

### 3章 干潟環境及び二枚貝（アサリ）の状態把握方法

#### はじめに

干潟は潮汐、気象そして陸域からは淡水と土砂の流入といった、海と陸間の変化に富んだ境界領域であると同時に、人間の生活域の下流部に位置するため、常に有機物の負荷がかかっている。本章においては、干潟の物理的・化学的な特徴を解説し、生息する生物の構成や生物生産の姿を解説するとともに、各々の調査手法を示す。特に干潟生物資源の主役である二枚貝については、生態の詳細を概説するとともに、各発育段階の分布量を把握する手法を示す。

なお以降、本ガイドラインで扱う干潟とは、干潟潮間帯と一体の構造をなし、また二枚貝の生息域としても重要な部分である潮下帯も含めた干潟域を指すものとする。

#### 3-1 干潟環境

##### 3-1-1 物理・化学的環境

###### a 干潟の定義・地形

干潟は、水文地形学的に「前浜干潟」「潟湖干潟」「河口干潟」の3つのタイプに分類される（図3-1-1）。

前浜干潟：河川から運ばれた砂泥が海に面した前浜部に堆積して形成された干潟。主要な水供給源は海であるが、近隣に下げ潮時には隣接する大きな河川の影響も受ける。富津干潟（東京湾）、南知多奥田海岸（伊勢湾）、七浦海岸（有明海）、春国岱（根室湾）、藤前干潟（伊勢湾）、古見干潟、干立干潟（沖縄西表）が代表的なものとして知られる。

潟湖干潟：浅海の入り江や下流河川部の一部が砂州、砂丘三角州等によって外海から隔てられてできた閉鎖度の高い干潟。主要な水供給源は海であるが、近隣に下げ潮時には隣接する大きな河川の影響も受ける。風蓮湖（北海道）、網張干潟（沖縄石垣）が代表的である。

河口干潟：河口感潮部に河川の運んだ砂泥が堆積して形成された干潟。上げ潮時に海の影響も受けるが、主要な水供給源は河川であり、富栄養状態である場合が多い。琵琶瀬川河口（北海道）、田古里川河口（有明海）等が知られる。先述（第2章、第3章の序文）のように、干潟は潮間帯の部分

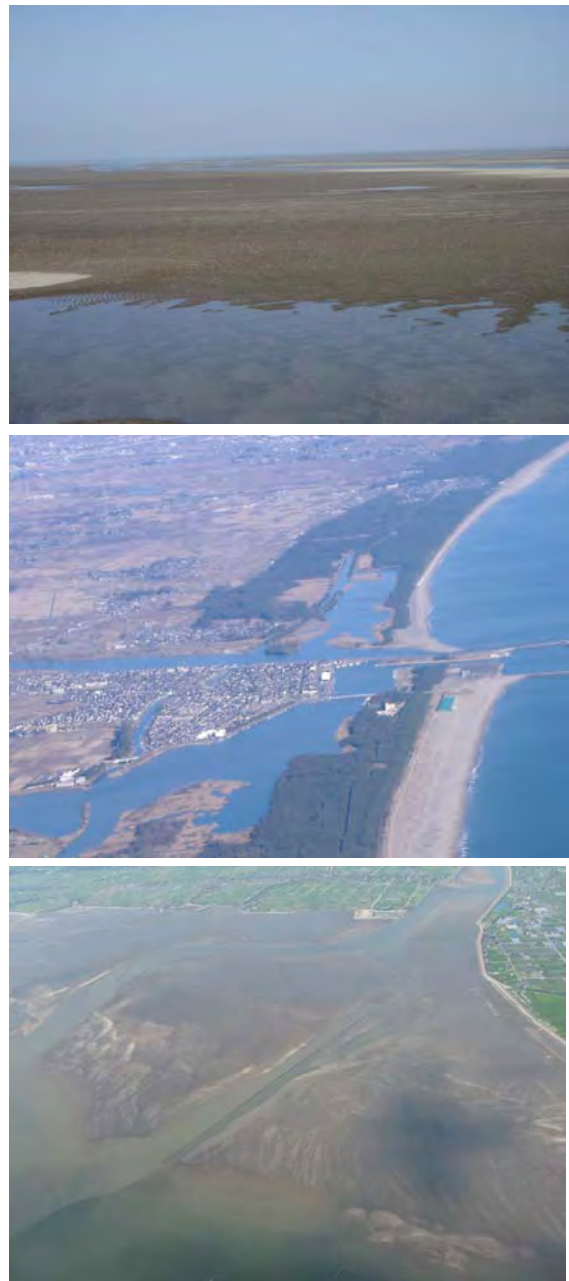


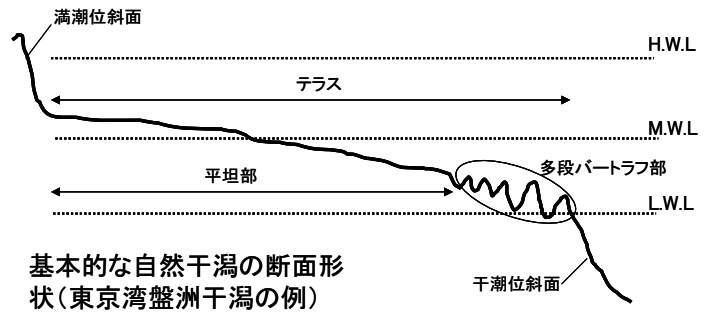
図 3-1-1 上から前浜干潟（大分県中津干潟）、潟湖干潟（宮城県広浦・井土浦）、河口干潟（熊本県菊池側河口：マリノフォーラム 21）

指すが、潮下帯（亜潮間帯）部分と一体の構造をなしており、生態系の構造も上部から深場にかけて連続的に変化しているため、本ガイドラインでは、潮間帯部分と潮下帯部分をとくに分けないで干潟として扱っている。満潮時と干潮時の水位の位置は日々変わっているため、潮間帯の位置も移動するが、基本的な干潟の構造は、図 3-1-2 の断面図のようになっている。テラスと記されている平均高潮面と平均低潮面の間が潮間帯である。ただし、干潟は潮間帯の部分の指すが、潮下帯（亜潮間帯）部分と一体の構造をなしており、生態系の構造も上部から深場にかけて連続的に変化しているため、本ガイドラインでは、潮間帯部分と潮下帯部分（平均低潮面以深で、水深数 m の浅海域。亜潮間帯とも呼ぶ）をとくに分けないで干潟として扱っている。また、潮間帯から潮下帯にかけて、波・流れの影響を受けて数 m～数十 m 間隔の隆起がみられるがこれをバー・トラフと呼ぶ。これに対して、干潟の「砂れん（砂漣）」とは、干潟平坦面にみられる数 cm～数十 cm 間隔の隆起のことを指す。砂れんは、砂質の干潟で普通にみられる構造であるが、干潟によってその形状や規模が異なっている。しかし、その形成メカニズムについては不明な点が多く、また生物の生育条件との関係もよくわかっていない。

## b 底質・地盤環境

### b-1 底質

干潟に生息する生物の種類、組成は、その底質に大きく依存している（図 3-1-3）。底質は、波や流れによって規定される輸送と堆積の結果として現れる。堆積物が動き始める速度（移動限界流速）の粒径依存性は、図 3-1-4 に示されている。



基本的な自然干潟の断面形状(東京湾盤洲干潟の例)

図 3-1-2 干潟断面図の模式図

H.W.L.:最高満潮面

M.W.L.:平均水位

L.W.L.:最低干潮面

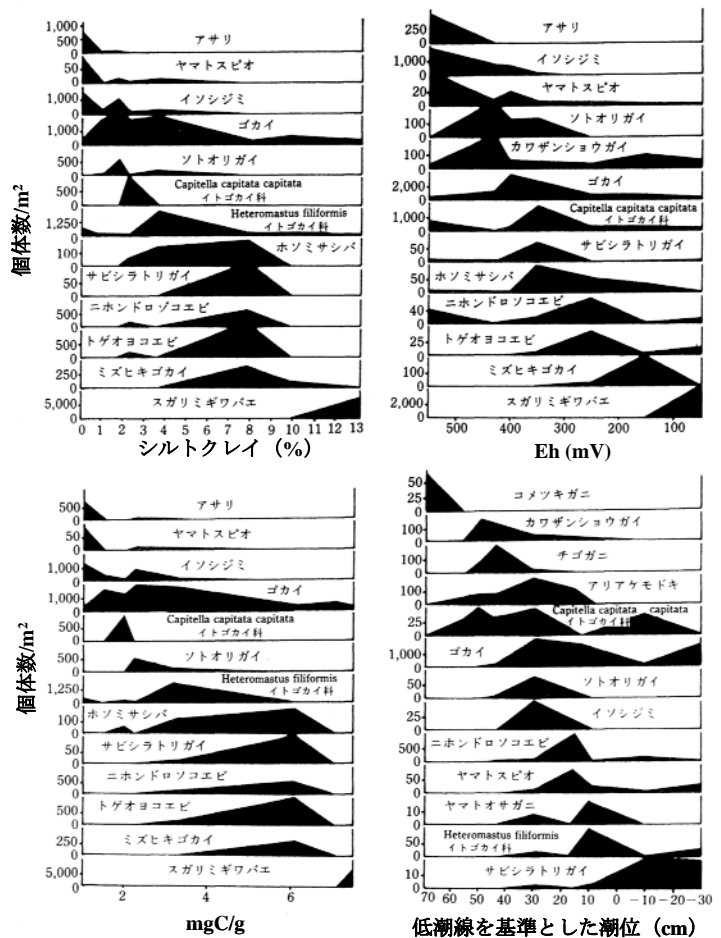


図 3-1-3 宮城県蒲生干潟における底生動物の分布と環境要因の関係（左上：粒度組成、右上：酸化還元電位 Eh、左下：有機炭素量、右下：潮位高）（土屋・栗原, 1976 より）

## b-2 底質の分析方法

粒度組成や有機物含有量等、干潟の底質の特徴を表す物理的特性値の分析方法については、基本的に JIS 規格もしくは土質工学会基準 (JSF T 221-1990) に従って行われる。

底質 (堆積物) を分類するうえで最も一般的に用いられる手法は粒度分析であり、大きく分けると、構成する粒子の粒径の大きさが直径 2mm で礫と砂を、直径 63 $\mu$ m で砂と泥を区分している (表 3-1-1)。

砂質の干潟の粒度分析は、一般にふるい分け分析が用いられる。直径 63 $\mu$ m 以下の泥分が多い底質では泥分について別途沈降法等で分析する。最近ではレーザー回折・散乱法を用いた分析装置も用いられている。

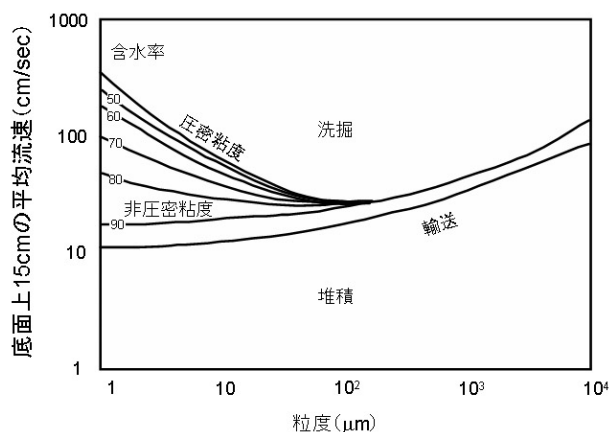


図 3-1-4 堆積物が動き始める速度の粒径依存性 (Postoma, 1967 より)

表 3-1-1 堆積物の粒径による分類

d (mm)	16	8	4	2	1	1/2	1/4	1/8	1/16	1/32	1/64	1/128	1/256	1/512
$\Phi$	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
堆積物	礫			砂					シルト				粘土	

$\Phi$ は粒度単位:  $\Phi = -\log_2 d$

**試料前処理:** 干潟から得た試料 10~50g (冷凍保存可) から、目に見えるような貝殻やゴミ、ベントスを取り除く。

**脱塩処理:** 水 (なるべく脱塩水や純水など、混合物のない水が望ましい) を加えて、よく攪拌する。1 日以上静置 (遠心分離器利用も可) し、上澄みをサイホンを用いて捨てる。操作は、少なくとも 2 回繰り返す。

**有機物分解:** 脱塩処理、上澄みを除いた試料に 30% 過酸化水素水 (低級で可) を適量加えてよく攪拌し、一昼夜放置する。通常市販されている過酸化水素水は 30% 程度なので原液のまま加えてよい。加える量は、試料が 50g なら 20cc が目安となるが、有機物が多い試料の場合は、翌日さらに 20 cc 加えることもある。有機物が少ない試料では省略されることもある。

**シルトの分離 (省略可):** 有機物分解処理を行った試料を、63 $\mu$ m のふるいに移し、水で洗浄してシルトを洗い流す。シルトを含んだ水は 2 日間静置し、上澄みをサイホンを用いて捨てる。約 110 $^{\circ}$ C の乾燥機で水分を除去し、シルトの重量を測定する。

**ふるい分け:** ふるいに残った試料 (もしくは有機物分解処理後の試料) をそのまま約 110 $^{\circ}$ C の乾燥機で、完全に水分を除去する。2mm、1mm、0.5mm、0.25mm、0.125mm、0.063mm (+受け皿) のメッシュを重ねたふるいの一番上に資料を入れ十分に振とうする。各ふるいに残った試料の重量を 1 $\mu$ g のレベルまで計測可能な電子上皿天秤で測定する。各粒度の重量から、累積曲線 (横軸に Log<sub>2</sub> 粒径 ( $\phi$  値)、縦軸に累計頻度%) を描き、累積頻度が 16、50、84% の粒径 ( $\phi_{16}$ 、 $\phi_{50}$ 、 $\phi_{84}$ ) を求め

る。粒度組成の特徴を表す数値として一般的な中央粒径値、淘汰度、尖度は次の式で示される。

中央粒径値	$M d_{\phi} = \phi_{50}$
平均値	$M_{\phi} = (\phi_{16} + \phi_{84}) / 2$
淘汰度	$\sigma_{\phi} = (\phi_{84} - \phi_{16}) / 2$
尖度	$\alpha_{\phi} = (M_{\phi} - \phi_{50}) / \sigma_{\phi}$

また、礫、砂、泥（シルト+粘土）の組成比から粒度組成をもとめる（図 3-1-5 を参考）。また上記工程における重量減少分は水分に相当するため、水分含有量（含水比）を、試料湿重量に対する水分量としてもとめる。

底質中の有機物の量を調べることによって、干潟の有機負荷の程度を知ることができる。過度の有機物量は汚染状態であり、底質を還元状態にさせ、また貧酸素水の形成要因ともなる。逆に有機物量が不足した状態は、干潟上の底性微細藻類が利用する栄養塩の供給不足から生産量の低下、またバクテリアの分解生産量の減少に繋がる。これら底性微細藻類、バクテリアは、干潟に生息するベントスの重要な食物源であることから、有機物量は干潟生産力を左右する重要な要素となっている。有機物量は、高温処理によって酸化分解される有機物の量である強熱減量（IL）、酸化試薬によって分解される有機物量である化学的酸素要求量（COD）、全有機炭素（TOC）等によって示される。

**強熱減量（IL）**：底質などを一定の高温で一定時間加熱した後に、重量が低下した割合のことをいう。有機物は高温で分解揮発するため、有機物の指標となる。110℃のオーブンで恒量まで乾燥させた試料を 600℃のマッフル炉で 2 時間高熱処理し、その減少重量を求める。それ以上の高温で処理すると無機物の一部も分解されてしまうため注意を要する。

**COD**：資料中の被酸化性物質を酸化剤によって化学的に酸化したときに消費された酸素量を有機物量の指標とする方法。底質サンプルに一定量の過マンガン酸カリウム溶液を加えてアルカリ性で加熱することで含有有機物を酸化させた後に、一定過剰量のシュウ酸を加えて未反応の過マンガン酸カリウムと反応させ、未反応のシュウ酸を過マンガン酸カリウム溶液で逆滴定して、試料の過マンガン酸カリウム消費量を算出する。底質も水も同じ方法で分析できるが、薬品の濃度が異なる。底質の場合は、1～2g のサンプルを三角フラスコの中で直接反応させる。COD (O<sub>2</sub>mg/g 湿泥) = 8×0.1×f×(a - b)×1/w (a：底質の滴定値(ml)、b：蒸留水の滴定値 (ml)、f：0.1N 過マンガン酸カリウム溶液の力価、w：底質重量 (g) (詳しくは、「底質調査方法」昭和 63 年 9 月 8 日環水管第 127 号を参照)。

**TOC**：全有機炭素量は、有機物を燃焼して発生した二酸化炭素量を CHN コーダー（元素分析計）で測定することで求める。測定に際しては、溶存無機炭素（二酸化炭素や炭酸塩等）を除き、粒状有機炭素(POC)と溶存有機炭素(DOC)の両方を全有機炭素(TOC)の量として測定する。溶存無機炭素の除去は標本を 1N HCl で洗うことで行い、蒸留水で洗った後に 60℃で乾燥させて秤量する。

水圏において光合成によって生産された有機物のうち、底泥まで沈降して堆積する部分の割合は、水深が浅いほど大きい。すなわち、水深の深い外洋域では、その割合は 1%以下であるが、沿岸域では 10～50%にもなる。また、沿岸域では底泥における微生物による活発な有機物の分解、

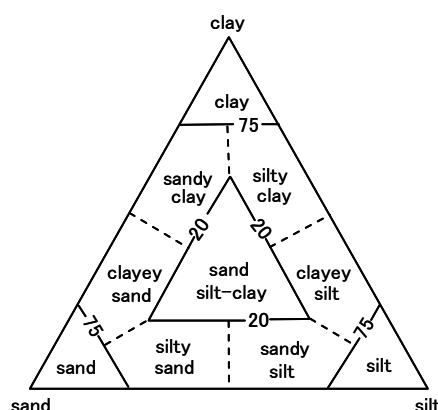


図 3-1-5 礫-砂-シルトの 3 成分比による堆積物の命名 (Shepard, 1954 より)

無機化に伴う栄養塩の再生産が、水圏における一次生産者の生産を支えていると考えられている。干潟底泥には、多様な代謝機能をもつ多様な微生物が存在する。

**酸化還元電位：**多くの細菌は化学反応から得られる化学エネルギーを用いて ATP を合成している。それらの反応は酸化還元反応であり、ある物質を他の物質で酸化または還元する。細菌細胞の外圍の酸化還元の状態は、体内の酸化還元反応に大きな影響をもたらす。酸化還元系の酸化還元状態は、ORP（酸化還元電位）により示される。細菌群には、分子状酸素を用いて生活する好気性細菌と、分子状酸素の有無にかかわらず生活できる嫌気性細菌があるが、一般に生育開始（および代謝機能が機能）の ORP は、好気性細菌では+0.3V~+0.4V

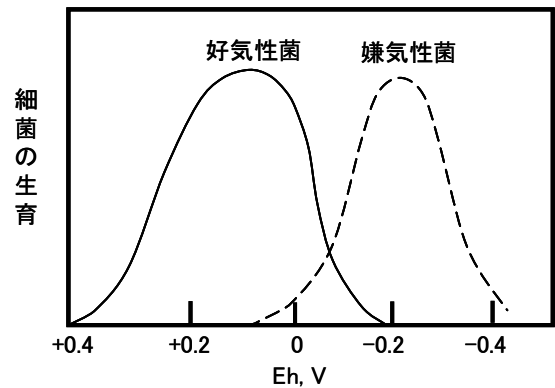


図 3-1-6 好気性菌及び嫌気性菌が生育できる酸化還元電位 Eh、(高井・和田, 1966 より)

(-0.2V~+0.4V) で、嫌気性細菌では-0.2V~+0.1V (-0.4V~+0.1V) である (図 3-1-6)。干潟において酸化還元電位は、鉛直的に極めて強い傾度を示し (図 3-1-7)、また平面的にも底質、水分含有率や有機物含有量に応じて変化が大きい。つまり、干潟においては、平面的にも鉛直的にも砂泥における ORP に対応した細菌群が存在すると考えられる。ベントスとそれら細菌群の直接的な種間関係には未解明な部分が多いものの、干潟上の ORP とベントスの分布には、明瞭な対応関係が認められる (図 3-1-3, 3-1-8)。したがって、干潟における ORP は、細菌群を含めた生物相全体の分布を規定する重要な環境要因であると考えられる。

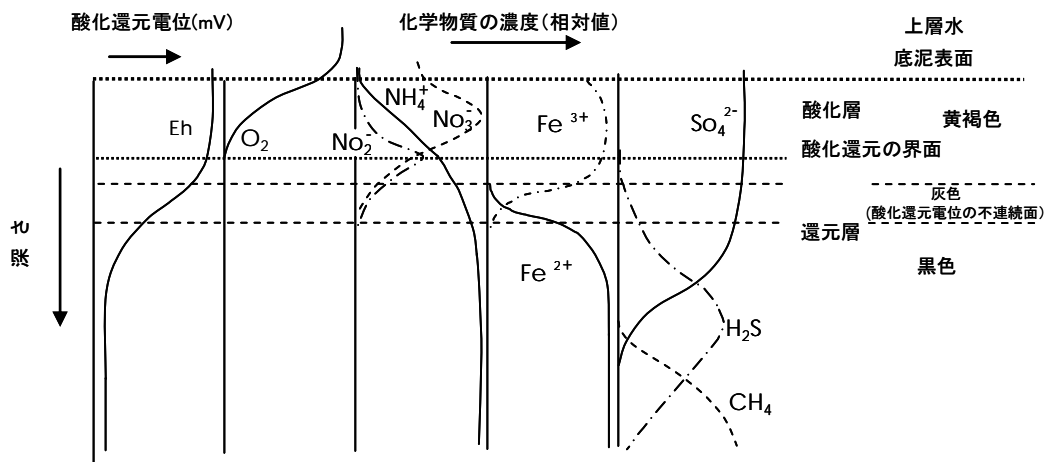


図 3-1-7 底泥における酸化還元電位 (Eh) および微生物群集のエネルギー代謝に関する化学物質の濃度と鉛直分布 (左山・栗原, 1988 より)

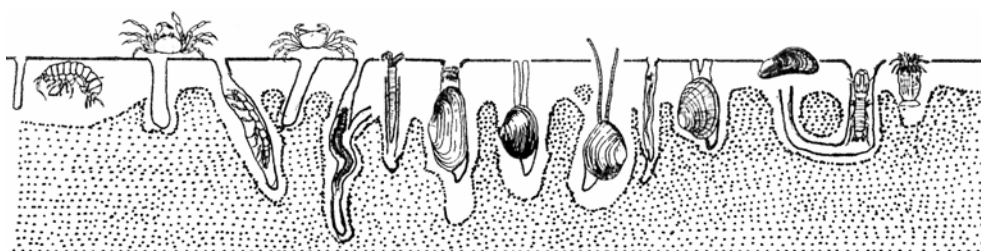


図 3-1-8 干潟底生動物の基底内分布 (黒点は還元層) (秋山, 1988 より)

現場調査における酸化還元電位 ORP の測定には、市販の ORP 計を用いるのが便利である。干潟では携帯用酸化還元電位計による直接測定が一般的である。多くの ORP 測定用電極は、白金電極と比較電極を一体にした複合電極が用いられている。この場合に使用される比較電極は標準水素電極ではなく、一般に銀-塩化銀電極やカロメル（甘コウ）電極であるため、測定される電位差は正しい Eh の値ではない。Eh の値を求めるには、使用した比較電極と標準水素電極の間の電位差（表 3-1-2 参照）を、測定値に加える必要がある。この電位差は温度により異なるので、水温も併せて計測する。電極を底質に差し込んで計測する場合には ORP が鉛直的に大きく変化することに注意しなければならない。また、電極を差し込むことによる変化もある。鉛直的な ORP の変化を測定する必要があるならば、深さ 1cm で測定することが普通である。このように干潟における底質中の間隙水の ORP を正確に測定するのは非常に困難であるが、コアを用いて鉛直方向に採泥し、一定の深さ方向に切り出した断面にセンサーの先端を当てて速やかに測定することもできる。著しい還元状態の底質の場合、測定値がマイナスを示した後なかなか正值に戻らないため、蒸留水でセンサーを良く洗浄してから次の測定を行う。

**表 3-1-2 標準水素電極と各比較電極の電位差(単位：mV)**  
ORP 計での実測値に加えると Eh に補正される

温度℃	飽和甘コウ電極	飽和塩化銀電極	3.3 mol/L 塩化銀電極
0	260	223	224
5	257	218	221
10	254	214	217
15	251	209	214
20	248	204	210
25	244	199	206
30	241	194	203
35	238	189	199
40	234	184	196

### b-3 地盤環境

干潟地盤内部の土砂環境場に関して、干潟土砂の保水場、土砂の安定性、多様な堆積構造の形成、ならびに底生生物の生活には、底質の硬さや保水性が重要な要素となる。それぞれが、底質の粒度組成と関連する性質であるが、硬さについてはコーン貫入抵抗や底面せん断力、保水性については、サクシオンといった物理量がその指標として扱われている。

**コーン貫入抵抗**：土壤硬度計を用いて、コーンを土壌中に貫入する際の深さに対する貫入抵抗を連続して計測する（図 3-1-9）。比較的安易かつ大量に測定することができる方法である。

**底面せん断力（ベーンせん断力）**：せん断力とは引きちぎる強さのことである。ベーンせん断力とは土の強さを測定する手法の一つであり、4 枚の直交した羽根（ベーン：図 3-1-10）を地盤に挿入して回転しその回転抵抗をバネばかりで測定して、土が破壊するときの回転モーメントから土のせん断強さすなわち粘着力  $c$



**図 3-1-9 貫入式土壤硬度計による地盤硬さの測定**

(kg/cm<sup>2</sup>) を求める試験の一種で、調査しようとする土を乱さずに現場で試験できる。やわらかい粘土や成形の困難な土に適用できるため干潟砂泥の硬度を測定するうえで多用される。土が破壊するときの回転モーメント (Mmax)、ベーンの大きさ (ベーンの幅: R と高さ: H)、ベーンを回転する際のトルク長 (L) とそれに取り付けた2つのバネばかりの最大値 (G1、G2)、回転角度 (α) から以下の式で求められる。

$$c = \frac{3M_{\max}}{2\pi R^2(2R + 3H)}$$

$$M_{\max} = (G1 + G2)L \cdot \cos\alpha$$

**サクシオン (土中水分張力) :** 大気圧を基準とした負の間隙水圧で、土砂の保水力を表す指標となる。大気圧  $U_a$  と間隙水圧  $U_w$  の差  $U_a - U_w$  で求められる (佐々, 2007)。

**地盤高 :** 干潟ベントスの分布特性は潮位と大きく関係しているため (図 3-1-2、3-1-3)、干潟の地盤高を把握することは非常に重要である。定期的調査により地盤高変化をモニタリングできればさらに有用なデータとなるが、簡便かつ低コストな測定手法が無かった。最近、兵庫県立水産技術センターが GPS を用いた干潟の地盤高測定技術を考案した (図 3-1-11)。器材は安価でレンタルでき、(図 3-1-12)、精度は±5cm 程度である。1 観測点あたりの所要時間は約 5 秒で、広い範囲にわたる調査が短期間で行えることから、リアルタイムに近いかたちで干潟の地盤高を把握できる (図 3-1-13)。

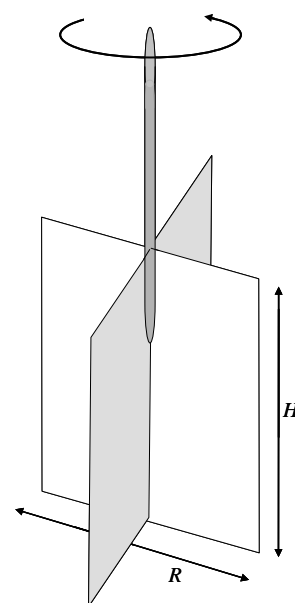


図 3-1-10 ベーンせん断試験の原理



図 3-1-11 GPS を用いた干潟地盤高測定システム (兵庫県水産技術センター提供)



図3-1-12 干潟地盤高測定に必要な器材 (日本GPSソリューションズ株式会社提供)

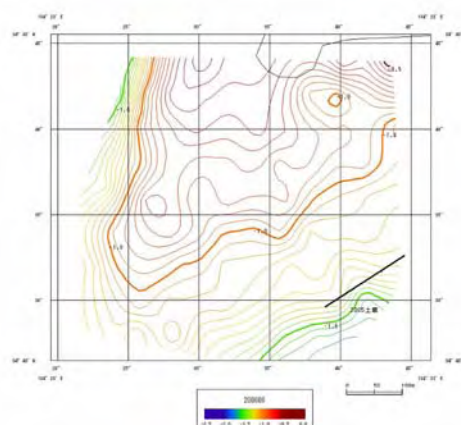


図 3-1-13 測定データから描かれた唐船干潟の等深線 (兵庫県水産技術センター提供)

### c 流動

干潟の底生生物、特に水産資源として重要な二枚貝類の幼生の着底及び稚貝の定着には、海底の流動が強く影響している。また、底生生物の生息環境となる堆積物の特性や海底地形は、流動に伴う侵食・堆積作用に支配されている。沿岸海域でみられる流動の主なものとしては、潮の満ち引きによって周期的に方向が変わる潮流、河川水と海水が接する河口域でみられる密度流、海面上の風によってもたらされる風波と吹送流がある。風波は風域を出るとうねりになって伝播する。また、砕波帯では向岸流・沿岸流・離岸流が発達し、これらをあわせて海浜流系という。本ガイドラインでは、以上に述べたような流動を一括して波・流れと呼ぶ。冠水時の干潟上における水の流動は、潮汐や風の影響によって刻々と変化するため、一時的な計測では把握することは難しい。したがって、自記式の流向流速計を用いた計測が必須となる。プロペラ式の機器もあるが、浮遊物による影響があるため、磁気式の計測器が必要となる。近年、様々な測定機器が開発利用され、波・流れの測定が比較的容易に行われるようになった。本書 3-1-2 で、波・流れの測定方法の一例を紹介する。

### d 水質

干潟の水質は、河川流入水の希釈混合の程度により極めて変化に富む。微視的には、冠水時の干潟表面水と干潟底質内の間隙水に二分され、両者の性状はそれぞれ明らかな特徴を示す。

干潟表面水は、水域の貧酸素化が生じていなければ、ほぼ十分な酸化的条件下にあり、リン酸態リンも一般海水程度であるが、アンモニア態窒素、硝酸態窒素が高濃度で存在する。

干潟間隙水の水質は、底質の粒度組成に大きく影響される。砂泥内に侵入する水の水速度を規定する粒子の臨界サイズは 0.1~0.2mm とされており、粒子間を自由に流れる間隙水は粒径 0.2mm 以上ではじめて優勢となる。すなわち微細砂や泥分（シルト）で代表されるような底質では、水の疎通が悪く、含有する有機物の分解によって酸素が消費され、嫌気的な微生物の作用により、硫化物が還元されて硫化水素が発生するようになる。

干潟生物の生息に影響を与える水質項目としては、水温・塩分・溶存酸素・硫化物・pH、重金属濃度、有害化学物質など多岐にわたる。それらの環境測定方法については、基本的には、JIS に沿うものとする。干潟における生物調査を行う時には、通常水温塩分も計測する。塩分計測には簡易計測器を用いて電気伝導度から求めることが多いが、塩分 5psu 以下の汽水では、電気伝導度と実際の塩分との相関が良くないので計測には注意を要する。

### e 複合化指標

干潟のある生物にとっての生息地適正評価手法は、種々提案されているが、本項では干潟におけるアサリの生息地（ハビタット）評価に用いられた例が報告されている HSI を紹介する。

HSI（ハビタット適正指数：Habitat Suitability Index）は、自然環境アセスメントに最もよく利用される HEP（Habitat Evaluation Procedures）に用いられる手法である。HEP の考え方は、ある対象地域のハビタットとしての価値＝ハビタットの量×ハビタットの質として定量化するものである。ハビタットの量とは、干潟ならば面積である。ハビタットの質とは、対象種の生態学的な知見に基づいて設定される指数（HSI）によって表す。HSI は、いくつかの選択されたハビタット変数（環境因子）から求められる。アサリを例にとると以下のような式になる。



$HSI = \text{底質 SI (中央粒径、泥分率、強熱減量、酸化還元電位の SI の最小値)} \times \text{水質 SI (水温と塩分の SI の積)} \times \text{干出時間 SI} \times \text{波浪の底面摩擦速度 SI}$

SIとは各環境因子の適正指標を最適1～不可能0で表す指数である。アサリの生残と各環境条件との関係について、過去に報告された事例を基にモデルを作成し、SIをもとめる。

新保ら(1999, 2000)は、モデルの改良を試み、神奈川県・金沢八景海域で、実際のSIモデルやそれを現場の生息地評価に用いた。また、新保(2001)と田中ら(2003)は、アサリに加えて、水鳥やゴカイについても生息地環境評価を行った。その詳細は本項では割愛するが、アサリに限らず陸域を含めて多くの事業対象域のアセスメントに用いられており、その手法やソフトが、環境アセスメント学会生態系研究部会や(財)日本生態系協会のHPで公開されている。ただしHSIは、HSIの基礎情報となるSIに大きく左右される。SIは多くの場合、その生活史・成長段階に応じたモデルにはなっていないこと、生存可能か否かという0か1かの指数になってしまいがちである。アサリにとって、成貝の成長は悪いが着底に適した場所や、主漁場ではないが母貝場として機能しているような場所をどのように評価してHSIを構築するかが課題である。

### 3-1-2 稚貝・幼貝の移動と波・流れ

二枚貝は、浮遊幼生期に流れによって広範囲に分散するが、着底後底生生活に移行した後も、稚貝・幼貝が移動することが知られている。足糸を伸長し、その摩擦によって流されることでやや能動的に移動したり、波によって受動的に巻き上げられたり、海底上を転がるように流されたりする。このような移動はアサリを含む多くの二枚貝で見られる。また、波・流れの強い場所では、周辺の底質が動くため、砂層に埋在して生息する動物も移動させられる。以上のことから、稚貝・幼貝の定着の促進を図るには、海底付近の波・流れの情報を集めることが必要である。本節では、稚貝・幼貝の移動に関わる海底の波・流れについて概説した後、その簡便な測定方法を紹介する。

#### a 海底の流動の測定方法

安定した固体と水の境界では、流速はゼロである。このことは、平滑な固体の表面から離れるにしたがって流速が増加する勾配があることを意味する。摩擦の影響を受けていない流速を自由流速といい、流速が自由流速の99%に達する高さより下側（固体側）を境界層と呼ぶ。海底の形状は平滑ではなく、大小の起伏があるので、境界層に渦が発達する。このような層を乱流層という。以上は、流れが一方である場合を想定した説明であり、海のように波と流れが共存する場では、乱流層の挙動はたいへん複雑になる。

自動計測器による海底直上の流れの測定方法としては、三次元多層、三次元単層、二次元単層で測定する方法があるが、前二者の場合、測器が非常に高価であるため、本節では二次元単層での測定法を紹介する。図3-1-14で示したのは、コンパスを内蔵した電磁流向流速計で、上部に直径5cmほどの球形センサーが着いている。海底付近の測定には、本体を砂に埋め、センサーを水中に出して固定する。電磁流向流速計は、近傍に金属があるとコンパスが磁場の影響を受けて正確な測定ができないので、測器の固定には必ず金属を含まない部材を使用する。塩ビ管、ナイロン製結束バンド、砂袋を使用すると良い。測定条件を設定する際、後述する解析方法に適した512個以上の連続した時系列データを取得するため、



図3-1-14 流速計の設置状態

サンプル個数（1回のバーストで記録するデータ数）：600個

測定間隔（バースト時にデータを記録する間隔）：0.5秒

バースト（測定の間隔）：測定目的と設置期間から決める。メモリと電池の容量に注意。

（注：ALEC社製 Compact EM を例とした場合）

として、測定の開始時刻等と共に設定する。設置期間が短い場合は、バーストを設定しないで0.5秒の測定間隔で連続的に記録しても良い。測定開始時刻を測器の設置時刻よりも早めに設定し、正常な作動を確認してから設置すると良い。実際の海域では波と流れが共存しているため、記録されたデータには、平均的な流向流速である移流成分と、波を主体とする変動成分が合わさっている。このふたつの成分を分離することで、それぞれの大きさと方向が明らかになり、相対的にどちらが卓越しているかなど、流向流速計を設置した場所の特徴を知ることができる。

## b 砂の移動限界流速の推定

波・流れによる砂の運ばれやすさの指標として、シーلز数が使用されている。砂が動かされることで二枚貝が掘り出される場合や、稚貝・幼貝が足糸で砂に付着している場合には、砂の移動に注目したシーلز数が役立つ。ただし、稚貝・幼貝は砂よりも低比重であるため、低い流速でも動かされたり、水中に巻き上げられた貝が再着底を妨げられたりすることも考えられるので、シーلز数だけで二枚貝の移動を断定することには問題がある。しかし、二枚貝の移動を流体力学的に分析する方法は十分に研究されておらず、現在のところ最も信頼できる指標と言える。殻長 26~28mm のアサリを干潟の 3~4cm の深さに埋在させ、7~12 日後の残存率から波浪とアサリの定着との関係を調べた Kakino (2000)によれば、シーلز数が 0.2 を上回るとアサリの残存率が低下することが示されている。

シーلز数は、次式で求められる。

$$\phi_m = \frac{1}{2} \frac{f_w \hat{u}_b^2}{sgd}$$

$f_w$  : Swart (1974) の波による摩擦係数       $\hat{u}_b$  : 境界層外縁の流速  $u_b$  の振幅

$s$  : 底質の水中比重 (2.65 - 1.0 = 1.65)       $d$  : 底質粒径 (中央粒径を使用)

$g$  : 重力加速度 (9.8 m/s)

$$f_w = \exp \left\{ -5.977 + 5.213 \left( \frac{a_m}{k_s} \right)^{-0.194} \right\}$$

$a_m$  : 境界層外縁の水粒子軌道振幅       $k_s$  : ニクラーゼの等価粗度 (中央粒径を使用)

$$a_m = \hat{u}_b \frac{T}{2\pi} \quad T : \text{波の周期}$$

なお、 $\hat{u}_b$  と  $T$  は、それぞれ流向流速データの変動成分の振幅と周期の値を使用する。

### c 海底の流れに影響を与える地形

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。乱流層は、流れと海底面の摩擦のはたらきによって形成され、海底面の摩擦は海底の粗度（起伏の指標）によって決定される。海底が平坦ならば粗度は堆積物の粒径とほぼ等しいが、多くの干潟域では砂れんが発達しており（図 3-1-15）、海底の粗度は砂の粒径よりもはるかに大きい。このため、砂れんが顕著にみられる干潟では、冠水時の海底直上に乱流が発達していると考えられる。なお、アサリ漁場の造成を目的として、覆砂や貝殻散布等が行われることがあるが、これらはいずれも海底の粗度を改変し、境界層の乱流の状態を変えることを目的の一つにした試みとみなすことができる。また、河川から供給される土砂の粒径分布が変わった場合も、海底の粗度が変化する可能性がある。しかし、海底の形状と乱流及び稚貝・幼貝の巻き上げの関係は明らかでなく、今後の研究が期待される。

干潟の表面に砂れんが発達している場合、粗度の把握のために砂れんの形状を記録しておくことが望まれるが、これは定まった方法があるわけではない。定規で砂れんの波長と振幅を何箇所（回）か記録しておくのが最も簡便であるが、断片的な測定にならざるを得ない。近年、レンズ方向を平行に固定した2台のデジタルカメラを鉛直下方に向けて砂面を撮影し（ステレオ撮影）、画像解析ソフトウェアを使用して、二枚の画像の視差をもとに起伏を計測することが試みられている（図 3-1-16）。



図 3-1-15 干潟の砂れん

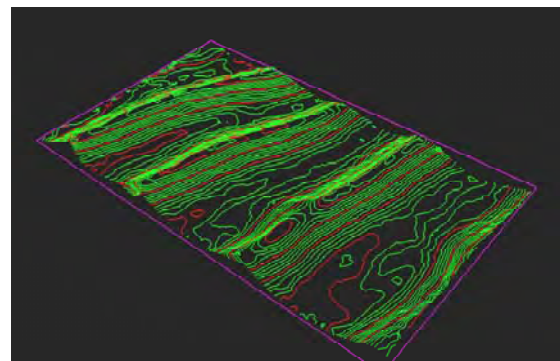
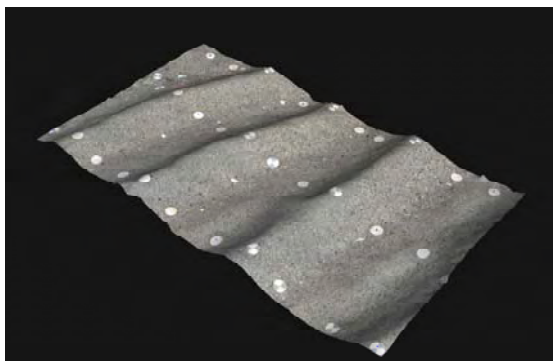


図 3-1-16 ステレオ撮影による砂れんの形状の解析例  
右側は等高線を付したもの

### 3-1-3 干潟餌環境

#### a 餌不足による成長障害、栄養不良による死亡

アサリ資源の減少要因の一つとして餌料不足による成長障害や栄養不良による死亡が考えられる。千葉県盤洲干潟では、冬季にアサリの死亡が起こることが問題になっており、餌料量が少ない岸側で斃死が多い傾向にあることから、冬季の餌料不足と水温低下によってアサリの活性が低下し、波浪による底質攪乱や河川からの出水時の低塩分等に併せて次第に死亡すると考えられている（柿野ら, 1992, 1995）。一般に海産生物では飢餓により疲弊した個体が外的要因によって死亡することが多く、飢餓は重要な間接的死亡要因であると考えられている。稚貝に関しては、成長速度の低下自体が減耗の要因となりうる。海産生物の生活史初期には成長の遅い個体は被食のために生残率が低いことが知られている。例えば、小型の軟体動物であるキセワタガイ（体長 2～3cm 程度）は体長の 1/3 程度のアサリ稚貝を丸飲みにするが、大きな稚貝や成貝を食べることはできない。また、トゲモミジガイは殻長 20mm 以上のアサリは捕食しない、という報告がある（<http://www.pref.kyoto.jp/kaiyo2/3-publication/kiho/56-asari/56-asari-04.html>）（京都府立海洋センター HP）。アサリの殻を割って捕食するカニ類にも大型の貝ほど捕食されにくいことが考えられる。

また、栄養不良によって活力が低下したアサリは感染や疾病に対する抵抗力が弱まることが考えられるなど、餌料不足による活力低下は、様々な死亡要因の根元となる重要な要因である。

#### b アサリの栄養状態の評価

アサリの栄養状態の指標には、肥満度（身入り）やグリコーゲン含量等が用いられる。肥満度の求め方には、大きさと重量の関係（式 1）、軟体部重量と殻重量の比（式 2 Condition index; Walne, 1976）を表す式があり、求める情報に応じてどちらを利用するかを選択する。通常は、大きさに対する身入りの指標として式 1 が用いられることが多い。

$$\text{式 1 : 肥満度} = \frac{\text{軟体部重量(g)}}{(\text{殻長(cm)} \times \text{殻高(cm)} \times \text{殻幅(cm)})} \times 100$$

$$\text{式 2 : 肥満度} = \frac{\text{軟体部重量}}{\text{殻重量}} \times 100$$

体組織の栄養状態の指標として肥満度を求める場合には、軟体部重量から生殖腺重量を除く必要があるが、アサリでは生殖腺の除去が困難であることから、軟体部全重量を用いることが多い。このため、肥満度は繁殖期においては栄養状態よりも性成熟の指標として用いられる。アサリの生物学的最小型は殻長 15mm 程度であるので、これより小さな稚貝では生殖腺重量の影響は考慮する必要がない。本事業で東京湾、三河湾、有明海、周防灘で稚貝に対して行った調査結果では、8～27 程度（式 1）の値であった。

肥満度による栄養状態の評価を行うには、季節別、アサリの大きさ別に定期的な調査を行い、アサリの身入りの状態や蓄積エネルギーであるグリコーゲン含量等の生化学的指標と比較検討することで、各々の漁場における判断基準を設ける必要がある。グリコーゲン含量は、アンスロン硫酸法（吉中・佐藤, 1988）やフェノール硫酸法（Hodge and Hofreiter, 1962）といった分光高度計を用いた比色法で測定され、軟体部の湿重量（或いは乾重量）当たりのグリコーゲン重量として表される。

グリコーゲン含量は約 0～100mg/g（湿重量ベース）以上と幅広い値をとり、24 時間で半減す

ることがある等、変化速度が速い。分析に供する標本は採集後直ちにドライアイス等で冷凍する必要がある。グリコーゲン含量は性成熟の影響を受け、産卵後に減少する傾向があるが（平澤・金沢, 2006）、肥満度と同様に稚貝ではこの影響を考慮する必要はない。また、海水が貧酸素状態になるとアサリが嫌気代謝を行いグリコーゲンが消費されるため（Hochachca, 1984）、貧酸素水塊が発生した場合には、グリコーゲン含量は栄養状態を反映しない場合があるので注意が必要である。

グリコーゲン含量の減少は水分含量の上昇を伴うため（佐伯・熊谷, 1982; 白石ら, 1995）、水分含量も栄養状態の指標になりうる。また、飼育条件下では、成長の

遅いアサリ稚貝では、エイコサペンタエン酸（不飽和脂肪酸）の減少が顕著であることが報告されている（Bonaldo, 2005）。しかし、これらは栄養状態の指標としてはまだ一般的でない。水分含量に関しては測定が容易なので、今後の知見の蓄積が望まれる。

アサリの貝殻は外套膜縁からの分泌により形成される有機質の殻皮に海水由来の炭酸カルシウムが沈着することで形成される。成長に適さない環境におかれたアサリの殻は丸みを帯びた形状（ダルマ型）を呈するようになる。これを丸型指数（殻幅/殻長あるいは殻高/殻長）と呼び、成長の指標として用いることがあるが（池松, 1941; 崔・大島, 1958; 柿野, 1988）、成長解析との定量的な検討は今後の課題である。

### c アサリの餌料物

アサリの餌料物は、微細藻類（植物プランクトン、底生性藻類）やデトライタス等の植物性の懸濁粒子が主であると考えられているが、細菌やワムシを消化吸収できることも飼育実験により報告されている。また、アサリは海産の粒状有機物を餌料とするが、陸起源の粒状有機物は利用しないことなどもわかってきた（Kasai et al., 2004）。微細藻類のアサリの餌としての至適濃度は、湿重量で6~8mg/l、細菌は4.5~5mg/lである。好適な餌濃度条件下での1日当たりの摂餌量は、体重の3-5%あるいは、筋肉中の炭素重量当りに換算すると、30~50mgC/gである。緑藻と珪藻の同化効率は1.1-1.3%で、細菌やらん藻では0.43~0.65%であるという飼育実験結果があり（Sorokin and Giovanardi, 1995）、微細藻類の餌料価値が高いと思われる。しかし、アサリの干潟での食性に関しては不明な点が多く、動物性粒子や細菌類の重要性に関しては全く分かっていない。

アサリの主要餌料物は生息場所によって異なる可能性があるため、それぞれの干潟での個別調査が必要である。有明海を例にとると、菊池川河口域では潮汐流や波浪によって懸濁した底質表面の底生微細藻類やデトライタス（沼口, 2001）、白川河口では植物プランクトン（Yokoyama et al., 2005）、緑川河口では干潟の岸側からの底生微細藻類の懸濁物（Yamaguchi et al., 2004）がアサリの主要な餌料であるとの報告がある。また、干潟の中でも場所によって底質や流動環境等の影響により餌料物組成が異なる場合もある。これらの知見から、アサリが利用できる餌の幅は広く、ろ過物の中から利用できる粒子を非選択的に消化吸収していると考えられる。



図 3-1-17 フェノール硫酸法によるグリコーゲン測定法  
糖質をオレンジ色に発色させ、490nmにおける吸光度を測定する。

#### d アサリの消化管内容物、安定同位体比による食性の調査

アサリの餌料物を確認するには、消化管内容物の検鏡や窒素・炭素安定同位体比を用いた推定方法がある。前者は、アサリの摂取物を直接確認するために信頼性の高い手法だが、消化されて同化されるものと同化されずに排泄される物質の区別が出来ないこと、標本の採集時に消化管に残っていた物質しか観察できないという問題点がある。一方で後者は、アサリに同化された物質の推定ができるが、炭素や窒素の大まかな起源しか分からないという欠点があり、両者を組み合わせることで解析することが好ましい。

消化管内容物の検鏡には、消化管を解剖して直接観察する方法と、軟体部を次亜塩素酸ナトリウムで溶解して残った沈澱物を観察する方法がある。直接観察は確実な方法であるが、煩雑で時間がかかること、小型の稚貝については解剖が困難である等の問題がある。次亜塩素酸ナトリウムで軟体部を溶解させると、珪藻の殻だけが残るために観察が容易である（家庭用配管クリーナーの原液を用いて軟体部を遠心管の中で溶かし、水洗いと遠心分離を繰り返す）。ただし、珪藻以外の情報が失われることや、珪藻が生体であったのかデトリスの一部であったのかの区別が出来ない等の問題点があるので、求める情報の質と量に応じて手法を選択すべきである。

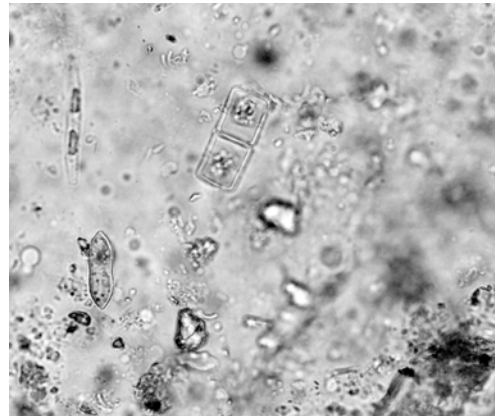


図 3-1-18 アサリ消化管内容物  
珪藻類と多くのデトリスが見られる。デトリスの餌料価値については不明な点が多いが、本事業の調査結果では、クロフィル濃度（藻類量の指標）に対してフェオ色素濃度（デトリスの指標）が高い干潟でのアサリの栄養状態が悪いことを示す結果が得られた。

生物中の炭素と窒素の安定同位体 ( $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ 、 $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ ) の比率が餌料物の値を反映することを利用して、食物連鎖内の物質の動きを追跡する手法が近年広く使われている。炭素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ) は、食物連鎖の基点となる植物（藻類）の指標として、窒素安定同位体比 ( $\delta^{15}\text{N}$ ) は、食物連鎖での食地位（捕食者の段階）を表す指標として用いられる。大まかな傾向として、植物プランクトンの  $\delta^{13}\text{C}$  は  $-24\sim-18\text{‰}$ 、底生微細藻類では  $-20\sim-10\text{‰}$  前後の値をとることが知られており (Fry and Sherr, 1984)、アサリが水柱と底質のどちらか起源の有機物を主餌料としているかを見当をつけることが出来る。また、餌料候補となる様々な有機物とアサリの安定同位体比の比較検討を行うことでさらに詳細な情報を得ることも出来る。安定同位体比の測定には元素分析計及び質量分析計という高額機器を用いること、分析に専門知識を必要とするため、装置がない場合は、分析業者に測定を委託するか、公共研究機関等に相談することが妥当である。

#### e アサリの餌料環境および底質と直上水の分析法

アサリは鰓で懸濁物粒子を濾し取って摂餌し、 $2\mu\text{m}$  以上の粒子を濾過する能力を持つ (Nakamura, 2001)。濾過物の一部は、疑糞として吐き出されたり、利用されずに糞として排出されたりする。アサリが有機物と無機物を直接的に選り分けることは証明されていないが、粒子サイズを選択性は存在し、殻長  $3.5\sim 4.5\text{cm}$  のアサリでは、 $20\mu\text{m}$  以上の粒子が疑糞として排出されやすい (Defossez and Hawkins, 1997)。海水中の大きな粒子は無機物が多く、粒径が  $10\mu\text{m}$  以下の懸濁粒子はそれ以

上の粒子に比べて植物色素量、有機炭素量、蛋白質量が多いことから、餌料価値が高いと考えられる（沼口，2001）。この様に、餌料環境の評価には懸濁粒子の大きさが重要なポイントの一つとなるので、異なる目合いの濾紙を用いたサイズ画分の分析を行うことでデータの精度向上が期待される。

アサリの成長と生息場所の海水の流速は正の相関関係にあることから、流れは餌供給に影響を与えると推定されている（西沢ら，1992）。柴田ら（1999）は、底層水とセジメントトラップサンプル中の 100 $\mu\text{m}$  未満の粒子に含まれる植物色素濃度（クロロフィル a とフェオ色素）が高い場所ではアサリの肥満度が高いことを示した。この様に、一般的には植物色素濃度がアサリの餌料環境の指標になるが、それぞれの干潟で沖合から輸送されてくる植物プランクトンと底質から懸濁する底生微細藻類のアサリによる相対的な利用度が異なるために、藻類相に関する情報が餌料環境を判断する上で重要であり、海水と底質の両方を分析する必要がある。藻類標本は、生きたままかあるいは 1~5% グルタルアルデヒドで固定して冷蔵保存することで検鏡に供することができるが、微細藻類の同定には専門的な知識と経験が必要であるので、専門家に依頼するのが現実的である。

海水中の植物色素濃度を分析する場合には、表層水ではなく海底直上水を採取する。ヨーロッパアサリ（*Ruditapes decussatus*）では、止水中では水管から 10cm までの距離の餌を効率よく濾過することが出来、8cm/s 以下の流速で最も濾過効率が高いという報告がある（Sobral and Widdows, 2000）。直上水はポンプを用いて海底上に設置したパイプの開口部から採取する方法がある。パイプの先端にステンレス板等を取り付けることで、容易に定位させることが出来る。採取した海水はガラス繊維濾紙（ワットマン GF/F 等）で濾過し、N,N'-ジメチルホルムアミド（DMF）で色素を抽出して蛍光法によってクロロフィル a 及びフェオ色素の分析を行う。クロロフィル a 濃度は藻類の生体量の指標、フェオ色素はデトライタス量の指標になる。アセトンによる色素抽出に比べて、DMF は冷凍庫での長期保存が出来る利点がある。

海水中の粒状有機物の安定同位体比を分析するには、ガラス繊維濾紙に集めたサンプルから 1N 塩酸の蒸気によって海水中の炭酸カルシウム（ $\text{CaCO}_3$ ）を除去した後に、薬さじで採集して分析に供する（海水中の炭酸カルシウムの  $\delta^{13}\text{C}$  は約 0‰）。質量分析計によって異なるが、乾燥重量でおおむね 3mg のサンプル量が必要である。安定同位体比分析時には、窒素および炭素の含有量も同時に測定することが出来る。C/N 比（炭素率）は藻類と動物の含有比の指標になる（植物が多いと C/N 比が高くなる）。

底質の採取には小型のコアサンプラを用いる。50ml 程度の注射筒の先端を切り落とした物が便利である。底生付着藻類の多くは砂泥底の表層数 cm 以浅に生息している（MacIntyre and Cullen,



図 3-1-19 直上水採取法

二枚貝は海底直上水を呼吸や摂餌のために取水するので、餌料環境の調査にも海底直上水を採取する必要がある。ポンプにつないだチューブの先をステンレス板などで定位させることで容易に採水することができる。



1995) ので、コアサンプラで表泥 1cm 程度 (6ml 程度) を採取し、サンプルと等量の DMF で色素を抽出して蛍光分析に供する。DMF を直接コアサンプルに加えて遠心分離した上澄みを分析に用いるため、50ml の遠心管にサンプルを採取すると作業が容易になる。

底質中の粒状有機物の安定同位体比分析には、コアサンプルに蒸留水を加えて超音波処理することで表面に浮き出てくる物質をパスツールピペットで採取して分析に供する。採取したサンプルは 1N 塩酸で炭酸カルシウムを除去し、蒸留水での洗浄と遠心分離を数回繰り返してから乾燥して測定する。底質中の底生珪藻のみを分析したい場合には、底質サンプルをペトリ皿に厚さ 1cm に展開し、目合い 75 $\mu$ m のナイロンネットを被せ、その上にさらにシリカパウダーを被せて上方から光を当てることで、シリカに珪藻を移動させることで採集ができる (Doi et al., 2003)。



**図 3-1-20 コアサンプラ**  
注射筒の先を切り落としたコアサンプラを利用すると安価で便利である。底質の表面 1cm を採集する研究例が多い。

#### f 底質改善・水環境改善

アサリの餌料環境に関する研究は緒についたばかりであり、アサリの成長生残に適した餌料を供給しうる環境条件の解明は今後の課題である。アサリの餌料としては、植物プランクトンと底生微細藻類が重要であることを述べてきたが、これらの一次生産力がアサリにとって好適な条件で高い環境を維持する方策を立てることは現時点では難しい。特に、これまでは植物プランクトンがアサリの主な餌料であると考えられて色素量調査等が行われてきた場合が多く、底生微細藻類に関する情報は少ない。しかし、上述の熊本県菊池川、緑川での研究報告や、宮城県蒲生干潟 (Kanaya et al., 2005)、千葉県盤洲干潟 (小池ら, 1992)、本事業による東京湾、浜名湖、三河湾での調査 (平成 17 年度本事業報告書) により、付着珪藻を主体とする底生微細藻類が主餌料である干潟が多いことがわかってきた。また、付着珪藻が生産する細胞外有機物を細菌が分解することによって始まる食物連鎖が、干潟や砂浜域生態系において重要な役割を果たしていることも指摘されており (Goto et al., 1999)、付着珪藻の役割の解明が、アサリの好適餌料環境の解明につながると考えられる。

付着珪藻の底質表層 0~1cm における細胞密度 ( $10^5 \sim 10^7$  cells/cm<sup>3</sup>) (MacIntyre et al., 1996) は植物プランクトンに比べて概して高い。干潟では水塊や底泥からの栄養塩供給量が多いため、栄養塩の不足が付着珪藻の増殖を制限することが少なく、付着珪藻の環境要因に対する増殖至適域は比較的広いために (Williams, 1964; Admiraal, 1977)、水温や塩分の変化による現存量の大きな変化は起こりにくい。このため、単位面積あたりの生産力でみても、付着藻類の生産力は沿岸域の植物プランクトンの生産力に匹敵すると考えられている (Charpy-Roubaud and Sournia, 1990)。

砂泥底に生息する付着珪藻の中には、砂粒の表面に比較的強く付着するもの (匍匐固着型、直立不動型、付着柄単体型) や砂粒の間隙を動き回るもの (匍匐滑走型)、砂泥底の表面に粘液質のマット状の群集を形成するもの (様々な型が存在しうる、沈降した浮遊性種も含まれる) などのタイプがある。アサリがどのタイプの付着珪藻を餌料として主に利用するかは明らかにされていないが、アサリは懸濁物を濾過食することから、波浪や潮汐によって懸濁されやすい付着力の弱

いタイプが餌として利用されやすいと考えられる。

底質に形成される付着珪藻群落の構造や種組成は時間の経過とともに遷移する (Hoagland et al., 1982; Hudon and Bourget, 1981, 1983)。付着珪藻の多くは基質を選ばずに付着・増殖するが、砂泥底に生息する珪藻と岩盤上に付着する珪藻の組成は、同じ場所でも大きく異なる場合があり (河村, 1994; 巖佐, 1976)、その要因は主に付着基質の安定性の違いによると考えられる。砂泥底では、付着基質となる砂粒同士が頻りに擦れ合うために大きな群体は発達しにくく、三次元的群落も形成されにくい。また、砂粒の表面に形成された群落は剥離されやすく、短時間で遷移の始相に戻ることも多い。このような条件の砂泥底では、砂粒の間隙を鉛直移動することのできる種や、遷移の始相に現れる増殖速度の速い種 (匍匐滑走型) が優占しやすいと推定され、これらの付着力の弱い種が優占することはアサリの餌料環境に適していると考えられる。一方、護岸工事などで底質の泥分が高くなることで地盤が固く締まると、アサリの潜砂の妨げになるだけでなく、アサリにとって利用しにくい付着力の強い珪藻や群体が形成される可能性が考えられる。

これまで、各地の干潟において底質改善のための耕耘や覆砂が行われており、一定の成果を上げているが、その仕組みに関してはほとんど分かっていない。覆砂の効果は浮泥やヘドロを覆い隠すことだけが目的ではなく、有明海の白川河口干潟などでは汚染されていない砂干潟上に造成した覆砂漁場で二枚貝類の増殖が見られていることから、稚貝の着底促進 (5章-5参照) や餌料環境の改善効果がある可能性がある。今後、これらの底質改善事業を行う際には、餌料物、特に底生微細藻類の生産力および種組成、さらにこれらがアサリの栄養状態に与える影響に関する調査を行うことで、餌料環境を明らかにすることが強く求められる。

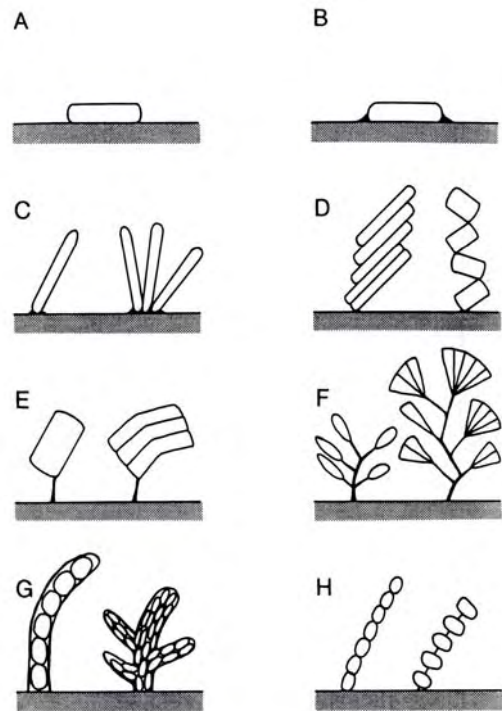


図 3-1-21 珪藻付着形態 (河村, 1994)  
羽状類底生珪藻の付着形態は、群体形成の有無と群体の形状、粘液の分泌様式、運動性、付着力により 8 型に分けられる。二枚貝にとっては、付着力が弱く群体を作らない珪藻が摂餌しやすいと考えられる。

### 3-1-4 干潟生物相

#### 1 ベントス

ベントスとは水底に生息する生物、すなわち底生生物の総称である。底生藻類や底生魚類も含まれるが、底生無脊椎動物を意識して呼ぶことが多い。ベントスは幾つかの観点からグループ分けができる。体サイズによっては、小型のものから順に、0.1mm 未満のマイクロベントス、1mm 未満のメイオベントス、1mm 以上のマクロベントスの3つに大きく分けられる（表 3-1-3）。マイクロベントスには細菌、藍藻（シアノバクテリア）、原生生物（繊毛虫など）、単細胞藻類（珪藻など）などが含まれる。メイオベントスの主体は撓脚類、等脚類、有孔虫、線虫類など基質粒子の隙間に生活する小型多細胞動物である。マクロベントスは肉眼でも容易に目につく貝類、多毛類、甲殻類、棘皮動物などであるが、特に大型のものをメガロベントスと呼ぶこともある。

表 3-1-3 ベントスの大きさによるグループ分け

	マイクロベントス	メイオベントス	マクロベントス
大きさ	0.1mm 未満	0.1～1 mm	1mm 以上
例	バクテリア 渦鞭毛虫類 珪藻類 繊毛虫類	有孔虫 ハルパクチス類 線虫類 マクロベントスの幼稚体	アミ類 多毛類 端脚類 軟体動物（貝類）

基質との位置関係でベントスの生息場所をみた場合、基質表面に生息する表在性ベントスと内部に生息する埋在性ベントスに分けられる（表 3-1-4）。また、移動力の観点からは移動性と定在性のベントスに大きく分けられるが、小型甲殻類のアミ類、クーマ類、貝形虫類、一部の端脚類や等脚類のように、昼間は砂泥中に留まり、夜間に水中に浮上するものもいる。

ベントスの食性に着目すると、メイオベントスには細菌、微小藻類、粒状有機物を摂取する様式以外にも、体表を通して溶存態有機物を吸収する様式がみられる。マクロベントスは懸濁物食者、堆積物食者、植物食者、微小藻類食者、肉食者、腐肉食者の6グループに大きく分けられる。懸濁物食者は水中の浮遊性細菌、植物プランクトン、動物プランクトン、デトライタスを能動的あるいは受動的に捉えて食べる。このほか、波や水流によって砂泥表面から巻き上げられ、再懸濁された状態の微小藻類やデトライタス（生物の遺骸や排泄物、溶存態有機物が凝集して粒状有機物になったもの）も食物となる。デトライタスと鉱物粒子と絡み合っただ複合体を形成したものの上にマイクロベントス、メイオベントスが棲み着いている場合も多い。一般にデトライタス食のベントスは、植物プランクトン、底生微細藻類、海藻に由来するデトライタスを自身の酵素によって容易に分解できるが（易分解性）、陸上植物や海草の遺骸由来のものは直接分解できない（難分解性）。後者の場合、デトライタスの分解には付着微生物の酵素の働きが大きく寄与し、付着微生物そのものがデトライタス食者に消化され栄養分が吸収されている。マクロベントスは上述した様々な粒状有機物を食べるほか、体表を通して溶存態有機物を吸収する様式をもつものもみられる。また、体内共生微生物による栄養供給に依存しているものもいる。

表 3-1-4 ベントスの生息場所と摂食

タイプ	代表的ベントスの例	摂食場所
懸濁物食		
ろ過食		
埋在移動型	二枚貝類（アサリ、ハマグリ、バカガイなど）	海底および直上水中
埋在定着型	カンムリゴカイ類、ホウキムシ類	海底および直上水中
表在定着型	カキ類、イガイ類	海底及び海水中
補食		
表在定着型	ハナギンチャク類	海底及び海水中
堆積物食者		
表層堆積物食		
埋在移動型	カワゴカイ類、ナマコ類	堆積物の 1cm 以内
埋在定在型	ミズヒキゴカイ類、スピオ科多毛類、スゴカイ類	堆積物の 1cm 以内
表在移動型	カニ類、ナマコ類	堆積物の数 cm 以内
下層堆積物食		
埋在移動型	多毛類、不正形ウニ類	堆積物の 10cm 以内
埋在定在型	スナモグリ類、アナジャコ類、タマシキゴカイ類	堆積物の 1m 以内 (アナジャコは 2m)

ベントスを幼生の発生様式でみた場合、浮遊発生型、直達発生型、卵胎生型の 3 つに大きく分けられる。浮遊発生型は、プランクトンを食べながら成長するプランクトン栄養発生型と卵黄を栄養源として成長する卵栄養発生型に分けられる。直達発生型、卵胎生型では幼生発生はそれぞれ卵内、母体内で起こり、底生の幼稚体が孵化してくる。マクロベントスは 3 タイプにまたがっているが、メイオベントスはほとんど直達発生型、卵胎生型である。海洋沿岸のプランクトン栄養発生型ベントスでは数週間の浮遊期間をもつものが最も多く、この間に潮流、吹送流および密度流などの合成された流れによって受動的に分散させられる。このとき流れの場は水深によって異なるので、幼生の水柱での深度分布が海域での分散・滞留・成体の生息場所への回帰の過程を支配している。幼生の鉛直移動は昼夜、潮位、塩分などに対して能動的に行われる。幼生放出元の親の局所個体群への回帰率は様々である。離散的な複数の局所個体群は幼生の交流を通じたネットワークを形成しており、全体をまとめてメタ個体群と呼ぶ。海洋ベントスの種個体群の維持はメタ個体群レベルでの存続にかかっているといえる。成体が棲む場所まで輸送されてきた幼生は海底近傍を漂い、基本的には波や水流の弱まる場所に受動的に集積される。しかし、着底して変態を終え幼稚体となるまでには、能動的な基質選択を行う。基質表面が不適な場合には離れて泳ぎだし、再び他の好適地を探す。一般に定在型ベントスの幼生のほうが移動型のものより基質選択が厳密に行われる。どちらの型のベントスでも、幼稚体のときには波による浮遊輸送、潮汐流などによる掃流輸送過程が底生期初期の分布と生残率を決定するうえで重要である。

干潟のような砂泥質の基質では、表在性・埋在性のマクロベントスによる砂泥粒子の攪拌作用

(バイオターベーション) が堆積物環境を多かれ少なかれ変えていく。例えば、1) カニなどが巣穴を造るとき付属肢を使って砂泥を掘り出す、2) 巣穴に溜まった砂泥を丸ごと食べたり、デトライタスを選択的に食べたりした後、排泄あるいは余剰砂泥を基質表面に捨てる、3) 底魚を含む肉食性のベントスが摂餌の際に砂泥を必然的にかき乱すなどの活動がある場合、底質環境への影響力が大きい。これらの活動のほとんどは砂泥の流動性を高めるので、その担い手はデスタビライザー (destabilizer) と呼ばれる。逆にスタビライザーは砂泥の動きを止めるベントスであり、高密度の棲管を造るベントス、底生微細藻類、細菌などが分泌する粘液が砂泥粒子を結合する働きをする。大型で高密度になるデスタビライザーの活動は他の種個体群の消長にしばしば大きな影響を及ぼし、ベントス群集の構造を決定する。このような働きをするベントスはしばしば群集の鍵種となる。底質に対して相反する作用を有するベントスは機能グループの一員としてふるまい、同じグループのメンバーの加入や生存を促進する一方、他のグループのメンバーには負の影響を及ぼす。また、相反する機能をもった鍵種を中心とする高密度集団が時間的に置き換わったり、比較的広い空間の中でモザイク状に配置していたりすることがよく認められる。

マクロベントスによる砂泥粒子の底質攪乱は、基質の物理的環境だけではなく、化学的性状も改変する。例えば、巣穴内の灌水作用により、酸素濃度が高い上水を巣穴に導入したり、海底-水界間の物質交換率を高めたりする。また、地下の酸化還元電位不連続層を押し下げることにより、境界面での好気性・嫌気性微生物の活性を高め、炭素・窒素・硫黄などの元素の鉛直循環を促進する。この点で底質攪乱は干潟の浄化機能を強化しているといえる。

干潟のなかでも、干満差の大きい内湾に注ぐ大きな河川の河口域に成立する砂質干潟は、アサリを代表とする水産有用二枚貝の主漁場になっている。しかし 1980 年代以降、日本各地で漁獲量が低下してきた。二枚貝資源回復に関して着目すべき環境条件として、1) 生息基盤である干潟の土砂の動態、2) アサリの食物供給動態、3) アサリのメタ個体群を存続せしめる海水流動場の変動特性、などが挙げられる。アサリにとって重要な干潟の土砂動態には、河川からの砂分供給の減少、泥分の過剰流入に伴う砂質干潟の泥質化と異常出水時の大量の浮泥堆積といったマクロスケールの現象と、強い波浪や潮流による底質移動が稚貝の生残に及ぼす影響のようなミクロスケールの現象が含まれる。後者には、アサリ稚貝の定位しやすさを決めている底質の内部構造も含まれるだろう。最近、アサリの食物を特定するために炭素・窒素安定同位体比に着目したアサリの体成分分析がよく行われている。その結果、植物プランクトンと底生微細藻が食物の主体であることが明らかになってきた。植物プランクトンと底生微細藻のどちらが重要であるかは干潟ごとに異なる。海域の栄養塩濃度が高ければ海水中の植物プランクトン量が多くなる。その量が多いことは浮遊幼生の生残率が高まることにもつながる。底生微細藻の増殖に適した干潟では着底後の稚貝や成貝の生残や成長が良いことが考えられる。アサリのメタ個体群動態は、海岸の埋め立てや護岸工事などによって元々の広い干潟が小規模の離散的な干潟に分断されてしまった東京湾や、局所個体群サイズが極めて小さくなっている周防灘などで特に精力的に研究されている。また、三河湾のように比較的資源量が安定している海域でも、干潟個体群間での幼生の授受関係が着目されている。有明海では、緑川河口干潟など最も広大な砂質干潟個体群を幼生の主発生源として守り管理していくことが肝要であろう。

## 2 食害・有害・競合生物

### a 食害生物

干潟に生息する二枚貝を捕食する動物は多種多様である。近年大発生しているツメタガイやヒトデを含む日本沿岸域における二枚貝類の食害生物に関する報告事例を示す（表 3-1-5）。なお、表 3-1-5 で示された食害生物は、必ずしも二枚貝類の資源量あるいは漁業に対して影響を及ぼしている事例ではないことに留意されたい。

二枚貝を捕食する軟体動物の中で代表的なものはツメタガイやキセワタガイである。また、サキグロタマツメタの被害も近年増加している。サキグロタマツメタは以前には三河湾以西に少数生息するとされていたが、近年、輸入アサリに混入し、これまで生息の報告がなかった東日本各地で生息が確認されており、食害の被害は深刻な問題となっている（酒井, 2000）。キセワタガイは、肉食性巻貝の一種であり、本州中部以南海域に分布し、二枚貝稚仔を丸ごと飲み込んで捕食する（浜田・猪野, 1957）。飼育実験によって得られた増肉係数からキセワタガイが 1g 成長するのに必要なアサリの捕食数は殻長 1mm で 20000 個体、2mm で 2500 個体、4mm で 500 個体、8mm で 50 個体と推測されている（瀬川・菅沼, 1996）。

棘皮動物であるヒトデは大発生することもあり、二枚貝を対象とした漁業に対して大きな被害をもたらすことがある。ヒトデによる被害報告はツメタガイに次いで多い（表 3-1-5）。ヒトデは夏から翌年の春先まで 100g 増重し、この間に必要な餌をアサリに換算すると 1 個体あたり 1kg に及ぶとされている（瀬川・鈴木, 1994）。特に北海道ではヒトデによるアサリ漁場での被害が報告されており、北海道水試の HP 上（以下サイト）でヒトデ駆除指針が公表されている。

（<http://www.fishexp.pref.hokkaido.jp/exp/kushiro/zoushoku/seika.htm>）。

有明海に生息するアゲマキの食害生物として報告があるハゼ科魚類のワラスボは、アサリ資源量に影響を与えるまでなく、むしろワラスボの資源量がアゲマキガイ資源によって制約を受けている（吉本, 1994）。一方、アサリを捕食する魚類にはイシガレイ（石井, 1960）、マコガレイ（石井, 1960）、マハゼ（石井, 1960）、ネズミゴチ、シロギス（井上, 1977）等の報告がある。最近ではナルトビエイの被害が西日本各地で頻発している。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、これまでの研究から二枚貝を好んで食べることが判明しており、アサリ、バカガイ漁業に悪影響を及ぼしている。

カニ類やエビ類などの甲殻類もアサリを食害する。ガザミ、イシガニは大型のアサリを好む傾向があり、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、シャコやクルマエビもアサリをよく捕食する。

水鳥類（主に潜水性のカモ類）による二枚貝の捕食量は大きいと考えられ、二枚貝漁業に大きな影響を与える可能性がある。堀・長谷川（2005）は、厚岸湖の天然漁場において潜水性カモによるアサリの捕食量を年間約 900 トンと試算し、天然漁場でのアサリ漁獲量（13.1 トン）に比べ圧倒的に高いと指摘している。また千葉県三番瀬の試算でもアサリ換算で 9000 トンが採餌されると見積もられている（千葉県, 1999）。Lewis et al.（2007）は、カナダの Georgia 海峡の干潟で見られる冬季のアサリの減少が、越冬するカモ類の捕食圧で説明できることを明らかにしている。Yamamuro et al.（1998）は、中海と宍道湖におけるカモ類によるホトトギスガイの摂餌量を定量的に見積もり（窒素とリン重量で、それぞれ 52 トン、3.8 トン）、カモ類による冬季の捕食でホトト

ギスガイが大きく減少することを指摘している。

## b 有害・競合生物

生息場所としての空間を巡る競合（競争）は二枚貝とベントス、海藻との間で見られる。生息密度が高い場合、同種間でも競合は起こりうる。これまで報告のあった競合種については、ホトトギスガイ、アナジャコ類、アオサ類がアサリ漁業に与える影響が大きいと考えられる（表 3-1-6）。

ホトトギスガイは着底すると底質の表面にマットを形成し、その下では底質の泥分率や全硫化物量の増加を招き、アサリ、ハマグリ、サルボウガイなどを窒息死させるといわれている（伊藤・梶原, 1981a, b）。一方で、ホトトギスガイのマットは、アサリの成長と生残には影響を与えないという報告もある（Mistri, 2004）。アナジャコ類は、古くからアサリの競合種であることが知られており、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報告されている（玉置, 2004）。

アナジャコのアサリへの影響は巣穴を形成することによってその生息場所を狭めるといった場所を巡る競合が主である。一方、スナモグリの大量発生もアサリ漁業に影響することが知られている。スナモグリ類が大量発生すると底質表面に盛り上がり（マウンド）の形成や、底質の柔軟化が見られる（玉置, 1995; 向井, 1995）。



図 3-1-22 アナジャコ  
(玉置昭夫氏提供)

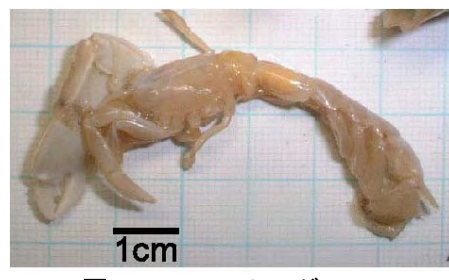


図 3-1-23 スナモグリ  
(玉置昭夫氏提供)



図 3-1-24 ホトトギスガイ

アオサ等の大型海藻類の堆積は、マット下で貧酸素水や硫化物を生じさせ（工藤ら, 2003; Tallqvist, 2001）、生残率や潜砂行動などに影響を及ぼす（Tallqvist, 2001）。神奈川県横浜市の海の公園では、アオサが大量に発生し、水深 1~3m の海底が早春~秋まで一面に覆われる。アオサは大きいもので長径 3m に以上になる。これらが堆積し腐敗すると、その下では還元状態となり硫化水素の発生を招く。その結果、二枚貝やゴカイなどの底生生物が斃死に至ることがある（能登谷, 1999）。

北海道のアサリ漁業者の間では、アマモが繁茂すると泥分含量が増加し、アサリの生息にとって不適な環境になる（Mukai, 1992）という理由等から、アマモの駆除が行われることもある（中川 1999）。また、アマモ場内での緩流効果によって、餌料供給量が減少するため成長速度の低下を招く可能性も指摘されている（Allen and Williams, 2003）。しかしアマモ場等の海草場は、自身の有する緩流効果によって浮遊幼生の着底を促進するとともに（Peterson, 1986; Reush, 1998）、二枚貝の捕食種に対して保護する役割も有することが報告されている（Peterson, 1986）。また、Verdelhos et al. (2005) は、アマモ等の海草場の回復とともに二枚貝の資源量が増加したことを報告している。アマモなどの海草場が、二枚貝にとってどのような影響を及ぼすのかは、場所等の

環境条件や季節、二枚貝の幼生期～成貝に至る各成長段階によって異なることが予想される。二枚貝と海草場との関係については、未解明な部分が多く今後の課題である。

### c 寄生生物

二枚貝宿主が死に至るほどの害を及ぼす寄生生物は多くはないが、2007年に千葉県盤州干潟に大発生したカイヤドリウミグモは、アサリやマテガイ、シオフキに多数寄生し、宿主を衰弱させ、通常では耐えられる程度の高水温や低塩分で宿主が斃死してしまうという被害をもたらした。また、クモに酷似した外見のため、寄生が発生した地域のアサリは出荷できず、アサリ漁業に深刻な打撃を与えた。国内での分布は博多湾（Ohshima, 1927）、長崎県加津佐（大島, 1939）、熊本県天草（内海, 1965）、福島県相馬市（Ogawa and Matsuzaki, 1985）と少数の情報しかなく1984年以降日本における確実な出現記録はなかった（多留ら, 2007）。2007年の盤州干潟の調査では多い時には55.5%のアサリ個体で寄生が見られ、アサリ1個体への寄生数は1～60個体であった（多留ら, 2007）。カイヤドリウミグモは二枚貝の体液を主食としているため（大島, 1939）、多数のウミグモの寄生は宿主の衰弱の原因となり、やがて斃死に至る危険性が高い（多留ら, 2007）。



図 3-1-25 カイヤドリウミグモ  
（大越健嗣氏提供）



図 3-1-26 ウミグモに寄生されたアサリ  
（千葉県水産総合研究センター提供）



表 3-1-5 各海域における二枚貝の捕食種と二枚貝の種類の報告事例

海域	捕食種	二枚貝の種類	文献
別海灣	エゾスナヒトデ	バカガイ・ホッキガイ	高丸・佐藤 (1983)
厚岸湖	カモ類	アサリ	堀・長谷川 (2005)
	ヒトデ	アサリ	秦ら (2003)
万石浦	サキグロタマツメタ	アサリ	酒井 (2000) 酒井・須藤 (2005) 大越 (2004)
松川浦	ヒトデ	アサリ	山口 (1978)
鹿島灘	ホタルガイ	チョウセンハマグリ	浜田 (1973)
舞鶴灣	ヒトデ類、カニ類	アサリ	井上ら (1998) 井上ら (1999)
東京灣	ツメタガイ	アサリ	木村 (1999)、 柴田・河西 (1999)、
	ヒトデ	アサリ	柴田ら (1999)
	カモ (スズガモ)	アサリ	千葉県土木部・企業庁 (1998)
浜名湖	キヒトデ	アサリ	岡本ら (1999)
	ツメタガイ・キセワタガイ	アサリ	岡本 (2000)
伊勢灣	キセワタガイ	アサリ	瀬川・菅沼 (1996)
	ツメタガイ、キセワタガイ	アサリ	瀬川・服部 (1997)
三河灣	キセワタガイ、ヒトデ、 ツメタガイ	アサリ	瀬川 (1997)
	ツメタガイ	アサリ	瀬川・服部 (1997)
	スナヒトデ	アサリ・バカガイ・ シオフキ・サルボウガイ	武田 (2005)
瀬戸内海	ハナツメタガイ	ヒメカノコアサリ	向井 (1973)
	タイワンガザミ・イシガニ	アサリ	木村 (2005)
	アカムシ	アサリ	Saito et al. (2004)
宍道湖・ 中海	カモ	ホトトギスガイ	Yamamuro et al. (1998)
有明海	ツメタガイ	アサリ	平山 (1996)
	ナルトビエイ	アサリ・タイラギ・ カキ・ウミタケ・ サルボウガイ	藤井 (2003) 山口 (2003) 川原ら (2004)
	ワラスボ	アゲマキガイ	吉本 (1994)

表 3-1-6 二枚貝の競合種及びそれらが二枚貝に与える影響の概要

競合種	二枚貝への影響の概要	文献
ホトギスガイ	ホトトギスガイのマット形成による窒息死、 餌料の競合	千葉 (1977)
アナジャコ類	アナジャコの巣穴形成による	阪本ら(1984,1987,1988)
アオサ等の大型海藻類	アオサ堆積による全硫化物の増加による減耗 あるいは無酸素化による窒息死	工藤ら (2003) Tallqvist (2001) 能登谷 (1999)
アマモ	アマモの緩流効果による泥分増加、餌料供給 量不足 コアモモ周辺に死殻集積	Mukai (1992) 中川 (1999) Allen and Williams (2003) 柿野 (2007)

### 3-1-5 赤潮・貝毒

#### a 赤潮・貝毒生物

これまで、赤潮により養殖以外の干潟の二枚貝がへい死した事例としてアサリ、マテガイ、ハマグリなどが報告されている。その原因としては、ラフィド藻類の *Chattonella antiqua*, *Chattonella marina*, *Chattonella* spp. や渦鞭毛藻類の *Karenia mikimotoi* (旧: *Gymnodinium mikimotoi* または *G. nagasakiense*)、*Heterocapsa circularisquama*、*Prorocentrum* spp.、珪藻の *Thalassiosira* spp. などが挙げられている。瀬戸内海等で赤潮発生件数の多かった 1970 年から 1980 年代には *Chattonella* 属が猛威を振っていたが、近年、その種は急激に減少して異なる赤潮生物種に換わっている。その理由としては、瀬戸内海域では 1973 年に成立した瀬戸内海環境保全臨時措置法および、その後の瀬戸内海環境保全特別措置法による産業排水等の COD 総量規制によって窒素やリンの負荷量が減少しており、それにより出現する赤潮生物の変遷が起こっているからと考えられている。

1988 年 9 月に高知県浦の内湾で初めて発生した渦鞭毛藻はこれまでのタイプとは異なり、二枚貝を直接へい死させる新しい赤潮生物であり、以降、西日本を中心に急激に分布域を拡げていった。その後、本種は形態学的特徴から新種として報告され (Horiguchi, 1990)、*Heterocapsa circularisquama* と命名された。本種に関しては松山 (2003a, b) の詳細な研究があるので参照されたい。本種は渦鞭毛藻類に属するが、キツツキのような特異な運動を示す。大きさは約 20 $\mu$ m 前後で、卵形もしくは洋ナシのような形を呈し、細胞表層に薄いセルロース質の鎧板を有する。縦横 2 本の鞭毛を有し、活発に水中を遊泳する。本種は比較的小型で、形態的によく似た他種プランクトンも存在するため、現場での同定が非常に難しい。多くの渦鞭毛藻は特徴のある休眠胞子 (シスト) を形成し、底泥中などで越冬・越夏しているが、本種では確認されておらず、基本的には生活環のほとんどを遊泳細胞の形で過ごしているものと考えられる。しかし、本種は温度や塩分の急激な変化などにさらされると殻を脱ぎ捨てた一時性シスト (temporary cyst) を形成する。増殖は専ら光合成によって独立栄養的に行われている。本種による赤潮の最大の特徴は、これまでの赤潮生物は主に魚に対して毒性を発揮するものであったが、二枚貝を含む貝類のみをへい死させることである。近年、本種による赤潮は西日本を中心とし、年々国内各地に拡大している。その原因としては、我が国の沿岸域の環境が陸域起源の栄養塩類の減少により、従来の珪藻が優占する状態から渦鞭毛藻類が増殖しやすい環境に変化してきたことがあげられる。近年、我が国沿岸域では温暖化や外海水の沿岸への入り込みなどによる高塩分化が起こっていることから、元々高水温・高塩分を好む本種の増殖に適した環境へと変化しているといえる。さらに、本種が急激に発生地域を拡大している原因のひとつに人為的影響がある。本種は二枚貝のなかでも生存が可能であり、本種の赤潮の発生海域から購入したマガキやアサリの種貝を通じて移動・伝播している可能性がある (本城ら, 2002)。

渦鞭毛藻の一種 *Alexandrium tamarense* は麻痺性貝毒の原因種であり、まれに大量発生して赤潮になることもある。通常、干潟二枚貝を直接へい死させることはないが、出荷自主規制が実施されることによって、二枚貝漁業に大きな影響を及ぼす。本種は、マイクロサテライトマーカーによる研究により、*H. circularisquama* と同様にマガキ種苗によって分布域を拡大している可能性が指摘されている。したがって、*A. tamarense* が未だ出現していない地域では、本種が増殖している地域の種貝を購入しないなどの予防策が必要である。残念ながら、本種が増加した場合の有効な

対策方法は無い。特に、マガキ等の垂下養殖では、本種が出現していない海域へ筏を移動させるなどの方法が考えられるが、アサリやハマグリなどのように干潟等で生産を行う種では、本種の増加が確認された場合、何の対策方法も無いので、先に述べたように予防策が重要となる。

一方、海外でも二枚貝をへい死させる赤潮生物の報告はさほど多くない。Shumway (1990) によると *Gymnodinium aureolum* の赤潮は、フランスからノルウェーにかけての大西洋沿岸とアメリカ東海岸で頻繁に発生し、ホタテガイ類やムラサキイガイ類をへい死させる。本種は、室内実験でも二枚貝に対する毒性が確認されており(Widdow et al, 1979; Smolovitz and Shumway, 1997)、二枚貝に影響を与える数少ない赤潮生物として知られている。ただ、本種については以前より我が国で発生している *K. mikimotoi* との類似性が指摘されてきたが (Tangen, 1977; Partensky et al., 1988)、近年、*K. mikimotoi* と同一種であることが報告されている (Hansen et al., 2000)。この他にも、赤潮生物として黄金藻類の一種 *Aureococcus anophagefferens* が報告されており、その毒性についても調べられている (Gainey and Shumway, 1991)。

## b 赤潮発生予測

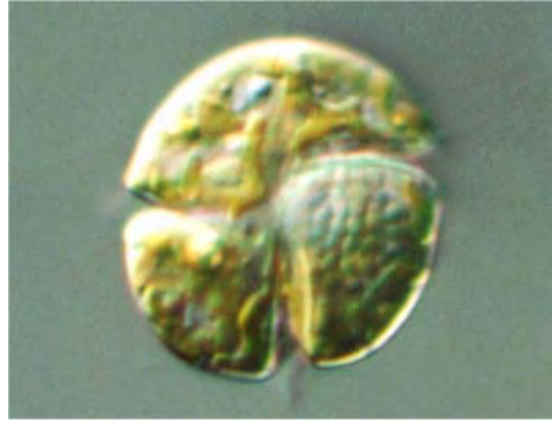
赤潮・貝毒の発生には水温、塩分等の環境が影響するので、まずは、これらについて注意すべきである。二枚貝に影響を与えることが報告されている植物プランクトンには、*Chattonella antiqua*, *C. marina*, *Chattonella* spp.や渦鞭毛藻類の *K. mikimotoi*, *H. circularisquama*, *Prorocentrum* spp.や *A. tamarense* がある。これらのうち、*Chattonella* や *Alexandrium* 属は一度その海域で発生すると、耐久性のあるシストを形成し、底泥中に潜んでいる。したがって、その発芽等を満たす条件が整うといつでも発生する恐れがある。*A. tamarense* の出現はおおよそ水温で予測可能であり、噴火湾では 5~11°C (Shimada et al., 1996)、広島湾では 12~17°C で高密度になる (板倉, 2007)。一方、*K. mikimotoi*, *H. circularisquama*, *Prorocentrum* spp.のように耐久性のあるシストを形成しない種では、その赤潮発生状況は異なる。*K. mikimotoi* では最低水温期の水温動向等から発生予測が試みられている (Honjo et al., 1991)。このように環境や出現密度のデータ類が揃えば長期予測が可能であるので継続的なモニタリングが必要である。二枚貝類にとって最も危険な *H. circularisquama* については、本種の至適環境が水温 30°C、塩分 30psu と高水温、高塩分を好むことが知られている。また、過去の発生例を解析した結果から、水温 23°C を超えるとその赤潮が発生するリスクは高まるので準備する必要がある。しかし、希に 11~12 月といった本種の増殖下限水温帯に達しつつある晩秋にも発生し、アサリに被害を与えた事例もある (広島湾 1997: アサリ被害 4000 万円程度)。

## c 赤潮対策

赤潮対策方法として粘土の散布が実施されたり、ウイルスによる防除方法が検討されているが、まだ一般的には実用化に至っていない。最近の赤潮は、1970 年代に沿岸域の富栄養化に伴い増加した赤潮生物とは異なる種が主体となっている。したがって、富栄養化の防止は必ずしも赤潮の対策とはならない。例えば、上記にもあるように *H. circularisquama* は貧栄養環境でも増殖する場合がある。しかし、*H. circularisquama* や *A. tamarense* はこれまでに種苗の移動等人為的な原因によって伝播していることが証明されている。このことから、種苗の購入先でこのような赤潮が発生していないのか等の情報に注意すると共に、安易に他地域からの種苗の購入を行うのではなく、地場種苗の有効活用方法を検討するなどの予防方法が最大の対策といえる。



*Chattonella antiqua*



*Karenia mikimotoi*  
(=*Gymnodinium mikimotoi*)



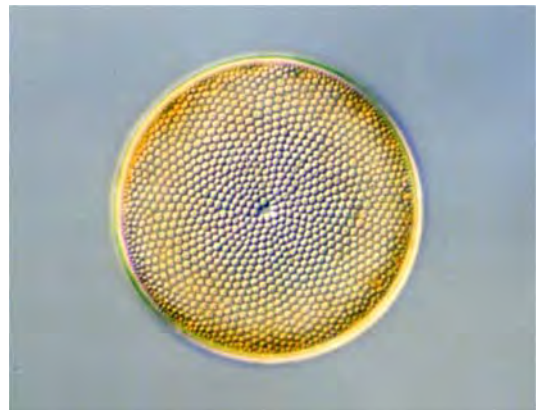
*Prorocentrum sigmoides*



*Heterocapsa circularisquama*



*Alexandrium tamarense*



*Thalassiosira* sp.

图 3-1-27 赤潮・貝毒原因生物（松山幸彦氏提供）