

ISSN 1346-7328

国総研資料 第890号
平成 28 年 3 月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.890

March 2016

干潟および干潟の生態系が有するサービスの定量化手法の考案

井芹 絵里奈・岡田 知也・秋山 吉寛・渡辺 謙太・桑江 朝比呂

A New Method for the Quantitative Evaluation of Services of Tidal flat

Erina ISERI, Yoshihiro B.AKIYAMA, Tomonari OKADA, Kenta WATANABE, Tomohiro KUWAE

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

干潟および干潟の生態系が有するサービスの定量化手法の考案

井芹 絵里奈*・岡田知也**・秋山吉寛*・渡辺謙太***・桑江朝比呂****

要 旨

造成干潟等の環境改善施策が有する生態系サービスをはじめとした様々なサービスを適切に評価するためには貨幣換算を含む定量的なサービスの評価が望まれる。しかし、生態系に関するサービスの多くは市場化されていないため、信頼度が高い貨幣化は容易ではない。したがって著者らは、サービスの貨幣化の前に、まず信頼度の高い定量化が必要であると考えた。そこで本研究では、干潟と干潟の生態系がもつサービスの定量化手法を考案することを目的とする。

定量化手法の基本的な構成は、海洋の状態を貨幣換算せずに総合的に評価する手法（Ocean Health Index）を参考にした。定量化した干潟の生態系サービスは、Ocean Health Indexの「人が健全な海から得ている便益」という観点に基づいて、食料供給、海岸保護、親水利用（観光・レクリエーション、教育、研究）、地域密着（昔からの特別な場、日々の憩いの場）、水質（懸濁物除去、有機物分解、炭素貯留）、生物多様性（多様度、貴重種）の6群12項目とした。対象干潟は、東京湾内の潮彩の渚（人工干潟）、海の公園（人工干潟）、多摩川河口干潟（自然干潟）、小櫃川河口干潟（自然干潟）の4つの干潟とした。

各サービスの評価に必要な環境因子の選択および収集できるデータを考慮した定式化等を検討し、汎用性のある干潟のもつサービスの定量化手法を構築した。本手法では、各サービスに対して干潟間の定量的な相対評価が可能であり、各干潟の特徴を把握することが可能である。また、本手法では、各サービスに影響を及ぼす環境因子の点数を表示できるため、対象とする干潟の価値を高めたい際に、どの環境因子を重点的に改良・対策するのが効果的であるかを示すことができ、効率的な管理に活用できる。

キーワード：生態系サービス、Ocean Health Index、干潟、環境定量化、東京湾

* 沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室研究官

** 沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室長

*** (国立研究開発法人) 港湾空港技術研究所 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究チーム

**** (国立研究開発法人) 港湾空港技術研究所 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究チーム チームリーダー

〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 国土交通省国土技術政策総合研究所

電話：046-844-5023 Fax：046-844-1145 e-mail: okada-t92y2@mlit.go.jp

A New Method for the Quantitative Evaluation of Services of Tidal Flats

Erina ISERI*
Tomonari OKADA**
Yoshihiro B.AKIYAMA*
Kenta WATANABE***
Tomohiro KUWAE****

Synopsis

Quantitative assessment of services including assessment in terms of monetary value are desired to properly evaluate ecosystem services and other services in environmental improvement projects such as artificial tidal flats. However, reliable assessment of services in tidal flats based on a monetary value is not easy because many services are not commercialized. Accordingly, to establish a reliable assessment method, the development of a reliable quantification method for services is first required prior to the method derivable for the monetary value of each service. The present study aims to propose a new quantification procedure for services of tidal flats.

The Ocean Health Index (OHI) was referenced to make basic constitution in the quantification procedure. Twelve services classified into six groups as shown below were quantified in terms of human benefit available from natural sea (food provision, coastal protection, familiar activities to waterfront (tourism, recreation, education and research), familiarity to local area (lasting special place and daily relief area), water quality (elimination of suspended solids, decomposition of organic matter and carbon storage), and biodiversity (degrees of diversity and rare species). The quantification procedure was applied to four tidal flats in Tokyo Bay: two artificial tidal flats at Shiosai-no-nagisa and Umi-no-kouen and two natural tidal flats in estuarine areas of the Tama River and the Obitsu River.

As a result of selection of environmental factors for assessing services and formulation with consideration for the format of the available data set, a versatile quantification method could be applicable to services of tidal flats. The method makes it possible to understand the specific feature of each tidal flat by relatively comparing each service among tidal flats. Since the numerical score for each environmental factor influencing each ecosystem service could be derived by using the method, the environmental factors that should be improved to effectively enhance the value of each tidal flat could be distinctly shown and thus the method is exploitable for efficient management of a tidal flat.

Keywords: ecosystem services, Ocean Health Index, tidal flat, quantification of environmental value, Tokyo bay

*Researcher of Marine Environment Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department

**Head of Marine Environment Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department

***Researcher of Coastal and Estuarine Environment Research Group, Portland Airport Research Institute

****Group Head of Coastal and Estuarine Environment Research Group, Portland Airport Research Institute

3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-46-844-5023 Fax : +81-46-844-1145 e-mail: e-mail: okada-t92y2@mlit.go.jp

目 次

1. はじめに	1
2. 定量化手法	3
2.1 計算方法のフロー	3
2.2 評価するサービス（目標）の設定	3
2.3 指標の設定	3
2.4 概念モデルの作成	4
2.5 情報収集・整理	4
2.6 指標および評価値の算出	4
2.7 対象とした干潟	7
3. 結果	9
3.1 食料供給	9
3.2 海岸保護	19
3.3 親水利用（観光・レクリエーション）	31
3.4 親水利用（環境教育）	39
3.5 親水利用（研究）	46
3.6 地域密着性（昔からの特別な場）	50
3.7 地域密着性（日々の憩いの場）	55
3.8 水質調整（懸濁物除去）	62
3.9 水質調整（有機物分解）	71
3.10 水質調整（炭素貯留）	80
3.11 生物多様性（多様度）	92
3.12 生物多様性（貴重種）	98
4. 定量化評価のまとめ	105
4.1 各サービスに対する各干潟の特徴	105
4.2 各干潟に対するサービスの特徴	107
5. おわりに	108
5.1 まとめ	108
5.2 課題・展望	109
謝辞	109
参考文献	109
付録	114

1. はじめに

全国の港湾域および沿岸域において、環境の向上を目指して様々な環境改善施策が行われている（国土交通省港湾局，2010）。これらの環境改善施策に対して、環境の観点からは、水質改善および生物種・量の増加等の効果の評価はなされているものの、生態系サービスを考慮した費用対効果の評価はまだ確立されていない。港湾整備事業の費用対効果分析マニュアル（国土交通省港湾局，2011）や港湾投資の評価に関する解説書 2011（港湾事業評価手法に関する研究委員会，2011）によって、水質・底質改善プロジェクトや海浜の便益を評価する手法が示されているものの、効果（サービス）の抽出および評価手法に関して、生態系サービスの観点からは不十分であると考えている。この課題は、港湾事業に限定されたものではなく環境事業全般にあてはまる長年の課題であり、また世界的にも環境に関する共通の課題である。近年、この課題に対して、国連によって生態系サービスの評価が提案されている（国連ミレニアムエコシステム評価，2007）。

この生態系サービスとは、人が生態系から得ることのできる便益であり、供給サービス、調整サービス、文化的サービス、支援サービスがある。供給サービスは、食料・水・木材などの生態系から得られる資源や製品である。調整サービスは、気候調節・水質など生態系が自然のもつ働きによって環境を制御することで得られる恵みである。文化的サービスは、生態系があることによって創り出される恵みであり、レクリエーションや審美的・精

神的な恩恵などがある。支援サービスは、他のサービスを維持するための基本的なサービスであり、栄養塩循環・土壌形成などがある。人々の暮らしは、生態系サービスに依存して成り立っているにも関わらず、どのようなサービスをどのくらい得ているのか、ということは広く認識されていない。市場による取引のある一部の供給サービスでは、その価値を知ることができるが、文化的サービスでは、価値の大きさを表すことが困難であり、調整サービスや支援サービスでは、多くの人々は普段の生活において生態系サービスを得ていること、その重要性に気づくことができていない。このような状況下においては、事業の実施における意志決定時に生態系サービスの価値が過小評価される場合が多い（Pascual et al., 2010）と言われている。

生態系サービスの価値を多くの人々が適切に認識するためには、“価値の見える化”が必要である（Pascual et al., 2010）。その一つとして、生態系サービスの貨幣換算による可視化が提案された（TEEB, 2008）。この手法では市場評価アプローチ、顕示選好アプローチ、表明選好アプローチを用いて、経済的な評価が行われている（表-1）。これらの手法では、十分に発達した市場が存在するサービスに対しては合理的な評価が期待できるが、殆ど市場化されていないサービスについては信頼できる評価は困難であると考えられる。

一方で、Halpern et al. (2012) は、貨幣換算をせずに海洋の状態を総合的に評価する手法として海洋健全度指数（Ocean Health Index）を提案した。この手法では、健全な海を「今も、将来も、人々への様々な恵みをもたらす海」

表-1 経済的価値の評価手法

経済評価手法		内容
顕示選好法	ヘドニック法	環境の価値は不動産価値に反映されていると考え、評価対象周辺の不動産価格に対する需要曲線から価値を評価する方法
	旅行費用法	レクリエーション地への訪問にかかる費用の消費者余剰から評価を行う方法
表明選好法	仮想的市場評価法 (CVM)	ステークホルダーに対しアンケート調査を行い、環境の価値を直接尋ねる方法
	コンジョイント法	ステークホルダーに対しアンケート調査を行う際、環境を改善するさまざまな代替案を提示し、好みを尋ねることで環境の価値を評価する方法
市場評価法	市場価格法	対象とする生産資源の商品の市場価格をもとに貨幣価値を導出することで評価する方法
	回避原価法	生態系サービスが存在しない場合に発生したであろう費用（損害額）から評価を行う方法
	取替原価法（代替法）	生態系サービスを人工的な技術に置き換えることによって発生する費用を推定することで評価する方法
	軽減原価法／回復費用法	生態系サービスの損失によって発生した影響を軽減するための費用、またはそれらのサービスを回復させるための費用を算出することで評価する方法
	機会費用法	労働単価等に基づき時間当たりの価値を算出し、余暇などで費やした時間を元に貨幣価値を評価する方法

と定義し、生態系から得ている便益だけではなく、社会的、経済的な便益もあわせて総合的な評価を可能としている。海洋の状態を理想的な状態との比較により得点化しており、生態系から得ている便益および社会的、経済的な便益に対して、評価項目である目標ごとに理想となる達成点を設定することで、目標ごとの達成状況を把握できる。また、持続可能性や施策、制度の変化についても考慮することが可能であり、指標となるデータの量や質に柔軟に対応でき、地理的スケールの変化に対しても比較的容易に対応できる特徴をもっている。この手法の利点としては、経済学的視点からは定量化しにくいサービスをそれぞれ得点化して定量評価できることにある。

著者らの一連の研究の最終目標は、港湾域および沿岸域が有する生態系サービスをはじめとする様々なサービスについての定量化（貨幣換算）手法の開発である。しかし、生態系に関するサービスの多くが市場化されていないことを考慮し、まず信頼度の高いサービスの定量化を行い、その後その定量化情報を用いて各サービスを貨幣化することを考えた。また、生態系サービスの検討対象として、始めから様々な環境改善施策を扱うと検討過程が煩雑になるので、干潟造成が全国の港湾の多くで実施されていることを考慮し、まずは干潟と干潟の生態系がもつサービスの定量化を行うこととした。これらのサービスの定量化には海洋健全度指数の考え方を応用した。海洋健全度指数は、排他的経済水域のような広域な海域に対して考案された手法であり、干潟をはじめとする比較的小さな沿岸域に対しては、そのままでは適用で

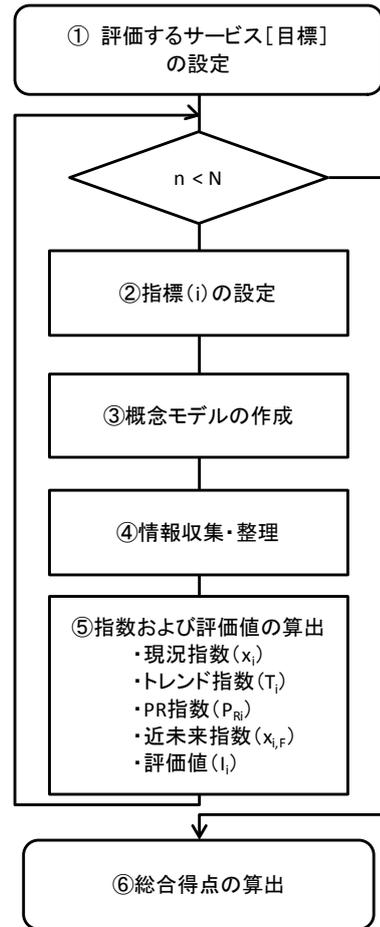


図-1 海洋健全度指数における定量化のフロー

表-2 海洋健全度指数におけるサービス（目標）

サービス（目標）		目標の考え方
食料供給（Food Provision）	漁業（Fisheries）	持続可能な方法で漁獲，または養殖された海産物量
	養殖漁業（Mariculture）	
零細漁業の機会（Artisanal Fishing Opportunities）		自家消費量や地元市場への出荷量を政策・規制の許容量と比較
海洋生産物（Natural Products）		観賞魚，魚油，海藻，貝類，海綿類，サンゴなど
生計手段および経済（Coastal Livelihoods & Economies）	生計（Fisheries）	海洋関連の仕事，賃金など
	経済（Economies）	
観光およびレクリエーション（Tourism & Recreation）		沿岸地域への国際観光客数および滞在日数
場所の感覚（Sense of Place）	象徴的な種（Iconic species）	天然記念物などの象徴的な種や場所，地域文化・アイデンティティと関連する種
	特別な場（Lasting special place）	
炭素貯蔵量（Carbon Storage）		海藻，塩沼地およびマングローブなど，海中での炭素吸収・固定量
海岸保護（Coastal Protection）		サンゴ礁，海藻，塩沼地，海氷，およびマングローブなど，洪水や嵐などによる浸食を防ぐ機能
きれいな水（Clean Water）		富栄養化，化学物質，病原体，およびごみによる汚染
生物多様性（Biodiversity）		多様な海洋生物の生息の維持

表-3 干潟および干潟の生態系がもつサービス，および各サービスの指標

サービス (目標)	定量評価における評価内容	指標	単位面積当たりの評価	単位海岸線延長当たりの評価
食料供給	水産有用種の供給能力を評価	水産有用種の湿重量	○	○
海岸保護	波浪低減と浸水防止の機能を評価	波浪エネルギー低減比，相対打上げ高		
親水利用	観光・レクリエーション	潮干狩り等への利用状況を評価	観光・レクリエーションを目的とした入込客数	○
	環境教育	環境教育等の場としての利用状況を評価	環境教育を目的とした来場者数	
	研究	研究の場としての利用状況を評価	論文および報告書の数	
地域密着性	昔からの特別な場	地域の祭事での利用状況等を評価	神事・祭事の開催数，歴史的建造物の数	
	日々の憩いの場	地元住民による日常的な憩いの場としての利用状況を評価	日常利用による来訪者数および滞在時間，干潟への好感度から算定する憩いの場指数	
水質調整	懸濁物除去	二枚貝によるろ過水量を評価	二枚貝によるろ過水量	○
	有機物分解	生物による有機物分解量を評価	底生生物による有機物分解量 (COD 換算). (P/B 比から算定した生産量を分解量と定義)	○
	炭素貯留	現存する炭素固定量を評価	底生生物および堆積物 (0 ~ 10 cm) 中への炭素固定量	○
生物多様性	多様度	生物の多様度を評価	調査地点全体での多様度指数 (γ 多様性)	
	貴重種	貴重種の存在状況を評価	貴重種の出現数 (※重み係数：絶滅危惧種カテゴリー)	

きない。

そこで，本研究では，海洋健全度指数の手法を応用し，干潟と干潟の生態系がもつサービスについての定量化手法を考案することを目的とする。

2. 定量化手法

2.1 計算方法のフロー

海洋健全度指数は，サービス (目標) ごとに評価値を独立に算定する。評価値を用いた沿岸環境の定量化のフローは，①評価するサービス (目標) の設定，②指標の設定，③概念モデルの作成，④情報収集・整理，⑤指数および評価値の算出，⑥総合得点の算出となる (図-1)。以下にこのフローに従って，本研究における各工程の内容について示す。ただし，本研究では，サービス間の重み付けまでは検討しないため，⑥総合得点は算出しない。

2.2 評価するサービス (目標) の設定

海洋健全度指数 (Halpern et al., 2012) では，人が健全な海から得ている便益という観点から，生態系から得ている便益だけではなく，社会的，経済的な便益も合わせてサービス为目标としている。具体的には，世界各国の排他的経済水域毎の海洋健全度指数を比較評価するために，食料供給 (漁業，養殖漁業)，零細漁業の機会，海洋生産物，生計手段および経済 (生計，経済)，観光およびレクリエーション，場所の感覚 (象徴的な種，特別な場)，炭素貯蔵量，海岸保護，きれいな水，生物多様性の 10 群 13 項目のサービスを設定している (表-2)。

本研究の対象は干潟であるため，排他的経済水域と同じ目標が適用できないものがあつた。幾つかの目標を干潟に適用できるように変更し，食料供給，海岸保護，親水利用 (観光・レクリエーション，環境教育，研究)，地域密着性 (昔からの特別な場，日々の憩いの場)，水質調整 (懸濁物除去，有機物分解，炭素貯留)，生物多様性 (多

様度、貴重種)の6群12項目のサービスを設定した(表-3)。

2.3 指標の設定

設定したサービスの状態を的確に表現でき、かつデータの入手が可能なものを各サービスの指標として設定した(表-3)。

食料供給に対しては、水産有用種の湿重量を指標とし、水産有用種の供給能力を評価した。

海岸保護に対しては、波浪エネルギー低減比および相対打ち上げ高を指標とし、浸水防止のための波浪低減、および越波による浸水防止機能を評価した。

親水利用の観光・レクリエーションに対しては、観光・レクリエーションを目的とした入込客数を指標とし、潮干狩り等への利用状況を評価した。親水利用の環境教育に対しては、環境教育を目的とした来場者数を指標とし、環境教育等の場としての利用状況を評価した。親水利用の研究に対しては、論文および報告書の数を指標とし、研究の場としての利用状況を評価した。

地域密着性の昔からの特別な場に対しては、神事・祭事の開催数および歴史的構造物の数を指標とし、地域の祭事での利用状況等を評価した。地域密着性の日々の憩いの場に対しては、日常的な利用者の総利用時間に対して、その場を大切に思うかといった意識的な側面で重み付けを行う「憩いの場指数(F_{am})」を指標とし、日常的な散策等の利用で得られる安らぎや憩いの場としての利用状況を評価した。

水質調整の懸濁物除去に対しては、二枚貝によるろ過水量を指標とし、二枚貝によるろ過水量を評価した。水質調整の有機物分解に対しては、底生物による有機物分解量(COD換算)(P/B比から算出した生産量を分解量と定義)を指標とし、生物による有機物分解量を評価した。水質調整の炭素貯留に対しては、底生物中、および堆積物中(0-10cm)の炭素固定量を指標とし、生物による炭素固定量を評価した。

生物多様性の多様度に対しては、調査地点全体での多様度指数(γ 多様性)を指標とし、生物の多様度を評価した。生物多様性の貴重種に対しては、絶滅危惧種カテゴリーを重み係数とした貴重種の出現数を指標とし、貴重種の存在状況を評価した。

上記の指標の中で、水産有用種の湿重量、観光・レクリエーションを目的とした入込客数、二枚貝によるろ過水量、底生物による有機物分解量、底生物および堆積物中の炭素固定量は、干潟の大きさの影響を強く受ける。生物量に依存する指標は、単位面積当たりの評価では、

干潟が小さくても生息密度の高いと高得点になり、検討対象範囲全域での評価では、生息密度が低くても干潟が大きいと高得点になる。そこで、干潟の大きさの影響を受ける指標については、単位面積当たりの評価と、岸沖方向の広さを加味した海岸線延長当たりの評価の、2種類の評価を実施した(図-2)。

2.4 概念モデルの作成

海洋健全度指数では、現在の状態のみならず、各サービスの持続可能性や社会的状態の変化も反映できるように構成されている。各サービスの評価値は、現在の得点と近い将来の得点の平均点より求められる。近い将来の得点は、過去から現在までのトレンドに加え、圧力および復元力によって求められる。圧力はサービスを減少させる方向に働く環境因子を、復元力はサービスを増加させる環境因子を指す。

この圧力または復元力となる環境因子を適切に抽出するために、各指標に対して概念モデル(インパクト・レスポンスフロー)を作成した。例えば、食料供給においては、水産有用種の増減に影響する環境因子として、地盤環境の因子について「基盤の安定性」、周辺環境について「青潮の発生」が抽出される(図-3)。各環境因子の選定においては、食料供給の節で後述する。各環境因子が発現した場合、「基盤の安定性」は復元力として作用し、「青潮の発生」は圧力として作用することを示す。

2.5 情報収集・整理

指標と環境因子に関する情報を収集し、整理を行った。データの収集は、以下の4つの方法により行った。

- ①公共によるモニタリング等の既存データの収集
- ②干潟の活用状況等に関する関係者へのヒアリング・アンケート
- ③測量等の簡易な調査
- ④既存文献の収集やweb検索

2.6 指数および評価値の算出

(1) サービスの評価値の概要

海洋健全度指数は、様々なスケールで海洋の健全性と人への福利を評価可能な手法として開発された。複数の異なった施策目標を作成し、各目標に対して適切で確たる目標点を定義することで、複数の目標の状況と同一のレベルで評価可能な指標を提供している。指標は、現在の状態のみならず、目標の持続可能性や施策等の社会的状態の変化も反映できるようになっており、現況指数(Present status)、トレンド指数(Trend)、PR指数

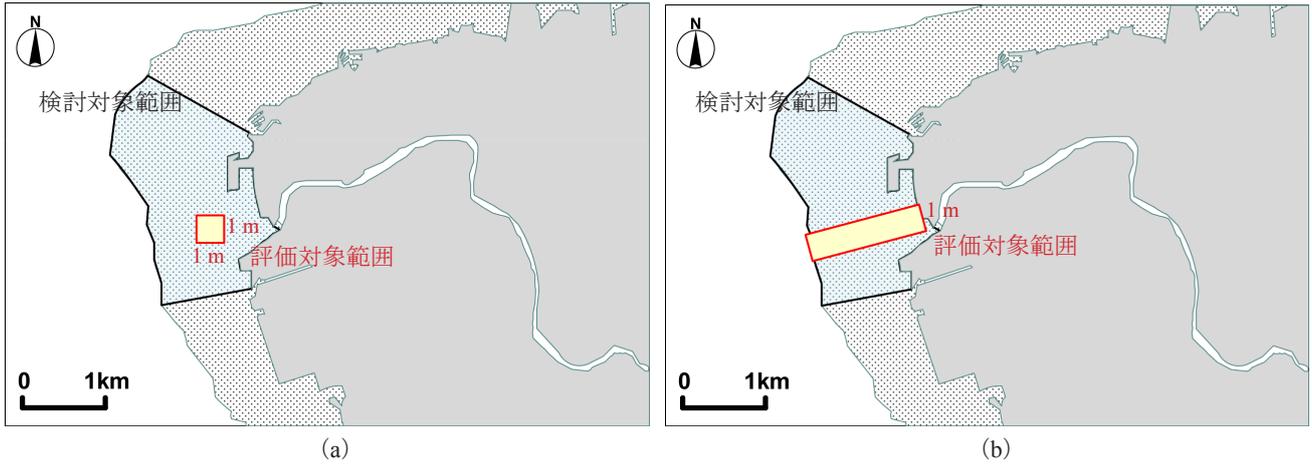


図-2 評価対象範囲のイメージ図。(a) 単位面積当たりの評価, (b) 単位海岸線延長当たりの評価

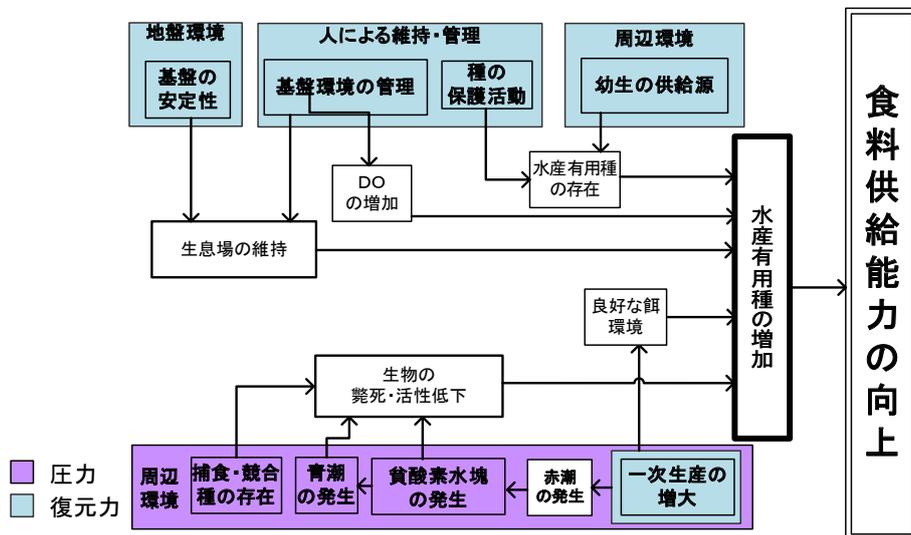


図-3 概念モデル (例: 食料供給)

(Pressure&Resilience) および近未来指数 (Likely near-term future status) から評価値は算定される (図-4, 表-4)。

(2) 現況指数 (x_i)

指標 i の現況指数は、評価年の実測値と理想的な状態を示す目標値 (以下, 理想値) の比から算出し, 0 ~ +1.0 の値をとる (式 (1))。

$$x_i = \frac{X_i}{X_{i,R}} \quad (1)$$

ここで, x_i : 指標 i の現況指数, X_i : 指標 i の実測値, $X_{i,R}$: 指標 i の理想値である。

Halpern et al. (2012) は, 理想値の設定方法として,

- ①生産関数等により機能的に設定する方法
- ②時間的な比較により設定する方法
- ③空間的な比較により設定する方法
- ④既知の目標値により設定する方法

の4つの方法を提案し (表-5), 指標ごとに適した方法を採用することが望ましいとした。干潟の評価に対して, 現時点では各指標について公認された目標値や基準がないので, 対象とした干潟の相対評価が可能な「空間的な比較による設定」を用い, 対象とした干潟の評価期間 (過去5年間) の実測値の中で最も高い値を理想値とした。

(3) トレンド指数 (T_i)

トレンド指数は, 各指標の現状が, 過去5年間の実測

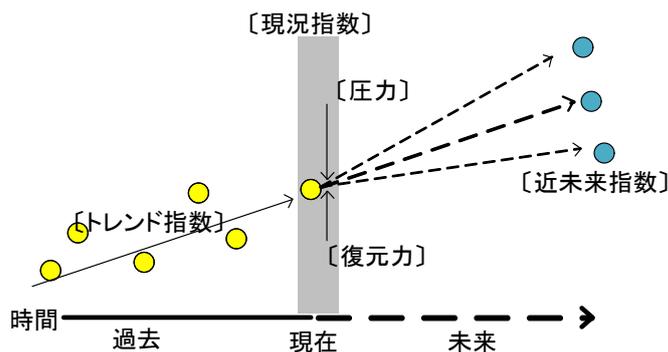


図-4 評価値の考え方

表-4 評価値の構成要素

① 現況指数 (Present status)	目標の現在の状態を示しており、評価の基本となる指数
② トレンド指数 (Trend)	指標の将来的な変化 (持続可能性) に関する指数
③ PR 指数 (圧力・復元力 (Pressure & Resilience))	圧力：目標に対して負の因子として働く環境因子の状態 復元力：目標に対して正の因子として働く環境因子の状態
④ 近未来指数 (Likely near-term future status)	現況指数、トレンド指数およびPR指数から求められる5年後の状態を示す指数

表-5 理想値の設定方法

設定方法	概要
生産関数等による機能的な設定	最大持続可能漁獲量等、科学的知見に基づいて機能的に最適な状態を求め、理想的な値とする方法
時間的な比較による設定	過去の最も良好な状態と判断できる値を理想的な状態として設定する方法
空間的な比較による設定	現状、最も良いと考えられる場または地域の状態を理想的な状態として設定する方法
既知の目標値を設定	既存の基準等の明確に目標が設定できる状態を目標として設定する方法

値より上昇傾向にあるのか、下降傾向のいずれの過程にあるのかを -1.0 ~ +1.0 の範囲で示すものである。各指標について、過去5年間分の実測値をそれぞれ理想値で除して求めた値と時間軸(年)に対する近似直線式の傾きを干潟毎に算出した。トレンド指数は、現況指数の近未来(5年後)の増減率を予測したものであり、傾きに評価期間(5年)をかけて算出した。複数年の実測値が無い指標に対しては、トレンド指数を0とした。

(4) PR 指数 (P_{Ri})

Halpern et al. (2012) は、各目標に関わる環境因子について、サービスに対してマイナスに働く「漁獲」、「生息地の破壊」、「気候変動」、「水質汚染」、「外来種問題」を圧力 (Pressure) として評価し、サービスに対してプラスに働く「海洋保護区の設定」や「漁業資源管理」等を復元力 (Resilience) として別々に評価を行った。

ところが干潟の環境因子である水環境プロセスの多くは、圧力にも復元力にもなり得る。例えば、二枚貝の湿

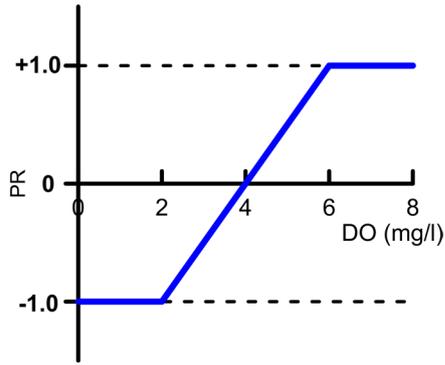


図-5 定量的なデータに対する評価モデル(例:DO濃度)

重量に対して、植物プランクトン量は低ければ餌不足で圧力になるが、高ければ餌が豊富で復元力になる。そこで、新たに PR (Pressure & Resilience) 指数を定義した。この PR 指数の評価方法は、定量的なデータと定性的なデータでは異なる。次にそれぞれの算出手法を示す。

a) 定量的なデータに対する PR 指数の算出方法

DO 濃度や Chl-a 濃度などの実測値がある環境因子については、各環境因子の適正閾値を既往の研究等から、適していない状態を -1.0、適している状態を +1.0 とする評価モデルを設定し、現状における各環境因子の値を算出した。

例えば、DO 濃度に対しては、DO 濃度が 2 mg/l 以下の場合には PR 指数は -1.0、6 mg/l 以上の場合には +1.0 とし、2 から 6 の間は線形で補間した (図-5)。その結果、DO 濃度が 4 mg/l より小さい場合には PR 指数はマイナスとなり DO 濃度は圧力として、DO 濃度が 4 mg/l より大きい場合には PR 指数はプラスとなり DO 濃度は復元力として評価される。

b) 定性的なデータに対する PR 指数の算出方法

基盤の安定性や青潮の発生などの環境因子が定性的なデータに相当する。環境因子が圧力の場合、その環境因子が発現した場合は -0.5、発現しなかった場合は +0.5 とした。また、環境因子が復元力の場合、その環境因子が発現した場合は +0.5、発現しなかった場合は -0.5 とした。

本来は環境因子によって影響の度合いが異なるため、影響に応じた評価点を -1.0 ~ +1.0 の範囲で設定することが望ましいが、点数の差異を付けるのに十分なデータや知見の蓄積がないため、本研究では相反する 2 つの現象を -0.5 と +0.5 として設定した。

c) 平均 PR 指数の算出方法

最終的な PR 指数は、各サービスに関わる全環境因子の PR 指数の平均値とした。

(5) 近未来指数 ($x_{i,F}$)

近未来指数は、サービスの持続可能性を示す指数であり、式 (2) より求めた。

$$x_{i,F} = \frac{1 + \beta \times T_i + (1 - \beta) \times P_{Ri}}{1 + \delta} \times x_i \quad (2)$$

ここで、 $x_{i,F}$: 近未来指数、 T_i : トレンド指数、 P_{Ri} : PR 指数、 $\beta = 0.67$: トレンド指数と PR 指数の重み付け、 $\delta = 0$: 社会的な割引率、 x_i : 現況指数である。

Halpern et al. (2012) は、 $\beta = 0.67$ として、実測値から算定されるトレンド指数を間接的な影響を算定している PR 指数よりも重視し、割合を 2 : 1 としている。また、将来の価値を現在の価値に変換するための割引率 (δ) について、目標の多くが市場で計れない価値をもっており、それらの価値は時間に対する影響が小さいこと、また、評価期間が 5 年間で小さいことから割引率を 0 としている。本研究でもこの考え方を踏襲した。

(6) 評価値 (I_i)

評価値は、現況指数と近未来指数の平均より求めた。

$$I_i = \frac{x_i + x_{i,F}}{2} \times 100 \quad (3)$$

現況指数 (x_i) が 1.0 に近い値で、トレンド指数や PR 指数が正の値である場合、評価値 (I_i) が 100 を超えることが生じる。このときの評価値 (I_i) は、100 とした。

2.7 対象とした干潟

評価の場所は、東京湾内の潮彩の渚 (人工干潟)、海の公園 (人工干潟)、多摩川河口干潟 (自然干潟)、小櫃川河口干潟 (自然干潟) の 4 つの干潟とした (表-6)。干潟の検討対象範囲は、海域と陸域の境界面から潮間帯 (L.W.L. 以浅) までとした。海域と陸域の境界面は、護岸、または干潟の背後に隣接する構造物を基準とした。評価年は、2013 年とした。

表-6 対象干潟の概要

干潟名：潮彩の渚	
成因：人工干潟（砂質）	
タイプ：生物共生型護岸	
面積：438 m ²	
海岸線延長：35 m	
竣工年月：2008年2月（約6年経過）	
干潟名：海の公園	
成因：人工干潟（砂質）	
タイプ：人工海浜	
面積：150,000 m ²	
海岸線延長：800 m	
竣工年月：1980年（約32年経過）	
干潟名：多摩川河口干潟	
成因：自然干潟（砂泥質）	
タイプ：河口干潟	
面積：250,000 m ²	
海岸線延長：2,500 m	
竣工年月：—	
干潟名：小櫃川河口干潟	
成因：自然干潟（砂泥質）	
タイプ：前浜干潟	
面積：6,500,000 m ²	
海岸線延長：3,500 m	
竣工年月：—	

3. 結果

3.1 食料供給

(1) 指標の設定

食料供給の評価の考え方として、現存量として評価する考え方（ストック）と漁獲量として評価する考え方（フロー）の2つがある。ここでは、その場の食料供給のポテンシャルを評価するために、漁獲量ではなく、水産有用種の現存量（湿重量）を指標とした。水産有用種は、潮間帯における漁業対象種とし、漁獲対象種の選定は、砂質系干潟における水産有用種を整理した「砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル」（水産庁・（社）マリノフォーラム 21, 2007）、東京湾における主要な漁獲対象種を整理した「江戸前の復活！東京湾の再生をめざして」（中央ブロック水産業関係研究開発推進会議・東京湾研究会, 2013）、および「水生生物保全環境基準類型指定専門委員会 第8回資料」（環境省中央環境審議会水環境部会, 2007）の情報に基づき12種（アカガイ (*Anadara broughtonii*), サルボウガイ (*Scapharca kagoshimensis*), タイラギ (*Atrina pectinata*), トリガイ (*Fulvia mutica*), アサリ (*Ruditapes philippinarum*), ハマグリ (*Meretrix lusoria*), ミルクイ (*Tresus keenae*), マナマコ (*Stichopus japonica Celenka*), ホンビノスガイ (*Mercenaria mercenaria*), ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*), マテガイ (*Solen strictus*), バカガイ (*Mactra chinensis*)) を抽出した（表-7）。

湿重量は、空間的な検討対象範囲に影響されるので、

表-7 東京湾における水産有用種

対象種	砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル*	江戸前の復活！東京湾の再生をめざして**	水生生物保全環境基準類型指定専門委員会 第8回資料***
	砂質系干潟における水産有用	東京湾の主要漁業対象種	東京湾における主な漁獲対象種
アカガイ		○	○
サルボウガイ	○		
タイラギ		○	
トリガイ		○	○
アサリ	○	○	○
ハマグリ	○	○	
ミルクイ		○	
マナマコ		○	
ホンビノスガイ		○	
ヤマトシジミ			○
マテガイ	○		
バカガイ	○		○

* 水産庁・（社）マリノフォーラム 21, 2007, ** 中央ブロック水産業関係研究開発推進会議・東京湾研究会, 2013, *** 環境省中央環境審議会水環境部会, 2007

単位面積当たりの評価と単位海岸線延長当たりの評価の2種類を行うこととした。

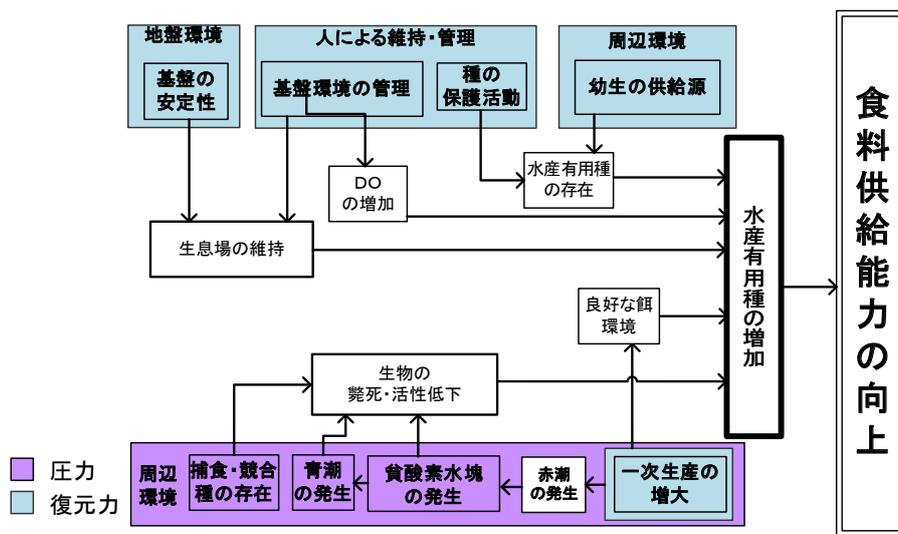


図-6 食料供給に対する概念モデル（図-3と同じ）

表-8 食料供給に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	貧酸素水塊の発生	夏季に貧酸素水塊が発生する状態
圧力	青潮の発生	青潮の発生，およびその影響がある場合
圧力	捕食・競合種の存在	水産有用種に対する捕食・競合種が確認されている状態
圧力または復元力	一次生産の増大	赤潮は頻発しない程度に餌が豊富にある状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣(同一湾内)に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	基盤環境の管理	養浜，盛土等による砂の補給，耕耘および均しなどの基盤整備がなされている状態
復元力	種の保護活動	種を保護するための活動や捕獲規制等が行われている状態

表-9 食料供給に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	水産有用種の 現存量	水産有用種の湿重量の 2013年データ	(国交省横浜調査 事務所*，2009， 2011a，2012a， 2013a，2014a)	(横浜市環境科学研 究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務 所**，2008，2009a， 2009b，2010a，2010b， 2011，2012，2013a， 2013b)	(環境省自然環境局生 物多様性センター， 2009，2010，2011， 2012，2013)．
トレンド 指数	水産有用種の 年変化率	水産有用種の湿重量の 2009～2012年データ				千葉県水産試験総合 研究センター提供， 底生生物調査データ．
PR 指数	貧酸素水塊の 発生	周辺海域における DO の 2009～2013 年デー タ	(国交省横浜調査 事務所*，2009， 2011a，2012a， 2013a，2014a)	(横浜市環境創造 局，2009，2010， 2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務 所**，2008，2009a， 2009b，2010a，2010b， 2011，2012，2013a， 2013b)	(東京湾再生推進会議 モニタリング分科会・ 九都県市首脳会議環 境問題対策委員会水 質改善専門部会・東 京湾岸自治体環境保 全会議，2010，2011， 2012，2013，2014)
	青潮の発生	干潟への青潮の影響の 有無に関する情報	ヒアリング： 国交省横浜調査事 務所*	ヒアリング： (公財)横浜市緑の 協会	ヒアリング： 国交省京浜河川事務 所***，大田漁業協同 組合，川崎河川漁業 協同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究 センター，木更津市
	捕食・競合種の 存在	水産有用種に対する捕 食・競合種の存在に関 する情報				
	一次生産の増大	周辺海域におけるクロ ロフィルの 2009～2013 年データ	(国交省横浜調査 事務所*，2009， 2011a，2012a， 2013a，2014a)	(横浜市環境創造 局，2009，2010， 2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務 所**，2008，2009a， 2009b，2010a，2010b， 2011，2012，2013a， 2013b)	(東京湾再生推進会議 モニタリング分科会・ 九都県市首脳会議環 境問題対策委員会水 質改善専門部会・東 京湾岸自治体環境保 全会議，2010，2011， 2012，2013，2014)
	基盤の安定	干潟における基盤の安 定に関する情報	ヒアリング： 国交省横浜調査事 務所*	ヒアリング： (公財)横浜市緑の 協会	ヒアリング： 国交省京浜河川事務 所***，大田漁業協同 組合，川崎河川漁業 協同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究 センター，木更津市
	幼生の供給源	干潟への幼生の供給源 に関する情報				
	基盤環境の管理	各干潟における基盤環 境の管理に関する情報				
種の保護活動	種の保護活動等に関す る情報					

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

(2) 概念モデル

食料供給向上のために、水産有用種の出現状況に影響する環境因子について概念モデルを作成した(図-6)。周辺環境の因子について、「貧酸素水塊の発生」、「青潮の発生」、および「捕食・競合種の存在」は圧力として、「一次生産の増大」は圧力または復元力として、「幼生の供給源(近隣干潟の存在)」は復元力として作用とした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の管理」、および「種の保護活動」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「貧酸素水塊の発生」においては、「夏季に貧酸素水塊が発生する状態」を圧力として作用する状態とした(表-8)。

(3) 情報収集・整理

a) 湿重量

水産有用種の湿重量を算出するために必要な2009年から2013年までの底生生物の調査結果を収集した(表-9)。潮彩の渚に対しては、水質、および底質のモニタリング調査(国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技

術調査事務所, 2009, 2011a, 2012a, 2013a, 2014a)から底生生物の湿重量データを収集した。海の公園に対しては、横浜川と海の生物の調査報告書(横浜市環境科学研究所, 2010, 2014)から収集した。多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い(国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b)、小櫃川河口干潟は、モニタリングサイト1000データの干潟調査データ(環境省自然環境局生物多様性センター, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)、および千葉県水産総合研究センターによる底生生物調査データを収集した。(以下、国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所を国交省横浜調査事務所、国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所を国交省東京空港事務所と記述することにする。)

底生生物調査の調査データは、潮彩の渚では3地点、海の公園では3地点、多摩川河口干潟では4地点、小櫃川河口干潟では5地点のデータを用いた(図-7)。小櫃川河口干潟では個体数計測のみで湿重量が計測されていないデータが一部あるため、多摩川河口干潟の1個体あたりの湿重量を算出し、その平均値を各調査地点・時期の個体数に乗じた換算値を用いた。アサリに関しては同

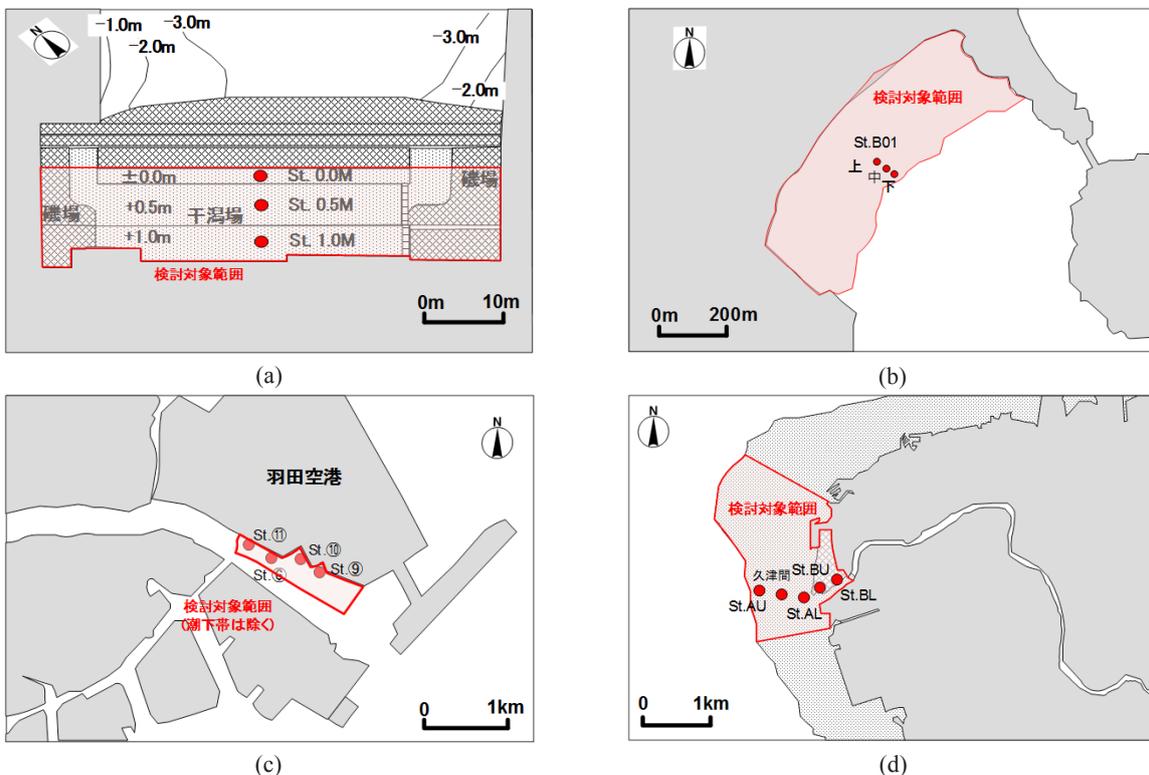


図-7 底生生物の調査位置図。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している。

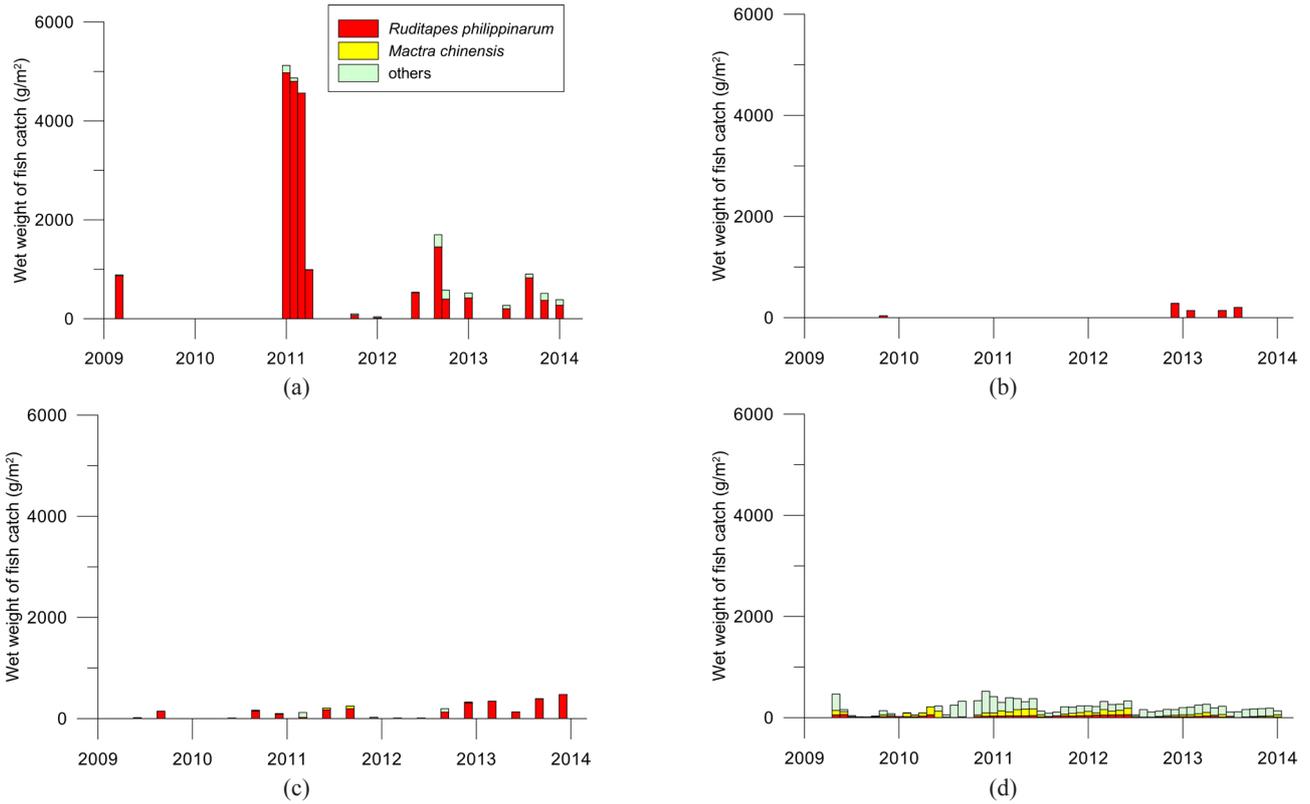


図-8 単位面積当たり水産有用種の湿重量 (g/m²). (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

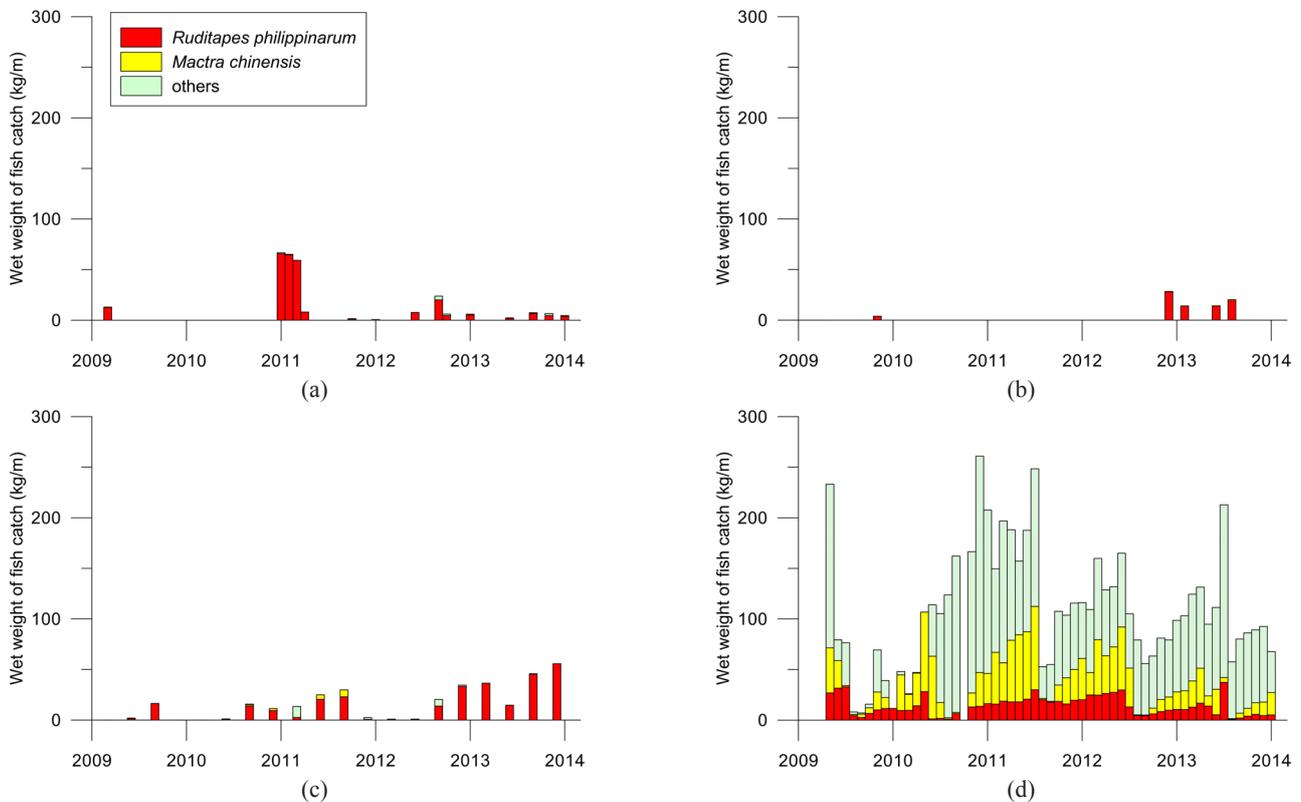


図-9 単位海岸線延長当たり水産有用種の湿重量 (kg/m). (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

時期のデータがあったため、同時期のデータから換算したが、同時期のデータが無いバカガイ、ヤマトシジミおよびマテガイは多摩川河口干潟の調査データの全データの平均値を用いた。単位面積当たりの湿重量は、調査地点の平均値を求めた。単位海岸線延長当たりの湿重量は、調査地点ごとで区分した面積を単位面積当たりの湿重量にかけ、それらを足し合わせた各干潟当たりの湿重量を海岸線延長で除して算出した。

①単位面積当たりの評価

水産有用種の単位面積当たりの湿重量 (g/m²) は潮彩の渚で最も多く、最大で5,123 g/m²であった(図-8)。他の干潟は、潮彩の渚と比較して湿重量が少なかった。出現種は小櫃川河口干潟以外では主にアサリだった。小櫃川河口干潟ではアサリおよびバカガイに加えて、その他の種としてハマグリおよびマテガイが出現していた。

②単位海岸線延長当たりの評価

小櫃川河口干潟は他の干潟と比較して、単位海岸線延長当たりの湿重量 (kg/m) が非常に大きく、最大で261 kg/mであった(図-9)。出現種はアサリおよびバカガイに加えて、その他の種としてハマグリ、マテガイであった。湿重量は、アサリおよびバカガイよりもその他の種の方が大きかった。

b) 環境因子

定量的な環境因子である「貧酸素水塊の発生」は周辺海域の底層のDO濃度データから、「一次生産の増大」は周辺海域における表層のChl-a濃度データから評価を行うため、2009年から2013年までのデータを収集した(表-9)。潮彩の渚は、モニタリング調査データから(国交省横浜調査事務所, 2009, 2011a, 2012a, 2013a, 2014a)、海の公園は、毎月実施されている公共用水域調査結果から(横浜市環境創造局, 2009, 2010, 2011,

表-10 単位面積当たりの年平均湿重量 (X_{1-area}) (g/m²)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	889	5123	2113	833	518
海の公園	39	—	—	283	161
多摩川河口干潟	41	69	150	136	337
小櫃川河口干潟	107	235	247	196	182

表-11 単位面積当たりの評価に対する食料供給の現況指数 (x_{1-area})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.17	1.00	0.41	0.16	0.10
海の公園	0.01	—	—	0.06	0.03
多摩川河口干潟	0.01	0.01	0.03	0.03	0.07
小櫃川河口干潟	0.02	0.05	0.05	0.04	0.04

表-12 単位海岸線延長当たりの年平均湿重量 (X_{1-line}) (kg/m)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	13	67	27	11	5
海の公園	4	—	—	28	16
多摩川河口干潟	5	7	18	14	38
小櫃川河口干潟	60	124	140	105	104

表-13 単位海岸線延長当たりの評価に対する食料供給の現況指数 (x_{1-line})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.09	0.48	0.19	0.08	0.04
海の公園	0.03	—	—	0.20	0.12
多摩川河口干潟	0.03	0.05	0.13	0.10	0.27
小櫃川河口干潟	0.43	0.89	1.00	0.75	0.75

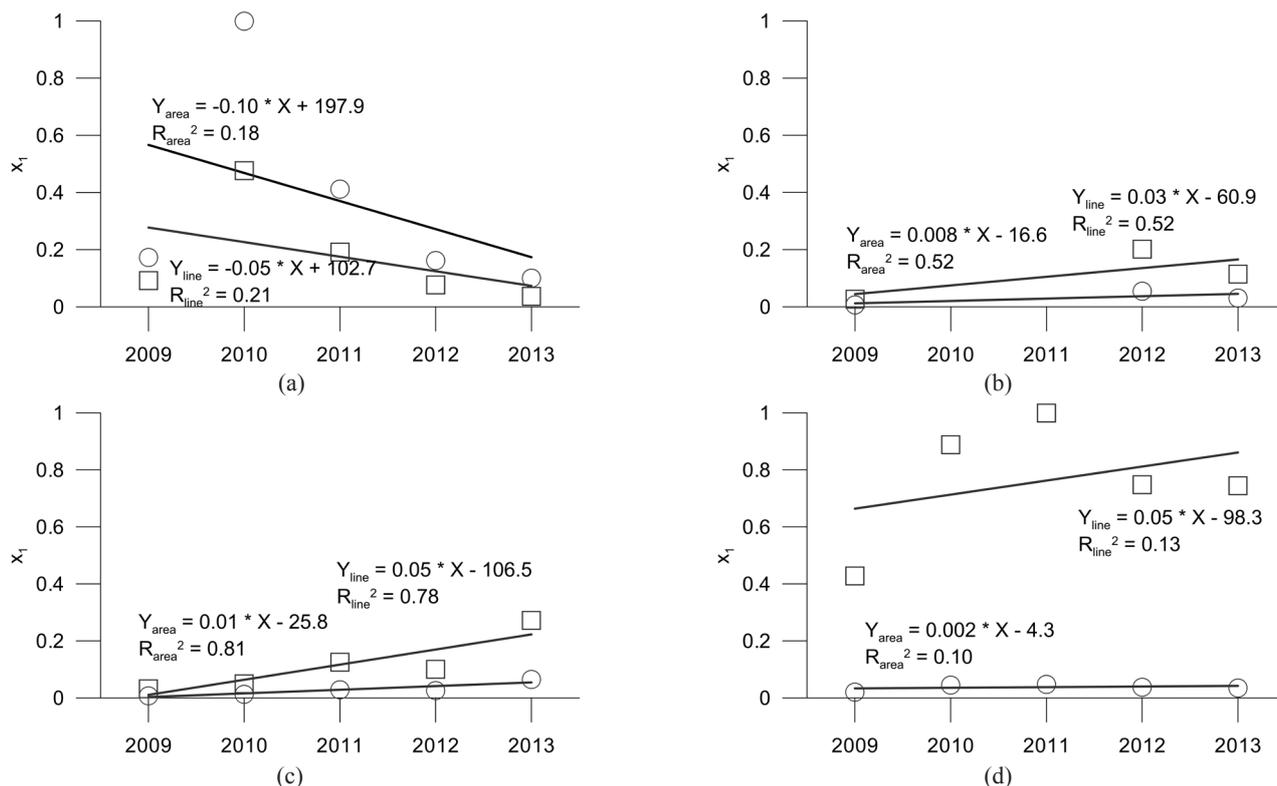


図-10 食料供給に対する現況指数 (x_1) の経年変化。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。
○：単位面積当たり，□：単位海岸線延長当たり。

表-14 食料供給に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
単位面積当たりのトレンド指数	-0.49	0.04	0.06	0.01
単位海岸線延長当たりのトレンド指数	-0.25	0.15	0.27	0.25

2012, 2013), 多摩川河口干潟は, 東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている水質調査データから収集し(国交省東京空港事務所, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b), 小櫃川河口干潟は, 東京湾環境一斉調査のデータから収集した(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)。

そのほかの環境因子については, 潮彩の渚に対しては国交省横浜調査事務所, 海の公園に対しては横浜市より管理を委託されている(公財)横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟では, 国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所(以下, 国交省京浜河川事務所), さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組

合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は, 木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

① 単位面積当たりの評価

水産有用種の湿重量について, 各年におけるデータを平均して単位面積当たりの実測値 (X_{1-area}) を算出した(表-10)。過去5年間に渡り全ての干潟の中で, 最も値の大きい2010年の潮彩の渚の値 $5,123 \text{ g/m}^2$ を理想値 ($X_{1-area,R}$) とし, 実測値を理想値で除して単位面積当たりの現況指数 (x_{1-area}) を求めた(表-11)。評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると, 潮彩の渚が最も大き

く 0.10, 多摩川河口干潟が 0.07, 小櫃川河口干潟が 0.04 となり, 海の公園が最も低く 0.03 であった.

②単位海岸線延長当たりの評価

水産有用種の湿重量について, 単位海岸線延長当たりの年平均データの実測値 (X_{1-line}) を算出した (表 -12). 過去 5 年間に渡り全ての干潟の中で, 最も値の大きい 2011 年の小櫃川河口干潟の値 140 kg/m を理想値 ($X_{1-line,R}$) とし, 実測値を理想値で除して単位海岸線延長当たりの現況指数 (x_{1-line}) を求めた (表 -13).

評価年である 2013 年の各干潟の現況指数を比較すると, 小櫃川河口干潟が最も大きく 0.75, 多摩川河口干潟で 0.27, 海の公園で 0.12 となり, 潮彩の渚が最も低く 0.04 であった. 岸沖方向に長い干潟の方が大きな値になった.

b) トレンド指数

各干潟の水産有用種の湿重量の時間変化の傾きを, 直線近似を用いて求めた (図 -10). 傾きに評価期間 (5 年) を掛けて, 現況指数の近未来 (5 年後) の増減量であるトレンド指数を算出した (表 -14).

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚は 2010 年にアサリの大量出現があったために, 減少傾向が大きく, トレンド指数は -0.49 となった. 他の干潟のトレンド指数は, 多摩川河口干潟で 0.06, 海の公園で 0.04, 小櫃川河口干潟で 0.01 とわずかながらも正の値であった.

②単位海岸線延長当たりの評価

多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟の値が比較的大きく 0.27, 0.25, 海の公園が 0.15 となった. 潮彩の渚は, -0.25 と負の値であった.

c) PR 指数

定量データである DO 濃度および Chl-a 濃度を, 評価モデルを作成して算出した (図 -11).

DO 濃度に対する PR 指数は, 2.0 mg/l 以下を -1.0, 6.0 mg/l 以上を +1.0, 2 点の間は直線的に変化することとした. 収集した DO 濃度から各年の最低値を抽出し, 2009 年から 2013 年の評価期間の平均値における PR 指数を算出した. 4 つの干潟の中で, 潮彩の渚と小櫃川河口干潟の DO 濃度が 4.0 mg/l 以下となり, 貧酸素水塊が発生していたと評価され, PR 指数がマイナスになった. 特に潮彩の渚は 2.0 mg/l 以下で PR 指数は -1.0 となった (表 -15).

Chl-a 濃度に対する PR 指数は, 0 μ g/l の時に -1.0, 3.0 μ g/l の時に 0, 20 μ g/l 以上で +1.0, 0 ~ 3.0 μ g/l, 3.0 ~ 20 μ g/l はそれぞれの点を結ぶ直線で変動することとした. 収集した Chl-a 濃度の各年の平均値を計算し, 2009 年から 2013 年の評価期間の平均値から PR 指数を算出した. 4 つの干潟ともに Chl-a 濃度は, 3.0 μ g/l 以上あり, 餌としての一次生産があったと評価され, PR 指数はブ

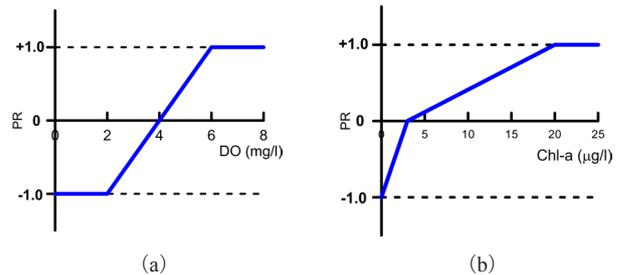


図 -11 PR 指数の評価モデル. (a) DO 濃度, (b) Chl-a 濃度

表 -15 DO 濃度の最低値 (mg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	2.7	1.1	0.8	1.5	-1.00
海の公園	5.1	5.4	6.0	6.2	5.8	5.7	0.84
多摩川河口干潟	5.2	3.6	4.4	4.8	3.1	4.2	0.11
小櫃川河口干潟	5.1	2.2	2.8	4.8	3.1	3.6	-0.20

表 -16 Chl-a 濃度の平均値 (μ g/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	7.4	12.8	6.3	8.8	0.34
海の公園	7.9	8.9	14.0	6.5	6.1	8.7	0.33
多摩川河口干潟	11.1	11.0	16.3	10.6	9.3	11.7	0.51
小櫃川河口干潟	13.3	—	12.5	—	—	12.9	0.58

表 -17 食料供給に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
貧酸素水塊の発生	夏季の最低 DO < 2 mg/l	-1.0	-1.00	0.84	0.11	-0.20
	夏季の最低 DO < 6 mg/l	1.0				
青潮の発生	青潮の影響が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	青潮の影響が確認されている	-0.5				
捕食・競合種の存在	捕食・競合種が確認されていない	0.5	-0.5	0.0	-0.5	0.0
	捕食・競合種が確認されており、対策が講じられている	0.0				
	捕食・競合種が確認されており、対策が講じられていない	-0.5				
一次生産の増大	年平均 Chla < 0 µg/l	-1.0	0.34	0.33	0.51	0.58
	年平均 Chla < 3 µg/l	0.0				
	年平均 Chla < 20 µg/l	1.0				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5				
種の保護活動	複数の種に対する保護活動が行われている	0.5	-0.50	0.00	-0.50	0.50
	特定の種に対する保護活動が行われている	0				
	特別な保護活動は行われていない	-0.5				
平均 PR 指数			-0.21	0.40	0.08	0.36

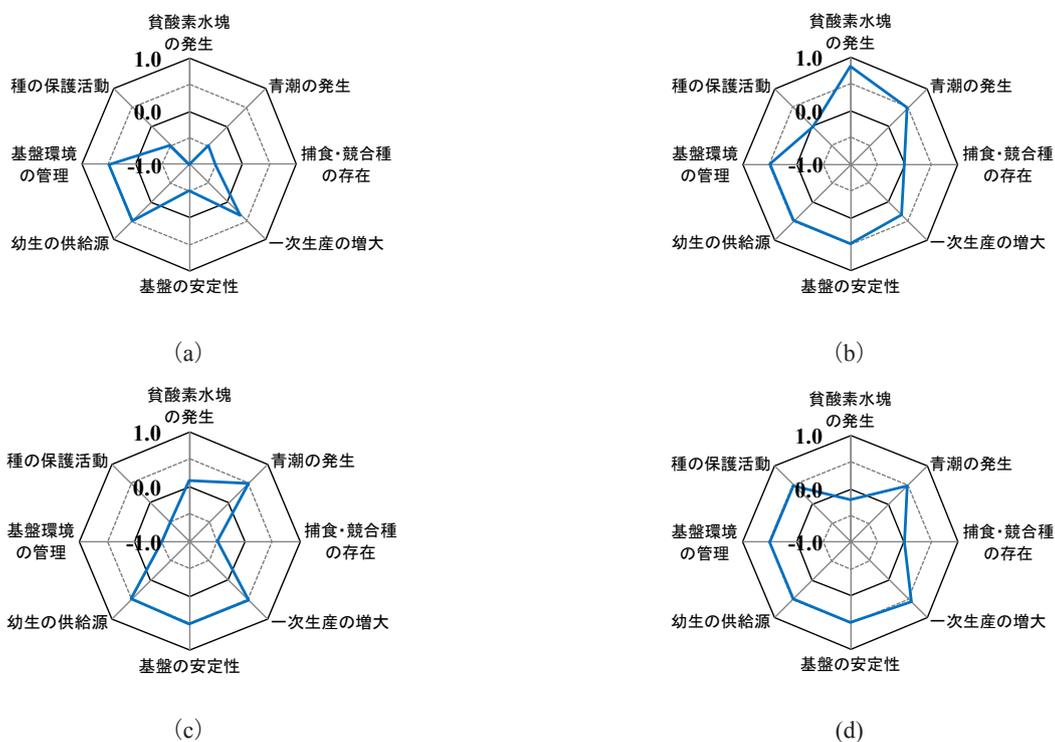


図 -12 食料供給に対する PR 指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

ラスになった (表-16)。

その他の環境因子についても評価を行ったが、ここでは結果のみを表-17 および図-12 に示す。

潮彩の渚では、一次生産の増大、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、基盤環境の管理で正の点数、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、捕食・競合種の存在、基盤の安定性、種の保護活動で負の点数となった。全環境因子の平均 PR 指数は -0.21 と 4 つの干潟で最も低い値となった。負の点数となる要因として夏季の最低 DO 濃度の値が低く貧酸素水塊の発生がみられること、青潮による生物の大量死が発生していること、基盤の安定性が低いこと、捕食・競合種への対策、および種の保護活動が行われていないことが挙げられる。一方で、餌となる Chl-a 濃度が高いこと、および幼生の供給源として機能している点は正の点数として評価された。

海の公園では、全ての環境因子の PR 指数が 0 以上の点数であり、全環境因子の平均 PR 指数は最も高い 0.40 であった。これは、夏季の最低 DO 濃度の値が高く、貧酸素水塊の発生、および青潮の発生が無く水環境が良好であることに加え、海水浴場として利用されるために基盤環境の管理や種の保護活動など人による維持・管理に係る点数が高かったためであった。

多摩川河口干潟では、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在) で正の点数、捕食・競合種の存在、基盤環境の管理、種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.08 であった。周辺環境は、貧酸素水塊、および青潮の発生はなく、一次生産の増大や基盤の安定

性が高い点は正の評価だった。一方、管理団体が存在しないことで種の保護活動や基盤環境の管理行われていない点が負の評価であった。

小櫃川河口干潟では、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、基盤環境の管理、種の保護活動において、正の点数、貧酸素水塊の発生が負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.36 であった。周辺環境は、貧酸素水塊の発生が負の点数であった。しかし、青潮の発生はなく、一次生産の増大、および基盤の安定性は高く、地元の NPO 等による干潟生態系の保全に係る活動が実施されていることから、PR 指数はやや高くなった。

d) 近未来指数

単位面積当たりの評価および単位海岸線延長当たりの評価に対して、現況指数、トレンド指数および PR 指数を用いて各干潟の近未来指数を算出した (表-18, 表-19)。

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.1 であったが、トレンド指数、PR 指数が負の値であるため近未来指数が 0.06 となり、現況指数に比べて小さくなった。海の公園では、トレンド指数、PR 指数が正の値であることから近未来指数は 0.04 となり、わずかながら現況指数の 0.03 よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、トレンド指数、PR 指数が正の値であったが、値が小さいために、近未来指数は 0.07 で現況指数と同じ値となった。小櫃川河口干潟においても、現況指数が小さいこと、トレンド指

表-18 単位面積当たりの評価に対する食料供給の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_{i-area})	0.10	0.03	0.07	0.04
トレンド指数 (T_{i-area})	-0.49	0.04	0.06	0.01
PR 指数 ($P_{ri-area}$)	-0.21	0.40	0.08	0.36
近未来指数 ($x_{i-area,F}$)	0.06	0.04	0.07	0.04
評価値 (I_{i-area})	8.1	3.4	6.8	3.8

表-19 単位海岸線延長当たりの評価に対する食料供給の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_{i-line})	0.04	0.12	0.27	0.75
トレンド指数 (T_{i-line})	-0.25	0.15	0.27	0.25
PR 指数 ($P_{ri-line}$)	-0.21	0.40	0.08	0.36
近未来指数 ($x_{i-line,F}$)	0.03	0.14	0.33	0.96
評価値 (I_{i-line})	3.3	12.9	30.0	85.1

数がほぼ横ばいであることから PR 指数が正の値であったが、近未来指数は 0.04 で現況指数と同じ値となった。

②単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.04 であったが、トレンド指数、PR 指数が負の値となり、近未来指数は 0.03 に減少した。海の公園では、トレンド指数、PR 指数が正の値であることから近未来指数は 0.14 となり、現況指数 0.12 よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、トレンド指数が増加傾向であるため、近未来指数は 0.33 となり、現況指数 0.27 よりも大きな値となった。小櫃川河口干潟では、トレンド指数、PR 指数が正の値であることから近未来指数は 0.96 となり、現況指数 0.75 よりも大きくなった。

e) 評価値

単位面積当たりの評価および単位海岸線延長当たりの評価に対して、現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -18, 表 -19）。

単位面積当たりの評価値は、潮彩の渚で 8.1 と最も高く、多摩川河口干潟が 6.8、小櫃川河口干潟が 3.8、海の公園が最も小さく 3.4 となった。

単位海岸線延長当たりの評価値は、干潟面積の大きな小櫃川河口干潟が最も高く 85.1 となり、多摩川河口干潟が 30.0、海の公園が 12.9 となった。単位面積当たりの評価で最も高かった潮彩の渚は 3.3 と低い点数となった。

3.2 海岸保護

(1) 指標の設定

海岸保護は、波浪低減および浸水防止の機能を評価するために、それぞれ波浪エネルギー低減比および相対打上げ高を指標とした。両指標の重みは1:1とした。

(2) 概念モデル

海岸保護機能の維持・向上のために、波浪低減効果による平常時の海浜侵食の防御と、護岸等の浸水防止効果による気象擾乱時の越波防御に影響を与える環境因子について概念モデルを作成した(図-13)。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の維持・管理」、および「構造物の補修・点検」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「基盤の安定

性」においては、「地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態」を復元力として作用する状態とした(表-20)。

(3) 情報収集・整理

指標である波浪エネルギー低減比および相対打上げ高を算出するため、波浪推算に必要な2009年から2013年までの風向風速データおよび各干潟における地形データを収集した(表-21)。風向風速データは、海の公園では、第二海堡灯台で観測しているデータ(日本海洋データセンター, 2009a, 2010a, 2011a, 2012a, 2013a)、多摩川河口干潟では、羽田空港で観測しているアメダスデータ(国土交通省気象庁, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)、小櫃川河口干潟では、海はたるで観測しているデータ(日本海洋データセンター, 2009b, 2010b, 2011b, 2012b, 2013b)を収集した。地形データについては、潮彩の渚では、国交省横浜調査事務所より整備時の計画平面図、

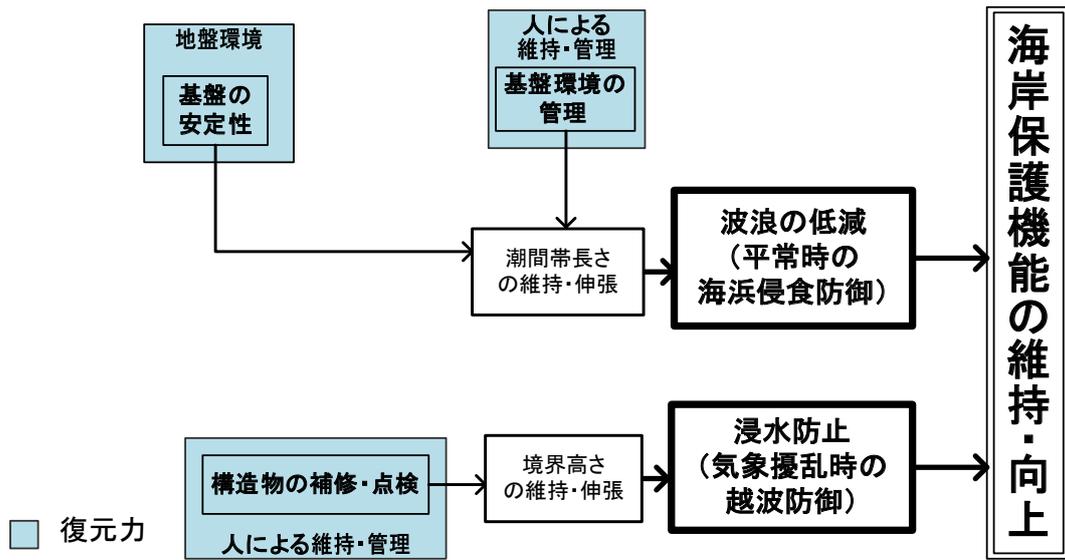


図-13 海岸保護に対する概念モデル

表-20 海岸保護に対する環境因子と復元力が発生する状態

区分	環境因子	復元力が発生する状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	基盤環境の管理	養浜、盛土等による砂の補給、耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態
復元力	構造物の補修・点検	護岸等の港湾構造物について、定期的な点検・維持管理が行われ、必要に応じて補修・改修等の対策がとられている状態

表-21 海岸保護に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	波浪エネルギー低減比 相対打上げ高	風向風速, 海底地形・ 護岸高さに関する 2013年データ	地形データ: 国交省横浜技術 事務所*提供, 計画平面図	風向風速データ: (日本海洋デー タセンター, 2009a, 2010a, 2011a, 2012a, 2013a)	風向風速データ: (国土交通省気象 庁, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)	風向風速データ: (日本海洋デー タセンター, 2009b, 2010b, 2011b, 2012b, 2013b)
トレンド指数	波浪エネルギーの低減比の 年変化率 相対打上げの 高の年変化率	風向風速, 海底地 形・護岸高さに関す る2009~2012年デ ータ	地形データ: (財)横浜市臨 海環境保全事業 団, 2000)	地形データ: (国交省横浜調査 事務所*, 2010b, 2011b, 2012b, 2013b, 2014b)	地形データ: (国研)港湾空港技 術研究所提供 横断 図2010	地形データ: (国研)港湾空港技 術研究所提供 横断 図2010
PR指数	基盤の安定	基盤の安定に関する 情報	ヒアリング: 国交省横浜技術 事務所*	ヒアリング: (公財)横浜市緑 の協会	ヒアリング: 国交省東京空港事 務所**, 国交省京 浜河川事務所***, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同 組合	ヒアリング: 千葉県水産総合研 究センター, 木更 津市
	基盤環境の管理	基盤環境の管理に関 する情報				
	構造物の補修・点検	護岸の補修・点検の 実施状況に関する情 報				

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所, ** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所, *** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

海の公園では、最近の地形測量データがなかったため、1983年に測量したデータを収集した((財)横浜臨海環境保全事業団, 2000)。多摩川河口干潟では、地形変動の確認のために行われている横断図(国交省横浜調査事務所, 2010b, 2011b, 2012b, 2013b, 2014b)、小櫃川河口干潟では、2010年の(国研)港湾空港技術研究所による横断図を収集した。また、環境因子である「基盤の安定性」、「基盤環境の維持・管理」、および「構造物の補修・点検」については、潮彩の渚に対しては、国交省横浜調査事務所、海の公園に対しては、横浜市より管理を委託されている(公財)横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟に対しては、国交省京浜河川事務所、および定期的なモニタリング調査を実施している国交省東京空港事務所、さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟に対しては、木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

a) 波浪エネルギー低減比

波浪エネルギー低減比 X_{cp1} は、平常時波浪(エネルギー平均波)に対し、式(4)、(5)より算出した。

$$X_{cp1} = (E_0 - E_s) / E_0 \times 100 \quad (4)$$

$$E = \rho g H^2 / 8 \quad (5)$$

ここで、 X_{cp1} は波浪エネルギー低減比、 E_0 、 E_s は沖合、護岸際の波浪エネルギー(N/m)、 ρ は海水密度(1,025 kg/m³)、 g は重力加速度(9.8 m/s²)、 H は波高(m)である。

① 沖波の波浪推算

沖波波高は、図-14に示す地点でSMB法により推算し、推算地点の近隣のアメダス、または海上保安庁の風向風速データを用いた。推算対象方向は、各干潟の地形も踏まえ、海の公園が2方向(E, ESE)、多摩川河口干潟が4方向(E, ESE, SE, SSE)、小櫃川河口干潟が9方向(S, SSW, SW, WSW, W, WNW, NW, NNW, N)とした(表-22, 図-15)。なお、潮彩の渚については、運河の奥に位置し有効吹送距離がほとんど無いため、算出対象外とした。

② 護岸際の波高

護岸際の波高は、段波モデルに基づいて間瀬ら(1986)が提案した浅海域での波高変化算定式(式(6))より求めた。

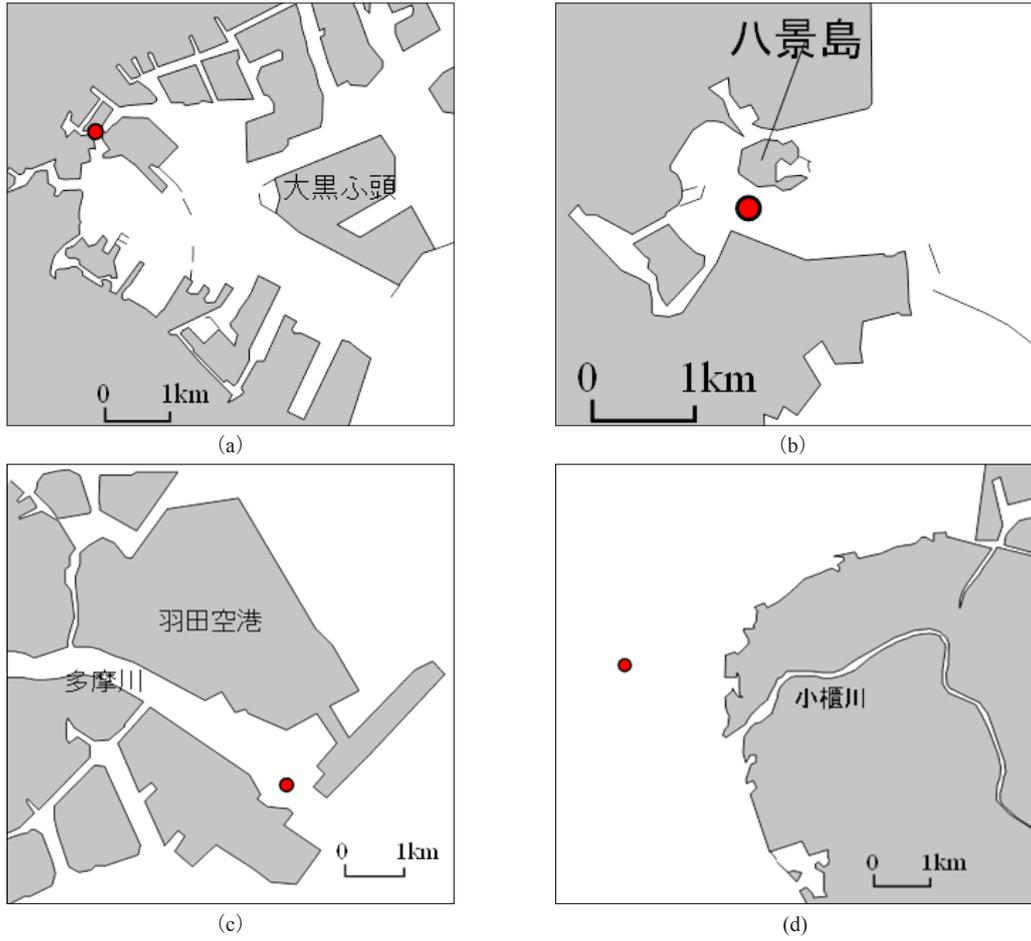


図-14 波浪推算位置. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-22 有効吹送距離

単位: km

対象干潟	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
潮彩の渚	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
海の公園	-	-	-	-	6.4	5.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
多摩川河口干潟	-	-	-	-	15.7	16.4	11.5	7.2	-	-	-	-	-	-	-	-
小櫃川河口干潟	17.6	-	-	-	-	-	-	-	6.2	10.7	14.4	17.4	16.3	14.3	12.6	13.1

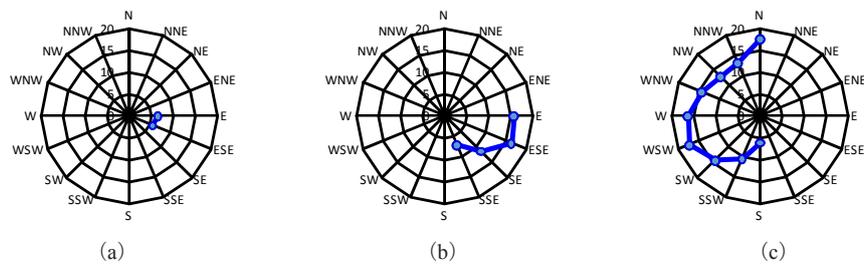


図-15 有効吹送距離図 (km). (a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟.

$$\tilde{H}^{-4} = \left(1 + \frac{4}{9}K\right)\tilde{h} + \frac{4}{9}K\tilde{h}^{-1/2} \quad (6)$$

$$\tilde{H} = H / H_b \quad (7)$$

$$\tilde{h} = h / h_b \quad (8)$$

ここで、 H_b は碎波限界波高 (m), h は水深 (m), h_b は碎波水深 (m) である。碎波水深は、波浪推算で算出したエネルギー平均波を、沖波条件として、碎波水深図 (図-16) (合田, 1971) より求めた。

K は式 (9) ~ (11) より求め、 $\tan\theta$ は海底勾配, H_0 は沖波波高, L_0 は沖波周期である。

$$K = \sqrt{2\gamma/\pi} B \xi^{-1/2} \quad (9)$$

$$\xi = \tan\theta / \sqrt{H_0/L_0} \quad (10)$$

$$\gamma = 0.7 + 5 \tan\theta \quad (11)$$

係数 B は、間瀬ら (1986) と同様に「海底勾配が 1/20 に等しいか、それよりも緩やかな場合」の時の水深の関数を与えた。

$$\begin{aligned} B &= 11 - 10\tilde{h}, & 0.6 < \tilde{h} < 1.0 \\ B &= 5, & 0.6 \leq \tilde{h} \end{aligned} \quad (12)$$

碎波波高 H_b は式 (13) の合田の碎波指標より算出した。

$$H_b/L_0 = 0.17 \left\{ 1 - \exp\left(-1.5\pi h_b/L_0 (1 + 15 \tan^{4/3}\theta)\right) \right\} \quad (13)$$

② 相対打ち上げ高

相対打ち上げ高 X_{cp2} は、荒天時における浸水防止機能

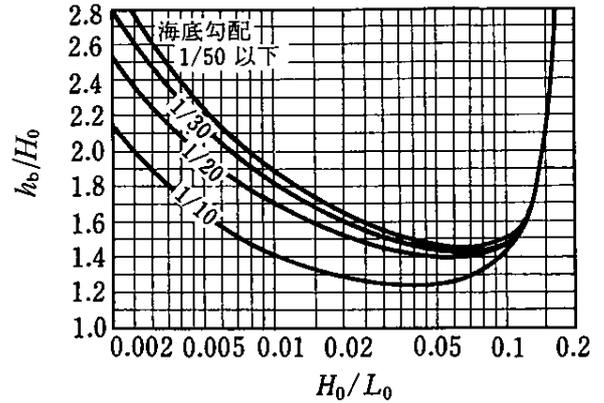


図-16 碎波水深算定図. (合田, 1971)

を評価するために、年最大波を対象とし、式 (14) より算出した。

$$X_{cp2} = (1 - R/h_c) \quad (14)$$

ここに、 X_{cp2} は相対打ち上げ高, R は打ち上げ高 (m), h_c は護岸天端高 (m) である。なお、 R および h_c の基準高さは平均満潮位 (H.W.L.) である。また、護岸天端高 h_c は、4 干潟の背後には護岸が整備されており、その天端高とした。波浪条件は年最大波を設定した。

波の打ち上げ高算出方法は表-23 に示すように、波浪諸元、水深、護岸形状等により幾つかの算定図式が提案されている。規則波を対象とした高田 (1975) の方法は、碎波水深よりも深い一様水深を対象としている。豊島ら (1964, 1965) の算定図表は、一様斜面上の堤防を対象

表-23 波の打ち上げ高の算定方法

波浪	断面形状	堤脚水深	護岸勾配	海底勾配	波形勾配	打ち上げ高算定方法	参考文献
規則波	直立堤	深い	直立	一様: 1/10	0.004~0.1	算定図	高田(1975)
		浅い	直立	一様: 1/20	0.006~0.06	算定図	豊島ら(1965)
	一様勾配	浅い	1/0.5、1/1、1/2、1/3	一様: 1/20	0.006~0.06	算定図	豊島ら(1965)
				一様: 1/30	0.002~0.08	算定図	豊島ら(1964)
複断面	浅い	1/2	複合	0.002~0.06	算定図	中村ら(1972)	
不規則波	一様勾配	深い	1/5~1/30(4種類)	一様水深	0.007~	算定式	Mase et al(1989)
	複断面	浅い	1/0.5、1/3	複合	0.009~0.06	算定式	玉田ら(2009)

としているため、適用条件が限定される。中村ら（1972）の改良仮想勾配法は、複雑な海浜地形を対象としているが、規則波を対象としたものである。一方、間瀬ら（2006）算定式は、波の不規則性を考慮し、汀線の一様勾配斜面への打ち上げ高を算定するが、より複雑地形へ適用可能にするために、玉田ら（2009）は複断面への不規則波の打上げ高算定式を提案した。ここでは、玉田ら（2009）により提案された式（15）、（16）を用いて打ち上げ高を算定した。なお、式（17）は式（16）の適用範囲である。

$$R/H_0 = a + b \exp(c I_{r,s}) \quad (15)$$

$$I_{r,s} = \tan \alpha / \sqrt{H_0/L_0} \quad (16)$$

$$\begin{aligned} 0 < I_{r,s} < 6.0 \\ 0.009 < H_0/L_0 < 0.06 \\ -0.37 < h/H_0 < 0.53 \end{aligned} \quad (17)$$

ここで、 R_x は打上げ高 (m)、 H_0 は沖波波高 (m)、 L_0 は沖波波長 (m)、 $\tan \alpha$ は改良仮想勾配 (図-17)、 $I_{r,s}$ はイリバレン数、 a, b, c は定数、 h は法先水深 (m) である。

定数 a, b, c は表-24 に示すとおり、入射波数の 2% の波数に対応する打上げ高 ($R_{2\%}$) に対する定数を用いた。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

① 波浪エネルギー低減比

4 つの干潟ともに汀線付近では十分に波浪エネルギーは低減されていた (図-18, 図-19, 図-20, 図-21)。潮彩の渚は護岸前面の岸沖 20 m 程度の範囲に整備された階段状構造物であるため、岸沖方向の 2 点で算出した。2013 年の岸沖距離当たりの波浪エネルギー低減量は、潮彩の渚が 1.38 N/m、海の公園が 0.58 N/m、多摩川河口干潟が 0.15 N/m、小櫃川河口干潟が 0.07 N/m となり、緩勾配地形である自然干潟ほど小さかった (表-25)。

4 つの干潟において、波浪エネルギー低減比および波高の経年変化はほとんど変化していなかった (図-22)。干潟間で比較すると、干潟沖合に遮蔽物がほとんど無い小櫃川河口干潟の波浪エネルギー低減比が大きかった。

各年における波浪エネルギー低減比 (X_{cp1}) を算出した (表-26)。過去 5 年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい 2009 年、2010 年、2013 年の小櫃川河口干潟の値 0.97 を理想値 ($X_{cp1,R}$) とし、実測値を理想値で除して波浪エネルギー低減比の現況指数 (x_{cp1}) を求めた (表-27)。

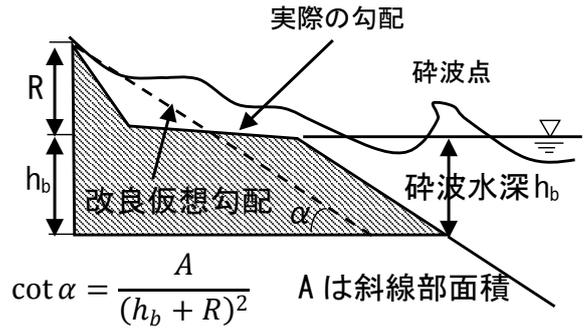


図-17 改良仮想勾配

表-24 複断面の打上げ高さ算定定数 (玉田ら, 2009)

定数	$R_{2\%}$	$R_{1/10}$	$R_{1/3}$
a	2.99	2.72	2.17
b	-2.73	-2.56	-2.18
c	-0.57	-0.58	-0.70

$R_{2\%}$: 入射波数の 2% の波数に対応した打上げ高さ
 $R_{1/10}$: 入射波の 1/10 の数だけ平均した打上げ高さ
 $R_{1/3}$: 入射波の 1/3 の数だけ平均した打上げ高さ

② 相対打上げ高さ

潮彩の渚については、適用できる算定式が無いため、設定した波高を打上げ高とした。年最大波は干潟間で差があり、経年変化は多摩川河口干潟や小櫃川河口干潟では増加傾向がみられた (表-28)。しかし、相対打上げ高は、0.68 m ~ 0.88 m の範囲であり、干潟間での差は小さかった。

各年における相対打上げ高さ (X_{cp2}) を算出した (表-29)。過去 5 年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい 2012 年の多摩川河口干潟の値 0.88 を理想値 ($X_{cp2,R}$) とし、実測値を理想値で除して波浪エネルギー低減比の現況指数 (x_{cp2}) を求めた (表-30)。

波浪エネルギー低減比の現況指数 (x_{cp1}) と相対打上げ高さの現況指数 (x_{cp2}) の平均より海岸保護の現況指数 (x_2) を算出した (表-31)。評価年である 2013 年の各干潟の現況指数を比較すると、小櫃川河口干潟が最も大きく 0.92、海の公園が 0.91、多摩川河口干潟が 0.87、潮彩の渚が 0.81 となり、全ての干潟で 0.8 以上であった。

b) トレンド指数

各干潟の海岸保護機能の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた (図-23)。傾きに評価期間 (5 年) をか

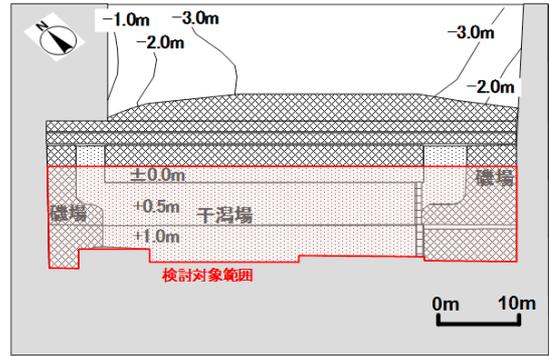
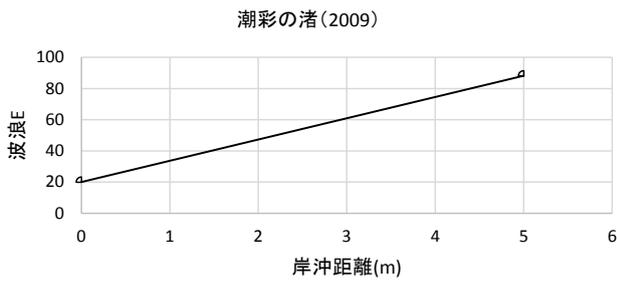


図-18 波浪エネルギーの岸沖分布 (潮彩の渚)

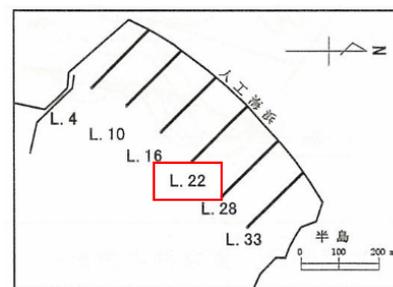
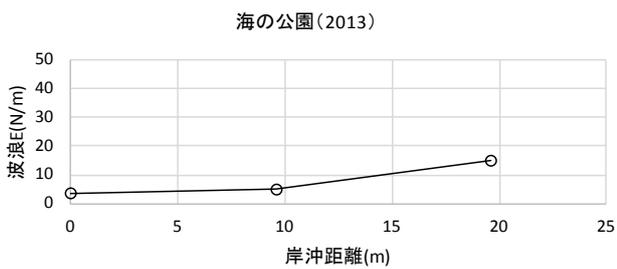
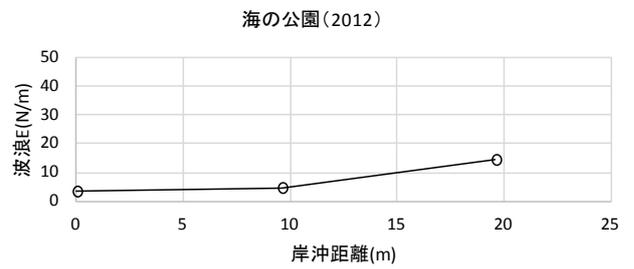
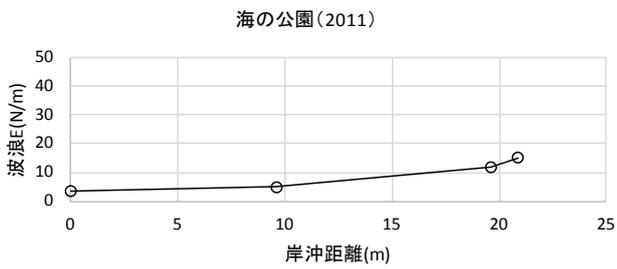
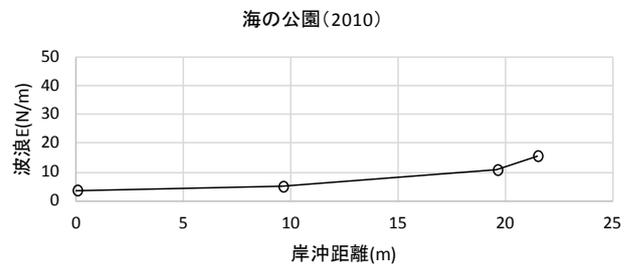
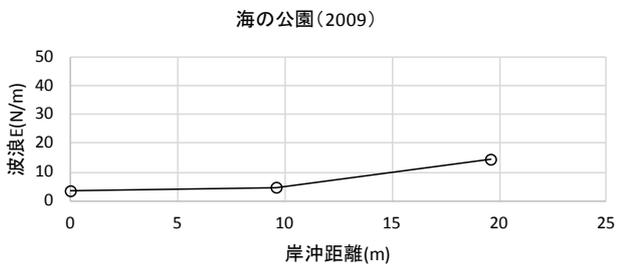


図-19 波浪エネルギーの岸沖分布 (海の公園)

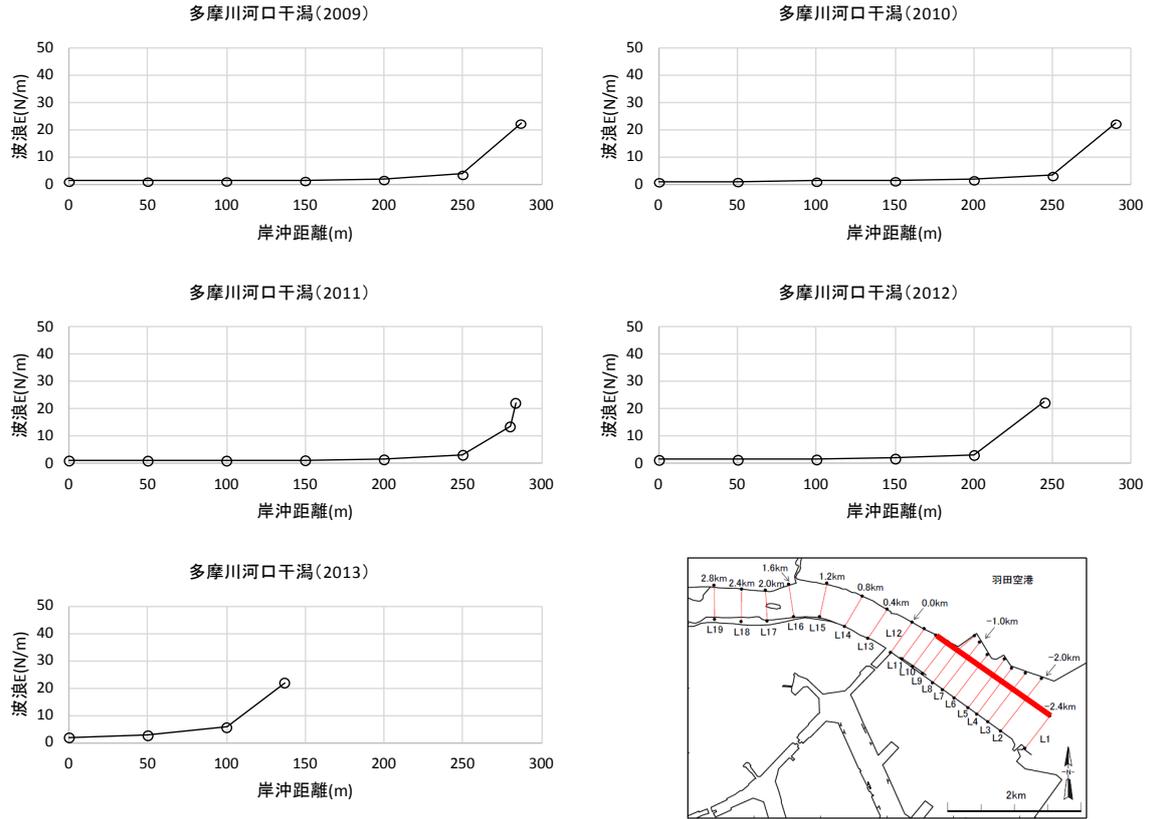


図-20 波浪エネルギーの岸沖分布（多摩川河口干潟）

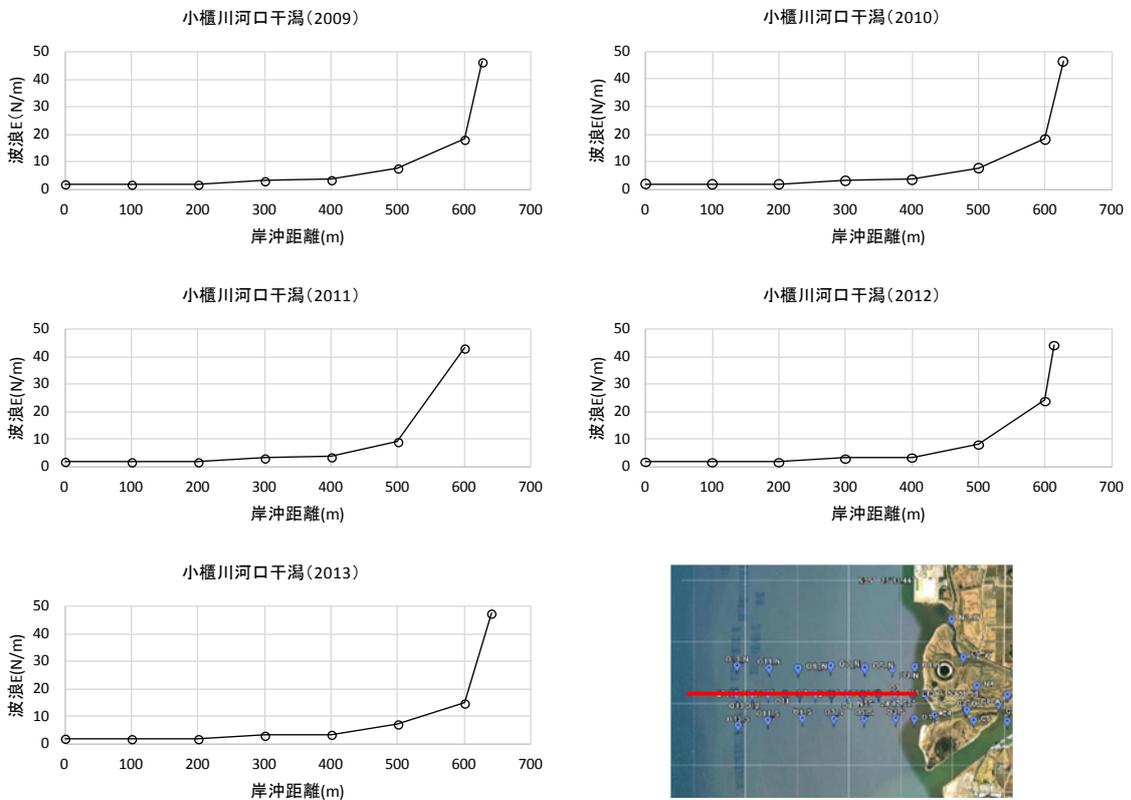


図-21 波浪エネルギーの岸沖分布（小櫃川河口干潟）

表 -25 エネルギー低減比の計算結果

(a) 潮彩の渚									
年	波高	周期	波長	砕波水深	波形勾配	hb/H	波浪E低減量	波浪E低減比	X_{cp1}
	H(m)	T(m)	L(m)	hb(m)	H/L	(-)	$(E_0 - E_s)/(o-s)(N/m)$	$(E_0 - E_s)/E_0(-)$	
2009	0.25	1.5	3.51	0.37	0.071	1.48	1.38	0.75	0.75
2010	0.25	1.5	3.51	0.37	0.071	1.48	1.38	0.75	0.75
2011	0.25	1.5	3.51	0.37	0.071	1.48	1.38	0.75	0.75
2012	0.25	1.5	3.51	0.37	0.071	1.48	1.38	0.75	0.75
2013	0.25	1.5	3.51	0.37	0.071	1.48	1.38	0.75	0.75
(b) 海の公園									
年	波高	周期	波長	砕波水深	波形勾配	hb/H	波浪E低減量	波浪E低減比	X_{cp1}
	H(m)	T(m)	L(m)	hb(m)	H/L	(-)	$(E_0 - E_s)/(o-s)(N/m)$	$(E_0 - E_s)/E_0(-)$	
2009	0.38	1.9	5.63	0.56	0.067	1.48	0.56	0.82	0.82
2010	0.40	1.9	5.63	0.59	0.070	1.48	0.56	0.82	0.82
2011	0.39	1.91	5.69	0.58	0.069	1.48	0.56	0.82	0.82
2012	0.38	1.91	5.69	0.56	0.066	1.48	0.56	0.82	0.82
2013	0.38	2.01	6.30	0.56	0.059	1.48	0.58	0.81	0.81
(c) 多摩川河口干潟									
年	波高	周期	波長	砕波水深	波形勾配	hb/H	波浪E低減量	波浪E低減比	X_{cp1}
	H(m)	T(m)	L(m)	hb(m)	H/L	(-)	$(E_0 - E_s)/(o-s)(N/m)$	$(E_0 - E_s)/E_0(-)$	
2009	0.45	2.4	8.99	0.65	0.050	1.45	0.07	0.95	0.95
2010	0.46	2.46	9.44	0.67	0.049	1.45	0.07	0.96	0.96
2011	0.46	2.43	9.21	0.67	0.050	1.45	0.07	0.95	0.95
2012	0.46	2.43	9.21	0.67	0.050	1.45	0.09	0.95	0.95
2013	0.46	2.42	9.14	0.67	0.050	1.45	0.15	0.93	0.93
(d) 小櫃川河口干潟									
年	波高	周期	波長	砕波水深	波形勾配	hb/H	波浪E低減量	波浪E低減比	X_{cp1}
	H(m)	T(m)	L(m)	hb(m)	H/L	(-)	$(E_0 - E_s)/(o-s)(N/m)$	$(E_0 - E_s)/E_0(-)$	
2009	0.69	2.82	12.41	0.99	0.055	1.45	0.07	0.97	0.97
2010	0.69	2.81	12.32	0.99	0.056	1.45	0.07	0.97	0.97
2011	0.66	2.78	12.06	0.95	0.055	1.45	0.07	0.96	0.96
2012	0.67	2.77	11.97	0.97	0.056	1.45	0.07	0.96	0.96
2013	0.70	2.81	12.32	1.01	0.057	1.45	0.07	0.97	0.97

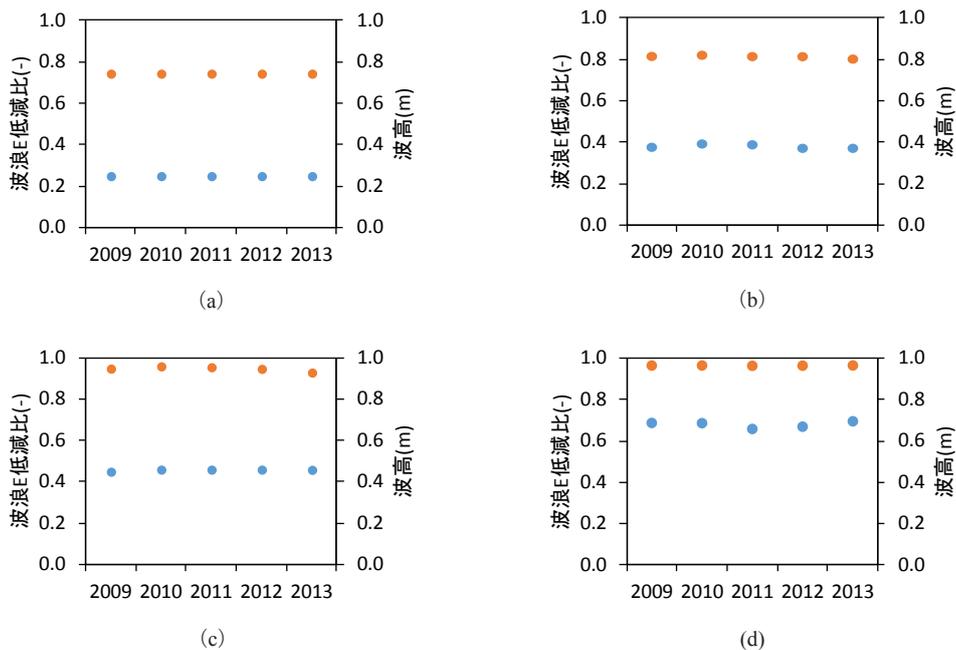


図 -22 波浪エネルギー低減比および波高(エネルギー平均波)の経年変化. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟. ● : 波浪エネルギー低減比, ● : 波高.

表-26 波浪エネルギー低減比 (X_{cp1})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
海の公園	0.82	0.82	0.82	0.82	0.81
多摩川河口干潟	0.95	0.96	0.95	0.95	0.93
小櫃川河口干潟	0.97	0.97	0.96	0.96	0.97

表-27 波浪エネルギー低減比の現況指数 (x_{cp1})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.77	0.77	0.77	0.77	0.77
海の公園	0.85	0.85	0.85	0.85	0.83
多摩川河口干潟	0.98	0.99	0.99	0.98	0.96
小櫃川河口干潟	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

表-28 相対打上げ高さ

(a) 潮彩の渚												
年	波高	周期	波長	碎波水深	護岸形状	波形勾配	$\tan \alpha$	打上げ高	海底勾配	護岸天端高	相対打上げ高 (X_{cp2})	
	H(m)	T(s)	L(m)	hb(m)	-	H/L	-	R(m)	-	hc(m)	1-Rr/hc(-)	
2009	0.250	1.5	3.51	0.37	直立護岸	0.071	-	0.25	0.2667	3	0.75	
2010	0.250	1.5	3.51	0.37	直立護岸	0.071	-	0.25	0.2667	3	0.75	
2011	0.250	1.5	3.51	0.37	直立護岸	0.071	-	0.25	0.2667	3	0.75	
2012	0.250	1.5	3.51	0.37	直立護岸	0.071	-	0.25	0.2667	3	0.75	
2013	0.250	1.5	3.51	0.37	直立護岸	0.071	-	0.25	0.2667	3	0.75	
(b) 海の公園												
年	波高	周期	波長	碎波水深	護岸形状	波形勾配	$\tan \alpha$	打上げ高	海底勾配	護岸天端高	相対打上げ高 (X_{cp2})	
	H(m)	T(s)	L(m)	hb(m)	-	H/L	-	R2%(m)	-	hc(m)	1-Rr/hc(-)	
2009	0.496	2.41	9.05	0.73	養浜	0.055	0.0106003	0.16	0.0171	3	0.84	
2010	0.599	2.60	10.53	0.89	養浜	0.057	0.0158305	0.22	0.0171	3	0.78	
2011	0.599	2.60	10.53	0.89	養浜	0.057	0.0158305	0.22	0.0171	3	0.78	
2012	0.394	2.19	7.51	0.58	養浜	0.053	0.0068795	0.12	0.0171	3	0.88	
2013	0.448	2.31	8.33	0.66	養浜	0.054	0.0087482	0.14	0.0171	3	0.86	
(c) 多摩川河口干潟												
年	波高	周期	波長	碎波水深	護岸形状	波形勾配	$\tan \alpha$	打上げ高	海底勾配	護岸天端高	相対打上げ高 (X_{cp2})	
	H(m)	T(s)	L(m)	hb(m)	-	H/L	-	R2%(m)	-	hc(m)	1-Rr/hc(-)	
2009	0.970	3.44	18.45	1.44	傾斜護岸	0.053	0.0381403	0.49	0.0133	4.16	0.76	
2010	1.012	3.50	19.09	1.5	傾斜護岸	0.053	0.0265134	0.44	0.0133	4.16	0.79	
2011	1.604	3.87	23.33	2.36	傾斜護岸	0.069	0.0050327	0.46	0.0133	4.16	0.77	
2012	1.534	4.15	26.93	2.27	傾斜護岸	0.057	0.0052861	0.45	0.0133	4.16	0.78	
2013	1.380	3.65	20.79	2.04	傾斜護岸	0.066	0.0369865	0.66	0.0133	4.16	0.68	
(d) 小櫃川河口干潟												
年	波高	周期	波長	碎波水深	護岸形状	波形勾配	$\tan \alpha$	打上げ高	海底勾配	護岸天端高	相対打上げ高 (X_{cp2})	
	H(m)	T(s)	L(m)	hb(m)	-	H/L	-	R2%(m)	-	hc(m)	1-Rr/hc(-)	
2009	1.823	4.39	30.06	2.7	傾斜護岸	0.061	0.0057114	0.54	0.0012	4.4	0.77	
2010	1.969	4.52	31.94	2.91	傾斜護岸	0.062	0.0046746	0.57	0.0012	4.4	0.75	
2011	2.344	4.84	36.58	3.47	傾斜護岸	0.064	0.0041578	0.67	0.0012	4.4	0.71	
2012	2.344	4.84	36.58	3.47	傾斜護岸	0.064	0.0041578	0.67	0.0012	4.4	0.71	
2013	2.030	4.53	32.07	3	傾斜護岸	0.063	0.0044305	0.58	0.0012	4.4	0.75	

表-29 相対打上げ高さ (X_{cp2})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
海の公園	0.84	0.78	0.78	0.88	0.86
多摩川河口干潟	0.76	0.79	0.77	0.78	0.68
小櫃川河口干潟	0.77	0.75	0.71	0.71	0.75

表-30 相対打上げ高さの現況指数 (x_{cp2})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
海の公園	0.95	0.89	0.89	1.00	0.98
多摩川河口干潟	0.87	0.90	0.88	0.89	0.78
小櫃川河口干潟	0.87	0.86	0.81	0.81	0.85

表-31 海岸保護に対する現況指数 (x_2)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81
海の公園	0.90	0.87	0.87	0.92	0.91
多摩川河口干潟	0.92	0.94	0.94	0.93	0.87
小櫃川河口干潟	0.94	0.93	0.90	0.90	0.92

けて、現況指数の近未来（5年後）の増減量であるトレンド指数を算出した（表-32）。

各干潟のトレンド指数は、海の公園で0.03、小櫃川河口干潟で-0.02、多摩川河口干潟で-0.06であり、時間変化は小さかった。潮彩の渚は、経年データがないため、0とした。

c) PR 指数

概念モデルで抽出した各環境因子について-1.0から+1.0の間で評価を行った（表-33）。

潮彩の渚では、基盤環境の管理で正の値、基盤の安定性で負の値となり、全環境因子の平均PR指数は0.0であった（図-24）。地盤は安定していなかったが、管理者によって砂の投入など基盤環境の管理が行われ、構造物の点検も行われていた。

海の公園では、全ての環境因子が0以上の値であり、全環境因子の平均PR指数は最も高い0.33であった。これは、基盤が安定し、管理者によって養浜などの基盤環境の管理、点検が行われていたためであった。

多摩川河口干潟では、基盤の安定性で正の値、基盤環境の管理で負の値となり、全環境因子の平均PR指数は0.0であった。基盤は安定し、護岸等の構造物の点検は定期的に行われていたが、管理団体が存在しないため

に基盤環境の管理は行われていなかったためであった。

小櫃川河口干潟では、基盤の安定性、基盤環境の管理で正の点数、構造物の補修・点検が負の値となり、全環境因子の平均PR指数は0.17であった。基盤は安定し、漁業協同組合による耕耘などの基盤環境の管理は行われていたが、構造物に対する定期的な点検や維持管理については行われていなかったためであった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR指数から各干潟の近未来指数を算出した（表-34）。

潮彩の渚では、現況指数が0.81、トレンド指数、PR指数が0.0となり、近未来指数は0.81と現況指数と同じ値となった。海の公園では、現況指数は0.91、トレンド指数、PR指数が正の値であったために、近未来指数は1.02と現況指数よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数は0.87であったが、トレンド指数が負の値であり、近未来指数は0.83と小さくなった。小櫃川河口干潟では、トレンド指数が負の値であったが、PR指数が正の値であるために、近未来指数は0.96と現況指数0.92よりも大きくなった。

e) 評価値

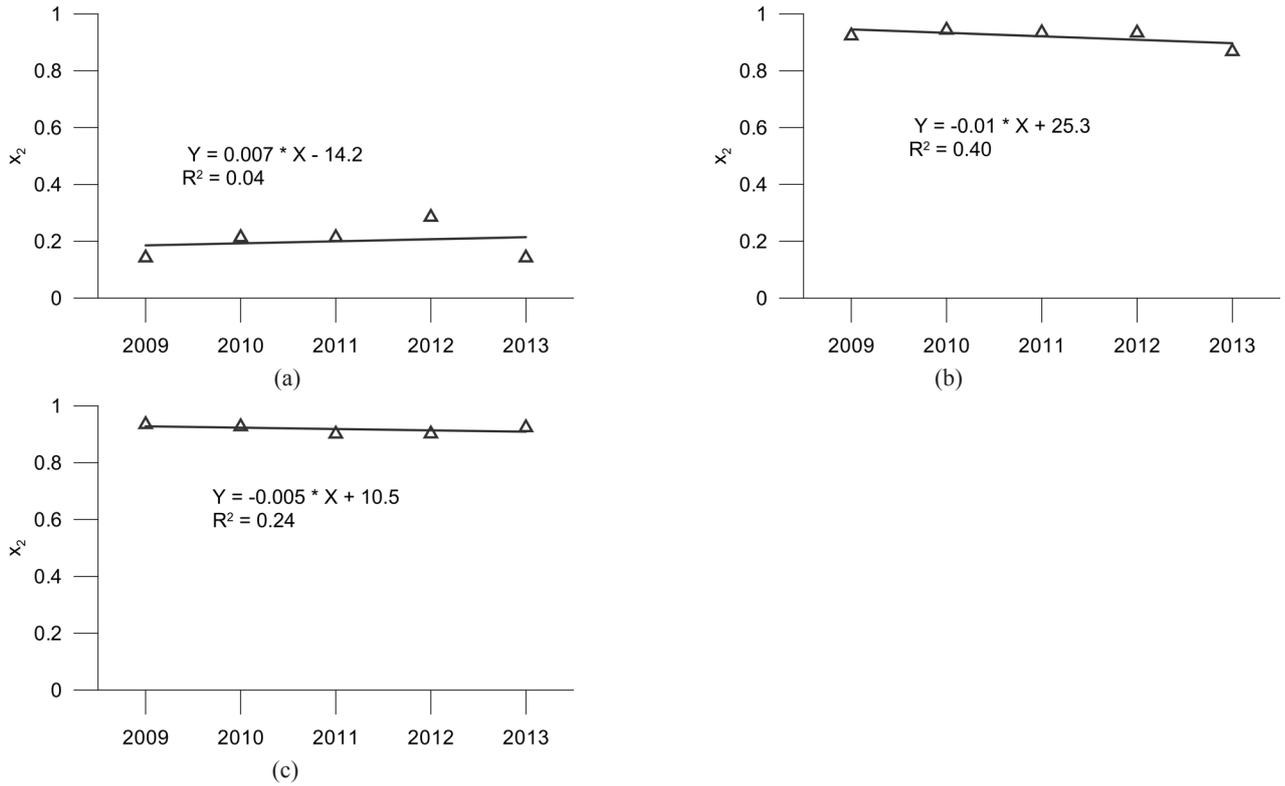


図-23 海岸保護に対する現況指数 (x_2) の経年変化。(a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟。

表-32 海岸保護に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
トレンド指数	0	0.03	-0.06	-0.02

表-33 海岸保護に対するPR指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5				
構造物の補修・点検	当面5年以内に、高潮対策として護岸改修の計画が有る	0.5	0.00	0.00	0.00	-0.50
	構造物の点検・維持管理が行われている	0				
	構造物の点検・維持管理が行われていない	-0.5				
平均PR指数			0.00	0.33	0.00	0.17

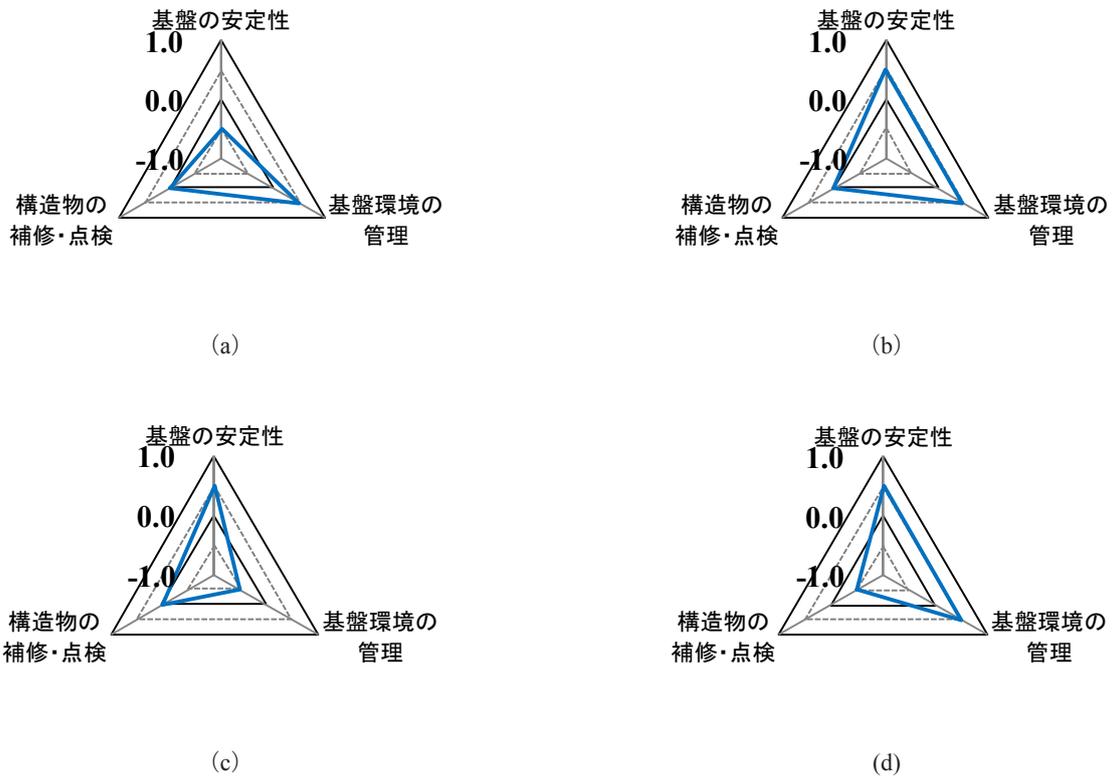


図-24 海岸保護に対するPR指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-34 海岸保護に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	0.81	0.91	0.87	0.92
トレンド指数 (T_i)	0	0.03	-0.06	-0.02
PR指数 (P_i)	0.00	0.33	0.00	0.17
近未来指数 (x_i)	0.81	1.02	0.83	0.96
評価値 (I_i)	81.2	96.4	85.1	94.3

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した (表-34).

海の公園で96.4と最も高く、小櫃川河口干潟が94.3、多摩川河口干潟が85.1、潮彩の渚が81.2となり、全ての干潟で高い値となった。

3.3 親水利用（観光・レクリエーション）

(1) 指標の設定

本節では、親水利用のうち、観光・レクリエーションに関する項目を評価する。指標として、観光およびレクリエーションを目的とした干潟への入込客数を用いた。潮干狩りは、レクリエーションとみなし、この親水利用に含まれることとした。

干潟への入込客数は、空間的な検討対象範囲に影響されるので、単位面積当たりの評価および単位海岸線延長当たりの評価の2種類を行うこととした。

なお、潮彩の渚は一般に開放されていない実証実験施設であり観光またはレクリエーションを目的とした入込客数は0人である。そのため、親水利用の観光・レクリエーションに関する計算は実施せずに、評価値を0とした。

(2) 概念モデル

観光・レクリエーションの向上のために、観光およびレクリエーションでの来場者数の増加に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-25）。周辺環境の因子について、「基盤・生態系の劣化」は圧力として、「アクセス性」、および「付帯・周辺施設の充実」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子として、「基盤の安定性」は復元力として、人による維持・管理の因子として、

「施設管理団体の存在」、「イベント等の集客活動」、および「広報活動」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「基盤・生態系の劣化」においては、「青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態」を圧力として作用する状態とした（表-35）。

(3) 情報収集・整理

各干潟の検討対象範囲における観光およびレクリエーションでの来場者数を算出するために必要な2009年から2013年までの干潟への入込客数結果を公共データおよびヒアリングから収集し、年間の入込客数を整理した（図-26、表-36）。海の公園は入込観光客調査結果から来場者の総数を収集し（神奈川県観光振興対策協議会、2010、2011、2012、2013、2014）、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会へのヒアリングにより、来場者は潮干狩りや海水浴などの観光やレクリエーションのために訪れているという情報を得た。多摩川河口干潟は、川辺水辺の国勢調査の利用実態調査（国土交通省河川局河川環境課、2011）における水遊び、釣り、スポーツを目的としている人を観光、レクリエーションで訪れる人とし、河川水辺の国勢調査マニュアル（案）（国土交通省河川局、2002）の方法を用いて年間入込客数を推計

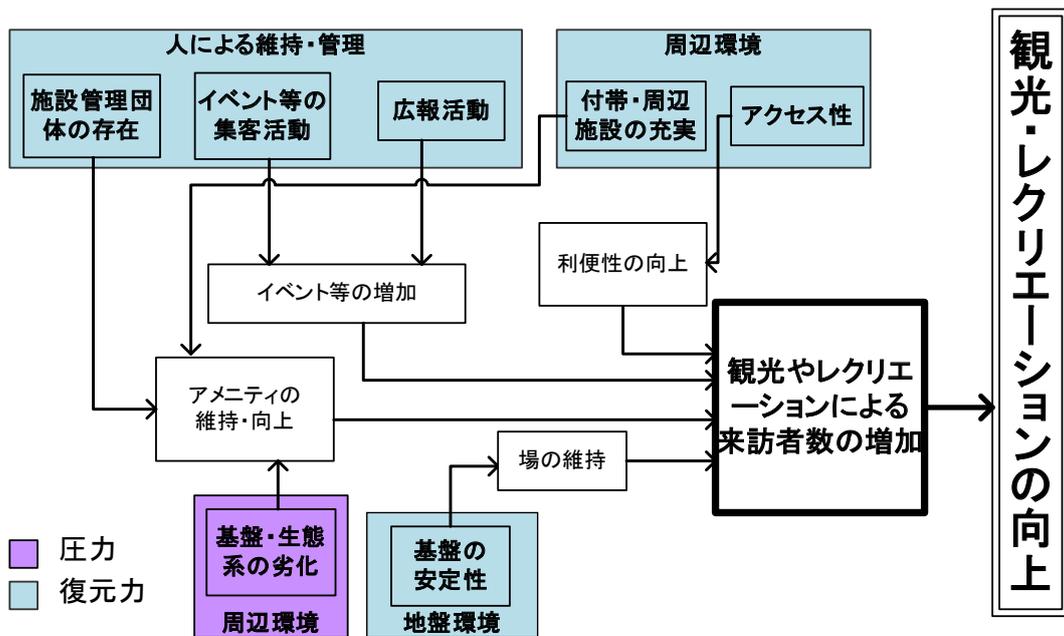
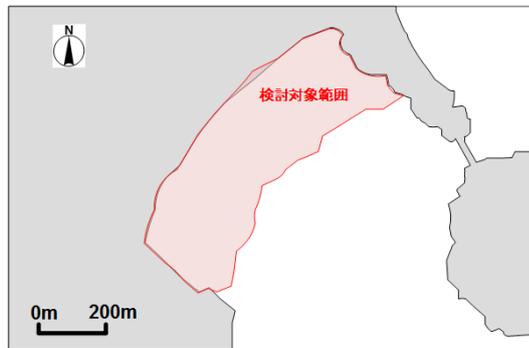


図-25 観光・レクリエーションに対する概念モデル

表-35 観光・レクリエーションに対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

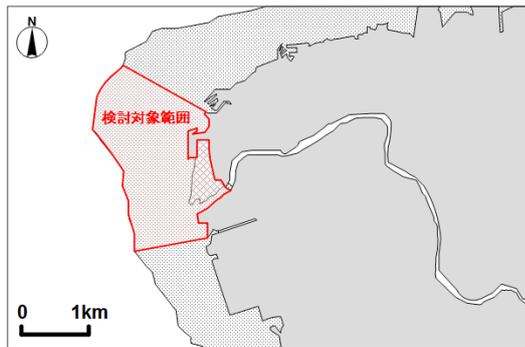
区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	施設管理団体の存在	場の快適性や利便性を維持するような施設管理団体が存在し、施設の日常的管理が行われている状態
復元力	イベント等の集客活動	事業者やNPO、市民団体等が、場を活用し、集客効果が見込めるイベントや環境学習を開催している状態
復元力	広報活動	場の集客を増大させるための広報活動が行われている状態
復元力	付帯・周辺施設の充実	トイレや休憩場などの付帯施設や来訪者の増加を支えるような周辺施設がある、または、当面5年のうちに整備される予定がある状態
復元力	アクセス性	周辺に公共交通機関の駅や駐車場が十分に整備されており、人々が不便なくアクセスできる状態



(a)



(b)



(c)

図-26 検討対象範囲。(a) 海の公園，(b) 多摩川河口干潟，(c) 小櫃川河口干潟。

表 -36 観光・レクリエーションに対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	観光・レクリエーションの来場者数	干潟への入込客数の2013年データ	—	(神奈川県観光振興対策協議会, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)	(国土交通省河川局河川環境課, 2011), (国土交通省国土技術政策総合研究所, 2015)	(千葉県商工労働部観光企画課, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)
トレンド指数	来場者数の年変化率	干潟への入込客数の2009～2012年データ				
PR 指数	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化に関する情報	—	ヒアリング： (公財)横浜市緑の協会	ヒアリング： 国交省京浜河川事務所*, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報				
	施設管理団体の存在	施設管理団体に関する情報				
	イベント等の集客活動	イベント等の実施状況に関する情報				
	広報活動	広報活動に関する情報				
	付帯・周辺施設の充実	付帯・周辺施設の整備状況に関する情報				
	アクセス性	干潟へのアクセスに関する情報				

* 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

した。川辺水辺の国勢調査は2009年が入手できる最新のデータであったため、2014年に実施した干潟意識調査（国土交通省国土技術政策総合研究所，2015）の潮干狩り，釣り，徒歩をそれぞれ，川辺水辺の国勢調査の水遊び，釣り，散策等として観光・レクリエーションに訪れる人を推計し，2013年のデータとした。小櫃川河口干潟では，千葉県の観光入込調査結果を収集し，木更津市の5箇所の潮干狩りの年間入込客数の総数とした（千葉県商工労働部観光企画課，2010，2011，2012，2013，2014）。

また，環境因子である「基盤・生態系の劣化」，「基盤の安定性」，「施設管理団体の存在」，「イベント等の集客活動」，「広報活動」，「付帯・周辺施設の充実」，および「アクセス性」については，管理者，関係者にヒアリングを行った。海の公園に対しては，横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会，多摩川河口干潟に対しては，川辺水辺の国勢調査の利用実態調査を実施している国交省京浜河川事務所，さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟に対しては，木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

海の公園では，単位面積当たり7～11人/m²/y，単位海

岸線延長当たり1,474～2,220人/m/yの入込客数があり，他の干潟と比較しても突出して高かった（図-27，図-28）。小櫃川河口干潟では単位海岸線延長当たりでは37～100人/m/yの入込客数であり，海の公園の次に多かったが，単位面積当たりでは，多摩川河口干潟よりも低かった。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

① 単位面積当たりの評価

観光およびレクリエーションでの来場者数について，単位面積当たりの実測値（ X_{3-arc} ）を算出した（表-37）。過去5年間にわたり全ての干潟の中で，最も値の大きい2009年の海の公園の値2,220人/m²/yを理想値（ $X_{3-arc,R}$ ）とし，実測値を理想値で除して単位面積当たりの現況指数（ x_{3-arc} ）を求めた（表-38）。評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると，海の公園で最も大きく0.79，多摩川河口干潟，小櫃川河口干潟は，ほぼ0であった。

② 単位海岸線延長当たりの評価

観光およびレクリエーションでの来場者数について，単位海岸線延長当たりの年間データの実測値（ X_{3-line} ）を

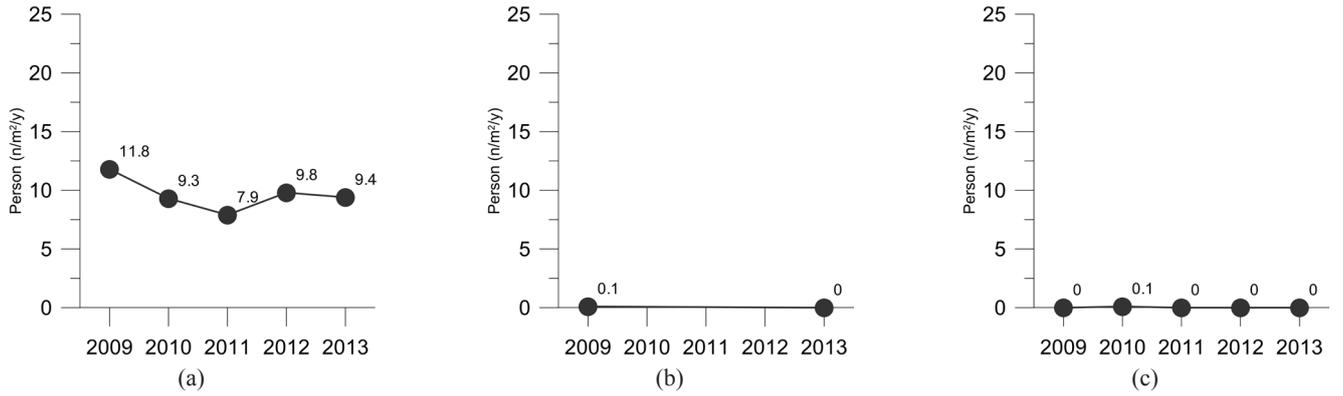


図-27 観光およびレクリエーションを目的とした単位面積当たりの年間来場者数。(a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟。

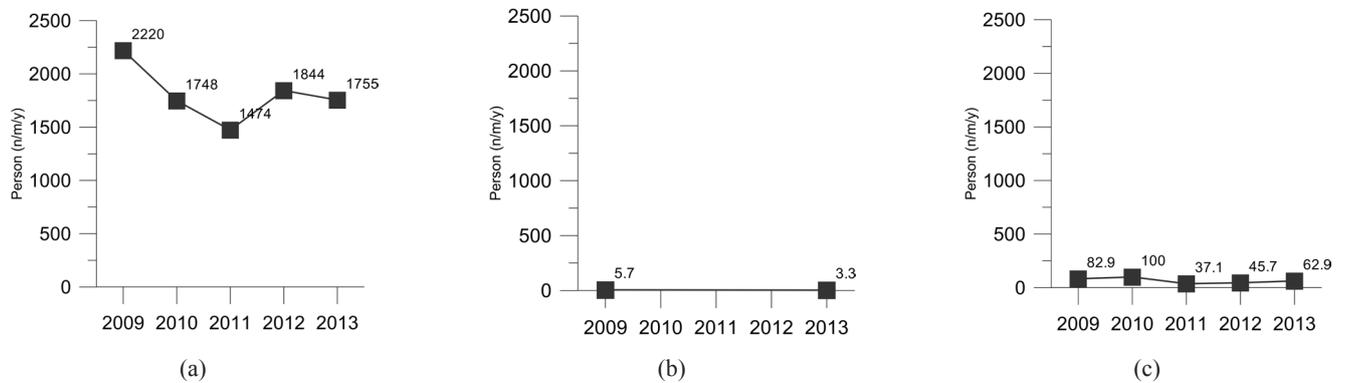


図-28 観光およびレクリエーションを目的とした単位海岸線延長線当たりの年間来場者数。(a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟。

表-37 単位面積当たりの評価に対する年間来場者数 (X_{3-area}) (人/m²/y)。* 多摩川河口干潟の2013年の年間来場者数は、2014年に実施した干潟意識調査から推計した値とした。

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
海の公園	11.8	9.3	7.9	9.8	9.4
多摩川河口干潟	0.1	—	—	—	0.0*
小櫃川河口干潟	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0

表-38 単位面積当たりの評価に対する観光・レクリエーションの現況指数 (x_{3-area})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
海の公園	1.00	0.79	0.66	0.83	0.79
多摩川河口干潟	0.00	—	—	—	0.00
小櫃川河口干潟	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

表-39 単位海岸線延長当たりの評価に対する年間来場者数(X_{3-area})(人/m/y). *多摩川河口干潟の2013年の年間来場者数は、2014年に実施した干潟意識調査から推計した値とした。

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
海の公園	2,220	1,748	1,474	1,844	1,755
多摩川河口干潟	6	—	—	—	3*
小櫃川河口干潟	83	100	37	46	63

表-40 単位海岸線延長当たりの評価に対する観光・レクリエーションの現況指数(x_{3-line})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
海の公園	1.00	0.79	0.66	0.83	0.79
多摩川河口干潟	0.00	—	—	—	0.00
小櫃川河口干潟	0.04	0.05	0.02	0.02	0.03

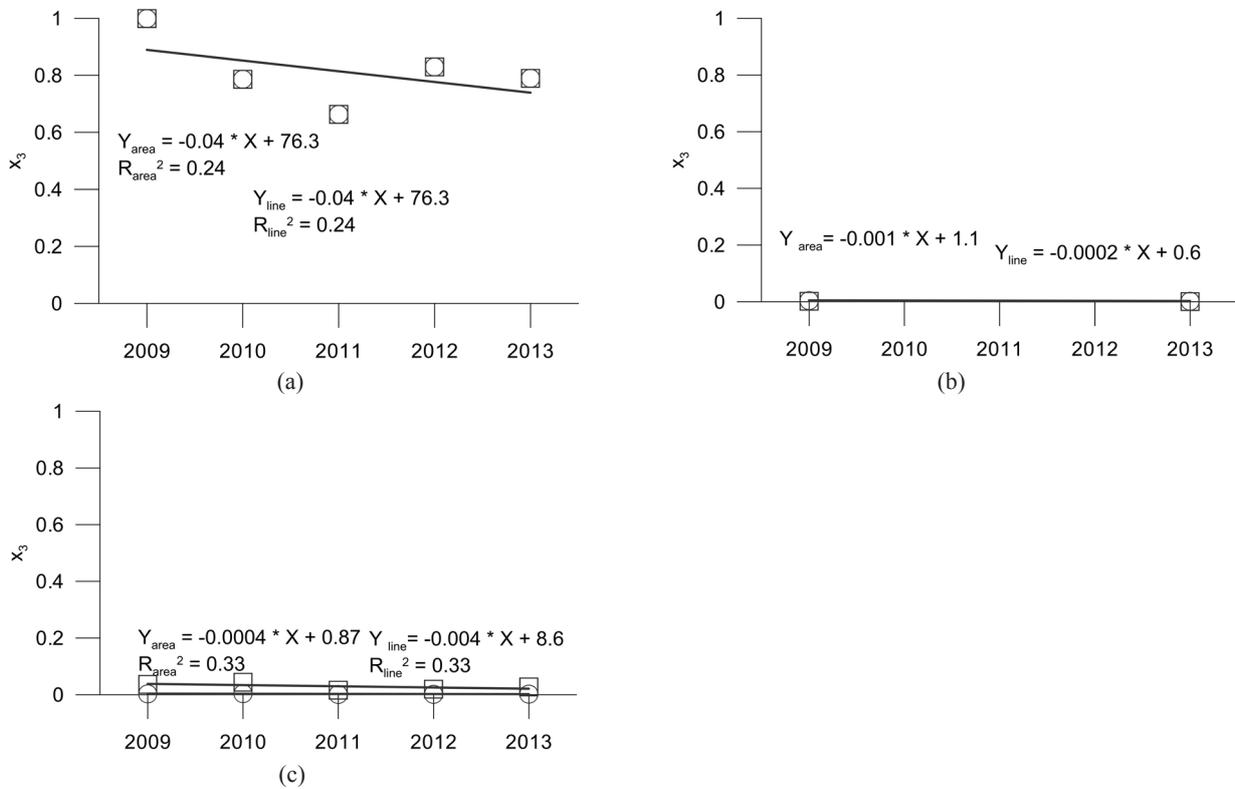


図-29 観光・レクリエーションに対する現況指数(x_3)の経年変化。(a)海の公園, (b)多摩川河口干潟, (c)小櫃川河口干潟. ○: 単位面積当たり, □: 単位海岸線延長当たり.

表-41 観光・レクリエーションに対するトレンド指数

項目	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
単位面積当たりのトレンド指数	-0.19	0.00	0.00
単位海岸線延長当たりのトレンド指数	-0.19	0.00	-0.02

表-42 観光・レクリエーションに対するPR指数

環境因子	状態	点数	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5			
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5			
施設管理団体の存在	施設管理団体が存在する	0.5	0.50	-0.50	0.50
	施設管理団体が存在しない	-0.5			
イベント等の集客活動	集客が見込めるイベント等が行われている	0.5	0.50	-0.50	0.50
	集客が見込めるイベント等が行われていない	-0.5			
広報活動	広報活動が行われている	0.5	0.50	-0.50	0.50
	広報活動が行われていない	-0.5			
付帯・周辺施設の充実	付帯施設や周辺施設が現在ある、または整備される予定がある	0.5	0.50	-0.50	0.50
	付帯施設や周辺施設なく、整備される予定もないが、現状として特に問題も生じていない	0			
	付帯施設や周辺施設が不足しているが整備される予定もない	-0.5			
アクセス性	周辺に公共交通機関の駅や駐車場が整備されている	0.5	0.50	-0.50	0.50
	周辺に公共交通機関の駅がなく、駐車場も不足しているもしくは無い	-0.5			
平均PR指数			0.36	-0.21	0.50

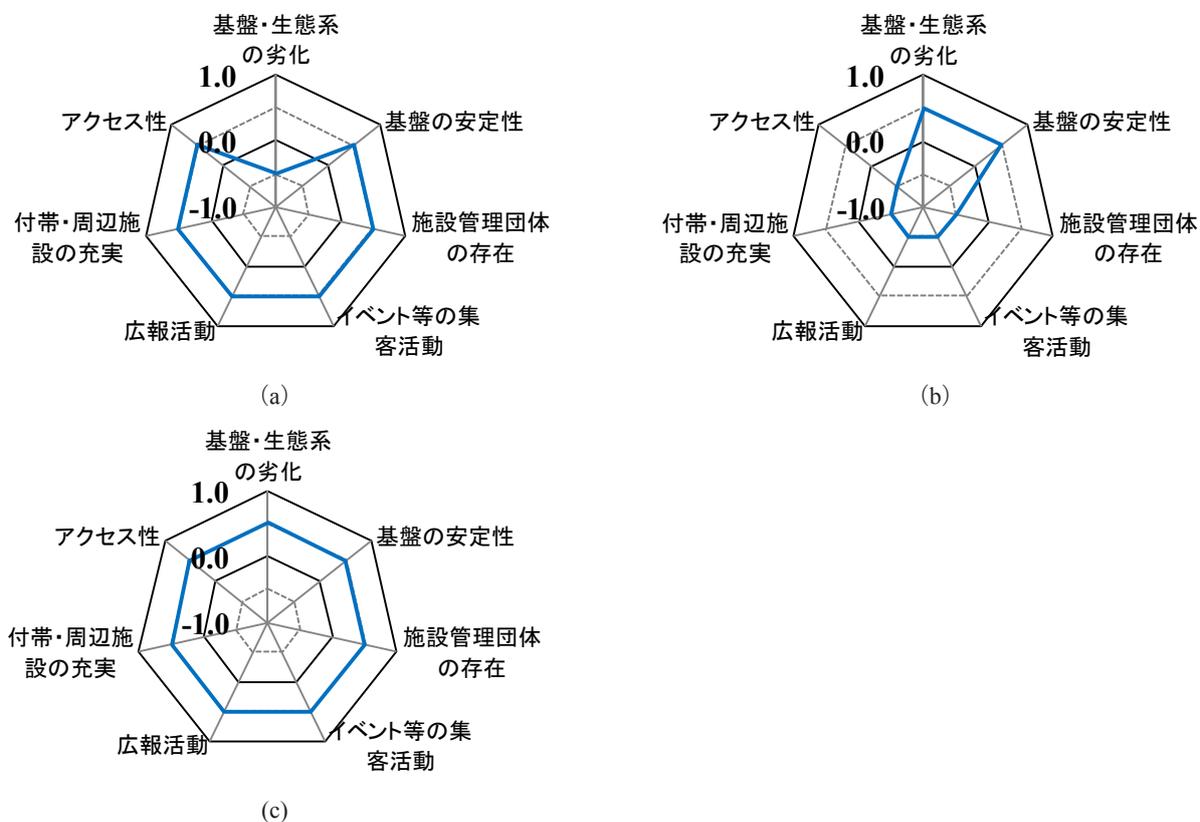


図-30 観光・レクリエーションに対するPR指数。(a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟。

表 -43 単位面積当たりの評価に対する観光・レクリエーションの各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-area})	—	0.79	0.00	0.00
トレンド指数 (T_{i-area})	—	-0.19	0.00	0.00
PR 指数 ($P_{ri-area}$)	—	0.36	-0.21	0.50
近未来指数 ($X_{i-area,F}$)	—	0.78	0.00	0.00
評価値 (I_{i-area})	0	78.7	0.3	0.3

表 -44 単位海岸線延長当たりの評価に対する観光・レクリエーションの各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-line})	—	0.79	0.00	0.03
トレンド指数 (T_{i-line})	—	-0.19	0.00	-0.02
PR 指数 ($P_{ri-line}$)	—	0.36	-0.21	0.50
近未来指数 ($X_{i-line,F}$)	—	0.78	0.00	0.03
評価値 (I_{i-line})	0	78.7	0.1	3.0

算出した (表 -39)。過去 5 年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい 2009 年の海の公園の値 11.8 人/m/y を理想値 ($X_{3-line,R}$) とし、実測値を理想値で除して単位海岸線延長当たりの現況指数 (x_{3-line}) を求めた (表 -40)。

評価年である 2013 年の各干潟の現況指数を比較すると、海の公園で最も大きく 0.79 となり、小櫃川河口干潟がわずかに 0.03、多摩川河口干潟は、ほぼ 0 であった。

b) トレンド指数

各干潟の観光およびレクリエーション来場者数の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた (図 -29)。傾きに評価期間 (5 年) をかけて、現況指数の近未来 (5 年後) の増減量であるトレンド指数を算出した (表 -41)。

①単位面積当たりの評価

海の公園では来場者が減少しており、トレンド指数は -0.19 であった。多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟のトレンド指数は、ほぼ 0 であった。

②単位海岸線延長当たりの評価

海の公園では、トレンド指数は -0.19 と負の値であった。小櫃川河口干潟でもトレンド指数は -0.02 と負の値であり、わずかながら減少傾向であった。多摩川河口干潟のトレンド指数はほぼ 0 だった。

c) PR 指数

概念モデルで抽出した各環境因子について -1.0 から +1.0 の間で評価を行った (表 -42)。

海の公園では、アオサが発生し基盤・生態系の劣化で負の点数となったが、その他の環境因子が正の点数とな

り、全環境因子の平均 PR 指数は 0.36 であった。これは、基盤が安定していることに加え、施設管理団体によるイベント等の集客活動、広報活動が行われていること、付帯・周辺施設が充実しており、駅が近く駐車場も整備されていることでアクセス性が高いことが要因となっていた (図 -30)。

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性で正の点数、施設管理団体の存在、イベント等の集客活動、広報活動、付帯・周辺施設の充実、およびアクセス性では負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は -0.21 であった。ここでは、管理団体が存在しないためにイベント等の集客活動や広報活動が行われていないこと、付帯・周辺施設も不足していること、アクセス性にも支障があることから低い点数となった。

小櫃川河口干潟では、全ての環境因子が正の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は最高の 0.5 であった。周辺環境では基盤・生態系の劣化もなく、基盤の安定性があり、駐車場がありアクセス性が良好で、トイレや休憩所などの付帯・周辺施設も充実していた。さらに、施設の管理団体による広報活動、および漁業協同組合による潮干狩り体験などの集客のための活動が行われていた。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を単位面積当たりの評価および単位海岸線延長当たりの評価に対して算出した (表 -43、表 -44)。

①単位面積当たりの評価

海の公園では、トレンド指数が負の値であったために、

PR 指数が正の値であったが、近未来指数は 0.78 は現況指数 0.79 よりも小さくなった。多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟でも現況指数がほぼ 0 であり、近未来指数もほぼ 0 となった。

②単位海岸線延長当たりの評価

海の公園では、トレンド指数が負の値であったために、PR 指数が正の値であったが、近未来指数は 0.78 は現況指数 0.79 よりも小さくなった。多摩川河口干潟でも現況指数がほぼ 0 であり、近未来指数もほぼ 0 となった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 0.03 と小さく、トレンド指数が負の値であるために、PR 指数が高い正の値であったが、近未来指数は 0.03 となり、現況指数と同じであった。

e) 評価値

現況指数および近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -43, 表 -44）。

単位面積当たりの評価値は、海の公園で 78.7 と最も高く、多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟が同じ 0.3 となった。単位海岸線延長当たりの評価値においても、海の公園が 78.7 で最も高い値となり、小櫃川河口干潟が 3.0、多摩川河口干潟が 0.1 であった。海の公園の観光・レクリエーション来場者が他の干潟への来場者数に比べて非常に多いことから、海の公園の評価値が単位面積当たりの評価および単位海岸線延長当たりの評価のいずれにおいても高くなった。

3.4 親水利用（環境教育）

(1) 指標の設定

本節では、親水利用のうち、環境教育に関する項目を評価する。指標として、環境教育を目的とした来場者数を用いた。環境教育活動の来場者数は、干潟の面積にそれほど影響されないので、単位面積当たりの評価、および単位海岸線延長当たりの評価は行わなかった。

(2) 概念モデル

環境教育活動の向上のために、環境教育を目的とした来場者数の増加に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-31）。周辺環境の因子について、「基盤・生態系の劣化」は圧力として、「豊かな生物相」、「アクセス性」、および「付帯・周辺施設の充実」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「種の保護活動」、「施設管理団体の存在」、「イベント等の集客活動」、および「広報活動」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「基盤・生態系の劣化」においては、「青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態」を圧力として作用する状態とした（表-45）。

(3) 情報収集・整理

2009年から2013年までの環境教育を目的とした干潟への年間の入込客数を、公共データおよびヒアリングより収集した（表-46）。各干潟において図-32に示す範囲を検討対象範囲とした。潮彩の渚については、国交省横浜調査事務所による来場者数の記録を収集した。海の公園、多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟では、正確な来場者数の把握が困難であったため、関係者から近年の状態をヒアリングし、来場者を推計した。海の公園では、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会、多摩川河口干潟では、川辺水辺の国勢調査の利用実態調査を実施している国交省京浜河川事務所、さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

また、定量的な環境因子である「豊かな生物相」は、底生生物の調査結果から算出した干潟の多様度指数から評価を行うため、2009年から2013年までのデータを収集した。潮彩の渚に対しては、底質のモニタリング調査（国交省横浜調査事務所、2009、2011a、2012a、2013a、2014a）から底生生物のデータを収集した。海の公園に対しては、横浜川と海の生物の調査報告書（横浜市環境科学研究所、2010、2014）から収集した。多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所、2008、2009a、2009b、2010a、2010b、2011、2012、2013a、2013b）、小櫃川河口干潟は、モニタリングサイ

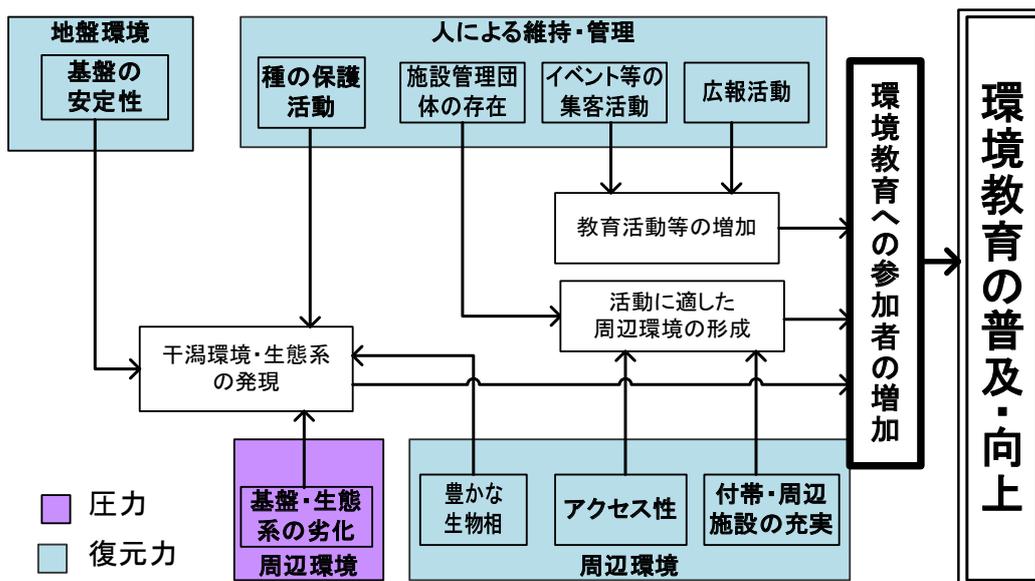


図-31 環境教育に対する概念モデル

表 -45 環境教育に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭，生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	施設管理団体の存在	場の快適性や利便性を維持するような施設管理団体が存在し，施設の日常的管理が行われている状態
復元力	イベント等の集客活動	事業者やNPO，市民団体等が，場を活用し，集客効果が見込めるイベントや環境学習を開催している状態
復元力	広報活動	場の集客を増大させるための広報活動が行われている状態
復元力	付帯・周辺施設の充実	トイレや休憩場などの付帯施設や来訪者の増加を支えるような周辺施設がある，または，当面5年のうちに整備される予定がある状態
復元力	アクセス性	周辺に公共交通機関の駅や駐車場が十分に整備されており，人々が不便なくアクセスできる状態
復元力	種の保護活動	種を保護するための活動や捕獲規制等が行われている状態
復元力	豊かな生物相	多様な生物が確認されている状態

表 -46 環境教育に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	環境教育の来場数	環境教育を目的とした来場者数の2013年データ	国交省横浜調査事務所*提供，来場者記録	ヒアリング： (公財) 横浜市緑の協会	ヒアリング： 国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究センター，木更津市
トレンド指数	環境教育の来場数の年変化率	環境教育を目的とした来場者数の2009年～2012年データ				
PR 指数	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化に関する情報	ヒアリング： 国交省横浜調査事務所*			
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報				
	施設管理団体の存在	施設管理団体に関する情報				
	イベント等の集客活動	イベント等の実施状況に関する情報				
	広報活動	広報活動に関する情報				
	付帯・周辺施設の充実	付帯・周辺施設の整備状況に関する情報				
	アクセス性	干潟へのアクセスに関する情報				
	種の保護活動	種の保護活動等に関する情報				
豊かな生物相	干潟の多様度指数の2009年～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013)。	

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

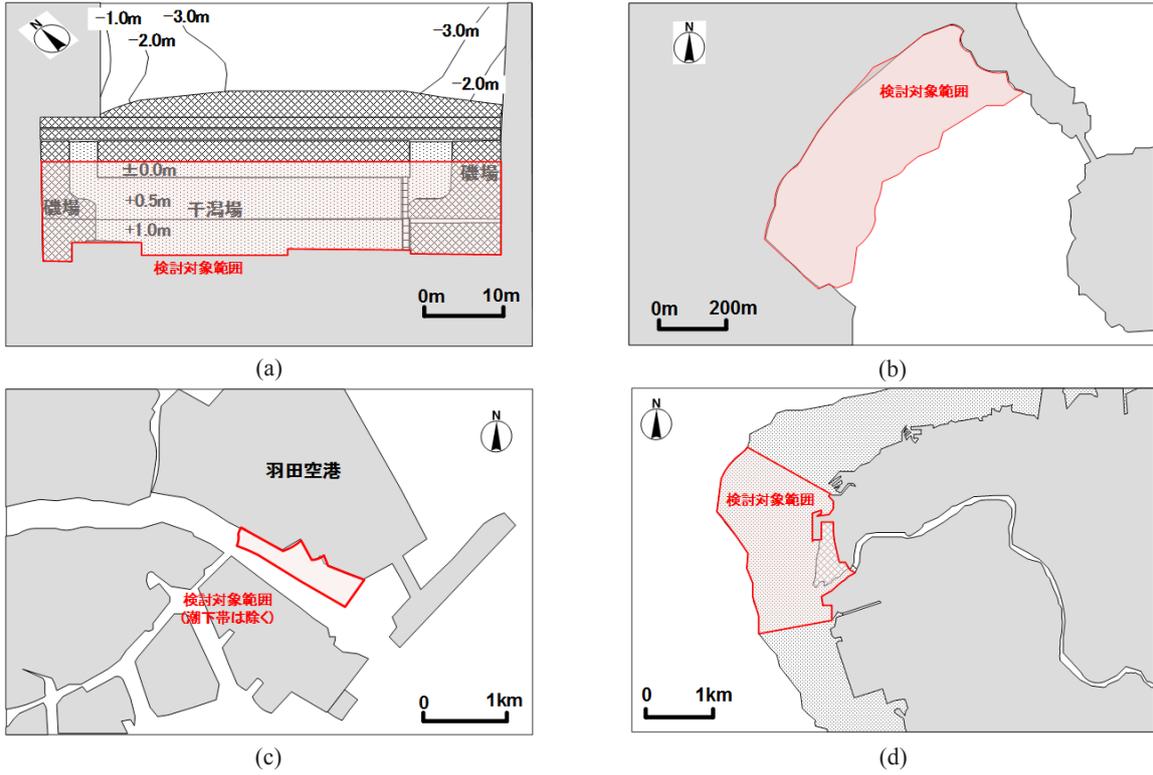


図-32 検討対象範囲。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟

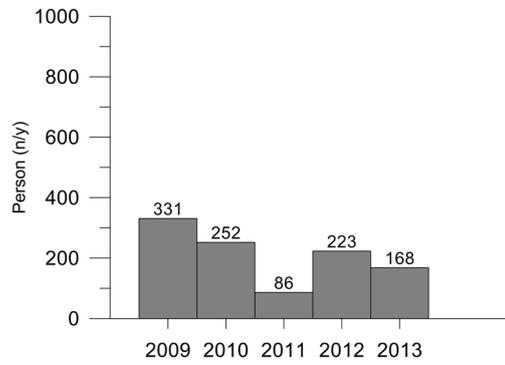


図-33 環境教育を目的とした年間の来場者数 (人/年) (潮彩の渚).

表-47 環境教育を目的とした年間来場者数(X_4) (人/年). *海の公園, 多摩川河口干潟, 小櫃川河口干潟の年間来場者数は, ヒアリングから得られた近年の状況を2013年の来場者とした.

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	331	252	86	223	168
海の公園	—	—	—	—	210*
多摩川河口干潟	—	—	—	—	0*
小櫃川河口干潟	—	—	—	—	120*

表-48 環境教育に対する現況指数 (x_4)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	1.00	0.76	0.26	0.67	0.51
海の公園	—	—	—	—	0.63
多摩川河口干潟	—	—	—	—	0.00
小櫃川河口干潟	—	—	—	—	0.36

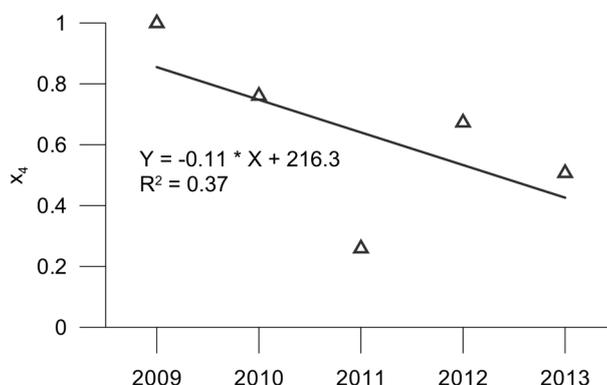


図-34 環境教育に対する現況指数 (x_4) の経年変化 (潮彩の渚).

表-49 環境教育に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
トレンド指数	-0.54	0	0	0

ト1000データの干潟調査データを収集した(環境省自然環境局生物多様性センター, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013). 定性的な環境因子である「基盤・生態系の劣化」, 「基盤の安定性」, 「施設管理団体の存在」, 「イベント等の集客活動」, 「広報活動」, 「付帯・周辺施設の充実」, 「アクセス性」, および「種の保護活動」については, 管理者や関係者に対するヒアリングにより情報を収集した.

潮彩の渚では, 環境学習会が開催されており, 毎年86~331人の環境教育を目的とした来訪者があった(図-33). 海の公園では, 近隣の小・中学校による複数のクラスによる利用が月1回程度あるが, 評価対象の海浜以外

の活動も含まれていた. そこで, 1クラスの生徒が春季~秋季の6ヶ月間において月1回利用しているとし, 年間210人と推計した. 小櫃川河口干潟では, 30人程度を対象とした観察会が, 年4回ほど実施されているとのヒアリング結果から年間120人と推計を行った. 多摩川河口干潟については, 検討対象範囲内での実施は無いとのヒアリング結果より0人となった.

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

環境教育を目的とした来場者数について, 各年の実測

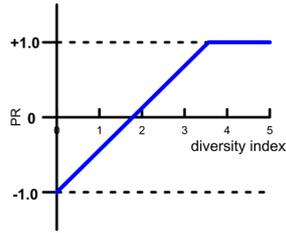


図-35 多様度指数に対するPR指数の評価モデル

表-50 多様度指数の平均値, 5年平均およびPR指数

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	5年平均	PR指数
潮彩の渚	2.3	—	2.8	3.0	2.9	2.7	0.52
海の公園	2.2	—	—	2.9	—	2.5	0.41
多摩川河口干潟	3.2	3.6	3.2	3.1	2.3	3.1	0.73
小櫃川河口干潟	3.1	3.2	3.1	—	—	3.1	0.75

表-51 環境教育に対するPR指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	-0.50	-0.50	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
施設管理団体の存在	施設管理団体が存在する	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	施設管理団体が存在しない	-0.5				
イベント等の集客活動	集客が見込めるイベント等が行われている	0.5	-0.50	0.50	-0.50	0.50
	集客が見込めるイベント等が行われていない	-0.5				
広報活動	広報活動が行われている	0.5	-0.50	0.50	-0.50	0.50
	広報活動が行われていない	-0.5				
付帯・周辺施設の充実	付帯施設や周辺施設が現在ある, または整備される予定がある	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	付帯施設や周辺施設なく, 整備される予定もないが, 現状として特に問題も生じていない	0				
	付帯施設や周辺施設が不足しているが整備される予定もない	-0.5				
アクセス性	周辺に公共交通機関の駅や駐車場が整備されている	0.5	-0.50	0.50	-0.50	0.50
	周辺に公共交通機関の駅がなく, 駐車場も不足しているもしくは無い	-0.5				
種の保護活動	複数の種に対しての保護活動が行われている	0.5	-0.50	0.00	-0.50	0.50
	特定の種に対しての保護活動が行われている	0				
	特別な保護活動は行われていない	-0.5				
豊かな生物相	対象干潟のうち最も高い地点の多様度指数(過去5年内)	1.0	0.52	0.41	0.73	0.75
	多様度指数=0	-1.0				
平均PR指数			-0.16	0.32	-0.14	0.53

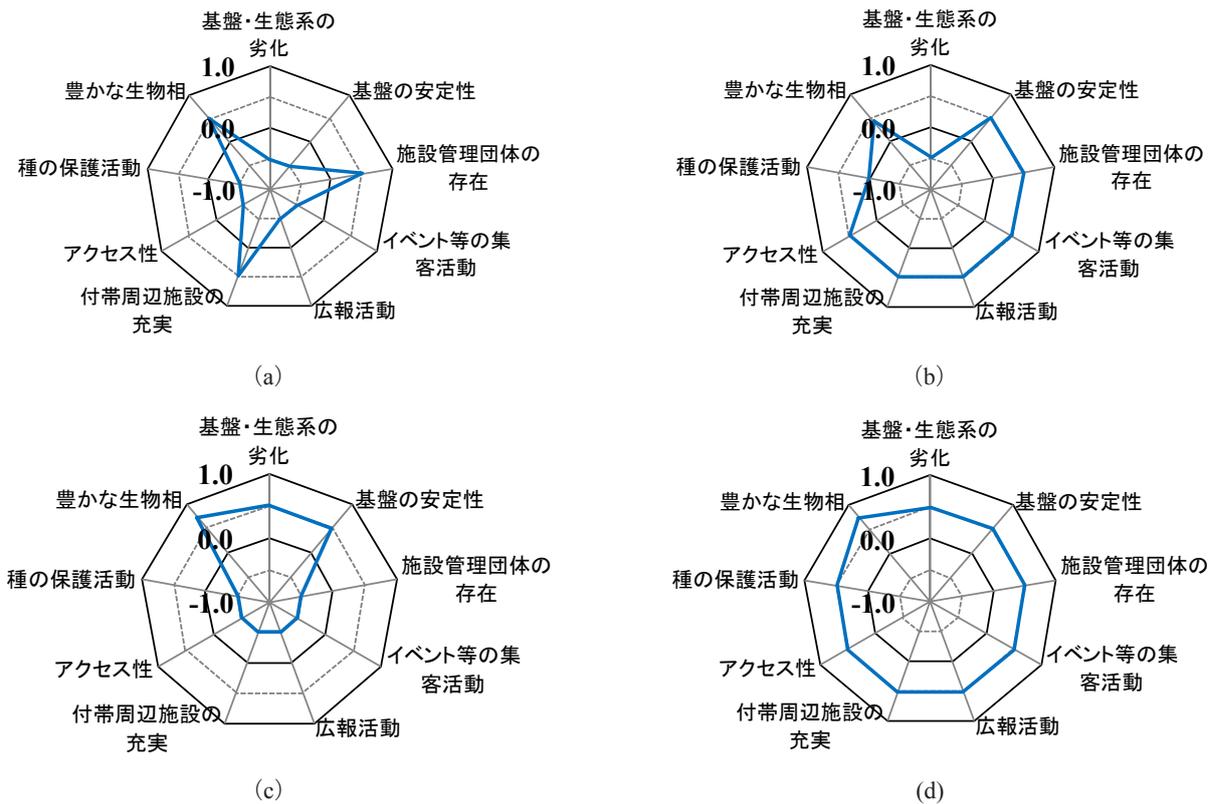


図-36 環境教育に対するPR指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-52 環境教育に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	0.51	0.63	0.00	0.36
トレンド指数 (T_i)	-0.54	0	0	0
PR指数 (P_{ii})	-0.16	0.32	-0.14	0.53
近未来指数 ($x_{i,F}$)	0.30	0.70	0.00	0.43
評価値 (I_i)	40.3	66.8	0.0	39.4

値 (X_4) を算出した (表-47). 年毎の来場者数を把握していない海の公園, 多摩川河口干潟, 小櫃川河口干潟では, 関係者に対するヒアリングから推計した値を現在 (2013年) の値とした. 過去5年間にわたり全ての干潟の中で, 最も値の大きい2009年の潮彩の渚の値331人を理想値 ($X_{4,R}$) とし, 実測値を理想値で除して現況指数 (x_4) を求めた (表-48).

評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると, 海の公園で最も大きく0.63, 潮彩の渚が0.51, 小櫃川河口干潟が0.36となり, 多摩川河口干潟は0.0であった.

b) トレンド指数

各干潟の環境教育を目的とした年間来場者数の時間変化の傾きを, 直線近似を用いて求めた (図-34). 直線式の傾きに評価期間 (5年) をかけて, 現況指数の近未来 (5年後) の増減量であるトレンド指数を算出した (表-49).

潮彩の渚では, 竣工当初に定期的な環境学習会が実施されていたが, 近年不定期での開催であるため, 来場者が減少傾向にありトレンド指数は-0.54であった. その他の干潟では, 年毎のデータが存在しないためトレンド

指数は、いずれも0となった。

c) PR 指数

定量データである多様度指数を評価モデルを作成して算出した(図-35)。

多様度指数0をPR指数-1.0とした。PR指数+1.0となる多様度指数は、過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2010年の多摩川河口干潟の3.6とした。なお、2点の間は直線的に変化することとした。2009年から2013年の多様度指数の平均値は、4つの干潟において2.0以上であり、PR指数は正の値となった(表-50)。

概念モデルで抽出した各環境因子について-1.0から+1.0の間で評価を行った(表-51)。

潮彩の渚では、施設管理団体の存在、付帯・周辺施設の充実、豊かな生物相で正の点数、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、イベント等の集客活動、広報活動、アクセス性、および種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均PR指数は-0.16であった(図-36)。点数が低くなった要因として、基盤の安定性が低く地盤の維持のために砂の投入が行われていること、実証実験施設であるために、自由な立ち入りができず、一般の人によるイベント等の集客活動や広報活動が行われていないこと、種の保護活動が行われていないこと、青潮などが発生し、基盤・生態系の劣化が確認されていることが挙げられる。一方で、施設管理団体が存在しており、トイレや休憩所などの付帯・周辺施設は充実し、生物相も高くなっていった。

海の公園では、アオサが発生し基盤・生態系の劣化で負の点数となったが、その他の環境因子が0以上の点数となり、全環境因子の平均PR指数は0.32であった。これは、基盤が安定していることに加え、施設管理団体によるイベント等の集客活動、広報活動が行われていること、付帯・周辺施設が充実しており、駅が近く駐車場も整備されていることでアクセス性が高いこと、豊かな生物相が存在していることが要因となっていた。

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、豊かな生物相で正の点数、施設管理団体の存在、イベント等の集客活動、広報活動、付帯・周辺施設の充実、アクセス性、および種の保護活動では負の点数となり、全環境因子の平均PR指数は-0.14となった。ここでは、管理団体が存在しないためにイベント等の集客活動や広報活動、種の保護活動が行われていないことが低い点の要因に挙げられる。また、付帯・周辺施設も不足していること、アクセス性にも支障があることから低い点

数となった。

小櫃川河口干潟では、全ての環境因子が正の点数となり、全環境因子の平均PR指数は0.53であった。基盤の安定性があり、周辺環境では基盤・生態系の劣化もみられておらず、豊かな生物相が存在した。駐車場があるためアクセス性が良好で、トイレや休憩所などの付帯・周辺施設も充実していた。さらに、施設の管理団体による広報活動が行われているほか、漁業協同組合による潮干狩り体験などの集客のための活動や積極的な種の保護活動も行われていた。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR指数から各干潟の近未来指数を算出した(表-52)。

潮彩の渚では、トレンド指数とPR指数が、ともに負の値であるために、近未来指数が0.30となり、現況指数の0.51に比べて小さくなった。海の公園では、トレンド指数は0であるが、PR指数が正の値であるために、近未来指数は0.70となり、現況指数の0.63よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数が0.0であるため近未来指数も0.0であった。小櫃川河口干潟では、トレンド指数は0であるが、PR指数が高い正の値であるために、近未来指数は0.43になり、現況指数の0.36よりも大きくなった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した(表-52)。

海の公園で66.8と最も高く、潮彩の渚が40.3、小櫃川河口干潟が39.4となり、多摩川河口干潟は0.0であった。海の公園、小櫃川河口干潟では、周辺環境が良好なことに加えて、環境教育活動の来場者数増加のための行為が行われているために、値が高くなった。

3.5 親水利用（研究）

(1) 指標の設定

本節は親水利用のうち、研究に関する項目を評価する。指標としては、対象とした干潟における研究の場としての利用状況を評価するために、論文および報告書の数を用いた。

論文および報告書の数は、干潟の面積に影響されないもので、単位面積当たりの評価、および単位海岸線延長当たりの評価は行わなかった。

(2) 概念モデル

研究は、様々な課題や興味に従って行われており、様々な要因が研究の動機になり得るため、論文・報告書の数に影響する要因を抽出することが困難であった。よって、概念モデルの作成は行わなかった。

(3) 情報収集・整理

2009年から2013年までの論文・報告書の数を論文検索エンジンによる検索、およびヒアリングにより収集した。論文検索エンジンによる検索は、グーグルスカラー、CiNi、J-Stage、アグリナレッジの4つの検索エンジンを利用し、各干潟で日本語3つ、英語3つのキーワードを設定して行った（表-53）。検索結果から検討対象範囲を対象としている論文、もしくは利用して作成された論文等の数を計上した。報告書数は、機関内での論文・報告書を関係者へのヒアリングにより収集した。潮彩の渚では、国交省横浜調査事務所、海の公園では、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟では、国交省京浜河川事務所および定期的なモニタリング調査を実施している国交省東京空港事務所、さらに周辺の漁業協同組合である

大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

潮彩の渚については、論文および報告書が毎年2～8編出されていた（図-37）。これは、管理者による調査に加え、大学や他の研究機関が研究フィールドとして活用しているためであった。海の公園においても、研究機関やNPO法人による調査が実施されており、毎年3編程度の論文・報告書が出ていた。多摩川河口干潟では、管理者等による報告書、研究者による論文がともに出されていたが、論文の割合が高かった。小櫃川河口干潟は特定の機関によるモニタリングが無いものの、東京湾内で希少な自然干潟ということもあり、最も多くの論文が公表されていた。

論文および報告書について、各年の実測値 (X_s) を算出した（表-54）。過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2012年の小櫃川河口干潟の値、14編を理想値 ($X_{s,R}$) とし、実測値を理想値で除して現況指数 (x_s) を求めた（表-55）。評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると、多摩川河口干潟で最も大きく0.64、潮彩の渚と小櫃川河口干潟が0.57となり、海の公園では0.14であった。

b) トレンド指数

各干潟の論文および報告書の数の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた（図-38）。傾きに評価期間（5年）をかけて、現況指数の近未来（5年先）の増減量であるトレンド指数を算出した（表-56）。

表-53 論文の検索に用いたキーワード

干潟	キーワード					
	1	2	3	4	5	6
潮彩の渚	潮彩の渚	環境共生型護岸	生物共生型護岸	Siosai	Pro-Environmental seawall	Urban Wetland Yakohama
海の公園	横浜、海の公園	横浜、人工海浜	東京湾、人工海浜	Uminokouen	yokohama city artificial beach	tidal flat, yokohama, Tokyo bay
多摩川河口干潟	多摩川河口干潟	多摩川、干潟	東京湾、河口干潟	tama river, tidal flat, Tokyo bay	tama river, tokyo bay, Estuary	tama river, tokyo bay
小櫃川河口干潟	小櫃川河口干潟	盤洲干潟	東京湾、河口干潟	obitsu river, tidal flat, Tokyo bay	banzu, tidal flat, Tokyo bay	obitsu river, Tokyo bay

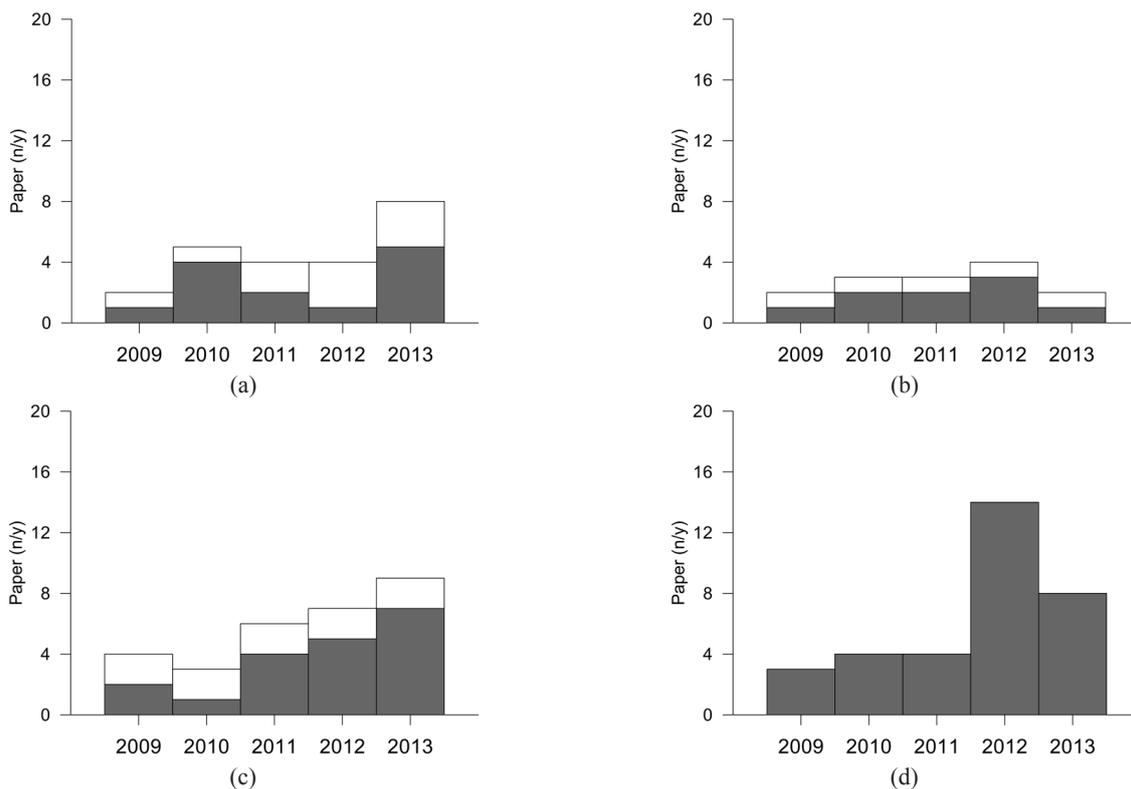


図-37 論文および報告書の数(編/年)。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。 ■: 論文, □: 報告書

表-54 論文および報告書の数 (X_s) (編/年)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	2	5	4	4	8
海の公園	2	3	3	4	2
多摩川河口干潟	4	3	6	7	9
小櫃川河口干潟	3	4	4	14	8

表-55 研究に対する現況指数 (x_s)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.14	0.36	0.29	0.29	0.57
海の公園	0.14	0.21	0.21	0.29	0.14
多摩川河口干潟	0.29	0.21	0.43	0.50	0.64
小櫃川河口干潟	0.21	0.29	0.29	1.00	0.57

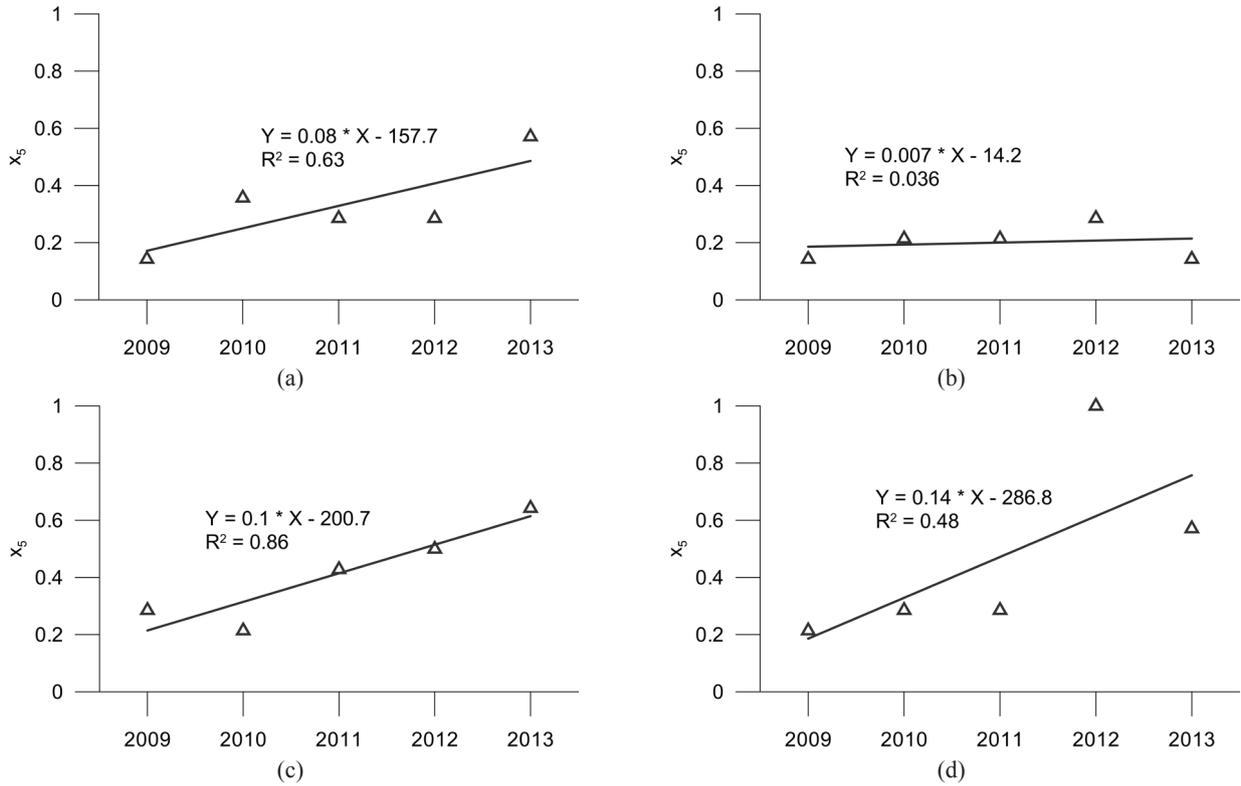


図-38 研究に対する現況指数 (x_s) の経年変化。(a) 潮彩の渚、(b) 海の公園、(c) 多摩川河口干潟、(d) 小櫃川河口干潟。

表-56 研究に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
トレンド指数	0.39	0.04	0.50	0.71

表-57 研究に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	0.57	0.14	0.64	0.57
トレンド指数 (T_i)	0.39	0.04	0.50	0.71
PR 指数 (P_{ii})	0	0	0	0
近未来指数 ($x_{i,F}$)	0.72	0.15	0.86	0.84
評価値 (I_i)	64.7	14.5	75.1	70.8

全ての干潟において論文および報告書の数は増加傾向となっていた。小櫃川河口干潟で最も大きく 0.71、多摩川河口干潟で 0.50 と自然干潟において値が高くなった。潮彩の渚で 0.39 となり、海の公園では 0.04 であった。

c) PR 指数

前述したように、研究は、様々な要因が研究の動機になり得るため、適切な PR 指数の設定ができなかった。本研究では、研究の PR 指数は全ての干潟に対して 0 とした。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数および PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した（表 -57）。潮彩の渚では、現況指数が 0.57、トレンド指数が正の値であるために、近未来指数は 0.72 となった。海の公園では、現況指数が 0.14、トレンド指数が正の値であるために、近未来指数は 0.15 となった。多摩川河口干潟では、現況指数が 0.64 と比較的大きく、トレンド指数も正の値であったため、近未来指数は 0.86 となった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 0.57 であり、トレンド指数は 0.71 と 4 つの干潟で最も増加傾向が大きく、近未来指数は 0.84 となった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -57）。多摩川河口干潟が 75.1 と最も高く、小櫃川河口干潟が 70.8、潮彩の渚は 64.7 と高い値であった。海の公園は 14.5 と低い値であった。

3.6 地域密着性（昔からの特別な場）

(1) 指標の設定

本節では、地域密着性のうち、昔からの特別な場に関する項目について評価した。指標としては、地域の祭事での利用状況等を評価するために、神事および祭事の開催数と歴史的建造物の数を指標とした。

神事・祭事の開催数、歴史的建造物の数は、干潟の面積の影響はほとんどないと考えられるため、単位面積当たりの評価、および単位海岸線延長当たりの評価は行わなかった。

なお、潮彩の渚は2008年、海の公園は1980年に造成された人工干潟であるため、地域密着性（昔からの特別な場）に関する計算は実施せずに、0点と評価した。

(2) 概念モデル

昔からの特別な場の維持に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-39）。周辺環境の因子について、「基盤・生態系の劣化」は圧力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「施設管理団体の存在」、「漁業活動の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の管理」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するた

め、例えば、「基盤の安定性」においては、「地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態」を復元力として作用する状態とした（表-58）

(3) 情報収集・整理

年間の神事・祭事の開催数と歴史的建造物の数をヒアリング、および文献から収集した（表-59）。検討対象範囲は図-40に示す範囲とした。

多摩川河口干潟では、かつて漁師町として栄えた羽田で、漁業の大漁と船の海上安全を祈願して江戸時代から続いている水神社の例大祭が、毎年5月と1月の年2回行われている。現在は、大田漁業協同組合が主体となって運営しており、多摩川河口沖にある御神酒上げ棒（おみきあげぼう）と呼ばれる柱のある場所で、御神酒や塩、米などを海上にまき、大漁と海上の安全を祈り、宮司が祝詞をあげて神事を行っている（図-41）。

小櫃川河口干潟では、1月7日に地元の若い衆がボンテン（梵天）を先にくくりつけた青竹を沖へ担いで歩き、沖にボンテンを立てるという儀式が行われている。古くは成人する二十歳の者が行っており、人生儀礼であったとも言われている。近年、金田漁業協同組合が主体となり継続して行われている（図-42）（木更津市, 2012）。また、久津間漁業協同組合の潮干狩り場の近くには、神社は無

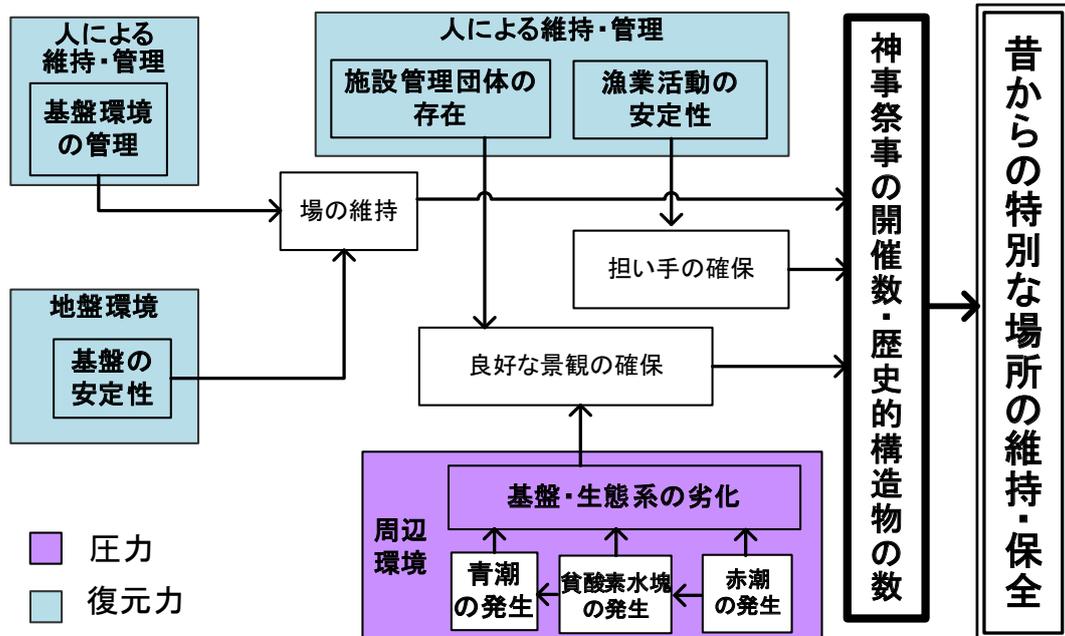


図-39 昔からの特別な場に対する概念モデル

表 -58 昔からの特別の場に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	基盤環境の管理	養浜、盛土等による砂の補給、耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態
復元力	施設管理団体の存在	場の快適性や利便性を維持するような施設管理団体が存在し、施設の日常的管理が行われている状態
復元力	漁業活動の安定性	対象地背後（市町村）において漁業従事者の増加または減少傾向がみられず、概ね安定している状態

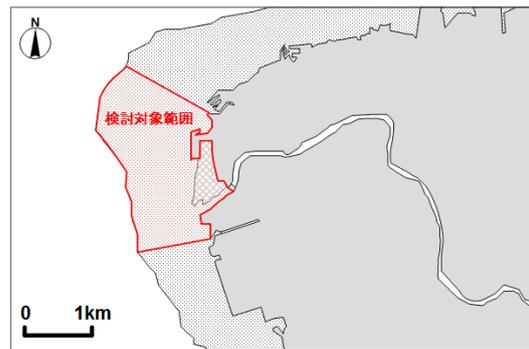
表 -59 昔からの特別の場に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ	
			多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	神事・祭事等への利用状況	神事・祭事の実施回数 の2013年データおよび歴史的 建造物の数	(木更津市, 2012) ヒアリング： 国交省京浜河川事務所*, 大田 漁業協同組合, 川崎河川漁業協 同組合	東京都大田区 WEB サイト ヒアリング： 千葉県水産総合研究センター, 木更津市
トレンド指数	利用状況の年変化率	神事・祭事の実施回数 の2009～2012年データ		
PR 指数	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化 に関する情報	ヒアリング： 国交省京浜河川事務所*, 大田 漁業協同組合, 川崎河川漁業協 同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に 関する情報		
	基盤環境の管理	各干潟における基盤環境の 管理に関する情報		
	施設管理団体の存在	施設管理団体に関する情報		

* 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所



(a)



(b)

図 -40 検討対象範囲. (a) 多摩川河口干潟, (b) 小櫃川河口干潟



図-41 多摩川河口における水神祭の実施状況（東京都大田区 WEB サイト プレスリリース（平成 26 年度），
< <http://www.city.ota.tokyo.jp/kuseijoho/press/release26/20140511.html> >）.



図-42 小櫃川河口干潟のボンデン立ての実施状況（木更津市，2012）.

図-43 小櫃川河口の水神社の赤鳥居

表-60 神事・祭事の年間開催数 ($X_{6,1}$)，および歴史的建造物の数 ($X_{6,2}$)

干潟	神事・祭事の開催数 ($X_{6,1}$) (回/年)	歴史的建造物 ($X_{6,2}$) (個)
多摩川河口干潟	2	0
小櫃川河口干潟	1	1

表-61 昔からの特別の場に対する現況指数 (x_6)

干潟	神事・祭事の開催数(回/年)	歴史的建造物 (個)	平均 (x_6)
多摩川河口干潟	1	0	0.5
小櫃川河口干潟	0.5	1	0.75

表 -62 昔からの特別な場に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5		
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5		
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5		
施設管理団体の存在	施設管理団体が存在する	0.5	-0.50	0.50
	施設管理団体が存在しない	-0.5		
漁業活動の安定性	漁業従事者数が増加している	0.5	0.50	0.00
	漁業従事者数は概ね安定している	0		
	漁業従事者数が減少している, もしくはない	-0.5		
平均 PR 指数			0.10	0.40

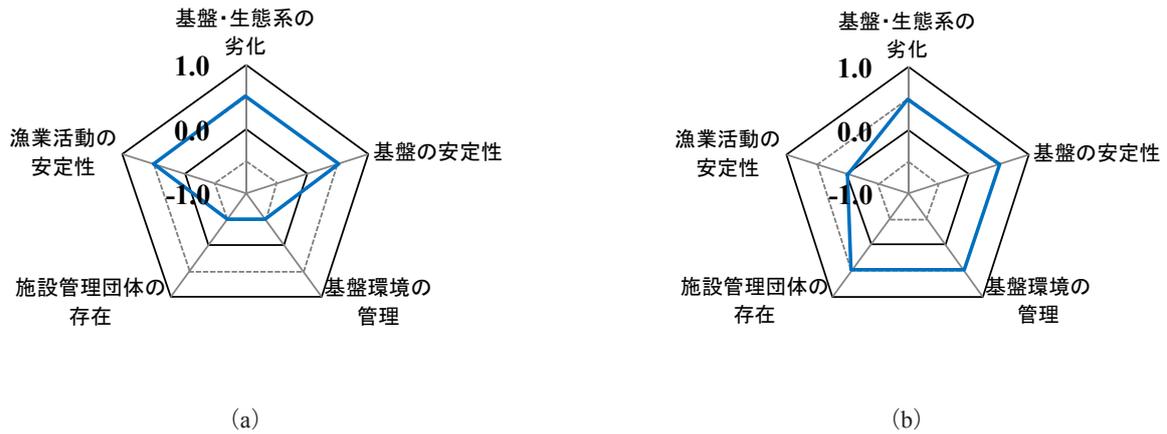


図 -44 昔からの特別な場に対する PR 指数. (a) 多摩川河口干潟, (b) 小櫃川河口干潟.

表 -63 昔からの特別な場に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x _i)	—	—	0.50	0.75
トレンド指数 (T _i)	—	—	0	0
PR 指数 (P _{ii})	—	—	0.10	0.40
近未来指数 (x _{i,F})	—	—	0.52	0.85
評価値 (I _i)	0	0	50.8	80.0

いが赤鳥居のみがある。久津間の水神社にある鳥居から富士山に向けて伸びる参道にあるとされており、水神社縁の伝統的構造物であると言える（図-43）。

環境因子である「基盤・生態系の劣化」、「基盤の安定性」、「基盤環境の管理」、「施設管理団体の存在」、「漁業活動の安定性」については、管理者および関係者に対するヒアリングから収集した。多摩川河口干潟では、国交省京浜河川事務所および周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

干潟毎の年間の神事・祭りの開催数 ($X_{6,1}$)、および歴史的構造物の数 ($X_{6,2}$) について、表-60に示す。年間の神事・祭りの開催数では、多摩川河口干潟の2回を理想値 ($X_{6,1,R}$) とし、歴史的構造物の数では、小櫃川河口干潟の1つを理想値 ($X_{6,2,R}$) とした。それぞれの実測値を理想値で除して、その平均を昔からの特別な場の現況指数 (x_6) とした（表-61）。小櫃川河口干潟が0.75、多摩川河口干潟が0.50となった。

b) トレンド指数

多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟において、経年変化を算出できるデータがなかったためトレンド指数は、いずれも0とした。

c) PR 指数

概念モデルで抽出した各環境因子について-1.0から+1.0の間で評価を行った（表-62）。

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、漁業活動の安定性で正の点数、基盤環境の管理、施設管理団体の存在では負の点数となり、全環境因子の平均PR指数は0.10となった（図-44）。ここでは、管理団体が存在しないために基盤環境の管理はなされていないが、基盤が安定しており、青潮や生物の異常発生などの基盤・生態系の劣化に伴う事象も起きていない。近年シジミが取れだし、漁業活動は活性化の傾向がみられた。

小櫃川河口干潟では、漁業活動の安定性のみが0.0となり、その他の環境因子は正の点数となり、全環境因子の平均PR指数は0.40であった。基盤の安定性があり、施設管理団体による耕耘などの基盤環境の管理が行われている。漁業活動の安定性についても概ね安定しており、

神事や祭りの担い手の確保ができていた状態であった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR指数から各干潟の近未来指数を算出した（表-63）。

多摩川河口干潟では、現況指数が0.5であり、PR指数が正の値であるため、近未来指数は0.52とわずかに増加した。小櫃川河口干潟においてもPR指数が正の値であるために、近未来指数は0.85になり、現況指数の0.75よりも大きくなった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表-63）。小櫃川河口干潟は80.0、多摩川河口干潟は50.8となった。人工干潟である潮彩の渚と海の公園では、昔からの特別な場としての評価値は0であった。

3.7 地域密着性（日々の憩いの場）

(1) 指標の設定

本節では、地域密着性のうち日々の憩いに関する項目を評価した。指標として、散策等で得られる安らぎや憩いの場として評価するために、日常的に利用している人の総利用時間に対して、その場を大切に思うかといった意識的な側面で重み付けを行う「憩いの場指数（ F_{am} ）」を式（18）の通り定義し、指標とした。

$$F_{am} = V \times \frac{\sum_{k=1}^N \alpha_k \times w_k \times h_k \times I_k}{N} \quad (18)$$

ここで、 V は日常的な利用者数（人）、 k はアンケート回答者 No 、 N はアンケート回答者数（人）、 α_k は日常利用者係数（週1日以上の利用=1、週1日未満の利用=0）、 w_k は、干潟に対する意識係数（干潟への意識有り=1、干潟への意識無し=0）、 h_k は干潟での滞在時間（時間）、 I_k は干潟の必要性指数（非常に大切に=1、不要=0とし、6段階で評価）をそれぞれ表す。

憩いの場として評価する憩いの場指数は、干潟の面積による影響はほとんど無いと考えられるため、単位面積当たりの評価、および単位海岸線延長当たりの評価は行わなかった。

なお、潮彩の渚は一般に開放されていない実証実験施設であるため、日々の憩いの場に関する計算は実施せず、0点として評価した。

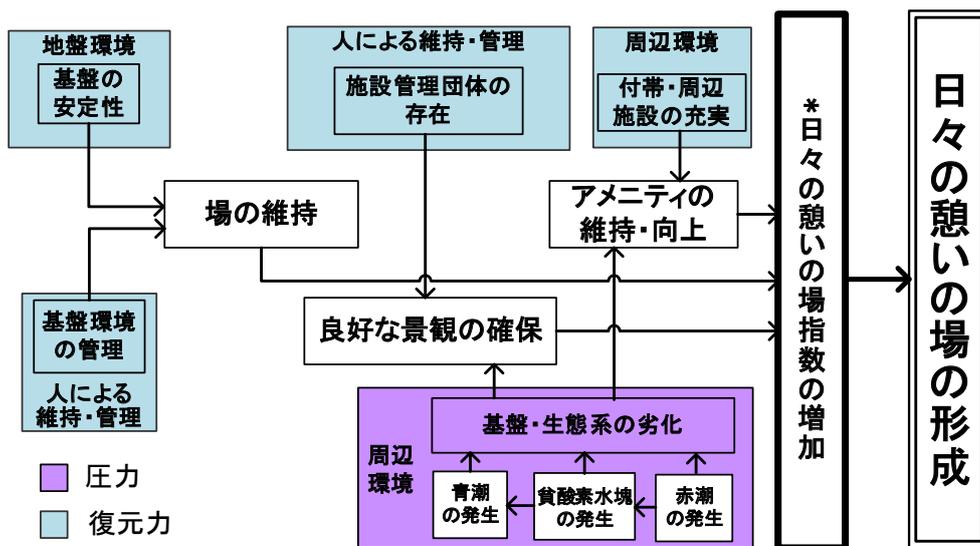
(2) 概念モデル

日々の憩いの場の形成に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-45）。周辺環境の因子について、「基盤・生態系の劣化」は圧力として、「付帯・周辺施設の充実」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用とした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の管理」、および「施設管理団体の存在」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「基盤・生態系の劣化」においては、「青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態」を圧力として作用する状態とした（表-64）。

(3) 情報収集・整理

日常的な利用者数、利用頻度、干潟に対する意識、滞在時間、干潟の重要性に対する意識についてのデータを得るために、現地にて干潟意識調査を行った（国土交通省国土技術政策総合研究所、2015）。

定性的な環境因子である「基盤・生態系の劣化」、「基盤の安定性」、「基盤環境の管理」、「施設管理団体の存在」、および「付帯・周辺施設の充実」については、管理者に対するヒアリングから収集した。海の公園では、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会、多摩川河口干潟では、国交省京浜河川事務所、および周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、木



*日常的な利用者の総利用時間に対して、その場を大切に思うかといった意識的な側面で重み付けを行った指数

図-45 日々の憩いの場に対する概念モデル

表-64 日々の憩いの場に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭、生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	基盤環境の管理	養浜、盛土等による砂の補給、耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態
復元力	施設管理団体の存在	場の快適性や利便性を維持するような施設管理団体が存在し、施設の日常的管理が行われている状態
復元力	付帯・周辺施設の充実	トイレや休憩場などの付帯施設や来訪者の増加を支えるような周辺施設がある、または、当面5年のうちに整備される予定がある状態

表-65 日々の憩いの場に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ		
			海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	日常的な利用者の総利用時間に対して、その場を大切に思うかといった意識的な側面で重み付けを行う「憩いの場指数 (F _{am})」	日常的な利用者の来場者数・利用頻度・滞在時間・干潟に対する意識の2013年データ	(国土交通省国土技術政策総合研究所, 2015)	(国土交通省国土技術政策総合研究所, 2015)	(国土交通省国土技術政策総合研究所, 2015)
トレンド指数	憩いの場指数の年変化率	日常的な利用者の来場者数・利用頻度・滞在時間・干潟に対する意識の2009～2012年データ			
PR指数	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化に関する情報	ヒアリング： (公財) 横浜市緑の協会	ヒアリング： 国交省京浜河川事務所*、大田漁業協同組合、川崎河川漁業協同組合	ヒアリング： 千葉県水産総合研究センター、木更津市
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報			
	基盤環境の管理	各干潟における基盤環境の管理に関する情報			
	施設管理団体の存在	施設管理団体に関する情報			
	付帯・周辺施設の充実	付帯・周辺施設の整備状況に関する情報			

* 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所



図-46 来場者数の計測およびヒアリング調査位置。(a) 海の公園、(b) 多摩川河口干潟、(c) 小櫃川河口干潟。

(地図データ：Google)

更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した（表-65）。

a) 干潟意識調査

調査は、小櫃川河口干潟では2014年11月20日、海の公園および多摩川河口干潟では翌日の11月21日に実施した（図-46）。干潟の日常的な利用の状況を把握するため、平日の日の出から日没までに実施した。各干潟の検討対象範囲への来訪者数を計数した。この際、来訪者の外観から、徒歩、ランニング、自転車、釣り、潮干狩り、およびその他（海洋レクリエーション等）を把握した。また、同時に来訪者に対してのアンケート調査も実施した。アンケート調査は対面式で行い、干潟への来訪者に対して無作為に行った。アンケート事項は、属性に関する情報（性別、年齢、居住地からの距離、移動方法）、および干潟の利用状況や干潟に対する意識に関する情報（干潟への来訪頻度、目的、滞在時間、干潟への意識の有無、地域社会に対する干潟の重要性）とした。アンケートへの回答者数および全来訪者数に対する回答者の割合は、

海の公園では81人で7.3%、多摩川河口干潟では11人で40.7%、小櫃川河口干潟では14人で37.8%であった。

b) データの整理

海の公園では、1日で1,000人を越える来場者があり、そのうち約800人が日常的な利用者であった（図-47）。ここで、来訪者のうち、日常的な利用者数（V）は「徒歩」、「ランニング」をしている人の合計とした。多摩川河口干潟については、1日で100人近くの来訪者があったが、約8割は自転車で歩道を通行しただけであり、日常的な利用者は約10人と少なかった。小櫃川河口干潟では、散策等の日常的な利用者が約20人であったが、午後は降雨で来訪者数がほとんどいかなかった（図-48）。小櫃川河口干潟の降雨の影響について、海の公園、多摩川河口干潟では、午前と午後の来訪者が同程度であったことから、天気による差をなくすため小櫃川河口干潟の利用者を2倍にして算出した。

各干潟における、日常的な利用とみなす週1日以上の割合が、海の公園で75%、多摩川河口干潟で46%、小櫃川河口干潟86%であった（図-49）。日常利用者係数（ α_k ）

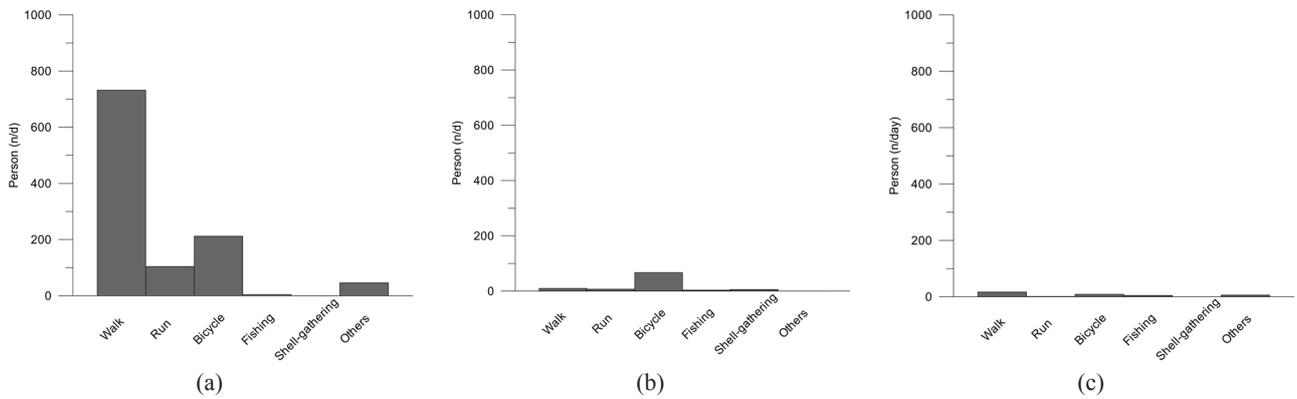


図-47 目的別の来場者数。(a) 海の公園、(b) 多摩川河口干潟、(c) 小櫃川河口干潟。

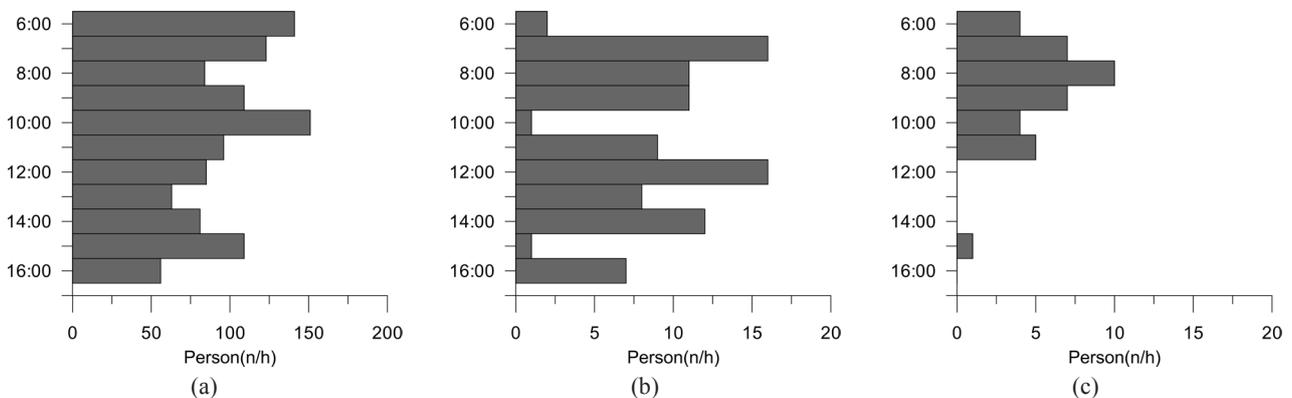


図-48 干潟への時間別来場者数。(a) 海の公園、(b) 多摩川河口干潟、(c) 小櫃川河口干潟。

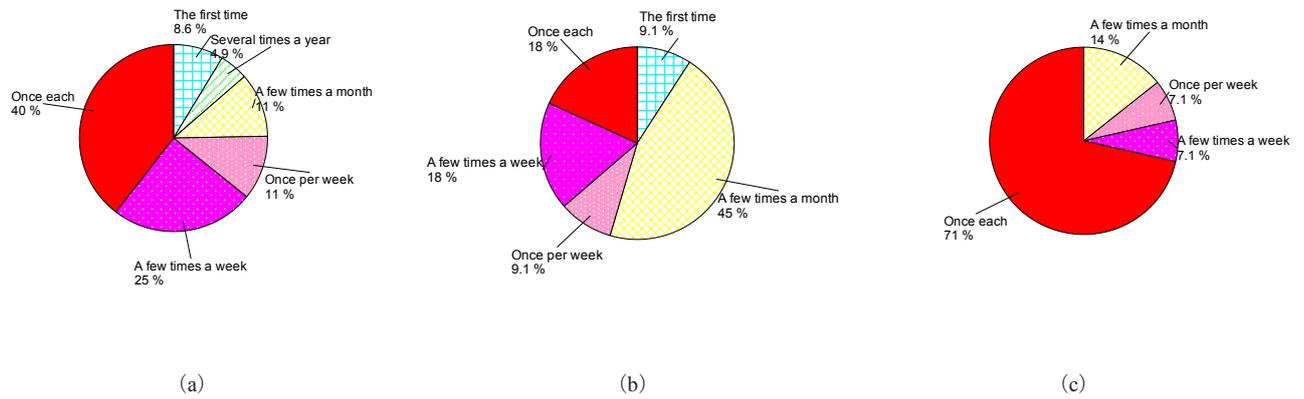


図-49 干潟への来訪頻度. (a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟.

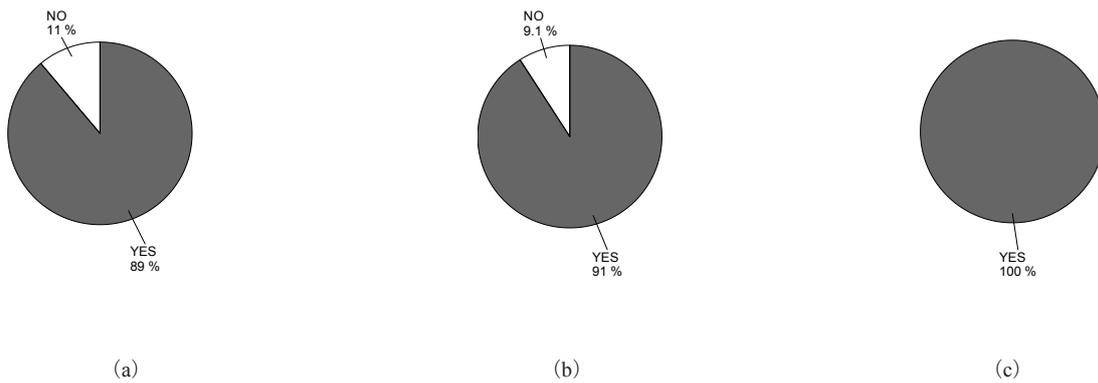


図-50 干潟の意識割合. (a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟.

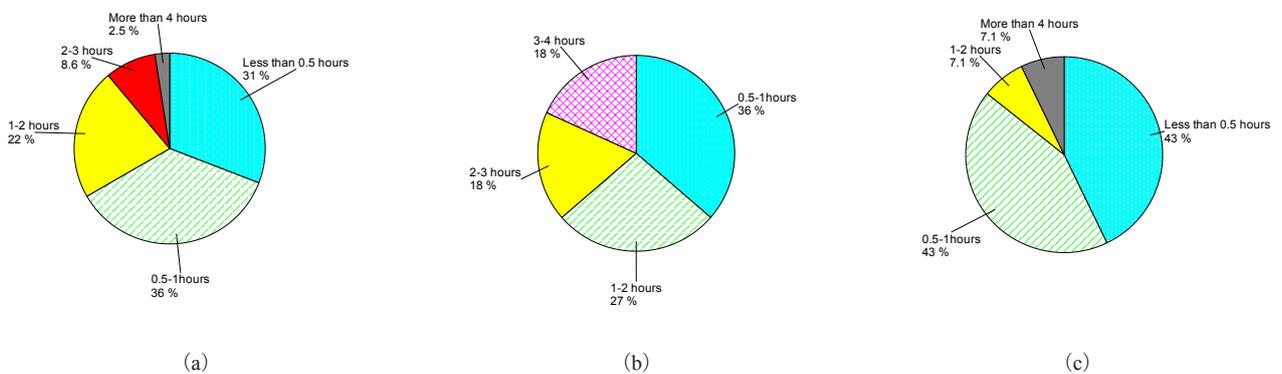


図-51 干潟での平均滞在時間. (a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟.

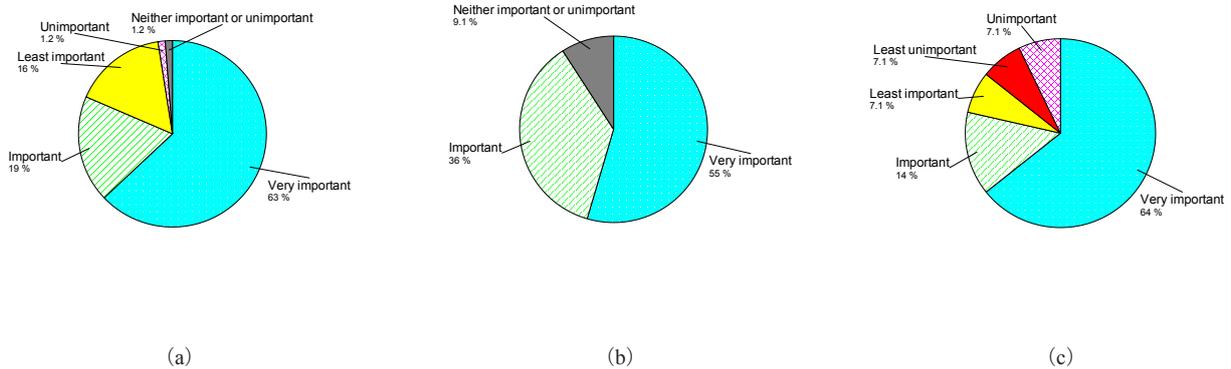


図-52 地域社会に対する干潟の重要性. (a) 海の公園, (b) 多摩川河口干潟, (c) 小櫃川河口干潟.

表-66 日々の憩いの場に対する憩いの場指数 (X_7), および現況指数 (x_7)

干潟	日常的な来場者数 (V) (人)	憩いの場指数 (X_7) (人・時間・好感度/日)	日々の憩いの場の現況指数 (x_7)
海の公園	836	522.2	1.00
多摩川河口干潟	17	16.8	0.03
小櫃川河口干潟	36	13.4	0.03

は、週1日以上来訪する人を1、週1日未満の来訪頻度を0と設定した。

各干潟に対する意識の有無に関して、全ての干潟で約9割の人は、干潟があることを意識していると回答した(図-50)。干潟に対する意識係数 (w_k) は、干潟への意識有りを1、干潟への意識無しを0と設定した。

各干潟での平均滞在時間に関して、海の公園と小櫃川河口干潟については、30分以下から1時間までの滞在時間の人の割合が多く、60%以上を占めていた。これに対して、釣りなどの利用者が多い多摩川河口干潟は、1時間以上の利用者数が多く、2時間以上滞在した人も30%以上であった(図-51)。干潟での滞在時間 (h_k) は、30分以下を0.25、30分から1時間を0.75、1から2時間を1.5、2から3時間を2.5、3から4時間を3.5、4時間以上を5と設定した。

地域社会に対する干潟の重要性に関して、各干潟ともに「非常に大切」「大切」「どちらかといえば大切」と答えた人が約9割を占めた(図-52)。干潟の必要性指数 (I_k) は、非常に大切を1、大切を0.8、どちらかといえば大切を0.6、どちらかといえば大切ではないを0.4、大切ではないを0.2、不要を0と設定した。

「憩いの場指数 (F_{am})」は、海の公園については来訪者数が他の干潟に比べて多かったために522.2(人・時間・好感度/日)と高くなった(表-66)。これに対して、多摩川河口干潟では16.8(人・時間・好感度/日)、小櫃川河口干潟では13.4(人・時間・好感度/日)となった。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

干潟ごとの憩いの場指数 (X_7) について、日常的な来場者数に係数をかけて算出した(表-66)。全ての干潟の中で最も値の大きい海の公園の憩いの場指数522.2を理想値 (X_{7R}) とし、実測値を理想値で除して、日々の憩いの場の現況指数 (x_7) を求めた。海の公園が理想値であるため1.0となり、多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟が0.03となった。

b) トレンド指数

全ての干潟において、経年変化を算出できるデータがないためトレンド指数は、いずれも0とした。

c) PR 指数

表 -67 日々の憩いの場に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5			
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5			
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5			
施設管理団体の存在	施設管理団体が存在する	0.5	0.50	-0.50	0.50
	施設管理団体が存在しない	-0.5			
付帯・周辺施設の充実	付帯施設や周辺施設が現在ある、または整備される予定がある	0.5	0.50	-0.50	0.50
	付帯施設や周辺施設なく、整備される予定もないが、現状として特に問題も生じていない	0			
	付帯施設や周辺施設が不足しているが整備される予定もない	-0.5			
平均 PR 指数			0.30	-0.10	0.50

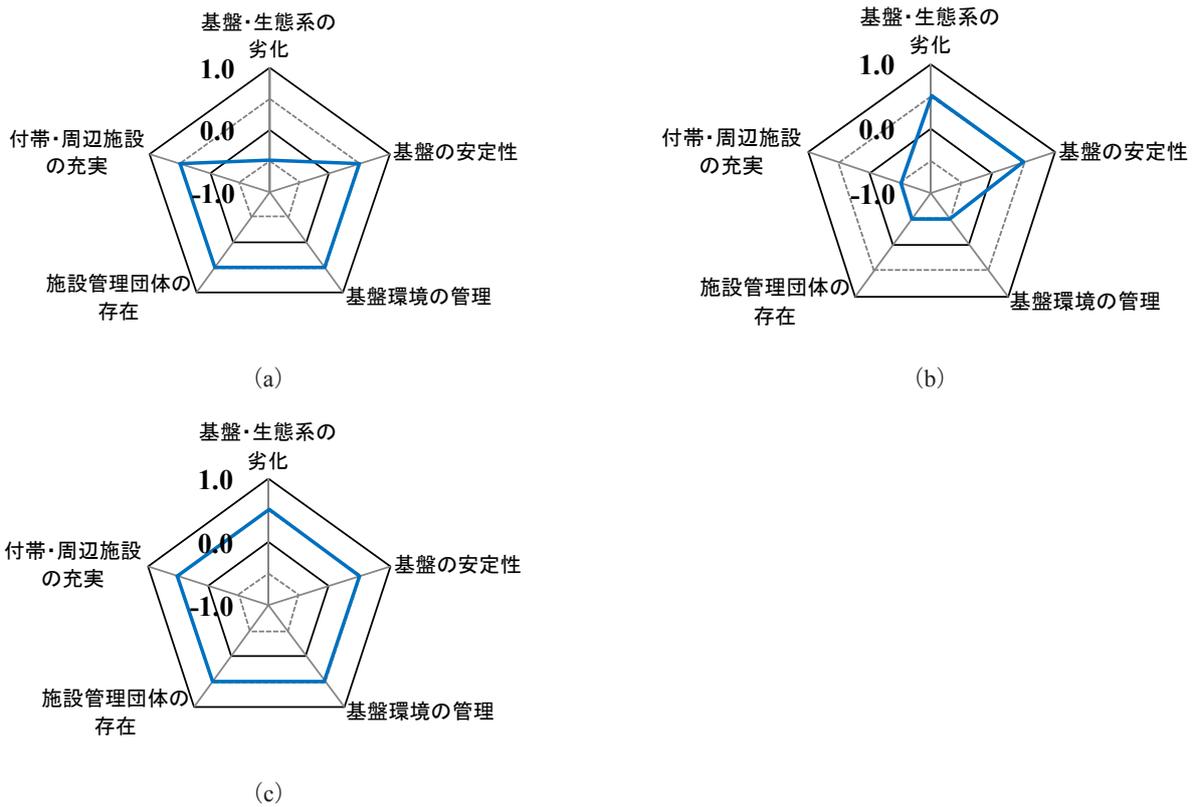


図 -53 日々の憩いの場に対する PR 指数。(a) 海の公園、(b) 多摩川河口干潟、(c) 小櫃川河口干潟。

表 -68 日々の憩いの場に対する指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	—	1.00	0.03	0.03
トレンド指数 (T_i)	—	0	0	0
PR 指数 (P_{ii})	—	0.30	-0.10	0.50
近未来指数 ($x_{i,F}$)	—	1.10	0.03	0.03
評価値 (I_i)	0	100	3.2	2.8

概念モデルで抽出した各環境因子について -1.0 から +1.0 の間で評価を行った (表 -67)。

海の公園では、基盤の安定性、基盤環境の管理、施設管理団体の存在、付帯・周辺施設の充実で正の点数、基盤・生態系の劣化が負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.30 であった。基盤は安定し、施設管理団体によるアオサの除去など基盤環境の管理が行われ、トイレや休憩所などの付帯施設が充実していることから比較的高い点数となった (図 -53)。

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性で正の点数、基盤環境の管理、施設管理団体の存在、付帯・周辺施設の充実では負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は -0.10 となった。ここでは、基盤が安定しており、青潮や生物の異常発生などの基盤・生態系の劣化に伴う事象も起きていないが、管理団体が存在しないために基盤環境の管理がなされていないこと、付帯・周辺施設が不足し、整備される予定もないことから低い点数となった。

小櫃川河口干潟では、全ての環境因子は正の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.50 であった。基盤の安定性があり、施設管理団体による耕耘などの基盤環境の管理が行われている。トイレや休憩所などの付帯施設が充実しており、青潮や生物の異常発生などの基盤・生態系の劣化に伴う事象も起きていないことから高い得点となった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した (表 -68)。

海の公園は現況指数が 1.0 であり、PR 指数が正の値であるために、近未来指数は 1.10 となり、現況指数よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数が 0.03 と小さいため、PR 指数は負の値であったが、近未来指数は 0.03 と変わらなかった。小櫃川河口干潟においても、現況指数が 0.03 と小さいため、PR 指数は正の値であったが、近未来指数は 0.03 と変わらなかった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した (表 -68)。

海の公園で最も高く 100 となり、多摩川河口干潟が 3.2、小櫃川河口干潟が 2.8 となった。

3.8 水質調整（懸濁物除去）

(1) 指標の設定

本節では、水質調整のうち懸濁物除去に関する項目を評価する。指標としては、二枚貝によるろ過水量を用いた。二枚貝によるろ過水量は、空間的な検討対象範囲に影響されるので、単位面積当たりの評価と単位海岸線延長当たりの評価の2種類を行うこととした。

(2) 概念モデル

懸濁物除去機能の向上のために、二枚貝の増加に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-54）。周辺環境の因子について、「貧酸素水塊の発生」、および「青潮の発生」は圧力として、「一次生産の増大」は圧力または復元力として、「幼生の供給源（近隣干潟の存在）」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の管理」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「貧酸素水塊の発生」においては、「夏季に貧酸素水塊が発生する状態」を圧力として作用する状態とした（表-69）。

(3) 情報収集・整理

a) 二枚貝類のろ過水量

二枚貝によるろ過水量を算出するために必要な2009年から2013年までの底生生物の調査結果を公共データから収集した（表-70）。潮彩の渚は、水質および底質のモニタリング調査から（国交省横浜調査事務所，2009，2011a，2012a，2013a，2014a），海の公園は、横浜川と海の生物の調査報告書（横浜市環境科学研究所，2010，2014）から収集した。多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b），小櫃川河口干潟は、千葉県水産総合研究センターによる底生生物調査データを収集した。底生生物調査の調査地点は、潮彩の渚では3地点，海の公園では10地点，多摩川河口干潟では4地点，小櫃川河口干潟では18地点のデータを用いた（図-55）。潮彩の渚の2010年の底生生物調査のデータでは、二枚貝か否かの判別が困難であったため、軟体動物を二枚貝とみなして算出した。

二枚貝類のろ過水量の算出については、アサリを用いた濾水量実験で得られた式（19）の関係式を適用し（細川ら，1996），単位面積当たりのろ過水量を式（20）で算出した。

$$Q = 0.085 \times wt^{1.25} \times W^{-0.78} \quad (19)$$

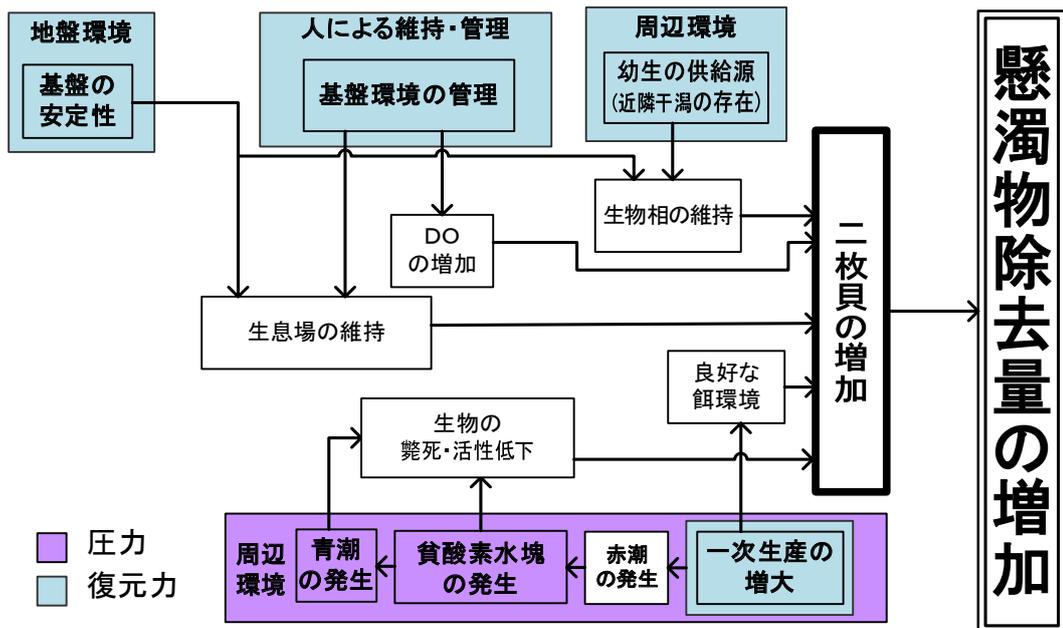


図-54 懸濁物除去に対する概念モデル

表 -69 懸濁物除去に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	貧酸素水塊の発生	夏季に貧酸素水塊が発生する状態
圧力	青潮の発生	青潮の発生，およびその影響がある場合
圧力または復元力	一次生産の増大	赤潮は頻発しない程度に餌が豊富にある状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	基盤環境の管理	養浜，盛土等による砂の補給，耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態

表 -70 懸濁物除去に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	二枚貝のろ過水量	二枚貝の湿重量の2013年データ	(国交省横浜調査事務所*)，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**)，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	千葉県水産試験総合研究センター提供，底生生物調査データ
トレンド指数	ろ過水量の年変化率	二枚貝の湿重量の2009～2012年データ	(国交省横浜調査事務所*)，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**)，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(千葉県水産試験総合研究センター提供，底生生物調査データ)
PR 指数	貧酸素水塊の発生	周辺海域におけるDOの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*)，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境創造局，2009，2010，2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務所**)，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議，2010，2011，2012，2013，2014)
	青潮の発生	干潟への青潮の影響の有無に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	一次生産の増大	周辺海域におけるChl-aの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*)，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境創造局，2009，2010，2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務所**)，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議，2010，2011，2012，2013，2014)
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	干潟への幼生の供給源に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
基盤環境の管理	各干潟における基盤環境の管理に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市	

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

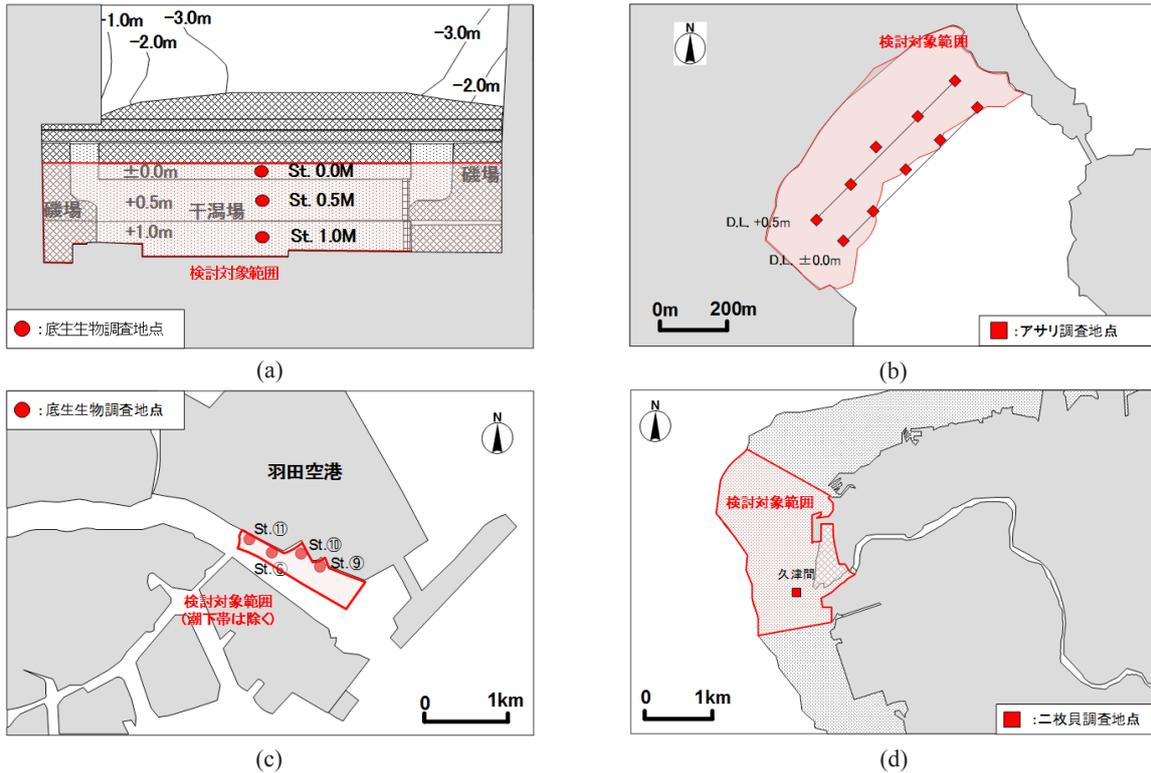


図-55 底生生物（二枚貝類）の調査位置図．(a) 潮彩の渚，(b) 海の公園，(c) 多摩川河口干潟，(d) 小櫃川河口干潟．図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している．小櫃川河口干潟は，近接して18地点が存在する．

$$X_{WF-area} = Q \times B \quad (20)$$

ここで， Q は二枚貝のろ過水量 ($l/h/g$)， wt は水温 ($^{\circ}C$)， W は二枚貝の平均個体湿重量 (g)， $X_{WF-area}$ は単位面積当たりの二枚貝のろ過水量 ($l/m^2/h$)， B は二枚貝の個体数 (個数/ m^2) を表す．水温は，各干潟でデータがそろっていないため，潮彩の渚で取得されたデータから月ごとの平均水温を算出し，各干潟に適用した．単位海岸線延長当たりの二枚貝のろ過水量は，調査地点ごとで区分した面積を単位面積当たりの二枚貝ろ過水量にかけ，それらを足し合わせた各干潟当たりのろ過水量を海岸線延長で除して算出した．

単位面積当たりのろ過水量は，二枚貝を含めた底生生物の生息密度が高い潮彩の渚および多摩川河口干潟において期間を通して高い傾向にあった (図-56)．単位海岸線延長当たりでは，面積の大きな小櫃川河口干潟が高くなった (図-57)．

b) 環境因子

定量的な環境因子である「貧酸素水塊の発生」は周辺海域の底層の DO 濃度データから，「一次生産の増大」は周辺海域における表層の Chl-a 濃度データから評価を行

うため，2009年から2013年までのデータを収集した．潮彩の渚は，モニタリング調査データから (国交省横浜調査事務所，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)，海の公園は，毎月実施されている公共用水域調査結果から (横浜市環境創造局，2009，2010，2011，2012，2013)，多摩川河口干潟は，東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている水質調査データから収集 (国交省東京空港事務所，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)，小櫃川河口干潟は，東京湾環境一斉調査のデータから収集した (東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議，2009，2010，2011，2012，2013)．

そのほかの環境因子については，潮彩の渚では，国交省横浜調査事務所，海の公園では，横浜市より管理を委託されている (公財) 横浜市緑の協会にヒアリングを行った．多摩川河口干潟では，国交省京浜河川事務所，さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った．小櫃川河口干潟は，木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した．

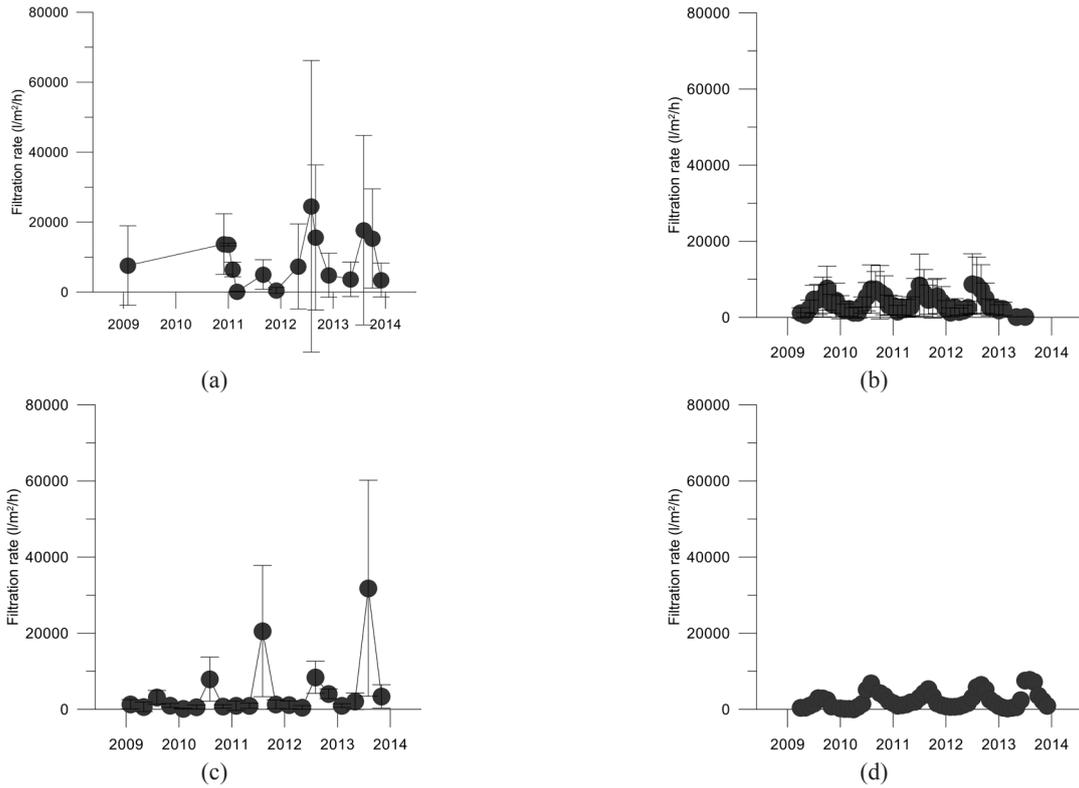


図-56 単位面積当たりの二枚貝類のろ過水量 ($l/m^2/h$) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

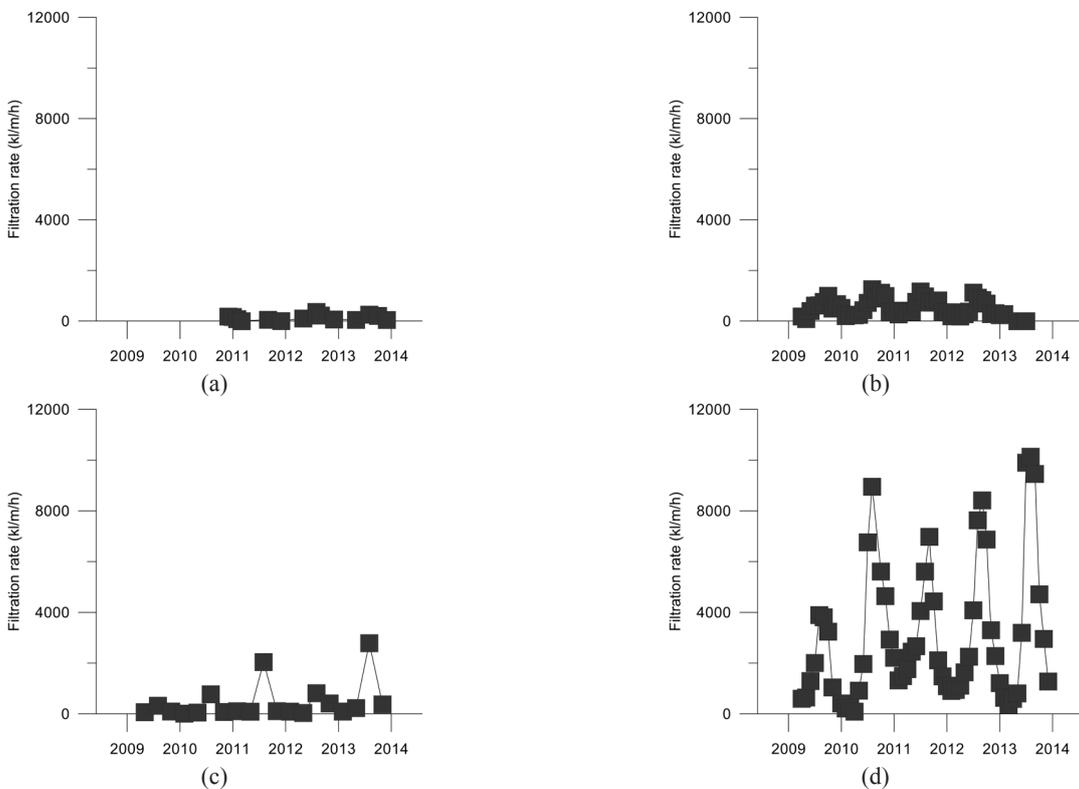


図-57 単位海岸線延長当たりの二枚貝類のろ過水量 ($kl/m/h$) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-71 単位面積当たりの二枚貝類ろ過水量(X_{g-area})($l/m^2/h$). *海の公園の2013年のデータがないため、2012年の値を用いた。

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	7602	13717	5147	13079	10039
海の公園	3869	4053	4354	3942	3942*
多摩川河口干潟	1549	2386	5963	3546	9587
小櫃川河口干潟	1595	2293	2349	2603	2906

表-72 単位面積当たりの評価に対する懸濁物除去の現況指数(x_{g-area})

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.55	1.00	0.38	0.95	0.73
海の公園	0.28	0.30	0.32	0.29	0.29
多摩川河口干潟	0.11	0.17	0.43	0.26	0.70
小櫃川河口干潟	0.12	0.17	0.17	0.19	0.21

表-73 単位海岸線延長当たりの二枚貝類ろ過水量(X_{g-line})($kl/m/h$). *海の公園の2013年のデータがないため、2012年の値を用いた。

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	111	184	64	193	144
海の公園	542	607	615	497	497*
多摩川河口干潟	163	235	594	346	879
小櫃川河口干潟	2073	2981	3054	3384	3778

表-74 単位海岸線延長当たりの評価に対する懸濁物除去の現況指数(x_{g-line})

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	0.03	0.05	0.02	0.05	0.04
海の公園	0.14	0.16	0.16	0.13	0.13
多摩川河口干潟	0.04	0.06	0.16	0.09	0.23
小櫃川河口干潟	0.55	0.79	0.81	0.90	1.00

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

①単位面積当たりの評価

二枚貝類のろ過水量について、各年におけるデータを平均して単位面積当たりの実測値(X_{g-area})を算出した(表-71)。過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2010年の潮彩の渚の値13,717 $l/m^2/h$ を理想値($X_{g-area,R}$)とし、実測値を理想値で除して単位面積当たりの現況指数(x_{g-area})を求めた(表-72)。海の公園は、2013年のデータがないため、2012年のデータを評価年である2013年のデータとした。各干潟の現況指数を比較すると、潮彩の渚と多摩川河口干潟で0.73、0.70と高くなっており、海の公園では0.29、小櫃川河口干潟では0.21であった。

②単位海岸線延長当たりの評価

二枚貝類のろ過水量について、各年におけるデータを平均して単位海岸線延長当たりの実測値(X_{g-line})を算出した(表-73)。過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2013年の小櫃川河口干潟の値3,778 $kl/m/h$ を理想値($X_{g-line,R}$)とし、実測値を理想値で除して単位海岸線延長当たりの現況指数(x_{g-line})を求めた(表-74)。評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると、小櫃川河口干潟で1.0となり最も高くなった。多摩川河口干潟が0.23、海の公園で0.13となり、単位面積当たりの評価で点数の最も高かった潮彩の渚は0.04と小さくなった。

b) トレンド指数

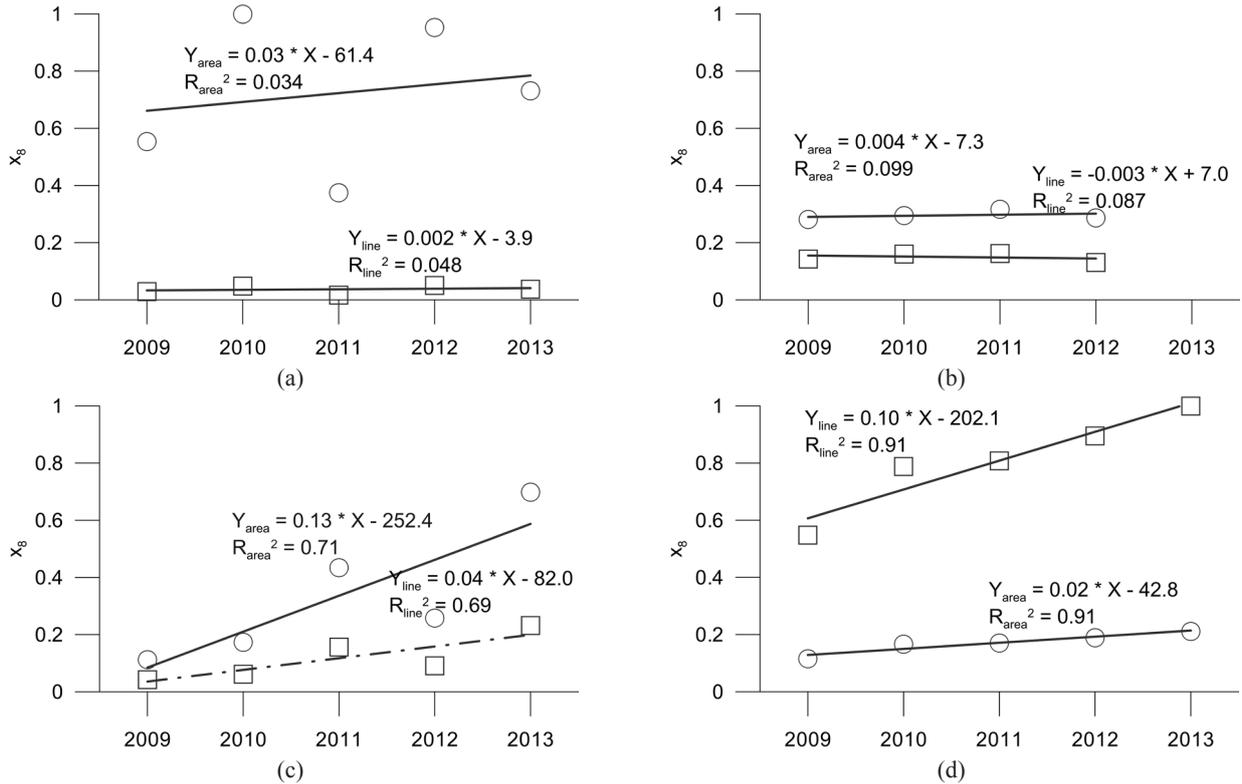


図-58 懸濁物除去に対する現況指数 (x_3) の経年変化。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。
○: 単位面積当たり, □: 単位海岸線延長当たり。

表-75 懸濁物除去に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
単位面積当たりのトレンド指数	0.15	0.02	0.63	0.11
単位海岸線延長当たりのトレンド指数	0.01	-0.02	0.20	0.50

各干潟の二枚貝類のろ過水量の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた(図-58)。直線式の傾きに評価期間(5年)をかけて、現況指数の近未来(5年後)の増減量であるトレンド指数を算出した(表-75)。

①単位面積当たりの評価

全ての干潟において、トレンド指数が正の値であり、二枚貝類のろ過水量は増加傾向にあった。多摩川河口干潟が最も高く0.63であり、潮彩の渚で0.15、小櫃川河口干潟で0.11、海の公園で0.02であった。

②単位海岸線延長当たりの評価

単位海岸線延長当たりのトレンド指数は、小櫃川河口干潟で0.50、多摩川河口干潟で0.20と自然干潟で比較的高くなったが、潮彩の渚では0.01、海の公園で-0.02とわずかな値、または減少傾向となった。

c) PR 指数

定量データである DO 濃度、Chl-a 濃度は、評価モデルを作成して算出した(図-59)。

DO 濃度に対する PR 指数は、2.0 mg/l 以下を -1.0、6.0 mg/l 以上を +1.0、2 点の間は直線的に変化することとした。収集した DO 濃度から各年の最低値を抽出し、2009 年から 2013 年の評価期間の平均値における PR 指数を算出した。4 つの干潟の中で、潮彩の渚と小櫃川河口干潟の DO 濃度が 4.0 mg/l 以下となり、貧酸素水塊が発生していたと評価され、PR 指数がマイナスになった。特に潮彩の渚は 2.0 mg/l 以下で PR 指数は -1.0 となった(表-76)。

Chl-a 濃度に対する PR 指数は、0 μg/l の時に -1.0、3.0 μg/l の時に 0、20 μg/l 以上で +1.0、0 ~ 3.0 μg/l、3.0 ~ 20 μg/l は、それぞれの点を結ぶ直線に変動すること

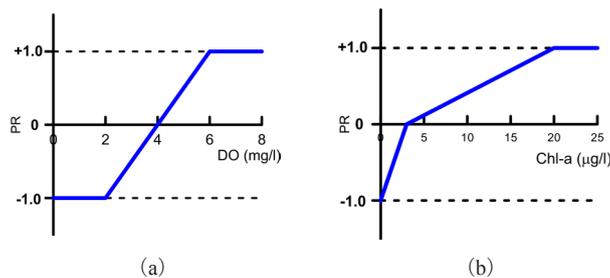


図-59 PR 指数の評価モデル. (a) DO 濃度, (b) Chl-a 濃度

表-76 DO 濃度の最低値 (mg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009	2010	2011	2012	2013	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	2.7	1.1	0.8	1.5	-1.00
海の公園	5.1	5.4	6.0	6.2	5.8	5.7	0.84
多摩川河口干潟	5.2	3.6	4.4	4.8	3.1	4.2	0.11
小櫃川河口干潟	5.1	2.2	2.8	4.8	3.1	3.6	-0.20

表-77 Chl-a 濃度の平均値 (µg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009	2010	2011	2012	2013	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	7.4	12.8	6.3	8.8	0.34
海の公園	7.9	8.9	14.0	6.5	6.1	8.7	0.33
多摩川河口干潟	11.1	11.0	16.3	10.6	9.3	11.7	0.51
小櫃川河口干潟	13.3	—	12.5	—	—	12.9	0.58

表-78 懸濁物除去に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
貧酸素水塊の発生	夏季の最低 DO < 2 mg/l	-1.0	-1.00	0.84	0.11	-0.20
	夏季の最低 DO < 6 mg/l	1.0				
青潮の発生	青潮の影響が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	青潮の影響が確認されている	-0.5				
一次生産の増大	年平均 Chl-a < 0 µg/l	-1.0	0.34	0.33	0.51	0.58
	年平均 Chl-a < 3 µg/l	0.0				
	年平均 Chl-a < 20 µg/l	1.0				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5				
平均 PR 指数			-0.11	0.53	0.27	0.40

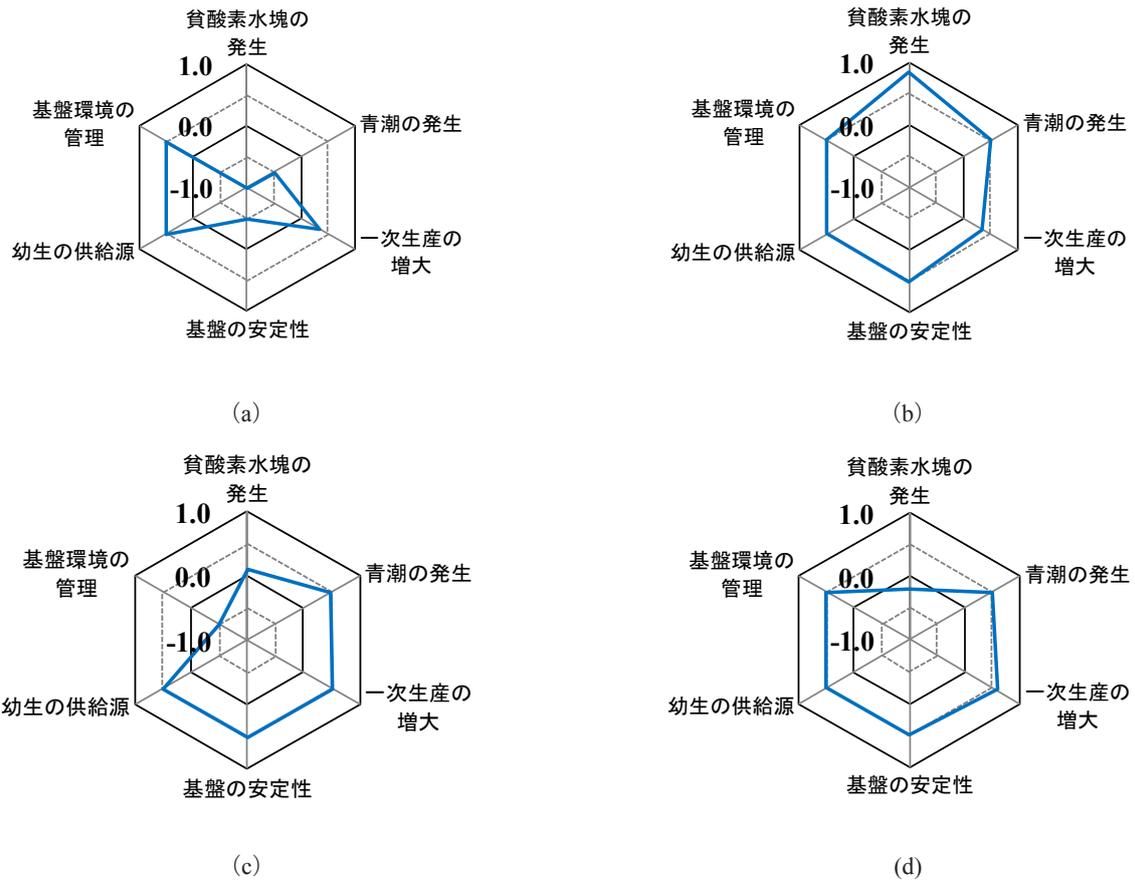


図-60 懸濁物除去に対するPR指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-79 単位面積当たりの評価に対する懸濁物除去の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-area})	0.73	0.29	0.70	0.21
トレンド指数 (T_{i-area})	0.15	0.02	0.63	0.11
PR指数 ($P_{ri-area}$)	-0.11	0.53	0.27	0.40
近未来指数 ($X_{i-area,F}$)	0.78	0.34	1.06	0.25
評価値 (I_{i-area})	75.6	31.4	87.7	23.3

表-80 単位海岸線延長当たりの評価に対する懸濁物除去の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-line})	0.04	0.13	0.23	1.00
トレンド指数 (T_{i-line})	0.01	-0.02	0.20	0.50
PR指数 ($P_{ri-line}$)	-0.11	0.53	0.27	0.40
近未来指数 ($X_{i-line,F}$)	0.04	0.15	0.29	1.47
評価値 (I_{i-line})	3.8	14.2	25.9	100

とした。収集した Chl-a 濃度の各年の平均値を計算し、2009 年から 2013 年の評価期間の平均値から PR 指数を算出した。4 つの干潟ともに Chl-a 濃度は、3.0 $\mu\text{g/l}$ 以上あり、餌としての一次生産があったと評価され、PR 指数はプラスになった（表 -77）。

その他の環境因子についても -1.0 から +1.0 の間で評価を行った（表 -78）。

潮彩の渚では、一次生産の増大、幼生の供給源（近隣干潟の存在）、基盤環境の管理で正の点数、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、基盤の安定性で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は -0.11 と 4 つの干潟で最も低い値となった（図 -60）。負の点数となる要因として夏季の最低 DO 濃度の値が低く貧酸素水塊の発生がみられること、青潮による生物の大量死が発生していること、地盤高さを維持するために砂の投入が行われており、基盤の安定性が低いことが挙げられる。

海の公園では、全ての環境因子が正の点数であり、全環境因子の平均 PR 指数は最も高い 0.53 であった。これは、夏季の最低 DO 濃度の値が高く、貧酸素水塊の発生がないこと、青潮の発生の報告がなく水環境が良好であることに加え、海水浴場として利用されるためにアオサの除去など基盤環境の管理が行われているためであった。

多摩川河口干潟では、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）で正の点数、基盤環境の管理で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.27 であった。管理団体が存在しないために基盤環境の管理は行われていなかったが、周辺環境では、貧酸素水塊、青潮の発生はみられず、餌となる Chl-a 濃度が高く、幼生の供給源としても機能していた。

小櫃川河口干潟では、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）、基盤環境の管理が正の点数、貧酸素水塊の発生が負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.40 であった。小櫃川河口干潟においては、夏季の DO 濃度が低下し貧酸素水塊が発生しているが、周辺環境は、青潮の発生はなく、一次生産の増大や基盤の安定性において高い点数となった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した（表 -79, 表 -80）。

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.73 であり、トレンド指数が正の値であるため、PR 指数が負の値であったが、近未

来指数は 0.78 となった。海の公園では、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.34 となり、現況指数 0.29 よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数は 0.70 であり、トレンド指数、PR 指数が正の値であったため、近未来指数は 1.06 と高い値となった。小櫃川河口干潟においても、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.25 で現況指数 0.21 よりも大きくなった。

②単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚では、トレンド指数は正の値であったが、PR 指数が負の値であったために、近未来指数は 0.04 と現況指数と同じ値となった。海の公園では、現況指数が 0.13 であり、トレンド指数は負の値であったが、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.15 になった。多摩川河口干潟では、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.29 となり、現況指数 0.23 よりも大きくなった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 1.0 であり、トレンド指数、PR 指数も正の値であったために、近未来指数は 1.47 と大きな値となった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -79, 表 -80）。

単位面積当たりの評価値は、多摩川河口干潟で 87.7 と最も高く、潮彩の渚が 75.6 と高い値であった。海の公園は 31.4、小櫃川河口干潟は 23.3 となった。単位海岸線延長当たりに対する評価値は、干潟の面積の大きな小櫃川河口干潟が最も高く 100 となり、多摩川河口干潟が 25.9、海の公園が 14.2、潮彩の渚が最も低く 3.8 となった。

3.9 水質調整（有機物分解）

(1) 指標の設定

本節では、水質調整のうち有機物分解に関する項目を評価する。指標としては、底生生物による有機物分解量（COD換算）を用いた。有機物分解には、微生物による無機化と底生生物による分解があるが、データの制約から今回は、底生生物による分解量のみを指標とした。

本研究では、底生生物が有機物を分解（摂食）して成長などで作りだした生物体（有機物）の総量（底生生物の生産量）を有機物分解量とした。底生生物の生産量は、底生生物の現存量（w）とP/B比（生産量/生物量）の積で表すことができる。ここでP/B比は、年間最大現存量（B）の何倍量が成長によって一年間に生産（P）されるかを示す値で、生き物によって異なる。

底生生物による有機物分解量（COD換算）は、空間的な検討対象範囲に影響されるため、単位面積当たりの評価と単位海岸線延長当たりの評価を行った。

(2) 概念モデル

有機物分解機能の向上のために、生物量の増加に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-61）。周辺環境の因子について、「貧酸素水塊の発生」、および「青潮の発生」は圧力として、「一次生産の増大」は圧力または復元力として、「幼生の供給源（近隣干潟の存在）」は

復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「基盤環境の管理」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「貧酸素水塊の発生」においては、「夏季に貧酸素水塊が発生する状態」を圧力として作用する状態とした（表-81）。

(3) 情報収集・整理

a) 有機物分解量

底生生物による有機物分解量（COD換算）を算出するために必要な2009年から2013年までの底生生物の調査結果を公共データから収集した（表-82）。潮彩の渚は、底質のモニタリング調査から（国交省横浜調査事務所、2009、2011a、2012a、2013a、2014a）、海の公園は、横浜川と海の生物の調査報告書（横浜市環境科学研究所、2010、2014）から収集した。多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所、2008、2009a、2009b、2010a、2010b、2011、2012、2013a、2013b）、小櫃川河口干潟は、モニタリングサイト1000データの干潟調査データを収集した（環境省自然環境局生物多様性センター、2009、2010、2011、2012、2013）。

各干潟における底生生物調査結果から動物門ごとに湿重量を整理した。底生生物調査の調査地点は、潮彩の渚

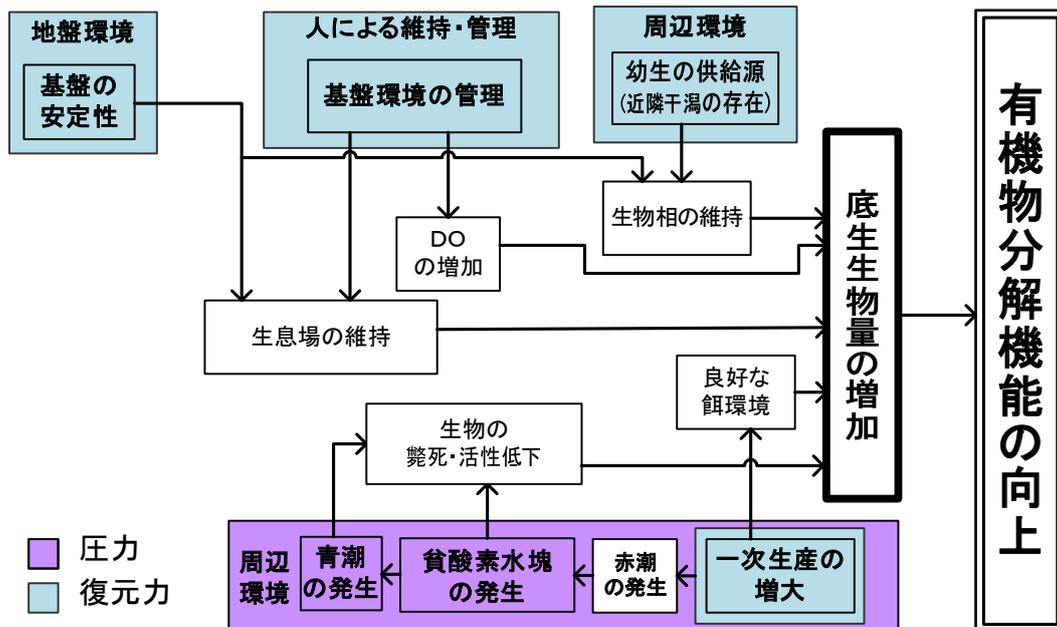


図-61 有機物分解に対する概念モデル

表 -81 有機物分解に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	貧酸素水塊の発生	夏季に貧酸素水塊が発生する状態
圧力	青潮の発生	青潮の発生，およびその影響がある場合
圧力または復元力	一次生産の増大	赤潮は頻発しない程度に餌が豊富にある状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	基盤環境の管理	養浜，盛土等による砂の補給，耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態

表 -82 有機物分解に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	生物による有機物分解量	底生生物の湿重量の2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013)
トレンド指数	有機物分解量の年変化率	底生生物の湿重量の2009～2012年データ				
PR 指数	貧酸素水塊の発生	周辺海域におけるDOの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境創造局，2009，2010，2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議，2010，2011，2012，2013，2014)
	青潮の発生	干潟への青潮の影響の有無に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	一次生産の増大	周辺海域におけるクロロフィルの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境創造局，2009，2010，2011，2012，2013)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議，2010，2011，2012，2013，2014)
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	干潟への幼生の供給源に関する情報				
基盤環境の管理	各干潟における基盤環境の管理に関する情報					

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

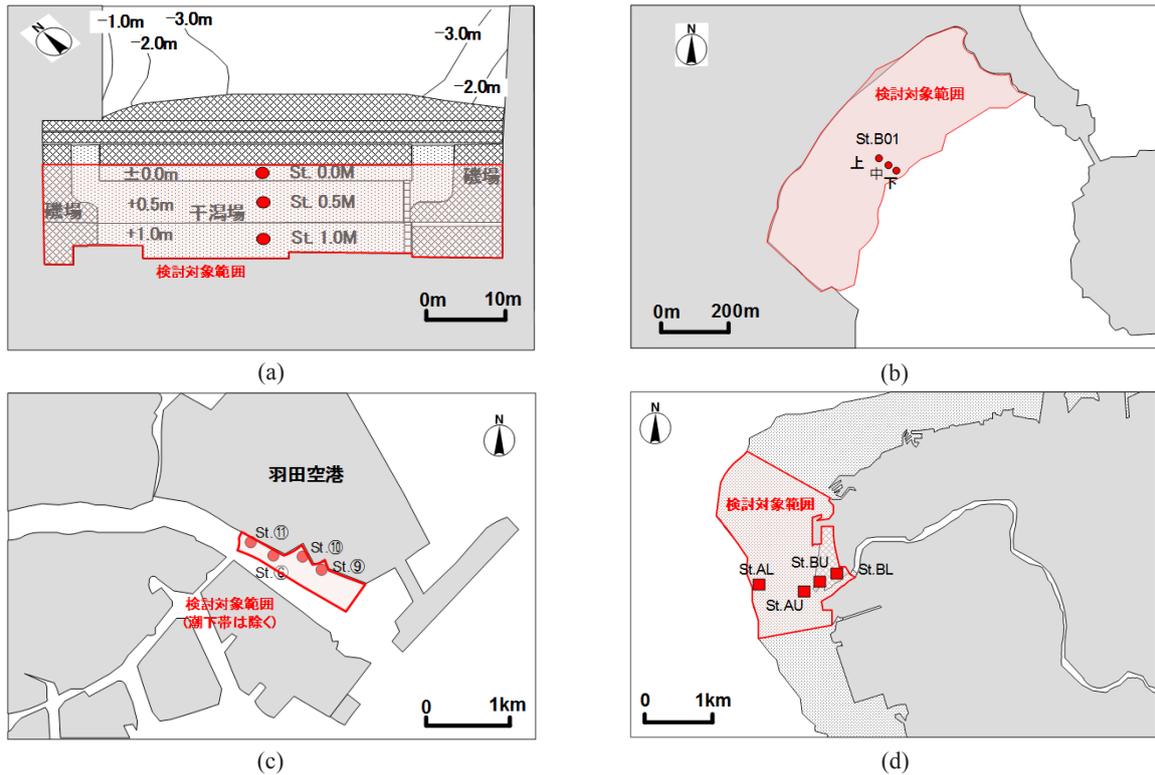


図-62 底生生物調査の調査位置図。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している。

表-83 P/B 比および COD 含有量

項目	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	その他
P/B 比	1	3	1	2
COD 含有量 (g-cod/g-wet)	0.036	0.084	0.090	0.095

では 3 地点, 海の公園では 3 地点, 多摩川河口干潟では 4 地点, 小櫃川河口干潟では 4 地点のデータを用いた (図-62)。小櫃川河口干潟では個体数のみの測定で湿重量のデータが無かったため, 動物門別に湿重量へ換算して使用した。湿重量への換算は, 多摩川河口干潟のデータのうち, 調査した季節が同じデータから, 動物門別に 1 個体当たりの湿重量の平均値を算出し, 各調査地点の個体数に乗じて行った。

底生生物の P/B 比および COD 含有量は, 表-83 に示すとおり動物門別に設定し (矢持ら, 2004; 横山ら, 1996; 三浦ら, 2013), 単位面積当たりの底生生物の有機物分解量を式 (21) で算出した。

$$X_{WD-area} = \alpha \times w \times PB \quad (21)$$

ここで, $X_{WD-area}$ は動物部門別の有機物分解量 (g/m^2), α

は COD 含有量 ($g-cod/g-wet$), w は底生生物の湿重量 (g/m^2), PB は底生生物の P/B 比を表す。単位面積当たりの有機物分解量は, 各調査地点における部門別の有機物分解量を足し合わせ, 調査日ごとに平均して算出した。単位海岸線延長当たりの有機物分解量は, 調査地点ごとに区分した面積を単位面積当たりの有機物分解量にかけ, それらを足し合わせた各干潟当たりの有機物分解量を海岸線延長で除して算出した。

単位面積当たりの底生生物による有機物分解量は潮彩の渚で最も高く, 最大で 2011 年に $266 g-COD/m^2$ であった (図-63)。単位海岸線延長当たりの有機物分解量は, 小櫃川河口干潟が最も高く, 最大で 2013 年に $33 kg-COD/m$ を超える値が得られていた (図-64)。

b) 環境因子

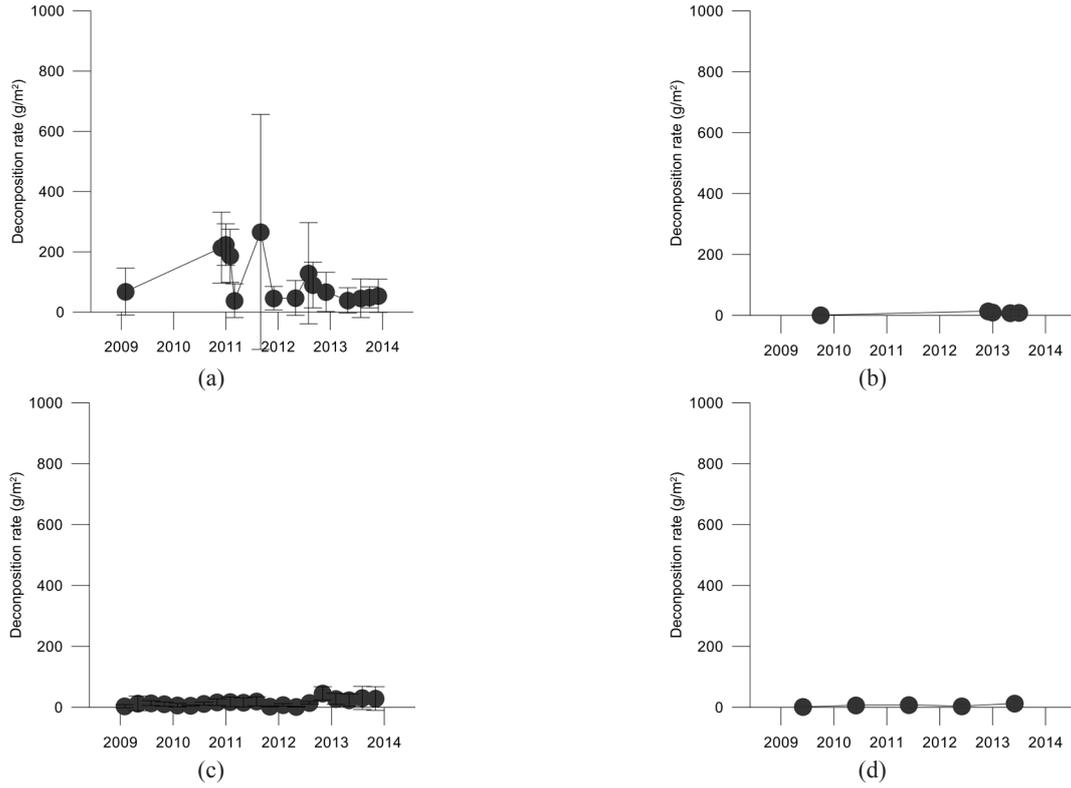


図-63 単位面積当たりの有機物分解量 (g/m²) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

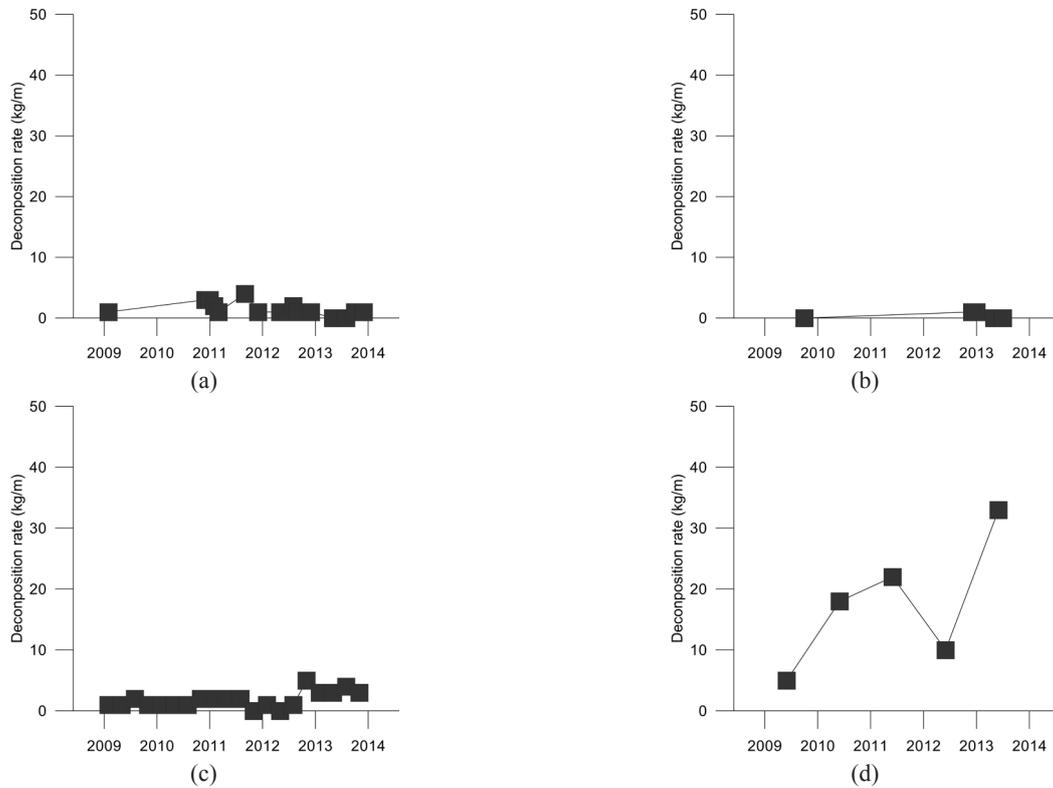


図-64 単位海岸線延長当たりの有機物分解量 (kg/m) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-84 単位面積当たりの有機物分解量 (COD 換算) (X_{9-area}) (g/m^2)

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	68	214	152	83	47
海の公園	1	—	—	14	9
多摩川河口干潟	11	11	14	17	28
小櫃川河口干潟	2	7	8	4	13

表-85 単位面積当たりの評価に対する有機物分解の現況指数 (x_{9-area})

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	0.32	1.00	0.71	0.39	0.22
海の公園	0.00	—	—	0.07	0.04
多摩川河口干潟	0.05	0.05	0.07	0.08	0.13
小櫃川河口干潟	0.01	0.03	0.04	0.02	0.06

表-86 単位海岸線延長当たりの有機物分解量 (COD 換算) (X_{9-line}) (kg/m)

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	1	3	2	1	0
海の公園	0	—	—	1	0
多摩川河口干潟	1	1	1	2	3
小櫃川河口干潟	5	18	22	10	33

表-87 単位海岸線延長当たりの評価に対する有機物分解の現況指数 (x_{9-line})

干潟	2009	2010	2011	2012	2013
潮彩の渚	0.03	0.09	0.06	0.03	0.02
海の公園	0.00	—	—	0.02	0.01
多摩川河口干潟	0.03	0.03	0.04	0.05	0.10
小櫃川河口干潟	0.14	0.54	0.65	0.30	1.00

定量的な環境因子である「貧酸素水塊の発生」は周辺海域の底層の DO 濃度データから、「一次生産の増大」は周辺海域における表層の Chl-a 濃度データから評価を行うため、2009 年から 2013 年までのデータを収集した。潮彩の渚は、モニタリング調査データから（国交省横浜調査事務所、2009、2011a、2012a、2013a、2014a）、海の公園は、毎月実施されている公共用水域調査結果から（横浜市環境創造局、2009、2010、2011、2012、2013）、多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている水質調査データから収集し（国交省東京空港事務所、2008、2009a、2009b、2010a、2010b、2011、2012、2013a、2013b）、小櫃川河口干潟は、東京湾環境一斉調査のデータから収集した（東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議、2009、2010、2011、2012、2013）。

そのほかの環境因子については、潮彩の渚では、国交省横浜調査事務所、海の公園では、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟では、国交省京浜河川事務所、さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

① 単位面積当たりの評価

底生物による有機物分解量 (COD 換算) について、各年のデータを平均して単位面積当たりの実測値 (X_{9-area}) を算出した (表-84)。過去 5 年間にわたり全ての干潟の

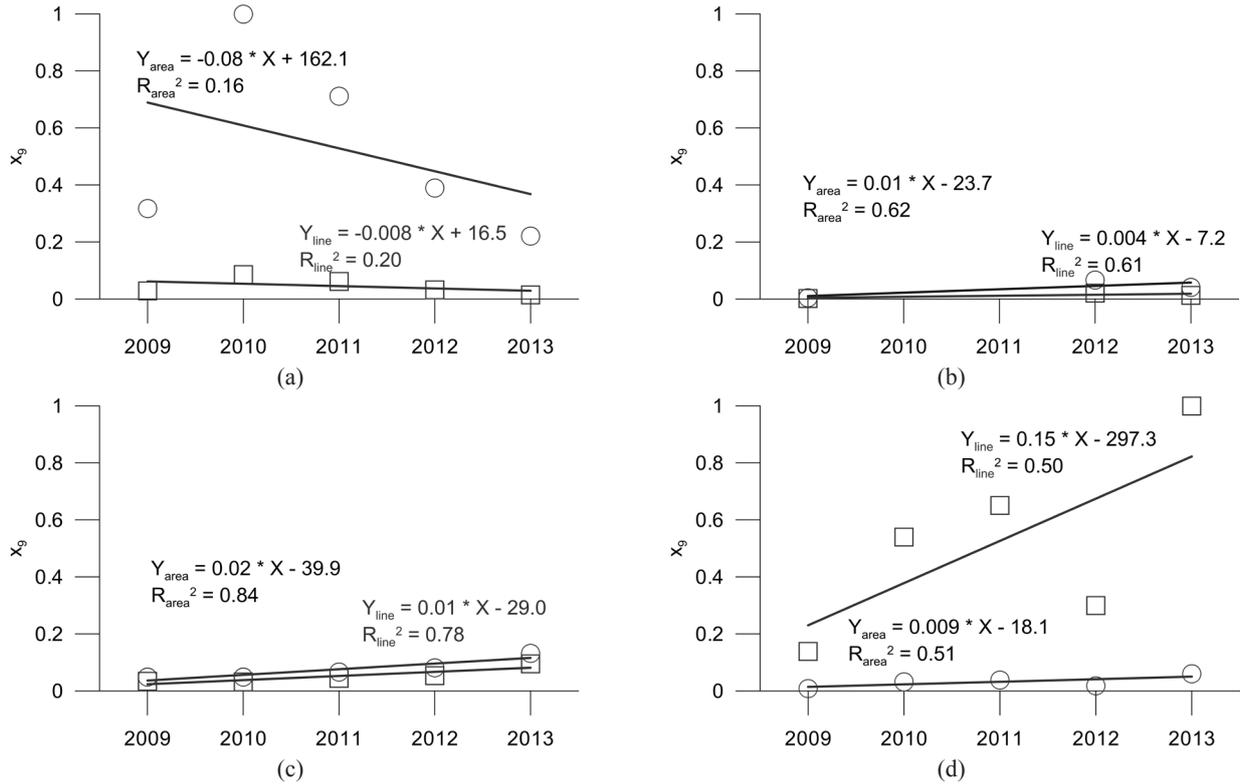


図-65 有機物分解に対する現況指数 (x_9) の経年変化. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.
○: 単位面積当たりの現況指数, □: 単位海岸線延長当たりの現況指数.

表-88 有機物分解に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
単位面積当たりのトレンド指数	-0.40	0.06	0.10	0.05
単位海岸線延長当たりのトレンド指数	-0.04	0.02	0.07	0.74

中で、最も値の大きい2010年の潮彩の渚の値 214 g/m^2 を理想値 ($X_{9,\text{area,R}}$) とし、実測値を理想値で除して単位面積当たりの現況指数 ($x_{9,\text{area}}$) を求めた (表-85). 各干潟の現況指数を比較すると、潮彩の渚で最も高く0.22、多摩川河口干潟で0.13、小櫃川河口干潟で0.06、海の公園では0.04であった。

②単位海岸線延長当たりの評価

底生生物による有機物分解量 (COD 換算) について、各年におけるデータを平均して単位海岸線延長当たりの実測値 ($X_{9,\text{line}}$) を算出した (表-86). 過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2013年の小櫃川河口干潟の値 33 kg/m を理想値 ($X_{9,\text{line,R}}$) とし、実測値を理想値で除して単位海岸線延長当たりの現況指数 ($x_{9,\text{line}}$) を求めた (表-87). 評価年である2013年の各干潟の現況指数を比較すると、小櫃川河口干潟で1.0となり最も高くなった。多摩川河口干潟が0.10、潮彩の渚で0.02、

海の公園で0.01となった。

b) トレンド指数

底生生物による有機物分解量 (COD 換算) の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた (図-65). 傾きに評価期間 (5年) をかけて、現況指数の近未来 (5年後) の増減量であるトレンド指数を算出した (表-88).

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚で、トレンド指数が-0.40と減少傾向にあった。多摩川河口干潟、海の公園、小櫃川河口干潟では、それぞれ0.10、0.06、0.05とわずかに増加傾向であった。

②単位海岸線延長当たりの評価

単位海岸線延長当たりのトレンド指数は、小櫃川河口干潟が最も大きく0.74の増加傾向であった。多摩川河口干潟では0.07、海の公園では0.02となり、潮彩の渚は-0.04とわずかな減少傾向となった。

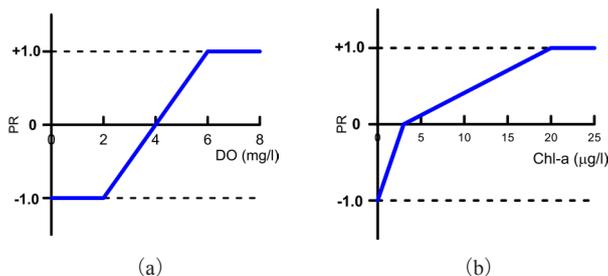


図 -66 PR 指数を数値化するためのモデル. (a) DO 濃度, (b) Chl-a 濃度.

表 -89 DO 濃度の最低値 (mg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009	2010	2011	2012	2013	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	2.7	1.1	0.8	1.5	-1.00
海の公園	5.1	5.4	6.0	6.2	5.8	5.7	0.84
多摩川河口干潟	5.2	3.6	4.4	4.8	3.1	4.2	0.11
小櫃川河口干潟	5.1	2.2	2.8	4.8	3.1	3.6	-0.20

表 -90 Chl-a 濃度の年均値 (µg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009	2010	2011	2012	2013	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	7.4	12.8	6.3	8.8	0.34
海の公園	7.9	8.9	14.0	6.5	6.1	8.7	0.33
多摩川河口干潟	11.1	11.0	16.3	10.6	9.3	11.7	0.51
小櫃川河口干潟	13.3	—	12.5	—	—	12.9	0.58

c) PR 指数

定量データである DO 濃度および Chl-a 濃度を, 評価モデルを作成して算出した (図 -66).

DO 濃度に対する PR 指数は, 2.0 mg/l 以下を -1.0, 6.0 mg/l 以上を +1.0, 2 点の間は直線的に変化することとした. 収集した DO 濃度から各年の最低値を抽出し, 2009 年から 2013 年の評価期間の平均値における PR 指数を算出した. 4 つの干潟の中で, 潮彩の渚と小櫃川河口干潟の DO 濃度が 4.0 mg/l 以下となり, 貧酸素水塊が発生していたと評価され, PR 指数がマイナスになった. 特に潮彩の渚は 2.0 mg/l 以下で PR 指数は -1.0 となった (表 -89).

Chl-a 濃度に対する PR 指数は, 0 µg/l の時に -1.0, 3.0 µg/l の時に 0, 20 µg/l 以上で +1.0, 0 ~ 3.0 µg/l, 3.0 ~ 20 µg/l はそれぞれの点を結ぶ直線で変動することとした. 収集した Chl-a 濃度の各年の平均値を計算し, 2009 年から 2013 年の評価期間の平均値から PR 指数を算出した. 4 つの干潟ともに Chl-a 濃度は, 3.0 µg/l 以上あり,

餌としての一次生産があったと評価され, PR 指数はプラスになった (表 -90).

その他の環境因子について -1.0 から +1.0 の間で評価を行い, 環境因子の点数の平均である PR 指数を算出した (表 -91).

潮彩の渚では, 一次生産の増大, 幼生の供給源 (近隣干潟の存在), 基盤環境の管理で正の点数, 貧酸素水塊の発生, 青潮の発生, 基盤の安定性で負の点数となり, 全環境因子の平均 PR 指数は -0.11 と 4 つの干潟で最も低い値となった (図 -67). 負の点数となる要因として夏季の最低 DO 濃度の値が低く貧酸素水塊の発生がみられること, 青潮による生物の大量死が発生していること, 基盤の安定性が低いことが挙げられる.

海の公園では, 全ての環境因子が正の点数であり, 全環境因子の平均 PR 指数は最も高い 0.53 であった. これは, 夏季の最低 DO 濃度の値が高く, 貧酸素水塊の発生がないこと, 青潮の発生の報告がなく水環境が良好であることに加え, 海水浴場として利用されるためにアオサの除去など基盤環境の管理が行われていることが要因と

表 -91 有機物分解に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
貧酸素水塊の発生	夏季の最低 DO < 2 mg/l	-1.0	-1.00	0.84	0.11	-0.20
	夏季の最低 DO < 6 mg/l	1.0				
青潮の発生	青潮の影響が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	青潮の影響が確認されている	-0.5				
一次生産の増大	年平均 Chla < 0 μg/l	-1.0	0.34	0.33	0.51	0.58
	年平均 Chla < 3 μg/l	0.0				
	年平均 Chla < 20 μg/l	1.0				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5				
平均 PR 指数			-0.11	0.53	0.27	0.40

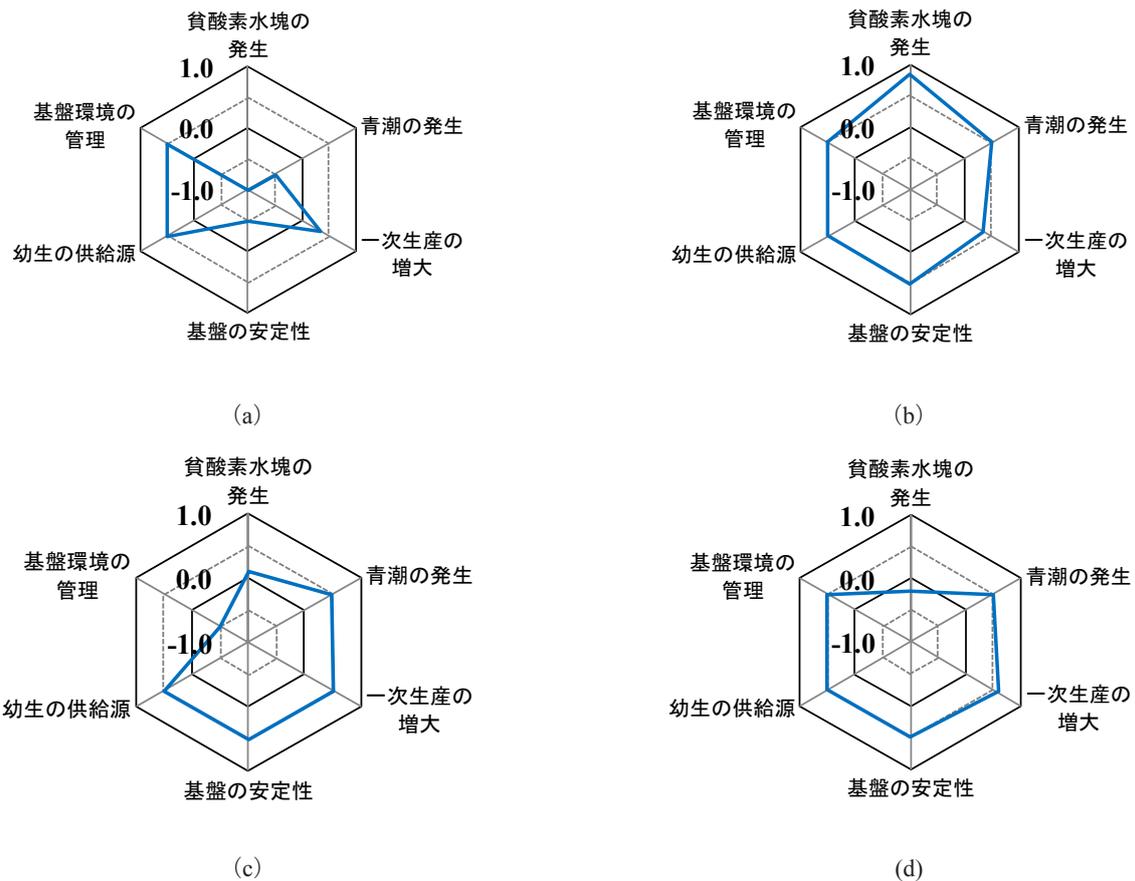


図 -67 有機物分解に対する PR 指数。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。

表 -92 単位面積当たりの評価に対する有機物分解の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-area})	0.22	0.04	0.13	0.06
トレンド指数 (T_{i-area})	-0.40	0.06	0.10	0.05
PR 指数 ($P_{ri-area}$)	-0.11	0.53	0.27	0.40
近未来指数 ($X_{i-area,F}$)	0.15	0.05	0.15	0.07
評価値 (I_{i-area})	18.8	4.6	14.3	6.6

表 -93 単位海岸線延長当たりの評価に対する有機物分解の各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-line})	0.02	0.01	0.10	1.00
トレンド指数 (T_{i-line})	-0.04	0.02	0.07	0.74
PR 指数 ($P_{ri-line}$)	-0.11	0.53	0.27	0.40
近未来指数 ($X_{i-line,F}$)	0.01	0.02	0.11	1.63
評価値 (I_{i-line})	1.5	1.5	10.2	100

なった。

多摩川河口干潟では、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）で正の点数、基盤環境の管理で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.27 であった。管理団体が存在しないことで基盤環境の管理が行われていないが、周辺環境では、貧酸素水塊、青潮の発生はなく、餌となる Chl-a 濃度が高く、幼生の供給源として機能していた。

小櫃川河口干潟では、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）、基盤環境の管理が正の点数、貧酸素水塊の発生が負の点数となり、PR 指数は 0.40 であった。小櫃川河口干潟においては、夏季の DO 濃度が低下し貧酸素水塊が発生しているが、周辺環境は、青潮の発生はなく、一次生産の増大や基盤の安定性において高い点数となった。また、地元の NPO 法人や漁業協同組合による干潟の耕耘など基盤環境の管理を行っていることから点数が高くなった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した（表 -92, 表 -93）。

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.22 であり、トレンド指数、PR 指数がともに負の値であったために、近未来指数は 0.15 と小さくなった。海の公園では、現況指数は 0.04 と小さかったが、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために近未来指数は 0.05 となり、現況指数よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数が 0.13、トレン

ド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.15 と大きくなった。小櫃川河口干潟においても、トレンド指数、PR 指数ともに正の値であったために、近未来指数は 0.07 で現況指数 0.06 よりも大きくなった。

②単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚では、トレンド指数、PR 指数がともに負の値であったために近未来指数は 0.01 と現況指数の 0.02 よりも小さくなった。海の公園では、現況指数が 0.01 と小さかったが、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.02 となった。多摩川河口干潟では、現況指数は 0.10 であり、トレンド指数、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.11 となった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 1.0 であり、トレンド指数、PR 指数がともに高い正の値であったために、近未来指数は 1.63 と大きくなった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -92, 表 -93）。

単位面積当たりの評価値は、潮彩の渚で最も高く 18.8、多摩川河口干潟で 14.3 となり、小櫃川河口干潟が 6.6、海の公園は 4.6 となった。単位海岸延長当たりの評価値は、小櫃川河口干潟が他の干潟に比べて突出して高く、100 となった。多摩川河口干潟が 10.2、潮彩の渚と海の公園が 1.5 となった。

3.10 水質調整（炭素貯留）

(1) 指標の設定

本節では、水質調整のうち炭素貯留に関する項目を評価する。指標としては、各干潟における現存する炭素固定量を用いた。ここで、炭素固定量を「底生生物中の炭素量および堆積物中の炭素量の和」と定義した。最低限度固定されている炭素量を評価するため、最小値を指標として用いた。

$$X_{WC} = C_{ben} + C_{sed} \quad (22)$$

ここで、 X_{WC} は炭素固定量、 C_{ben} は底生生物中の炭素量、 C_{sed} は堆積物中の炭素量を表す。

炭素固定量は、空間的な検討対象範囲に影響されるため、単位面積当たりの評価と単位海岸線延長当たりの評価を行った。

(2) 概念モデル

炭素貯留機能の向上のために、底生生物の増加に影響する環境因子、および堆積物中の有機物量の増加に影響する環境因子の2つについて、それぞれ概念モデルを作成した（図-68、図-69）。

底生生物の増加に影響する周辺環境の因子について、

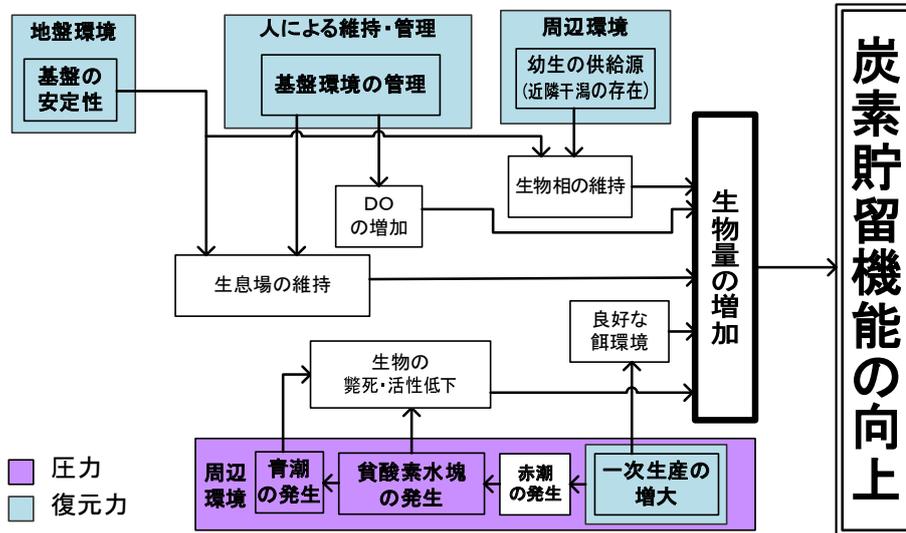


図-68 炭素貯留に対する底生生物中の炭素量の概念モデル

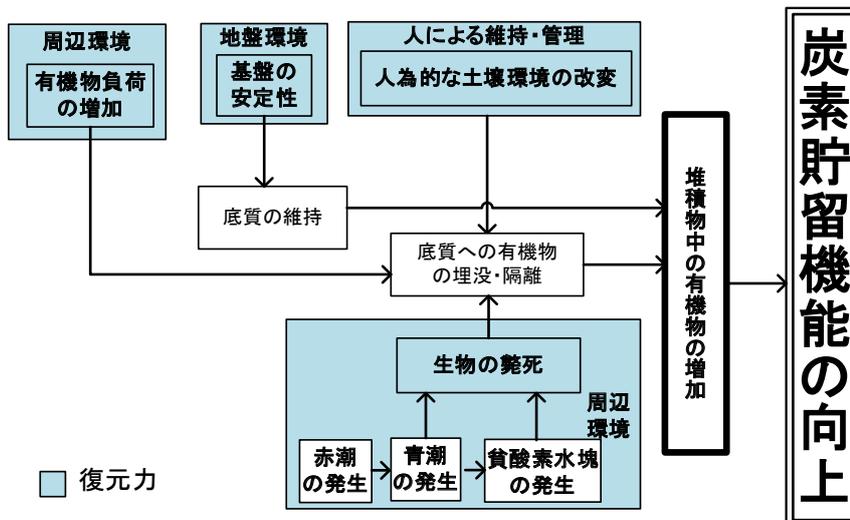


図-69 炭素貯留に対する堆積物中の炭素量の概念モデル

表-94 炭素貯留（底生生物中）に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	貧酸素水塊の発生	夏季に貧酸素水塊が発生する状態
圧力	青潮の発生	青潮の発生，およびその影響がある場合
圧力または復元力	一次生産の増大	赤潮は頻発しない程度に餌が豊富にある状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源（近隣干潟の存在）	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	基盤環境の管理	養浜，盛土等による砂の補給，耕耘・均しなどの基盤整備がなされている状態

表-95 炭素貯留（堆積物中）に対する環境因子と復元力が発生する状態

区分	環境因子	復元力が発生する状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	有機物負荷の増加	基盤への有機物負荷を増加させるクロロフィル濃度が高い状態
復元力	生物の斃死	青潮や貧酸素の発生により生物が斃死する状況が確認されている状態
復元力	人為的な土壌環境の改変	基盤中へ有機物を隔離する覆砂ような基盤環境の管理が行われている状態

「貧酸素水塊の発生」，および「青潮の発生」は圧力として，「一次生産の増大」は圧力または復元力として，「幼生の供給源（近隣干潟の存在）」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について，「基盤の安定性」は復元力として，人による維持・管理の因子について，「基盤環境の管理」は復元力として作用するとした（表-94）。

堆積物中の増加に影響する周辺環境の因子について，「有機物負荷の増加」，および「生物の斃死」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について，「基盤の安定性」は復元力として，人による維持・管理の因子について，「人為的な土壌環境の改変」は復元力として作用するとした（表-95）。

各環境因子は，圧力としても復元力としても作用するため，例えば，「貧酸素水塊の発生」においては，「夏季に貧酸素水塊が発生する状態」を圧力として作用する状態とした。

(3) 情報収集・整理

a) 底生生物の湿重量，TOC または強熱減量

底生生物中の炭素量，および堆積物中の炭素量を算出するために必要な 2009 年から 2013 年までの底生生物，および底質の調査結果を公共データから収集した（表-96）。潮彩の渚は，底質のモニタリング調査から

（国交省横浜調査事務所，2009，2011a，2012a，2013a，2014a），海の公園は，横浜川と海の生物の調査報告書（横浜市環境科学研究所，2010，2014）から収集した。多摩川河口干潟は，東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b），小櫃川河口干潟は，モニタリングサイト 1000 データの干潟調査データを収集した（環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013）。

各干潟における底生生物調査結果は，動物門ごとに湿重量を整理した。底生生物調査の調査地点は，潮彩の渚では 3 地点，海の公園では 2 地点，多摩川河口干潟では 4 地点，小櫃川河口干潟では 4 地点のデータを用いた（図-70）。海の公園および小櫃川河口干潟では個体数のみの測定で湿重量のデータが無かったため，動物門別に湿重量へ換算して使用した。湿重量への換算は，多摩川河口干潟のデータのうち，調査した季節が同じデータから，動物門別に 1 個体当たりの湿重量の平均値を算出し，各調査地点の個体数に乗じて行った。

動物門別の炭素含有量の変換係数は表-97 に示す通りとし（三浦ら，2013），単位面積当たりの底生生物中の炭素固定量を式 (23) により算出した。

表-96 炭素貯留に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	生物による有機物分解量	底生生物の湿重量の2013年データ	(国交省横浜調査事務所*, 2009, 2011a, 2012a, 2013a, 2014a)	(横浜市環境科学研究所, 2010, 2014)	(国交省東京空港事務所**, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b)	(環境省自然環境局生物多様性センター, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013).
トレンド指数	有機物分解量の年変化率	底生生物の湿重量の2009～2012年データ				
底生生物中の炭素固定量に関するPR指数	貧酸素水塊の発生	周辺海域におけるDOの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*, 2009, 2011a, 2012a, 2013a, 2014a)	(横浜市環境創造局, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)	(国交省東京空港事務所**, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)
	青潮の発生	干潟への青潮の影響の有無に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：公益財団法人横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	一次生産の増大	周辺海域におけるクロロフィルの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*, 2009, 2011a, 2012a, 2013a, 2014a)	(横浜市環境創造局, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)	(国交省東京空港事務所**, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b)	(東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：公益財団法人横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	幼生の供給源(近隣干潟の存在)	干潟への幼生の供給源に関する情報				
基盤環境の管理	各干潟における基盤環境の管理に関する情報					
堆積物中の炭素固定量に関するPR指数	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：公益財団法人横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	有機物負荷の増加	周辺海域におけるDOの2009～2013年データ	(国交省横浜調査事務所*, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014)	(横浜市環境創造局, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)	(国交省東京空港事務所**, 2008, 2009a, 2009b, 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013a, 2013b)	(海上保安庁第三管区海上保安本部, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013)
	生物の斃死	干潟における生物の斃死の有無に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：公益財団法人横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***, 大田漁業協同組合, 川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター, 木更津市
	底質改善の実施	干潟の底質改善の実施状況				

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所, ** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所, *** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

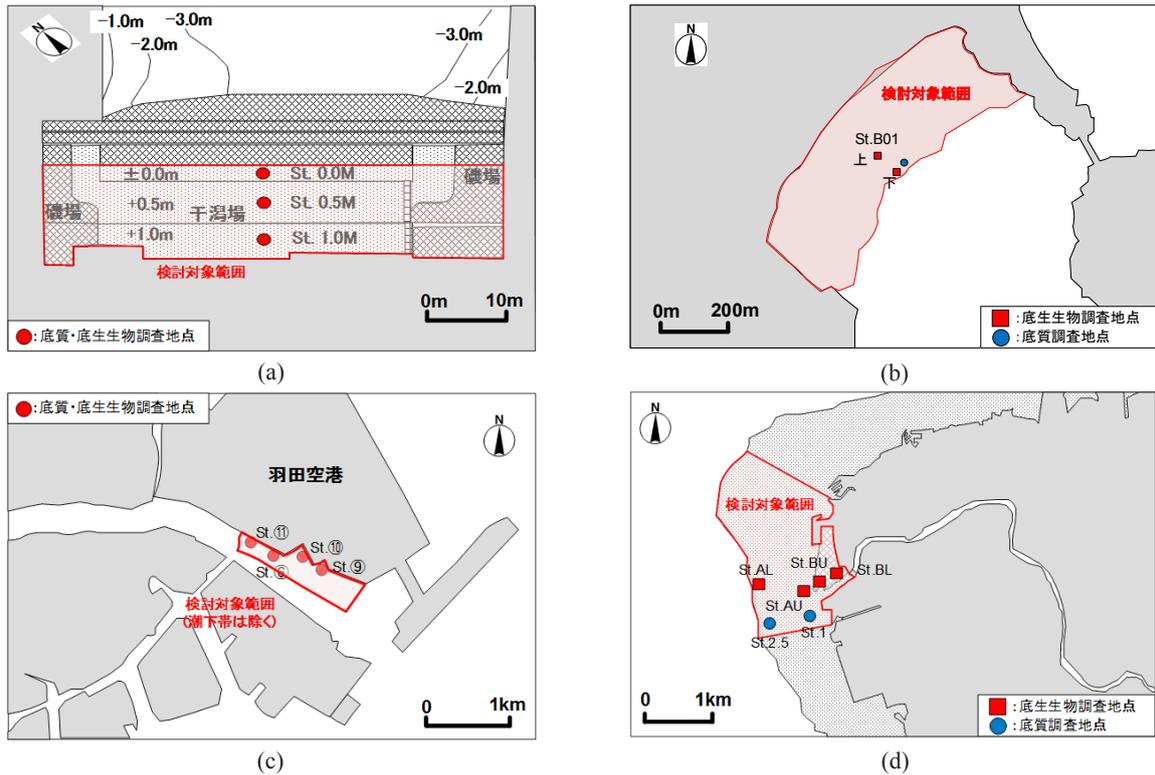


図-70 底生生物および底質調査位置図。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟。図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している。

表-97 動物門別の炭素含有量の変換係数

項目	軟体動物門	環形動物門	節足動物門	その他
炭素含有量	0.026	0.06	0.064	0.068

$$C_{ben} = w \times c \quad (23)$$

ここで、 C_{ben} は動物門別の炭素固定量 (g/m^2)、 c は炭素含有量 ($g/g\text{-wet}$)、 w は底生生物の湿重量 (g/m^2) を表す。単位面積当たりの底生生物中の炭素量は、各調査地点における部門別の炭素量を足し合わせ、調査日ごとに平均して算出した。単位海岸線延長当たりの底生生物の炭素量は、調査地点ごとで区分した面積を単位面積当たりの底生生物の炭素量にかけ、それらを足し合わせた各干潟当たりの炭素量を海岸線延長で除して算出した。

堆積物に含まれる炭素量は、表層 0.1 m の乾燥土量に含まれる TOC ($dry\%$) とした。底質調査の調査地点は、潮彩の渚では 3 地点、海の公園では 1 地点、多摩川河口干潟では 4 地点、小櫃川河口干潟では 2 地点のデータを用いた (図-70)。TOC が測定されていない潮彩の渚、海

の公園、多摩川河口干潟では、式 (24)、式 (25) により、強熱減量から TOC を換算して堆積物中の炭素量を算出した (Fourqurean, J. W., 2012)。

$$C_{sed} = DW_{sed} \times TOC_{LOI} \times 10^{-2} \quad (24)$$

$$TOC_{LOI} = LOI \times 0.4 - 0.21 \quad (25)$$

ここで、 C_{sed} は堆積物に含まれる炭素量 (g/m^2)、 DW_{sed} は表層 0.1 m までの乾燥泥重量 ($g\text{-dry}/m^2$)、 TOC_{LOI} は強熱減量から換算した炭素量 ($dry\%$)、 LOI は底質の強熱減量 ($dry\%$) を表す。

単位面積当たりの炭素固定量は、底生生物の生息密度が高い潮彩の渚、多摩川河口干潟において期間を通して高い傾向にあった (図-71)。単位海岸線延長当たりでは、面積の大きな小櫃川河口干潟が高くなった (図-72)。

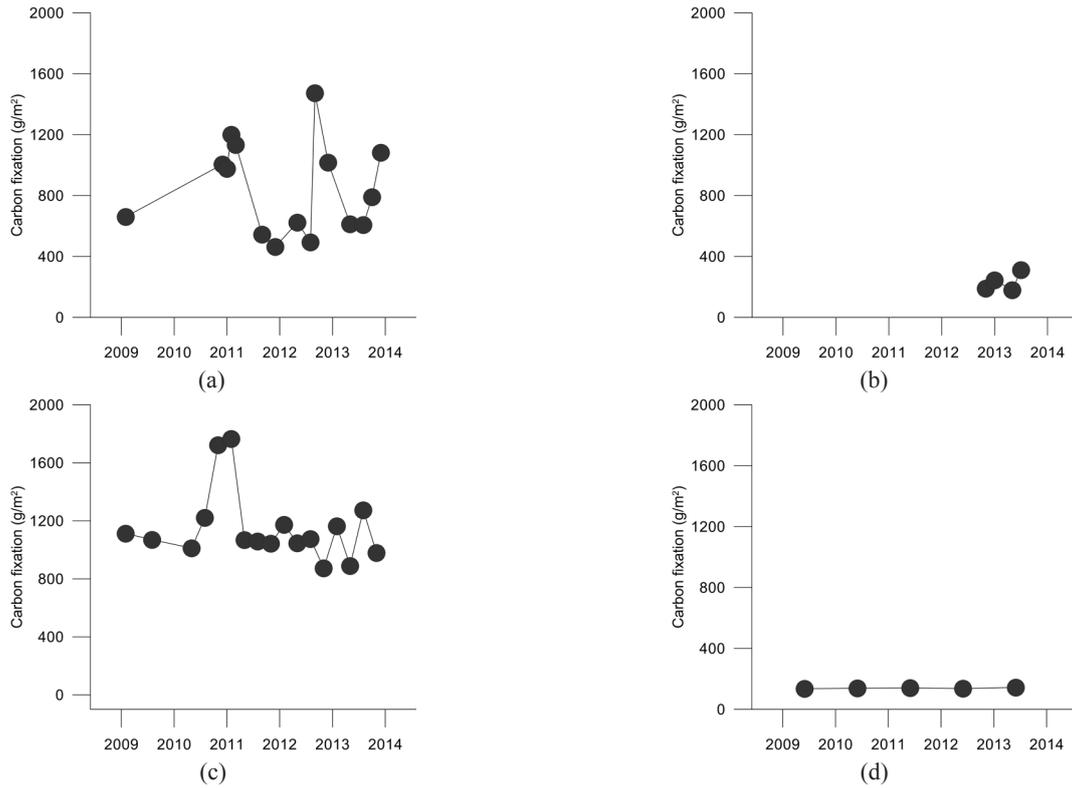


図-71 単位面積当たりの炭素貯留量 (g/m²) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

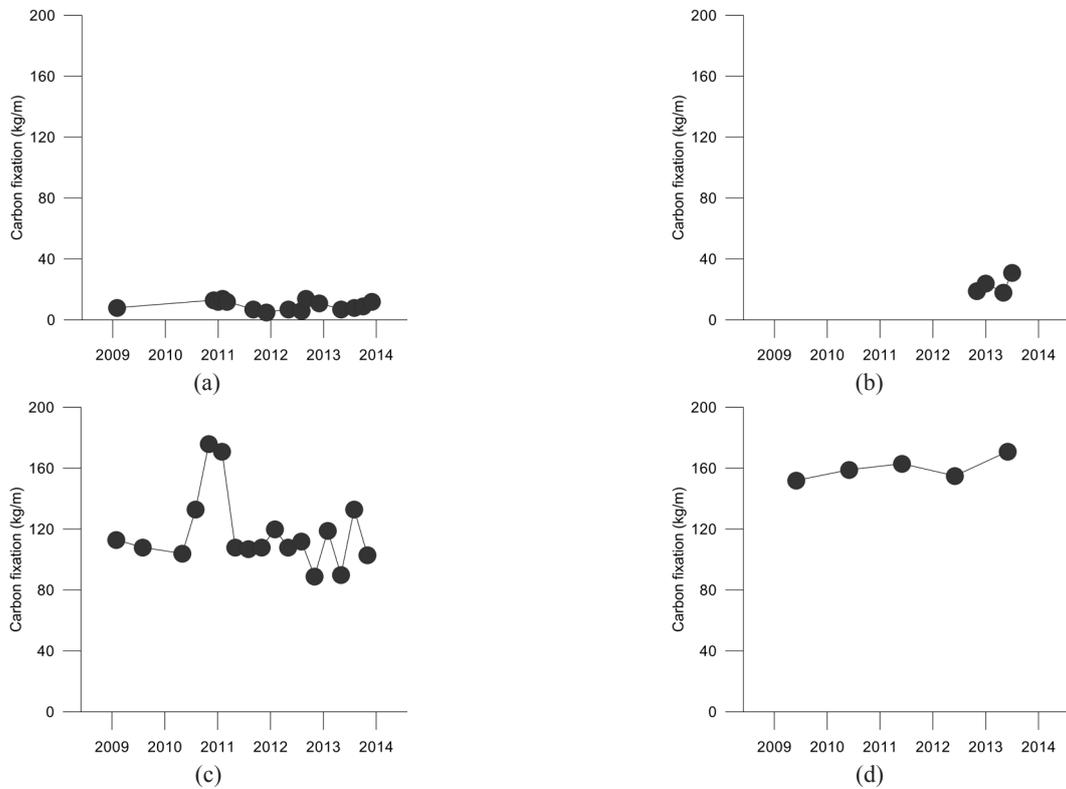


図-72 単位海岸線延長当たりの炭素貯留量 (kg/m) . (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表-98 単位面積当たりの炭素貯留量 ($X_{10-area}$) (g/m^2)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	661	1006	464	494	608
海の公園	—	—	—	190	180
多摩川河口干潟	1070	1012	1044	874	890
小櫃川河口干潟	136	139	141	137	144

表-99 単位面積当たりの炭素貯留の現況指数 ($x_{10-area}$)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.62	0.94	0.43	0.46	0.57
海の公園	—	—	—	0.18	0.17
多摩川河口干潟	1.00	0.95	0.98	0.82	0.83
小櫃川河口干潟	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13

表-100 単位海岸線延長当たりの炭素貯留量 ($X_{10-line}$) (kg/m)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	8	13	5	6	7
海の公園	—	—	—	19	18
多摩川河口干潟	108	104	107	89	90
小櫃川河口干潟	152	159	163	155	171

表-101 単位海岸線延長当たりの炭素貯留の現況指数 ($x_{10-line}$)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.05	0.07	0.03	0.04	0.04
海の公園	—	—	—	0.11	0.11
多摩川河口干潟	0.63	0.61	0.62	0.52	0.53
小櫃川河口干潟	0.89	0.93	0.96	0.91	1.00

b) 環境因子

定量的な環境因子である「貧酸素水塊の発生」は周辺海域の底層の DO 濃度データから、「一次生産の増大」は周辺海域における表層の Chl-a 濃度データから評価を行うため、2009年から2013年までのデータを収集した。潮彩の渚は、モニタリング調査データから（国交省横浜調査事務所、2009、2011a、2012a、2013a、2014a）、海の公園は、毎月実施されている公共用水域調査結果から（横浜市環境創造局、2009、2010、2011、2012、2013）、多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている水質調査データから収集し（国交省東京空港事務所、2008、2009a、2009b、2010a、2010b、2011、2012、2013a、2013b）、小櫃川河口干潟は、東京湾環境一斉調査のデータから収集した（東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議、

2009、2010、2011、2012、2013）。

そのほかの環境因子については、潮彩の渚では、国交省横浜調査事務所、海の公園では、横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟では、国交省京浜河川事務所、さらに周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は、木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

① 単位面積当たりの評価

炭素固定量について、調査年の中で最も低い値をその調査年の値として、単位面積当たりの実測値 ($X_{10-area}$) を

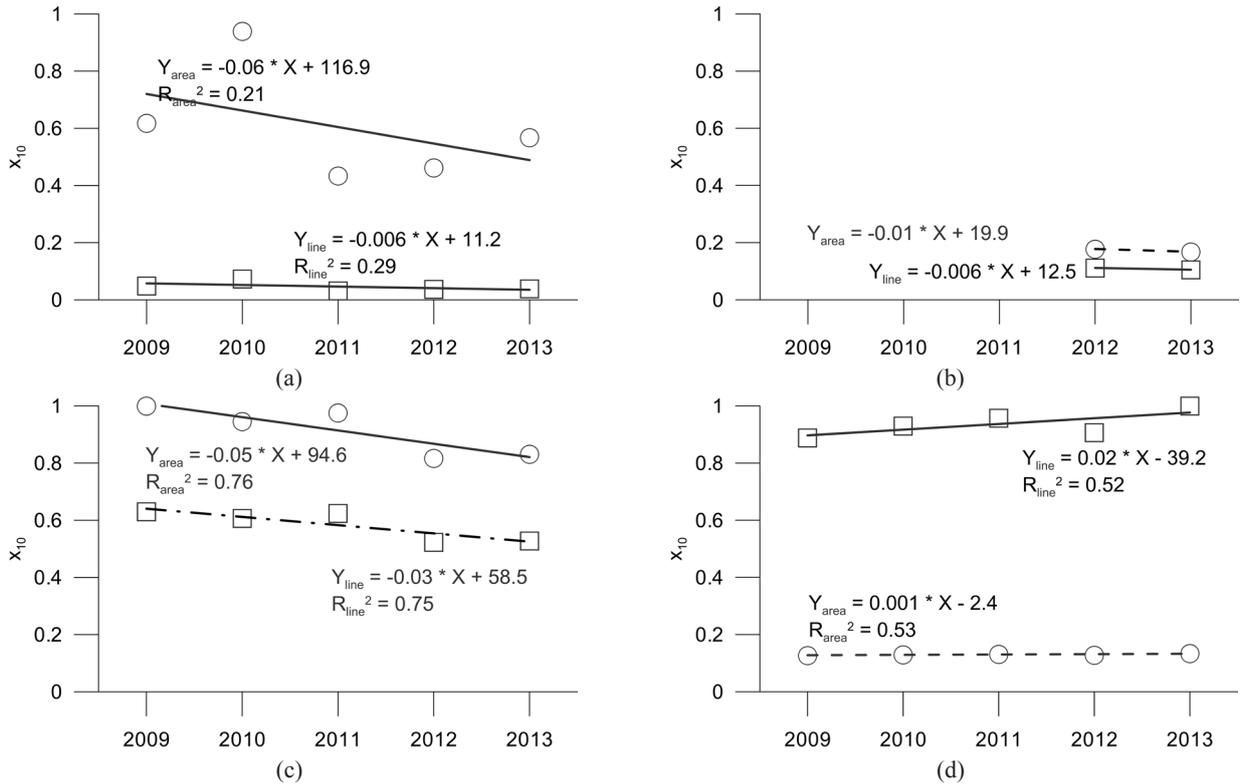


図-73 炭素貯留に対する現況指数 (x_{10}) の経年変化。(a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟. ○: 単位面積当たり, □: 単位海岸線延長当たり.

表-102 炭素貯留に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
単位面積当たりのトレンド指数	-0.29	-0.05	-0.23	0.01
単位海岸線延長当たりのトレンド指数	-0.03	-0.03	-0.14	0.10

算出した (表-98). 過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2009年の多摩川河口干潟の値 $1,070 \text{ g/m}^2$ を理想値 ($X_{10\text{-area,R}}$) とし、実測値を理想値で除して単位面積当たりの現況指数 ($x_{10\text{-area}}$) を求めた (表-99). 各干潟の現況指数を比較すると、多摩川河口干潟で最も高く0.83、潮彩の渚で0.57、海の公園は0.17、小櫃川河口干潟は0.13となった。

②単位海岸線延長当たりの評価

炭素固定量について、調査年の中で最も低い値をその調査年の値として、単位海岸線延長当たりの実測値 ($X_{10\text{-line}}$) を算出した (表-100). 過去5年間にわたり全ての干潟の中で、最も値の大きい2013年の小櫃川河口干潟の値 171 kg/m を理想値 ($X_{10\text{-line,R}}$) とし、実測値を理想値で除して単位海岸線延長当たりの現況指数 ($x_{10\text{-line}}$) を求めた (表-101). 評価年である2013年の各干潟の現況指数を

比較すると、小櫃川河口干潟で1.0となり最も高くなった。多摩川河口干潟が0.53で、海の公園は0.11、潮彩の渚は0.04となった。

b) トレンド指数

炭素固定量の時間変化の傾きを、直線近似を用いて求めた (図-73). 傾きに評価期間 (5年) をかけて、現況指数の近未来 (5年後) の増減量であるトレンド指数を算出した (表-102).

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚で-0.29、多摩川河口干潟で-0.23、海の公園で-0.05と減少傾向にあった。小櫃川河口干潟では0.01とわずかに増加傾向だった。

②単位海岸線延長当たりの評価

単位海岸線延長当たりのトレンド指数は、多摩川河口

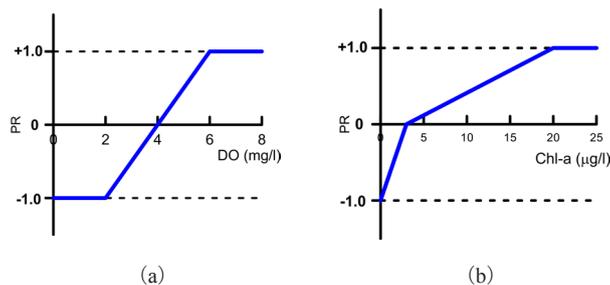


図-74 PR 指数の評価モデル. (a) DO 濃度, (b) Chl-a 濃度.

表-103 DO 濃度の最低値 (mg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	2.7	1.1	0.8	1.5	-1.00
海の公園	5.1	5.4	6.0	6.2	5.8	5.7	0.84
多摩川河口干潟	5.2	3.6	4.4	4.8	3.1	4.2	0.11
小櫃川河口干潟	5.1	2.2	2.8	4.8	3.1	3.6	-0.20

表-104 Chl-a 濃度の平均値 (μg/l), 5 年平均および PR 指数

干潟	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	5 年平均	PR 指数
潮彩の渚	—	—	7.4	12.8	6.3	8.8	0.34
海の公園	7.9	8.9	14.0	6.5	6.1	8.7	0.33
多摩川河口干潟	11.1	11.0	16.3	10.6	9.3	11.7	0.51
小櫃川河口干潟	13.3	—	12.5	—	—	12.9	0.58

干潟で -0.14, 潮彩の渚, 海の公園では -0.03 と減少傾向であった. 小櫃川河口干潟は 0.1 の増加傾向があった.

c) PR 指数

定量データである DO 濃度および Chl-a 濃度を, 評価モデルを作成して算出した (図-74).

DO 濃度に対する PR 指数は, 2.0 mg/l 以下を -1.0, 6.0 mg/l 以上を +1.0, 2 点の間は直線的に変化することとした. 収集した DO 濃度から各年の最低値を抽出し, 2009 年から 2013 年の評価期間の平均値における PR 指数を算出した. 4 つの干潟の中で, 潮彩の渚と小櫃川河口干潟の DO 濃度が 4.0 mg/l 以下となり, 貧酸素水塊が発生していたと評価され, PR 指数がマイナスになった. 特に潮彩の渚は 2.0 mg/l 以下で PR 指数は -1.0 となった (表-103).

Chl-a 濃度に対する PR 指数は, 0 μg/l の時に -1.0, 3.0 μg/l の時に 0, 20 μg/l 以上で +1.0, 0 ~ 3.0 μg/l, 3.0 ~ 20 μg/l はそれぞれの点を結ぶ直線で変動することとした. 収集した Chl-a 濃度の各年の平均値を計算し, 2009

年から 2013 年の評価期間の平均値から PR 指数を算出した. 4 つの干潟ともに Chl-a 濃度は, 3.0 μg/l 以上あり, PR 指数はプラスになった (表-104). Chl-a 濃度は, 底生生物中の炭素量においては, 一次生産として作用し, 堆積物中の炭素量としては, 有機物負荷として作用する.

①底生生物中の炭素量

底生生物の増加に影響する環境因子について, -1.0 から +1.0 の間で評価を行った (表-105).

潮彩の渚では, 一次生産の増大, 幼生の供給源 (近隣干潟の存在), 基盤環境の管理で正の点数, 貧酸素水塊の発生, 青潮の発生, 基盤の安定性で負の点数となり, 全環境因子の平均 PR 指数は -0.11 と 4 つの干潟で最も低い値となった (図-75). 負の点数となった要因として夏季の最低 DO 濃度の値が低く貧酸素水塊の発生があること, 青潮による生物の大量死が発生していること, 基盤の安定性が低いことがあった.

海の公園では, 全ての環境因子が正の点数であり, 全環境因子の平均 PR 指数は最も高い 0.53 であった. これは, 夏季の最低 DO 濃度の値が高く, 貧酸素水塊の発生

表 -105 炭素貯留に対する底生生物中の貯留量の PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
貧酸素水塊の発生	夏季の最低 DO < 2 mg/l	-1.0	-1.00	0.84	0.11	-0.20
	夏季の最低 DO < 6 mg/l	1.0				
青潮の発生	青潮の影響が確認されていない	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	青潮の影響が確認されている	-0.5				
一次生産の増大	年平均 Chl-a < 0 μg/l	-1.0	0.34	0.33	0.51	0.58
	年平均 Chl-a < 3 μg/l	0.0				
	年平均 Chl-a < 20 μg/l	1.0				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
基盤環境の管理	基盤の管理を実施している	0.5	0.50	0.50	-0.50	0.50
	基盤の管理を実施していない	-0.5				
平均 PR 指数			-0.11	0.53	0.27	0.40

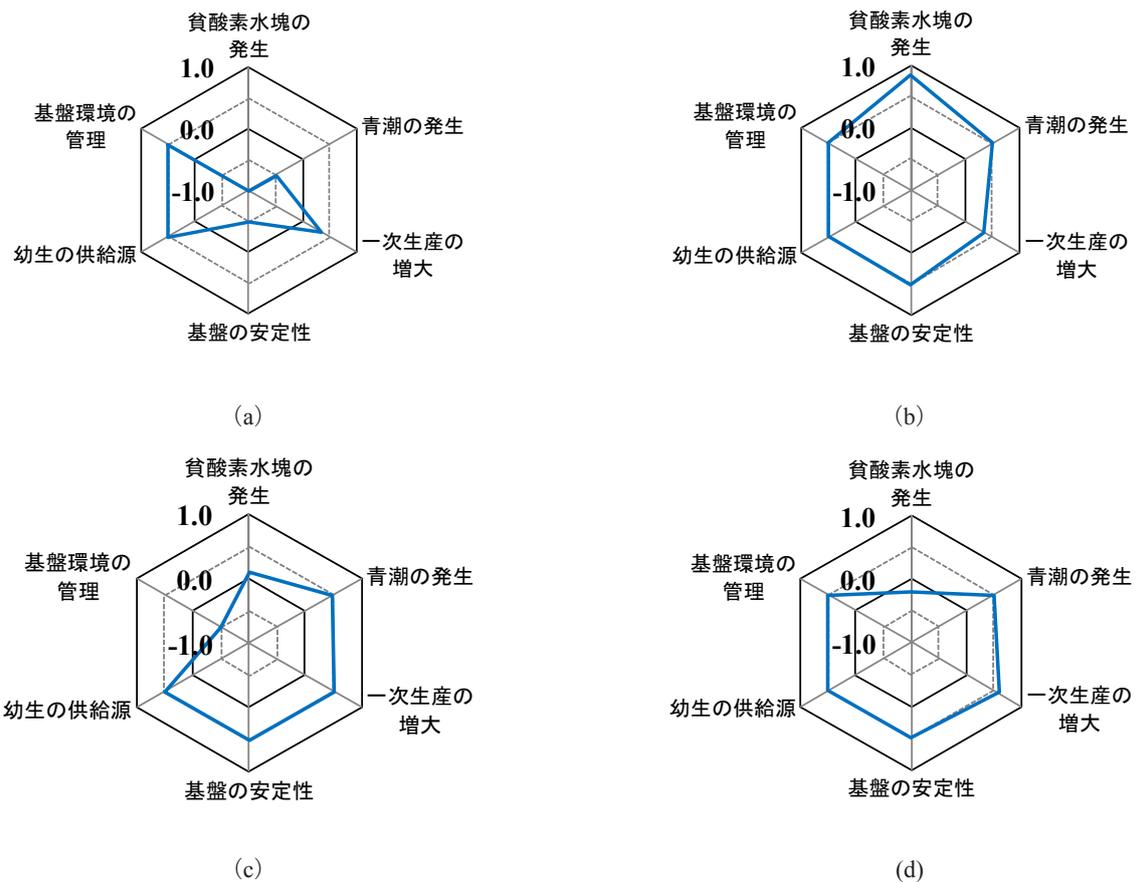


図 -75 炭素貯留に対する底生生物中の貯留量の PR 指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -106 炭素貯留に対する堆積物中の貯留量の PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
有機物負荷の増加	対象地点のうち最も高い年平均クロロフィル濃度 (過去5年内)	1.0	0.34	0.33	0.51	0.58
	年平均 Chl-a < 0 µg/l	-1.0				
生物の斃死	青潮や貧酸素水塊の発生による生物の斃死が確認されている	0.5	0.50	-0.50	0.50	-0.50
	青潮や貧酸素水塊の発生による生物の斃死が確認されていない	-0.5				
人為的な土壌環境の改変	有機物を土中に隔離する管理 (覆砂等) が行われている	0.5	0.50	-0.50	0.00	-0.50
	基盤環境の管理が行われていない	0				
	底質中の有機物分解を促進する基盤環境の管理が行われている	-0.5				
平均 PR 指数			0.21	-0.04	0.38	0.02

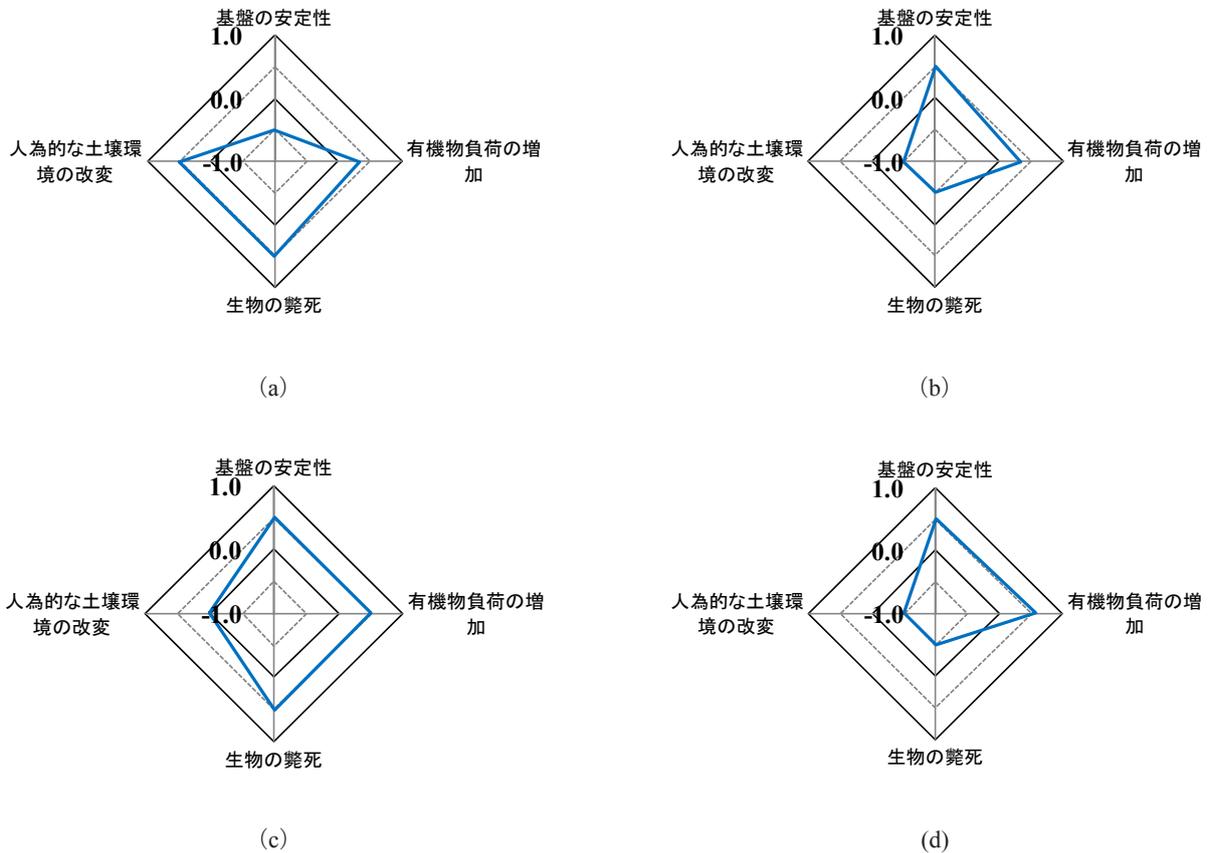


図 -76 炭素貯留に対する堆積物中の貯留量の PR 指数 . (a) 潮彩の渚 , (b) 海の公園 , (c) 多摩川河口干潟 , (d) 小櫃川河口干潟

表 -107 炭素貯留量における PR 指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
PR 指数	0.18	0.02	0.37	0.10

表 -108 単位面積当たりの評価に対する炭素貯留の指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-area})	0.57	0.17	0.83	0.13
トレンド指数 (T_{i-area})	-0.29	-0.05	-0.23	0.01
PR 指数 ($P_{ri-area}$)	0.18	0.02	0.37	0.10
近未来指数 ($X_{i-area,F}$)	0.49	0.16	0.80	0.14
評価値 (I_{i-area})	53.0	16.6	81.8	13.7

表 -109 単位海岸線延長当たりの評価に対する炭素貯留の指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (X_{i-line})	0.04	0.11	0.53	1.00
トレンド指数 (T_{i-line})	-0.03	-0.03	-0.14	0.10
PR 指数 ($P_{ri-line}$)	0.18	0.02	0.37	0.10
近未来指数 ($X_{i-line,F}$)	0.04	0.10	0.54	1.10
評価値 (I_{i-line})	4.0	10.5	53.5	100

がないこと、青潮の発生の報告がなく水環境が良好であることに加え、海水浴場として利用されるためにアオサの除去など基盤環境の管理が行われているためであった。

多摩川河口干潟では、貧酸素水塊の発生、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）で正の点数、基盤環境の管理で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.27 であった。管理団体が存在しないために基盤環境の管理は行われていないが、貧酸素水塊および青潮の発生がなく、餌となる Chl-a が豊富に存在し、幼生の供給源として機能している点が正の点数として評価された。

小櫃川河口干潟では、青潮の発生、一次生産の増大、基盤の安定性、幼生の供給源（近隣干潟の存在）、基盤環境の管理が正の点数、貧酸素水塊の発生が負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.40 であった。小櫃川河口干潟においては、夏季の DO 濃度が低下し貧酸素水塊が発生しているが、周辺環境は、青潮の発生はみられず、基盤は安定性していた。また、餌となる Chl-a 濃度が高く、幼生の供給源として機能しており、地元の漁業協同組合によって基盤環境の管理が実施されていることから点数が高くなった。

②堆積物中の炭素量

堆積物中の有機物貯留の増加に影響する環境因子について、-1.0 から +1.0 の間で評価を行い、環境因子の点数の平均である PR 指数をそれぞれ算出した（表 -106）。堆積物中の炭素量に関する PR 指数について、潮彩の渚では、有機物の負荷の増加、生物の斃死、人為的な土壌環境の改変で正の点数、基盤の安定性で負の点数となり、

PR 指数は 0.21 となった（図 -76）。底質の有機物を増加させる要因として、有機物負荷である Chl-a 濃度が高く、青潮や貧酸素水塊が発生しており生物の斃死による有機物が蓄積される環境であること、有機物を土中に隔離する覆砂が実施されていることがあげられる。

海の公園では、基盤の安定性、有機物の負荷の増加で正の点数、生物の斃死、人為的な土壌環境の改変で負の点数となり、PR 指数は -0.04 となった。有機物負荷である Chl-a 濃度が高いこと、基盤の安定が底質の有機物の増加に影響している。しかし、青潮や貧酸素水塊が発生していないため生物の斃死による有機物の蓄積はなく、有機物を底質中に隔離する覆砂等の管理が実施されていないことが底質の有機物の増加に対しては、抑制力として働いていた。

多摩川河口干潟では、全ての項目で 0 以上となり、PR 指数は 0.38 と最も高くなった。有機物負荷である Chl-a 濃度が高く、地形が安定していること、貧酸素水塊の発生で生物の斃死による有機物の蓄積が進むことが、底質中の有機物を増加させることに影響している。

小櫃川河口干潟では、基盤の安定性、有機物の負荷の増加で正の点数、生物の斃死、人為的な土壌環境の改変で負の点数となり、PR 指数は 0.02 となった。有機物負荷である Chl-a 濃度が高いこと、基盤の安定が底質の有機物の増加に影響していた。しかし、青潮や貧酸素水塊が発生していないため生物の斃死による有機物の蓄積はなく、底質中の有機物分解を促進する干潟の耕耘などの基盤環境の管理が行われていることが底質の有機物の増加に対しては、抑制力として働いている。

③平均 PR 指数

炭素固定量において、底生生物中の炭素量と堆積物中の炭素量の比率 9 : 1 を用いて、底生生物中の炭素量に対する PR 指数と堆積物中の炭素量に対する PR 指数の加重平均を求めた。PR 指数は、多摩川河口干潟が最も高く 0.37、潮彩の渚が 0.18、小櫃川河口干潟が 0.10 となり、海の公園が 0.02 と最も低くなった（表 -107）。

d) 近未来指数

現況指数，トレンド指数，PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した（表 -108，表 -109）。

①単位面積当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.57 であり、PR 指数は正の値であったが、トレンド指数が負の値であるために、近未来指数は 0.49 と現況指数よりも小さくなった。海の公園では、現況指数は 0.17、PR 指数は正の値であったが、トレンド指数が負の値であるために、近未来指数は 0.16 となった。多摩川河口干潟では、PR 指数は正の値であったが、トレンド指数が負の値であるために、近未来指数は 0.80 と現況指数 0.83 よりも小さくなった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 0.13 であり、トレンド指数、PR 指数がともに正の値であるために、近未来指数は 0.14 となった。

②単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚では、現況指数が 0.04、トレンド指数は負の値であったが、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.04 と現況指数と同じ値であった。海の公園では、現況指数は 0.11 であり、PR 指数は正の値であったが、トレンド指数が負の値であるために、近未来指数は 0.10 と小さくなった。多摩川河口干潟では、トレンド指数が負の値であったが、PR 指数が正の値であるために、近未来指数は 0.54 と現況指数 0.53 よりも大きくなった。小櫃川河口干潟では、現況指数が 1.00 であり、トレンド指数、PR 指数がともに正の値であるために、近未来指数は 1.10 となった。

e) 評価値

現況指数と近未来指数の平均から評価値を算出した（表 -108，表 -109）。

単位面積当たりの評価値は、多摩川河口干潟が 81.8 と高い値であった。潮彩の渚が 53.0、海の公園は 16.6、小櫃川河口干潟は 13.7 となった。単位海岸線延長当たりの評価値は、干潟の面積の大きな小櫃川河口干潟で 100 となり、多摩川河口干潟が 53.5、海の公園で 10.5、潮彩の渚では 4.0 となった。

3.11 生物多様性（多様度）

(1) 指標の設定

本節では、生物多様性のうち、多様度に関する項目を評価する。指標としては、多様度指数（Shannon-WienerのH'）を用いた。ここで、多様度指数は検討対象範囲を一つの場として捉え、各調査地点の合計値を用いたγ多様性により評価を行った。多様度指数は、干潟の面積に影響されないため、単位面積当たりの評価、および単位海岸線延長当たりの評価は行わなかった。

(2) 概念モデル

種の多様性の向上に影響する環境因子について概念モデルを作成した（図-77）。周辺環境の環境因子について、「外来生物の存在」、「基盤・生態系の劣化」は圧力として、「幼生の供給源（近隣干潟の存在）」は復元力として作用するとした。地盤環境の因子について、「基盤の安定性」は復元力として作用するとした。人による維持・管理の因子について、「種の保護活動」、「基盤環境の多様性」は復元力として作用するとした。各環境因子は、圧力としても復元力としても作用するため、例えば、「外来生物の存在」においては、「侵略的外来生物（ベントス）が確認される状態」を圧力として作用する状態とした（表-110）。

(3) 情報収集・整理

多様度指数を算出するために必要な2009年から2013年までの底生生物の調査結果を公共データから収集した（表-111）。潮彩の渚は、底質のモニタリング調査から（国交省横浜調査事務所、2009、2011a、2012a、2013a、2014a）、海の公園は、横浜川と海の生物の調査報告書（横浜市環境科学研究所、2010、2014）から収集した。多摩川河口干潟は、東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所、2008、2009a、2009b、2010a、2010b、2011、2012、2013a、2013b）、小櫃川河口干潟は、モニタリングサイト1000データの干潟調査データを収集した（環境省自然環境局生物多様性センター、2009、2010、2011、2012、2013）。各干潟における底生生物の調査結果より、生物の種類数および個体数から多様度指数（Shannon-WienerのH'）を整理した。底生生物調査の調査地点は、潮彩の渚では3地点、海の公園では3地点、多摩川河口干潟では4地点、小櫃川河口干潟では4地点のデータを用いた（図-78）。

定性的な環境因子である「外来生物の存在」、「基盤・生態系の劣化」、「基盤の安定性」、「幼生の供給源（近隣干潟の存在）」については、管理者に対するヒアリングを行った。潮彩の

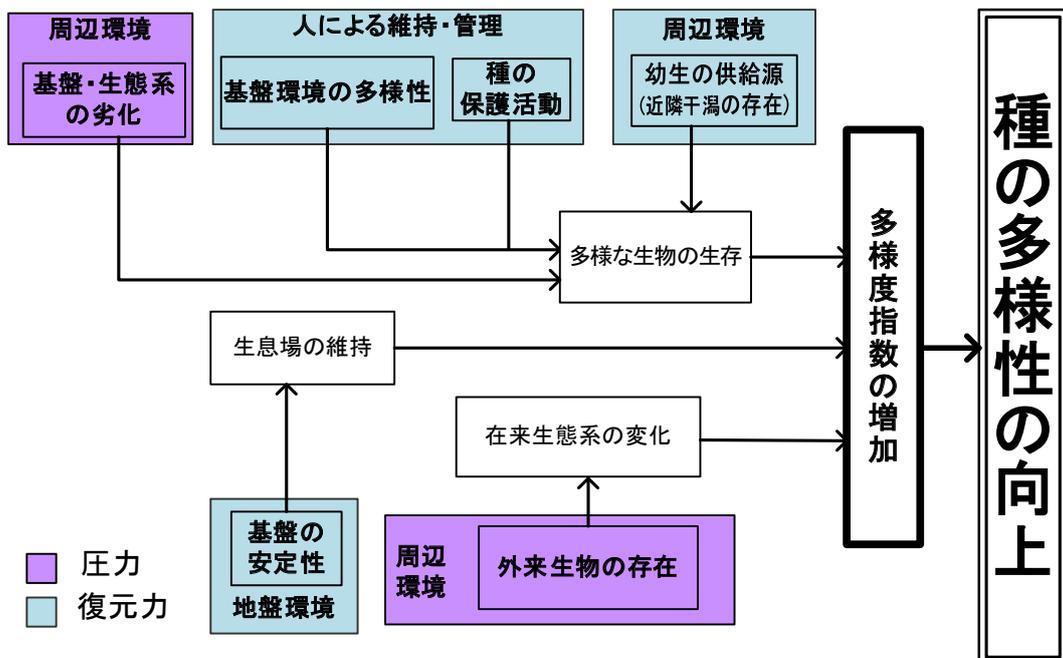


図-77 多様度に対する概念モデル

表 -110 多様度に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	外来生物の存在	侵略的外来生物（ベントス）が確認される状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭，生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源（近隣干潟の存在）	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	種の保護活動	種を保護するための活動や捕獲規制等が行われている状態
復元力	基盤環境の多様性	生物の多様化が進むような基盤環境の整備が行われている状態

表 -111 多様度に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	底生生物の多様度	底生生物種別個体数の2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013)
トレンド指数	底生生物の多様度の年変化率	底生生物種別個体数の2009～2012年データ				
PR 指数	外来生物の存在	外来生物の存在状況に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化に関する情報				
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報				
	幼生の供給源（近隣干潟の存在）	干潟への幼生の供給源に関する情報				
	種の保護活動	種の保護活動等に関する情報				
	基盤環境の多様性	基盤環境の多様化に関する取り組みの情報				

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

渚では，国交省横浜調査事務所，海の公園では，横浜市より管理を委託されている（公財）横浜市緑の協会にヒアリングを行った。多摩川河口干潟では，国交省京浜河川事務所，および周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は，木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

多様度指数は全ての地点においてほぼ2.0を上回っていた（図-79）。多摩川河口干潟はデータ数が多く，多様度も比較的高い傾向にあり2009年5月には多様度指数4.0を示した。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

多様度指数について，各年のデータを平均して実測値(X_{1i})を算出した（表-112）。過去5年間にわたり全ての干潟の中で，最も値の大きい2012年の小櫃川河口干潟の値3.46を理想値($X_{1i,R}$)とし，実測値を理想値で除して現況指数(x_{1i})を求めた（表-113）。各干潟の現況指数を比較すると，海の公園で0.90，多摩川河口干潟で0.89，潮彩の渚で0.83，小櫃川河口干潟で0.77と全ての干潟において比較的高い値となった。

b) トレンド指数

多様度指数の時間変化の傾きを，近似直線式を用いて

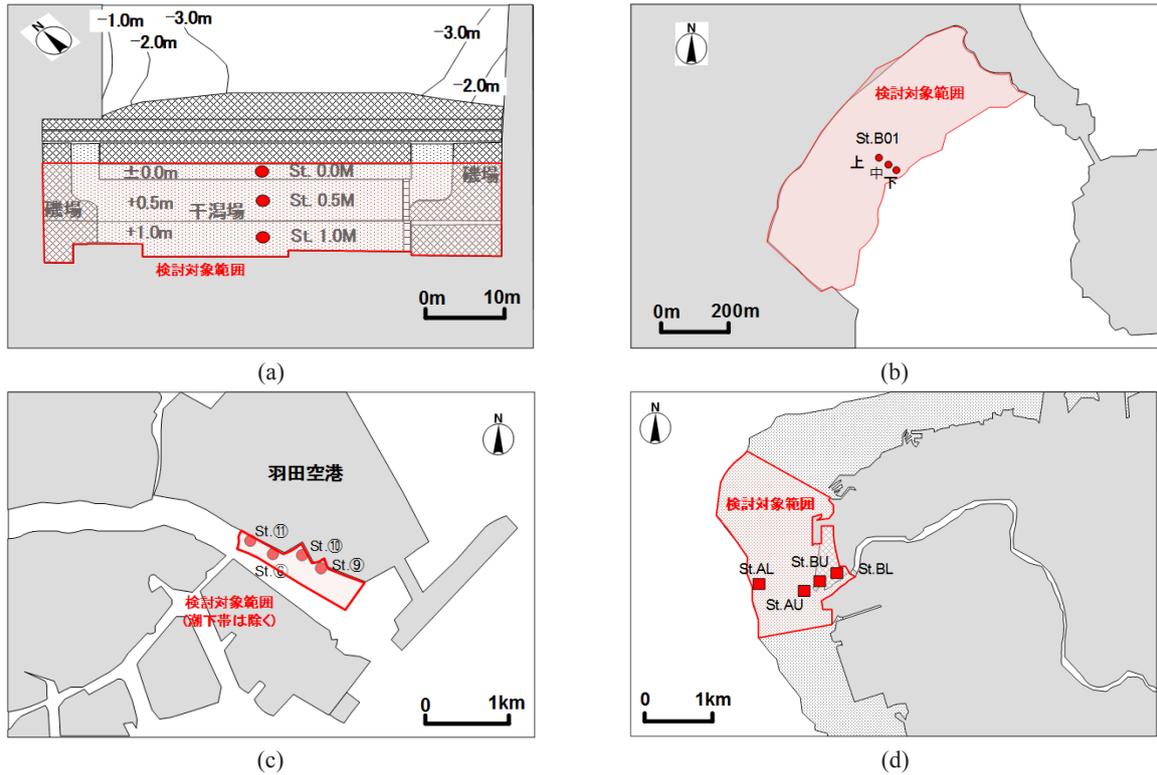


図-78 底生生物調査の調査位置図. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟. 図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している.

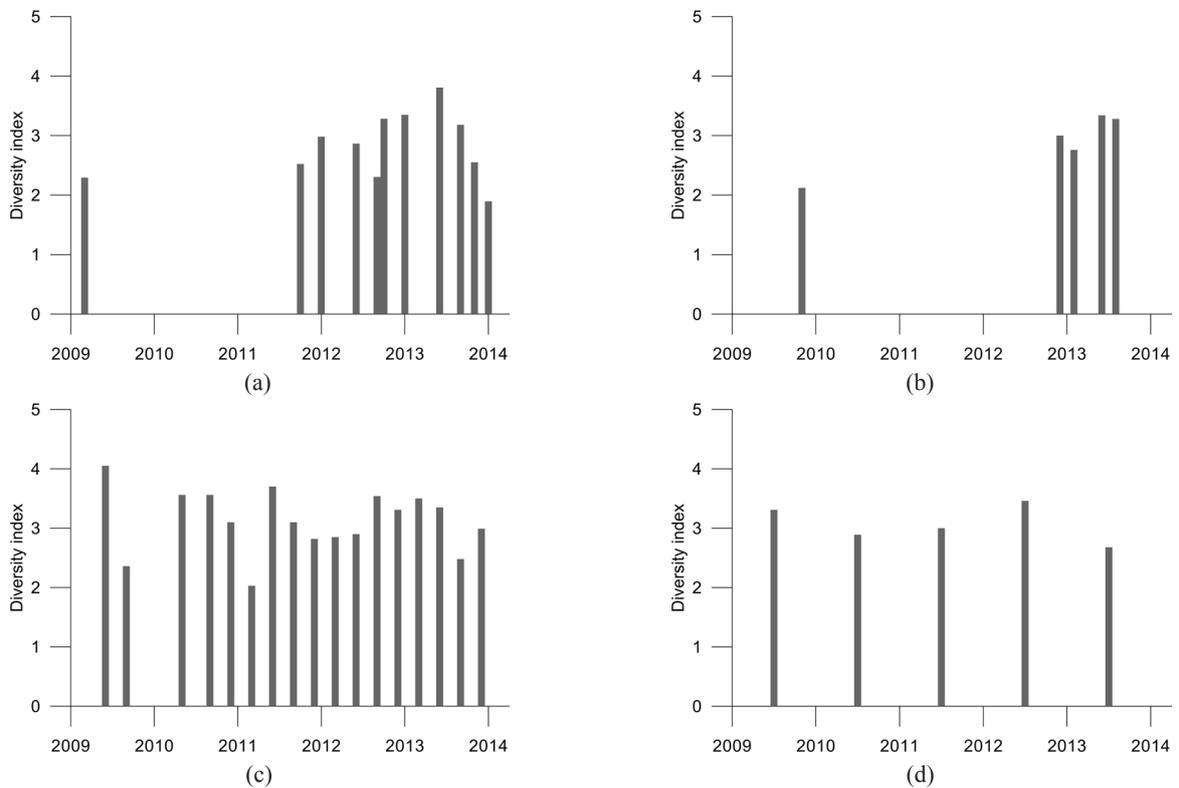


図-79 多様度指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -112 多様度指数 (X₁₁)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	2.29	—	2.75	2.95	2.86
海の公園	2.12	—	—	3.00	3.13
多摩川河口干潟	3.21	3.41	2.91	3.15	3.08
小櫃川河口干潟	3.31	2.89	3.00	3.46	2.68

表 -113 多様度に対する現況指数 (x₁₁)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.66	—	0.79	0.85	0.83
海の公園	0.61	—	—	0.87	0.90
多摩川河口干潟	0.93	0.98	0.84	0.91	0.89
小櫃川河口干潟	0.95	0.84	0.86	1.00	0.77

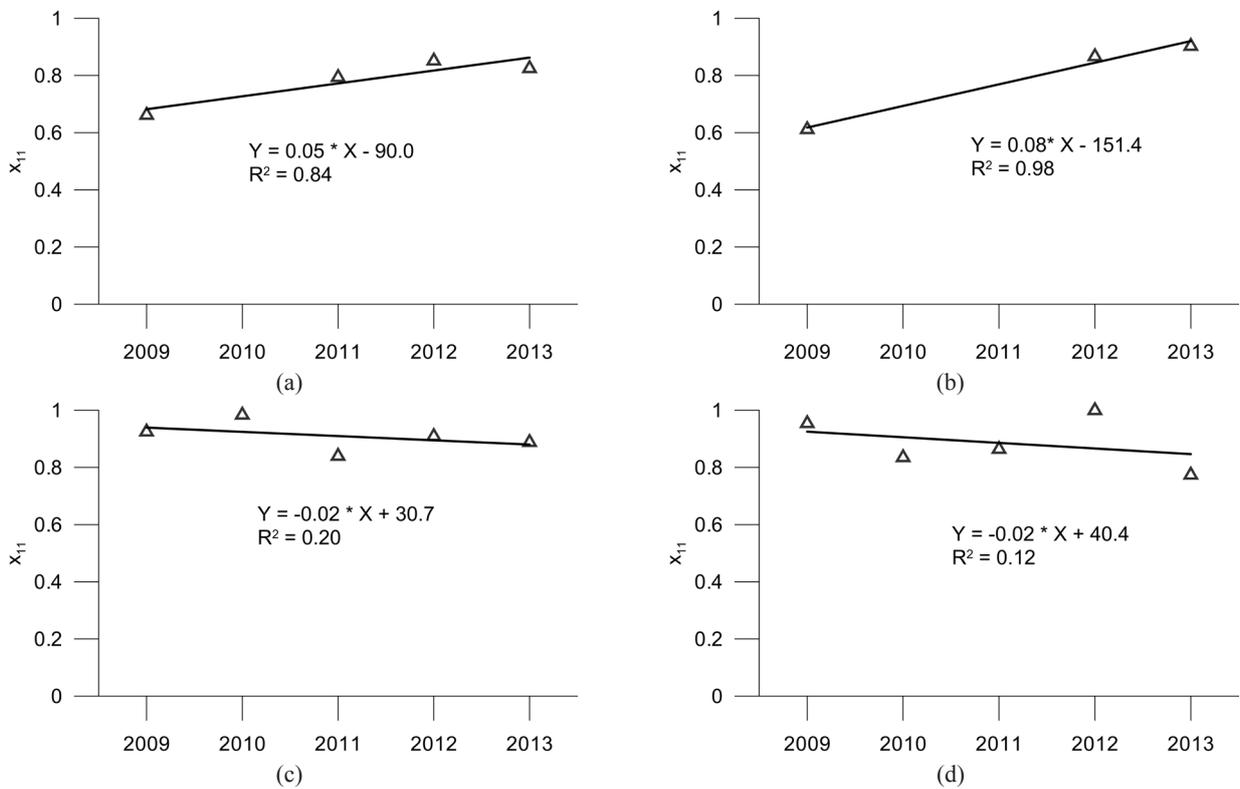


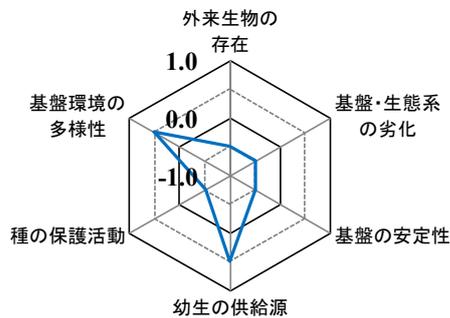
図 -80 多様度に対する現況指数 (x₁₁) の経年変化. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -114 多様度に対するトレンド指数

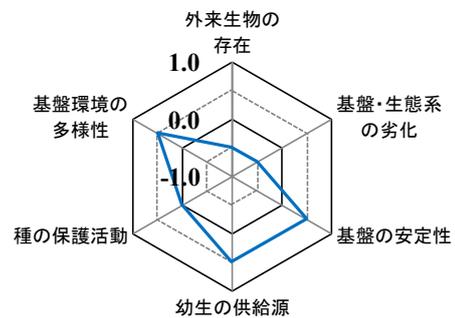
項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
トレンド指数	0.23	0.38	-0.07	-0.10

表 -115 多様度に対する PR 指数

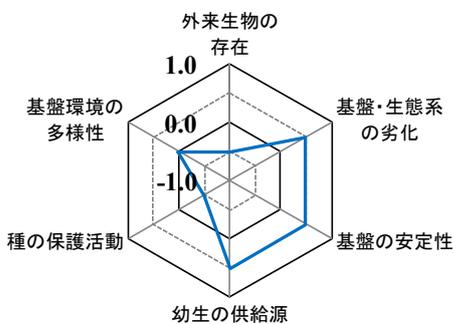
環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
外来生物の存在	外来生物が確認されていない	0.5	-0.50	-0.50	-0.50	-0.50
	外来生物が確認されている	-0.5				
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	-0.50	-0.50	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
種の保護活動	複数の種に対しての保護活動が行われている	0.5	-0.50	0.00	-0.50	0.50
	特定の種に対しての保護活動が行われている	0				
	特別な保護活動は行われていない	-0.5				
基盤環境の多様性	基盤環境の整備が行われている、または、行われる予定がある	0.5	0.50	0.50	0.00	0.00
	過去に基盤環境の整備が行われていない、かつ、予定もない	0				
	近年、生息場が減少するような行為があった、または、予定されている	-0.5				
平均 PR 指数			-0.17	0.08	0.08	0.25



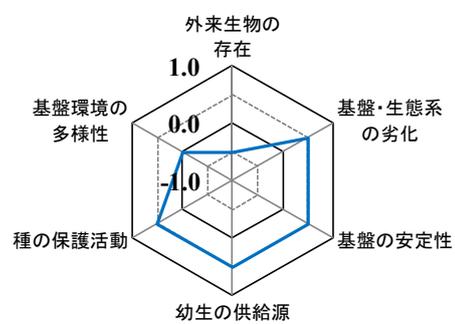
(a)



(b)



(c)



(d)

図 -81 多様度に対する PR 指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -116 多様度に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	0.83	0.90	0.89	0.77
トレンド指数 (T_i)	0.23	0.38	-0.07	-0.10
PR 指数 (P_{ii})	-0.17	0.08	0.08	0.25
近未来指数 ($x_{i,F}$)	0.90	1.16	0.87	0.79
評価値 (I_i)	86.5	100	87.9	78.1

求めた (図 -80). 傾きに評価期間 (5年) をかけて、現況指数の近未来 (5年後) の増減率であるトレンド指数を算出した (表 -114).

海の公園で最も高く 0.38, 潮彩の渚で 0.23 の増加傾向がみられた. 多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟は、それぞれ -0.07, -0.10 と減少傾向であった.

c) PR 指数

概念モデルで抽出した各環境因子について -1.0 から +1.0 の間で評価を行った (表 -115).

潮彩の渚では、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、基盤環境の多様性で正の点数、外来生物の存在、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は -0.17 と 4 つの干潟で最も低い値となった (図 -81). 負の点数となった要因として、地盤高さを維持するために砂の投入が行われており、基盤の安定性が低いことに加え、実証実験施設であるために特定生物種の保護活動が行われていないこと、青潮や貧酸素水塊の発生による基盤・生態系の劣化がみられることが挙げられる. なお、階段状の構造は、砂・岩などの多様な基質が存在し、生物の多様化を向上させるよう機能している点は正の点数として評価された.

海の公園では、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、基盤環境の多様性で正の点数、外来生物の存在、基盤・生態系の劣化で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.08 となった. 基盤は安定しており、潮干狩りの場所として賑わうために管理者によって種の保護活動が行われていた. 一方で、外来生物が存在し、アオサが一面に繁茂するなど基盤・生態系の劣化みられる点が負の評価であった.

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在) で正の点数、外来生物の存在、種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.08 であった. 基盤は安定し、幼生の供給源として機能しており、青潮や貧酸素水塊による基盤・生態系の劣化はみられない. しかし、管理団体

が存在しないために種の保護活動が行われておらず、外来生物の存在が確認されている点が負の評価であった.

小櫃川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、種の保護活動で正の点数、外来生物の存在で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.25 と 4 つの干潟で最も高い値であった. 基盤は安定し、幼生の供給源として機能しており、青潮や貧酸素水塊による基盤・生態系の劣化はみられなかった. また、地元の NPO 法人や漁業協同組合による種の保護活動が行われていることにより、点数が高くなった.

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した (表 -116).

潮彩の渚では、現況指数が 0.83 であり、トレンド指数が正の値であるため、PR 指数は負の値であったが、近未来指数は 0.90 と大きくなった. 海の公園は、現況指数は 0.90、トレンド指数、PR 指数がともに正の値であったため、近未来指数は 1.16 となり、現況指数よりも大きくなった. 多摩川河口干潟では、現況指数は 0.89 であったが、トレンド指数が負の値で有り、PR 指数も小さな正の値であったため、近未来指数は 0.87 と小さくなった. 小櫃川河口干潟では、トレンド指数は負の値であったが、PR 指数が正の値であったために、近未来指数は 0.79 で現況指数の 0.77 よりも大きくなった.

e) 評価値

海の公園で 100, 多摩川河口干潟で 87.9, 潮彩の渚で 86.5, 小櫃川河口干潟で 78.1 となった (表 -116). 全ての干潟において、70 を超える高い値となった.

表 -118 貴重種に対する環境因子と圧力または復元力が発生する状態

区分	環境因子	圧力または復元力が発生する状態
圧力	捕食・競合種の存在	貴重種に対する捕食・競合種が確認されている状態
圧力	外来生物の存在	侵略的外来生物（ベントス）が確認される状態
圧力	基盤・生態系の劣化	青潮や異臭，生物の異常発生といった基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている状態
復元力	基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積，圧密沈下等がなく安定している状態
復元力	幼生の供給源（近隣干潟の存在）	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟または人工干潟が存在する状態
復元力	種の保護活動	種を保護するための活動や捕獲規制等が行われている状態

表 -119 貴重種に対する収集データ

区分	項目	必要なデータ	収集データ			
			潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数	貴重種の出現数	底生生物種別個体数の2013年データ	(国交省横浜調査事務所*，2009，2011a，2012a，2013a，2014a)	(横浜市環境科学研究所，2010，2014)	(国交省東京空港事務所**，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b)	(環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013)
トレンド指数	貴重種の出現数数の年変化率	底生生物種別個体数の2009～2012年データ				
PR 指数	捕食・競合種の存在	貴重種に対する捕食・競合種の存在に関する情報	ヒアリング：国交省横浜調査事務所*	ヒアリング：(公財)横浜市緑の協会	ヒアリング：国交省京浜河川事務所***，大田漁業協同組合，川崎河川漁業協同組合	ヒアリング：千葉県水産総合研究センター，木更津市
	外来生物の存在	外来生物の存在状況に関する情報				
	基盤・生態系の劣化	干潟の基盤や生態系の劣化に関する情報				
	基盤の安定性	干潟における基盤の安定に関する情報				
	幼生の供給源（近隣干潟の存在）	干潟への幼生の供給源に関する情報				
	種の保護活動	貴重種の保護活動等に関する情報				

* 国土交通省 関東地方整備局 横浜港湾空港技術調査事務所，** 国土交通省 関東地方整備局 東京空港整備事務所，*** 国土交通省 関東地方整備局 京浜河川事務所

護活動」は，復元力して作用するとした。各環境因子は，圧力としても復元力としても作用するため，例えば，「捕食・競合種の存在」においては，「貴重種に対する捕食・競合種が確認されている状態」を圧力として作用する状態とした（表 -118）。

(3) 情報収集・整理

貴重種の出現種数を算出するために必要な2009年から2013年までの底生生物の調査結果を公共データから収集した（表 -119）。潮彩の渚は，底質のモニタリング調査から（国交省横浜調査事務所，2009，2011a，2012a，2013a，2014a），海の公園は，横浜川と海の生物の調査報

告書（横浜市環境科学研究所，2010，2014）から収集した。多摩川河口干潟は，東京国際空港周辺海域現況調査の中で行われている底生生物調査データを用い（国交省東京空港事務所，2008，2009a，2009b，2010a，2010b，2011，2012，2013a，2013b），小櫃川河口干潟は，モニタリングサイト1000データの干潟調査データを収集した（環境省自然環境局生物多様性センター，2009，2010，2011，2012，2013）。各干潟における底生生物の調査結果より，絶滅危惧種カテゴリー別に貴重種の出現種数を整理した。底生生物調査の調査地点は，潮彩の渚では3地点，海の公園では3地点，多摩川河口干潟では4地点，小櫃川河口干潟では4地点のデータを用いた（図 -83）。

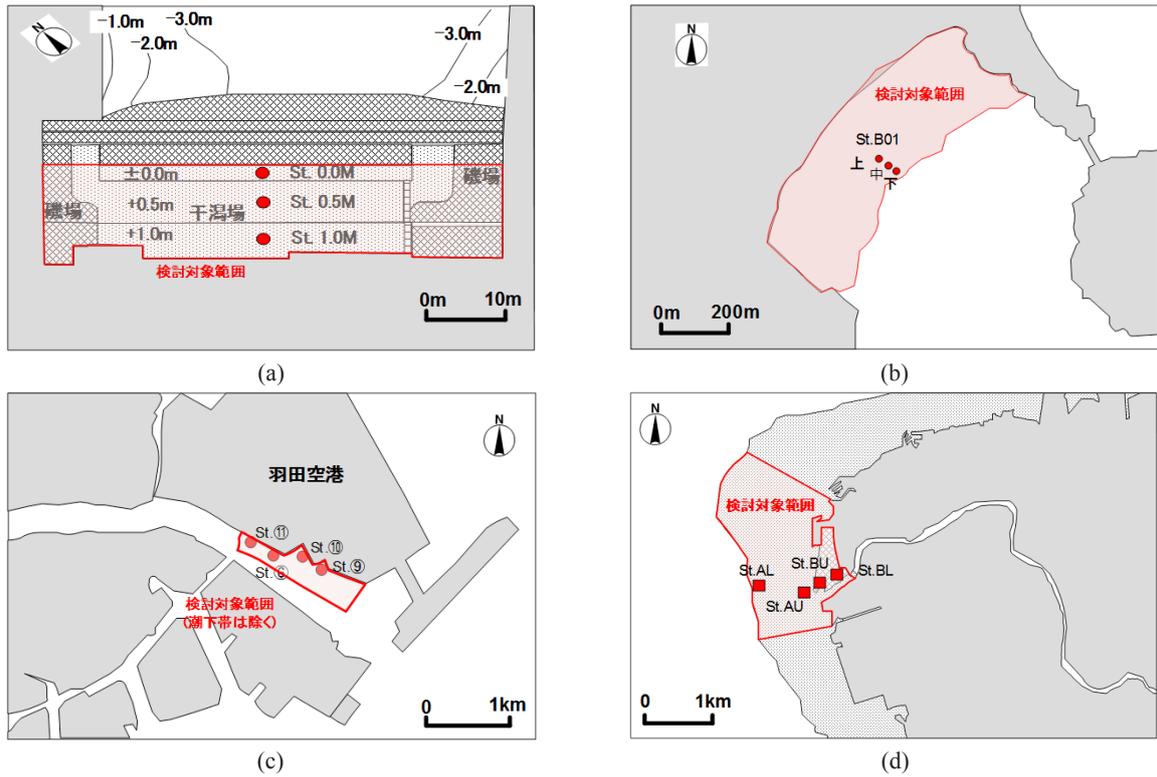


図-83 底生生物調査の調査位置図. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟. 図中の調査地点名は参考文献と同じ地点名を示している.

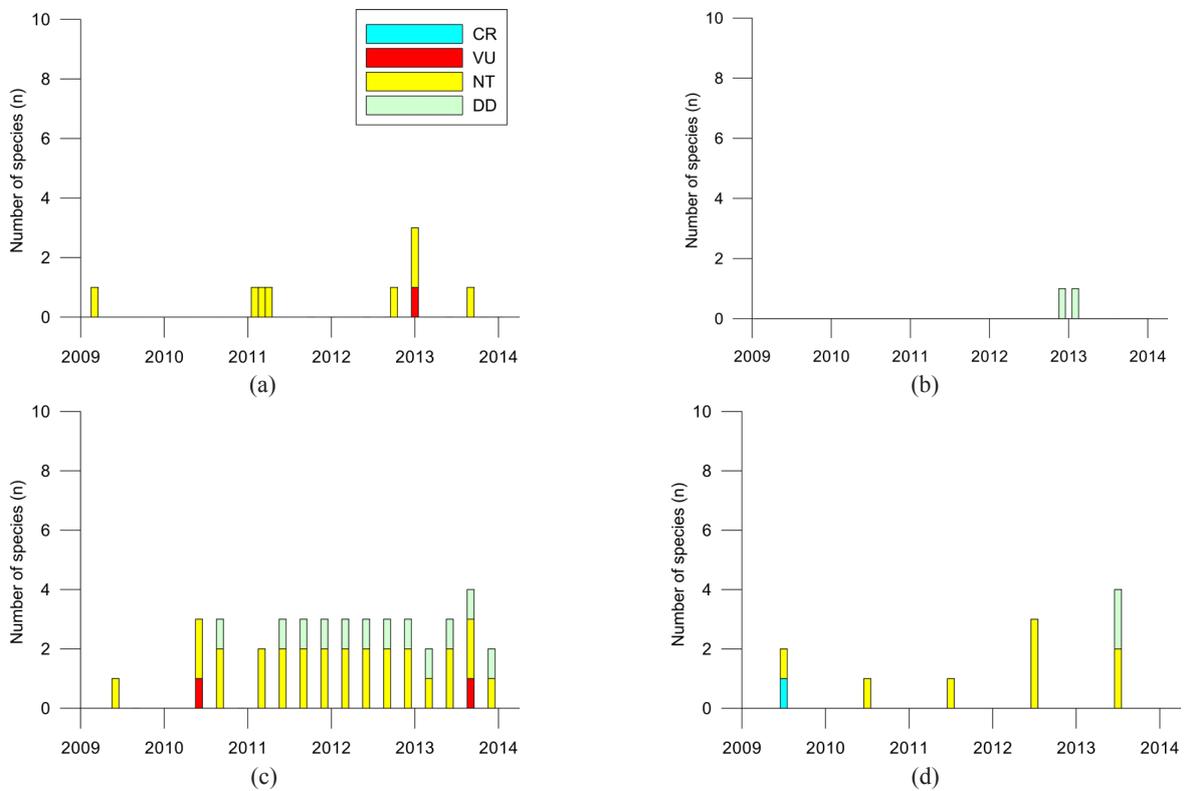


図-84 貴重種の出現数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -120 各干潟における貴重種の出現種

門	種名	学名	絶滅危惧カテゴリー	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
軟体動物門	サキグロタマツメタ	<i>Euspira fortunei</i>	絶滅危惧 IA 類 (CR)				●
	ハマグリ	<i>Meretrix lusoria</i>	絶滅危惧 II 類 (VU)	●			
	ヒメマスオガイ	<i>Cyptomya busoensis</i>	絶滅危惧 II 類 (VU)			●	
	ウミゴマツボ	<i>Stenothyra edogawensis</i>	準絶滅危惧 (NT)	●		●	
	ヤマトシジミ	<i>Corbicula japonica</i>	準絶滅危惧 (NT)			●	●
	サクラガイ	<i>Nitidotellina nitidula</i>	準絶滅危惧 (NT)			●	
	オオノガイ	<i>Mya arenaria oonogai Makiyama</i>	準絶滅危惧 (NT)	●	●	●	
	オチバガイ	<i>Psammotaea virescens</i>	準絶滅危惧 (NT)	●			
	キュウシュウナミノコ	<i>Latona kiusiuensis</i>	準絶滅危惧 (NT)	●			
	イボキサゴ	<i>Umbonium moniliferum</i>	準絶滅危惧 (NT)				●
	ガタヅキ	<i>Arthritica reikoe</i>	情報不足 (DD)			●	
節足動物門	マメコブシガニ	<i>Philyra pisum</i>	準絶滅危惧 (NT)	●	●	●	
	オサガニ	<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	準絶滅危惧 (NT)				●
	テナガツノヤドカリ	<i>Diogenes nitidimanus</i>	準絶滅危惧 (NT)				●
半索動物門	ミサキギボシムシ	<i>Balanoglossus misakiensis</i>	情報不足 (DD)			●	

定性的な環境因子である「捕食・競合種の存在」, 「外来生物の存在」, 「基盤・生態系の劣化」, 「基盤の安定性」, 「幼生の供給源(近隣干潟の存在)」, および「種の保護活動」については, 管理者に対するヒアリングを行った。潮彩の渚では, 国交省横浜調査事務所, 海の公園では, 横浜市より管理を委託されている(公財)横浜市緑の協会, 多摩川河口干潟では, 国交省京浜河川事務所および周辺の漁業協同組合である大田漁業協同組合と川崎河川漁業協同組合にヒアリングを行った。小櫃川河口干潟は, 木更津市および調査研究を行っている千葉県水産総合研究センターに対するヒアリングにより情報を収集した。

貴重種の種数は, 多摩川河口干潟が安定的に多くみられ, 2013年8月には最大4種の貴重種が確認された(図-84)。全体としては準絶滅危惧(NT)の占める割合が大きかったが, 絶滅危惧II類(VU)や情報不足(DD)もみられた。また, 小櫃川河口干潟では2009年6月に絶滅危惧IA類(CR)が1種確認されたが, これはタマガイ科のサキグロタマツメタであった(表-120)。

(4) 評価値の算出

a) 現況指数

貴重種の出現種数について, 絶滅危惧種カテゴリーによる重み付けを行った各年のデータを平均して, 実測値

(X_{12}) を算出した(表-121)。過去5年間にわたり全ての干潟の中で, 最も値の大きい2009年, 2012年, 2013年の小櫃川河口干潟の値が1.20で同じになっており, これを理想値($X_{12,R}$)とし, 実測値を理想値で除して現況指数(x_{12})を求めた(表-122)。各干潟の現況指数を比較すると, 小櫃川河口干潟で1.0, 多摩川河口干潟で0.94と自然干潟の2つが高い値となっており, 海の公園では0.11, 潮彩の渚で0.08となった。

b) トレンド指数

各干潟の多様度指数の時間変化の傾きを, 直線近似を用いて求めた(図-85)。傾きに評価期間(5年)をかけて, 現況指数の近未来(5年後)の増減量であるトレンド指数を算出した(表-123)。

多摩川河口干潟で最も高く0.80, 小櫃川河口干潟で0.33, 海の公園で0.24の増加傾向がみられた。潮彩の渚は, -0.04とわずかに減少傾向であった。

c) PR指数

概念モデルで抽出した各環境因子について-1.0から+1.0の間で評価を行った(表-124)。

潮彩の渚では, 幼生の供給源(近隣干潟の存在)で正の点数, 捕食・競合種の存在, 外来生物の存在, 基盤・

表 -121 貴重種の絶滅危惧種カテゴリーによる重み付けスコア (X₁₂)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.40	0.00	0.24	0.50	0.10
海の公園	0.00	—	—	0.40	0.13
多摩川河口干潟	0.20	0.87	0.95	0.92	1.13
小櫃川河口干潟	1.20	0.40	0.40	1.20	1.20

表 -122 貴重種に対する現況指数 (x₁₂)

干潟	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年
潮彩の渚	0.33	0.00	0.20	0.42	0.08
海の公園	0.00	—	—	0.33	0.11
多摩川河口干潟	0.17	0.72	0.79	0.77	0.94
小櫃川河口干潟	1.00	0.33	0.33	1.00	1.00

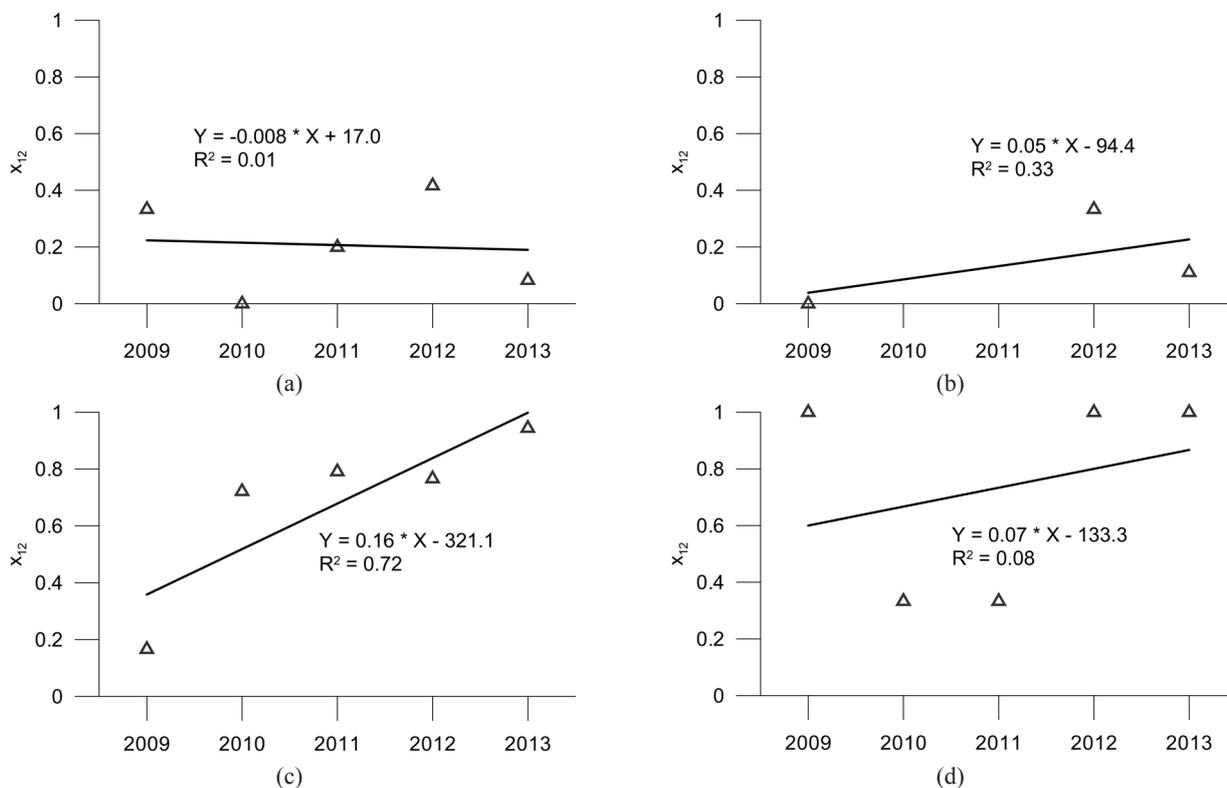


図 -85 貴重種に対する現況指数 (x₁₂) の経年変化. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -123 貴重種に対するトレンド指数

項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
トレンド指数	-0.04	0.24	0.80	0.33

表 -124 貴重種に対する PR 指数

環境因子	状態	点数	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
捕食・競合種の存在	捕食・競合種が確認されていない	0.5	-0.5	0.0	-0.5	0.0
	捕食・競合種が確認されており、対策が講じられている	0.0				
	捕食・競合種が確認されており、対策が講じられていない	-0.5				
外来生物の存在	外来生物が確認されていない	0.5	-0.50	-0.50	-0.50	-0.50
	外来生物が確認されている	-0.5				
基盤・生態系の劣化	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されていない	0.5	-0.50	-0.50	0.50	0.50
	基盤環境や生態系劣化に伴う事象が確認されている	-0.5				
基盤の安定性	基盤が安定している	0.5	-0.50	0.50	0.50	0.50
	基盤が安定していない	-0.5				
幼生の供給源 (近隣干潟の存在)	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50
	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5				
種の保護活動	複数の種に対する保護活動が行われている	0.5	-0.50	0.00	-0.50	0.50
	特定の種に対する保護活動が行われている	0				
	特別な保護活動は行われていない	-0.5				
平均 PR 指数			-0.33	0.00	0.00	0.25

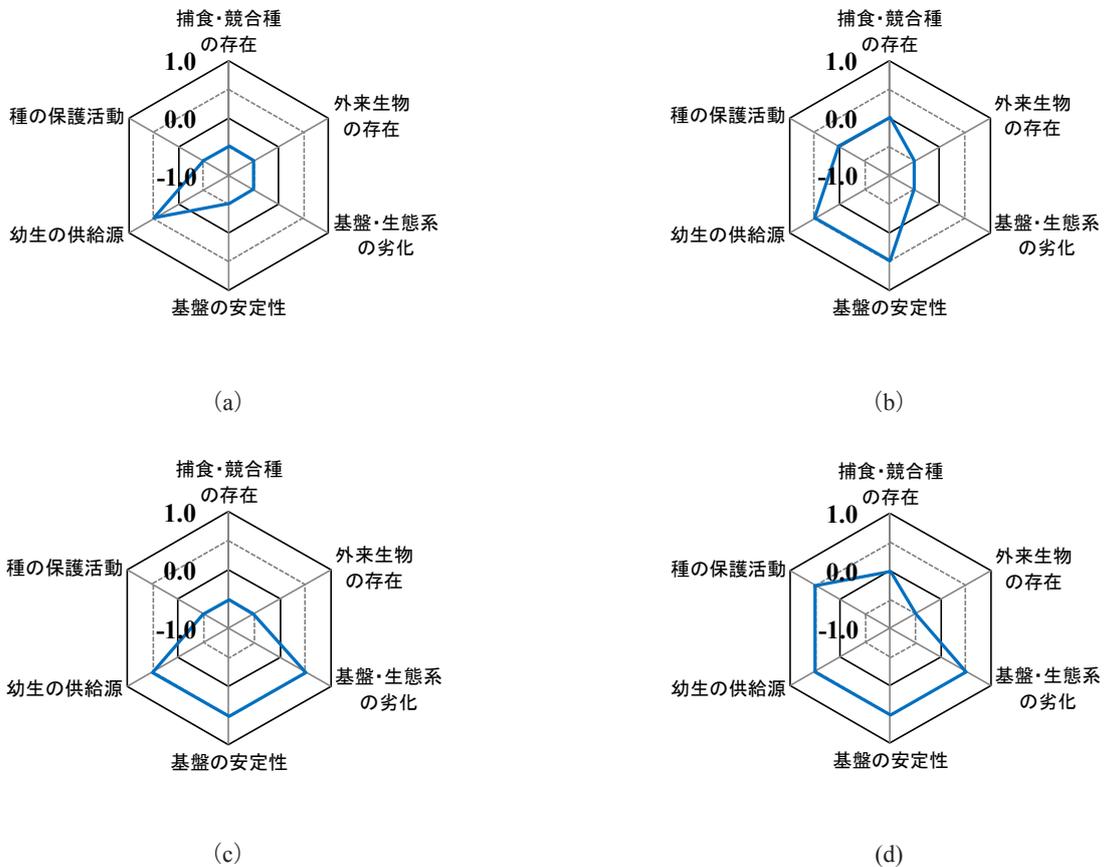


図 -86 貴重種に対する PR 指数. (a) 潮彩の渚, (b) 海の公園, (c) 多摩川河口干潟, (d) 小櫃川河口干潟.

表 -125 貴重種に対する各指数および評価値

評価項目	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
現況指数 (x_i)	0.08	0.11	0.94	1.00
トレンド指数 (T_i)	-0.04	0.24	0.80	0.33
PR 指数 (P_{ii})	-0.33	0.00	0.00	0.25
近未来指数 ($x_{i,F}$)	0.07	0.13	1.45	1.31
評価値 (I_i)	7.8	12.0	100	100

生態系の劣化、基盤の安定性、種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は -0.33 になり、4 つの干潟で最も低い値となった (図 -86)。負の点数となった要因として、地盤高さを維持するために砂の投入が行われており、基盤の安定性が低いことに加え、実証実験施設であるために特定生物種の保護活動が行われていないこと、外来生物が存在すること、青潮や貧酸素水塊の発生による基盤・生態系の劣化がみられることが挙げられる。

海の公園では、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在) で正の点数、外来生物の存在、基盤・生態系の劣化で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.00 となった。基盤は安定しており、幼生の供給源となっている。また、潮干狩りや海水浴の人で賑わうために管理者によって種の保護活動が行われていた。一方で、外来生物が存在し、アオサが一面に繁茂するなど基盤・生態系の劣化がみられる点が負の評価であった。

多摩川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在) で正の点数、捕食・競合種の存在、外来生物の存在、種の保護活動で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.00 であった。基盤は安定し、幼生の供給源として機能しており、青潮や貧酸素水塊による基盤・生態系の劣化はみられない。しかし、管理団体が存在しないために種の保護活動が行われておらず、外来生物の存在が確認されている点が負の評価であった。

小櫃川河口干潟では、基盤・生態系の劣化、基盤の安定性、幼生の供給源 (近隣干潟の存在)、種の保護活動で正の点数、外来生物の存在で負の点数となり、全環境因子の平均 PR 指数は 0.25 と 4 つの干潟で最も高い値となった。基盤は安定し、幼生の供給源として機能しており、青潮や貧酸素水塊による基盤・生態系の劣化はみられなかった。また、地元の NPO 法人や漁業協同組合による種の保護活動が行われていることにより、点数が高くなった。

d) 近未来指数

現況指数、トレンド指数、PR 指数から各干潟の近未来指数を算出した (表 -125)。

潮彩の渚では、現況指数が 0.08 であり、トレンド指数、PR 指数が負の値であるため、近未来指数は 0.07 となった。海の公園では、現況指数は 0.11 であり、トレンド指数が正の値であるために、近未来指数は 0.13 となり、現況指数よりも大きくなった。多摩川河口干潟では、現況指数は 0.94 であり、トレンド指数が正の値であるために、近未来指数は 1.45 と大きくなった。小櫃川河口干潟においても、トレンド指数、PR 指数がともに正の値であるために、近未来指数は 1.31 で現況指数の 1.00 よりも大きくなった。

e) 評価値

多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟の 2 つで 100 となった (表 -125)。海の公園で 12.0、潮彩の渚で 7.8 であった。自然干潟において高い値となった。

4. 定量化評価のまとめ

3章で定量化した各サービスの点数を整理し、各サービスに対する干潟間の比較およびその結果に基づく各干潟の特徴について示す(表-126)。各指標の定量化の過程において、4つの干潟に対して共通の理想値を用いているため、評価値の干潟間の比較が可能である。しかし、現段階では、各サービスの重み付けは検討していないため、サービス間の値の大小は議論しない。

4.1 各サービスに対する各干潟の特徴

(1) 食料供給

a) 単位面積当たりの評価

潮彩の渚で8.1、海の公園で3.4、多摩川河口干潟で6.8、小櫃川河口干潟で3.8と、全ての干潟で10点以下の低い値となった。4つの干潟で点数が低くなった要因は、理想値として設定した2010年の潮彩の渚の水産有用種の湿重量が、アサリの大量発生による突出した値であったためである。最も値が大きかった潮彩の渚は、最も値が小さかった海の公園に比べ、2.4倍の食料供給機能を有していると評価できる。これは潮彩の渚の質の高さを示している。

b) 単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚で3.3、海の公園で12.9、多摩川河口干潟で30.0、小櫃川河口干潟で85.1となった。単位面積当たりの評価では最大と最小の差は2.4倍であったが、単位海岸線延長当たりの評価では最大の小櫃川河口干潟と最小の潮彩の渚では26倍の差があった。単位海岸線延長当たりの評価では、岸沖方向に大きな干潟が高い評価値となり、岸沖方向に小さな干潟は低い評価値となる。

(2) 海岸保護

潮彩の渚で81.2、海の公園で96.4、多摩川河口干潟で85.1、小櫃川河口干潟で94.3と、4つの干潟共に比較的に高い値となった。4つの干潟に大きな差はなかったが、岸沖方向に長い緩傾斜の地形を持つ海の公園および小櫃川河口干潟が相対的に高い値を示した。

(3) 親水利用(観光・レクリエーション)

a) 単位面積当たりの評価

潮彩の渚で0、海の公園で78.7、多摩川河口干潟で0.3、小櫃川河口干潟で0.3となった。都市部に近くアクセスの良い海の公園の値は高く、アクセスが良くない小櫃川河口干潟や駐車場がない多摩川河口干潟の値は低かった。

潮彩の渚は実証実験施設であり、親水利用目的では解放していないため、評価値は0となった。

b) 単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚で0、海の公園で78.7、多摩川河口干潟で0.1、小櫃川河口干潟で3.0となった。単位面積当たりの評価の結果と比べると、海の公園の値が大きいため目立たないが、多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟の比が、1から30へと大きく変わっていた。観光・レクリエーションにおいても、小櫃川河口の干潟規模のスケール効果は大きかった。

(4) 親水利用(環境教育)

潮彩の渚で40.3、海の公園で66.8、多摩川河口干潟で0.0、小櫃川河口干潟で39.4となった。多摩川河口干潟では、環境教育が行われていないため、0点となった。干潟規模が小さい潮彩の渚は、海の公園よりは評価値が小さいものの、干潟規模が大きい小櫃川河口干潟より評価値が大きく、環境教育の場としての評価は比較的に高かった。

(5) 親水利用(研究)

潮彩の渚で64.7、海の公園で14.5、多摩川河口干潟で75.1、小櫃川河口干潟で70.8となった。親水利用の観光・レクリエーションおよび教育に対して評価が高かった海の公園は、研究に対しては最も評価が低かった。逆に、多摩川河口干潟は、教育に対しては0であったが、研究に対しては最も高い値だった。潮彩の渚は、教育と同様に、干潟規模が小さいながらも、最も高い多摩川河口干潟の75.1に近い値であり、研究の場としての評価は比較的に高かった。

(6) 地域密着性(昔ながらの特別な場)

潮彩の渚(造成干潟)で0、海の公園(造成干潟)で0、多摩川河口干潟(自然干潟)で50.8、小櫃川河口干潟(自然干潟)で80.0となった。この結果は、造成干潟と自然干潟で大きく分かれた。自然干潟の多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟間では、小櫃川河口干潟の方が相対的に高い評価だった。

(7) 地域密着性(日々の憩いの場)

潮彩の渚で0、海の公園で100、多摩川河口干潟で3.2、小櫃川河口干潟で2.8となった。潮彩の渚は実証実験施設であり、一般に解放されていないため、評価値は0となっている。海の公園については、来場者数が理想値で現況指数が1.0であったこと、および基盤の安定、基盤

表 -126 干潟および干潟の生態系がもつサービスの評価値

サービス	指標	単位面積当たりの評価値 (I _{area})				単位海岸線延長当たりの評価値 (I _{line})				評価値 I _i			
		潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
食料供給	水産有用種の湿重量	8.1	3.4	6.8	3.8	3.3	12.9	30.0	85.1	—	—	—	—
	波浪エネルギー低減比, 相対打上げ高	—	—	—	—	—	—	—	—	81.2	96.4	85.1	94.3
海岸保護	観光・レクリエーション	0	78.7	0.3	0.3	0	78.7	0.1	3.0	—	—	—	—
	環境教育	—	—	—	—	—	—	—	—	40.3	66.8	0.0	39.4
親水利用	環境教育目的とした来場者数	—	—	—	—	—	—	—	—	64.7	14.5	75.1	70.8
	研究	—	—	—	—	—	—	—	—	0	0	50.8	80.0
地域密着性	昔からの特別な場	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	日々の憩いの場	—	—	—	—	—	—	—	—	0	100	3.2	2.8
水質調整	懸濁物除去	75.6	31.4	87.7	23.3	3.8	14.2	25.9	100	—	—	—	—
	有機物分解	18.8	4.6	14.3	6.6	1.5	1.5	10.2	100	—	—	—	—
生物多様性	炭素貯留	53.0	16.6	81.8	13.7	4.0	10.5	53.5	100	—	—	—	—
	多様性	—	—	—	—	—	—	—	—	86.5	100	87.9	78.1
貴重種	貴重種	—	—	—	—	—	—	—	—	7.8	12.0	100	100
	貴重種	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

の管理、管理団体の存在や付帯施設の充実等の復元力がプラスで近未来指数も正の値だったことから、100となっていた。多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟は、海の公園と比べると小さな値であるが、両者を比較すると、両者はほぼ同じ値であった。

(8) 水質調整（懸濁物除去）

a) 単位面積当たりの評価

潮彩の渚で75.6、海の公園で31.4、多摩川河口干潟で87.7、小櫃川河口干潟で23.3となった。潮彩の渚、多摩川河口干潟で高い値を示し、海の公園、小櫃川河口干潟で低い値を示した。潮彩の渚、多摩川河口干潟で高い得点となったのは、二枚貝類の生物量が多く、ろ過水量が大きいためである。最も大きな値の多摩川河口干潟は、最も小さな値の小櫃川河口干潟に比べて、3.8倍の評価値であった。

b) 単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚で3.8、海の公園で14.2、多摩川河口干潟で25.9、小櫃川河口干潟で100となった。単位面積当たりの評価の値が相対的に低かった小櫃川河口干潟が、単位海岸線延長当たりの評価では、最も高い値となった。また、単位面積当たりの評価で値の高かった潮彩の渚は、単位海岸線延長当たりの評価では最も低い値となった。小櫃川河口干潟の値は、潮彩の渚の値の26倍であり、単位面積当たりの評価よりも干潟間における差が大きくなった。

(9) 水質調整（有機物分解）

a) 単位面積当たりの評価

潮彩の渚で18.8、海の公園で4.6、多摩川河口干潟で14.3、小櫃川河口干潟で6.6となった。潮彩の渚の値が最も大きくなり、海の公園、小櫃川河口干潟で低い値を示した。潮彩の渚の値は、底生生物量が多く、有機物分解量が大きいと高い値となり、他の干潟の値の1.3～4.1倍であった。

b) 単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚で1.5、海の公園で1.5、多摩川河口干潟で10.2、小櫃川河口干潟で100となった。小櫃川河口干潟で高い値を示し、他の干潟では低い値を示した。最も値の高かった小櫃川河口干潟が、他の干潟の10～67倍と突出して大きく、単位面積当たりの評価より干潟間の差が大きくなった。

(10) 水質調整（炭素貯留）

a) 単位面積当たりの評価

潮彩の渚で53.0、海の公園で16.6、多摩川河口干潟で81.8、小櫃川河口干潟で13.7となった。多摩川河口干潟で高い値を示し、海の公園、小櫃川河口干潟で低い値を示した。

b) 単位海岸線延長当たりの評価

潮彩の渚で4.0、海の公園で10.5、多摩川河口干潟で53.5、小櫃川河口干潟で100となった。水質調整の懸濁物除去および有機物分解と同様に炭素貯留においても、干潟規模の大きな小櫃川河口干潟で値が100となった。

(11) 生物多様性（多様度）

潮彩の渚で86.5、海の公園で100、多摩川河口干潟で87.9、小櫃川河口干潟で78.1となり、潮彩の渚、海の公園、多摩川河口干潟で高い値を示した。海の公園については、過去5年間のデータの中で理想値を設定しているために現況指数が高かったこと、トレンドが増加傾向であり、基盤の安定性や基盤の多様性により、近未来指数が現況指数よりも大きくなったことから100となった。

(12) 生物多様性（貴重種）

潮彩の渚で7.8、海の公園で12.0、多摩川河口干潟で100、小櫃川河口干潟で100となった。自然干潟である多摩川河口干潟と小櫃川河口干潟の値が100となり、人工干潟である潮彩の渚、海の公園で低い値を示した。多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟では、現況指数が高く、トレンドの増加傾向がみられることから100となった。

4.2 各干潟に対するサービスの特徴

(1) 潮彩の渚

食料供給（単位面積当たり）、海岸保護、親水利用（研究）、水質調整（懸濁物除去、有機物分解）、および生物多様性（多様度）が相対的に高かった。逆に、食料供給（単位海岸線延長当たり）、水質調整（懸濁物除去、有機物分解、炭素貯留）（単位海岸線延長当たり）、生物多様性（貴重種）が相対的に低かった。

アサリを含む二枚貝および底生生物量が多かったため、食料供給（単位面積当たり）および水質調整（懸濁物除去、有機物分解）が高かった。しかし、食料供給（単位面積当たり）のトレンドはマイナスであり、また貧酸素水塊の発生や青潮の発生がある等、持続可能性について懸念がある。生物生息環境が劣化しないような対策が課題であると考える。

(2) 海の公園

海岸保護, 親水利用 (観光・レクリエーション, 環境教育), 地域密着性 (日々の憩いの場), および生物多様性 (多様度) が比較的高かった. 逆に, 食料供給, 親水利用 (研究), 水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解, 炭素貯留), および生物多様性 (貴重種) が比較的低かった.

底生生物量が相対的に少ないため, 底生生物量に関連する食料供給, 水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解) は低かった. しかし, 食料供給等のトレンドはプラスであり, また, 貧酸素水塊や青潮の発生はなく, 加えて基盤は安定している等, 持続可能性が高いと考えられる. ただ, アオサの発生による基盤・生態系劣化がある点が懸念事項である.

この干潟の特徴は, 観光・レクリエーション, 環境教育, および地域密着性 (日々の憩いの場) が高い点であると考える. 都市や住宅地に近いアクセス性に加え, 施設管理団体, イベント等の集客活動および周辺施設の充実がそれを支えている. ただ, 観光・レクリエーションのトレンドがマイナスである点が留意点であると考えられる.

(3) 多摩川河口干潟

食料供給 (単位面積当たり), 海岸保護, 親水利用 (研究), 水質調整 (懸濁物除去, 炭素貯留) (単位面積当たり), および生物多様性 (多様度, 貴重種) が比較的高かった. 逆に, 食料供給 (単位海岸線延長当たり), 親水利用 (観光・レクリエーション, 環境教育), 地域密着性 (日々の憩いの場), および水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解) (単位海岸線延長当たり) が比較的低かった.

潮彩の渚と同様に底生生物量の多さにより, 食料供給および水質調整機能が高い. 潮彩の渚と異なりトレンドはプラスであり, 貧酸素水塊や青潮の発生は無く, また基盤が安定している等, PR 指数はプラスで, 持続可能性が高い. また, 多様度および貴重種も高く, 自然干潟の良さを保っていると考えられる.

このように生物量が豊富な自然干潟であるが, 観光・レクリエーション, 環境教育および地域密着性 (日々の憩いの場) は低かった. もし, この場においてこれらの機能を高めたい場合には, アクセス性の悪さ, 周辺施設の無さおよびイベント等の集客活動の無さ等の改善が課題であると考えられる.

(4) 小櫃川河口干潟

食料供給 (単位海岸線延長当たり), 海岸保護, 親水利用 (研究), 地域密着性 (昔からの特別な場), 水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解, 炭素貯留) (単位海岸線延長当

り), および生物多様性 (多様度) が比較的高かった. 逆に, 食料供給 (単位面積当たり), 親水利用 (観光・レクリエーション), 地域密着性 (日々の憩いの場), および水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解, 炭素貯留) (単位面積当たり) が比較的低かった.

本干潟は単位面積当たりで見ると必ずしも底生生物量が多いとは言えないが, 干潟規模により単位海岸線延長当たりの評価では, 食料供給, 水質調整機能は高い. 過去と比較すると少なくなっているものの, ここ5年間では, トレンドはプラス, PR 指数もプラスで, 持続可能性が高いと考えられる. 多摩川河口干潟と同様に, 貴重種が高く, 自然干潟の良さを保っている. また昔ながらの特別な場が高い点が, この干潟の特徴である.

一方で, 観光・レクリエーションおよび地域密着性 (日々の憩いの場) は低かった. しかし, 基盤の安定性, 付帯・周辺施設, アクセス性はプラスの評価であり, 評価値の低さは周辺人口の少なさ等の地域性によるものと考えられる.

5. おわりに

5.1 まとめ

本研究では, 干潟のもつサービスの定量化手法を考案することを目的として検討を行った. 定量化手法に際し, 海洋の状態を貨幣換算せずに総合的に評価する手法 (Ocean Health Index) (Halpern et al., 2012) を参考にした. 対象干潟は, 東京湾内の潮彩の渚 (人工干潟), 海の公園 (人工干潟), 多摩川河口干潟 (自然干潟), 小櫃川河口干潟 (自然干潟) の4つの干潟とした.

4つの干潟に対して, 干潟のもつサービスの評価に必要な環境因子の選択および収集できるデータを考慮した定式化等を検討し, 汎用性のある干潟のもつサービスの定量化手法を構築した. 定量化が可能になった干潟のもつサービスは, 食料供給, 海岸保護, 親水利用 (観光・レクリエーション, 教育, 研究), 地域密着性 (昔からの特別な場, 日々の憩いの場), 水質調整 (懸濁物除去, 有機物分解, 炭素貯留), 生物多様性 (多様度, 貴重種) の6群12項目である.

本手法は, 各サービスに対して干潟間の定量的な相対評価が可能であり, 各干潟の特徴を把握することが可能である. 相対評価を実施することによって市場化されていないサービスに対しても信頼度の高い定量化がなされている.

また, 本手法では, 各サービスに影響を及ぼす環境因子の点数を表示できるため, 対象とする干潟の価値を高

めたい際に、どの環境因子を重点的に改良・対策するのが効果的であるかを明瞭に示すことができ、効率的な管理に活用できることも示された。

5.2 課題・展望

(1) サービス間の重み付けについて

本資料では、各サービスに対して干潟間での評価を行っており、各干潟に対するサービス間の評価は、サービスの重み付けにより評価値が大きく異なることから実施しなかった。このことは、本手法で用いた相対評価の短所である。しかしながら、今後、本手法で得られた定量化値を用いて貨幣換算を実施するにあたっては、サービスの重み付けによるサービス間の定量化値を標準化することは不可欠である。

Halpern et al. (2014) は、社会的重点項目が異なるシナリオを作成して、このサービス間の重み付けを行うことを提案した。サービス間の重み付けを調整することによって、干潟の持つサービスをバランス良く評価することが可能になる反面、重み付けの妥当性の課題は解消されていない。

著者らは、この課題に対して、市場評価法や顕示選好法を用いて経済価値を算出できるサービスについては、それらを用いて経済価値を算出し、その経済評価値と定量化値の関係を作成することを考えている。また、市場評価法や顕示選好法では経済価値を算出できないサービスについては、既往の表明選好法等を応用した新たな方法を考えている。これらの手法を用いることによって、信頼度の高いサービス間の重み付け（定量化値と経済価値の関係性）を検討したいと考えている。その結果、環境に関する便益を仮想的市場評価法（CVM）または旅行費用法（TCM）のみに頼っている便益評価体系を、より頑強な便益評価体系に改良することを目指している。

(2) サービスの選定

海洋健全度指数では、本資料で扱ったサービスの他に、経済や零細漁業の可能性と言った社会的または経済的な便益をもたらすサービスも取り入れている。これは、健全な海を「今も、将来も、人々の様々な恵みをもたらす海」と定義し、生態系から得ている便益だけでなく社会的・経済的な便益を合わせて総合的に評価する考え方に基づいていると考えられる。総合評価の観点で、本資料のサービス群に不足がないか精査が必要である。

一方で、将来的な貨幣化の際には、サービス間の便益のダブルカウントは排除する必要がある。例えば、生物多様性は基盤サービスであるため、食料供給や水質調整

等の生物量に関連する他のサービスの便益と重なる可能性が高い。また、海洋健全度指数でサービスとして扱っている経済も、食料供給や親水利用の便益と重なる可能性が高い。

これらの点に留意して、造成干潟を総合的に評価できるサービス群を選定する必要があると考えている。

(3) モニタリングデータについて

環境改善事業の事後モニタリングにおいて、効果的なモニタリング項目の選定の議論がしばしば起こる。現状では、事業毎に議論され、共通項目は確立されていない。それは、評価方法が確立されていないことに端を発していると考えている。本手法で提案するような定量化手法が標準化されれば、それに合わせたモニタリング項目を標準化することが可能である。

現段階では、本定量化には、多くのモニタリングデータを必要とする。必ずしも全ての事業で、本定量化手法を満たすデータを取得できるとは限らない。評価とモニタリングは一体であることを留意し、定量化に用いるデータセットの簡素化についても検討する必要があると考えている。

(2016年2月16日受付)

謝辞

本研究を進めるにあたり、環境省生物多様性センターのモニタリングサイト1000、千葉県水産センター総合研究センター、東京都、横浜市、海上保安庁、国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所、東京空港整備事務所、京浜河川事務所には、データの提供をいただいた。木更津市、公益財団法人横浜市緑の協会、大田漁業協同組合、川崎河川漁業協同組合の皆様には情報提供頂いた。また、(国研)港湾空港技術研究所の鈴木高二郎氏、千葉県水産総合研究センター東京湾漁業研究所の鳥羽光晴氏、都市型干潟の賢い／楽しい使い方研究チーム代表森田健氏、(一般財)みなと総合研究財団調査研究部主任研究員の管家英朗氏には有益なご助言を頂いた。ここに記して謝意を表します。

参考文献

- 神奈川県観光振興対策協議会 (2010) : 平成 21 年神奈川県観光入込客調査報告書, 29p, < URL : <http://www.pref.kanagawa.jp/cnt/f80022/p27747.html> >, 平成 27 年 12 月現在。
- 神奈川県観光振興対策協議会 (2011) : 平成 22 年神奈川県観光入込客調査報告書, 29p, URL : < <http://www>

- pref.kanagawa.jp/cnt/f80022/p375946.html >, 平成 27 年 12 月現在.
- 神奈川県観光振興対策協議会 (2012) : 平成 23 年神奈川県観光入込客調査報告書, 29p, < <http://www.pref.kanagawa.jp/cnt/f80022/p510617.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 神奈川県観光振興対策協議会 (2013) : 平成 24 年神奈川県観光入込客調査報告書, 29p, < <http://www.pref.kanagawa.jp/cnt/f80022/p695269.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 神奈川県観光振興対策協議会 (2014) : 平成 25 年神奈川県観光入込客調査報告書, 29p, < <http://www.pref.kanagawa.jp/cnt/f80022/p839616.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2010) : 平成 21 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 沿岸域調査業務報告書 磯・干潟・アマモ場・藻場, 409pp, < <http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2011) : 平成 22 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 沿岸域調査 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書, 271p, < <http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2012) : 平成 23 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 沿岸域調査 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書, 416p, < <http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2013) : 平成 24 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 沿岸域調査 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書, 384p, < <http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2014) : 平成 25 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 沿岸域調査 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書, 466p, < <http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 環境省中央環境審議会水環境部会 : 水生生物保全環境基準類型指定専門委員会第 8 回資料, < <https://www.env.go.jp/council/09water/y0910-08b.html> >, 2015 年 12 月現在.
- 木更津市 (2012) : 図説 木更津のあゆみ, 274p.
- 合田良実 (1970) : 砕波指標の整理について, 土木学会論文報告集, 第 180 号, pp.39-49.
- 港湾事業評価手法に関する研究委員会 (2011) : 港湾投資の評価に関する解説書 2011, みなと総合研究財団, 2012.11, 860p.
- 国土交通省河川局 (2002) : 河川水辺の国勢調査マニュアル (案) 平成 16 年度版, 42p, < <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/mizukokuweb/kuukan/index.htm> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 国土交通省河川局河川環境課 (2011) : 河川水辺の国勢調査 報告書, 河川空間利用実態調査結果, 203p, < <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/mizukokuweb/kuukan/index.htm> >, 平成 27 年 12 月現在.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2008) : 平成 20 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 444p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2009a) : 平成 20 度 東京国際空港周辺海域現況調査 (その 2) 報告書, 305 p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2009b) : 平成 21 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 282p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2010a) : 平成 21 度 東京国際空港周辺海域現況調査 (その 2) 報告書, 279p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2010b) : 平成 22 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 382p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2011) : 平成 22 度 東京国際空港周辺海域現況調査 (その 2) 報告書, 262p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2012) : 平成 23 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 365p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2013a) : 平成 24 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 536p.
- 国土交通省関東地方整備局東京空港整備事務所 (2013b) : 平成 25 度 東京国際空港周辺海域現況調査 報告書, 618p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所

- (2009) : 平成 20 年度 人工海浜等の水質・底質等モニタリング調査 報告書, 224p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2010) : 平成 21 年度 羽田周辺水域環境現況調査 報告書, 117p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2011a) : 平成 22 年度 環境共生型護岸における生物及び生物生息環境モニタリング調査 報告書, 3-57p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2011b) : 平成 22 年度 羽田周辺水域環境現況調査 報告書, 138p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2012a) : 平成 23 年度 環境共生型護岸における生物及び生物生息環境モニタリング調査 報告書, 5-15p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2012b) : 平成 23 年度 羽田周辺水域環境現況調査 報告書, 130p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2013a) : 平成 24 年度 東京湾環境モニタリング調査 報告書, 7-1p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2013b) : 平成 24 年度 羽田周辺水域環境現況調査 報告書, 172p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2014a) : 平成 25 年度 京浜港における潜在的環境修復能力検討業務 報告書, 9-2p.
- 国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (2014b) : 平成 25 年度 東京国際空港周辺水域環境現況調査 報告書, 141p.
- 国土交通省気象庁 (2009) : 「羽田」風向風速, < <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> >, 2015 年 12 月現在.
- 国土交通省気象庁 (2010) : 「羽田」風向風速, < <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> >, 2015 年 12 月現在.
- 国土交通省気象庁 (2011) : 「羽田」風向風速, < <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> >, 2015 年 12 月現在.
- 国土交通省気象庁 (2012) : 「羽田」風向風速, < <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> >, 2015 年 12 月現在.
- 国土交通省気象庁 (2013) : 「羽田」風向風速, < <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> >, 2015 年 12 月現在.
- 年 12 月現在.
- 国土交通省港湾局 (2010) : 海の再生プロジェクト海域における環境改善事例集, 29p.
- 国土交通省港湾局 (2011) : 港湾整備事業の費用対効果分析マニュアル, 283p.
- 国土交通省国土技術政策総合研究所 (2015) : 平成 26 年度沿岸域の環境の定量化に関する検討業務 報告書, 7-2p.
- 国連ミレニアムエコシステム評価 (2007), 生態系サービスと人類の将来, 訳 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会, オーム社, 241p.
- 財団法人横浜市臨海環境保全事業団 (2000) : 平成 11 年度海の公園水域環境調査整理業務委託 報告書, 97p.
- 水産庁・(社) マリノフォーラム 21 (2007) : 砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル, 33p.
- 水産庁監修 (2003) : 漁港・漁場の施設の設計の手引 2003 年版, 漁港・漁場の施設の設計の手引検討委員会編 (社), 全国漁港漁場協会.
- 高田彰 (1975) : 規則波の打ち上げ高および越波量の定式化について, 第 22 回海岸工学講演会論文集, pp.377-386.
- 玉田崇, 間瀬肇, 安田誠宏 (2009) : 複合断面に対する波の不規則性を考慮した打ち上げ高算定方法に関する研究, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol.B2-65, No.1, pp.936-940.
- 千葉県商工労働部観光企画課 (2010), 平成 21 年度千葉県観光入込調査報告書, 32p, < <http://www.pref.chiba.lg.jp/kankou/toukeidata/kankoukyaku/h21irikomi.html> >, 2015 年 12 月現在.
- 千葉県商工労働部観光企画課 (2011), 平成 22 年度千葉県観光入込調査報告書, 36p, < <http://www.pref.chiba.lg.jp/kankou/toukeidata/kankoukyaku/h22irikomi.html> >, 2015 年 12 月現在.
- 千葉県商工労働部観光企画課 (2012), 平成 23 年度千葉県観光入込調査報告書, 34p, < <http://www.pref.chiba.lg.jp/kankou/toukeidata/kankoukyaku/h23irikomi.html> >, 2015 年 12 月現在.
- 千葉県商工労働部観光企画課 (2013), 平成 24 年度千葉県観光入込調査報告書, 36p, U R L : <http://www.pref.chiba.lg.jp/kankou/toukeidata/kankoukyaku/h24.html> >, 2015 年 12 月現在.
- 千葉県商工労働部観光企画課 (2014), 平成 25 年度千葉県観光入込調査報告書, 34p, < <http://www.pref.chiba.lg.jp/kankou/toukeidata/kankoukyaku/h25.html> >

- >, 2015年12月現在.
- 中央ブロック水産業関係研究開発推進会議・東京湾研究会 (2013): 江戸前の復活! 東京湾の再生をめざして, 35p, < <http://nria.fra.affrc.go.jp/hakko/Teigen.pdf> >, 2015年12月現在.
- 豊島修, 首藤伸夫, 橋本宏 (1964): 海岸堤防への波のうちあげ高-海底勾配 1/30 -, 第11回海岸工学講演会論文集, pp.260-265.
- 豊島修, 首藤伸夫, 橋本宏 (1965): 海岸堤防への波のうちあげ高-海底勾配 1/20 -, 第12回海岸工学講演会論文集, pp.180-185.
- 東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議 (2010): 平成21年度東京湾水質一斉調査結果 (NO.3, st3, st6, st5, 東京湾14), 東京湾環境センター < http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/yokohamagicho/01_oshirase/h27_html/h27_02/h27_02.htm >, 2015年12月現在.
- 東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議 (2011): 平成22年度東京湾水質一斉調査結果 (NO.3, st3, st6, st5, 東京湾14), 東京湾環境センター < http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/yokohamagicho/01_oshirase/h27_html/h27_02/h27_02.htm >, 2015年12月現在.
- 東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議 (2012): 平成23年度東京湾水質一斉調査結果 (NO.3, st3, st6, st5, 東京湾14), 東京湾環境センター < http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/yokohamagicho/01_oshirase/h27_html/h27_02/h27_02.htm >, 2015年12月現在.
- 東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議 (2013): 平成24年度東京湾水質一斉調査結果 (NO.3, st3, st6, st5, 東京湾14), 東京湾環境センター < http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/yokohamagicho/01_oshirase/h27_html/h27_02/h27_02.htm >, 2015年12月現在.
- 東京湾再生推進会議モニタリング分科会・九都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会・東京湾岸自治体環境保全会議 (2014): 平成25年度東京湾環境一斉調査 (NO.3, st3, st6, st5, 東京湾14), 東京湾環境センター < http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/yokohamagicho/01_oshirase/h27_html/h27_02/h27_02.htm >, 2015年12月現在.
- 中村充, 佐々木泰雄, 山田譲二 (1972): 複合断面における波の打上げに関する研究, 第19回海岸工学講演会論文集, pp.309-312.
- 日本海洋データセンター (2009a): 「第二海堡」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2009b): 「海ほたる」風向風速 < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2010a): 「第二海堡」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2010b): 「海ほたる」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2011a): 「第二海堡」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2011b): 「海ほたる」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2012a): 「第二海堡」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2012b): 「海ほたる」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2013a): 「第二海堡」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 日本海洋データセンター (2013b): 「海ほたる」風向風速, < http://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index_j.html >, 2015年12月現在.
- 細川恭史, 木部英治, 三好英一, 桑江朝比呂, 古川恵太 (1996): 盤洲干潟 (小櫃川河口付近) におけるアサリによる濾水能力分布調査, 港湾技研資料, No.844, pp.1-21.
- 間瀬肇・松本明男・岩垣雄一 (1986): 不規則波の浅水・碎波変形計算モデルに関する研究, 土木学会論文集, 第375号 / II -6, pp.221-230.
- 間瀬肇, 所良晃, 目見田哲, 桜井秀忠, 今林敏明 (2006): 汀線近傍の一樣勾配斜面への不規則波の打上げ高, 土木学会論文集 B, Vol.62, No.1, pp.163-168.
- 三浦浩, 伊藤靖, 吉田司 (2013): 漁港の生態系構造と生

- 物現存量の推定, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol.69, No.2, pp. I_1211-I_1215.
- 矢持進, 藤原俊介, 和田安彦, 平井研, 濱田のどか, 金子健司, 杉野伸義, 重松孝昌, 小池敏也 (2004) : 都市に近接する自然干潟 (和歌川河口干潟) の生物生産と窒素収支, 海岸工学論文集, Vol.51, pp.1021-1025.
- 横浜市環境科学研究所 (2010) : 横浜川と海の生物 (第12報・海域編), 横浜市環境創造局, 188p.
- 横浜市環境科学研究所 (2014) : 横浜川と海の生物 (第13報・海域編), 横浜市環境創造局, 266p.
- 横浜市環境創造局 (2009) : 横浜市公共用水域調査結果.
< <http://www.city.yokohama.lg.jp/kankyo/mamoru/kanshi/index09.html> >, 2015年12月現在.
- 横浜市環境創造局 (2010) : 横浜市公共用水域調査結果.
< <http://www.city.yokohama.lg.jp/kankyo/mamoru/kanshi/index10.html> >, 2015年12月現在.
- 横浜市環境創造局 (2011) : 横浜市公共用水域調査結果.
< <http://www.city.yokohama.lg.jp/kankyo/mamoru/kanshi/index11.html> >, 2015年12月現在.
- 横浜市環境創造局 (2012) : 横浜市公共用水域調査結果.
< <http://www.city.yokohama.lg.jp/kankyo/mamoru/kanshi/index12.html> >, 2015年12月現在.
- 横浜市環境創造局 (2013) : 横浜市公共用水域調査結果.
< <http://www.city.yokohama.lg.jp/kankyo/mamoru/kanshi/index13.html> >, 2015年12月現在.
- 横山長之 (1993) : 海洋環境シミュレーション -水の流れと生物-, 白亜書房, 201p.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J. & Serrano, O. (2012): Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock, Nature Geoscience, Vol.5, pp.505-509.
- Halpern, B. S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K. L., Samhouri, J. F., Katona, S. K., Kleisner, K., Lester, S. E., O'Leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A. A., Scarborough, C., Selig, E. R., Best, B. D., Brumbaugh, D. R., Chapin, F. S., Crowder, L. B., Daly, K. L., Doney, S. C., Elfes, C., Fogarty, M. J., Gaines, S. D., Jacobsen, K. I., Karrer, L. B., Leslie, H. M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S., Ris, B., Martin, K. S., Stone, G. S., Sumaila, U. R. & Zeller, D. (2012): An index of to assess the health and benefits of the global ocean, Nature, Vol.488, pp.1-6.
- Halpern, B. S., Longo, C., Scarborough, C., Hardy, D., Best, B. D., Doney, S. C., Katona, S. K., McLeod, K. L., Rosenberg, A. A., Samhouri, J. F. (2014) : Assessing the Health of the U.S. West Coast with a Regional-Scale Application of the Ocean Health Index, PLOS ONE, Vol 9.
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M. (2010) : The economics of valuing ecosystem services and biodiversity, The Economics of Ecosystems and Biodiversity, The Ecological and Economic Foundation, 133p.
- TEEB (2008) : The economics of ecosystems and biodiversity - An interim report, European communities, 70p.

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of NILIM

No. 890 March 2016

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写のお問い合わせは

〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1
管理調整部企画調整課 電話:046-844-5019