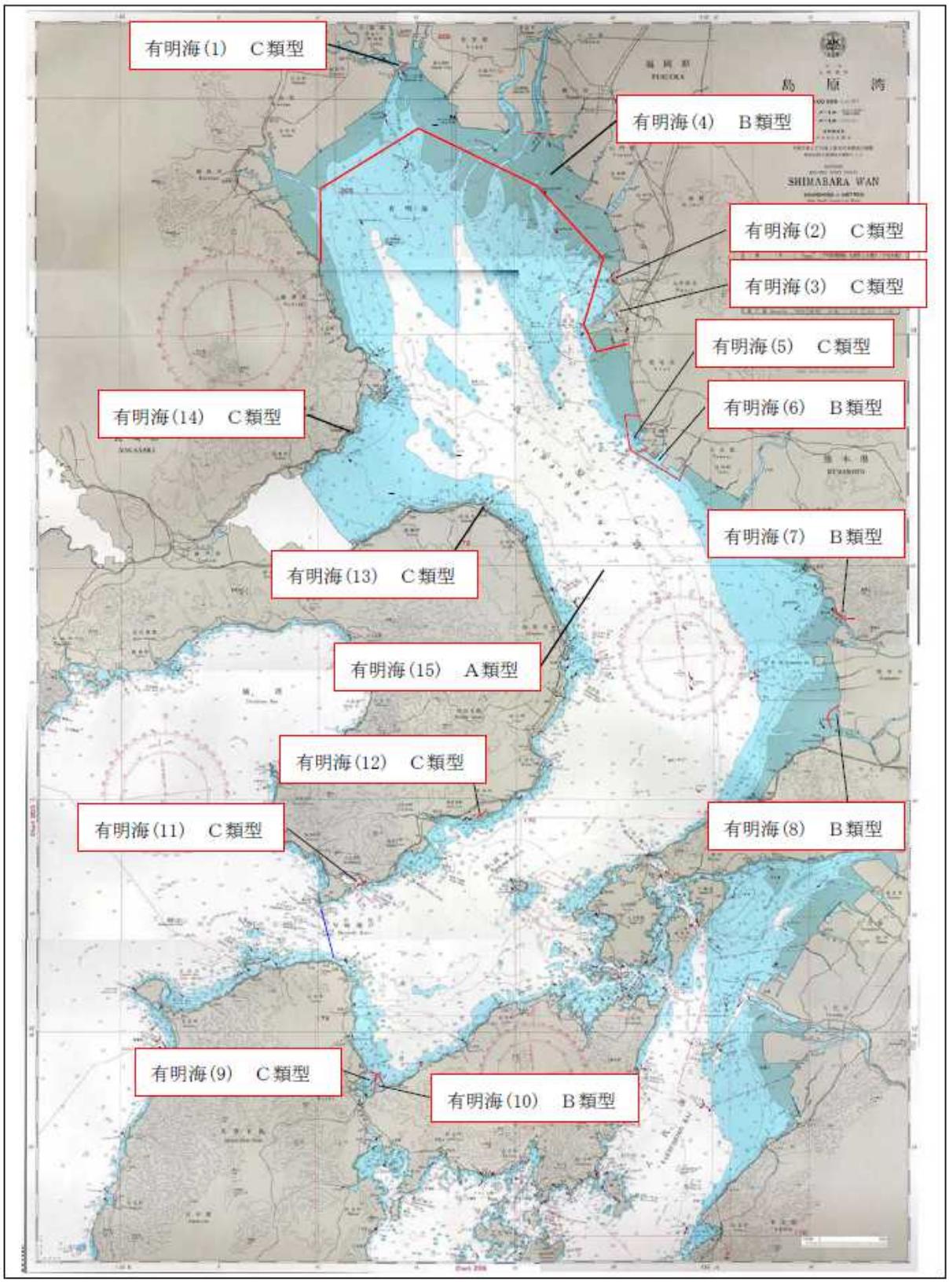


図 3.4.4　有明海及び八代海の環境基準達成率の推移：全燐

出典：環境省水・大気環境局（2015）「平成 26 年度公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

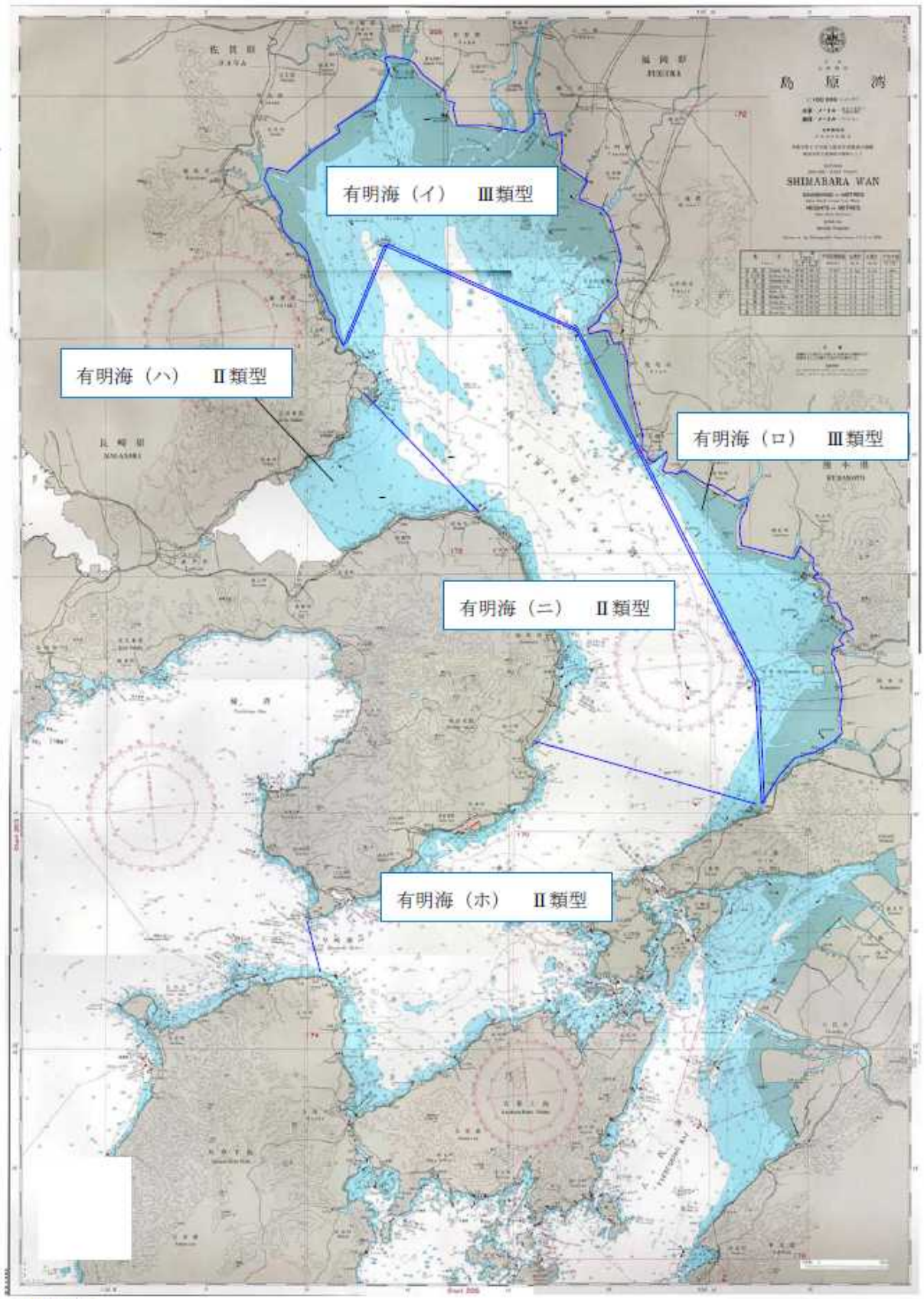
なお、有明海及び八代海の類型指定状況は図 3.4.5～図 3.4.8 に示すとおりである。



＜凡例＞

□COD の水域名　－COD 水域区分

図 3.4.5　有明海の COD の類型指定状況



＜凡例＞

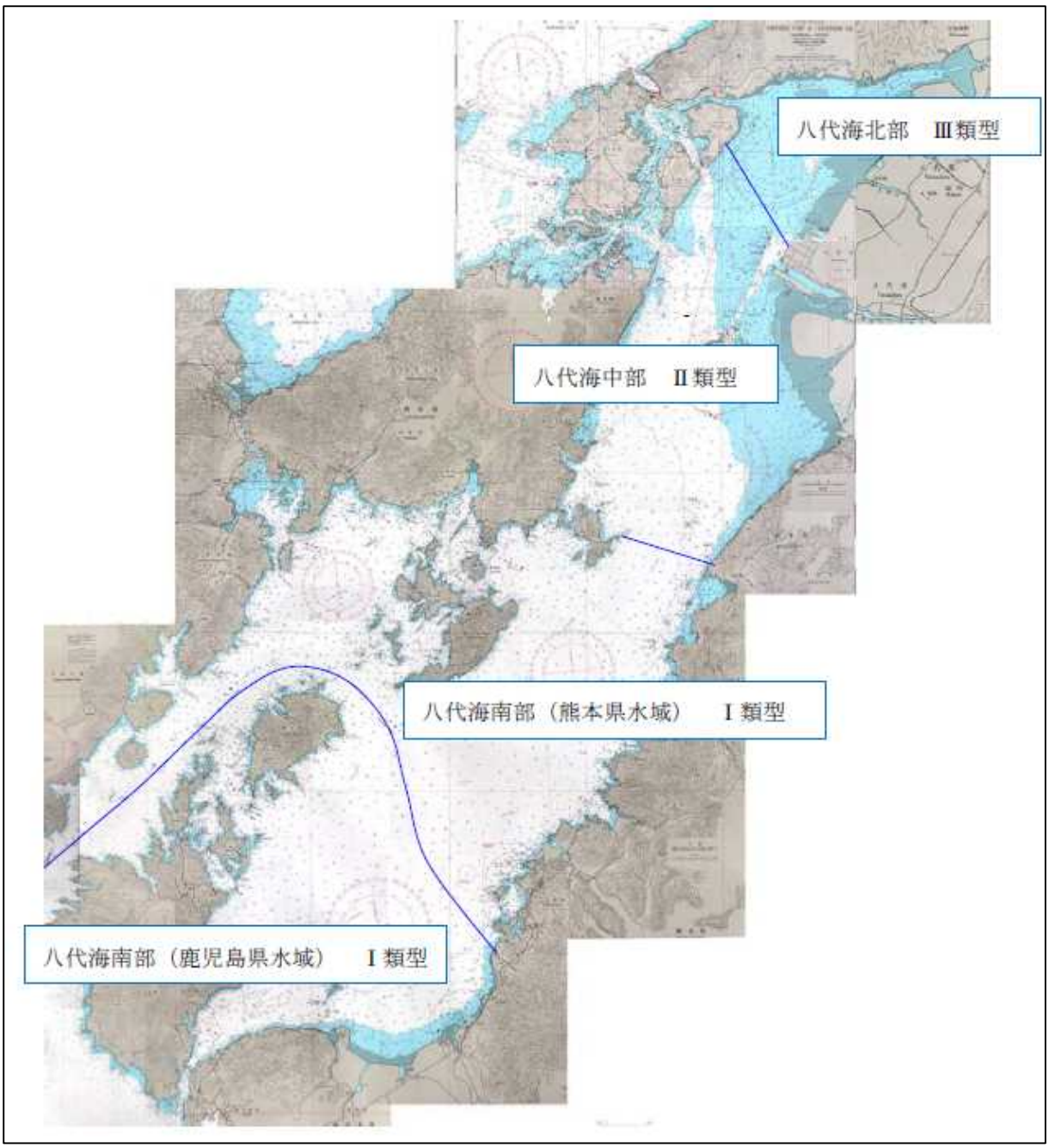
□：全窒素、全りんの水域名　　－：全窒素、全りん水域区分

図 3.4.6　有明海の全窒素・全燐の類型指定状況

＜凡例＞

□：COD の水域名　ー：COD 水域区分

図 3.4.7　八代海の COD の類型指定状況



＜凡例＞
□：全窒素、全りんの水域名　－：全窒素、全りん水域区分

図 3.4.8　八代海の全窒素・全燐の類型指定状況

（2）水質の動向

図 3.4.9、図 3.4.10 に示す地点において、1970 年頃から現在までの水質の経年変化を公共用水域水質測定結果及び浅海定線調査結果から整理した。水質の主な変動傾向を表 3.4.1～表 3.4.4 に示す。有明海及び八代海における各公共用水域水質測定地点の類型及び基準値は表 3.4.5 に示すとおりである。

なお、この期間のデータがない項目については、データがある期間を対象として整理している（詳細は表 3.4.6～表 3.4.9、図 3.4.11～図 3.4.15 のとおり。）。

表 3.4.1　有明海における水質の主な変動傾向

	水質の主な変動傾向
COD（上層）	直近 5 年間の年平均値は 0.8～3.5mg/L。12 地点のうち、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海諫早湾）で有意な減少傾向。1 地点（有明海湾奥奥部の一部）で有意な増加傾向。他の 7 地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい減少傾向が 1 地点（有明海中央東部の一部）においてみられる。
T-N（上層）	直近 5 年間の年平均値は 0.2～0.7mg/L。12 地点のうち、2 地点（有明海湾奥奥部の一部）で有意な減少傾向（特に 1980 年代前半の減少率が高い）。1 地点（有明海湾口部の一部）で有意な増加傾向。他の 9 地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が 1 地点（有明海中央東部の一部）、減少傾向が 1 地点（有明海中央東部の一部）においてみられる。
T-P（上層）	直近 5 年間の年平均値は 0.02～0.18mg/L。12 地点のうち、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾口部）で有意な増加傾向。1 地点（有明海湾奥奥部の一部）で有意な減少傾向。また、1 地点（有明海湾奥奥部の一部）でも有意な増加傾向がみられるが、変化の割合は 10 年間で 10%未満。他の 7 地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が 2 地点（有明海中央東部）、減少傾向が 1 地点（有明海諫早湾）においてみられる。4 地点（有明海湾奥奥部及び有明海湾奥東部）において 1980 年代前半の減少率が高い傾向がみられた。
水温（上層）	直近 5 年間の年平均値は 17.5～20.0℃。12 地点のうち、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海中央東部）で有意な上昇傾向。1 地点（有明海湾口部の一部）で有意な低下傾向がみられるが、変化の割合は 10 年間で 0.25℃未満。他の 7 地点では有意な変化傾向はみられない。
塩分（上層）	直近 5 年間の年平均値は 25.0～34.3。10 地点のうち、3 地点（有明海湾奥奥部の一部）で有意な上昇傾向がみられ、変化の割合は 10 年間で 3%程度。他の 7 地点では有意な傾向はみられない。
SS（上層）	直近 5 年間の年平均値は 1.0～82.8mg/L。 7 地点のうち、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾奥東部）で有意な減少傾向。他の 4 地点では有意な変化傾向はみられない。5 地点（有明海湾奥奥部及び有明海湾奥東部）において 1980 年代前半の減少率が高い傾向がみられた。
透明度	直近 5 年間の年平均値は 0.4～9.4m。11 地点のうち、1 地点（有明海中央東部の一部）で有意な上昇傾向。また、6 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）でも有意な上昇傾向がみられるが、変化率は 10 年間で 10%未満。他の 4 地点では有意な変化傾向はみられない。

注）1. 有意水準は 5%（回帰検定）。「変化の割合が大きい」基準は変化の割合が 10 年間で 10%（水温について

は0.25℃）以上。
2. CODの測定方法は、時期・地点により測定法（酸性法、アルカリ法）が異なる。
3. 熊本県のCODについては、酸性法で測定が行われている1998年以降を対象に回帰分析を行った。また、瀬詰崎沖（長崎）及び島原沖（長崎）のCODについても、酸性法で測定が行われている2000年以降を対象に回帰分析を行った。
4. 水温、塩分、COD、T-N、T-P、SSは公共用水域水質測定結果、透明度は公共用水域水質測定結果及び浅海定線調査結果から取りまとめた。

表 3.4.2　八代海における水質の主な変動傾向

	水質の主な変動傾向
COD（上層）	直近5年間の年平均値は0.9～2.8mg/L。3地点のうち、1地点（八代海湾口東部）で有意な増加傾向がみられるが、変化の割合は10年間で10%未満。他の2地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が1地点（八代海湾奥部）でみられる。
T-N（上層）	直近5年間の年平均値は0.1～0.5mg/L。3地点のうち、1地点（八代海湾口東部）で有意な減少傾向。他の２地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい減少傾向が1地点（球磨川河口部）でみられる。
T-P（上層）	直近5年間の年平均値は0.01～0.07mg/L。3地点のうち、1地点（八代海湾奥部）で有意な増加傾向。他の 2 地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が 1 地点（球磨川河口部）でみられる。
水温（上層）	直近5年間の年平均値は18.7～21.5℃。3地点のうち、2地点（八代海湾奥部及び球磨川河口部）で有意な上昇傾向。他の 1 地点では有意な変化傾向はみられない。
塩分（上層）	直近 5 年間の年平均値は27.1～33.2。全 3 地点において有意な変化傾向はみられない。
SS（上層）	直近5年間の年平均値は3.1～37.6mg/L。地点は熊本県の1ヶ所のみであり、有意な変化傾向はみられない。
透明度	直近5年間の年平均値は0.9～13.1m。3地点のうち、1地点（球磨川河口部）で有意な上昇傾向。1地点（八代海湾奥部）で有意な低下傾向。1地点（八代海湾口東部）では透明度が7.5～13.3mと高いものの年変動が大きく、有意な変化傾向はみられない。

注） 1. 有意水準は5%（回帰検定）。「変化の割合が大きい」基準は変化の割合が10年間で10%（水温については0.25℃）以上。
2. 熊本県のCODについては、酸性法で測定が行われている1998年以降を対象に回帰分析を行った。
3. 公共用水域水質測定結果から取りまとめた。

表 3.4.3　橘湾における水質の主な変動傾向

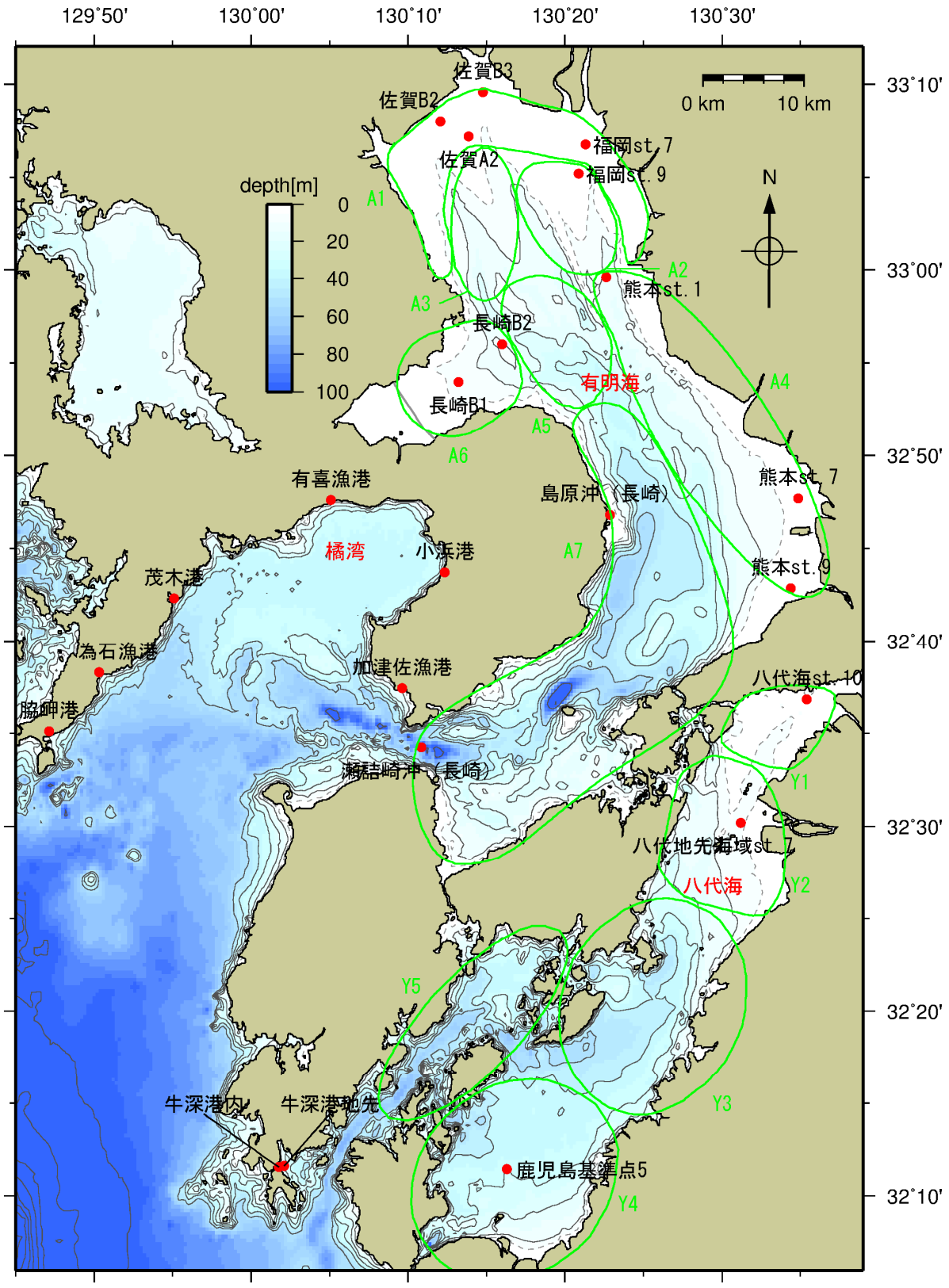
	水質の主な変動傾向
COD（上層）	直近5年間の年平均値は1.0～1.9mg/L。6地点のうち、3地点（有喜漁港、加津佐漁港、小浜港）で有意な増加傾向。うち1地点（小浜港）は変化率が10年間で10%未満。1地点（茂木港）では有意な減少傾向がみられるが、変化率は10年間で10%未満。他の2地点では有意な変化傾向はみられない。
水温（上層）	直近5年間の年平均値は17.6～20.8℃。6地点のうち、1地点（為石漁港）で有意な上昇傾向。他の5地点では有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が1地点（小浜港）でみられる。
塩分（上層）	直近5年間の年平均値は30.7～34.3。全6地点において有意な変化傾向はみられない。
透明度	直近5年間の年平均値は3.2～10.5m。6地点のうち、加津佐港以外の5地点で有意な上昇傾向。1地点（加津佐港）では有意な変化傾向はみられない。

注）1. 有意水準は5%（回帰検定）。「変化の割合が大きい」基準は変化の割合が10年間で10%（水温については0.25℃）以上。
2. 公共用水域水質測定結果から取りまとめた。

表 3.4.4　牛深町周辺の海面における水質の主な変動傾向

	水質の主な変動傾向
COD（上層）	直近5年間の年平均値は1.3～1.5mg/L。全2地点において有意な増加傾向。
T-N（上層）	直近5年間の年平均値は0.1～0.2mg/L。2地点のうち、1地点で有意な減少傾向。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい減少傾向が他の1地点でみられる。
T-P（上層）	直近5年間の年平均値は0.02mg/L。全2地点において有意な変化傾向はみられない。なお、統計的に有意ではないが、変化の割合が大きい増加傾向が1地点でみられる。
水温（上層）	直近5年間の年平均値は19.6～21.8℃。2地点のうち、1地点で有意な上昇傾向。他の1地点では有意な変化傾向はみられない。
塩分（上層）	直近5年間の年平均値は32.8～33.8。全2地点において有意な変化傾向はみられない。
透明度	直近5年間の年平均値は9.7～15.5m。特に牛深港地先ではおおむね透明度が10m以上と高いものの、年変動が大きく、港内と同じ程度の透明度となる場合もある。全2地点において有意な変化傾向はみられない。

注）1. 有意水準は5%（回帰検定）。「変化の割合が大きい」基準は変化の割合が10年間で10%（水温については0.25℃）以上。
2. CODについては、酸性法で測定が行われている1998年以降を対象に回帰分析を行った。
3. 公共用水域水質測定結果から取りまとめた。



注）図中の有明海、八代海の緑色の範囲は海域区分を示す。なお、海域区分の考え方等は「４章　２．海域区分」に示す。

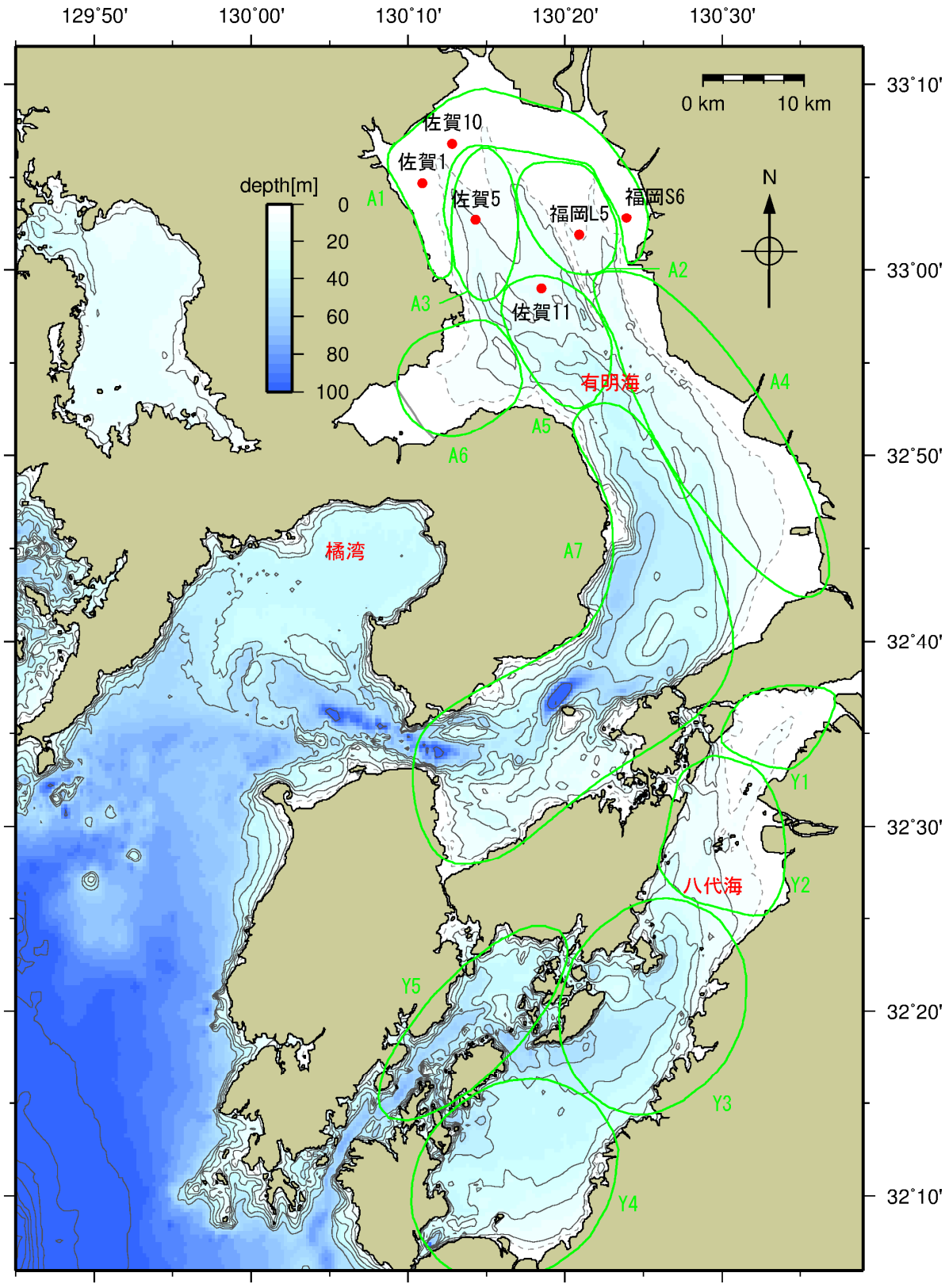
Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 3.4.9　公共用水域水質測定結果の整理を行った地点

表 3.4.5　公共用水域水質測定地点の水域類型及び環境基準（有明海及び八代海）

		COD（75%：mg/L）			TN・TP（年間平均値：mg/L）			
		水域名	類型	基準値	水域	類型	基準値	
							T-N	T-P
A1海域 （有明海湾奥奥部）	佐賀B2	有明海（４）	B	3	有明海（イ）	III	0.6	0.05
	佐賀B3	有明海（４）	B	3	有明海（イ）	III	0.6	0.05
	福岡 st.7	有明海（４）	B	3	有明海（イ）	III	0.6	0.05
	佐賀A2	有明海（１５）	A	2	有明海（イ）	III	0.6	0.05
A2海域 （有明海湾奥東部）	福岡 st.9	有明海（１５）	A	2	有明海（イ）	III	0.6	0.05
A4海域 （有明海中央東部）	熊本 st.1	有明海（１５）	A	2	有明海（ニ）	II	0.3	0.03
	熊本 st.7	有明海（１５）	A	2	有明海（ロ）	III	0.6	0.05
	熊本 st.9	有明海（１５）	A	2	有明海（ロ）	III	0.6	0.05
A6海域 （有明海諫早湾）	長崎B1	有明海（１５）	A	2	有明海（ハ）	II	0.3	0.03
	長崎B2	有明海（１５）	A	2	有明海（ニ）	II	0.3	0.03
A7海域 （有明海湾口部）	瀬詰崎沖(長崎)	有明海（１５）	A	2	有明海（ホ）	II	0.3	0.03
	島原沖(長崎)	有明海（１５）	A	2	有明海（ニ）	II	0.3	0.03
Y1海域 （八代海湾奥部）	八代海st.10 （熊本）	八代海（７）	A	2	八代海北部	III	0.6	0.05
Y2海域 （球磨川河口部）	八代地先海域 St.7(熊本)	八代地先海域 （丙）	A	2	八代海中部	II	0.3	0.03
Y4海域 （八代海湾口東部）	鹿児島基準点5	八代海南部 海域（３）	A	2	八代海南部 （鹿児島県水域）	I	0.2	0.02

出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」



注）図中の有明海、八代海の緑色の範囲は海域区分を示す。なお、海域区分の考え方等は「４章　２．海域区分」に示す。

Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 3.4.10　浅海定線調査結果の整理を行った地点

表 3.4.6（1）回帰分析結果（公共用水域水質測定）：有明海

		COD	T-N	T-P	水温	塩分	SS
A1海域（有明海湾奥奥部）	佐賀B2	－－	－	＋	－	＋	－－
	佐賀B3	－－	－	＋＋	－	＋	－
	福岡 st.7	－	－－	－	＋＋	＋	－
	佐賀A2	＋＋	－	＋	－	＋	－－
A2海域（有明海湾奥東部）	福岡 st.9	－	－－	－－	＋	－	－－
A4海域（有明海中央東部）	熊本 st.1	－**	－－**	＋＋**	＋＋	－**	
	熊本 st.7	－**	－**	＋**	＋＋		
	熊本 st.9	－－**	＋＋**	＋＋**	＋＋		
A6海域（有明海諫早湾）	長崎B1	－－*	－*	－*	－*	＋*	
	長崎B2	－－*	－*	－－*	－*	－*	
A7海域（有明海湾口部）	瀬詰崎沖(長崎)	－**	＋*	＋＋	＋	－	－
	島原沖(長崎)	＋**	＋＋*	＋＋	－	－	－

注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準 5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。／はデータなし・不足等による評価対象外であることを示す。

2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の増加、減少(水温については 0.25℃の上昇、低下)がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。

3. 熊本県の COD については、酸性法で測定が行われている 1998 年以降を対象に回帰分析を行った。また、瀬詰崎沖（長崎）及び島原沖（長崎）の COD についても、酸性法で測定が行われている 2000 年以降を対象に回帰分析を行った。

4. 熊本県の T-N、T-P は 1999 年以降採水方法を変更したため、1999 年以降を対象に回帰分析を行った。

5. *を付したものは 1990 年前後から現在までの期間の評価であり、**を付したものは 2000 年前後から現在までの期間の評価を示す。なお、2010 年以降から測定が開始された項目については評価対象外とした。

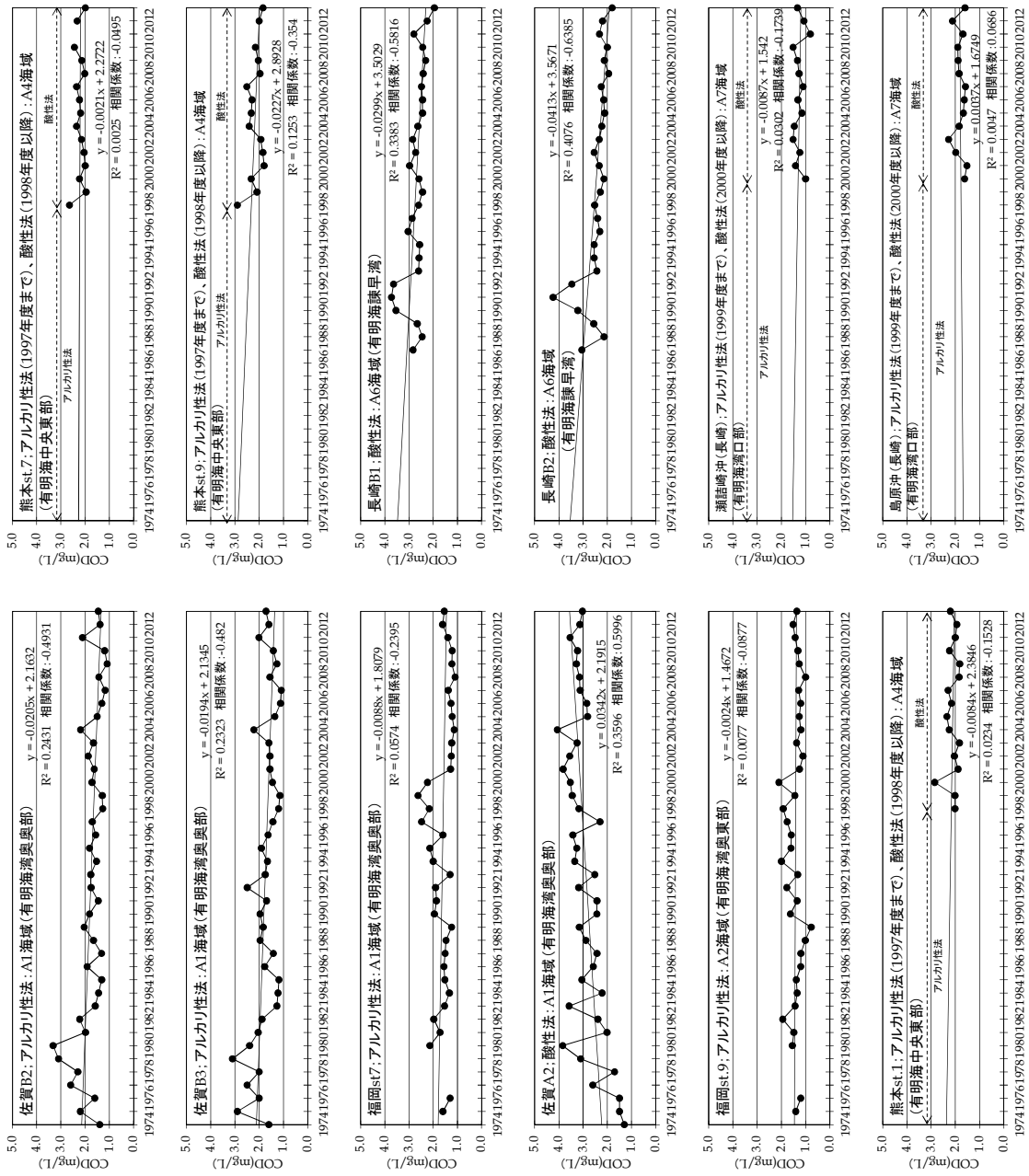
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」

表 3.4.6（2）回帰分析結果（浅海定線調査、公共用水域水質測定）：有明海

		透明度
A1海域（有明海湾奥奥部）	福岡S6	＋
	佐賀1	＋
	佐賀10	＋
A2海域（有明海湾奥東部）	福岡L5	＋
A3海域（有明海湾奥西部）	佐賀5	＋
A4海域（有明海中央東部）	熊本st.1	＋
	熊本st.7	＋
	熊本st.9	＋＋
A5海域（有明海湾央部）	佐賀11	＋
A7海域（有明海湾口部）	瀬詰崎沖（長崎）	＋
	島原沖（長崎）	－

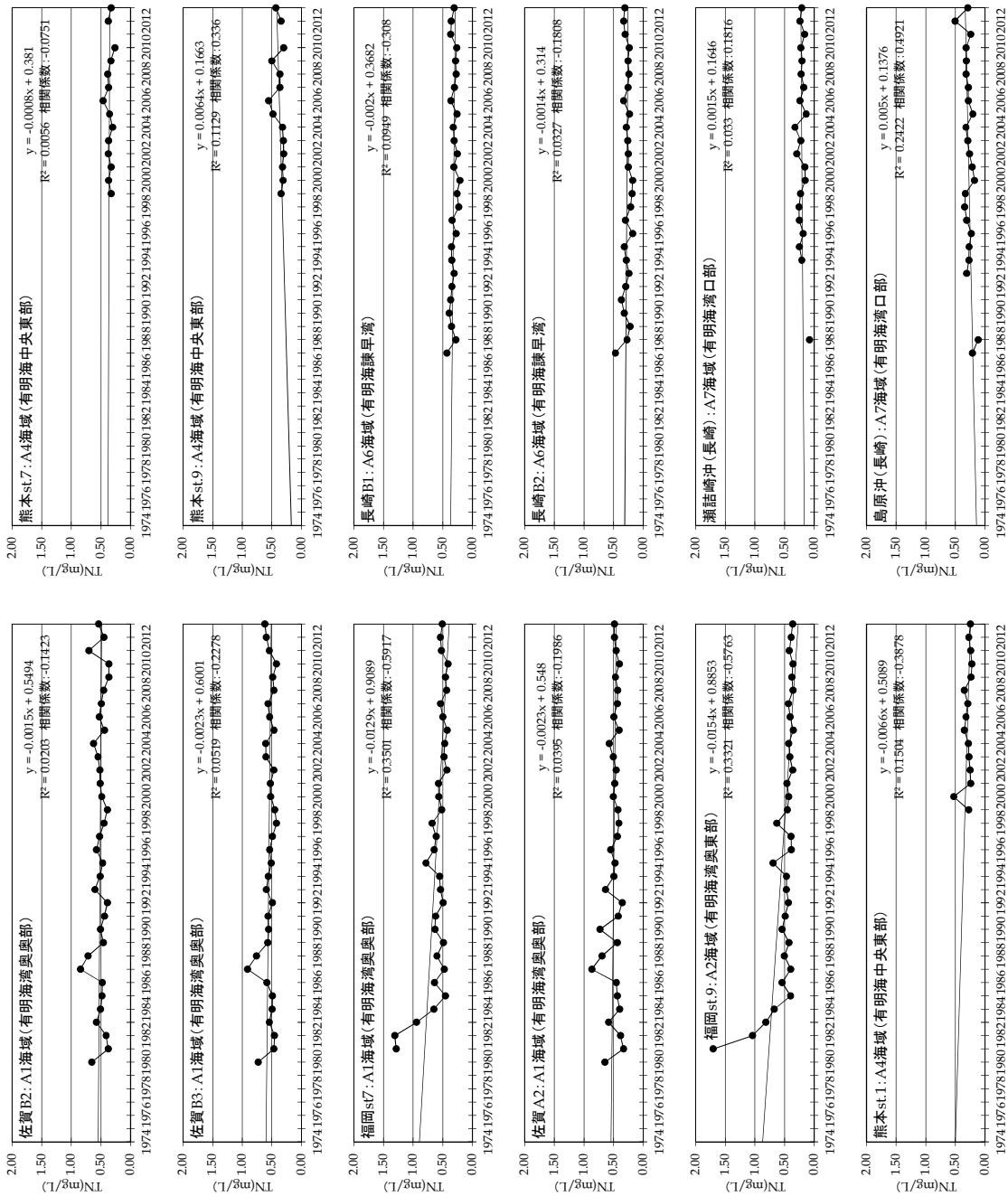
注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。
2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の上昇、低下がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。

出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」
福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「浅海定線調査結果」



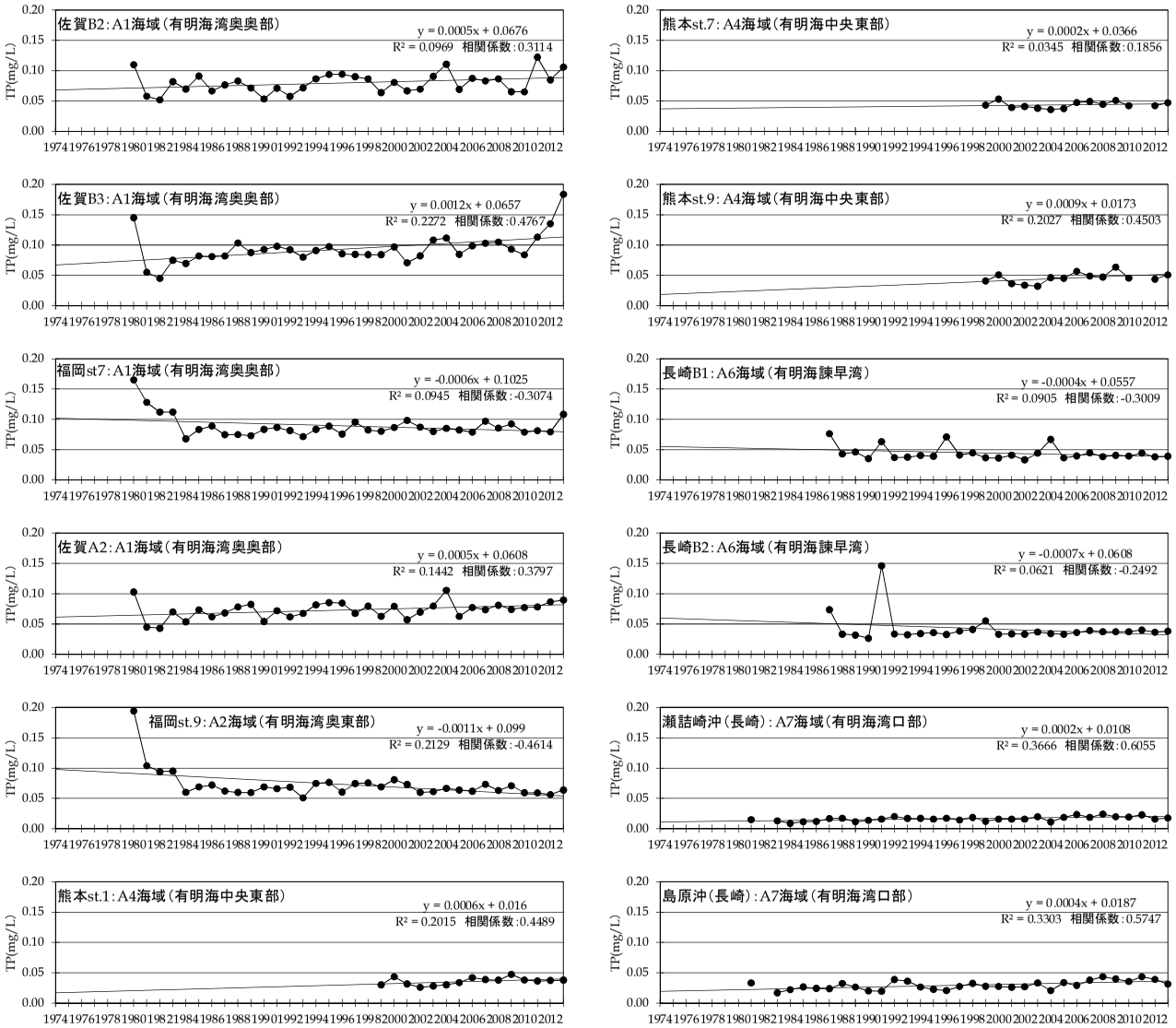
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（1）水質の経年変化[有明海]：COD（上層年平均値）



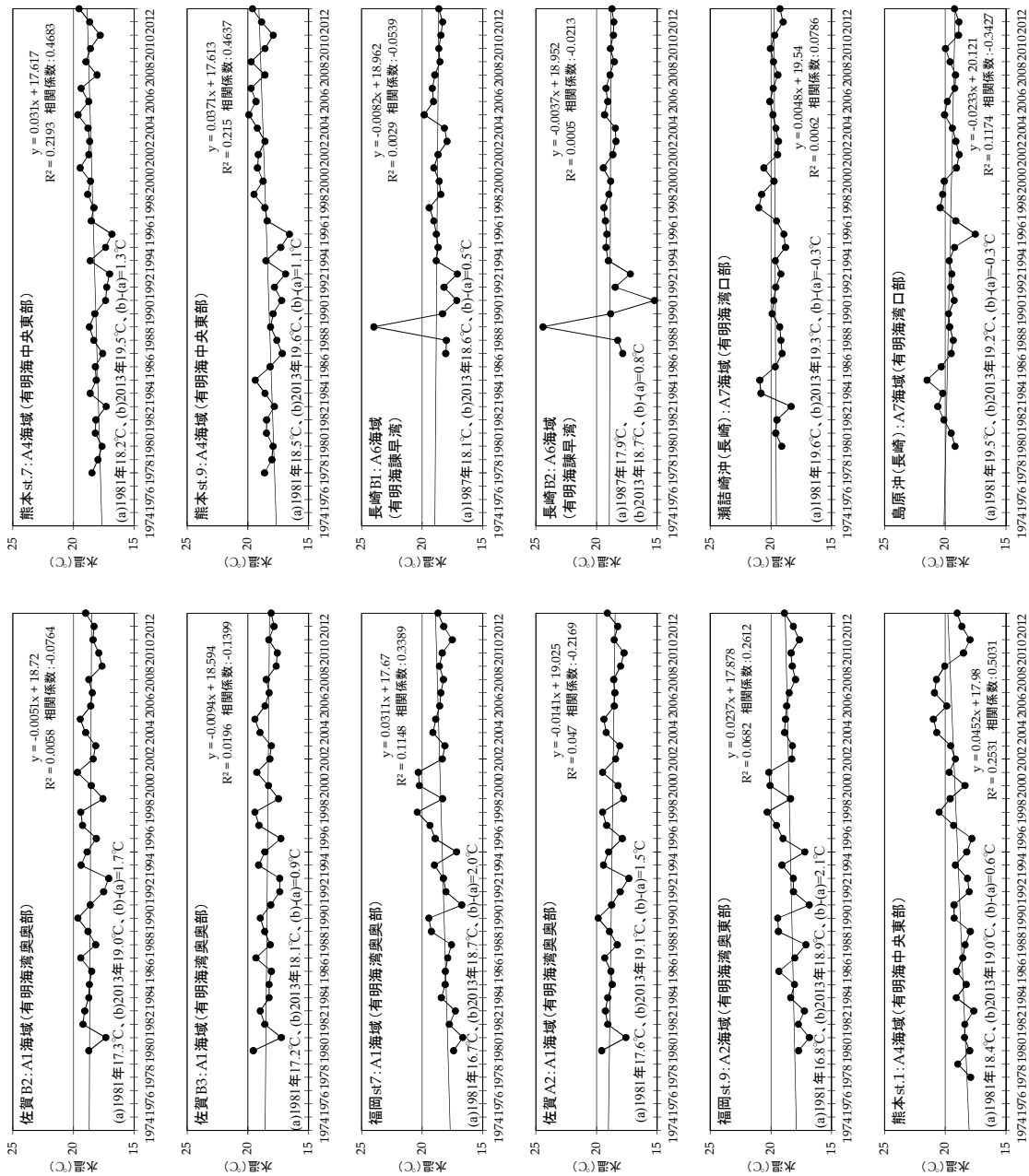
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（2）水質の経年変化[有明海]：T-N（上層年平均値）



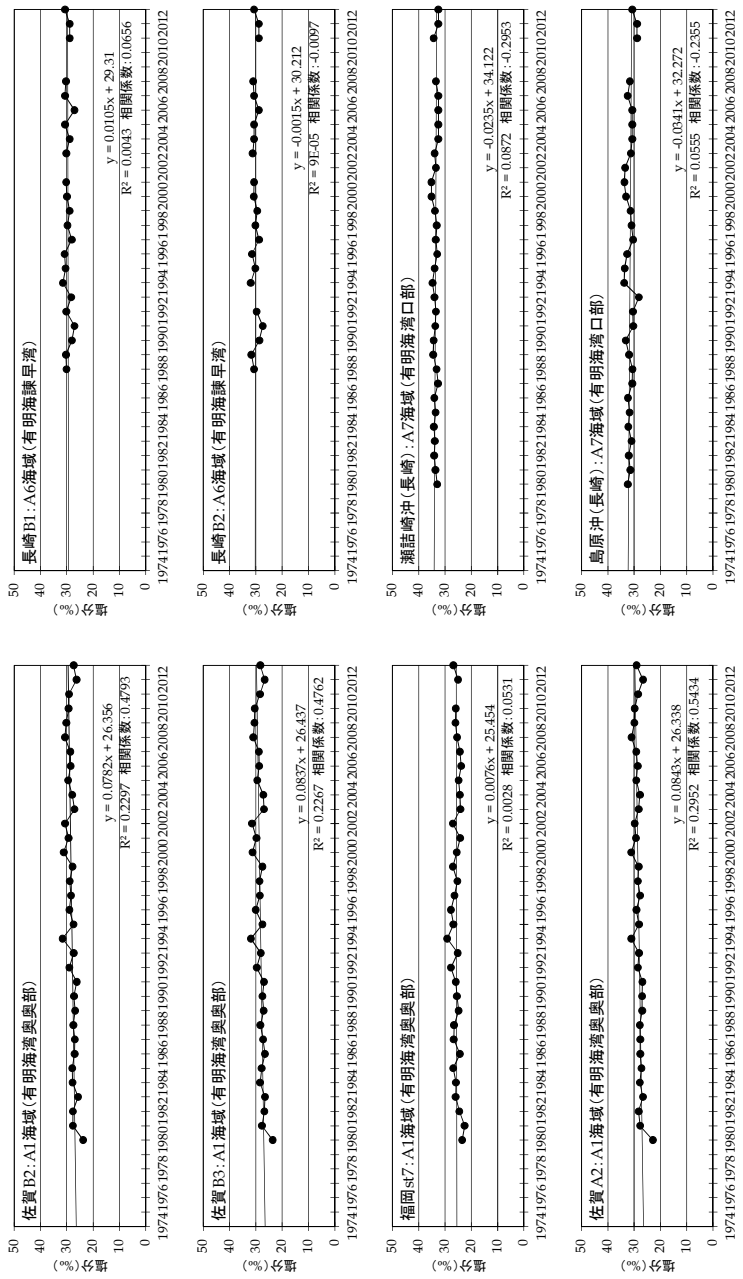
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（3）水質の経年変化[有明海]：T-P（上層年平均値）



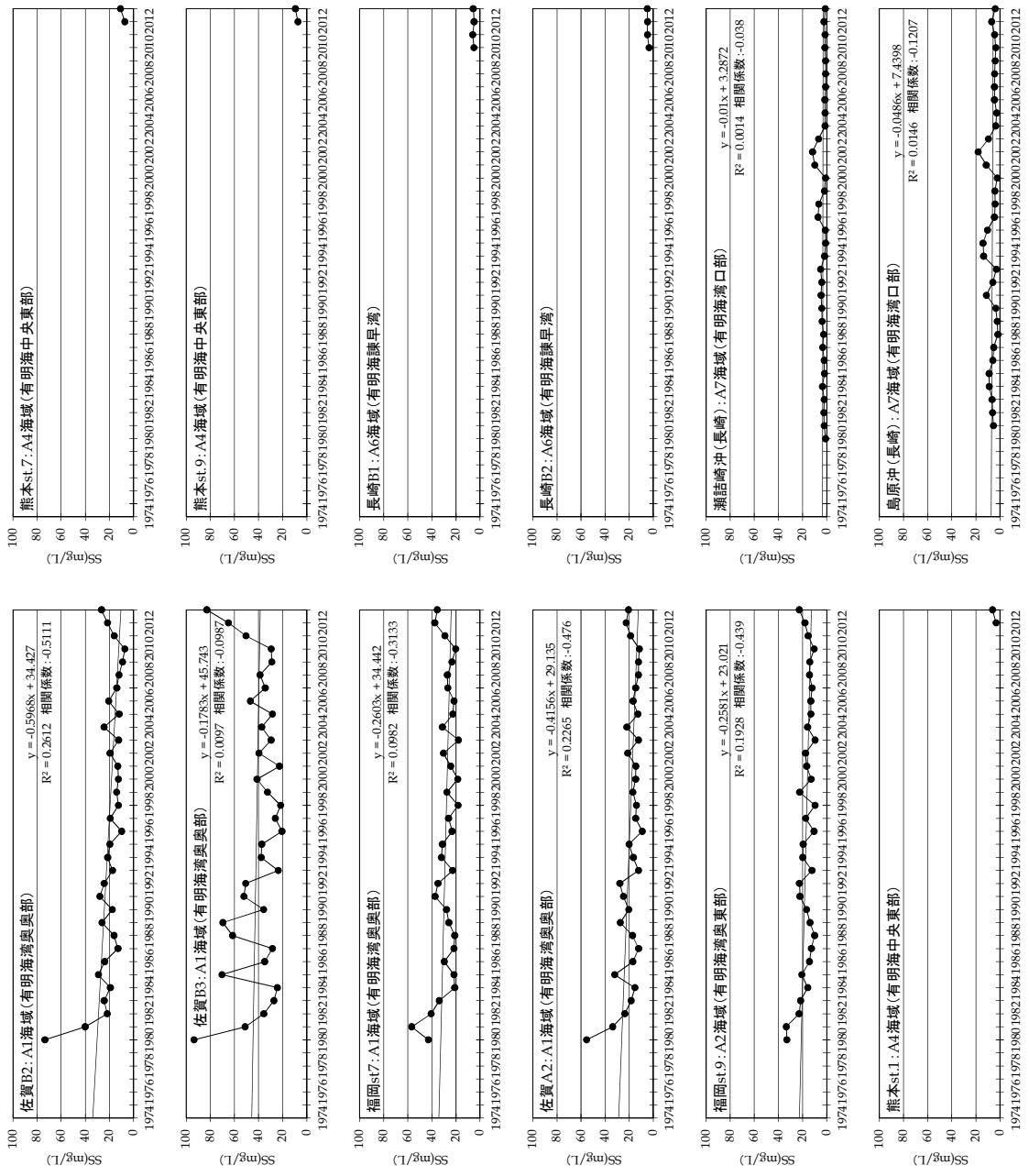
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（4）水質の経年変化[有明海]：水温（上層年平均値）



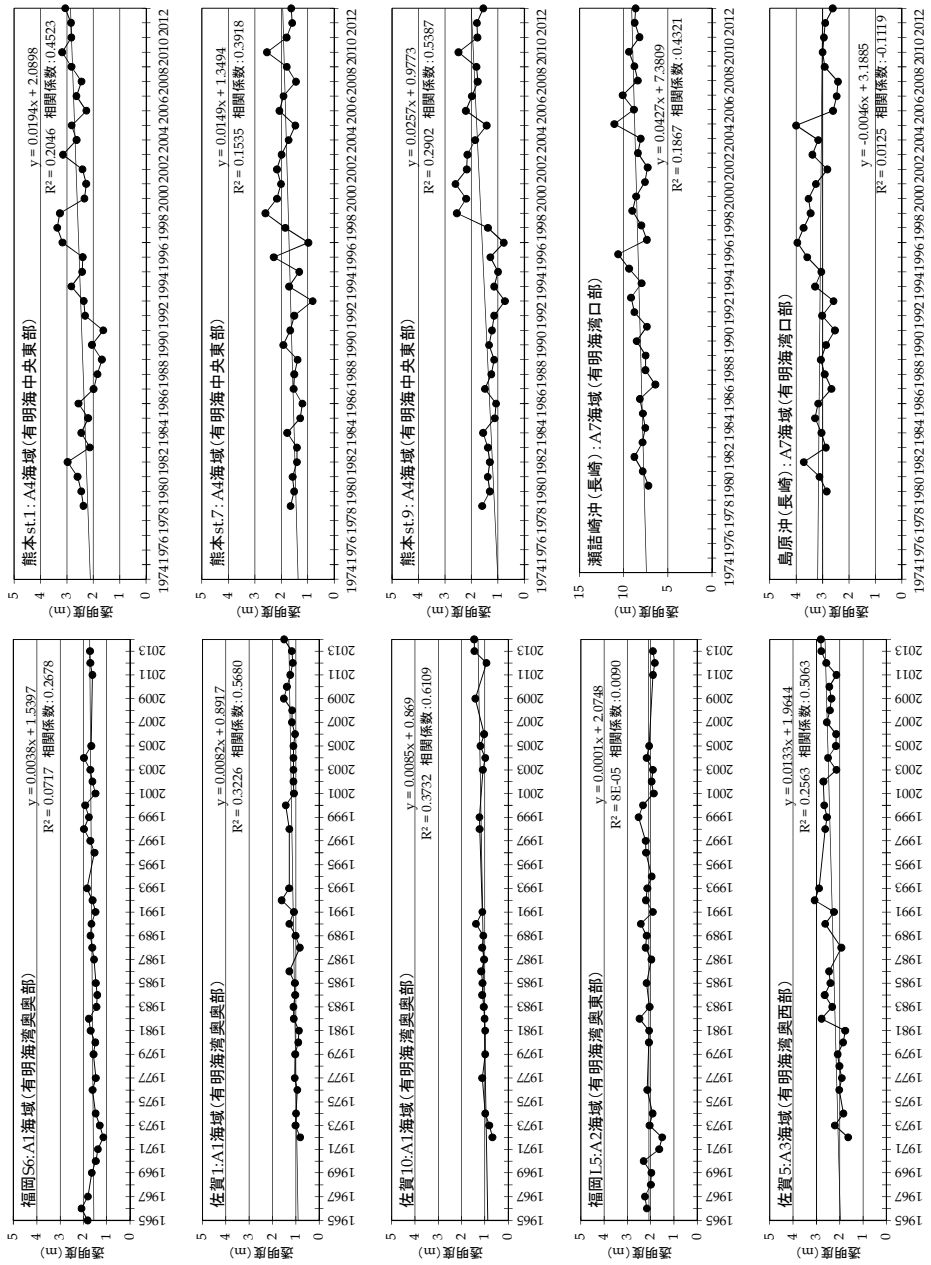
出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（5）水質の経年変化[有明海]：塩分（上層年平均値）



出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（6）水質の経年変化[有明海]：SS（上層年平均値）



出典：福岡県，熊本県，長崎県，佐賀県「公共用水域水質測定結果」及び「浅海定線調査結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.11（7）水質の経年変化[有明海]：透明度

表 3.4.7　回帰分析結果（公共用水域水質測定）：八代海

		COD	T-N	T-P	水温	塩分	SS	透明度
Y1海域（八代海湾奥部）	八代海st.10（熊本）	++**	+**	++**	++	+**	−	−−
Y2海域（球磨川河口部）	八代地先海域St.7(熊本)	−**	−−**	++**	++	−**		++
Y4海域（八代海湾口東部）	鹿児島基準点5	+	−−**	−**	+	−		+

注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準 5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。／はデータなし・不足等による評価対象外であることを示す。
2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の増加、減少（水温については 0.25℃の上昇、低下）がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。
3. 熊本県の COD については、酸性法で測定が行われている 1998 年以降を対象に回帰分析を行った。
4. 熊本県の T-N、T-P は 1999 年以降採水方法を変更したため、1999 年以降を対象に回帰分析を行った。
5. *を付したものは 1990 年前後から現在までの期間の評価であり、**を付したものは 2000 年前後から現在までの期間の評価を示す。なお、2010 年以降から測定が開始された項目については評価対象外とした。

出典：熊本県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」

八代海の水温・気温・東シナ海北部海面水温の時系列変動特性より、八代海の水温変動は東シナ海の海面水温の変動の影響を強く受けているとの報告がある[1)]（図 3.4.12）。

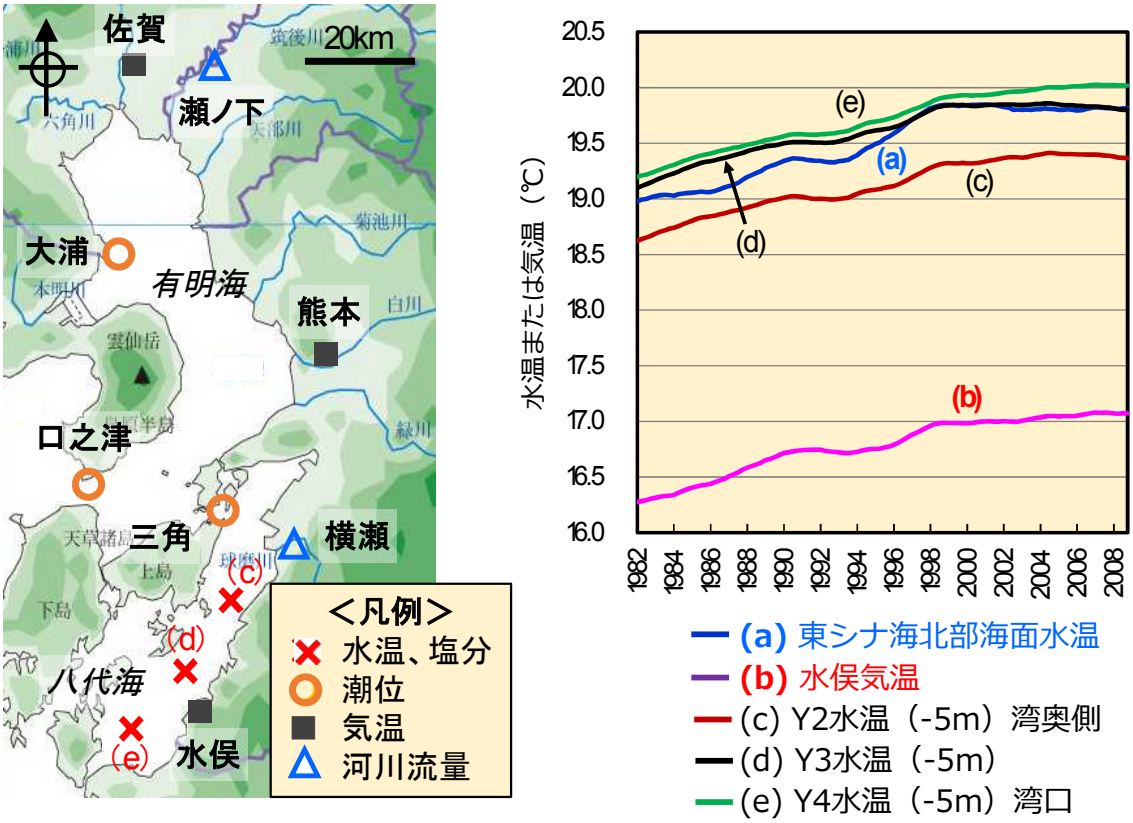
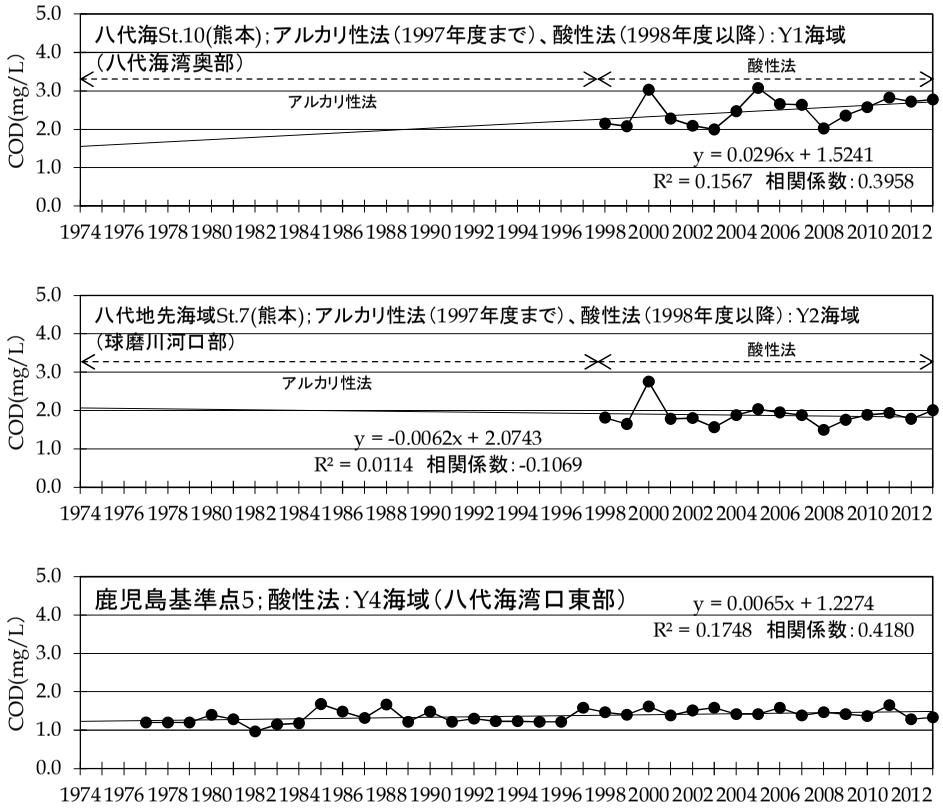
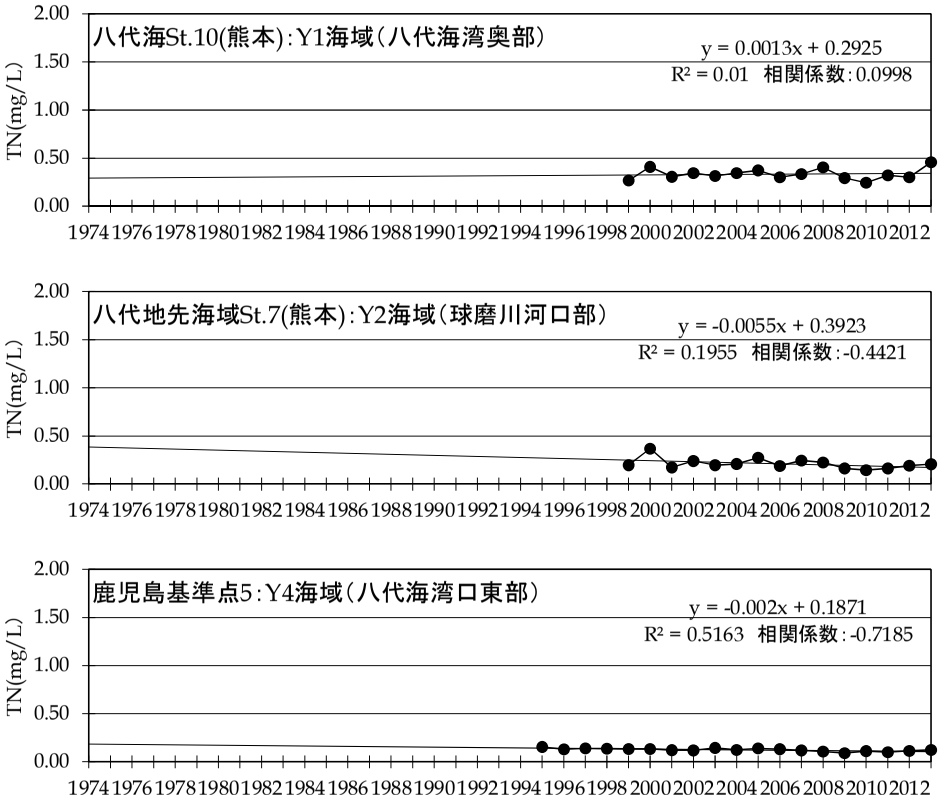


図 3.4.12　水温・気温・東シナ海北部海面水温の時系列変動特性

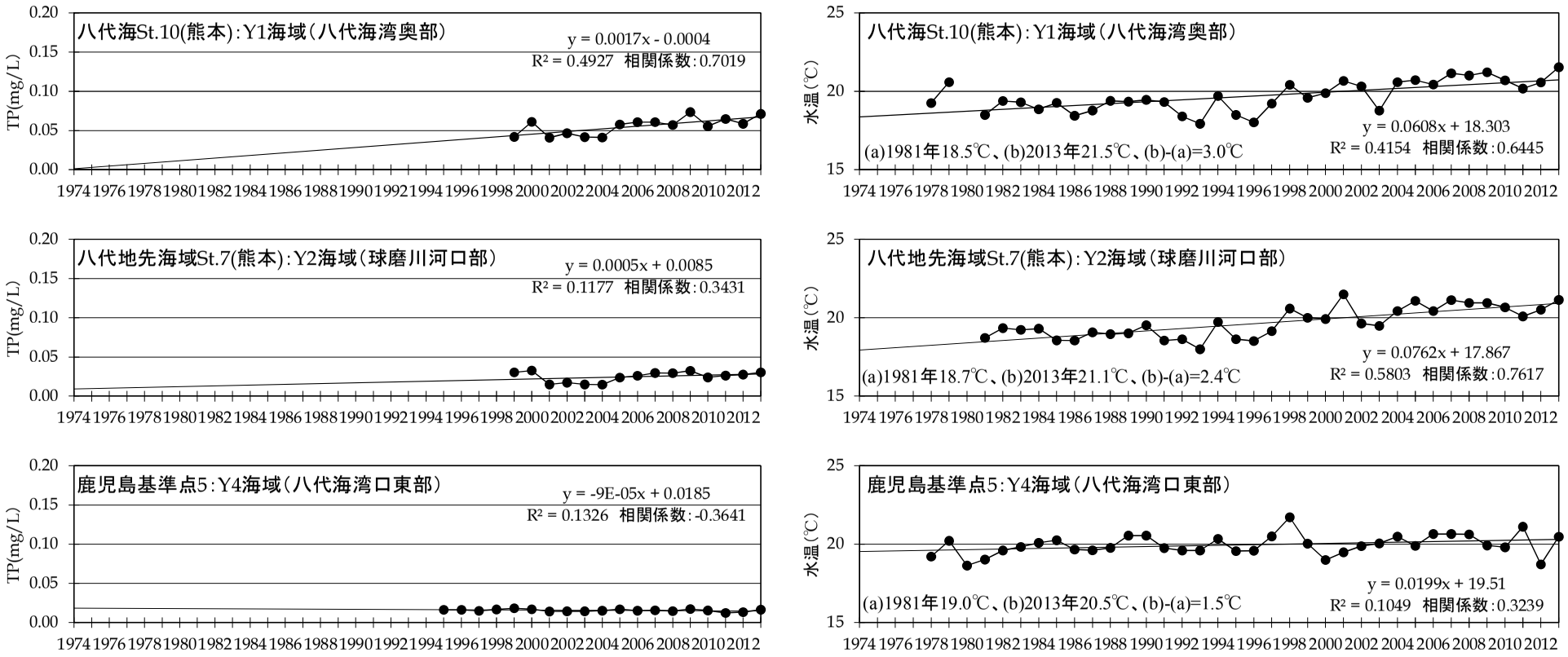
出典：滝川委員提供資料





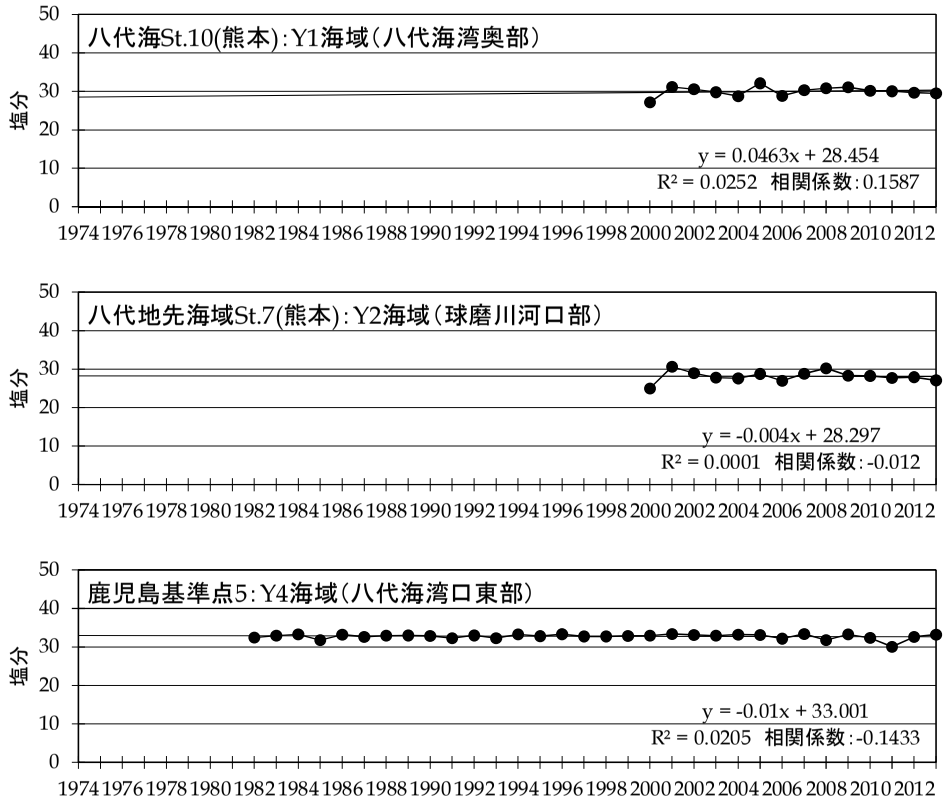
出典：熊本県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

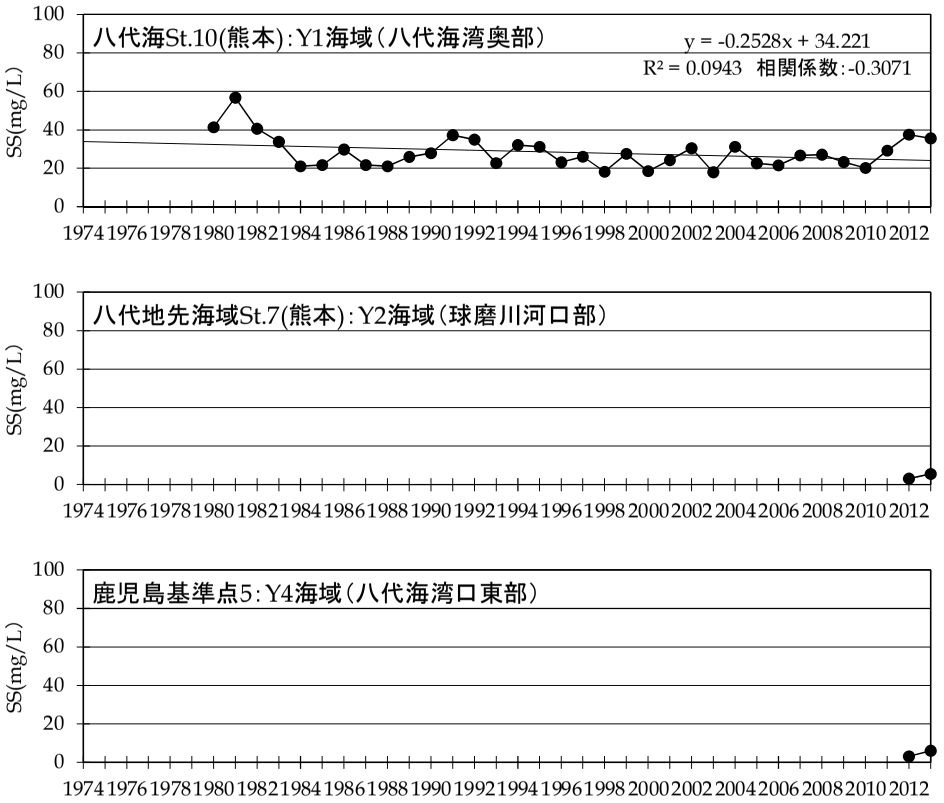
図 3.4.13（1）水質の経年変化[八代海]：COD、T-N(上層年平均値)



出典：熊本県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

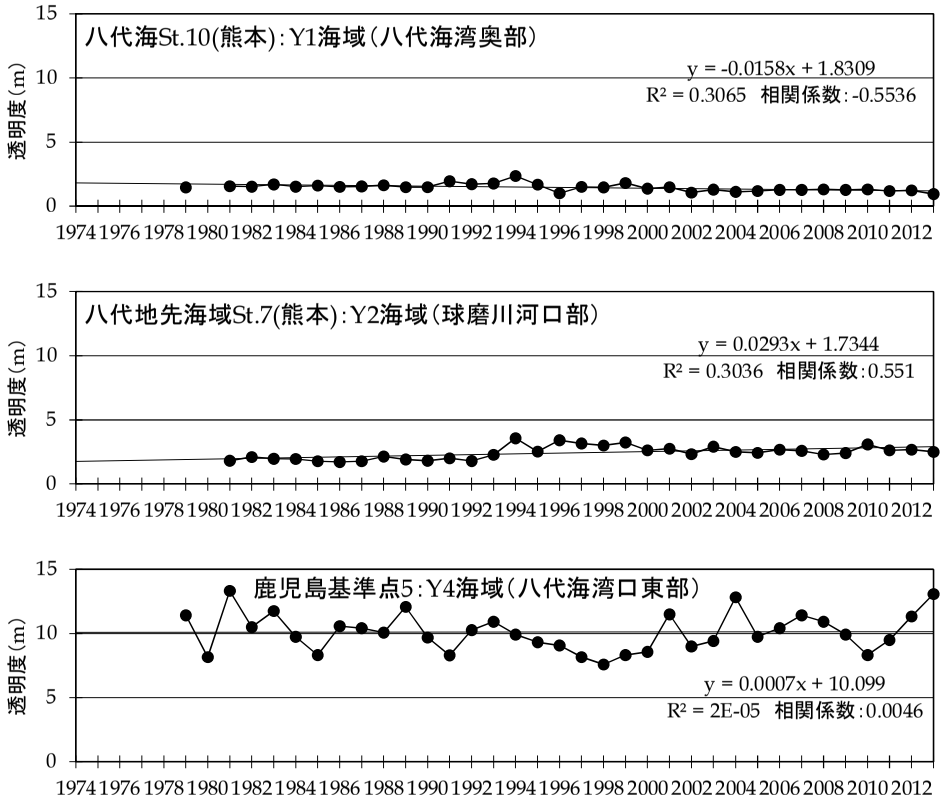
図 3.4.13 (2) 水質の経年変化[八代海]：T-P、水温(上層年平均値)





出典：熊本県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.13 (3) 水質の経年変化[八代海]：塩分、SS(上層年平均値)



出典：熊本県，鹿児島県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.13 (4) 水質の経年変化[八代海]：透明度(上層年平均値)

表 3.4.8　回帰分析結果：橘湾

	COD	T-N	T-P	水温	塩分	SS	透明度
脇岬港	＋			＋	－**		＋＋
為石漁港	＋			＋＋	＋**		＋＋
茂木港	－			＋	＋**		＋＋
有喜漁港	＋＋			＋	－**		＋＋
小浜港	＋			＋＋	－**		＋＋
加津佐港	＋＋			＋	－**		－

注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準 5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。／はデータなし・不足等による評価対象外であることを示す。
2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の増加、減少(水温については 0.25℃の上昇、低下)がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。
3. *を付したものは 1990 年前後から現在までの期間の評価であり、**を付したものは 2000 年前後から現在までの期間の評価を示す。なお、T-N、T-P 及び SS についてはデータが存在しないため、評価対象外とした。

出典：長崎県「公共用水域水質測定結果」

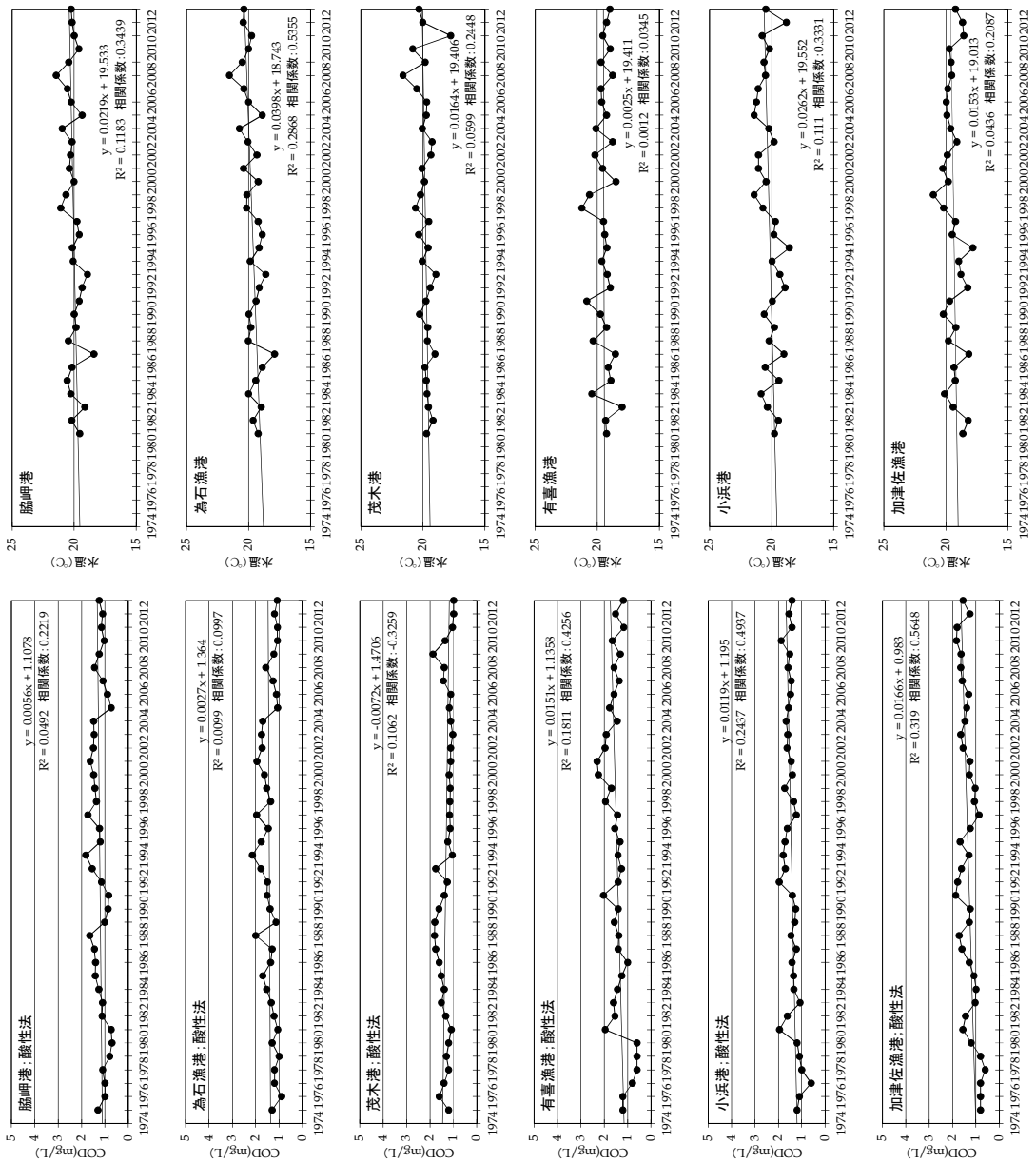
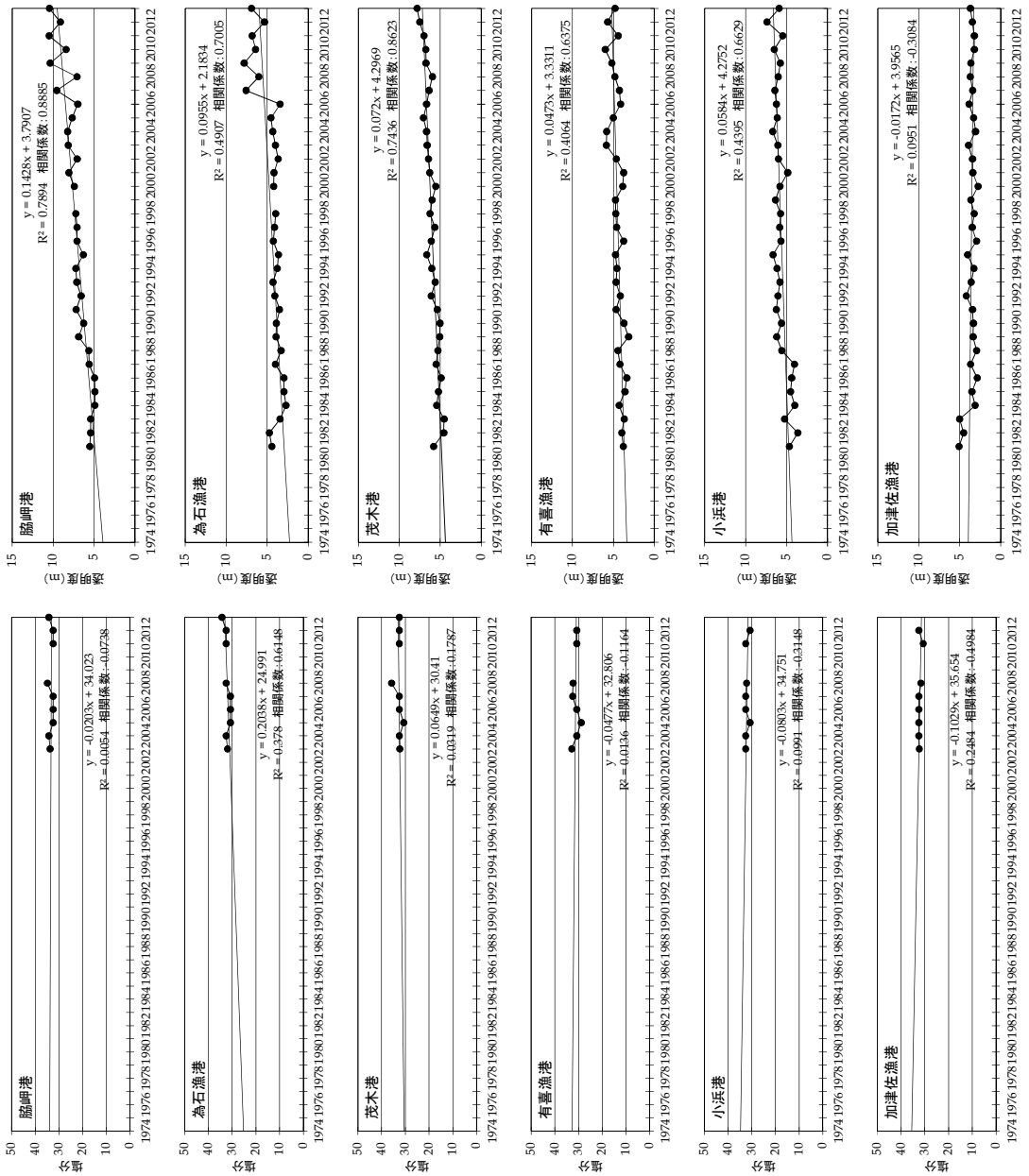


図 3.4.14（1）水質の経年変化[橘湾]：COD、水温(上層年平均値)

出典：長崎県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。



出典：長崎県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

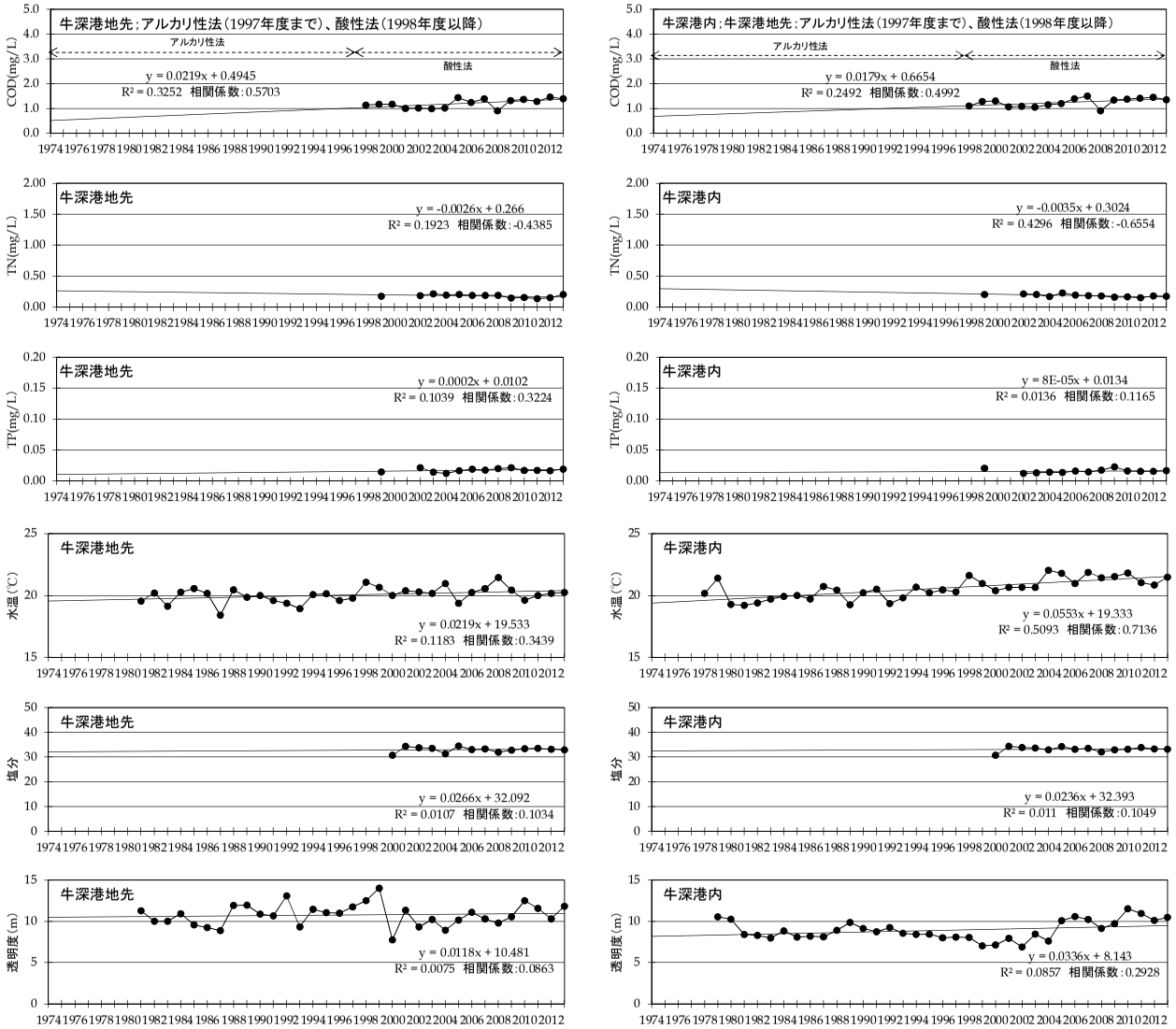
図 3.4.14（2）水質の経年変化[橘湾]：塩分、透明度(上層年平均値)

表 3.4.9　回帰分析結果：牛深町周辺の海面

	COD	T-N	T-P	水温	塩分	SS	透明度
牛深港地先	＋＋**	－－**	＋＋**	＋	＋**		＋
牛深港内	＋＋**	－－**	＋**	＋＋	＋**		＋

注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準 5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。／はデータなし・不足等による評価対象外を示す。
2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の増加、減少(水温については 0.25℃の上昇、低下)がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。
3. 熊本県の T-N、T-P は 1999 年以降採水方法を変更したため、1999 年以降を対象に回帰分析を行った。
4. *を付したものは 1990 年前後から現在までの期間の評価であり、**を付したものは 2000 年前後から現在までの期間の評価を示す。なお、SS についてはデータが存在しないため、評価対象外とした。

出典：熊本県「公共用水域水質測定結果」



出典：熊本県「公共用水域水質測定結果」をもとに環境省が作成した。

図 3.4.15　水質の経年変化[牛深町周辺の海面]

（3）まとめ

1970 年頃から現在までの水質環境基準達成率（COD、全窒素及び全燐）の推移及び水質（公共用水域水質測定等）の主な経年変化については以下のとおりである。

［有明海］

・COD（上層）については、水質環境基準達成率は 1974 年度以降 80%以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 93%である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.8～3.5mg/L であり、1974 年度から 2013 年度にかけて、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海諫早湾）で減少傾向、1 地点（有明海湾奥奥部の一部）で増加傾向がみられる。

・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）の水質環境基準達成率は低く、2006 年度以降は全て 40%である。

全窒素（T-N）（上層）については、水質環境基準達成率は 2007 年度以降 80%以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 100%である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.2～0.7mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（有明海湾奥奥部の一部）で減少傾向、1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向がみられる。

全燐（T-P）（上層）については、水質環境基準達成率は 2006 年度以降 40%で推移しており、直近年の 2014 年度も 40%である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.02～0.18mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾口部）で増加傾向、1 地点（有明海湾奥奥部の一部）でやや増加傾向、1 地点（有明海湾奥東部）で減少傾向がみられる。

・水温（上層）については、12 地点における直近 5 年間の年平均値は 17.5～20.0℃であり、1978 年度から 2013 年度にかけて、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海中央東部）で上昇傾向、1 地点（有明海湾口部の一部）でやや低下傾向がみられる。

・塩分（上層）については、10 地点における直近 5 年間の年平均値は 25.0～34.3 であり、3 地点（有明海湾奥奥部の一部）でやや上昇傾向がみられる。

・SS（上層）については、7 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.0～82.8mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾奥東部）で減少傾向がみられる。

・透明度については、11 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.4～9.4m であり、1970 年度から 2014 年度にかけて、1 地点（有明海中央東部の一部）で上昇傾向がみられ、6 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）でやや上昇傾向がみられる。

［八代海］

・COD（上層）については、水質環境基準達成率は 1996 年度までは 100%の年もあったが、それ以降は 60～90%で推移しており、直近年の 2014 年度は 86%で

ある。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.9～2.8mg/L であり、1974 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾口東部）でやや増加傾向がみられる。

・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）の水質環境基準達成率は、2010 年度以降 75～100％で推移しており、直近年の 2014 年度は 100％である。

全窒素(T-N)（上層）については、水質環境基準達成率は 2003 年度以降全て 100％である。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.1～0.5mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾口東部）で減少傾向がみられる。

全燐（T-P）（上層）については、水質環境基準達成率は 2010 年度以降 75％以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 100％である。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.01～0.07mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾奥部）で増加傾向がみられる。

・水温（上層）については、3 地点における直近 5 年間の年平均値は 18.7～21.5℃であり、1978 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（八代海湾奥部及び球磨川河口部）で上昇傾向がみられる。

・塩分（上層）については、3 地点における直近 5 年間の年平均値は 27.1～33.2 であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、全点で有意な変化傾向はみられない。

・SS（上層）については、1 地点における直近 5 年間の年平均値は 3.1～37.6mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。

・透明度については、3 地点におけるの直近 5 年間の年平均値は 0.9～13.1m であり、1979 年度から 2014 年度にかけて、3 地点のうち 1 地点（球磨川河口部）で増加傾向、1 地点（八代海湾奥部）で減少傾向がみられる。鹿児島県の 1 地点（八代海湾口東部）では、透明度が 7.5～13.3m と高いものの年変動が大きかった。

［橘湾］

・COD（上層）については、水質環境基準達成率 30～100%で推移しているが、ここ数年は 100％となっている。6 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.0～1.9mg/L であり、1975 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（有喜漁港と加津佐漁港）で増加傾向、1 地点（小浜港）でやや増加傾向、1 地点（茂木港）でやや減少傾向がみられる。

・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）については、類型指定はされていない。

・水温（上層）については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 17.6～20.8℃であり、1981 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（為石漁港）で上昇傾向がみられる。

・塩分（上層）については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 30.7～34.3 であり、2003 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。

・透明度については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 3.2～10.5m であり、1981 年度から 2013 年度にかけて、加津佐港以外の 5 地点で上昇傾向がみられる。

［牛深町周辺の海面］

・COD（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.3～1.5mg/L であり、1998 年度から 2013 年度にかけて、全 2 地点で増加傾向がみられる。
・全窒素（T-N）（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.1～0.2mg/L であり、1999 年度から 2013 年度にかけて、1 地点で減少傾向がみられる。
・全燐（T-P）（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.02mg/L であり、1999 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・水温（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 19.6～21.8℃であり、1979 年度から 2013 年度にかけて、1 地点で上昇傾向がみられる。
・塩分（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 32.8～33.8 であり、2000 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・透明度については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 9.7～15.5m であり、1979 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。

参考文献

1）滝川委員提供資料

5.底質

（1）有明海の底質

底質の分布状況は、複雑な様相を呈しているため一概には言えないが、湾奥西部及び中央東部の底質は主に泥あるいは砂まじり泥で含泥率が高く、湾口部では砂若しくは泥まじり砂が広がっている（図 3.5.1）。また、大浦沖及び諫早湾口部では 1～4m にわたって泥が堆積している[1)]。

有明海の水深については、海底堆積物の移動・再分配が繰り返し生じており、水深 0～5m と 40m 以深の面積が減る一方、10～30m の海域が増え、水深が平均化されている[1)]。

クラスター分析結果（各区分の平均値：H26まで）

区分	底質名	中央粒径	含泥率	含水率	硫化物	強熱減量	COD	全窒素	全リン
		φ	%	%	mg/g	%	mg/g	mg/g	mg/g
A	砂	1.30	10.4	28.0	0.04	5.6	4.1	0.48	0.48
B	泥混じり砂	2.55	38.9	37.0	0.17	8.0	7.5	0.79	0.48
C	砂混じり泥	4.86	64.1	50.0	0.20	9.5	9.3	1.08	0.53
D	泥	6.56	89.2	67.0	0.68	10.7	12.9	1.75	0.66

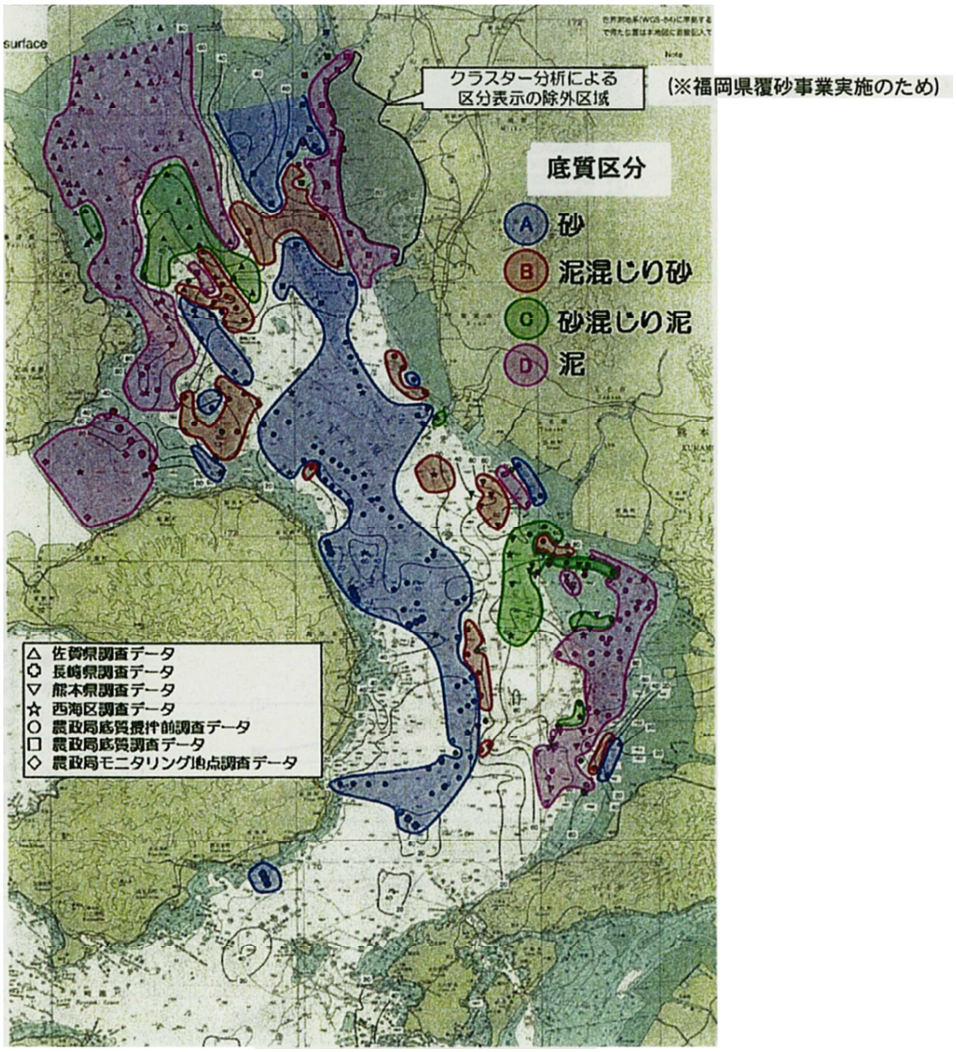


図 3.5.1　有明海の底質特性別海域区分図（2014 年）

出典：農林水産省九州農政局（2016 年）「有明海漁場環境改善連絡協議会（第 22 回）資料 5　国営干拓環境対策調査について」

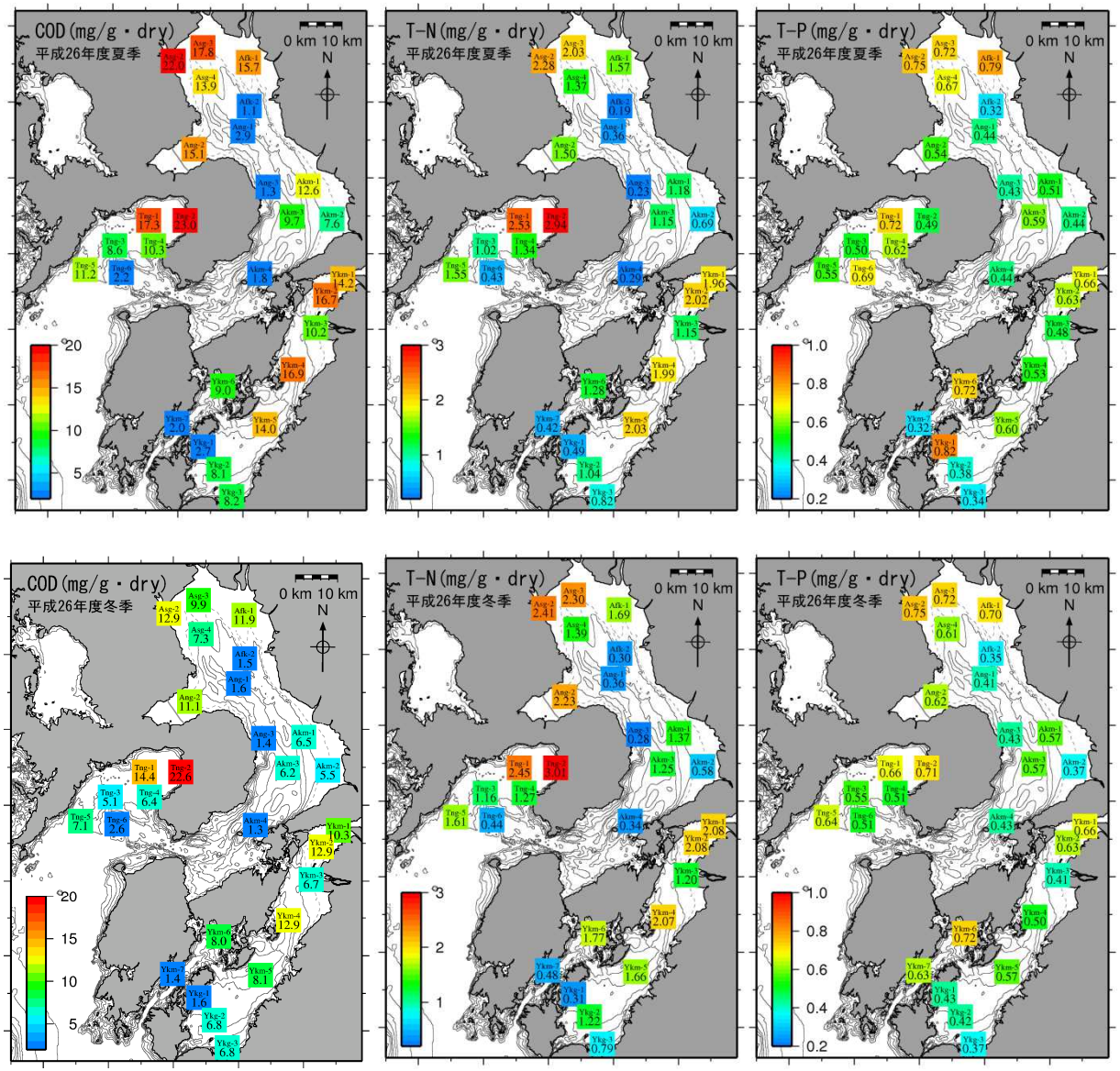


図 3.5.2　2014 年度の底質分析結果の水平分布（上段：夏季　下段：冬季）

2014 年度に実施した底質の COD、T-N、T-P の観測の結果を図 3.5.2 に示す。いずれの項目も濃度の空間分布は同じ傾向であり、有明海では湾奥部で最も高く、湾央北部と湾口部で低い。

海底堆積物中の珪藻の休眠期細胞の変化等（図 3.5.3）からも環境変化の開始時期が推定されており、有明海の富栄養化は 1950～1960 年頃から顕著に進行していると報告されている。底質の COD、T-N、T-P 濃度が比較的高い海域である熊本沖では、図 3.5.4 に示す潮目のところで硫化水素臭を伴う泥が 20～30mm 堆積している。堆積速度は年間約 1mm と推定されており、それに基づくと、底質の変化は 1970～1980 年頃から始まったと推察される。

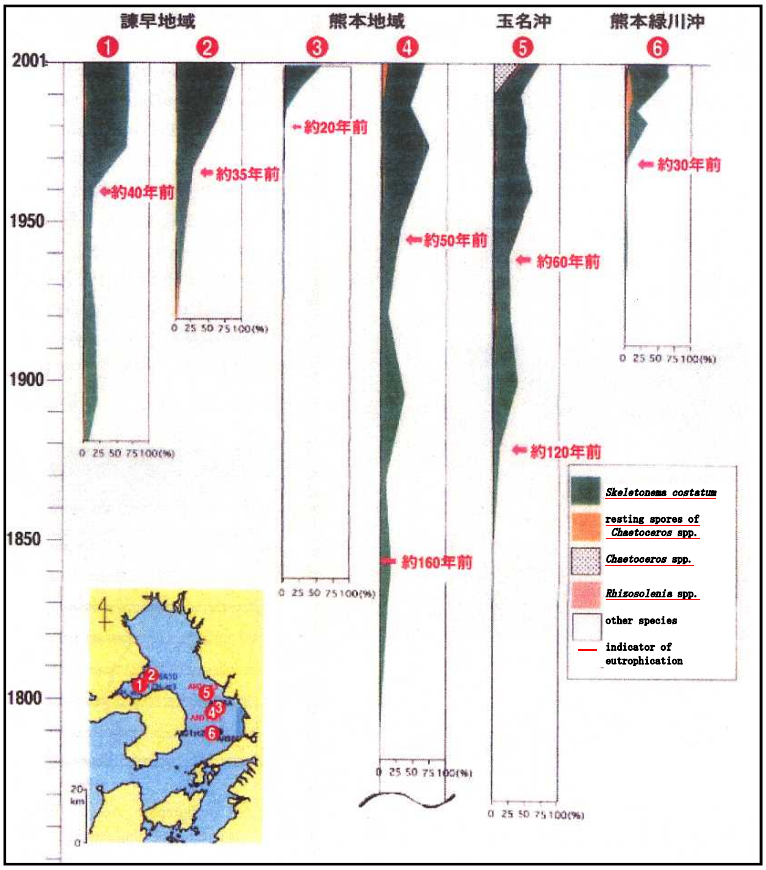


図 3.5.3　海底堆積物中に含まれる富栄養化を示唆する珪藻属・種の出現頻度の変遷

出典：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」

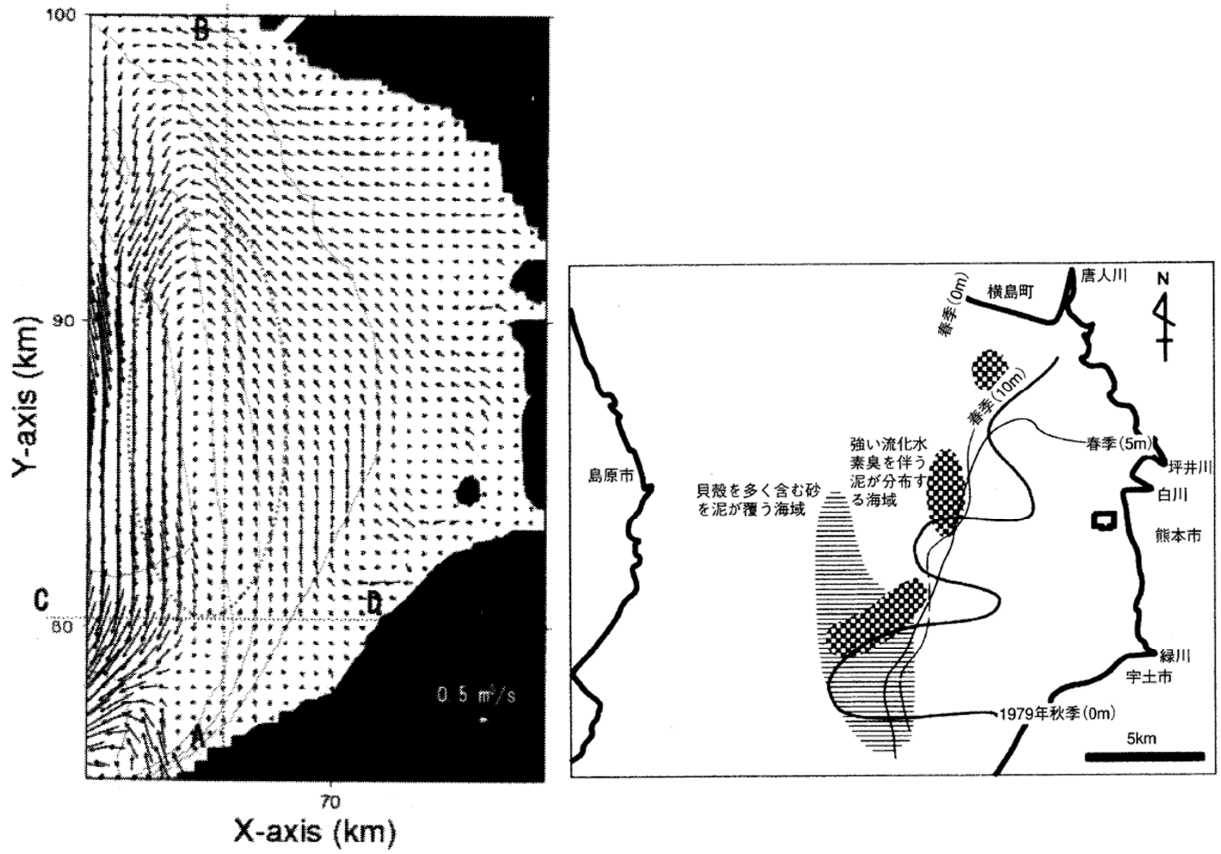


図 3.5.4　熊本港沖の残差流（線流量）と熊本沖の水塊境界と硫化水素臭泥の分布

出典：滝川清，秋元和實，平城兼寿，田中正和，西村啓介，島崎英行，渡辺枢（2005）：有明海熊本沖の水塊構造と表層堆積物分布特性，海岸工学論文集，第 52 巻，pp. 956-960

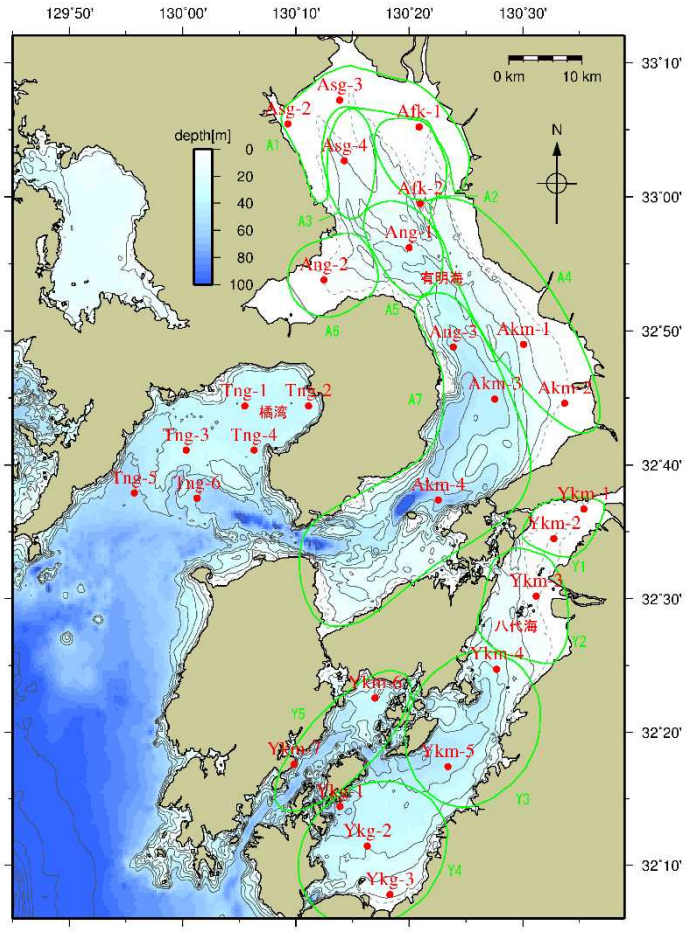
図 3.5.5 の有明海の 11 地点における底質の変動傾向を表 3.5.1 に示す。なお、ここではデータの存在している 2001 年頃以降の調査結果を整理した。T-N は 2 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、COD は 4 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、強熱減量は 1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、T-S は 3 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（有明海中央東部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向を示し、T-P では増減傾向はみられない（表 3.5.1）。海域毎にみると、Ａ４、Ａ７海域の地点で増加傾向を示す項目が多く、Ａ５海域では 4 項目で減少傾向にあった。詳細は４章において海域区分毎に記す。

表 3.5.1　有明海における底質の変動傾向

		T-N	T-P	COD	強熱減量	T-S	粘土・シルト含有率
A1海域（有明海湾奥奥部）	Afk-1	…	…	…	…	…	…
	Asg-2	…	…	＋＋	…	…	…
	Asg-3	…	…	…	…	…	…
A2海域（有明海湾奥東部）	Afk-2	…	…	…	…	…	…
A3海域（有明海湾奥西部）	Asg-4	…	…	＋＋	…	…	…
A4海域（有明海中央東部）	Akm-2	＋＋	…	＋＋	…	＋＋	＋＋
A5海域（有明海湾央部）	Ang-1	－－	…	－－	－－	…	－－
A6海域（有明海諫早湾）	Ang-2	…	…	…	…	…	…
A7海域（有明海湾口部）	Ang-3	…	…	…	…	＋＋	…
	Akm-3	＋＋	…	＋＋	…	＋＋	…
	Akm-4	…	…	…	…	…	…

注）　＋＋、－－は、近似一次回帰式の決定係数が 0.2 以上であり、かつ、回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%以上となる項目を示しており、＋＋はその傾きが正、－－はその傾きが負であることを示した。…は決定係数が 0.2 未満、又は回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%未満であることを示す。

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
　　環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」 等



注）図中の有明海、八代海の緑色の範囲は海域区分を示す。なお、海域区分の考え方等は「４章 2. 海域区分」に示す。

Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 3.5.5　有明海・八代海・橘湾における底質の調査地点

底泥中に含まれる有機物や硫化物の増減には、流動や水質及び生物が複雑に関与しているが、一般的には植物プランクトン由来の有機物の沈降・堆積が最たる支配要因と考えられている。有明海では、ノリ養殖が盛んであることから、陸域からの負荷のみならず、ノリ養殖で行われている酸処理や施肥による水質・底質への影響も懸念されている。

本章の「１.汚濁負荷」で述べられているように、有明海における直接負荷を含めた汚濁負荷量に占める酸処理及び施肥の割合は、T-N で 1.2%以下、T-P で 5.9%以下である。また、酸処理及び施肥による負荷量とノリ養殖による取り上げ量とを比較すると、窒素については、ノリ養殖による取り上げ量が酸処理及び施肥による負荷量を上回っており、リンについては、両者がほぼ同じ水準にある。海水中に含まれる有機酸のモニタリング調査の結果、海水中から有機酸が検出された事例はない。底泥間隙水中に含まれる有機酸のモニタリング調査も実施されているが、ノリ漁場内の底泥中から、酸処理剤の主成分であるクエン酸、リンゴ酸、乳酸等の有機酸はほとんど検出されていない。

以上のことから、酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は少ないと思われる。ただし、酸処理や施肥により負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しいことから、今後の調査・研究が必要である。また、環境中への負荷が増加すると有機物や硫化物の増加につながる可能性があることから、海域で使用される酸処理剤等に由来する有機酸量や栄養塩量等の継続的なチェックを適切に実施することも重要である。

＜資料＞ノリ酸処理剤に関する調査結果

①ノリ酸処理剤の希釈は、通常（2～5m 水深の漁場）では 20 万～90 万倍である。底質への移行については、5 万倍希釈（20ppm）で 6 時間接触させた場合は検出不可、2 万倍希釈（50ppm）より高い濃度の場合は微量のクエン酸が検出された[2)]。

②有機酸のモニタリング調査としてはクエン酸、リンゴ酸及びグルコン酸濃度を測定した事例がある。総数 256 検体の測定結果はすべて検出限界値（0.01ppm＞又は 0.1ppm）を下回った[3)]。

③海域に負荷される酸処理剤の成分としては、水素イオン及び有機酸、さらに栄養効果と pH を下げるための補助剤として添加されているリン酸等が挙げられる。海域の pH をモニタリングしているが、pH7.4 以下は酸処理剤使用前も使用後も検出されていない。クエン酸、リンゴ酸等の有機酸のモニタリング例をみても測定結果はすべて測定限界値以下であった。このように、酸処理剤の影響は海域のモニタリングでは検出されていないが、酸処理剤が海水で希釈された場合にはその有機成分は 2～10 日で分解されるという結果からも頷ける[3)]。

④佐賀県海域のノリ漁場内の地点を中心に、3 ヶ年（2011～2013 年度）にわたり、ノリ養殖期間中（12～3 月）の海底泥間隙水中に含まれる有機酸（リンゴ酸、乳酸、クエン酸）濃度を測定。いずれの試料からも有機酸は検出されなかった[4)]。

⑤複数県のノリ漁場内に設けた地点において、ノリ養殖期間中に底泥間隙水中に含まれる有機酸（リンゴ酸、乳酸、クエン酸）濃度を測定。その結果、1 地点の底泥間隙水から極めて微量の乳酸が確認されたが、酸処理実施中には全地点で有機酸は定量下限未満であった[5)]。

（2）八代海の底質

八代海の底質は主に泥が北部、中部東側の日奈久から津奈木にかけての沿岸域、中部西側の天草上島・御所浦島沿岸域、及び水俣湾周辺に分布している。中部海域の北側では球磨川河口からの極細粒砂（粒径 0.063～0.125mm）が広がっているのに対し、南部では細粒砂（粒径 0.125～0.25mm）より粗い砂が分布する（図 3.5.6）。

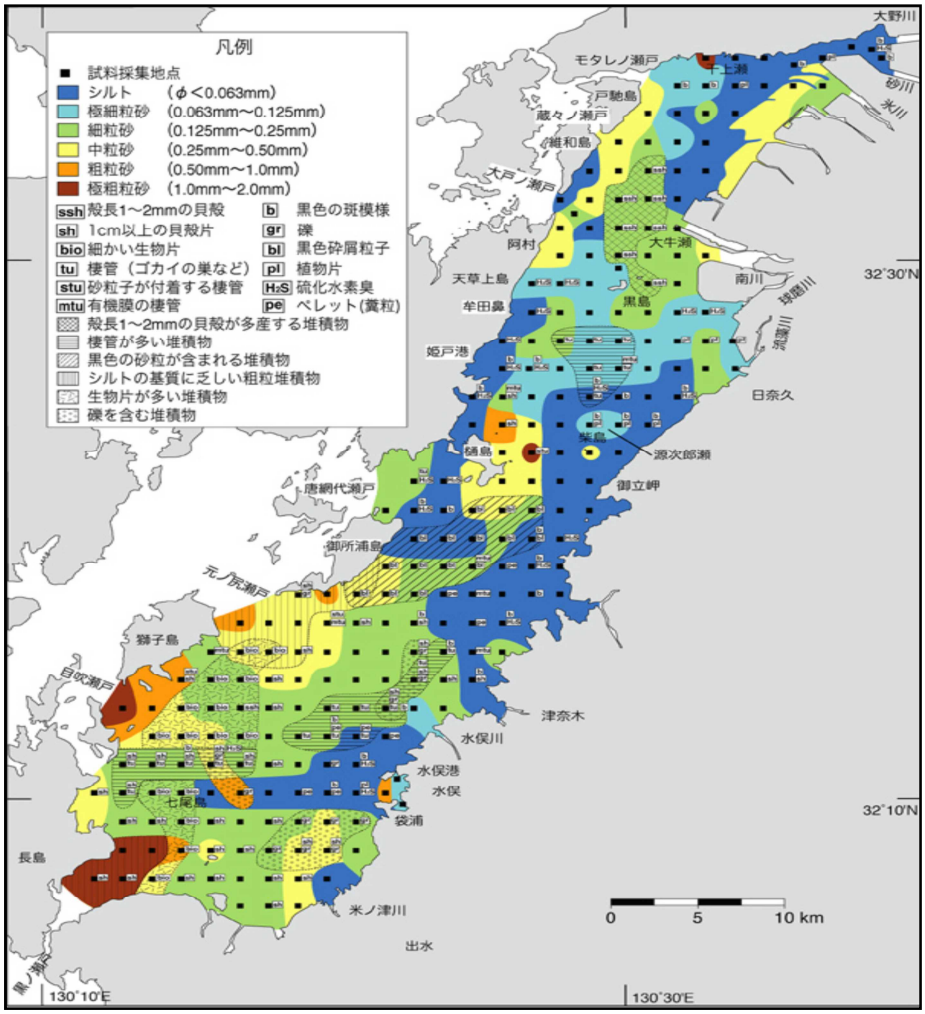


図 3.5.6　八代海の表層堆積物の分布(2004～2005 年)

出典：NPO 法人みらい有明・不知火（2005）「くちぞこが観た八代海の風景」

図 3.5.5 の八代海の 10 地点における底質の変動傾向を表 3.5.2 に示す。なお、1970 年頃からの底質のモニタリング結果がないため、ここでは 2001 年頃以降の調査結果を整理した。T-N は 1 地点（八代海湾奥部）で増加傾向、T-P は 2 地点（八代海湾央部）で減少傾向、COD は 7 地点（八代海湾奥部、球磨川河口部、八代海湾奥部の一部、八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で増加傾向、強熱減量は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、1 地点（八代海湾口東部）で減少傾向を示し、他の地点及び T-S では増減傾向はみられない（表 3.5.2)。Ｙ１海域の Ykm-1 では多くの項目で増加傾向を示し、また、COD は多くの地点で増加傾向にあった。詳細は４章において海域区分毎に記す。

表 3.5.2　八代海における底質の変動傾向

		T-N	T-P	COD	強熱減量	T-S	粘土･シルト含有率
Y1海域（八代海湾奥部）	Ykm-1	＋＋	…	＋＋	＋＋	…	＋＋
	Ykm-2	…	…	＋＋	…	…	…
Y2海域（球磨川河口部）	Ykm-3	…	…	＋＋	…	…	…
Y3海域（八代海湾央部）	Ykm-4	…	－－	＋＋	…	…	…
	Ykm-5	…	－－	…	…	…	…
Y4海域（八代海湾口東部）	Ykg-1	…	…	…	…	…	－－
	Ykg-2	…	…	＋＋	…	…	…
	Ykg-3	…	…	＋＋	…	…	…
Y5海域（八代海湾口西部）	Ykm-6	…	…	＋＋	…	…	…
	Ykm-7	…	…	…	…	…	…

注）　＋＋、― ―は、近似一次回帰式の決定係数が 0.2 以上であり、かつ、回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%以上となる項目を示しており、＋＋はその傾きが正、― ―はその傾きが負であることを示した。…は決定係数が 0.2 未満、又は回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%未満であることを示す。

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
　　環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」 等

（3）その他の海域の底質

橘湾では、湾奥部から湾西部にかけて泥分が分布しており、早崎瀬戸から湾東部にかけては砂分が分布している（図 3.5.7）。変動傾向を分析する期間における底質測定に係る一般項目のデータがなかった。

なお、牛深町周辺の海面については、底質のデータがなかった。

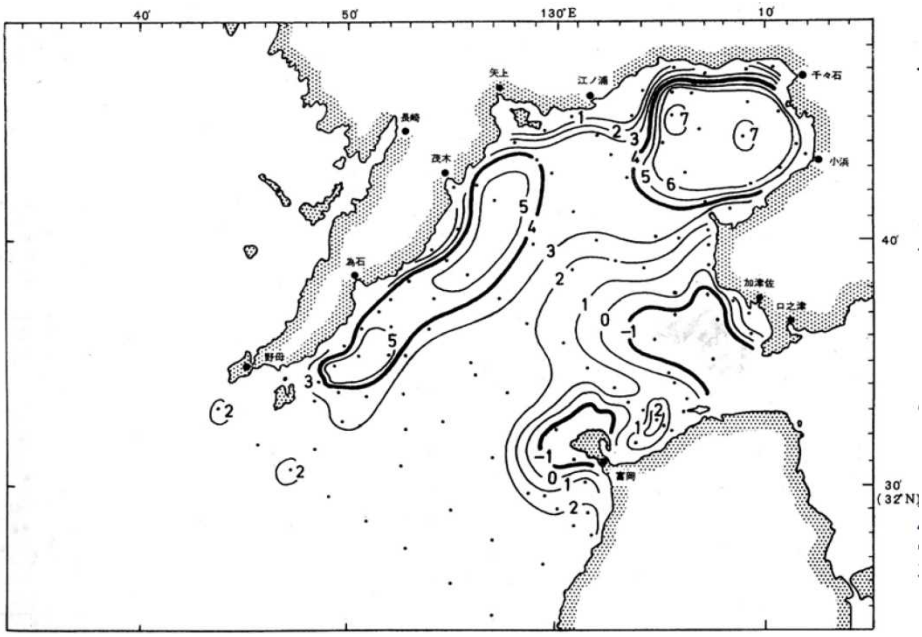


図 3.5.7　橘湾の中央粒径（Mdφ）の分布

出典：中田英昭（2012）「第 30 回有明海・八代海等総合調査評価委員会　資料-3 橘湾の海域特性について」

（4）有明海及び八代海における底質中の重金属・有害化学物質

有明海及び八代海の底質中の重金属（総水銀、カドミウム、鉛、亜鉛、砒素）の測定値は、東京湾、大阪湾、三河湾及び伊勢湾の既往値と同等以下であった[6),7)]。また、有明海の底質中に含まれるトリブチルスズ化合物、トリフェニルスズ化合物、ノニルフェノール、4-t-オクチルフェノール、フタル酸ジ（2-エチルヘキシル）、ＰＣＢ、17β-エストラジオール、農薬（ピリダフェンチオン、ブタクロール、1,2-ジクロロベンゼン）についても東京湾、大阪湾、三河湾及び伊勢湾の既往値と同等以下若しくは不検出であった[6)]。

（5）まとめ

有明海の底質は、湾奥西部及び中央東部の底質は主に泥あるいは砂まじり泥で含泥率が高く、湾口部では砂若しくは泥まじり砂が広がっている。また、大浦沖・諫早湾口部では泥が、熊本沖の潮目では、硫化水素臭を伴う泥が堆積している。

有明海について、経年データのある 2001 年頃以降の調査結果から底質の変動傾向（10 年間で 10%以上の変化）を整理したところ、11 地点のうち、T-N は 2 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、COD は 4 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、強熱減量は 1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、T-S は 3 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（有明海中央東部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向を示し、T-P では増減傾向はみられなかった。

ノリ酸処理及び施肥の影響については、酸処理剤の底質中のモニタリング調査結果によれば、ノリ漁場の底質から有機酸はほとんど検出されなかった。酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は少ないと思われる。ただし、酸処理や施肥により負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しいことから、今後の調査・研究が必要である。また、環境中への負荷が増加すると有機物や硫化物の増加につながる可能性があることから、海域で使用される酸処理剤等に由来する有機酸量や栄養塩量等の継続的なチェックを適切に実施することも重要である。

八代海の底質は、主に泥が湾奥部、日奈久以南の湾東部及び天草上島東部に分布し、南部では細粒砂、南端の瀬戸付近では中粒砂より粗い砂が分布する。

八代海について、経年データのある 2001 年頃以降の調査結果から底質の変動傾向を整理したところ、10 地点のうち、T-N は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、T-P は 2 地点（八代海湾央部）で減少傾向、COD は 7 地点（八代海湾奥部、球磨川河口部、八代海湾奥部の一部、八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で増加傾向、強熱減量は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、1 地点（八代海湾口東部）で減少傾向を示し、T-S では増減傾向はみられなかった。

参考文献

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）鬼頭釣（2003）「第 6 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料-2 有明海におけるノリ養殖について」
3）農林水産省水産庁(1995)「のり酸処理試験研究成果の概要」
4）佐賀県有明水産振興センター（2015）平成 26 年度水産研究成果情報，有明海佐賀県海域における環境中の有機酸モニタリング
5）長﨑慶三，虫明敬一，生田和正（2015）：有明海の海水・海底泥間隙水中の有機酸測定，水産技術，8(1)，pp.37-41
6）環境省（2002）「平成 13 年度 有明海水質等状況補足調査 報告書」
7）中田晴彦，島田英昭，安武章，秋元和實，滝川清（2006）：八代海における化学汚染の現状分析，月刊海洋，Vol.38，No.2，pp.131-136

6.貧酸素水塊

（1）有明海の底層溶存酸素量の状況

有明海における底層溶存酸素量の経年的傾向について、浅海定線調査（基本的に毎月1回大潮満潮前後に調査、地点は図 3.6.1）の結果を整理した。本調査データの年間最低値について整理したところ、データのある 1972 年度以降、6 地点のうち、佐賀県の 2 地点（有明海湾奥西部及び有明海湾央部）で有意に減少する傾向がみられ、その他の4地点（有明海湾奥奥部及び有明海湾奥東部）では有意な変化はみられなかった（表 3.6.1、図 3.6.2)。ただし、有明海における底層溶存酸素量は、小潮期に低くなる傾向があるが、ここで評価に用いた浅海定線調査は大潮期のものであることに留意が必要である。また、長崎県の1地点（有明海諫早湾）で 2002 年以降に行われている毎月 1 回大潮期の底層溶存酸素量の調査（諫早湾干拓事業環境モニタリング調査、地点は図 3.6.1）について、年間最低値を整理したところ、有意な変化はみられなかった（表 3.6.1、図 3.6.2)。2004 年から有明海湾奥部で実施されている底層溶存酸素量の連続観測（有明海水質連続観測調査、地点は図 3.6.1）の結果（後述する図 3.6.11）によると、濃度低下の程度や継続期間には年による違いがあるものの、2004 年から 2015 年までの 12 年のうち、全ての年で最低値が 3.0mg/L を下回っており、うち 11 年については 2.0mg/L を下回る状況がみられた。また、諫早湾で実施されている底層溶存酸素量の連続観測（有明海貧酸素水塊広域連続観測、地点は図 3.6.1）の結果（2006～2014 年）によると、全ての年で日平均値の年間最低値が 2.0mg/L を下回る状況がみられた（図 3.6.3)。

また、底層溶存酸素量について、環境基準の基準値として示されている 2.0mg/L 以上及び 3.0mg/L 以上に基づき整理したところ、長期間のデータがある浅海定線調査（大潮満潮時に観測）に基づいた底層溶存酸素量の年間最低値については、佐賀県の 1 地点（有明海湾奥西部）では、他の有明海湾奥部の地点と比べ、最近 10 年間（2005～2014 年）で 2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数（各 4 回、9 回）が多く、また、1972～1984 年と比べても、2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数が多くなっている（表 3.6.2)。

有明海水質連続観測調査等によると、底層溶存酸素量の日平均値が 2.0mg/L 未満又は 3.0mg/L 未満の日数は 2006 年で最も多く（各地点の平均で各 37 日、55 日)、2009 年で少なく（同じく各 3 日、16 日）なっており、経年的に有意な変化傾向はみられなかった（図 3.6.4)。

底層溶存酸素量に関しては、水域の底層を生息域とする魚介類等の水生生物や、その餌生物が生存できることはもとより、それらの再生産が適切に行われることにより、底層を利用する水生生物の個体群が維持できる場を保全・再生することを目的に、2016 年 3 月に生活環境項目環境基準に追加された。類型及び基準値(表 3.6.3)は、生物 1 類型の基準値は 4.0mg/L 以上、生物 2 類型の基準値は 3.0mg/L 以上、生物 3 類型の基準値は 2.0mg/L 以上であり、今後、海域毎に類型指定の検討が進められることになる。

なお、後述するように、有明海の貧酸素水塊は、小潮期に発達しやすく、大潮期に緩和あるいは解消する場合が多いという特徴がある。

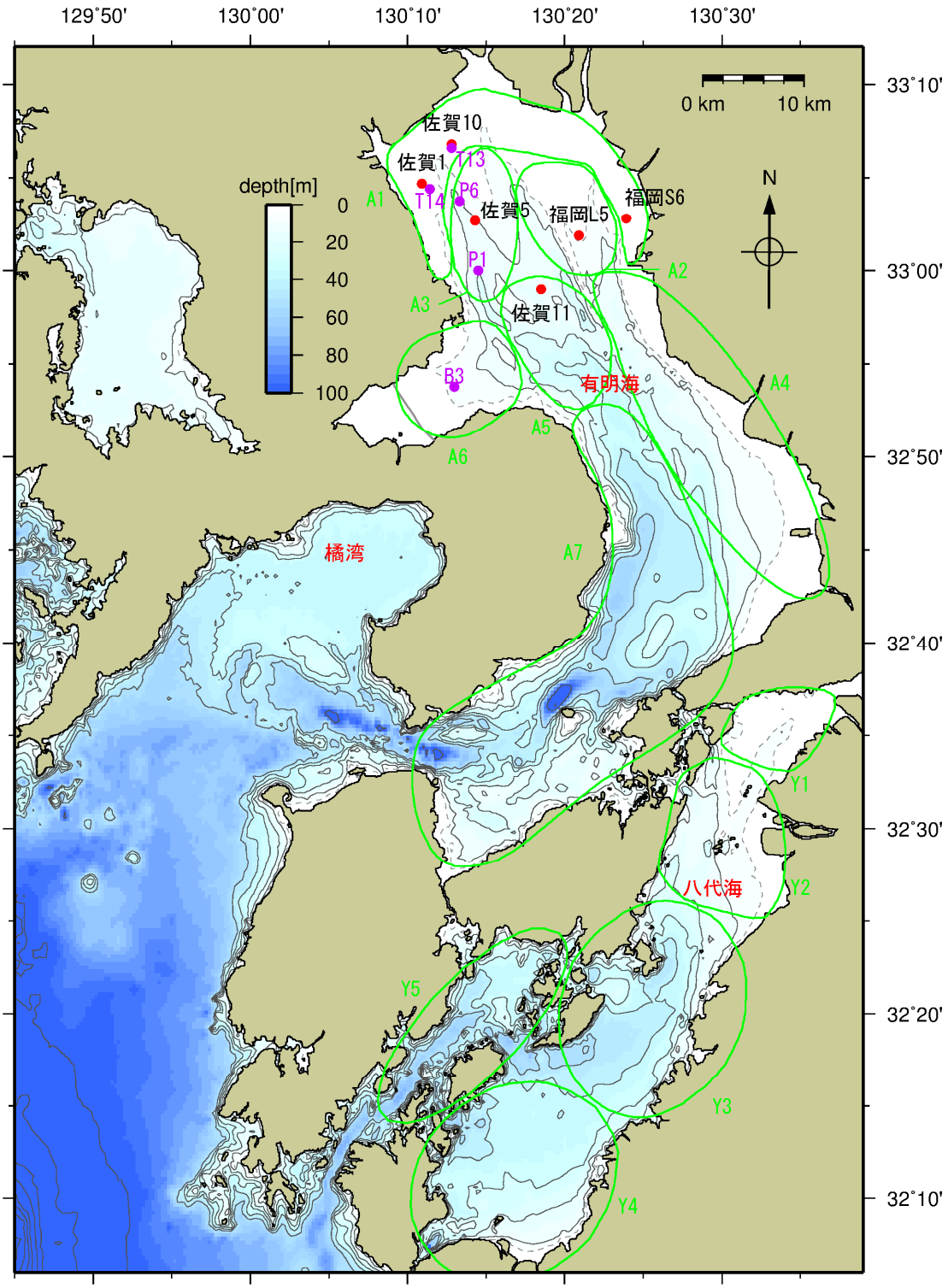
表 3.6.1　回帰分析結果：有明海（左：浅海定線調査等、右：有明海水質連続観測調査等）

		底層溶存酸素量
A1海域（有明海湾奥奥部）	福岡S6	＋
	佐賀1	－
	佐賀10	－
A2海域（有明海湾奥東部）	福岡L5	＋
A3海域（有明海湾奥西部）	佐賀5	－－
A5海域（有明海湾央部）	佐賀11	－
A6海域（有明海諫早湾）	諫早湾B3	＋＋**

		底層溶存酸素量
A1海域（有明海湾奥奥部）	T13	／
	T14	－－**
A3海域（有明海湾奥西部）	P1	－－**
	P6	－－**
A6海域（有明海諫早湾）	B3	／

注）1. ■、■で網掛けしている項目は、有意水準 5%で有意な変化傾向が認められたことを示す。／はデータなし・不足等による評価対象外であることを示す。
2. 近似一次回帰式の傾きが 10 年間あたりで全データの算術平均の 10%以上の増加、減少がある場合は”＋＋”、”－－“とし、それに満たない場合は”＋”、”－“とした。
3. *を付したものは 1990 年前後から現在までの期間の評価であり、**を付したものは 2000 年前後から現在までの期間の評価を示す。

出典：福岡県，佐賀県「浅海定線調査結果」
農林水産省九州農政局「諫早湾干拓事業環境モニタリング調査」
国立研究開発法人 水産研究・教育機構 西海区水産研究所「有明海水質連続観測調査結果」
農林水産省九州農政局「有明海貧酸素水塊広域連続観測結果[諫早湾]」

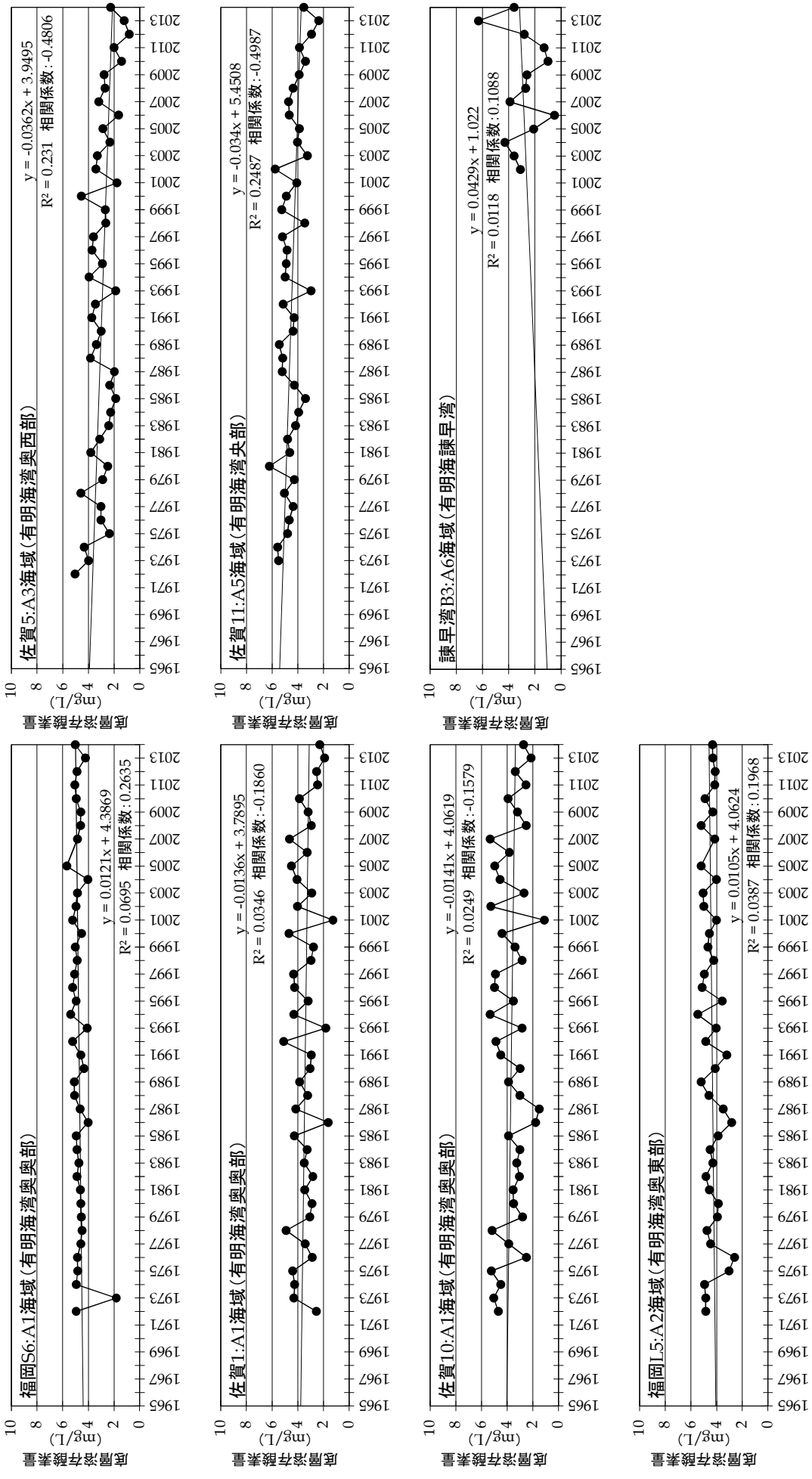


注）1. 福岡 S6、佐賀 1、佐賀 10、福岡 L5、佐賀 5 及び佐賀 11 は「浅海定線調査」の地点、B3 は「諫早湾干拓事業環境モニタリング調査」及び「有明海貧酸素水塊広域連続観測」の地点、T13、T14、P1 及び P6 は「有明海水質連続観測調査」の地点を示す。

2. 図中の有明海、八代海の緑色の範囲は海域区分を示す。なお、海域区分の考え方等は「４章 2. 海域区分」に示す。

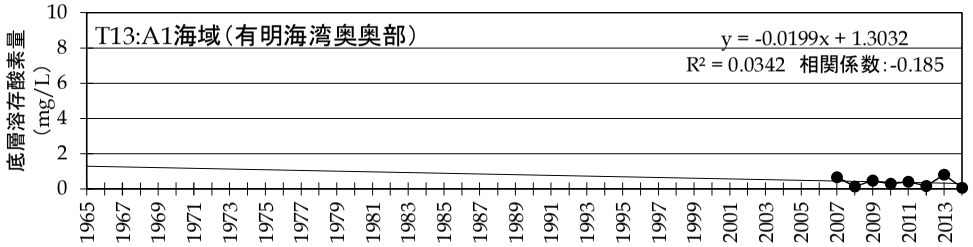
Ａ１海域…有明海湾奥奥部　Ａ２海域…有明海湾奥東部　Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部　Ａ５海域…有明海湾央部　Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部　Ｙ１海域…八代海湾奥部　Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部　Ｙ４海域…八代海湾口東部　Ｙ５海域…八代海湾口西部

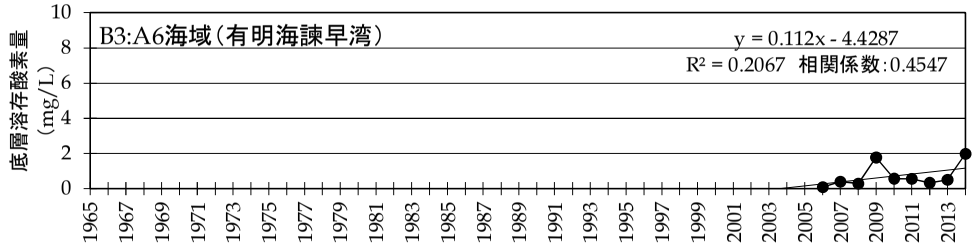
図 3.6.1　底層溶存酸素量の結果整理を行った地点

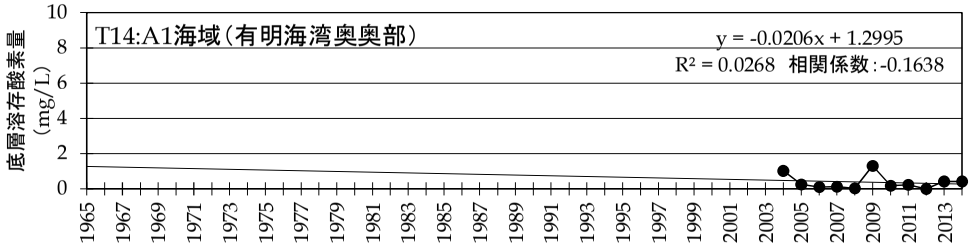


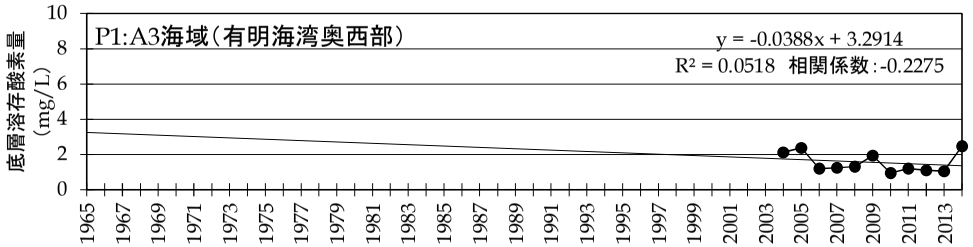
出典：福岡県，佐賀県「浅海定線調査結果」、農林水産省九州農政局「諫早湾干拓事業環境モニタリング調査」を元に環境省が作成した。

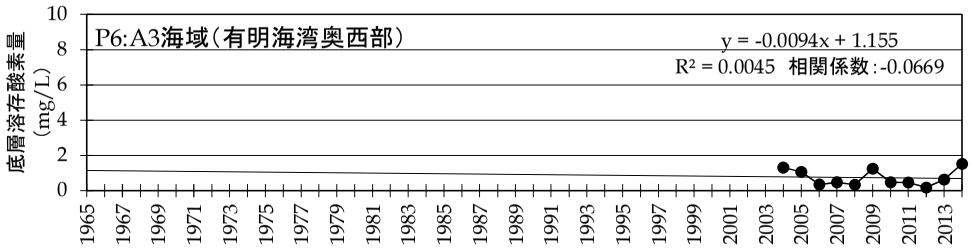
図 3.6.2　底層溶存酸素量の経年変化[有明海]（年間最低値）











出典：国立研究開発法人 水産研究・教育機構 西海区水産研究所「有明海水質連続観測調査結果」、農林水産省九州農政局「有明海貧酸素水塊広域連続観測結果[諫早湾]」を元に環境省が作成した。

図 3.6.3　底層溶存酸素量の経年変化[有明海：連続観測]（日平均値の年間最低値）

表 3.6.2　各期間の底層溶存酸素量の評価値（年間最低値）の状況（浅海定線調査）

【底層溶存酸素量の評価値 2.0mg/L 未満の回数】

調査地点/期間		1972～1984	1985～1994	1995～2004	2005～2014
A1海域（有明海湾奥奥部）	福岡S6	1	0	0	0
	佐賀1	0	2	1	1
	佐賀10	0	2	1	0
A2海域（有明海湾奥東部）	福岡L5	0	0	0	0
A3海域（有明海湾奥西部）	佐賀5	0	3	1	4
A5海域（有明海湾央部）	佐賀11	0	0	0	0

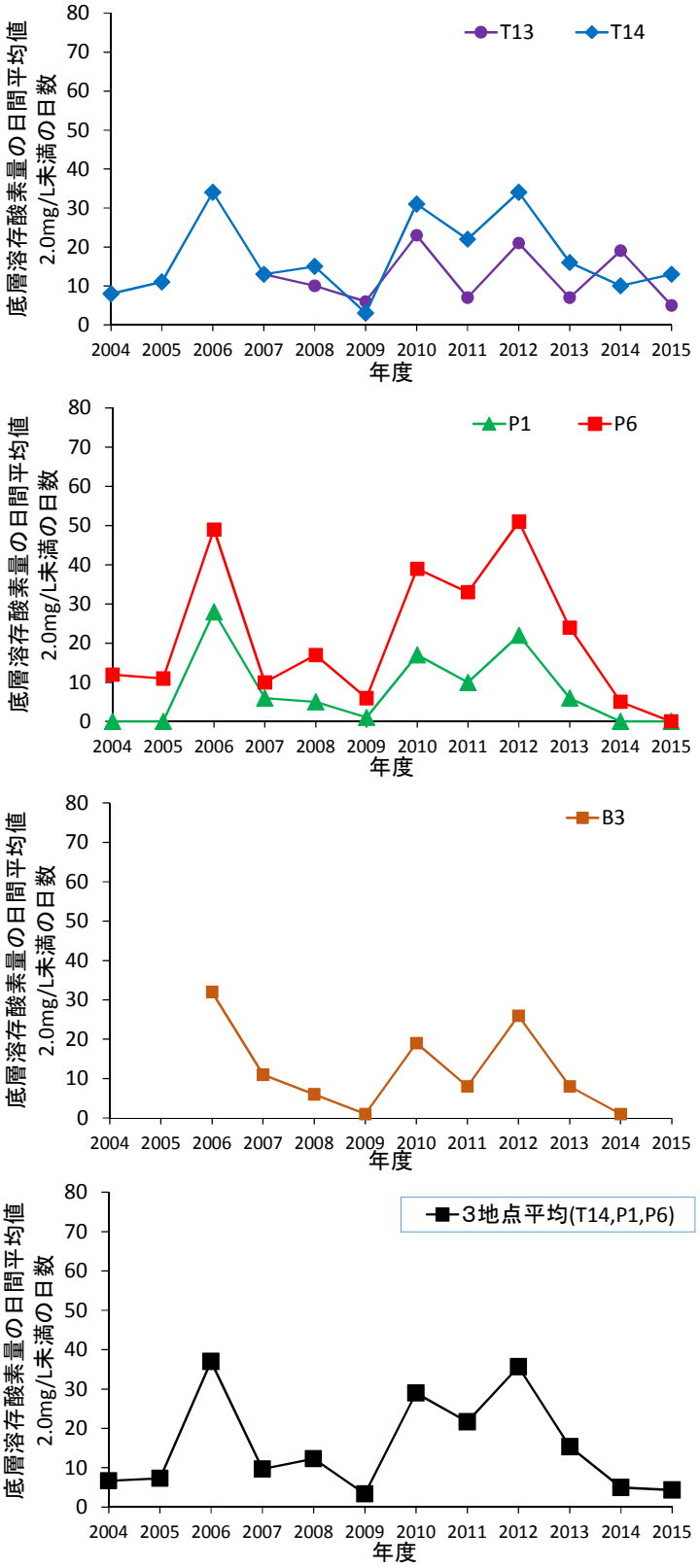
【底層溶存酸素量の評価値 3.0mg/L 未満の回数】

調査地点/期間		1972～1984	1985～1994	1995～2004	2005～2014
A1海域（有明海湾奥奥部）	福岡S6	1	0	0	0
	佐賀1	4	3	4	5
	佐賀10	2	3	3	4
A2海域（有明海湾奥東部）	福岡L5	1	1	0	0
A3海域（有明海湾奥西部）	佐賀5	5	4	5	9
A5海域（有明海湾央部）	佐賀11	0	1	0	2

表 3.6.3　生活環境の保全に関する環境基準（底層溶存酸素量）

項目／類型	水生生物が生息・再生産する場の適応性	基準値
		底層溶存酸素量
生物1	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が生息できる場を保全・再生する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が再生産できる場を保全・再生する水域	4.0mg/L以上
生物2	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生する水域	3.0mg/L以上
生物3	生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が生息できる場を保全・再生する水域、再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が再生産できる場を保全・再生する水域又は無生物域を解消する水域	2.0mg/L以上

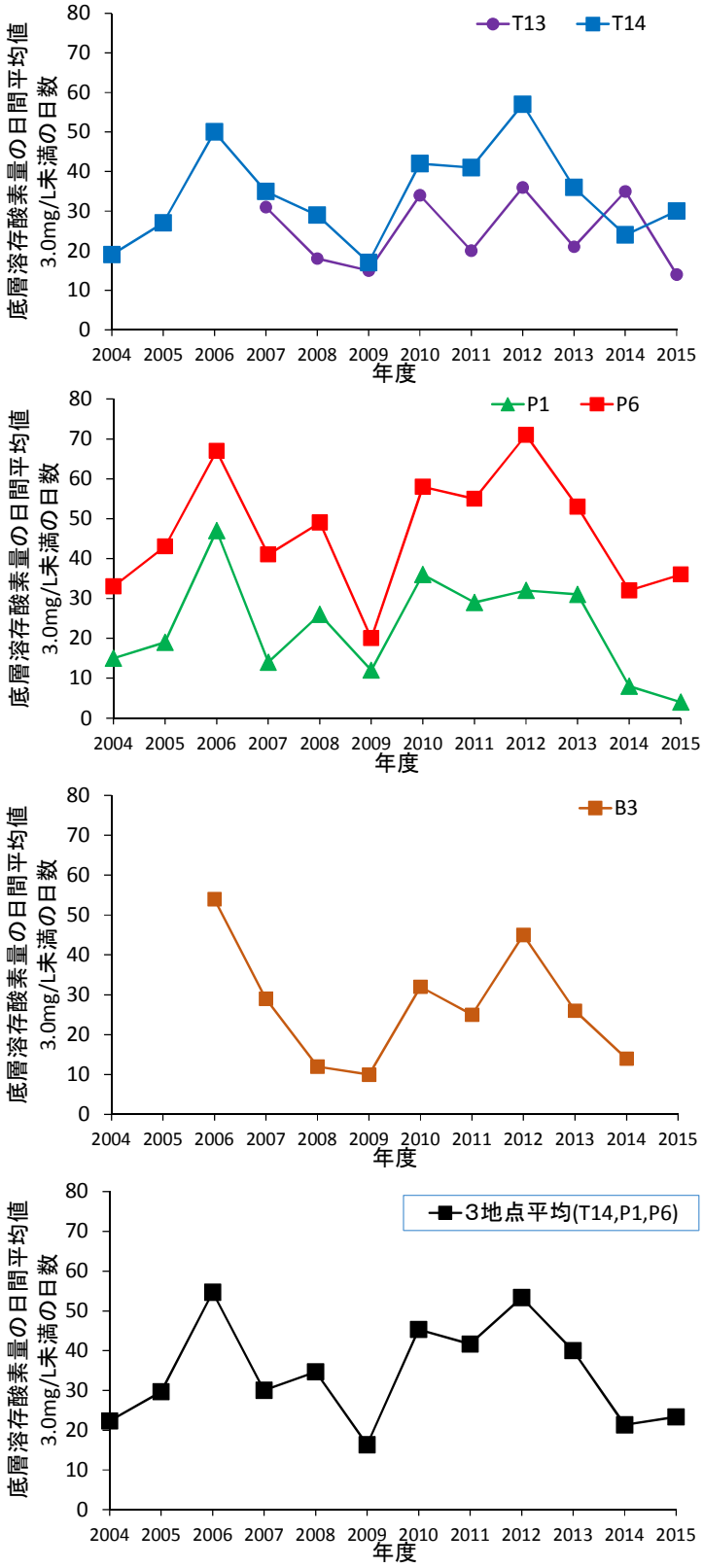
出典：水質汚濁に係る環境基準（昭和 46 年環境庁告示第 59 号）



注）各年度、各地点の底層溶存酸素量の日平均値が 2.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6～9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

図 3.6.4(1)　各期間の底層溶存酸素量の日平均値(2.0mg/L 未満)の状況（連続観測調査）

出典：国立研究開発法人 水産研究・教育機構 西海区水産研究所「有明海水質連続観測調査結果」
農林水産省九州農政局「有明海貧酸素水塊広域連続観測結果[諫早湾]」を元に環境省が作成した。



注）各年度、各地点の底層溶存酸素量の日平均値が 3.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6～9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

図 3.6.4(2)　各期間の底層溶存酸素量の日平均値(3.0mg/L 未満)の状況（連続観測調査）

出典：国立研究開発法人 水産研究・教育機構 西海区水産研究所「有明海水質連続観測調査結果」
農林水産省九州農政局「有明海貧酸素水塊広域連続観測結果[諫早湾]」を元に環境省が作成した。

（2）貧酸素水塊の発生状況

有明海における主要な貧酸素水塊は、夏期に有明海湾奥部と諫早湾の 2 ヶ所で別々に発生する（図 3.6.5）。各海域で発生した貧酸素水塊が他の海域の底層溶存酸素量に与える影響については、定量的な評価に至っていない。鉛直的には、貧酸素水塊は主として出水による淡水供給によってもたらされる密度躍層よりも下層に形成され、有明海湾奥部では浅海域で特に溶存酸素量が低下する。このように浅い海域で貧酸素水塊が発達することは有明海の特徴である[1]（速水, 2007）。さらに、有明海湾奥部及び諫早湾の貧酸素水塊は潮汐混合の影響を強く受けており、潮流が弱い小潮時に発達しやすく、潮流が強い大潮時には緩和あるいは解消することが多い[2)、1)]（山口・経塚，2006；速水，2007）。これは、潮流が弱まる小潮時に成層が発達するため貧酸素水塊が発達したものである。また、台風等によって強風が連吹した場合にも鉛直混合によって成層が弱まり、貧酸素は緩和あるいは解消する。ただし、成層が強い場合には、数週間にわたって貧酸素化が継続することもある。

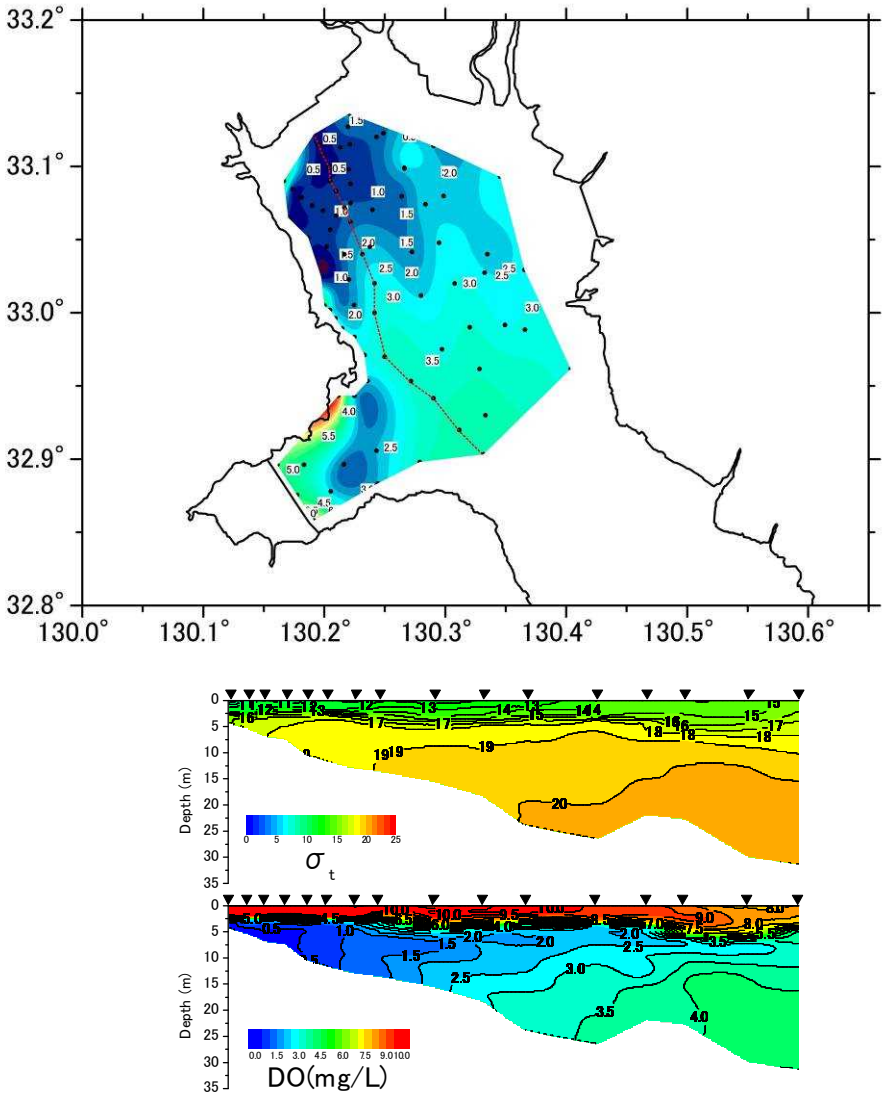


図 3.6.5　有明海奥部・諫早湾における底層溶存酸素量の分布と点線に沿った密度・溶存酸素量の断面分布（2010 年 8 月 4 日）

出典：西海区水研、佐賀県有明水産振興センター、芙蓉海洋開発、日本ミクニヤ、東京久栄による共同一斉観測

有明海湾奥部における貧酸素水塊発生の模式図を図 3.6.6 に示す。有明海湾奥部では、出水によって大量の淡水が供給されたり、小潮時に潮汐混合が弱まって沖合いから海底に沿って高密度水が進入すると、密度成層が発達する。密度躍層が発達すると、表層から躍層以深への酸素供給が減少する。また、躍層の上ではしばしば赤潮が発達し、赤潮が終息すると大量の有機物が底層に供給され、底泥・底層水の酸素消費が増大する。このようにして急速な貧酸素化が生じる。さらに、底生動物がへい死すると、底質悪化と貧酸素化が進行し、底層水は無酸素状態となる。沖合域（水深 10m 以深）においては、潮汐による鉛直混合の影響は浅海域と比べて弱くなり、成層が形成されると底泥・底層水の酸素消費により徐々に貧酸素化し、台風等の擾乱が起きるまで底層溶存酸素量が低い状態が持続する。沖合域では浅海域に遅れて貧酸素化が起こることが多い。

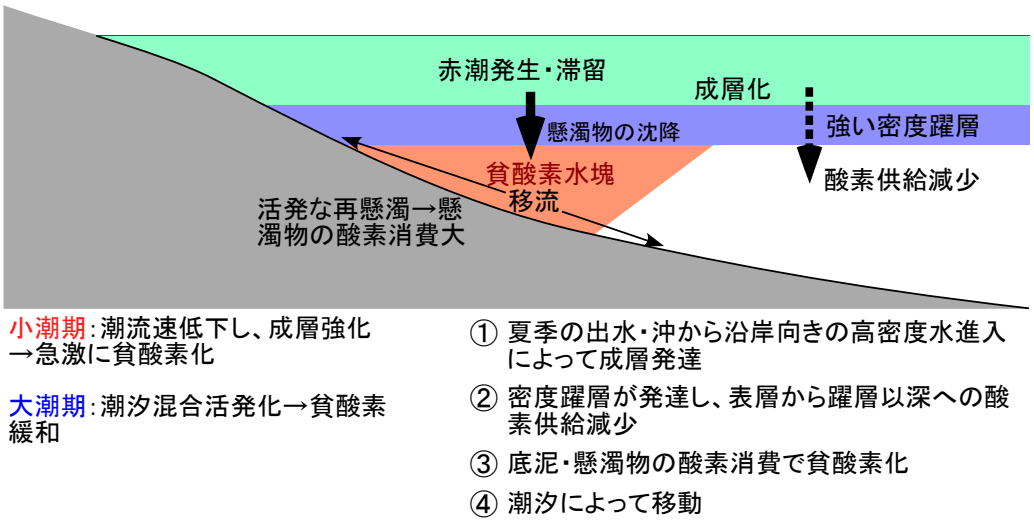


図 3.6.6　有明海湾奥部における貧酸素水塊発生の模式図

前述の有明海湾奥部及び諫早湾以外の観測事例として、有明海に流入する六角川の感潮域（図 3.6.7）や、福岡県大牟田沖（図 3.6.8)、橘湾（図 3.6.9）での底層溶存酸素量の観測事例を示す。

八代海においても、調査データが蓄積されている。熊本県水産研究センターの観測によると、八代海湾奥部において 3.0mg/L 以下の溶存酸素量が観測されている（図 3.6.10)。鹿児島県水産技術開発センターの観測によると、八代海中部においても観測データがある 1989 年以降で 3.0mg/L 以下の溶存酸素量が 4 回観測、2.0mg/L 以下の溶存酸素量が 1 回観測されている。有明海の河川感潮域や大牟田沖、八代海及び橘湾の底層溶存酸素量については、有明海湾奥部や諫早湾と異なって情報が少なく、不明な点が多い。これらのエリアの底層溶存酸素量に起因する漁業被害の報告はない。

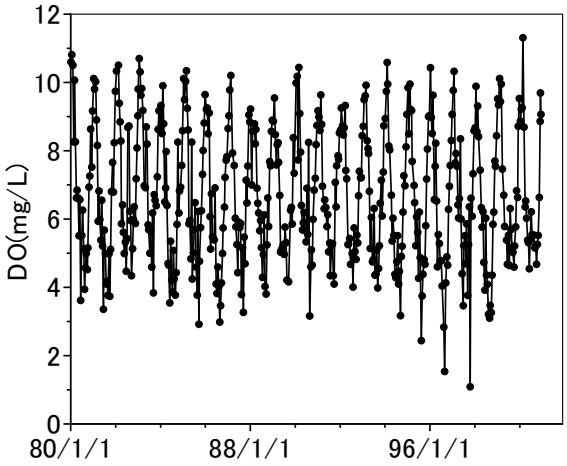


図 3.6.7　六角川感潮域における溶存酸素量の変化

出典：吉田賢二（2004）：有明海佐賀県海域に流入する主要河川感潮域における水質環境の長期変動．佐賀県有明水産振興センター研報，第 22 号，pp.81-89[3]を元に環境省が作成した。

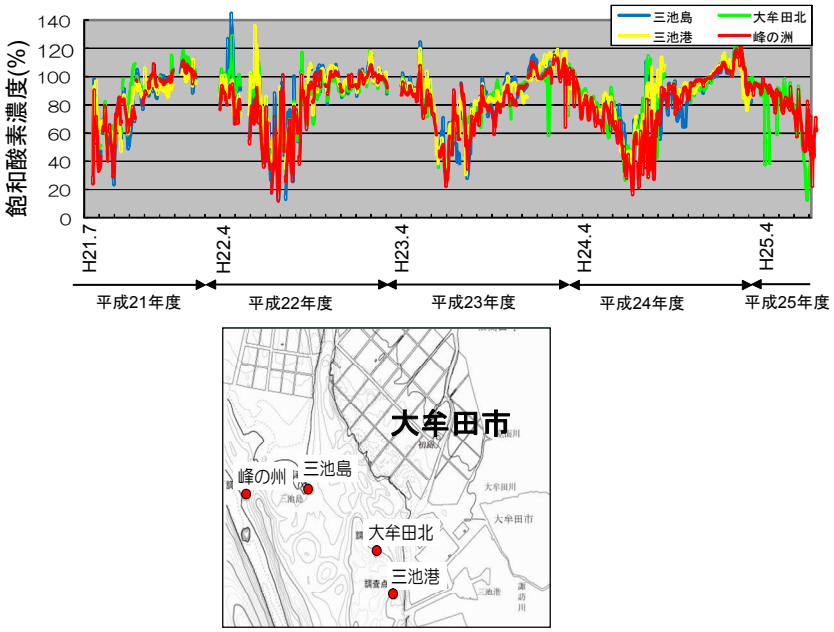


図 3.6.8　大牟田沖底上 5cm における溶存酸素量の変化

出典：九州農政局委託調査による福岡県観測

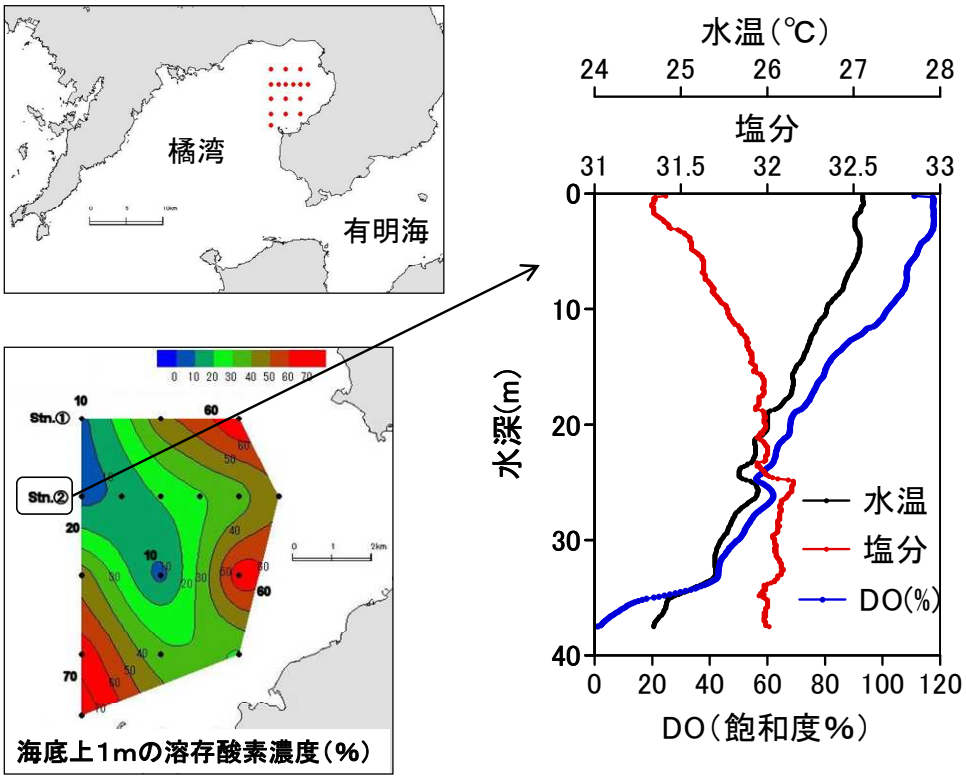


図 3.6.9　2012 年 9 月 13 日に観測された橘湾の貧酸素水塊

出典：長崎県総合水産試験場提供

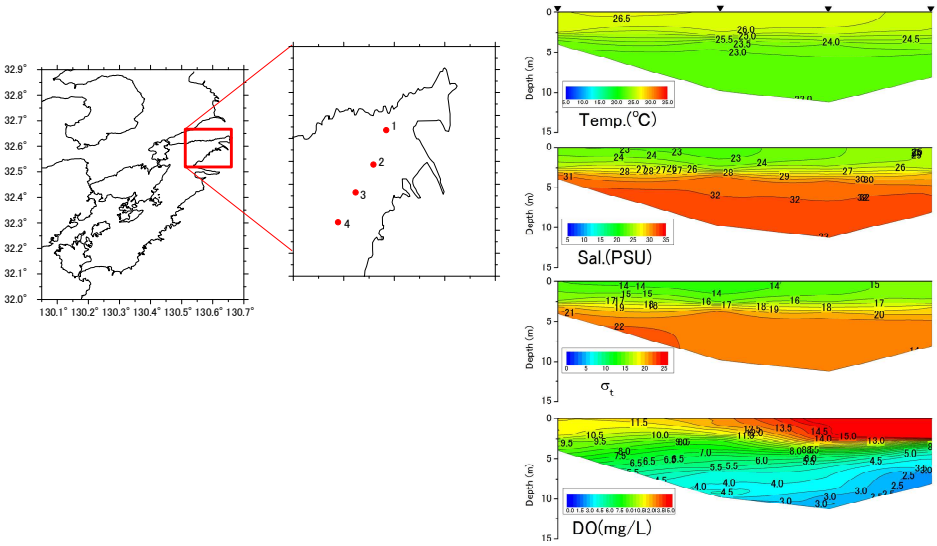


図 3.6.10　2013 年 7 月 2 日に観測された八代海湾奥部の水温・塩分・密度、溶存酸素量の鉛直断面

出典：熊本県水産研究センター定期観測結果

（3）貧酸素化に関わる酸素消費特性

海域の酸素消費が大きく、酸素供給を上回るようになると貧酸素化が進行する。底層水中の酸素消費には底泥と海水それぞれによる酸素消費が影響するが、有明海湾奥部の場合、底泥に比べて海水による酸素消費の寄与が大きい。西海区水産研究所が有明海湾奥部で行った 10 回の実験では、全酸素消費速度は 0.28～1.39mg/L/day の範囲にあり、平均するとそのうち海水による寄与（海水中の懸濁物による酸素消費を含む）が 70%、底泥による寄与が 30%であった[4]（西海区水産研究所，2009）。海水による酸素消費のうちでは、懸濁物による酸素消費が大きい。阿部ら（2003）は、酸素消費と SS 濃度に良い相関があることを示しており[5]、これを参考にすると、夏期の有明海湾奥部の海底上 5m の層では海水自体（溶存態物質）の酸素消費速度 1.32（g/m^3/day）に対して、懸濁物による酸素消費速度が最大 2.53（g/m^3/day）になる。さらに、児玉ら（2009）は、懸濁物の有機炭素安定同位体比及び炭素窒素比と酸素消費速度を比較することにより、海域起源の有機物量が多いほど酸素消費速度が大きくなることを示した[6]。これらの結果は、有明海の貧酸素水塊発達に対しては、植物プランクトン等海域で生産された有機物分解の影響が大きいことを示している。また、有明海湾奥西部・諫早湾では、浅い海域ほど表層堆積物中の有機物含量が多く[7]（岡村ら，2005）、浅海域で貧酸素水塊が発達する原因の１つと考えられる。

（4）貧酸素の経年変化特性

有明海湾奥部における貧酸素水塊は小潮時に発達する傾向があるが、2000 年以前の有明海では小潮時の底層溶存酸素量調査はほとんど行われていなかった。有明海湾奥部で広域的に貧酸素水塊が発生していることが初めて発見・報告されたのは 2001 年である[8]（日本自然保護協会，2001）。その後、木元ら（2003）は 2002 年に諫早湾で貧酸素水塊が発生したことを報告し[9]、2003 年には堤ら（2007）が有明海湾奥部で貧酸素水塊を観測した[10]。2004 年からは西海区水産研究所によって有明海湾奥部において底層溶存酸素量の連続観測が実施されているが、この結果によると、濃度低下の程度や継続期間には年による違いがあるものの、2004 年から 2015 年までの 12 年のうち、全ての年で最低値が 3.0mg/L を下回っており、うち 11 年については 2.0mg/L を下回っている（図 3.6.11）。底層溶存酸素量の日平均値が 3.0mg/L を下回る日数を経年的に比較すると、2004 年から 2015 年までの 12 年間では 2006 年が最も長い年であった（3 地点平均で 55 日間）。2012 年がそれに次ぐ（同じく 53 日間）。一方で、2014～2015 年には比較的短かった（同じく 21 日間、23 日間）（図 3.6.12）。

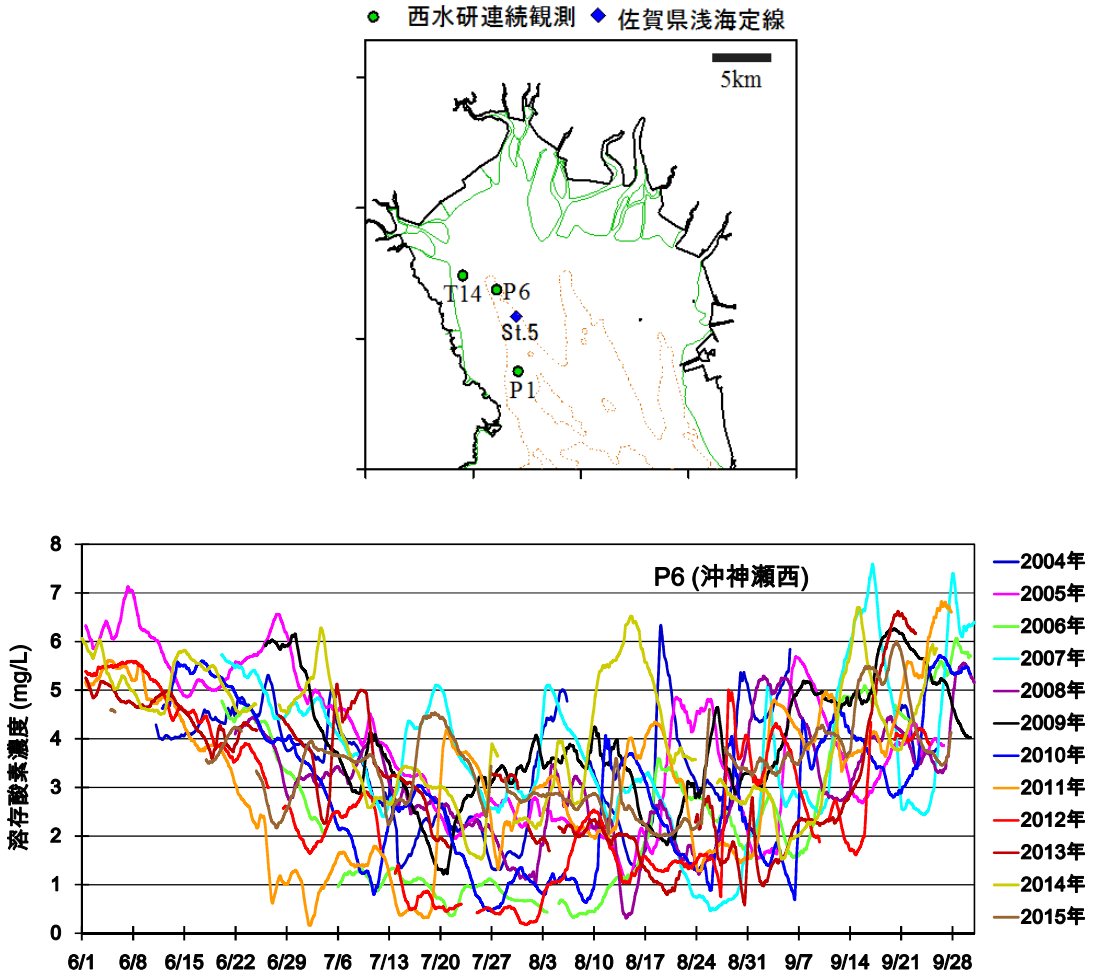
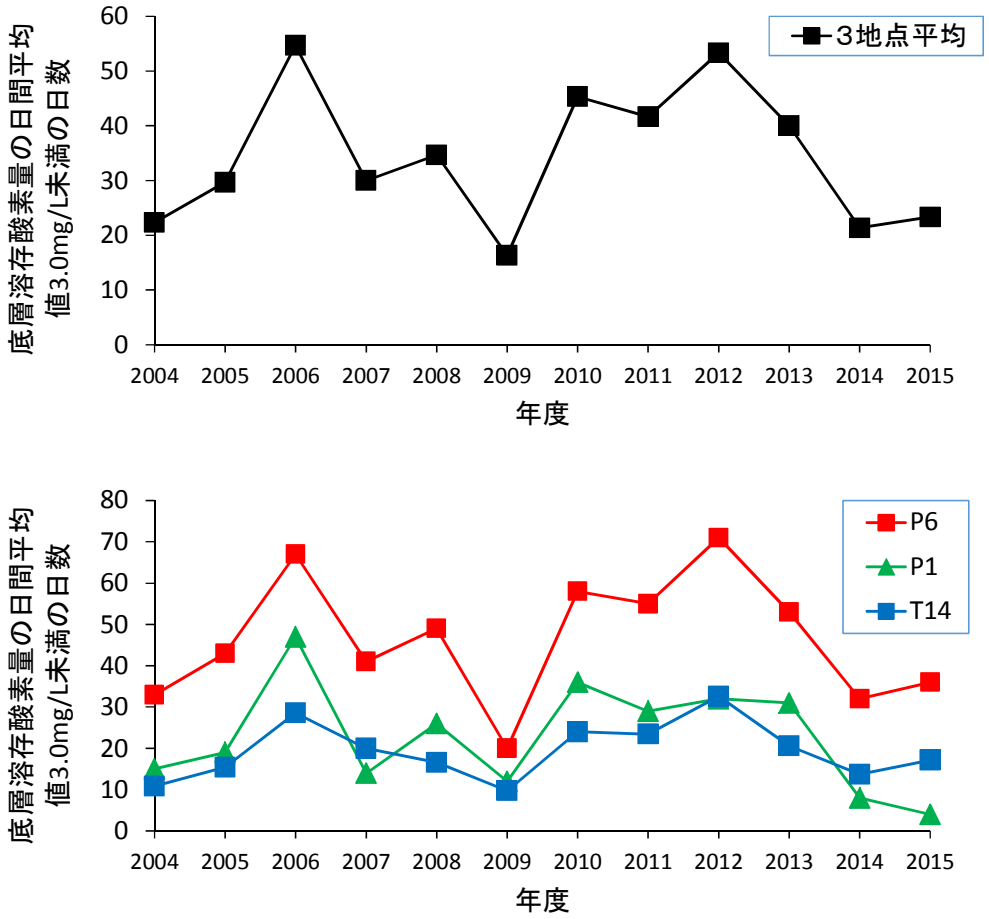


図 3.6.11　有明海湾奥部の定点 P6 の海底上 0.2mにおける溶存酸素量の変動の経年変化

出典：西海区水産研究所提供



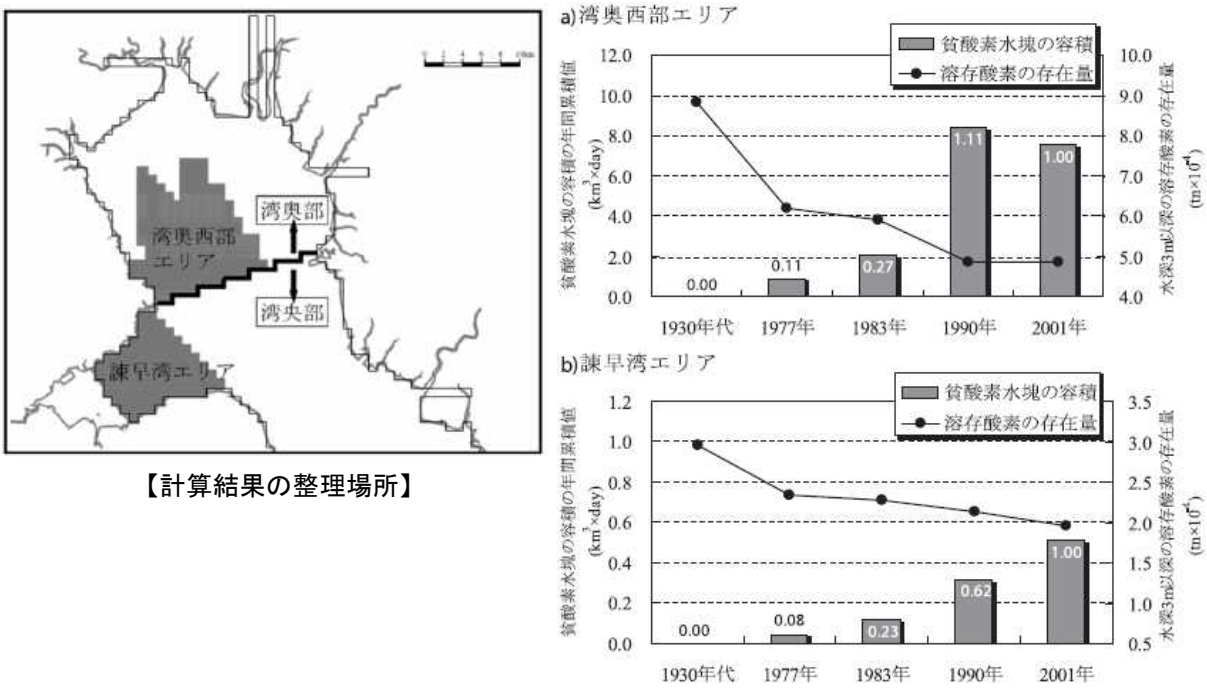
注）各年度、各地点の底層溶存酸素量の日平均値が 3.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6～9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

図 3.6.12　有明海湾奥部の定点 T14・P6・P1 における底層溶存酸素量の日平均値（3.0mg/L 未満）の経年変化

出典：国立研究開発法人 水産研究・教育機構 西海区水産研究所「有明海水質連続観測調査結果」を元に環境省が作成した。

底層溶存酸素量の経年変化については、永尾ら（2010）は数値実験によって、1930 年代、1977、1983、1990、2001 年を対象に有明海を取り巻く経年的な環境変化と貧酸素水塊の発生との関係性を検討している[11]。同実験では、溶存酸素量が 2.0mg/L 以下を貧酸素水塊としたところ、有明海湾奥西部及び諫早湾の両海域では、1983 年から 1990 年の間に貧酸素水塊の容積（年間累積値）が増加した（図 3.6.13）。諫早湾では 1990 年から 2001 年にかけても増加した。本文献ではこうした変化の原因の 1 つはモデル内で計算された鉛直拡散係数（上層と下層の混ざりやすさ）とエリアごとの水平方向の流入出流量の変化であるとしている。湾奥西部エリアの鉛直拡散係数と当該エリアへの流入出量の 2 つの変動要因について考察した結果、当該エリアでの 1977 年以降の両要因の変化は、地形の改変等の影響よりも外海潮位振幅（M_2 分潮の F 値）の自然変動の影響を強く受けていると報告している。

貧酸素水塊の経年変化に影響するもう 1 つの原因は生化学的な酸素消費量の変化である。水中の酸素消費量が増加すると、貧酸素化が促進される。湾奥西部海域では 1930 年代の酸素消費量は 2001 年の半分以下であり、これは、二枚貝類の減少によって、一次生産起源の有機物が利用されず酸化分解へ移行する割合が増加した結果、酸素消費が増大したためと報告している。



注）図中の数値は、各年代の貧酸素水塊容積の計算結果の 2001 年比である。

図 3.6.13　貧酸素水塊の容積の年間累積値と溶存酸素の存在量（8 月平均値）の変化

出典：永尾謙太郎，竹内一浩，畑恭子，堀家健司，木村奈保子（2010）：有明海の長期的な環境変化に伴う貧酸素水塊の発生状況に関する数値実験，土木学会論文集 B2（海岸工学），第 66 号，pp. 1134-1140

（5）まとめ

有明海における主要な貧酸素水塊は、夏期に有明海湾奥部と諫早湾の 2 ヶ所で別々に発生する。鉛直的には、貧酸素水塊は密度躍層よりも下層に形成され、有明海湾奥部では浅海域で特に溶存酸素量が低下する。さらに、有明海湾奥部及び諫早湾の貧酸素水塊は潮汐混合の影響を強く受けており、潮流が弱い小潮時に発達しやすく、潮流が強い大潮時には緩和あるいは解消することが多い。

有明海及び八代海での底層溶存酸素量の状況について示した。
（底層溶存酸素量については、2016 年 3 月に生活環境項目環境基準に追加（類型：基準値　生物 1：4.0mg/L、生物 2：3.0mg/L、生物 3：2.0mg/L）されており、今後、海域毎の類型指定の検討が進められることになる）

浅海定線調査（大潮満潮時に観測）に基づいた有明海における底層溶存酸素量の年間最低値は、データのある 1972 年以降、福岡県・佐賀県の 6 地点のうち佐賀県の 2 地点（有明海湾奥西部及び有明海湾央部）で低下傾向がみられ、その他の地点は横ばい傾向であった。しかしながら、佐賀県 1 地点（有明海湾奥西部）では、有明海湾奥奥部及び有明海湾奥東部の地点と比べ、最近 10 年間（2005～2014 年）で 2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数（各 4 回、9 回）が多く、また、1972～1984 年と比べても、2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数が多くなっている。
2004 年から実施されている有明海湾奥部における底層溶存酸素量の連続観測の結果（大潮・小潮を含めて連続的に計測）によると、濃度低下の程度や継続期間には年による違いがあるものの、データのある 2004 年から 2015 年までの 12 年のうち、全ての年で日平均値の最低値が 3.0mg/L を下回っており、うち 11 年については 2.0mg/L を下回っている。また、諫早湾で実施されている底層溶存酸素量の連続観測結果（2006～2014 年）によると、全ての年で日平均値の最低値が 2.0mg/L を下回っている。
底層溶存酸素量の日平均値が 2.0mg/L 未満又は 3.0mg/L 未満の日数は、2006 年で最も多く（各地点の平均で各 37 日、55 日）、2009 年で少なく（同じく各 3 日、16 日）なっており、有意な変化傾向はみられなかった。

八代海では、八代海中部において観測データがある 1989 年以降で 3.0mg/L 以下の溶存酸素量が 4 回観測、2.0mg/L 以下の溶存酸素量が 1 回観測されている。

参考文献

1）速水祐一（2007）：有明海奥部の貧酸素水塊，海洋と生物，第173号，pp.577-583
2）山口創一，経塚雄策（2006）：諫早湾における貧酸素水塊形成機構，海の研究，Vol.15，pp.37-51
3）吉田賢二（2004）：有明海佐賀県海域に流入する主要河川感潮域における水質環境の長期変動．佐賀県有明水産振興センター研報，第22号，pp.81-89
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（2009）：「平成20年度環境省請負業務 有明海貧酸素 水塊発生機構実証調査報告書」
5）阿部淳，松永信博，児玉真史，徳永貴久，安田秀一（2003）：有明海西部海域における高濁度層の形成と酸素消費過程．海岸工学論文集，第50巻，pp.966-970
6）児玉真史，徳永貴久，木元克則，柴原芳一（2009）：夏季の有明海奥部における基礎生産速度と有機懸濁物質の分解特性，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.65，No.1，pp.1006-1010
7）岡村和麿，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体比，海の研究，Vol.15，No.2，pp.191-200
8）公益財団法人日本自然保護協会（2001）「有明海奥部における底層の溶存酸素濃度（速報）」http://www.nacsj.or.jp/old_database/isahaya/isahaya-010817-hokoku.html.
9）木元克則，西内耕，岡村和麿（2003）：有明海における溶存酸素分布，月刊海洋，第394巻，pp.261-265
10）堤裕昭，堤彩，高松篤志，木村千寿子，永田紗矢香，佃政則，小森田智大，高橋徹，門谷茂（2007）：有明海奥部における夏季の貧酸素水発生域の拡大とそのメカニズム．海の研究，Vol.16，pp.183-202
11）永尾謙太郎，竹内一浩，畑恭子，堀家健司，木村奈保子（2010）：有明海の長期的な環境変化に伴う貧酸素水塊の発生状況に関する数値実験，土木学会論文集B2（海岸工学），第66号，pp.1134-1140

7.藻場・干潟等

藻場･干潟は、水質浄化や生物多様性の維持（多様な生物種の保全、産卵場や成育場の提供）等多様な機能を有し、良好な水環境を維持する上で重要な役割を果たしている。特に、有明海・八代海等の泥質干潟は、国内で本海域のみに生息する固有種の生息環境として、希有な生態系を形成するとともに、我が国有数の渡り鳥の中継地又は越冬地ともなっており、シギ・チドリ類が、数多く飛来する重要な場となっている。特に、有明海最奥部の北岸にある東よか干潟は、2014 年にはシギ・チドリ類の飛来数が全国で最も多かった[1)]。

（1）有明海の藻場・干潟

環境省自然環境保全基礎調査によると、有明海の藻場は第 2 回調査（1978（昭和 53）年度）から第 4 回調査（1989（平成 1）～1991（平成 3）年度）の間に、2,066ha から 1,640ha（20.6%減）、干潟は第 2 回調査（1978（昭和 53）年度）から第 5 回調査（1996（平成 8）～1997（平成 9）年度）の間に、22,070ha から 20,391ha（7.6%減）に、各々減少している。なお、第 5 回調査時以降、1997 年に諫早干拓により 1,550ha の干潟が減少しており（18,841ha となる）、有明海の干潟は 1978 年度当時から延べ 14.6%減となる（表 3.7.1）。

表 3.7.1　自然環境保全基礎調査（海域）結果の概要

◆現存干潟の面積(ha)

	第4回調査				第5回調査
	S53 (A) *1	H1～3 (B)	(A)−(B) *2	減少率	H8～9
全国	55,300 (100.0%)	51,443 (100.0%)	3,857	7.0%	49,380 (100.0%)
有明海	22,070 (39.9%)	20,713 (40.3%)	1,357	6.1%	20,391 (41.0%)
福岡県	3,137 (5.7%)	1,956 (3.8%)	1,181	37.6%	
佐賀県	9,612 (17.4%)	9,585 (18.6%)	27	0.3%	
長崎県	2,655 (4.8%)	2,606 (5.1%)	49	1.8%	
熊本県	6,666 (12.1%)	6,566 (12.8%)	100	1.5%	
八代海	4,604 (8.3%)	4,405 (8.6%)	199	4.3%	4,083 (8.3%)
熊本県	4,402 (8.0%)	4,203 (8.2%)	199	4.5%	
鹿児島県	202 (0.4%)	202 (0.4%)	0	0.0%	

◆現存藻場の面積(ha)*3

	第4回調査				第5回調査
	S53 (A) *1	H1～3 (B)	(A)−(B) *2	減少率	H8～9
全国	207,615 (100.0%)	201,212 (100.0%)	6,403	3.1%	142,459 (100.0%)
有明海	2,066 (1.0%)	1,640 (0.8%)	426	20.6%	1,599 (1.1%)
長崎県	383 (0.2%)	383 (0.2%)	0	0.0%	
熊本県	1,683 (0.8%)	1,257 (0.6%)	426	25.3%	
八代海	1,358 (0.7%)	1,339 (0.7%)	19	1.4%	1,141 (0.8%)
熊本県	610 (0.3%)	593 (0.3%)	17	2.8%	
鹿児島県	748 (0.4%)	746 (0.4%)	2	0.3%	

[備考]
・( )内は全国面積に占める割合
*1　第4回調査の調査対象に合わせて、第4回調査時に第2回調査結果を取りまとめた値
*2　昭和53年以降、第4回調査時(平成元年～3年)までに1ha以上消滅した面積
*3　第2回、第4回調査は水深20mまで、第5回調査は水深10mまでを対象とした。

出典：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）」

有明海では、江戸時代以前から干拓が続けられており、これまでに全体で 26,000ha を超える面積の干拓が行われてきたが、その干拓速度は昭和 40～50 年代(1965～1984 年）に大きく増加した（図 3.7.1)。

- 江戸時代：415ha/10 年
- 明治～昭和 10 年代（1868～1944 年）：435ha/10 年
- 昭和 20～30 年代（1945～1964 年）：650ha/10 年
- 昭和 40～50 年代（1965～1984 年）：1,950ha/10 年

有明海のうち佐賀平野沖や白石平野沖の干拓面積について、中田（2006）は、江戸時代 5,928ha（220ha/10 年)、明治時代 924ha（231ha/10 年)、大正時代 272ha（181ha/10 年)、昭和前半（1955 年まで）730ha（243ha/10 年）と、10 年当たり 200ha 前後の干拓が行われてきたが、1955～1980 年の間は 3,209ha（1,284ha/10 年）と干拓速度が急増したとしている[2)]。

1997 年には諫早干拓により海域が 3,550ha 減少した。

1998 年以降については藻場・干潟の分布状況等のデータがない。また、水質浄化機能等の干潟における生態系の機能については、科学的知見が不足している。

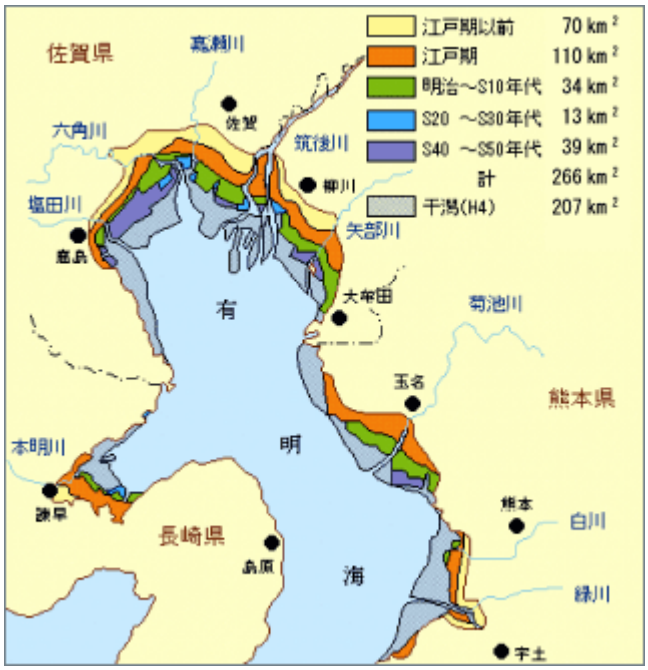


図 3.7.1　有明海における干拓の歴史

出典：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」“２．堆積物から見た中長期的環境変遷：渦鞭毛藻シスト群集に残された有明海湾奥部の中長期的変化”Ｐ79

（２）八代海の藻場・干潟

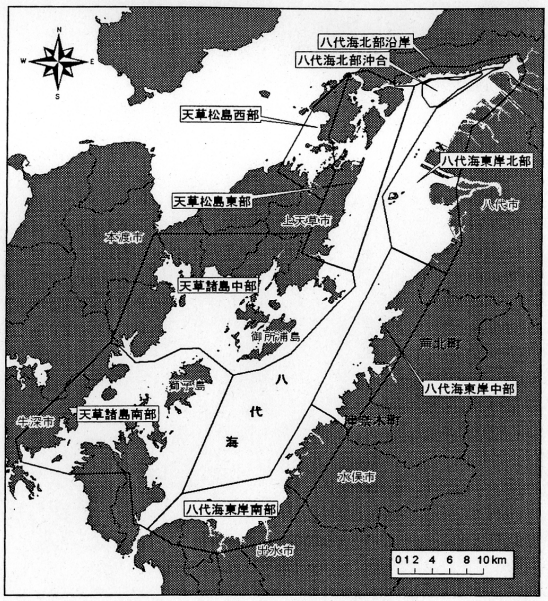
環境省自然環境保全基礎調査によると、八代海の藻場は第 2 回調査（1978（昭和 53）年度）から第 4 回調査（1989（平成 1）～1991（平成 3）年度）の間に、1,358ha から 1,339ha（1.4%減）、干潟は第 2 回調査（1978（昭和 53）年度）から第 5 回調査（1996（平成 8）～1997（平成 9）年度）の間に、4,604ha から 4,083ha（11.3%減）に、各々減少している（表 3.7.1）。

上記調査のほか、八代海においては、水産庁及び関係県が詳細な調査（環境省調査では対象外となる小規模な藻場・干潟を含む）を 1977～1978 年度、2003～2005 年度に実施した（図 3.7.2）。本調査によると、藻場のうちアマモ場（アマモやコアマモ等の藻場）は 295ha から 191ha（35%減）、八代海の干潟は 5,430ha から 4,689ha（14%減）に大きく減少していた。アマモ場は天草松島海域で減少面積が大きく、また、東岸北部では濃生していたアマモ（ナガモ）が消失し、代わってコアマモが斑状に広く疎生していた（アマモ場面積は増加）。干潟の主な減少海域は、球磨川河口域を含む東岸北部であり、全体の減少分の約 6 割を占めた。

球磨川河口域にはアマモ（ナガモ）、アカモク、オゴノリが広い範囲で密生していたとされているが（聞き取り調査）、現在、同海域にはコアマモが疎生しているのみである。

アマモは 1970 年頃から減り始め、1975 年頃に急速に減少したと指摘されているこ

とから、1977 年の調査時点ではすでに藻場が大きく減少していたと推測される。
1998 年以降については藻場・干潟の分布状況等のデータがない。



海　域	2003～2005年調査 面積(ha)	1977～1978年調査 面積(ha)*	変化量 面積(ha)	比率 2003-2005/1977-1978
八代海北部沿岸	0.0	0.0	0.0	－
八代海北部沖合	0.0	0.0	0.0	－
八代海東岸北部	132.1	53.7	78.3	246%
八代海東岸中部	1.3	23.3	-22.1	5%
八代海東岸南部	0.1	6.0	-5.9	2%
天草諸島南部**	7.7	4.8	2.9	161%
天草諸島中部	6.2	24.0	-17.9	26%
天草松島東部	16.3	88.5	-72.1	18%
天草松島西部	27.3***	94.2	-66.9	29%
全　域	190.9	294.5	-103.6	65%

海　域	2003･2004年調査 面積(ha)	1977年調査 面積(ha)	変化量 面積(ha)	比率 2003･2004年/1977年	埋立 面積(ha)	比率 埋立／変化量
八代海北部沿岸	244.7	294.1	-49.4	83%	-15.5	31%
八代海北部沖合	180.1	213.8	-33.7	84%	0.0	0%
八代海東岸北部	2947.8	3379.1	-431.3	87%	-82.8	19%
八代海東岸中部	122.4	170.0	-47.6	72%	-3.4	7%
八代海東岸南部	357.9	377.8	-19.9	95%	-22.6	114%
天草諸島南部	97.2	144.0 *	-46.8	62%	-25.0	53%
天草諸島中部	204.4	257.6	-53.2	79%	-28.2	53%
天草松島東部	263.9	273.5	-9.6	96%	-15.1	157%
天草松島西部	270.9	320.3	-49.4	85%	-14.0	28%
全　域	4689.2	5430.2	-753.0	86%	-206.6	27%

注）海草は沿岸部の砂泥地に自生するアマモ、コアマモ等（なお、岩礁に自生するものは海藻と定義される）

図 3.7.2　海域区分（左図）、アマモ場（海草）面積（右上表）、干潟面積（右下表）

出典：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」

（3）藻場・干潟の保全・再生

ア）干潟の保全

前項で記載したような干拓等による干潟の減少に対し、保護地域の指定等が進められ、2012 年に有明海湾央部東岸の砂質干潟である荒尾干潟が、2015 年には、有明海湾奥西部の泥質干潟である肥前鹿島干潟及び北岸にある東よか干潟が、渡り鳥の重要な飛来地であること等を理由にラムサール条約に登録され、開発行為の規制が行われるとともに、漁業や観光などの地域振興にも活用され、湿地の保全と社会経済活動のバランスのとれた自然の恵みの持続可能な利用を目指したワイズユース（賢明な利用）が進められている（表 3.7.2）。

表 3.7.2　有明海のラムサール条約湿地

湿地の名称	面積	国際登録基準	保護担保措置	登録年月	所在地
荒尾干潟	754 ha	1，2，6.	国指定鳥獣保護区 特別保護地区	2012 年 7 月	熊本県荒尾市
東よか干潟	218 ha	2，4，6.	〃	2015 年 5 月	佐賀県佐賀市
肥前鹿島干潟	57 ha	2，4，6.	〃	2015 年 5 月	佐賀県鹿島市

注）表中「国際登録基準」の数字は、「国際的に重要な湿地の基準」の各基準の番号に対応している。

出典：ラムサール条約事務局「国際的に重要な湿地に係る登録簿」及び「国際的に重要な湿地の基準」をもとに環境省が作成した。

イ）藻場・干潟の再生

球磨川河口の金剛干潟前面では、国土交通省九州地方整備局八代河川国道事務所が2007年からアマモを植え付けており、途中増減はあるものの現在（2013年）では約138haのアマモ場が存在している（図 3.7.3）。

有明海及び八代海の海岸線の多くは干拓事業や海岸整備事業等により、特に中潮帯・高潮帯の干潟が消失している。国土交通省九州地方整備局熊本港湾・空港整備事務所では、熊本港において、現在の低潮帯に限られた地形に連続して中潮帯・高潮帯の干潟・浅場を造成し、多様な生物が生息する場を創出する実証試験を行っている（図 3.7.4）。

また、文部科学省の研究経費によって熊本大学の研究（研究代表：滝川清）では、海岸堤防等の前面に連続した地形の干潟・浅場（なぎさ線）を造成し、生物生息状況と底質・水質・地形等の物理環境等のモニタリング調査を行って生物生息環境の評価手法を検討する一連の現地実証試験を実施してきており、干潟・浅場再生のための技術開発に向けた学術研究を展開している（図 3.7.5、図 3.7.6）。

上記以外にも、各地で様々な藻場・干潟再生の取組及び調査・研究が行われている。

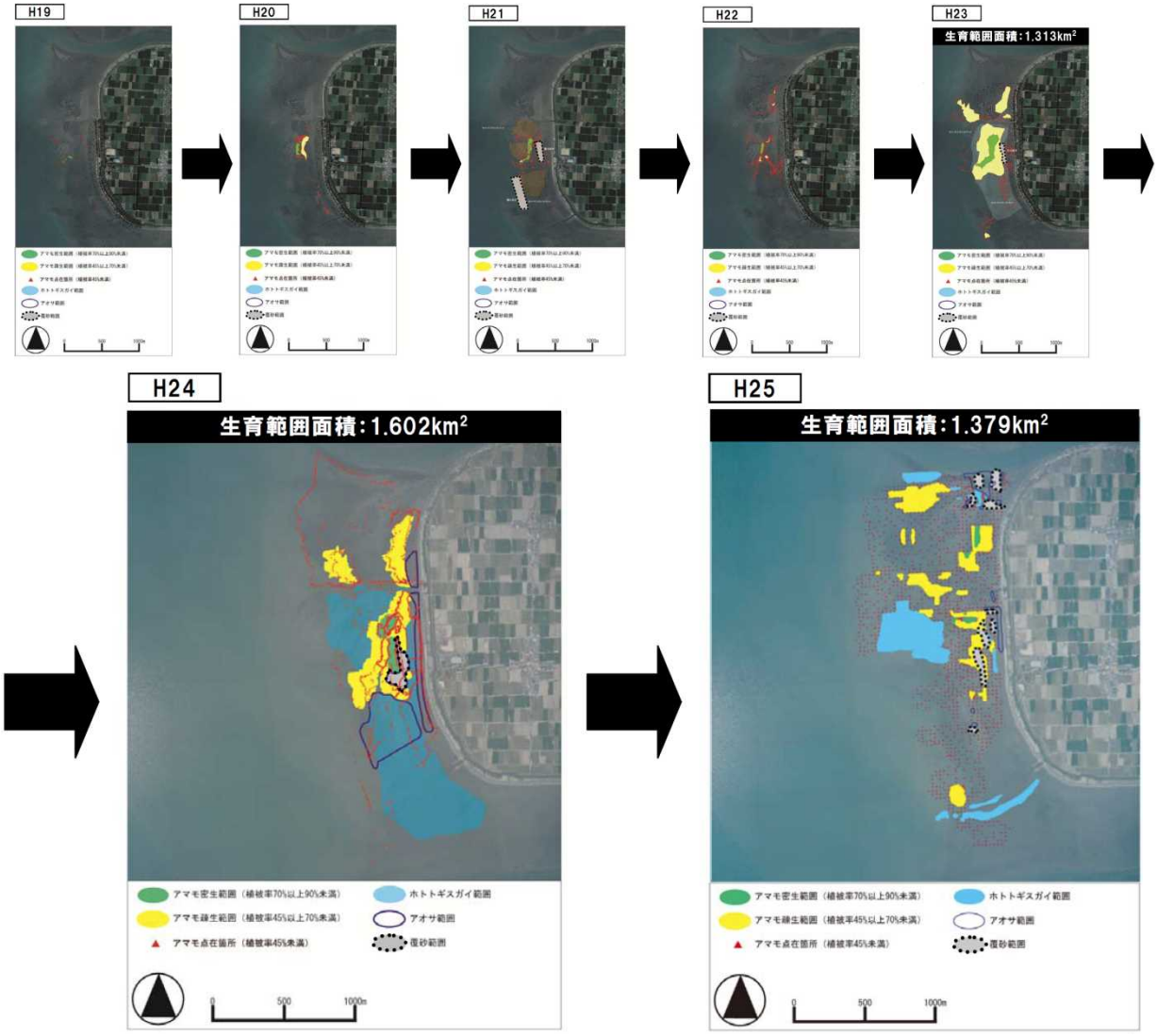
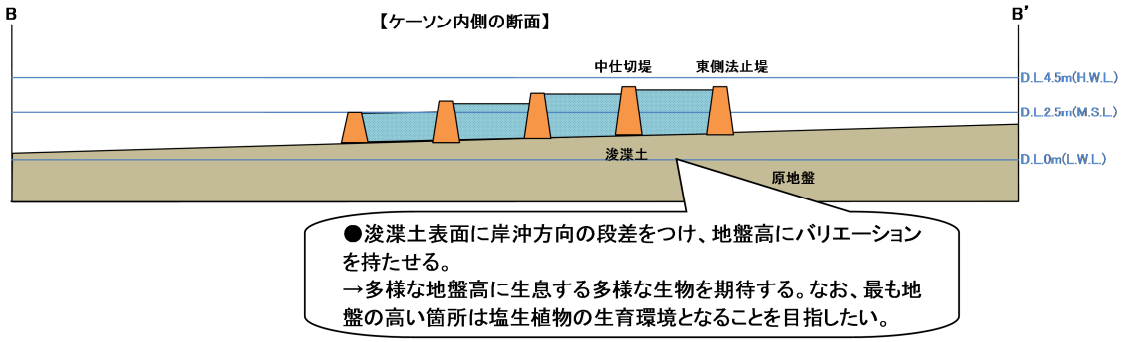


図 3.7.3　八代海（金剛干潟前面）におけるアマモ場の推移

出典：国土交通省九州地方整備局八代河川国道事務所資料

出典：http://maps.loco.yahoo.co.jp より作成



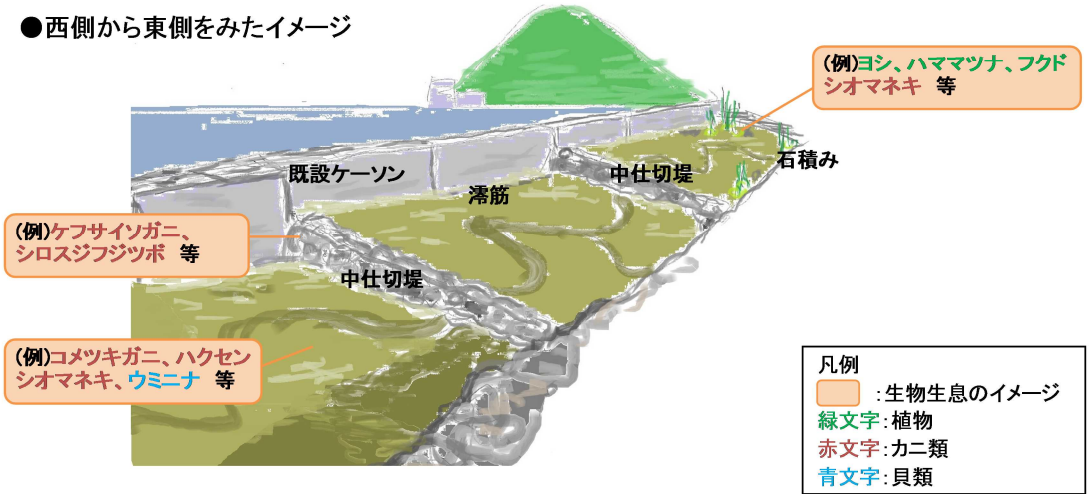


図 3.7.4　熊本港周辺での干潟・浅場の造成と造成イメージ（平成 28 年度造成）

出典：国土交通省九州地方整備局熊本港湾・空港整備事務所資料

図 3.7.5　熊本港周辺での「なぎさ線の回復」現地実証試験

出典：文部科学省科学技術振興調整費（平成 17～21 年度）重要課題解決型研究「有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験」熊本大学研究成果報告書（熊本大学代表：滝川清）

図 3.7.6　八代港周辺での「なぎさ線の回復」現地実証試験

出典：文部科学省　平成23～27年度特別経費（プロジェクト分）：大学の特性を生かした多様な学術研究の充実「生物多様性のある八代海沿岸海域環境の俯瞰型再生研究プロジェクト」成果報告書（熊本大学代表：滝川清）

（4）有明海及び八代海における自然海岸

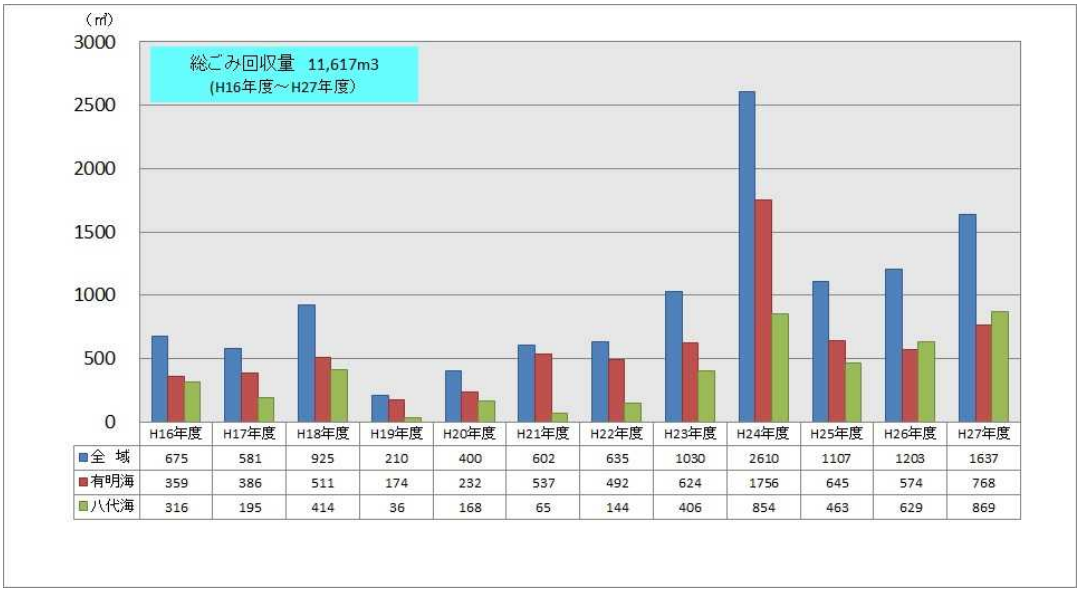
有明海及び八代海の自然海岸の延長は、1978年度調査時は各々100km、350kmであったが、1996～1997年度調査では89km、316kmに減少している。有明海及び八代海は人工海岸の比率が各々55%、45%と高く（全国平均33%）、特に熊本県の人工海岸線は59%に達し、大規模な港湾、臨海工業地帯を有する福岡県（同61%）とほぼ同じであり、人工海岸の占める比率の高さが指摘されている。

（5）海洋ごみ

日本の沿岸には有明海、八代海等を含め、毎年、多くのごみが生物の生息環境を含めた沿岸域に漂着しており、有明海、八代海等においても、国、地方公共団体、関係者が連携し、流木等の海洋ごみの回収・処理等が行われている。

環境省では、地方公共団体での海洋ごみの回収・処理に財政的支援を行い、平成27年度においては、有明海で約240t、八代海で約170tの海洋ごみの回収・処理が行われた。

国土交通省九州地方整備局熊本港湾・空港整備事務所では、海洋環境整備船を配備し、有明海及び八代海における海面清掃を行っている（図 3.7.7）。



	H16年度	H17年度	H18年度	H19年度	H20年度	H21年度	H22年度	H23年度	H24年度	H25年度	H26年度	H27年度
全　域	675	581	925	210	400	602	635	1030	2610	1107	1203	1637
有明海	359	386	511	174	232	537	492	624	1756	645	574	768
八代海	316	195	414	36	168	65	144	406	854	463	629	869

図 3.7.7　有明海及び八代海における国の海洋環境整備船によるごみ回収量の推移

出典：国土交通省九州地方整備局熊本港湾・空港整備事務所資料

（6）まとめ

藻場・干潟は、水質浄化や生物多様性の維持等多様な機能を有し、良好な水環境を維持する上で重要な役割を果たしている。

有明海では、データとして把握できる範囲においては、藻場は 1978 年度から 1989～1991 年度の間に、2,066ha から 1,640ha（20.6%減）、干潟は 1978 年度から 1997 年度の間に、22,070ha から 18,841ha（14.6%減、諫早干拓により減少した 1,550ha を含む。）に、各々減少した。有明海では江戸時代以前から干拓が続けられており、これまでに全体で 26,000ha を超える面積の干拓が行われてきたが、その干拓速度は昭和 40～50 年代（1965～1984 年）に大きく増加した。

八代海の藻場は 1978 年度から 1989～1991 年度の間に、1,358ha から 1,339ha（1.4%減）、干潟は 1978 年度から 1996～1997 年度の間に、4,604ha から 4,083ha（11.3%減）に、各々減少した。

1998 年以降については藻場・干潟の分布状況等のデータがない。

これまでの状況を踏まえ、藻場・干潟の保全・再生の取組及び調査・研究が行われている。

日本の沿岸には有明海、八代海等を含め、毎年、多くのごみが生物の生息環境を含めた沿岸域に漂着しており、有明海、八代海等においても、国、地方公共団体、関係者が連携し、流木等の海洋ごみの回収・処理等が行われている。

参考文献

1）環境省（2015）：「日本のラムサール条約湿地―豊かな自然・多様な湿地の保全と賢明な利用―」
2）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

8.赤潮

（1）赤潮の発生状況について

赤潮は主に微細藻類が異常増殖することにより、海水が変色する現象を総称する。赤潮の発生そのものは自然現象であるが、その発生頻度や規模は全海域の富栄養化の進行に伴って変化することが指摘されており[1)]、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海では COD、T-N 及び T-P の流入に対する水質総量削減、赤潮発生の監視が行われるようになっている。

図 3.8.1 に有明海、八代海、橘湾における赤潮の発生件数を示した。有明海では 1998 年頃から、八代海では 1998～2000 年頃から赤潮の発生件数が増加しており、2000～2015 年までの平均発生件数（有明海 35.6 件/年、八代海 16.5 件/年）は 1970～1980 年代（有明海 15.0 件/年、八代海 8.0 件/年）のおよそ 2 倍となっている。

なお、赤潮発生は原則として海域における着色現象を集計したものであるが、1998～2000 年以降は、着色を伴わないものであっても被害（特にノリの色落ち被害）に応じて赤潮発生として扱われるため、過去と比較する場合、同じ微細藻類の出現状況であっても発生件数が多く計上されている可能性があることに留意する必要がある。

有明海における海域への直接負荷量を含めた汚濁負荷量（COD、T-N 及び T-P）は、1975～1980 年度は直近 5 年間（2009～2013 年度）と比較して高く、赤潮発生件数の増加時期である 1990 年代後半から減少して現在は横ばいとなっており（図 3.1.7 参照）、汚濁負荷量と赤潮発生件数の間に長期的な連動性はみられない。八代海における海域への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、1975～1980 年度は直近 5 年間（2009～2013 年度）と比較して、COD は高く、その後は減少しているが、T-N 及び T-P については 1990 年代中頃から増加し 2006、2009 年度頃に最大となり、直近 5 年間は 1975～1980 年度と比較して高い状態が続いている（図 3.1.8 参照）。八代海での赤潮の発生件数についても、1998 年以降増加して 2 倍程度と高い状態が続いており、負荷量の増加と赤潮発生件数との関連性について留意が必要である。

橘湾は 1991 年に 9 件、1990 年と 1993 年に 6 件の赤潮発生がみられたが、ほとんどの期間は 3 件/年前後で推移しており、増減傾向は認められない。

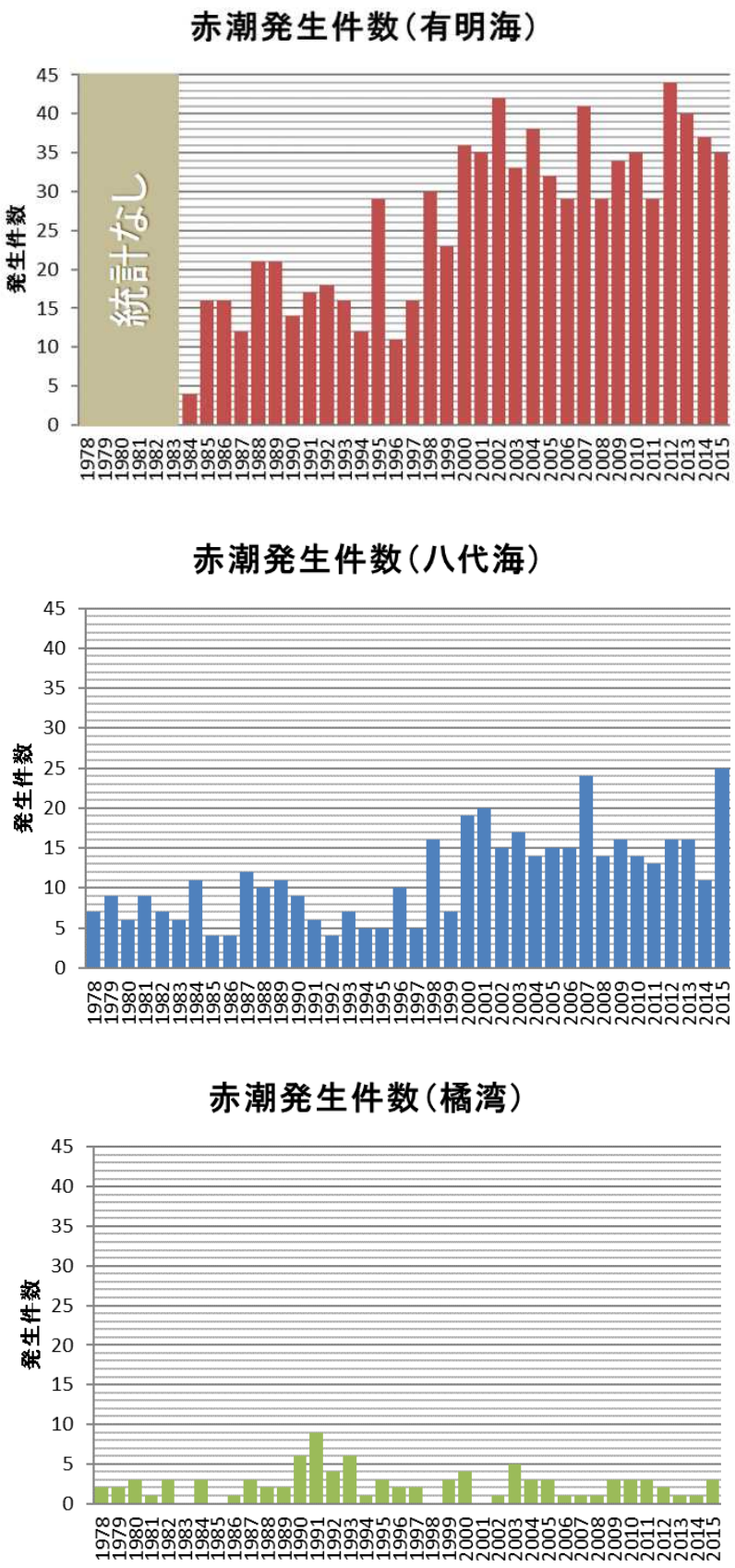


図 3.8.1　有明海、八代海及び橘湾における赤潮発生件数の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

（2）赤潮（種類別）の特徴について

有明海・八代海等で発生する赤潮生物の例を図 3.8.1 に示す。

赤潮生物は、種類によってその生理的・生態的性質や水産生物への影響も異なることから、各々の特徴を記した上で、赤潮発生の状況、赤潮による漁業被害の概況を以下のとおり整理した。

図 3.8.2　有明海・八代海等で発生する赤潮プランクトンの顕微鏡写真（黒棒：50μm）

ア）構成種の推移

図 3.8.3 に有明海、八代海及び橘湾における赤潮の構成種数の推移を示した。なお、1 件の赤潮は複数種で構成されることが多いため、赤潮の発生件数と構成種数とは必ずしも一致しないことに留意することが必要である。有明海側では全期間を通じて珪藻による赤潮の発生頻度が全体の半数程度を占める等高く、渦鞭毛藻やラフィド藻がこれに続く。ラフィド藻による赤潮は 1988 年頃まではほとんど確認されていなかったが（有明海における *Chattonella* 属赤潮の初検出は 1984 年）、その後徐々に増加し、1998 年頃から、渦鞭毛藻と匹敵する頻度まで増加している。有明海で発生する代表的なラフィド藻は *Heterosigma akashiwo* と *Chattonella* 属（*C. antiqua*, *C. marina* 及び *C. ovata*）である。珪藻や渦鞭毛藻についても、1998 年頃から件数が増加していることが分かる。全体の構成割合について、1970～1980 年代と比較してラフィド藻の割合が増加した以外、基本的に構成種の大きな変化は認められない。

八代海では 1998～2000 年頃から赤潮の発生件数が増加しているものの、渦鞭毛藻やラフィド藻の割合は 6 割程度と大きく変化していない。1991 年から 1995 年にかけて一時的に珪藻による赤潮が確認されない等比率が低下しているものの、構成種の長期的な変動はほとんどみられない。

橘湾では渦鞭毛藻による赤潮が主体であり、1990 年代の初頭に弱い発生件数のピークが認められる以外、特に長期的な増加や減少傾向は認められない。なお、6～7 年おきに発生しているラフィド藻赤潮は *Chattonella* 属である。

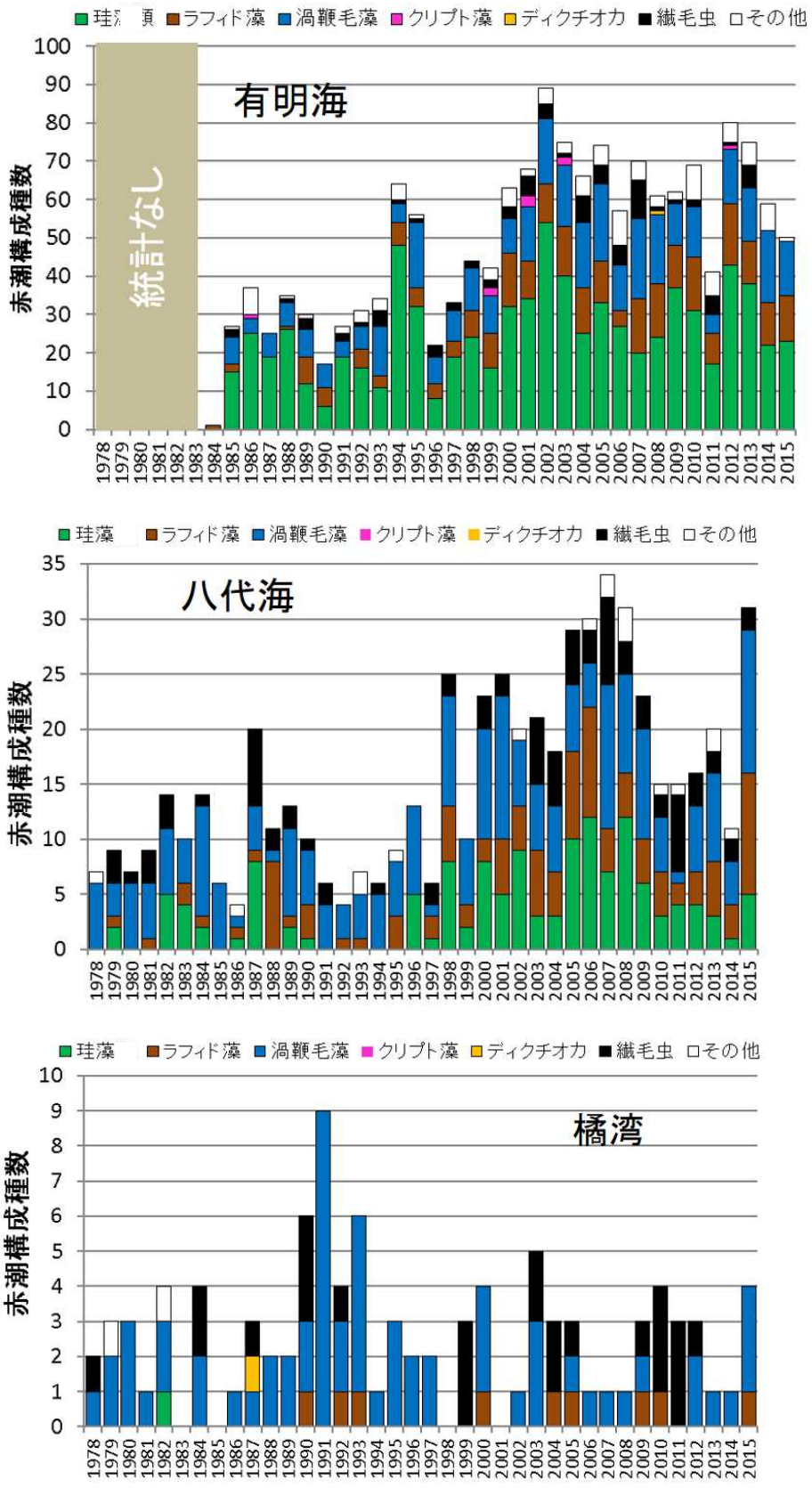


図 3.8.3　有明海、八代海及び橘湾における赤潮構成種数の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

イ）小型珪藻（年中発生）

珪藻は沿岸や内湾の基礎生産者として重要であり、食物連鎖の根幹をなす。これらの種の多くは、河川から栄養塩が供給されて塩分が減少し、強い照度を与える晴天が続くと底泥中の休眠期細胞が発芽、増殖して赤潮となる（図 3.8.4)。有明海では、河口域から供給される土砂等による濁りが植物プランクトンの光合成を抑制していることが知られており、海底泥中には休眠期細胞が常在するため、透明度の上昇によって海底面の照度増加はそれらの発芽を促進し、赤潮発生の原因になると考えられる。小型珪藻はノリ漁期に赤潮を形成すると、色落ちを引き起こす場合がある。

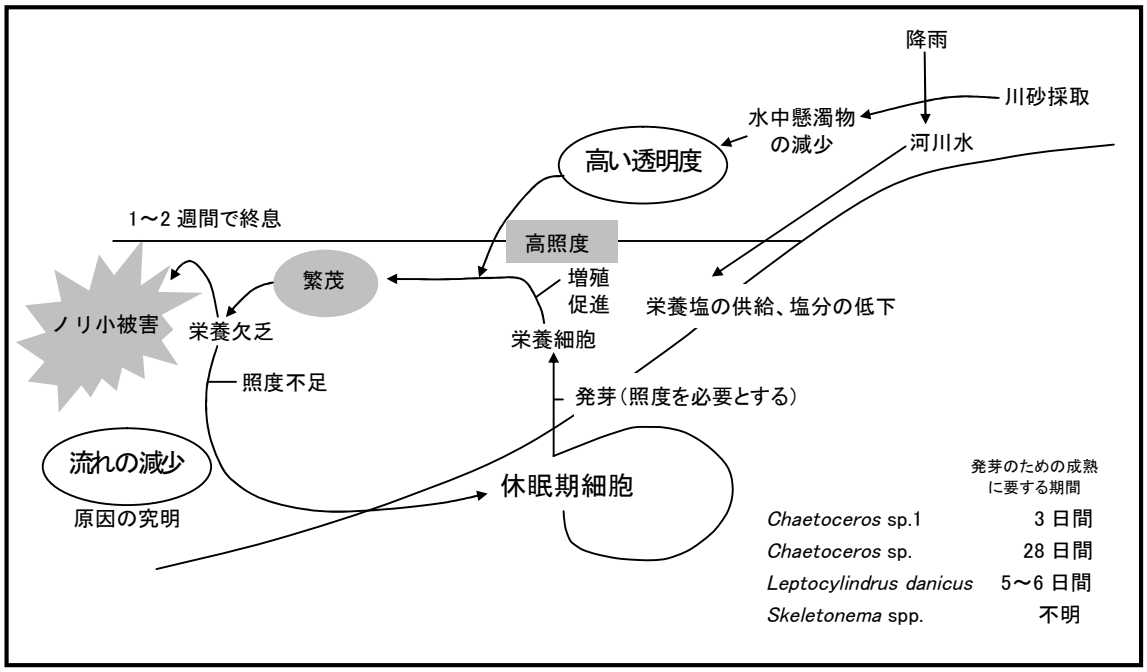


図 3.8.4　小型珪藻の発生機構

ウ）大型珪藻（秋期～冬期発生）

大型珪藻の *Rhizosolenia* 属は有明海において 1958 年、1965 年、1980 年、1996 年、2000 年に赤潮を形成し、ノリの色落ちによりノリ養殖業に甚大な漁業被害を与えた。2000 年に有明海で大発生した *Rhizosolenia imbricata* は毎年有明海において低レベルで観察されており、2000 年以前にも赤潮レベルに達した[2)]。*Rhizosolenia imbricata* は通常外海側に生息し（休眠期細胞が発見されていない)、夏期には湾内が低塩分化するために奥部への進入が阻まれるが、河川からの流入水が減少して高塩分状態（30～35）になる秋期以降に湾内へ進入し、晴天が続く等高い日照条件下で大発生する[3)]。

また、大型珪藻のうち、*Eucampia zodiacus* についても有明海においてノリの色落ちを引き起こす頻度の高い種類である（４章４（９）ア）ノリ養殖の問題の項目を参照)。本種の発生は 1～3 月にみられ、日照時間の増大、小潮期の濁度低下等を引き金として大発生する。*Rhizosolenia imbricata* 同様に細胞のサイズが大き

く群体を形成するため、小型珪藻と比較して同じ細胞密度であっても海水中の栄養塩消費量が多いと考えられており、発生時はノリの色落ち被害が顕著である[4]。

大型珪藻は毎年発生するのではなく、気象や海象等、特殊な環境条件が整った時に大発生する赤潮である（図 3.8.5）。また、小型珪藻の赤潮と混在したり、時期が連続して発生したりするため、小型珪藻と大型珪藻によるノリの色落ち被害を明確に区分することは困難である。

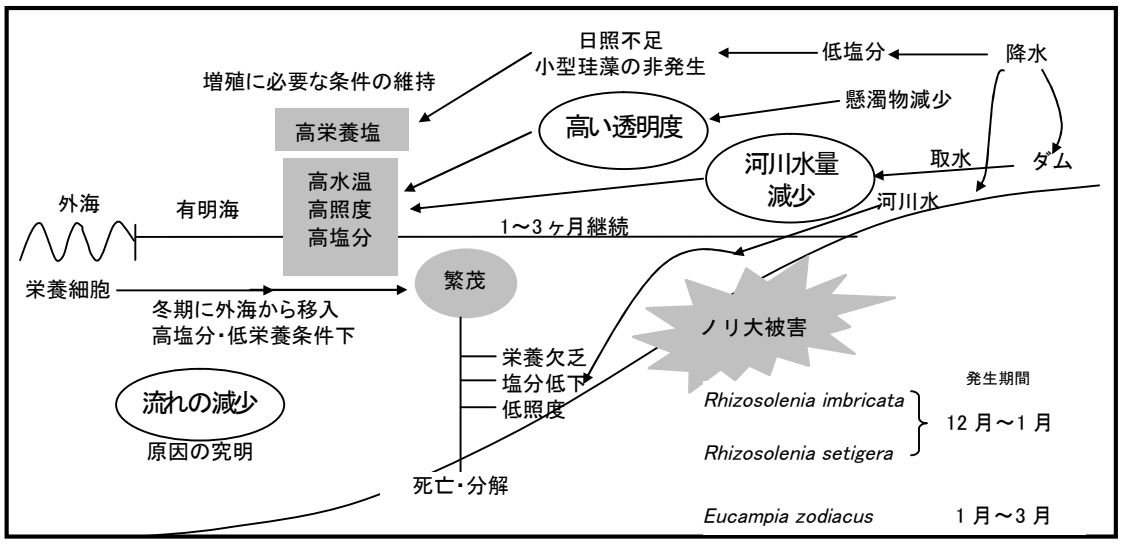


図 3.8.5　大型珪藻の発生機構

エ）ラフィド藻（夏期発生）

有明海におけるラフィド藻赤潮としては、*Chattonella* 属と *Heterosigma akashiwo* が知られており、いずれも魚類へ被害を与える。また、過去には *Chattonella* 属赤潮発生時（図 3.8.6）にアサリ[5]やサルボウ（4章で詳述）等の大量死も認められている。いずれの赤潮も有明海湾奥部海域や諫早湾で発生頻度や規模が顕著である（詳細は4章 図 4.4.150 及び図 4.4.151 を参照）。一般的にラフィド藻赤潮発生には、休眠胞子からの発芽、富栄養化や貧酸素水塊の発生、競合する珪藻の衰退等が関係している[6]（図 3.8.7）。有明海における *Chattonella* 属赤潮は 1984 年に佐賀県海域で初認され、諫早湾でも 1989 年に赤潮が確認された。また、*Chattonella* 属の赤潮発生時は海底への有機物負荷が増大することにより、海域の貧酸素化が急速に進行することも知られている[7]。また、遊泳能力を有して夜間海底近くへ沈降することが可能であるため、底層からの栄養塩の溶出は *Chattonella* 属赤潮の栄養源となっている。

八代海での *Chattonella* 属赤潮は 1988 年に初めて出現し、その後赤潮の発生が続いている。

図 3.8.6　2010 年八代海楠浦湾口に出現した *Chattonella antiqua* 赤潮

出典：水産庁提供資料

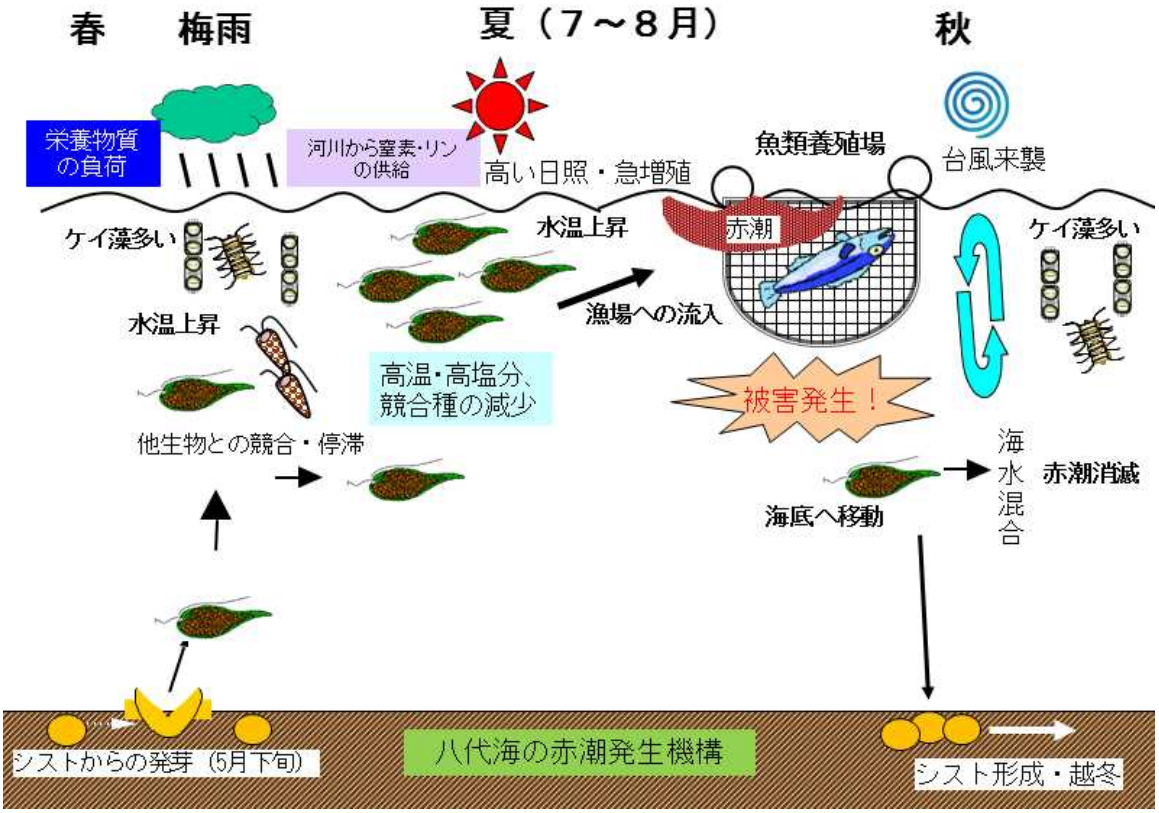


図 3.8.7　*Chattonella* 属の生活環と八代海における赤潮発生機構概念図

オ）渦鞭毛藻（夏期発生）

有明海において渦鞭毛藻としては *Ceratium* 属（*C. furca* 及び *C. fusus*）や *Akashiwo sanguinea* 等が赤潮を形成するものの、大きな漁業被害や貧酸素水塊の誘発はほとんどみられない。後者については夏期のみならず秋期から冬期にかけても赤潮を形成することがあり、希にノリの色落ち被害を引き起こすこともある（表 3.8.3）。

八代海においては、1970 年代から渦鞭毛藻類 *Cochlodinium* 属（ほとんどが *C. polykrikoides*）が大規模な赤潮を形成し、重大な漁業被害を招くことが認められている。2000 年の *Cochlodinium polykrikoides* 赤潮の場合、赤潮の初期発生は御所浦島及び津奈木地先周辺でから拡大した[8]。*C. polykrikoides* のシストは八代海では確認できず、冬期に遊泳細胞（単細胞）の存在が認められている。本種の seed population は越冬栄養細胞である可能性が高く、栄養細胞は水温と日射量の増加とともに高塩分環境下で増殖して赤潮形成する。1.4～3.6 m/h の速い日周鉛直移動により、表層のみならず、底層の栄養塩を利用して赤潮を持続すると考えられる。赤潮の消滅後、本種は栄養細胞で越冬すると思われる（図 3.8.8）。

C. polykrikoides は、塩分変化に敏感（狭塩分性種）であり、赤潮は渇水年に発生し、降雨年で非発生であることが示唆される。八代海では 2000 年に *C. polykrikoides* の赤潮により約 40 億円、2002 年に 5 億 8,700 万円の漁業被害が生じているが、2003 年以降 2015 年まで漁業被害は小規模である。

このほか、魚類や貝類に被害を与える *Karenia mikimotoi* による赤潮が 1989 年、2000 年、2015 年及び 2016 年に発生し、漁業被害が、1989 年、2000 年、及び 2015 年に生じているが、*C. polykrikoides* と比較すると赤潮発生頻度、規模、被害額とも 10 分の 1 以下と少ない（表 3.8.3）。

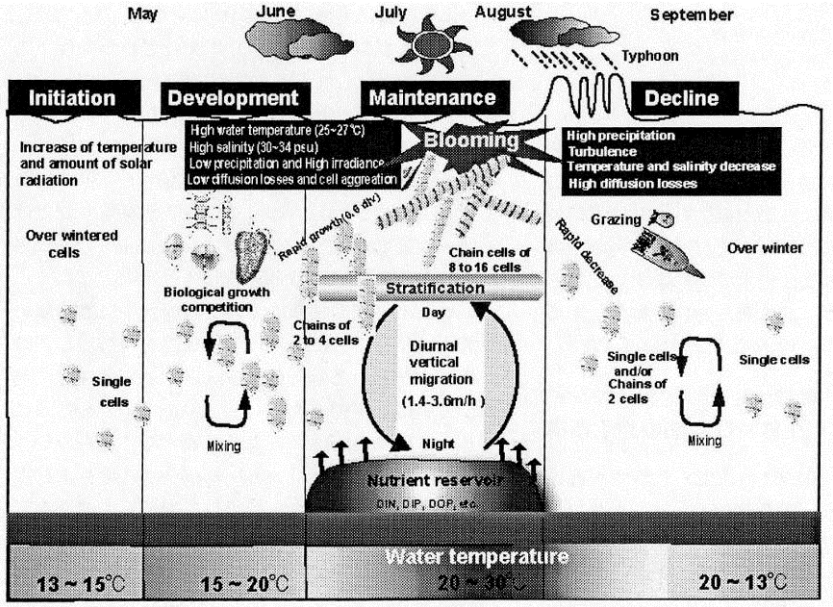


図 3.8.8　八代海における *C.polykrikoides* の赤潮発生機構模式図

（3）赤潮による漁業被害

ア）有明海

有明海における赤潮被害の年間発生件数は、1998 年から 2003 年の間が他の年に比べ 2 倍程度多い傾向がみられた（図 3.8.9）。原因プランクトン別にみると、年による変動が大きいものの、主に珪藻によるノリの色落ち被害件数が多く発生している（表 3.8.1、表 3.8.4）。

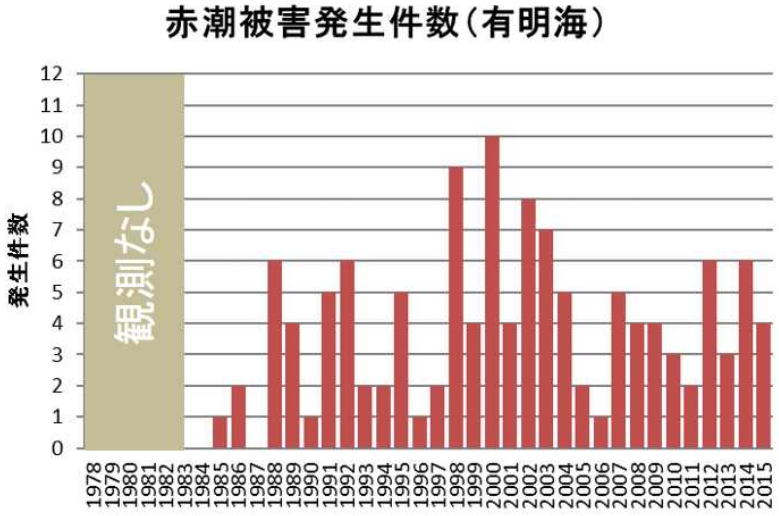


図 3.8.9　有明海において漁業被害をもたらした赤潮発生件数（年間）の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

表 3.8.1　珪藻の赤潮発生による漁業被害（1978～2015 年まで）

発生年	海域名	赤潮原因種	漁業被害種・概要	漁業被害額（千円）
1985	有明海	*Cerataulina*	ノリの色落ち	不明
1986	有明海	*Skeletonema* *Asterionella kariana* *Chaetoceros curvisetum* *Eucampia zodiacus* *Pseudo-nitzschia pungens*	ノリの色落ち	不明
1988	有明海	*Skeletonema* *Eucampia zodiacus* *Asterionella kariana* *Thalassiosira*	ノリの色落ち	不明
1988	有明海	*Chaetoceros curvisetum* *Chaetoceros sociale* *Rhizosolenia delicatula* *Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
1989	有明海	*Skeletonema* *Thalassiosira* *Asterionella kariana*	ノリの色落ち	不明

1989	有明海	*Skeletonema* *Prorocentrum*	ノリの色落ち	不明
1991	有明海	*Eucampia zodiacus* *Chaetoceros* *Rhizosolenia* *Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
1991	有明海	*Skeletonema* *Chaetoceros curvisetum*	ノリの色落ち	不明
1992	有明海	*Chaetoceros curvisetum* *Eucampia zodiacus* *Lauderia* *Skeletonema* *Chaetoceros* *Coscinodiscus*	ノリの色落ち	不明
1993	有明海	*Rhizosolenia fragilissima* *Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
1994	有明海	*Chaetoceros sociale* *Skeletonema* *Asterionella gracialis* *Leptocylindrus* *Thalassiosira* *Eucampia zodiacus* *Ditylum brightwellii* *Asterionella karinana* *Rhizosolenia setigera*	ノリの色落ち	不明
1995	有明海	*Chaetoceros sociale* *Asterionella gracialis* *Rhizosolenia fragilissima* *Rhizosolenia setigera* *Skeletonema* *Thalassiosira rotula* *Eucampia zodiacus* *Gymnodinium*	ノリの色落ち	不明
1995	有明海	*Skeletonema* *Akashiwo sanguinea* *Eucampia zodiacus* *Coscinodiscus* *Ditylum* *Thalassiothrix frauenfeldii* *Chaetoceros* *Thalassiosira*	ノリの色落ち	不明
1996	有明海	*Skeletonema* *Asterionella karinana* *Asterionella gracialis*	ノリの色落ち	不明
1997	有明海	*Nitzschia seriata* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明

1997	有明海	*Skeletonema* *Chaetoceros* *Pseudo-nitzschia pungens* *Thalassiothrix frauenfeldii* *Akashiwo sanguinea*	ノリの色落ち	不明
1998	有明海	*Chaetoceros sociale* *Leptocylindrus* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
1998	有明海	*Chaetoceros sociale* *Chaetoceros* *Skeletonema* *Thalassiosira* *Asterionella karinana* *Leptocylindrus*	ノリの色落ち	不明
1999	有明海	*Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
1999	有明海	*Skeletonema* *Rhizosolenia* *Asterionella karinana* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
2000	有明海	*Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
2000	有明海	*Skeletonema*	ノリの色落ち・生育不良	不明
2000	有明海	*Rhizosolenia imbricata* *Rhizosolenia setigera* *Skeletonema* *Chaetoceros sociale* *Chaetoceros curvisetum* *Chaetoceros debile* *Chaetoceros* *Biddulphia sinensis* *Thalassiosira* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち・生育不良	不明
2001	有明海	*Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
2001	有明海	*Chaetoceros sociale* *Chaetoceros curvisetum* *Chaetoceros debile* *Skeletonema* *Asterionella gracialis*	ノリの色落ち	不明
2002	有明海	*Skeletonema* *Asterionella gracialis* *Asterionella karinana* *Chaetoceros sociale* *Chaetoceros* *Rhizosolenia setigera* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
2002	八代海	*Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
2002	有明海	*Chaetoceros*	ノリの色落ち	不明

2003	有明海	*Skeletonema* *Chaetoceros* *Thalassiosira* *Rhizosolenia setigera*	ノリの色落ち	不明
2005	有明海	*Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
2008	有明海	*Asterionella karinana* *Skeletonema*	ノリの色落ち	不明
2009	有明海	*Thalassiosira* *Skeletonema* *Eucampia zodiacus* *Asterionella karinana*	ノリの色落ち	不明
2009	有明海	*Asterionella karinana* *Skeletonema* *Thalassionema nitzschioides* *Chaetoceros*	ノリの色落ち	不明
2010	有明海	*Chaetoceros* *Skeletonema* *Thalassionema nitzschioides*	ノリの色落ち	不明
2011	有明海	*Asterionella karinana*	ノリの色落ち	不明
2011	有明海	*Rhizosolenia setigera*	ノリの色落ち	不明
2011	有明海	*Asterionella karinana* *Chaetoceros*	ノリの色落ち	不明
2012	有明海	*Skeletonema* *Thalassiosira* *Asterionella karinana* *Chaetoceros*	ノリの色落ち	不明
2012	有明海	*Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明
2013	有明海	*Asterionella karinana* *Skeletonema* *Thalassiosira*	ノリの色落ち	不明
2013	有明海	*Eucampia zodiacus* *Guinardia delicatula* *Rhizosolenia setigera* *Skeletonema* *Chaetoceros*	ノリの色落ち	不明
2014	有明海	*Skeletonema* *Thalassiosira* *Eucampia zodiacus* *Chaetoceros* *Rhizosolenia* *Thalassiosira*	ノリの色落ち	不明
2014	有明海	*Skeletonema* *Thalassiosira*	ノリの色落ち	不明
2015	有明海	*Skeletonema* *Chaetoceros* *Thalassiosira* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち	不明

注）同一海域・時期に連続して発生した赤潮と見なされる場合は合算して集計した
出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年)」から集計

イ）八代海

八代海における赤潮被害の年間発生件数は、1988～1990 年、1998～2010 年及び 2015 年に発生件数が多く、2011 から 2014 年にかけては被害が発生していない（図 3.8.10）。原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻）による被害件数が多く、養殖ブリやトラフグ等のへい死により特に大きな被害が発生している（表 3.8.2 及び表 3.8.3）。

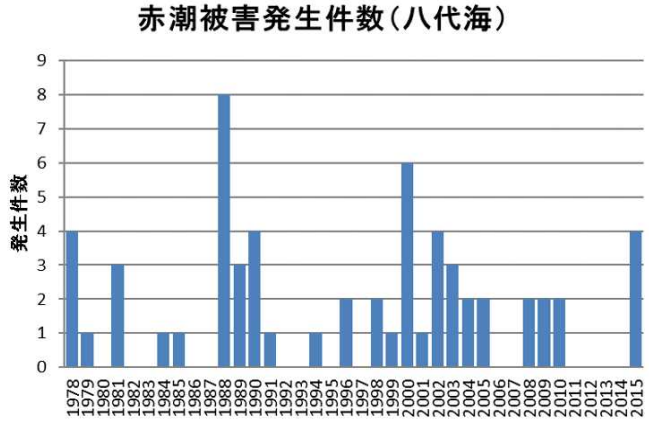


図 3.8.10　八代海において漁業被害をもたらした赤潮発生件数（年間）の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

ウ）橘湾

橘湾における赤潮被害の年間発生件数は、2000 年に最大 3 件発生し、1978～2015 年までの 38 年間で 13 件の漁業被害と、有明海や八代海の発生件数の 1/5～1/10 程度に留まっている（図 3.8.11）。原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻）による被害件数が多く、養殖ブリ、マダイやトラフグ等のへい死により大きな被害が発生している（表 3.8.2 及び表 3.8.3）。

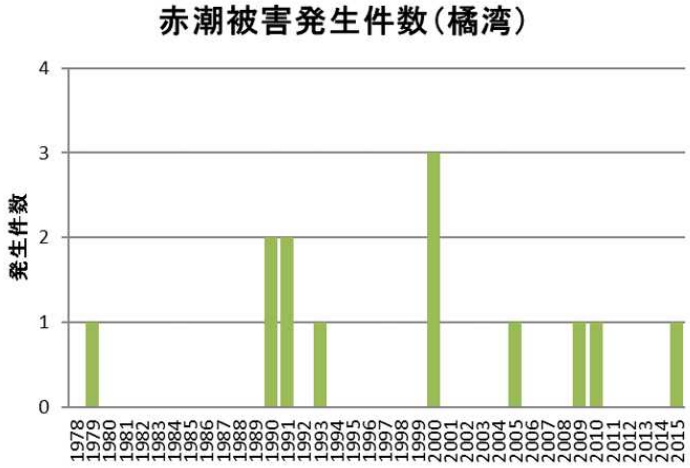


図 3.8.11　橘湾において漁業被害をもたらした赤潮発生件数（年間）の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

表 3.8.2　ラフィド藻類の赤潮発生による漁業被害（1978～2015 年まで）

発生年	海域名	赤潮原因種	漁業被害種・概要	漁業被害額（千円）
1988	八代海	*Heterosigma akashiwo* *Prorocentrum*	ハマチ、ブリ、マアジへい死	3,453
1988	八代海	*Chattonella antiqua*	ハマチ、ブリ、マアジ、ボラへい死	40,766
1989	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリへい死	62,560
1989	有明海	*Chattonella antiqua*	コノシロ、グチへい死	不明
1990	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリ、マダイ等へい死	1,099,673
1990	橘湾	*Chattonella antiqua*	ブリへい死	403,809
1990	有明海	*Chattonella antiqua*	ブリへい死	51,585
1992	八代海	*Chattonella antiqua*	ハマチへい死	9,482
1992	有明海	*Chattonella antiqua*	ハマチへい死	366,155
1992	有明海	*Chattonella antiqua* *Akashiwo sanguinea*	エツ、コノシロ、グチ、ワラスボへい死	不明
1995	橘湾	*Chattonella antiqua*	ハマチへい死	18,749
1998	有明海	*Chattonella antiqua*	ブリへい死	12,148
1998	有明海	*Chattonella antiqua*	ブリ（養殖魚）、ボラ、スズキ、コチ、エイ、タコ、カニ、グチ、シラビラメ類、アカエイへい死（天然魚）	不明
1998	有明海	*Chattonella antiqua* *Skeletonema*	クルマエビ衰弱	不明
1999	有明海	*Chattonella antiqua* *Karenia mikimotoi* *Chaetoceros* *Skeletonema*	エビ類、カニ類衰弱	不明
2000	有明海	*Chattonella antiqua* *Karenia mikimotoi* *Heterosigma akashiwo*	アサリ、ボラ、スズキ、ハモ、コチ、サッパ、ウシノシタ類、ネズミゴチ、ハゼ類、エビ類、カニ類、シャコへい死	264,070
2000	有明海	*Fibrocapsa japonica*	ノリの色落ち・生育不良	
2003	有明海	*Heterosigma akashiwo*	ボラ、クロダイ、コノシロへい死（天然魚）	不明
2003	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリ、トラフグ、カワハギ、カンパチ、シマアジ、マダイ、ヒラマサ、クロダイへい死	363,666
2003	有明海	微細藻類 *Skeletonema* *Chattonella antiqua* *Chattonella marina*	アサリへい死	不明
2003	八代海	*Chattonella antiqua* *Cochlodinium polykrikoides*	ブリ、トラフグ、カンパチ、シマアジ、ヒラマサへい死	287,382
2004	八代海	*Chattonella*	ブリ、カンパチ、シマアジ、マアジ、マダイ、トラフグ、カワハギ、クロダイ、スズキ、ガザミ、アサリへい死	226,844

2004	八代海	*Chattonella antiqua* *Chattonella marina*	アカエイ、コチ、ボラ、シバエビ、アサリ、グチ、クロダイ、ガザミ、スズキ、アカエイへい死	不明
2005	八代海	*Chattonella antiqua* *Cochlodinium polykrikoides* *Heterosigma akashiwo*	ブリ、ヒラマサ、カンパチ、シマアジ、トラフグ等へい死	94,108
2007	有明海	*Chattonella antiqua*	ブリへい死	11,455
2007	有明海	*Chattonella antiqua* *Chattonella marina* （貧酸素水塊と同時発生）	ガザミ、エツ、コノシロ、スズキ、メナダ、ボラ、ワラスボ、ハゼ類、クチゾコ類、フグ、ハモ、アナゴ、ウナギ、シバエビ、シラタエビ、サルボウ、アゲマキ、シロギス、ヒラメ、キチヌ、クロダイ、マゴチ、ヒイラギ、ウシノシタ類へい死	不明
2008	有明海	*Chattonella antiqua* *Chattonella marina* （貧酸素水塊と同時発生）	ヒイラギ、ボラ、エビ、ガザミ、サッパ、コノシロ、ヒラ、スズキ、クツゾコ、カニ類、エビ類、サルボウ、アサリ	不明
2009	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリ、シマアジ、カンパチ、ヒラマサへい死	185,508
2009	八代海	*Chattonella antiqua* *Karenia mikimotoi* *Cochlodinium polykrikoides*	ブリ、シマアジ、カンパチ、ヒラマサ、マダイ、トラフグへい死	2,901,996
2009	有明海 （注 1）	*Chattonella antiqua*	ハマチ、ヒラマサへい死	156,050
2009	橘湾 （注 1）	*Chattonella antiqua*	ハマチ、ヒラマサ、マダイ、トラフグ、シマアジへい死	273,915
2010	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリ、シマアジ、カンパチ、ヒラマサ、マダイ、ヒラメ、トラフグへい死	5,274,909
2010	橘湾	*Chattonella antiqua*	ハマチ、ヒラマサ、シマアジ、マダイ、トラフグへい死	86,955
2014	有明海	*Heterosigma akashiwo*	コノシロ、グチ類（天然）へい死	不明
2015	有明海	*Chattonella* spp.	エツ、ボラ、スズキ（天然） ブリ、ハマチ、シマアジ へい死	不明 3,246
2016	八代海	*Chattonella antiqua*	ブリ、カンパチ、シマアジ	調査中

注）1.有明海及び八代海等を再生するための特別措置に関する法律（平成 14 年法律第 120 号）に基づく海面の区分で整理しており、漁業被害額等は出典と異なる。

2.2016 年の被害額は調査中である。

3.同一海域・時期に連続して発生した赤潮と見なされる場合は各県海域における被害状況を合算して集計した。

4. 養殖魚の場合、被害尾数が 1,000 尾未満の場合は規模が小さいため割愛した。

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年）」から集計

表 3.8.3 渦鞭毛藻類の赤潮発生による漁業被害（1978～2015 年まで）

発生年	海域名	赤潮原因種	漁業被害種・概要	漁業被害額（千円）
1978	八代海	*Gymnodinium* sp.	マダイ、ブリへい死	30,220
1978	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	ブリへい死	44,537
1978	八代海	*Gymnodinium* sp.	ブリ、ボラへい死	26,990
1979	橘湾	*Cochlodinium polykrikoides*	ハマチ、マダイ等へい死	1,242
1981	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	ハマチ、マダイ、マアジへい死	32,596
1985	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	マアジ、マダイ等へい死	59,322
1989	八代海	*Karenia mikimotoi*	マダイ､ブリへい死ブリ､トラフグ、マアジへい死	255,754
1990	橘湾	*Cochlodinium polykrikoides*	ブリへい死	10,262
1990	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	ブリ、トラフグ、クロダイ等へい死	40,380
1991	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	マダイ、トラフグ等へい死	13,090
1994	八代海	*Heterocapsa circularisquama*	アコヤガイへい死・衰弱、アサリへい死	225,000
1996	八代海	*Karenia digitata*	トラフグ、ハモ、マダイへい死	不明
1999	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	トラフグへい死	57,907
2000	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	トラフグ､マダイ､ブリ､カンパチ、シマアジ、マアジ、マサバ、ヒラマサ、クロダイ、イシダイ、カサゴ、イサキ、ヒラメ	3,984,067
2000	八代海	*Karenia mikimotoi*	メガイアワビ､エゾアワビ､トラフグ、ブリ、タコ、ハモ、クルマエビ、ヒラアジへい死	29,215
2000	橘湾	*Karenia mikimotoi*	ブリ、マダイ、カンパチ、トラフグへい死	28,065
2002	有明海	*Ceratium furca* *Akashiwo sanguinea* *Chaetoceros*	ガザミ、アナゴ、スズキ、ヒラメ、アイナメ、メバル、コチへい死	不明
2002	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	ブリ、カンパチ、ヒラメ等へい死	587,808
2002	有明海	*Akashiwo sanguinea* *Fibrocapsa japonica* *Chaetoceros* *Skeletonema* *Thalassiosira* *Rhizosolenia setigera* *Katodinium glaucum*	ノリの色落ち・生育阻害	不明
2003	有明海	*Akashiwo sanguinea* *Skeletonema* *Chaetoceros sociale* *Chaetoceros debille* *Chaetoceros* *Eucampia zodiacus*	ノリの色落ち・生育阻害	不明
2004	有明海	*Akashiwo sanguinea*	ノリの色落ち等	不明
2015	八代海	*Karenia mikimotoi*	（養殖）ブリ、マダイ、カンパチ、シマアジ、マガキ、アワビ （天然)、ボラ、クロダイ、カサゴ、	28,482.6

			ダツ、ヒラメ、フグ、メバル、エソ、アワビ、ウミニナ、ガンガゼへい死	
2015	八代海	*Karenia mikimotoi*	ブリ	12,804
2015	八代海	*Cochlodinium polykrikoides*	ブリ	5,760

注）1.2016 年の被害額は調査中である。
2.同一海域・時期に連続して発生した赤潮と見なされる場合は各県海域における被害状況を合算して集計した。
3.養殖魚の場合、被害尾数が 1,000 尾未満の場合は規模が小さいため割愛した。
出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年)」から集計

表 3.8.4　その他赤潮生物による漁業被害（1984～2015 年まで）

発生年	海域名	赤潮原因種	漁業被害種・概要	漁業被害額（千円）
2006	有明海	*Eutreptia*（緑藻）	ノリの色落ち	不明

注）同一海域・時期に連続して発生した赤潮と見なされる場合は各県海域における被害状況を合算して集計した。
出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53 年～平成 27 年)」から集計

（4）まとめ

有明海における赤潮の年間発生件数（1984～2015 年）は、1998 年頃から増加傾向がみられ、2000 年代の発生件数（約 36 件/年）は 1980 年代（約 15 件/年）の概ね 2 倍程度となっている。なお、赤潮発生は原則として海域における着色現象を集計したものであるが、1998～2000 年以降は、着色を伴わないものであっても被害（特にノリの色落ち被害）に応じて赤潮発生として扱われるため、過去と比較する場合、同じ微細藻類の出現状況であっても発生件数が多く計上されている可能性があることに留意する必要がある。汚濁負荷量と赤潮発生件数とを比較すると、両者の増減傾向との間に長期的な連動性はみられない。また、原因プランクトン別にみると、珪藻による赤潮発生頻度が高く、渦鞭毛藻やラフィド藻がこれに続く。ラフィド藻の割合が増加しているものの、構成種の大きな変化はみられない。

八代海における赤潮の年間発生件数（1978～2015 年）は、1998～2000 年頃から増加しており、1970～1980 年代（約 8 件/年）と比較して 2000 年代の赤潮発生件数（約 17 件/年）は概ね 2 倍程度となっている。汚濁負荷量及び赤潮発生件数とも 1998 年以前に比べて 2 倍程度と高い状態が続いており、負荷量増加と赤潮発生件数との関連性について留意が必要である。原因プランクトン別にみると、渦鞭毛藻やラフィド藻の割合は 6 割程度と大きく変化しておらず、1991～1995 年に珪藻の割合が一時的に低下したものの、長期的に種類組成の変動はみられない。ただし、2015 年には *Karenia mikimotoi*（渦鞭毛藻類）による規模の大きな赤潮が発生した。

橘湾における赤潮の年間発生件数は原因プランクトン別にみると、渦鞭毛藻が

主体となっている。

有明海・八代海等で発生する赤潮の種類と特徴は次のとおりである。

・小型珪藻は年中赤潮を形成するが、ノリ漁期に赤潮を形成すると、色落ちを引き起こす場合がある。
・大型珪藻による赤潮は秋期～冬期に発生し、ノリの色落ちによりノリ養殖業に大きな漁業被害を与える。
・ラフィド藻による赤潮は夏期に発生し、魚介類へ被害を与える。
・渦鞭毛藻による赤潮は夏期に発生し、水産生物の大量死を引き起こし大きな漁業被害を与える。

有明海における赤潮被害の年間発生件数は、1998～2003 年の間が他の年に比べ 2 倍程度多い傾向がみられた。原因プランクトン別にみると、年による変動が大きいものの、その多くが、珪藻によるノリの色落ち被害である。

八代海における赤潮被害の年間発生件数は、1988～1990 年及び 1998～2010 年に多く、原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻類）による被害件数が多く、養殖魚（ブリ、トラフグ等）のへい死により特に大きな被害が発生している。

橘湾における赤潮被害の年間発生件数は、調査期間を通じて少なく、有明海や八代海の発生件数の 1/5～1/10 程度であり、長期的な発生件数の増減傾向はほとんどみられない。原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻類）による被害件数が多く、養殖魚（ブリ、マダイ、トラフグ等）のへい死により大きな被害が発生している。

参考文献

1) 岡市友利（1997）：赤潮の科学（第二版），恒星社厚生閣，337pp.
2) 環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」3章8赤潮，p.35
3) 環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」4章3問題点と直接的な環境要因との関連に関する考察，p.59
4) 西川哲也(2011)：養殖ノリ色落ち原因藻 *Eucampia zodiacus* の大量発生機構に関する．生理生態学的研究．兵庫県農林水産技術総合センター研究報告[水産編]，第42号，pp.1-82
5) Daekyung Kim, Osamu Kumamoto, Kyoung-Seon Lee, Aiko Kuroda, Akihiko Fujii, Atsushi Ishimatus and Tatsuya Oda (2004) : Deleterious effect of *Chattonella marina* on short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*); possible involvement of reactive oxygen species, Journal of Plankton Research, Vol.26, No.8, pp.967-971
6) 今井一郎（2000）：ラフィド藻赤潮の発生機構と予知，有害・有毒赤潮の発生と予知・防除（石田祐三郎・本城凡夫・福代康夫・今井一郎編），公益財団法人 日本水産資源保護協会，pp.29-70
7) 松原 賢，首藤俊雄(2013)：有明海佐賀県海域における *Chattonella* 赤潮及び貧酸素水塊の動態と各種環境要因との関係（2009-2011），佐賀県有明水産振興センター研究報告，第26号，pp.57-71
8) 環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」別添資料27，p.(35)

9.生物

（1）有明海・八代海等の固有種、希少種等

有明海・八代海等には、国内で本海域を中心に生息する生物が数多く存在している。特に、有明海及び八代海では、国内で両海域固有、又は国内で両海域のみを主な分布域とする大陸系遺存種が数多く確認されており、それらの中には環境省レッドリスト（環境省，2015）に掲載されている種も複数みられる（表 3.9.1）。

表 3.9.1　有明海・八代海等に特有の希少生物の一覧

区分	名称
魚類	エツ（EN）、アリアケシラウオ（CR）、ヤマノカミ（EN）、ワラスボ（VU）、ムツゴロウ（EN）、ハゼクチ（VU）、タビラクチ（VU）、デンベエシタビラメ、アリアケヒメシラウオ（CR）
甲殻類	チクゴエビ、アリアケヤワラガニ（DD）、ハラグクレチゴガニ、アリアケガニ、ヒメモクズガニ
貝類	ハイガイ（VU）、クマサルボウ、アゲマキ（CR＋EN）、ウミタケ（VU）、スミノエガキ（VU）、シカメガキ（NT）、シマヘナタリ、クロヘナタリ、ゴマフダマ、センベイアワモチ（CR＋EN）、アズキカワザンショウ（VU）、ウミマイマイ（VU）、ヤベガワモチ（CR＋EN）
その他無脊椎動物	オオシャミセンガイ、ミドリシャミセンガイ、アリアケカンムリ、ヤツデシロガネゴカイ
植物（塩生植物）	シチメンソウ（VU）

注）1.（ ）は、環境省レッドリスト掲載種のカテゴリー区分を示す。
カテゴリーの概要
絶滅（EX）：我が国ではすでに絶滅したと考えられる種
野生絶滅（EW）：飼育・栽培下、あるいは自然分布域の明らかに外側で野生化した状態でのみ存続している種
絶滅危惧Ⅰ類（CR+EN）：絶滅の危機に瀕している種
絶滅危惧ⅠＡ類（CR）：ごく近い将来における野生での絶滅の危険性が極めて高いもの
絶滅危惧ⅠＢ類(EN)：ⅠＡ類ほどではないが、近い将来における野生での絶滅の危険性が高いもの
絶滅危惧Ⅱ類（VU）：絶滅の危険が増大している種
準絶滅危惧（NT）：現時点での絶滅危険度は小さいが、生息条件の変化によっては「絶滅危惧」に移行する可能性のある種
情報不足（DD）：評価するだけの情報が不足している種
絶滅のおそれのある地域個体群（LP）：地域的に孤立している個体群で、絶滅のおそれが高いもの
2.下線部は、国内において有明海・八代海等にのみ分布する種を示す。
出典：佐藤正典，田北徹（2000）：有明海の生きものたち：干潟・河口域の生物多様性，海游舎，396pp
環境省（2015）「環境省レッドリスト 2015」 をもとに作成した。

このうち、ここでは、主に有明海（※八代海では一部で確認されている。）に分布し、定量的な推移のデータがあるムツゴロウについて述べる。

佐賀県内のムツゴロウの漁獲量は 1960 年代後半には 150～200t であったものが、1970～1975 年には 77～104t、1976～1980 年にかけて 24～38t と徐々に減少し、1981 年には 16t、1982 年には 8t と急減し、さらに 1983～1990 年にかけては 2～5t まで減少した。1991 年以降は佐賀県の禁漁区の設定等の保護策も相まって回復傾向を示し、2000 年には 25t となった。なお、統計として最後の記録がある 2006 年の漁獲量は 11t であった（図 3.9.1）。

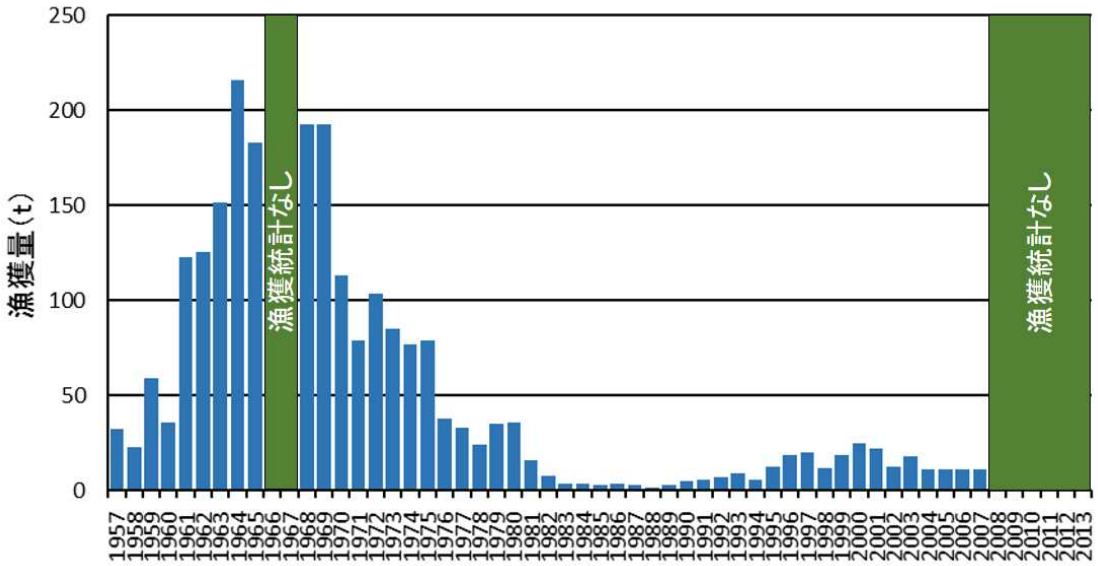


図 3.9.1　有明海佐賀県海域におけるムツゴロウの漁獲量

出典：佐賀県農林水産統計をもとに環境省が作成した。

有明海全域におけるムツゴロウの出現状況の調査については、1972 年、1986 年、1991 年、2003 年に行われた[1)]（図 3.9.2 ）。

本資料によれば、1972 年には湾奥部河口干潟域を中心に 20 尾/100 ㎡を超える高い出現密度であったが、1986 年には急減し、諫早湾から湾奥部干潟河口域にかけての広い範囲で 0～19 尾/100 ㎡となった。佐賀県での漁獲が低迷していた 1983～1990 年の状況と出現密度の低下時期が一致する。2003 年には佐賀県、福岡県及び熊本県海域で生息数の回復がみられる。

同様の調査は佐賀県においても実施されており、1988 年の調査時に六角川河口から太良町沿岸にかけて一部を除きムツゴロウがほとんど生息しない状況（0～1 尾/100 ㎡）であった。その後、佐賀県海域では 1990～1996 年にかけて出現密度の緩やかな回復がみられ、2012 年の調査においては、50 尾/100㎡を超える地点が認められる等、ほぼ全域で 10 尾/100 ㎡を超え、1988 年の調査時と比較して生息数が回復している。

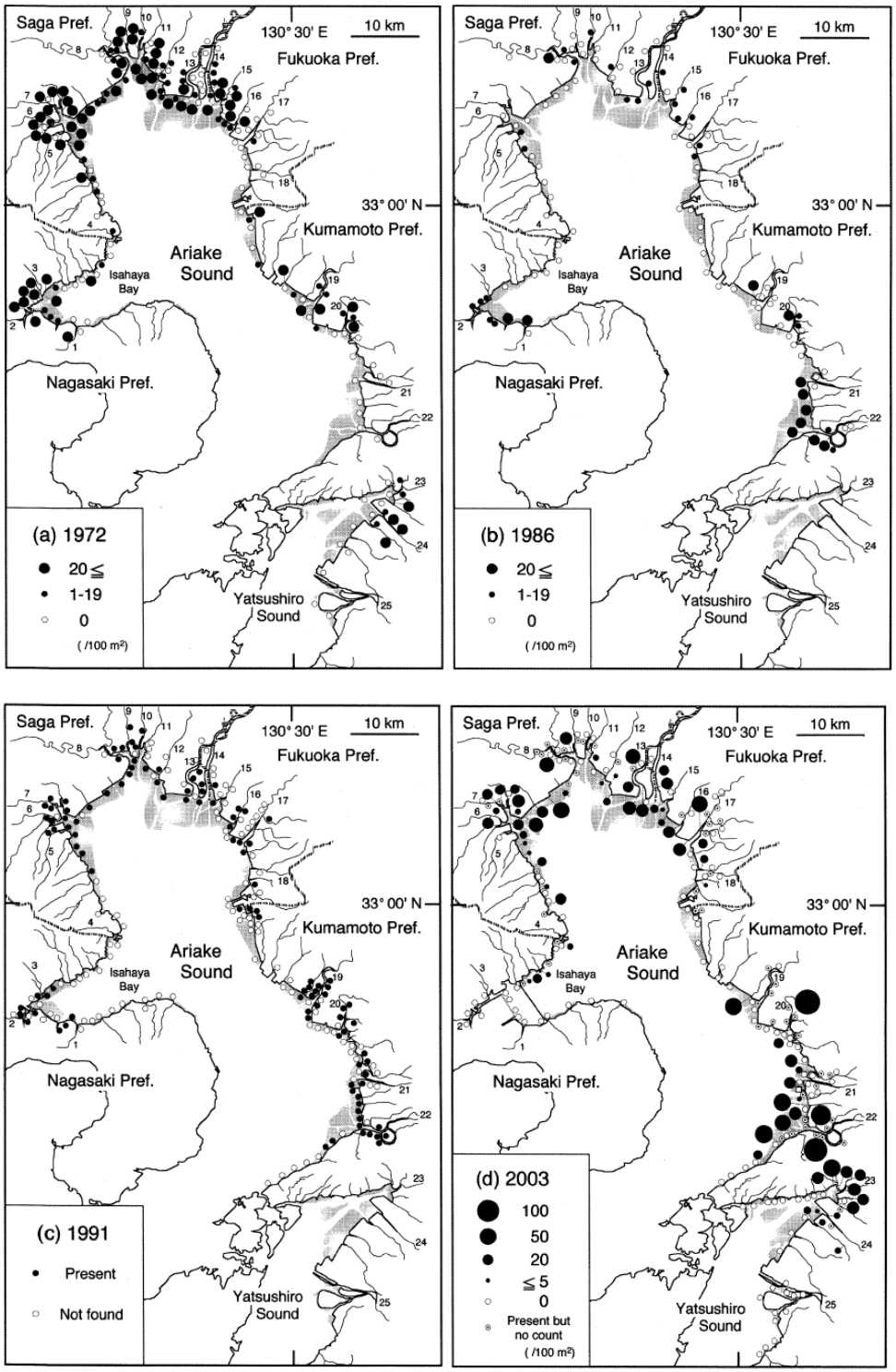


図 3.9.2　有明海・八代海におけるムツゴロウの出現状況

出典：竹垣 毅，和田年史，兼森雄一，夏苅 豊（2005）：有明海・八代海沿岸の河口干潟におけるムツゴロウの分布と生息密度，魚類学雑誌，Vol.52，pp.9-16

（２）ベントス（底生生物）

ベントス（底生生物）は、水産有用種を含めた魚類等の餌となり、海域の生物生産を支える機能を持つだけでなく、その群集構造が底質を反映する一方、底質の攪拌機能、懸濁物の濾過等によって底質・水質環境に影響を与える可能性があることから、海域の環境を評価する指標となり得る。1970 年頃から現在にかけて継続的な調査は実施されていないものの、有明海湾奥東部及び湾奥西部の海域では 1989 年に実施した結果があることから、ベントスの変化の程度を考察するために、2000 年及び 2006 年との調査結果を比較した。また、各海域では 2005 年以降現在まで継続的な調査が行われており、有明海中央東部においては 1993 年以降の調査があるため、その期間の変化傾向を考察した。

なお、本報告のベントスは、有用二枚貝も含むものである。

2014（平成 26）年度の夏期、冬期における底生生物の水平分布状況は以下のとおりであった（図 3.9.3）。

有明海では、種類数は湾央部から湾口部寄りで多く、個体数は湾口部寄りで多い傾向であった。湿重量は湾奥部で大きかった。八代海では、種類数、夏期の湿重量は湾奥部、湾口部寄りで多く、個体数は湾口部寄りで多い傾向であった。橘湾では、種類数、個体数及び湿重量は湾奥部より湾口部寄りが多い傾向がみられた。

また、比較的以前のデータがある有明海湾奥部における 1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、全マクロベントス（小型の底生生物）の個体数は 3,947 個体/㎡（1989 年）から 1,690 個体/㎡（2000 年）に減少しており、これは主にチヨノハナガイ等の二枚貝類の減少（特に住之江川沖海底水道）によると考えられる。一方、多毛類の個体数はほとんど変化せず、甲殻類は増加していた（図 3.9.4、図 3.9.5）。加えて、Yoshino ら（2007）は 1989 年夏期と 2006 年夏期を比較し、個体数が減少していること、その減少は 2000 年夏期と同様に主に二枚貝類の減少によるものであることを報告している[2)]（図 3.9.6、図 3.9.7）。

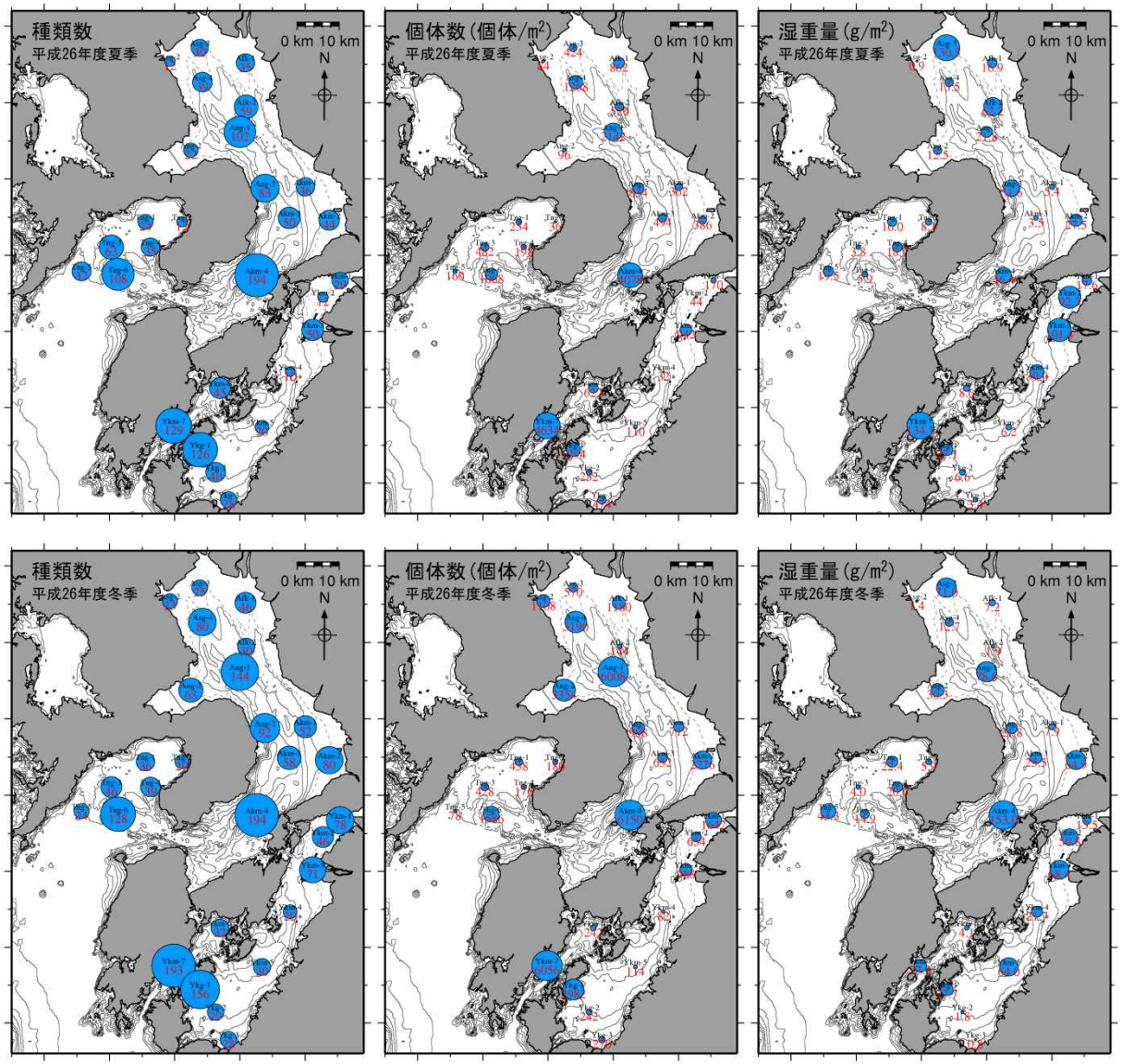
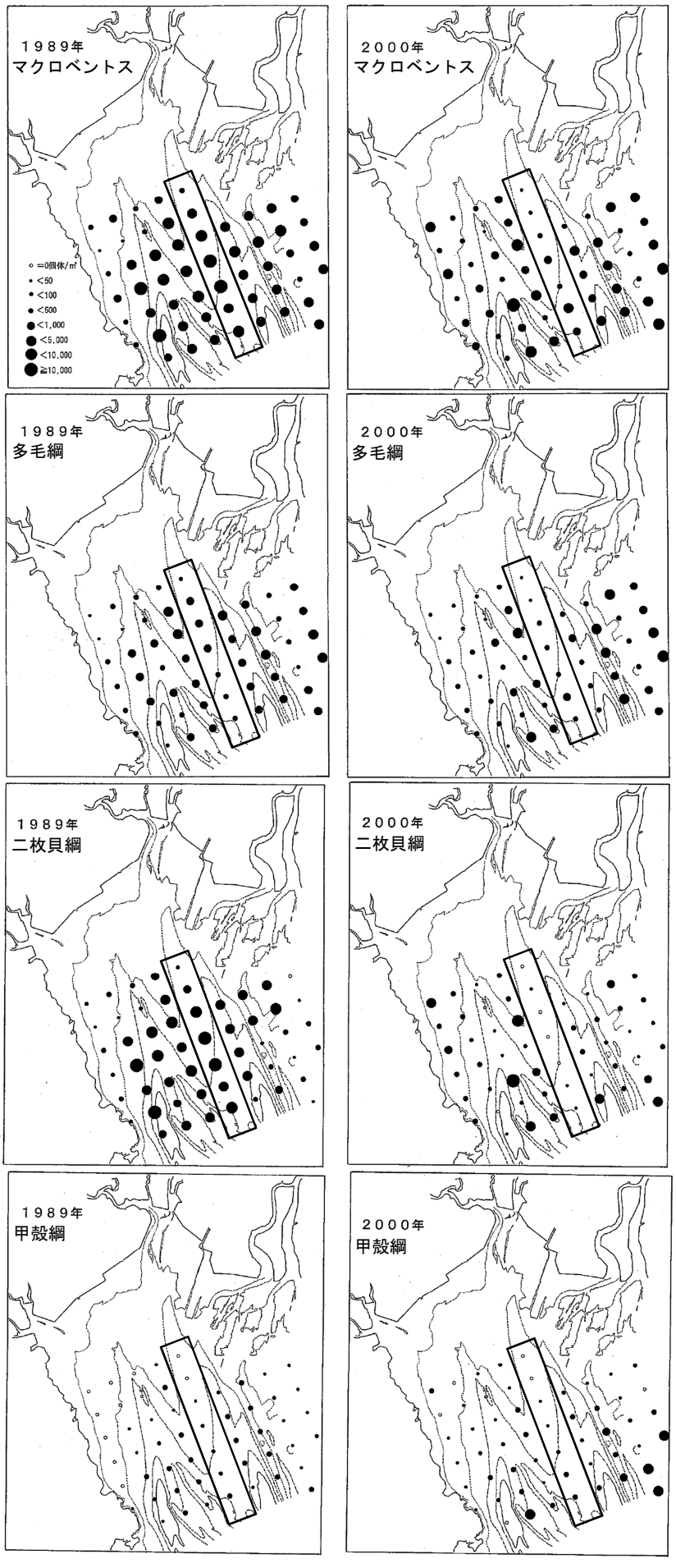


図 3.9.3　平成 26 年度の底生生物の水平分布（上段：夏期　下段：冬期）



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。

出典：

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

図 3.9.4 有明海湾奥部におけるマクロベントスの調査結果

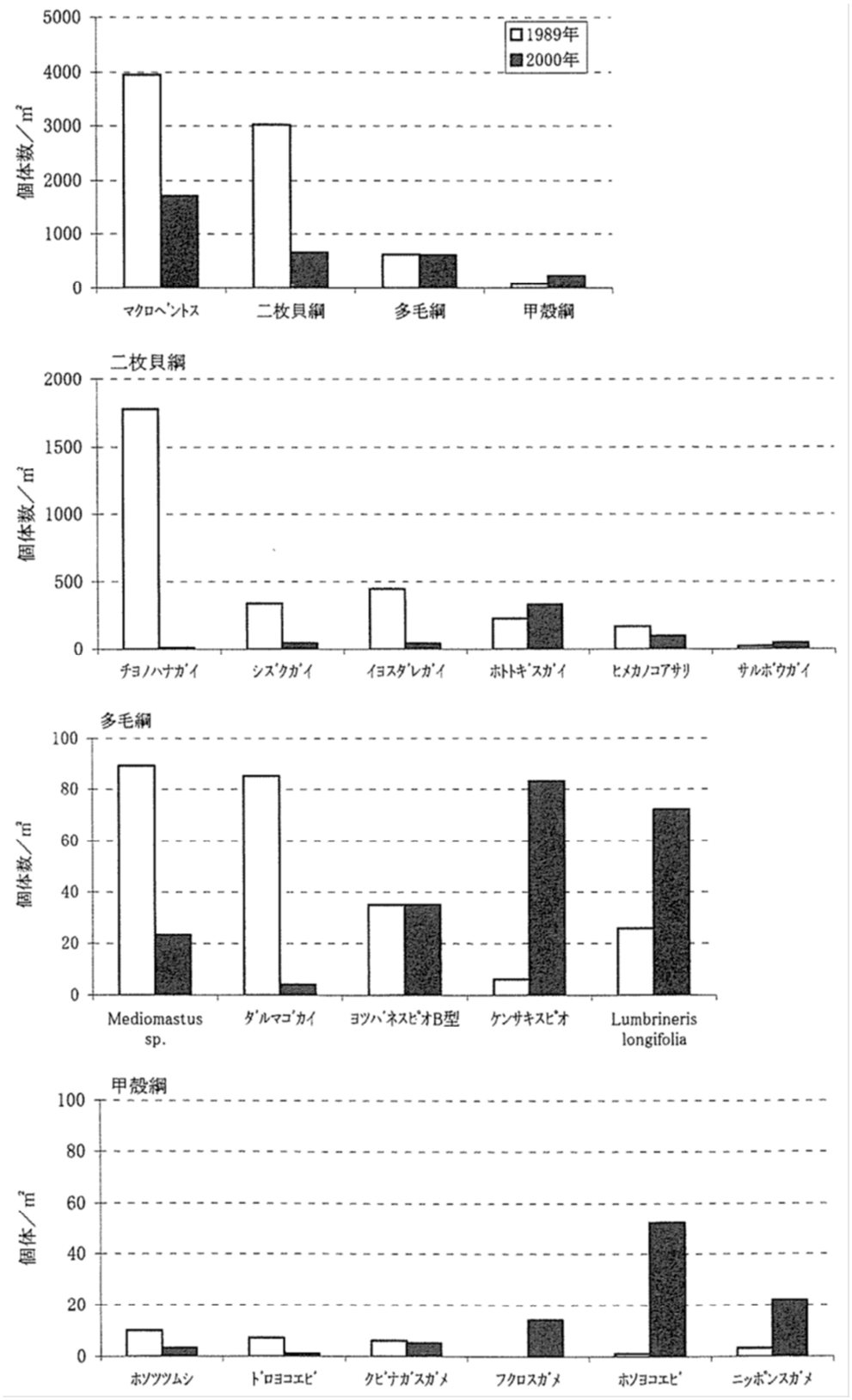
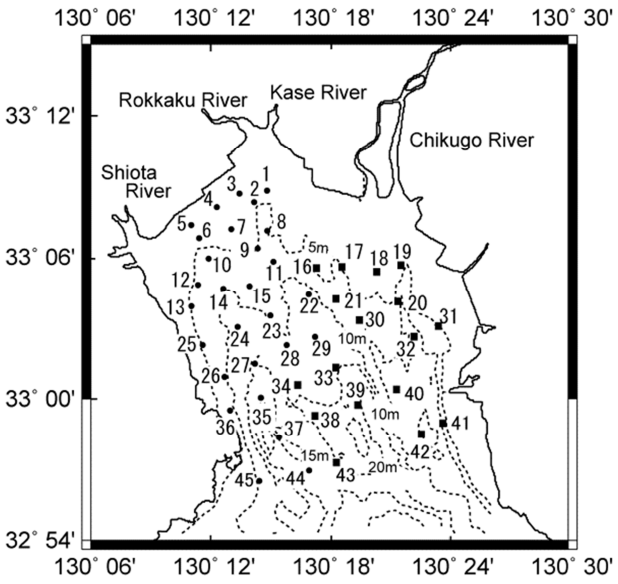


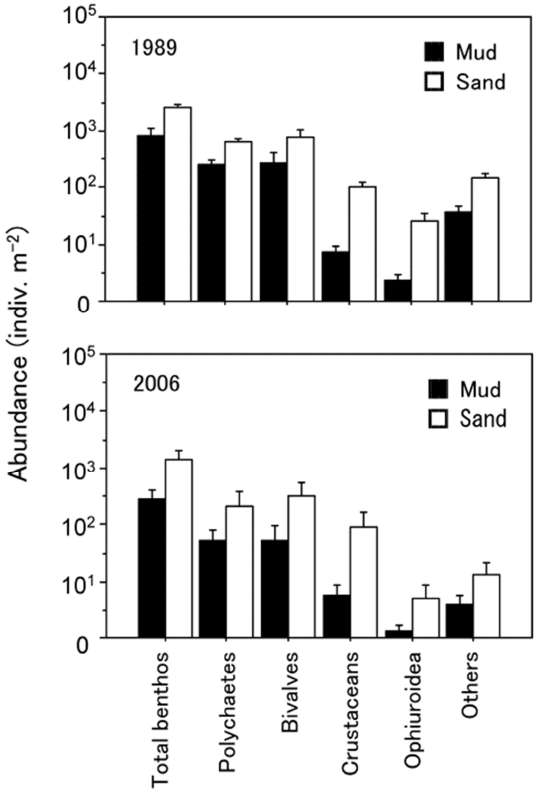
図 3.9.5　有明海湾奥部におけるマクロベントス個体数地点平均の比較

出典：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



注）点線は水深を指し、●は泥質、■は砂泥質を指す。

図 3.9.6　調査地域及び調査地点



注）Error bar は標準誤差である。

図3.9.7　1989年と2006年の泥質と砂泥質における各分類群の個体数密度

出典）Yoshino, K., Yamamoto, K., Hayami, Y., Hamada, T., Kasagi, T., Ueno, D. K. Ohgushi (2007) : Benthic fauna of the inner part of Ariake Bay: long-term changes in several ecological parameters, Plankton and Benthos Res, Vol.2, No.4, pp.198-212

有明海（11 地点）及び八代海（10 地点）におけるベントスの経年的な変動傾向を表 3.9.2、表 3.9.3 に示した。

なお、1970 年頃からのベントスのモニタリング結果がないため、ここでは 2005 年頃以降の調査結果を整理した。この結果は過去 10 年間の長期的な変化に加えてベントス群集の季節変動や数年単位での変動を内包しているが、できるだけ長期的な変化傾向を抽出するための解析を行った。詳細は、4 章で海域区分毎に結果を掲載しているが、2005 年以降の約 10 年間のデータのみにより問題点を特定することは難しい。

有明海では、種類数については、総種類数が 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、2 地点（有明海湾奥東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向、軟体動物門は 2 地点（有明海湾央部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾奥東部）で減少傾向、節足動物門は 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、4 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥東部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向がみられた。個体数については、総個体数は増減傾向がみら

れず、軟体動物門は1地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、節足動物門は3地点（有明海湾奥東部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向がみられた。海域毎にみると、Akm-4（有明海湾口部）では種類数が増加し、軟体動物門の個体数も増加傾向にあるのが特徴的である。また、Ang-1（有明海湾央部）でも種類数が増加傾向にあるのに対し、Afk-2（有明海湾奥東部）では種類数が減少傾向であった。

八代海では、種類数については、総種類数が2地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は1地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。個体数については、総個体数は2地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は1地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。海域毎にみると、Ykm-6（八代海湾口西部）で種類数、個体数いずれも減少傾向にあった。

表 3.9.2　有明海におけるベントスの変動傾向

		種類数					個体数				
		総種類数	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	そ の 他	総個体数	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	そ の 他
A1海域（有明海湾奥奥部）	Asg-2	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
	Asg-3	…	…	…	－－	…	…	…	＋＋	…	…
	Afk-1	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
A2海域（有明海湾奥東部）	Afk-2	－－	－－	…	－－	…	…	…	…	－－	…
A3海域（有明海湾奥西部）	Asg-4	…	…	＋＋	…	…	…	…	…	…	…
A4海域（有明海中央東部）	Akm-2	…	…	…	－－	…	…	…	…	－－	…
A5海域（有明海湾央部）	Ang-1	…	＋＋	…	…	＋＋	…	…	…	…	＋＋
A6海域（有明海諫早湾）	Ang-2	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
A7海域（有明海湾口部）	Akm-3	－－	…	…	－－	…	…	…	…	－－	…
	Akm-4	＋＋	＋＋	＋＋	＋＋	＋＋	…	＋＋	…	…	…
	Ang-3	…	…	…	…	＋＋	…	…	…	…	…

注）　＋＋、― ―は、近似一次回帰式の決定係数が0.2以上であり、かつ、回帰直線による10年間の変化予測量が全データの算術平均の10%以上となる項目を示しており、＋＋はその傾きが正、― ―はその傾きが負であることを示した。…は決定係数が0.2未満、又は回帰直線による10年間の変化予測量が全データの算術平均の10%未満であることを示す。

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
　　環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」等

表 3.9.3　八代海におけるベントスの変動傾向

		種類数					個体数				
		総種類数	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	そ の 他	総個体数	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	そ の 他
Y1海域（八代海湾奥部）	Ykm-1	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
	Ykm-2	…	…	－－	…	…	…	…	…	…	…
Y2海域（球磨川河口部）	Ykm-3	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
Y3海域（八代海湾央部）	Ykm-4	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
	Ykm-5	…	…	…	…	…	…	…	…	…	＋＋
Y4海域（八代海湾口東部）	Ykg-1	…	…	…	…	＋＋	…	…	…	…	…
	Ykg-2	…	…	…	…	…	－－	…	…	…	－
	Ykg-3	－－	…	－－	…	…	…	…	…	…	…
Y5海域（八代海湾口西部）	Ykm-6	－－	…	－－	－－	…	－－	…	－－	－－	…
	Ykm-7	…	…	…	…	＋＋	…	…	…	…	…

注）　＋＋、－－は、近似一次回帰式の決定係数が 0.2 以上であり、かつ、回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%以上となる項目を示しており、＋＋はその傾きが正、－－はその傾きが負であることを示した。…は決定係数が 0.2 未満、又は回帰直線による 10 年間の変化予測量が全データの算術平均の 10%未満であることを示す。

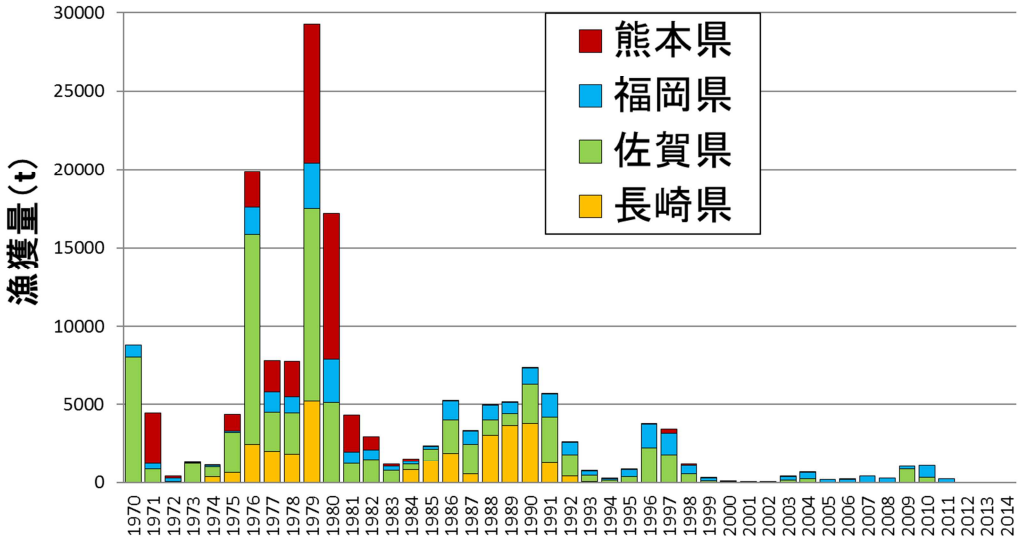
出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
　　環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」等

（３）有用二枚貝

ここでは、1970 年頃以降、漁獲量が年間数万ｔ以上を示したデータがある有用二枚貝 3 種について述べる。

ア）タイラギ

有明海でのタイラギの漁獲は 1970～1998 年までは数年おきにピークがみられ、1979 年には最大となる 29,305t を記録した。その後、熊本県では 1980 年代から、長崎県では 1990 年代から、佐賀県・福岡県では 2000 年頃から漁獲量が減少し、2000 年以降は有明海全域で漁獲がない状態にまで低迷した（図 3.9.8）。2009～2010 年にかけて、1980 年代の豊漁期に近い密度で 12 年ぶりに漁獲量の回復がみられた（最大 1,078t／2010 年）が、以降は再び低迷し、2012 年より休漁となっている。なお、タイラギの漁獲量は属人統計のため、県ごとの漁獲量がそのまま生息海域からの漁獲を示しているとは限らないことへ留意する必要がある。各区海域における資源量の変動については４章に記載した。

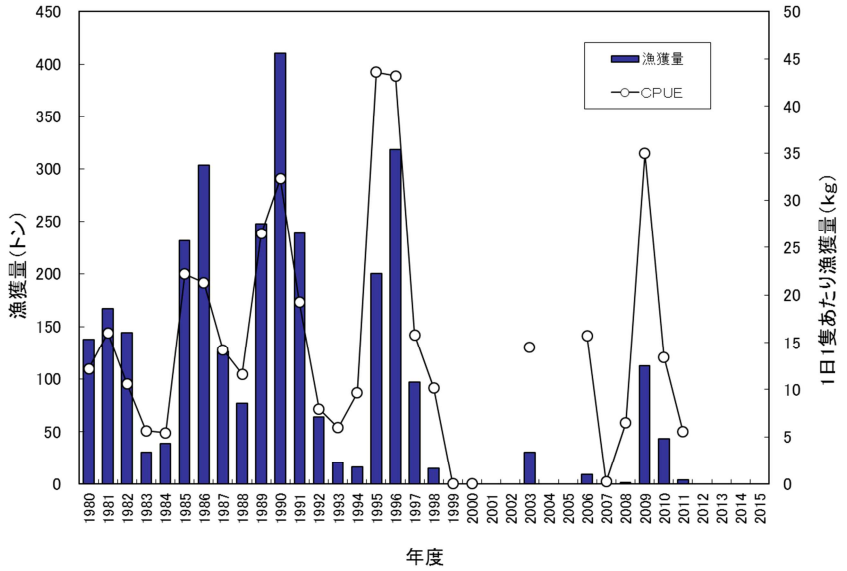


注）2007 年以降タイラギの漁獲量は農林水産統計で集計していないため、県のデータが存在する福岡県分（福岡県提供）の漁獲量のデータのみ計上。2007 年以降の佐賀県分については、佐賀県有明海漁業協同組合大浦支所における貝柱取扱量が存在することから、佐賀県の 1980～2006 年（休漁の 2001, 2002, 2004, 2005 年を除く）の殻付き重量データと貝柱重量データから、殻付き重量=7.76×貝柱重量の関係式を得て、2007 年以降の殻付漁獲量を求めた。

図 3.9.8　有明海におけるタイラギの漁獲量の推移

出典：農林水産統計、福岡県提供資料及び佐賀県提供資料（貝柱重量）をもとに環境省が作成した。

図3.9.9に佐賀県有明海漁業協同組合大浦支所におけるタイラギ貝柱漁獲量及び CPUE（CPUE = Catch Per Unit Effort：ここでは１日１隻あたりの貝柱漁獲量[kg]）を示した。漁獲量と CPUE はおおむね同調しており、資源量が多いほど漁獲量も多くなることが推定された。1980 年から 1997 年まで、年変動はあるものの CPUE は 5～45kg の範囲で変動していたが、1999 年から 2015 年までのうち、1999 年と 2000 年は CPUE がゼロとなり、2001～2002 年、2004～2005 年、2012～2015 年は休漁となる等、資源量悪化によると推定される漁獲量の低迷が続いている。



注）漁獲量のない年度は休漁した年度である。

図 3.9.9　佐賀県のタイラギ貝柱漁獲量と CPUE の変化

出典：佐賀県提供資料

イ）サルボウ

サルボウ漁場はＡ１海域（佐賀県西部及び矢部川河口域）が中心である。1972 年に 24,252t の漁獲量があったが、その後、へい死（原因は不明）が発生して漁獲量が減少した。へい死は 1985 年を境に収束し、1988～1997 年にかけて１万ｔを超える漁獲量（最大 17,299t／1994 年）がみられたが、1998 年以降、減少傾向となり、2006 年以降の漁獲量は 2,000～8,000t と変動幅も大きく、5,000t 以下の年が多い（図 3.9.10）。なお、サルボウの漁獲量は属人統計のため、県ごとの漁獲量がそのまま生息海域からの漁獲を示しているとは限らないことへ留意する必要がある。

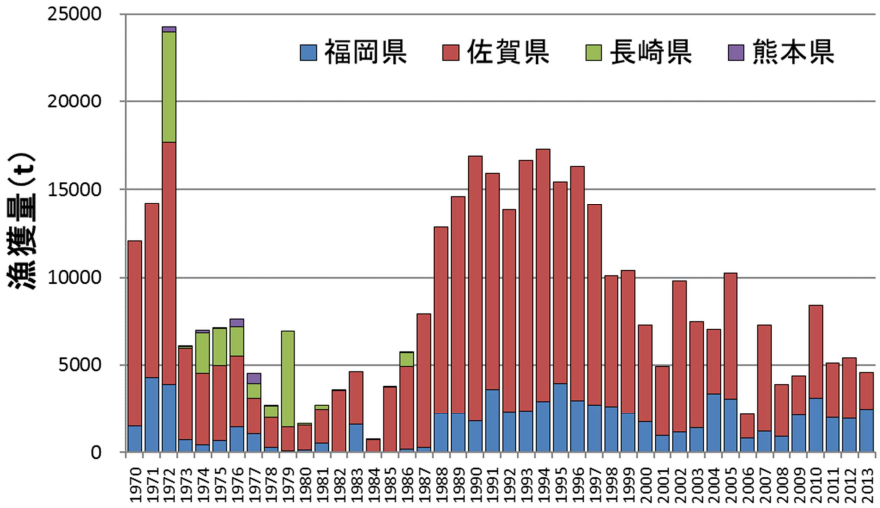


図 3.9.10　有明海におけるサルボウの漁獲量推移

注）2007 以降はサルボウ漁獲量は農林水産統計で集計していないため、県のデータが存在する福岡県分（福岡県提供）と佐賀県分（佐賀県提供）の漁獲量のデータのみ計上。

出典：農林水産統計、福岡県提供資料及び佐賀県提供資料をもとに環境省が作成した。

ウ）アサリ

有明海でのアサリの漁獲量は、1974～1983 年には 4 県の漁獲合計がピークに達し、1983 年には最大となる 90,386t となった。その後減少し、1996 年以降、2,000t 前後で推移した。2003 年から 2008 年にかけて有明海全域で資源が一時的に回復し、2006 年の漁獲量は 9,655t に達した。しかしながら、2009 年以降再び漁獲量が減少している（図 3.9.11）。なお、有明海におけるアサリは熊本県沿岸で最も多く漁獲され、1977 年に 65,000t の漁獲を記録した。

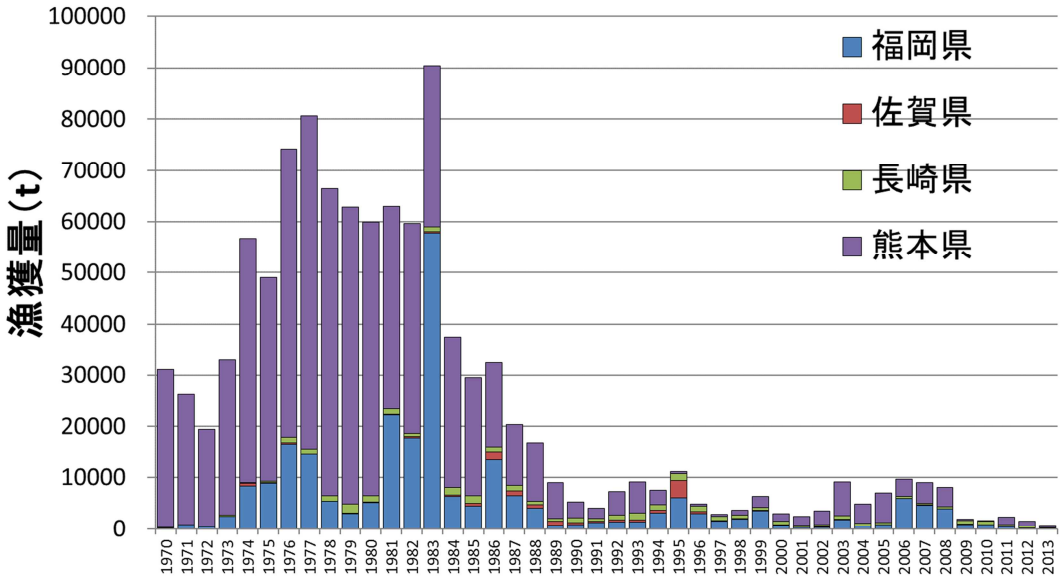


図 3.9.11　有明海におけるアサリ漁獲量の推移

出典：農林水産統計をもとに環境省が作成した。

八代海におけるアサリは熊本県沿岸で 1985 年に 2,891t の漁獲があり、1970 年以降では最高であった。その後変動幅は 500～1,900t と大きいものの、1993～2000 年の間で 6 年ほど 1,000t を超える漁獲量がみられた。2005 年以降漁獲量が増加し、2008 年には 1,721t となったが、その後減少し、2012 年以降は 7t 以下と極めて低い水準で推移している（図 3.9.12）。

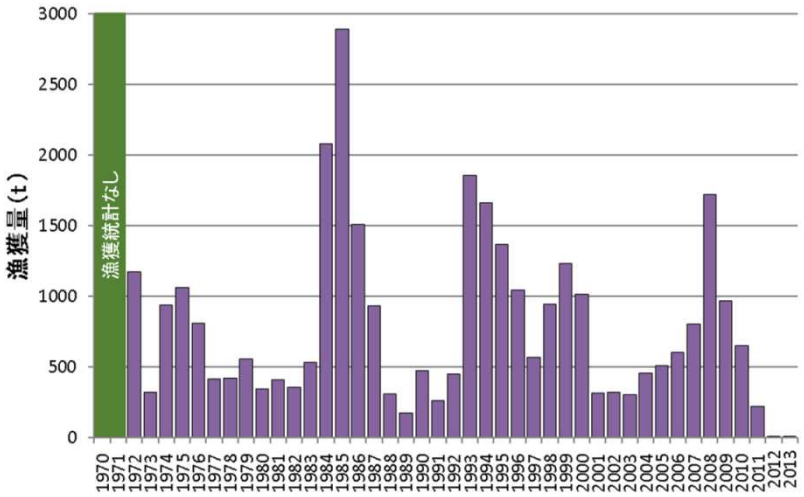


図 3.9.12　八代海におけるアサリ類漁獲量の推移

出典：農林水産省「農林水産統計（1972～2013)）をもとに環境省が作成した。

（4）魚類

ア）有明海・八代海の魚類漁獲量

有明海の魚類漁獲量は、1987 年をピーク（13,000t 台）に減少傾向を示しており、1999 年には 6,000t を割り込んだ（図 3.9.13）。2000 年以降も減少傾向は続いており、2013 年の魚類漁獲量は過去最低となる 2,791t となった。有明海に生息する主要な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。

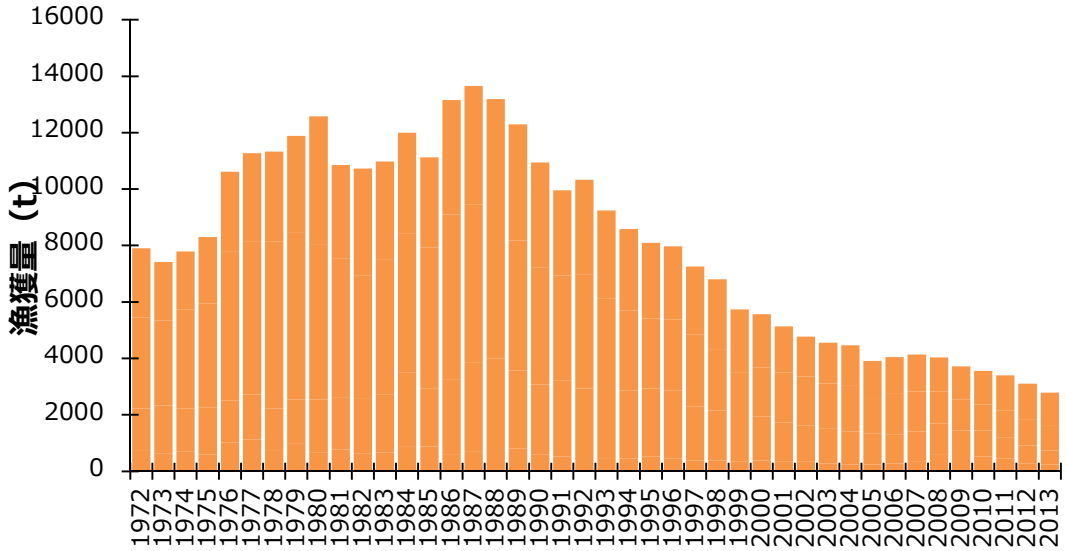


図 3.9.13　有明海の魚類漁獲量（海面漁業）の経年変化

八代海の魚類漁獲量については、長期的には減少傾向はみられていない（図 3.9.14）。1982 年をピーク（19,000t 台）に変動を繰り返しながらも緩やかな減少傾向を示し、2003 年及び 2006 年には 9,000t 台まで落ち込んだ。しかし、それ以降は再び回復傾向にあり、2013 年の漁獲量は 18,000t を超えている。

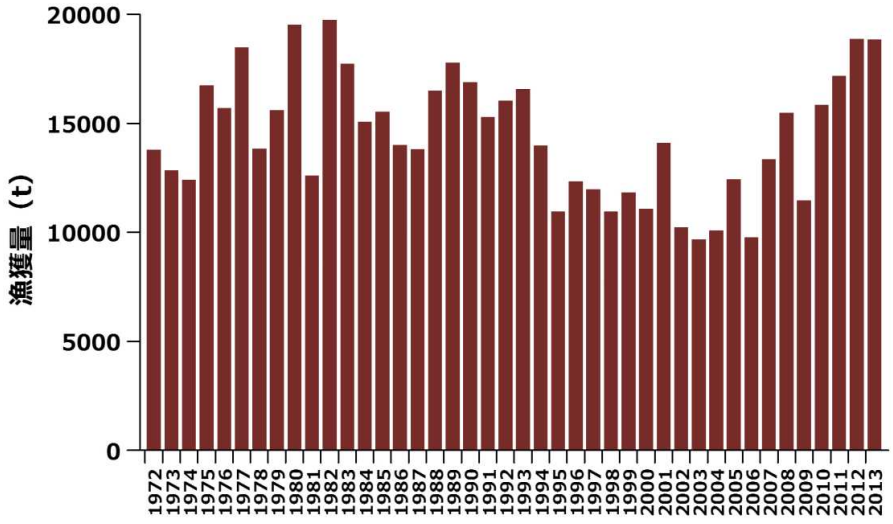
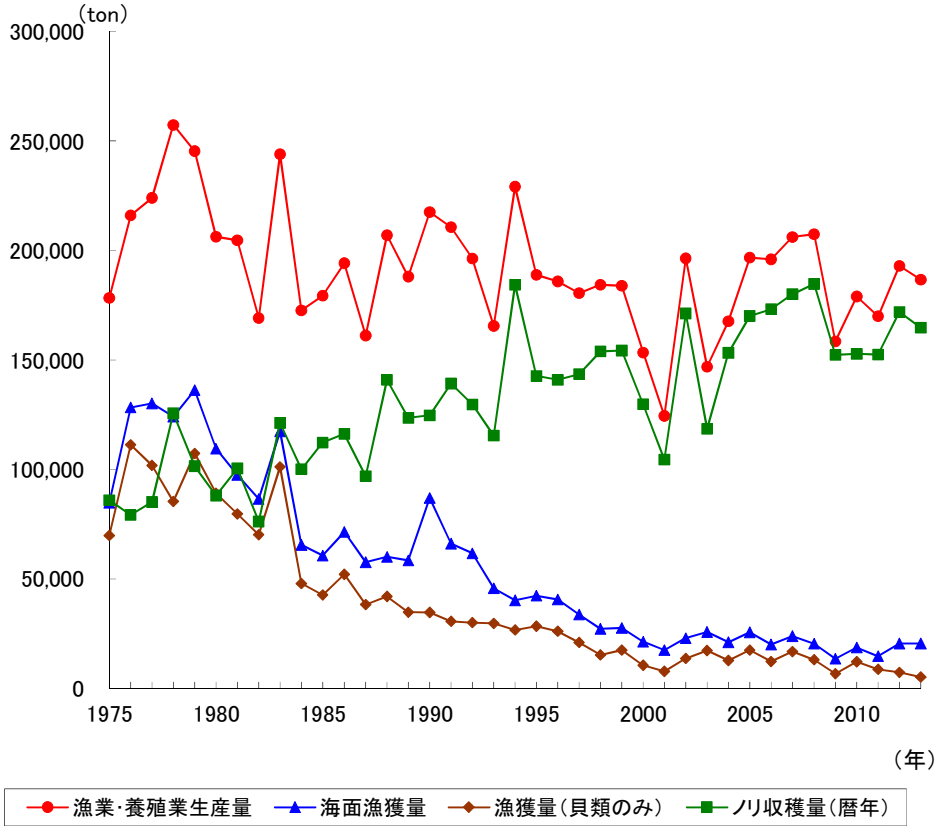


図 3.9.14　八代海の魚類漁獲量（海面漁業）の経年変化

（５）漁業・養殖業生産量

ア）有明海の漁業・養殖業生産量の推移

有明海の漁業・養殖業生産量（漁獲量とノリ収穫量（重量）の合計）は増減を繰り返しながら 2000 年以降は 15 万～20 万ｔ程度で推移している。有明海では漁獲量に占める貝類の割合が高いが（1970 年代で約 79%、2004～2013 年で約 56%）、その漁獲量は、1980 年頃から急速に減少して最近 5 年間では 20,000t を下回っている。一方、有明海のノリ収穫量は、増減を繰り返しつつ増加傾向にあり、有明海の漁業・養殖業生産量に占めるノリ収穫量の割合は年々高まっており、1998 年以降は 8 割以上（重量ベース）となっている（2013 年の漁業・養殖業生産量：186,669t、ノリ収穫量：164,710t）（図 3.9.15）。

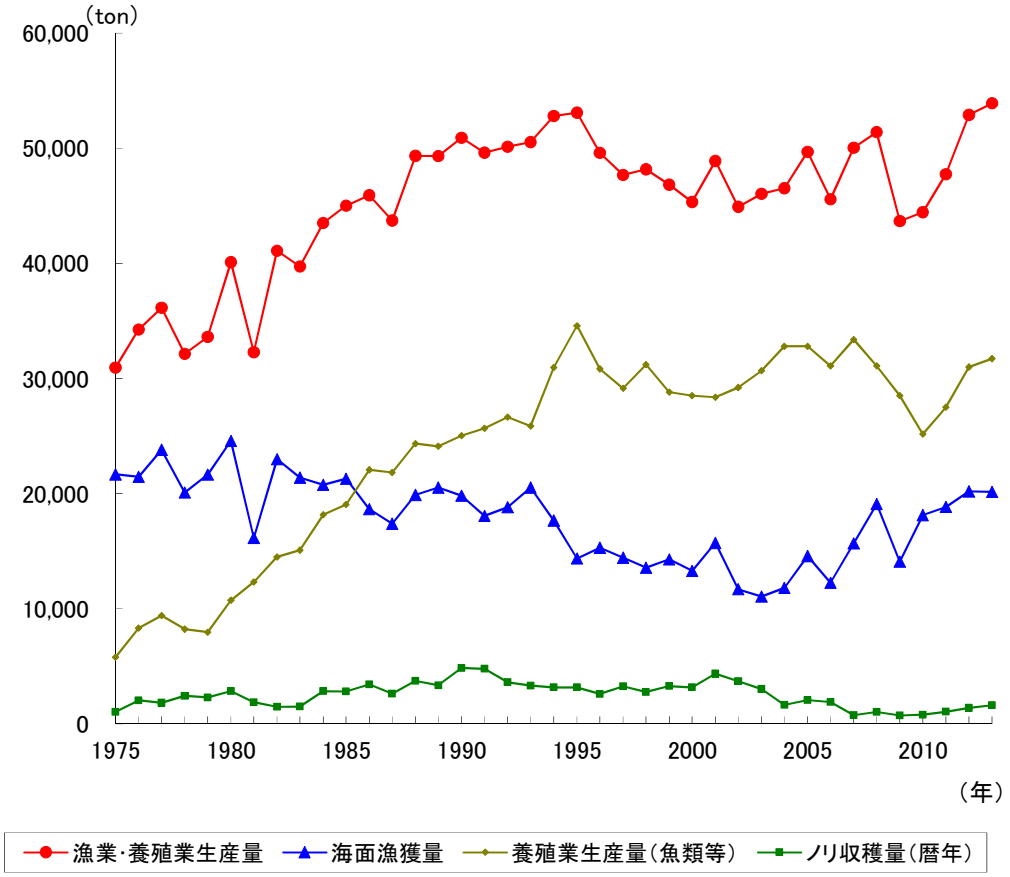


注）1. 福岡県の養殖生産量は、2010 年以降は集計不可となっているため 2009 年の値とした。
2. 福岡県のノリ収穫量については、2009 年以降は集計不可となっているため収穫量（枚）に 0.033 を乗じて算出した。
3. 長崎県のノリ収穫量については、2012 年以降は集計不可となっているため収穫量（枚）に 0.037 を乗じて算出した。

図 3.9.15　有明海の漁業・養殖業生産量

イ）八代海の漁業・養殖業生産量の推移

八代海の漁業・養殖業生産量（漁獲量、魚類養殖収穫量、ノリ収穫量の合計）は、1994 年頃までは増加傾向にあったが、その後は増減はあるものの、43,000～54,000t 程度で推移している。八代海の海面漁獲量は 2003 年頃まで減少が続いていたが、以降は増加傾向に転じている。養殖生産量（魚類等）は 1994 年までは増加していたが、その後は 26,000～39,000t 程度で推移している。八代海のノリ収穫量は 2002 年までは、やや増加傾向がみられるが、2004 年からおよそ 2,000t 以下となっており、不作が続いている（図 3.9.16）。



注）1. 養殖生産量（魚類等）には、こんぶ、わかめ、ノリ及び真珠の生産量を含んでいない。
2. 熊本県の養殖生産量は 2010 年、2011 年は魚類のみ集計されており、2013 年は集計不可となっている。
3. 熊本県のノリ収穫量については、2012 年以降は集計不可となっているため収穫量（枚）に 0.036 を乗じて算出した。
4. 鹿児島県の養殖業生産量については、2013 年は集計不可となっているため、2012 年と同じ値を用いた。
5. 鹿児島県のノリ収穫量については、1975 年、1982 年、2004 年は集計不可となっているため収穫量（枚）に 0.033 を乗じて算出した。

図 3.9.16　八代海の漁業・養殖業生産量

（６）まとめ

ア）有明海・八代海等の固有種、希少種等

有明海・八代海等では、国内で両海域固有、又は国内で両海域のみを主な分布域とする種が確認されており、環境省レッドリスト（環境省，2015）に掲載されている種も複数みられている。ここではムツゴロウについて整理した。

ムツゴロウは、有明海全域の調査によると 1972 年には有明海湾奥部河口干潟を中心に 20 尾/100㎡を超える高い出現頻度であったが、1980 年代に出現がみられない海域が広がる等急減した。2003 年には佐賀県、福岡県及び熊本県海域で生息数の回復がみられる。佐賀県の調査によると、1988 年には六角川河口から太良町沿岸にかけて一部を除きムツゴロウがほとんど生息しない状況であったが、1990 年代に出現密度の緩やかな回復がみられ、2012 年の調査においては、50 尾/100㎡を超える地点が認められる等、佐賀県海域のほぼ全域で 10 尾/100㎡を超え、生息数が回復している。

イ）ベントス（底生生物）

ベントス（底生生物）は、水産有用種を含めた魚類等の餌となり、海域の生物生産を支える機能を持つだけでなく、その群集構造が底質を反映する一方、底質の攪拌機能、懸濁物の濾過等によって底質・水質環境に影響を与える可能性があることから、海域の環境を評価する指標となり得る。1970 年頃から現在にかけて継続的な調査は実施されていないものの、有明海湾奥東部及び湾奥西部の海域では 1989 年に実施した結果があることから、ベントスの変化の程度を考察するために、2000 年及び 2006 年との調査結果を比較した。また、各海域において継続的な調査結果がある 2005 年以降、有明海中央東部においては 1993 年以降の変化傾向を考察した。

なお、本報告のベントスは有用二枚貝も含むものである。

有明海湾奥部における 1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、全マクロベントス（小型の底生生物）の個体数は半分以下に減少しているとの報告がある。これは主にチヨノハナガイ等の二枚貝類の減少によるものであった。また、1989 年夏期と 2006 年夏期の調査においても、二枚貝類の減少により個体数は減少していたとの報告がある。

次に、有明海（11 地点）、八代海（10 地点）における 2005 年頃以降の経年的な変化傾向を整理した。

有明海では、種類数については、総種類数が 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、2 地点（有明海湾奥東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向、軟体動物門は 2 地点（有明海湾央部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾奥東部）で減少傾向、節足動物門は 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、4 地点（有明海湾奥湾奥部の一部、有明海湾奥東部、有明海中央東部、有明海湾口部の一部）で減少傾向がみられた。個体数については、総個体数は増減傾向がみられず、軟体動物門は 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、節足動物門は 3 地点（有明海湾奥東部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向がみら

れた。

八代海では、種類数については、総種類数が 2 地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は 1 地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。個体数については、総個体数は2地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は 1 地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。

ウ）有用二枚貝

有明海でのタイラギの漁獲は 1970～1998 年までは数年おきにピーク（最大 29,305t／1979 年）がみられたが、熊本県では 1980 年代から、長崎県では 1990 年代から、佐賀県・福岡県では 2000 年頃から漁獲量が減少し、2000 年以降は有明海全域でほとんど漁獲がない状態にまで低迷した。2009～2010 年にかけて、漁獲量の回復がみられた（最大 1,078t／2010 年）が、以降は再び低迷し、2012 年より休漁となっている。

サルボウの漁獲は、1970 年代初頭に 佐賀県沿岸を中心に高い漁獲量（最大 24,252t／1972 年）があったが、その後、へい死（原因は不明）が発生して漁獲量が減少した。へい死は 1985 年を境に収束し、1988～1997 年にかけて 1 万 t を超える漁獲（最大 17,299t／1994 年）がみられたが、1998 年以降、減少傾向となり、2006 年以降の漁獲量は 2,000～8,000t と変動幅も大きく、5,000t 以下の年が多い。

有明海におけるアサリの漁獲は、1974～1983 年をピーク（最大 90,386t／1983 年）に、その後減少し、1996 年以降 2,000t 前後で推移した。2003～2008 年にかけて有明海全域で資源が一時的に回復し、漁獲量も増加した（最大 9,655t／2006 年）が、2009 年以降漁獲量が減少している。

八代海におけるアサリは1985年に2,891tの漁獲量があった。その後変動幅は500～1,900t と大きいものの、1993～2000 年の間で 6 年ほど 1,000t を超える漁獲量がみられた。2008 年には 1,721t となったが、その後減少し、2012 年以降は 7t 以下で推移している。

エ）魚類

有明海の魚類漁獲量は、1987 年をピーク（13,000t 台）に減少傾向を示しており、2013 年の漁獲量は過去最低となる 2,791t となった。有明海の主要魚種の大半を占める底生種の漁獲量が減少している。

八代海の魚類漁獲量については、有明海ほどの減少傾向はみられていない。1982 年をピーク（19,000t 台）に変動を繰り返しながらも緩やかな減少傾向を示し、2003 年及び 2006 年には 9,000t 台まで落ち込んだ。しかし、それ以降は再び回復傾向にあり、2013 年の漁獲量は 18,000t を超えている。

オ）漁業・養殖業生産量

有明海の漁業・養殖業生産量（漁獲量とノリ収穫量（重量）の合計）は増減を繰

り返しながら推移している。有明海では海面漁業の漁獲量に占める貝類の割合が高い（1970 年代で約 79%、2004～2013 年で約 56%)。一方、有明海のノリ収穫量は、増減を繰り返しつつ増加傾向にあり、有明海の漁業生産量に占めるノリ収穫量の割合は 8 割以上(重量ベース)となっている(2013 年の漁業･養殖業生産量:186,669t、ノリ収穫量：164,710t)。

八代海の漁業・養殖業生産量（漁獲量、魚類養殖収穫量、ノリ収穫量の合計）は、1994 年頃までは増加傾向にあったが、その後は増減はあるものの、43,000～54,000t 程度で推移している。八代海の海面漁獲量は 2003 年頃まで減少が続いていたが、以降は増加傾向に転じている。養殖生産量（魚類等）は 1994 年までは増加していたが、その後は 26,000～39,000t 程度で推移している。八代海のノリ収穫量は 2002 年までは、やや増加傾向がみられるが、2004 年からおよそ 2,000t 以下となっており、不作が続いている。

参考文献

1) 竹垣 毅, 和田年史, 兼森雄一, 夏苅 豊 (2005)：有明海・八代海沿岸の河口干潟におけるムツゴロウの分布と生息密度.魚類学雑誌, 第 52 号, pp.9-16

2) Yoshino, K., Yamamoto, K., Hayami, Y., Hamada, T., Kasagi, T., Ueno, D. K. Ohgushi, (2007)：Benthic fauna of the inner part of Ariake Bay: long-term changes in several ecological parameters. Plankton and Benthos Res, Vol.2, No.4, pp.198–212

（参考）まとめ

（１）汚濁負荷

有機物や栄養塩の海域への流入は、赤潮や貧酸素水塊発生等の要因となる可能性があることから、1965～2013 年度までの有明海・八代海への COD、T-N 及び T-P の汚濁負荷量を算定し、経年変化について整理した。

家庭（生活系）、事業場（産業系）、家畜（畜産系）、山林、田畑等（自然系）といった各発生源から排出される排出負荷量を算定した。有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P は、1975～1985 年度頃が高く、徐々に減少している。八代海の T-N については、長期的な変化傾向はみられない。

陸域からの流入負荷量について、河川等を通じて有明海及び八代海に流入する負荷量を算定した。有明海の COD、T-N 及び T-P、八代海の COD 及び T-P の流入負荷量は、相対的に 1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである。

陸域からの流入負荷量に加え、直接負荷量（降雨、ノリ養殖（酸処理剤及び施肥）、魚類養殖、底質からの溶出）を含めた有明海・八代海への汚濁負荷量を算定した。

有明海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後減少し、1990 年代後半からは概ね横ばいである。

- 陸域からの流入負荷量が COD、T-N では全体の 80～90％以上を占め、T-P では全体の 70～90％程度を占める。
- 底質からの溶出量は、T-N では全体の 6～30％（最小値～最大値）、T-P では全体の 19％未満である。
- 降雨の負荷量は、COD では全体の 7～18％、T-N では全体の 2～7％、T-P では全体の 2～4％程度である。
- ノリ養殖の負荷量は、T-P では全体の 5.9％以下、T-N では 1.2％以下、魚類養殖の負荷（T-N、T-P）も全体の１％未満である。

八代海への直接負荷量を含めた汚濁負荷量については、COD は陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、1975～1980 年度頃に高く、その後は減少傾向にある。T-N 及び T-P は、2006、2009 年度頃が最大であり、2010 年度以降は 2006、2009 年度に比べやや少ない。

- 陸域からの流入負荷量が、COD では全体の 65～90％程度、T-N では全体の 35～70％程度、T-P では全体の 14～67％程度を占める。
- 底質からの溶出量は、T-N では全体の 9～32％程度（最小値～最大値）、T-P では全体の 17～55％程度（最小値～最大値）である。
- 降雨の負荷量は、COD では全体の 13～34％程度、T-N では全体の 5～15％程度、T-P で 2～6％程度である。

・魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31%程度、T-P では全体の 34～48%程度を占め、陸域からの流入負荷とともに大きな負荷源となっている。

（２）河川からの土砂流入

河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の細粒化の要因となる可能性があることから、有明海・八代海に流入する代表的な河川についてその流況と海域に流入する土砂量に関する情報を整理した。海域に流入する土砂量について経年的な実測データが無いことから、流入土砂量に関連する砂利採取等の量や河床変動等について経年変化を整理した。

河川の流況について、有明海の代表河川である筑後川をみると 1973～2014 年の平均年間総流量は 36.6 億 m^3（最大 66.3 億 m^3、最小 16.5 億 m^3）、八代海の代表河川である球磨川をみると 1970～2014 年の平均年間総流量は 38.6 億 m^3（最大 78.3 億 m^3、最小 15.7 億 m^3）である。それらは降水量に応じて変化しているが、両河川とも年間総流量の変化に単調な増減傾向は認められない。

筑後川の河床は、1970（昭和 45）年以降では、砂利採取やダム堆砂により約 1,200 万 m^3 分の低下がみられた。1953（昭和 28）年からの河床変動をみると、砂利採取によって下流側河道が緩やかな勾配となり、筑後川から海域への土砂流入が減少（河川の土砂運搬能力が低下）した可能性が推定される。

六角川（牛津川）では、データのある 1977（昭和 52）年以降では、順流区間及び感潮区間とも河床は概ね安定している。

緑川における 1970（昭和 45）～2003（平成 15）年の間の砂利採取量とダム堆砂量は合計 700 万 m^3 であり、球磨川における 2000（平成 12）年までの砂利採取量とダム堆砂量の累計については合計 700 万 m^3 に達するとの報告がある。砂利採取等による河床の低下は、菊池川、緑川、球磨川でもみられたが、砂利採取の減少等により平成以降では概ね安定している。

さらに、代表的な河川である筑後川について、河川を通じた陸域から海域への土砂流入の変化及びその要因について考察した。

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、約 3,400 万 m^3 の河床低下が生じたと推定されている。1950 年代後半から 1970 年代前半の砂利採取等によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、土砂の持ち出し以降、筑後川から海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。

1970 年代以降、砂利採取量は減少し、2000 年代以降では年間 1 万 m^3 程度となっている。また、2000（平成 12）～2008（平成 20）年の筑後川流域全体の土砂収支計算によれば、年間 12.5 万 m^3 の土砂が有明海へ流入していると推計されているが、過去の土砂収支は推計されていない。

（３）潮汐・潮流

海水面積の減少、平均潮位の上昇ならびに潮汐振幅の減少は、潮流流速の減少につながる。

以下に示すとおり、潮汐・潮流の長期変化の主な要因としては月昇交点位置変化による影響が大きい。それ以外の変化については、1)干拓・埋立て等による海水面積の減少並びに地形の変化、2)平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少等様々な要因が複合的に作用することから、実際の潮汐・潮流の変化に各種要因の影響の程度は明らかとなっていない。

［潮位の変動］

有明海では１日２回の満潮と干潮を迎える際の潮位差が大きく、潮位差は湾口部から湾奥部に向かって増大し、湾奥部では大潮期には最大約 6m に達する。年平均潮位差は湾奥部ほど大きく、例えば、湾奥部に位置する大浦の年平均潮位差は 1979 年頃（潮位差約 345cm）と 1995 年頃（同 337cm）に極大、1988 年頃（同 325cm）に極小をもつ変動（1979 年頃の極大と 1988 年頃の極小の差は 20cm 強、1988 年頃の極小と 1995 年頃の極大の差は約 12cm）が観測され、1979 年頃と 1995 年頃の極大時を比較すると年平均潮位差が約 9cm 減少していた。

年平均潮位差の極大時と極小時の値の差（上述の 20cm 強、約 12cm の差）には、月の軌道の昇交点の 18.6 年周期の変化（月昇交点位置変化）が最も大きな影響を及ぼしている。有明海で最も大きな分潮成分である M_2 分潮振幅の変動に関する知見によると、月昇交点位置変化の影響を除いた M_2 分潮振幅は、1970 年代から現在までの過去 40 年間で減少しており、これが上述の極大年（1979 年頃、1995 年頃）における年平均潮位差の減少の主な要因と考えられる。

なお、M_2 潮汐振幅の長期変化の要因については、1)有明海内の海水面積の減少（内部効果）、2)平均潮位の上昇（外部効果）、3)外洋潮汐振幅の減少（外部効果）等が挙げられているが、その影響度合いに関する見解は異なっている。

平均潮位は、1970 年以降、有明海及び外洋で上昇傾向が観測されており、八代海においても、データのある 1980 年以降、有明海と同様に平均潮位の上昇が観測されている。

［潮流の変化］

有明海の潮流に影響を及ぼす要因としては、1)干拓・埋立て等による海水面積の減少並びに地形の変化、2)平均潮位の上昇、3)外洋の潮汐振幅の減少が挙げられる。これは、潮汐振幅に与える影響要因と同様であり、流体力学の基本原理である連続条件（体積保存則）から、潮汐振幅が減少すると潮流流速が減少していなければならないことに起因する。

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 1970 年頃をピークに減少）がなされてきた。

前述のとおり、外洋の平均潮位の上昇に伴って、有明海の内湾でも平均潮位の上昇がみられ、外洋の M_2 分潮振幅も内湾と同様に過去 40 年間で減少がみられる。

干拓による潮流流速への影響については、諫早湾から島原半島沿岸での流速の低下を示す次のようなモニタリング又はシミュレーションによる観測結果や研究報告の知見がある。

・諫早湾内の潮流調査の実測結果（1989（平成元）年及び 1998（平成 10）～2004（平成 16）年）から、諫早湾の湾奥部、湾央部及び湾口部では堤防締切り後に潮流流速が低下する傾向がみられた。
・島原半島沿岸部の観測結果（1993 年と 2003 年)から、潮流流速は約 21～27%減少した。(ただし、これについては流れの分布の変化が影響した可能性も無視できない。)
・数値シミュレーションによると、潮流への諫早湾干拓事業の影響は諫早湾から島原半島沿いに限られ、有明海湾奥部に関しては諫早湾干拓事業による湾奥部の流速の変化は月の昇交点運動による潮汐振幅の変動の影響に比べて非常に小さい。

熊本港建設による影響については、数値シミュレーションの結果、港の周辺で 20～30cm/s の潮流流速の変化があり、潮位差への影響は港の周辺で±2cm 程度との報告がある。

ノリ養殖施設の影響については、有明海湾奥部における潮流流速の観測から、早津江川河口沖では養殖期に平均で流速が約 23%弱まるとの報告がある。なお、ノリ網の柵数については 1960 年代に急増したのち、1970 年以降は減少傾向にある。

平均流については、有明海では河川水の流入量の変動や風の影響が大きい。湾奥部では、全体として反時計回りの環流がみられ、夏期を中心に上層で流出、下層で流入のエスチュアリー循環（密度流）が発達し、上層では湾奥部から湾口部、下層では湾口部から湾奥部への流れとなっている。風による影響については、吹送流に関する既存の報告では、検討の対象期間によって、その影響の程度が異なる場合がある。

平均流は、地形等の場所毎の条件に加え、河川水の流入、水温、風等の変動の影響を受けるため、長期的な変化とその要因を単純に評価することはできない。

八代海については、1970 年頃以降の潮流・平均流の経年的な変化を示す実測データは無かった。

（４）水質

1970 年頃から現在までの水質環境基準達成率（COD、全窒素及び全燐）の推移及び水質（公共用水域水質測定等）の主な経年変化については以下のとおりである。

［有明海］

・COD（上層）については、水質環境基準達成率は 1974 年度以降 80％以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 93％である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.8～3.5mg/L であり、1974 年度から 2013 年度にかけて、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海諫早湾）で減少傾向、1 地点（有明海湾奥奥部の一部）で増加傾向がみられる。

・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）の水質環境基準達成率は低く、2006 年度以降は全て 40％である。

全窒素（T-N）（上層）については、水質環境基準達成率は 2007 年度以降 80％以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 100％である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.2～0.7mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（有明海湾奥奥部の一部）で減少傾向、1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向がみられる。

全燐（T-P）（上層）については、水質環境基準達成率は 2006 年度以降 40％で推移しており、直近年の 2014 年度も 40％である。12 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.02～0.18mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾口部）で増加傾向、1 地点（有明海湾奥奥部の一部）でやや増加傾向、1 地点（有明海湾奥東部）で減少傾向がみられる。

・水温（上層）については、12 地点における直近 5 年間の年平均値は 17.5～20.0℃であり、1978 年度から 2013 年度にかけて、4 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海中央東部）で上昇傾向、1 地点（有明海湾口部の一部）でやや低下傾向がみられる。

・塩分（上層）については、10 地点における直近 5 年間の年平均値は 25.0～34.3 であり、3 地点（有明海湾奥奥部の一部）でやや上昇傾向がみられる。

・SS（上層）については、7 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.0～82.8mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、3 地点（有明海湾奥奥部の一部及び有明海湾奥東部）で減少傾向がみられる。

・透明度については、11 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.4～9.4m であり、1970 年度から 2014 年度にかけて、1 地点（有明海中央東部の一部）で上昇傾向がみられ、6 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）でやや上昇傾向がみられる。

［八代海］

・COD（上層）については、水質環境基準達成率は 1996 年度までは 100％の年もあったが、それ以降は 60～90％で推移しており、直近年の 2014 年度は 86％である。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.9～2.8mg/L であり、1974 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾口東部）でやや増加傾向がみられる。

・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）の水質環境基準達成率は、2010 年度以降 75～100％で推移しており、直近年の 2014 年度は 100％である。
全窒素(T-N)(上層)については、水質環境基準達成率は 2003 年度以降全て 100％である。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.1～0.5mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾口東部）で減少傾向がみられる。
全燐（T-P）（上層）については、水質環境基準達成率は 2010 年度以降 75%以上で推移しており、直近年の 2014 年度は 100％である。3 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.01～0.07mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（八代海湾奥部）で増加傾向がみられる。
・水温（上層）については、3 地点における直近 5 年間の年平均値は 18.7～21.5℃であり、1978 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（八代海湾奥部及び球磨川河口部）で上昇傾向がみられる。
・塩分（上層）については、3 地点における直近 5 年間の年平均値は 27.1～33.2 であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、全点で有意な変化傾向はみられない。
・SS（上層）については、1 地点における直近 5 年間の年平均値は 3.1～37.6mg/L であり、1980 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・透明度については、3 地点におけるの直近 5 年間の年平均値は 0.9～13.1m であり、1979 年度から 2014 年度にかけて、3 地点のうち 1 地点（球磨川河口部）で増加傾向、1 地点（八代海湾奥部）で減少傾向がみられる。鹿児島県の 1 地点（八代海湾口東部）では、透明度が 7.5～13.3m と高いものの年変動が大きかった。

［橘湾］
・COD（上層）については、水質環境基準達成率 30～100%で推移しているが、ここ数年は 100％となっている。6 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.0～1.9mg/L であり、1975 年度から 2013 年度にかけて、2 地点（有喜漁港と加津佐漁港）で増加傾向、1 地点（小浜港）でやや増加傾向、1 地点（茂木港）でやや減少傾向がみられる。
・全窒素（T-N）及び全燐（T-P）については、類型指定はされていない。
・水温（上層）については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 17.6～20.8℃であり、1981 年度から 2013 年度にかけて、1 地点（為石漁港）で上昇傾向がみられる。
・塩分（上層）については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 30.7～34.3 であり、2003 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・透明度については、6 地点における直近 5 年間の年平均値は 3.2～10.5m であり、1981 年度から 2013 年度にかけて、加津佐港以外の 5 地点で上昇傾向がみられる。

［牛深町周辺の海面］

・COD（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 1.3～1.5mg/L であり、1998 年度から 2013 年度にかけて、全 2 地点で増加傾向がみられる。
・全窒素（T-N）（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.1～0.2mg/L であり、1999 年度から 2013 年度にかけて、1 地点で減少傾向がみられる。
・全燐（T-P）（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 0.02mg/L であり、1999 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・水温（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 19.6～21.8℃であり、1979 年度から 2013 年度にかけて、1 地点で上昇傾向がみられる。
・塩分（上層）については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 32.8～33.8 であり、2000 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。
・透明度については、2 地点における直近 5 年間の年平均値は 9.7～15.5m であり、1979 年度から 2013 年度にかけて、有意な変化傾向はみられない。

（５）底質

有明海の底質は、湾奥西部及び中央東部の底質は主に泥あるいは砂まじり泥で含泥率が高く、湾口部では砂若しくは泥まじり砂が広がっている。また、大浦沖・諫早湾口部では泥が、熊本沖の潮目では、硫化水素臭を伴う泥が堆積している。

有明海について、経年データのある 2001 年頃以降の調査結果から底質の変動傾向（10 年間で 10%以上の変化）を整理したところ、11 地点のうち、T-N は 2 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、COD は 4 地点（有明海湾奥奥部の一部、有明海湾奥西部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、強熱減量は 1 地点（有明海湾央部）で減少傾向、T-S は 3 地点（有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（有明海中央東部）で増加傾向、1 地点（有明海湾央部）で減少傾向を示し、T-P では増減傾向はみられなかった。

ノリ酸処理及び施肥の影響については、酸処理剤の底質中のモニタリング調査結果によれば、ノリ漁場の底質から有機酸はほとんど検出されなかった。酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は少ないと思われる。ただし、酸処理や施肥により負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しいことから、今後の調査・研究が必要である。また、環境中への負荷が増加すると有機物や硫化物の増加につながる可能性があることから、海域で使用される酸処理剤等に由来する有機酸量や栄養塩量等の継続的なチェックを適切に実施することも重要である。

八代海の底質は、主に泥が湾奥部、日奈久以南の湾東部及び天草上島東部に分布し、南部では細粒砂、南端の瀬戸付近では中粒砂より粗い砂が分布する。

八代海について、経年データのある 2001 年頃以降の調査結果から底質の変動傾向を整理したところ、10 地点のうち、T-N は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、T-P は 2 地点（八代海湾央部）で減少傾向、COD は 7 地点（八代海湾奥部、球磨川河口部、八代海湾奥部の一部、八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で増加傾向、強熱減量は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、粘土・シルト含有率は 1 地点（八代海湾奥部の一部）で増加傾向、1 地点（八代海湾口東部）で減少傾向を示し、T-S では増減傾向はみられなかった。

（６）貧酸素水塊

有明海における主要な貧酸素水塊は、夏期に有明海湾奥部と諫早湾の 2 ヶ所で別々に発生する。鉛直的には、貧酸素水塊は密度躍層よりも下層に形成され、有明海湾奥部では浅海域で特に溶存酸素量が低下する。さらに、有明海湾奥部及び諫早湾の貧酸素水塊は潮汐混合の影響を強く受けており、潮流が弱い小潮時に発達しやすく、潮流が強い大潮時には緩和あるいは解消することが多い。

有明海及び八代海での底層溶存酸素量の状況について示した。

（底層溶存酸素量については、2016 年 3 月に生活環境項目環境基準に追加（類型：基準値　生物 1：4.0mg/L、生物 2：3.0mg/L、生物 3：2.0mg/L）されており、今後、海域毎の類型指定の検討が進められることになる）

浅海定線調査（大潮満潮時に観測）に基づいた有明海における底層溶存酸素量の年間最低値は、データのある 1972 年以降、福岡県・佐賀県の 6 地点のうち佐賀県の 2 地点（有明海湾奥西部及び有明海湾央部）で低下傾向がみられ、その他の地点は横ばい傾向であった。しかしながら、佐賀県 1 地点（有明海湾奥西部）では、有明海湾奥奥部及び有明海湾奥東部の地点と比べ、最近 10 年間（2005～2014 年）で 2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数（各 4 回、9 回）が多く、また、1972～1984 年と比べても、2.0mg/L 又は 3.0mg/L を下回る回数が多くなっている。

2004 年から実施されている有明海湾奥部における底層溶存酸素量の連続観測の結果（大潮・小潮を含めて連続的に計測）によると、濃度低下の程度や継続期間には年による違いがあるものの、データのある 2004 年から 2015 年までの 12 年のうち、全ての年で日平均値の最低値が 3.0mg/L を下回っており、うち 11 年については 2.0mg/L を下回っている。また、諫早湾で実施されている底層溶存酸素量の連続観測結果（2006～2014 年）によると、全ての年で日平均値の最低値が 2.0mg/L を下回っている。

底層溶存酸素量の日平均値が 2.0mg/L 未満又は 3.0mg/L 未満の日数は、2006 年

で最も多く（各地点の平均で各 37 日、55 日）、2009 年で少なく（同じく各 3 日、16 日）なっており、有意な変化傾向はみられなかった。

八代海では、八代海中部において観測データがある 1989 年以降で 3.0mg/L 以下の溶存酸素量が 4 回観測、2.0mg/L 以下の溶存酸素量が 1 回観測されている。

（７）藻場･干潟等

藻場・干潟は、水質浄化や生物多様性の維持等多様な機能を有し、良好な水環境を維持する上で重要な役割を果たしている。

有明海では､データとして把握できる範囲においては､藻場は 1978 年度から 1989～1991 年度の間に、2,066ha から 1,640ha（20.6%減)、干潟は 1978 年度から 1997 年度の間に、22,070ha から 18,841ha（14.6%減、諫早干拓により減少した 1,550ha を含む。）に、各々減少した。有明海では江戸時代以前から干拓が続けられており、これまでに全体で 26,000ha を超える面積の干拓が行われてきたが、その干拓速度は昭和 40～50 年代（1965～1984 年）に大きく増加した。

八代海の藻場は 1978 年度から 1989～1991 年度の間に、1,358ha から 1,339ha（1.4%減)、干潟は 1978 年度から 1996～1997 年度の間に、4,604ha から 4,083ha（11.3%減）に、各々減少した。

1998 年以降については藻場・干潟の分布状況等のデータがない。

これまでの状況を踏まえ、藻場・干潟の保全・再生の取組及び調査・研究が行われている。

日本の沿岸には有明海、八代海等を含め、毎年、多くのごみが生物の生息環境を含めた沿岸域に漂着しており、有明海、八代海等においても、国、地方公共団体、関係者が連携し、流木等の海洋ごみの回収・処理等が行われている。

（８）赤潮

有明海における赤潮の年間発生件数（1984～2015 年）は、1998 年頃から増加傾向がみられ、2000 年代の発生件数（約 36 件/年）は 1980 年代（約 15 件/年）の概ね 2 倍程度となっている。なお、赤潮発生は原則として海域における着色現象を集計したものであるが、1998～2000 年以降は、着色を伴わないものであっても被害（特にノリの色落ち被害）に応じて赤潮発生として扱われるため、過去と比較する場合、同じ微細藻類の出現状況であっても発生件数が多く計上されている可能性があることに留意する必要がある。汚濁負荷量と赤潮発生件数とを比較すると、両者の増減傾向との間に長期的な連動性はみられない。また、原因プランクトン別にみると、珪藻による赤潮発生頻度が高く、渦鞭毛藻やラフィド藻がこれに続く。ラフィド藻の割合が増加しているものの、構成種の大きな変化はみられない。

八代海における赤潮の年間発生件数（1978～2015 年）は、1998～2000 年頃から増加しており、1970～1980 年代（約 8 件/年）と比較して 2000 年代の赤潮発生件数（約 17 件/年）は概ね 2 倍程度となっている。汚濁負荷量及び赤潮発生件数とも 1998 年以前に比べて 2 倍程度と高い状態が続いており、負荷量増加と赤潮発生件数との関連性について留意が必要である。原因プランクトン別にみると、渦鞭毛藻やラフィド藻の割合は６割程度と大きく変化しておらず、1991～1995 年に珪藻の割合が一時的に低下したものの、長期的に種類組成の変動はみられない。ただし、2015 年には *Karenia mikimotoi*（渦鞭毛藻類）による規模の大きな赤潮が発生した。

橘湾における赤潮の年間発生件数は原因プランクトン別にみると、渦鞭毛藻が主体となっている。

有明海・八代海等で発生する赤潮の種類と特徴は次のとおりである。

・小型珪藻は年中赤潮を形成するが、ノリ漁期に赤潮を形成すると、色落ちを引き起こす場合がある。
・大型珪藻による赤潮は秋期～冬期に発生し、ノリの色落ちによりノリ養殖業に大きな漁業被害を与える。
・ラフィド藻による赤潮は夏期に発生し、魚介類へ被害を与える。
・渦鞭毛藻による赤潮は夏期に発生し、水産生物の大量死を引き起こし大きな漁業被害を与える。

有明海における赤潮被害の年間発生件数は、1998～2003 年の間が他の年に比べ 2 倍程度多い傾向がみられた。原因プランクトン別にみると、年による変動が大きいものの、その多くが、珪藻によるノリの色落ち被害である。

八代海における赤潮被害の年間発生件数は、1988～1990 年及び 1998～2010 年に多く、原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻類）による被害件数が多く、養殖魚（ブリ、トラフグ等）のへい死により特に大きな被害が発生している。

橘湾における赤潮被害の年間発生件数は、調査期間を通じて少なく、有明海や八代海の発生件数の 1/5～1/10 程度であり、長期的な発生件数の増減傾向はほとんどみられない。原因プランクトン別にみると、*Chattonella* 属（ラフィド藻）と *Cochlodinium polykrikoides*（渦鞭毛藻類）による被害件数が多く、養殖魚（ブリ、マダイ、トラフグ等）のへい死により大きな被害が発生している。

（9）生物

ア）有明海・八代海等の固有種、希少種等

有明海・八代海等では、国内で両海域固有、又は国内で両海域のみを主な分布域とする種が確認されており、環境省レッドリスト（環境省，2015）に掲載されている種も複数みられている。ここではムツゴロウについて整理した。

ムツゴロウは、有明海全域の調査によると 1972 年には有明海湾奥部河口干潟を中心に 20 尾/100㎡を超える高い出現頻度であったが、1980 年代に出現がみられない海域が広がる等急減した。2003 年には佐賀県、福岡県及び熊本県海域で生息数の回復がみられる。佐賀県の調査によると、1988 年には六角川河口から太良町沿岸にかけて一部を除きムツゴロウがほとんど生息しない状況であったが、1990 年代に出現密度の緩やかな回復がみられ、2012 年の調査においては、50 尾/100㎡を超える地点が認められる等、佐賀県海域のほぼ全域で 10 尾/100㎡を超え、生息数が回復している。

イ）ベントス（底生生物）

ベントス（底生生物）は、水産有用種を含めた魚類等の餌となり、海域の生物生産を支える機能を持つだけでなく、その群集構造が底質を反映する一方、底質の攪拌機能、懸濁物の濾過等によって底質・水質環境に影響を与える可能性があることから、海域の環境を評価する指標となり得る。1970 年頃から現在にかけて継続的な調査は実施されていないものの、有明海湾奥東部及び湾奥西部の海域では 1989 年に実施した結果があることから、ベントスの変化の程度を考察するために、2000 年及び 2006 年との調査結果を比較した。また、各海域において継続的な調査結果がある 2005 年以降、有明海中央東部においては 1993 年以降の変化傾向を考察した。

なお、本報告のベントスは有用二枚貝も含むものである。

有明海湾奥部における 1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、全マクロベントス（小型の底生生物）の個体数は半分以下に減少しているとの報告がある。これは主にチヨノハナガイ等の二枚貝類の減少によるものであった。また、1989 年夏期と 2006 年夏期の調査においても、二枚貝類の減少により個体数は減少していたとの報告がある。

次に、有明海（11 地点）、八代海（10 地点）における 2005 年頃以降の経年的な変化傾向を整理した。

有明海では、種類数については、総種類数が 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、2 地点（有明海湾奥東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向、軟体動物門は 2 地点（有明海湾央部及び有明海湾口部の一部）で増加傾向、1 地点（有明海湾奥東部）で減少傾向、節足動物門は 1 地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、4 地点（有明海湾奥湾奥部の一部、有明海湾奥東部、有明海中央東部、有明海湾口部の一部）で減少傾向がみられた。個体数については、総個体数は増減傾向がみら

れず、軟体動物門は1地点（有明海湾口部の一部）で増加傾向、節足動物門は3地点（有明海湾奥東部、有明海中央東部及び有明海湾口部の一部）で減少傾向がみられた。

八代海では、種類数については、総種類数が2地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は1地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。個体数については、総個体数は2地点（八代海湾口東部の一部及び八代海湾口西部の一部）で減少傾向、節足動物門は1地点（八代海湾口西部の一部）で減少傾向がみられ、軟体動物門は増減傾向がみられなかった。

ウ）有用二枚貝

有明海でのタイラギの漁獲は 1970～1998 年までは数年おきにピーク（最大29,305t／1979年）がみられたが、熊本県では1980年代から、長崎県では1990年代から、佐賀県・福岡県では2000年頃から漁獲量が減少し、2000年以降は有明海全域でほとんど漁獲がない状態にまで低迷した。2009～2010 年にかけて、漁獲量の回復がみられた（最大1,078t／2010年）が、以降は再び低迷し、2012年より休漁となっている。

サルボウの漁獲は、1970 年代初頭に 佐賀県沿岸を中心に高い漁獲量（最大24,252t／1972 年）があったが、その後、へい死（原因は不明）が発生して漁獲量が減少した。へい死は1985年を境に収束し、1988～1997年にかけて1万tを超える漁獲（最大17,299t／1994年）がみられたが、1998年以降、減少傾向となり、2006年以降の漁獲量は2,000～8,000tと変動幅も大きく、5,000t以下の年が多い。

有明海におけるアサリの漁獲は、1974～1983 年をピーク（最大 90,386t／1983年）に、その後減少し、1996年以降2,000t前後で推移した。2003～2008年にかけて有明海全域で資源が一時的に回復し、漁獲量も増加した（最大9,655t／2006年）が、2009年以降漁獲量が減少している。

八代海におけるアサリは 1985 年に 2,891t の漁獲量があった。その後変動幅は500～1,900tと大きいものの、1993～2000年の間で6年ほど1,000tを超える漁獲量がみられた。2008 年には1,721tとなったが、その後減少し、2012年以降は7t以下で推移している。

エ）魚類

有明海の魚類漁獲量は、1987年をピーク（13,000t台）に減少傾向を示しており、2013年の漁獲量は過去最低となる2,791tとなった。有明海の主要魚種の大半を占める底生種の漁獲量が減少している。

八代海の魚類漁獲量については、有明海ほどの減少傾向はみられていない。1982年をピーク（19,000t台）に変動を繰り返しながらも緩やかな減少傾向を示し、2003

年及び 2006 年には 9,000t 台まで落ち込んだ。しかし、それ以降は再び回復傾向にあり、2013 年の漁獲量は 18,000t を超えている。

オ）漁業･養殖業生産量

有明海の漁業・養殖業生産量（漁獲量とノリ収穫量（重量）の合計）は増減を繰り返しながら推移している。有明海では海面漁業の漁獲量に占める貝類の割合が高い（1970 年代で約 79%、2004～2013 年で約 56%）。一方、有明海のノリ収穫量は、増減を繰り返しつつ増加傾向にあり、有明海の漁業生産量に占めるノリ収穫量の割合は 8 割以上（重量ベース）となっている（2013 年の漁業･養殖業生産量:186,669t、ノリ収穫量：164,710t）。

八代海の漁業・養殖業生産量（漁獲量、魚類養殖収穫量、ノリ収穫量の合計）は、1994 年頃までは増加傾向にあったが、その後は増減はあるものの、43,000～54,000t 程度で推移している。八代海の海面漁獲量は 2003 年頃まで減少が続いていたが、以降は増加傾向に転じている。養殖生産量（魚類等）は 1994 年までは増加していたが、その後は 26,000～39,000t 程度で推移している。八代海のノリ収穫量は 2002 年までは、やや増加傾向がみられるが、2004 年からおよそ 2,000t 以下となっており、不作が続いている。

４章 問題点とその原因・要因の考察

1. 基本的な考え方と再生目標

（１）基本的な考え方

有明海及び八代海においては、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・要因を可能な限り的確に把握した上で、国や地方公共団体等の関係行政機関のみならず、有識者、教育・研究機関やＮＰＯ、漁業者、企業等の多様な主体が両海域の再生に取り組むことが望ましい。

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。

なお、今回の検討では、1970 年頃の有明海及び八代海の環境は生物・水産資源が豊かだったと言われることを踏まえ、基本として 1970 年頃から現在までの有明海、八代海等の変化及びその原因・要因を対象とする。

（２）有明海、八代海等の海域全体に係る再生目標（全体目標）

有明海及び八代海等を再生するための特別措置に関する法律（平成 14 年法律第 120 号）においては、有明海及び八代海等が、国民にとって貴重な自然環境及び水産資源の宝庫として、その恵沢を国民がひとしく享受し、後代の国民に継承すべきものであることに鑑み、海域の特性に応じた当該海域の環境の保全及び改善並びに当該海域における水産資源の回復等による漁業の振興に関し実施を促進する等特別の措置を講ずることにより、豊かな海として再生することを目的としており、この目的と前章で整理した環境等の変化も勘案して、有明海、八代海等の海域全体において目指すべき再生目標（全体目標）を次のとおりとする。

○希有な生態系、生物多様性及び水質浄化機能の保全・回復

有明海、八代海等は、他の海域ではみられない希有な生態系を有しており、高い生物多様性及び豊かな生物生産性を有している。広大な干潟や浅海域は、有明海、八代海等を特徴付ける生物種をはじめとする希有な生態系、生物多様性の基盤となるとともに、水質浄化機能を有している。このような生態系、生物多様性及び水質浄化機能を、後世に引き継ぐべき自然環境として保全・回復を図る。

○二枚貝等の生息環境の保全・回復と持続的な水産資源の確保

有明海、八代海等を水産資源の宝庫として後世に引き継ぐためには、海域環境の特性を踏まえた上で、底生生物の生息環境を保全・再生し、二枚貝等の生産性の回復をはじめとする底生生態系の再生を図り、ノリ養殖、二枚貝及び魚類等（養殖を含む）の多種多様な水産資源等の持続的・安定的な確保を図る。

これらの目標は、独立しているものではなく、希有な生態系、生物多様性の保全・再生、水産資源等の回復及び持続的かつ安定的な確保は、共に達成されるべきものである。

2.海域区分

（1）海域区分の意義

有明海、八代海等は様々な環境特性を持ち、生物の生息状況も異なることから、問題点とその原因・要因が海域毎に異なるものもあると考えられる。このため、有明海、八代海を環境特性により区分し、海域区分毎に問題点及びその原因・要因の考察を進めることによって、各海域の再生に係る適切な評価、再生方策を見出すことにつながることが期待できる。

（2）海域区分の方法

水質環境からみた場合として、クラスター解析等により海域をグループ化した（有明海：参考1の図 4.2.4、八代海：参考1の図 4.2.8)。その際、有明海及び八代海は河川水の影響を受けていると考えられることから、河川水の影響を加味するため、表層の水質データを用いるとともに、かつ、河川の影響の変動等の大きさも加味するため、長期間のデータを用いた。

底質からみた場合として、有明海及び八代海の全域において同一手法で調査されているケースのデータを用い、クラスター解析によりグループ化した（有明海：参考1の図 4.2.5、八代海：参考1の図 4.2.9)。

有明海については、生物の生息状況からみた場合として、生物のうち水産資源として重要な二枚貝類の代表であるタイラギ、サルボウ及びアサリの過去からの漁場としての利用状況やその他の生息可能域を勘案してグループ化した（参考1の図 4.2.6)。

このように3通りの方法で海域をグループ化したが、本報告において海域毎の再生方策を検討するに当たって、これらの観点を勘案して海域区分を統一した。

① 環境データをもとに各グループの特性を整理し、問題点と直接的な環境要因との関係に関する考察を行うためには、グループ分けをあまり細分化することは適当ではないこと

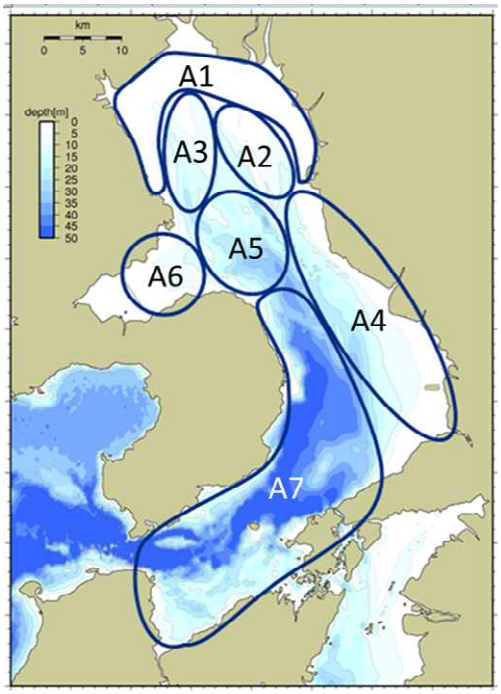
② 再生に向けた評価を行うため、水環境の特性を踏まえつつ、重要な生物の生息状況等を勘案すべきであること

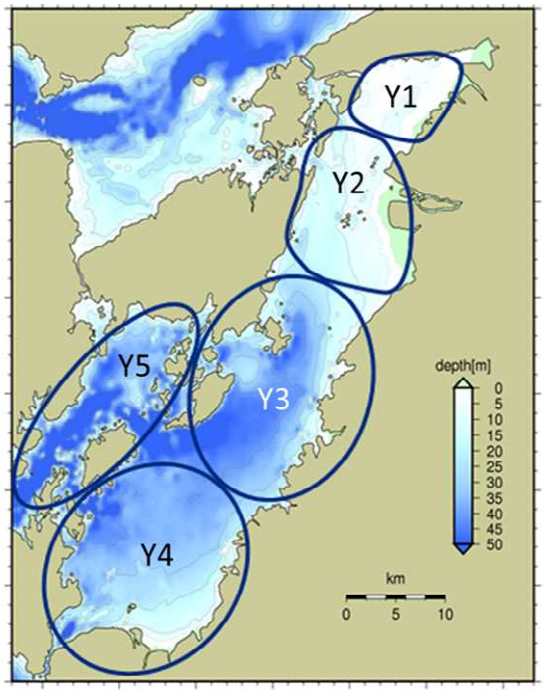
から、水質のクラスター解析によるグループ化を基本としつつ、重要な二枚貝の生息状況を勘案して一部線引きを修正した。

以上を踏まえ、最終的に図 4.2.1 と図 4.2.2 に示す海域区分に分けて問題点とその原因・要因を整理することとした。

（３）海域区分図

海域区分の検討結果を、図 4.2.1（有明海）及び図 4.2.2（八代海）に示す。





注）図中の有明海、八代海の青色の範囲は海域区分を示す。

Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 4.2.1　有明海の海域区分　　図 4.2.2　八代海の海域区分

なお、この海域区分は概ねの区分であり、海域毎に問題点及びその原因・要因の考察を進めることにより、各海域の再生に係る適切な評価、再生方策を見出すことにつながることを期待するものである。

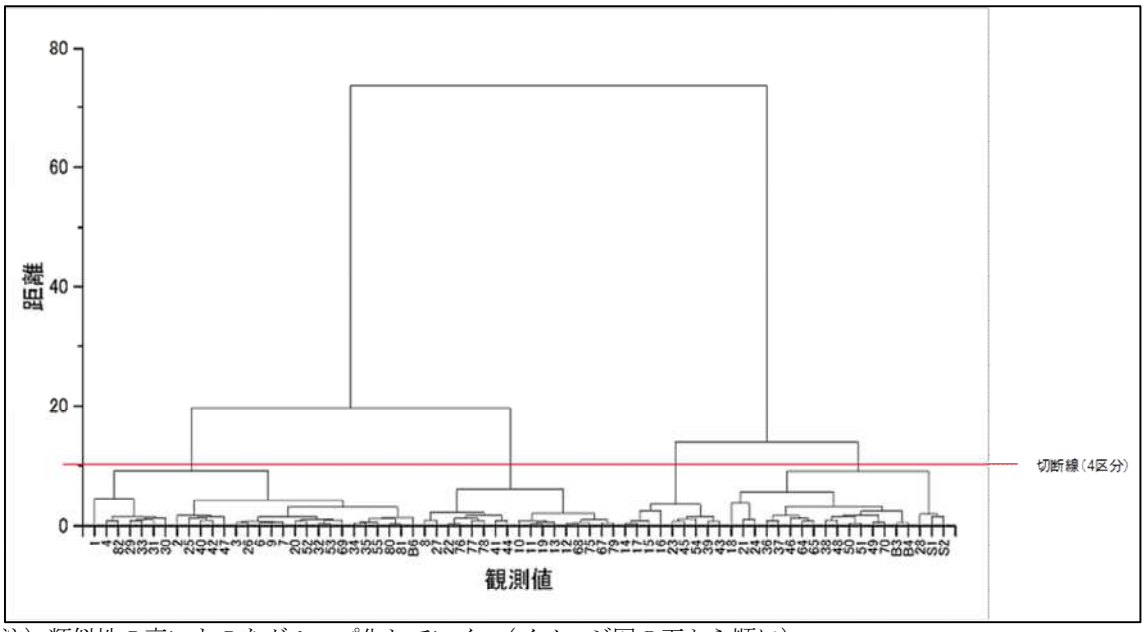
そのため、図中に線で囲った部分のすき間のエリアについては、どの海域区分にも属さないというわけではなく、また、厳密に区分することは本評価委員会の目的とは異なるものである。

（参考１）海域区分の基本的な考え方及び経緯について

ア）有明海

a）水質による海域区分

関係機関が様々な地点で実施した水質調査の結果を用い、クラスター解析[i)]を行った。



注）類似性の高いものをグループ化していく。（イメージ図の下から順に）

図 4.2.3 クラスター解析のイメージ

① 解析に用いたデータ（6項目）

調査機関	水質項目	調査期間
福岡県、佐賀県、長崎県、熊本県	・海面下 5m の水温、塩分、DO、DIN、PO_4-P ・透明度	1988 年 1 月　～ 2006 年 12 月

出典：福岡県，佐賀県，長崎県，熊本県「浅海定線調査結果」

② 解析の手順

ア　初めに、上記①のデータを用い、グループ数を 4 つとして解析を行った。

イ　次に、COD とクロロフィルとの関係を整理することにより、内部生産による COD 及び内部生産以外の COD(流入負荷及び海域 COD)を把握した。これにより、有明海湾奥部並びに緑川及び白川河口付近は、流入負荷の影響を大きく受けていることを確認した。また、湾口部は外洋の海域 COD の影響を受けていること、湾央部は流入負荷及び外洋のいずれの影響も受けにくい範囲であることも併せて確認した。

ウ　以上を総合的に加味し、海域を区分した。

---

i)　クラスター解析とは、異なる性質のものが混ざりあっている集団（対象）の中から互いに似たものを集めて集落（クラスター）を作り、集団を分類する方法（図 4.2.3）。

③　解析結果

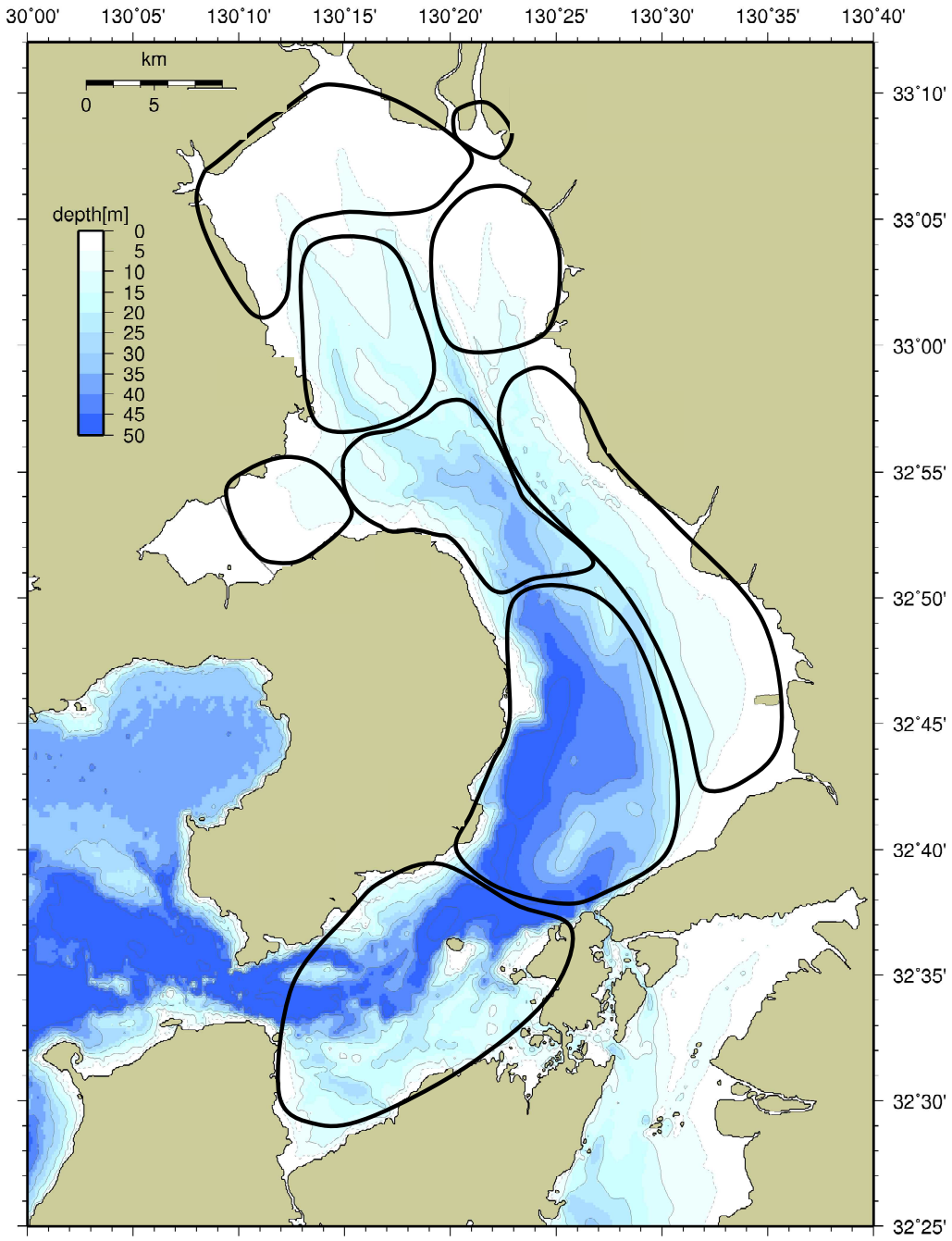


図 4.2.4　水質による海域区分

b) 底質による海域区分

関係機関が様々な地点で実施した底質調査の結果を用い、クラスター解析を行った。

①　解析に用いたデータ

調査機関	調査年	調査月	調査項目					
			含泥率	T-S	強熱減量	COD	全窒素	全りん
九州農政局※1（底質環境調査）	2004～2007	7～9月	○	○	○	○	○	○
九州農政局※2（底質環境調査）	2008～2013	7～9月	○	○	○			
九州農政局※3（環境モニタリング調査）	2007	7～9月	○	○	○	○	○	○
長崎県※4	2008	8月	○	○		○		
佐賀県※5	2009	7月	○		○	○		
	2005	10月	○		○			
熊本県※6	2009	8月	○	○	○	○		
	2011	7月	○	○	○	○		
九州大学※7	2006	7～9月	○					

出典：1.農林水産省九州農政局「平成16～19年度底質環境調査報告書」
2.農林水産省九州農政局「平成20～25年度底質環境調査報告書」
3.農林水産省九州農政局諫早湾干拓事務所（2008）「諫早湾干拓事業環境モニタリング結果のとりまとめ」
4.長崎県資料
5.佐賀県有明水産研究センター報告
6.熊本県資料
7.九州大学「科学技術振興調整費プロジェクト 有明海の生物生息空間の俯瞰的再生と実証試験」

②　解析の手順

ア　初めに、九州農政局が実施した「底質環境調査」及び「環境モニタリング調査」結果を用い、グループ数を4つとして解析を行った。

九州農政局の調査結果をベースデータとしたのは、他の機関が実施した調査と比較し、調査項目が6項目と最も多く、各地点間の類似性、非類似性の検討が行いやすいためである。

イ　次に、「底質環境調査」の結果と、それ以外のデータと共通で調査している底質項目を用いて、クラスター解析を行った。

ウ　アとイで得られたデータを重ね合せること等により、海域区分を設定した。

③　解析結果

解析結果を図 4.2.5 に示す。

グループ分けの数は 4 つとしたが、有明海においては、各グループがモザイク状に点在していることが分かった。

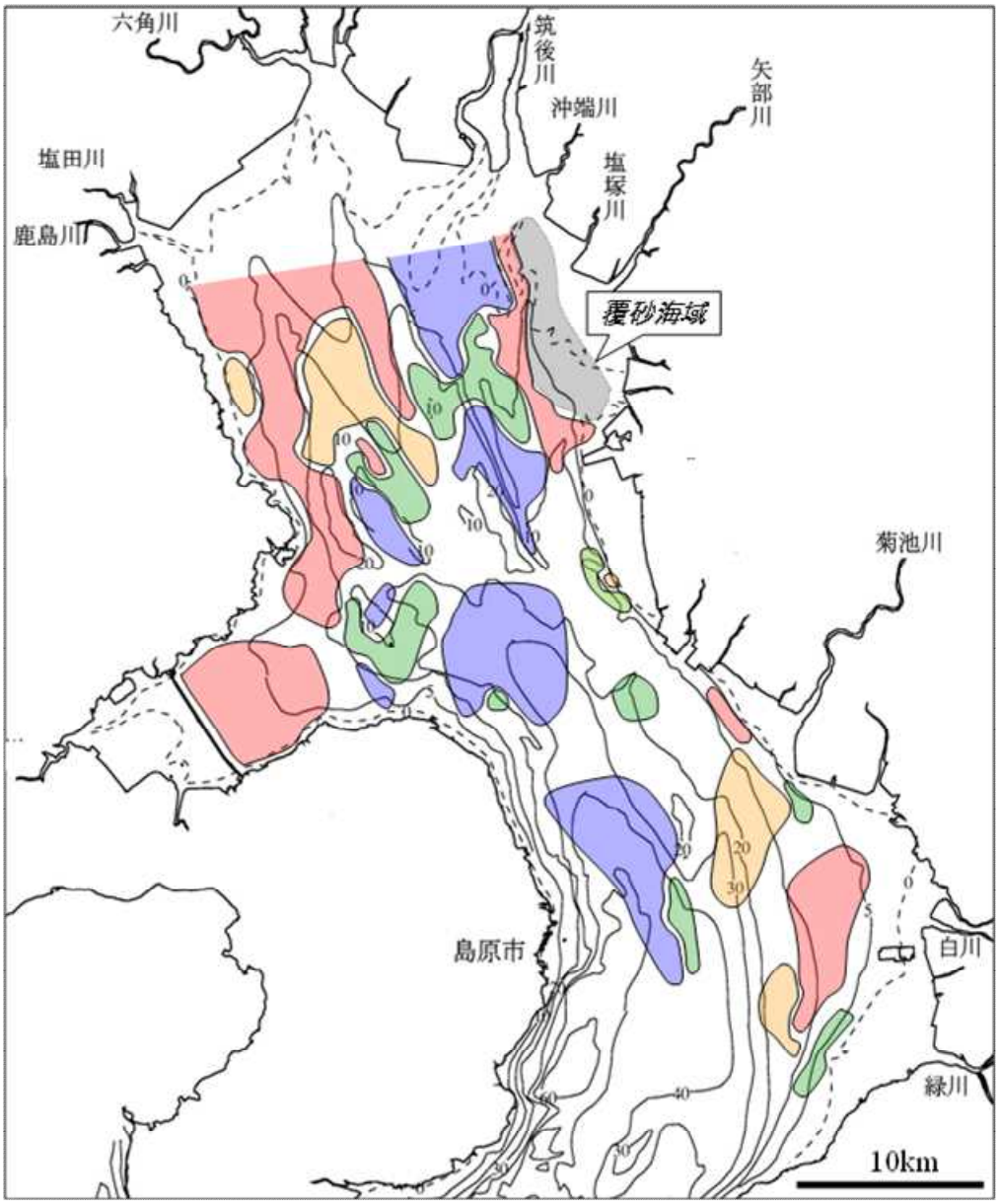


図 4.2.5　底質による海域区分

c）底生生物による海域区分

①　区分の方法

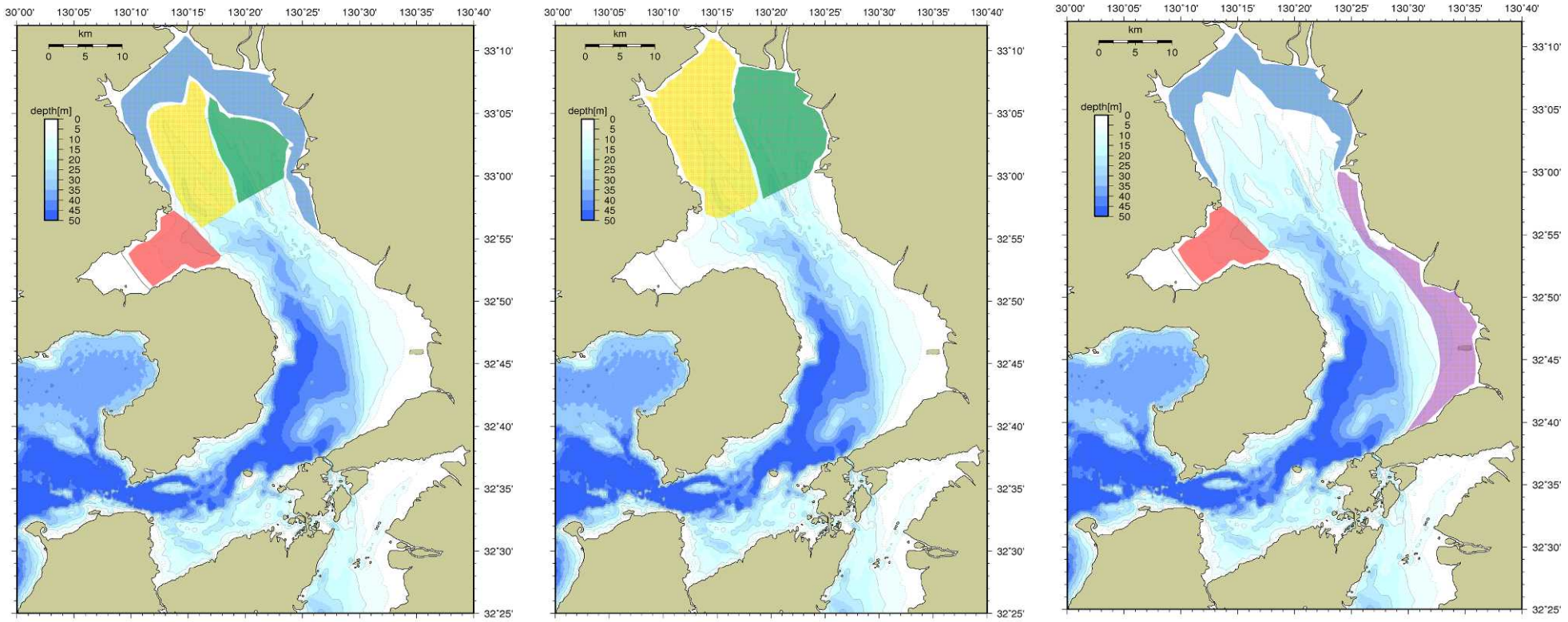
ア　初めに、有用二枚貝のうち、タイラギ、サルボウ、アサリについて、それぞれの二枚貝が生息する場所（1970 年以降、各二枚貝の生息が確認された主な海域）をマッピングした。

イ　次に、それぞれの二枚貝について、生息状況等により区分した。

②　区分の結果

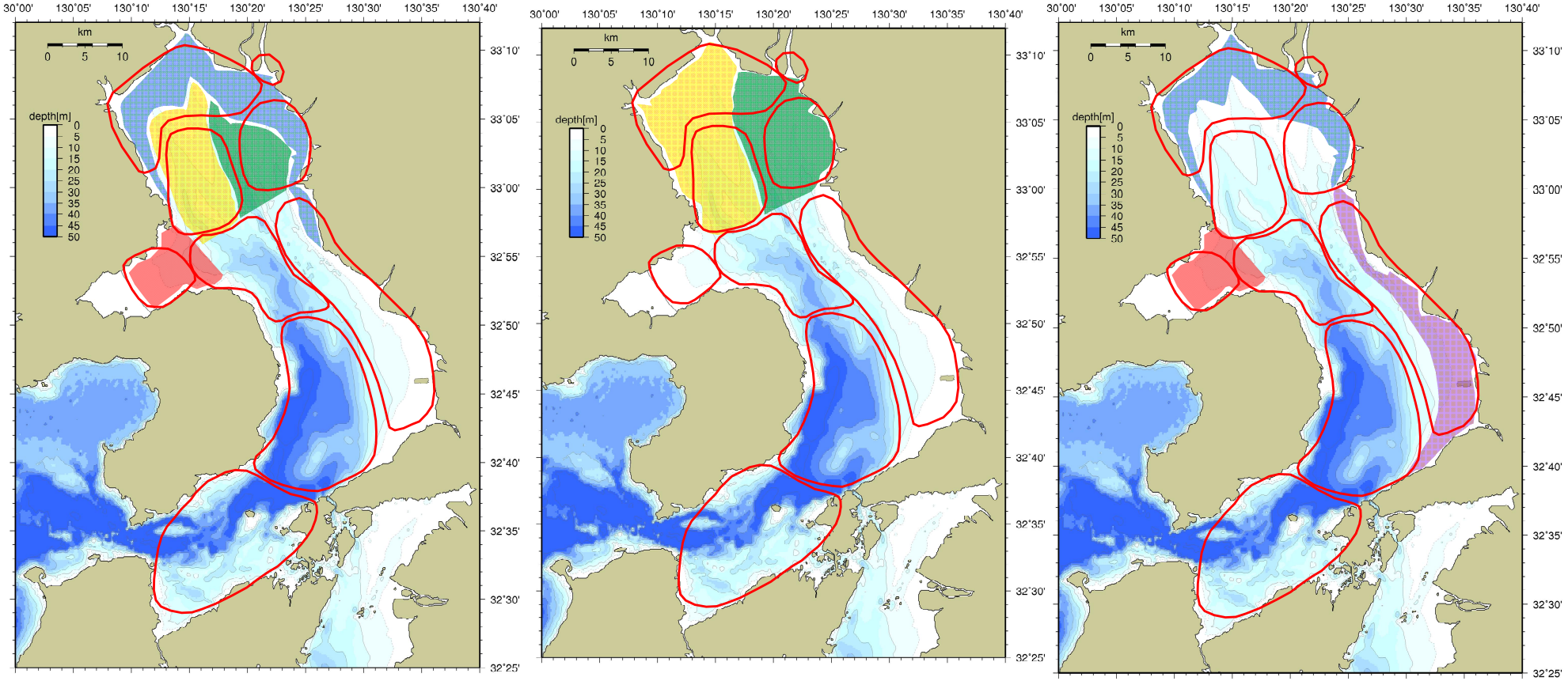
生物の生息状況からみた海域区分の結果を図 4.2.6 に示す。

また、水質環境特性からみた海域区分と重ね合わせたところ、概ね一致していることが確認された（図 4.2.7）。



(1)タイラギ　　(2)サルボウ　　(3)アサリ

図 4.2.6　生物の生息状況からみた海域区分（二枚貝類）



(1)タイラギ　　(2)サルボウ　　(3)アサリ

図 4.2.7　生物の生息状況からみた海域区分（二枚貝類）と水質環境特性からみた海域区分の関係

イ）八代海

八代海においても、有明海と同様にデータを整理し、クラスター解析を行った。水質及び底質のそれぞれの観点での解析結果を図 4.2.8 及び図 4.2.9 に示す。

a）水質による海域区分

① 解析に用いたデータ

調査機関	水質項目	調査期間
熊本県	・海面下 5m の水温、塩分、pH、DSi、DO、DIN、PO_4-P ・透明度	2004 年 12 月　～ 2012 年 3 月

出典：内湾調査結果「熊本県水産研究センター」

② 解析結果

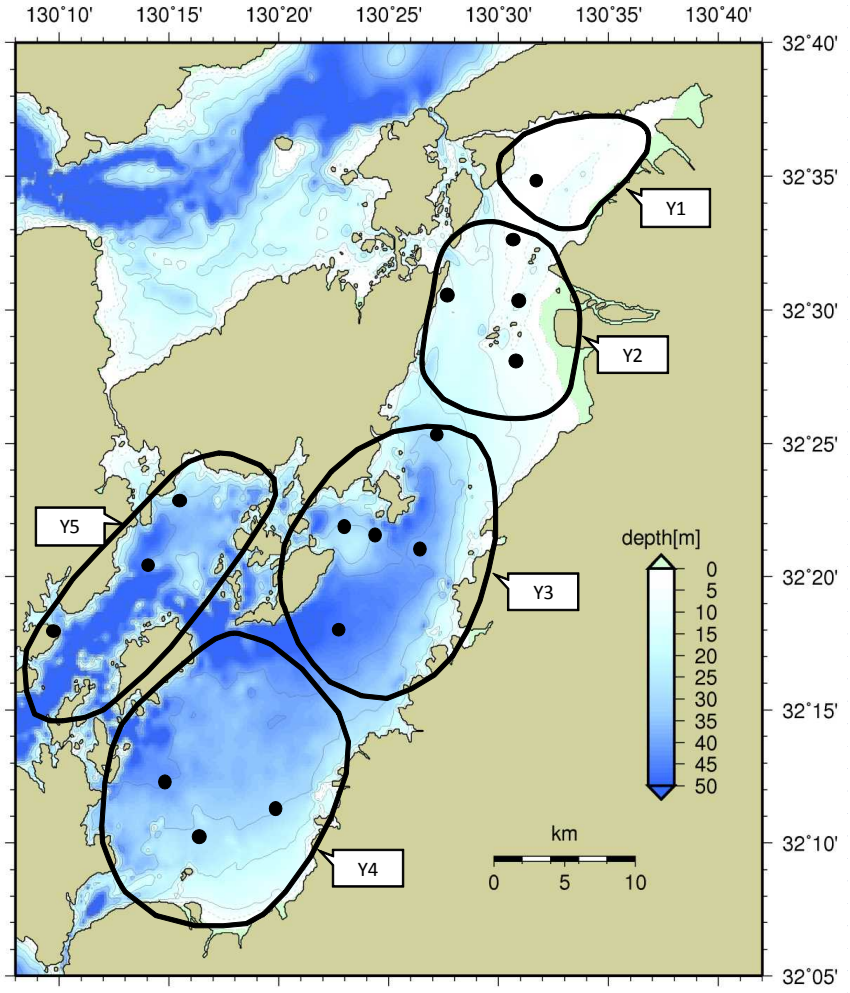


図 4.2.8　水質による海域区分

b) 底質による海域区分

① 解析に用いたデータ

調査機関	調査年	調査月	調査項目						
			含泥率	T-S	強熱減量	COD	全窒素	全りん	TOC
環境省※1	2012	2月	○	○	○	○	○	○	
国土交通省※2	2012	5月	○	○	○	○	○	○	○
熊本大学※3	2011	11月	○	○			○	○	○

出典：1.環境省「平成23年度 有明海懸濁物等長期変動把握調査業務」
2.国土交通省「平成24年度 環境整備船「海輝」年次報告書」
3.「熊本大学生物多様性のある八代海沿岸海域環境の俯瞰型再生研究プロジェクト」

② 解析結果

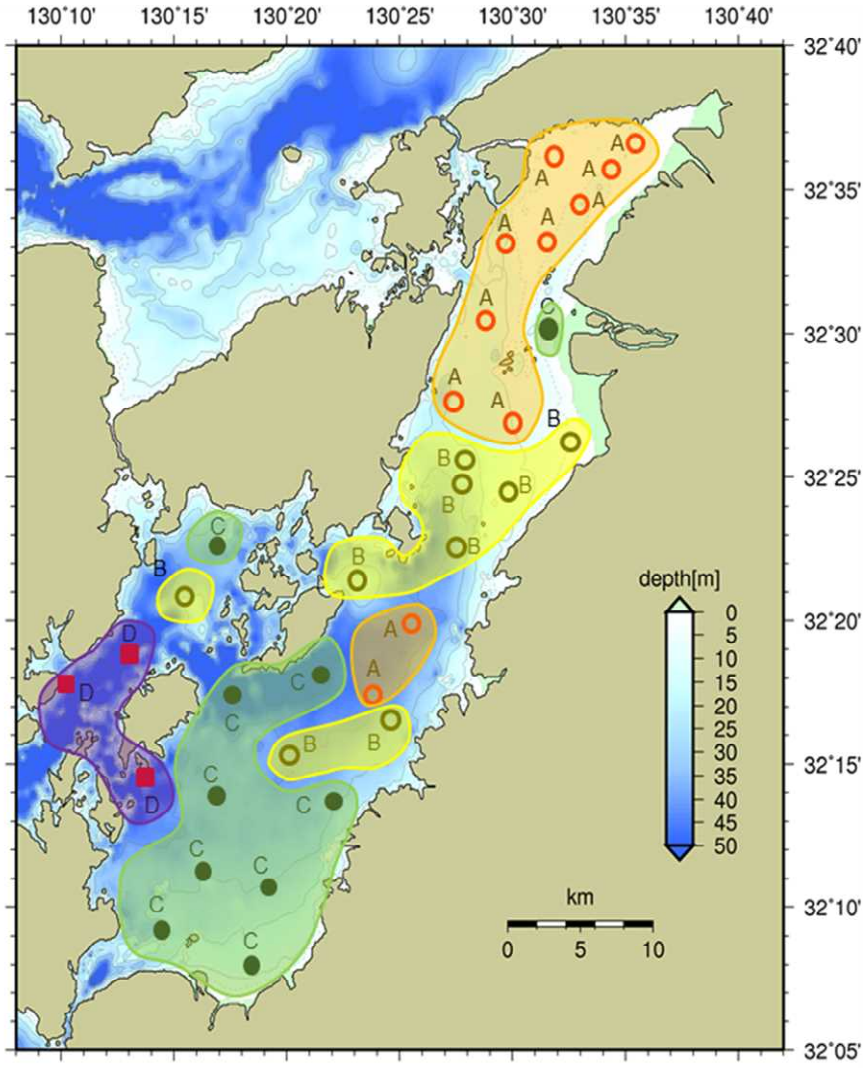


図 4.2.9　底質による海域区分

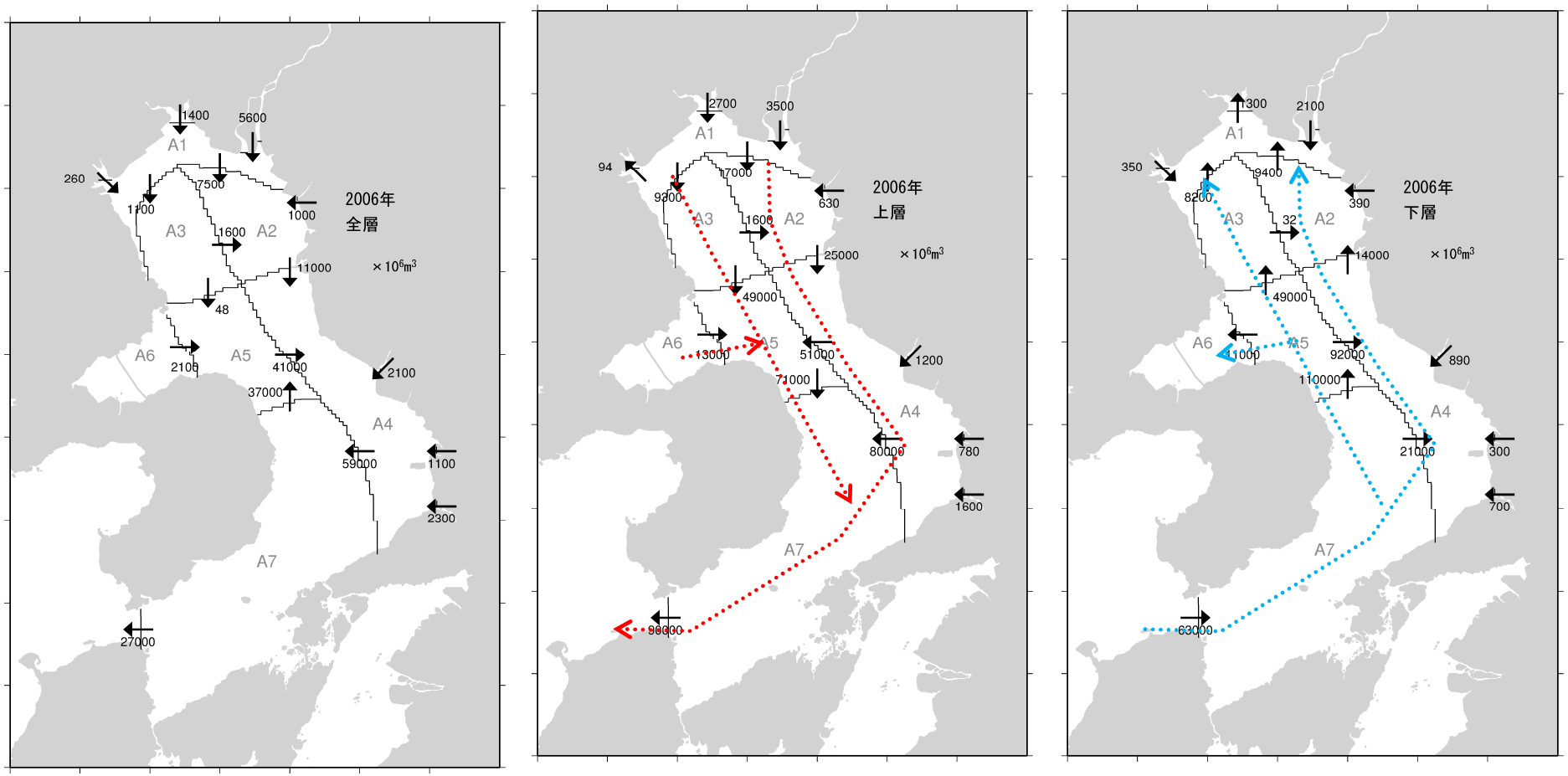
（参考２）海域区分間の物質収支の試算

海域区分毎に環境特性を整理したが、区分された海域は相互に繋がり、物質のやりとりが生じていることに留意する必要があるため、数値シミュレーションモデルを用いて区分された海域間の水や栄養塩等のやりとり（物質収支）を算定し、海域間の物質収支の特性を試算することとした。算定期間は環境等の変化で着目すべき貧酸素水塊の発生が顕著にみられた2006年の1年間とした。モデルの説明については、５章（参考）に詳述している。

有明海を対象として、2006年通年の流量収支、SS、TOC、T-N及びT-Pの物質収支を算定した結果を図 4.2.10～図 4.2.12に示す。

流量収支をみると、基本的に上層では湾奥部から湾口部へかけての流れであり、下層では湾口部から湾奥部への流れとなっており、上層流出・下層流入のエスチュアリー循環流の形となっている（図 4.2.10の点線矢印で記載）。

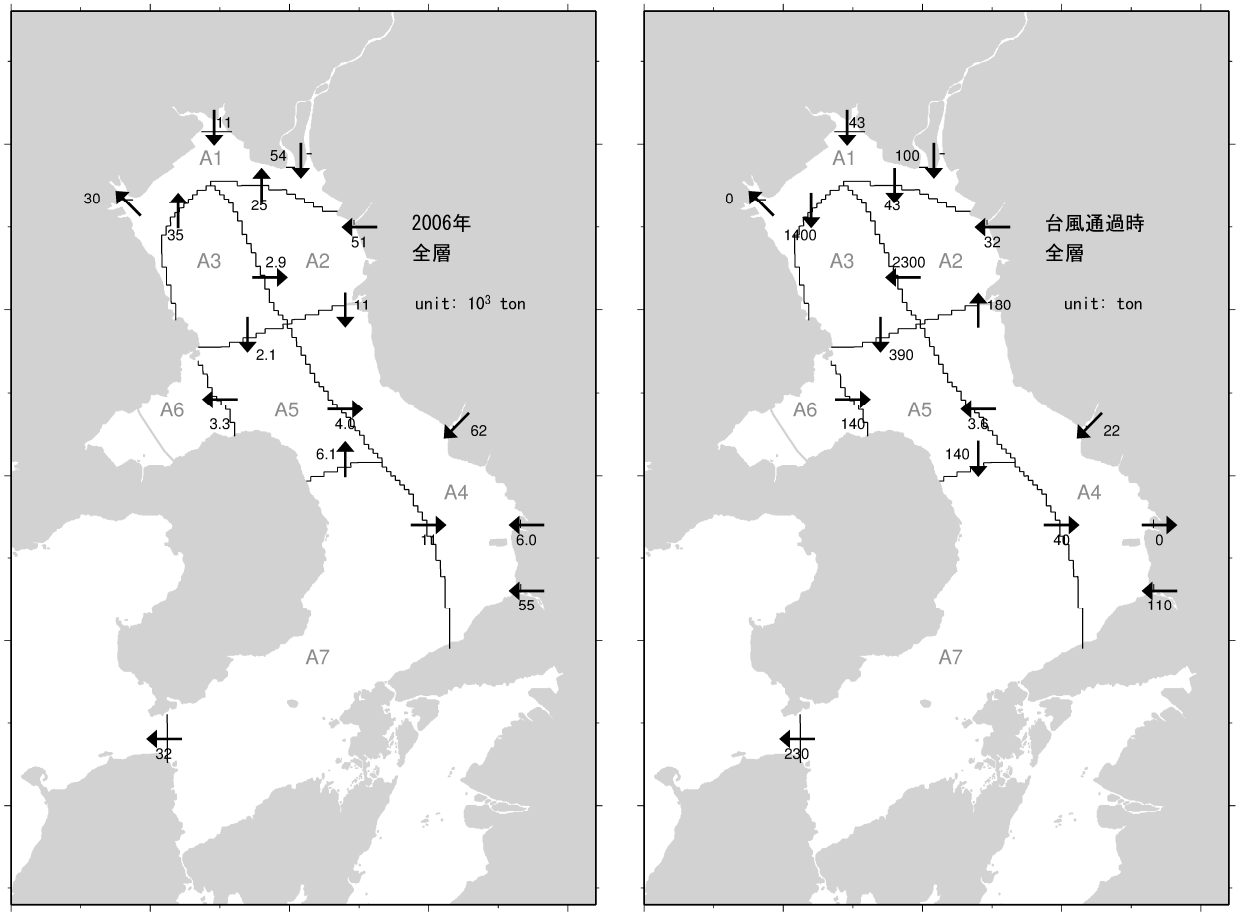
TOC、T-N及びT-Pの物質収支の試算については、海域区分別に存在する物質の総量を■の大きさで図 4.2.12に同時に示した。1日に移動する物質の総量（フラックス）は各海域の物質の総量（ストック）の1/100のオーダーであった。



(a) 全層　　(b) 上層　　(c) 下層

注）収支には、図中に示した一級河川感潮域からの流入のほか、一級河川以外からの直接流入等が含まれる。

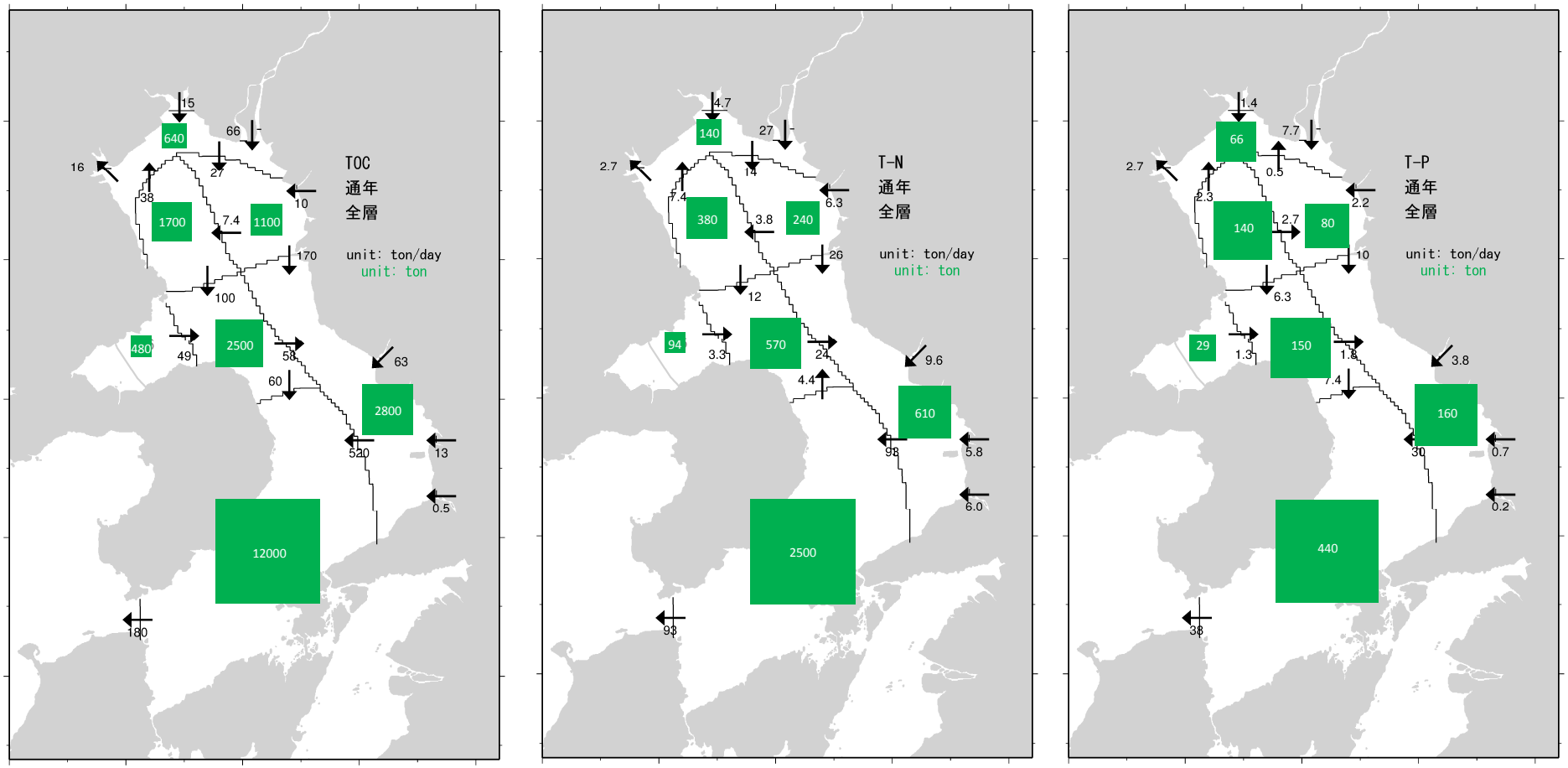
図 4.2.10　2006 年通年の流量収支



(a) 2006 年通年　　(b) 台風通過時（1 日）

注）収支には、図中に示した一級河川感潮域からの流入のほか、一級河川以外からの直接流入等が含まれる。

図 4.2.11　2006 年通年及び台風通過時（1 日）の SS 収支（全層）



(a) TOC　　(b) T-N　　(c) T-P

■：物質の総量（ストック）の大きさ（ton）　　※フラックスの単位は ton/day で表示している

注）収支には、図中に示した一級河川感潮域からの流入のほか、一級河川以外からの直接流入等が含まれる。

図 4.2.12　2006 年通年の TOC、T-N 及び T-P 収支と物質の総量との関係

3.問題点とその原因・要因との関連

４章1.で示した再生目標（全体目標）を踏まえ、有明海、八代海等の多様な生物の生息環境の確保を図りつつ、生態系を構成する上で、又は水産資源として重要と考えられる生物について、今回の検討では「ベントス（底生生物）の変化」、「有用二枚貝の減少」、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」の４項目を取り上げることとした。これらの変化（基本として 1970 年頃から現在までの変化）に着目し、問題点の確認及びその原因・要因の考察や、物理環境等の海域環境の現状と変化の整理を行った。

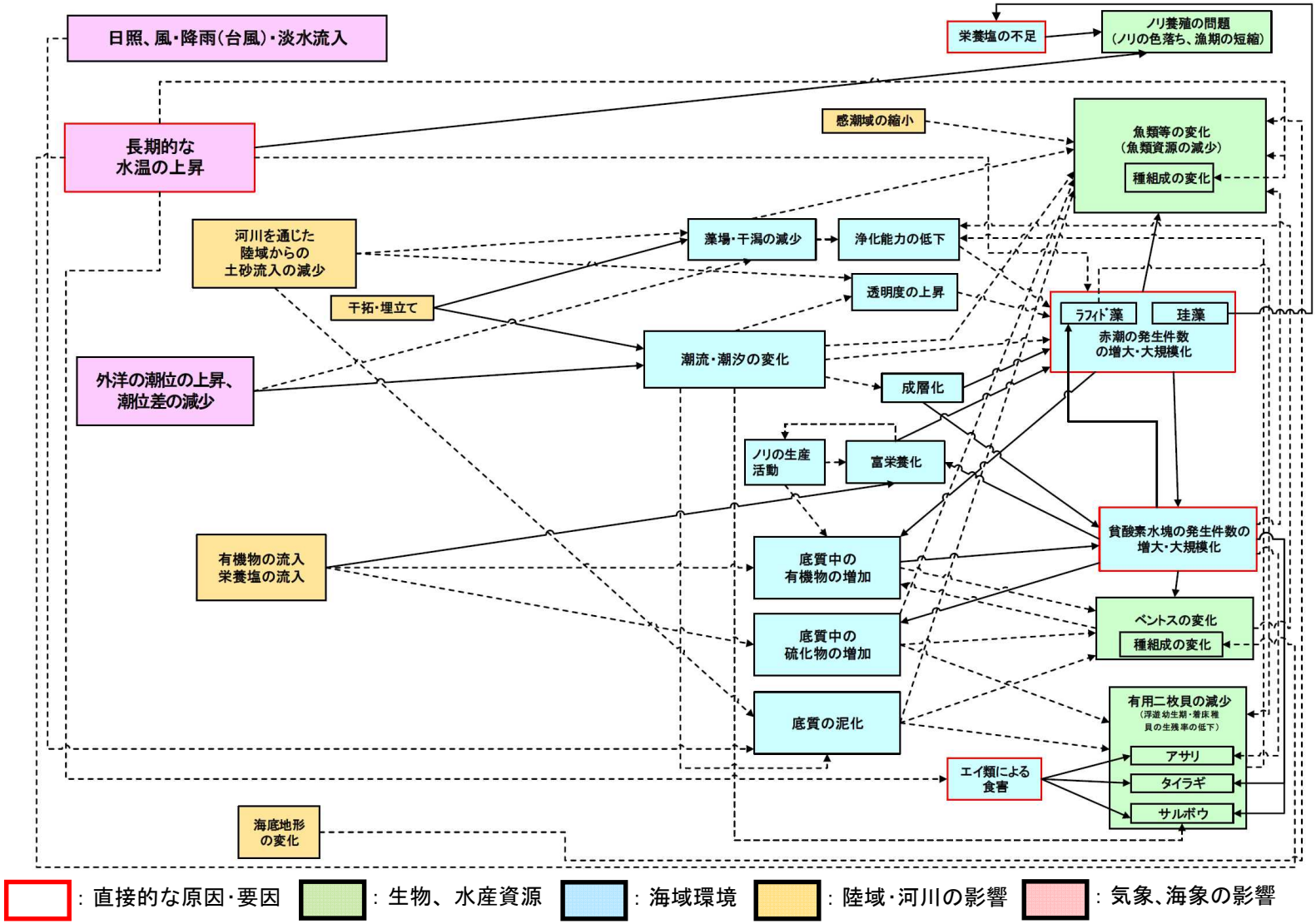
本評価委員会では、上述の問題点とその原因・要因に関する調査研究結果、文献、報告等を整理し、問題点及び問題点に関連する可能性が指摘されている原因・要因を図 4.3.1（有明海）及び図 4.3.2（八代海）に取りまとめた。このうち、本報告書において関連があることが確認されたものを実線で、その他のものを点線で示した。

ここで、底質の泥化については、生物の生息環境の構成要素としての変化と考えることとする。礫→砂→シルト→粘土の粒径変化の中で、有明海において底質性状が礫の海域は湾口部周辺に限られていることから、礫→砂の変化は環境上の問題となっていないと考えられる。また、シルト→粘土の変化は生息種の大きな変化をもたらす等の影響が考えられないことから今回の検討からは除外する。一方、砂→シルト（粘土）の変化は、特に生息種に大きな変化をもたらすため重要であると考えられる。したがって、生物の生息環境の観点からみた底質の泥化は、砂泥質の含泥率の上昇であり、細粒化と同義と考える。

次に、潮流流速の減少と底質の泥化について、図 4.3.3 に示す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より、汚濁限界流速が低ければ、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ため、一般的に海底の底質への粒子の沈降、堆積を考える場合、粒子の粒径と潮流流速の大きさに密接な関係があることに留意する必要がある。また、塚本ら（2002）[1)] によると、潮汐振幅減少に伴い、有明海の M_2 分潮振幅も湾口部で約 5％減少し、湾奥西部で成層しやすい海域が拡大したと報告されている。

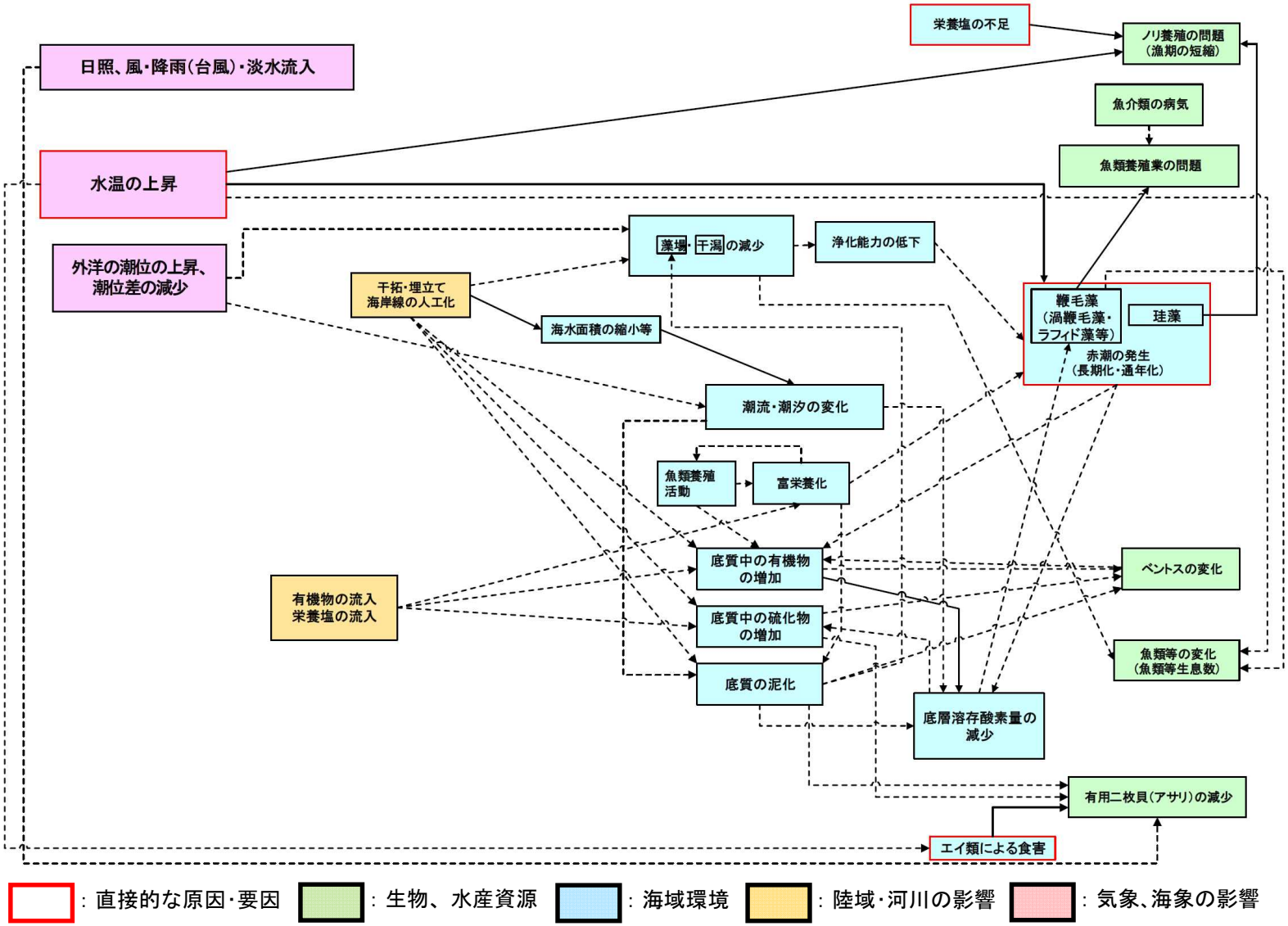
有明海の潮流については、前述したように、諫早湾の湾奥部、湾央部及び湾口部では堤防締切り後に潮流流速が低下する傾向がみられたこと、島原半島沿岸部では潮流流速が約 21～27％減少したことが報告されている。一方、シミュレーションより、潮流への諫早湾干拓事業の影響は限られ、有明海湾奥部の流速の変化は月の昇交点運動による潮汐振幅の変動の影響に比べて非常に小さいと報告されている。また、熊本新港及びノリ養殖施設の影響により潮流への影響が報告されている。

以上のことから、潮流流速の減少は底質の泥化や成層化等につながる可能性があるが、潮流流速の変化の程度については明らかとなっていない。



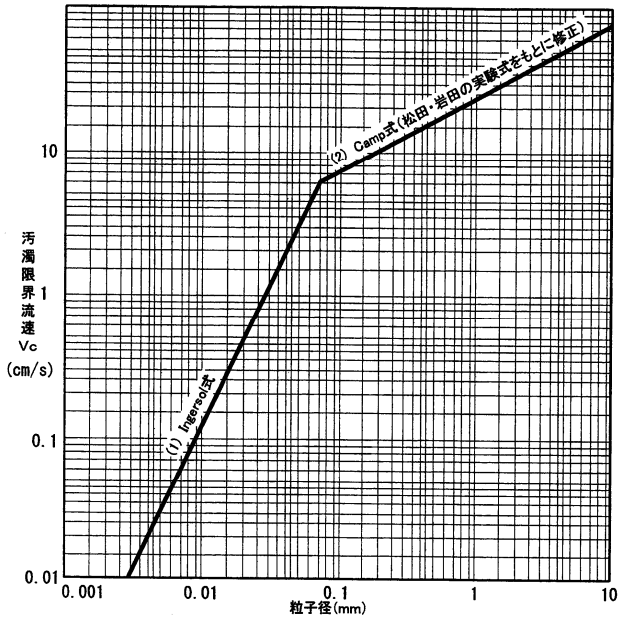
注）本報告書において関連があることを確認したものを実線で、その他を点線で示した。なお、有明海の中で関連があることを確認した海域区分が一つでもあれば実線で示している。

図 4.3.1　有明海における問題点と原因・要因との関連の可能性



注）本報告書において関連があることを確認したものを実線で、その他を点線で示した。なお、八代海の中で関連があることを確認した海域区分が一つでもあれば実線で示している。

図 4.3.2　八代海における問題点と原因・要因との関連の可能性



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

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

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(980cm/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℃=0.01145poise)
d	：土粒子直径(cm)	V	：沈降速度(cm/s)

2)上図の関係は、取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ことが必要である。

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、沈殿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方に基づいて作成したものである。

図 4.3.3　粒子径と汚濁限界流速との関係

出典：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」

参考資料

1）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. 問題点とその原因・要因の考察（海域区分毎）

本節における「問題点とその原因・要因の考察」の構成イメージを図 4.4.1 に示す。４章 2. 海域区分に示した海域区分毎に、前節で示した問題点の確認とその原因・要因の考察を整理するとの基本方針に従って、まず、有明海のＡ１海域～Ａ７海域、八代海のＹ１海域～Ｙ５海域の個別海域毎に整理する。「ベントスの変化」及び「有用二枚貝の減少」については、基本的に移動能力が小さいため特定の海域特性の影響を受けやすいと考えられるので、有明海又は八代海の個別海域毎に考察した（４章 4.（１）～（７）、（１０）～（１４））。

一方、有明海、八代海等が抱える諸問題には、個別海域毎に分析・評価しては事象を捉えることができないもの、空間として海域全体で捉えるべきものがある。これらに該当する「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化（魚類養殖業の問題を含む。）」に関する原因・要因の考察や、有明海における「有用二枚貝の減少」の原因・要因のうちエイ類による食害や浮遊幼生の減少等に関する考察については、有明海全体又は八代海全体でまとめて行った（４章 4.（８）、（９）、（１５））。

橘湾又は熊本県天草市牛深町周辺の海面については、隣接する有明海又は八代海で発生した赤潮が流入して養殖魚に被害が生じることが問題となっているため、それぞれ有明海全体又は八代海全体の中で整理した（４章 4.（９）、（１５））。

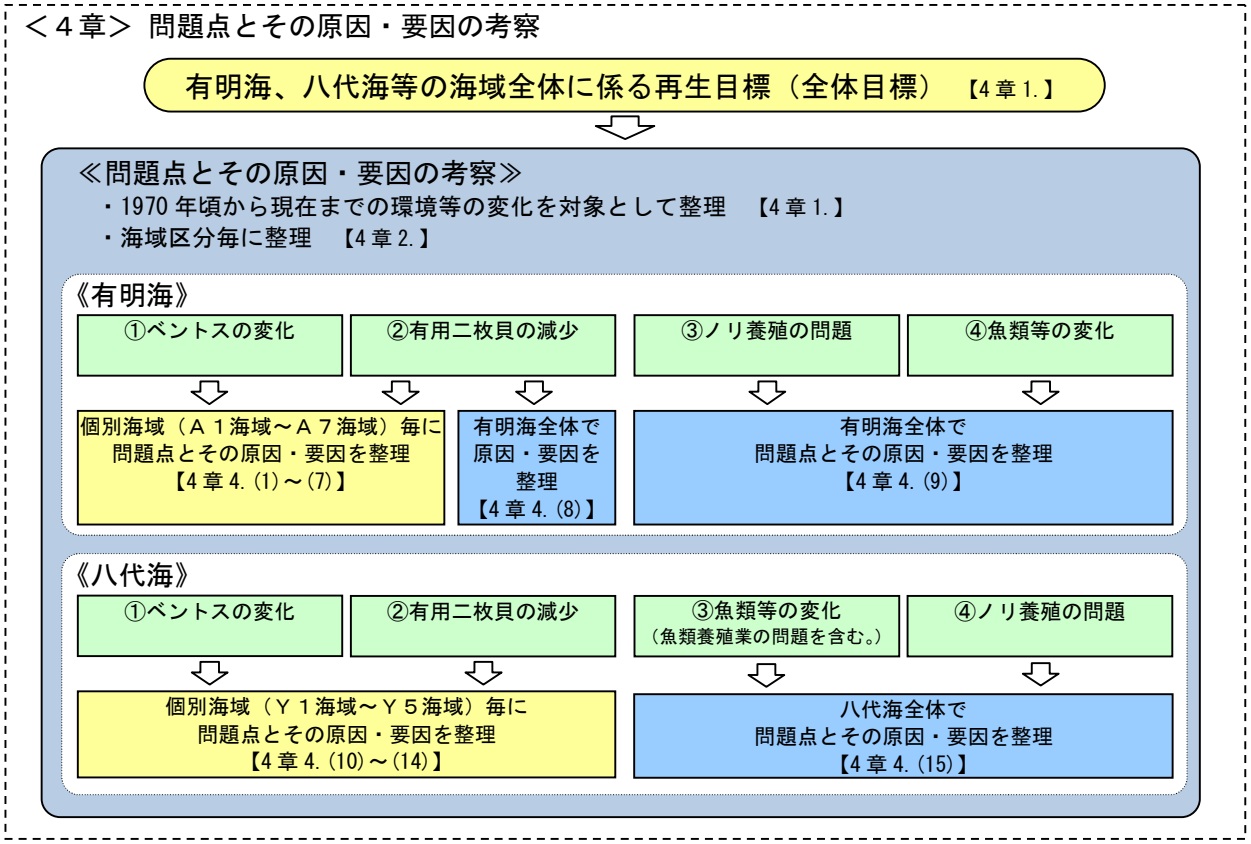


図 4.4.1　４章の構成イメージ

（１）Ａ１海域（有明海湾奥奥部）

ア）この海域の特性

Ａ１海域（有明海湾奥奥部）は図 4.4.2 に示すように、有明海の湾奥部に位置しており、水深が浅く広大な干潟域が広がっている。

本海域は、筑後川をはじめとした大小多数の河川が流入している。園田ら（2008）は、塩分の年間変動からみて出水時には表層及び底層に河川水が流入することを報告しており、河川からの影響を大きく受けていると考えられる[1)]。

環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006）によると、平均流は反時計回りであり[2)]、横山ら（2008）によるとエスチュアリー循環流が形成されている[3)]。

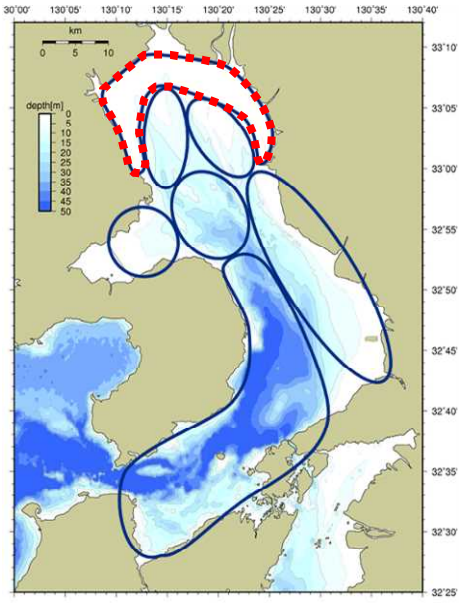


図 4.4.2　Ａ１海域位置

水質については、園田ら（2008）は、筑後川からの影響が大きく、筑後川から流入した溶存態窒素（DIN）が有明海湾口に向かって移流･拡散していくことや、DIN は河川流量の増加に伴い高くなること、PO_4-P も高く富栄養化が顕著な海域であること、塩分が有明海では最も低く、梅雨時期の河川からの淡水流入により低下しており、1996 年から 2004 年の 7 月には底層も著しい低下がみられたことを報告している[1)]。

底質について、西側では泥質干潟、東側は砂泥質干潟が形成されており、浅海域で調査した結果によると、2001 年以降は粘土・シルト分に増加傾向はみられなかった[4)、5)]。横山ら（2008）は出水時に筑後川、早津江川から流入した粘土・シルト分は一部が感潮河道に戻り、残りがＡ２、Ａ３海域に流出すること、Ａ２、Ａ３海域からはエスチュアリー循環によって本海域に移流されることを報告している[3)]。有明海の中では有機物、硫化物が多い海域である。

貧酸素水塊は東部及び西部干潟域では問題とならないが、西部干潟沖合域（Ａ３海域との境界域）では出水期後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生し、魚介類のへい死を引き起こしている[6)、7)、8)]（岡村ら，2010；中牟田ら，2013；徳永ら，2016）。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 94 件であり、有明海の中で最も多い（図 4.4.150）。本海域では、低塩分と河口から供給される粘土･シルト分による高濁度水が発生するため、光合成が阻害される[9)]（代田・近藤，1985）。このため、赤潮は河口より離れた西側海域で頻発する傾向がみられる。この海域では珪藻類は周年、夏期は出水後にラフィド藻が卓越する。冬期に塩田川河口域で珪藻の *Asteroplanus* 属が優占する[10)、11)]（片野ら，2013；松原ら，2014）。

本海域ではノリ養殖が盛んに行われている。

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ１海域では、2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、図 4.4.3 に示す 3 地点について以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.4 に示すように、2005 年以降は全 3 調査地点のうち Asg-2 及び Afk-1 では種類数に一定の変化傾向はみられず、Asg-3 では節足動物門の種類数は減少傾向であった。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった。個体数については、3 地点とも調査毎に大きく変動しており、約 10 年間の継続した一定方向の変化を見いだすことは難しいが、Asg-3 では環形動物門の個体数に増加傾向がみられた。これ以外の分類群では個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。調査毎に大きく変動する要因は、特定の優占種（ドロクダムシ類やシズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減であると考えられ、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた（表 4.4.1（1）から（3）に具体的に示す）。

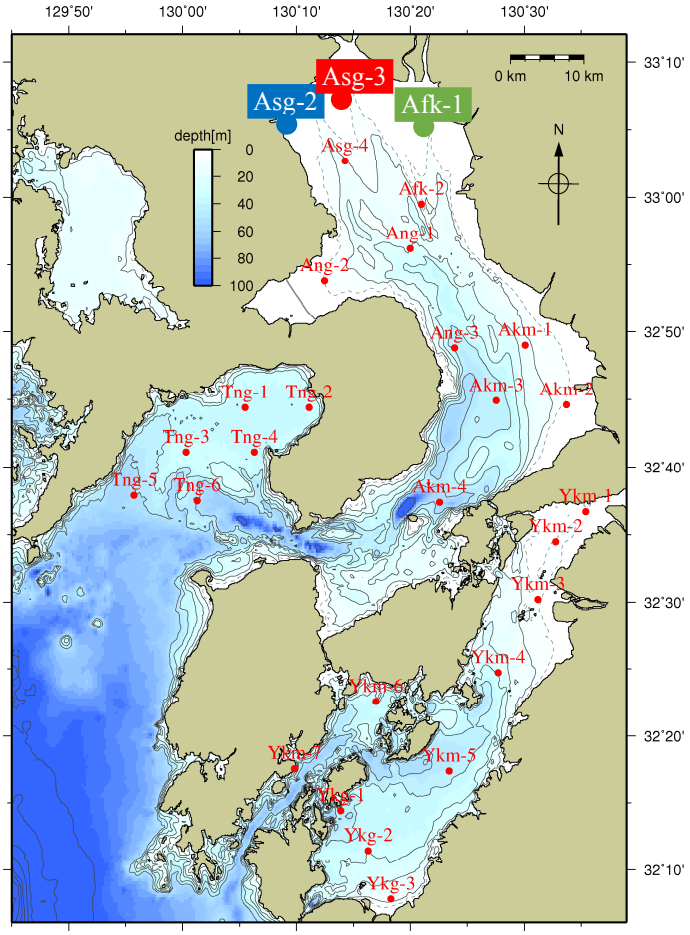


図 4.4.3　Ａ１海域におけるベントス調査地点

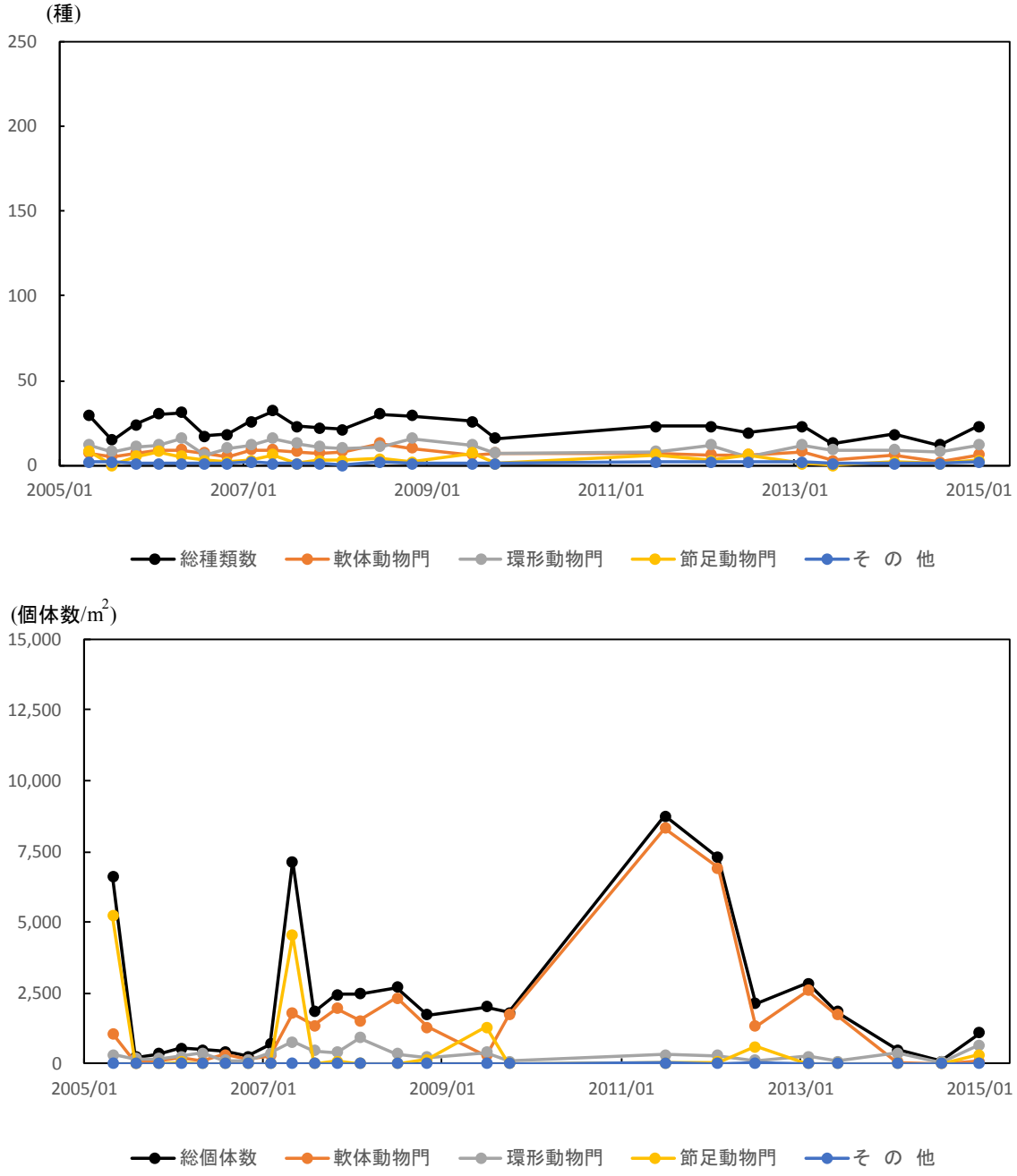


図 4.4.4（1）　　Ａ１海域におけるベントスの推移（Asg-2）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに
環境省が作成した。

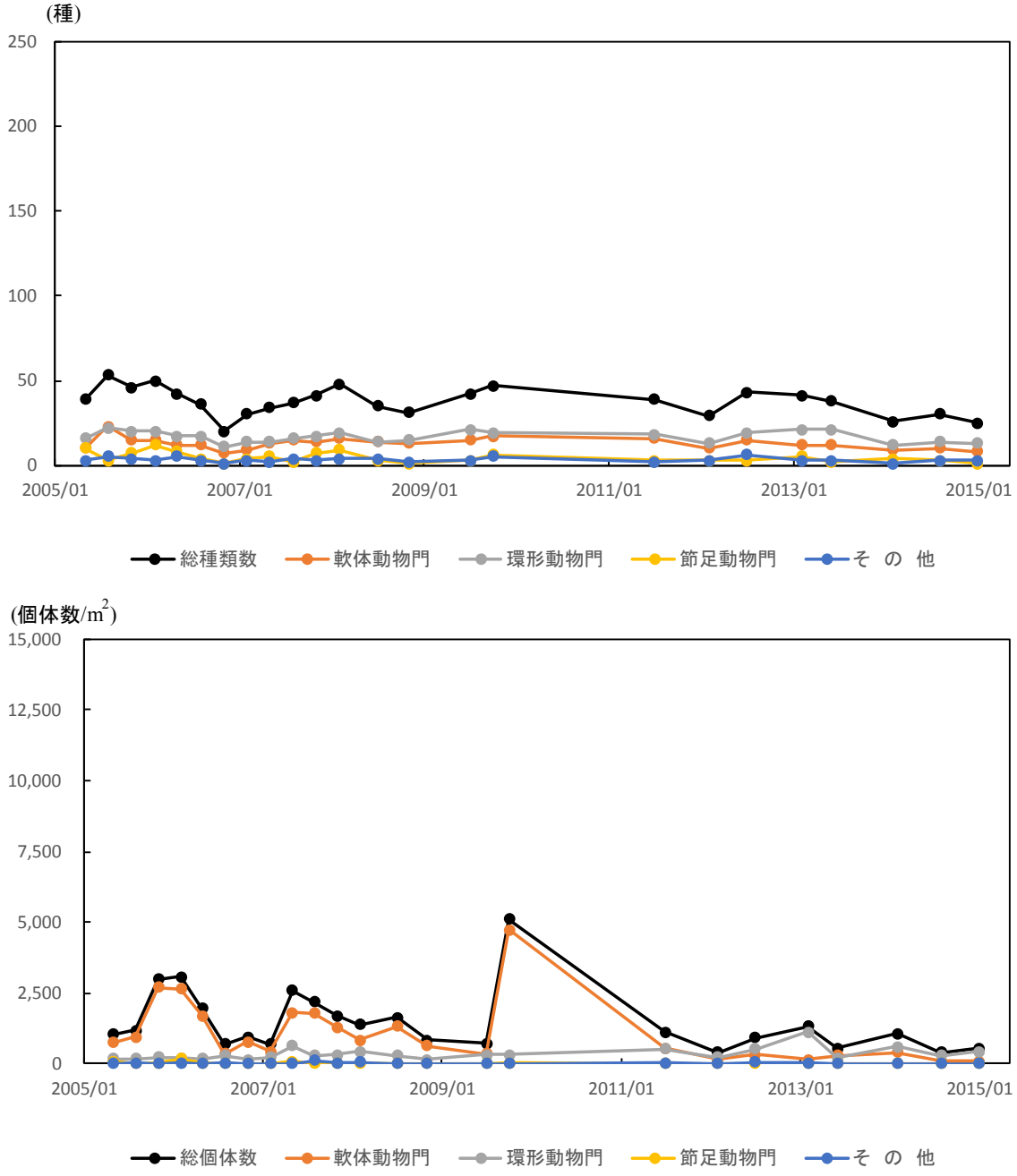


図 4.4.4（2）　　Ａ１海域におけるベントスの推移（Asg-3）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに
環境省が作成した。

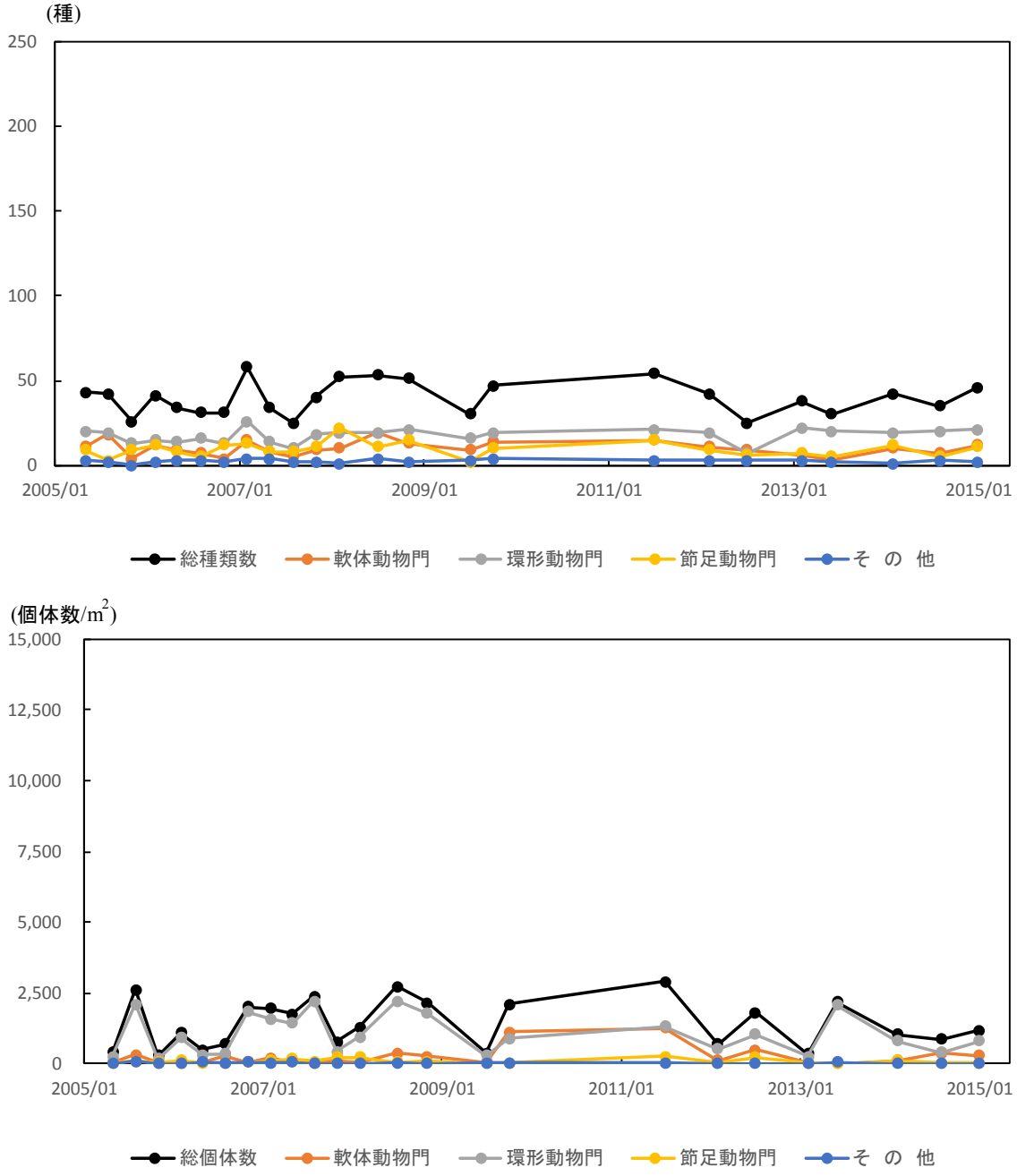


図 4.4.4（3）　　Ａ１海域におけるベントスの推移（Afk-1）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに
環境省が作成した。

表 4.4.1（1）　Ａ１海域におけるベントスの主要出現種の推移（Asg-2）

	A-1			
	Asg-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Corophium sp.	77.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾗﾀﾇﾏｺﾀﾞｷｶﾞｲ	14.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	1.7%
2005/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	69.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	9.2%
	環形動物門		Glycinde sp.	4.2%
2005/11	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	22.7%
	環形動物門		Mediomastus sp.	18.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.9%
2006/02	節足動物門		ｳﾐｲｻｺﾞﾑｼ	20.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	16.1%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	13.5%
2006/05	環形動物門		Mediomastus sp.	26.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	22.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	11.8%
2006/08	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	33.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.0%
2006/11	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	40.1%
	環形動物門		Prionospio sp.	11.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.2%
2007/02	環形動物門		Mediomastus sp.	17.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	16.4%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	15.8%
2007/05	節足動物門		Corophium sp.	63.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾗﾀﾇﾏｺﾀﾞｷｶﾞｲ	14.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	9.2%
2007/08	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	40.4%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	24.6%
	環形動物門		Glycinde sp.	11.7%
2007/11	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	51.0%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	25.9%
	環形動物門		Mediomastus sp.	3.9%
2008/02	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	28.9%
	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	27.5%
	環形動物門		Mediomastus sp.	14.8%
2008/07	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	61.1%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	20.6%
	環形動物門		ｳﾁﾜｺﾞｶｲ	5.9%
2008/11	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	30.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	26.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	14.0%
2009/07	節足動物門		Corophium sp.	63.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.9%
	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	6.1%
2009/10	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	80.1%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	12.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	2.2%
2011/07	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	80.2%
	軟体動物門		ﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ科	11.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	3.2%
2012/02	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	86.5%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	7.9%
	環形動物門		Mediomastus sp.	1.6%
2012/07	節足動物門		Corophium sp.	26.1%
	軟体動物門		ﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ科	21.1%
	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	18.9%
2013/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾗﾀﾇﾏｺﾀﾞｷｶﾞｲ	48.7%
	軟体動物門		ｶﾜｸﾞﾁﾂﾎﾞ	19.4%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	11.0%
2013/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾗﾀﾇﾏｺﾀﾞｷｶﾞｲ	93.2%
	環形動物門		ｳﾁﾜｺﾞｶｲ	4.0%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	0.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	0.8%
2014/02	環形動物門		Mediomastus sp.	63.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.1%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	4.5%
2014/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	69.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	4.8%
	環形動物門		Glycinde sp.	4.8%
2015/01	環形動物門		Mediomastus sp.	39.7%
	節足動物門		ﾚｳｺﾝ科	28.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.1%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Asg-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ１海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Asg-2 では、主要出現種のなかでは軟体動物が多くみられ、2009 年以降は二枚貝類があまりみられなくなっている。

総個体数が多かった 2005 年 5 月及び 2007 年 5 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）、同じく 2011 年 7 月及び 2012 年 2 月にはカワグチツボが多くみられた。

なお、有機汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2008 年までは主要出現種となっていた。

表 4.4.1（2）　Ａ１海域におけるベントスの主要出現種の推移（Asg-3）

	A-1			
	Asg-3			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	41.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	23.9%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	4.2%
2005/08	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	22.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾊﾞﾘｶﾞｲ属	18.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾈｶﾞｲ科	12.6%
2005/11	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	55.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	22.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	3.5%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	64.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	4.7%
	節足動物門		Corophium sp.	4.2%
2006/05	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	52.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	20.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	6.2%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	40.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	23.8%
	環形動物門		Glycinde sp.	7.2%
2006/11	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	81.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.1%
	環形動物門		Mediomastus sp.	3.8%
2007/02	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	58.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.1%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	11.1%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	57.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	9.5%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	9.0%
2007/08	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	54.6%
	軟体動物門		ﾄｳｶﾞﾀｶﾞｲ科	18.7%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	4.4%
2007/11	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	59.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	4.8%
	軟体動物門	二枚貝類	Scapharca sp.	4.5%
2008/02	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	38.2%
	環形動物門		Prionospio sp.	9.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	6.7%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	76.6%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	7.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	4.5%
2008/11	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	45.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	15.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.5%
2009/07	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	27.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	13.3%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	11.3%
2009/10	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	43.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	28.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	13.8%
2011/07	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	32.9%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	22.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.4%
2012/02	環形動物門		Sigambra tentaculata	38.8%
	軟体動物門		ﾄｳｶﾞﾀｶﾞｲ科	9.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	9.1%
2012/07	環形動物門		Sigambra tentaculata	32.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	19.0%
	環形動物門		Glycinde sp.	5.0%
2013/02	環形動物門		Mediomastus sp.	66.9%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	4.0%
2013/08	軟体動物門	二枚貝類	Veremolpa sp.	36.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	12.4%
	環形動物門		Glycinde sp.	10.2%
2014/02	軟体動物門	二枚貝類	ｼﾛﾊﾞﾄｶﾞｲ	35.5%
	環形動物門		ﾉﾘｺｲｿﾒ科	24.0%
	環形動物門		Naineris sp.	16.0%
2014/08	環形動物門		Phyllodoce sp.	35.8%
	環形動物門		Malacoceros sp.	8.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾊﾂﾋｻﾞｸﾗｶﾞｲ	7.1%
2015/01	環形動物門		Naineris sp.	24.9%
	環形動物門		Schistomeringos sp.	16.8%
	環形動物門		Poecilochaetus sp.	15.8%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Asg-3 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ１海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Asg-3 では、主要出現種のなかでは二枚貝類が多くみられ、2006 年からは環形動物も多くみられるようになってきている。主要出現種第 1 位であることが多かったサルボウガイは、2012 年 2 月以降は主要出現 3 種には含まれない

総個体数が多かった 2009 年 10 月にはヒメカノコアサリ及びサルボウガイが多くみられた。

なお、有機汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から継続して主要出現種となっている。

表 4.4.1（3）　Ａ１海域におけるベントスの主要出現種の推移（Afk-1）

	A-1			
	Afk-1			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.7%
	環形動物門		Glycinde sp.	10.3%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	9.3%
2005/08	環形動物門		Heteromastus sp.	51.0%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	16.6%
	軟体動物門		ｺﾊｸﾉﾂﾕｶﾞｲ	5.7%
2005/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	17.2%
	軟体動物門		ﾑｼﾛｶﾞｲ科	13.2%
	節足動物門		ﾃｯﾎﾟｳｴﾋﾞ属	8.6%
2006/02	環形動物門		Heteromastus sp.	50.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.4%
	環形動物門		Glycinde sp.	7.6%
2006/05	環形動物門		Mediomastus sp.	19.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.7%
	環形動物門		Heteromastus sp.	11.3%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	34.4%
	環形動物門		Heteromastus sp.	17.2%
	環形動物門		Glycinde sp.	13.8%
2006/11	環形動物門		Heteromastus sp.	65.1%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	19.9%
	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	2.9%
2007/02	環形動物門		Heteromastus sp.	53.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ｻﾙﾎﾞｳｶﾞｲ	6.7%
2007/05	環形動物門		Heteromastus sp.	53.9%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.4%
	節足動物門		Melita sp.	3.9%
2007/08	環形動物門		Heteromastus sp.	73.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.7%
	環形動物門		Glycinde sp.	5.8%
2007/11	節足動物門		ﾓﾖｳｳﾉﾒｴﾋﾞ	22.2%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	13.4%
	環形動物門		Prionospio sp.	8.6%
2008/02	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	30.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	7.5%
	環形動物門		Heteromastus sp.	6.3%
2008/07	環形動物門		Glycinde sp.	22.6%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	19.7%
	環形動物門		Heteromastus sp.	16.0%
2008/11	環形動物門		Heteromastus sp.	33.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.2%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	8.6%
2009/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	26.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.1%
	環形動物門		ｱｼﾋﾞｷﾂﾊﾞｻｺﾞｶｲ	10.6%
2009/10	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	30.2%
	環形動物門		Heteromastus sp.	19.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	18.8%
2011/07	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	38.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.3%
	環形動物門		Glycinde sp.	9.1%
2012/02	環形動物門		Heteromastus sp.	41.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.2%
	環形動物門		Glycinde sp.	7.1%
2012/07	環形動物門		Heteromastus sp.	32.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.7%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	13.0%
2013/02	環形動物門		Heteromastus sp.	23.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.5%
	環形動物門		Mediomastus sp.	7.0%
2013/08	環形動物門		Tharyx sp.	59.5%
	環形動物門		Brada sp.	16.6%
	環形動物門		Ophiodromus sp.	5.4%
2014/02	環形動物門		ﾐｽﾞﾋｷｺﾞｶｲ	40.2%
	環形動物門		Phyllodoce sp.	8.1%
	環形動物門		ｲｿﾒ科	7.2%
2014/08	軟体動物門	二枚貝類	Cycladicama sp.	20.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾊﾅｼｶﾞｲ科	17.2%
	環形動物門		Eteone sp.	16.7%
2015/01	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	27.5%
	軟体動物門	二枚貝類	Cycladicama sp.	15.6%
	環形動物門		Gyptis sp.	11.7%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Afk-1 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ１海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Afk-1 では、主要出現種として環形動物が多くみられ、2009 年以降は二枚貝類が多くみられるようになってきている。

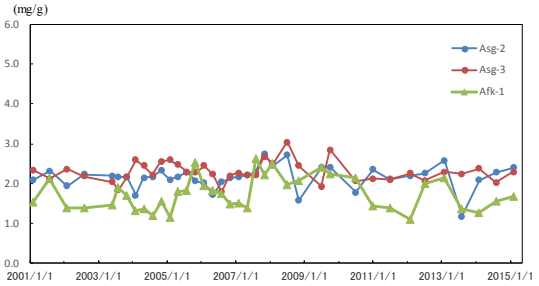
総個体数が多かった 2005 年 8 月、2006 年 11 月、2007 年 8 月には *Heteromastus* sp. が多くみられた。

なお、有機汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。

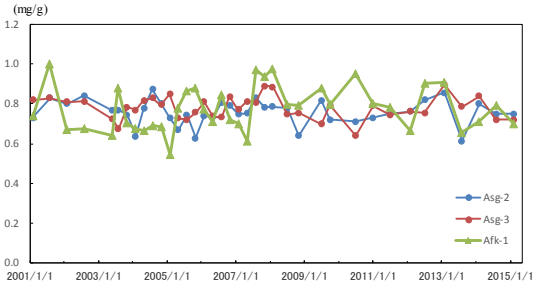
② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2000 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2001～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした。

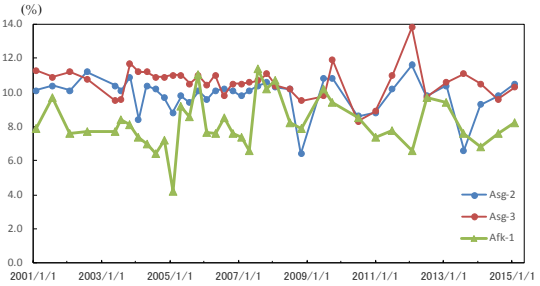
浅海域で調査した結果によると、底質の泥化については、全 3 調査地点のうち 1 地点（Asg-3）は粘土・シルト分が 100％に近い値で推移し、他の 2 地点は 80～100%程度であり、単調な変化傾向（細粒化・粗粒化傾向）はみられなかった。底質の硫化物については、全 3 地点で 0.1～0.6mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。底質の有機物に関して、強熱減量は全3地点で7～11%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。COD は全 3 地点で 7～20mg/g 程度であり、1 地点（Asg-2）で増加傾向がみられたが、他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった（図 4.4.5）。なお、この 3 地点は、底質の有機物含量が高いとの知見[12)]（岡村ら，2006）があるＡ３海域との境界域には含まれない。



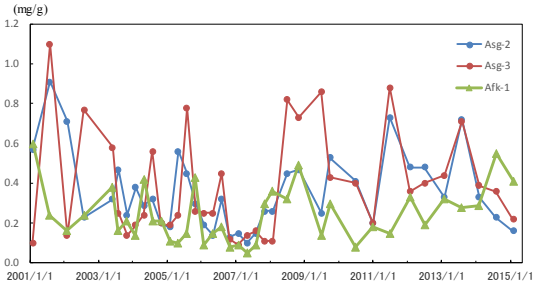
（1）T-N



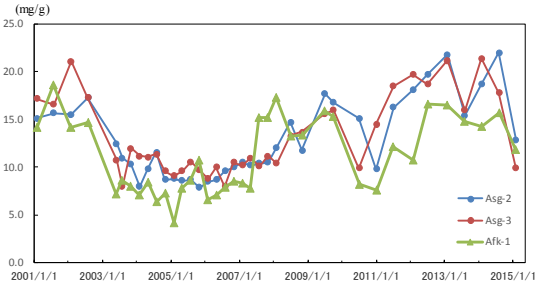
（2）T-P



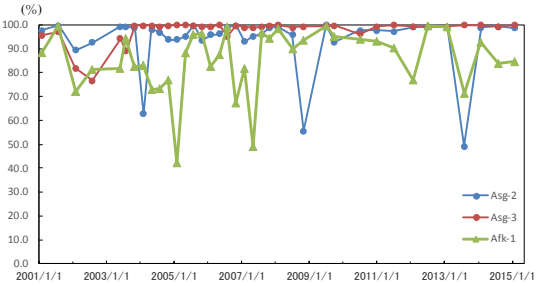
（3）強熱減量



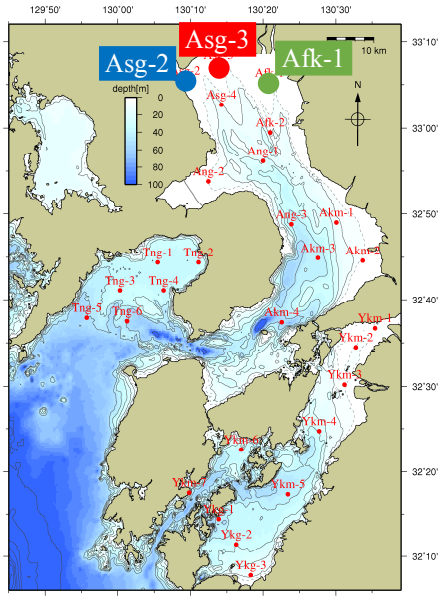
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.3　Ａ１海域におけるベントス調査地点と同一地点

図 4.4.5　Ａ１海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

有明海湾奥部の 16 調査地点に海底上の泥（浮泥[i]を含む。）の堆積厚を測定するための 50cm×50cm 四方の板（以下、埋没測定板）が埋設されており（図 4.4.6、図 4.4.7）、年 4 回程度の堆積厚測定が行われている。これは音響探査による水深測定精度では捉えることのできない水深変化を把握することが可能である。

なお、この調査は 2008 年に 5 地点で開始され、2009 年、2010 年及び 2013 年に地点が追加されている。

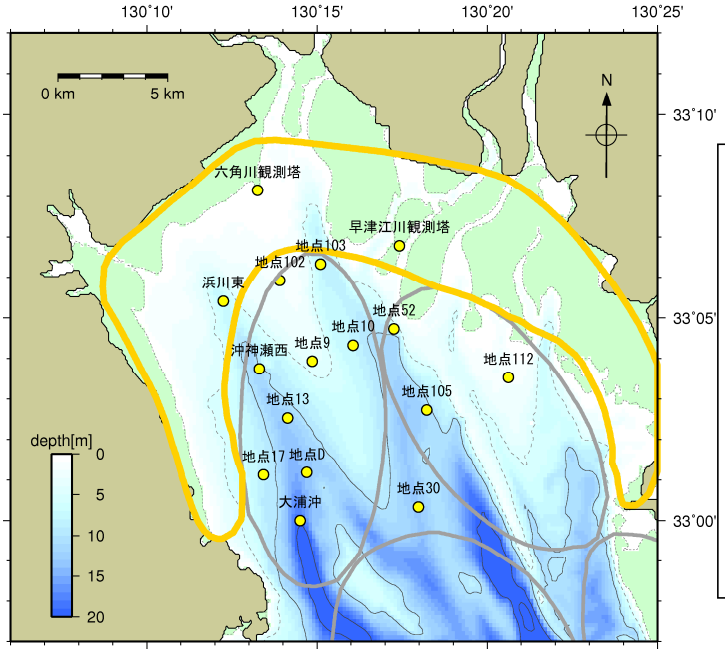


図 4.4.6　埋没測定板の設置地点

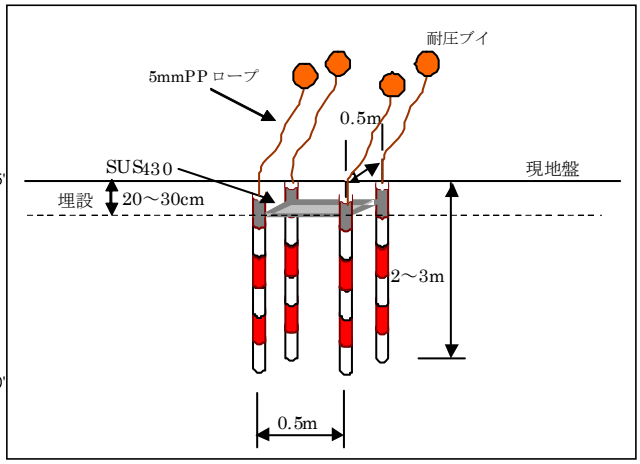


図 4.4.7　埋没測定板の装置の概要

調査開始年からの各調査地点の海底面高の経時変化を図 4.4.8 に示す。Ａ１海域の地点は六角川観測塔、早津江川観測塔及び浜川東の全 3 地点である。

調査を行った 2009～2015 年においては、浮泥を含む堆積物に全 3 地点で顕著な増加・減少傾向はみられなかった。

i）粘土・シルト分のうち、有機物と複合体を形成する等含水率が高く、かつ潮流・波浪等によって再懸濁・堆積を活発に繰り返している成分。密度法によって測定される浮泥層厚は、上記のうち、密度が約 1.4 g/cm^3 未満の粒子によって構成される層厚である。

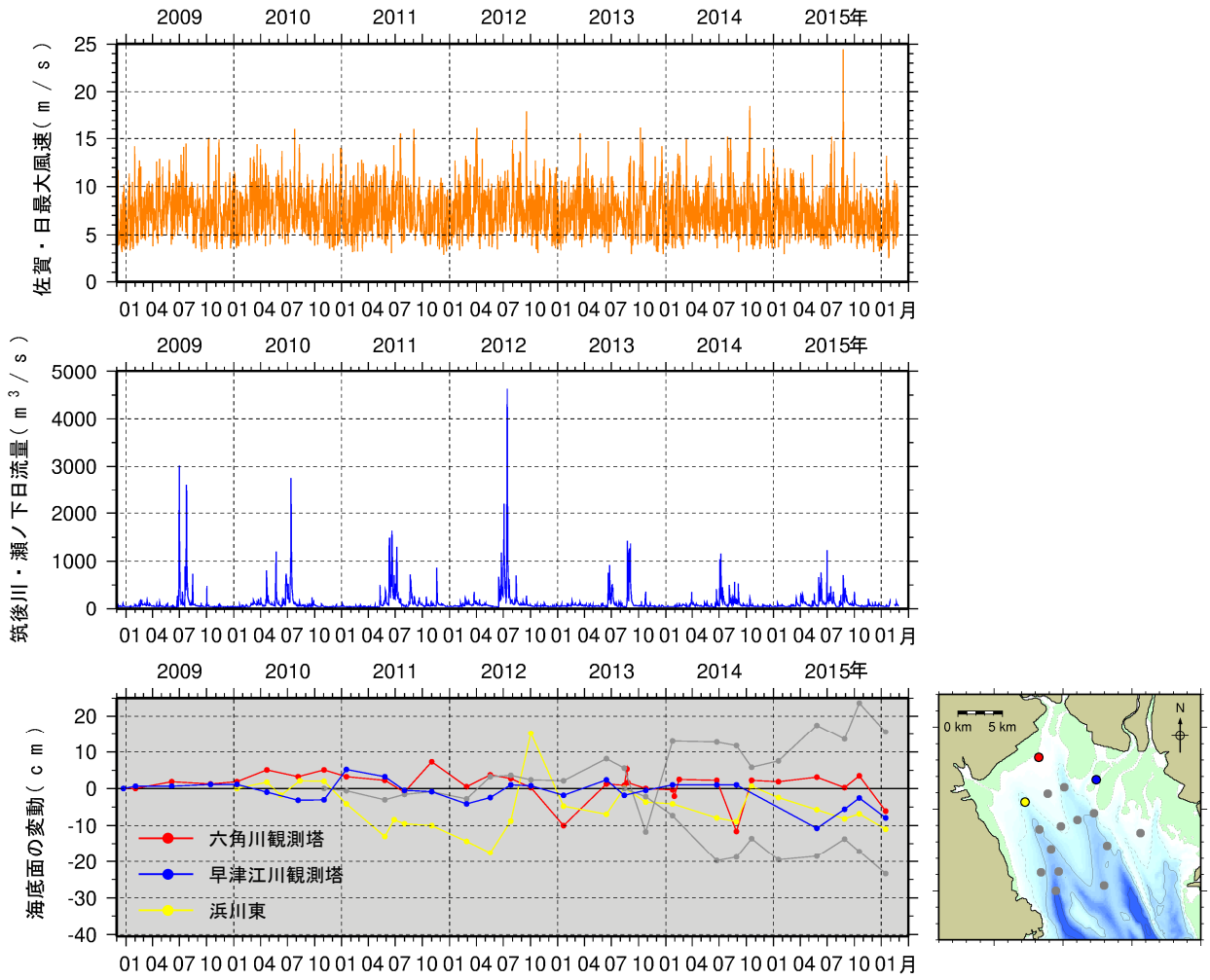


図 4.4.8　埋没測定板による海底面の変動の時系列

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

2016 年 1 月に採取された埋没測定板上の堆積物の中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率の分布を図 4.4.9 に示す。

Ａ１海域においては浜川東と六角川観測塔では Mdφ6 以上、粘土・シルト含有率は 90%程度であり、泥の堆積がみられる地点である。早津江川観測塔では細砂となっている。

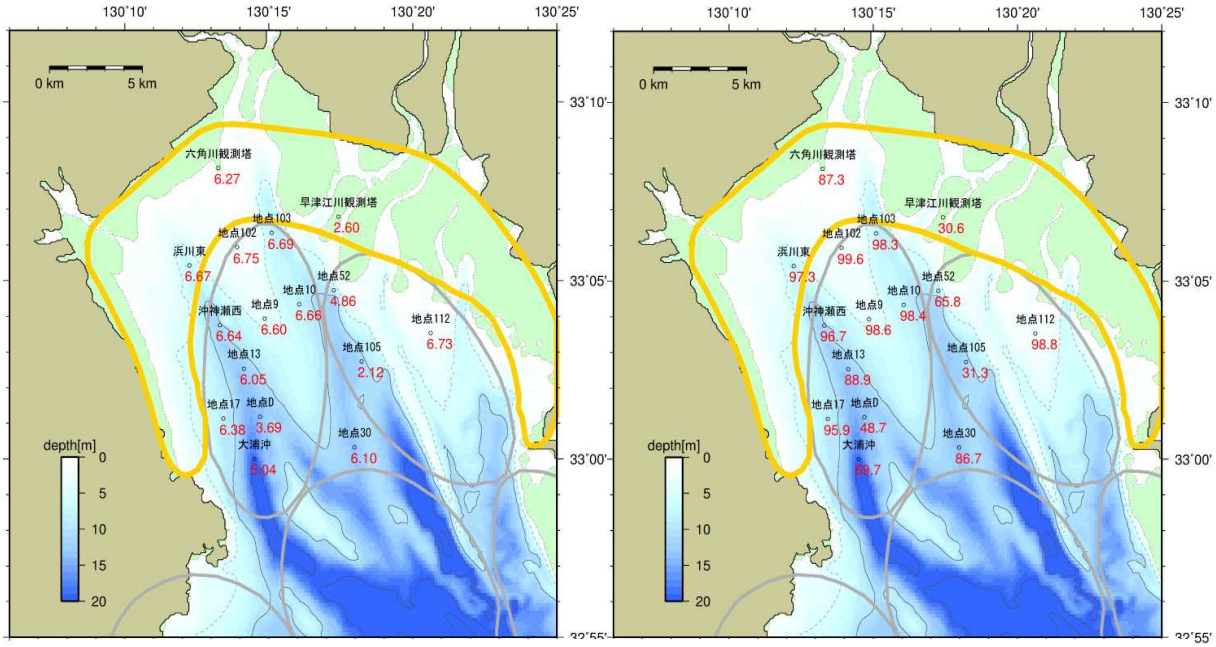


図 4.4.9　埋没測定板の粒度組成（左図：Mdφ、右図：粘土・シルト含有率（%））

出典：環境省「平成 27 年度有明海・八代海等再生対策検討作業支援業務」

これらの結果から、底質について、本海域では 2001 年以降におけるデータから単調な変化傾向はみられず、全域的に泥化傾向は進行していないと考えられた。底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海奥部で発生することが示されている。

貧酸素水塊は東部及び西部干潟域では問題とならないが、西部干潟沖合域（Ａ３海域との境界域）では出水後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生している。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、全 3 調査地点で 2～5mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降におけるデータでは全 2 調査地点で毎年 2.0mg/L を下回っている。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、タイラギの「徒(かち)捕り」漁業が主に東側で営まれているものの、漁獲量や資源量の統計データがとられておらず、推定することも困難である[13]（古賀・荒巻，2013）。西側の海域はサルボウの主漁場であり、粗放的な採苗と着底稚貝の移植技術を組み合わせた漁業が行われている[14]（真崎・小野原，2003）。アサリの主要生息域は、本海域では東部（早津江川右岸から福岡県大牟田地先まで）に限られている。本海域の干潟は覆砂を施すことによりアサリ、サルボウ、タイラギの着底促進が認められる[15]（内藤・筑紫，2004）。

a）タイラギ

① 現状と問題点の特定

Ａ１海域は沿岸域が水深の浅い干潟域であり、冬期はノリ漁場として利用されているため、潜水器漁業によるタイラギの漁獲はほとんど認められない。Ａ１海域の東部は砂質干潟で干潮時に広大な干潟が現われ、かつ人が歩けるため、採貝漁業者による「徒捕り」漁業が主に東側で営まれているが、長期的な統計的データが連続して収集されておらず、漁獲量や資源量を正確に推定することは困難である。

Ａ１海域の干潟域については 1970 年頃からの長期的なデータがなく、過去にも連続した資源調査がなされておらず、変動要因について整理することは困難である。ここでは2014年に図 4.4.10に示したＡ１海域東部で行われたタイラギ資源調査結果[16]を示す。

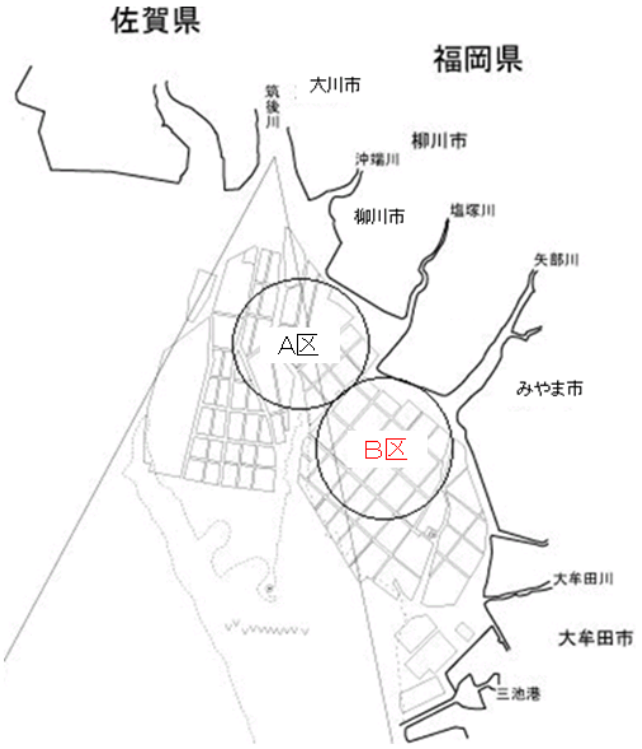


図 4.4.10　Ａ１海域東部におけるタイラギ資源調査地点

出典：福岡県，佐賀県，長崎県，水産総合研究センター（2014）「平成 26 年度二枚貝資源緊急増殖対策事業成果報告書」

まとまった調査データはないものの、この海域の干潟域はかつてより天然タイラギが比較的生息している海域として知られている。現在においても、徒捕り漁業が営まれている唯一の海域である。

2014年４月～12月の間に実施した計６回の干潟調査の結果を図 4.4.11に示した。なお、徒捕りでは漁獲サイズが殻長 15cm 以上のため、それ以下の稚貝サイズの分布については不明である。Ａ区については、10～33 個/30 分の採捕数が得られた。Ｂ区では、30～57 個/30 分とＡ区より多くの親貝が採捕された[16)]。

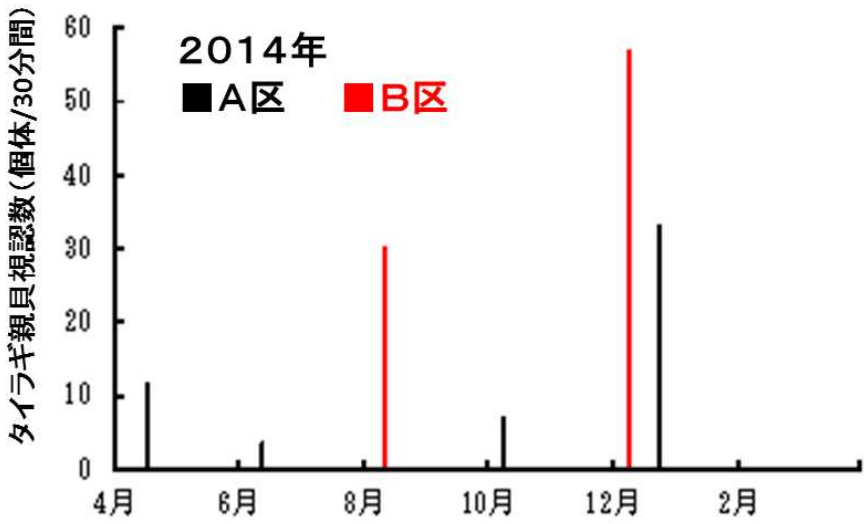


図 4.4.11　Ａ１海域東部における徒捕り漁法によるタイラギ親貝採捕数（2014 年調査）（殻長 150 ㎜以上）

出典：福岡県，佐賀県，長崎県，水産総合研究センター（2014）「平成 26 年度二枚貝資源緊急増殖対策事業成果報告書」

2014年12月８日にＢ区で採捕されたタイラギの殻長組成を図 4.4.12に示した。平均殻長は 202±16.5 ㎜、195 ㎜、220 ㎜にモードがみられ、1～3 歳貝中心の組成であると推定された[16)]。後述するように、1990 年代以降Ａ２及びＡ３海域のタイラギはほとんどが１歳貝のみの分布である。Ａ１海域のタイラギは、殻長が 190 ㎜を超える２歳以上の個体が約 80%含まれる等、Ａ２及びＡ３海域と比べて、生息個体に占める大型個体の割合が高いことが分かる。

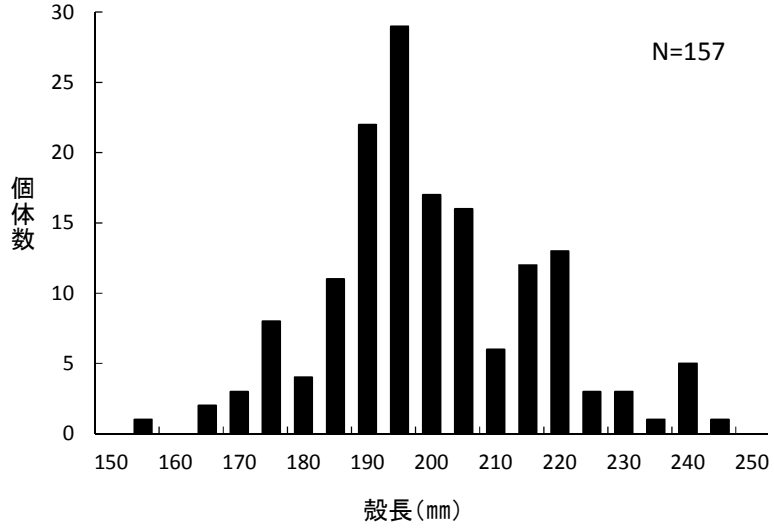


図 4.4.12　干潟で採捕されたタイラギの殻長組成（2014 年調査）

出典：福岡県，佐賀県，長崎県，水産総合研究センター（2014）
「平成 26 年度二枚貝資源緊急増殖対策事業成果報告書」

② 原因・要因の考察

漁獲量や資源量の長期的な推移が不明であるため、問題の特定に至らなかった。

b) サルボウ

① 現状と問題点の特定

Ａ１海域はサルボウ資源の生息域であるとともに、粗放的な採苗（海底に採苗器を設置して稚貝の着生を促進）と着生稚貝の移植技術を組み合わせた漁業が行われている。Ａ１沿岸においては、1970 年代初頭に約 14,000ｔの漁獲量があったが、その後、1981～1984 年にかけて夏期にへい死[17]（原因は不明、岡山水試ほか，1988）が発生して漁獲量が激減した。へい死は 1985 年を境に収束し、佐賀県での生産量は 10,000ｔ台に回復した。しかしながら、2006 年以降の生産量は減少傾向にあり、変動幅も 1,000～3,000ｔと大きい。2001 年[14]（真崎・小野原，2003）、2004 年[6]（岡村ら，2010）、2006 年[18]（吉田・中牟田，2014）、2011 年[7]（中牟田ら，2013）及び 2012 年[18]（吉田・中牟田，2014）には大量へい死がみられた。

② 原因・要因の考察

Ａ１海域西部はサルボウ漁場として利用されている。水深がやや深い干潟沖合域において大量死等による資源変動が大きいことから、ここでは、干潟沖合域におけるサルボウ資源量の変動要因について考察する。この海域の資源変動要因としては、貧酸素水塊、ナルトビエイの食害等が挙げられる。

Ａ１海域の西部干潟沖合域では、2001 年以降の毎年、夏期に貧酸素水塊が発生している。2012 年の本海域の浜川沖（定点 T14、図 4.4.13）では、貧酸素の継続（7 月 21 日から 8 月 3 日までの 2 週間の平均底層溶存酸素量は 0.8mg/L）と共にサルボウのへい死が生じている[8]（図 4.4.13 及び徳永ら，2016）。サルボウは二枚貝の中でも比較的低酸素の環境下でも生残できる特性を有した二枚貝のひとつであり、貧

酸素が頻発する海域にある程度適応した生物でもある。サルボウは無酸素水中で 7 日間生残するという知見[19]（中村ら，1997）がある。一方、実際の有明海では 1mg/L 未満の無酸素状態は小潮期の数日程度しか継続しないことから、へい死の要因として貧酸素に加えて他の要因も影響を与えていることが考えられ、夏期の底層溶存酸素量が 1mg/L 未満となる場合に底質中の硫化水素が増加してへい死を引き起こしている可能性があるとの報告がある[6)、20)、8)]（岡村ら，2010；徳永ら，2012；徳永ら，2016)。実際に、貧酸素化（底層溶存酸素飽和度 10%以下、0.24～0.7mg/L 相当）後の底質の間隙水中で硫化水素（> 10 mgS/L）の存在を確認し、その後にサルボウの生残率が低下したとの報告がある[20)]（徳永ら，2012)。さらに 2008 年の貧酸素発生とサルボウへい死時には、海底直上水に 4.2mg/L の硫化水素が直接検出されている[21)]（木元・児玉，2008)。貧酸素化に加えた硫化水素の発生がサルボウの生残をより低下させることは、室内実験によっても確認されており、貧酸素単独曝露の場合よりも死亡期間が 35%程短縮している[22)、19)、23)]（図 4.4.14 及び中村ら,1997;de Zwaan et al.，2001)。こうしたことから、夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。

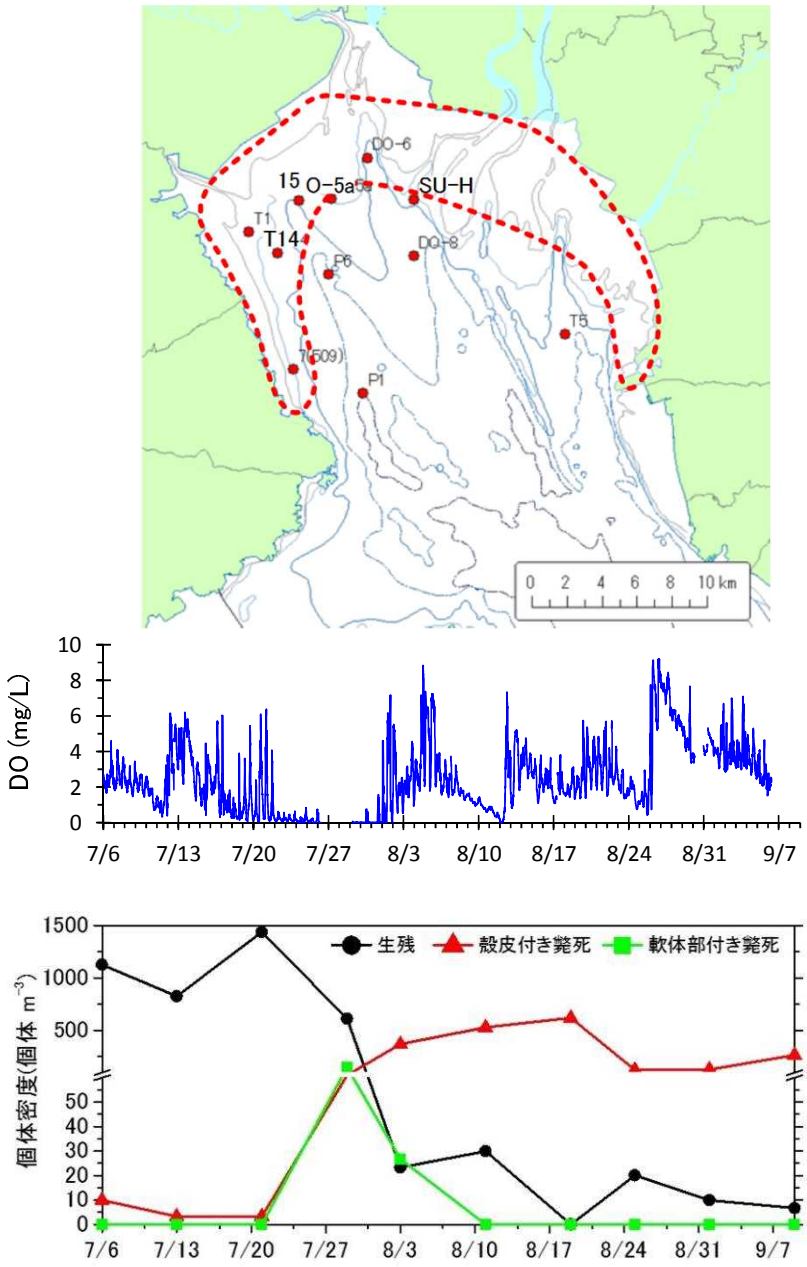
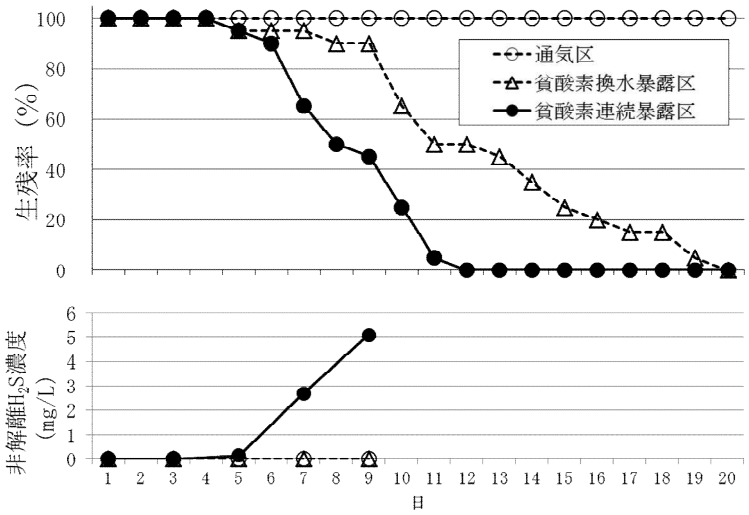


図 4.4.13　Ａ１海域浜川沖（T14）における海底直上 20cm の溶存酸素量とサルボウ生息状況の変動（2012 年）

出典：徳永貴久，速水祐一，木元克則（2016）：有明海奥部の 2 定点における底層水の生物学的酸素消費と化学的酸素消費，土木学会論文集 B2（海岸工学），第 72 巻，第 1 号，pp. 12-21 の図をもとに環境省が作成した。



注）通気区は溶存酸素量 5mg/L 以上、貧酸素水暴露区は毎日 1 回、溶存酸素量 1mg/L 未満の貧酸素海水で飼育水を全交換した。

図 4.4.14　サルボウの貧酸素曝露実験結果

出典：中牟田弘典，藤﨑博，吉田賢二（2013）：2011 年秋季から冬季に発生したサルボウの異状斃死，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp. 33-48

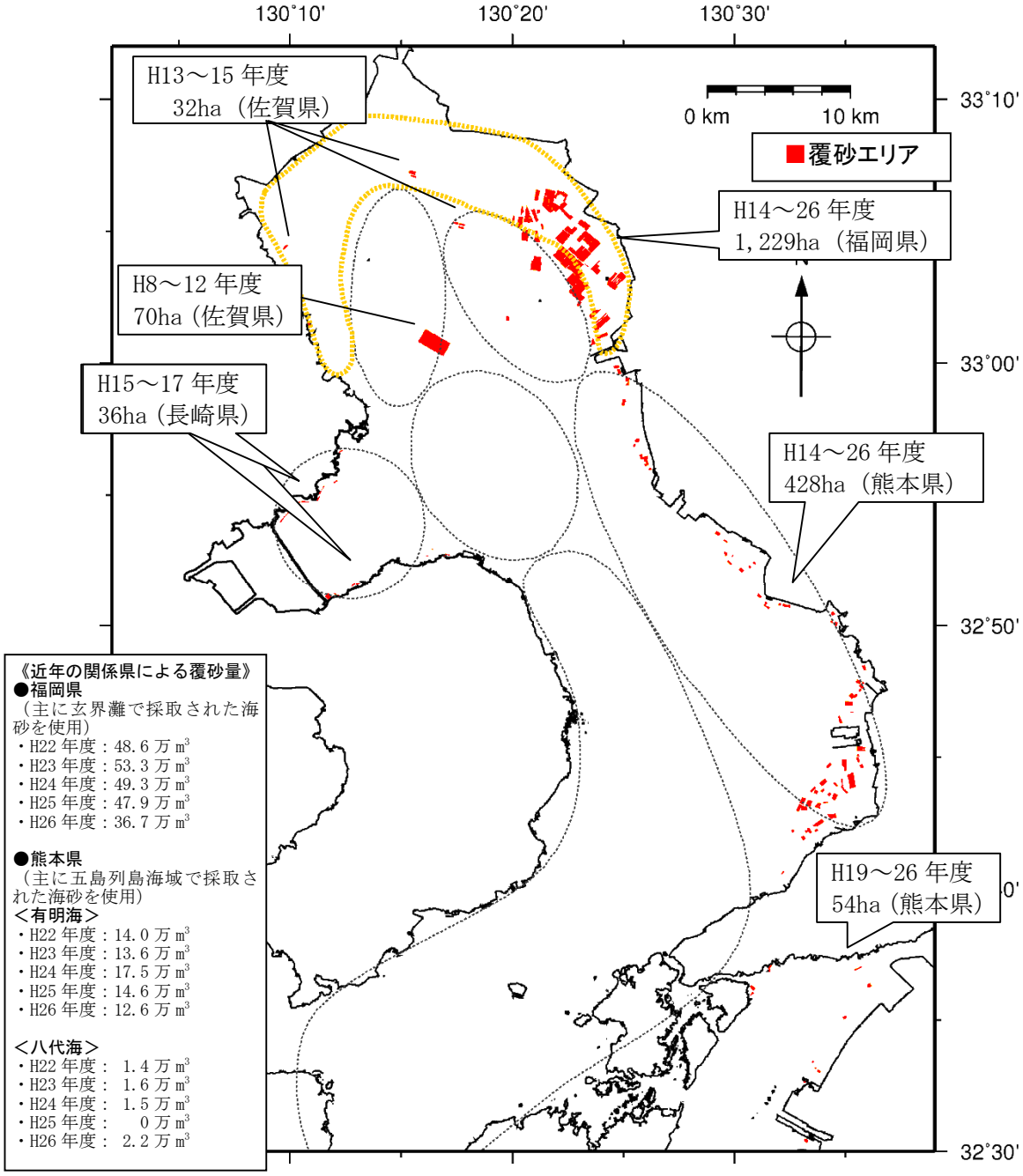
Ａ１海域のサルボウ資源に対しても、ナルトビエイによる食害が発生していると推定され（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少 参照)、資源減少の要因になっていると考えられる。ただし、ナルトビエイの胃内容物は海域毎に精査されていないため、その捕食圧を海域毎に推定することは困難である。

なお、2011 年 10 月中旬から 12 月中旬にかけて、サルボウの大量へい死が確認された。この大量死によって、資源量が一時的に 1/3 まで減少[7]（中牟田ら，2013）したものの、その後大量死は発生しておらず、この海域における長期的な資源減少要因とは特定できなかった。

c）アサリ

Ａ１海域は東部と西部で底質が異なっており、六角川筋を境に西側が泥質干潟、東側が砂泥質干潟に区分される。アサリは泥質干潟にはほとんど生息できないため、Ａ１海域におけるアサリの主要生息域は、東部（六角川筋から福岡県大牟田地先まで）に限られている。西部の泥質干潟でも地盤高が高く底質が固い場所（鹿島市沖や糸岐川河口）にごく小規模なアサリ漁場が形成されているが、ここでは主にＡ１海域東部のアサリ資源状態について詳述する。

なお、Ａ１海域では、覆砂が実施されて人為的に底質が変化していることに留意する必要がある（図 4.4.15)。



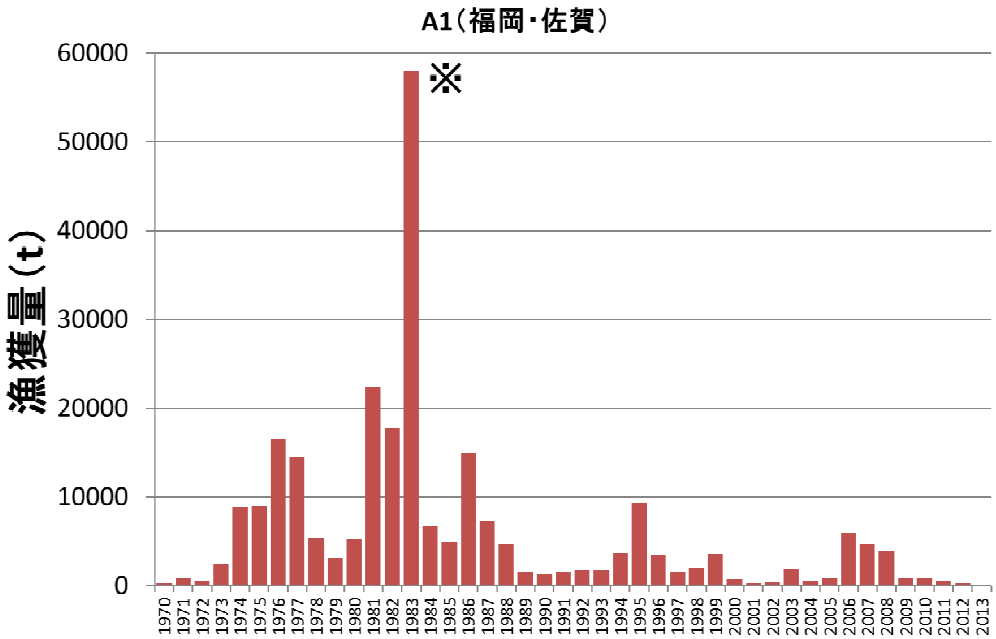
注）関係県が実施した主な覆砂事業（水産庁補助事業）をプロットした。

図 4.4.15　Ａ１海域における覆砂実施エリア

出典：関係県の整備実績をもとに環境省が作成した。

① 現状と問題点の特定

アサリはＡ１海域で 1970 年代半ばから 10 年間ほど、年に 10,000ｔを越える漁獲を記録した。特に 1983 年には 58,000ｔもの漁獲がみられた。その後減少し、2000 年から 2005 年までは数千ｔ以下と低迷した。2006 年から 2008 年にかけて資源が一時的に回復し、2006 年の漁獲量は 6,000ｔに達した（図 4.4.16）。しかしながら、2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となり、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。



注）本データは属人統計であるため、Ａ１海域以外の漁獲も一部計上されている。1982 年から 1984 年にかけての漁獲量の大幅な増大については、例年では漁獲があまりみられない「峰の洲」（Ａ２海域に該当）と呼ばれる非干出海域で漁獲がみられたためである。

図 4.4.16　Ａ１海域のアサリ漁獲量の推移

出典：農林水産省「農林水産統計（昭和 45～平成 25 年）」をもとに環境省が作成した。

② 原因・要因の考察

Ａ１海域の漁獲圧に関しては、データは存在しない。2003 年以降は資源が増加基調に入り、2006 年には福岡県の漁獲量が 5,836ｔと比較的高い生産状況に至った。実際に資源量を推定した結果によっても、2005 年から 2007 年にかけてＡ１海域のアサリの推定資源量が 3,634ｔから 14,244ｔへと急速に増加していた（図 4.4.17）。この理由については不明であるが、資源の動向が後述するＡ４海域と類似の傾向を示している。

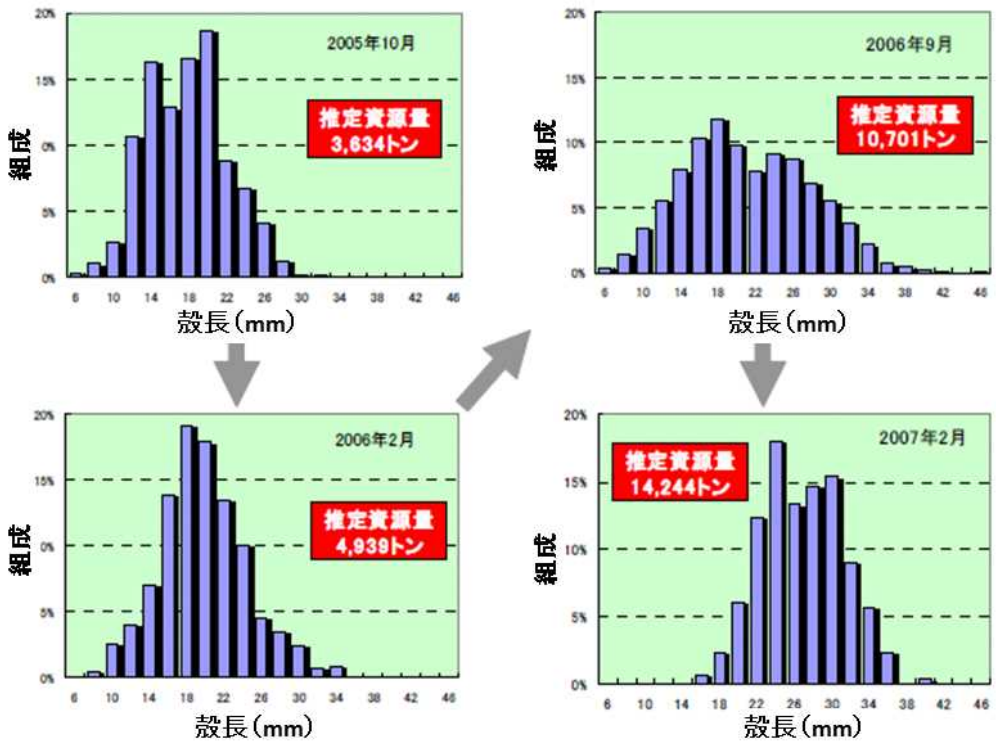


図 4.4.17　Ａ１海域のうち福岡県海域における 2005～2007 年にかけての
アサリ推定資源量の推移

出典：福岡県水産海洋技術センター有明海研究所（2007）「第 27 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料 4-3 福岡県有明海地先における覆砂事業の効果」

本海域における浮遊幼生の発生量に関する経年変化データは存在しないものの、本海域と海水の交流があり、隣接するＡ４海域での調査結果から、2006 年以降相当低位で推移していると類推される。

食害について、Ａ１海域においてもナルトビエイは度々出現していることから、これらによる食害は、アサリ資源の減少の一因と考えられる（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少参照）。

アサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

覆砂事業により、アサリ等の有用二枚貝が増大するとの報告がある[24)]。有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

有害赤潮（*Chattonella* 属）によるアサリ死亡への影響の可能性が指摘されているが、*Chattonella* はアサリのろ水活動を顕著に阻害するものの、赤潮密度でのへい死等は室内試験によっても確認されていない。よって、*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい（（６）Ａ６海域（有明海諫早湾）参照）。

エ）まとめ

Ａ１海域（有明海湾奥奥部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の全 3 調査地点におけるデータから、全 3 地点のうち 1 地点（Asg-3）で節足動物門の種類数に減少傾向がみられた。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった。個体数については、全 3 地点とも調査毎に変動が大きく、約 10 年間の継続した一定方向の変化を見いだすことは難しいが、1 地点（Asg-3）で環形動物門の個体数に増加傾向がみられた。他の 2 地点では、種類数、個体数ともに単調な増加・減少傾向はみられなかった。調査毎に大きく変動する要因は、特定の優占種（ドロクダムシ類やシズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減であると考えられ、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2001～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 3 調査地点のうち 1 地点（Asg-3）は粘土･シルト分が 100％に近い値で推移し、他の 2 地点は 80～100%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 3 地点で 0.1～0.6mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 3 地点で 7～11%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。COD は全 3 地点で 7～20mg/g 程度であり、1 地点（Asg-2）で増加傾向がみられたが、他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。なお、この 3 地点は、底質の有機物含量が高いとの知見があるＡ３海域との境界域には含まれない。
- 浮泥を含む堆積物については、埋没測定板を用いて堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 3 調査地点で顕著な増加・減少傾向はみられなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海奥部で発生することが示されている。

貧酸素水塊は東部及び西部干潟域では問題とならないが、西部干潟沖合域（Ａ３海域との境界域）では出水期後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生している。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、全

3 調査地点で 2～5mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降におけるデータでは全 2 調査地点で毎年 2mg/L を下回っている。

有用二枚貝のうちタイラギについて、本海域での 2014 年の調査では 2 歳以上の個体が約 80%含まれる等、ほとんどが 1 歳貝のみの分布であるＡ２及びＡ３海域と比べて、生息個体に占める大型個体の割合が高いが、漁獲量や資源量の長期的な推移が不明である。

サルボウについては、問題点として夏期にへい死が生じている。2001 年、2004 年、2006 年、2011 年及び 2012 年には大量へい死がみられた。その要因として、夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。

アサリについては、問題点として 2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となる等、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、浮遊幼生や着底稚貝の量は、隣接するＡ４海域での調査結果から、過去と比較して 2008 年以降は相当低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

覆砂によってアサリ等の有用二枚貝が増大するとの報告があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

Chattonella 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。詳細は（６）Ａ６海域（有明海諫早湾）に記載した。

その他、有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある共通の要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

1）園田吉弘，滝川清，床次武富，早田功，齋藤孝（2008）：有明海における水質･底質の実測データに基づく海域環境の変動特性，土木学会海岸工学論文集，第 55 巻，pp.1021-1025
2）環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」3 章 5 潮流･潮汐，22pp
3）横山勝英，山本浩一，河野史郎（2008）：有明海北東部及び筑後川感潮河道における地形･底質･形態別リンの季節変動と土砂移動経路に関する考察，土木学会論文集 B，Vol.64，No.2，pp.83-98
4）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
5）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」
6）岡村和麿，田中勝久，木元克則，藤田孝康，森勇一郎，清本容子（2010）：有明海北西部における貧酸素水塊と底質がサルボウの大量斃死に与える影響，水産海洋研究，第 74 巻,第

4 号，pp.197-207
7）中牟田弘典，藤﨑博，吉田賢二（2013）：2011 年秋季から冬季に発生したサルボウの異状斃死，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.33-48
8）徳永貴久，速水祐一，木元克則（2016）：有明海奥部の 2 定点における底層水の生物学的酸素消費と化学的酸素消費，土木学会論文集 B2（海岸工学），第 72 巻，第 1 号，pp.12-21
9）代田昭彦，近藤正人（1985）：日本全国沿岸海洋誌（日本海洋学会沿岸海洋研究部会編），東海大学出版会，1106pp
10）片野俊也，吉野健児，伊藤祐二，速水祐一（2013）：有明海奥部の植物プランクトンの季節変化：特に夏季，冬季の有害赤潮と環境要因の関連について，沿岸海洋研究，第 51 巻，第 1 号，pp.53-64
11）松原賢，横尾一成，川村嘉応（2014）：有害珪藻 *Asteroplanus karianus* の有明海佐賀県海域における出現動態と各種環境要因との関係.日本水産学会誌，第 80 巻 第 2 号,pp.222-232
12）岡村和麿，田中勝久，木元克則，清本容子（2006）：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体比，海の研究,Vol.15，No.2，pp.191-200
13）古賀秀昭，荒巻裕(2013)：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.13-24
14）真崎邦彦，小野原隆幸(2003)：有明海湾奥部におけるサルボウの漁業実態と分布状況，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 21 号，pp.29-36
15）内藤剛，筑紫康博（2004）：有明海浅海域における覆砂効果，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 14 号，pp.125-130
16）福岡県，佐賀県，長崎県，水産総合研究センター（2014）「平成 26 年度二枚貝資源緊急増殖対策事業成果報告書」，41pp
17）岡山県水産試験場，山口県内海水産試験場，佐賀県有明水産試験場，南西海区水産研究所（1988）：サルボウの斃死要因解明のための養殖試験（Ⅵ）．南西海区水産研究所，82pp
18）吉田賢二，中牟田弘典（2014）：標識放流サルボウの追跡調査，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 27 号，pp.19-25
19）中村幹雄，品川 明，戸田顕史，中尾 繁（1997）：宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境耐性．水産増殖，第 45 号，pp.179-185
20）徳永貴久，岡村和麿，木元克則，柴原芳一(2012)：有明海湾奥西部海域の底質変動特性．土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.68，No.2，pp.I_1139-I_1144
21）木元克則，児玉真史（2008）：有明海奥部における貧酸素水塊の動態と影響要因に関する検討．九州沿岸域における漁場環境保全の現状と展望，日本水産学会九州支部例会シンポジウム講演要旨，2pp
22）中牟田弘典，吉田賢二（2014）：貧酸素環境がサルボウの鰓・腎臓組織に及ぼす影響，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 27 号，pp.27-33
23）de Zwaan A, Cattani O, Vitali G, Cortesi P (2001)：Influence of incubation conditions on the anoxic survival of marine bivalves. Static and semi-static incubations, Marine Ecology-Progress Series，Vol.211，pp.169-179
24）福岡県水産海洋技術センター（2007）「第 27 回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料 4-3 福岡県有明海地先における覆砂事業の効果（福岡県水産海洋技術センター）」

（２）Ａ２海域（有明海湾奥東部）

ア）この海域の特性

Ａ２海域（有明海湾奥東部）は図 4.4.18 に示すように、筑後川沖の東西海底水道周辺や峰の洲を含む海域に位置している。

環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006）によると、平均流は反時計回りであり[1)]、大串ら（2007）によるとエスチュアリー循環によって表層では湾口向きに[2)]、下層では湾奥向きの流れが形成されている[3)]。

水質については、園田ら（2008）は筑後川からの影響が大きく、塩分の年間変動からみて、出水時には表層及び底層に河川水が流入し、溶存態窒素（DIN）が移流・拡散していくことや、塩分が有明海の中では低く、梅雨時期の河川からの淡水流入によって低下することを報告している[4)]。筑後川からＡ１海域を通じて DIN が流入しており、筑後川の影響を大きく受け、有明海の中では濃度が高く、河川流量の増加に伴い高くなる[4)]。

底質については、筑後川沖東海底水道付近の泥質から峰の洲の砂質まで変化に富む。粒度は調査地点によって異なり、中央粒径（Mdφ）は 1～7 程度、粘土・シルト含有率は 0～100%と幅広い[5)、6)]。横山ら（2008）は出水時に筑後川・早津江川等から流入した粘土・シルト分は河口沖に堆積した後、感潮河道へ逆流するものを除いて、本海域の沖合側及びＡ３海域に流入し、その後、エスチュアリー循環によってＡ１海域に移流されることを報告している[3)]。

貧酸素水塊については、海底付近の溶存酸素量が 3mg/L を下回ることがあるが[7)]（筑紫・松井，2003）、干満差に由来する速い潮流によって水塊の滞留性が低く、かつ海底地形が複雑なため、貧酸素水塊は短期で解消され長期的に継続しない。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 27 件である。

本海域とＡ１海域の境界域周辺において、ノリ養殖が行われている。

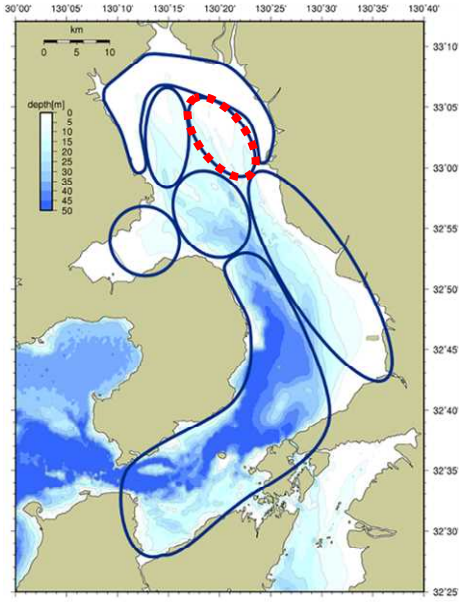


図 4.4.18　Ａ２海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ２海域では、1988 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1989 年夏期及び 2000 年夏期の調査並びに 2005～2015 年のモニタリング結果から、以下のとおり傾向の整理を行った。なお、調査地点は図 4.4.19 に示すとおりである。

1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、全マクロベントス（小型の底生動物）の平均密度は 2,595 個体/㎡（1989 年）から 2,085 個体/㎡（2000 年）へと約 2 割減少しており、多毛類、甲殻類、クモヒトデ類は増加し、二枚貝類、その他の分類群は減少していた（表 4.4.2）。

表 4.4.2　Ａ２海域におけるマクロベントスの個体数地点平均の比較

項目 / 年	全個体数（個体/m^2）	出現率(%)				
		多毛類	二枚貝類	甲殻類	クモヒトデ類	その他
1989年	2,595	44.1	40.8	4.0	1.9	12.3
2000年	2,085	58.8	15.0	16.7	4.6	4.8

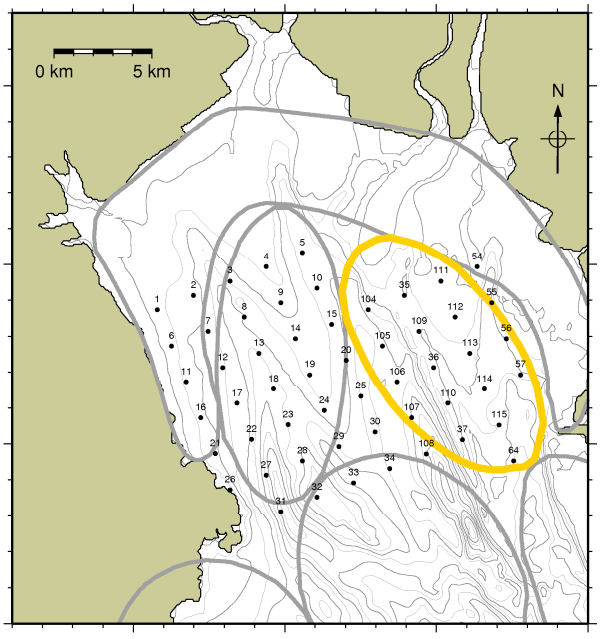
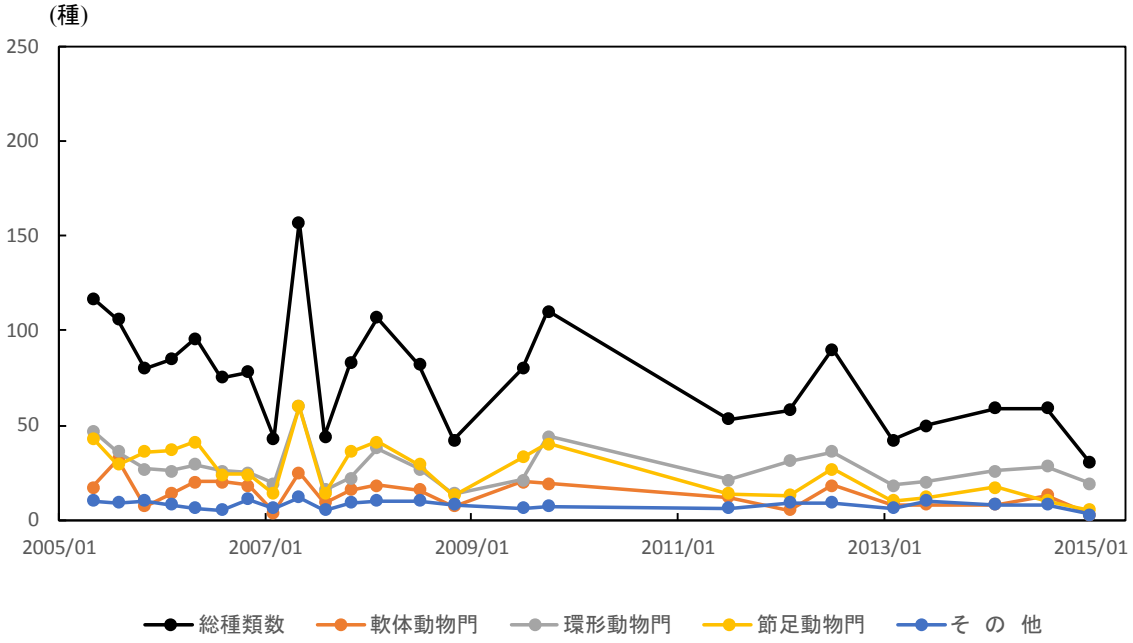
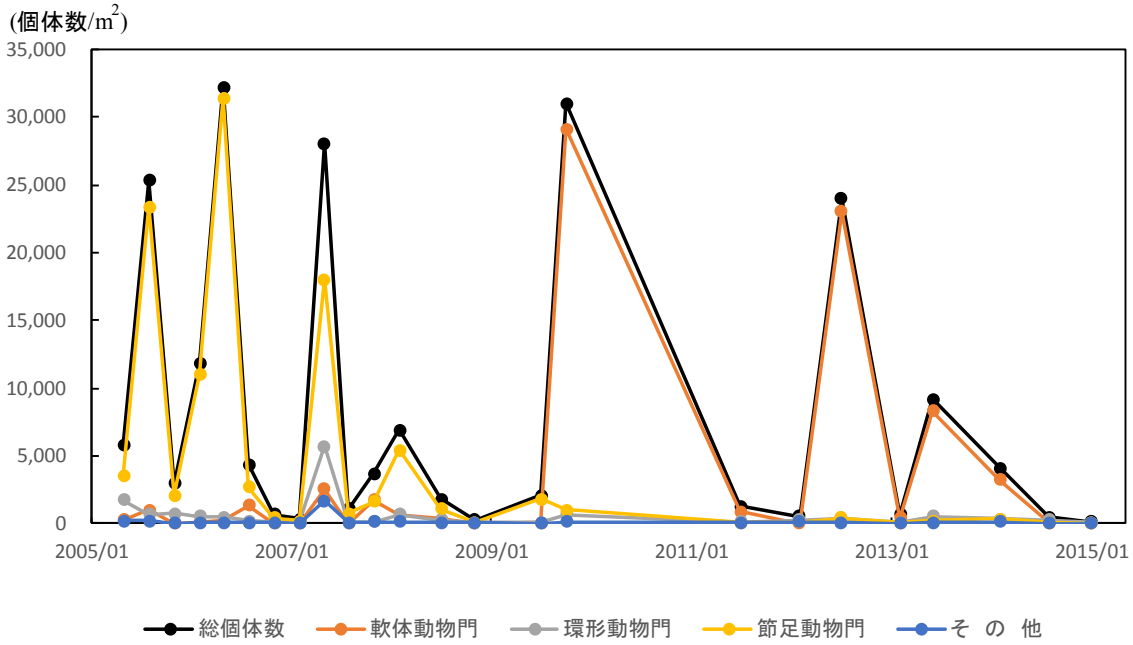


図 4.4.19　マクロベントス調査地点

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等

調査採取手法は異なるが、2005～2015 年にＡ２海域で行われた他調査（図 4.4.20）をみると、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は軟体動物が個体数の上で高い割合を占め、泥質に生息する二枚貝類が主要出現種となっていた。2005 年以降は、1 地点（海域内の全調査地点）（Afk-2）で総種類数、軟体動物門及び節足動物門の種類数に減少傾向がみられ、個体数では節足動物門に減少傾向がみられた。これ以外の分類群では、種類数、個体数に経年的に単調な増加・減少傾向はみられなかった。2005 年以降は日和見的な優占種（ドロクダムシ類やホトトギスガイ等）によって、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約 90 倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる（表 4.4.3 に具体的に示す）。このような変動を作り出す優占種には有機汚濁に耐性を持つ種も多い（例えばドロクダムシ類）。





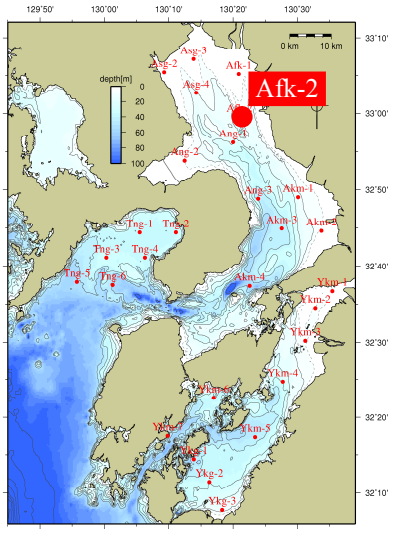


図 4.4.20　Ａ２海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに
環境省が作成した。

表 4.4.3　Ａ２海域におけるベントスの主要出現種の推移

	A-2			
	Afk-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	31.7%
	環形動物門		ｼﾘｽ亜科	7.6%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	6.0%
2005/08	節足動物門		Corophium sp.	43.8%
	節足動物門		ﾎｿﾂﾂﾑｼ	31.0%
	節足動物門		ﾌﾄﾋｹﾞｿｺｴﾋﾞ科	9.7%
2005/11	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	43.4%
	環形動物門		ﾊﾞﾗｵﾆｽ科	8.3%
	環形動物門		ｼﾘｽ亜科	7.7%
2006/02	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	33.1%
	節足動物門		ﾚﾌﾞﾄｹﾘｱ科	27.2%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	14.1%
2006/05	節足動物門		Corophium sp.	72.1%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	7.0%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	5.5%
2006/08	節足動物門		**ﾎｿﾂﾂﾑｼ**	15.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	12.5%
	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	11.1%
2006/11	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	16.0%
	節足動物門		Urothoe sp.	8.5%
	節足動物門		Photis sp.	6.6%
2007/02	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	29.8%
	節足動物門		Urothoe sp.	7.4%
	環形動物門		ﾊﾞﾗｵﾆｽ科	5.9%
2007/05	節足動物門		Photis sp.	21.8%
	節足動物門		ﾆﾎﾝｿｺｴﾋﾞ	8.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾘﾊｷﾞｶﾞｲ科	6.3%
2007/08	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	45.7%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	9.6%
	紐形動物門		紐形動物門	7.2%
2007/11	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	23.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾔﾏﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	21.2%
	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	20.1%
2008/02	節足動物門		ﾚﾌﾞﾄｹﾘｱ科	25.0%
	節足動物門		ﾀﾅｲｽ目	22.6%
	節足動物門		*Photis* sp.	6.6%
2008/07	節足動物門		Urothoe sp.	43.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾔﾏﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	16.0%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	5.9%
2008/11	紐形動物門		紐形動物門	16.6%
	節足動物門		ﾊﾞﾗｵﾆｽ科	16.6%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	9.9%
2009/07	節足動物門		ﾚﾌﾞﾄｹﾘｱ科	32.4%
	節足動物門		Urothoe sp.	21.3%
	節足動物門		Byblis sp.	4.3%
2009/10	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	93.6%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	1.2%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	0.6%
2011/07	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	63.8%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	7.4%
	環形動物門		**ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科**	4.5%
2012/02	環形動物門		ｴｸｿｺﾞﾈ亜科	21.6%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	11.6%
	袋形生物門		線虫綱	11.3%
2012/07	軟体動物門	二枚貝類	Musculista sp.	62.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	28.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	4.9%
2013/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	50.1%
	節足動物門		ﾚﾌﾞﾄｹﾘｱ科	7.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｷｾﾜﾀｶﾞｲ科	6.3%
2013/08	環形動物門		Scolelepis sp.	59.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾞﾛｰﾄﾞﾏｸﾗｶﾞｲ	20.8%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	10.2%
2014/02	刺胞動物門		ﾋﾄﾞﾛﾑｼ綱	78.1%
	環形動物門		ﾓｸﾞﾘｵﾄﾋﾒ	2.9%
	星口動物門		星口動物門	2.8%
2014/08	環形動物門		ｳﾐｹﾑｼ	16.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｻｸﾗｶﾞｲ属	8.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	6.2%
2015/01	環形動物門		ｴｸｿｺﾞﾈ亜科	23.6%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	9.7%
	環形動物門		Ophiodromus sp.	5.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	5.6%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Afk-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ２海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、主要出現種のなかで、2005 年から 2010 年までは節足動物が多くみられたが、2011 年以降は棘皮動物、袋形動物及び環形動物が多くみられるようになり、2012 年は軟体動物（二枚貝類）が主要出現種となっている。

総個体数が多かった 2005 年 8 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）やホソツツムシ、2006 年 5 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）、2007 年 5 月には *Photis* sp.、2009 年 10 月にはホトトギスガイ、2012 年 7 月には *Musculista* sp.（ホトトギスガイ属）が多くみられた。

なお、2009 年以降、軟体動物の個体数が多く、個体数の推移と主要出現種の推移のデータを勘案すると、個体数の多い年はホトトギスガイが占有していると推察される。ホトトギスマットの形成は、二枚貝類が貧酸素や硫化物の影響を受けていないことを示唆する。

② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、1988 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1989～2010 年の調査結果を中心に原因・要因の考察を行うこととした。

考察に当たって、泥化の判定を、

ア．経年変化において変動が大きな中央粒径（Mdφ＝7）の等値線の動き
イ．中央粒径が小さくなること（Mdφの変化）・粘土･シルト分の増加
ウ．底質中の粒度全体が小さくなること（粒径加積曲線の変化）
エ．海底上に小さい粒子が堆積すること（7.8μｍ以下の粒子（Mdφ=7 に相当）の含有率の増加）

の４つの観点から行った。

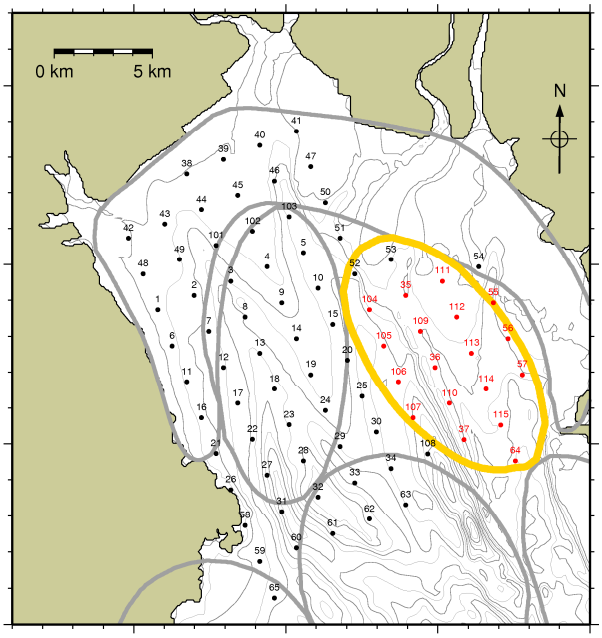
なお、Ａ２海域には覆砂域が一部でみられており、出水時等に砂→シルト（粘土）の変化がみられるが、短期的な変動なので生物の生息環境の観点から大きな影響はないと考える。

底質の泥化については、表 4.4.4 に示すとおり海域全体で単調な粒径変化（単調増加・単調減少）はみられなかった。なお、調査地点は図 4.4.21 に示すとおりである。

表 4.4.4　Ａ２海域の底表泥の属性（1989～2010 年）

	Mdφ7 以上の微細泥地点数	泥分率 70%以上の地点数
1989 年 8～9 月	0 地点	3 地点
2000 年 9 月	2 地点	2 地点
2005 年 10 月	0 地点	6 地点
2009 年 5 月	1 地点	4 地点
2010 年 10 月	0 地点	5 地点

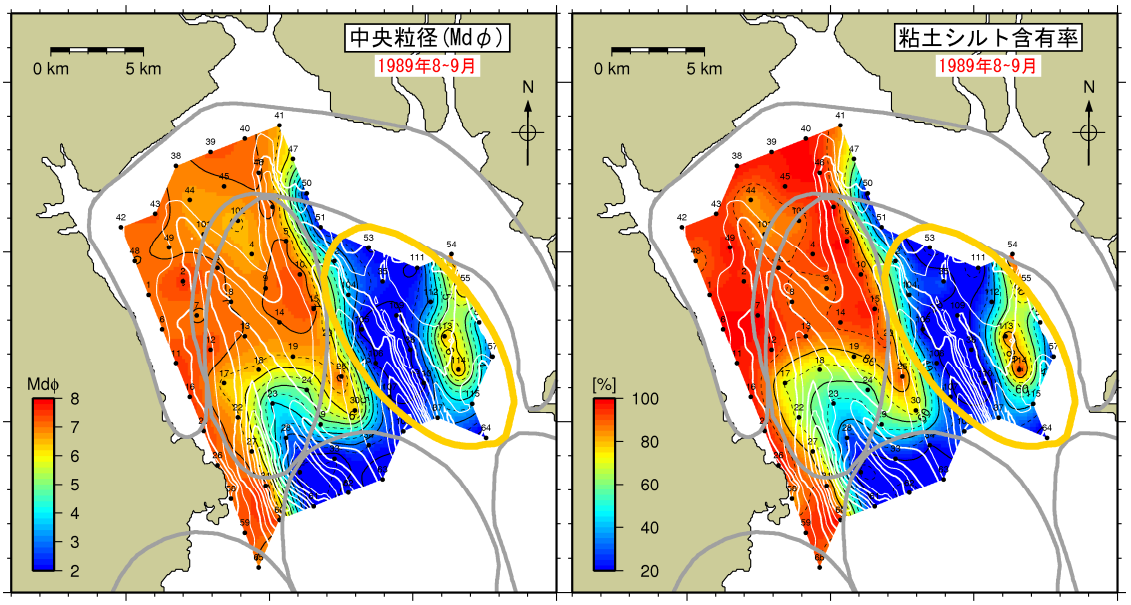
注）各年共通地点 18 地点中の数字を示す。
出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」より取りまとめ



注）図 4.4.19　マクロベントス調査地点と同一地点

図 4.4.21　底質調査地点

図 4.4.22 に、1989 年から 2010 年の底質分布を示す。

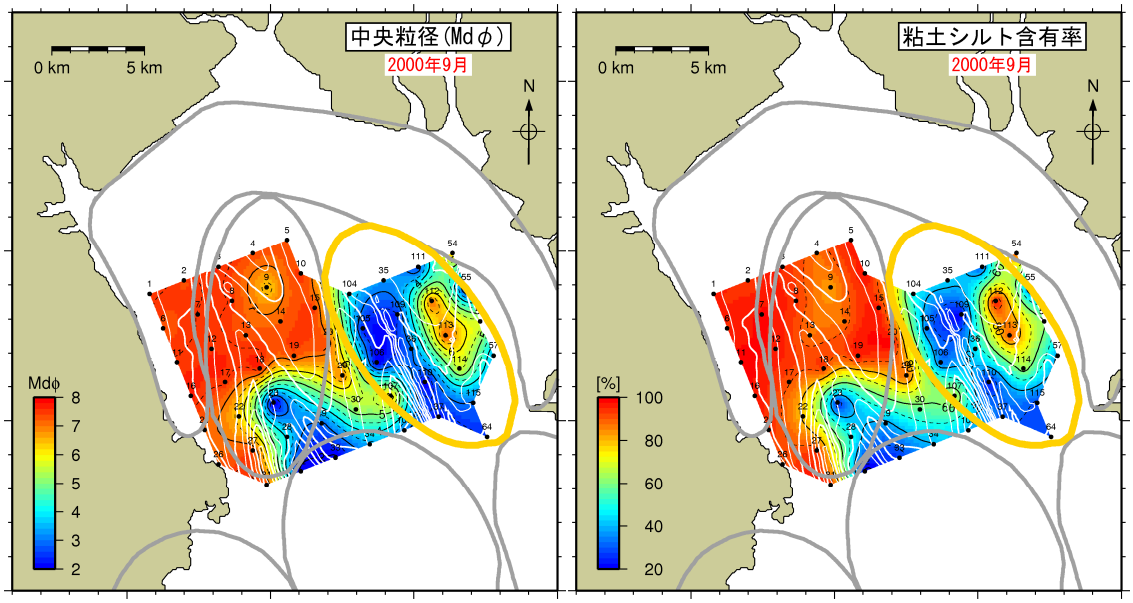


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.22（1） Ａ２海域の底質分布（採取年：1989 年）

出典：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，第 13 号，pp.57-79 の数値データをもとに環境省が作成した。

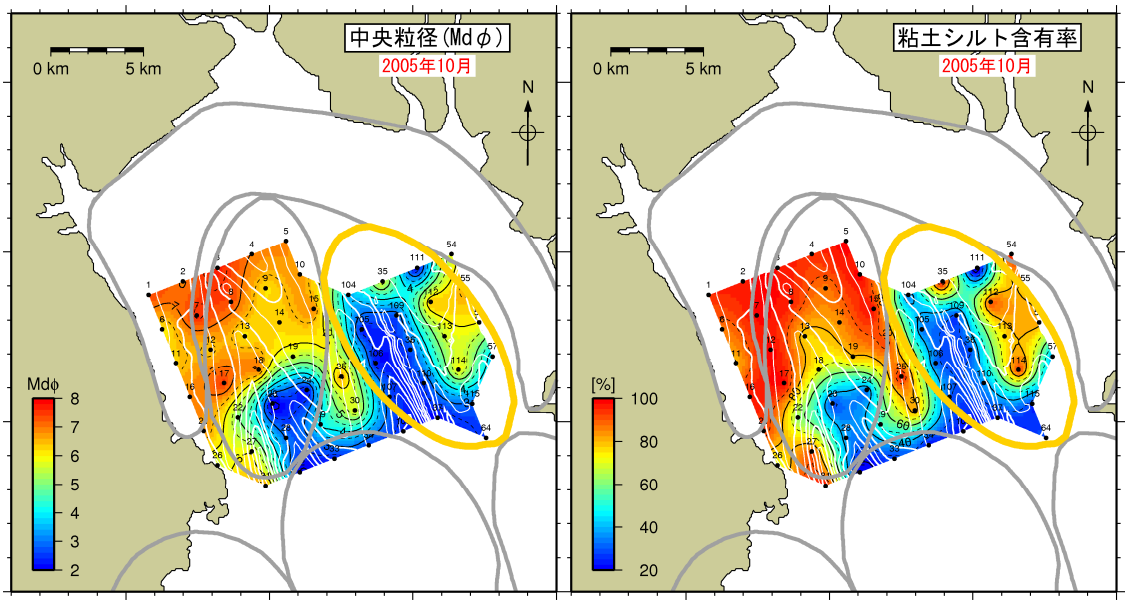


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.22（2） Ａ２海域の底質分布（採取年：2000 年）

出典：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およびマクロベントス，佐賀県有明水産試験場研究報告，第 20 号，pp.55-62 の数値データをもとに環境省が作成した。

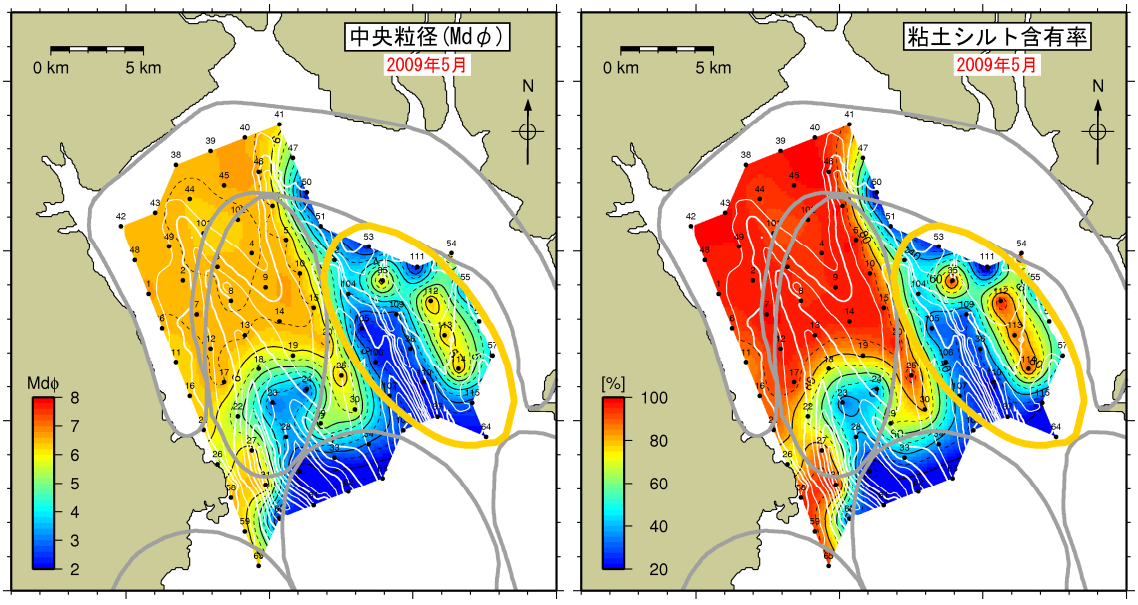


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.22（3）Ａ２海域の底質分布（採取年：2005 年）

出典:藤崎博，大隈斉，山口忠則，有吉敏和(2007):有明海湾奥部の底質，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 23 号，pp.37-40 の数値データをもとに環境省が作成した。

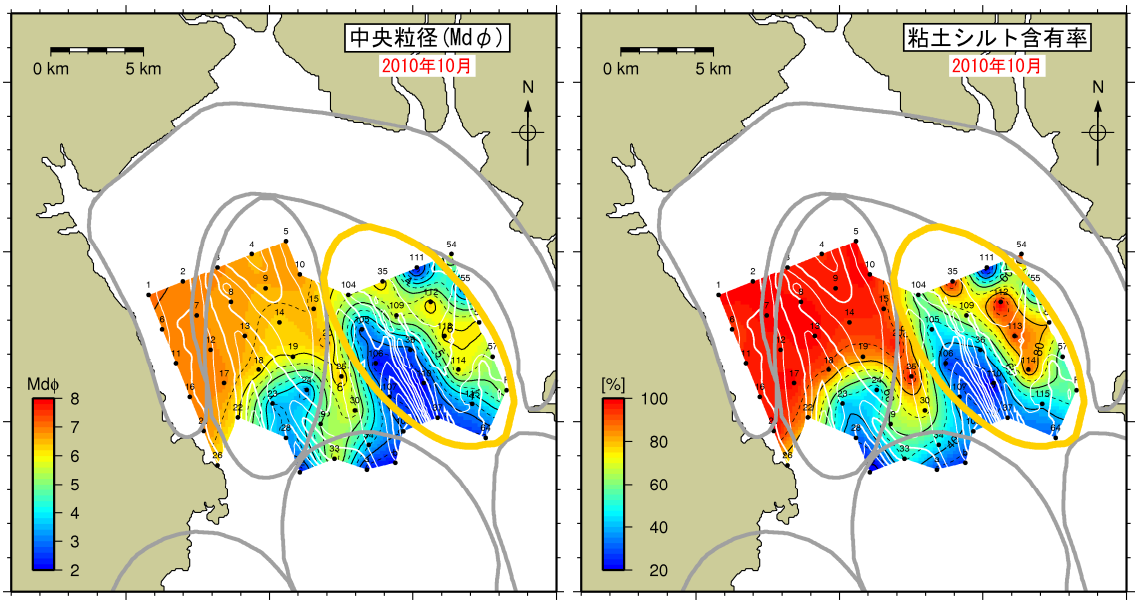


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.22（4）Ａ２海域の底質分布（採取年：2009 年）

出典:環境省「平成 21 年度 有明海･八代海再生フォローアップ調査(懸濁物調査)報告書」より



（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土･シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.22（5） Ａ２海域の底質分布（採取年：2010 年）

出典：環境省「平成 21 年度 有明海･八代海生態系回復方策検討調査報告書」のデータをもとに環境省が作成した。

図 4.4.22 を基に、各調査間における底質の変動を整理し、図 4.4.23～図 4.4.25 に示す。1989 年から 2000 年では中央粒径（Mdφ）は小さく、粘土・シルト含有率（63μm 以下）は増加しており泥化（細粒化）傾向の値を示しているが（図 4.4.23）、2000 年から 2009 年では場所によって傾向は異なっている（図 4.4.24）。

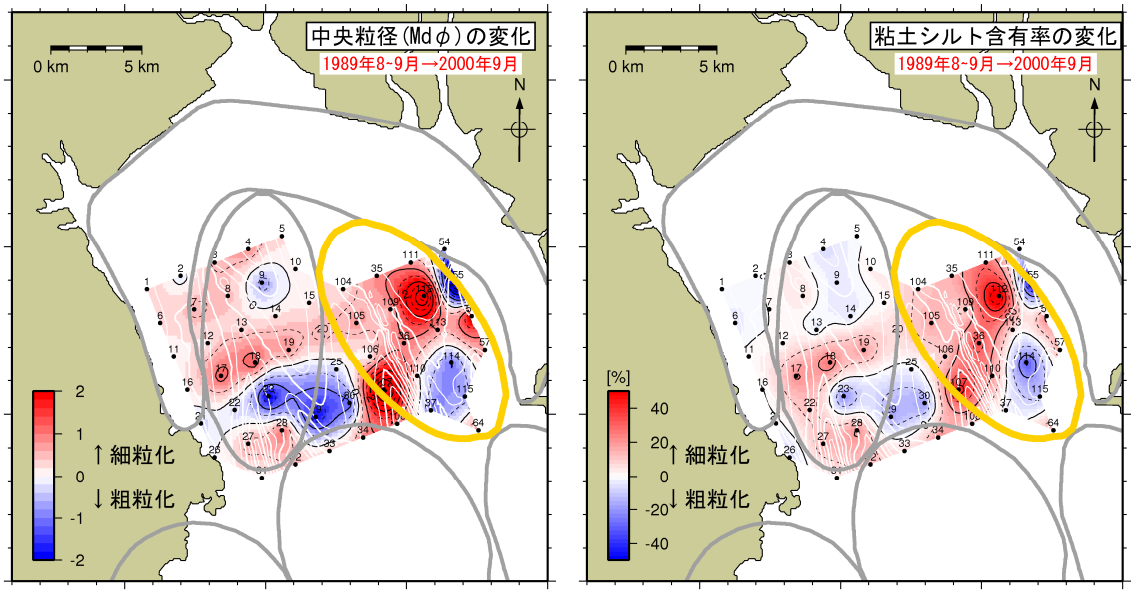


図 4.4.23　中央粒径と粘土・シルト含有率の分布の変化（1989～2000 年の差）

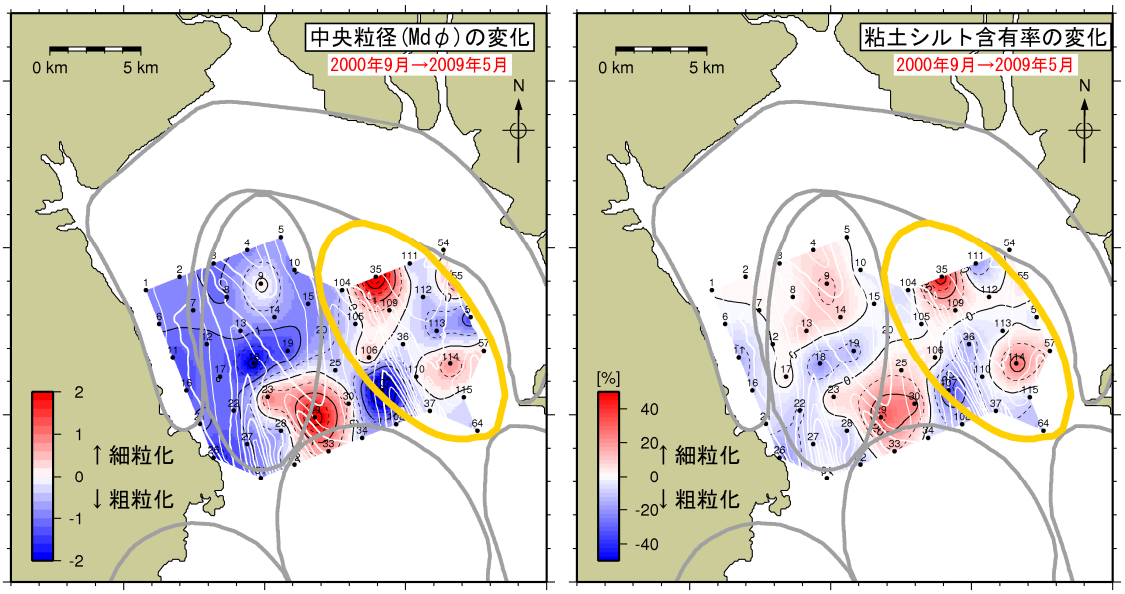
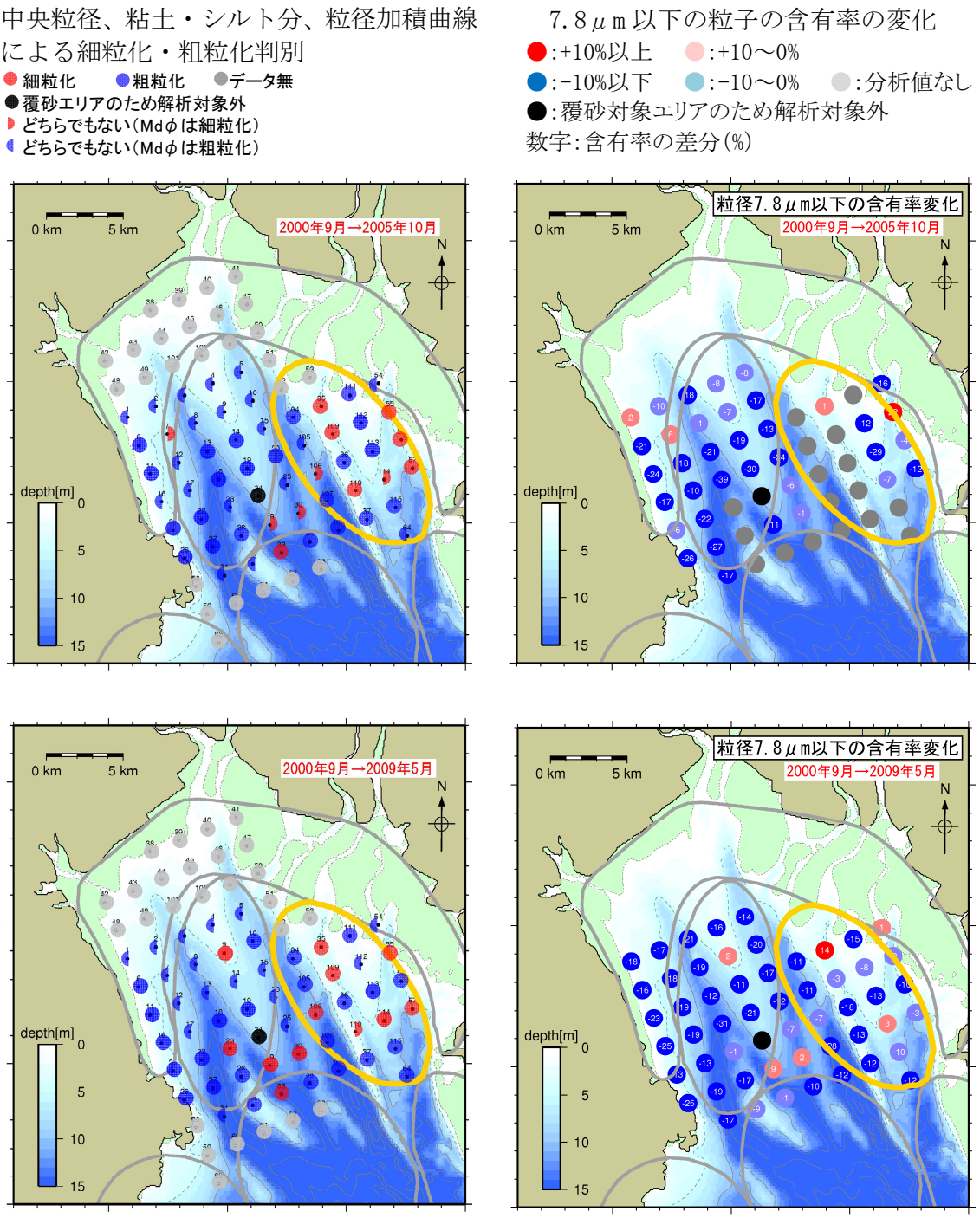


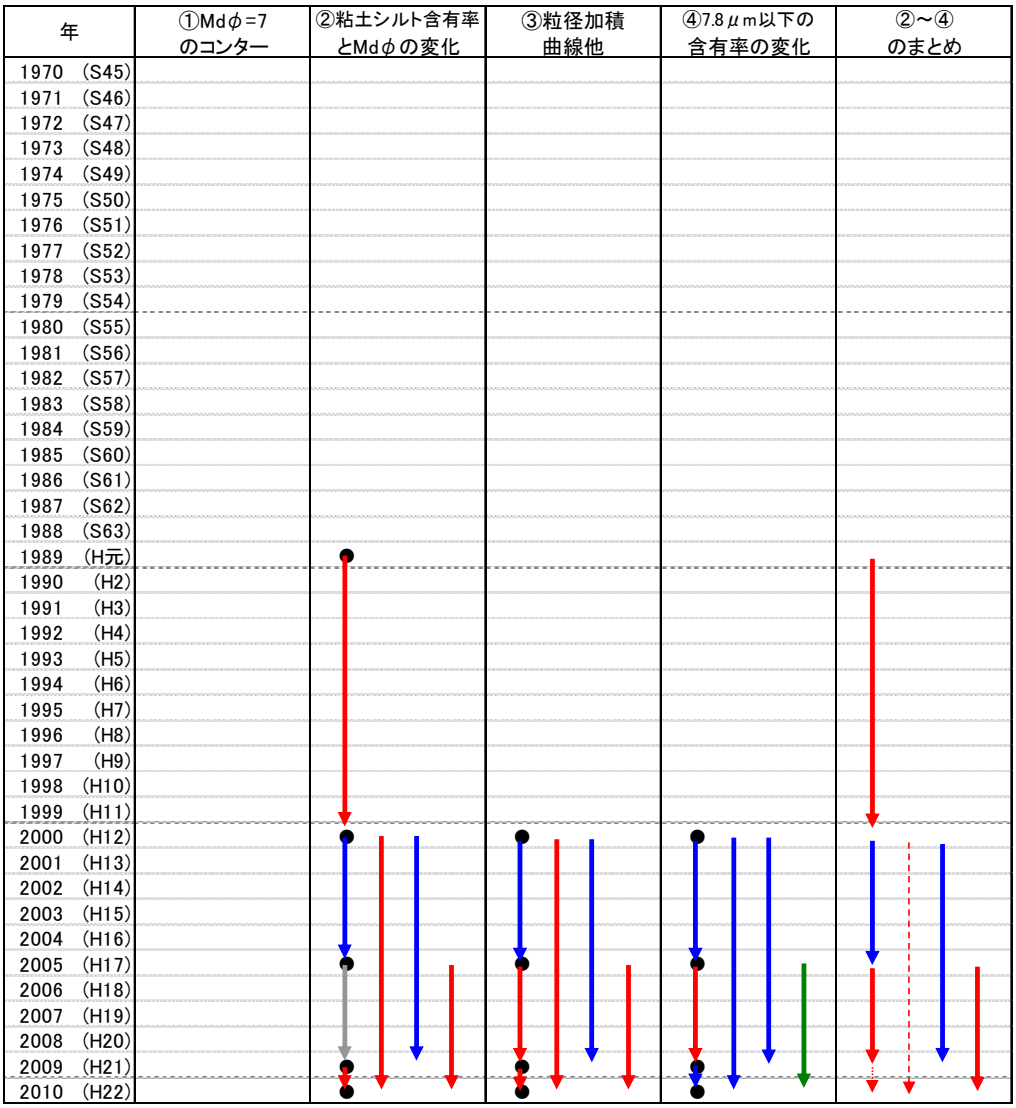
図 4.4.24　中央粒径と粘土・シルト含有率の分布の変化（2000～2009 年の差）



注）図中、「●：データ無」は調査が行われていないことを示し、「●：分析値なし」は底質の粒度組成において 74μm 以下の粒子が少なく分析が行われていないことを示す。また、「●：覆砂対象エリアのため解析対象外」は図 4.4.28 に示すように覆砂事業位置と重なることから評価から外したことを示す。

図 4.4.25　細粒化・粗粒化判別結果と 7.8μm 以下の粒子の含有率の変化

これらの結果と過去の調査結果を取りまとめると、1989 年から 2000 年にかけては、細粒化傾向であった（図 4.4.26）。その後、2000 年から 2005 年にかけて粗粒化が進んだと考えられる。2006 年以降は、細粒化傾向であった。これらの結果から、Ａ２海域全体では長期間にわたる単調な変化（細粒化･粗粒化傾向）を呈していないと考えられる。



※ 粗粒化･細粒化の判別は、基本的には③で行う
※ ③のデータが無い部分については、①②④を参考にする
※ 矢印の凡例
- 粗粒化傾向
- 細粒化傾向
- どちらでもない（細粒化と粗粒化の地点が同数）
- 判別不能（②において粘土シルト含有率の変化とMdφの変化傾向が異なる）
- 粗粒化傾向（明瞭でない）
- 細粒化傾向（明瞭でない）

図 4.4.26　有明海湾奥東部（Ａ２海域）の底質の細粒化・粗粒化傾向

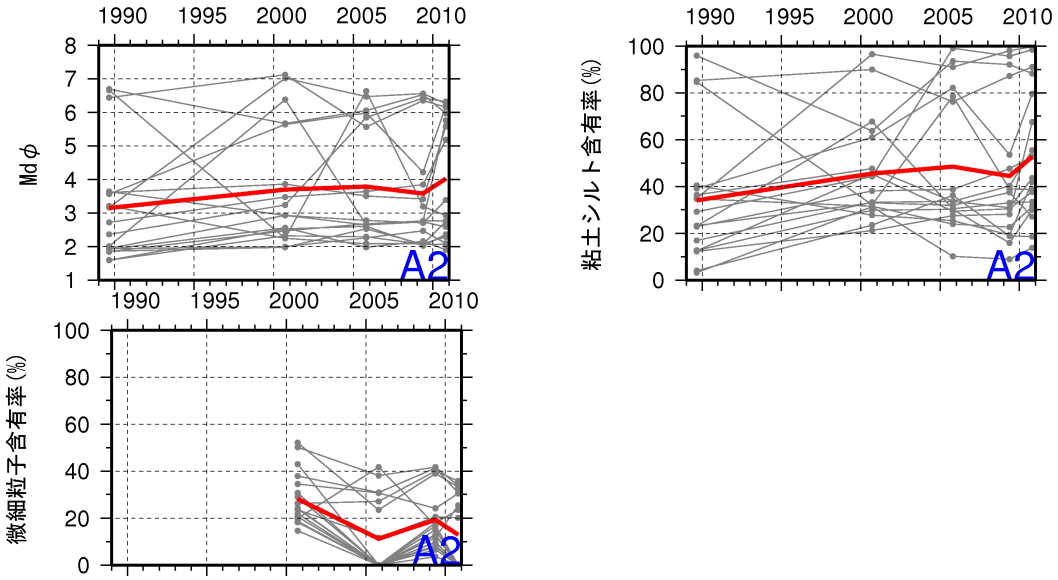
Ａ２海域内 18 地点の中央粒径、粘土・シルト含有率（63μｍ以下）及び微細粒子 7.8μｍ以下の含有率の海域内平均値の推移を図 4.4.27 に示す。

中央粒径（Mdφ）については、1989 年から 2005 年にかけては細粒化、2005 年から 2009 年にかけては粗粒化、2009 年から 2010 年にかけては細粒化の傾向がみられた。

粘土・シルト含有率については、1989 年から 2005 年にかけては増加、2005 年から 2009 年にかけては減少、2009 年から 2010 年にかけては増加の傾向がみられた。

微細粒子含有率については、2000 年から 2005 年にかけては減少、2005 年から 2009 年にかけては増加、2009 年から 2010 年にかけては減少の傾向がみられた。

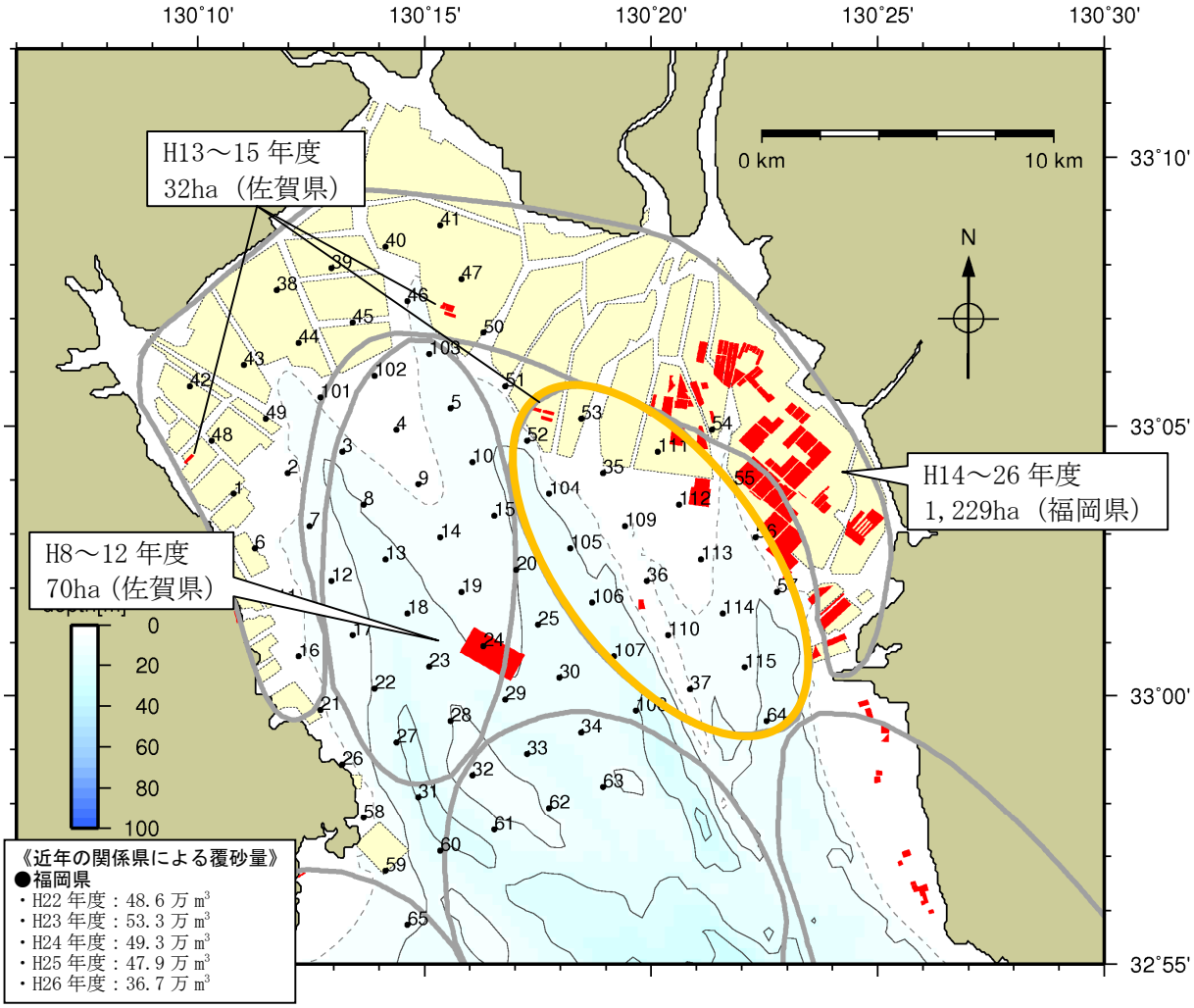
なお、これらの傾向は地点によってさまざまであり、その値の範囲も中央粒径（Mdφ）は 1～7 程度、粘土・シルト含有率は 0～100%と幅広いことにも留意が必要である。



注）図中の赤線は海域内平均値を表す。

図 4.4.27　有明海湾奥東部（Ａ２海域）の底質粒径の推移

また、Ａ２海域では、二枚貝資源の回復等を目的として覆砂が実施されていることに留意する必要がある（図 4.4.28）。



注）関係県が実施した主な覆砂事業（水産庁補助事業）をプロットしている。

図 4.4.28　Ａ２海域における覆砂実施エリア

出典：関係県の整備実績をもとに環境省が作成した。

図 4.4.29 は、有明海湾奥東部海域（Ａ２海域）の 2008 年から 2013 年の含泥率の調査結果である。地点によって変化傾向は異なっており、場所によっては一定期間増加傾向を示した地点がみられることに留意する必要がある。

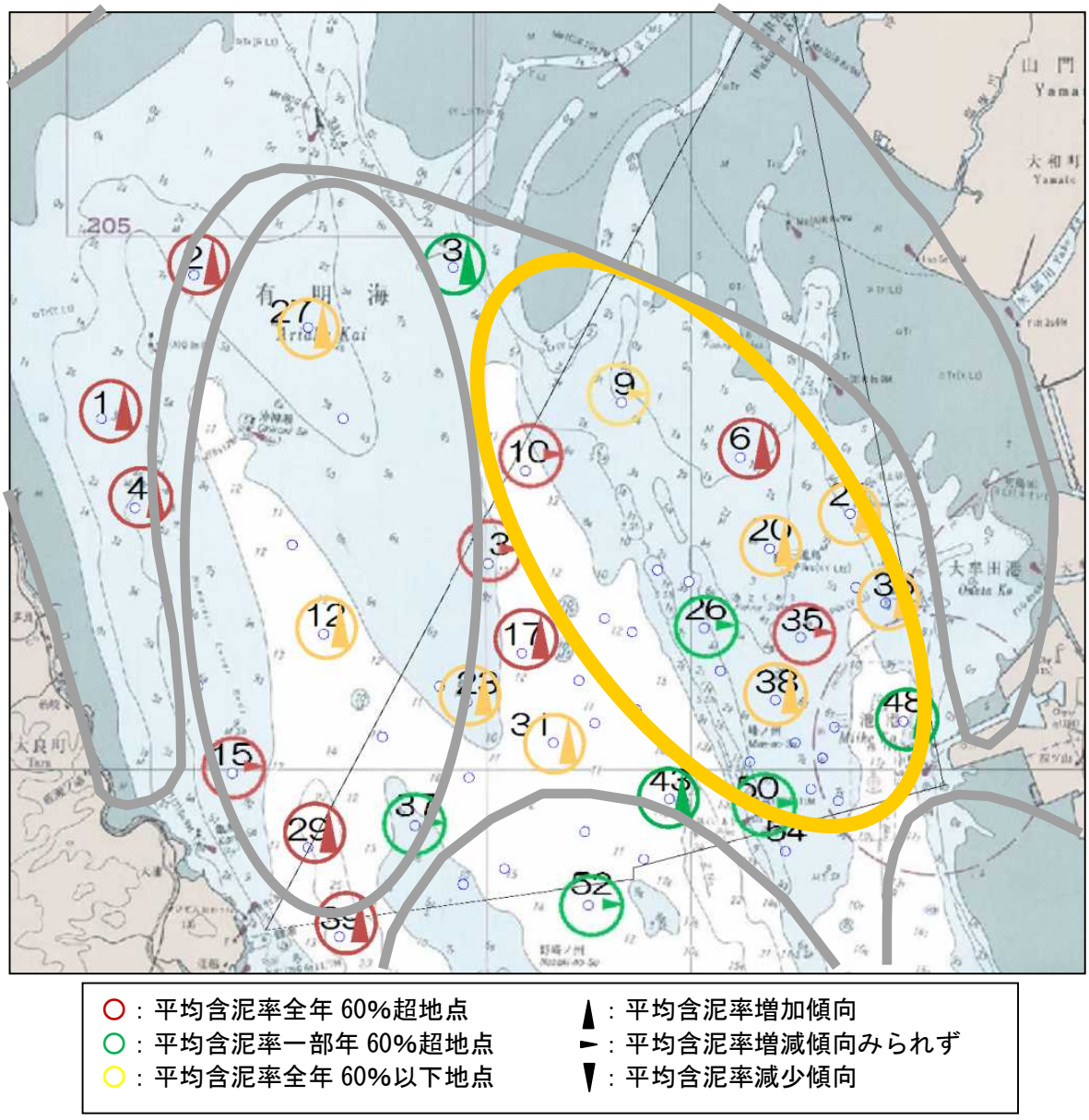


図 4.4.29　有明海湾奥部の底質の含泥率の変化傾向（2008～2013 年）

出典：農林水産省「平成 26 年度有明海底質環境調査業務 環境調査経年変化検討とりまとめ資料」をもとに環境省が作成した。

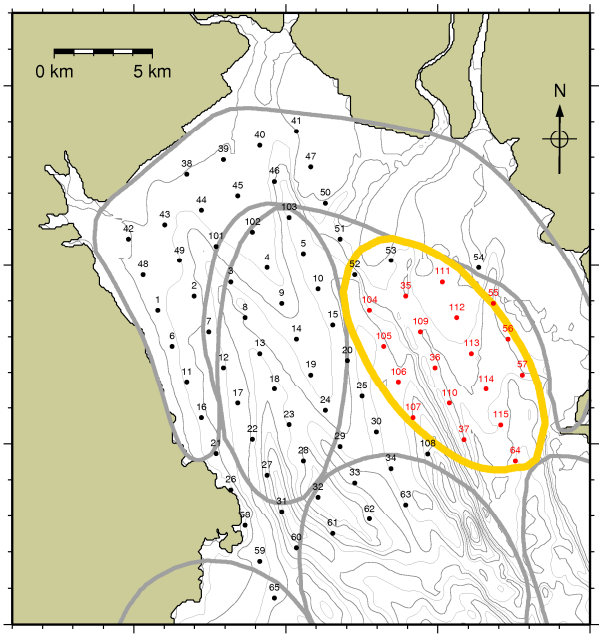
これらの結果から、Ａ２海域全体では長期間にわたる単調な変化（細粒化･粗粒化傾向）を呈していないと考えられる。

次に、図 4.4.30 に示す調査地点における底質中の有機物･硫化物の増加について確認した。底質中の有機物･硫化物の増加については、表 4.4.5 に示すとおりＡ２海域についてみると 1989 年から 2010 年において海域全体で単調な変化（単調増加・単調減少傾向）はみられていない。強熱減量 10%以上の地点数や総硫化物量 0.5mg/g 以上の地点数は、隣接するＡ３海域より少ない。

表 4.4.5　Ａ２海域の底表泥の属性（1989～2010 年）

	強熱減量 10%以上地点数	総硫化物量 0.5mg/g 乾泥以上の地点数
1989 年 8～9 月	3 地点	0 地点
2000 年 9 月	2 地点	0 地点
2005 年 10 月	5 地点	0 地点
2009 年 5 月	—	—
2010 年 10 月	6 地点	0 地点

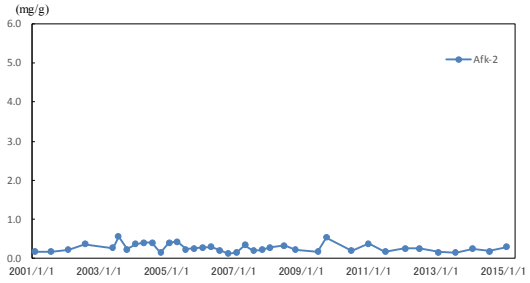
注）1. 各年共通地点 18 地点中の数字を示す。
2. 2000 年以降の総硫化物量は酸揮発性硫化物（AVS）量を測定している。



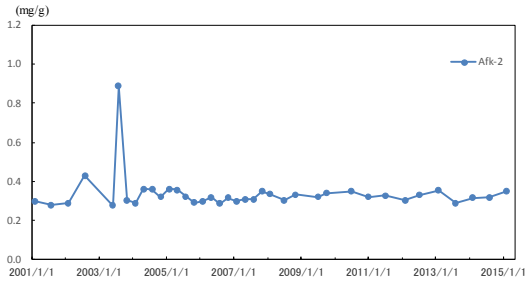
注）図 4.4.19　マクロベントス調査地点と同一地点

図 4.4.30　底質調査地点

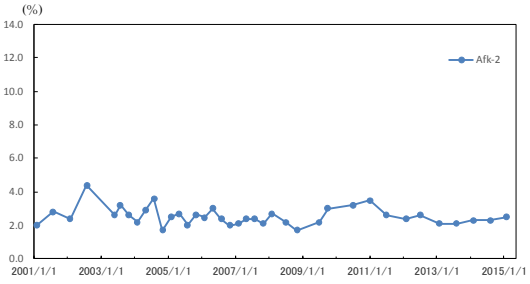
また、2001～2015 年の底質のモニタリング結果に整理した。2001～2015 年において、COD（1～3mg/g 程度）、強熱減量、硫化物について経年的に単調な増加・減少傾向はみられなかった（図 4.4.31）。



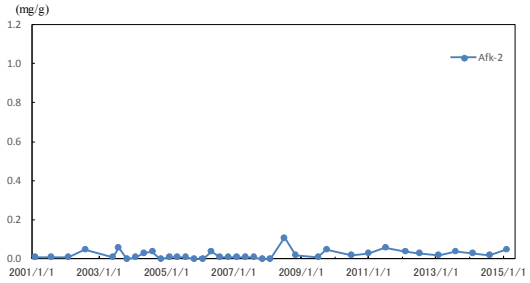
（1）T-N



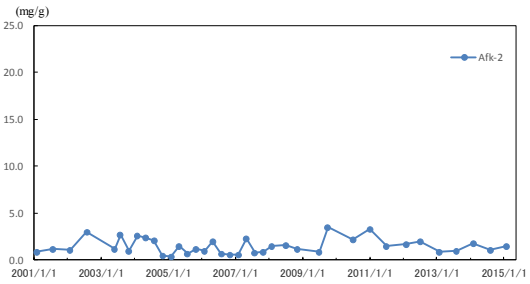
（2）T-P



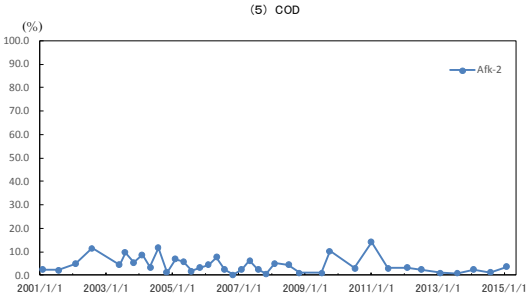
（3）強熱減量



（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分

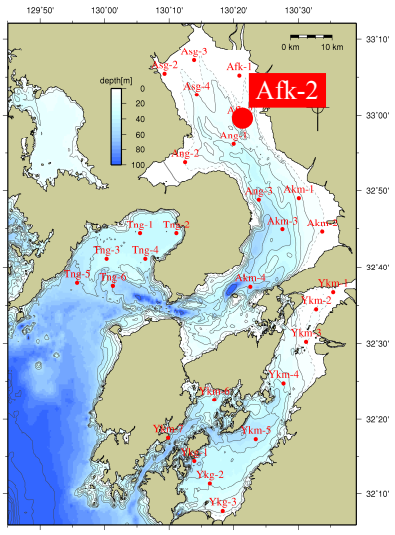


図 4.4.20　Ａ２海域におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.31　Ａ２海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

有明海湾奥部の 16 調査地点に海底上の泥（浮泥[i]を含む。）の堆積厚を測定するための 50cm×50cm 四方の板（以下、埋没測定板）が埋設されており（図 4.4.32、図 4.4.33）、年 4 回程度の堆積厚測定が行われている。これは音響探査による水深測定精度では捉えることのできない水深変化を把握することが可能である。

なお、この調査は 2008 年に 5 地点で開始され、2009 年、2010 年及び 2013 年に地点が追加されている。

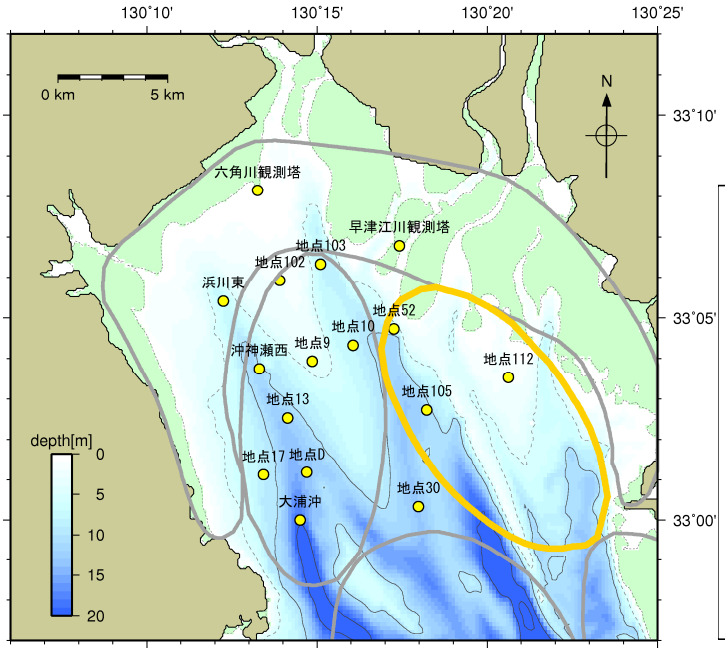


図 4.4.32　埋没測定板の設置地点

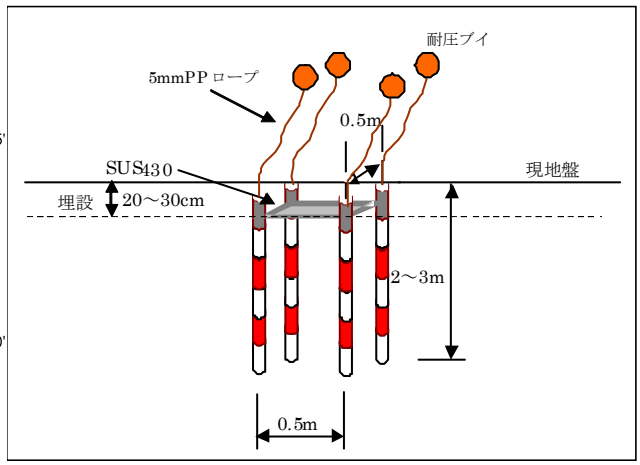


図 4.4.33　埋没測定板の装置の概要

調査開始年からの各調査地点の海底面高の経時変化を図 4.4.34 に示す。Ａ２海域の地点は地点 52、地点 105 及び地点 112 の全 3 地点である。

調査を行った 2009～2015 年においては、浮泥を含む堆積物に全 3 地点で顕著な増加・減少傾向はみられなかった。

i）粘土・シルト分のうち、有機物と複合体を形成する等含水率が高く、かつ潮流・波浪等によって再懸濁・堆積を活発に繰り返している成分。密度法によって測定される浮泥層厚は、上記のうち、密度が約 1.4 g/cm^3 未満の粒子によって構成される層厚である。

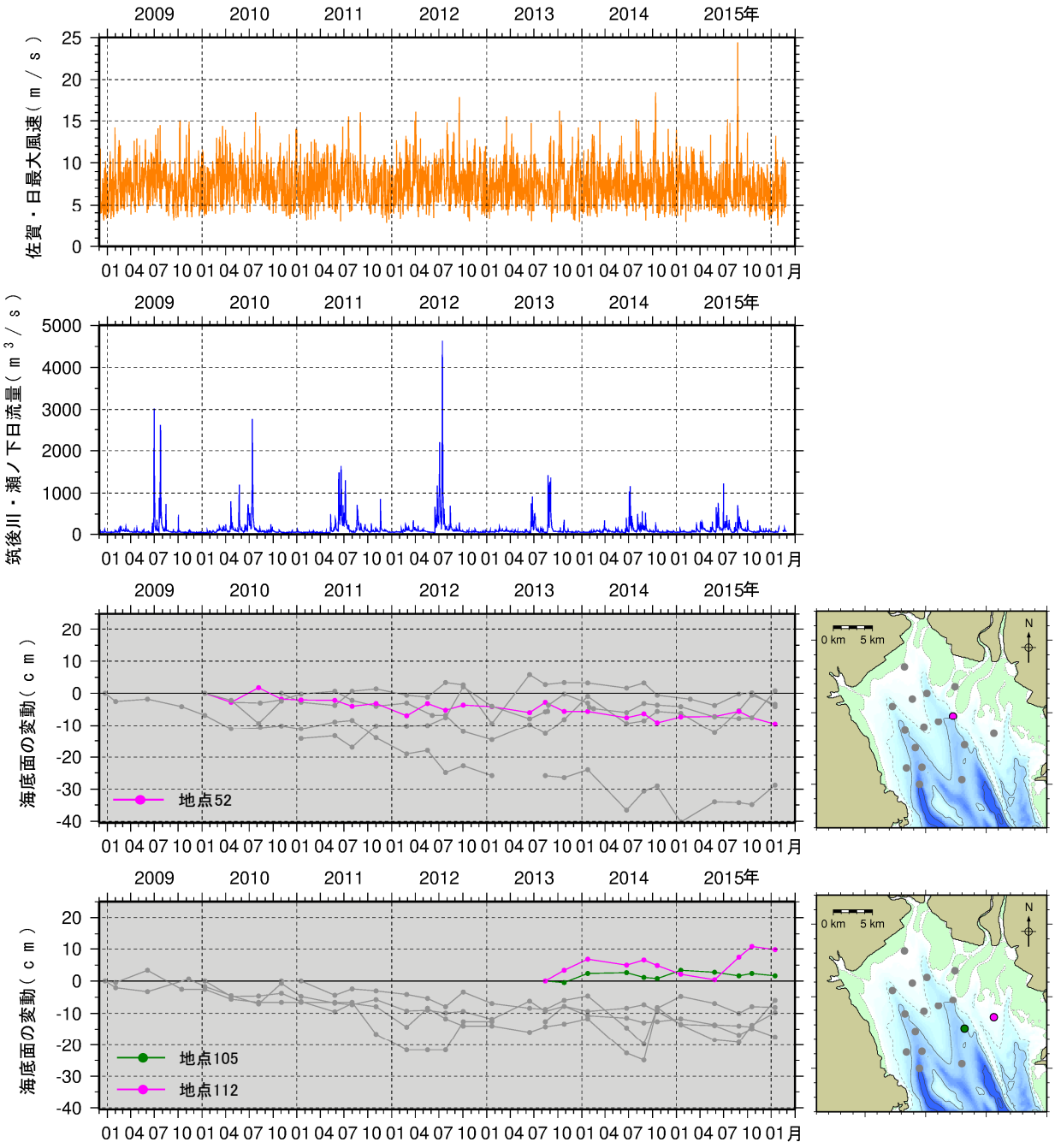


図 4.4.34　埋没測定板による海底面の変動の時系列

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

2016 年 1 月に採取された埋没測定板上の堆積物の中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率の分布を図 4.4.35 に示す。

Ａ２海域においては地点 52 が砂泥、地点 112 が泥、地点 105 では砂の堆積がみられる。

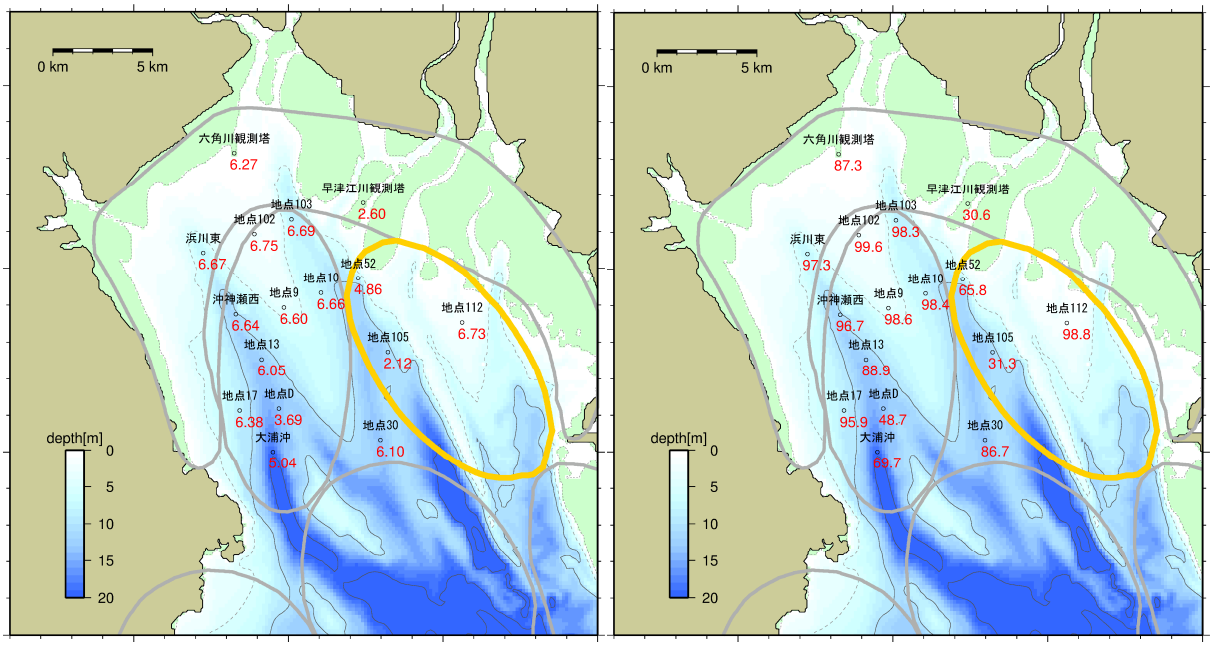


図 4.4.35　埋没測定板の粒度組成（左図：Mdφ、右図：粘土・シルト含有率（%））

出典：環境省「平成 27 年度有明海・八代海等再生対策検討作業支援業務」

これらの結果から、底質について、本海域では 1989 年以降のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6. 貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海奥部で発生することが示されている。

海底付近の溶存酸素量が 3.0mg/L を下回ることがあるが、速い潮流によって水塊の滞留性が低く、かつ海底地形が複雑なため、短期で解消され貧酸素水塊は長期的に継続しない。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 3～4mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。

ウ）有用二枚貝の減少

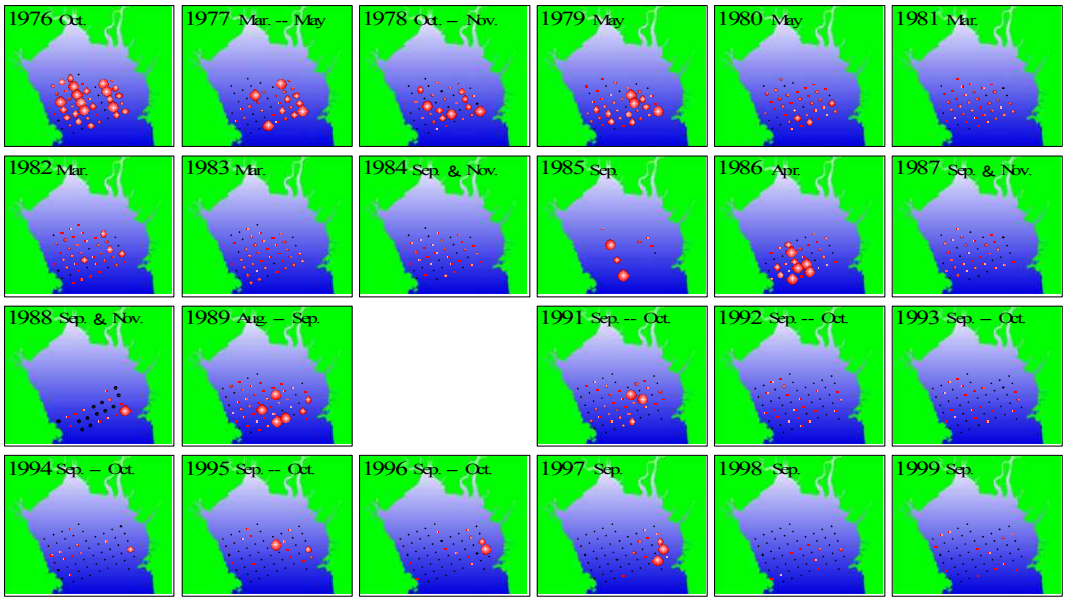
本海域は砂泥で覆われた浅海域であり、タイラギの重要な生息域である[8)、9)]（山下・小野原 1980、古賀・荒巻 2013)。潜水器漁業によるタイラギ採捕が行われてきたが、2000 年以降「立ち枯れへい死」と呼ばれる原因不明の減耗が問題となっている[10)、11)、12)、13)、14)、15)]（松井，2002；川原ら，2003；川原ら，2004；伊藤，2006；杉野ら，2009；荒巻ら，2013)。本海域は非干出海域であるため、アサリの生息密度は小さい。Ａ１海域との境界領域において、サルボウの操業時に混獲されるが、数は少ない。

a）タイラギ

① 現状と問題点の特定

Ａ２海域は有明海北東部海域と呼ばれていた海域である。水深の浅い浅海域であり、海域の北東側の一部は秋期～春期までノリ漁場として利用されている。この海域はタイラギの重要な生息域であり、過去において漁場として盛んに利用されてきた。後述するＡ３海域では 1990 年代以降タイラギ資源が極めて減少したものの（図 4.4.36、図 4.4.37)、Ａ２海域では 2011 年まで潜水器漁業によるタイラギ採捕が行われてきた。

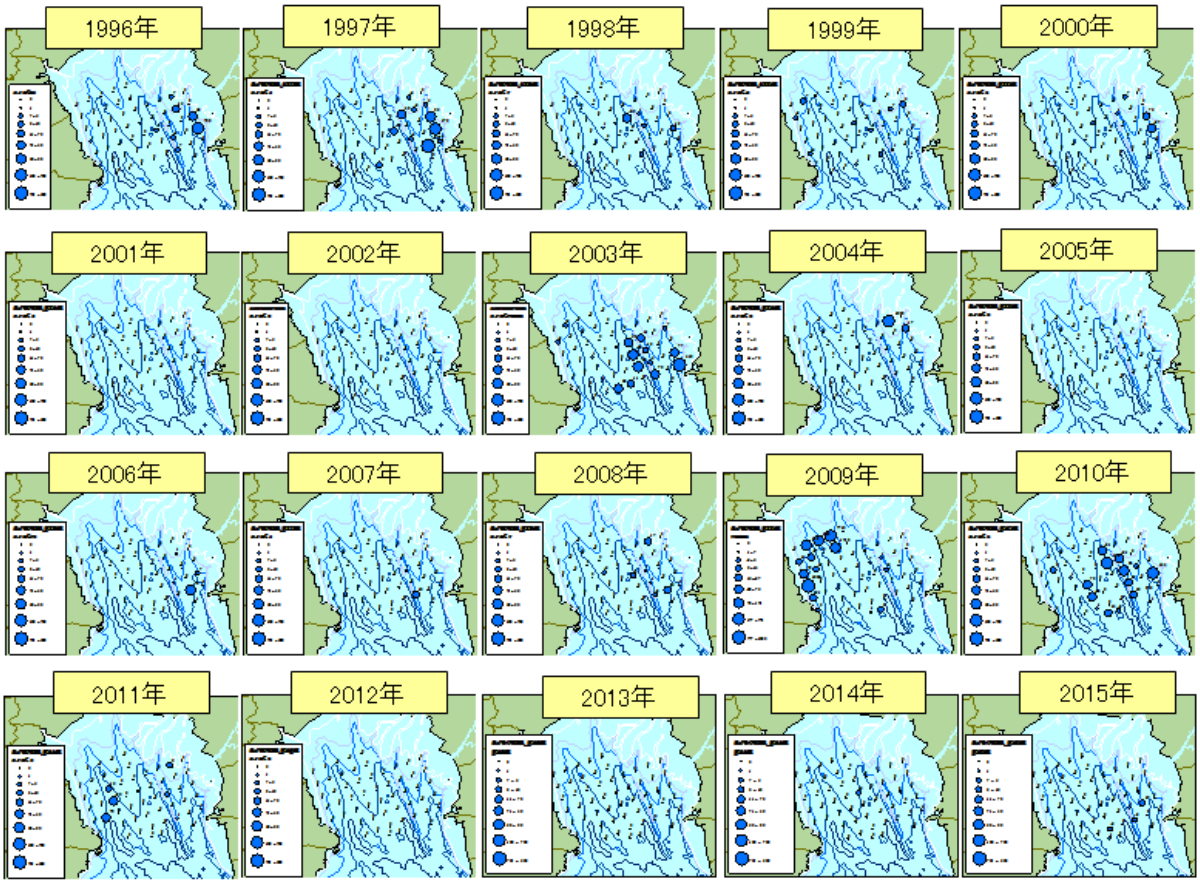
この海域では、2000 年以降、着底稚貝は認められるものの（図 4.4.38)、着底後の初夏から晩秋にかけて、海底より立ち上がって死滅する「立ち枯れへい死」と呼ばれる原因不明の減耗（大量死）が問題となっている。また 2011 年以降は資源量の急減により、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続の休漁に追い込まれている。



注）凡例において、nd（1 個体以下/100㎡）は 0 と表示した。

図 4.4.36　タイラギ成貝の分布の推移（1976～1999 年）

出典：伊藤史郎（2006)：有明海異変，特にタイラギ資源の減少と今後．海洋と生物，第 28 号，pp. 625-635.



注）凡例において、nd（1 個体以下/100㎡）は 0 と表示した。

図 4.4.37　タイラギ成貝の分布域の経年変化（1996～2015 年）

出典：佐賀県調査結果をもとに環境省が作成した。

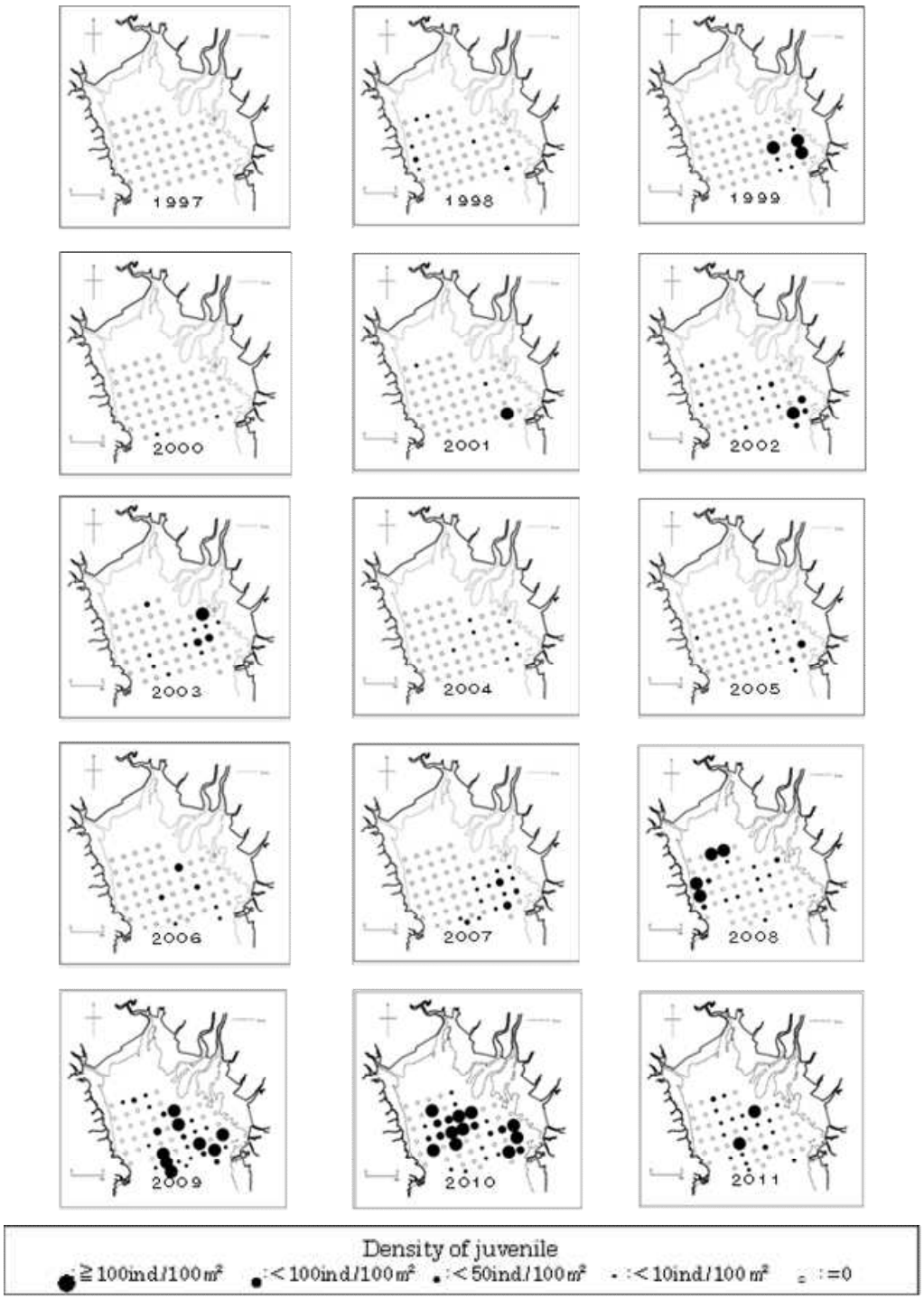
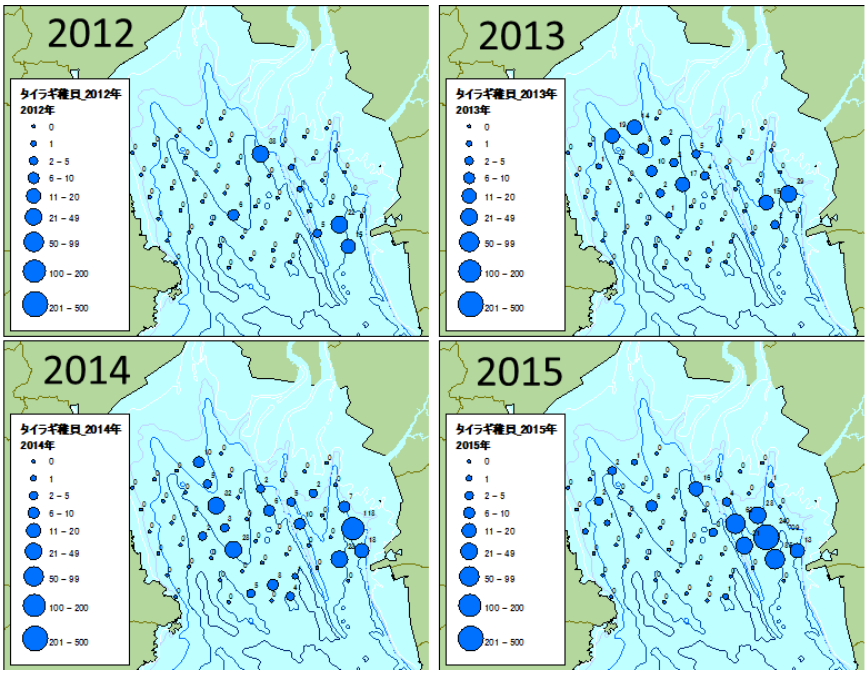


図 4.4.38 （1） タイラギ稚貝の分布の推移（1977～2011 年）

出典：古賀秀昭，荒巻裕（2013）：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp. 13-24



注）凡例において、nd（1 個体以下/100m^2）は 0 と表示した。

図 4.4.38　(2)　タイラギ稚貝の分布の推移（2012～2015 年）

出典：佐賀県調査データをもとに環境省が作成した。

② 原因・要因の考察

i）タイラギ成貝・稚貝の生息状況

タイラギ成貝・稚貝の生息量調査（1976～2015 年、図 4.4.36～図 4.4.38）の結果、1992 年以降タイラギ生息域はＡ２海域に分布が偏る傾向がみられる。漁獲量の減少が顕在化しはじめた 1990 年代以降の調査結果によれば、この海域では着底稚貝の資源への加入が極めて少なく、局所的に発生した稚貝も主に春期から夏期にかけて立ち枯れへい死等によって大量減耗し、成貝まで到達していない。このようなことから、長期的に卓越年級群の出現が低調となって、1999 年以降は小型の当歳貝のみがタイラギ資源の中心となる等、資源の再生産が縮小していることがうかがえる（後述 A3 海域を参照）。

漁獲量については海域毎に示せないが、成貝の分布状況（各年度の定点間平均密度、非検出（nd）の定点は 0 として計算）の変化によれば、1976 年におけるデータから成貝が 100 個体/100m^2 以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは nd～71 個体（全平均 11 個体）/100m^2、2012 年以降は nd～0.7 個体（全平均 0.2 個体）/100m^2 となっており、2012 年以降に資源の低下傾向が顕著になっている（図 4.4.36、図 4.4.37）。

1981 年、1982 年及び 1984 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Ａ２及びＡ３海域にかけて広範囲にみられるが、着底稚貝はＡ２海域の一部に偏って分布していた（図 4.4.39）。この状態は 2003 年から 2011 年まで確認されており[16)、17)]（鈴木ら，2013；平成 19～25 年

度有明海水産基盤整備実証調査（有明海）報告書)、すなわち、Ａ２海域ではタイラギ資源が低下し始めた 1999 年以降、浮遊幼生は高い資源状態であった 1980 年代と大きく変わらない密度で出現し、着底稚貝も多かった。2008 年以降の浮遊幼生調査結果によると、2008 年に高密度（130 個体/m^3 程度）の出現があったが、2012 年以降は 10 個体/m^3 を超えることがなく、それ以前と比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少参照)。

また､1997 年以降の稚貝の分布状況(各年度の定点間平均密度)の変化によれば、1997 年から 2011 年まで、タイラギ稚貝が nd～1,190 個体（全平均 92 個体）/100m^2 存在したが、2012 年以降は 3～59 個体（全平均 19 個体）/100m^2 となっており、浮遊幼生の出現低下によると思われる稚貝の資源量の低下傾向が顕著になっている。（図 4.4.38）

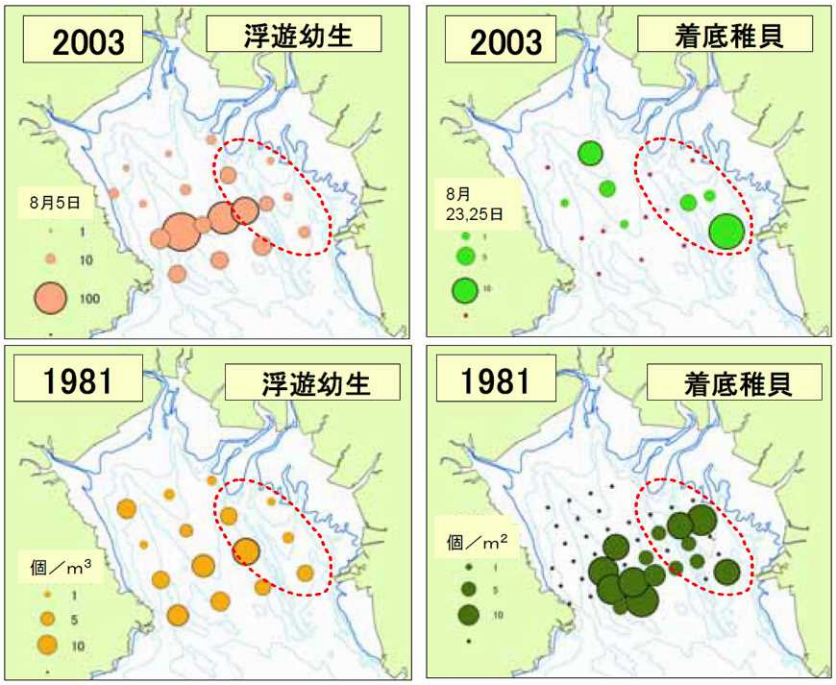


図 4.4.39　タイラギの浮遊幼生、着底稚貝の分布域の比較

資料：環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006)「委員会報告」を改変

ii）立ち枯れへい死

立ち枯れへい死（図 4.4.40）はタイラギの大きさに関係なく発生し、酸素消費量を指標とした活力低下、衰弱個体は軟体部が萎縮し、鰓や腎臓にウイルス様粒子が確認されているものの [16]（鈴木ら，2013)、へい死のメカニズムについては不明であると指摘されている[18]（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会，2006)。

図 4.4.40　Ａ２海域におけるタイラギ立ち枯れへい死の状況

出典：福岡県提供資料

立ち枯れへい死の定義については不明確であったため、本報告書においては、次の２点を満たすものを立ち枯れへい死と定義した。

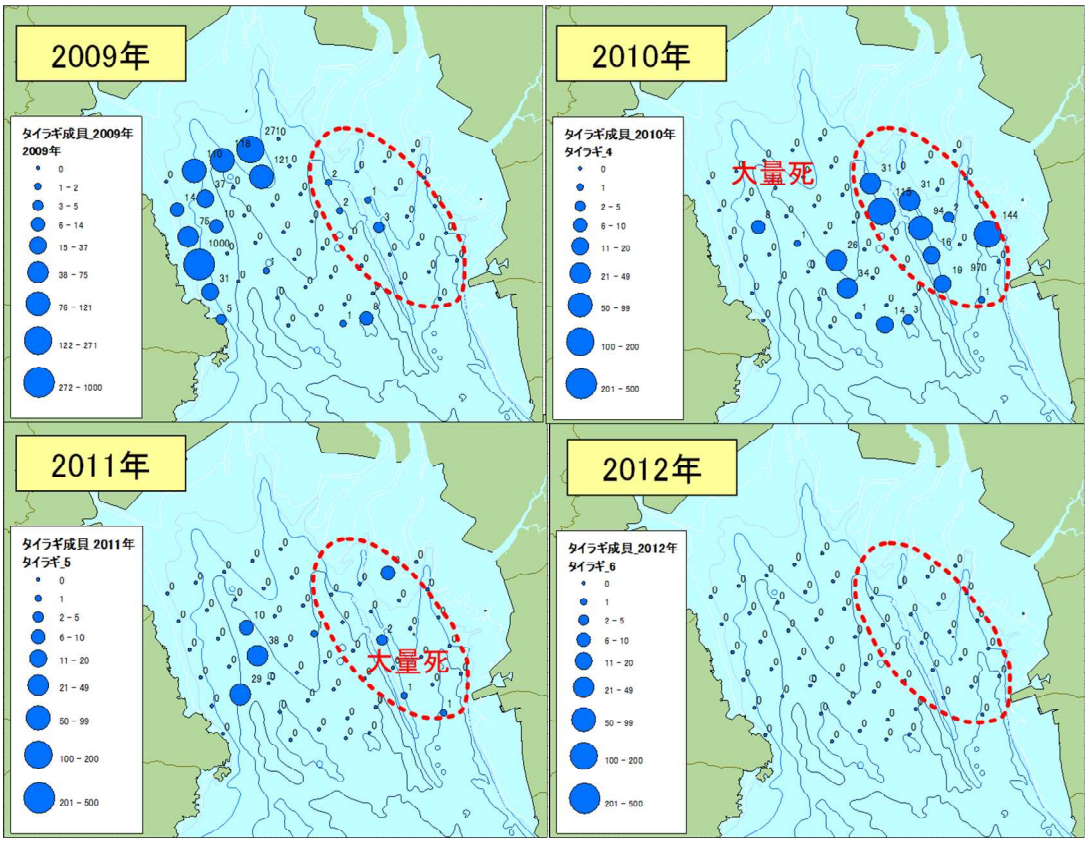
イ．稚貝から成貝にかけての短期大量へい死現象（食害や淡水ショックによるへい死を除く）

ロ．海底から殻体を突出させたままへい死する現象。

2011 年の 6～7 月にかけて、大牟田沖を中心に資源量のほとんどが消滅する比較的規模の大きな立ち枯れへい死現象が発生している（図 4.4.41）が、2012 年以降は成貝の資源量が極めて低い水準で推移しており（図 4.4.37)、稚貝の発生量は、1996～2011 年まで 92 個体/100m^2 であるのに対し、2012～2015 年は 19 個体/100m^2 と少ない状況となっている。

タイラギの立ち枯れへい死については、2000～2003 年に実施された調査結果において、当該海域において立ち枯れへい死が発生する時期は、性成熟に伴うと推定される閉殻筋のグリコーゲン含量の減少時期と一致する。しかし、立ち枯れへい死海域とそれ以外の海域のタイラギ個体群間にグリコーゲン含量の差異が必ずしも認められないため、グリコーゲン含量の推移のみから立ち枯れへい死を推定することはできなかった[19)、20)]（川原ら，2004；圷本ら，2005)。

その他、貧酸素水塊、基礎生産力（特に浮遊珪藻）の低下による冬期から春期にかけての餌不足[10)]（松井，2002)、濁りによる摂食障害[21)]（圷本ら，2008)、硫化水素等の底質中の有害物質[22)、23)]（圷本，2009；荒巻・大隈，2013)、ウイルスの影響[24)]（Maeno et al.，2006）等懸念が示され、調査結果に基づいて議論された。しかしながら、原因の特定には至っていない。



注）凡例において、nd（1 個体以下/100m^2）は 0 と表示した。

図 4.4.41　2009 年から 2012 年にかけて発生したタイラギ大量死現象

出典：2009～2012 年、佐賀県調査結果をもとに環境省が作成した。

iii）貧酸素水塊による影響

図 4.4.42 にＡ２海域におけるタイラギ大量へい死と貧酸素水塊の発生状況について示した。この海域における貧酸素水塊は、溶存酸素量が 3mg/L を下回る期間が散発的に観察されるが、後述するＡ３海域と比較すると、その規模が小さく頻度も少ない（図 4.4.75 参照）。この溶存酸素量の低下時期とタイラギ大量死（いわゆる立ち枯れへい死と呼ばれるもの）の発生時期とを重ね合わせたところ、2001 年や 2003 年は貧酸素発生時期と大量死との期間が一致した。継続的な貧酸素でなくとも、単発的・長期的（30 日間以上）な貧酸素の反復曝露がタイラギの突出死を引き起こすことが室内試験でも確認されている[25]（郡司掛ら，2009）。2001 年の貧酸素はこの海域では比較的長期に継続したものであり、貧酸素の影響も疑われる。しかしながら、図 4.4.42 に示したように、現場観測では貧酸素の発生時期と大量死の時期が全９年のうち６年で一致せず、かつ発生期間も短い。このため、Ａ２海域では貧酸素水塊が稚貝期以降のタイラギの資源変動に強く影響しているとは判断されなかった。

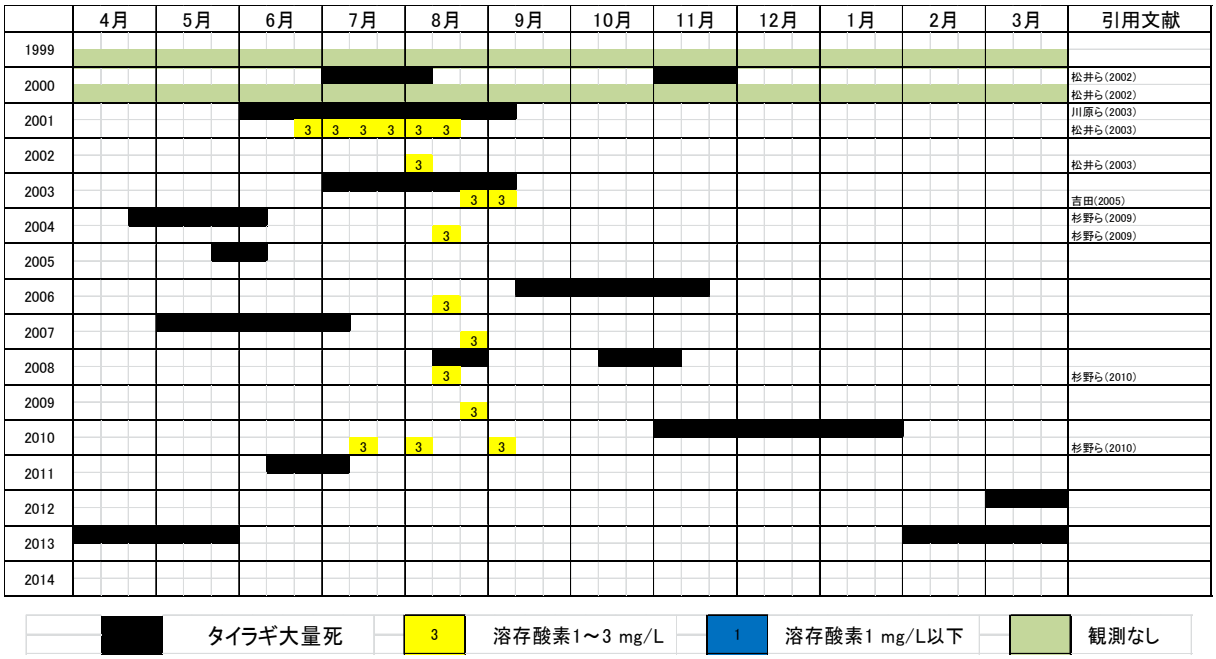


図 4.4.42　Ａ２海域におけるタイラギ大量へい死と溶存酸素量との関係

出典：既往文献と福岡県提供資料をもとに環境省が作成した。

ⅳ）浮泥による影響

Ａ２海域における底質の長期データをみると、元々砂泥質の海域である。タイラギの覆砂実証調査から、Ａ２海域におけるタイラギ着底稚貝の減少要因として、いわゆる「浮泥」と呼ばれるシルト・粘土を中心とした堆積物の増加が影響しているとの報告がみられる[26]（杉野ら，2010）。浮泥の堆積は海底堆積物表層における付着基盤の減少を引き起こしてタイラギ稚貝の着底に悪影響を及ぼすこと[27)、19)]（島崎ら，1983；川原ら，2004）、また浮泥の存在がタイラギの生残[28)]（水産総合研究センターほか，2016）や健常性[8)]（山下ら，1980）に悪影響を及ぼすとの結果もある。底質の泥化について、1989 年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は、「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

次に、浮泥の再懸濁画分（SS）が移植タイラギ稚貝に与える影響について調べられた結果を以下に示す。なお、この調査においては、潮流・波浪等によって活発に再懸濁・堆積を繰り返している流動性の高い表層堆積物を浮泥として測定した。

Ａ２海域の１定点（図 4.4.43、定点 T5）において 2015 年 10 月中旬に測定した浮泥の再懸濁画分（SS）の濃度は、Ａ１及びＡ３海域に含まれる他定点での濃度よりも高く推移していた[29)]（図 4.4.44）。

このとき浮泥の再懸濁画分（SS）濃度と同時に測定した海底上 20cm 及び海底付近に移植した稚貝の生残率との関係をみると、SS 濃度が高いほど稚貝の生残率が低くなるという負の相関を示した[29)]（図 4.4.45）。

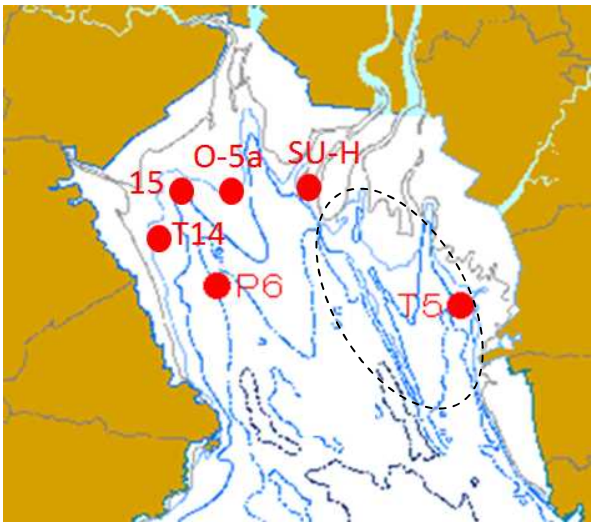
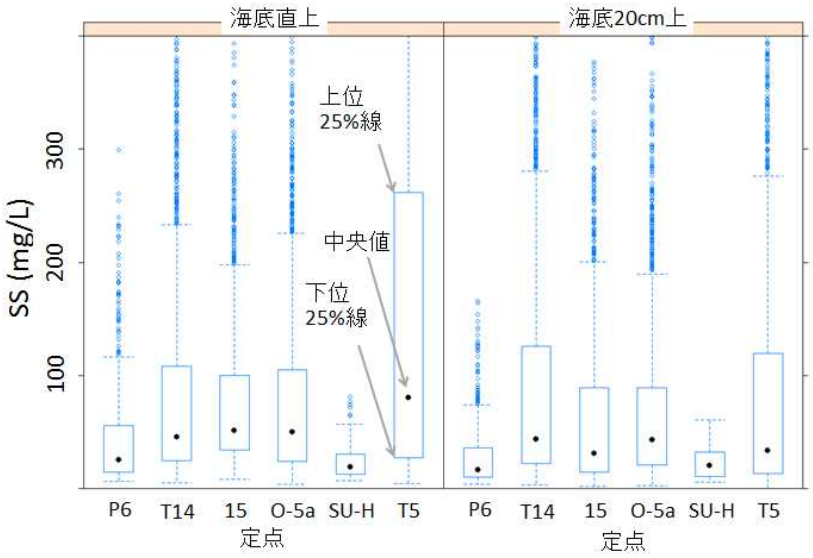


図 4.4.43　環境測定とタイラギ稚貝移植試験（T5，点線：Ａ２海域）

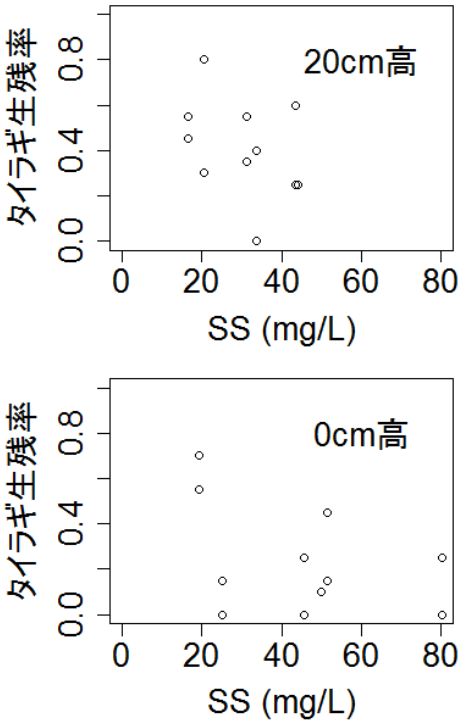
出典：環境省「平成 27 年度有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」



注）図 4.4.43 に示す 6 地点の調査結果

図 4.4.44　浮泥の再懸濁画分（SS）の濃度（mg/L）の定点・高度間変動

出典：環境省「平成 27 年度有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」



注）1. 図 4.4.43 に示す６地点の調査結果
2. 調査に用いた稚貝の殻長サイズは約 10㎜

図 4.4.45　移植されたタイラギ稚貝の生残率と浮泥の再懸濁画分の濃度（SS；mg/L）の中央値との関係。移植用トレーの海底からの設置高度の別に図示。

出典：環境省「平成 27 年度有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」

Ａ２海域の調査地点 T5（図 4.4.46）の浮泥層厚の短期的な変化は、その変動は少なく、2015 年の 6 月中旬に 10㎜ を超えた以外は 5㎜ 前後と安定している（図 4.4.47）。

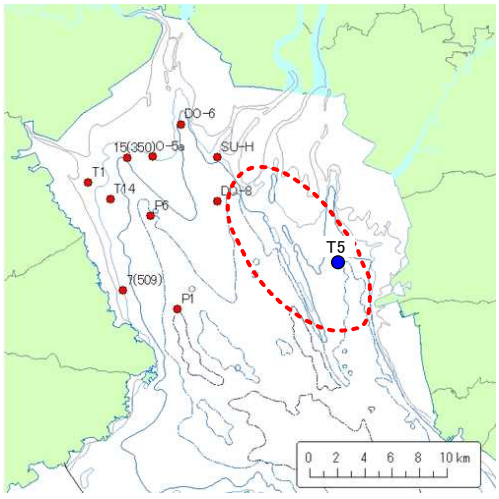


図 4.4.46　Ａ２海域における浮泥モニタリング調査地点

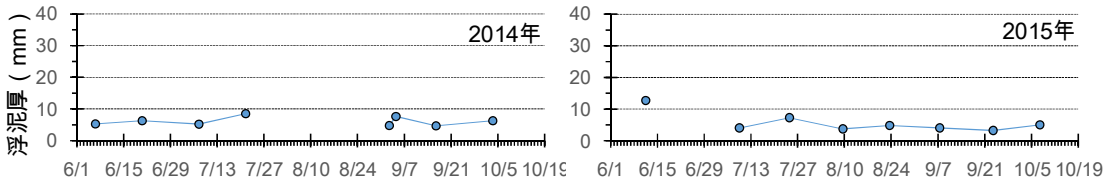
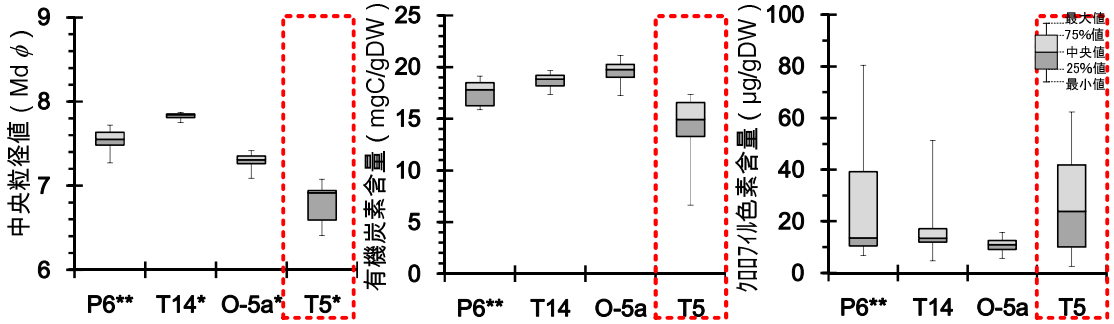


図 4.4.47　Ａ２海域の調査地点Ｔ５における浮泥層厚の経時的変化

出典：環境省「平成 27 年度有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」

Ａ２海域の調査地点Ｔ５における浮泥はＡ３海域（調査地点Ｐ６）に比べて粗粒子の割合が多く、有機炭素含量が低く（図 4.4.48）、浮泥層厚がＡ３海域に比べて薄い。一方で、クロロフィル色素含量は 75%値ではＡ３海域に比べ高い傾向があるが、浮泥層厚が薄いことから、クロロフィル色素の絶対量は少ない。



注）*は 2014 年、**は 2015 年のデータ、それ以外は両年のデータを使用している。

図 4.4.48　Ａ２海域の 2014 年及び 2015 年夏期における浮泥の中央粒径値、有機炭素含量、クロロフィル色素含量

出典：環境省「平成 27 年度有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」

底質と生息密度については、Ａ２海域の底質とタイラギ分布の関係について、以下のデータがある（図 4.4.49）。

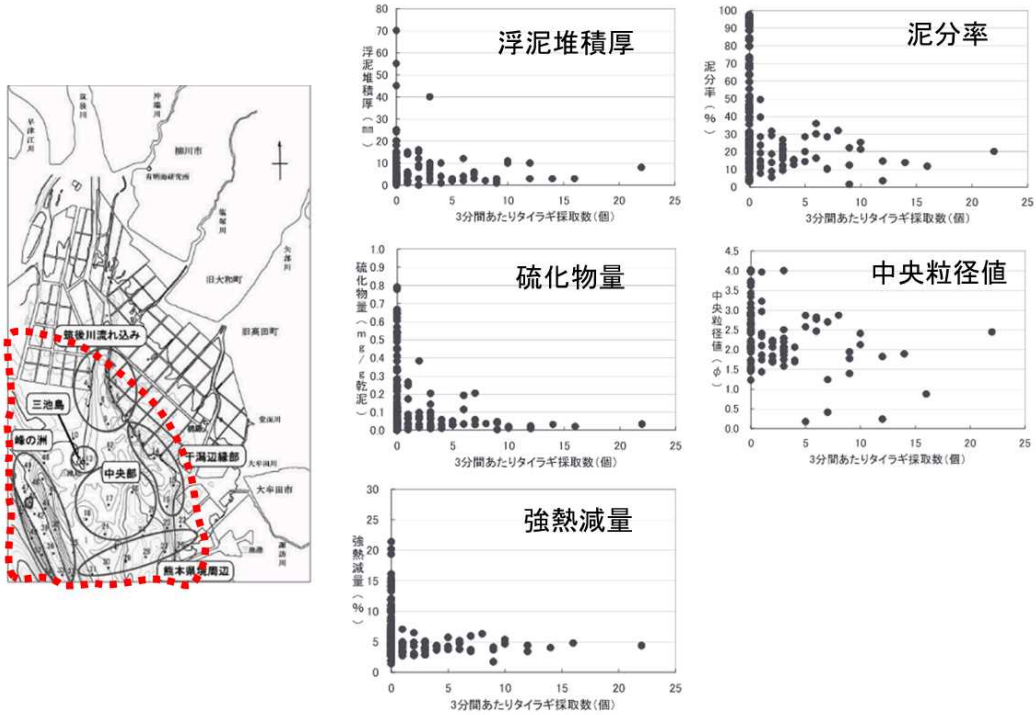


図 4.4.49　Ａ２海域におけるタイラギ生息密度と底質との関係

出典：杉野浩二郎，吉田幹英，山本千裕（2010）：タイラギの生息状況とその底質条件，福岡県水産海洋技術センター研究報告，20 号，pp. 53-60 を改変

v）その他の原因・要因

タイラギ資源の減少要因の一つとして、食害がある。タイラギを食害する生物としては、ナルトビエイをはじめとしたエイ類、イシガニやガザミ等の大型の甲殻類、イイダコ等の頭足類が知られている。タイラギ資源の水準が低位にある状況において、わずかに残された生息域を探索しながら捕食行動を行うナルトビエイについては、引き続き無視できないタイラギ資源の減少要因の１つと考えられる（詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。）。

タイラギの資源管理策については、エリアによっては海区漁業調整委員会指示による採捕禁止措置が執られているほか、潜水器漁業を実施する場合については、漁場における資源調査の結果に基づき、漁期や操業時間を漁業者や試験研究機関も交えた協議会において調整が行われている。一方で、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2012 年以降低位で推移している中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

ウイルスや化学物質については、前回の委員会報告以降、大量死との関連が示唆される新たなデータの提示はなく、現時点でタイラギ資源の減耗要因としては考察できない。

エ）まとめ

Ａ２海域（有明海湾奥東部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）については、問題点の明確な特定には至らなかったが、種組成や個体数の変化が確認された。

なお、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年夏期及び 2000 年夏期のデータ並びに 2005～2015 年のデータから、傾向の整理を行った。

具体的には、1989 年夏期と 2000 年夏期の調査を比較すると、全マクロベントスの平均密度が 2,595 個体/m^2（1989 年）から 2,085 個体/m^2（2000 年）へと約 2 割減少しており、多毛類、甲殻類、クモヒトデ類は増加し、二枚貝類等は減少していた。また、調査手法は異なるが、2005 年以降のモニタリング結果では、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は軟体動物が個体数の上で高い割合を占め、泥質に生息する二枚貝類が主要出現種となっていた。1 地点（海域内の全調査地点）（Afk-2）でベントスの総種類数、軟体動物門及び節足動物門の種類数に減少傾向がみられ、節足動物門の個体数にも減少傾向がみられたが、これ以外の分類群では、種類数、個体数に経年的に単調な増加・減少傾向はみられなかった。2005～2015 年のデータでは、日和見的な優占種（ドロクダムシ類やホトトギスガイ等）により、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約 90 倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる。このような変動を作り出す優占種には有機汚濁に耐性を持つ種も多い（例えばドロクダムシ類）。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、1989 年以降におけるデータから単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）について、1989～2010 年のデータでは海域全体で単調な泥化傾向はみられなかった。また、含泥率について、場所によっては一定期間増加傾向を示した地点がみられることに留意する必要がある（2008 年から 2013 年にかけてのデータより）。
- 底質の硫化物については、1989～2010 年のデータでは海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。総硫化物量が 0.5mg/g 以上の地点は全 18 調査地点の中にはなく、隣接するＡ３海域よりも少ない。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は 1989～2010 年のデータでは海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量が 10%以上の地点は全 18 地点のうち 2～6 地点であり、隣接するＡ３海域よりも少ない。また、COD は 2001～2015 年のデータでは 1 地点（海域内の全調査地点）で 1～3mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 浮泥を含む堆積物については、埋没測定板を用いて堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 3 調査地点で増加・減少傾向はみられなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海湾奥部で発生することが示されている。

海底付近の溶存酸素量が 3.0mg/L を下回ることがあるが、速い潮流によって水塊の滞留性が低く、かつ海底地形が複雑なため、貧酸素水塊は短期で解消され長期的に継続しない。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 3～4mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。

Ａ２海域はタイラギの重要な生息地であり、漁場として盛んに利用されてきた。

漁獲量については海域毎に示せないが、成貝の分布状況（各年度の定点間平均密度）の変化によれば、1976 年におけるデータからタイラギ成貝が 100 個体/100㎡以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは nd～71 個体（全平均 11 個体）/100㎡、2012 年以降は nd～0.7 個体（全平均 0.2 個体）/100㎡となっており、2012 年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている。また、1996 年以降の稚貝の分布状況（各年度の定点間平均密度）の変化によれば、1996 年から 2011 年まで、タイラギ稚貝が nd～1,190 個体（全平均 92 個体）/100㎡存在したが、2012 年以降は 3～59 個体（全平均 19 個体）/100㎡となっており、稚貝の資源量の低下が顕著になっている。タイラギ浮遊幼生の発生量は 2012 年以降、それ以前に比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している。こうした資源量の急減により、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続の休漁に追い込まれている。

2000 年以降、タイラギの着底稚貝は認められるものの、着底後の初夏から晩秋にかけて「立ち枯れへい死」と呼ばれる原因不明の大量死が問題となっている。

タイラギの立ち枯れへい死については、貧酸素水塊、餌不足、濁り（浮泥の再懸濁画分（SS））による摂食障害、底質中の有害物質等の影響について調査研究がなされたものの、原因の特定には至っていない。

また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 1981～2011 年と比較して 2012 年以降、非常に低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

なお、Ａ２海域では底層溶存酸素量が 3mg/L を下回る期間が散発的に観察されるが、現場観測では貧酸素水塊の発生時期と大量死の時期が全 9 年のうち 6 年で一致せず、稚貝期以降のタイラギの資源変動に強く影響しているとは判断されない。

浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある。底質の泥化について、1989 年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

その他、タイラギの減少を引き起こすおそれがある要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

1）環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」3 章 5 潮流･潮汐,p.22
2）大串浩一郎，速水祐一，濱田孝治，山本浩一，平川 隆一（2007）：有明海奥部における残差流の分布について，水工学論文集，第 51 巻，pp.1469-1474
3）横山勝英，山本浩一，河野史郎（2008）：有明海北東部及び筑後川感潮河道における地形･底質･形態別リンの季節変動と土砂移動経路に関する考察,土木学会論文集 B,Vol.64 No.2,pp.83-98
4）園田吉弘，滝川清，床次武富，早田功，齋藤孝（2008）：有明海における水質･底質の実測データに基づく海域環境の変動特性，土木学会海岸工学論文集，第 55 巻，p.1021-1025
5）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
6）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」
7）筑紫康博・松井繁明（2003）：有明海における貧酸素水塊の分布と発生要因，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 13 号，pp.103-110
8）山下康夫，小野原隆幸（1980）：有明海産タイラギに関する研究 III 地理的分布形態性比多毛類による被害について，佐賀県有明水産試験場研究報告，第 7 号，pp.95-109
9）古賀秀昭，荒巻裕（2013）:佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.13-24
10）松井繁明（2002）:有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 12 号，pp.29-35
11）川原逸朗・伊藤史郎（2003）:2000，2001 年夏季に有明海北東部漁場で発生したタイラギの斃死−I−発生状況−，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 21 号，pp.7-13
12）川原逸朗，山口忠則，大隅斉，伊藤史郎（2004）:タイラギ浮遊幼生の飼育と着底・変態.佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 22 号，pp.41-46.
13）伊藤史郎（2006）:有明海異変，特にタイラギ資源の減少と今後．海洋と生物，第 28 号，pp.625-635.
14）杉野浩二郎，吉田幹英，伊藤輝昭，松井繁明（2009）:有明海福岡県地先におけるタイラギ斃死要因に関する研究 II，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 19 号，pp.83-90.
15）荒巻 裕，福元 亨，佃 政則，吉村臣史（2013）:有明海湾奥東部におけるタイラギの立枯れ斃死の発生状況と底泥含有成分の稚貝への影響，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.7-11
16）鈴木健吾，坏本達也，渡辺康憲，輿石裕一，木元克則，吉田幹英，藤崎 博，藤井明彦，那須博史，前野幸男（2009）:2003 年から 2005 年までの有明海におけるたいらぎ類の浮遊幼生および稚貝の分布，水産海洋研究，第 73 巻，第 3 号，pp.161-171
17）水産庁「平成 19～25 年度有明海水産基盤整備実証調査（有明海）報告書」
18）環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」
19）川原逸朗，山口忠則，大隅　斉，伊藤史郎（2004）:タイラギ浮遊幼生の飼育と着底・変態．佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 22 号，pp.41-46
20）坏本達也，前野幸男，松井繁明，吉岡直樹，渡辺康憲（2005）:タイラギの性成熟と各種組織におけるグリコーゲン量との関係 ．水産増殖，第 53 巻，第 4 号，pp.397-404
21）坏本達也，田中勝久，那須博史，松岡數充（2008）:有明海の浮泥がタイラギに及ぼす影響．水産増殖，第 56 号，pp.335-342.
22）坏本達也（2009）:有明海における水産重要二枚貝リシケタイラギおよびサルボウの環境生理学的研究．博士学位論文，長崎大学，128pp
23）荒巻 裕，大隈 斉（2013）:有明海湾奥部の底泥間隙水に含まれる硫化水素がタイラギの生残に及ぼす影響．佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.1-5
24）Maeno Y, Yurimoto T, Nasu H, Ito S, Aishima N, Matsuyama T, Kamaishi T, Oseko N, Watanabe Y. （2006） :Virus-like particles associated with mass mortalities of the pen shell. DISEASES OF AQUATIC ORGANISMS, Vol.71, pp.169–173

25）郡司掛博昭，大嶋雄治，松井繁明，田上航，今石幸治，本田匡人，諸石淳也，姜益俊，島崎洋平，本城凡夫(2009)：低酸素海水に反復暴露したリシケタイラギ(*Atrina lischkeana*)の浮上行動とへい死．九州大学大学院農学研究院学芸雑誌，第64巻，第1号，pp.19-22
26）杉野浩二郎，吉田幹英，山本千裕（2010）：タイラギの生息状況とその底質条件，福岡県水産海洋技術センター研究報告，20号，pp.53-60
27）島崎大昭，杉原雄二，山下康夫（1983）：タイラギ漁場の形成条件・特に付着基質に関する研究．昭和57年度指定調査研究総合助成事業報告書，pp.1-24
28）水産総合研究センター，佐賀大学，いであ株式会社（2016）「平成27年度有明海・八代海再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査)」，2-2 浮泥が二枚貝に与える影響の把握調査，pp.123-148
29）水産総合研究センター，佐賀大学（2016）「平成27年度有明海・八代海再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査)」 212 pp

（３）Ａ３海域（有明海湾奥西部）

ア）この海域の特性

Ａ３海域（有明海湾奥西部）は図 4.4.50 に示すように、住ノ江川沖海底水道と塩田川沖海底水道に挟まれた干潟前面の海域で、南には砂質の野崎の洲を含む。

速水ら（2006）によると、平水時には、海底水道内ではエスチュアリー循環による湾奥向きの残差流が存在するため、海底水道内の底質は潮汐周期で巻き上げられながら、平均的には湾奥向きに輸送されている[1)]。

本海域には直接流入する河川はなく、園田ら（2008）によると、水質は、隣接するＡ１海域（有明海湾奥奥部）、Ａ２海域（有明海湾奥東部）を通して流入負荷の影響を受けているほか[2)]、Ａ１海域からの河川水の流入によってエスチュアリー循環が発達しており[3)]、年間を通じて底層の塩分は比較的高いとされている[1)]。

底質については、砂質の野崎の洲を除くと全般的に粘土・シルト分が多い軟泥質であり、有明海の中では有機物、硫化物が多い海域である[4)、5)]。また、台風によって底泥が巻き上げられて、湾奥部から塩田川沖海底水道を経由して湾央方向へ輸送され、含水比が増加することが園田ら（2012）によって報告されており[6)]、気象イベントの影響を受けやすい海域と考えられる。

貧酸素水塊については、成層が発達する夏期（6～9 月）に発生がみられる。出水の影響が大きい年には貧酸素水塊の規模は拡大し、広範囲に貧酸素状態になる[7)、8)]（濱田ら，2008；荒巻ら，2011）。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 44 件である（図 4.4.150 参照）。赤潮の発生頻度が比較的多い海域であるＡ１西部海域と接続しており、発生件数が多い。夏期は出水後に小型の珪藻とラフィド藻（*Heterosigma* 属や *Chattonella* 属）が、冬期は小型珪藻に加え、*Asteroplanus* 属と *Eucampia* 属が赤潮を形成する[9)、10)、11)]（松原ら，2011；吉田，2012；片野ら，2013）。

本海域では区画漁業権区域が設定されておらず、ノリ養殖は行われていない。

底生生物は、園田ら（2012）によると環形動物･軟体動物の群集変動が前述のような底質の変動や底層溶存酸素量の変動に対応しており、比較的移動能力が大きな節足動物は貧酸素水塊から逃避している可能性があることが報告されている[6)]。

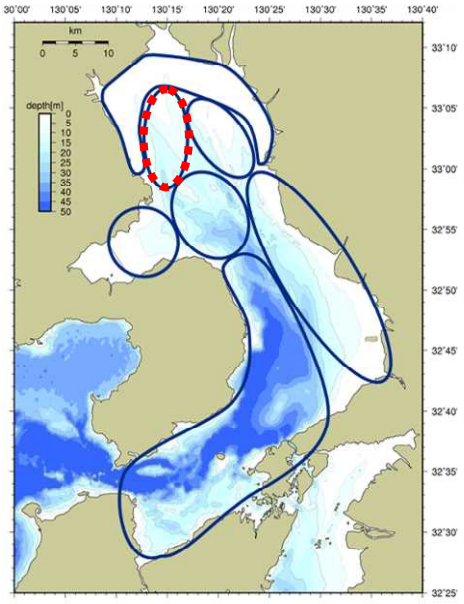


図 4.4.50　Ａ３海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ３海域では、1988 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1989 年夏期及び 2000 年夏期の調査結果並びに 2005～2015 年のモニタリング結果から、以下のとおり傾向の整理を行った。なお、調査地点は図 4.4.51 に示すとおりである。

1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、全マクロベントス（小型の底生動物）の平均密度は 5,577 個体/㎡（1989 年）から 1,658 個体/㎡（2000 年）へと約 1/3 に減少しており、多毛類、甲殻類、その他の分類群は増加し、二枚貝類、クモヒトデ類は減少していた（表 4.4.6）。

表 4.4.6　Ａ３海域におけるマクロベントスの個体数地点平均の比較

項目 / 年	全個体数 (個体/m^2)	出現率(%)				
		多毛類	二枚貝類	甲殻類	クモヒトデ類	その他
1989年	5,577	22.9	67.2	1.8	3.0	6.3
2000年	1,658	53.0	21.4	9.5	0.2	16.0

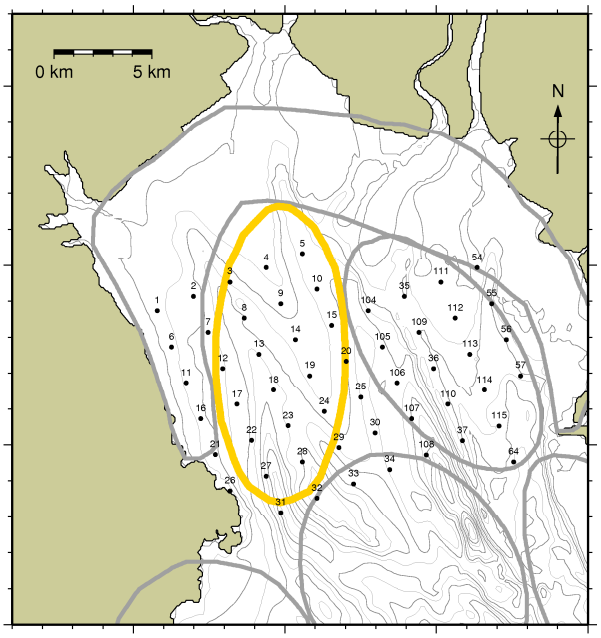
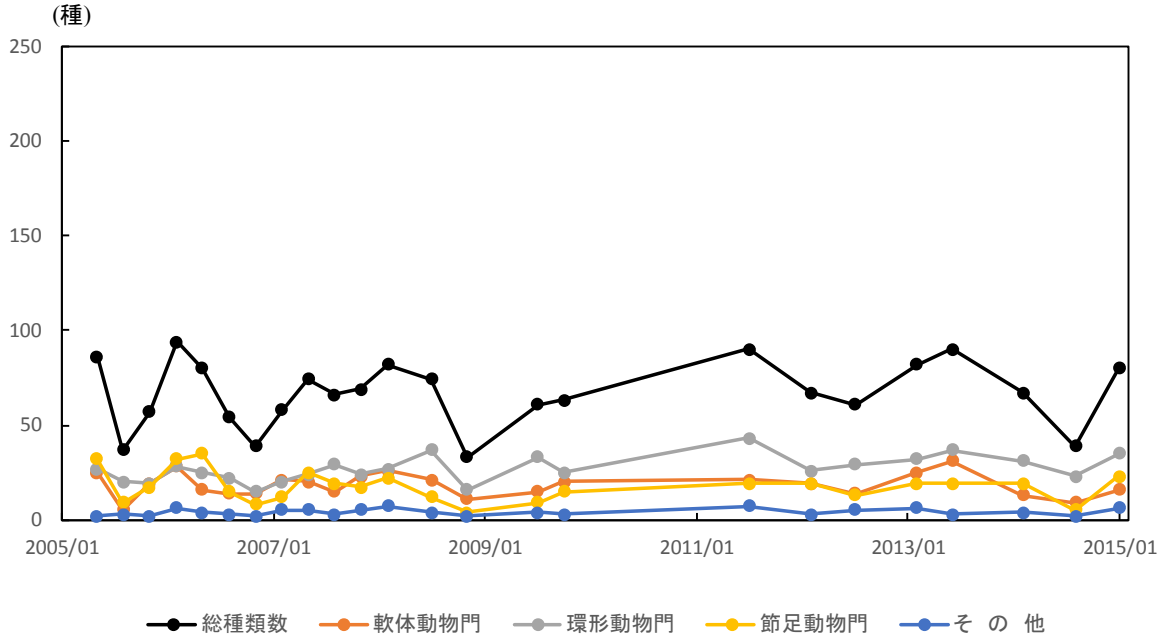
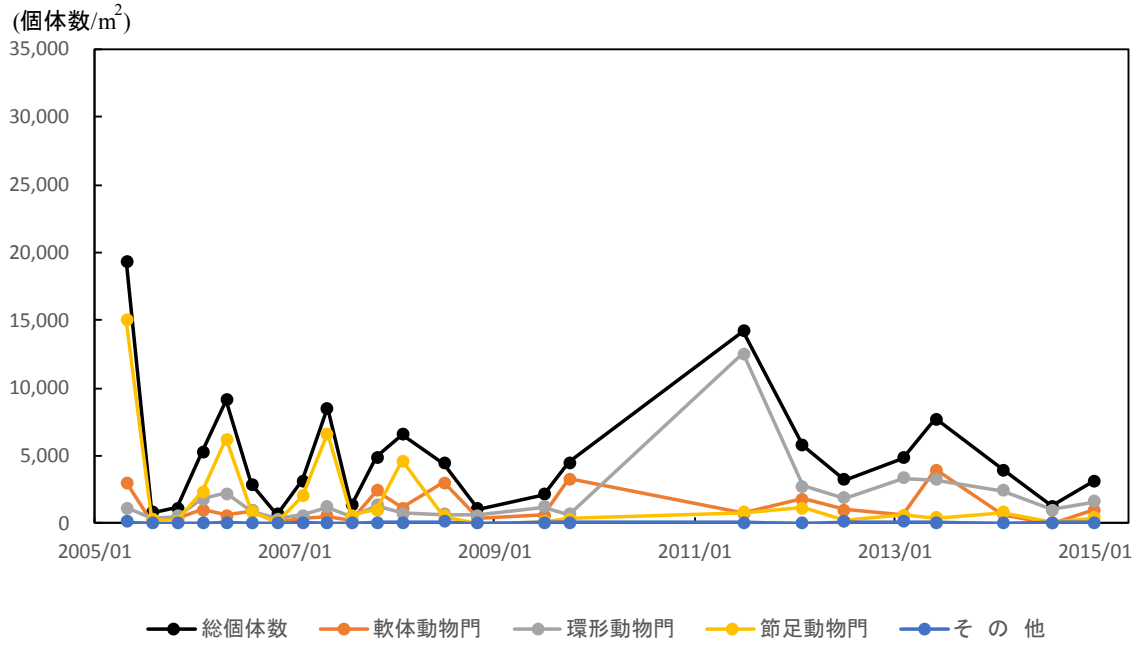


図 4.4.51　マクロベントス調査地点

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等

調査手法は異なるが、2005 年から 2015 年にかけてＡ３海域で行われた他の調査（図 4.4.52）をみると、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は環形動物が個体数の上で高い割合を占め、二枚貝類が多くみられた。2005 年以降は、1 地点（海域内の全調査地点）（Asg-4）で環形動物門の種類数に増加傾向がみられた。これ以外の分類群では、種類数、個体数に時系列的に一方向の増加・減少傾向はみられなかった。2005 年以降は総個体数の変動が大きく、最大値は最小値の約 30 倍になっており、特定の優占種（ホソツツムシ等の短命種やダルマゴカイ等の有機汚濁耐性種）が爆発的に増加することがあり、群集構造の年変動が大きいと考えられる（表 4.4.7 に具体的に示す）。





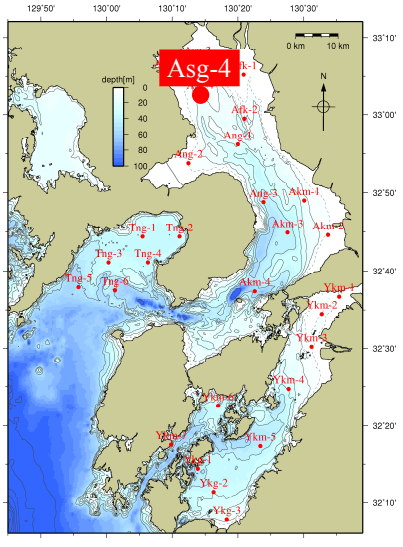


図 4.4.52　Ａ３海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに環境省が作成した。

表 4.4.7　Ａ３海域におけるベントスの主要出現種の推移

	A-3			
	Asg-4			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		ﾎｿﾂﾂﾑｼ	35.9%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	15.4%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	10.0%
2005/08	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	19.2%
	節足動物門		ﾎｿﾂﾂﾑｼ	17.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	13.3%
2005/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	28.4%
	軟体動物門		ﾄｳｶﾞﾀｶﾞｲ科	9.0%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	8.4%
2006/02	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	22.4%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	20.4%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	6.5%
2006/05	節足動物門		Corophium sp.	22.4%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	18.4%
	節足動物門		ﾎｿﾂﾂﾑｼ	17.6%
2006/08	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	27.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	26.1%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	19.0%
2006/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	18.3%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	10.6%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	9.7%
2007/02	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	40.1%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	8.7%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	8.5%
2007/05	節足動物門		ﾎｿﾂﾂﾑｼ	29.1%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	20.3%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	9.0%
2007/08	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	21.2%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	10.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.2%
2007/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	10.5%
	軟体動物門	二枚貝類	Fulvia sp.	10.3%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	9.2%
2008/02	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	29.0%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	23.4%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	8.2%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	43.9%
	軟体動物門		Mitrella sp.	10.3%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	6.1%
2008/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	39.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	31.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.5%
2009/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	23.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.4%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	9.2%
2009/10	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	64.8%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	4.7%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	4.7%
2011/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	80.5%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	2.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	2.2%
2012/02	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	37.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	20.8%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	10.5%
2012/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	40.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	19.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.6%
2013/02	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	48.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	6.1%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	4.9%
2013/08	刺胞動物門		ｳﾐｴﾗ目	40.7%
	環形動物門		Micronephthys sp.	29.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾊﾅｼｶﾞｲ科	3.2%
2014/02	環形動物門		ｼﾘｽ亜科	25.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	15.3%
	刺胞動物門		ｳﾐｴﾗ目	9.0%
2014/08	環形動物門		Glycera sp.	50.2%
	節足動物門		Ampithoe sp.	8.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾏﾂｶｾﾞｶﾞｲ属	6.3%
2015/01	軟体動物門		ｲﾘｴﾂﾎﾞ	29.2%
	環形動物門		ｹﾔﾀﾞｳﾐｹﾑｼ科	26.9%
	環形動物門		Platynereis sp.	5.3%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Asg-4 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ３海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、2005 年から 2008 年までは主要出現種のなかでは、節足動物が多くみられたが、2008 年以降はその他の動物、環形動物や軟体動物（二枚貝類）が多くみられる。

総個体数が多かった 2005 年 5 月にはホソツツムシ、2011 年 7 月にはダルマゴカイが多くみられた。

なお、有機汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。一方、富栄養でない海域に生息しているとされるクビナガスガメが 2007～2009 年に主要出現種となっている。

② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、1988 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1989～2010 年の調査結果を中心に原因・要因の考察を行うこととした。

考察に当たって、泥化の判定は、

ア．経年変化において変動が大きな中央粒径（Mdφ＝7）の等値線の動き
イ．中央粒径が小さくなること（Mdφの変化）・粘土･シルト分の増加
ウ．底質中の粒度全体が小さくなること（粒径加積曲線の変化）
エ．海底上に小さな粒子が堆積すること（7.8μm 以下の粒子（Mdφ=7 に相当）の含有率の増加）

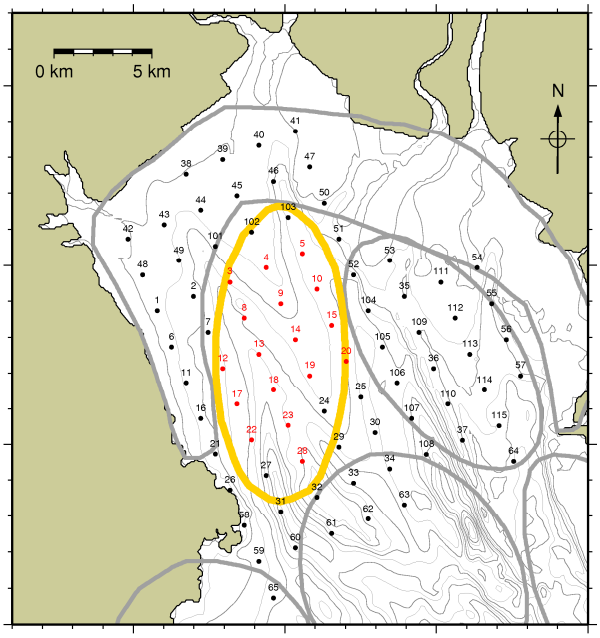
の４つの観点から行った。

底質の泥化については、表 4.4.8 に示すとおり 2005 年以降については海域全体で増加・減少傾向はみられなかった。なお、調査地点は図 4.4.53 に示すとおりである。

表 4.4.8　Ａ３海域の底表泥の属性（1989～2010 年）

	Mdφ7 以上の微細泥地点数	泥分率 70%以上の地点数
1989 年 8～9 月	6 地点	12 地点
2000 年 9 月	13 地点	15 地点
2005 年 10 月	4 地点	14 地点
2009 年 5 月	0 地点	14 地点
2010 年 10 月	0 地点	15 地点

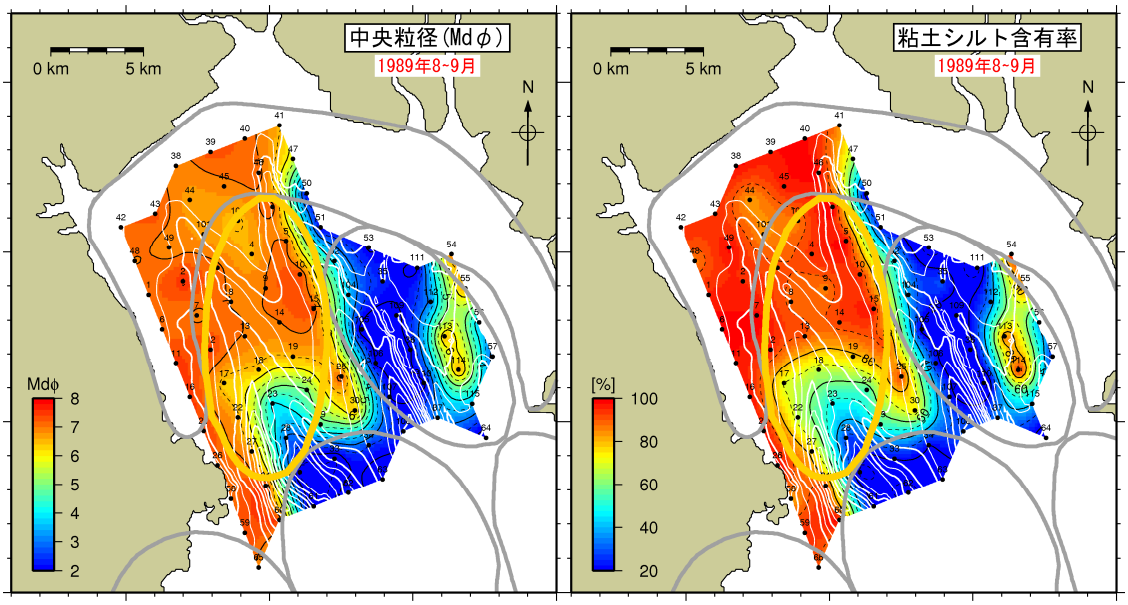
注）各年共通地点 17 地点中の数字を示している。
出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ



注）図 4.4.51　マクロベントス調査地点と同一地点

図 4.4.53　底質調査地点

図 4.4.54 に、1989 年から 2010 年の底質分布を示す。

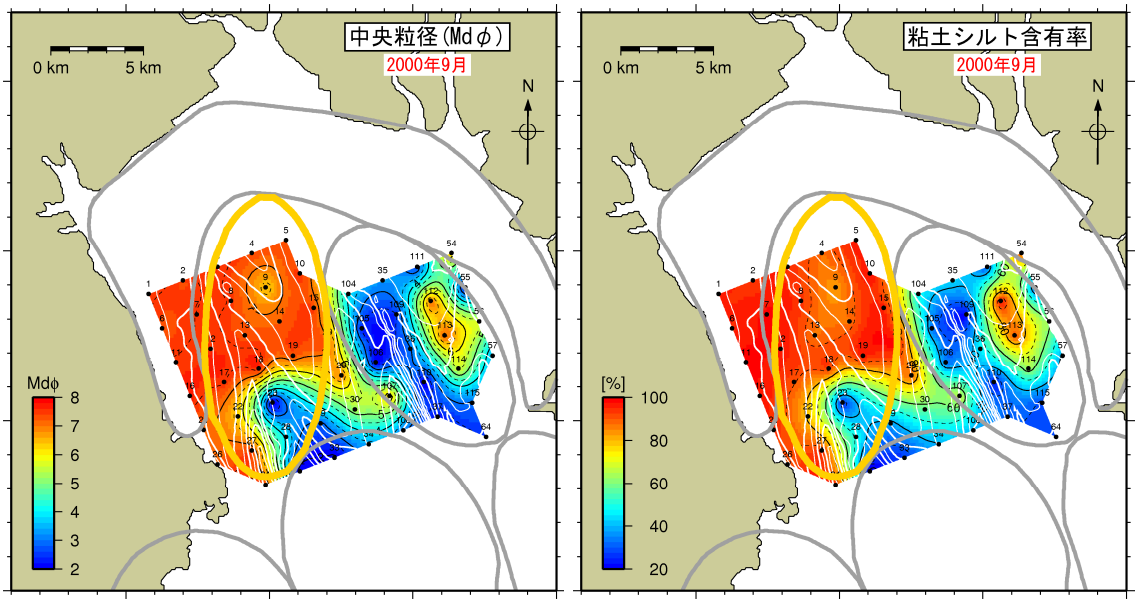


（中央粒径）　　（粘土・シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.54（1）Ａ３海域の底質分布（採取年：1989 年）

出典：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，第 13 号，pp.57-79 の数値データをもとに環境省が作成した。

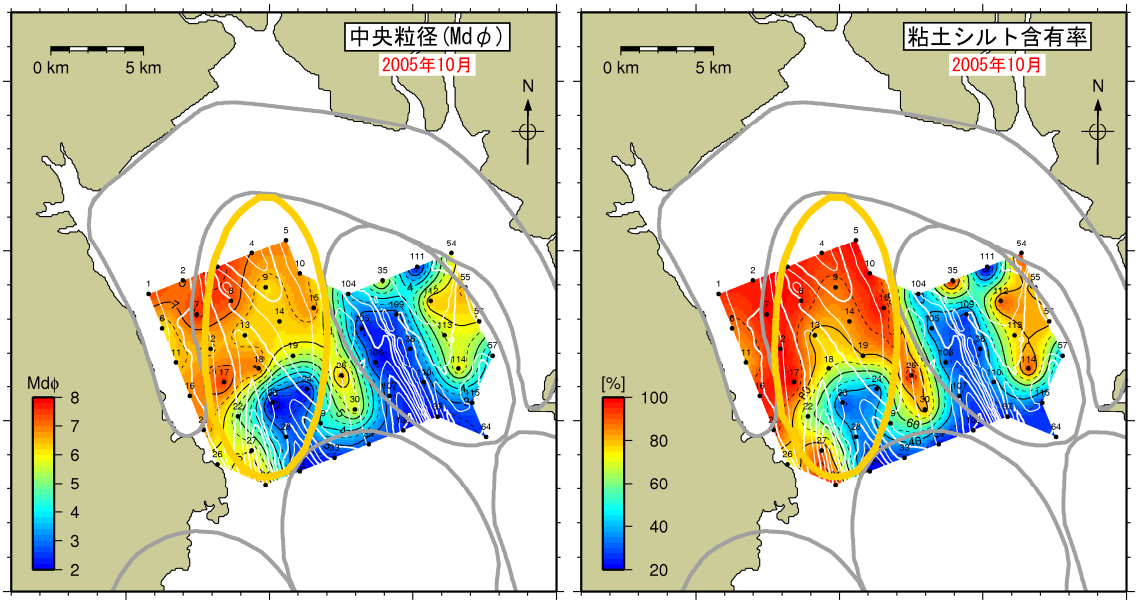


（中央粒径）　　（粘土・シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.54（2）Ａ３海域の底質分布（採取年：2000 年）

出典：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およびマクロベントス，佐賀県有明水産試験場研究報告，第 20 号，pp.55-62 の数値データをもとに環境省が作成した。

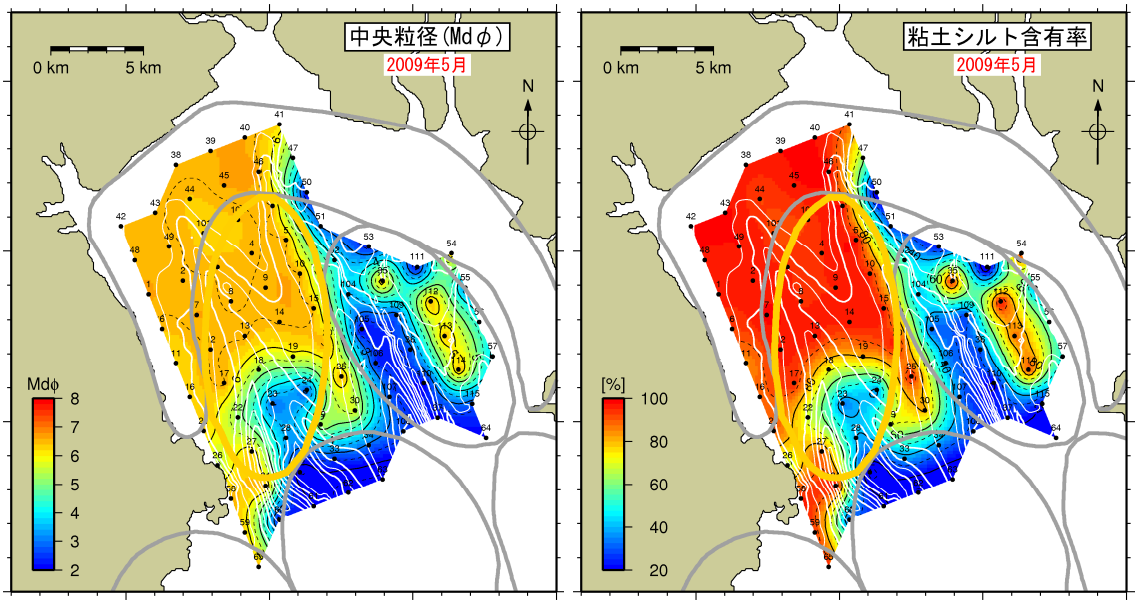


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.54（3）Ａ３海域の底質分布（採取年：2005 年）

出典:藤崎博，大隈斉，山口忠則，有吉敏和(2007):有明海湾奥部の底質，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 23 号, pp.37-40 の数値データをもとに環境省が作成した。

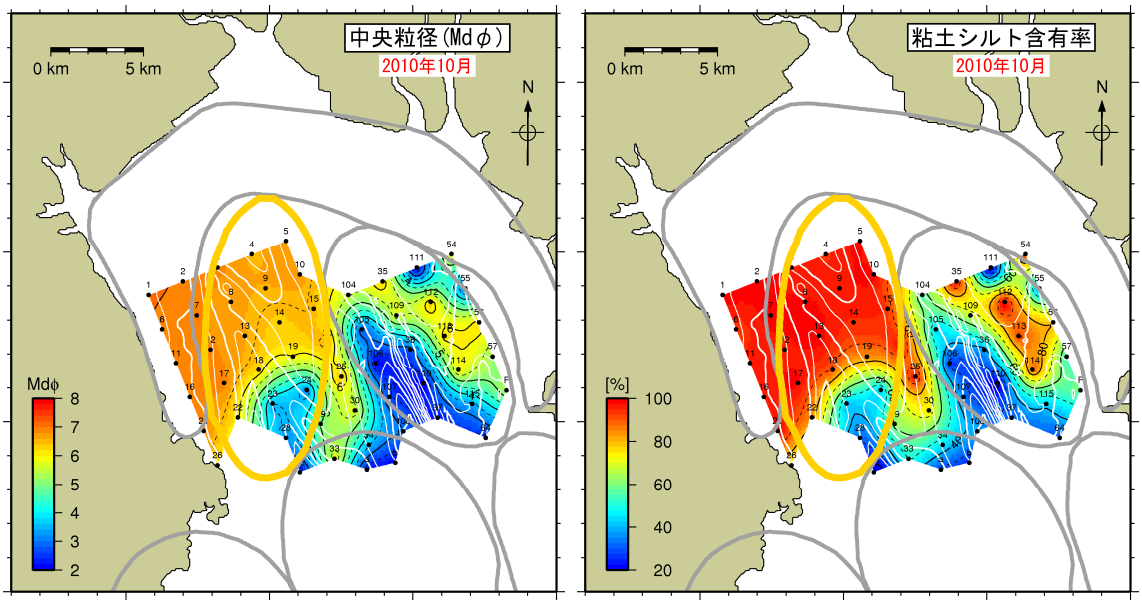


（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.54（4）Ａ３海域の底質分布（採取年：2009 年）

出典:環境省「平成 21 年度 有明海･八代海再生フォローアップ調査(懸濁物調査)報告書」より



（中央粒径）　　（粘土･シルト含有率）

注）中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率のコンターを示す。

図 4.4.54（5）Ａ３海域の底質分布（(採取年：2010 年)

出典:平成 21 年度 有明海･八代海生態系回復方策検討調査報告書のデータをもとに環境省が作成した。

図 4.4.55 によると、1989 年から 2000 年では中央粒径（Mdφ）は小さく、粘土・シルト含有率（63μm 以下）は増加しており泥化（細粒化）していると考えられていた。しかしながら、2000 年から 2009 年では前者に比べて中央粒径、粘土・シルト含有率ともに小さくなっていない（図 4.4.56)。調査地点ごとに中央粒径及び粘土・シルト含有率に加えて粒径加積曲線の変化を確認し、さらに、底質表層の中央粒径の分布状況の変化からみて、変動が最も大きい粒径である 7.8μm 以下（この粒径より細かい粒径が 50%を占める底質が Mdφ=7 に相当する）の粒子の変化を確認したところ、多くの地点で 10%以下の減少率となっており、2000 年以降は泥化傾向がみられなかった（図 4.4.57)。

なお、Ａ３海域では、二枚貝資源の回復等を目的として覆砂が実施されており、図 4.4.62 に示すように地点 24 は覆砂の影響が含まれる可能性が考えられることから、底質の泥化の評価の対象外とすることとし、それ以外の地点でのみ評価した。

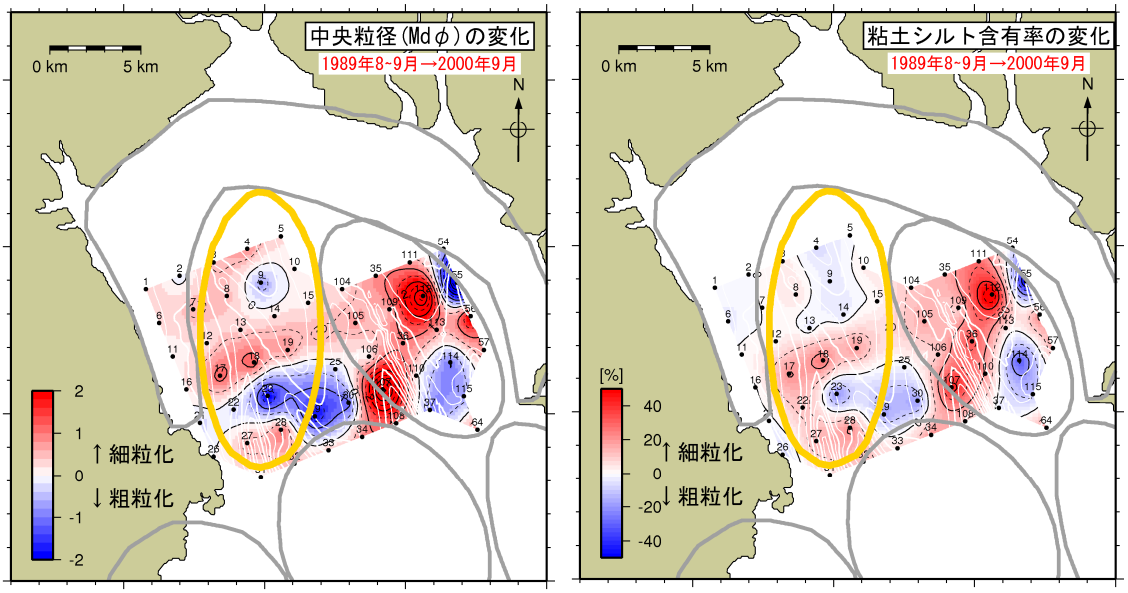


図 4.4.55　中央粒径と粘土・シルト含有率の分布の変化（1989～2000 年の差）

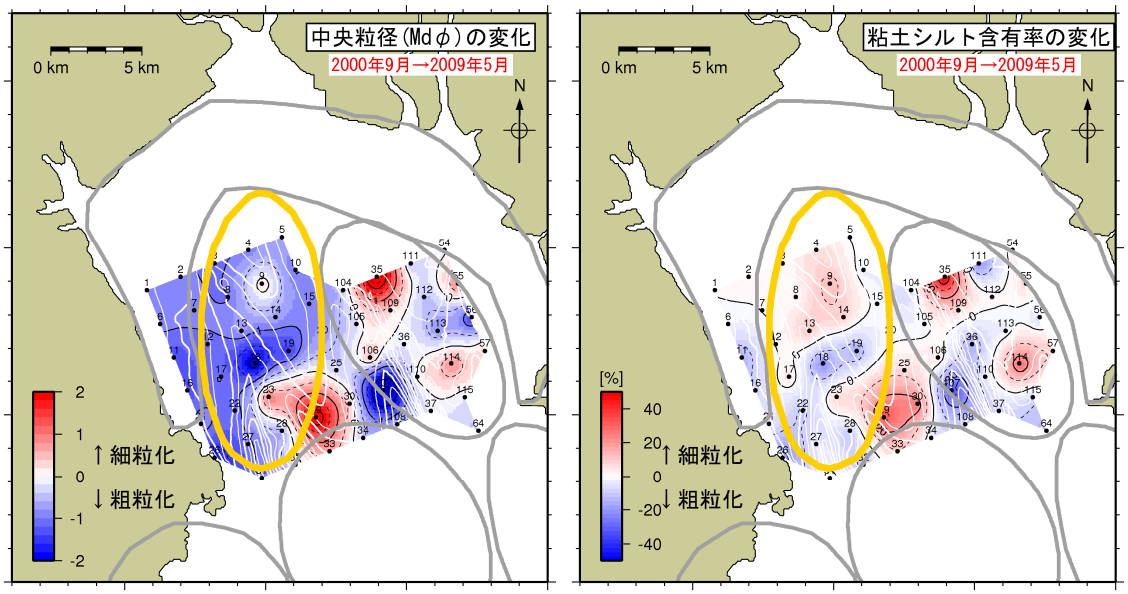
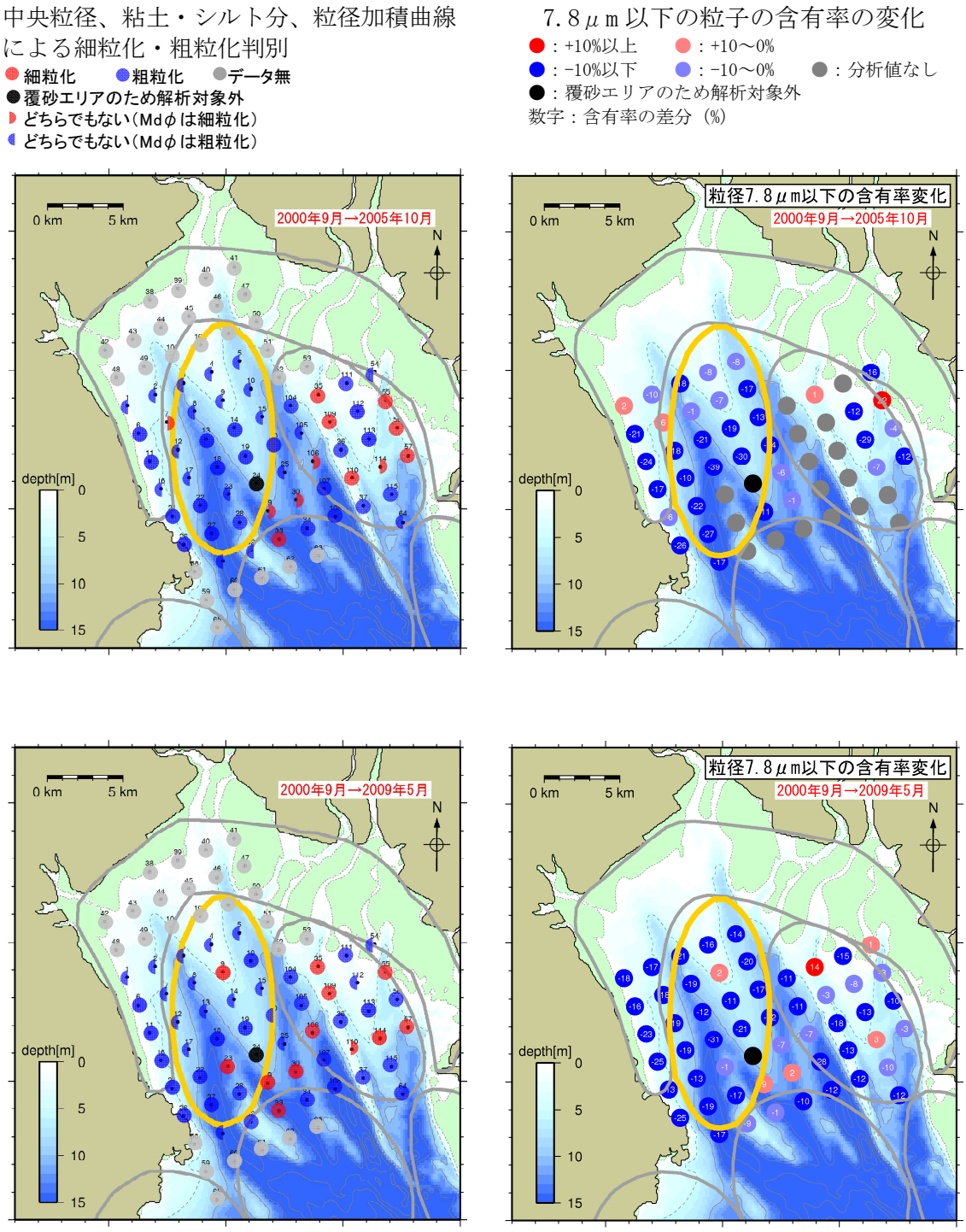


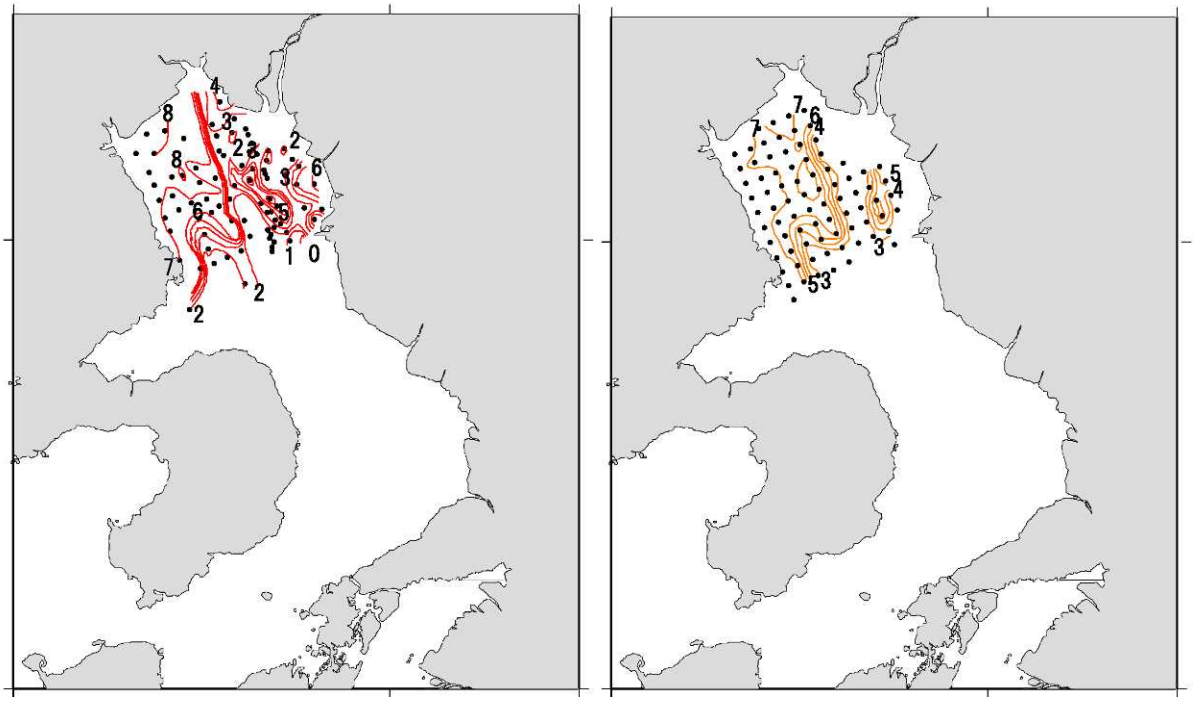
図 4.4.56　中央粒径と粘土・シルト含有率の分布の変化（2000～2009 年の差）



注）図中、「●：データ無」は調査が行われていないことを示し、「●：分析値なし」は底質の粒度組成において 74μm 以下の粒子が少なく分析が行われていないことを示す。また、「●：覆砂対象エリアのため解析対象外」は図 4.4.62 に示すように覆砂事業位置と重なることから評価から外したことを示す。

図 4.4.57　細粒化・粗粒化判別結果と 7.8μm 以下の粒子の含有率の変化

1989 年以前の底質に関する知見が少ないため、1975～1976 年頃に実施された鎌田（1980）に掲載されている中央粒径（Mdφ）の等値線（図 4.4.58 左）を参考にして底質変化を考察した。図 4.4.59 に示すとおり、Mdφ＝7 の等値線が 1970 年代から 1989 年にかけて湾奥側へやや後退、すなわち粗粒化傾向にあったと推定される。



（1975～1976 年，鎌田（1980）の図の等値線をトレース）　　（1989 年 8～9 月，古賀（1991）を参考に図化）

図 4.4.58　中央粒径（Mdφ）の分布

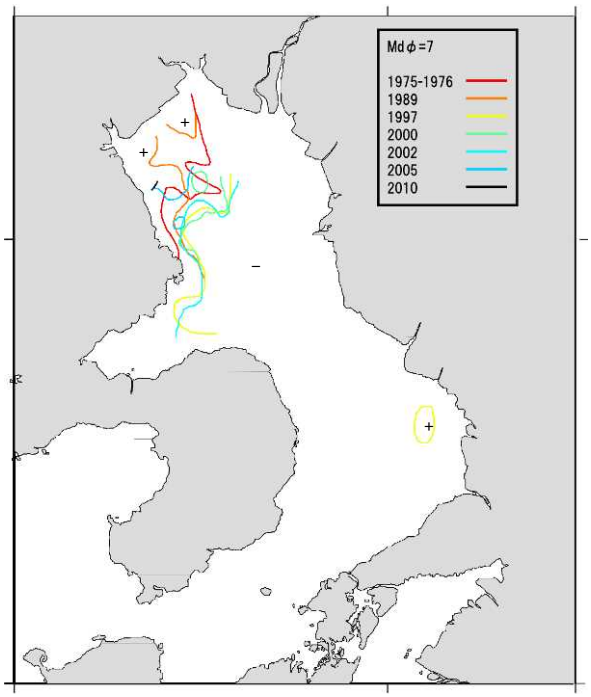
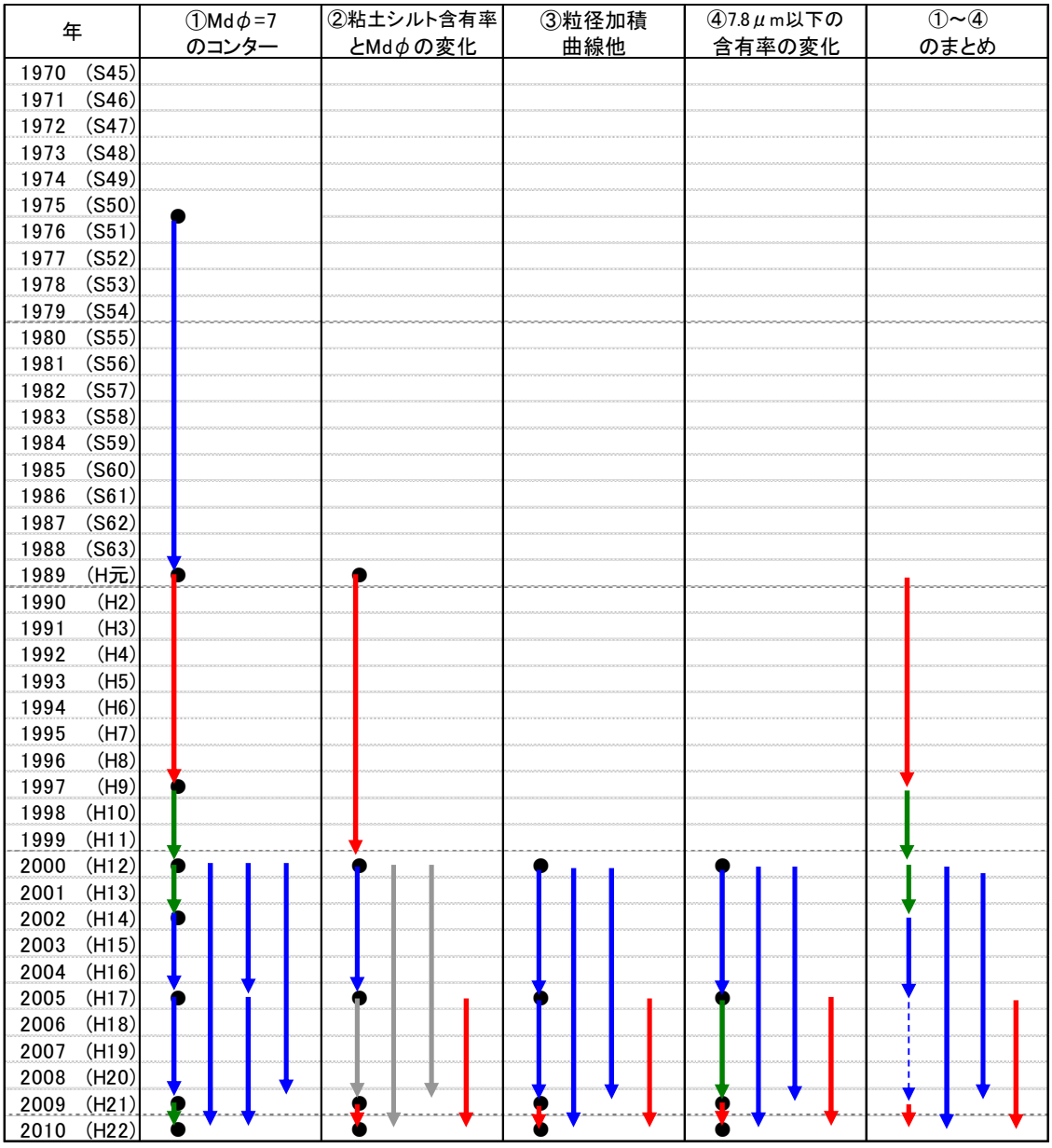


図 4.4.59　Mdφ＝7 の等値線の比較

これらの調査結果を取りまとめると、1970 年代から 1989 年にかけては、粗粒化傾向であった（図 4.4.60）。これまでの検討では、1989 年から 2000 年にかけて細粒化が進んだことが示されていたが、Mdφ=7 のコンターによると、1997 年には既にある程度の細粒化は進んでいたと考えられる。

1997 年から 2002 年までは変化は小さく、その後 2005 年にかけて粗粒化が進んだと考えられる。2005 年から 2009 年にかけては変化傾向が明瞭ではないが、2005 年から 2010 年の間でみると、細粒化が進んできていることが分かる。しかし、2000 年から 2010 年の間でみると、粗粒化の傾向となる。これらの結果から、Ａ３海域全体では長期間にわたる単調な変化（細粒化･粗粒化傾向）を呈していないと考えられる。



※ 粗粒化・細粒化の判別は、基本的には③で行う
※ ③のデータが無い部分については、①②④を参考にする
※ 矢印の凡例
- 粗粒化傾向
- 細粒化傾向
- どちらでもない（細粒化と粗粒化の地点が同数）
- 判別不能（②において粘土シルト含有率の変化とMdφの変化傾向が異なる）
- 粗粒化傾向（明瞭でない）

図 4.4.60　有明海湾奥西部海域（Ａ３海域）の底質の細粒化・粗粒化傾向

Ａ３海域内 18 調査地点（覆砂の実施エリアに該当する地点 24 は除く）の中央粒径、粘土・シルト含有率（63μｍ以下）及び微細粒子 7.8μｍ以下の含有率の海域内平均値の推移を図 4.4.61 に示す。

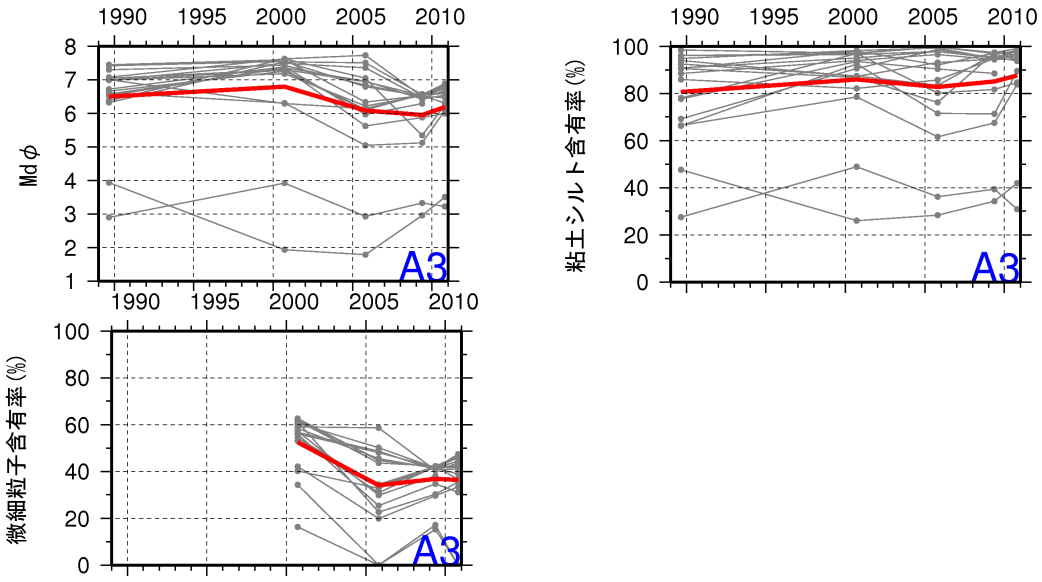
Mdφについては、1989 年から 2000 年にかけては細粒化、2000 年から 2005 年にかけては粗粒化、2005 年から 2009 年にかけては粗粒化、2009 年から 2010 年にかけては細粒化の傾向がみられた。

粘土・シルト含有率については、1989 年から 2000 年にかけては増加、2000 年から 2005 年にかけては減少、2005 年から 2010 年にかけては増加傾向がみられた。

微細粒子含有率については、2000 年から 2005 年にかけては減少、2005 年から 2009 年にかけては増加、2009 年から 2010 年にかけては横ばいの傾向がみられた。

なお、これらの傾向は地点によって様々であるものの、その変化範囲は Mdφが 5～8 程度、粘土・シルト含有率が 60～100%であり、基本的に泥質で推移している。

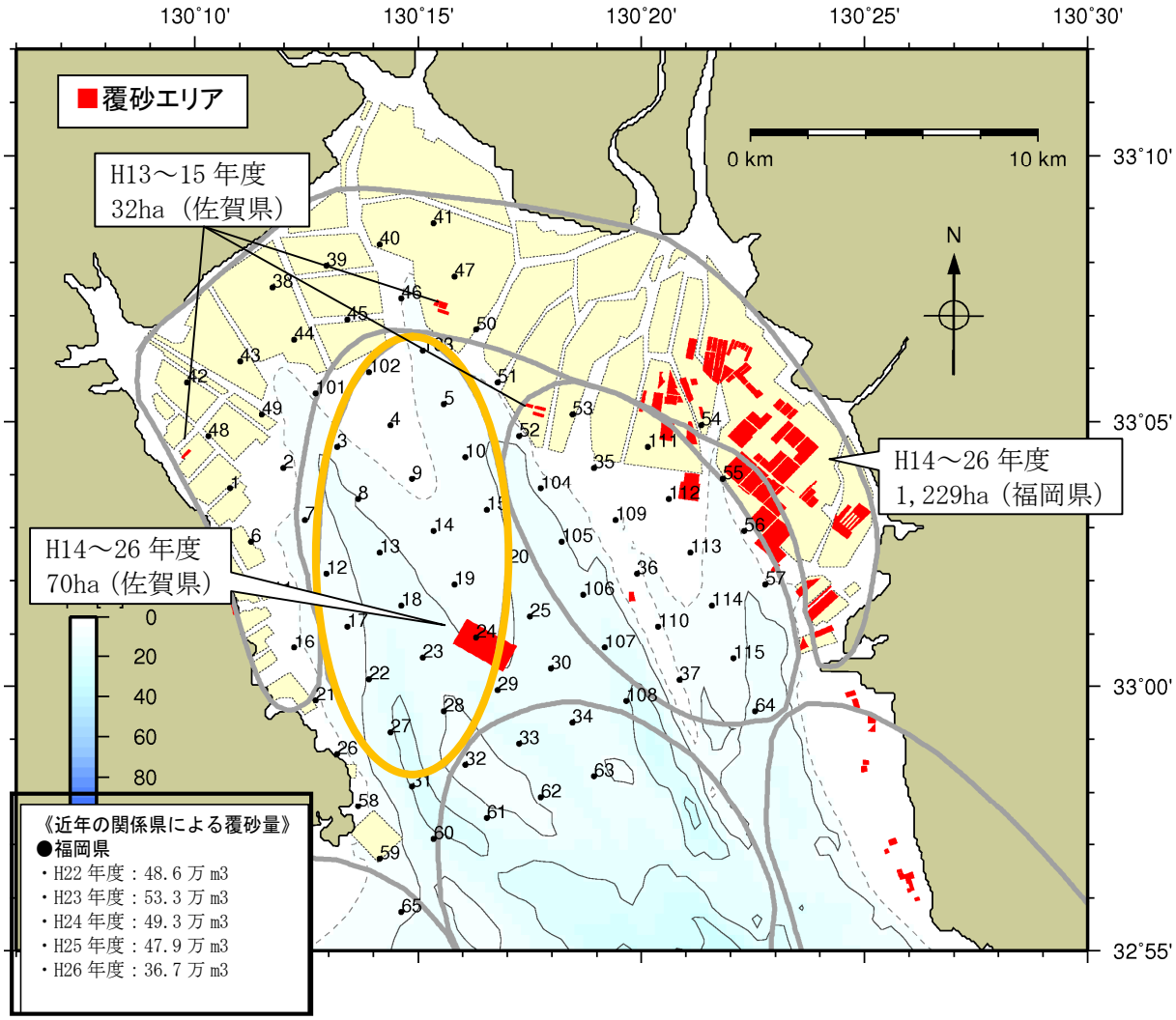
この結果から、1989 年から 2011 年にかけては、海域全体では長期間にわたる単調な変化（細粒化･粗粒化傾向）を呈していないと考えられる。



注）図中の赤線は海域内平均値を表す。

図 4.4.61　有明海湾奥西部海域（Ａ３海域）の底質粒径の推移

また、Ａ３海域では、二枚貝資源の回復等を目的として覆砂が実施されていることに留意する必要がある（図 4.4.62）。



注）関係県が実施した主な覆砂事業（水産庁補助事業）をプロット

図 4.4.62　底質調査地点と覆砂実施エリア

出典：関係県の整備実績をもとに環境省が作成した。

図 4.4.63 に示すようにＡ３海域の 2008 年から 2013 年の含泥率の調査結果をみると、地点によって変化傾向は異なっており、場所によっては増加傾向を示す地点もみられることに留意する必要がある。

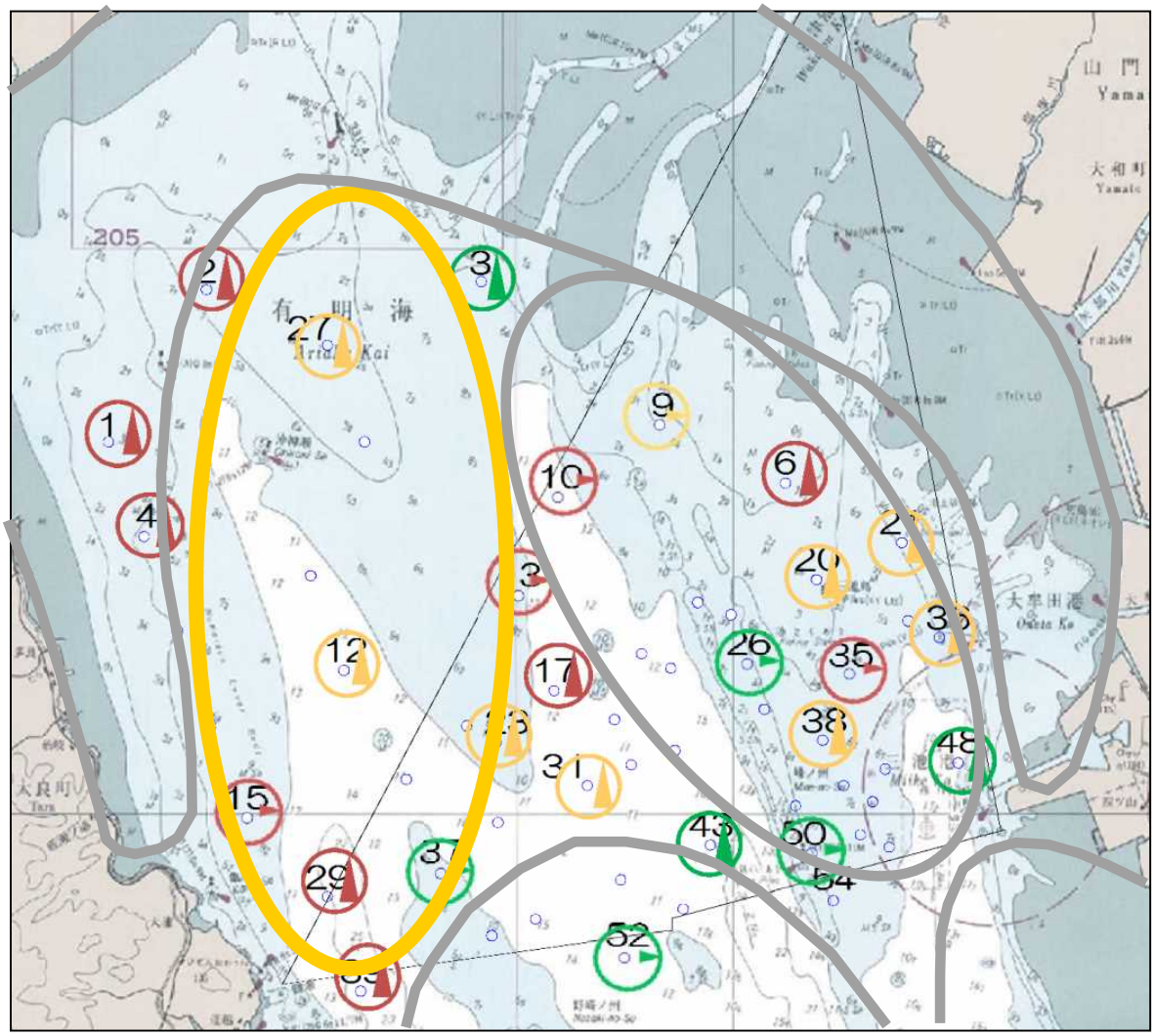


図 4.4.63　有明海湾奥部の底質の含泥率の変化傾向（2008～2013 年）

出典：農林水産省「平成 26 年度有明海底質環境調査業務 環境調査経年変化検討とりまとめ資料」をもとに環境省が作成した。

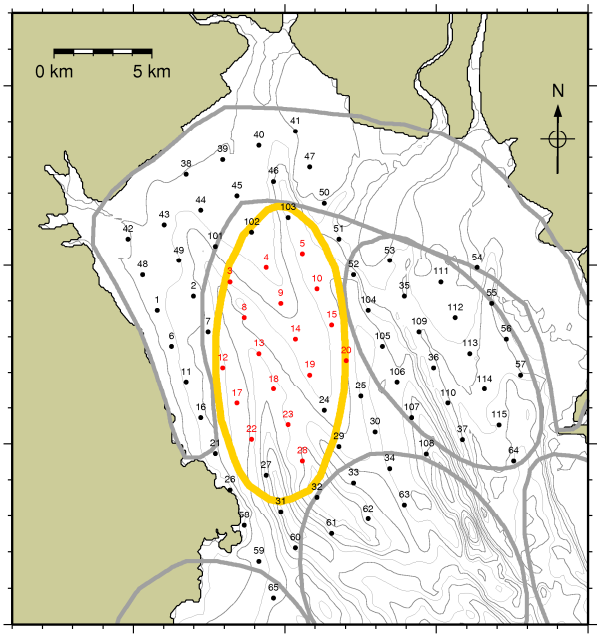
これらの結果から、Ａ３海域全体では長期間にわたる単調な変化（細粒化･粗粒化傾向）を呈していないと考えられる。

次に、図 4.4.64 に示す調査地点における底質中の有機物･硫化物の増加について確認した。底質中の有機物･硫化物の増加については表 4.4.9 に示すとおり 2005 年以降については海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量 10%以上の地点数や総硫化物量 0.5mg/g 以上の地点数は、隣接するＡ２海域より多い。

表 4.4.9　Ａ３海域の底表泥の属性（1989～2010 年）

	強熱減量 10%以上地点数	総硫化物量 0.5mg/g 乾泥以上の地点数
1989 年 8～9 月	14 地点	2 地点
2000 年 9 月	15 地点	5 地点
2005 年 10 月	12 地点	5 地点
2009 年 5 月	―	―
2010 年 10 月	15 地点	3 地点

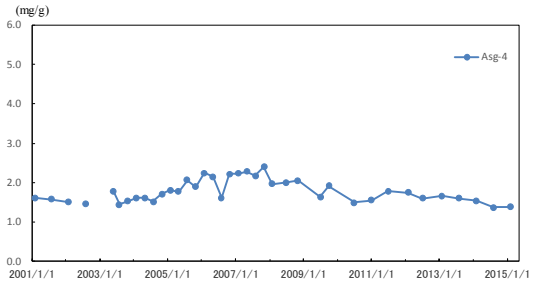
注）1. 各年共通地点 18 地点中の数字を示す。
2. 2000 年以降の総硫化物量は酸揮発性硫化物（AVS）量を測定している。



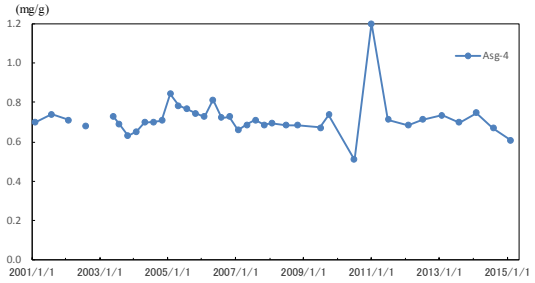
注）図 4.4.51　マクロベントス調査地点と同一地点

図 4.4.64　底質調査地点

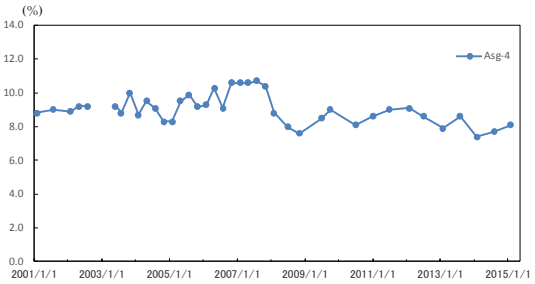
また、2001～2015 年の底質のモニタリング結果を図 4.4.65 に整理した。粘土・シルト分に単調な増加・減少傾向はみられず、2001 年以降、底質の泥化傾向はみられなかったと考えられる。COD については、1 地点（海域内の全調査地点）で 8～15mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。強熱減量、硫化物については単調な増加・減少傾向はみられなかった。



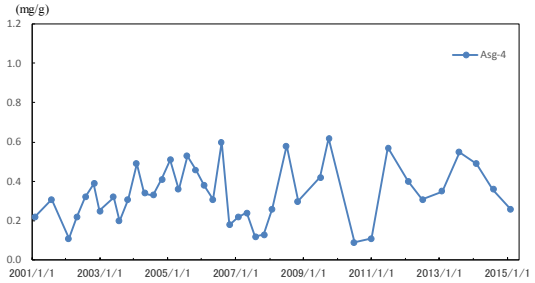
（1）T-N



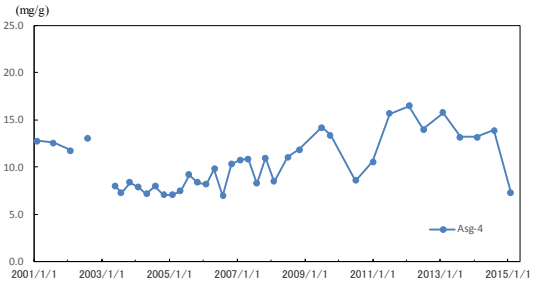
（2）T-P



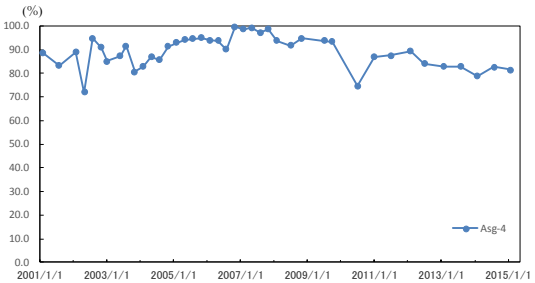
（3）強熱減量



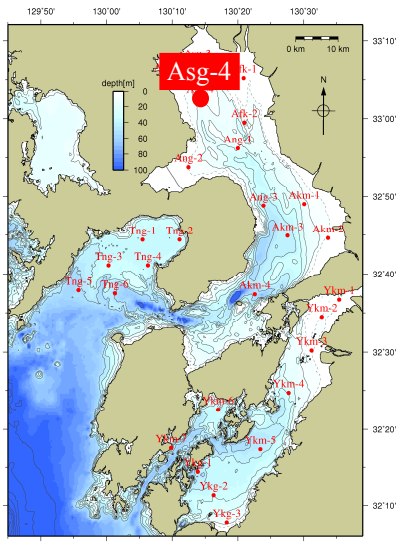
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.52　Ａ３海域におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.65　Ａ３海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

有明海湾奥部の 16 調査地点に海底上の泥（浮泥[i]を含む。）の堆積厚を測定するための 50cm×50cm 四方の板（以下、埋没測定板）が埋設されており（図 4.4.66、図 4.4.67）、年 4 回程度の堆積厚測定が行われている。これは音響探査による水深測定精度では捉えることのできない水深変化を把握することが可能である。

なお、この調査は 2008 年に 5 地点で開始され、2009 年、2010 年及び 2013 年に地点が追加されている。

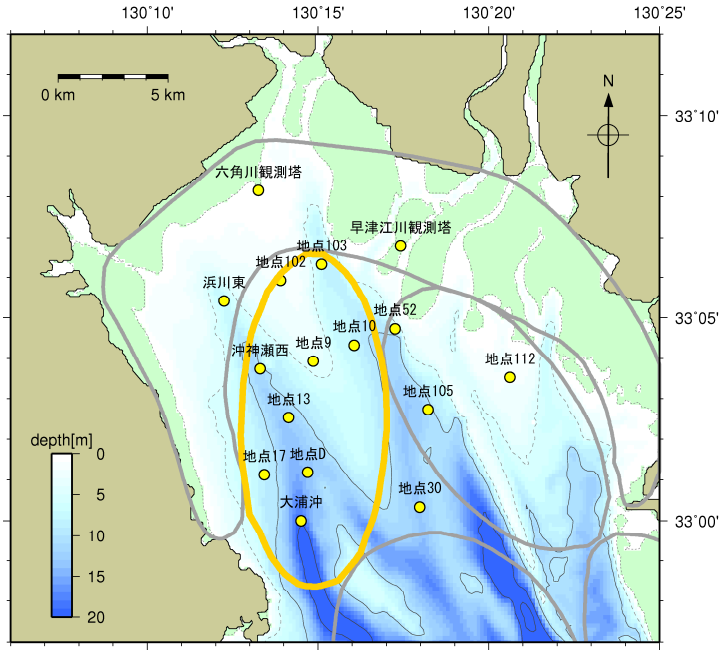


図 4.4.66　埋没測定板の設置地点

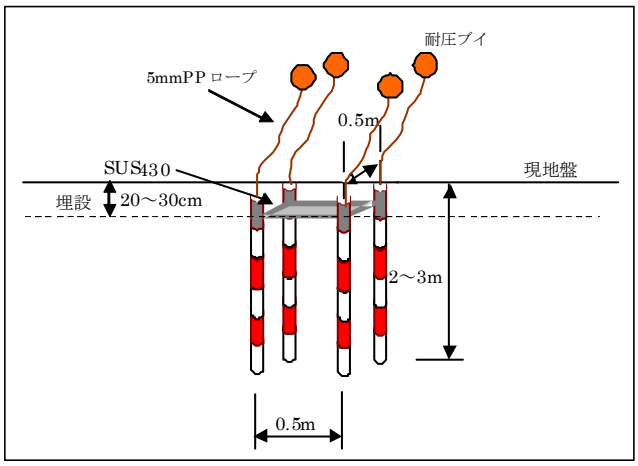


図 4.4.67　埋没測定板の装置の概要

調査開始年からの各地点の海底面高の経時変化を図 4.4.68 に示す。Ａ３海域の地点は地点 102、地点 103、沖神瀬西、地点 9、地点 10、地点 13、地点 17、地点 D 及び大浦沖の 9 地点である。

調査を行った 2009～2015 年においては、浮泥を含む堆積物に全 9 調査地点で単調な増加傾向はみられず、場所によっては一定期間減少傾向がみられた地点がある。

i）粘土・シルト分のうち、有機物と複合体を形成する等含水率が高く、かつ潮流・波浪等によって再懸濁・堆積を活発に繰り返している成分。密度法によって測定される浮泥層厚は、上記のうち、密度が約 1.4 g/cm^3 未満の粒子によって構成される層厚である。

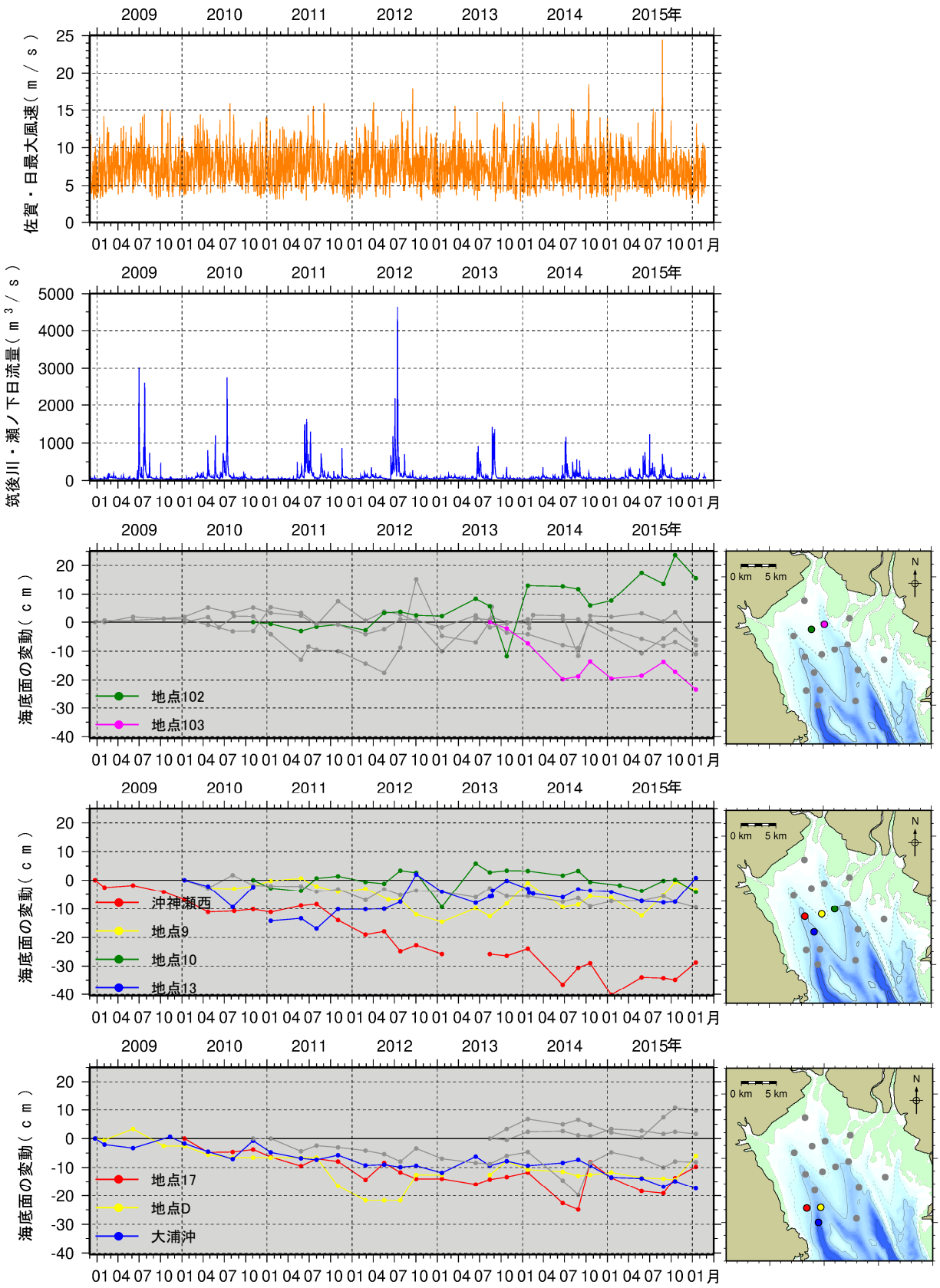


図 4.4.68　埋没測定板による海底面の変動の時系列

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

2016 年 1 月に採取された埋没測定板上の堆積物の中央粒径（Mdφ）と粘土・シルト含有率の分布を図 4.4.69 に示す。

Ａ３海域においては地点 D と大浦沖は砂泥、その他の地点は泥の堆積がみられている。Ａ３海域では気象イベントの影響を受けると堆積傾向の地点が全 9 地点中 6 地点でみられており、その堆積する土砂は粘土・シルト分を多く含んでいると考えられる。

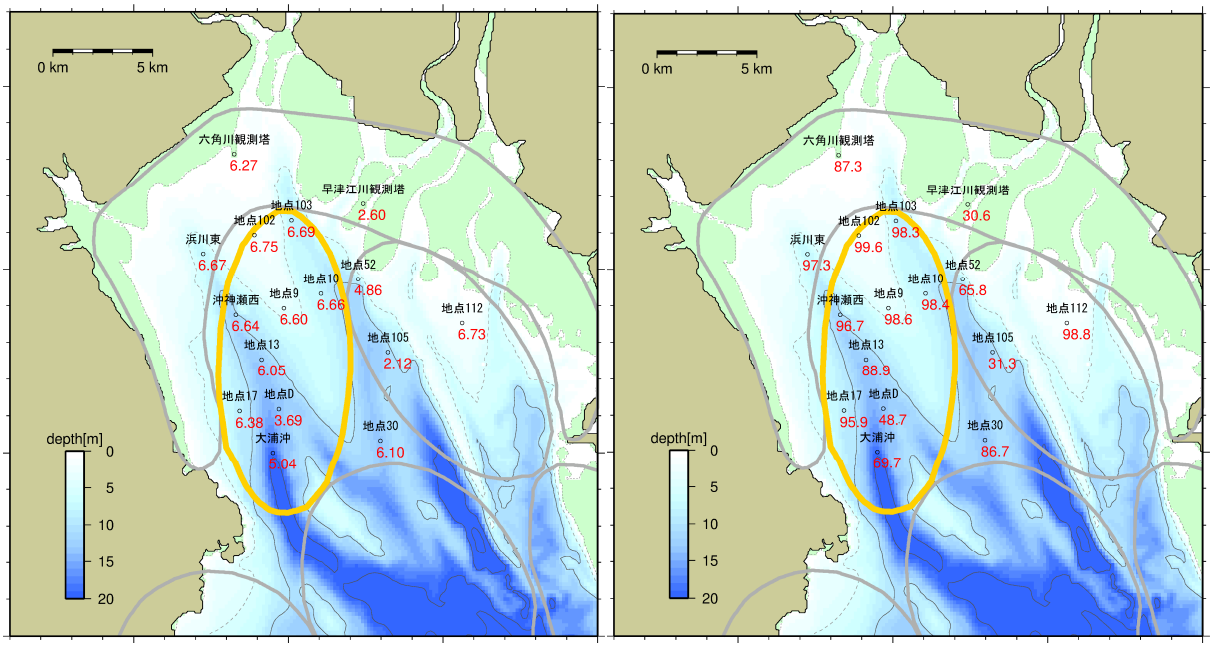


図 4.4.69　埋没測定板の粒度組成（左図：Mdφ、右図：粘土・シルト含有率（%））
出典：環境省「平成 27 年度有明海・八代海等再生対策検討作業支援業務」

これらの結果から、底質について、本海域では 1989 年以降のデータから単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6. 貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海湾奥部で発生することが示されている。

強い成層が発達する夏期（6～9 月）にＡ１海域との境界域で発生した貧酸素水塊がしばしば拡大し、広範囲に貧酸素状態になる。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 1～5mg/L 程度であり、低下した。連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降のデータでは全 2 調査地点のうち 1 地点（P6）で毎年 2.0mg/L を下回っている。他の 1 地点（P1）は 1～3mg/L 程度である。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、タイラギは、2012 年以降、着底稚貝の発生がほとんど認められないものの、2009～2010 年漁期には 1980 年代の豊漁期に近い密度で成貝の成育が認められ、漁獲量の回復がみられた。しかし、2010 年夏期には生息していたタイラギが 1 ヶ月程度でほとんど死亡する大量へい死が生じ、以降は再び低迷している[12]（古賀・荒巻，2013)。また、本海域は非干出域でかつアサリの生息に適していない泥分が多い底質であるため、アサリの生息はほとんど認められない。Ａ１海域との境界付近はサルボウの生息域であり、漁業が行われている[13]（真崎・小野原，2003)。

a) タイラギ

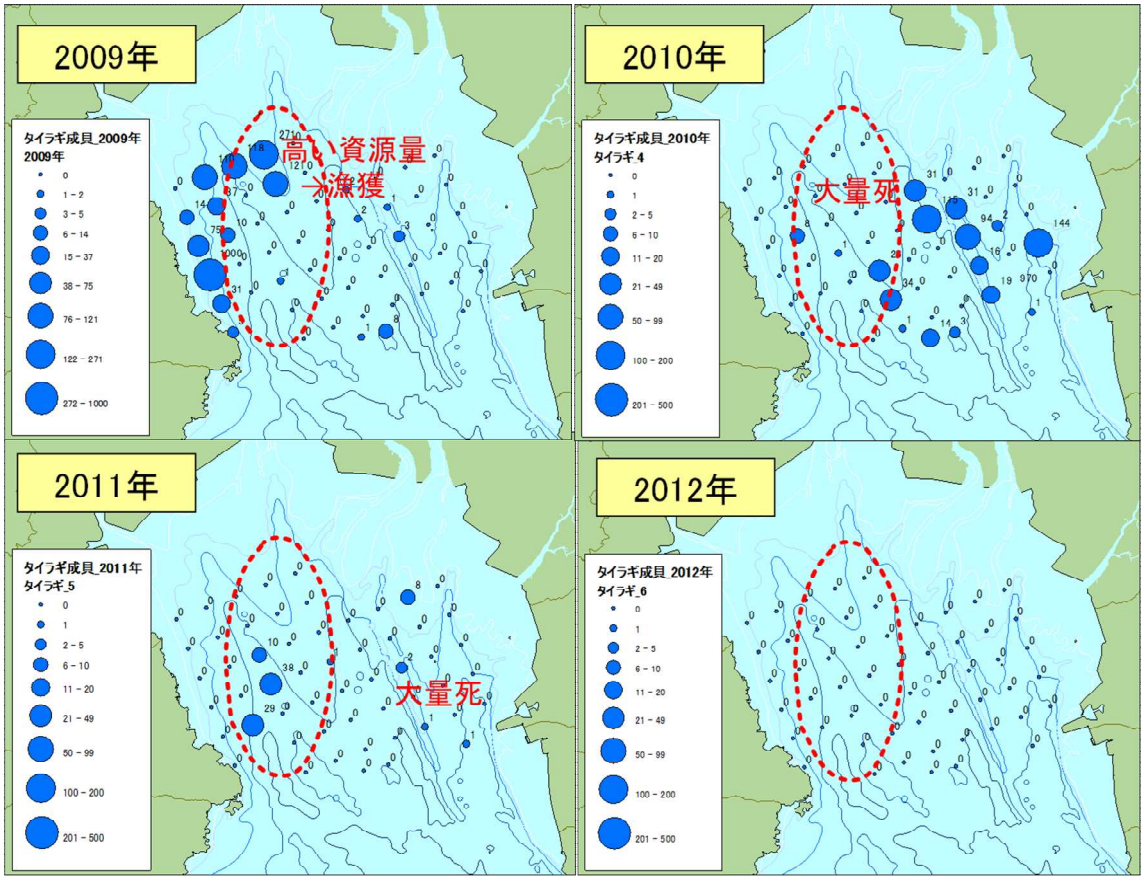
① 現状と問題点の特定

2009～2010 年漁期にはＡ３海域で 1980 年代の豊漁期に近い密度で成貝の成育が認められ、漁獲量の回復がみられたが、2010 年夏期には大量へい死が生じ、以降は再び低迷している（図 4.4.70)。

なお、タイラギ成貝及び稚貝の分布の推移を図 4.4.36～4.4.38 に示す。

漁獲量については海域毎に示せないが、成貝の分布状況（各年度の定点間平均密度、非検出（nd）の定点については 0 とみなして計算）の変化によれば、1976 年におけるデータから成貝が少なくとも 100 個体/100m^2 以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは nd～22 個体（平均 2 個体）/100m^2、2012 年以降は nd～0.1 個体（全平均 0.06 個体）/100m^2 となっており、2012 年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている（図 4.4.36、図 4.4.37）。

また､1997 年以降の稚貝の分布状況(各年度の定点間平均密度)の変化によれば、1997 年から 2011 年まで、タイラギ稚貝が nd～33 個体（平均 5 個体）/100m^2 存在したが、2012 年以降は 0.2～3.4 個体（全平均 1.7 個体）/100m^2 となっており、浮遊幼生の出現低下によると思われる稚貝の資源量の低下が 2012 年以降顕著になっている（図 4.4.38）。



注）凡例において、nd（1 個体以下/100㎡）は 0 と表示した。

図 4.4.70　タイラギ成員生息密度の水平分布

出典：2009～2012 年、佐賀県調査結果

② 原因・要因の考察

2009～2010 年漁期の成貝の成育と、2010 年夏期の大量へい死の要因を中心に整理・考察した。

i）貧酸素水塊による影響

Ａ３海域では、貧酸素に着目した調査が始まった 2001 年以降、毎年貧酸素水塊の発生が確認されている。本海域における貧酸素水塊については、夏期の成層の発達（図 4.4.71）と国内の他の内湾と比較しても大きな酸素消費によってもたらされている。Ａ３海域で実測された底層の酸素消費速度は、調査地点Ｐ６（図 4.4.72、沖神瀬西）において 0.27mg/L/day[14]（児玉ら，2009）で、これは柳（2004）の報告[15]による国内の主要内湾（静岡湾、東京湾、三河湾、燧灘、周防灘、洞海湾、大村湾）中で最も高い東京湾の値（0.19～1.48mg/L）に比べて低い値を示す。Ａ３海域では、2008 年夏期から秋期にかけて久々にまとまった量の稚貝が発生し、翌 2009 年に 2008 年発生群による成貝がＡ３海域に分布しており、翌年の漁期（2009 年 12 月から 2010 年 4 月）にかけて豊漁となった。Ａ３海域では毎年のように貧酸素が発生するものの、2009 年夏期の本海域における貧酸素化は比較的軽微であり（図 4.4.72）、立ち枯れへい死等もみられなかった。1997～2015 年の稚貝出現密度と翌年の成貝密度から算出された生存率は平均 17%（直近の 2012～2015 年は 6.0%）なのに対し、2008 年発生群の生存率は 83%となっている等、稚貝から成貝に成長する期間における高い生存率を示していた。一方、漁期後も同海域に残存していた 2008 年級群は、翌 2010 年の夏期には、継続時間の長い貧酸素水塊の発達（図 4.4.72）にともなって大量へい死が発生し（図 4.4.73）、その結果この年の漁期の漁獲減少につながった。図 4.4.73 にＡ３海域の沖神瀬西（P6）付近での詳細調査を示した。貧酸素水塊の発生にともない 7 月 6 日から 8 月 10 日の間に海域に生息しているタイラギ成貝が 100%死滅した[16]（図 4.4.73、荒巻・大隈，2011）。Ａ３海域ではＡ１海域に比べ底層水の酸素消費速度が低いにもかかわらず、Ａ３海域の貧酸素水塊の累積日数はＡ１海域より多い。これはＡ１海域で小潮期に発生した貧酸素水塊が、大潮期に向かう過程で沖合のＡ３海域まで拡大し、それらが水深が深く鉛直混合を受けにくい海域で維持・強化されるためである[17]（徳永ら，2009）。

このことから、この海域では貧酸素水塊がタイラギ資源変動に影響を与えていることが推定される。貧酸素水への曝露によってタイラギのへい死が生じることは、室内実験によっても確認されている[18]（郡司掛ら，2009）。

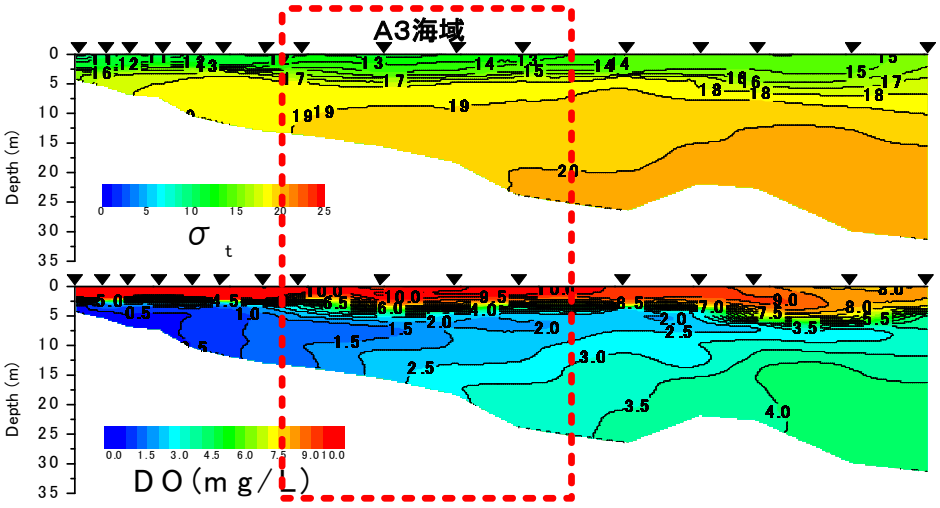
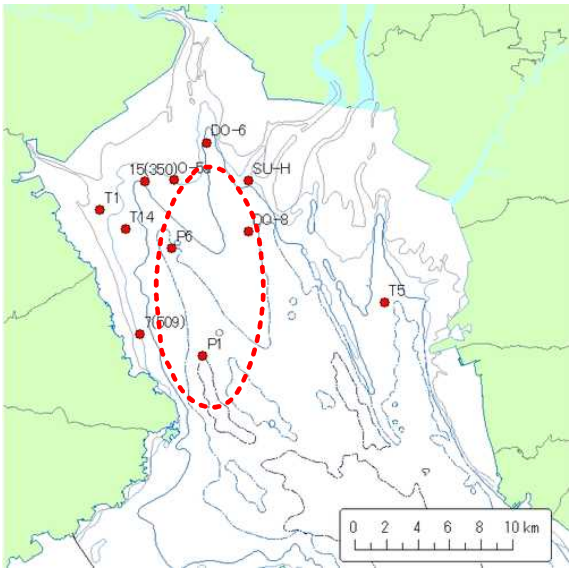
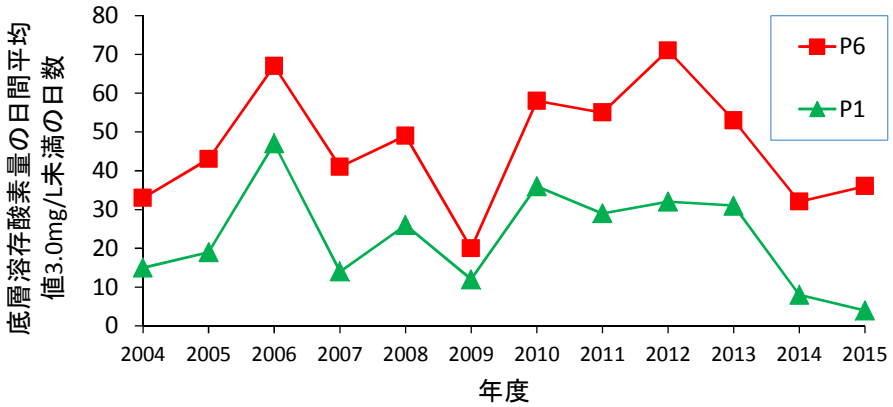


図 4.4.71　有明海湾奥部における密度構造と溶存酸素量分布（2010 年 8 月 4 日）





注）各年度、各地点の底層溶存酸素量の日間平均値が 3.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6～9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

図 4.4.72　Ａ３海域における溶存酸素観測地点（上図）と底層溶存酸素量の日間平均値 3.0mg/L 未満の日数の経年変化（下図）

出典：水産研究・教育機構の調査結果

図 4.4.73　2010 年沖神瀬西（P6）観測点（底層）の溶存酸素飽和度とタイラギ生残率の推移

出典：水産総合研究センターの調査結果

本海域における長期的なタイラギ資源の減少には、貧酸素化の長期的な進行も影響したと考えられる。Ａ３海域では、1970 年代から 1980 年代にかけて貧酸素化の進行が確認されており、それは底層の COD の増加と同期している（図 4.4.74）。Ａ３海域における溶存酸素量とタイラギ大量死との関係について図 4.4.75 に示した。この海域においては、夏期のタイラギ生息調査を開始した 1999 年以降の結果においては、着底稚貝の出現さえほとんど確認できない状況である。そうした中、2008 年にまとまった密度（1996～2015 年の平均 4.5 個体/100m^2 に対して 27 個体/100m^2）で着底稚貝が観察され、2009 年の漁獲に繋がっている（図 4.4.38）。しかし、この唯一の高密度に出現した個体群についても、2010 年夏期の貧酸素によって全滅する被害が発生している。2012 年以降については、稚貝の発生密度が 1.7 個体/100m^2 と低いため、貧酸素との因果関係を見いだし難い状況ではあるものの、この海域においては、夏期の貧酸素水塊の発生に伴ってタイラギの大量へい死が生じるリスクは高いと言える。Ａ３海域がタイラギ生息域として機能していた 1980 年代以前は、底層溶存酸素量は現在より高く推移していた可能性が高く、長期的な貧酸素化傾向がこの海域におけるタイラギ資源の減少要因に大きな影響を与えている可能性が想定される。

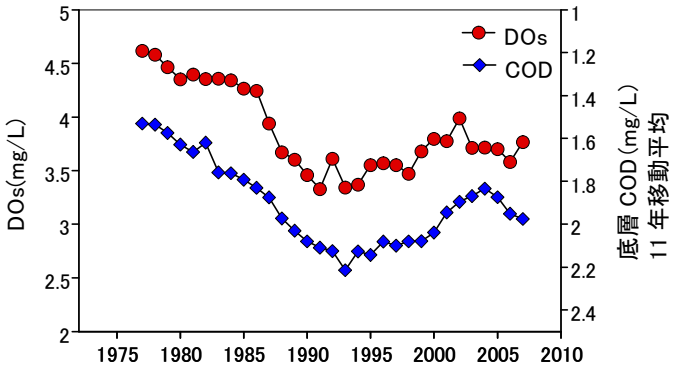


図 4.4.74　有明海湾奥部底層における 11 年間で年々の成層強度変動を除いた溶存酸素量（DO_s）と 11 年移動平均した COD の経年変化

出典：速水祐一（2007）：有明海奥部の貧酸素水塊，海洋と生物，第 173 号，pp. 577-583 を改変

1970 年代から 2000 年代までの 7 月の浅海定線調査結果について、底層溶存酸素量と成層強度をあわせて解析することで、大規模な出水による短期的な成層強度の変動の影響を除き、貧酸素化の長期的な変化を検討し図示したもので、1990 年代前半を谷とした貧酸素の進行が認められる[19]（速水，2007）。

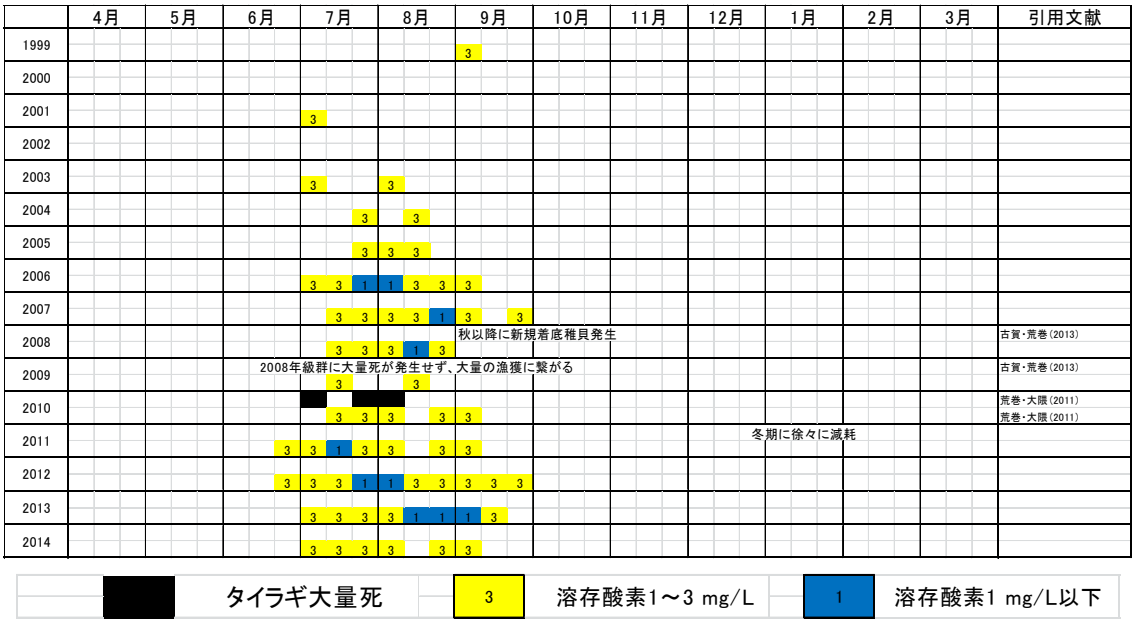


図 4.4.75　Ａ３海域のタイラギ生息域における溶存酸素とタイラギ大量死との関係

出典：既往文献及び水産総合研究センターによる観測結果をもとに環境省が作成した。

ii）浮遊幼生の発生量減少による影響

2010 年以降のタイラギ資源量の低迷の要因の一つとして考えられるのが、浮遊幼生の発生量減少である。これについて、2008 年からの調査結果において、Ａ３海域におけるタイラギ浮遊幼生量は 2012 年以降、それ以前に比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少を参照）。

本海域におけるタイラギ生息量は、年による変動はあるものの 1990 年代前半まではＡ２海域と同程度あるいはそれ以上の分布がみられた。しかし、1990 年代後半以降は、2009 年を除いてまとまった量の成育がみられなくなった。漁獲量の減少が顕在化しはじめた 1990 年代以降の調査結果によれば、この海域では着底時期の稚貝の量が極めて少ない（1996～2011 年の平均 5.1 個体/100㎡に対して 2012～2015 年は 1.7 個体/100㎡）（図 4.4.38）。これが漁獲量低迷につながっている。稚貝量の変動には、浮遊幼生の発生量と、着底後の死亡率が影響する。2003 年の浮遊幼生量の分布をみると、1981 年と大きく変わらない密度で出現しているものの、着底稚貝（及び成貝）がみられなくなっている（図 4.4.76）。この状態は、2008～2010 年を除き、2003 年から 2011 年まで確認されている。この期間については、2008～2010 年を除いて、着底後の死亡率の上昇が起きたと考えられる。2012 年以降については、後述するように、Ａ３海域で浮遊幼生発生量が低位で推移しており、浮遊幼生発生量の減少も影響していると考えられる。

なお、1981 年には、有明海湾奥部（Ａ２、Ａ３海域を合わせたもの）のタイラギ成貝は 2～3 世代で構成されていたが、1999 年には 1 歳貝のみになっていた[20)、21)]（図 4.4.77）。このことから、漁獲量の低迷が続く 1990 年代後半以降には、複数の世代で資源が構成されることがなくなり、タイラギ資源の再生産が縮小、不安定化していることがうかがえる。

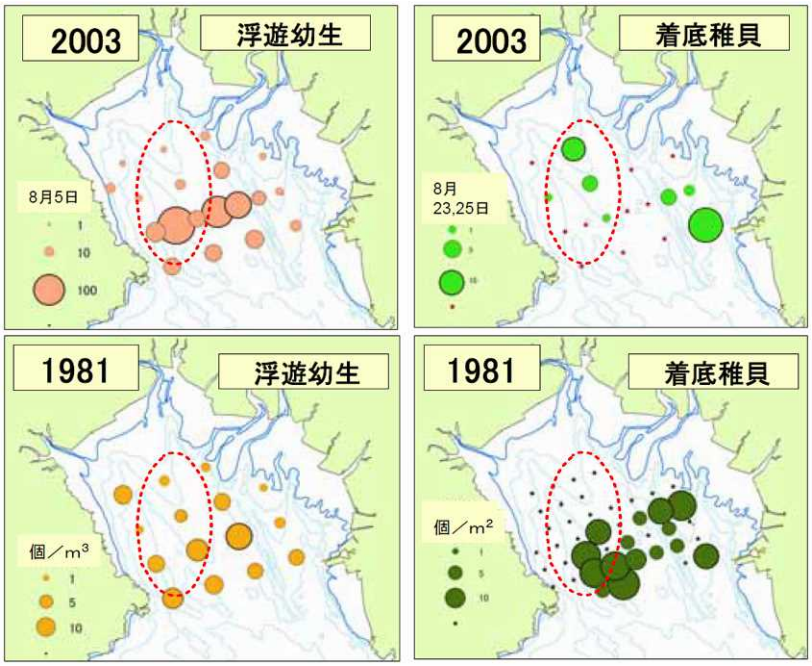


図 4.4.76　1981 年と 2003 年のタイラギの浮遊幼生、着底稚貝の分布域の比較
出典：環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」

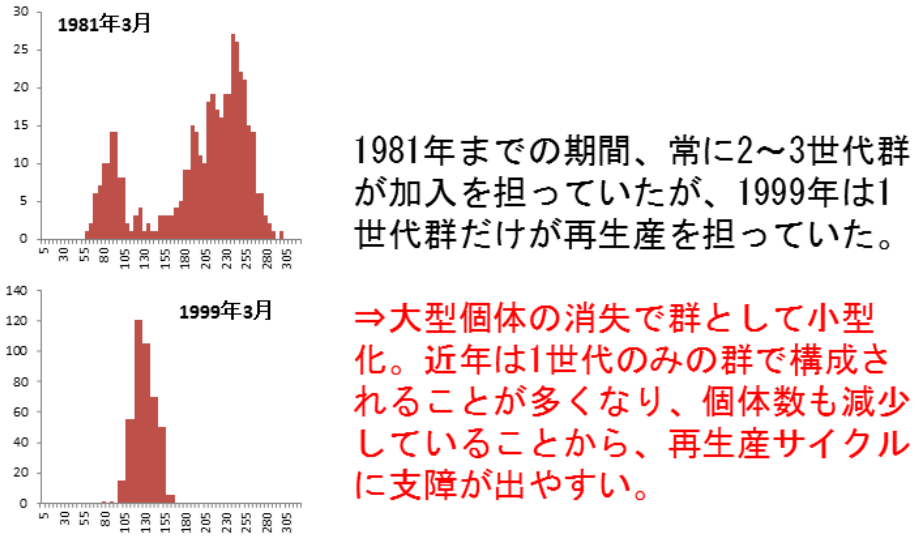


図 4.4.77　1981 年と 1999 年のタイラギ殻長組成の比較

出典：1）1981 年のコホート：タイラギ漁場の形成条件・特に付着器質に関する研究（島崎大昭，杉原雄二，山下康夫（1984）「昭和 58 年度指定調査研究総合助成事業報告書．タイラギ漁場の形成条件・特に付着基質に関する研究（昭和 56～58 年度総括）．佐賀県有明水産試験場」）

2）1999 年のコホート：有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動（松井繁明（2002）：有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動，福岡水海技センター研究報告，第 12 号，pp. 29-35）

iii）浮泥による影響

着底後の死亡については、浮泥が影響しているとの報告がみられる。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へい死（砂のある基質では着底後に足糸で砂粒や貝殻に固着して生存）することが実験によって既に確認されている[22)]（川原ら，2004）。そのため、海底上の砂粒や貝殻等、タイラギ稚貝が固着する基盤が浮泥（シルト・粘土分）によって覆われてしまうと、タイラギ稚貝の生残に悪影響を及ぼすと推定される（図 4.4.78、図 4.4.79）。タイラギの覆砂実証調査（福岡県・佐賀県）からは、浮泥の堆積がみられないＡ２海域の覆砂区ではタイラギ稚貝は生残するが、浮泥が多い（着底稚貝が埋没する 5～10㎜ 以上）とみなされるＡ３海域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みられなくなるとの結果が得られている[23)]（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会，2006，別添資料 35 を参照）。タイラギの着底稚貝は足糸で底質に殻体を固定して直立し、ろ水活動によって摂餌と呼吸を行うが、海底面を覆う浮泥層厚が着底稚貝の体サイズを越えてしまうと浮泥中に埋没してしまい、着底のみならず、その後のろ水活動にも悪影響を受けて成長阻害や死亡等の影響を受けているおそれがある[24)]（坏本ら，2008）。ただし、Ａ３海域は、浮泥を含む堆積物について、データのある 2009 年以降において全 9 調査地点で単調な増加傾向はみられなかった（詳細は「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、浮泥がタイラギ資源の長期的な減少に影響したかどうかは不明である。なお、本海域は、その大半は中央粒径値が 7 を越える軟泥域であり、底質の泥化について 1975 年から現在にかけて、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

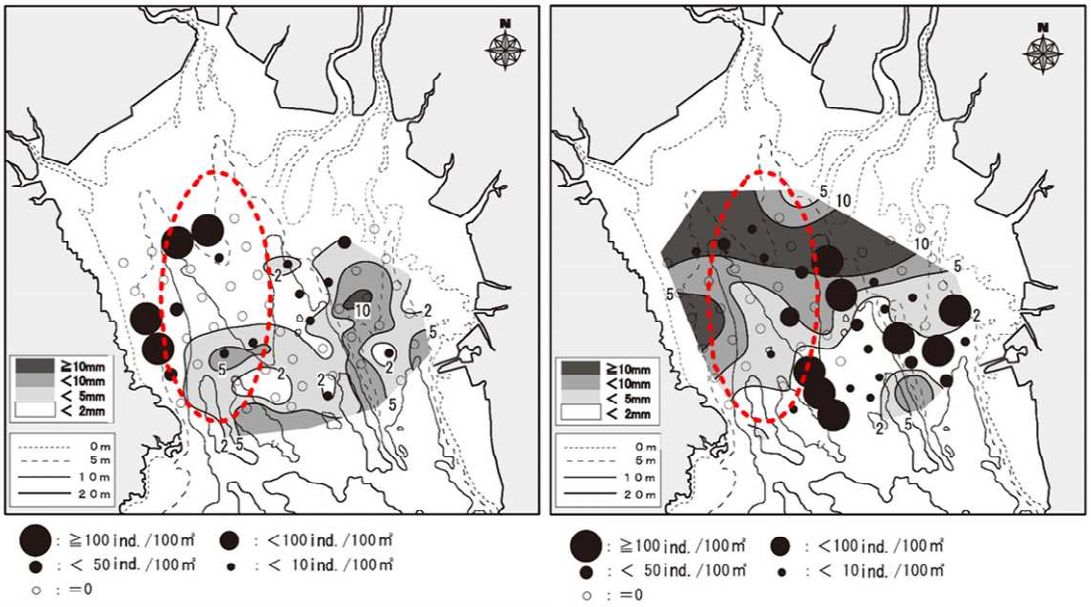


図 4.4.78　2008 年（左）と 2009 年（右）のタイラギ着底稚貝出現密度と浮泥層厚の水平分布

出典：古賀秀昭，荒巻裕（2013）：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp. 13-24 を一部改変

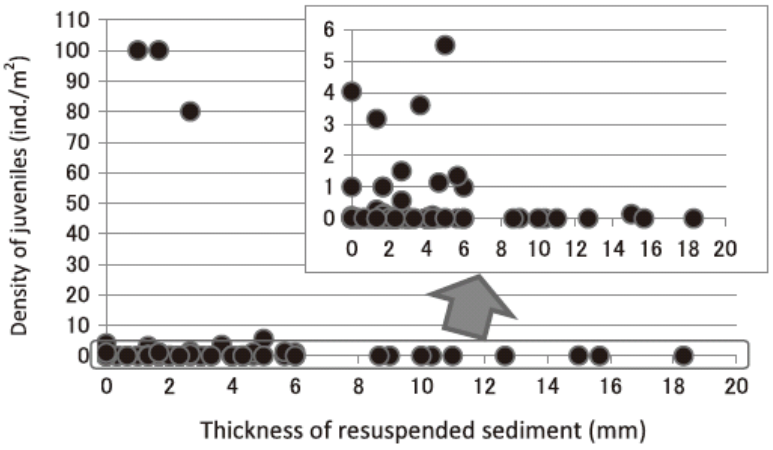


図 4.4.79　2008～2010 年の 8 月に観測された浮泥層厚とタイラギ着底稚貝の出現密度との関係（古賀・荒巻 2013 一部改変）

出典：古賀秀昭，荒巻裕（2013）：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp. 13-24

ここでＡ３海域の浮泥の挙動について述べる（浮泥の再懸濁画分（SS）が移植タイラギ稚貝に与える影響について調べられた結果については、図 4.4.45 参照）。図 4.4.80 に示した調査地点 P6 における調査結果によれば、密度法による浮泥層厚の経時変化は少なく、2015 年の 8 月上旬に 10㎜ を超えた以外は 7㎜ 前後で推移しており[25]（図 4.4.81）、先に示したＡ２海域よりも大きな値を示した。

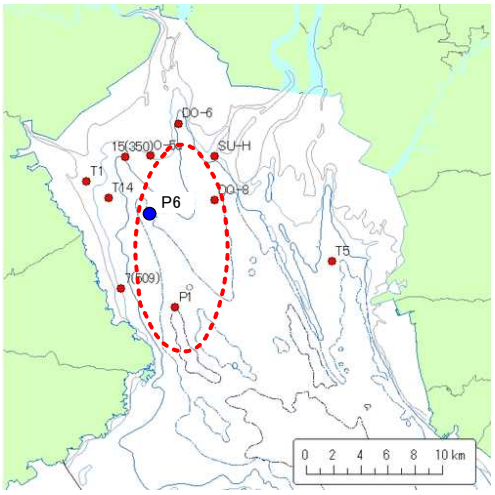


図 4.4.80　Ａ３海域における浮泥モニタリング調査地点

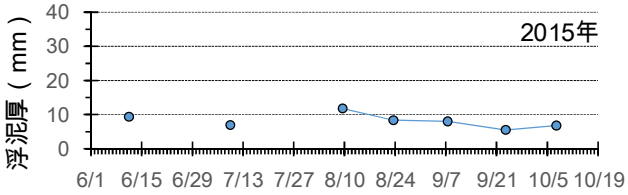
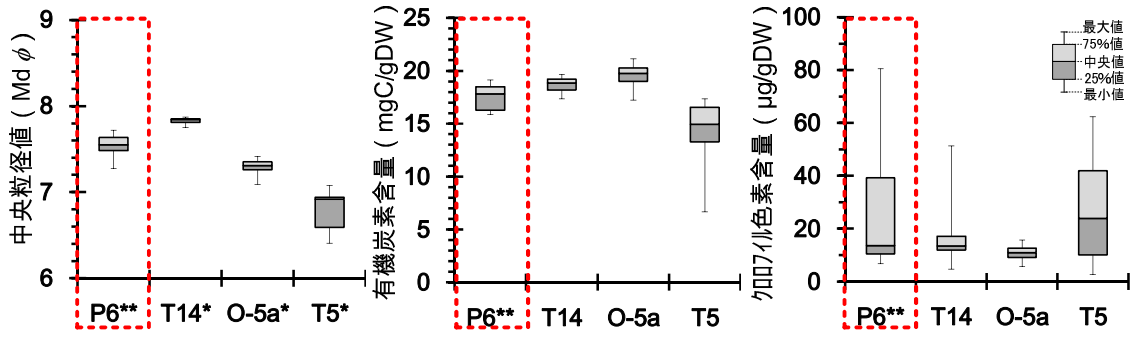


図 4.4.81　Ａ３海域における浮泥層厚の経時的変化

出典：環境省「平成２７年有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」

Ａ３海域（調査地点 P6）の浮泥分画の物理化学的性状については、中央粒径（Md φ）でＡ２海域（調査地点 T5）よりも大きな値を示し、有機炭素含量でもやや大きな値を示した。クロロフィル色素量は中央値で他海域と同程度であるものの変動が大きい[25]（図 4.4.82）。



注）*は 2014 年、**は 2015 年のデータ、それ以外は両年のデータを使用。

図 4.4.82　Ａ３海域の夏期（2015 年）における浮泥の中央粒径値、有機炭素含量、クロロフィル色素含量

出典：環境省「平成２７年有明海二枚貝類の減少要因解明等調査」

iv）その他の原因・要因

タイラギ資源の減少要因の一つとして、ナルトビエイによる食害がある。詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

その他の減耗要因としては、前回委員会報告書でも漁獲圧、ウィルス、化学物質について考察されている。

タイラギの資源管理策については、漁場における資源調査結果に基づき、漁期や操業時間を漁業者や試験研究機関も交えた協議会において調整が行われている。一方で、浮遊幼生や着底稚貝の量が 1981～2011 年と比較して 2012 年以降低位で推移している。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

b) サルボウ

Ａ３海域周辺のサルボウについては、Ａ１海域との境界付近に生息しているため、漁獲量が多いＡ１海域にまとめて記載した。

エ）まとめ

Ａ３海域（有明海湾奥西部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）については、問題点の明確な特定には至らなかったが、種組成や個体数の変化が確認された。

なお、「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年夏期及び 2000 年夏期のデータ並びに 2005～2015 年のデータから、傾向の整理を行った。

具体的には、1989 年夏期と 2000 年夏期の調査を比較すると、全マクロベントスの平均密度が 5,577 個体/m^2（1989 年）から 1,658 個体/m^2（2000 年）へと約 1/3 に減少しており、多毛類、甲殻類等は増加し、二枚貝類、クモヒトデ類は減少していた。また、調査手法は異なるが、2005 年から 2015 年にかけてのモニタリング結果では、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は環形動物が個体数の上で高い割合を占め、二枚貝類が多くみられた。2005 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）（Asg-4）で環形動物門の種類数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群では、種類数、個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。2005～2015 年のデータでは、特定の優占種（ホソツツムシ等の短命種やダルマゴカイ等の有機汚濁耐性種）により、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約 30 倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、1989 年以降のデータから単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、1975～2010 年のデータでも、ベントスとの比較ができる 1989～2010 年のデータでも、海域全体で単調な泥化傾向はみられなかった。なお、含泥率について、場所によっては増加傾向を示す地点がみられることに留意が必要である（2008 年から 2013 年にかけてのデータより）。
- 底質の硫化物については、1989～2010 年のデータでは海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。総硫化物量が 0.5mg/g 以上の地点は全 17 調査地点のうち 2～5 地点であり、隣接するＡ２海域より多い。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は 1989～2010 年のデータでは、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量が 10%以上の地点は全 17 地点のうち 12～15 地点であり、隣接するＡ２海域より多い。また、COD は 2001～2015 年のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で 8～15mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。
- 浮泥を含む堆積物については、埋没測定板を用いた堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 9 調査地点で単調な増加傾向はみられず、場所によっては一定期間減少傾向がみられた地点がある。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海湾奥部で発生することが示されている。

強い成層が発達する夏期（6～9 月）にＡ１海域との境界域で発生した貧酸素水塊がしばしば拡大し、広範囲に貧酸素状態になる。月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 1～5mg/L 程度であり、低下した。また、連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降のデータでは全 2 調査点のうち 1 地点（P6）で毎年 2.0mg/L を下回っている。他の 1 地点（P1）は 1～3mg/L 程度である。

有用二枚貝のうちタイラギについては、2009～2010 年漁期にはＡ３海域で 1980 年代の豊漁期に近い密度で成貝の成育が認められ、漁獲量の回復がみられたが、2010 年夏期には生息していたタイラギの大量へい死が生じ、以降は再び低迷している。

漁獲量については海域毎に示せないが、成貝の分布状況（各年度の定点間平均密度）の変化によれば、1976 年におけるデータからタイラギ成貝が 100 個体/100m^2 以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは nd～22.1 個体（全平均 1.9 個体）/100m^2、2012 年以降は nd～0.1 個体（全平均 0.06 個体）/100m^2 となっており、2012 年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている。また、1997 年以降の稚貝の分布状況（各年度の定点間平均密度）の変化によれば、1997 年から 2011 年まで、タイラギ稚貝が nd～33 個体（全平均 5 個体）/100m^2 存在したが、2012 年以降は 0.2～3 個体（全平均 1.7 個体）/100m^2 となっており、2012 年以降は稚貝資源量の低下傾向が顕著になっている。タイラギ浮遊幼生の発生量は 2012 年以降、それ以前に比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している。こうした資源量の急減により、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続の休漁に追い込まれている。

Ａ３海域では、貧酸素水塊がタイラギの資源減少の要因の一つと推定される。前述のように、底層溶存酸素量の年間最低値は 1972 年以降減少している。夏期のタイラギ生息調査データのある 1996 年以降において、2008 年に久々にまとまった量の稚貝が発生し、2009 年の漁期にかけて豊漁となった。2009 年夏期は貧酸素累積日数が少なく、貧酸素化は比較的軽微であった。2010 年夏期には、貧酸素水塊の発達に伴ってタイラギ成貝が 1 ヶ月程度でほとんどが死滅する大量へい死が発生した。

また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 1981～2011 年と比較して 2012 年以降低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

タイラギ稚貝が浮泥の堆積によって覆われるとその生存に悪影響を及ぼすと推定される旨の報告や、底層付近の SS 濃度が高くなるほどタイラギの生残率が低いというデータがある。一方、本海域において、浮泥を含む堆積物について、データのある 2009 年以降において全 9 調査地点で単調な増加傾向はみられなかった。このため、浮泥がタイラギ資源の長期的な減少に影響したかどうかは不明である。なお、底質の泥化について、1975 年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善等の対策が有効な場合があると考えられる。

サルボウについては、問題点として夏期にへい死が生じている。2001 年、2004 年、2006 年、2011 年及び 2012 年には大量へい死がみられた。

その要因として、夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。

その他、有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある共通の要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（８）有明海全体-有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

1）速水祐一，山本浩一，大串浩一郎，濱田孝治，平川隆一，宮坂仁，大森浩二（2006）：夏季の有明海奥部における懸濁物輸送とその水質への影響，土木学会海岸工学論文集，第 53 巻，pp. 956-960

2）園田吉弘，滝川清，床次武富，早田功，齋藤孝（2008）：有明海における水質･底質の実測データに基づく海域環境の変動特性，土木学会海岸工学論文集，第 55 巻，pp. 1021-1025.

3）横山勝英，山本浩一，河野史郎（2008）：有明海北東部及び筑後川感潮河道における地形･底質･形態別リンの季節変動と土砂移動経路に関する考察，土木学会論文集 B, Vol. 64 No. 2, pp. 83-98

4）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」

5）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」

6）園田吉弘，滝川清，齋藤孝，青山千春（2012）：有明海湾奥部沖神瀬西地点における底生生物分布特性と海域環境変動特性，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol. 68，No. 2，pp. Ⅰ_1026-Ⅰ_1030

7）濱田孝治，速水祐一，山本浩一，大串浩一郎，吉野健児，平川隆一，山田祐樹（2008）：2006 年夏季の有明海奥部における大規模貧酸素化，海の研究，Vol. 17，pp. 371-377

8）荒巻 裕，大隈斉（2011）：有明海佐賀県海域で 2010 年夏季に発生したタイラギ１歳貝の大量斃死について，佐有水研報，第 25 号，pp. 1-7

9）松原賢，吉田幸史，首藤俊雄（2011）：有明海佐賀県海域におけるノリ漁期の植物プランクトンの出現動向(1989-2010)，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 25 号，pp. 21-35

10）吉田誠（2012）：有明海で発生する有害鞭毛藻－*Chattonella* を中心に，豊穣の海・有明海の現状と課題（大嶋雄治編），恒星社厚生閣，pp. 25-38

11）片野俊也，吉野健児，伊藤祐二，速水祐一（2013）：有明海奥部の植物プランクトンの季節変化:特に夏季,冬季の有害赤潮と環境要因の関連について，沿岸海洋研究，第 51 巻，第 1 号，pp. 53-64

12）古賀秀昭，荒巻裕(2013):佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp. 13-24

13）真崎邦彦，小野原隆幸(2003):有明海湾奥部におけるサルボウの漁業実態と分布状況．佐賀県有明水産振興センター研究報告．第 21 号，pp. 29-36

14）児玉真史，徳永貴久，木元克則，柴原芳一（2009）：夏季の有明海奥部における基礎生産速度と有機懸濁物質の分解特性，海岸工学論文集，第 56 巻，pp. 1006-1010

15）柳哲雄（2004）：貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学・生物的影響，海の研究，第 13 巻，第 5 号，pp. 451-460

16）荒巻裕・大隈斉（2011）：有明海佐賀県海域で 2010 年夏季に発生したタイラギ１歳貝の大量斃死について，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 25 号，pp. 1-7

17）徳永貴久,児玉真史,木元克則,柴原芳一（2009）：有明海湾奥西部海域における貧酸素水塊の形成特性，海岸工学論文集，第 56 巻，pp. 1011-1015
18）郡司掛博昭，大嶋雄治，松井繁明，田上航，今石幸治，本田匡人，諸石淳也，姜益俊，島崎洋平，本城凡夫（2009）：低酸素海水に反復暴露したリシケタイラギ（*Atrina lischkeana*）の浮上行動とへい死，九州大学大学院農学研究院学芸雑誌，第 64 巻，第 1 号，pp. 19-22
19）速水祐一（2007）：有明海奥部の貧酸素水塊，海洋と生物，第 173 号，pp. 577-583
20）島崎大昭，杉原雄二，山下康夫（1984）「昭和 58 年度指定調査研究総合助成事業報告書．タイラギ漁場の形成条件・特に付着基質に関する研究（昭和 56～58 年度総括）．佐賀県有明水産試験場」
21）松井繁明（2002）：有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 12 号，pp. 29-35
22）川原逸朗，山口忠則，大隅斉，伊藤史郎（2004）：タイラギ浮遊幼生の飼育と着底・変態，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 22 号，pp. 41-46
23）環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」
24）坙本達也，田中勝久，那須 博史，松岡數充 （2008）：有明海の浮泥がタイラギに及ぼす影響，水産増殖，第 56 号，pp. 335-342
25）水産総合研究センター，佐賀大学（2016）「平成 27 年度有明海・八代海再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査）」，212 pp.

（４）Ａ４海域（有明海中央東部）

ア）この海域の特性

Ａ４海域（有明海中央東部）は図 4.4.83 に示すように、有明海中央の東側に位置し、主に干潟前面の浅海域である。

Ａ４海域南側には白川、緑川が流入し、底質については、滝川ら（2002）によると、河口付近とその沖合で異なっており、白川河口では泥分が減少傾向にあるのに対して緑川河口では泥分が増加傾向にある、と報告している[1)]。

流況・流動については、滝川ら（2005）によると全体的には湾奥向きの平均流が形成されており、南側の湾央側では白川、緑川等から流入する河川水と湾口からの外海水がぶつかる境界で潮目が形成され、鉛直的には下降流が形成されている[2)]。熊本港の沖合に形成される潮目の下には懸濁物が集積することが報告されている[2)]。

水質については、滝川ら（2002）によると、熊本地先では、栄養塩濃度は降水量・河川流量に大きく左右され、夏期には表層から水深 5m 付近にかけて成層化が生じた場合があることを報告している[1)]。

底質については、熊本港地先は泥質で、有機物、栄養塩が多い[3)、4)]。沖合は砂泥質で、有機物、栄養塩が少ないものの[3)、4)]、潮目の下では硫化物が多いことが報告されている[5)]。

貧酸素水塊については、熊本港地先において、夏期の小潮期に弱い貧酸素水塊が観測されるが[6)]（熊井ら，2012）、生物の大量死を引き起こすほどの規模ではない。

赤潮について、本海域は、2011～2015 年の赤潮発生件数が 45 件である（図 4.4.150 参照）。

本海域ではノリ養殖が行われている。

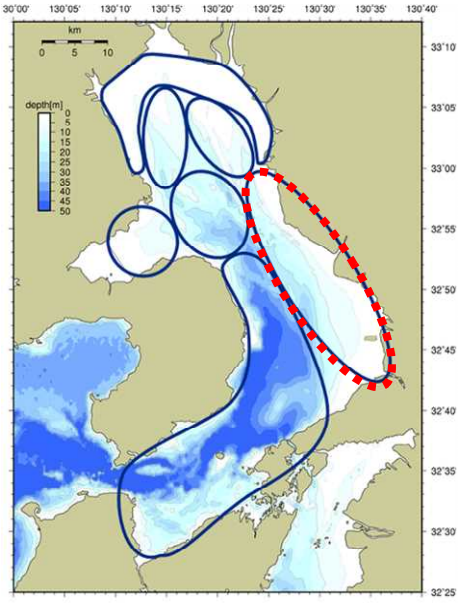


図 4.4.83　Ａ４海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ４海域では 1992 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1993～2015 年のモニタリング結果から、以下のとおり傾向の整理を行った。

1993 年から熊本地先の図 4.4.84 に示す地点においてベントスのモニタリングが年 2 回行われている。その結果を図 4.4.85 に示す。種類数は、軟体動物門に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。個体数は、棘皮動物門に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。2007 年以降、総個体数が前年の 10 倍以上になる年があり、群集構造の年変動が大きいと考えられる。この変動を作り出しているのは主にホトトギスガイであり、本種は他種が減少した際や適した生息環境がみつかった際に大量に着底する日和見種である。岸寄りの No.②地点では特に変動が顕著であった。実際に個体数が大きく変動していること、本種が極めて狭い範囲に高密度で生息していること、の両方の要因によってこの変動が生み出されたと思われる。

また、緑川河口域の 2009 年の調査においてはホトトギスガイマットが形成されていることが確認されている[7)]（堤ら，2013）。

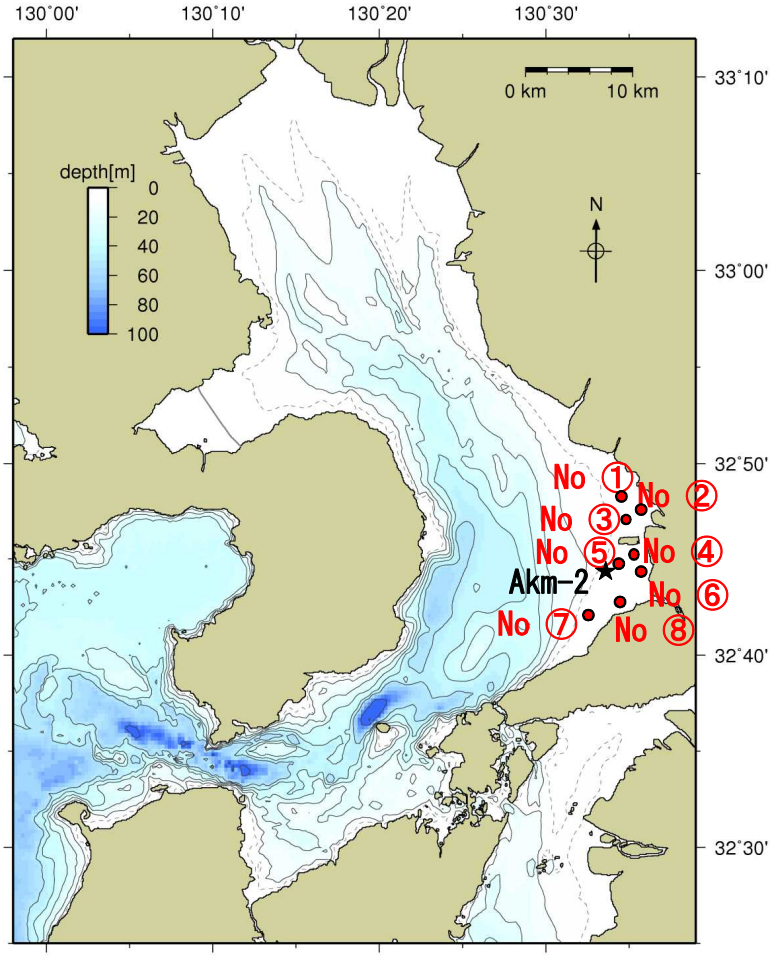
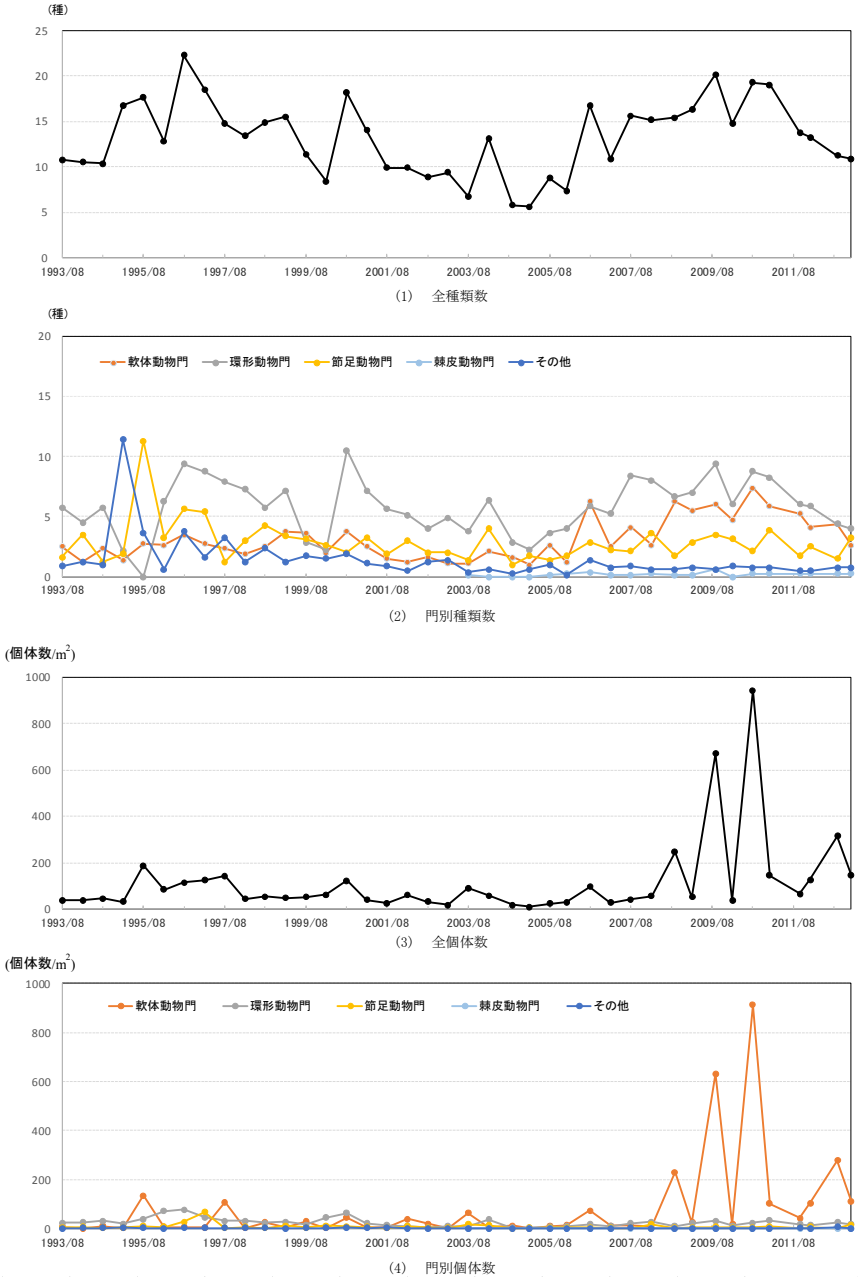


図 4.4.84　Ａ４海域調査地点図

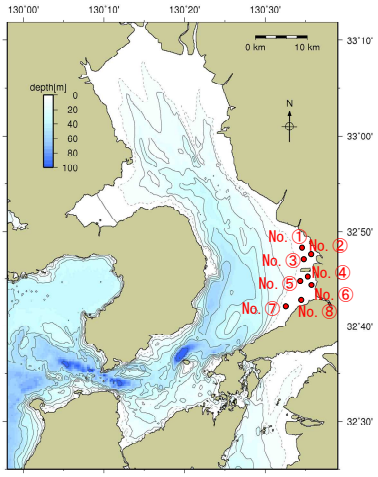


(1)　全種類数

(2)　門別種類数

(3)　全個体数

(4)　門別個体数

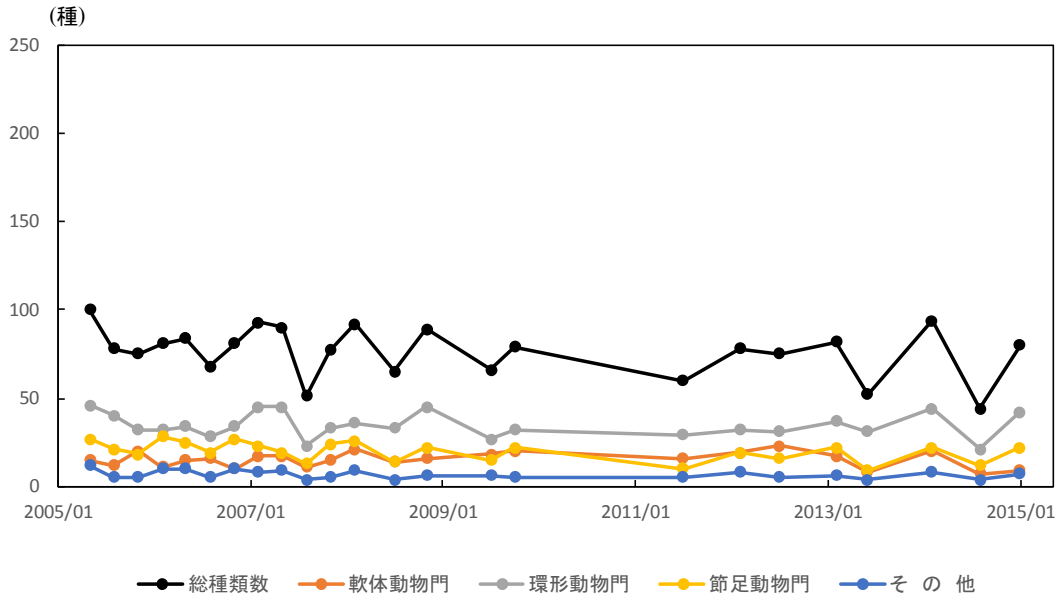


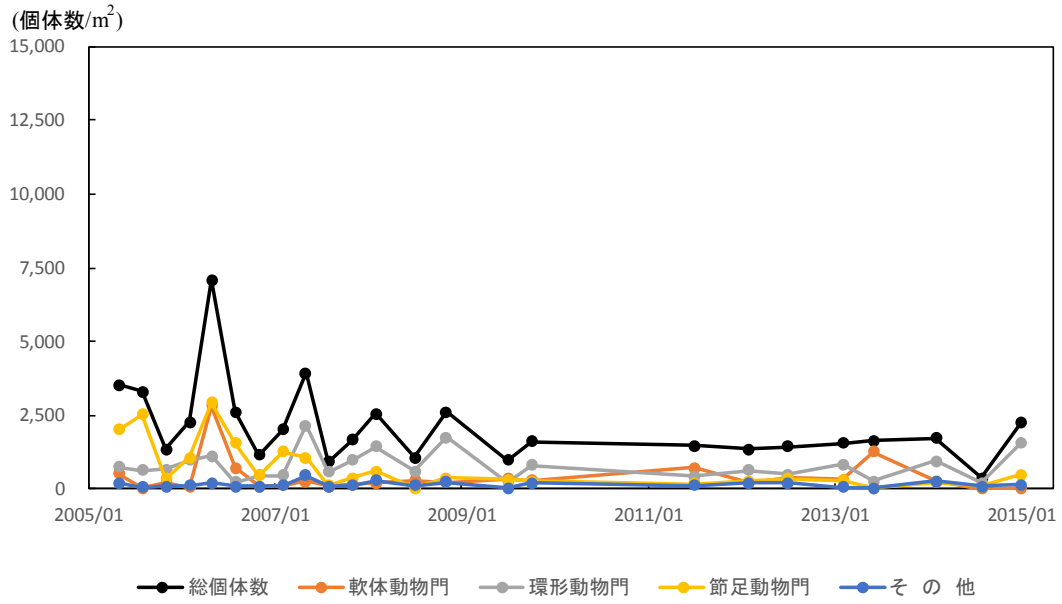
注）右下図の８地点の平均（採泥回数２回）を示す。

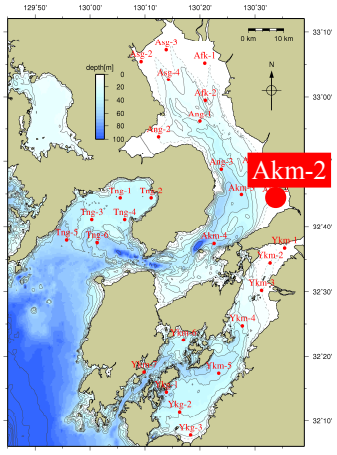
図 4.4.85　熊本地先におけるベントスの推移

出典：熊本県による調査結果をもとに環境省が作成した。

また、熊本地先の沖合側では 2005～2015 年にベントスのモニタリングが行われている。結果を図 4.4.86 に整理した。種類数・個体数ともに、節足動物門に減少傾向がみられた。これ以外のベントスは単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要出現種では節足動物門がみられなくなり、環形動物門がみられる頻度が高くなってきている。2005 年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ等）が断続的に主要出現種となっている







注）熊本地先の沖合側の Akm-2 地点（採泥回数 10 回）の測定結果を示す。

図 4.4.86　Ａ４海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等をもとに環境省が作成した。

表 4.4.10　Ａ４海域におけるベントスの主要出現種の推移

	A-4			
	Akm-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	21.2%
	節足動物門		Ampelisca sp.	20.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	12.0%
2005/08	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	58.5%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	10.5%
	節足動物門		Ampelisca sp.	9.2%
2005/11	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	15.6%
	節足動物門		ﾌｸﾛｽｶﾞﾒ	13.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	5.8%
2006/02	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	32.8%
	環形動物門		Mediomastus sp.	25.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	5.3%
2006/05	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	36.7%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	15.7%
	節足動物門		Photis sp.	8.0%
2006/08	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	55.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	12.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	7.9%
2006/11	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	14.4%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	11.4%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	7.8%
2007/02	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	47.6%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	4.8%
	紐形動物門		紐形動物門	4.4%
2007/05	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	15.0%
	環形動物門		Magelona sp.	13.8%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	10.5%
2007/08	環形動物門		Magelona sp.	33.0%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	8.9%
	環形動物門		Mediomastus sp.	7.1%
2007/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	20.2%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	9.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	7.4%
2008/02	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	12.8%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	11.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.8%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	17.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	14.6%
	紐形動物門		紐形動物門	8.3%
2008/11	環形動物門		ﾏｸｽﾋﾞｵ	10.3%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	8.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	7.9%
2009/07	軟体動物門	二枚貝類	ｳﾒﾉﾊﾅｶﾞｲ	17.2%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	15.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	6.2%
2009/10	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	14.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	7.1%
	環形動物門		Mediomastus sp.	6.8%
2011/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	40.7%
	環形動物門		Mediomastus sp.	6.1%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	5.7%
2012/02	環形動物門		Magelona sp.	16.1%
	紐形動物門		紐形動物門	9.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｳﾒﾉﾊﾅｶﾞｲ	5.7%
2012/07	紐形動物門		紐形動物門	11.7%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	9.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	5.5%
2013/02	環形動物門		Magelona sp.	9.1%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	7.4%
	環形動物門		Scolelepis sp.	7.3%
2013/08	節足動物門		Photis sp.	77.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼｻﾞﾙｶﾞｲ	5.2%
	軟体動物門		ﾔｶﾄﾞﾂﾉｶﾞｲ	1.8%
2014/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾂｷｶﾞｲ科	10.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｳﾒﾉﾊﾅｶﾞｲ属	7.7%
	棘皮動物門		ﾅﾏｺ綱	7.6%
2014/08	棘皮動物門		ｷﾝｺ科	18.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁｺﾞﾏﾃ	12.4%
	節足動物門		ｽﾅﾎﾘﾑｼ科	9.8%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	ｽﾀﾞﾚﾓｼｵｶﾞｲ	21.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾐﾉｶﾞｲ科	14.6%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	10.7%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Akm-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ４海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、2005 年から 2006 年は主要出現種のなかでは節足動物が多くみられ、2007 年からは環形動物も多くみられるようになってきている。

なお、汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。

② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、1992 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 1993～2015 年の調査結果を中心に原因・要因の考察を行うこととした。

熊本地先の全８調査地点（図 4.4.87）で 1993 年から行われているモニタリング結果では、泥化については、１地点（No.①）では粘土・シルト分が 60～100%程度で推移し、泥化（粘土・シルト分の増加傾向）がみられたが、他の地点では 0～90%程度で推移し、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、底質の硫化物については、全８地点で nd～1.2mg/g 程度となっており、１地点（No.⑧）で増加傾向がみられた。底質の有機物に関して、強熱減量は全８地点で nd～10%程度であり、２地点（No.②及び No.⑧）で増加傾向がみられた。また、COD は全８地点で nd～30mg/g 程度であり、４地点（No.①、②、④及び⑥）で減少傾向がみられた。これ以外の地点・項目では海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった（図 4.4.88）。

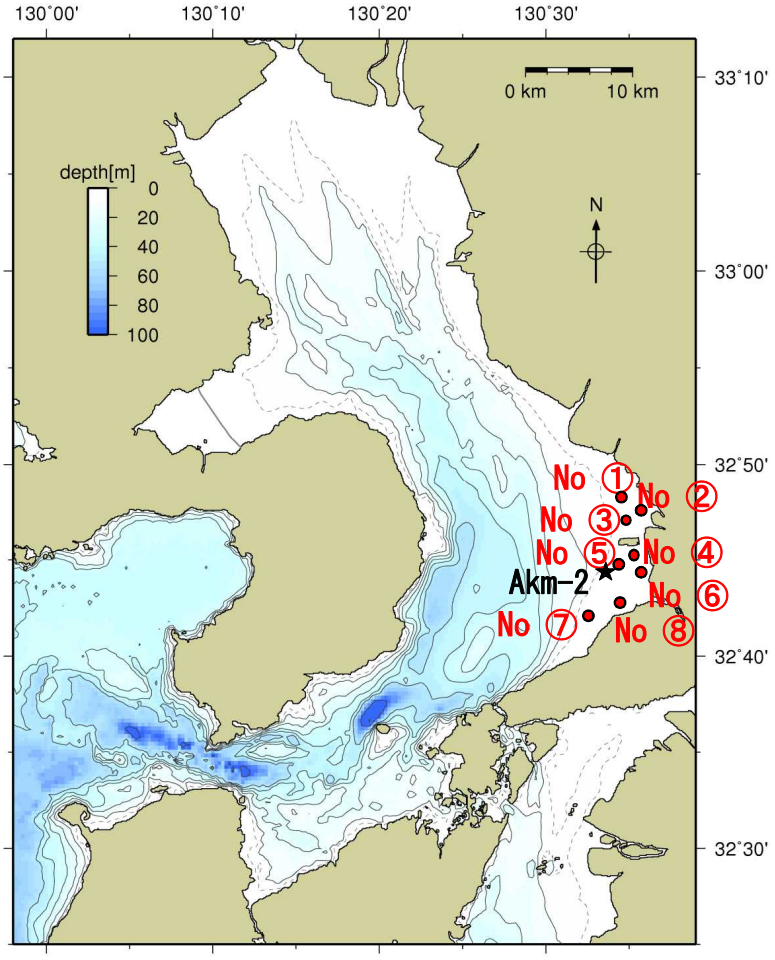
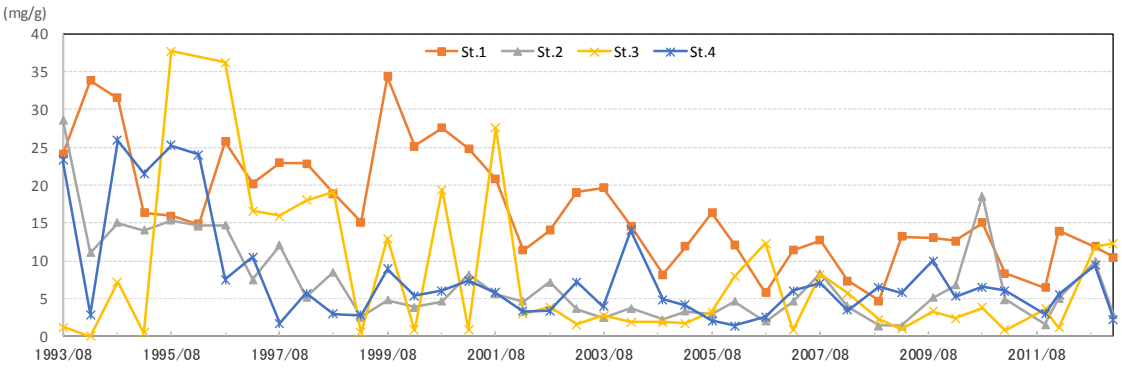
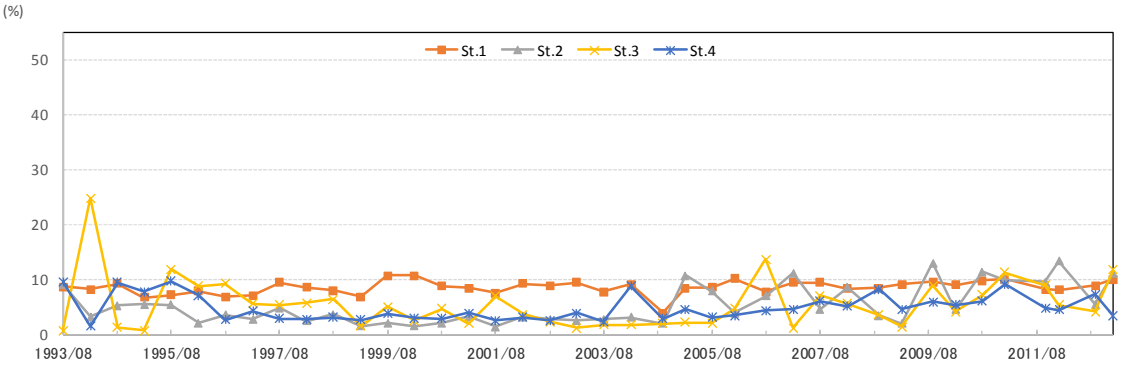


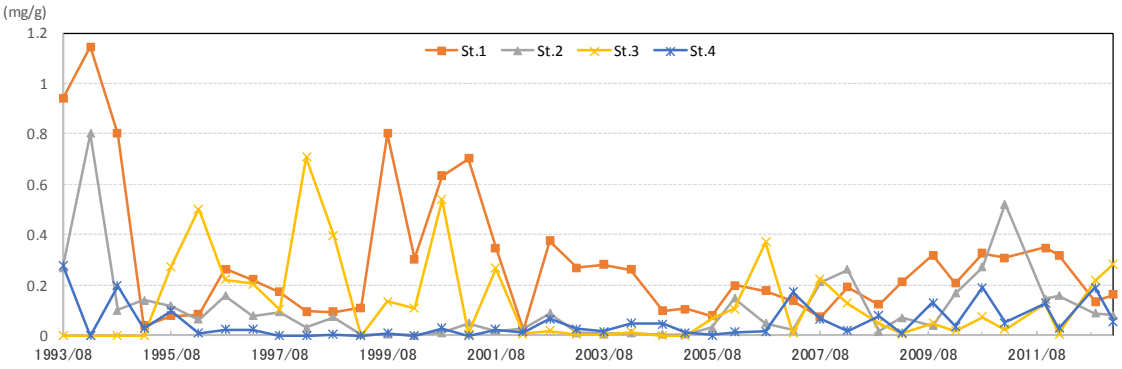
図 4.4.87　Ａ４海域調査地点図



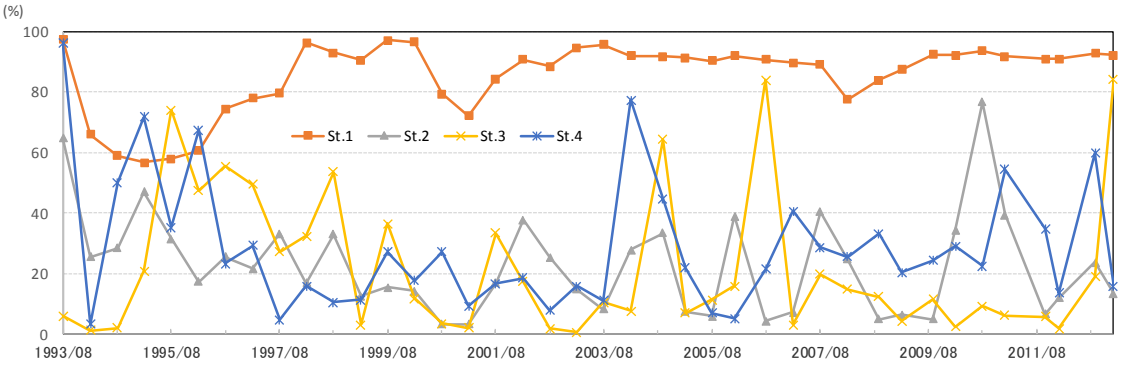
（1）　COD



（2）　強熱減量



（3）　全硫化物



（4）　粘土･シルト分

注）図 4.4.85　熊本地先におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.88（1）　熊本地先における底質の推移

出典：熊本県による調査結果をもとに環境省が作成した。

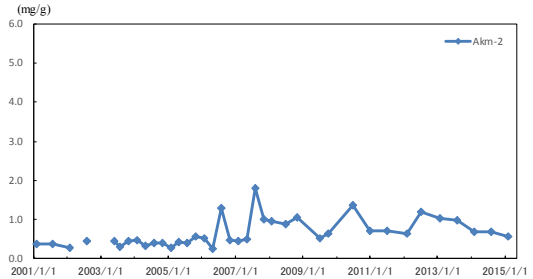
注）図 4.4.85　熊本地先におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.88（2）　熊本地先における底質の推移

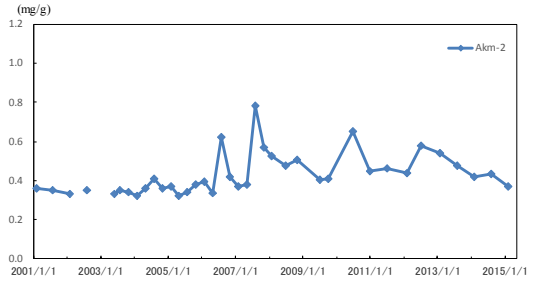
出典：熊本県による調査結果をもとに環境省が作成した。

また、熊本地先の沖合側の 1 地点（Akm-2 地点）で 2001～2015 年に行われているモニタリング結果では、粘土・シルト分は 10～70%程度で推移して増加傾向がみられ、底質の泥化傾向が進行していると考えられる。底質の硫化物は nd～0.3mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。底質の有機物のうち、強熱減量は 2～6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は 3～10mg/g 程度であり、増加傾向がみられた（図 4.4.89）。

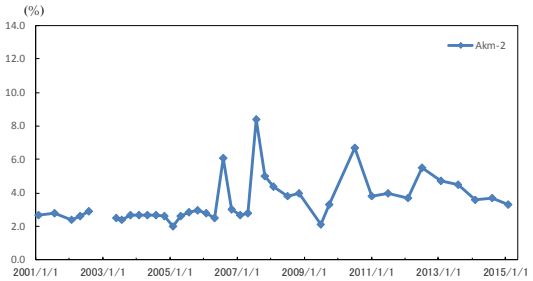
これらの結果から、底質について、本海域では 1993 年以降のデータから一部の地点で泥化がみられるが、海域全体としては単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



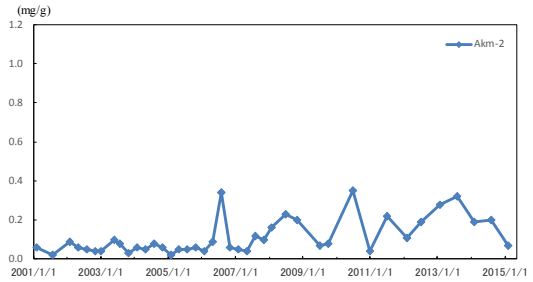
（1）T-N



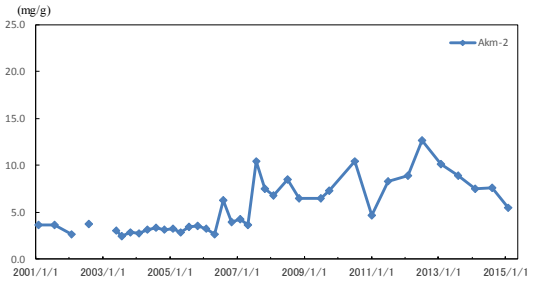
（2）T-P



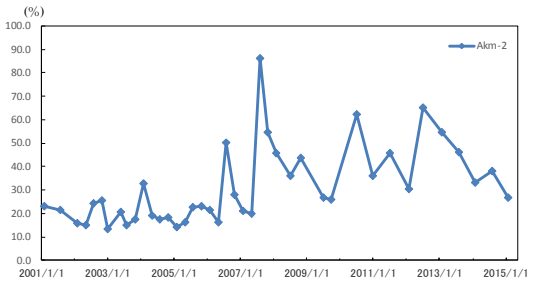
（3）強熱減量



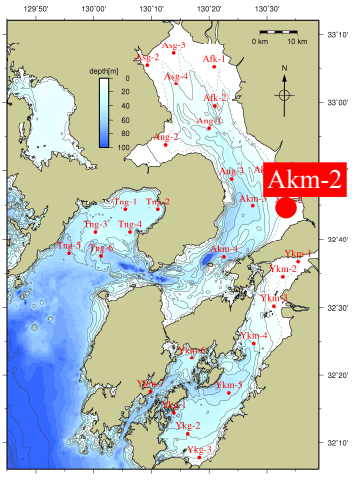
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.86　Ａ４海域におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.89　Ａ４海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、荒尾干潟等では、徒捕りによるタイラギの漁獲が過去にみられた。熊本県沿岸ではアサリの漁獲が多く、1977 年に 65,000ｔの漁獲を記録したが、その後減少した。2005 年から 2008 年にかけて資源が一時的に回復し、2005 年の漁獲量は 10,000 トンに達した[8]（熊本県，2006)。しかしながら、2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となり、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、本海域はサルボウの生息域であるが、漁獲量は佐賀県海域・福岡県海域と比較してわずかであり、現在、漁業としては成立していない。

a) タイラギ

① 現状と問題点の特定

タイラギは、Ａ４海域の北部に相当する荒尾市から長洲町の干潟縁辺部で潜水器漁業と徒捕りによる漁獲が過去にみられた。熊本県におけるタイラギ漁獲量をみると、1976 年から 1981 年まで 2,000ｔを超える漁獲がみられ、1980 年には最大約 9,000ｔの漁獲が生じた。しかしながら、その後急減し、ほとんど漁獲がみられなくなる等、2007 年以降は漁場が形成されない状態が続いている。

② 原因・要因の考察

この海域のタイラギ漁場は、Ａ２海域のタイラギ漁場と連続している。熊本県の調査によれば、2001 年 5 月末から 6 月にかけて 9 割前後、2013 年の 8 月から 9 月にかけて移植されたタイラギが海底から立ち上がって死滅する等[9)、10)]（熊本県水産研究センター，2001；熊本県水産研究センター，2003)、Ａ２海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。

浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある（詳細は（２）Ａ２海域に記載した)。底質の泥化について、経年モニタリングデータがある 1993 年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は、「イ）ベントスの変化」に記載した)。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

b) アサリ

① 現状と問題点の特定

アサリはＡ４海域（熊本県沿岸）で 1977 年に 65,000ｔの漁獲を記録したが、その後減少し、1990 年頃から 2,000ｔ前後で推移してきた。2005 年から 2008 年にかけて資源が一時的に回復し、2005 年の漁獲量は 5,662ｔに達した（図 4.4.90)。しかしながら、2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となり、2013 年には漁獲量が 352ｔとなる等、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。

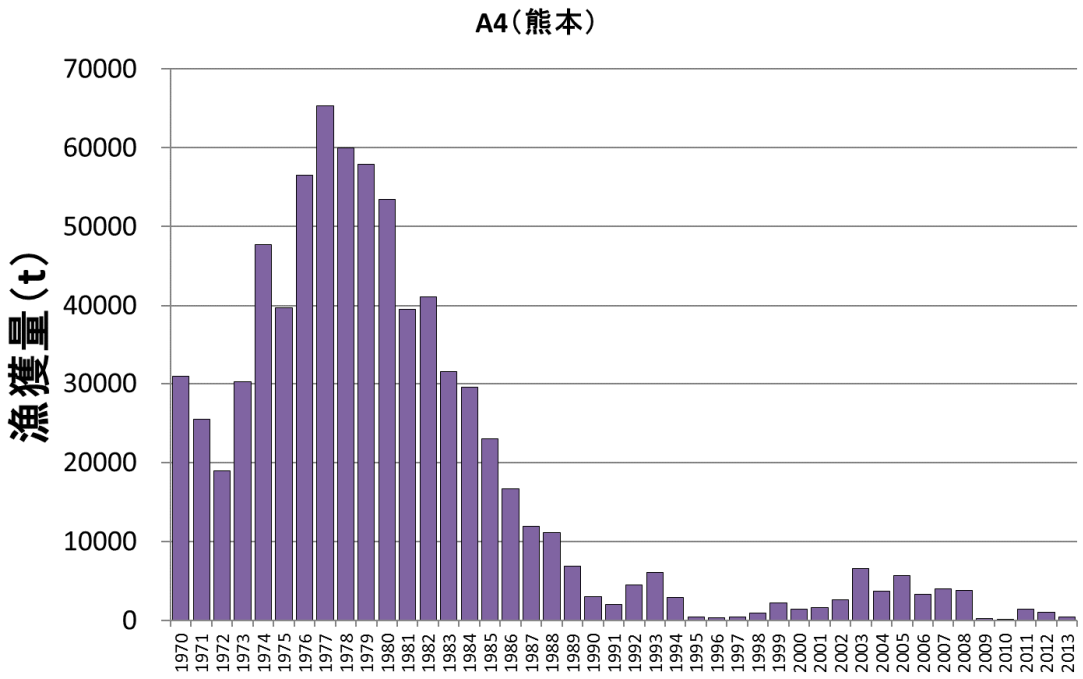


図 4.4.90　Ａ４海域のアサリ漁獲量の推移

出典：農林水産省「農林水産統計」をもとに環境省が作成した。

② 原因・要因の考察

アサリ資源はＡ４海域のほとんどを占める熊本県海域における漁獲量が卓越しているため、前回委員会報告書では主に緑川河口のアサリの変動要因について論議されている。アサリ資源の減少に関係する要因としては、過剰な漁獲圧、底質の変化、ナルトビエイによる食害、有害赤潮、底質中のマンガンの影響が挙げられている[11)]（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会，2006）。

漁獲圧に関しては、アサリ漁獲量の減少につれて殻幅 12～13 ㎜の小型のアサリを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前回の委員会報告においても指摘されており、前年資源へ加入した稚貝の 98%が 1 年後には漁獲されるとの推計結果も示されている。こうした指摘を受けて、2000 年以降は漁獲量や漁獲サイズの制限を中心としたアサリの資源管理が実施され、2003 年以降は資源が回復基調に入り、2005 年には比較的高い生産状況に至った。しかし、2009 年以降漁獲の低迷がみられている。

なお、2009 年以降の漁獲の低迷については、浮遊幼生の加入が少ない（図 4.4.91）、着底稚貝の発生量が少ないという現象が指摘されている。すなわち、浮遊幼生の発生量は、2004 年及び 2005 年には 600 個体/m^3 を超える発生が確認されたが、2006 年以降は 100 個体/m^3 を下回る年が多い。特に 2009 年以降の漁獲量の低下は、秋期に発生した浮遊幼生、着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。

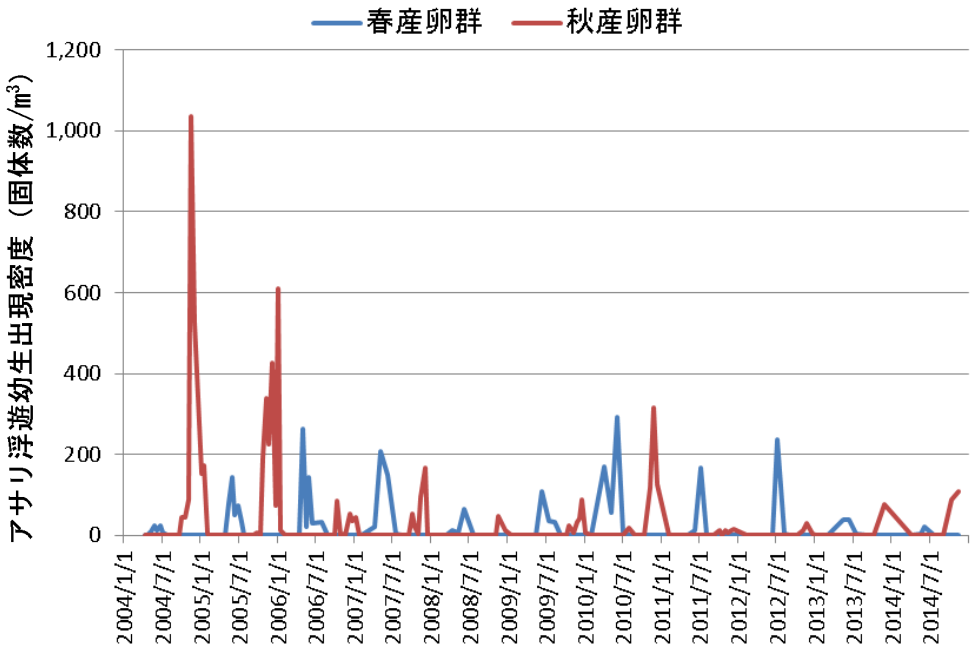
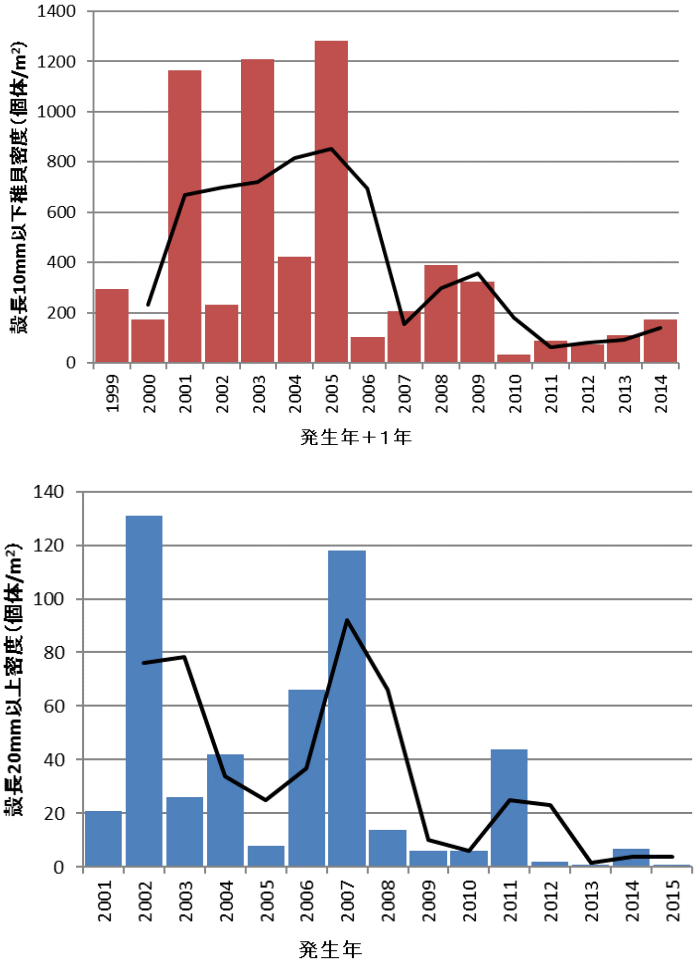


図 4.4.91　緑川河口におけるアサリ浮遊幼生の出現状況（2004～2014 年）

出典：熊本県の調査結果をもとに環境省が作成した。

熊本県のアサリ管理マニュアルⅡ（熊本県，2006）によれば、Ａ４海域におけるアサリ資源は、秋期に発生する着底稚貝に大きく依存しているという[8)]。図 4.4.92 に緑川河口における、2000 年以降の秋期の着底稚貝の発生量と漁獲対象サイズに近い 20㎜ 以上の成貝生息密度の変化を示した。



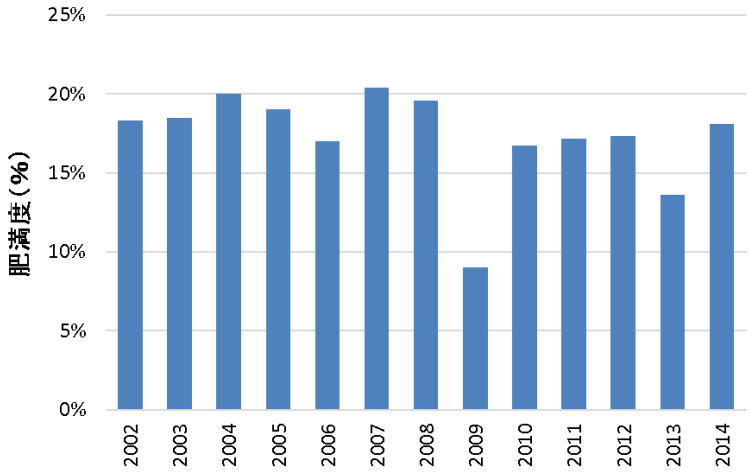
注）上段は春の調査結果時に確認された殻長 10㎜ 以下の稚貝密度（前年秋生まれ個体群）。確認年に１年を足して図示した。後段は秋の調査結果で生息が確認された殻長 20㎜ 以上の成貝密度、実線は２ヶ年の移動平均を示した。

図 4.4.92　緑川河口におけるアサリ稚貝及び成貝の出現状況（2001～2015 年）

出典：熊本県の調査結果をもとに環境省が作成した。

図 4.4.92 をみると、秋の稚貝発生量と 2 年後の漁獲サイズの個体密度には、ある程度の相関がみられ、秋に産まれたアサリ稚貝が資源量・漁獲量に強く影響していることが伺える。特に 2008 年以降は秋の稚貝発生量が 200 個体/m^2 以下と低く、図 4.4.90 に示した 2009 年以降の漁獲量の低下とも合致している。

Ａ４海域において、漁獲サイズの資源へ繋がる着底稚貝は、特に秋の浮遊幼生発生量に左右されている。一方で、秋のアサリ産卵量を左右する要因については必ずしも明らかになっていない。図 4.4.93 に緑川河口におけるアサリ親貝の肥満度のデータ（産卵期直前の９月の経年変化）を示した。肥満度はアサリの軟体部の肥育度を示す指標として用いられ、成熟によって増加し、放精放卵によって減少することが知られている。



注）肥満度＝軟体部重量（g）/（殻長（cm）×殻高（cm）×殻幅（cm））×100

図 4.4.93　緑川河口におけるアサリ親貝の肥満度（9 月）の推移（2002～2014 年）

出典：熊本県の調査結果をもとに環境省が作成した。

肥満度が高ければ抱卵数が多いという関係があるとの報告がある[12]（松本ら 2014）。ただし、秋のアサリ肥満度に与える環境要因については明らかではない。

底質の変化に関しては、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成育が認められ、生産が回復することから[11)、13)]（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会，2006；農林水産技術会議，2005）、底質にアサリの成育を阻害する要因の存在が推察された。

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 ㎜以上の粒子が適当とされている[14]（水産庁，2008）。アサリ着底の適・不適をみるには、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）をみていく必要があると考える。前回委員会報告書においては、緑川河口域の粒径分布から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、底質の泥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ていた[11]（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会，2006）。底質の泥化について、経年モニタリングデータがある 1993 年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は、「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

また、アサリ稚貝は、波浪や潮流による洗掘により本来の生息場から流出してしまうことが指摘されている[14]（水産庁，2008）。移植試験の結果によれば、干潟の前面ほど小型の稚貝は波浪等によって砂泥と一緒に容易に逸散して漁場に残存しないことから、アサリ稚貝の着底と成育に厳しい環境になっていると推定される[14]（水産庁，2008）。

なお、アサリ漁場への覆砂については、海砂採取が海域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。

現在、熊本県では、経営体毎の漁獲量制限・漁期の設定等による資源管理に努め

ているが、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移している中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていない。

前回委員会報告書において、干潟に蓄積した重金属の一種であるマンガンがアサリの資源変動に影響を与えている可能性が示唆されている。Tsutsumi （2008）においても、緑川河口において、マンガンが検出されており、アサリの資源減少との関係が示唆されている[15)]。

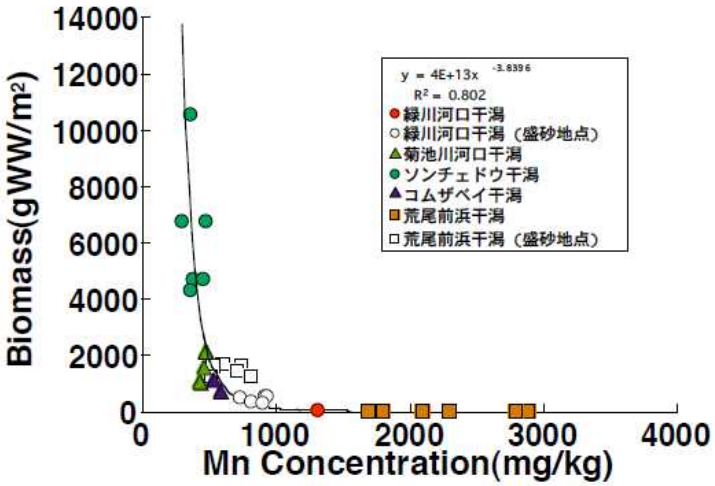


図 4.4.94　干潟のマンガン濃度とアサリ生息重量との関係

出典：堤（2003）平成 15 年度熊本県立大学地域貢献研究事業研究成果概要（海域の底質中に含まれるマンガンが底生生物に及ぼす影響に関する調査研究）

実際に緑川河口において、底質中のマンガン濃度が上昇するとアサリの生息重量が急減する観察例がある[16)]（図 4.4.94）。

一方で、高橋ら（2011）によれば、荒尾前浜干潟では底質中のマンガン濃度が 2,000～3,000mg/kg である海域においても 2000gWW/m^2 に達するアサリ個体群が形成された事が確認されている[17)]。

このことから、マンガンがアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。

食害については、ナルトビエイ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おり、ナルトビエイによる食害は、2009 年以降のアサリ資源の減少の一因と考えられる。詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

有害赤潮（*Chattonella* 属）によるアサリ死亡への影響の可能性が指摘されているが、*Chattonella* はアサリのろ水活動を顕著に阻害するものの、赤潮密度でのへい死等は室内試験によっても確認されていない。よって、*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。詳細は（６）Ａ６海域（有明海諫早湾）に記載した。

2012 年の 7 月に発生した九州北部豪雨により、福岡県の矢部川河口、熊本県白川河口域を中心に大量の泥土堆積が認められ、アサリの大量へい死がみられた[18)、19)]（環境省，2012；Lusia ら，2013)。

競合生物であるホトトギスガイに関しては、マットを形成し、アサリの潜砂を阻害する他、マット下での全硫化物の増加、さらに餌である植物プランクトンをめぐる競合等が指摘されている。図 4.4.95 に示した熊本県水産研究センターの緑川河口干潟における調査では、2008 年秋には平均 47 万個/㎡のホトトギスガイが確認されており、2009 年からのアサリ資源の減少の要因の一つであることが指摘されている。

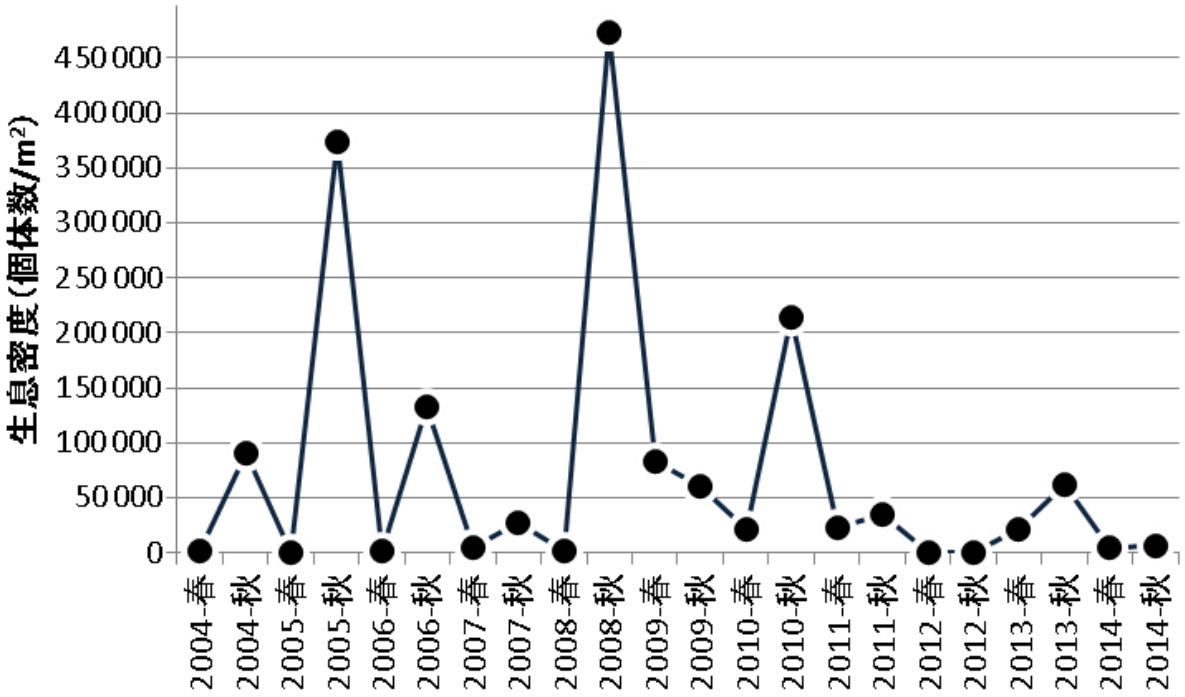


図 4.4.95　緑川河口におけるホトトギスガイ出現状況（2004～2014 年）

出典：熊本県の調査結果をもとに環境省が作成した。

エ）まとめ

Ａ４海域（有明海中央東部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）については、問題点の明確な特定には至らなかったが、種組成や個体数の変化が確認された。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1993～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、熊本地先では 1993～2013 年のデータから、軟体動物門の種類数の増加傾向及び棘皮動物門の個体数の増加傾向がみられた。これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、熊本沖合では 2005～2015 年のデータから、節足動物門の種類数及び個体数に減少傾向がみられた。熊本地先では 2007 年以降、総個体数が前年の 10 倍以上になる年があり、群集構造の年変動が大きいと考えられる。この変動を作り出しているのは主に日和見種と言われるホトトギスガイであり、岸寄りの No.②地点で特に顕著であった。熊本沖合では 2005 年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ等）が断続的に主要出現種となっている。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1993 年から 2015 年にかけてのデータから海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、熊本地先の全 8 調査地点のうち 1 地点（No.①）では粘土・シルト分が 60～100％程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。その他の地点では nd～90％程度で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。また、熊本沖合の 1 地点において、2001 年以降のデータでは粘土・シルト分が 10～70％程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。
- 底質の硫化物については、熊本地先の全 8 地点で nd～1.2mg/g 程度となっており、1 地点（No.⑧）で増加傾向がみられた。熊本沖合の 1 地点において、2001 年以降のデータでは nd～0.3mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は熊本地先の全 8 地点で nd～10％程度であり、2 地点（No.②及び No.⑧）で増加傾向がみられた。熊本沖合の 1 地点において 2001 年以降のデータでは 2～6％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は熊本地先の全 8 地点で nd～30mg/g 程度であり、4 地点（No.①、②、④及び⑥）で減少傾向がみられた。熊本沖合の 1 地点において 2001 年以降のデータでは 3～10mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。

有用二枚貝のうち、タイラギについては本海域の北部の干潟縁辺部で潜水器漁業と徒捕りによる漁獲がみられた。1976 年から 1981 年まで 2,000ｔを超える漁獲がみられ、1980 年には最大約 9,000ｔの漁獲が生じた。しかしながら、その後急減し、ほとんど漁獲がみられなくなる等、漁場が形成されない状態が続いている。2001 年には 5 月末から 6 月にかけて 9 割前後、2013 年の 8 月から 9 月にかけて移植されたタイラギが海底から立ち上がって死滅する等、Ａ２海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。

浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある（詳細は（２）Ａ２海域に記載)。1993 年から 2015 年にかけてのデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

アサリは、本海域で 1977 年に 65,000ｔの漁獲を記録したが、その後減少し、1990 年頃から 2,000ｔ前後で推移してきた。2005 年から 2008 年にかけて資源が一時的に回復し、2005 年の漁獲量は 5,662t に達したが、2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となり、2013 年には漁獲量が 352ｔとなる等、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、浮遊幼生の発生量は、2004 年及び 2005 年には 600 個体/m^3 を超える発生が確認されたが、2006 年以降は 100 個体数/m^3 を下回る年が多い。特に 2009 年以降の漁獲量の低下は、秋期に発生した浮遊幼生、着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。

アサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が 2008 年以降低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている。1993 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

なお、底質中のマンガンはアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。

Chattonella 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。詳細は（６）Ａ６海域（有明海諫早湾）に記載した。

その他、有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（８）有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

1）滝川清，田中健路，外村隆臣，吉村祥子，古市 正彦（2002）：有明海の中部海域における環境変動の要因分析，土木学会海岸工学論文集，第 49 巻，pp. 1066-1070

2）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」

3）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
4）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」
5）秋元和實，滝川 清，島崎英行，鳥井真之，長谷義隆，松田博貴，小松俊文，本座栄一，田中正和，大久保功史，筑紫健一，松岡數充，近藤 寛（2004）:「がらかぶ」が見た有明海の風景-環境変化をとらえるための表層堆積物データベース-，熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター，NPO 法人みらい有明･不知火
6）熊井教寿，大呑智正，滝川清，松下訓，川岸寛（2012）:環境整備船「海輝」調査による有明・八代海の海域環境特性の把握，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.68，No.2，pp.Ⅰ_750-Ⅰ_755
7）堤裕昭，野村龍之介，田上貴文，小森田智大，岩崎敏治，藤森隆美（2013）:砂質干潟におけるホトトギスガイの泥状のマット形成と基質攪拌によるマット破壊が底生生物群集の季節変動に及ぼす影響，Vol.67，No.2，pp.47-55
8）熊本県（2006）「熊本県アサリ資源管理マニュアルⅡ」，34 pp.
9）熊本県水産研究センター（2001）「タイラギモニタリング調査．平成 13 年度事業報告書」，pp.59-61
10）熊本県水産研究センター（2003）「タイラギモニタリング調査．平成 15 年度事業報告書」，pp.82-87
11）環境省有明海･八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」4 章 3 （1） ア）②アサリ,p.49.
12）松本才絵，淡路雅彦，日向野純也，長谷川夏樹，山本敏博，柴田玲奈，秦 安史，櫻井泉，宮脇 大，平井 玲，程川和宏，羽生和弘，生嶋 登，内川純一，張 成年（2014）:日本国内 6 地点におけるアサリの生殖周期，日本水産学会誌，第 80 巻 第 4 号，pp.548-560
13）農林水産省農林水産技術会議事務局（2005）「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（プロジェクト研究成果シリーズ 432)」，pp.103-107
14）水産庁（2008）「干潟生産力改善のためのガイドライン」
15）Tsutsumi,H（2008）:Reduction of manganese dioxide in the sediment and its negative impact on the physiology of clams on two sandy tidal flats, Midori River Tidal Flat and Arao Tidal Flat, in Ariake Bay, Plankton and Benthos Research, Vol.3, pp.64-71
16）堤裕昭（2003）「平成 15 年度熊本県立大学地域貢献研究事業研究成果概要（海域の底質中に含まれるマンガンが底生生物に及ぼす影響に関する調査研究)」
17）高橋徹（2011）「有明海砂質干潟における重金属の蓄積がアサリ稚貝の殻形成と生残へ与える影響について 科学研究費補助金研究成果報告書（基盤研究（C），課題番号 19580223)」
18）環境省（2012）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 2 回生物小委員会 資料 3 九州北部豪雨による影響について」
19）Lusia,M.，白石紘基，伊東政和，外村隆臣，中條壮大，小林信久，黒岩正光，山田文彦（2013）:平成 24 年 7 月九州北部豪雨の異常出水に伴う潮間帯河口干潟の応答特性，土木学会論文集 B2（海岸工学)，Vol.69，No. 2，pp.I_631-I_635

（５）Ａ５海域（有明海湾央部）

ア）この海域の特性

Ａ５海域（有明海湾央部）は図 4.4.96 に示すように、有明海の中央に位置している。

農林水産省（2015）をみると、夏期及び冬期は表層及び底層ともに湾軸方向（北北西～南南東）の潮流が卓越しているように読み取れる[1)]。大串ら（2007）によると、エスチュアリー循環流が形成されているため、平均流は表層では湾口方向、底層では湾奥方向となっている[2)]。

水質については、園田（2011）によると、筑後川由来の DIN がＡ１、Ａ２及びＡ３海域を経由して流入する[3)]。

底質については砂泥質で、有機物、栄養塩が少ない[4)、5)]。

水深が深く、速い潮流が卓越するため、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 7 件である（図 4.4.150 参照）。

本海域では、ノリ養殖が一部区域で行われている。

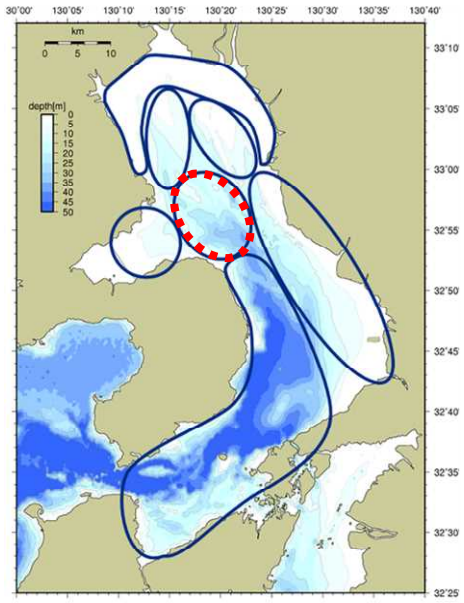


図 4.4.96　Ａ５海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ５海域では、2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.98 に示すように、2005 年以降の 1 地点（海域内の全調査地点）（図 4.4.97）におけるデータから、種類数は、軟体動物門及びその他の分類群に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。個体数は、その他の分類群に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要出現種の推移（表 4.4.11）では、大きな変化はみられなかった。

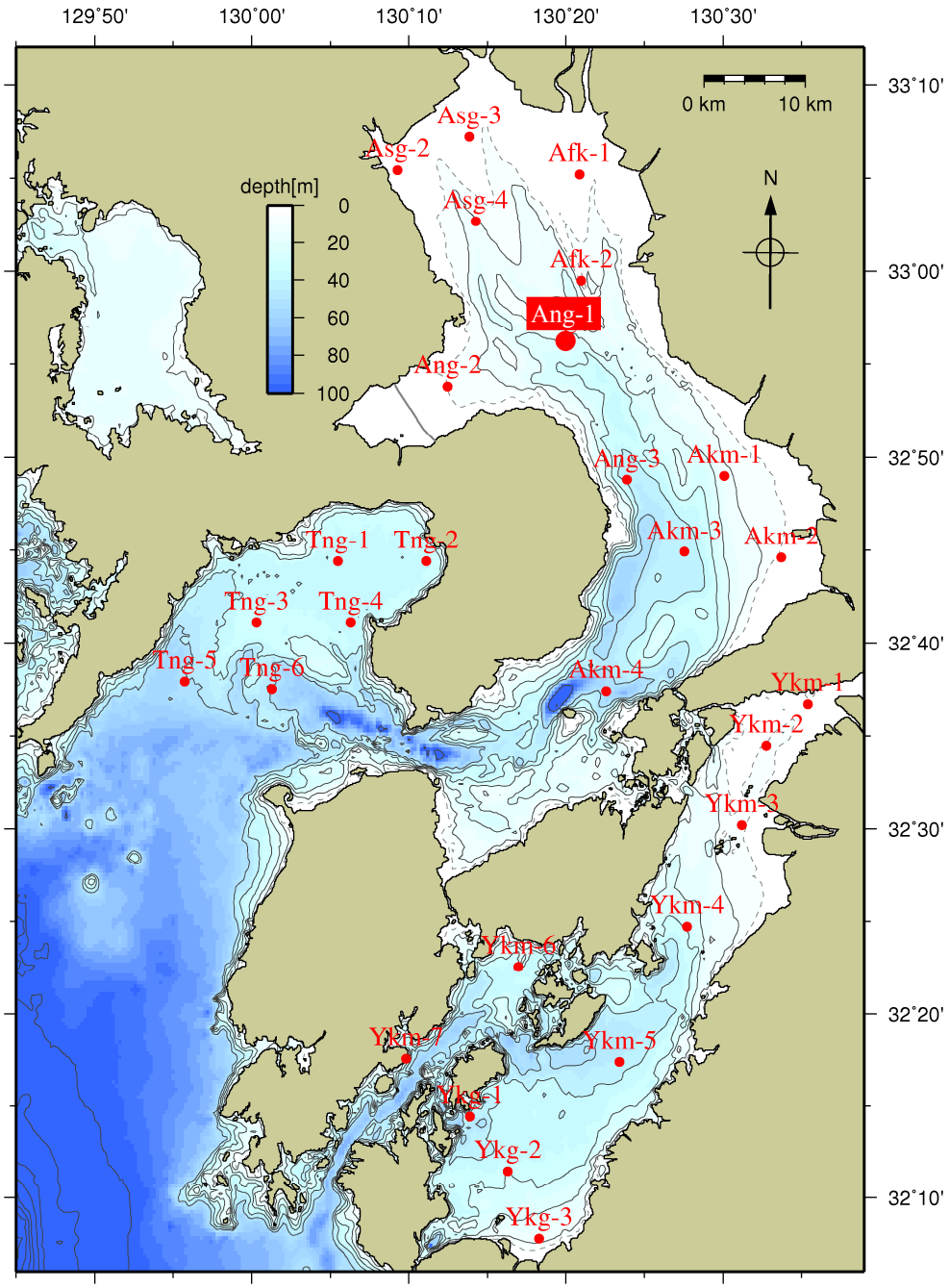


図 4.4.97　Ａ５海域におけるベントス調査地点

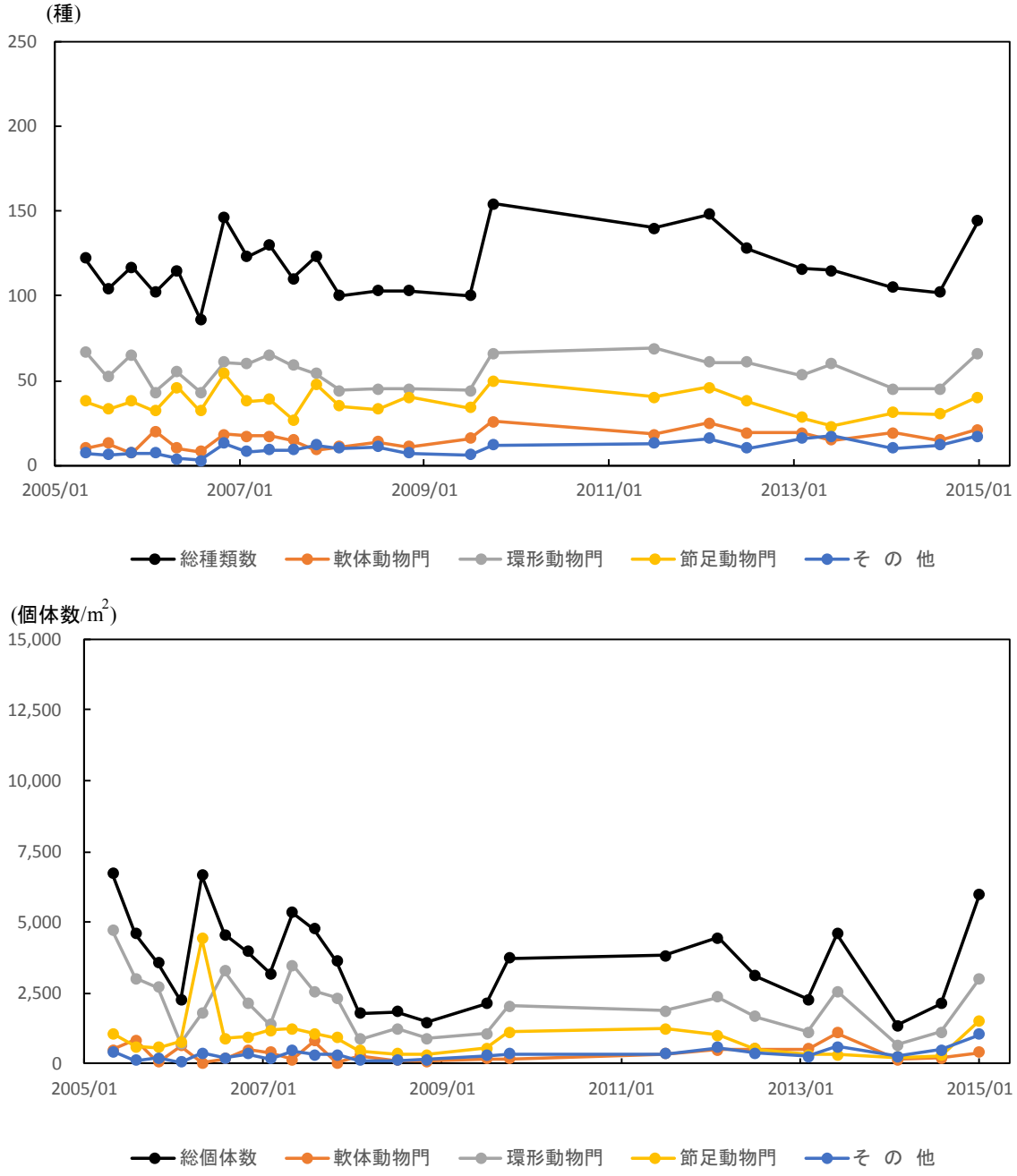


図 4.4.98　Ａ５海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.11　Ａ５海域におけるベントスの主要出現種の推移

	A-5			
	Ang-1			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	環形動物門		Prionospio sp.	17.7%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	10.6%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	8.6%
2005/08	環形動物門		Prionospio sp.	13.5%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.1%
	環形動物門		Terebellides sp.	8.4%
2005/11	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	20.2%
	環形動物門		Prionospio sp.	9.3%
	環形動物門		ﾀﾝｻﾞｸｺﾞｶｲ科	5.4%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾊﾞﾘｶﾞｲ属	17.2%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	8.0%
	節足動物門		Ampelisca sp.	6.0%
2006/05	節足動物門		Corophium sp.	28.4%
	節足動物門		PRISCOMILEIDAE	8.4%
	節足動物門		Gammaropsis sp.	7.5%
2006/08	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	29.8%
	環形動物門		Terebellides sp.	22.4%
	紐形動物門		紐形動物門	4.2%
2006/11	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.2%
	環形動物門		Terebellides sp.	7.4%
	環形動物門		Eunice sp.	5.9%
2007/02	環形動物門		Eunice sp.	6.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾊﾞﾘｶﾞｲ属	6.1%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	6.0%
2007/05	環形動物門		Prionospio sp.	18.3%
	紐形動物門		紐形動物門	7.2%
	節足動物門		ﾎﾟﾄﾞﾄﾘｱ科	5.6%
2007/08	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.9%
	節足動物門		ﾌｸﾛｽｶﾞﾒ	7.9%
	環形動物門		ﾐﾂﾊﾞﾈｽﾋﾟｵ	5.7%
2007/11	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	18.3%
	環形動物門		Eunice sp.	7.1%
	紐形動物門		紐形動物門	6.6%
2008/02	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	14.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾊﾞﾘｶﾞｲ属	11.9%
	環形動物門		Eunice sp.	10.8%
2008/07	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	30.5%
	環形動物門		Eunice sp.	11.1%
	環形動物門		ｲﾄﾐﾐｽﾞ科	3.9%
2008/11	環形動物門		Eunice sp.	15.5%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	13.0%
	紐形動物門		紐形動物門	5.2%
2009/07	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	15.6%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	8.0%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	6.7%
2009/10	環形動物門		Eunice sp.	11.7%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	8.5%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾟｿｺｴﾋﾞ科	4.6%
2011/07	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	8.8%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	5.8%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	5.1%
2012/02	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	12.9%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	6.9%
	環形動物門		ｼﾘｽ亜科	6.4%
2012/07	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	11.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	6.5%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	5.1%
2013/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾊﾞﾘｶﾞｲ属	8.1%
	環形動物門		Eunice sp.	7.0%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	6.6%
2013/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾏﾒｸﾙﾐｶﾞｲ	15.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾔﾄﾞﾘｶﾞｲ科	13.4%
	軟体動物門	二枚貝類	Semelangulus sp.	9.2%
2014/02	棘皮動物門		ﾓﾐｼﾞｶﾞｲ	12.5%
	軟体動物門	二枚貝類	Leptomya sp.	10.6%
	線形動物門		線虫綱	5.0%
2014/08	くだひげ動物門		くだひげ動物門	11.1%
	紐形動物門		紐形動物門	10.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾐﾉｶﾞｲ科	7.6%
2015/01	星口動物門		ﾀﾃﾎｼﾑｼ科	7.7%
	軟体動物門		ｸﾁｷﾚｶﾞｲ	6.7%
	環形動物門		ﾏｸｽﾋﾟｵ	5.3%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ang-1 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

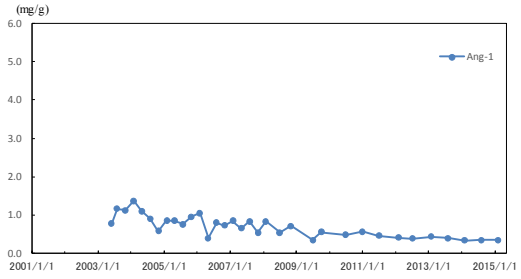
【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ５海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、2005 年から 2013 年では、2006～2007 年を除いて主要出現種の中では環形動物が多くみられており、大きな変化はみられなかった。

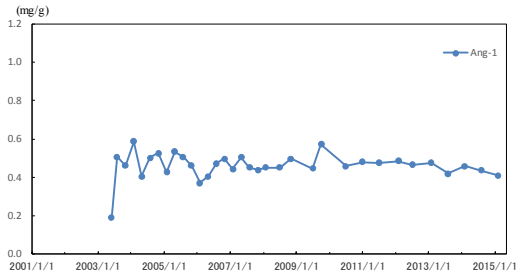
② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした。図 4.4.99 に示すように、粘土・シルト分については 8～25%程度で変動し、直近 5 年間は 10%を下回って減少傾向がみられており、泥化傾向はみられなかった。硫化物については、1 地点（海域内の全調査地点）で nd～0.1mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。底質の有機物に関して、強熱減量は 1 地点（海域内の全調査地点）で 2～4%程度であり、減少傾向がみられた。また、COD は 1 地点（海域内の全調査地点）で 2～4mg/g 程度であり、減少傾向がみられた。

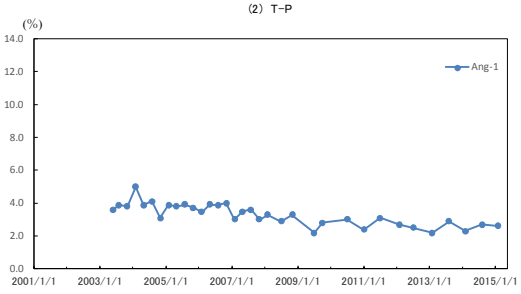
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



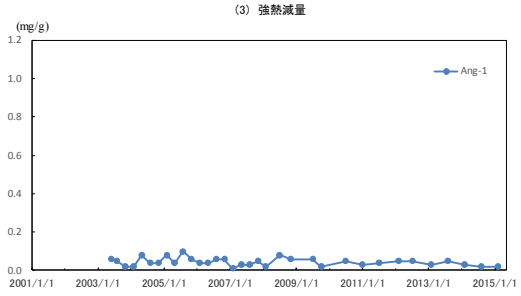
（1）T-N



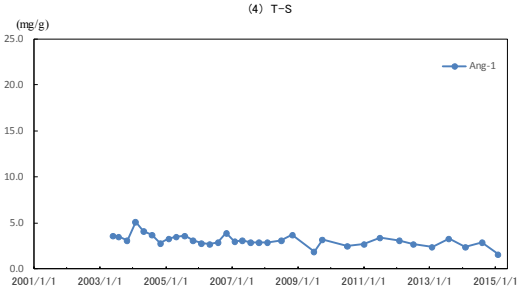
（2）T-P



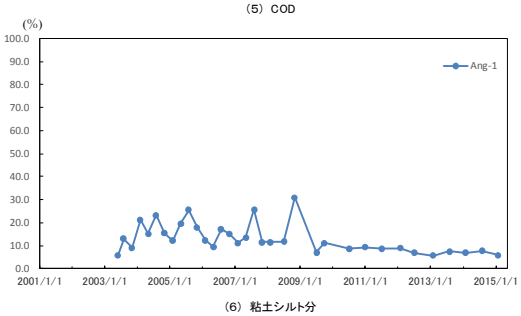
（3）強熱減量



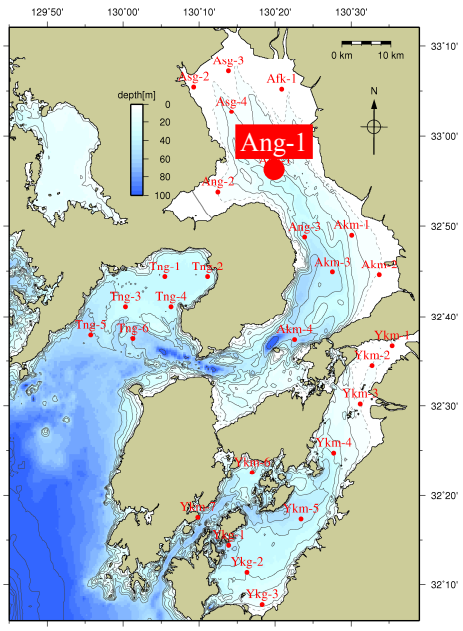
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.97　Ａ５海域におけるベントス調査地点と同一地点

図 4.4.99　Ａ５海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した（詳細は、３章　6.貧酸素水塊に記載している。）。

水深が深く、速い潮流が卓越しており、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。

底層溶存酸素量の年間最低値は、1973 年以降、1 地点で 2.5～6mg/L 程度であり、やや減少した。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、タイラギ浮遊幼生の出現やタイラギの生息が認められる[6]（鈴木ら 2009）。漁獲量や資源量の統計データがとられておらず、推定することも困難である。非干出海域であるため、アサリの生息密度はほとんどない。サルボウの生息域であるが操業海域でなく、漁獲量や資源量の統計データがほとんどない。

有用二枚貝の主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。

エ）まとめ

Ａ５海域（有明海湾央部）では、ベントス（底生生物）について、2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察は、有明海全体でまとめて別に記載した（（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

また、有用二枚貝については、タイラギ浮遊幼生の出現やタイラギの生息が認められるとの知見があるが、主たる漁業がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の 1 地点（海域内の全調査地点）におけるデータから、軟体動物門及びその他の分類群の種類数並びにその他の分類群の個体数に増加傾向がみられ、これ以外の分類群の種類数及び個体数には単調な増加・減少傾向はみられなかった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の変動とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、1 地点（海域内の全調査地点）で粘土・シルト分は 8～25%程度で変動し、直近 5 年間は 10%を下回って減少傾向がみられており、泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、1 地点（海域内の全調査地点）で nd～0.1mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は 1 地点（海域内の全調査地点）で 2～4%程度であり、減少傾向がみられた。また、COD は 1 地点（海域内の全調査地点）で 2～4mg/g 程度であり、減少傾向がみられた。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況につ

いて考察した（詳細は、３章 6.貧酸素水塊に記載している。）。

水深が深く、速い潮流が卓越しており、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。底層溶存酸素量の年間最低値は、1973 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 2.5～6mg/L 程度であり、やや減少した。

参考文献

1）農林水産省（2015）「有明海･八代海総合調査評価委員会第 10 回海域再生対策検討作業小委員会 資料 6 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査　調査結果の概要のポイント」
2）大串浩一郎，速水祐一，濱田孝治，山本浩一，平川隆一（2007）：有明海奥部における残差流の分布について，水工学論文集，第 51 巻，pp.1469-1474
3）園田吉弘（2011）：有明海海域における水質･底質と底生生物の分布特性-物理･化学及び生態学視点からの研究-，学位論文，熊本大学
4）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
5）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」
6）鈴木健吾，坏本達也，渡辺康憲，輿石裕一，木元克則，吉田幹英，藤崎 博，藤井明彦，那須博史，前野幸男（2009）：2003 年から 2005 年までの有明海におけるたいらぎ類の浮遊幼生および稚貝の分布，水産海洋研究，第 73 巻，第 3 号，pp.161-171

（６）Ａ６海域（有明海諫早湾）

ア）この海域の特性

Ａ６海域（有明海諫早湾）は図 4.4.100 に示すように、有明海中央の西側に位置する支湾である。

環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006）によると、Ａ６海域前面では平均流としては島原半島側の南下流が明瞭で、有明海全体として反時計回りの平均流が推察されている。平均流は、夏期に表層では反時計回りの流れであり、底層ではＡ５海域の北側から流入し、Ａ５海域の南側へ流出する流れが形成されている。冬期は表層、底層ともに夏期底層と同様である[1)]。

降雨の影響で DIN が高くなることが報告されている[2)]。

底質については、一部を除いて泥質で、2003 年以降は粘土･シルト分、有機物及び硫化物に増加傾向はみられない。有明海の中では有機物、硫化物が多い海域である[3)、4)]。

水塊構造については、気象条件によって大きく左右されるが、基本的には夏期に密度成層が発達すると考えられる[5)]。

夏期（6～9 月）に貧酸素水塊が発生する[6)、7)、8)]（藤井ら，2003；平野ら，2010；宮原ら，2012)。

赤潮について､本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 26 件である(図 4.4.150 参照)。夏期を中心に鞭毛藻による赤潮の発生が多い[9)、10)] (松岡, 2003；吉田, 2012)。

本海域ではノリ養殖が一部区域で行われている。

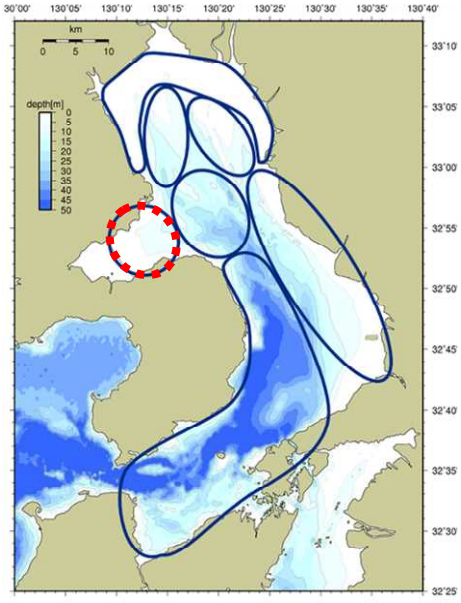


図 4.4.100　Ａ６海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

A６海域では、2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.102 に示すように、2005 年以降の 1 地点（海域内の全調査地点）（図 4.4.101）におけるデータでは、種類数・個体数ともに単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要出現種も大きな変化はみられなかった。特定の優占種（ドロクダムシ類等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた（表 4.4.12 に具体的に示す）。

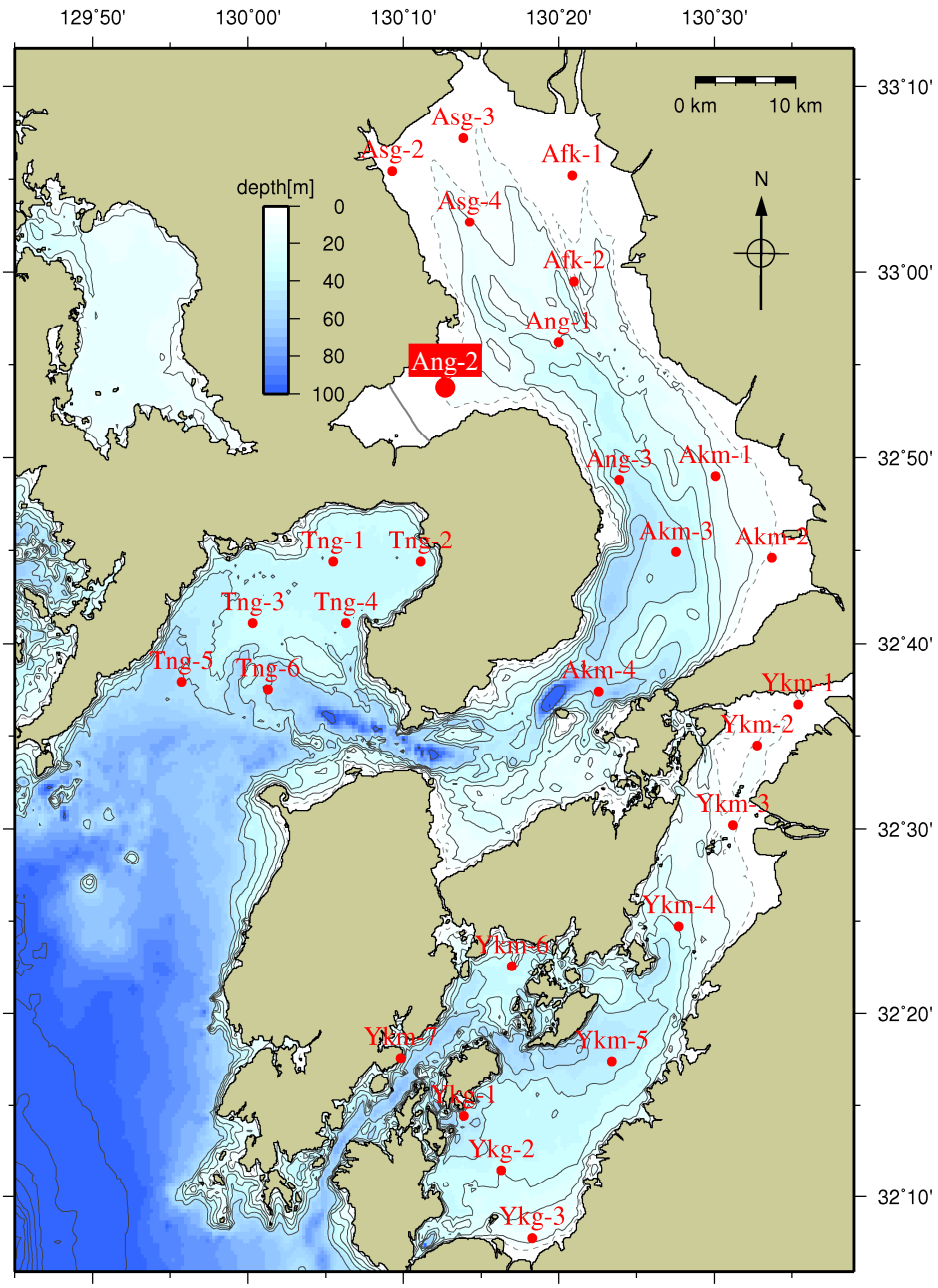


図 4.4.101　A６海域におけるベントス調査地点

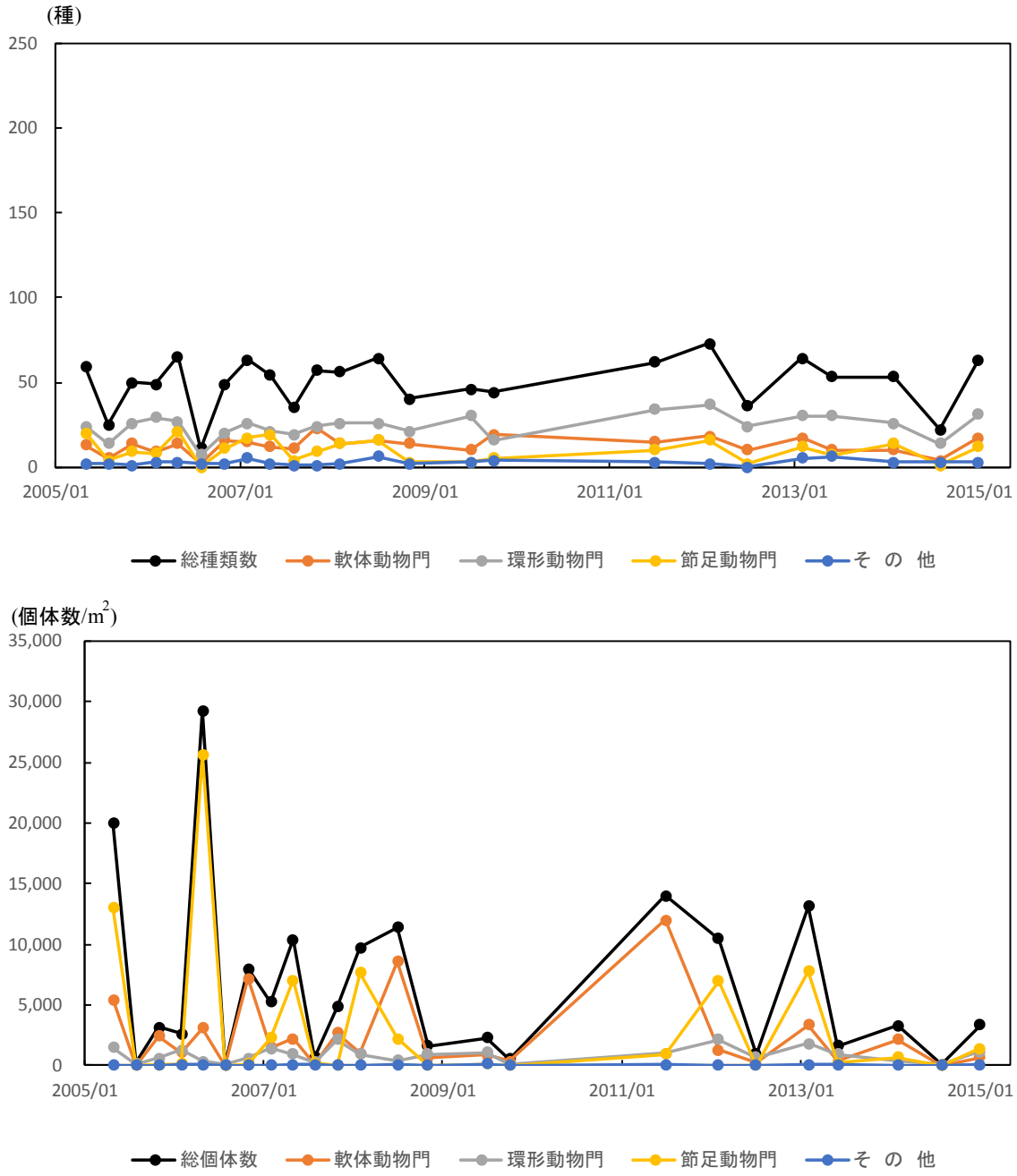


図 4.4.102　Ａ６海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.12　Ａ６海域におけるベントスの主要出現種の推移

	A-6			
	Ang-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Corophium sp.	57.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	16.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	5.8%
2005/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	50.9%
	環形動物門		Cabira pilargiformis japonica	5.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	5.2%
2005/11	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	60.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	5.9%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	4.8%
2006/02	環形動物門		Prionospio sp.	27.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	23.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	15.7%
2006/05	節足動物門		Corophium sp.	79.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	9.2%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	3.9%
2006/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	61.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	9.1%
	環形動物門		ｲﾄｴﾗｽﾋﾟｵ	6.8%
2006/11	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	77.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	6.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	4.2%
2007/02	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	26.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	23.4%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	10.6%
2007/05	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	28.1%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	28.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	16.6%
2007/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	17.6%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾞﾄﾘｱ科	15.1%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	14.2%
2007/11	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	23.6%
	環形動物門		Rhynchospio sp.	14.4%
	環形動物門		ｲﾄｴﾗｽﾋﾟｵ	12.7%
2008/02	節足動物門		Corophium sp.	77.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	4.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	3.2%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	47.4%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	17.6%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	14.6%
2008/11	環形動物門		ｲﾄｴﾗｽﾋﾟｵ	25.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	13.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.9%
2009/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	29.9%
	環形動物門		ｲﾄｴﾗｽﾋﾟｵ	24.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.1%
2009/10	軟体動物門		Zafra sp.	13.8%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	10.9%
	軟体動物門	二枚貝類	Veremolpa sp.	10.5%
2011/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	81.0%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	5.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	2.1%
2012/02	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	41.7%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	14.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	8.5%
2012/07	環形動物門		Lumbrineris longifolia	18.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	17.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.6%
2013/02	節足動物門		Corophium sp.	54.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	17.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾒｶﾉｺｱｻﾘ	3.5%
2013/08	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	11.9%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	9.7%
	節足動物門		ﾆﾎﾝｿｺｴﾋﾞ	8.8%
2014/02	軟体動物門	二枚貝類	Fulvia sp.	54.5%
	環形動物門		Lepidasthenia sp.	16.4%
	軟体動物門		ﾊﾅｺﾞｳﾅ	9.2%
2014/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾏﾙｽﾀﾞﾚｶﾞｲ科	18.8%
	環形動物門		Lepidasthenia sp.	16.7%
	節足動物門		ﾄｹﾞﾜﾚｶﾗ	8.3%
	軟体動物門		ｲｿｺﾊｸｶﾞｲ科	8.3%
2015/01	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	19.0%
	軟体動物門		ﾀﾏｶﾞｲ科	11.9%
	軟体動物門		ﾂﾏﾍﾞﾆｸﾀﾞﾀﾏｶﾞｲ	7.6%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要種の選定方法】
年ごとに、Ang-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ６海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、2005 年から 2013 年まで継続的に、主要出現種は節足動物、軟体動物（二枚貝類）及び環形動物で構成されており、大きな変化はみられなかった。

総個体数が多かった 2005 年 5 月及び 2006 年 5 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）が多くみられた。

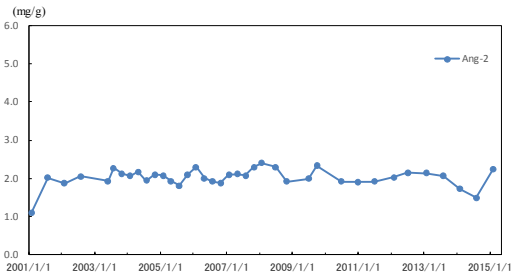
なお、有機汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。一方、2007 年及び 2012 年には富栄養でない海域に生息しているとされるクビナガスガメも主要出現種となっている。

② 原因・要因の考察

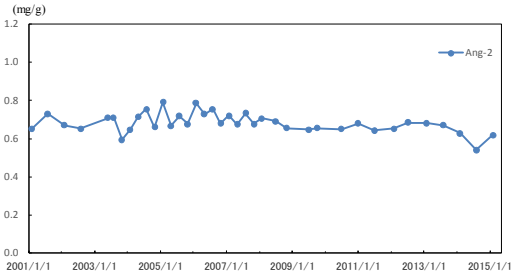
ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、1989 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2001～2015 年にかけての調査結果から原因・要因の考察を行うこととした。図 4.4.103 に示すように、粘土・シルト分は 90～100%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられず、2001 年以降、泥化傾向はみられなかったと考えられる。COD（8～20mg/g 程度）、強熱減量（9～10%程度）、硫化物（0.2～0.8mg/g 程度）についても当該期間において単調な増加・減少傾向はみられなかった。

また、参考としてベントス調査地点の近傍における 1990～2015 年の調査結果についても整理した。図 4.4.104 に示すように、粘土・シルト分は 70～90%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられず、1990 年以降、泥化傾向はみられなかったと考えられる。COD（8～20mg/g 程度）、強熱減量（9～13%程度）、硫化物（0.2～0.5mg/g 程度）についても当該期間において単調な増加・減少傾向はみられなかった。

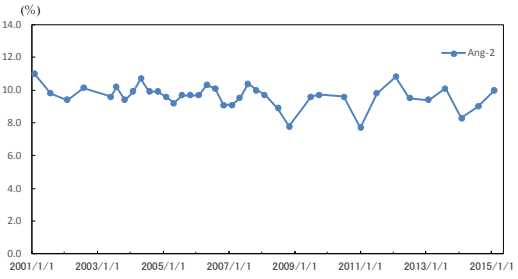
これらの結果から、底質について、本海域ではベントス調査地点（Ang-2）における 2001～2015 年のデータでも、当該調査地点の近傍の調査地点（B3）における 1990～2015 年のデータでも、単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



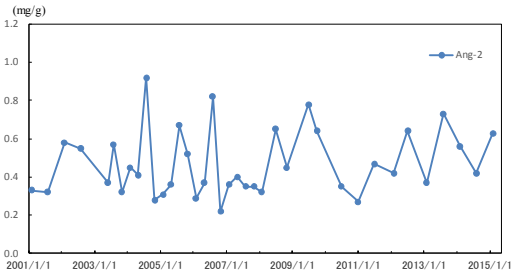
（1）T-N



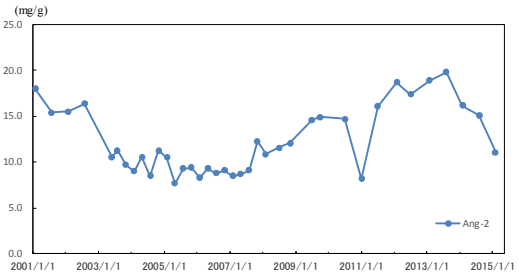
（2）T-P



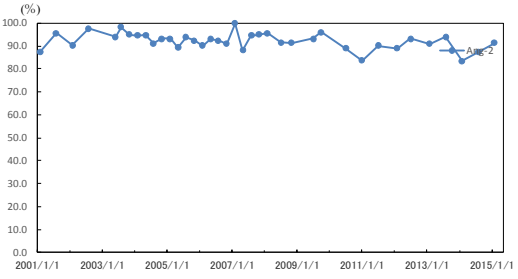
（3）強熱減量



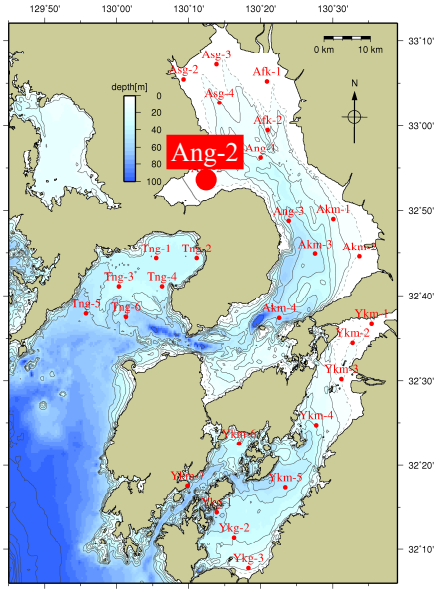
（4）T-S



（5）COD



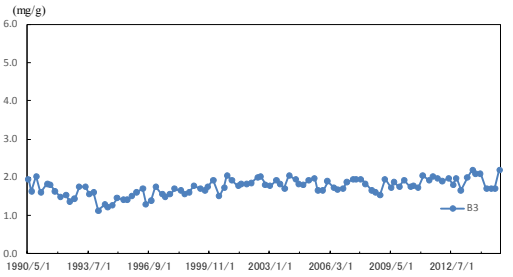
（6）粘土シルト分



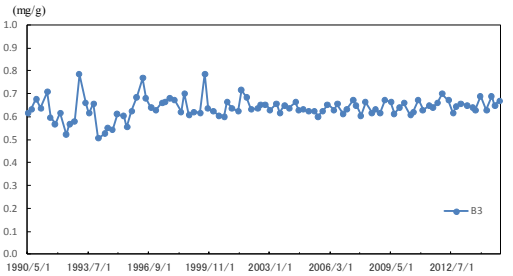
注）図 4.4.101　Ａ６海域におけるベントス調査地点と同一地点

図 4.4.103　Ａ６海域における底質の推移[Ang-2 地点]

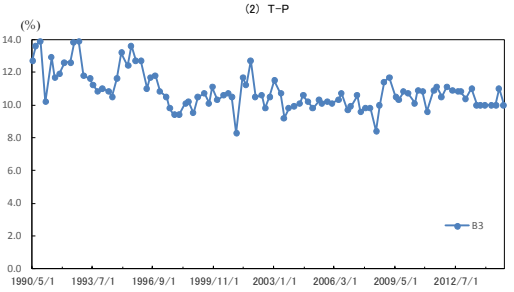
出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。



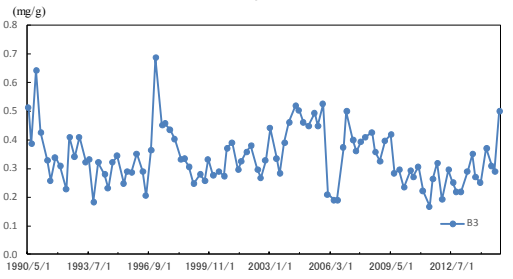
(1) T-N



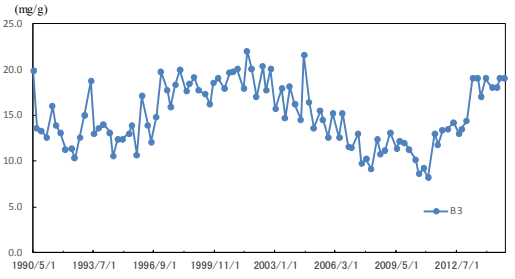
(2) T-P



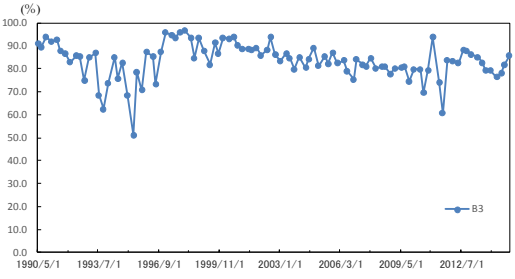
(3) 強熱減量



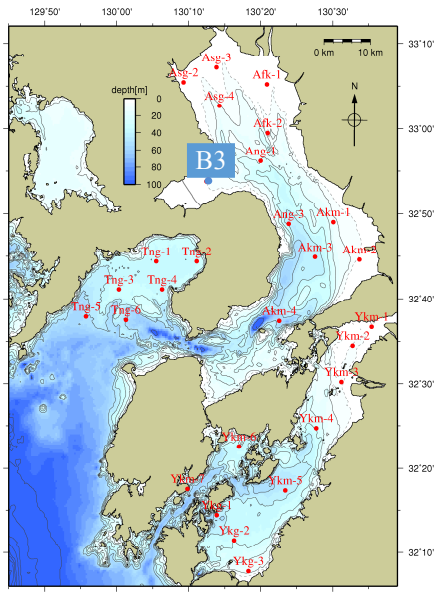
(4) T-S



(5) COD



(6) 粘土シルト分



注）図 4.4.101　Ａ６海域におけるベントス調査地点の近傍の地点

図 4.4.104　Ａ６海域における底質の推移[B3 地点]（参考）

出典：農林水産省九州農政局「諫早湾干拓事業環境モニタリング調査」をもとに環境省が作成した。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海湾奥部と諫早湾の２ヶ所で別々に発生することが示されている。

月１回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、2001 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2002 年以降のデータでは、底層溶存酸素量の年間最低値は 1 地点（海域内の全調査地点）で<0.5～6mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2006 年以降のデータでは 1 地点（海域内の全調査地点）で毎年 2.0mg/L を下回っている。

ウ）有用二枚貝の減少

有用二枚貝については、タイラギは 1993 年以降漁業が行われていない[11)]（松山 2012)。アサリについて、近年は漁獲量が 300ｔ以下で推移している。サルボウの生息域であるが操業海域でない。

その他マガキ養殖については、1997 年から試験的な取組が始まり、2001 年以降の生産量は拡大傾向にあり、ここ 10 年の年間生産量は 200 トン前後で推移している 。

a) アサリ

① 現状と問題点の特定

アサリはＡ６海域（諫早湾）で 1979 年に 1,775ｔの漁獲を記録し、1996 年まで 1,000ｔを超える漁獲量がみられたがその後徐々に減少し、2011 年以降は 300ｔ以下で推移している（図 4.4.105)。

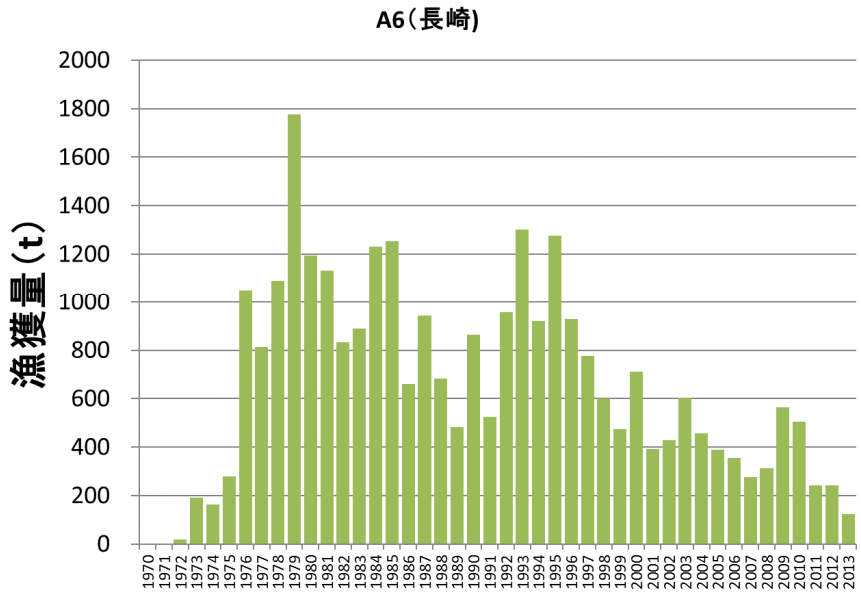


図 4.4.105　Ａ６海域のアサリ漁獲量の推移

出典：農林水産省「農林水産統計」をもとに環境省が作成した。

② 原因・要因の考察

現在のアサリ漁獲量はＡ６海域のうち、北岸に位置する小長井地区での生産量がほとんどを占める。同地区では泥質干潟に覆砂客土を行い、天然発生稚貝と購入稚貝を組み合わせたアサリ養殖（地撒き養殖）が営まれている。諫早湾におけるアサリ漁獲の減少に関係する要因としては、１）漁場の縮小、２）底質の変化、３）ナルトビエイによる食害、４）有害赤潮と貧酸素の影響が挙げられている。

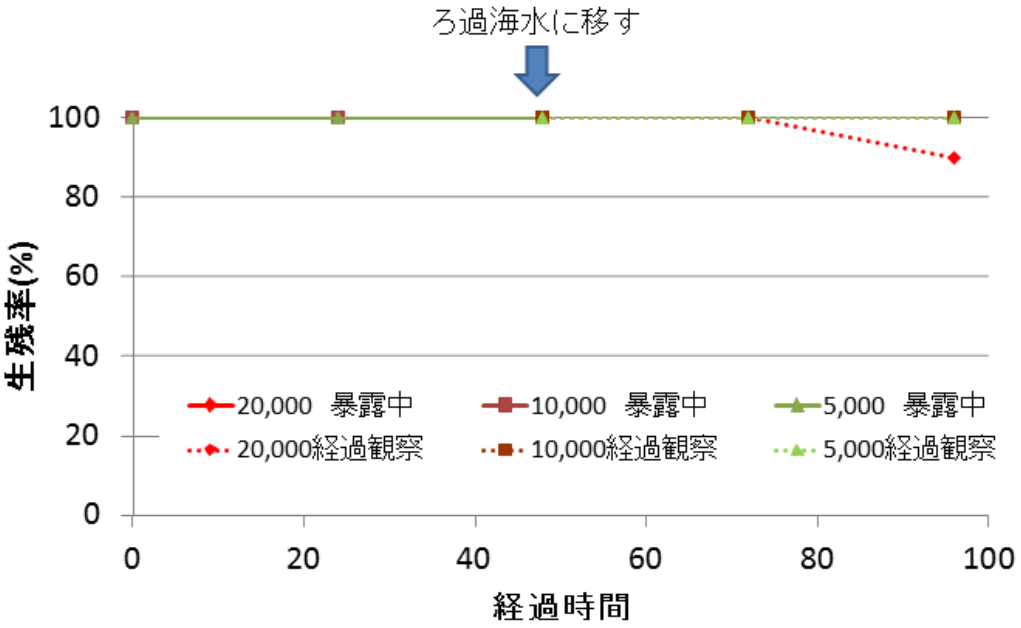
底質の変化に関して、本海域はＡ３海域同様に海水の滞留性が高く、元々泥質干潟が広がる海域であるため、アサリの生息には厳しい環境である。しかしながら、アサリの生産が難しい漁場に覆砂を施すことにより稚貝の着底と生産が確認され、秋期に稚貝を移植する等の人為的取組等により、Ａ２海域やＡ４海域と比較すると、

漁獲量の減少がやや緩やかである。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

食害については、ナルトビエイ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おり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。

浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生の発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

有害赤潮（*Chattonella* 属）によるアサリ死亡への影響の可能性が指摘されているが[12]、*Chattonella* はアサリのろ水活動を顕著に阻害するものの、赤潮密度でのへい死等は室内試験によっても確認されていない[13]（図 4.4.106、鈴木ら，2011）。よって、*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが（（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等　図 4.4.151 参照）、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。



注）数字は cells/mL

図 4.4.106　アサリの生残に対する培養 *Chattonella antiqua* の影響評価

出典：鈴木健吾，伏屋玲子，吉田 誠，松山幸彦（2011）：シャットネラ属に対する甲殻類，貝類の影響試験，平成 22 年度赤潮・貧酸素水塊漁業被害防止対策事業「シャットネラ属有害プランクトンの魚介類への影響、毒性発現機構の解明、漁業被害防止・軽減技術に関する研究報告書」，pp. 27-34.

エ）まとめ

Ａ６海域（有明海諫早湾）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）について、2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の 1 地点（海域内の全調査地点）におけるデータでは、種類数、個体数ともに単調な増加・減少傾向はみられなかった。特定の優占種（ドロクダムシ類等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1989 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ベントス調査地点（Ang-2）における 2001～2015 年のデータでも、当該調査地点の近傍の調査地点（B3）における 1990～2015 年のデータでも、単調な変化傾向はみられなかった。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 2 調査地点で粘土・シルト分は 70～100%程度であり、泥化はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 2 地点で 0.2～0.8mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点で 9～13%程度であり、また COD は全 2 地点で 8～20mg/g 程度であり、ともに単調な増加・減少傾向はみられなかった。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、３章 6.貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海湾奥部と諫早湾の 2 ヶ所で別々に発生することが示されている。

月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、2001 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2002 年以降のデータでは底層溶存酸素量の年間最低値は 1 地点（海域内の全調査地点）で<0.5～6mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2006 年以降のデータでは 1 地点（海域内の全調査地点）で毎年 2.0mg/L を下回っている。

有用二枚貝のうちアサリについては、1979 年に 1,775t の漁獲を記録し、1996 年まで 1,000t を超える漁獲量がみられたがその後徐々に減少し、2011 年以降は 300t 以下で推移している。

本海域は、元々泥質干潟が広がる海域でアサリの生息に厳しい環境であるが、漁場に覆砂を施すことにより、稚貝の着底と生産が確認されている。このため、有用

二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。その他、アサリの減少を引き起こすおそれがある要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（８）有明海全体―有用二枚貝の減少に記載した。

なお、*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。

参考文献

1）九州農政局（2008）「有明海の再生に向けた新たな取組」環境変化の仕組みの更なる解明のための調査-調査結果のまとめ-」6.潮流調査，6-1p

2）九州農政局（2013）「有明海の再生に向けた新たな取組」環境変化の仕組みの更なる解明のための調査-調査結果のまとめ-(H20～H24)」1.赤潮調査，2-1p

3）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」

4）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」

5）九州農政局（2013）「有明海の再生に向けた新たな取組」環境変化の仕組みの更なる解明のための調査-調査結果のまとめ-(H20～H24)」1.貧酸素現象調査，1-1p

6）藤井明彦，山本憲一（2003）：諫早湾におけるタイラギ・アサリの現状と問題点，月刊海洋，第 35 巻，第 4 号，pp.235-240

7）平野慶二，日向野純也，中田英昭，品川明，藤田孝康，徳岡誠人，向後恵一（2010）：諫早湾のアサリ養殖場における夏季大量へい死対策―底層溶存酸素の改善試験―，水産工学，Vol47，No.1，pp.53-62

8）宮原淳也，李洪源，松永信博（2012）：諫早湾における低酸素水塊の動態，土木学会論文集 B1（水工学），Vol.68，No.4，pp.I_1609-I_1614

9）松岡數充（2003）：諫早湾における赤潮原因プランクトンの最近の変化，月刊海洋，第 35 号，pp.246-251

10）吉田誠（2012）：有明海で発生する有害鞭毛藻－*Chattonella* を中心に，豊穣の海・有明海の現状と課題（大嶋雄治編），恒星社厚生閣，東京，pp.25-38

11）松山幸彦（2012）：タイラギの異常と資源回復への取り組み，豊穣の海・有明海の現状と課題（大嶋雄治編），恒星社厚生閣，pp.53-62

12）Daekyung Kim, Osamu Kumamoto, Kyoung-Seon Lee, Aiko Kuroda, Akihiko Fujii, Atsushi Ishimatus, Tatsuya Oda （2004）: Deleterious effect of *Chattonella marina* on short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*); possible involvement of reactive oxygen species, Journal of Plankton Research, Vol.26, No.8, pp.967-971

13）鈴木健吾，伏屋玲子，吉田 誠，松山幸彦（2011）：シャットネラ属に対する甲殻類，貝類の影響試験，平成 22 年度赤潮・貧酸素水塊漁業被害防止対策事業「シャットネラ属有害プランクトンの魚介類への影響、毒性発現機構の解明、漁業被害防止・軽減技術に関する研究報告書」，pp.27-34

（７）Ａ７海域（有明海湾口部）

ア）この海域の特性

Ａ７海域（有明海湾口部）は図 4.4.107 に示すように、有明海の中央から湾口にかけての海域である。

九州農政局（2008）をみると、潮流は湾の形状に沿っておおむね南北方向が卓越していると読み取れる。平均流について、島原半島沖の表層では、夏期は南東方向、冬期は南西方向が卓越しており、底層では夏期、冬期ともに島原半島に沿って湾口方向となっている[1)]。

底質については、砂質及び礫質で、有機物、栄養塩が少ない[2)、3)]。

水深が深く、潮流流速が速い。貧酸素水塊の発生は指摘されていない。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 17 件である（図 4.4.150 参照）。

本海域では島原半島沿岸にてノリ養殖が一部区域で行われている。

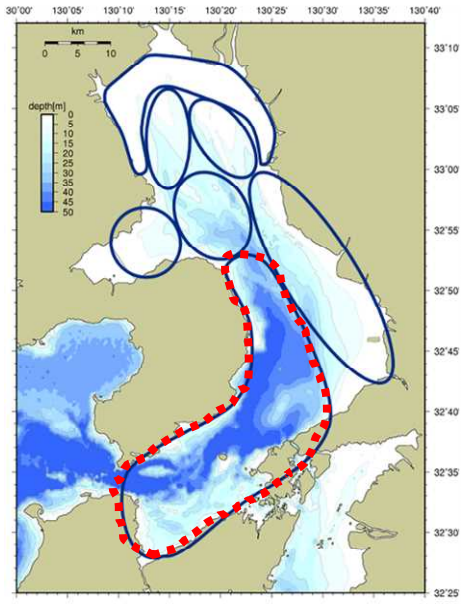


図 4.4.107　Ａ７海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ａ７海域では、2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.109 に示すように、全 3 調査地点（図 4.4.108）のうち Akm-3 では、2005 年以降のデータから、種類数は総種類数及び節足動物門に減少傾向がみられ、個体数は節足動物門に減少傾向がみられた。これら以外の分類群の種類数、個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。

Akm-4 では、2005 年以降のデータから、種類数は全ての分類群で増加傾向がみられ、個体数では軟体動物門で増加傾向がみられ、これら以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。2007 年頃まで総個体数の変動が大きく、その変動を作り出すベントスが節足動物門から環形動物門へと変化していた。

Ang-3 では、2005 年以降のデータから、その他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。これ以外の分類群の種類数、個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。

主要出現種は節足動物がみられなくなり、環形動物がみられる頻度が高くなってきた。

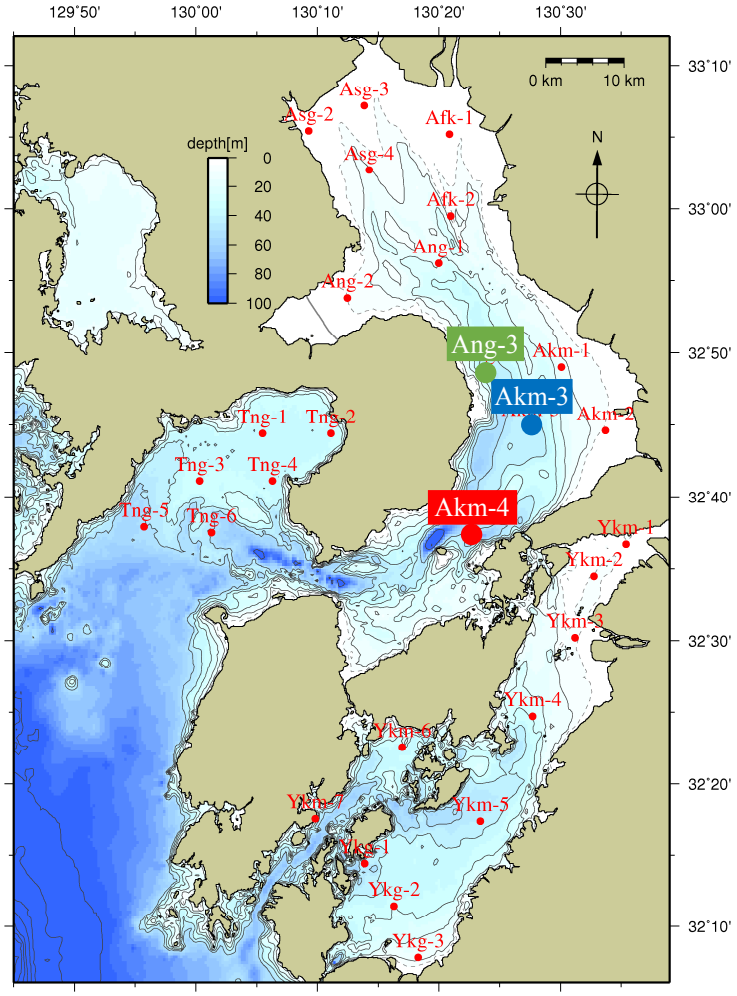


図 4.4.108　Ａ７海域におけるベントス調査地点

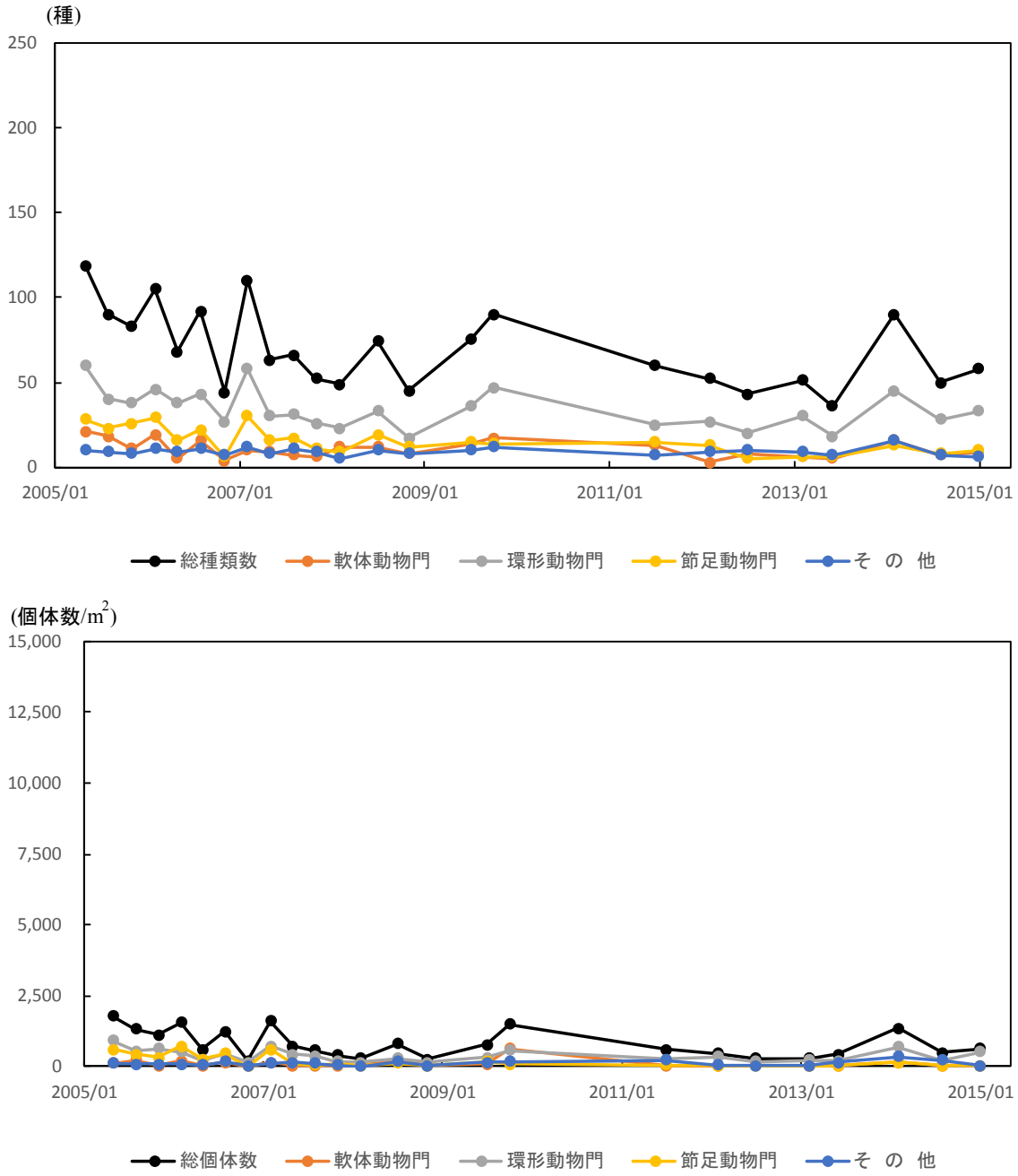


図 4.4.109 （1） Ａ７海域におけるベントスの推移（Akm-3）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

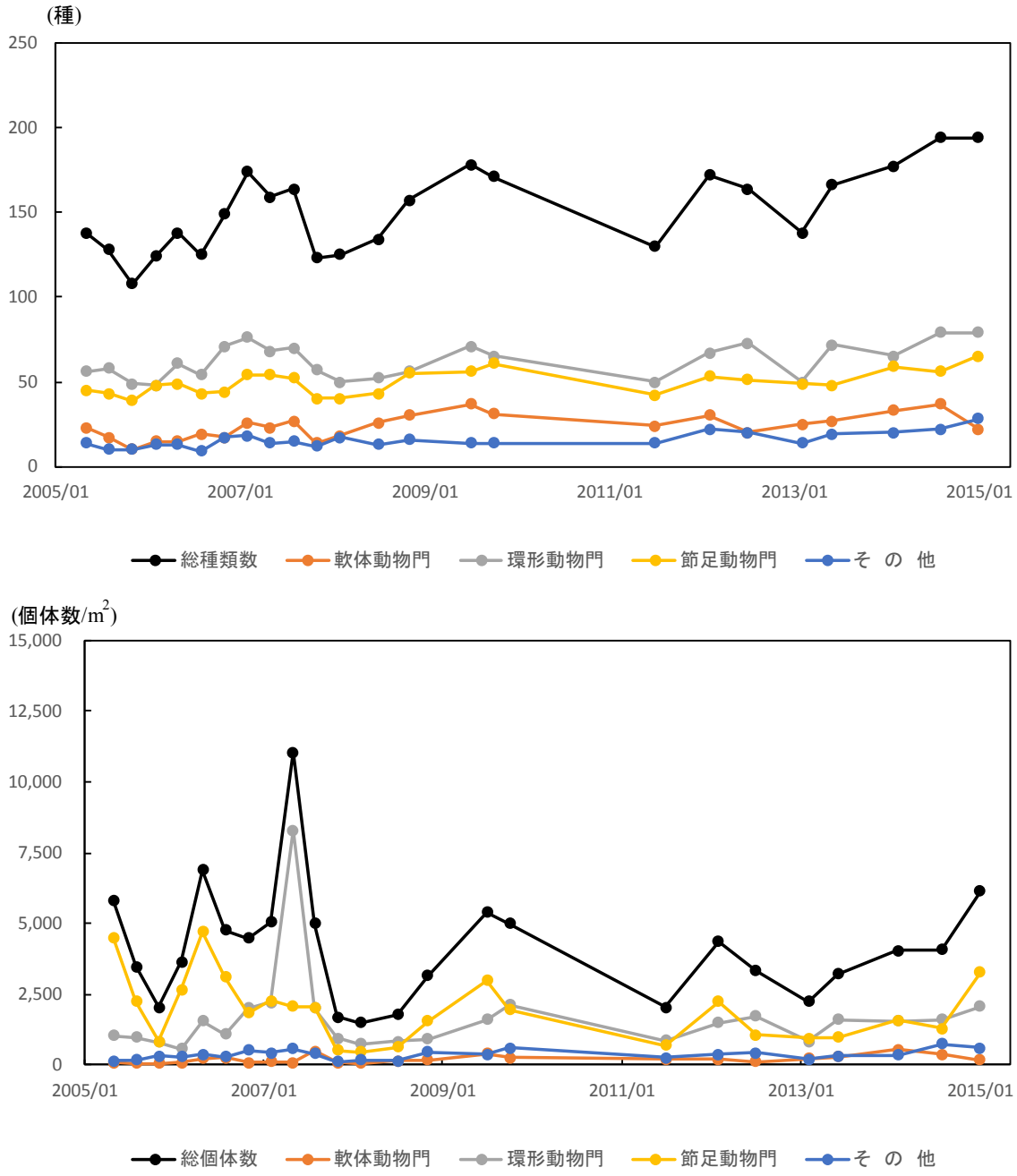


図 4.4.109（2）　Ａ７海域におけるベントスの推移（Akm-4）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

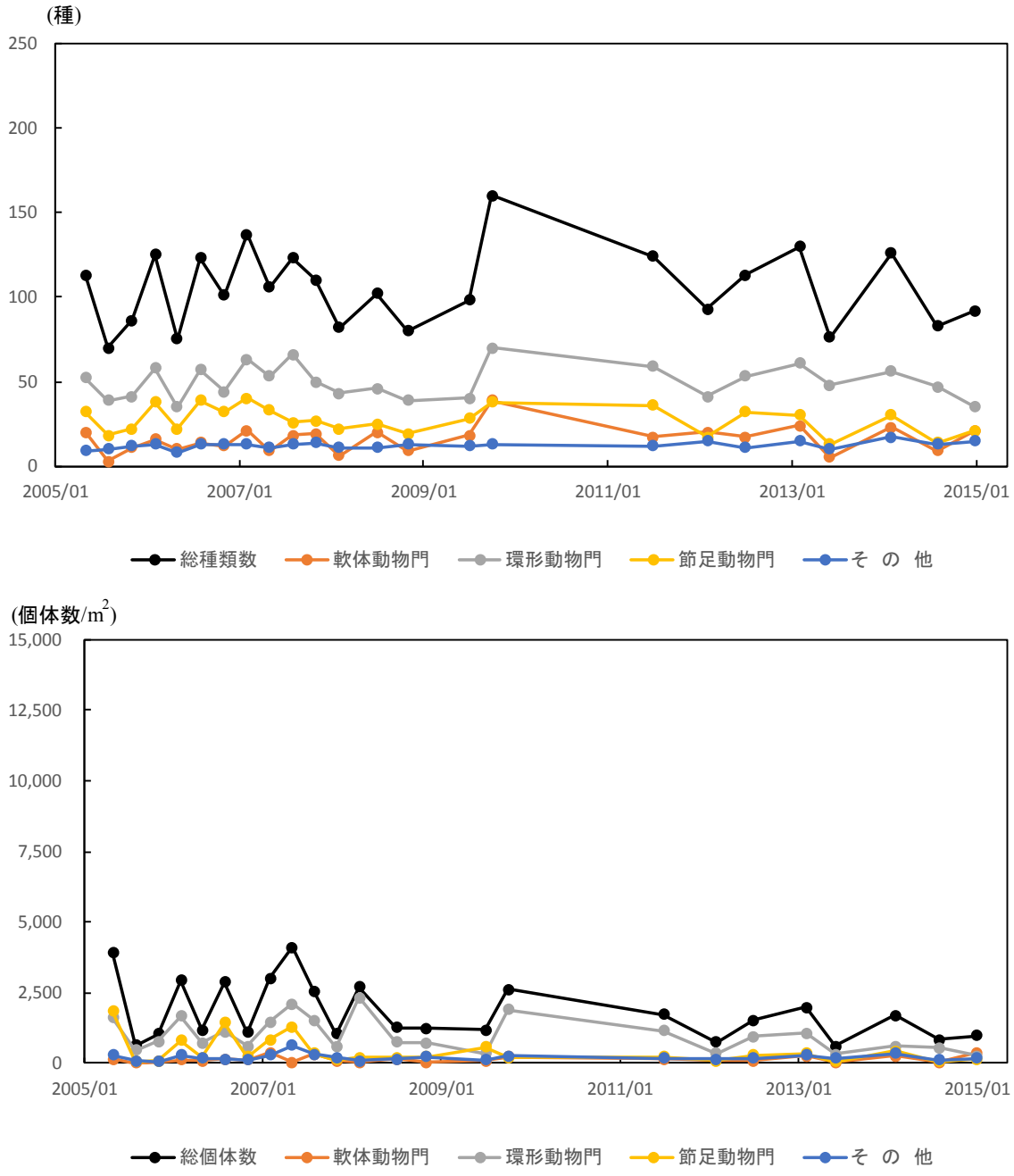


図 4.4.109（3）　Ａ７海域におけるベントスの推移（Ang-3）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.13（1）　Ａ７海域におけるベントスの主要出現種の推移（Akm-3）

	A-7			
	Akm-3			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Photis sp.	8.2%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	7.8%
	節足動物門		ﾃﾞｨｱｽﾃｨﾘｽ科	7.3%
2005/08	軟体動物門	二枚貝類	ｷﾇﾀﾚｶﾞｲ	10.3%
	節足動物門		ﾄﾞﾛｺﾖｺｴﾋﾞ	6.9%
	環形動物門		ﾀｹﾌｼｺﾞｶｲ科	6.3%
2005/11	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	20.1%
	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	6.7%
	紐形動物門		紐形動物門	5.3%
2006/02	節足動物門		ｸｰﾏ目	8.5%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	6.2%
	節足動物門		Photis sp.	6.2%
2006/05	節足動物門		Photis sp.	17.0%
	節足動物門		Caprella sp.	10.0%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	7.1%
2006/08	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	11.1%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.8%
	節足動物門		ｸｰﾏ目	9.0%
2006/11	環形動物門		Sigambra tentaculata	14.7%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	13.8%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	9.2%
2007/02	節足動物門		Caprella sp.	9.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾔﾏﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	7.2%
	節足動物門		ｸｰﾏ目	7.1%
2007/05	紐形動物門		紐形動物門	15.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.7%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	6.7%
2007/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	13.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	8.4%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	5.7%
2007/11	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	16.0%
	紐形動物門		紐形動物門	11.0%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	9.5%
2008/02	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	12.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	6.1%
2008/07	紐形動物門		紐形動物門	12.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	8.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	8.0%
2008/11	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	11.9%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	9.0%
	棘皮動物門		ｸｼﾉﾊｸﾓﾋﾄﾃﾞ	8.2%
2009/07	節足動物門		ｸｰﾏ目	9.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.2%
	紐形動物門		紐形動物門	6.9%
2009/10	軟体動物門	二枚貝類	ﾔﾏﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	32.0%
	紐形動物門		紐形動物門	6.8%
	節足動物門		ｳﾐｲｻｺﾞﾑｼ	5.0%
2011/07	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	22.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	13.9%
	棘皮動物門		ﾑｼﾓﾄﾞｷｷﾞﾝﾁｬｸ科	8.1%
2012/02	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	40.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	4.8%
	環形動物門		Sosane sp.	4.3%
2012/07	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	25.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｷﾇﾀﾚｶﾞｲ	10.6%
	環形動物門		Magelona sp.	6.6%
2013/02	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	19.9%
	環形動物門		Polygordius sp.	10.3%
	環形動物門		Magelona sp.	8.3%
2013/08	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	18.0%
	刺胞動物門		ｳﾐｴﾗ目	11.1%
	海綿動物門		普通海綿綱	9.2%
2014/02	環形動物門		Marphysa sp.	20.9%
	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	18.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾀﾊﾞｼﾗｶﾞｲ科	5.7%
2014/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	24.3%
	棘皮動物門		ﾏﾒｳﾆ科	17.0%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	9.7%
2015/01	節足動物門		ｽｶﾞﾒｿｺｴﾋﾞ科	49.7%
	節足動物門		ﾌﾄﾋｹﾞｿｺｴﾋﾞ科	5.5%
	節足動物門		ﾚｳｺﾝ科	4.0%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Akm-3 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ７海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Akm-3 では、主要出現種のなかで、節足動物は多くみられ、2007 年以降は環形動物も多くみられるようになっている。

表 4.4.13 （2）　Ａ７海域におけるベントスの主要出現種の推移（Akm-4）

	A-7			
	Akm-4			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Gammaropsis sp.	35.3%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	10.2%
	節足動物門		ﾃﾝｸﾞﾖｺｴﾋﾞ科	3.5%
2005/08	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	10.1%
	節足動物門		Gammaropsis sp.	8.2%
	節足動物門		ﾋﾄﾂﾒｽｶﾞﾒ	7.2%
2005/11	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	12.5%
	節足動物門		Ampelisca sp.	6.5%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	5.6%
2006/02	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	23.1%
	節足動物門		Gammaropsis sp.	12.7%
	節足動物門		ﾋﾄﾂﾒｽｶﾞﾒ	7.6%
2006/05	節足動物門		Gammaropsis sp.	18.0%
	節足動物門		Corophium sp.	8.6%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	7.9%
2006/08	節足動物門		Lembos sp.	8.6%
	節足動物門		Gammaropsis sp.	7.6%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	6.7%
2006/11	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	8.3%
	節足動物門		Photis sp.	4.5%
	節足動物門		Ampelisca sp.	4.2%
2007/02	節足動物門		Ampelisca sp.	8.1%
	節足動物門		ﾋﾄﾂﾒｽｶﾞﾒ	7.2%
	節足動物門		ｲｼｸﾖｺｴﾋﾞ科	4.8%
2007/05	環形動物門		ｶﾝｻﾞｼｺﾞｶｲ科	45.0%
	節足動物門		Photis sp.	5.7%
	環形動物門		ｴﾗﾅｼｽﾋﾞｵ	5.0%
2007/08	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	7.9%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	6.0%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	5.2%
2007/11	環形動物門		Lanice sp.	22.4%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	5.5%
	紐形動物門		紐形動物門	4.1%
2008/02	環形動物門		ｱｼﾋﾞｷﾂﾊﾞｻｺﾞｶｲ	8.8%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	8.4%
	環形動物門		Lanice sp.	7.8%
2008/07	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	12.9%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	8.7%
	環形動物門		Eunice sp.	3.2%
2008/11	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	15.9%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	6.8%
	環形動物門		Lanice sp.	6.2%
2009/07	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	9.7%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	8.8%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	4.4%
2009/10	環形動物門		Lanice sp.	17.0%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	8.1%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	7.8%
2011/07	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	11.6%
	紐形動物門		紐形動物門	5.8%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	5.4%
2012/02	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	7.9%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	7.8%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	7.2%
2012/07	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	6.5%
	環形動物門		ﾀﾝｻﾞｸｺﾞｶｲ科	6.4%
	紐形動物門		紐形動物門	5.7%
2013/02	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	12.0%
	節足動物門		ｲｼｸﾖｺｴﾋﾞ科	8.5%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	5.5%
2013/08	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	7.6%
	環形動物門		Notomastus sp.	7.1%
	節足動物門		ﾒｸﾗｶﾞﾆ	4.6%
2014/02	軟体動物門	二枚貝類	Mimachlamys sp.	7.6%
	環形動物門		Glycera sp.	6.0%
	環形動物門		ｺｶﾞﾈｳﾛｺﾑｼ科	5.2%
2014/08	節足動物門		ﾒﾅｼﾋﾞｿﾉ	10.5%
	環形動物門		Lysippe sp.	7.1%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	3.5%
2015/01	軟体動物門		ﾄｳｶﾞﾀｶﾞｲ科	10.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	7.6%
	環形動物門		ｻﾔｷﾒﾎﾞｿｼｬｺ	4.6%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Akm-4 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ７海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Akm-4 では、主要出現種のなかで節足動物が多くみられ、2007 年以降は環形動物が多くみられるようになっている。

なお、富栄養でない海域に生息しているとされるニッポンスガメが 2009 年まで継続的に主要出現種となっている。

表 4.4.13 （3）　Ａ７海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ang-3）

	A-7			
	Ang-3			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Gammaropsis sp.	14.5%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾞｿｺｴﾋﾞ科	11.9%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	10.1%
2005/08	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	17.2%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	7.5%
	環形動物門		Aonides oxycephala	7.2%
2005/11	環形動物門		Polygordius sp.	26.3%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	16.2%
	環形動物門		Aonides oxycephala	4.8%
2006/02	環形動物門		Polygordius sp.	13.5%
	環形動物門		Scolelepis sp.	6.4%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	5.8%
2006/05	環形動物門		Scolelepis sp.	20.5%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	11.5%
	脊索動物門		ﾈｽﾞﾐﾎﾞﾔ	8.7%
2006/08	節足動物門		Photis sp.	14.2%
	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	8.5%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	6.5%
2006/11	環形動物門		Sosane sp.	9.7%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	6.4%
	節足動物門		ﾌｸﾛｽｶﾞﾒ	5.5%
2007/02	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	8.6%
	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	6.7%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	5.9%
2007/05	環形動物門		Scolelepis sp.	8.9%
	棘皮動物門		ｶｷｸﾓﾋﾄﾃﾞ	7.9%
	節足動物門		Photis sp.	6.7%
2007/08	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	8.9%
	紐形動物門		紐形動物門	5.6%
	環形動物門		ｷﾞﾎﾞｼｲｿﾒ科	4.5%
2007/11	棘皮動物門		ｶｷｸﾓﾋﾄﾃﾞ	14.7%
	環形動物門		Eunice sp.	7.5%
	環形動物門		Notomastus sp.	7.5%
2008/02	環形動物門		Scolelepis sp.	57.6%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.5%
	環形動物門		ｵﾄﾋﾒｺﾞｶｲ科	5.0%
2008/07	環形動物門		Scolelepis sp.	17.7%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	12.1%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	4.9%
2008/11	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	9.1%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	7.1%
	節足動物門		ｿｺｼﾗｴﾋﾞ	6.3%
2009/07	節足動物門		Corophium sp.	12.8%
	節足動物門		Photis sp.	12.8%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	10.4%
2009/10	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	8.5%
	環形動物門		ｼﾘｽ亜科	7.5%
	環形動物門		Sabellaria sp.	6.8%
2011/07	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	17.5%
	環形動物門		ｶｻﾞﾘｺﾞｶｲ科	8.4%
	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	3.9%
2012/02	節足動物門		ｸﾀﾞｵｿｺｴﾋﾞ	5.9%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	5.3%
	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	5.1%
2012/07	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	12.9%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	7.0%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	5.9%
2013/02	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	9.4%
	環形動物門		ｹﾝｻｷｽﾋﾟｵ	8.9%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	4.7%
2013/08	軟体動物門	二枚貝類	ｳﾒﾉﾊﾅｶﾞｲ	16.3%
	環形動物門		Mediomastus sp.	8.5%
	環形動物門		Ninoe sp.	6.9%
2014/02	節足動物門		ﾑｿﾊﾞｱﾘｱｹｶﾞﾆ	9.5%
	節足動物門		ｺﾞｲｼｶﾞﾆ属	8.2%
	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	7.8%
2014/08	環形動物門		Nephtys sp.	13.2%
	触手動物門		ﾌｸﾛｺｹﾑｼ科	11.8%
	軟体動物門		ｽｶｼｶﾞｲ科	7.9%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	ﾋﾉﾃﾞｱｼｶﾞｲ	29.9%
	環形動物門		Eumida sp.	7.2%
	節足動物門		ﾒｸﾗｶﾞﾆ	6.8%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ang-3 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ａ７海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ang-3 では、主要出現種のなかで環形動物が多くみられ、次いで節足動物である。

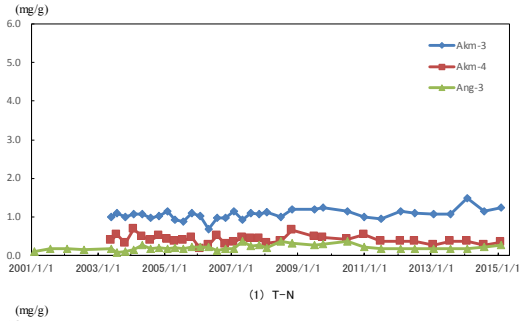
② 原因・要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした。図 4.4.110 に示すように、粘土・シルト含有率については全 3 調査地点のうち 1 地点（Akm-3）は 30～40%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 0.5～10%程度であり、海域全体として単調な増加・減少傾向はみられず、泥化傾向はみられなかったと考えられる。

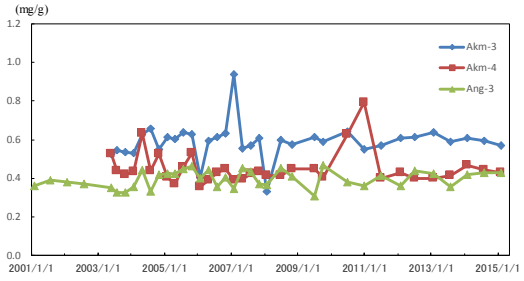
底質の硫化物については全 3 地点で nd～0.15mg/g 程度であり、2 地点（Ang-3 及び Akm-3）で増加傾向がみられ、他の 1 地点（Akm-4）では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

底質の有機物に関して、強熱減量は全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 6～7%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 2～3%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 4～10mg/g 程度で、増加傾向がみられた。他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 1～2mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

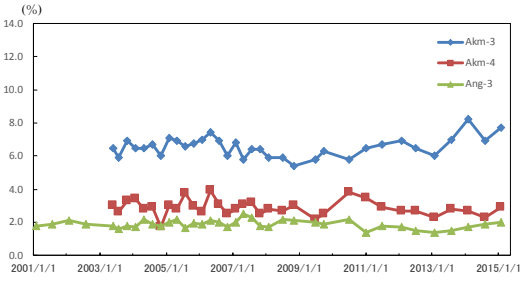
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年にかけてのデータから、単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



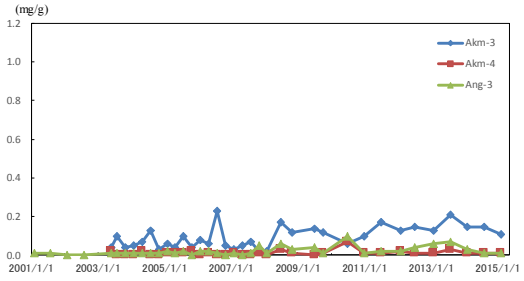
（1）T-N



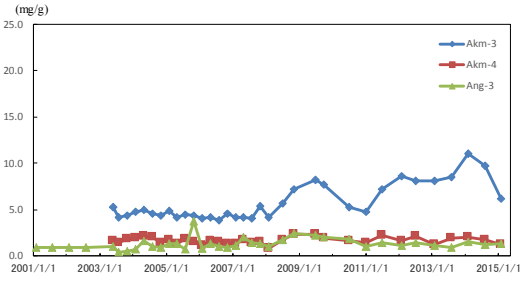
（2）T-P



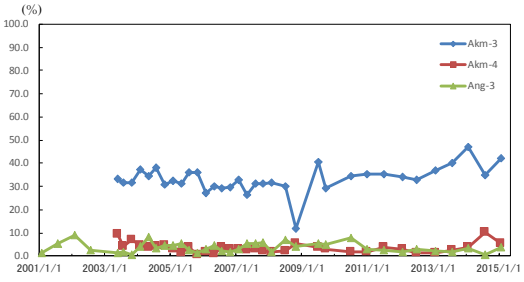
（3）強熱減量



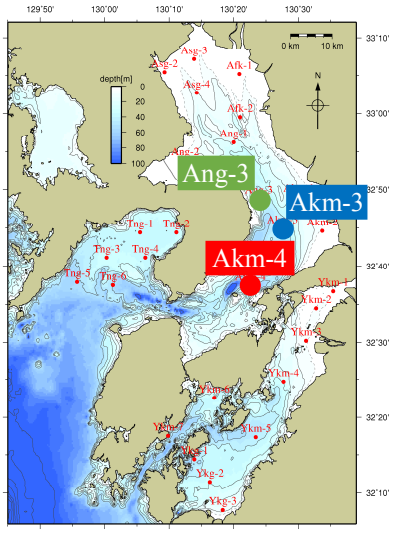
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.108　Ａ７海域におけるベントス調査地点と同一地点

図 4.4.110　Ａ７海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、島原半島や天草海域の干潟にタイラギの生息が認められる。漁獲量や資源量の統計データがとられておらず、推定することも困難である。島原半島を中心にアサリの漁獲がみられるが、岩礁性の海岸線が多く、主要な生息域ではない。サルボウの生息域であるが、漁獲量や資源量の統計データがほとんどない。

a) アサリ

① 現状と問題点の特定

Ａ７海域のうち長崎県島原半島沿岸では、1985 年に 263ｔの漁獲を記録したが、1988 年以降は 80ｔ以下で推移した。2009 年に 166ｔ、2010 年に 156ｔを記録したものの、その後再び減少し、2013 年は９ｔとなっている。

熊本県天草沿岸では、1983 年に 195ｔの漁獲を記録したが、その後減少し、1998 年以降は 50ｔ以下で推移してきた。2010 年以降はさらに減少傾向が進み、2013 年は 13ｔとなっている（図 4.4.111）。

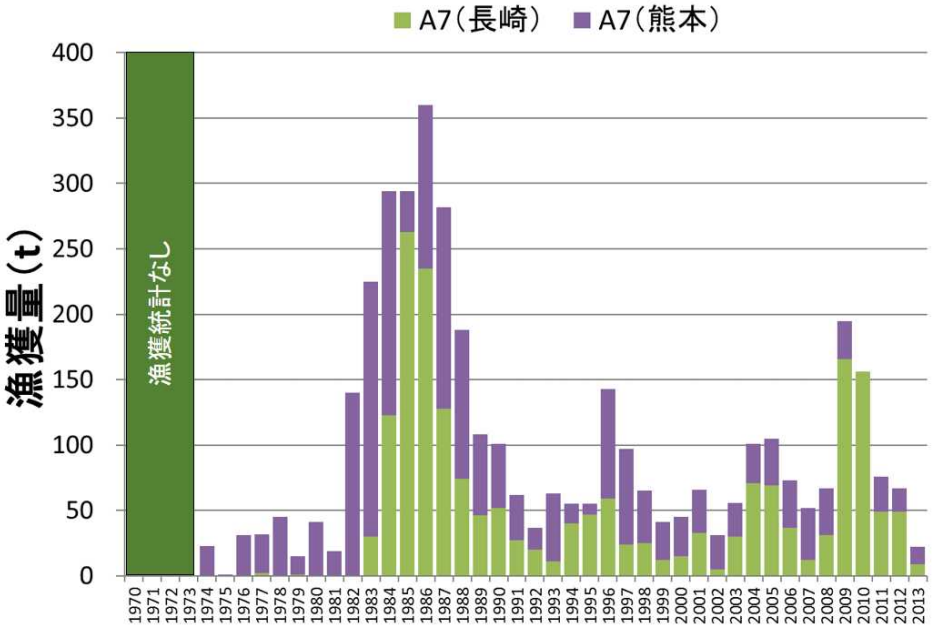


図 4.4.111　Ａ７海域のアサリ漁獲量の推移

出典：農林水産省「農林水産統計」をもとに環境省が作成した。

② 原因・要因の考察

本海域は岩礁性の海岸線が多く、アサリの生息に適した砂質干潟がＡ１、Ａ４及びＡ６海域と比較して面積が小さい。このため 1986 年にみられた最大漁獲量は 360ｔと少なく、アサリが生息する干潟の環境調査や資源調査もほとんど実施されていないため、資源の変動要因については考察できない。なお、前回委員会報告書では、本海域におけるアサリ資源量との関連について、基質撹拌作用の強い十脚甲殻類（スナモグリ類）の影響が指摘されている[4)]（玉置，2004）。

エ）まとめ

Ａ７海域（有明海湾口部）では、本海域は岩礁性の海岸線が多いため、有用二枚貝のうちアサリの生息に適した砂質干潟の面積が小さく、漁獲量が少ない。干潟の環境調査や資源調査がほとんど実施されておらず、情報がないことから評価は困難である。

ベントス(底生生物)について、2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察は、有明海全体でまとめて別に記載した（（８）有明海全体－有用二枚貝の減少、（９）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照)。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の全 3 調査地点におけるデータから、全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）で総種類数、節足動物門の種類数及び個体数に減少傾向がみられた。他の 1 地点（Ang-3）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。さらに他の 1 地点（Akm-4）では、全ての分類群の種類数で増加傾向がみられ、個体数では軟体動物門に増加傾向がみられた。これら以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 3 調査地点のうち 1 地点（Akm-3）は粘土・シルト分が 30～40%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 0.5～10%程度であり、海域全体として単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 3 地点で nd～0.15mg/g 程度であり、2 地点(Ang-3、Akm-3）で増加傾向がみられ、他の 1 地点（Akm-4）では単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 6～7%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 2～3%程度であり、単調な増加・減少傾向がみられなかった。COD は全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 4～10mg/g 程度で、増加傾向がみられた。他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 1～2mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

アサリについて、本海域は岩礁性の海岸線が多いため、生息に適した砂質干潟がＡ１、Ａ４及びＡ６海域と比較して面積が小さい。このため 1986 年の最大漁獲量は 360ｔと少なく、アサリが生息する干潟の環境調査や資源調査もほとんど実施されていないため、資源変動要因については考察できない。なお、前回委員会報告書では、本海域におけるアサリ資源量との関連について、基質撹拌作用の強い十脚甲殻類（スナモグリ類）が指摘されている。

参考文献

1）九州農政局（2008）「有明海の再生に向けた新たな取組」環境変化の仕組みの更なる解明のための調査-調査結果のまとめ-」6.潮流調査，6-1p
2）環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査」
3）環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査」
4）玉置昭夫（2004）：ベントスに関することーとくにアサリ漁獲量激減に関連して，水環境学会誌，第 27 巻，第 5 号，pp. 301-306

（８）有明海全体－有用二枚貝の減少

有明海の貝類の漁獲量は1980年頃（約100,000ｔ）から急速に減少して、最近5年間（2009～2013年）では20,000ｔを下回っている（図 3.9.15）。

有用二枚貝の減少の問題については、個別の海域区分（Ａ１～Ａ７海域）毎に貧酸素水塊や底質等の原因・要因を考察したところであるが、一方で空間としての有明海全体で考察すべき要因として、エイ類による食害や浮遊幼生の減少等が挙げられる。これらの要因について、本節で取り上げる。

ア）エイ類による食害

ナルトビエイやアカエイ等、一部のエイ類は 1970 年頃と比較して生息数が増加したと考えられている。ナルトビエイは東アジアの暖かい水域に広く分布すると言われている[1)]（White et al., 2013）。平均体重が雄で 6 kg、雌で 12 kgと大型のエイである。ナルトビエイは、タイラギ、アサリやサルボウ等の貝類のみを摂食する[2)、3)]（川原ら, 2004；Yamaguchi et al., 2005）。このため、貝類資源が低下している有明海においては、ナルトビエイをはじめとしたエイ類の捕食圧は資源変動に無視できない影響を与えていると推定されている。

有明海において、ナルトビエイは水温が18℃を超える春先から外海側から回遊して摂餌行動を示し、水温が低下する秋から再び越冬のため外海に逸散していく行動を示すことが判明している[4)]（図 4.4.112）。

2008～2014年の調査により、有明海に来遊するナルトビエイの資源量は年変動があるものの数万～50万尾強と推定されており、胃内容物の精査結果から、少なくとも二枚貝に対する捕食圧は多い時には年間 3,000t を超えると推定されているが、平成24（2012）年にかけて漁獲量に対する食害量推定値の割合には減少傾向がみられる[4)]（図 4.4.113、表 4.4.14）。環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006（平成18）年12月）委員会報告にあるように、ナルトビエイの胃内容物からはタイラギ、サルボウ、アサリ等が高頻度に確認されている[2)]（図 4.4.115及び川原ら2004）。実際に、Ａ２海域やＡ３海域では移植されたタイラギが突然消滅し、付近にかみ砕かれたタイラギの殻が散乱することが頻繁に観察されているため、ナルトビエイ等の食害を受けて減少していると推定されている。タイラギの移植試験の結果によれば、本種を含めたエイ類と推定される食害は無視できない[5)]（的場ら, 2016）。また、多くのアサリ漁場等でも本種による食害痕が多数認められ、これらは被覆網を施すことで生存率の向上が認められることが知られている[6)]（熊本県, 2006）。

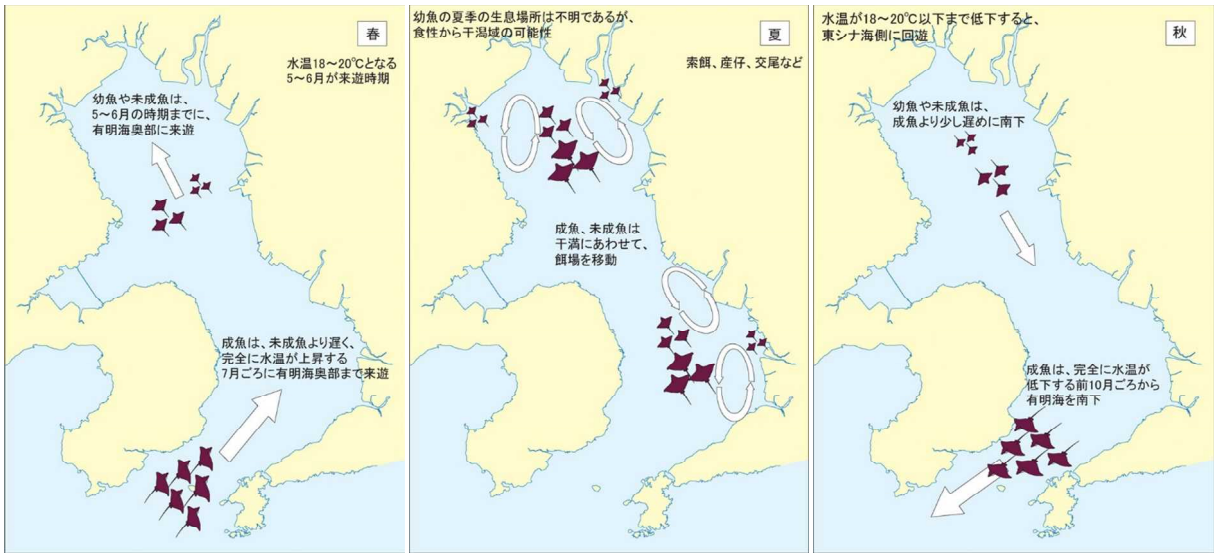
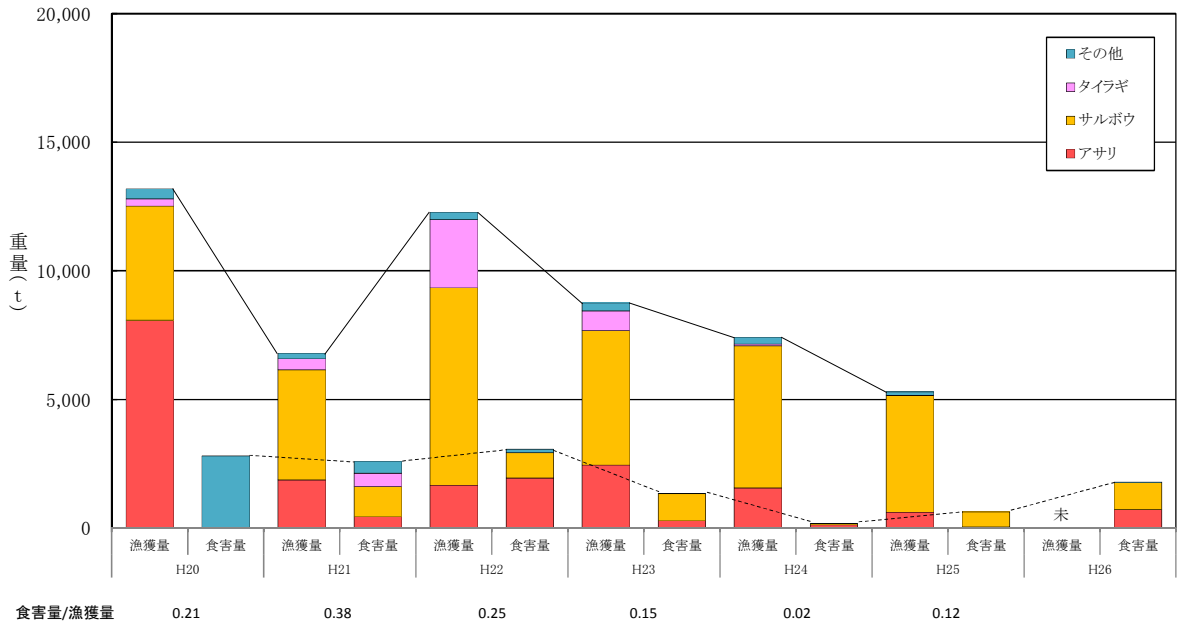


図 4.4.112　有明海におけるナルトビエイの来遊概念図

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」



注）漁獲量データは『H24 海面漁業･養殖業生産統計（東シナ海区及び九州）H26.6 九州農政局統計部』より抜粋
平成 20 年度は胃内容物組成の調査を行っておらず内訳が分からないため、食害はその他とした。

図 4.4.113　二枚貝類漁獲量とナルトビエイによる食害量推定値の経年変化

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

図 4.4.113 に平成 20（2008）年から 26（2014）年までの、有明海における二枚貝漁獲量と採捕調査結果に基づくナルトビエイによる二枚貝食害量の推定結果を示す。胃内容物組成と量、有明海に来遊するナルトビエイの個体数から推定し、本種による二枚貝等の食害量は数百 t から 3,000t まで変動している（推定値）。有明海全域における二枚貝類の漁獲量に対する食害量推定値の割合は、平成 21（2009）

年は4割弱と大きかったが、最近6年間（平成20（2008）～25（2013）年）の平均では2割弱であった。

図 4.4.114に有明海における標本船調査における1操業あたりのナルトビエイ捕獲数（CPUE）の経年変化を示した。

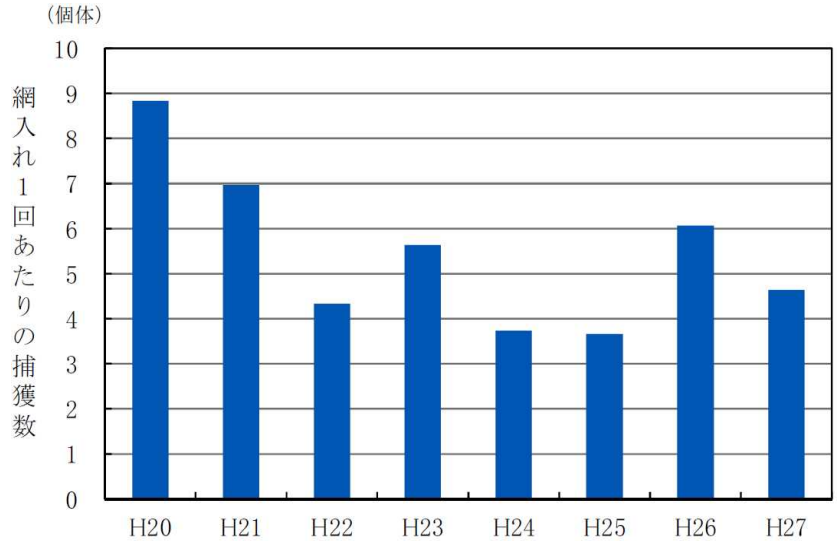


図 4.4.114　有明海における標本船調査における1操業あたりのナルトビエイ捕獲数（CPUE）の経年変化

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第22回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

図 4.4.115 にナルトビエイの胃の内容物重量の合計値に占める各貝類の重量割合を示した。

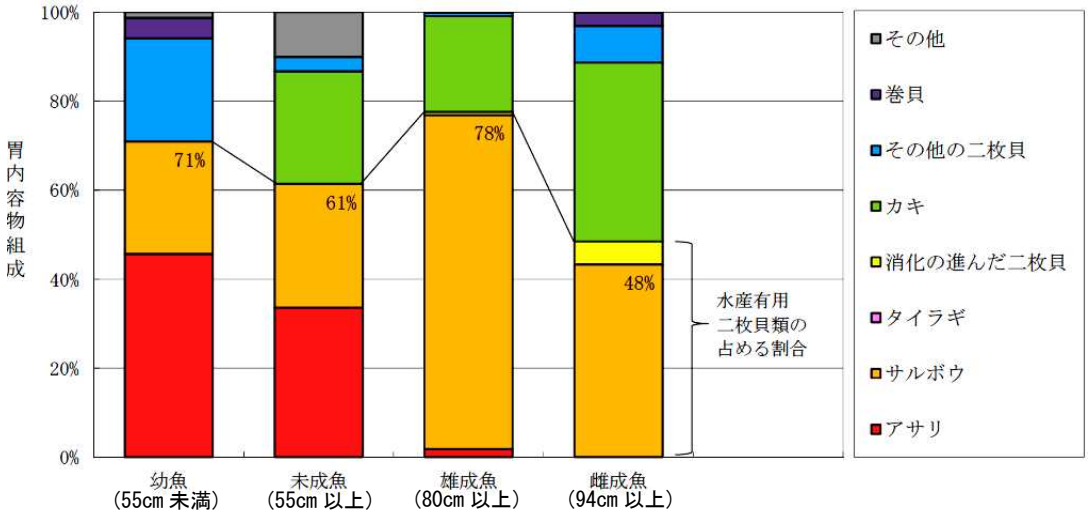


図 4.4.115　ナルトビエイの胃の内容物重量の合計値に占める各貝類の重量割合

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第22回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

表 4.4.14　その他の食害生物の食害量の推定

No.	食害生物		食性	現存量	年間二枚貝摂餌量
1	エイ類	ナルトビエイ	二枚貝専食	約16万個体（1,200t程度）	3，000t程度
2	エイ類	トビエイ	二枚貝（約50%） 巻貝（約30%）	1.7万個体程度	160～370t
3	硬骨魚類	クロダイ コショウダイ ヘダイ ヒゲソリダイ	甲殻類（約60%） 魚類（約20%） 多毛類（約10%）	―	ほとんど影響なし
4	鳥類	スズガモ ホシハジロ キンクロハジロ	二枚貝への依存度高く、約30%は有用種を含む可能性	3種合計で2～35万個体（冬季の約3ヶ月の期間）	数百～数千t

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

イ）浮遊幼生の減少等

2010 年夏期に貧酸素を中心とした環境変動によって、Ａ３海域におけるタイラギ資源は被害を受けているが、2012 年以降、湾奥部全域でタイラギ資源の凋落傾向が顕在化している。この期間の現象として、親貝資源の減少に由来すると推定される浮遊幼生発生量の低下による再生産機構の低下が示唆されている。有用二枚貝は体外受精を行い、受精卵を海水中に放出する。このため「発生」～「着底」のステージでは、浮遊幼生が潮流に乗り、海域区分を越えて広域に浮遊・分散するため、有用二枚貝浮遊幼生の出現状況、稚貝の着底状況に関しては、有明海全域で論議することとした。

図 4.4.116、図 4.4.117 に、2008 年以降のタイラギ浮遊幼生出現状況を示した[7)、8)]。

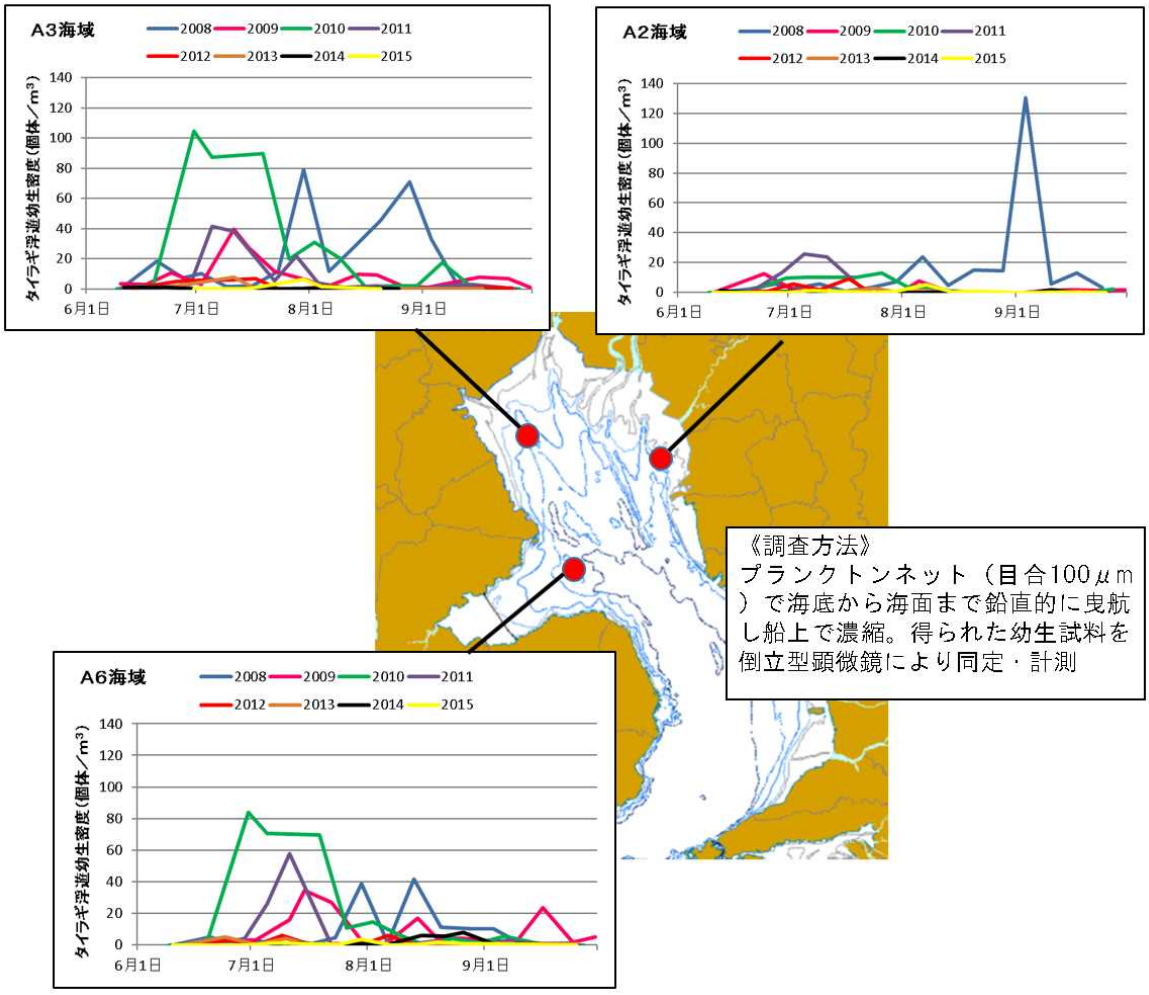
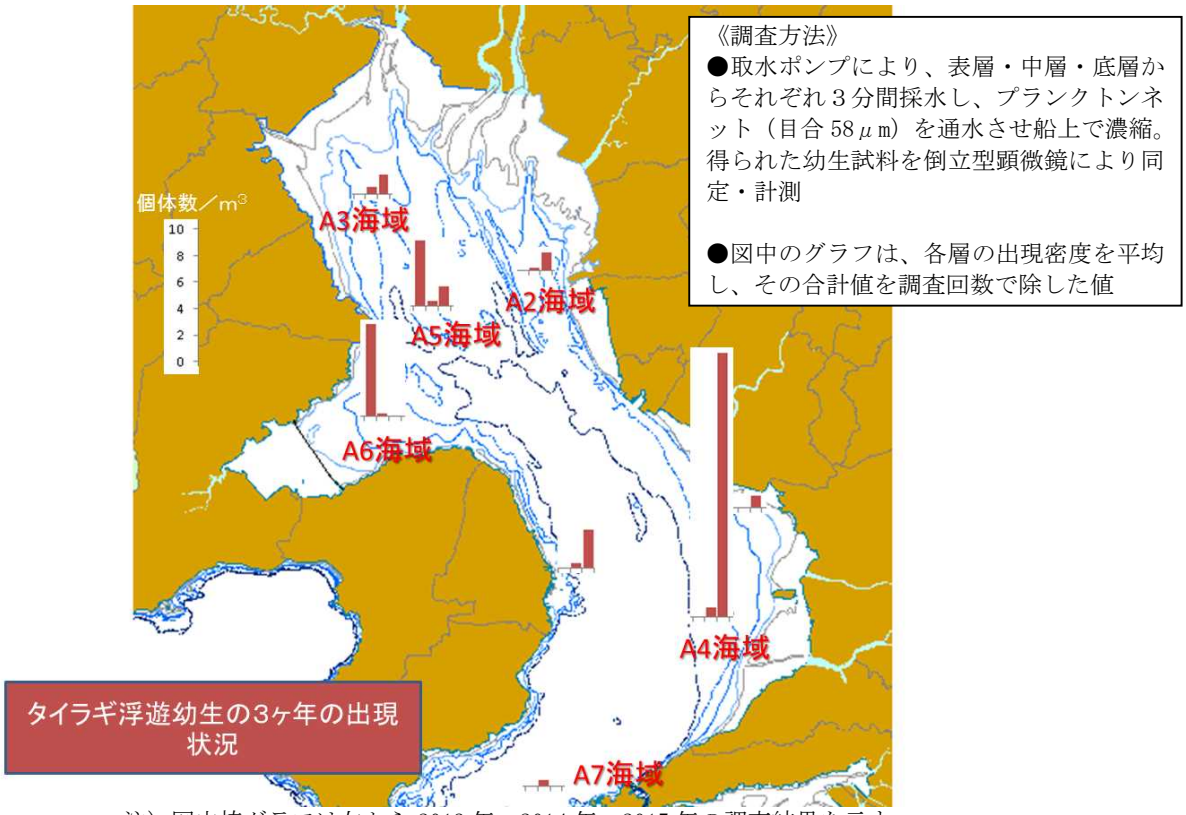


図 4.4.116　有明海におけるタイラギ浮遊幼生の出現状況

出典：水産庁「平成 20～27 年有明海水産基盤整備実証調査」及び
環境省「平成 25～27 年有明海・八代海等再生評価支援事業」

2008 年以降の経年変化をみてみると、Ａ２海域では 2008 年に 130 個体/m^3 程度の出現があったが、2012 年以降は 10 個体/m^3 を超えることがない状況である。また、Ａ３及びＡ６海域においては、2011 年以前は毎年 40 個体/ m^3 を越える出現密度であったものの、2012 年以降は 10 個体/m^3 を超えることがほとんどない状況に至っている。この影響で、湾奥部における着底稚貝の出現密度が極端に低下していると推定されていることから、2012 年以降は何らかの要因によって親貝資源が減少し、浮遊幼生の発生量と着底稚貝の減少という、資源の再生産に大きな支障が生じている可能性が示唆されている。



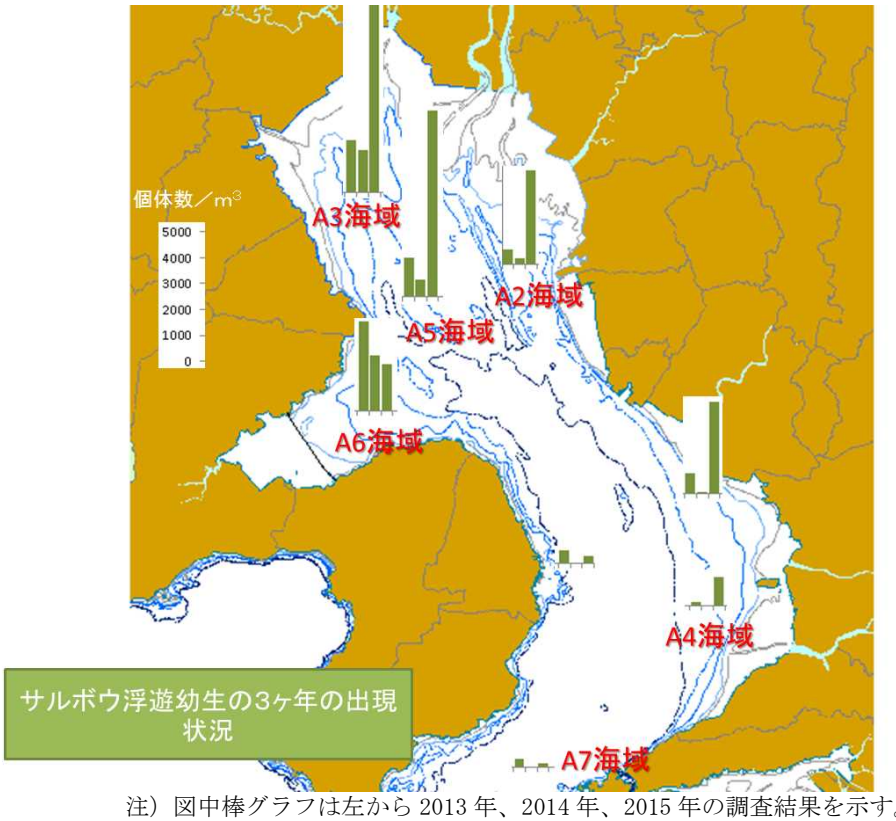
注）図中棒グラフは左から 2013 年、2014 年、2015 年の調査結果を示す。

図 4.4.117　2013～2015 年にかけてのタイラギ浮遊幼生の水平出現特性

出典：環境省「平成 25～27 年有明海・八代海等再生評価支援事業」

図 4.4.117 に、タイラギ浮遊幼生の水平出現特性について示した。タイラギ親貝については、これまで主要な漁場が存在する湾奥東部海域（Ａ２海域）が幼生の供給源であると推定されていた。しかしながら、2013～2015 年にかけて有明海で実施された調査結果をみると、Ａ２海域でのタイラギ浮遊幼生の出現はむしろ低調であり、Ａ４、Ａ５及びＡ６海域で高密度に出現していた。

図 4.4.118 にサルボウ浮遊幼生の水平出現特性について示した。サルボウの浮遊幼生については、主要な親貝生息域である湾奥部の海域で高密度に検出され、同生息域から離れるほど浮遊幼生の出現量も低下している。すなわち、親貝生息域と浮遊幼生出現海域が一致している。サルボウの浮遊幼生は浮遊期間がタイラギの半分程度と短く、親貝近傍に幼生が出現するものと推定される。



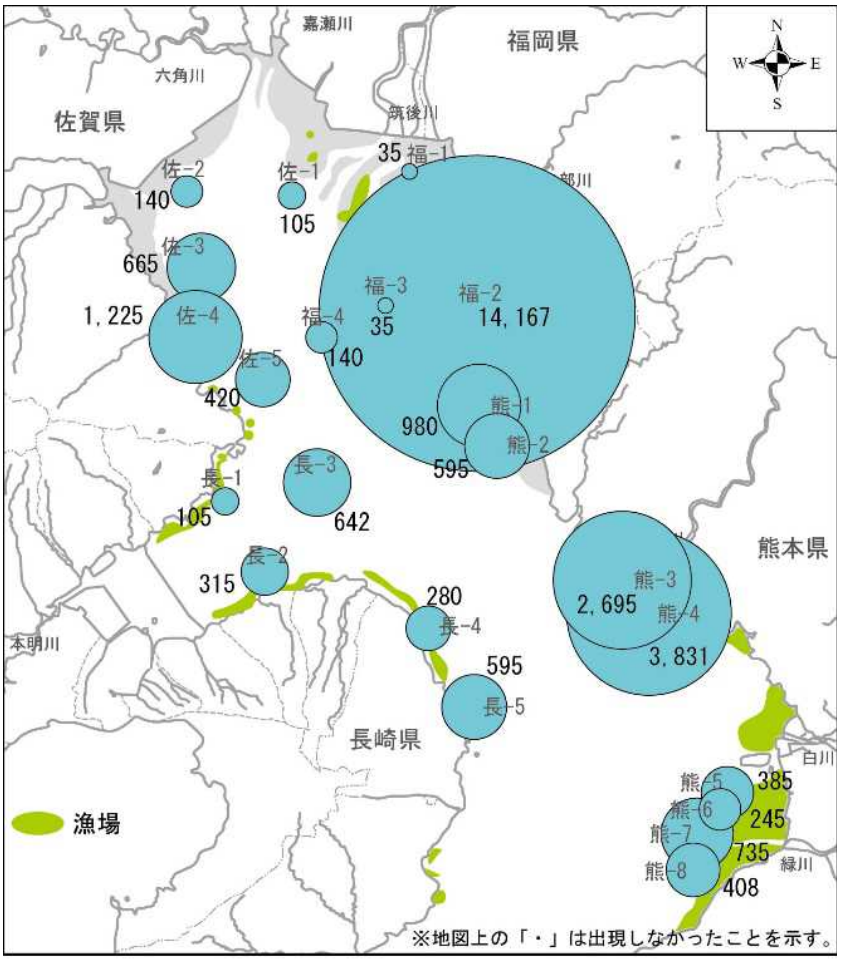
注）図中棒グラフは左から 2013 年、2014 年、2015 年の調査結果を示す。

図 4.4.118　2013～2015 年にかけてのサルボウ浮遊幼生の水平出現特性

出典：環境省「平成 25～27 年有明海・八代海等再生評価支援事業」

アサリに関しては、2015 年から有明海全域を対象とした浮遊幼生と着底稚貝の調査が実施されている。図 4.4.119 にアサリ浮遊幼生のうち、受精後 24～48 時間程度経過した D 型幼生（殻長 0.090～0.129㎜）の出現特性について示した。本調査は 2015 年 9～11 月に実施された調査時に出現していた D 型幼生の累計値である。

直近である 2015 年秋期のアサリ D 型幼生は、有明海東側の福岡県大牟田沖、熊本県荒尾沖、熊本県菊池川沖にかけて多く出現していた[4)]。一方、有明海湾奥西部の佐-2～佐-5 地点にかけては、現在の主要なアサリ漁場（佐賀県東部や諫早湾北岸）と必ずしも一致しておらず、漁場以外に生息する天然アサリ個体群の存在が示唆される。

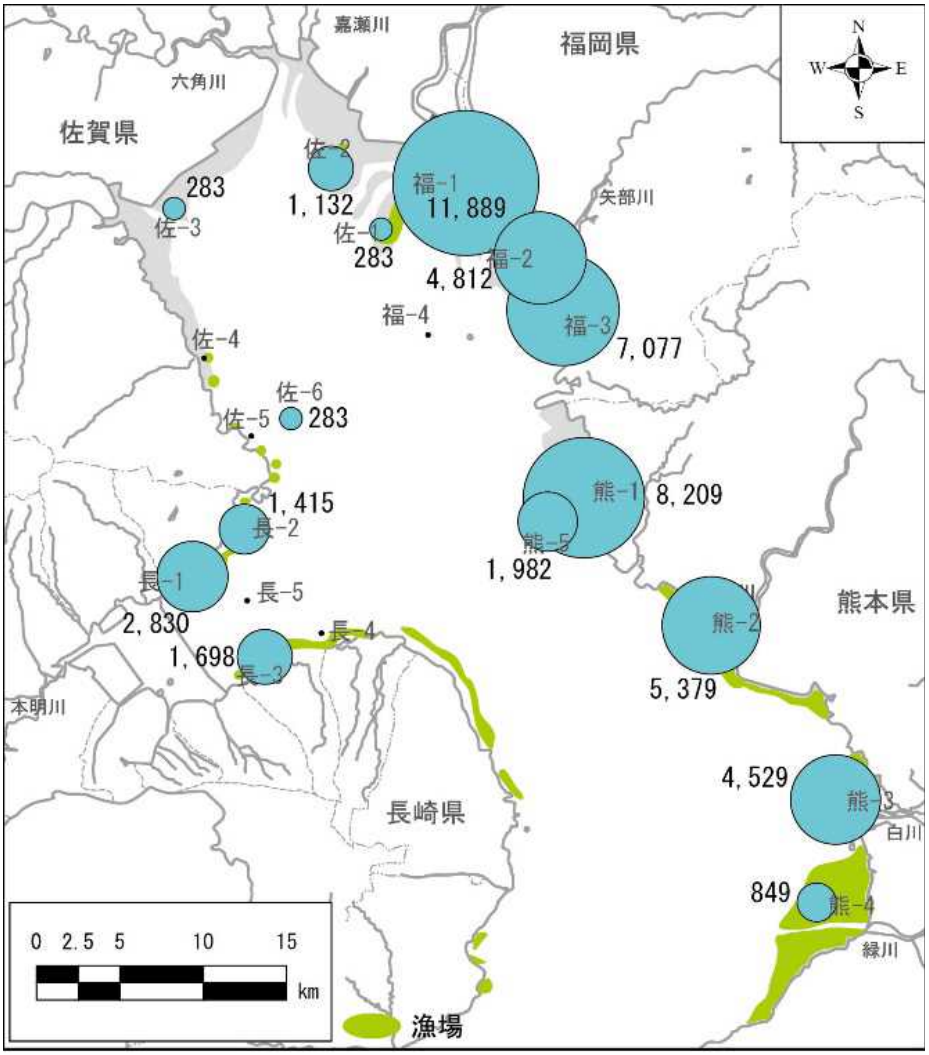


注）図中に表示している数値は、調査期間中（2015 年 9～11 月）に確認された浮遊幼生の総個体数（個体数/m³）を示す。

図 4.4.119　アサリ D 型幼生の分布状況（2015 年 9～11 月の累計）

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

2015 年 10～12 月に有明海全域で実施された調査では、アサリの着底稚貝が、有明海の多くの地点で確認されている[4)]（図 4.4.120）。



注）図中に表示されている数値は、調査期間内（2015 年 10～12 月）に確認された着底稚貝の総個体数（個体数/m^2）を示す。

図 4.4.120　アサリ着底稚貝の分布状況（2015 年 10～12 月の累計）

出典：有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

図 4.4.121 に、2013 年から 2015 年までの 3 ヶ年の緑川河口におけるアサリの生息密度を示した。2015 年に同干潟の広域でアサリの資源量が増加している。

なお、佐賀県太良町にある糸岐川・多良川河口干潟においては、2000 年以降漁獲がほとんどみられなかったが、2016 年春期から漁獲サイズに達しつつあるアサリが確認されている（佐賀県情報）。また、図 4.4.120 で着底稚貝が多く確認されたＡ１海域の覆砂漁場を中心に、2014 年秋期以降、高密度のアサリ稚貝が確認され、保護区が設定された。2015 年秋期には大規模な移殖・放流が行われ、2016 年秋期から本格的な漁獲が始まっている（福岡県情報）。

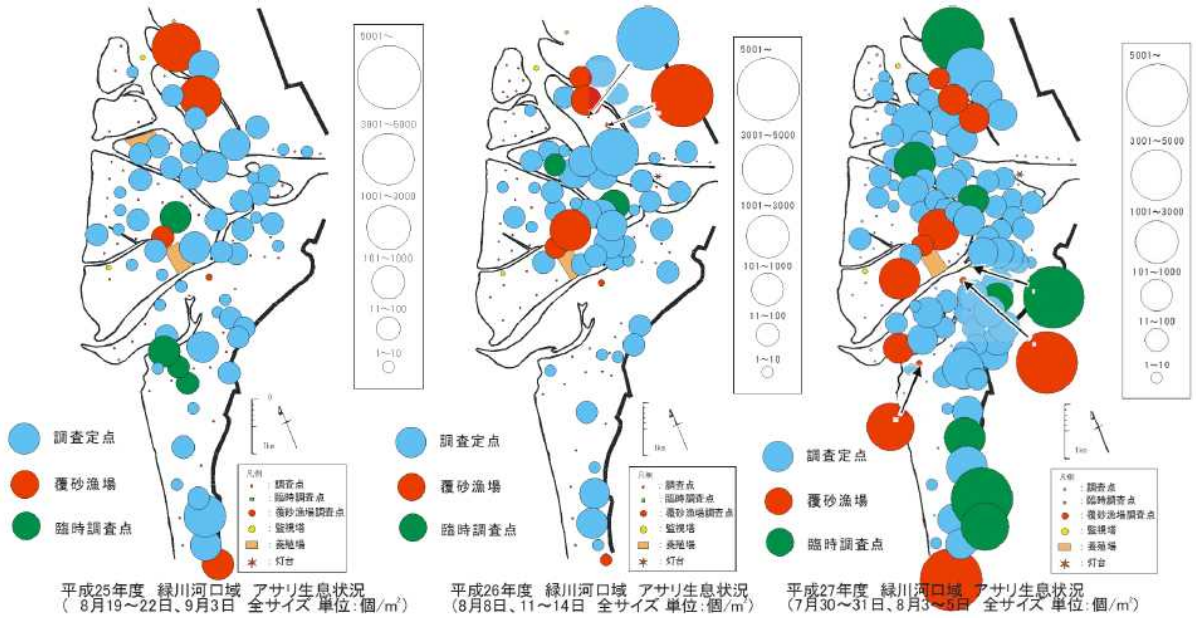


図 4.4.121　熊本県緑川河口におけるアサリ生息密度（2013 年から 2015 年）

出典：熊本県の調査結果による

ウ）まとめ

有明海の貝類の漁獲量は1980年頃（約100,000ｔ）から急速に減少して、最近5年間（2009～2013 年）では 20,000ｔを下回っている。有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある、有明海全体に共通する要因の一つとして、エイ類による食害がある。有明海全域における有用二枚貝全体の漁獲量に対する食害量推定値の割合を試算すると、2009 年は 4 割弱と大きかったが、最近 6 年間（2008～2013 年）の平均では 2 割弱であった。

タイラギの浮遊幼生は、2008 年にはＡ２海域で 130 個体/m^3程度の出現があり、Ａ３及びＡ６海域でも 2008 年～2011 年には毎年 40 個体/m^3を超える出現密度であったが、2012 年以降は 10 個体/m^3を超えることがほとんどない状態となり、主要な漁場が存在する有明海湾奥部全体で減少していた。この理由として、親貝資源の減少によって浮遊幼生の発生量と着底稚貝が減少し、資源の再生産に大きな支障が生じている可能性が示唆された。

有明海全体での 2013～2015 年のタイラギ浮遊幼生の調査結果によると、主要な漁場であるＡ２海域での出現は低調であり、Ａ４、Ａ５及びＡ６海域で高密度に出現していた。

アサリについては、直近である 2015 年秋の調査で、有明海東側の福岡県大牟田沖、熊本県荒尾沖、熊本県菊池川沖にかけて初期の浮遊幼生が多く出現していた。また、2015 年の有明海の多くの地点において着底稚貝が確認されている。

参考文献

1) White, W. T., Furumitsu, K. Yamaguchi, A. （2013）：A new species of eagle ray *Aetobatus narutobiei* from the northwest Pacific: An example of the critical role taxonomy plays in fisheries and ecological sciences., PLOS ON, Vol.8 Iss.12, e83785

2）川原逸朗，伊藤史郎，山口敦子（2004）：有明海のタイラギ資源に及ぼすナルトビエイの影響，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 22 号，pp.29-33

3）Yamaguchi, A., Kawahara, I., Ito, S.（2005）：Occurrence, growth and food of longheaded eagle ray, *Aetobatus flagellum*, in Ariake Sound, Kyushu, Japan., Environmental Biology of Fishes, Vol.74 Iss.2, pp.229–238

4）有明海漁場環境改善連絡協議会（2016）「第 22 回有明海漁場環境改善連絡協議会資料」

5）的場達人，廣瀬道宣，長本 篤，吉田幹英，篠原直哉（2016）：有明海福岡県地先におけるタイラギの斃死要因に関する研究 IV，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 26 号，pp.1-8

6）熊本県（2006）「熊本県アサリ資源管理マニュアルⅡ」，34pp

7）水産庁「平成 20～27 年有明海水産基盤整備実証調査」

8）環境省「平成 25～27 年有明海・八代海等再生評価支援事業」

（９）有明海全体ーノリ養殖、魚類等

有明海における問題点とその原因・要因は海域ごとに異なると考えられたことから、（１）から（７）までは環境特性により区分した海域ごとに問題点の特定及びその原因・要因の考察を進めてきた。

一方、有明海が抱える諸問題には、ノリ養殖に関する問題点等、環境特性による海域区分で検討しては事象を捉えることができないものや、魚類等、空間としての有明海全体で捉えるべきものもある。

このため、本節では有明海全体に係る問題点として、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」について整理し、その原因・要因について考察を行うこととした。

なお、本節と同様に八代海全体に係る問題点とその原因・要因の考察については、（１５）八代海全体にて整理した。

ア）ノリ養殖の問題

わが国のノリ養殖生産枚数及び生産額は、2005 年以降、それぞれ 70～100 億枚及び 680～970 億円程度で推移しているが、そのうち、福岡県、佐賀県、長崎県、熊本県の 4 県で、生産枚数の 54%、生産額の 55%を占めている（2012 年、図 4.4.122、農林水産省・大臣官房統計部，2013）。このように、有明海は、国内最大のノリ養殖の生産地であることから、有明海におけるノリ養殖の生産は、わが国のノリ養殖やノリの流通等に多大な影響を及ぼすことになる。

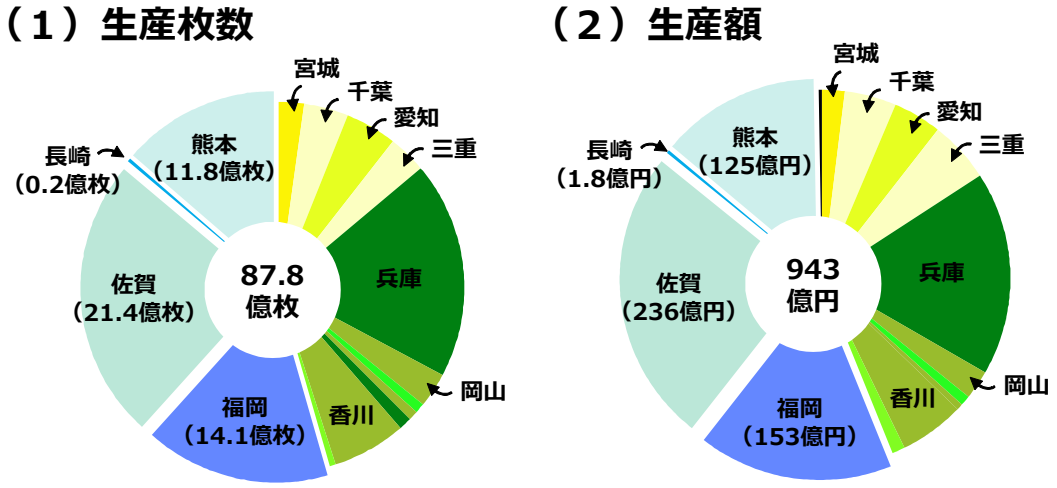


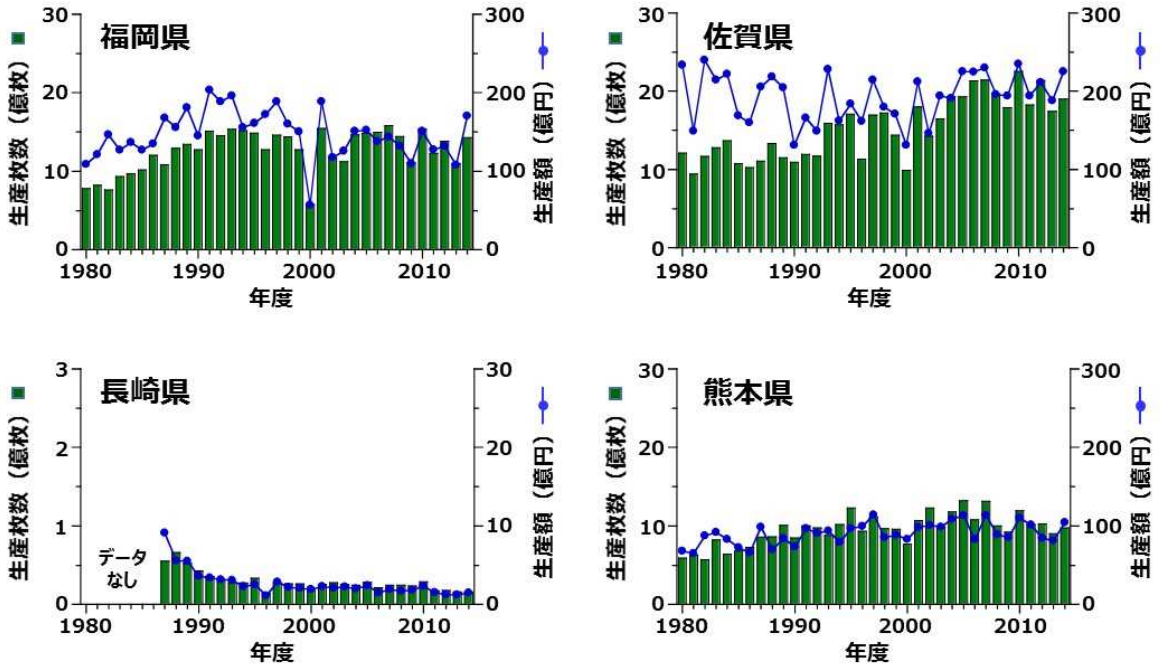
図 4.4.122　2012 年におけるノリ養殖の産地別生産枚数と生産額

① 現状と問題点の特定

有明海の福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県海域における 1980 年代以降のノリ養殖の生産枚数及び生産額の推移を図 4.4.123 に示した。福岡県海域におけるノリ養殖の生産枚数は 1980 年代に増加し、1990 年代以降、概ね 15 億枚前後で推移している。生産額についても、1980 年代に増加し、1991 年度には 200 億円にまで達した。その後、減少し、2000 年代以降は概ね 150 億円前後で推移している。佐賀県海域におけるノリ養殖の生産枚数は、1980 年代に 10 億枚程度であったのが、1990 年

以降増加し、2000 年代中頃以降は、概ね 20 億枚前後で推移している。生産額は、年度による変動が大きいが、1980 年代以降、概ね 200 億円前後で推移している。熊本県海域におけるノリ養殖の生産枚数及び生産額は、ともに 1980 年代に増加し、1990 年代中頃以降、それぞれ 10 億枚及び 100 億円前後で推移している。一方、長崎県海域におけるノリ養殖の生産枚数及び生産額は、1990 年前後に減少し、1990 年代中頃以降、生産枚数は 2 千万枚前後、生産額は概ね 2 億円程度で推移している。

このように、2000 年代中頃以降、有明海におけるノリ養殖の生産量は、長崎県海域を除くと、高い水準で推移している。しかしながら、毎年、高い生産量が安定して維持されているわけではなく、年度によって、生産量の増減がみられる。



注）1. 長崎県海域については、1986 年度以前のデータが集計されていない。
2. 1995 年度以前の熊本県海域のデータについては、八代海のデータを含む。

図 4.4.123　有明海の福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県海域におけるノリ養殖の生産枚数（カラム）及び生産額（折れ線）の推移

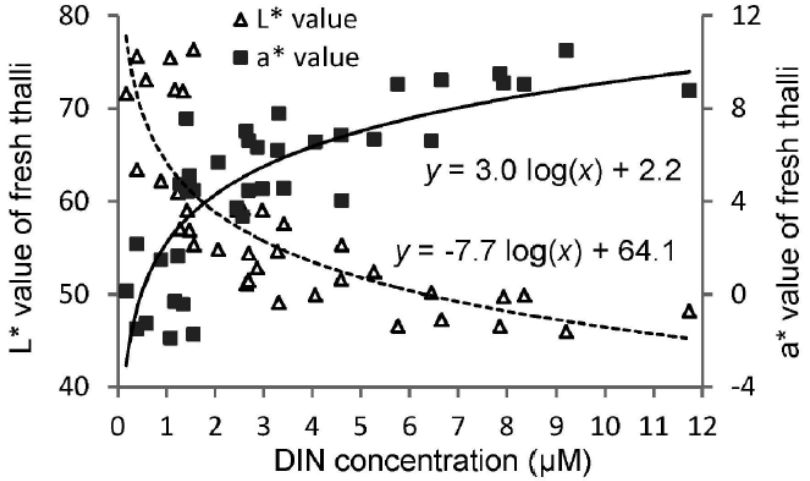
② 原因・要因の考察

安定したノリ養殖の生産を阻害している要因としては、あかぐされ病、壺状菌病、スミノリ症等に代表される病害、色落ち、水温上昇に伴う漁期の短縮等が挙げられる。これらのなかで、特に「色落ち」は、2000～2001 年のノリ漁期に、有明海で大きな問題となったノリの大不作をもたらした要因とされており、現在でも有効な対策を講ずるには至っていない。

ノリの「色落ち」とは、ノリ葉体の細胞中における色素（クロロフィル、フィコエリスリン等）の生成が阻害されることによって、色調が黒色から茶褐色に変化する現象を指す[1)]（有賀，1980）。色落ちしたノリは、商品価値が下がるため、生産枚数や生産額の減少につながる。ノリの「色落ち」のメカニズムについて、その全容は明らかとされていないが、海水中の栄養塩濃度の低下が重要な役割を果たしてい

るであろうと考えられている[2)、3)、4)]（藤澤ら，2000；白石，2010；村山ら，2015、図 4.4.124)。秋期から冬期の有明海湾奥部における海水中の栄養塩濃度の低下をもたらす要因のひとつとして、珪藻類による赤潮の発生が挙げられる。有明海における秋期～冬期（10～翌3月）の珪藻赤潮の発生件数について、データが整理されている1985年度以降の推移を図 4.4.125に示した。1980年代中頃～1990年代における珪藻赤潮の発生件数は、年間4～5件程度であったが、2000年以降、急増し、2005 年前後に減少したものの、2011 年以降、再び増加傾向にある。また、有明海における年間の赤潮発生件数のうち、秋期～冬期（10～翌3月）の珪藻赤潮が占める割合は4分の1程度に過ぎないが、赤潮による被害件数に着目すると、その大部分は秋期～冬期（10～翌3月）の珪藻赤潮の発生によるノリの色落ち被害である。

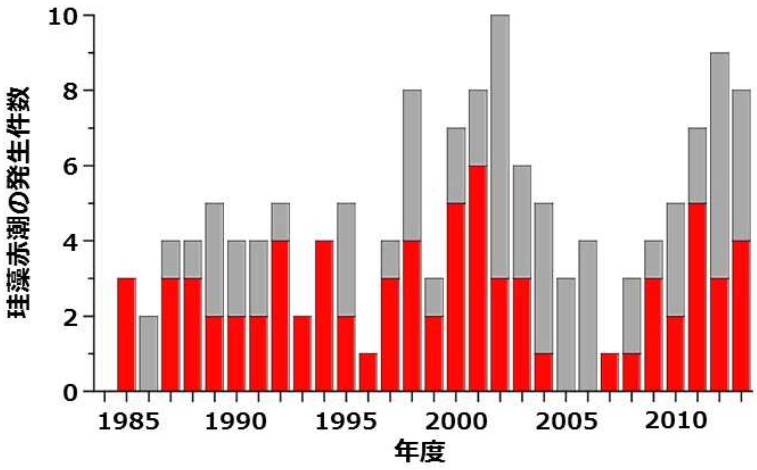
ノリの色落ちと珪藻赤潮との関係を検証するため、有明海福岡県海域を例に、1985 年度以降のノリの色落ちの発生期間と珪藻赤潮の発生期間とを対比した（図 4.4.126)。その結果、多くの場合、ノリの色落ちに先行する形で珪藻赤潮が発生しており、珪藻赤潮の発生とノリの色落ち被害とが密接に関係していることが示唆された。すなわち、珪藻類が赤潮を形成することによって、海水中の栄養塩濃度が急激に低下し、ノリ養殖に必要とされる栄養塩が減少する結果、色落ちが生じているものと推察される。



注）L*値は明るさ、a*値は赤みを示す指標で、ともに色彩色素計等で測定される。

図 4.4.124　備讃瀬戸海域における溶存態無機窒素（DIN）濃度とノリの色調（L*値，a*値）との関係

出典：村山史康，清水泰子，高木秀蔵（2015）：岡山県ノリ漁場における栄養塩濃度とノリの色調および乾海苔単価との関係，日本水産学会誌，第81巻，第1号，pp. 107-114



注）赤色のバーは被害件数を示す。

図 4.4.125　有明海における秋期～冬期（10 月～翌 3 月）の珪藻赤潮の発生件数の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」をもとに環境省が作成した。

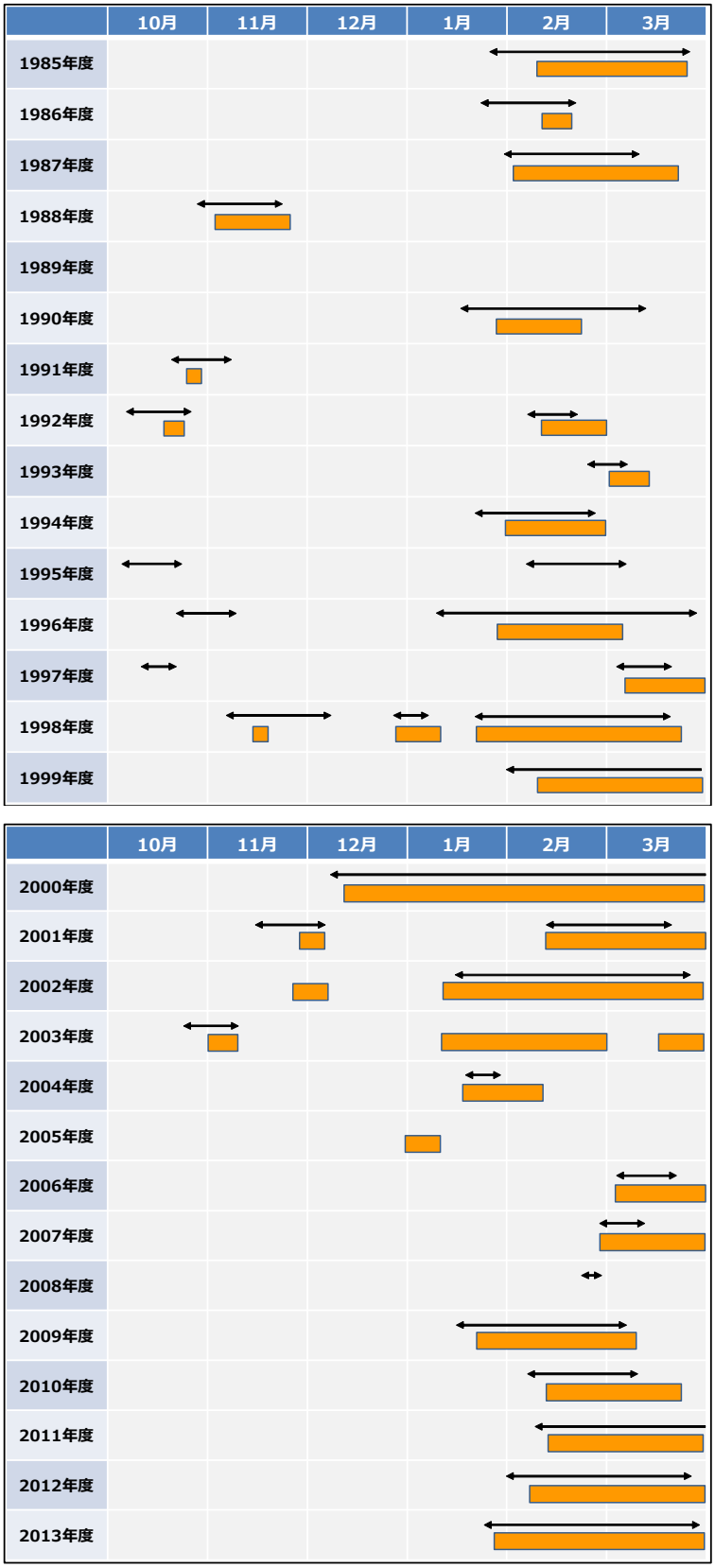


図 4.4.126　有明海福岡県海域におけるノリの色落ちの発生期間（■）と珪藻赤潮の発生期間（矢印）

通常、細胞あたりの栄養塩吸収量が大きい大型の珪藻類、例えば *Eucampia zodiacus* や *Coscinodiscus wailesii*、*Rhizosolenia imbricata* 等の種が、ノリの色落ちを引き起こす原因プランクトンして位置づけられている（図 4.4.127）。また、世界各地の沿岸・内湾域で普遍的に生息している *Skeletonema* spp.等の小型珪藻類についても、ノリ漁期に赤潮を形成すると、色落ちを引き起こす場合がある。ここでは、これまでに有明海で大規模なノリの色落ち被害を引き起こした 3 種の珪藻類（*Rhizosolenia imbricata*、*Eucampia zodiacus* 及び *Asteroplanus karianus*）に焦点を当て、それぞれの種の有明海における赤潮の発生状況と発生機構について述べる。

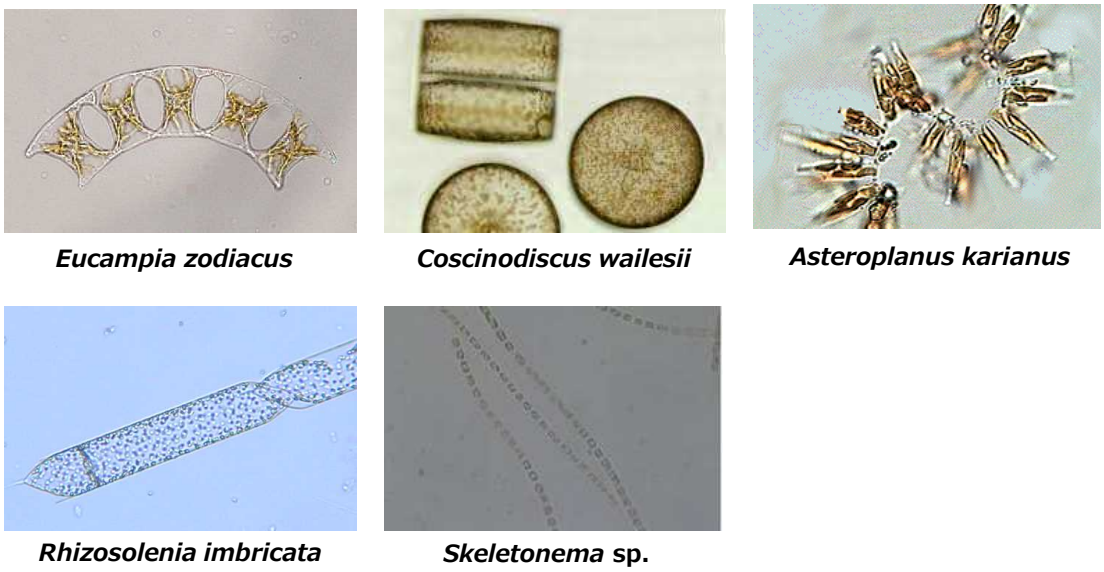


図 4.4.127　ノリの色落ちの原因となる主な珪藻類

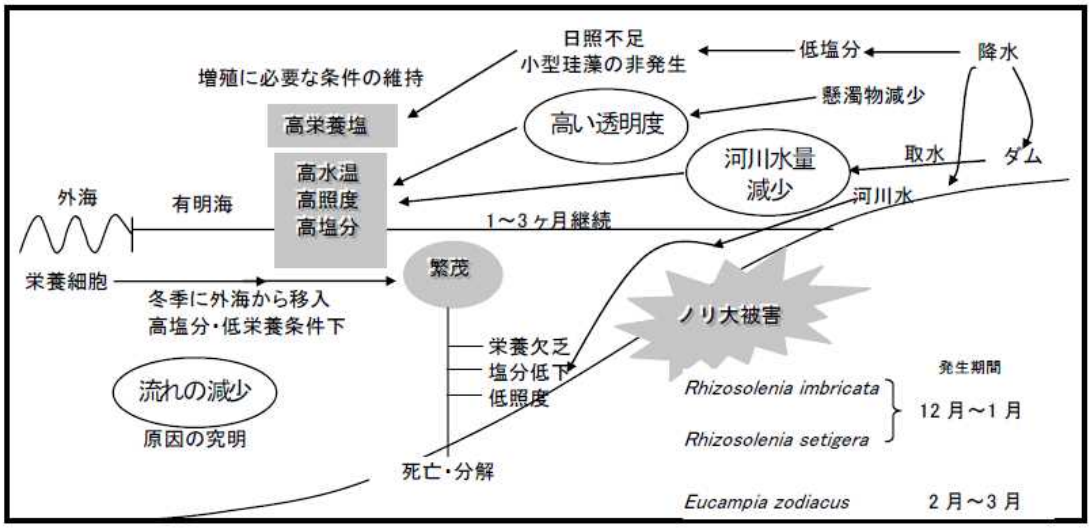
i）*Rhizosolenia imbricata*

Rhizosolenia imbricata（図 4.4.127、図 4.4.128）は、主に暖海の外洋域に分布する大型（殻径 10～60 μm、殻長 100～500 μm）の珪藻類で、増殖可能な水温帯が比較的高く、低塩分への耐性が低いという特徴を持つ[5]（佐々木・鬼頭，2003）。本種は、2000 年度に有明海で発生したノリの大不作（色落ち）の原因種と推定されていることもあり、環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006（平成 18）年 12 月）委員会報告においては、本種を想定した形で、大型珪藻類の発生機構が整理されている（図 4.4.128）。しかしながら、2000 年度のノリの大不作以降、有明海において、*R. imbricata* による赤潮が発生したとの報告はなされていない。

ii）*Eucampia zodiacus*

Eucampia zodiacus（図 4.4.127）は、極域を除く世界中の沿岸域に広く分布し、頂軸長が 100 μm に達する大型の珪藻類で、ノリの色落ち被害が頻発している瀬戸内海東部においても重要な色落ち原因種として位置づけられていることから、水温や栄養塩に対する増殖特性等、生理・生態学的知見が精力的に収集・整理されている[6)、7)、8)、9)、10)]（例えば、西川，2002；西川・堀，2004；Nishikawa et al.，2007；Nishikawa et al.，2009；Nishikawa et al.，2011）。

有明海において、*E. zodiacus* は 1980 年代より出現が確認されており、1980 年代後半や 2000 年前後に、比較的高密度で出現していた（図 4.4.129）。2011 年度以降も、高密度での出現が連続してみられており、特に 2013 年度の冬期には、本種による赤潮が有明海のほぼ全域で発生し、多くのノリ漁場で色落ち被害が生じた。



注）*R. imbricata* は、塩分が高い冬期に外海から湾内に移入。日照不足等によって、小型珪藻の増殖が抑えられた後に、増殖に必要な条件（高水温、高照度、高栄養塩等）が整うと大発生につながる。

図 4.4.128　大型珪藻類（主に *Rhizosolenia imbricata*）の発生機構

出典：環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006）「委員会報告」

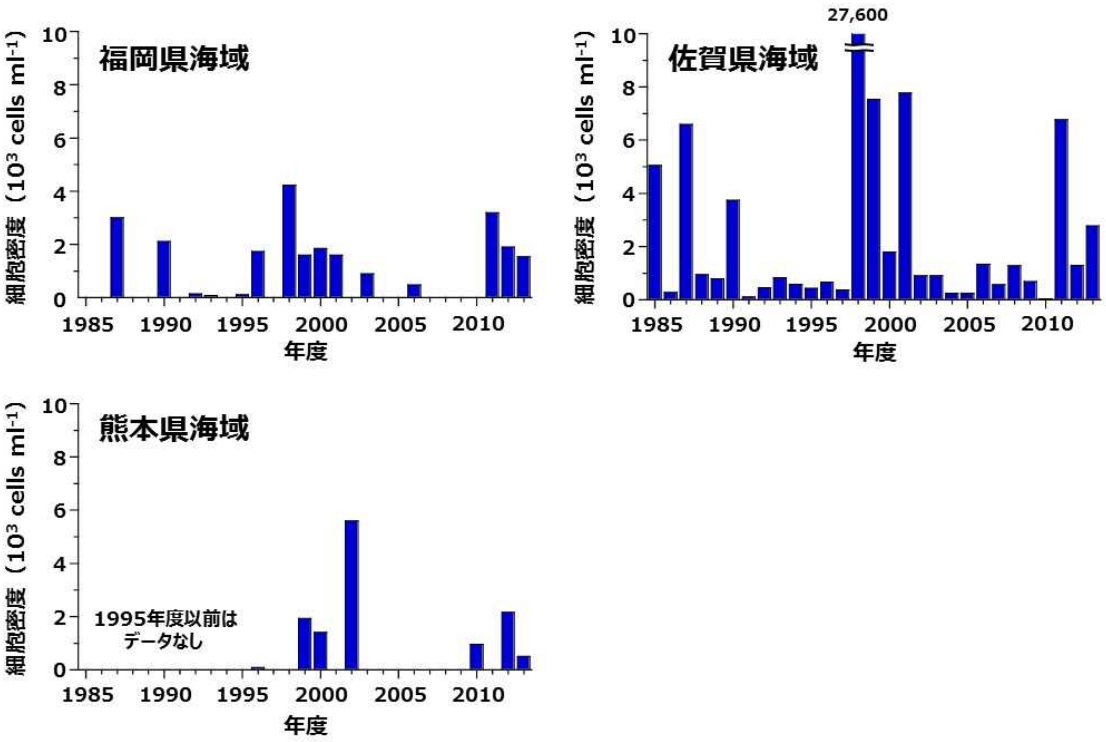


図 4.4.129　有明海福岡県海域、佐賀県海域及び熊本県海域における *Eucampia zodiacus* の最高細胞密度の経年変化

有明海での *E. zodiacus* による赤潮の発生機構については、いまだ充分には解明されておらず、断片的な知見にとどまっている。Ito et al.（2013）は、2011 年度冬期の比較的大規模な本種による赤潮発生時に実施した観測結果から、まず *Skeletonema* spp.等の小型珪藻類の増殖がみられ、それらが衰退した 2 月下旬から *E. zodiacus* の細胞密度が急激に増加したこと、海水中の栄養塩濃度は、小型珪藻類の増殖により減少し、その後の *E. zodiacus* の増殖にともなって急激に低下したことを報告している[11]（図 4.4.130）。また、観測当初に沖合域の底層に分布していた *E. zodiacus* は、濁度が低下する小潮期の後に、細胞密度が増加する傾向がみられたことから、光環境の改善が海水中で沈降しつつある *E. zodiacus* が赤潮のレベルまで個体群を拡大する要因のひとつであると推察した（図 4.4.131、図 4.4.132）。

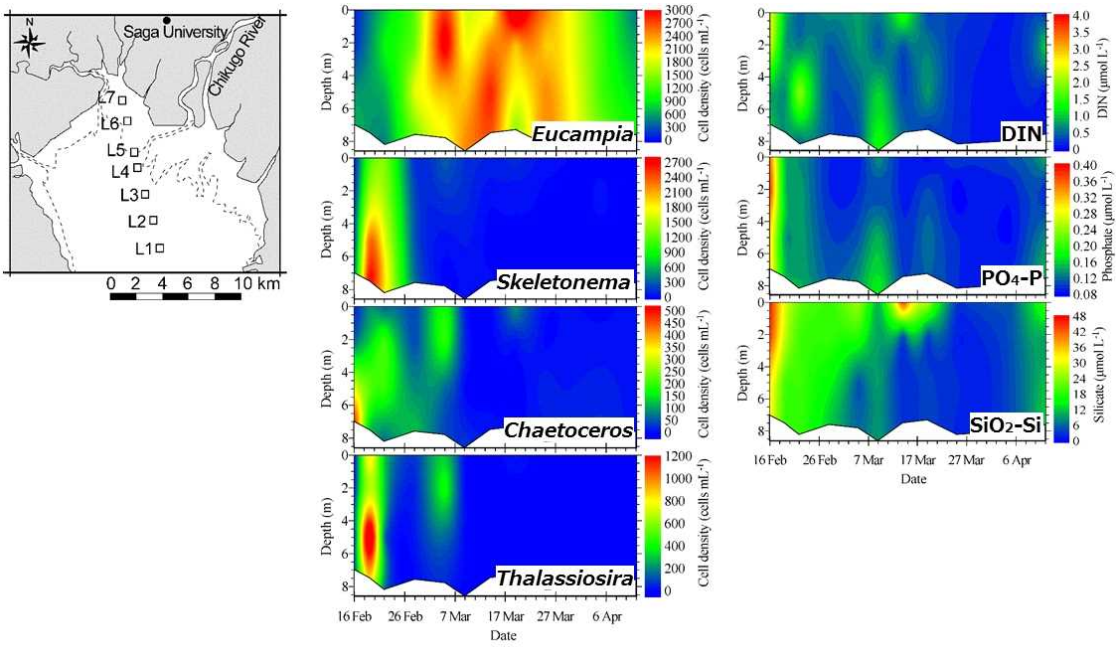


図 4.4.130　有明海湾奥部の観測定点（L4）における植物プランクトン（*Eucampia zodiacus*、*Skeletnema* spp.、*Chaetoceros* spp.、*Thalassiosira* spp.）の細胞密度及び栄養塩濃度（溶存態無機窒素 DIN、リン酸態リン PO_4-P、ケイ酸態ケイ素 SiO_2-Si）の経時変化（2012 年 2 月～4 月）

出典：Ito, Y., Katano, T., Fujii, N., Koriyama, M., Yoshino, K., & Hayami, Y (2013) : Decreases in turbidity during neap tides initiate late winter blooms of *Eucampia zodiacus* in a macrotidal embayment., Journal of Oceanography, Vol.69, pp.467-479

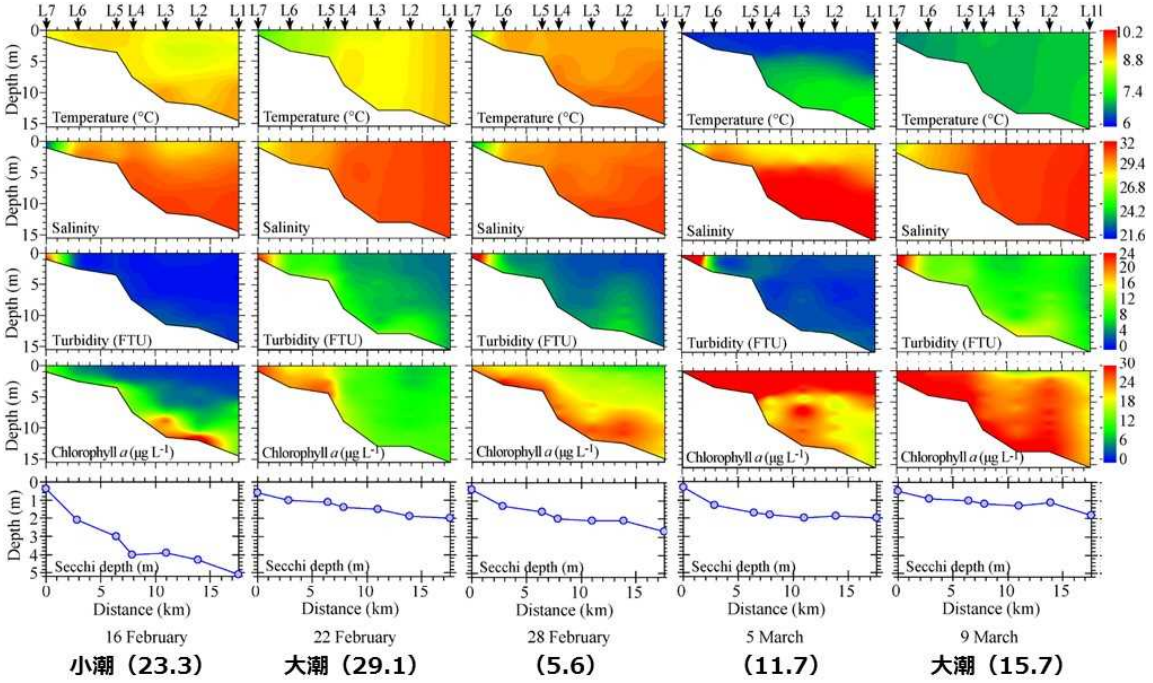


図 4.4.131　有明海湾奥部の観測定線における水温、塩分、濁度、クロロフィル a 濃度の鉛直分布及び透明度の経時変化（2012 年 2 月～4 月）。

出典：Ito, Y., Katano, T., Fujii, N., Koriyama, M., Yoshino, K., Hayami, Y （2013）: Decreases in turbidity during neap tides initiate late winter blooms of *Eucampia zodiacus* in a macrotidal embayment., Journal of Oceanography, Vol.69, pp.467-479.

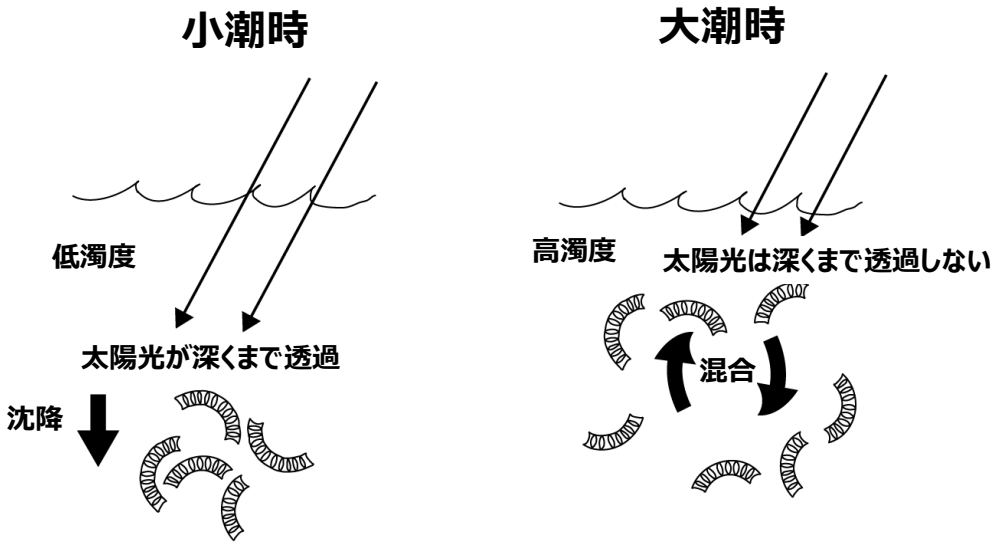


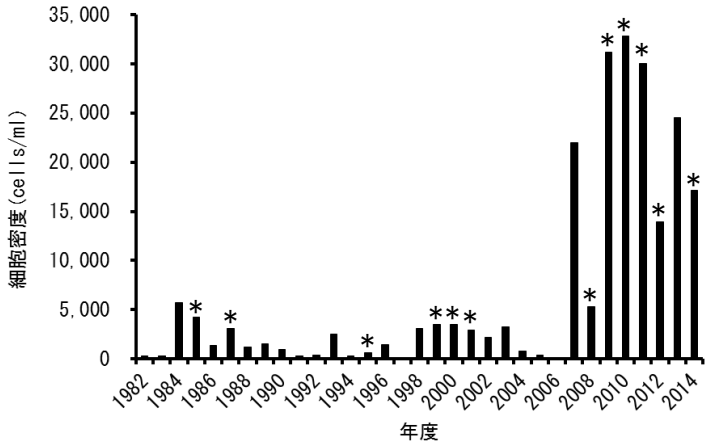
図 4.4.132　有明海における *Eucampia zodiacus* による赤潮の発生機構（概念図）

出典：Ito, Y., Katano, T., Fujii, N., Koriyama, M., Yoshino, K., Hayami, Y （2013）: Decreases in turbidity during neap tides initiate late winter blooms of *Eucampia zodiacus* in a macrotidal embayment., Journal of Oceanography, Vol.69, pp.467-479. をもとに環境省が作成した。

iii）*Asteroplanus karianus*

Asteroplanus karianus は、有明海や噴火湾等の海域で分布が確認されている中型（細胞長 16～68 μm）の珪藻類で、休眠期細胞の復活とその後の増殖は、高水温よりも低水温の方が至適であること、効率的に増殖するには窒素源が豊富に存在する環境が必要であること等が明らかにされている[12)、13)]（松原ら，2014；Yamaguchi et al.，2014）。

有明海佐賀県海域における *A. karianus* による赤潮の発生状況をみると、1980～2000 年代前半においても出現が認められていたが、2007 年度以降、単独で、かつ高密度の赤潮を形成する傾向がみられる（図 4.4.133）。また、本種による赤潮の形成とノリの色落ち被害との関係を比較してみると、赤潮の発生海域の拡大にともない、ノリの色落ち被害も拡大していく様子が明瞭に認められる（図 4.4.134）。一方で、本種は、有明海において、これまで佐賀県海域以外の海域で赤潮を形成した報告はなく、きわめて赤潮の発生海域が限定されていることも本種による赤潮の特徴である。



注）*は、本種を構成種に含む赤潮により色落ち被害が発生した年度を示す。

図 4.4.133　有明海佐賀県海域における *Asteroplanus karianus* の最高細胞密度の変動

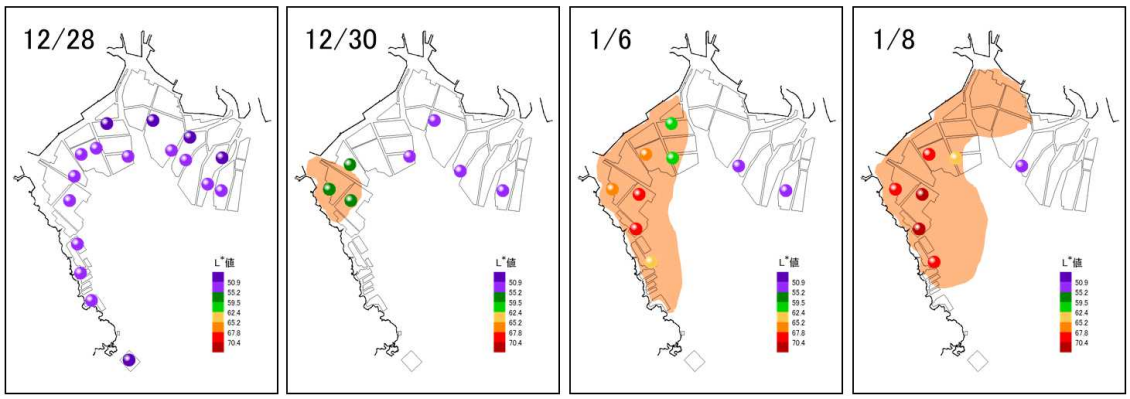


図 4.4.134　有明海佐賀県海域における *Asteroplanus karianus* による赤潮の発生海域とノリの色落ち状況の推移（2011 年度）

現在のところ、*A. karianus* による赤潮の発生が、有明海の佐賀県海域において、2007 年度以降、単独で高密度の赤潮を形成するようになった要因は不明である。ただし、これまでの研究から、本種は水温及び全天日射量が年間で最低となる時期に赤潮を形成する傾向にあること（図 4.4.135）、鉛直混合期に細胞密度が増加する傾向にあること（図 4.4.136）等が明らかとなってきており、本種による赤潮の発生には、水塊の鉛直混合や低水温、高栄養塩濃度等の環境条件が寄与している可能性が示唆される。

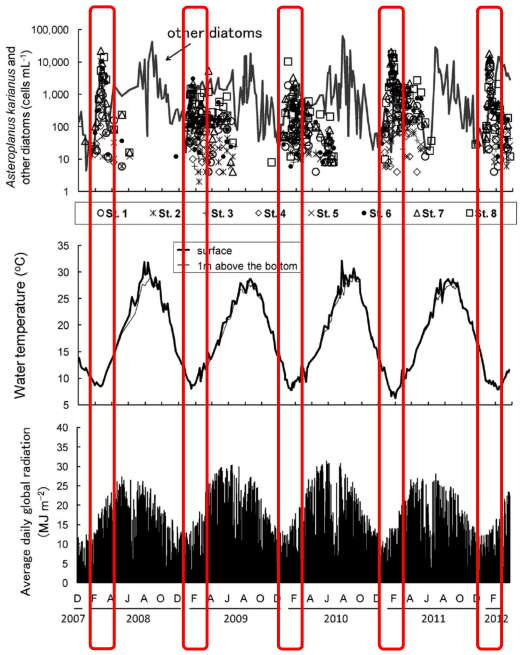


図 4.4.135　有明海佐賀県海域表層における珪藻類の細胞密度，水温及び全天日射量の推移（2007 年 12 月～2012 年 3 月）。

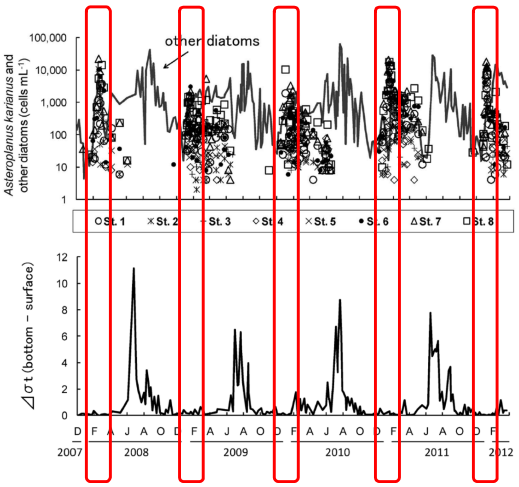
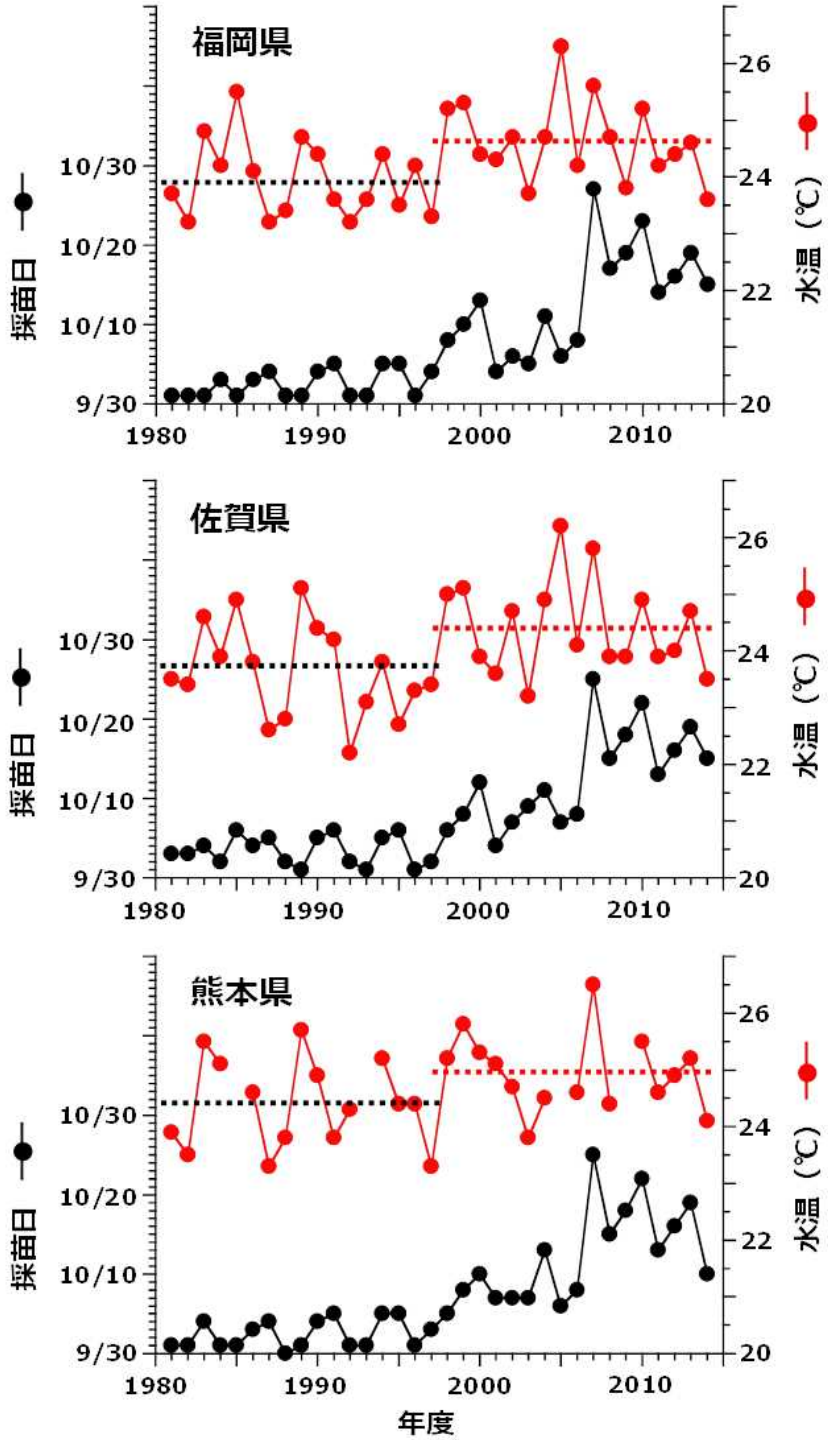


図 4.4.136　有明海佐賀県海域表層における珪藻類の細胞密度と鉛直安定度 $\Delta\sigma t$ の推移（2007 年 12 月～2012 年 3 月）。

出典：松原 賢，横尾一成，川村嘉応（2014）：有害珪藻 *Asteroplanus karianus* の有明海佐賀県海域における出現動態と各種環境要因との関係，日本水産学会誌，第 80 巻，第 2 号，pp. 222-232 をもとに環境省が作成した。

また、有明海では、1990 年代後半以降、ノリの採苗時期が遅れる傾向にある。有明海の福岡県、佐賀県及び熊本県海域における 1981 年度以降のノリの採苗日と 10 月の表層水温の推移を図 4.4.137 に示した。福岡県海域における 1997 年度までのノリの採苗日は、10 月 1 日～5 日（平均 10 月 2 日）の範囲にあったが、1998 年度以降 2006 年度までは 10 月 4 日～13 日（平均 10 月 8 日）、2007 年度以降は 10 月 14 日～27 日（平均 10 月 18 日）と 15 日程度も遅くなっている。同様の傾向は、佐賀県及び熊本県海域においても認められる。ノリの採苗時期は、水温や潮汐等の海況条件を踏まえ、関係者が協議のうえ決定される。特に、ノリは、採苗直後の幼芽の段階で水温 25℃以上の高水温にさらされると、様々な生育障害が生じることから[14)、15)、16)]（山内 1974、三根ら 2013、島田 2014）、秋期水温の上昇は、ノリの採苗に多大な影響を及ぼす。実際、有明海のノリ漁場周辺海域における秋期（10 月）水温は、1990 年代後半以降、高めで推移している（図 4.4.137）。したがって、秋期水温の上昇が採苗時期の遅れやそれに伴う冷凍網期の開始（冷凍網出庫）の遅れ等につながっており、ひいてはノリ養殖の生産にも影響を及ぼしていることが示唆される。



注）1. 黒色及び赤色の破線は、それぞれ 1981～1997 年度及び 1998～2014 年度の表層水温の平均値を示す。
2. ノリの採苗日は各県機関から提供されたデータを使用した。
3. 10 月の表層水温については、各県機関で実施されている浅海定線調査で得られた水温データ（福岡県：定点 S4、佐賀県：定点 10、熊本県：定点 12）を使用した。

図 4.4.137　有明海の福岡県、佐賀県及び熊本県海域におけるノリの採苗日と 10 月の表層水温の推移

③ まとめ

2000年代中頃以降、有明海におけるノリ養殖の生産量は、比較的高い水準で推移しているが、毎年、高い生産量が安定して維持されているわけではなく、年度によって、生産量の増減がみられる。安定したノリ養殖の生産を阻害している要因として、あかぐされ病、壺状菌病、スミノリ症等に代表される病害、色落ち、水温上昇に伴う漁期の短縮等が挙げられる。ノリの色落ちは、海水中の栄養塩濃度が急激に低下し、養殖ノリに必要とされる栄養塩が減少する結果、生じる現象で、植物プランクトン、特に大型珪藻類の赤潮形成による栄養塩の消費が要因のひとつであると考えられる。また、秋期水温の上昇が採苗時期の遅れやそれに伴う冷凍網期の開始（冷凍網出庫）の遅れ等につながっている。

イ）魚類等の変化

① 現状と問題点の特定

有明海では魚類資源に関する研究が少なく、漁獲努力量等の資源評価を行うための基礎資料が整備されていないため、ここでは漁獲量の動向を資源変動の目安と考える。

魚類の漁獲量は、1987 年をピーク（13,000ｔ台）に減少傾向を示し、1999 年には 6,000ｔを割り込んだ（図 4.4.138）。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、及びカレイ類の漁獲量は、 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）の最低を下回っている（図 4.4.139、図 4.4.140）。また、クルマエビも同様の傾向を示している（図 4.4.140）。その後も減少傾向が続いているが、魚類の漁獲量が最も多かった長崎県の漁獲量の減少程度が大きく、2005 年以降は熊本県が長崎県を上回ることが多くなった。

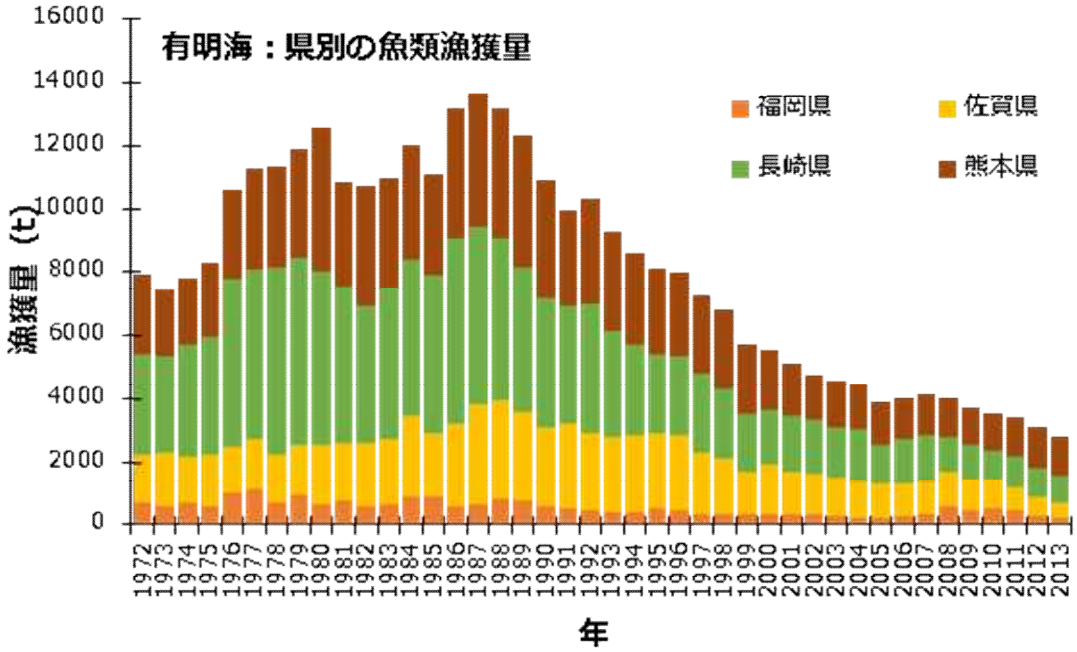


図 4.4.138　有明海の県別魚類漁獲量

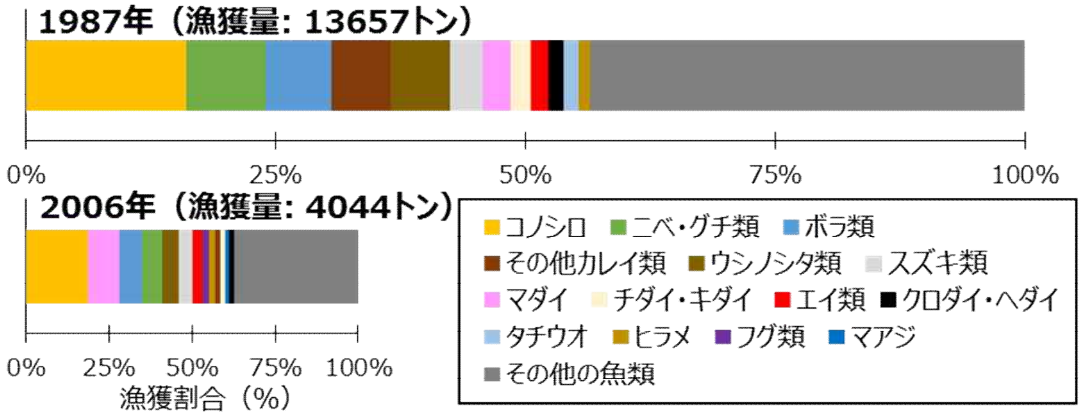


図 4.4.139　有明海の魚類漁獲割合（1987 年と 2006 年の比較）

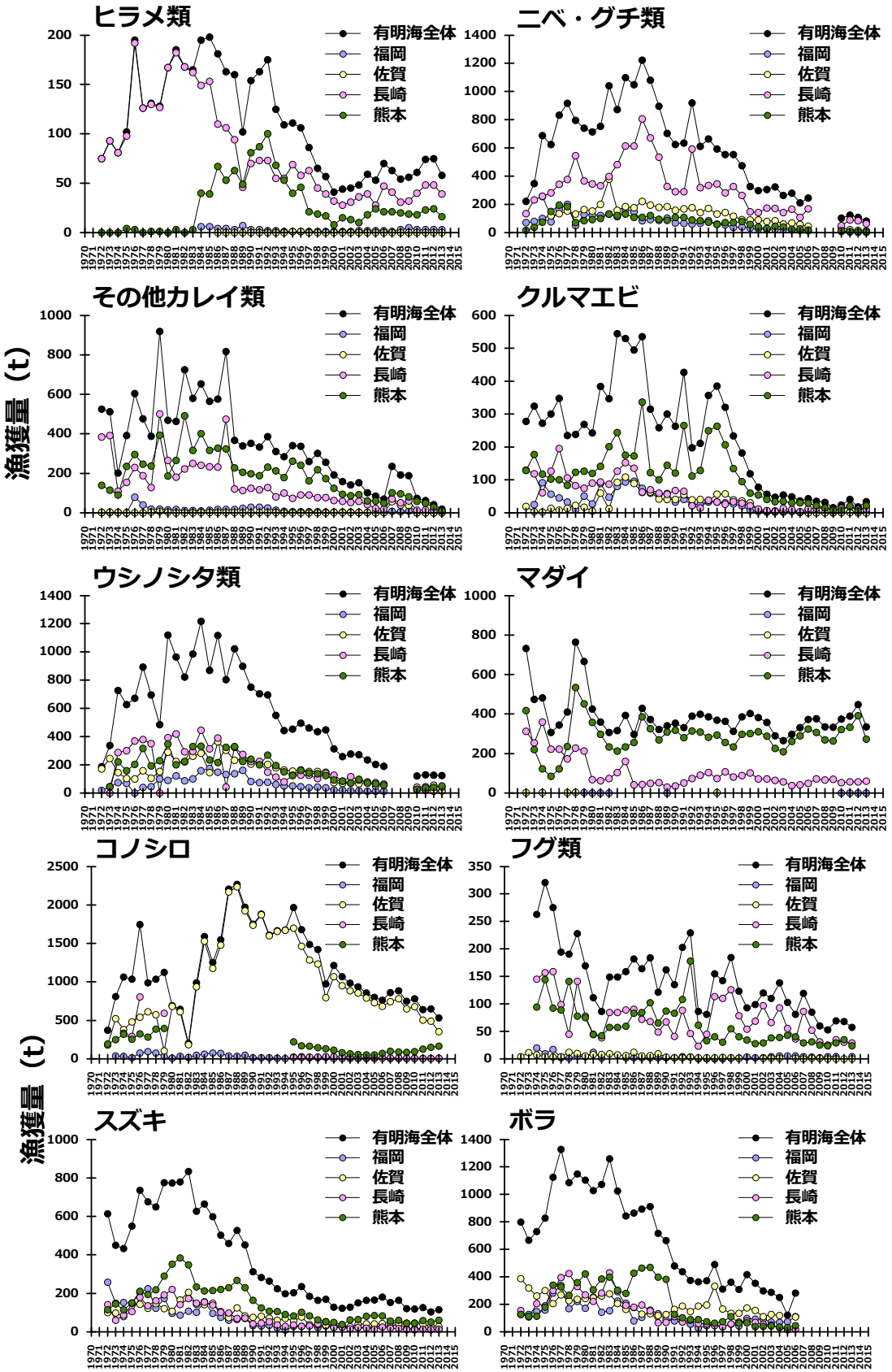


図 4.4.140　有明海における主要な魚類漁獲量の経年推移

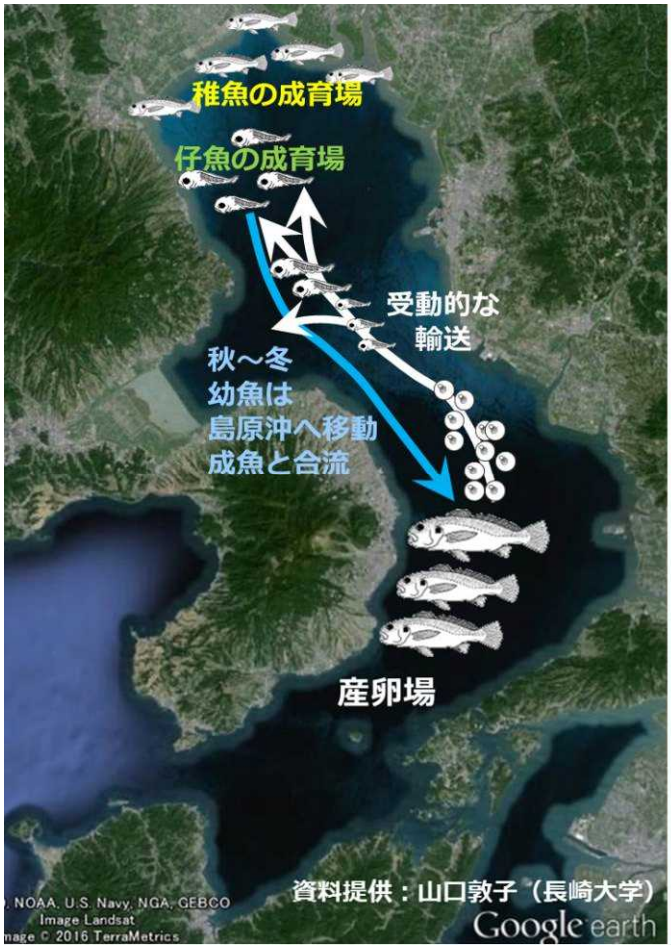
② 原因・要因の考察

i）初期減耗・生態系構造の変化

ここでは、他魚種に比べて減少が著しいとみられる魚類について、その原因・要因の考察を行う。資源の減少が著しい種や有明海を代表する種について、卵や仔魚の輸送機構、輸送経路、初期生態、産卵場や成育場の特定等を行った結果として、かつて漁獲量が最も多く、近年資源量の減少が著しいシログチ、デンベエシタビラメ等を例に、有明海の底魚魚類の再生産機構を図 4.4.141～図 4.4.143 に示す。

シログチは、有明海中央部で最も優占する魚種であり、有明海では鮮魚や練り製品の原料等に利用されている漁業資源である。漁業者への聞き取りでは、近年最も資源が減少した種の一つとして挙げられている。シログチは日本の沿岸域に普通に生息する種で、有明海周辺でも、橘湾から外海へと連続して分布しているが、有明海・橘湾系群は、外海のものとは異なる系群であることが明らかになっている。有明海のシログチは産卵場と成育場がかなり離れており、卵や仔魚が成育場まで輸送される有明海に特徴的な再生産の仕組みを持つ。このような再生産の仕組みは、他の海域に生息するシログチとは異なることが分かっており、有明海を代表する生活史のパターンである。このような再生産の仕組みを持つ種には、コウライアカシタビラメやクルマエビ（図 4.4.144）が挙げられる。

有明海のシタビラメ類は、“クチゾコ”や“クッゾコ”と呼ばれ、重要な漁業資源となっている。有明海ではこれまでに、イヌノシタ、コウライアカシタビラメ、デンベエシタビラメ、ゲンコ及びオキゲンコの少なくとも 5 種を確認している。デンベエシタビラメは有明海特産種、コウライアカシタビラメは準特産種に分類されている。デンベエシタビラメの仔魚は、コウライアカシタビラメやシログチの場合と異なり、産卵場である湾奥部及び諫早湾に広く出現し、稚魚も同様に湾奥部及び諫早湾の浅海域に広く分布する。変態直前の仔魚から着底後の稚魚は、潮間帯から河口域にも出現することが分かっている。このように全生活史を湾奥部に依存する種には、他にコイチ等が挙げられる。



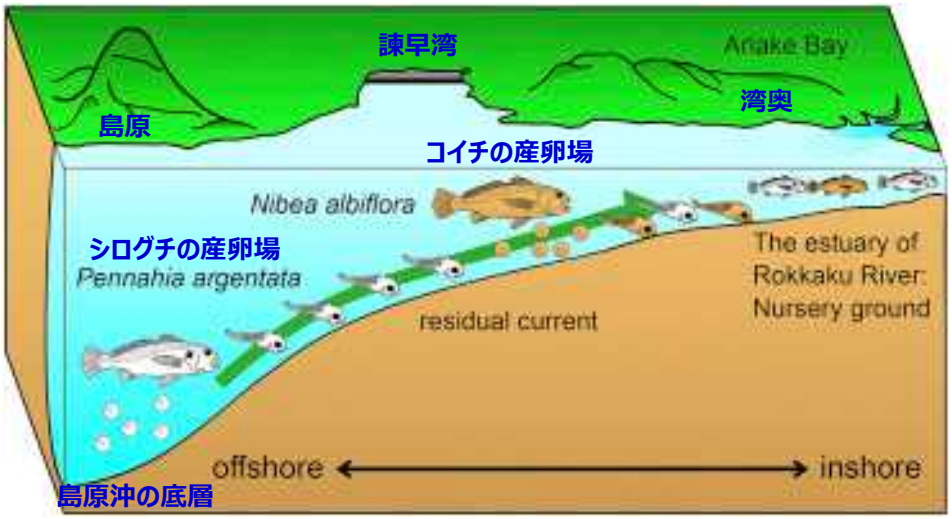
シログチ

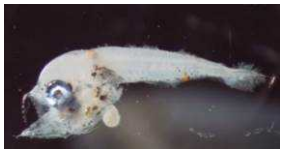
①有明海の底魚魚類中の最優占種。
②有明海特有の再生産機構を持つ。
③近年資源の減少が著しい種の一つ。
⇓
シログチをモデル生物として、輸送のしくみ、生残機構、初期減耗要因等を研究。

【結果】
●寿命は6年程度、生後1年で成熟
●産卵は6月～8月にかけて、産卵場は島原半島沖の底層（有明海中央～湾口部の水深40～60m）⇒孵化仔魚は有明海の西側を受動的に輸送されることが判明。奥部の干潟・河口域は稚魚の成育場
●佐賀県太良沖から福岡県の大和町にかけて多くの仔魚が集積し、しばらくの間とどまる可能性。
●稚魚はそれよりも奥の河口域を中心に出現する。

（Yamaguchi et al., 2006, 山口ら2008、Kume et al. 2015などより）

図 4.4.141　　シログチに代表される再生産機構
出典：長崎大学・平成 19～21 年度等





外部形態からは同定が困難であることが判明したコイチ･シログチ仔魚について、mtDNA- PCR 法による簡易判別方法を確立（Kume et al. 2015）。

図 4.4.142　　フィールド調査と DNA 分析等により明らかになったシログチ・コイチの卵・仔魚輸送機構と成育場
出典：山口・長崎大学提供資料

図 4.4.143　　デンベエシタビラメの生産機構

出典：長崎大学・平成 19～21 年度等

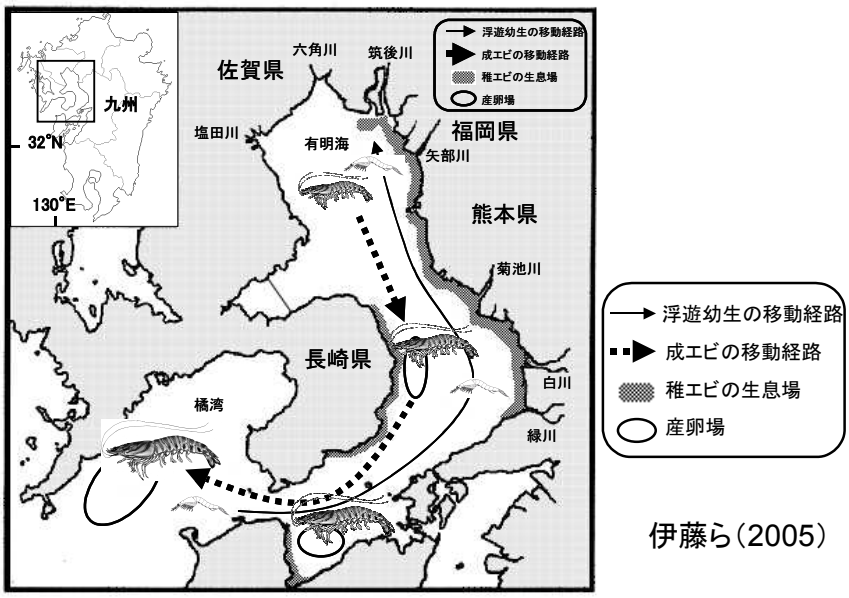


図 4.4.144　クルマエビの産卵場所と稚エビの出現場所

出典：中田英昭（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」

これまでに明らかになった成果に基づき、産卵場や成育場等各種の生活史ステージにおける海域利用について、海域区分に従って記すと、産卵場はＡ７海域、仔魚の輸送経路はＡ３・Ａ５海域、仔魚の成育場はＡ２・Ａ３海域、稚魚の成育場はＡ１海域であることが分かった。コウライアカシタビラメ等が同様の海域利用を示すことが判明している。

これらの生活史を持つ底生魚類の減少要因を考察すると、底質や底層環境の変化等に加え、卵から仔稚魚期までを過ごす成育場の環境変化や卵仔魚の輸送に関わる流れの変化等が初期減耗を高めている可能性もある。

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、護岸構造物の設置、人為的な流量操作、採砂等が複合的に影響する可能性があると考えられる。

また、有明海の準特産魚種であるコイチやデンベエシタビラメ等は湾奥部（Ａ２、Ａ３海域）で産卵し、その仔魚は湾奥部沿岸の浅海域（Ａ１海域）を成育場とすること、さらに河口域が稚魚の成育場となっていることが明らかとなっている。

このように、感潮域、河口域、干潟・浅海域の減少や環境悪化が初期減耗を高め、資源減少を引き起こしている可能性がある。なお、魚類等の産卵場や成育場となる藻場・干潟の減少については３章７．藻場・干潟に記載している。

初期減耗要因の解明に関連して、仔稚魚の生残に関わる産卵場から成育場への輸送経路及び仔稚魚成育場の環境についての調査結果として、ニベ科仔魚及びデンベエシタビラメ仔魚の個体数密度と採集地点における溶存酸素量との関係を図 4.4.145 に、餌生物（カイアシ類）に対する選択性について図 4.4.146 に示す。

仔魚の個体数密度と現場で観測された溶存酸素量との関係からは、ニベ科仔魚（コイチ、シログチ）では 2.7mg/l、デンベエシタビラメでは、3.05mg/l 以下では仔魚は出現していないことがわかった。これらの値をもってただちに仔魚の分布を制限する閾値であると断定することはできないが、一つの目安と考えることは出来る。初期減耗を低減し、環境再生の目標を設定するうえでも、仔魚が生息可能な溶存酸素量を明らかにしておくことが重要である。また、餌環境も初期発達段階の仔魚の生残に関わる重要事項である。同所で採集されたニベ科及びシタビラメにとっては小型のカイアシ類が重要な餌生物となっていたが、ニベ科では *Pseudodiaptomus marinus* が、デンベエシタビラメでは *Microsetella norvegica* が種特異的に重要な餌生物として利用されていたことから、同所に生息するものでも種によって餌の選択性には違いがあることがわかった。

有明海には河川循環流が卓越し、遊泳力の乏しいシログチの卵や仔魚は常に中底層に分布し、中底層の湾奥向きの残差流により受動的に湾奥部へと輸送されていると考えられる。年による中底層の残差流の強度の違いが、仔魚の湾奥部への輸送の可否を決定する重要な要因、つまりその年の加入量を決定する主要因の一つとなっていると考えられる[17]（Kume et al.,2015）。

以上のように、現時点では資源の減少要因の特定には至っていないものの、湾奥部における貧酸素水塊の発生状況に加え、成育場の餌環境、成育場である湾奥部への仔魚の輸送の成功の可否は、初期の生残や成長を規定し、資源の増減に大きな影響を及ぼすものと推定される。

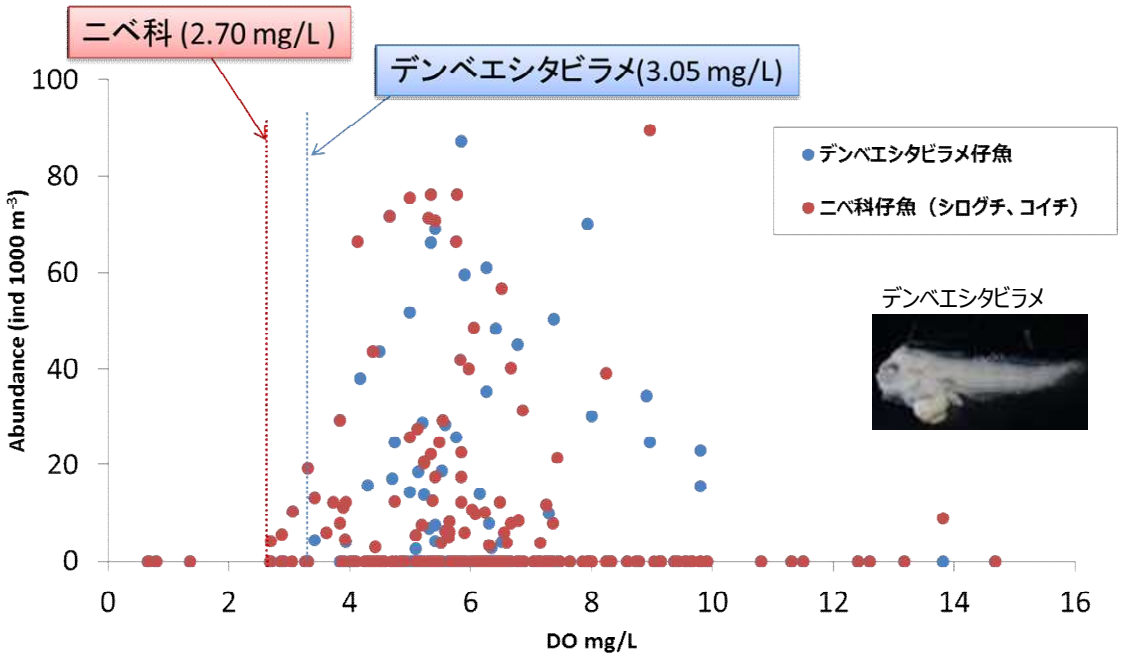


図 4.4.145　　ニベ科仔魚（シログチ、コイチ）及びデンベエシタビラメ仔魚の個体数密度と採集地点における溶存酸素量との関係

出典：長崎大学・平成 19～21 年度等

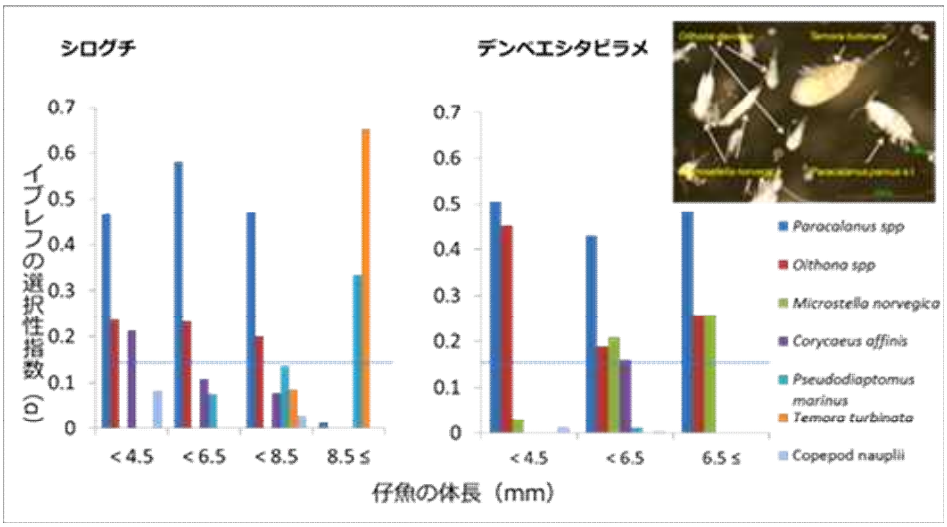


図 4.4.146　同所に生息する仔魚の餌生物（カイアシ類）に対する選択性

出典：長崎大学・平成 19～21 年度等

ニベ科仔魚の 2007 年～2012 年までの分布密度の推移をみると年々減少傾向にあり、特に近年初期減耗が高まっていることがわかる（図 4.4.147）。シログチ成魚の漁獲量も緩やかな減少傾向を示していたことから、シログチ資源が減少傾向にある可能性が高い。仔魚の輸送経路上に形成される貧酸素水が及ぼす影響、捕食による死亡率の増加、利用可能な餌が不足することによる餓死等、何らかの要因による初期減耗の増大が資源の減少を招いている可能性がある。あるいは成魚の資源量減少や小型化に伴う産卵量の減少により、仔魚が減少している可能性がある。

同様にデンベエシタビラメの分布密度についても減少傾向が認められ、ニベ科に

比べて著しい（図 4.4.148）。デンベエシタビラメは、仔魚期にはまだ扁平な体型ではなく、浮遊生活を送っている。デンベエシタビラメはシログチとは異なり、成魚も湾奥部に生息する生活史型である。デンベエシタビラメ仔魚の生息可能な溶存酸素量の閾値（3.05mg/L）がニベ科（2.7mg/L）よりも高いと予想されたことから、ニベ科よりも貧酸素の影響を強く受けやすいことが予想される。さらに、デンベエシタビラメについては生涯、湾奥部に生息することが判明した。そのため、着底後の稚魚期以降は、湾奥部の底質を含めた底層の環境が極めて重要である。

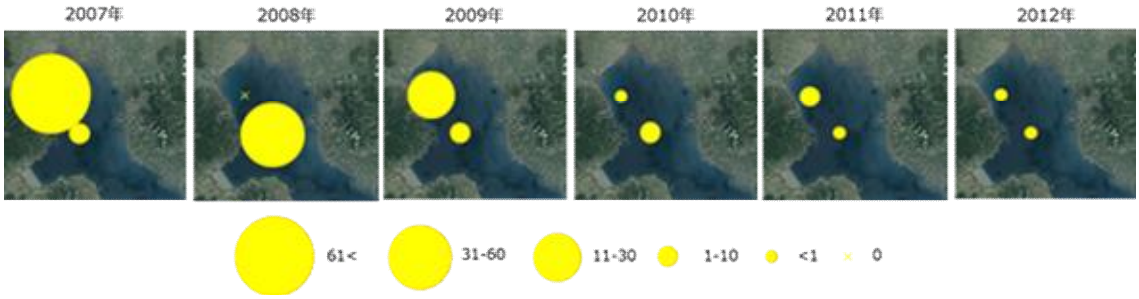


図 4.4.147　　ニベ科仔魚の分布密度（/1000 ㎥）の経年変化
出典：長崎大学・平成 19～21 年度等

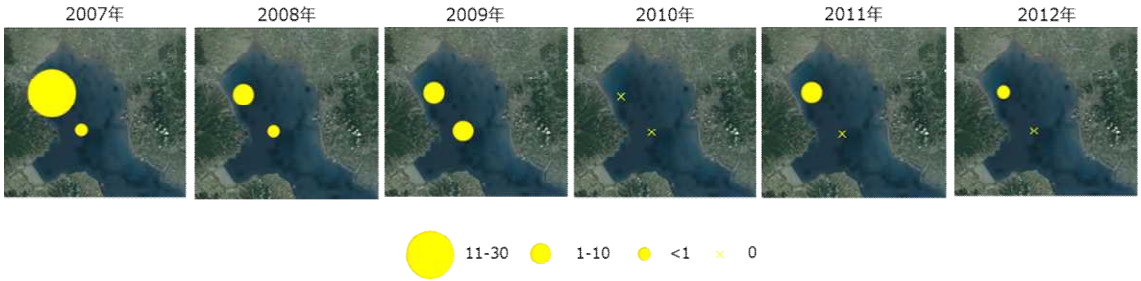


図 4.4.148　デンベエシタビラメの分布密度（/1000 ㎥）の経年変化
出典：長崎大学・平成 19～21 年度等

水産資源の減少要因の一つに有明海生態系構造の変化、すなわち種組成の変化が挙げられる[18]（山口，2013）。有明海ではサメ類が減少し、エイ類が増加した。その後、有用な貝類への捕食圧が増加した可能性が高い（図 4.4.149）。しかし、2000 年以降、エイ駆除によりサメ・エイ類への漁獲圧が高まったことから、ともに減少傾向を示している。貝類への食害が指摘されるナルトビエイは、2013 年に新種であったことが報告され[19]（White et al.，2013）、これまでに考えられていたような熱帯を起源とするエイではなく、日本からベトナム沿岸にかけての狭い範囲に生息する東アジアの特産種であることが明らかにされたばかりである。エイ駆除ではナルトビエイに加え、稀少なシロエイ、ヤジリエイ等のアカエイ類やスミツキザメ等が混獲されている。今後はナルトビエイや希少種に関する科学的知見を蓄積した上で、各種生物や生態系に配慮した取組が必要となる。

一方、貝類（二枚貝）を摂食する魚類として、ナルトビエイのほかにアカエイ、トビエイ等その他のエイ類、ワラスボ、シタビラメ類、クロダイ、コショウダイ、フグ類等が存在することも明らかになっている。さらに、ワラスボ、シタビラメ類等の魚類は栄養段階最上位のサメ・エイ類等に重要な餌として利用されていること

から、貝類の動態には当初予想されていたよりも多くの種が直接的かつ間接的に関与しているものと推察される。また、ナルトビエイの増加要因としては、貝類の減少に伴う摂餌場所の変化や海水温の上昇に加え、ナルトビエイの捕食者となりうるシュモクザメ等のサメ類の動向により間接的にもたらされたトップダウン効果の影響であったこと等が考えられている[18)]（山口，2013）。

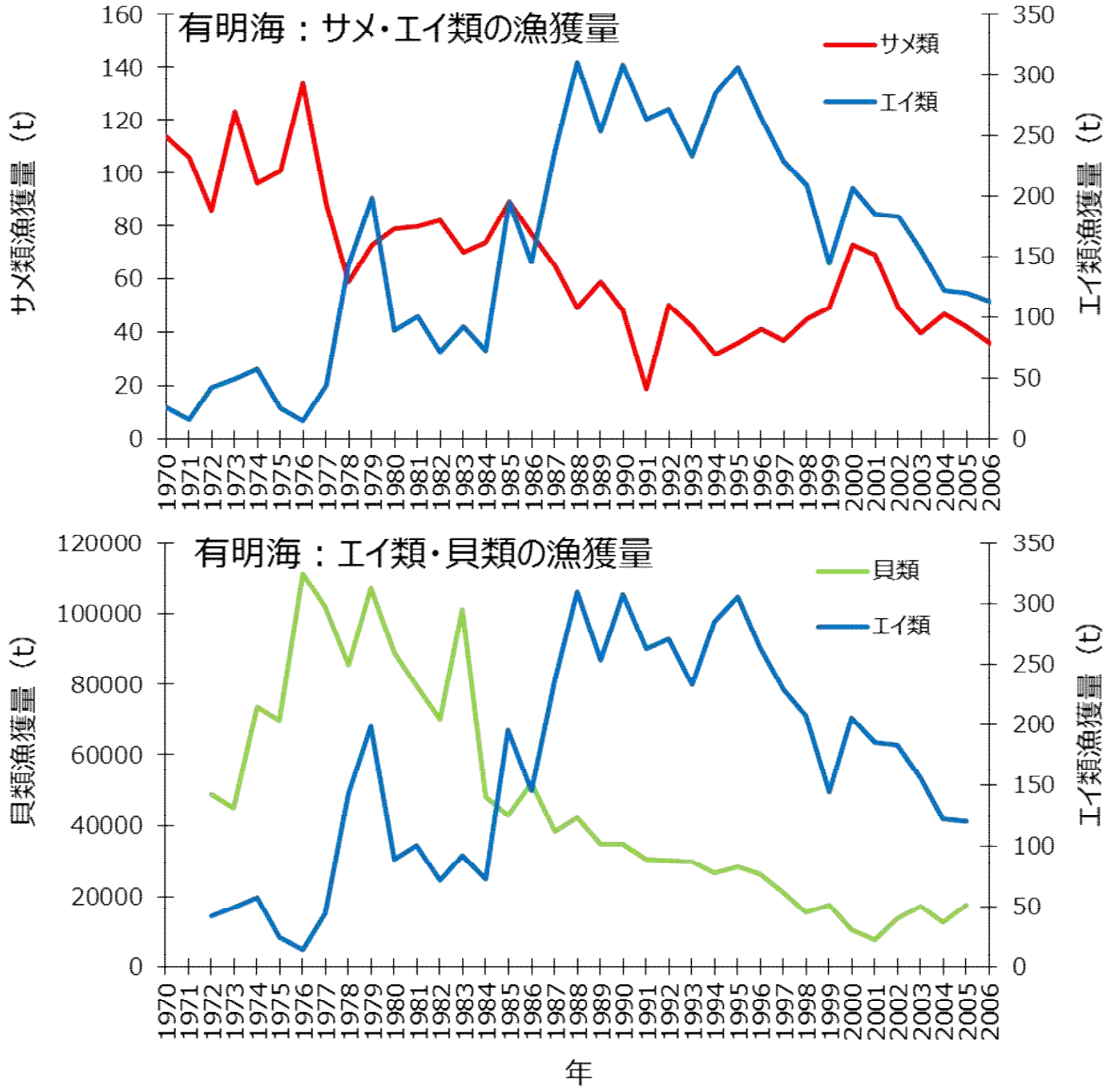


図 4.4.149　　有明海におけるサメ・エイの漁獲量とエイ・貝類漁獲量

ii）夏期の赤潮

有明海における赤潮被害発生件数は1998年から2003年まではそれ以外の期間の約2倍の件数と高い傾向であったが、2005年以降は横ばいである（図 3.8.9参照）。2011年から2015年まで海域毎のデータを整理すると、赤潮はＡ１海域で最も多く発生し、Ａ１海域に隣接するＡ３海域及び熊本県沿岸であるＡ４でも発生件数が多い（図 4.4.150）。干潟域であるＡ１海域を除くと、いずれの海域でも5～9月の夏期の赤潮発生件数が多く、夏期は珪藻のみならず、渦鞭毛藻及びラフィド藻による赤潮発生が多い（図 4.4.151）。

赤潮による漁業被害については３章8.赤潮に示した。有明海では、夏期にラフィド藻等の有害赤潮が頻発している。特に有害な *Chattonella* 属については、1998年、2004年、2007～2010年にかけて、赤潮発生規模が大きくなっている（図 4.4.151）。

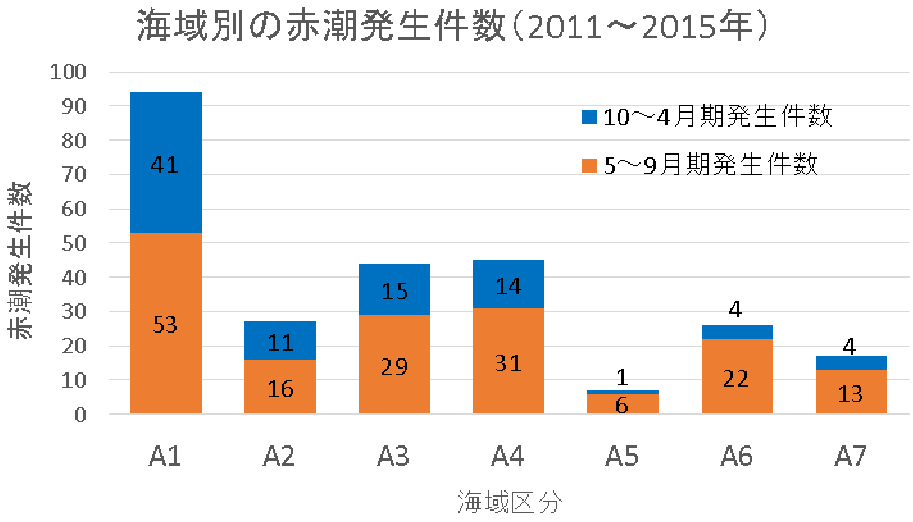
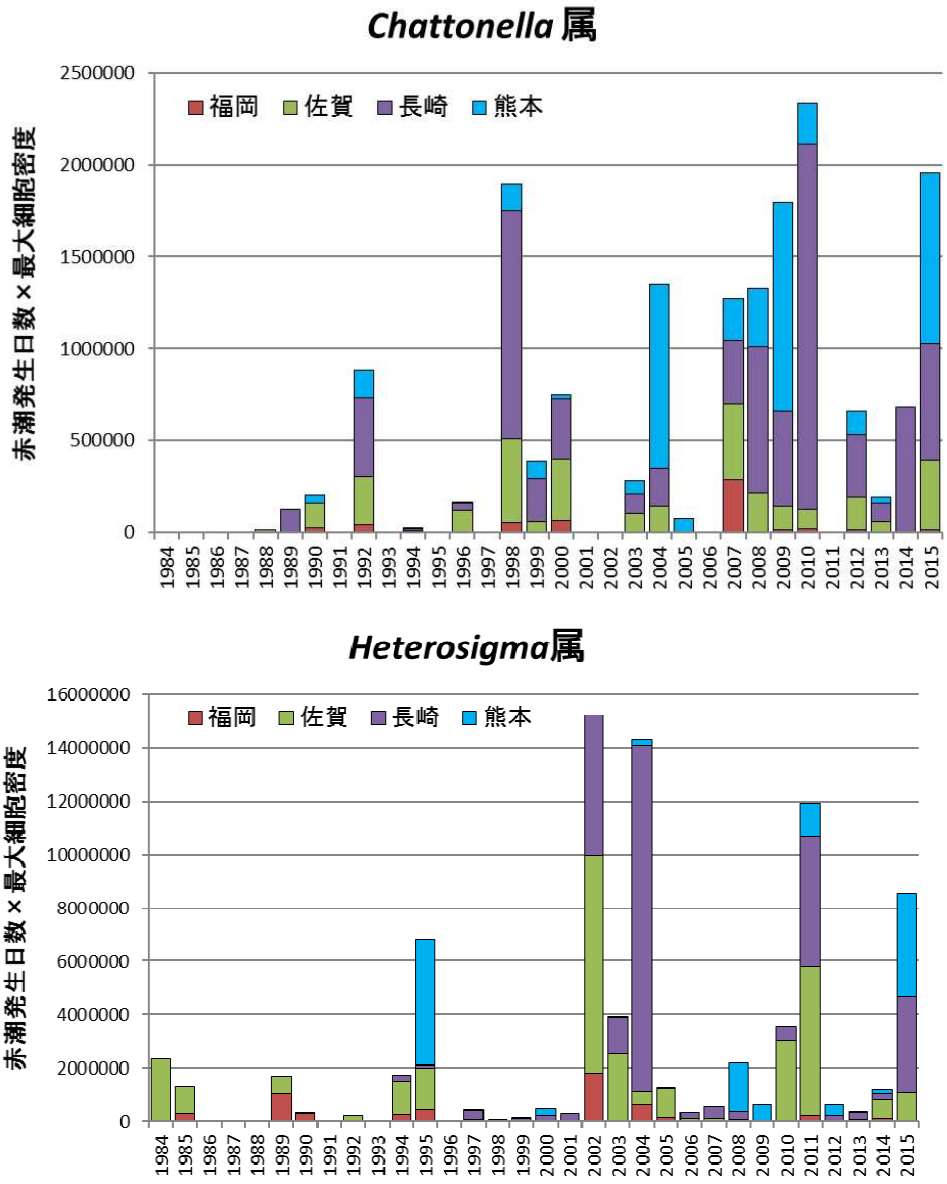


図 4.4.150　有明海における海域区分別赤潮発生件数

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（平成23～27年）」をもとに環境省が作成した。



注）1. 赤潮の発生規模（出現密度と発生期間）を反映するため、以下のように総出現細胞数を算出した

総出現細胞数＝赤潮発生期間（日）×最高出現密度（cells/mL）

2. 当該年に複数回赤潮が発生した場合、発生毎に上記の計算を行って合計した

図 4.4.151　有明海における 2 種有害赤潮生物の赤潮発生規模の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

夏期に発生する鞭毛藻赤潮のうち、*Chattonella* 属や *Heterosigma* 属の赤潮はＡ１～Ａ３海域及びＡ６海域では夏期に高密度となる。図 4.4.151 に両属の赤潮発生規模（総出現細胞数＝赤潮発生期間（日）×最高出現密度（cells/mL））の経年変化を示した。*Chattonella* 属による赤潮の発生規模は、1998 年、2004 年、2007～2010 年及び 2015 年に大きくなっており、どの程度漁獲量の減少に影響を与えたのか不明であるが、赤潮発生海域では天然魚類のへい死（図 4.4.152）等が発生している。*Heterosigma* 属の発生規模は 1995 年、2002 年、2004 年、2011 年及び 2015 年に大きくなっている。

図 4.4.152　有明海において *Chattonella* 属赤潮発生時に死亡した
天然コノシロやボラ類

出典：水産研究・教育機構提供資料

ラフィド藻である *Chattonella* 属や *Heterosigma* 属は魚類等へ幅広く毒性を示すことが既に知られており、天然魚類のへい死はこれら赤潮生物が有する魚毒性によって引き起こされている。また天然魚介類はこうした毒性の高い赤潮に遭遇すると逃避行動をとることが知られている。

有明海ではＡ７海域（島原半島南部及び天草海域）において魚類養殖が行われており、*Chattonella* 属による赤潮発生時は養殖魚のへい死が認められている。2009 年 7 月下旬には赤潮発生時に北風が卓越したため、有明海奥部で発生していた赤潮が短時間で南下、橘湾へと流出し、4 億円を越える漁業被害が発生した（図 4.4.153）。

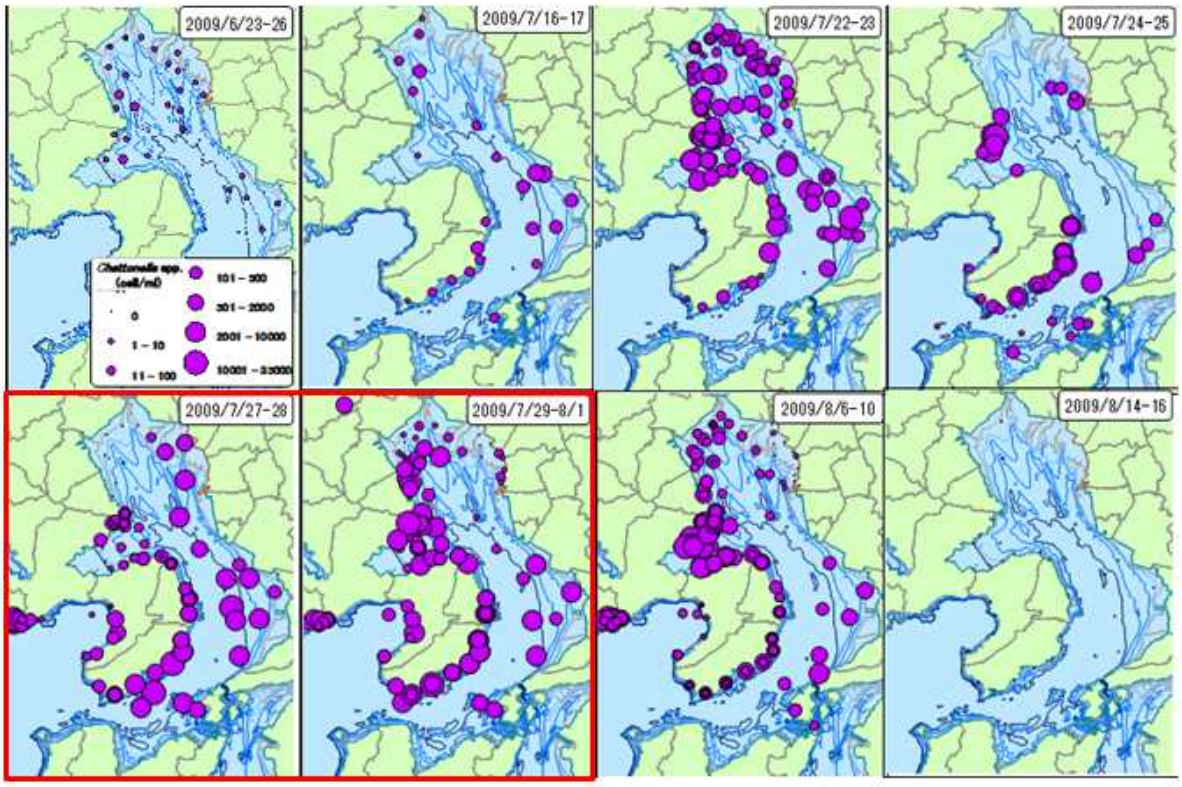


図 4.4.153　有明海・橘湾海域における *Chattonella* 属栄養細胞分布の経時変化

出典：有明海沿岸 4 県による調査結果を水産研究・教育機構が整理した。

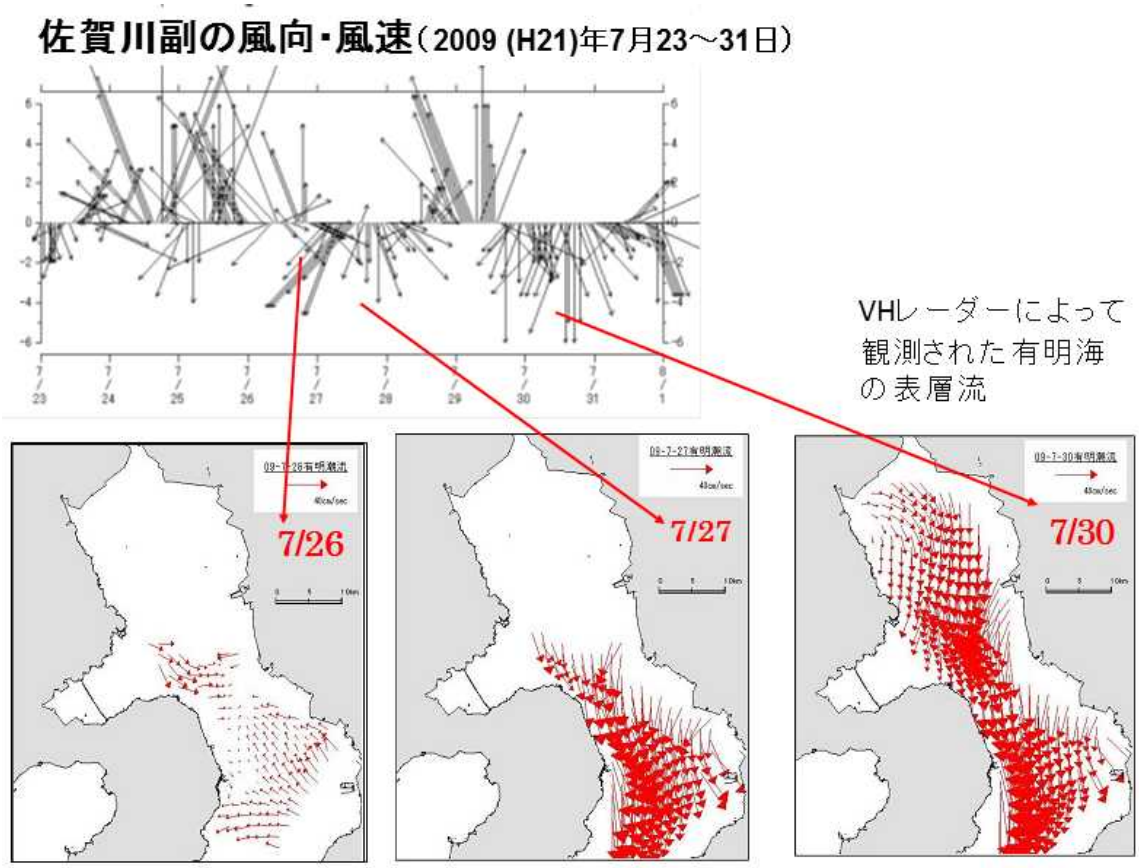


図 4.4.154　2009 年 7 月下旬に観測された有明海表層水の南下減少

出典：長崎県提供資料

図 4.4.154 に示したように、2009 年 7 月下旬に橘湾で赤潮が発生した際に、北風によって有明海湾奥部の表層海水（赤潮水塊を多く含んでいた）は急速に有明海南部に移送されていたことが判明し、有明海側の赤潮が橘湾に輸送されたことがほぼ解明された[20]（Aoki et al., 2015）。

③ まとめ

有明海の魚類の漁獲量は1987年をピーク（13,000ｔ台）に減少傾向を示し、1999年には 6,000t を割り込んでいる。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・グチ類及びカレイ類の漁獲量は、1980 年代後半から減少を続け、1990 年代後半に過去（1976年以降）の漁獲統計値の最低を下回っている。

i）初期減耗・生態系構造の変化

有明海の魚類の中には、産卵場から成育場まで有明海内を広域に輸送される複数の種がいる。このような中、有明海の干潟・河口・浅海域は、多くの魚類等の産卵・成育の場となる等、重要な機能を果たしている。

有明海の主要な魚類等の減少要因として、貧酸素水塊の発生等の生息環境（底層環境や仔稚魚の輸送経路、仔稚魚の成育場）の変化と、生息場（特に仔稚魚の成育場）の縮小等の可能性が挙げられる。

また、生態系構造（魚類の種組成）に変化が生じ、資源として利用されている魚類が減少した可能性もある。特に、エイ類については 1990 年代後半から増加が指摘されており、捕食者であるサメ類の減少や水温上昇の影響がその要因として考えられるほか、餌生物を同じくする底生魚類（競合種）の減少を引き起こした可能性も考えられる。しかし、2001年以降エイ類は概ね減少傾向にある。

その他に考えられる魚類資源の減少要因としては、漁獲圧が挙げられるが、有明海において魚類等への漁獲圧が大きく増加したとは考えにくい。

ii）夏期の赤潮

有明海の *Chattonella* 属赤潮（ラフィド藻の一種）については、1998年、2004年、2007～2010年及び2015年に赤潮発生規模（総出現細胞数＝赤潮発生期間×最高出現密度）が大きくなっている。赤潮発生地域ではどの程度漁獲量の減少に影響を与えたのか不明であるが、天然魚類のへい死等が発生している。2009年夏期においては、有明海湾奥部で発生した赤潮が、橘湾へと流入する現象が認められ、養殖魚のへい死を生じさせた。

参考文献

1）有賀祐勝（1980）：スサビノリの色彩と色素，遺伝，第34号，pp.8-13
2）藤澤邦康，小橋啓介，林浩志（2000）：ノリ養殖漁場における溶存態無機窒素とノリの色素量の関係について，岡山県水産試験場報告，第15号，pp.1-3
3）白石日出人（2010）：ノリ葉体の色調変化に関する研究，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第20号，pp.131-134
4）村山史康，清水泰子，高木秀蔵（2015）：岡山県ノリ漁場における栄養塩濃度とノリの色調および乾海苔単価との関係，日本水産学会誌，第81巻，第1号，pp.107-114
5）佐々木和之，鬼頭 鈞（2003）：有明海で発生した珪藻 *Rhizosolenia imbricata* Brightwell の増殖特性，日本プランクトン学会報，第50号，第2号，pp.79-87
6）西川哲也（2002）：ノリの色落ち原因藻 *Eucampia zodiacus* の増殖に及ぼす水温，塩分および光強度の影響．日本水産学会誌，第68巻，第3号，pp.356-361
7）西川哲也，堀 豊（2004）：ノリの色落ち原因藻 *Eucampia zodiacus* の増殖に及ぼす窒素，リンおよび珪素の影響，日本水産学会誌，第70巻，第1号，pp.31-38
8）Nishikawa, T., Hori, Y., Tanida, K., Imai, I. （2007）：Population dynamics of the harmful diatom *Eucampia zodiacus* Ehrenberg causing bleachings of *Porphyra thalli* in aquaculture in Harima-Nada, the Seto Inland Sea, Japan., Harmful Algae, Vol.6, pp.763-773
9）Nishikawa, T., Tarutani, K., Yamamoto, T. （2009）：Nitrate and phosphate uptake kinetics of the harmful diatom *Eucampia zodiacus* Ehrenberg, a causative organism in the bleaching of aquacultured *Porphyra thalli*., Harmful Algae, Vol.8, pp.513-517
10）Nishikawa, T., Hori, Y., Nagai, S., Miyahara, K., Nakamura, Y., Harada, K., Tada, K., et al. （2011）：Long time-series observations in population dynamics of the harmful diatom *Eucampia zodiacus* and environmental factors in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea , Japan during 1974 – 2008., Plankton & Benthos Research, Vol. 6, pp.26-34
11）Ito, Y., Katano, T., Fujii, N., Koriyama, M., Yoshino, K., Hayami, Y （2013）：Decreases in turbidity during neap tides initiate late winter blooms of *Eucampia zodiacus* in a macrotidal embayment., Journal of Oceanography, Vol.69, pp.467-479.
12）松原 賢，横尾一成，川村嘉応（2014）：有害珪藻 *Asteroplanus karianus* の有明海佐賀県海域における出現動態と各種環境要因との関係，日本水産学会誌，第 80 巻，第 2 号，pp.222-232
13）Yamaguchi, H., Minamida, M., Matsubara, T., Okamura, K. （2014）：Novel blooms of the diatom *Asteroplanus karianus* deplete nutrients from Ariake Sea coastal waters., Marine Ecology Progress Series, Vol.517, pp.51-60
14）山内幸児（1974）：ノリ幼芽の生長に及ぼす温度の影響－□ 温度条件とノリ幼芽の初期生長および形態について，日本水産学会誌，第40号，第5号，pp.439-446
15）三根崇幸，横尾一成，川村嘉応（2013）：高水温がノリ幼芽の生育に及ぼす影響，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第26号，pp.83-88
16）島田裕至（2014）：アマノリ養殖品種の特性（藤吉栄次，玉城泉也，小林正裕，有瀧真人編）3-6 高温耐性，水産総合研究センター西海区水産研究所， pp.51-56
17）Gen Kume, Naoki Yagishita, Keisuke Furumitsu, Hideaki Nakata, Toshikazu Suzuki, Misako Handa, Atsuko Yamaguchi （2015）：The role of molecular methods to comparison of distribution and feeding habits in larvae and juveniles of two co-occurring sciaenid species *Nibea albiflora* and *Pennahia argentata*, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.167, pp,516-525

18）山口敦子（2013）：高次捕食者から捉える有明海生態系の構造と機能の解明に向けて，水産海洋研究，第77巻，第4号，pp.331-332
19）White, W. T., Furumitsu, K. Yamaguchi, A. （2013）：A new species of eagle ray *Aetobatus narutobiei* from the northwest Pacific: An example of the critical role taxonomy plays in fisheries and ecological sciences., PLOS ON, Vol.8 Iss.12, e83785.
20）Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Yamatogi, T., Ishidad, N., Kitahara, S., Hirano, K. （2015） : *Chattonella* （Raphidophyceae） bloom spatio-temporal variations in Tachibana Bay and the southern area of Ariake Sea, Japan: Interregional displacement patterns with *Skeletonema* （Bacillariophyceae）., Marine Pollution Bulletin, Vol.99, Iss.1–2, pp.54-60

（１０）Ｙ１海域（八代海湾奥部）

ア）この海域の特性

Ｙ１海域（八代海湾奥部）は図 4.4.155 に示すように、八代海奥部に位置している。

滝川ら（2004）によると、最奥に流入する大野川をはじめとした二級河川が 6 河川流入しており、さらには球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けていると考えられる[1)]。また、この海域の潮流は有明海の影響を受けていると考えられている[1)]。滝川ら（2004）では、3 次元の流動解析の結果、八代海の潮汐変動は有明海と連動しており[1)]、田井ら（2007）によると、八代海の M_2 分潮振幅は有明海の影響を受けて増加し、逆に有明海では八代海の影響により減少する。有明海の影響は、八代海湾央部で M_2 分潮振幅の 10%とかなり大きいと考えられている[2)]。

滝川ら（2004）によると、水質については、水温が冬期に八代海湾口部より低くなり、塩分は年間を通じて八代海内で最も低く、年較差が 8psu と大きい。また、栄養塩（NH_4-N）も季節変動が大きく、濃度も高いと報告している[1)]。

底質については、シルトから極細粒砂が分布している（図 3.5.6）[3)]。

貧酸素水塊について、夏期の小潮期に水深 10m 以深で溶存酸素量が 2～3mg/L を下回る場合のあることが確認されている[4)]（熊本県，2014）。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 15 件である（図 4.4.190 参照）。珪藻類やラフィド藻を主体とした赤潮発生頻度が高い。

魚類養殖はほとんど行われていない。

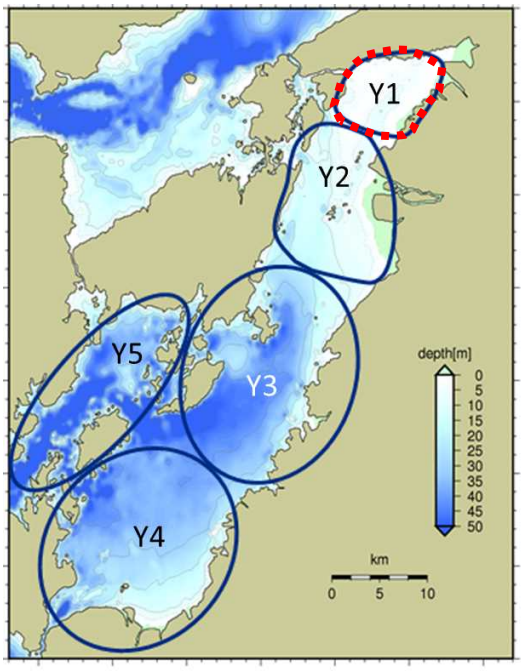


図 4.4.155　Ｙ１海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ｙ１海域では 2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.157 に示すように、2005 年以降の全 2 調査地点（図 4.4.156）におけるデータから、2 地点のうち Ykm-2 で種類数は環形動物に減少傾向がみられた。全体の主要出現種の推移をみると、棘皮動物の出現頻度が高くなっている（表 4.4.15）。

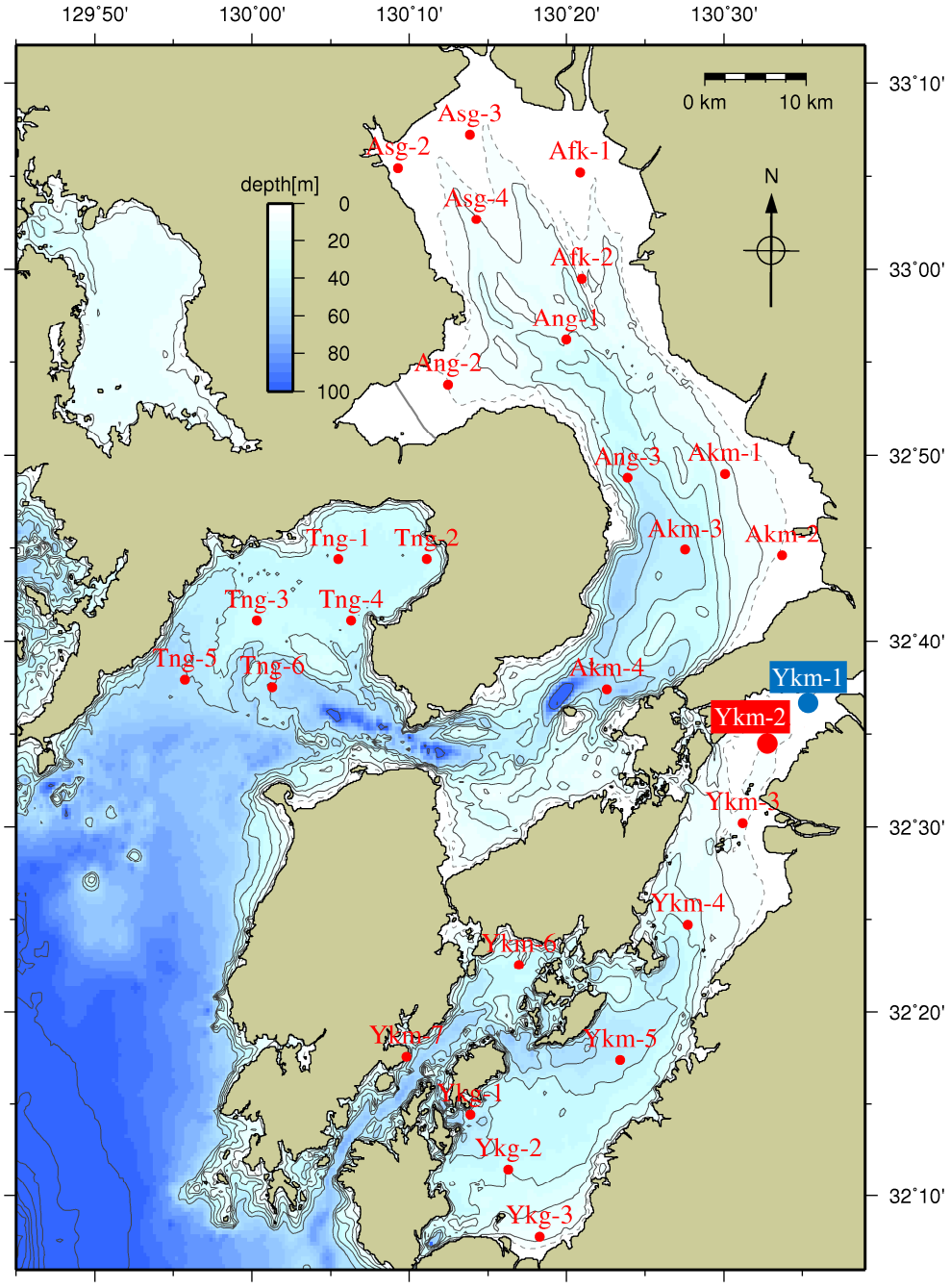
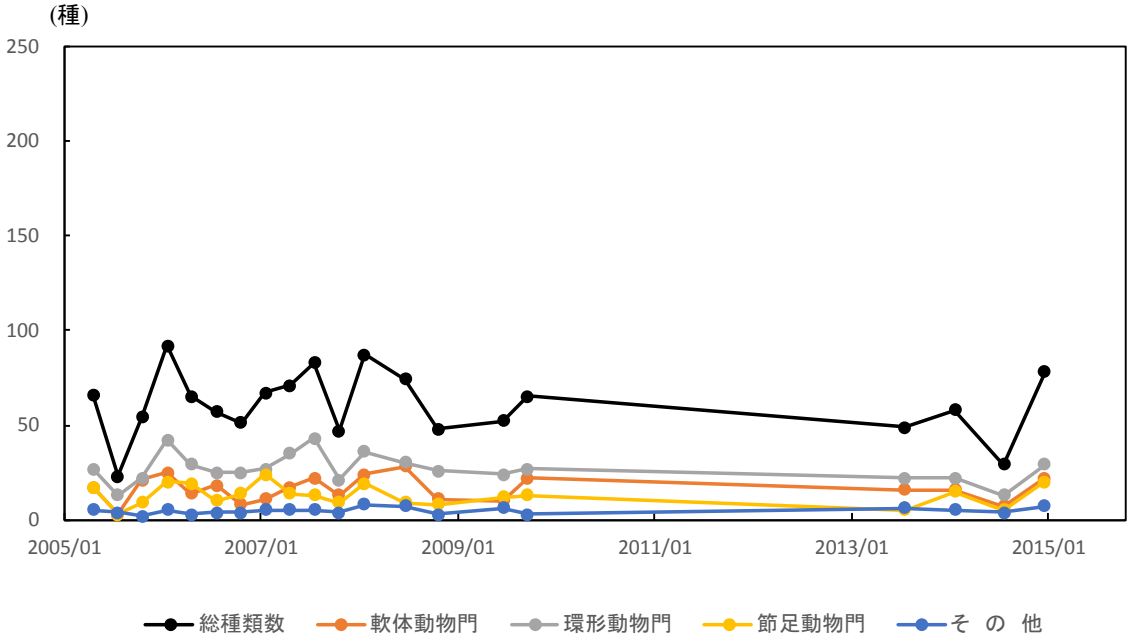


図 4.4.156　Ｙ１海域におけるベントス調査地点



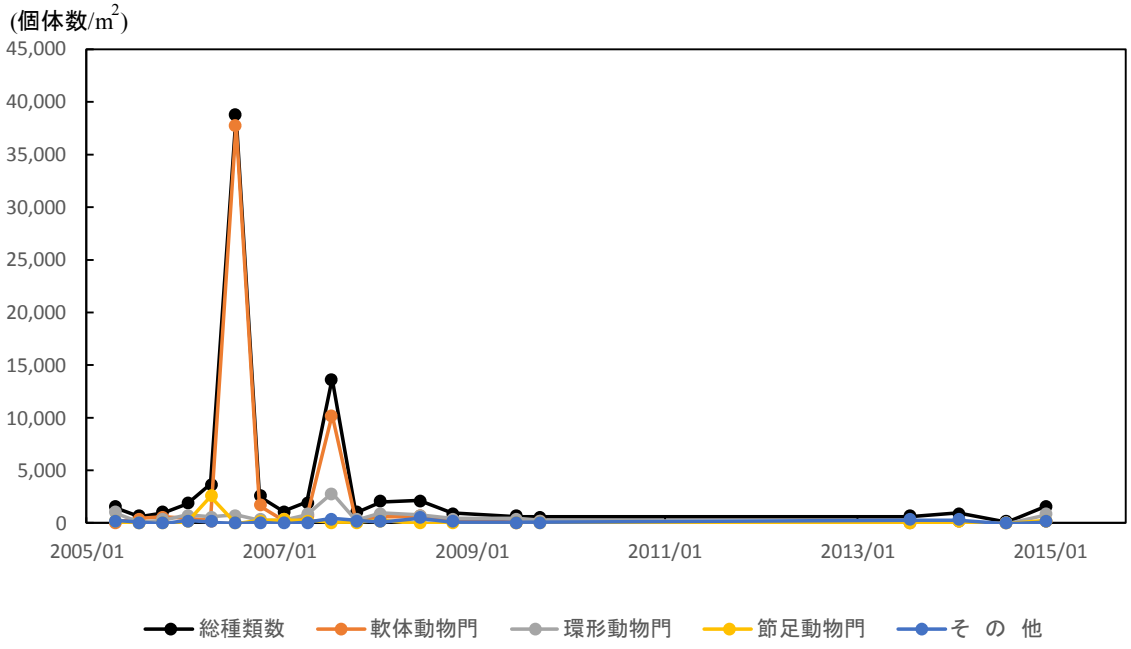


図 4.4.157（1）　Ｙ１海域におけるベントスの推移（Ykm-1）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

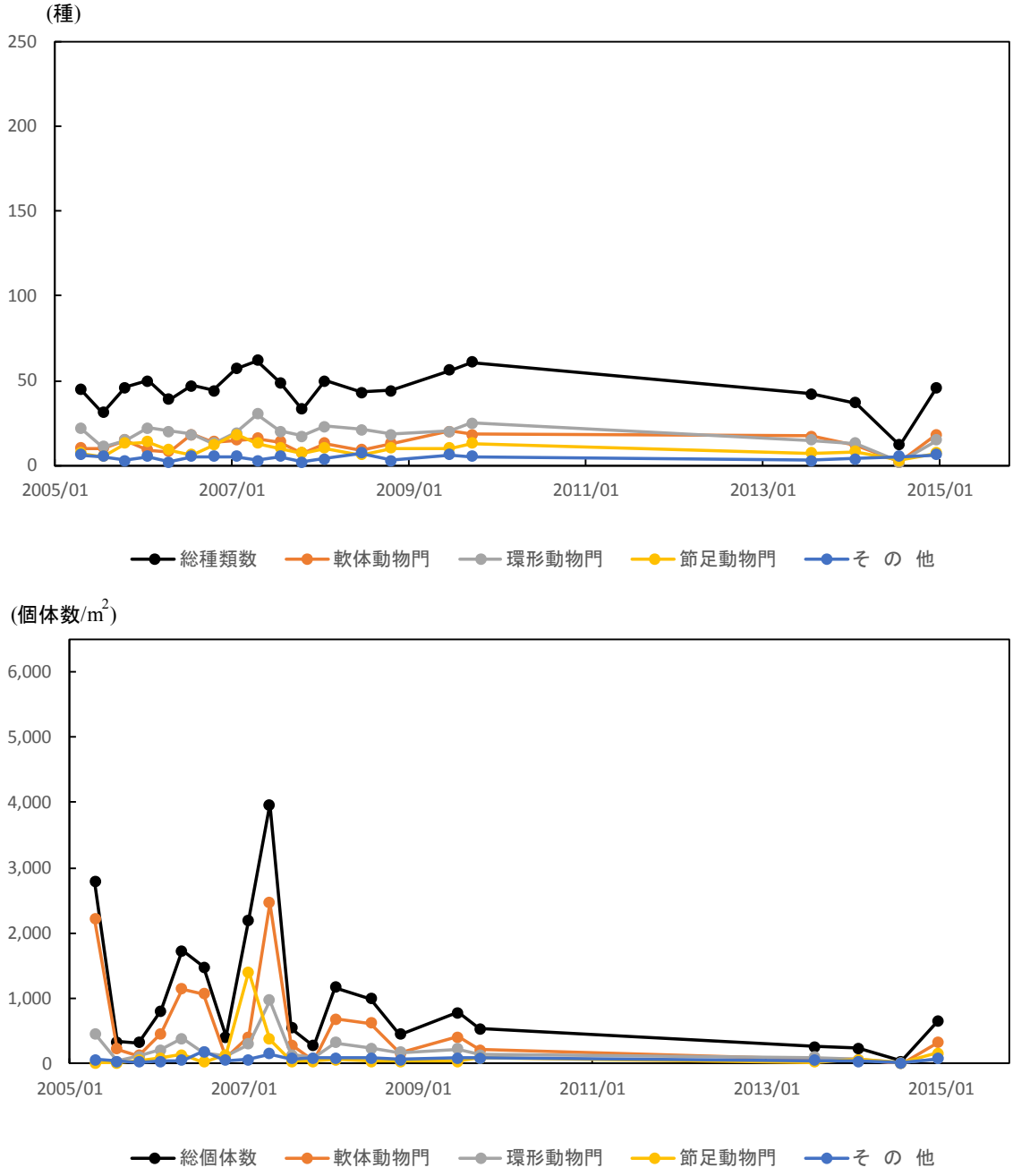


図 4.4.157（2）　Ｙ１海域におけるベントスの推移（Ykm-2）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.15 （1）　Ｙ１海域におけるベントスの主要出現種の推移

	Y-1			
	Ykm-1			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	環形動物門		ｹﾔﾘﾑｼ科	26.4%
	紐形動物門		紐形動物門	18.2%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	12.0%
2005/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	62.3%
	紐形動物門		紐形動物門	14.0%
	環形動物門		Capitella sp.	9.8%
2005/11	軟体動物門		ﾄｳｶﾞﾀｶﾞｲ科	38.4%
	軟体動物門		ﾄﾗｲﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	16.9%
	環形動物門		Glycinde sp.	10.3%
2006/02	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	8.5%
	環形動物門		ﾀﾝｻﾞｸｺﾞｶｲ科	8.3%
	軟体動物門		ｽｲﾌｶﾞｲ科	8.0%
2006/05	節足動物門		Corophium sp.	65.4%
	環形動物門		ﾊﾎﾞｳｷｺﾞｶｲ科	6.6%
	紐形動物門		紐形動物門	3.4%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	87.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｱｻﾘ	8.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｵﾌｷｶﾞｲ	0.4%
2006/11	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	64.1%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	3.5%
	紐形動物門		紐形動物門	3.5%
2007/02	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	14.0%
	節足動物門		ﾄﾞﾛﾖｺｴﾋﾞ	12.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	12.1%
2007/05	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	14.1%
	環形動物門		ﾊﾎﾞｳｷｺﾞｶｲ科	11.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.2%
2007/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	46.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｱｻﾘ	15.7%
	環形動物門		Chaetozone sp.	7.9%
2007/11	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	18.2%
	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	12.5%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	9.5%
2008/02	環形動物門		ﾊﾎﾞｳｷｺﾞｶｲ科	16.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	9.5%
	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	5.7%
2008/07	棘皮動物門		ﾅﾏｺ綱	13.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	13.1%
	環形動物門		ﾊﾎﾞｳｷｺﾞｶｲ科	12.0%
2008/11	軟体動物門		ｴﾄﾞｶﾞﾜﾐｽﾞｺﾞﾏﾂﾎﾞ	22.5%
	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	11.6%
	紐形動物門		紐形動物門	10.0%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	10.0%
2009/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	22.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	13.6%
	紐形動物門		紐形動物門	6.7%
2009/10	紐形動物門		紐形動物門	10.9%
	軟体動物門		ﾏﾒｳﾗｼﾏｶﾞｲ	8.4%
	環形動物門		Mediomastus sp.	7.7%
2013/08	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	27.5%
	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	24.9%
	紐形動物門		紐形動物門	4.8%
2014/02	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	35.0%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	7.7%
	紐形動物門		紐形動物門	6.9%
2014/08	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	28.2%
	節足動物門		Ampelisca sp.	10.6%
	紐形動物門		紐形動物門	9.4%
2015/01	環形動物門		Mediomastus sp.	23.8%
	紐形動物門		紐形動物門	8.9%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	8.2%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-1 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ１海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-1 では、2005 年から 2008 年までは、主要出現種のなかで二枚貝類は多かったが、2009 年以降は紐形動物門が多くなっている。

総個体数が多かった 2006 年 8 月及び 2007 年 8 月にはホトトギスガイが多くみられた。

表 4.4.15 (2)　Ｙ１海域におけるベントスの主要出現種の推移

	Y-1			
	Ykm-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	67.0%
	軟体動物門		ｶﾜｻﾞﾝｼｮｳｶﾞｲ科	8.9%
	環形動物門		Nephtys sp.	3.8%
2005/08	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾘﾊｷﾞｶﾞｲ科	37.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	15.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	4.7%
2005/11	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	28.6%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	23.5%
	紐形動物門		紐形動物門	6.7%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞ科	21.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.8%
	軟体動物門	二枚貝類	Musculista sp.	13.4%
2006/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	53.8%
	環形動物門		Nephtys sp.	9.0%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	6.4%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	36.7%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	16.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	11.9%
2006/11	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	12.5%
	紐形動物門		紐形動物門	9.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	8.7%
2007/02	節足動物門		Corophium sp.	55.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	7.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	4.5%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	29.7%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	24.9%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	7.4%
	節足動物門		Corophium sp.	7.4%
2007/08	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	28.1%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	10.8%
	紐形動物門		紐形動物門	10.1%
2007/11	軟体動物門		Phoronis sp.	29.5%
	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	9.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	8.6%
2008/02	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	43.4%
	環形動物門		Nephtys sp.	8.2%
	紐形動物門		紐形動物門	7.0%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	56.5%
	紐形動物門		紐形動物門	6.4%
	環形動物門		Nephtys sp.	6.2%
2008/11	紐形動物門		紐形動物門	10.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	10.2%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	9.7%
2009/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	19.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.7%
	紐形動物門		紐形動物門	9.9%
2009/10	紐形動物門		紐形動物門	11.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	11.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾌﾞﾝﾌﾞｸﾋﾄﾞﾘｶﾞｲ科	5.9%
2013/08	紐形動物門		紐形動物門	12.6%
	環形動物門		Nephtys sp.	9.6%
	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	7.4%
2014/02	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	9.1%
	軟体動物門		ｹﾎﾞﾘｶﾞｲ属	7.4%
	節足動物門		ﾉｺﾊﾞｵｻｶﾞﾆ	7.4%
2014/08	環形動物門		Heteromastus sp.	27.3%
	節足動物門		ﾖｺﾅｶﾞﾓﾄﾞｷ	18.2%
	線形動物門		線虫綱	9.1%
	節足動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	9.1%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾘﾊｷﾞｶﾞｲ科	25.7%
	節足動物門		ﾎｿﾖｺｴﾋﾞ	11.0%
	棘皮動物門		ﾄｹﾞｲｶﾘﾅﾏｺ	8.7%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-1 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ１海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-2 では、2005 年から 2009 年までは主要出現種のなかで軟体動物門が多くみられたが、2013 年以降は棘皮動物が多くみられるようになっている。

総個体数が多かった 2005 年 5 月、2006 年 5 月、同年 8 月及び 2007 年 5 月にはシズクガイ、2007 年 2 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）が多くみられた。

なお、汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。

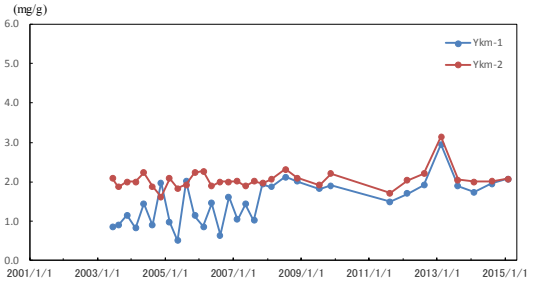
② 原因･要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因･要因の考察を行うこととした。

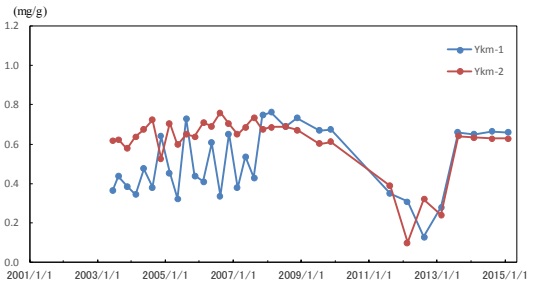
全 2 調査地点のうち 1 地点（Ykm-1）は粘土・シルト分が 30～100％程度で変動していたが 2008 年以降は 100％に近い値で推移しており、底質の泥化傾向がみられた。他の 1 地点（Ykm-2）では粘土・シルト分が 100％に近い値で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。

底質の硫化物について、全 2 地点で 0.05～0.9mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

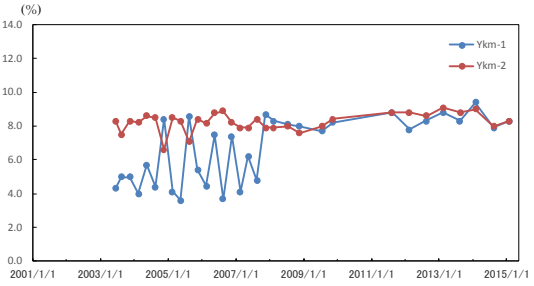
底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-1）で 4～9％程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点では 7～9％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点で 3～18mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。（図 4.4.158）。



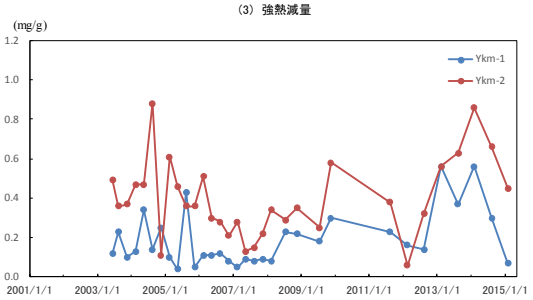
（1）T-N



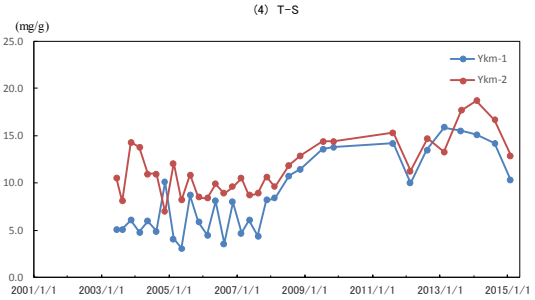
（2）T-P



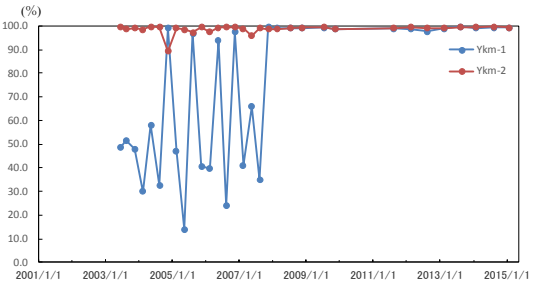
（3）強熱減量



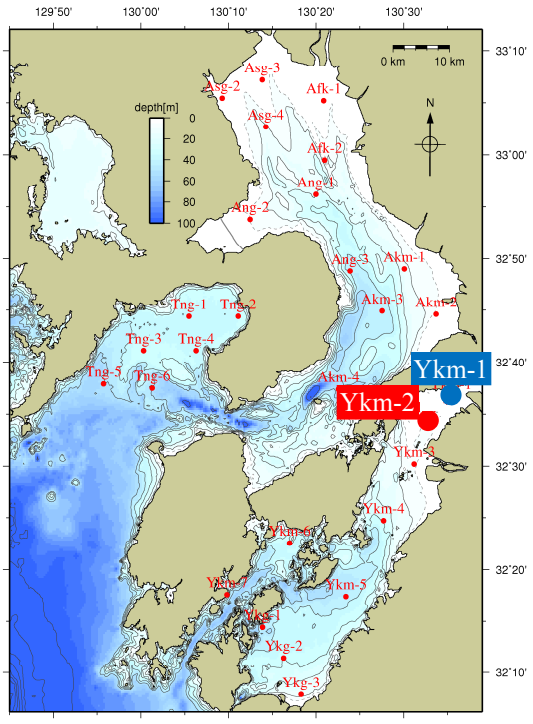
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.156　Ｙ１海域におけるベントス調査地点と同じ地点

図 4.4.158　Ｙ１海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータから、全 2 地点のうち 1 地点で底質の泥化傾向がみられ、他の 1 地点では粘土・シルト分が 100%に近い値で推移していた。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

③ その他

八代海最奥部においては、1964 年に不知火干拓の潮止めが実施された。不知火干拓が海域に突き出した特殊な地形であることから、同干拓地北部の海域において土砂堆積が進行し、泥質干潟を形成している。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、アサリについて、かつては、漁獲がみられたが、現在は減少している。タイラギやサルボウについて、生息に関する情報がほとんどない。

a）アサリ

① 現状の問題点の特定

八代海では主にＹ１及びＹ２海域（球磨川河口右岸から宇城市に至る八代海湾奥部の干潟）を中心としてアサリの漁獲が認められており、2008 年のＹ１海域では 920ｔに達していた（図 4.4.159）。本海域は河口干潟に属するため、大雨時の淡水流入による突発的なへい死、台風等による逸散が多い。2011 年の梅雨時期の大雨によりアサリの大量へい死がみられて以降、漁獲量は 20 ｔ 以下で推移する等低迷しており、資源の回復に至っていない。

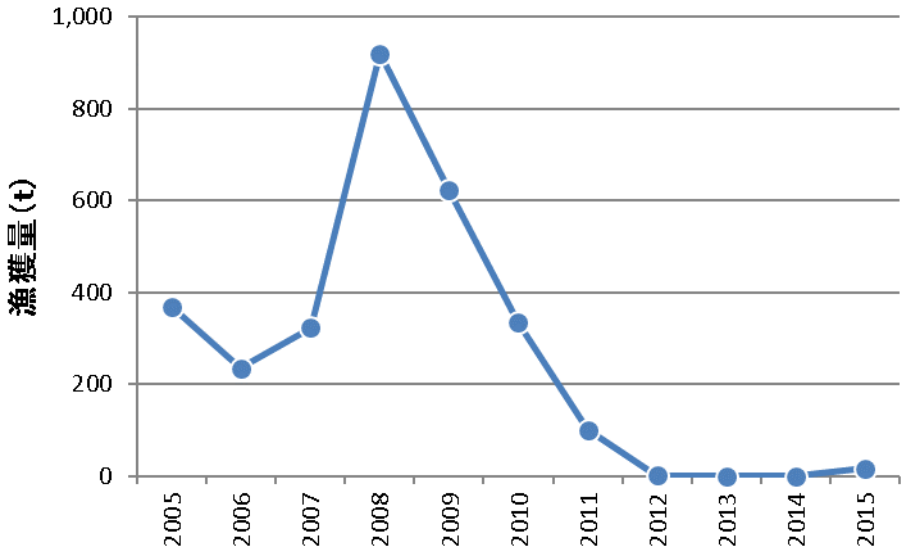


図 4.4.159　八代海Ｙ１海域におけるアサリ漁獲量の推移

出典：2005～2015 年熊本県提供資料

② 原因･要因の考察

資源の回復がみられない要因として、近年は競合生物であるホトトギスガイの大量発生、エイ類による食害等も指摘されている。本海域のナルトビエイ群に関しては、有明海のナルトビエイ群に比較して、大型であることが報告されており（図 4.4.160）、資源量の減少したアサリ母貝にとって、その捕食圧は無視できない。なお、梅雨時期の大雨による低塩分水の影響を懸念する声がある。

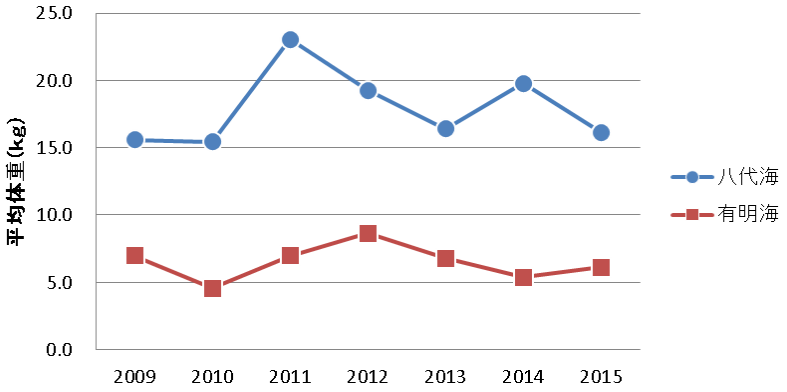


図 4.4.160　熊本県有明海域及び八代海域で捕獲されたナルトビエイの平均体重

出典：熊本県提供資料

八代海におけるアサリの浮遊幼生や着底稚貝のデータはないものの、有明海のデータから、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における全２調査地点のうち１地点で底質の泥化傾向がみられ、他の１地点では粘土・シルト分が 100%に近い値で推移していることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

エ）まとめ

Ｙ１海域（八代海湾奥部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察は八代海全体でまとめて別に記載した（（１５）八代海全体 参照）。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の全 2 調査地点におけるデータから、全 2 地点中 1 地点（Ykm-2）で環形動物門の種類数に減少傾向がみられたが、これ以外の分類群及び他の 1 地点での種類数及び個体数は単調な増加・減少傾向がみられなかった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、全 2 調査地点のうち 1 地点で底質の泥化傾向がみられ、他の 1 地点では粘土・シルト分が 100％に近い値で推移していた。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-1）は粘土・シルト分が 30～100％程度で変動していたが 2008 年以降は 100％に近い値で推移しており、底質の泥化傾向がみられた。他の 1 地点（Ykm-2）では粘土・シルト分が 100％に近い値で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 2 地点で 0.05～0.9mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-1）で 4～9％程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点では 7～9％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点で 3～18mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。

アサリについては、2008 年以降に漁獲量が減少している。

八代海におけるアサリの浮遊幼生や着底稚貝のデータはないものの、有明海のデータから、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径 0.5mm 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における全 2 調査地点のうち 1 地点で底質の泥化傾向がみられ、他の 1 地点では粘土・シルト分が 100％に近い値で推移していることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

その他、アサリの減少を引き起こすおそれのある要因の一つとして、エイ類による食害がある。八代海における食害量のデータはないものの、有明海のデータからその可能性が類推される（有明海に比べ、ナルトビエイが大型であるとの報告がある）。

参考文献

1）滝川清，田中健路，森英次，渡辺枢，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，土木学会海岸工学論文集，第 51 巻，pp.916-920
2）田井明，矢野真一郎（2007）：八代海の潮汐・潮流特性に関する数値シミュレーション，海洋開発論文集，第 23 巻，pp.603-608
3）NPO 法人みらい有明・不知火（2005）「くちぞこが観た八代海の風景」
4）熊本県水産研究センター（2014）「八代海における貧酸素水塊一斉観測の結果速報」http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/right/hinsanso.pdf

（１１）Ｙ２海域（球磨川河口部）

ア）この海域の特性

Ｙ２海域（球磨川河口部）は図 4.4.161 に示すように、球磨川河口部に位置している。

本海域は滝川ら（2004）によると球磨川の影響を大きく受けていると考えられる[1)]。また、滝川ら（2004）では、この海域の潮流は有明海の影響を受けていると考えられており[1)]、3 次元の流動解析の結果、八代海の潮汐変動は有明海と連動しており[1)]、田井ら（2007）によると、八代海の M_2 分潮振幅は有明海の影響を受けて増加し、逆に有明海では八代海の影響により減少する。有明海の影響は、八代海湾央部で M_2 分潮振幅の 10%とかなり大きいと考えられている[2)]。

水質については、滝川ら（2004）、田井ら（2007）は水温が冬期に八代海湾口部より低くなることを報告しており[1),2)]、滝川ら（2004）は夏期の降雨時には透明度が低くなること、栄養塩（NH_4-N）の季節変動が大きいことも報告している[1)]。

底質については、シルトから極細粒砂が分布している（図 3.5.6）[3)]。

貧酸素水塊について、夏期の小潮期に水深 10m以深で溶存酸素量が 2-3mg/L を下回る場合があることが確認されている[4)]（熊本県，2014）。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 21 件である（図 4.4.190 参照）。珪藻類やラフィド藻を主体とした赤潮発生頻度が高い。

八代海と有明海の接続海域を中心に、魚類養殖やクルマエビ養殖が行われている。

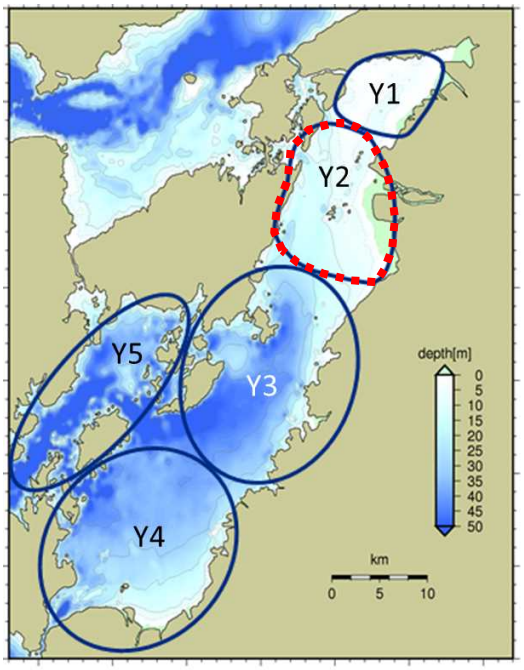


図 4.4.161　Ｙ２海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ｙ２海域では 2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.163 に示すように、2005 年以降の 1 地点（海域内の全調査地点）（Ykm-3、図 4.4.162）におけるデータから、種類数、個体数ともに全ての分類群で経年的に単調な増加・減少傾向はみられなかった。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった。特定の優占種（シズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）により、総個体数が前年の 5 倍以上になる年がみられた。

Ｙ２海域における主要出現種の変遷（個体数）をみると、2005 年から 2015 年まで継続的に環形動物が多い。

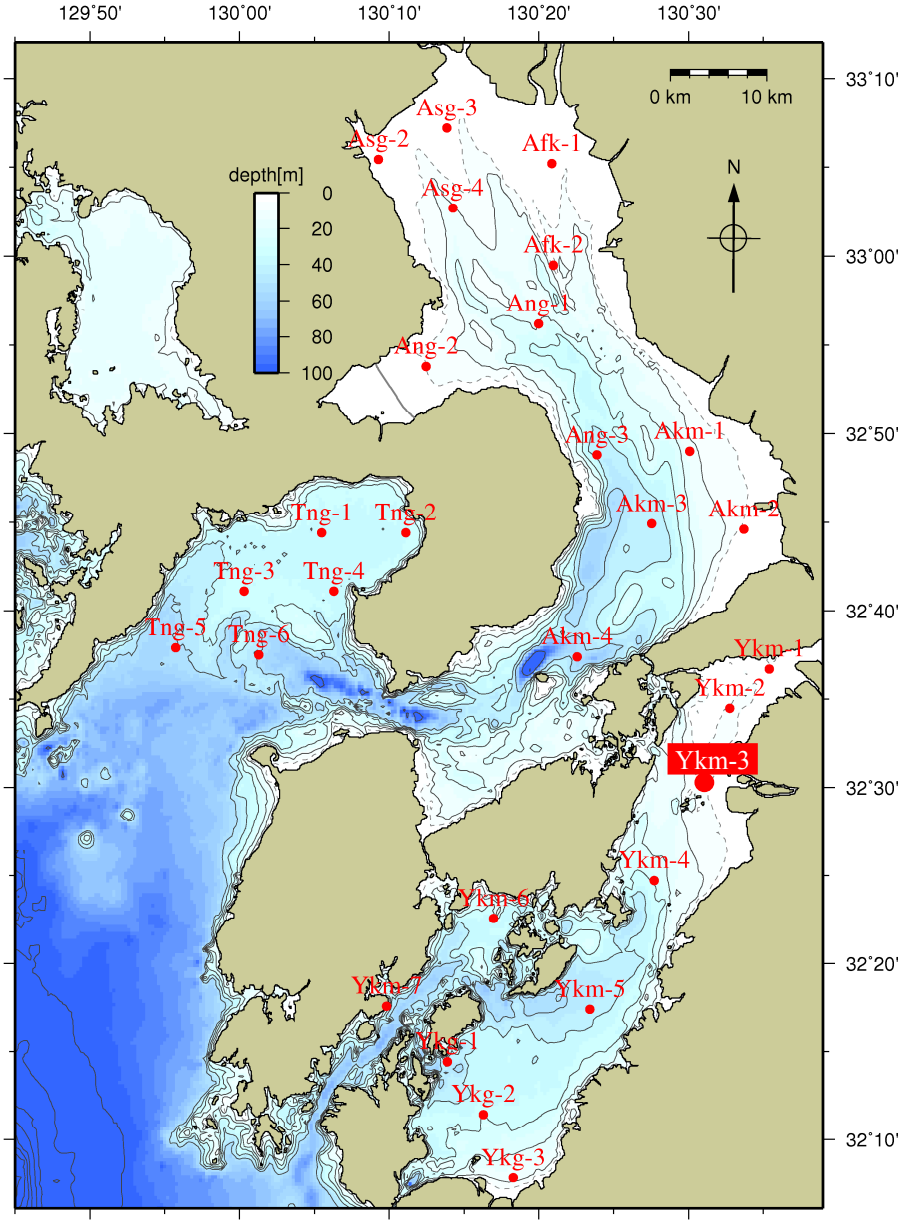


図 4.4.162　Ｙ２海域におけるベントス調査地点

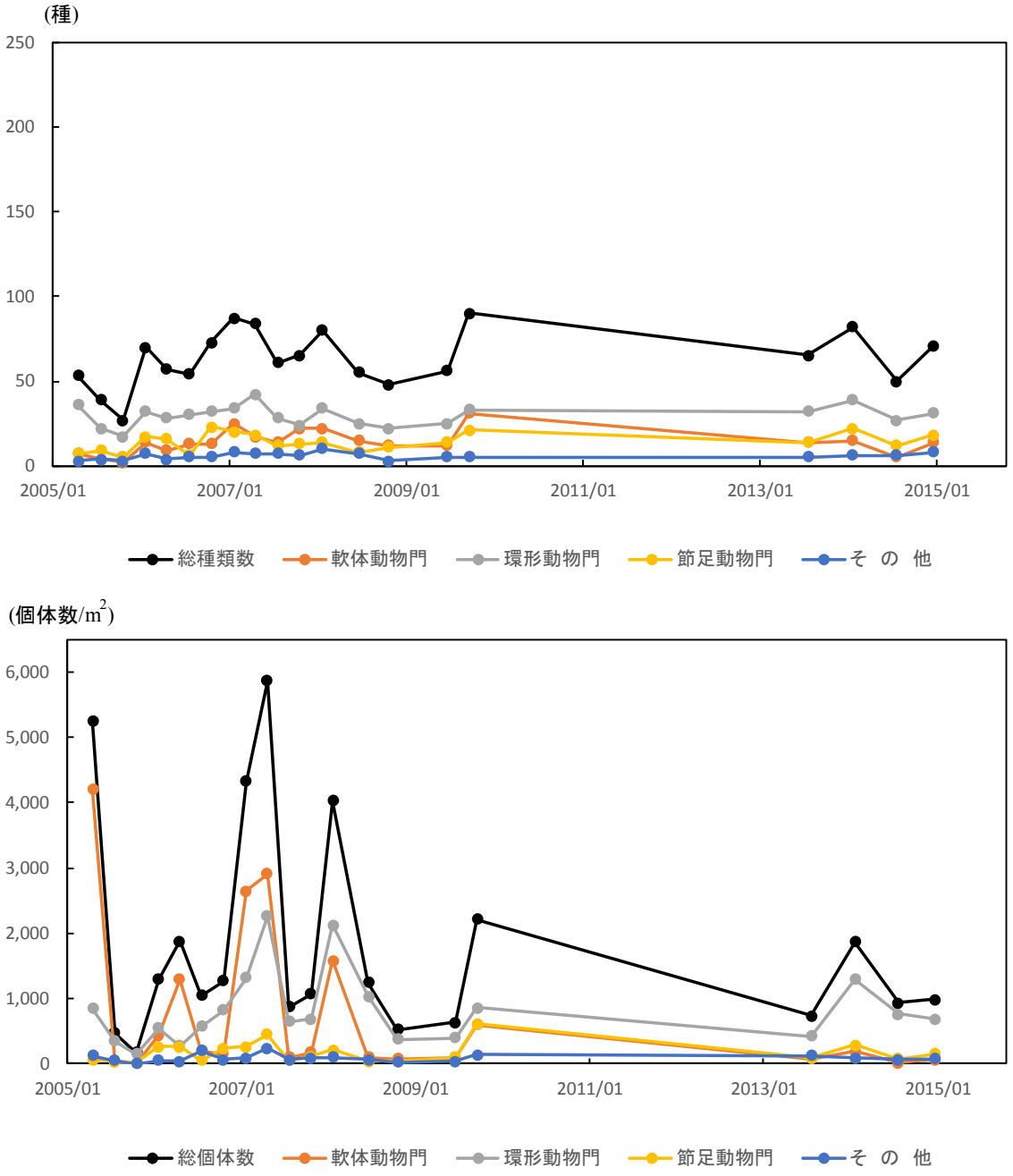


図 4.4.163　Ｙ２海域におけるベントスの推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.16　Ｙ２海域におけるベントスの主要出現種の推移

	Y-2			
	Ykm-3			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	79.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	4.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	2.5%
2005/08	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	27.0%
	環形動物門		Heteromastus sp.	10.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.0%
2005/11	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	49.1%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	18.9%
	環形動物門		Heteromastus sp.	13.2%
	環形動物門		Mediomastus sp.	13.2%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	18.8%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾄﾘｱ科	6.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	6.6%
2006/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	64.4%
	節足動物門		ｸﾋﾞﾅｶﾞｽｶﾞﾒ	4.6%
	節足動物門		ﾎﾞﾄﾄﾘｱ科	3.3%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	10.5%
	紐形動物門		紐形動物門	9.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	9.9%
	棘皮動物門		ｲｶﾘﾅﾏｺ科	8.0%
2006/11	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	13.3%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	9.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	5.3%
	環形動物門		Prionospio sp.	5.3%
2007/02	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	37.2%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	16.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	6.9%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	37.0%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	19.8%
	軟体動物門		ﾘｿﾂﾎﾞ科	4.6%
2007/08	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	36.9%
	紐形動物門		紐形動物門	5.7%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	4.6%
2007/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	22.9%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	15.2%
	紐形動物門		紐形動物門	5.9%
2008/02	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	38.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	9.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	8.0%
2008/07	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	57.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	5.8%
2008/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	20.1%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	15.5%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	9.1%
2009/07	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	16.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	14.3%
	環形動物門		ﾀﾞﾙﾏｺﾞｶｲ	11.2%
2009/10	節足動物門		ﾎﾞﾄﾄﾘｱ科	14.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	7.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.4%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	6.4%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	6.4%
2013/08	紐形動物門		紐形動物門	16.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.7%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	7.9%
2014/02	環形動物門		Heteromastus sp.	13.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	10.2%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	7.4%
2014/08	環形動物門		Heteromastus sp.	34.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	26.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.6%
2015/01	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	22.3%
	環形動物門		Heteromastus sp.	9.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.0%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-3 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ２海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、主要出現種のなかで環形動物門が多くみられ、2013 年以降は二枚貝類がみられなくなった。

総個体数が多かった 2005 年 5 月、2006 年 5 月及び 2007 年 5 月にはシズクガイ、2007 年 2 月にはホトトギスガイ、2008 年 2 月にはダルマゴカイが多くみられた。

なお、2009 年までは汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイも主要出現種となっていた。

② 原因・要因の考察

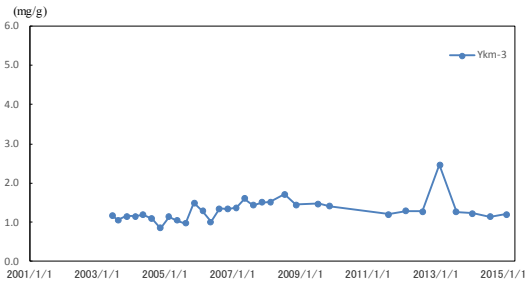
ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした。

1 地点（海域内の全調査地点）で粘土・シルト分は 60～90%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。

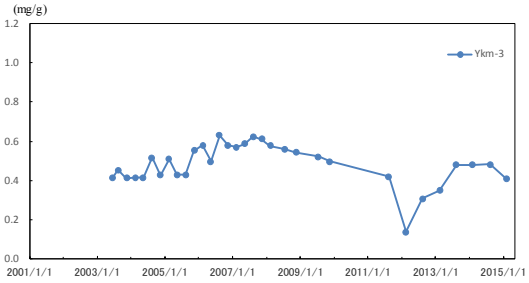
底質の硫化物について、1 地点（海域内の全調査地点）で 0.01～0.4mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった

底質の有機物に関して、強熱減量は 1 地点（海域内の全調査地点）で 5～6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また COD は 1 地点（海域内の全調査地点）で 4～13mg/g 程度であり、増加傾向がみられた（図 4.4.164）。

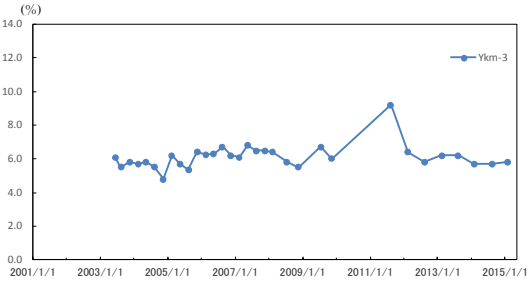
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



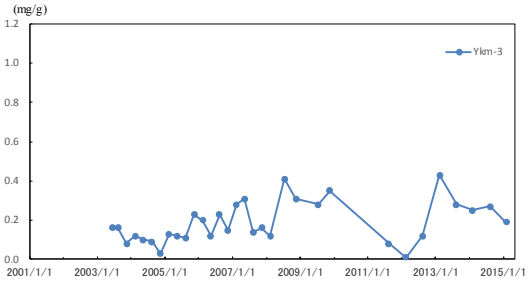
（1）T-N



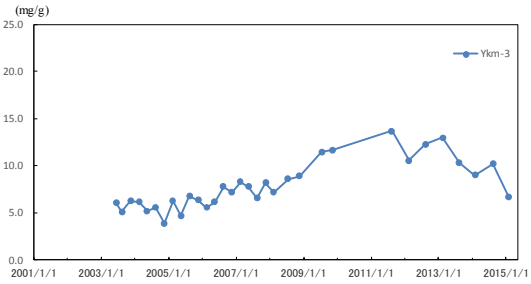
（2）T-P



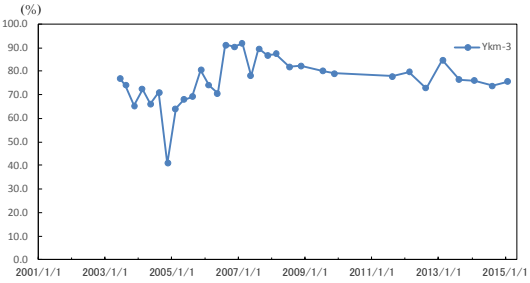
（3）強熱減量



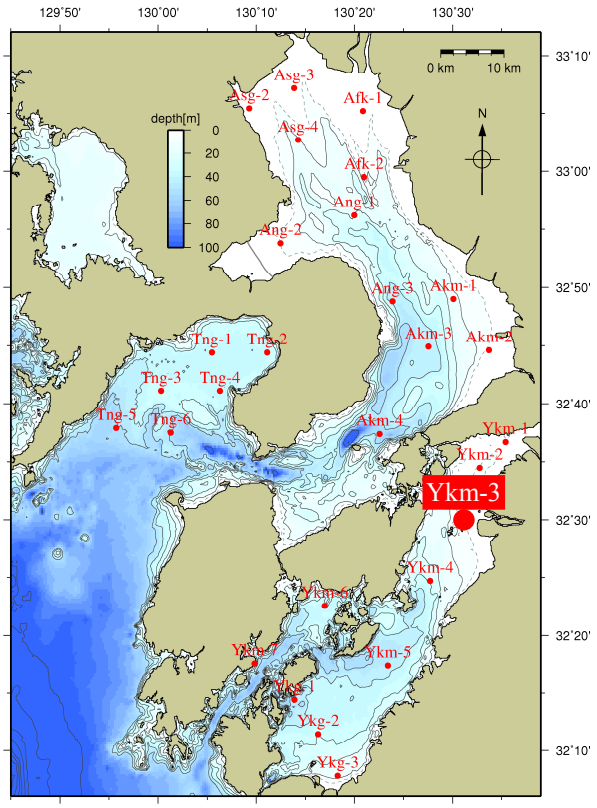
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.162　Ｙ２海域におけるベントス調査地点と同じ地点

図 4.4.164　Ｙ２海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

本海域では、球磨川河口干潟（金剛干潟）等において、タイラギの生息が確認されている。アサリについて、かつては、漁獲がみられたが、現在は減少している。サルボウについては、生息に関する情報がほとんどない。

a）アサリ

① 現状の問題点の特定

球磨川河口域の干潟を中心としてアサリの漁獲が認められており、2008 年には 520ｔに達していた（図 4.4.165）。本海域は河口干潟に属するため、大雨時の淡水流入による突発的なへい死、台風等による逸散が多い。2011 年の梅雨時期の大雨によりアサリの大量へい死がみられて以降、漁獲量は 2～25 ｔと低迷しており、資源の回復に至っていない。

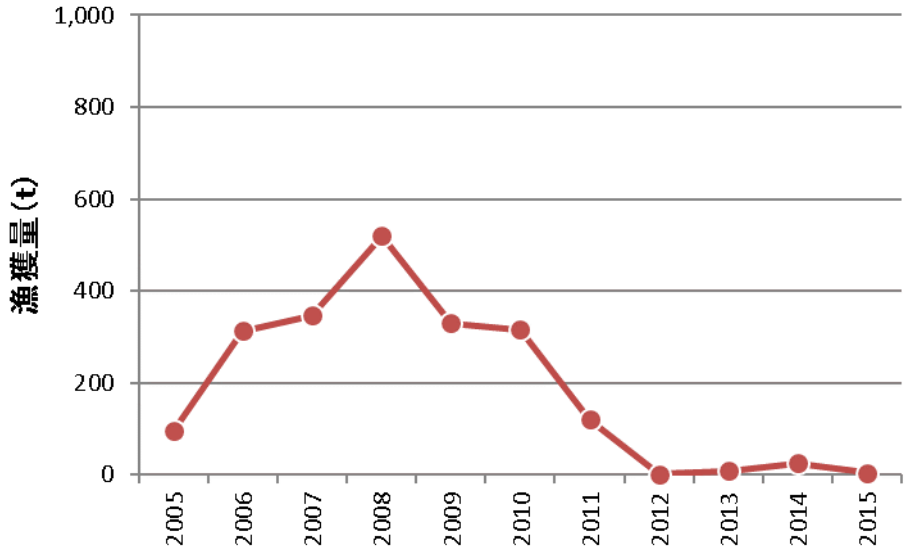


図 4.4.165　八代海Ｙ２海域におけるアサリ漁獲量の推移

出典：2005～2015 年熊本県提供資料

② 原因・要因の考察

資源の回復がみられなかった要因として、近年は競合生物であるホトトギスガイの大量発生、エイ類による食害等も指摘されている。本海域のナルトビエイ群に関しては、有明海のナルトビエイ群に比較して、大型であることが報告されており、資源量の減少したアサリ母貝にとって、その捕食圧は無視できない。なお、梅雨時期の大雨による低塩分水の影響を懸念する声がある。

八代海におけるアサリの浮遊幼生や着底稚貝のデータはないものの、有明海のデータから、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における１地点（海域内の全調査地点）では単調な泥化傾向はみられないが、アサリ漁場が隣接するＹ１海域の同期間のデータにおいては海域の一部で泥化がみられることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

エ）まとめ

Ｙ２海域（球磨川河口部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察は八代海全体でまとめて別に記載した（（１５）八代海全体 参照）。

ベントスについては、2004 年以前のデータが無く、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の 1 地点におけるデータでは、全ての分類群で種類数及び個体数は経年的に単調な増加・減少傾向がみられなかった。特定の優占種（シズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 5 倍以上になる年がみられた。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003 年から 2015 年にかけてのデータでは単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）について、1 地点（海域内の全調査地点）で粘土・シルト分は 60～90％程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、1 地点（海域内の全調査地点）で 0.01～0.4mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は 1 地点（海域内の全調査地点）で 5～6％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また COD は 1 地点（海域内の全調査地点）で 4～13mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。

アサリについては、2008 年以降に漁獲量が減少している。

八代海におけるアサリの浮遊幼生や着底稚貝のデータはないものの、有明海のデータから、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径 0.5㎜ 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている（（４）Ａ４海域（有明海中央東部）参照）。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における 1 地点（海域内の全調査地点）では単調な泥化傾向はみられないが、アサリ漁場が隣接するＹ１海域の同期間のデータにおいては海域の一部で泥化がみられることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

その他、アサリの減少を引き起こすおそれのある要因の一つとして、エイ類による食害がある。八代海における食害量のデータはないものの、有明海のデータからその可能性が類推される（有明海に比べ、ナルトビエイが大型であるとの報告がある）。

参考資料

1）滝川清，田中健路，森英次，渡辺枢，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，土木学会海岸工学論文集，第 51 巻，pp.916-920
2）田井明，矢野真一郎（2007）：八代海の潮汐・潮流特性に関する数値シミュレーション，海洋開発論文集，第 23 巻，pp.603-608
3）NPO 法人みらい有明・不知火（2005）「くちぞこが観た八代海の風景」
4）熊本県水産研究センター（2014）：八代海における貧酸素水塊一斉観測の結果速報
http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/right/hinsanso.pdf

（１２）Ｙ３海域（八代海湾央部）

ア）この海域の特性

Ｙ３海域（八代海湾央部）は図 4.4.166 に示すように、八代海中央に位置し、滝川ら（2004)、田井ら（2007）によると、流況は球磨川と長島海峡から御所浦島の南側を通過して入ってくる外海水の影響を受けていると考えられる[1)、2)]。滝川ら（2004）は、水質について、6～8 月には梅雨時期の河川からの淡水流入により、表層の塩分が低下し、密度成層が発達することを報告している[1)]。

底質については、シルトから細粒砂が分布している（図 3.5.6）[3)]。

貧酸素水塊について、2014 年 8 月に溶存酸素量が 4.0mg/L を下回ったことが観測されている[4)]。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 13 件である(図 4.4.190 参照)。本海域は八代海南部から流入する外洋水と、球磨川河川水の影響を受ける低塩分水塊の合流点にあたり、常に潮目が発達する。*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属を主体とした鞭毛藻赤潮が初発して広域に拡大することが多い[5)、6)、7)]（鬼塚ら, 2011；Aoki et al., 2012；Kim et al., 2004)。

本海域の中では御所浦島周辺で、マダイ、ブリ等の魚類が養殖されている。

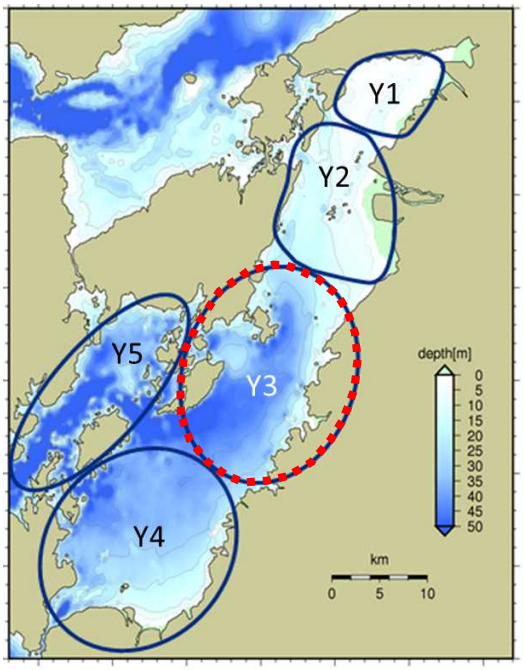


図 4.4.166　Ｙ３海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ｙ３海域では 2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.168 に示すように、2005 年以降の全 2 調査地点（図 4.4.167）におけるデータから、2 地点のうち Ykm-4 では種類数、個体数ともに単調な増加・減少傾向はみられなかった。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった。日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ（2013 年まで））が断続的に主要出現種となっている。Ykm-5 では種類数は全ての分類群で単調な増加・減少傾向がみられず、個体数ではその他の分類群に増加傾向がみられた。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった（表 4.4.17）。

Ｙ３海域における主要出現種の変遷をみると、Ykm-4、Ykm-5 ともに継続して環形動物の出現頻度が高い傾向がみられた。

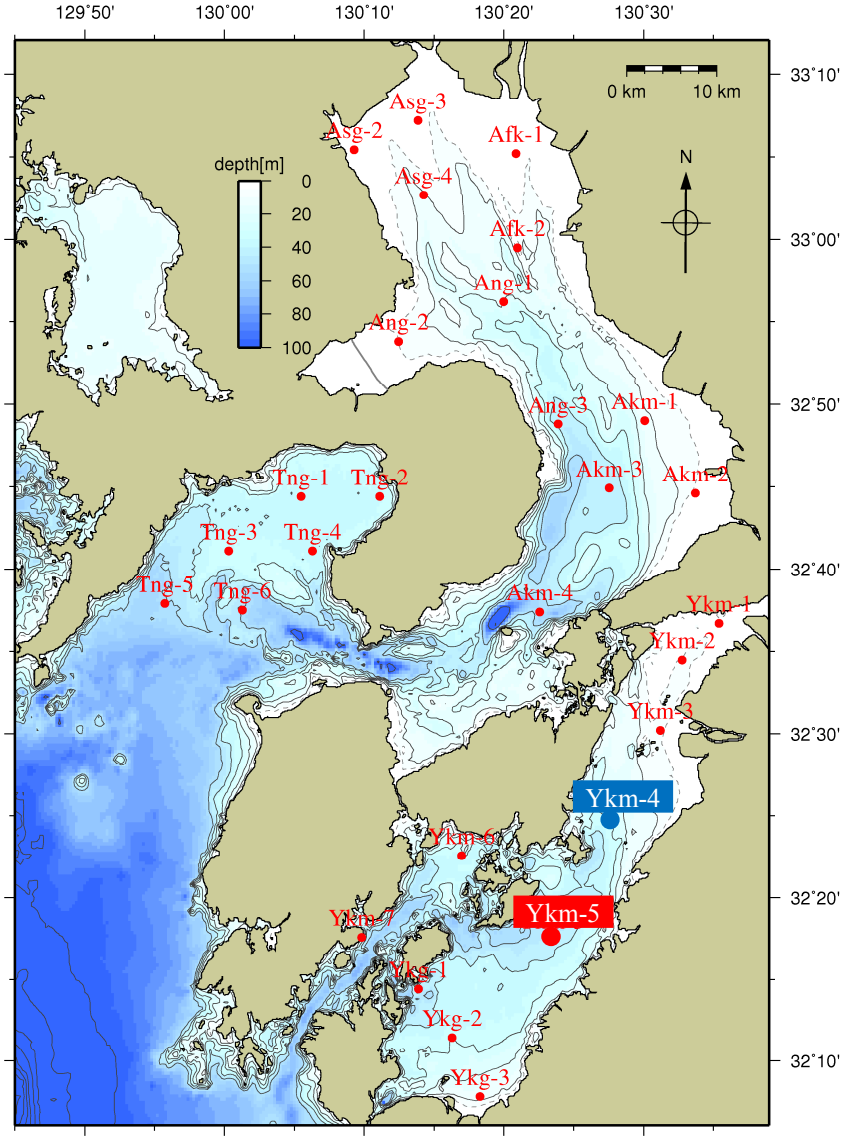


図 4.4.167　Ｙ３海域におけるベントス調査地点

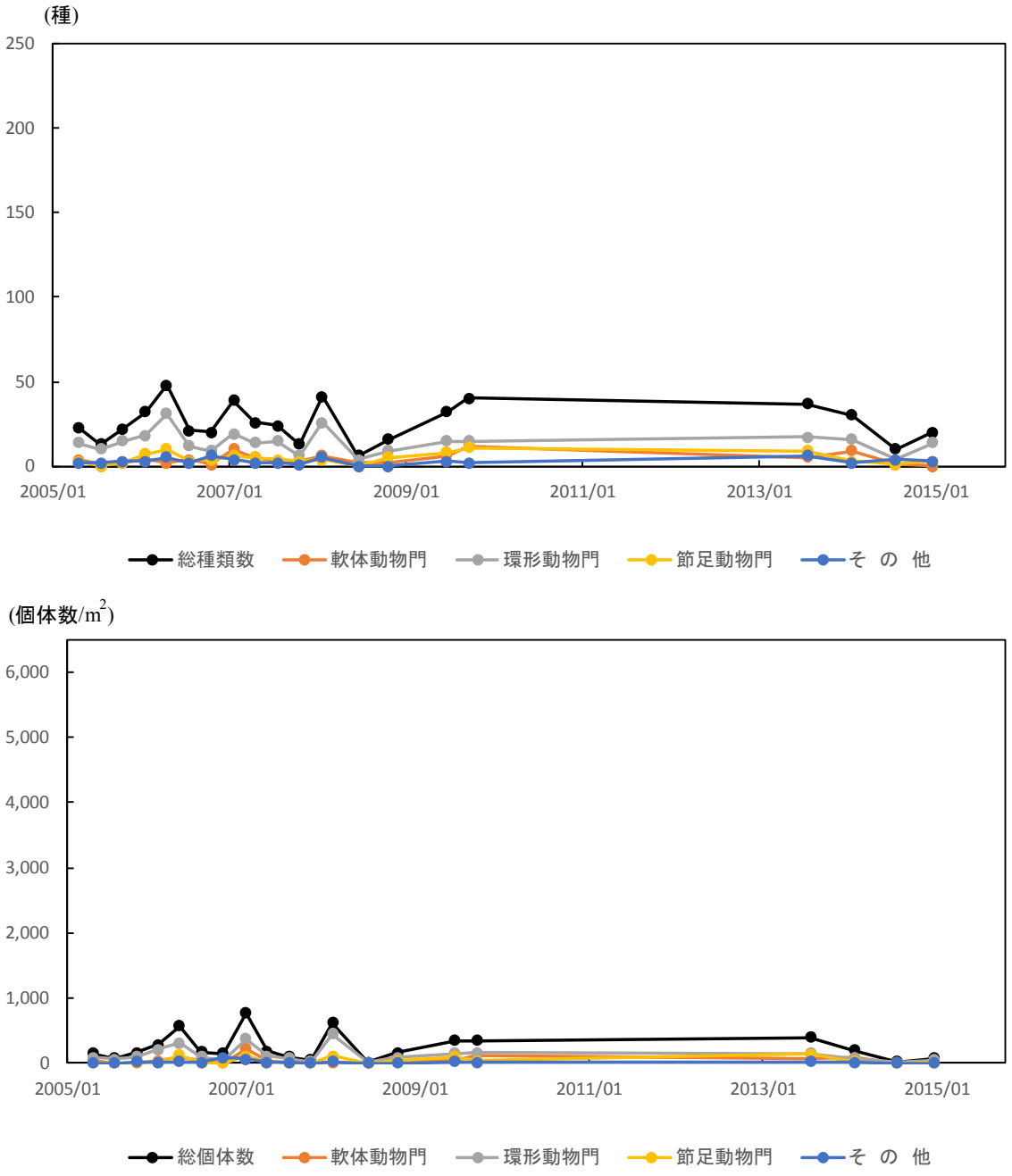


図 4.4.168 （1） Ｙ３海域におけるベントスの推移（Ykm-4）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

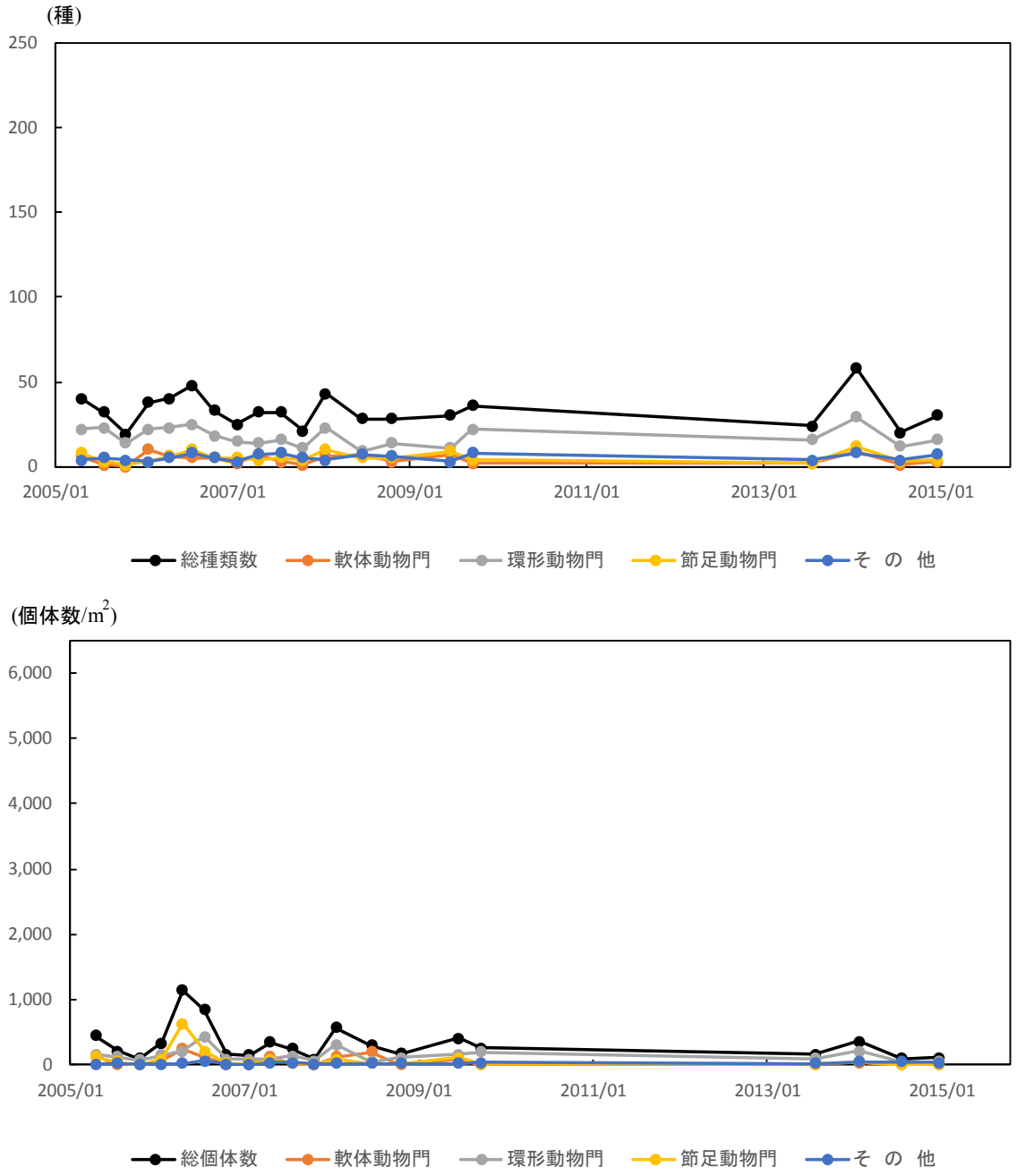


図 4.4.168（2）　Ｙ３海域におけるベントスの推移（Ykm-5）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.17 （1）　Ｙ３海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykm-4）

	Y-3			
	Ykm-4			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	13.0%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	13.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	13.0%
2005/08	環形動物門		Sthenolepis sp.	23.1%
	環形動物門		Heteromastus sp.	15.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.8%
2005/11	環形動物門		Sthenolepis sp.	25.0%
	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	21.4%
	棘皮動物門		ｲｿｷﾞﾝﾁｬｸ目	16.1%
2006/02	環形動物門		Mediomastus sp.	21.2%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	14.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	8.2%
2006/05	環形動物門		Sigambra tentaculata	17.0%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	17.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.6%
2006/08	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.6%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	15.6%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	11.1%
2006/11	棘皮動物門		ｲｿｷﾞﾝﾁｬｸ目	41.3%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	18.7%
	棘皮動物門		ﾑｼﾓﾄﾞｷｷﾞﾝﾁｬｸ科	12.0%
2007/02	環形動物門		Euchone sp.	22.9%
	節足動物門		Corophium sp.	10.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	9.5%
2007/05	環形動物門		Sthenolepis sp.	20.4%
	紐形動物門		紐形動物門	10.2%
	環形動物門		Nephtys sp.	10.2%
2007/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.3%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	7.4%
	紐形動物門		紐形動物門	7.4%
	環形動物門		Nephtys sp.	7.4%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	7.4%
	環形動物門		Scolelepis sp.	7.4%
2007/11	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	19.2%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	19.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.5%
2008/02	環形動物門		Euchone sp.	41.7%
	節足動物門		Corophium sp.	16.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	5.1%
2008/07	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	37.5%
	軟体動物門		ﾏｷｶﾞｲ綱	12.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｳﾒﾉﾊﾅｶﾞｲ	12.5%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	12.5%
	環形動物門		ﾐｽﾞﾋｷｺﾞｶｲ科	12.5%
	環形動物門		Heteromastus sp.	12.5%
2008/11	環形動物門		Sthenolepis sp.	39.3%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	15.5%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	14.3%
2009/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	11.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.7%
	節足動物門		ﾒﾅｼﾋﾟﾝﾉ	11.7%
2009/10	環形動物門		Sthenolepis sp.	22.6%
	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	20.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	6.8%
2013/08	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	31.5%
	環形動物門		ﾉﾗﾘｳﾛｺﾑｼ科	9.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	8.5%
2014/02	軟体動物門	二枚貝類	ｷｾﾜﾀｶﾞｲ科	11.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾖｺﾔﾏｷｾﾜﾀｶﾞｲ	10.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾁﾖﾉﾊﾅｶﾞｲ	8.7%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	8.7%
2014/08	環形動物門		Heteromastus sp.	25.0%
	軟体動物門		ｲｶ綱	12.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.5%
	環形動物門		Prionospio sp.	12.5%
2015/01	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.0%
	環形動物門		Heteromastus sp.	10.0%
	節足動物門		Armandia sp.	10.0%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	10.0%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-4 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ３海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-4 では、主要出現種のなかでは二枚貝類、環形動物が多くみられ、大きな変動はみられなかった。

なお、2013 年までは汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイも主要出現種となっている。

表 4.4.17（2）　Ｙ３海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykm-5）

	Y-3			
	Ykm-5			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	34.4%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	33.1%
	環形動物門		Prionospio sp.	9.6%
2005/08	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	25.5%
	環形動物門		Terebellides sp.	10.9%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	7.3%
2005/11	環形動物門		Sthenolepis sp.	25.0%
	環形動物門		Magelona sp.	15.9%
	棘皮動物門		ﾑｼﾓﾄﾞｷｷﾞﾝﾁｬｸ科	13.6%
2006/02	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	25.0%
	環形動物門		Euchone sp.	12.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	7.7%
2006/05	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	54.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	21.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	3.5%
2006/08	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	22.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	12.5%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	9.9%
2006/11	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	14.5%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	12.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.8%
2007/02	軟体動物門	二枚貝類	**ｼｽﾞｸｶﾞｲ**	11.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.5%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	10.3%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	27.0%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	21.9%
	紐形動物門		紐形動物門	9.0%
2007/08	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	13.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.4%
	軟体動物門	二枚貝類	**ｼｽﾞｸｶﾞｲ**	10.9%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	10.9%
2007/11	環形動物門		Sthenolepis sp.	20.0%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	11.1%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	8.9%
2008/02	環形動物門		Euchone sp.	11.8%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	10.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	8.7%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｻｸﾗｶﾞｲ属	57.8%
	棘皮動物門		ﾅﾏｺ綱	7.1%
	環形動物門		Semelangulus sp.	4.5%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆｯｺｳｶﾞｲ科	4.5%
2008/11	環形動物門		Sthenolepis sp.	15.2%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	15.2%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	10.9%
2009/07	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	22.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	18.9%
	環形動物門		ﾉﾗﾘｳﾛｺﾑｼ科	8.7%
2009/10	環形動物門		Terebellides sp.	25.0%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	10.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.6%
2013/08	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	24.1%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	10.8%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	8.4%
2014/02	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.4%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	8.1%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	8.1%
2014/08	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	32.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	9.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.3%
2015/01	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	14.3%
	紐形動物門		紐形動物門	7.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.1%
	棘皮動物門		ｶｷｸﾓﾋﾄﾃﾞ	7.1%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-5 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ３海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-5 では、2005 年から 2008 年までは、主要出現種のなかで節足動物は多くみられたが、2009 年以降は環形動物が多くみられる。

なお、強内湾性の海域や富栄養化域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要出現種となっている。

② 原因・要因の考察

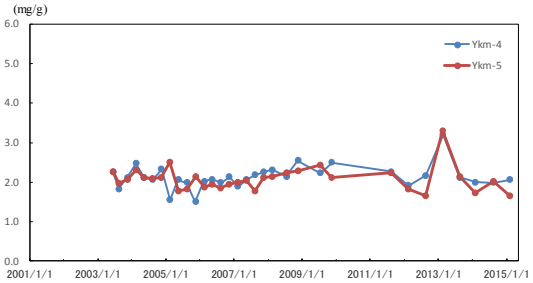
ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした（図 4.4.169）。

全 2 調査地点のうち 1 地点(Ykm-4)は粘土･シルト分が 100%に近い値で推移し、他の 1 地点は 70～90%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。

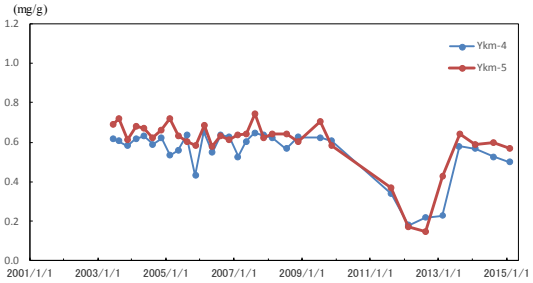
底質の硫化物について、全 2 地点で 0.1～0.4mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点で 8～12%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点で 7～17mg/g 程度であり、そのうち 1 地点（Ykm-4）で増加傾向がみられ、他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

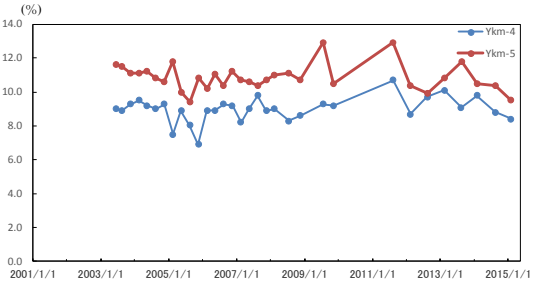
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



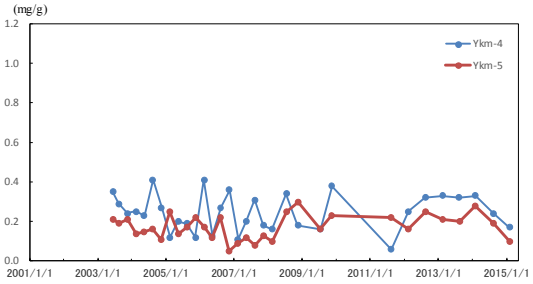
（1）T-N



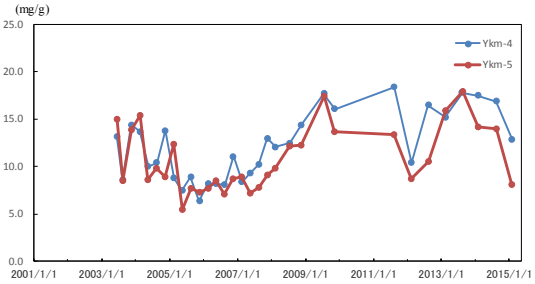
（2）T-P



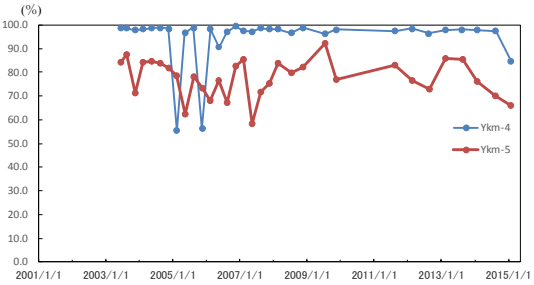
（3）強熱減量



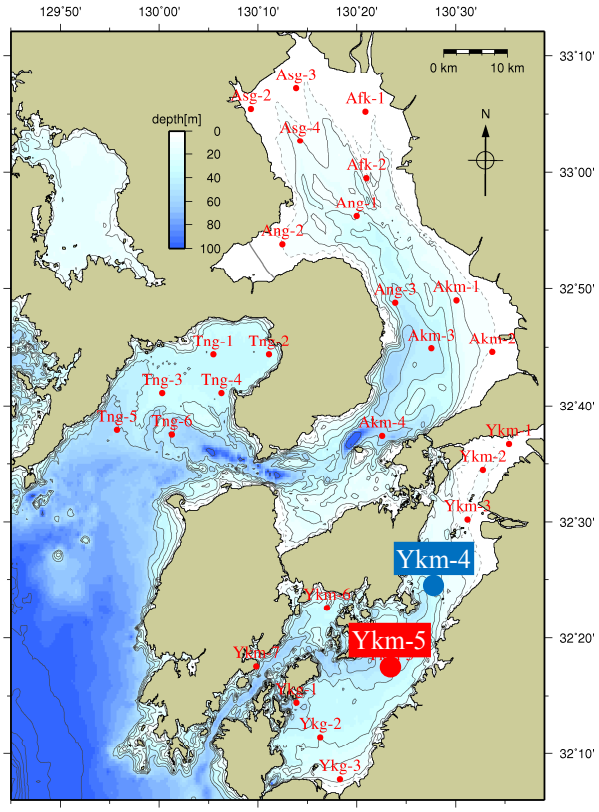
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.167　Ｙ３海域におけるベントス調査地点と同じ地点

図 4.4.169　Ｙ３海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

タイラギやサルボウの生息に関する情報はほとんどない。アサリはごく小規模な生息が認められるが、資源変動に関する情報が少ない。有用二枚貝について、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。

エ）まとめ

Ｙ３海域（八代海湾央部）では、ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察は八代海全体でまとめて別に記載した（（１５）八代海全体 参照）。

有用二枚貝については、漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の全 2 調査地点におけるデータから、2 地点中 1 地点（Ykm-5）でその他の分類群の個体数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群及び他の 1 地点での種類数及び個体数は単調な増加・減少傾向がみられなかった。2005 年以降におけるデータでは、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ（2013 年まで））が断続的に主要出現種となっている。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 2 調査地点のうち 1 地点（Ykm-4）は粘土・シルト分が 100%に近い値で推移し、他の 1 地点は 70～90%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 2 地点で 0.1～0.4mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点で 8～12%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点で 7～17mg/g 程度であり、そのうち 1 地点（Ykm-4）で増加傾向がみられ、他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

参考文献

1）滝川清，田中健路，森英次，渡辺枢，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，土木学会海岸工学論文集，第51巻，pp.916-920
2）田井明，矢野真一郎（2007）：八代海の潮汐・潮流特性に関する数値シミュレーション，海洋開発論文集，第23巻，pp.603-608
3）NPOみらい有明・不知火（2005）「くちぞこが観た八代海の風景」
4）熊本県水産研究センター（2014）「八代海における貧酸素水塊一斉観測の結果速報」http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/right/hinsanso.pdf
5）鬼塚剛，青木一弘，清水学，松山幸彦，木元克則，松尾斉，耒代勇樹，西広海，田原義雄，櫻田清成（2011）：2010年夏季に八代海で発生した*Chattonella antiqua*赤潮の短期動態−南部海域における出現特性−，水産海洋研究，第75巻，第3号，pp.143-153
6）Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Kuroda, H., Matsuyama, Y., Kimoto, K., Matsuo, H., Kitadai, Y., Sakurada, K., Nishi, H., Tahara, Y.（2012）：Factors controlling the spatio-temporal distribution of the 2009 *Chattonella antiqua* bloom in the Yatsushiro Sea, Japan., Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.114, No.1, pp.148-155
7）Kim, D-I., S. Nagasoe, Y. Oshima, Y-H. Yoon, N. Imada, T. Honjo（2004）A massive bloom of *Cochlodinium polykrikoides* in the Yatsushiro Sea, Japan in 2000., Harmful Algal, Vol.2002, pp.83-85

（１３）Ｙ４海域（八代海湾口東部）

ア）この海域の特性

Ｙ４海域（八代海湾口東部）は図 4.4.170 に示すように、八代海湾口の黒之瀬戸で東シナ海に接している海域である。村上ら（2004）によると、黒之瀬戸を通じた東シナ海との海水交換は長島海峡と比べて比較的少なく、獅子島の北側では西方向、南側では東方向の平均流が発達している[1)]。

水質については、滝川ら（2004）、田井ら（2007）によると、水温が冬期には湾奥部より高くなり[2)、3)]、滝川ら（2004）は、6～8 月の梅雨時期において河川からの淡水流入の影響により表層の塩分が低くなることを報告している[2)]。

増田ら（2011）によると、底質は砂泥質である[4)]。

貧酸素水塊については、1989 年以降、3.0mg/L 以下の溶存酸素量が 4 回、2.0mg/L 以下の溶存酸素量が 1 回観測されている（３章 6.貧酸素水塊）。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 11 件である（図 4.4.190）。本海域は八代海南部に位置し、東シナ海の外洋水の影響を受けやすい。本海域を初発とする赤潮発生頻度は隣接するＹ３海域やＹ５海域と比較すると低いが、Ｙ３海域から赤潮水塊が養殖場へ流入し、甚大な漁業被害が発生することが多い[5)、6)、7)]（鬼塚ら，2011；Aoki et al.，2012；折田ら，2013）。

獅子島東岸、伊唐島、長島町東岸では、ブリを中心とした養殖が行われている。

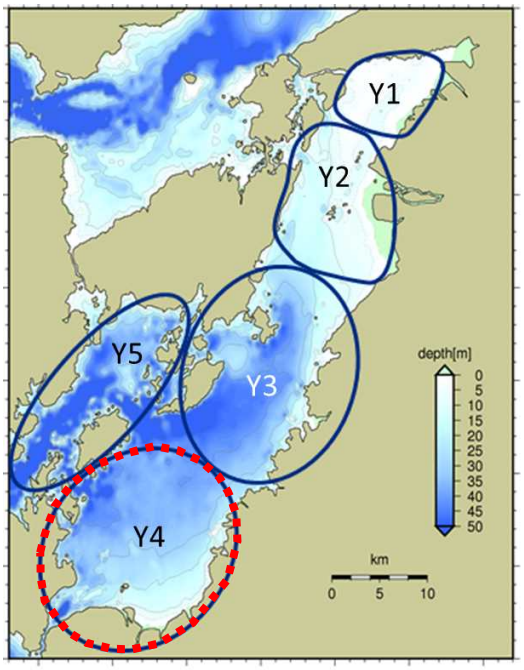


図 4.4.170　Ｙ４海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ｙ４海域では 2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.172 に示すように、2005 年以降の全 3 調査地点（図 4.4.171）におけるデータから、3 地点のうち Ykg-1 でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられ、Ykg-2 で総個体数及びその他の分類群の個体数に減少傾向がみられた。Ykg-3 では総種類数、環形動物の種類数で減少傾向がみられた。これら以外のベントスの種類数・個体数に、単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要出現種の推移をみると、Ykg-1、Ykg-2、Ykg-3 ともに大きな変化はみられなかった（表 4.4.18）。

Ｙ４海域における主要出現種の変遷をみると、Ykg-1 では、節足動物、環形動物の出現頻度が高い。Ykg-2 及び Ykg-3 では、環形動物が多くを占めていた。

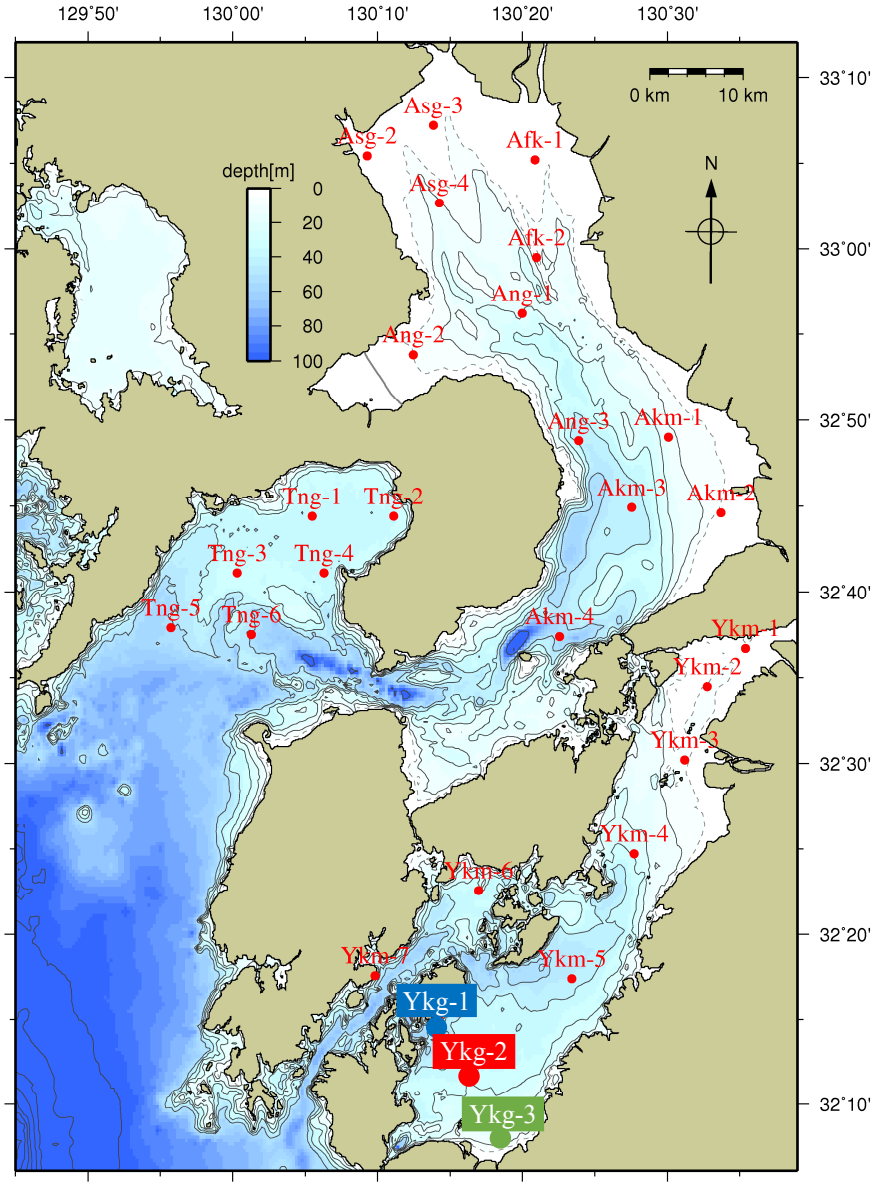


図 4.4.171　Ｙ４海域におけるベントス調査地点

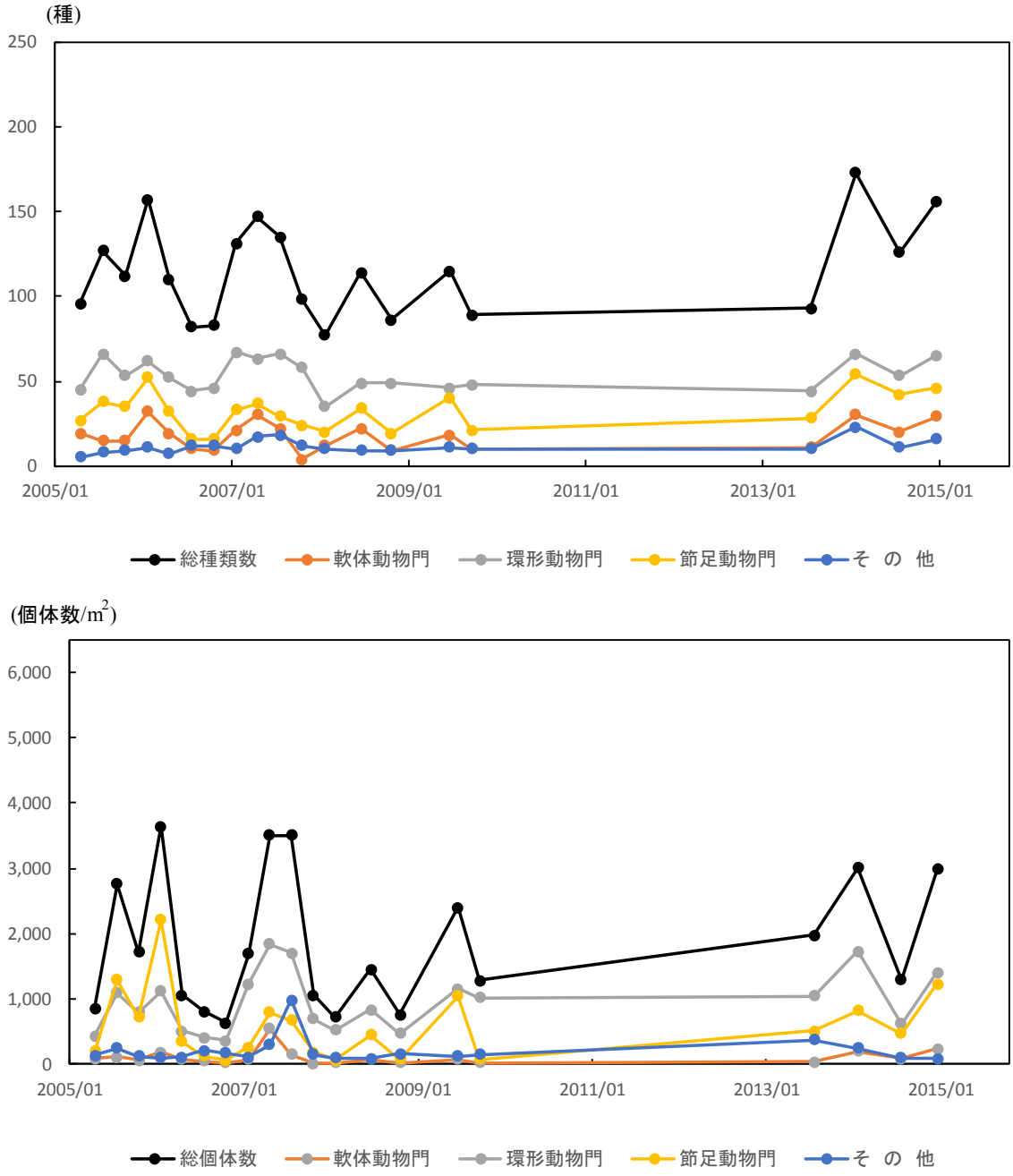


図 4.4.172 （1） Ｙ４海域におけるベントスの推移（Ykg-1）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

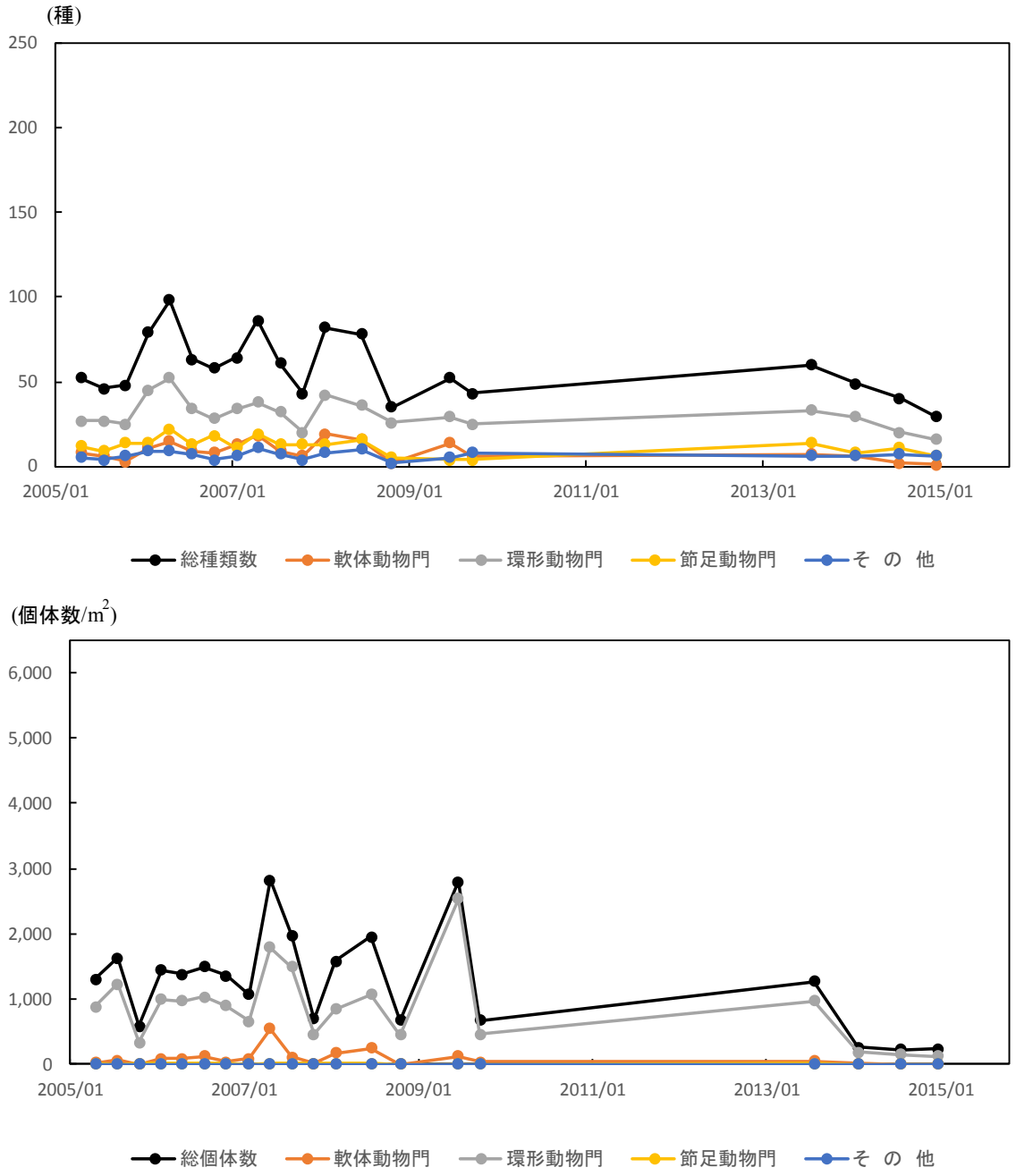


図 4.4.172（2）　Ｙ４海域におけるベントスの推移（Ykg-2）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

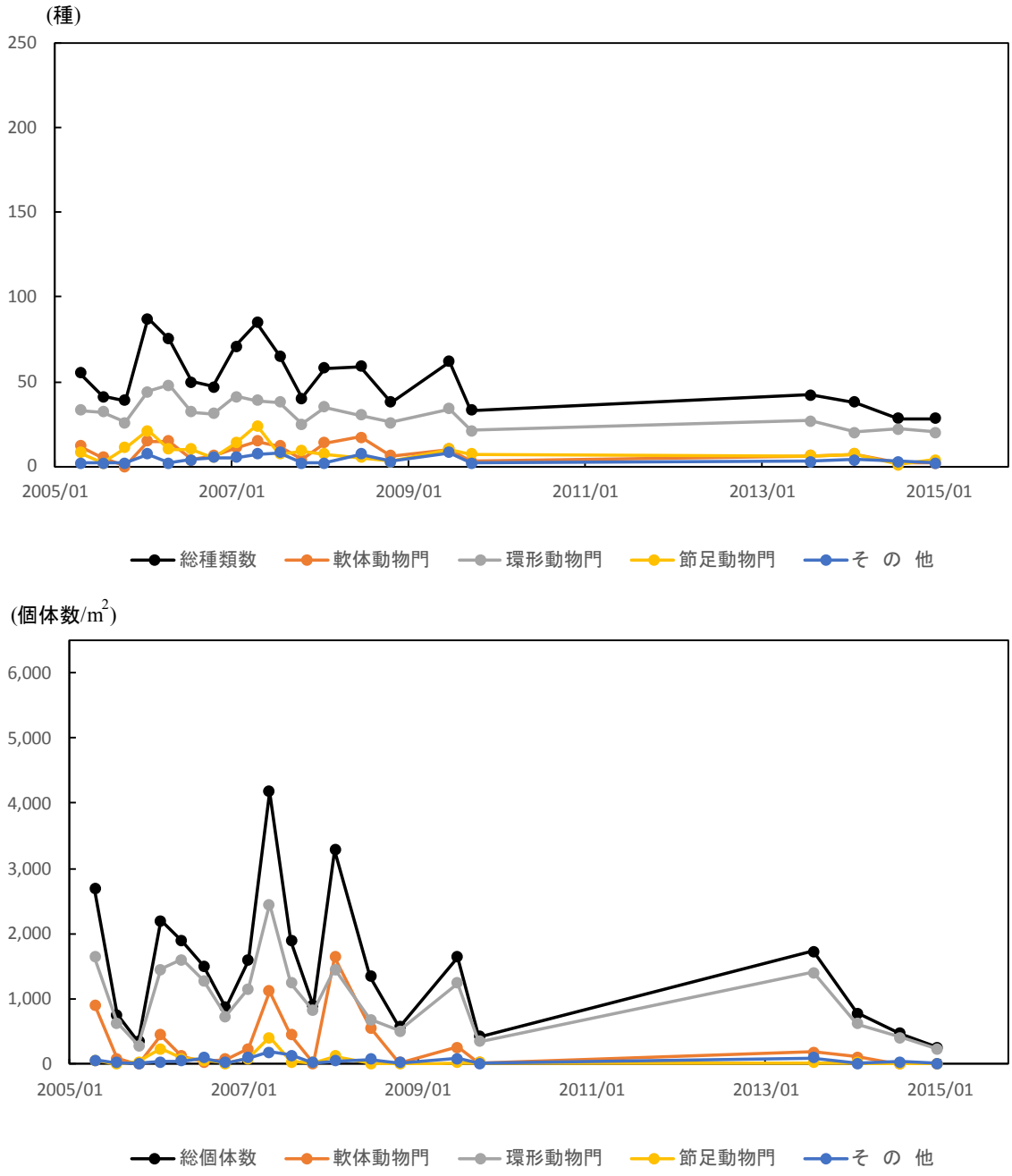


図 4.4.172（3）　Ｙ４海域におけるベントスの推移（Ykg-3）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.18 （1）　Ｙ４海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykg-1）

	Y-4			
	Ykg-1			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	紐形動物門		紐形動物門	16.1%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	11.1%
	節足動物門		Ampelisca sp.	10.8%
2005/08	節足動物門		ﾎﾟﾄﾞﾄﾘｱ科	15.0%
	紐形動物門		紐形動物門	7.0%
	節足動物門		Photis sp.	5.0%
2005/11	節足動物門		ｲｼｸﾖｺｴﾋﾞ科	35.6%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	25.0%
	節足動物門		Ampelisca sp.	25.0%
2006/02	節足動物門		ﾋﾄﾂﾒｽｶﾞﾒ	12.6%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	7.6%
	節足動物門		Gammaropsis sp.	5.8%
2006/05	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	12.9%
	紐形動物門		紐形動物門	8.6%
	節足動物門		Ampelisca sp.	7.7%
2006/08	紐形動物門		紐形動物門	19.7%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	13.5%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	6.2%
2006/11	紐形動物門		紐形動物門	14.1%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	6.3%
	棘皮動物門		ｽﾅｸﾓﾋﾄﾃﾞ科	4.7%
2007/02	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	22.6%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	7.2%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	4.6%
2007/05	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	16.9%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	6.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	5.6%
2007/08	線形動物門		線虫綱	18.6%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	5.8%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	5.5%
2007/11	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	6.0%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	5.4%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	4.9%
2008/02	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	41.4%
	線形動物門		線虫綱	6.4%
	環形動物門		ｱｼﾋﾞｷﾂﾊﾞｻｺﾞｶｲ	4.7%
2008/07	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	28.1%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	6.0%
	環形動物門		Sthenolepis sp.	4.9%
2008/11	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	12.1%
	紐形動物門		紐形動物門	11.5%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	1.0%
2009/07	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	22.2%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	15.6%
	節足動物門		ﾏﾙｿｺｼﾗｴﾋﾞ	4.3%
2009/10	環形動物門		Linopherus sp.	14.0%
	環形動物門		ｱｼﾋﾞｷﾂﾊﾞｻｺﾞｶｲ	12.0%
	環形動物門		ﾂﾊﾞｻｺﾞｶｲ科	7.8%
2013/08	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	20.3%
	節足動物門		ﾎﾟﾄﾞﾄﾘｱ科	8.2%
	線形動物門		線虫綱	6.9%
2014/02	環形動物門		Lanice sp.	10.8%
	環形動物門		Phyllochaetopterus sp.	9.0%
	節足動物門		ﾐｻｷｽｶﾞﾒ	6.0%
2014/08	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	6.0%
	節足動物門		ｲｼｸﾖｺｴﾋﾞ科	5.6%
	環形動物門		Eunice sp.	4.6%
2015/01	環形動物門		Paraprionospio sp.(CI型)	14.1%
	節足動物門		ﾕﾝﾎﾟｿｺｴﾋﾞ科	12.3%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	5.6%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykg-1 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ４海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykg-1 では、主要出現種のなかで節足動物門･環形動物門が多く、経年的に大きな変動はみられなかった。

総個体数が多かった 2006 年２月にはヒトツメスガメ、2007 年５月、2009 年７月及び 2015 年１月には *Paraprionospio* sp.（CI 型）、2007 年８月には線虫綱、2014 年２月には *Lanice* sp.が多くみられた。

表 4.4.18（2）　Ｙ４海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykg-2）

	Y-4			
	Ykg-2			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	環形動物門		Terebellides sp.	29.8%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	21.6%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	18.6%
2005/08	環形動物門		Terebellides sp.	23.2%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	19.7%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	12.6%
2005/11	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	41.8%
	環形動物門		Magelona sp.	20.9%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	19.0%
2006/02	環形動物門		Magelona sp.	12.6%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	11.6%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	11.0%
2006/05	環形動物門		Lumbrineris sp.	17.4%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	8.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.8%
2006/08	環形動物門		Prionospio sp.	15.6%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	14.8%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	9.7%
2006/11	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	17.4%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	13.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	11.0%
2007/02	環形動物門		Sigambra tentaculata	13.6%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	11.7%
	環形動物門		ｷﾞﾎﾞｼｲｿﾒ科	10.0%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	12.6%
	環形動物門		ｷﾞﾎﾞｼｲｿﾒ科	10.8%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	9.1%
2007/08	環形動物門		Lumbrineris sp.	15.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.7%
	環形動物門		Mediomastus sp.	11.6%
2007/11	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	18.6%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	14.3%
	環形動物門		Lumbrineris latreilli	12.9%
2008/02	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	17.4%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	12.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.7%
2008/07	環形動物門		ｳﾛｺﾑｼ科	14.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾕｳｶｹﾞﾊﾏｸﾞﾘ属	10.2%
	刺胞動物門		ｳﾐｻｶﾂﾞｷｶﾞﾔ科	9.5%
2008/11	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	23.5%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	15.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.3%
2009/07	環形動物門		Terebellides sp.	76.3%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	4.0%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	2.3%
2009/10	環形動物門		Sigambra tentaculata	23.4%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	16.0%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	10.1%
2013/08	環形動物門		Lumbrineris sp.	21.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.5%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	8.9%
2014/02	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	13.5%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	10.5%
	環形動物門		Magelona sp.	7.5%
	環形動物門		Notomastus sp.	7.5%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	7.5%
2014/08	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	13.8%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.1%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	9.5%
	環形動物門		Magelona sp.	9.5%
2015/01	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	15.0%
	環形動物門		Magelona sp.	11.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.0%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykg-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ４海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykg-2 では、主要出現種のなかで環形動物門が多く、経年的に大きな変動はみられなかった。

表 4.4.18（3）　Ｙ４海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykg-3）

	Y-4			
	Ykg-3			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	29.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	8.3%
	環形動物門		ｼﾛｶﾞﾈｺﾞｶｲ科	8.3%
2005/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	16.0%
	環形動物門		ﾐｽﾞﾋｷｺﾞｶｲ科	13.9%
	環形動物門		Chaetozone sp.	8.4%
2005/11	環形動物門		ﾐｽﾞﾋｷｺﾞｶｲ科	24.5%
	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	19.4%
	環形動物門		Magelona sp.	19.4%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ｼｽﾞｸｶﾞｲ	12.0%
	環形動物門		Mediomastus sp.	9.0%
	環形動物門		Prionospio sp.	7.3%
2006/05	環形動物門		Chaetozone sp.	20.2%
	環形動物門		Tharyx sp.	10.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.9%
	環形動物門		ﾀｹﾌｼｺﾞｶｲ科	6.9%
2006/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.1%
	環形動物門		Chaetozone sp.	13.9%
	環形動物門		Lumbrineris longifolia	10.7%
2006/11	環形動物門		Lumbrineris longifolia	13.2%
	環形動物門		Mediomastus sp.	11.2%
	環形動物門		Chaetozone sp.	9.6%
2007/02	環形動物門		Lumbrineris longifolia	14.5%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	10.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.0%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	16.2%
	環形動物門		Lumbrineris longifolia	7.8%
	環形動物門		Nephtys sp.	7.3%
2007/08	環形動物門		Sigambra tentaculata	16.7%
	軟体動物門	二枚貝類	ｽｴﾓﾉｶﾞｲ科	9.8%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾆﾏｲｶﾞｲ綱	6.4%
2007/11	環形動物門		Lumbrineris longifolia	18.7%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	13.8%
	環形動物門		Prionospio sp.	11.4%
2008/02	軟体動物門	二枚貝類	ｹｼﾄﾘｶﾞｲ	37.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.1%
	環形動物門		Lumbrineris longifolia	5.6%
2008/07	環形動物門		Streblosoma sp.	17.3%
	刺胞動物門		ｳﾐｻｶﾂﾞｷｶﾞﾔ科	15.2%
	軟体動物門		ｱﾒﾌﾗｼ科	13.6%
2008/11	環形動物門		Lumbrineris longifolia	34.4%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	17.7%
	環形動物門		Magelona sp.	4.9%
	環形動物門		Mediomastus sp.	4.9%
2009/07	環形動物門		Lumbrineris longifolia	21.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	20.1%
	軟体動物門	二枚貝類	ｽｴﾓﾉｶﾞｲ科	11.0%
2009/10	環形動物門		Lumbrineris longifolia	31.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	15.0%
	軟体動物門	二枚貝類	ｽｴﾓﾉｶﾞｲ科	7.0%
2013/08	環形動物門		Lumbrineris longifolia	30.4%
	環形動物門		ｴｰﾚﾙｼｽﾋﾟｵ	12.3%
	環形動物門		Terebellides sp.	8.4%
2014/02	環形動物門		Lumbrineris sp.	39.1%
	環形動物門		Prionospio sp.	12.9%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾎﾄﾄｷﾞｽｶﾞｲ	9.3%
2014/08	環形動物門		Lumbrineris longifolia	23.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	17.3%
	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	7.2%
	環形動物門		Magelona sp.	7.2%
2015/01	環形動物門		ﾓﾛﾃｺﾞｶｲ	28.1%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	19.3%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	12.6%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05㎡）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykg-3 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ４海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykg-3 では、主要出現種のなかで二枚貝類、環形動物が多くみられ、経年的に大きな変動はみられなかった。

なお、有機汚濁耐性種の ***Lumbrineris longifolia*** が 2006 年から継続して主要出現種となっているほか、2005 年及び 2006 年には汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが主要出現種となっている。

② 原因・要因の考察

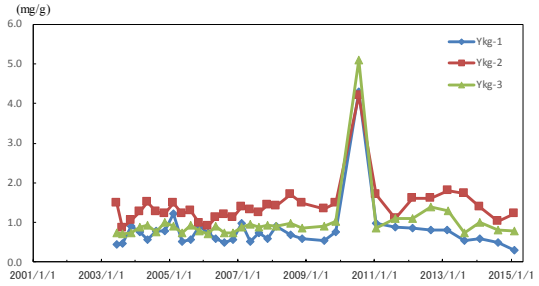
ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした（図 4.4.173）。

全 3 調査地点のうち 1 地点（Ykg-1）は粘土・シルト分が 5～20%程度であり、減少傾向がみられた。他の 2 地点のうち 1 点（Ykg-2）は 30～60%、他の 1 地点（Ykg-3）は 40～70%であり、単調な泥化傾向はみられなかった。

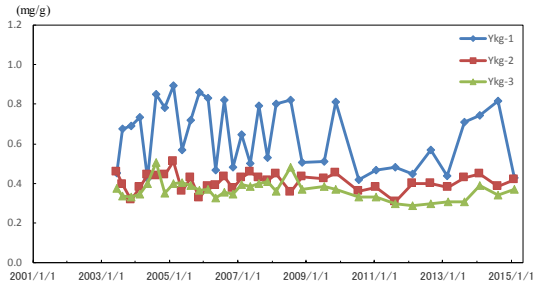
底質の硫化物について、全 3 地点のうち 1 地点（Ykg-1）は 0.01～0.05mg/g、他の 2 地点は 0.01～0.2mg/L 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

底質の有機物に関して、強熱減量は全 3 地点で 4～9%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 3 地点のうち 2 地点（Ykg-2、Ykg-3）で 4～10mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点は 1.5～3.5mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

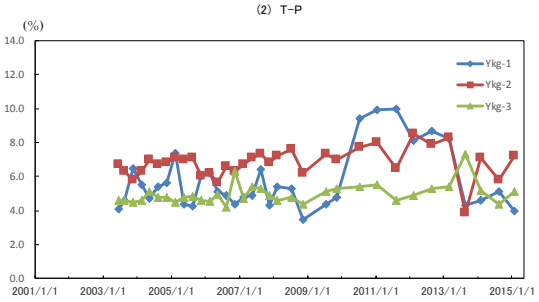
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



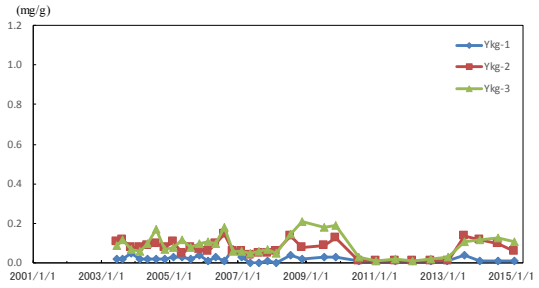
（1）T-N



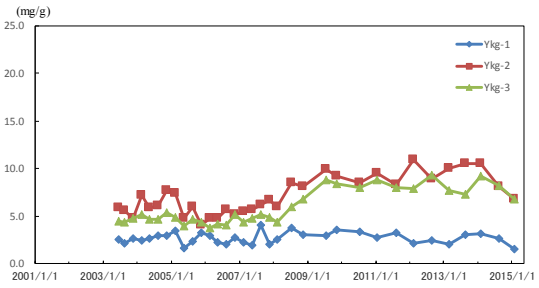
（2）T-P



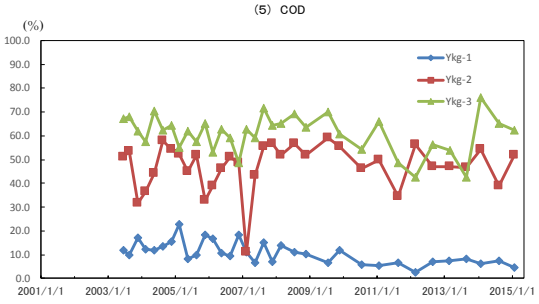
（3）強熱減量



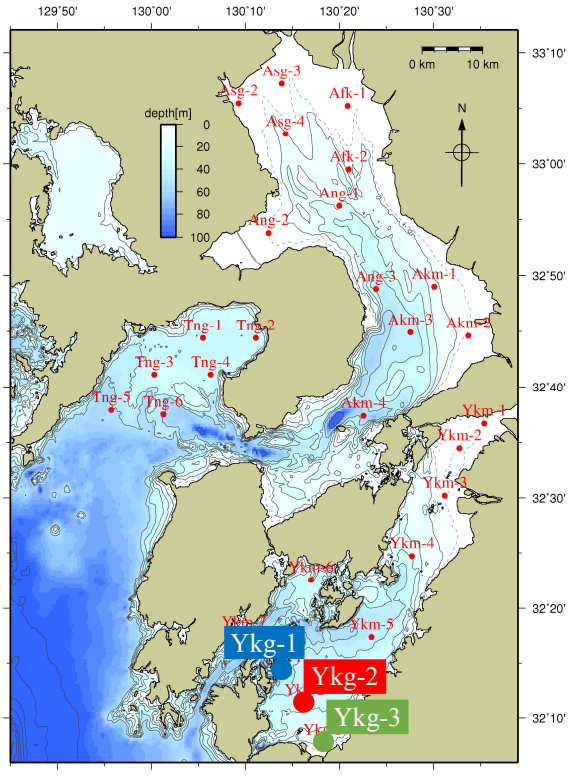
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.171　Ｙ４海域におけるベントス調査地点と同じ地点

図 4.4.173　Ｙ４海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

有用二枚貝については、漁獲がなく、生息に関する情報がほとんどないため、評価は困難である。

エ）まとめ

Ｙ４海域（八代海湾口東部）では、ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察は八代海全体でまとめて別に記載した（（１５）八代海全体 参照）。

有用二枚貝については、漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には 2005 年以降の全 3 調査地点におけるデータから、全 3 地点のうち 1 地点（Ykg-2）で総個体数及びその他の分類群の個体数に減少傾向がみられ、他の 1 地点（Ykg-3）で総種類数及び環形動物門の種類数に減少傾向がみられ、さらに他の 1 地点（Ykg-1）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。これら以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり。2003～2015 年のデータでは単調な変化傾向はみられなかった。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 3 調査地点のうち 1 地点（Ykg-1）は粘土・シルト分が 5～20％程度であり、減少傾向がみられた。他の 2 地点のうち 1 点（Ykg-2）は 30～60％、他の 1 地点（Ykg-3）は 40～70％であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物について、全 3 地点のうち 1 地点（Ykg-1）は 0.01～0.05mg/g、他の 2 地点は 0.01～0.2mg/L 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 3 地点で 4～9％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 3 地点のうち 2 地点（Ykg-2、Ykg-3）で 4～10mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点は 1.5～3.5mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

参考文献

1）村上啓介，上久保祐志，古松琢美，上原功（2004）：3 次元流動モデルによる八代海の潮流特性の解析，海洋開発論文集，第 20 巻，pp.1031-1036
2）滝川清，田中健路，森英次，渡辺柾，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，土木学会海岸工学論文集，第 51 巻，pp.916-920
3）田井明，矢野真一郎（2007）：八代海の潮汐・潮流特性に関する数値シミュレーション，海洋開発論文集，第 23 巻，pp.603-608
4）増田龍哉，滝川清，御園生敏治，永友文詞，五十嵐学，浦野芳司（2011）：八代海における底質特性とその時系列変化に関する研究，土木学会論文集 B2，pp.I-916-I-920
5）鬼塚剛，青木一弘，清水学，松山幸彦，木元克則，松尾斉，耒代勇樹，西広海，田原義雄，櫻田清成（2011）：2010 年夏季に八代海で発生した *Chattonella antiqua* 赤潮の短期動態−南部海域における出現特性−，水産海洋研究，第 75 巻，第 3 号，pp.143-153
6）Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Kuroda, H., Matsuyama, Y., Kimoto, K., Matsuo, H., Kitadai, Y., Sakurada, K., Nishi, H., Tahara, Y. （2012）：Factors controlling the spatio-temporal distribution of the 2009 *Chattonella antiqua* bloom in the Yatsushiro Sea, Japan., Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.114, No.1, pp.148-155
7）折田和三，西広海，田原義雄，中村章彦（2013）：統計学的手法を用いた八代海の *Chattonella* 赤潮発生に関与する要因抽出と予察の可能性，鹿児島県水産技術開発センター研究報告，第４号，pp.24-32

（１４）Ｙ５海域（八代海湾口西部）

ア）この海域の特性

Ｙ５海域（八代海湾口西部）は図 4.4.174 に示すように、八代海湾口の長島海峡で東シナ海に接している海域である。村上ら（2004）によると、東シナ海との海水交換は長島海峡で行われており、地形的な要因から流れが加速する海域と滞留する海域が複雑に入り組んでいる[1)]。

水質については、滝川ら（2004）、田井ら（2007）によると、東シナ海を北上する暖流（対馬海流）の影響により水温が冬期には湾奥部（Ｙ１海域）より高くなる[2)、3)]。

増田ら（2011）によると、底質は砂泥質である[4)]。

貧酸素水塊について、長島海峡は潮流が速く、成層がほとんど発達しないために貧酸素の発生は認められない。ただし、枝湾の奥部では小規模な溶存酸素量の低下が認められる。

赤潮について、本海域は 2011～2015 年の赤潮発生件数が 52 件である（図 4.4.190 参照）。本海域では東シナ海の影響が強く、Ｙ３海域のように海域全体を覆う赤潮の発生頻度は少ないが、楠浦湾（くすうら）、宮野河内湾（みやのがわち）、浅海湾（あさみ）、深海湾（ふかみ）、浦底浦（うらそこ）、牛深地先等の養殖場が多い枝湾では小規模な赤潮発生の頻度が高い[5)、6)、7)]（鬼塚ら，2011；Aoki et al.，2012；折田ら，2013）。

本海域の中では長島海峡の枝湾を中心に、ブリ、マダイ、シマアジ等の養殖が行われている。また、楠浦湾口部周辺ではマグロ養殖も行われている。

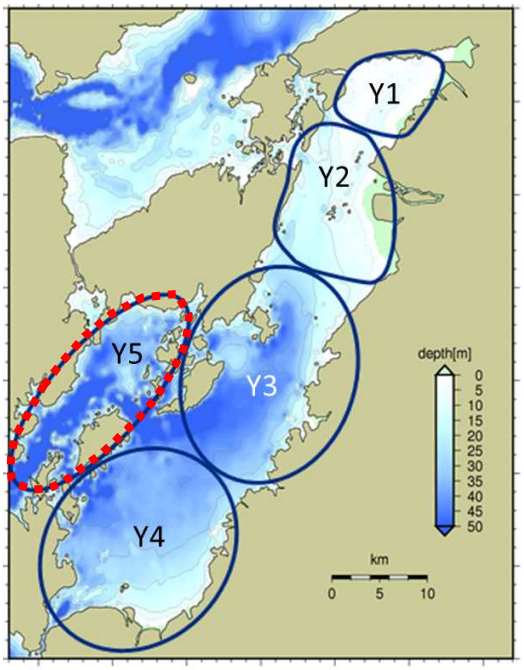


図 4.4.174　Ｙ５海域位置

イ）ベントスの変化

① 現状と問題点の特定

Ｙ５海域では 2004 年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。

図 4.4.176 に示すように、2005 年以降の全 2 調査地点（図 4.4.175）におけるデータから、2 地点のうち Ykm-6 では種類数では総種類数、環形動物、節足動物で減少傾向がみられ、個体数も総個体数、環形動物、節足動物に減少傾向がみられた。Ykm-7 ではその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。これら以外の分類群の種類数・個体数に、単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要出現種の推移をみると、Ykm-6、Ykm-7 とも大きな変化はみられなかった。

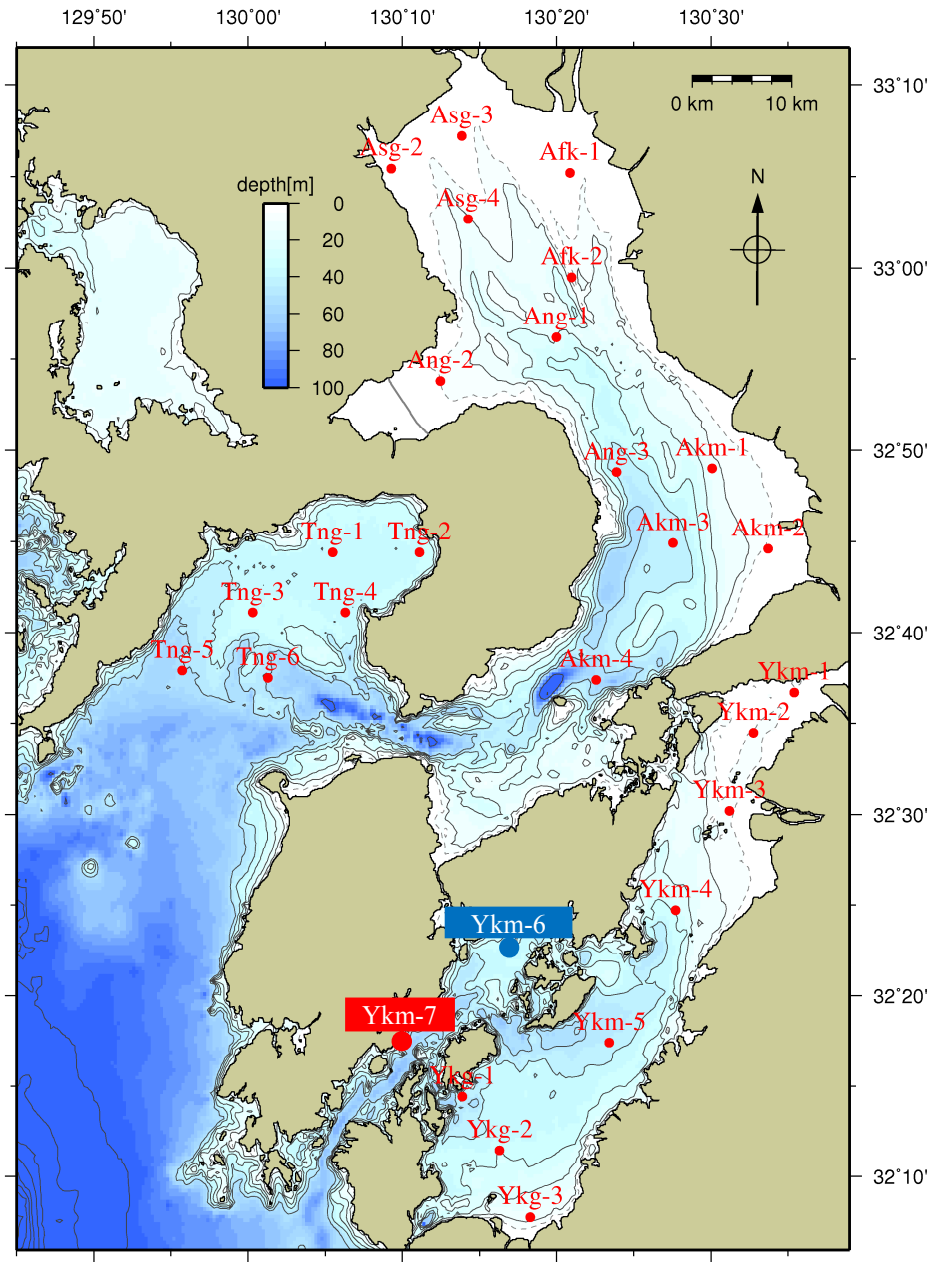


図 4.4.175　Ｙ５海域におけるベントス調査地点

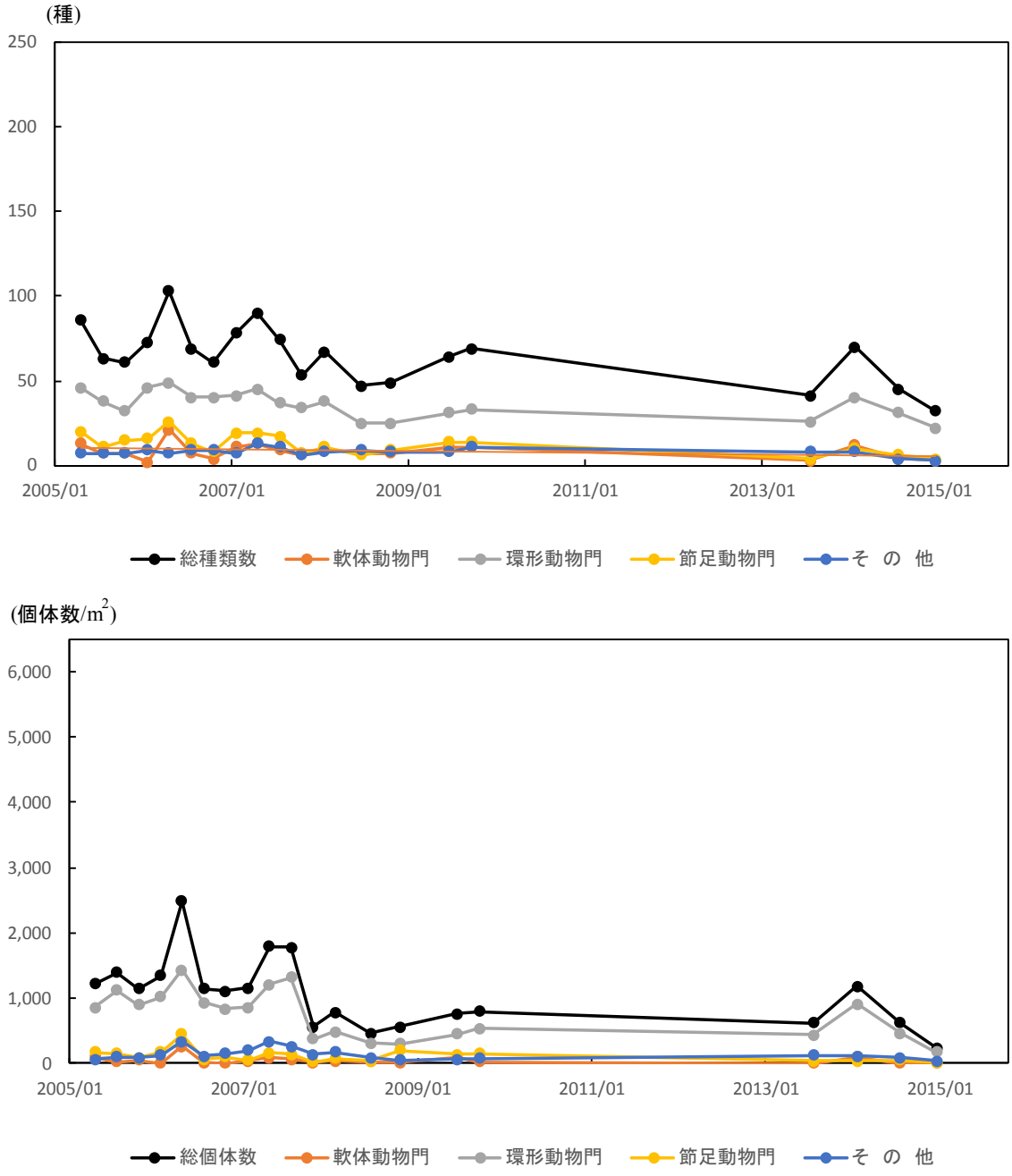


図 4.4.176 （1） Ｙ５海域におけるベントスの推移（Ykm-6）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

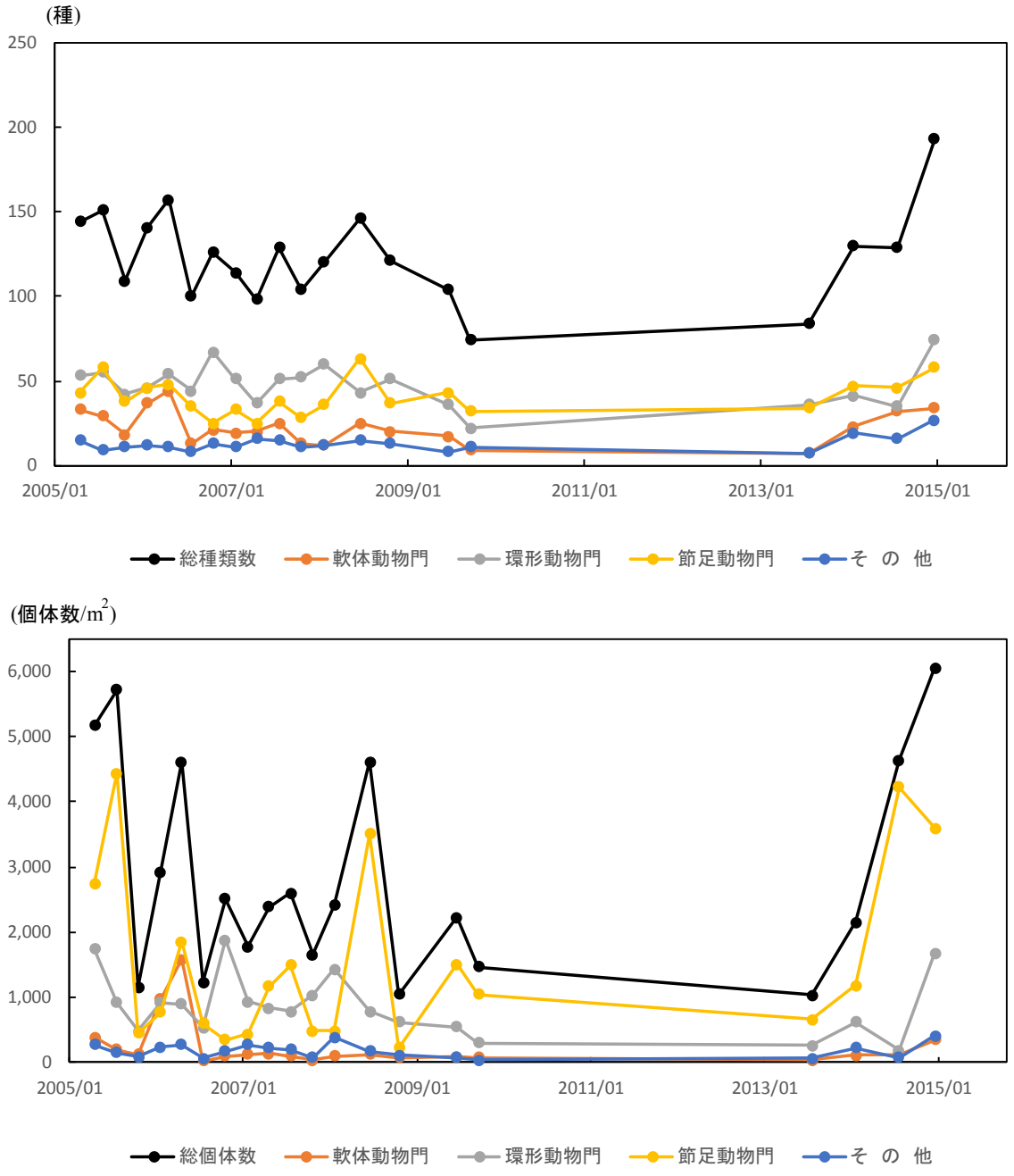


図 4.4.176（2）　Ｙ５海域におけるベントスの推移（Ykm-7）

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」
環境省「有明海・八代海再生重点課題対策調査結果」等を
もとに環境省が作成した。

表 4.4.19 （1）　Ｙ５海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykm-6）

	Y-5			
	Ykm-6			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	23.4%
	節足動物門		Corophium sp.	9.4%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	5.2%
2005/08	環形動物門		ﾀｹﾌｼｮﾞｶｲ科	14.6%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	7.4%
	環形動物門		Notomastus sp.	6.6%
2005/11	環形動物門		Lumbrineris sp.	36.6%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	16.6%
	環形動物門		Magelona sp.	14.1%
2006/02	環形動物門		Lumbrineris sp.	17.7%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	14.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	10.1%
2006/05	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	9.7%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	7.0%
	環形動物門		Micronephthys sp.	6.2%
2006/08	環形動物門		Paraprionospio sp.(B型)	16.3%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	12.5%
	環形動物門		ﾄﾉｻﾏｺﾞｶｲ科	10.8%
2006/11	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	13.2%
	節足動物門		ｶﾄﾞｿｺｼﾗｴﾋﾞ	8.1%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	7.8%
2007/02	環形動物門		Tharyx sp.	15.3%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	9.3%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	7.7%
2007/05	環形動物門		Mediomastus sp.	11.3%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	7.1%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	7.0%
2007/08	環形動物門		Magelona sp.	12.4%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	10.2%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	7.5%
2007/11	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	14.1%
	棘皮動物門		ﾊﾅｷﾞﾝﾁｬｸ科	13.1%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	7.8%
2008/02	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	18.6%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	11.5%
	環形動物門		Magelona sp.	7.1%
2008/07	軟体動物門		Reticunassa sp.	12.8%
	環形動物門		ｳﾛｺﾑｼ科	12.8%
	軟体動物門		Zeuxis sp.	6.4%
	軟体動物門	二枚貝類	ﾕｳｶｹﾞﾊﾏｸﾞﾘ属	6.4%
2008/11	節足動物門		ﾚﾌﾞﾄｹﾘｱ科	25.3%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	21.1%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	9.8%
2009/07	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	14.8%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	11.7%
	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	7.6%
2009/10	環形動物門		Aricidea sp.	18.2%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	11.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	8.0%
2013/08	環形動物門		Lumbrineris sp.	26.0%
	紐形動物門		紐形動物門	8.0%
	棘皮動物門		ﾊﾅｷﾞﾝﾁｬｸ科	7.4%
2014/02	環形動物門		Lumbrineris sp.	27.8%
	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	8.4%
	環形動物門		Paralacydonia paradoxa	7.1%
2014/08	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	30.9%
	環形動物門		Lumbrineris sp.	10.9%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	6.1%
2015/01	環形動物門		ﾊﾟﾗｵﾆｽ科	20.7%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	13.2%
	紐型動物門		紐形動物門	7.4%
	環形動物門		Prionospio sp.	7.4%
	星口動物門		ｲﾄｸｽﾞﾎｼﾑｼ属	7.4%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-6 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ５海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-6 では、主要出現種のなかで環形動物が多くみられ、経年的に大きな変動はみられなかった。

表 4.4.19（2）　Ｙ５海域におけるベントスの主要出現種の推移（Ykm-7）

	Y-5			
	Ykm-7			
年月	門等		種名	個体数割合
2005/05	節足動物門		Caprella sp.	26.9%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	21.1%
	節足動物門		Corophium sp.	15.9%
2005/08	節足動物門		Caprella sp.	34.6%
	節足動物門		Corophium sp.	7.6%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	5.2%
2005/11	節足動物門		Corophium sp.	13.9%
	環形動物門		Armandia sp.	11.1%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	10.3%
2006/02	軟体動物門	二枚貝類	ｲｶﾞｲ科	8.6%
	環形動物門		Armandia sp.	7.4%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	7.3%
2006/05	軟体動物門	二枚貝類	ﾀﾏｴｶﾞｲ属	22.7%
	軟体動物門		ｽｲﾌｶﾞｲ科	4.8%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	4.7%
2006/08	節足動物門		Corophium sp.	11.3%
	節足動物門		Urothoe sp.	9.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	9.5%
2006/11	環形動物門		Pseudopolydora sp.	14.2%
	環形動物門		Armandia sp.	9.2%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	6.8%
2007/02	環形動物門		Armandia sp.	18.4%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	12.0%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	6.8%
2007/05	節足動物門		Urothoe sp.	22.9%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	14.9%
	環形動物門		Prionospio sp.	8.1%
2007/08	節足動物門		Caprella sp.	19.1%
	節足動物門		Urothoe sp.	14.2%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	7.5%
2007/11	環形動物門		Pseudopolydora sp.	15.1%
	節足動物門		ｽﾅﾓｸﾞﾘ科	10.0%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	9.8%
2008/02	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	13.8%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	11.0%
	環形動物門		ｲﾄｺﾞｶｲ科	8.0%
2008/07	節足動物門		ﾋｻｼｿｺｴﾋﾞ科	39.8%
	節足動物門		ﾂﾉﾔﾄﾞｶﾘ属	17.7%
	刺胞動物門		ｳﾐｻｶﾂﾞｷｶﾞﾔ科	4.2%
2008/11	環形動物門		Eunice sp.	8.4%
	環形動物門		Pseudopolydora sp.	6.5%
	環形動物門		Sigambra tentaculata	5.9%
2009/07	節足動物門		Eurydice sp.	19.8%
	節足動物門		Urothoe sp.	17.8%
	環形動物門		ｼﾛｶﾞﾈｺﾞｶｲ科	7.2%
2009/10	節足動物門		ｽﾅﾓｸﾞﾘ科	28.4%
	節足動物門		Urothoe sp.	15.8%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	7.9%
2013/08	節足動物門		Urothoe sp.	19.9%
	節足動物門		ｳﾐﾎﾀﾙ科	7.5%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	6.9%
2014/02	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	20.7%
	環形動物門		Armandia sp.	6.8%
	棘皮動物門		ｸﾓﾋﾄﾃﾞ綱	6.8%
2014/08	節足動物門		Caprella sp.	63.5%
	節足動物門		ｻﾝｶｸﾌｼﾞﾂﾎﾞ	18.9%
	節足動物門		ﾆｯﾎﾟﾝｽｶﾞﾒ	1.3%
2015/01	節足動物門		Corophium sp.	16.0%
	節足動物門		Photis sp.	7.6%
	節足動物門		ｶｲﾑｼ目	6.4%

【採取方法】
船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要出現種の選定方法】
年ごとに、Ykm-7 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】
環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等より取りまとめ

Ｙ５海域における主要出現種の変遷を詳細にみると、Ykm-7 では、主要出現種のなかで節足動物門が多くみられ、経年的に大きな変動はみられなかった。

総個体数が多かった 2005 年 5 月、同年 8 月及び 2014 年 8 月には *Caprella* sp.、2006 年 5 月にはタマエガイ属、2008 年 7 月にはヒサシソコエビ科、2015 年 1 月には *Corophium* sp.（ドロクダムシ類）が多くみられた。

② 原因・要因の考察

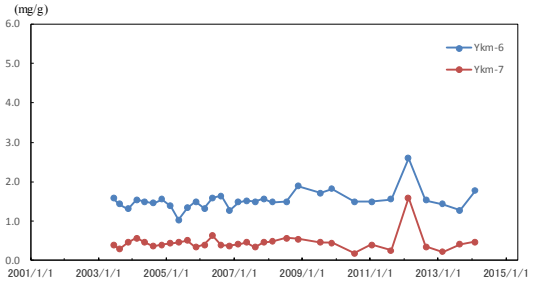
ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、2002 年以前のモニタリング結果がなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。ここでは 2003～2015 年の調査結果から原因・要因の考察を行うこととした（図 4.4.177）。

全 2 調査地点のうち 1 地点（Ykm-6）は粘土・シルト分が 40～60%程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 2～10%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。

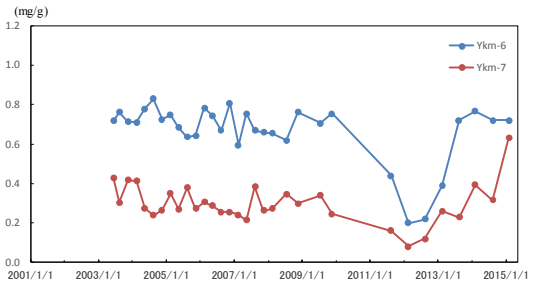
底質の硫化物については、全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 0.02～0.2mg/g 程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 0.01～0.03mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 7～10%程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 3～4%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 4～12mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点（Ykm-7）は 1～2mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

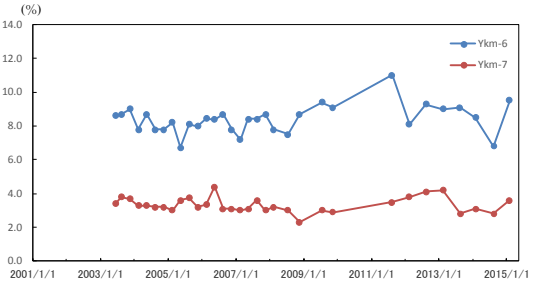
これらの結果から、底質について、本海域では 2003～2015 年のデータから単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。



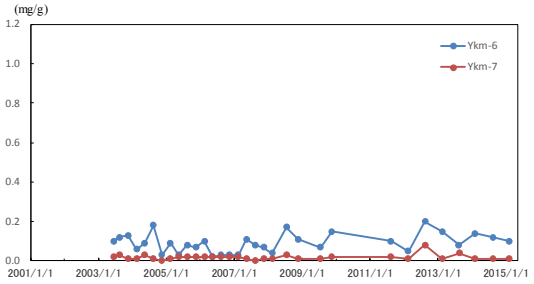
（1）T-N



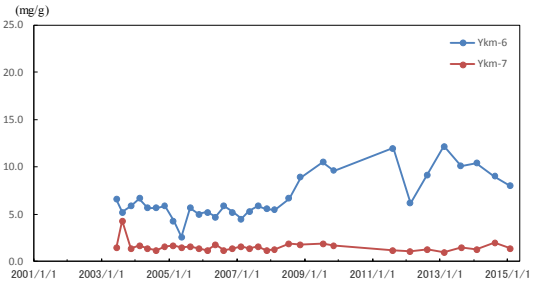
（2）T-P



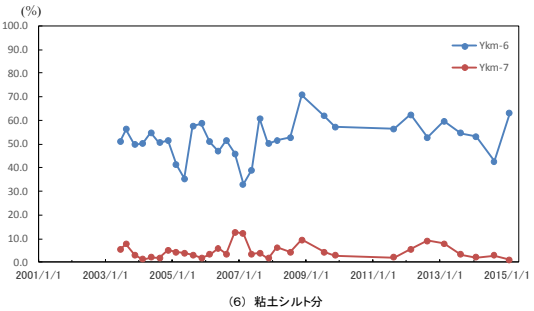
（3）強熱減量



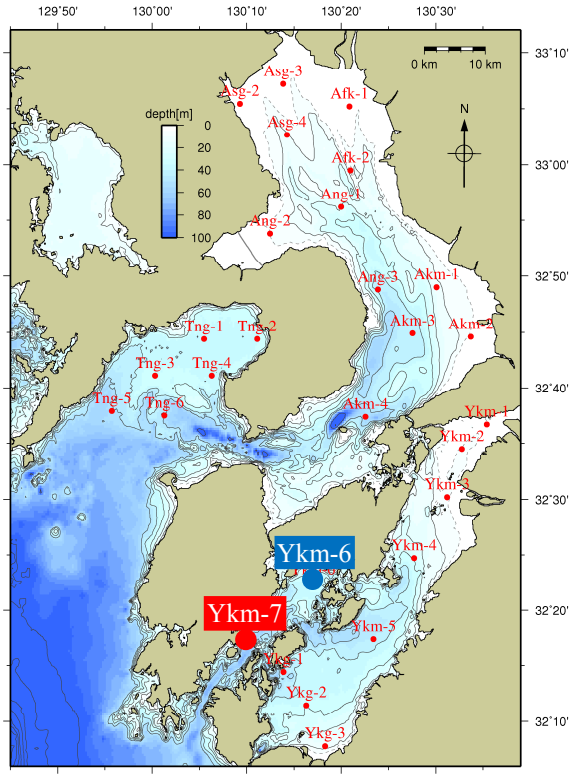
（4）T-S



（5）COD



（6）粘土シルト分



注）図 4.4.175　Ｙ５海域におけるベントス調査地点と同じ地点

図 4.4.177　Ｙ５海域における底質の推移

出典：環境省「有明海・八代海再生フォローアップ調査結果」等をもとに環境省が作成した。

ウ）有用二枚貝の減少

有用二枚貝については、楠浦湾や宮野河内湾でわずかにアサリの漁獲がみられるが、資源量に関する情報がほとんどないことから評価は困難である。

エ）まとめ

Ｙ５海域（八代海湾口西部）では、ベントス（底生生物）について 2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察については、八代海全体でまとめて別に記載した（（１５）八代海全体 参照）。

有用二枚貝については、資源量に関する情報がほとんどないことから評価は困難である。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2005～2015 年のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、2005 年以降の全 2 調査地点におけるデータから、全 2 点中 1 地点（Ykm-6）では種類数及び個体数ともに総種類（個体）数、環形動物門及び節足動物門で減少傾向がみられた。他の 1 地点（Ykm-7）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。これら以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、全 2 調査地点のうち 1 地点（Ykm-6）は粘土・シルト分が 40～60％程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 2～10％程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
- 底質の硫化物については、全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 0.02～0.2mg/g 程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 0.01～0.03mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 7～10％程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 3～4％程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、COD は全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 4～12mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点（Ykm-7）は 1～2mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

参考文献

1）村上啓介，上久保祐志，古松琢美，上原功（2004）：3 次元流動モデルによる八代海の潮流特性の解析，海洋開発論文集，第 20 巻，pp.1031-1036
2）滝川清，田中健路，森英次，渡辺柾，外村隆臣，青山千春（2004）：八代海の環境変動の要因分析に関する研究，土木学会海岸工学論文集，第 51 巻，pp.916-920
3）田井明，矢野真一郎（2007）：八代海の潮汐・潮流特性に関する数値シミュレーション，海洋開発論文集，第 23 巻，pp.603-608
4）増田龍哉，滝川清，御園生敏治，永友文詞，五十嵐学，浦野芳司（2011）：八代海における底質特性とその時系列変化に関する研究，土木学会論文集 B2，pp.I-916-I-920
5）鬼塚剛，青木一弘，清水学，松山幸彦，木元克則，松尾斉，耒代勇樹，西広海，田原義雄，櫻田清成（2011）：2010 年夏季に八代海で発生した *Chattonella antiqua* 赤潮の短期動態−南部海域における出現特性−，水産海洋研究，第 75 巻，第 3 号，pp.143-153
6）Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Kuroda, H., Matsuyama, Y., Kimoto, K., Matsuo, H., Kitadai, Y., Sakurada, K., Nishi, H., Tahara, Y. （2012）：Factors controlling the spatio-temporal distribution of the 2009 *Chattonella antiqua* bloom in the Yatsushiro Sea, Japan., Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.114, No.1, pp.148-155
7）折田和三，西 広海，田原義雄，中村章彦（2013）：統計学的手法を用いた八代海の *Chattonella* 赤潮発生に関与する要因抽出と予察の可能性，鹿児島県水産技術開発センター研究報告，第４号，pp.24-32

（１５）八代海全体

八代海における問題点とその原因・要因は海域ごとに異なるものもあると考えられたことから、前節までは環境特性により区分した海域ごとに問題点の特定及びその原因・要因の考察を進めてきた。

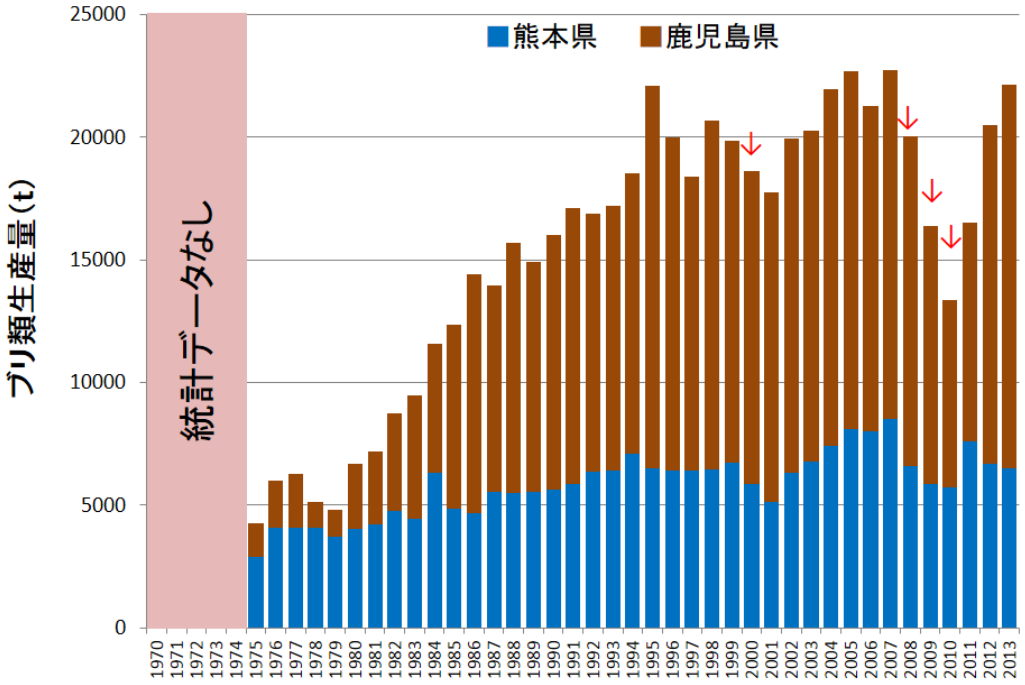
一方、八代海が抱える諸問題には、ノリ養殖に関する問題点等、環境特性による海域区分で検討しては事象を捉えることができないものや、魚類等、空間として八代海全体で捉えるべきものもある。

このため、本節では八代海全体に係る問題点として、「魚類等の変化（魚類養殖業の問題を含む。）」及び「ノリ養殖の問題」について整理し、その原因・要因について考察を行うこととした。

ア）魚類養殖業の問題

① 現状と問題点の特定

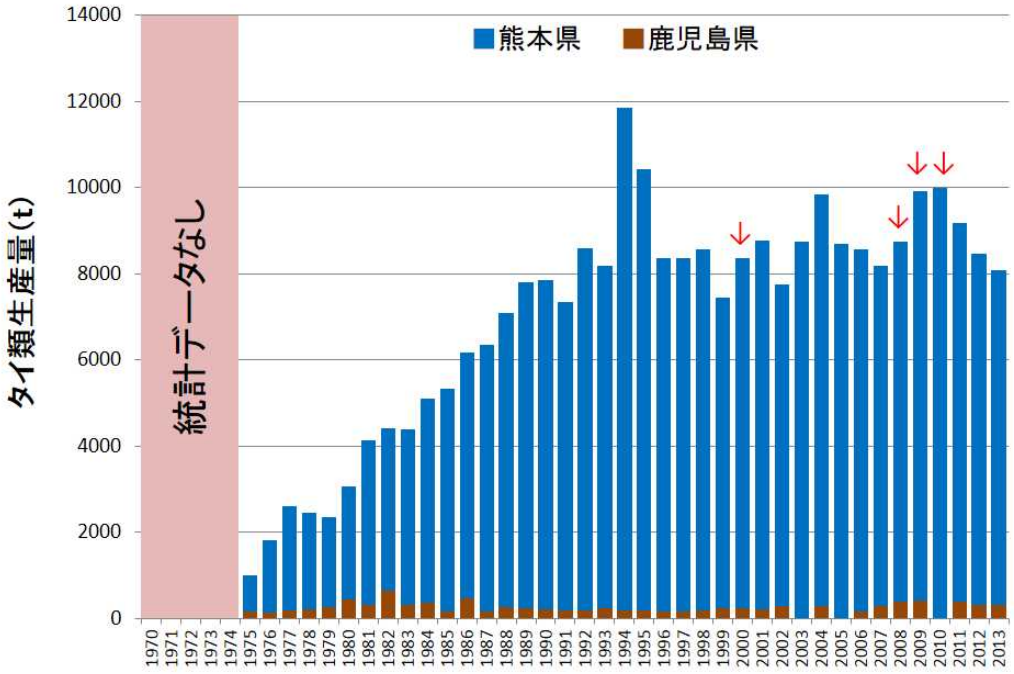
八代海では、ブリ、マダイ、トラフグ、シマアジ等の魚類養殖や真珠養殖業等が行われている。八代海における魚類養殖については、ブリ類とタイ類で全体の 90%以上を占めていることから、ここでは両者の生産量と問題点について考察する。図 4.4.178 にブリ類の、図 4.4.179 にタイ類の生産量を示した。ブリ類については、生産量が横ばいに転じた 1990 年代中頃以降（赤潮による大きな漁業被害があった 2010 年を除く。）、概ね 17,000～23,000 t の範囲で推移している。



注）矢印は赤潮により 1 億円以上の漁業被害が発生した年を示す。

図 4.4.178　八代海におけるブリ類生産量の経年推移

出典：農林水産省「熊本農林水産統計年報（昭和 50～平成 25 年）」
農林水産省「鹿児島農林水産統計年報（昭和 50～平成 25 年）」をもとに
環境省が作成した。



注）矢印は赤潮により１億円以上の漁業被害が発生した年を示す。

図 4.4.179　八代海におけるタイ類生産量の経年推移

出典：農林水産省「熊本農林水産統計年報（昭和 50～平成 25 年）」
農林水産省「鹿児島農林水産統計年報（昭和 50～平成 25 年）」をもとに
環境省が作成した。

タイ類については、生産量が横ばいに転じた 1990 年代中頃以降、概ね 7,400～12,000 t の範囲で推移している。

赤潮生物のなかでも、*Cochlodinium* 属と *Chattonella* 属については、魚類、特にブリ類に対する毒性が強いため、赤潮が発生すると養殖魚類に甚大な被害を与えることが知られている。

② 原因・要因の考察

ブリ類については、2000 年に *Cochlodinium* 属赤潮の発生による生産減少が生じたほか、2009 年及び 2010～2011 年に発生した生産減少の要因として、主に *Chattonella* 赤潮による減産の影響が大きい。

八代海においては魚類養殖が広範囲に営まれていること、*Chattonella* は魚類に対する毒性が強く、赤潮が発生すると養殖魚類に甚大な被害を与えることから、この海域における 2009 年以降の安定した魚類養殖の生産を阻害している重要な要因であると考えられる。

八代海における *Chattonella* 属等の赤潮発生について、発生件数、最大細胞密度を図 4.4.180、図 4.4.181 に示した。*Chattonella* 属は熱帯域から温帯域に広く分布する凡世界種であり、国内では三重県海域、瀬戸内海、舞鶴湾、有明海、八代海、鹿児島湾で赤潮の発生が知られている。瀬戸内海では 1970～1980 年代に赤潮が猛威をふるったが、1990 年以降は減少傾向である。1980 年代中頃から有明海や八代海で本種の赤潮が増加し、現在、国内でも本種の赤潮発生が多い海域となっている。

Chattonella 属による赤潮は、1998 年まで散発的で規模も小さく、漁業被害はほとんど発生していなかった。しかし、2003～2010 年まで発生頻度・規模が急激に拡大し（図 4.4.182）、漁業被害額は 2008 年に 1.8 億円（ブリ類やシマアジを中心に 7.6 万尾へい死）、2009 年に 28.7 億円（ブリ類、マダイ、シマアジ、トラフグを中心に 245.4 万尾へい死）、2010 年に 52.7 億円（ブリ類、マダイ、シマアジ、トラフグを中心に 278.1 万尾へい死）をもたらした。2016 年にも 4.3 億円（ブリ類、シマアジ、カンパチを中心に 20 万尾へい死）の漁業被害が生じた。

Cochlodinium 属（ほとんどが *C. polykrikoides*）に関しては、1978～1981 年、1991 年、2000～2007 年と一定期間ごとにまとまった出現を示していた（図 4.4.182）。特に 2000～2003 年にかけての熊本県海域における赤潮発生頻度・規模は大きく、2000 年の赤潮発生では魚類養殖魚へ 39.8 億円（ブリ類、マダイ、シマアジ、トラフグを中心に 217 万尾へい死）の漁業被害をもたらした。2015 年にはブリが 8,800 尾へい死している。なお、*Chattonella* 属と *Cochlodinium* 属による魚類のへい死について、鰓機能の障害による窒息死という症状について共通している。

八代海においては、*Cochlodinium* 属と比べると *Karenia* 属による赤潮の発生頻度は少なく、1989 年、2000 年、2009 年、2015 年及び 2016 年に発生している。1989 年の赤潮では 2.5 億円（ブリ類、マダイ、シマアジ、トラフグを中心に 15.4 万尾へい死）の漁業被害が発生している。2015 年と 2016 年は連続して本種の赤潮が発生し、養殖ブリがそれぞれ 7,800 尾及び 3,000 尾へい死した。

Heterosigma 属（ほとんどが *H. akashiwo*）による赤潮は散発的に発生しているが、上記 3 種に比較すると毒性が低く、単年度で 1 億円超える漁業被害は発生していない。

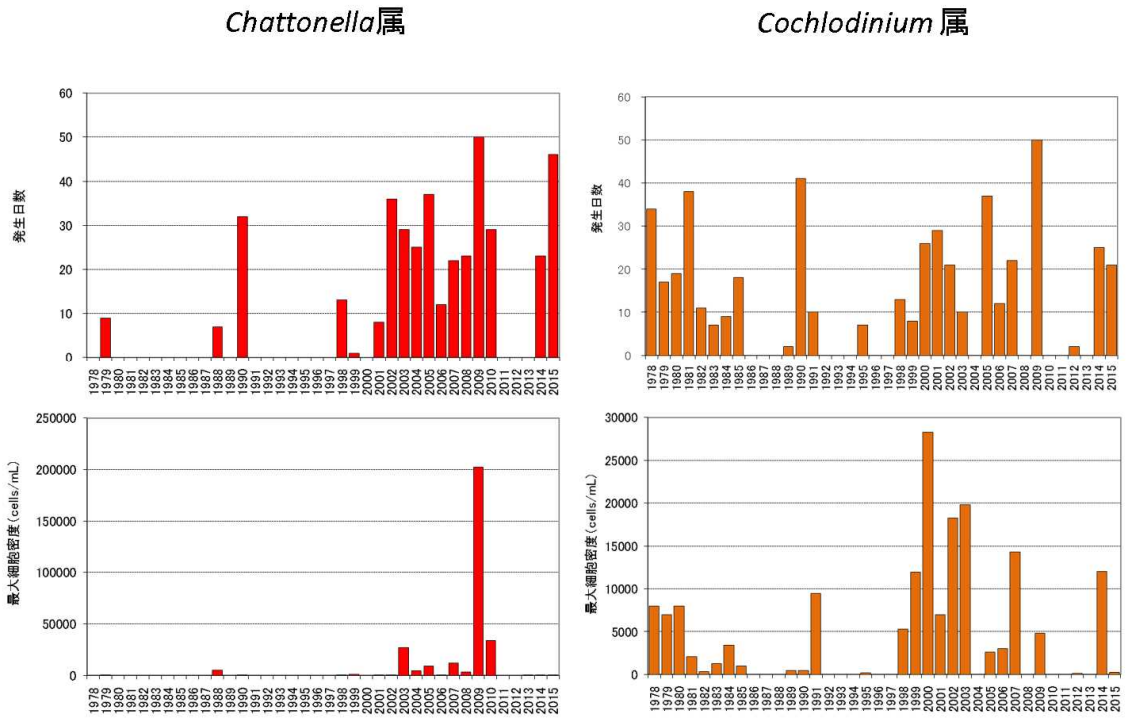


図 4.4.180　八代海（熊本県海域）における *Chattonella* 属と *Cochlodinium* 属による赤潮発生日数、最大細胞密度の経年変化

出典：九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

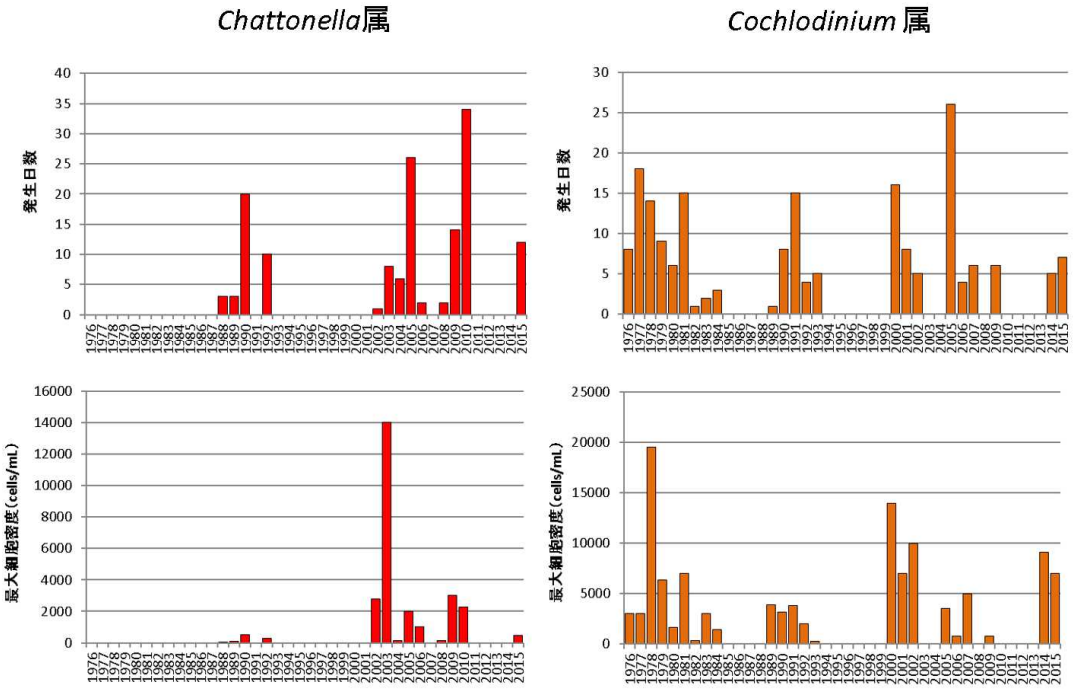
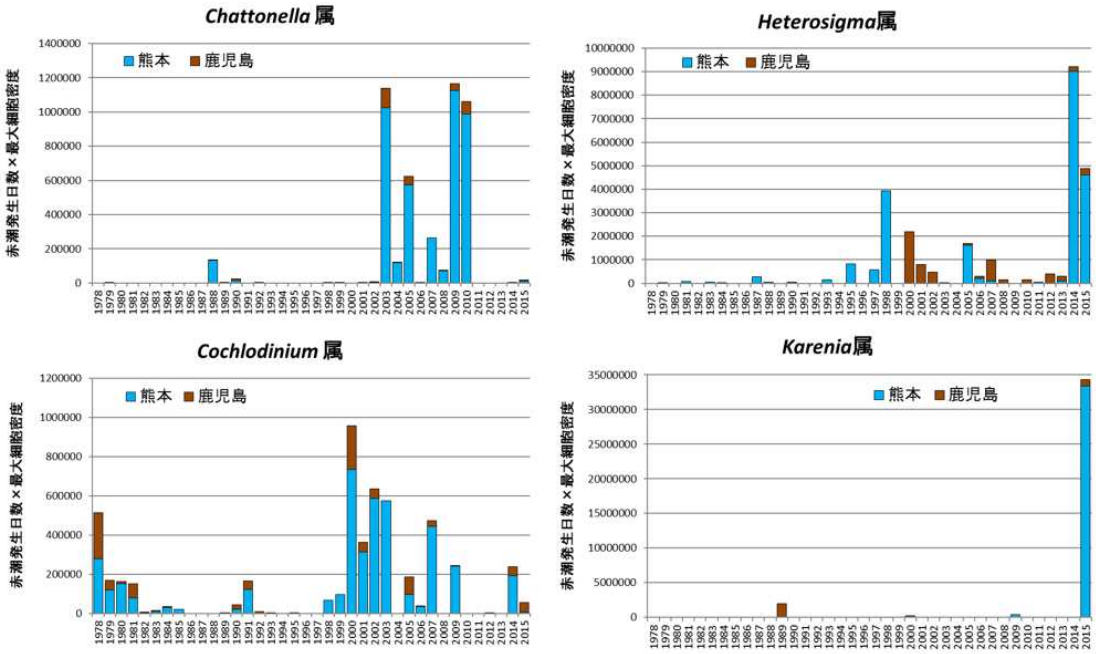


図 4.4.181　八代海（鹿児島県海域）における *Chattonella* 属と *Cochlodinium* 属による赤潮発生日数、最大細胞密度の経年変化

出典：九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。



注）1. 赤潮の発生規模を反映するため、以下のように総出現細胞数を算出した
総出現細胞数＝赤潮発生日数×最大細胞密度（cells/mL）
2. 当該年に複数回赤潮が発生した場合、発生毎に上記の計算を行って合計した

図 4.4.182　八代海における有害赤潮発生規模の推移

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（昭和 53～平成 27 年）」をもとに環境省が作成した。

八代海では*Chattonella* 属や*Cochlodinium* 属による赤潮発生が繰り返し発生している。ここでは、漁業被害が最も大きい *Chattonella* 属の赤潮発生状況と問題点について考察する。

表 4.4.20 に、2010 年の八代海鹿児島県海域において発生したブリの大量へい死に関する調査結果を示した[1)]。各ブリ漁場における毎日のブリ死亡（寒色系）と当日の *Chattonella* 細胞密度（暖色系）との関係をみたところ、いずれの漁場においても *Chattonella* の細胞密度が高い日あるいはそれより数日遅れてブリの死亡も発生しており、本種の細胞密度の上昇がブリのへい死に密接に関与していたことが読み取れる。

表 4.4.20　2010 年赤潮被害発生時の養殖漁場毎のブリ被害発生状況と *Chattonella* 属細胞密度との関係

漁場	6/21	6/22	6/23	6/24	6/25	6/26	6/27	6/28	6/29	6/30	7/1	7/2	7/3	7/4	7/5	7/6	7/7	7/8	7/9	7/10	7/11	7/12	7/13	7/14	7/15	7/16	7/17	7/18	7/19	7/20	7/21	7/22	7/23	7/24	7/25	7/26	7/27	7/28	7/29	7/30	7/31
御所浦1												11	81	54	45		120	120		72	39	60	500	38	21	21	29	40	117	94	90	234	80	75	231	59	56	23	7	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	33	33	33	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
御所浦2												11	120	100	60		120	102		65	29	73	18	21	14	12	19	44	167	75	145	150	148	104	58	64	319	15	6	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	57	14	57	14	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
幣串4									1	20	26	68	222	38	66	156	45	20	91	741	93	47	128	17	18	22	280	290	95	130	65	223	90	369	182	123	113	40	9	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0	0	0			
幣串5									0	5	3	4	18	11	8	24	42	42	73	208	35	11	33	10	9	129	52	132	40	100	81	108	57	149	104	95	33	17	4	2	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	35	35	45	45	35	20	20	0	0	0	0	0	0	0	10	50	50	80	100	90	0	0	0			
幣串6											3		182	64	36	91	33	27	15	8	9	23	73	40	28	53	78	91	29	73	93	83	37	26	3	0				
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	48	26	26	22	26	26	30	4	4	0	0	0	0	0	0	26	52	61	78	57	52	17	0	0	0			
幣串7											8		5	13	18	33	24	62	34	172	29	15	14	12	9	175	34	48	29	43	87	93	46	56	109	67	32	19	3	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	22	22	37	37	57	70	57	4	7	0	0	0	0	0	0	19	54	63	67	50	39	43	7	0	0			
葛輪8												4	2	16	15	151	86	22	27	47	11	14	19	16	5	5	8	8	31	85	124	88		37	17	28	7	3	2	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	25	70	95	65	70	65	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
白瀬9												5	28	86	454	326	1500	158	130	184	45	39	24	17	8	29	223	53	17	133	257	410	312	151	154	222	59	30	9	3	1
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0	0			
薄井10											0	16	35	19	13	66	136	203	165	90	51	36	20	34	11	3	9	61	38	51	43	65	42	51	73	137	141	4	2	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	100	40	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	40	40	0	0			
三船11												19	19	25	22	89	85	46	86	65	50	18	12	11	11	1	6	21	41	25	63	156	55	106	48	62	44			1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	100	39	9	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	9	9	9	0	0	0			
三船12												4	18	9	20	30	75	77	68	36	35	28	14	12	8	4	4	48	18	22	60	83	46	61	64	73	29	7	4	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79	100	52	14	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	14	14	14	14	0	0	0			
福ノ浦13														9	23	140	142							6	2	13	9	58	89	116	89	185		500	34			29	2	1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	55	82	64	45	27	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	0	0	0	0			
福ノ浦14												12	9	7	30	173	220							3	1	7	2	40	66	28	44	116		76	34			11	3	1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	0	0	0	0			
葛輪15												24	19	4	8	122	14	41	75	85	23	11	12	26	8	87	400	62	156	87	103	752		104	56	55	34	13	6	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	12	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	24	28	36	12	12	28	28	32			
葛輪16																																									
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	81	81	81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	81	81	81	100	100	0			
本浦17												13	14	7	34	48	93	64	139	151	35	5	11	26	10	58	68	65	113	96	140	547		182	148	99	46	16	4	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	67	53	53	53	47	47	47	47	47	27	0	0	0	0	0	13	47	93	47	47	47	47			
本浦19												11	14	9	50	77	55	77	54	52	55	5	29	23	7	25	105	70	122	78	165	210		115	154	138	44	4	4	1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	3	21	30	30	30	18	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	79	79	0	0	0	0			
本浦20																																								
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	17	17	17	17	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	100	100	67	67	0	0			
伊唐21											9	35	14	4	21	93	142	112	39	51	50	10	7	4	8	17	25	156	120	500		417	495						0		
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	64	83	83	17	17	0	0			
薄井24											3	36	21	7	22	143	109	133	51	65	32	18	15	5	8	4	20	127	54	65	187	217	136	149	127	115	48	12	11	1	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
薄井25											3	22	20	5	13	67	90	50	28	67	35	11	9	15	4	2	71	91	88	93	170	270	94	150	246	321	54	35	5	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	7	7	7	0	2	2	2	2	0	0	0	2	12	25	87	89	35	13	3	0			
薄井26																																								
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	19	19	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	38	76	76	33	33	0	0			
宮ノ浦27											6	47	96	9	2	14	32	48	35	106	40	9	5	6	22	4	70	230	130	124	340	600	252						4	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	74	0	0	0	0			
宮ノ浦28											5	50	151	15	5	33	32	106	26	136	66	6	5	4	13														6	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	78	11	0	0	0			
宮ノ浦29											9	33	73	17	11	38	181	81	95	143	32	5	7	7	24	20	66	340	100	290	259	585	342						11	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	100	91	55	0	0	0			
脇崎30											0	27	27	63	0	1	2	4	4	23	76	24	3	10	3	2	28	92	51	246	350	317	149						13	0	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	57	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	14	14	52	38	14	0	0			

注）1. 縦方向に養殖漁場名、横方向に日付が並んでいる。各地点の上段（赤色）は *Chattonella* 属細胞密度（cells/mL）、下段（青色）はブリ被害率（へい死発生生簀数÷全生簀数の%表示）を示す。

2. 細胞密度・被害率の表示色の濃淡を、数値の大小に応じて変えた。水深別・時刻別の *Chattonella* 細胞密度記録のうち、ブリの分布水深に近い 5～10m 深におけるデータを抽出し、さらに抽出データの中での日内最大値を、ブリへい死と関連の深いものとして表示した。空欄は、データがないことを意味する。

出典：独立行政法人 水産総合研究センター西海区水産研究所，鹿児島県，東町漁業協同組合（2012）「2010 年の八代海海域でのシャットネラ属赤潮発生と鹿児島県海域での養殖ブリの大量へい死現象：漁業者への聞き取り調査結果の統計的解析法による被害要因解明報告書」

次に魚類養殖業の阻害要因である *Chattonella* 赤潮の発生と環境要因との関係について考察する。*Chattonella* 属の生活史を図 4.4.183 に示す。本属は海底泥中で耐久性の休眠胞子（シスト）を形成し、越冬した後に春先に発芽して栄養細胞となり、無性的な 2 分裂を繰り返すことで増殖する。従って、赤潮の発生はシストの分布と発芽、発芽した栄養細胞の増殖過程の 2 段階によって影響を受ける。

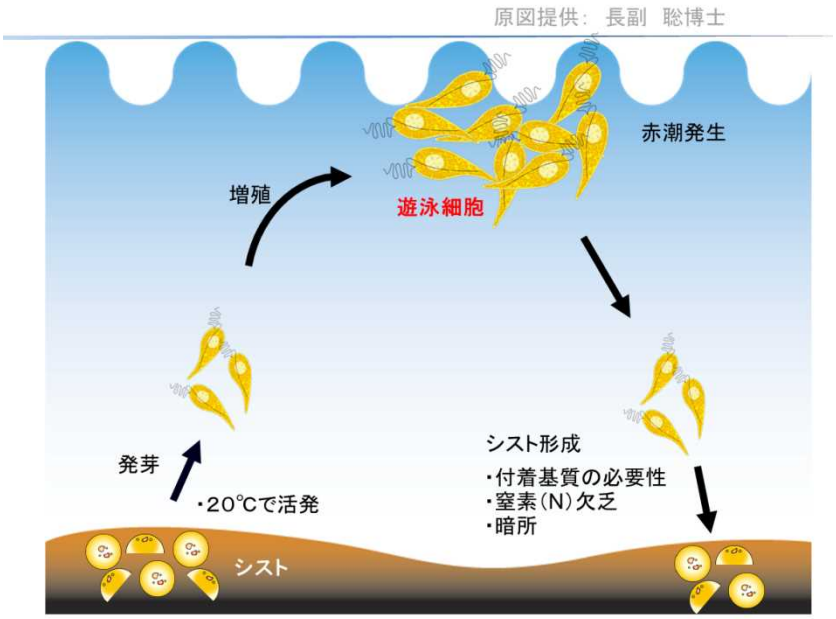


図 4.4.183　*Chattonella* 属の生活史

出典：今井一郎（2000）：有害・有毒赤潮の発生と予知・防除（石田祐三郎，本城凡夫，福代康夫，今井一郎編）ラフィド藻赤潮の発生機構と予知，日本水産資源保護協会，pp. 29-70 の図を改変

図 4.4.184 に八代海海域における *Chattonella* 属のシストの分布を示した。*Chattonella* 属のシストは八代海全域に分布している[2)]。過去の知見において、*Chattonella* 属のシストは赤潮発生規模が大きく、かつ底質の泥分率が高い海域において高密度に分布することが知られている[3)]（今井，2000）。

シストが広範囲に分布していること、シストの分布には年変動があること等から、このデータのみから、特定の海域が赤潮の初発海域であると断定することは困難である。

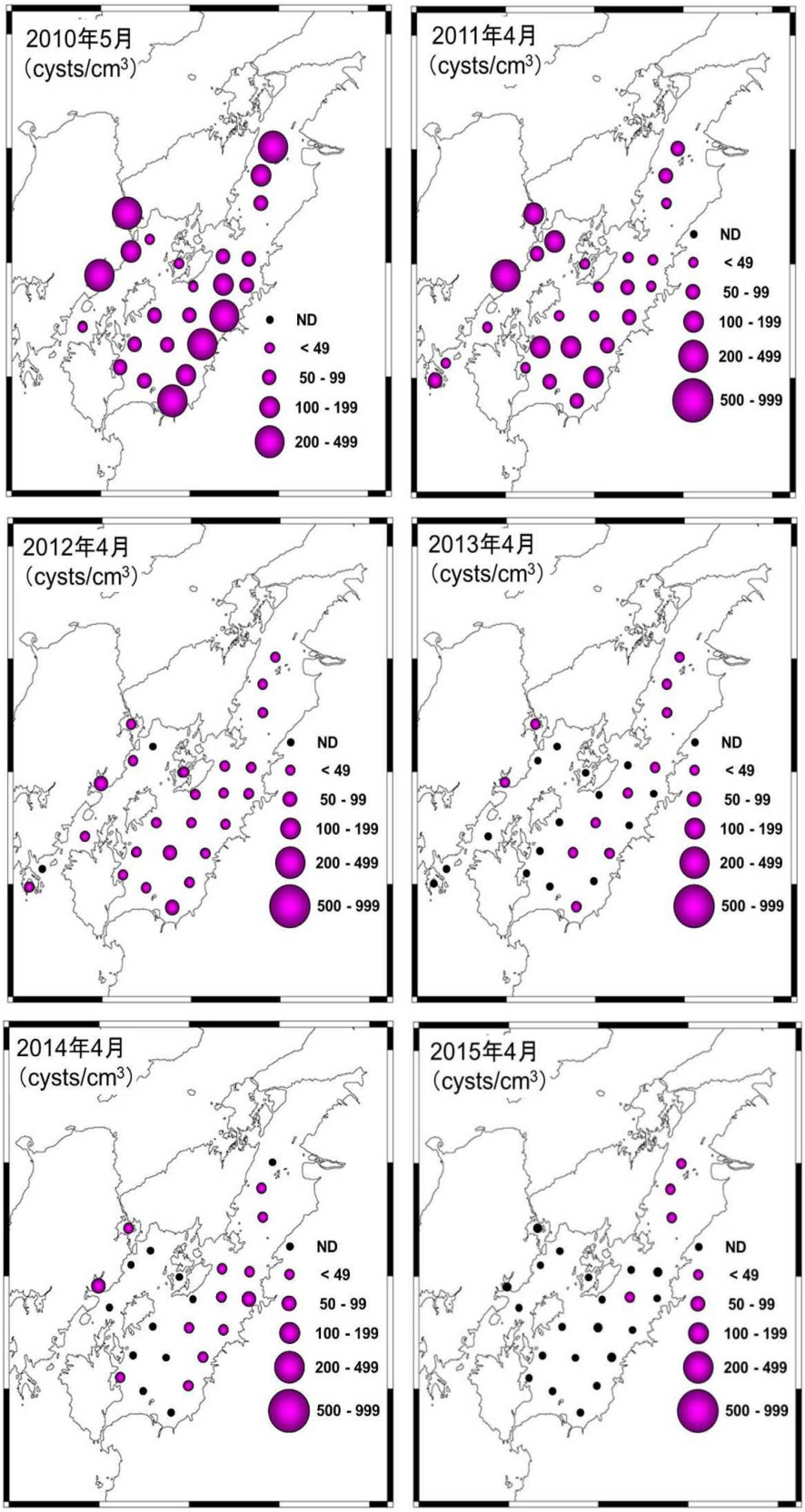


図 4.4.184 八代海における *Chattonella* 属休眠胞子（シスト）の分布状況

出典：水産研究・教育機構　瀬戸内海区水産研究所のホームページより
http://feis.fra.affrc.go.jp/topics/230610-chattonella/230610-chattonella.html

シストから発芽し、海域へ出現した遊泳細胞は水温の上昇とともに分裂増殖する。これら初期増殖域は通常海水の停滞性が強い海域でみられることが多い。本種は塩分 10～35 psu の範囲で増殖可能であるとの報告があり[3)]（今井，2000）、河口域等極度に低塩分化する海域では至適水温であっても増殖阻害を受ける。過去のモニタリング調査の結果から、初期増殖域はＹ２又はＹ３海域を中心とした海域であることが推定されている。

遊泳細胞の急激な増殖は水温が 20℃を超える夏期にみられ、室内培養試験から得られた至適増殖水温（図 4.4.185）と実際の海域における高密度出現時の水温（図 4.4.186）は概ね一致している。従って、本種の増殖には第一義的に水温が重要な影響を及ぼしていることが推定される。

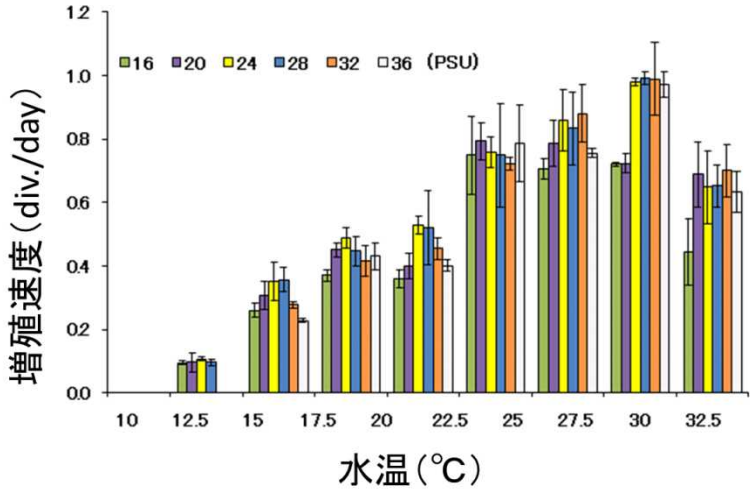


図 4.4.185　諫早湾産ラフィド藻 *Chattonella antiqua* の水温・塩分に対する増殖応答

出典：山砥稔文，坂口昌生，岩滝光儀，松岡數充（2006）：諫早湾に出現する有害赤潮鞭毛藻 4 種の増殖に及ぼす水温，塩分の影響，日本水産学会誌，第 72 巻，第 2 号，pp. 160-168

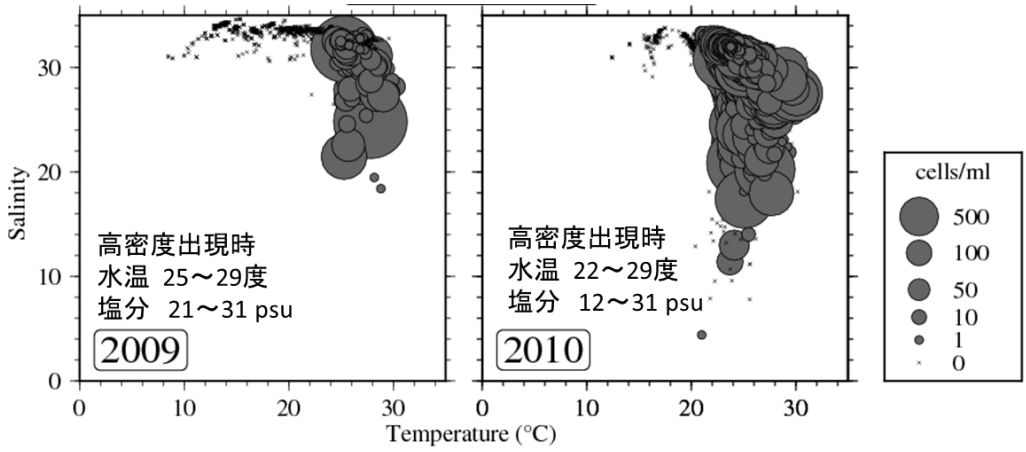


図 4.4.186　2009 年及び 2010 年八代海における *Chattonella antiqua* 出現密度と水温・塩分の関係

出典：熊本県及び鹿児島県による観測データをもとに環境省が作成した。

折田ら（2013）は、水温上昇期における *Chattonella* 赤潮の発生と気象の関係について、重回帰分析により検討したところ、6 月中旬までの日照時間、平均風速及び入梅日の3項目が1%未満の危険率で赤潮発生率と非発生率の平均値に有意差が認められたことを示した[4)]。北東風の増加は海底に存在するシストからの栄養細胞の発芽量を促進し、日照時間の増加は増殖初期の光合成を促進し、平年より遅い入梅日によって赤潮発生密度に達するのに必要な栄養塩の供給タイミングが一致することで赤潮発生に影響していることが推定されている。

また、折田ら（2013）は、過去の発生状況から、八代海における赤潮について以下のⅠ型からⅢ型のパターンを示している[4)]（図 4.4.187）。Ⅰ型は発生頻度が高く、漁業被害はⅠ型とⅢ型で大きくなる。漁業被害が大きかった 2009 年に関して、折田ら（2013）は、赤潮の初発期は一枝湾である楠浦湾を中心とした出現であったためⅠ型として区分した[4)]。一方、Aoki et al.（2012）に示された観測結果と漂流シミュレーションによれば、後期はⅢ型となって南部漁場へ流入したと推定され、観測結果とも概ね一致している[5)]（Aoki et al. 2012、図 4.4.188）。2010 年に関しては、前期のⅠ型から、後期はⅢ型に推移しながら赤潮水塊が八代海全域のみならず湾口部で接続する牛深町周辺の海面まで移流して被害を拡大させている[6)]（図 4.4.189、鬼塚ら 2011）。Ⅲ型が発生する原因として、河口域からもたらされる豊富な栄養塩を用いてＹ２又はＹ３海域で増殖した *Chattonella* の赤潮水塊が、吹送流や密度流によって主要な漁場が存在するＹ４やＹ５海域へと移流拡散し、急激な細胞密度の上昇によって魚類のへい死を引き起こすためであると推定されている。

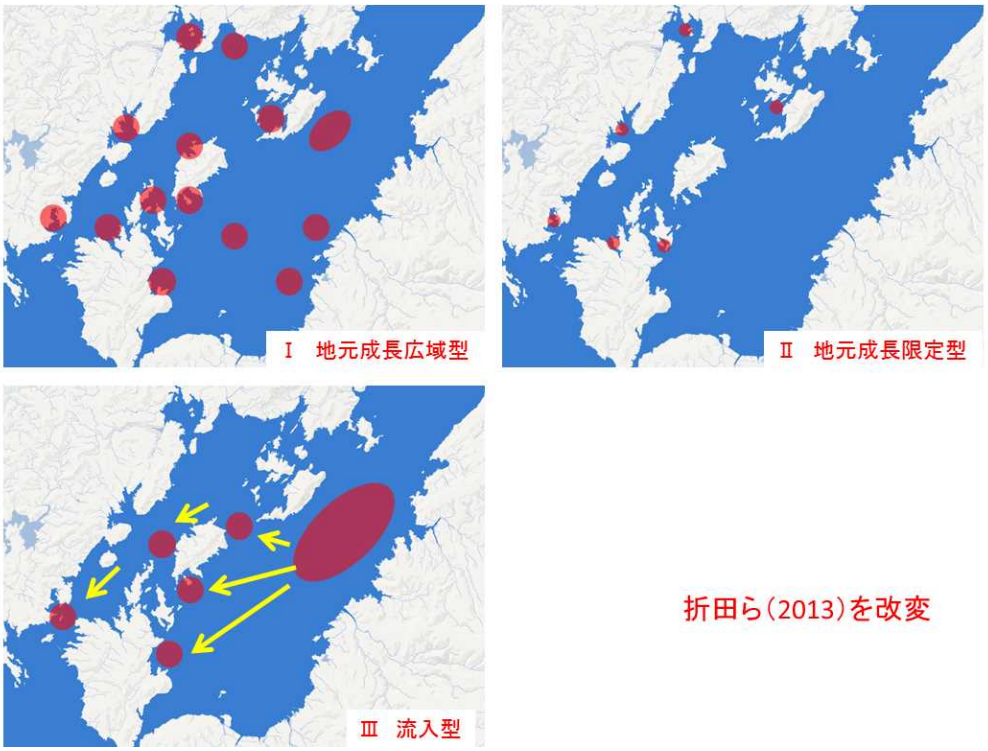


図 4.4.187　八代海における *Chattonella* 属赤潮の発生パターン

出典：折田和三，西広海，田原義雄，中村章彦（2013）：統計学的手法を用いた八代海の *Chattonella* 赤潮発生に関与する要因抽出と予察の可能性，鹿児島県水産技術開発センター研究報告，第４号，pp. 24-32 の図をもとに環境省が作成した。

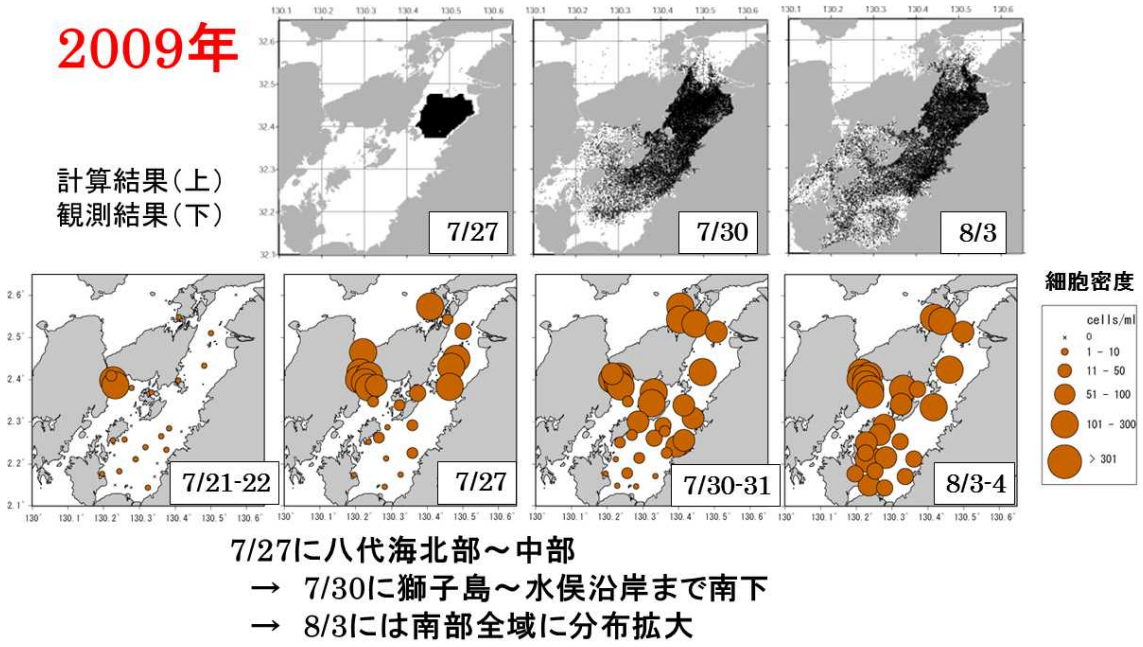


図 4.4.188　粒子追跡実験結果（上段）と 2009 年 *Chattonella* 属赤潮発生状況（下段）との関係

出典：Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Kuroda, H., Matsuyama, Y., Kimoto, K., Matsuo, H., Kitadai, Y., Sakurada, K., Nishi, H., Tahara, Y. （2012） : Factors controlling the spatio-temporal distribution of the 2009 *Chattonella antiqua* bloom in the Yatsushiro Sea, Japan. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.114, No.1, pp.148-155

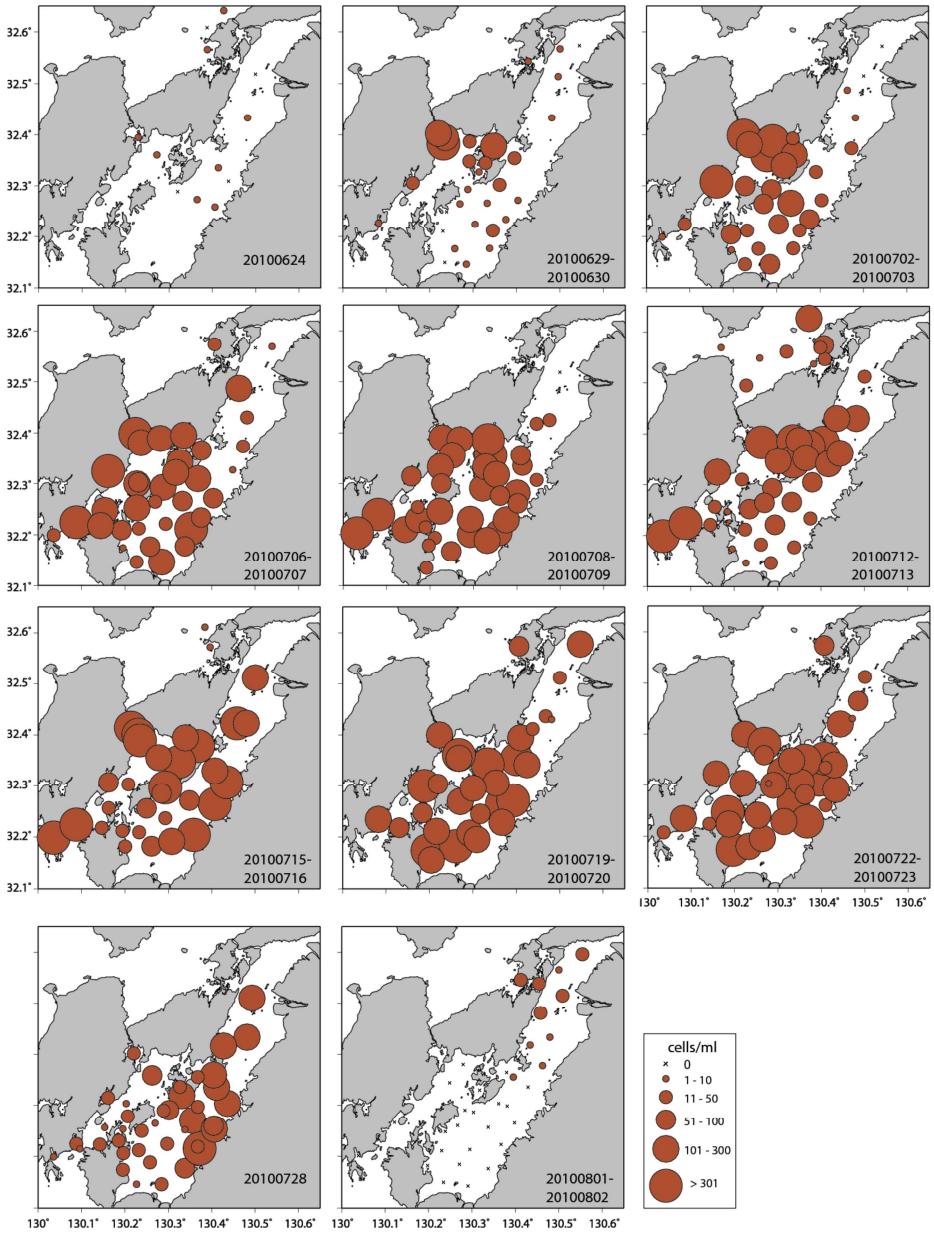


図 4.4.189　2010 年 *Chattonella* 赤潮発生状況

出典：鬼塚剛，青木一弘，清水学，松山幸彦，木元克則，松尾斉，耒代勇樹，西広海，田原義雄，櫻田清成（2011）：2010 年夏季に八代海で発生した *Chattonella antiqua* 赤潮の短期動態 ―南部海域における出現特性―，水産海洋研究，第 75 巻，第 3 号，pp. 143-153

赤潮の発生には、好適な物理学的環境下（潮流、日照時間・光強度、水温）において、植物プランクトンの生長に必要な栄養塩等の負荷及び競合他種との栄養競合、動物プランクトンによる捕食等、化学的及び生物学的要因も影響する。一般的に沿岸や内湾域における過度の魚類養殖業の展開は、残餌や糞尿から海域への栄養塩負荷を引き起こすことが知られており[7)]（例えば西村，1982）、*Cochlodinium* 属赤潮については、魚類養殖が盛んな海域で発生頻度が高く、魚類養殖に伴う負荷との関連が示唆されている（環境省有明海・八代海総合調査評価委員会（2006）。

八代海における 2011～2015 年にかけての赤潮発生件数（海域別）を図 4.4.190 に示した。Ｙ１～Ｙ４海域の夏期の赤潮発生件数は 10～18 件であったが、外洋水

の影響が大きいＹ５海域では 42 件と最も赤潮発生件数が多かった。この海域を初発とする大規模な赤潮発生は過去にほとんど認められていないが、枝湾が多く存在し、この奥部での赤潮発生件数が多いことが影響している。従って、こうした枝湾の内部では、潮流の停滞と魚類養殖に伴う負荷の影響で、赤潮発生件数が増加している可能性が示唆される。内湾奥部発生型の赤潮においては、漁場周辺の栄養塩環境も影響していることが推定される。

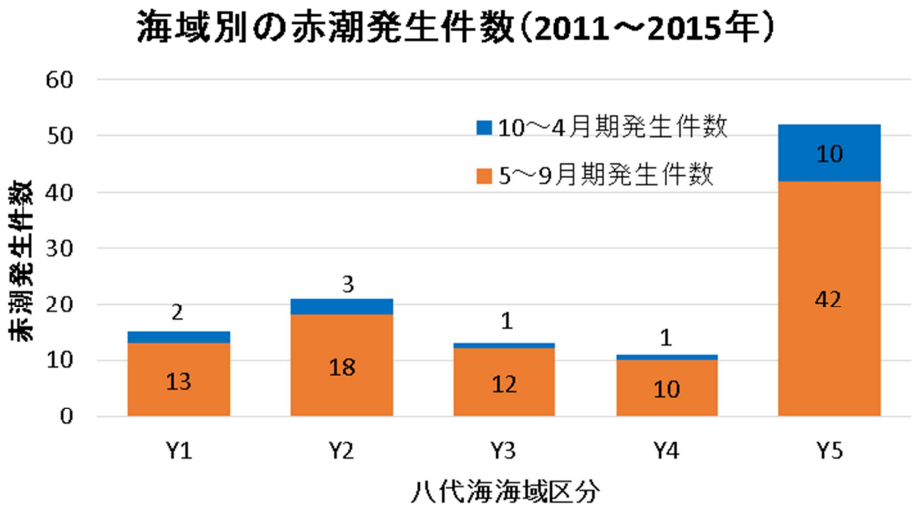


図 4.4.190　八代海における海域別赤潮発生件数

出典：水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮（平成 23～27 年度)」をもとに環境省が作成した。

こうした魚類養殖由来の栄養負荷を軽減するため、魚類養殖場における大型藻類のコンブや懸濁物除去のための二枚貝の混合養殖についても取り組まれている（図 4.4.191)。

また、各漁場では、持続的養殖生産確保法に基づく漁場改善計画を策定している。

図 4.4.191　八代海の魚類養殖業者による藻類・貝類の混合養殖例

出典：東町漁協青壮年部提供資料

③ まとめ

八代海における魚類養殖については、ブリ類とタイ類で全体の 90%以上を占めている。生産量は 1975 年以降の統計データから、1975 年以降増加し、横ばいに転じた 1990 年代中頃以降にはブリ類は概ね 17,000～23,000 t の範囲で、タイ類は概ね 7,400～12,000 t の範囲で推移しているが、2000 年には *Cochlodinium* 属赤潮で、2008～2010 年及び 2016 年には *Chattonella* 属赤潮によって単年度で 1 億円を超える漁業被害が発生している。

Chattonella 赤潮や *Cochlodinium* 属等は、発生すると養殖魚類に甚大な被害を与えることから、八代海おける安定した魚類養殖の生産を阻害している重要な要因であると考えられる。

Chattonella 赤潮は、2003～2010 年まで発生頻度・規模が急激に拡大し、2009 年に 28.7 億円、2010 年に 52.7 億円、2016 年に 4.3 億円の漁業被害額をもたらした。

八代海における赤潮は、発生頻度は地元成長広域型が高く、漁業被害は地元成長広域型と流入型で高くなる。2010 年には、赤潮が八代海全域のみならず、湾口部で接続する牛深町周辺の海面まで移流して被害をもたらした。

なお、八代海において、T-N、T-P の海域への直接負荷を含めた汚濁負荷量については、2006、2009 年度頃が最大であり、2010 年度以降は 2006、2009 年度頃に比べやや少ない傾向にある。魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31%程度、T-P では全体の 34～48%程度を占め、陸域からの流入負荷とともに大きな負荷源となっている。（図 3.1.8 参照）。

イ）魚類等の変化

① 現状と問題点の特定

八代海では魚類資源に関する研究が少なく、漁獲努力量等の資源評価に係る情報が整備されていないため、ここでは魚類漁獲量の動向を資源変動の目安と考える。

八代海の魚類漁獲量については、有明海ほどの減少傾向はみられておらず（図 4.4.192）、1982 年をピーク（19,000t 台）に変動を繰り返しながらも緩やかな減少傾向を示し、2003 年及び 2006 年には 9,000t 台まで落ち込んだ。しかし、それ以降は再び回復傾向にあり、2013 年の漁獲量は 18,000 トンを超えている。

県別に魚類漁獲量をみると、熊本県は 1980 年をピークに 2013 年にかけて緩やかな減少傾向が認められる。一方、鹿児島県は 2000 年代後半より増加傾向にあり、2011 年以降は熊本県を上回っている（図 4.4.192）。

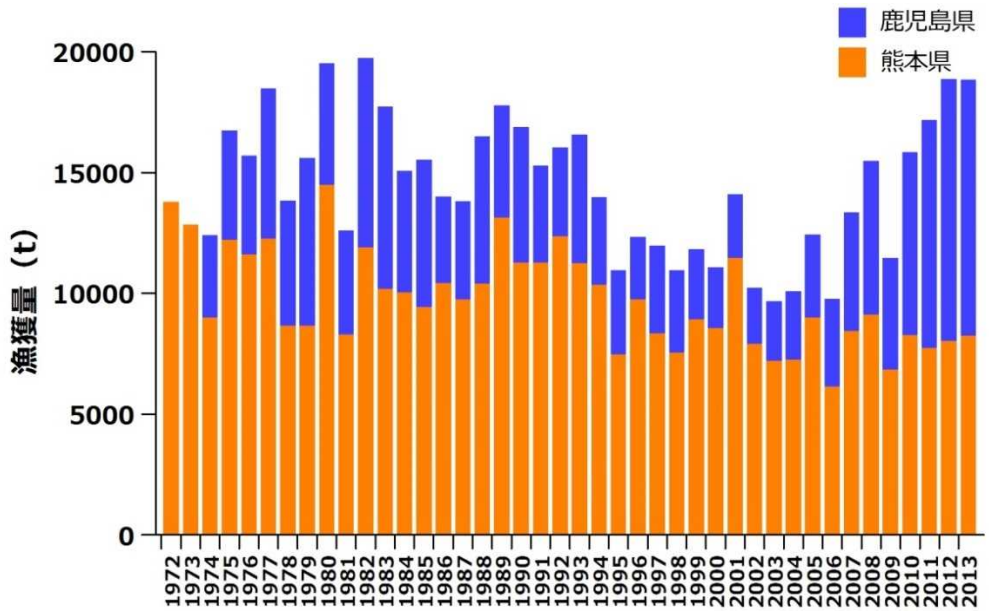


図 4.4.192　八代海の魚類漁獲量（海面漁業）の経年変化

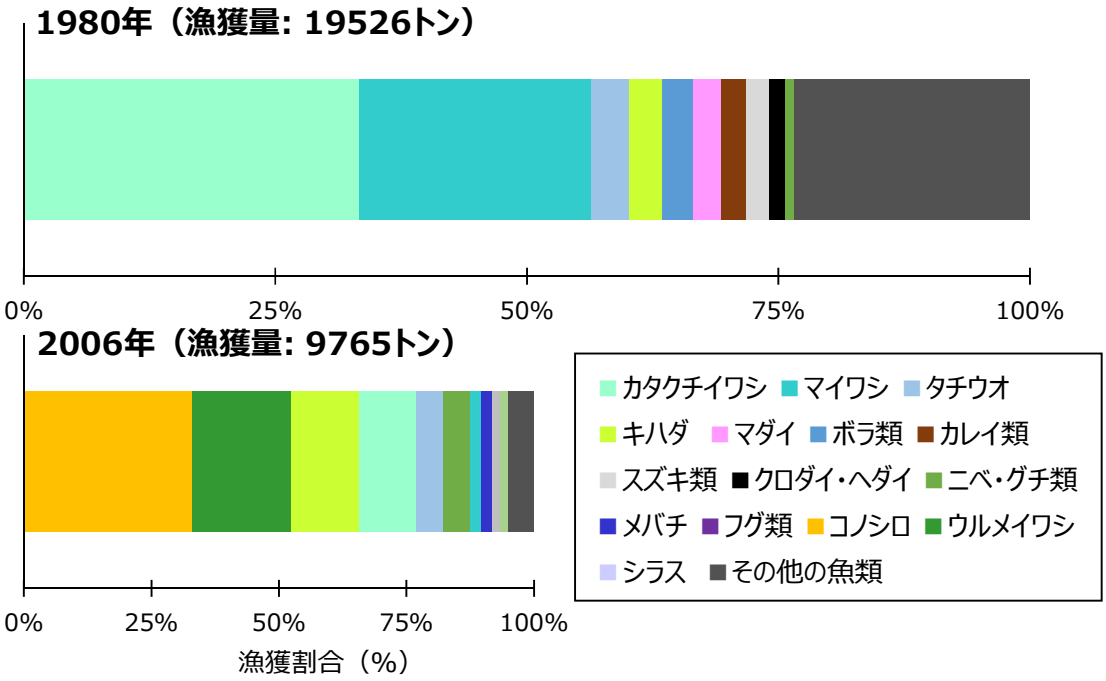


図 4.4.193　　八代海の魚種別漁獲割合～1980 年及び 2006 年との比較

八代海の主要魚種のうち、漁獲量の多くを占める分類群はニシン目の魚類（マイワシ、カタクチイワシ、コノシロ、ウルメイワシ等）であり、魚類漁獲量が最も多かった 1980 年には全漁獲量の 50%以上を占めていた（図 4.4.193）。しかし、カタクチイワシやマイワシ等の漁獲量は 2006 年には激減しており、八代海全体の漁獲量減少をもたらしたことがわかる。カタクチイワシ等の仔魚であるシラスについても独立した銘柄で漁獲量が記録されており、重要な魚種の一つとなっている。ニシン目の浮魚類が多く漁獲されていることが八代海の特徴の一つであり、有明海と大きく異なる点である。これらの魚類は数年から数十年の周期で自然変動するため、底生魚類の変動傾向や減少要因とは異なる可能性が高い。

一方、有明海の代表的な底生魚であるウシノシタ類やニベグチ類、カレイ類等も漁獲されており、減少傾向が認められるものの、その程度は有明海ほど深刻ではない。底魚類のうち、ヒラメやマダイについては明瞭な減少傾向はみられていない（図 4.4.194）。

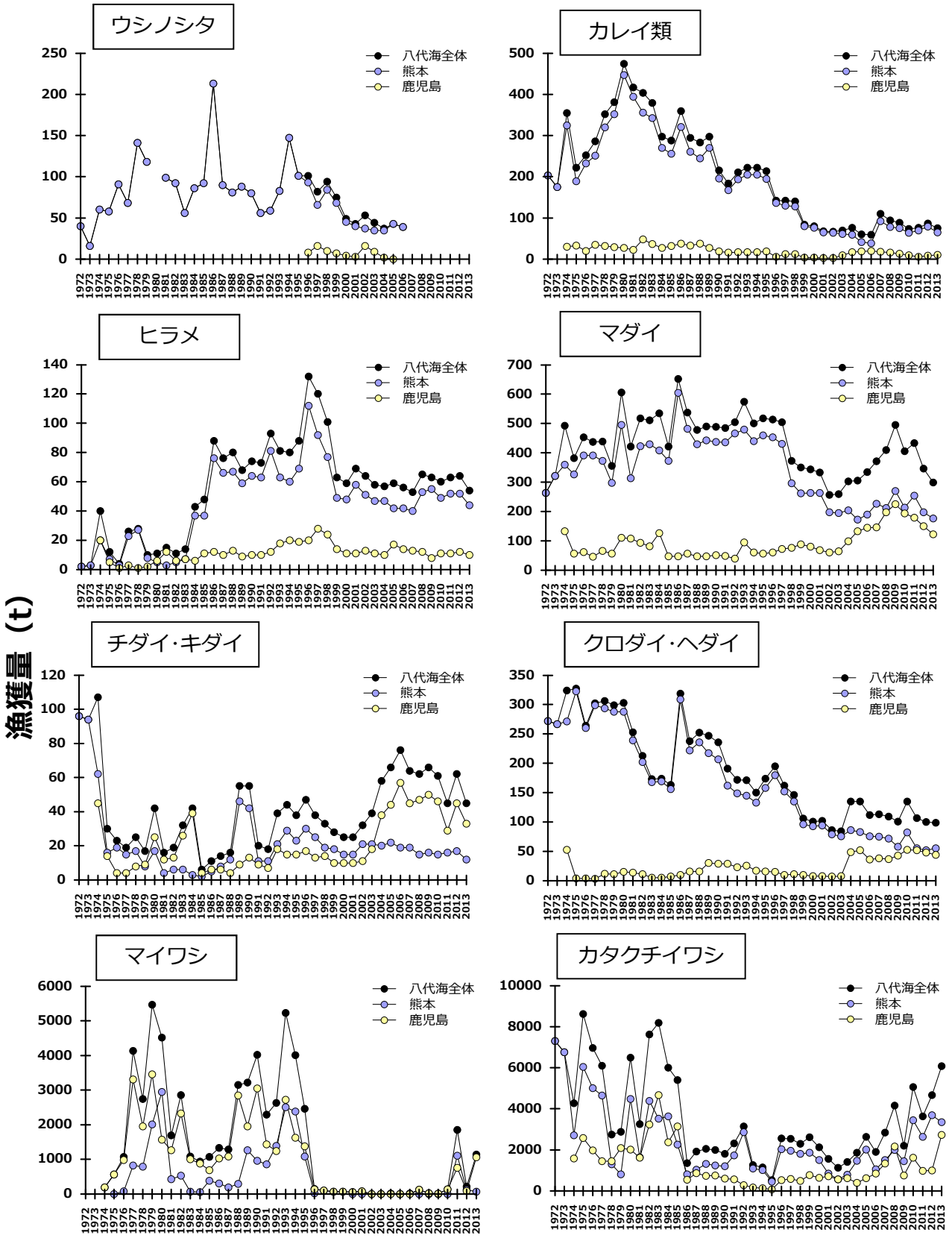


図 4.4.194（1）　八代海における魚類漁獲量等の経年変化

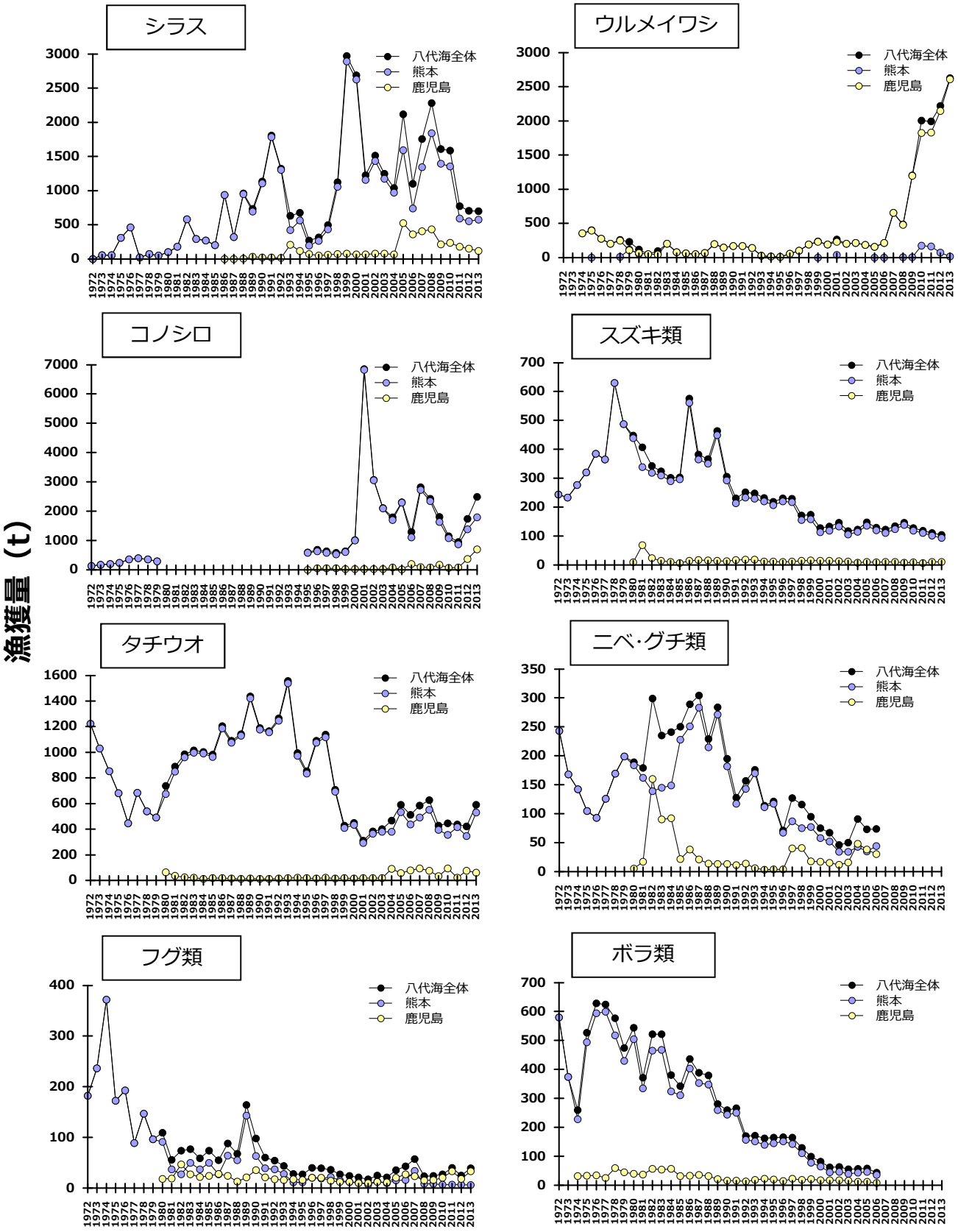


図 4.4.194（2）　八代海における魚類漁獲量等の経年変化

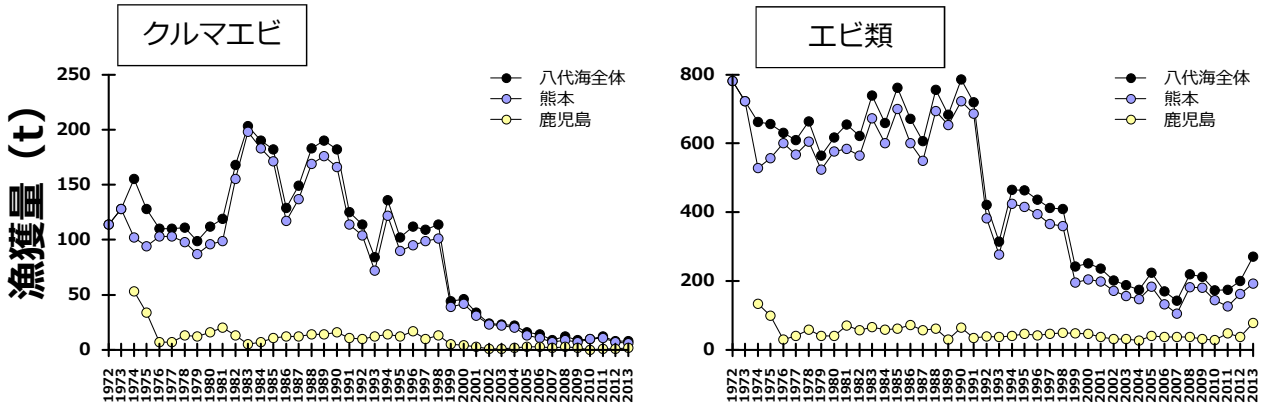


図 4.4.194（3）　八代海における魚類漁獲量等の経年変化

魚類の動向について、八代海全域を対象とした 2013 年から 3 ヶ年の魚類相の調査結果によると、八代海では有明海の湾奥部干潟域でみられないホタテウミヘビ、ミナミホタテウミヘビ、ダイナンアナゴ、ロウニンアジ、コトヒキ等が出現することが確認されており、有明海とは隣接しているものの、魚類相は異なる可能性が高いことが示唆されている。

魚類仔稚魚の個体数密度について、3 地点での調査結果を月別に地図上に示した（図 4.4.195）。仔稚魚の個体数密度は年及び月により大きく変化しており、一定の傾向は認められなかった。

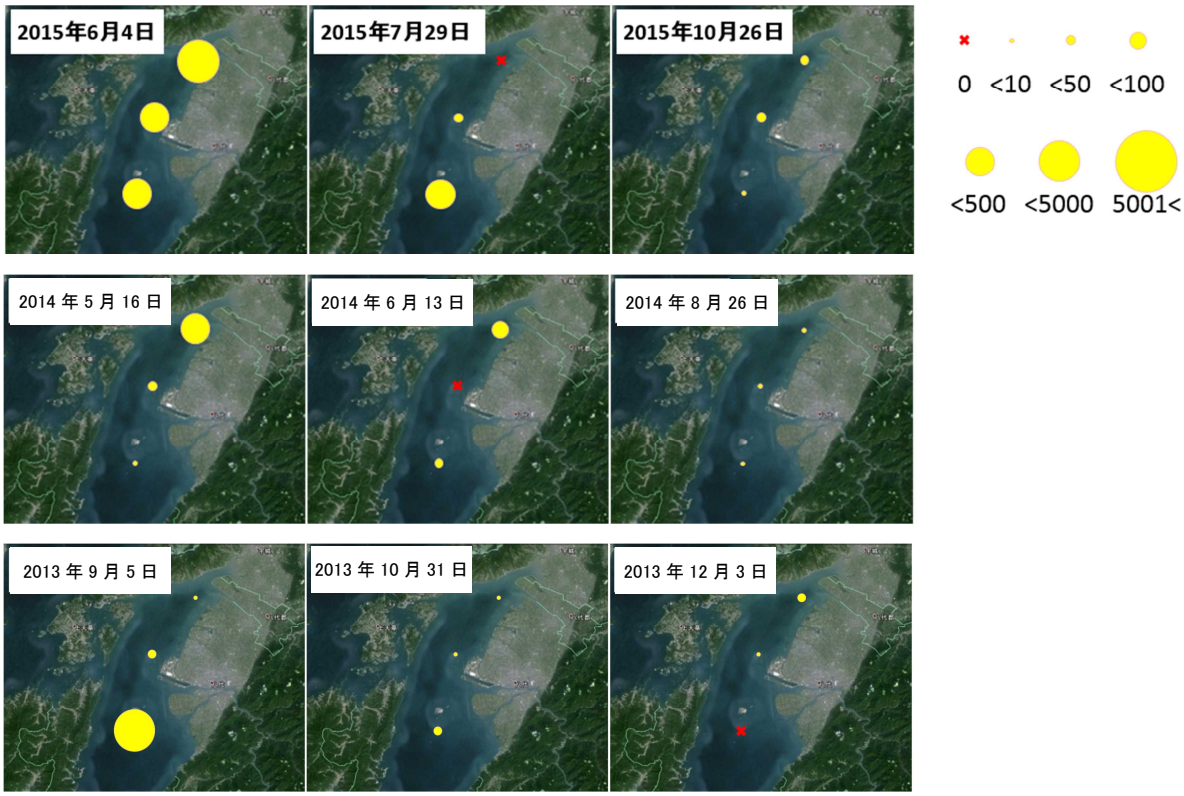
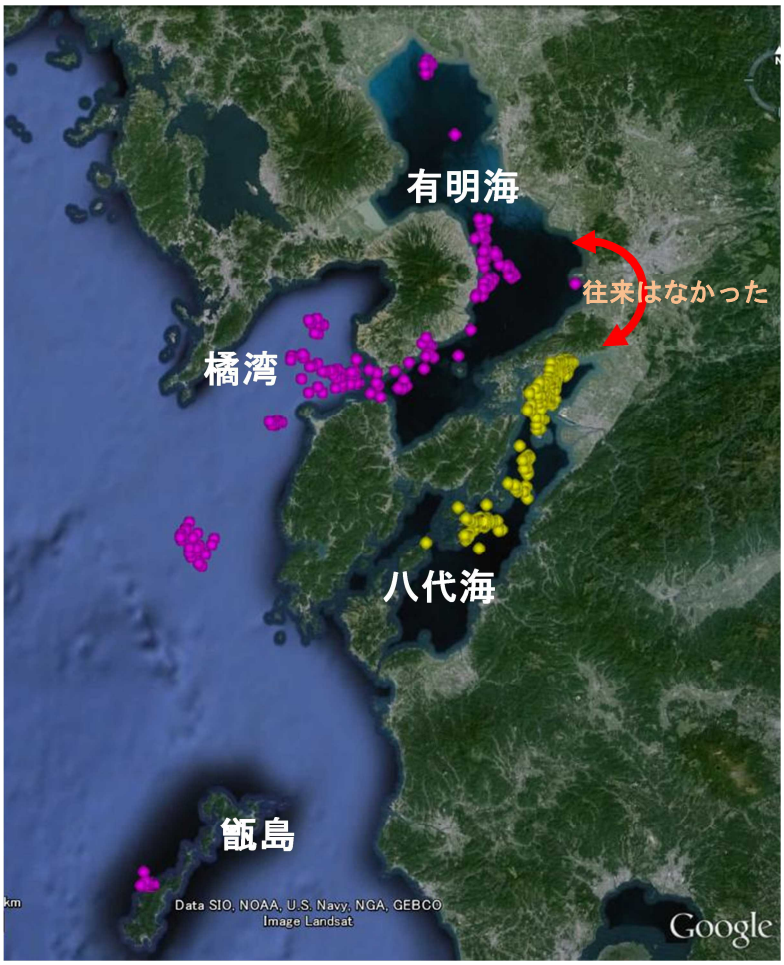


図 4.4.195　八代海における 2013 年～2015 年各月の一曳網あたりの魚類仔魚の採集個体数（個体数/1000 m^3）

2015年度の仔稚魚の採集結果について、八代海ではハゼ科が優占しており、マサゴハゼとヨモウハゼが最も多くみられた。ハゼ科に次いでニシン科、イソギンポ科の仔稚魚が多く出現していた。ニシン科の中ではコノシロが最も多くみられ、次にサッパが優占していた。その他にヨウジウオやコイチ、イヌノシタ等も少数ながら出現した。

成魚については、八代海湾奥部での3回（2015年6月4日、7月29日、10月26日）の調査によって13目36科54種2,087種の魚類が採集された。全漁獲個体数は、2014年度に比べて約1割増加した。各月の採集種数は、6月と10月で33種、7月には30種であった。また、各月の魚類の漁獲個体数割合からみると、6月はヒイラギ（25.4%）が、7月と10月はコノシロ（7月41.8%、10月53.1%）が最も多く漁獲されていた。一方、平均漁獲重量割合からみると、6月はクロダイ（28.7%）が、7月と10月はアカエイ（7月25.1%、10月42.1%）が最も多かった。

大型高次捕食者（サメ・エイ類）の移動追跡結果から、有明海、八代海及び橘湾は数ヶ所で連結しており海域をまたいだ移動が可能であるにも関わらず、有明海と八代海の両海域での往来はほとんど行われていない可能性も示唆されている（図4.4.196）。



注）アルゴスタグの位置データ（25年度・26年度）に基づく有明海と八代海の移動状況を示す。

図 4.4.196　大型高次捕食者の海域利用

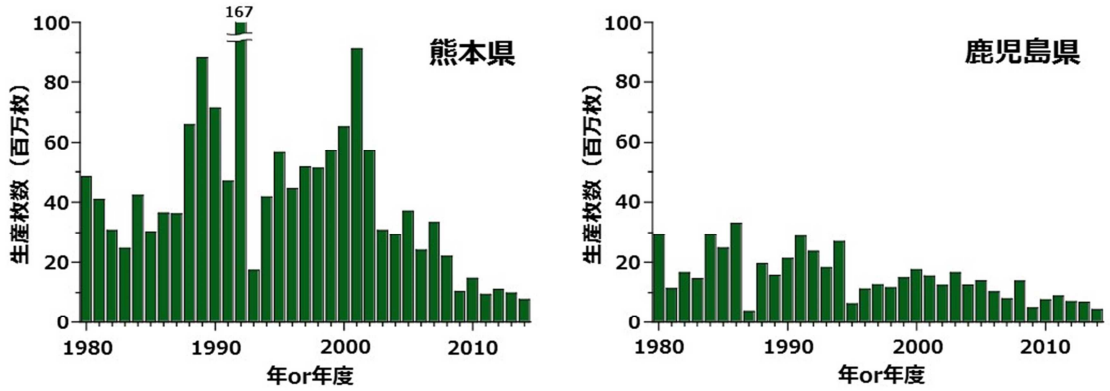
② 原因・要因の考察、まとめ

八代海では、魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。漁獲量の動向を資源変動の目安と考えると、熊本県の漁獲量は 1980 年をピークに 2013 年にかけて緩やかな減少傾向が認められる。一方、鹿児島県の漁獲量は 2000 年代後半より増加傾向にあり、八代海全体でも僅かに回復傾向にある。また、魚類の動態については、基礎的知見の集積が行われている。

ウ）ノリ養殖の問題

① 現状と問題点の特定

八代海では、有明海と比較すると規模が小さいものの、湾奥部（熊本県海域）及び南東部海域（鹿児島県海域）でノリ養殖が行われている。八代海の熊本県及び鹿児島県海域における 1980 年以降のノリ養殖の生産枚数の推移を図 4.4.197 に示した。熊本県海域におけるノリ養殖の生産枚数は、2000 年代前半以降、減少傾向にあり、2009 年以降は概ね 1 千万枚前後で推移している。鹿児島県海域における生産枚数についても、2000 年代前半以降、減少傾向にあり、2010 年以降は概ね 1 千万枚弱で推移している（図 4.4.197）。



注）熊本県海域については、1988 年までは暦年（1～12 月）の集計値、1989 年以降は年度（7～翌 6 月又は 9～翌 4 月）の集計値を、鹿児島県海域については、暦年（1～12 月）の集計値を示す。

図 4.4.197　八代海の熊本県及び鹿児島県海域における養殖ノリの生産枚数の推移

八代海の熊本県海域におけるノリ養殖の経営体数の推移を図 4.4.198 に示した。1980～90 年代には 100 経営体前後の規模でノリ養殖が行われていたが、2000 年代前半以降、経営体数は急減し、2014 年度には 11 経営体にまで縮小した。

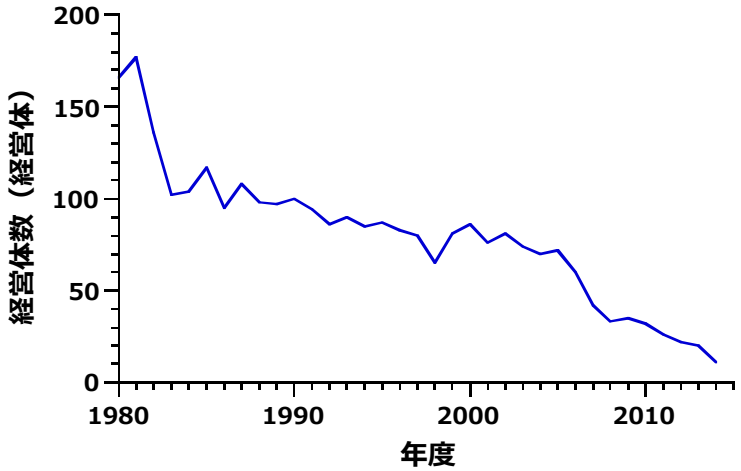


図 4.4.198　八代海熊本県海域におけるノリ養殖の経営体数の推移

出典：熊本県水産研究センター提供資料

② 原因・要因の考察

有明海における議論でも述べたように、ノリ養殖の安定した生産を阻害する要因として、病害、色落ち、秋期の水温上昇にともなう漁期の短縮等が挙げられる。八代海熊本県海域におけるデータが存在する 2000 年度以降のノリの色落ちの発生状況を表 4.4.21 に示した。本海域においては、2000 年度以降、毎年のようにノリの色落ちが発生している。

表 4.4.21　八代海熊本県海域における2000年度以降のノリの色落ちの発生開始時期

年　度	ノリの色落ちの発生開始時期
2000 年度	
2001 年度	1 月下旬
2002 年度	1 月上旬
2003 年度	12 月中旬
2004 年度	1 月上旬
2005 年度	12 月下旬
2006 年度	12 月下旬
2007 年度	
2008 年度	
2009 年度	11 月上旬
2010 年度	11 月上旬
2011 年度	12 月下旬
2012 年度	1 月上旬
2013 年度	1 月上旬
2014 年度	1 月上旬

出典：熊本県水産研究センター提供資料をもとに環境省が作成した。

八代海では、夏期に、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等による赤潮が発生し、しばしば魚類養殖に多大な被害を及ぼしている（3章 8. 赤潮 参照）。一方で、秋期から冬期の珪藻類による赤潮の報告は少なく、発生期間が数日のものを除くと、2000 年度以降の珪藻赤潮の報告は、2010 年 2～4 月上旬に八代市鏡町地先で発生した *Eucampia zodiacus* と *Chaetoceros* spp.による混合赤潮 1 件のみである[8)]（水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」）。

珪藻赤潮の報告は少ないものの、有明海をはじめとする他の海域でノリの色落ちの原因とされている大型の珪藻類については、八代海においても出現が確認されている。八代海の熊本県海域において、記録が残っている 2006 年度以降の *E. zodiacus* の最高細胞密度の推移を図 4.4.199 に示した。2006 年度以降、八代海湾奥部においては、ほぼ毎年、*E. zodiacus* の出現が認められている。また、八代海湾奥部における *E. zodiacus* の細胞密度と海水中の溶存態無機窒素濃度及び養殖ノリの色調（黒み度）の経時変化を、2011 年度を例に図 4.4.200 に示した。*E. zodiacus* の細胞密度の増加にともない、海水中の溶存態無機窒素濃度が減少し、養殖ノリの色調が低下していることがわかる。したがって、八代海においても、*E. zodiacus* 等の大型の珪藻類をはじめとする植物プランクトンの細胞密度が増加することによって、海水中の栄養塩濃度が急激に消費され、養殖ノリに必要とされる栄養塩が減少する結果、色落ちが生じているものと推察される。

一方、八代海南東部の鹿児島県海域においては、これまでノリの色落ちによる被害事例は報告されていない。

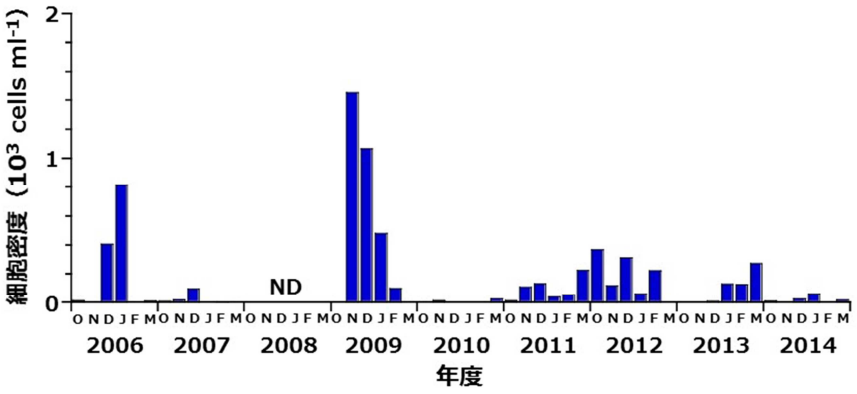


図 4.4.199　八代海熊本県海域における *Eucampia zodiacus* の最高細胞密度の経年変化（10～3 月）

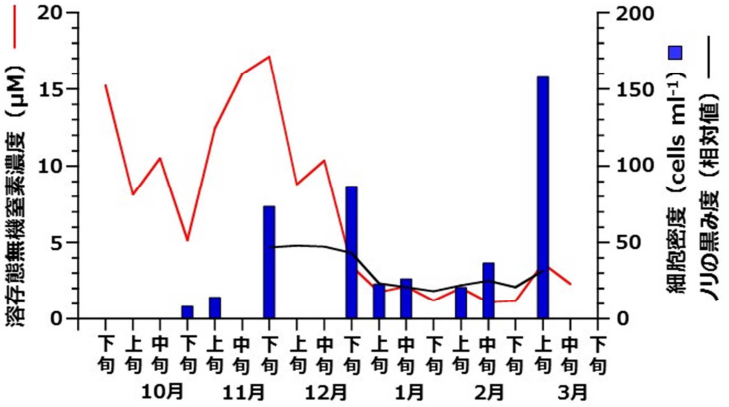


図 4.4.200　八代海湾奥部における *Eucampia zodiacus* の細胞密度と海水中の溶存態無機窒素濃度及び養殖ノリの色調（黒み度）の経時変化（2011 年 9 月下旬～2012 年 3 月）

秋期水温の上昇についても、八代海におけるノリ養殖の衰退をもたらしている重要な要因のひとつであると考えられる。ノリ養殖に用いられているスサビノリの原産地は北海道や東北地方であり基本的に高水温に弱い。特に、採苗直後の幼芽の段階で高水温にさらされると様々な生育障害が生じることから[9)、10)、11)]（山内，1974；三根ら，2013；島田，2014）、ノリ養殖の採苗時期は主に水温によって決定される。9月の水温の経緯をもとに、10月の大潮時期でかつ水温が23℃を下回る時期を推察し、採苗のための網の張り込み時期を決定する。八代海のノリ漁場においては、2006年までは、10月初旬に採苗を開始していたが、2007年以降は10月中～下旬に採苗を始めるようになった。八代海の湾奥部における1990年以降の10月の水温の経年変化をみると、上昇傾向にあることがわかる（図 4.4.201）。また、八代地方における 10 月の気温についても、同様に上昇傾向にある。八代海湾奥部は、干潟漁場であり、また球磨川や氷川等の流入河川も多いため、気温の影響を受けやすい海域である。したがって、10月の気温が上昇傾向にあることが、同時期の水温の上昇をもたらし、ノリの採苗時期の遅れにつながっていると推察される。八代海南東部の鹿児島県海域においても、秋期の水温が上昇しており、ノリの採苗時期が遅れる傾向にある。なお、採苗から育苗期に高水温の傾向にあると、芽流れやアカグサレ病等も発生しやすい。

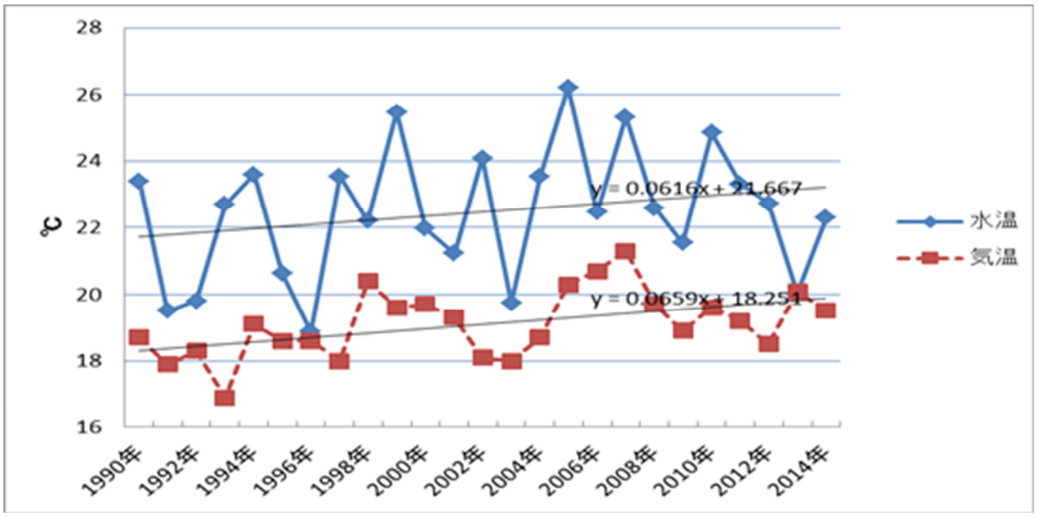


図 4.4.201　10月の八代海湾奥部における水温及び八代市における気温の経年変化

出典：熊本県水産研究センター内湾調査（水温）、気象庁ホームページ（気温）をもとに環境省が作成した。

③ まとめ

2000年代前半以降、八代海においては、ノリ養殖の生産枚数の減少が顕著に認められる。その要因として、秋期水温の上昇により、ノリの採苗時期が遅れる一方で、特に湾奥部の熊本県海域では、海水中の栄養塩が早期に枯渇することにより、ノリ漁期が短縮する傾向にあることが考えられる。

参考文献

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，鹿児島県，東町漁業協同組合（2012）「2010年の八代海海域でのシャットネラ属赤潮発生と鹿児島県海域での養殖ブリの大量へい死現象：漁業者への聞き取り調査結果の統計的解析法による被害要因解明報告書」，52pp.
2）独立行政法人 水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所（2015）「有明海・八代海におけるシャットネラのシスト分布」 http://feis.fra.affrc.go.jp/topics/230610-chattonella/230610-chattonella.html）
3）今井一郎（2000）：有害・有毒赤潮の発生と予知・防除（石田祐三郎，本城凡夫，福代康夫，今井一郎編）ラフィド藻赤潮の発生機構と予知，日本水産資源保護協会，pp.29-70
4）折田和三，西広海，田原義雄，中村章彦（2013）：統計学的手法を用いた八代海の *Chattonella* 赤潮発生に関与する要因抽出と予察の可能性，鹿児島県水産技術開発センター研究報告，第4号，pp.24-32
5）Aoki, K., Onitsuka, G., Shimizu, M., Kuroda, H., Matsuyama, Y., Kimoto, K., Matsuo, H., Kitadai, Y., Sakurada, K., Nishi, H., Tahara, Y. （2012） ：Factors controlling the spatio-temporal distribution of the 2009 *Chattonella antiqua* bloom in the Yatsushiro Sea, Japan. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.114, No.1, pp.148-155
6）鬼塚剛，青木一弘，清水学，松山幸彦，木元克則，松尾斉，耒代勇樹，西広海，田原義雄，櫻田清成（2011）：2010年夏季に八代海で発生した *Chattonella antiqua* 赤潮の短期動態 ―南部海域における出現特性―，水産海洋研究，第75巻，第3号，pp.143-153
7）西村昭史（1982）：魚類養殖漁業の有機汚染が赤潮生物 *Gymnodinium* type-'65 および *Chattonella antiqua* の増殖に及ぼす影響，日本プランクトン学会報，第29号，pp.1-7
8）水産庁九州漁業調整事務所「九州海域の赤潮」
9）山内幸児（1974）：ノリ幼芽の生長に及ぼす温度の影響－Ⅰ 温度条件とノリ幼芽の初期生長および形態について，日本水産学会誌，第40巻，第5号，pp.439-446
10）三根崇幸，横尾一成，川村嘉応（2013）：高水温がノリ幼芽の生育に及ぼす影響，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第26号，pp.83-88
11）島田裕至（2014）：アマノリ養殖品種の特性（藤吉栄次，玉城泉也，小林正裕，有瀧真人編）3-6 高温耐性，独立行政法人 水産総合研究センター西海区水産研究所，pp.51-56

5. まとめ

（1）基本的な考え方と再生目標

有明海及び八代海等を再生するための特別措置に関する法律(平成14年法律第120号)においては、有明海及び八代海等が、国民にとって貴重な自然環境及び水産資源の宝庫として、その恵沢を国民がひとしく享受し、後代の国民に継承すべきものであることに鑑み、海域の特性に応じた当該海域の環境の保全及び改善並びに当該海域における水産資源の回復等による漁業の振興に関し実施を促進する等特別の措置を講ずることにより、豊かな海として再生することを目的としており、この目的と前章で整理した環境等の変化も勘案して、有明海、八代海等の海域全体において目指すべき再生目標（全体目標）を次のとおりとした。

○希有な生態系、生物多様性及び水質浄化機能の保全・回復

有明海、八代海等は、他の海域ではみられない希有な生態系を有しており、高い生物多様性及び豊かな生物生産性を有している。広大な干潟や浅海域は、有明海、八代海等を特徴付ける生物種をはじめとする希有な生態系、生物多様性の基盤となるとともに、水質浄化機能を有している。このような生態系、生物多様性及び水質浄化機能を、後世に引き継ぐべき自然環境として保全・回復を図る。

○二枚貝等の生息環境の保全・回復と持続的な水産資源の確保

有明海、八代海等を水産資源の宝庫として後世に引き継ぐためには、海域環境の特性を踏まえた上で、底生生物の生息環境を保全・再生し、二枚貝等の生産性の回復をはじめとする底生生態系の再生を図り、ノリ養殖、二枚貝及び魚類等（養殖を含む。）の多種多様な水産資源等の持続的・安定的な確保を図る。

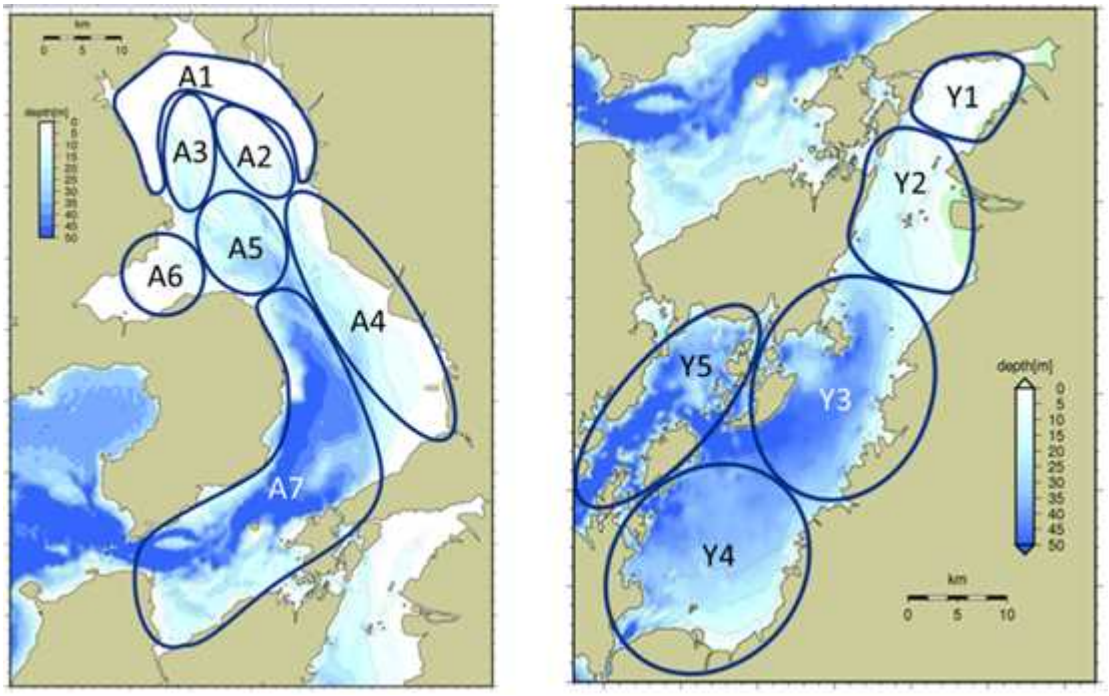
なお、今回の検討では、1970年頃の有明海及び八代海の環境は生物・水産資源が豊かだったと言われることを踏まえ、基本として1970年頃から現在までの有明海、八代海等の変化及びその原因・要因を対象とした。また、有明海、八代海等は様々な環境特性を持ち、生物の生息状況も異なることから、問題点とその原因・要因が海域毎に異なるものもあると考えられるため、有明海、八代海を環境特性により区分し、海域区分毎に問題点及びその原因・要因の考察を行った（図 4.5.1）。

上記の再生目標（全体目標）を踏まえ、有明海、八代海等の多様な生物の生息環境の確保を図りつつ、生態系を構成する上で、又は水産資源として重要と考えられる生物について、今回の検討では「ベントス（底生生物）の変化」、「有用二枚貝の減少」、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」の4項目を取り上げることとした。これらの変化（基本として1970年頃から現在までの変化）に着目し、問題点の確認及びその原因・要因の考察や、物理環境等の海域環境の現状と変化の整理を行った。また、問題点及び問題点に関連する

可能性が指摘されている原因・要因を有明海と八代海のそれぞれについて図でも整理した（図 4.3.1、図 4.3.2 参照）。

「有用二枚貝の減少」及び「ベントスの変化」については、基本的に移動能力が小さいため特定の海域特性の影響を受けやすいと考えられるので、有明海又は八代海の個別海域毎に考察した。一方、有明海、八代海等が抱える諸問題には、個別海域毎に分析・評価しては事象を捉えることができないもの、空間として海域全体で捉えるべきものがある。これらに該当する「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化（魚類養殖業の問題を含む。）」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の原因・要因のうちエイ類による食害や浮遊幼生の減少等に関する考察については、有明海又は八代海の海域全体でまとめて行った。橘湾又は熊本県天草市牛深町周辺の海面については、隣接する有明海又は八代海で発生した赤潮が流入して養殖魚に被害が生じることが問題となっているため、それぞれ有明海全体又は八代海全体の中で整理した。

また、海域の物理環境等の現状と変化については、問題点の間接的な要因になっているものもあるため、３章「有明海・八代海等の環境等の変化」で述べた内容を踏まえて以下の表に記載している。



注）図中の有明海、八代海の青色の範囲は海域区分を示す。

Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 4.5.1　有明海及び八代海の海域区分

（2）有明海の個別海域毎の問題点と原因･要因の考察

ア）A1海域（有明海湾奥奥部）

本海域は有明海の湾奥部に位置し、沿岸部には広大な干潟が存在しており、西側には主に泥質干潟が、東側には砂泥質干潟が分布し、ノリ養殖が盛んに行われている。筑後川をはじめ大小多数の河川が流入していることから、陸域からの影響を顕著に受ける海域であり、出水時に筑後川、早津江川等から流入した粘土・シルト分は、一部が感潮河道に戻り、残りがＡ２、Ａ３海域に流出し、またＡ２、Ａ３海域からはエスチュアリー循環によって本海域に移流される。底質については、2000 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2001～2015 年の調査データから、泥化や硫化物・有機物の増加等の明瞭な傾向はみられないが、粘土・シルト分が 80～100%程度と高い値で推移している。

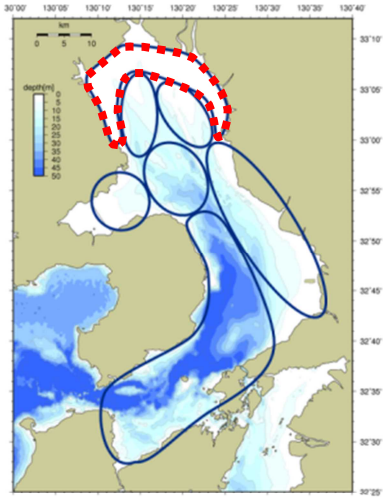


図 4.5.2　Ａ１海域位置

水質については、筑後川等の河川が流入することから、DIN、PO_4-P ともに有明海の他の海域と比較して高濃度の海域である。COD は長期的に減少した調査地点もあるが、長期的に増加して 2009～2013 年では環境基準値を上回っている調査地点もある。T-P は 2009～2013 年では全ての調査地点で環境基準値を上回っている。水温は有明海の中で最も低いが、長期的に上昇している。また、本海域の西部沖合域の 2004 年以降の連続観測データでは、底層溶存酸素量の年間最低値には長期的な増加・減少傾向がみられないものの、毎年夏期に底層溶存酸素量が 2.0mg/L を下回る等、貧酸素水塊が発生している。

項目		問題点の確認
有用二枚貝	タイラギ	・　隣接するＡ２及びＡ３海域と比べて、生息個体に占める大型個体の割合が高いが、漁獲量や資源量の長期的な推移は不明である。
	サルボウ	問題点 ・　夏期にへい死が生じている。2001 年、2004 年、2006 年、2011 年及び 2012 年には大量へい死がみられた。
	アサリ	問題点 ・　2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となる等、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、浮遊幼生や着底稚貝の量は、隣接するＡ４海域での調査結果から、過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータから問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　2005～2015 年の全 3 地点[i] におけるデータから、1 地点（Asg-3）で節足動物門の種類数に減少傾向がみられたが、他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。全体の主要出現種に大きな変化はみられなかった。

i）ベントス及び底質の調査地点は図 4.5.14(1)参照。以下同じ。

	個体数	・　2005～2015 年の全 3 地点におけるデータは調査毎に大きく変動しており、1 地点（Asg-3）で環形動物門の個体数に増加傾向がみられたが、他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　特定の優占種（ドロクダムシ類やシズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状･変化
有用二枚貝	サルボウ	原因・要因 ・　夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
	アサリ	原因・要因 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　覆砂によってアサリ等の有用二枚貝が増大するとの報告があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。） ・　*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。
底　質		概況 ・　西側は泥質干潟、東側は砂泥質干潟が形成されている。有明海の中では有機物、硫化物が多い海域である。
		変化 ・　2000 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2001～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化（細粒化）	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Asg-3）で粘土・シルト分が 100%に近い値で推移し、他の 2 地点では 80～100%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　全 3 地点で 0.1～0.6mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物 強熱減量	変化 ・　全 3 地点で 7～11%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物 COD	変化 ・　全 3 地点で 7～20mg/g 程度であり、1 地点（Asg-2）で増加傾向がみられたが、他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。なお、この 3 地点は、底質の有機物含量が高いとの知見（後述）がある A３海域との境界域には含まれない。
	堆積物（浮泥を含む。）	変化 ・　埋没測定板を用いて堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 3 地点で顕著な増加・減少傾向はみられなかった。

水質[ii]	概況 ・　筑後川等の河川が流入することから、DIN、PO_4-P ともに有明海の中の他の海域と比較して高濃度の海域である。夏期に西部干潟沖合域（A３海域との境界域）では貧酸素水塊が発生している。COD、T-P は 2009～2013 年では環境基準値を上回っている。
底層溶存酸素量[iii]（貧酸素水塊）	現状と変化 ・　貧酸素水塊は東部及び西部干潟域では問題とならないが、西部干潟沖合域（A３海域との境界域）では、出水後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生している。 ・　月１回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、全３地点で２～5mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。 ・　連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降のデータから、全２地点で毎年 2.0mg/L を下回っている。
COD（上層）[iii]	現状と変化 ・　全４地点のうち１地点（佐賀 A2）が環境基準A類型に指定された水域にあり、COD は 2009～2013 年では３～4mg/L（75%値）で、基準値（A類型：2mg/L 以下）を上回っている。他の３地点がB類型に指定された水域にあり、COD は 2009～2013 年では 1.4～5.3mg/L（75%値）で、延べ約１割で基準値（B類型：3mg/L 以下）を上回っている。 ・　1974 年から現在まで、COD は全４地点のうち２地点（佐賀 B2、佐賀 B3）で減少、１地点（佐賀 A2）で増加、その他の１地点では有意な変化はみられなかった。
T-N（上層）[iii]	現状と変化 ・　全４地点とも環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、T-N は 2009～2013 年では 0.37～0.71mg/L で、延べ１割で基準値（Ⅲ類型：0.6mg/L 以下）を上回っている。 ・　1981 年以降のデータから、T-N は全４地点のうち１地点（福岡 St.7）で減少、その他の３地点では有意な変化はみられなかった。
T-P（上層）[iii]	現状と変化 ・　全４地点とも環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、T-P は 2009～2013 年では 0.065～0.18mg/L で、基準値（Ⅲ類型：0.05mg/L 以下）を上回っている。 ・　1980 年以降のデータから、T-P は４地点のうち１地点（佐賀 B3）で増加、１地点（佐賀 A2）でやや増加、その他の２地点では有意な変化はみられなかった。
流　況	概況 ・　平均流は反時計回りであり、エスチュアリー循環によって表層では湾口向きに、下層では湾奥向きの流れが形成されている。
水温･塩分（上層）[iii]	概況 ・　水温は有明海では最も低い。 ・　塩分は有明海では最も低く、梅雨時期の河川からの淡水流入によって低下する。
	現状と変化 ・　水温は、全４地点で 2009～2013 年は 18.2℃程度であり、有明海では最も低く、湾口部（A７海域）と比較して 1℃程度低い。1980 年以降のデータから、水温は全４地点のうち１地点（福岡 St.7）で上昇、その他の３地点では有意な変化はみられなかった。 ・　塩分は、全４地点で 2009～2013 年は 26～29 程度であり、A７海域と比較して４程度低い。1980 年以降のデータから、全４地点で塩分に有意な変化はみられなかった。

ii）水質の調査地点は図 4.5.15 参照。３章「有明海・八代海等の環境等の変化」の内容も含めて記載している。以下同じ。

iii）統計的に有意かつ 10 年間で 10%（水温については 0.25℃）以上の変化について、「増加（上昇）」又は「減少（低下）」と記載した（有意水準 5%）。また、統計的に有意かつ 10 年間で 10%（水温については 0.25℃）未満の変化について、「やや増加（やや上昇）」又は「やや減少（やや低下）」と記載した。なお、記載した数値は上層の年平均値である。以下同じ。

懸濁物	**概況** ・　筑後川等の影響が大きく、出水時に筑後川・早津江川等から流入した粘土・シルト分は、一部が感潮河道に戻り、残りがＡ２・Ａ３海域に流出し、またＡ２・Ａ３海域からはエスチュアリー循環によって本海域に移流される。 **現状と変化** ・　SS（上層）[iii]は、全4地点で2009～2013年は10～80mg/L程度であり、Ａ７海域と比較して約10倍の濃度である。1980年以降のデータから、SS（上層）は全4地点のうち2地点（佐賀B2、佐賀A2）で減少、その他の2地点（佐賀B3、福岡st.7）では有意な変化はみられなかった。 ・　透明度[iii]は、全3地点で2010～2014年は1.3～1.7m程度であり、Ａ７海域と比較して2～7m程度低い。1972年から現在まで、透明度は全3地点のうち2地点（佐賀1、佐賀10）でやや上昇、1地点（福岡S6）で有意な変化はみられなかった。
総　括	本海域は有明海の湾奥部に位置し、大小多数の河川が流入しており、広大な干潟が存在する。筑後川等の河川の影響が大きく、有明海の中では海水中の栄養塩が多い海域であり、ノリ養殖が盛んに行われている。水質のCOD、T-Pは2009～2013年では環境基準値を上回っている。西部沖合域では夏期の出水後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生している。 有用二枚貝のうち、サルボウには夏期に大量へい死がみられ、その要因として夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量1mg/L未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。 アサリは漁獲量が低迷している。アサリの浮遊幼生の量が低位で推移していると類推され、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。アサリの生息と密接な関係のある底質については、2000年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2001～2015年のデータから単調な変化傾向はみられなかった。覆砂によってアサリ等の有用二枚貝が増大するとの報告があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の10倍以上になる年がある等の変動がみられたため、今後も注視する必要がある。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

イ）A2海域（有明海湾奥東部）

本海域は、有明海湾奥部の東部沖合に位置している。筑後川等の影響が大きく、出水時に筑後川・早津江川等から流入した粘土・シルト分は河口沖に堆積した後、感潮河道へ逆流するものを除いて、本海域の沖合側及びＡ３海域に流入し、その後、エスチュアリー循環によってＡ１海域に移流される。底質については、泥質から砂質まで変化に富んでいる。1988 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年以降のデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間含泥率が増加傾向を示した地点がある。

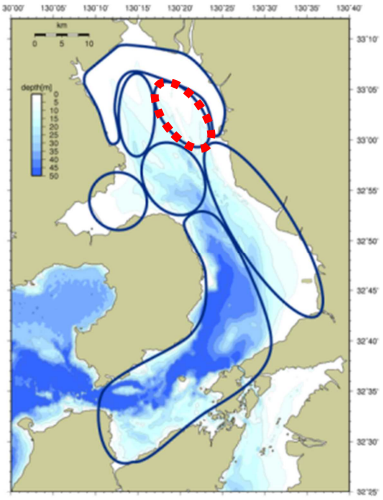


図 4.5.3　Ａ２海域位置

水質については、筑後川からＡ１海域を通じて DIN が流入しており、筑後川の影響を大きく受け、有明海の中では比較的濃度が高い。T-N 及び T-P は長期的に減少しているが、T-P は 2009～2013 年でも環境基準値を上回っている。底層溶存酸素量が 3.0mg/L を下回ることはあるが、貧酸素水塊は短期で解消されて長期的に継続しない。

項目		問題点の確認
有用二枚貝	タイラギ	問題点 ・　本海域はタイラギの重要な生息地であり、漁場として盛んに利用されてきた。 ・　漁獲量については海域毎に示せないが、成貝について、1976 年におけるデータから 100 個体/100㎡以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは平均 11 個体/100㎡、2012 年以降は平均 0.2 個体/100㎡となっており、2012 年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている。また、稚貝は 1996 年から 2011 年まで平均 92 個体/100㎡存在したが、2012 年以降は平均 19 個体/100㎡となっており、稚貝の資源量の低下傾向が顕著になっている。浮遊幼生の発生量は 2012 年以降、それ以前に比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している。こうした資源量の急減により、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続の休漁に追い込まれている。 ・　2000 年以降、着底稚貝は認められるものの、着底後の初夏から晩秋にかけて「立ち枯れへい死」と呼ばれる原因不明の大量死が問題となっている。
ベントス		・　1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　1989 年夏期及び 2000 年夏期のデータ並びに 2005～2015 年のデータから、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　1989 年夏期と 2000 年夏期の調査を比較すると、多毛類、甲殻類、クモヒトデ類は増加し、二枚貝類等は減少した。 ・　調査採取手法は異なるが、2005～2015 年のモニタリング結果をみると、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は軟体動物が個体数の上で高い割合を占め、泥質に生息する二枚貝類が主要出現種となった。1 地点（海域内の全調査地点）（Afk-2）でベントスの総種類数、軟体動物門及び節足動物門の種類数に減少傾向がみられたが、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

	個体数	・　1989年夏期と2000年夏期の調査を比較すると、全マクロベントスの平均密度が2,595個体/㎡（1989年）から2,085個体/㎡（2000年）へと約2割減少した。 ・　調査採取手法は異なるが、2005～2015年のモニタリング結果では、1地点（海域内の全調査地点）で節足動物門の個体数に減少傾向がみられたが、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　2005～2015 年のデータでは、日和見的な優占種（ドロクダムシ類やホトトギスガイ等）の増減により、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約 90 倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる。このような変動を作り出す優占種には有機汚濁に耐性を持つ種も多いことから（例えばドロクダムシ類）、底質の変動を反映している可能性も考慮する必要がある。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状･変化
有用二枚貝	タイラギ	原因・要因 ・　立ち枯れへい死については、貧酸素水塊、餌不足、濁り（浮泥の再懸濁画分（SS））による摂食障害、底質中の有害物質等の影響について調査研究がなされたものの、原因の特定には至っていない。 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が1981～2011年と比較して2012年以降非常に低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　本海域では底層溶存酸素量が3mg/Lを下回る期間が散発的に観察されるが、現場観測では貧酸素水塊の発生時期と大量死の時期がほとんどの年で一致せず、稚貝期以降の資源変動に強く影響しているとは判断されない。 ・　1988年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1989年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。本海域では浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
底　質		概況 ・　筑後川沖東海底水道付近の泥質から峰の洲の砂質まで変化に富む。粒度は地点によって異なり、中央粒径は1～7程度、粘土・シルト含有率は0～100％と幅広い。 変化 ・　1988年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1989年以降におけるデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間含泥率が増加傾向を示した地点がある。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化 （細粒化）	変化 ・　1989～2010 年のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられなかった。また、含泥率について、場所により一定期間増加傾向を示した地点がみられることに留意する必要がある（2008～2013年のデータより）。
	硫化物	変化 ・　1989～2010 年のデータから、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。総硫化物量が0.5mg/g以上の地点は全18地点の中にはなく、隣接するＡ３海域よりも少ない。

有機物	強熱減量	変化 ・　1989～2010 年のデータから、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量が 10%以上の地点は全 18 地点のうち 2～6 地点であり、隣接するＡ３海域よりも少ない。
有機物	COD	変化 ・　2001～2015 年のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で 1～3mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
堆積物（浮泥を含む。）		変化 ・　埋没測定板を用いて堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 3 地点で顕著な増加・減少傾向はみられなかった。
水　質		概況 ・　筑後川からＡ１海域を通じて DIN が流入しており、筑後川の影響を大きく受け、有明海の中では比較的濃度が高い。貧酸素水塊は短期で解消され長期的に継続しない。
底層溶存酸素量（貧酸素水塊）		現状と変化 ・　海底付近の溶存酸素量が 3.0mg/L を下回ることがあるが、速い潮流によって水塊の滞留性が低く、かつ海底地形が複雑なため、貧酸素水塊は短期で解消されて長期的に継続しない。 ・　月 1 回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 3～4mg/L 程度であり、有意な変化はみられなかった。
COD（上層）		現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ａ類型に指定された水域にあり、COD は 2009～2013 年では 1.5～1.7mg/L（75%値）で、基準値（Ａ類型：2mg/L 以上）を下回っている。 ・　1975 年以降のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で COD に有意な変化はみられなかった。
T-N（上層）		現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、T-N は 2009～2013 年では 0.36～0.42mg/L で、基準値（Ⅲ類型：0.6mg/L 以上）を下回っている。 ・　1981 年以降のデータから、T-N は 1 地点（海域内の全調査地点）で減少した。
T-P（上層）		現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、T-P は 2009～2013 年では 0.056～0.071mg/L で、基準値（Ⅲ類型：0.05mg/L 以上）を上回っている。 ・　1980 年以降のデータから、T-P は 1 地点（海域内の全調査地点）で減少した。
流　況		概況 ・　平均流は反時計回りであり、エスチュアリー循環によって表層では湾口向きに、下層では湾奥向きの流れが形成されている。
水温･塩分（上層）		概況 ・　有明海の中では塩分が低く、梅雨時期の河川からの淡水流入によって低下する。 現状と変化 ・　水温は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2009～2013 年は 18.3℃程度であり、Ａ１海域と同程度で、Ａ７海域と比較して 1℃程度低い。1980 年以降のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で水温に有意な変化はみられなかった。 ・　塩分は、1 地点（海域内の全調査地で 2009～2013 年は 27 程度であり、Ａ１海域と同程度で、Ａ７海域と比較して 4 程度低い。1980 年以降のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で塩分に有意な変化はみられなかった。

懸濁物	**概況** ・　筑後川等の影響が大きく、出水時に筑後川・早津江川等から流入した粘土・シルト分は河口沖に堆積した後、感潮河道へ逆流するものを除いて、より沖合の本海域及びＡ３海域に流入し、その後、エスチュアリー循環によりＡ１海域に移流される。 **現状と変化** ・　SS（上層）は、1 地点（海域内の全調査地点）（福岡 St.9）で 2009～2013 年は 10～20mg/L 程度であり、Ａ１海域と比較してやや低濃度で、Ａ７海域と比較して約 10 倍の濃度である。1980 年以降のデータから、SS（上層）は 1 地点（海域内の全調査地点）で減少した。 ・　透明度は、1 地点（海域内の全調査地点）（福岡 L5）で 2011～2013 年は 1.9m 程度であり、Ａ１海域と比較してやや高く、Ａ７海域と比較して 1～7m 程度低い。1966 年以降のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で透明度に有意な変化はみられなかった。

総 括	本海域は有明海湾奥部の東部沖合に位置し、底質は泥質から砂質まで変化に富む。筑後川の影響が大きく、T-N 及び T-P は長期的に減少しているが、T-P は 2009～2013 年でも環境基準値を上回っている。 有用二枚貝のうち、タイラギは資源量が減少し、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続で休漁している。また、立ち枯れへい死と呼ばれる大量死が 2000 年以降問題となり、各種調査研究がなされたが、原因の特定には至っていない。なお、本海域では貧酸素水塊の発生が長期間継続せず、稚貝期以降の資源変動に強く影響しているとは判断されない。また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 2012 年以降低下しており、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。 底質については、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスは、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、1989 年、2000 年及び 2005～2015 年のデータから、種組成の変化したこと、個体数が約 2 割減少したこと、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴がみられる。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

ウ）A3海域（有明海湾奥西部）

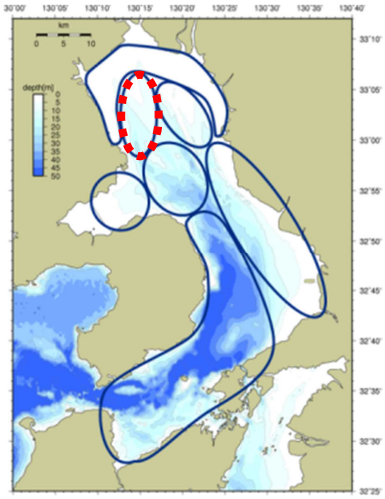


図 4.5.4　A３海域位置

本海域は、有明海湾奥部の西部沖合に位置する。平水時には懸濁物が湾奥部へ運搬され、出水時や台風通過時にはＡ１海域から流入した懸濁物が湾口向きに拡散されている。底質については、一部の場所は砂質であるが、全般的に粘土・シルト分が多い軟泥質になっている。1988 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年以降のデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間含泥率が増加傾向を示した地点がある。

水質については、Ａ１及びＡ２海域を通して流入する流入負荷の影響を受けている。成層が発達する夏期に貧酸素水塊の発生がみられ、出水の影響が大きい年には貧酸素水塊の規模は拡大し、本海域の広範囲が貧酸素状態となっており、底層溶存酸素量は 2004 年以降のデータでは毎年夏期に 2.0mg/L を下回っている。また、底層溶存酸素量の年間最低値は長期的に低下している。

項目		問題点の確認
有用二枚貝	タイラギ	問題点 ・　2009～2010 年漁期には本海域で 1980 年代の豊漁期に近い密度で成貝の成育が認められ、漁獲量の回復がみられたが、2010 年夏期には大量へい死が生じ、以降は再び低迷している。 ・　漁獲量については海域毎に示せないが、成貝について、1976 年におけるデータでは 100 個体/100㎡以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996 年から 2011 年までは平均 1.9 個体/100㎡、2012 年以降は平均 0.06 個体/100㎡となっており、2012 年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている。また、稚貝は 1997 年から 2011 年まで平均 5 個体/100㎡存在したが、2012 年以降は平均 1.7 個体/100㎡となっており、2012 年以降は稚貝の資源量の低下傾向が顕著になっている。浮遊幼生の発生量は 2012 年以降、それ以前に比べて 1/10～1/4 程度と低位で推移している。 ・　こうした資源量の急減により、2012 年から 2015 年にかけて 4 年連続の休漁に追い込まれている
	サルボウ	問題点 ・　夏期にへい死が生じている。2001 年、2004 年、2006 年、2011 年、2012 年には大量へい死がみられた。
ベントス		・　1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　1989 年夏期及び 2000 年夏期のデータ並びに 2005～2015 年のデータから、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　1989 年夏期と 2000 年夏期の調査によると、多毛類、甲殻類、その他の分類群は増加し、二枚貝類、クモヒトデ類は減少していた。 ・　調査採取手法は異なるが、2005～2015 年のモニタリング結果をみると、種組成はさらに変化し、2007 年頃までは節足動物、それ以降は環形動物が個体数の上で高い割合を占め、二枚貝類が多くみられた。1 地点（海域内の全調査地点）（Asg-4）で環形動物門の種類数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

	個体数	・　1989年夏期と2000年夏期の調査を比較すると、全マクロベントスの平均密度が5,577個体/㎡（1989年）から1,658個体/㎡（2000年）へと約1/3に減少していた。 ・　調査採取手法は異なるが、2005～2015年のモニタリング結果では、1地点（海域内の全調査地点）で個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　2005～2015年のデータから、特定の優占種（ホソツツムシ等の短命種やダルマゴカイ等の有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約30倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる。

項目		問題点の原因・要因の考察、物理環境等の現状・変化
有用二枚貝	タイラギ	原因・要因 ・　本海域では、貧酸素水塊が資源減少の要因の一つと推定される。後述のように、底層溶存酸素量の年間最低値は1972年以降減少している。夏期のタイラギ生息調査データのある1999年以降において、2008年に久々にまとまった量の稚貝が発生し、2009年の漁期にかけて豊漁となった。2009年夏期は貧酸素累積日数が少なく、貧酸素化は比較的軽微であった。2010年夏期には、貧酸素水塊の発達に伴って成貝の大量へい死が発生した。 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が1981～2011年と比較して2012年以降非常に低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　本海域では稚貝が浮泥の堆積によって覆われるとその生存に悪影響を及ぼすと推定される旨の報告や、底層付近のSS濃度が高くなるほど生残率が低いというデータがある。一方、本海域において、浮泥を含む堆積物について、2009年以降のデータから全9地点で単調な増加傾向はみられなかった。このため、浮泥がタイラギ資源の長期的な減少に影響したかどうかは不明である。なお、底質については、1975年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
	サルボウ	原因・要因 ・　夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量1mg/L未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
底　質		概況 ・　砂質の野崎の洲を除くと全般的に粘土・シルト分が多い軟泥質であり、有明海の中では有機物、硫化物が多い海域である。 変化 ・　1988年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1989年以降のデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間含泥率が増加傾向を示した地点がある。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化 （細粒化）	変化 ・　1975～2010年の中央粒径のみのデータでも、ベントスとの比較ができる1989～2010年のデータでも、海域全体で単調な泥化傾向はみられなかった。なお、含泥率について、場所により一定期間増加傾向を示した地点がみられることに留意が必要である（2008～2013年のデータより）。

	硫化物	変化 ・　1989～2010 年のデータから、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。総硫化物量が 0.5mg/g 以上の地点は全 17 地点のうち 2～5 地点であり、隣接するＡ２海域より多い。
	有機物 強熱減量	変化 ・　1989～2010 年のデータから、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量が 10%以上の地点は全 17 地点のうち 12～15 地点であり、隣接するＡ２海域より多い。
	有機物 COD	変化 ・　2001～2015 年のデータから、1 地点（海域内の全調査地点）で 8～15mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。
	堆積物（浮泥を含む。）	変化 ・　埋没測定板を用いて堆積厚の調査を行った 2009～2015 年のデータから、全 9 地点で単調な増加傾向はみられず、場所によっては一定期間減少傾向がみられた地点がある。
水　質		概況 ・　Ａ１海域、Ａ２海域を通して流入する流入負荷の影響を受けている。夏期に貧酸素水塊が発生している。
	底層溶存酸素量（貧酸素水塊）	現況と変化 ・　成層が発達する夏期（6～9 月）に貧酸素水塊の発生がみられる。出水の影響が大きい年には貧酸素水塊の規模は拡大し、本海域の広範囲が貧酸素状態になる。 ・　月１回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972 年以降、1 地点（海域内の全調査地点）で 1～5mg/L 程度であり、低下した。 ・　連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004 年以降のデータでは、全２地点のうち１地点（P6）で毎年 2.0mg/L を下回っており、他の１地点（P1）では 1～3mg/L 程度である。
流　況		概況 ・　Ａ１海域からの河川水の流入の影響がみられ、エスチュアリー循環によって表層では湾口向きに、下層では湾奥向きの流れが形成されている。
塩　分		概況 ・　Ａ１海域からの河川水の流入によってエスチュアリー循環が発達しており、年間を通じて底層の塩分は有明海の中では比較的高い。
懸濁物		概況 ・　平水時には下層の湾奥向きの流れで懸濁物は湾奥部へ運搬され、出水時にはＡ１海域から流入した懸濁物が表層を湾口向きに拡散されていく。
		現状と変化 ・　透明度は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2010～2014 年は 2.6m 程度であり、Ａ１海域と比較して 1m 程度高く、Ａ７海域と比較して 1～6m 程度低い。1972 年から現在まで、透明度は１地点（海域内の全調査地点）でやや上昇した。

総 括	本海域は有明海湾奥部の西部沖合に位置し、一部の砂質の場所を除き全般的に軟泥質である。夏期にしばしば広範囲に貧酸素状態となっており、底層溶存酸素量の年間最低値は長期的に低下しており、2004 年以降のデータでは毎年 2.0mg/L を下回っている。 有用二枚貝のうち、タイラギは資源量が減少しており、その要因の一つとして本海域では貧酸素水塊が推定される。なお、資源量の長期的な減少と浮泥について、科学的な因果関係は不明である。また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 2012 年以降低下しており、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。 底質については、1975 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があることから、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 サルボウには夏期に大量へい死がみられ、その要因として夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。 ベントスは、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、1989 年、2000 年及び 2005～2015 年のデータから、種組成の変化したこと、総個体数が約 1/3 に減少したこと、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴がみられる。 （エイ類による有用二枚貝の食害、魚類等については、有明海全体の項に記載。）

エ）A4海域（有明海中央東部）

本海域は有明海中央の東側に位置し、主に干潟前面の浅海域であり、ノリ養殖が盛んに行われている。全体的には湾奥向きの平均流が形成されており、白川・緑川からの淡水と外洋水がぶつかる境界で潮目が形成され、直下に懸濁物が集積する。熊本港地先は泥質で有機物、栄養塩が多く、沖合は砂泥質で有機物、栄養塩は少ないものの、潮目の下では硫化物が多い。底質は 1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1993～2015 年のデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。

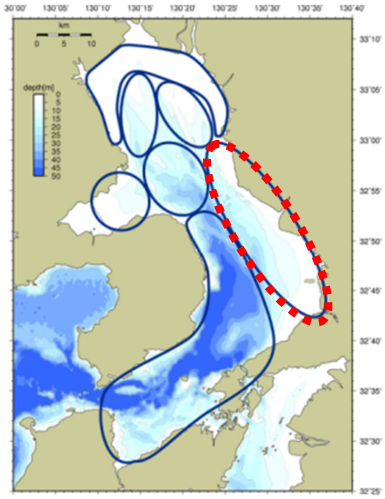


図 4.5.5　A４海域位置

水質については、海水中の栄養塩濃度は熊本地先では河川流量に大きく左右される。海域全体では COD は 1998 年以降のデータから、T-P は 1999 年以降のデータから、ともに有意な変化はみられないが、2009～2013 年では環境基準値を上回ることが多い。水温は長期的に上昇している。

項目		問題点の確認
有用二枚貝	タイラギ	問題点 ・　本海域の北部の干潟縁辺部で潜水器漁業と徒捕りによる漁獲がみられた。1976 年から 1981 年まで 2,000 t を超える漁獲がみられ、1980 年には最大約 9,000 t の漁獲が生じた。しかしながら、その後急減し、2007 年以降は全く漁獲がみられなくなる等、漁場が形成されない状態が続いている。
	アサリ	問題点 ・　本海域で 1977 年に 65,000 t の漁獲を記録したが、その後減少し、1990 年頃から 2,000 t 前後で推移してきた。2005 年から 2008 年にかけて資源が一時的に回復し、2005 年の漁獲量は 5,662t に達したが、2009 年以降資源の減少傾向が明瞭となり、2013 年には漁獲量が 352 t となる等、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、浮遊幼生の発生量は、2004 年及び 2005 年には 600 個体数/m^3 を超える発生が確認されたが、2006 年以降は 100 個体数/m^3 を下回る年が多く、相当低位で推移している。特に 2009 年以降の漁獲量の低下は、秋に発生した浮遊幼生、着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。
ベントス		・　1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　1993～2015 年のデータから、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　熊本地先[iv] では 1993～2013 年のデータから、軟体動物門の種類数の増加傾向がみられた。これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　熊本沖合（Akm-2）では 2005～2015 年のデータから、節足動物門の種類数に減少傾向がみられた。

iv）A４海域におけるベントス及び底質の調査地点は図 4.5.14(2)参照。

	個体数	・　熊本地先では 1993～2013 年のデータから、棘皮動物門の個体数の増加傾向がみられた。これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　熊本沖合では 2005～2015 年のデータから、節足動物門の個体数に減少傾向がみられた。 ・　熊本地先では 2007 年以降、軟体動物門の個体数の変動が大きく、総個体数が前年の 10 倍以上になる年があり、群集構造の年変動が大きい。この変動を作り出しているのは主に日和見種といわれるホトトギスガイであり、岸寄りの No.②地点で特に顕著であった。 ・　熊本沖合では 2005 年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ等）が断続的に主要出現種となっている。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状･変化
有用二枚貝	タイラギ	原因・要因 ・　2001 年には 5 月末から 6 月にかけて 9 割前後、2013 年の 8 月から 9 月にかけて移植されたタイラギが海底から立ち上がって死滅する等、Ａ２海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して非常に低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある。1993 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
	アサリ	原因・要因 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移している。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　底質については、粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている。1992 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1993 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　底質中のマンガンはアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。 ・　*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。）
底　質		概況 ・　熊本港地先は泥質で有機物、栄養塩が多い。沖合は砂泥質で有機物、栄養塩が少ないものの、熊本港の沖合に形成される潮目の下では硫化物が多いことが報告されている。
		変化 ・　1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1993～2015 年のデータから、海域全体で単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。

	泥化 （細粒化）	**変化** ・　熊本地先では1993～2013年のデータから、全8地点のうち1地点（No.①）で粘土・シルト分が60～100%程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。その他の地点では0～90%程度で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。また、熊本沖合では2001～2015年のデータから、1地点で粘土・シルト分が10～70%程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。
	硫化物	**変化** ・　熊本地先では1993～2013年のデータから、全8地点でnd～1.2mg/g程度となっており、1地点（No.⑧）で増加傾向がみられた。また、熊本沖合では2001～2015年のデータから、1地点でnd～0.3mg/g程度であり、増加傾向がみられた。
	有機物 強熱減量	**変化** ・　熊本地先では1993～2013年のデータから、全8地点でnd～10%程度であり、2地点（No.②及びNo.⑧）で増加傾向がみられた。また、熊本沖合では2001～2015年のデータから、1地点で2～6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物 COD	**変化** ・　熊本地先では1993～2013年のデータから、全8地点でnd～30mg/g程度であり、4地点（No.①、②、④及び⑥）で減少傾向がみられた。また、熊本沖合では2001～2015年のデータから、1地点で3～10mg/g程度であり、増加傾向がみられた。
水　質		**概況** ・　熊本地先では、栄養塩濃度は降水量・河川流量に大きく左右される。
	COD （上層）	**現状と変化** ・　全3地点が環境基準A類型に指定された水域にあり、2009～2013年は1.9～2.9mg/L（75%値）であり、延べ約9割で基準値（A類型：2mg/L以上）を上回っている。 ・　1998年以降のデータから、全3地点でCODに有意な変化はみられなかった。
	T-N （上層）	**現状と変化** ・　全3地点のうち1地点（熊本st.1）は環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.22～0.27mg/Lであり、基準値（Ⅱ類型：0.3mg/L以上）を下回っている。他の2地点はⅢ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.27～0.50mg/Lであり、基準値（Ⅲ類型：0.6mg/L以上）を下回っている。 ・　1999年以降のデータから、全3地点でT-Nに有意な変化はみられなかった。
	T-P （上層）	**現状と変化** ・　全3地点のうち1地点（熊本st.1）は環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.039mg/L程度であり、基準値（Ⅱ類型：0.03mg/L以上）を上回っている。他の2地点はⅢ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.042～0.063mg/Lであり、延べ約4割で基準値（Ⅲ類型：0.05mg/L以上）を上回っている。 ・　1999年以降のデータから、全3地点でT-Pに有意な変化はみられなかった。
流　況		**概況** ・　全体的には湾奥向きの平均流が形成されており、南側の湾央側では白川・緑川等から流入する河川水と湾口からの外洋水がぶつかる境界で潮目が形成され、鉛直的には下降流が形成されている。

水温･塩分（上層）	概況 ・　夏期に表層から水深5m付近にかけて成層化が生じた場合がある。 現状と変化 ・　水温は、全3地点で2009～2013年は18.8℃程度であり、Ａ１海域と比較して0.5℃程度高く、Ａ７海域と比較して0.5℃程度低い。1978年以降のデータから、水温は全3地点で上昇した。 ・　塩分は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は30程度であり、Ａ１海域と比較して3程度高く、Ａ７海域と比較して1程度低い。2000年以降のデータから、1地点（海域内の全調査地点）で塩分に有意な変化はみられなかった。
懸濁物	概況 ・　熊本港の沖合に形成される潮目の下には懸濁物が集積することが報告されている。 現状と変化 ・　透明度は、全3地点で2009～2013年は2～4m程度であり、Ａ１海域と比較して1m程度高く、Ａ７海域と比較して1～5m程度低い。1979年以降のデータから、透明度は全3地点のうち1地点（熊本st.9）で上昇、他の2地点でやや上昇した。

総　括	本海域は有明海中央の東側に位置し、干潟前面の浅海域が広がり、熊本港地先では泥質、沖合では砂泥質である。海水中の栄養塩濃度は熊本地先では降水量･河川流量に大きく左右される。COD及びT-Pは2009～2013年では環境基準値を上回ることが多く、水温は長期的に上昇している。 有用二枚貝のうち、タイラギは漁獲量が急減し、現在は全く漁獲がない。また、隣接するＡ２海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。 アサリは漁獲量が低迷している。タイラギやアサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が低下しており、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。 底質については、1992年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1993～2015年のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。粒径0.5mm以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスは、1992年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であるが、1993～2015年のデータから、日和見種の増減によって総個体数が前年の10倍以上になる年があり、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴がみられる。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

オ）A5海域（有明海湾央部）

本海域は有明海の中央に位置し、水深が深く、潮流流速が速い。貧酸素水塊の発生は指摘されていない。筑後川由来のDINがＡ１、Ａ２及びＡ３海域を経由して流入している。底質は砂泥質であり、有機物、栄養塩が少ない。2002年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015年のデータから泥化傾向はみられない。

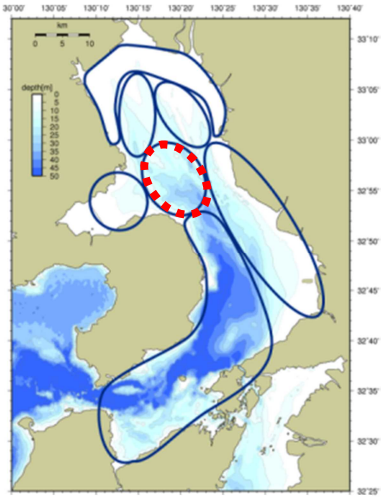


図 4.5.6　Ａ５海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝		・　タイラギ浮遊幼生の出現やタイラギの生息が認められるとの知見があるが、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。
ベントス		・　2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、軟体動物門及びその他の分類群の種類数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群には単調な増加・減少傾向はみられなかった。
ベントス	個体数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、その他の分類群の個体数に増加傾向がみられ、これ以外の分類群には単調な増加・減少傾向はみられなかった。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
底　質		概況 ・　砂泥質で、栄養塩、有機物が少ない。
底　質		変化 ・　2002年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2003～2015年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化（細粒化）	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で粘土・シルト分は8～25%程度で変動し、2010～2015年の間は10%を下回って減少傾向がみられており、泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）でnd～0.1mg/g程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
有機物	強熱減量	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で2～4%程度であり、減少傾向がみられた。
有機物	COD	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で2～4mg/g程度であり、減少傾向がみられた。

水　質	概況 ・　筑後川由来のDINがＡ１、Ａ２及びＡ３海域を経由して流入する。
底層溶存酸素量（貧酸素水塊）	現状と変化 ・　水深が深く、速い潮流が卓越する。貧酸素水塊の発生は指摘されていない。 ・　底層溶存酸素量の年間最低値は、1973年以降、1地点（海域内の全調査地点）で2.5～6mg/L程度であり、やや減少した。
流　況	概況 ・　潮流については、夏期及び冬期は表層及び底層ともに湾軸方向（北北西～南南東）の流向が卓越しているように読み取れ、エスチュアリー循環流が形成されているため、平均流は表層では湾口方向、底層では湾奥方向となっている。
水温･塩分	概況 ・　観測結果がなく、全体的には不明である。
懸濁物	現状と変化 ・　透明度は、1地点（海域内の全調査地点）で2010～2014年は4m程度であり、Ａ１海域と比較して2m程度高く、Ａ７海域の島原沖とほぼ同程度、瀬詰崎沖と比較して5m程度低い。1974年以降のデータから、1地点（海域内の全調査地点）で有意な変化はみられなかった。

総　括	本海域は有明海の中央に位置し、水深が深くて潮流が速いことから、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。底質は砂泥質である。2002年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015年のデータから、単調な変化傾向はみられない。 有用二枚貝については、タイラギ浮遊幼生の出現やタイラギの生息が認められるとの知見があるが、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。 （ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

カ）A6海域（有明海諫早湾）

本海域は有明海中央の西側に位置する支湾で、平均流は夏期の表層では反時計回りであり、夏期の底層及び冬期の表層・底層ではＡ５海域の北側から流入し、Ａ５海域の南側へ流出している。底質は一部を除いて泥質で、有明海の中では有機物や硫化物が多い。1989 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1990～2015 年のデータから、粘土・シルト分が 70～100%程度と高いが、単調な泥化傾向はみられない。

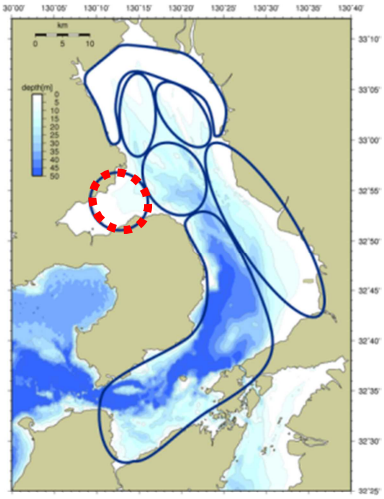


図 4.5.7　Ａ６海域位置

水質について、1987 年以降、COD は減少し、T-N 及び T-P に有意な変化はみられないが、2009～2013 年では環境基準値を上回ることが多い。また、底層溶存酸素量の年間最低値には 2002 年以降、増加・減少傾向がみられないが、2006 年以降の連続データでは毎年夏期に底層溶存酸素量が 2.0mg/L を下回る等、貧酸素水塊が発生している。

項目		問題点の確認
有用二枚貝	アサリ	問題点 ・　1979 年に 1,775t の漁獲を記録し、1996 年まで 1,000t を超える漁獲量がみられたがその後徐々に減少し、2011 年以降は 300t 以下で推移している。 ・　本海域は、元々泥質干潟が広がる海域でアサリの生息に厳しい環境であるため、漁場に覆砂を施している。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	個体数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　特定の優占種（ドロクダムシ類等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられた。

項目		問題点の原因・要因の考察、物理環境等の現状・変化
有用二枚貝	アサリ	原因・要因 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　本海域では主に泥質干潟の上に覆砂を行うことによってアサリ漁場を整備しており、稚貝の着底と生産が確認されている。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、有明海全体の項に記載。） ・　*Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。

底　質		概況 ・　一部を除いて泥質で、有明海の中では有機物や硫化物が多い。
		変化 ・　1989年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。ベントス調査地点（Ang-2）における2001～2015年のデータでも、当該調査地点の近傍の調査地点（B3）における1990～2015年のデータでも、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化（細粒化）	変化 ・　全2地点で粘土・シルト分は70～100%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　全2地点で0.2～0.8mg/g程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　強熱減量	変化 ・　全2地点で9～13%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　COD	変化 ・　全2地点で8～20mg/g程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
水　質		概況 ・　降雨の影響でDINが高くなることが報告されている。 ・　夏期（6～9月）に貧酸素水塊が発生している。
	底層溶存酸素量（貧酸素水塊）	現状と変化 ・　月1回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、2001年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2002年以降のデータでは、底層溶存酸素量の年間最低値は<0.5～6mg/L程度であり、有意な変化はみられなかった。 ・　連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2006年以降のデータでは、毎年2.0mg/Lを下回っている。
	COD（上層）	現状と変化 ・　2地点とも環境基準A類型に指定された水域にあり、2009～2013年は1.7～2.7mg/L（75%値）であり、延べ6割で基準値（A類型：2mg/L以上）を上回っている。 ・　1987年以降のデータでは、CODは全2地点において減少した。
	T-N（上層）	現状と変化 ・　2地点とも環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.24～0.37mg/Lであり、延べ6割で基準値（Ⅱ類型：0.3mg/L以上）を上回っている。 ・　1987年以降のデータでは、全2地点でT-Nに有意な変化はみられなかった。
	T-P（上層）	現状と変化 ・　2地点とも環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.037～0.044mg/Lであり、基準値（Ⅱ類型：0.03mg/L以上）を上回っている。 ・　1987年以降のデータでは、全2地点でT-Pに有意な変化はみられなかった。
流　況		概況 ・　平均流は、夏期に表層では反時計回りの流れであり、底層ではＡ５海域の北側から流入し、Ａ５海域の南側へ流出する流れが形成されている。冬期は表層、底層ともに夏期底層と同様である。

水温･塩分 （上層）	概況 ・　基本的には夏期に密度成層が発達するが、その形成状況は年によって異なっており、これらは気象条件によって大きく左右される。 現状と変化 ・　水温は、全2地点で2009～2013年は18.5～18.7℃程度であり、Ａ１海域と比較してやや高く、Ａ７海域と比較して1℃程度低い。1987年以降のデータでは、全2地点で水温に有意な変化はみられなかった。 ・　塩分は、全2地点で2011～2013年は30程度であり、Ａ１海域と比較して2程度高く、Ａ７海域と比較して1程度低い。1988年以降のデータでは、全2地点で塩分に有意な変化はみられなかった。
懸濁物	概況 ・　観測結果がなく、全体的には不明である。

総　括	本海域は有明海中央の西側に位置する支湾（諫早湾）で、底質は一部を除いて泥質で、硫化物や有機物を多く含む。1989年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、1990～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。水質については、1987年以降、CODは減少し、T-N及びT-Pに有意な変化はみられないが、2009～2013年ではCOD、T-N及びT-Pは環境基準値を上回ることが多い。また、夏期に貧酸素水塊が発生している。 有用二枚貝のうち、アサリは漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、エイ類による食害がある。*Chattonella* 赤潮の増大が直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。また、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推され、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。本海域では主に泥質干潟の上に覆砂を行うことによってアサリ漁場を整備しており、稚貝の着底と生産が認められる。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスについては、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の10倍以上になる年がある等の変動がみられたため、今後も注視する必要がある。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

キ）A7海域（有明海湾口部）

本海域は有明海中央部から南部の湾口部にかけての海域で、水深が深く、潮流流速が速い。底質は砂質及び礫質で、有機物、栄養塩が少ない。2000 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2001～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。

水質については、海水中の有機物、栄養塩は有明海の中では低い。COD は 2000 年以降のデータから有意な変化はみられないが、2009～2013 年では環境基準値を延べ 3 割で上回っている。T-N は 1987 年以降のデータでは、島原沖の地点で増加し、2009～2013 年では環境基準値を延べ 3 割で上回っている。T-P は 1981 年以降のデータでは、島原沖及び湾口部の瀬詰崎で増加しており、2009～2013 年では島原沖の地点で環境基準値を上回っている。

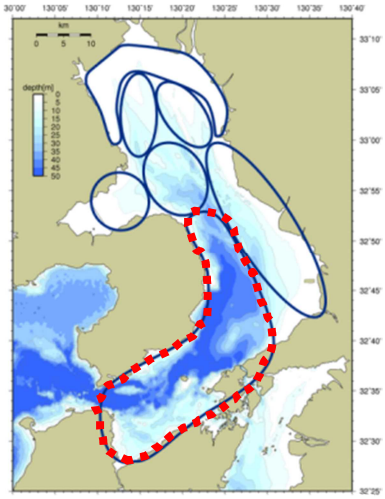


図 4.5.8　A７海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝	アサリ	・　本海域のうち長崎県島原半島沿岸では、1985 年に 263ｔの漁獲を記録したが、その後減少し、2013 年は 9ｔとなっている。熊本県天草沿岸では、1983 年に 195ｔの漁獲を記録したが、その後減少し、2013 年は 13ｔとなっている。 ・　本海域は岩礁性の海岸線が多いため、アサリの生息に適した砂質干潟の面積がＡ１、Ａ４及びＡ６海域と比較して小さく、漁獲量が少ない。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから全 3 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Akm-3）で総種類数、節足動物門の種類数に減少傾向がみられた。他の 1 地点（Ang-3）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。さらに他の 1 地点（Akm-4）で全ての分類群の種類数で増加傾向がみられた。これら以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	個体数	・　2005～2015 年のデータから全 3 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Akm-3）で節足動物門の個体数に減少傾向がみられた。他の 1 地点（Akm-4）で軟体動物門の個体数に増加傾向がみられた。これら以外の分類群及び他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
有用二枚貝	アサリ	・　アサリが生息する干潟の環境調査や資源調査がほとんど実施されておらず、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。なお、前回委員会報告書では、本海域におけるアサリ資源量との関連について、基質撹拌作用の強い十脚甲殻類（スナモグリ類）が指摘されている。

底　質		概況 ・　砂質及び礫質で、有機物、栄養塩が少ない。
		変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化 （細粒化）	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は粘土・シルト分が 30～40%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 0.5～10%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　全 3 地点で nd～0.15mg/g 程度であり、2 地点（Ang-3、Akm-3）で増加傾向がみられ、他の 1 地点（Akm-4）では単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　強熱減量	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 6～7%程度、他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 2～3%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　COD	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Akm-3）は 4～10mg/g 程度で、増加傾向がみられた。他の 2 地点（Ang-3、Akm-4）は 1～2mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
水　質		概況 ・　海水中の有機物、栄養塩は有明海の中では少ない。 ・　水深が深く、潮流流速が速い。貧酸素水塊の発生は指摘されていない。
	COD （上層）	現状と変化 ・　2 地点とも環境基準A類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.9～2.6mg/L（75%値）であり、延べ 3 割で基準値（A類型：2mg/L 以上）を上回っている。 ・　2000 年以降のデータでは、全 2 地点で COD に有意な変化はみられなかった。
	T-N （上層）	現状と変化 ・　2 地点とも環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.16～0.51mg/L であり、延べ 3 割で基準値（Ⅱ類型：0.3mg/L 以上）を上回っている。 ・　1987 年以降のデータでは、T-N は全 2 地点のうち 1 地点（島原沖）で増加、他の 1 地点では有意な変化はみられなかった。
	T-P （上層）	現状と変化 ・　2 地点とも環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、1 地点（島原沖）で 2009～2013 年は 0.031～0.044mg/L であり、基準値（Ⅱ類型：0.03mg/L 以上）を上回っている。他の 1 地点で 2009～2013 年は 0.016～0.023mg/L であり、基準値（Ⅱ類型：0.03mg/L 以上）を下回っている。 ・　1981 年以降のデータでは、T-P は全 2 地点で増加した。
流　況		概況 ・　潮流は湾の形状に沿っておおむね南北方向が卓越していると読み取れる。平均流について、島原半島沖の表層では、夏期は南東方向、冬期は南西方向が卓越しており、底層では夏期、冬期ともに島原半島に沿って南北方向となっている。
水温･塩分 （上層）		現状と変化 ・　水温は、全 2 地点で 2009～2013 年は 19.4℃程度であり、A１海域と比較して 1℃程度高い。1980 年以降のデータでは、水温は全 2 地点のうち 1 地点（島原沖）でやや低下、他の 1 地点で有意な変化はみられなかった。 ・　塩分は、全 2 地点で 2011～2013 年は 30～33 程度であり、A１海域と比較して 4 程度高い。1980 年以降のデータでは、全 2 地点で塩分に有意な変化はみられなかった。

懸濁物	現状と変化 ・　SS（上層）は、全2地点で2009～2013年は1～4mg/L程度であり、Ａ１海域と比較して1/10程度と低い。1980年以降のデータでは、全2地点でSS（上層）に有意な変化はみられなかった。 ・　透明度は、全2地点で2009～2013年は3～9m程度であり、Ａ１海域と比較して2～7m程度高い。1980年以降のデータでは、透明度は全2地点のうち1地点（島原沖）でやや上昇、他の1地点で有意な変化はみられなかった。

総 括	本海域は有明海中央部から南部の湾口部にかけての海域で、水深が深く、潮流流速が速い。貧酸素水塊の発生は指摘されていない。底質は砂質及び礫質で、有機物、栄養塩が少ない。2000年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2001～2015年のデータから単調な変化傾向はみられない。 本海域は岩礁性の海岸線が多いため、有用二枚貝のうちアサリの生息に適した砂質干潟の面積が小さく、漁獲量が少ない。資源量に関する情報がないことから評価は困難である。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、有明海全体の項に記載。）

（３）有明海全体に係る問題点と原因･要因の考察

本節では、有明海の海域全体又は多くの海域に共通する問題点及びその原因・要因を整理した。なお、個別海域毎の問題点及びその原因・要因については前述しており、以下には原則記載していない。

有明海は、九州西部の天草灘から胃袋型に深く入り込んだ内湾であり、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟を有すること、海水は濁りを有していること等の特徴がある。湾奥部の干潟域等では、ムツゴロウ、ヤマノカミ、センベイアワモチ等の希少な生物が数多く存在し、これらの中には絶滅危惧種もみられる。

有明海における生物の生息環境の構成要素のうち、沿岸域においては、希有な生態系や生物生産性の基盤となり水質浄化機能を有する藻場・干潟の減少がみられており、藻場は1978年度から1989～1991年度の間に20.6%、干潟は1978年度から1996～1997年度の間に14.6%、各々減少した。それ以降の藻場・干潟の分布状況等のデータがないため、その把握が重要である。水質浄化機能等の干潟における生態系の機能については、科学的知見が不足している。沿岸域の漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。

年平均潮位差の減少及び平均潮位の上昇がみられる。海水面積の減少、平均潮位の上昇ならびに潮汐振幅の減少によって潮流流速が減少し、底質の泥化や成層化等にもつながる可能性がある。潮汐・潮流の長期変化の主な要因としては月昇交点位置変化による影響が大きく、それ以外の変化について各種要因の影響の程度は明らかとなっていない。

底質は、個別海域毎にベントスの変化との関係をみるため変化傾向を整理しており、ここでは海域全体の概況についてまとめる。湾奥西部及び中央東部は含泥率が高く、湾口部では砂が広がり、限られた期間のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物又は硫化物の増加等）はみられなかったが、他の海域区分よりもデータ数（調査期間・地点数）の多いＡ２海域、Ａ３海域及びＡ４海域においては、限られた調査地点の中で場所により一定期間泥化傾向を示した地点もみられた。河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。筑後川では過去の砂利採取やダム堆砂によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。

汚濁負荷量は相対的に1975～1980年度頃に高く、その後減少し、1990年代後半から概ね横ばいである。上層の海水中のDIN、PO_4-Pは、河川流入による陸域からの影響が大きな湾奥部で高く、湾口部では低い傾向にある。海域全体として、CODは湾奥奥部の一部及び諫早湾で減少傾向、T-Nは湾奥奥部の一部で減少傾向、T-Pは湾奥奥部の一部及び湾口部で増加傾向、水温は湾奥奥部の一部や中央東部で上昇傾向、SSは湾奥奥部の一部及び湾奥東部で減少傾向、透明度は中央東部の一部で上昇傾向がみられる。2014年度の有明海の水質環境基準達成率は、CODが93%、全窒素及び全燐が40%である。

また、有明海の湾奥部及び諫早湾では、夏期に貧酸素水塊が発生している。底層溶存酸素量は有明海湾奥部及び諫早湾で毎年夏期に2.0mg/Lを下回っており、有明海湾奥部の一

部では長期的に減少している。

赤潮発生件数は1998年頃から増加し、2000年代は1980年代の概ね2倍程度である。なお、1998～2000年以降は海域の着色を伴わない場合でも被害（特にノリの色落ち被害）に応じて赤潮発生として扱われるため、過去と比較する場合、同じ微細藻類の出現状況であっても発生件数が多く計上されている可能性があることに留意が必要である。

		有明海全体に係る問題点と原因･要因の考察
有用二枚貝		**問題点** ・　有明海の貝類の漁獲量は1980年頃（約100,000ｔ）から急速に減少して、最近5年間（2009～2013年）では20,000ｔを下回っている。
	エイ類による食害	**原因・要因** ・　有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある、有明海全体に共通する要因の一つとして、ナルトビエイによる食害がある。有明海全域における有用二枚貝全体の漁獲量に対する食害量推定値の割合を試算すると、2009年は4割弱と大きかったが、最近6年間（2008～2013年）の平均では2割弱であった。
	浮遊幼生の減少等	・　タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して2012年以降低位で推移していると類推される。 ・　タイラギの浮遊幼生は2008年にはＡ２海域で130個体/㎥程度の出現があり、Ａ３及びＡ６海域でも2008～2011年には毎年40個体/㎥を超える出現密度であったが、2012年以降は10個体/㎥を超えることがほとんどない状態となり、主要な漁場が存在する有明海湾奥部全体で減少していた。この理由として、親貝資源の減少によって浮遊幼生の発生量と着底稚貝が減少し、資源の再生産に大きな支障が生じている可能性が示唆された。 ・　有明海全体での2013～2015年のタイラギ浮遊幼生の調査結果によると、主要な漁場であるＡ２海域での出現は低調であり、Ａ４、Ａ５及びＡ６海域で高密度に出現していた。 ・　アサリについては、直近である2015年秋の調査で、有明海東側の福岡県大牟田沖、熊本県荒尾沖、熊本県菊池川沖にかけて初期の浮遊幼生が多く出現していた。また、2015年の有明海の多くの地点において着底稚貝が確認されている。
	その他	**原因・要因** ・　（その他の原因・要因については、個別海域毎に記載。）
ノリ養殖		**問題点** ・　2000年代中頃以降、有明海におけるノリ養殖の生産量は、比較的高い水準で推移しているが、毎年、高い生産量が安定して維持されているわけではなく、年度によって、生産量の増減がみられる。
		原因・要因 ・　安定したノリ養殖の生産を阻害している要因として、あかぐされ病、壺状菌病、スミノリ症等に代表される病害、色落ち、秋期水温の上昇に伴う漁期の短縮等が挙げられる。ノリの色落ちは、珪藻類が赤潮を形成すること等によって、海水中の栄養塩濃度が急激に低下し、養殖ノリに必要とされる栄養塩が減少する結果、生じているものと推察される。 ・　ノリ酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は低いと思われるが、負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しい。

魚類等		**問題点** ・　有明海の魚類の漁獲量は1987年をピーク（13,000ｔ台）に減少傾向を示し、1999年には6,000t を割り込んでいる。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・グチ類及びカレイ類の漁獲量は、1980年代後半から減少を続け、1990年代後半に過去（1976年以降）の漁獲統計値の最低を下回っている。
	初期減耗・生態系構造の変化	**原因・要因** ・　有明海の魚類の中には、産卵場から成育場まで有明海内において広域に輸送される複数の種がいる。このような中、有明海の干潟・河口・浅海域は、多くの魚類等の産卵・成育の場となる等、重要な機能を果たしている。 ・　有明海の主要な魚類等の減少要因として、藻場・干潟等の生息場の縮小や貧酸素水塊の発生等の生息環境（底層環境や仔稚魚の輸送経路、仔稚魚の成育場）の変化が挙げられる。 ・　また、生態系構造（魚類の種組成）に変化が生じ、資源として利用されている魚類が減少した可能性もある。特に、エイ類については1990年代後半から増加が指摘されており、捕食者であるサメ類の減少や水温上昇の影響がその要因として考えられるほか、餌生物を同じくする底生魚類（競合種）の減少を引き起こした可能性も考えられる。しかし、2001年以降エイ類は概ね減少傾向にある。 ・　その他に考えられる魚類資源の減少要因としては、漁獲圧が挙げられるが、有明海において魚類等への漁獲圧が大きく増加したとは考えにくい。
	夏期の赤潮	**原因・要因** ・　有明海の*Chattonella*属赤潮（ラフィド藻の一種）については、1998年、2004年、2007～2010年及び2015年に赤潮発生規模（総出現細胞数＝赤潮発生期間×最高出現密度）が大きくなっている。赤潮発生地域では、どの程度漁獲量に影響を与えたのか不明であるが、天然魚類のへい死等が発生している。 ・　2009年夏においては、有明海湾奥部で発生した赤潮が、橘湾へと移流する現象が認められ、養殖魚のへい死を生じさせた。

総括[v]	有明海は、九州西部の天草灘から胃袋型に深く入り込んだ内湾であり、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟を有すること、海水は濁りを有していること等の特徴がある。湾奥部の干潟域等では、ムツゴロウ、ヤマノカミ、センベイアワモチ等の希少な生物が数多く存在し、これらの中には絶滅危惧種もみられる。 有用二枚貝については、1980年頃から漁獲量が急減している。有明海全体に共通する要因の一つとして、エイ類による食害がある。また、浮遊幼生は潮流に乗って広域に浮遊・分散するが、タイラギの浮遊幼生が2012年以降湾奥部全体で減少している。（有用二枚貝の減少について、その他の原因・要因は個別海域毎に記載。） ベントスについては、限られた期間の調査データからは問題点の明確な特定には至らなかったが、海域によっては種組成や個体数の変化が確認された。 ノリ養殖については、2000年代中頃以降、生産量が比較的多いが、年度によって増減がみられる。その要因として、病害、色落ち、秋期水温の上昇に伴う漁期の短縮等が挙げられる。色落ちの要因は、珪藻類の赤潮形成による栄養塩の減少が考えられる。なお、ノリ酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要

v）個別海域毎に整理した「ベントスの変化」についても記載している。また、海域の物理環境等の現状と変化については問題点の間接的な要因になっているため、有明海全体の総括として３章「有明海・八代海等の環境等の変化」で述べた内容も含めて記載している。

	因となる可能性は低いと思われるが、負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しい。 赤潮発生件数は1998年頃から増加し、2000年代は1980年代の概ね2倍程度である。なお、1998～2000年以降は海域の着色を伴わない場合でも被害（特にノリの色落ち被害）に応じて赤潮発生として扱われているため、過去と比較する場合、同じ微細藻類の出現状況であっても発生件数が多く計上されている可能性があることに留意が必要である。 魚類については、有明海では魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。1987年をピークに漁獲量が減少している。その要因として、藻場・干潟等の生息場の縮小や貧酸素水塊の発生等の生息環境（底層環境や仔稚魚の輸送経路、仔稚魚の成育場）の変化、魚類の種組成の変化の可能性が考えられる。このほか、有明海では夏期に*Chattonella*属赤潮が発生しており、2009年夏には、有明海湾奥部で発生した赤潮が橘湾に移流し、養殖魚のへい死を生じさせた。 有明海における生物の生息環境の構成要素のうち、沿岸域においては、希有な生態系や生物生産性の基盤となり水質浄化機能を有する藻場・干潟の減少がみられており、藻場は1978年度から1989～1991年度の間に20.6%、干潟は1978年度から1996～1997年度の間に14.6%、各々減少した。それ以降の藻場・干潟の分布状況等のデータがないため、その把握が重要である。水質浄化機能等の干潟における生態系の機能については、科学的知見が不足している。沿岸域の漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。また、年平均潮位差の減少及び平均潮位の上昇がみられる。 底質については、限られた期間のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物又は硫化物の増加等）はみられなかったが、他の海域区分よりもデータ数（調査期間・地点数）の多いＡ２海域、Ａ３海域及びＡ４海域においては、限られた調査地点の中で場所により一定期間泥化傾向を示す地点もみられた。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。また、河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。筑後川では過去の砂利採取等によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。 有明海の湾奥部及び諫早湾では、夏期に貧酸素水塊が発生している。底層溶存酸素量は有明海湾奥部及び諫早湾で毎年夏期に2.0mg/Lを下回っており、有明海湾奥部の一部では長期的に減少している。水温は有明海湾奥奥部の一部や有明海中央東部で上昇がみられる。

（4）八代海の個別海域毎の問題点と原因･要因の考察

ア）Y1海域（八代海湾奥部）

本海域は八代海奥部に位置し、6 つの二級河川が流入するほか、球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けている。底質については、シルトから極細粒砂が分布している。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから湾奥部に泥化がみられた調査地点がある。

水質については、有機物、栄養塩が八代海の中では多く、2009～2013 年でCOD 及びT-P が環境基準値を上回っており、T-P は 1999 年以降のデータでは増加している。水温は、冬期に湾口部より低くなることが報告されており、湾口東部（Ｙ４海域）と比較して 1℃程度高く、1978 年以降のデータでは上昇している。

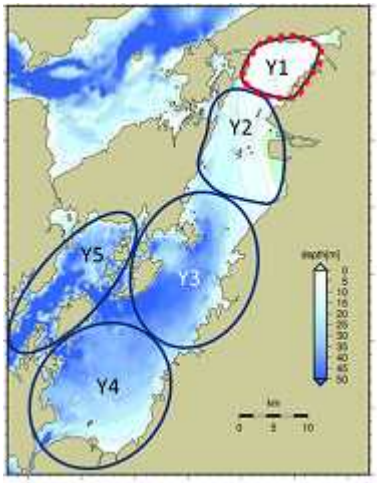


図 4.5.9　Ｙ１海域位置

項目		問題点の確認
二枚貝（有用）	アサリ	問題点 ・ 2008 年以降に漁獲量が減少している。
ベントス		・ 2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・ 2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成･種類数	・ 2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykm-2）で環形動物門の種類数に減少傾向がみられたが、これ以外の分類群及び他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった
ベントス	個体数	・ 2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
有用二枚貝	アサリ	原因・要因 ・ 浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・ 底質については、粒径 0.5mm 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている。2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2003 年以降のデータから、本海域における全 2 調査地点のうち 1 地点で底質の泥化傾向がみられ、他の 1 地点では粘土・シルト分が 100%に近い値で推移しているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・ （エイ類による食害について、八代海全体の項に記載。）

底　質		概況 ・　シルトから極細粒砂が分布している
		変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータでは、全 2 地点のうち 1 地点で底質の泥化がみられ、他の 1 地点では粘土・シルト分が 100%に近い値で推移していた。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化 （細粒化）	変化 ・　全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-1）は粘土・シルト分が 30～100%程度で変動していたが、2008 年以降は 100%に近い値で推移しており、底質の泥化がみられた。他の 1 地点（Ykm-2）では粘土・シルト分が 100%に近い値で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　全 2 地点で 0.05～0.9mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　強熱減量	変化 ・　全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-1）で 4～9%程度であり、増加傾向がみられた。他の 1 地点では 7～9%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物　COD	変化 ・　全 2 地点で 3～18mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。
水　質		概況 ・　最奥に流入する大野川をはじめとした二級河川が 6 河川流入しており、さらには球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けていると考えられる。栄養塩（NH_4-N）も季節変動が大きく、八代海の中では濃度が高いと報告されている。 ・　夏期の小潮期に水深 10m 以深で溶存酸素量が 2～3mg/L を下回る場合があることが確認されている。
	COD （上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ａ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 2.7～3.2mg/L（75%値）であり、基準値（Ａ類型：2mg/L 以上）を上回っている。 ・　1998 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で COD に有意な変化はみられなかった。
	T-N （上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.24～0.46mg/L であり、基準値（Ⅲ類型：0.6mg/L 以上）を下回っている。 ・　1999 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で T-N に有意な変化はみられなかった。
	T-P （上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅲ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.056～0.074mg/L であり、基準値（Ⅲ類型：0.05mg/L 以上）を上回っている。 ・　1999 年以降のデータでは、T-P は 1 地点（海域内の全調査地点）で増加した。
流　況		概況 ・　最奥に流入する大野川をはじめとした二級河川が 6 河川流入しており、さらには球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けていると考えられている。また、この海域の潮流は、有明海の影響を受けていると考えられている。

水温･塩分（上層）	概況 ・　水温が冬期に八代海湾口部より低くなる。 ・　塩分は年間を通じて八代海内で最も低く、年較差が 8psu と大きい。
	現状と変化 ・　水温は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2009～2013 年は 20.8℃程度であり、湾口東部（Ｙ４海域）と比較して 1℃程度高い。1978 年以降のデータでは、水温は 1 地点（海域内の全調査地点）で上昇した。 ・　塩分は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2009～2013 年は 30 程度であり、Ｙ４海域と比較して 2 程度低い。2000 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で塩分に有意な変化はみられなかった。
懸濁物	現状と変化 ・　SS（上層）は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2009～2013 年は 20～38mg/L 程度である。1980 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で SS（上層）に有意な変化はみられなかった。 ・　透明度は、1 地点（海域内の全調査地点）で 2009～2013 年は 1.1m 程度であり、Ｙ４海域より 7～12m 程度低い。1979 年以降のデータでは、透明度は 1 地点（海域内の全調査地点）で低下した。
その他	・　八代海最奥部においては、1964 年に不知火干拓の潮止めが実施された。不知火干拓が海域に突き出した特殊な地形であることから、同干拓地北部の海域において土砂堆積が進行し、泥質干潟を形成している。

総　括	本海域は八代海奥部に位置し、6 つの二級河川が流入するほか、球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けている。底質はシルトから極細粒砂が分布する。2003～2015 年のデータから湾奥部の一部で泥化がみられるが、1970 年頃と現在の変化は不明である。また、海水中の有機物、栄養塩が八代海の中では多い。2009～2013 年で COD 及び T-P が環境基準値を上回っており、T-P は 1999 年以降のデータでは増加している。 有用二枚貝のうち、アサリは漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、エイ類による食害がある。また、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推され、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2003～2015 年のデータから湾奥部の一部で泥化がみられる。粒径 0.5mm 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスについて、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、八代海全体の項に記載。）

イ）Y2海域（球磨川河口部）

本海域は球磨川河口部に位置し、球磨川の影響を大きく受けている。底質はシルトから極細粒砂が分布している。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。

水質について、2009～2013 年では、COD は 6 割で、T-P は 2 割で環境基準値を上回っている。水温は、冬期に湾口部より低くなることが報告されており、Ｙ４海域と比較して 1℃程度高い。1978 年以降のデータでは上昇している。

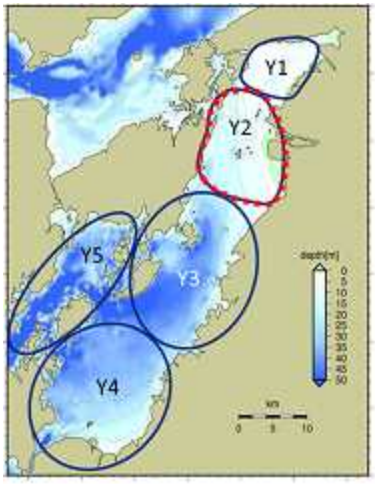


図 4.5.10　Ｙ２海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝	アサリ	問題点 ・　2008 年以降、漁獲量が減少している。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
ベントス	個体数	・　2005～2015 年のデータから 1 地点（海域内の全調査地点）の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　特定の優占種（シズクガイ等の日和見的で短命な有機汚濁耐性種）の増減により、総個体数が前年の 5 倍以上になる年がみられた。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
有用二枚貝	アサリ	原因・要因 ・　浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。 ・　底質については、粒径 0.5㎜ 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされている。2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における 1 地点（海域内の全調査地点）では単調な泥化傾向はみられないが、アサリ漁場が隣接するＹ１海域の同期間のデータにおいては海域の一部で泥化がみられるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ・　（エイ類による食害について、八代海全体の項に記載。）

底　質		概況 ・　シルトから極細粒砂が分布している
		変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
	泥化（細粒化）	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で粘土・シルト分は 60～90%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
	硫化物	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で 0.01～0.4mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物 強熱減量	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で 5～6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
	有機物 COD	変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）で 4～13mg/g 程度であり、増加傾向がみられた。
水　質		概況 ・　球磨川の影響を大きく受けていると考えられる。栄養塩（NH_4-N）の季節変動が大きいことが報告されている。 ・　夏期の小潮期に水深 10m以深で溶存酸素量が 2～3mg/L を下回る場合のあることが確認されている。
	COD（上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準A類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 1.9～2.1mg/L（75%値）であり、このうち 3 年で基準値（A類型：2mg/L 以上）を上回っている。 ・　1998 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で COD に有意な変化はみられなかった。
	T-N（上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.15～0.21mg/L であり、基準値（Ⅱ類型：0.3mg/L 以上）を下回っている。 ・　1999 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で T-N に有意な変化はみられなかった。
	T-P（上層）	現状と変化 ・　1 地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅱ類型に指定された水域にあり、2009～2013 年は 0.024～0.033mg/L であり、このうち 1 年で基準値（Ⅱ類型：0.03mg/L 以上）を上回っている。 ・　1999 年以降のデータでは、1 地点（海域内の全調査地点）で T-P に有意な変化はみられなかった。
流　況		概況 ・　球磨川の影響を大きく受けていると考えられている。また、この海域の潮流は、有明海の影響を受けていると考えられている。

水温･塩分 （上層）	概況 ・　水温が冬期に八代海湾口部よりも低くなる。 現状と変化 ・　水温は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は20.7℃程度であり、Ｙ４海域と比較して1℃程度高い。1981年以降のデータでは、水温は1地点（海域内の全調査地点）で上昇した。 ・　塩分は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は28程度であり、Ｙ４海域と比較して4程度低い。2000年以降のデータでは、1地点（海域内の全調査地点）で塩分に有意な変化はみられなかった。
懸濁物	概況 ・　夏期の降雨時には透明度が低くなることが報告されている。 現状と変化 ・　透明度は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は2.7m程度であり、Ｙ４海域より6～10m程度低い。1981年以降のデータでは、透明度は1地点（海域内の全調査地点）で上昇した。

総　括	本海域は球磨川河口部に位置し、球磨川の影響を大きく受けており、底質はシルトから極細粒砂が分布する。2009～2013年では、水質のCODは6割で、T-Pは2割で環境基準値を上回っている。 有用二枚貝のうち、アサリは漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、エイ類による食害がある。また、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推され、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。底質については、2002年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2003～2015年のデータから、本海域では単調な泥化傾向はみられないが、アサリ漁場が隣接するＹ１海域の同期間のデータにおいては海域の一部で泥化がみられる。粒径0.5mm以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の5倍以上になる年がある等の変動がみられたため、今後も注視する必要がある。 （エイ類による有用二枚貝の食害、ノリ養殖及び魚類等については、八代海全体の項に記載。）

ウ）Y3海域（八代海湾央部）

本海域は八代海中央に位置し、球磨川からの流入水と、長島海峡から御所浦島南側を経て入る外洋水の影響を受けており、魚類養殖が行われている。底質はシルトから細粒砂が分布している。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。梅雨時期の河川からの淡水流入によって、表層の塩分が低下する。

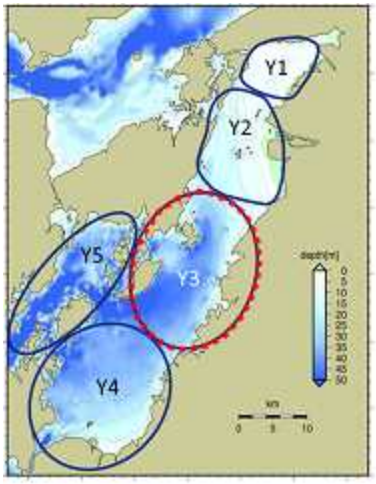


図 4.5.11　Ｙ３海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝		・　主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
ベントス	個体数	・　2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykm-5）でその他の分類群の個体数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群及び他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。 ・　2005 年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ（2013 年まで））が断続的に主要出現種となっている。

項目			問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
底　質			概況 ・　シルトから細粒砂が分布している。
底　質			変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
底　質	泥化（細粒化）		変化 ・　全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-4）は粘土・シルト分が 100%に近い値で推移し、他の 1 地点は 70～90%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
底　質	硫化物		変化 ・　全 2 地点で 0.1～0.4mg/g 程度であり、単調な増加･減少傾向はみられなかった。
底　質	有機物	強熱減量	変化 ・　全 2 地点で 8～12%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
底　質	有機物	COD	変化 ・　全 2 地点で 7～17mg/g 程度であり、そのうち 1 地点（Ykm-4）で増加傾向がみられ、他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

水　質	概況 ・　梅雨時期の河川からの淡水流入によって、密度成層が発達する。 ・　2014年8月に溶存酸素量が4.0mg/Lを下回ったことが観測されている。
流 況	概況 ・　球磨川と長島海峡から御所浦島の南側を通過して入ってくる外洋水の影響を受けていると考えられる。
塩 分	概況 ・　梅雨時期の河川からの淡水流入によって、表層の塩分が低下する。
懸濁物	概況 ・　全体的な観測結果がなく、不明である。

総 括	本海域は八代海中央に位置し、球磨川の流入水と外洋水の影響を受けており、魚類養殖が行われている。底質はシルトから細粒砂が分布する。 有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、有機汚濁耐性種が断続的に主要出現種となっていた。 底質については、2002年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。 （ノリ養殖及び魚類等については、八代海全体の項に記載。）

エ）Y4海域（八代海湾口東部）

本海域は八代海湾口部の東側に位置し、ブリ等の魚類養殖が行われている。黒之瀬戸で東シナ海に接しているが、長島海峡と比べて海水交換は比較的少なく、獅子島の北側では西方向、南側では東方向の平均流が発達している。梅雨時期に河川からの淡水流入の影響で、表層の塩分が低くなる。底質は砂泥質である。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。

水質について、COD は 2009～2013 年のうち 1 年で環境基準値を上回ったが、T-N 及び T-P は環境基準値を下回っている。

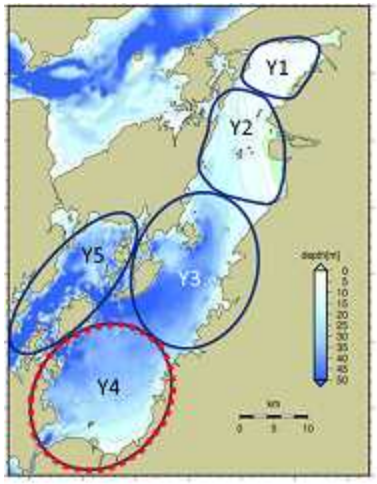


図 4.5.12　Ｙ４海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝		・　主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから全 3 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykg-3）で総種類数及び環形動物門の種類数に減少傾向がみられ、他の 1 地点（Ykg-1）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられ、これら以外の分類群及び他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。
ベントス	個体数	・　2005～2015 年のデータから全 3 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykg-2）で総個体数及びその他の分類群の個体数に減少傾向がみられ、これら以外の分類群及び他の 2 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
底　質		概況 ・　底質の性状は砂泥質である。
底　質		変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
底　質	泥化（細粒化）	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Ykg-1）は粘土・シルト分が 5～20%程度であり、減少傾向がみられた。他の 2 地点のうち 1 点（Ykg-2）は 30～60%、他の 1 地点（Ykg-3）は 40～70%であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
底　質	硫化物	変化 ・　全 3 地点のうち 1 地点（Ykg-1）は 0.01～0.05mg/g、他の 2 地点は 0.01～0.2mg/L 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

有機物	強熱減量	変化 ・　全3地点で4～9%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
有機物	COD	変化 ・　全3地点のうち2地点（Ykg-2、Ykg-3）で4～10mg/g程度であり、増加傾向がみられた。他の1地点は1.5～3.5mg/g程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
水　質		概況 ・　1989年以降、3.0mg/L以下の溶存酸素量が4回、2.0mg/L以下の溶存酸素量が1回観測されている。
COD（上層）		現状と変化 ・　1地点（海域内の全調査地点）が環境基準A類型に指定された水域にあり、2009～2013年は1.4～2.2mg/L（75%値）であり、このうち1年で基準値（A類型：2mg/L以上）を上回っている。 ・　1977年以降のデータでは、CODは1地点（海域内の全調査地点）でやや増加した。
T-N（上層）		現状と変化 ・　1地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅰ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.09～0.12mg/Lであり、基準値（Ⅰ類型：0.2mg/L以上）を下回っている。 ・　1995年以降のデータでは、T-Nは1地点（海域内の全調査地点）で減少した。
T-P（上層）		現状と変化 ・　1地点（海域内の全調査地点）が環境基準Ⅰ類型に指定された水域にあり、2009～2013年は0.012～0.017mg/Lであり、基準値（Ⅰ類型：0.02mg/L以上）を下回っている。 ・　1995年以降のデータでは、1地点（海域内の全調査地点）でT-Pに有意な変化はみられなかった。
流　況		概況 ・　八代海湾口の黒之瀬戸を通じた東シナ海との海水交換は長島海峡と比べて比較的少なく、獅子島の北側では西方向、南側では東方向の平均流が発達している。
水温･塩分（上層）		概況 ・　水温は冬期には湾奥部よりも高くなる。 ・　梅雨時期の河川からの淡水流入によって、表層の塩分が低下する。
水温･塩分（上層）		現状と変化 ・　水温は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は20.0℃程度であり、Ｙ1海域と比較して1℃程度低い。1978年以降のデータでは、1地点（海域内の全調査地点）で水温に有意な変化はみられなかった。 ・　塩分は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は32程度であり、Ｙ1海域と比較して2程度高い。1982年以降のデータでは、1地点（海域内の全調査地点）で塩分に有意な変化はみられなかった。
懸濁物		現状と変化 ・　透明度は、1地点（海域内の全調査地点）で2009～2013年は8～13m程度であり、Ｙ1海域より7～12m程度高い。1979年以降のデータでは、1地点（海域内の全調査地点）で透明度に有意な変化はみられなかった。

総 括	本海域は東シナ海との海水交換は比較的少なく、魚類養殖が行われている。梅雨時期に河川からの淡水流入の影響で、表層の塩分が低くなる。底質は砂泥質である。2002年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。 ベントスについて、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。 魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。 （ノリ養殖及び魚類等については、八代海全体の項に記載。）

オ）Y5海域（八代海湾口西部）

本海域は八代海湾口部の西側に位置し、ブリ、マダイ等の魚類養殖が行われている。長島海峡で東シナ海に接しており、東シナ海との海水交換が行われ、複雑な地形から潮流流速の速い海域と滞留する海域が入り組んでいる。底質は砂泥質である。2002 年以前の底質のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、2003～2015 年のデータから単調な泥化傾向はみられない。

水質については、観測結果がなく不明である。枝湾の奥部では小規模な溶存酸素量の低下が認められる。また、東シナ海を北上する暖流（対馬海流）の影響で、湾奥部よりも冬期の水温が高い。

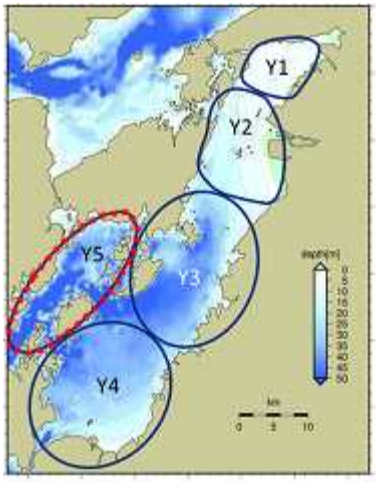


図 4.5.13　Ｙ５海域位置

項目		問題点の確認
有用二枚貝		・　主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。
ベントス		・　2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。 ・　2005～2015 年のデータのみにより問題点を特定することは困難であるが、以下のとおり傾向の整理を行った。
ベントス	種組成・種類数	・　2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykm-6）で総種類数、環形動物門及び節足動物門の種類数に減少傾向がみられ、他の 1 地点（Ykm-5）でその他の分類群の種類数に増加傾向がみられた。これら以外の分類群に単調な増加・減少傾向はみられなかった。
ベントス	個体数	・　2005～2015 年のデータから全 2 地点の変化をまとめたところ、1 地点（Ykm-6）で総個体数、環形動物門及び節足動物門の個体数に減少傾向がみられた。これら以外の分類群及び他の 1 地点では単調な増加・減少傾向はみられなかった。

項目		問題点の原因･要因の考察、物理環境等の現状・変化
底　質		概況 ・　底質の性状は砂泥質である。
底　質		変化 ・　2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 ・　本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係は確認されなかった。
底　質	泥化（細粒化）	変化 ・　全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は粘土・シルト分が 40～60%程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 2～10%程度であり、単調な泥化傾向はみられなかった。
底　質	硫化物	変化 ・　全 2 地点のうち 1 地点（Ykm-6）は 0.02～0.2mg/g 程度、他の 1 地点（Ykm-7）は 0.01～0.03mg/g 程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。

有機物	強熱減量	変化 ・　全2地点のうち1地点（Ykm-6）は7～10%程度、他の1地点（Ykm-7）は3～4%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
有機物	COD	変化 ・　全2地点のうち1地点（Ykm-6）は4～12mg/g程度であり、増加傾向がみられた。他の1地点（Ykm-7）は1～2mg/g程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。
水　質		概況 ・　水質については、全体的な観測結果がなく、不明である。 ・　長島海峡は潮流が速く、成層がほとんど発達しないために貧酸素の発生は認められない。ただし、枝湾の奥部では小規模な溶存酸素量の低下が認められる。
流　況		概況 ・　東シナ海との海水交換は長島海峡で行われており、地形的な要因から流れが加速する海域と滞留する海域が複雑に入り組んでいる。
水　温		概況 ・　東シナ海を北上する暖流（対馬海流）の影響により、水温が冬期には湾奥部より高くなる。
懸濁物		概況 ・　全体的な観測結果がなく、不明である。

総　括	本海域は八代海湾口部の西側に位置し、東シナ海との海水交換が行われ、魚類養殖が行われている。枝湾の奥部では小規模な溶存酸素量の低下が認められる。また、暖流の影響で、八代海湾奥部より冬期の水温が高い。底質は砂泥質である。2002年以前の底質のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2003年以降のデータから、単調な変化傾向はみられなかった。 有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。 ベントスについて、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。 魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。 （ノリ養殖及び魚類等については、八代海全体の項に記載。）

（5）八代海全体に係る問題点と原因･要因の考察

本節では、有明海の海域全体又は多くの海域に共通する問題点及びその原因・要因を整理した。なお、個別海域毎の問題点及びその原因・要因については前述しており、以下には原則記載していない。

八代海は、九州本土と天草諸島・長島に囲まれた内湾であって、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟を有すること、海水は濁りを有していること等の特徴がある。湾奥部の干潟域等では、ムツゴロウ等の希少な生物が数多く存在し、これらの中には絶滅危惧種もみられる。

八代海における生物の生息環境の構成要素のうち、沿岸域においては、希有な生態系や生物生産性の基盤となり水質浄化機能を有する藻場・干潟の減少がみられており、藻場は1978 年度から 1989～1991 年度の間に 1.4%、干潟は 1978 年度から 1996～1997 年度の間に 11.3%、各々減少した。それ以降の藻場・干潟の分布状況等のデータがないため、その把握が重要である。水質浄化機能等の干潟における生態系の機能については、科学的知見が不足している。沿岸域の漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。また、海水面積の減少、平均潮位の上昇ならびに潮汐振幅の減少によって潮流流速が減少し、底質の泥化や成層化等につながる可能性がある。八代海においても、1980 年以降のデータから、平均潮位の上昇が観測されているが、1970 年頃以降の潮流の経年的な変化は実測データが無く不明である。東シナ海から外洋水が流入しており、南部海域は外洋性を帯びている。

底質は、個別海域毎にベントスの変化との関係をみるため変化傾向を整理しており、ここでは海域全体の概況についてまとめる。主に泥が湾奥部、湾東部及び天草上島東部に分布し、南部では細粒砂、南端の瀬戸付近では中粒砂より粗い砂が分布し、2003～2015 年のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物・硫化物の増加等）はみられなかったが、八代海湾奥部の限られた調査地点の中では場所により一定期間泥化傾向を示す地点もみられた。また、河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。流入土砂量に関連する砂利採取やダム堆砂等の量や河床変動等について、球磨川では過去に砂利採取やダム堆砂等による河床の低下がみられたが、砂利採取の減少等により平成以降では河床は概ね安定している。

汚濁負荷量について、COD は 1975～1980 年度頃に高く、その後は減少するが、T-N 及び T-P は、2006、2009 年度頃が最大で 2010 年度以降は 2006、2009 年度頃に比べやや少ない。魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31%程度、T-P では全体の 34～48%程度を占め、陸域からの負荷量とともに大きな負荷源となっている。海域全体として、海水中の COD は湾口東部でやや増加傾向、T-N は湾口東部で減少傾向、T-P は湾奥部で増加傾向、水温は湾奥部及び球磨川河口部で上昇傾向、透明度は球磨川河口部で上昇傾向、湾奥部で低下傾向がみられる。2014 年度の八代海の水質環境基準達成率は、COD が 86%、全窒素及び全燐が 100%である。

赤潮発生件数は 1998～2000 年頃から増加し、2000 年代は 1970～1980 年代の概ね 2 倍程度である。

	八代海全体に係る問題点と原因･要因の考察
有用二枚貝[vi]	問題点 ・　2008 年以降、漁獲量が減少している。
	原因・要因 ・　アサリの減少を引き起こすおそれのある要因の一つとして、エイ類による食害がある。八代海における食害量のデータはないものの、有明海のデータからその可能性が類推される（有明海に比べ、ナルトビエイが大型であるとの報告がある）。
魚類養殖（赤潮）	問題点 ・　魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。 ・　八代海における魚類養殖については、ブリ類とタイ類で全体の 90%以上を占めている。生産量は 1975 年以降の統計データから、1975 年以降増加し、横ばいに転じた 1990 年代中頃以降にはブリ類は概ね 17,000～23,000 t の範囲で、タイ類は概ね 7,400～12,000 t の範囲で推移しているが、2000 年には *Cochlodinium* 属赤潮で、2008～2010 年及び 2016 年には *Chattonella* 属赤潮によって 1 億円を超える漁業被害が発生している。*Chattonella* 赤潮は、2003～2010 年まで発生頻度・規模が急激に拡大し、2009 年に 28.7 億円、2010 年に 52.7 億円、2016 年に 4.3 億円の漁業被害額をもたらした。
	原因・要因 ・　*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮は、発生すると養殖魚類に甚大な被害を与えることから、八代海おける安定した魚類養殖の生産を阻害している重要な要因であると考えられる。 ・　八代海における赤潮は、発生頻度は地元成長広域型が高く、漁業被害は地元成長広域型と流入型で高くなる。2010 年には、赤潮が八代海全域のみならず、湾口部で接続する牛深町周辺の海面まで移流して被害をもたらした。 ・　八代海において、T-N、T-P の海域への直接負荷を含めた汚濁負荷量については、2006、2009 年度頃が最大であり、2010 年度以降は 2006、2009 年度頃に比べやや小さい値となっている。魚類養殖（2009～2013 年度平均）の負荷量は T-N では全体の 27～31%程度、T-P では全体の 34～48%程度を占め、陸域からの負荷量とともに大きな負荷源となっている。
魚類等	・　漁獲量の動向を資源変動の目安と考えると、熊本県の漁獲量は 1980 年をピークに 2013 年にかけて緩やかな減少傾向が認められる。一方、鹿児島県の漁獲量は 2000 年代後半より増加傾向にあり、八代海全体でも僅かに回復傾向にある。
ノリ養殖	問題点 ・　2000 年代前半以降、八代海においては、ノリ養殖の生産枚数の減少が顕著に認められる。
	原因・要因 ・　要因として、秋期水温の上昇により、ノリの採苗時期が遅れる一方で、特に湾奥部の熊本県海域では、海水中の栄養塩が早期に枯渇することにより、ノリ漁期が短縮する傾向にあることが考えられる。

vi）Ｙ１海域及びＹ２海域毎に整理した「有用二枚貝の減少」のうち、エイ類による食害について記載している。

総括[vii]	八代海は、九州本土と天草諸島・長島に囲まれた内湾であって、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟を有すること、海水は濁りを有していること等の特徴がある。湾奥部の干潟域等では、ムツゴロウ等の希少な生物が数多く存在し、これらの中には絶滅危惧種もみられる。 有用二枚貝のうちアサリは漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、エイ類による食害がある。また、浮遊幼生の量が低位で推移していると類推される。 ベントスについては、限られた期間の調査データからは問題点の明確な特定には至らなかった。 魚類養殖は、ブリ類及びタイ類が90%以上を占める。生産量は1975年以降増加し、1990年代中頃以降は横ばいだが、年度によっては減産がみられる。安定生産の阻害要因として、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生があり、その発生頻度・規模が2003から2010年まで急激に拡大していた。2010年には赤潮が牛深町周辺の海面まで移流して被害をもたらした。一般的に、赤潮の発生は全海域の富栄養化の進行に伴って変化することが知られており、八代海ではT-N、T-Pの海域への汚濁負荷量は、2006、2009年度頃が最大、2010年度以降はやや小さい傾向にある。魚類養殖による負荷量は陸域からの負荷量とともに大きい特徴がある。また、八代海では、魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。魚類の漁獲量は、熊本県では減少、鹿児島県では増加傾向にあり、八代海全体でも僅かに回復傾向にある。 ノリ養殖については、2000年代前半以降、生産枚数が減少している。その要因として、秋期水温の上昇による採苗時期の遅れに加え、海水中の栄養塩が早期に枯渇することにより、ノリ漁期が短縮する傾向にあることが考えられる。 八代海における生物の生息環境の構成要素のうち、沿岸域においては、希有な生態系や生物生産性の基盤となり水質浄化機能を有する藻場・干潟の減少がみられており、藻場は1978年度から1989～1991年度の間に1.4%、干潟は1978年度から1996～1997年度の間に11.3%、各々減少した。それ以降の藻場・干潟の分布状況等のデータがないため、その把握が重要である。水質浄化機能等の干潟における生態系の機能については、科学的知見が不足している。沿岸域の漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。また、平均潮位の上昇がみられる。 底質については、2003～2015年のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物又は硫化物の増加等）はみられなかったが、八代海湾奥部の限られた調査地点の中では場所により一定期間泥化傾向を示す地点もみられた。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善のが有効な場合がある。また、河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。流入土砂量に関連する砂利採取やダム堆砂等の量や河床変動等について、球磨川では過去に砂利採取やダム堆砂等による河床の低下がみられたが、平成以降では砂利採取の減少等により河床は概ね安定している。水温は湾奥部及び球磨川河口部で上昇傾向がみられる。

vii）個別海域毎に整理した「ベントスの変化」及び「有用二枚貝の減少」についても記載している。また、海域の物理環境等の現状と変化については問題点の間接的な要因になっているため、八代海全体の総括として、3章「有明海・八代海等の環境等の変化」で述べた内容も含めて記載している。

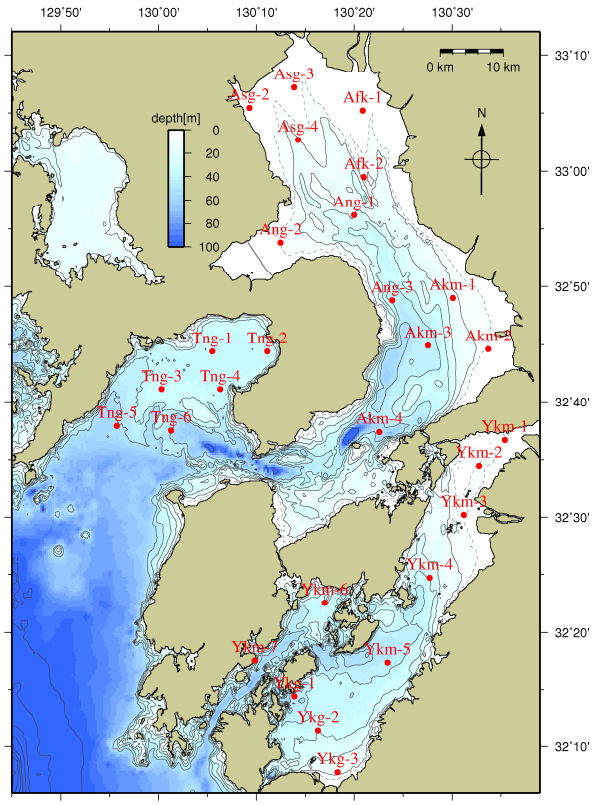


図 4.5.14(1)　ベントス及び底質の調査地点図
［有明海、八代海調査地点］

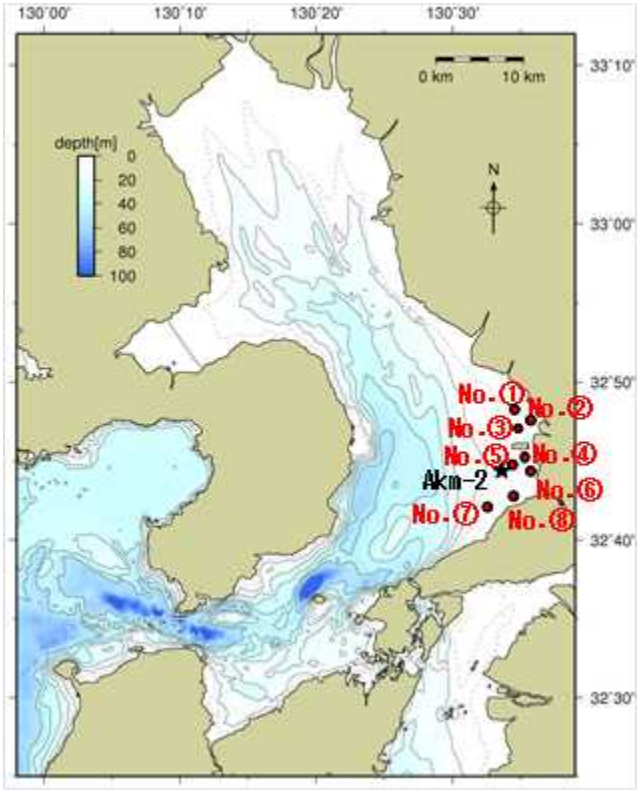


図 4.5.14(2)　ベントス及び底質の調査地点図
［Ａ４海域熊本地先調査地点］

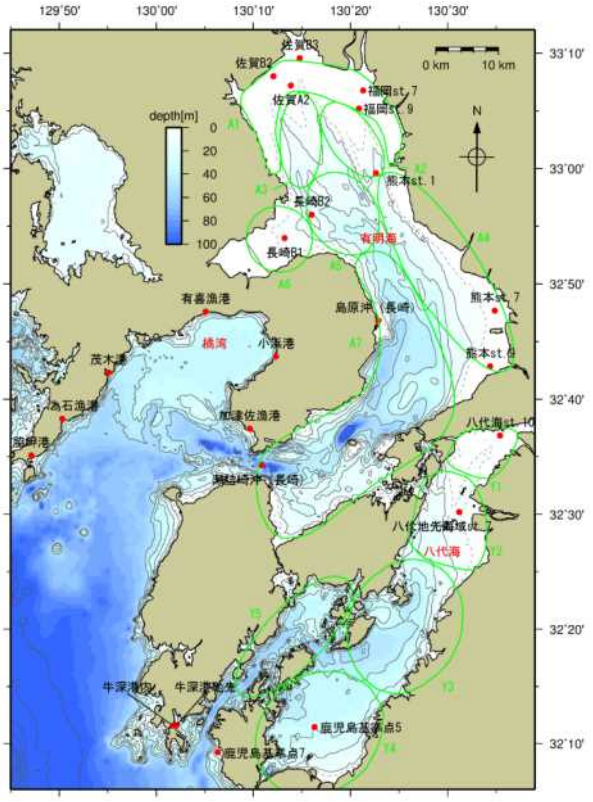
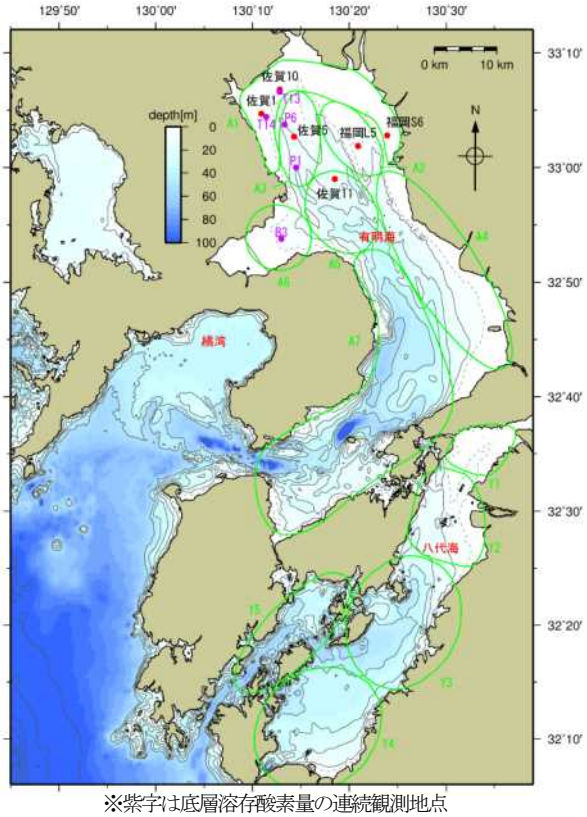


図 4.5.15(2)　水質の調査地点図
［COD、T-N、T-P、SS、透明度、水温、塩分］



※紫字は底層溶存酸素量の連続観測地点

図 4.5.15(2)　水質の調査地点図
［透明度、底層溶存酸素量］

第５章　再生への取組

有明海・八代海等総合調査評価委員会は、国や関係県が行う総合的な調査の結果に基づいて、再生に係る評価を行うとともに、主務大臣及び関係県知事に意見を述べることとされている。

本章では、有明海・八代海等における環境の保全・再生及び水産資源の回復等の観点から、前章で示した再生目標を達成するための「再生方策」を示す。

１　再生方策の設定と本章の構成

前章では、有明海・八代海等の海域全体に係る再生目標（全体目標）を設定し、これを踏まえて、今回の検討では生態系の構成要素又は水産資源として重要と考えられる生物に係る４項目の問題点（ベントスの変化、有用二枚貝の減少、ノリ養殖の問題、魚類等の変化）の確認とその原因・要因の考察を行った。その整理に当たっては、生物が豊かだったと言われる 1970 年頃から現在までの変化やその原因・要因を基本としている。また、有明海・八代海等は様々な環境特性を持ち、生物の生息状況も異なっていることから、問題点とその原因・要因の考察は、環境特性により区分した海域区分毎に行っており、ノリ養殖の問題や魚類等の変化等の海域全体で捉えるべき問題については、海域全体で整理したところである。

本章では、前章までの問題点と原因・要因の評価を踏まえて、個別海域毎に目指すべき再生目標を定め、それを達成するための再生方策を示す。加えて、ノリ養殖の問題や魚類等の変化等の海域全体で捉えるべき問題の原因・要因の考察を踏まえて、海域全体に係る再生方策（全体方策）を示す（図 5.1）。なお、ベントス、有用二枚貝に係る方策については、考慮すべき空間スケールに応じて海域区分毎、海域全体の両方で整理した。

再生方策は、問題点及びその原因・要因に対する保全や回復等に向けた対策に加えて、問題点及びその原因・要因の解決・改善に直接的に繋がる調査等を示す。

また、環境の保全・再生及び水産資源の回復等に向けた再生方策の実施に当たっては、モニタリングを継続し、基礎的なデータの蓄積を図るとともに、必要に応じて、新たなデータの取得、調査・研究の実施による海域環境及び生態系の変化並びにその原因・要因等に係る知見の蓄積を図ることが不可欠であることから、今後の課題として、モニタリングの継続的な実施等によるデータの蓄積及び調査・研究開発に係る必要な事項を示す。

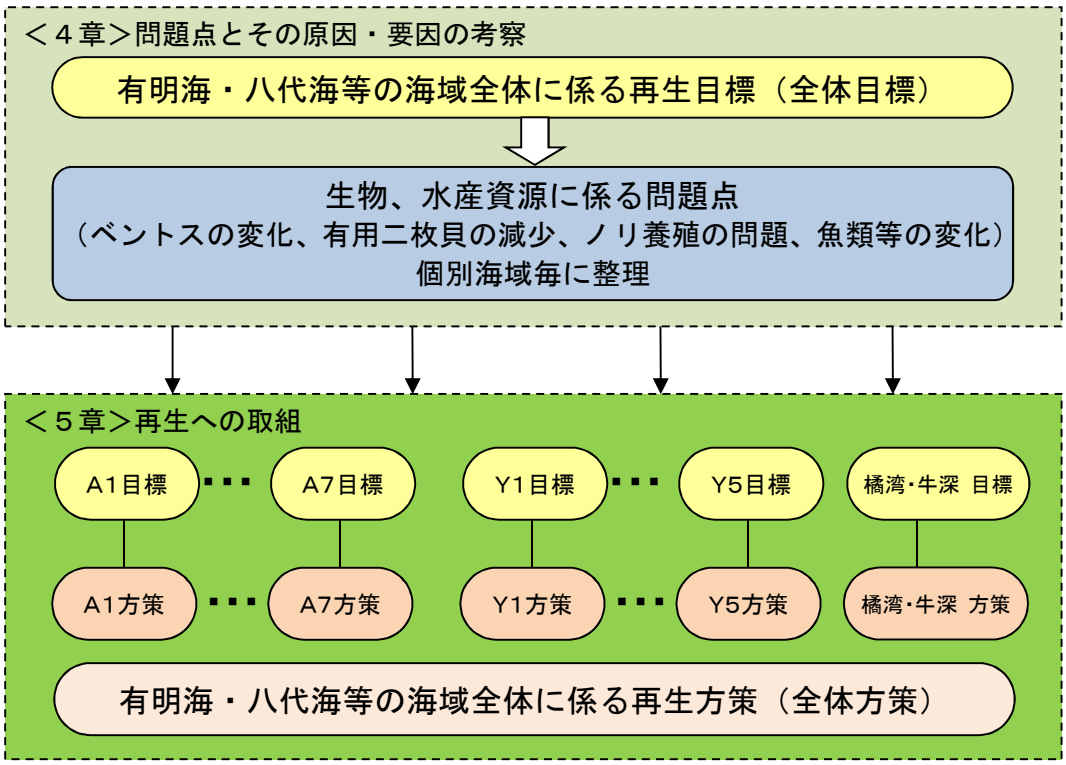
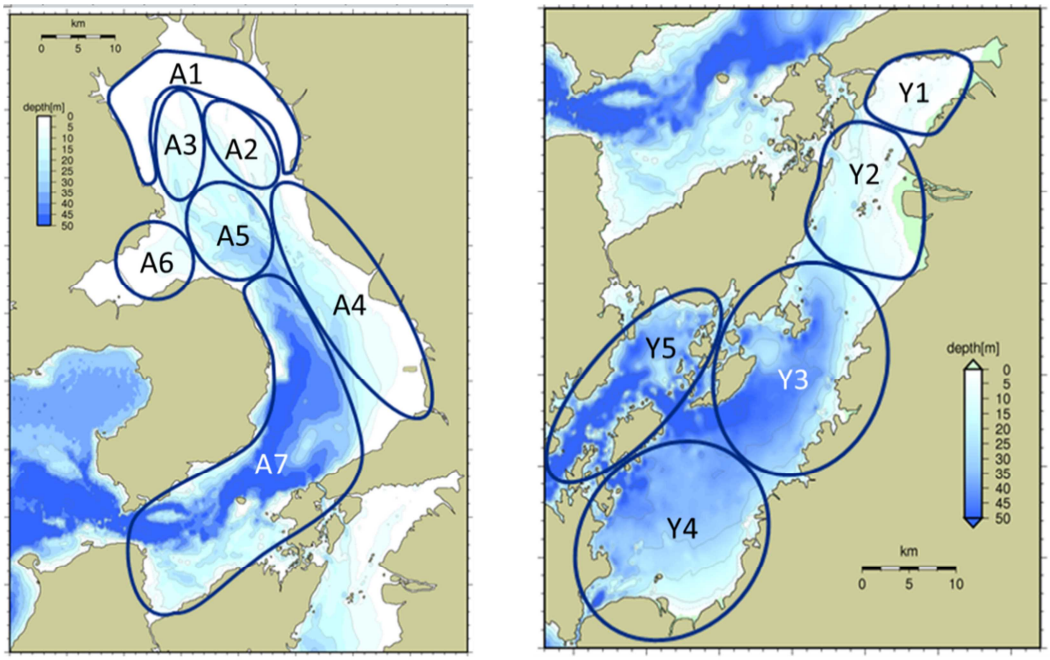


図 5.1　本章の基本的な構成イメージ



注）図中の有明海、八代海の青色の範囲は海域区分を示す。

Ａ１海域…有明海湾奥奥部	Ａ２海域…有明海湾奥東部	Ａ３海域…有明海湾奥西部
Ａ４海域…有明海中央東部	Ａ５海域…有明海湾央部	Ａ６海域…有明海諫早湾
Ａ７海域…有明海湾口部	Ｙ１海域…八代海湾奥部	Ｙ２海域…球磨川河口部
Ｙ３海域…八代海湾央部	Ｙ４海域…八代海湾口東部	Ｙ５海域…八代海湾口西部

図 5.2　有明海及び八代海の海域区分

２　再生に向けた方策（再生方策）等の考え方

有明海・八代海等は、他の海域ではみられない稀有な生態系を有しており、高い生物多様性及び豊かな生物生産性を有している。これらの海域における環境の保全・再生に当たっては、この点に特に留意して、科学的知見及び社会的背景に基づき対策を実施する必要がある。

しかしながら、関連する科学的知見（例えば有明海・八代海等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、環境の変化の要因となる自然現象は常に不確実性を有していることに加えて、有明海・八代海等は、大きな潮位差、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海域であることから、事象の正確な把握を困難なものとしている。

このため、環境の保全・再生に当たっては、必要な調査・研究・評価（モニタリング等）を適切に行い、得られた情報や科学的知見を再生目標の達成状況等の確認及び対策の検討のためにフィードバックを行う。すなわち、予測外の事態が起こり得ることを予め環境施策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、多くの関係者と協働し、総合的に諸施策を進めていく必要がある。

また、有明海・八代海等の海域環境及び生態系は、長期間にわたって変化しており、特に近年は気候変動による影響が指摘されているため、これらの点にも留意する必要がある。加えて、海域毎に環境特性や生物の生息状況が異なっており、問題点及びその原因・要因も海域毎に異なる部分が多いことから、各海域の実情に応じた対策を海域区分毎に検討する必要がある。

これらの海域における環境の保全・再生及び生態系の回復等を図るためには、海域全体及び個別海域、また具体的な対策を講ずる際にはより現場に即したミクロなエリアにおける自然環境や生態系のメカニズムを理解した上で、干潟・藻場の造成、底質改善等の工学的な対策や二枚貝の浄化能力等の生態系機能等を活用した環境改善手法について、持続的な漁業生産の観点を取り入れながら、長期的な視点も含めて検討する必要がある。加えて、二枚貝・魚類等の水産資源の回復に当たっては、食物連鎖等の生物間相互作用に留意するとともに、水産資源の回復・安定した再生産に向けた資源の保全に努める必要がある。

３　再生目標と再生方策

前章までの有明海・八代海等の海域全体に係る再生目標（全体目標）の設定、問題点及びその原因・要因の評価を踏まえて、これらに対応する再生方策を以下に示す。

１．有明海・八代海等の全体に係る再生目標（全体目標）

前章では、有明海・八代海等を豊かな海として再生することを目的として、海域全体において目指すべき再生目標（全体目標）を設定した。当面の目標とする時期は概ね 10 年後とする。

○希有な生態系、生物多様性及び水質浄化機能の保全・回復

有明海、八代海等は、他の海域ではみられない希有な生態系を有しており、高い生物多様性及び豊かな生物生産性を有している。広大な干潟や浅海域は、有明海、八代海等を特徴付ける生物種をはじめとする希有な生態系、生物多様性の基盤となるとともに、水質浄化機能を有している。このような生態系、生物多様性及び水質浄化機能を、後世に引き継ぐべき自然環境として保全・回復を図る。

○二枚貝等の生息環境の保全・回復と持続的な水産資源の確保

有明海、八代海等を水産資源の宝庫として後世に引き継ぐためには、海域環境の特性を踏まえた上で、底生生物の生息環境を保全・再生し、二枚貝等の生産性の回復をはじめとする底生生態系の再生を図り、ノリ養殖、二枚貝及び魚類等（養殖を含む。）の多種多様な水産資源等の持続的・安定的な確保を図る。

これらの目標は、独立しているものではなく、希有な生態系、生物多様性の保全・再生、水産資源等の回復及び持続的かつ安定的な確保は、共に達成されるべきものである。

２．個別海域毎の再生目標と再生方策

前章で個別海域毎に行った、問題点（ベントスの変化及び有用二枚貝の減少）の確認及びその原因・要因の考察を踏まえて、個別海域毎に再生目標及び目標達成に向けた再生方策を以下に示す。なお、有明海・八代海等の海域全体に係る問題点（ノリ養殖の問題及び魚類等の変化のほか、有用二枚貝の減少のうちエイ類による食害に係るもの）を踏まえた再生方策（全体方策）については後述しており、以下の個別海域毎には原則記載していない。

（１）有明海の個別海域に係る再生目標と再生方策

（Ａ１海域）

本海域は有明海の湾奥部に位置し、大小多数の河川が流入しており、広大な干潟

が存在する。水質のCOD、T-Pは2009～2013年では環境基準値を上回っている。西部沖合域では、夏期の出水後の小潮時を中心に成層が形成されて貧酸素水塊が発生している。

サルボウは夏期に大量へい死がみられ、その要因として底層の著しい貧酸素化とそれに伴う硫化水素の増加の影響である可能性が高いと推測される。

アサリは漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、アサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、2000年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、2001～2015年のデータから単調な変化傾向はみられなかった。覆砂によってアサリ等の有用二枚貝の資源回復が確認されているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

ベントスについては、2004年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。2005～2015年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の10倍以上になる年がある等の変動がみられたため、今後も注視する必要がある。

＜再生目標＞

○サルボウの夏期の貧酸素水塊によるへい死を引き起こさないようにする。

○アサリの資源回復を図る。

なお、アサリの資源回復にあたっては、ノリの安定的な養殖生産との共生を図る。

＜再生方策＞

○夏期の貧酸素水塊を軽減させるため、効果を見極めつつ、以下のような対策を進める。

・汚濁負荷量の削減を図る。

・二枚貝は水質浄化機能を有するため、有用二枚貝の生息量を回復させるための生息環境を保全･再生する（例えば、カキ礁再生のための実証事業を行う）。

・装置の設置等による成層化の緩和等のための流況改善を検討する。

・夏期における貧酸素水塊の発生状況モニタリングを継続的に実施する。

・2016年3月に水質環境基準（生活環境項目）に追加された底層溶存酸素量の適切な類型指定を進める。

○アサリ資源の回復を図るため、以下の対策を進める。

・浮遊幼生の量を増やすため、母貝生息適地の保全・再生を図る。

・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。

（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３.（２）（生物の生息環境の確保）

を参照）

・浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移している類推される中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。

（※アサリの食害対策等は、３．（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ａ２海域）

本海域は有明海湾奥部の東部沖合に位置し、底質は泥質から砂質まで変化に富む。

ベントスについては、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、1989 年、2000 年及び 2005～2015 年のデータから、種組成が変化したこと、個体数が約 2 割減少したこと、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴がみられる。

タイラギについては、資源量が減少しており、その要因の一つとして、2000 年以降、立ち枯れへい死と呼ばれる大量へい死が問題となり、各種調査研究がなされたが、原因の特定には至っていない。さらに、浮遊幼生や着底稚貝の量が 2012 年以降低下している。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。1989 年以降のデータから海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

＜再生目標＞

○ベントスの群集（種類数、種組成、個体数）を保全・再生する。

○タイラギの資源回復を図る。

＜再生方策＞

○ベントス群集（種類数、種組成、個体数）の変化・変動要因の解析調査を行う。また、今後も継続的にモニタリングを行い、問題が生じた際にはその原因を適切に評価した上で、必要に応じて対策を講ずる。

○タイラギの資源回復を図るため、以下の対策を進める。

・浮遊幼生の量を増やすため、浮遊幼生の移動ルート及び稚貝の着底場所の詳細な把握、母貝生息適地の具体的な選定、母貝生息適地の保全・再生、母貝生息適地への稚貝放流により、広域的な母貝集団ネットワークの形成を図る。

・浮遊幼生や着底稚貝の量が低下している状況の中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。

・着底後の生残率を高めるため、立ち枯れへい死の原因・要因の解明を進める。

・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。
（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３.（２）(生物の生息環境の確保)を参照）

（※タイラギの食害対策等は、３.（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ａ３海域）

本海域は有明海湾奥部の西部沖合に位置し、全般的に軟泥質である。夏期にしばしば広範囲で貧酸素状態となっており、底層溶存酸素量の年間最低値は長期的に低下している。

ベントスについては、1988 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、1989 年、2000 年及び 2005～2015 年のデータから、種組成が変化したこと、総個体数が約 1/3 に減少したこと、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴が見出された。

タイラギについては、資源量が減少しており、その要因として本海域では貧酸素水塊が推定される。また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 2012 年以降低下している。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、1975 年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

サルボウは夏期に大量へい死がみられ、その要因として底層の著しい貧酸素化とそれに伴う硫化水素の増加の影響である可能性が高いと推測される。

＜再生目標＞

○ベントスの群集（種類数、種組成、個体数）を保全・再生する。
○タイラギの資源回復を図る。
○サルボウの夏期の貧酸素水塊によるへい死を引き起こさないようにする。

＜再生方策＞

○ベントス群集（種類数、種組成、個体数）の変化・変動要因の解析調査を行う。また、今後も継続的にモニタリングを行い、問題が生じた際にはその原因を適切に評価した上で、必要に応じて対策を講ずる。
○タイラギの資源回復を図るため、以下の対策を進める。
・浮遊幼生の量を増やすため、浮遊幼生の移動ルート及び稚貝の着底場所の詳細な把握、母貝生息適地の具体的な選定、母貝生息適地の保全・再生、母貝生息適地への稚貝放流により、広域的な母貝集団ネットワークの形成を図る。

・浮遊幼生や着底稚貝の量が低下している状況の中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。
・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。
（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３.（２）(生物の生息環境の確保)を参照）

○タイラギの着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるとともに、サルボウの安定的な生息を確保するため、効果を見極めつつ、貧酸素水塊の軽減に係る以下のような対策を進める。
・汚濁負荷量の削減を図る。
・二枚貝は水質浄化機能を有するため、有用二枚貝の生息量を回復させるための生息環境を保全・再生する（例えば、有明海を広域的に考え、他海域でカキ礁再生のための実証事業を行う）。
・装置の設置等による成層化の緩和等のための流況改善を検討する。
・夏期における貧酸素水塊の発生状況モニタリングを継続的に実施する。
・2016 年 3 月に水質環境基準（生活環境項目）に追加された底層溶存酸素量の適切な類型指定を進める。
（※タイラギの食害対策等は、３.（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ａ４海域）

本海域は有明海中央の東側に位置し、干潟前面の浅海域が広がり、熊本港地先では泥質、沖合では砂泥質である。

ベントスについては、1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、1993～2015 年のデータから、日和見種の増減によって総個体数が前年の 10 倍以上になる年があり、群集構造の年変動が大きいこと等の特徴が見出された。

タイラギについては、漁獲量が急減し、現在は全く漁獲がない状況である。また、隣接するＡ２海域の立ち枯れへい死同様の現象が確認されている。

アサリについては、漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、タイラギやアサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が低下しており、このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、1992 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、1993～2015 年のデータから海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。粒径 0.5㎜ 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

＜再生目標＞

〇ベントスの群集（種類数、種組成、個体数）を保全・再生する。

〇タイラギ及びアサリの資源回復を図る。

なお、タイラギ、アサリの資源回復にあたっては、ノリの安定的な養殖生産との共生を確保する。

＜再生方策＞

〇ベントス群集（種類数、種組成、個体数）の変化・変動要因の解析調査を行う。また、今後も継続的にモニタリングを行い、問題が生じた際にはその原因を適切に評価した上で、必要に応じて対策を講ずる。

〇タイラギ及びアサリの資源回復を図るため、以下の対策を進める。

・タイラギの浮遊幼生の量を増やすため、浮遊幼生の移動ルート及び稚貝の着底場所の詳細な把握、母貝生息適地の具体的な選定、母貝生息適地の保全・再生、母貝生息適地への稚貝放流により、広域的な母貝集団ネットワークの形成を図る。

・アサリの浮遊幼生の量を増やすため、母貝生息適地の保全・再生を図る。

・浮遊幼生や着底稚貝の量が低下している状況の中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。

・タイラギの着底後の生残率を高めるため、立ち枯れへい死の要因解明を進める。

・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。

（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３.（２）(生物の生息環境の確保)を参照）

（※タイラギ、アサリの食害対策等は、３.（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ａ５海域）

本海域は有明海の中央に位置し、水深が深く、潮流が速いことから、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。底質は砂泥質である。

有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。また、ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

本海域に特有の問題はみられないが、水環境や生物のモニタリングを実施し、継続的に評価することが必要である。

（Ａ６海域）

本海域は有明海中央の西側に位置する支湾（諫早湾）であり、水質の COD、T-N、T-P は2009～2013 年では環境基準値を上回ることが多い。底質は一部を除き泥質で、硫化物や有機物を多く含んでおり、夏期には 2.0mg/L を下回る貧酸素水塊が発生している。

アサリの漁獲量は低迷しており、その要因の一つとして、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

アサリの生息と密接な関係のある底質については、1989 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であり、1990 年以降のデータから単調な変化傾向はみられなかった。本海域では主に泥質干潟の上に覆砂を行うことによってアサリ漁場を整備しており、稚貝の着底と生産が確認されている。このため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の 10 倍以上になる年がみられたため、今後も注視する必要がある。

＜再生目標＞

○アサリの資源回復を図る。

＜再生方策＞

○アサリの資源回復を図るため、以下の対策を進める。

・浮遊幼生の量を増やすため、母貝生息適地の保全・再生を図る。

・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。

（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３.（２）(生物の生息環境の確保)を参照)

・浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。

（※アサリの食害対策等は、３.（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

○魚類資源の回復等の観点から、貧酸素水塊の軽減を図る(具体的な対策は３.（２）エ）魚類等に係る対策を参照)。

（Ａ７海域）

本海域は有明海中央部から南部の湾口部にかけての海域で、水深が深く、潮流流

速が速い。底質は砂質及び礫質で、有機物、栄養塩が少ない。

有用二枚貝については、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。また、ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

本海域に特有の問題はみられないが、水環境や生物のモニタリングを実施し、継続的に評価することが必要である。

（２）八代海の個別海域に係る再生目標と再生方策

（Ｙ１海域）

本海域は八代海奥部に位置し、6 つの二級河川が流入するほか、球磨川からの影響もあり、河川からの影響を大きく受けている。底質はシルトから極細粒砂が分布する。

アサリの漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明であるが、2003～2015 年のデータから湾奥部の一部で泥化がみられる。粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

＜再生目標＞

○アサリの資源回復を図る。

＜再生方策＞

○アサリの資源回復を図るため、以下の対策を進める。

・浮遊幼生の量を増やすため、母貝生息適地の保全・再生を図る。
・浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。
・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。
（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３．（２）（生物の生息環境の確保）

を参照）
（※アサリの食害対策等は、３．（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ｙ２海域）

本海域は球磨川河口部に位置し、球磨川の影響を大きく受けており、底質はシルトから極細粒砂が分布する。

アサリの漁獲量が低迷しており、その要因の一つとして、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

底質については、2002 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2003～2015 年のデータから、本海域における全１調査地点では単調な泥化傾向はみられないが、アサリ漁場が隣接するＹ１海域の同期間のデータにおいては海域の一部で泥化がみられる。粒径 0.5㎜以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当とされているため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。

ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、直近の約 10 年間のデータしか得られなかったため、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減により、総個体数が前年の５倍以上になる年がある等の変動がみられたため、今後も注視する必要がある。

＜再生目標＞
○アサリの資源回復を図る。

＜再生方策＞
○アサリの資源回復を図るため、以下の対策を進める。
・浮遊幼生の量を増やすため、母貝生息適地の保全・再生を図る。
・浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移していると類推される中、上記のような取組とともに、資源の回復期における資源管理方法を早急に確立し、実施に移す。
・着底稚貝の量や着底後の生残率を高めるため、泥化対策等の底質改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）を実施する。
（※覆砂等の対策にあたっての留意事項は３．（２）（生物の生息環境の確保）を参照）
（※アサリの食害対策等は、３．（２）イ）二枚貝に係る方策を参照）

（Ｙ３海域）

本海域は八代海中央に位置し、球磨川の流入水と外洋水の影響を受けており、底

質はシルトから細粒砂が分布する。

魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。

有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。また、ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかったが、有機汚濁耐性種が断続的に主要出現種となっていた。

＜再生目標＞

○持続的な魚介類養殖を確保する。

＜再生方策＞

○持続的な魚介類養殖の確保のため、以下の対策を進める。

・赤潮モニタリング体制の強化、有害赤潮の発生予察の推進等により、赤潮被害の回避を図る。

・情報網の整備、防除技術に関する研究の推進等により、赤潮被害の軽減を図る。

・赤潮の発生、増殖及び移動に係る各種原因・要因の解明を図る。

・環境収容力及び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）、給餌等に伴う発生負荷の抑制等により、水環境や生態系等との共生を図る。

（Ｙ４海域）

本海域は八代海湾口部の東側に位置し、東シナ海との海水交換は比較的少なく、底質は砂泥質である。

魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。

有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。また、ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

＜再生目標＞

○持続的な魚介類養殖を確保する。

＜再生方策＞

○持続的な魚介類養殖の確保のため、以下の対策を進める。

・赤潮モニタリング体制の強化、有害赤潮の発生予察の推進等により、赤潮被害

の回避を図る。
・情報網の整備、防除技術に関する研究の推進等により、赤潮被害の軽減を図る。
・赤潮の発生、増殖及び移動に係る各種原因・要因の解明を図る。
・環境収容力及び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）、給餌等に伴う発生負荷の抑制等により、水環境や生態系等との共生を図る。

（Ｙ５海域）

本海域は八代海湾口部の西側に位置し、東シナ海との海水交換が行われている。枝湾の奥部では小規模な溶存酸素量の低下が認められる。また、暖流の影響で、八代海湾奥部より冬期の水温が高い。底質は砂泥質である。

魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により安定生産が阻害されている。

有用二枚貝については、主たる漁獲がなく、資源量に関する情報がないことから評価は困難である。また、ベントスについては、2004 年以前のデータがなく、1970 年頃と現在の変化は不明である。2005～2015 年のデータしか得られなかったため、問題点の明確な特定には至らなかった。

＜再生目標＞
〇持続的な魚介類養殖を確保する。

＜再生方策＞
〇持続的な魚介類養殖の確保のため、以下の対策を進める。
・赤潮モニタリング体制の強化、有害赤潮の発生予察の推進等により、赤潮被害の回避を図る。
・情報網の整備、防除技術に関する研究の推進等により、赤潮被害の軽減を図る。
・赤潮の発生、増殖及び移動に係る各種原因・要因の解明を図る。
・環境収容力及び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）、給餌等に伴う発生負荷の抑制等により、水環境や生態系等との共生を図る。

（３）橘湾・牛深町周辺の海面に係る再生目標と再生方策

橘湾は長崎半島、島原半島及び天草諸島の下島に囲まれた、やや外洋性の強い小湾である。また、熊本県天草市牛深町周辺の海面は、下島の南端に位置し、東シナ海に面している。両海域では、魚類養殖が行われており、赤潮が八代海から牛深町周辺の海面へ、あるいは有明海から橘湾へ移流して、養殖魚に被害をもたらした事例がある。

＜再生目標＞

○持続的な魚介類養殖を確保する。

＜再生方策＞

○持続的な魚介類養殖の確保のため、以下の対策を進める。

・赤潮モニタリング体制の強化、有害赤潮の発生予察の推進等により、赤潮被害の回避を図る。

・情報網の整備、防除技術に関する研究の推進等により、赤潮被害の軽減を図る。

・赤潮の発生、増殖及び移動に係る各種原因・要因の解明を図る。

・環境収容力及び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）、給餌等に伴う発生負荷の抑制等により、水環境や生態系等との共生を図る。

３．有明海・八代海等の海域全体に係る再生方策（全体方策）

有明海・八代海等の海域全体又は多くの海域に共通する問題点及びその原因・要因並びに目標達成に向けた再生方策（全体方策）を以下に示す。なお、個別海域毎の再生方策については前述しており、以下には原則記載していない。

（１）有明海・八代海等の海域全体に係る問題点及びその原因・要因の概要

有明海・八代海は、九州西部の天草灘から入り込んだ内湾であり、閉鎖性が高いこと、大きな潮位差と広大な干潟を有すること、干潟域等には希少な生物が数多く存在すること、海水は濁りを有すること等の特徴がある。

前章では、有明海・八代海等において、ベントスの変化、有用二枚貝の減少、ノリ養殖の問題及び魚類等の変化の４項目を取り上げ、問題点の確認とその原因・要因の考察を行った。

本海域の稀有な生態系を支え、海域の生息環境の指標ともなるベントスについては、近年の限られた調査データからは、問題点の明確な特定には至らなかったが、海域によっては種組成や個体数の顕著な変化や日和見的で短命な有機汚濁耐性種が多くみられた。

有用二枚貝については、漁獲量が減少しており、その要因は漁獲種や海域毎に異なるが、海域全体に共通する要因の一つとしてエイ類による食害がある。また、浮遊幼生は潮流に乗って広域に浮遊・分散するが、その発生量や着底稚貝の量が低位で推移している状況である。このような状況の中、資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないとの課題がある。

ノリ養殖については、病害、色落ち、水温上昇や栄養塩の早期の枯渇による漁期の短縮等によって、安定生産の阻害や生産枚数の減少がみられる。色落ちの要因は、珪藻類の赤潮形成による栄養塩の減少が考えられる。なお、ノリ酸処理剤や施肥剤

の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は低いと思われるが、負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しい。

魚類については、魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。有明海では漁獲量が減少しており、その要因として、藻場・干潟等の生息場の縮小や貧酸素水塊の発生等の生息環境（底層環境や仔稚魚の輸送経路、仔稚魚の成育場）の変化、魚類の種組成の変化が考えられる。魚類養殖については、*Chattonella* 属や *Cochlodinium* 属等の赤潮の発生により、八代海では安定生産が阻害されている。また、赤潮が八代海から牛深町周辺の海面へ、あるいは有明海から橘湾へ移流して、養殖魚に被害をもたらした事例もある。八代海においては、魚類養殖による負荷量が陸域からの負荷量とともに多い特徴がある。

次に、生物の生息場の基盤となる沿岸域の環境項目（底質を含む。）のうち、前述の 4 項目に関係する事項について示す。

底質は本海域に稀有な生態系を支える多くの生物にとって重要な生息場であり、水産資源の状況にも影響を与えるものである。本海域の底質については、限られた近年のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物又は硫化物の増加等）はみられなかったが、限られた調査地点の中では場所により一定期間泥化傾向を示す地点もみられた。粒径 0.5㎜ 以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適当との知見や、浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見があるため、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質改善が有効な場合があると考えられる。また、河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。筑後川では過去の砂利採取等によって河床の砂の現存量が減少するとともに、下流側の河床が緩勾配化し、海域への土砂流入量は減少したものと考えられる。

沿岸域においては、稀有な生態系や生物多様性の基盤となり水質浄化機能を有する藻場・干潟の面積が減少するとともに、漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。

水質については、直近年（2014 年）の水質環境基準達成率は、有明海では COD が 93%、全窒素及び全燐が 40%であり、八代海では COD が 86%、全窒素及び全燐が 100%である。有明海の湾奥部及び諫早湾では、夏期に貧酸素水塊が発生している。また、年平均潮位差の減少等の長期的な流況の変化がみられる。

（2）有明海・八代海等の海域全体に係る再生方策（全体方策）

再生目標（全体目標）を達成するため、（１）の問題点について、有明海・八代海等の全体又は多くの海域に共通して実施することが適当と考えられる再生方策

（全体方策）として、まず４項目の生物・水産資源（ベントス、有用二枚貝、ノリ養殖及び魚類等）に係る方策を示し、次に生物の生息環境の確保に係る方策を示す。

（生物・水産資源に係る方策）

有明海・八代海等におけるベントス、有用二枚貝、ノリ養殖及び魚類等について、以下の対策を進める。

ア）ベントスに係る方策

ベントス群集の種組成や個体数の顕著な変化がみられる場合、生物豊かな水環境や持続可能性が損なわれている可能性がある。そのため、各海域のベントスの群集（種類数、種組成、個体数）や、ベントスの生息に密接な関係があるといわれる底質について、今後も継続的にモニタリングを行い、問題が生じた際にはその原因を評価した上で、必要に応じて適切な対策を講ずる。なお、本報告のベントスは、有用二枚貝も含むものである。

（※上記のほか、個別海域毎にベントスに係る再生方策を示した（前述）。）

イ）有用二枚貝に係る方策

タイラギやアサリについては、近年、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移してきたが、アサリは2015年よりの着底量が好調な状況である。このため、二枚貝について、海域毎の主な減少の原因・要因及び海域間の相互関係（浮遊幼生の輸送等）を把握したうえで、海域毎の状況に応じ、１）浮遊幼生の量を増やす、２）着底稚貝の量を増やす、３）着底後の生残率を高める、の各ステージについて適切な対策を講ずることが重要である。

有用二枚貝の保全・回復を図るため、以下の対策を進める。

・種苗生産等の増養殖技術を確立するとともに、資源量の底上げを図るため、種苗放流を推進する（海域の生態系保全を図りつつ実施する）。
・着底後の生残率を高めるため、エイ類等の食害生物の駆除・食害防止策を適切に実施し、被害の軽減を図る。食害生物の駆除に当たっては、希少種が混獲されないよう十分留意する。

（※上記のほか、個別海域毎に有用二枚貝に係る再生方策を示した（前述）。）

ウ）ノリ養殖に係る方策

安定したノリ養殖の生産を阻害する要因として、病害、色落ち、秋期水温の上昇や栄養塩の早期の枯渇による漁期の短縮等が挙げられる。ノリの色落ち被害を可能な限り回避・抑制するためには、珪藻赤潮発生をより精度良く予察することに加え、発生機構をより明確化していくことが重要である。

また、持続可能性の高いノリ養殖のため、以下の対策を進める。

・漁業者の協力を得た適切な漁場利用（減柵を含む）により漁場環境を改善し、高品質・高付加価値のノリ生産を推進する。
・酸処理剤と施肥剤の適正使用のため、海域で使用される酸処理剤等に由来する栄養塩量や有機酸量を継続的に確認するとともに、有機酸や栄養塩の挙動について調査・研究を行う。また、環境負荷の軽減に配慮したノリ養殖技術を確立する。
・水温上昇等に対応したノリ養殖技術を開発する（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）。

エ）魚類等に係る方策

魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。漁獲量の減少に係る原因・要因として、藻場・干潟等の生息場の縮小や貧酸素水塊の発生等の生息環境の変化、魚類の種組成の変化及び有害赤潮の発生等が指摘されていることから、魚類等の生息環境を保全・再生し、魚類資源の回復・持続等を図るため、魚類の生活史を考慮しつつ、以下の対策を進める。

・資源量の変化について、より精度の高い評価ができるよう、新規加入量や漁獲努力量等の把握も含め、動向をモニタリングする。
・種苗生産等の増養殖技術を確立するとともに、資源量の底上げを図るため、種苗放流を推進する（海域の生態系保全を図りつつ実施する）。
・仔稚魚等の生息場となる藻場・干潟の分布状況等の把握及び保全・再生を進める。
・仔稚魚等の生残率を高めるため、効果を見極めつつ、貧酸素水塊の軽減に係る以下のような対策を進める。
  - 汚濁負荷量の削減を図る。
  - 二枚貝は水質浄化機能を有するため、有用二枚貝の生息量を回復させるための生息環境を保全・再生する（例えば、カキ礁再生のための実証事業を行う）。
  - 装置の設置等による成層化の緩和等のための流況改善を検討する。
  - 夏期における貧酸素水塊の発生状況モニタリングを継続的に実施する。
  - 2016 年 3 月に水質環境基準（生活環境項目）に追加された底層溶存酸素量の適切な類型指定を進める。

（生物の生息環境の確保）

有明海・八代海等の固有種を含む多様な生物の生息環境の確保を図るため、生物生息場の基盤となる沿岸域の環境（底質を含む）の保全・再生について、以下の対策を進める。

・生物の生息・再生産の場となる底質の改善（覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等）

を実施する。

覆砂等の対策の実施に当たっては、水域によっては効果の継続性が乏しい場合があること、海砂採取が海域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。

・河川からの土砂流入量の把握、適切な土砂管理（砂利採取の制限等）を行う。
・ダム堆砂の海域への還元等を検討する。
・生物の生息・再生産の場となる藻場・干潟（なぎさ線を含む）の分布状況等の把握及び保全・再生を進める。
・漂流・漂着・海底ごみ対策を推進する。
・海域の潮流流速等の流況の変化や藻場・干潟の喪失等を招くおそれのある事業を計画・実施する場合には、予防的な観点から適切な配慮を行う。

４．取組の実施に当たっての留意点

（１）「順応的な方法」による取組の推進

再生に向けた取組を進めていく際には、「順応的な方法」により、その効果や影響について正確かつ継続的なモニタリング、科学的な知見の蓄積及び分析を行った上で、その結果に基づいて対応していくことが重要である。

（２）関係者による連携の強化

再生に向けた取組の実施に当たっては、国や地方公共団体等の関係行政機関のみならず、有識者、教育・研究機関やＮＰＯ、漁業者、企業等の多様な主体が有機的に連携・協力し、総合的かつ順応的に取り組んでいくこと、海域・地域を越えて関係者の連携や合意形成を図っていくことが重要である。また、新たな知見を充実させるため、水環境、水産資源等に係る調査研究能力を有する研究者を養成していくことが必要である。

（３）情報の発信・共有及び普及・啓発の充実

有明海・八代海等の保全・再生及び水産資源の回復等を推進するためには、幅広い関係者が有明海・八代海等の生物や水環境に関する状況を把握し、海に親しみを持てるようにすることが重要である。このため、これらに関する情報の発信・共有を進めるとともに、地域住民等への普及・啓発を充実させる必要がある。

５．継続的な評価

有明海・八代海等総合調査評価委員会においては、生物や水環境のモニタリング結果の確認を含め、本章で掲げた再生目標の達成状況や再生方策の実施状況等を定期的に確認し、これも踏まえて有明海・八代海等の再生に係る評価を適切に実施すること

とする。

具体的な再生方策の実施に当たっては、個別の対策事業を所管する者において、対策の効果とこれに要する費用を可能な限り定量的に比較・検討した上で、効率的に事業を実施し、事業実施後に適切に評価することが重要である。

4　今後の調査・研究開発の課題

有明海・八代海等における諸問題について、その原因・要因を評価するためには、対象となる諸問題に適した時間的・空間的スケールのデータの蓄積が必要である。このため、国や地方公共団体等の関係機関、教育・研究機関及び漁業団体等の関係者は、必要に応じて新技術も活用し、継続的な観測データや水環境、水産資源等に係る科学的知見の蓄積・共有を図るとともに、環境改善や水産資源の回復手法の開発等を進める必要がある。

また、特に八代海、橘湾及び牛深町周辺の海面においては、水質項目をはじめ、データの蓄積が不十分であり、当該海域で課題となっている赤潮の増殖と栄養塩の関係や気候変動の影響等を明らかにすることが求められることから、各種調査の充実・強化が必要である。

そのため、前節（再生方策）に記載した調査等に加え、有明海・八代海等の再生に向けて中長期的に取り組むべき事項を示す（前節に記載した調査等についても示している）。その際には、人口減少等の社会的背景についても留意しつつ、調査等を実施していく必要がある。

（1）データの蓄積

有明海・八代海等の長期的な変化を把握するため、特に以下の項目について関係機関及び関係者によるデータの蓄積の推進が必要である。なお、モニタリング項目の設定に当たっては、既存のモニタリング項目だけでなく、新たな調査項目の追加等が必要なことに留意が必要である。

（データ蓄積の項目）

- ベントス群集（種類数、種組成、個体数）の現状と変化
- 有用二枚貝、魚類等の資源量、漁獲量及び漁獲努力量
- 有用二枚貝の浮遊幼生や着底稚貝の分布状況
- タイラギの有明海中部、南部における分布状況
- 魚類等の再生産や生息の場の分布状況
- 水質、底質の現状と変化
- 藻場・干潟等の分布状況
- 干潟域等における二枚貝（有用二枚貝以外も含む）の現存量
- 植物プランクトン等の基礎生産量の現状と変化

（２）研究・開発

有明海・八代海等の海域全体・個別海域の問題点及びその原因・要因を解明するとともに、再生方策に取り組み、豊かな海として再生するためには、前述の「(1)データの蓄積」だけでなく、４章1(2)で示した全体目標の達成のために解明すべき課題や開発すべき技術として、特に以下の項目について研究・開発を進める必要がある。

①生物・生態系に関する研究・開発

・本海域に特有の生物の生息状況と生活史の解明
・生物の生息状況と物理環境との関連性の解明
・藻場、干潟及び浅場の保全・再生技術の開発
・干潟における生態系の機能（水質浄化機能等）の解明
・流況の変化が生態系等に及ぼす影響の解明
・気候変動が生態系等に及ぼす影響の評価

②水産資源に関する研究・開発

・タイラギ等の二枚貝の着底機構、着底後の減耗（タイラギの立ち枯れへい死を含む）要因及び再生産機構の解明
・アサリ等の二枚貝の母貝生息適地及び浮遊幼生の移動ルートの解明
・アサリの成長・再生産阻害要因の解明
・有用二枚貝の資源管理方法の確立
・魚類等の再生産機構及び資源量の変動要因の解明
・増養殖技術の改良・開発

③物質の動態に関する研究

・筑後川等の流域からの流入物質の移流拡散・堆積過程の解明
・海域における底質等の動態解明

④水質汚濁、赤潮、貧酸素水塊、底質等に関する研究・開発

・窒素、りん等の物質循環（底質からの溶出等）や硫化水素の挙動の解明
・赤潮の発生と増殖に係る各種要因の解明と予察技術の開発
・貧酸素水塊の発生・消滅機構の把握と軽減方策の研究開発
・ノリ酸処理剤等の挙動と環境への影響把握
・覆砂、海底耕耘、浚渫、作澪等の底質改善技術の改善や新たな手法の開発

（参考）ケーススタディ

本章において、有明海・八代海等の再生目標、再生方策を記載した。

いくつかの再生方策について、その妥当性や効果を検証するため、モデル計算等を用いた検討を行うとともに、先進事例をあわせて整理した。

なお、本報告におけるケーススタディは上述の目的のために行うものであり、本章に記載した個々の再生方策の設定のためにそれぞれケーススタディが必須というものではないが、１）貧酸素水塊の改善方策検討のための試算、２）二枚貝（タイラギ、アサリ）の浮遊幼生の供給ネットワークの試算、及び、３）八代海での赤潮被害防止対策の取組については、再生方策の検討にあたり有益かつ示唆に富む結果が得られていると考えられることから、以下に紹介する。

本項では、（１）に各ケーススタディの背景と結果概要、（２）に各ケーススタディの内容を記載した。

（１）各ケーススタディの背景と結果概要

１）貧酸素水塊の改善方策検討のための試算

ア）貧酸素水塊の要因解析

海域ごとに問題点及びその原因・要因について考察した結果、Ａ３海域におけるタイラギでは貧酸素水塊が、Ａ１海域及びＡ３海域におけるサルボウについては貧酸素化に伴って生じる底質中の硫化水素の増加等が減少の要因となっていると推定された。

しかしながら、これまでの検討では、貧酸素水塊を小さくし、その影響を少なくするためには、どのような方策が考えられるかについて、その知見が十分ではない。

そこで、貧酸素水塊の改善のための再生方策の方向性を検証するため、数値シミュレーションモデルを用いて貧酸素水塊形成の要因解析を行った。

（試算結果）

貧酸素水塊の変化比率について、水温最大・最小ケース、二枚貝最大ケース、流入負荷最大・最小ケースで計算を行った。水温の違いは酸素消費速度の大きさに関係する。二枚貝の増加は、植物プランクトンを補食することによって海域内部での有機物生産量を減少させる。有機物生産量が減少すると、それが分解されることで生じる酸素消費量が減少する。流入負荷については有機物と窒素・りんの流入が含まれる。有機物流入量の変化は、それが分解されることで生じる酸素消費量の変化に関係する。窒素・りん流入量の変化は、それを栄養源として増殖する植物プランクトンの生産量を変化させ、海域内部での有機物生産量を変化させる。

計算の結果は海域や年次の違いで若干傾向が異なるが、貧酸素水塊が縮小する場合のケース（水温最小・二枚貝最大・流入負荷最小）で全域の変化比率が 0.3～0.7 程度となる試算結果となった（0.3 は容積が 30%になることを表す）。

以上のことから、Ａ１・Ａ３海域ともに、水温、二枚貝、流入負荷のそれぞれが貧酸素水塊の規模の増減に寄与することが試算結果として示された。

ただし、この計算では二枚貝の最大ケースを考えるに当たって、貧酸素・硫化水素発生による二枚貝の死亡は考慮していないことに注意が必要である。

イ）二枚貝による貧酸素水塊の改善効果の試算

上述ア）の要因解析により、二枚貝の生息量を増やすことも貧酸素水塊の規模を小さくし、その影響を少なくすることに寄与する旨の試算結果が得られた。

そこで、二枚貝の生息量を増やす方策の一例として、1970 年頃はより広いエリアに分布しており、生物多様性の保全機能も期待される「カキ礁」を取り上げ、その効果について数値シミュレーションモデル等により試算を行った。

（試算結果）

現況とカキ礁を増やした場合を比べると、カキ礁を増やした場合の方が底層溶存酸素量は高くなった。

カキ礁を復活させることは、有明海湾奥部、諫早湾において貧酸素化を一定程度緩和する効果を有していることを示している。貧酸素水塊が縮小することによってカキ以外の二枚貝類の生息量が回復すれば、さらなる赤潮抑制・貧酸素緩和効果がもたらされる可能性がある。長期的にはこのような正のフィードバック効果を引き起こすことが望まれる。

２）二枚貝の浮遊幼生の供給ネットワークの試算

ア）タイラギ

４章において、特に 2012 年以降、湾奥部全域でタイラギ資源の減少傾向が顕在化しており、浮遊幼生発生量の低下による再生産機構の低下状況が示された。

主漁場であるＡ２海域及びＡ３海域における資源の減少に関係したデータとして、浮遊幼生の供給量がＡ２海域では 2008 年に瞬間的に高密度の出現があったがその後低位で推移していること、Ａ３海域では 2012 年以降、それ以前に比べて相当低位で推移していることが挙げられた。

タイラギ再生のため、この対策の一つとして、母貝の生息地を確保し、浮遊幼生の供給量を増やすことが重要であると考えられる。

タイラギの幼生は相当期間浮遊するため、どのようなエリアを浮遊するかについて定量的に試算できれば、有明海を全体として捉え、保全対象とする母貝生息地（浮遊幼生供給地）の抽出が可能となる。

このため、浮遊幼生の輸送過程の試算を行うことにより、浮遊幼生の湾奥部への到達状況の推測や保護すべき母貝適地の可能性を検討した。

（試算結果）

タイラギの主漁場である有明海湾奥部に対しては、有明海湾奥部だけではなく有明海の広い範囲から浮遊幼生の供給がなされている可能性があることが示唆された。有明海湾奥部におけるタイラギ資源回復のためには、湾奥部だけではなく、有明海を個別海域・県域を越えて全体で捉え、様々な海域における母貝集団の保全・育成をしていくことが重要であると考えられた。なお、今回のシミュレーションでは、浮遊幼生の鉛直分布、放出時期の推定・母貝密度の考慮等の課題がある。

イ）アサリ

４章において、特に 2009 年以降、全域でアサリ資源の減少傾向が顕在化しており、浮遊幼生発生量の低下による再生産機構の低下状況が示された。

主漁場であるＡ１海域、Ａ４海域及びＡ６海域における資源の減少に関係したデータとして、浮遊幼生の供給量がＡ４海域では 2004 年及び 2005 年に瞬間的に高密度の出現があったがその後低位で推移していること、Ａ１海域及びＡ６海域でも同様に低位で推移していることが類推されることが挙げられた。

アサリ再生のため、この対策の一つとして、母貝の生息地を確保し、浮遊幼生の供給量を増やすことが重要であると考えられる。

アサリの幼生は相当期間浮遊するため、どのようなエリアを浮遊するかについて把握できれば、有明海を全体として捉え、保全対象とする母貝生息地（浮遊幼生供給地）の抽出が可能となる。

2015 年度から、福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県の 4 県と農林水産省が協調し、（国研）水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁業環境研究センターの助言等の協力の下、有明海の再生に資する二枚貝類等の資源回復に向け、二枚貝類の浮遊幼生・着定稚貝調査を実施し、この結果を基にモデル解析によるアサリ浮遊幼生の産卵場・着底場の推定が行われている。

（試算結果）

福岡県地先から有明海東岸域にわたりアサリの産卵場がみられ、現在の主要なアサリ漁場と概ね一致した。また、福岡県地先、熊本県荒尾沖、白川・緑川沖や諫早湾内において着底場がみられた。有明海では広域的にアサリ浮遊幼生が供給される関係にあることが推定された。

３）八代海での赤潮被害防止対策の取組

八代海においてはブリ類、タイ類等の魚類養殖が行われているが、2009 年、2010 年に魚類に対する毒性が強い *Chattonella* 属赤潮の発生により大きな被害が発生する

等、現在、国内でも本種の赤潮発生が多い海域となっている。

赤潮被害を確実に軽減する方策として期待されるものに、赤潮発生に関する情報の早期把握（予察）が挙げられる。確度の高い予察が可能となれば、漁業者による早期の対策が可能となり赤潮被害の軽減が期待される。

このため、現状における赤潮発生に関する最新の予察技術について取り上げた。

（先進事例）

折田ら（2013）は、6 月中旬の日照時間、6 月の八代での北東風の平均風速、入梅日の 3 項目に強い相関が認められ、これらを用いた重回帰式により、6 月末時点で精度高く赤潮発生を予測できることを示した。これによると、5 月から 6 月上旬頃、北東風が卓越し日照時間が長いと、海底が攪乱されて *Chattonella* のシストが発芽しやすくなり、光合成が活発となり急激に増殖。この状態で、6 月下旬まで降雨がないと珪藻類の出現が低調となり、その後の降雨による栄養塩が *Chattonella* に利用され赤潮が発生するもの。

また、Onitsuka et al.（2015）は、赤潮の発生時期と八代市の 2 月から 4 月の平均気温と九州南部の入梅日から赤潮発生年・非発生年を区分することが可能であることを示した。これによると、冬期の平均気温が高いと、海域の水温も例年よりも高く推移し、*Chattonella* の初期出現が例年よりも早くなる。この状態で *Chattonella* が高い細胞密度に達し、なおかつ例年よりも入梅日が遅れると、より効率的に陸域から負荷された栄養塩が *Chattonella* に利用され、赤潮が発生するもの。

上記いずれも、6 月の時点で *Chattonella* がある程度高密度になった状況で降雨があると、陸域から負荷された栄養塩が *Chattonella* に利用されて赤潮が発生するという予察を示した。Onitsuka et al.（2015）の例では、冬期の平均気温が予測因子の一つとして挙げられており、長期予測が可能と考えられる。

（2）各ケーススタディの内容

1）貧酸素水塊の改善方策検討のための試算

ア）貧酸素水塊の要因解析

① 試算の目的

本解析では、数値シミュレーションの手法を利用して、貧酸素水塊に影響する可能性のある間接的要因の条件を変え、その影響の強さを把握することで、貧酸素水塊の改善のための方策を検討することを目的とする。

② 試算内容

a）モデルの概要

要因解析に使用した数値シミュレーションモデルは、有明海の強い潮流や波浪による底泥の巻き上げが表現でき、かつ底質・底生生物の影響を含めた栄養塩や有機物等の物質収支が検討可能なモデルとした。

モデルは図 5.3 に示すとおりいくつかのサブモデルで構成されておりサブモデル間で計算結果の引き継ぎが行われるものである。モデルで採用した鉛直座標系は一般化されたσ座標モデル（20 層）であり、水深によらず海面付近の水塊の挙動を精度良く表現することが可能である。水平方向の計算格子サイズは場所によって可変（500～2700m）であり、有明海の湾奥部を 500m で表現した。

モデルの計算格子を図 5.4、考慮した物質循環を図 5.5 に示す。

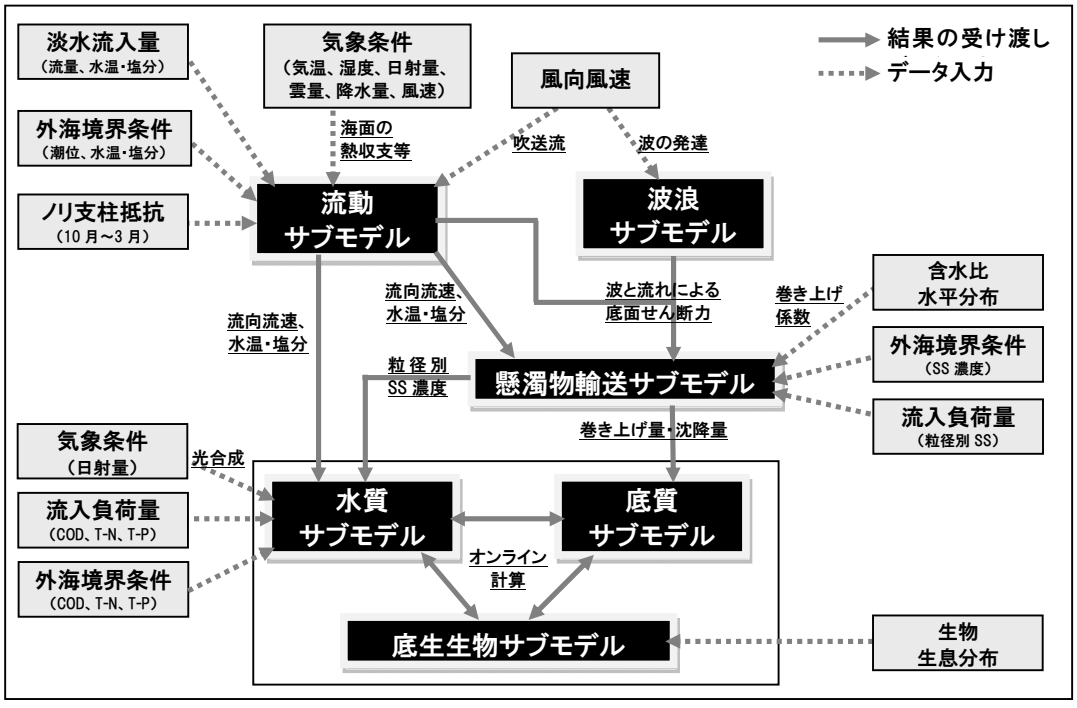


図 5.3　数値シミュレーションモデル構成

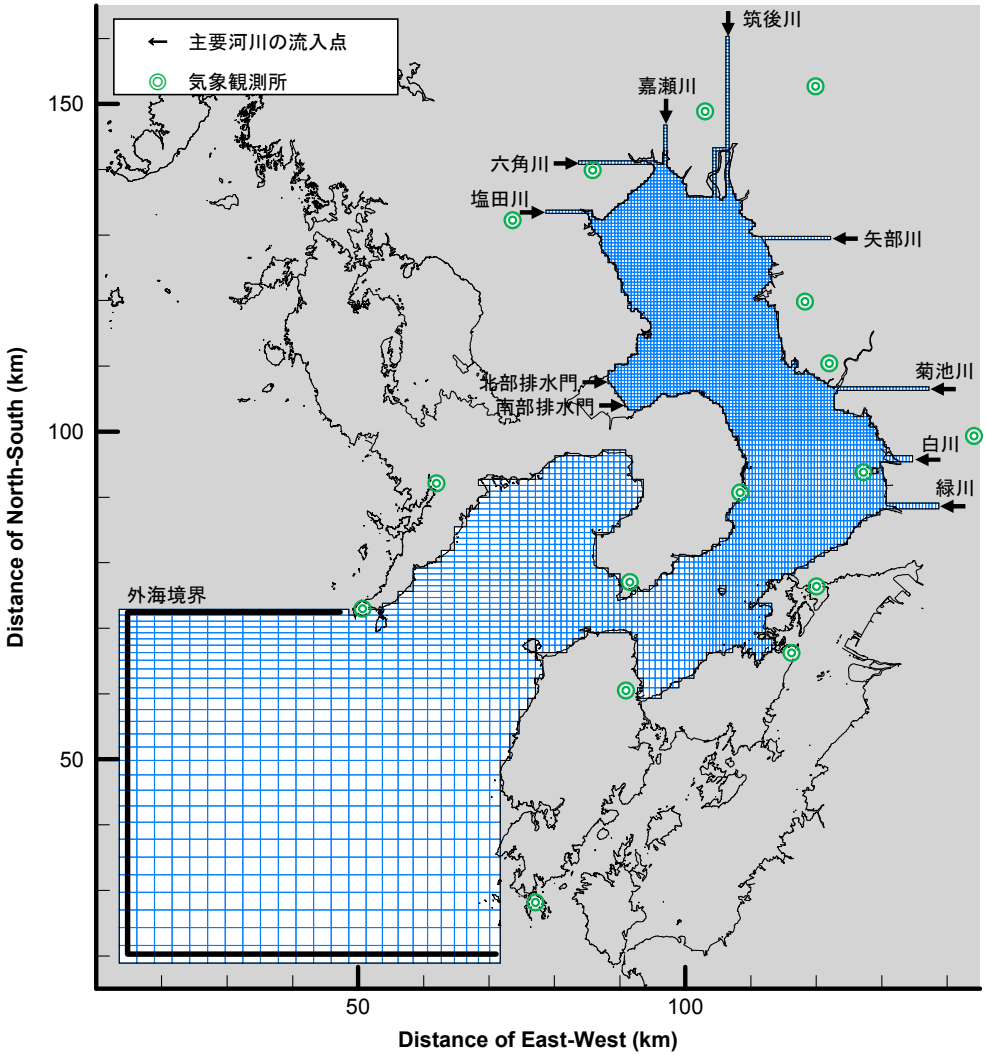


図 5.4　計算格子

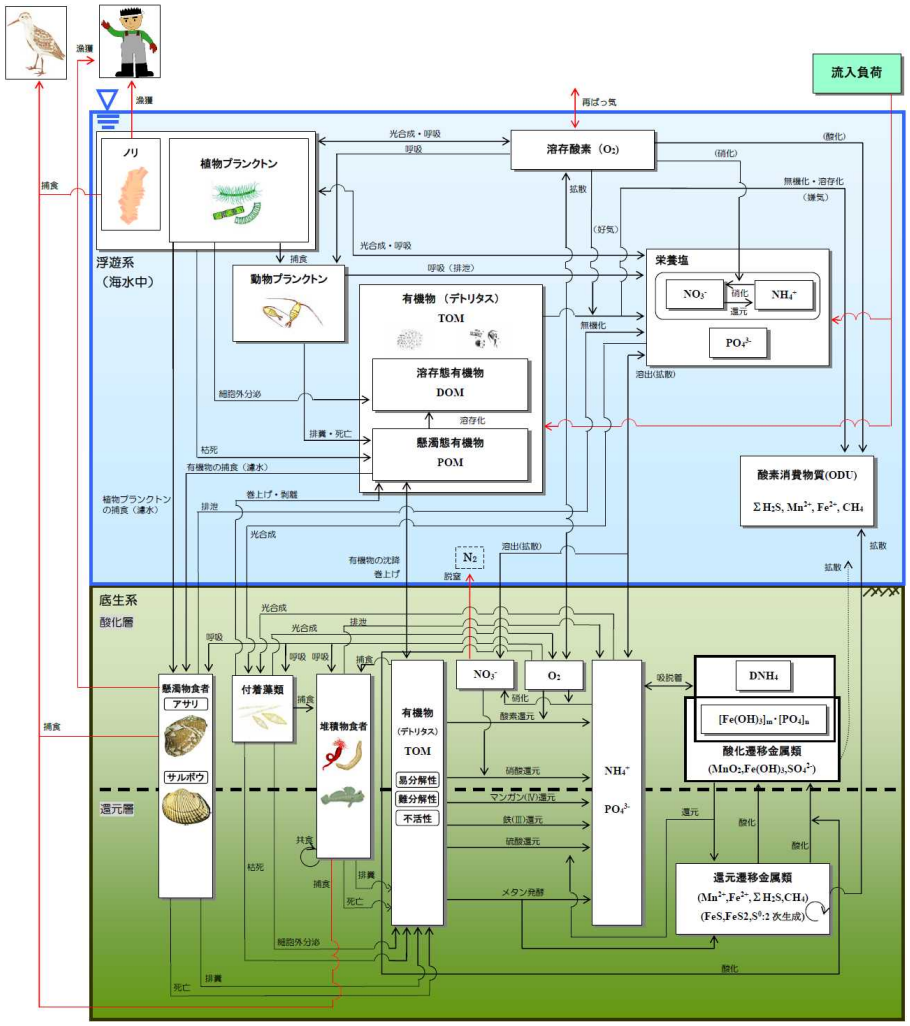
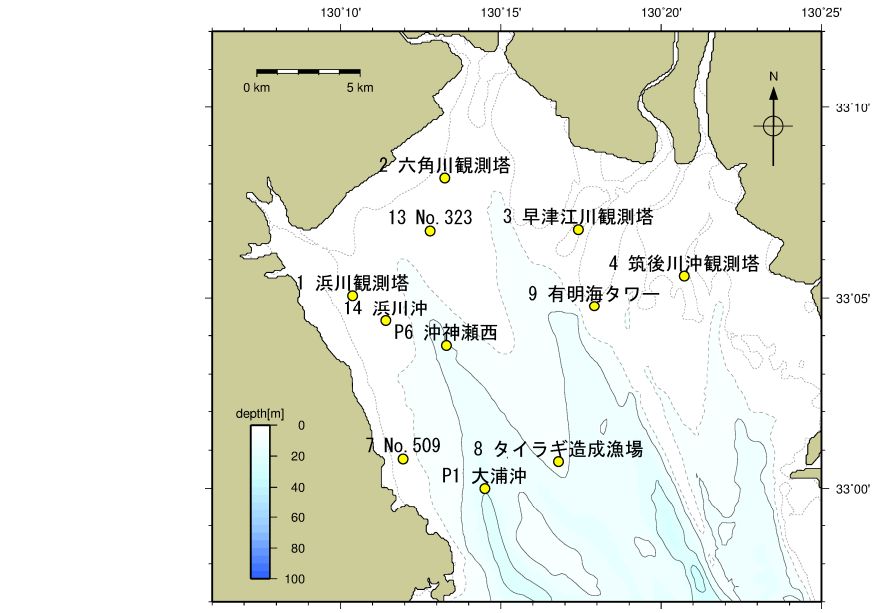
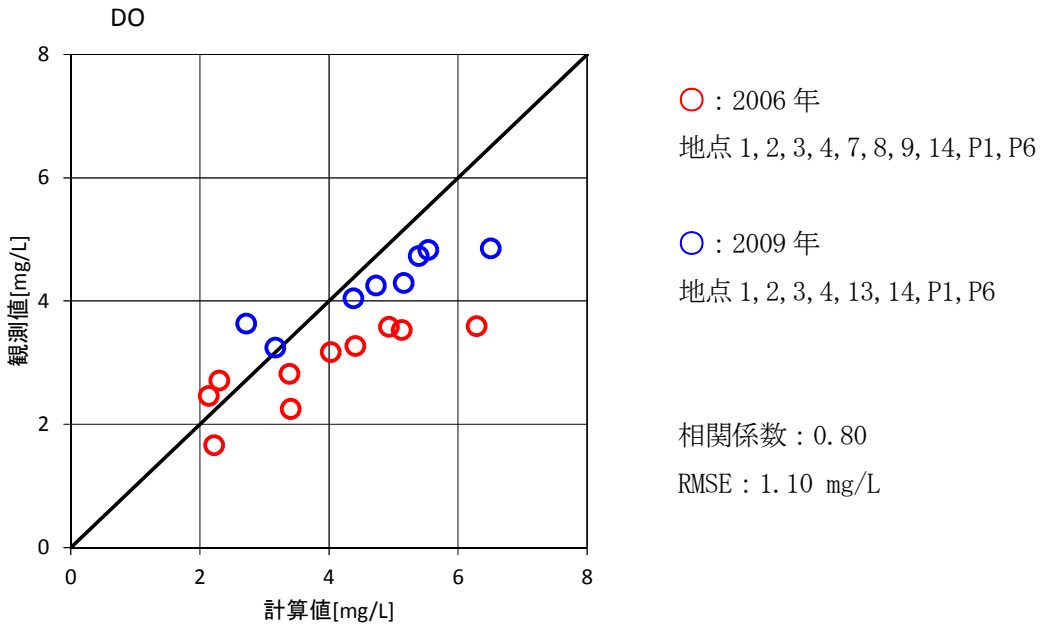


図 5.5　水質・底質・底生生物サブモデルで考慮する物質循環

b）溶存酸素量の再現性

2006年と2009年に実施された現地観測結果でモデルの再現性を確認した。図 5.6に溶存酸素量の現地観測地点と各年の8月の1ヶ月平均値の比較を示す。





注）2006年は10地点、2009年は8地点の8月の1ヶ月平均値の比較

図 5.6　溶存酸素量の現地観測地点と底層溶存酸素量の再現性の確認

出典（観測値）：赤潮・貧酸素水塊漁業被害防止対策事業報告書（水産庁）及び有明海貧酸素水塊発生機構実証調査報告書（環境省）

c）計算ケースの設定

4章の問題点と原因・要因との関連の連関図（図 4.3.1、図 4.3.2）で示されているように、貧酸素水塊の大小に直接的に寄与すると考えられる環境要因は、「赤潮の発生件数の増大・大規模化」、「成層化」及び「底質中の有機物の増加」が挙げられている。これらの直接的要因に対しても様々な要因が可能性として挙げられており、それらが複雑に絡み合うことで現象の理解を困難にしていると考えられる。

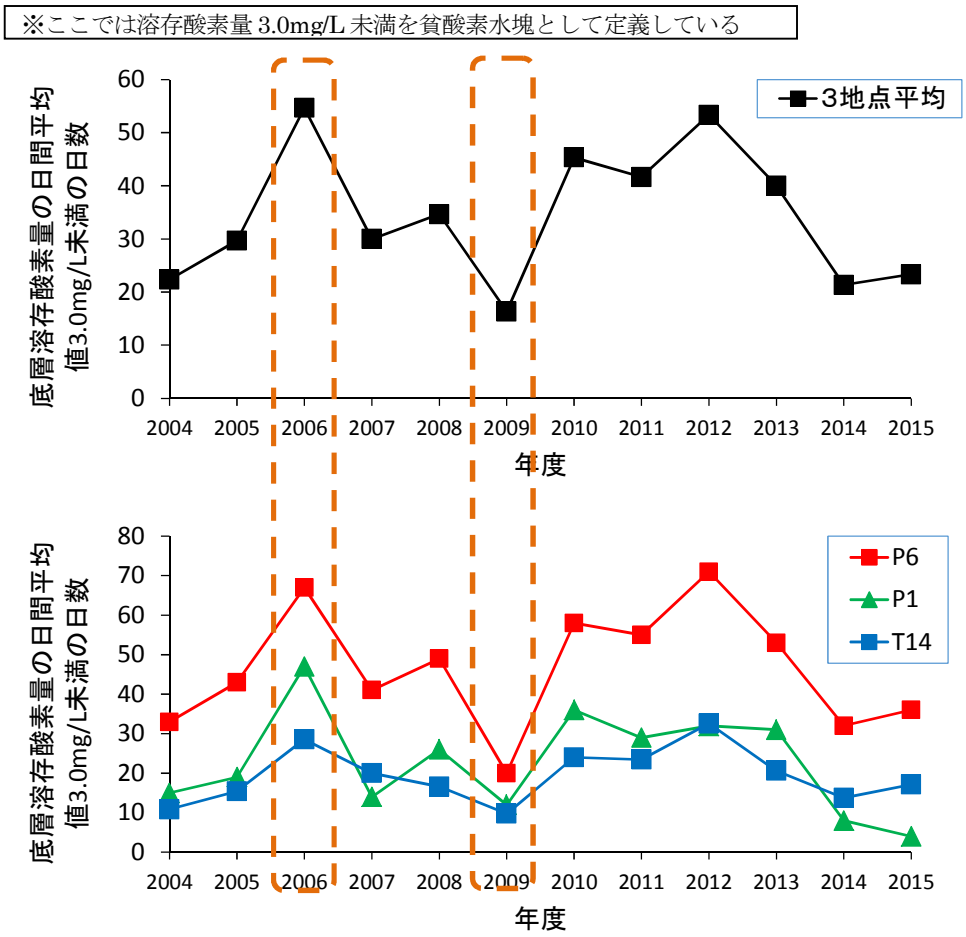
今回検討した計算ケースは表 5.1 に示すとおり 4 ケースである。他にも多々挙げられるが、後述するモデルの限界に配慮し今回はその他の要因の検討については今後の課題とした。従って、解析結果の解釈についてはモデルの限界を考慮する必要がある。

表 5.1　要因解析の計算ケース

No.	ケースの内容	解析内容
1	長期的な水温の上昇	水温の違いによる貧酸素水塊の容積
2	藻場の減少	1970 年代と現在の藻場面積（水質浄化能力）の違いによる貧酸素水塊の容積
3	栄養塩の流入 有機物の流入	過去から現在の流入負荷量の違いによる貧酸素水塊の容積
4	二枚貝の減少	過去と現在の二枚貝生息（水質浄化能力）の違いによる貧酸素水塊の容積

d）計算条件の設定

計算期間は、貧酸素水塊が発生しやすい夏期の 3 ヶ月間（6～8 月）を対象とし、最終の 1 ヶ月間（8 月）を解析期間とした。計算年次は、計算入力データの収集可能期間（～2013 年）の内、貧酸素水塊の累積日数が観測 3 地点の平均値が最大であった 2006 年と、最小であった 2009 年を対象とした（図 5.7）。



注）1. 測定地点は、3 章 6. 貧酸素水塊の図 3.6.1 に示すとおりである。
2. 各年度、各地点の底層溶存酸素量の日間平均値が 3.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6～9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

図 5.7　有明海湾奥部における貧酸素水塊の発生状況（累積日数）

各計算ケースの条件設定の考え方として、1970～2014 年までの期間で取りうる値（夏期最大値・夏期最小値）を設定することを基本とした。各計算ケースの設定値は次のとおりである。

（ｉ）長期的な水温の上昇の計算条件

長期的な水温の上昇の条件設定は、流動サブモデルにおける外海境界水温条件、気温条件及び河川水温条件で行った。外海境界水温条件と気温条件の設定値を表 5.2 に示す。

なお、ベースケースの外海境界水温は図 5.4 に示した外海境界位置において月 1 回程度の浅海定線調査結果を用いて水温の鉛直分布の時間変動与えている。また、ベースケースの河川水温は月 1 回程度の頻度で取得されている河川水温データ（国土交通省水文水質データベース）と最寄りの気象台の気温データとの相関式を作成し、1 時間間隔の気温データから 1 時間間隔の水温データを推定した。

表 5.2（1）　外海境界水温の設定値

計算ケース	2006年	2009年
(1) 水温最大ケース（1994年想定）	ベースケース＋0.7℃	ベースケース＋1.3℃
(2) 水温最小ケース（1993年想定）	ベースケース－1.7℃	ベースケース－1.1℃

表 5.2（2）　気温の設定値

計算ケース	2006年	2009年
(1) 水温最大ケース（1994年想定）	ベースケース＋0.9℃	ベースケース＋1.1℃
(2) 水温最小ケース（1993年想定）	ベースケース－2.3℃	ベースケース－2.0℃

（ⅱ）藻場の減少の計算条件

環境省による「自然環境保全基礎調査」の調査結果を基に設定した。自然環境保全基礎調査の第2回調査（1978年）から第4回調査（1996～1997年）にかけて藻場面積は約20%減少している（図 5.8）。

現状の藻場分布の設定は第4回調査の分布を与えることとし、過去（第2回調査）の藻場分布が明らかでないことから、今回の解析では水平分布は現状の藻場分布と同様とし、過去の藻場現存量相当（1.29 倍）の炭素・窒素・燐の取り上げ量を条件として与えることで過去の状況を表現した。

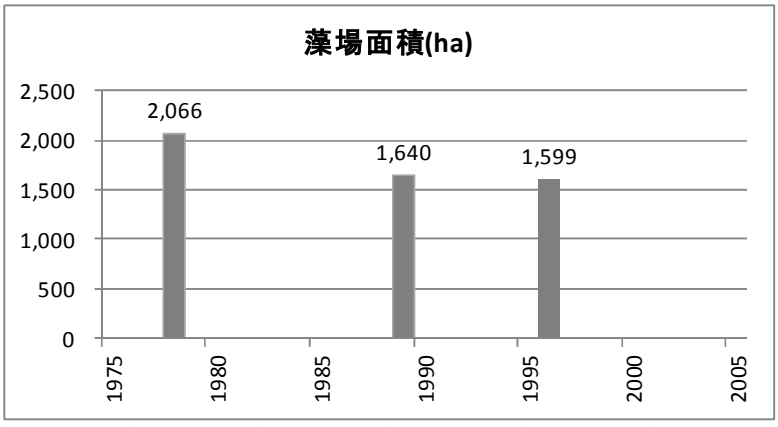


図 5.8　現存藻場の面積の推移

出典：環境省自然環境保全基礎調査

（ⅲ）栄養塩の流入・有機物の流入の計算条件

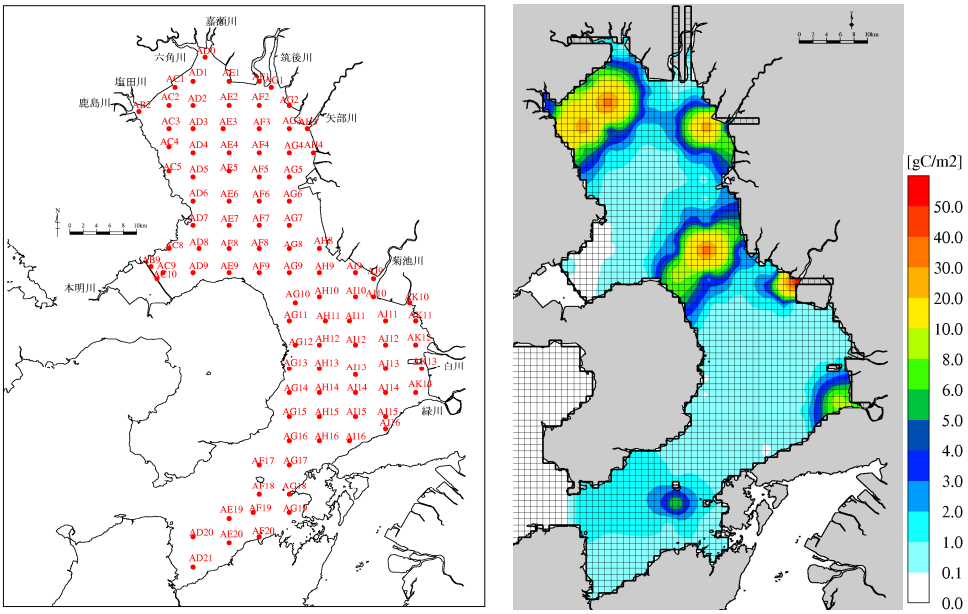
3章で示した流入負荷量の推移を基に設定した。2006年、2009年のベース計算条件を基本とした流入負荷量の最大・最小の設定倍率を表 5.3に示す。

表 5.3　流入負荷量条件

項目	最大年	最小年	ベース計算条件を基本とした流入負荷量の倍率			
			2006 年計算		2009 年計算	
			最大ケース	最小ケース	最大ケース	最小ケース
COD	1976 年	2000 年	1.486	0.712	1.529	0.732
T-N	1975 年	2002 年	1.830	0.733	1.802	0.722
T-P	1980 年	2005 年	2.068	0.785	2.004	0.760

（iv）二枚貝の減少の計算条件

数値シミュレーションモデルの基本ケースでは、2005～2006 年に実施された現地調査結果（図 5.9）を基に懸濁物食者の分布及び現存量（gC/m^2）を入力条件として設定しているが、こういった生息分布や現存量の経年的な変化は明らかではない。そこで、本検討では基本ケースの懸濁物食者の分布及び現存量を初期条件として繰り返し計算を行うことで、餌環境・溶存酸素環境・漁獲圧（アサリ・サルボウ・タイラギの最大の取り上げのあった年として 1983 年を想定）により律速される状況下での懸濁物食者が増えうる最大量を計算格子毎に見積もり、この懸濁物食者の分布を最大ケース（現存量として約 2 倍）として設定した。



（現地調査地点）　　（生息密度分布）

図 5.9　生物生息状況調査地点と懸濁物食者の生息密度分布

出典：研究代表者　楠田哲也「有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験」中間評価資料
（http://scfdb.tokyo.jst.go.jp/pdf/20051210/2007/200512102007rr.pdf）

③ 試算結果・考察

要因解析の結果は、貧酸素水塊の容積をケース間で比較することにより評価した。貧酸素水塊の容積は、溶存酸素量が 3.0mg/L 未満となった計算格子を貧酸素水塊となった格子として判別して、それらの格子の容積を集計した。

結果の一例として、Ａ１・Ａ３海域・全海域における貧酸素水塊の容積の各ケース間の比較を図 5.10 に示した。この図は以下の式で定義された貧酸素水塊の変化比率として整理している。値が 1 より小さい場合に貧酸素水塊の容積が縮小、逆に 1 より大きい場合に貧酸素水塊の容積が拡大していることを表している。

$$\text{貧酸素水塊の容積の変化比率} = \frac{\text{要因解析ケースの貧酸素水塊の容積}}{\text{ベースケースの貧酸素水塊の容積}}$$

貧酸素水塊の変化比率について、水温最大・最小ケース、二枚貝最大ケース、流入負荷最大・最小ケースは、海域や年次の違いで計算を行った。水温の違いは酸素消費速度の大きさに関係する。二枚貝の増加は、植物プランクトンを補食することによって海域内部での有機物生産量を減少させる。有機物生産量が減少すると、それが分解されることで生じる酸素消費量が減少する。流入負荷については有機物と窒素・りんの流入が含まれる。有機物流入量の変化は、それが分解されることで生じる酸素消費量の変化に関係する。窒素・りん流入量の変化は、それを栄養源として増殖する植物プランクトンの生産量を変化させ、海域内部での有機物生産量を変化させる。

計算の結果は若干傾向が異なるが、貧酸素水塊が縮小する場合のケース（水温最小・二枚貝最大・流入負荷最小）で全域の変化比率が 0.3～0.7 程度となっていた（0.3 は容積が 30%になることを表す）。

藻場最大ケースの場合では海域区分を問わずほとんど 1 であり、ベースケースからの変化は小さい傾向がみられた。これは、藻場がもともと貧酸素水塊のほとんど発生しない有明海湾口部に分布しているため、変化の振れ幅が小さい結果となったと考えられる。

以上のことから、Ａ１・Ａ３海域ともに、水温、二枚貝、流入負荷のそれぞれが貧酸素水塊の規模の増減に寄与することが試算結果として示された。ただし、この計算では二枚貝の最大ケースを考えるに当たって、貧酸素・硫化水素発生による二枚貝の死亡は考慮していないことには注意が必要である。

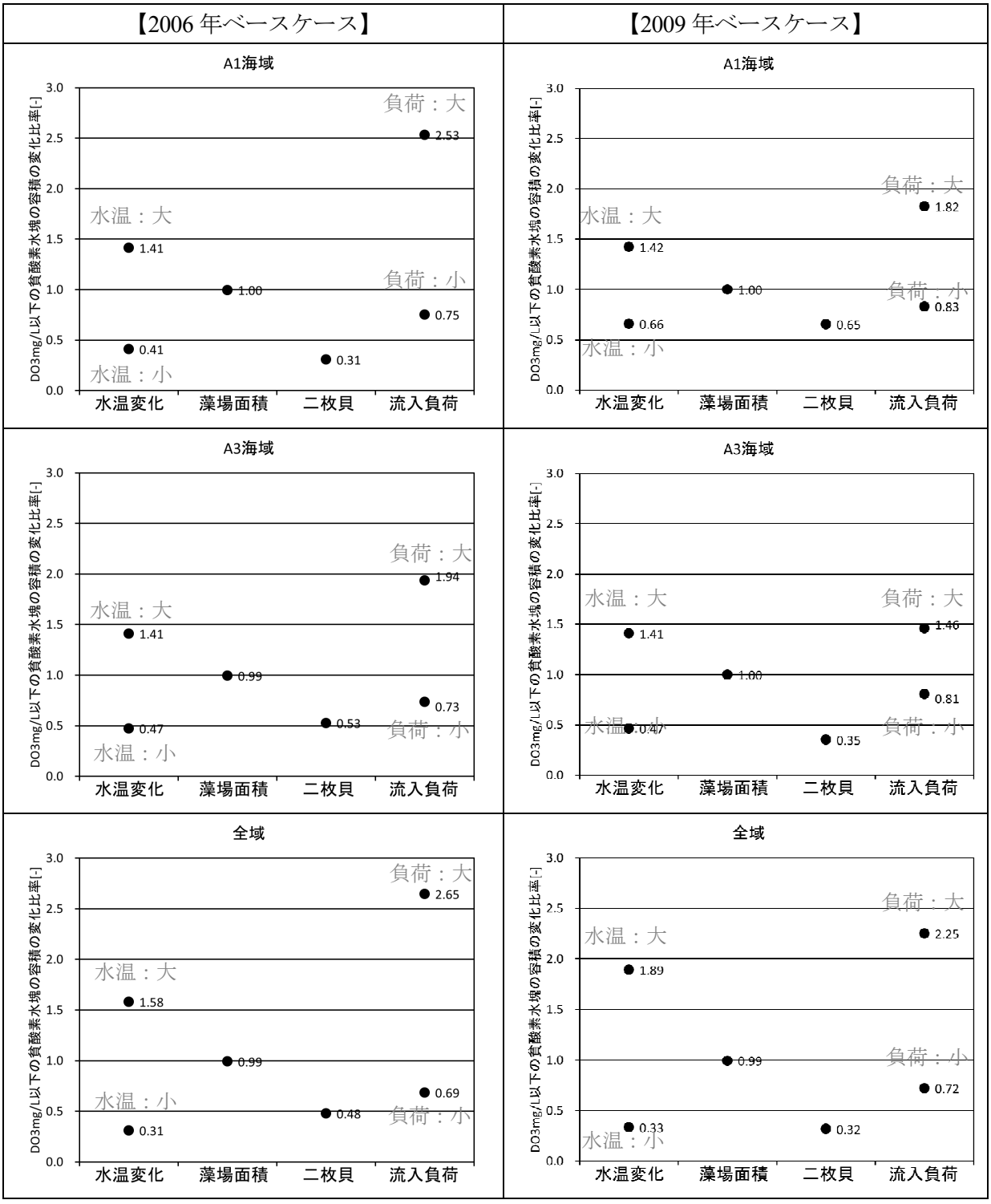
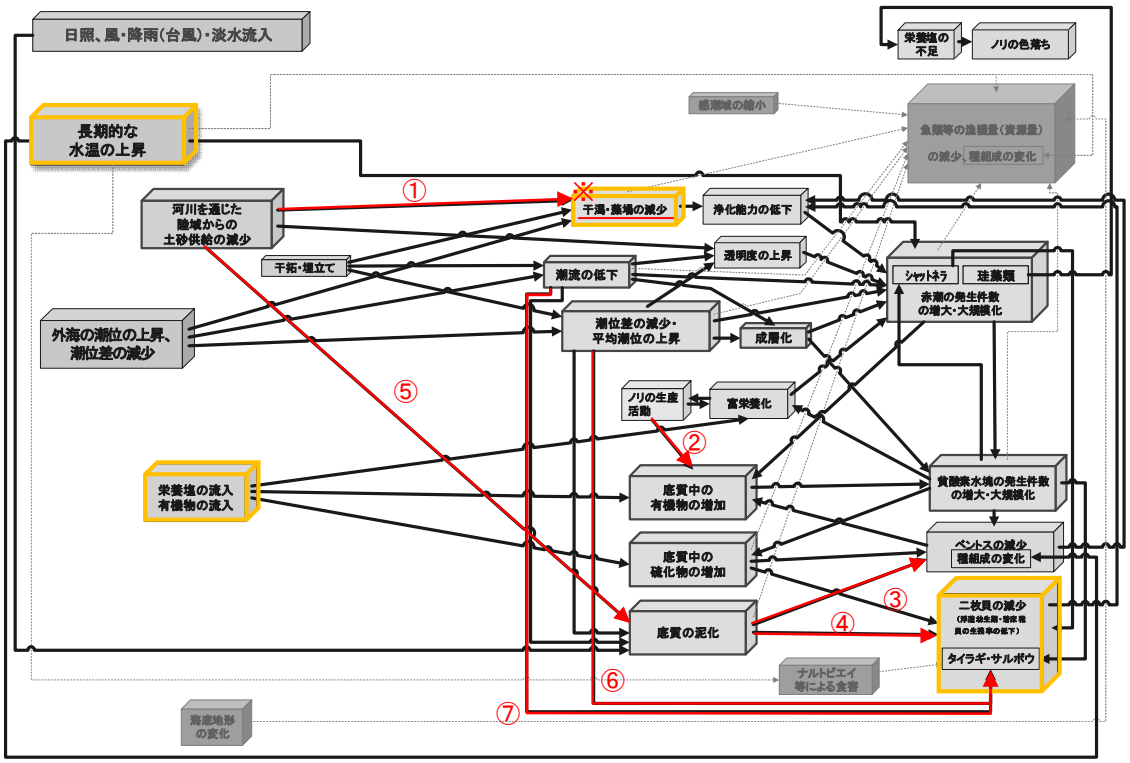


図 5.10　貧酸素水塊の容積の各ケース間の比較

④ 課題

今回、貧酸素水塊の改善のための方策を検討するため、数値シミュレーションモデルを用いて貧酸素水塊形成の要因解析を行った。近年の数値解析技術の発展により、高い精度で貧酸素水塊の発生状況（溶存酸素量の時空間変動）を表現することができるようになっている一方で、モデル計算で考慮できていない課題がある。モデル設定に係る課題を図 5.11 に示す。



①	経年的な地形変化（干潟）は考慮されていない。
②	ノリの生産活動と底質中の有機物の増減との長期的な関係は考慮されていない。
③④	ベントスや二枚貝の分布は初期値として与えられる。底質の変化にともなってベントスや二枚貝の量が増減するモデルとなっていない。
⑤	長期的な底質変化を解くモデルとなっていない（一時的な泥の堆積量・浸食量を計算）。
⑥⑦	潮位差、平均潮位や潮流の変化に伴って平均流が変化するモデルとなっているが、二枚貝の生活史（浮遊幼生）が考慮されていないため、流れの変化に伴う二枚貝の増減は考慮されていない。
※	藻場・干潟の減少の内、干潟については地形改変を伴い潮流が変化するとかんがえられるため、⑥⑦と同様の理由で厳密にはモデルで考慮することはできない。

図 5.11　モデルで表現できていない連関図パス

⑤ 参考

全ての要因解析ケースのクロロフィル a 濃度（全層平均）と貧酸素水塊の容積の平均値（全層）の関係を図 5.12 に示した。海域の区分を色分けで表し、各点が要因解析各ケースに対応している。各要因解析ケースにおいて、クロロフィル a 濃度と貧酸素水塊の容積には正の相関があり、両者が対応していることが確認できる。

1 日当たりの酸素消費フラックス（水柱での有機物の分解＋生物の呼吸＋底泥の酸素消費＋ODU による酸素消費）と貧酸素水塊の容積（全層）との関係（図 5.13）では、正の相関がみられる。2009 年は酸素消費フラックス当たりの貧酸素水塊の容積が 2006 年よりも小さい傾向がある。また、図 5.14 に示すように 2009 年の成層強度は 2006 年と比べて小さい。

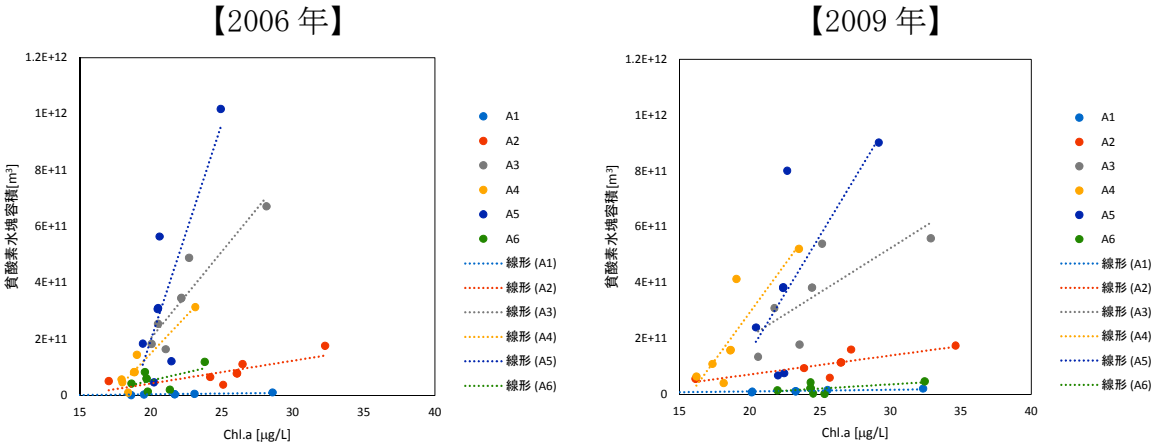


図 5.12　クロロフィル a 濃度の海域内平均値と貧酸素水塊の容積の関係

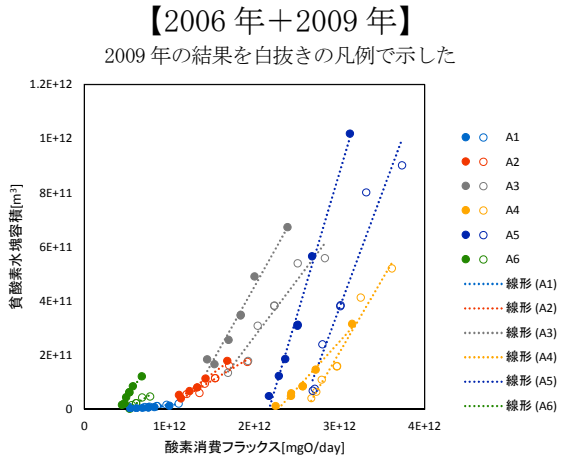


図 5.13　1 日当たりの酸素消費フラックスと貧酸素水塊の容積の関係

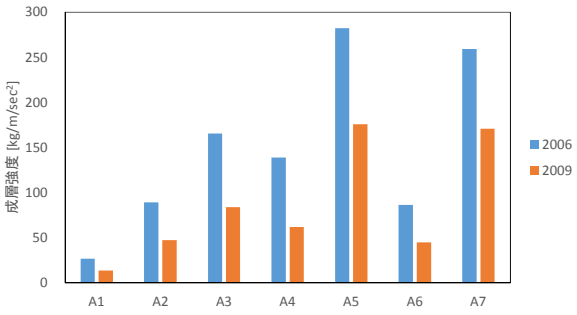


図 5.14　成層強度（海域内平均値）

イ）二枚貝による貧酸素水塊の改善効果の試算

① 試算の目的

有明海湾奥部の干潟縁辺域にはかつて広大なカキ礁が存在した。その一部は、明治時代から行われていた地まき養殖によるカキ養殖によって形成されたものである。これらのカキ礁は 1977 年には 546ha の面積を有していたが、漁場整備等のために減少し、2006-2007 年には 161ha になっている[1)]（水産庁，2011）。通常のカキ礁がマガキ 1 種からなるのに対して、有明海のカキ礁の特徴は、マガキ・シカメガキ・スミノエガキの 3 種のカキによって形成されることである。泥干潟の上にカキ礁が形成されると、そこに多くのベントスが住みこみ、単調な泥干潟に比べて生物多様性が高くなる。また、カキ礁はヤマノカミ・ハゼクチ等の有明海特産種を含む多くの魚類にとって、産卵場・成育場・摂餌場として利用されている。したがって、有明海湾奥部のカキ礁は生物多様性の保全機能を有している。さらに、カキ礁のカキによって植物プランクトンが補食されることにより、カキ礁は赤潮の抑制効果を有する。赤潮抑制によって底層に供給される有機物が減少すると、貧酸素水塊の抑制につながると考えられる。このように、カキ礁は海域の環境浄化機能も有していると考えられる。そこで、山口ら（2015）は、数値シミュレーションによって、有明海湾奥部におけるカキ礁の貧酸素抑制効果を評価した[2)]。

② 試算の内容

この研究では、有明海湾奥部における水温・塩分・底層溶存酸素量を精度良く再現できる 3 次元生態系シミュレーションモデルを構築し、このモデルを用いて、有明海湾奥部におけるカキ礁のカキバイオマスを現状の 2 倍にした場合について、底層の溶存酸素量の変化を推定した。計算は 2007 年 4 月 1 日～8 月 31 日の期間について行った。カキ礁再生の効果を調べるために、現況（Case a）と、カキ礁を新たに増やした 3 ケースの合計 4 ケースの計算を実施した。カキ礁を増やしたケースについては、カキ礁の位置による効果の違いを検討するために、湾奥東部筑後川河口沖（Case b）、湾奥北部（Case c）、湾奥西部（Case d）の 3 つのケースについて検討した（図 5.15）。かつては現在の約 3.4 倍の面積のカキ礁があったが、現状においてカキ礁を復活させる場合にはノリ養殖場との

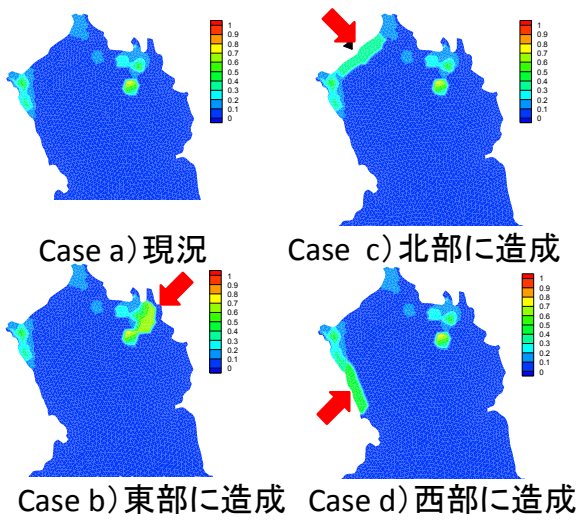


図 5.15　Case a～d のカキ礁の被覆度分布

兼ね合いがあるため、ここではノリ養殖場を避けて新たにカキ礁を増やし、その量は合計で現状のバイオマスの 2 倍が現実的と設定した。計算に使用したモデルの最小メッシュサイズは500m であるが、個々のカキ礁のサイズはこれよりはるかに小さい。そこで、モデルでカキ礁を表現するに当たっては、メッシュ毎のカキ礁被覆度にカキの密度をかけたものをカキのバイオマスとした。図 5.15 に各ケースのカキ礁被覆度分布を示す。カキの密度としては、むき身乾重量/殻付湿重量＝0.016、乾燥重量のうち 50 % が炭素として炭素換算 226.6 gC m^{-2}、シカメガキ：マガキ：スミノエガキの比率は 4：3：3 とした。

③ 試算の結果・考察

現況とカキ礁を増やした場合を比べると、カキ礁を増やした場合の方が表層の植物プランクトン密度は低下した。またカキ礁を増やした場合の方が底層溶存酸素量は高くなった。カキ礁の再生による底層溶存酸素量分布変化の予測の例として、東部海域にカキ礁を再生した場合（Case b）と現況（Case a）の違いを示す（図 5.16 a)。現況では有明海湾奥西部を中心にした海域と諫早湾に溶存酸素量が 3.0mg/L 以下の水塊が広がり、2.0mg/L 以下の水塊もみられた。一方で、カキバイオマスを 2 倍にした Case b の場合には、溶存酸素量の低い水塊は広い範囲で縮小し、諫早湾内の 2.0mg/L 以下の水塊はみられなくなった。同様に Case c（図 5.16 b)、Case d（図 5.16 c）の場合にも溶存酸素量の低い水塊は広い範囲で縮小した。

より定量的な評価をするために、Ａ３及びＡ６海域における貧酸素水塊の容積及び底面積の変化を図 5.17 に示す。ここでは便宜上、溶存酸素量が 3.0mg/L 以下を貧酸素とした。Ａ３・Ａ６どちらの海域においても現況（Case a）よりもカキバイオマス２倍の場合（Case b）の方が貧酸素水塊の容積・底面積は小さくなった。Case b の場合、計算期間中の貧酸素水塊の積算容積は、Ａ３海域については 11%、Ａ６海域については 10%減少した。同様に計算期間中の貧酸素水塊の積算面積は、Ａ３海域については 10%、Ａ６海域については 5%減少した。

再生するカキ礁の場所による効果の違いを検討した結果では、計算期間中のＡ３海域の貧酸素水塊（3.0mg/L 以下の水塊）の積算容積は、Case b では現況よりも 11%減少した。

以上の結果は、カキ礁を復活させることは、有明海湾奥部、諫早湾において貧酸素化を一定程度緩和する効果を有していることを示している。貧酸素水塊が縮小することによってカキ以外の二枚貝類の生息量が回復すれば、さらなる赤潮抑制・貧酸素緩和効果がもたらされる可能性がある。長期的にはこのような正のフィードバック効果を引き起こすことが望まれる。

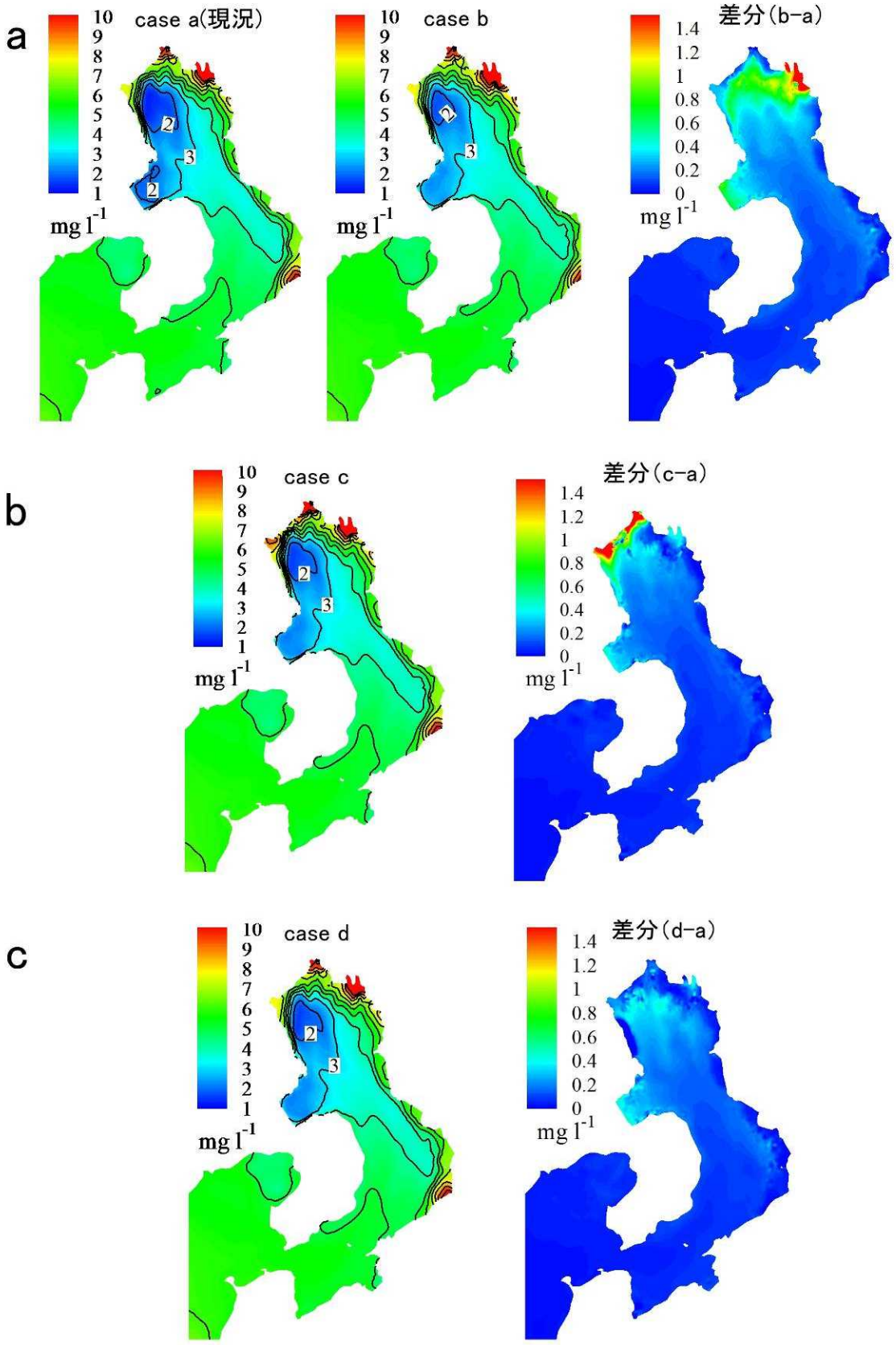


図 5.16　カキ礁再生による底層溶存酸素量分布の違い

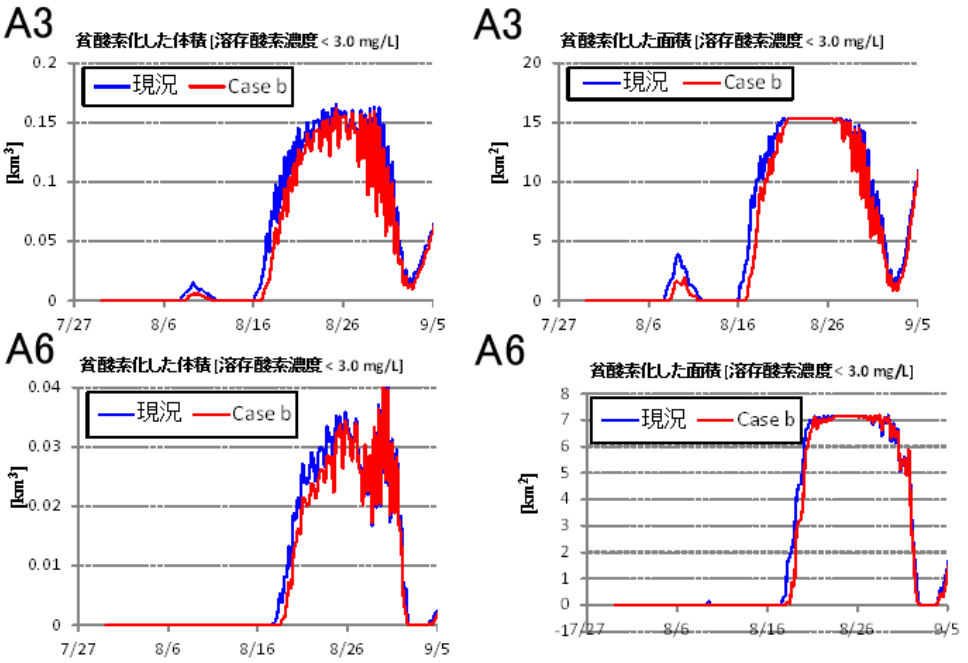


図 5.17　カキ礁再生による貧酸素水塊の容積・底面積の変化（Ａ３及びＡ６海域に関する Case a と b の比較）

２）二枚貝の浮遊幼生の供給ネットワークの試算

ア）タイラギ

① 試算の目的

有明海のタイラギ漁獲量は2000年以降低位で推移しているが、その中で、2009年は久々の豊漁となった。これは2008年着底個体群が多かったことが原因である。この原因について2つの仮説が考えられる。１）2008年はその前後の年に比べて物理的な輸送によって湾奥部に浮遊幼生が供給されやすかった。２）タイラギ幼生の浮遊期は貧酸素水塊が発生しやすい夏期であるが、2008 年は浮遊幼生に対する貧酸素の影響が小さかった[3)]。そこで、これらの仮説について数値実験によって検討した。

② 試算の内容

検討に当たっては、有明海湾奥部における水温・塩分・底層溶存酸素量を精度良く再現できる3次元生態系シミュレーションモデルを構築し[4)]（山口ら、2015)、そのモデル上でオイラー・ラグランジェ法による粒子追跡実験を行った。さらに、各粒子について、浮遊期間中に経験する水質パラメータを記憶させ、輸送中に経験する環境履歴の影響を評価した。粒子については、タイラギ幼生を模して、浮遊期間を3〜4週間とした。なお、タイラギの浮遊幼生は鉛直移動をするという報告があるものの現時点では詳細な生態が不明であるため、本計算では鉛直移動はないものとして試算した。

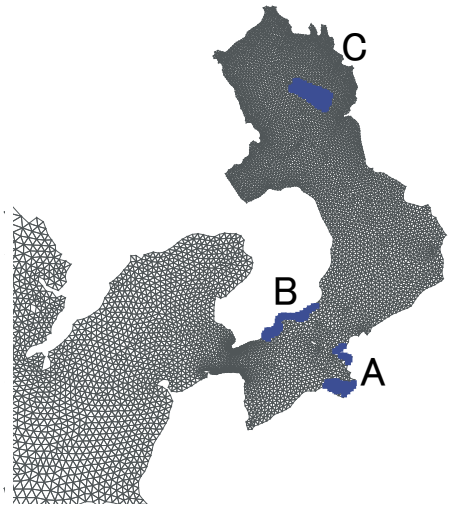


図 5.18　数値実験における浮遊幼生の放出海域

４章４（2）Ａ２海域に示したように、有明海ではかつては湾奥部の広い範囲にタイラギ漁場が形成されていた。しかし、湾奥西部では、1990年代後半以降は2009年を除いてまとまった量の成育がみられなくなった。一方、湾奥東部では、2011 年まで潜水器漁業によるタイラギ採捕が行われてきた。試算では、浮遊幼生の放出源として3つの海域を考えた（図 5.18)。Ａ・Ｂは、タイラギの主漁場ではないが、徒取りで採捕されている情報がある有明海南部の東岸・西岸の海域である。Ｃ海域は 2000 年以降のタイラギ主漁場である湾奥東部海域である。2008年は7月と9月に湾奥部で浮遊幼生量のピークがみられたが、試算ではこのうち9月のピークをターゲットとして、8月10日から各海域毎時100粒子の密度で幼生を模した浮遊粒子を放出した。こうした計算を2007年から2010年までの4ヶ年について行い、各年の比較を行った。

③ 試算の結果・考察

図 5.19 は、A・B海域から粒子を放出したケースについて、放出開始から 3 週間後の粒子の分布を示したものである。2007 年から 2010 年までいずれの年も、湾外に流出する粒子がある一方で、湾奥部に対しても粒子の輸送があることがわかる。図 5.20 は、A・B海域から粒子を放出したケースについて、着底可能期間である放出から 3～4 週間における有明海湾奥部への到達粒子数を示したものである。湾奥部の東西いずれの海域についても、2008 年が最も多かった。A・B海域から粒子を放出した場合と、C海域から放出した場合を比較すると、前者については湾奥西部・東部の両方の海域に安定して粒子が供給された。C海域については、湾奥東部にはA・B海域よりも多くの粒子が輸送されたが、湾奥西部への供給は前者より少なく、特に 2008 年は少なかった（図 5.21）。A・B・C海域から放出され、湾奥東部・西部に到達した粒子について、着底可能期間（3～4 週間）における貧酸素曝露日数（ここでは便宜上 3.0mg/L 以下を貧酸素とした）を調べたところ、2008 年が最も少なく、A・B海域から放出した場合は他の年と異なって貧酸素曝露日数は 0 日であった（図 5.22）。これは、流動だけではなく、水質としても 2008 年が湾奥部への浮遊幼生輸送・生残に適していたことを示す。こうした結果から、有明海南部海域も幼生供給を担っている可能性が考えられ、広域的な母貝団地造成も重要であることが示唆された。

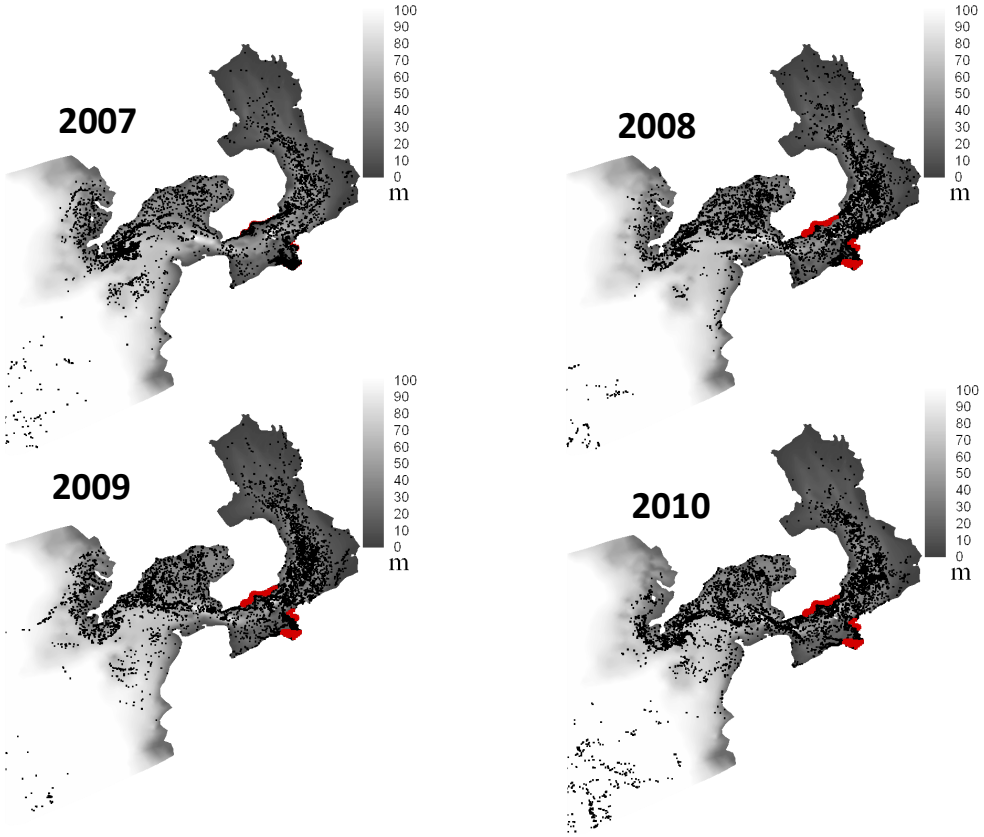


図 5.19　A・B海域から放出 3 週間後の粒子の分布

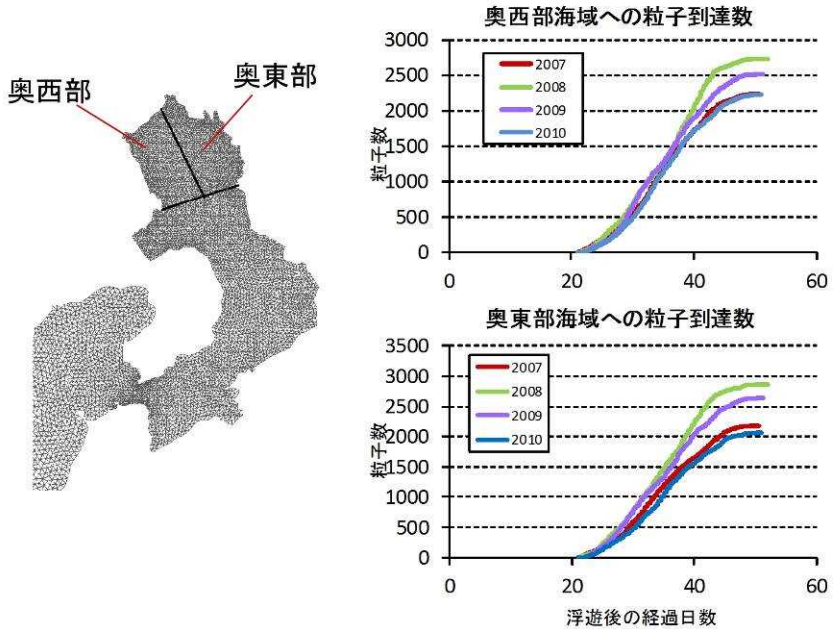


図 5.20　A・B海域から放出3～4週間後における湾奥部海域への到達粒子数

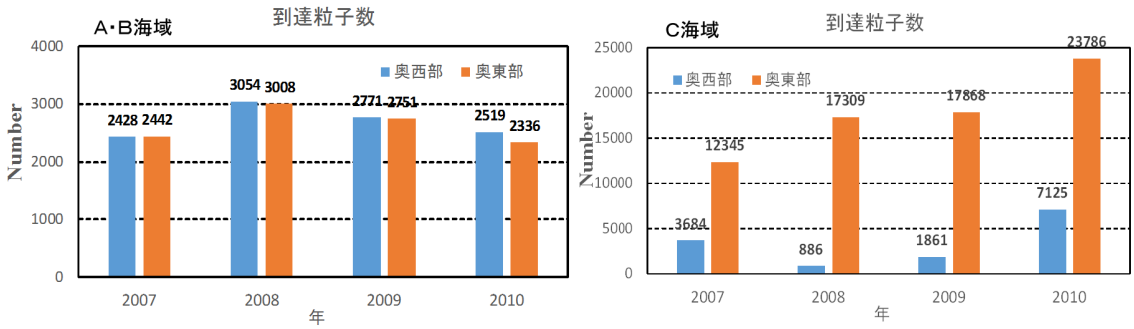


図 5.21　A・B及びC海域から放出3～4週間後における湾奥部海域への到達粒子数

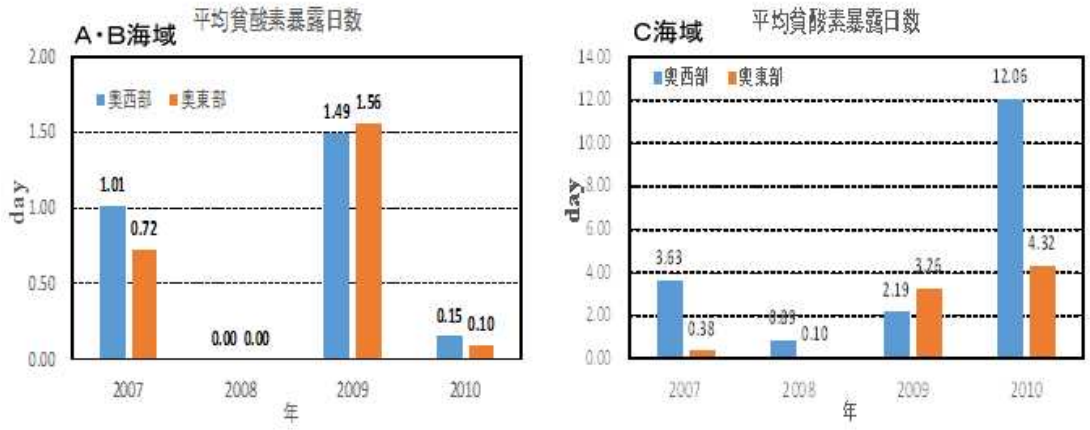


図 5.22　Ａ・Ｂ及びＣ海域から放出後に有明海奥部に到達した粒子の貧酸素（<3.0mg/L）暴露平均日数

このような有明海南部から湾奥部への幼生輸送が生じる機構について考察する。夏期の有明海は湾奥部に多くの淡水流入があるため、湾スケールの流動構造としてエスチュアリー循環が卓越する。その結果、有明海南部と湾奥部をつなぐ海底水道における平均流は、上層で流出、下層で流入という流れとなる（図 5.23)。湾南部底層で発生したタイラギ浮遊幼生がこのような下層の流れに乗ると、湾奥部へと輸送される。2007、2009、2010 年に比べて 2008 年は、8 月中旬から 9 月にかけて、下層で強い流入傾向にあった。これは、この年の計算期間における河川流量が他の年よりも多かったこと、北西風が強かったことにより、エスチュアリー循環が強化された結果であると考えられた。Ａ・Ｂ海域から湾奥部への粒子の輸送が 2008 年に最も多くなったのは、このようにエスチュアリー循環が強化されたためであると考えられた。2008 年が最も多かったものの、シミュレーションの結果ではＡ・Ｂ海域からの粒子はいずれの年についても湾奥部にも輸送されたことから、主要漁場である有明海湾奥部だけでなく、有明海南部海域についても恒常的に有明海湾奥部への浮遊幼生の供給源として機能している可能性が考えられた。湾奥東部海域については、湾奥東部自体から供給される浮遊幼生が最も重要だと考えられ、母貝集団としても本海域における資源の保全・回復の重要性を示している。

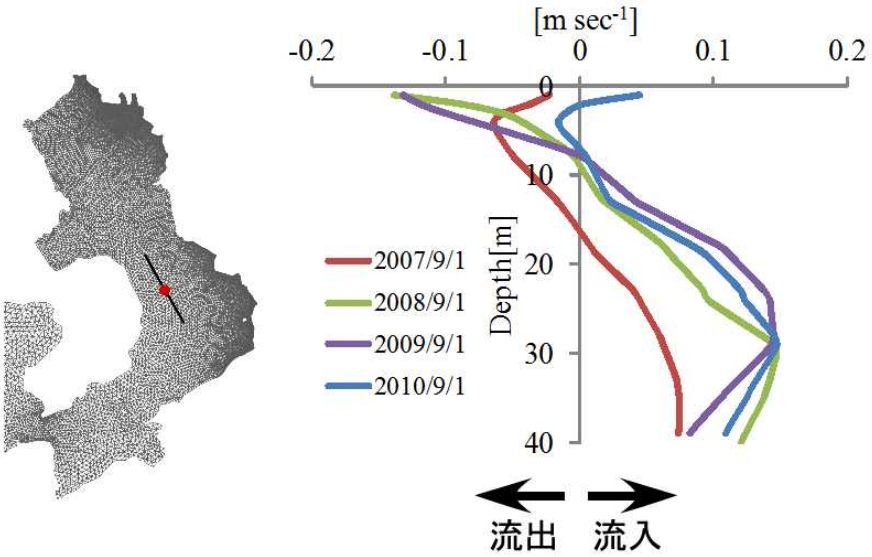


図 5.23　有明海中央部における湾軸方向の平均流の鉛直分布

なお、2005～2007 年に西海区水産研究所が行ったタイラギ浮遊幼生調査の結果では、比較的小型の浮遊幼生が南部（地点 M、S、A、F）で、大型の幼生が北部（O、P6、T5、B3）でみられたことから（図 5.24)、南部で発生した浮遊幼生が北部へ輸送された可能性があるという上記の数値実験の結果と矛盾しない結果が得られている。

以上の結果は、タイラギの主漁場である有明海湾奥部に対しては、有明海湾奥部だけではなく有明海の広い範囲から浮遊幼生の供給がなされている可能性があることを示唆している。したがって、有明海湾奥部におけるタイラギ資源回復のためには、湾奥部だけではなく、有明海を個別海域・県域を越えて全体で捉え、様々な海域における母貝集団の保全・育成をしていくことが重要であると考えられた。なお、今回のシミュレーションでは、浮遊幼生の鉛直分布、放出時期の推定・母貝密度の考慮等の課題がある。

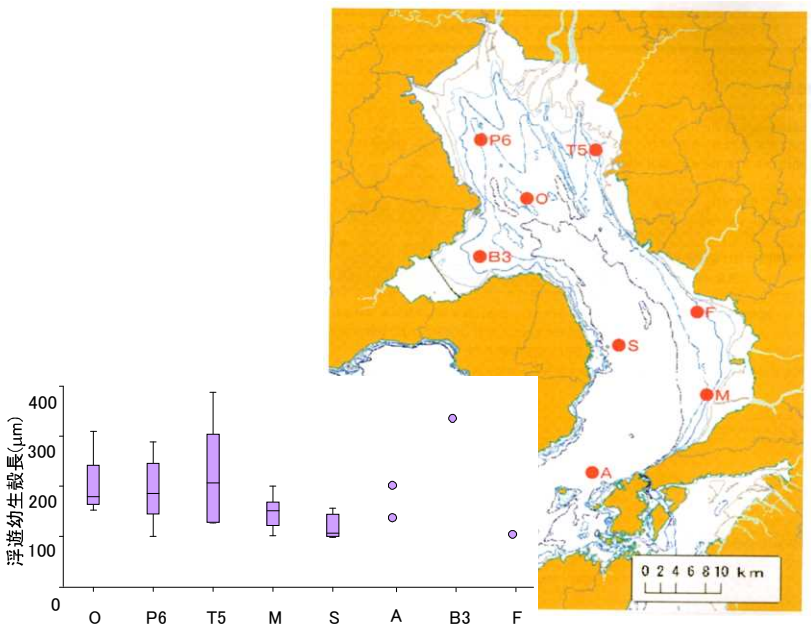


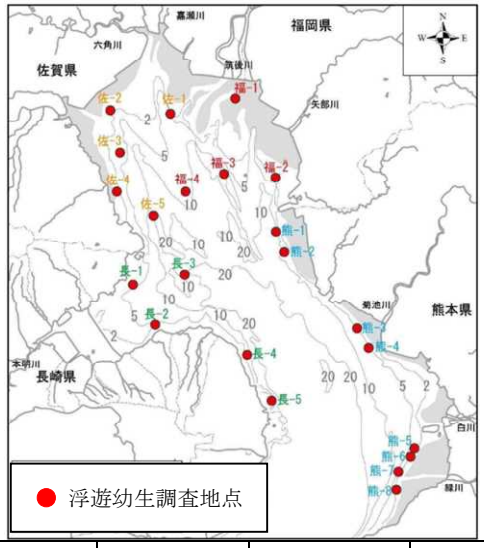
図 5.24　有明海におけるタイラギ浮遊幼生調査殻長組成（2005～2007 年合計）（西海区水産研究所調査）

イ）アサリ（4県協調の取組におけるアサリの浮遊幼生供給ネットワークの推定）

① 試算の目的（4県協調の取組の概要）

2015年度から2017年度の3年間にかけて、福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県の4県と農林水産省が協調し、（国研）水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センターの助言等の協力の下、有明海の再生に資する二枚貝類等の資源回復に向け、生息状況の把握を行うとともに漁場環境改善の取組を行っている[5)]。

その一環として、今後、より効率的な漁場環境改善に向けた事業の実施につなげ、二枚貝類等の資源回復の加速化を図っていくため、4県が協調したアサリ等の浮遊幼生・着底稚貝調査を実施しており（図 5.25）、アサリについては、この結果を基に、モデル解析による浮遊幼生の産卵場・着底場の推定を行っている。



調査項目	調査時期	調査頻度	地点数
浮遊幼生	4～6月 9～11月	1回/1週間～10日	22地点
着底稚貝	6，12月	1回/月	20地点

図 5.25　4県協調の取組における浮遊幼生・着底稚貝調査内容（アサリの例）

② 試算の内容（浮遊幼生ネットワーク推定の流れ）

流況、水温・塩分の再現計算を行う流動モデルと、産卵場、着底場の推定を行う浮遊幼生挙動モデルによる推定を行った。検討フローを図5.26に示す。

流動モデルには、九州農政局「諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係わる環境影響評価」の水象・水質等への影響を予測・評価する際に使用した数値シミュレーションモデルを用いた。

浮遊幼生挙動モデルには、流動モデルにより計算された流況、水温・塩分を基にオイラーラグランジュ法による仮想粒子追跡を行うモデルを用いた。

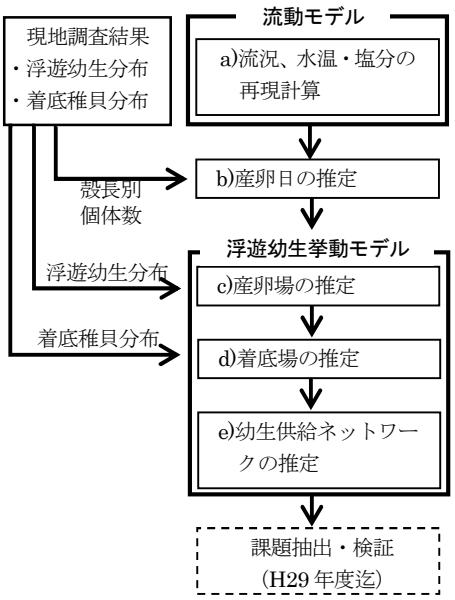


図 5.26　検討フロー

③ 試算の結果

a）アサリD型幼生分布状況と産卵場の推定

図 5.27 に2015年秋期現地調査から得られたアサリD型幼生分布状況と2015年秋期におけるアサリ産卵場推定結果を示す。推定結果では、福岡県地先から有明海東岸域にわたり産卵場がみられ、現在の主要なアサリ漁場と概ね一致した。2015年秋期と2016年春期、秋期の推定産卵場は同様な結果となった。

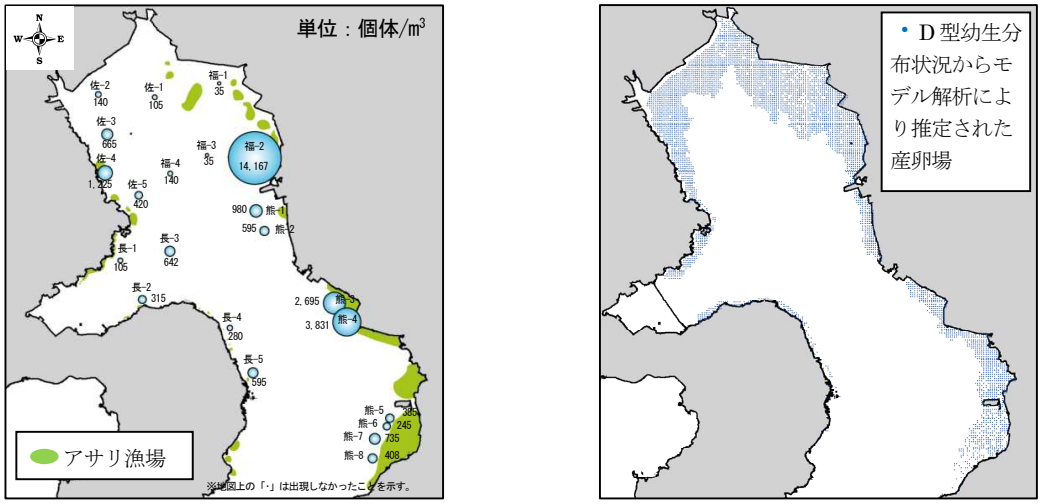


図 5.27　D型幼生分布状況(2015年秋期調査の累計)と産卵場推定結果(2015年秋期)

b）アサリ着底稚貝分布状況と着底場の推定

図 5.28 に2015年秋期現地調査から得られたアサリ着底稚貝分布状況と2015年秋期におけるアサリ着底場推定結果を示す。推定結果では、福岡県地先、熊本県荒尾沖、白川・緑川沖や諫早湾内において着底場がみられたが、これらの地点については、現地調査においても着底稚貝が確認された。2015年秋期と2016年春期、秋期の推定着底場は同様な結果となった。

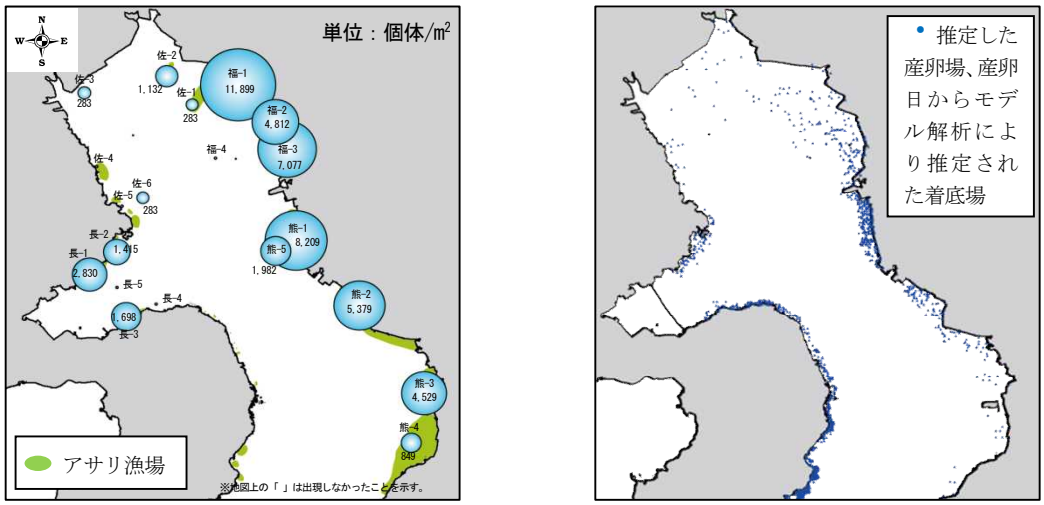


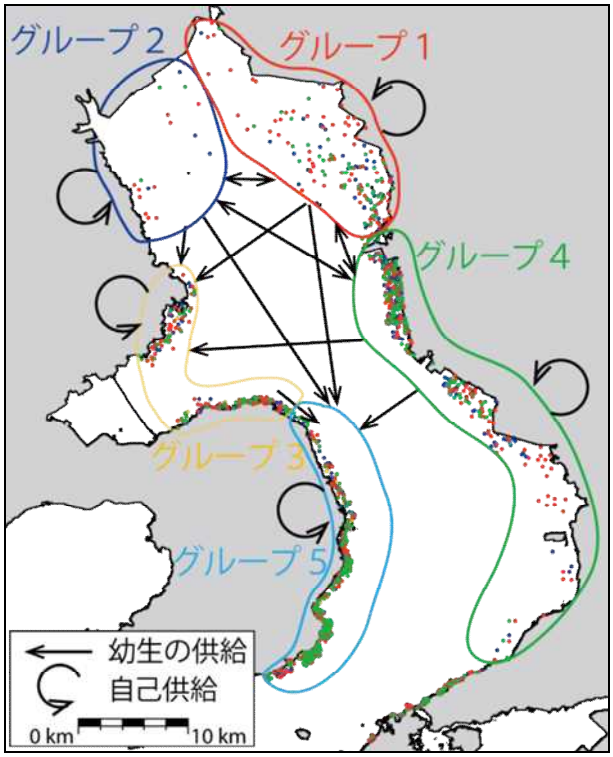
図 5.28 着底稚貝分布状況（2015年秋期調査の累計）と着底場推定結果(2015年秋期)

c）アサリ浮遊幼生供給ネットワークの推定

有明海を 5 つのグループに分け、前項で推定した産卵場と着底場の関係から、グループ間の浮遊幼生供給の有無について、図 5.29 に整理した。

福岡、佐賀、熊本県地先（グループ 1，2，4）は、幼生を相互供給すると共に、諫早湾地先（グループ 3）や島原半島地先（グループ 5）へ幼生を供給していた。また、諫早湾地先は、島原半島地先へ幼生を供給していた。島原半島地先から他グループへの幼生供給はみられなかった。

このように、有明海では広域的にアサリ浮遊幼生が供給される関係にあることが推定された。これらは、2016 年度までの 2 ヶ年の調査結果を基に推定したものであり、今後、更に再現性の向上等の検討が行われる予定である。



グループ	他のグループへの供給	他のグループからの供給	自グループ内での供給
1. 福岡県地先	すべてのグループ	グループ 2、4	あり
2. 佐賀県地先	すべてのグループ	グループ 1、4	あり
3. 諫早湾地先	グループ 5	グループ 1、2、4	あり
4. 熊本県地先	すべてのグループ	グループ 1、2	あり
5. 島原半島地先	なし	すべてのグループ	あり

図 5.29　有明海におけるアサリ幼生供給ネットワーク

３）八代海での赤潮被害防止対策の取組

八代海での赤潮発生予察に関する研究段階の先進的な事例を２つ記載した。

ア）事例１

折田ら（2013）は、気象や海象要因等について、赤潮発生年と非発生年の平均値の差を検定したところ、32 の項目で有意差が認められ、このうち６月末時点で６月中旬の日照時間、北東風の平均風速、入梅日の３項目に強い相関が認められ、これらを用いた重回帰式により、精度高く赤潮発生を予測できることを示した[6)]（表 5.4）。また環境項目と赤潮発生の因果関係について、図 5.30 のような関係にあることを推測している。

表 5.4　重回帰分析による八代海における赤潮発生年の予測結果

年	赤潮発生	日照時間 6月中旬水俣	平均風速(北東) 6月八代	入梅日 5月1日起算	予測値	判定※
1988	小発生	26.6	0.7	31.0	−0.6	—
1989	小発生	46.3	0.5	35.0	−0.4	—
1990	発生	67.7	1.3	29.0	0.7	A
1991	非発生	12.8	0.7	18.0	−1.5	B
1992	発生	55.2	0.9	35.0	0.3	A
1993	非発生	16.2	1.1	16.0	−1.0	B
1994	非発生	16.2	0.8	24.0	−1.1	B
1995	非発生	40.5	0.7	24.0	−0.8	B
1996	非発生	9.4	0.7	26.0	−1.2	B
1997	非発生	47.1	0.9	32.0	0.0	B
1998	非発生	35.2	0.5	27.0	−1.0	B
1999	非発生	31.1	0.7	32.0	−0.4	B
2000	非発生	44.4	0.4	25.0	−1.1	B
2001	非発生	55.9	0.8	20.0	−0.6	B
2002	小発生	47.4	1.0	40.0	0.6	—
2003	発生	19.0	1.2	39.0	0.4	A
2004	発生	70.4	1.3	28.0	0.7	A
2005	発生	52.7	1.5	41.0	1.5	A
2006	小発生	44.6	0.9	25.0	−0.3	—
2007	非発生	31.6	0.4	31.0	−1.0	B
2008	小発生	27.6	0.6	27.0	−1.0	—
2009	発生	77.1	1.1	32.0	0.7	A
2010	発生	31.9	1.1	42.0	0.7	A
2011	非発生	5.8	0.9	22.0	−1.2	B
2012	非発生	21.2	1.2	30.0	−0.1	B

※判定　A:発生予想　B:非発生予想　ー:判定対象外

（予測式）＋値の場合は発生予想、ー値の場合は非発生予想

赤潮発生 ＝ 0.015×日照時間（6月中旬の水俣での日照時間（hr））
＋ 1.378×平均風速（北東）（6月の八代での平均風速（m/s））
＋ 0.056×入梅日（5月1日から九州南部梅雨入り日までの積算日数）
− 3.723

補正 R^2 = 0.734　F = 18.48　(p<0.001)

※*Chattonella*が100 cells/mL以上出現した年を赤潮発生と判定した。

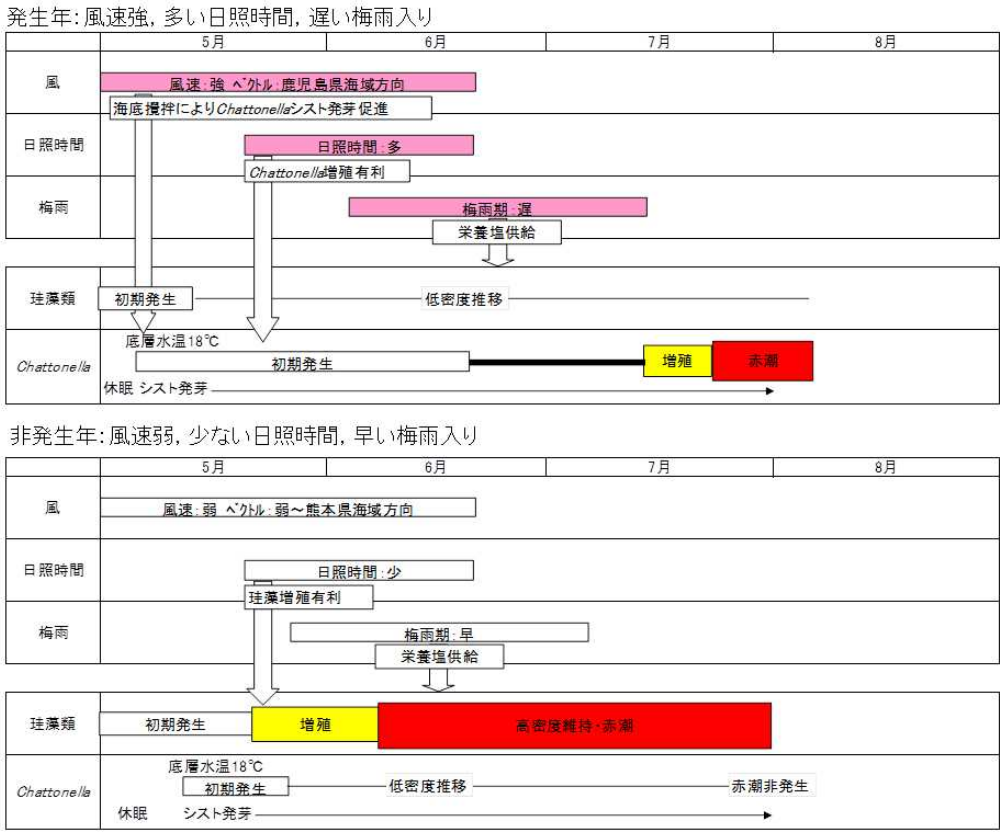


図 5.30　八代海において赤潮発生に関与する因子の相互作用

折田ら（2013）における 3 要因と赤潮発生との因果関係を要約すると以下のようになる。

・赤潮発生前に湾軸方向である北東風が卓越すると、海底が攪乱されて *Chattonella* のシストが再懸濁して発芽しやすくなる。

・次にシストから発芽直後の *Chattonella* は、5 月から 6 月にかけて日照時間が長いと光合成が活発になって急激に増殖する。逆に競合者である珪藻類は出現が低調である。

・こうした状況が続くと 6 月中旬には *Chattonella* がある程度の密度まで増殖する。

・*Chattonella* は遊泳しながら海面から海底近くの栄養塩まで利用可能であるため、入梅日が遅く海面近くの栄養塩濃度が低く推移しても、珪藻類と異なり栄養欠乏に陥り難い特性を有している。

・6 月上旬の段階で珪藻類が卓越し、例年通りに 6 月上旬に梅雨入りで降雨があれば、海域に負荷された栄養塩が珪藻類へと移行し、*Chattonella* は台頭できない。しかし、6 月下旬まで降雨による栄養塩負荷がないと、珪藻類の出現が低調で *Chattonella* が赤潮発生直前まで増殖しているので、海域に負荷された栄養塩が *Chattonella* に利用されて赤潮が発生する。

イ）事例２

Onitsuka et al.（2015）は1998年から2012年までの25年間の *Chattonella* 赤潮発生状況と1月から6月までの気象データを解析し、八代海における *Chattonella* 赤潮の発生に関わる気象因子を抽出した[7]。その結果、赤潮の発生時期と2月から4月の平均気温（八代市）と九州南部の入梅日との間に相関があることを示した（図 5.31）。すなわち、八代市の冬期の平均気温と入梅日という2つの気象因子をプロットすることにより、赤潮発生年・非発生年を区分することが可能だという。

この場合の赤潮発生プロセスは以下のように推定されている。

- 冬期の平均気温が高いと、海域の水温も例年よりも高く推移する。このことにより、*Chattonella* の初期出現が例年よりも早くなる。
- この状態で *Chattonella* が高い細胞密度に達し、なおかつ例年よりも入梅日が遅れると、より効率的に陸域から負荷された栄養塩が *Chattonella* に利用され、赤潮が発生する。

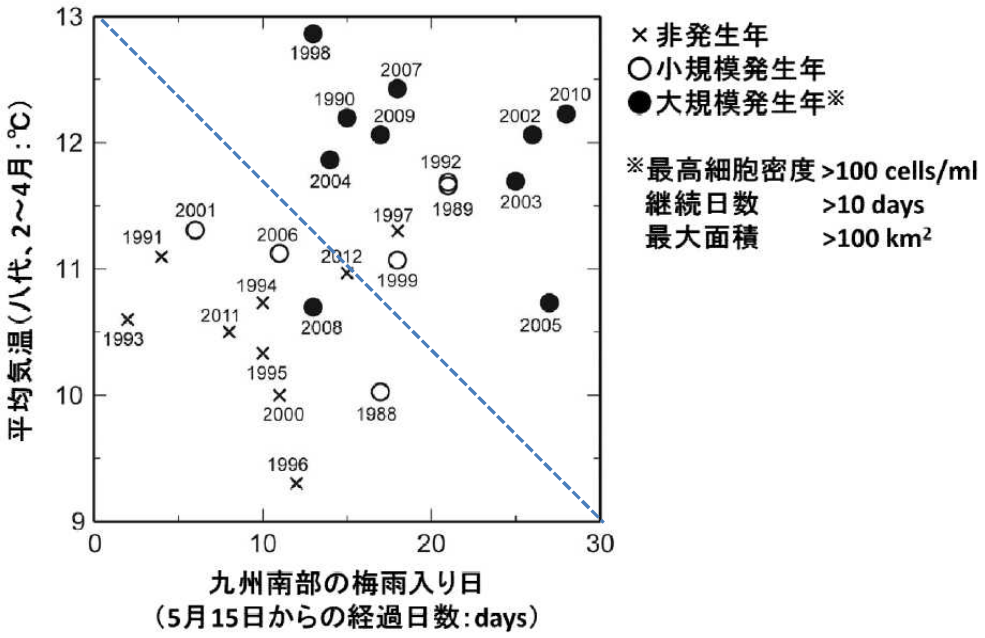


図 5.31　*Chattonella* 赤潮の発生と2月から4月の気温（アメダス八代）及び九州南部の梅雨入り日との関係

折田ら（2013）と Onitsuka et al.（2015）のいずれも、6月の時点で *Chattonella* がある程度高密度になった状況で降雨があると、陸域から負荷された栄養塩が *Chattonella* に利用されて赤潮が発生するという点で合致している。特に Onitsuka et al.（2015）の場合は冬期の平均気温が予測因子の一つとして挙げられており、長期予測が可能であろう。

参考文献

1）水産庁（2011）：平成22年度有明海等漁業関連情報提供委託事業報告書.
2）山口創一，速水祐一，木元克則（2015）：カキ礁による有明海貧酸素水塊の抑制効果，沿岸海洋研究，第53巻，第1号，pp.25-38.
3）環境省（2016）「平成27年度有明海・八代海等再生評価支援事業（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査）」
4）山口創一，速水祐一，木元克則（2015）：カキ礁による有明海貧酸素水塊の抑制効果，沿岸海洋研究，第53巻，第1号，pp.25-38.
5）福岡県，佐賀県，長崎県，熊本県，農林水産省九州農政局(2015、2016)：有明海漁場環境改善連絡協議会資料
6）折田和三，西広海，田原義雄，中村章彦（2013）：統計学的手法を用いた八代海の *Chattonella* 赤潮発生に関与する要因抽出と予察の可能性，鹿児島県水産技術開発センター研究報告，第4巻，pp.24-32.
7）Onitsuka G, Aoki K, Shimizu M（2015）：Meteorological conditions preceding *Chattonella* bloom events in the Yatsushiro Sea, Japan, and possible links with the East Asian monsoon, Fisheries Science, Vol.81, pp.123-130.

別表 1　有明海・八代海等総合調査評価委員会　委員名簿

（五十音順）

氏名	職名
秋山壽一郎（平成 25 年度～） 福岡　捷二（平成 23～25 年度）	九州工業大学名誉教授 中央大学研究開発機構教授
岩渕　光伸	福岡県水産海洋技術センター有明海研究所所長
上田　直子	北九州市立大学国際環境工学部教授
岡田　光正（委員長）	放送大学教授・教育支援センター長
久場　隆広（平成 25 年度～） 楠田　哲也（平成 23～25 年度） （委員長代理：平成 23～25 年度）	九州大学大学院工学研究院教授 北九州市立大学大学院国際環境工学部教授
古賀　秀昭	佐賀県農林水産部特別技術顧問
小松　利光	九州大学名誉教授
清野　聡子	九州大学大学院工学研究院准教授
滝川　　清 （委員長代理：平成 25 年度～）	熊本大学名誉教授
樽谷　賢治（平成 27 年度～） 青野　英明（平成26～27年度） 有瀧　真人（平成23～25年度）	国立研究開発法人水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センター長 国立研究開発法人水産総合研究センター西海区水産研究所資源生産部部長
内藤佳奈子（平成 27 年度～） 本城　凡夫（平成 23～27 年度）	県立広島大学生命環境学部環境科学科准教授 香川大学瀬戸内圏研究センター特任教授
中田　　薫	国立研究開発法人水産研究・教育機構理事
中田　英昭	長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科教授
中村　由行	横浜国立大学大学院都市イノベーション研究院教授
西村　　修	東北大学大学院工学研究科教授
速水　祐一	佐賀大学低平地沿岸海域研究センター准教授
山口　敦子	長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科教授
山口　啓子	島根大学生物資源科学部教授
山田真知子	福岡女子大学大学院特任教授
山本　智子	鹿児島大学水産学部教授
小林　政広（平成 28 年度～） （臨時委員） 清水　　晃（平成 24～27 年度） （臨時委員）	国立研究開発法人森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点チーム長　立地環境研究領域土壌特性研究室併任 国立研究開発法人森林総合研究所九州支所地域研究監

別表 2　有明海・八代海等総合調査評価委員会

生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会　委員名簿

（五十音順）

区分	氏名	職名
委員	岩渕　光伸	福岡県水産海洋技術センター有明海研究所所長
	古賀　秀昭	佐賀県農林水産部特別技術顧問
	滝川　　清	熊本大学名誉教授
	樽谷　賢治（平成27年度～）（委員長） 青野　英明（平成25～27年度）（委員長） 有瀧　真人（平成24年度）（委員長）	国立研究開発法人水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センター長 国立研究開発法人水産総合研究センター西海区水産研究所資源生産部部長
	内藤佳奈子（平成27年度～） 本城　凡夫（平成24～27年度）	県立広島大学生命環境学部環境科学科准教授 香川大学瀬戸内圏研究センター特任教授
	速水　祐一	佐賀大学低平地沿岸海域研究センター准教授
	山本　智子	鹿児島大学水産学部教授
専門委員	伊藤　史郎（平成27年度～） 川村　嘉応（平成25～26年度）	佐賀県有明水産振興センター所長
	大村　浩一（平成24～26年度）	福岡県水産海洋技術センター有明海研究所所長
	佐々木謙介（平成27年度～） 柳原　重臣（平成26年度） 福留己樹夫（平成24～25年度）	鹿児島県水産技術開発センター所長
	平山　　泉（平成27年度～） 鎌賀　泰文（平成26年度） 梅崎　祐二（平成24～25年度）	熊本県水産研究センター所長
	松山　幸彦	国立研究開発法人水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センター資源培養グループ長
	栁村　智彦（平成28年度～） 藤井　明彦（平成25～27年度） 田添　　伸（平成 24 年度）	長崎県総合水産試験場場長

別表 3　有明海・八代海等総合調査評価委員会
海域再対策検討作業小委員会　委員名簿

（五十音順）

区分	氏名	職名
委員	小松　利光	九州大学名誉教授
	滝川　　清（委員長）	熊本大学名誉教授
	樽谷　賢治（平成27年度～）	国立研究開発法人水産研究・教育機構西海区水産研究所有明海・八代海漁場環境研究センター長
	青野　英明（平成25～27年度） 有瀧　真人（平成24年度）	国立研究開発法人水産総合研究センター西海区水産研究所資源生産部部長
	山口　敦子	長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科教授
	山口　啓子	島根大学生物資源科学部教授
臨時委員	小林　政広（平成28年度～）	国立研究開発法人森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点チーム長　立地環境研究領域土壌特性研究室併任
	清水　　晃（平成24～27年度）	国立研究開発法人森林総合研究所九州支所地域研究監
専門委員	桐　　博英（平成28年度～）	国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構農村工学研究部門水利工学研究領域沿岸域水理ユニット長
	白谷　栄作（平成24～27年度）	国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構農村工学研究所企画管理部業務推進室室長
	橋本　晴行	九州大学大学院工学研究院教授
	東　　博紀（平成26年度～） 牧　　秀明（平成24～25年度）	国立研究開発法人国立環境研究所地域環境研究センター海洋環境研究室主任研究員
	古川　恵太	公益財団法人笹川平和財団海洋政策研究所海洋研究調査部部長 横浜国立大学総合的海洋教育・研究センター客員教授
	松野　　健	九州大学応用力学研究所教授

別表 4.1　有明海・八代海等総合調査評価委員会開催状況

	主な報告内容
第 28 回 (H23.10.28 開催)	1) 委員長の選任について 2) 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の一部改正について＜環境省＞ 3) 有明海及び八代海を巡る最近の水環境及び漁業生産等の状況について＜環境省＞ 4) 委員会報告（平成 18 年 12 月）の記載事項への対応状況について＜環境省＞ 5) 今後の検討スケジュール等について＜環境省＞
第 29 回 (H24.3.9 開催)	1) 前回委員会における委員指摘事項について＜環境省＞ 2) 各省庁における再生等の取組みについて（各省庁報告）＜水産庁、国土交通省及び環境省＞ 3) 有明海及び八代海を巡る現況について（委員報告）＜有瀧委員＞ 4) 今後の審議事項、進め方等について＜環境省＞
第 30 回 (H24.6.19 開催)	1) 各省における再生等の取組みについて（各省庁報告）＜農林水産省及び林野庁＞ 2) 橘湾の海域特性について（委員報告）＜中田英昭委員＞ 3) 小委員会の設置について＜環境省＞
第 31 回 (H25.3.28 開催)	1) 小委員会におけるこれまでの取組の概要について＜環境省＞ 2) 有明海有用二枚貝類の整理と検討＜有瀧委員＞ 3) 有明海の有用二枚貝類に係るこれまでの検討状況のとりまとめ（たたき台）＜環境省＞
第 32 回 (H25.11.27 開催)	1) 生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会の取組について小委員会における平成 25 年度の取組状況について＜有瀧委員及び松山専門委員＞ 2) 海域再生対策検討作業小委員会の取組について＜滝川委員及び環境省＞
第 33 回 (H26.3.11 開催)	1) 海域再生対策検討作業小委員会の取組について＜滝川委員及び環境省＞ 2) 生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会の取組について小委員会における平成 25 年度の取組状況について＜速水委員及び有瀧委員＞
第 34 回 (H26.12.16 開催)	1)「有明海・八代海等総合調査評価委員会報告」について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の再生関連事業について（農林水産省からの報告）＜農林水産省＞ 3) 八代海における夏期赤潮の発生に関する検討状況について（生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会からの中間報告）＜松山専門委員＞ 4) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査結果の概要について＜農林水産省＞
第 35 回 (H27.3.23 開催)	1) 海域再生対策検討作業小委員会検討事項＜環境省＞ 2) 生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会検討事項＜速水委員及び松山専門委員＞
第 36 回 (H27.11.9 書面審議)	1) 委員長の選任について
第 37 回 (H28.1.7 開催)	1) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察（環境特性、二枚貝類の減少等）等について＜環境省＞
第 38 回 (H28.3.23 開催)	1) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察（環境特性、二枚貝類の減少等）等について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞
第 39 回 (H28.12.22 開催)	1) 有明海・八代海等の概要について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 3) 問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 4) 再生への取組について＜環境省＞
第 40 回 (H29.1.24 開催)	1) ケーススタディについて＜農林水産省＞ 2) 委員会報告について＜環境省＞
第 41 回	

別表 4.2(1)　有明海・八代海総合調査評価委員会
生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会開催状況

	主な報告内容
第 1 回 (H24.9.10 開催)	1) 小委員会の設置について＜環境省＞ 2) 小委員会の作業方針について＜環境省＞ 3) 情報収集方針について＜環境省＞
第 2 回 (H24.12.21 開催)	1) 有用二枚貝類の現況、問題点、問題点の原因・要因について＜松山専門委員＞ 2) 九州北部豪雨による影響について＜環境省＞
第 3 回 (H25.3.1 開催)	1) 有明海の有用二枚貝の現況、問題点、問題点の原因・要因について ［1］海域再生対策検討作業小委員会からの経過報告について＜環境省＞ ［2］有明海産タイラギの生態特性と漁場形成要因＜古賀委員＞ 2) これまでの検討状況の整理、とりまとめについて＜環境省＞
第 4 回 (H25.7.8 開催)	1) 有明海・八代海における夏期赤潮の発生状況の整理と検討について＜環境省＞ 2) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査計画について＜農林水産省＞
第 5 回 (H25.10.28 開催)	1) 夏の赤潮の整理と検討（魚毒性の発現・被害軽減等）＜松山専門委員＞ 2) 有明海・八代海における貧酸素水塊＜速水委員＞
第 6 回 (H26.2.20 開催)	1) 有明海・八代海における貧酸素水塊＜速水委員＞ 2) 海域区分ごとの環境特性と連関図について＜環境省＞
第 7 回 (H26.6.30 開催)	1) 二枚貝の減少要因と対策について＜松山専門委員＞
第 8 回 (H26.11.17 開催)	1) 八代海における夏期赤潮の整理と検討について＜松山専門委員＞
第 9 回 (H27.2.26 開催)	1)「有明海・八代海等総合調査評価委員会報告」について＜環境省＞ 2) 有明海の二枚貝類と貧酸素、赤潮との関連の検討について＜速水委員＞ 3) 有明海二枚貝類の減少要因解明等調査について＜松山専門委員＞
第 10 回 (H27.9.16 開催)	1)「有明海・八代海等総合調査評価委員会報告」について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 冬期の珪藻赤潮とノリの色落ちについて＜松山専門委員＞
第 11 回 (H27.11.30 開催)	1) 二枚貝類の減少・ノリの色落ちに関する海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞
第 12 回 (H28.2.23 開催)	1) 二枚貝類の減少・ノリの色落ちに関する海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 2) 再生への取組の検討について＜速水委員＞
第 13 回 (H28.5.24 開催)	1) 関係県、農林水産省からの報告 i) ［1］有明海再生に向けた現状と課題＜福岡県＞ ［2］有明海再生に向けた取り組み＜佐賀県＞ ［3］有明海の再生に向けて＜長崎県＞ ［4］有明海・八代海等再生への熊本県の取り組み＜熊本県＞ ［5］二枚貝類の浮遊幼生及び着底稚貝調査について＜農林水産省＞ ［6］諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査　調査結果の概要＜農林水産省＞ ［7］魚類関係＜山口敦子委員＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 3) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察（二枚貝類の減少等）について＜環境省＞ 4) 再生への取り組み（ケーススタディ）＜環境省及び松山専門委員＞
第 14 回 i) (H28.6.24 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取り組みについて＜環境省及び速水委員＞
第 15 回 i) (H28.9.15 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取組について＜環境省＞

別表 4.2(2)　有明海・八代海総合調査評価委員会
生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会開催状況

	主な報告内容
第 16 回[i)] (H28.11.2 開催)	1) 有明海・八代海等の概要について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 3) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 4) 再生への取組について＜環境省＞
第 17 回[i)] (H28.11.25 開催)	1) 有明海・八代海等の概要について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 3) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 4) 再生への取組について＜環境省＞

i) 第 13 回「1) 関係県、農林水産省からの報告」及び第 14 回～第 17 回は、海域再生対策検討作業小委員会と合同で開催した。

別表 4.3(1)　有明海・八代海総合調査評価委員会
海域再対策検討作業小委員会開催状況

	主な報告内容
第 1 回 (H24.9.11 開催)	1) 小委員会の設置について＜環境省＞ 2) 小委員会の作業方針について＜環境省＞ 3) 情報収集方針について＜環境省＞
第 2 回 (H24.12.21 開催)	1) 海洋構造、水質環境（海域)、底質環境（海域)、生物生態系の現況について＜環境省＞ 2) 九州北部豪雨による影響について＜環境省＞
第 3 回 (H25.3.1 開催)	1) 海洋構造、水質環境（海域)、底質環境（海域)、生物生態系の現況について ［1］国土交通省からの報告＜国土交通省＞ ［2］熊本県からの報告＜熊本県＞ 2) 生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会への回答について＜環境省＞ 3) これまでの検討状況の整理、とりまとめについて＜環境省＞
第 4 回 (H25.7.8 開催)	1) 海域再生対策検討作業小委員会今後の進め方について＜環境省＞ 2) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査計画について＜農林水産省＞
第 5 回 (H25.10.28 開催)	1) 海域区分とその環境特性について＜環境省＞
第 6 回 (H26.2.20 開催)	1) 海域区分ごとの環境特性と連関図について<環境省＞
第 7 回 (H26.6.30 開催)	1) 海域別の再生方策の検討について＜環境省＞ 2) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査　調査結果の概要＜農林水産省＞
第 8 回 (H26.11.17 開催)	1) 海域別の再生方策の検討について＜環境省＞
第 9 回 (H27.2.26 開催)	1)「有明海・八代海等総合調査評価委員会報告」について＜環境省＞ 2) 問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取組みについて＜環境省＞
第 10 回 (H27.9.16 開催)	1)「有明海・八代海等総合調査評価委員会報告」について＜環境省＞ 2) 海域区分（案）について＜環境省＞ 3) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 4) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査　調査結果の概要＜農林水産省＞
第 11 回 (H27.11.30 開催)	1) 環境特性等に関する海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞
第 12 回 (H28.2.23 開催)	1) 環境特性等に関する海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞
第 13 回 (H28.5.24 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察（海域特性等）について＜環境省＞ 3) 再生への取り組み（ケーススタディ）＜環境省＞ 4) 関係県、農林水産省からの報告 ii) ［1］有明海再生に向けた現状と課題＜福岡県＞ ［2］有明海再生に向けた取り組み＜佐賀県＞ ［3］有明海の再生に向けて＜長崎県＞ ［4］有明海・八代海等再生への熊本県の取り組み＜熊本県＞ ［5］二枚貝類の浮遊幼生及び着底稚貝調査について＜農林水産省＞ ［6］諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査　調査結果の概要＜農林水産省＞ ［7］魚類関係＜山口敦子委員＞
第 14 回 ii) (H28.6.24 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取り組みについて＜環境省＞
第 15 回 ii) (H28.9.15 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取組について＜環境省＞

別表 4.3(2)　有明海・八代海総合調査評価委員会
海域再対策検討作業小委員会開催状況

	主な報告内容
第 16 回[ii)] (H28.11.2 開催)	1) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 2) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 3) 再生への取組について＜環境省＞
第 17 回[ii)] (H28.11.25 開催)	1) 有明海・八代海等の概要について＜環境省＞ 2) 有明海・八代海等の環境等変化について＜環境省＞ 3) 海域毎の問題点とその原因・要因の考察について＜環境省＞ 4) 再生への取組について＜環境省＞

ii) 第 13 回「4) 関係県、農林水産省からの報告」及び第 14 回～第 17 回は、生物・水産資源・水環境問題検討作業小委員会と合同で開催した。