

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

STUDY ON THE MECHANISM OF ENVIRONMENT CHANGE
AT THE ARTIFICIAL TIDAL FLAT, "YACHO-NO-IKE", IN ARIAKE SEA

三迫陽介¹・森本剣太郎²・滝川 清³・増田龍哉⁴・幸田明子⁵・山下絵里子⁶
Yosuke MISAKO, Kentaro MORIMOTO, Kiyoshi TAKIKAWA,
Tatsuya MASUDA, Akiko KOUDA, and Eriko YAMASHITA,

¹学生会員 熊本大学大学院 自然科学研究科 (〒860-8555 熊本市黒髪2丁目39-1)

²正会員 工博 熊本大学研究員 沿岸域環境教育センター (〒860-8555 熊本市黒髪2丁目39-1)

³正会員 工博 熊本大学教授 沿岸域環境教育センター (〒860-8555 熊本市黒髪2丁目39-1)

⁴正会員 熊本大学研究員 沿岸域環境教育センター (〒860-8555 熊本市黒髪2丁目39-1)

⁵非会員 タマホーム株式会社 (〒108-0074 東京都港区高輪3丁目22-9)

⁶非会員 大和ハウス工業株式会社 (〒530-8241 大阪市北区梅田3丁目3-5)

Ariake Sea, a typical enclosed bay on the west of the Kyushu Island, has been suffered with environmental damages. However it is still unclear which factor and process is dominant. In this study, field observation was conducted inside the artificial tidal flat to model the physical, chemical and ecological system in tidal flat for the preservation or recovery of the coastal environment in Ariake Sea. Three years pass after an artificial tidal flat was constructed; the habitable condition has been influenced with the ground lever, the ground bearing capacity, and the tide. In addition, the existence of tidal pool has been improved the water quality within an artificial pond "Yacho-no-ike".

Key Words : Artificial tidal flat, Ariake Sea, Benthos, Environmental-change, Substance-circulation

1. はじめに

九州西部に位置する有明海は日本を代表する大型閉鎖性内湾であり、約5mにも達する大きな干満差の条件の下、わが国の干潟総面積の約40%に及ぶ広大な干潟が発達した海域である。この干潟環境は、潮汐などに起因する流動場や気象条件、底生生物や微生物の活動状況に応じ、微妙なバランスを形成しつつ絶えず変化している。かつてはこれらの微妙なバランスが均衡し保持されてきた環境にあり、底生生物などの生息環境としての基盤となり、アサリを主体とした採貝漁場としても重要な役割を果たしてきた。

しかしながら、近年、沿岸域の開発や河川からの栄養塩流入の質の変化とともに量の増加などにより、内湾への水質負荷が増大した。それらの人為的インパクトによる底質や水質の悪化が、干潟の本来有する浄化機能の低下につながっているものと考えられる。これらの負荷増

大の一端として、2000年12月から翌年1月におけるノリの色落ち被害や、赤潮の大量発生などに見られる環境悪化に伴う諸現象が顕在化しており、早急な干潟環境の浄化機能の再生・回復が社会的に強く求められている(滝川ら2003)。

以上を背景として、干潟域をはじめとする有明海海域の環境変動要因の分析とその影響評価を目的として、熊本港北東角に人工潟湖干潟(通称「野鳥の池」)が2002年10月に造成された。野鳥の池が造成されてから約3年半が経過し、複雑な条件下で独自の生態系が構築されてきている。既往の研究より、追跡調査を通じて、生物生息環境の構築過程の概略はある程度捉えられつつある(森本ら 2005)が、定量的評価を含めた詳細な解明には至っていない。そこで本研究では、野鳥の池の造成当初からの追跡調査結果をまとめ、生物相の遷移及び底質・水質の変化を解析するとともに、生態系モデルにより野鳥の池の特徴でもある亜潮間帯の存在が干潟環境に

与える影響について検討を行った。

2. 人工潟湖干潟の調査

(1) 人工潟湖干潟「野鳥の池」の概要

本調査対象である「熊本港親水緑地公園，野鳥の池（以下「野鳥の池」と略す）」は，野鳥観察および環境学習を主目的として，熊本港北東角に造成された人工潟湖干潟である。図-1は野鳥の池の概略図である。図より，野鳥の池は石積護岸によって外海と隔てられており，池の東側と北側に2ヶ所ずつ計4ヶ所設置されている通水管（直径1.0m）により，潮汐の干満に応じて海水が自由に出入りしている。2002年10月に施工が完了し，池内へ初めて海水が導入されたのは2002年11月4日であった。地盤勾配は約1/36で，周りの干潟域（約1/600）より急勾配である。また野鳥の池は，常に海水が溜まっている潮溜まりを有しており，その水深は干潮時（水面DL+3.0m）で平均水深0.3m，最深部で1.0m未満である。池の周囲を囲むように生育しているヨシ原は，満潮時でも冠水しない干潟上部陸域に生育している。面積は造成された時点で潮溜まり1,028m²，干潟部4,222m²，干潟上部陸域17,750m²の計23,000m²であり，含泥率は70%前後のいわゆる泥質干潟であった。また比較対照地として野鳥の池の東側約30mに位置する泥質干潟①地点（以下「比較対照干潟」と略す）も同時に調査を行った。

(2) 調査方法

地形調査は図-1に示す○地点において，目盛付きの杭を地盤高0.5m間隔で，潮溜まり内のDL+2.5mからH.W.Lの4.5mまで，Aライン，Bラインの2測線計10地点に設置して定点観測を行った。また潮溜まりの2地点を除いた干潟部の8地点については，ポータブル型単管式コーンペネトロメータを用いて貫入試験を行い，池内の干潟が完全に干出して1時間以内に地盤支持力を測定した。

底質調査は，地形調査と同じ地点と比較対照干潟の1地点を，コアサンプラーを使用し，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，含水比，CODsed，強熱減量，硫化物含有率，ORP，pHについて分析した。

水質調査は多項目水質計HORIBA 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。連続観測では図-1のSt.2地点に，水質計を底面から0.3mの位置に固定したものと，水質計を浮かべ水面から10cmの水質を計測した。また，通水管③の野鳥の池の外であるSt.1地点にも，底面付近に多項目水質計HORIBA W-22XDを設置した。測定項目は，pH，DO，導電率，塩分，全溶存固形物質，海水比重，濁度，ORP，水温で，測定間隔は10分であった。

詳細調査では流入直前と流出直後の海水をSt.2地点で採水した。また流入と流出の海水をSt.1地点でも採水し

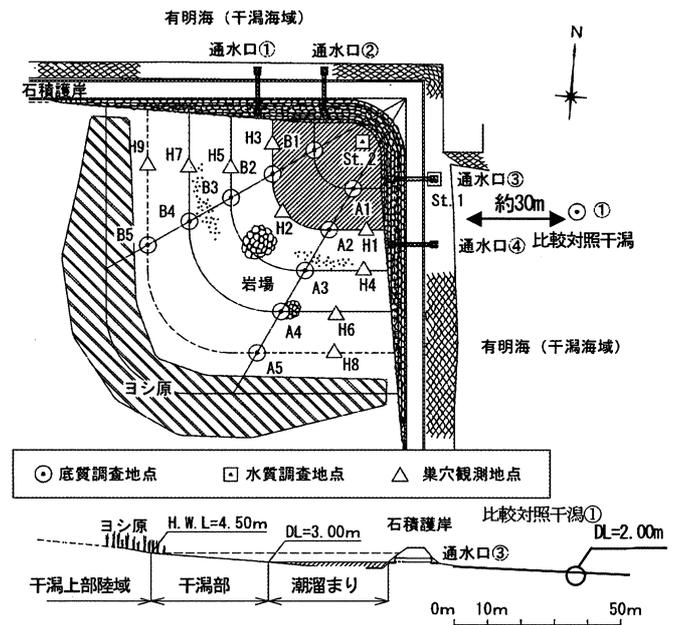


図-1 「野鳥の池」の概略図

た。分析項目は，SS，DO，COD，D-COD，T-N，D-T-N，NO₂-N，NO₃-N，NH₄-N，T-P，D-T-P，PO₄-P，クロロフィルa，フェオフィチンについて行った。サンプリング時間は表-1，表-2に示した。

生物調査は巣穴観測，底生生物調査，生物分布観測を行った。巣穴観測は，1m²の巣穴観測枠を図-1の△地点（D.L=3.0mの3地点，D.L=3.5m，D.L=4.0mの，D.L=4.5mのそれぞれ2地点）と，比較対照干潟1地点にそれぞれ設置して，枠内の巣穴数を月2回目視により計測した。底生生物調査は年2回行った。2002年から2004年までは池内D.L=3.0m，D.L=3.5mのそれぞれ2地点ずつと，比較対照干潟2地点で行なっていたが，2005年からは池内D.L=3.0m，D.L=4.0m，D.L=4.5mのそれぞれ1地点ずつと，比較対照干潟1地点で，ステンレス製のコドラートを用いて，幅25cm×奥行き25cm×深さ20cmの土を採泥した。その後通過粒径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い，個体数と湿重量を計測した。生物分布観測は干潟部を対象として，2005年4月より月1回，約1時間かけて行い，双眼鏡を用いつつ踏査しながら観測し，生物生息状況を面的に記録・把握した。それ以前の観測では不定期に20分ほどの簡易的な観測を行っていた。

3. 調査結果および考察

(1) 生物生息量の季節変動

図-2は2005年度の池内干潟部の巣穴数の変動を地盤高，巣穴のサイズ別に示したものである。また調査前日の池内表層，正午の水温を同時に示した。釜田ら(1996)によれば，10mm以下の巣穴の数を計測したところ，巣穴の数とゴカイの湿重量が強い相関を示したとしている。

本研究では，直径5mm以下の小さい巣穴を「小」とし，

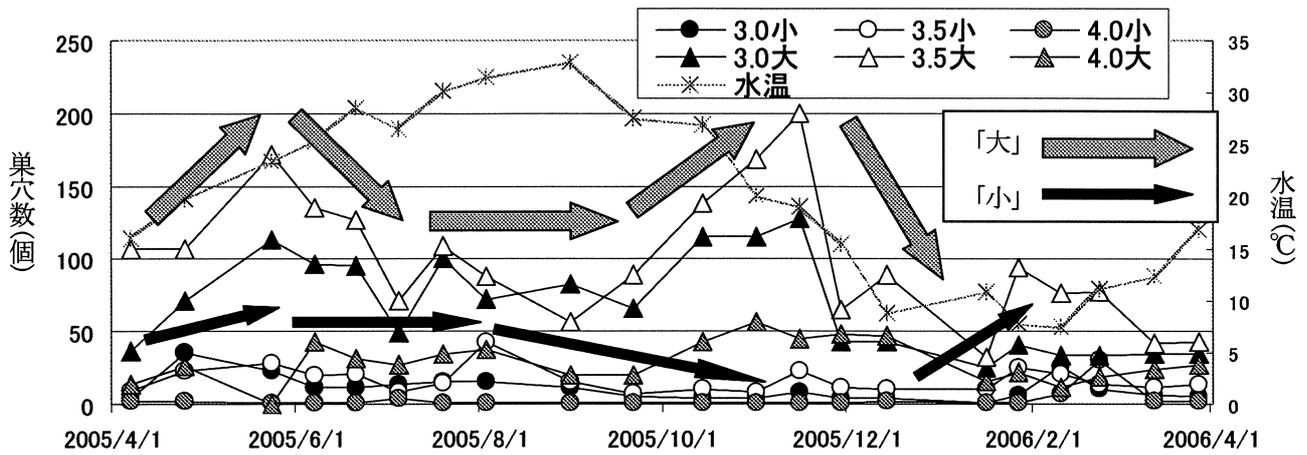


図-2 池内干潟部D.L=3.0, 3.5, 4.0mの巣穴数と表層水温の変動 (2005年度)

これをゴカイによって作られた巣穴と仮定した。したがって直径5mm以上の大きい巣穴を「大」とし、これを主にゴカイなどを捕食するトビハゼなどの肉食者と堆積物の底生の珪藻や有機物を餌とするチゴガニ、シオマネキ、ハクセンシオマネキなどによって作られたものとした。

地盤高別にみると、「大」「小」共にD.L=3.5m地点が最も多く、ついで3.0m, 4.0m地点の順であった。数に違いはあるものの、季節による変動は同じ傾向にあった。4月から6月にかけては「大」も「小」も増加傾向にあった。これは春を迎え気温が上昇するこの時期は、冬眠を終えた生物が活動しだし、生物にとっての成長期を迎えるため増加したと考えられる。その後、5月末にピークを迎え、7月から9月にかけて巣穴数は少し減少した後、安定していた。これは5月から6月にかけて巣穴数が急激に増加しすぎたため、野鳥の池内で生物が生存できる容量を超え、池外への移動、または肉食者や鳥類からの捕食などにより自然に減少し、その後安定したものと思われる。小野(1995)によると、チゴガニは固体同士が互いになわばり意識を持っているため、その巣穴はある程度間隔を置いた一様分布となるとしており、この時の調査において1m四方で90個の巣穴を観測している。野鳥の池ではチゴガニのほとんどがD.L=3.5m地点に生息している。2005年5月24日の調査ではこの地点で平均172個の巣穴が確認された。これは小野(1995)での巣穴数の約2倍の数であり、チゴガニが一定の巣穴間隔を保てなくなったため、生存競争などによる淘汰が行われたものと思われる。

9月から11月にかけては、「大」の数が増加し、「小」が減少した。小野(1995)によると、大半のカニ類とトビハゼが夏に産卵期を迎える。そのためこの時期にカニ類の卵が孵化し稚ガニが成長したこと、また繁殖期しか巣穴を作らないトビハゼが巣穴を作ったため「大」が増加したと考えられる。一方で、増加したトビハゼなどの肉食者による捕食によって「小」の数が減少したと考えられる。逆に12月を過ぎると、「大」の数が減少し、「小」の数が増加する傾向が見られた。これは「大」が

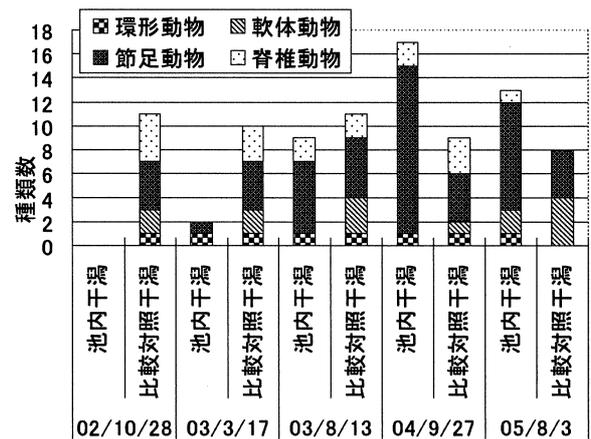


図-3 野鳥の池内と比較対象干潟における生物出現種類数の変動

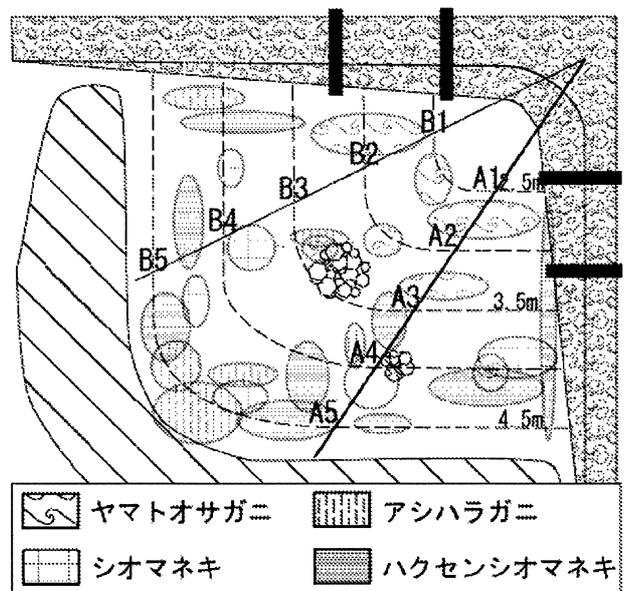


図-4 生物分布調査 (2005年8月3日)

冬の水温低下などの厳しい環境に耐えられず死亡したことや、冬眠したことにより、外敵の少なくなったことと、生殖期を迎えることで「小」が増加したと考えられる。

(2) 底生生物の棲み分けと地圏

野鳥の池と比較対象干潟の生物種類数の変動を図-3に示した。2002年10月の造成当初は全く生物が確認されなかったが、2003年3月で初めて環形動物(ゴカイ)と節足動物(ヤドカリ)が確認され、同年8月に池内で初めて脊椎動物(ムツゴロウ、トビハゼ)が確認された。その後徐々に増加し、2004年9月には池内で確認された生物種類数が比較対象干潟のそれを大きく上回り、その状態を維持してきている。外側の干潟と比べて種類数が豊富な状態を維持している要因は、節足動物の増加が挙げられる。

図-4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主要な4種の甲殻類の分布を示した一例である。これを見ると、2種以上の生物が混在している場所は稀であり、それぞれの生物ごとにまとまって生息していることが分かる。

図-5に野鳥の池の測線B2~B5における地盤高、地盤支持力、干出時間と、図-4で得られた生物分布を併せて表示した。生物分布は多角形で示し、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値とした。図-5より、地盤高の違いによる干出時間の長短によって、地盤の固さと関係する傾向が見られ、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、最も地盤支持力の高いB5付近で、固い地盤を好むアシハラガニが生息していた。これより干出時間、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関係していたことが分かった。小野(1995)でも同様の結果を示しており、相対的に高い場所に住むカニは、低い位置にある栄養分の多い泥を放棄する代わりに、長時間行動することを手に入れたと記しており、野鳥の池においても潮溜まりから干潟上部陸域までの広い範囲に渡って生物が分布できたものと考えられる。

以上の結果を踏まえて、図-6に野鳥の池において生物が棲み分ける過程をフローチャートで示した。森本ら(2005)により、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土砂が潮溜まりや水際に堆積し、有機物が増加したという結果が得られた。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。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

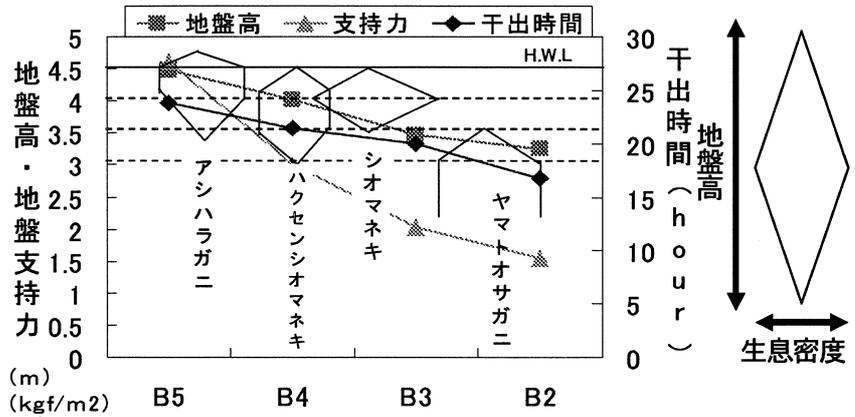


図-5 野鳥の池内における地盤高・支持力・干出時間と生物分布の関係

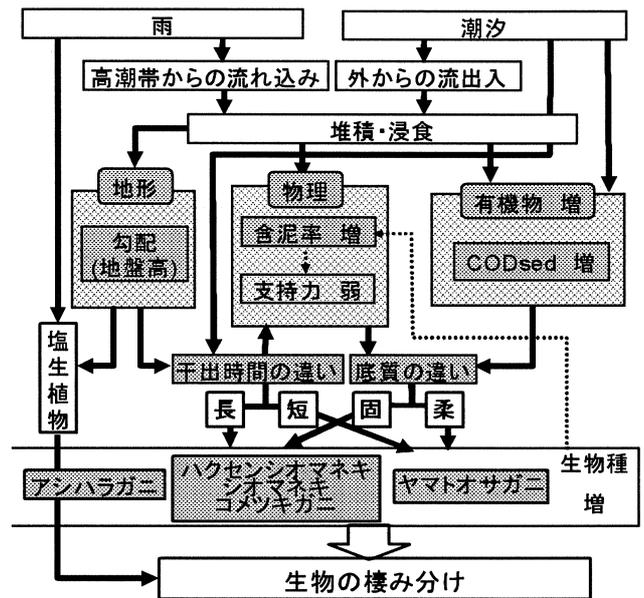


図-6 野鳥の池における生物の棲み分け

オマネキ、干潟上部陸域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た。

(3) 水質の昼夜および季節変動

表-1は、2004年の9月16~17日と同年12月9~10日の干潮時に潮溜まりの海水の水質変化について、昼夜および季節変動を比較したものである。図-7に9月のサンプリング時刻とその時の水深変化を○印で示した。潮溜まりでの水質変化は、図-7での①、③の期間での変化である。ここでは野鳥の池内から海水が完全に流出してから、次の満ち潮で流入するまでの潮溜まり静穏時における水質変化を考察しているため、潮汐による巻上げ等の物理負荷はほとんどないものと推察される。

まず、SSは9月と12月ともに、昼間は増加していた。これは光合成により潮溜まり内で植物プランクトンが増えたことや、それに伴い植物プランクトンを餌とする動物プランクトンが活発な活動をしたことによるものと考

えられる。このことは、生物活性の低い夜間でSSとChl-aの濃度変化が顕著に表れず、ほぼ同じ濃度レベルで推移していること、また12月より9月のほうが増加の大きいことから考えられる。

CODは昼に増加し、夜に減少するという傾向を示した。昼の増加は植物プランクトンの増加によるものが考えられるが、T-Nが増加していることから、底泥からの溶出も考えられる。実際に、9月の昼にChl-aが増加しているにも関わらず、DOが減少しており、溶出した有機物の無機化にDOが使われたと考えられる。夜の減少は微生物による無機化も考えられるが、T-Nも減少していることから、底泥に沈降したとも考えられる。

T-Nは9月の昼間以外は変化が小さかった。

これは池内でのT-Nの脱窒などによる消費量と、底泥からの溶出などの発生量が同等であったためと考えられる。

次に、表-1と同じ時期の池内に流入する海水の水質変化について昼夜及び季節変動を比較した(表-2)。これは図-7においての②、④の期間での変化である。ここでは、流入水の値から流出水の値を引き、その差が正の値を示したものはその物質が池内に固定されたとし、負の値を示したものは池内から池外に排出されたとした。また池内の体積から海水流入量を算出し、濃度を流量に換算した。

SSは9月の夜間に78.8(kg)、昼間に46.6(kg)池内に固定、12月の夜間に32.2(kg)池内に固定されていた。これより、池外から流入した懸濁物が池内に堆積していることが分かる。

Chl-aは9月の夜間に9.7(g)、昼間に23.3(g)池内固定され、12月の夜間に3.2(g)、昼間に3.2(g)池内に固定されていた。これは、池内の海水の減少に伴う干潟部・潮溜まりへの沈降と考えられる。

T-NはChl-aの固定量の多い9月に池内に固定、固定量の少ない12月は池外に排出されていた。これより池内に沈降した植物プランクトンなどによる取り込みが寄与していると考えられる。

DOは9月の昼間は1.8(kg)池内に固定、9月の夜間、12月の昼間、夜間はそれぞれ6.8(kg)、0.4(kg)、1.1(kg)池外に排出されていた。これは9月の昼間は水温が高いため微生物の活動が活発なために、有機物の無機化などによって消費されたと考えられる。それ以外の池外への排出は、干潟部に沈降していた植物プランクトンが海水流入に伴い再浮上し、光合成により酸素を供給したためと考えられる。

(4) 野鳥の池の物質循環

野鳥の池は、潮汐の作用により通水管を通じて海水が自由に出入りし、池内部には常に海水が溜まっている潮溜まりが存在する人工潟湖干潟である。この人工潟湖干潟における物質循環を把握するため、生態系モデルを構

表-1 潮溜まりの海水の水質変化

	採水時間	水温(℃)	SS(mg/l)	DO(mg/l)	Chl-a(μg/l)	COD(mg/l)	T-N(mg/l)	
9月	昼	12:30	22.9	17.0	8.0	5.6	2.5	0.37
		19:00	22.5	120.0	5.9	7.4	5.7	0.68
	夜	1:30	23.9	38.0	5.1	7.7	7.3	0.60
		7:30	23.8	36.0	4.8	4.3	3.5	0.50
12月	昼	9:30	19	15.0	7.3	0.5	1.7	0.44
		15:15	19	59.0	7.9	0.9	2.4	0.51
	夜	21:10	19.5	13.0	6.8	0.7	1.5	0.46
		4:40	19.5	14.0	6.7	0.9	1.6	0.47

表-2 野鳥の池に流入する海水の水質変化

	採水時間	水温(℃)	SS(kg)	DO(kg)	Chl-a(g)	COD(kg)	T-N(kg)	
9月	流入	8:30	24.1	78.8	23.3	53.7	11.5	1.43
	流出	12:30	24.3	32.2	21.5	30.5	9.3	1.29
	収支			46.6	1.8	23.3	2.1	0.14
	流入	20:00	22.7	107.5	17.6	29.0	9.3	1.47
	流出	1:00	23.6	28.7	24.4	19.3	9.3	1.43
	収支			78.8	-6.8	9.7	0.0	0.04
12月	流入	6:00	19.4	39.4	24.4	7.2	5.0	1.61
	流出	9:30	19.9	43.0	24.7	3.9	5.0	1.72
	収支			-3.6	-0.4	3.2	0.0	-0.11
	流入	16:55	19.2	68.1	22.9	5.7	6.8	1.47
	流出	19:50	19.3	35.8	24.0	2.5	5.0	1.50
	収支			32.2	-1.1	3.2	1.8	-0.04

※表中の正の値は野鳥の池における物質固定、負の値は池外への排出を示す

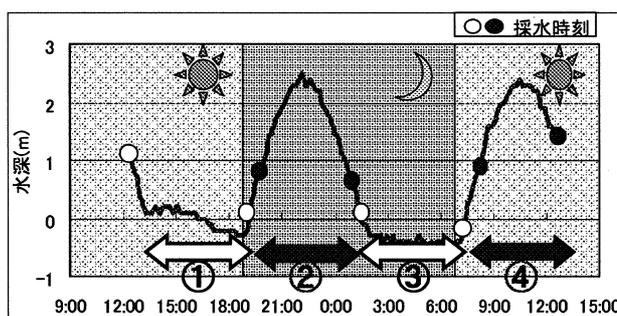
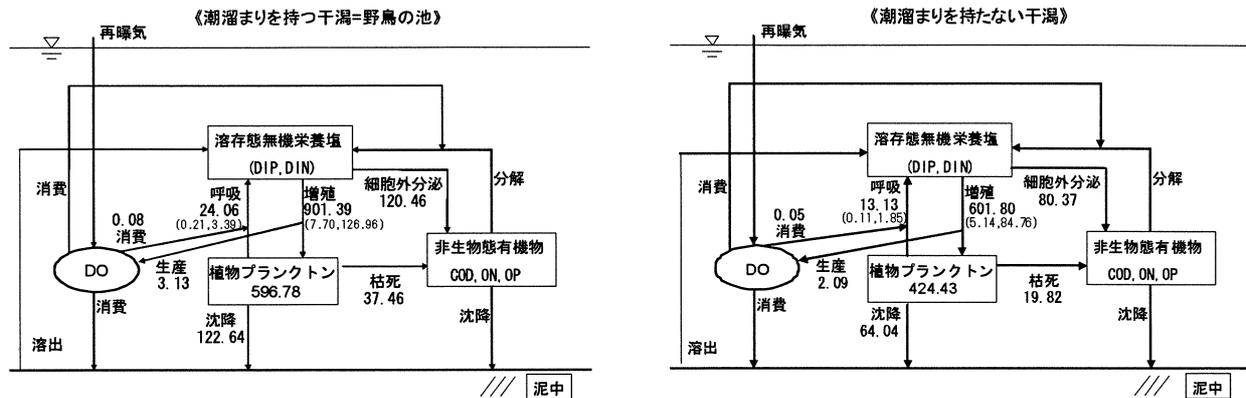


図-7 2004年9月16~17日の海水サンプリング時間と水深 (図中の○は採水時刻と水深を示す。また、①、③は潮溜まりでの水質変化期間、②、④は流入する海水の水質変化期間を示す。)

築した。そこで、2004年9月16~17日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・DO・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て計算を行った。モデルの結果を図-8に示した。図中の左側には潮溜まりを持つ干潟、つまり野鳥の池のモデルを示し、その対比として右側に潮溜まりを持たない干潟のモデルを示した。モデルを求める際、潮溜まりを持つ干潟は、干潮時の潮溜まり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、潮溜まりを持たない干潟は、干潮時での循環量がないと仮定し、その値をゼロとし満潮時のみの循環量により求めた。図より、潮溜まりがある干潟(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(mg/m³/day)、呼吸による減少が24.06(mg/m³/day)、細胞外分泌が120.46(mg/m³/day)、沈降が122.64(mg/m³/day)、枯死が37.46(mg/m³/day)であった。また、現存量は596.78(mg/m³/day)であったが、動物プランクトンやベントスによる被食の値が求まれば、これよりも小さい値になると考えられる。

潮溜まりを持たない干潟での植物プランクトンは、光



□内は現存量($\text{mg}/\text{m}^3/\text{day}$). その他は植物プランクトンの変化量($\text{mg}/\text{m}^3/\text{day}$). DOの変化量($\text{mg}/\text{l}/\text{day}$).
()内は(DIP, DIN)の変化量($\mu\text{mol}/\text{l}/\text{day}$). また、平均日射量は $183(\text{Wm}^{-2}/\text{day})$. 平均水温は $23.3(\text{°C}/\text{day})$.

図-8 生態系モデル図(左-潮溜まりを持つ干潟, 右-潮溜まりを持たない干潟)

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, 潮溜まりを持つ干潟に対して全体的に低い値を示した. これは, 潮溜まりがあることにより, 植物プランクトンが1日中活動できたためと考えられる.

DOの生産量は, 潮溜まりを持つ干潟では $3.13(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$, 潮溜まりを持たない干潟では $2.09(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ であり, 潮溜まりがあることによりDOの生産量が増加していることが分かった. また, DOの消費量は, 潮溜まりがある干潟では $0.08(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$, 潮溜まりがない干潟では $0.05(\text{mg}/\text{l}/\text{day})$ であり, 大きな違いは見られなかった. つまりDOは, 1日(24h)においては生産量に比べ消費量は少なく, 潮溜まりがあることにより, DOの生産に大きな効果を与えることを示している.

溶存態無機栄養塩の植物プランクトンによる摂取は, 潮溜まりを持つ干潟ではDIPが $7.70(\mu\text{mol}/\text{l})$, DINが $126.96(\mu\text{mol}/\text{l})$ であり, 潮溜まりを持たない干潟ではDIPが $5.14(\mu\text{mol}/\text{l})$, DINが $84.76(\mu\text{mol}/\text{l})$ である. ここでも潮溜まりがあることにより, 栄養塩の除去能力が上がっていることが示されている.

また森本ら(2005)でも, 潮溜まりの存在により水温が上昇し, それによってChl-aが増加し, 場の生産性をあげているという結果が数値計算により得られている.

以上の結果から, 野鳥の池では潮溜まりが存在することにより植物プランクトンの循環量が増加し, それによってDOの生産や栄養塩の除去などの効果を挙げていることが分かった.

4 まとめ

本研究では, 野鳥の池の造成当初からの追跡調査結果をまとめ, 生物相の遷移及び底質・水質の変化を解析するとともに, 生態系モデルにより野鳥の池の特徴でもある潮溜まりの存在による干潟環境への影響について検討

を行った. 以下にその結果を示す.

- (1) 巣穴観測により, 野鳥の池内の生物が甲殻類にとって成長期である春と, 産卵期である秋に増加することが分かった. またゴカイは甲殻類の少ない時期に増加するという捕食関係に伴い増減することが分かった.
- (2) 干出時間の長さや地盤の固さなどに応じて, 底生生物の棲み分けができていた.
- (3) 潮溜まりでは, 9月の昼間に植物プランクトンが増加し, それをエサとする生物の活性が高いことが, 底泥からのNの溶出を助長した可能性が示唆された.
- (4) 池外から流入した懸濁物質は池内に堆積し, 有機物は底生生物のエサとして利用されたと考えられた. また干潟部に沈降した植物プランクトンが海水流入により再浮上し, 夜間でもDOを多く含む海水を池外にまで排出していることが示唆された.
- (5) 生態系モデルの結果, 野鳥の池では潮溜まりがあることによって, 植物プランクトンの循環量が増し, それによってDOの生産量の増加や, 栄養塩の除去能力の向上に寄与していることが分かった.

参考文献

- 1) 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.
- 2) 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.
- 3) 釜田美穂, 金井裕, 植田陸之, 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.
- 4) 小野勇一(1995): 干潟のカニの自然誌, 平凡社, pp. 272
- 5) 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, pp. 165-23