

葛西人工海浜における生物生息環境の不安定化 に係わる環境因子の検討

木村賢史¹・鈴木伸治²・西村 修³・ 稲森悠平⁴・須藤隆一⁵

¹正会員 工博 東京都環境科学研究所 応用研究部 (〒136-0015 東京都江東区新砂 1-7-5)

²東京都港湾局 開発部(〒163-8001 東京都新宿区西新宿 2-8-1)

³正会員 工博 東北大学助教授 工学部工学研究科(〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 06)

⁴正会員 理博 国立環境研究所 地域環境研究グループ(〒305-0053 茨城県つくば市小野川 16-2)

⁵正会員 工博 東北工業大学客員教授 土木工学科(〒982-8577 宮城県仙台市太白区八木山香澄町 35-1)

葛西人工海浜は、都民のレクリエーションの場として広く親しまれている。葛西人工海浜の底層水域環境は、D0 や底質 COD, 強熱減量, 全硫化物, 酸化還元電位いずれをとっても、自然干潟である千葉県盤洲干潟や三番瀬と遜色ない良好な値を維持している。しかし、底生動物は質量ともに変動が大きく安定していない。この原因として、葛西人工海浜は河川水の影響を受けやすい構造をしており、河川水が降雨により増加した場合、水質は低塩分化し、底生動物の中でもアサリ、シオフキガイ、バカガイ、マテガイなどの低塩分に弱い二枚貝類に大きなダメージを与えることが推察された。

Key Words: *macrobenthos, restoration, coastal ecosystem, Kasai artificial beach*

1. はじめに

近年、人工生態系の創出による環境の修復が注目を集め、人工干潟、人工海浜の造成¹¹⁻¹⁹⁾が進められているが、当初の目的とした生態系が創出されているかどうか評価された事例は少ない²⁰⁾⁻²⁴⁾。また、地盤沈下や砂の流出、あるいはアオサの大量発生などの予期せぬ現象が生じ、対策に苦慮している例も少なくない。この理由の1つとして、造成地域の生態系の解明が不十分なため地域固有の生態系に配慮した造成方法がなされていないことが挙げられる。そこで、造成してから10年以上を経過し、その間の沿岸生態系の変化に関する情報が蓄積されている葛西人工海浜について東・西なぎさ別に物理化学的要因と底生動物の2つの面から比較し、修復状況を検討するとともに両なぎさの生態系の違いの要因について考察を行った。

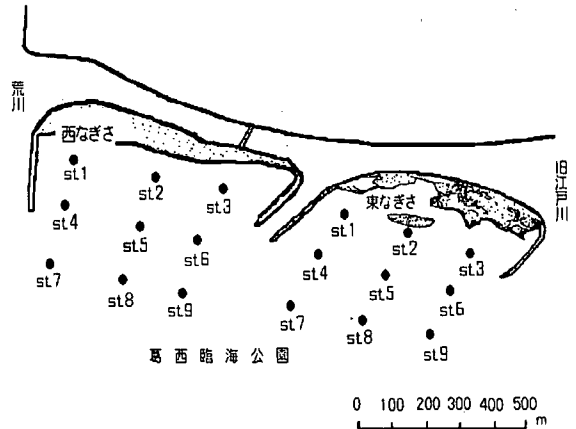


図-1 葛西人工海浜の地点図

2. 葛西人工海浜の概要

葛西人工海浜は、失われつつある沿岸自然環境の修復を目的にレクリエーションの場やハゼの生息地、バードサンクチュアリとしての機能を併せ持った人工海浜を ON

SITE な形で、葛西地域の埋立地前面に造成したものである(図-1)。当水域は荒川・江戸川の河口域に位置し、かつて三枚洲という自然干潟を中心とした広大な浅瀬が広がり、海苔養殖やアサリ・ハゼ等の沿岸漁業が盛んに行われていた場であった。葛西人工海浜は、東・西2つの

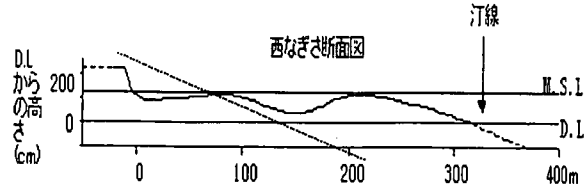
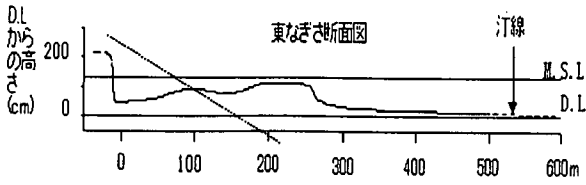


図-2 各干潟の断面(点線:造成時干潟面)

ぎさから成り、自然干潟の三枚洲の一部と一体化された海浜として、その機能を使い分けている。東なぎさ(なぎさの面積約 10ha、海浜勾配 1/70~1/100)は、浚渫砂泥により 1983 年に造成されたもので、自然の生態を保全し観察する場(バードサンクチュアリーなど)として、立ち入り禁止区域となっている。一方、西なぎさ(なぎさの面積約 15ha、海浜勾配 1/70~1/100)は、自然の山砂により 1988 年に造成され、砂浜・磯の生物の観察、海辺の散策等、水辺と親しめる場として 1989 年に開園し、都民や近郊住民の憩いの場となっている。

3. 調査方法

両なぎさでは、1998,1999 年に各 9 地点で年 6 回(6,8,10,12,翌年 2,4 月)水質、底質、底生動物の分布を調べ、海浜縦断面の形状を 1 回調査した。底生動物は、エクマンバージ型採泥器等で 0.1m² 以上を採取し検体とした。調査項目は水質では水温、pH、DO、COD 等、底質では底質 COD、強熱減量(IL)、硫化物(AVS)、粒度組成、酸化還元電位、底生動物では種類数、個体数、湿重量の計測を行った。分析は、水質は YSI3800、JISK0102、底質は底質調査方法²⁵⁾に準拠した。過去の水質、底質、底生動物の調査データは東京都港湾局の資料²⁶⁾⁻³¹⁾及び東京都環境局の資料³²⁾を用いた。

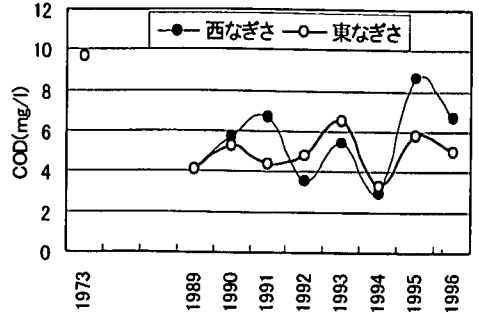


図-3 葛西人工海浜での水質CODの経年変化(夏季)

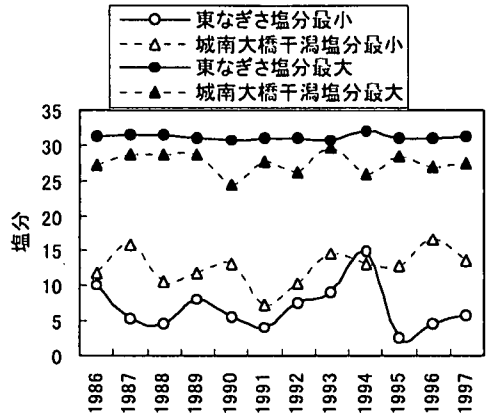


図-4 東なぎさ及び城南大橋自然干潟の塩分の経年変化

4. 結果

(1) 物理化学的要因の変化

a) 海浜勾配の変化

東・西なぎさは、いずれも 1/70~1/100 の勾配で造成されたが、造成から 11 年後の西なぎさでは約 1/300、15 年後の東なぎさでは約 1/1600 と極めてゆるやかな海浜縦断となっている。両なぎさには、緩やかな凹凸が形成されて凹の部分はタイドプールとなり、自然干潟の様相に似た形状となっている(図-2)。

b) 水質・底質の経年変化

水質・底質の状況は、海浜や干潟の底生動物や魚類の生息に大きな影響を与える。特に水質のうち、生物の生息に大きな影響を与える DO 濃度は、両なぎさで最低でも 3.7 mg/l 以上の値を示しており、生息にはほとんど問題はない。また、両なぎさでの水質 COD 濃度の経年変化(図-3)²⁶⁾⁻²⁸⁾をみると、造成前の夏季(1973 年 8 月)では 9.7 mg/l であったのに対して、その後変動はあるものの、全

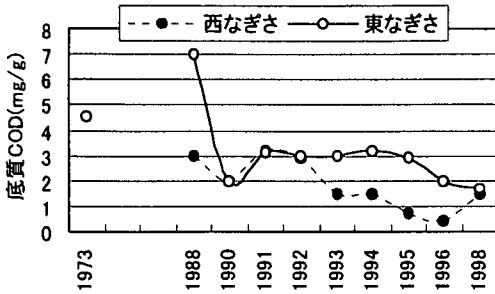


図-5 葛西人工海浜における底質CODの経年変化(年平均値)

一般的には2～6 mg/lで推移している。

環境局が調査²⁹⁾した塩分の最大・最小値の経年変化(図-4)をみると、東なぎさの最小値はほぼ毎年10未満まで低下しており、それは雨量の多い時期と一致する。また、有機物の指標である底質CODの経年変化(図-5)^{26)・28)}をみると、造成前(1973年8月)が4.5 mg/gに対して、東なぎさは浚渫砂泥で造成したため1988年度に6.6 mg/gと一時上昇するが、その後は、波浪や潮流により洗われ2～3 mg/gで安定している。西なぎさでは、造成完了(1988年)後、1991～1992年にやや上昇するが、1993年以降は2 mg/g未満で推移しており東なぎさと大きな差異はみられない。同様に強熱減量も、造成前が3.7%とやや高いが、その後は、概ね2～3%でほとんど変動がみられない。さらに、底質の酸化還元電位は、表層から15～30cm程度までは両なぎさとも、通年、概ね酸化状態である。そのため、底質中の硫化物はいずれのなぎさも0.2 mg/g未満で推移している。

(2) 底生動物の分布の経年変化

a) 底生動物の分布

両なぎさにおける底生動物の分布(1998年6,10月)を最近隣法によるクラスター分析³⁰⁾により、デンドログラムを作成し結合距離を0.5で区分した。その結果(図-6)、西なぎさの6月は沖合域、干潟域を含めて1つの群集にまとめられる。10月になるとSt.4,5,7はそれぞれ独立して区分されるのに対してSt.1,2,3,6,8,9は1つに区分される。また、立入禁止区域の東なぎさでは、6月の底生動物はSt.1,4,6,7,9が1つのグループに区分される。St.5と8, St.2, St.3はそれぞれ独立して区分され、ゴカイ等の多毛類が優占している。一方、10月になると、西なぎさと異なり各地点の類似性が強まり1つの群集にまとめられる。

b) 種類数の経年変化

一定面積内の底生動物を採取する定量調査(夏季と冬季)によると、底生動物の種類数(図-7)^{26)・28)}は、造成前(1973年当時、26種類)と比べて造成後10年を経た西なぎ

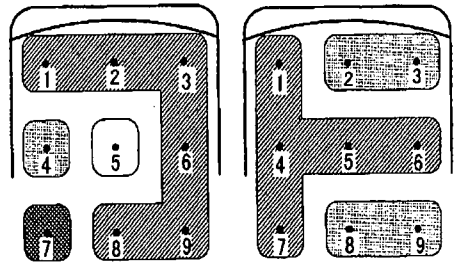
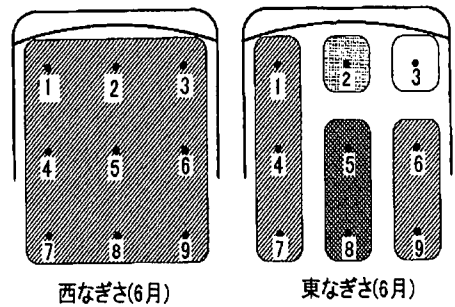


図-6 クラスター分析による底生動物の区分

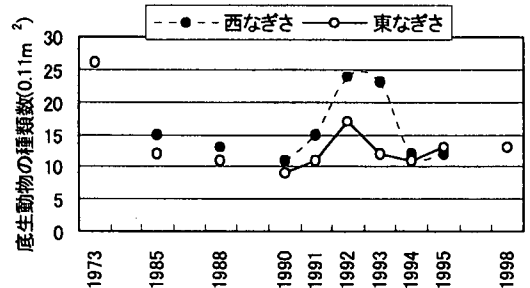


図-7 葛西人工海浜での底生動物の種類数の経年変化(夏季)

さでは11～31種、造成後15年を経た東なぎさでも8～17種類で推移しており、1973年当時の種類数に回復しているとはいえない。しかしながら、干潟面の微地形に応じて生息を異にする種が多い底生動物は、パッチ状に分布する 경우가多く、一定間隔で一定面積内の底生動物を採取する定量調査では、種類数の確認に限界がある。

そこで、底生動物の巣穴等を重点に干潟面をランダムに採取する定性調査(1998年6,10月)を実施した結果、西なぎさでは24～48種、2カ月合計で49種、東なぎさでは、31～33種、2カ月合計34種、両なぎさ全体の合計で62種と合計ではいずれのなぎさも造成前の種類数を上回っていた。このことから、葛西人工海浜の底生動物の種類数は数的には造成前に近接あるいは到達している可能性が推測された。しかし、出現種についてみると、造成前に生息していたハマグリやウミニナ、バイ、ツメタガイ、

表-1 流況計算条件

項目		出水時
境界条件	開境界	水位一定
	河川流量	上流端境界で流量を入力(1991年台風18号時の平均流量)、荒川 1870m ³ /sec、旧江戸川 600 m ³ /sec
海底摩擦係数		0.0026
水平渦動粘性係数		5.0 × 10 ⁴ センチ ² /sec
計算時期・時間間隔		満潮後3時, 1.0 sec
計算対象時間		設定流量流入時から6時間

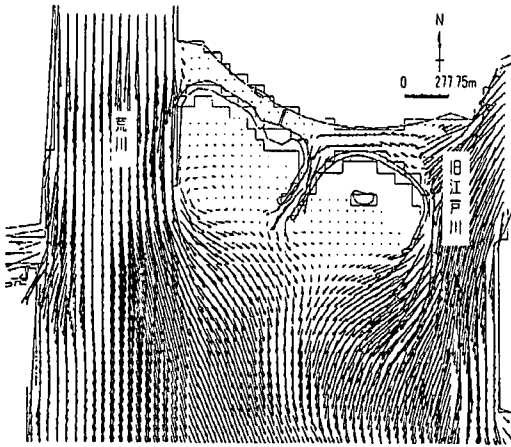


図-8 河川水の流れのベクトル図(豪雨時)

イソシジミは、造成後10年以上を経た今日でも未だに回復していない²⁶⁾。特に、埋立以前の当該水域はアサリが豊富に生息していたが、葛西人工海浜では稚貝は多くみられるものの、大型貝は比較的少ない^{29), 30)}。また、両なぎさの種類数の経年変化をみると、全般的には西なぎさが東なぎさを上回っている。これは定性調査の結果でも同様であった。

c) 多様性指数

種類数と個体数のバランスから底生動物相を評価する Shannon-Weaver の多様性指数でみると、西なぎさは6, 10月いずれも干潟中央部で高くなる傾向がみられた。東なぎさでは、6月は左岸寄りの干潟(江戸川寄り)で高い傾向がみられたが、10月になると左岸寄りの、かつ干潟の陸寄りが高くなる傾向がみられた。両なぎさを比べると、6月は西なぎさ1.35, 東なぎさ1.43, 10月では西なぎさ2.13, 東なぎさ2.04 とほぼ同じような多様性指数を示した。

d) 河川水の流入予測

葛西人工海浜への河川水の流入状況をナビエ・ストークスの運動方程式と連続の式を海底から海面まで積分し

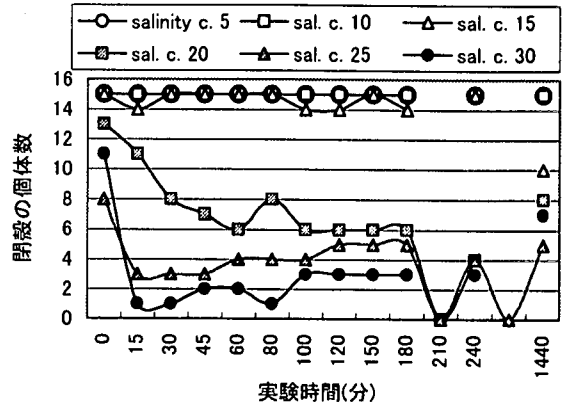


図-9 アサリの介殻の開閉活動と塩分との関係(アサリ15個体)

た式(1)~(3)を基礎方程式とし、表-1の流況条件で差分法陽解法を用いて計算した³¹⁾。

2次元モデルの運動方程式(x成分)

$$\begin{aligned} \frac{\partial M}{\partial t} + \frac{\partial(h+\lambda)U^2}{\partial x} + \frac{\partial(h+\lambda)UV}{\partial y} \\ = -g(h+\lambda)\frac{\partial\lambda}{\partial x} - k^2U(U^2 + V^2)^{1/2} \\ + \mu(\frac{\partial^2 M}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 M}{\partial y^2}) + fN \end{aligned} \quad (1)$$

2次元モデルの運動方程式(y成分)

$$\begin{aligned} \frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial(h+\lambda)UV}{\partial x} + \frac{\partial(h+\lambda)V^2}{\partial y} \\ = -g(h+\lambda)\frac{\partial\lambda}{\partial y} - k^2V(U^2 + V^2)^{1/2} \\ + \mu(\frac{\partial^2 N}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 N}{\partial y^2}) - fM \end{aligned} \quad (2)$$

2次元モデルの連続の式

$$\frac{\partial\lambda}{\partial t} + \frac{\partial M}{\partial x} + \frac{\partial N}{\partial y} = 0 \quad (3)$$

但し

$$M = (h+\lambda)U = \int_{-h}^{\lambda} u dz \quad (4)$$

$$N = (h+\lambda)V = \int_{-h}^{\lambda} v dz \quad (5)$$

である。ここで、t:時間(sec), x, y, z:座標, h:水深(cm), λ:平均海水面を基準とした水位(cm), g:重力加速度(980cm/s²), u, v: x 方向, y 方向の速度(cm/s), U, V: x 方向, y 方向の水深方向に平均化した速度(cm/s), M, N: x 方向, y 方向の流量フラックス(m³/cm/s), k': 海底摩擦係数, μ: 水平渦動粘性係数(cm²/sec), f: Coriolis のパラメータ, である。

河川水の流入状況を明確に表している集中豪雨時の計算結果を図-8示す。比重の軽い河川水が海水の上に乗って人工海浜(導流堤内)内に流入する傾向が顕著であり、河川水が海浜前面を覆い影響が強くなることを示している。西なぎさでは、河川水が導流堤突端で渦流を形成して海浜内部の一部に侵入している。東なぎさでは、河

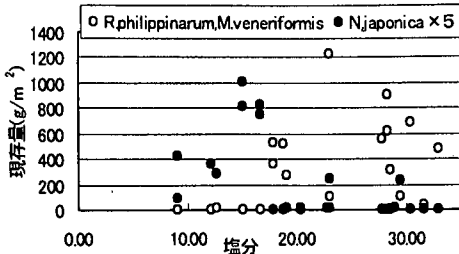


図-10 アサリ・シオフキガイ、ゴカイの現存量と塩分との関係

川水が前面の三枚州におつかり内側に蛇行しており、海浜内の塩分濃度を低下させる原因となっていると推測された。1998年の秋季も豪雨が発生し、1994～1997年の8～10月の平均月降雨量が123～241mmに対して1998年の同時期は412mmと2～3倍以上の降雨量を記録しており、河川水の影響を強く受けていると考えられる。ちなみに、春季(5～7月)では1994～1997年が117～199mmに対して1998年は223mmとほぼ同じ降雨量であった。

5. 考察

(1) 東西なぎさの底生動物の分布の特徴

クラスター分析による区分をみると(図-6)、西なぎさの6月は各地点の類似性が強まりアサリ、シオフキガイ、マテガイ、ドロオニスビオが優占する1つの群集にまとめられるが、これは底質(表層～15cmの干潟 IL1.1-1.8%, 沖合 IL3.0-8.4%)の状況にかかわらず、河川水の影響が小さく水質がほぼ均一になるためと考えられる。

しかし、豪雨が発生した10月になると、St.4, 5, 7はそれぞれ独立して区分されるが、これらの地点は流況予測図からも推測できるように荒川の水が渦流(図-8)を成して流入する地点である。そのため、これらの地点はドロオニスビオ、イトゴカイ科、サシバゴカイ科等の低塩分に強い多毛類が優占し、低塩分に弱いアサリやシオフキガイ等の二枚貝が激減している。一方、他の地点ではアサリとイトゴカイ科が優占し、軟体類と多毛類がバランスよく生息しており、その理由としては河川水の影響が小さいことが考えられる。また、立入禁止区域の東なぎさでは、6月はSt.1, 4, 7, 6, 9が1つの群集に括られる。これらは両サイドから旧江戸川の影響を常に受けやすい地点であるが、ドロオニスビオやアサリ、シオフキガイが優占していることから、平時は河川水の影響が比較的小さい地点と推測される。St.5, 8ではその傾向が強くアサリ、シオフキガイが全地点の中で最大の個体数を示しており、豪雨時の流況予測図からも河川水の影響がより小さい地点と考えられる。St.2, 3はイトゴカイ科やアシナガゴカイ、ゴカイ等の多毛類が優占

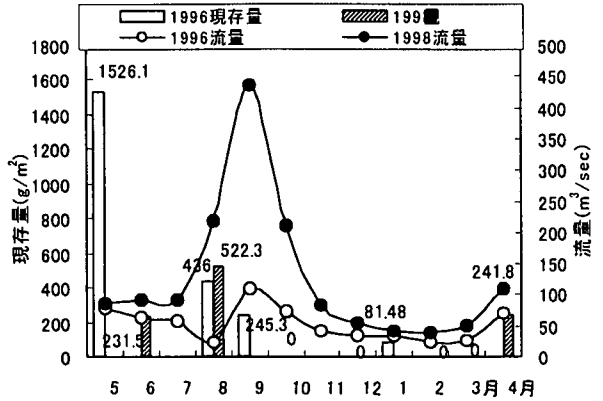


図-11 東なぎさのアサリ、シオフキガイ、バカガイ、マテガイの現存量と江戸川流量との関係

しているが、これは、潮の干満により干出が繰り返されるため水鳥が多く集まる地点であることから二枚貝類が捕食された結果と考えられる。一方、豪雨の影響を強く受けた後の10月になると、河川水が両サイドから多量に流入し全地点を覆うため、ヤマトスピオやドロオニスビオ、イトゴカイ科の多毛類が優占し、各地点が貧弱な生物相という点で類似性を強め1つの群集に括られたと考えられる。

両なぎさの多様性指数をみると、10月は6月に比べて1.4～1.5倍高い値を示している。これは、6月に優占していた二枚貝類が河川水の影響による塩分低下で減少したため種類数と個体数のバランスが変化した結果と考えられる。以上のことから、1998年の葛西人工海浜の底生動物の分布は、河川水の急増により大きく影響を受けていることが推測された。

(2) 塩分と底生動物との関係

底生動物等の水生動物に適したDO濃度は3mg/l以上と言われている。底質がある程度汚濁していてもDO濃度さえ豊富に存在していれば生息には殆ど問題ない。底質についても強熱減量や硫化物濃度は底生動物の生息に適した値(強熱減量2～5mg/g, 硫化物0.2mg/g未満)の範囲内にあり、自然干潟である盤州干潟³⁴⁾や三番瀬³⁴⁾と同じように良好な値を示している。しかし、図-4に示すように海浜の塩分は変動が非常に大きく、塩分の急激な低下に弱いアサリ等の二枚貝類への影響が考えられる^{35), 36), 37), 38), 39)}。このことは、クラスター分析の結果からも推測された。港湾局のアサリの成貝放流試験^{29), 30)}でも放流アサリが実験期間中にほとんど消滅しており、安定して成長できる環境に至っていないようである。例えば、二枚貝であるアサリは塩分が低下し生息に適さなくなると、殻を閉じて生命の維持を図る。港湾局が実施した塩分とアサリの閉殻状況・潜砂活動との関係に關す

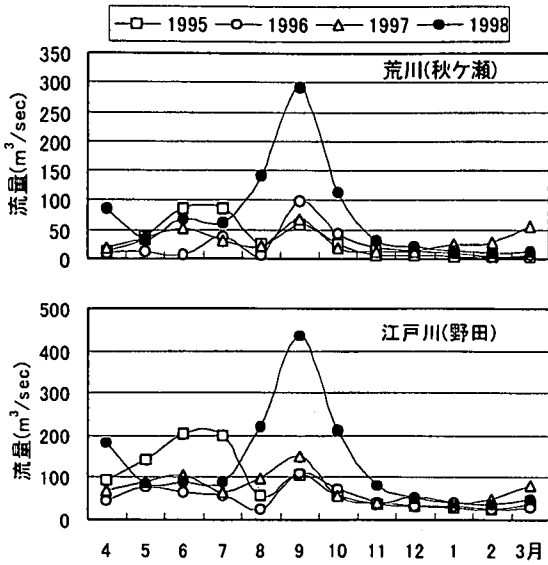


図-12 流入河川流量の月別・経年変化

る室内実験結果によると²¹⁾、(20°C)のもとで塩分を5, 10, 15, 20, 25, 30の条件でアサリの暴露実験を行った場合、塩分10以下では試験個体の全ての貝が開殻した状態にあり、塩分15では時々貝殻をわずかに開く程度であった。半数以上の貝が開殻したのは塩分20以上であった。また、開殻し舐足で行う潜砂行動をみると、塩分15以下では全く潜砂活動しないのに対して、塩分20では試験個体の約半数が潜砂し、塩分25と30では、大部分の試験個体が潜砂したという。一方、東京都内湾の干潟等の浅瀬における塩分とアサリ・シオフキガイの湿重量との関係(図-10)をみると、アサリ・シオフキガイは塩分25付近に湿重量のピークがあり、塩分25付近がアサリの生息に最適な塩分であることがわかる。このことから、アサリの低塩分による影響は、塩分15程度からみられ、15以下の水塊がアサリを頻りに覆うと、その度に閉殻し、摂餌や呼吸等が制限されて致命的なダメージを受けると考えられる。そこで、港湾局が葛西人工海浜において底層水の塩分を長期間連続測定した(降雨の多い9~10月に30分間隔で30日間)結果²¹⁾をみると、水深2m付近まで河川水の影響を受け、アサリの生息に適さない塩分10~15を下回る水塊が2~6時間にわたり降雨時や降雨後の引き潮時に頻りに現れることがわかった。ここで、葛西人工海浜の両なぎさに係わる河川流入量と塩分の急激な低下に弱い二枚貝類(アサリ、シオフキガイ、バカガイ、マテガイ)の湿重量との関係(図-11)をみると、1998年度においては河川流入量がピークを示す9月以降二枚貝は全く確認されず、全滅していることが推定された。一方、河川流量が平年並みの1996年度は河川流量が増加する9月以降の1月においても二枚貝の湿重量は確認できる。一般に冬季の二枚貝

は水温の低下や餌不足による弊死もあり湿重量は減少するが、全滅することはほとんどない。底生動物の月別・門別の湿重量の変化をみると、通常はアサリ等の二枚貝類が全体の80~90%を占めているが、1998年度は河川水の影響が小さい4~7月頃までは両なぎさともに二枚貝の軟体類が全湿重量の79~98%を占めているのに対して、降雨により河川水の影響を強く受けた9月以降では軟体類は西なぎさで56~90%、東なぎさで0%と減少し、とりわけ東なぎさは河川水の影響を強く受けていることが推測された。過去4年間の河川流量の月別変化(図-12)⁴⁾をみると、1998年度の8, 9, 10月の流量が際立って多い。この3カ月の合計流量は荒川(秋ヶ瀬)で1997年度の5倍、1996年度の3.7倍、同じく江戸川(野田)では2.8倍、4.2倍の量を示しており、1998年度は8~10月に特に河川流入量の多い年であることを示している。ただし、淡水が干潟面に流入しても速やかに系外に移動するのであるならば特に問題とはならない。

底生動物に大きなダメージを与えるためには、水塊が比較的長時間干潟内にとどまることが必要である。その原因として、葛西人工海浜では地形上の問題が指摘できる。①干潟周辺の埋立による閉鎖的な地形が、淡水と海水の円滑な混合を妨げていること。②干潟を囲む導流堤の長さが短いため、河川水が干潟内に侵入しやすいこと。③干潟面の勾配が1/300~1/1600と小さくかつ遠浅であるため、流入した比重の軽い淡水が干潟全面を覆いやすく、かつ滞留しやすくなっていること。特に東なぎさは河川水がなぎさ前面の三枚州にぶつかりなぎさ方向に強く蛇行すること等が原因して二枚貝の生息を不安定なものにしていると考えられる。以上のことから、葛西人工海浜は河川水が台風等により増大した場合、底生動物の質・量に致命的な影響を受けることが推測された。

(3)両なぎさの底生動物の種類数

底生動物の種類数の経年変化をみると、西なぎさで多くなる傾向がみられた。その原因として、前述の河川水の影響に加えて次の2点が挙げられる。第一に造成材質の違いが指摘できる。西なぎさは一部(東なぎさ寄りの干潟の一部は浚渫砂泥で造成)を除き、自然の山砂で造成され、しかも造成2~4年後に荒川寄りの海浜面のシルト・粘土分を低減する砂洗い工事を実施したため、工事した海浜面の底質は砂質で有機分が少なく粒径が大きい(中央粒径0.18~0.2mm)。そのため、透水性が高く砂層深く(50cm以上)まで酸化状態が維持されている部分が多い。一方、東なぎさは浚渫砂泥で造成したものの、表層付近は波浪、潮流によりシルト・粘土分や有機分が洗い流され中央粒径も0.14~0.17mmと比較的粒径の大きい砂質であるが、内部はシルト・粘土分や有機分が含まれるため透水性が低下し、約15~30cm以深は還元状態と

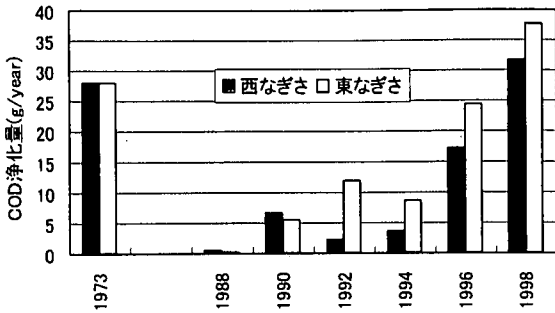


図-13 葛西人工海浜での底生動物によるCOD浄化量の経年変化(夏季)

なっている。このように砂泥層における好気性生物の鉛直的な生息空間が広いと多様な生物が生息する機会が増えるため、西なぎさでは種の増加につながっていると考えられる。風呂田⁴¹⁾は、谷津干潟の底生動物について底泥の鉛直的な生息空間を調べ、底生動物は干潟面から15~20cmの間に集中して分布しているが、60cm付近までも生息している種がいることを明らかにしている。

第2の原因として、野鳥の捕食圧による採取機会の減少が考えられる。西なぎさは公開されているため野鳥の飛来数は少ないが、立入禁止区域の東なぎさはバードサンクチュアリーとしての機能も有しており、多数の野鳥が飛来し底生動物も捕食される機会が多い。東なぎさでは、年度によってシギ・チドリ類やガンカモ類、カモメ類などが58~88種、個体数では30000~60000羽以上の野鳥が飛来している²⁰⁻²⁸⁾。シギ・チドリ類は多毛類や小型の甲殻類、スズガモは二枚貝類や小魚、サギ類やカモメ類はかや小魚を餌としており、底生動物の採取種数や現存量に大きな影響を与えていると推測される。千葉県三番瀬での野鳥採餌調査結果⁴²⁾では、Robert(1967)⁴³⁾や佐藤(1988)⁴⁴⁾の文献値をもとにスズガモは二枚貝を約1000g(湿重量)/日/個体を採餌し、1シーズンに三番瀬・谷津干潟に飛来する897万羽は約9000tの二枚貝を、同様にシギ・チドリ類は、平均で8.9g(湿重量)/時間/個体の底生動物を摂餌し、1シーズンで平均2500羽、最大約3900羽に及ぶことから46.7tのゴカイ・カニ等の底生動物を採餌すると報告しており、捕食による影響は無視できないことがわかる。

例えば、葛西人工海浜の東なぎさでは、1996年にスズガモ類を約30000羽確認しており、これらの野鳥が餌の全てを東なぎさで摂取すると仮定して上記の原単位に基づいて計算すると、1シーズン当たりスズガモは約30tの二枚貝類を採取している計算になる。しかし、渡り鳥が多く飛来する10~4月の底生動物の平均現存量は8t(野鳥の捕食圧を受けているなかでの値)程度であり、餌不足の状況にあると推測される。これらが両なぎさの底生動物の種類数の多少にも現れていると考えられる。

(4) 底生動物によるCOD浄化能

持続的な浄化に大きく貢献する底生動物による浄化量を、葛西人工海浜を対象に、簡易な浄化量計算方法により算定した⁴⁵⁾。当方法は、東京湾では底生動物の現存量の80~90%以上が二枚貝類と多毛類で占められていることから、これらの浄化量を底生動物の浄化量とした。そして、二枚貝類は優占種であるアサリに、多毛類はゴカイに代表させ各々の単位当たり浄化量を二枚貝類と多毛類の現存量に乗じて求めた。底生動物の活性が高い夏季(8月)のなぎさ別COD浄化量の経年変化(図-13)をみると、工事終了あるいは工事終了後間もない1988年頃は1g/m²未満と極めて小さい浄化量を示したにすぎない。その後は徐々に上昇し、1998年には造成前浄化量の約1.1~1.3倍の値を示した。西なぎさについては、海浜の快適性を確保するために1990年~1992年にかけて実施した再養浜工事が影響していると考えられる。再養浜工事後の浄化量の回復は遅いものの、1992年以降、浄化量は概ね上昇傾向を示しており、期待どおりの効果が現れつつあるようである。夏・秋季の値から算出した年度平均値でみると、1998年度のCOD浄化量は東・西なぎさいずれも227g/m²であり、ほぼ同時期の東京都内湾全域の平均浄化量68g/m²⁴⁶⁾と比べると、東・西なぎさは都内湾全域の約3.3倍の浄化量を示している。また、同時期の自然干潟である千葉県盤洲干潟は171g/m²⁴⁷⁾、同じく三番瀬は98g/m²⁴⁸⁾程度であることから、東・西なぎさの同時期の年度平均浄化量は自然干潟の1.3~2.3倍になる。しかし、この浄化能は8月のものであり年間を通した浄化能とはいえない。ここで、東なぎさの水域面積を10ha、西なぎさの水域面積を15haとして、年度平均浄化量を試算する。隔月の年度平均浄化量が東なぎさ118g/m²、西なぎさ174g/m²であるから、東なぎさ10ha×118g/m²=12t、西なぎさ15ha×174g/m²=26t、合計38tと算定される。この値は、都内湾全体の年間浄化量1600t⁴⁹⁾の約2.3%に相当する。

6. おわりに

造成後10年以上を経過した葛西人工海浜の環境修復状況と両なぎさの生態系の違いの要因について過去のデータ、現場調査、流況予測、実験結果から検討した結果、以下のことが明らかとなった。

① 葛西人工海浜は、特に河川水が豪雨により急増した場合、海水の低塩分化により底生動物の生息に致命的な影響を受けることが推測された。その原因として、海浜周辺の埋込もたらした閉鎖的な地形による海水と河川水の円滑な混合の阻害や導流堤内への河川水の容易な流入、海浜勾配の緩傾斜化による比重の軽い河川水の全面被覆化と長期滞留が考えられる。また、河川水の影響は底生動

物の分布状況から東なぎさでより強く受けていることが推測された。

② 両なぎさにおける底生動物の種類数は、定性的には造成前の種類数への回復が推測されるが、過去のデータと同じ定量的調査の結果と比較した場合、安定的には回復していないと判断された。また、両なぎさの底生動物の種類数は、底質の鉛直的な性状や野鳥の種類・生息密度の大きさによって影響を受けることが推測された。

③ 底生動物による COD 浄化量は、工事前を上回る値を示し、養浜工事による底質の砂質化により向上する傾向がみられる。

謝辞：本論文をまとめるに際して、現場調査で多大なご協力を頂いた東京都環境科学研究所基盤研究部の安藤晴夫、山崎正夫両氏及び埼玉工業大学の溝口明子氏、また資料のご提供、ご助言等で多大なご協力を頂いた東京都港湾局開発部海上公園課、東京港埋立管理事務所東部海上公園係、葛西海浜公園管理事務所、東京都環境保全局水質監視課の関係各位、(株)日本海洋生物研究所の辻雅明様、(株)日本ミクニアの市村康様に心から感謝申し上げます。

参考文献

- 磯部雅彦：米国のミチゲーションの動向と日本への適用における課題、海岸工学論文集、43、pp. 1156-1160, 1996.
- 大阪湾ベイエリア環境保全創造研究会：大阪湾ベイエリア環境保全創造のあり方に関する検討調査報告書（資料編）、1995.
- 海岸研究会編：ふるさとの海岸環境づくりアイデア集、東京、技報堂出版、pp. 143, 1992.
- 海洋工事技術委員会編：これからの海洋環境づくり—海との共生をもとめて、東京、(社)日本海洋開発建設協会、pp. 108-130, 山海堂、1995.
- 北村圭一：市民のための人工なぎさ、自然環境復元の技術、杉山恵一、進士五十八編、朝倉書店、pp. 118-128, 1992.
- 柳沢克次：先進的な海域環境創造の取組・東京港における渚の造成—葛西海浜公園の渚—、港湾 Vol. 72-6, pp. 22-25, 1995.
- 佐藤良治：横浜海の公園、港湾、Vol. 65, No. 8, pp. 27-31, 1988.
- 運輸省港湾局：人工海浜の建設技術マニュアル、1979.
- 東京港埠頭公社：羽田沖建設残土処理十三年の足跡、1994.
- (社)大阪自然環境保全協会：大阪南港野鳥園ガイドブック、(財)大阪港開発技術協会、1988.
- (財)底質浄化協会：白浜でリフレッシュ！蔵島海域環境創造事業、ヘドロ、No. 52, pp. 27-32, 1991.
- 水産庁振興部開発課：沿岸漁場整備開発事業都道府県効果事例集、pp. 116, 1996.
- 菅原兼勇：稲毛人工海浜(いなげの浜)の造成について、水産土木、Vol. 13, No. 2, pp. 29-35, 1977.
- 樋渡達也：事例編水辺のリハビリテーション、亀山章、樋渡達也編水辺のリハビリテーション—現代水辺デザイン論—、ソフトサイエンス社、pp. 177-224, 1993.
- 細川恭史：内湾の環境保全—海浜環境の創造—、環境科学会誌 8, pp. 469-475, 1995.
- 皆川和明：瀬戸内海の環境構成要素としての干潟の保全に関する研究結果について(その1)、瀬戸内海、pp. 65-70, 1996.
- 皆川和明：瀬戸内海の環境構成要素としての干潟の保全に関する研究結果について(その2)、瀬戸内海、pp. 65-70, 1996.
- Boesch, D. F.: 海洋生態系と開発の管理、チェサピーク湾及び合衆国のその他の湾岸生態系からの経験、水産工学 33, pp. 13-18, 1996.
- Coastal Planning & Engineering(C.P.E), Inc.: *City of Delray Beach Second Periodic Beach Nourishment Project, 65-Month Follow-up Study*, Boca Raton, Florida, pp. 1-2, 1990.
- 日本野鳥の会：東京港野鳥公園観察指導等業務委託報告書(東京港埠頭公社委託)、1991-1998.
- 田中常義：横浜海の公園・人工砂浜における海産生物の追跡調査と維持管理上の問題点、第 6 回港湾技術報告会報告概要集、pp. 41-59, 1988.
- 東京港埠頭公社、東京都内湾漁業環境整備協会：羽田沖浅場維持管理委託報告書、昭和 63 年度～平成 8 年度.
- Strock and Associates: *Schematic Design Report*, 1984 Delray Beach Maintenance Nourishment Project, Deerfield Beach, FL, pp. 1-70, 1983.
- 今村均、細川恭史：沿岸生物環境の再生・創造のための人工干潟造成、第 33 回日本水環境学会セミナー、東京、pp. 129-139, 1998.
- 環境庁水質保全局編：底質調査方法とその解説、日本環境測定分析協会、1988.
- 東京都港湾局：昭和 48 年度 葛西沖公園水域自然環境調査報告書、1973.
- 東京都港湾局：昭和 55～63 年度 葛西海浜公園水域環境調査委託報告書、1980-1988.
- 東京都港湾局：平成元～6 年度 葛西海浜公園水域環境調査委託報告書 1989-1994.
- 東京都港湾局：平成 3 年度葛西海浜公園アサリ基礎調査委託報告書、1991.
- 東京都港湾局：平成 5 年度葛西海浜公園アサリ調査委託報告書、1993.
- 東京都港湾局：平成 4 年度葛西海浜公園水域環境実態解析調査委託報告書、1992.
- 東京都環境局：昭和 61 年度～平成 9 年度、水生生物調査結果報告書、1986-1997.

- 33) 木元新作:動物群集研究法1,多様性と種類組成,共立出版,東京,pp.192,1976.
- 34) 木村賢史,三好康彦,嶋津揮之,紺野良子,赤澤豊,大島奈緒子: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.89-101,1992.
- 35) 平野義明,藤岡義三,北島芳郎,小松茂美,川本中,稲葉明彦:太田川河口域の底生動物,日本ベントス研究会誌,28,pp.12-19,1985.
- 36) 木村妙子,名越誠,関口秀夫:隣接する河口干潟における底生動物の分布,三重大学生物資源学部紀要,10,pp.165-174,1993.
- 37) 山室真澄:感潮域の底生動物,西条八束,奥田節夫(編),河川感潮域,名古屋大学出版会,pp.151-172,1996.
- 38) Okuda, S.: Some lacustrine polychaetes with a list of brackish water polychaetes found in Japan, *Annotationes Zoologicae Japonenses*, 15, pp.240-246, 1935.
- 39) 菊池泰二:海産ベントス幼生生態学の現状,月刊海洋,23,pp.617-622,1991.
- 40) 東京都水道局:荒川(秋ヶ瀬)・江戸川(野田)の河川流量,1996-1998.
- 41) 風呂田利夫,鈴木嘉平:東京湾奥部谷津干潟の1986-87年冬期における底質環境ならびにマクロベントスの生息状況と垂直分布,日本ベントス学会誌,54,pp.36-43,1999.
- 42) 千葉県土木部・千葉県企業庁:「市川二期地区・京葉二期地区計画に係わる環境の現況について」(要約版),平成10年9月,pp.60-79,1998.
- 43) Robert C.Lasiewski and Wiliam R.Dawson: A re-examination of the relation between standard metabolic rate and body, *The Condor*, 69, pp.3-23, 1967.
- 44) 佐藤孝二,皇甫宗,奥村純一:カワウの採食量と基礎代謝率,応用鳥学集報,8,pp.58-62,1988.
- 45) 木村賢史:沿岸域における底生生物の生息環境と浄化能力に関する研究,東北大学学位論文,pp.75-98,1998.

(2000.3.2 受付)

STUDY ON ENVIRONMENTAL FACTORS CONCERNING INSTABILITY OF MARINE ORGANISMS INHABITING ENVIRONMENT IN THE KASAI ARTIFICIAL BEACH

Kenshi KIMURA, Shinzi SUZUKI, Osamu NISHIMURA, Yuhei INAMORI
and Ryuichi SUDO

The values of dissolved oxygen, COD, Ignition Loss, Sulfide and Redox(Eh) in the Kasai artificial beach show almost same values as those of Banzu flats and Sanbanze, natural tidal flats in Chiba Prefecture.

However, the fluctuations in the biomass and species of the macrobenthos are so high that it cannot be considered a stable system. Those fluctuations are explained by factors such as the influx of river water. When the river water has been increased by rainfall, the water quality in Kasai artificial beach becomes a low salinity, and it was guessed that bivalves of *Ruditapes philippinarum*, *Mactra veneriformis*, *Mactra chinensis*, etc. in the macrobenthos which are weak to the decrease of salinity, have been suffered big damage by low salinity.