

HEP による人工磯の付着動物に関する生息地適性評価

吉安勇介*・橋中秀典*・井上雅夫**
島田広昭***・端谷研治****

1. 緒 言

近年, 生物との共生を目指した海岸・港湾構造物として, 人工磯が各地に造成されるようになってきた。この人工磯は, これまで数多く造成されてきた人工の砂浜とは異なった付着動物相を呈し, 豊かな海岸環境の創造が期待されている。このような付着動物相を的確に評価することは, 人工磯の造成計画に際して重要であり, ひいては, 人工磯に豊かな付着動物相を育てていくことにつながるであろう。この研究の目的は二つある。一つは, Habitat Evaluation Procedure (HEP) によって, 付着動物を対象とした人工磯の生息地適性評価を行うことである。いま一つは, その結果に基づいて, 豊かな付着動物相を有した人工磯の適地選定手法を提案し, その妥当性を実証することである。

2. 現地調査の内容

評価モデルの構築には, 井上ら (1999) の現地調査の結果を用いた。その調査内容は, 付着動物の確認種調査および水質 (水温, 塩分濃度, pH, DO および COD) 調査であるが, 一部の人工磯では, 石膏ボールを用いて, 波当たり, すなわち, 波や流れなどによる海水流動の定量的な測定 (鍋島・喜田, 1990) も行った。調査対象地は, 図-1 に示した大阪湾沿岸や東播海岸にある 7 カ所の人工磯と 1 カ所の天然磯である。これらのうち, 前述した波当たりの調査は, 淡輪・箱作, 尼崎, 大蔵および魚住で行った。また, 調査期間とその回数については, 付着動物の確認種と水質の調査は, 1998 年 9 月から 2000 年 11 月までの間に, ほぼ等間隔で 12 回 (東浦は 1999 年 8 月からの調査で 7 回) 実施した。波当たりの調査は, 淡輪・箱作では, 1997 年 10 月から 2000 年 12 月までの間に 11 回, 尼崎では 2000 年 8 月から 12 月までの間, 大蔵では 1999 年 8 月から 12 月までの間, 魚住では 1998 年 9 月から 12 月までの間に, それぞれ 3 回ずつ行った。

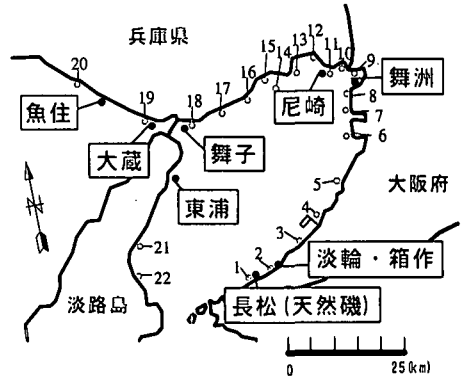


図-1 大阪湾や東播海岸にある人工磯

3. 評価モデルの構築および考察

HEP とは, アメリカの連邦野生生物局で開発された生態系評価システムである。HEP は, ①環境要因の選定, ②SI モデルの構築, ③HSI と SI の関係設定, ④モデルのテストと改良の順で行われる (田中, 1998)。なお, SI (付着動物の生息しやすさの指標) は, 選定した環境要因ごとに算出されるものであり, そのモデルの構築には, 調査結果に既往の知見を勘案することによって行われる。また, HSI (生息地適合度指数) とは, SI を総合化して算出されるものであり, その値は SI と同様に, 0 (まったく不適) から 1 (最適) までの間の数値で表される (磯部, 1998)。

(1) 環境要因の選定

図-2 には, 前述した現地調査の結果を用いて, それぞれの磯における付着動物の確認種数と水質の変動幅との関係を示した。その結果, 図-2(a) に示した水温については, 確認種数との間に明瞭な対応関係がみられないため, 水温は環境要因として選定しないことにした。図-2(b), (c) および (d) に示した塩分濃度, pH および DO については, その下限値が, また, 図-2(e) に示した COD については, その上限値が, 付着動物の確認種数とよく対応している。したがって, これらの 4 項目を環境要因として選定することにした。なお, データの取り扱いについては, これらのことを考慮して, 塩分濃度, pH およ

* 学生会員 関西大学大学院工学研究科
** 正会員 工博 関西大学教授 工学部土木工学科
*** 正会員 工博 関西大学講師 工学部土木工学科
**** 正会員 工修 日本建設コンサルタンツ(株)

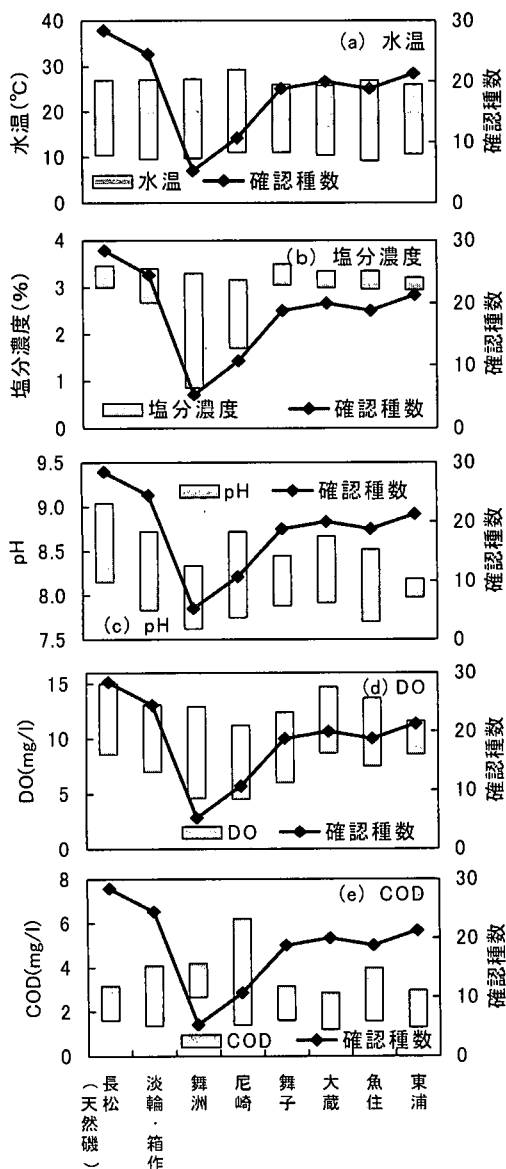


図-2 各磯における水質の変動幅と確認種数

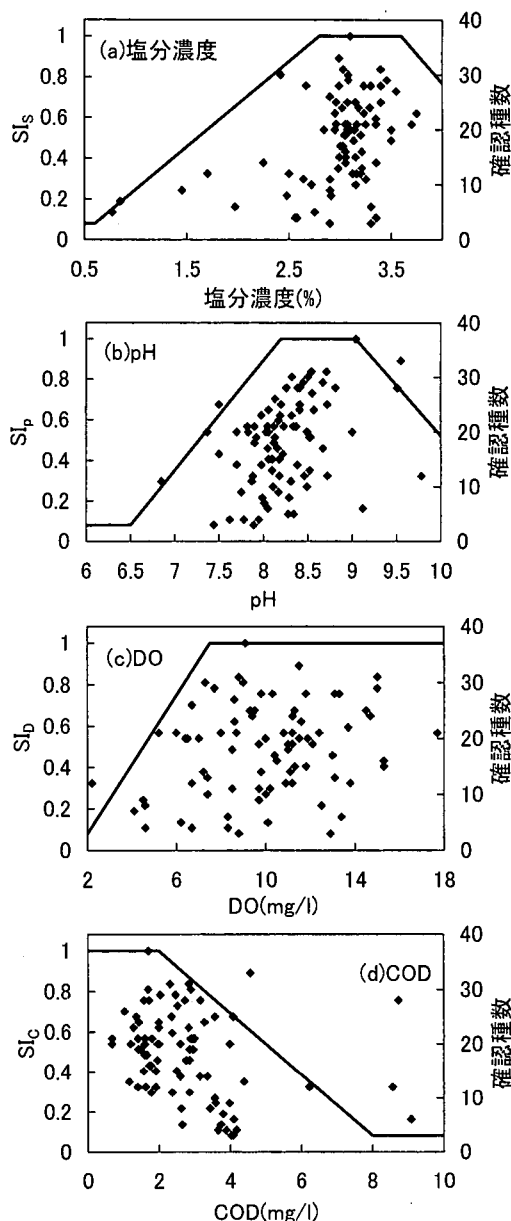


図-3 水質に関するSIモデル

びDOはそれらの値の下限值から25%のものを、CODはその値の下限值から75%のものをを用いることとした(運輸省, 1981)。

(2) SIモデルの構築

SIモデルの構築(新保ら, 2000)は、調査結果と既往の知見を勘案して行われるが、ここでは、前述の調査結果をプロットし、それらの点の大部分を包絡するような直線を描き、モデルを構築した。なお、SIの最大値については、確認種数 n の最大値が37種であったため、これを $SI=1.00$ とした。また、SIの最小値については、いずれの調査日においても、少なくとも3種の付着動物の生息

が確認されたため、これに対応するSIの最小値を $SI=0.08$ とした。

図-3には、選定した水質の各項目に関するSIモデルを示した。図-3(a)に示した塩分濃度に関する SI_s については、塩分濃度が約2.8%から3.6%の範囲で確認種数は最大となり、その前後で確認種数は減少する傾向がみられる。したがって、この間の SI_s を1.00とした。塩分濃度が2.8%以下では、塩分濃度が0.77%で SI_s が0.14($n=5$)となるような直線とし、 SI_s の最小値は0.08($n=3$)とした。塩分濃度が3.6%以上では、塩分濃

度が4.0%で SI_s が0.77 ($n=28$)となるような直線とした。図-3(b)に示したpHに関する SI_p については、pHが約8.20から9.04の範囲において確認種数は最大となり、これより小さいと、確認種数は減少する傾向がみられる。したがって、この間の SI_p を1.00とし、pHが8.20以下では、pHが6.85で SI_p が0.35 ($n=13$)となるような直線とし、pHが9.04以上では、pHが9.51で SI_p が0.76 ($n=28$)となるような直線とした。なお、環境基準の類型A(水産一級、水浴など)でのpHの基準値は、7.80から8.30までの間であり、これに比べると、このモデルにおける付着動物の生息にとって良好なpHの範囲は、やや高くなっている。図-3(c)に示したDOに関する SI_D については、DOが約8.0mg/lよりも大きいと確認種数は多くなり、それより小さいと確認種数は減少する傾向がみられる。また、環境基準では、DOが7.5mg/l以上では類型Aとなり、DOが2.0mg/l以上では類型C(環境保全)となる。これらのことから、DOが7.5mg/l以上で SI_D を1.00、DOが2.0mg/lで SI_D が0.08となるような直線とした。図-3(d)に示したCODに関する SI_C については、CODが約2.0mg/lよりも小さいと確認種数は多くなり、それよりも大きいと確認種数は減少する傾向がみられる。また、環境基準では、CODが2.0mg/l以下で類型Aとなり、CODが8.0mg/l以下で類型Cとなる。これらのことから、CODが2.0mg/l以下で SI_C を1.00、CODが8.0mg/l以上で SI_C が0.08となるような直線として、SIモデルを構築した。

(3) HSIとSIの関係設定

HSIは、それぞれのSIを総合化することによって算出される。ここでは、4種のSIのうち、その値の小さいものが付着動物の生息状況に影響を及ぼすものと考えられることから、式(1)によりHSIを求めた。

$$HSI=SI_s \cdot SI_p \cdot SI_D \cdot SI_C \cdots \cdots (1)$$

(4) モデルのテスト

HSIの試算には、表-1に示した調査結果を用いた。なお、これらのデータは、前述したように、塩分濃度、pHおよびDOは、それぞれの下限値から25%のものを、CODは下限値から75%のものをを用いた。

図-4には、HSIの算出結果の妥当性を確認するため、8カ所の磯におけるHSIと確認種数との関係を示した。これによると、HSIと確認種数とはよく対応し、相関係数は0.796であり、このHSIモデルは、付着動物の生息状況をよく再現しているものと考えられる。したがって、このHSIによって、大阪湾および東播海岸において、豊かな付着動物相を目指した人工磯の適地選定を容易に行うことができると言えよう。

表-1 各磯における水質

調査場所	塩分濃度(%)	pH	DO(mg/l)	COD(mg/l)
長松(天然磯)	3.11	8.37	10.20	2.78
淡輪・箱作	2.85	8.05	8.53	3.40
舞洲	1.46	7.80	6.68	3.80
尼崎	2.07	7.99	6.18	5.02
舞子	3.16	8.02	7.60	2.76
大蔵	3.08	8.11	10.20	2.45
魚住	3.06	7.91	9.43	3.39
東浦	3.02	8.03	9.35	2.54

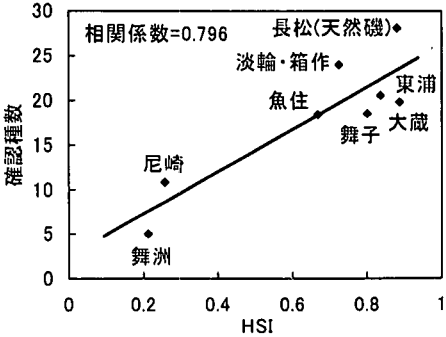


図-4 HSIと確認種数との関係

(5) 大阪湾沿岸および東播海岸における付着動物の生息地適性評価

ここでは、国立環境研究所(2000)の公共用水域における水質の測定結果を用い、大阪湾沿岸および東播海岸の22地点におけるHSIを算出し、それらと付着動物の確認種数との比較を行って、ここで提案したモデルの実際問題への適用性について検討しよう。なお、22地点の位置は図-1に示した通りである。

a) HSIモデルの適用性の検討

ところで、国立環境研究所で公開しているデータには塩分濃度に関するものが示されていないため、これまでのモデルをそのまま用いることはできない。そこで、構築したHSIモデルから塩分濃度に関するものを除いたものを HSI' とし、その算出には式(2)を用いた。

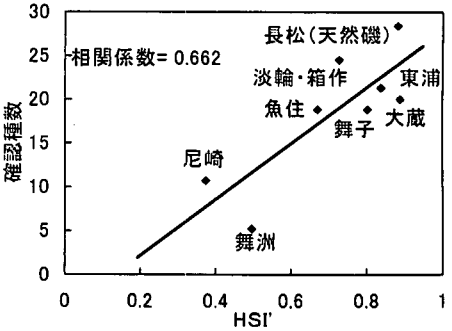


図-5 塩分濃度を除いた場合の HSI' と確認種数との関係

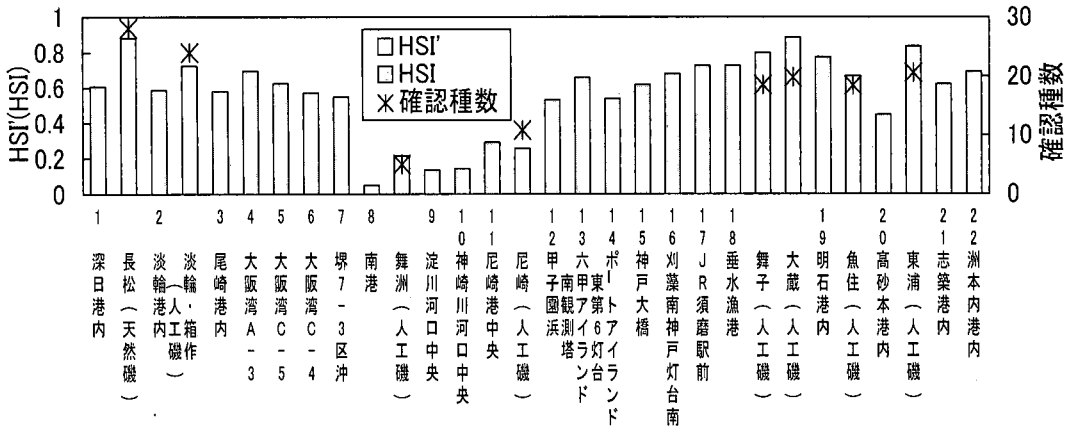


図-6 大阪湾沿岸および東播海岸における HSI と確認種数

$$HSI' = SI_p \cdot SI_b \cdot SI_c \quad \dots\dots\dots (2)$$

図-5 には、HSI' と確認種数との関係を示した。これによると、塩分濃度を考慮しなかった場合の相関係数は 0.662 であり、塩分濃度を考慮した場合 (図-4) の相関係数 0.796 と比較すると、やや小さいが、依然としてかなりの相関性は保っているものと考えられる。このことから、この HSI' により、付着動物の生息地適性評価を行うことにする。

b) 生息地適性評価

図-6 には、これらの水質の測定値だけから求めた大阪湾沿岸および東播海岸の 22 地点での HSI' のほかに、実際にある 8 か所の磯浜での HSI も示した。これによると、湾奥部の南港、淀川や神崎川の河口中央部での HSI' は小さい。また、湾奥から離れるほど、HSI' は大きくなるような傾向がみられるが、湾口部に近いところでも港湾内での HSI' は小さくなる。これは、港湾内では、海水交換が行われにくいことや波高の減少によるばき効果の低減によって、DO の値が低くなったことが原因と考えられる (廣崎, 2000)。

4. 海水流動値を導入したモデルの改良

3. では、水質だけを用いて HSI を算出したが、その外に付着動物の生息環境を規定するものとしては、物理的要因として波当たりによる影響が考えられる。そこで、この影響を付加することによって、モデルの改良を行い、その効果を確認してみよう。波当たりを定量的に表現するにあたり、本研究では、石膏球法によって求めた海水流動値に関する SI_w を導入し、それを考慮した生息地適合度指数を HSI'' とした。

(1) SI モデルの構築

図-7 には、海水流動値が付着動物の生息状況に及ぼす影響を調べるため、各磯における海水流動値の変動幅

と確認種数との関係を示した。これによると、海水流動値の上限値は、確認種数とよく対応している (栗原, 1998)。このため、海水流動値のデータの取り扱いについては、各調査日ごとに得られる海水流動値の最大値を取り出し、それらの平均値をその磯での海水流動値の代表値とした。

図-8 には、海水流動値に関する SI_w モデルを示した。モデルの構築には、水質のものと同様に、測定した海水流動値と付着動物の確認種数との関係をプロットし、それらの点の大部分を包絡するような直線とした。モデルの詳細について述べると、確認種数は、海水流動値が約 32 cm/s から 40 cm/s までの間で最大となり、その前後

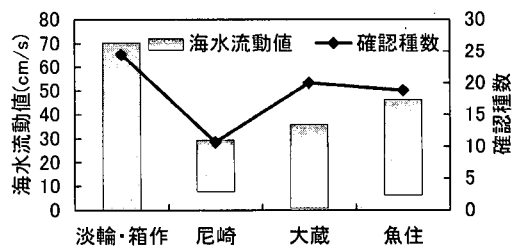


図-7 各磯における海水流動値の変動幅と確認種数

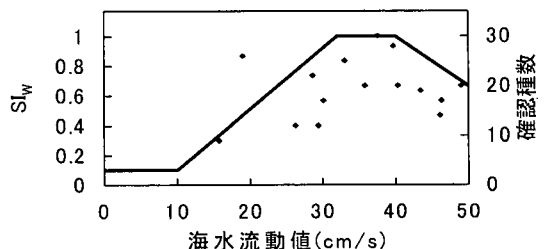


図-8 海水流動値に関する SI モデル

表-2 各磯における海水流動値

人工磯	海水流動値(cm/s)
淡輪・箱作	42
尼崎	21
大蔵	31
魚住	38

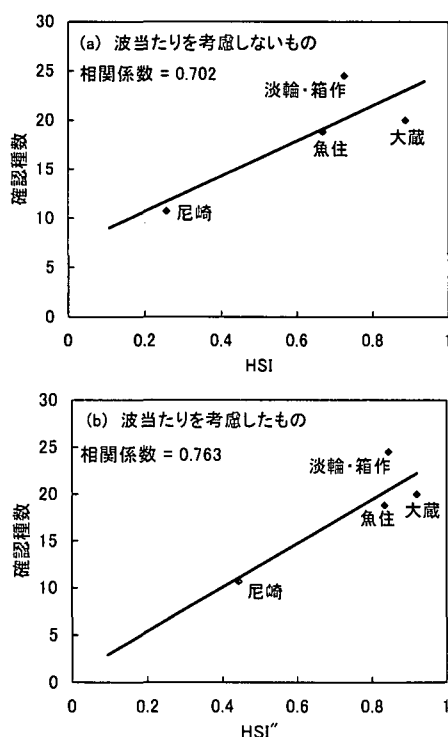


図-9 波当たりを考慮しない場合と考慮した場合における HSI と確認種数との関係

で減少する傾向がみられる。したがって、この範囲の SI_w を 1.00 とした。なお、ここでは、確認種数の最大値が 32 種であったため、これが $SI_w=1.00$ に相当する。海水流動値が 32 cm/s 以下では、海水流動値が 10 cm/s で SI_w が 0.08 となるような直線とした。海水流動値が 40 cm/s 以上では、海水流動値が 50 cm/s で SI_w が 0.67 ($n=20$) となるような直線とした。

(2) HSI' と SI の関係設定

付着動物の生息環境を規定するものとしては、水質に関するものと波当たりに関するものとが等しく影響を及ぼすものと考えた。すなわち、波当たりの影響を考慮した HSI' の算出には、水質から求めた HSI と海水流動値による SI_w が等価となるように、式 (3) により算出した。

$$HSI' = 1/2 \cdot (HSI + SI_w) \dots\dots\dots (3)$$

(3) モデルのテストとその適用性

表-2 には、各磯における海水流動値を示した。

図-9(a) および (b) には、波当たりを環境要因として付加しない HSI と付加した HSI' のそれぞれを示し、それらと確認種数との比較を行った。これによると、相関係数は HSI のものは 0.702 であるのに対し、HSI' のものは 0.763 である。このことから、波当たりを考慮することによって、生息地適合度指数の精度は向上することが確認できたと言えよう。

5. 結 語

本研究では、HEP によって、付着動物を対象とした人工磯の生息地適性評価を行い、その結果に基づいて、豊かな付着動物相を目指した人工磯の適地選定手法を提案した。その結果、以下のようなことが明らかになった。

(1) 本研究で構築した HSI モデルは、付着動物の生息環境をよく再現している。

(2) 付着動物の生息地適性評価を行った結果、湾奥部から離れるにしたがって、生息地適合度指数は一般に増大する。

(3) 環境要因の項目に波当たりに関するものを付加すると、生息地適合度指数の精度は向上する。

謝辞：この研究には関西大学学術フロンティア・センターの研究費を使用したことを明記する。また、現地調査には関西大学海岸工学研究室の多くの学生諸君の協力があつたことも明記して深謝する。

参 考 文 献

- 磯部雅彦 (1998): ミティゲーションの調査分析と沿岸域環境管理の枠組みの提案, 海岸工学論文集, 第 45 巻, pp. 1236-1240.
- 井上雅夫・島田広昭・桜井秀忠・端谷研治 (1999): 大阪湾沿岸および東播磨海岸における人工磯の付着動物相に関する現地調査, 海岸工学論文集, 第 46 巻, pp. 1171-1175.
- 運輸省 (1981): 関西国際空港の環境影響評価案, pp. 430-448.
- 栗原 康 (1998): 海岸と港湾における環境保全のための生態学, 土木学会誌, Vol. 83-11, pp. 26-28.
- 国立環境研究所 (2000): 国立環境研究所ホームページ (<http://www.nies.go.jp/igreen/water/index.html>).
- 新保祐美・田中昌宏・池谷 毅・越川啓功 (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, 第 47 巻, pp. 1111-1115.
- 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, 環境技術研究協会, pp. 81-98.
- 鍋島繁信・喜田和四郎 (1990): 石付ボールによる海水流動値の測定法, 水産増殖, Vol. 38-2, pp. 127-133.
- 廣崎芳次 (2000): 飛沫帯からのメッセージ, RACES News Letter, No. 6, 生態系工学研究会, pp. 1-2.