

5章 改善のための具体的対策手法

はじめに

4章では、干潟環境および干潟生物の状態を診断と対処方策を解説した。干潟で生じている現象は、生態系および構成生物の変化を意味しており、改善策は単純ではない。生物の発育段階による環境要求の変化は、対策の検討をより困難にさせている。ただし、原因を探查した上である対策手法を施し、その効果を評価しながら継続規模や次の対策を選定する順応的管理を行うことによって、より効果的な対応が可能となる。

本章では、干潟環境と干潟二枚貝資源の維持と改善のための具体的な考え方や対策手法を解説する。また対策の具体例やその効果については、6章-2を参考されたい。

5-1 水域全体の回復計画

主な干潟生産力阻害要因： 地形変化、流入負荷、塩分変化、底質変化

主な対策技術： 生態系を考慮した包括的対応

a 干潟修復の視点

干潟は、水と土砂という2つの環境基盤要素が種々の自然外力の下で物理的に微妙なバランスを保つことにより成立している場であり、さらにその環境基盤の上に築かれた生態系においても、多様な生物が微妙なバランスのもとに共存している、極めて不安定な場である。したがって、干潟をとりまく水域全体（場合によっては陸域も含めて）の環境に何らかの変化が生じると、その微妙なバランスが崩れ、干潟環境が大きく変化することは容易に想像できる。また、干潟が有する高い生産・消費機能は、干潟を含めた水域全体の物質循環の中で重要な役割を担っていることも多く、干潟の環境変化や機能低下が水域全体の環境に影響を及ぼすことも考えられる(図5-1-1)。

したがって、干潟環境の回復を計画するにあたっては、まず干潟をとりまく水域の物理環境、水質、生態系などの長期的・短期的な環境変化について調査し、水域全体の環境変化を十分把握することが必要である。たとえば、気象庁等によって長期間取得されている気温や潮位などの気象・海象データ、管理者が定期的に行っている河川流入水を含めた水域の水質データ、水産部門が管理している漁獲データなどをできるだけ長期間にわたって収集し、その傾向をみることから始める必要がある。それらのデータから干潟の環境変化との因果関係を明確にできれば望ましいが、一般にはそれは難しいことが多い。また、データを見る場合に、短絡的に結論を出さないという姿勢も重要である。

さらに、水域の中での干潟の役割や位置づけをある程度明らかにした上で、干潟修復を局所的に行うことが有効であるのか、あるいは水域全体の健全性の回復がなければ干潟環境の回復が見込めないのかを見極めることが必要である。後者の場合には、水域全体の問題解決の中に干潟の修復をどのように位置づけるかが重要であり、干潟修復の目標と計画をしっかりと描いておくことが肝要である。図5-1-1は水域全体の回復計画における干潟問題の位置づけの一例を示したものであるが、総合的な問題の構造と地域的な干潟の問題の関連性を見極める視点が必要とされる。

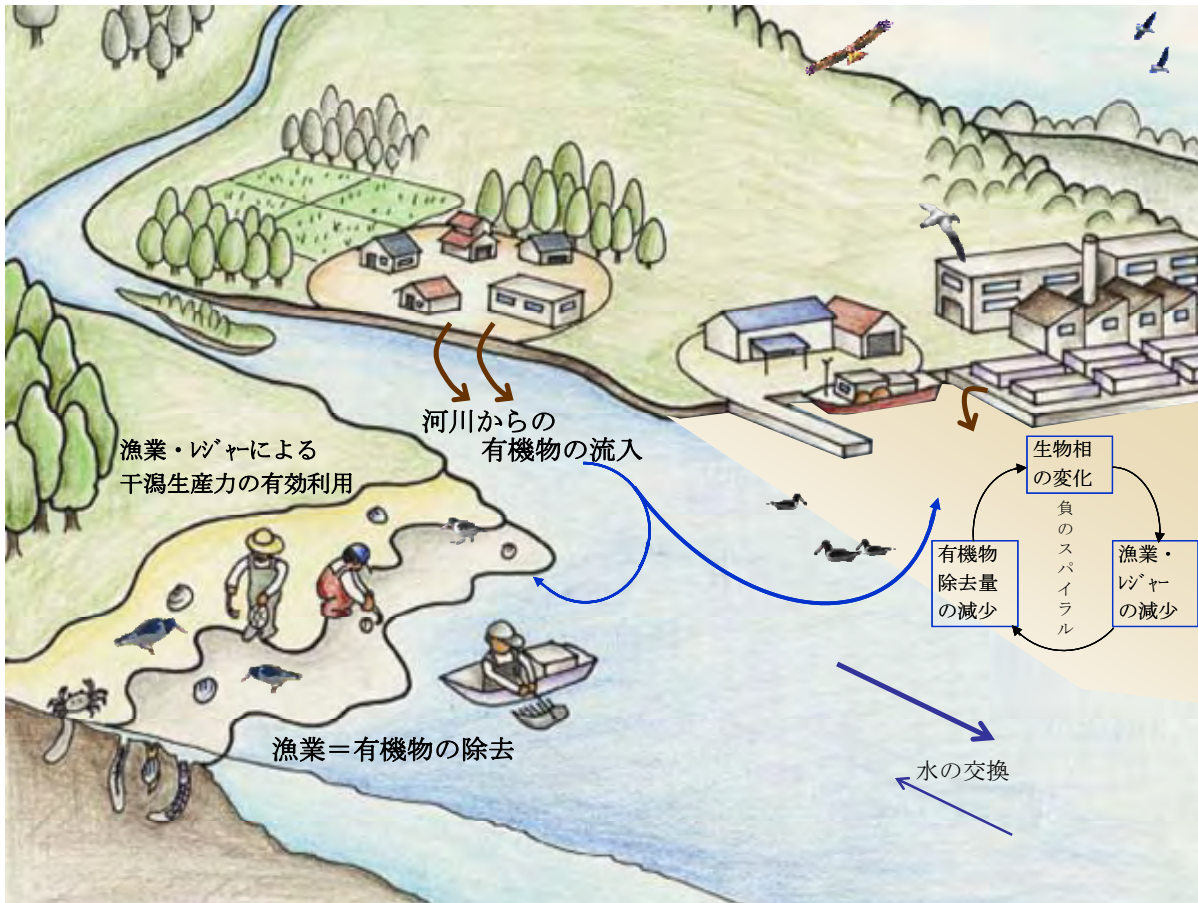


図 5-1-1 干潟をとりまく環境

b 干潟修復のアプローチ

干潟を含めた水域全体の環境変化は、種々の要因（流入負荷の変化、地形の改変、自然外力条件の変化、漁業活動の変化など）に対する応答としてとらえることができる。この応答は、因果関係が比較的明確である物理的な応答と、複合的な作用が総合された結果として現れる生態系の応答との2種類に大きく分けられよう。

まず、物理的な応答の結果生じる変化（潮位、流れ、塩分、密度構造、地形の変化など）に対しては、これらと関連性の強い要因を抽出し、その波及効果を時間軸で考察することにより、影響の程度を推論することができる。一例として浜名湖の湖口部の改変と潮汐・塩分の変化の例を以下に示す（有田ら，2004, 2005；松田，1983）。図 5-1-2 は、1946 年および 1997 年の湖口部（今切口）の空中写真を示したものである。1946 年の今切口は自然の砂州が形成されているのに対し、1997 年の写真では導流堤や離岸堤等の構造物の建設が確認できる。これらの構造物のうち特に導流堤は、湖口部の水路を固定化して流路を確保したため、潮汐の侵入を促し、湖内の物理環境に大きな影響を及ぼした。図 5-1-3 は、1944 年と 2000 年の舞阪（湖内湖口部東側）における 1 年間の潮位変動の時系列を示したものであるが、今切口の固定化前は、自然の砂州の消長の影響により、潮位変動が小さく、かつ不規則であったのに対し、固定化後は外洋の潮汐とほぼ同一の大きさを有する規則的な変動へと大きく変化していることがわかる。固定化工事は、1950 年代に始まり 1970 年頃まで行われたが、湖内の塩分の経年変化を表した図 5-1-4 からわかるように、この時期に塩分が急激に上昇している。このように、浜名湖では、物理環境の変化を時系列的に追うこ

とにより、今切口の固定化という大きな人為的要因によって、まず潮汐や流れの環境が大きく変化し、続いて湖水塩分の急激な増加、栄養塩濃度の減少、底質の変化などが生じ、その結果生物相の変化がもたらされた（後藤，2004）ことが確認できる。

浜名湖のように、経年的な現地観測データがあれば望ましいが、最近では、数値シミュレーションによってもある程度物理環境の変化を考察することが可能になっている。また、水域の平均的な流動の変化が明らかになれば、栄養塩等の物質輸送の変化も大まかにとらえることができる。これらの考察は、干潟の物理的な修復に生かすことができる。例えば、干潟の地形変化が問題であるとすれば、どのような物理現象が干潟の地形に影響したのかを明らかにした上でその要因を探り、干潟造成など局所的な対応をとるのか、要因そのものを除去するような方策を考えるのかを選択することになる。

一方、生態系の変化は、種々の外的要因によって引き起こされるものではあるが、個々の要因に対する応答がはっきりしないだけでなく、それらの応答を単純に重ね合わせることによって生態系の変化を説明することは困難であろう。すなわち、環境の変化は生態系の一種の自律的な環境適応行動の結果であると考えられる。したがって、干潟生態系の修復にあたっては、干潟における1つの問題を解決するための、部分的・局所的な対応では改善に結びつかない場合も多いことが考えられ、水域全体での生態系の変化の把握に基づく総合的な対応が望まれる。さらに、種々の修復策は、生態系の自律的な改善の手助けとなるようなものが望ましく、またその修復策が水域全体の改善につながるようなものであることが理想的である。

具体的な対策の事例として、干潟における生物生息環境の改善のために、干潟沖合の海底を広い範囲で好氣的に保ち、貧酸素水塊の発生を抑制することを考える場合などは、貧酸素水塊の形成は必ずしも局所的な問題とは限らないため、水域全体のスケールで、物理的、生物・化学的視点から貧酸素水塊の形成機構を明らかにする必要がある。また、実務レベルでは、単一部局による局所的な対応を求めるとよりも、他の部局と連携して流入負荷の削減や浄化能力の向上などを目的とした対策をとるような大きな動きに発展させることが重要である。

(a) 1946年



(b) 1997年

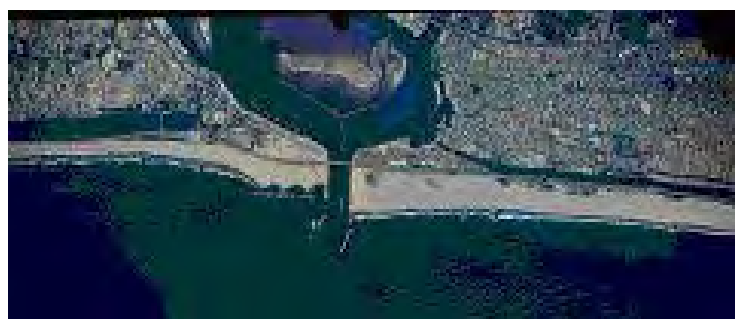


図 5-1-2 浜名湖今切口の地形の変化

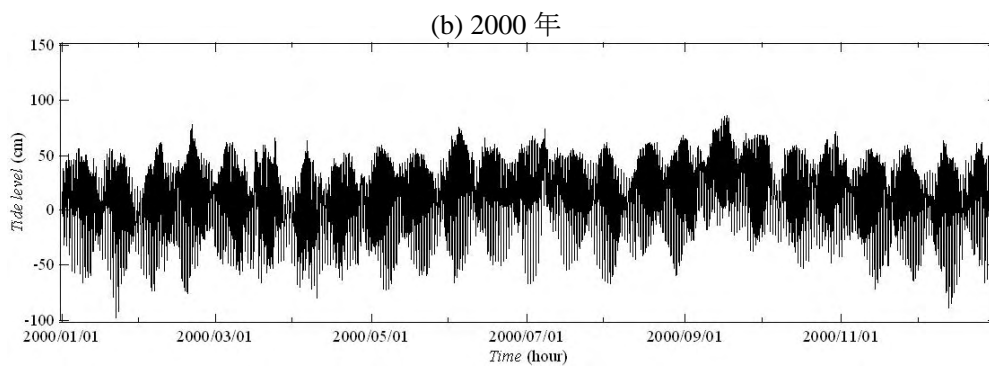
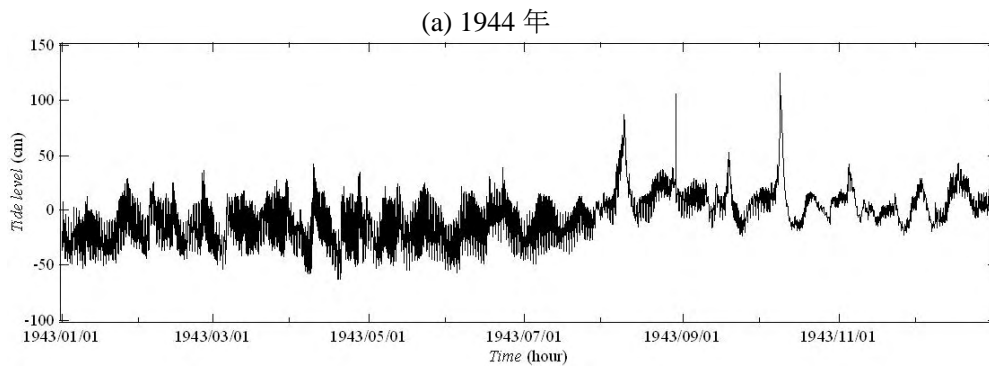


図 5-1-3 湖内（舞阪）の潮位変化

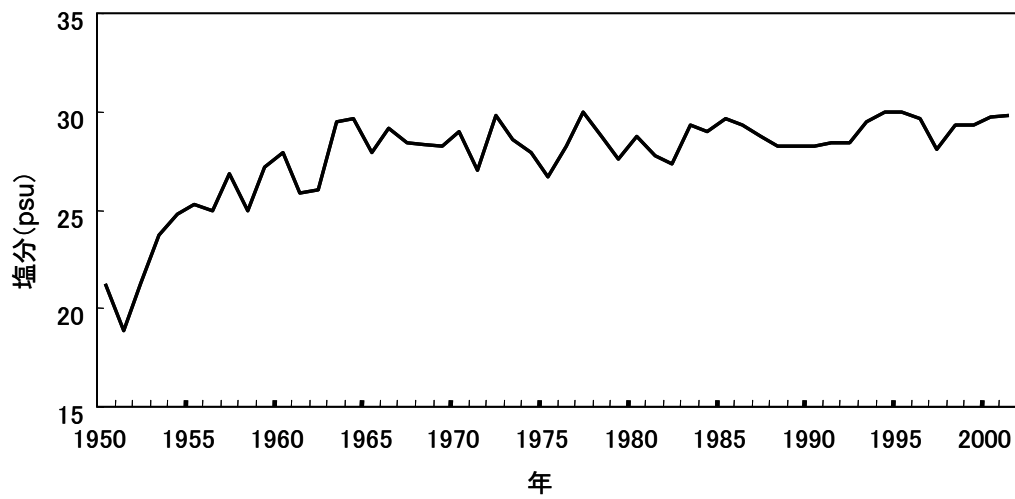


図 5-1-4 湖内の平均塩分の変化

5-2 親貝場および親貝集団の保全

主な干潟生産力阻害要因：親貝場の縮小、漁獲過剰による親貝の不足

主な対策技術： 干潟内での親貝場の把握と保護、資源管理による親貝取り残し量の維持、他水域から安易に移殖しない

干潟における二枚貝の漁業生産を安定させ増加させるためには、相互に関連する近傍干潟全体（メタ個体群→用語集参照）のみならず、各干潟内の資源（局所個体群）をいかに維持するかが重要である。そのためには、稚貝の着底促進方策や着底後の斃死を防ぐ方策を通じて、二枚貝の生残を高めることが図られる。産卵集団としての親貝の十分な分布も重要である。親貝は、資源管理に加え、親貝場の保全や人為的な親貝の補給によって維持される。

a 親貝場の再生と保全の実際

干潟の漁場内で比較的生息環境が良好な場を一部保護して親貝を確保することは一般的に施される資源管理方策である。ただし、漁場外の潮下帯であり漁獲圧がかからない場所に生息する二枚貝が、親貝集団として再生産に寄与することも考えられる（柿野，私信）。また河口の干潟は、海水のエスチャリー循環とアサリ幼生の成長に伴う沈降が相まって、着底稚貝が集積し良好な種場となる。漁場としては不向きな河口域の一部は、種苗の種場としてのみならず、親貝場として機能している場合もある。大分県中津干潟の石原といわれる場や、愛知県三河湾における豊川河口の場は、生息環境が守られている上、漁業による漁獲圧が少なく、親貝場や稚貝補給の場として機能しているものと考えられている。良好な漁場ではないが、毎年親貝がある程度分布しているような場所を把握し、その水域を保全することは、再生産を安定させる重要な策である。

作濤は、漁場の海水交換を良くして、水質と餌供給を改善しようとするものであり、各地で行われている。三河湾一色干潟は縦横の濤によって田圃のように仕切られていた（図 2-2-1）。この作濤によって、1）濤の近傍は餌供給が良くなる、2）操業舟の運航に便利、3）濤が泥やアオサの堆積場となり漁場の底質が保全される、4）潮干狩り場と漁場を分離できる、5）輪採型漁場利用に適しているといった効果を通じて、結果的に親貝場の保全が行われているものと考えられる。

b 親貝場における親貝維持のための移殖放流

資源量が極端に減少した地域では、親貝を積極的に増やす必要がある。それには、その地域にあった遺伝的特性を持った親貝を使った人工種苗の活用も考えられる。さらに、湾・灘単位での海域の浮遊幼生の分布特性や流れ、そして漁場の位置等を考慮して、親貝集団の適正な配置を考え、そこに人工種苗を放流し、保護することによって局所個体群を回復させる。次いで、そこを拠点として、次の局所個体群を形成し、メタ個体群の復活を図るべきである（浜口ら，2005）。

人工種苗ではなく、干潟内で多く着底した場所から種苗として移殖放流することは、普通に行われている（5章-11）。30～40年前の東京湾では江戸川河口の干潟が最大の種場で、そこでとれたアサリ稚貝が浦安から千葉や神奈川のアサリ漁場に供給され、育ったアサリは再び浦安に集

められて加工されていた（浦安資料館パンフ）。三河湾でも矢作川河口や豊川河口の干潟が優れた種場となってきた。種苗は殻長 20mm 前後で採取・放流される。しかし、港湾開発や工業用地造成のために河口部の埋立が各地で進み種場が急速に失われ、埋立によるアサリの減産と青潮による不安定を補う漁獲圧の高まりとともに海域の親貝も減少し、同時に漁獲減を補うための種苗放流が各地で展開された。この結果、最近では種苗が不足し、漁獲も急減し、供給 10 万トンのほぼ半分を輸入で賄うようになった（佐々木, 1998a）。イタリアのアサリ漁業はほぼ完全な種苗放流漁業のようで、種苗をいつ、どれだけ播いて、いつ、どのサイズで採れば最も利益が大きいのか、といった数値モデルの開発が行われている（Pastres et al., 2001; Solidoro et al., 2003; Melia et al., 2005）。種苗の移殖放流を通じて、親貝場における親貝量を維持することは、次世代の加入を安定させる有効な方策である。

ただし、種苗として外国産アサリを用いることには多くの問題点がある。近年の国内のアサリの生産量は 1983 年以降減少傾向にあり、1987 年に 10 万トンを下回り、2006 年度は 3 万トン程度にまで落ち込んでいる。そのため、消費量に見合う不足分を補うために中華人民共和国（中国）並びに朝鮮民主主義人民共和国（北朝鮮）から大量に輸入され、2002 年では両国からの輸入量は輸入アサリ全体の 9 割を超えた。輸入量から見て、2007 年現在で流通しているアサリの大部分は外国産アサリあるいはその種苗を一定期間国内で蓄養したものと考えられる。親貝集団の再生のために安易に外国産種苗等を利用する場合は多々見受けられるが、中国・北朝鮮産アサリはミトコンドリア DNA 遺伝子の解析により国産と遺伝的に異なる集団である可能性が指摘されている。そのため外国産アサリを国内の漁場や干潟に放流することによって生じる遺伝子かく乱が懸念されている。また、導入された輸入アサリにはアサリ以外の多くの生物が混入しており（岩崎ら, 2004）、これらが放流先で増殖し、在来生態系に影響を及ぼすことも懸念されている。現に、外国産アサリに混合していたと考えられるサキグロタマツメタが異常繁殖し、アサリ漁場としてなりたたなくなった干潟が知られている。サキグロタマツメタ以外にもこれまで知られていなかった生物が繁殖する可能性がある。既に、マルカガミハマグリ（山下, 2006）、ウネハナムシロ、ミドリシャミセンガイ、オキシジミ、ホソウミニナが外国産種苗に混入していたことが報告されている（大越, 2004, 2007）。

人為的に生きたまま生物を大量に移動することは、移動した先に様々な影響をもたらす。この事は人間の移動を含め歴史が示している事実である。付随して寄生虫や疾病の移動が起り多大な影響をもたらした事例については、輸入されたカキ類に寄生していた病原体により壊滅的な被害を受けたフランスガキ(通称)の例を見ても明らかである。そのため、「外国産アサリを放流する」ことの意味をもう一度深く考えてみる必要がある。

かつては国内のアサリの生産量は 10 万トン以上あり、国内消費量を優に超えていた。国内でのアサリの再生産機構を健全化し（浜口, 2004c）、国産アサリの生産量を増やすことができれば、輸入量も減少すると考えられる（浜口, 2004a）。アサリ資源全国協議会（富塚, 2004）では、総力をあげて国産アサリを復活させる体制を作りつつあるが、このような取り組みも外国産アサリによる様々な弊害を軽減させるために有効な方策になるであろう。

c 一般に行われている移殖放流

上記のように放流個体が産卵繁殖に寄与するのを期待することとは別に、他地域から稚貝を購入して放流する、成育密度の調整のために間引きする、成育条件の良い漁場への移動を目的として地域内に移殖する等の方法は、アサリ増殖の有効な手法として定着している。コストの面から人工種苗を量産することはまだ困難であり、稚貝の量が少ない地域では、他地域から購入して放流することも必要であるが、国内の稚貝供給量は減少している。また、国内の稚貝を購入することは、供給地域の小型貝の不法採取や資源の減少につながる恐れがあり、国外からの購入は病害生物などの進入を招く恐れもある。そのため、移殖に用いる種苗は、疾病、有害生物等の危険性から、地域内での稚貝の保護を意図的に進めて稚貝の確保を図ることが重要である。水域外からの移殖が止むを得ない場合でも外国産の種苗放流は行うべきではない。また、水域外からの種苗については疾病や混入生物のチェックを研究機関に依頼すべきである。移殖は、漁獲の維持に加え、翌年の加入を増加させるための資源量補強という間接的な効果も期待される。この意味からも、その干潟で再生産する可能性が高い水域内の稚貝を利用することが望まれる。放流場所は、生息場として適正であると考えられる場所とする。移殖・放流は、資源管理の一つの対策である。無計画に放流するのではなく、漁場の環境条件（生産力）に見合った放流量とすること等、適正な実施が必要である。また放流後の漁獲の仕方、輪作のような干潟漁場の運用など、漁業者内での干潟利用計画が不可欠である。さらに、適正な成育密度を確保し、効果的な放流や移殖を行うためには、放流・移殖の実績を記録しておくことが必要である。地域外から稚貝を搬入して放流している場合には、少なくとも稚貝入手元、搬入年月日、放流年月日、放流漁場と面積、放流稚貝の重量、個体数、放流密度について記録する。

漁場の環境条件（生産力）に見合った適正、効果的な種苗放流の主な留意点を以下に示した。

- ① 稚貝を国内から移入する場合には、供給地の不法採取や資源減少に留意し、漁協が斡旋して購入することが望ましい。
- ② 過度の密度で稚貝を播くと成長が悪くなるため、漁場の生産力に見合った適正な密度で播きつけること。殻長 20mm のアサリを m^2 当たり 5 kg (28000 個) 以上播くと成長が劣るとの報告があり、事例では一般に $3 \text{ kg}/m^2$ 以内になっている。
- ③ 放流する稚貝のサイズは、成長速度が大きく、食害や環境条件の変化への耐性が強まる 15mm 以上が適切である。
- ④ 放流の時期は、輸送による活力の低下、高水温や干潟干出時の高温による衰弱やへい死がおきやすい夏期や潜砂等の活力が低下する冬期を避け、時化による減耗が少なく、水温の上昇に伴って成長の始まる春頃が良い。
- ⑤ 稚貝を播く時は、1ヶ所にかたよらないように均一に散布する。アサリが 2重・3重に重なるほど過密な状態で播くと奇形が生じることがある。
- ⑥ 稚貝放流の場所は、食害動物や競合生物が多い場所を避け、必要な場合にはこれらを駆除してから播きつける。

5-3 幼生ネットワークの保全

主な干潟生産力阻害要因： 各干潟面積の減少および親貝の不足

主な対策技術： 各干潟における親貝の確保、近隣干潟を含めた生息環境の保全

干潟における二枚貝の漁業生産を安定させ増加させるためには、メタ個体群（個々の干潟の群と他の干潟の群が、相互に作用し合っている個体群全体）の保全と再生が重要な条件である。そのためには、親貝集団や幼生ネットワーク（干潟間の二枚貝幼生の相互補給）の保全と再生が必要である。この節では幼生ネットワークの保全と再生について述べる。

a 幼生ネットワーク崩壊の原因と対策

1) 漁獲等の影響

アサリ等の水産生物の場合、過剰漁獲により局所個体群が消失することがある。浅場の水産物、なかでも干潟域に生息するアサリなどは、誰でもが簡単に採集することができるので、潮干狩りや漁業者による過剰漁獲により地域個体群が消失することもある。潮干狩りのように小型の貝まで採取してしまうことは、局所個体群を消失させるうえでさらなる負荷となる。また、漁業者による過剰漁獲の問題も深刻である。なかでも共販体制等を持たない漁業者による漁獲は、その場にある資源を無秩序に採取する傾向にあり、メタ個体群の維持や資源管理上大きな問題となる。熊本県の調査によると、一時期の熊本県のアサリの漁業は、加入量の100%を漁獲していたという事例があり、このような漁獲を行えば、その場の局所個体群が確実に崩壊するとともに、そこから浮遊幼生が供給されていた他の局所個体群も影響を受けることにより幼生ネットワークを損傷することになる。熊本県では全県をあげて漁業管理に取り組み、共販体制を確立させると共に、漁獲制限を厳しく行使することによって親貝の保護育成を行っている。そのような行政並びに漁業者が一体となった努力により近年、熊本県のアサリ漁獲量は増加し、幼生ネットワークも保全される傾向にある。

2) 新たな食害生物の影響

近年、瀬戸内海でもナルトビエイによる二枚貝の食害が問題となっている。ナルトビエイは大型であり集団で来遊するので、被害を受ける漁場も広範囲にわたり一度の被害量も数トン単位にも及ぶ場合もある。これまで知られている食害生物の中では最大である。ナルトビエイによる食害もメタ個体群の崩壊に関与する場合があると考えられる。

3) 海岸開発や河川の影響

これまで海岸開発を行う事前のアセスメントでは、浮遊幼生等への影響が検討されてこなかった。しかし、近年、干潟域の開発にあたっては、浮遊幼生の移動分散調査が行われるなど、メタ個体群を配慮したアセスメントが行われている（浜口ら, 2005）。浅場は海岸開発の影響を直接受ける。埋め立ては直接的に局所個体群を消失させるだけでなく、沿岸域の流れを変え浮遊幼生の移送に重要な影響をおよぼすことがある。幼生ネットワークの損傷がメタ個体群の崩壊に繋がる

場合がある。

アサリは元来、河口干潟にすむ生物であり、かつ、着底には泥分率の低い粒径 1mm 程度の砂が望ましいと言われている。しかし、近年、河川由来の砂が減少していると言われており、河口干潟のなかでも着底に適した場所が減少している。浮遊幼生が供給されても、その場が着底にふさわしい環境にない場合は局所個体群の形成には至らない。

また、河川の流量の減少や河川改修により、自然の分解過程を経た陸上由来の有機物が海域に運ばれなくなり、浅場を含む沿岸域の生産性が低下しているという指摘もある。

b 幼生ネットワークの保全と再生の具体例

海洋生物の保全や再生に向けた試みが各地で実際に行われている。南西諸島のサンゴ類幼生の動態解明と保全策の検討は例えば灘岡・波利井 (2004) を代表として多くの研究室で精力的に実施されている。さらに、漁業活動を考慮した生態系保全の試みは、周防灘のアサリをモデルとして福岡県、山口県、大分県と水産総合研究センター・瀬戸内海区水産研究所の連携のもとに実施されている。我が国沿岸域におけるアサリ漁業生産の安定と増加は、現在、国内各地のアサリ漁場で多用されている外国産種貝を減らし、それに伴う生物の持込み等様々な問題 (岩崎ら, 2004; 大越, 2004) を改善する意味もある。

周防灘ではアサリの生産量は激減している。その原因として、海域の一次生産構造の変化とともに、県条例違反の種貝採取を含めた過剰漁獲による局所個体群の消失も考えられている(神菌他, 1996; 武岡, 1999; 片山・神菌, 2000; 和西, 2005; 瀬戸内海区水産研究所, 2007)。また、古くからこの海域ではジョレンを使い干潟浅部での採貝漁業が中心であったが、漁船による“ポンプ漕ぎ”と呼ばれる漁業が認可され、それにより、従来では漁獲困難であった沖合いの局所個体群が採取されるようになった。局所個体群の弱体化や減少により幼生の供給源 (ソース) が絶たれ、幼生ネットワークが著しく損傷されたことが周防灘の資源量減少の原因ではないかと推測されている。同海域では、現在、国が導入した資源回復計画の一環として、大分県が計画を策定した大分県豊前海アサリ資源回復計画が実施されている。この計画では、失われた幼生の供給源を復活させて、アサリの資源を再生しようという試みがなされ、供給源や着底場・漁場 (シンク) の配置や規模が様々な方法で検討されている。漁場のある海域の流れの詳細な分析、局所個体群を配置する場所の選定とその保護方法の検討 (メタ個体群空間明示モデル等)、アサリの産卵数の推定と局所個体群内の個体数の推定 (個体群存続可能性解析等)、着底場・漁場の整備、過剰漁獲の防止法としての資源管理手法の開発がおこなわれている。また、局所個体群の復活のために大分県では同海域で採取された親貝を使用して種苗生産を行っている。このような試みは、数年後に結果が出るものと予想されるので、幼生の出現密度や分布等についても詳細にモニタリングを実施することとなっている。

5-4 構造物による着底・生残促進

主な干潟生産力阻害要因： 来遊幼生の不足、着底稚貝の不足、着底後の生き残りの低下

主な対策技術： 防御シート、曝気、盛土、移植

「構造物による稚貝発生の促進」は、生物学的には幼生の着底促進と着底後の稚貝の集積という二つの過程に大きく分けることができる。しかし、実際には現場でこれらが区分された上でそれぞれに対応する増殖手法が考えられることはほとんどない。これは、それぞれの過程について十分効果のある手法が開発されていないため、2つに分けて考えることができないことが第一の理由である。もう一つの理由としては、たとえ幼生を着底させることができても目に見える形で稚貝が増えなければ意味がないとする考え方から、ともかく最終的な稚貝の増加のみが評価の対象とされることが多いためである。このため、これまでの増殖手法ではその機能と効果の解析が曖昧になり、結果として稚貝発生が増加したにせよしなかったにせよ十分に科学的な説明ができないことが多かった。直ちに実現することは困難だとしても、以下に示すように、用いる手法とそれによる環境と対象生物の反応を解析、検討しながら手法を改善していくことが重要である。

a 現状の把握と整理

第一に整理しなくてはならないのは、対象とする場所で現在の稚貝発生と環境条件がどうなっているのかという現状把握である。これらは数値として把握されている（今後把握する）のであれば最善であるが、そうでなければ聞き取りや経験による情報が中心にならざるをえない。そのような場合でも、関係者全員であらためて現場に出向いて、それぞれの事項について共通認識を持つようにしたほうが良い。

稚貝についての確認事項は、幼生来遊、着底、死亡、稚貝発生などであり、それらがいつ、どこで、どのようになっているのかを整理する（表 5-4-1）。以上をもとに、図面に稚貝の発生状況など（表 5-4-1）と合わせて、底質、波や流れ、干潟の起伏、食害生物や藻類の分布などの環境条件（表 5-4-2）を書き込んで漁場図を作る。この漁場図を基にして、いつ、どこに、どのような稚貝発生方策を講じるのか考えていく。

稚貝発生促進手法の決定に当たっては、いつ、どこに、どのくらいの大きさの稚貝を増やすことが望ましいのかということをもとに具体的な目標として設定しておく、いろいろな判断がしやすい。もちろんこのような目標は簡単には達成できない場合が多いが、目標が曖昧だと議論が堂々巡りになったり判断が定まらなったりする。

次に、前述の環境条件がそれぞれの場所、季節でどのようになっているのかを整理する（表 5-4-2）。当然ながら、場の区分が詳細であればその後の考察を綿密にすることができる。

表 5-4-1 貝類発生状況の確認表の例

確認事項	時期、期間	場所	稚貝サイズ	量、密度
幼生来遊	7～10 月中心	干潟中央から沖寄り		数百～千個体/kL
着底	7～8 月、10 月	干潟中央から沖寄り	1mm 以下	数千～1 万個体/m ²
死亡	8～9 月	干潟全域？	1mm 前後	肉眼視以前に消失
	8～10 月	干潟全域？	5～20mm	秋季に大量死することがある
稚貝発生 (肉眼視)	4～5 月	干潟中央から岸寄り	5mm 前後	秋産卵群と思われる
成貝分布 (漁獲)		干潟中央から岸寄り	30mm 以上	

表 5-4-2 環境条件の確認表の例

確認事項	場の区分				
	干潟縁辺	干潟沖寄り	干潟中央	干潟岸寄り	濤の周辺
最大干出時間	1 時間	1～2 時間	2～3 時間	3～4 時間	1～3 時間
底質	粗い砂	細かい砂	細かい砂	細かい砂、泥混じり	泥混じりの砂
波と流れ	波当たり強い	満潮時前後に波立つ	満潮時前後に波立つ	波立つが比較的穏やか	濤の近くは流れが強い
食害生物	冬にヒトデが現れることがある	カニ類 ツメタガイ 少々	カニ類 キセワタガイ 少々	カニ類 サキグロタマ ツメタ	ツメタガイ 少々
藻類			年によってオゴノリ少々		濤内はオゴノリとアオサが堆積する
貝殻やごみ		凹部にわずかに溜まる	凹部にわずかに溜まる		部分的に貝殻が大量に堆積

b 増殖する稚貝の目標サイズ

現場で一般的に言われる「稚貝発生の促進」では、増やしたい稚貝のサイズを特定して議論されることは少ない。しかし、前述したように、稚貝は着底以降生態的な特性を変化させながら成長し、それぞれの発育段階でさまざまな環境条件によって異なった影響を受け、それぞれに対処しつつ生活している。従って、対象とする稚貝のサイズによって、配慮しなければならない環境条件とその適正範囲は異なることになる。

目標サイズはその後に安定した歩留まりが期待できるサイズが一つの基準になる。ところが、このサイズは海域や季節によって異なるため一概に示すことはむずかしい。その後に移植や保護育成などの管理を十分に行うとすれば殻長 10mm 程度、特に保護等を行わないのであれば 15～20mm 程度が一つの目安になるが、これはそれぞれの場合によって十分に検討されるべきだろう。しかしながら、現実的には殻長 10mm の稚貝どころか、さらに小型の稚貝であっても発生促進を

図ることは容易ではない。最終目標は 10mm だとしても、とりあえずは小さなサイズを目標として、段階的にサイズを上げて最終目標に到達するようにする。一例としては表 5-4-3 のようなサイズ区分が考えられる。これまでの事例では、目合い 1mm のふるいで砂とふるい分けられるサイズの稚貝（殻長 2~3mm）が確認できるかどうかの一つの目安とされている場合がある。

漁業生産から考えると、例えば殻長 1mm 以下の初期稚貝を増加させることを目的として何らかの現場手法を実施した場合、たとえそれが達成できたとしても、その後の展開と展望がなければ意味がない。時折現場で、「米粒ほどの大きさの稚貝が大量に発生して楽しみにしていたのだが、その後いつの間にかいなくなってしまった」などと言われることがある。現場経験者は、米粒大の稚貝発生があってもそのまま放置した場合には消失してしまうことがあることは承知しているので、可能ならば何らかの方法で利用したいのだができないのである。つまり、このような言葉の裏には、稚貝が発生してもそれがまだ米粒ほどの大きさであれば、有効に利用する方法がないことを示している。

稚貝発生の促進は、成貝までの一連の育成手法のなかの一つの部分技術として考えなければならぬ。

表 5-4-3 アサリのサイズ区分での着底、発生成否判断

サイズ区分（殻長）	特徴
0.5mm 以下	着底直後のサイズ：研究レベルの精密な調査でなければ確認できない。このサイズの稚貝は移動しやすく生残が不安定なため、その後の稚貝発生につながるかどうかまだわからない。
1mm 前後	0.5mm 目のふるいに残るサイズ：一般的にはこの大きさの稚貝が確認できた段階で幼生着底があったと判断する。
2-3mm	1mm 目のふるいに残るサイズ：着底後しばらくの間の成長生残が認められたことになり、一般的な稚貝分布調査でこのサイズの稚貝が確認できれば、ひとまずは稚貝発生があったと判断する。
5-10mm	2mm 目のふるいに残るサイズ：稚貝の潜砂能力が高まり、波や流れで移動しにくくなるとともに、食害や環境変化への耐性が高くなっていく。今後の生き残りの可能性が高まり、資源加入が期待できる。
10mm 以上	成貝までの育成が可能なサイズ：さらに保護など十分な管理をすることによってその後の歩留まりが計算できる。また、周辺の底質に夾雑物が少なければ、目合いの細かい漁具などで採取することができ、その後の育成に好適な場所や管理しやすい場所などに移殖できる。

c 場所の選定

一見平坦で変化の少ない干潟域であっても、場所によってさまざまな環境が微妙に異なり、貝類の分布に粗密ができる。場所の選定にあたっては、このような場の特性を把握しておくことが重要である。

稚貝発生促進を実施する場所は、着底期幼生が来遊する場所、来遊した幼生が着底する場所、着底した稚貝が最終的に集まる場所などが対象となる。当然ながら、幼生の着底を促進するには幼生が来遊する場所でなくてはならないし、稚貝を集積させるためには着底稚貝が別の場所へ輸送される途中（減耗してしまう前）の場所が対象となる。そのような情報がない場合には、これまでの経験や伝聞などから稚貝発生が頻度高く見られる場所、過去に稚貝が高密度で発生したこ

とのある場所を候補とすることになる。ただし、用いる手法によっては、波の強い場所や底質の不安定な場所では設置や維持ができないことなどがあり、場の条件と工法や構造との適合性について配慮しなくてはならないことがある。また、対象とする場所にごみが溜まっていたり、食害の心配がある場合などは、あらかじめ漁場清掃や食害生物の駆除などを考えておく必要がある。

d 時期と期間

構造物を設置した場合、それによって流動環境は直ちに变化するが、付随的に周辺の地形、底質、藻類の繁茂集積や他の動物の蝸集状況などがそれぞれ異なる時間スケールで変化していく。これらの付随的に变化する環境条件は、幼生着底や稚貝集積にマイナスとして働くことが少なくない。例えば、幼生の着底時期を無視して構造物を設置すると、幼生が来遊した時にはすでに底質が悪化していて着底を妨げる結果になってしまうことなどがある。すなわち、構造物を設置する時期と期間はアサリの生活年周期と対応して重要な意味を持つ。永久的構造物はこのようなことに配慮していない点では、一時期構造物より劣る。

幼生の着底促進手法を実施するのは濃密な幼生群が来遊する時期、あるいは高密度の稚貝着底が見られる時期に合わせなければならない。また、着底した稚貝を集積させるためには、少なくとも稚貝が物理的に輸送されやすい時期を包含していることが必要である。いずれの場合もその場所での幼生加入や稚貝の成長、移動などに関する生態情報が必要である。幼生来遊や稚貝着底のモニタリングを継続しつつ、それらの出現状況に応じて的確な実施時期を判断できれば最善である。

幼生調査や稚貝発生調査による情報がない場合には、周辺の成員の産卵時期から幼生の来遊盛期を推定したり、大型個体の成長から逆算して着底時期や稚貝の成長速度を推定したりして、実施時期や期間を設定する。東京湾以南ではアサリの産卵盛期は春と秋の年間2回であることがわかっているため、幼生の着底促進はそれらの時期に合わせることが望ましい。また、春産卵群は着底後速やかに成長して夏までには肉眼で確認できる大きさに達するが、秋産卵群は1mm前後あるいはそれ以下のサイズで冬季を経過し、春以降に目視サイズとなる。稚貝集積の促進はこれらの期間を含むことが必要である。従って、秋産卵群については稚貝の集積促進を実施する期間が長期間となる。

e 手法例と事例

これまでに試みられた構造物と事例を示す。大規模な土木工事を伴うもの（コンクリートブロック、築堤などの永久構築物）は除外する。

e-1 竹柵、ポール、ノリ網（図 5-4-1）

干潟はノリ養殖場として使われていたことから、同様の竹柵や網を設置して稚貝発生促進を試みる例が多い。これは、ノリ養殖施設の内外に稚貝発生が認められた事例を参考にして行われるものであるが、効果は一定しない。

ノリ養殖資材をそのまま転用する場合には、直径5cm前後の竹やプラスチックポールなどを一定間隔で干潟上に直立させる。竹は浮力を持たせないように節を抜く。設置間隔は、それぞれの竹が接するように並立させて塀のようにすることや、数十cm～1m以上の間隔を持たせる場合などがある。並べ方は、一列から数列にする場合や、碁盤目状にする場合、一定の区画を囲むよう

に立てる場合などがある。高さは2~4m程度である。割り竹を使う場合には、直径10cm程度の竹を使い、波や流れを遮蔽する効果を意図して互いに接するように並べてフェンス状にすることが多い。さらにこれらの竹やポールにノリ網などを張る場合がある。網の張り方は、通常のノリ養殖のように水平にしたり、垂直や斜めにしたりさまざまである。高さも干潟面に接するようにしたり1m程度上げてみたりする。さらには数枚を重ねて遮蔽効果を高めることなどもある。

砂利場や石原、あるいは厚く貝殻が溜まっている場所などでは支柱の設置が困難である。一般的な貝類漁場であれば、高い竹柵を密に立てて遮蔽率を大きくする場合などを除いて、波や流れが制約になることは少ない。試験設置の場合であっても、最小10m×10m程度の区画としないと、波や流れの減衰効果を検出できない。

竹など設置すると、波や流れによってその直近は洗掘されることが多く、その反対側には貝殻やごみ、あるいは泥などが溜まったりする。フェンス状に設置した場合にはその影響は大きくなる。

通常、竹や網には1ヶ月以内にフジツボ類やアオノリ類などの付着物が着き始める。付着物が多いと荒天時に網が破れたり、竹が折れたりする。放置した場合、竹は1年程度で折損するものや流失するものが生じ、網は数カ月で破損したりする。

e-2 被覆網 (図 5-4-2)

被覆網とは干潟面を覆うように網を敷設する方法である。これは元来放流したカキやアサリなどを食害から保護するために欧米で考案された方法であるが、被覆網を設置するとその中に天然稚貝が多く認められることがあったことから、稚貝発生促進の手法として試みられるようになった。

砂利場や石原、あるいは厚く貝殻が溜まっている場所、アマモ場などでは設置が困難である。砕波帯などでは設置できない。それ以外の場所ではほぼ設置可能であるが、まくれ上がりや流失を防ぐため固定することが必要である。

使用される網の目合いは5~10mmであり、付着物を軽減するためには撚り糸より軽量の単繊維の網が適しているといわれる。網の大きさは、幅1~3m長さ数十mのロール状の網を使用したり、10~30m四方の網を使用したりする。網を固定するために、縁辺に一定間隔で杭などを打って紐で結びつけ、さらに網を貫通させてU字型やJ字型の金属棒を所々に打ち込んだりする。網の縁辺を10cm程度埋め込むことによって稚貝集積や食害防除の効果が高まると同時に、波や流れに対して流されにくくなる。大規模に行う場合には、網の敷設(縁辺の埋設)、付着物の清掃、終了時の撤去などの機械化が必要になる(図 5-4-2 右)。

被覆網を設置するとアサリをはじめとする二枚貝稚貝が集まることが多い。しかし同時に、網地に付着物が着くとともに、網内では流動が抑えられるため砂泥や微細なごみなどが溜まり、カニ類や巻貝類などを含めて他の底生生物などが多く集まる。付着物や堆積物、底生生物の集積状況は時期によって変化し、稚貝に悪影響を与えることもあるので、設置時期や設置場所の選定に加えて維持管理が重要になる。

e-3 土嚢 (図 5-4-3)

盛土や滞の造成などの工事で土止めの土嚢を設置したとき、その周辺でアサリ稚貝の増加が認められたことがあったため、それを参考に試みられる方法である。用いる土嚢は通常の土木工事

用のものが多く、これに現場の砂を詰めて設置する。土嚢の並べ方は、直線状、弧状、円形、方形などさまざまで、規模は数十 m のことが多い。積み上げ方は石垣状に 2~3 段にすることが多く、崩壊や流失を防止するため、鉄筋を半円形に曲げて上から押さえたり、支柱を作ったりする。

設置高が低いので堆積物が大量に溜まることは比較的少ないが、構造が堅固なので大型のカニ類など大型食害生物の隠れ場所になることがある。

土嚢は洗掘あるいは（および）自重によって次第に埋没することがある。付着物が問題になることは少ないが、時間とともに袋地が劣化して破れ、中の砂が流失することが多い。

e-4 オイルフェンス

波や流れの抑制効果があることから、稚貝発生を試みとして流出油防除用のオイルフェンスが干潟上に設置されたことがある。設置に当たっては、一連数十 m の長さのオイルフェンスを満潮時にアンカーで干潟上に固定する。垂下幕（スカート）がある方が流れの遮蔽効果は高い。オイルフェンスは浮力があるため、冠水時には浮上し、干潮時には干潟上に長く倒伏する。構造上、干潟面が洗掘されたり、堆積物が溜まったりすることは少ない。しかし、オイルフェンス自体かなりの重量があり、低潮時には波と流れによって干潟面を掃くように動くので、その直下では二枚貝を含めて底生生物の定着を阻害する。また、長期に設置した場合には付着物によって十分な浮力がなくなったり、撤去に重機が必要になったりする。稚貝発生効果が不明確なこと、取り扱いが容易でないことなどから推奨できる方法ではない。

e-5 コンクリートパネル、FRP 板（図 5-4-4）

この方法は平板によって波や流れを制御し、稚貝の集積域を造成しようとするものである。機能的には竹柵フェンスなどによる波や流れの制御効果を期待するものと類似しているが、遮蔽効果がさらに高い。コンクリートや FRP を用いるため、耐波性や耐久性が高く、付着物などもあまり問題にならない。

設置に当たっては、土木工事用の厚さ数 cm~十 cm のコンクリート平板などを干潟上に高さは数十 cm~1m になるように立てる。長さ数 m を一つの単位とし、それらを一定間隔で並べる。配置は、直線状、千鳥状、八の字状などである。この方法は遮蔽効果が高いため、洗掘やごみの集積なども強く発生する。コンクリートパネルは重量があり、永久構造物の性格が強くなる。FRP パネルは人力で設置撤去が可能である。



図 5-4-1 ポール設置（左：三重県より）、竹柵設置（右：熊本県より）



図 5-4-2 被覆網（左）と設置システム（右）（千葉県より）



図 5-4-3 土嚢設置（日本水産資源保護協会より）



図 5-4-4 FRP パネル（マリノフォーラム 21 より）

5-5 海底環境改善

主な干潟生産力阻害要因： 稚貝が着底できない、稚貝着底直後の逸散・斃死、底質不適

主な対策技術： 造成（盛土）、覆砂、作濬、堤体設置

悪化した底質を改善する方法として様々な工法が試され実施されている。二枚貝の着底量が増加した例もいくつか報告されている（事例集参照）。重要なことは悪化の原因を根本から解消し、効果を持続させることである。

a 人工干潟・貝類増殖場の造成

a-1 技術の現状

最も根本的で規模の大きい底質改善は貝類増殖場や人工干潟の造成である。アサリを目的とした増殖場の造成については「増殖場造成計画指針（全国沿岸漁業振興開発協会, 1996）」が作成されている。造成のための調査、造成手法、造成漁場の管理等がこの指針に示されている。これまで、この指針に基づき多くの造成が行われているが、漁獲量の増加がみられない例も一部報告されている。その原因としては、1) 砂の移動、流失による造成場の変形や面積の縮小、2) 泥の堆積による底質の悪化といった増殖場の機能低下、3) 環境収容力を超えた増殖によるアサリ餌料の供給と消費のバランスの崩壊、など実際の海では様々な要素が複合して影響しているものと考えられる。

a-2 技術の課題

全国の干潟の環境は多種多様でありそれぞれ特徴を持っている。対象とする海域の特性を踏まえた「オーダーメイドの」取り組みが必要である。そのため、人工干潟や増殖場の造成にはアサリ生態の解明や、調査精度の向上を図り、実際の人工干潟や増殖場における実証研究を推進し、理論と実証を効果的にリンクさせる必要がある。

b 覆砂（客土）

b-1 技術の現状

悪化した底質の改善の方法として適当な性状の土砂や砂を干潟に散布することである。一般に底質が泥化した場合に行われる。覆砂する砂の粒径は、「増殖場造成計画指針（1996）」では0.125～1.0mmが妥当としている。覆砂後にはアサリ稚貝の着底が増え、漁獲も増加した事例が全国各地から報告されており、効果の高い方法と考えられている。効果は長期間持続するが、再び底質環境が悪化し数年で効果が減少することもある。また、覆砂した砂が漁場内で移動することがあるため、効果調査は固定点だけでなく砂の移動に沿った観測点で調査する必要も指摘されている。

適切でない性状の砂を用いた場合には期待される効果が得られないことが想定されるため、海域固有の環境条件に適合した土砂の選択が重要である。

b-2 技術の課題

質の良い天然土砂が現在全国的に不足し、高品質で安価な土砂の確保と素材の開発が課題となっている。覆砂土の効果向上を目的として、浚渫土等に適切な素材を混合する開発試験が行われ

ている。混合素材としては、大量に入手でき粒度の加工ができるホタテガイ、カキ等の貝殻が検討されており、この分野の研究の加速が必要である。また、鉄鋼スラグ等の利用も検討されているが、有効性及び含有物質の毒性に関する基準を明確化し長期的安全性を確保することが不可欠である。また、浚渫土砂の利用においては粒径や含有物質の確認など慎重な対応が求められる。

対象とする海域の環境条件に応じたきめ細かな土砂の選択が重要な課題となっている。このためには、流動条件（覆砂天端の流速など）、粒度組成、覆砂規模、効果持続期間の評価方法などを対象とする海域に応じて検討する必要がある。

c 作滞

干潟において水塊の移動・海水の交換が少なくなり、干潟生産力の減少がみられた場合、浮泥の堆積防止や餌料環境の改善を目的として、局部的に導水部を掘り、流速や流量を増大させる。山口湾の漁場において作滞は浮泥の排除に有効であったとの報告がある（井上, 1983）。また、神奈川県平潟湾では、野島水路の遮水壁撤去後湾内のアサリの生息が回復したという（越川ら, 1999）。滞や排水路の造成によって海水交換が促進され浮遊幼生の供給が増加する場合も想定できるが、逆に幼生の分散を強め漁場への供給量を減らすことも想定される。海水交換が浮遊幼生の分散にどの程度影響するのか対象とする海域で実際に検討する必要がある。

d 整地

干潟潮間帯に生息する水産生物にとっては、海底地盤高は重要な生息環境要因である。地盤が高すぎる場合に、ブルドーザー等で排土し適当な高さまで地盤を下げることを整地という。高い地盤を下げることにより、干潟全体の海水交換率がよくなるという効果も期待される。整地する場合の地盤の高さは、潮位との関係で設定される。基準となる潮位には、A 平均潮位、B 上下弦平均干潮位、C 朔望平均干潮位である。アサリ稚貝の着底は主に B と C の間、着底後の生息場は B と C の間もしくは C 以深であるので、アサリを主とした干潟生産力改善を目的とした整地は、少なくとも B から 40cm 低くすることが望ましい。

e 耕耘

底質改善の目的からトラクター等を用いて干潟を掘り返す耕耘が行われる。硬化した干潟面の軟化、雑藻の除去、還元層の酸化、栄養塩の溶出がその効果として期待される。博多湾の砂質干潟である和白干潟で 1 年近くにわたって人力で行われた小規模フィールド耕耘実験では、酸化層の増加や地盤の柔軟化が見られ、大きな波や流れが継続しなければ、耕耘効果は比較的長期間維持することが観察されている（若松, 2004）。

5-6 貧酸素水対策

主な干潟生産力阻害要因： 貧酸素水塊の発生

主な対策技術： 防御シート、曝気、盛土、移植

海水交換が少ない内湾で成層が起こった場合、下層で酸素が消費され貧酸素水が生ずる。また、赤潮の発生に伴い大量の有機物が海底に沈降した後も生ずることが多い。しかし、干潟域では干出があり海底には酸素が供給されるので、貧酸素水の発生と貧酸素層の発達は希である。通常、貧酸素水は潮下帯で形成され、潮汐や風による湧昇で干潟域に侵入する。二枚貝は無酸素下でも嫌気代謝により暫くの間死ぬことはない。例えばアサリでは30℃、無酸素下での半数致死時間は43時間、25℃では90時間である（品川，未公表）。このため、貧酸素水の発生や侵入がどのような影響を与えているのか、二枚貝の生息域における溶存酸素の連続計測や二枚貝の生息状況の調査などを行って実態を把握することが必要である。したがって、貧酸素による斃死を防ぐためには、二枚貝漁場やその周辺における地形の特徴、底質の状態、溶存酸素の連続観測等により実態を把握した上で、1) 貧酸素水の発生を抑止するか、2) 貧酸素水が干潟域に侵入することを阻止する、または3) アサリ等の二枚貝を採捕し退避させる、等が考えられる。現在のところ有効な対策手法は無いが、以下に上げるような方向で対策手法を検討・確立していくことが必要である。

a 貧酸素水の発生を抑止

三河湾では浚渫窪地を埋め戻すことと干潟の造成により、貧酸素の抑制が試みられている。また、この他にダム湖などで行われているように大型の曝気装置の設置などが考えられるが、多くの場合貧酸素水の発生が大規模であるため、漁業者自身が対応するのは不可能である。水産分野に限らない大規模な工事や装置の設置が必要である。

b 貧酸素水の侵入を抑止

多くの場合貧酸素水は静穏時に発生し干潟域に侵入するため、オイルフェンスやビニールシートのような非常設形の施設を利用して貧酸素水の侵入を防除する試みが行われている。貧酸素水の侵入が回避されるまでの間、囲い込んで保護した二枚貝の呼吸や底質による酸素消費を補うため、曝気した海水を底層に送り込む必要があるがコスト面で課題が残されている。

c 貧酸素影響域からの退避

貧酸素水の発生が予測される場合、発生する前に他の海域に移植したり、筏などがある場合カゴ等で貧酸素層よりも上層に垂下することで、被害を軽減させられる可能性がある。しかし、貧酸素水による被害が多い夏季に貝を掘り出すことは、貝そのものにダメージを与える可能性があるため、生理状態や移植場所の環境条件などをあらかじめ調べておく必要がある。稚貝の場合は特に採捕許可の問題に留意する必要がある。

5-7 波・流れ軽減

主な干潟生産力阻害要因： 強い波浪による逸散、掘り起こし

主な対策技術： 被覆網、ノリ支柱柵、消波壁

洗掘死亡の要因のうち、低水温や餌料不足を人為的に改善することは難しく、対処法は何らかの構造物によって波浪による底面流速を弱めることが中心になる。極端な低水温や餌量不足に陥った場合には洗掘抑制だけでは減耗を防止できないため、これらの対処法の効果は不安定な場合がある。

a 被覆網

千葉県船橋市地先では、毎年10月から3月の間を中心に大規模なアサリの冬季減耗が発生する。この冬季減耗を防止するため、死亡が始まる前の11月にアサリを波浪が弱い岸側域に移殖して、その上を被覆網（目合い15mm）で覆った（石井, 1997）。移殖したアサリの殻長は11~27mm（平均体重1.5g）、密度は約1300個体/m²だった。移殖後の管理は特に行わず、そのまま翌年まで放置した。翌4月に被覆網を外したところ、冬季間のためほとんど成長は認められなかったが、密度は約1800個体/m²で移殖時より高くなっていた。これは、移殖したアサリが残留しただけでなく、周辺から網内に移動したアサリが被覆網によって保持されたものと思われた。その後、放流区画から被覆網を撤去したところ、2週間後には密度が25個体/m²に急減した。以上から、波浪減耗に対する被覆網の保護効果は高いことが判明した。しかし、被覆網は敷設や撤去の作業コストを考えると広域に展開することは難しいため、貝の濃密発生域や人為的に移殖して密度を高めた場所などを中心に適用すべきと考えられた。

b ノリ支柱柵施設

千葉県船橋市地先で、アサリの冬季減耗を防止するため、ノリ支柱柵を模した波浪抑制施設を設置し、10月にアサリを放流した（鳥羽ら, 2006）。施設内では、放流後から12月までは周辺の対照区よりアサリの密度が高かったが、1月以降徐々に低下し、2月には対照区と同様の密度になった。この年は、冬季に荒天が続いたため、波浪抑制施設の効果が不明瞭になったものと思われた。

構造物によって波浪を抑制する場合、重量式消波堤のように波を効果高く遮蔽する施設は、一方で流れを阻害するなど他の漁場環境に与える悪影響が想定される。これに対し、ノリ支柱柵のような施設は、流れの阻害は小さいが、消波効果も低く、一定以上の波浪が発生した場合にはアサリに対する保護効果がなくなる。

c 消波フェンス

千葉県木更津市地先の盤洲干潟で、波浪を抑制してアサリの冬季減耗を防止するため、支柱に固定した高さ0.5m×横約2mのFRP製遮蔽版（消波フェンス）を、干潟面から約1mの高さに直立に設置した。フェンスの配置は千鳥状とし、沖波を遮蔽する方向に3列に合計42枚を設置した。これらフェンス群による波浪減衰率は19%であり、シールズ数を最大で約0.2に抑制できた。フ

ェンス後背部における 11 月～3 月のアサリ密度減少率は 50.9%で、砂が堆積傾向にある波浪の遮蔽域ではアサリ密度は増加した (MF21 物理制御ワーキンググループ, 2007)。

d その他の対処法:避難移殖

あらかじめ波浪による洗掘死亡が予測できる場合には、波の影響が弱く減耗しにくいと思われる場所にアサリを移殖して被害を避けることができる。

5-8 食害生物駆除・侵入防止

主な干潟生産力阻害要因： タマガイ類、キセワタガイ、エイ類、底魚類、棘皮動物、節足動物、鳥類等の食害

主な対策技術： 食害生物・卵塊の駆除、防除ネット

干潟の二枚貝類は様々な生物に捕食されるが、漁業に影響を及ぼす食害種の代表は、タマガイ類、エイ類、キセワタガイ、鳥類である。これらの食害生物は干潟環境及び二枚貝の生産量と密接に関連している。食害生物の種類と出現状況は年々変化し、同じ場所、季節によってその影響は異なっている。そのため、近隣での被害状況や対策効果について情報を取り入れながらその都度柔軟な対応が必要である。

a タマガイ類

タマガイ類の中で特に大きな被害をもたらす代表種はツメタガイとサキグロタマツメタである。両種とも、小潮の干潮時に干出する部分より深い水域に生息する。また卵塊は砂茶碗と呼ばれ、海底の砂上に生み付けられる。ツメタガイは多回産卵であり、13日間で1~5日おきに産卵したという報告がある（鈴木, 2007）。

【駆除法】二枚貝漁業に伴って混獲された成貝や卵塊を陸揚げする。産卵期を考慮すると、ツメタガイでは6月から8月末まで、サキグロタマツメタでは9月から11月まで大潮の干潮時に、上述した浅い場所より深い区域で一斉駆除を行えば非常に効率的な除去が可能である。卵塊は砂上にあるため、できるだけ多くの人数により干潟上を目視で網羅的に走査採集すれば効率的に駆除できる。成貝の多くは干出時や日中は10~20cmの深さに潜砂しているため、耕耘機等で掘り起こす作業が必要である。駆除のための漁具には、腰捲きカゴと徒手採取、底曳網、刺網があるが、夜間は砂上に出てくるため夜間に底曳網を用いると駆除効率が高い（柴田・河西, 1999）。

b ナルトビエイ・アカエイ

日本沿岸の干潟に出現するエイ類のうち、二枚貝を捕食する種はアカエイとナルトビエイである。日本沿岸に従来から普通に生息していたアカエイは二枚貝だけに特化しているわけではなく、その食性は多様である。一方、ナルトビエイは、もっぱら二枚貝類を捕食しアサリだけでなく、バカガイ、タイラギ、サルボウガイ等の漁業対象種に大きな被害をもたらす。

【駆除法】駆除については刺網や流し網が最も効果的な捕獲法と考えられている。

【侵入防止法】漁場への侵入防止としてネット、乱立したパイプ等の棒の設置、杭打ちが実践されている。また電気刺激によってエイを追い払う試験も行われている。

c キセワタガイ

アサリ稚貝を大量に捕食する代表種がキセワタガイである。体長（約2~3mm程度）の1/3程度の殻長のアサリ稚貝を捕食する（瀬川・菅沼, 1996）。産卵期は不明だが、卵塊は春に多い。

【駆除法】二枚貝漁業に伴う混獲の他、キセワタガイやその卵塊を多くの人数により採集し陸揚げする。他に桁網により駆除を行うことも効果的である。桁網の砂起こしチェーンの太さと駆除

効率に関係があり、実験では直径 11mm のチェーンが良い結果を示したとの実験結果がある（瀬川・鈴木, 1994）。

【侵入防止法】水槽内実験ではキセワタガイは防除網を用いると侵入防止の効果が高い（瀬川・鈴木, 1994）。

d 鳥類

現在のところ、アサリ他水産上重要な二枚貝を捕食することが知られている鳥類は潜水ガモ類である。ミヤコドリも二枚貝を食することが観察されているが、量的にはカモ類が突出している。これはもともとカモ類が主要な餌場となる干潟に依存している種類であることとも関係している。被害は鳥の渡りと関係が深く、地域と季節によって大きく異なっている。

【侵入防止法】

防除ネットで覆うことにより鳥類やカニ類、魚類からアサリを保護する効果がある（Miller, 1982; Anderson, 1982）。また爆竹を使用した対策を講じている海域もある。

5-9 有害・競合生物除去

主な干潟生産力阻害要因： 有害競合生物による二枚貝の死亡・成長阻害

主な対策技術： 耕耘、有害生物の除去

a 海底耕耘

a-1 技術の現状

ホトトギス・アオサ類・アナジャコ・スナモグリ類・カキ等の迷惑生物の除去を目的とし、耕耘機、トラクター、水流噴射具（水流噴射漁具）による海底耕耘、チェーン等の引き回しによる海底攪乱がおこなわれている。ホトトギスガイの着底初期の対策でマット形成を抑えることができるとの指摘もあるが（全国沿岸漁業振興開発協会, 1997）、直後は効果が見られたが短期間で以前の状態に戻ってしまうとの指摘もある。駆除効果は部分的ではあるもののトラクター耕耘によってウミグモが物理的損傷で死亡することが観察されている（千葉県ウミグモ緊急対策検討委員会議事録）。

海底耕耘、海底面への水流噴射の効果について調査や室内実験がおこなわれてきたが、漁場の特性により効果の発現と持続は様々のようであり、現在のところアサリの着底や生息への明瞭な効果あるいは悪影響はまだ科学的に把握されていないとよいてよいであろう。調査方法や解析法の改良をはかりながら更に検討を継続する必要がある。

a-2 技術の課題

海底耕耘・海底攪乱の効果を科学的に把握し、漁場の機能回復を効果的に行うために必要な以下の条件を明らかにする必要がある。

- ①流動（地盤表面の流速）
- ②底質粒度の鉛直プロファイル、耕耘深さ、耕耘方法による底質表面の粒度組成の変化
- ③規模と効果の関係（漁場で実際に有効性を発揮できる規模）
- ④効果の継続期間
- ⑤在来のアサリや他の有用生物、底生動物に対する影響の把握と影響緩和技術の開発

b 既存漁具や人手による除去

既存漁具や人手によるアオサ類の除去が行われることがある。また、千葉県では水中ポンプを用いた効率的なアオサ除去装置が開発されている（図 5-9-1, 5-9-2）。アオサ類の利用が進めば漁獲物として除去できるが、現在はお好み焼きなどにかける「食用アオサ」として一部が利用されているにすぎない。利用拡大のための様々な試みが着手され、アオサ類に生化学的処理や発酵等の処理をおこない食品や薬品としての利用をはかる取組、養殖魚・畜産用餌量としての開発、腐敗させ発生したガスを発電・発熱等に利用する試み等があるがいずれも現時点では実用化にはいたっていない。干潟や漁場全体の有害・競合生物を除去したり影響を低減できるだけの高有効性の高い対策技術は現在のところ開発されていない。今後の重要な課題である。

c 貝からのウミグモの除去

海底耕耘や今後の技術開発によって、発生頻度を低下させることは可能であろう。しかし自然生態系からウミグモを人為的に除去することは現状では困難である。寄生された貝は販売できないことが多いが、ウミグモ自体は毒性もなく食しても問題無い。貝からウミグモを除去できれば販売が可能となる。千葉県ではウミグモ除去対策として水温その他の刺激によるストレスの利用を検討中である（千葉県ウミグモ緊急対策検討委員会議事録）。

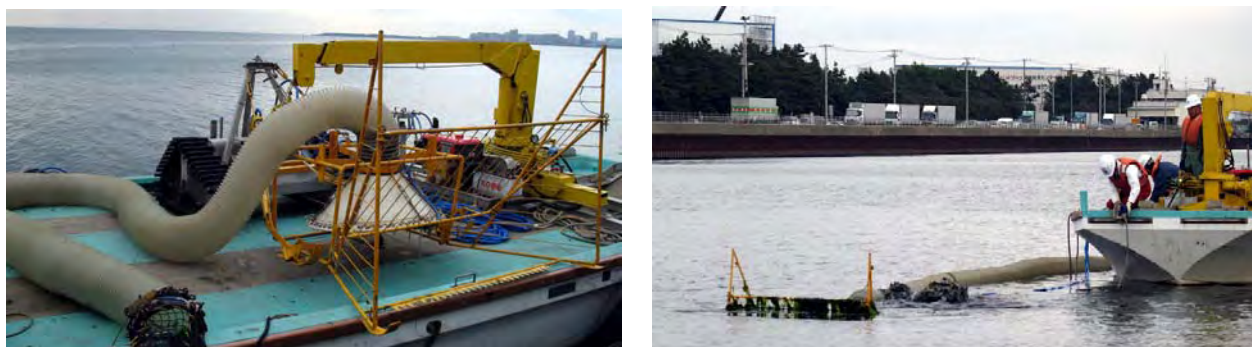


図 5-9-1 アオサ除去装置（左）と運行状態（右）
（千葉県水産総合センター提供）

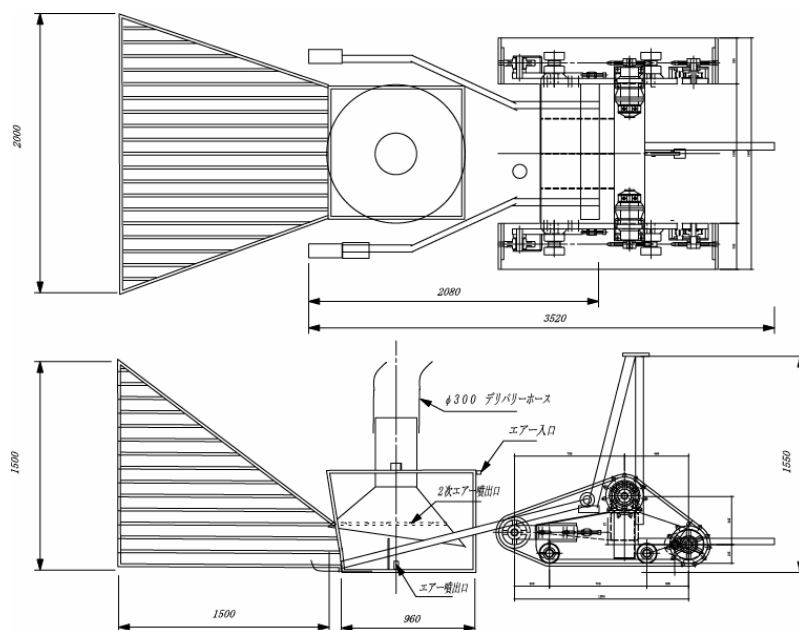


図 5-9-2 アオサ除去装置設計図
（千葉県水産総合センター提供）

5-10 疾病対策

主な干潟生産力阻害要因： 疾病（*Vibrio* 属細菌、パーキンサス属原虫による感染症、）

主な対策技術： （ブラウンリング病）罹病貝の移動禁止、高水温域で稚貝飼育
（パーキンサス症）低塩分域で稚貝飼育、高水温期を避けて生育、漁場から高頻度感染群の漁獲

a アサリ *Ruditapes philippinarum* およびアサリ類のブラウンリング病 (BRD: Brown Ring Disease)

低密度で飼育することは BRD の発症を抑制するのに有効であり、生息海域の底質も BRD の発症と密接に関連していると推測される。感染ルートとして最も可能性が高いのは、感染貝との直接的な接触によるものと糞からによるものである (Martinez-Manzanares et al., 1998)。

BRD の防除のために *Vibrio. tapetis* の各種薬剤に対する感受性を調べたところ、抗菌作用のある薬剤はあるが (Noel, 1992)、変異原性、発ガン性を有するので実用的ではない。

夏季に高水温となる海域では本病が発生しないことから、高水温が本病に対して抑制的に働くと考えられる。これらを利用してフランスのアサリ孵化場では、温暖な南部大西洋沿岸の水を用いて稚貝を飼育しているところもある。

b アサリ類二枚貝のパーキンサス症

本症の原因生物であるパーキンサス属原虫の生理生態的特性に基づき (Klantz and Jordan, 1996; 浜口ら, 2002)、以下の 3 つの防除策が考えられる。

第一に、河口などの低塩分域では本症の発生はないか、低頻度であることから、稚貝期に低塩分域で飼育し、その後通常の塩分域へ移植し商品サイズまで育成する。第二に高水温が本症の伝播および重篤化と密接に関連しており、結果として大量死への転帰が想定されるので、稚貝の移植を水温下降期に行い、高水温期を迎える前に漁獲するような生産サイクルをとる。第三に、感染貝は次世代の感染源となることから、漁場に高感染頻度、高感染強度の群を長期間留めないことである。高感染頻度・強度貝のいる漁場では漁獲により感染貝を除去した後、新たに感染歴のない稚貝を放流するなどの方策をとる。

5-11 漁獲管理

主な干潟生産力阻害要因：乱獲による親貝不足、小型貝への過度な漁獲

主な対策技術： 漁獲努力の抑制（漁業者数の制限、禁漁期、禁漁区の設定）、漁獲量の制限、漁獲サイズの規制

a 漁獲管理の方法

資源から取り上げられる漁獲量を高位安定させるためには、生息環境の保全に加えて、漁獲による影響を最小限に抑える必要がある。漁獲をコントロールすることによって資源を管理する方法は二通りに区別される。ひとつは、親貝量が少ないため加入量が減少する加入乱獲を防ぐための加入管理である。もう一つは、貝が十分成長する以前に過度の漁獲を行うことによって結果的に漁獲量が減少するという成長乱獲を防ぐための成長管理である。管理のためには、干潟における資源の状態をモニターし評価しながら（診断）、漁獲を制御する方策（対策）がとられる。資源管理方策には、取り残し（産卵）資源量一定方策、漁獲率一定方策、漁獲量一定方策がある。これらは複合的に用いる必要がある。

a-1 加入管理

再生産関係における乱獲状態から回復させるために、水域全体で産卵に参加する親貝の分布量の維持が管理の目的となる。その量の目安は、最大分布量の半分であるが、現在の干潟に生息する二枚貝を考えた場合、前述の目安を目標とするのではなく、できるだけ多くの親貝を残して漁獲する方策が必要である。具体的には、1) 分布量をモニターしながら、漁期の終了時期を決定する、2) 水域で再生産に有効に寄与している干潟を保護する（禁漁区）、3) 漁獲努力を抑制する（漁業者数の制限、禁漁期など）、4) 漁獲量を制限する、といった方策がある。

a-2 成長管理

加入した貝を成長乱獲から回復させるために、漁場毎に小型貝を保護し成長を確保することが管理の目的となる。そのためには、小型の個体に対する漁獲の制限と漁獲努力の抑制が必要である。具体的には、1) 漁獲サイズを規制する、2) 生息する貝の成長度合をモニターしながら、漁期の開始時期を決定する、3) 漁獲努力を抑制する（漁業者の制限、禁漁期など）、4) 漁獲量を制限する、といった方策がある。実際には、1) と 2) は連動しているので、漁獲サイズを殻長 25mm 以上とすること、もしくは最も成長の良い時期（春季）の初期の漁獲を制限し後期に漁獲の中心を移行させることが有効であると考えられる（サイズ制限は、表 5-11-1 のように漁業調整規則で定められている県も多い）。また加入管理と成長管理は当然同じ資源に対して行われるので、加入後の管理のイメージは図 4-4-2 のようになる。

なお、二枚貝の生育状態が悪化している冬季における漁獲圧力が、個体群の再生産に重大な影響を与えるという仮説もある（松川ら、未発表）。そのため、上記の資源管理方策に生物的な情報を加味して、水域毎、漁場毎に資源管理計画を立てる必要がある。

b 資源管理の取組

干潟生産力改善のためには、覆砂・耕耘などの漁場管理技術とともに、漁獲量規制や禁漁期設定といった漁業管理技術も重要である。しかし、漁業管理技術は十分に確立されているとは言い難く、各干潟地先の漁協の漁業管理に関する情報も整理されていないのが現状である。

そこで、漁業管理によるアンケート調査を実施し、漁業管理の実態を把握し、今後の漁業管理を行う上での基礎的資料としてとりまとめた（詳細は事例集に掲載）。

漁獲量規制については、アサリ、ハマグリ、バカガイのいずれの貝類についても1日当たりの漁獲量規制が多く漁協で行われている。漁獲サイズの規制サイズは、アサリは殻長2.0～4.5cm、ハマグリは殻長3.0～7.0cm、バカガイは殻長8.0cmである。禁漁期は、実施している漁協のほとんどが、産卵期を中心とした時期に設定するか価格調整のために設定している。禁漁区については、半分以上の漁協で設定しておらず、また設定している漁協においてもその規模は様々である。その他、二枚貝の生産増大を図るため、アサリの稚貝移殖を、他地域からもしくは干潟内で稚貝の多い場所から少ない場所へ放流している漁協が多い。

表 5-11-1 漁業調整規則によって定められているアサリの漁獲サイズ制限

		殻長(mm)
宮城	福島	20
千葉	東京	25
神奈川	静岡	27
愛知	三重	25
三河	兵庫	20
鳥取	山口	25
山香	愛媛	30
香愛	福岡	20
福佐	佐賀	30
長大	長崎	20
大熊	熊本	25
		20

c 資源管理の具体的事例（熊本県の取り組み）

資源管理については、殻長制限、漁獲量規制、輪採制の実施、禁漁区設定、禁漁期設定、漁具規制、密漁取締りが主要な項目としてあげられる。漁獲量規制については、適正な漁獲サイズを検討し、対象となる漁獲サイズの個体について、初期漁獲対象資源量に対する適正な漁獲率と漁獲量を定める必要がある。しかし、資源量に対する適正な漁獲量に関する知見が現在のところ不明であることから、今後、各地で試験的に取り組み、各漁場での適正な漁獲率について取り決めていく必要がある。熊本県では、漁獲開始サイズは殻幅 12、13.5、15mm（殻長それぞれ 28、32、35mm）、漁獲量制限は、1人当たり 2～7 ネットから 1 経営体当たり 3～18 ネットまで、操業期間は、1 潮当たり 4～10 日、冬期休漁から周年操業など漁協により異なっている（6 章-1 参照）。このような実態を踏まえて、熊本県では、1）漁獲開始サイズを殻幅 15mm 以上にすること、2）産卵期の春（4～5 月）と秋（10～11 月）を中心に休漁期間を設けること、3）各漁場の優良分布域に 1 地区以上の保護区を設定すること、4）アサリの分布状況調査を行って適正な漁獲量制限（ネット制限）を実施することを呼びかけている（熊本県水産研究センター, 2007）。より効果的な資源管理を行うためには、次にあげる事項に留意しなければならない。1）広域的な資源管理の実施：東京湾での調査事例（粕谷ら, 2003）のように各漁場で発生したアサリ浮遊幼生は近隣海域間で相互に移動している可能性がある。このため、資源管理は各漁協単位で行うのではなく、少なくとも同じ河口域もしくは海域単位で統一した基準を設定し管理していく必要がある。2）長期的な取り組み：熊本県の緑川河口域では、長期的なアサリ分布状況の調査を行っている。その結果、アサリの分布量は毎年異なっている事がわかっている。その年の稚貝の発生状況や漁獲状況、漁場に加え後の気候等の環境条件により生残が異なるためと考えられるが、年によって異なるという事実は全ての漁場に該当することである。アサリは毎年同じように発生しないことを前提に資源管理に取り組む必要がある。アサリ資源を増加させ、漁獲量を安定させるためには、数年に 1 回多く発生したアサリを獲り尽くすのではなく、数年かけて漁獲し、次の大量発生に結びつくような漁獲方法を行わなければならない。また、資源管理はすぐに結果が出るわけではないことを理解する必要がある。そのため、根気強く、長期的な計画を立てて取り組む事が重要である。3）漁業者主体の取り組み：行政機関は資源管理の指導・普及を行うが、あくまでも実施主体は漁業者である。また、各県においては、各漁場に適応した「アサリ資源管理マニュアル」等を作成し、漁協・漁業者に指導する必要がある。資源管理マニュアルについては、熊本県、京都府等で作成されており、参考にされたい。

5-12 管理体制

干潟漁場の環境は変化しやすい反面、浅海に立地するため漁場や資源状況が把握しやすいと同時に、劣化した既存漁場の再生が比較的可能である。従って、利用管理段階での現場漁業者による資源状況や漁獲変動、漁場の状態把握等の確認と情報のフィードバックによる漁場機能の再生という、まさに「順応的管理」が有効である。

水温の変化や波浪・潮流や河川水等の自然条件が資源生物の産卵、稚貝の着底、成長等に影響する場合は困難な場合があるが、過剰漁獲、食害動物や競合生物の過剰等、ある程度、漁業者が主体となって人為的な利用管理の適正化によって改善が可能な場合も多く、干潟生産力改善のために、漁業者が主体となって積極的な利用管理が図られているところである。漁業者による現場における積極的な干潟生産力改善への取組や協力がなければ、干潟の生産力の改善のための知見の蓄積や現場での実践による二枚貝の生産力回復があり得ない。

前節まで、個別の診断結果に対する対策手法について解説してきた。そのような単独の対策によって改善される場合もあるが、様々な要素が複合的に関与している場合には包括的な対策が必要である。

広域的な資源低下といった事態に対処するためには広い範囲での連携協力が必要であり、方策も異なる。行政機関そして公的研究機関が様々な形でサポートしてゆく体制作りが重要であるが、多くの場合漁業者がこの枠組みに沿って対策を進めてゆく主役となっているため、この節においては、漁業者が主体となった干潟生産力改善のための管理体制上の留意点に述べる。

a 過剰漁獲の防止と産卵母貝・小型貝の保護

干潟漁場におけるアサリ等の二枚貝は、特別な技術や資本を必要としないで簡単に漁獲できるため、最も乱獲におちいりやすい魚種の一つであり、成熟以前の小型貝の不法採取を防止することはもちろん、一定の密度で産卵母貝を残しながら漁獲することが重要である。また、アサリはその大きさにより価格差が大きい魚種の一つであり、大型貝を選択的に漁獲することは、資源の維持・再生産とともに、経済的な効果の増大につながる。

b 利用統数、利用時間、漁獲量の記録

漁獲量は、漁場の状況を判断する基本的な資料である。CPUE（1人1時間当たり漁獲量等）を把握して生産性動向を分析し、少なくとも漁場全体の操業統数、操業時間、漁獲量を把握する必要がある。また、アサリの場合、殻長区分ごとに大・中・小等に別けて検量している場合が多いので、殻長区分ごとに漁獲量を記録することにより、成長等の一定の資源の状態を評価することが可能である。操業統数、漁獲量の把握は、集出荷の検量時に行うことが確実で容易であり、漁協の一元集出荷体制を確立することが重要である。アサリの場合には、仲買人が漁業者から直接買い受けることが多く、漁獲量の把握や資源管理の隘路になっている場合がみられるため、漁協の一元集出荷体制が望ましいが、事情により難しい場合には、少なくとも伝票を漁協に送付し、漁獲量等を把握できる体制にすることが必要である。口明け制で操業している場合には、口明け日ごとに操業時間を把握することは容易であるが、操業日や操業時間を定めていない場合には、集出荷時に操業日を把握して通常の操業時間とから漁獲努力量を推計する。また、操業日ごとの操業統数、操業時間、漁獲量等のデータはパソコンに入力し、集計やCPUEの分析をすると容易である。

c 二枚貝の現状把握のための調査・評価

二枚貝の資源の現状を把握することが最も重要な基礎であり、そのためのモニタリングすなわち調査が必要となる。漁獲データを用いて資源状況を把握する事ができ、すでに行っている漁協もある。その場合、漁獲量とサイズ組成が必要であるが、できれば努力量（漁家数や漁業従事者数等）もあつたほうがよい。稚貝については研究機関による調査に依存していることがほとんどであるが、殻長 2mm 程度からの稚貝調査を漁業団体が行うことは十分可能である。得られたデータの分析とそれに基づく評価は研究機関の指導によって行うが、将来的にはマニュアルの整備、ソフトウェアの開発により各漁業団体でも可能となるであろう。いずれにせよ、できるだけ簡便な調査、評価システムを導入することによって時間やコストの負担を最小限にすることが肝要である。資源状態に問題があると判断された場合には、さらに小型の着底稚貝に遡って調査対象をひろげることになる。現状では殻長 1mm 以下の着底稚貝そして浮遊幼生の調査は研究機関に依存することになる。

また得られたデータとそれによる評価結果をある地元の漁協だけでなくより広い範囲で共有する体制が必要である。共販システムの運用により漁獲データを行政・研究機関に集約する。あるいは、インターネット経由でデータを直接入力することによってデータベース化することも可能である。研究機関はデータを解析・整理した後インターネットを利用して公開する。稚貝に対しても調査結果が得られる場合には、資源動向の予想にも役立てることができる。さらに、資源状態に見られる問題が地域限定のものか広域的なものかを判断することも可能となる。

d 干潟の生息場の状況把握

1) 食害動物・競合生物

漁獲時の観察で死貝が多い場合には食害動物・競合生物との関係を検討する。地域によってまた二枚貝の種類によって食害動物や競合生物は異なるが、大きな被害をもたらす生物の特定は、比較的容易であり、本ガイドラインを参考にされたい。ある生物の進入を防いだり、除去する防除策は、生物毎にその有効な方法が異なるので、試験研究機関の指示を仰ぐ必要がある

2) 雑海藻の繁殖、浮遊堆積

アオサ等の繁殖状態、腐敗して浮遊する海藻類の多寡をチェックする。

3) 浮遊泥

浮遊泥の状態を観察する。また、弱って砂の上部に這いだしているアサリ等が多い場合や死貝が多い場合には浮遊泥との関係を検討し、詳細な調査を行う。

4) ヘドロ

硫化水素臭、泥の色（黒色の硫化水素還元層）等を観察し、ヘドロの堆積をチェックする。

5) 生息地盤面の高さや地盤の固さ

整地した地盤面が大きく変化していないか、固くなっていないかチェックする。対象とする二枚貝の生息密度が大幅に低下している場所は特に注意して観察し、必要に応じて詳細な調査を行う。

6) 覆砂の流失

客土した砂が流失していないかチェックする。

7) その他

作濶した排水路等に、浮遊泥やヘドロが多い場合には、海水交流や排水が機能しているかなどチェックする。

e 干潟の順応的管理

主に漁業者が行っている耕耘、覆砂、ノリ支柱柵、被覆網等の構造物、食害・競合生物等の方策は、費用を要するものがほとんどである。実施する前に、対象生物の生活に沿った対策手法を吟味しなければならない。また、実施しても干潟の状態は、数年で元の状態に戻る。したがって、時間的空間的な有効性と費用のバランスを十分に検討しておく必要がある。また干潟の維持管理対策によって干潟が、当初の目的に沿って、生産力が改善されているか、あるいは漁場としての機能を維持しているかどうかを評価し、更なる維持管理方策に役立てていかなければならない。そのため、常にモニタリングを行いながら状況の変化に応じて方策を変えるフィードバック管理「順応的管理」の考え方を取り入れていくことが重要である。