

第4章

生物生息環境の再生に向けた干潟再生実験に関する研究

4.1 緒言

有明海の干潟は、江戸時代以前から戦後の食糧難の時代にかけては、農地などの土地を広げるため、高度経済成長時期には工場や港湾施設等を造るために埋め立てられてきた。また、海と陸との境界線である水辺・海岸線（以下なぎさ線）はそういった農地等を防護するための防災目的で堤防が構築され、人工構造物で囲まれている状況にある。そのため、生物や塩生植物の生息場所など、本来なぎさ線にあるべき生態系が失われている。このような沿岸域の開発は、自然の自浄作用の衰退に大きく影響しており、有明海の環境悪化に大きく影響を及ぼしていると考えられる。

沿岸域にとどまらず、そういった開発行為を背景として、1972年6月にストックホルムで開催された国連人間環境会議の20周年を機に、1992年6月にブラジルのリオ・デ・ジャネイロで開催された首脳レベルでの国際会議（地球サミット）では、人類共通の課題である地球環境の保全と持続可能な開発の実現のための具体的な方策が話し合われ、この会議で、持続可能な開発に向けた地球規模での新たなパートナーシップの構築に向けた「環境と開発に関するリオデジャネイロ宣言（リオ宣言）」やこの宣言の諸原則を実施するための「アジェンダ21」そして「森林原則声明」が合意された。また、別途協議が続けられていた「気候変動枠組み条約」と「生物多様性条約」への署名が開始された。

生物多様性条約に基づく取り組みは国際的に進められ、世界的な戦略として、「世界生物多様性保全戦略（GBS）」が1992年に発表されている。この戦略では、条約に規定されている生物多様性の保全、持続可能な利用の奨励、普及啓発に関する措置、研究の推進、悪影響の最小化、国際協力など多方面にわたる施策・計画が定められ、関連する部門での生物多様性保全、持続可能な利用への取り組みも求められる。

日本でも生物多様性国家戦略の策定を受けて、1995年10月に政府の生物多様性保全の取組み指針として「地球環境保全に関する関係閣僚会議」が決定し、2002年3月に前年からの見直しをうけて全面的に改定され「新・生物多様性国家戦略」が策定されている。この「新・生物多様性国家戦略」に盛り込まれている自然再生事業では、

湿地（干潟）の再生が重要な課題のひとつとなっている。また、2002年12月には過去に損なわれた生態系やその他の自然環境を取り戻すことを目的として自然再生推進法が制定された。

しかしながら、国家戦略として干潟や塩性湿地を再生するといった自然再生事業を推進する気運は高まっているが、自然再生事業の計画が最良かどうか事前に判断することは困難であり、実際に自然を再生できるかは事業実施後にはじめて成功度を確認する状況にある。また、再生した自然を生物多様性の高い状態で維持できる手法も確立されておらず、自然再生事業の事前段階としての再生実験さえ十分に実施されていない現状である。

以上のような背景から、有明海の干潟海域環境を回復・保全するために、生物や塩生植物等の生息場である干潟や塩性湿地を人工的に造成し、干潟生態系が有している自己再生機能（浄化機能）を回復（復元）させる「潟湖干潟の創生」「なぎさ線の回復」という干潟再生実験を熊本港周辺において行なっている(図4.1.1)。本研究では、埋立地を掘削して造成された潟湖タイプの「野鳥の池」、人工島石積み護岸の前面に造成された前浜タイプの「東なぎさ線」「北なぎさ線」の3つの干潟再生実験結果から、生物の生息基盤となる地形や底質といった環境変化の変遷と、そこに新たに形成された生態系の回復過程について得られた知見を述べる。

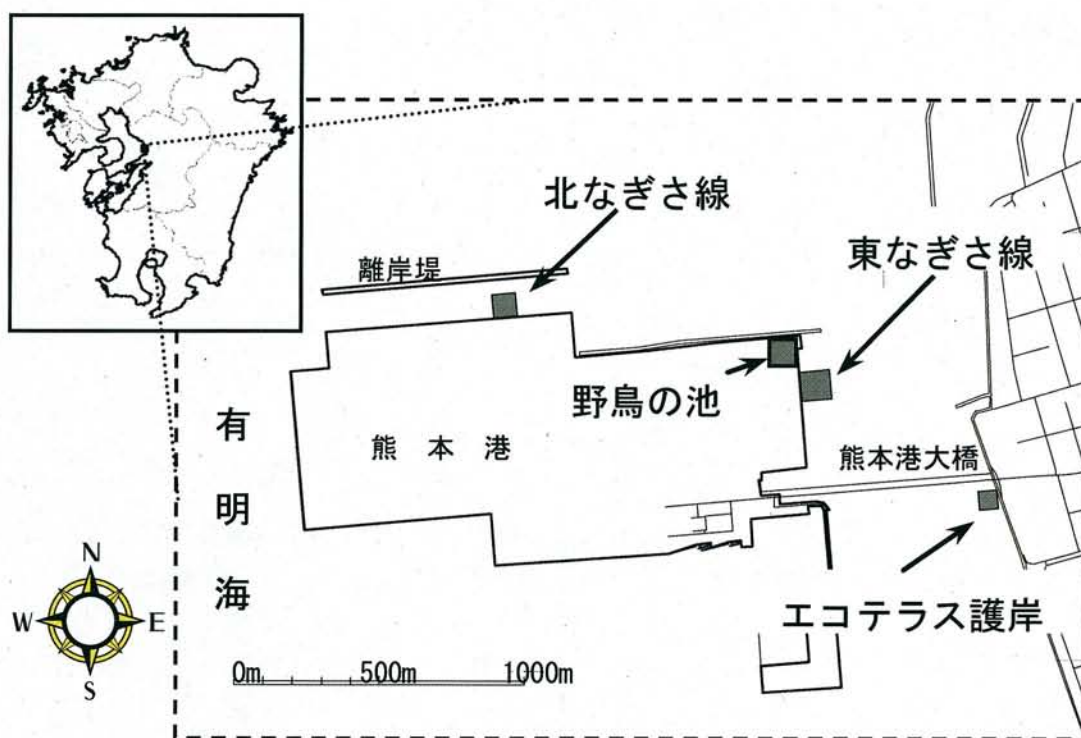


図 4.1.1 干潟再生実験地位置図

4.2 熊本港「野鳥の池」における干潟再生実験～潟湖タイプ～

4.2.1 「野鳥の池」の概要と現地調査内容

(1) 人工潟湖干潟「野鳥の池」の概要

「熊本港親水緑地公園，野鳥の池（以下「野鳥の池」と略す）」は，野鳥観察および環境学習の場の創成および干潟域の環境変動要因の分析とその影響評価を主目的として熊本港北東角に造成された人工潟湖干潟である．図 4.2.1 に示すように野鳥の池は，有明海の浚渫土を用いて熊本新港の土地の一角を掘削して造成された約 100m × 100m の人工潟湖干潟である．最低地盤高が D.L+2.5m，最高地盤高が D.L+5.0m の潮上帯まで連続性を保ち，平均勾配 1/36 と周りの干潟(1/600)よりも急勾配であり，含泥率が約 70%の泥質干潟である．直径 1m の導水管が D.L+3.0m に 1 本，D.L+3.5m に 3 本設置され，外海である有明海と潮汐により自由に直接海水交換をする状況にある．池内には潮汐に寄らず常に海水が溜まっている亜潮干帯が存在している．石積護岸の北東角から撮影した「野鳥の池」の全景写真を写真 4.2.1 に示す．

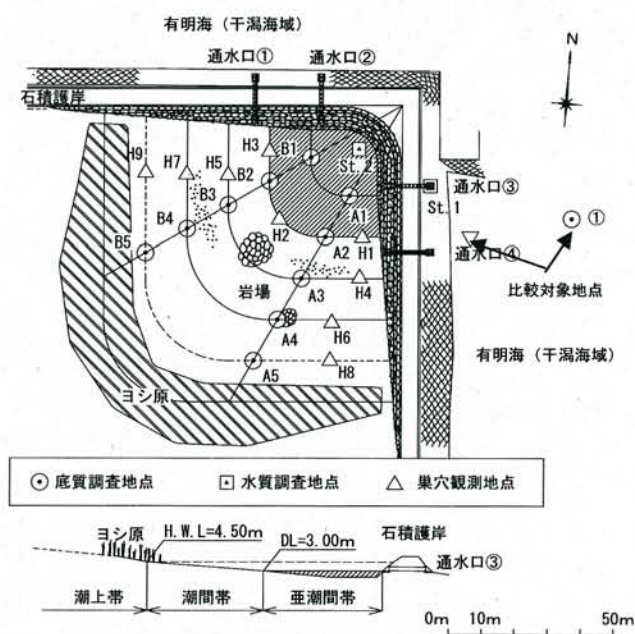


図 4.2.1 人工潟湖干潟「野鳥の池」の概略図



写真 4.2.1 「野鳥の池」の全景

(2) 現地調査内容

巣穴観測は、1 m²の巣穴観測枠を図 4.2.1 の△印の9地点および比較対象地点として▽印の1地点で目視観測を行った。

底生生物調査は、D.L+3.5m, D.L+3.5m, D.L+4.0mと比較対象干潟の4地点において、幅25cm×奥行き25cm×深さ20cmの底質を1mmのふるいにかけて、残った生物について種の同定を行なった。生物分布観測は、双眼鏡を用いて踏査し、生物生息状況を面的に記録・把握した。

地形調査は5.0mメッシュの測量と、図4.2.1に示す○印の10地点において、目盛付きの杭の定点観測を行った。また亜潮間帯の2地点を除いた潮間帯の8地点で、ポータブル型単管式コーンペネトロメータを用いた貫入試験を行い、地盤の支持力を測定した。

底質分析項目及び分析方法を表4.2.1に示す。底質調査は、地形調査と同じ地点と比較対象干潟の1地点において、コアサンプラーにより深さ約30cmの柱状試料を採泥した。それを表層(0~-0.5cm)、上層(-9~-11cm)、中層(-19~-21cm)、下層(-29~-31cm)の4層に分割し、粒度分析、含水率、COD_{sed}、強熱減量、硫化物、全窒素、全リンについて分析した。

水質分析項目及び分析方法を表4.2.2に示す。水質調査は多項目水質計(HORIBA社製W-23XD)を池内に常設し計測する連続観測と、サンプル瓶を用いて採水したものを持ち帰り分析する詳細調査を行った。後者の分析項目は、COD_{Mn}、D-COD_{Mn}、T-N、D-T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、D-T-P、PO₄-P、Chl. a、SS、DOについて行った。

表 4.2.1 底質調査項目及び分析方法

項目	略号	単位	測定・分析方法
粒度分析	-	mm	レーザー回折/散乱式粒度分布測定装置 LA-920
含水率	-	%	底質調査方法Ⅱ.3
化学的酸素要求量	COD _{sed}	mg/l	底質調査方法Ⅱ.4
強熱減量	IL	%	底質調査方法Ⅱ.17
硫化物	T-S	mg/l	底質調査方法Ⅱ.20
全窒素	T-N	mg/l	底質調査方法Ⅱ.18
全リン	T-P	mg/l	底質調査方法Ⅱ.19

表 4.2.2 水質調査項目及び分析方法

項目	略号	単位	測定・分析方法
化学的酸素要求量	COD _{Mn}	mg/l	JIS K 0102(1998)17
溶存態化学的酸素要求量	D-COD _{Mn}	mg/l	JIS K 0102(1998)17
全窒素	T-N	mg/l	JIS K 0102(1998)45.2, 45.3, 又は 45.4
溶存態全窒素	D-T-N	mg/l	JIS K 0102(1998)45.2, 45.3, 又は 45.4
アンモニウム態全窒素	NH ₄ -N	mg/l	EPA-350.1
亜硝酸態窒素	NO ₂ -N	mg/l	EPA-1992 353.1
硝酸態窒素	NO ₃ -N	mg/l	EPA-1992 353.1
全リン	T-P	mg/l	JIS K 0102(1998)46.3.3
溶存態全リン	D-T-P	mg/l	JIS K 0102(1998)46.3.3
オルトリン酸態リン	PO ₄ -P	mg/l	Standard Methods-1995
クロロフィル a	Chl-a	μg/l	海洋観測指針(1990)6.3.3
浮遊物質	SS	mg/l	環境庁告示第 59 号付表 8
溶存酸素	DO	mg/l	JIS K 0102(1998)32.1

4.2.2 地形・底質変化と生息生物の変遷

(1) 地形変化とその要因

造成直後の2002年10月から2005年10月までの地盤の堆積浸食状況を図4.2.2に示す。全体的に野鳥の池では3年間で約4.3cmの堆積傾向にあることが算出された。特に、潮溜りにおいては最大で約60cmの堆積となっていた。これは池の外からの海水の流入によりSSが沈降したことで、潮上帯および潮間帯上部が浸食傾向にあり後背地や潮上帯から流れてきた土粒子の沈降により堆積したものと考えられる。野鳥の池は外の干潟と比べて波もなく穏やかであるため、土粒子が沈降しやすい傾向にある。また全体的に堆積傾向の潮溜まりでは一部通水口③付近においては浸食が見られた。これは他の通水口よりも設置地盤高が低いために海水の流出入の影響を強く受けるためである。

図4.2.3は最大瞬間風速、降水量と図4.2.2に記すB1～B5地点における地盤高変動を時系列に示したものである。なお、最大瞬間風速、降水量は気象庁の熊本観測気象台におけるデータを用いた。図より荒天時に、潮溜まり境界付近のB1～B2地点は顕著な堆積を示している。これは、強い波浪により巻き上げられた底泥や出水時に河川から流れ込んだ土砂などが、石積み護岸に囲まれ波浪の穏やかな野鳥の池内部に堆積したものである。また、地盤の高いB3地点では浸食の傾向が見られ、野鳥の池は周囲

の干潟に比べ急な勾配を持つため、潮汐や降雨により、地盤高が緩やかになる方へ変化しているものと思われる。池内の勾配は、設計当初1/36であったが、堆積・浸食の見られるB1～B3地点の現在の勾配は1/150と1/4ほどになっている。一方でB4, B5地点では地盤高の変化はほぼ見られない、この原因は、図4.2.4に示すように、地盤が高く干出時間の短いB4, B5地点では、地盤が固く安定していること、さらに植生が繁茂していることにより地盤が保持されていることが考えられる。また、地盤支持力全体の傾向として、やわらかく深さ方向に均一に変化していた。これは、生物の増加に伴うバイオターベーションや潮汐による攪拌を受けたためと考えられる。

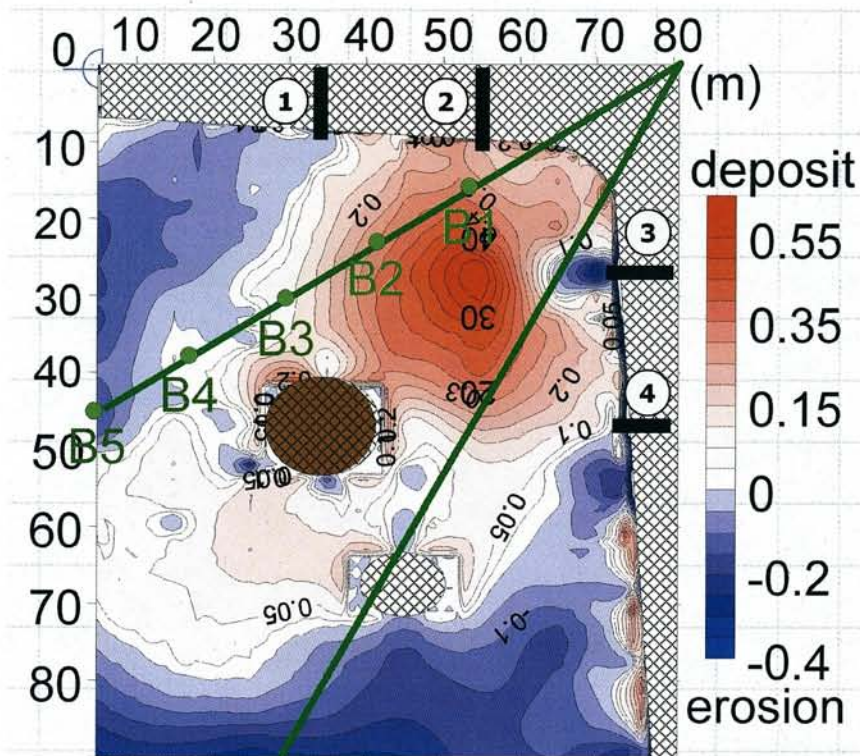


図 4.2.2 野鳥の池の堆積浸食状況 (2002年10月～2005年9月)

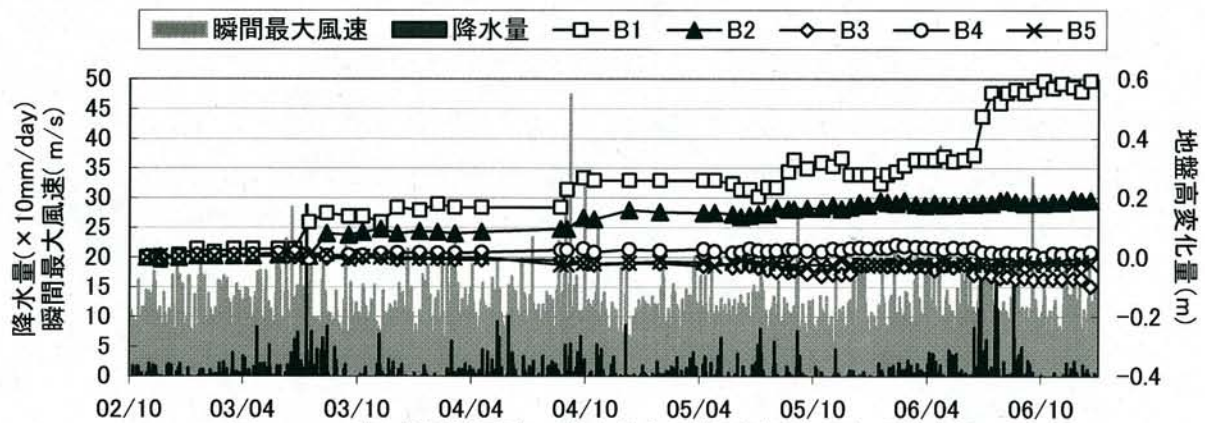


図 4.2.3 最大瞬間風速, 降水量と地盤高変動の時系列変化

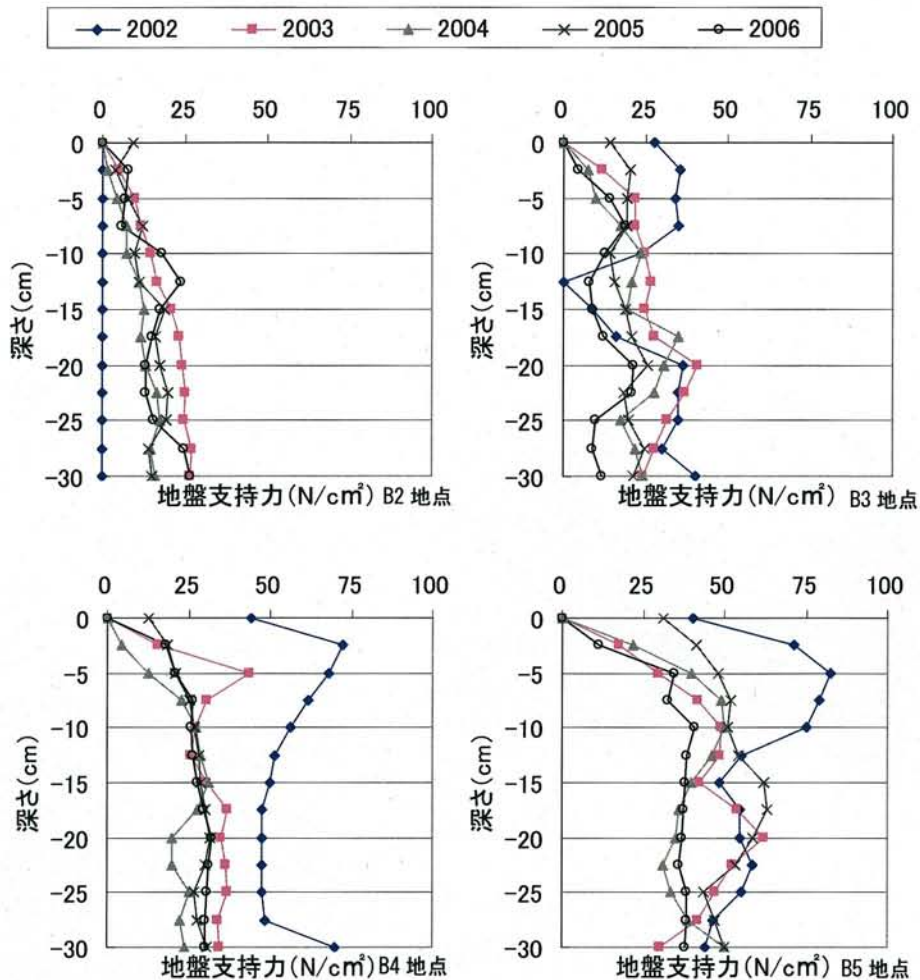


図 4. 2. 4 地盤支持力の鉛直分布 経年変化

(2) 含泥率と有機物量の関係及び生物量の影響

土中の有機物量は含泥率と正の相関関係にあることが一般に知られており、鈴木ら(1998)は有明海海域において粘土含有量とCODとの間に決定係数 $R^2=0.46\sim0.83$ を得ている。図4.2.5に野鳥の池における潮溜まりB1地点、潮間帯B2～B5地点の全層平均での含泥率・強熱減量相関図を示した。潮溜まりでは $R^2=0.50$ という結果が得られ鈴木らの結果と一致したが、潮間帯では $R^2=0.19$ であり関係があるとはいえない結果となった。

図4.2.6に潮間帯B3地点の全層平均での含泥率、強熱減量、巣穴数の変動を示す。なお巣穴数は図4.2.1中のH5の値を示した。強熱減量の変動を見ると、造成当初の2002年10月から2003年12月までは含泥率の変動と同様に夏は減少し冬は増加するという傾向が見られたが、2004年10月以降その傾向は見られなくなり、含泥率が増加しても強熱減量は減少した。これは2004年10月以降それまでと比べて3倍以上に巣穴数が増えていることから、カニ類を主とした堆積物食者が多量の有機物を摂食したためと考えられる。逆に、2004年10月から12月にかけて含泥率が減少したのに対して強熱減量が増加したのは、巣穴数が減少したことから堆積物食者が死亡し有機物が増えたためと考えられる。

巢穴数の少ない2002年10月から2003年12月までを前期，巢穴数が多い2004年10月から2006年7月を後期とし，前期・後期にわたる含泥率・強熱減量相関図を図4.2.7に示した．巢穴数の多い後期は $R^2=0.07$ で関係があるとは言えなかったが，巢穴数の少ない前期は $R^2=0.46$ であり潮溜まりでの結果と同程度であった．また巢穴数が後期と同程度で安定した変動をしている比較対照干潟でも，含泥率と強熱減量は $R^2=0.103$ で相関は見られなかった．これより生物が少ないときには，強熱減量は含泥率の変化に伴って増減し，底生生物の多い干潟潮間帯での有機物量は，含泥率の増減よりも堆積物食者の摂餌や死亡に伴って増減していることが明らかとなった．

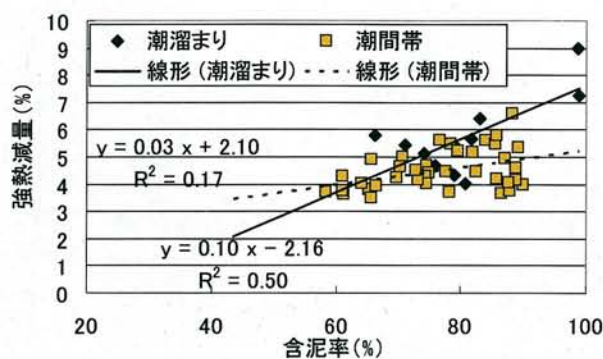


図 4.2.5 含泥率・強熱減量相関図

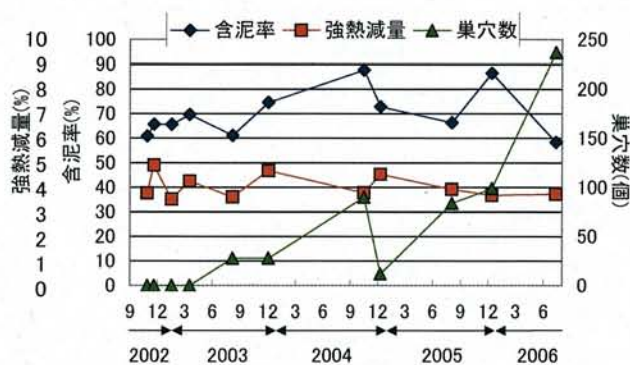


図 4.2.6 含泥率，強熱減量，巢穴数の変化

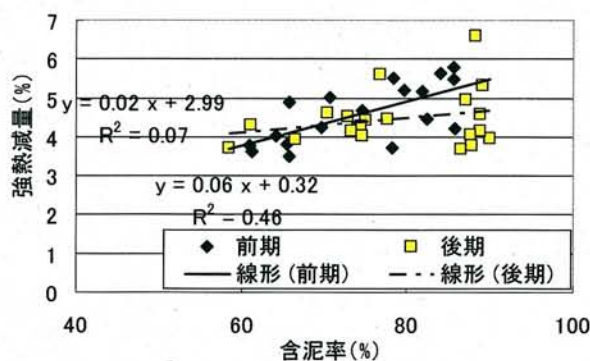


図 4.2.7 時期を分けた場合の含泥率・強熱減量相関図

(3) 生物種の変遷と生息分布

「野鳥の池」と比較地点における生物種の変遷を図4.2.8に示す。2002年の造成直後は、池内でまったく生物が確認されなかったが、2003年10月には池内で確認された種類数が比較対象干潟のそれを上回り、その状態を維持してきている。比較地点の干潟と比べて種類数豊富な状態を維持している要因としてカニなどの節足動物数の増加が挙げられる。節足動物数の増加要因としては、池内の潮溜まりから潮状帯まで連続した地形が多様な環境をつくり、カニなどが局所的に棲み分けていることがと考えられる。

図4.2.9は2005年8月3日の生物分布調査の結果のうち、池内に多数生息する4種の甲殻類の分布を示した一例である。これらの生物は、植生群落を好むアシハラガニはヨシが生息しているところ、軟泥を好んで生息するヤマトオサガニは池内の水際の地盤が緩やかなところ、ヨシや塩生植物が生えている付近の固く締まった砂泥質を好むシオマネキとハクセンシオマネキは野鳥の池内でも高潮帯付近、というように地盤高や底質の違いによって棲み分けて生息することを確認できた。

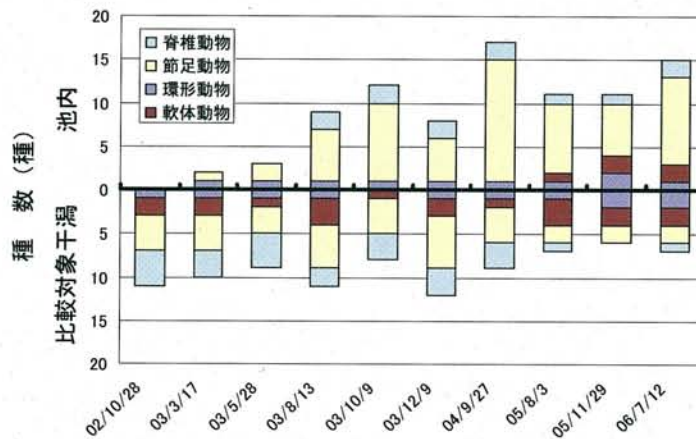


図 4.2.8 野鳥の池と比較地点における生物種数の変遷

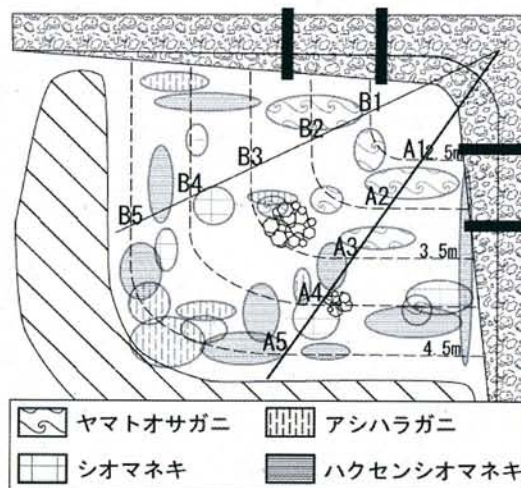


図 4.2.9 主要な生物生息分布図 (2005年8月3日)

図 4.2.10 は、野鳥の池の測線 B2～B5 における地盤高、地盤支持力、干出時間と図 4.2.9 で得られた生物分布を併せて示した。生物生息の密度分布は多角形で示しており、縦軸は生息する地盤高を、横軸はその地盤高における生息密度を表している。干出時間は、大潮から次の大潮までの干出時間の平均とした。図より、地盤高の違いによる干出時間の長短によって、地盤の固さも変化する傾向が見られ、最も地盤支持力が低い地点に柔らかい地盤を好むヤマトオサガニが生息しており、その次にシオマネキ、ハクセンシオマネキと続き、地盤支持力の最も高い B5 付近で、固い地盤を好むアシハラガニが生息していた。これより地盤高とそれに伴う地盤支持力の違いが、生物の棲み分けに影響していると考えられる。

以上の結果を踏まえて、図 4.2.11 に野鳥の池における生物生息の棲み分けの過程をフローチャートで示した。森本ら(2005)は、降雨で潮間帯が浸食されたり、潮汐により外海から流入したりした粘土・シルトが主成分である底質が亜潮間帯や水際に堆積し、有機物が増加したという結果を得ている。そのため含泥率が増加し、地盤支持力が低下したことは、有機物の増加とともに多様な底質環境を生み出したと考えられる。また地盤勾配が急なことから干出時間の違いが生じ、干出時間の短い場所ほど地盤支持力が低下していた。これらの底質環境の違いによって、干出時間が短く軟泥の場所にはヤマトオサガニ、干出時間が比較的長く固い地盤の場所にはシオマネキやハクセンシオマネキ、高潮帯のヨシが自生している場所にはアシハラガニと、生物が環境に伴い棲み分けしていることが分かった。また、2005 年 8 月の調査では、それまで観測されていなかった軟体動物(カワアイ)も確認された。巻貝のカワアイは内湾の潮間帯や泥地を好むという生態的特徴を有している。前述した生物と同様に、野鳥の池内の環境はそれと合致したため、池外の干潟から流入し定着したと考えられる。つまり、野鳥の池が多様な生物の生息環境として適合しつつあることが示唆された。

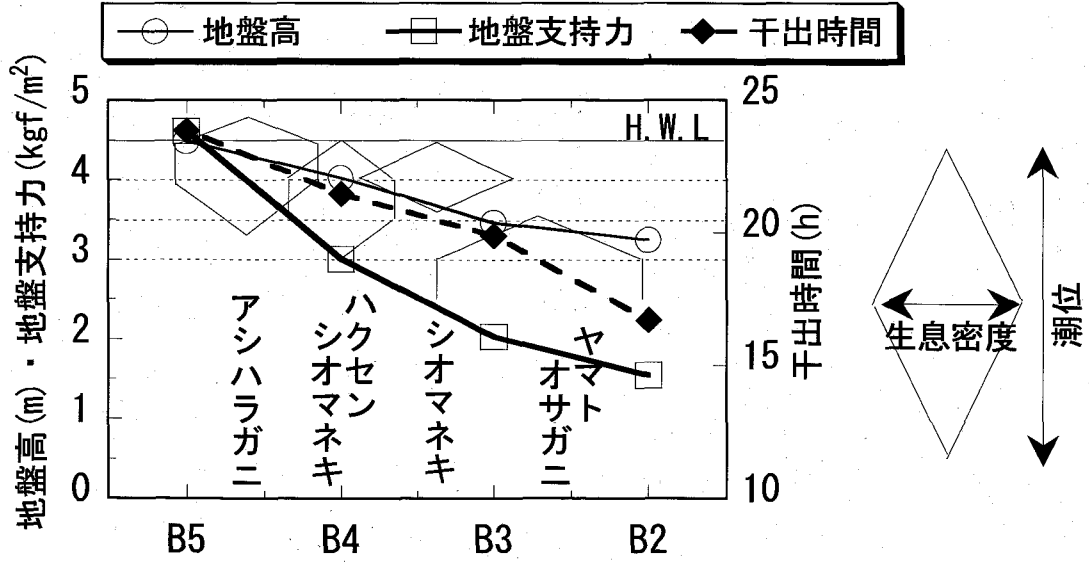


図 4.2.10 地盤高・地盤支持力・干出時間と生物分布の関係

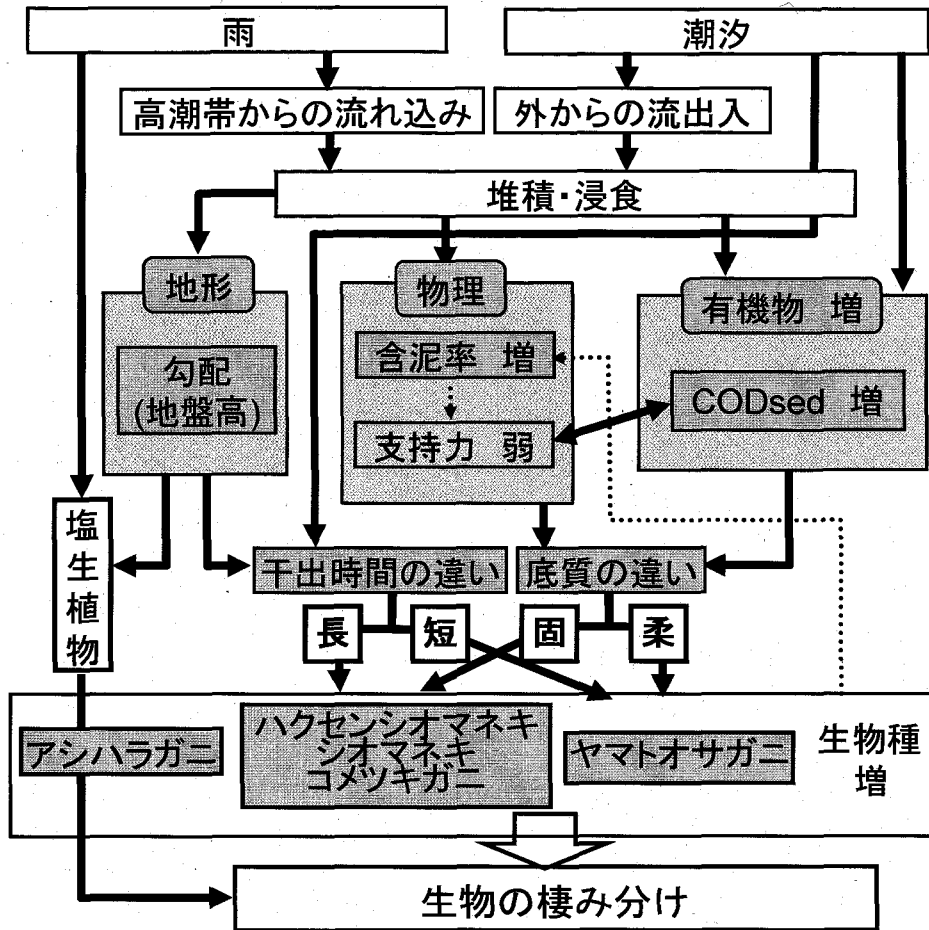


図 4. 2. 11 野鳥の池における生息生物の棲み分け過程

4. 2. 3 「野鳥の池」における物質循環

(1) 野鳥の池の干潮時と満潮時における水質変動

図4. 2. 12は、2004年9月16～17日の野鳥の池の水深変化と水質の詳細調査の採水時間を併せて示した。図中の○印は通水管3付近の池内で、□印は通水管3付近の池外で採水することによって、溜まり水(亜潮間帯)と野鳥の池全体が及ぼす水質変動を把握できるようにした。

図4. 2. 13は、野鳥の池内の24時間の水質変動の結果を、昼夜・干満の4つの条件に分けて模式化した。図中の番号は図4. 2. 12と対応しており、①は昼間の干潮時(亜潮間帯内)、②は夜間の満潮時(池内全体)、③は夜間の干潮時、④は昼間の満潮時を表す。図中の上矢印は増加、下矢印が減少を表し、数字はその量である。ただし、単位は植物プランクトンのみ $\mu\text{mg}/\text{l}$ 、残りの項目は mg/l の表記である。

植物プランクトンや有機物などを含むSSに着目すると、①昼間の干潮時のみ増加することが分かった。これは、溜まり水の水温が高いため光合成が活発に行われ、④昼間の満潮時のように流出時の海水の減少に伴う潮間帯への沈降が少ないためと考えられる。DOに着目すると、④昼間の満潮時のみ増加することが分かった。同じ昼間で

も①干潮時と④満潮時では増減に違いが表れた。これは、①干潮時は光合成による増加よりも植物プランクトンやデトリタスなどによる呼吸の消費が多かったと考えられ、④満潮時は光合成による増加に加えDOを多く含む外の新鮮な海水が潮汐により流入したためと考えられる。窒素に着目すると、①と③の干潮時は、脱窒作用が起こっていると推測され亜潮間帯が嫌気的な環境を維持しており、②と④の満潮時は、硝化が起こっていると推測され池内が好気的な環境を維持していると考えられる。また、①～④で総窒素は池内で減少傾向にあり、総じて池外への負荷を低減していることが得られた。野鳥の池は、潮汐により干潮と満潮を繰り返す、水質の嫌気的環境と好気的環境が交互に起こっている。つまり、野鳥の池の特徴である「潮汐による海水の出入り」と「亜潮間帯の溜まり水」が、脱窒作用を引き起こすものと考えられる。

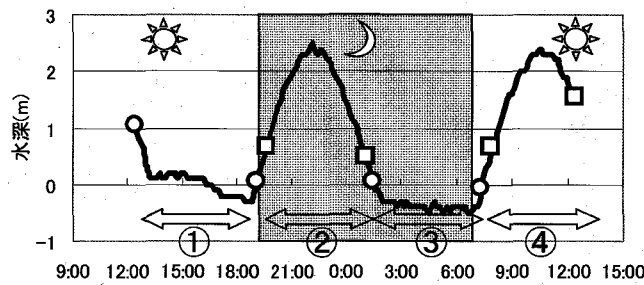


図 4.2.12 2004年9月16日～17日の池内の水深変化と採水時間

○は通水管3付近の池内での採水
□は通水管3付近の池外での採水

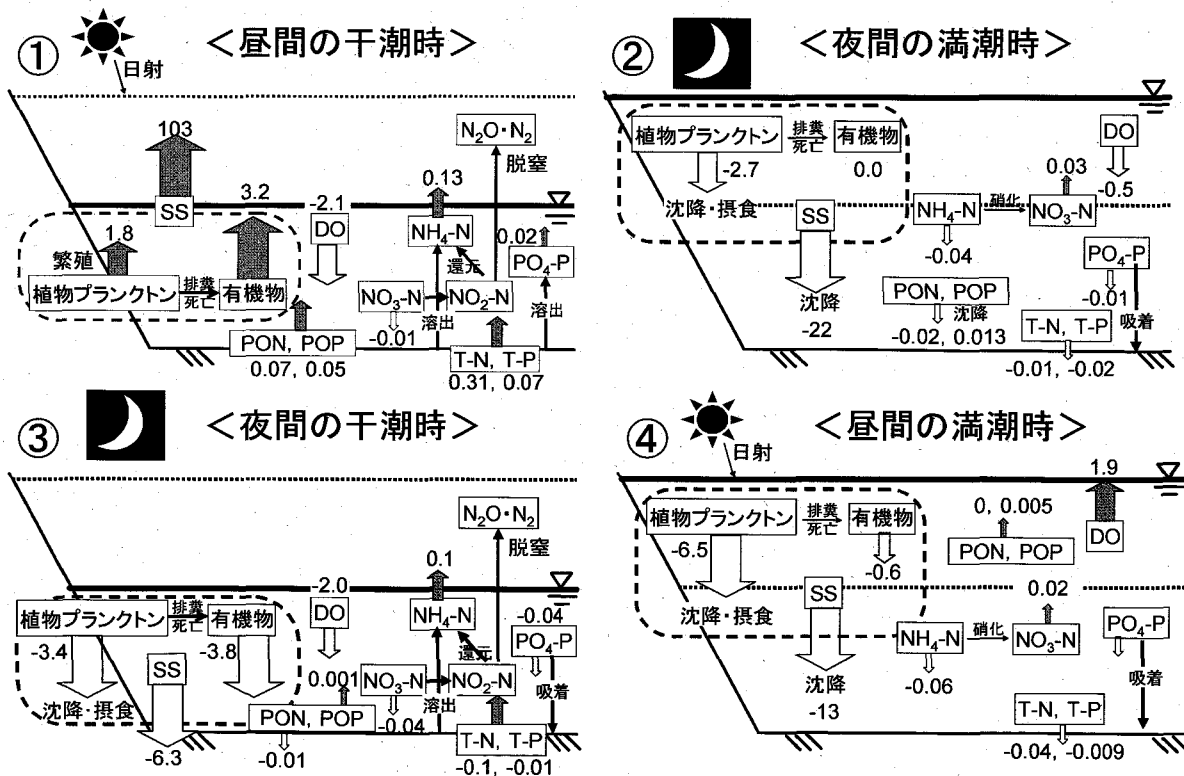


図 4.2.13 野鳥の池内の24時間の水質変動
(植物プランクトンのみ $\mu\text{mg/l}$, 残りの項目は mg/l)

(2) 野鳥の池の生態系モデル

亜潮間帯を持つ野鳥の池の物質循環を把握するため、生態系モデルを構築した。そこで、2004年9月の詳細調査の結果を用いて、1日(24h)の野鳥の池における物質循環を検討した。素過程の定式化は、中田ら(1993)を参考とし、植物プランクトン・D0・溶存態無機栄養塩(DIP, DIN)について求めた。また、Chl-a量は植物プランクトン生物量と仮定し、測定値を炭素量に換算した値とした。

モデルの結果を図4.2.14に示す。図の左側は亜潮間帯を持つ干潟、つまり野鳥の池のモデルを示し、その対比として右側に亜潮間帯を持たない干潟のモデルを示す。モデルを求める際、亜潮間帯を持つ干潟は、干潮時の亜潮間帯内での循環量と満潮時の循環量の合計により求めた。また、亜潮間帯を持たない干潟は、干潮時での循環量がないため値をゼロとし、満潮時のみの循環量と仮定した。

図より、亜潮間帯がある干潟(野鳥の池)での植物プランクトンは、光合成による増殖が $901.39(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、呼吸による減少が $24.06(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、細胞外分泌が $120.46(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、沈降が $122.64(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、枯死が $37.46(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ である。動物プランクトンやベントスによる被食値が求まれば、現存量は $596.78(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ より小さい値になると考えられる。

亜潮間帯を持たない干潟での植物プランクトンは、光合成による増殖が $601.80(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、呼吸による減少が $13.13(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、細胞外分泌が $80.37(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、沈降が $64.04(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ 、枯死が $19.82(\text{mg}/\text{m}^3/\text{day})$ であり、亜潮間帯を持つ干潟に対して全体的に低い値を示す。これは、亜潮間帯を持つ干潟は、そこでの水質変化が加えられ循環量が増加していることを示している。

D0の生産量は、亜潮間帯を持つ干潟では $3.13(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ 、亜潮間帯を持たない干潟では $2.09(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ であり、亜潮間帯があることによりD0の生産量が増加していることが得られた。また、D0の消費量は、亜潮間帯がある干潟では $0.08(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ 、亜潮間帯がない干潟では $0.05(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ であり、大きな違いは見られなかった。つまり、植物プランクトンが消費するD0の量は、生産量よりも大幅に少なく、亜潮間帯の存在がD0の生産量に大きく寄与していることを示している。

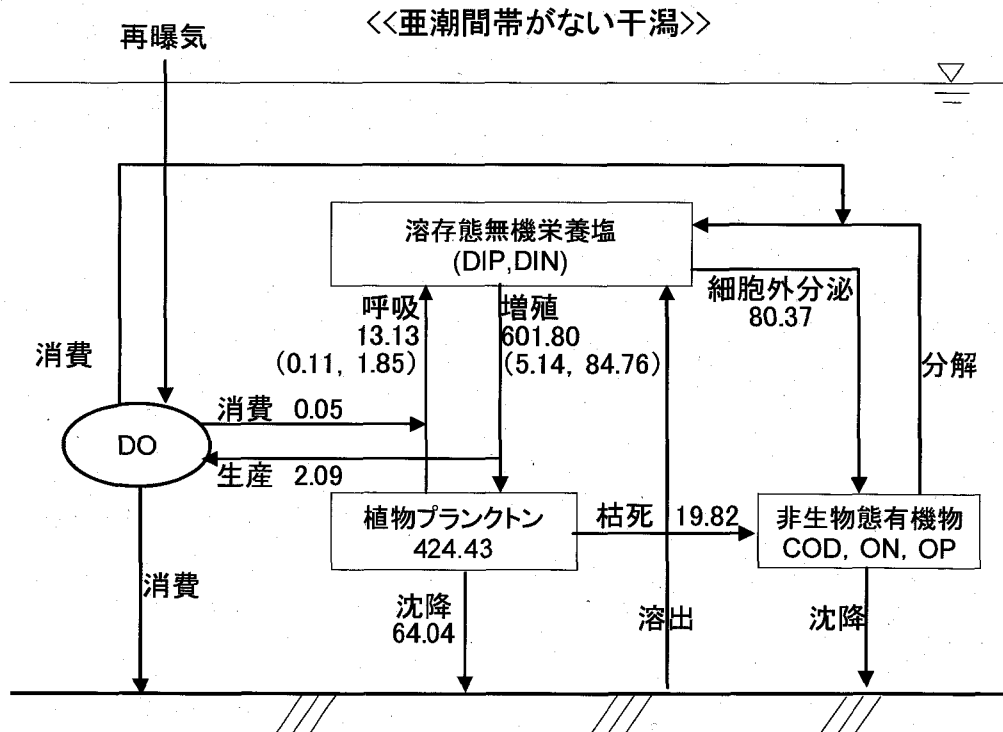
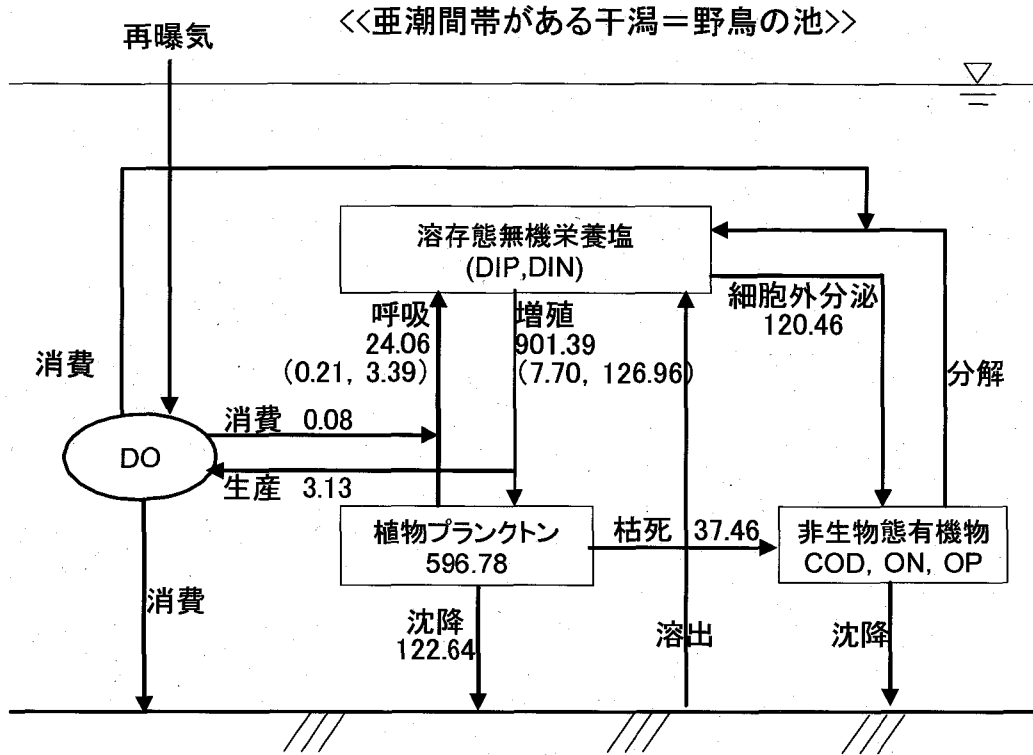


図 4. 2. 14 野鳥の池内の 24 時間の水質変動
 [□内は現存量(mg/m³/day), 植物プランクトンの変化量(mg/m³/day)
 DO の変化(mg/l/day). (,)内は(DIP,DIN)の変化量($\mu\text{mol/l/day}$)]

4.3 熊本港「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」における干潟再生実験 ～前浜タイプ～

4.3.1 「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」の概要と現地調査内容

(1) 「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」の概要

熊本港は、有明海の湾中央部東側に位置し、船舶が利用する岸壁を除いて、周囲を石積み護岸によって囲まれた人工島である。この熊本港の東側と北側に「東なぎさ線」、「北なぎさ線」を造成した。概況と調査地点の位置を図4.3.1、全景写真を写真4.3.1に示す。

東なぎさ線を造成した熊本港東護岸前面は地盤高が約T.P. ±0.00m、中央粒径が約0.06mmの泥質干潟で、対岸の干拓地まで平坦な干潟が広がっている。潮流は上げ潮時は北向き、下げ潮時には南向きへ流れており、波浪の影響を受けにくい場所である。ここに、H.W.L. から現地盤のT.P. ±0.00mまで、幅100m×奥行100mの範囲で潜堤をカタナリー曲線形に設定し、ちどり状に配置した。中央粒径が約0.79mmの有明海産の海砂で覆砂を施し、中央部勾配は約1/30で、護岸の前面には潮上帯付近の覆砂の流出を防ぐための突堤が2本、中央部には生物の生息環境に多様性を持たせるための島堤が3箇所配置されており、2005年10月に造成が完了した。

北なぎさ線を造成した熊本港北護岸前面は、地盤高が約T.P. -2.00m、中央粒径が約0.04mmの泥質干潟で、100mほど沖に離岸堤が設置されている。潮流は、上げ潮時は東向き、下げ潮時には西向きへ流れており、波浪や季節風の影響を受けやすい場所である。ここに、H.W.L. から現地盤のT.P. -2.00mまで、土砂流失を防ぐための長さ50mの突堤を40m間隔で2本配置した。そこに、中央粒径が約0.02mmの熊本港近郊の航路浚渫土砂を下層（現地盤からT.P. -1.50mまで）、浚渫土と中央粒径約0.18mmの海砂を50%ずつ混合した土砂を中層、海砂のみを表層（厚さ0.5m）に使用した3層構造になっている。勾配は約1/12で、軟弱な浚渫土砂の流出を防ぐため、護岸から約40m沖に中仕切堤が設置されており、2006年9月に造成が完了した。

(2) 現地調査内容

各なぎさ線において、造成直前から定期的に地形、底質、生物調査を実施しているが、2007年4月までは、なぎさ線のセンターラインにおける代表地点で調査を行っていた。しかし、これまでの調査結果から、なぎさ線内の代表的なデータ取得がセンターラインだけでは不足しているため、2007年5月からは面的な調査を行った。2007年5月からの調査地点を図4.3.1示し、各調査の概要を以下に示す。

地形調査は2007年5月と10月の大潮干潮時に、トータルステーションを用いて、東なぎさ線では、東西方向に130m、南北方向に100mを10mメッシュ、北なぎさ線では、東西方向に80m、南北方向に95mを5mメッシュで測量した。

底質調査は2007年5月と10月の大潮干潮時に、東なぎさ線42地点、北なぎさ線20地点で表層5cmの試料を採取し、粒度分布、含水率、強熱減量、CODsed、硫化物、全窒

素の分析を行った。また、2007年7月と2008年1月は同地点で粒度分布のみを調べた。
 なお、底質分析方法は前述した「4.2 熊本港「野鳥の池」における干潟再生実験～
 潟湖タイプ～」と同じ方法である。

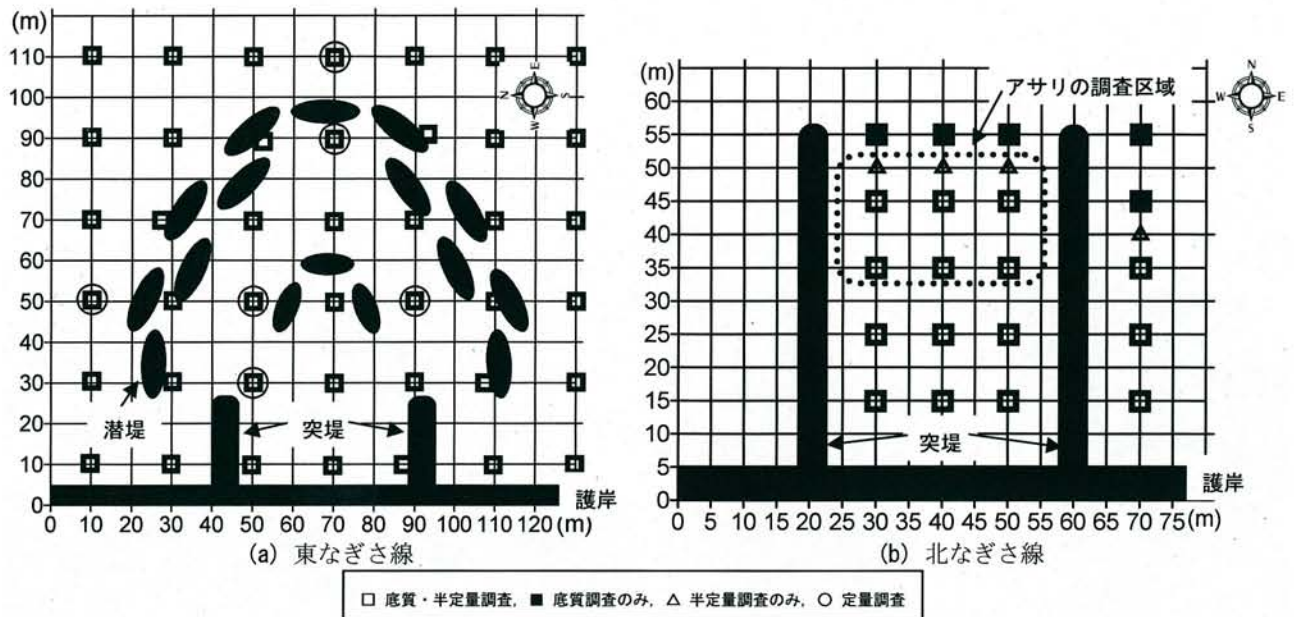


図 4.3.1 なぎさ線の概況と調査地点の配置

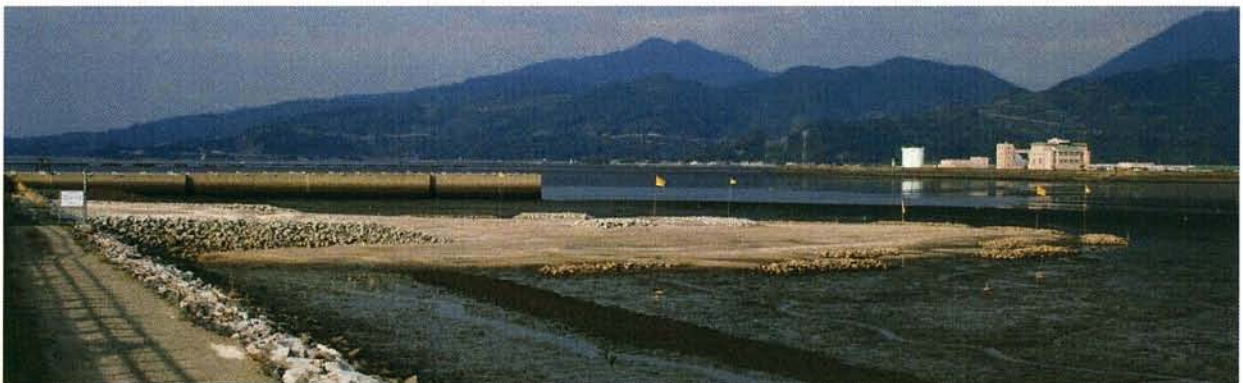


写真 4.3.1 「東なぎさ線(上)」 「北なぎさ線(下)」の全景

生物調査は2007年5, 7, 10月, 2008年1月の大潮干潮時に, 各なぎさ線において定性調査, 半定量調査, 2007年5, 10月, 2008年1月に東なぎさ線の6地点で定量調査を行った。定性調査は, 石積みや滞筋周辺等の局所的な環境を中心に目視観察を行い, なぎさ線に生息する生物の種数を把握した。半定量調査は, 50cm×50cmのコドラート内をハンドスコップで掘り返し, 直接底生生物を採取して, 現地で個体数及び湿重量の計測と種の同定を行った。なお, 半定量調査の調査地点は底質調査と同じ場所である。定量調査は, 25cm×25cmのコドラートを用いて2回/地点で底泥を採取し, 1.0mm目の篩にかけ, 篩上に残った底生生物を採取した。採取した生物は, 現地にて中性ホルマリンで固定後, 試験室に持ち帰り, 個体数及び湿重量の計測と種の同定を行った。また, 北なぎさ線ではアサリの稚貝が大量に確認されたため, アサリ調査区域を設け, 5mメッシュ (28地点) で10cm×10cmコドラートで採取し, 1.0mm目の篩にかけ, 篩上に残ったアサリを採取した。採取したアサリは, 現地で個体数と湿重量を測定した。

4.3.2 地形変化及び底質の空間分布と生息生物の変遷

(1) 地形変化

東なぎさ線のセンターラインにおける横断変化を図 4.3.2, 造成直後 (2005年10月) と造成2年後 (2007年10月) の地形図を図 4.3.3 に示す。

東なぎさ線は, 造成半年後から造成1年後までに台風の影響で大きく浸食されたものの, 造成2年後までは大きな地形変化はみられなかった。平面的な地形変化を見ても全体的に浸食されており, 突堤間で約70cm浸食され, 浸食された土砂は護岸道路と突堤の北側と南側に堆積した。また, 護岸から60~90mの中央部と中央より南側で浸食が大きく, 浸食された土砂は図中北東側に向かって広く堆積している。これは, 地形変化傾向から, 上げ潮時の潮流によるものと考えられる。

北なぎさ線のセンターラインにおける横断変化を図 4.3.4, 造成直後 (2006年9月) と造成1年後 (2007年10月) の地形図を図 4.3.5 に示す。

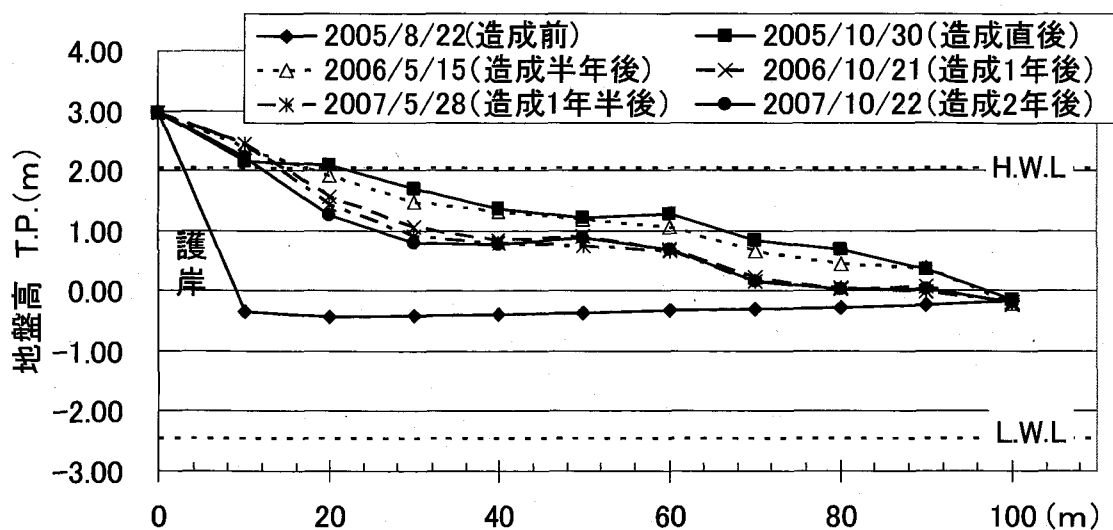


図 4.3.2 東なぎさ線のセンターラインにおける横断変化

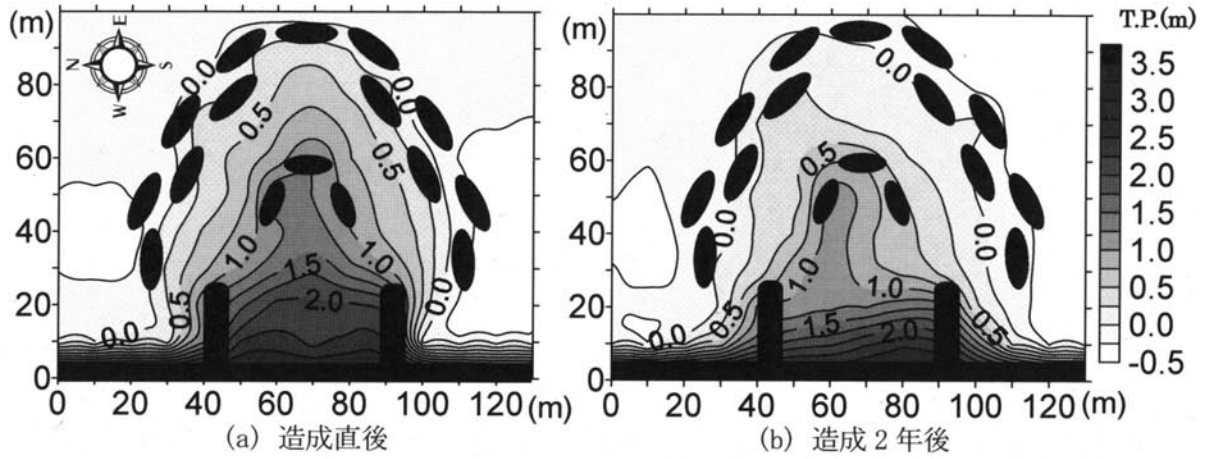


図 4.3.3 東なぎさ線における造成直後と造成 2 年後の地形図

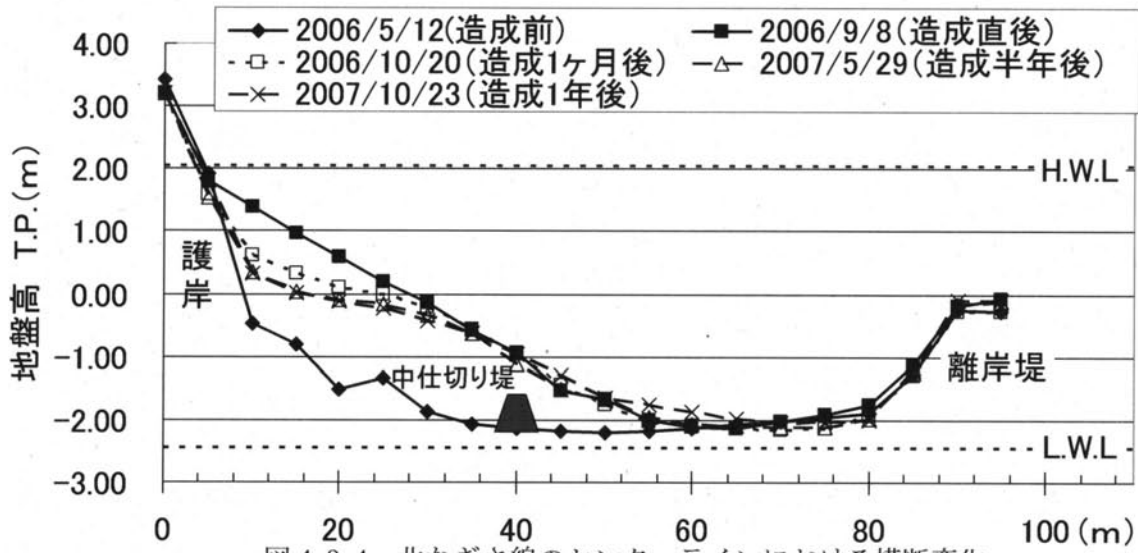


図 4.3.4 北なぎさ線のセンターラインにおける横断変化

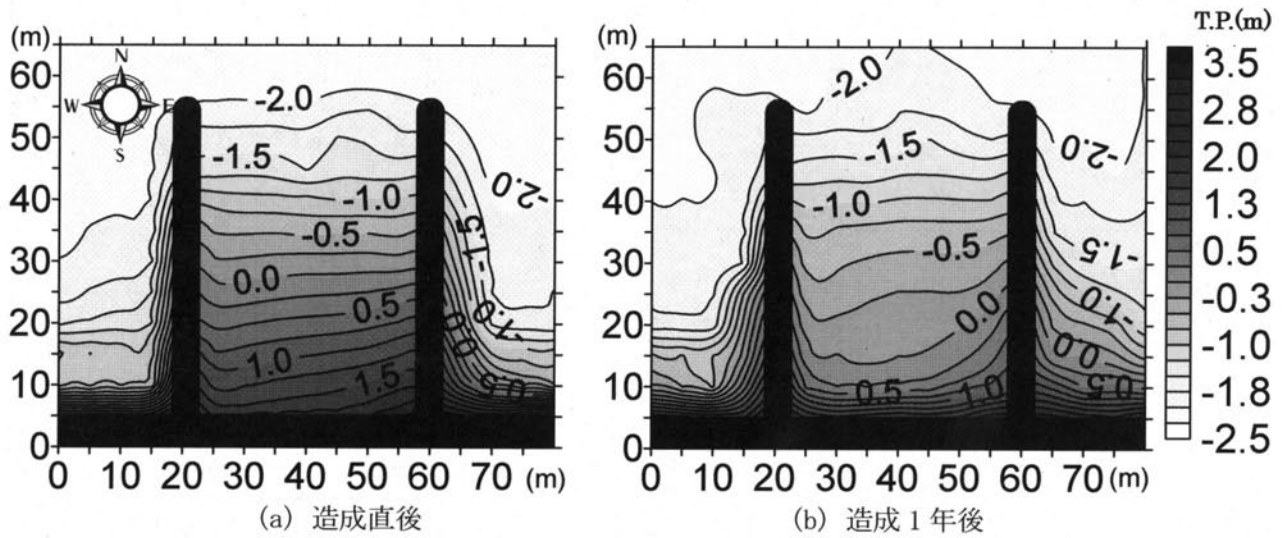


図 4.3.5 北なぎさ線における造成直後と造成 1 年後の地形図

北なぎさ線は造成1ヶ月後までに常時の潮流や波浪によって、T.P. ±0.0m よりも高い場所で大きく浸食された。この浸食された場所は、離岸堤よりも地盤が高い場所で、そこよりも地盤が低い場所では目立った浸食がみられていないことから、離岸堤が北なぎさ線の地形変化に影響しているといえる。その後、造成1年後までは目立った地形変化はみられなかった。平面的な地形変化を見ると、突堤間ではセンターラインと概ね同じような変化を示しており、浸食された土砂は東側突堤の背後に堆積した。

(2) 底質の空間分布

東なぎさ線の造成1年半後(2007年5月)と造成2年後(2007年10月)における、計84地点分の底質と地盤高の相関マトリクスを表4.3.1、造成2年後における含泥率、含水率、CODsed、硫化物の分布を図4.3.6に示す。

底質と地盤高の相関をみると、含泥率と含水率、有機物の指標であるCODsedとILの相関が高く、地盤高とは負の相関がみられた。また、硫化物は有機物が嫌気的な条件下で分解された副産物として生成されるため、CODsedとILの相関が高くなっている。なお、ちどり状の潜堤内側における造成直後の底質は、センターライン上で含泥率が30%以下、含水率が概ね25%以下、CODsedが0.5mg/gdry前後、硫化物が0.05mg/gdry以下であった。

底質の空間分布をみると、含泥率は造成1年後に護岸から90mの地点で表層1.0cmに泥分の堆積が確認され、造成2年後は地盤高がT.P.+0.5m以下の場所で含泥率が増加している。東なぎさ線を造成した場所は、造成前は泥質干潟であったため、地盤高の低い場所で徐々に泥分が堆積したものと考えられる。含水率は造成1年後に若干増加し、地盤高が低くなるにつれて高い傾向がみられた。造成2年後は地盤高がT.P.+1.5m以下の場所で、25~30%と広い範囲で含水率の増加がみられた。これは、泥分の堆積によるものと考えられる。CODsedは造成1年後に護岸より90m地点の表層で5.0mg/gdryと増加し、造成2年後は含泥率の増加がみられた場所で増加しているものの、概ね5.0mg/gdry以下であった。硫化物は造成1年後まで大きな変化は見られず、造成2年後は有機物の堆積はみられるが、硫化物の増加は認められず、好気的な環境が維持されている。

表4.3.1 東なぎさ線における底質と地盤高の相関マトリクス

	含泥率 (%)	含水率 (%)	CODsed (mg/gdry)	IL (%)	T-S (mg/gdry)	T-N (mg/gdry)	地盤高 (m)
含泥率 (%)	1.00						
含水率 (%)	0.82	1.00					
CODsed (mg/gdry)	0.69	0.84	1.00				
IL (%)	0.77	0.87	0.88	1.00			
T-S (mg/gdry)	0.40	0.55	0.73	0.62	1.00		
T-N (mg/gdry)	0.72	0.84	0.93	0.96	0.63	1.00	
地盤高 (m)	-0.76	-0.74	-0.49	-0.47	-0.29	-0.46	1.00

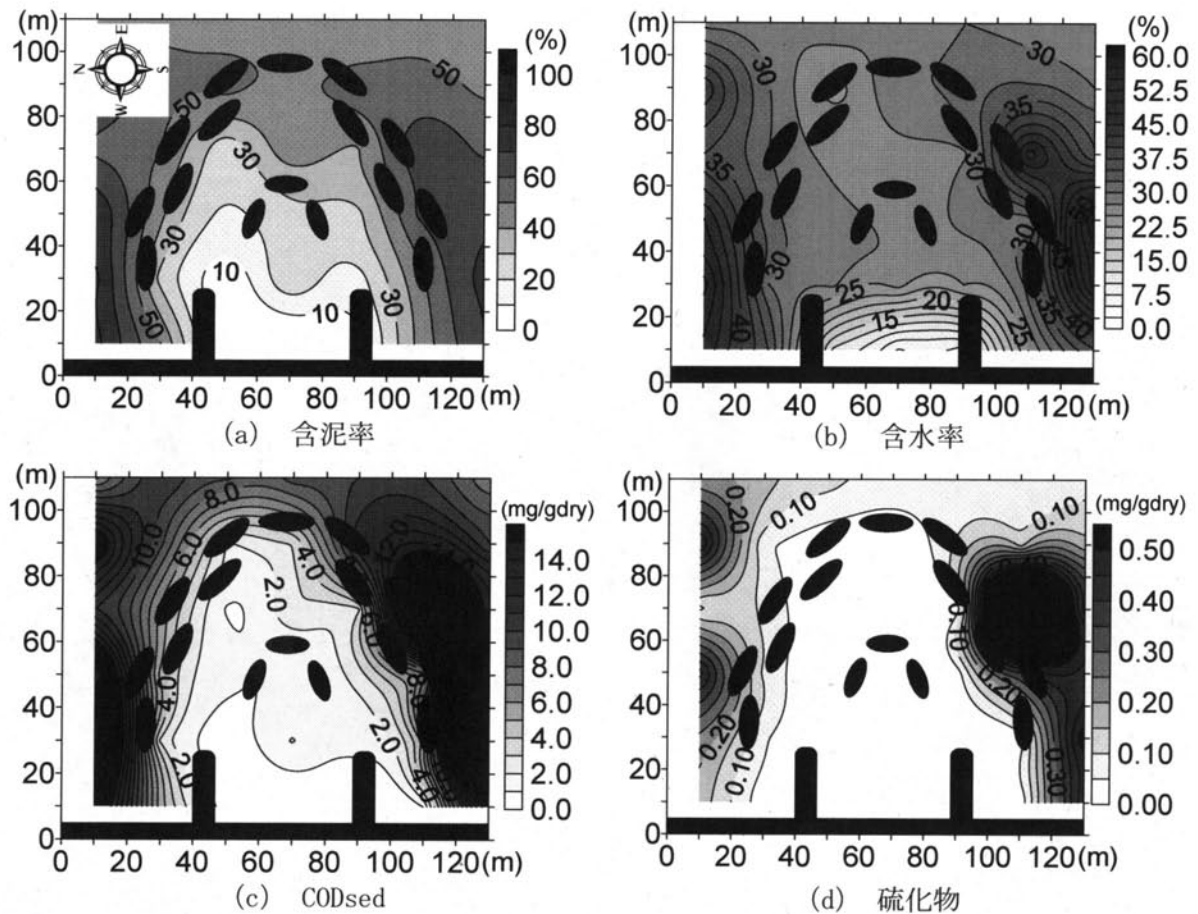


図 4.3.6 東なぎさ線における底質の分布(造成 2 年後)

北なぎさ線の造成半年後（2007 年 5 月）と造成 1 年後（2007 年 10 月）における、計 40 地点分の底質と地盤高の相関マトリクスを表 4.3.2, 造成 1 年後における含泥率, 含水率, CODsed, 硫化物の分布を図 4.3.7 に示す。

底質と地盤高の相関をみると、概ね東なぎさ線と同じ傾向を示しているが、含泥率と含水率、全窒素と各項目の相関が低くなっている。これは、地形の浸食によって浚渫土と海砂の混合層が露出している場所があるためと考えられる。なお、造成直後の底質は含泥率が 30%以下、含水率が概ね 30%以下、CODsed が 3.0mg/gdry 以下、硫化物が 0.05mg/gdry 以下であった。

底質の空間分布をみると、含泥率は造成 1 年後に地盤高の低い場所と、護岸から 15～20m の西側で含泥率が増加している。これは、東なぎさ線と同様、造成前は泥質干潟であったため、地盤高の低い場所で徐々に泥分が堆積したのと考えられる。また、地盤の高い場所では地形の浸食によって、浚渫土と海砂の混合層が露出しているためと考えられる。含水率は造成 1 年後も大きな変化は無く、CODsed と硫化物は含泥率が高くなっている場所で増加した。北なぎさ線は東なぎさ線よりも地盤高が低いため、干出時間が短いことから、有機物や硫化物の増加がみられたと考えられる。

表 4.3.2 北なぎさ線における底質と地盤高の相関マトリクス

	含泥率 (%)	含水率 (%)	CODsed (mg/gdry)	IL (%)	T-S (mg/gdry)	T-N (mg/gdry)	地盤高 (m)
含泥率 (%)	1.00						
含水率 (%)	0.63	1.00					
CODsed (mg/gdry)	0.80	0.77	1.00				
IL (%)	0.80	0.70	0.88	1.00			
T-S (mg/gdry)	0.53	0.49	0.70	0.59	1.00		
T-N (mg/gdry)	0.47	0.48	0.59	0.47	0.53	1.00	
地盤高 (m)	-0.70	-0.77	-0.61	-0.62	-0.31	-0.32	1.00

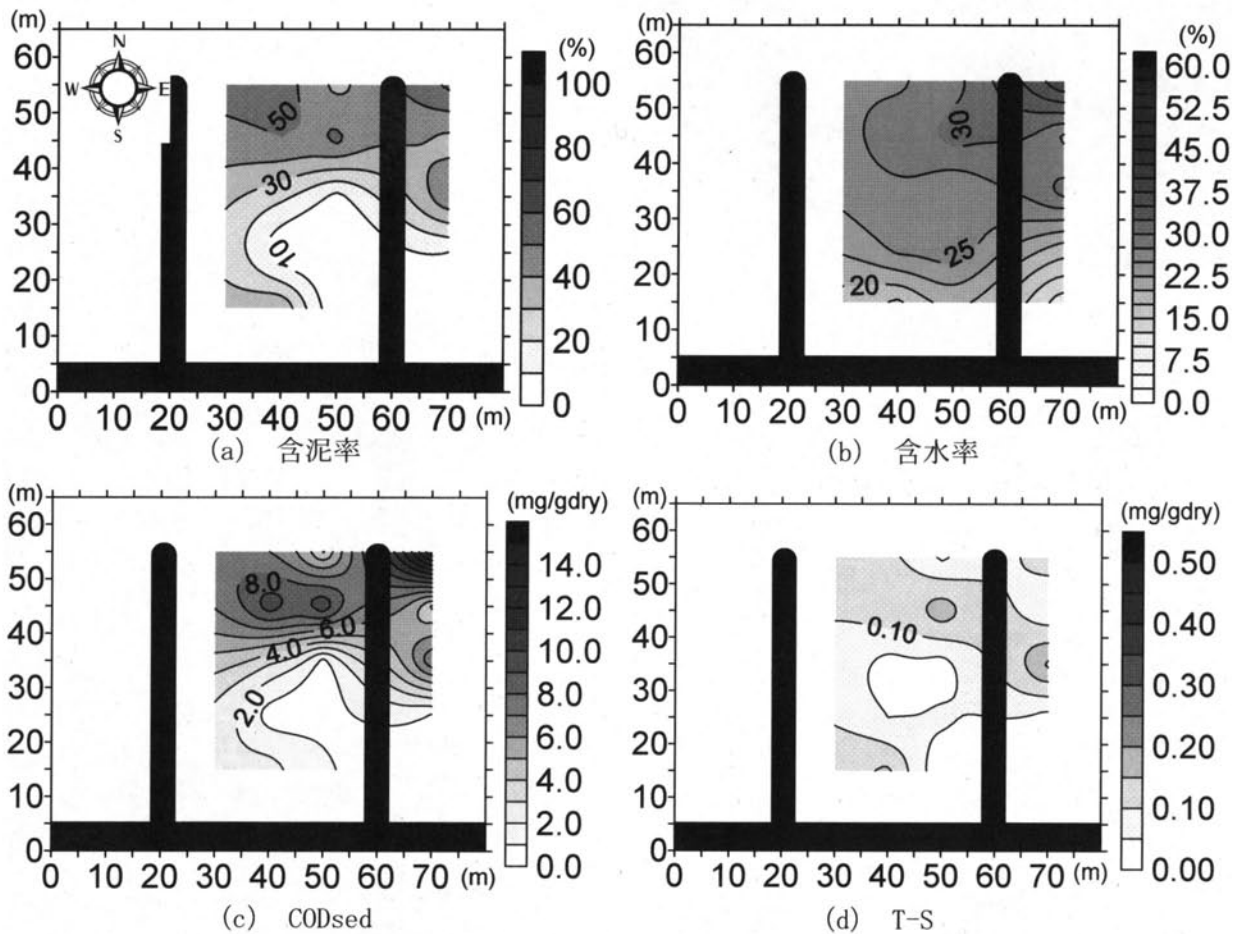


図 4.3.7 北なぎさ線における底質の分布(造成1年後)

(3) 出現生物種数の変化

東なぎさ線及び北なぎさ線における造成前からの底生生物と石積み付着生物種数の経時変化を図4.3.8, 東なぎさ線で確認された底生生物を, ちどり状潜堤の内側(東なぎさ線内), 外側(東なぎさ線外), 内側と外側で共通して確認された種数, 調査区域で確認された総確認種, 総確認種のうち熊本県レッドリスト(2004)や環境省レッ

ドデータブック等に記載されている注目種の種数を図4.3.9に示す。

潜堤や突堤の石積みに付着している生物は、フジツボやタマキビガイ等で、造成半年後からは造成2年後まで種数の増加はみられなかった。干潟に生息する生物は、造成半年後に多くの生物が定着し、種数が増えたものの冬季にやや減少し、造成1年半後の春季には再度増加した。これは、新たな生物の加入と、定量調査を追加するとともに、面的な調査を実施することで、このような結果となったと考えられる。造成2年3ヶ月後までの調査で、東なぎさ線内では巻貝綱12種、二枚貝綱14種、ゴカイ綱8種、軟甲綱25種、硬骨魚綱等その他5種の計64種が確認された。東なぎさ線外では巻貝綱9種、二枚貝綱12種、ゴカイ綱6種、軟甲綱19種、硬骨魚綱等その他6種の計52種が確認された。東なぎさ線内外で共通種を除いて合計すると巻貝綱13種、二枚貝綱17種、ゴカイ綱11種、軟甲綱30種、硬骨魚綱等その他8種の計79種が確認され、その中には、イチョウシラトリやハクセンシオマネキ等の注目種も18種確認されている。

北なぎさ線においても、東なぎさ線と概ね同様の生物が生息しており、造成半年後に多くの生物が定着し、冬季にやや減少する傾向を示した。造成1年4ヶ月後までの調査で、北なぎさ線内では巻貝綱11種、二枚貝綱7種、ゴカイ綱7種、軟甲綱21種、ナマコ綱等その他4種の計50種が確認された。北なぎさ線外では巻貝綱7種、二枚貝綱4種、ゴカイ綱10種、軟甲綱12種、ナマコ綱等その他3種の計31種が確認された。北なぎさ線内外で共通種を除いて合計すると巻貝綱12種、二枚貝綱10種、ゴカイ綱16種、軟甲綱24種、ナマコ綱等その他5種の計67種が確認され、その中には、サキグロタマツメタ等の注目種も11種確認されている。

東なぎさ線や北なぎさ線を造成した場所は、砂～砂泥質の干潟であったが、泥化が進行しており、砂～砂泥質干潟を好む生物は姿を消しつつある。しかし、なぎさ線を造成することで、それらの生物の生息場が復元できることが実証され、生物種の多様な場が外側の干潟を含めて空間的に創成されている。

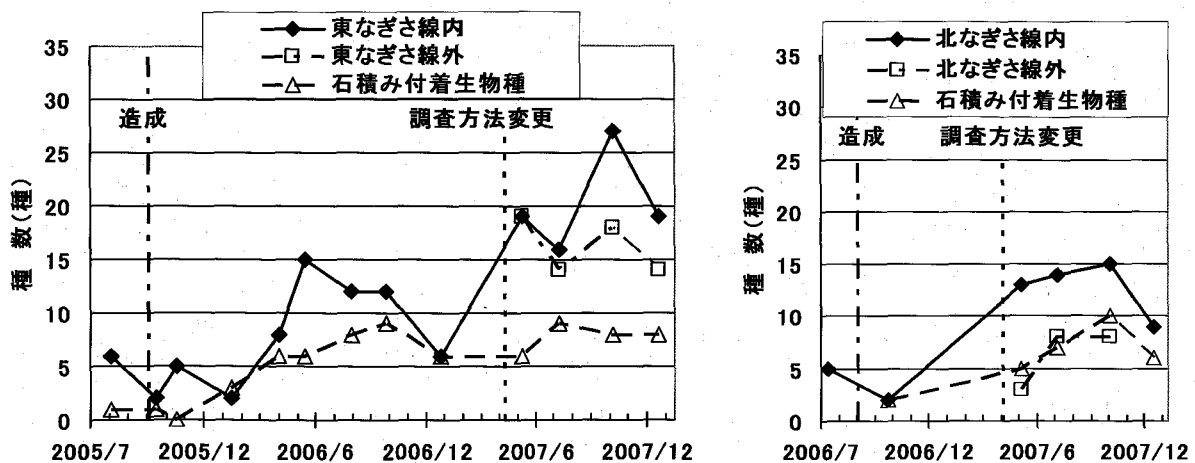


図4.3.8 東なぎさ線及び北なぎさ線における生物種数の変遷

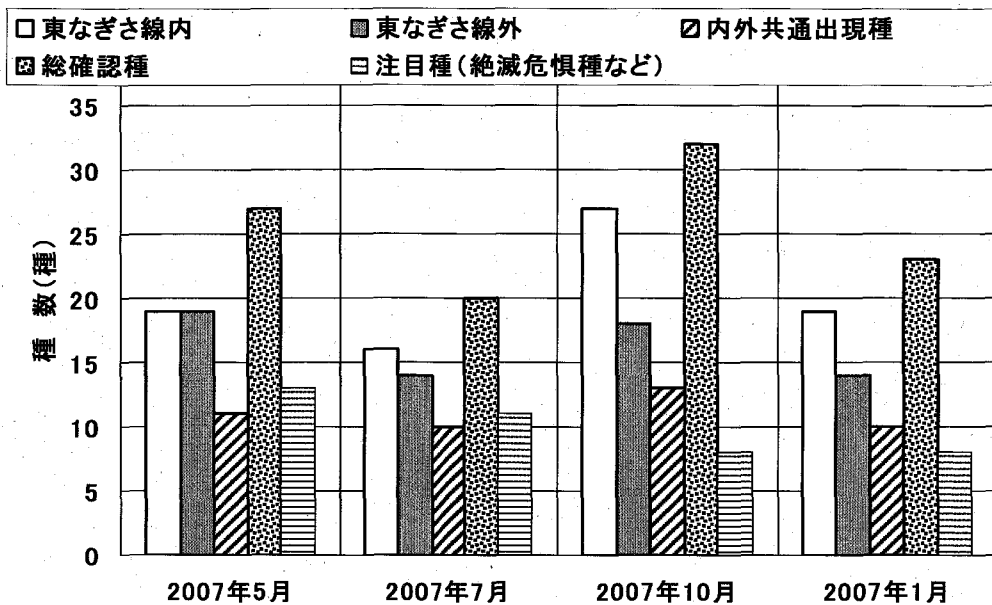


図 4. 3. 9 東なぎさ線の内外における確認生物種数

(4) 生物生息環境の空間分布特性

造成2年後における東なぎさ線の底生生物の総個体数と、東なぎさ線外で出現頻度が高いヤマトオサガニ、東なぎさ線内で出現頻度が高いアサリ、コメツキガニの生息分布、造成1年後における北なぎさ線内で出現頻度が高いアサリ、コメツキガニの生息分布を図4. 3. 10に示す。

東なぎさ線における総個体数の分布を見ると、中央部護岸側の地盤高の高いところでは全く生物が生息していない。これは、地盤高が高いため干出時間が長く、含水率が低いことや、生物の餌となる有機物が少ないためと考えられる。しかし、同じ熊本港に造成されている人工潟湖干潟「野鳥の池」では、地盤高が高い場所でも多くの生物が生息している。「野鳥の池」は含泥率が約70%の泥質干潟で、塩生植物が繁茂していることや、石積み護岸で外海と隔てられているため波当たりが弱いこと等が東なぎさ線とは異なっていることから、今後は地盤の高い場所の含泥率を増やし、外力を抑えるといったことも検討する必要がある。

東なぎさ線内で局所的に個体数が多くなっている場所は、懸濁物食者であるアサリ等の二枚貝が多い場所である。この場所は、なぎさ線の地盤内部に保持された海水が、干潮時に徐々に流出して滞りが形成されている場所であることから、底質や地盤条件以外にも局所的な環境が生物の生息に影響していることが示唆された。ヤマトオサガニは含泥率が高く、有機物が多い場所で個体数が多い傾向を示している。コメツキガニは東なぎさ線内で地盤高がT.P. ±0.00m~+0.90m、含泥率が0~60%の場所で生息が確認されているが、今回の調査データからでは生息分布の明確な特徴は確認できなかった。

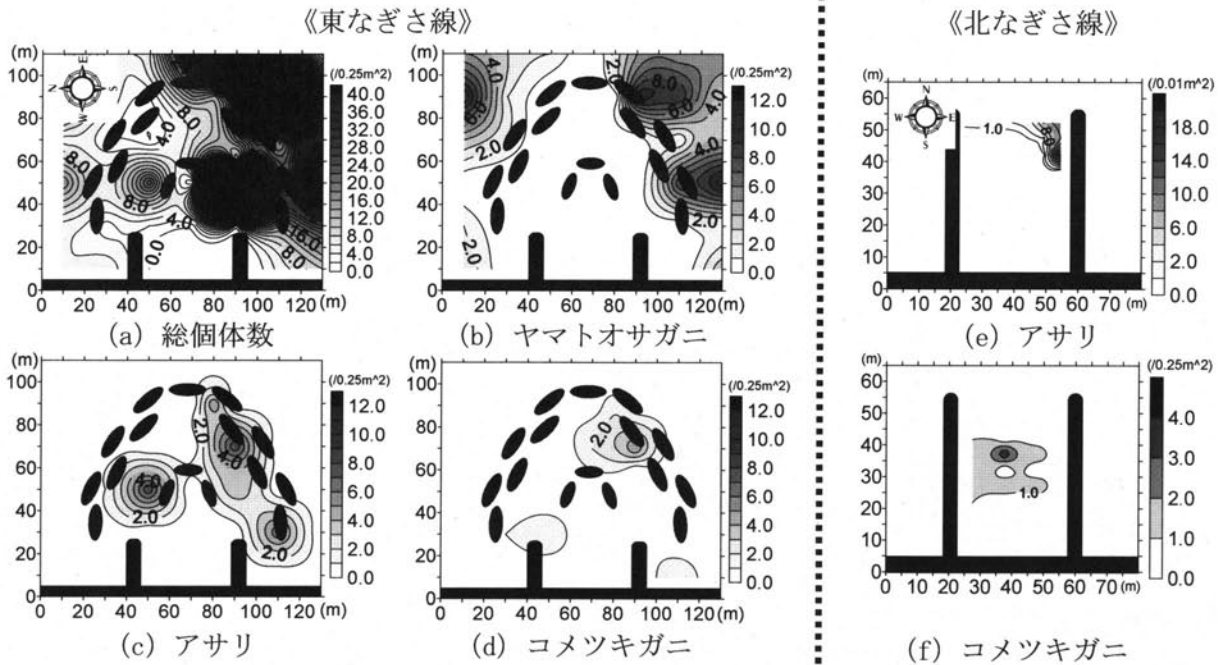


図 4.3.10 東なぎさ線及び北なぎさ線における生物の生息分布

北なぎさ線のアサリの生息分布をみると、地盤高がT.P. -1.00m以下で東側に多く分布している。これは、北なぎさ線では浸食された土砂は東側突堤の背後に堆積していることから、潮流によって土砂と一緒に定着したアサリの稚貝が流されたためと考えられる。また、東なぎさ線では、造成2年後にアサリの定着が確認されたが、北なぎさ線では造成半年で多くのアサリが定着した。これは、北なぎさ線の造成場所の現地盤が東なぎさ線よりも低いため、懸濁物食者であるアサリの生息に適していたためと考えられる。コメツキガニは地盤高がT.P. -0.70～±0.00m、含泥率が0～40%の場所で生息が確認されているが、今回の調査データからでは生息分布の明確な特徴は確認できなかった。

なぎさ線における地盤高と生物の生息範囲を図4.3.11、含泥率と生物の生息範囲を図4.3.12に示す。なお、東なぎさ線は造成1年半後と2年後、北なぎさ線は造成半年後と1年後のデータを用いた。

地盤高をみると、個別の生物は成帯分布がみてとれる。東なぎさ線と北なぎさ線を比較すると、コメツキガニは概ね同じ地盤高の場所で確認されているが、東なぎさ線のアサリは、北なぎさ線では生息していない地盤高の場所で生息が確認されている。これは、前述したように、東なぎさ線で滞りが形成されているためと考えられる。含泥率でみると、コメツキガニは生息分布が広がっている。今回の底質データは表層のデータであるため、今後底質の鉛直分布も調べ、より詳細に空間分布を把握する必要があると考えられる。

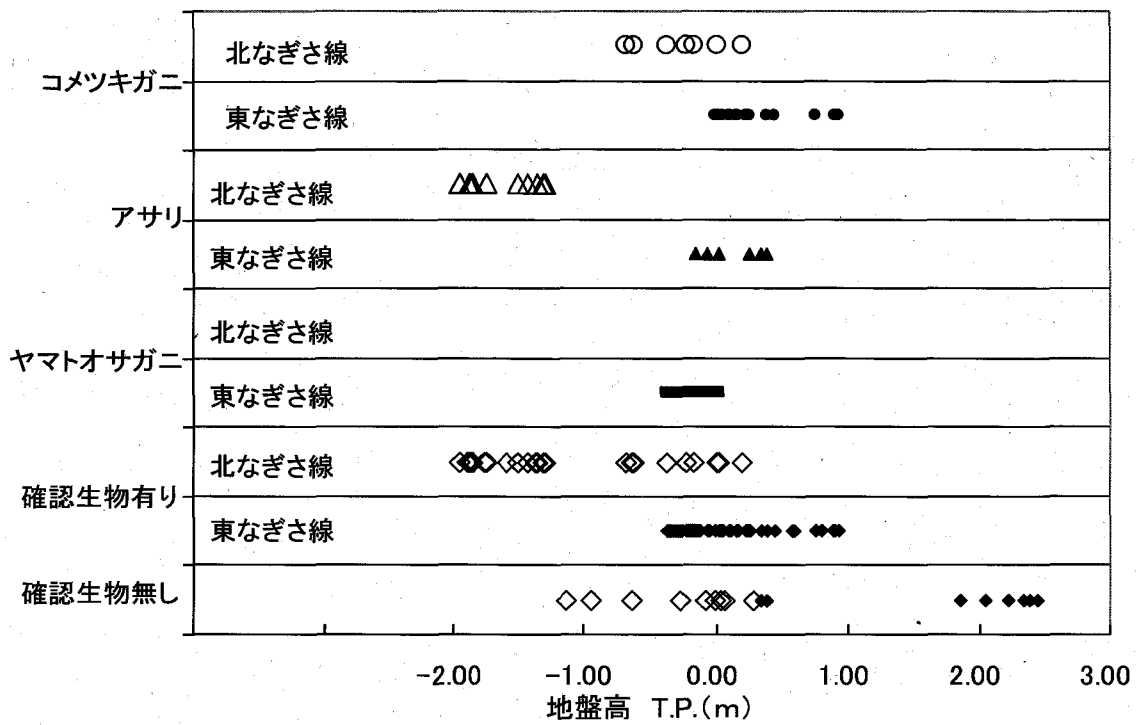


図 4.3.11 東なぎさ線及び北なぎさ線における地盤高と生物の生息範囲

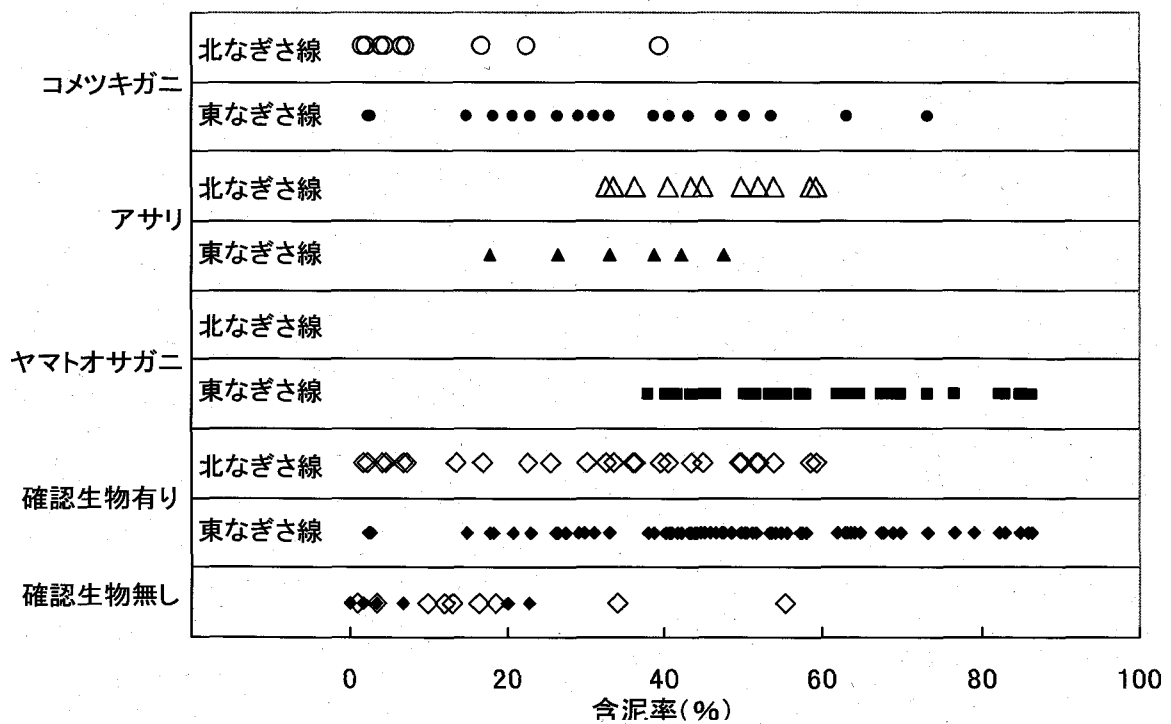


図 4.3.12 東なぎさ線及び北なぎさ線における含泥率と生物の生息範囲

4.4 結言

有明海の干潟海域環境を回復・保全するために、生物や塩生植物等の生息場である干潟や塩性湿地を人工的に造成し、干潟生態系が有している自己再生機能を回復させるという干潟再生実験を行なった。その結果、人工的に再生された干潟には、地形や底質といった環境変化の下、近傍の自然干潟以上の生物が生息し、干潟生態系の回復効果が示唆され、干潟再生事業の推進と、さらには有明海における海域環境全体の保全・改善に繋がっていくと期待される。しかし、回復された干潟生態系がどれくらいの自己再生機能を有し、どれくらいの期間持続するのか等多くの課題を残している。今後、長期的な視点で追跡調査を継続しながら基礎的なデータを取得するとともに、干潟環境を再生することでどのような質を有した生態系がどれくらいの期間提供できるのかを明らかにする必要がある。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 「野鳥の池」の地形は堆積傾向にあるが、年々変化量は小さくなってきていることから、今後、「野帳の池」は安定した環境が保たれると思われる。
- (2) 「野鳥の池」が外側の自然干潟と比べて勾配が急なため、狭い空間で干出時間の長短が連続的に分布していることや、地盤支持力や底質が場所によって異なることなどの影響を受け底生生物の棲み分けがなされており、池外部の比較対照干潟と比べて多様な生態系が構築されてきていることが明らかとなった。
- (3) 「野鳥の池」の亜潮間帯の溜まり水は、水温が高いため植物プランクトンが増殖し易く、デトリタスなどによるDOの消費が著しく嫌気的な環境に陥るが、外海の新鮮な海水が潮汐作用によって運ばれ好気的環境に移行するサイクルを持ち、脱窒作用を促す効果があると考えられる。
- (4) 「野鳥の池」において生態系モデルを構築した結果、亜潮間帯の存在が植物プランクトンの循環量が大きく増加し、DOの生産、栄養塩の消費に寄与していることが明らかとなった。
- (5) 「東なぎさ線」「北なぎさ線」は前浜タイプであるため、「野鳥の池」と比較すると地形や底質の変化が造成初期に顕著に現れた。しかし、その変動も「野鳥の池」同様に収束しており、安定した環境が保たれていくと思われる。
- (6) 「東なぎさ線」「北なぎさ線」の地形、底質環境と定着した生物の分布状況との関係から、生物生息環境の空間分布特性について調べた結果、なぎさ線を造成す

ることで生物種の多様な場を空間的に創成でき、生物の生息場を復元する手法として有効であることが示された。また、地盤高や底質環境以外にも滞等の局所的な環境が生物の生息に大きく影響していることが明らかとなった。さらに、絶滅危惧種や希少種も多数確認され、なぎさ線を造成が種の保全の場としても有効であることが明らかとなった。

参 考 文 献

- 釜田美穂, 金井 裕, 植田睦之, 成末雅恵, 黒沢令子, 小坂正俊, 福井和二, 塚本洋三, 梶希代美, 金子利子(1996):干潟面の穴の数による底生生物の生息量の評価, STRIX, Vol. 14, pp. 201-203.
- 滝川清, 田中健路, 外村隆臣, 西岡律恵, 青山千春(2003):有明海の過去 25 年間における海域環境の変動時性, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp. 1001-1005.
- 中田喜三郎(1993):2.4 沿岸生態系モデル, 松梨順三郎編, 環境流体汚染, 森北出版, 165-231p.
- 森本剣太郎, 三迫陽介, 滝川 清, 古川恵太, 田中健路, 増田龍哉(2005):熊本港野鳥の池における干潟造成後の環境の短期的な遷移課程に関する研究, 海洋開発論文集, 第 21 巻, pp.665-670.
- 森本剣太郎, 滝川 清, 古川恵太, 増田龍哉, 田中健路, 三迫陽介(2005):創生された潟湖干潟の特性と環境変動メカニズムの解明に関する研究, 海岸工学論文集, 第 52 巻, pp.1171-1175.
- 環境省, 有明海・八代海総合調査評価委員会:委員会報告, pp. 5-40, 2006.
- 海の自然再生ワーキンググループ:海の自然再生ハンドブック-その計画・技術・実践-, 第 2 巻干潟編, 株式会社ぎょうせい, 2003.
- 増田龍哉, 滝川清, 森本剣太郎, 前田恭子, 柏原裕彦, 島田康光:有明海熊本港周辺における「なぎさ線の回復」現地試験による生態系構築過程に関する研究, 海洋開発論文集, 第 23 巻, pp.525-530, 2007.
- 三迫陽介, 森本剣太郎, 滝川清, 増田龍哉, 幸田明子, 山下絵里子:人工潟湖干潟における環境変動メカニズム解明に関する研究, 海洋開発論文集, 第 22 巻, pp.223-228, 2006.
- 鈴木敦巳・林 泰弘・丸山 繁・佐藤慎一・喜津木郁人・間地康貴(1998):熊本県沿岸干潟の底質特性に関する研究, 熊本大学工学部研究報告, 第 47 巻 1 号, pp.1-6

第 5 章

干潟環境の評価手法に関する研究

5.1 緒言

1992年にリオデジャネイロで開催された「国連環境開発会議」では、持続可能な開発に向けた地球規模での新たなパートナーシップを構築するための「環境と開発に関するリオデジャネイロ宣言」や、この宣言の諸原則を実施するための「アジェンダ 21」、
「森林原則声明」が合意され、別途協議が続けられていた「気候変動枠組み条約」と「生物多様性条約」への署名が開始された。生物多様性条約に基づく取り組みは国際的に進められ、日本でも生物多様性国家戦略の策定を受けて、1995年10月に政府の生物多様性保全の取り組み指針として「地球環境保全に関する関係閣僚会議」が決定し、2002年3月に全面的に改定され「新・生物多様性国家戦略」が策定されている。この「新・生物多様性国家戦略」では自然再生事業において湿地（干潟）の再生が重要な課題の一つとなり、干潟が持つ「生物生息機能」、「生物生産機能」、「水質浄化機能」、「親水機能」が注目され、全国各地で干潟再生に向けて多くの事業が行われている。

有明海においても、ノリの色落ち被害や、赤潮の多発等に代表される環境悪化に伴う諸現象が顕在化し、その対策工法の一つとして第4章で紹介したような干潟再生に向けた取り組みが行われている。しかし、干潟再生事業は現段階では試行錯誤で行われ、具体的な干潟再生事業技術や再生事業前後の評価手法は確立されておらず、干潟環境の評価手法を確立することが求められている。

1999年に施行された環境影響評価法では、それ以前の閣議アセスの評価項目である「植物」、「動物」に「生態系」が新たに追加され、それに基づく技術指針省令では「予測評価においては、可能な限り定量的手法を用いる」と明文化され、多くの評価手法が提案されている。これは①環境のタイプが多様である、②評価の目的や注目する要素が多様である、③環境や生態系に対する知見が未熟なため、評価手法のあり方を統一できない等の課題があるからである。このような状況の下、米国で開発された HEP (Habitat Evaluation Procedure) が注目され、干潟生態系における定量的評価の確立に向け、アサリ、ハクセンシオマネキ等を対象として HSI (Habitat Suitability

Index) モデルの構築が行われている。

以上のようなことから、本研究では干潟環境の評価手法を確立することを最終目的として、HEP を応用することで、第 4 章で紹介した熊本港「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築と、第 2 章で紹介した有明海の自然干潟のうち熊本県沿岸干潟域の調査データを用いて、干潟環境評価手法の検討、及び生物生息環境の評価を試みた。

5.2 HEP (Habitat Evaluation Procedure) 及び HSI (Habitat Suitability Index) モデルの概要

5.2.1 HEP の概要

HEP の誕生は、1969 年に公布された、米国の環境アセスメント制度を規定している国家環境政策法 (NEPA) と直結している。NEPA が環境アセスメントの評価対象である環境要素の定量的な評価を求めたことに応じて、生物多様性や自然環境保全を主務とする連邦政府機関である米国連邦魚類野生生物局 (U.S. Fish and Wildlife Service) により、いくつかの定量的評価手法が開発された。HEP はその中の 1 つであり、HEP の原型を元に多くの派生型が考案、改良されてきており、今日まで米国で最も広く適用されている定量的な生態系評価手法である。

HEP とは、「Habitat Evaluation Procedure (ハビタット評価手続き)」の略で、野生生物のハビタット (生育・生息環境) としての適否という視点から、生態系を総合的に評価する手続きのことである。総合的とはハビタットの餌条件や繁殖条件などの「質」、ハビタットとして機能する「空間 (面積)」、ハビタットとして存在する「時間 (期間)」という 3 つの異なる視点から評価することができる。HEP は式 5.1 で表現される。

$$[\text{質}] \times [\text{空間}] \times [\text{時間}] \dots\dots 5.1$$

また、HEP は式 1 で示す評価だけではなく、「質」段階までの評価、「質」×「空間」段階までの評価のように途中段階での評価も可能である。表 5.2.1 に HEP の様々なレベルにおける評価内容を示す。

5.2.2 HSI モデルの概要

HSI モデル (Habitat Suitability Index) とは、評価種のハビタットとしての適性を 0 (まったく不適) から 1 (最適) の間の数値で示した数式あるいは文章のことである。HSI は式 5.2 で表現される。図 5.2.1 に HSI モデルの構築フローを示し、その手順を以下に示す。

$$HSI = \frac{\text{小評価区域のハビタットの状態}}{\text{理想的なハビタットの状態}} \dots\dots 5.2$$

表 5.2.1 HEP の様々なレベルにおける評価

レベル	評価指数	評価内容
5	AAHU's(Average Annual Habitat Unit) 平均年間ハビタットユニット	・1つ以上の環境要因(質) ・評価区域全体
	CHU(Cumulative Habitat Unit) 累積的ハビタットユニット	・面積(空間量) ・評価期間(時間量)
4	THU(Total Habitat Unit) 合計ハビタットユニット	・1つ以上の環境要因(質) ・評価区域全体
	AHSI(Weighted Average Habitat Suitability Index)	・面積(空間量)
3	HU(Habitat Unit) ハビタットユニット	・1つ以上の環境要因(質) ・評価区域の一部(小評価区域)
2	HSI(Habitat Suitability Index) ハビタット適性指数	・1つ以上の環境要因(質) ・評価区域の一部(小評価区域)
1	SI(Suitability Index) 環境要因適性指数	・1つの環境要因(質) ・評価区域の一部(小評価区域)

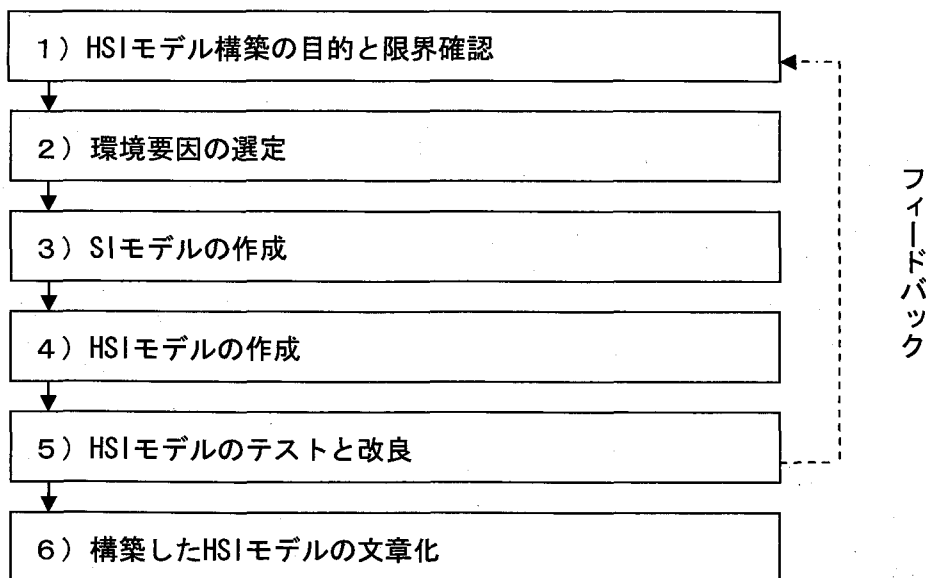


図 5.2.1 HSI モデルの構築フロー

(1) HSI モデル構築の目的と限界確認

はじめに何のために HSI モデルを構築しようとしているのかという目的の設定あるいは確認である。例えば、環境アセスメントにおける生態系評価に適用するのであれば、最終的にどのようなアウトプットが必要となるのかを確認し、評価種の選定を行う。評価種の選定基準は「市民の興味がどうか、あるいはその希少性から、保全すべきであると考えられる種」、「生態的にその地域の生態系を代表する種」に大別できるが、目的により種の選定を行うことが出来る。また、評価種は「種 (species)」とは限らず、共通の生育・生息環境を有している「ギルド (guild)」でも良い。

(2) 環境要因の選定

HEP という環境要因とは、選定した評価種の生存必須条件のことである。一般的に環境要因には様々なものが含まれるが、HEP では特にハビタットとしての適否に着目し、それを制限する要因を「環境要因」とする。通常の HEP においては、①餌条件、②繁殖条件、③水条件などが環境要因として用いられている。

(3) SI モデルの作成

SI は HSI 値を算出する基礎の値となる値である。小評価区域ごとに環境要因の状態 (ハビタット変数) を決定し、ハビタット変数は SI 値に換算される。このハビタット変数を SI 値に換算するモデルを SI モデルという。つまり、SI モデルは選定された環境要因 (①餌条件、②繁殖条件、③水条件など) ごとに作成される。HSI と同様に 0 (まったく不適) から 1 (最適) の間の数値で表現される。

(4) HSI モデルの作成

環境要因を選定され、それらに対応する SI モデルができれば、それらの SI モデルを結合するための HSI モデルを作成する。ここで重要なことは、どのような考えで HSI モデルを構築したのか、その考えを文章化し明らかにするということである。SI モデルを 3 つと仮定した場合の基本的な SI モデルの結合式とその方法を以下に述べる。

$$HSI = \frac{SI_1 + SI_2 + SI_3}{3} \quad \dots\dots 5.3$$

$$HSI = (SI_1 \times SI_2 \times SI_3)^{\frac{1}{3}} \quad \dots\dots 5.4$$

$$HSI = \text{Min}(SI_1 \text{ or } SI_2 \text{ or } SI_3) \quad \dots\dots 5.5$$

$$HSI = SI_1 + SI_2 + SI_3 \quad \dots\dots 5.6$$

①算術平均法 (arithmetic mean)

式 5.3 で示すように、すべての SI が必ずしも同時に必要でなく、どれか 1 つでもあればそれなりにハビタットとして機能する場合に用いる方法である。HSI が 0 となるにはすべての SI が 0 となる必要がある。

②幾何平均法 (geometric mean)

式 5.4 で示すように, SI のいずれかが 0 であるとハビタットの価値が 0 となるような場合に用いる方法である. 一般的に幾何平均法は, 算術平均法に比較して値が小さくなる傾向がある.

③限定要因法 (minimum function)

式 5.5 で示すように, 最も低い SI の値が, ハビタット全体の価値を限定するような場合に用いる方法である. 植物の栄養素で最も欠乏しているものがその植物の成長を制限するという「リービッヒの最小律」と同様の概念である.

④加算要因法 (additive function)

式 5.6 で示すように, 個々の SI がお互いの不足を補う場合に用いる方法である. 例えば, リスの餌として, ドングリやクルミなどの異なった種類のエサの状態を SI として設定した場合などが当てはまる. 合計が 1 を超える場合には, 最高値を 1 とした相対値に換算する.

このような手順で解析を行い, 図 5.2.1 で示すように HSI モデルの文章化で完了するのではなく, 改良され続けていくものである. 表 5.2.1 に 2006 年 8 月現在まで干潟生態系に生息する種についての既存 HSI モデル研究事例を示す. アサリやハクセンシオマネキの HSI モデルは研究事例が多く, 環境要因の重み付け等の改良がなされている.

表 5.2.1 HSI モデル研究事例

	和名	学名	発表年	出典
軟体動物	アサリ	<i>Ruditapes philippinarum</i>	1997~	新保裕美ら
	ヤマトシジミ	<i>Corbicula japonica</i>	2002~	市村康ら
	ウミニナ	<i>Batillaria multiformis</i>	2004	島多義彦ら
	ホソウミニナ	<i>Batillaria cumingii</i>	2004	島多義彦ら
節足動物	ガザミ	<i>Portunus trituberculatus</i>	2001	上月康則ら
	クルマエビ	<i>Penaeus japonica</i>	2001	上月康則ら
	コメツキガニ	<i>Scopimera globosa</i>	2002	宇野宏司ら
	シオマネキ	<i>Uca arcuata</i>	2002~	宇野宏司ら
	チゴガニ	<i>Ilyoplax pusillus</i>	2002~	田中昌宏ら
	ハクセンシオマネキ	<i>Uca lactea</i>	2002~	宇野宏司ら
	ヤマトオサガニ	<i>Macrophthalmus japonicus</i>	2002	宇野宏司ら
環形動物	ゴカイ	<i>Neanthes japonica</i>	2001	新保裕美ら
塩生植物	ヨシ	<i>Phragmites australis</i>	2002	田中昌宏ら

5.3 熊本港「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築

5.3.1 評価対象と環境要因の選定

本項では、観測が容易であること、さらに「野鳥の池」の優占種が節足動物にあること、さらに観測が容易であることから、トビハゼとフトヘナタリを加えた表在性の底生生物7種（ヤマトオサガニ、チゴガニ、シオマネキ、ハクセンシオマネキ、アシハラガニ、トビハゼ、フトヘナタリ）を評価種とした。評価種をその生息場特徴と併せ表5.3.1に示す。

また、その生息を評価するための環境要因は、底生生物の生活基盤となる「底質環境」（含泥率、地盤支持力、地盤高）、植生や滞筋、岩場などの地表の局所的な変化を表した「局所環境」（植生、滞筋、木柱、岩場、石積み）とした。なお、今回は「野鳥の池」だけの調査データを用いたため、ここで構築するモデルは「野鳥の池」だけでしか用いることができない。

5.3.2 野鳥の池の概要と調査内容

調査対象地である熊本港親水緑地公園野鳥の池（以下「野鳥の池」と略す）は、野鳥観察及び干潟再生実験場として、2002年に熊本港北東角に造成された人工潟湖干潟である。野鳥の池は図5.3.1に示すように石積護岸により外海と隔てられており、北部と東部に2ヶ所ずつ計4ヶ所設置された通水管により、潮汐の干満に応じて海水が自由に入出入りする仕組みとなっている。「野鳥の池」において図5.3.1に示す5m四方の観測枠（潮溜まり、ヨシ原内を除く190箇所）を設け、枠内の生物個体数を2006年6、8、11月の3回にわたり目視観測し、その平均値を用いてモデルの構築を行なった。環境要因の調査は、表層5cmの含泥率を23地点、コーンペネトロメータを用いた地盤支持力を18地点、トランシットを用いた地盤高を5m間隔の測線について測定し、これらのデータを補完することで観測枠個々の値とした。また、植生の繁茂状況により6段階、滞筋・木柱の有無による2段階、石積み・岩場からの距離を5mごとに6段階定め、各観測枠にその階級値を用いた。

表5.3.1 評価種とその生息場特徴

評価種	学名	生息場特徴
ヤマトオサガニ	<i>Macrophthalmus japonicus</i>	河口近くのやわらかい泥底に生息する。潮が引いた時に水たまりができるような場所を好み、巣穴を掘って生息する。
チゴガニ	<i>Ilyoplax pusillus</i>	内湾や河口近くの干潟の砂泥底に生息する。
シオマネキ	<i>Uca arcuata</i>	汽水域の上限に近い河口干潟で、土質のやや硬い遠征草原(ヨシ原)に巣穴を掘って生息する。高潮帯付近で、大潮の被に冠水する程度の場所を好む。
ハクセンシオマネキ	<i>Uca lactea lactea</i>	砂泥質
アシハラガニ	<i>Helice tridens</i>	河口から汽水域の上限まで生息するが、淡水域に侵入することはない。干潟後背地のヨシ原の発達した塩生湿地に多い。
トビハゼ	<i>Periophthalmus modestus</i>	内湾における河口の干潟に生息する
フトヘナタリ	<i>Cerithidea rhizophorarum</i>	河口のヨシ原内部や辺縁にすむ。やや乾燥した地表上。ヨシやコンクリート塀に登る

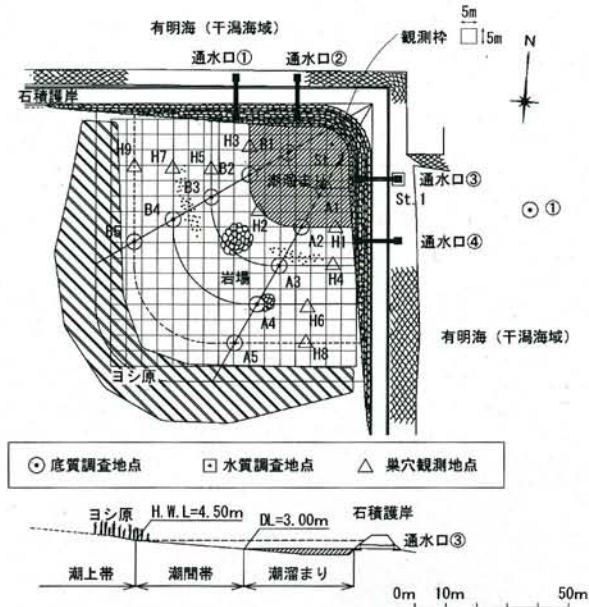


図 5.3.1 野鳥の池の概況と調査位置

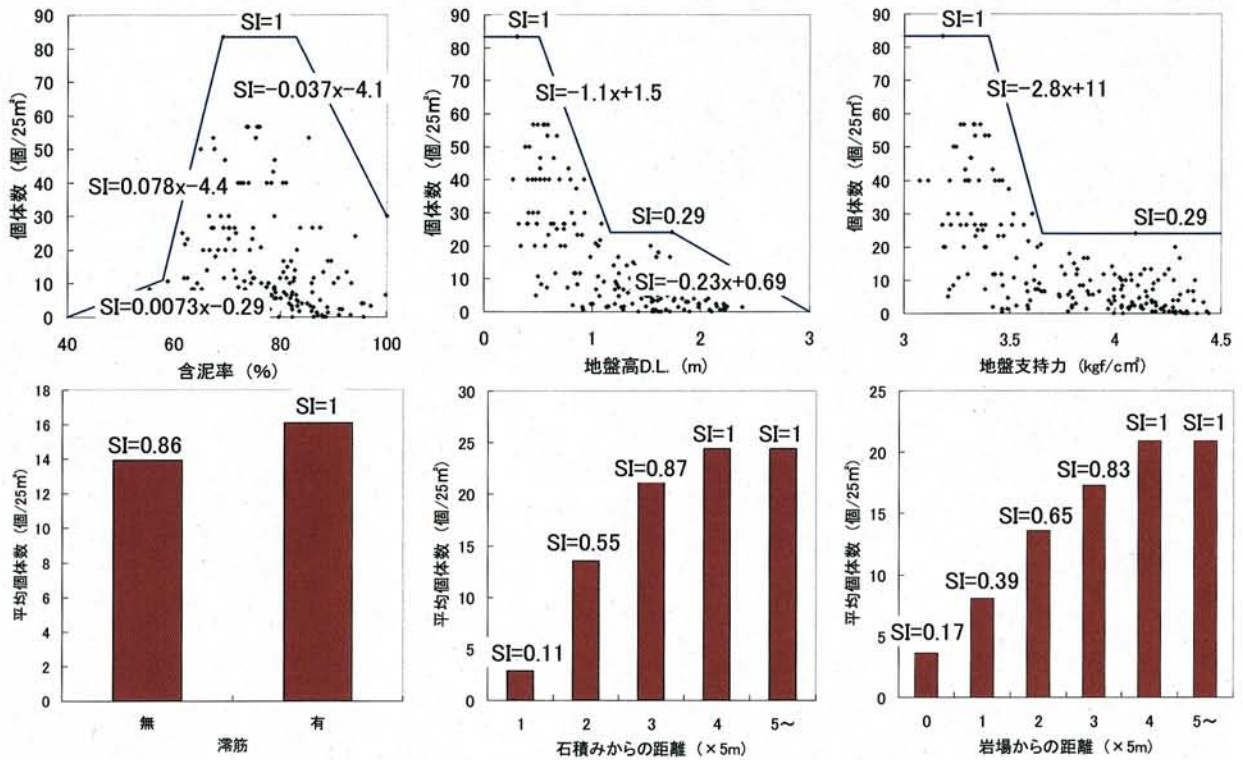


図 5.3.2 ヤマトオサガニの SI モデル

5.3.3 SIモデルとHSIモデルの作成及び結果と精度検証

底質環境のSIは、横軸に環境要因、縦軸に観測種の個体数を取り、包括的に式を作成することにより算出した。局所環境のSIは、各階級それぞれで個体数の平均値を取るにより算出した。これは一般的に広く使われる方法であり、モデル下側の個体数の少ない観測結果を他の環境要因による減少と捉えることで、環境要因単独の適正を表すことができる。例として、ヤマトオサガニのSIモデルを図5.3.2に示す。なお、局所環境のSI算出では、個々の評価種との関係を考慮し、有意な関係が得られなかつ

た環境要因はHSI算出に用いなかった。各評価種と局所環境との間に有意な関係が見られたものは、ヤマトオサガニは泥質で含水の高い場所を好むため滞筋の周囲でSIが高く、逆に硬く締まった岩場や石積みの周辺で低いSIとなった。チゴガニは、植生の繁茂し水はけが良く硬く締まった場所でSIが低く、シオマネキ、ハクセンシオマネキ、アシハラガニは逆にそういったところを好むためSIが高くなった。トビハゼは滞筋があるようなところでより地盤の高く亜潮間帯からも離れた地点まで生息していた。フトヘナタリは石積み、岩場の近くや植生の繁茂しているところでSIが高かった。木柱の有無が影響した種はいなかった。

SIを統合しHSIとする算出方法は、生物生息には最も適正の低い環境要因が制限的に強く影響を及ぼしているという考えから限定要因法を選定し、 $HSI = (\text{底質環境のSI最小値}) \times (\text{局所環境のSI最小値})$ とした。図5.3.3(1)、(2)に結果を示す。上から実測の個体数、HSI算出値、及びそれらの16区分相関図である。図5.3.3(1)の右中段は局所環境を、右下段は生態的な変動や観測誤差を補正するために190の観測枠を16区分に統合した区域を示した。色の濃淡は実測個体数またはHSI算出値の多寡を示している。これより、今回作成したモデルで、野鳥の池の生物分布を把握することができ、個体数の予測も一定の精度で可能であることが得られた。

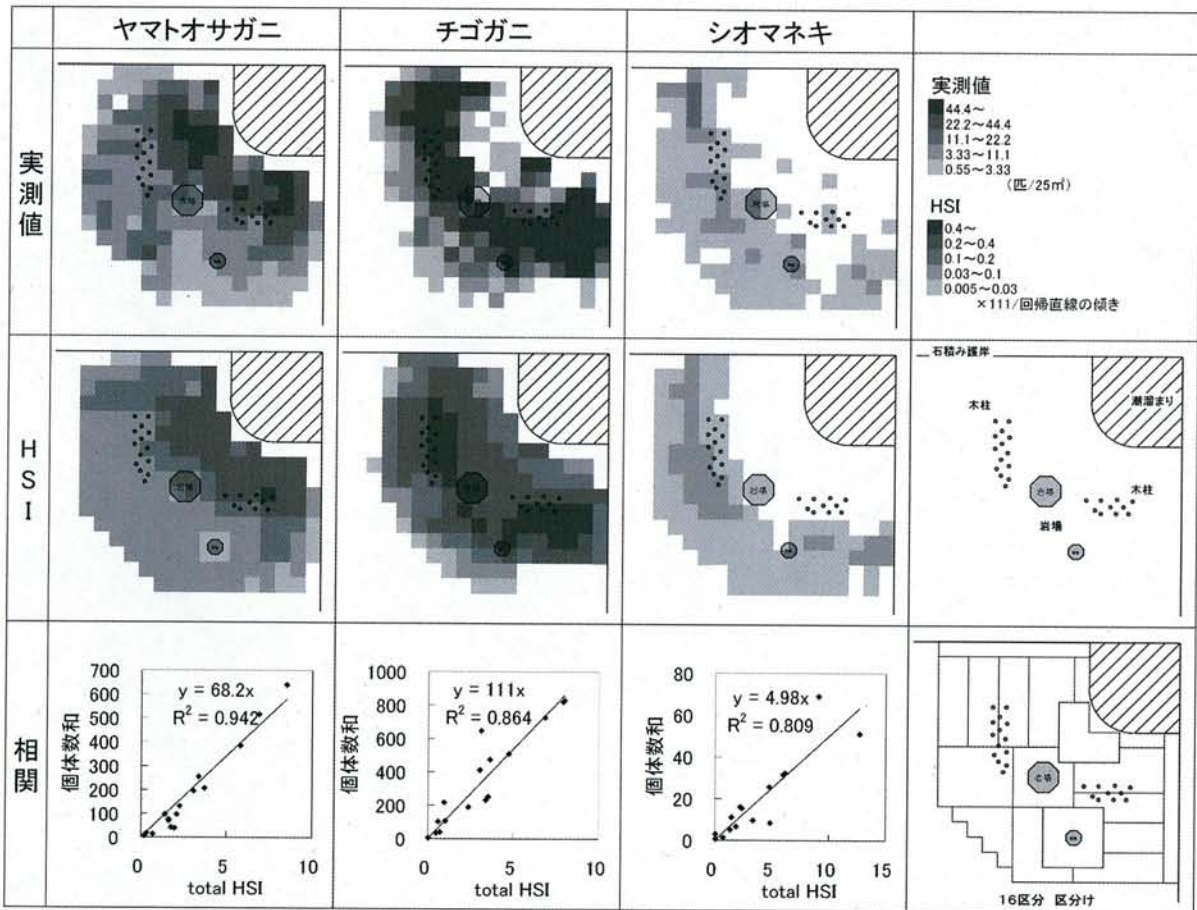


図 5.3.3(1) 生物分布の実測値、HSI 算出値、実測と HSI の相関、局所環境と 16 区分の区分け

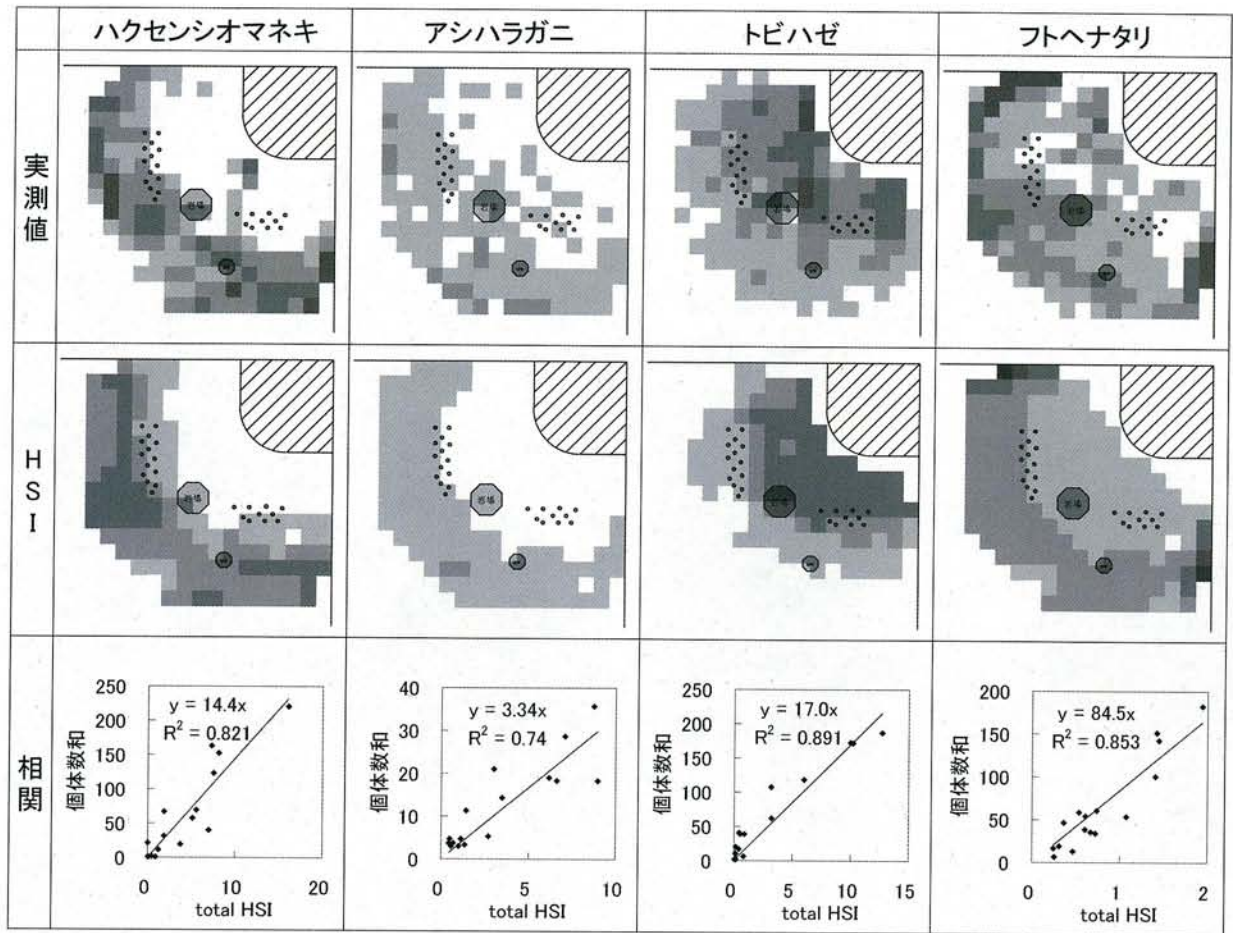


図 5.3.3(2) 生物分布の実測値, HSI 算出値, 実測と HSI の相関

5.3.4 HSIモデルによる生物変動予測

図 5.3.4 は、作成した HSI モデルを用いて、含泥率と地盤支持力を任意に変化させた場合の生物変動予測を行った結果である。図に示した生物変動予測量は、現状に対する増減の割合を示している。これらの結果は、評価種の生息場特性と概ね一致しており、このような手法により環境変動が及ぼす影響予測が可能であることを示唆している。また、実現象としての地盤支持力の変化は干出時間（地盤高）や含泥率といった項目と密接に関係しており、単独で変化するとは考えにくい、そこで、過去の調査データを分析し、底質環境（含泥率、地盤支持力、地盤高）の総合的な変動の予測を行い、その結果を用いて HSI を算出し、2006 年 10 月より 1 年後の生物変動予測を行った。このように、HSI モデルの作成により環境の変化が生物生息に与える影響を予測することが可能となり、人工干潟においてその造成目的を達成するための維持・管理における利用などの可能性が示唆された。

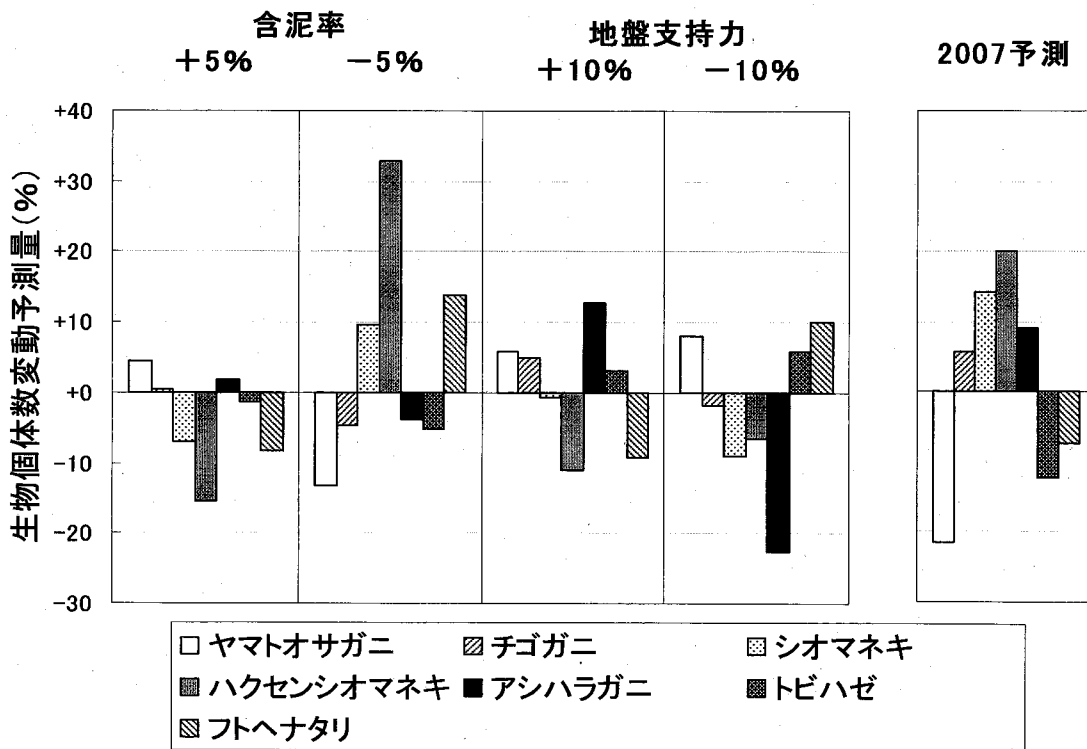


図 5.3.4 環境変動の及ぼす生物変動への影響予測

5.4 熊本県沿岸干潟域における干潟環境評価手法の検討及び生物生息環境の支配要因把握

5.4.1 調査対象地と調査概要

調査対象干潟の位置を図 5.4.1, 調査干潟の概要を表 5.4.1(1), (2)に示す. 調査対象干潟は, 熊本県沿岸域のタイプの異なる干潟域を網羅できるように選定し, 北から順に, 菊池川河口干潟, 塩屋干潟, 百貫港干潟, 小島干潟, 白川河口干潟, 熊本港北干潟, 熊本港東干潟, 沖新干潟, 緑川河口干潟の 9 箇所である. 沖新干潟は第 3 章で紹介した, 2004 年夏季に行なった泥質干潟耕耘実験の比較対象調査データを用いた. その他は第 2 章で紹介した, 白川河口干潟, 緑川河口干潟, 百貫港干潟, 熊本港東干潟は 2005, 2006 年夏季, 熊本港北干潟, 菊池川河口, 塩屋干潟, 小島地先干潟は 2006 年夏季の調査データを用いた. なお, 調査地点は計 63 地点で, 調査地点はすべて干潮時に干出する地点である.

調査内容・方法は第 2, 3 章で紹介した, 生物調査(コドラート枠により 25cm 四方, 深さ 20cm の採泥を行い, その中の生物種・個体数を観測), 表層採泥による分析(深さ 1cm, 分析項目: 含泥率, CODsed, 硫化物, 強熱減量, 含水率, 全窒素, 全リン), 地形測量, 多項目水質計による塩分濃度の観測である.

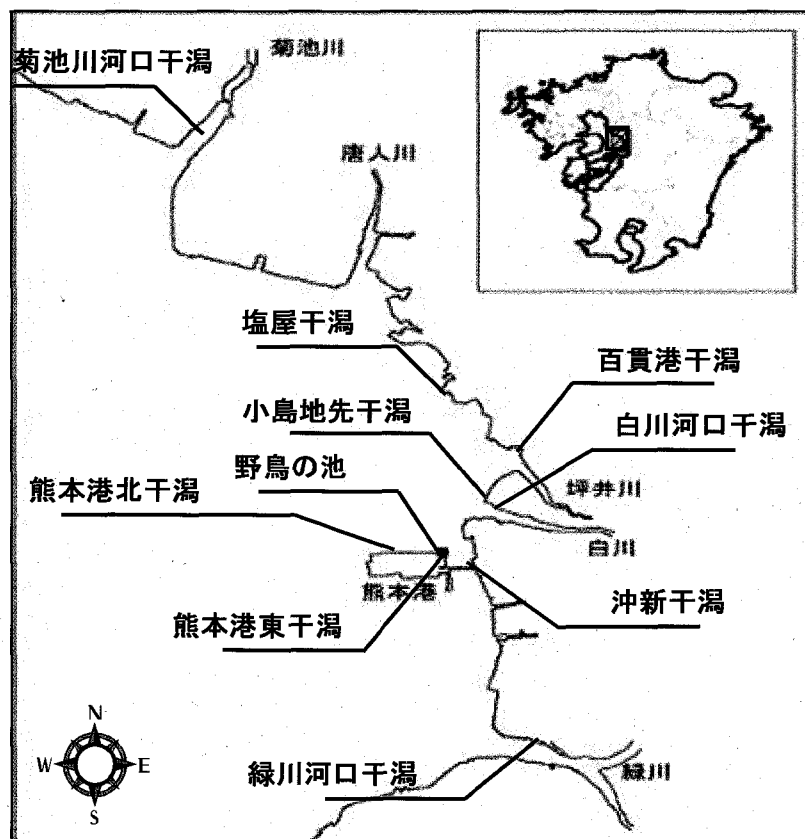


図 5.4.1 調査対象干潟位置図

表 5. 4. 1(1) 調査干潟の概要














場所	特徴	調査干潟名 (調査地点)	写真
熊本県玉名市 菊池川河口干潟 右岸	熊本県北部を流れる一級河川である菊池川の河口から約 2.4~2.6km 上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が 0.02~0.11 mm の泥質~砂泥質干潟である。勾配は約 1/25~1/33 で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約 100m 干出する。菊池川河口干潟では調査箇所を 3 測線設けており、菊池川河口 A, B は背後地と連続した地形を有しており、高潮帯付近に塩生植物(ハマツツナ, フクド, ナガミノオニシバ)が繁茂している。菊池川河口 B は高潮帯付近がコンクリート護岸となっているため塩生植物は生息していない。	菊池川河口 A (岸沖方向に 8 地点)	
		菊池川河口 B (岸沖方向に 5 地点)	
		菊池川河口 C (岸沖方向に 6 地点)	
熊本県熊本市 塩屋地先干潟	熊本市北部に位置し、護岸等の人工物がなく背後地まで連続した地形を有している自然前浜干潟で、中央粒径が 0.04~0.34 mm の砂質干潟ある。勾配は 1/25~1/30 で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約 100m 干出する。塩屋干潟では調査箇所を 3 測線設けている。調査地点を A で 5 地点、B で 5 地点、C で 6 地点設けた。	塩屋地先 A (岸沖方向に 5 地点)	
		塩屋地先 B (岸沖方向に 5 地点)	
		塩屋地先 C (岸沖方向に 6 地点)	
熊本県熊本市 百貫港干潟	熊本市北部を流れる坪井川河口にある自然河口干潟で、中央粒径が 0.02~0.04 mm の泥質干潟である。勾配は約 1/75 で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約 170m 干出する。百貫港干潟では調査箇所を 2 測線設けており、B 測線で 2005 年 7 月から覆砂試験が行われている。調査地点を A 測線で 3 地点、B 測線で 3 地点設けた。	百貫港 A (岸沖方向に 3 地点)	
		百貫港 B (岸沖方向に 3 地点)	
熊本県熊本市 小島地先干潟	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口部に位置する自然河口干潟で、中央粒径が約 0.14mm の砂泥質干潟である。勾配は約 1/750 で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約 1.5km 干出する。調査地点は 6 地点設けた。	小島地先 (岸沖方向に 6 地点)	
熊本県熊本市 白川河口干潟 右岸	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口から約 2km 上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が約 0.1mm の砂泥質である。勾配は約 1/150 で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には護岸から約 160m 干出し、高潮帯には塩生植物(シオクグ)が繁茂している。調査地点は 3 地点設けた。	白川河口 (岸沖方向に 3 地点)	

表 5.4.1(2) 調査干潟の概要

場所	特徴	調査干潟名 (調査地点)	写真
熊本県熊本市 熊本港北側干潟	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口から約 1.5 km の熊本港周辺の干潟である。熊本港周辺干潟は中央粒径が 0.02~0.09mm の泥質干潟である。熊本港北干潟は熊本港埋立地の北岸の自然前浜干潟で、2006 年 9 月に造成された人工干潟の事前調査が行われた地点である。熊本港・比較は野鳥観察と環境調査を目的として、熊本港北東角に 2002 年 10 月に造成された野鳥の池の比較対象地点として設けられている池外の調査地点である。熊本港東干潟は熊本港埋立地の東岸の自然前浜干潟で、2005 年 10 月に造成された人工干潟の事前調査が行われた地点である。調査地点は熊本港北干潟で 3 地点、野鳥の池・比較で 2005 年と 2006 年にそれぞれ 1 地点、熊本港東側で 3 地点である。	熊本港北 (1 地点)	
熊本県熊本市 熊本港東側干潟		熊本港比較 (1 地点)	
		熊本港東 (1 地点)	
熊本県熊本市 沖新地先	熊本港大橋の下に位置する自然前浜干潟で、中央粒径が約 0.04mm の泥質干潟である。2004 年には底質改善を目的として、干潟耕耘試験が実施された場所である。ここでは耕耘前の調査箇所 2 地点、耕耘後の比較地点として設けられた 1 地点をデータとして扱っている。	沖新干潟 (3 地点)	
熊本県熊本市 緑川河口干潟 右岸	熊本市を含む 3 市 10 町 2 村を流れる一級河川である緑川の河口から約 1km 上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が 0.02~0.04mm の泥質干潟である。勾配は約 1/50 で、朔望平均干潮位 (L.W.L.) 時には護岸から約 70m 干出し、高潮帯に塩生植物 (シオクグ) が繁茂している。調査地点は 3 地点設けた。	緑川河口 (岸沖方向に 3 地点)	

5.4.2 評価対象と環境要因の選定

(1) 評価対象の選定

確認された生物とそれらの生活基質、生活様式、食性の一覧を表 5.4.2、分類した生物群の出現地点数を表 5.4.3 に示す。調査対象干潟で確認された生物種は全 97 種で、種類数が最も多かったのは環形動物 45 種、順に節足動物 27 種、軟体動物 17 種、紐形動物 3 種、脊椎動物 2 種、棘皮動物 1 種、刺胞動物 1 種、扁形動物 1 種である。

本モデルでは場の評価を目的とし、生物群ごとにモデル作成を行った。生物群は同じ生育・生息環境を有している種ごとに、生活基質 (軟泥・泥質、砂泥質、砂礫・砂質の 3 タイプ)、生活様式 (表在性、内在性の 2 タイプ)、食性 (草食、肉食、堆積物食、懸濁物食の 4 タイプ) で 24 群に分類した。生息環境が不明な種も含まれていたが、HSI モデルの評価種として生息環境が不明な種を混合するのは適切でないためここでは除外した。

本研究では、それらの生物群のうち出現地点数が多い堆積物食者 (生物群 A~F) についてモデルの作成を行った。堆積物食者の生物群 A~F の生物種名を表 5.4.4 に示す。

表 5.4.2 確認された生物とそれらの生活基質, 生活様式, 食性の一覧

動物門	和名	生息基質	生活様式	食性	動物門	和名	生息基質	生活様式	食性
環形	エリタテスビオ	1	2	3	軟体	マルテンスマツムシ	1	1	2
	カワゴカイ属	1	2	3		ヒラドカワザンショウ	1	1	不明
	イトメ	1	2	3		ホトギスガイ	1	2	4
	コノハシロガネゴカイ	1	2	3		シズクガイ	1	2	4
	<i>Aglaothamus</i> sp.	1	2	3		アラムシロガイ	2	1	2
	ヒナサキチロリ	1	2	3		クシケマスオ	2	2	4
	ホソイトゴカイ	1	2	3		ササゲミミエガイ	2	2	4
	<i>Mediomastus</i>	1	2	3		テリザクラガイ	2	2	4
	<i>Notomastus</i>	1	2	3		アサリ	2	2	4
	ミツバナスビオ	1	2	3		ウズザクラガイ	2	2	4
	ミナミシロガネゴカイ	1	2	3		マテガイ	2	2	4
	モロテゴカイ	1	2	3		シオフキガイ	2	2	4
	ヤマトカワゴカイ	1	2	3		ハマグリ	2	2	4
	ヤマトスビオ	1	2	3		マテガイ	2	2	4
	<i>Glycera</i> 属	2	2	3		ユウシオガイ	2	2	4
	クシカギゴカイ	2	2	3		タマキビ	3	1	1
	ミズヒキゴカイ	2	2	3		ヤマトシジミ	3	2	4
	コケゴカイ	2	2	3		ヒメアシハラガニ	1	1	2
	シロガネゴカイ科	2	2	3		アリアケガニ	1	1	3
	チンチロフサゴカイ	2	2	3		チゴガニ	1	1	3
	ツブラホコムシ	2	2	3		ムツハアリアケガニ	1	1	3
	ナガギボシイソメ	2	2	3		ヤマトオサガニ	1	1	3
	ナガホコムシ	2	2	3		タイガードロクダムシ	1	2	3
	フツウギボシイソメ	2	2	3		ハサミシャコエビ	1	2	3
	ウミイサゴムシ	3	2	3		テッポウエビ属	2	1	3
	<i>Nephtys</i> 属	3	2	3		メナシピンノ	2	1	3
	スゴカイイソメ	3	2	3		<i>Alpheus doliodactylus</i>	2	1	3
	チロリ	3	2	3		オサガニ	2	1	3
	ヤマトキョウスチロリ	3	2	3		スジエビモドキ	2	1	3
	<i>Nereis</i> 属	3	2	3		タイワンガザミ	2	1	3
	<i>Perinereis</i> 属	3	2	3		トゲトゲツノヤドカリ	2	1	3
	<i>Rhynchospio</i> 属	3	2	3		マメコブシガニ	2	1	3
	カスリオフェリア	3	2	3		ユビナガホンヤドカリ	2	1	3
	クマドリゴカイ	3	2	3		クダオソコエビ属	2	2	3
	ツルヒゲゴカイ	3	2	3		ニホンスナモグリ	2	2	4
	マクスビオ	3	2	3		シバエビ	3	1	3
	ツバサゴカイ	3	2	4		コメツキガニ	3	1	3
	スビオ科	不明	2	3		ムロミスナウミナナフシ	3	1	3
	タケフシゴカイ科	不明	2	3		ヒライソガニ	3	1	3
	イソメ科	不明	2	3		ケフサイソガニ	3	1	3
	ナナテイソメ科	不明	2	3		ニホンイサザアミ	3	1	4
	<i>Prionospio</i> 属	不明	2	3		ボンタソコエビ	3	2	3
	<i>Scoletopis</i> 属	不明	2	3		メリタヨコエビ科	不明	1	3
	イトゴカイ科の一種	不明	2	3		イソヨコエビ属	不明	2	3
	ミズヒキゴカイ科	不明	2	3		シラヌイハゼ	1	1	2
	リネウス科	不明	2	3		チワラスボ	1	2	2
	ケファロツリックス科	不明	2	3		トゲイカリナマコ	2	2	3
無針綱	不明	2	3	ウメボシイソギンチャク科	不明	1	2		
				扁形	ヒラムシ目	不明	2	3	

凡例

生活基質	番号
軟泥・泥質	1
砂泥質	2
砂礫・砂質	3

生活様式	番号
表在性	1
内在性	2

食性	番号
草食	1
肉食	2
堆積物食	3
懸濁物食	4

表 5.4.3 分類した生物群の出現地点数

全63地点中の出現地点	表在性				内在性			
	草食	肉食	堆積物食	懸濁物食	草食	肉食	堆積物食	懸濁物食
軟泥・泥質	0	4	21	0	0	1	35	5
砂泥質	0	9	13	0	0	0	20	17
砂礫・砂質	1	0	12	0	0	0	19	7

表 5.4.4 堆積物食者の生物群 A~F の生物種名

生物群	動物門	種	種類数
A	節足	アリアケガニ, チゴガニ, ムツハアリアケガニ, ヤマトオサガニ	5
B	環形	<i>Aglaothamus</i> sp., <i>Mediomastus</i> 属, <i>Notomastus</i> 属, カワゴカイ属, イトメ, ヒナサキチロリ, コノハシロガネゴカイ, ホソイトゴカイ, ミナミシロガネゴカイ, モロテゴカイ, ヤマトカワゴカイ, ミツバナスビオ, エリタテスビオ, ヤマトスビオ	15
	節足	タイガードロクダムシ	
C	節足	<i>Alpheus doliodactylus</i> , テッポウエビ属, メナシピンノ, スジエビモドキ, オサガニ, タイワンガザミ, マメコブシガニ, トゲトゲツノヤドカリ, ユビナガホンヤドカリ	9
D	環形	<i>Glycera</i> 属, シロガネゴカイ科, クシカギゴカイ, コケゴカイ, チンチロフサゴカイ, ミズヒキゴカイ, ツブラホコムシ, ナガホコムシ, ナガギボシイソメ, フツウギボシイソメ	13
	節足	クダオソコエビ属, ニホンスナモグリ	
	棘皮	トゲイカリナマコ	
E	節足	コメツキガニ, ヒライソガニ, ケフサイソガニ, ニホンイサザアミ, シバエビ, ムロミスナウミナナフシ	6
F	環形	<i>Nephtys</i> 属, <i>Nereis</i> 属, <i>Perinereis</i> 属, <i>Rhynchospio</i> 属, ツバサゴカイ, クマドリゴカイ, ツルヒゲゴカイ, ウミイサゴムシ, スゴカイイソメ, チロリ, ヤマトキョウスチロリ, カスリオフェリア, マクスビオ	14
	節足	ボンタソコエビ	

(2) 環境要因の選定

モデルの作成にあたり環境要因は餌条件として COD_{sed}, 致死条件として硫化物, 生活基質として含泥率, 水環境条件として塩分濃度, 活動条件として地盤高, 外力(流れ)の6項目を用いた. なお, モデルの作成に用いたデータは, 外力を除いて全て実測データを使用した. 外力が強ければ, 生物は流されその場に生息することはできず, また幼生段階でも, 外力が高ければその場に着生することは難しい. このように外力は底生生物の定着に大きく影響すると考えられるため環境要因としては不可欠な項目だが, 干潟域における外力の実測データは, 広域にはほとんど計測されていない. そこで, 以下に示す外力計算方法で示す式で代用した. 2003年の熊本港で計測された波浪観測のデータを用いて, 熊本沿岸の干潟における HSI モデル作成時に必要な外力の算出に用いた. 基本的に外力 F は, Shields 数 ϕ に依存した単純な理論とした.

$$F = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n (\psi \times T \times \text{ang}) \dots \dots \dots \cdot 5.7$$

ここで, T は干満に応じて変化する係数とし, ang は熊本港の観測波浪の波向きに対する任意海岸線の向きである.

$$\psi = \frac{1}{2} \frac{f \hat{u}_b^2}{sgd_{50}} \dots \dots \dots \cdot 5.8$$

ここで, 摩擦係数 f , 境界層外縁の流速 u_b の振幅 \hat{u}_b , 土粒子の水中比重 $s = (\rho_s - \rho_w) / \rho_w$, 土粒子密度 ρ_s , 海水密度 ρ_w , 重力加速度 g , 中央粒径 d_{50} とする. また, 境界層外縁 u_b の算出は,

$$u_b = \frac{a\sigma}{\sinh(kh)} \cos(kx - \sigma t) \dots \dots \dots \cdot 5.9$$

ここで, a は振幅であり熊本港の有義波高を用い, 角速度 $\sigma = 2\pi/L_0$, 波数 $k = 2\pi/L_0$, 水深 h であり, 波長 L_0 は極浅海域であることから熊本港の有義波高および有義周期 $L_0 = \sqrt{gH_{1/3}} \cdot T_{1/3}$ に従うものとする.

5.4.3 SIモデルの作成

6つの生物群に対して6つの環境要因を用いて、計36のSIモデルを作成した。例として、生物群Aに対するSIモデルを図5.4.2に示し、それぞれのSIモデルの決定方法について述べる。なお、図5.4.2は横軸に環境要因、縦軸にSI（左軸）・個体数（右軸）を示している。以下に各環境要因のSIモデル決定根拠を述べる。

(1) CODsedのSIモデル

調査結果からCODsedは0.5~29mg/gの値が得られている。CODsedが0.0mg/gでは餌となる有機物がないためSI=0とし、1.0mg/gまでをSI=0とした。CODsedが25.0mg/gで実測個体数が最大となっており、6.3mg/g以上から実測個体数が増加しているため6.3~26.0mg/gでSI=1.0にした。また、それ以上になると29.0mg/gで実測個体数が0を示しているため、29.0mg/g以上でSI=0とした。以上の考えにより、CODsedのSIモデルを作成した。図5.4.2に示すように6.3~26.0mg/gでSI=1.0としたが、その範囲内でも実測個体数が低い地点がある。これらの地点はCODsed以外の環境要因に限定されているものと考え、このような概念もHSIモデルの重要な考え方の1つである。

(2) 硫化物のSIモデル

調査結果から硫化物は0.01~0.90mg/gの値が得られている。硫化物は底生生物にとって有害であるため、0.00mg/gから実測個体数が最大となる0.14mg/gまでをSI=1.0とし、0.14mg/g以上は実測個体数の減少が確認されているため、0.30mg/gでSI=0となるようにSI曲線を描いた。ここでは0.90mg/gという非常に高い値を示す地点では実測個体数が確認されていないため0.30mg/g以上をSI=0とした。

(3) 含泥率のSIモデル

調査結果から含泥率は0~96%の値が得られている。生物群Aは事前に軟泥質・泥質に生息する生物として分類されているため53%までをSI=0とし、74%で最大個体数を示しているため、73%~100%までをSI=1.0としている。

(4) 地盤高のSIモデル

調査結果から地盤高は-1.19~2.77mの値が得られている。ここでは、0.61mで最大個体数を示しているため、それを含む0.40~0.80mでSI=0とした。また、-3.80m以下、1.30m以上で個体数が0なためSI=0とした。

(5) 塩分のSIモデル

塩分は、1が河口干潟（菊池川、白川、緑川）、2が河口周辺干潟（百貫港、小島）、3が前浜（塩屋、熊本港周辺）を示しており、1が淡水の影響大、2が淡水の影響中、3が淡水の影響小としている。実測個体数の結果から河口干潟で実測個体数が最大を示しているため、SI=1.0とし、河口周辺干潟、前浜干潟では実測個体数が減少するが、全く生息していないわけではないためSI=0.3とした。

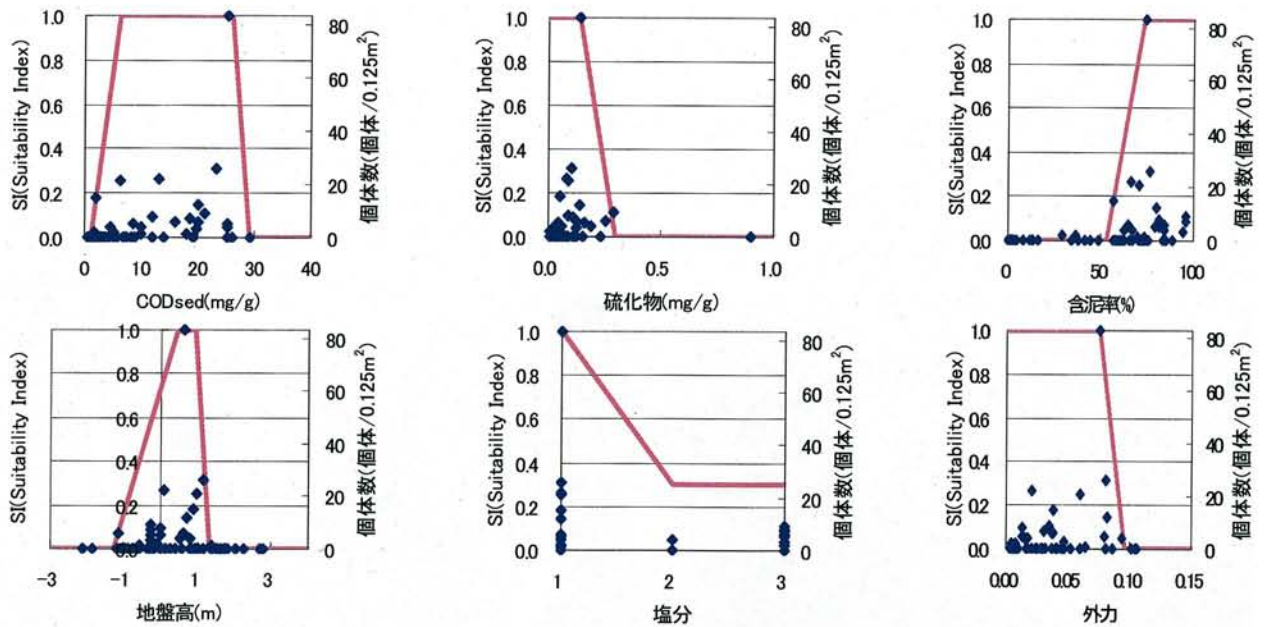


図 5.4.2 生物群 A の SI モデル

(6) 外力の SI モデル

計算結果から外力は 0.0008~0.1051 の値が得られている。外力の SI 曲線の作成は、熊本港北東部にある野鳥の池を参考にした。野鳥の池は外力の影響がなく、多くの生物が生息しているため外力の影響がない干潟は底生生物にとって適切な環境だと考えた。また、外力が小さければ底生生物の着生・生息に良い環境だと考えられるため、外力 0 を SI=0 とし、最大個体数を示す 0.74 を含む 0.75 までを SI=1 とした。さらに外力 0.0953 以上で実測個体数が 0 であるため SI=0 とした。

5.4.4 HSIモデルの作成と精度検証及び改良

(1) HSI モデルの作成と精度検証

前項で作成した SI モデルを結合して HSI モデルを作成した。結合方法は、選択した 6 つの環境要因のいずれも評価対象とした生物の生育・生息に影響があり、その中で最も低い環境要因がその生物の生育・生息を制限すると考え、式 5.5 の限定要因法を用いた。つまり、6 つの環境要因のうち 5 つが最適であっても、そのうち 1 つでも劣悪な環境の場合は対象とする生物は生育・生息できないということである。

生物群 A の HSI を図 5.4.3 に示す。生物群 A~F すべて HSI モデルで限定要因法を適用し、6 つの生物群の HSI と実測個体数の相関をとった決定係数を調べた。その結果、生物群 A が $R^2=0.367$ 、生物群 B が $R^2=0.233$ 、生物群 C が $R^2=0.356$ 、生物群 D が $R^2=0.156$ 、生物群 E が $R^2=0.340$ 、生物群 F が $R^2=0.239$ であった。このように、今回作成した HSI モデルでは全体的に $R^2=0.156\sim0.361$ と決定係数が低く、さらに改良が必

要であった。精度が低い原因は、生物群の分類が大きく特性が出にくかったことや生息環境を判定する環境要因が少なかったことにあると考えられる。以下に、生物群 A について再考した。

(2) HSI モデルの改良

生物群 A は節足動物のスナガニ科の 4 種であった。図 5.4.4 にその地盤高に対する SI を示す。生物群 A の 4 種のうちチゴガニ、アリアケガニ（生物群 A1）は比較的地盤の高い地点に生息し、ヤマトオサガニ、ムツハアリアケガニ（生物群 A2）は低い地点に生息する。この結果、生物群 A 全体としては地盤高の広範囲に生息可能なモデルとなり、精度が低くなったと考えられる。そこで、生物群 A を先の A1, A2 群に分類し再度モデルの作成を行った。

生物群 A1 の HSI を図 5.4.5, 生物群 A2 の HSI を図 5.4.6 に示す。生物群 A を A1, A2 群に分類して HSI モデルを再構築した結果、決定係数は A1 群が 0.569, A2 群が 0.530 となり、モデルの精度向上につながった。そこで、実測値と HSI を比較してその有意性を検証した結果、図 5.4.7 に示すように実測値をある程度シミュレーションすることが可能となった。

以上より、同じ生育・生息環境を有している生物群を評価する場合、その分類には生活基質（軟泥・泥質, 砂泥質, 砂礫・砂質）、生活様式（表在性, 内在性）、食性（草食, 肉食, 堆積物食, 懸濁物食）以外も考慮することでモデルの精度向上につながる事が明らかとなった。

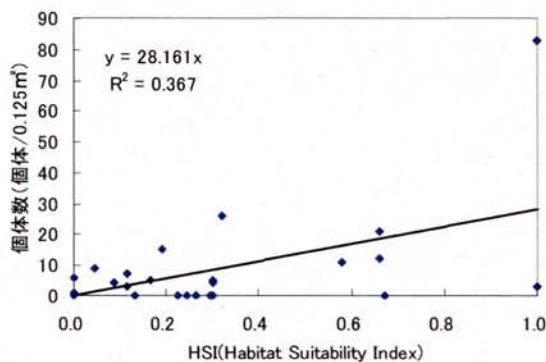


図 5.4.3 生物群 A の HSI

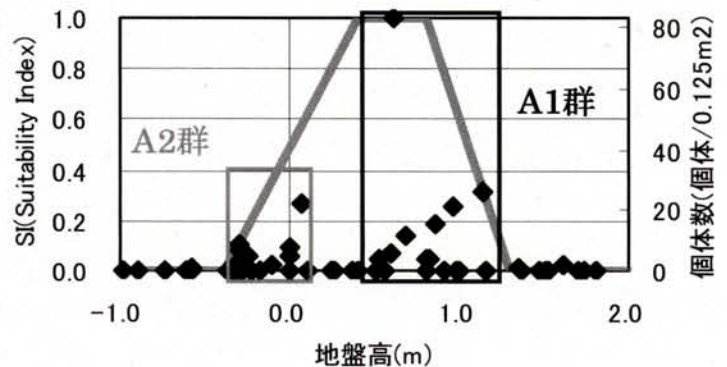


図 5.4.4 生物群 A 群 地盤高 SI

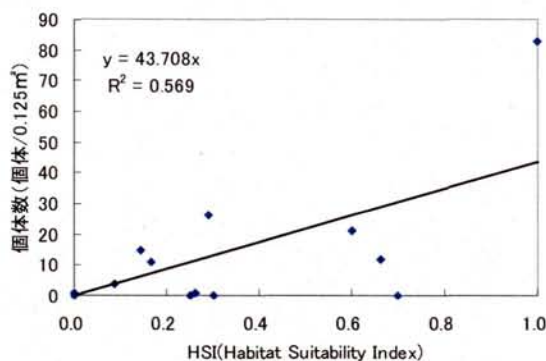


図 5.4.5 生物群 A1 の HSI

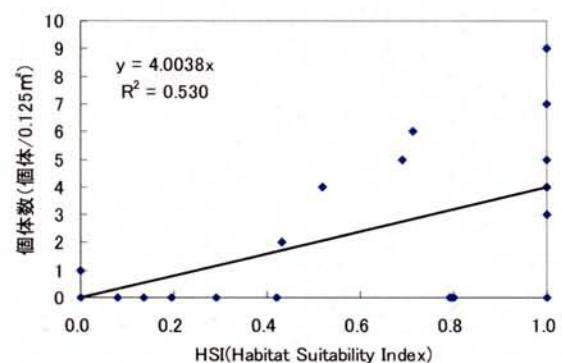


図 5.4.6 生物群 A2 の HSI

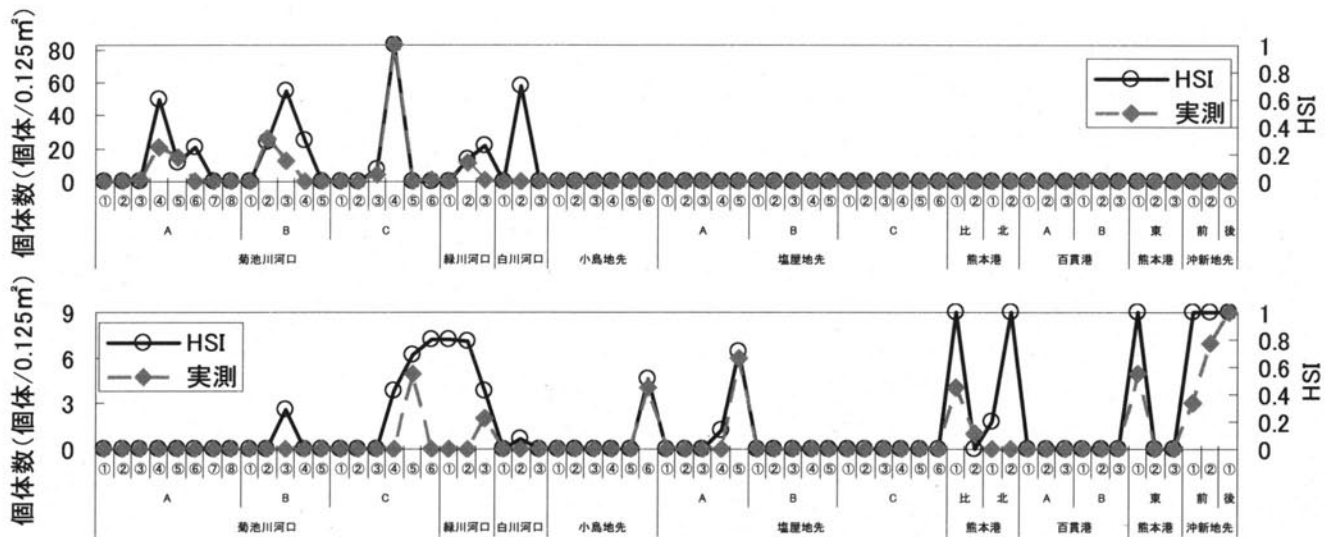


図 5.4.7 実測個体数と HSI 算出値の関係 (上 : A1, 下 : A2)

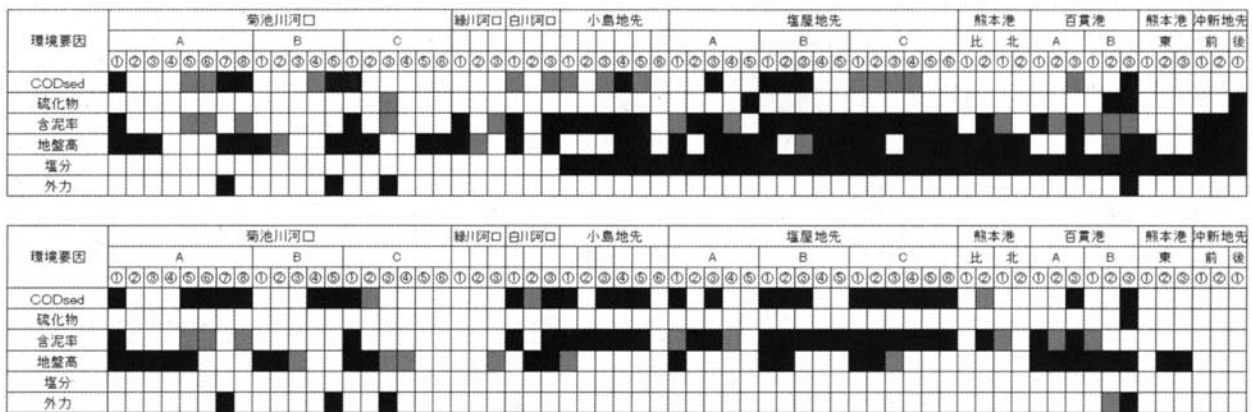


図 5.4.8 生息場の価値を限定する環境要因 (上 : A1, 下 : A2)

5.4.5 生物生息環境の支配要因把握

図 5.4.8 に生物群 A1, A2 の生息場を支配する環境要因について SI の一覧を 0.5～0.1 を灰色, 0.1 以下を黒色として示す. 灰色よりも黒色が支配要因として強いことを意味する. この表より, A1 群, A2 群共に CODsed, 含泥率, 地盤高が生息を制限する主な要因となっていることが分かる. これは, A1, A2 群共に堆積物食者であるため, 泥中の有機物量がその生息に重要となること, また, いずれの種も巣穴を形成するため, 含泥率や干出時間 (地盤高) 等の底質の物理的条件に影響を受けるためと考えられる. また, A1 群では塩分濃度も強い制限要素となり, 河口域でのみ生息することが読み取れる.

本研究で対象とした生物種は水産資源としては有用ではなく, その生態は現在のところ明らかとなっていない種が多い. しかしながら, 環境問題を考えた時に, それらの種が生態系の一部を形成し, 底質の有機物除去など様々な機能を持っており, その保護は重要な意味を持つてくる. 本モデル作成は今回の調査で得られたデータのみを

もとに行っている。このことは、モデルの作成が HSI として場の得点を示すのみでなく、その過程で作成した SI 値を解析することで、生物の生息を制限した要因を見つけることにも繋がり、その場の持つ問題点の抽出が可能であることを示している。

5.5 結言

本研究では有明海沿岸干潟域における生物生息環境の評価手法を確立することを最終目的として、HEP を応用することで、「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築と、有明海の熊本県沿岸干潟域の調査データを用いて、干潟環境評価手法の検討、及び生物生息環境の評価を試みた。その結果、HEP の HSI モデルはある程度の精度を持った評価手法であることが示されるとともに、今回の研究結果から、干潟環境の再生を行う上で、生物生息環境の評価手法を確立することが効果的な実施・計画に繋がることを示された。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 「野鳥の池」において、HEP を応用して生物生息分布予測モデルを構築した。その結果、今回作成したモデルで「野鳥の池」の生物分布を把握することができ、個体数の予測も一定の精度で可能であることが得られた。また、作成したモデルを用いて、含泥率と地盤支持力を任意に変化させた場合の生物変動予測を行った結果、環境変動が及ぼす影響予測が可能であることが示唆された。さらに、底質環境（含泥率、地盤支持力、地盤高）の総合的な変動の予測を行うことで、環境の変化が生物生息に与える影響を予測することが可能となり、人工干潟においてその造成目的を達成するための維持・管理における利用などの可能性が示された。
- (2) 干潟環境評価手法の検討、及び生物生息環境の評価を試みた。その結果、HEP の HSI モデルはある程度の精度を持った評価手法であることが示された。また、評価対象とする生物は同じ特徴を持つ生物群を対象としても可能だが、生物群を分ける際は個々の生物の特徴を把握し、細かく分類することでモデルの精度が向上することが明らかとなった。さらに、HSI モデルを限定要因法で作成するとともに、その過程で作成した SI 値を解析することで、生物の生息を制限した要因を見つけることにも繋がり、その場の持つ問題点の抽出が可能であることを示された。

参 考 文 献

- 滝川清・増田龍哉・森本剣太郎・松本安弥・大久保貴仁(2006)：有明海における干潟海域環境の回復・維持に向けた対策工法の実証試験，海岸工学論文集，第 53 卷，pp. 1206-1210.
- 田中章：HEP 入門，朝倉書店，266p,2006.
- 森本剣太郎・滝川清・古川恵太・増田龍哉・幸田亜季・山下絵里子(2006)：人工潟湖干潟における生態系発達機構と物質収支に関する研究，第 53 卷，海岸工学論文集，pp. 1241-1245.
- 関根雅彦：生物生息環境の影響評価手法，水環境学会誌，Vol.25 No.7，pp.379-384,2002.
- 新保裕美，田中昌宏，池谷毅，越川義功：アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル，海岸工学論文集，第 47 卷，pp.1111-1115,2000.
- 鈴木誠，磯部雅彦，佐々木淳：アサリの生息密度の推定法に関する研究，海岸工学論文集，第 48 卷，pp.1391-1395,2001.
- 島多義彦，袋昭太：干潟再生による生物生息環境改善効果の定量評価手法に関する研究，フジタ技術研究報告，第 40 号，pp.57-62,2004.
- 村上和男，田中章，久保伸晃，林永悟，明瀬一行，宮本由郎，市村康：HSI モデルの構築と干潟の生物生息環境評価，海岸工学論文集，第 52 卷，pp.1146-1150,2005.
- 上月康則，倉田健悟，村上仁士，鎌田磨人，上田薫利，福崎亮：スナガニ類の生息場からみた吉野川汽水域干潟・ワンドの環境評価，海岸工学論文集，第 47 卷，pp.1116-1120,2000.
- 宇野宏司，中野晋，古川忠司：重み付き評価指標を用いた稀少種シオマネキ生息地適性評価手法，水工学論文集，第 47 卷，pp.1075-1080,2003.
- 宇野宏司，中野晋：干潟底生生物を対象とした物理応答モデルの構築とその試行，海岸工学論文集，第 50 卷，pp.1066-1070,2003.
- 藤田真人，中野晋，寺澤直晃：四国全域におけるシオマネキの生息環境評価，海岸工学論文集，第 53 卷，pp.1126-1130,2006.

第 6 章

結論

本論文では、日本を代表する大型閉鎖性内湾で、日本で最も広大な干潟を有する有明海を対象として、様々考えられている環境悪化要因のなかから、海岸線付近に位置する沿岸干潟域における底質環境の悪化と自然の浄化機能を有する干潟や塩性湿地の喪失という 2 つの要因に着目し、有明海の沿岸干潟環境の現況を調べるとともに、その改善・再生技術の開発と実証試験及び再生策の事業化に向けた評価手法の検討までを幅広く行なった。以下に本研究で得られた主要な研究成果と今後の課題について述べる。

第 1 章では、有明海の特徴と現状について触れ、本研究に至った背景と目的について述べた。

第 2 章では、有明海における干潟環境の特徴を把握するために、全 28 箇所、計 102 地点の干潟調査を行い、調査地点に対してクラスター分析を行うことで調査地点をその特性によって分類した。さらに、分類したグループ毎に底生生物調査によって得られた底生生物について分析することで、生物生息環境の特性について考察した。その結果、有明海の干潟環境は 6 つのグループに分類でき、それぞれの干潟環境における生息生物の特徴が把握できた。しかし、今回行なった調査だけでは、有明海の干潟環境を全て網羅したデータは得られておらず、今後も調査データを蓄積することで有明海特有の干潟環境を理解していく必要がある。さらには、得られたデータから、有明海における環境悪化要因などの分析を行ない、有明海の再生・改善方策の実施に繋げていく必要がある。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) これまでに、有明海の干潟環境を地形、底質、底生生物について広域かつ同時に調査はなされておらず、本研究で実施した調査により、有明海の干潟環境を理

解する上での重要な基礎データが取得できた。

- (2) 有明海の干潟を全 28 箇所、計 102 地点調査し、その地形や底質データから有明海の干潟環境を 6 グループに分類でき、それぞれの干潟環境における生息生物の特徴が把握できた。
- (3) 2005～2007 年の秋季に実施した底生生物調査によって、10 門 15 綱 44 目 107 科 170 種の底生生物が確認された。
- (4) 有明海沿岸干潟域では軟体動物、環形動物、節足動物が総種数の大部分を占め、軟体動物と環形動物が同程度多く、続いて節足動物が多いことが明らかとなった。しかし、ムツゴロウ等の表在性の大型生物は、今回行なった調査方法では捕獲できなかった可能性が高いため、より詳細なデータ取得のために調査方法の検討が必要である。

第 3 章では、近年著しい有明海の底質悪化の問題に対して、その改善策を開発するために、①耕耘による泥質干潟の底質改善、②人工巣穴による底質改善という 2 つの研究を行ない、その効果について検証を行なった。両試験とも定量的な改善効果の把握には至らなかったが、干潟海域環境の回復・維持方策としての有効性が認められ、新たな干潟海域環境の保全、改善策として大いに期待できる。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 泥質干潟を耕耘することによる底質改善効果について、現地実験により検証した。その結果、泥質干潟を耕耘する事によって、一時的ではあるが有機物や全窒素、硫化物が減少するといった直接的な改善効果と、底生生物の種数や個体数が増える等、干潟環境を取り巻く食物連鎖からなる波及的な改善効果がみられた。泥質干潟環境の改善は沖合海域環境への負荷削減につながることから、泥質干潟の耕耘は有明海の海域環境改善に有効な改善策であることが示唆された。
- (2) 底生生物の巣穴を人工的に再現し、干潮時に干出する干潟域では水位差、干潟にならない場所では潮流を利用して底泥中に上層水を輸送し、好气的環境を創出することにより底質改善を行なうものである。2006 年より熊本県熊本市の中央部を流れる坪井川河口の干潟域と海域で現地実証試験を行なっている。その結果、人工巣穴によって好气的な環境が維持されるとともに、人工巣穴が魚介類の産卵・生息場になるといった波及的な効果も確認された。

第4章では、有明海の干潟海域環境を回復・保全するために、生物や塩生植物等の生息場である干潟や塩性湿地を人工的に造成し、干潟生態系が有している自己再生機能を回復させるという干潟再生実験を行なった。その結果、人工的に再生された干潟には、地形や底質といった環境変化の下、近傍の自然干潟以上の生物が生息し、干潟生態系の回復効果が示唆され、干潟再生事業の推進と、さらには有明海における海域環境全体の保全・改善に繋がっていくと期待される。しかし、回復された干潟生態系がどれくらいの自己再生機能を有し、どれくらいの期間持続するのか等多くの課題を残している。今後、長期的な視点で追跡調査を継続しながら基礎的なデータを取得するとともに、干潟環境を再生することでどのような質を有した生態系がどれくらいの期間提供できるのかを明らかにする必要がある。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 「野鳥の池」の地形変化は堆積傾向にあるが、年々変化量は小さくなってきていることから、今後、「野帳の池」は安定した環境が保たれると思われる。
- (2) 「野鳥の池」が外側の自然干潟と比べて勾配が急なため、狭い空間で干出時間の長短が連続的に分布していることや、地盤支持力や底質が場所によって異なることなどの影響を受け底生生物の棲み分けがなされており、池外部の比較対照干潟と比べて多様な生態系が構築されてきていることが明らかとなった。
- (3) 「野鳥の池」の亜潮間帯の溜まり水は、水温が高いため植物プランクトンが増殖し易く、デトリタスなどによるDOの消費が著しく嫌氣的な環境に陥るが、外海の新鮮な海水が潮汐作用によって運ばれ好氣的環境に移行するサイクルを持ち、脱窒作用を促す効果があると考えられる。
- (4) 「野鳥の池」において生態系モデルを構築した結果、亜潮間帯の存在が植物プランクトンの循環量が大きく増加し、DOの生産、栄養塩の消費に寄与していることが明らかとなった。
- (5) 「東なぎさ線」「北なぎさ線」は前浜タイプであるため、「野鳥の池」と比較すると地形や底質の変化が造成初期に顕著に現れた。しかし、その変動も「野鳥の池」同様に収束しており、安定した環境が保たれていくと思われる。
- (6) 「東なぎさ線」「北なぎさ線」の地形、底質環境と定着した生物の分布状況との関係から、生物生息環境の空間分布特性について調べた結果、なぎさ線を造成す

ることで生物種の多様な場を空間的に創成でき、生物の生息場を復元する手法として有効であることが示された。また、地盤高や底質環境以外にも滞等の局所的な環境が生物の生息に大きく影響していることが明らかとなった。さらに、絶滅危惧種や希少種も多数確認され、なぎさ線を造成が種の保全の場としても有効であることが明らかとなった。

第5章では、有明海沿岸干潟域における生物生息環境の評価手法を確立することを最終目的として、HEPを応用することで、「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築と、有明海の熊本県沿岸干潟域の調査データを用いて、干潟環境評価手法の検討、及び生物生息環境の評価を試みた。その結果、HEPのHSIモデルはある程度の精度を持った評価手法であることが示されるとともに、今回の研究結果から、干潟環境の再生を行う上で、生物生息環境の評価手法を確立することが効果的な実施・計画に繋がることを示された。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 「野鳥の池」において、HEPを応用して生物生息分布予測モデルを構築した。その結果、今回作成したモデルで「野鳥の池」の生物分布を把握することができ、個体数の予測も一定の精度で可能であることが得られた。また、作成したモデルを用いて、含泥率と地盤支持力を任意に変化させた場合の生物変動予測を行った結果、環境変動が及ぼす影響予測が可能であることが示唆された。さらに、底質環境（含泥率、地盤支持力、地盤高）の総合的な変動の予測を行うことで、環境の変化が生物生息に与える影響を予測することが可能となり、人工干潟においてその造成目的を達成するための維持・管理における利用などの可能性が示された。
- (2) 干潟環境評価手法の検討、及び生物生息環境の評価を試みた。その結果、HEPのHSIモデルはある程度の精度を持った評価手法であることが示された。また、評価対象とする生物は同じ特徴を持つ生物群を対象としても可能だが、生物群を分ける際は個々の生物の特徴を把握し、細かく分類することでモデルの精度が向上することが明らかとなった。さらに、HSIモデルを限定要因法で作成するとともに、その過程で作成したSI値を解析することで、生物の生息を制限した要因を見つけることにも繋がり、その場の持つ問題点の抽出が可能であることを示された。

関連論文

- (1) 滝川 清, 田中健路, 増田龍哉, 森岡三郎, 酒井勝, 外村隆臣: 有明海干潟環境の改善・回復へ向けた対策工とその効果, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp. 1226-1230, 2003. 11.
- (2) 滝川 清, 増田龍哉, 田中健路, 弥富裕二: 創生された人工干潟における環境変動のメカニズムに関する研究, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp. 1201-1205, 2004. 11.
- (3) 森本剣太郎, 三迫陽介, 滝川 清, 古川啓太, 田中健路, 増田龍哉: 熊本港野鳥の池における干潟造成後の短期的な偏移課程に関する研究, 海洋開発論文集, Vol. 21, pp. 665-670, 2005. 7.
- (4) 森本剣太郎, 滝川 清, 古川啓太, 増田龍哉, 田中健路, 三迫陽介: 創生された潟湖干潟の特性と環境変動メカニズムの解明に関する研究, 海岸工学論文集, 第 52 巻, pp. 1171-1175, 2005. 11.
- (5) 滝川 清・増田龍哉・森本剣太郎・田中健路・大久保貴仁・西原孝美・吉田秀樹: 有明海干潟海域環境改善へ向けた泥質干潟耕耘の効果に関する研究, 海岸工学論文集, 第 52 巻, pp. 1201-1205, 2005. 11.
- (6) 三迫陽介・森本剣太郎・滝川 清・増田龍哉・幸田明子・山下絵里子: 人工潟湖干潟における環境変動メカニズム解明に関する研究, 海洋開発論文集, Vol. 22, pp. 223-228, 2006. 7.
- (7) 森本剣太郎・滝川 清・古川恵太・増田龍哉・幸田亜紀・山下絵里子: 人工潟湖干潟における生態系発達機構と物質収支に関する研究, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp. 1206-1211, 2006. 11.
- (8) 滝川 清・増田龍哉・森本剣太郎・松本安弘・大久保貴仁: 有明海における干潟海域環境の回復・維持へ向けた対策工法の実証試験, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp. 1241-1246, 2006. 11.
- (9) 倉原義之介・森本剣太郎・増田龍哉・三迫陽介・古川恵太・滝川 清: 人工潟湖干潟「野鳥の池」における生物生息環境の変遷と HEP モデルの導入, 海洋開発論文集, Vol. 23, pp. 482-488, 2007. 7.
- (10) 増田龍哉・滝川 清・森本剣太郎・前田恭子・柏原裕彦・島田康光: なぎさ線の回復による生態系構築過程に関する研究, 海洋開発論文集, Vol. 23, pp. 525-530, 2007. 7.
- (11) 増田龍哉・滝川 清・森本剣太郎・丸山 繁・木田建次・大久保貴仁: 有明海干潟海域環境改善へ向けた人工巣穴による底質改善技術の現地実証試験, 海岸工学論文集, 第 54 巻, pp. 1131-1135, 2007. 11.

- (12) 滝川 清・黒木淳博・増田龍哉・森本剣太郎・松永浩二・西尾 徹：熊本県玉名横島海岸における防護と環境の調和を目指した新たな海岸保全技術の開発，海岸工学論文集，第 54 巻，pp. 1396-1400，2007. 11.
- (13) 倉原義之介・森本剣太郎・増田龍哉・鐘ヶ江潤也・古川恵太・滝川 清：干潟環境再生に向けた生物生息環境評価モデルの活用に関する検討，海岸工学論文集，第 54 巻，pp. 1401-1405，2007. 11.
- (14) 山口知之，三枝弘幸，増田龍哉，森本剣太郎，五明美智男，滝川 清：浚渫土を利用した人工なぎさ線地盤の内部構造動態モニタリング，海洋開発論文集，Vol. 24，pp. 693-698，2008. 7.
- (15) 森田将任・増田龍哉・森本剣太郎・倉原義之介・五明美智男・滝川清：有明海沿岸干潟域における生物生息環境特性，海洋開発論文集，Vol. 24，pp. 705-710，2008. 7.
- (16) 丸山 繁・滝川 清・増田龍哉・森本剣太郎：有明海の再生に向けた人工巣穴による底質及び生物生息環境改善効果，海洋開発論文集，Vol. 24，pp. 711-716，2008. 7.
- (17) 増田龍哉・滝川清・森本剣太郎・畑田紀和・新井雅士：熊本港に造成された「なぎさ線」における生物生息環境の空間分布特性，海洋開発論文集，Vol. 24，pp. 717-722，2008. 7.
- (18) 黒木淳博・森本剣太郎・増田龍哉・滝川 清：海岸堤防前面における地形変動と生物生息の予測に関する一考察，海洋開発論文集，Vol. 24，pp. 723-728，2008. 7.
- (19) Kentaro Morimoto, Kiyoshi Takikawa, Kenji Tanaka, Tatsuya Masuda : Study on Environmental Change in Initial Stage in Artificial Tidal Flat, Asian and Pacific Coasts 2005, pp. 1464-1477, 2005. 9.
- (20) Kentaro Morimoto, Kiyoshi Takikawa, Tatsuya Masuda : Field Study on Characteristic of Ecosystem over the Artificial Tidal Flat in Areake Sea, Japan, Asian and Pacific Coasts 2007, pp. 1948-1959, September 21-24.

謝辞

本論文は熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター滝川清教授のご指導のもとに、著者が熊本大学環境システム工学科を卒業後、民間企業に勤めながら熊本港「野鳥の池」において共同研究を行なってから、現在、熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター特定事業研究員として研究に従事しつつ、熊本大学大学院自然科学研究科複合新領域科学化博士後期過程在学中までの研究成果をまとめたものである。滝川清教授には、全ての研究において終始温かいご指導とご鞭撻をいただき、複雑な干潟環境の捉え方や考え方、研究の方向性をはじめ、公私共に多くのご教授をいただき、ここに心より深く感謝の意を表します。

熊本大学大学院自然科学研究科社会環境工学専攻古川憲治教授には、著者が研究を志すきっかけを創っていただくとともに、研究に対する考え方基礎をご教授いただいた。また、本論文をまとめるにあたり、丁寧なご指導をいただいたことに心より深く感謝の意を表します。

熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター逸見泰久教授には、干潟の生物に関する知見についてご教授いただくとともに、本論文をまとめるにあたり、丁寧なご指導をいただいたことに心より深く感謝の意を表します。

熊本大学大学院自然科学研究科産業創造工学専攻物質生命科学講座木田建次教授、同科複合新領域科学専攻生命環境科学講座森村茂准教授、木田研究室に在籍していた重松亨先生、湯岳琴先生、同研究室内の学生の方々には干潟の微生物に関する分析等で多大なご協力をいただいたことに心より深く感謝の意を表します。

熊本大学環境科学教育研究センター秋元和實准教授、五明美智男客員教授、五十嵐学研究員、滝川淑子事務員、熊本大学工学部社会環境工学科北園芳人教授、大本照憲教授、山田文彦教授、川越保徳准教授、田中健路助教、元講師であられた田淵幹修氏、熊本大学大学院自然科学研究科（理学専攻）化学講座中田晴彦准教授、熊本大学技術部の矢北孝一技官、外村隆臣技官、藤本綾技官、元技官であられる丸山繁氏には多くのご助言やご指導いただいたことに心より深く感謝の意を表します。

国土交通省国土技術政策総合研究所沿岸海洋研究部海洋環境研究室古川恵太室長には、熊本港「野鳥の池」における調査研究や評価手法に検する研究で多くのご教授をいただき、ここに心より深く感謝の意を表します。熊本大学に在籍していた同研究所沿岸域システム研究室森本剣太郎氏には、全ての研究において終始温かいご指導とご鞭撻をいただき、研究者として心構えをはじめ、公私共に多くのご教授をいただき、ここに心より深く感謝の意を表します。

熊本大学工学部社会環境工学科（環境システム工学科）海岸環境工学研究室の学生の方々、特に卒業生である大久保貴仁君、三迫陽介君、鐘ヶ江潤也君、倉原義之介君、

新井雅士君，清田政幸君，森田将任君，畑田紀和君とは暑い日も寒い日も，昼も夜も共に現地で調査研究を行ない多大なご協力をいただきここに心より厚く感謝いたします。

耕耘による泥質干潟の底質改善に関する研究におきましては，国土交通省九州地方整備局熊本港湾・空港整備事務所，株式会社キューヤマの皆様には多大なご協力をいただきましたことを厚く感謝いたします。

熊本港における干潟再生現地実験では熊本県熊本土木事務所の皆様，株式会社日本港湾コンサルタントの柏原裕彦氏をはじめとする皆様，東亜建設工業株式会社の皆様には多大なご協力をいただきましたことを厚く感謝いたします。

現地調査では株式会社九州開発エンジニアリングの中田慶一郎氏・島田康光氏，株式会社水野建設コンサルタントの西本英明氏・松永祐樹氏，株式会社シーバスプランニングの平野徳和氏，有限会社ミツミの隈部博文氏，株式会社同仁グローバルの佐藤浩士氏をはじめとする皆様，アジアプランニング株式会社の皆様には多大なご協力をいただきましたことを厚く感謝いたします。

ここには書き表すことができないほど，友人をはじめ多くの数え切れない方々にご支援をいただくとともに，両親，祖父母，姉と妹，祖父母，妻の両親及び祖父母には多大なご支援をいただいたことに厚く御礼申し上げます。

最後に，本論文の執筆に至る機会を与えていただくとともに，精神的な支えとなってくれた妻と息子に心より深く感謝の意を表します。