

(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、南側の湾中央側では白川、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。

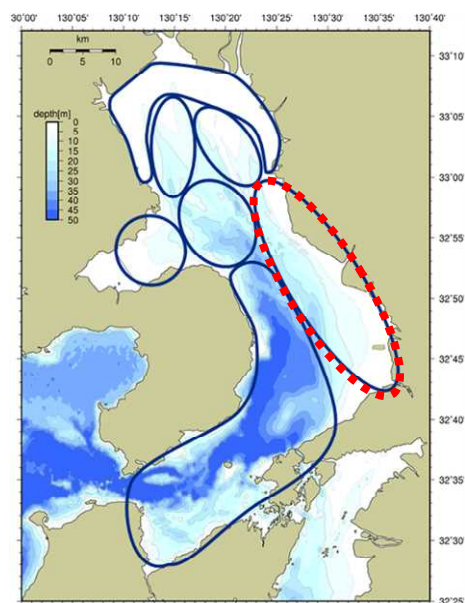


図 4.4.83 A4海域位置

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見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)。

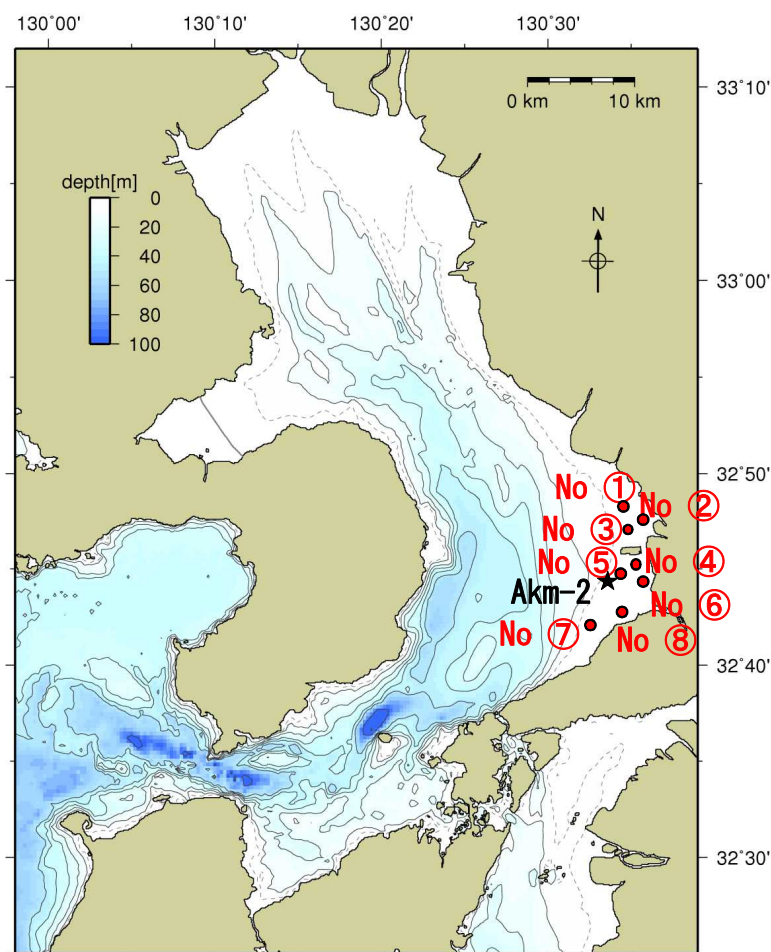
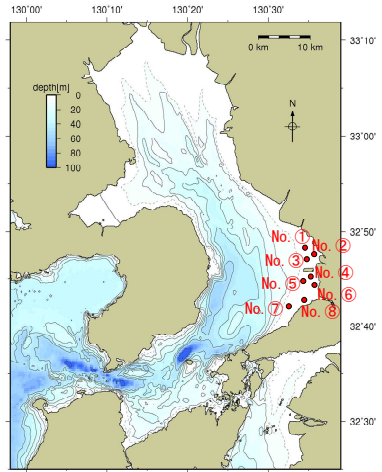
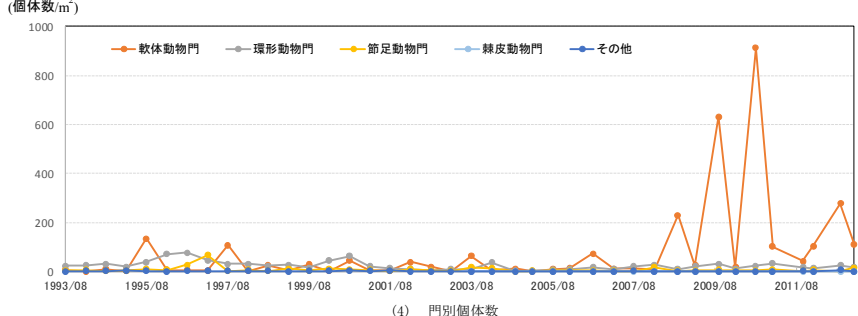
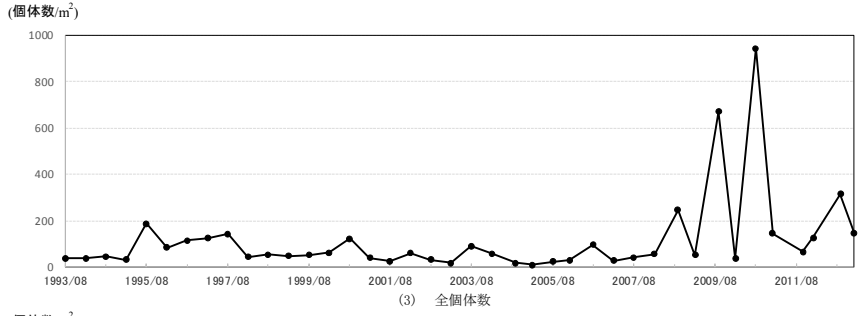
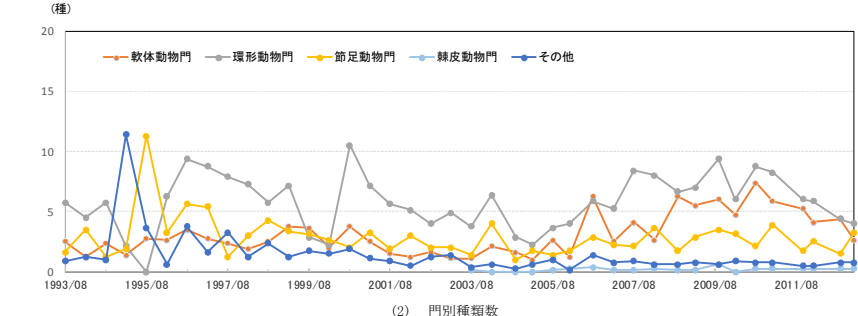
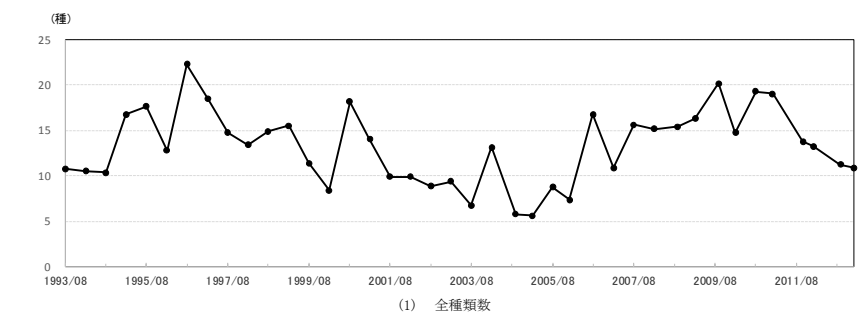


図 4.4.84 A4海域調査地点図

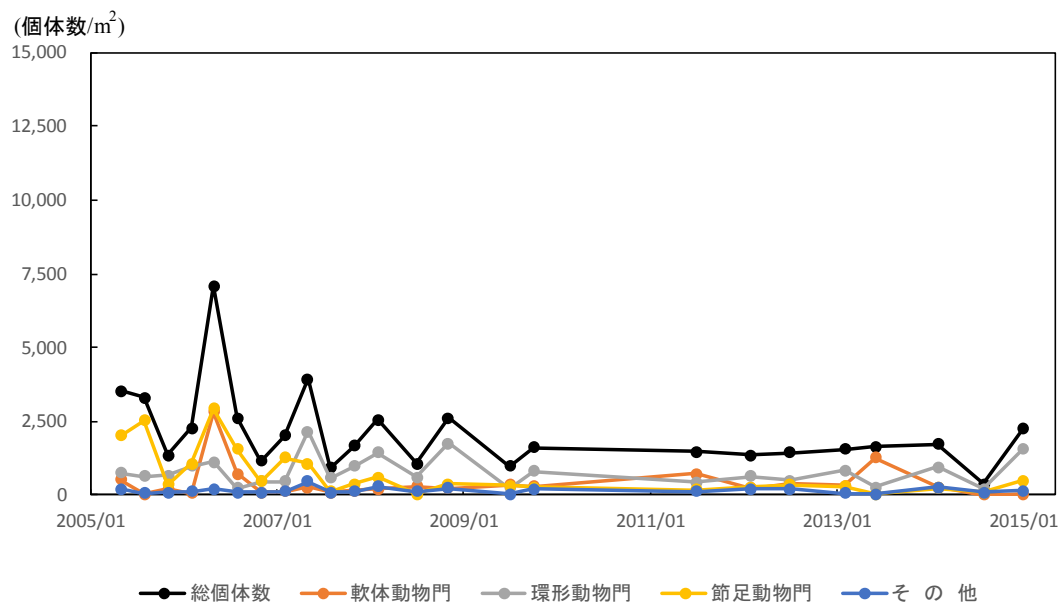
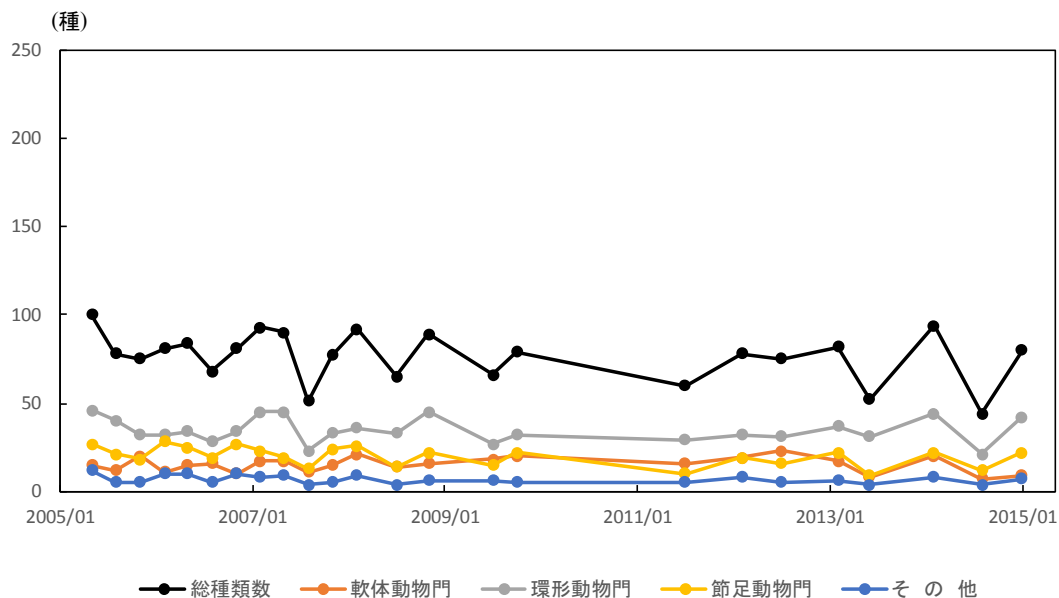


注) 右下図の8地点の平均(採泥回数2回)を示す。

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。

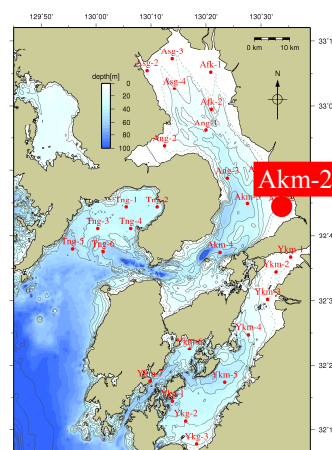


表 4.4.10 A4海域におけるベントスの主要出現種の推移

A-4			
Akm-2			
年月	門等	種名	個体数割合
2005/05	節足動物門	カムシ目	21.2%
	節足動物門	Ampelisca sp.	20.8%
2005/08	軟体動物門	二枚貝類	12.0%
	節足動物門	カムシ目	58.5%
2005/11	環形動物門	モロココカイ	10.5%
	節足動物門	Ampelisca sp.	9.2%
2006/02	環形動物門	イトコカイ科	15.6%
	節足動物門	フロスカメ	13.9%
2006/05	環形動物門	モロココカイ	5.8%
	節足動物門	カムシ目	32.8%
2006/08	環形動物門	Mediomastus sp.	25.2%
	環形動物門	モロココカイ	5.3%
2006/11	軟体動物門	二枚貝類	36.7%
	節足動物門	カムシ目	15.7%
2007/02	節足動物門	カムシ目	55.2%
	軟体動物門	二枚貝類	12.9%
2007/05	軟体動物門	二枚貝類	7.9%
	環形動物門	モロココカイ	14.4%
2007/08	節足動物門	カムシ目	11.4%
	節足動物門	トコロコエビ	7.8%
2007/11	節足動物門	カムシ目	47.6%
	環形動物門	モロココカイ	4.8%
2008/02	環形動物門	紐形動物門	4.4%
	節足動物門	トコロコエビ	15.0%
2008/07	環形動物門	Magelona sp.	13.8%
	環形動物門	モロココカイ	10.5%
2008/11	環形動物門	Magelona sp.	33.0%
	環形動物門	モロココカイ	8.9%
2009/07	環形動物門	Mediomastus sp.	7.1%
	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	20.2%
2009/10	節足動物門	クビナカスカメ	9.9%
	環形動物門	Prionospio sp.	7.4%
2009/07	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	12.8%
	節足動物門	クビナカスカメ	11.5%
2009/10	環形動物門	Sigambra tentaculata	6.8%
	軟体動物門	二枚貝類	17.2%
2011/07	環形動物門	Sigambra tentaculata	14.6%
	紐形動物門	紐形動物門	8.3%
2012/02	環形動物門	マクスビオ	10.3%
	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	8.2%
2012/07	環形動物門	モロココカイ	7.9%
	軟体動物門	二枚貝類	17.2%
2013/02	節足動物門	ウメノハナガイ	15.2%
	軟体動物門	二枚貝類	6.2%
2013/08	環形動物門	モロココカイ	14.9%
	環形動物門	Prionospio sp.	7.1%
2014/02	環形動物門	Mediomastus sp.	6.8%
	軟体動物門	二枚貝類	40.7%
2014/08	環形動物門	Mediomastus sp.	6.1%
	環形動物門	モロココカイ	5.7%
2015/01	環形動物門	Magelona sp.	16.1%
	紐形動物門	紐形動物門	9.1%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	5.7%
	紐形動物門	紐形動物門	11.7%
2015/01	節足動物門	トコロコエビ	9.2%
	環形動物門	モロココカイ	5.5%
2015/01	環形動物門	Magelona sp.	9.1%
	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	7.4%
2015/01	環形動物門	Scolecipis sp.	7.3%
	節足動物門	Photis sp.	77.0%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	5.2%
	軟体動物門	クビナカスカメ	1.8%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	10.1%
	軟体動物門	ウメノハナガイ属	7.7%
2015/01	棘皮動物門	ナマコ綱	7.6%
	棘皮動物門	キノコ科	18.7%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	12.4%
	節足動物門	チゴマテ	9.8%
2015/01	軟体動物門	二枚貝類	21.4%
	軟体動物門	シノガイ科	14.6%
2015/01	節足動物門	ユボノコエビ科	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）。

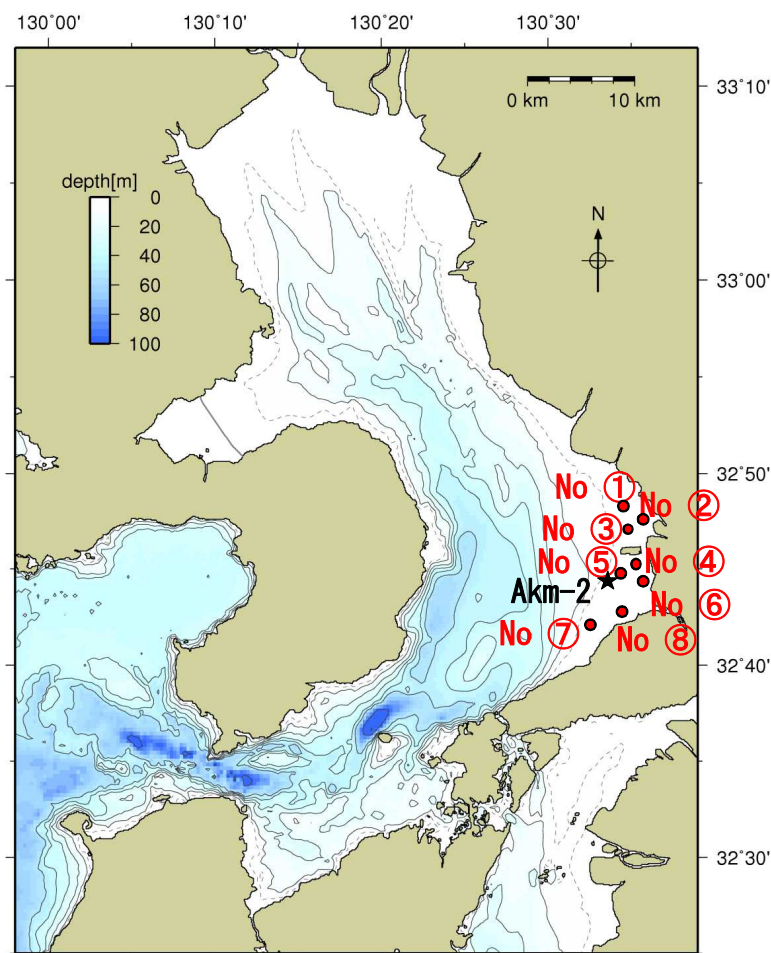
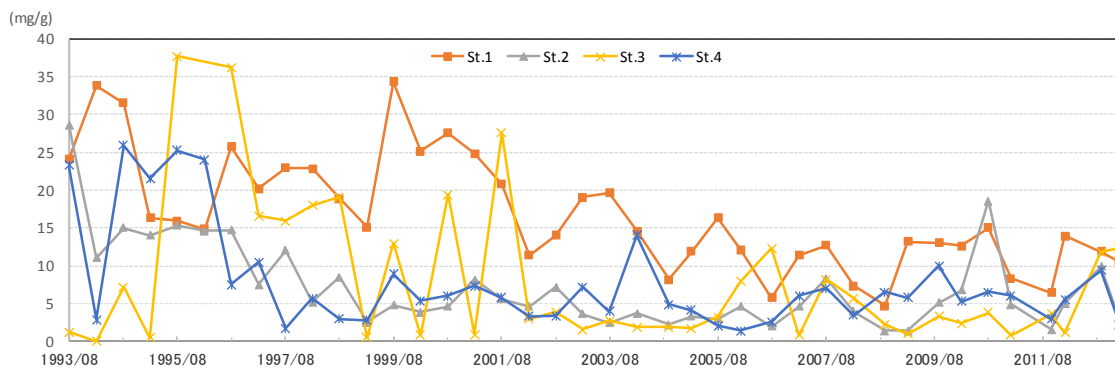
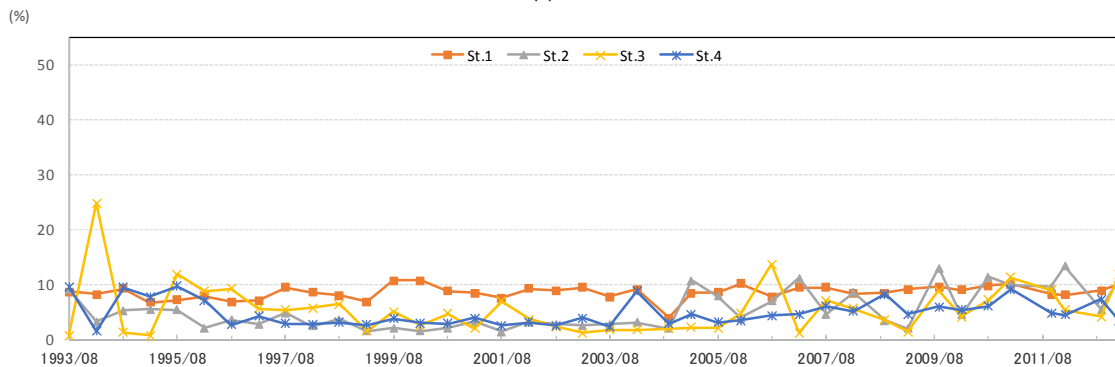


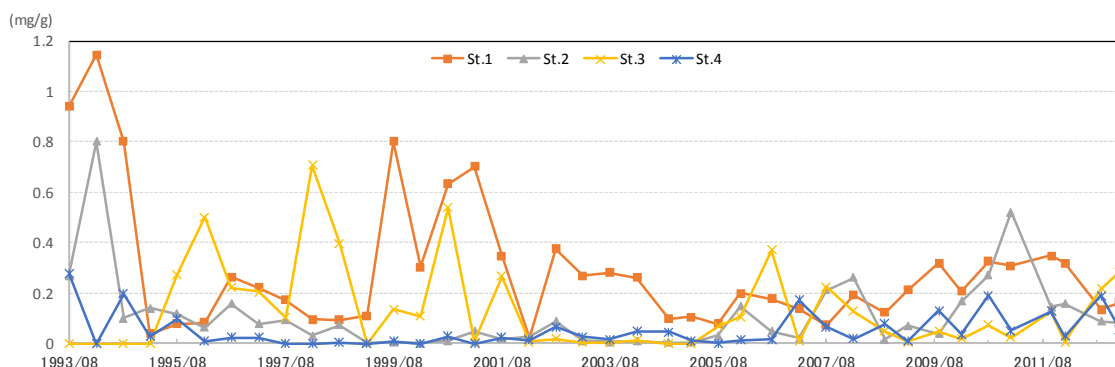
図 4.4.87 A4海域調査地点図



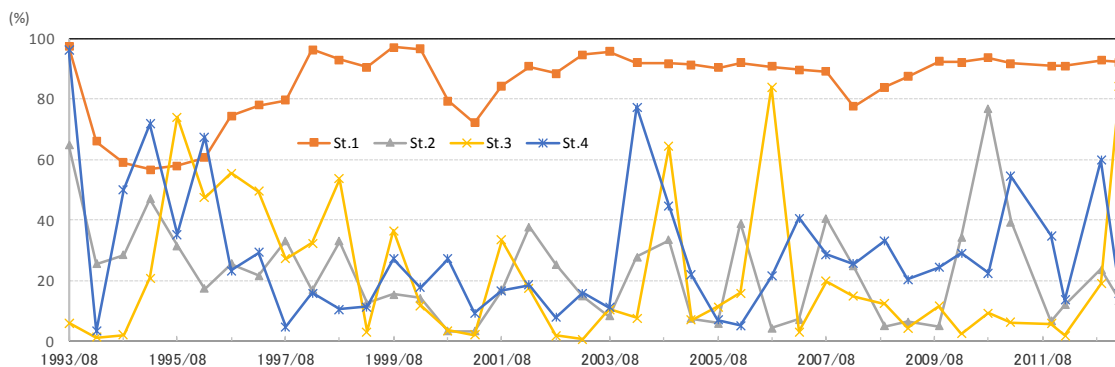
(1) COD



(2) 強熱減量



(3) 全硫化物

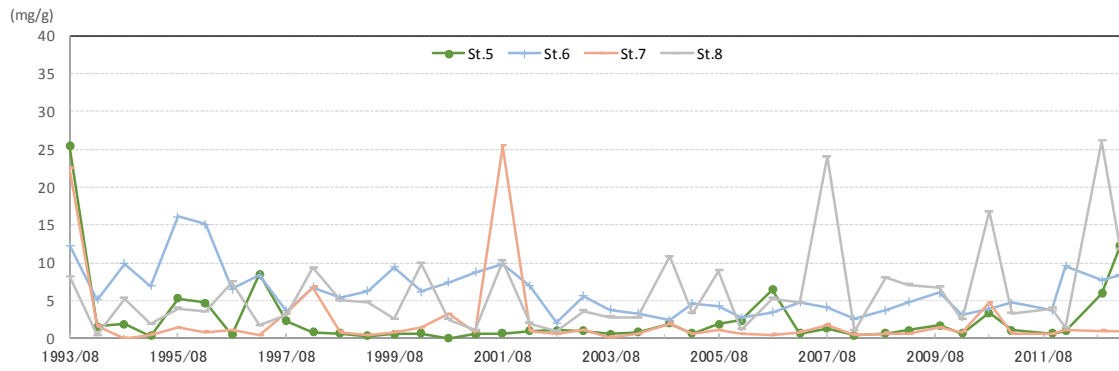


(4) 粘土・シルト分

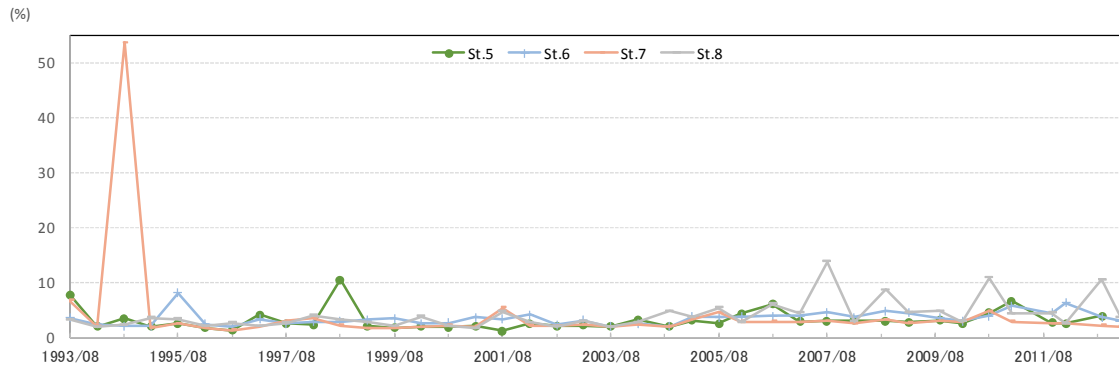
注) 図 4.4.85 熊本地先におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.88 (1) 熊本地先における底質の推移

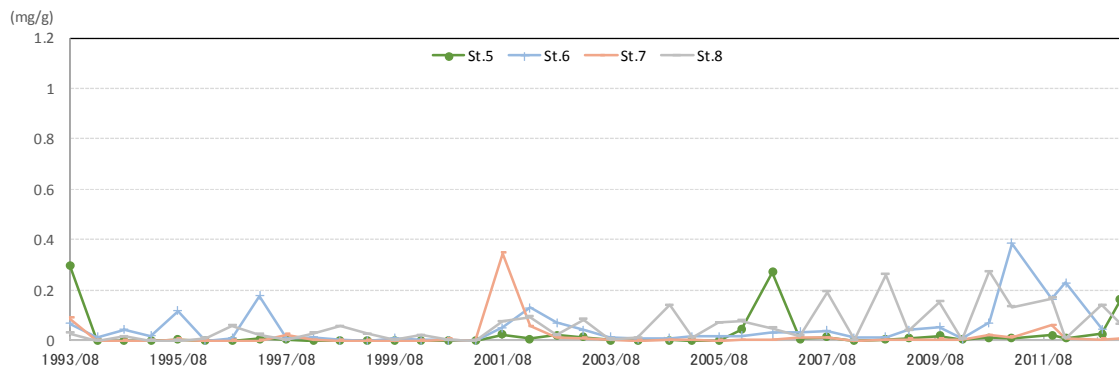
出典：熊本県による調査結果をもとに環境省が作成した。



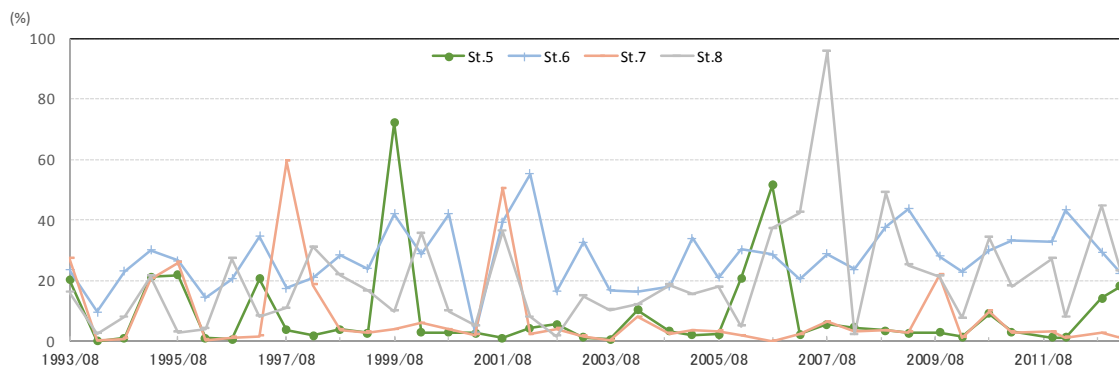
(1) COD



(2) 強熱減量



(3) 全硫化物



(4) 粘土・シルト分

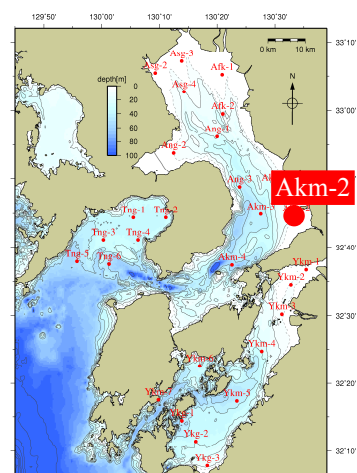
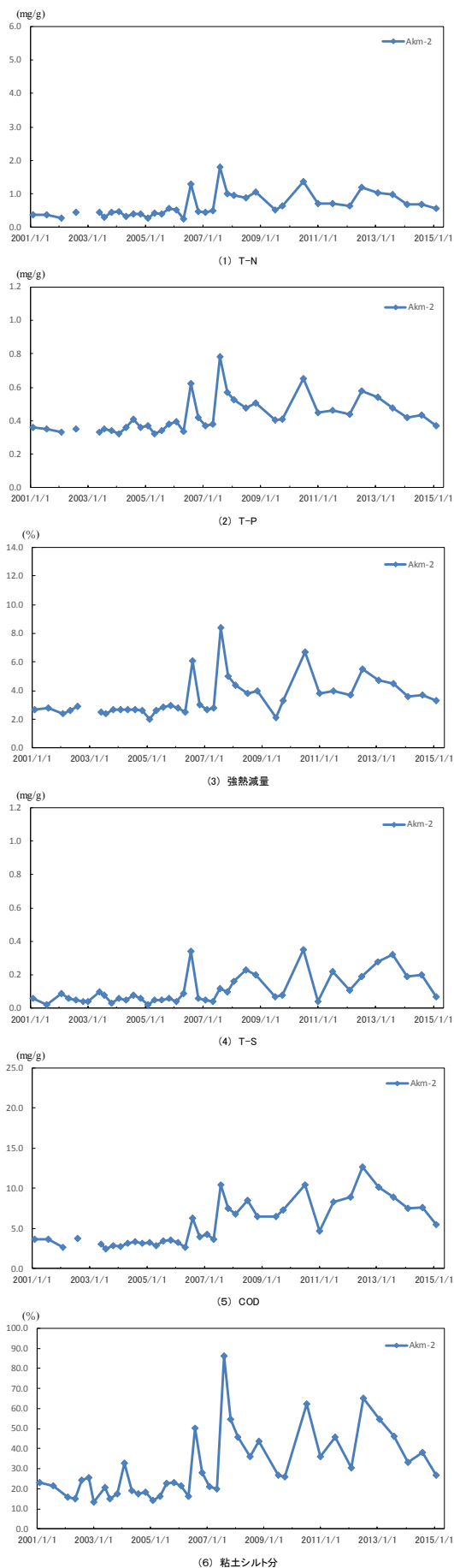
注) 図 4.4.85 熊本地先におけるベントスの推移と同一地点

図 4.4.88 (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。



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。

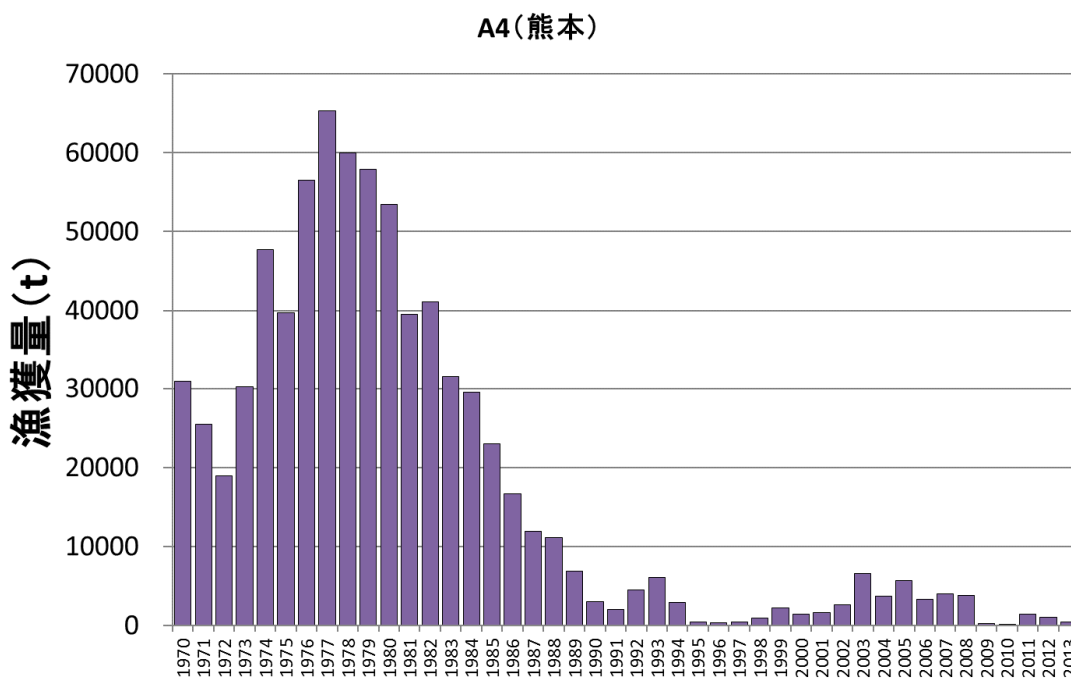


図 4.4.90 A4海域のアサリ漁獲量の推移

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12～13mm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/m³を超える発生が確認されたが、2006年以降は100個体/m³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。

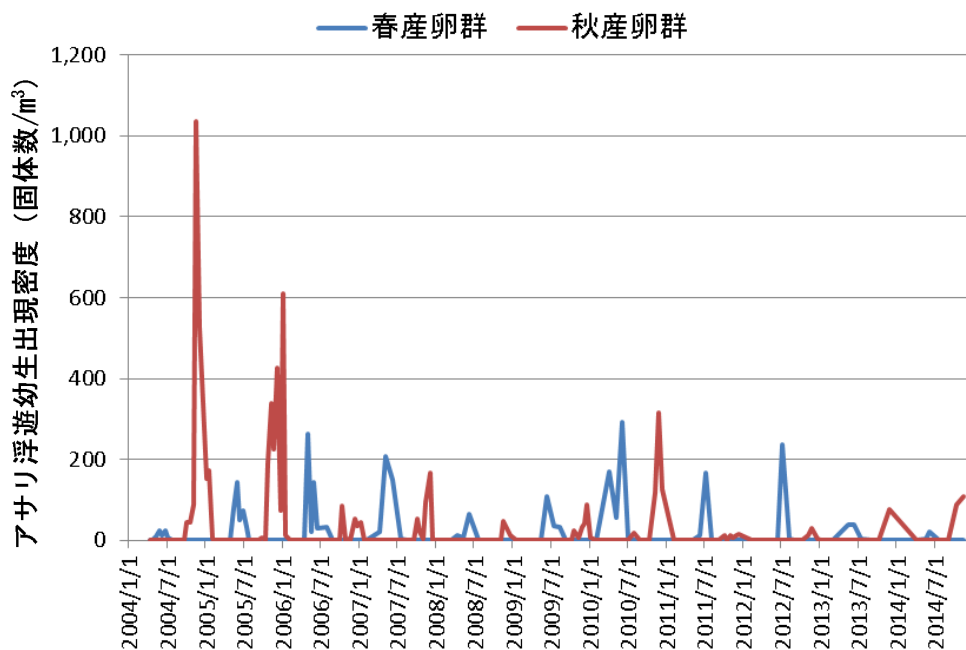
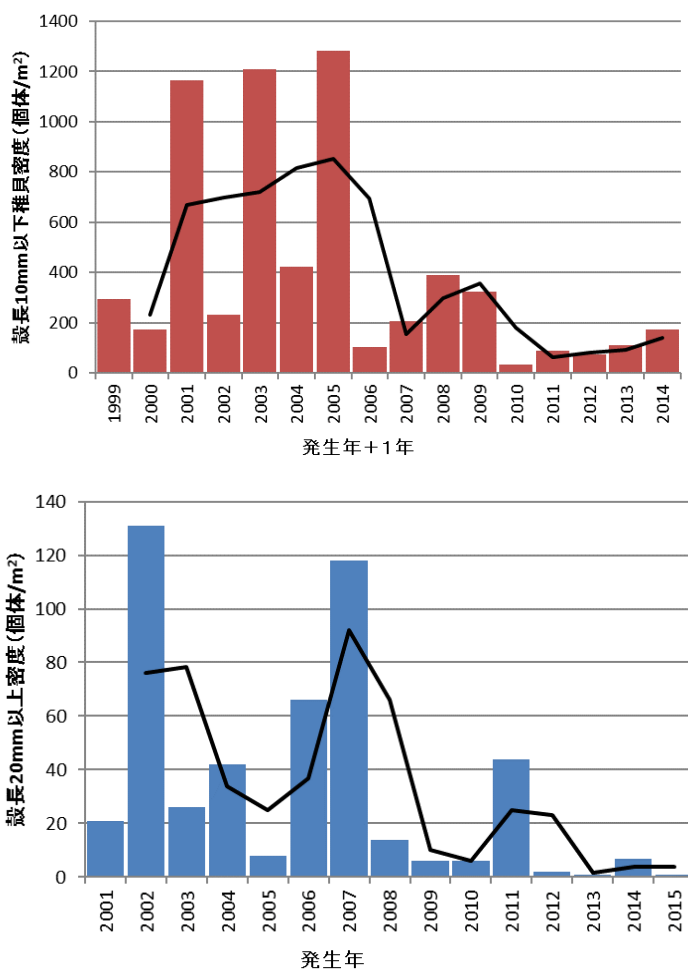


図 4.4.91 緑川河口におけるアサリ浮遊幼生の出現状況 (2004～2014年)

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20mm以上の成貝生息密度の変化を示した。



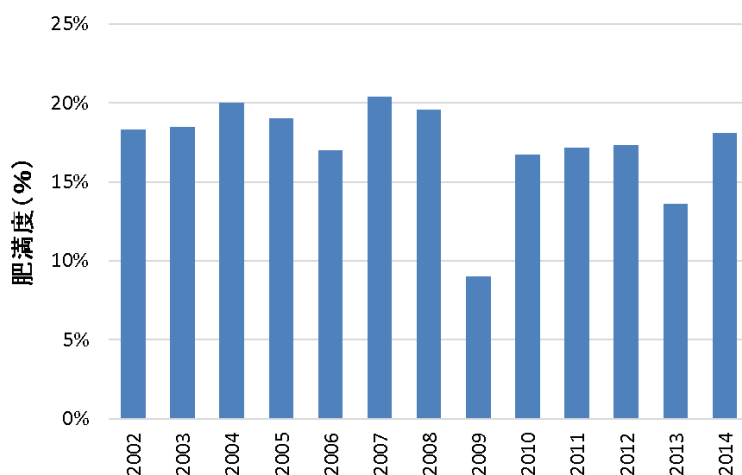
注) 上段は春の調査結果時に確認された殻長 10mm 以下の稚貝密度 (前年秋生まれ個体群)。確認年に 1 年を足して図示した。後段は秋の調査結果で生息が確認された殻長 20mm 以上の成貝密度、実線は 2 ヶ年の移動平均を示した。

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/m² 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 mm 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⁾。

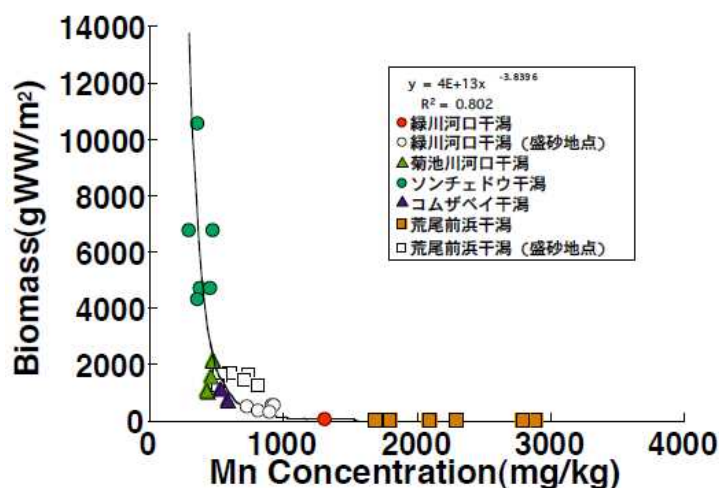


図 4.4.94 干潟のマンガン濃度とアサリ生息重量との関係

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 ~ 3,000 mg/kg である海域においても 2000 gWW/m² 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り競争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/m²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。

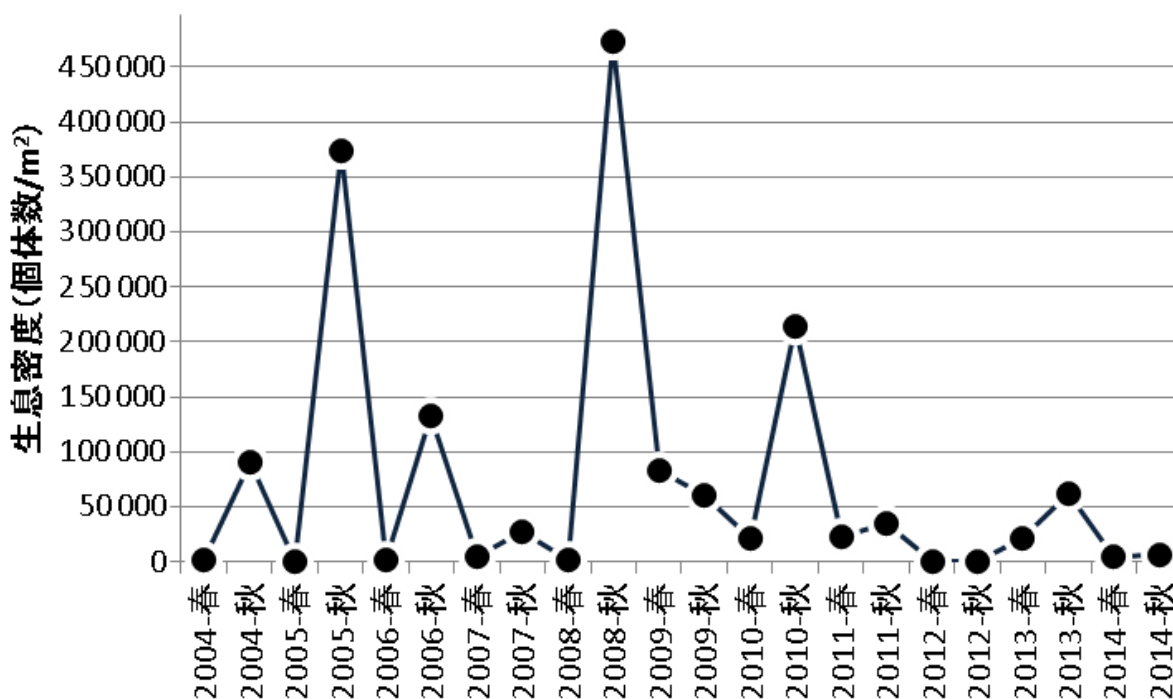


図 4.4.95 緑川河口におけるホトトギスガイ出現状況 (2004～2014年)

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/m³を超える発生が確認されたが、2006年以降は100個体数/m³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0.5mm以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適切とされている。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)有明海全体ー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, 松岡敷充, 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を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