

2章 干潟とは

2—1 干潟概観

a 干潟の構造

貝塚を見るまでもなく、沿岸の豊かな生物生産力は有史以前から人類の生活を支えてきた。とくに内湾の海岸などでは、干潮になれば広大な砂泥地が姿を現し特別の道具や船を持たなくとも貝やエビ、カニなどを容易に採ることが出来たであろう。このような地形、すなわち満潮時に隠れ、干潮時に姿を現す砂泥地を人々は「干潟」と言いならわしてきたが、万葉集にも「和歌の浦に潮満ちくれば潟をなみ、葦辺をさしてたづ（鶴）鳴きわたる」と詠まれており、また「潟」の字をもつ地名も日本各地に多い。

干潟の形成は、海水の運動とそれが運ぶ鉱物粒子のサイズ・質量と密接な関係にあり、また地盤の傾斜も深く関わっている。一般に、細かい粒子ほど沈降しにくいいため、波浪や潮流など海水の運動が大きい外海に面した海岸にはシルトのような微細な粒子は堆積せず、粗い砂や礫が海岸を形成することになる。一方、穏やかな内湾の浅



場には、河川などから運ばれた細砂やシルトなどが沈降・堆積しやすく干潟となるが、河口部に形成されるものを「河口干潟」、また河口部でなくとも海岸の前面に形成されるものを「前浜干潟」、大規模な汽水湖やラグーンの岸沿いに形成されるものを「潟湖干潟」として区別することもある。河口干潟の場合には、河川が海に入ることによって流速が低下し微細鉱物粒子が沈降することと、ほかに淡水から海水に粒子が移動することによって粒子表面の電荷が変化し、静電気的作用によって凝集し沈殿が起こることも成因とされている。このように、干潟の形成に海水の運動、鉱物粒子の性質、地盤の傾斜などが深く関わっていることは、現実には干潟の性質が千差万別であることを意味しているが、底質粒子についてみても、シルト成分の多寡によって「泥干潟」、「砂質干潟」に区分されることもあり、さらに、それぞれのなかでさえ同じものは二つと無いと考えるべきである。当然ながら生物相も異なってくるが、このことは同じ海域、湾内においてさえ例外ではなく、ある干潟の研究成果を別の干潟へ展開することには相応の注意が必要となる。

上記のように、干潟は土砂の堆積によって海底上に形成された地形であり、その潮間帯の部分を干潟と定義しているのであるから、潮下帯（亜潮間帯）部分と一体の構造をなしている。したがって、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と考えられるため、潮間帯部分と潮下帯部分をとくに分けなくて干潟研究の対象とする場合もある。

b 干潟の多面的機能（図 2-1-1）

干潟に多くの生物が豊産することはよく知られており、漁業のみならず、市民に対して潮干狩りやバードウォッチングなどのレジャー、アメニティーを提供する親水空間であることも近年語られ

るようになった。生物の種数の多さは、地盤高によって海水に浸る時間が異なるため、様々な環境を好む生物が共存できることに起因する。また、現存量の多さについては、河川などを通じて陸上から供給される有機物や栄養塩が豊富であることによる。これらの現象は砂浜や磯などを含む潮間帯や潮下帯に共通するものであるが、とくに干潟の場合は、平坦な泥表には日射が万遍なく当たり、また底質からの栄養塩供給が期待できるために藻類（主に珪藻）の光合成・増殖が盛んであることが、栄養塩吸収による水質浄化を果たすと同時に、二枚貝、甲殻類、ゴカイなどの生産を支えている。さらに河口干潟の場合は、淡水と海水が接する場所であり、塩分濃度、栄養塩濃度の水平的・鉛直的な分布の多様性が生物の多様性と現存量を一層豊かなものになっている。

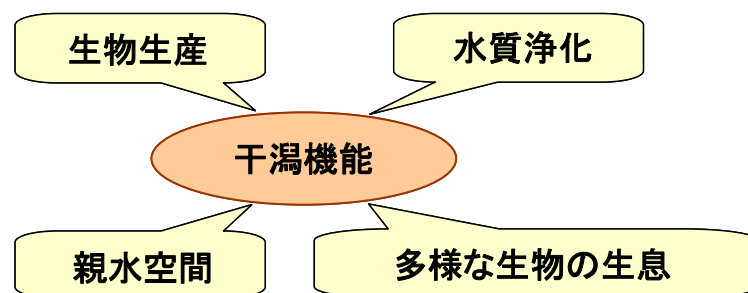


図 2-1-1 干潟の多面的機能

c 沿岸環境の保全における干潟の機能（表 2-1-1）

モンスーン地帯の海洋国である我が国の沿岸は、台風や北西季節風が起こす波浪に洗われることも多いが、緩傾斜の干潟は海水の運動を軽減し、天然の消波施設としての役目を古来担ってきた。また、洪水時に河川がもたらす岩石や流木、土砂なども干潟によってせき止められ沿岸への流出が防止されるなど、陸からの物質の沈降場所でもある。

干潟の浅い水深という特色は、海産生物の幼生や稚仔にとっては大型捕食者から逃避でき、また餌も豊富にあるという幼稚仔保育機能を与えるものであり、水産資源の保護・増殖においては言うまでもなく、生物多様性保全への寄与も評価されるようになってきた。とくに 20 世紀末には、多種多様な生物あってこそ現在の地球環境が導かれ維持されているという認識が生物の多様性を保全する動きに結びつき、干潟の存在が価値あるものとして注目されるようになったが、ラムサール条約（「とくに水鳥の生息地として重要な湿地に関する条約」・1971 年策定、1980 年日本加入）では、湿地や干潟の総体が水鳥の生息地として重要であるという立場をとっており、また 1992 年には国連環境開発会議（いわゆる地球サミット）において「生物の多様性に関する条約」が採択された。我が国は 1993 年に批准し、条約の定めに従って 1995 年に「生物多様性国家戦略」、2002 年に「新・生物多様性国家戦略」を策定している。

また干潟には、脱窒作用と呼ばれる生物化学的現象（図2-1-2）があり、酸化的環境で硝化細菌により硝酸イオンにまで酸化された窒素が、環境が還元状態に変わった場合に脱窒細菌の作用によって亜硝酸を経て窒素ガスになり大気中に放散される。この現象は、酸化反応と還元反応が共存する環境で起こるものであり、底質の表面が酸化的で、直下が還元状態になっている干潟のような環境では大量の窒素が放出され沿岸浄化の一端を担っている。生物化学的現象としては、ほかに窒素やリンなど海水中の栄養塩比率の調整機能があるとされており、微生物による有機物の分解によって

栄養塩を生産する一方でリンは鉱物粒子に吸着され、酸化還元電位の変化によってそれを放出することが知られている。窒素とリンの比率は植物プランクトンの一次生産力を左右する。とくに下水道の整備が流入する河川水の窒素リン比を変化させた海域では、干潟の存在は重要と考えられる。

表 2-1-1 沿岸環境の保全における干潟の機能（※1）

機能	機能の成因		作用機序	本書中 関連箇所
	物理・化学的作用による	生物的 作用による		
干潟自体が持っている 直接的保全機能				
陸からの汚染物質、土砂の滞留・沈殿	○		河川流速の低下、海水中での鉱物粒子表面電荷の変化によって凝集が起こる	2-1-a, 3-1-1-a
海水運動の軽減、防災	○		波浪の消波	
水質浄化-1 (溶存態の窒素・リンの吸収)		○	赤潮の原因となる過剰の窒素リンを、干潟表面の底生および付着性藻類が吸収	2-1-b, 3-1
水質浄化-2 (有機懸濁物の摂取)		○	二枚貝などベントスが有機懸濁物、プランクトンを摂餌し、海域のCOD（※2）削減に寄与	3-1
脱窒作用	○	○	脱窒細菌による溶存態窒素のガス化・空中放出。酸化層と還元層が共存する干潟では盛ん	2-2
海水中の栄養塩比率調整	○	○	底土のリン溶出・吸着。細菌の有機物酸化・還元	
幼稚仔保育場 (nursery) の形成	○	○	大型捕食者からの逃避場所、索餌場	
生態系ネットワーク の形成	○	○	浮游幼生の発生場所、幼稚仔保育	2-1-d, 3-1-1-c, 5-1, 5-2, 5-3
生物多様性の保全	○	○		
水産による間接的保全機能				
漁獲物による有機物、窒素・リンの取り出し		○		2-2
耕耘・攪拌による底土への酸素供給	○		漁獲による攪乱	
今後科学的な検証が必要なもの				
温暖化ガス（CO ₂ ）吸収		○	珪藻による吸収の対極にある「底土中の動物、微生物による放出」が、あまり研究されていない	

※1：藻場の機能を含めない。

※2：化学的酸素要求量。有機物量の指標で、陸域からの流入のほか、水中で生産される植物プランクトンが数値を上昇させる。

干潟が持つ保全機能について近年しばしば語られるのが前項でも述べた水質浄化機能であり、干潟泥表の藻類が富栄養海域の窒素・リンを吸収することと、濾過食性動物が、懸濁物を摂餌することを指しているが、愛知県水産試験場の青山ら（1996）は、三河湾一色干潟（面積 10km²）における動物の摂餌活動による懸濁物除去能力は 1 日あたり 988 kg（窒素換算）であり、この数値は 10 万人規模の処理能力を有する下水処理場に匹敵すると計算している。一方、濾過食性動物に摂餌された窒素・リンのうち大部分は排泄や死亡によって海域に戻ってしまう。しかし、干潟上の二枚貝やシャコ、ハゼなどを漁業が陸上に取り上げれば、その分の窒素・リンも海域から除去されることになり干潟の浄化能力は飛躍的に向上することとなる。ところが、この漁業が持っている環境保全機能は、マスコミを含め一般にほとんど知られていないのみならず、水産関係者の間でもあまり浸透していない。これは数値的解析の例が乏しいためと思われるが、青山ら（1996）は、当該論文の中で、同じ懸濁物除去能力を持つ下水処理場の建設費が約 878 億円であるとして、干潟の価値を環境経済学的に表現した。

d 干潟の消失と水産業

20 世紀の 100 年間に地球上の人口は 10 億から 60 億へと増加し、人類は未曾有の繁栄を成し遂げた。この一翼を担うのが工業の急激な発展であり、平野の少ないわが国の場合は、明治維新以後の富国強兵政策と戦後の重化学工業振興のもと多くの干潟が埋め立てによって工業地帯となり、また増え続ける人口を支える食糧生産の場として干拓を受けてきた。環境省・自然環境保全基礎調査によれば、昭和 20（1945）年に全国で 82621 ha あった干潟は、平成 6（1994）年までのほぼ 50 年間で 51443 ha にまで減少し、ほぼ 38% が失われたことになる。この傾向は、工業地帯を抱える大都市周辺ではとくに顕著であり、東京湾では、明治維新以後に干潟の 95% が失われた（図 2-1-3）。

当然ながら、干潟が消失した海域では前節に述べた干潟の機能すべてが失われたことになるが、その影響は軽視されることが多かった。一つの理由は長期にわたる観測データがないことであるが、希な例として青山（2000）は、三河湾奥部のほぼ 50 年にわたる水質観測結果等を得て、干潟の消失と環境悪化の時期がよく一致していることを指摘した。影響が軽視される別の理由としては、生態系が本来持っている自己修復作用が考えられる。自然生態系では、同じ niche（生態学的地位）に複数の生物が居るので、ある 1 種の生物が死滅しても全体の物質循環がいきなり途絶し破綻することはない。例えば、ある湾の一部を埋め立てても湾全体の生態系に及ぼすインパクトはすぐには人間が検出できる現象としては形を現さず、全体が少しずつ疲弊し、ついには生態系が破綻するのであろう。

水産業への影響は、直接的には漁業の場が消滅することであるが、間接的な、かつ長期的な影響として幼稚仔保育機能を持つ浅場が喪失することは、広範な海域の資源に影響する可能性をもっている。また、付着生物や底生生物の多くは浮游期を持っているが、その間に潮流で運ばれる距離しか分布の範囲を広げることが出来ない。したがって、潮流で運ばれたのち一旦干潟に着生した生物が、次の繁殖期に卵あるいは幼生を放出し、さらにそれらが潮流に運ばれ次の干潟に着生することを繰り返してゆけば、分布は拡大することになる。このように、干潟が幼生の分布を拡大できる配置になっている場合を干潟の幼生ネットワークと呼んでいる（本書第 5 章）。ネットワークが直列的な場合、1 ケ所の干潟が消失すれば以後のネットワークが絶たれることになり、やがて漁場の減少につながって行く。

漁場が減少し漁業が衰退することは、従来、単に漁業者に対する漁業補償の問題として処理されてきたが、前節に述べた干潟の持つ環境保全機能のメカニズムを考えれば、漁業の衰退が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「悪化のスパイラル」現象が起きることも想像に難くない。わが国沿岸がすでにこのスパイラルに取り込まれているという可能性も否定しきれない現状で、海洋のなかで最も物質循環機能が高いとされる浅場、干潟域の漁業を維持・振興すべきという取り組みは、単に漁業のみならず、沿岸環境の保全という観点からもその必然性が評価されるべきである。

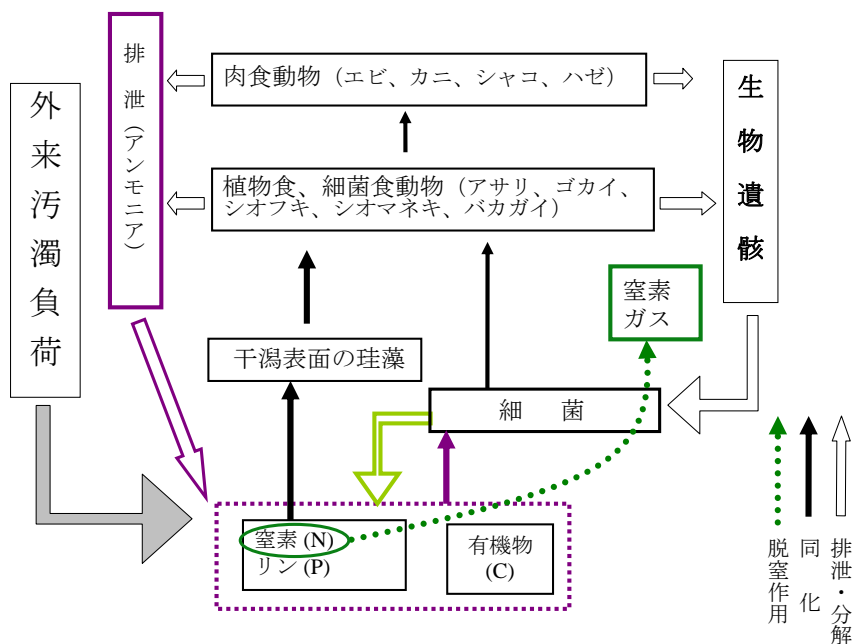


図 2-1-2 脱窒作用に基づく干潟の浄化機構

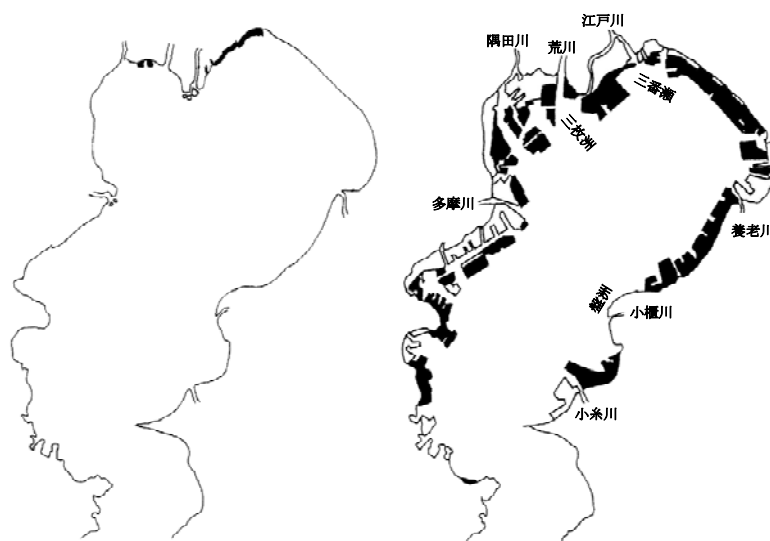


図 2-1-3 東京湾内の海岸地形の変遷: 明治 41 年頃 (左) 平成 12 年 (右) 黒部分は埋め立て地を示す (小倉, 1993、漁業情報サービスセンター, 2004 より)

2-2 干潟の生産力とは

干潟ではアサリに代表される潜砂性二枚貝が漁業資源として利用される。したがって、干潟の生産力とは二枚貝の漁業生産であり、本ガイドラインの主眼もここに据えられている。もちろん、干潟の機能は漁業生産だけではなく、前項で解説されているように多様である。

本章では干潟の生物生産を中心に干潟生態系、干潟生産力を解説する。系統的な調査がなされた例として、三河湾一色干潟（松川, 1989）と東京湾三番瀬（千葉県土木部・企業庁, 1998）がある。前者は自然度の高い前浜干潟生態系であり、後者は都市と埋立護岸に三方を囲まれた河口干潟生態系である。いずれもアサリなどの二枚貝の生産が高く、カレイなどの稚魚が生まれ、多くの渡り鳥が餌をついばむ。アサリなど二枚貝の漁場となるのはこうした干潟である。当時の一色干潟はアマモも多く天然に近かったと考えられるため、それを例にとって解説する。

a 一色干潟生態系の構造

一色干潟は矢作古川（旧矢作川）河口に扇状に形成されたほぼ長さ 10 km、幅 1 km、面積 10 km² の前浜干潟である（図 2-2-1）。干潟中央の矢作古川に添って太田川が、また干潟の東端に矢崎川が流れ込む。後背地は矢作古川の東が吉良吉田町の田園地帯、西側が当時日本一を誇った一色町の養鰻地帯で、田園と養鰻池の排水が自動的に満潮に閉じ干潮に開く樋門を通じて干潟に排出される。干潟の前面は三河湾のほぼ中央で、殆ど慢性的に赤潮が発生している。外部との栄養物質のやりとりはこれらの境界を通じて行われる。当時は養鰻が盛んで、養鰻排水の負荷が大きかったようだ。

この干潟の 1 次生産者で目立つのは、冬の養殖ノリ、春から夏にかけてのアマモ、真夏のアオ

サなどの大型植物である。これらは直接動物に食べられることはあまりなく、したがって成長とともに現存量が大きくなり、人間につみ取られたり、少しずつ枯れてデトリタスになってゴカイなどに食べられたり、時化などで流出する。目立たないが動物の餌として重要なのは砂や泥に付着した珪藻などの単細胞微小藻類、次いで水中に浮遊する微少藻類（植物プランクトン）である。これらは大型植物に比べて現存量は少ないが、増殖速度が著しく速い。

干潟における二次生産者の主役は濾過性食者のアサリ、シオフキ等の二枚貝である。岸寄りの砂泥場には幅広い食性を持つカニ類そして腐肉食性のアラムシロなどの小型巻貝が目立つ。水中には動物プランクトン、泥やアマモの表面にはヨコエビやワレカラ等の小型甲殻類がいて、魚類他の高次捕食者の餌になる。また、泥や砂の中には線虫やゴカイが生息し、主に植物の死骸からなるデトリタスやこれにとりついたバクテリアを食べる。冬には植食性のカモ類が来て、大型植物を食べる。

多くの動物が三次生産者として干潟の二枚貝を餌としている。二枚貝を餌とするツメタガイはよ

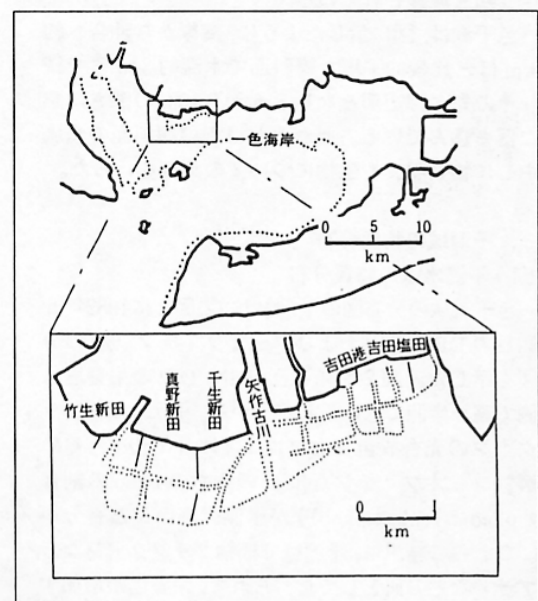


図 2-2-1 一色干潟の地形. 三河湾（上）の点線は水深 10m、一色干潟（下）の点線は濤と干潟面の境界.（佐々木, 1994 より）

く知られた巻貝である。カニ類やクルマエビといった大型甲殻類、ハゼ類やその他多くの魚類が二枚貝を餌としている。さらに鳥類も二枚貝資源に大きく影響していると考えられている。

b 一色干潟の物質循環と生産

一色干潟の構成者、それらの現存量と生産、それらをめぐる物質循環を、生態系における挙動が明らかな窒素の量 (tonN) で表わせば、図 2-2-2 の通りである。

1) 一次生産と栄養塩供給

1983年7月における一次生産者の現存量は、大型植物がアマモ・コアマモ 11 tonN とアオサ 6 tonN で計 17tonN、付着藻類が 2tonN、植物プランクトンが 0.7tonN、総計約 20 tonN であった。

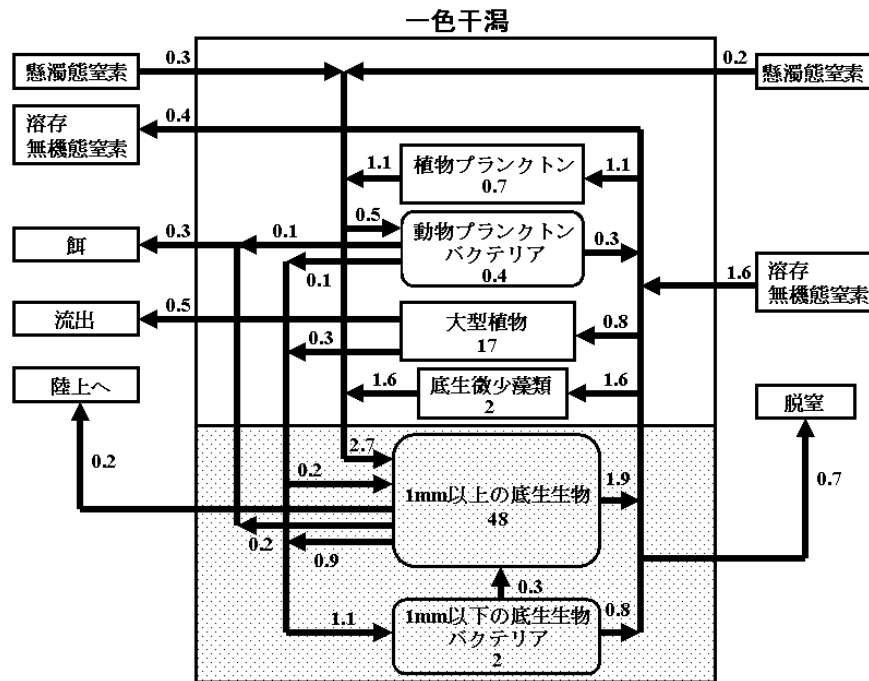


図 2-2-2 1983 年頃の夏季静穏日の一色干潟 (約 10 km²) における窒素循環。
矢印の数値は 1 日当たりの流入・流出、取込・排出、合成・分解の量 (tonNday⁻¹)。
枠内の数値は現存量 (tonN)。(松川, 1991 を改訂)

一次生産は、付着藻類が 1.6 tonNday⁻¹、植物プランクトンが 1.1tonNday⁻¹、大型植物が 0.8tonNday⁻¹、総計 3.5tonNday⁻¹ と見積もられた。この一次生産は炭素ベースで 2.5gCm⁻²day⁻¹ となり、慢性赤潮の三河湾奥部の値 1~2gCm⁻²day⁻¹ を上回る。付着藻類と大型植物が加わった干潟の生産力は大きい。この一次生産 3.5tonNday⁻¹ を賄うのは、後背地から流入する 1.6tonNday⁻¹ の栄養塩と細菌や動物が排出する 3.0tonNday⁻¹ の栄養塩から脱窒素 0.7tonNday⁻¹ と海域への流出 0.4tonNday⁻¹ を除いた 3.5tonNday⁻¹ である。

2) 二次生産

一色干潟の二次生産者の現存量は、大きさが 1mm 以上の底生生物でアサリ等の二枚貝 48tonN (ゴカイ、ヨコエビ、カニ、小型巻貝等は現存量が不明)、1mm 以下の底生生物 (線虫等) 0.8tonN、

堆積物中のバクテリア 1ton N、動物プランクトン 0.2tonN、水中のバクテリア 0.2tonN、総計 50tonN 余で、一次生産者 20tonN の 2.5 倍余りある。干潟生態系は現存量ではピラミッド型ではない。

二次生産は二枚貝が 0.2tonNday⁻¹、ゴカイ、ヨコエビなどが 0.2tonNday⁻¹、動物プランクトンが 0.1tonNday⁻¹、総計 0.5tonNday⁻¹となる。二枚貝の取り上げ 0.2tonNday⁻¹は、後述する年間アサリ漁獲 3000~4000 トンの夏の盛期の値に対応させてある。

この二次生産を賄うのは、植物の生産 3.5 tonNday⁻¹ から沖合への流出 0.5 tonNday⁻¹ を差し引いた残りの 3.0 tonNday⁻¹ に湾域から流入する植物プランクトン 0.5 tonNday⁻¹ を加えて、総計 3.5 tonNday⁻¹ である。したがって、栄養効率は 0.14 となる。栄養効率は海面水温 25°C の亜熱帯海域で水温 0.1、15°C の亜寒帯海域で 0.2 と推定されており (Ryther, 1969)、0.14 は尤もらしい値である。

3) 三次生産

二次生産 0.5tonNday⁻¹ の内の 0.2tonNday⁻¹ (殻付き湿重量で日量約 60 トン) はアサリやバカガイの漁獲で取り上げられるので、三次生産者の魚介と野鳥には 0.3tonNday⁻¹ が供給される。このうち魚介が 0.2tonNday⁻¹、肉食性野鳥が 0.1tonNday⁻¹ を捕食し、かつ干潟における魚介の栄養効率を 0.14 とすれば、魚介類の三次生産は約 0.03tonNday⁻¹ (湿重量で日量約 3 トン) と見積もられる。干潟にはクルマエビ、ガザミ、イシガニ、カレイ、タイ、メバル、ハゼ、スズキ、アカエイ、ギンポ、ハタタテヌメリなど、およそ 10 種あまりが卓越し、かつ干潟滞在期間を約 3 ヶ月すなわち 100 日と仮定すれば、その間のそれぞれの種の生産は平均 30 トンとなる。干潟で育った 30 トンのクルマエビ稚エビが、後述するように、海域に出てから 1~2 年で 70 トンから 100 トンの漁獲になる、というのはあながち不自然ではない。

c 水産としての生産力と干潟の価値

干潟の埋立と漁獲の減少の関係から、干潟 1km² がどれほどの漁獲につながるかが割り出せる。アサリは東京湾で 1km² 当たり年間約 320 トン (佐々木, 1998a, b)、クルマエビは瀬戸内海で 1km² 当たり年間約 6 トン (佐々木, 1999a, b) と見積もられた。瀬戸内海の干潟は 1km² 当たり年間約 6 トンの漁獲につながるクルマエビ稚エビを育てていることになる。なお、愛知県は瀬戸内海よりもクルマエビの生産性がかなり高いことがうかがわれる (佐々木, 1999a, b)。ちなみに、一色干潟について割り出された水産としての生産力と価値は次の通りである (愛知県沿岸漁業振興研究, 1997) を改訂)。これは、比較的生産力の高い前浜干潟を代表する値と見ることができる。

一色干潟の価値

干潟面積 : 10 km²

漁業生産機能 : 50 億円/年

ノリ養殖 : 20 億円/年 (2 億枚/年)

アサリ生産 : 10 億円/年 (4000 トン/年)

保育機能 : 20 億円/年 (クルマエビ 70~100 トン/年、その他
イシガレイ、マコガレイ、ガザミ、ハゼなど)

水質浄化機能 : 40 億円/年

10 万人分下水処理場建設費 878 億円利子 5%15 年償還+耐用 50 年
+維持費

2-3 干潟における二枚貝生産の変遷と現況

干潟の生物生産の状況については、潜砂性二枚貝の分布量、生産量でほぼ説明できると考えられる。潜砂性二枚貝の分布量、生産量は、アサリを始めとする二枚貝資源の漁獲量はその指標となり得る。二枚貝生産の殆どを占めるアサリについては、全国各地の漁獲データが整備されている。したがって、以下アサリの漁獲量の動向を水域毎に整理し、その特徴を記述する。

a アサリ漁獲量の経年変化

全国のアサリ漁獲は需要の漸増と価格の高騰を反映して、トレンドとしては1960年頃の10万トンから1980年代前半の14万トンに漸増した。それが1984年から急減し、1995年には5万トン、2001年には3万トンまで落ち込んでしまった(図2-3-1)。この経過を吟味すると、1960年以降の需要増の中で、1960年代後半から1970年代の埋立による漁獲の減少を残された漁場が増産で補ったが、1984年に減産に転じ、1994年には底を突き、輸入によって10万トンの供給を辛くも確保している(佐々木, 1998a, b)、という実態が浮かび上がる。

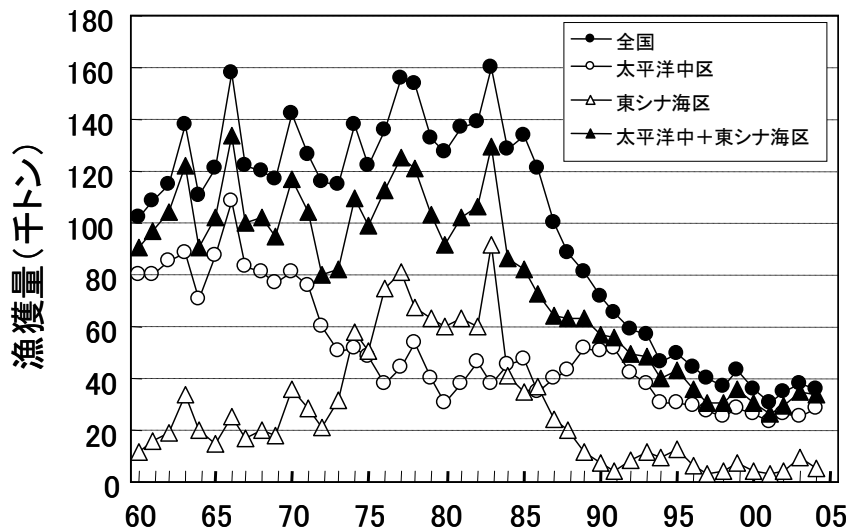


図 2-3-1 アサリ漁獲の経年変化 (農林水産統計年報より)

まず、太平洋中区の東京湾が干潟の埋立に伴って1960年代の6万トンから1980年代の1万トンへ5万トン減少し、しかも貧酸素水塊や青潮の発生、出水等もあって年々の漁獲が不安定になった(図2-3-1)。これを補ったのは東シナ海区の有明海である。有明海は1973年までは平均2万トンだったのが、1977年から1983年までは平均7万トンへ5万トンの増産を果たした。しかし、1984年に減少を始め、1991年には5千トンまで落ち込み、以降は低迷している。全国の落ち込みはこの有明海、中でも熊本県の落ち込みを反映している。

太平洋中区の愛知県の渥美湾(東三河)も埋立によって1960年代後半の1万~1万5千トンから70年代以降の2千トン台へ約1万トン減少したが、周辺の県内漁場すなわち西三河とその他(伊勢湾)がそれぞれ1970年までは500トンだったのが1972年以降は4千トン余りへ合計約8千トンを増産し、それを補った(図2-3-2)。その結果、愛知県全体としては1万2千トンを中心に6

千トンから2万3千トンの間で増減を繰り返しており、トレンドとしての資源崩壊は明瞭でない。ただし、愛知県は渥美湾や伊勢湾の貧酸素と青潮によって漁獲が極めて不安定である。

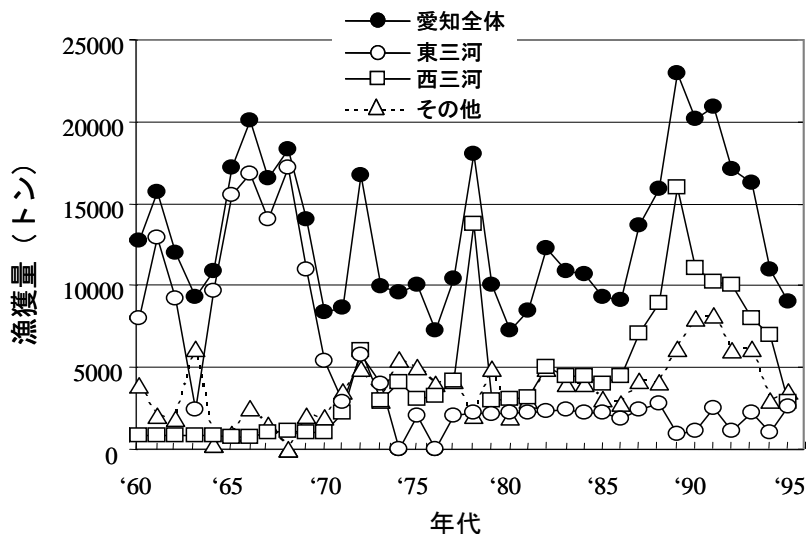


図 2-3-2 愛知県のアサリ漁獲の変化. (佐々木, 1998b より)

瀬戸内海は1960年には1万トンだったのが、漸増して1985年には4万5千トンに達した(図 2-3-3)。この瀬戸内海の漸増が全国の漸増をほぼ担った。しかし、瀬戸内海も1987年には急減し始め、1991年以降はほぼ底を突いて5千トン、1995年には3千トン、2003年には500トンまで落ち込んでいる。

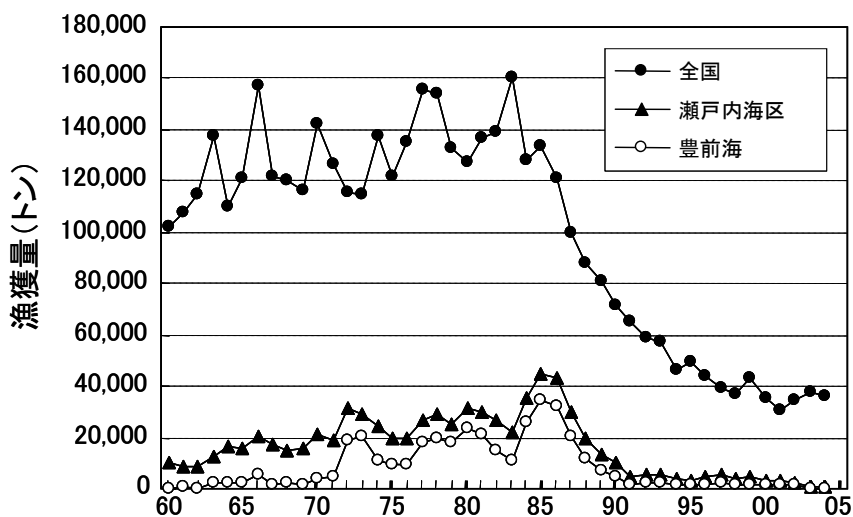


図 2-3-3 瀬戸内海及び豊前海のアサリ漁獲の変化. (農林水産統計年報より)

太平洋中区の静岡県(浜名湖)と三重県(伊勢湾)も合計のトレンドとしては1960年の2千トンから1990年代の1万トン余りへ漸増し、全国の4万トンの漸増に寄与したが、他と趣を異にして1985年頃からの減少が顕著でなく、トレンドとしては漸増から頭打ちの様相を呈している(図 2-3-4)。

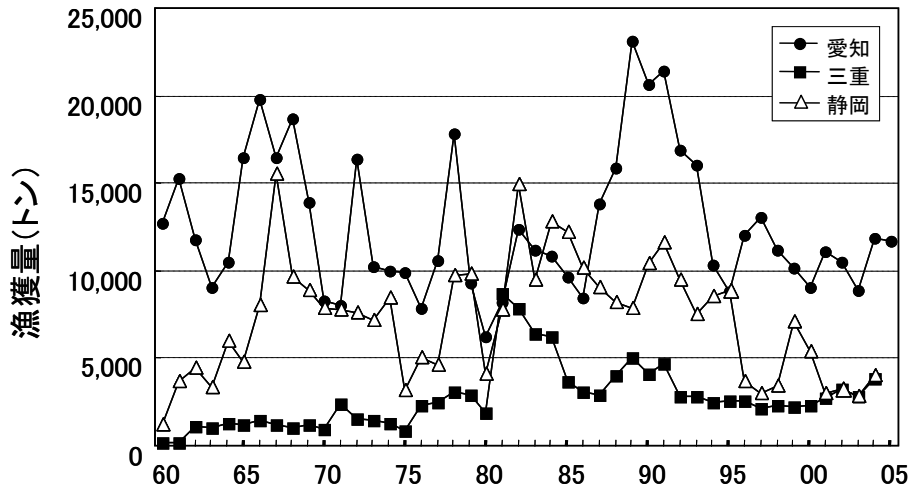


図 2-3-4 東海三県のアサリ漁獲の変化。(農林水産統計年報より)

b アサリ漁獲量の減少要因

上述のような埋立による減産と増産の補完関係、1983年以降の減産の地域ごとのタイミングと様相の違いは、トレンドとしてのアサリ漁獲の漸増と急減が、一貫した需要増と単価上昇（佐々木, 1998a）のなかで、干潟の埋立による巨大な供給減（供給 10～14 万トンのうち東京湾 5 万トン、伊勢・三河湾 1 万トン、大阪湾・瀬戸内海 1 万トン、計 7 万トンの減少）を補ってなお増産しようとする漁獲努力によって主導されたことを強く示唆する。

第一の要因は、漁獲による親貝の減少、それに伴う浮遊幼生と着底稚貝の減少である。熊本県の緑川地区の1997～98年の調査を見ると、殆どの発生群が移殖用（恐らく域内）の種苗として小さなサイズの段階で高い漁獲圧を受け、それを免れて生き延びた発生群も殻長28mmから漁獲され、10月には激減してしまい（Ishii et al., 2001; 中原・那須, 2002; 堤ら, 2002）、親貝が再生産に寄与できるチャンスが減っていることが示されている（図2-3-5, 2-3-6）。また、熊本県では1970～80年代にもアサリは種苗として殻長20mm前後で漁獲されていたので、再生産に寄与できなかった可能性があることも述べられている（中原・那須, 2002）。さらに、緑川地区では冬季も含めた周年操業となっており（熊本県水産研究センター, 2005）、親貝に対する漁獲圧の高さがうかがわれる。これに対し近年では、秋生まれ群が資源の主群を形成しているとされ、漁獲サイズ規制に加えて保護区の設定、休漁日の設定、漁獲量制限などの漁業管理が行われることが、親貝の確保と冬季の生息環境維持に効果を与えたものと考えられる。東京湾の千葉県盤洲でも、秋に発生した天然稚貝は翌年10mm以上になると激減し（図2-3-7）、主に産卵するのは放流された種苗（1991年以前は殻長20mm前後、それ以降は25～30mm）だが、これも漁獲及び冬の減耗によって激減してしまう。また、盤洲と三番瀬ともに殻長10mm以下の天然稚貝の分布密度が経年的に一貫して減少している（図2-3-8）。したがって、有明海も東京湾も、そして恐らく1985年以降は瀬戸内海も、親貝と浮遊幼生の減少が進行したと推察される。

第二の要因は干潟底の攪乱である。東京湾千葉県盤洲での1996～99年までの調査によれば、主な産卵期である春と秋の内、春生まれの稚貝は漁期が終わる10月頃には激減し、秋生まれが翌年の漁獲対象となっている（図 2-3-7）。有明海の熊本県緑川では、主に春生まれの稚貝が生き残って翌年に漁獲対象となり、夏と秋生まれの稚貝は殆ど翌年の漁獲対象になっていない（堤ら, 2002）。

また「アサリ漁獲が盛んな場所ほど稚貝の発生状況が良くない傾向が認められた」との記載もある（熊本県水産研究センター, 2005）。殻長 1mm 以下の稚貝は鰓が未発達で懸濁物を濾過できず、付着珪藻などを足でかき集めて食する（Toba et al., 1992）。操業による干潟底の攪乱は付着珪藻の増殖阻害、稚貝へのストレス、適地からの流出や埋没につながり、稚貝の減耗を増大させるはずである。また、鰓が発達して濾過食となった稚貝は浮泥が鰓に詰まって消耗する（相良, 1977）。そのため、浮泥が多い場所で操業が繰り返されることも稚貝の減耗要因となる可能性がある。

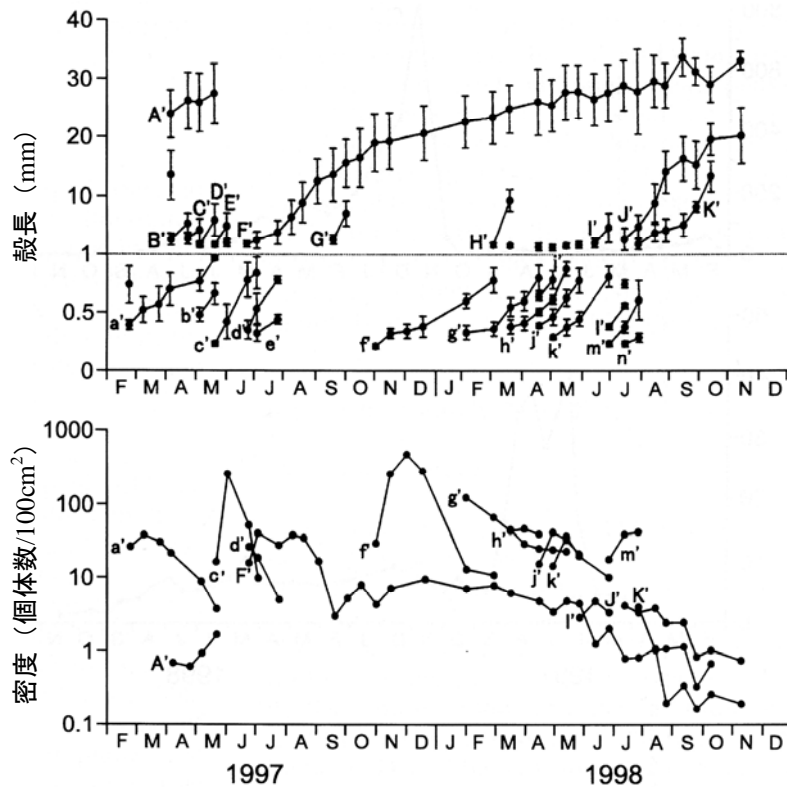


図 2-3-5 熊本県緑川地区におけるアサリ発生群の成長と生息密度変化 (Ishii et al., 2001 より)

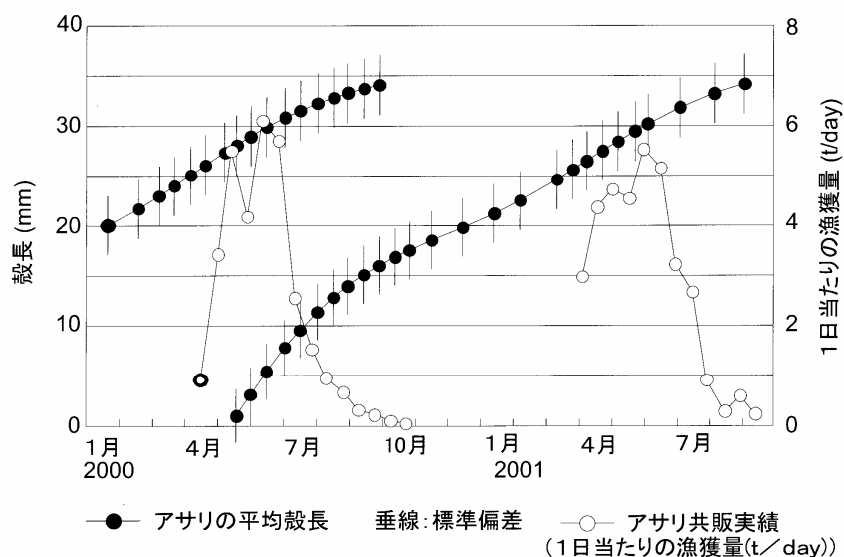


図 2-3-6 熊本県緑川河口域におけるアサリの成長（黒丸）と 1日あたり漁獲量（白丸）. (中原・那須, 2002 より)

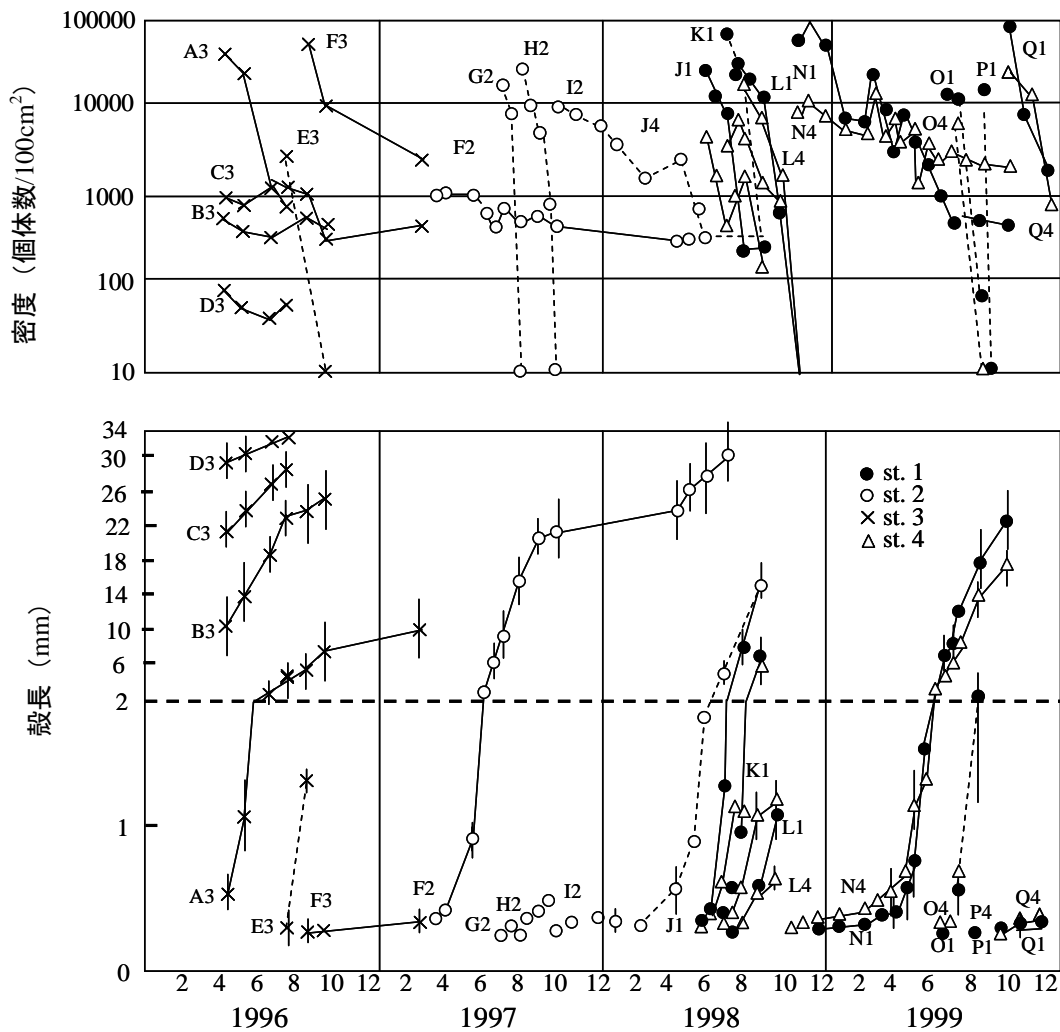


図 2-3-7 東京湾盤洲干潟におけるアサリの生残と成長。アルファベットは発生群、数字 1 は干潟の沖側の縁、4 は岸と 1 の中央、2 と 3 はその間の測点。(柴田, 2004 より)

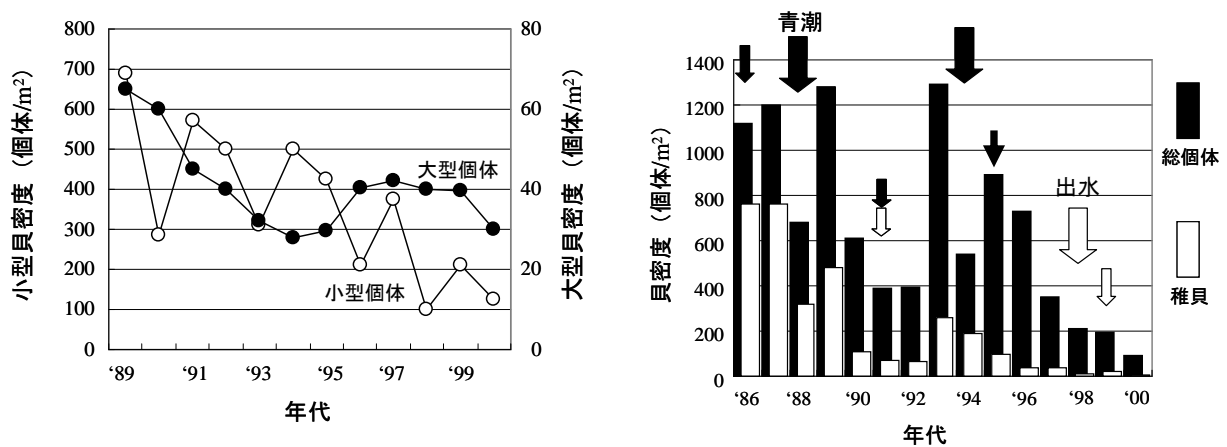


図 2-3-8 盤洲(左)と三番瀬(右)におけるアサリ稚貝(大型個体と小型個体:殻長 10mm 以下)の生息密度の経年変化。(鳥羽, 2002 より)

ちなみに、覆砂による人工海浜の「横浜市海の公園」とその隣りにある自然海浜の「野島海岸」には排他的漁業権はないが、周辺住民による漁獲圧が極めて高く、アサリ資源は春の潮干狩りで激減し、夏の海水浴の時期には殆ど取り尽くされてしまうが、次の春には資源は見事に復活している。この理由は、1) アサリ専業漁業者がいないために周辺地域のアサリ親貝が取り尽くされず、また埋立地に囲まれた内湾構造のため幼生の分散が小さく、十分な量の幼生が漂着すること、2) 潮干狩りが終わって夏の海水浴までの梅雨の時期と海水浴が終わって次の潮干狩りまでの秋と冬には殆ど人が入らず、浮遊幼生の着底期である春・秋と、低温と餌不足でアサリが弱る冬（柿野ら, 1995; 黒田ら, 1998; Robert et al., 1993）に干潟底が攪乱されないこと、3) 資源が取り尽くされて更地となることが着底稚貝の生残を高めること、4) 富栄養化のために十分な餌があること、と推定される。

このように、有明海や東京湾などの代表的なアサリ産地においてトレンドとしての漁獲の急減をもたらした要因として、漁獲圧の増大による親貝、浮遊幼生、着底稚貝の全般的減少と、操業の時間的空間的拡大による着底稚貝の減耗の増大があると考えられる。なお、操業には干潟の耕耘といったプラスの面もある。一方、夏には高水温による減耗、冬には低水温と波浪による掘り出しによる減耗というマイナス要素もあり、漁獲行為の干潟生産力に与える影響は量的質的に評価する必要がある。

トレンドとしての 1980 年代以降のアサリ漁獲の急減の要因に過剰な漁獲努力があると推定したが、アサリ資源を窮地に追いやっている根本の原因は漁業ではない。それは、第一に、わが国の総需要と総生産 10~14 万トンの約半分にも及ぶ 5 万トンを減少させた東京湾の埋立（マイナス 5 万トン）と伊勢・三河湾の埋立（マイナス 1 万トン）、瀬戸内海の埋立（マイナス 1 万トン）であり、第二に、東京湾や伊勢・三河湾のアサリ生産を極めて不安定にさせた貧酸素と青潮である。第一の原因は漁業の過剰な漁獲努力を誘発し、第二の原因は資源管理計画を台無しにした面がある。根本的な対策は、埋立てられた干潟の回復を含めた干潟の保全、貧酸素と青潮の緩和・解消である。それがどのようにしたら可能か、社会的な研究課題として考察すべきであろう。