

礫間接触酸化法の海水浄化特性と海域浄化効果

Characteristics of Rock Embankment Filter and Its Effectiveness in Coastal Seawater Purification

小 田 一 紀

Kazuki ODA

1. はしがき

日本の「海岸工学」は戦後のわが国の経済復興と社会の変化に密接に関連しながら発展してきたが、その研究の多くは海岸の防災と利用を主目的としたものであって、現在要請されているような水質・生態環境の保全ないしは復元を視点にいたしたものではなかった。

最近、「持続的開発 (sustainable development)」という言葉が開発と環境保全の両立を目指す理念としてよく用いられている。この両立を可能にする方策として「ミチゲーション (mitigation)」という概念が欧米で制度化されつつある。この概念は「環境変化に対して、これを極力減少し (reduce)、修復し (repair)、また償う (compensate) こと」(長尾,1989)であり、あるいは「開発に対して自然生態系の破壊を最小にし、損なった自然生態系を復元し、不足する場合はその場所または他の地域で再生し、開発行為による生態系への損害をゼロにし、むしろ積極的に創生する」(国際海洋科学技術協会, 1991)という考えである。わが国の内湾のように、既に多くの開発がなされ、また、狭い沿岸域が複数の行政体によって管理されている、所謂、縦割り行政の下ではこのような概念がうまく適用できるか否かについては疑問が残るところである。

しかしながら、「持続的開発」を我々の今後の生き方の前提理念とするならば、内湾の汚染と生態系の損傷がこれ以上進まないようにするためになんらかの工学的手法を見出さなければならない。今、わが国の海岸工学者に求められている重要課題の一つは、前述のミチゲーション的発想に立った海域の水質改善と生態系の復元を目指す基礎的研究と技術開発への貢献であろう。

このような観点から見て、碎波の再曝気機能や直立消波構造物の海水交流機能に着目した細井・村上らの一連の研究 (1981-1985)、さらに構造物による内湾停滞性水域の流況改善に関する上嶋・宝田らの研究 (1987,1989,1991) は先駆的といえよう。

上嶋・宝田らの研究は内湾全域の流動を大規模な工学的手法を用いて変え、湾内外の海水交換を促進するとともに、湾奥の停滞性水域をなくし、河口から排出される物質を湾内の幅広い水域に移流拡散させ、物質濃度を自然浄化能力の限度以下に下げて湾内を浄化しようとする考え方に立っている。この手法は大規模であるが故に、これを実現するために要する費用も膨大となり、また実施した場合の物理的環境変化も広範囲に及ぶなど、さらに検討を要する課題を残している。

このような考え方に対して、停滞性水域の小規模な水域を生物作用によって浄化する、あるいはその作用を活性化させようとする研究が各方面で行われている。

これは、アシなどの汽水性植物や海藻 (リビングフィルター)、植物性プランクトンなどの光合成作用によって栄養塩類を体内に吸収・集積させたり、動物性プランクトンやバクテリア、ベントス (底生生物) などによって有機物を摂取・酸分解し、その一部を無機化して水系より除去する技術である。

既に、栗原 (1980) によって干潟生物の食物連鎖による優れた浄化作用が指摘され、その後、渚の浄化機構や浄化効果についての研究も各方面 (木村ら,1991; 赤澤ら,1991; 細井ら,1991 など) で進められてきている。また、堀江 (1987) は、直立護岸や砂浜の生物濾過効果 (浄化効果) を定量化し、東京湾全海岸線による水質浄化

効果を数値シミュレーションによって試算し、東京湾全域の水質に及ぼす砂浜の浄化能力の影響が大きいことを指摘している。

一方、小田ら(1990-1993)筆者らは、下水処理法の一つとして古くから用いられている生物膜法の一つである「礫間接触酸化法」に着目し、この数年間その海水浄化効果へのその応用に関する研究を行ってきた。

「礫間接触酸化法」は、礫表面に生息する微生物や原生動物の摂取作用を利用した浄化法で、近年、河川水の浄化を目的として各地(中村ら,1987)で実用化が進んでいる。最近では、淀川流域の磯島浄化実験施設があり、BOD(生物的酸素要求量)除去率75%、SS(浮遊懸濁物質)除去率85%の実績が報告されている。また、現在、大和川流域の富雄川との合流点でも同様な施設が運転を開始している。

赤井ら(1986)も、この「礫間接触酸化法」を内湾沿岸域の海水浄化に応用することを早くから提案し、大阪湾沿岸にある埋立地の捨石護岸背後に残されている小規模な閉鎖水域を利用して、潮汐作用によって護岸を透過してこの水域に出入りする海水のCOD、SS、DOなどを測定し、その浄化効果を検討している。

さらに、運輸省港湾技術研究所と(社)底質浄化協会シーブルーテクノロジー工法研究会も共同で平成2年4月から本年3月までの2年間に、東京湾湾奥部の運河沿岸で大型開水路実験を行い、「礫間接触酸化法」の海水浄化効果についてかなりの成果を得ている(西原ら, 1992 ; 毛利ら, 1992, 1993)。

以下に、筆者の研究成果に基づいて「礫間接触酸化法」の海水浄化特性ならびに実海域へ適用した場合のその海水浄化効果の数値シミュレーションの結果について述べてみよう。

2. 礫間接触酸化法の浄化機構

河床等の礫や砂(濾材、接触材)の表面は細菌、藻類、原生動物などの微生物群で構成されている“ぬるぬるした膜”で覆われている。これを「生物膜」と呼んでいる。これらの微生物群は水中の有機物を摂食することによって二酸化炭素と水に酸化分解する。

このような微生物群の有機物分解作用を効率よく利用しているのが下水の二次処理法として知られる「生物処理法」で、次のように分類される。

活性汚泥法	： 好気性微生物の固まりによる有機物の分解
生物処理 生物膜法	： 砂礫や人工的濾材表面の生物膜による分解
酸化池法	： 水中の微生物による分解

「礫間接触酸化法」は上記の生物膜法の一つである。

洞沢(1982)によれば、図-1に示すように、濾材表面(C)に生育した生物膜の外側表面には、原生動物が生息する水膜(A)があり、その内側に微生物(バクテリア)が生息している生物膜(B)が存在する。生物膜が一定の厚さ(海水中ではせいぜい100 μ 程度)以上になると生物酸化機能を有する好気性層(Le)の深部に嫌気性層(Lc)が形成される。嫌気性層では嫌気性分解によってH₂S、CH₄、CO₂、N₂などのガスが発生し、生物膜が濾材表面から脱落する原因となる。

洞沢(1982)によると、生物膜の浄化機構には次の2つの過程が考えられる：

(a) 主として溶存性物質の除去：溶存性物質の除去には、生物膜の構造、厚さ、汚濁物質および溶存酸素の膜内拡散速度、生物化学反応速度などが関係する。溶存性物質(S)および酸素(O₂)は生物膜表面から吸収され、拡散によって深部に運ばれる間に微生物による同化と酸化分解によって減少していく。

(b) 主として浮遊懸濁物質(SS)の除去：浮遊物質の除去は、専ら生物膜の表面層内に生息する濾膜面型原生動物(Peritricha, Aspidisca, Amoeba, Nematoda など)

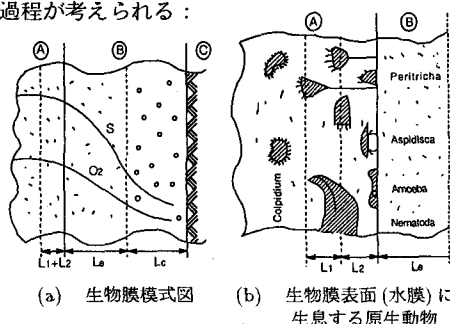
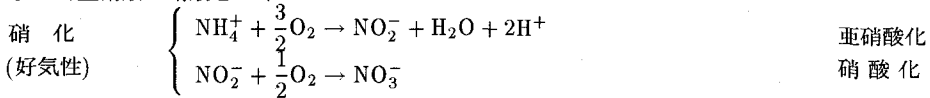


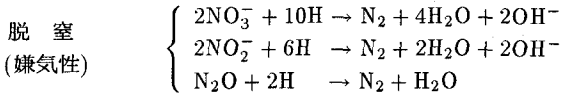
図-1 生物膜の構造モデル(洞沢による)

および非濾膜面型原生動物 (Colpidium) などによってなされ、生物膜表面に近づいた、あるいは吸着した有機性浮遊物質を摂取し、同化と酸化分解を行う。これらの原生動物は生物膜本体にはほとんど侵入しないといわれる。

有機物質の濃度が低い水中の生物膜では好気性の硝化菌 (亜硝酸菌と硝酸菌) が優先的に増殖し、次の硝化反応によって亜硝酸と硝酸をつくる。



さらに、しばしば嫌気性になる生物膜深部では脱窒菌が繁殖し、次の脱窒反応によって窒素の無機化が行われる。



3. 礫間接触酸化法の海水浄化特性

3.1 浄化過程の数理モデル

一般に生物分解による浄化過程は Streeter・Phelps(1925) によって提案された、いわゆる 1 次反応式で表される。礫を詰めた水路を流れる海水単位体積あたりの物質の保存式は、礫層が一樣な浄化機能を有し、途中での物質の負荷はなく、また生物分解以外の物質分解はなく、かつ現象が 1 次元的であると仮定すると、式 (1) で表される。

$$\frac{\partial L}{\partial t} + u \frac{\partial L}{\partial x} = D_L \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - k_r(L - L_d) \quad (1)$$

ここに、 L : 物質濃度, u : 水路方向の流速, D_L : 流下方向の拡散係数, k_r : 除去速度定数, L_d : 難分解性物質濃度, t : 時間, x : 流下距離。

海水を水槽内に循環させ物質濃度の時間的变化を調べる、いわゆるバッチ実験方式では物質濃度は空間的に一樣であると考えられるので移流項と拡散項は省かれ、式 (1) は式 (2) のように書かれる。

$$\frac{dL}{dt} = -k_r(L - L_d) \quad (2)$$

初期濃度を L_0 と表し、式 (2) を積分すると、

$$L = (L_0 - L_d) \exp(-k_r t) + L_d \quad (3)$$

また、水槽の一端から海水を入れ、他端から出す連続負荷実験方式では現象が定常であれば時間項が省かれ、また拡散項を省略すると式 (1) は式 (4) のように書かれる。

$$u \frac{dL}{dx} = -k_r(L - L_d) \quad (4)$$

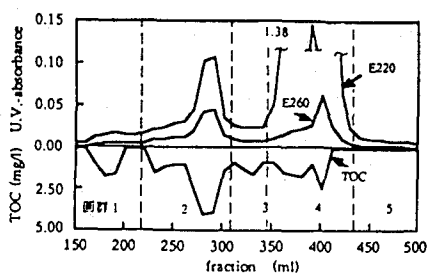
流下距離 x の代わりに、時間 t と平均流速 u を用いると式 (4) は式 (2) と同じになる。

これらの式中の除去速度定数 k_r は、物質の分解の難易さ (分子構造)、微生物量 (生物膜表面積) および微生物の活性度 (水温, pH, DO) に依存するといわれている。

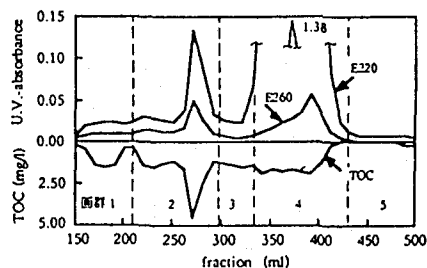
3.2 水槽実験による除去速度定数 k_r の値

1) 内湾沿岸海水中の溶存態有機物の微生物分解性

小田ら (1991) は大阪港の海水中的溶存態有機性炭素の特性を丹保ら (1976) の提案したゲルクロマトグラフィーの手法を用いてゲルクロマトグラムを作成した。その一例を示すと図-2 のごとくである。



(a) 大阪湾 1991 年 10 月 25 日



(b) 大阪湾 1991 年 12 月 25 日

図-2 大阪湾沿岸海水中の溶存態有機性炭素のゲルクロマトグラム

丹保ら(1976)によると、画群1では TOC/E_{260} 比 (TOC : 全炭素濃度, E_{260} : 波長 260 nm での紫外外部吸光度) がある程度大きくても生物分解性が悪いとされ、画群2から画群5ではこの値が 40 ~ 50 程度が微生物分解の限界とされており、それ以下の値ではほとんど分解できないと言われている。

この知見によれば、図-2 が示す大阪湾海水中の溶存態有機性炭素の生物膜による分解性は限界付近にあるといえる。他に東京湾の沿岸海水についても同様の分析を行ったが、いずれも溶存態有機性炭素は難分解性のものであることが確認された。

海水中には非溶存態有機性炭素も浮遊懸濁物質 (SS) の中に含まれているが、その微生物分解性についてはまだ調べていない。

2) バッチ実験による短期除去速度定数

図-3 に示すような、長さ 3.0m、幅 0.5m、高さ 0.6m の水平流型矩形断面循環水槽の中に粒径 5cm 程度の碎石を詰め、大阪港から採取した実海水を約 2ヶ月間循環させて礫表面に生物膜を生育 (馴致) させた。図-4(a), (b) は、その後新たに海水を投入して $COD(KMnO_4)$ および SS の濃度の経時変化を測定した結果の一例である。但し、実験中はサーモスタットで水温を一定に保ち、エアーポンプで常に曝気し、DO 濃度も十分に高く保持した。また、植物プランクトンによる光合成の影響を除くため水槽内は暗条件とした。

図-4 から、 COD 濃度、SS 濃度ともその経時変化は指数関数的に減少し、その浄化過程は 1 次反応式に従うことが確認できる。

上記、矩形断面循環水槽によるバッチ実験結果および、後述の直径 0.3m、高さ 1.0m の鉛直流型円筒水槽を用いて行ったバッチ実験の結果に式(3)を適用し、最小自乗法で除去速度定数 k_r を求めた。その結果、 k_r は礫粒径が小さいほど、すなわち、礫層の比表面積 $a(m^2/m^3)$ (礫層単位体積当たりの礫表面積) が大きいほど、また断面平均流速 $u(m/hr)$ ($= Q/\gamma A$, Q : 流量, γ : 空隙率, A : 礫層断面積) が大きいほど大きくなる傾向があることが見出された。これは、比表面積が大きいと礫層単位体積当たりの生物膜量が大きくなるためであり、また断面平均流速が大きくなると生物膜への負荷速度が大きくなるため(あるいは、単位時間当たりに海水が接触する生物膜面積が大きくなるため)であると言える。

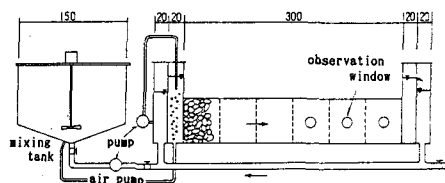


図-3 水平流型矩形断面循環水槽 (バッチ実験用) [単位: cm]

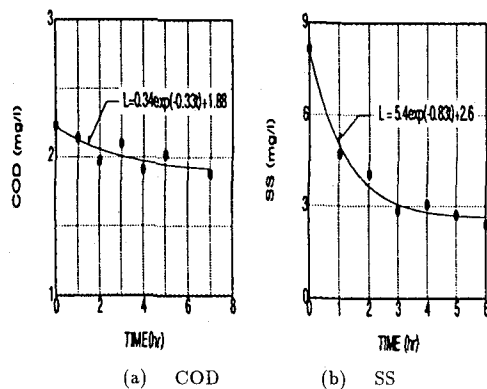


図-4 バッチ実験における物質濃度の経時変化

なお、バッチ実験から得られた実験結果は、後述するように連続的に新たな負荷が加えられている実際の状態に対するそれとは異なり、いわば、短時間に断続的に負荷が加えられている、累積負荷時間が短い状態での実験結果である。そこで、ここではバッチ実験から得られた除去速度定数を短期除去速度定数と呼ぶこととする。

筆者らの実験結果から a と u の積 $a \cdot u$ (1/hr) と短期除去速度定数 k_r (1/hr) との関係を COD および SS について表すと 図-5 (a), (b) のごとくである。データにかなりばらつきが見られるが、これらの図から COD, SS とも $a \cdot u$ の増大とともに k_r が大きくなることが認められる。図-5 から COD, SS に対する k_r と $a \cdot u$ の関係を表す経験式を求めると式 (5) および式 (6) のように得られる。

$$\text{COD} : k_r = 0.065(a \cdot u)^{0.26} \quad (5)$$

$$\text{SS} : k_r = 0.017(a \cdot u)^{0.61} \quad (6)$$

3) 連続負荷実験による長期除去速度定数

連続負荷実験に用いた水槽は、図-6 に示すような直径 0.3m, 高さ 1.0m のアクリル製縦型円筒水槽 5 台である。このうちの 1 台は別途行ったバッチ実験に供した。内部に詰める接触材として、粒径約 1cm, 5cm, および 15cm の 3 種類の碎石を用いた。

海水は大阪港南港のフェリーターミナルから採取し、馴致を終えた各水槽の上端から送液ポンプにより滞留時間が 7.0 day になるように $q = 144\text{ml/hr}$ の一定流量 (断面平均流速 $u=0.12\text{ m/hr}$) で流入させた。同時に水槽下端出口に取り付けたチューブの端部を水槽上端位置に固定し、これから流入水と同流量でオーバーフローする流出水を 7.0 ~10.0 day 間隔でサンプリングし、COD, D-COD; TOC, DOC; SS; TN, DN; TP, DP を測定した。流入水のサンプリングも流出水のそれと同時にを行い、同様な水質測定を行った。

なお、水槽外部には水槽下端から上端に至るもう一つのチューブを設け、その途中に設置したエアポンプによって水槽下端から海水を上端に戻すようにして海水を緩やかに循環させ、攪拌と同時に曝気を行った。

また、水槽内での滞留時間は 7.0day を基準にしたが、浄化効果に及ぼす滞留時間の影響を調べるため CASE-2 では碎石層高さを CASE-1 の場合の半分にするこ

によって 3.5day に設定した。さらに、光合成による炭素の生産を防ぐために水槽にアルミ箔を貼り、内部は条件とした。実施した実験ケースと実験条件をまとめて表-1 に示す。

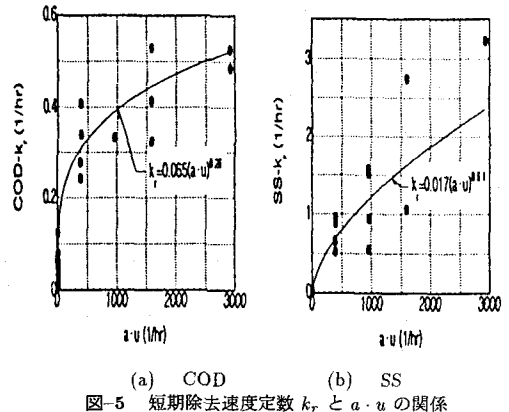


図-5 短期除去速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係

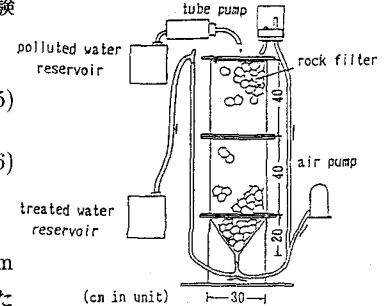


図-6 実験水槽

表-1 実験ケースと実験条件

CASE No.	碎石粒径 (cm)	設定滞留時間 (day)	比表面積 (m^2/m^3)
CASE-1	約 5	7.0	123
CASE-2	約 5	3.5	123
CASE-3	約 1	7.0	613
CASE-4	約 15	7.0	41

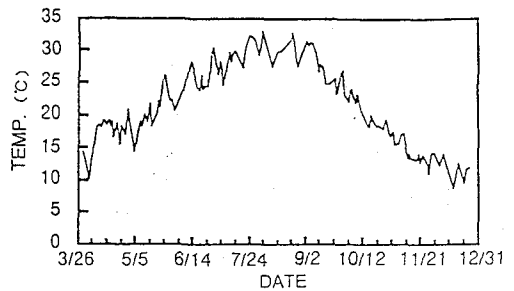


図-7 水槽内水温 (午後 2 時測定) の経日変化

測定期間中の水槽内の水温(測定は午後2時)の経日変化は図-7に示すとおりである。この図から、水槽内の水温は8~33℃の範囲で季節的に緩やかに変動したことがわかる。これらの水温は大阪南港の現地海水の水温に比べ、春、秋はやや低め、夏はやや高めであった。

図-8(a)~(e)は、CASE-1の時の流入水(input)と流出水(output)について、それぞれのCOD、TOC、SS、TN、TPの濃度の経日変化を表したものである。これらの図によると、SS、TN、TPについては4月から10月にかけての温暖期には流出水の濃度が流入水のそれより低下しており、礫間生物膜による浄化効果が認められる。しかし、10月以降の寒冷期にはいと流入水(採取してきた実海水)の濃度そのものが低下することおよび微生物の摂取活動も衰えるので、浄化効果はほとんど認められない。

CODに対しては温暖期に多少の浄化効果が認められるが、TOCに対しては8月~10月の期間を除いてほとんど浄化効果は認められず、SSなどに対するそれに比べて全般的にかなり劣るといえる。他のCASEの場合もほぼ同様な傾向にあったので、ここではそれらの図を示すことは省略する。

何れにしても、図-8からも明らかなように、測定された水質濃度は短い日数の間にもかなり大きく変化しているので、このような水質濃度の経日変化だけでは浄化効果の定量的な評価は困難である。そこで、次にこれらの時間積分、すなわち実海水中の物質累積量の経日変化を調べてみる。

図-9(a)~(e)はそれぞれ各実験CASEの流入水および流出水中のCOD、TOC、SS、TNおよびTPの累積量の経日変化を表したものである。これらの累積量は $L[\text{mg}/\ell] \times q[1/\text{day}] \times \Delta t[\text{day}]$ (L :濃度、 q :流量、 Δt :測定時間間隔)で計算した値を順次加え合わせて求めた。これらの図の縦座標の値は1991年5月28日を時間原点としたときのある経過日数時までの物質の総量を表している。流出水(output)に対する物質累積量を流入水(input)に対するそれで割った値はその時点までの平均的な物質残存率(=1-物質除去率)と解釈できる。このようにして求められた除去率は累積負荷時間が半年以上の長時間の時間スケールでとらえた平均的な浄化効果を表すので、短時間のバッチ実験から求められる浄化効果の値よりは実用性が高いといえる。

以上のようにして求めた経過日数210日に対する各物質の除去率をまとめて示すと表-2のごとくである。

表-2から滞留時間が7.0day(CASE-2は3.5day)という前提条件の下ではほぼ次のことがいえる。(i) TOCについては、何れの実験CASEでも累積除去率は20%程度であり、礫間生物膜による有機性炭素の除去はあまり期待できない。(ii) CODについては、CASE-4を除いて31~39%の比較的大きな累積除去率を示しているが、有機物以外の物質も検出されている可能性があると考えられる。(iii) 一方、SSについてはCASE-1を除いて何れも70%以上の高い累積除去率を示し、礫間生物膜による浮遊性物質の除去効果はかなり大きい。(iv) また、TNについては25~42%、TPは40~52%と比較的大きな累積除去率を有する。(v) 滞留時間が7.0dayのCASE-1と3.5dayのCASE-2とは各水質指標の累積除去率に大きな差は認められない。このことから滞留時間が少なくとも3.5day以上になれば浄化作用は終了する。(vi) 接触材の比表面積が $613(\text{m}^2/\text{m}^3)$ であるCASE-3の累積除去率は何れの水質指標に関しても他のCASEより大きい。逆に $41(\text{m}^2/\text{m}^3)$ のCASE-4は一般に最も低い累積除去率を示しており、比表面積が小さいほど浄化効果が低いことがわかる。

上述のCOD、TN、TPが比較的大きな累積除去率を示したのは、これらのうちの浮遊性成分(P-COD、POC、PN、PP)がSS中に多く含まれ、SSの礫間生物膜表面への吸着(吸着後、膜表層部の原生動物によって摂取され、同化または分解される)や礫間空隙での沈澱などとともに物理的に除去されるためであると考えられる。

任意経過時間 $t = T$ における物質の除去率 α_T と終局的除去率 $\alpha_U = 1 - (L_d/L_0)$ が与えられると、式(3)から除去速度定数は式(7)で求められる。

$$k_r = \frac{1}{T} \ln \left(\frac{\alpha_U}{\alpha_U - \alpha_T} \right) \quad (7)$$

一般に、除去速度定数はさまざまな物理・生物・化学的条件によって長期的に変動するので、実用的な観点からはより長期的な時間スケールでとらえたもので評価することが望ましい。

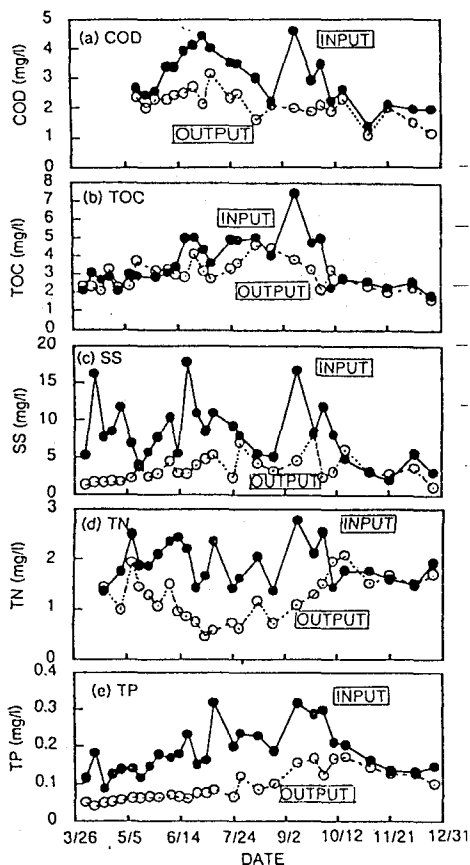


図-8 水質濃度の経日変化例 (CASE-1 の場合)

表-2 各物質の210日後の累積量と累積除去率(%)

物質名	COD (mg)	TOC (mg)	SS (mg)	TN (mg)	TP (mg)
流入水	2132.2	2884.3	5583.1	1355.6	150.3
流出水	CASE-1 (30.6)	1478.7 (16.6)	2930.3 (47.5)	559.0 (44.9)	84.3 (43.9)
	CASE-2 (32.7)	1433.2 (12.7)	2517.1 (74.7)	889.1 (34.4)	95.4 (40.2)
	CASE-3 (39.1)	1299.1 (21.6)	2260.5 (76.5)	790.9 (41.7)	72.8 (51.6)
	CASE-4 (13.1)	1852.2 (0.402)	2872.6 (73.2)	1022.6 (24.6)	81.0 (46.1)

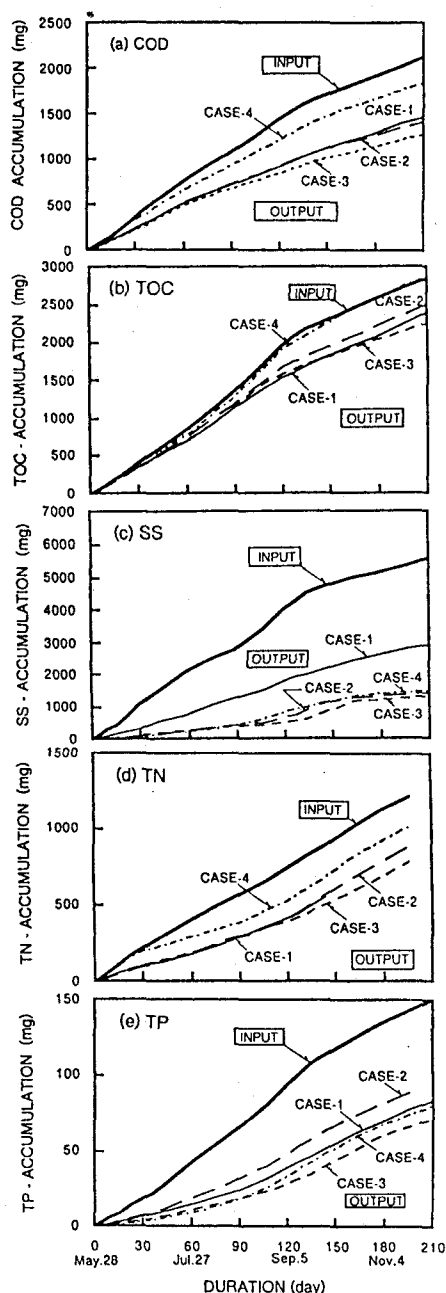


図-9 流入および流出水中の物質累積量の経日変化

そこで、前述の鉛直流型円筒水槽を用いて行った小田ら(1993)の連続負荷実験の結果(表-2)および東京湾湾奥臨海部で長さ30m、幅1.0m、高さ1.0mの矩形断面水路6本を用いて実施したシーブルーテクノロジー工法研究会(以下S.B.T.研究会と略記する)のそれ(毛利ら,1992)によると、CODおよびSSに対する長期間の平均的な累積除去率 α_T はそれぞれ図-10(a),(b)のように求められる。

一方、終局除去率 α_U はこれ以上除去し得ない物質濃度(難分解性物質濃度)に対する除去率であるが、連続負荷実験では一般に難分解性物質濃度は測定されない。そこで、便宜的に、筆者らが前述の円筒水槽を用いて

行ったバッチ実験の結果(小田ら,1992)から得られた値の平均値を α_U として採用することにした。但し、この実験は粒径約50 μ mの礫を用い、断面平均流速は0.12m/hr、滞留時間は7.0dayの条件で行われた。その実験結果から、CODについては $\alpha_U=0.47$ 、SSについては $\alpha_U=0.81$ と求められた。

以上の α_T および α_U の値を用いて式(7)から求められる除去速度定数を、ここでは長期除去速度定数と呼ぶことにする。このようにして求めた長期除去速度定数 k_r と $a \cdot u$ との関係を表すと図-11(a)、(b)のごとくである。これらの図によると、当然のことながら、図-5に示した短期除去速度定数よりデータのばらつきは小さくなっている。CODに対する除去速度定数は長期の方がやや緩やかに増大し、全般的に短期の場合より小さ目の値を示している。同様に、SSに対する反応速度定数も短期の場合より一様に15%程度小さな値となった。

図-11(a)、(b)から長期除去速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係を表す経験式を求めるとCODおよびSSに対してそれぞれ式(8)および式(9)のように得られる。

$$\text{COD} : k_r = 0.007(a \cdot u)^{0.50} \quad (8)$$

$$\text{SS} : k_r = 0.008(a \cdot u)^{0.69} \quad (9)$$

4) 酸素消費速度定数

図-12はS.B.T研究会の実験(毛利ら, 1992)から得られた溶存酸素濃度の流下距離による変化を表し、すべて無曝気条件の下で得られたものである。

溶存酸素濃度の空間的变化を式(4)と同じ形で式(10)のように表す。

$$u \frac{dC}{dx} = -k_0 C \quad (10)$$

式中の k_0 ：酸素消費速度定数

式(10)を図-12に適用して k_0 を求め、 $a \cdot u$ との関係を表すと図-13のごとくである。データのばらつきは大きい、CODやSSに対する反応速度定数の場合と同様に、 k_0 は $a \cdot u$ の増加とともに増大することが認められ、それらの間の関係は式(11)のように求められる。

$$k_0 = 0.07(a \cdot u)^{0.45} \quad (11)$$

5) 今後の課題

礫間接触酸化法は、筆者らによる前述の一連の室内水槽実験(小田ら, 1990, 1991, 1992, 1993)およびS.B.T.研究会による臨海部での大型水槽実験(西原ら, 1992; 毛利ら, 1992, 1993)などによってその海水浄化特性についてはほぼ全容が明らかになり、SS中に含まれる有機懸濁物質(P-COD, P-N, P-Pなど)の除去に優れた機能を発揮することが確認された。礫層に抑留されたこれらの有機懸濁物質は微生物を含む様々な付着生物(ベントス)によって摂食分解されると考えられている。今後は、それらの生物による分解過程や分解速度についてさらに研究を進める必要がある。また、礫層を透過した溶存物質(D-COD, D-N, D-P

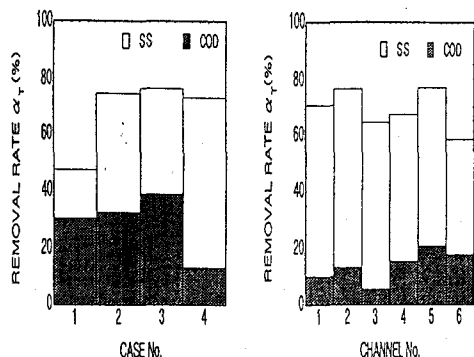


図-10 CODおよびSSの長期平均的累積除去率

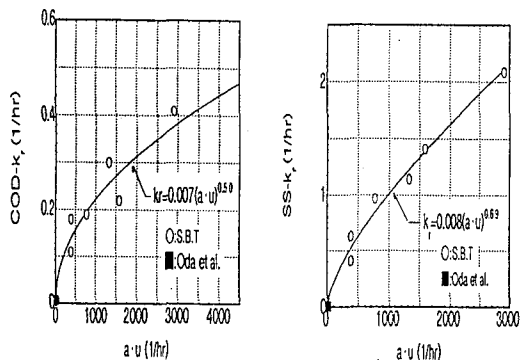


図-11 長期除去速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係

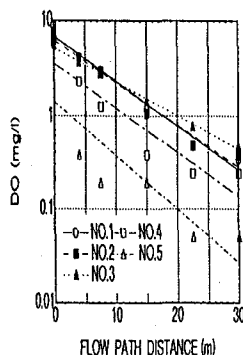


図-12 溶存酸素濃度の流下距離変化

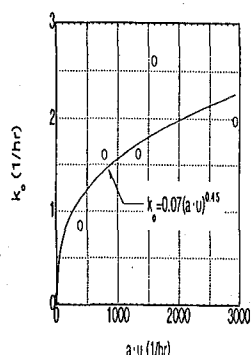


図-13 k_0 と $a \cdot u$ の関係

など)による有機懸濁物質の再生産(内部生産)に対する対策を講ずることも本手法を実用化する上で重要な検討課題である。

4. 礫間接触酸化法の海域浄化効果の計算

4.1 はじめに

ここでは、これまでの実験結果に基づいて筆者らが定量化した礫間接触酸化法の海水浄化特性を実海域想定石積堤に適用し、これによって閉鎖された沿岸局所水域の潮汐による浄化過程をFEMによって数値計算し、沿岸局所水域の浄化構造物として必要な石積堤配置形状や規模と浄化効果との間の定量的関係を検討する。

また、S.B.T.研究会の研究成果の一つである、面積負荷と除去速度との関係に基づいて浄化効果を概算する水質予測法(以後、簡易計算法と称する)を提案し、その妥当性を前述のFEMによる計算結果と比較することによって検討する。

4.2 数値シミュレーション

1) 石積堤の配置形状

石積堤の配置形状としては、図-14(a), (b)に示すように直線状海岸に設けられた掘込型局所水域(以後、内水域と称する)の入口の全幅にわたって一様幅(以後、透過する海水の流れ方向の堤体寸法を堤体幅と称する)の石積堤を設置した場合のCASE-Aと水域の両端部に石積堤を設けた場合のCASE-Bを設定する。CASE-Bにおける両端の水路幅は25m、また、両CASEとも沿岸方向の内水域の幅 B は200mと一定にする。

内水域の奥行き長さ L の浄化効果に及ぼす影響を調べるため、両CASEとも $L=100\text{m}$ および 200m 、また同様に石積堤の堤体幅 b を、CASE-Aについては、5、15および25mに、CASE-Bは12.5、25、100mに変える。

2) 問題の設定と計算方法

図-14(a), (b)に示した掘込型内水域の海水が朝夕作用によって石積堤を出入りすることによって浄化される過程を数値シミュレーションによって計算する。潮汐と物質拡散の数値モデルとして平面2次元1層モデルを用い、数値スキームとしてFEM、数値アルゴリズムとして2段階陽的Lax-Wendroff法を採用する。潮流の運動方程式、連続方程式、物質の拡散方程式はそれぞれ水深方向に積分した2次元1層モデルに対する式(12)~(16)を用いる。

運動方程式：

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{1}{\lambda} \left\{ u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} \right\} + g \lambda \frac{\partial \zeta}{\partial x} = A_l \left\{ \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right\} - \frac{C_f u \sqrt{u^2 + v^2}}{\lambda \sqrt{H + \zeta}} - \frac{K}{d \lambda} u \sqrt{u^2 + v^2} \quad (12)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{1}{\lambda} \left\{ u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} \right\} + g \lambda \frac{\partial \zeta}{\partial y} = A_l \left\{ \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right\} - \frac{C_f v \sqrt{u^2 + v^2}}{\lambda \sqrt{H + \zeta}} - \frac{K}{d \lambda} v \sqrt{u^2 + v^2} \quad (13)$$

連続方程式：

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{\partial (H + \zeta) u}{\partial x} + \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{\partial (H + \zeta) v}{\partial y} = 0 \quad (14)$$

ここに、 u, v ：水深方向に平均化された流速、 ζ ：水位変動量、 H ：平均水深、 λ ：礫層堤の空隙率で、礫層堤内部でのみ考慮し、その他の水域は1.0とする、 K ：礫層堤体による摩擦損失係数、 A_l ：渦動粘性係数、 $C_f = n^2 g / H^{1/3}$ ：海底摩擦係数、 n ：マンニングの粗度係数、 g ：重力加速度。

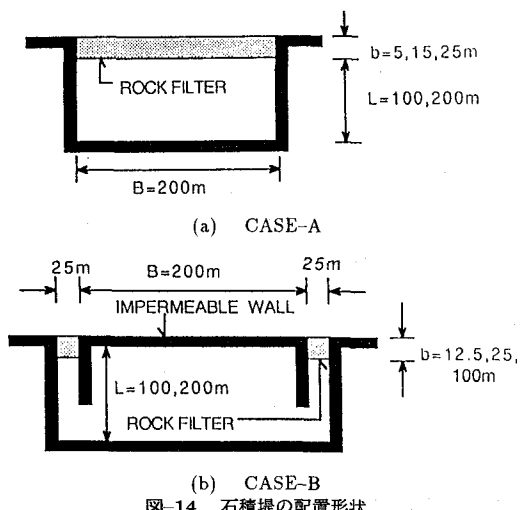


図-14 石積堤の配置形状

また、潮流による有機物の拡散方程式は式(15)で表される2次元のFickの拡散方程式を用いる。
物質の拡散方程式：

$$(H + \zeta)\lambda \frac{\partial L}{\partial t} + u(H + \zeta) \frac{\partial L}{\partial x} + v(H + \zeta) \frac{\partial L}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D(H + \zeta)\lambda \frac{\partial L}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[D(H + \zeta)\lambda \frac{\partial L}{\partial y} \right] - k_r L(H + \zeta)\lambda + (H + \zeta)\lambda Q \quad (15)$$

ここに、 L ：有機物濃度、 k_r ：除去速度定数、 D ：乱流拡散定数、 Q ：有機物負荷強度、すなわち単位時間当たりの有機物負荷量。

溶存酸素の拡散方程式：

$$(H + \zeta)\lambda \frac{\partial C}{\partial t} + u(H + \zeta) \frac{\partial C}{\partial x} + v(H + \zeta) \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} D(H + \zeta)\lambda \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D(H + \zeta)\lambda \frac{\partial C}{\partial y} + K_2(C_s - C)(H + \zeta)\lambda - k_0 C(H + \zeta)\lambda \quad (16)$$

ここに、 C ：溶存酸素濃度、 C_s ：飽和溶存酸素濃度、 k_0 ：酸素消費速度定数である。

3) 計算条件と諸定数

計算領域は内水域を中心として海岸に平行に6.4km、沖合いに3.2kmの大きさに設定する。平均水深は、海岸線で3.0m、3.2km沖合いで35m、海底勾配は1/100、内水域の平均水深は一樣で、3.0mとする。

外水域の物質のバックグラウンド濃度として、COD、SSは10mg/ℓ、DOは7mg/ℓに設定する。また、前述の計算領域の外周端において難除去性物質濃度(または難分解性物質濃度)としてCODについては $L_d=2.5\text{mg}/\ell$ 、SSについては $L_d=1.5\text{mg}/\ell$ と設定する。

石積堤の浄化効果を表す除去速度定数 k_r としては筆者らの小型円筒縦型水槽を用いた長期連続負荷実験とS.B.T.研究会の大型水槽を用いた長期連続負荷実験に基づいて礫粒径と断面平均流速の影響を考慮した長期除去速度定数の経験式(8)、(9)を採用する。

また、石積堤の酸素消費速度定数 k_0 についてはS.B.T.研究会の実験結果に基づいて小田らが導いた経験式である式(11)を用いる。なお、これらの式における礫層の比表面積は種々の代表粒径の石群に対して筆者らが測定して得た式(17)(小田ら、1993)によって求める。

$$a = 6130d_r^{-1} \quad (17)$$

ここに、 a ：礫群の比表面積(m^2/m^3)、 d_r ：礫群の代表粒径(mm)。

海面よりの曝気効果は、石積堤を除く全水域で再曝気係数の値を $K=0.05\text{day}^{-1}$ に設定することによって考慮する。

その他の計算条件は既発表の筆者らの論文(小田ら、1990)を参照されたい。

4.3 計算結果

1) 石積堤の配置形状の影響

図-15(a)、(b)は数値シミュレーションによって得られた $b=25\text{m}$ 、 $L=100\text{m}$ のときの内水域におけるCODおよびSSの平均濃度の経時変化を表したものである。これらの図によれば、CASE-Aの場合はCODもSSも1潮汐時間 $t/T=1(T=12\text{hr})$ 程度の短時間で内水域の濃度は一定になるが、CASE-Bの場合は何れも4潮汐時間程度で一定濃度になり、内水域への流入幅の狭いCASE-Bの方が定常状態に達するまでにより長い時間を要することがわかる。しかし、定常に達したときの平均濃度(以後、定常濃度と称する)はCASE-A、CASE-Bともほぼ等しいことがわかる。ただし、COD濃度については流入幅の狭いCASE-Bの方が極僅かに高い濃度になる傾向にある。

また、図-16(a)、(b)に示すように $L=200\text{m}$ (堤体幅は $L=100\text{m}$ のときと同じで、 $b=25\text{m}$)と内水域の奥行き長さが大きくなっても両CASEにおける定常濃度がほぼ等しくなることは変わらないが、定常に達するま

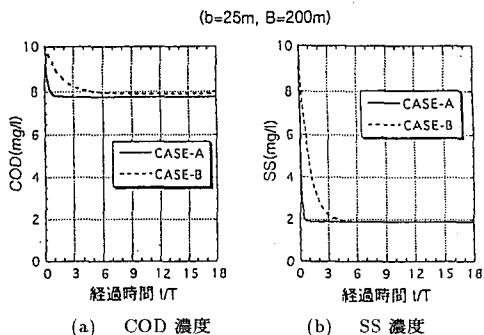


図-15 内水域における物質濃度の経時変化 ($L=100\text{m}$)

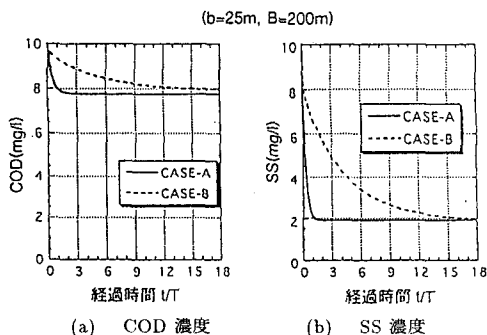


図-16 内水域における物質濃度の経時変化 ($L=200\text{m}$)

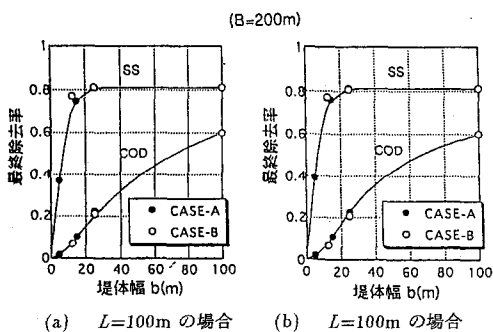


図-17 石積堤の COD と SS に関する最終除去率と堤体幅の関係

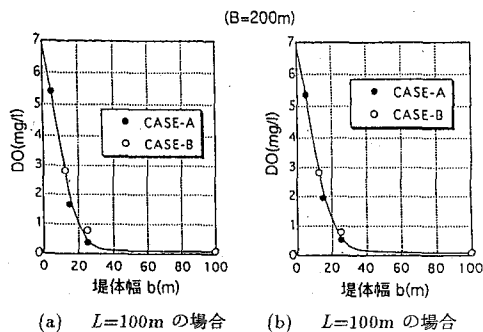


図-18 内水域の定常状態における平均 DO 濃度と堤体幅の関係

での時間は流入幅の狭い CASE-B の方が一層長くなることがわかる。このような CASE-A と CASE-B の内水域における平均濃度の経時変化の相違傾向は堤体幅の異なる他の場合でも同様であることが確認された。

以上のことから、石積堤の堤体幅が一定の場合は、石積堤の配置形状の違い(流入幅の違い)による浄化効果の差はほとんど認められないと言える。

2) 内水域の奥行き長さ L の影響

既に示した図-15 と図-16 からわかるように、CASE-A の場合でも、CASE-B の場合でも、内水域の奥行き長さを大きくすると、内水域の濃度が定常に達するまでの時間は長くなるが、定常濃度は奥行き長さに無関係に同じ値になる。このことは、内水域の大きさがある範囲内にあれば、定常状態における内水域の物質濃度は内水域の大きさに関係なく石積堤の規模諸元により支配されることを示唆している。

3) 石積堤の堤体幅 b の影響

図-17 は FEM 計算によって得られた COD と SS に関する石積堤の最終除去率(=1-定常濃度/バックグラウンド濃度)と堤体幅の関係を CASE-A および CASE-B について表しており、同図(a)は内水域の奥行き長さ $L=100\text{m}$ の場合、同図(b)は $L=200\text{m}$ の場合である。これらの図から以下ことが言える。

- i) COD に関する石積堤の最終除去率は堤体幅の増大とともに漸増し、 $b=100\text{m}$ のときは 60% に達する。ii) SS に関しては、堤体幅の増大とともに最終除去率は急激に増大するが、 $b=25\text{m}$ 程度でほぼ 80% の最大値に達し、それ以上の除去効果は得られない。iii) 石積堤の最終除去率と堤体幅の関係には CASE-A, CASE-B による差(堤体の配置形状による差)および内水域の奥行き長さによる差はほとんど見られない。

一方、石積堤内では抑留物質を生物分解するのに海水中の溶存酸素を消費するので内水域の平均溶存酸素濃度は外水域のバックグラウンド濃度 (7mg/l と設定) より低下する。図-18(a), (b) は、FEM 計算 $L=100\text{m}$ および $L=200\text{m}$ の場合の定常状態における内水域の平均 DO 濃度と堤体幅の関係を表している。これらの図

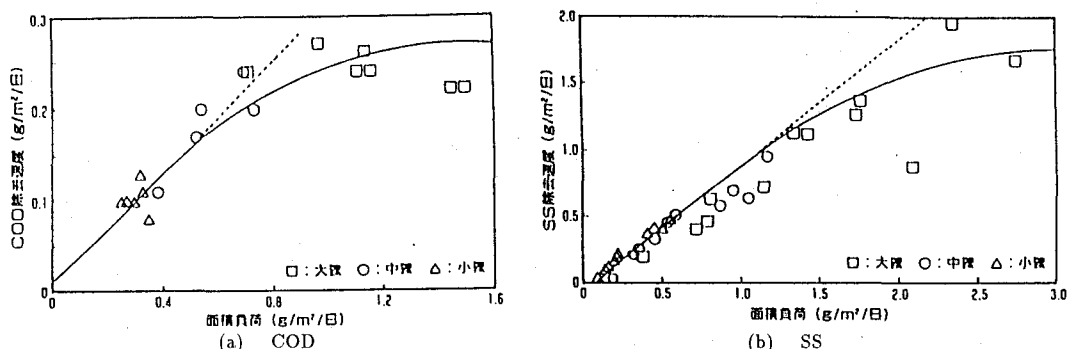


図-19 S.B.T. 研究会によって得られた面積負荷と除去速度の関係(シーブルーテクノロジー工法研究会, 1993)

で注目すべきことは、内水域の DO 濃度は、堤体幅の増大とともに急速に低下し、堤体幅が 25m 程度以上になると内水域は無酸素状態に近くなり、生物生息はほとんど不可能になることである。b=12.5m でも 3mg/l 程度にまで減少し、好気性生物の健全な生息活動の限界状態になると考えられる。FEM 計算では水面からの僅かな再曝気しか考慮していないが、実際は石積堤の沖側法面上での波作用による再曝気効果が期待できる(角野ら, 1994) ので図-18 の計算結果より溶存酸素濃度は高くなると考えられるが、それでも生物活動の保全から判断して堤体幅は 10~12.5m 以下が望ましいといえる。

4.4 石積堤の最適諸元

以上の数値シミュレーションによる計算結果を総合的に検討すると、掘込型水域の場合は定常状態に達したときの内水域の浄化効果は、石積堤の配置形状や沿岸方向における石積堤の設置長さにはほとんど無関係であり、それを支配するものは海水の透過方向における石積堤の長さ、すなわち堤体幅 b であると言える。その場合、浄化効果(石積堤の物質除去率)と内水域の DO 濃度(生物生息可能条件)とは一般に相反関係にあり、その点を考慮して最適な石積堤の堤体幅を決定する必要がある。漁業生物の餌となる底層の多毛類の生息に必要な DO 濃度レベルが 2~3mg/l ($\approx 2.8 \sim 4.2 \text{mg/l}$) であることから、健全な内湾生態系の一つの目安として夏期の底層の DO 濃度レベルを 2mg/l (2.8mg/l) 以上とすることが提案されている(平野 1992)。この提案に準拠すれば、内水域の平均 DO 濃度としては 3~4mg/l 程度以上は必要であると考えられる。

DO>3~4mg/l の条件を満たすには、図-18 によれば、堤体幅は 10~12.5m 以下が望ましいと言える。b=10~12.5m とした場合、石積堤の最終除去率は、図-17 より COD に対して 7~10% 程度、SS に対しては 60~75% 程度となり、有機懸濁物質はかなり除去されるが、単なる石積堤の物質除去機能のみに依存する限り COD の除去はあまり期待できないと言える。

4.5 簡易計算法

S.B.T. 研究会の研究成果の一つである図-19(a), (b) に示す面積負荷と除去速度との関係を基本的に採用し、以下のような手順で内水域の平均物質濃度を近似的に予測する方法をここでは簡易計算法と呼ぶことにする。

問題を 2 次元的に考え、関係する石積み浄化システムの物理諸元を図-20 のように定義する。また、石積堤を挟んで内水域と外水域の水位差および水位の位相差は生じないと仮定する。

(i) 図-21 に示すような干潮から満潮までの 1 回の上げ潮で石積堤の単位長さ当たりを透過して内水域に流入する海水の総量 Q は

$$Q = Ld \quad (\text{m}^3/\text{m}) \quad (18)$$

ここに、 L : 内水域の奥行き長さ (m), d : 潮差 (m)。

したがって、1 回の上げ潮で単位長さ当たりの石積堤に負荷される汚濁物質の総負荷量 H は

$$H = QC_0 = LdC_0 \quad (\text{g/m}) \quad (19)$$

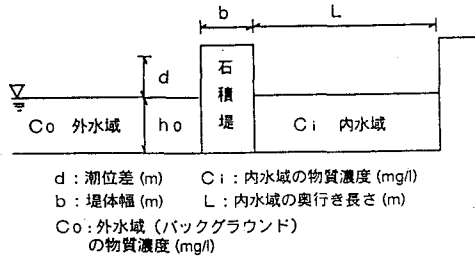


図-20 石積浄化システムの物理諸元の定義

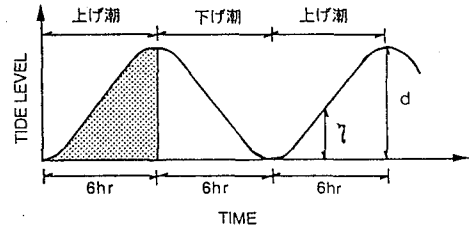


図-21 潮位の時間変化

ここに、 C_0 : 外水域 (バックグラウンド) の物質濃度 (g/m^3).

(ii) 1 回の上げ潮で海水が触れて通る石積堤の体積 V は水位が時間とともに変化することを考慮して平均的に扱うと

$$V = \frac{1}{T/2} \int_0^{T/2} b(h_0 + \eta) dt = b(h_0 + d/2) \quad (20)$$

ここに、 h_0 : 干潮面下の内水域水深 (m), T : 潮汐周期, $\eta = -d/2 \cdot (\cos 2\pi t/T - 1)$: 潮位変動量 (m).

石積堤の比表面積を a とすると海水が接触する石の総表面積 A は

$$A = aV = ab(h_0 + d/2) \quad (\text{m}^2/\text{m}) \quad (21)$$

したがって面積負荷 M は、1 回の上げ潮 ($6\text{hr}=1/4\text{day}$) で面積 A の石表面に総量 H の物質が負荷されるので

$$M = \frac{4H}{A} = \frac{4LdC_0}{ab(h_0 + d/2)} \quad (\text{g}/\text{m}^2/\text{day}) \quad (22)$$

(iii) 図-19 を用いて、式 (22) で計算した面積負荷に対する COD および SS の除去速度 r ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$) を求め、1 回の上げ潮 ($1/4\text{day}$) で単位長さ当たりの石積堤による物質除去量 R を式 (23) で算定する。

$$R = \frac{Ar}{4} = \frac{rab(h_0 + d/2)}{4} \quad (\text{g}/\text{m}) \quad (23)$$

(iv) 以上の計算によって、1 回の上げ潮で単位幅当たりの石積堤によって除去される物質の除去率 γ は

$$\gamma = \frac{R}{H} \quad (24)$$

また、残存率は

$$\beta = 1 - \gamma \quad (25)$$

したがって、1 回目の上げ潮終了時における内水域の平均物質濃度 C_{i1} は

$$\begin{aligned} C_{i1} &= \frac{C_0 Q_0 + \beta C_0 Q}{Q_0 + Q} \\ &= C_0 q + \beta C_0 (1 - q) \end{aligned} \quad (26)$$

ここに、 Q_0 : 干潮面下の内水域単位幅当たりの海水量 (m^3/m), $q = Q_0/(Q_0 + Q)$.

以上のことを繰り返していくと、 n 回目の上げ潮終了時の内水域の平均物質濃度 C_{in} は

$$\begin{aligned} C_{in} &= C_0 q^n + \beta C_0 (1 - q^n) \\ &= \beta C_0 + (1 - \beta) C_0 q^n \end{aligned} \quad (27)$$

式 (27) から定常状態に達したときの内水域の平均物質濃度 C_i は式 (28) で求められる。

$$C_i = \lim_{n \rightarrow \infty} C_{in} = \beta C_0 \quad (28)$$

4.6 簡易計算法とFEMの計算結果の比較

図-22(a), (b) はそれぞれ $L=100\text{m}$ の場合および $L=200\text{m}$ の場合の石積堤の最終除去率について、前述の簡易計算法とFEMによる計算結果の比較を示している。これらの図によると、内水域の奥行き長さが小さい $L=100\text{m}$ の場合は、 $b=25\text{m}$ のときのSS除去率を除いて簡易計算法による計算結果はFEMによるそれよりかなり大き目の値の値を与えている。しかし、堤体幅が 25m より更に大きくなるとFEMによる計算結果に近づいていく傾向が見られる。一方、 $L=200\text{m}$ の場合も、簡易計算法による結果はFEMによるそれより全般に少し大きめの値を与えているが、 $L=100\text{m}$ の場合に比べFEMとの一致度はかなり良くなっており、内水域の奥行き長さが大きくなるに伴って簡易計算法の有用性が高まっていく傾向が見られる。

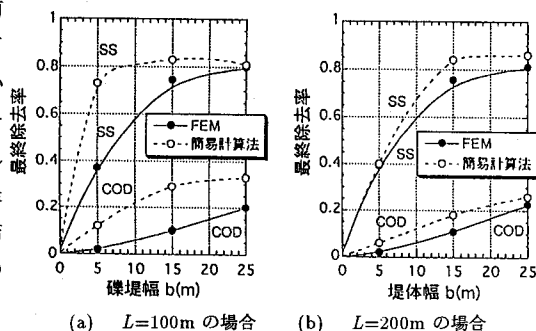


図-22 最終除去率に関する簡易計算法とFEMの計算結果の比較

5. あとがき

「内湾」は我々の経済的繁栄の代償として長い年月の間に病んでしまった。それだけに、元の健康体に戻すには長い治療時間を必要とするであろう。なんといっても最前の治療法は病気の根本的原因を取り除くことであるが、既に病んでいる内湾を少しでも早く回復させる工学的手立てを講ずることは我々の努めであるように思われる。

「海岸工学」は、今、新しい局面を迎えている。従来の研究はなんらかの点で海岸における自然災害の防止に関わっていた。高波や高潮、津波などの異常な自然現象の発生機構の解明とその予測法の確立、さらにそれらを制御する災害対策工法の開発が海岸工学者の至上の研究課題であった。そして、それらの多くのものは海洋学者との共同研究によって解明されていったと言える。

今後、「海岸工学」の分野では、生態系の保全や復元を念頭にいった研究が増えていくことは間違いないが、生態系の正しい知識なくして有用な研究や技術開発は進められない。海洋生物・生態学者との広い交流による学際的な共同研究が是非とも必要になってきている。

参考文献

- 赤井一昭・他 (1986)：砕波堤を利用した水域浄化システム，土木学会第14回環境問題シンポジウム講演会論文集，pp.102-107.
- 赤澤豊・他 (1991)：渚の水質浄化機能，全国公害研究会誌，Vol.16，No.2，pp.54-60.
- 上嶋英樹・橋本英資・田辺弘道・宝田盛康・山崎宗広 (1989)：大阪湾停滞性水域の流況改善技術に関する実験的研究，海岸工学論文集，第36巻，pp.839-843.
- 上嶋英樹・橋本英資・田辺弘道・宝田盛康 (1991)：流況制御構造物による流況制御技術の効果検証実験，海岸工学論文集，第38巻，pp.851-855.
- 小田一紀・岡本良治・大屋博史・倉田克彦 (1990)：海水浄化への生物膜法の応用に関する基礎的研究，海岸工学論文集，第37巻，pp.838-842.
- 小田一紀・大屋博史・斎藤美香・倉田克彦 (1991)：生物膜の海水浄化効果に関する水槽実験-冬季海水を対象として-，海岸工学論文集，第38巻，pp.871-875.
- 小田一紀・貫上佳則・重松孝昌・綱 潔之・倉田克彦 (1992)：礫間生物膜の海水浄化効果と現地へのその応用に関する研究，海岸工学論文集，第39巻，pp.991-995.

- 小田一紀・貫上佳則・重松孝昌・倉田克彦・綱 潔之・斎藤 満・西田恭子 (1993) : 礫間接触浄化構造物の海水浄化特性とそれによる沿岸局所水域の浄化過程の研究, 海岸工学論文集, 第 40 巻, pp.966-970.
- 角野昇八・仲田義弘・斎藤 満・中谷成智・小田一紀・芳田利春 (1994) : 海岸構造物の曝気能に関する実験的考察, 海岸工学論文集, 第 41 巻, (印刷中)
- 木村賢史・他 (1991) : 人工海浜の浄化能力について (2), 東京都環境科学研究所年報, pp.141-150.
- 栗原康 (1980) : 干潟は生きている, 岩波新書, 129p.
- (社) 国際海洋科学技術協会 (1991) : 地域特性を生かした海洋開発の可能性に関する調査研究報告書, p.64.
- シーブルーテクノロジー工法研究会編 (1993) : 礫間接触酸化施設, 14p.
- 宝田盛康・上嶋英樹・橋本英資・山崎宗広・今村均 (1987) : 湾内水停滞性の制御・改善の実験的研究, 第 34 回海岸工学論文集, pp.666-669.
- 丹保憲仁・他 (1976) : マトリックスによる都市水代謝の水質評価-都市用排水系の再評価のための研究 (II), 水道協会雑誌, 第 502 号, pp.2-24.
- 中村栄一・酒井憲司 (1987) : 礫間浄化法による汚濁水の浄化, 土木技術資料 29-10, pp.26-31.
- 長尾義三 (1989) : ミチゲーション概念とわが国への適用, 日本沿岸域会議論文集, No.1, pp.57-66.
- 西原 潔・浜端英男・北島真人・伊藤辰也・細川恭史 (1992) : 礫間接触水路による内湾水の浄化実験, 土木学会第 47 回年次学術講演会概要集, 第 II 部門, pp.902-903.
- 平野敏行編 (1992) : 漁場環境容量, 恒星社恒星閣, 120p.
- 細井由彦・村上仁士 (1981) : 砕波帯における溶存酸素濃度の挙動に関する実験的研究, 第 28 回海岸工学講演会論文集, pp.451-455.
- 細井由彦・村上仁士・大東正男 (1982) : 巻き波砕波による再曝気に関する研究, 第 29 回海岸工学講演会論文集, pp.565-569.
- 細井由彦・村上仁士・大東正男 (1983) : 崩れ波砕波による再曝気に関する研究, 第 30 回海岸工学講演会論文集, pp.551-555.
- 細井由彦・村上仁士・三宅健一・奥野茂 (1991) : 砂浜における好気性細菌による水質浄化に関する現地観測および室内実験, 海岸工学論文集, 第 38 巻 (2), pp.866-870.
- 洞沢勇編 (1982) : 生物膜法, 思考社, 224p.
- 堀江毅 (1987) : 海域の物質循環過程のモデル化と浄化効果の予測手法について, 港湾技術研究所報告, Vol.26, No.4, pp.57-124.
- 村上仁士・細井由彦・合田吉孝 (1984) : 漸縮および漸拡縦型スリット式防波堤の消波および海水交流特性, 第 31 回海岸工学講演会論文集, pp.497-501.
- 村上仁士・細井由彦・合田吉孝 (1985) : 漸変縦型スリット式防波堤の消波および海水交流特性, 第 32 回海岸工学講演会論文集, pp.535-539.
- 毛利光男・青木松男・丹羽千明 (1992) : 礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化 (その 1)-汚濁海水の浄化特性と性能について-, 清水建設研究報告, 第 55 号, pp.87-97.
- 毛利光男・丹羽千明 (1993) : 礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化 (その 1)-付着生物相と礫層内の抑留, 剥離について-, 清水建設研究報告, 第 57 号, pp.81-89.
- Streeter, H.W. and E.B. Phelps (1925) : A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, Public Health Bulletin 146, U.S. Public Health Service, Washington, D.C.