F-1 野生生物の生息適地から見た生物多様性の評価手法に関する研究
(3)生物多様性の評価手続きに関する研究

独立行政法人国立環境研究所
生物多様性研究プロジェクト 生物個体群研究チーム 永田尚志
武蔵工業大学環境情報学部 田中 章
みずほ情報総研㈱ 高橋邦彦

平成15-17年度合計予算額 29,301千円
(うち、平成17年度予算額 8,274千円)

[要旨]開発途上国、特に近年の経済開発が著しい東アジアにおいては、開発と保全のバランスを図るための生物多様性アセスメントや環境影響評価手法の確立が重要課題である。米国のハビタット影響評価手続き (Habitat Evaluation Procedure: HEP) の基本的メカニズムの把握と、HEPが誕生した社会的背景を明らかにし、HEPの基盤となるハビタット適性指数(Habitat Suitability Index:HSI)モデルの現状分析を実施した。また、日米で公表されているHSIモデルを収集・分析し傾向を把握した。米国地質調査局(U.S. Geological Survey)のホームページ上に公開されている151個のHSIモデルでは、全てのモデルに評価対象時期が明記されていたのにたいして、これまで日本で開発された72個のHSIモデルの約82%は評価対象時期に関する記載がない不完全なものであった。HSIモデルの開発年には日米で差はあるが、環境関連法の制定に伴ってHSIモデル構築が進められていた。現在の日本の状況は、米国でのHEPが導入され始めた時期にあると捉えられた。ケーススタディとしてアサリのHSIモデルを構築し、HEPによる広島県尾道糸崎港人工干潟の評価を実施した。ケーススタディを通じて明らかになったことから、日本でのHSIモデル構築およびHEP実施する際の自然再生事業の評価手法を提案した。また、欧州において運用されている生態系影響評価が運用について、背景となる法的な整備状況、生物・生息地などのデータ整備状況を調査した。欧州では、生息地保護自体を目的とする多くの法律が存在し、生態系を考慮したゾーニングが決まっている国が多かった。英国における環境影響評価では、EUハビタット指令、野鳥指令に基づく保護地域、国レベル、州(地域)レベルの保護地域が明確に指定され、保護地区での開発行為が厳しく規制されていた。今後、活発化していく自然再生や生態系復元のアセスメントにおいてHEP等の環境影響評価手法の需要は増していくと考えられる。合理的にHEPを適用するために、HEPの技術論に加えてHEP誕生の背景を理解することが必要となる。そのためにも早急に日本版HEPのマニュアルを公開することが必要である。生物多様性の評価手続きを一般に公開し意見を収集するにはWeb-GISが有効と考えられた。生息適地分布図の閲覧機能、生息情報の入力機能を装備したWeb-GISプロトタイプシステムを構築し、運用実験を行った。

[キーワード]生態系の定量的評価、ハビタット評価手続き、ハビタット適性指数、環境影響評価、Web-GIS

1.はじめに

エコシステムズアプローチに基づいた生物多様性の保全のためには、環境改変に伴う生息場所

の質の変化や生態系の多様性の変化を定量的に評価する手法を確立するとともに、それに基づいた生物多様性評価制度を確立する必要がある。定量的生態系評価手法は、これまで米国を中心として多様な手法が開発され実践されてきているが、日本を含む東アジア諸国においてはほとんど考案されてこなかった。本研究はこのような背景を受けて、米国で最も普及している定量的生態系評価手法であるハビタット評価手続き（Habitat Evaluation Procedure:以降、HEPと略す）について調査し、その問題点を抽出することによって、日本や東アジア諸国における定量的生態系評価手法の確立の一助とすることを目的として実施するものである。また、欧州（主に英国）においてHEPに類似した生態系影響評価が運用されているかについて、背景となる法的な整備状況、生物・生息地などのデータ整備状況を調査した。欧州と日本の生態系評価手法の比較をもとに、生物多様性定量評価システムを実現するためのネットワークシステムの研究を行ない、システム試行により研究内容の検証を行い、実現性および適用性について検討することを目的とした。

2.研究目的

（１）日本におけるＨＥＰのケーススタディと日本版ＨＥＰの提言に関する研究

平成15年度には、「HEPの基本的なメカニズム、HEP誕生の社会的背景、日本への導入における課題」を研究し、HEPの基本的なメカニズム及びHEP誕生の社会的背景を分析し明らかにした。HEPはある土地の生態学的な「質」、その土地の広さである「空間」、そのような質と空間を有した土地がいつからいつまで確保されるのかという「時間」の積、即ち「質」×「空間」×「時間」（＝累積ハビタットユニット:累積HU）という値によって、複数の土地や複数の事業計画案を相対的に比較評価する仕組みであることがわかった。「質」はハビタット適正指数（Habitat Suitability Index:HSI)という指標として示され、調査対象地をある野生生物種のハビタットとしての適正度合いから評価している。HEPの主要な問題点はこのHSIモデルの妥当性に集約される。しかし、米国のHEPは開発側と保全側の双方の生態学分野の専門家からなる「HEPチーム」により実施し、HSIモデルもこのHEPチームにおいて構築することにより、開発側または保全側のどちらか一方に評価が偏ることを回避していた。

近年、日本においてもHSIモデル構築が試みられており、HEPの日本への導入も検討されている。その際の課題としては、HSIの学術的な説得力と実務的な実践力のバランスをどこにおくかという点がある。米国のほとんどのHEPが修正HEP（HSIモデルを簡略化したHEP）という事実、前述したようなHEPを使う目的や開発された背景を理解したうえで、日本の生物多様性保全のニーズにおけるHEPの役割を十分に検討する必要がある。

本研究は、米国で最も普及している定量的生態系評価手法であるHabitat Evaluation Procedureについて調査し、そのメカニズムを把握し、日本の課題を抽出することによって、日本を含む東アジア諸国における定量的生態系評価手法の確立の一助とすることを全体的な目的としている。

各年度の目的は、平成15年度については、HEPの基本的なメカニズムを把握するとともに、その問題点を抽出し、日本の実情にあった生物多様性の評価手続きの検討を目的とした。平成16年度は、米国において公開されている151種のHSIモデルを収集・整理するとともに日本において公表されているHSIモデルも併せて収集・整理した。この結果を踏まえて日本におけるHSIモデル作成の課題を検討することを目的とした。平成17年度は、広島県尾道糸崎港に造成された人工干潟のHEPによる評価というケーススタディを通して、今後の人工干潟造成の事業実施（計画、施工、維持管理）におけるHEPを用いた順応的管理の基本的手順を提示し、現状における課題を整理するこ

とを目的とした。この干潟の評価手順をもって、日本版HEPの提言とした。

（２）生物多様性定量評価システム(制度)の社会的基盤の比較研究

生物多様性の保全のためにはエコシステムアプローチに基づくことが必要で、環境改変に伴う生息場所の質の変化を定量的に評価する手法を考案し、それに基づいた生物多様性評価手法およびその適用制度を確立する必要がある。

（３）生物多様性定量評価ネットワークシステム構築のための研究

欧州と日本の生態系評価手法の比較をもとに、生物多様性定量評価システムを実現するためのネットワークの研究を行った。試作版によるシステム試行により研究内容の検証を行い、実現性および適用性について検討し、実用化の問題点を検討する。

３．研究方法

（１）日本におけるＨＥＰのケーススタディと日本版ＨＥＰの提言に関する研究

平成15年度では、米国のハビタット影響評価手続き（HEP）の基本的メカニズムの把握と、HEPが誕生した社会的背景を明らかにするため、既存文献の収集・分析を行い、内外の専門家に対するインタビュー調査を行った。また、HEPの事例という面とHSIモデル事例という面の両面について、米国でのHEPの実例の収集調査を行った。

平成16年度では、日本および米国で公表されたHSIモデルの現状を分析し、日本におけるHSIモデル構築の課題を検討した。日本におけるHSIモデル構築の現状を把握するために、日本および米国で公表されているHSIモデルを、収集・整理し比較した。米国で作成されたHSIモデルについては、米国地質調査局（U.S. Geological Survey：USGS）のホームページ上に公開されている151のHSIモデル（以下、USGS公開HSIモデルと称す）を対象に収集した。また日本で作成されたHSIモデルについては、学術雑誌などに掲載されているものを収集した。そして収集したそれぞれのHSIモデルについて整理・分析を行った。

平成17年度は、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抽出した。

また、ケーススタディを通じて、HEPを用いた干潟造成などの自然再生事業の評価手法を提案した。

（２）生物多様性定量評価システム（制度）の社会的基盤の研究

日本における生息地保護については、これまでの個々の法律等のみでは十分に対応できないと言われている。本研究の目的である生息地評価システムとの関連において、保護の基準および指標、地域指定、環境アセスメント、モニタリングに関連する現行法に基づく対策と課題を整理した。主に保護の基準や地域指定の考え方および面積、生物種の現状に関する自然公園や森林の保護関係の法律等を対象にした。また、生物多様性に対する国民意識、そして生息地評価システムの運用に当たって基盤となる生息分布情報の提供が可能となる環境NPO等の存在について調査した。環境NPO等の活動実態とともに、調査のやり方や会員管理なども考察した。

一方、わが国における生息地評価システムのあり方を検討するうえで、欧米諸国における生息地評価の状況を把握し、わが国の特性を考慮してその導入を図るなどの方策も考える必要がある。そのため、欧州（主に英国）においてHEPに類した評価手法が運用されているかどうか、また、他

の定量的評価がどのような場合で実施されているのか、などを背景となる法的な整備状況、生物・生息地などのデータ整備状況を含めて調査した。調査は、英国における環境アセスメントの実施者へのヒアリングを基に進めることによって現実的で実現性のある方法に注目した。

（３）生物多様性定量評価ネットワークシステム構築のための研究

現在共同研究されている生息適地定量評価手法によって得られる生息適地マップを公開し、研究者・環境NPO等から実際の生息情報をWeb上で入力して頂く評価システムを試行的に構築する。すなわち、得られた生息情報を基に生物種の生息環境を再検討し、定量評価手法に反映させ、より精度の高い適地マップを作成するシステムである。このような流れを繰り返すことによって、評価手法の精度向上が常に図られ、より現実を反映した生息適地マップが作成されることになる。

本評価システムの機能性（使い勝手、入力内容、利用性、活用性など）について、環境NPO等からヒアリングを行い、意見をまとめ、問題点を整理した。そして、プロトタイプシステムによって東京近郊における両生類（トウキョウサンショウウオ）の分布実態を評価するとともに、システムの有効性を検証した。

また、情報収集システムとして効率よく機能するためのネットワーク網（構成）のモデルの一案（データの共有化、研究機関との連携、GPS（携帯電話、PDA）機能活用など）を検討した。

結果・考察

（１）日本におけるＨＥＰのケーススタディと日本版ＨＥＰの提言に関する研究

①平成15年度調査の概要

「HEPの基本的なメカニズム、HEP誕生の社会的背景、日本への導入における課題」と題し、HEPの基本的なメカニズム及びHEP誕生の社会的背景を分析し明らかにした。

調査の結果、HEPはある土地の生態的な「質」(後述)、その土地の広さである「空間」、そのような質と空間を有した土地がいつからいつまで確保されるのかという「時間」の積、即ち「質」×「空間」×「時間」という値によって、複数の土地や複数の事業計画案を相対的に比較評価する仕組みであることがわかった。「質」はHSI(Habitat Suitability Index, ハビタット適性指数)という指標として示され、調査対象地をある野生生物種のハビタットとしての適性度合いから評価することによって把握する。HSIは0(まったく不適)から1(最適)までの数値で表すものである。

HEPの問題点はいくつかあるが、主要なものはこのHSIモデルの妥当性に集約される。しかし、米国のHEPは開発側と保全側の双方の生態学分野の専門家からなる「HEPチーム」により実施し、HSIモデルもこのHEPチームにおいて構築することにより、開発側または保全側のどちらか一方に評価が偏ることを回避していることが判明した。

このようなHEPは、1969年の米国連邦レベルの環境アセスメント法であるNational Environmental Policy Act(NEPA)の施行に由来する。同法では生態系などそれまで定量化が難しいとされていた環境の価値についても定量化を義務付け、HEPはそれにより誕生した。元々、米国の環境アセスメントは、開発による影響をミティゲーション方策の効果で相殺できるかという評価、あるいは複数案から最も環境保全型の案はどれかという評価を行うものである。特にWetlandsの消失に関しては「同等」の保障(代償ミティゲーション)がNo Net Loss政策として義務づけられており、この同等さの妥当性を判断するツールとしてHEPが最も多く使われていることがわかった。

表１　日本において公表されたHSIモデル一覧

分類	HSI モデルの対象 （環境省レッドリスト記載）	SI モデル数	適用範囲の限定		HEP の各評価段階における評価実施の有無			出典
			地理的条件	評価対象時期	HSI 算出 （質）	HU 算出 （質×空間）	累積的 HU 算出 （質×空間×時間）	
哺乳類	テン Martes melampus （無し）	2	あり	通年	×	×	×	中村俊彦（2003）
		2	あり	通年	×	×	×	（財）日本生態系協会（2004c）
	ニホンリス Sciurus lis （LP：四国を除く中国地方以西）	5	あり	通年	×	×	×	林典子（2003）
		6	あり	通年	×	×	×	（財）日本生態系協会（2004b）
		―	―	―	○	×	×	鈴木英恵ほか（2004）
	ムササビ Petaurista leucogenys （無し）	3	あり	通年	×	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004g）
鳥類	サシバ Butastur indicus （無し）	5	あり	記載無し	×	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004d）
両生類	トウキョウサンショウウオ Hynobius tokyoensis （LP：東京都・愛知県）	4	記載無し	繁殖期	○	○	○	雨嶋克憲ほか（2003）
		7	あり	記載無し	×	×	×	小松裕幸ほか（2003）
		―	―	―	○	○	○	藤原真也ほか（2003）
		7	あり	繁殖期・非繁殖期 の成体生息期	○	○	○	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004f）
		―	―	―	○	○	○	藤原真也ほか（2004）
		―	―	―	○	○	○	伊東英幸（2004）
魚類	アイナメ Hexagrammos otakii （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	アカシタビラメ Cynoglossus joyneri （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	ウグイ Tribolodon hakonensis （無し）	4	記載無し	記載無し	×	×	×	和田真治ほか（1998）
	オイカワ Zacco platypus （無し）	8	記載無し	記載無し	○	×	×	山下慎吾ほか（2002）
	カサゴ Sebastiscus albofasciatus （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	カジカ大卵型 Cottus pollux （無し）	15	あり	稚魚期から 成魚の繁殖期	×	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004c）
	シログチ Pennahia argentata （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	スズキ Lateolabrax japonicus （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	マアナゴ Conger myriaster （無し）	12	記載無し	記載無し	○	×	×	中村義治ほか（2003）
	マダイ Pagrus major （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	メバル稚魚・幼魚 Sebastes inermis （無し）	6	あり	春季 あるいは秋季	○	○	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004h）
無脊椎動物類	オオムラサキ Sasakia charonda （NT）	6	あり	記載無し	○	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004b）
	ミドリシジミ Neozephyrus japonicus （無し）	2	あり	通年	×	×	×	（財）日本生態系協会（2004d）
	クルマエビ Marsupenaeus japonicus （無し）	1	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	ガザミ Portunus trituberculatus （無し）	1	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
		1	記載無し	記載無し	○	×	×	中西敬ほか（2001）
	コメツキガニ Scopimera globosa （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	宇野宏司ほか（2002）
	シオマネキ Uca arcuata （NT）	7	記載無し	底生期・幼生期	○	×	×	宇野宏司ほか（2002）
		2	記載無し	記載無し	○	×	×	宇野宏司、中野晋（2003a）
		4	記載無し	記載無し	×	×	×	宇野宏司ほか（2003b）
	チゴガニ Ilyoplax pusillus （無し）	4	記載無し	記載無し	×	×	×	林文慶ほか（2002a）
		記載無し	記載無し	記載無し	×	×	×	林文慶ほか（2002b）
		記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	宇野宏司ほか（2002）
		15	記載無し	記載無し	×	×	×	林文慶ほか（2003）
	ハクセンシオマネキ Uca lacteal （NT）	7	記載無し	底生期・幼生期	○	×	×	宇野宏司ほか（2002）
		2	記載無し	記載無し	○	×	×	宇野宏司、中野晋（2003a）
		4	記載無し	記載無し	×	×	×	宇野宏司ほか（2003b）
		3	あり	活動期（5～10月）	×	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004e）
	ヤマトオサガニ Macrophthalmus japonicus （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	宇野宏司ほか（2002）
	マダコ Octopus vulgaris （無し）	記載無し	記載無し	記載無し	○	×	×	上月康則ほか（2001）
	アサリ Ruditapes philippinarum （無し）	8	あり	記載無し	×	×	×	新保裕美、阪東浩造（1997）
		8	記載無し	記載無し	○	×	×	新保裕美ほか（2000）
		4	記載無し	記載無し	○	×	×	鈴木誠ほか（2001）
		7	記載無し	記載無し	×	×	×	市村康ほか（2003）
		1	記載無し	記載無し	×	×	×	田中昌宏ほか（2003）
		8	記載無し	記載無し	○	○	○	柴垣太郎、畔柳昭雄（2004）
	ヤマトシジミ Corbicula japonica （無し）	4	記載無し	記載無し	○	×	×	市村康ほか（2002）
		2	記載無し	記載無し	○	×	×	寺澤知彦ほか（2003）
	アコヤガイ Pinctada fucata （無し）	4	あり	記載無し	○	×	×	明田定満ほか（2004）
	ゴカイ Nereis japonica （無し）	8	あり	記載無し	○	×	×	新保裕美ほか（2001）
植物	アイアシ Phacelurus latifolius （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	アマモ Zostera marina （無し）	5	記載無し	記載無し	×	×	×	高山百合子ほか（2003）
	エビネ Calanthe discolor （VU）	5	あり	記載無し	×	×	×	（社）日本環境アセスメント協会・研究部会 自然環境影響評価技法研究会（2004a）
	コウボウシバ Carex pumira （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	シオクグ Carex scabriforia （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	セイタカアワダチソウ Solidago altissima （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	チガヤ Imperata cylidrica （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	テリハノイバラ Rosa wichuraiana （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	ハママツナ Suaeda maritima （無し）	2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
	ヨシ Phragmites australis （無し）	7	記載無し	記載無し	×	×	×	林文慶ほか（2002a）
		2	記載無し	記載無し	×	×	×	国立環境研究所（2003）
その他	付着動物種数 （無し）	5	記載無し	記載無し	○	×	×	端谷研治ほか（2000）
		4	記載無し	記載無し	×	×	×	吉安勇介ほか（2001）
		5	記載無し	記載無し	○	×	×	橋中秀典ほか（2002）
		4	あり	記載無し	○	×	×	井上雅夫ほか（2002）
		5	記載無し	記載無し	○	×	×	橋中秀典ほか（2003）

注）HU や累積的 HU 算出をそもそもの目的としていない事例も一覧に含む。HSI モデルという名称ではないモデルも、HSI モデルに同様のものは含めた。SI モデル数については、最終的な HSI の数式に組み込まれない SI モデルもあったが、それらも含め記載のある SI モデルをカウントした。HEP のステップについては、架空のデータによる評価か実地のデータによる評価かは問わず、HSI モデルを用い各指標による評価を行ったものは「○」とし、各指標による評価が行われていないものは「×」とした。表中の「―」は新たに HSI モデルを作ったのではなく、既存の HSI モデルを引用したことを示す。「VU」は絶滅危惧Ⅱ類、「NT」は順絶滅危惧、「LP」は絶滅のおそれのある地域個体群、「無し」は環境省レッドリストに記載無しの意を示す。

近年、日本においてもHSIモデル構築が試みられており、HEPの日本への導入も検討されている。その際の課題としては、HSIの学術的な説得力と実務的な実践力のバランスをどこにおくかという点がある。米国のほとんどのHEPが修正HEP(HSIモデルの簡略化)という事実、前述したようなHEPを使う目的や開発された背景を理解したうえで、日本の生物多様性保全のニーズにおけるHEPの役割を十分に検討する必要がある。

②平成16年度調査の概要

「米国HEPにおけるHSIモデルの現状分析と日本における課題検討」を実施し、日米で公表されたHSIモデルを収集・分析し傾向を把握した。

ア.日本において公表されたHSIモデルの現状

日本において新たに作成されたHSIモデルを表1に示した。あわせて、各HSIモデルに関する事例が、HSI算出、HU算出、累積的HU算出という、HEPのステップのどの段階まで算出を行ったかという点に注目して整理し示した。

これにより、HSIモデルの評価対象（日本在来種）を41種確認した。また、同一の評価対象に対して、複数のHSIモデルがあるため、合計72のHSIモデルを確認した。

イ．日米で公表されているHSIモデルの比較

USGS公開HSIモデルと、日本におけるHSIモデルを、以下の5つの項目で整理・比較した。

(ア)HSIモデル対象

HSIモデルの対象を生物種ごとに分類し表2に示した。また希少性に注目し、USGS公開HSIモデルについては、Endangered Species Act（絶滅の恐れのある種の保存法）によるEndangered Species（絶滅危惧種）とThreatened Species（絶滅危急種）に登録されているモデル対象の数を示した。日本におけるHSIモデルについては、環境省レッドリストに登録されているモデル対象の数を示した。

USGS公開HSIモデルでは、鳥類（約40%）、魚類（約37%）および哺乳類（約12%）が多く、狩猟や釣りなどのレクリエーションの対象や毛皮獣である種が、対象種として多く選定されていると考えられる。一方日本におけるHSIモデルは、無脊椎動物類（約34%）、魚類（約27%）、植物（約24%）で多く構築され、哺乳類（約7%）、鳥類(約2%)、両生類（約2%）では構築が進んでいなかった。

表２　HSIモデル対象種の分類

分類	USGS公開HSIモデル		日本におけるHSIモデル	
	モデル対象種	絶滅危惧種・絶滅危急種	モデル対象種	環境省レッドリスト種
哺乳類	18 (12)	1	3 (7)	1
鳥類	61 (40)	2	1 (2)	0
爬虫類	4 (3)	1	0 (0)	0
両生類	2 (1)	0	1 (2)	1
魚類	56 (37)	4	11 (27)	0
無脊椎動物類	6 (4)	0	14 (34)	3
植物	0 (0)	0	10 (24)	1
その他	4 (3)	0	1 (2)	0
合計	151 (100)	8	41 (100)	6

注：括弧内の数値は%を示す。その他には生物群集などが含まれる

表３　SIモデル数の分類

SIモデル数		USGS公開HSIモデル	日本におけるHSIモデル
1～9	1～3	18 (12)	27 (38)
	4～6	63 (43)	20 (28)
	7～9	29 (20)	11 (15)
10～19		35 (24)	3 (4)
20～29		3 (2)	0 (0)
記載が無いため不明		0 (0)	11 (15)
合計		148 (100)	72 (100)

注：括弧内の数値は%を示す。掲載されているSIモデルについてカウントしたため最終的なHSIモデルに組み込まれないSIモデルも含む。

(ｲ)SIモデル数

それぞれのHSIモデルにいくつのSIモデルが記載されているかを表3に示した。USGS公開HSIモデルでは、SIモデル数が4～9個に多く、約63%を占めた。日本におけるHSIモデルではSIモデル数が1～3個の間に多く、約38%を占めた。

HSIモデルを実際に使用することを考えると、生態学的な精度と実用の際の用いやすさのバランスが重要となる。USGS公開HSIモデルではSIモデル数が4～6個に特に多く43%を占めるが、SIモデル数が4～6個という値は、日本におけるHSIモデル構築の際のひとつの目安になると考えられる。

(ｳ)カバータイプ

それぞれのHSIモデルが評価するカバータイプごとに分類、カウントし表4に示した。

1つのモデルが複数のカバータイプを対象としているものもあるので、重複してカウントしているが、USGS公開HSIモデル、日本におけるHSIモデル共に約80%以上がウェットランドを含む水域を対象としていた。これは日本のHSIモデルでは、IFIMのPHABSIMなどとともに、特に水棲生物を対象に検討されてきたことによるものと考えられる。

(ｴ)評価対象時期

各HSIモデルがハビタットを評価する際の季節である、評価対象時期について表5に示した。

USGS公開HSIモデルについては、全てのHSIモデルに評価対象時期が記載されており、通年が最も多く約45%を占めた。日本におけるHSIモデルでは、評価対象時期に関する明確な記載が無いため、約82%が不明となった。

表４　SIカバータイプの分類

カバータイプ		USGS公開 HSIモデル	日本における HSIモデル
陸域		51 (28%)	11 (14%)
水域（ウェットランドを含む）	Marine（海洋）	6 (3%)	65 (86%)
	Estuarine（河口）	42 (16%)	
	Riverine（川辺）	54 (21%)	
	Lacustrine（湖）	48 (19%)	
	Palustrine（浅い止水域）	29 (11%)	
	その他	30 (12%)	
合計		260 (100%)	76 (100%)

注）括弧内の数値は%を示す。1つのモデルが複数のカバータイプを対象としている場合もあるため、重複してカウントしている。

表５　評価対象時期の分類

評価対象時期	USGS公開 HSIモデル	日本における HSIモデル
通年	76 (49%)	6 (8%)
繁殖期	46 (30%)	1 (1%)
越冬期	14 (9%)	0 (0%)
その他	19 (12%)	6 (8%)
記載が無いため不明	0 (0%)	59 (82%)
合計	155 (100%)	72 (100%)

注）括弧内の数値は%を示す。1つのモデルが複数の季節を対象としている場合は重複してカウントしている。明確な記述が無いものは不明とした。

(ｵ)HSIモデル発表年

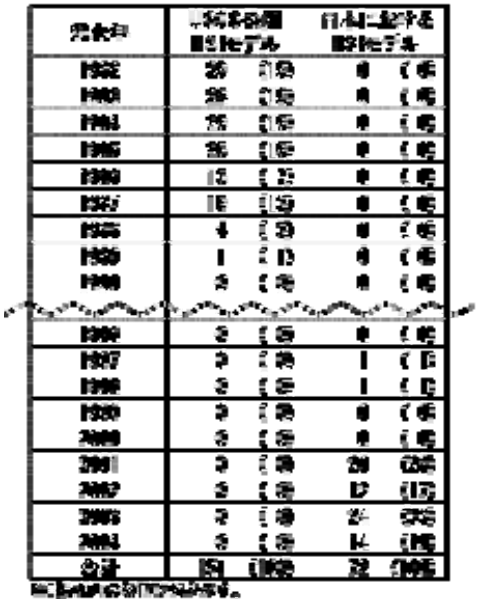
表6にUSGS公開HSIモデルおよび日本におけるHSIモデルの発表年を示した。

USGS公開HSIモデルは、1982年から1989年にかけて全てのモデルが公開されている。これは、1969年に制定された世界初の環境アセスメント法であるNEPA、また1972年制定の水質保全法（Clean Water Act, Section 404）やその改正などにより、EIA制度にミティゲーションが明確に位置づけられるようになっていった[10)]時期と重なっている。

一方、日本では近年、環境影響評価法（1997年制定）による代償ミティゲーションや、自然再

生推進法（2002年制定）による自然復元の制度などが整備されてきた。そしてこれらに伴うようにHSIモデルが構築されている点は、米国でのHEP導入時期と同様の動きであると捉えられ、HSIモデル構築の動きは今後ますます加速されるものと示唆された。

表６　HSIモデル発表年



③平成17年度調査の概要

広島県尾道糸崎港に造成された人工干潟のHEPによる評価というケーススタディを通して、今後の人工干潟造成の事業実施（計画、施工、維持管理）におけるHEPを用いた順応的管理の基本的手順を提示し、現状における課題を整理した。本ケーススタディでは、広島県尾道市の尾道糸崎港に位置する人工干潟である百島地区、海老地区、灘地区、および自然干潟の福田港地区の合計4

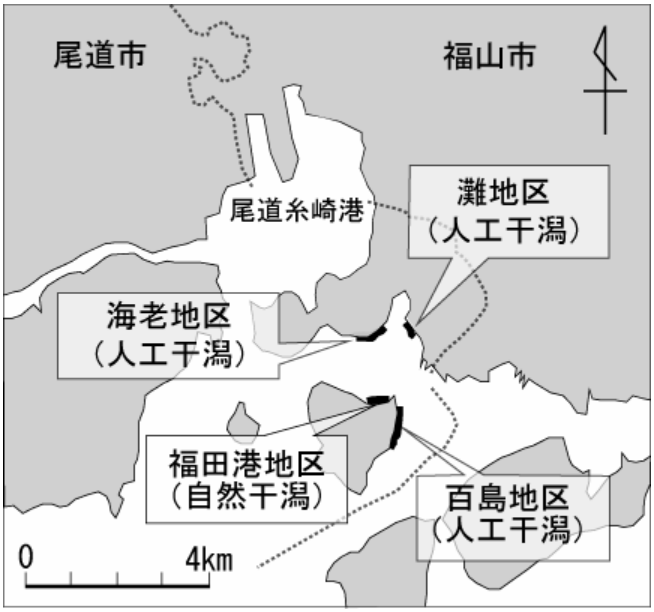


図１　評価対象干潟位置図

地区の干潟をHEPによる比較評価の対象地とした。

広島県の尾道糸崎港は、瀬戸内海のほぼ中央に位置し、東西18kmの細長い港湾区域、ならびに向島等の諸島が浮かぶ静穏な水域を有しており、河川からの砂の供給が無く、砂浜から沖合いに向けて急進となる特徴を持っている。この海域の3地区の人工干潟（百島地区、海老地区、灘地区）は、1984年から1996年にかけて造成された。これらの人工干潟には尾道糸崎港の航路浚渫土砂が活用されており、沖合約200mの位置に潜堤（石の堤防）を築き、その内側に土砂を投入して覆砂を行うことで造成されている。

それぞれの人工干潟は、百島地区が1984年～1987年に造成され、海老地区が1988年～1989年に造成され、灘地区が1996年に造成されており、国内で最大級の規模の人工干潟造成事業である[2)]。

ア．ターゲット種の選定およびHSIモデル構築

(ｱ)ターゲット種の選定

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は激減している[3,14)]。そのような本種は、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も有している[14,15)]。さらに、本研究の調査対象地である尾道糸崎港における干潟造成事業では、アサリ以外の漁業は基本的に行われておらず、干潟造成の目的のひとつにアサリ漁場の確保があげられている。

そのため本研究では、人工干潟をアサリのハビタットとして評価することが望ましいと考え、アサリをHSIモデル構築のターゲット種として選定した。

(ｲ)ライフステージの選定

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）～130μm）、アメンボ期幼生（130～180μm）、フルグロウン期幼生（180～（200～230）μm）、着底稚貝（（200～230）～300μm）、初期稚貝（300～1000μm)、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、そのような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[8)]。そのため、より適正なHSIモデルを構築するには、そのライフステージを考慮したHSIモデルを構築する必要があるということがあらかじめ考えられた。

またさらに、評価対象地の干潟では稚貝の放流を実施しており、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。本研究では評価対象の尾道糸崎港のモニタリングデータを加味してHSIモデルを構築することとしたが、放流された稚貝の個体数が包含されたデータでHSIモデルを構築した場合には、その信頼性に問題が生じると考えられた。

そこで、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。

本研究においては、アサリのライフステージを以上のように区別した上で、モニタリングデータから稚貝数を排除し、アサリ「成貝」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、ターゲット種の生存必須条件とそれを定義す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[7,8]や、既存のアサリHSIモデル[1,4,5,6,12]では、アサリの生息環境を規定する様々な要因があげられており、その一例としては、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、硫化物などがある。

本研究では、過去の干潟の状況も評価の対象とするため、評価対象地でこれまで実施された環境調査において、ある程度データが揃っている環境要因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。そのため、比較的モニタリングデータが確保されている、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、本アサリHSIモデルにおける、ハビタット変数と生存必須条件の関係は図2のように整理した。

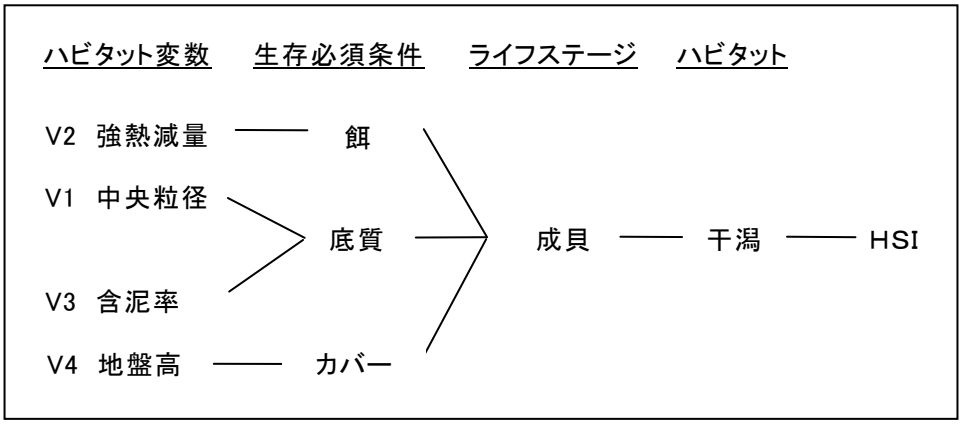


図2 アサリHSIモデルにおける、ハビタット変数と生存必須条件の関係

(ｴ)各 SI モデルおよびモデル結合式の構築

本研究で構築した4つのSI（Suitability Index）モデルについて以下に述べる。これらのSIモデルは、主に高橋ら[8]による知見をもとに、尾道糸崎港のモニタリングデータを踏まえて勘案し作成したものである。

（a）アサリの中央粒径におけるSIモデル

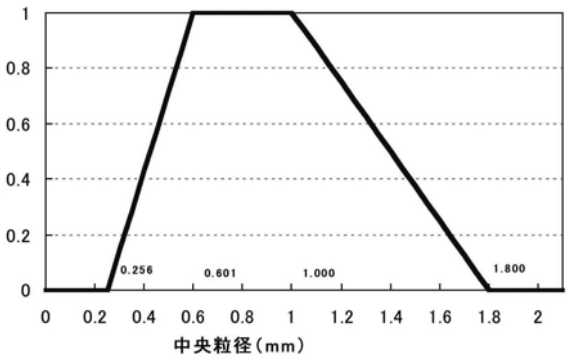


図3 アサリの中央粒径におけるSIモデル

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、0.601mm～1.000mmをSI＝1、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、2.5%～5.0%をSI＝1、9.0%以上をSI＝0とした（図4）。

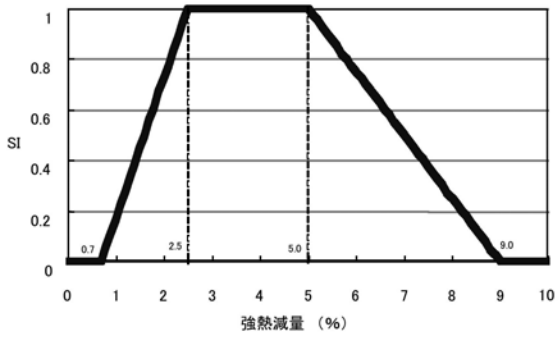


図４　アサリの強熱減量におけるSIモデル

(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、13.0%～16.2%をSI＝1、20%以上をSI=0とした（図5）。

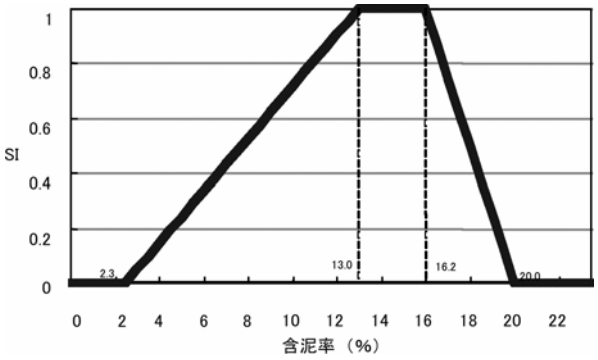


図5 アサリの含泥率におけるSIモデル

(d) アサリの地盤高におけるSIモデル

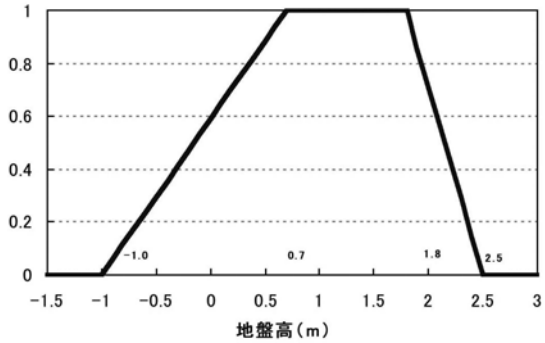


図６　アサリの地盤高におけるSIモデル

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、0.7m

～1.8mをSI＝1、2.5m以上をSI=0とした（図6）。

（e）HSIモデル結合式

強熱減量、中央粒径、含泥率、地盤高の4項目は、アサリのハビタットとしてともに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。そのため、HSI結合式は、以下の式を採用した。

HSI＝強熱減量におけるSI×中央粒径におけるSI×含泥率におけるSI×地盤高におけるSI

（f）本アサリHSIモデルの適用範囲

本アサリHSIモデルは、尾道糸崎港の干潟を評価するために、既存文献による知見に、尾道糸崎港のモニタリングデータを加味して構築した。したがって地理的適用範囲は、尾道糸崎港の人工干潟および自然干潟を対象とする。また、季節の範囲としては、アサリ成貝の通年のハビタットの評価に適用するものである。

(ｲ) ターゲット・イヤー（TY）の設定

ターゲット・イヤー（TY）とは、累積的HUを求める場合に設定するHU予測年のことである。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[9)]。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。各干潟における TY の設定結果を表 7 および表 8 に示す。

表７　各人工干潟におけるTYの設定

	造成期間	TY（ターゲット・イヤー）			
		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	④現在に直近の年
百島地区	1984年～1987年	1983年	1983年	1988年	2004年
海老地区	1988年～1989年	1983年	1987年	1990年	2004年
灘地区	1996年	1983年	1995年	1997年	2004年

表８　自然干潟である福田港地区におけるTYの設定

	造成期間	TY（ターゲット・イヤー）			
		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データのある年	③データのある年	④現在に直近の年
福田港地区	自然干潟のため無し	1983年	2001年	2002年	2004年

(ｳ)環境要因データおよび面積データの収集整理

(a)各干潟における環境要因データの収集整理および作成結果

各干潟の環境要因データおよび面積データは、既存のデータの収集整理、および既存のデータがないものに関しては出来るだけ適切な根拠に基づき作成した。以下にそれぞれの干潟におけるデータの収集整理および作成の結果を以下に示す。

表９　百島地区(1984年～1987年造成)：干潟造成をした場合の環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
1983年（昭和58年）	データ	0.416	1.6	14.0	-0.13	9.52
	出典	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	・昭和58年(1983年)は調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)は調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)は調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)は調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
1988年（平成63年）	データ	1.179	2.0	2.3	0.31	17.80
	出典	海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）	海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）	海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）	海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・昭和63年(1988年)は調査されていないため、その近辺の平成3年(1991年)の調査結果を用いた ・平成3年(1991年)に実施された調査結果「海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-1とM-5の2地点であり、この2地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)は調査されていないため、その近辺の平成3年(1992年)の調査結果を用いた ・平成3年(1991年)に実施された調査結果「海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-1とM-5の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)は調査されていないため、その近辺の平成3年(1993年)の調査結果を用いた ・平成3年(1991年)に実施された調査結果「海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-1とM-5の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)は調査されていないため、その近辺の平成3年(1993年)の調査結果を用いた ・平成3年(1991年)に実施された調査結果「海老及び百島地区環境等現況調査報告書（平成3年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-1（平成3年度の深浅測量の断面図より算出した）とM-5（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）の2地点であり、この2地点における値の平均値を用いた	平成11年(1999年)に他年と比較して詳細な測量が実施されており、平成11年(1999年)の地盤高データを用いた方が比較的精度の高い干潟面積が算出できると考えられたため、「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
2004年（平成16年）	データ	0.903	2.3	12.6	0.95	17.80
	出典	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-8とM-12の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-8とM-12の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-8とM-12の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-8とM-12の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	平成11年(1999年)に他年と比較して詳細な測量が実施されており、平成11年(1999年)の地盤高データを用いた方が比較的精度の高い干潟面積が算出できると考えられたため、「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表１０　百島地区(1984年～1987年造成)：干潟造成をしなかった場合のHUの環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
1983年（昭和58年）	データ	0.416	1.6	14.0	-0.13	9.52
	出典	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	・昭和58年(1983年)に調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)に調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)に調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における実測値を用いた	・昭和58年(1983年)に調査されていないため、その近辺の昭和62年(1987年)の調査結果を用いた ・昭和62年(1987年)に実施された調査結果「百島地区環境調査報告書（昭和62年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-37地点であり、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
1988年（昭和63年）	データ	0.741	0.5	3.0	1.52	9.52
	出典	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	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(平成11年11月)
	根拠	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における実測値を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における実測値を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
2004年（平成16年）	データ	0.741	0.5	3.0	1.52	9.52
	出典	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）	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(平成11年11月)
	根拠	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における実測値を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における実測値を用いた	・人工干潟造成後、平成7年(1995年)しか干潟造成されていない場所で調査が実施されていないため、平成7年(1995年)の調査結果を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、麓地区環境現況調査報告書（平成7年8月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はM-17地点であり、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表11　海老地区(1988年～1989年造成)：干潟造成をした場合の環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（㎜）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
5年 （昭和58年）	データ	0.138	1.7	22.5	-0.38	6.06
	出典	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-3（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）とE-4の2地点であり、この2地点における値の平均値を用いた	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
6年 （昭和59年）	データ	0.138	1.7	22.5	-0.38	6.06
	出典	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2と4-0の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-3（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）とE-4の2地点であり、この2地点における値の平均値を用いた	「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
2年 （平成2年）	データ	0.135	1.9	30.5	0.99	21.07
	出典	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)
	根拠	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値として算出した	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値として算出した	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値として算出した	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-9の2地点であり、この2地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）の平均値を用いた	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
6年 （平成16年）	データ	0.136	1.7	32.6	1.48	21.07
	出典	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)
	根拠	・平成20年(2008年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はE-2とE-3とE-4の3地点であり、この3地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はE-2とE-3とE-4の3地点であり、この3地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はE-2とE-3とE-4の3地点であり、この3地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「平成16年度干潟の生態系評価手法に関する調査報告書（平成17年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はE-2とE-3とE-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表１２　海老地区(1988年～1989年造成)：干潟造成をしなかった場合の環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（㎜）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
5年 （昭和59年）	データ	0.138	1.7	22.5	-0.38	6.06
	出典	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	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(平成11年11月)
	根拠	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	昭和62年(1987年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、昭和63年(1988年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-3（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
6年 （昭和63年）	データ	0.138	1.7	22.5	-0.38	6.06
	出典	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	海老地区環境現況等調査報告書 （昭和63年3月）	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)
	根拠	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-2とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・昭和63年(1988年)に実施された調査結果「海老地区環境現況等調査報告書（昭和63年3月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は3-3（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）とE-4の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
7年 （平成7年）	データ	0.172	1.8	17.0	0.49	6.06
	出典	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)
	根拠	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）の平均値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
8年 （平成8年）	データ	0.172	1.8	17.0	0.49	6.06
	出典	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書 （平成7年9月）	平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)
	根拠	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）の平均値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、鷹地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点は2-1W0の1地点であり、この地点における実測値を用いた	「平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめの調査報告書(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表１３　灘地区(1996年造成)：干潟造成をした場合の環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
1983年（昭和58年）	データ	0.063	3.9	53.0	-2.60	1.63
	出典	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成6年(1994年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・平成6年(1994年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における実測値を用いた	・平成6年(1994年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における実測値を用いた	・平成6年(1994年)以前は干潟造成されていない場所で調査されていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
1995年（平成7年）	データ	0.063	3.9	53.0	-2.60	1.63
	出典	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）の平均値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における実測値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、造成前に調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
1997年（平成9年）	データ	1.020	1.3	6.3	0.88	3.06
	出典	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成9年(1997年)は調査されていないため、その近辺の平成10年(1998年)の調査結果を用いた ・平成10年(1998年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成9年(1997年)は調査されていないため、その近辺の平成10年(1998年)の調査結果を用いた ・平成10年(1998年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成9年(1997年)は調査されていないため、その近辺の平成10年(1998年)の調査結果を用いた ・平成10年(1998年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成9年(1997年)は調査されていないため、その近辺の平成10年(1998年)の調査結果を用いた ・平成10年(1998年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成10年10月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	平成11年度(1999年)は他年と比較して詳細な測量が実施されており、平成11年(1999年)の地盤高データを用いた方が比較的精度の高い干潟面積が算出できると考えられたため、「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
2004年（平成16年）	データ	0.386	2.5	14.4	0.63	3.06
	出典	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1とN-2とN-3とN-5の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はN-1・N-3（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）とN-2・N-5（平成16年度調査では、地盤高を算出できないと判断されたため、平成11年(1999年)の地盤高を用いた）の4地点であり、この4地点における値の平均値を用いた	平成11年(1999年)は他年と比較して詳細な測量が実施されており、平成11年(1999年)の地盤高データを用いた方が比較的精度の高い干潟面積が算出できると考えられたため、「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表１４　灘地区(1996年造成)：干潟造成をしなかった場合の環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
1995年（平成7年）	データ	0.063	3.9	53.0	-2.60	1.63
	出典	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
1997年（平成9年）	データ	0.063	3.9	53.0	-2.60	1.63
	出典	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた
2004年（平成16年）	データ	0.063	3.9	53.0	-2.60	1.63
	出典	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）	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(平成11年11月)
	根拠	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（粒度組成の割合から粒径加積曲線を作成し、50%値を算出した）を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値を用いた	・干潟造成されていない場所での調査は平成7年(1995年) しか行われていないため、平成7年(1995年)の干潟造成されていない場所のデータを用いた ・平成7年(1995年)に実施された調査結果「海老、百島、灘地区環境現況調査報告書（平成7年9月）」のうち、N-1はDL=0m以下であるが、人工干潟が造成されていない場所で調査されたのはこの地点のみであるため、この地点における値（調査時刻と水深が明確であるため、尾道の推算潮位(出典：海上保安庁ホームページ)から調査時の潮位を調べ、潮位から調査時の水深を引いて地盤高を算出した）を用いた	「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(平成11年11月)」に記載されている深浅測量断面図から算出した値を用いた

表１５　福田港地区：環境要因の値と干潟面積

年		中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	面積（ha）
1983年（昭和58年）	データ	0.965	1.4	10.8	1.59	4.00
	出典	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14年1月)	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14年1月)	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14年1月)	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14年1月)	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
	根拠	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	福田地区は、詳細な測量が実施されていないため、干潟面積を算出できない。そこで、「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用いた。
2001年（平成13年）	データ	0.965	1.4	10.8	1.59	4.00
	出典	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14年1月)	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14年1月)	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14年1月)	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14年1月)	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
	根拠	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	・平成13年(2001年)に実施された調査結果「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14年1月))」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-1からF-9の9地点であり、この9地点における実測値の平均値を用いた	福田地区は、詳細な測量が実施されていないため、干潟面積を算出できない。そこで、「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用いた。
2002年（平成14年）	データ	0.430	1.1	10.3	0.30	4.00
	出典	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）	尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）	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
	根拠	・平成14年(2002年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-10の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・平成14年(2002年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-10の2地点であり、この2地点における値（調査地点が最も近い前年度(平成13年度)のデータを用いた）の平均値を用いた	・平成14年(2002年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-10の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	・平成14年(2002年)に実施された調査結果「尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査（平成14年12月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-10の2地点であり、この2地点における実測値の平均値を用いた	福田地区は、詳細な測量が実施されていないため、干潟面積を算出できない。そこで、「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用いた。
2004年（平成16年）	データ	0.292	1.4	19.0	1.64	4.00
	出典	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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（平成16年11月）	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
	根拠	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-4とF-5とF-8の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-4とF-5とF-8の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-4とF-5とF-8の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	・平成16年(2004年)に実施された調査結果「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（平成16年11月）」のうち、干潟の範囲（DL=0m～岸側護岸）に含まれる調査地点はF-3とF-4とF-5とF-8の4地点であり、この4地点における実測値の平均値を用いた	福田地区は、詳細な測量が実施されていないため、干潟面積を算出できない。そこで、「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用いた。

(b)各干潟における干潟面積データの作成

各干潟の干潟面積は以下のようにして推算した。

a.前提

- 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明記されているが、干潟の設定範囲および根拠が不明確である。
- 覆砂施工前の干潟面積の情報は、ホームページおよび関連報告書には記載されていないため、算出する必要がある。
- 評価を行うにあたり、覆砂施工前と施工後の干潟算出方法を統一しなければならない。

上記の理由より、以下に示す方法で干潟面積を算出した。

b.設定条件

α.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。

理　　由：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の値を示してした。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。

使用データ：推算潮位(尾道港)

β.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、「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」に記載されている地盤高調査結果は、ほぼDL+2.00m以下である。また、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、報告書からは、ほぼ干潟対象範囲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する。

γ.干潟算出対象範囲

干潟算出対象範囲を以下に示す。

水際部：潜堤工まで

岸　側：護岸まで

c.使用データ

「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。

d.方法

α.原地盤高は、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。

β.ソフトを用いて DL+0m ラインと岸側護岸までの範囲を囲んだ。

γ.囲んだ範囲の面積を、ソフトを用いて算出した。

なお、干潟範囲を示す図を以下に示した。

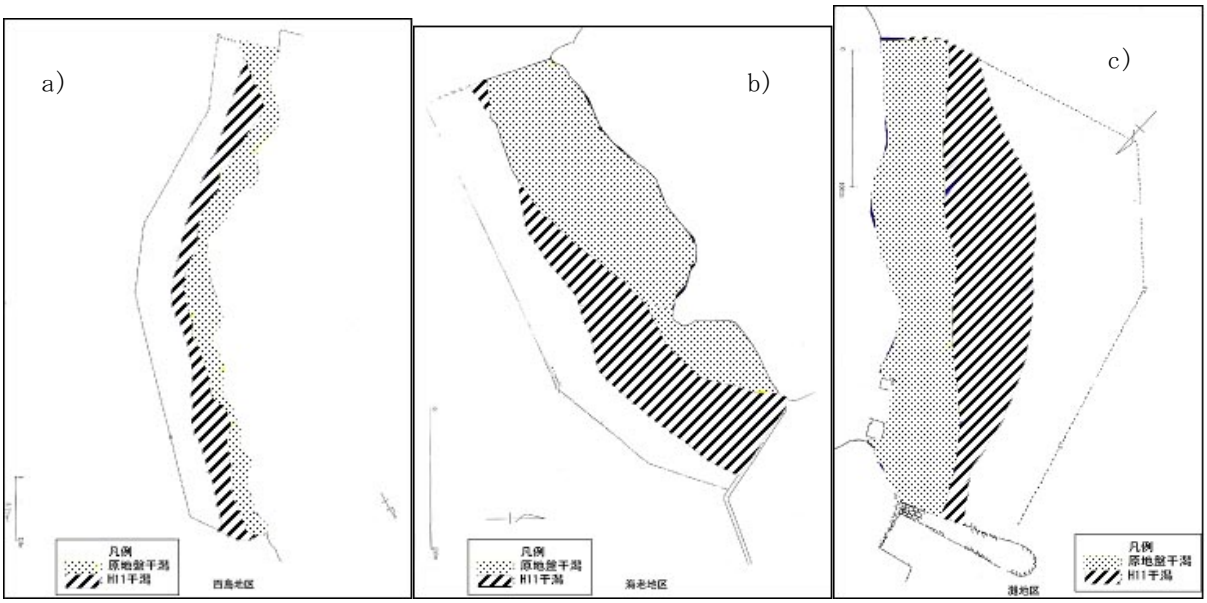


図7.干潟の範囲の設定.　(a:百島地区、b:海老地区、c:瀬地区)

e.干潟面積の推算結果

各干潟面積を推算した結果を以下に示す。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１６ 各比較評価対象干潟の面積

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	約60600m^2	約99980m^2
百島地区	約95200m^2	約178000m^2
灘地区	約16300m^2	約30600m^2
福田港地区	約40000m^2	

エ.HEPによる各指標の算出

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。なお、各指標の算出は、構築したアサリのHSIモデルを用い、収集・整理および作成したデータに基づき行った。また、各指標は干潟を造成した場合と干潟を造成しなかった場合を対象としている。

(ｱ)各干潟における各指標の算出

(a) 百島地区

以下の表に百島地区においてSI、HSI、HU、累積的HUを算出した結果を示す。実際の姿である干潟を造成した場合と、仮に干潟を造成しなかった場合における各指標を算出した。

表１７ 百島地区（1984～1987年造成）：干潟造成をした場合における各指標の算出結果

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.416	1.6	14.0	−0.13	0.46	0.50	1.00	0.51	0.12	9.52	1.14	
1988年（昭和63年）	5	1.179	2.0	2.3	0.31	0.78	0.72	0.00	0.77	0.00	17.80	0.00	123.89
2004年（平成16年）	21	0.903	2.3	12.6	0.95	1.00	0.89	0.96	1.00	0.85	17.80	15.13	

表１８ 百島地区（1984～1987年造成）：干潟造成をしなかった場合における各指標の算出結果

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.416	1.6	14.0	−0.13	0.46	0.50	1.00	0.51	0.12	9.52	1.14	
1988年（昭和63年）	5	0.741	0.5	3.0	1.52	1.00	0.00	0.07	1.00	0.00	9.52	0.00	2.85
2004年（平成16年）	21	0.741	0.5	3.0	1.52	1.00	0.00	0.07	1.00	0.00	9.52	0.00	

(b) 海老地区

以下の表に海老地区においてSI、HSI、HU、累積的HUを算出した結果を示す。実際の姿である干

潟を造成した場合と、仮に干潟を造成しなかった場合における各指標を算出した。

表１９　海老地区（1988～1989年造成）：干潟造成をした場合のHUの経年変化（1983年から2004年にかけての累積的HU）

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.198	1.7	22.5	－0.31	0.00	0.56	0.00	0.41	0.00	6.06	0.00	48.55
1987年（昭和62年）	4	0.198	1.7	22.5	－0.31	0.00	0.56	0.00	0.41	0.00	6.06	0.00	
1990年（平成2年）	7	0.426	1.9	10.5	0.99	0.49	0.67	0.77	1.00	0.25	10.00	2.50	
2004年（平成16年）	21	0.508	1.7	12.6	1.48	0.73	0.56	0.96	1.00	0.39	10.00	3.90	

表２０　海老地区（1988～1989年造成）：干潟造成をしなかった場合のHUの経年変化（1983年から2004年にかけての累積的HU）

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.198	1.7	22.5	－0.31	0.00	0.56	0.00	0.41	0.00	6.06	0.00	0.00
1987年（昭和62年）	4	0.198	1.7	22.5	－0.31	0.00	0.56	0.00	0.41	0.00	6.06	0.00	
1990年（平成2年）	7	0.172	1.8	17.0	0.49	0.00	0.62	0.79	0.88	0.00	6.06	0.00	
2004年（平成16年）	21	0.172	1.8	17.0	0.49	0.00	0.62	0.79	0.88	0.00	6.06	0.00	

（c）灘地区

以下の表に灘地区においてSI、HSI、HU、累積的HUを算出した結果を示す。実際の姿である干潟を造成した場合と、仮に干潟を造成しなかった場合における各指標を算出した。

表２１　灘地区（1996年造成）：干潟造成をした場合のHUの経年変化（1983年から2004年にかけての累積的HU）

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.063	3.9	53.0	－2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	5.52
1995年（平成7年）	12	0.063	3.9	53.0	－2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	
1997年（平成9年）	14	1.020	1.3	6.3	0.88	0.98	0.34	0.37	1.00	0.12	3.06	0.37	
2004年（平成16年）	21	0.386	2.5	14.4	0.63	0.38	1.00	1.00	0.96	0.36	3.06	1.10	

表２２　灘地区（1996年造成）：干潟造成をしなかった場合のHUの経年変化（1983年から2004年にかけての累積的HU）

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.063	3.9	53.0	－2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	0.00
1995年（平成7年）	12	0.063	3.9	53.0	－2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	
1997年（平成9年）	14	0.063	3.9	53.0	－2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	
2004年（平成16年）	21	0.063	3.9	53.0	-2.60	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.63	0.00	

(d) 福田港地区

以下の表に福田港地区においてSI、HSI、HU、累積的HUを算出した結果を示す。福田港地区のみは自然干潟であるので、造成の有無による区分は無く、実際の自然干潟としての状況における各指標を算出した。

表２３　福田港地区：自然干潟のHUの経年変化（1983年から2004年にかけての累積的HU）

年	TY	中央粒径（mm）	強熱減量（%）	含泥率（%）	地盤高（m）	SI1（中央粒径）	SI2（強熱減量）	SI3（含泥率）	SI4（地盤高）	HSI	面積（ha）	HU	累積的HU
1983年（昭和58年）	0	0.965	1.4	10.8	1.59	1.00	0.39	0.79	1.00	0.31	4.00	1.24	23.40
2001年（平成7年）	18	0.965	1.4	10.8	1.59	1.00	0.39	0.79	1.00	0.31	4.00	1.24	
2002年（平成9年）	19	0.430	1.1	10.3	0.30	0.50	0.22	0.75	0.88	0.07	4.00	0.28	
2004年（平成16年）	21	0.292	1.4	19.0	1.64	0.11	0.39	0.26	1.00	0.01	4.00	0.04	

(ｲ)各干潟における累積的 HU およびネットゲイン

各干潟の各TYにおけるHUをまとめ、人口干潟においては。干潟造成ありの場合の累積的HUと、干潟造成なしの場合の累積的HUの差を求めることで、各人工干潟におけるネットゲインを算出した。

表２４　各干潟における累積的HUおよびネットゲインの算出結果

			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
	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
HU	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	15.21	0.00	3.92	0.00	1.12	0.00	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		

オ．各指標の算出結果に基づく比較評価

エ．で示した、算出結果をもとに下記の比較評価をおこなった。

(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項目においてそれぞれ算出される指標であるが、ここでは特に中央粒径のSIについて取り上げる。2004年における中央粒径のSIの値について表25に示した。

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。中央粒径のみに注目した場合、百島地区では十分良好な状態になっていると考えられるが、その他の地域では必ずしも良好な状態であるとはいえず、特に、造成した人工干潟である灘地区では4地区のうち最も劣悪な条件であることが明らかになった。今後、中央粒径に関してより好ましい状態に整えるためには、SIを高めるような方法でメンテナンスを施すことが求められる。

表２５　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
2004年における中央粒径のSI	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26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）は同様に比較的低い値であった。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の質的な状態は、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、灘地区の方が優れていることが明らかになった。特に百島地区では、アサリのハビタットの質は良好な状態になっており、干潟としてよい状態が形成されていることが伺える。

逆に、海老地区および灘地区においては、メンテナンスを実施しよりよい状態になるように管理していくことが望まれる。その際には、まず環境要因の4項目のそれぞれのSIの値を読み取り、どの項目がどのような状態なのかを把握することが求められる。

例えば、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である。HSIは、これらを総合す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。

それぞれの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良くないことが分かる。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、全体を良くすることができる。

また、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。

HSIレベルでは海老地区、および灘地区でほぼ同等であるが、SIレベルで判断すると、具体的にどのような環境要因が悪い状態にあるのかが良く把握できる。

表２６　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
2004年におけるHSI	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27に示した。

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0.39HSIおよび0.36HSI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されたが、HU段階ではそれぞれ3.92HUおよび1.12HU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。

対象地の生態系を比較評価する際には､ハビタットの質のみによる判断では適切な比較評価は出来ない。生態系の比較評価においては、質はもちろんのこと、空間量の差を考慮することが重要である。

表２７　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
2004年におけるHU	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28に示した。

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の値によるところも大きいが、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。

また、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対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。

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しうるものである。ある一瞬の生態系についてはHUを用いることで適切な比較評価することが出来るが、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場合には、累積的HUによる評価が必要になる。

表２８　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
1983年から2004年における累積的HU	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 の値による比較評価（ネットゲイン）

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29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。そのようにして算出した人工干潟の造成をしなかった場合の累積的HUでは、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。

また、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。これらのネットゲインの値は、当該干潟地域で人工干潟の造成後から現在までの期間において獲得した生態系の量を示している。

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純粋に示すことが出来る。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。

「造成あり」および「造成なし」という場合の比較評価では、ここに示した累積的HUや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もちろん可能である。

表２９　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	
造成の有無による区分	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
1983年から2004年における累積的HU	123.89	2.85	48.55	0.00	5.52	0.00
ネットゲイン	121.04		48.55		5.52	

カ．HEPで可能となる評価タイプに関する検討

(ｱ)評価の対象と用いる指標に関する整理

a.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。そのため、HEPを実施するにあたっては、「どの場所」、「どの期間」および「どの場合」で比較評価するのか？ということを設定する必

要がある。この設定方法は以下の4つのタイプに分類できる。

(a)同じ時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。

b.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 4段階の指標がある。これらの指標のうち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必要である。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、ある瞬間のターゲット種（本研究においてはアサリ）のハビタットの条件の1部分を示す。
(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を示す。
(d)累積的HU（タイプD)
ある空間的広がりを持ったにおける、ある時間的広がりをもった期間のアサリのハビタットを示す。

(ｲ)HEP で行われる評価のタイプの取りまとめ

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によって、様々な評価のタイプが提案される。そこで、ここではHEPで行われる評価のタイプを網羅的に検討した。以下に①自然復元行為等の効果の比較評価を対象とした場合と、②インパクトとミティゲーションを比較評価する場合の2つに分けてまとめた。

a.自然再生事業を対象とした比較評価における評価タイプ

表30にHEPを用いて干潟造成など自然復元事業を評価する際の評価のタイプをまとめた。

HEPでの評価とは複数の評価対象の比較評価であり、3つ以上の対象を同時に比較評価することも可能である。表30に示す評価のタイプとは、最も基本的な評価のタイプを網羅的に示し、2つの評価対象における比較評価のタイプを示すものである。表6は、HEPで行われる比較評価の基本形として、2つの対象を比較評価するものとして示している。

ハビタットの「質」による比較評価を行う場合にはSIまたはHSIを算出することでこれが可能になる。部分的な「質」を示すSIと、全体としての「質」を示すHSIをあわせて把握することで、全体的な質がどのような状態であり、またその全体的な質を維持または向上させるには、具体的にどの項目に対してメンテナンスするべきかが明確になる（比較評価タイプAおよびB）。

対象地をハビタットとして比較評価する際には、質のみによる判断では不十分であり、面積を考慮したHUによる評価が求められる。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。このように、その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では不十分である場合がある。例えば、どんなに質が高く、広大な面積の干潟が存在したとしても、それが存在する期間が短ければ、アサリが生息できる期間も短く、そのような干潟は良好なハビタットとはいえないだろう。ある一瞬の生態系についてはHUを用いることで適切な比較評価をすることができるが、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場合には、累積的HUによる評価が必要になる（比較評価タイプD）。

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）。

それとは逆に、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、例えば、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もちろん可能である（比較評価タイプ4）。

なお、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30には、2つの対象を比較評価するものとして、比較評価のタイプをまとめたが、HEPは3つ以上の対象を比較評価することも可能である。そしてそのような複数の対象を比較評価する場合、「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、無数の評価のバターンが存在する。HEPは、比較評価の目的に応じて、「どの対象を評価するのか」また「どんな評価をするのか（どの指標を用いるか）」といった弾力的な評価が可能に

なる。

表３０　干潟造成等の自然復元事業におけるHEPで行われる比較評価のタイプ

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

そこで、3つ以上の対象の比較評価の例を以下に示した。

例１）1998年のA地区、1999年のA地区、2000年のA地区の比較評価

同じ場所の異なる時を比較評価する例。特に、ある対象の時系列的な変化を把握し、時間の変遷とともに評価対象のハビタットがどのように変化しているかを把握することを目的とした評価などで効果的である。

例２）1998年のA地区、1998年のB地区、1999年のB地区の比較評価

同じ時および異なる時、かつ同じ場所および異なる場所、という比較評価の例。このような比較評価も可能である。

ウ．各評価タイプでの評価内容

表30に示した評価タイプ1-A～4-Dについて、ケーススタディで算出した値を用いて、その具体的な内容を以下に説明する。

(ｱ)　評価タイプ1-A

評価タイプ1-Aは、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について比較評価する場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、2004年における百島地区の中央粒径のSIと、2004年におけ

る灘地区の中央粒径のSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のSIは1.00であり、後者のSIは0.73である。したがって、中央粒径に注目した場合、2004年の百島地区では十分良い条件が整っているが、百島地区はやや劣り改善の余地があることが示されている。

なお、本ケーススタディで扱っているこのSIは、当該干潟の全体としてのSIを示すものとして設定している。例えば、百島地区ではSI＝1.00であるが、これは百島地区の干潟範囲内であれば、どの点をとってもSI＝1.00になるということを示している。

しかし厳密に言えば、実際は百島地区の干潟範囲内であれば、どの点でも同一のSIということにはならないだろう。同一干潟内において複数の調査地点があればその調査地点ごとに実際のSIの値がそれぞれ存在する。

HEPでは、もちろんそのような複数地点の実際のSIで比較評価をすることも可能であり、比較評価の目的によっては、そのような比較評価も意義があると考えられる。例えば百島地区干潟内の複数の調査地点のSIを比較評価することで、百島地区内におけるハビタットの状態の空間的な傾向を把握することができる。同一干潟内においても、ある地域では十分良い状態が整っているが、そこから離れた地域では悪い状態になっていることが示されることもあるだろう。このような比較評価をすることで、同一干潟内においても、どの辺りを重点的にメンテナンスするべきか定量的に示すことができる。評価タイプのAおよびBについては同様のことが言える。

(ｲ) 評価タイプ1-B

評価タイプ1-Bは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、2004年における百島地区のHSIと、2004年における灘地区のHSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHSIは0.85であり、後者のHSIは0.39である。したがって、2004年の百島地区ではアサリのハビタットとしては比較的良い環境要因の状態が整っているが、百島地区ではそれより劣りアサリのハビタットの環境要因としては良い状態とはいえず改善の余地があることが示されている。

(ｳ) 評価タイプ1-C

評価タイプ1-Cは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、2004年における百島地区のHUと、2004年における灘地区のHUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHUは15.21であり、後者のHUは3.92である。したがって、2004年におけるアサリのハビタットとしては、灘地区より百島地区の方が望ましいことが示されている。

(ｴ) 評価タイプ1-D

評価タイプ1-Dは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年から2004年の間における百島地区の累積的HUと、1983年から2004年の間における灘地区の累積的HUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者の累積的HUは124.48であり、後者の累積的HUは48.95である。したがって、1983年から

2004年に間におけるアサリのハビタットとしては灘地区より百島地区の方が望ましいことが示される。

（ｵ） 評価タイプ2-A

評価タイプ2-Aは、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について比較評価する場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区の中央粒径のSIと、2004年における百島地区の中央粒径のSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のSIは0.46であり、後者のSIは1.00である。したがって、百島地区では、1983年から2004年に時間が経過するとともに、中央粒径の条件がよりよい状態に整ったことを示している。なお、百島地区では1984年から1987年にかけて干潟の造成が行われている。干潟造成の前後を比較評価することで、干潟造成がどれほどの環境要因の状態を改善することができたかを把握することができる。干潟の造成前後だけでなく、経年的な変化を把握することで、環境要因の状態が時系列的に悪化しているのか、一定の状態をたもっているのか、または改善されているのか、という評価が可能になる。

（ｶ） 評価タイプ2-B

評価タイプ2-Bは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区のHSIと、2004年における百島地区のHSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHSIは0.12であり、後者のSIは0.85である。したがって、百島地区では、1983年から2004年に時間が経過するとともに、アサリのハビタットとしての条件がよりよい状態に整ったことを示している。なお上述したが、百島地区では1984年から1987年にかけて干潟の造成が行われている。干潟造成の前後を比較評価することで、干潟造成がどれほどアサリのハビタットの状態を改善することができたかを把握することができる。干潟の造成前後だけでなく、経年的な変化を把握することで、ハビタットの状態が時系列的に悪化しているのか、一定の状態をたもっているのか、または改善されているのか、というような評価が可能になる。

（ｷ） 評価タイプ2-C

評価タイプ2-Cは、ある同じ地域全体の異なる2つ瞬間におけるハビタットについて比較評価する場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区のHUと、2004年における百島地区のHUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHUは1.12であり、後者のHUは15.21である。したがって、百島地区のアサリのハビタットとしては、1983年から2004年に時間が経過するとともに、アサリのハビタットが増加したことがしめされる。

なお上述のとおり、百島地区では1984年から1987年にかけて干潟の造成が行われている。干潟造成の前後を比較評価することで、干潟造成がどれほどアサリのハビタットを増加させたかを把握することができる。干潟の造成前後だけでなく、経年的な変化を把握することで、アサリのハビタットが時系列的に減少しているのか、一定の量をたもっているのか、または増加しているのか、

というような評価が可能になる。

(ｸ)　評価タイプ2-D

評価タイプ2-Dは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、干潟造成前の期間である1983年から1987年の間における海老地区の累積的HUと、干潟造成後の期間である1990年から2004年の間における海老地区の累積的HUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者の累積的HUは0.00であり、後者の累積的HUは45.16であり、干潟の造成前の当該地域のアサリのハビタットは累積的に把握しても0であったが、干潟の造成後から2004年の期間において45.15累積的HUのハビタットを提供していたことが示される。

ここで例に挙げたケースでは前者の期間は4年間、後者の期間は14年間であるため、有意義な比較評価にはなっていないと考えられるが、たとえば、同一地域における干潟造成前の10年間の累積的HUと干潟造成後の10年間の累積的HUを比較評価することで、干潟造成前後の10年間にわたる累積的なハビタットの量の変化を踏まえた比較評価が可能になる。

(ｹ)　評価タイプ3-A

評価タイプ対応3-Aは、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について比較評価する場合に用いる。場所も時間も異なる対象を比較評価するのが、評価タイプ3シリーズである。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区の中央粒径のSIと、2004年における海老地区の中央粒径のSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のSIは0.46であり、後者のSIは0.73である。したがって、中央粒径に注目した場合、1983年の百島地区より、2004年の海老地区の方がよりよい状態となっていると判断できる。

時間も場所も異なる対象を比較評価するのがタイプ3である。このような評価が求められる場面としては、例えば過去に存在した自然復元のモデル（目標）となるような干潟と、造成した人工干潟や今後造成する人工干潟の比較評価が考えられる。そのような比較評価をし、評価結果をもとに順応的管理を行うことで、比較対象の人工干潟を、実際に過去に存在した目標とするような干潟に際などに用いることができる。

(ｺ)　評価タイプ3-B

評価タイプ3-Bは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区のHSIと、2004年における海老地区のHSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHSIは0.12であり、後者のSIは0.39である。したがって、中央粒径に注目した場合、1983年の百島地区より、2004年の海老地区の方がよりよい状態となっていると判断できる。

評価タイプ3-Bも、評価タイプ3-Aと同様に、過去に存在した干潟を干潟造成のモデルとした比較評価を実施する場合に適している。特に評価タイプ3-Bでは、アサリのハビタットの質の状態に注

目した目標設定による比較評価に用いる。

(ｻ) 評価タイプ3-C

評価タイプ3-Cは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、1983年における百島地区のHUと、2004年における海老地区のHUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHUは1.12であり、後者のHUは3.92である。したがって、1983年の百島地区より、2004年の海老地区の方がよりよい状態となっていると判断できる。

評価タイプ3-Cも、評価タイプ3-Aや評価タイプ3-Bと同様に、過去に存在した干潟を干潟造成のモデルとして比較評価を実施するような場合に適している。評価タイプ3-Cは「質」×「空間」といったハビタットによる比較評価のため、ハビタットの「質」のみに注目した3-Aや3-Bに対して、より総合的な目標設定をする評価タイプである。

(ｼ) 評価タイプ3-D

評価タイプ3-Dは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、干潟造成前の期間である1983年から1987年の間における海老地区の累積的HUと、干潟造成後の期間である1990年から2004年の間における海老地区の累積的HUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者の累積的HUは0.00であり、後者の累積的HUは45.16であり、干潟の造成前の当該地域のアサリのハビタットは累積的に把握しても0であったが、干潟の造成後から2004年の期間において45.15累積的HUのハビタットを提供していたことが示される。

ここで例に挙げたケースでは前者の期間は4年間、後者の期間は14年間であるため、有意義な比較評価にはなっていないと考えられるが、たとえば、同一地域における干潟造成前の10年間の累積的HUと干潟造成後の10年間の累積的HUを比較評価することで、干潟造成前後の10年間にわたる累積的なハビタットの量の変化を踏まえた比較評価が可能になる。

(ｽ) 評価タイプ4-A

評価タイプ4-Aは、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について比較評価する場合に用いる。

評価タイプ4シリーズは、干潟を造成した場合と、干潟を造成しなかった場合の比較評価をするものである。人工干潟の造成といった生態系復元事業による生態系改善効果をみるのであれば、この評価タイプ4シリーズを用いるか、評価タイプ2シリーズを用いて造成前後の違いを見ることで評価できる。評価タイプ4シリーズと評価タイプ2シリーズでは、評価タイプ4シリーズでは、外的要因を踏まえて評価する。

ケーススタディにおいては、例えば、中央粒径に注目すると、干潟を造成した場合の2004年における百島地区の中央粒径SIと、干潟を造成しなかった場合の2004年における百島地区の中央粒径のSIの値で比較評価することに該当する。前者のSIは1.00であり、後者のSIも1.00である。したがって、中央粒径に注目した場合、干潟を造成した場合も干潟を造成しなかった場合も、同様に

良い状態となっていると判断できる。

(ｾ)　評価タイプ4-B

評価タイプ4-Bは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、干潟を造成した場合の2004年における百島地区のHSIと、干潟を造成しなかった場合の2004年における百島地区のHSIの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHSIは0.85であり、後者のHSIは0.00である。したがって、2004年におけるハビタットの質としては干潟を造成しなかった場合より干潟を造成した場合の方がよりよい状態となっていると判断できる。

(ｿ)　評価タイプ4-C

評価タイプ4-Cは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、干潟を造成した場合の2004年における百島地区のHUと、干潟を造成しなかった場合の2004年における百島地区のHUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者のHUは15.21であり、後者のHUは0.00である。したがって、2004年におけるハビタットとしては干潟を造成しなかった場合より干潟を造成した場合の方がよりよい状態となっていると判断できる。

(ﾀ)　評価タイプ4-D

評価タイプ4-Dは、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場合に用いる。

ケーススタディにおいては、例えば、干潟を造成した場合の1983年から2004年の間における百島地区の累積的HUと、干潟を造成しなかった場合の1983年から2004年の間における百島地区の累積的HUの値で比較評価することに該当する。この例を用いると、前者の累積的HUは124.48であり、後者の累積的HUは2.80である。したがって、1983年から2004年における累積的なハビタットの量としては干潟を造成しなかった場合より干潟を造成した場合の方がより多く確保されていると判断できる。

キ. HEP を用いた順応的管理における必要事項

HEPを用いた順応的管理において必要となるデータ項目、調査内容等、準備する項目について検討した。以下に主な必要事項を掲載する。

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。また、本研究では、自然再生事業においてHEPを用いることで様々な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

なことからも、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モデルのターゲット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、アサリをターゲット種とした。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、ターゲット種もゴカイにすべきだろう。

なおHEPでは、複数のターゲット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、複数種をターゲット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応じて異なるが、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、ターゲット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。

これまでの尾道糸崎港での環境現況調査では、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。このように、これまでの調査ではほとんど無秩序に調査地点が設定されていたものと考えられるが、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、その後に実施する調査でもそれらの地点でデータをとることが必要である。

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様な環境であったか、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。

ク，HEP を用いた順応的管理の提案

近年、自然再生事業の実施に際しては、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[6) 7)]。

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[12)]。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、生態系をターゲット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り[11)]、そもそも順応的管理に適した評価手法であると考えられる。

図10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のシステムを示した。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30）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

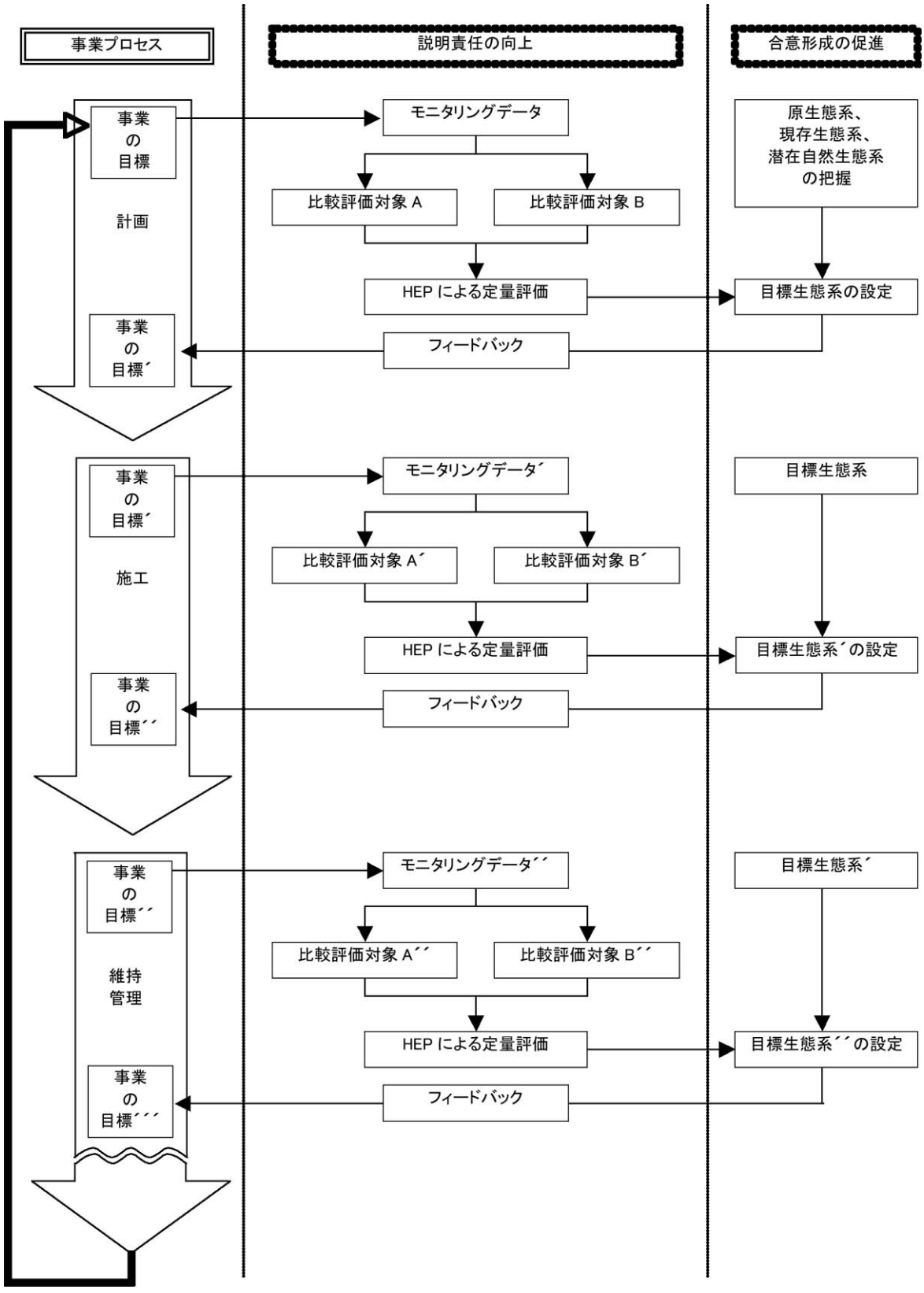


図8　干潟の順応的管理におけるHEPを用いた評価手法システム

注）本フロー図における、原生態系、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。

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。

④考察

今後も活発化していく自然再生や生態系復元のアセスメントにおいてHEPの需要は増していくだろう。その際、合理的にHEPを適用するために、HEPの技術論と併せて、本研究で明らかにしたようなHEP誕生の背景を理解することが望ましい。そのためにも早急に日本版HEPのマニュアルを公開することが必要である。

HSIモデルについては、米国のUSGSのホームページのように、日本においても構築されたHSIモデルを整理しホームページ等で公開するなど、普及を促進する仕組みが必要である。これについては、環境省あるいは環境アセスメント学会などの中立的かつ専門的機関が運営することが重要である。このような仕組みを導入することにより、日本でも米国同様、既存のHSIモデルが活用・改良されやすくなり、HEPによる生態系の定量的評価がより活発化していくことが期待される。

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評価手順を提案した。今回の例のような自然再生事業における順応的管理に応用したHEPでは、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が進むことが期待できる。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。

最後に、現在の日本の環境アセスメント制度では、一部の大規模開発事業だけが対象となっており、今回のケースのような人工干潟造成や湿地造成などのいわゆる自然再生事業はその対象となっていない。これは単に日本の行政制度がそうなっているというだけで、本来の環境アセスメントは、環境に著しい影響を与えることが想定される人間行為全てを対象として行われるべきものである。今回はこのような観点から人工干潟造成の環境アセスメント手法としてHEP適用の開発を行ったものである。

(2)生物多様性定量評価システム(制度)の社会的基盤の比較研究

日本における生息地保護については、これまでの個々の法律等のみでは十分に対応できないと言われている。本研究の目的である生息地評価システムとの関連において、保護の基準および指標、地域指定、環境アセスメント、モニタリングに関連する現行法に基づく対策と課題を整理した。主に保護の基準や地域指定の考え方および面積、生物種の現状に関する自然公園や森林の保護関係の法律等を対象にした。また、生物多様性に対する国民意識、そして生息地評価システムの運用に当たって基盤となる生息分布情

報の提供が可能となる環境NPO等の存在について調査した。環境NPO等の活動実態とともに、調査のやり方や会員管理なども考察した。
一方、わが国における生息地評価システムのあり方を検討するうえで、欧米諸国における生息地評価の状況を把握し、わが国の特性を考慮してその導入を図るなどの方策も考える必要がある。そのため、欧州（主に英国）においてHEPに類した評価手法が運用されているかどうか、また、他の定量的評価がどのような場合で実施されているのか、などを背景となる法的な整備状況、生物・生息地などのデータ整備状況を含めて調査した。調査は、英国における環境アセスメントの実施者へのヒアリングを基に進めることによって現実的で実現性のある方法に注目した。

①日本における生息地保護

日本には、土地をめぐる法律は多いが、生息地保護という観点からみると、その保護を直接的な目的とするものは限られる。それでも野生生物を保護するために種々の政策がとられており、それは種レベルでの保護と、地域指定方式による規制で生息地の自然環境を保全することに分けられる。

しかし、これまでの個々の制度だけでは重要な生息地（絶滅のおそれのある種など）の保護には十分対応できないことは明らかになっている。以下に現状の課題を挙げ、本研究の目的である生息地評価システムとの関係を検討した。

ア　法的な保護地域

日本において生息地保護のための指定地域の数と面積が少ないことがあげられる。自然環境保全法による保全地域は、約10万haにすぎない（国土の約0.3％）。一方、自然公園法による国立公園、国定公園、都道府県自然公園は、国土面積の14.2％を占めている。かなり広い面積であるが、土地利用制限の強い特別保護地区、第一種・第二種特別地域は、4.9％と少なくなる。

自然公園の分布は、国立公園に代表されるように、人間の接近が容易でない高標高地域、および海岸線部に位置している。わが国の土地開発の歴史は古く、また、農業適地は低標高地域だからであり、自然は人間がアプローチしにくい場所に限られる。生態系が豊かであり、身近かである田園・里山などの保全は想定されていなかったためでもあるが、生物の多様性を残すためのゾーニングという点から考えると不十分な点が多い。生息地評価システムは、こうした開発された地域の把握にすぐれたものである。

種の保存法による生息地・生育地の保護区の指定は、現在、8ヶ所にすぎず、少なすぎる。また、国内希少野生動植物種の指定数も、レッドデータリストの絶滅のおそれのある種の数と比較すればきわめて少ないものとなっている。一方、鳥獣保護狩猟法による保護種は鳥類と哺乳類以外は対象としていないことは当然であるが、昆虫類を含め、動物はすべて生態系の重要な構成要素であり、生態系の健全性の視点からみれば、野生生物全体の保護が必要である。鳥獣保護区の指定についても、開発行為の厳しい規制がある特別保護地区は、全体の0.7％にすぎないことも問題である。

森林法による保安林制度は、日本の森林面積の3分の1を占めており、水源かん養、国土保全などを目的とする。これらは間接的に森林生態系の保護に役立っているものの、公共事業について制約がないこと、伐採方法、保全基準（森林率、残置森林等）等が生態系維持の観点からは問題が多いといわれる。また、国有林野管理法による保護林制度は、貴重な動植物保護に有効であるが、現在のところ、小規模なものが多く、コア地区とバッファー地帯の考え方がなく、点的なものとなっている。生息地評価システムは、全国的なメッシュデータに基礎を置くため、保護地区と緩衝地域、そして緑の回廊などの把握や計画策定に適して

いる。

イ　環境アセスメント・モニタリング

環境アセスメントについて、一部の条例では、計画の実施による環境への影響をできる限り回避、低減または代償するとともに、豊かな環境の創造にも資するよう、計画の内容や環境保全措置について検討し、複数の計画案（いわゆる代替案）を作成することとしている。しかし、生態系を考えると、現在の自然の残存量を将来においても同量を対象地域において維持する、すなわち、ノーネットロスという考え方が必要になる。環境アセスメントにおいて、ノーアクション（何もしない）案を検討することが望ましい。また、ノーネットロスについては、開発により森林が消失する場合には、同等面積の植林を義務付けたりする代償ミチゲーションの導入検討が必要である。

わが国の自然環境保全基礎調査では、全国の多くの専門的な研究者による調査のほか、身近な生きもの調査では一般ボランティアの協力が図られている。しかし、イギリスなどで確立されている一般の自然愛好者からの情報の取り入れは、まだまだである。一般ボランティアによるモニタリングの広域化、高度化が必要である。モニタリングがずさんになれば、その結果、大量捕獲など種の絶滅を招くおそれがある。密度の高い調査による保全対策の策定が第1の課題になる。生息地評価システムにおける対象生物の分布の実態把握は、一般ボランティアに期待し、そのための有効な手法、ツールを提供するものである。

②生息分布情報の提供が可能な環境NPO等

ア　環境NPO等の分布

生息分布情報を提供して頂く環境NPO等の存在は、生息地評価システムの運用にあたっての基盤となるものである。運用体制、運用資金、および対象とする生物種等によって、協力して頂ける環境NPO等の団体数や人数などは変化すると考えられるが、ここでは、現状におけるこのような社会的基盤の一端を示すものとして、本評価システムに情報提供が可能な団体等を整理した。

整理の方法は、各団体のホームページを参照して、実際に野生生物の生息地調査を行っている団体のみを抽出した。調査可能な環境NPOの所在地を野生生物の鳥類、哺乳類、両生類・は虫類、昆虫類・蝶類、魚類に分けて一覧にしたものを表1に示す。もちろん、生態系調査が可能な環境NPO等の一部を示したものにすぎないが、わが国におけるこうした活動の現状をある程度把握できるものと思われる。

表1より、NPO等は全国的に分布しているが、東京を中心とする南関東と大阪を中心とする関西地区に集中している。生物種ごとに分類すると次のようになる。生物種としては、鳥類が最も多く（約40団体）、全国的に分布しており、哺乳類については全国で約20団体であるが、本州の南部、西部に多く、北海道、東北、九州に少ない。昆虫類・蝶類（全国で約20団体）も北海道・東北で少なく、両生類・は虫類（全国で15団体）も北海道・東北で少ない。一方、活動の規模は20人程度から1000人以上まであるが、平均すると、200人～300人程度である。

以上から、生息分布情報について、とりたてて専門的な同定作業が伴なわないものであれば、全国的に収集が可能と思われる。もちろん、ある地域に対象生物種が「存在しない」という情報は、この程度の調査者数では無理であるが、分布地域が広く、個体数の多い生物種であれば、「存在する」という情報は全国的に収集されるであろう。本研究の生息地評価システムの普及にあたっては、表1に示したような環境NPO等が、少なくともその中核になって活動して頂ければ、かなりの成果が期待できると思われる。

イ NPO等における情報収集方法

本生息地評価システムにおいて重要な部分であるNPO等による情報収集（調査→情報提供）の実態をいくつかの事例についてまとめた。ここでは、トウキョウサンショウウオを例に生息分布情報の収集方法を示す。

トウキョウサンショウウオ研究会（東京都あきる野市）による環境省の調査（1998）の場合、次のような状況であった。サンショウウオの場合、短期間で詳細な場所の調査を行う必要があるので、広範囲の調査は、多くの市民に参加を呼びかけ、人海戦術による方法がとられる。

一般市民による調査の場合、調査精度の不均一が危惧されるが、イラストを多用した調査マニュアルや記入項目を絞り込んだ調査用紙を配布した。また、トウキョウサンショウウオは、小規模で発見しにくい水環境に産卵することが多いため、各調査チームに地元の環境をよく知るスタッフを配置した。調査地域は、狭山丘陵、加治丘陵、草花丘陵、伊奈丘陵、大久野山地、加住丘陵、恩方丘陵、多摩丘陵で、調査地点は全部で213地点であった。調査日は、一斉調査による4月3日の1日で、参加者は全部で65名であった。調査の分担は全地域を16地区に分けた。個別には3月16日から5月18日まで行われた。

調査結果は、各地区の担当者が集約している。担当者は1/25,000地形図、調査票、フィルム、対象メッシュを記入して、事務局に返送する（現像代、送料は事務局負担）。なお、調査期間中、新聞・テレビが多く取材したが、これらの効果は意外に大きく、記事や番組を見た人から調査中に情報を提供されたり、新たな参加申し込みも多数あった。

一斉調査後の調査は、現在まで青梅市大荷田川流域、日の出町平井丘陵、あきる野市横沢入の3ヶ所に絞って行なわれ、調査地点数は例年30地点程度、4月中の1日、参加者30名程度である。調査結果は、調査用紙に記述されているものばかりでなく、どのようなデータでも事務局に送ってもらう方法である。しかし、毎回の会報に調査結果の送付願いが出されているように、参加者全員の調査結果の収集はなかなか大変のようである。

ウ ボランティアの動機づけ

多くの環境団体による生物調査の参加ボランティアの動機づけの方法についてまとめると次のようである。

まず調査内容は、広報誌、ホームページなどの多くの手段で市民に伝える。調査方法は、目視により判別が容易で、市民になじみやすい対象とし、情報の収集は、メール、ファックス、郵送などのあらゆる方法で可とする。しかし、行政や専門家が今までに行ってきた調査方法がよく整理・分類されて、市民でも科学的に調査できることが大切である。調査結果については、ホームページや「○○市環境だより」、冊子「○○市の身近な生きもの」などに活用し、協力者を明記する。そして、環境学習のための教材として活用するとともに、専門家による学習会や勉強会、報告会などを開催することが効果的である。全般的には、実地見学会などによって市民が環境の保全・再生について具体的なイメージが描けること、調査に関連する楽しい体験、イベント（農業、ノリづくり、調理など）を開催することも良い。更に、調査を実施した市民に「認定書」などを発行するなどきめ細かい対応が必要である。

エ 日本の活動団体の実態

環境NPO等の活動についての一般的な考察は、あまり行われていないので、環境NPOに限らず、日本における活動団体の問題について、全国社会福祉協議会による実態調査[18)]に基づき考察した。

表 31　調査可能な環境 NPO の所在地一覧（団体数）

都道府県	鳥類	哺乳類	両生類 爬虫類	昆虫類 蝶類	魚類	都道府県	鳥類	哺乳類	両生類 爬虫類	昆虫類 蝶類	魚類
北海道	5	1		1	1	滋賀県	2				
青森県	2			1		京都府	1			1	
宮城県	2	1	1		1	大阪府	4	4	4	3	1
山形県	1	1				兵庫県	2		1	2	3
福島県	1		1		1	奈良県		1			
栃木県	1				1	岡山県		1			
埼玉県	1					広島県	2	2			
千葉県		1		1		山口県				1	
東京都	6	2	4	2	3	香川県	1	1	1	1	2
神奈川県	4	2	2	2	2	愛媛県					1
新潟県	1				3	高知県	1	1	1	1	
石川県	2			1	1	福岡県			1		
福井県				1		長崎県		1			
長野県		1		1		大分県				1	
岐阜県					1	宮崎県				1	
静岡県	1		1	1		鹿児島県	1	1	1		
愛知県		1				沖縄県	1	1			1
三重県	1		2								

活動規模は、活動メンバー数10～20人、年間予算20万円未満の団体が多く、活動資金が十分でないなどの問題を抱えている。活動者の構成は、「主婦」や「定年退職者」が主力であり、月間の活動時間をみると、10～20時間の活動を行っている人が多く(21.7時間/人)、時間的には比較的長い。これは、アメリカやイギリスのボランティア活動者一人あたりの平均活動時間よりも4～6時間程度多い。

ボランティア活動を始める動機は、「社会や他者のためになることがしたい」という動機とともに、「自分自身の向上を目指す」動機もみられる。若い世代では、「活動に必要な知識や技術の研修」や「活動者同士の交流機会」などが求められており、「ボランティア活動の経験が社会的な資格取得につながる」ことへの要望が高くなっている。

以上より、ボランティア精神で社会に貢献しようという意識は本家の英国に近い考え方になってきていることも事実である。しかし、運用面になると活動資金が足りない、人材の確保ができないなどの問題を抱え、資金面の助成金のあり方、税制優遇措置の問題、行政との協働の仕組みづくりが不十分であることが分かった。継続的な運営を考えた場合、無償ボランティアに頼るのではなく有償ボランティアによる活動へ移行し、優秀な人材確保を図り、持続的な活動維持を目指さなければならない時期となっている。そのためには、会員数の拡大(会費収入の拡大)、寄付金の拡充、自主運営による事業化(収益事業の展開)により活動資金を確保していかなければ団体の存続が困難となるであろう。行政に対しては、協働体制の柔軟化、助成金の充実化、税制優遇措置の拡張とNPOへの支援対策を実行して頂きたい。その面で、後述する英国の仕組みを日本仕様に取り入れていくことが必要と考えられる。

③欧州における生息地保護と生息地評価

ア　生息地保護の現状

(ア)EU

自然の生息地と野生動植物を保全することで、生物の多様性を確保する目的で、「自然の生息地と野生動植物の保全に関するEC理事会指令」(ハビタット指令)がある。主な内容は、以下の通りである。

自然生息地のタイプ、EUが重要とみなす生物種、保護サイトの選定のためのクライテリアを示しており、一定の種と生息地を保護するだけでなく、統一的で緊密なヨーロッパ内のエコロジカルネットワークを整備すること(ナチュラ2000)が挙げられる。こうした指令をうけて、ハビタットのネットワークの構築、維持、そしてさらなる発展のための、具体的な政策として、ヨーロッパ・エコロジカル・ネットワーク(EECONET)が計画されている[19]。EECONETは、ヨーロッパにとって重要なハビタットタイプから、具体的なコアエリアを明確にし、EECONETを展開するため次のデータを整備する。

・土壌と地形環境
・土地利用、植生分布図
・特定の種に限定したデータ(ハビタットの必要条件、分布範囲、分散や移動のパターン、など)

また、情報の収集と一貫性を高めるための環境関連情報の調整システム(CORINEプログラム)が推進されている。これは、1990年までに5,600以上の登録地について、名称、場所、区域、標高、ハビタットのタイプ、ハビタットの植生状況、指定関連、重要な種の存在、種数などのビオトープ・データベースを作成している。

(イ)英国その他

英国では1992年に英国生物多様性実行計画(the UK Biodiversity Action Plan)が策定され、以降に生物種に関する実行計画(Species Action Plans)、生息地に関する実行計画(Habitat Action Plans)、地域的実行計画(Local Action Plans)が実行され、1990年代には、野生生物および生息地維持のために保護しているエリアが、次のように増加している。

・6800サイト(UK全土約10%)
・EU鳥類指令の下で保護されたエリアが5倍
・ラムサール条約湿地が2倍
・生息地指令の下で、223万ha、546のサイトが保護地域の候補

一方、ドイツにおいては、ビオトープ拠点調査、ビオトープタイプ地図の作成が行われている。野生生物の多様な生息や希少種の確認情報がある地域の調査が1970年代から継続されており、旧西ドイツでは各州面積の5～12%が優先的に保護すべき拠点とされている。そして、100種類以上のビオトープタイプが設定され、GISを活用して1／10000地図が作成されている。[20]

また、ドイツでは野生生物の種のレッドデータの作成に加えて、希少となったビオトープタイプのレッドデータに関する情報整備が進んでいる。

英国における野生生物保護では、国民のボランティア団体が大きな役割を果している。団体の多くは、特定の生物種を扱っており、多くの個人会員を持っている。たとえば、王立鳥類保護協会は100万人以上、野生生物トラストは50万以上の会員がいる。会員はほとんどがアマチュアではあるが、生涯の趣味としているため、特定の種の調査を行う能力を有している。英国の生息地と種を評価するための最も重要な戦力となっている。

イ 生息地評価の事例

(ア)国家植生分類(National Vegetation Classification)

1991年から1999年にかけて、J.S.Rodwellによって開発された植生組成に従ってハビタットを分類する方法である。英国の80%以上の地域を10×10kmのグリッドに分け、それぞれを調査した。植生分類の定量的評価は、目視により、植生に見合ったメッシュ内(4×4m、10×10m、50×50mなど)の植物種ごとの植被率(ドーミンスケール)によって行われる(表32)。メッシュはグリッド内に通常10個設置される。

表32 ドーミンスケールの値

Percentage Cover	DOMIN Value
＜4% few individuals	1
＜4% some individuals	2
＜4% many individuals	3
4-10%	4
11-25%	5
26-33%	6
34-50%	7
51-75%	8
76-90%	9
91-100%	10

現地調査によって得られた結果をNVCによる植物群落の分類に対応させるためのコンピュータプログラムがあり、植生の類似性をベースにして、多数で複雑なサンプルをソートする。すなわち、どの群落がBritish Plant Communities、1-5に定義された群落と最も適合するかを決定する。NVCはハビタットが希少かどうか、環境の変化に敏感かどうかを把握するために役立っている。

(イ)ラトクリフ評価基準

ラトクリフ基準は、国として重要とされる区域(SSSI)の選択のためにNational Conservancy Councilによって1979年に開発された。評価の基準は次の通りである。

・範囲(サイズ)

生物学的な区分により、生息地あるいは問題の種の集団サイズを示すことに利用される。

・多様性

生物多様性については、さまざまな方法で、生息地多様性(主として地形に基づく)、構造的多様性(森林の形態的特徴、微地形など)、植物群落の多様性、種の多様性を測定する。

・自然性(非再創造性―non-recreatability)

・貴重性

・脆弱性

・典型性

・生態的位置／地理的な単位(サイトの接続性の問題―野生生物の移動経路(回廊))

・潜在的価値(通常、以前は存在し、今は消失している特別の生息地)

(ウ)地域的評価

環境アセスメントに用いられる地域評価は、表33の通りである。

表 33　地域評価の基準

評価	評価基準
赤	国際的に重要とされる地域（特別保全地域、特別保護地域、ラムサール条約登録湿地 国として重要とされる地域（学術研究上重要な区域(SSSI)、国立自然保護区） 地域または州として重要とされる地域（自然環境保全上重要な区域、地域自然保護区、原生林）
黄	地域における重要性の特徴的なもの及び地域を象徴するもの（生物多様性実行計画[で指定する]生息地及び生物種、古い生け垣、池、小川など著しく特徴的なものを含む） 自然環境保全上重要とされる区域に隣接し、移動性の動物による繁殖地や餌場としての利用の可能性がある地域
緑	既知の生物多様性interestがほとんどないか全くない地域

「赤」：全ての指定区域はこれに分類、法的に定められたものもそうでないもの。この地域においては、州の構造計画および管轄地区の地域計画にもとづく環境政策にしたがって、いかなる開発も実施することが禁止

「黄」：地域的に重要な区域及び地域の景観として特徴的なもの。また、移動性の動物による繁殖地や餌場としての利用の可能性があるとして指定される地域に隣接する地域、指定地域への悪影響を緩和するために設けられた緩衝地帯。この地域においては、適切な緩和策が施される場合には開発を実施することができる。予備的方法が用いられる。指定地域の外部で希少種または法的な保護対象種が確認された地域もここに分類。

(ｴ)環境アセスメント

欧州において、生息地に関連する環境アセスメントの予測手法の主なものは次のようである。

・オーバーレイ地図

これは開発にとって対象地域が適切か不適切かを確認するために用いられ、景観、野生生物、地下水保全などの規制エリアを重ね合わせる。オーバーレイ地図は、公衆が容易に理解できる、作成が技術的に容易である、スケールが自由、などの利点がある。

一方、マップ上で空間成分を持った影響が分る程度で、政策レベルではあまり役立たない、GISを利用すると、時間と費用が掛かるなどの問題がある

・GIS

GISは地図データ（地図上ではポイントまたはライン）に属性データ（土地利用、道の傾斜などの特性）のデータベース管理と地図製作システムであり、利点としては、大量のデータの取り扱いが容易、位置に特有な影響を明確に可視化、一度に数層の情報を考えるゾーニング機能、地図製作の長期コストダウン、対話型が可能で公衆参加に良い、などが挙げられる。

一方、欠点として、本質的には本来の空間分析よりもデータ記述（限定された範囲の分析、コスト高、専門的知識を要する、直接空間成分を持った影響に限られる、などが挙げられる。

・脆弱性分析

異なる開発計画に対して、環境の脆弱性を評価。GISと多重基準分析を組み合わせる。影響する対象（動・植物、人間、景観など）ごとに影響（生息地破壊、分断化、大気汚染等）の強さをランク付けする。そして、それぞれを重み付けして、重ね合わせる（脆弱性マップ）。

空間影響を量的に表現するので、選択肢の比較が明確、環境のローカルな特徴を使うので、特定の場所のアセスメントにも有効、などが利点である。

一方、コスト高、時間がかかる、脆弱性の評価は価値判断を伴う。しかも、これらは最終の分析で隠れてしまう、これまで実績が少ない、などの欠点がある。

(オ)HABITAT（ソフト名）

Delft Hydraulics（オランダの公立研究機関）が開発。空間的な生態ユニット（例えばエコトープ）を地図化するのに使われ、人間の介入による生息適地の空間変化を予測する。その他、HEP、河川の流れ、リスクアセスメント（危険マップ）等に活用される。

例えば、生息地評価では、河川流量、水深、氾濫瀬度、植生カバー、水質のような環境要因の分布図と、生息地適性度関数を用いて影響度を数量化した地図を作成する。また、HABITATはエコトープの分類、環境モニタリング、災害危険度マップの作成などに利用されている。

現在のところ、内部の使用に限られているが、ネットワークシステムでも稼動できるようになっている。

(カ)ドイツの河川評価手法

ドイツのシュレスビヒホルシュタイン州で1989年に開発された。現在、生息している動物相を把握して、生息状態を自然性の高さから評価する。そして、次のような簡単な河川構造の5ランク評価を行い、保全措置等を検討する。

・河川形態上の評価：人工物、改変の割合
・河畔の植生の評価：河畔の雑木林の重要性により、その占有率
・接している土地利用の評価：河川区間に関係する(雨水等が流入する)土地の利用状況の自然性

(キ)ドイツのビオトープ評価手法

「農村整備における生態学的収支」（1991）によれば、生息空間としての評価（植物、動物の多様性、ビオトープの希少性など一般的評価）のほかに、生息地の時間的代償可能性という観点から、生息地を評価している例がある。[21)]

表 34　時間的代償可能性の評価

ランク	意味
1	150年以上の成立期間。代償不可能と見なされる。
2	50年～150年。代償可能性の限界。
3	15年～50年。適切な計画・整備・実施・保全措置がとられるならば、対応する生物社会が長期間のうちに成立する。
4	5～15年。中期間のうちに代償可能。
5	5年以内。パイオニア群集の生息地。

生息地は、タイプによって成立に至るまでの時間が異なる。成立に至る時間が長ければ長いほど生息地を

代償することが困難と判定される(表34)。

④英国のNPO活動について

英国にて、NPO活動が継続的に維持される基盤として、以下に示す背景、法的整備が挙げられる。日本の状況と比較するとかなり異なる組織、運営方法が浮かび上がってくるので、黒田[22]、目加田[23]の資料により環境NPO等と関連すると考えられる点をまとめた。

ア 背景

英国の民間公益活動は、ヨーロッパの他の国々と同様、宗教を通じて行われる貧困救済や弱者救済などの活動に長い歴史がある。近代的なチャリティのコンセプトが形成されたのは、1601年現在のチャリティ法の基となった信託法(チャリタブル・ユース法)が成立してからである。中世、教会を中心とした布教、啓蒙だけでなく、貧困救済や医療活動などの公益活動も積極的に行われ、信者たちが寄進した財産が多くの公益的な活動に使われた。16世紀になると、教会主体だった公益活動も、個人の篤志家や企業などがお金を出して行うかたちも増加する一方(フィランソロピー)、公益活動の中身も貧困救済や疾病者の援助だけでなく、教育振興、公共施設の整備、労働者の保護など幅広いものになっていった。その後、法の悪用、機能の欠如など、さまざまな問題が発生し、1853年に公益信託法が制定され、1960年に集約されチャリティ法が制定された。その後、1992年と93年に改正され現在に至っている。

全国ボランティアセンター(The National Centre for Volunteering)が1997年に行った英国のボランティア活動に関する調査によると、「イギリスでは、国民の約48%にあたる2200万人が少なくても一年に一度はボランティア活動に参加」という結果があり、国民の約半数がボランティア活動が日常的な行為として行われていることが確認できる。

イ 法的整備

(ア)チャリティ法

チャリティ法では、ある組織の活動目的が以下の4つのどれかに当てはまればチャリティ組織としてみなされ、法人格を取得していなくても、チャリティ資格を得た時点で自動的に税制優遇措置が受けられる。

・財政的困難からの救済 (the relief of financial hardship)
・教育の振興 (the advancement of education)
・宗教の振興 (the advancement of religion)
・その他の公益活動 (Other purposes for the benefit of the community)

(イ)コンパクト

ボランタリーセクターは、伝統的に政府からの独立性を確保してきたが、近年、政府からの委託事業が増えたことによって危機感を感じ、1998年、政府とボランタリーセクターとの間での合意文書“COMPACT(コンパクト)”(政府とボランタリーセクターとの役割分担、ボランタリーセクターの独立性の認識等を文書化した覚書で、法的拘束力はないが双方無視できない紳士協定のようなもの)を締結した。

(ウ)税制優遇措置

すべての登録チャリティへの寄付について税制優遇措置が適用されていたが、2000年にチャリティ寄付

税制が改正され、寄付者側の寄付控除手続きの簡素化、給与天引き寄付、キャピタル・ゲイン税の免除により寄付行為が容易となった。また、政府が寄付額の10%を上乗せして寄付することになった。

(エ)支援団体

資金支援団体である民間トラストや助成財団が、約9000団体存在する。助成金額の総額は、年間約20億ポンド(約3800億円)と言われている。トラストや財団以外にも、大手のチャリティ団体が他団体に助成金を提供しており、その総額は約2億8千万ポンド(約532億円)である。その他、宝くじの収益金によるコミュニティ・ファンドとして、2000-2001年で約3億6千百万ポンド(685億9千万円)の助成が行われている。

(オ)公園などの土地管理について

英国は、王国支配により土地の多くは王族・貴族が所有し、一般市民による所有は少ない。今日においても同様で、一般市民の土地に対する執着心が薄い。その結果、王族・貴族が所有する広大な土地が荒らされることなく、今日までの自然環境が維持されてきた経緯がある。しかし、今日の社会では王族・貴族による土地の維持管理が困難なため、トラスト協会、自治体などが購入または委託運用によって、土地の自然環境維持が図られている。

④考察

ア. 生息地保護

欧州では、直接的に生息地保護を目的とする多くの法律が存在している。わが国では、法律は存在しているが、その地域指定の範囲は狭い。また、国として生態系を考慮したゾーニングが決まっているところが多い。わが国は、都市計画的なゾーニングはあるが、生態学的なものはない。すなわち、「ハビタット指令」、「野鳥指令」などにより生息地の保護地域が明確に指定されている。そして、国レベル、また地域(州)レベルでも独自の保護地域が細かく指定されている。

欧州では、生息地そのものはもとより、移動性の動物による繁殖地や餌場として利用の可能性がある隣接地域、すなわち、指定地域への悪影響を緩和するためにイエローゾーン・緩衝地域として保護されている。わが国においては、こうした緩衝地域の指定は基本的にないことから、今後、本研究の生息地評価システムなどを利用した広域的な生態系評価を行っていくことが望まれる。

イ. 生息地情報

英国などでは、種の生息地と分布がデジタル化された情報として蓄積され、データーベースとしていつでも利用可能であり(データが積極的に開示)、データ自体も常に更新されている。このため、アセスメントなどでは、机上レベルで定量的な事前評価がし易い。たとえば、Joint Nature Conservation Committeeでは、インターネットにより多くの生物種の分布を公開している。わが国の場合、既存のデータを収集するのが困難で、アセスメントの際、机上レベルで調査・評価を行える情報を得るためにも現地調査を先行的に行う必要がある状況である。

ウ. 環境NPO等

英国における種と生息地の調査に関して、一般市民のボランティア活動が大きな貢献をしていることが特徴としてあげられる。王立鳥類保護協会は100万人以上の会員を、野性動物トラストは50万人以上の会員

を擁している。

わが国の場合、全国レベルで活動している自然保護団体をみても、野鳥の会が4.8万人、日本自然保護協会が2.2万人、日本生態系協会が3.2万人程度の会員数であり、かなり少ない。以前はともかく、自然保護に関する国民の感心は、近年、とみに高まっていることを考えると、こうした会員の数は大きく増加しても良いはずであり、そのための活動が期待される。本研究の生息地評価システムの普及促進はその一つの方策と考えられる。

ボランティア精神で社会に貢献しようという意識は本家の英国に近い考え方になってきている。しかし、運用面になると活動資金が足りない、人材の確保ができないなどの問題を抱え、資金面の助成金のあり方、税制優遇措置の問題、行政との協働の仕組みづくりが不十分であることが分かった。その面では、先の述べた英国の仕組みを日本仕様に取り入れていくことが必要である。

イギリスと日本は社会におけるNPOや国際NGOの位置づけ、法制度、歴史的側面が全く異なるが、NPOやNGOが抱える問題は共通であろう。日本では、NPO等と政府や自治体との付き合いが短く、コンパクトのようなものを作成することで、今よりも健全でより効果的な政府とNGOの関係が構築できるかもしれない。一方、NPO等が必要以上の時間を資金調達に割かなければならない状態ではよいプロジェクトもできないし、ある程度の給料が払われなければ労働市場から良い人材を得ることもできない。そのため、日本でも政府機関の中で一部の非営利団体に毎年補助金を出しているケースはそれほどめずらしくないが、一定の実績があり、きちんとしたビジョンやミッションを持ち、短期・長期プランが戦略的に描けるような団体に対して、コア・グラントを出す必要があろう（英国では、パートナーシップ・アグリーメント（PPA：Programme Partnership Agreements；海外開発庁に作られた包括的助成金をより戦略的な形に変えたもの）という仕組みがある）。

エ. 生息地評価

英国（およびEU）では、地域の自然的評価を行う際、経済的利益を含めた都市計画的な観点から評価し、一般的に生物種の生息地のみに着目することはない。そのため、生息地の評価では、5段階評価方式などによる簡潔な評価がなされており、最終判断の評価内容が曖昧なものになる場合がある。SSSI（Site of Special Scientific Interest）の選定等に用いられるラトクリフ評価基準にしても、専門家の経験による判断に大きく左右されているという。

ドイツでは、希少となったビオトープタイプのレッドデータの情報整備が進んでいる。わが国では生息地に関するレッドデータは未着手である。種の生息地図・分布図を作成することが急務であり、そのためには日本独自の生息地の分類が必要である。わが国は、気候的にも多様であり、人間の歴史も加わり多様な生態系を形成しているため、地域に適応した新たな評価手法が求められる。

戦略的環境アセスメント(SEA)では、対象項目ごとに生活水準評価、オーバーレイ地図、土地利用区分分析、地理情報システム（ネットワーク分析、モデル作成）、計画/感度分析、費用便益分析、多重基準分析、ライフサイクル分析、脆弱性分析、環境負荷許容量、リスクアセスメント、互換性評価等の様々な評価手法が用いられていた[8)]。この中で、動植物、ハビタットについて評価している手法として、オーバーレイ地図（GISを使ったレイヤの重ね合せ、バッファリング機能を使った開発による土地の影響範囲の確認）、土地利用区分分析（土地を区画分割して自然保護（生息地）の評価を実施）、地理情報システム（英国生物多様性行動計画では生息地の潜在適地をGISを用いて確認）、脆弱性分析（異なる開発計画に対する環境の脆弱性を評価、生息地の破壊に対する動植物の脆弱性を点数化しGISと多重基準分析を組み合わせた評価を実施）が挙げられる。しかし、手法のほとんどが環境全般（景観、大気、土壌、騒音も含めて）に対す

る総合的な影響評価を行うもので、米国のHEP、HSIのようなモデル的な手法、動物のみに着目した評価手法は、SEAについては見られなかった。

オ. 英国の特徴

英国での自然保護対策の特徴として以下のことが挙げられる[9)]。

自然保護を目的とした多くの条例や法が存在する。自然保護を目的とした多くの団体が共通の目標のために蓄積されたデータの開示を積極的に実施している。貴重な種の分布が既に国全体で把握されている。定量的評価のツールとしてHABITATというソフトを用いている。国としての生態系的なゾーニングが決まっている。

カ. 英国と比較したわが国の状況

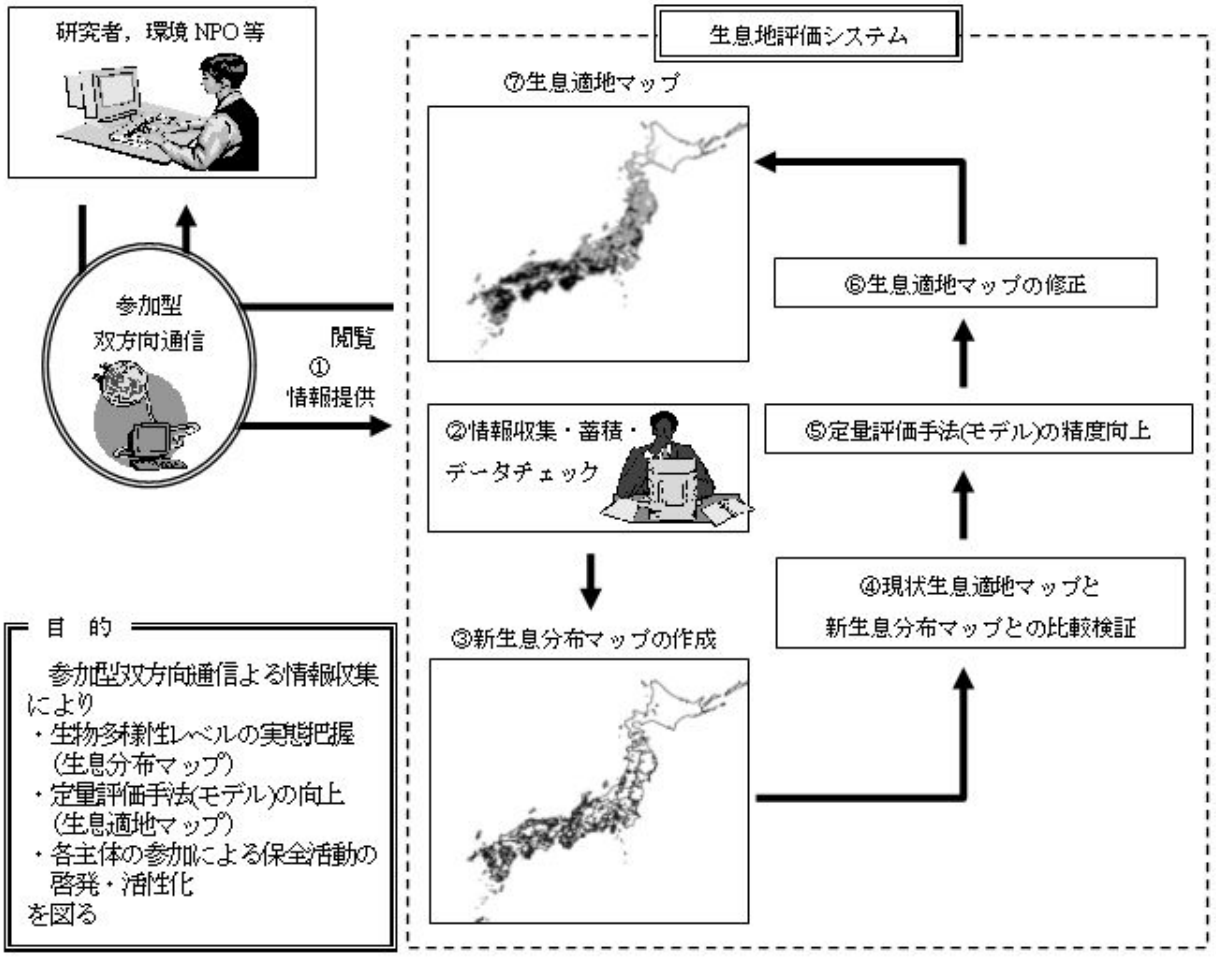
英国と日本の状況を比較すると以下の差異が認められた。日本では、ヨーロッパに比べ種の多様性が高いが、保護施策として条例などは存在するが全てを網羅していない。種の指定のみ、エリアのみの指定など一部の保護である。保護団体は、事業に反対の立場をとることが多く、蓄積したデータを環境影響評価等に使用することに消極的である。貴重種の分布が完全に把握されておらず、潜在的な分布も判明していない。国全体での都市計画のゾーニングはあっても、生態系的なものはない。

(3)生物多様性定量評価ネットワーク運用システムの構築のための研究

①WebGISの事例調査

自然環境に係るネットワークの好例として、せとうちネットが挙げられる。せとうちネットは、(社)瀬戸内海環境保全協会が管理・運営をしており、瀬戸内海に接する行政、民間、研究機関から構成されている。瀬戸内海の環境情報・文献情報が容易に入手でき、また逆に情報を提供することもでき、瀬戸内海の現状を把握する上で有効な環境情報ネットワークとして機能しているが、WebGISの書き込み機能は用いられていない。生物多様性に係るWebGISのもうひとつの活用事例として、ひょうごの自然(インターネットGIS)とインターネット自然誌GIS環せとうちいきものマップが挙げられる。どちらも中国地方を中心とした生物の分布情報を提供するシステムで、更にユーザ側から情報を収集するシステムも整備されている。鳥類、両生類、爬虫類、昆虫など広範囲の生物種を扱っており、全て閲覧することができる。生息情報入力画面では、画面上に表示されている地図上にマウスでクリックすることによって緯度・経度などの位置情報がシステム内で自動認識される。その他必要な入力項目も選択形式になっており、ユーザに対して入力の簡便化が図られており、システム設計にとって参考になる点が多かった。

地方自治体では、静岡県、福井県、愛知県、島根県、岩手県、山口県、札幌市、横浜市などで、WebGISを活用した生物の生息情報を提供している。その中で、ユーザからの情報収集を行う書き込み機能を持ったシステムを提供しているのは、島根県、岩手県、札幌市である。多くの自治体では、まだWeb上で生物の生息情報を収集する機能を持ったシステムの提供は行われていない。ユーザが情報提供をする場合には、事前のユーザ登録申請が必要となっている。管理者側では、ユーザ登録によって提供情報に責任を持たせて、情報の質を維持している。しかも、各機関で入力データのチェックを行う人材が配備されていた。公共の研究機関、および大学(山口大学、筑波大学、東京情報大学)などでGISの普及活動も兼ねて教育現場で活用し始めている。



(作業手順)

1)適地マップのチェック機能および生息情報の収集機能

2)生息情報のデータベース作成

3)実際の生息分布図を作成し、公開・非公開や表現方法を検討

4)新生息分布と現状適地マップとの適合性・誤差を検証(精度の検証)

5)4)の誤差を適用地域の拡大または縮小、モデルパラメータの変更などを行い、評価手法の精度向上を図る

6)更新された評価手法によって予測を行い、生息適地マップを作成

7)更新生息適地マップを公開

図 9　生息地評価システムネットワーク

②WebGISの基本設計および骨格構築

事例調査の結果を踏まえて、WebGIS の基本設計書および詳細設計書を作成し、システムの骨格を構築した(図 9)。整備した機能は、各共同研究者で研究される生息適地マップの閲覧機能、生息適地マップにおけるユーザからの生息情報を入力する書き込み機能であった。GIS ソフトとして世界的に広く使用されているESRI 社の WebGIS ソフト、ArcIMS を使用した。システム構築に当っては、ユーザ側へのシステム的負荷、操作上の過大な負荷を与えないシステム構成に配慮した。例えば、Java を使用した場合、ユーザー側

のコンピュータへの負荷がかかるため、Java 言語の使用を諦めて、html 言語、JavaScript の使用に留めた。データ送信は、php 言語を用いてサーバへのアクセスを行う仕様とした。使いやすさを保つために、ユーザによる任意入力を避け、選択形式による方法をできるだけ採用して Web-GIS サーバーシステムへの負荷の軽減を図った。図 9 に示すように得られた生息情報を基に生物種の生息環境を再検討し、定量評価手法に反映させ、より精度の高い適地マップを作成させていく。したがって、研究支援システムとしての機能も持ち合わせている。このような流れを繰り返すことによって、評価手法の精度向上が常に図られ、より現実を反映した生息適地マップが作成されることになる。将来的には、本システムを各々の地域に適用・応用することによって，指標生物種が広域的・全国的なものであれば、より一般的な生息地の評価と他地域との比較が可能である。一方、地域的な生物種であれば、地域固有の生息地の評価となり、両者を合わせることにより多面的な自然保護政策が可能となる。また、WebGIS の機能を用いることによって、生息分布情報の収集，データの一元管理、情報の共有化などの効率化が図られるとともに、図 10 に示す効果が期待される。

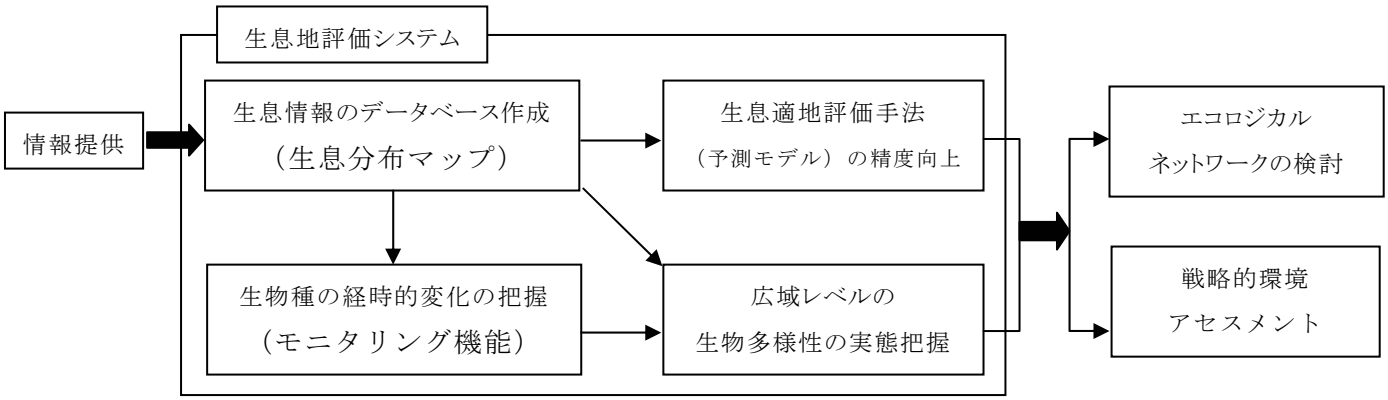


図10 生息地評価システムの効果

②自然環境統合クリアリングハウスの必要性について

生物多様性を評価する際には、自然環境データの効率的な情報収集と活用を図るためのデータベース的機能が必要である。ここでは、自然環境だけではなく、以下に示す社会環境データ、地下水データ、地盤データ、地形データなどの環境情報を包括的に管理し、メタデータのみではなく空間データも含めた一括管理を行う自然環境統合クリアリングハウスのような仕組みが必要である。

・自然環境データ:植生(植生自然度、植生現存量、植生生産量)、動物生息分布、気象など
・社会環境データ:人口、産業別就業人口(第 1 次、第 2 次、第 3 次)、製造事業所数、遺跡など
・地下水データ:降水量、水質、河川流量、湧水地点
・地盤データ:地質図、弾性波探査、ボーリング
・地形データ:土地利用、標高、傾斜度

上記の項目には、公害関連のデータ(騒音、振動、悪臭、大気)は含まれていないが、これらは環境省の環境GISで調査結果を閲覧することができる。しかし、Web上で地図化された情報を閲覧することはできない。また、上記の情報は、国土交通省の国土数値情報、生物多様性センターで情報を入手することができるが、ここでもWeb上で地図化された情報を閲覧することはできない(一部地図画像表示される例がある)。

クリアリングハウスの利点は、他のサーバーに存在する空間データを検索し、活用することが可能となるため、空間データ整備にあたっての重複整備が避けられ、さまざまな組織が持つ空間データを共有して利用

することができるようになり、効率的な空間データ整備をめざすことができることとなる。

しかし、現在のクリアリングハウス機能では、メタデータの情報検索のみで、空間データを入手することはできず、メタデータに記載されている各担当者に連絡を取り入手の依頼をしなければならず、空間データ取得までに手間を要するという問題点がある。

課題として、次のような内容が挙げられる。

空間データの相互利用の促進およびGISの今後の更なる普及を図るためには、今後のクリアリングハウス機能として、メタデータの検索、分散管理されているGISデータそのものをネットワークを介して閲覧し、入手することができるまでの一括処理の仕組みを構築することが重要である。また、国・地方自治体データの多目的利用を図るためには、国・自治体が保有する空間データについて、著作権を緩和し、無償または低価格な有償で公開・提供することが必要である。

同様に、研究者（研究機関、大学等）、民間企業（コンサル系）が保有する空間データをクリアリングハウスに登録し、有効活用が望まれる。公共事業のアセスメントで作成された空間データについても登録・公開が望まれる。

そして、各地に点在する空間データの相互利用（点在するクリアリングハウス間の横断的検索機能）や分散した空間データの高度利用するため相互利用型のアプリケーション開発（標準化フォーマット）が必要である。

③自然環境統合クリアリングハウス構想

②で挙げた課題を考慮した生物多様性定量評価システムにおける自然環境統合クリアリングハウスの構成から、ネットワークを活用したGISデータ利用までの一連の過程および問題点・課題を以下に示した。

ア　クリアリングハウスを活用したメタデータの検索

利用できるGISデータがあるかを調べる。クリアリングハウスの仕組みの普及が必要である。

イ　Webブラウザを活用したGISデータの閲覧

クリアリングハウスとGISデータ閲覧システムを連携させることで、利用者はGISデータをダウンロードすることなく、GISデータそのものを閲覧することが可能となる。

ウ　データの取得（ダウンロード）

国、地方公共団体および民間企業では様々なGISデータが整備されており、これらのGISデータを取得するのに実用的な時間で行えるか検討が必要である。

エ　データ変換

ネットワークを介して取得したGISデータを利用者が保有するソフト環境に合わせてデータ変換を行う必要がある。

オ　GISデータの利用

属性情報（数値の単位、項目等）が何を表しているのか分からない部分があり、データに関する説明書を入手しなければデータの内容を把握できないという問題がある。今後は、GISデータを利用する際にメタデータ以外にもどのような情報が必要となるのかを整理し、これらの情報とGISデータを利用者に提供できる仕組みを構築することで、GISデータが容易に利用できるのかを検証する必要がある。

カ　生息分布情報の確認・入力

データの登録は、現地からGPS、PDA、携帯電話を用いて自動登録を行えば、データ登録の手間も軽減でき、すぐに解析にまわすことができる。このような自動登録システムが出来上がれば、データの収集か

ら利用可能な状態にするまでの時間を大幅に短縮することができ、データベースにアクセス可能な、誰しも最新の情報を手にすることができる。個体などの登録データを優先したデータベースが構築されるようになれば、種情報を参照するだけの利用範囲を越えて、データベースが環境評価に動的に利用可能な情報源となる。環境評価のなかでも生物種の同定作業は、専門性が高く技術の習得の難しいものの一つである。

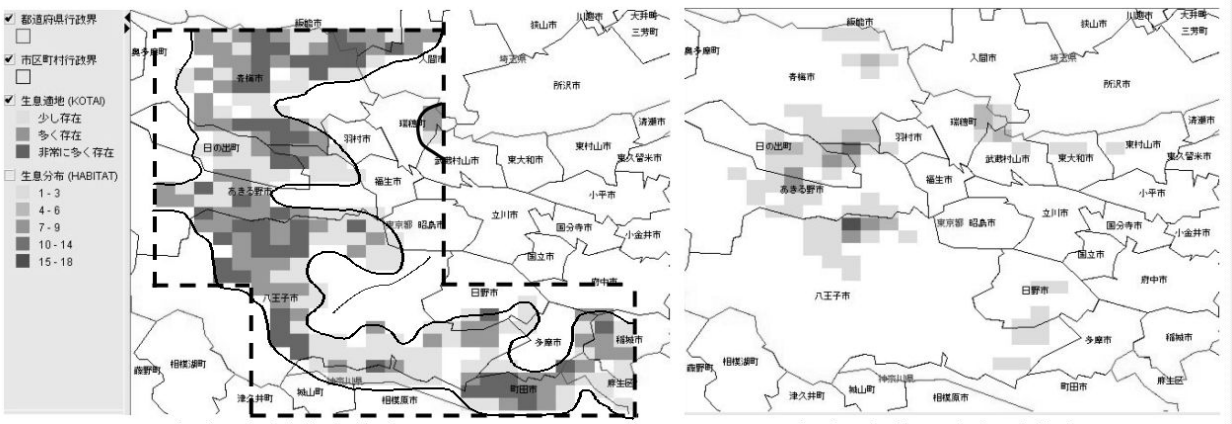
以上のような必要な情報をすぐに引き出して、早い段階から提示できるシステムができれば、事業対象地域の環境評価にきわめて有効な情報となり、事業計画の段階から既に存在する基礎情報をもとに、環境への影響が少ない開発を行うことが可能になるであろう。このような情報は、戦略的環境影響評価(SEA)を実践する上でも非常に重要な情報となる。包括的な基礎情報がなければ、事業の意思決定の段階で、環境評価よりも事業の公共性や経済性が優先される可能性があり、SEAがその役割を十分に果たせなくなる。

国内全域にわたって、個体レベルの生物の分布をある程度の精度で明らかにすることは途方もない規模であるが、大型の昆虫(チョウ、トンボなど)など代表種に対象を絞って本研究システムなどを運用すれば実現可能となると考えられる。

④生息適地と実際の生息地との比較(生息地評価システムの検証)

夏原[24]は、カスミサンショウウオの生息適地として、傾斜が2度から10度、標高300m以下、水流集積(後背地面積)8～100セル、森林から20m以内に存在する水田、を挙げている。そして、3次メッシュ内でこれらの条件を満たす場所数を生息適地密度として、大阪府と滋賀県で実際の生息の有無と比較している。

ここでは、草野による東京西郊におけるトウキョウサンショウウオの生息分布と、夏原のモデルを参照して計測した生息適地密度とを比較し、生息適地モデルの応用範囲を検討した。



（1）生息適地分布　　（2）実際の生息地分布

(実線：生息適地範囲、点線：予測した領域)

図 11　生息適地分布と生息地分布の比較

なお、ここでいう生息適地密度とは、夏原の基準そのものではなく、2万5千分の1地形図から読み取れる範囲内で夏原の基準に準拠したものである。すなわち、おおよその傾斜(10m等高線の間隔)、標高(300m以下)、おおよその水流集積(谷の長さから推定した後背地面積)、水田や森林の存在、である。

また、上記の条件がすべて当てはまった地点であっても、住宅地その造成地や工場、学校等で開発されているところは除外した。

ア　生息適地の分布

図11(1)は、東京西郊における(2万5千分1図幅:武蔵御岳、青梅、五日市、拝島、八王子、武蔵府中)トウキョウサンショウウオの実際の分布、および、上記の生息適地密度の分布を3次メッシュ単位で示したものである。生息適地密度は厳密に計測したものでないため、少ない、多い、非常に多いの3区分にとどめた。

図11(1)の生息適地は、前述したとおり、関西におけるカスミサンショウウオの生息適地のモデルを簡略化して類推したものであり、実際の生息分布との整合性は、厳密には議論できないが、図から次のようなことが考えられる。

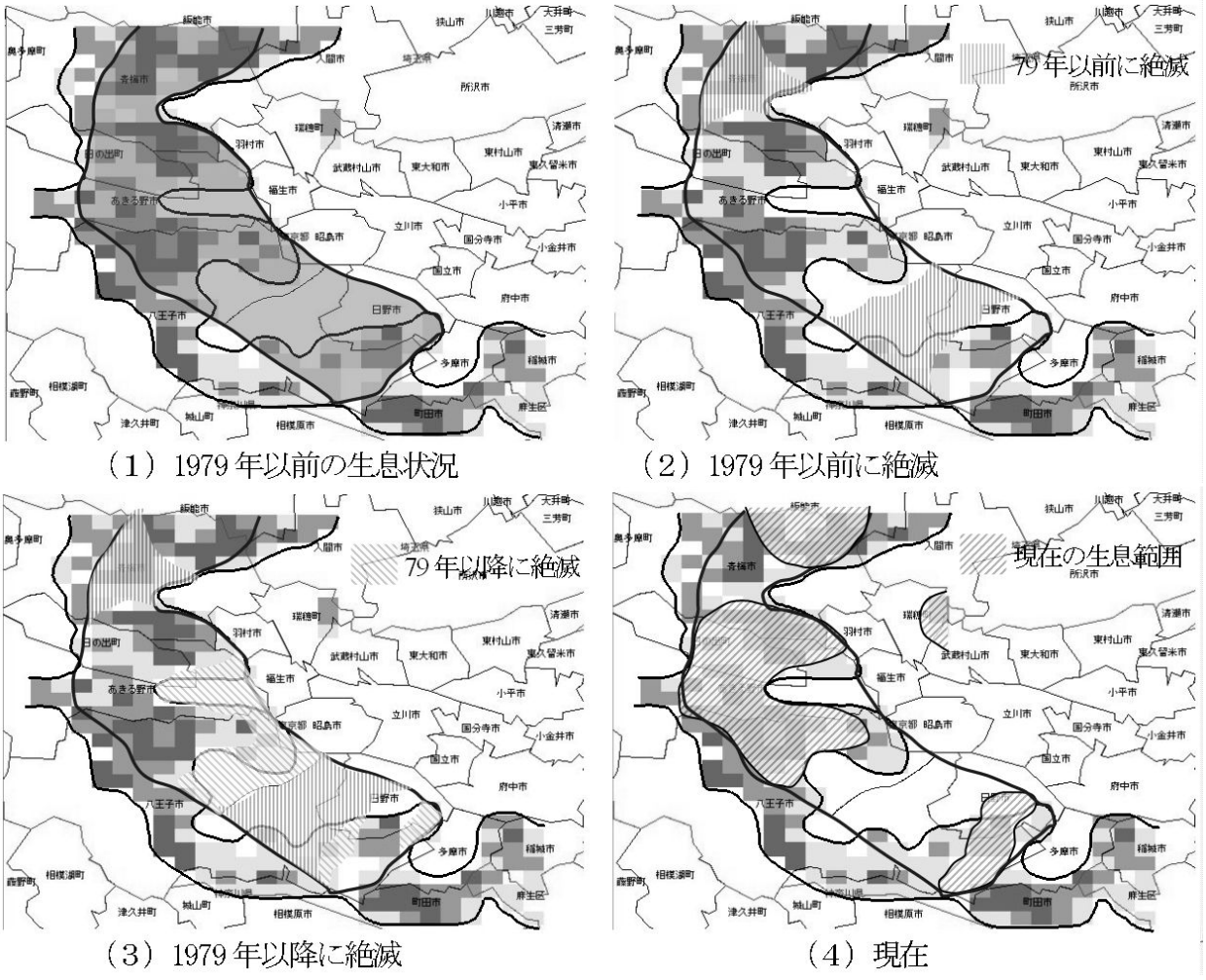


図 12　トウキョウサンショウウオの生息分布の変遷

第一は、実際に生息しているメッシュのみに注目すると(図11(2))、生息適地と大体一致しており、夏原のモデルがサンショウウオの種類と地域を超え、基本的に(本質的に)適用可能なことがわかる。すなわち、生息不適地と判断されたメッシュに、実際に生息している場合はほとんどない。

第二には、生息適地が十分に存在するにもかかわらず、実際の生息が見られないメッシュは、住宅、工場、大学等の開発区域が隣接している場合、谷全体が急勾配で標高も高い場合、などである。八王子南部では、谷そのものは保存されているが、谷の上部(丘陵の頂上部)が開発されており、生息していない。しかし、こうしたメッシュをさらに詳細に現地調査すれば、生息が確認されることは十分に想像できる。

イ 生息分布の変遷

図12(1)は、今回の生息適地分布と草野ほかによる現在の生息地および以前には生息していたと思われる地域の分布を表わしたものである。図6(1)から、次のようなことが言える。

生息適地の分布は、これまでに生息していたと思われる地域を含んでおり、生息可能な地域を示していると思われる。八王子市中心部の絶滅地域は、都市開発が古いため、生息適地の判定を行わなかった場所と一致する(生息地が既に破壊されている)。

青梅市で'79年以降に絶滅したと思われる地域は(図12(2))、現在でも生息適地と判定されるので、市街地化などの直接的な生息地の破壊のほかに他の理由がありそうである。

図12(3)は、その後の状況として図12(2)に79年以降に絶滅した地域を追加したものを示し、図12(4)は現在の生息分布と生息適地を重ね合わせたものである。

ウ 予測の検証

表34に、1kmメッシュ内における生息適地数と実際の生息場所数の関係を示す。これまで生物種ごとの生息範囲の予測結果がどの程度、現実に適合するかを検証した例は、現時点では見当たらないといわれる。[25]しかも、1kmメッシュ単位の生息予測では、マクロ的な指標によるので、真の要因が隠されてしまう恐れがあり、厳密な検証はできない。このような制限をふまえて、表34を見ると次のようなことが分る。

表34 生息適地数と生息分布数の関係(メッシュ数)

生息分布(場所数) / 生息適地	0	1～3	4～6	7～9	10～14	15～18
なし	75	14	1	—	—	—
少し存在	66	15	1	1	—	—
多く存在	55	15	3	3	1	—
非常に多く存在	30	11	4	1	—	1

第一に、実際に生息しているメッシュ数の割合は、生息適地数が、なし、少し存在、多く存在、非常に多く存在の順序で大きくなっている。すなわち、生息分布メッシュ数／生息適地メッシュ数は、それぞれ0.17、0.20、0.31、0.36となっている。このことは、生息適地モデルの一定の妥当性を示しているものと考えられる。尚、生息適地が"なし"の場合でも、2万5千分の1地形図では評価できないスケールでの生息適地があることを15例が示している。

第二に、生息地の保全対策で重要なメッシュは、生息適地が多く存在しているものである。これらのメッシュには生息が確認されていないが、上記のように生息している可能性が高く、今後保全すべきメッシュとしての優先度は高い。また、このようなメッシュの分布は生息地調査の観測計画にとっても重要な情報となる。

④生息地評価システムの実現化に向けて

メッシュデータは、各自治体、各市町村でGISデータが管理されており、情報の共有化がなされていない。また、生物多様性センターにて緑の国政調査で得られたデータを管理しているが、貴重種については公開されていない。また、種毎に全国網羅されていない。今後は、英国の手法を参考に、北海道地方、東北地方、関東地方というように各地方毎に環境情報(地図データも含めて)を管理し、生物多様性センターでは、

全国のメータデータをデータベース化し管理する機関として機能することがよいと考えられる。データ更新は、緑の国政調査および環境NPO等によるWebGISを通じた情報提供による方法で、常に最新情報に更新される仕組みが必要である。継続的な情報提供を得るためには、環境NPOのボランティア精神に頼るところが大きいが、このような団体へ助成金として資金提供し、定期的な情報を得るような仕組みが必要である。資金調達は、寄付金および英国に倣って寄付金の10%を国が上乗せして寄付する資金を基金として運用し、全国の環境NPOとのネットワークづくりの整備に充てるような運営体制が必要である。

5. 本研究により得られた成果

(1)日本におけるＨＥＰのケーススタディと日本版ＨＥＰの提言に関する研究

米国のハビタット影響評価手続き（HEP）の基本的メカニズムの把握と、HEPが誕生した社会的背景を明らかにした。米国では野生生物のハビタットに対して何らかの影響を与える行為をする場合及びその行為を許認可する場合には、環境アセスメントが義務づけられ、トラスティー官庁との協議を通して、ハビタットへの影響をできるだけ回避し、回避できない場合には最小化するためのミティゲーション方策が検討される。しかし、どうしても回避できない影響が残り、ハビタットの復元・創造等による代償ミティゲーションが許認可条件として行為主体に義務付けられる。このようなメカニズムが米国で成立している背景には、ノーネットロス政策のような自然の干潟や森林等を量的に確保していくという基本政策の存在があり、このような背景の中で生態系の定量的評価手法の必要性があったことが明らかになった。

日本で構築されたHSIモデル評価対象種として41種を確認し、合計72個のHSIモデルを確認した。構築されたHSIモデルを用いた評価事例は全体で45例あったが、そのうちHSIによる評価が38例、HUによる評価が1例、累積的HUによる評価が6例であったことが明らかなった。これまでに日本で構築されたHSIモデルは、統一性や必要な情報に欠けるものがあり、一般的には利用しにくいものであった。この問題に対処するには、HEPおよびHSIモデル構築のマニュアルを整備していくことが必要である。

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、HEPを用いた干潟造成などの自然再生事業の評価手法を提案した。HEP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。

(2)生物多様性定量評価システム(制度)の社会的基盤の比較研究

欧州の生息地保護の現状と生息地評価の事例を検討し、日本とは異なり直接的に生息地保護を目的とする多くの法律があり、保護地域が細かく指定されていることが明らかになった。開発行為に伴う生態系のミチゲーションによるノーネットロスの導入が必要である。生息地データがデータベース化され、アセスメントなどに利用でき、日本では行われていない生息地のレッドデータ整備が進められているなど、データ整備だけでなく、情報公開の面でも日本より進んでいることが明らかになった。

(3) 生物多様性ネットワークシステム構築のための研究

WebGISを用いた生息分布情報の収集、データチェック、蓄積および生息マップの作成、情報提供、定量評価モデルの精度向上などの概念設計（プロトタイプのシステム作成を含む）を行った。実際にトウキョウサンショウウオを用いた本システムの試験運用を行い、生息情報の入力、表示から生息地予測に至る定量評価手法の有効性が確認できた。英国の例を参考に実際のシステム運用には、国、地方自治体、産業界、学会が持つデータの一元共有化が必要であるが、現状ではまだ難しく、今後、協力体制を構築していく必要がある。

6.引用文献

1) 市村康ほか：第31回環境システム研究論文発表会公演集、537-541（2003）
「HSIモデルを用いた人工干潟の生物生息場の評価」
2) 海の自然再生ワーキンググループ：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， 107pp（2003）
3) 佐々木克之：水環境学会誌，24（4），p.207-210（2001）
「アサリの水質浄化の役割」
4) 新保裕美ほか：海岸工学論文集，47，1111-1115（2000）
「アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル」
5) 新保裕美ほか：海岸工学論文集，48，1321-1325（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―」
6) 鈴木誠・磯部雅彦・佐々木淳：海岸工学論文集，48，1391-1395（2001）
「アサリの生息密度の推定法に関する研究」
7) 増殖場造成計画指針編集委員会：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，316pp（1997）
8) 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺競：宮城県水産試験場研究報告，11，44-58（1986）
「アサリの生息限界に関する実験的検討」
9) 島津康男ほか編：環境アセスメントここが変わる，環境技術研究会，81-96（1998）
「生態系評価システムとしての HEP（田中章）」
10) 田中章：ランドスケープ研究 61，763-768（2000）
「環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷」
11) 田中章：ランドスケープ研究，65，282-285（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―」
12) 田中章: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,25-28（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」
13) 田中昌宏ほか：土木学会論文集，741，89-94（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」
14) 堤裕昭：月刊海洋，37（3），107-115（2005）
「干潟の底質環境の変化とベントス群集への影響」
15) 風呂田利夫：遺伝，50(7)，19-23（1996）

「干潟生態系」
16) 生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会編：環境アセスメント技術ガイド 生態系，財団法人自然環境研究センター，190（2002）
「順応的管理とは（鷲谷いづみ）」
17) 鷲谷いづみ・松田裕之：応用生態工学，1，52－62（1998）
「生態系管理および環境影響評価に関する保全生態学からの提言（案）」
18) 全国社会福祉協議会；全国ボランティア活動者実態調査報告書，（2001）
19) （財）日本生態系協会：エコロジカルネットワーク，（1998）
20) 池谷奉文：地質と調査、1998年第1号（1998）
「自然生態系の保全とビオトープ調査」
21) 日本生態系協会：ビオトープネットワークⅡ・環境の世紀を担う農業への挑戦，ぎょうせい（2002）
22) 黒田かをり： http://www.npoweb.jp/daigaku/
「NPOWEB大学：イギリスだより」
23) 目加田説子：NGOセクターに関する6カ国比較調査―MDBsとの連携に向けて―，経済産業研究所（2004）
24) 環境省地球環境局研究調査室:地球環境研究総合推進費平成15年度研究成果 中間成果報告書集（2004）
「野生生物種の生息適地評価関数の開発に関する研究（夏原由博）」
25) 佐藤正孝ほか:野生生物保全技術，海游舎，(2003)

７．国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

８．研究成果の発表状況

（１）誌上発表

〈論文（査読あり）〉

① 田中章：環境アセスメント学会誌．1(2)：1-2（2003）
生態系アセスメントにおける課題と展望―代償ミティゲーションと生態系の定量的評価について．

② 田中章：環境アセスメント学会誌．2(2)：55-61（2004）
米国の油流出事故に伴う代償ミティゲーションとその定量的評価法HEA．

③ 村上和男，田中章，久喜伸晃，林永悟，明瀬一行，宮本由郎，市村康：海岸工学論文集．Vol.52，1146-1150（2005）
HSIモデルの構築と干潟の生物生息環境評価．

〈その他誌上発表（査読なし）〉

① 田中章，畠瀬頼子:環境アセスメント学会2003年度研究発表会要旨集．141-142（2003）
生態系アセスメントにおけるハビタットモデル及び定量評価の展開．

② 小松裕幸，雨嶋克憲，上杉章雄，岡田桂司，栗原彰子，松岡明彦，諸藤聡子，伴武彦，田中

章：環境アセスメント学会2003年度研究発表会要旨集．121-124（2003）

ハビタット適性指数（HSI）モデルの構築の取り組み―トウキョウサンショウウオのHSIモデルの再構築事例を中心に―

③ 田中章：長野県自然保護研究所ニューズレター．No.26：1（2003）

ハビタットの定量的評価手続きHEP―持続的な地域生態系形成を誘導するメカニズム―．”みどりのこえ

④ 田中章：環境アセスメント学会2004年度研究発表会要旨集基調報告別刷，9pp．（2004）

「再生」の環境アセスメントー米国ハビタット復元プログラムの環境アセスメント事例から．

⑤ 上杉章雄，雨嶋克憲，岡田圭司，栗原彰子，小松裕幸，松岡明彦，諸藤聡子，伴武彦，田中章：環境アセスメント学会2004年度研究発表会要旨集．63-68（2004）

トウキョウサンショウウオのハビタット適性指数（HSI）モデル構築の取組み―実測値を用いた妥当性検証と仮想事業への適用について―．

⑥ 久喜伸晃，吉沢麻衣子，田中章：環境アセスメント学会2004年度研究発表会要旨集．45-50（2004）

HSIモデルの傾向と今後の課題．

⑦ 田中章、長谷川苑子、小野塚喜代一、本間幸張治：2005年度環境アセスメント学会研究発表会要旨集．73-78（2005）

ミティゲーション・バンキングの新しい潮流－米国コンサベーション・バンキングの現状と日本での可能性．

⑧ 久喜伸晃，田中章，村上和男，明瀬一行，市村康：環境アセスメント学会2005年度研究発表会要旨集．109-114（2005）

アサリのHSIモデルの構築およびHEPによる人工干潟の評価．

⑨ 高橋邦彦・山辺功二：第31回日本環境学会研究発表会予稿集、176―179

野生動物の生息地評価システムの検討－WebGISの活用についてー、

⑩ 高橋邦彦，山辺功二：環境アセスメント学会2005年度研究発表会要旨集、91―96（2005）

「野生動物の生息地評価システムの検討-WebGIS適用の課題-」

（２）口頭発表（学会）

① 田中章，畠瀬頼子：環境アセスメント学会2003年度研究発表会（2003）

「生態系アセスメントにおけるハビタットモデル及び定量評価の展開」

② 小松裕幸，雨嶋克憲，上杉章雄，岡田桂司，栗原彰子，松岡明彦，諸藤聡子，伴武彦，田中章：環境アセスメント学会2003年度研究発表会（2003）

「ハビタット適性指数（HSI）モデルの構築の取り組み―トウキョウサンショウウオのHSIモデルの再構築事例を中心に―」

③ 上杉章雄，雨嶋克憲，岡田圭司，栗原彰子，小松裕幸，松岡明彦，諸藤聡子，伴武彦，田中章：環境アセスメント学会2004年度研究発表会（2004）

「トウキョウサンショウウオのハビタット適性指数（HSI）モデル構築の取組み―実測値を用いた妥当性検証と仮想事業への適用について―」

④ 久喜伸晃，吉沢麻衣子，田中章：環境アセスメント学会2004年度研究発表会（2004）

「HSIモデルの傾向と今後の課題」

⑤ 田中章、長谷川苑子、小野塚喜代一、本間幸張治：環境アセスメント学会2005年度研究発表会（2005）
「ミティゲーション・バンキングの新しい潮流－米国コンサベーション・バンキングの現状と日本での可能性」

⑥ 久喜伸晃，田中章，村上和男，明瀬一行，市村康：環境アセスメント学会2005年度研究発表会（2005）
「アサリのHSIモデルの構築およびHEPによる人工干潟の評価」

⑦ 橋邦彦･山辺功二:土木学会(2005)
「野生動物の生息地評価システムの検討－欧州の評価システム－」

⑧ 高橋邦彦･山辺功二:第31回日本環境学会(2005)
「野生動物の生息地評価システムの検討－WebGISの活用について－」

⑨ 高橋邦彦, 山辺功二:環境アセスメント学会2005年度研究発表会(2005)
「野生動物の生息地評価システムの検討-WebGIS適用の課題-」

⑩ 高橋邦彦:環境アセスメント学会生態系研究部会第6回定例会(2005)
「野生動物の生息地評価－欧州における事例とGISの適用について－」

（３）単行本出版

① 高田邦道，横内憲久：環境と資源の安全保障　47の提言，共立出版株式会社，62-65（2003）
「自然復元・創造事業のための日本型HEPの確立（執筆担当：田中章）」

② 武蔵工業大学:なんでも測定団が行く　はかれるものはなんでもはかろう,講談社,175-178（2004）
「生き物がすめる環境はどのようにはかるの？（田中章）」

（４）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（５）シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

① 環境アセスメント学会生態系研究部会第2回定例会：「生態系の定量的評価手法への期待と課題」（2003年7月4日、武蔵工業大学環境情報学部3号館5階YCホール、観客59名）

② 環境アセスメント学会生態系研究部会第4回定例会：「海外の定量的生態系評価の現状と傾向」（2004年7月2日、武蔵工業大学環境情報学部3号館5階YCホール、観客40名）

③ 環境アセスメント学会生態系研究部会第6回定例会：「野生動物の生息地評価－欧州における事例とGISの適用について－」（2005年7月22日、武蔵工業大学環境情報学部3号館2階32A教室、観客46名）

④ 環境アセスメント学会生態系研究部会第7回定例会：「浅海域における生態系定量評価に向けた試み」（2005年10月26日、武蔵工業大学環境情報学部3号館2階32A教室、観客19名）

（６）マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

９．成果の政策的な寄与・貢献について

本研究成果の一部を、環境省主催生態系の定量的評価手法フォーラムで発表すると同時に、環境省から発行予定の定量的生態系評価手法マニュアルのHEPについて分担執筆中である。今後も本研究の成果を、雑誌、マスコミを通じて広報・普及に努める予定である。