

人工干潟における水質浄化機能に関する解析

木村 賢史*・市村 康**・坂巻 隆史***・西村 修****
稻森 悠平*****・木幡 邦男*****・須藤 隆一*****

人工干潟造成後からの生物相の遷移および水質・底質の変化を解析するとともに、干潟生態系モデルにより干潟の水質浄化効果に及ぼす様々な環境要因の影響について検討を行った。その結果、底生動物および付着動物の種類数、個体数および湿重量とともに造成後増加傾向あり、人工的に造成した環境であっても生物の生息には有効であることがわかった。また、モデルによる数値計算結果から、人工干潟の造成に対しては、干潟の造成とともに付着動物の生息の場を設けることが浄化量を高める要因となることがわかった。さらに浄化量を高めることは、当該水域における生物の多様性を高めることにつながることがわかった。

1. はじめに

干潟等の浅海域は、多様な生物の生育・生息の場、高い水質浄化機能を有する場として近年特に注目を集めている。さらに、埋め立て等で干潟が急速に失われた今日、人工的に干潟や海浜を創出する動きが各地でみられ、その機能についても明らかにされつつある(木村ら、1992; 西村ら、1996; 桑江、1999)。しかし、干潟や海浜が本来有する機能を人工的に創出できるかについては試行の段階である。そこで、自然界が有する水質浄化機能を効率的に発揮する場(干潟・藻場等)を人工的に創出することにより水環境の改善を図るとともに、生物の多様性の向上など沿岸域の生態系の修復にも寄与することを目的に、フィールドに人工干潟を造成し実験的検討を行っている。そこで本研究は、造成後の初期の遷移段階から2年間の生物相の遷移及び水質・底質の変化を解析するとともに、干潟生態系モデルにより干潟の水質浄化効果に及ぼす様々な環境要因の影響について検討を行った。

2. 生態相の遷移に関する検討

(1) 調査方法

人工干潟は、東京都立大井中央海浜公園の地先に幅20m、長さ30m馬蹄形で造成し、波浪による侵食を防ぐために直径30~80cmの自然石の堤で囲んだ(図-1)。干潟は、底質の粒径の大きさによる違いをみると山砂と洗砂で造成した。山砂は中央粒径0.17mmで細砂が60~80%、シルト・粘土分10%前後、洗砂は中央粒径0.5mmで粗砂が70~80%、シルト・粘土分2%前後である。干潟の勾配は1/10である。

自然石の堤の付着動物(0.09m²採取)、干潟面の底生動物(0.15m²採取)は年4回、枠取りにより7~10地点の

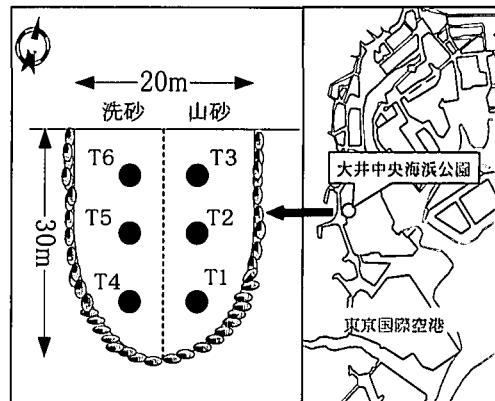


図-1 人工干潟概略図および調査地点図

種類数・個体数・湿重量を計測した。

水質は干潟内外でCOD、N、Pを年4回1時間毎に24時間連続測定し、塩分、DO、pH、水温は年2~4回10分間隔で6~10日間連続測定した。底質は7地点でIL、S-COD、硫化物、粒度組成を年4回調査した。

(2) 調査結果および考察

造成後の底生動物の時系列変化をみると、夏季や冬季に種類数・個体数・湿重量が減少するという変化を繰り返しながら全般的には増加する傾向がみられた。

底質別にみると、造成以来、山砂と洗砂の底生動物は変動が大きく、顕著な差がみられなかつたが、造成後2年目の底生動物の湿重量は山砂が洗砂を上回り、また干潟外の地点の湿重量も上回る傾向がみられた(図-2)。

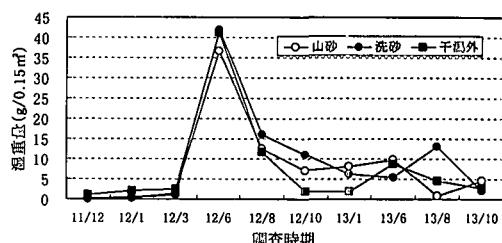


図-2 底生動物の湿重量の時系列変化

* 正会員 工博 東京都環境局環境評価部
** 正会員 工博 日本ミクニヤ(株)東京支店
*** 正会員 工博 日本学术振興会特別研究員
**** 正会員 工博 東北大学大学院工学研究科
***** 正会員 理博 (独法)国立環境研究所
***** 正会員 理博 東北工業大学客員教授

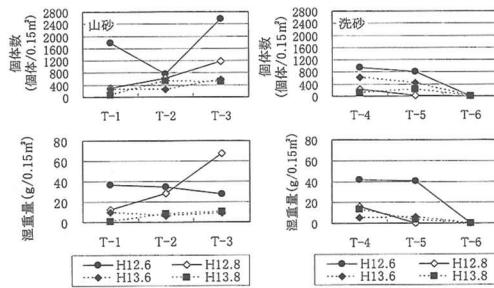


図-3 干潟内の底生動物の縦断分布

種類数については、干潟内が干潟外に比べ多くなる傾向がみられたが、個体数では傾向がみられなかった。細砂が60%以上を占め、シルト・粘土分10%前後の山砂のほうが底生動物の成長という点では適していることがわかる。

水平分布では、通常、環境勾配に伴い低潮帯から高潮帯に向けて底生動物の種類数・個体数・湿重量は減少する傾向がみられる。洗砂でも同様の傾向がみられたが、山砂の6~8月の個体数と湿重量は通常とは正反対の傾向を示した(図-3)。また、山砂の出現種の98~100%がゴカイ等の多毛類で占められていた。山砂において低潮帯から高潮帯にかけて個体数・湿重量の増加する原因として、干潟外からの貧酸素水塊の流入や砂中の含水率および硫化物の違いが推測された。

実験水域前方の運河域は、底質がヘドロのうえ水深約6mと深いため夏季は底層水が貧酸素状態となる(東京都環境保全局, 1999~2001)。そのため、満ち潮とともに運河の貧酸素化した底層水が干潟内に侵入し底生動物にダメージを与える。また、砂泥中の鉛直的な酸化・還元状態をみると、特に山砂では低潮帯(A)から中潮帯(D)にかけて還元層が広がっており、底生動物が砂泥下層に移動するのも難しい(図-4)。したがって、移動能力の比較的大きいゴカイ等の多毛類は、底質の還元状況とも相まって岸寄りに移動せざるを得ないと推測される。しかし、岸寄りは干出時間も長い。とくに、夏季の高温は、砂泥表層付近で生息する種が多い底生動物にとって厳しい環境といえる。そこで、表層~3cm層の砂泥中の含水率をみると、洗砂1.3%に対して山砂は3.0%と比較的高い含水率を維持していた。ゴカイ等の多毛類にとって岸寄りの山砂は夏季でも生存可能な状況にあるのに対して、洗砂は生存しにくい状態にあると推測された。

これらの因子が相まって夏季に山砂で通常の傾向とは正反対の傾向を示した原因と考えられた。

付着動物では、種類数・個体数・湿重量いずれも夏季に比べて温度の低下する冬季に減少する傾向がみられた。

干出時でも砂泥中にいる底生動物に比べて、直接外気温に曝される場合が多い付着動物にとっては貧酸素水塊の影響よりも温度の低下(図-5)および、それに伴うプランクトン量の減少による餌不足などが大きく影響していると推測された。また、干潟を囲む堤の内側と外側では、付着動物の種類数・個体数・湿重量いずれも干潟の

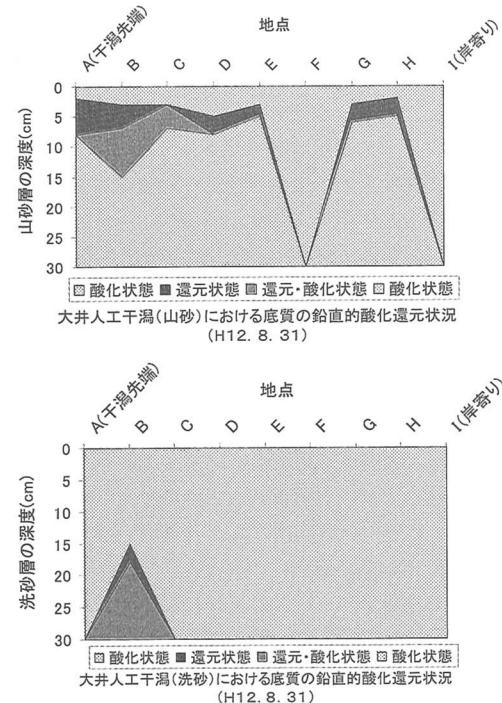


図-4 底質の鉛直的酸化還元状態

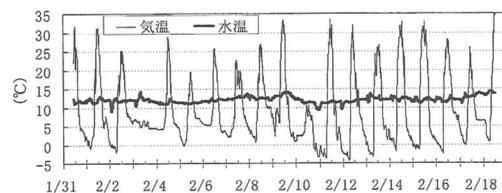


図-5 気温および水温の時系列変化

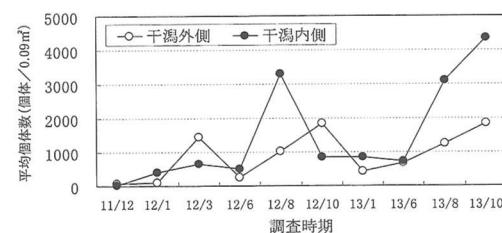


図-6 干潟を囲む堤内外における付着動物の個体数の時系列変化

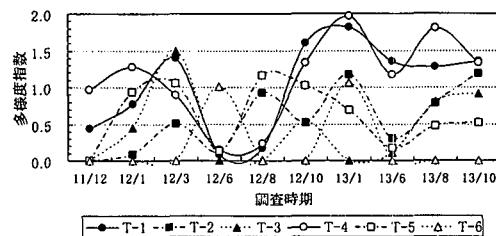


図-7 底生生物の多様度指数の時系列変化

内側が外側よりも低い傾向がみられた(図-6)。この原因として、干潟内は堤により静穏域となるため、餌となるプランクトンの沈降や海水の流動が弱まり、移動能力のない付着動物にとって餌を捕食する機会が減少したことによる餌不足が考えられた。

図-7に種類数と個体数より多様性を求める底生動物のShannon-Weaverの多様度指数(H')を示す。造成後1年は変動が大きく、6月にはほぼ0となるような状態もみられた。2年目以降は、環境の安定する低潮帯は山砂・洗砂共に同様な傾向を示すが、中潮帯から高潮帯で山砂が洗砂を上回る傾向がみられた。これは、山砂のほうが、含水率が高く干出等による環境の変化を受けにくことによるものと考えられる。造成後、山砂および洗砂とともに、底質中の有機物であるILやCODはわずかながら増加しており、底質中の有機物を餌とするゴカイ等の多毛類の生息環境としては良好になりつつあると考えられた。また、付着動物の多様度指数も造成後、変動の幅が少なくほぼ安定してきている傾向が伺えた。

3. 水質浄化機能の検討

(1) 数値計算方法

人工干潟は、面積約283 m²、水深最大約1.0 mで極めて小さく、周囲を自然石の堤で囲まれているという特性を持つ。そこで、水質浄化機能を評価するモデルは簡略化するために1ボックスモデルとし、生物生態系の素過程は、植物プランクトン、動物プランクトン、付着動物、底生動物(懸濁物食者・堆積物食者)、付着藻類を考慮した。ここで付着動物は、懸濁物食者の二枚貝類やフジツボ類がほとんどを占めていた。なおモデルの概念図を図-8に示す。

素過程の定式化は、中田(1993)および西村ら(1998)を参考とした。ここで、諸過程に影響を与えるDOに関しては、干潟は浅く通常は好気的な状態にあり、嫌気的な状態による底質への影響は考慮しなかった。その上で各種パラメータは、水温、日射量および摂餌量などを考慮してパラメータフィッティングを行い現況の再現を行った。なお、モデルでは、炭素の循環を考え、測定値を炭素量に変換する必要があるので、中田ら(1994)を参考

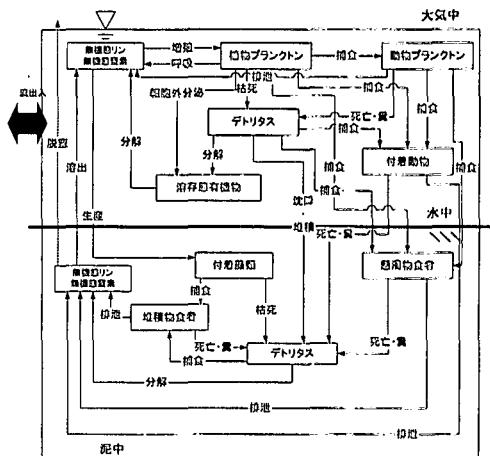


図-8 干潟生態系モデルの概念図

に現存生物量を炭素量に換算し計算を行った。また、無機態および有機態のリンおよび窒素は、西村ら(1998)を参考に生物中(有機物)のリンおよび窒素の比よりそれぞれ換算し計算を行った。

流入水質の境界条件は、近傍の勝島橋および京浜島東St. 23の月別の公共用水域水質測定結果(東京都環境保全局、1999~2001)を用いた。なお、潮汐は、平均的な潮位条件として芝浦で得られた半日周期のM₂分潮を想定し、干出と干水を1日2回繰り返し干潟容積が変化するように与えた。

計算は60分刻みとし、10年間計算を行い概ね定常状態に達した最終年の値より物質収支を求めた。

(2) 数値計算結果および考察

a) 干潟の水質浄化機能

最終年の計算結果の一例を図-9に示す。植物プランクトン、付着藻類および堆積物食者いずれも1月の観測値と計算値の差が大きいものの、5~10月にかけての計算値と観測値はおおむね一致していた。また、付着動物は、ほぼ横ばいの変化を示しており、季節による生物の現存量のダイナミックな変化の再現は十分とはいえない。

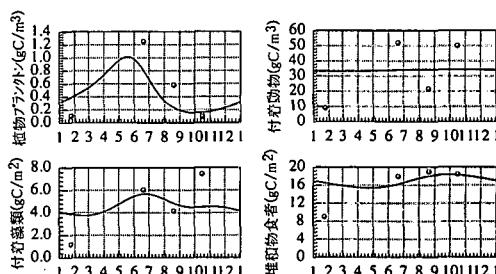


図-9 現存量の時系列変化

い。しかしながら、本モデルにおいて、生物の現存量を、年平均として考えるとはほぼ一致しており、年平均として物質循環を考案した。

年平均の炭素循環のフローを図-10に示す。干潟内の生物の現存量は、付着動物、堆積物食者、付着藻類、懸濁物食者、植物プランクトン、動物プランクトンの順になつており、観測結果と同様な傾向を示している。

物質循環より算定した浄化量は、生物による生物体内への物質の取り込みと放出との差、すなわち生物の成長やエネルギーとして消費された量と定義した。

ここで、付着動物に着目すると、その捕食量は、 $1.559 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ 、死亡・糞量は $0.650 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ 、排泄量は $0.300 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ であった。捕食量と死亡・糞量および排泄量との差 $0.609 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ が付着動物による浄化量となった。同様に付着藻類による浄化量は、 $0.440 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ となった。底生動物による浄化量は、小さく懸濁物食者では $0.00 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ 、堆積物食者では $0.01 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ となった。計算結果より、付着動物による浄化量が大きいことがわかった。なお、底生動物による浄化量は極めて小さく、その大半が堆積物食者により占められていた。

本施設は、干潟面を捉で囲まれるような構造になっており、堤に付着する付着動物の現存量が干潟の底生動物の堆積物食者や懸濁物食者に比べて多くなっていた。その結果として、付着動物による浄化量は、懸濁物食者、堆積物食者、付着藻類に比べて大きくなっていた。また、泥中における物質の流れは水中における物質の流れよりも多く、泥中の生物の重要性を示している。干潟に流入した物質は、炭素量、リンおよび窒素の出入りにも示されるように干潟内で取り込まれる。そして、この浄化には、付着動物および付着藻類および泥中の底生動物による干潟の浄化が大きいことを意味している。

b) 净化量と生物因子の影響

干潟の勾配を小さく変化させて浄化量を計算した結果、干潟部の面積が増し、生物量が増え浄化量が高まる結果となった。しかしながら、水容積量も増加するため、干潟を含む系として浄化量は増えない結果となった。干潟の浄化量を高めるためには、底面積を拡大し生物量を増加させるとともに、保水性の高い基盤を確保することが必要である。

モデルを用いることによって、干潟の物質循環を定量的に把握することができる。しかしながら、本研究では、生物量の季節変化などの再現は必ずしも十分とはいえない。再現性を高めるためには、付着動物・底生動物の季節変化の要因を考慮したモデル化、および季節変化を十分検証できる観測データの蓄積が必要である。今後、干潟の浄化機能を詳細に解明するためには、物質循環に

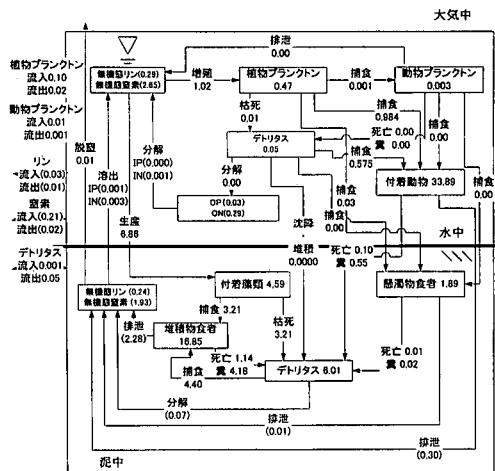


図-10 人工干潟における物質循環

重点をおいた干潟の諸現象を長期間観測することが重要である。

4. おわりに

本研究では、人工干潟造成後から2年間の生物相の遷移及び水質・底質の変化を解析するとともに、干潟生態系モデルにより干潟の水質浄化効果に及ぼす様々な環境要因の影響について検討を行った。その結果以下のことが明らかとなった。

(1) 底生動物の生息環境として、高潮帯付近では粒度を小さく保水性を高める必要があることがわかった。

(2) 底生動物および付着動物の種類数、個体数および湿重量は造成後増加傾向にあり、人工的に造成した環境であっても生物の生息には有効であることがわかった。

(3) 実験水域における付着動物の生息には、貧酸素水の流入よりは、温度の低下に伴う餌不足が生息を大きく影響していると推測される。

(4) 数値計算により、付着動物の浄化量は $0.609 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ 、付着藻類の浄化量は $0.440 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ 、底生動物の浄化量は $0.01 \text{ gC/m}^3/\text{day}$ と計算された。

(5) モデルによる数値計算結果から、人工干潟の造成に対しては、干潟の造成とともに付着動物の生息の場を設けることが浄化量を高める要因となることがわかった。

(6) 実験水域における浄化量を高めることは、当該水域の生物の多様性を高めることにもつながることがわかつた。

謝辞：本研究は、環境省環境管理局水環境部の「自然を活用した水環境改善実証事業」の一環として実施したものである。本研究を進めるに当り、環境省閉鎖性海域対策室の皆様、東京都環境局の皆様、日本水環境学会(自然を活用した水改善実証事業評価検討委員会)の皆様に謝辞を申し上げる。

参 考 文 献

木村賢史・三好康彦・島津暉之・紺野良子・赤澤 豊・大島奈々子 (1992): 人工海浜(干潟)の浄化能について、東京都環境科学研究所年報, pp. 124-134.

桑江朝比呂・中村由行・三好英一・野村宗弘・細川恭史 (1999): メソコスム実験による水底質変化に対する沿岸干潟生態系

応答に関する研究、環境保全研究成果集, Vol. 1999, No. 3, pp. 79.1-79.9.

東京都環境保全局: 公共用水域水質測定結果(資料編), 平成10年度～平成12年度.

中田喜三郎(1993): 2.4 沿岸生態系モデル、松嶋順三郎編、環境流体汚染、森北出版, pp. 165-231.

中田喜三郎・畑 恭子 (1994): 沿岸干潟における浄化機能の評価、水環境学会誌, Vol. 17, No. 3, pp. 18-26.

西村 修・木村賢史・山田満男・稻盛悠平・須藤隆一 (1998): 人工干潟が水質浄化機能に及ぼす影響の数値モデルによる解析、日本沿岸域学会論文集, No. 10, pp. 137-149.

西村 修・佐々木久雄・徐 開欽・安部早智子・須藤隆一 (1996): 沿岸域底泥上に形成された藻類生物膜の水質浄化機能、日本水処理生物学会誌, Vol. 32, No. 2, pp. 79-92.