

4章 干潟及び二枚貝状態診断指針

はじめに

漁業の衰退は、水域環境の悪化を招き、それが更なる漁業の衰退と一層の環境の悪化をもたらすという「負の連鎖」を招く。

二枚貝を中心とした干潟資源を増加させ有効に利用するためには、その種々の要因を把握する必要があるが、大きく分けて二枚貝の生息環境の悪化と過剰な漁獲に整理される。前者の生息環境については、その対象となる生物の種類によっても、また生物の発育段階によっても環境要求が異なる。したがって、その生物がどのような段階（サイズ）で大量に死亡するのかを把握した上で、考えられる環境要因を絞り込むことが必要となる。後者の漁獲圧（遊漁を含む）についても、どのようなサイズの段階で、どの程度の漁獲による取り上げがあるのかを把握する必要がある。そこで、特に二枚貝については、稚貝の供給が不足しているのか、稚貝段階で減耗してしまうのか、漁獲サイズに達した後で大量死亡が生じているのか等、発育段階に沿って要因を把握できるよう解説している。干潟及び二枚貝状態診断のおおまかな流れについては、以下の「干潟環境からみた干潟生産力診断チャート」及び「二枚貝からみた干潟生産力診断チャート」を参照されたい。また診断結果に応じた対処方策については、本章で概説しているが、第5章の具体的対策手法の中で詳述する。

なお、食害生物が明らかな場合及び貧酸素水の出現や河川からの出水による一過性の環境悪化を除いて、死亡要因を特定することは生物学的に非常に困難である。また、第3章で記述しているように、干潟の環境は激しく変動するため、生物の減耗する環境要因を解明することも、大変難しい。したがって、生物の状態と干潟の状態を総合的に判断する場面が多くなることを予め理解しておく必要がある。

干潟環境からみた干潟生産力診断チャート

主な干潟の診断項目

主な干潟生産力阻害要因 (⇒主な対策)

主な対策

物理環境チェック項目

- 砂れん（またはパットラフ）が顕著
- 礫ばかりで砂が少ない
- 砂が硬く締まっている
- 冬季低温、夏季高温が継続
- 泥やヘドロが堆積
- 海水が白濁
- 真っ黒なヘドロ
- 海水が硫黄臭

4-1-1 干潟環境診断 (物理環境)

- 波・流れ ⇒5-4,5-5,5-7
- 地盤硬化 ⇒5-5,5-7
- 漂砂 ⇒5-5,5-7
- 不適水温 ⇒5-1,5-5
- 貧酸素・無酸素 ⇒5-1,5-5,5-6
- 海水の滞留 ⇒5-5,5-6

4-1-2,3 干潟環境診断 (餌環境、干潟生物相)

- 有害・競合生物 ⇒5-5,5-9
- 貧酸素・無酸素 ⇒5-1,5-5,5-6
- 赤潮 ⇒5-5,5-6
- 有害化学物質 ⇒5-1,5-5
- 低塩分化 ⇒5-1,5-5
- 一次生産力低下 ⇒5-1

生物チェック項目

- 朴木ガイ、アサ、アザヤ、蚌殻が干潟上を覆っている
- ほとんどの生物が死亡
- 大型の生物が死亡
- 汽水性生物が優占
- 1mmフルイで採集される底生動物（二枚貝を除く）が10g/m²以下

5-1 水域全体の回復計画

5-2 母貝場および母貝集団の保全

5-3 幼生ネットワークの保全

5-4 構造物による着底・生残の促進

5-5 底質環境改善

5-6 貧酸素対策

5-7 波・流れ軽減

5-8 食害生物駆除、侵入防止

5-9 有害・競合生物除去

5-10 疾病対策

5-11 漁獲管理

5-12 管理体制

二枚貝からみた干潟生産力診断チャート

主な二枚貝の診断項目

稚貝がいらない、極端に少ない

近隣の干潟にもいない

当該の漁場が特に少ない

砂れんが発達

杭や構造物の付近だけに生残

泥が多い

稚貝は見られるが、その後の漁獲につながらない

<短期間に死亡>

口を開けた貝殻が見られる

貝殻が見られない

穴あき、破損貝殻が見られる

タマガイ、エイ、キセワタガイの分布重量が二枚貝よりも多い

<徐々に死亡>

貝殻に段差、ゆがみ、摩耗

生貝の殻が丸型、身が痩せている

小型化、密度の急減

主な干潟生産力阻害要因 (⇒主な対策)

4-2-a 浮遊幼生が少ない
⇒5-1,5-2,5-3,5-4

4-2-b 稚貝が少ない
⇒5-4,5-5,5-7

4-2-c 着底直後の稚貝逸散・斃死
⇒5-5,5-7

4-4 資源状態診断(過剰漁獲)
⇒5-11,5-12

4-3-1 底質不適 ⇒5-1,5-4,5-5,5-7

4-3-5 水質不適 ⇒5-1,5-5

4-3-4 貧酸素 ⇒5-5,5-6

4-3-6 波浪 ⇒5-4,5-5,5-7

4-3-2 食害生物 ⇒5-8

4-3-3 有害・競合生物 ⇒5-5,5-9

4-3-7 疾病 ⇒5-10

4-1-d 赤潮 ⇒5-5,5-6

4-1-b 餌環境 ⇒5-5

主な対策

5-1 水域全体の回復計画

5-2 母貝場および母貝集団の保全

5-3 幼生ネットワークの保全

5-4 構造物による着底・生残の促進

5-5 底質環境改善

5-6 貧酸素対策

5-7 波・流れ軽減

5-8 食害生物駆除、侵入防止

5-9 有害・競合生物除去

5-10 疾病対策

5-11 漁獲管理

5-12 管理体制

4-1 干潟状態診断

主な診断基準：	無酸素水の発生、ヘドロの堆積、砂れん又はバー・トラフの発達、生物量が10g/m ² 以下、大型底生生物が不在（特に甲殻類）、赤潮の発生
推定される主な要因：	海水の停滞、過度の有機負荷、波浪の増大（減少）、底質（生活基質）の不安定化、河川環境の変化、出水による泥の流入
主な調査項目：	水質（溶存酸素、COD）・底質（還元層）、波浪、底生生物相、干潟表面形状（浮泥堆積や砂れん等）
主な関連環境項目：	赤潮プランクトン
主な対処方策：	水域全体の環境保全
主な生産力改善技術：	5-1, 5-4, 5-5, 5-6, 5-7, 5-9

＜指針＞干潟の水質や生物相を左右する物理環境は、多くの場合が水域全体の課題である。海水の停滞や過度の有機負荷が認められる場合には、一般に水域全体の改善計画が必要である。

干潟の物理化学的環境状態および生物相の状態についての診断基準と、悪化した状態の干潟に対する対処方策について解説する。

＜診断＞

干潟の漁業資源を代表するアサリ、バカガイ、ハマグリ類その他二枚貝類の生産を想定した場合、干潟の状態を以下のように診断することができる。

a 物理環境

水質の悪化は、漁場のみならず水域全体の問題として捉える必要がある。溶存酸素濃度の低下（貧酸素、無酸素）は、二枚貝のみならず、他の底生生物も死滅させる。定住性の強い二枚貝や甲殻類の死骸が漁場に目立ち、沖合で死亡した魚などの生物が干潟に打ち寄せられる場合は、溶存酸素濃度の低下に因ることが多い。無酸素状態の長期化は硫化水素の発生を引き起こす。多くの生物を斃死させる高濃度の硫化水素は、卵の腐ったような匂いを発生することで感知できる。また、慢性的な貧酸素状態におかれたり流動が著しく停滞した場合には、黒色の還元層が表面にまで形成され、大型の生物が生息できない環境になる。

干潟は、陸水や人間活動の影響を受けやすいため、農薬、重金属、有機スズ類などの有害化学物質の汚染にさらされる危険がある。農薬や重金属は、二枚貝等底生生物の呼吸や潜砂に障害を与え、高濃度の場合は直接的な死亡をもたらす。また、環境ホルモン（外因性内分泌攪乱化学物質）は、徐々に生物に蓄積し、生殖や発育という基本的機能に障害を与える。いずれの有害化学物質においても、干潟やそこに成育する生物の状態から判断することは難しいので、環境水、砂泥における各物質の濃度や底生生物に含有される量を分析し、可能であればモニタリングしておくことが必要となる。

低塩分については、一時的な淡水流入量の増加による場合では、大きな問題とはならない。しかし、低塩分の長期化は干潟二枚貝の斃死をもたらす場合がある。また環境改変によって干潟自体が汽水化した場合、生物相全体が変化し、アサリ、ハマグリ類、サルボウガイ、アゲマキガイに替わって、イソシジミ、サビシラトリガイ、ソトオリガイといった種が出現するようになる。

地形（地盤高、起伏）や底質の変化は、漁場環境もしくは周辺水域環境の人為的改変によって、水の流れや砂泥の供給の状況が変化することによって生じる。地盤高は、干出時間と比例関係にあり、二枚貝類の分布を決定する重要な要素である。また、粒度組成やシルト含有量の変化、浮泥堆積、漂砂、地盤硬化といった底質の変化は、二枚貝の生息環境を規定する多くの要因に關与するのみならず、餌環境にも影響を与える。以前は二枚貝が豊富だった漁場において、泥分の増加、地盤硬化、砂れんやバー・トラフが顕著になるなどの変化に伴って二枚貝が減少した場合には、水の流れや砂泥の供給の状況が変化したものと考えられる。

また、外観的に地形が変化していなくても、波浪の強さは度合いが増大もしくは減少すると、二枚貝等底生生物の分布量や組成が変化する。波・流れは、海底面の変動を通して、二枚貝の成長・生残に大きな影響を与える。海底に乱流層が発達すると、低比重の稚貝・幼貝が巻き上げられたり、着底が妨げられたりする可能性がある。砂れんやバー・トラフがみられる干潟では、冠水時の海底直上に波・流れによる乱流が発達している。したがって、砂れんやバー・トラフの形態は、波・流れの強さや方向を判断する手がかりとなる。

b 餌環境

干潟に生息する生物の生産を支える一次生産は、その生産量の多い順に底生微細藻類、植物プランクトン、大型植物であると推察されている（光合成バクテリアすなわちシアノバクテリアの寄与については未解明）。この中で、二枚貝の生残や成長を大きく左右するのが、干潟上で増殖する底生微細藻類と植物プランクトンであると考えられる。特にアサリについては、餌不足による成長障害や栄養不良が生じている状態で、高水温、低水温、強い波浪、貧酸素などの環境ストレスが加わると、大規模な減耗が引き起こされる。二枚貝の成長障害は貝殻に痕跡（障害輪）が残るため、貝殻に段差、ゆがみ、磨耗が見られた場合、餌不足が起こっている可能性が考えられる（長期間にわたる貧酸素や低塩分も、貝殻を変化させる）。また餌環境の悪化により、底生生物全体の種数や生息密度が大きく減少するという現象も見られる。したがって、漁獲対象生物以外についても、生物の種数や分布量が、豊富であった頃に比べて、季節を問わず著しく低い場合は、一次生産の低下が懸念される。

c 干潟生物相

干潟には、前述のように底生微細藻類といった一次生産を担う植物や、分解・生産に係わるバクテリア、そして漁獲対象となる二枚貝、魚類、さらにはそれらを捕食する鳥類といった様々な生物が生息している。この中で、干潟において分布量（生物量）が多く、また生物生産量としても他の生物群を上回っている場合が多いのは底生生物（ベントス）である。生物量でみると、ベントスの中でも、0.5mmのふるいを通り過ぎてしまうような小型の生物（メイオベントス）が多い。主に線虫類がその半分以上を占め、加えて小型の底生かいあし類、渦虫類、環形動物などで構成される。しかし、小型のメイオベントスの生物相を把握することは難しいので、この項では、0.5mm以上のメイオベントスと大型の底生生物（マクロベントス）について記載する。

干潟は、潮汐という時間軸に沿って環境要因が変動するため、生物の分布や生活を規定するだけでなく、活動リズムの起因となる。このような変動する環境の中で干潟のベントス群集は、種類数が少なく、特定の種が卓越した個体数を有するといった特徴がある。干潟のベントスは、岩礁ほど明瞭ではないものの、地盤高（水深）に伴って生物相が変化する成帯構造が見られる。構成種としては、二枚貝、多毛類、甲殻類の生物量が多いが、干出度の大きい潮間帯上部ではハマトビムシ類（端脚類）が、中部で

はスナホリムシ類（等脚類）が多いという一般的な傾向がある。

表 4-1-1 いくつかのマクロベントス群集についての生物量と生産量、特に断りの無い場合、単位は g (強熱減量) m²/年 (エスチャリーの生態学 (D.C.マクラスキー著、中田喜三郎訳 (1999) より引用。ただし Wolff, 1983; Knox, 1986; McLusky, 1987; Jones, 1988 のデータを元にした)。

地域	生物量 g/m ²	生産量 g/m ² /年
ロングアイランド湾、アメリカ	54.68 (乾重量)	21.4
キール湾、ドイツ	26.3	17.9
ウィナー河口域、イングランド	13.0	13.3
サウサンプトン湾、イングランド	90-190	152-225
ゲンベリゲン河口域、オランダ	20.8	50-57
フィース河口域、スコットランド	10.5	12.9
ハンパー河口域、イングランド	24.8	28.2
ワイテマタ港上流、ニュージーランド	17.9	27.3

干潟生物相の診断指標としては、ベントス全体の生物量および生産量に加え、種数、多様度といった群集特性を表す指数も重要な要素となる。生物量については、海域の気候帯や季節によって大きく変わるが、0.5mm のふるいに残った生物の乾燥重量（貝殻を除く）が 1 平方メートルあたり 10~100g という量が一般的である（表 4-1-1 参照）。したがって、年間を通じて 10g 以下の場合、その干潟や周辺水域で生物相を貧弱にさせる問題が生じていると判断できる。また生産量については、一般的には 1 年 1 平方メートルあたり 10~60g 程度であると推定されるが、その計測手法は煩雑であるので、ここでは詳述しない。

生物量、生産量は、水の流動を中心とした環境条件によって大きく左右される。図 4-1-1 のように、水が停滞しているもしくは交換が少ない条件では、ベントスの種類数や分布量も乏しくなる。特に泥化した干潟においては、水の流動・交換がなければ干潟生産力は大きく減少すると判断できる。ただし、水の流動が過度であると、ベントスの生活基質が不安定になりベントスが減少するといった側面があることにも留意する必要がある。図 4-1-2 は、波浪が強く底質の粒子が粗くなると、生息する生物種が少なくなることを示している。

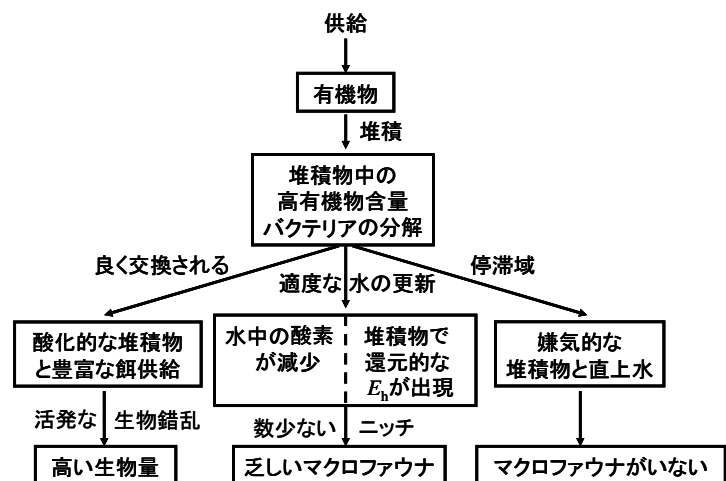


図 4-1-1 干潟環境における水の動態と供給される有機物の関係による影響。エスチャリーの生態学 (D.C.マクラスキー著、中田喜三郎訳, 1999) から引用・改変

また、砂浜安定度指数であるディーンのパラメーターと生物個体数密度との関係、底質の粒子の大きさと生物量（バイオマス）との関係を整理すると、波当たりが強く、底質の粗い場所では、大型のベントスが少なくなるとともに、動物相（マクロファウナ）全体の生息密度およびバイオマスが低下することがわかる。つまり、生産力の高い干潟としては、適度に水が交換されるような条件が適していると考えられる。

一般的に群集の種数、多様度については、生息する生物種数が多く、少数の生物種に生物量が偏らず多様な組成になっている方が、群集としては生態学的には安定しているといえる。しかし、干潟においては、数種の潜砂性二枚貝が突出して優占することがしばしば生じており、群集としての安定性の評価は難しい課題である。一方、漁業生産か

らみた干潟生産力を考えた場合、この優占する二枚貝が有用資源であれば、望ましい状態であると診断される。しかし、タマガイ類、キセワタガイ、ホトトギスガイ、アオサ類、マガキ、アナジャコ類の分布が、漁獲対象とする二枚貝に比べて個体数もしくは重量で上回った場合、対象資源の生産への悪影響が顕在化する可能性が高い。

河川等では、指標生物の構成によって水質の汚濁度合を推定する方法(生物学的水質判定法)がほぼ確立され、一般的に利用されている。しかし、干潟については指標生物に関する汎用的な基準は示されていない。ただし、底質に有機物含有量が多くなり嫌氣的な状態になるとどのように生物相が変化するかを整理した例(図4-1-3)を参考にして、干潟の汚濁度、貧酸素の進行に伴う生物相の変化を以下のように整理した。この例は、ヨーロッパ北部の典型的な例であるため、本邦には直接適用できない内容や生物種も含まれているが、一般的な干潟の肥沃化と生物相の関係が示されている。

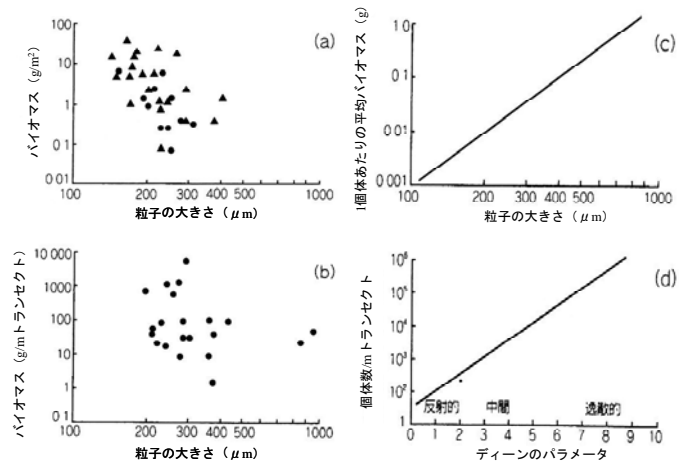


図 4-1-2 粒子の大きさ (a-c) 及びディーンのパラメータ (d) による地形動態の状態とマクロファウナとの関係 (a)スコットランド東部(▲)と西部(●)の海岸 (b)オーストラリア,南アフリカ,北アメリカ太平洋岸の海岸 (c,d) 南アフリカの海岸 (D. ラファエリ・S. ホーキンス著、朝倉 彰訳,1999) より引用

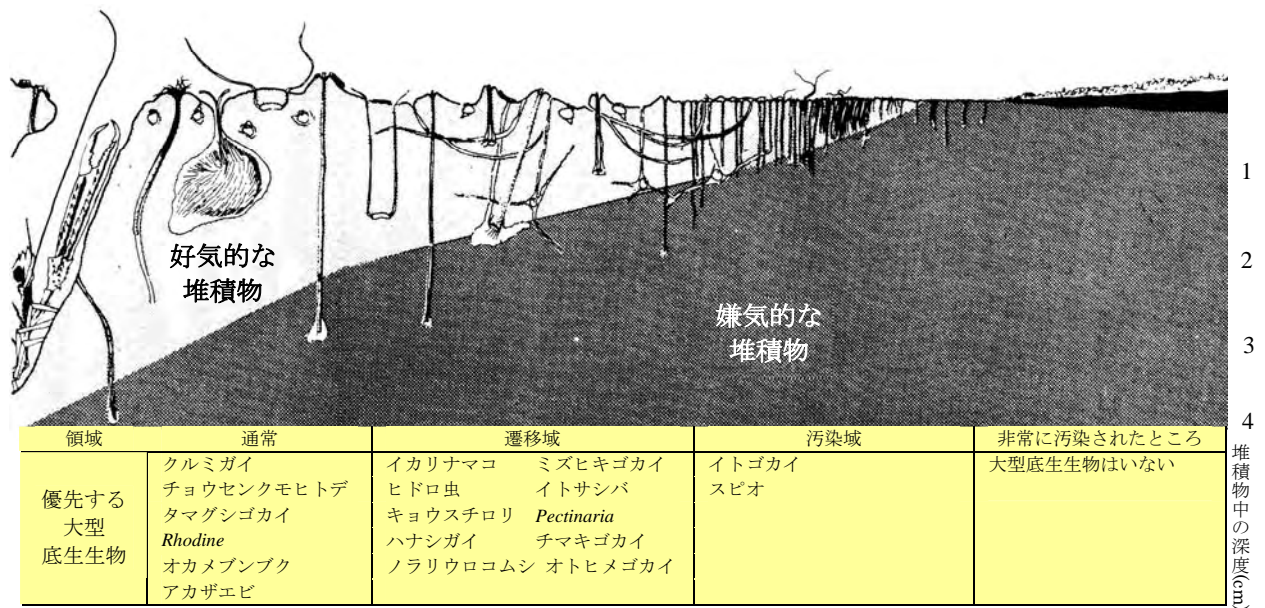


図 4-1-3 有機物による肥沃化の勾配に沿った動物相や、堆積物の構造変化 エスチャリーの生態学 (D.C.マクラスキー著、中田喜三郎訳, 1999) から引用・改変

底生生物の分布は、底質に大きく依存するため、干潟における海水の流動性が弱くなり浮泥の堆積やヘドロ化が進行すると生物相も著しく変化する。もし、無酸素状態が継続すると、目に見える生物はなくなる。無酸素状態が解消すると、まずイトゴカイ科の多毛類といった低酸素に強く生活史サイクルの短い生物が侵入し優占するようになる。甲殻類は一般的に低酸素濃度に弱いいため、甲殻類が少ない状態は、汚濁が進んでいると判断される。従って、アシハラガニ、ヤマトオサガニ、オサガニ、コメツキガニ、チゴガニ、シオマネキ、アカテガニ、マメコブシガニ、ケフサイソガニ、カクベンケイガニ、ク

ロベンケイガニといったカニ類が豊富で、更にはガザミ、クルマエビも含めた大型の甲殻類の分布が見られる干潟は、汚濁の度合は比較的低いと判断できる。

d 赤潮

水中の植物プランクトンが異常に繁殖し、このため水の色が著しく変わる現象を赤潮と呼ぶ。春から夏にかけて、水温が上がり、日照時間が長くなるために海水中の植物プランクトンが繁殖するのは正常な現象である。しかし、水中の窒素やリンといった栄養素の負荷が多い場合には、海水の色が変わるほどに植物プランクトンが大量に増殖し、「赤潮」が発生する。大量に発生した植物プランクトンのある種は捕食生物を毒化させることに加え、枯死し海底に堆積すると微生物による分解が海底の酸素を消費し、貧酸素、無酸素状態をもたらす。赤潮を形成するプランクトンは、珪藻類、渦鞭毛藻類、ラフィド藻類などがあるが、被害をもたらす種は水域によって様々である。したがって、水の色が著しく変色した場合には、水を採取し近隣の試験研究機関に問い合わせる必要がある。

<対処方策>

干潟もしくは干潟周辺における浚渫等による地形変化が局所的な貧酸素をもたらす場合があるが、多くの場合が水域全体の問題である。また水質の悪化をもたらす原因は、陸域からの物質の供給による過度の負荷にあり、流域全体で改善の検討が必要な問題である。ただし、流域レベルの改善の取り組みは抜本的な対策であるため、その効果は長期に及ぶことが期待される。

干潟の底質改善のために、覆砂や耕耘といった対策が講じられることが少なくない。干潟が泥化した場合には覆砂や礫散布が、また干潟が礫化したり砂れんが形成されているような場合には構造物の設置が、二枚貝の着底やその後の生残に効果的である場合がある。しかし底質は水の流動の結果であるため、流動を改変しない限りこのような対策の効果は数年の内に認められなくなる可能性が高い。したがって、闇雲な底質改変を行うのではなく、対象資源の資源水準が低下した原因を推定した上で、焦点を絞って二枚貝の生活史に則した対策を選択する必要がある。さらには、作濤や構造物設置といった干潟および干潟周辺の環境改変が貧酸素化をもたらす場合もあるため、環境を改変する施工をした場合は、その後の環境変化をモニターしていく必要がある。干潟の生物にとっての干潟環境条件には、干潟における生活基質の安定性と流動性といった二面性が要求される。さらには、干潟の擾乱自体が生息環境の改善につながる事例が多い。また、変動の激しい干潟環境において対象資源の個体群を維持するためには、多様な物理的環境（地形、地盤高、底質、流れ等）が干潟および干潟周辺水域に維持されていることが重要である。総じて、干潟生物については、ある種のある発育段階にとって特定の好適環境条件を作り出せば干潟生物が増加するといった単純な仕組みにはなっていないものと考えられる。

4-2 初期稚貝がない、極端に少ない

主な診断基準：	浮遊幼生の来遊がない／少ない、浮遊幼生はみられるが殻長 1mm から 5mm 程度の稚貝がない／少ない (0~10 ² 個/m ²)
推定される主な要因：	親貝不足、幼生ネットワークの崩壊 (劣化)、着底環境の不適、浮泥の堆積、高水温、貧酸素、食害
主な必須調査項目：	浮遊幼生、着底初期稚貝、底質、波、流れ、地形、食害生物
主な関連環境項目：	水温、溶存酸素
主な対処方策：	母貝場の保全、底質改善、波・流れの軽減、渦流の人為的形成、碎石混合
主な生産力改善技術：	5-1, 5-2, 5-3, 5-4, 5-5, 5-7

<指針>アサリの初期稚貝が少ない場合、浮遊幼生の来遊量が少ない、着底しないあるいは着底直後の急激な減耗が考えられる。着底には底質や潮流環境が大きく関係している。着底後の減耗については、高水温、食害、底質悪化の影響、そして逸散が考えられる。これらの実態を明らかにするためには、底質や地形、潮流の把握、水温の連続観測およびアサリの生息密度や生死または生理状態のモニタリングが必要である。これらの結果やアサリ漁場の地理的条件を勘案して対処方策を講じる必要がある。

稚貝を人為的に移植している場合を除けば、普通、様々なサイズの貝が見られる。成貝はいるが稚貝がない、極端に少ない状況では漁獲に結びつく資源量が維持できない危険性がある。このような場合には以下のような原因が想定できる。

a 浮遊幼生が少ない

アサリ等浮遊生活期を持つ二枚貝類資源の診断の第一歩として、漁場に幼生が充分供給されているかどうかを調べる必要がある。調査は定期的に漁場並びにその周辺海域で実施する必要がある、それにより浮遊幼生の供給の有無、あるいはどの程度であるかを調べ、対策方法に結びつける必要がある。アサリは約2~3週間の浮遊幼生期を持ち、その間、波、流れ、風等の海洋・気象条件によって受動的に移動する。アサリ浮遊幼生の調査を実施した結果、浮遊幼生がないあるいは少ないと診断される場合、親貝の不足や幼生ネットワークの崩壊すなわち近傍水域間での幼生の相互補給関係が崩壊しているといった可能性が考えられ、それぞれによって対策方法が変わる。3章の2で示した手法を用いて浮遊幼生の採集を行い、判別は専門機関が行うことができるが、幼生の分布はそもそも均一ではなくパッチ状であるため、密度を正確に把握することは簡単ではないことを念頭に置いて調査点を設定する必要がある。産卵期との関係もあるが一般に海水1m³あたり約10³以上の幼生が確認できれば、充分量の密度と判断しても良い。この値より一桁低い場合でも着底が連綿と継続することにより、結果的には十分な着底数が得られることもある。海域内での再生産は、親貝の保全によって補償できる。幼生来遊量の減少が人工構造物等によって波・流れが変更されたことに因ることが明らかな場合にはそれを取り除くことは可能である。

地先レベルでなく、より広域での幼生の需給関係を安定的に維持するためには、隣接海域だけでなくさらに広い範囲で親貝生息域の保全を連携して行う必要がある。

b 浮遊幼生は観察されるが稚貝が少ない

浮遊幼生は観察されるが、殻長1mmから5mm程度の稚貝がほとんど見られない場合には、幼生が着底しない、着底後短時間での死亡、波浪による逸散がほぼ原因であると考えてよい。近接した場所でも着底数が非常に異なるケースがよくあるが、その場合にはたいてい底質や潮流、地形が異なっている場合が多い。数種類の貝の浮遊幼生を用いた実験では、貝の種類によって着底が多く見られる底質（中央粒径）に違いがあることが観察されている（柳橋, 1992; 竹山ら, 2005）。漁場となっている場所で稚貝が見られなくなるということは、底質や潮流そして地形が着底に不適な状態へと変化したか、あるいは着底がごく短期間に集中的に起こる場所で何らかのイベントがあった可能性が考えられる。底質や地形そして地盤高について把握しておくことにより、底質改良、潮流の軽減、渦流の人為的な形成、碎石混合といった方策のうちでより適した手法を選択することができる。ただし碎石混合には継続性において問題があることも念頭に置いておかねばならない。

c 着底後短時間にいなくなる

着底後殻長5 mm程度の稚貝に成長するまでの生残率は普通数パーセント程度と考えられている（柿野, 2000）。稚貝の生残は害敵生物相や環境変動に大きく影響されるためどれくらいの着底密度が適当かについては明確な数値は無い。しかしながら、浮遊幼生が十分観察され、漁業が成り立っている海域では1平方メートル当たり数千個体以上の着底稚貝及び初期稚貝（殻長0.2～1mm）が観察できる。比較的高密度で観察されたこれらの稚貝がその後急減し、殻長1～5mm程度の稚貝に成長するまで生残しないことがある。網かけ等によって底層の潮流を軽減すると稚貝の生残が顕著に改善する場合が多いことから、潜砂能力が発達していない着底の初期に、波浪によって逸散してしまうかあるいは底層の攪乱が持続すると稚貝が衰弱して斃死に至るものと考えられている。さらに冬季での底質錯乱は斃死を増大すると考えられる。そのため、網かけや柵設置等による潮流軽減、れき石混合による地盤の安定化が対策手法として用いられている。底質や水質悪化、貧酸素水、餌不足も斃死要因であるが、成貝が大きな影響を受けていなければ原因とは考えにくい。夏季の干出時での高温への暴露は干潟表面上や潜砂が充分でない稚貝にとって大きな斃死原因であるが対策は困難である。アサリの着底初期にはキセワタガイを主とする肉食性の巻貝、ハゼなどの魚類といった多様な生物による食害を受ける。そのため、着底初期稚貝の主たる食害生物を特定することは難しいが、キセワタガイの除去は最低限必要と考えられる。

4-3 着底稚貝は見られるがその後の漁獲につながらない

4-3-1 底質不適

主な診断基準：	着底稚貝が徐々に減耗する。判断基準：底質の変化、時期あるいはサイズによる大量減耗、他大型ベントスの減耗
推定される主な要因：	泥分増加、浮泥や土砂の堆積、地盤硬化、底質悪化（硫化水素・還元土）
主な必須調査項目：	泥分、浮泥、底質、潮流、地形
主な関連環境項目：	酸化還元電位
主な対処方策：	干潟造成、作濘、底質改善、潮流の軽減
主な生産力改善技術：	5-1, 5-4, 5-5, 5-7

<指針>通常、着底初期稚貝は徐々に減耗する。漁獲サイズまでに生残する割合は非常に低く、数%以下と考えられている。様々な要素がこの生残率をさらに低下させる。地域によっては毎年あるステージ（サイズ）や時期で減耗がみられたり、大雨等の後には必ず大きく減耗する場合がある。対処方策を決定するためには、海底（底質）の状況変化や、どの成長段階で減耗が生じているのか、また二枚貝だけでなく他の生物も同じように減耗しているのかを把握する必要がある。

a 診断

目立った食害や急激な環境変化がない状態で減耗が起こり漁獲に繋がらない場合には、浮泥堆積、地盤硬化、底質悪化が原因となっていることがある。以下にそれぞれについて解説する。

a-1 泥分

アサリは生息するだけなら泥分 50%以上でも可能との報告もあるが（相良, 1965）、造成漁場の調査結果に基づき、泥分 12.6%以下を低質改善の指標としたらどうかとの提案もなされている（中川, 1999）。減耗に伴って泥分が増加した場合は原因として疑ってみる必要がある。ただし、泥分は河川からの土砂流入や海流の変化等により増加することもあり、これらが減耗の直接的な原因であることも想定できる。泥分の増加した原因にも配慮する必要がある。また、泥分の増加とともに硫化水素等の他の有害成分が増加していることもあり、泥分だけに注目せず他の要因にも配慮しておく必要がある。

a-2 浮泥

河川水の影響などによる一時的な浮泥増加による減耗は軽微と思われるが、浮泥増加が長びいたり、干潟面直上の浮泥が多い所ではアサリは長く生活できないとの指摘がある（相良, 1965）。海水中に懸濁する浮泥が 2%であると 7~9 日で斃死が始まるとの報告もあり（宮城県, 1984）、海水中に継続的に浮泥がみられたり海底への沈着が著しかったりする場合には減耗の要因として疑ってみる必要がある。特に浮泥がヘドロや還元土などのようなものである場合には斃死の原因となることがあるので特に注目する必要がある。

a-3 土砂の堆積

河川からの流入や、荒天時の海底砂の移動などにより、短時間に貝類の生息場所に大量の土砂

が堆積することがある。チョウセンハマグリでは、殻長 2.8～5.7mm 稚貝を実験的に砂に埋設したところ、24 時間で 50cm も這い上がったとの報告もあり（相良, 1977）、砂泥域の二枚貝類は土砂の堆積には比較的強いといわれている。しかし、流入土砂があまりに大量であったり木片などが多量に含まれている場合、埋設された二枚貝類が大量に減耗することがある。愛知県海域では平成 12 年の東海豪雨時に貝類が大量に埋設され斃死した事例が観察された。

a-4 地盤硬化

海底環境の変化や噴流式漁具の乱用による泥分の過剰流失により漁場の底質が硬化することがある。貝類の潜砂が阻害され着底後の減耗原因の一つとなると考えられる。地盤の硬さはコーンペネトロメーターや山中式土壌硬度計などで測定され「コーン支持力」として数値化される。締まった砂では 43-129kg/cm²を示すとの報告がある（Meyerhof, 1956）。斃死は他の要素とも関連して発生することがあるため、単独で明瞭な数値的基準を示すことは難しいが、診断基準としてこのあたりの数値が参考となろう。しかし、数値だけでなく過去との比較で「コーン支持力」が年々大きくなる傾向がみられる場合は地盤硬化を疑う必要がある。

a-5 底質悪化（硫化水素・還元土）

海底土中の硫化水素濃度が一時的に上昇しても影響は現れにくい長期にわたる場合は減耗の要因となる。H₂S 2mg/g 以上は斃死の原因になるとの報告がある（宮城県, 1984）。また、海水中の硫化水素濃度では 10mg/L で大きな影響があるとの報告や（中村ら, 1997）、1.0～5.0mg/L では 2 日間でアサリが斃死したとの報告などがある。硫化水素による影響はその時の水温や溶存酸素濃度とも関連する。

この項で取り上げた要因による斃死は水温や溶存酸素濃度等の他の要素と関連しているため、単独で明瞭な数値的診断基準（下限）を示すことは難しい。連続的モニタリングにより変化傾向を把握する必要がある。実際に漁場で調査・観測を行うと、漁場の環境は一様ではないため、観測点による差や季節変化などで、変化傾向が見えにくくなることもある。細部にこだわりすぎずに大掴みに状況を把握することも重要である。これらの要因の変化に前後して斃死が始まった場合は特に上記の要因に留意した調査を行い対策を講じることが重要である。

b 対処方策

大規模な対策として人工干潟の造成、濇や排水路の設置、消波堤や潜堤の設置などが行われている。また、中規模な対策として覆砂や海底耕運、比較的小規模な対策としてアオサ等の撤去、効果はまだ十分に検証されていないが海底改良材（貝殻粉末等）の散布なども行われている。

4-3-2 食害生物

主な診断基準：	穿孔殻、貝殻破片の散在、エイ類の摂食活動による干潟のくぼみ（30～50cm程度）、タマガイ類の卵塊
推定される主な要因：	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
主な必須調査項目：	食害生物
主な対処方策：	食害生物・卵塊の駆除、防除ネット
主な生産力改善技術：	5-8

<指針>食害種の存在については、二枚貝の穿孔殻、貝殻の破片、摂餌痕や干潟のくぼみ、食害生物の卵塊等から推定できる。食害生物を特定することで駆除以外に防除ネット等の対処方策を講じる必要がある。

干潟には二枚貝を餌としている多種多様な動物が生息するため、食害は重要であるが対処しにくい問題の一つである。稚貝の食害が問題になるのは主として春から秋の暖水期であり、食害生物によって対象となる稚貝の大きさが異なる。被食圧は食害生物の密度だけでなく、他の被食対象生物の種類や密度によっても異なる。食害の発生状況は多様であり、一概に対処を決定することはできない。稚貝の大きさと食害生物の種類や被害状況などを見ながら対処法を考えることになる。以下のような症状が見られたときに予想される食害種は以下の通りである。

a 穴の開いた貝殻が観察される場合

干潟においてしばしば観察される二枚貝類の穿孔殻は、肉食性巻貝の食害によるものである。タマガイ科とアッキガイ科がこれに属する（堀田・田村，1953）。主にアサリの食害種と考えられるのは、タマガイ科の中ではツメタガイ、サキグロタマツメタ、ハナツメタ、ヒメツメタ、エゾタマガイ、アダムズタマガイ、チシマタマガイ、ゴマフダマ（田中，1954）であり、アッキガイ科ではイボニシ（堀田・田村，1953）、レイシガイ（堀田・田村，1953）、アカニシ、オウヨウラク（木下・中川，1934；堀田・田村，1953）等があげられる（全国沿岸漁業振興開発協会，1996）。これらの貝類はアサリの殻に孔をあけ軟体部を消化して吸収する（木下・中川，1934）。このうちツメタガイ類の被害は平成4年以降、日本各地で多発するようになってきている（全国沿岸漁業振興開発協会，1996）。干潟域でアサリ等二枚貝に被害を与える主なものは、全国的に分布するツメタガイ、エゾタマガイ及び本州中部以南に分布するサキグロタマツメタ、アダムズタマガイ、ゴマフダマ等である（全国沿岸漁業振興開発協会，1996）。近年、サキグロタマツメタの食害が東北・関東等でも報告されるようになった（酒井，1999 他多数）。その原因としては、種苗として放流した国内産および外国産アサリに混入していたサキグロタマツメタが定着したためと考えられる。ツメタガイはアサリよりやや深く潜砂し、活発に運動してアサリ等の二枚貝類を探索する。餌となる二枚貝を発見すると発達した足部で捕捉し、ヤスリ状の歯舌と特殊な酵素を使って殻を穿孔して軟体部を消化吸収する（図4-3-1，4-3-2）。



図 4-3-1 タマガイ類の食害を受けたアサリ



図 4-3-2 サキグロタマツメタ(左)とツメタガイ(右)

b 完全な貝殻が観察される場合

貝殻を破壊することなく食害する代表的な種はヒトデである。ヒトデ類はしばしば大発生してアサリに被害を与える（内田ら, 1955；柴田ら, 1999；岡本, 1998）。トゲモミジガイは砂に潜砂しているアサリを掘り起こした上で、胃を反転させて捕食しているものと考えられる（井上ら, 1999）。アメリカ・ワシントン州のアサリ漁場ではニチリンヒトデの仲間など4種類が報告されている（Toba et al., 1992）。

環形動物であるアカムシはアサリを発見するとそれに巻き付きゼリー状の付着性粘質物を分泌してアサリを包み込み、開殻させたのち頭部を殻内に挿入してアサリ肉片を食いちぎるようにして捕食する（板崎, 1982）。

マハゼ（石井, 1960）、イシガレイ（石井, 1960）、マコガレイ（石井, 1960）、ヌマガレイ（Toba et al., 1992）、ネズミゴチ、シロギス（井上, 1977）等の魚類の消化管内にアサリの水管が見出されることが多い。

c 破壊された貝殻破片が観察される場合

アサリ貝殻の破片が観察された場合、疑わしい食害種は節足動物である。ガザミ、イシガニは大型のアサリを好む傾向にあり、鋏脚等で殻を砕いて捕食する（全国沿岸漁業振興開発協会, 1996）。また、シャコ類も実験環境下で大型のアサリを捕食する（Hamano, 1986）。クルマエビは殻長1～10mmのアサリをよく捕食する（石井, 1960；立石ら, 1995）。それに対して、ケフサイソガニ（秋山・高越, 1989；鳥羽, 1989）、イソガニ、シオマネキ、ヤマトオサガニ、ホンヤドカリ、アナジャコ（立石ら, 1995）及びユビナガホンヤドカリ（秋山・高越, 1989）は稚貝や小型のアサリを捕食する。また北海道ではクリガニがアサリを食害することもある（中川ら, 1993）。

最近特に被害の報告が多く、食害種として注視されているのがナルトビエイである（図4-3-2-3）。ナルトビエイは温帯から熱帯の沿岸域にすむ暖海性のエイで、アサリの食害被害は有明海や瀬戸内海に及んでいる。ナルトビエイの両顎歯は一系列の板状になっており、硬い二枚貝の殻を割って食べる。ナルトビエイの被害は大分県ではバカガイ（伊藤・平川, 2007）、トリガイ（伊藤, 2006）、有明海ではアサリ・タイラギ・サルボウガイ（川原ら, 2004）の食害事例が報告されている。摂餌量は多く、飼育実験によると1日に体重と同量の殻付きアサリを摂餌する（伊藤ら, 2007）。ナルトビエイは砕いた殻を吐き出し、軟体部のみを飲み込むと推察されているため（川原ら, 2004）、貝殻の破片が多く見られる場合は、ナルトビエイによる食害が考えられる。

d 干潟のくぼみ

干潟にすり鉢状のくぼみが確認された場合、エイによる二枚貝の摂餌痕である可能性が高い(図4-3-2-4)。ナルトビエイは吻部の形状から、貝類を摂餌する際に、海底にすり鉢状の摂餌痕を残すものと考えられている(川原ら, 2004)。



図 4-3-3 ナルトビエイ (重田利拓氏提供)

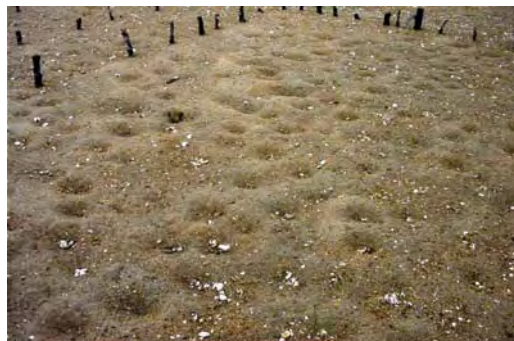


図 4-3-4 エイの摂餌痕 (薄 浩則氏提供)

e タマガイ類卵塊

タマガイ科の卵塊は別名“砂茶碗”と呼ばれる(図4-3-5)。ツメタガイの産卵期は春から夏で、卵囊の直径は10~5cm、卵数は3~5万粒程度である(静岡県水産技術研究所浜名湖分場HP <http://www11.ocn.ne.jp/~hamanako/fukyu/tumetagai.htm>)。一方、サキグロタマツメタの卵塊の直径は10~15cmで同程度の大きさであるが、秋に産卵を行い、ツメタガイと繁殖期が異なることと、表面に2~3mmの「凹凸」があることから容易に判別可能である(静岡県水産技術研究所浜名湖分場HP 上記Webサイト参照)。ツメタガイの幼生は産卵から2週間後に浮遊幼生となり浮遊及び匍匐を繰り返し、1ヶ月半後に着底する(村上・山川, 1996)。サキグロタマツメタは、1つの卵囊より2000~4000個の稚貝が孵出するが、浮遊せず匍匐し孵出直後から稚貝自身と同サイズの殻長のアサリを食害するといわれている(酒井・須藤, 2005)。



図 4-3-5 ツメタガイ (左) とサキグロタマツメタ (右) の卵塊(大越健嗣氏提供)

ツメタガイ1個あたりのアサリ(殻長2cm)の摂餌量は0.43個/日であり、1個のアサリ重量を1gとしてツメタガイの生息数、アサリ摂食量から浜名湖における年間のアサリ食害量は2487トンと試算された(鷲山, 2006)。

f その他

以上の状態から予測される種以外に存在する食害生物は以下の通りである。

【腔腸動物】イソギンチャクによる二枚貝幼生の食害 (MacKenzie, 1977) あり、国内ではスナイソギンチャクによるアサリの捕食が報告されている (熊本県, 1978)。

【軟体動物】ツメタガイ類、イボニシ、レイシガイ以外に問題視されているのがキセワタガイである。キセワタガイは河口から離れた塩分の安定した海域の非干出域に生息するアサリ稚魚のみを殻ごと捕食する (瀬川・菅沼, 1996)。またマダコ等のタコ類もアサリを捕食することで知られている (全国沿岸漁業振興開発協会, 1996)。

【脊椎動物】魚類ではマハゼやイシガレイなどアサリの水管のみを捕食する以外に、ウロハゼやチチブはアサリの稚貝を捕食する (Toba et al., 1992)。クロダイもアサリを捕食することが報告されている (重田・斉藤, 2003)。

鳥類では潜水ガモがよくアサリを捕食する (浜口, 2006)。アメリカでは特にカモ科ビロードキンクロ属 (*Melanitta*) のクロガモ (*M. nigra*)、ビロードキンクロ (*M. nigra*)、アラナミキンクロ (*M. perspicillata*)、ハジロ属 (*Aythya*) のスズガモ (*A. marila*)、キンクロハジロ (*A. fuligula*)、ホシハジロ (*A. ferina*)、によるアサリ食害の報告があり (Bardach et al., 1972; Cahn, 1951; Toba et al., 1992)、日本ではクロガモやスズガモ、キンクロハジロ、ホシハジロのカモ類の他にシギ、ミヤコドリ、チドリ類の食害報告もある (全国沿岸漁業振興開発協会, 1996)。



図 4-3-6 キセワタガイ (熊本県水産研究センター提供)



図 4-3-7 クロガモ (谷津明彦氏提供)

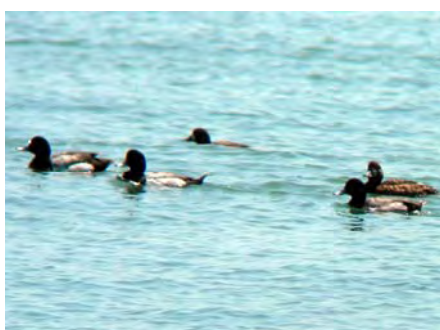


図 4-3-8 スズガモ (谷津明彦氏提供)

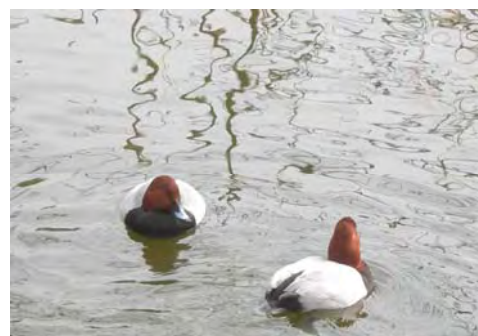


図 4-3-9 ホシハジロ (谷津明彦氏提供)

4-3-3 有害・競合生物

主な診断基準：	ホトトギスガイ、アオサ、アナジャコ、スナモグリ等が多く見られる
主な調査項目：	底質、潮流、地形
主な関連環境項目：	溶存酸素、泥分
主な対処方策：	底質改善、有害・競合生物除去
主な生産力改善技術：	5-5, 5-9

<指針>有害・競合生物が存在する場合、二枚貝の着底後の成長生残に悪影響が生じる。代表的な種類としてはホトトギスガイ、アオサ、アナジャコ、スナモグリである。有害・競合生物を特定することとその除去、海底耕耘等の適切な対処方策を講じる必要がある。

干潟上には、直接食う食われるの関係がなくても、生息場をめぐって二枚貝と競合（競争）する生物や、営巣などの行動を通じて二枚貝の成長生残に影響を与える生物が分布している。以下にその代表的な種について、二枚貝との関係を解説する。

a ホトトギスガイ

ホトトギスガイが大規模に繁殖すると海底にマットを形成し物理的にアサリ等二枚貝の潜砂を阻害する。ホトトギスガイは植物プランクトンを餌料とするため、アサリ等多くの有用二枚貝と餌を競合する。また、ホトトギスガイのマットが形成された区域では海底の全硫化物量が増加することもあり（千葉, 1977）、底質の泥分が増加することもあるので（堤ら, 2000）、アサリ等の生息に悪影響を及ぼし斃死を招くことがある。一方で、適度のホトトギスガイのマットは海底土砂の流動を押さえ底質を安定させアサリの生息に良い影響を及ぼすこともある。また、ホトトギスガイの周囲で多くの着底初期稚貝を観察することも多く、緩流効果により幼生の着底を促進すると考えられている。ホトトギスガイがアサリ等の二枚貝に及ぼす影響は、環境条件やホトトギスガイの密度や状態により異なり数値的な診断基準の提示は難しい点がある。

ホトトギスガイの成長は早く、幼生の着底後3~4ヶ月程度の期間で海底に大規模なマットを形成することがある。

b 海藻・海草類

アオサ類は繁殖速度が速く、短期間で大量に繁茂する。生長すると地物に固着せず、浮遊しながら増殖するため、流れによって局所的に堆積しやすい。緩流効果はほとんどなく、悪影響が多い。アオサ類が海底面を覆うと、幼生の着底が阻害されるだけでなく、二枚貝類の潜砂も物理的に阻害される。アオサ類は、海底に堆積し腐敗すると酸素を奪い硫化物を発生させるなど深刻な汚染源となり二枚貝類に致命的な悪影響を及ぼすことがある。横浜市に造成された人工干潟（海の公園）では、海底でアオサが腐敗してできた還元層から硫化水素が発生し大量の二枚貝やゴカイの死骸が見られたと報告されている（能登谷, 1999）。オゴノリはやわらかく流れになびくため、緩流効果は小さい。なびいた藻体によって干潟面が掃かれるため、稚貝の定着効果は少ない。大

量に繁茂すると泥の堆積につながる。厚く堆積して腐敗するとその下の貝類に悪影響がある。コアマモが繁茂すると底層の流れを弱めるため稚貝の定着を促す効果があるが、一方では密生すると泥の堆積を招いたり、根が絡んで貝類漁業の操業に支障を来たすことがある。

c アナジャコ・スナモグリ類

アナジャコ・スナモグリ類は海底に巣穴を形成するため、海底の底質、性状の変化や物理的不安定化を招くことがあり、アサリ等の二枚貝の障害になったり生息場所をめぐる競争することがある。アナジャコは地盤硬化、スナモグリは地盤を軟化させる傾向があると考えられている。有明海で、アナジャコ類の異常繁殖を機にアサリ漁獲量が著しく減少したことが報告されている（坂本ら, 1987）。また、有明海の熊本沿岸域では中潮帯から高潮帯において、アサリからアナジャコ類（ニホンスナモグリも含む）へと優占種が交代したとの報告もある（玉置, 2004）。アナジャコ・スナモグリ類の二枚貝に対する影響は様々であり、前述の熊本県沿岸の例でも、シオフキは共存していると報告されている（玉置, 2004）。アナジャコ・スナモグリ類がアサリ等の二枚貝に及ぼす影響も環境条件や生息密度や状態により異なるとおもわれるが、着底稚貝が漁獲までつながらない場合には注意すべき要因である。

d その他

生物ではないが、波や流れが弱まる場所や、地物の陰には貝殻やごみなどが堆積しやすい。波や流れの強い場所に貝殻などを散布して人工的に底質の安定を図ることがあるが、自然に貝殻などが堆積した場所は吹き溜まりのような場所であり、その他のごみなども含めて次々と新しい貝殻が堆積することが多い。このような場所では、流されてきた稚貝が溜まるように集まることがあるが、多くの場合漁場として利用できない。

e 対処方策

ホトギスガイの対策として海底耕耘やチェーンの曳き回しによる海底攪乱がおこなわれることがある。

漁場規模でのアナジャコ・スナモグリ類、アオサ類対策は困難であるが、アナジャコ・スナモグリについては覆砂して網かけを行ったり、アオサについては最近、エアーポンプを利用した船による回収技術が開発されている。

4-3-4 貧酸素

主な診断基準：	着底以降、全滅～一部の斃死が極めて短期間に起こる
推定される主な要因：	無酸素（貧酸素）
主な必須調査項目：	水温、溶存酸素のモニタリング、アサリの定期採集
主な関連環境項目：	溶存酸素、水温
主な対処方策：	水環境改善、（移植などの退避）
主な生産力改善技術：	5-5, 5-6

<指針>アサリ等の二枚貝の顕著な斃死が数日程度の短期間で起こる場合には、貧酸素の影響が考えられる。実態を明らかにするためには、水温と溶存酸素の連続観測およびアサリの生死または生理状態のモニタリングが必要である。これらの結果や干潟の地理的条件を勘案して対処方策を講じる必要がある。

干潟における貧酸素水の出現は、干潟上の殆どの生物に影響を与える。以下、研究事例が多いアサリについて、貧酸素の影響について解説する。

a 貧酸素に対するアサリの生理

貧酸素がアサリの生残に及ぼす影響については古くから着目され、多くの知見が得られてきた。アサリの貧酸素耐性については柿野（1982）、萩田（1985）、中村（1997）により実験的に調べられ、水温が 25℃以下ではほぼ無酸素でも供試個体が死滅するまで 4～5 日間を要することが示されている。二枚貝は溶存酸素濃度が低い時には無気呼吸（嫌気代謝）を維持し、代謝を低くして比較的長期間生存する事が知られている。二枚貝の嫌気代謝ではグリコーゲンとアミノ酸（アスパラギン酸等）を貯蔵物質として利用し、コハク酸、プロピオン酸など様々な代謝産物を得ながら生命維持に必要なエネルギーを得ることができる（Hochachka, 1984）。しかし現実の干潟では、貧酸素に連動して多くのへい死事例が報告されている（柿野, 1982, 1986; 愛知水試, 1995 など）。

青山ら（1999）はグリコーゲン含量を考慮した貧酸素下でのアサリ生残モデルを作成し、中村ら（1997）による無酸素条件下でのアサリの生残実験結果と良い一致を示した。また、中村（1997）によるヤマトシジミの無酸素耐性実験では、35mg/g あった軟体部中のグリコーゲン含量が、20℃で 25 日間経過後に 16mg/g に低下し、30℃で 11 日間経過後では 39mg/g から 11mg/g にまで低下している。黒田ら（1998）は、夏季に貧酸素化が進行する三河湾奥部浅海域底泥中で飼育したアサリにおけるグリコーゲン含量の変動を実測し、個体間での差が大きいものの、水温 20～25℃、DO20% 以下が観測された期間はグリコーゲン量が比較的一定していたが、水温が 25℃以上、DO10% 以下が観測された期間では全ての個体のグリコーゲン量が低くなったことを報告している。さらに、Uzaki et al.（2003）は貧酸素水塊が発達する浅海域の底面で飼育したアサリにおいて高い死亡率とグリコーゲンの低下を観察している。これらの結果は嫌気代謝時のエネルギー供給にグリコーゲンが消費されることを示唆するが、グリコーゲン等の貯蔵物質が使い果たされてアサリが死亡するのか、貯蔵物質は残っていても代謝産物（例えばプロピオン酸）の蓄積によって

生理状態が変化することにより死亡するのかわかではない。また、グリコーゲン含量を無酸素耐性の指標として用いようとする場合、環境条件よりも成熟サイクルに依存した季節変化が大きく(白石他, 1995)、絶対量が基準値としての意味を為し難いという欠点がある。

b 硫化水素を通じたアサリへの影響

還元環境下では硫酸還元細菌 (*Desulfovibrio*等) の繁殖により有毒な硫化水素 (H_2S) が生成される (Boyd and Tucker, 1998)。海水中の硫化水素濃度の定量法は工藤 (1964)、APHA et al. (1999) 等に述べられている。硫化水素は特に有機汚濁の進んだ底泥中で濃度が高いが、水溶性が高いため、拡散や巻き上げにより底層水中へ容易に移行すると思われる。

硫化水素は $\text{H}_2\text{S}=\text{HS}^-+\text{H}^+$ 、 $\text{HS}^-=\text{S}^{2-}+\text{H}^+$ で表される温度、pH依存平衡を示す。後者の式で S^{2-} 側に傾くのはpHが 10 以上であることから、海中 (pH8 程度) では前者の平衡のみを考慮すれば良い(Boyd and Tucker, 1998)。前者の式の平衡定数は 25°Cで 7.01 であることが知られている。すなわち、pHがこれ以下では H_2S が多く、以上では HS^- が多くなる。例えば水温 28°CでpH8 の淡水なら全硫化物の 8.5%、pH7 なら 48.2%、pH6 なら 90.3%が H_2S である。塩分の存在下では H_2S の比率はこれより若干低下する。硫化水素の毒性については、低酸素症と同様の症状を引き起こすことが知られている (Lehninger, 1977; Boyd and Tucker, 1998)。しかしこの毒性はイオン化していない H_2S に限られ、 HS^- は細胞膜で排除されて毒性は発揮されないため、pHが高ければ二枚貝が被害を受ける程度は少ないと思われる。

柿野 (1982) は、硫化物濃度が全硫化物量で 10mg/L 以上では 3 日間で 80%以上のアサリがへい死することを飼育試験で観察した。一方、青潮発生時の硫化物濃度は 2mg/L 程度までであるが、9 月に採取したアサリでは 1mg/L で 100%へい死したことから、アサリの生理状態によって耐性が大きく異なることがわかる。萩田 (1985) は英真湾内で硫化物濃度 13.9mg/L を観測し、3 日間のアサリ飼育実験では 3.7mg/L で 80%、8.1mg/L 以上では 100%のへい死率を得ている。このように、硫化水素の存在下でへい死までに至る時間は無酸素における条件と類似している。硫化水素は好気代謝過程における反応を阻害するので、嫌気代謝によって高い低酸素適応を示す二枚貝には硫化水素による急性毒性は現れ難いと思われるが、一度硫化水素に暴露されると、溶存酸素濃度が回復しても嫌気代謝の状態から回復できずに衰弱することも想定される。さらに、高橋ら (1986) によると、実験時の水温が 21.5~24.5°Cであったにもかかわらず、還元泥が 1、2、4%と高濃度に懸濁した場合 (硫化物濃度はそれぞれ 2.2、3.8、9.2mg/L) は、それぞれ 3、2、1 日目までに約 80%がへい死するという結果を得ている。また、静置した還元泥中よりも流動的な環境で減耗率が高い傾向があることから、還元状態になった底泥が巻き上がった場合には、アサリにとって危険な状況が想定される。

貧酸素に連動して底質の還元化が進むと硝酸還元が起こり、さらに還元化が進むと硫酸還元となり硫化水素 (H_2S) が生成される。このような状態では底質からのアンモニアの溶出が活発に起こる。さらに二枚貝はアンモニアを排泄するため (西脇, 1999)、生息密度が高い生息場周辺ではアンモニア濃度が高くなる恐れがある。アンモニアの 96 時間半数致死濃度はホンビノスガイ (*Mercenaria mercenaria*)の成貝 (殻長約 30mm) では 11mM、稚貝 (殻長約 5mm) では 16mM (Epifanio and Srna, 1975)、30 日時間半数致死濃度は殻長 4、6、10mmの稚貝に対し、それぞれ 1.4、2.0、2.6 mMと報告されている(Stevens, 1982)。通常、アサリが生息する海域ではこのように高いアンモニ

ア濃度になることはないが、間隙水中や海底直上では高濃度になる可能性があるので、底質の還元化が進行する状況を想定してアサリに対するアンモニアの影響を把握しておく必要がある。また、硫酸還元細菌が生産する硫化物以外の毒性物質の影響も指摘されており (Zwaan et al., 2001)、貧酸素による二枚貝類の斃死には、直接的、間接的な要因が複雑に絡み合っている。

アサリ漁場においてへい死が目立つ場合に、外套腔液中のコハク酸やプロピオン酸が高濃度に蓄積しているのが確認されれば嫌気代謝となっていた、すなわち無酸素の影響を受けたと判断することができる。しかし、このような分析が可能な試料を現場でタイミング良く得ることは不可能に近い。したがって貧酸素による被害を最小限に食い止めるためには、溶存酸素の連続観測を行うなど環境条件の把握と共に判断することが求められる。

4-3-5 水質不適

主な診断基準： 徐々に死亡。殻が少し開いた個体を刺激しても閉じないほど活性度が低下
推定される主な要因： 高水温、低水温、低塩分状態の継続
主な必須調査項目： 水温、塩分
主な関連環境項目： 波浪、泥分
主な対処方策： 水域全体の回復計画
主な生産力改善技術： 5-1, 5-5

<指針>干潟に生息する潜砂性二枚貝は、水温塩分に対する耐性は広い。しかし、高水温、低水温、低塩分状態が長く継続すると、貝の活性度（活動度）が著しく低下する。しかも波や泥分の増加等の他の要因が加わった場合、大量の斃死が見られる。水温、塩分等の水質が不適と認められる場合は、一般に水域全体の改善計画が必要である。

干潟における潜砂性二枚貝に影響を与える水質の要素としては、溶存酸素、硫化水素や有害化学物質の濃度が挙げられ、これらは比較的短時間のうちに死亡をもたらす要因である（溶存酸素、硫化水素については、前項で詳述）。本項では、短期間のうちには死亡しないが、成長速度は低下させたり、また活性度が低下した状態に波浪や泥分の増加等の他の要因が加わることによって、大きな死亡要因になる水温と塩分について、知見の蓄積があるアサリを中心に解説する。

a 水温

多くの生物と同様、アサリにおいても発育段階によって、その適水温や生息限界は異なっている。浮遊幼生では、12～30℃で正常に発生し、9～30℃の範囲で水温が高いほど成長速度が速い（鳥羽ら, 1992）。着底稚貝の段階では、高水温に対する耐性が弱いことが知られ、35～36℃では5時間で死亡個体が出始め、15時間でほぼ全個体が死亡する。40℃では1時間で100%の個体が死亡する（池末ら, 1956）。

稚貝期以降に成長すると、水温耐性は増加し、-2℃、43℃でも斃死は見られないという報告がある（倉茂, 1957）。適水温については、28℃で濾水量が最大（秋山, 1985）、23℃で鰓の繊毛運動が最大の活性を見せる（喜多村, 1937）という知見がある。

干潟の水温は、季節的に日周期的に大きく変動する。ある時期の数時間だけ-2℃以下、43℃以上になったとしても、生存は可能である。しかし、そのような状態が継続したり、前述のように波浪や泥分の増加等の他の要因が加わることで、大量の斃死がみられることがある。干潟において、過度の低温や高温の状態が生じ、殻が少し開いた状態のアサリが多くみられたり、そのようなアサリを刺激しても殻が閉じないほど活性度が低下している場合、徐々に死亡個体が増加していく。

b 塩分

塩分（以下単位を psu とする）も水温同様、発育段階によってその適塩分や生息限界は異なっている。浮遊幼生は、塩分 15 以下では正常に発育せず、20 以上（25 以上の方が望ましい）の塩分が必要である（Robinson and Breese, 1984）。着底期以降では、39 という高塩分でも長時間生育可能であるが、低塩分については、塩分が低くなるほど、小型個体で影響が多くなる（倉茂, 1942）。生残率と塩分の関係は、水温 10.6～15.1℃での飼育実験では、9 日後の生残率が塩分 6.5 で 0%、13 で 65%、16.5 で 85%、19.5 で

90%、32.5 で 95% というデータが報告されている（柿野ら, 1995）。ただし、同報告では水温 9℃前後の 9 日間及び 12 日間の飼育実験において、全くの淡水でも 100% の生残率であったことが報告されており、水温条件及びアサリのその時の栄養状態によって生残率がかなり異なることがわかる。

干出時間が長く日射が強い時に高塩分水にさらされる場合があったとしても、アサリの生残には影響しない。低塩分についても、干満によって低塩分水が数時間干潟を覆ったとしても、斃死がみられることはない。しかし、大雨の後で河川から大量の出水がみられた場合や、河口干潟、潟湖干潟で低塩分水が滞留するようになってしまった場合は、大きな斃死につながる。干潟において、塩分 10~20 以下の低塩分状態が 1 週間以上継続し、水温の場合と同様に殻が少し開いた状態のアサリが多くみられたり、そのようなアサリを刺激しても殻が閉じないほど活性度が低下している場合、徐々に死亡個体が増加するという影響が生じる。

4-3-6 波浪による斃死

主な診断基準：	冬季における減耗、やせ、潜砂していない貝が見られる。潮流の影になる部分や吹き溜まりに死貝が見られる。短時間の一斉大量斃死はない 低水温や時化
推定される主な要因：	強い波浪、低水温、餌不足
主な調査項目：	波浪、シールス数、水温
主な関連環境項目：	海底地形、底質
主な対処方策：	底質の安定、潮流軽減
主な生産力改善技術：	5-4, 5-5, 5-7

<指針>強い波浪のため海底面が短時間に侵食されることによって、潜砂していた貝が洗掘され、海底面上に掘り出される。活性が低い個体は潜砂することができず、波浪で海底面を転がされたり、冬季では夜間の干潮時に干潟表面が著しく冷却されることなどで疲弊し、死亡する。あるいは生息に不適な高地盤域や濤の中などに輸送されて死亡する。波浪による斃死が認められる場合は、波浪の軽減、底質改善等の適切な対処方策を講じる必要がある。

冬季の水温が 10℃前後かそれ以下の時期に強い波浪が原因で二枚貝類の斃死が起こることがある。この場合、病変等は見られず、貧酸素や河川出水時のように大量のアサリが短時間に死亡することはなく、身がやせていること、他の生物に異常がないことが共通している。砂堆の後背部（岸側）、濤の斜面、防波堤やコンクリートブロックの陰、杭や土嚢のそばなど、波や流れが弱まる場所に弱った貝や死貝がたまっていることが多い。以下に波浪による斃死について解説する。

a 診断

貝が洗掘されるかどうかは、波浪（底面流速）の強さと継続時間、水温、個体の栄養状態などによって異なる。海底面が侵食された場合、アサリは潜砂深度を深めて洗掘を避けようとする。しかし、アサリの運動能力は水温に大きく影響されるため、低水温時は潜砂速度が遅く掘り出されやすい。10℃、25℃での潜砂速度はそれぞれ 0.03~0.04、0.11~0.12mm/s で 3 倍以上の差があり（櫻井ら, 1996）、高水温時に洗掘死亡はほとんど起きない。

また、継続的に侵食された場合には、潜砂運動を繰り返すための運動エネルギーが必要であり、蓄積栄養が少ない時期には短時間で疲弊して潜砂できなくなる（柴田ら, 1997; 慶野ら, 2005）。このため、秋の産卵の後に軟体部が萎縮する冬季は洗掘されやすくなる。従って、アサリの波浪減耗が発生する時期は冬が中心である。このとき、沖からの大きな波浪が侵入しやすい場所や、波浪が集中しやすい海岸地形の場所は、波浪減耗の危険が高まる。さらに、その時の環境条件によって餌料不足などが起きて貝の栄養状態が悪い場合には、海底面の侵食が大きくなってもアサリが洗掘されてしまうことがある。このような場合には、比較的小さな減耗が長期にわたって継続することが多く、日常的には死亡貝が目立たなくても、数週間から数ヶ月間で大きな資源減少が起きてしまう。まれに、極端に餌料条件が悪い場合には、栄養欠乏だけで死亡することもある。

このような時は、餌料環境の悪い高地盤域で死亡率が高くなる（柿野ら, 1992）。

洗掘によって死亡するアサリの大きさは、殻長数 mm 以上の大型貝が中心である。これは、日常的生活形態が潜砂定位を前提とするサイズの貝が影響を受けるためである。着底初期稚貝などの小型貝にとって、洗掘されること自体はほとんど問題にならない。小型貝にとって問題になるのは、巻き上げによる生息不適な場所への輸送である。小型貝の減耗機構は大型貝とは異なる。

b 診断の目安

二枚貝の洗掘は、波や流れの強さ、水温、栄養状態等の複合によるため、特定の指標だけで洗掘の有無を判断することは困難である。過去の事例から、それぞれの目安を上げておく。

1) 波や流れの強さ

海底面を侵食する力の強さとしてシールズ数が示されており、底質や粒径によって洗掘が起こるシールズ数が異なるが（3章1-2参照）、おおよそ0.2を超えるとアサリの波浪減耗が起きるといわれている（Kakino, 2000）。

具体的な目安として、底質が砂泥で潮汐による水位変動が0（干出）-2m程度の干潟ならば、水深が1.5m前後の時に沖方向から風速15~20m以上の風が吹くと、砕波前の波高が0.5~0.6mに達し、そのときにシールズ数が0.2を超えることが多い。風向、吹送距離、海底地形などによって波の大きさは異なる。また、底質が砂利や礫などの場所では洗掘は起きにくく、干潟の沖寄りに砂堆がある場合には沖波はそこで砕波して岸側の漁場では波が弱くなる。

2) 水温

水温が12~13℃に低下すると波浪減耗が起きやすくなり、10℃以下になると危険性が高まる。

3) 肥満度

アサリの栄養状態は、主要蓄積エネルギー源である軟体部のグリコーゲン量で評価するので正確であるが、計測には専門知識と分析装置が必要である。現場で簡易にアサリの栄養状態を評価する指標として肥満度がある。その計算には様々な式が提案されているが、下にその一例を示す。

肥満度 = [軟体部湿重量 g / (殻長 cm × 殻高 cm × 殻幅 cm)] × 1000

- | | |
|-------------|--|
| 肥満度 20.1 以上 | : 産卵期でたいへん身入りが良く、太っている。 |
| 15.1~20.0 | : 身入りが良好である。波浪減耗の危険はない。 |
| 12.1~15.0 | : やや身が落ちているが、減耗がきくことは少ない。 |
| 8.1~12.0 | : 身入りが悪く、活力が低い。減耗が起きる可能性がある。 |
| 8.0 以下 | : 身入りが非常に悪く、減耗が起きる危険が高い。栄養状態が悪いため、強い洗掘がなくても死亡する（餓死）可能性がある。 |

c 対処方策

波浪を軽減することが第一であるため、潜堤、杭や柵等の構造物設置が中心となる。加えて、底質の安定化を図るためにれき石の混合や覆砂も考えられる。また、冬季減耗が予想される場所の貝類を事前に移植したり、漁獲したりして被害を軽減することもある。

4-3-7 疾病

主な診断基準：	大量へい死、這い出し行動、成長の停滞、軟体部のヤセ (ブラウンリング病) 貝殻内側の色素沈着異常 (パーキンサス症) 生殖腺の発達遅滞
推定される主な要因：	疾病 (<i>Vibrio</i> 属細菌、パーキンサス属原虫による感染症)
主な必須調査項目：	(ブラウンリング病) 外部観察 (貝殻裏側の色素沈着の有無)、菌分離 (パーキンサス症) 培養、組織学的観察
主な関連環境項目：	温度、塩分、貝のサイズ
主な対処方策：	(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、高水温期飼育を避けて生育、 漁獲による高感染群の排除
主な生産力改善技術：	5-10

<指針>疾病としてブラウンリング病とパーキンサス症がある。我が国で感染例があるパーキンサス症の病原体は *Perkinsus* 属原虫であり、疾病は本原虫のアサリへの感染で発生する。確定診断には、RFTM 培地による hypnospor 培養および組織学的手法による trophozoite の検出を行う必要がある。罹病貝の移動は行わない。

a ブラウンリング病

ブラウンリング病 (BRD) の病貝は成長の停滞、貝殻内側の色素異常沈着がみられる。病貝における組織病変は、全身的にはみられず、特に病状が進んだものに消化盲嚢および外套腔にみられる (Plana and Le Pennec, 1991)。実験感染させた場合に血球細胞の密度変化もみられる (Oubella et al., 1993, 1994)。病貝には、グリコーゲンの有意な減少がみられる (Plana et al., 1996)。主病徴は、貝殻内側の縁辺部と外套膜線の間に見える茶色の色素沈着である。感染初期には、貝殻内側縁辺に特徴的な茶色のコンキオリンの小斑点がみられる。さらに病状が進行すると虹色層 (Prismatic layer) に 1 層又は数層の有機物がフィルム状に強固に接着する。我が国での発生はないが、近年、韓国で報告されており注意が必要である。

本病による大量死では、瀕死貝はしばしば海底より這い出し、潜砂貝に比して高率で *V. tapetis* が検出される。*V. tapetis* の *Ruditapes (=Tapes) decussatus* に対する病原性は *R. philippinarum* 比べて低く、自然感染および実験感染における、*R. decussatus* の *V. tapetis* の検出率が 20%~40% に対して、*R. philippinarum* のそれは、60%~100% であった (Allam et al., 2001)。*V. tapetis* を *R. decussatus* に実験感染させても死亡に到らないこともあった (Allam et al., 2002)。

生息海域の違うアサリでは本菌に対する感受性が異なった事例があった。米国産のアサリは、フランス産のそれらと比べ感受性が低かった。すなわち、米国産アサリは、フランス産アサリより BRD の外観症状も軽微で、回復も良好である。その理由の一つとして血リンパの *V. tapetis* に対する貪食能および貪食細胞数が米国産アサリはフランス産アサリより高いことが考えられた (Allam et al., 2001)。

b パーキンサス症

パーキンサス症は 1946 年に米国ルイジアナ州の大量死したアメリカガキ *Crassostrea virginica* で最初に発生した(Ray, 1996)。その後、オーストラリアのアカアワビ *Haliotis ruber* (Lester and Davis, 1981)、カナダのホタテガイ *Patinopecten yessoensis* (Bower et al., 1992)、チェサピーク湾の *Mya arenaria* (McLaughlin et al., 2000)および *Macoma balthica* (Coss et al., 2001)およびスペインのヨーロッパカキ *Ostrea edulis*(Casas et al., 2004)に感染例がある。アサリ類では 1989 年にポルトガル南部で大量死した *R. decussatus* に感染していた *Perkinsus atlanticus* (= *P. olseni*)が初記載で(Azevedo, 1989)、この他に、アコヤガイ類、アカガイ類およびイガイ類などの二枚貝からも、未同定な本属原虫の感染例が多数報告されている。

カキおよびアワビでは軟体部の萎縮、成長の停滞および膿疱形成などの病徴がみられ、ポルトガルの *R. decussatus* の大量死ではその病原体として報告されている。アサリでは鰓、外套膜および消化盲嚢に重度の感染がみられるが、呼吸、摂餌、生殖などの生理活動への影響は明らかではない。我が国では、浜口ら (2002) がアサリ類における感染状況を調べたところ、74 地点中 63 地点で感染がみられ、殻長 15mm 以下のアサリには感染がみられず、淡水の影響を受ける海域では感染率は低く、アサリのほかオニアサリおよびヒメアサリからも検出された。

4-4 資源状態診断

主な診断基準：	漁獲量が多い翌年の加入量が少ない、大型貝が著しく少ない
推定される主な要因：	親貝の不足、小型貝への過度な漁獲
主な必須調査項目：	漁獲量、分布密度、分布貝と漁獲物のサイズ組成
主な対処方策：	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
主な生産力改善技術：	5-11, 5-12

<指針>多くの干潟では、漁獲努力が過剰になる傾向がある。資源水準を維持・増加させるためには、干潟環境の保全のみならず、漁獲努力の抑制、漁獲量の制限、漁獲サイズの規制といった水域毎、漁場毎の資源管理が必要である。

一般に漁業活動のある段階で、漁獲努力が増大しても漁獲量が減少する状態を乱獲という。乱獲は、親貝量を極度に少なくしてしまったことで加入量が減少する加入乱獲と、加入量当たりの漁獲量が個体成長による資源増大分を上回る成長乱獲に区別される。加入乱獲、成長乱獲を防止するために漁獲の制御を行うことを各々加入管理、成長管理と呼ぶ。このように、資源管理の目的は、資源から最大の漁獲量が持続的に得られるように資源量水準を適正に維持することである。このために、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。

a 診断

a-1 加入乱獲

産卵に参加する親の量とその親から産出され着底し加入した子の量の関係を再生産関係という。親の量を漁獲によって減らした場合、通常はその分の量が子として加入し補充される。すなわち、良好な再生産関係の状態においては漁獲し続けても資源の量は減らない。しかし、親の量を減らし過ぎるとその親から産出される子の量が足りず、資源が減少する（加入乱獲）。そこで、加入管理は、乱獲にならない（資源を減らさない）最大の漁獲量（最大持続生産量）を得ることを目標に設定する。

再生産成功率（親貝資源量に対する翌年の加入量の割合）は環境の状態によって変動するものの、取り残した親貝の分布量と翌年に加入した稚貝の量が比例関係にある場合には、漁獲が親貝不足をもたらす翌年の加入量に影響していることを表しており、それは加入乱獲状態であると推察される。資源量（分布量）の情報がない場合は、漁獲量自体が分布量指数と成り得る。また、分布量を把握する手段として、単位漁獲努力量当たり漁獲量（CPUE）の情報も有効である。漁獲に用いる漁具が同じような種類で同レベルの規模であった場合、単位漁獲努力（漁具1個を単位時間曳網もしくは単位漁獲人数）あたりの漁獲量は、分布量の指数となる。

a-2 成長乱獲

二枚貝が着底し漁獲サイズに達して、漁業資源に加入した後、死亡する量を上回る貝の成長量がみられる状態では、貝が十分に成長した状態で漁獲すれば最大の漁獲量が得られる（加入当たり最大漁獲量）。しかし、漁業者間の先取り競争や過剰な努力量の投下によって、成長乱獲が生じる。このような状態は、漁獲物が小型化する現象として把握される。また、この場合の小型化は貝自体が原因ではないので対象

の貝は健全であるにもかかわらず、分布量もしくは CPUE の急激な減少が生じるという現象が特徴である。なお成長乱獲は、着底後の問題であるので、漁場単位で診断すればよい。

なお、上記の管理目標や管理方策は、個体群としての最大生産量を得ることを目的としており、経済的な最大利益とは一致しない場合が少なくない。季節や二枚貝のサイズによって単価が変化する場合、別途管理方策を検討する必要があるが、第一義的には個体群として乱獲状態から脱することが目的に設定されなければならない。

b 対処方策

干潟の資源は、その環境変動の大きさから、資源量の増減が激しいという特徴がある。資源量を高位安定させるためには、5章-1で述べられているような干潟環境の悪化を防ぐことが前提条件となる。そして、過度な漁獲によって乱獲状態にならないよう、資源を管理しながら漁獲することが必要となる。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り、これらを複合的に用いることが一般的である。

b-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目的となる。すなわち取り残し量の確保である（図 4-4-1）。その量の目安は、加入個体数の 30%、もしくは最大分布量の半分が理想である。しかし、現在の干潟に生息する二枚貝を考えた場合、漁業の実態に合わせて、また経済的価値を考慮しながら、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。

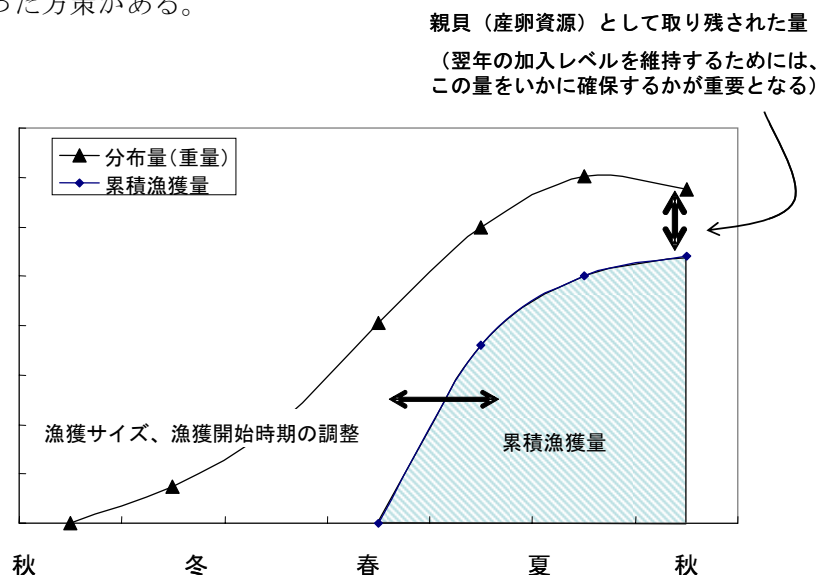


図 4-4-1 資源管理方策の概念図

b-2 成長管理

着底し加入した貝に対する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、漁獲サイズを殻長 25mm 程度（殻幅で約 10～11mm）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。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以下の図 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（松川ら、未発表）もある。そのため、上記の資源管理方針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。

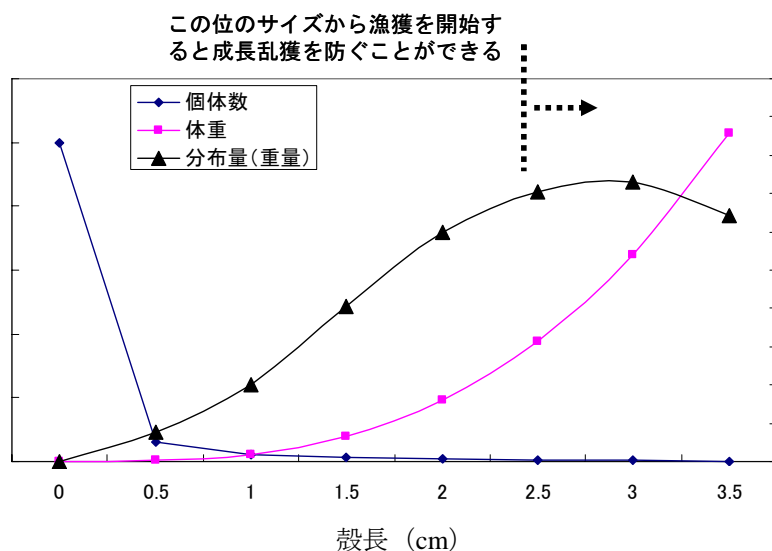


図 4-4-2 アサリの成長に伴う個体数、体重および分布量の概念図

c 資源診断の事例（大分・中津干潟）

豊前海に面する中津干潟は、大分-福岡の県境をまたぐ河口干潟である。これまで、大規模な埋め立ては行われておらず、干潟面積はほとんど変化していない。アサリやバカガイが主な干潟資源であり、アサリは鋤簾、バカガイは貝桁網による漁業が行われている。中津干潟におけるアサリ漁獲量は 1970 年代半ばから大きく増加し、1980 年代まで高い水準を維持していた（図 4-4-3、4-4-4）。しかし、1990 年代に入ると大きく減少し、その後は回復の傾向がみられていない。アサリが一年で産卵すると仮定し、またその年の漁獲量が資源レベルの指標として扱った場合の、親子関係（再生産関係）をみると、頭打ちの関係は認められず、親貝が多ければ翌年の加入も多いという傾向がみられ

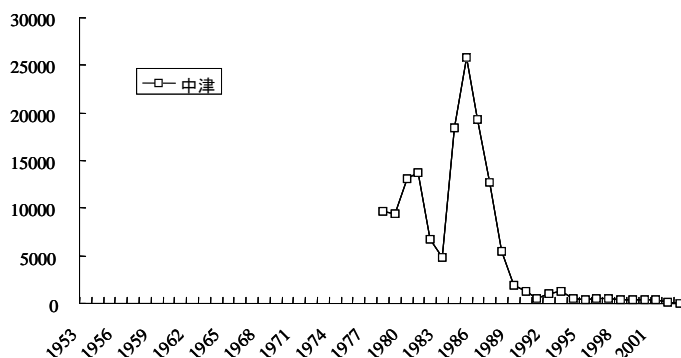
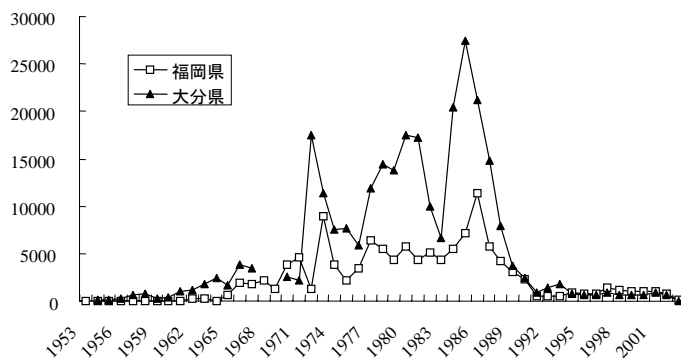


図 4-4-3（上） 豊前海におけるアサリ漁獲量の推移
図 4-4-4（下） 中津干潟におけるアサリ漁獲量の推移

る（図 4-4-5）。親貝が多いほど、翌年の加入も多いと判断できるが、全体的な資源量の低下といった長期的なトレンドも考慮しなければならないので、再生産成功率の経年変化を調べてみる（図 4-4-6）。

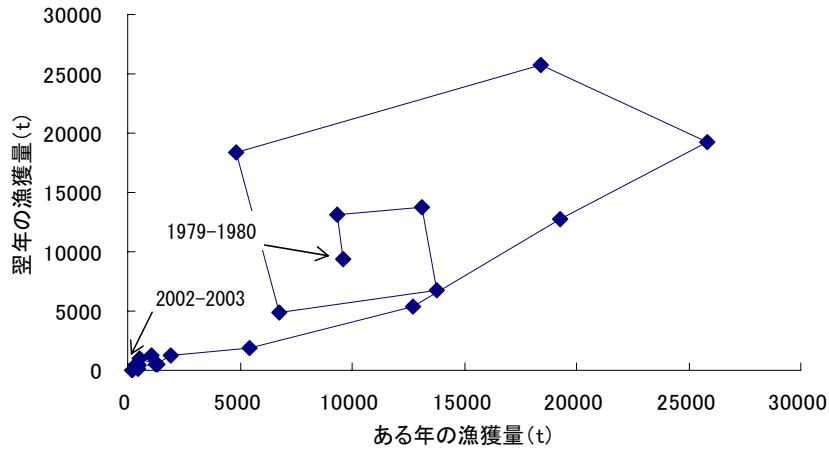


図 4-4-5 漁獲量自体がその年の資源レベルの指数とした場合の再生産関係の例

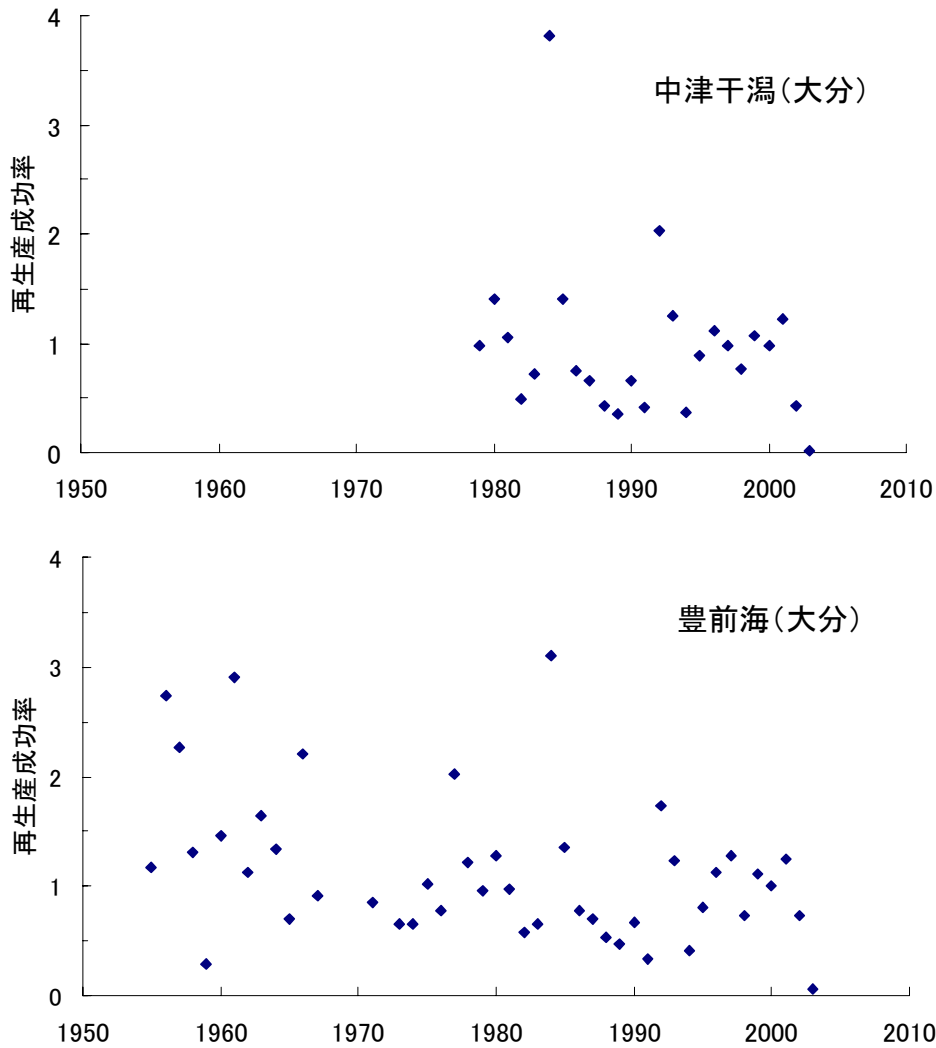


図 4-4-6 アサリの再生産成功率（親貝資源量に対する翌年の加入量の割合）の経年変化

本来ならば、親貝資源量（もしくは産卵量）に対する翌年の加入量の割合を用いるべきであるが、便宜的に前年の漁獲量に対する当該年の漁獲量の割合を用いる。中津干潟においては、1983～1984において3.81という極めて高い値、2002～2003において0.02という極めて低い値となったが、その年を除くと、ほとんどが0.4から1.3の範囲にある。大分豊前海全体のデータにおいても約80%の年が0.4から1.4の範囲で比較的安定している。ただし、長期的にみると若干の低下傾向と、2を超えるような年が無くなってきたという特徴が見受けられる。この低下傾向は、水域全体の環境変化が影響しているものと推察される。再生産成功率は、資源量によっても変動するので、漁獲量に対する再生産成功率の関係をみてる（図4-4-7）。データ数が多い大分豊前海全体についてみると、漁獲量が7500トンを超えるような場合、すなわち親貝が多く生息していたと考えられる年は、再生産成功率0.5以下にはならないものの、1.5を超えるようなこともない。これに対して漁獲量が7500トンを下回った場合には、翌年の加入量の割合が大きくばらつき、2～3という高い成功率の年がある反面、0.5以下という低い年もある。すなわち、親貝資源が少ない場合には、翌年の加入が不安定になることを意味する。したがって、中津干潟、大分豊前海のアサリについては、以下のように資源状態が診断される。

- ・再生産成功率は比較的安定しているが、若干減少傾向が認められる。
- ・親貝資源が少ない場合には、翌年の加入が不安定になる。
- ・アサリの取り残し量を確保することで、徐々に加入量・資源量を増やしていく方策が重要であると推察される。

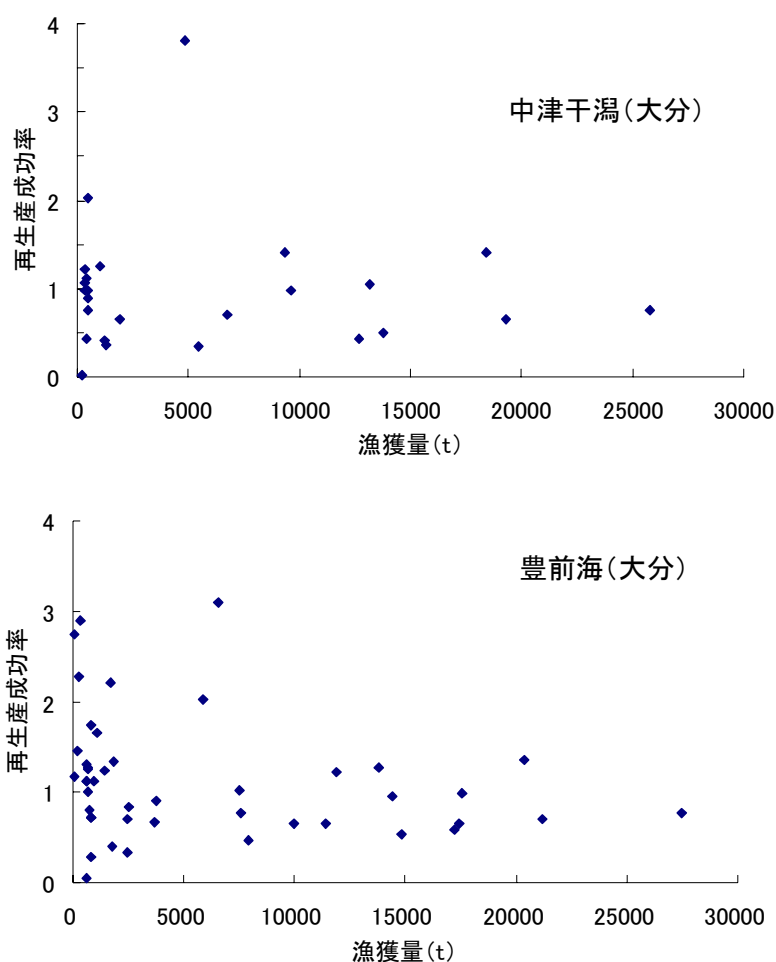


図 4-4-7 アサリの漁獲量と再生産成功率の関係