

環境修復機能の高い人工干潟設計システム開発に関する研究

西村 修¹⁾・中村由行²⁾・木村賢史³⁾・野村宗弘¹⁾・島多義彦⁴⁾・市村 康⁵⁾

¹⁾東北大学大学院工学研究科・²⁾港湾空港技術研究所・³⁾東海大学海洋学部

⁴⁾(株)フジタ・⁵⁾日本ミクニヤ(株)

1. はじめに

干潟は生物の生息機能や水質浄化機能などの環境修復機能を有しており、近年、水環境改善に対する効果を期待した干潟の保全、再生が行われている。しかし、現状の問題点として、人工干潟を設計、施工していくうえで何のためにつくるのか、人工干潟の機能は目標を達成しているかといった「人工干潟の環境修復機能の評価が不十分」、また、干潟が消失する、土壌有機物量が増加・減少するなど「人工干潟の造成方法が不十分」、さらにアオサの堆積や地形が変化した場合の対処「人工干潟の維持管理方法が不明確」などが挙げられる。

現在、試行錯誤的、経験的に行われている人工干潟の設計に関して、環境修復機能（水質浄化機能、生物生息機能）の高い人工干潟を合理的に創出するための設計システムを開発することを本研究の目的とした。設計システムは、以下のモデルから構成される（図1）。

干潟と周辺海域間の水理・水質学的有機物フローモデル

干潟における懸濁態有機物の直上水 - 堆積物間での移動に関する評価モデルを開発する。これにより生物生息や水質浄化機能に大きな影響を及ぼす干潟土壌環境（有機物含有率、粒度分布、透水係数など）の予測を目指す。

生物生息地適正評価モデル

干潟における各種環境因子を指標として主要底生動物（二枚貝類、多毛類、甲殻類）の生育生息量が評価可能な HSI(Habitat Suitability Index)モデルを構築する。

水質浄化機能評価モデル

水質浄化を底生動物の年間生産量と呼吸量を足した有機物量と定義しており、主要な底生動物についての浄化原単位を算出する。さらに干潟堆積物における総生産/分解機能も考慮し、干潟の有する水質浄化機能を干潟構造により評

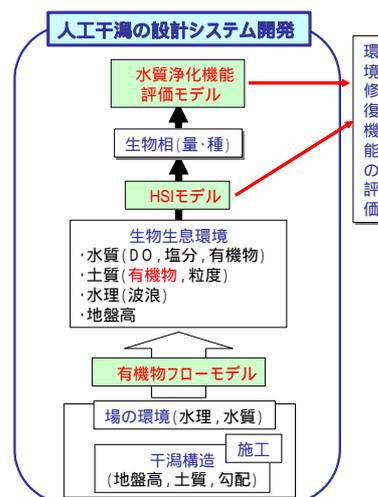


図1 研究のフロー

価可能なモデルを開発する。

すなわち、干潟の構造および場の環境により人工干潟の土壌有機物量を予測し（ ），次に土壌有機物量に代表される生物生息環境条件を用いて出現する生物相（量・種）を推定する（ ）。最後に で推定された生物相に浄化原単位を掛けることにより人工干潟の水質浄化機能の評価を行う（ ）。

2. 研究方法

2.1 水理学的有機物フローモデル

本サブテーマでは、懸濁物質の輸送モデルを構築することを目的とし、超音波ドップラー流速計（以下 ADCP:RD Instrument, 1,200kHz）などの観測データから懸濁物質の干潟堆積物 - 直上水間の輸送特性を明らかにし、水理的因子による懸濁物質輸送モデルを構築した。

現地調査は、2004年12月13～16日に宮城県蒲生干潟において行った。自記式の水深計を干潟底面に、多項目水質計を底面から0.5mの位置に固定、10分間隔で水深および濁度（カオリン検定）の測定を行った。また、ADCPを干潟堆積

物中に埋め込み，10 分間隔，底面上 17cm から 5cm 間隔の多層で流速および散乱強度を測定した。

ADCP により得られる散乱強度は，濁度 (SS) の測定に代用できることから，散乱強度を懸濁物質の濃度とみなし，直上水の水深平均散乱強度の変化量から干潟堆積物 - 直上水間の輸送量を式(1)によって算出した。この時，観測点周辺で生じる現象は空間的に様であるとし，水位変化に伴う変化量が干潟堆積物 - 直上水間の輸送量として反映されないよう，水深変化による変化量を移流分として補正した。また，水中における生産・分解量は，干潟堆積物 - 直上水間の輸送量と比較して十分小さく，無視できるものとした。

$$T_t = \frac{h_{(t-1)} + h_t}{2} \times (I_t - I_{(t-1)}) \quad (1)$$

T_t : 時刻 t における干潟堆積物から水中へ輸送される散乱強度 (dB/10min)

h_t : 時刻 t における水深 (m)

I_t : 時刻 t における全層平均散乱強度 (dB)

ここで， T_t が正の値であれば，干潟堆積物から水中へ (巻き上げ)，負の値であれば水中から堆積物へ (沈降)，懸濁物質が輸送されたことを示す。

2.2 生物生息地適正評価モデル

浅海域の環境修復機能を予測し，事業効果を評価しながら最適な設計を行うため，干潟などの生物相および物質循環の中核をなすマクロベントス (二枚貝，ゴカイなど) の湿重量 (現存量の指標) および種数 (種多様性の指標) を場の環境因子に関するデータ (底質，地形，水理，水質) から予測する手法を開発した。手法の開発にあたっては，米国などで開発事業による野生動物への影響評価を標準化するために開発された HEP (生息場評価手続き) の手法をベースとし，浜名湖松見ヶ浦に造成された底質の異なる 2 種類の人工干潟および付近の自然干潟の 5 年間の調査データを適用した。

予測・評価手法の基本フローを図 2 に示す。マクロベントスのデータ (湿重量または種数) と各環境因子データとの関係から，各環境因子の SI 曲線を設定した。次に調査地点毎に底質，地形，水理，水質の各環境因子の 3 年平均値 (2000 ~ 2002 年度) に対する SI の最小値を乗じて生息

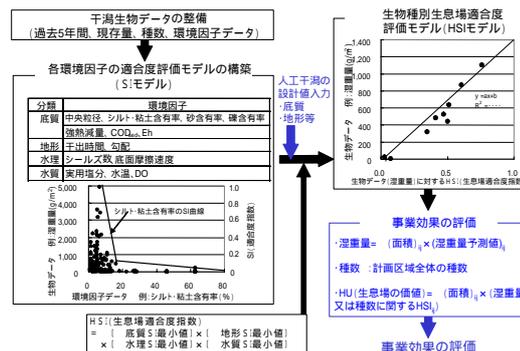


図2 予測・評価手法の基本フロー

地適合度指数 (HSI) を算出し，HSI とマクロベントスのデータとの相関性を確認して SI モデルおよび HSI モデルの妥当性を検証した。

また，計画区域全体の干潟造成などの事業実施前後の効果を生物量 (湿重量または種数) 予測値の増減，または生物量に対する場の価値 (HU) の増減で評価した。

2.3 水質浄化機能評価モデル

15 年度の研究では，室内の摂餌・成長実験により甲殻類カニ，甲殻類ヤドカリ，腹足類タマビキの浄化 (同化) 原単位を明らかにした。本年度は，現地調査を実施し，有機物浄化量について甲殻類および腹足類のデータを組み込み，二枚貝類および多毛類のみを用いた従来手法との比較を行った。

調査対象は，千葉県盤洲干潟，東京都葛西人工海浜，東京都大井人工干潟および大井人工海浜，静岡県浜名湖の人工干潟と自然干潟の計 6 地点であり，浜名湖については既存データを活用し，その他については 2004 年度に現地調査を実施した。現地データをもとに従来法と改良法を適用し，各干潟における浄化量の算定を行った。

浄化量は，以下の式に基づき計算した。

- ・年間生産量 (P) = 現存量 (B) × 2
- ・生産量 (同化量) = 生産量もしくは生産量 × アサリの可食部比率
- ・摂餌量 = 年間生産量 / 転換効率
- ・エネルギー消費量 (異化量) = 摂餌量 × エネルギー消費率
- ・有機物浄化量 = 生産量 + エネルギー消費量
- ・炭素浄化量 = 有機物浄化量 × ベントスの餌の炭素比率
- ・COD 浄化量 = 炭素浄化量 × COD / 炭素
- ・同化 (浄化) 率 = 転換効率 + エネルギー消費率

- ・ 転換効率=年間生産量/摂餌量
- ・ エネルギー消費率=呼吸量/摂餌量

なお、浄化量算出パラメータは、実験結果より次のように求めた(表 1)。腹足類の同化率は、実験より求めたタマキビの浄化(同化)原単位(2.81)割る餌料の炭素比率より計算し、 $0.67(=2.81\text{mg-C/g ベントス-dry/day} \div (0.42\text{mg-C/g 餌料-dry} \times 10\text{g 餌料-dry/g ベントス-dry/day}))$ とした。なお、甲殻類の同化率は、実験より求めたカニの浄化(同化)原単位(3.9)割る餌料の炭素比率より計算し、 $0.93(=3.9 \div (0.42 \times 10))$ とした。ここで、腹足類、甲殻類の転換効率は 0.15 とし、それぞれの同化率より転換効率を差し引いて、エネルギー消費率を求めた。なお、二枚貝類および多毛類は、木村(1998)を参考にした。

3. 結果及び考察

3.1 水理学的有機物フローモデル

図 3 に水深、流速(実測値および 50 分移動平均値)、散乱強度(全層平均)の観測結果をそれぞれ示す。

散乱強度は、水温、塩分などのパラメータを用いることで濁度に換算できることから、生データの散乱強度においても濁度との相関関係はみられた。

散乱強度に関して、水位低下に伴い、散乱強度が低下する様子が見られる(図中)。この時期の流速は低下の傾向を示すことから、これは巻き上げではなく直上水の濁度が濃縮された結果と考えられる。その後、低潮時には散乱強度の急激な低下が見られる(図中)、また、次の上げ潮時の流速増加時には、散乱強度が増加、下げ潮時には減少する様子が見られる(図中)。

さらに流速増加時には散乱強度の増加が見られる(図中)。これらは翌日の観測においても同様のパターンが確認された。以上のように上げ潮時の散乱強度の上昇は、流速の増加に伴う巻き上げによると考えられる。すなわち、散乱強度は水深と流速の因子を用いて概ね説明できることがわかった。

次に式(1)によって算出した懸濁物質の干潟堆積物-直上水間の輸送量と流速との関係(ともに 50 分移動平均値)を図 4 に示す。おおよそ流速が 11cm/s 以下では水中への大きな輸送は生じず、巻き上げに関する限界流速が 11cm/s 付近に存在することがわかる。さらにその後は約

表1 従来法・改良法による浄化量算出パラメータ

	二枚貝類	腹足類	甲殻類	多毛類など
P/B	2	2	2	2
転換効率	0.15	0.15	0.15	0.15
排泄率	0.55	0.33 *	0.07 *	0.55
エネルギー消費率	0.3	0.52 *	0.78 *	0.3
アサリ可食部比率	0.36	-	-	-
餌料の炭素比率	0.42	0.42	0.42	0.42
COD/炭素	1.3	1.3	1.3	1.3

*:本研究成果

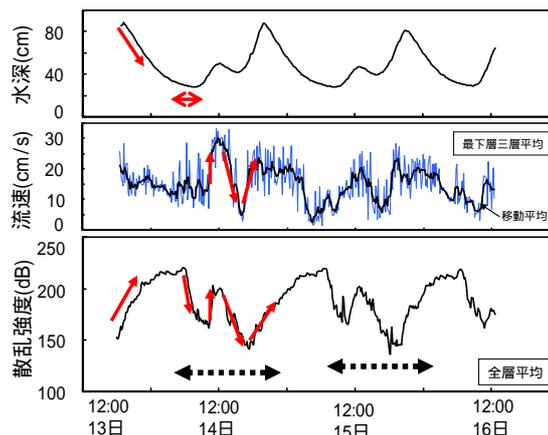


図3 水深、流速、散乱強度の時系列データ

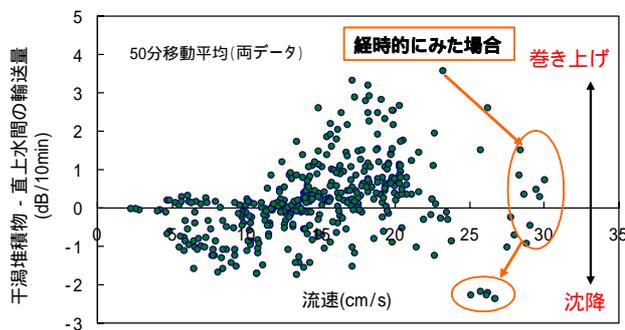


図4 干潟堆積物 - 直上水間の輸送量と流速の関係

20cm/s まで流速が増加するに従い、巻き上げの最大値、頻度ともに増加し、沈降の頻度が減少することがわかる。また、流速 25cm/s 以上の範囲にある点を経時的にみると高流速時には流速低下が相対的に小さくても、堆積物への懸濁物質の大きな輸送が生じることから、粒子の沈降特性が影響したものと考えられる。

得られた巻き上げ限界流速値を引用し、干潟堆積物-直上水間の懸濁物質輸送量に関して式(2)~(4)の既存モデルにより再現計算を行った。巻き上げモデル式(Odd et al., 1972)

$$E = M \left(\frac{\tau_b}{\tau_e} - 1 \right) \quad (\tau_b > \tau_e) \quad (2)$$

$$E = 0 \quad (\tau_b < \tau_e) \quad (3)$$

E : 底泥の巻き上げ速度(kg/m²/min)

M : 侵食速度係数(kg/m²/min)

b : 底面せん断応力(Pa)

e : 泥の侵食に関する限界せん断応力(Pa)

沈降モデル式(Van Leussen, 1988)

$$D_f = W_f \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_d} \right) C_0 \quad (\tau_b \leq \tau_d) \quad (4)$$

$$D_f = 0 \quad (\tau_b > \tau_d) \quad (5)$$

D_f : 単位面積あたりの沈降速度(kg/m²/min)

W_f : 浮遊物質の沈降速度(m/s)

C_0 : 底面直上層での浮遊泥濃度(kg/m³)

b : 底面せん断応力(Pa)

d : 泥の沈降に関する限界せん断応力(Pa)

図 5 に実測値と計算値を時系列で比較した。巻き上げ過程については概ね良好に再現されているが、特に沈降過程について実測値と計算値の相違がみられた(図中 印)。今後、干潟堆積物の粒子毎の沈降特性や侵食速度係数などを検討してモデルを進展させるとともに、懸濁物質の有機物含有率を考慮して有機物フローモデルに改良する予定である。

3.2 生息地適正評価モデル

生物種別現存量予測手法

事前調査により、干潟造成などの事業計画区域に生息するマクロベントスの優占種が明確な場合、優占種の種類別に湿重量を予測し、その合計で計画区域全体の現存量を評価する。

湿重量と相関性の高い生息場適合度指数(HSI)を算出できる HSI モデルを開発し、場の設計値(底質、地形など)によって生息場適合度指数および湿重量を算出する。ここでは、浜名湖において現存量が特に多かった二枚貝綱(5種:アサリ, シオフキガイ, ユウシオガイ, ホトトギスガイ, ヒメシラトリガイ), 腹足綱(3種:ウミナナ類, タマキビガイ, カワグチツボ), 多毛綱(5種:多毛類全種, ミズヒキゴカイ, アシナガゴカイ, イワムシ, ツバサゴカイ), 節足動物(3種:フジツボ類, ドロクダムシ科, ユビナガホンヤドカリ)に関する HSI モデルを開発した。

現存量包括予測手法

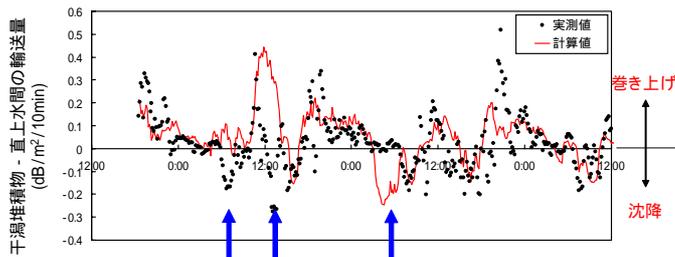


図5 干潟堆積物 - 直上水間の輸送量の実測値と計算値

マクロベントスの優占種が明確でない場合、マクロベントスを綱(Class)毎に生息形態(表在性, 内在性, 付着性, 下在性)別の生物群に分類し、各生物群の湿重量合計値に関する HSI モデルを構築して湿重量および湿重量に関する場の適合度指数(HSI)を算出し、各生物群の全マクロベントスの湿重量に対する割合を重み付け係数として全マクロベントスの湿重量および適合度指数(tHSI)を算出した。

マクロベントスの種多様性予測手法

マクロベントスを綱(Class)毎に生息形態(表在性, 内在性, 付着性, 下在性)別の生物群に分類し、各生物群の種数に関する HSI モデルを構築して各生物群の種数に関する場の適合度指数(HSI)を算出する。次に全種数に対する各生物群の種数の割合を重み付け係数として、全種数に関する適合度指数(tHSI)を算出する。最後に tHSI は全種数と相関性を有し、その関係式に tHSI を入力し、各地点の全種数を算出した。水域内の各地点の全出現種数について本手法により実際の調査結果と概ね一致する結果が得られた(図6)。

浜名湖人工干潟への適用

得られたモデル式を用い、浜名湖人工干潟実験区域に湿重量に関する予測・評価手法を適用した結果を図7に示す。計算結果より、本実施例では実験区域全体の生物量は人工干潟(潮間帯, 外浜)造成前 19,899kg から 21,676kg に 1,771kg 増加することが示された。

3.3 水質浄化機能評価モデル

従来の浄化機能評価法では、底生動物の現存量の 90%以上を占める軟体類と多毛類の 2 つに大別し、軟体類はアサリ、多毛類はゴカイとして浄化(同化)原単位量で代表させ全体の浄化量を求めていた。しかし、干潟や海浜によっては、現存量の構成が必ずしも従来の構成比に該当しない場合もあった。大井人工海浜(図8)や

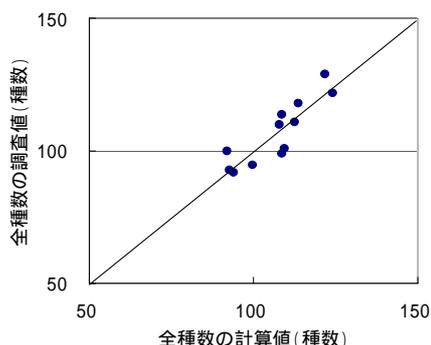


図6 生物種多様性予測手法の妥当性検証結果

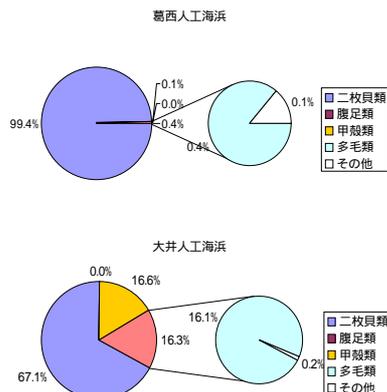


図8 各干潟・海浜における底生動物の組成比率

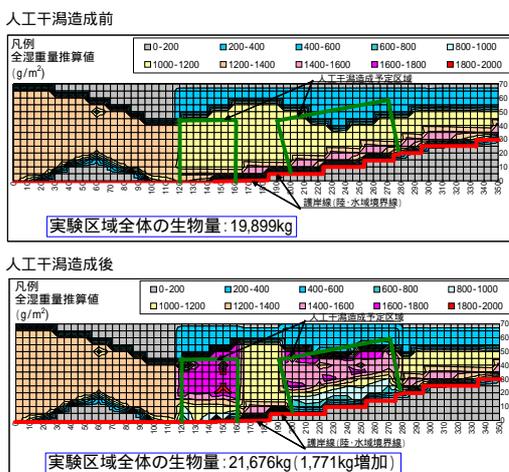


図7 人工干潟造成前後の生物現存量計算結果

浜名湖自然干潟では甲殻類や腹足類が 16-25%を占めていた。そこで改良法では軟体類を二枚貝類と腹足類に分類、さらに甲殻類と多毛類(その他を含む)を加えて計算を行った。

改良法では、二枚貝はアサリ、腹足類はタマビキ、甲殻類はカニ、多毛類はゴカイの浄化(同化)量をそれぞれ用い計算した。その結果、図9に示すように、甲殻類や腹足類の比率が小さい葛西人工海浜や盤洲干潟、大井人工干潟では従来法とほぼ同一の浄化量を示しているが、甲殻類や腹足類の比率が比較的大きい大井人工海浜や浜名湖人工干潟、浜名湖自然干潟では従来法に比べて 1.3~1.7 倍の浄化量となっており、従来法に比べて、よりの確に浄化量が把握されていると考えられた。

4. まとめ

自然・人工干潟における現地調査を実施し、水理学的懸濁物質輸送モデル、生物生息地適正評価モデル、水質浄化機能評価モデルの開発を

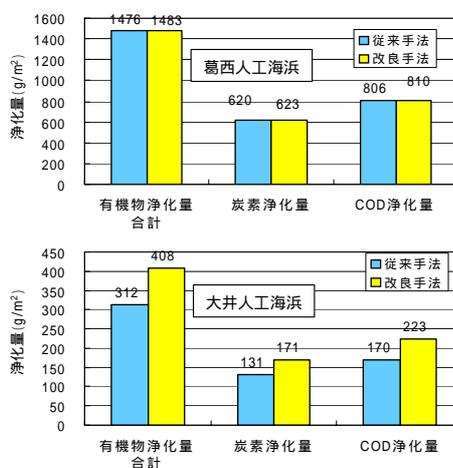


図9 従来法と改良法との浄化量評価の比較

行った結果、以下の結論を得た。

- 1) ADCP の散乱強度データを用いて懸濁物質の干潟堆積物 - 直上水間の輸送量が評価できた。さらに輸送量が再現できるモデル開発を通じて、懸濁粒子の沈降、巻き上げ特性を詳細に検討する必要性が示唆された。
- 2) 浅海域におけるマクロベントスの全種数に対する生息場適合度指数、全種数を算出する手法を開発し、現地調査データをもとにその適用性の評価を行った結果、ベントスを綱 - 生息形態の生物群に分類し、各生物群の種数に関する HSI モデルを構築することにより、干潟造成事業の実施前後における種数に関する効果の予測が可能であることがわかった。
- 3) 二枚貝類および多毛類を用いた従来の浄化機能評価法に、室内実験で甲殻類および腹足類に関するパラメータを決定し、干潟の多様な生物に対応した評価モデルに改良できた。その結果、甲殻類や腹足類が生息する干潟の浄化能力についても評価が可能になった。