

水工学シリーズ04-B-5

沿岸生態系の環境評価
—生態系連続性の配慮に向けて—

鹿島建設技術研究所地球環境・バイオグループ
上席研究員

田 中 昌 宏

土木学会
水工学委員会・海岸工学委員会
2004年7月

田 中 昌 宏
Masahiro TANAKA

1. はじめに

産業革命以後日本を含む西欧社会は、人間生活の安全・利便・快適性等を追求し、それと引き換えに自然を破壊してきたと言える。20世紀末に地球規模の様々な環境異変が明らかとなり、21世紀は「自然との共生」を大きなテーマとした時代に入った。20世紀の自然破壊を考えると、人類が森林破壊や海洋汚染など自然そのものの量や質を大きく低下させた事他に、沿岸域を例に取れば、埋立や護岸整備などによる海岸線の人工化によって、陸と海との“連続性”が損なわれたことが、自然に大きなインパクトを与えたと考えられる。したがって、「自然との共生」を実現していくためには、自然そのものの再生の他に、連続性の再生・修復が重要な鍵になると考えられる。しかし、自然破壊を伴う様々な人工化は、上記した産業革命以後の西欧社会の大目的を達成するために最適な方法論であった事も事実であり、その上に築かれた現在の社会の質を維持しながら自然再生・修復を実現する必要がある。つまり、新海岸法でも謳われている、防災・利用・環境のバランスをいかに図っていくかが重要な課題である。さらにこのバランスの判断は人間サイドの問題であり、様々なステークホルダー間の合意形成をいかに図るかが、もう一つの大きな課題である。

このように我国は「自然との共生」を実現する方向に進みだしているが、その解決には難題が山積している。本稿の対象である沿岸を考えると、東京湾を始めとしてほとんどの内湾は生態系の劣化が著しいが、まず、その劣化の状態すら科学的に十分把握されていない。しかし、その科学的究明を待っているのは、益々劣化が進行し、自然再生は不可能となる。さらに、沿岸生態系は生物多様性が高く複雑な上に、人間活動の影響も大きく受けており、人間社会を含めた陸域、外洋、大気など外の系との関係を抜きにしてはその理解と再生は望めない。したがって、沿岸の自然再生実現に向けては、科学的で多角的な理解を深めると同時にその特性に応じた周到な再生戦略が必要と考えられる。

本稿ではまず、対象とする沿岸湿地帯の特徴を簡単に整理した後、干潟の代表生物であるアサリの生産量減少を通して内湾生態系の劣化の現状を把握する。次に、沿岸湿地帯劣化に関連する内湾水質環境悪化の内容について生態学的及び力学的視点から整理する。以上を踏まえ、戦略的な沿岸自然再生の基本コンセプトとして二つの“生態系の連続性”を取り上げる。二つの連続性の意味を解説した後、その再生・修復を実現するための基本となる評価手法について述べる。

2. 内湾の沿岸湿地帯

本稿で対象とする沿岸湿地帯は、東京湾に代表される内湾の沿岸であり、図-1に示すようなヨシ原、干潟、アマモ場が代表的な構成要素である。沿岸湿地帯の生態学あるいは生物学的な重要性については、改めて述べるまでもないが、その重要な機能には以下のようなものが挙げられる（国土交通省・環境省、2004）。

- ・生物生息機能
- ・水質浄化機能
- ・生物生産機能
- ・親水機能
- ・消波機能、土砂堆積機能、etc.

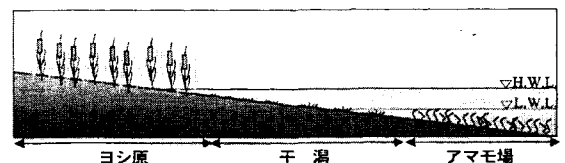


図-1 内湾の沿岸湿地帯の構成要素

沿岸湿地帯は陸と海の境界であり、内湾全体からすればその占める面積は非常に小さいが、その生産性は極めて高く、数多くの生物種が生息している。さらに魚類や鳥類などの高次の生物にとっては、餌場、産卵場、稚子魚の生育場、休憩場所などの生活史及び生活行動の場として重要であり、沿岸湿地帯は内湾生態系の中心的存在である。したがって、沿岸湿地帯は内湾全体の生態系に大きな影響を及ぼすと共に内湾環境の変化の影響を受けるため、陸域及び外洋を含めた繋がり、すなわち生態系の連続性の中でその劣化をとらえる必要がある。

3. 沿岸生態系の劣化の現状

(1) アサリ生産量に見る劣化の状況

我国の沿岸生態系の劣化状況をアサリ生産量の変遷から見てみる。図-2は柿野(2000)がまとめた全国のアサリ生産量の経年変化を示している。東京湾では棒グラフ底部の千葉の生産量に見られるように、1960年代後半から1970年代初めにかけて5～6万トンの生産量があり、全国生産量の約半分を占めていた。これが、埋め立てによる干潟減少と共に1980年代にかけて急激に減少した。全国的に見ると、1980年以後の減少が著しく、その大部分は有明海の生産量の減少を反映している。しかしながら、有明海の場合にはこの当時大きな埋立等による干潟の減少は無く、その原因は現在も不明な点が多い。図-3は同じく柿野(2000)がまとめた資料で、1945年における干潟面積と1968～1972年におけるアサリ生産量に対する最近の割合を海域別に整理したものである。アサリの生産量の減少が単純に干潟の減少のみによる場合には、図中の同率ライン上で変化する。しかし、図を見ると干潟面積の変化に対する生産量の応答形態が各海域で大きく異なることが分かる。北海道では干潟は若干減少しているにも関わらず生産

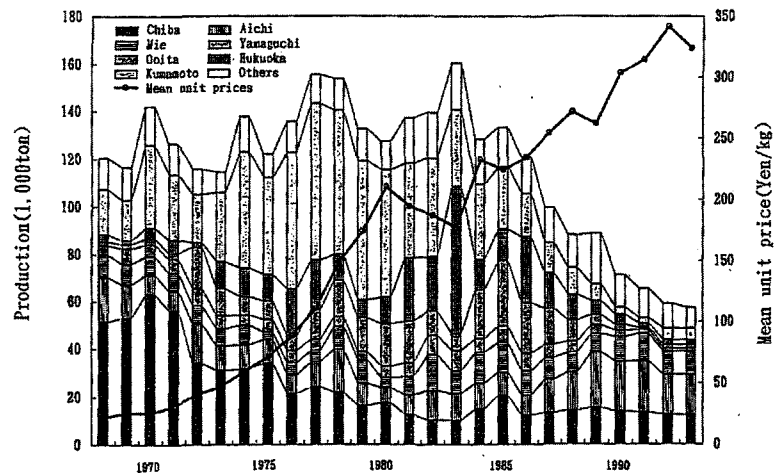


図-2 全国におけるアサリ生産量 (柿野, 2000)

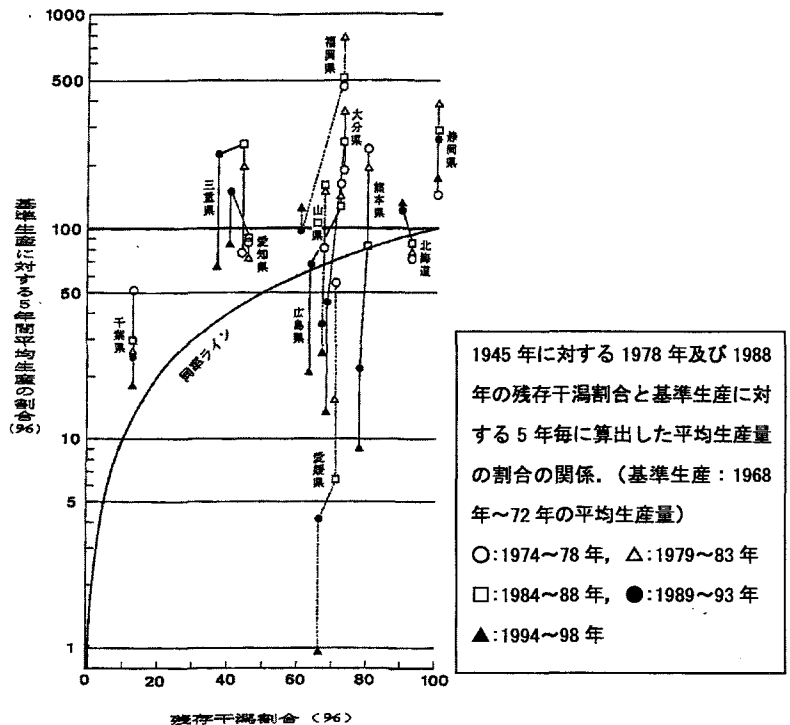


図-3 主要産地における生産量と干潟面積との関係 (柿野, 2000)

量は増加傾向にあり、三河一伊勢湾海域では減少の割合が非常に小さい。これに対し有明海及び瀬戸内海沿岸では、干潟はまだ6割以上残っているにも係らず、アサリが急激に減少している。千葉県でも、埋め立てがほとんど行われていない1980年代以降もその生産量は確実に減少しており、最近の生産量減少が単純な干潟面積の消失だけによるものではないことが分かる。

このように干潟の代表生物であるアサリの動態をみると、埋立等による直接的な干潟減少の他に、何らかの環境変化によってアサリが減少していることがわかる。この原因は現在のところ明らかでなく、海域によってもその原因は異なるものと考えられる。後で検討する“干潟ネットワーク”(風呂田,2000)に関する問題は減少要因の一つの柱と考えられるが、有明海のように干潟面積の減少とアサリの減少が対応していない海域もあり、更なる検討が必要である。有明海のアサリ減少の要因については、堤(2004)による流入土砂減少に伴うマンガン濃度上昇説、玉置(2004)によるスナモグリを加害作用説などが提唱されている。いずれにしても、干潟の代表生物であるアサリが全国的に急減していることは、我国の沿岸生態系劣化の状況を如実に物語る現象である。

(2) 富栄養化が沿岸生態系に及ぼす影響

上記のように干潟の生物の減少は、干潟そのものの減少や環境悪化だけではなく、干潟周辺の環境変化に大きく影響されていることがわかる。そこでここでは、干潟の沖にある海域の環境変化について整理する。

我国内湾の多くは、高度成長期の流入負荷の急激な増大によって富栄養化が急激に進行したが、これは様々な形で内湾生態系の劣化に大きく影響している。第一は有害赤潮の増加であり、魚貝類を直接斃死させる影響がある。また、有明海のノリ不作のように、栄養塩摂取の競合として別の生物への影響も大きい。さらにプランクトンの死骸は海底に堆積し、内部負荷の源となる。第二は、海底に堆積した有機物の分解に伴う底層の貧酸素化であり、これもベントスや底生魚類の生息域を直接奪う影響を及ぼす。底層が嫌気状態になると底泥から栄養塩や硫化物イオンが溶出する(図-4参照)。これらを含む貧酸素水塊が沿岸に湧昇する場合(青潮)には干潟や浅場に生息するアサリ等のベントス及び稚子魚等を全滅させる影響がある(図-5参照)。同時に多量の栄養塩を表層に輸送し、赤潮発生の要因となる。第三は、プランクトンの増殖に伴う透明度の減少である。透明度の減少は、沿岸生態系のもう一つの重要な構成要素である藻場の減少に繋がる。

(3) 力学的変化が水質環境に及ぼす影響

上記の富栄養化及び埋立等による海岸地形の変化によって内湾に力学的変化が生じ、それが水質環境の大きな影響を及ぼすことが考えられる。そこで、ここでは考えられる力学的要因について整理する。

a. 透明度の減少と密度成層

富栄養化によって一次生産が増大し、透明度が減少する。透明度が減少すると、太陽光の吸収による水温上昇が表層に集中するために密度成層が強化され、鉛直混合が抑制される。これは底層の貧酸素化を助長する結果となり、底質からの栄養塩の溶出の増大、つまり内部負荷を増大させ、一次生産を増加させるという悪循環系が形成される(田中, 1992)。

b. 埋立による水面積減少による潮汐の減少

内湾の潮汐現象は、図-6に示すように、海洋で生じた潮汐波が湾内に振動を励起する共振潮汐である(宇野木,

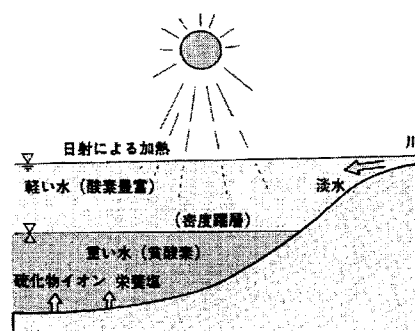


図-4 密度成層の形成と底層の貧酸素化

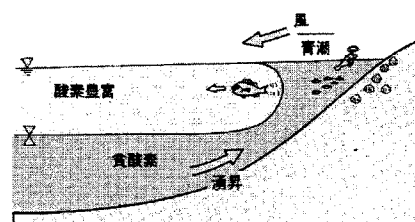


図-5 青潮の発生状況

1993). したがって潮汐波の湾内の増幅は、湾の長さ
と水深によって決まる固有周期Tによって変化する。

$$T = \frac{4L}{\sqrt{gH}} \quad (1)$$

ここに、L；湾の長さ、H；水深、g；重力加速度で
ある。このため、埋立等によって水面積すなわち湾
の長さが減少すると固有周期が小さくなり、我国の
内湾では増幅率が減少する(宇野木・小西,1998)。潮
汐の減少は、干潟部の干出面積の減少を意味し、直
接干潟環境に影響を及ぼす。また、潮流の減少によ
って物質輸送等内湾の環境に影響する。ただし、潮
汐・潮流は基本的に波動(長波)であるため物質の
正味の輸送能力は小さい。湾口など地形効果によっ
て渦が発生する場所のみでネットの流れが生じる
(潮汐残差流)。その他潮汐・潮流の減少が環境に及
ぼす影響としては、次に示す干潟・浅海部での鉛直
混合の減少、底質の輸送の減少(巻き上げの減少、
堆積の増加)などが考えられる。潮汐は海域環境の
基本であるため、この他にも様々な影響が有りえる
と考えられるが、潮汐の減少→潮流の減少→環境悪
化という単純な構図として捕らえるのは早計であ
り、一つ一つのメカニズムを力学的に検討する必要
がある。

c. 干潟・浅海域の減少による鉛直混合の減少 —密度成層の強化

上記したように潮汐は沖からの長波の伝播であり、
岸にたどり着いた波は海岸の地形によってその動き
が変化する。図-7に示すように、かつての内湾の
ように遠浅の海岸では潮汐の運動は水平運動に近く、
海底面の摩擦によって乱れが発生し激しい鉛直混合
を生み出す。一方埋立等によって海岸が直線化され
水深が急に深くなる地形では、潮汐波は鉛直運動と
なり、鉛直混合は小さい。こうした浅海域での鉛直
混合の減少は密度成層を強化し、上記したように富
栄養化を助長する方向に働く。

d. 密度成層の強化とエスチャリー循環

通常海域の密度差は塩分の差に起因する割合が大
きい。塩分差を生み出すのは淡水の流入であるが、
我国内湾の場合、主要な河川は湾奥に流れ込んでい

る。そこで、例えばc.で述べた機構で密度成層が強くなる(表層と底層の密度差が大きくなる)と、表層
の湾奥と沖との密度差が大きくなる(図-8参照)。水平方向の密度差は密度流を駆動し、内湾では高密度水

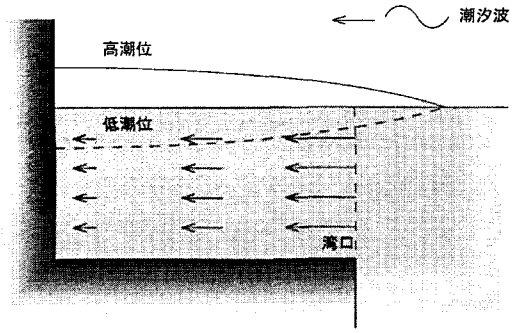
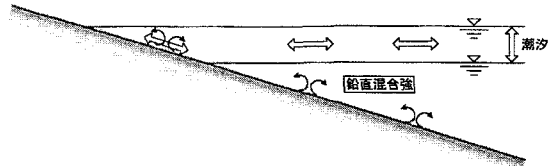
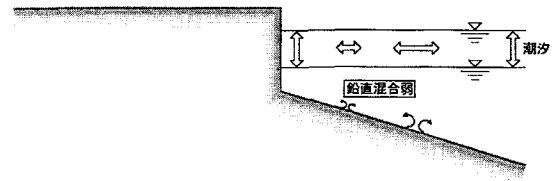


図-6 内湾の共振潮汐

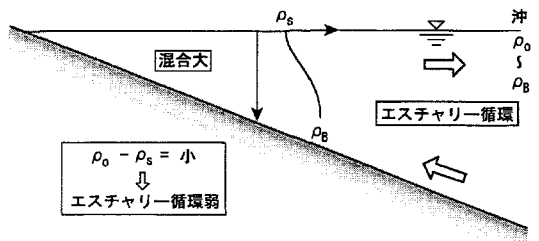


(a) 干潟・浅海域が有る場合

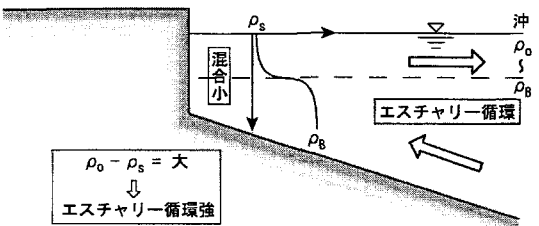


(b) 干潟・浅海域が無い場合

図-7 干潟・浅海域の減少による鉛直混合の減少



(a) 鉛直混合が大きい場合



(b) 鉛直混合が小さい場合

図-8 鉛直混合の大小に伴うエスチャリー循環の変化

が湾奥底部に流れ込み、低密度水は表層から沖に出て行く（エスチャリー循環）。つまり、密度成層の強化は、このエスチャリー循環を強化する。このように、鉛直混合の減少は、鉛直方向には物質の輸送を抑制するが、水平方向には物質輸送を強化する方向に働く。

（４）まとめ

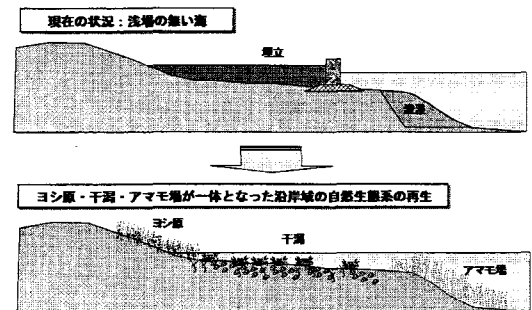
以上のように我国内湾の沿岸生態系は、背後地の大都市の発展に伴う埋立を中心とする海岸の人工化と干潟浅海域の減少及び流入負荷の増大等によって、環境が大きく変化し、瀕死の状況にあると言える。その内容は、浅海域の面積が減少したことによる生物生息域の消滅という単純な構図ではなく、陸域から海域まで繋がる生態系の仕組みを様々な形で変化させており、一つの局所的な変化が力学的及び生態学的なメカニズムを通して時間的・空間的に生態系全体に大きな影響を及ぼしている、と認識する必要がある。

4. 沿岸自然再生の戦略

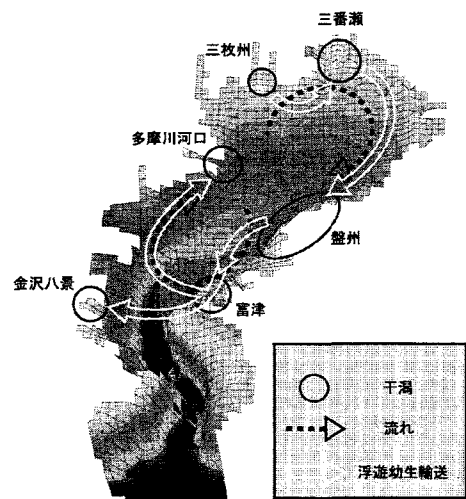
上記したように我国内湾の生態系は著しく劣化しており、その変化はまだ進行形である。またその修復・再生の方法は、闇雲に干潟を造成すればよいと言った単純なものではなく、科学的で多角的な研究・技術開発成果を踏まえた周到な再生戦略に基づくものでなければならない。

自然再生の基本は、個々の生物が自然に再生産を行い、種の競合や食物連鎖の枠組みの中で、種を維持できる環境を創り上げることである。さらにその環境は、様々な環境インパクトに対しても完全に壊れることなく、自ら再生できるメカニズムを持っていなければならない。つまり“自立した生態系”を再生することが必要である。筆者らの研究グループでは、自立した生態系を再生する上で基本的に重要な要素として、ふたつの生態系の連続性に着目し、それらを自然再生戦略の基本と位置付けた。一つは、かつての内湾の沿岸の姿であるヨシ原－干潟－藻場が連続して存在する沿岸であり、もう一つは、干潟ベントスの再生産において重要な空間的に離れた干潟相互の関係“干潟ネットワーク”（風呂田, 2000）である。

これまでにも干潟や藻場などはいくつかの造成例がある。しかし、自然再生という観点からすると十分とは言えない。この理由は、これらを創る技術が未熟というだけではなく、干潟、藻場といった自然の中での個々の構成要素を単独で創っていることに、根本的な問題があると考えられる。本来自然は干潟や藻場などの重要な構成要素の存在とそれら相互の空間的な連続性によって、生物が多様に生息する豊かな自然が形成されている。自立した生態系には、まず、ヨシ原、干潟、藻場の連続性が重要と考えられる。筆者らがイメージしている沿岸ウェットランドの修復・再生のイメージは図－9に示すように、内湾の直立護岸によって直線化された水際線を、勾配を持った海岸線に再生することである。この勾配の意味は、海岸地形が物理的に勾配を持つことと、



図－9 沿岸の自然再生のイメージ(田中ら, 2003)



図－10 干潟ネットワークの概念図(東京湾)
(田中ら, 2003)

図のように陸からヨシ原→干潟→藻場と、生物の生息域に勾配，すなわち連続性を持たせる意味が重要である。ただし、この三つの場がすべてそろっていないと自然環境として不十分かという点，そうではない。その海域の特性によって、背後地にヨシ原のない干潟もあれば、沖に藻場のない干潟も自然の姿の一つである。これまでの干潟や藻場造成に欠けていたそれらの相互の生態学的関係を強調するために、三つの場の連続性に着目する。

さらに後述するように沿岸域の生物の多くは浮遊幼生期を有しており、産卵場所と着底場所が必ずしも一致せず、むしろ異なる特性を持っている。これは生物の再生産という、生態系維持において欠くことのできない過程を考える上で、その場の環境だけではなく、遠く離れた干潟間の関係，“干潟ネットワーク”が重要であることを意味している（図-10 参照）。

したがって、自立した生態系を再生するための基本戦略として、沿岸生態系の構成要素であるヨシ原→干潟→藻場の岸沖方向の連続性と、干潟ネットワークを基本とした湾スケールの連続性の二つの連続性の概念が重要と考えられる。

5. 生物環境評価の全体構成

（１）環境評価の基本スタンス

自然再生を具体化していくためには、自然再生の計画・設計を技術として体系化する必要がある。そのためには自然を定量的に評価する技術が必須である。当然、これまでも生物・生態学などの分野で環境評価の研究はなされてきている。しかし、目的が生物あるいは生態系の中身の探求にあるために、分析には優れている評価方法であっても、自然再生の計画や設計という工学的な要求を満たす内容としては不十分である。例えば、生物の生息環境因子として何が重要かを明らかにするために、生物量と環境因子間の重回帰分析などの統計解析が行われている。こうしたアプローチは生物が生息する上での重要な因子を抽出するための重要なステップであるが、個々の環境因子の定量的な評価にまで至っていない。したがって、何をどの程度、どのように用意すれば生物が棲めるのかといった具体的な情報が不足している。また、多様性指数なども現状の分析には有用であるが、設計や将来予測には使えない。

ここでは、筆者らが取組んでいる沿岸の自然再生を具体的に進めていく上で必要となる計画・設計を支援する生物環境を定量評価する手法について紹介する。

（２）計画と設計に必要な評価

具体的な自然再生事業においては、上記したように目標を明確に設定した上で、対象海域のマスタープランを作成し、個々の場の自然再生を進めることになる。マスタープランを作成する際には、対象海域の目標を最も効率的に達成するために、海域のどの場所を優先的に、あるいはどういう順番で再生すればよいかを検討する必要がある。このためには、先に述べたような“干潟ネットワーク”を評価すること、魚類や鳥類の中には生活史や生活行動が海域を広く利用するものもあるため、それらの特性を定量評価する必要がある（田中，2000）。さらに沿岸湿地帯個々の構成要素について、生物が必要とする広さや構成要素間の空間距離なども計画において必要となる。

全体計画が決まれば、個々の場の再生事業へと移り、ヨシ原、干潟、藻場の各構成要素を造成していくことになる。この段階では、底質材料の特性（粒径、泥分率、強熱減量等）、地盤高、勾配などの設計条件を決める必要がある（図-11参照）。従来こうした設計条件は、地盤の安定などの力学的な条件や専門家の経験から決められてきた。自然再生を目的とした造成においては、生物の生息環境の観点か

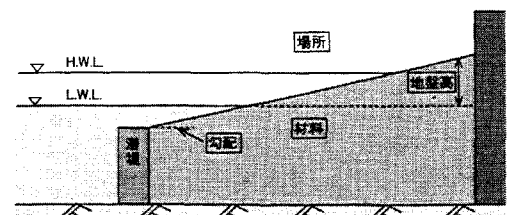


図-11 干潟の設計諸元

ら客観的に設計条件を決める必要がある。こうした設計条件を決める環境評価技術が必要である。

以上から、環境評価手法には二つの段階が必要と考えられる。一つは、ヨシ原、干潟、藻場の各構成要素に対する対象生物の生息環境評価であり、もう一つは、それらを総合した評価手法である。

6. 代表生物の生活史及び生活行動 (田中ら(2003)より引用)

具体的な環境評価手法を開発する基礎データとして、また連続性の重要性を確認するためヨシ原、干潟、藻場を利用する代表的な生物について、既存資料から生活史及び生活行動を整理した(秋山・松田(1974), リバーフロント整備センター(1996), 沼田・風呂田(1997), 栗原(1988), 和田(2000), 佐藤(2000))。

a) 魚食性鳥類 (セグロカモ, サギ類)

河川及び河口の鳥類、特にセグロカモが干潟に多く出現する。干潟に休憩し、内湾の浅瀬に魚類を採集する。コサギは、日本全国の水辺に一年中生息し、満ち潮時の干潟にも魚類を採集する。

b) 魚食性魚類 (スズキ類等)

スズキは季節的な深淺移動を行う。夏期には浅場で生活し、冬期には比較的深場へと移動する。産卵は晩秋から春で、外洋に面する沿岸の水深50mの岩礁域で行う。孵化後数cmとなった稚魚が沿岸の内湾、河口、汽水域に出現し、小型の魚類等を捕食する。

c) ベントス食性鳥類 (シギ, チドリ等) (図-12(a)参照)

渡り鳥であるシギ・チドリは、春と秋の年2回、繁殖地と越冬地への渡りの途上に干潟に飛来する。干潟はこの鳥類の採食場所である。干出時に干潟に生息する甲殻類、貝類、多毛類を捕食する。休憩場また、敵から一時的避難場としてヨシ原を利用する。

d) 海藻食性鳥類 (ハクチョウ, カモ類)

オオハクチョウは、欧亜の北地で繁殖し、冬には日本等の湖沼、遠浅の海岸に渡来する。主に海草を食とする。カモ類は、冬季、東京湾の浅瀬に多く飛来する。湿地状になった干潟ではカルガモ、マガモやオカヨシガモが越冬する。これらのカモは浅瀬に生息するアナアオサ等の海草を採食する。

e) プランクトン食性魚類 (アイナメ, タイ稚仔魚等)

アイナメは、藻場や岩礁域に生息する。産卵期は秋から初冬、水深5~30mの潮通しの良い岩礁帯、転石帯で産卵する。卵は岩や海藻等に産み付けられる。稚魚はアマモの生えた砂地周辺に多く出現し、カイアシ類等の動物プランクトンを捕食する。

f) ベントス食性魚類 (マハゼ, イシガレイ, コマガレイ)

東京湾のマハゼは水深約8mのところで2~5月に産卵する。孵化した仔魚は成長と共に、浅場に戻ってきて、干潟や河口に定着生活する。主にヨコエビ類、甲殻類、二枚貝類を摂食する。上記のカレイ類も同様、水深10m以浅の海底、12~1月に産卵する。浮遊期を経て、浅場に定着し、多毛類を主に摂食する。

g) ベントス食性魚類 (トビハゼ, ムツゴロウ等) (図-12(b)参照)

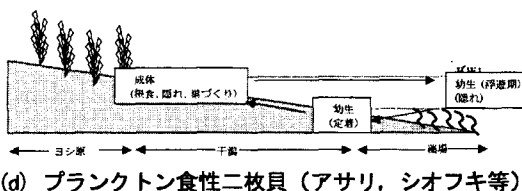
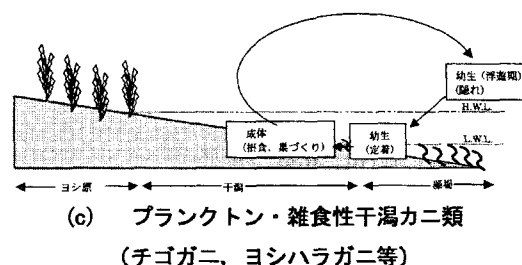
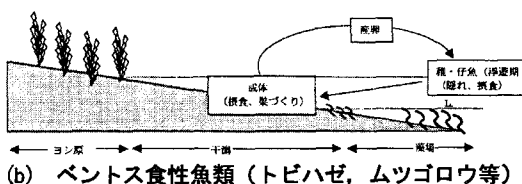
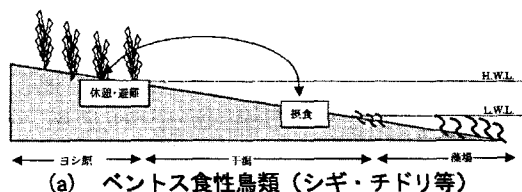


図-12 代表生物の生活史・生活行動の例

トビハゼは泥干潟に巣穴を掘り、干潟に生息するスナガニ類（チゴガニ、コメツキガニ）、多毛類を捕食する。ムツゴロウも干潟魚類の主役の一種であり、捕食するのは干潟の表面に繁殖している付着珪藻類である。両者とも孵化した稚魚が浅瀬（藻場を含め）・内湾で過ごす。

h) プランクトン・雑食性干潟カニ類（チゴガニ、ヨシハラガニ等）（図-12(c)参照）

チゴガニの成体は干潟上中部とヨシ原下部に巣穴を掘り、干潟底質有機物を摂取する活動をしている。ヨシ原は干潮時に水鳥の捕食から逃れるための避難場でもある。そして、毎年6～8月に抱卵個体は干潮時の干潟に放卵する。孵化した幼生は沿岸域（藻場を含める）に浮遊生活し、干潟の底質に定着する。また、ヨシ原に巣穴を掘り生活するヨシハラガニは、ヨシ原及び干潟の底質有機物を摂取する活動をしている。産卵は、毎年6～8月に抱卵個体を干潮時に干潟に放卵する。孵化した幼生は沿岸域（藻場を含む）を遊泳生活し、干潟に定着する。

なお、他のスナガニ、例えばオサガニ、ヤマトオサガニ、コメツキガニ、シオマネキ等の成体は干潟に生活し、孵化直後の幼生は沿岸域（藻場を含める）に浮遊生活するのである。

i) プランクトン・雑食性多毛類（イトゴカイ等）

イトゴカイの成体は干潟でも表面が小石で覆われた砂泥質の潮間帯中部から下部にかけて分布している。抱卵個体は春から夏で日没に放卵する。孵化した幼生は約6日間の浮遊生活をしてから干潟底質に定着する。

j) プランクトン食性二枚貝類（アサリ、シオフキ、バカガイ等）（図-12(d)参照）

アサリの成体は干潟下部に生息する。春先と秋に産卵し、幼生は沿岸域（藻場を含める）に2週間ほど浮遊生活してから、干潟の底質に定着する。他の貝類、シオフキガイ、バカガイ等も同様な生活史を示す。

k) 肉食・雑食性貝類（ツメタガイ、ホソウミニナ等）

ツメタガイは砂茶碗形の卵を干潟に生み、孵化した幼生は内湾（藻場を含め）に過ごし、浮遊期の後期に干潟に着底する。成体は肉食で、アサリの天敵である。ホソウミニナは、幼生の浮遊期を持たず、卵から稚貝が直接孵化する。成体も幼生も干潟で生活し、底生生物死骸等を捕食する。

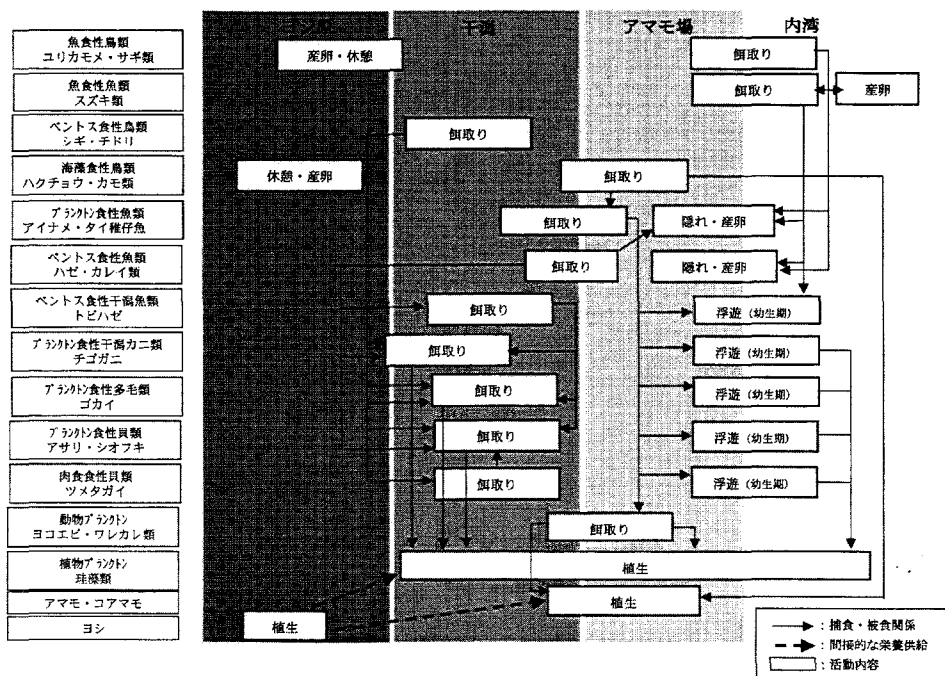


図-13 沿岸の代表生物の活動範囲及び捕食・被食の関係

以上の代表生物の活動範囲を捕食・被食の関係を含めて表示すると図-13の様にまとめられる。このように、内湾の生物の多くは、ヨシ原、干潟、藻場さらにはその沖の内湾という複数の環境がそろって初めてそれぞれの生活史や生活行動を満たされることがわかる。

7. 個別構成要素における生物生息地環境評価モデル

上記のように生物毎に生活史・生活行動は異なり、すべての生物について、完璧な生息環境を用意することは不可能である。また当然すべての生息環境を人為的にコントロールすることも不可能である。そこで、ヨシ原、干潟、藻場の個別構成要素の環境評価においては、生物そのものではなく生物の生息の場を主体に評価する事とした。"場"を重視する理由は、最終的に自然を再生する具体的な人為的行為は、生息基盤の再生であるからである。また"場"を評価する際の対象生物には、個々の個別構成要素に広く分布する代表生物を選択することにより、周辺の他の生物の生息地としての代表性もあるものと考えた。

具体的な生物の生息地の環境評価手法は、米国のミチゲーション手法として最も代表的な HEP(Habitat Evaluation Procedure) (US Fish and Wildlife Services, 1980) における HSI モデルをベースにした。

以上の考え方に基づき、筆者らは、ヨシ原の代表生物としてヨシ、干潟についてはアサリ、ゴカイ、カニ、藻場についてアマモを対象として生息環境評価モデルを作成した(新保ら(2000), 新保ら(2001), 林ら(2002), 高山ら(2003))。

(1) HSIモデルの概要

米国のミチゲーションでは、ノーネットロスを達成するために、開発によって失われる自然環境と代償措置によって生み出される環境をそれぞれ評価する必要がある。HEPにおいてはこの環境の価値を、HU(Habitat Unit)と呼び、環境の質に規模を乗じた量で評価する(図-14 参照)。さらに将来予測が可能であれば、事業が管理すべき期間(例えば50年)を設定し、その期間で積分したHUによって判断

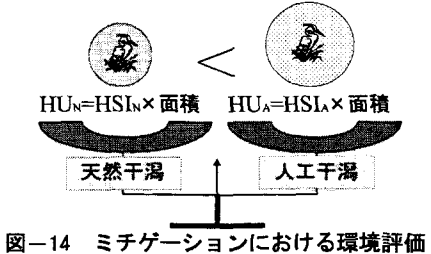


図-14 ミチゲーションにおける環境評価

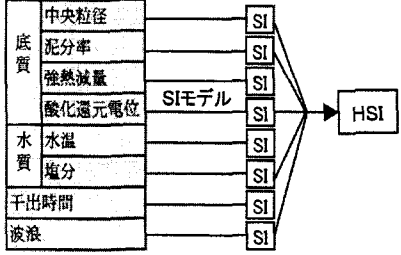


図-15 アサリの HSI モデルの構成

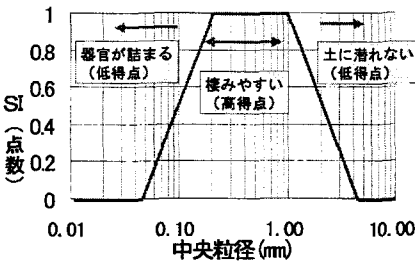
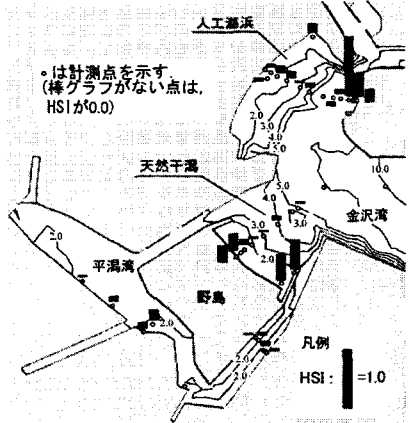
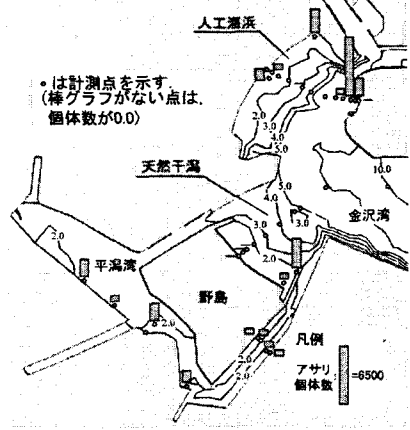


図-16 アサリの SI モデルの例 (中央粒径)



(a) HSI の分布



(b) アサリ個体数の分布

図-17 HSI とアサリ個体数の関係

する。環境の質は、対象地域に棲むあるいはそこを利用する代表的な生物について、生物毎の生息地として価値(HSI: Habitat Suitability Index)で評価する。また生息地の規模は面積で評価する。したがって、HSI と対象生物の生息量が線形の関係にあれば、直ちに代償措置に必要な修復すべき面積を決定することができる。

HSI は、まず対象生物毎に生息に影響を及ぼす環境因子を洗い出し、次に各因子について生息環境の点数化(SIモデルの作成)し、それらを総合化して一つの数値(1点満点)として求める。

筆者ら(新保ら, 2000)が開発したアサリのモデルを例にSI (Suitability Index) モデルについて説明する。アサリの生息環境因子として重要な項目は図-15のようになる。各因子のSIモデルは、中央粒径を例に取れば、図-16のようになる。SIは生息不可能な条件では0を取り、最適な生息条件では1を取る。このSI曲線は既往の研究や現地観測データを基に作成する。各環境因子について同様にSIモデルを作成し、環境因子相互の関係を勘案して、SI値の掛算などの簡単な演算によってHSIを求める。アサリのHSIは次式から算出した。

$$\text{HSI} = \text{底質SI(中央粒径, 泥分率, 強熱減量, 酸化還元電位のSIの最小値)} \times \text{水質SI(水温と塩分のSIの積)} \times \text{干出時間SI} \times \text{波浪SI} \quad (2)$$

図-17はアサリのHSIの評価結果と実測の個体数をその地点での棒グラフで示している。HSIと個体数がよく対応しており、モデルが生物の生息環境をよく表現していることが分かる。また、HSIはこの狭い海域でもかなり変化していることがわかる。この変化の中身は個々のSIをみる事によって、その場の制限因子を知ることができる。したがって、環境アセスメントなどで生息環境を評価する場合、こうしたモデルを用いたきめ細かな評価が必要であることがわかる。

また、自然再生・修復を計画設計する際には、個々のSI曲線から設計条件(例えば底質材料)を決めることができる。その際、波浪条件などが適切なSIの範囲に入らない場合には、波浪を制御する構造物(例えば潜堤)の設置などを検討することになる。

(2) その他の生物のHSIモデル

表-1はアサリを含め、ヨシ、チゴガニ、ゴカイ及びアマモのSIモデルの環境因子を示している。また、

表-1 各代表生物の環境因子

場	生息環境・活動	環境因子
ヨシ原	ヨシ	
	水分・水質	塩分
		地下水位
		没水深
	土壌	底質粒径
		底質厚さ
		底質強熱減量
干潟	地盤安定	波エネルギー
	アサリ	
	底質	中央粒径
		泥分率
		強熱減量
		酸化還元電位
	水質	水温
		塩分
	温度・乾燥	干出時間
	着底・餌供給	波の底面摩擦速度
	チゴガニ	
	摂餌	底質強熱減量
		底質Ca/P/Fil量・Fil色素量
		底質中央粒径
		底質粘土分
	巣造り	底質支持強度
		底質含水率
		底質-10cm 酸化還元電位
		底質均等係数
		底質淘汰度
	その他	地盤高
		底質表層酸化還元電位
		底質間隙水塩分濃度
		照り返し
		他の底生生物種類
	ゴカイ	
	摂餌	底質強熱減量
		底質Ca/P/Fil量・Fil色素量
	巣造り	底質中央粒径
		底質有効径
		底質泥分率
	摂餌・巣造り・活性	干出時間
	地盤安定	波の底面摩擦速度
	活動・成長	水温
アマモ場	アマモ	
	成長	海底日射量
	種子定着	シールズ数
	乾燥	干潮時水深
	水質	水温
		塩分

HSIと生物量との関係を図-18に示す。工学的感覚からすると、バラツキが大きいのが、それぞれHSIと生物量が概ね線形関係にあり、それぞれの生物の生息環境が適切に評価されていると判断できる。

8. 総合環境評価手法の基本コンセプト

(田中ら(2003)より引用)

沿岸湿地帯の個別構成要素である、ヨシ原、干潟、藻場それぞれの生物環境評価は上記した手法で評価でき、設計に用いることができる。次に必要になるのは、それぞれの所要の広さ、空間的な位置関係などの計画段階で必要となる条件を評価する手法である。特に食物連鎖の高い位置にある鳥や魚などの高等生物については、“縄張り”や“安全”の確保などの要素も加わり、個々の場の広さや形、個別要素間の位置関係などが重要になる。こうした要素を総合的に評価できる手法について考察する。

水鳥について考えてみよう(図-19(a)参照)。まず、水鳥のバイオマスを決定するのに重要な生活史の要素として、ヨシ原における巣づくりと産卵に関するもの(繁殖)、ヨシ原や海面での逃避、休憩、捕食に関するもの(生存)、干潟や海上での採餌に関するもの(成長)の3つの要素を考える。次に、各要素の評価パラメータとして、繁殖率、生存率、成長率を定義し、各々に関わる環境条件により定式化を行なう。この定式化の基礎となる評価は上記したHSIモデルを用いる。そして、最終的な指標となる水鳥のバイオマスを繁殖率、生存率、成長率の各パラメータを組み合わせて算定する。この評価手法は、主体となる場が異なる繁殖、生存、成長の3つの要素が健全に機能するかを評価した上でバイオマスの増減を表現するものであり、沿岸環境の連続性を考慮にいたったものとなっている。

次に、アサリについて考えてみる(図-19(b)参照)。アサリのバイオマスを特徴づける生活史として、産卵、定着、成長、生

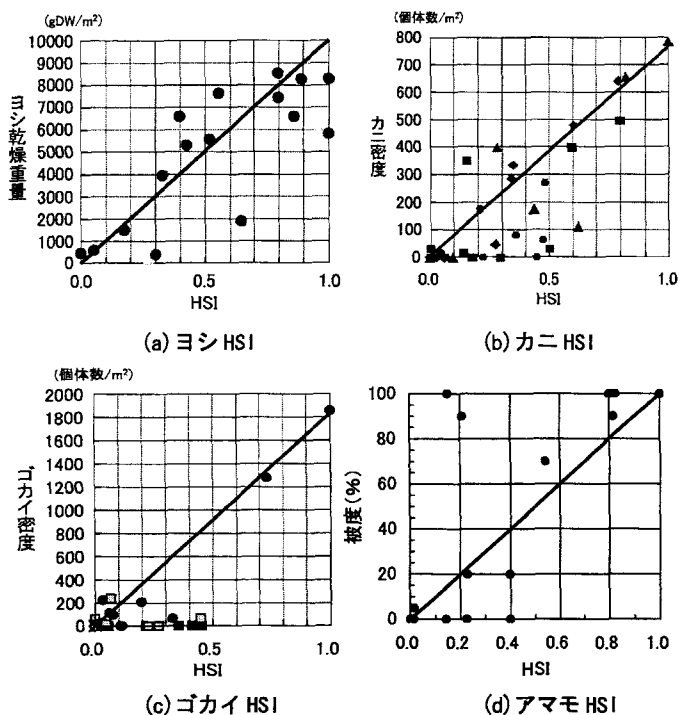


図-18 各生物の HSI と生物量との関係

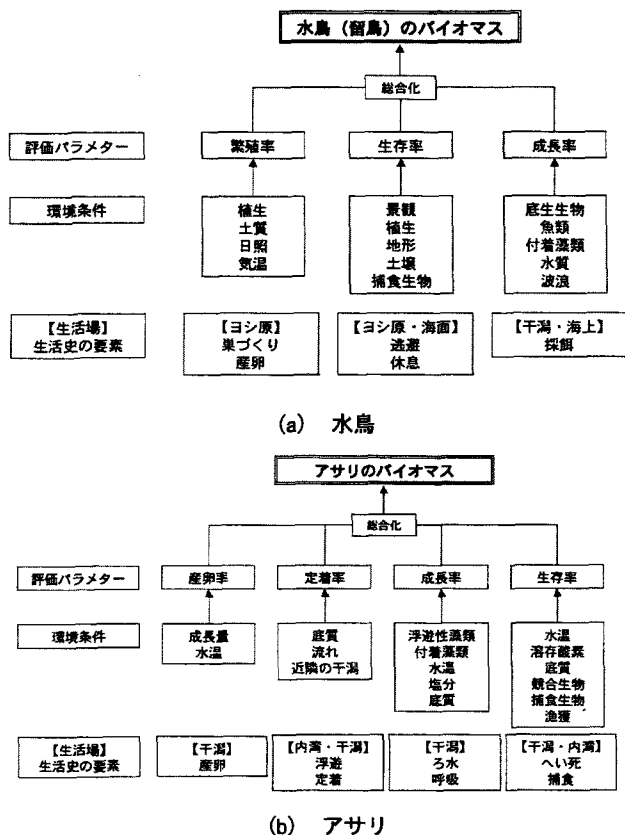


図-19 総合環境評価の概念図

存の4つの要素を考える。アサリの生活史の要素で特筆すべきことは、産卵後に浮遊幼生を経て定着するプロセスを考慮した点である。このプロセスを考慮に入れることにより干潟において発生した浮遊幼生が遠く離れた別の干潟に定着して成長する現象を評価できるため、内湾における干潟ネットワークの設計に生かすことが可能となる。各要素の評価パラメータ（産卵率、定着率、成長率、生存率）は、水鳥の場合と同様に、関連する環境条件により定式化を行う。最終的なアサリのバイオマスは産卵率、定着率、成長率、生存率の各パラメータを組み合わせて算定する。

沿岸域の代表的な生物について、上記に示した連続性を考慮した生物生息地指標を構築することになる。対象とする生物種は、水生植物のヨシ、海草類のアマモ、底生生物のアサリ、カニ、ゴカイ、遊泳生物のエビ、ハゼ、ボラ、スズキ、鳥類のシギ、チドリ、カモなどが候補と考えられる。今後、既存データの内容や新たな現地調査の方法なども考慮して、検討対象生物の絞り込みを行う必要がある。

9. 干潟ネットワークの評価手法

浮遊幼生期を有する生物においては、産卵場所と着底場所が必ずしも一致せず、空間的に離れた干潟間の関係、すなわち“干潟ネットワーク”を解明することが生態系を理解する上で極めて重要である。まずその実態把握には観測が不可欠であるが、幼生の同定は極めて難しかったため、その実態はほとんど解明されていなかった。しかし、浜口ら(1997)によるモノクローナル抗体を用いた幼生の同定法により大規模な現地観測が可能となった。これを用いて粕谷ら(2002)は東京湾においてアサリ幼生の観測を実施し、さらに数値計算による輸送シミュレーションにより、産卵場所の推定を試みている（日向，2002）。

図-20 は筆者が行ったアサリ幼生を想定した輸送シミュレーションの結果の一例である（Tanaka et al., 2003）。このシミュレーションの目的は、アサリの生産が活発な東京湾西部の金沢八景海域の幼生供給場所を検討するためであり、幼生供給場所の候補として東京湾北部の三番瀬と東部の盤洲を選び、気象・海象条件は実際のデータを時系列で与えたシミュレーションを実施した。計算は春季を対象に5年間分実施した。図-7は、それぞれの候補地からの幼生の輸送状況を示している(1996年4月)。アサリ幼生の着底までの時間は2週間程度と言われており、この結果から盤洲は金沢八景海域への供給源となり得るが、三番瀬は難しいと判断できる。

このように現地観測による実態の解明と数値シミュレーションを組み合わせることにより干潟ネットワークの解明が進み、また沿岸再生においては、再生場所の候補地と優先順位を幼生分散シミュレーションによって合理的に決めることができる。

10. 連続性を考慮した沿岸自然再生実現への課題

本稿では、内湾の沿岸生態系を対象として、その劣化の現状を生態学的及び物理的視点から整理し、その再生戦略とそれを実現するための研究・技術開発について筆者らの取り組みを紹介した。今後こうした研究成果を基にした実際のプロジェクト推進に当たっては、さらに広域的、多角的な戦略が必要と考えられる。

例えば、沿岸生態系の“連続性”の概念は、再生戦略の中心であるが、現在の東京湾に、ヨシ原・干潟・アマモ場を一体として再生するには、様々な問題がある。アマモ場を取ると、アマモの生息環境の最も重要な支配因子は日射と波浪条件であるが、現在の東京湾は富栄養化が著しく、アマモの成長期には透明度が極めて低い。このため日射の生息条件を満たす場所は極めて浅い場所になるが、浅場は一般的には波浪条件が厳しくなる。つまり現状の東京湾でアマモが生息可能な水深帯は極めて狭い範囲となる（森田・竹下, 2003）。これを解決するためには、富栄養化の状況を改善する基本的な努力が必要であり、そのためには、陸域からの流入負荷の削減がまず第一に必要である。同時に自然再生の将来的な最終目標を“ヨシ原・干潟・アマモ場”の連続した沿岸とし、湾の水質環境に応じた段階的な再生戦略が必要と考えられる。例えば、まず浄化効果の優れた干潟（アサリ等が多く棲む干潟）を第一段階として再生し、陸域対策と同時に湾の自然浄化能

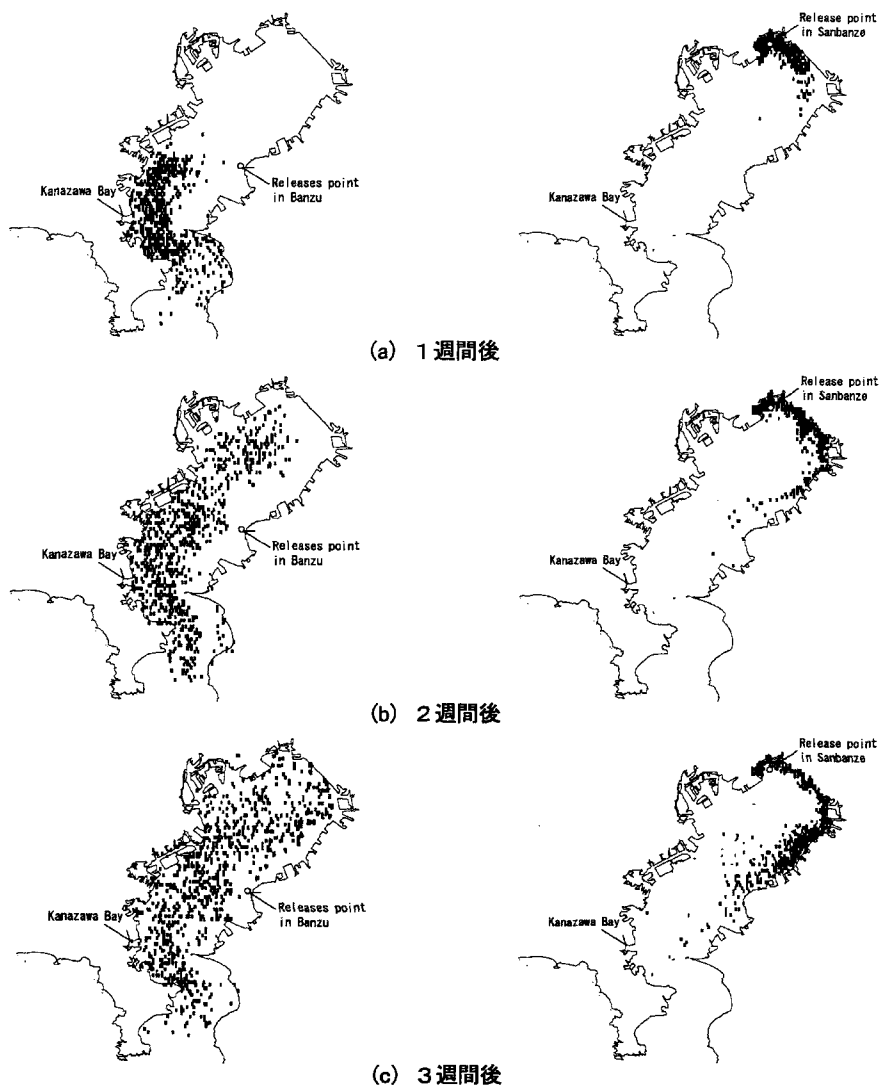


図-20 アサリ幼生の輸送シミュレーションの一例 (Tanaka et al., 2003)

力を高めて富栄養化を改善し、次の段階としてアマモ場を再生し、さらなる自然の浄化効果と生物多様性の増加を図るといった戦略が必要と考えられる。ヨシ原についても同様に現状の人工化された沿岸域では、その再生が容易ではない。ヨシの生息環境の最も重要な支配因子は地下水位とその塩分濃度である。かつては後背地に降った雨水が海岸部に浸透し、水際線近傍まで塩分濃度の低い地下水が定常的に維持されていた。ところが現在の沿岸陸上部は様々な人工化により水循環が遮断され、こうした地下水環境となっていない。したがって、沿岸部における本格的なヨシ原再生には、地下水を含めた“水循環”の再生を合わせて行うことが必要と考えられる。

今後沿岸自然再生を具体的に進めていくためには上記のような再生戦略について、様々な検討と深い議論が必要と考えられる。同時に再生のための具体的な技術の開発を早急に進める必要があるが、そのためには実際のサイトでの大規模な自然再生実験による研究が必要と考えられる。その先駆けとして、国土交通省国土技術政策総合研究所が「都市臨海部に干潟を取り戻すプロジェクト」(<http://www.kkr.mlit.go.jp>)の一環と

して大阪湾において「人工干潟創造実証実験（阪南2区人工干潟）」(2003～)を進めており、筆者らの研究グループも参加している。今後こうした現地実験を様々な海域で行うと共に規模を大きくしていく必要があると考えられる。

なお、本稿の4章～8章の内容は、鹿島建設と大成建設との共同研究「水域の自然再生・環境修復に関する技術開発」の成果である。

引用文献

- 秋山章男・松田道生(1974)：干潟の生物観察ハンドブック，東洋館出版社。
- 宇野木早苗(1993)：沿岸の海洋物理学，東海大学出版会。
- 宇野木早苗・小西達夫(1998)：埋め立てに伴う潮汐・潮流の減少とそれが物質分布に及ぼす影響，海の研究，Vol.7，pp.1-9。
- 柿野 純(2000)：東京湾盤洲干潟におけるアサリの減耗に及ぼす波浪の影響に関する研究，学位論文，東京水産大学。
- 粕谷智之・浜口昌巳・古川恵太・日向博文(2002)：東京湾におけるアサリ(*Ruditapes philippinarum*)浮遊幼生の出現密度の短期変動，日本海要学会春季大会概要集，p.346。
- 栗原 康(編著)(1988)：河口・沿岸域の生態とエコテクノロジー，東海大学出版会。
- 国土交通省港湾局・環境省自然環境局(2004)：干潟ネットワークの再生に向けて～東京湾の干潟等の生態系再生研究会報告書～。
- 佐藤正典(2000)：有明海の生きものたち，干潟・河口域の生物多様性，(株)海游舎。
- 新保裕美・田中昌宏・池谷 毅・越川義功(2000)：アサリを対象とした生物生息地適性評価，海岸工学論文集，第47巻，pp.1111-1115。
- 新保裕美・田中昌宏・池谷 毅・林 文慶(2001)：干潟における生物生息地環境の定量評価に関する研究—多毛類を対象として—，海岸工学論文集，第48巻，pp.1321-1325。
- 高山百合子・上野成三・勝井秀博・林 文慶・山木克則・田中昌宏(2003)：江奈湾の藻場分布データに基づいたアマモのHSIモデル(2003)：海岸工学論文集，第50巻，pp.1321-1325。
- 田中昌宏(1992)：湖から学ぶ自然循環系，地球環境と流体力学，日本流体力学編，朝倉書店，pp.140-163。
- 田中昌宏(2000)：環境，利用との調和，水工学シリーズ，00-B-5，pp.1-20。
- 田中昌宏・上野成三・林 文慶・新保裕美・高山百合子(2003)：沿岸自然再生の計画・設計を支援する環境評価手法に関する一考察，土木学会論文集，No.741/VII-28，pp.89-94。
- 玉置昭夫(2004)：干潟生態系におけるバイオ・ターベーションの役割，沿環連第11回ジョイントシンポジウム「危機にある沿岸生態系—その再生に向けての研究戦略」，pp.15-18。
- 堤 裕昭(2004)：干潟上の底泥環境とベントス系の動態—有明海を例として—，沿環連第11回ジョイントシンポジウム「危機にある沿岸生態系—その再生に向けての研究戦略」，pp.12-14。
- 沼田 眞・風呂田利夫(1997)：東京湾の生物誌，築地書館。
- 浜口昌巳・薄 浩則・石岡廣子(1997)：アサリ漁場内の生物の相互作用，水産工学，33(3)，pp.201-211。
- 日向博文(2002)：東京湾におけるアサリ幼生の移流拡散過程の数値計算，アサリシンポジウム概要集，(独)水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所。
- 風呂田利夫(2000)：内湾の貝類，絶滅と保全—東京湾ウミナガの衰退からの考察，月刊海洋，号外20，pp.74-82。
- 森田健二・竹下 彰(2003)：アマモ場分布限界水深の予測評価手法，土木学会論文集，No.741/VII-28，pp.39-48。

(財)リバーフロント整備センター（編）(1996)：川の生物図典，山海堂.

林 文慶，高山百合子，田中昌宏，上野成三，新保裕美，織田幸伸，池谷 毅，勝井秀博(2002)：沿岸域における複数生物の生息地環境評価－生態系連続性の配慮に向けて－，水工学論文集，第 46 巻，pp.1193-1198.

和田恵次(2000)：干潟の自然史-砂と泥に生きる動物たち，生態学ライブラリ-11，京都大学学術出版会.

Tanaka, M., Y. Shimbo and B. K. Lim(2003): Habitat evaluation method for coastal wetland, Hydro-environmental impacts of large coastal developments, ACECC-TC1 Workshop Proc., pp.193-207.

U.S. Fish and Wildlife Service(1980)：Habitat Evaluation Procedures.