

2. 評価種選定および HSI モデル構築

ア. 評価種の選定

尾道糸崎港ではアサリ以外の漁業は基本的に行われておらず、干潟造成の主要目的はアサリ漁場の確保である。アサリは、干潟の生態系を代表する二枚貝であり、また食用としても人気の高い水産有用種であるが、干潟の埋め立てや基質の変化などにより1980年代からその漁獲量が激減している（佐々木，2001）（堤，2005）。アサリは海水中の植物プランクトンなどを餌としており、優れた海水浄化機能を有している（堤，2005）（風呂田，1996）。

本研究では、上記の理由から尾道糸崎港における人工干潟造成をアサリのハビタットとしての適否という観点から定量評価することが望ましいと考え、アサリを HEP の評価種として選定した。

イ. ライフステージの分析

アサリのライフステージはその生育段階に応じて、卵および精子、受精卵、トコロフォア、D 状期幼生（(100~110)~130 μm ）、アメンボ期幼生（130~180 μm ）、フルグロウン期幼生（180~（200~230） μm ）、着底稚貝（(200~230)~300 μm ）、初期稚貝（300~1000 μm ）、稚貝（1~15mm）初期成貝（15~25mm）、成貝（25mm 以上）というように区分される（増殖場造成計画指針編集委員会，1997）。そしてアサリは、ライフステージに応じて、生息場所や必要とする環境要因を異にしている（高橋・佐藤・渡辺，1986）。そのため、適正な HSI モデルを構築するにはこのようなライフステージを考慮した HSI モデルを構築することが条件と考えられた。

しかし、評価対象の干潟では稚貝が放流されており、2001年度の海老地区や百島地区のモニタリングでは、その2ヶ月前にも稚貝の放流を行っていたことが明らかになった。放流された稚貝の個体数が含まれたデータで HSI モデルを構築するのは問題である。本研究ではアサリのライフステージを大きく3つに分けて捉え、着底稚貝までの浮遊生活をする段階を幼生、着底後で殻長が15mm 未満の段階を

稚貝、そして殻長が15mm 以上となる段階を成貝とした。本研究ではアサリのライフステージを以上のように区別した上で、放流稚貝を排除するためにモニタリングデータから稚貝数を排除し、アサリ「成貝」のみを対象としたモデルを構築することとした。

ウ. ハビタット変数の選定

HSI モデルを構築するには、まず、評価種の生存必須条件とその定量評価値であるハビタット変数を整理する必要がある。アサリの生態に関する文献（増殖場造成計画指針編集委員会，1997）（高橋・佐藤・渡辺，1986）や、既存のアサリ HSI モデル（市村ほか，2003）（新保ほか，2000）（新保ほか，2001）（鈴木・磯部・佐々木，2001）では、水温、塩分、DO、中央粒径、含泥率、地盤高、強熱減量、酸化還元電位、硫化物など多様なハビタット変数が挙げられている。

本研究では、過去の状況も評価対象とするため、評価対象干潟でこれまで実施された環境調査でデータが比較的揃っているものをハビタット変数として HSI モデルを構築することとした。その結果、強熱減量、中央粒径、含泥率、地盤高の4項目をハビタット変数として選定した。また、ハビタット変数と生存必須条件の関係を図2のように整理した。

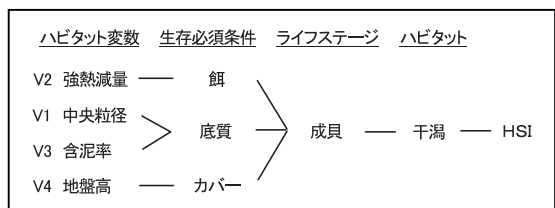


図2 アサリ HSI モデルとハビタット変数の関係

エ. 各 SI モデルおよびモデル結合式

本研究では以下に示す4つの SI (Suitability Index) モデルを構築した。これらの SI モデルは、主に高橋ら（1986）による既存の知見をもとに、尾道糸崎港の現地モニタリングデータ分析結果を勘案し構築した。

a. アサリの中央粒径における SI モデル

中央粒径における SI モデル (V1) では、中央粒径が0.256mm 以下を SI=0、同0.601mm~1.000 mm を SI=1、同1.800mm 以上を SI=0とした (図 3)。

b. アサリの強熱減量における SI モデル

強熱減量における SI モデル (V2) の範囲は、強熱減量0.0%~0.7%を SI=0、同2.5%~5.0%を SI=1、同9.0%以上を SI=0とした (図 4)。

c. アサリの含泥率における SI モデル

含泥率における SI モデル (V3) では、含泥率 0%~2.3%を SI=0、同13.0%~16.2%を SI=1、同20%以上を SI=0とした (図 5)。

d. アサリの地盤高における SI モデル

地盤高における SI モデル (V4) は、DL (基本水準面) を基準 (0) とし、DL からの高低差として地盤高を示した。地盤高における SI モデル (V4) では、DL からの高さが-1.0m 以下を SI=0、同0.7m~1.8m を SI=1、同2.5m 以上を SI=0とした (図 6)。

e. SI 結合式 (狭義の HSI モデル)

中央粒径、強熱減量、含泥率、地盤高の 4 項目は、アサリのハビタットとして等しく重要な環境要因であり、どれかひとつでも「不適」(SI=0) である場合ハビタットとして「不適」(HSI=0) になると判断したため、SI 結合式は、以下の式とした。

$$HSI = \text{「中央粒径における SI」} \times \text{「強熱減量における SI」} \\ \times \text{「含泥率における SI」} \times \text{「地盤高における SI」}$$

f. 本 HSI モデルの適用範囲

本研究で構築した以上のような (広義の) HSI モデル (狭義の HSI モデルである SI 結合式や各 SI モデルなどを含む) は、尾道糸崎港の干潟評価を目的として、尾道糸崎港の現地モニタリングデータを考慮して構築されたものである。したがって本モデルの地理的適用範囲は、尾道糸崎港の人工干潟および自然干潟を対象とし、他の地域の干潟に適用する際には地域データを踏まえた再検討が必要である。また、評価対象季節としては、アサリ成貝の通年の

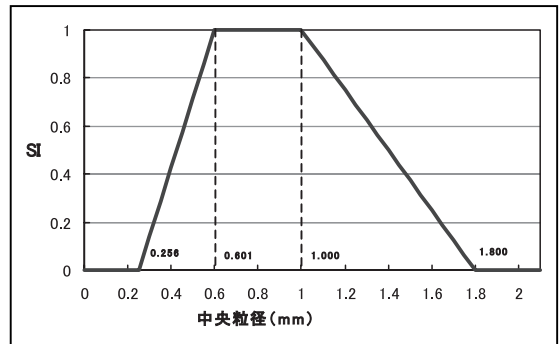


図3 アサリの中央粒径における SI モデル (V1)

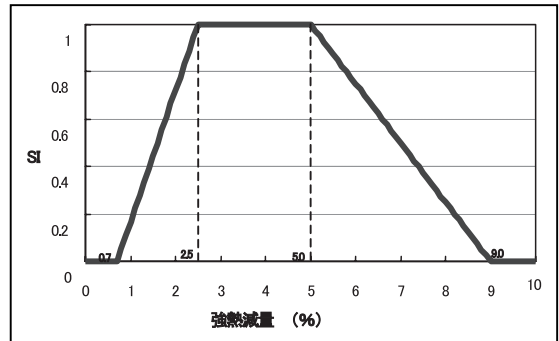


図4 アサリの強熱減量における SI モデル (V2)

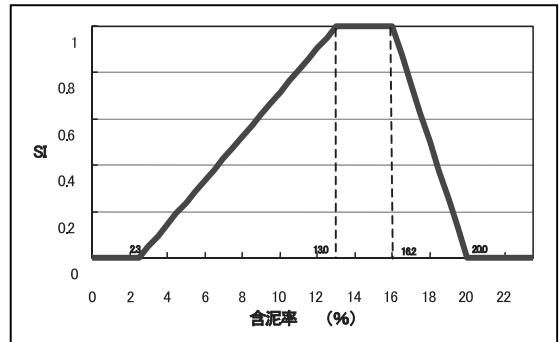


図5 アサリの含泥率における SI モデル (V3)

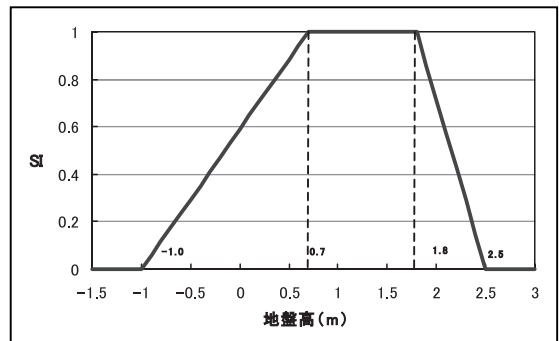


図6 アサリの地盤高における SI モデル (V4)

ハビタットの評価に適用可能である。

3. ターゲット・イヤー（評価対象期間）の設定

ターゲット・イヤー（Target Year, TY）とは、累積的 HU（CHU, Cumulative HU）を求める場合に設定する、累積的 HU の計算期間即ち評価対象期間のことである。また、どの年の SI、HSI、HU を算出するかという、比較評価の対象とする年のことでもある。TY は事業によって異なるが、事業の工事開始時点、供用開始時点、供用中、供用終了時点、事業終了時点等に設定するのが一般的である（田中、1998）。つまり、評価対象の環境要因やカバータイプ面積が大きく変化した年や、大きな変化が予測される年を TY とすることが求められる。

そこで、本ケーススタディでは、①比較評価の対象とする3つの人工干潟のうち最初に造成が開始された直前の年、②人工干潟造成の直前の年、③人工干潟造成直後の年、および④現在に直近の年の4つを基本とした。②および、③の年については各人工干潟ごとに設定したが、①は百島地区を基準とし1983年を採用した。また④の年については調査データがある最も近い年として2004年を選定した。なお、自然干潟である百島地区に関しては、起点の年と終点の年は人工干潟と同様に1983年および2004年を採用した。その間の年についてはデータがある年とし、2001年と2002年を選定した。

4. 各干潟の面積設定

干潟の面積は、「平成13年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況調査報告書」、「平成12年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況等調査報告書」、「平成16年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況調査報告書」、広島県環境統計情報サイトなどに示されているが、干潟の設定範囲および根拠が不明確であった。

覆砂施工前の干潟面積の情報は、既存の関連報告書には記載されていなかったため、算出する必要があった。また、覆砂施工前と施工後の干潟面積算出

方法は統一しなければならない。以上の理由より、以下に示す方法で干潟面積を推定した。

ア. 水際（干潟縁辺部）の設定

水際部の設定地盤高を DL+0m にした。その理由は、平成11年の1年間で平成11年12月24日大潮のデータが最も低く、DL-0.15m の値を示した。ただし、-10cm 以下になるのは、1年間で2日程度であり、冬季の干潮時は、0cm 付近を変動している傾向が見られたため、干潟縁辺部の地盤高を0cm に設定するほうが妥当であると考えたためである。使用データは推算潮位（尾道港）を使った。

イ. 岸側（干潟の最高部）の設定

尾道港の平均水面（M.S.L）は DL+2.00m とした。「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめ調査報告書」による地盤高調査結果はほぼ DL+2.00m 以下である。深浅測量は岸側護岸まで実施されていないため、岸側護岸付近の地盤高が不明確である。以上の理由により、同報告書からは、ほぼ干潟全域が満潮時に冠水すると考えられるため、干潟の最高部の設定を岸側護岸までとした。

ウ. 面積算出方法

干潟面積算出には、「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめ調査報告書」に記載されている原地盤の地盤高および平成11年8月の深浅測量結果を使用した。

地盤高は、干潟断面図からの読み取とった。施工以降の地盤高は、平成11年8月の深浅測量結果を使用し、DL+0m の等高線図を作成した。次にソフトを用いて DL+0m ラインと岸側護岸までの範囲を囲み面積を計測した。

エ. 干潟面積の算出結果

各干潟面積を推算した結果を表1に示した。人工干潟に関しては、覆砂施工前と覆砂施工後に分け、それぞれの面積を推算した。なお自然干潟である福

田港地区では、潜堤に囲まれた範囲を設定することができないため「平成16年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況調査報告書」に記載されている値を使用した。

表1 各比較評価対象干潟の面積（単位：m²）

地域名	覆砂施工前 干潟面積	覆砂施工後 干潟面積
海老地区	60,600	99,980
百島地区	95,200	178,000
灘地区	16,300	30,600
福田港地区		40,000

5. 各指標の算出（HEP アカウンティング）

ケーススタディとして、それぞれの干潟における、SI、HSI、HU、累積的HUおよび、ネットゲインを算出した。ネットゲインは造成干潟の3地区だけで算出したが、その方法は各地区で干潟を造成しなかった場合とした場合の差をとってここではネットゲインとした。算出結果を表2（末尾参照）に示した。

6. 各指標による比較評価

HEPでは様々な比較評価が可能であるが、本ケーススタディでは、次の5通りの比較評価を行った。

- 2004年における各干潟のSIによる比較評価
- 2004年における各干潟のHSIによる比較評価
- 2004年における各干潟のHUによる比較評価
- 1983年から2004年における各干潟の累積的HUによる比較評価
- 各人工干潟の「干潟造成あり」と「干潟造成なし」の場合の累積的HUの差（ネットゲイン）による比較評価

以下にそれぞれの評価結果を示した。

ア. 2004年における各干潟のSIによる比較評価

SIは中央粒径、強熱減量、含泥率、地盤高の4項目でそれぞれ算出される指標であるが、ここでは

中央粒径のSI値を取り上げて説明する（表3）。

4つの評価対象の干潟のうち、百島地区がSI=1.00で最も高い値を示した。次いで海老地区がSI=0.73、福田港地区がSI=0.39、灘地区がSI=0.38という結果になった。中央粒径に注目した場合、百島地区が最も良好な状態になっている。一方、造成した人工干潟である灘地区の中央粒径については最悪な条件であるといえる。

表3 2004年の各干潟における中央粒径のSI

	百島地区	海老地区	灘地区	福田港地区
中央粒径のSI (2004年)	1.00	0.73	0.38	0.11

イ. 2004年における各干潟のHSIによる比較評価

2004年における各干潟のHSIの値を表4に示した。

HSIは百島地区（HSI=0.85）が最も高く、海老地区（HSI=0.39）および灘地区（HSI=0.36）は同様に低い値であった。また、人工干潟である、百島地区、海老地区、灘地区はどれも、自然干潟である福田港地区（HSI=0.01）と比較してより高いHSIの値を示した。

したがって、2004年におけるアサリのハビタットは、自然干潟である福田港地区よりも人工干潟である百島地区、海老地区、灘地区の方が質的に優れていることが推察できた。特に百島地区のアサリのハビタットは良好な状態になっていることが伺える。

ここで海老地区に注目すると、中央粒径におけるSIは0.73、強熱減量におけるSIは0.56、含泥率におけるSIは0.96、地盤高におけるSIは1.00であった。HSIは、これらを掛け合わせることで算出されるものであるため、その構成要素のうち、特に悪い状態の要素を改善させることがHSIを高めることになる。SIを見ると、中央粒径と強熱減量の状態がほかに比べると悪いことが分かる。これらの状態をより良くするようなメンテナンスをすることで、ハビタットの質を改善することができるだろう。

灘地区に注目すると、中央粒径における SI は 0.38、強熱減量における SI は 1.00、含泥率における SI は 1.00、地盤高における SI は 0.96 である。灘地区においては、特に中央粒径の状態が悪くなっており、これを改善することで、全体としての HSI も改善できることが示唆される。

表 4 2004年の各干潟における HSI

	百島地区	海老地区	灘地区	福田港地区
HSI (2004年)	0.85	0.39	0.36	0.01

ウ. 2004年における各干潟の HU による比較評価

2004年における各干潟の HU の値を表 5 に示した。各干潟の HU は、それぞれの HSI の値に干潟面積を乗じて求めたものである。

HU においても HSI と同様に百島地区 (HU = 15.21) が最も高い値を示した。次いで、海老地区 (HU = 3.92)、灘地区 (HU = 1.12)、福田港地区 (HU = 0.04) の順になった。これより、2004年という瞬間におけるアサリのハビタットとしては、百島地区が最も優れていると判断できる。

また、海老地区および灘地区は、HSI 段階の評価ではそれぞれ 0.39 および 0.36 という値で、アサリのハビタットの質としてはほぼ同じ評価がなされたが、HU 段階ではそれぞれ 3.92 および 1.12 となり、アサリのハビタットとしては灘地区より海老地区の方がより優れていることが示された。

表 5 2004年の各干潟における HU

	百島地区	海老地区	灘地区	福田港地区
HU (2004年)	15.13	3.90	1.10	0.04

エ. 1983年から2004年における各干潟の累積的 HU による比較評価

1983年から2004年における各干潟の累積的 HU の値を表 6 に示した。各干潟の累積的 HU は、そ

れぞれの HU の値に時間を乗じて求めたものである。

HSI および HU 同様、最も累積的 HU の値が高かったのは百島地区 (累積的 HU = 124.48) であった。次いで海老地区 (累積的 HU = 48.95)、福田港地区 (累積的 HU = 23.23)、灘地区 (累積的 HU = 5.63) となった。

人工干潟である百島地区、海老地区、灘地区の累積的 HU は、2004年における HU の値の順位に沿う順当な値を示している。これは、HU の値による場所も大きいですが、それぞれの干潟が造成された時期にも大きく影響を受けていると考えられる。なぜならば、より古くから存在している干潟の方が、より長い期間アサリのハビタットを提供していることになるためである。3 地域の人工干潟では、百島地区、海老地区、灘地区の順に造成されており、HU の値と同様の順になっているが、仮に灘地区が最初に造成され、百島地区が最も新しく造成されていたとしたら、累積的 HU の順位では HU と異なる順位になることも起こりうる。

福田港地区に注目すると、2004年の HU では最も低かったが、1983年から2004年における累積的 HU では、灘地区より高い値を示している。これには、灘地区は新しく造成された干潟であることに對して福田港地区は自然干潟であることや、干潟の環境が経年的に変化していることに由来するものと考えられる。

表 6 各干潟における1983年から2004年における累積的 HU

	百島地区	海老地区	灘地区	福田港地区
累積的 HU (1983年～2004年)	123.89	48.55	5.52	23.40

オ. 各人工干潟の「干潟造成あり」と「干潟造成なし」の場合の累積的 HU の差 (ネットゲイン) による比較評価

1983年から2004年における各人工干潟の「干潟造成あり」と「干潟造成なし」の場合の累積的 HU

の値とネットゲインを表2（末尾参照）に示した。

人工干潟を造成した場合と、人工干潟を造成しなかった場合の累積的 HU の差であるネットゲインを求めることで、当該人工干潟の造成事業により、当該人工干潟が造成されてから現在までの期間において、生態系のハビタット機能をどれだけ復元・創造することができたか、その獲得した量を定量的に示すことができる。人工干潟の造成をしなかった場合の累積的 HU の算出は、環境要因や面積の変動を予測して算出するものである。

人工干潟の造成をしなかった場合の累積的 HU をみると、百島地区（累積的 HU=2.80）、海老地区（累積的 HU=0.00）、灘地区（累積的 HU=0.00）ともに、0 またはそれに近い値であった。仮に人工干潟を造成しなかった場合には、当該地域はアサリのハビタットとしては機能していなかったことが予測できる。一方、人工干潟を造成した場合の累積的 HU、つまり現実の累積的 HU の値は百島地区で124.48、海老地区で48.95、灘地区で5.63であった。

これらをもとに、人工干潟を造成した場合と、人工干潟を造成しなかった場合の差であるネットゲインを算出すると、百島地区では121.68、海老地区では48.95、灘地区では5.63となった。

HEP では、このように干潟を造成しなかった場合と、干潟を造成した場合を比較評価し、その事業による生態系の改善効果をわかりやすく示すことができる。ここで示した比較評価は人工干潟造成後の事後評価であるが、例えば人工干潟の造成計画を HEP により評価することで、事業実施前に、当該事業によりどの程度のハビタットを獲得できるかという観点から生態系の改善効果を予測し評価することができる。

7. HEP で可能になる評価のタイプ

ア. 評価の対象と用いる指標に関する整理

（ア）どの対象を比較評価するのか

HEP は、複数の評価対象を比較評価するツールである。多様な比較評価が可能であるが、そのため

には「どの場所の」あるいは「どの期間の」というような前提条件を設定する必要がある。代表的なものとしては以下の4つのタイプに分類できる。

- a 同じ時間の異なる場所を比較評価する（タイプ1）
例）2005年の A 地区の干潟と、2005年の B 地区の干潟の比較評価。
- b 同じ場所の異なる時間を比較評価する（タイプ2）
例）2000年の A 地区の干潟と、2005年の A 地区の干潟の比較評価。
- c 異なる時間かつ異なる場所を比較評価する（タイプ3）
例）2000年の A 地区の干潟と、2005年の B 地区の干潟の比較評価。
- d 同じ時間かつ同じ場所の、異なる複数の場合を比較評価する（タイプ4）
例）人工干潟を造成した場合の2005年の A 地区の干潟と、人工干潟を造成しなかった場合の2005年の A 地区の干潟。

（イ）どの指標で評価するのか

HEP には SI、HSI、HU および累積的 HU といった主に4段階の指標があり、どの指標でも比較評価は可能である。どの指標を用いて評価をするかは、評価の目的に応じて選択することが重要である。以下に、各指標が示す対象についてまとめた。

- a SI（タイプ A）
あるポイントにおける、ある瞬間の評価種（本研究においてはアサリ）のハビタットの1条件による適否を示す。
- b HSI（タイプ B）
あるポイントにおける、ある瞬間のアサリのハビタットの適否を示す。
- c HU（タイプ C）
ある広がりを持った空間における、ある瞬間

のアサリのハビタットの適否を示す。

d 累積的 HU (タイプ D)

ある空間的広がりにおける、時間的広がりをもったある期間のアサリのハビタットの適否を示す。

イ. 自然再生事業を対象とした HEP による評価のタイプ

HEP では、どの対象をどの指標によって比較評価をするのか、その組み合わせによって多様な評価の仕方がある。ここでは自然再生事業に代表される自然復元行為を対象とした評価について整理を行った(表7)。わかりやすくするために、HEP で2つの対象を比較評価するものとして整理した。

ハビタットを質のみで評価するのは最も簡便な HEP である。その中でもある SI だけに着目して評価するのがタイプ A であり、複数の SI を考慮したものが HSI による評価でタイプ B である。

対象地をハビタットとして比較評価する際には、このような質のみによる判断では不十分であることが多い。例えば、ある年のアサリの漁獲高は、アサリのハビタットとしての質と面積の両方によって規定されるだろう。ある瞬間にどの干潟がどの程度のハビタットを実質的に有しているかは、「質」×「空間」という HU による比較評価をすることで可能になる(比較評価タイプ C)。

しかしながら、生態系は常に同じ状態を保つものではなく時間の経過とともに変化するものであるため、瞬間的なハビタットでの比較評価だけでは不十分である場合がある。例えば、干潟の再生事業において、どんなに質が高く広大な面積の干潟を復元しようとしても、ハビタットとしての機能が備わるまでに長い年数を必要とするのであれば、それまではアサリは生息できない。このように生態系を一定の期間における時間の経過を踏まえた比較評価を行う必要がある場合には、累積的 HU による評価を行う(比較評価タイプ D)。

次に、同じ時(瞬間または期間)における異なる干潟における各指標を算出することで、それぞれの干潟の状態を比較し把握することができる(比較評価タイプ 1)。

逆に、同一の評価対象地における異なる複数の年の SI、HSI および HU といった指標を比較評価することで、各干潟におけるハビタットの質やハビタットが経年的にどのように変化しているかを読み取ることができる(比較評価タイプ 2)。

また、現在のある地域の干潟と、異なる地域の過去の干潟の状態を比較評価することも可能である。現在のある地域の干潟造成において、異なる地域の干潟の過去の状態を干潟造成目標やモデルとする場合には有効である(比較評価タイプ 3)。

さらに、「造成あり」および「造成なし」という「場合」による比較評価においてネットゲインを算出することで、当該人工干潟の造成事業により、一定期間において生態系をどれだけ復元・創造することができたか、その獲得量を定量的に示すことができる。「場合」による評価はネットゲインによる評価だけでなく、SI、HSI および HU を用いた比較評価をすることも可能である(比較評価タイプ 4)。

ところで、ケーススタディで示した比較評価は人工干潟造成後の事後評価であるが、環境要因や面積の変動を予測することで事前評価も可能である。事業の目標設定をする際にはそのような事前評価が効果的に機能する。人工干潟の造成計画を HEP により評価することで、事業実施前に当該事業によりどの程度の生態系を獲得できるかという観点で生態系の改善効果を予測し評価することができる。

表7では、わかりやすくするために評価対象が2つの場合のケースとして比較評価のタイプを整理したが、HEP は3つ以上の対象を比較評価することももちろん可能である。そのような場合、「どの対象を評価するのか」という選択肢である「場所」、「時」、「場合」の組み合わせによって、多様な評価のパターンが存在する。つまり HEP は、比較評価

の目的に応じて弾力的な評価が可能ということである。

8. HEP を用いた順応的管理における必要条件

HEP を実施するために必要な具体的なデータは、例えば、すでに存在する干潟の質を維持および向上させることを目的とした順応的管理における評価なのか、それともこれまで累積的に消失し続けてきた干潟に対しての代償ミティゲーションとして捉えた新規の干潟造成事業の順応的管理における評価なのかというように、その評価の目的によっても異なってくるものである。本研究では、自然再生事業において HEP を用いることで多様で有効性の高い評価が可能であることを明らかにしたが、それらの比較評価は、事業や評価の目的に応じて使い分けることが肝要である。そのようなことから、HEP の実施に先立って、あらかじめ評価の目的を明確にしておくことが重要である。

HEP を実施するには、まず HSI モデルを構築しておく必要があるが、評価の目的を明確にすることは、HSI モデルの評価種の選定においても重要な意味を持つ。本ケーススタディでは干潟の生態系をアサリのハビタットとして評価することを前提に、アサリを評価種とした。しかしながら、例えば事業の目的が干潟造成によりゴカイ (*Neanthes japonica*) のハビタットを復元・創造することであれば、評価種に少なくともゴカイは含まれていなければならない。

HEP では、複数の評価種を用いた比較評価をすることもできる。目的によっては、アサリとゴカイの2種というように、複数種を評価種にした比較評価を行うことも必要になるだろう。

評価目的が異なれば具体的な必要事項はそれに依って異なるが、HEP の実施において基本的に必要となるデータは比較評価対象地における環境要因データと、その環境要因をもった地域がどの程度広がっているかという面積データである。なお、ここでいう環境要因データとは、もちろん HSI モデル

の各ハビタット変数のデータを指すものであり、評価種の種類によっては必要となる環境要因データも異なる。

尾道糸崎港でこれまで実施されてきた調査では、調査地点は年ごとに異なり、設定された調査地点の密度にも偏りがある。HEP を実施するにあたっての調査地点は、少なくとも評価対象干潟に均一に広がるように設定し、モニタリング地点として、その後実施する調査でもそれらの地点でデータをとるなどの配慮が必要になってくる。

また調査実施時期は、評価対象地の環境が大きく変動することが予測される年には必ず行う必要がある。尾道糸崎港におけるこれまでの調査では、人工干潟造成後の環境調査は行われているが造成前の環境調査は行われていなかった。造成前の当該地域がどのような環境であったか、その環境要因データや面積データを把握しておくことも必要である。

このように HEP を用いることで、調査の目的が明確になり、目的に見合った調査項目と方法による環境把握がより促進されることになろう。

9. HEP を用いた順応的管理の提案

近年、日本における自然再生事業の実施に際しても、米国と同様ないわゆる順応的管理による実施が求められている。なお、順応的管理は「計画(仮説)→実施(実験)→検証(モニタリング)→計画の再設定(フィードバック)」のようなサイクルで実施されるものである(鈴木・磯部・佐々木, 2001)(増殖場造成計画指針編集委員会, 1997)。

一方、米国では、環境アセスメントを「Incremental Process」(増加していくプロセス)と呼ぶことがあるが、それは、環境アセスメントがいわゆる順応的管理として機能していることを意味する(田中, 2003)。そして、そのような米国の環境アセスメントにおける生態系の評価手法として最も広く用いられている HEP は、生態系を評価種のハビタットとしての「質」×「空間」×「時間」という視点から定量的かつ生態学的に評価する手法である(田

中、2002)。

図7に、本研究で提案する、「HEPを用いた干潟の順応的管理における評価手法システム」を示した。干潟造成の事業プロセスの流れに沿い、モニタリングとフィードバックの仕組みを取り入れた順応的管理手法の中におけるHEPの機能を示すものである。

比較評価対象AおよびBは、事業や評価の目的に応じて様々な対象が当てはめられるが、これは比較評価タイプ(表8)に基づいて選定される。つまり、例えば事業の実施による、一定期間におけるアサリのハビタットの復元効果に基づいた目標設定や評価による順応的管理を目指すのであれば、比較評価タイプ4-Dに基づく順応的管理が適当である。その際は、比較評価対象AおよびBには、「事業を実施した場合の累積的HU」および「事業を実施しなかった場合の累積的HU」が当てはまり、その比較評価結果に基づき事業が順応的に実施される。このように自然再生事業の順応的管理においてHEPを適用することは、モニタリングデータから定量的な評価結果を示し、議論のたたき台を提供するため、説明責任の向上や合意形成の促進にも寄与する。さらに、抽象的な目標を具体化し、目標達成のために必要なアクションを明確にするため、より経済的かつ効率的な事業の実施が可能になると考えられる。

おわりに

ケーススタディとしてアサリのHSIモデルを構築し、さらに構築したHSIモデルを用いてHEPによる広島県尾道糸崎港人工干潟の評価を実施した。そして本ケーススタディを通じて、日本でのHSIモデル構築およびHEP実施における課題を踏まえながら、順応的管理による干潟造成などの自然再生事業におけるHEPを用いた評価手法を提案した。

HEPには、事業や評価の目的に応じて、まず、SIによる評価、HSIによる評価、HUによる評価、累

積的HUによる評価の段階があることを明らかにした。またHEPは比較評価手法であるため、何と何を比較するのかについて、①複数の場所、②複数の時間、③複数の計画案を単独あるいは重複して評価することを踏まえると、結局、16通りの基本評価タイプが考えられることがわかった。

順応的管理は「計画・仮説→実施・実験→検証・モニタリング」のサイクルで実施されるが、今回、この各段階においてHEPを適用することで、それぞれの内容をより具体化させ、後の定量的評価の基準を提供するような手順を提案した。自然再生事業における順応的管理にHEPを応用することで、モニタリングデータから定量的な評価結果を示すことが可能になり、それが議論のたたき台となることから、説明責任の向上や合意形成の促進が期待できる。さらに抽象的な目標を具体化させ、目標達成のための必要なアクションも具体化させるために、より経済的かつ効率的な事業の展開が可能になると考えられる。

今後の干潟造成を含む自然再生事業においては、HEPあるいはHEPに類する定量評価を併用し、生態学的な説明責任の向上を図ることが重要である。

表2 各干潟における累積的 HU およびネットゲイン

			百島地区 (1984～1987年造成)		海老地区 (1988～1989年造成)		灘地区 (1996年造成)		福田港 地区
HU	年	TY	干潟造成あり	干潟造成なし	干潟造成あり	干潟造成なし	干潟造成あり	干潟造成なし	自然干潟
	1983年 (昭和58年)	0	1.12	1.12	0.00	0.00	0.00	0.00	1.23
	1987年 (昭和62年)	4			0.00	0.00			
	1988年 (昭和63年)	5	0.00	0.00					
	1990年 (平成2年)	7			2.53	0.00			
	1995年 (平成7年)	12					0.00	0.00	
	1997年 (平成9年)	14					0.38	0.00	
	2001年 (平成13年)	18							1.23
	2002年 (平成14年)	19							0.29
	2004年 (平成16年)	21							0.04
累積的 HU			123.89	2.85	48.55	0.00	5.52	0.00	23.40
ネットゲイン			121.04		48.55		5.52		

表7 自然再生事業における HEP 評価のタイプ

タイプ	どの対象を評価するのか			どんな評価をするか			概要(例)	用いる指標
	場所	時	場合	質	空間	時間		
1-A	異なる	同じ	同じ	SI	点	瞬間	ある同じ瞬間の、異なる2つの点における、ハビタットの一部分について比較評価する。	SI
1-B	異なる	同じ	同じ	HSI	点	瞬間	ある同じ瞬間の、異なる2つの点における、ハビタットについて比較評価する。	HSI
1-C	異なる	同じ	同じ	HSI	面	瞬間	ある同じ瞬間の、異なる2つの地域全体における、ハビタットについて比較評価する。	HU
1-D	異なる	同じ	同じ	HSI	面	期間	ある同じ期間の、異なる2つの地域全体における、ハビタットについて比較評価する。	累積的 HU
2-A	同じ	異なる	同じ	SI	点	瞬間	ある同じ点の、異なる2つの瞬間における、ハビタットの一部分について比較評価する。	SI
2-B	同じ	異なる	同じ	HSI	点	瞬間	ある同じ点の、異なる2つの瞬間における、ハビタットについて比較評価する。	HSI
2-C	同じ	異なる	同じ	HSI	面	瞬間	ある同じ地域全体の、異なる2つの瞬間における、ハビタットについて比較評価する。	HU
2-D	同じ	異なる	同じ	HSI	面	期間	ある同じ地域全体の、異なる2つの期間における、ハビタットについて比較評価する。	累積的 HU
3-A	異なる	異なる	同じ	SI	点	瞬間	異なる2つの瞬間の、異なる2つの点における、ハビタットの一部分について比較評価する。	SI
3-B	異なる	異なる	同じ	HSI	点	瞬間	異なる2つの瞬間の、異なる2つの点における、ハビタットについて比較評価する。	HSI
3-C	異なる	異なる	同じ	HSI	面	瞬間	異なる複数の瞬間の、異なる2つの地域全体における、ハビタットについて比較評価する。	HU
3-D	異なる	異なる	同じ	HSI	面	期間	異なる複数の期間の、異なる複数の地域全体における、ハビタットについて比較評価する。	累積的 HU
4-A	同じ	同じ	異なる	SI	点	瞬間	ある同じ瞬間かつ同じ点で、異なる2つの場合におけるハビタットの一部分について比較評価する。	SI
4-B	同じ	同じ	異なる	HSI	点	瞬間	ある同じ瞬間かつ同じ点で、異なる2つの場合におけるハビタットについて比較評価する。	HSI
4-C	同じ	同じ	異なる	HSI	面	瞬間	ある同じ瞬間かつ同じ地域全体で、異なる2つの場合におけるハビタットについて比較評価する。	HU
4-D	同じ	同じ	異なる	HSI	面	期間	ある同じ期間かつ同じ地域全体で、異なる2つの場合におけるハビタットについて比較評価する。	累積的 HU

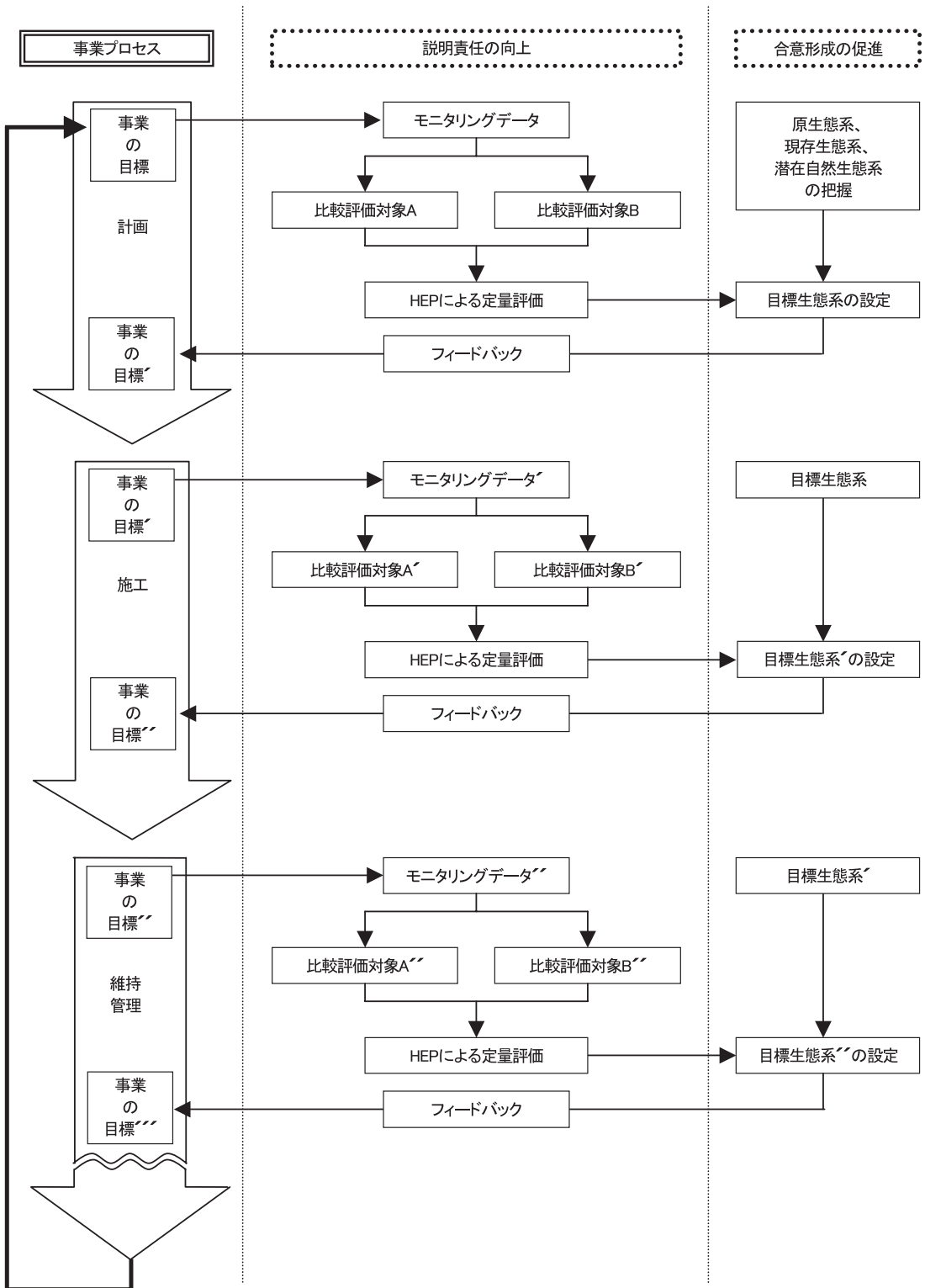


図7 干潟の順応的管理における HEP を用いた評価手法システム (提案)

注) 本フロー図における、原生生態系、現存生態系、潜在自然生態系とは、陸上生態系における原植生、現存植生、潜在自然植生に対応する語として便宜的に用いた。

参考文献

- [1] 市村康ほか (2003) HSI モデルを用いた人工干潟の生物生息場の評価, 第31回環境システム研究論文発表会公演集 p.537-541
- [2] 海の自然再生ワーキンググループ (2003) 海の自然再生ハンドブック—その計画・技術・実践—第1巻 総論編, 国土交通省港湾局監修, ぎょうせい, 東京都 107pp.
- [3] 佐々木克之 (2001) アサリの水質浄化の役割, 水環境学会誌, 24 (4) p.207-210
- [4] 新保裕美ほか (2000) アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル, 海岸工学論文集 47 p.1111-1115
- [5] 新保裕美ほか (2001) 干潟における生物生息環境の定量的評価に関する研究—多毛類を対象として—, 海岸工学論文集 48 p.1321-1325
- [6] 鈴木誠・磯部雅彦・佐々木淳 (2001) アサリの生息密度の推定法に関する研究, 海岸工学論文集 48 p.1391-1395
- [7] 増殖場造成計画指針編集委員会 (1997) 沿岸漁場整備開発事業増殖場造成計画指針—ヒラメ・アサリ編—, 社団法人全国沿岸漁業振興開発協会, 東京 316 pp.
- [8] 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺競 (1986) アサリの生息限界に関する実験的検討, 宮城県水産試験場研究報告 11 p.44-58
- [9] 田中章 (1998) 生態系評価システムとしての HEP, 環境アセスメントここが変わる, 島津康男ほか編 81-96, 環境技術研究会, 大阪 432pp.
- [10] 田中章 (2002) 何をもって生態系を復元したといえるのか?—生態系復元の目標設定とハビタット評価手続き HEP について—, ランドスケープ研究, 65(4) p.282-285
- [11] 田中章 (2003) 生態系アセスメントにおける定量的評価手法利用の考え方, 環境省主催生態系の定量的評価フォーラム 生態系の定量的評価手法の展望と情報交換, 配布資料 p.25-28
- [12] 田中章 (2006) HEP 入門 —ハビタット評価手続きマニュアル—, 朝倉書店 267pp
- [13] 堤裕昭 (2005), 干潟の底質環境の変化とベントス群集への影響, 月刊海洋, 37 (3) p.107-115
- [14] 風呂田利夫 (1996), 干潟生態系, 遺伝, 50 (7) p.19-23