

3.3.2 他事業成果の利用検討

有明海沿岸の各県では、アサリ資源回復のための各種事業が実施されているが、その中で長崎県が九州農政局より委託を受けて平成27年度から平成29年度にかけて「有明海特産魚介類生息環境調査に係るアサリ増養殖のための漁場環境調査と増殖手法の開発業務」^{33), 34), 35)}、および平成30年度に「アサリ増養殖手法の実証と餌料環境改善手法の検討調査業務」³⁶⁾の事業が実施されている。そこで、これら事業の調査結果の貸与を受け、増加が期待される漁獲量推定手法への利用について検討した。

これら各事業では、図30に●印で示した長崎県雲仙市瑞穂地先において基質入り網袋を用いての増養殖技術の開発であり、冬季に移植することの有効性および適収容密度等が考察されている。

以下に、貸与データより、月成長率および生残率を検討した。

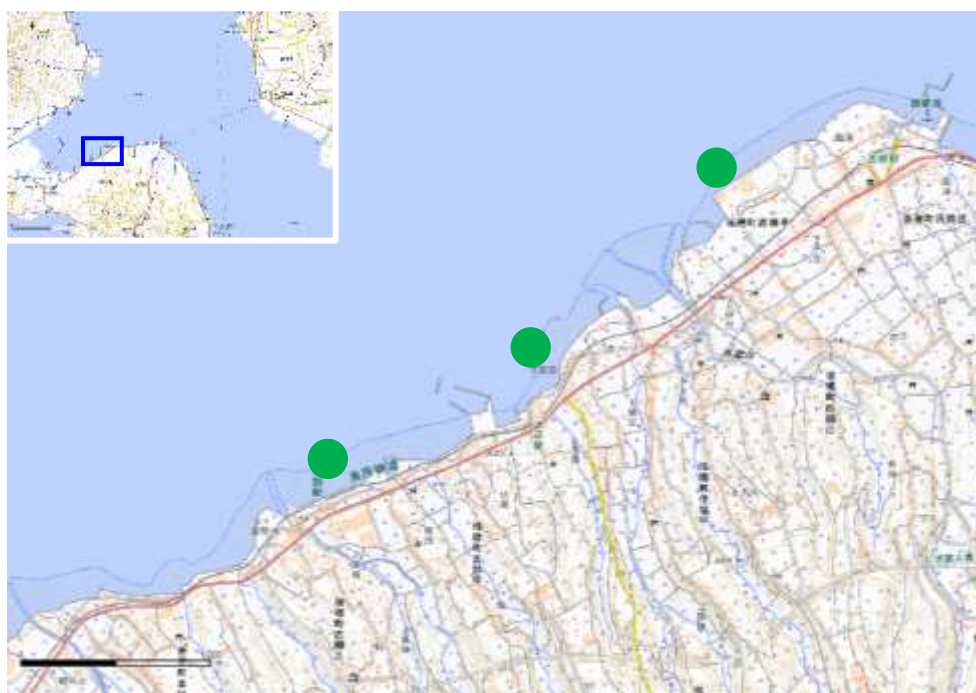


図30 瑞穂地先の事業実施場所

(1) 月成長率の検討

瑞穂地先の各実験場所で行われた事業では、砂利入り網袋に漁獲サイズに満たないアサリを秋季（9月もしくは10月）に投入して、翌年2月までの毎月、個体数や殻長等の計測を実施している。投入するアサリの量は、実施年度により異なるが、1.0 kg および2.0 kg を投入した実験が毎年度実施されたことから、これらアサリの月成長率を実験結果より検討した。

検討結果は、図31に示した通りであり、殻長約24 mmからの月成長率の関数が設定できたが、上記3.2.1(1)で検討した本事業成果による月成長率に比べて、低い値となった。

これは、瑞穂地先で実施された実験が秋季から冬季であり、水温が低いために成長も緩やかになっている事が影響していると考えられた。

従って、瑞穂地先の事業成果を増加が期待できる漁獲量の推定システムに考慮する場合は、計算期間を秋季から冬季にかけて設定するなど、技術を用いるサイクルを考慮して、システムを設定する事が必要と考えられた。

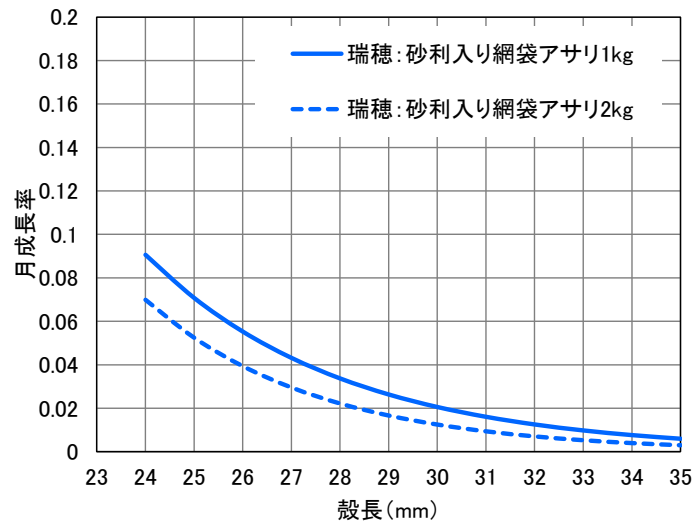


図 31 瑞穂地先の事業実施場所の月成長率（秋季～冬季）

(2) 生残率の検討

瑞穂地先で秋季から冬季の間、砂利入り網袋に投入したアサリの生残率は、図 32 に示したように殻長や投入量による明瞭な違いは確認されず、平均で約 94%となり、上記 3. 2. 1 (2) で検討した本事業成果による生残率に比べて、比較的高い値となった。

従って、瑞穂地先は、秋季に砂利入り網袋の中に投入したアサリが、比較的高い生残率で翌春の漁獲につながる環境にあるものと推察された。

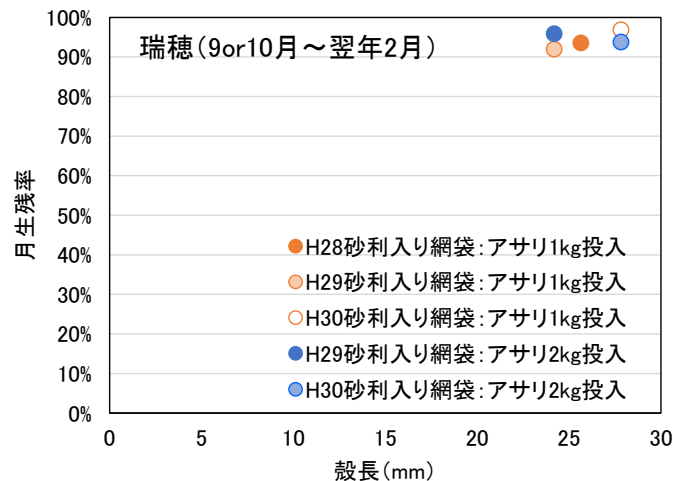


図 32 瑞穂地先の事業実施場所の月生残率（秋季～冬季）

3. 4 GIS マップの改良

平成 30 年度に構築した GIS マップをもとに、新たに整理した各実証実験成果および、上記 3. 3 で検討した増加が期待される漁獲量の推定システムを反映させる等の改良を行った。さらに、操作性や表示等の分かりやすさについての改良を検討した。なお、この改良に際しては、GIS マップ利用時の課題等を漁業関係者に聞き取りを行い、得られた主な意見とその対応を表 22 に整理した。おもな改良点については、図□～図

□に示した。

表 22 聞き取りにより得られた主な意見

GIS マップの 対応ページ	主な意見	対応
メインページ	(1) どの様な環境で実験が実施され、どの程度の漁獲量の増加が期待できる技術であるのかを表示した方が良い。	(1) 実験が行われた環境については、泥分環境の項目を右側の表中に追加した。漁獲量については、技術の開発工程に合わせて改良することを検討した。
	(2) 地図の上部に表記の地先名は消去し、地図の横に配された表の地先の前に地点の番号を入れる。	(2) 表中の地先名に番号を追記した。
	(3) 地図に表示されるポップアップ中の調査結果グラフや成果概要 (PDF) へのリンクを外し、地図の横に配置された表からのリンクとする。	(3) 不要なリンクを削除した。
	(4) 表の地先欄をグレースケール等で色分けする。	(4) 背景色を設定した。
各地先の調査 結果	(5) 地図中の実験場所の表示について、隣接するノリコマ番号や、鋼管番号の表示が望まれる。	(5) 隣接する鋼管番号の表示を行った。
	(6) 近隣に灯台が存在すれば、表示すると解りやすい。	(6) 地図上に灯台が表示されることを確認した。
	(7) 環境特性の説明文は、1 センテンス程度の簡潔な表現が望まれる。	(7) 表形式での整理を行い、簡潔な表現とした。
アサリ湿重量 変化の推定シ ステム	(8) 現状のシステムは残しつつ、入力項目および計算までの選択数を極力削減し、出力内容も簡易化したバージョンも有れば良い。	(8) 今後の実証実験成果も踏まえて改良を進める。
既往知見	(9) 引用文献の書き方については、刊行する学会での使用規約などを確認し適切な方法で表記することが望まれる。	(9) 文献の引用元 (雑誌名, 巻, 号, 頁) を追記した。

<メインページ>

主な改良点：上部の地先一覧を削除し、右側の技術一覧表内の地先名に番号を付記し、各地先の環境特性のページにリンクするように改良した。また、漁場の泥分環境に関する項目を新たに追加し、泥分環境に合わせて、実証技術を並び替えて表示した。

＝改良前＝



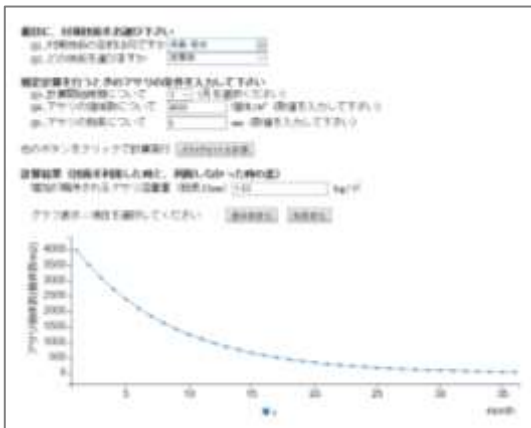
＝改良後＝



＜アサリ湿重量変化の推定ページ＞

主な改良点：上記 3.3 で検討した増加が期待される漁獲量の推定手法を、GIS マップ上で計算できるように推定システムへの反映を行い、技術を適用した場合と、適用しない場合での湿重量の差を数値で表示した。また、個体数変化、殻長変化、湿重量の変化をグラフで確認出来るように改良を行った。

＝改良前＝



＝改良後＝

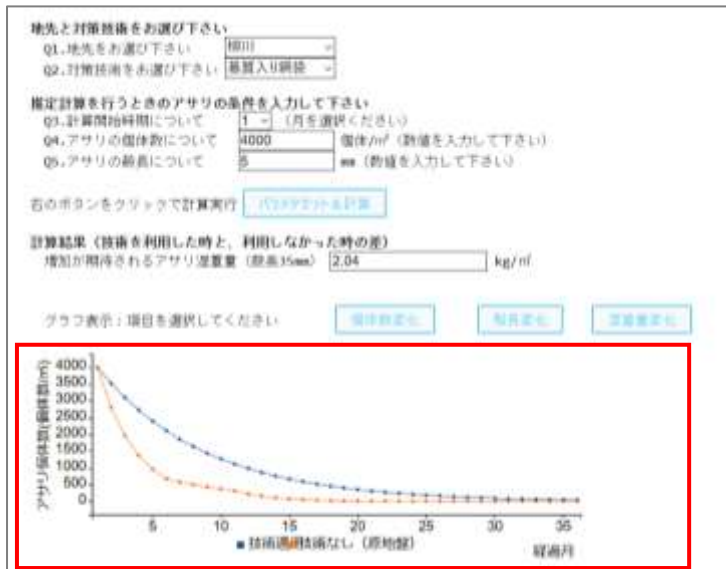


図 33 GIS マップの改良（メインページ・アサリ湿重量変化の推定ページ）

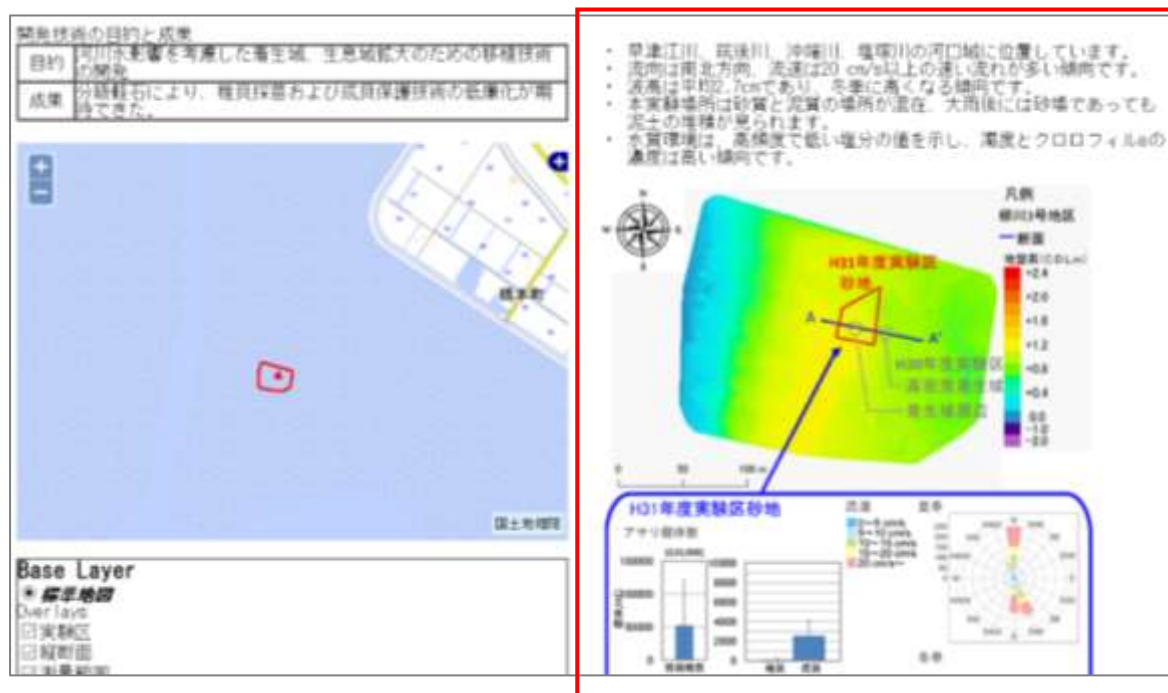
＜各地先の調査結果ページ＞

主な改良点：各地先の調査結果ページにこれまでの底質調査結果だけでなく、水質や物理の連続観測結果、地盤高測量結果を整理した図表を追加し、場所の環境特性が把握できるように改良を行った。また、漁業関係者からのご意見を踏まえ、漁場の環境特性を説明する文章を表形式にて整理し、

=改良前=



＝改良後＝



397

3.5 各実証実験の成果・評価の取りまとめ

本事業では、「高地盤覆砂域の造成による母貝生息適地の造成」、「基質入り網袋、カゴを用いた稚貝育成」、「アサリ稚貝の高密度着生・集積域からの移植」、「カキ礁造成による貧酸素水塊の軽減」の大課題ごとに技術開発を実施した。各大課題には、中課題としてシルト・粘土分が高い場所を対象とした技術や、砂泥域を対象とした技術などが設定され、さらに小課題として目標を設定し、各実証実験を実施した。

以下に、大課題毎に実施された実証実験について、各技術の成果・評価を取りまとめた。

(1) 高地盤覆砂域の造成等による母貝生息適地の造成

本課題では、母貝育成技術として、未利用泥干潟である大和高田 302 号地区において、昨年度に成果が確認された離底型連続カゴのコスト低減を目指した低コスト型離底飼育器具の実証実験を実施した。実験では、低コスト型離底飼育器具を干潟面から 0 cm と 10 cm の高さに設定し、基質とともにアサリを入れた網袋を收容して各設定高さに設置し生残や成長を検証した。また、母貝再生産技術の開発では、効率的な採取方法として、パーム、軽石、真砂土の各基質と、これら基質を入れた網袋の設置高の検証実験を実施した。さらに母貝に満たないアサリの育成技術として、生残や成長に好適な設置高と基質（粒径約 2 mm と 6 mm の軽石）の組み合わせについての検証実験も実施した。

結果は表 23 に示した通りであり、未利用泥干潟における母貝育成技術では、低コスト型離底飼育器具と離底型連続カゴともに設置高 10 cm で生残率が有意に高い事が確認された。成長速度は各飼育器具ともに設置高 0 cm で有意に向上した。また、設置規模の拡大では、各飼育器具ともに同程度の生残率と成長速度が得られた。以上より、設置高 0 cm では生残率が低下する可能性が高いこと、そして維持管理やコスト等の視点も考慮すると、低コスト型離底飼育器具による 10 cm 高さでの育成が、実用化に向けた手法として望ましいと考えられた。

母貝再生産技術では、パームを用いた基質入り網袋を 10 cm 高さに設置する事が、初期稚貝および稚貝の採苗に適していると考えられた。また、殻長約 21 mm の母貝に満たないアサリの育成技術においては、生残率が高まる事が必要であるため、設置高 10 cm で約 2 mm の軽石を基質とした網袋の組み合わせが、成長面でも望ましいと考えられた。

次に、砂泥干潟として住吉地先において実施した母貝育成技術では、母貝としての機能（成熟）および生残率向上を目指し、枠付き被覆網に、碎石や砂を散布する底質改善対策を組み合わせた技術の実証実験を実施した。母貝再生産技術では、枠付き採苗装置と枠付き被覆網による流失抑制や食害防止等の実証実験を実施した。それぞれの結果は表 24 に示す通りであり、母貝育成技術では枠付き被覆網を用いて地撒きする事で、基質入り網袋よりも成熟し、地撒きに際して碎石散布による底質改善を組み合わせることで、生残率の向上が確認された。また、地撒き時に貝殻等を混在させることで生残率の向上傾向が見られたが、有意差は確認されなかった。母貝再生産技術では、目合い 2 mm と 4 mm の網を用いた枠付き採苗装置を用いて、設置期間を変えた実験を実施したが、各採苗装置ともに稚貝の確保数が非常に少ない結果となったことから、さらに安定した採苗方法の確立が必要と考えられた。また、枠付き被覆網を用いた稚貝の成長促進技術の実験では、500 個体/m²、1,000 個体/m²、2,000 個体/m² と稚貝の収容密度を変えた実験の結果、2,000 個体/m² で有意に生残率が高く、殻長約 8.7 mm の違いが約 2.5 か月後に殻長 25 mm を超えて、母貝の補填用として活用できると考えられた。

表 23 未利用泥干潟域における母貝保護育成地造成技術の成果

課題	検証項目	検証結果	評価等
母貝育成技術の開発	設置高さの違いによる生残率	低コスト型離底飼育器具 : × 10 cm 高 : ○	0 cm 高で成長が促進されるが、生残率は 10 cm 高で向上した。 10 cm 高の生残率、成長速度ともに両技術で有意差は無い。また、両技術で規模拡大しても生残率、成長速度ともに同等の効果あり。 運用サイクルの試行では、補填アサリ及び残存アサリともに成熟が認められた。
	設置高さの違いによる成長速度	低コスト型離底飼育器具 : ◎ (0 cm 高) 離底型連続カゴ : ◎ (0 cm 高)	
	設置規模の拡大による生残率等	生残率 : × 成長 : ×	
	補填及び残存アサリの生残率等	生残率 : × 成長 : ◎ (補填アサリ 0 cm 高)	
母貝再生産技術の開発	設置高と基質による個体数	パーム : 初期稚貝◎ 稚貝 ○	初期稚貝、稚貝の採苗にはパームを基質とした網袋と 10 cm 高に設置の組み合わせに効果あり。 母貝に満たないアサリの育成には、10 cm 高で生残率が向上した。
	設置高と基質による生残率等	生残率 : ◎ (10 cm 高, 軽石 6 mm) 成長 : ◎ (0 cm 高, 軽石 2 mm)	

※◎ : 有意差あり (p<0.01), ○ : 有意差あり (p<0.05), × : 有意差なし (p>0.05)

表 24 砂泥干潟域における母貝保護育成技術の成果

課題	検証項目	検証結果	評価等
母貝育成技術の開発	収容方法の違いによる成熟度	枠付き被覆網+地撒き > 基質入り網袋 : ◎	枠付き被覆網+地撒きで群成熟度は高まり、地撒き時に碎石散布を行う事で生残率が向上した。
	地撒き手法の違いによる生残率	底質改善 : ○ 碎石散布 > 砂散布 > 原地盤	
母貝再生産技術の開発	目合い等の違いによる着生数	稚貝 : —	稚貝の着生数は非常に少なく、効果検証は実施していない。 2,000 個体/m ² を枠付き被覆網で育成する事で生残率が向上した。
	収容密度の違いによる生残率	生残率 : ○ (2,000 個体/m ²)	

※◎ : 有意差あり (p<0.01), ○ : 有意差あり (p<0.05), × : 有意差なし (p>0.05), — : 検証不実施

(2) 基質入り網袋、カゴを用いた稚貝育成

本課題では、島原市地先猛島地区において、稚貝採取技術における網袋の効果および設置場所による、アサリ（稚貝）の採取効果、アサリの保護・育成效果の違いについて、実証実験を実施した。

得られた成果は表 25 に示した通りであり、稚貝採取効果を検証した実験では、前年 5 月に岸側に設置した網袋を 10 月に調査した結果、岸側の実験区で殻長 25 mm 以上の移植に適したサイズのアサリを有意に多く採取する効果が確認された。また、原地盤に着生した初期稚貝等の活用を考慮し、採苗器に原地盤の砂を投入する事による効果を稚貝採取量（個体数）で検証したが、有意な差は認められなかった。

移植用アサリの採取量の増加を目的に実施したアサリの保護育成実験では、採苗器の設置から 1 年が経過したタイミングで（5 月）、採苗器から殻長 20～25 mm のアサリを選別し、さらに収容密度を 1,000 個体/m²、3,000 個体/m²で調整し、10 月に回収した結果、漁場の沖側と岸側への設置で生残率や成長への効果の違いを検討した。10 月に設置し 2 月に調査した結果、サイズ選別および密度調整による採取量の増加は認められなかった。しかし、サイズ選別・密度調整を実施しない方が、有意に増加しており、本実験場所では前年春季

に設置した採苗器は、密度調整等を行わずに継続設置することで、移植用アサリの採取量が増加することが期待された。

この他、アサリ移植のための適切な運搬方法を開発するため、室内実験により保管条件を検証した結果、24 時間以上の時間をかけて運搬する場合は冷蔵保管が望ましい事が確認された。

表 25 稚貝採取技術の成果

課題	検証項目	検証結果	評価等
稚貝採取技術の開発	設置時期の違いによる個体数	移植用アサリ：◎(前年春季に設置)	前年春季に採苗器を岸側に設置する事で、移植用アサリを多く採取した。採苗器への砂投入による個体数増加は確認されなかった。
	原地砂投入の有無による個体数	移植用アサリ：×	
保護育成技術の開発	サイズ選別の有無、収容密度の違いによる個体数	移植用アサリ：×	サイズ選別・密度調整による採取数増加は確認されなかった。

※◎：有意差あり ($p < 0.01$)，○：有意差あり ($p < 0.05$)，×：有意差なし ($p > 0.05$)

(3) アサリ稚貝の高密度着生・集積域からの移植

本課題は環境特性の異なる複数の海域で実証実験が実施され、得られた成果は表 26 および表 27 に示す通りであり、以下に各成果について取りまとめた。

「移植用稚貝の効率的な確保技術の開発」は、実証実験場所の特性を考慮し、基質入り網袋や収穫ネットを用いた技術の有効性を検証した。

基質入り網袋では、パームを用いた採苗器による実証実験を柳川地先 3 号地区で実施し、春子、秋子ともに設置高 50 cm で他の設置高そして原地盤よりも多くの初期稚貝および稚貝を採取する効果が確認された。東部地先諸富地区では、砂利および軽石を用いて採取効果の高い基質を検証し、さらに適した採苗器の設置高さについても検証した。この結果、粒径 2～5 mm の砂利を基質した網袋を、設置高 30 cm および 50 cm に設置することで、初期稚貝の着生効果が確認された。同じく砂利入り網袋を用いた小長井地先では、移植に適したサイズ（殻長 25 mm 以上）のアサリ採取量で評価した結果、前年春季に漁場沖側に設置することで、採取量の多くなる傾向が確認された。

収穫ネットによる実験は、基質に軽石を用いて、軽石のサイズや原地盤の底質を一緒に入れる事による効果を岱明地先で検証した結果、サイズによる効果や原地盤の底質による効果は確認されなかった。しかし、収穫ネットを二重にする事（二重収穫ネット）で、採取量が多くなる効果が確認された。

「保護、育成技術の開発」では、基質入り網袋を用いた実験を小長井地先で実施しており、5 月に網袋内のアサリのサイズ選別（殻長 20 mm 以上）および密度調整（2000 個体/㎡，3000 個体/㎡）を行う事で、10 月に移植用アサリ（殻長 25 mm 以上）を多く採取できる効果が認められた。岱明地先では、二重被覆網による高密度着生域の保護を実施した結果、生残率は維持され、保護育成に寄与すると推察された。しかし、台風通過後に二重被覆網への被害も確認された事から、対策を講じる必要のある事が課題とされた。また、パーム入り収穫ネットを原地盤にアサリが生息しない保護区沖側に設置する事で、稚貝の確保・保護の実証実験を実施したが、稚貝の確保数が少なく、本実験場所では、この技術の適用が難しいと考えられた。

「種場や生息場の拡大」のための技術では、柳川地先 3 号地区で泥場の底質改善を行っての移植、高密度での移植等を行い、生残率や成長速度の検証を目的としたが、7 月下旬の豪雨後に生残率が大きく減少して

おり、検証不実施となった。また、柳川地先 10 号地区において、低コスト型離底飼育器具、二重底プレート、干潟面のそれぞれに殻長約 10 mm の稚貝を収容した基質入り網袋（軽石）を設置して、生残率および成長速度を検証した結果、いずれの手法も生残率、成長速度が同等となる事が確認された。さらに、岱明地先では、5 月に保護区陸側に設置した採苗器を、7 月に保護区沖側に移植する事で、成長への効果が確認された。

「移植技術の開発」では、東部地先諸富地区で泥分影響緩和のために、殻長 15 mm, 20 mm, 25 mm のアサリを収容した網袋に移植先の底質を入れた実験を実施した結果、砂場へ移植する事で生残率および成長量ともに向上する効果が確認された。さらに、泥場にて、コンポーズで底面から離底した状態で上記網袋により移植する事で、生残率および成長量ともに向上する効果も確認された。

小長井地先では、成貝移植実験として、秋季に基質入り網袋に適切な密度でアサリを収容して漁場沖側に移植する事で、翌年春季にアサリ採取量が多くなる効果を検証したが、収容密度による差は確認されなかった。しかし、移植場所では沖側に設置する事で岸側設置より採集量が多くなる事が確認された。また、県内他地域産のアサリとして、島原産のアサリを漁場沖側へ移植しても、有意差は得られなかったが、小長井産アサリを岸側に移植するよりも多く採取できた。

岱明地先では、高密度着生域の稚貝を保護育成するために二重被覆網を用いる事で、メンテナンスが容易である事が確認され、生残率の維持に貢献する事が期待された。しかし、台風等の大きな気象擾乱への対策が必要である事も確認された。また、成長の良い沖側にパーム入り収穫ネットを設置する事で、稚貝が確保されたが、個体数は少なく、多くの稚貝確保が難しいと考えられた。

表 26 稚貝の確保、育成および移植技術の成果（その 1）

課題	検証項目	検証結果	評価等(実施場所)
移植用稚貝の効率的な確保技術の開発	設置高の違いによる個体数	初期稚貝：◎(設置高 10, 50, 100 cm) 稚貝：○(設置高 10, 50, 100 cm)	パームを用いた採苗器を 10～100 cm 高に設置で放流用アサリの確保数が増加した。(3 号地区)
	基質と設置高の違いによる個体数	初期稚貝：◎(砂利(2～5 mm)) 初期稚貝：○(設置高 30, 50 cm)	砂利を用いた採苗器を 30～50 cm 高に設置で稚貝確保数が増加した。(諸富地区)
	設置時期の違いによる個体数	移植用アサリ：×	前年春季に採苗器を沖側に設置する事で、移植用アサリを多く採取したが有意差無し。(小長井地先)
	使用機材の違いによる個体数	稚貝：○(二重収穫ネット)	軽石入り二重収穫ネットを保護区陸側に設置することで、稚貝確保数が増加した。(岱明地先)
保護育成技術の開発	サイズ選別の有無、収容密度の違いによる個体数	移植用アサリ：○	サイズ選別・密度調整を行うことで採取数が増加した。(小長井地先)
	使用機材の違いによる生残率等	生残率：◎(二重被覆網)	二重被覆網を用いる事で生残率が維持された。
	着底基質の利用による個体数	稚貝：×(パーム入り収穫ネット)	パーム入り収穫ネットを沖側に設置する事で多くの稚貝確保は困難な事が確認された。(岱明地先)

※◎：有意差あり(p<0.01)，○：有意差あり(p<0.05)，×：有意差なし(p>0.05)

表 27 稚貝の確保、育成および移植技術の成果（その2）

課題	検証項目	検証結果	評価等(実施場所)
種場や生息場の拡大	移植先の底質改善等による生残率	—	7 月下旬の豪雨後に生残率が大きく減少し、検証を実施していない。 (3 号地区)
	設置方法の違いによる生残率と成長速度	生残率：× 成長：×	低コスト型離底飼育器具、二重底プレート、干潟面のそれぞれに稚貝を収容した軽石入り網袋を設置した結果、いずれの手法も生残率、成長速度ともに同等であった。 (10 号地区)
	使用機材、移植の有無による成長速度	収穫ネット：◎ 保護区沖側移植：◎	保護区沖側移植で成長が速まり、二重収穫ネットより収穫ネットで成長速度が向上した。(岱明地先)
移植技術の開発	殻長および移植先の違いによる生残率と成長	生残率：○(砂場移植) 殻長：◎(殻長 25 mm 開始では○)	泥分影響緩和として、砂場に移植する事で泥場よりも生残と成長が向上した。
	離底による生残率と成長	生残率：◎ 殻長：○(殻長 20 mm 開始では×)	泥場では、コンポーズを用いた離底によっても生残と成長が向上した。(諸富地区)
	収容密度の違いによる採取量	湿重量：×(収容密度)、◎(移植場所)	秋季に移植アサリを 10kg/m ² までの収容密度で沖側へ移植する事で、翌春に岸側より多く採集した。
	県内他地域産アサリの移植による採取量	湿重量：◎(小長井産の岸側移植より多く採取)	島原産アサリも、小長井産と同様に沖側移植で岸側より多く採取した。(小長井地先)

※◎：有意差あり (p<0.01)，○：有意差あり (p<0.05)，×：有意差なし (p>0.05)，—：検証不実施

(4) カキ礁造成による貧酸素水塊の軽減

本課題では、漁業者自らが実施可能なカキ礁造成手法の開発、カキ礁造成による貧酸素水塊軽減効果を数値解析により検討した。

この実証実験では、カキ礁造成のために昨年度までの成果を参考にして、コンポーズで作成した骨組みに、金網を着生基盤として設置した棚式着生材を作成した。着生基盤となる金網を、干潟面から 0.0 m, 0.3 m, 0.6 m の高さに設置して、カキ礁造成に適した高さを検討した結果、干潟面から 0.3 m の高さでカキの着生量（湿重量）が有意に多くなる事が確認された。また、昨年度までの実証実験で用いた着生材では、大雨や台風通過後には残存率が低下する傾向が見られたが、棚式着生材では今年度も当該海域に甚大な被害を及ぼした大雨や台風が発生したものの 100 %の残存率を示した。さらに、3 年前の関連事業¹³⁾で着生材として設置されたホタテ貝殻とネットについて、本事業で着生量の追跡調査を実施した結果、天然のカキ礁と同程度の着生量（20 w-kg/m²）になっている事が確認され、金網を用いた棚式着生材においても、約 3 年で天然のカキ礁と同程度の着生量になるものと期待された。

カキ礁による貧酸素水塊軽減効果を評価するために、昨年度設定したカキ礁のカキを考慮した物質循環モデルに、アサリやサルボウガイ等の他二枚貝を考慮できる様にモデル改良を行い、カキ礁の分布の違いによる底層 D0 が 3 mg/L 以下となる継続時間を求めて効果を評価した。

カキ礁なしのケースに比べて、カキ礁が分布すると 3 mg/L 以下となる継続時間は短縮されるが、カキ礁の分布条件により効果の変わる事が確認された。平成 19 年度の分布条件では約 5~9 %の短縮であったが、昭和 52 年の分布条件では約 6~13 %と短縮された。さらに、底層が貧酸素化して硫化物濃度が上昇し始める¹⁷⁾底層 D0 濃度が 1 mg/L 以下の分布面積を比較した結果、平成 19 年および昭和 53 年のカキ礁分布条件ではカキ礁無し条件に比べて、約 21~24 %減少する結果となった。また、この面積の比較においてもカキ礁の分布位置によっては、面積の減少率が大きく変わり、昭和 52 のカキ礁分布条件では約 42 %の減少となった。

以上より、貧酸素水塊の軽減効果を高めるためには、造成に適した場所の検討も必要と考えられた。

3.6 電子格納データ

本業務において構築した GIS マップに関する以下データは、CD 納品とした。

- ✓ GIS マップシステムデータ (html データ)
- ✓ GIS マップ表示データ (pdf データ, png データ)

4. 考察

4.1 各実験場所の環境特性

アサリの生産性向上のためには、アサリの成長を促進するとともに、減耗要因に対処する事が必要であり、本実証実験においても、波浪等による流失抑制のための被覆網や網袋を用いた実証実験を実施した。

また、網袋を用いた実験においても、原地盤の底泥中に比べて網袋内の温度環境がアサリの成育に影響を及ぼす可能性も考察された。

そこで、アサリの成育への影響要因について、既往知見を収集整理し、各種調査結果による考察を以下に示した。

4.1.1 アサリの成育への影響要因に関して

(1) 浮遊幼生期～初期稚貝期

アサリなど底生動物の浮遊幼生は、海域の流れに乗って移動するため、その集積や逸散は、「浮遊期間」、「浮遊層」、「環境水の流れの強さと向き」が影響する²¹⁾。浮遊幼生の減耗に関する直接的な影響評価はなされていないものの、幼生の分布状況から、母貝の大量斃死の影響や高濁度による負荷率の低下や幼生の遊泳阻害が報告されている^{2), 25)}。石田ほか(2005)は、アサリの浮遊幼生は塩分選択行動を有しており、受精卵はほとんどが塩分 29~36 psu の高塩分層に沈降し、浮遊幼生は、成長段階を通じて走光性を持たず、トロコフオア期には低塩分層(18~24 psu)へ浮上、D 状期の初期には一旦やや高塩分層に沈降し(29 psu をピークとするなだらかな分布)、その後アンボ期からフルグロウン期にかけて次第に低塩分層(21~23 psu 付近を中心とする層)へ浮上する傾向を強めたと報告している¹¹⁾。着底期であるフルグロウン期でも、低塩分層を選択する事から、河川水等の淡水流入が着底へ影響するものと考えられる。また、Xiwu ほか(2006)は、生息密度の増加はアサリの成長に影響し、5~10 個体/100ml が正常な成長に最適であると考察している⁵²⁾。

アサリは産卵された後、2~3 週間の浮遊幼生期を過ごすという性格上、この間に流れによって分布が大きく左右すると考えられる。二枚貝のいくつかの種は、初期稚貝が着底した後、足糸を分泌して自分の体を再浮遊しやすくし、別の場所に移動することが知られている^{3), 6)}。

柿野(1991)は、地形的な流れの特性、特に潮目や渦流等を包含する指標とした渦度と、初期稚貝量との間に相関関係があることを報告し、浮遊幼生の供給があれば、地形的な流れの特性との関係によって稚貝が発生することを確認した¹⁹⁾。

初期稚貝への水温に関しては、37℃で 5 時間、40℃では 1 時間で、アサリの初期着底稚貝が死滅することが知られている²⁴⁾。梶原ほか(2017)は、夏季において干潟面で極めて高温を示す地温は、干潟面からわずかな深さにしか潜砂できないアサリ着底稚貝には致命的に作用するものの、4~5cm 深では急激に温度減衰することが知られており、アサリの成長段階によって与える影響が大きく異なると報告している¹⁶⁾。

以上より、浮遊幼生期は流れにより、その分布が大きく影響を受けるほか、塩分選択性を有することから、淡水流入の影響を受けているものと推察された。

また、1.0mm 未満の初期稚貝においても、着底した基質とともに再浮遊して移動・分散している可能性も考察されており³⁰⁾、物理環境が影響している事が推察された。さらに初期稚貝は潜砂深度が浅いことから、夏の高水温(干潟面温度)の影響が、致命的に作用する事も考察されている¹⁶⁾。したがって、近年に多く聞かれる「温暖化」や「猛暑」と呼ばれる夏の高温影響も受けているものと考えられた。

篠原ほか(2018)によれば、平成 27 年秋に福岡県沿岸の覆砂を実施した漁場において、アサリ稚貝の大量

発生が確認されている⁴³⁾。この直前の平成 27 年の夏は冷夏と言われた事から、致命的に影響する温度影響が軽減された効果も、アサリ稚貝の大量発生に繋がった要因の 1 つと考えられた。

(2) 稚貝期以降

殻長 1mm 以上の稚貝期以降については、物理環境や底質粒径の選択性、土砂や浮泥の堆積、そして塩分や水温の影響、水温と物理環境との複合影響、さらに食害についての検討が為されている。

① 物理環境の影響について

倉茂 (1957) は、波浪等による地盤の流動が激しい場所には継続して生息出来ないことを指摘している²⁴⁾。波浪とアサリの生息との関係を定量的に論じるため、柿野ほか (1991) は、盤洲干潟におけるアサリの分布と底面摩擦速度 (波浪の海底面への影響の指標) との関係を調べている。その結果より、殻長 20 mm 未満のアサリ個体が底面摩擦速度 3~4 cm/s に多く分布し、4 cm/s 以上では分布量の減少が見られたことから、底面摩擦速度の 4 cm/s がアサリの定位できるかどうかの境界線であると報告している¹⁸⁾。また殻長 30 mm 以上の成貝の場合では幾らか大きくなり、4 cm/s に分布の極大が見られたが、これは大型個体の方が小型個体よりも砂中に深く潜砂しており、波浪等により砂とともに移動することが少ないためと考察している¹⁸⁾。

柿野 (2006) は、底面摩擦速度が 4 cm/s 以上およびシールズ数が 0.20 以上になるとアサリの定位率が低下すると報告している。これらの限界値は、アサリの活力の程度によって、定位出来なくなるまでの時間に差が生じると推察している¹⁹⁾。越川ほか (2006) は、アサリ稚貝 (殻長 3~5 mm) の地形変動に対する許容範囲の把握を目的に造波水槽を用いて実験を行い、アサリ稚貝の砂面変動に対する生息閾値は、個体数の 50 %以上の定着を目安に、砂面変動速度 1.5 mm/min 以下と見積もることが妥当と考察している。また、初期段階の稚貝では、貝殻が露出した状態になると潜砂能力を十分に発揮できなくなるとも考えられ、波浪によって引き起こされる“小さく短時間に発生する”地形変動でも、初期段階の稚貝では生息環境の影響を受けやすいと考察している²⁶⁾。

従って、稚貝の生息は確認されたが、その後の成長した個体が確認されない場合の要因考察の指標として、物理環境について考察する事の重要性が考えられた。

② 底質粒径の影響について

底質粒径については、アサリは殻長 0.3mm 程度の着底稚貝は足糸で砂等の堆積物に付着することが知られており¹⁵⁾、底質の粒径により着底数のピークの存在する事が報告されている^{51), 53)}。

着生数のピークは、粒径 0.85~2.00mm の粗砂で見られ、この範囲の粗砂には着底促進効果があることが明らかにされた。一方で、稚貝の生残状況を見ると、粗砂では着底数と比較して生残数が少なく、着底後の稚貝の成育に適した環境ではないと考察している⁵¹⁾。さらに高橋(1986)は、殻長 10~15mm、20~25mm、30~35mm の 3 群のアサリを用いて、粒度組成 (中央粒径 0.25mm 区、0.55mm 区、4.2mm 区) と潜砂行動について観察しており、各粒度条件ともに小型貝ほど速やかに潜砂する事を確認し、底質粒径の大きい中央粒径 4.2mm 区では、各殻長帯のアサリともに潜砂が遅くなる傾向を確認している⁵⁰⁾。

以上より、浮遊幼生が着底する時の底質粒径は、比較的大きなサイズで着底数のピークが見られたが、その後の成長に伴って、粒径の小さな底質ほど潜砂に適するなど、成育段階によって適した粒径が異なるものと推察された。

③ 土砂堆積や浮泥の影響について

アサリは2～3週間の浮遊生活を経て殻長約0.2mmで底棲生活に移行し、殻長2mmで成貝と同形態になる。稚貝は成長とともに深く潜砂するようになるが、土砂に埋没された貝の浮上は困難であり、特に稚貝は土砂の堆積によって多くのへい死が起こりうる事が知られている。

また、浮泥の存在も、擬糞排出を増加させ、さらには濾水速度の低下や餌の取り込み速度を低下させる濃度に達している頻度が高くなれば、アサリのエネルギー収支の上で負の要因となりうることも考察されている⁹⁾。田井ほか(2018)は、2016年4月熊本地震によって、阿蘇地方で土砂崩れが発生し、多量の土砂が白川河口干潟へ堆積したことによるアサリへの影響調査を実施した結果、浮泥が堆積泥の表層に2～4cmほど存在した事により、生息密度に低下傾向が見られ、肥満度が横這い傾向になる事を確認している⁴⁸⁾。

以上より、浮泥の存在が餌の取込み速度の低下など、アサリのエネルギー収支の上で負の影響に働き、生残や肥満度に影響しているものと推察された。

④ 塩分の影響について

稚貝は低塩分への耐性が低く、殻長0.3mmの個体では淡水環境が6時間継続することで全滅したと報告されている¹⁰⁾。成貝期と比べ稚貝期のほうが低塩分への耐性が低く、河川からの出水の影響を受けやすい内湾では、低塩分により稚貝の生残率が下がると考えられる。

成貝については、水温15℃条件下において塩分が潜砂行動に及ぼす影響について検討し、潜砂行動に影響しない塩分は15以上であると推察されている³⁹⁾。また、松田ほか(2008)は、水温25℃条件下において曝露直後に強固な閉殻防御反応を示す塩分は20以下であり、曝露後3日間生存できる塩分の下限値は15付近であると報告している²⁸⁾。

上記より、水温条件によってアサリの潜砂行動が確認される塩分範囲が異なっていることが推測される。相島(1993)はアサリの潜砂時間と水温、塩分との関係を検討しており、曝露試験開始から30分後において潜砂率50%以上を示す塩分濃度の範囲が広いのは水温15℃条件であり、塩分15～35であったとしている。また、水温15℃条件以外では塩分20以下になると潜砂しない個体が確認され、アサリの潜砂率が低下することを報告している¹⁾。

以上より、塩分20以下の低塩分環境下では、アサリは閉殻反応により潜砂率が低下し、潮汐流による流出や食害の機会増大による減耗が考えられた。

⑤ 水温による影響について

水温による影響については、一般に魚介類の成長は温度が高いほど促進されるが、ある温度以上では生理的な障害が生じることが考えられ、成長の上限値が30℃ともされている⁴⁷⁾。

夏季の高温によるアサリの生理活性の低下については幾つかの報告があり、磯野(1998)は水温が25℃近傍から鰓の繊毛運動の減少に伴って濾水量が低下し始め、この結果、個体レベルの酸素消費量が低下すると考察している¹²⁾。浜口(2011)は、中津干潟のアサリについて7～9月に成長停滞やへい死が起こり、障害輪が形成されるとし、その原因として気温上昇によるアサリの生理活性の低下を挙げている⁷⁾。

また、木村(2015)は、夏季から秋季にアサリ稚貝が大幅に減耗してしまう要因として、地温30℃を超える高温状態に一定期間晒されてアサリの活性が低下し、潜砂能力が低下していたとすれば、そのタイミングで洗堀を引き起こすような比較的強い波浪が重なったことで、多くのアサリが移動したと考察している²²⁾。

高温のみの影響としては、水温 40℃以上が数時間継続すると稚貝、成貝ともに死亡すると報告されているが^{12),23)}、本年度および過年度事業で得られた調査結果で、この様な高温が継続する結果は確認されていない。したがって、高温影響で生理活性が低下した状態で、波浪などの他要因も複合した場合に、アサリの生息に影響するものと考えられた。

⑥ 食害による影響について

アサリ資源量が減少している原因の一つとして他の生物による食害が挙げられる。良く知られるアサリ捕食者は、ツメタガイ類、キセワタガイ (*Philine argentata*)、ヒトデ類、エイ類、スズガモ (*Aythya marila*) であり、この他カレイ類などの魚類やカニ類やエビ類もアサリを捕食する²⁹⁾。中原ほか (2002) の報告においても、有明海のアサリ漁場の問題点として、トビエイ類、ツメタガイ類、キセワタガイ類、カモ類が挙げられている³²⁾。

高橋 (2016) によると、水槽実験からイシダイ、カワハギ、クロダイ、コモンフグ、マダイおよびメジナが殻長 5mm 未満の稚貝を捕食し、殻長 10mm ではコモンフグのみが捕食し、20mm 以上のアサリでは魚類による捕食は認められなかったと報告している。また、イシガニを捕食者とした場合、小型個体は 5mm 未満の稚貝を、大型個体は 10mm および 20mm のアサリを捕食したとしている⁴⁸⁾。

また、キセワタガイの捕食可能なアサリの殻長は、キセワタガイの体長の 1/3 であり、小型サイズのアサリから先に捕食したとされている。さらに、ヒトデが砂を掘り起こす能力は腕長の 80% に達し、腕長 7cm のヒトデは 6cm の深さに潜っていたアサリを捕食したと報告されている。ツメタガイでは、自身の殻径よりやや大きい殻長のアサリを捕食し、これ以下のサイズのアサリが捕食対象と報告されている⁴¹⁾。

アサリと競合する生物としては、有明海ではアサリ減少とともにニホンスナモグリが増え、柔らかくてアサリが住み難い底質に変わったことがアサリの生残に悪影響を及ぼしたのではないかと指摘もある⁴⁴⁾。ホトトギスガイ (*Musculista senhousia*) も底面を覆って悪影響を及ぼすが、アサリ資源の減少がこれらの競合種の影響ならば、採貝に伴う耕耘によって克服されるとも考察されている²⁹⁾。

4.1.2 まとめ

上記 4.1.1 および 4.1.2 のアサリの成育段階ごとの影響要因について、表 28 に整理した。

これら各項目のうち、塩分や水温、底質粒径、波浪、そして食害などについては、各実証実験においても実験結果に影響した要因として挙げられた。

特に出水後の塩分低下による影響や、夏季の網袋内等の高温、そして台風による波浪が生残に影響した事が考察された。

被覆網や網袋等で波浪による逸散対策や食害対策を実施するにあたって、その他の要因が影響する可能性もあり、それら影響を軽減する場所の選定も、技術による効果向上のためには必要と考えられた。

表 28 成育段階ごとの影響要因について

影響要因	浮遊幼生 (～0. 2mm)	着底稚貝 (0. 2～0. 3mm)	初期稚貝 (0. 3～1. 0mm)	稚貝 (1～15mm)	成貝 (15mm～)
塩分	受精卵は高塩分層 (29～36) に沈降するが、トロコフォア期から着底期にかけて低塩分層 (18～29) を選択		—	淡水環境が6 時間継続で全滅	塩分 20 以下で閉殻反応により潜砂率が低下
水温	—	37℃が5 時間, 40℃が 1 時間継続で死滅	高水温の影響が致死的に作用	25℃から濾水量が減少 30℃以上で比較的強い波浪が重なると、多くのアサリが移動 30℃が成長の限界 40℃以上が数時間継続でへい死	
底質粒径	—	粒径 0. 85～2. 00mm で着底数がピーク		初期稚貝の着底数がピークとなる 0. 85～2. 00mm では、稚貝の生残数が減少 中央粒径 4. 2mm では小さい試験より、潜砂速度が低下	
波浪・流れ	浮遊幼生の移動には、流れが大きく影響。 初期稚貝は、着底した基質とともに再浮遊して移動・分散している可能性。			殻長 20mm 未満の個体が定位可能な底面摩擦速度の閾値は、4cm/s 殻長 30mm 以上個体は底面摩擦速度が4cm/s で分布が極大 シールズ数 0. 20 以上で定位率が低下。	
浮泥	—			20cm 埋没では 35～40mm 成貝で最も高いへい死率となる。	
食害	—			ツメタガイ類、キセワタガイ、ヒトデ類、エイ類、スズガモ、カレイ類、カニ類、エビ類、魚類	

4.1.3 衛星画像データを用いた高濁度水の拡散および収束について

有明海奥部の環境は、日本最大の潮汐（最大潮差約 6 m）によって形成される広大な干潟域と高濁度の汽水域によって特徴づけられている⁴⁶⁾。大雨に伴う河川流量の増大時において、シルト・粘土分が多量に湾内に流入し、高濁度水域が広範囲にわたる。特に、河口部干潟域においては、泥土が堆積し⁵⁴⁾、アサリの生息環境に影響すると考えられる。

高濁度水域の範囲および衰退を広域的に確認し、高濁度継続時間の長いエリアを検出することを目的とし、2008 年～2017 年の 10 年間に於いて、有明海に流入する各 1 級河川の年間の最大流量（400 m³/s 以上）が発生した日を調べ、その発生時から 10 日後までの衛星画像を検索、および収集した。

各河川で最大流量が発生した日を表 29、表 30 に整理した。

表 29 有明海に流入する 1 級河川の最大流量発生日 (2010~2016 年)

年	筑後川		矢部川		六角川		嘉瀬川	
	流量 (m³/s)	発生日	流量 (m³/s)	発生日	流量 (m³/s)	発生日	流量 (m³/s)	発生日
2008	2479.7	6/19	1297.8	6/19	408.0	6/19	164.4	6/28
2009	3845.7	6/30	1878.4	6/30	625.7	7/26	836.4	7/26
2010	3393.5	7/14	1143.9	7/14	543.9	7/14	1177.6	7/14
2011	2762.3	6/12	1181.1	7/6	483.3	8/23	226.5	8/23
2012	5863.9	7/14	3988.2	7/14	714.3	7/13	381.2	7/13
2013	2059.3	8/25	705.0	7/3	293.3	8/31	271.5	8/31
2014	1952.3	7/3	529.5	8/5	330.6	7/3	205.4	7/3
2015	1849.5	7/1	699.3	7/1	161.3	9/6	152.5	9/6
2016	2189.6	7/13	1181.8	6/22	414.1	6/22	603.3	6/22
2017	4746.0	7/5	456.4	7/9	480.7	7/6	173.9	4/17

表 30 有明海に流入する 1 級河川の最大流量発生日 (2010~2016 年)

年	菊池川		白川		緑川	
	流量 (m³/s)	発生日	流量 (m³/s)	発生日	流量 (m³/s)	発生日
2008		6/22	777.6	6/11	1382.9	6/21
2009	1843.9	6/30	626.0	7/22	1107.3	6/30
2010	1156.7	5/23	674.4	5/23	1308.1	6/29
2011	1592.4	7/6	701.6	7/5	1843.8	6/11
2012	2981.5	7/12	2242.1	7/12	1962.0	6/24
2013	1144.9	8/25	751.7	8/25	695.7	9/4
2014	1120.0	7/3	517.8	7/3	727.1	6/22
2015	1955.8	7/1	1202.7	7/1	2054.7	6/11
2016	2336.8	6/23	1632.0	6/21	3150.5	6/21
2017	1370.1	7/6	709.9	7/6	1313.1	7/7

収集した結果、多くの候補日では 10 日間連続で画像が得られなかった。図 35 に作成した衛星画像カレンダーの一例として 2017 年の結果を示したが、この年では最大流量は少ないものの 4 月 17 日に嘉瀬川で最大流量発生後は、比較的連続的に画像を得ることが出来た。一方、最大流量の多いケースは、発生後から多くのエリアが雲で覆われており、連続的な画像は得られなかった。しかしながら、10 年間という長い期間を対象とすることにより、最大流量発生後から 10 日間における画像を得る機会は多くなり、それらの画像から高濁度域の広域化および衰退状況を確認できた。

Date		Time	Flow volume	Area	+0日	+1日	+2日		+3日	+4日	+5日		+6日		+7日	+8日	+9日		+10日	
2017	4月17日	15:00	173.9	高瀬川	NO DATA				NO DATA	NO DATA					NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	
	7月6日	0:00	4746	砥波川	NO DATA	NO DATA	NO DATA		NO DATA	NO DATA			NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA			
		6:00	480.7	六角川	NO DATA	NO DATA	NO DATA		NO DATA	NO DATA			NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA			
		8:00	709.9	白川	NO DATA	NO DATA	NO DATA		NO DATA	NO DATA			NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA			
		9:00	456.4	矢部川	NO DATA	NO DATA	NO DATA		NO DATA	NO DATA			NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA			
		9:00	1370.1	船池川	NO DATA	NO DATA	NO DATA		NO DATA	NO DATA			NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA			
	7月7日	5:00	1313.1	神河	NO DATA		NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA	NO DATA									

図 35 2017 年の衛星画像カレンダー

これらの 10 年分の衛星画像から、有明海全域が確認できる画像を選択し、それらのデータの平均値を換算した。その結果、最大流量発生後からおよそ 3 日後まで高濁度域が確認され、5 日後には高濁度域は収束しているようである（図 36）。ただし、ここで用いた衛星画像は日付で選択していたため、干潮時のデータも少なからず入っていた。そこで、干潮時のデータを除いて整理すると（図 37）、若干ではあるが高濁度域が鮮明になり、広大な干潟域を有する有明海における衛星画像の処理で、本件だけでなく様々な処理過程が必要であることが確認された。なお、図 38 は図 37 で整理したデータを濁度換算した結果である。

また、高濁度域の拡散・広域化および収束は、湾奥海域と湾口部の緑川河口前面など地域特性が大きいものと推察される。アサリ資源回復の一助とするための高濁度継続時間の長いエリアを“見える化”するためにも、地域ごとの画像処理の方がより有効になる可能性も考えらえた。

以上より、過去に遡って情報の収集・解析が可能な衛星画像データにおいて、有明海で高濁度水域の確認が可能であることが確認できた。さらに、高濁度域継続期間の長いエリアを抽出するためには、地域を区切った画像処理が有効である可能性を示唆する結果が得られた。

高濁度水域はアサリの濾水率に影響するなど、アサリの生息環境として大きく関係することから、このデータを蓄積・解析することにより、アサリの生息に適している地域、あるいは荒天によって高濁度水に侵されやすい地域等が明確に出来る可能性を有する。したがって、この衛星画像データは、アサリの生産性向上のための資料として活用できるものと考察された。

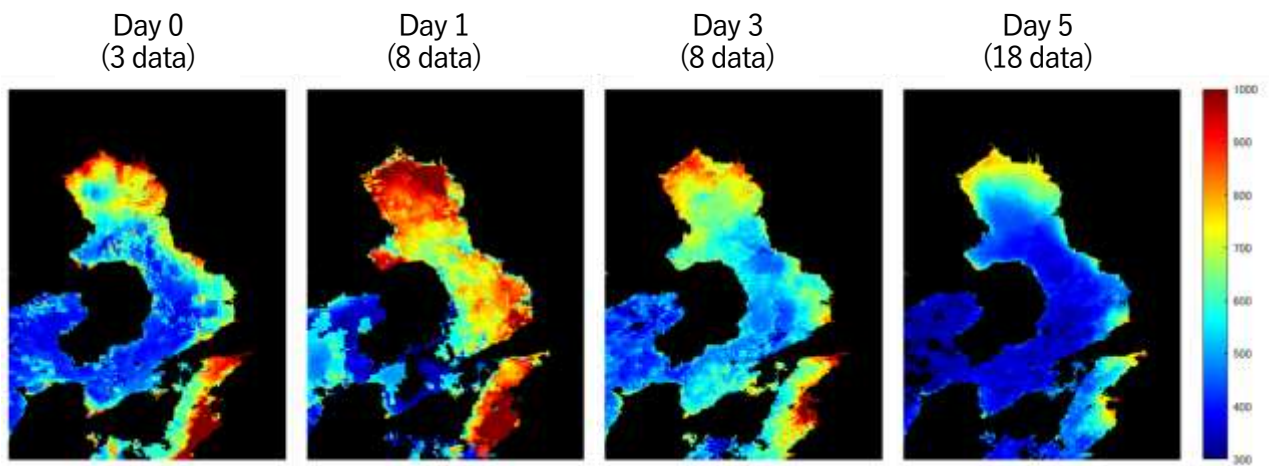


図 36 衛星画像解析による長期高濁度域の顕在化 (500 m メッシュ)

* スケールバーは相対値

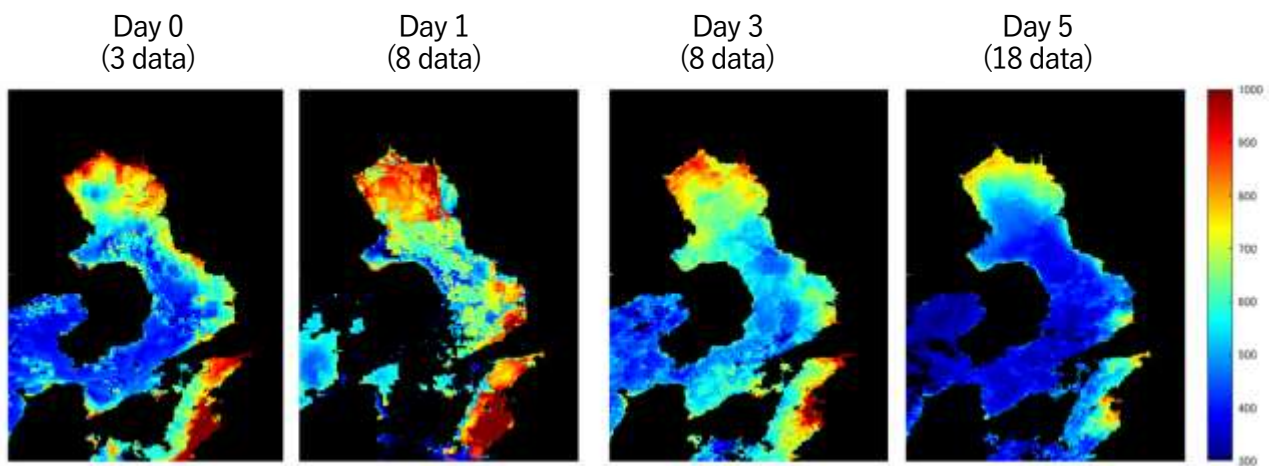


図 37 衛星画像解析による長期高濁度域の顕在化 (500 m メッシュ : 干潮時データ処理)

* スケールバーは相対値

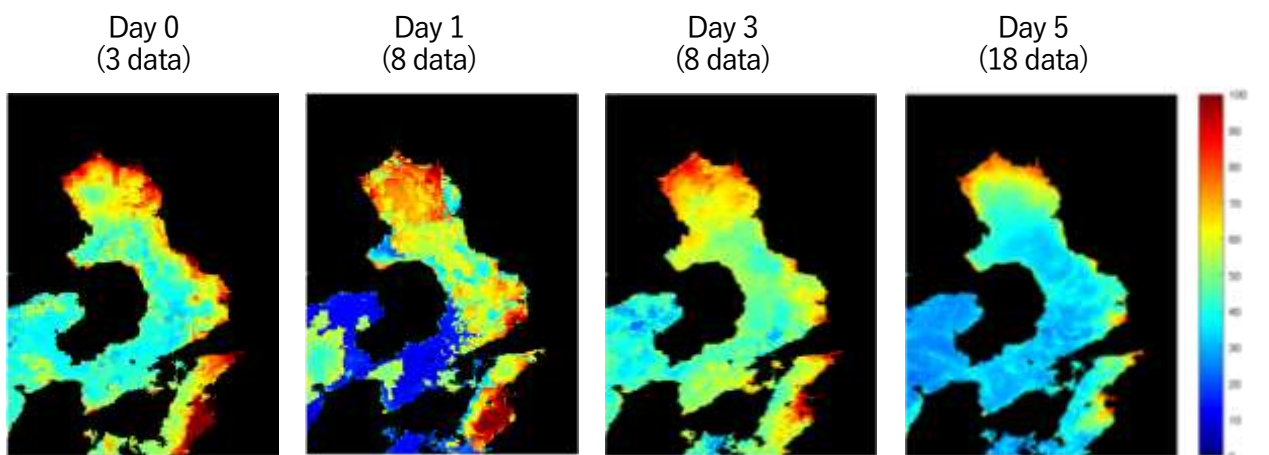


図 38 衛星画像解析による長期高濁度域の顕在化 (濁度換算結果)

4.1.4 実証実験場所のアサリ生息場の適性に関して

上記 3.2.2 において、底質だけでなく水温、塩分、地盤高、底面摩擦速度を対象にアサリの適性指数 (SI) モデルを検討した。

これらモデルをもとに、各実証実験場所のアサリ生息場の適性指数 (HSI) を検討した。ここで用いた HSI モデルは前掲の図 24 に示した各項目の最小値を用いる限定要因法である。各実証実験場所での HSI の算出結果は、に示した通りであり、殆どの場所で底質項目が影響している中、住吉地先 (St. 4) のみ底面摩擦速度、すなわち物理環境が影響した。本地点では、底質が淘汰されて動き易い環境であること、底面せん断応力で検討した結果においても、夏季にアサリが定位しにくい条件下にある事が実証実験においても考察されており、物理環境の影響軽減がアサリ生息場としての適性向上のために必要と考察された。

4.2 増加が期待される漁獲量の推定手法について

平成 30 年度に構築された増加が期待される漁獲量の推定手法は、藤井ら (2011)⁴⁾ が、山口湾を対象にして構築したものである事から、本事業実験場所に適用するために、各実験で得られた調査結果より、各場所における月成長率および生残率を検討し、推定手法に反映した。これにより、各場所における原地盤、そして各適用技術を用いた事によるアサリの成長や個体数の変化が推定可能となった。

ただし、各要素技術ともに開発途中である事から、今後の実験結果および併せて取得される調査結果、そして漁獲試験結果等をもとにして、月成長率や生残率を改良する事が推定手法の精度向上のために必要であると考えられた。

また、例えば大和高田 302 号地区で実施された母貝保護育成技術では、母貝場を造成したことによる効果を推定手法に反映する事が望まれる。移植技術においても同様であり、採苗してからの保護育成期間、そして移植の時期なども考慮する事が求められる。そのため、各実証実験において、技術の運用サイクルが確立された時に、そのサイクルに合わせた推定が行えるように、推定手法をさらに改良する事が必要と考えられた。

5. 成果と今度の課題

5.1 成果

- 物理環境の調査結果より、湾奥の柳川地先 3 号地区や東部地先諸富地区、そして湾口に近い住吉地先といった大河川の河口に近い場所で流れが速い傾向にある事が確認された。また、波浪環境では、岱明地先鍋地区が最も波高が高く、次いで島原市地先猛島地区であった。これら両地先ともに、初期稚貝や稚貝の着生は確認されたが、成貝が少ない、もしくは確認されなかったことから、初期稚貝や稚貝の保護が必要な場所であると考えられた。
- 水質調査結果では、湾奥の場所ほどクロロフィル a 濃度や濁度、そして SS 濃度が高く、餌環境としては好適な条件であると考えられた。また、湾口に近い住吉地先で漁場として活用されている St. 2 の SS、VSS の調査結果が、湾奥の大和高田 302 号地区と同程度の結果となり、類似した餌料環境であった事が推察された。なお、大和高田地先 302 号地区と住吉地先の St. 2 の傾向は、昨年度結果でも同様に見られている。
- 餌料環境の検討として、アサリの餌となる沈降粒子に着目して住吉地先の St. 2 と St. 4 でセジメントトラップ調査を行い、得られたサンプルの全粒子密度や、クロロフィル蛍光粒子密度の分析、そしてこれら粒子密度の分析結果の検証のために顕微鏡観察も実施した。この結果、アサリの生息する St. 2 の方が、餌料の多いことが確認された。2 地点は数百メートル離れているだけであるにも関わらず、餌となる粒子密度が、場所だけでなく調査時期によっても異なる事が確認され、この傾向は、1 昼夜観測だけでなく 15 昼夜観測でも同様に見られた。
- 昨年度事業で設定された技術を適用する事によって増加が期待される漁獲量の推定システムについて、各実証実験で得られた成長率等の成果を反映し、GIS マップで計算できる様に改良した。

5.2 課題

- 本年度事業において新たに実験が開始された場所も存在することから、調査結果の充実をはかり、環境特性やアサリの生息状況との関係を検討することが必要である。
- 技術を適用する事で増加が期待される漁獲量の推定システムでは、本事業で得られた技術の運用サイクルを考慮できる様に改良することが必要である。
- GIS マップの改良として、新たに得られる実証実験成果の反映、操作性の簡便化が必要である。

参考文献

- 1) 相島昇 (1993): アサリ稚貝の潜砂行動に及ぼす水温と塩分の影響. 福岡水産海洋技術センター研究報告, 1, 145-150.
- 2) 赤塚利之 (2007): 無機懸濁粒子がアサリの受精卵および浮遊幼生に与える影響に関する研究. 東京海洋大学修士学位論文
- 3) Beukema, J. J., J. de Vlas (1989): Tidal-current transport of thread-drifting postlarval juveniles of the bivalve *Macoma balthica* from the Wadden Sea to the North Sea. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES, 52, 193-200.
- 4) 藤井暁彦・関根雅彦・尾添紗由美・荻原淳子・角野浩二 (2011): 山口湾の自然再生事業におけるアサリ保全策の効果検証と管理モデルによる資源回復策の検討. 水環境学会誌, Vol. 34, No. 9, 143-152.
- 5) 藤井暁彦・道山晶子・田中憲一・横山佳裕 (2016): 高温条件がアサリ稚貝の生残に与える影響の定量化. 水環境学会誌, Vol. 39, No. 4, 103-108.
- 6) 浜口昌己 (2005): アサリ初期生態解明のための生化学的手法の利用. 水産総合研究センター研究報告 3, 79-82.
- 7) 浜口昌己 (2011). 一次生産の変化と有用種の関係 (二枚貝). 水産研究センター研究報告 34, 33-47.
- 8) 長谷川元洋 (2006): 土壌動物群集の研究における座標付け手法の活用. Edaphologia, 80, 35-64.
- 9) 日向野純也 (2004): 貧酸素・硫化水素・浮泥等の環境要因がアサリに及ぼす影響. 水産総合研究センター研究報告, 3号別冊, 27-33.
- 10) 池松弥, 松本直 (1956): アサリの生態学的研究—I. 沈着初期アサリの低比重並びに高水温に対する抵抗力. 有明海研究報告, 3, 16-23.
- 11) 石田基雄・小笠原桃子・村上知里・桃井幹夫・市川哲也・鈴木輝明 (2005): アサリ浮遊幼生の成長に伴う塩分選択行動特性の変化と鉛直移動様式再現モデル. 水産海洋研究, 69-2, 73-82.
- 12) 磯野良介, 喜田潤, 岸田智穂 (1998): アサリの成長と酸素消費量におよぼす高温の影響. 日本水産学会誌, 64(3):373-376.
- 13) 一般社団法人マリノフォーラム 21・海洋エンジニアリング株式会社・日本ミクニヤ株式会社・株式会社東京久栄・株式会社水圏科学コンサルタント (2017): 各地域の特性に応じた有明海の漁場環境改善実証事業 報告書.
- 14) 蔣勤・福濱方哉・佐藤隆 (2007): 海洋保全施設による環境影響の予測・評価について. 海洋開発論文集, 23, 639-644.
- 15) 蒲原 聡・山田 智・和久光靖・曾根亮太・岩田靖宏 (2013): 三河湾六条潟におけるアサリ着底初期稚貝の動態. 愛知水試研報, 18, 13-20.
- 16) 梶原直人・手塚尚明・浜口昌己 (2017): 大分県中津干潟における地温と アサリ着底稚貝個体数の変動特性. 水産工学, Vol. 53, No. 3, 149-157.
- 17) 柿野純 (1985): 硫化物を指標にした無酸素水の酸素消費量. 千葉県水産試験場研究報告, 43, 65-69
- 18) 柿野純・中田喜三郎・西沢正・田口浩一 (1991): 東京湾盤洲干潟におけるアサリの生息と波浪との関係., 水産工学, 28(1), 51-55.
- 19) 柿野純・中田喜三郎・西沢正・田口浩一 (1991): 東京湾盤洲干潟におけるアサリ稚貝の発生と渦度との関係. 水産工学, 28(1), 43-50.

- 20) 環境省 (2015): 第 35 回 有明海・八代海等総合調査評価委員会 配布資料 3-2.
- 21) 菊池泰二 (1982): 海産無脊椎動物の繁殖生態と生活史 VIII. 幼生の分散について (1). 海洋と生物 23, 444-449
- 22) 木村総一郎 (2015): 夏季におけるアサリの移動と形状. 大分県農林水産研究センター研究報告(水産研究部編), No. 5, 13-19
- 23) 木下秀明 (1985): アサリの卵・浮遊幼生・稚貝の高温耐性. 海洋生物環境研究所研究報告, 85204:1-38.
- 24) 倉茂英次 (1957): アサリの生態研究, 特に環境について. 水産学集成, 東京大学出版会 611-655.
- 25) 黒田伸郎・落合真哉 (2002): 三河湾におけるアサリ D 型幼生の分布. 愛知水試研報, 9, 19-26.
- 26) 越川義功, 田中昌宏 (2006): アサリ初期稚貝の生息環境に与える地形変動の影響評価. 海岸工学論文集, 53, 1211-1215.
- 27) 増田龍哉・坂井真幸・御園生敏治・原田稔・岡本憲明・滝川清 (2011): 玉名横島海岸保全事業における環境配慮事業の評価と管理手法に関する検討. 土木学会論文集 B3, 67(2), I_778-I_783.
- 28) 松田正彦・品川明・日向野純也・藤井明彦・平野慶二・石松惇 (2008): 低塩分がアサリの生残, 血リンパ浸透圧および軟体部水分含量に与える影響. 水産増殖, 56 巻, 1 号, 127-136. 大橋裕・河本良彦・岩本哲二 (1990): アサリ *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve), 種苗生産実験. 山口県内海水産試験場報告, 18, 1-9.
- 29) 松川康夫, 張成年, 片山智史, 神尾光一郎 (2008): 我が国のアサリ漁獲量激減の要因について. 日本水産学会, 74(2), 137-143.
- 30) Mitsuharu Toba, Makoto Ito, Yutaka Kobayashi (2011): Bedload transport of newly-settled juveniles of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* observed in Situ at Banzu tidal flat, Tokyo Bay. Journal of Shellfish Research, 30(3), 777-789.
- 31) 村上和夫・田中章・久喜伸晃・林永悟・明瀬一行・宮本由郎・市村康 (2005): HSI モデルの構築と干潟の生物生息環境評価. 海岸工学論文集, 52, 1146-1150.
- 32) 中原康智, 那須博史 (2002): 主要アサリ産地からの報告ー有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌, 57, 139-144.
- 33) 長崎県 (2016): 有明海特産魚介類生息環境調査に係るアサリ増養殖のための漁場環境調査と増殖手法の開発業務.
- 34) 長崎県 (2017): 有明海特産魚介類生息環境調査に係るアサリ増養殖のための漁場環境調査と増殖手法の開発業務.
- 35) 長崎県 (2018): 有明海特産魚介類生息環境調査に係るアサリ増養殖のための漁場環境調査と増殖手法の開発業務.
- 36) 長崎県 (2015): アサリ増養殖手法の実証と餌料環境改善手法の検討調査業務.
- 37) 新保裕美 (2000): アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル. 海岸工学論文集, 47, 1111-1115.
- 38) 西田芳浩・小林健二・城山顕伸 (2008): 山口県瀬戸内海沿岸域における浅場造成適地の評価方法の検討について. 中国地方整備局管内技術研究会論文集, 59, 184-187.
- 39) 櫻井泉・瀬戸雅文・中尾繁 (1996): ウバガイ, バカガイおよびアサリの潜砂行動におよぼす水温, 塩分および底質粒径の影響. 日本水産学会, 62(6), 878-885.
- 40) 櫻井泉・中山威尉・秦安史・前川公彦・山田俊郎・田中良男・桑原久実 (2014): 人口増養殖場における

アサリの成長および生残適地の選定方法. 日本水産学会誌, 80(5), 776-785.

- 41) 瀬川直治 (1997): 食害種によるアサリの減耗. 水産工学, 33(3), 225-229.
- 42) 島多義彦・袋昭太 (2004): 干潟再生による生物生息環境改善効果の定量評価手法に関する研究. フジタ技術研究報告, 40, 57-62.
- 43) 篠原直哉・山田京平・大形拓路 (2018): 福岡県における藻場・干潟ビジョンの考え方. 水産工学, Vol155, No1, 71-75.
- 44) 関口秀夫・石井亮 (2003): 有明海の環境異変 有明海アサリ漁獲量激減の原因について. 海の研究, 12, 21-36.
- 45) 水産庁 (2008): 干潟生産力改善のためのガイドライン.
- 46) 鈴木啓太・杉本亮・笠井亮秀・小路淳・中山耕至・田中克 (2007): 春季の有明海筑後川の高濁度汽水域における粒状有機物の動態. 水産海洋研究, 71(3), 190-198.
- 47) 社団法人全国沿岸漁業振興開発協会 (1997): 沿岸漁場整備開発事業 増殖場造成計画指針 ヒラメ・アサリ編 平成8年度版 (増殖場造成計画指針編集委員会編), 東京.
- 48) 田井明・赤松良久・山本浩一・小森田智大・服部敬太郎・乾隆帝・二瓶泰雄 (2018): 熊本地震に起因して流出した土砂による白川河口干潟への影響. 水工学論文集, 74(4), I_481-I_486.
- 49) 高橋宏司, 澤田英樹, 益田玲爾 (2016). 日本海の舞鶴湾におけるアサリ資源の再生産および減耗要因の検討. 日本水産学会, J-STAGE 早期公開版.
- 50) 高橋清孝 (1986). アサリの生存限界に関する実験的検討. 宮城県水産試験場研究報告, 11, 44-58.
- 51) 竹山佳奈・上田正樹・岩本裕之 (2005): アサリ幼生の着底時における底質粒径選択性について. 日本水産工学会学術講演会講演論文集, 35, 83-86.
- 52) Xiwu Yan, Guofan Zhang, Feng Yang (2006): Effects of diet, stocking density, and environmental factors on growth, survival, and metamorphosis of Manila clam *Ruditapes philippinarum* larvae. Aquaculture, 253, 350-358.
- 53) 柳橋茂昭 (1992): アサリ幼生の着底場選択性と三河湾における分布量. 水産工学, 29(1), 55-59.
- 54) 横山勝英 (2005): 河川の土砂動態が有明海沿岸に及ぼす影響について - 白川と筑後川の事例 -. 応用生態工学, 8(1), 61-72.