

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

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*****

1. 緒 言

筆者らは、これまで礫間生物膜の海水浄化過程を1次反応式で表し、その反応速度定数(除去速度定数ともいう)をバッチ実験と連続負荷実験によって求め、それと礫の代表粒径と滯留時間との関係にある程度明らかにしてきた(小田ら, 1991; 1992)。一方、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)は東京湾湾奥臨海部で直接海水を導入して大規模で、系統的な礫間浄化実験を行い、礫間接触浄化法に関してかなり実用的で、有用な知見を得ている(例えば、西原ら, 1992; 毛利ら, 1992)。

ところで、その後筆者らの室内実験で得た反応速度定数の値を、前述のS.B.T.研究会の実験結果から筆者らが推定した値と比較したところ、筆者らの値はS.B.T.研究会の値よりかなり小さいことが見いだされた。筆者らの連続負荷実験における流速は室内実験の制約を受け、0.12 m/hr以下とかなり小さかったが、S.B.T.研究会の実験では7.8~31.8 m/hrとかなり大きな値が設定されており、このことが両者の反応速度定数に大きな差が生じた原因ではないかと考えられる。このため、本論文では筆者らの実験結果とS.B.T.研究会のそれとを統一的に考察し、礫間接触浄化構造物の海水浄化特性を明らかにするとともに、浄化速度を1次反応式の形で定式化したときの反応速度定数を与える実用的な実験式を提案する。

また、溶存酸素消費過程については、主としてS.B.T.研究会の実験結果に基づいてその特性を把握し、同様に酸素消費速度定数を与える実験式を提案する。

さらに、これらの基礎的な知見に基づき、一つのモデルケースとして礫間接触浄化構造物で囲まれた沿岸局所水域を想定し、潮汐作用によるその水域の浄化過程および酸素消費過程を数値シミュレーションによって解析

し、水域浄化効果に及ぼす構造物の配置形状、礫粒径、潮汐振幅の影響について考察する。

2. 礫間接触浄化構造物の浄化特性の定量化

2.1 浄化過程の定式化

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、所謂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当たりの物質の保存式は、礫層が様な浄化機能を有し、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。

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

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 : 反応速度定数、 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変化をしらべる、所謂バッチ実験方式では物質濃度は空間的に一様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。

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

初期濃度を L_0 と表し、式(2)を積分すると

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

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。

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

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。

図-1(a)および(b)は、代表粒径約50 mmの礫を詰めた長さ3.0 mの循環水槽における筆者らのバッチ実験から得られた海水中のCODおよびSS濃度の経時変化の一例を示す。これらの図から、COD濃度およびSS濃度の経時変化は何れも指数関数的に減少し、ほぼ1次反応式に従うことが確認できる。

* 正会員 工博 大阪市立大学教授 工学部土木工学科

** 正会員 工博 大阪市立大学助手 工学部土木工学科

*** 正会員 工修 大阪市立大学助手 工学部土木工学科

**** 正会員 工博 東洋建設(株) 総合技術研究所

***** 学生員 大阪市立大学大学院 工学研究科

***** 大阪市建設局

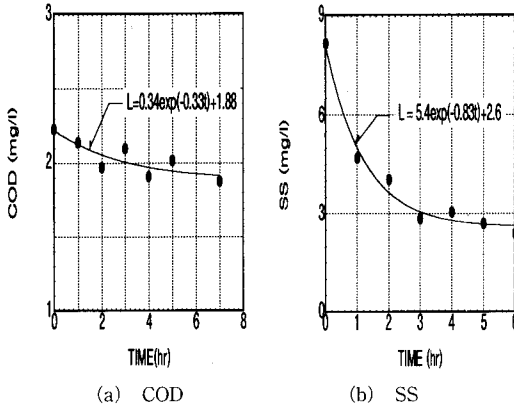
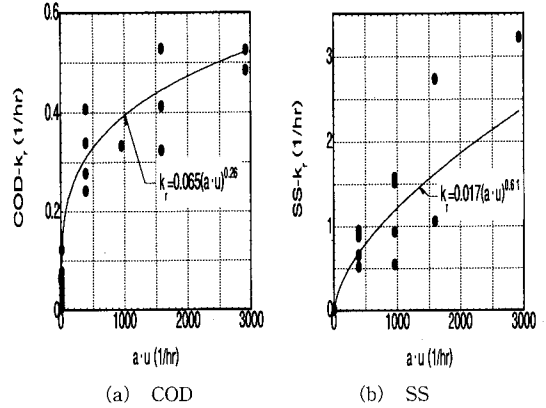


図-1 バッチ実験における物質濃度


 図-2 短期反応速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係

2.2 反応速度定数（物質除去速度定数）

短期間の水槽実験から得られる物質濃度の経時変化は何らかの原因で必ずしも1次反応式に従わず、データにばらつきが見られるものや、流入水の濃度が短期間に大きく変動する場合もある。したがってこれらのデータから得られる反応速度定数の値にもばらつきが生じる。これに対して、連続負荷実験における流入水と流出水の物質濃度の経日変化のデータからそれぞれの物質累積量を算定し、その差から長期間の平均的な物質除去率を求め、長期間の平均的な反応速度定数を推定する方法を既に筆者らは提案した(小田ら, 1992)。ここでは短期間の物質濃度の経時変化から得られる反応速度定数を短期反応速度定数、長期間の累積量から推定されるものを長期反応速度定数と称することとする。

a) 短期反応速度定数

筆者らが長さ3.0 m, 幅0.5 m, 高さ0.6 mの水平流型矩形断面循環水槽および直径0.3 m, 高さ1.0 mの鉛直流型円筒循環水槽を用いて行ってきたバッチ実験の結果(小田ら, 1991; 1992)および前記水平流型循環水槽を用いて今回新たに流速を変化させて行ったバッチ実験の結果によれば、短期反応速度定数の値は、礫粒径が小さいほど、すなわち礫層単位体積当たりの礫表面積が大きいほど、また流速が大きいほど大きくなる傾向があることが見出された。

そこで、礫層単位体積当たりの礫表面積を a (m^2/m^3)、断面平均流速(= $Q/\gamma A$; Q : 流量, γ : 空隙率, A : 水面までの水路断面積)を u (m/hr) で表し、筆者らの実験結果からこれらの積 $a \cdot u$ (1/hr) と短期反応速度定数 k_r (1/hr) との関係性を COD および SS について表すと図-2 (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 とともに k_r が大きくなることが認められる。図-2 から COD, SS に対する k_r と $a \cdot u$ の関係を表す実験式を求

めると式(5)および式(6)のように得られる。

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

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

b) 長期反応速度定数

長期反応速度定数は基準日時からの経過時間 $t = T$ における物質の除去率 α_T と終局的除去率 α_u が求められると式(7)から計算できる(小田ら, 1992)。

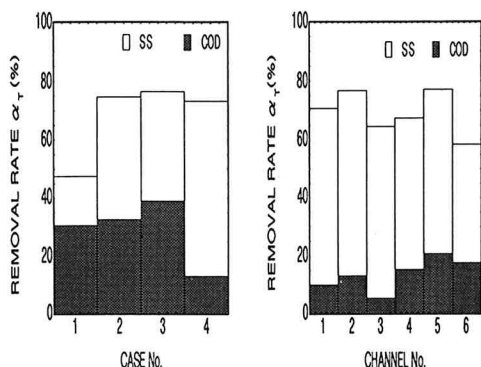
$$k_r = \frac{1}{T} \ln \left(\frac{\alpha_u}{\alpha_u - \alpha_T} \right) \dots\dots\dots (7)$$

前述のように α_T は連続負荷実験における流出・入の物質濃度の経日変化を積分することによって長時間の平均的な物質除去率として求められる。

筆者らの鉛直流型円筒水槽を用いて行った連続負荷実験の結果(小田ら, 1992)および S.B.T. 研究会のそれ(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-3(a), (b) のように求められる。

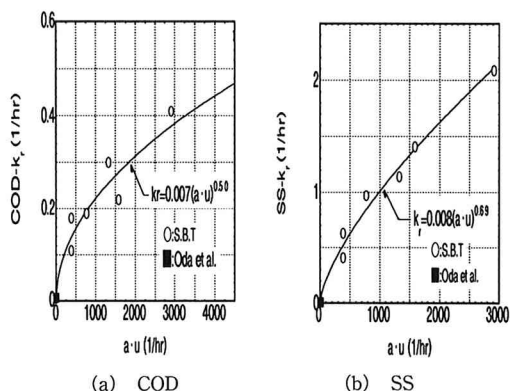
一方、終局的除去率 α_u はこれ以上除去し得ない物質濃度(難分解性物質濃度)に対する除去率であるが、連続負荷実験では一般に難分解性物質濃度は測定されない。そこで、便宜的に、筆者らが前記の円筒水槽を用いて行ったバッチ実験の結果(小田ら, 1992)から得られた値の平均値を α_u として採用することにした。但し、この実験は粒径約 50 mm の礫を用い、断面平均流速は、0.12 m/hr、滞留時間は 7.0 day の条件で行われた。その実験結果から、COD については $\alpha_u = 0.47$ 、SS については $\alpha_u = 0.81$ と求められた。

以上の α_T および α_u の値を用いて式(7)から長期反応速度定数を推定し、図-2 と同様に $a \cdot u$ との関係を表すと図-4(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-2 に示した短期反応速度定数よりデータのばらつきは小さくなっている。COD に対する反応速度定数は長期の方がやや緩やかに増大し、全般



(a) 小田ら (1992) の実験 (b) S. B. T. 研究会 (毛利ら, 1992) の実験結果

図-3 COD および SS の長期平均的累積除去率



(a) COD

(b) SS

図-4 長期反応速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係

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-4(a), (b) から長期反応速度定数 k_r と $a \cdot u$ の関係を表す実験式を求めると 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。

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

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

2.3 酸素消費速度定数

図-5 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変化を式(4)と同じ形で式(10)のように表す。

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

式中の k_0 : 酸素消費速度定数

式(10)を図-5 に適用して k_0 を求め、 $a \cdot u$ との関係を表すと図-6 のごとくである。データのばらつきは大き

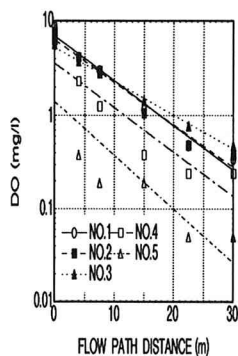


図-5 溶存酸素濃度の流下距離変化

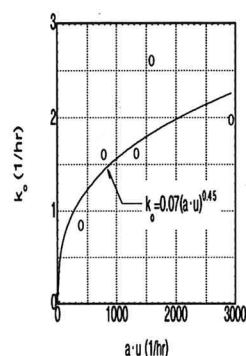


図-6 k_0 と $a \cdot u$ の関係

いが、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。

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

3. 礫間接触浄化構造物で囲まれた沿岸局所水域の浄化過程の数値シミュレーション

3.1 数値シミュレーションの方法

a) 構造物の配置形状

礫間接触浄化構造物で囲まれた沿岸局所水域として直線海岸に掘り込まれた 100 m × 200 m の矩形水域を設定し、海水の導入部に当たる礫間接触浄化構造物の平面形状と規模は図-7 に示す 4 種類とした。

b) 問題の設定と計算方法

直線海岸に図-7 に示すような礫間接触浄化構造物で囲まれた掘り込み型内水域を想定し、この内水域内の海水が潮汐作用によって浄化構造物を出入りする間にどの程度浄化され、海水中の物質濃度分布がどのようになるかを計算する。

潮流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、計算アルゴリズムとして 2 段階陽的 Lax-Wendroff 法を採用した。潮流の運動方程式、連続方程式、物質の拡散方程式は筆者らが以前用いたもの (小田ら, 1990) と同じであるのでここでの記述は省略する。

c) 計算条件と諸定数

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

外水域の物質のバックグラウンド濃度として、COD、SS は 10 mg/l、DO は 7 mg/l に設定した。また、難分解性物質濃度 (または難除去性物質濃度) として COD につ

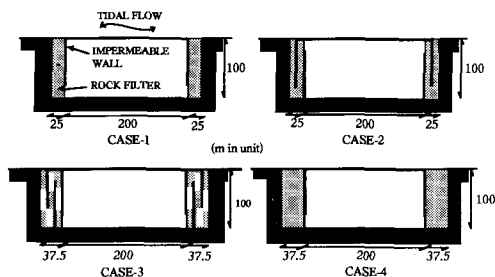


図-7 磯間接触浄化構造物の平面配置形状

いては $L_d=2.5 \text{ mg/l}$, SS については $L_d=1.5 \text{ mg/l}$ を設定した。

磯間接触浄化構造物の浄化効果を表す反応速度定数としては長期反応速度定数を採用し, COD に対しては式(8), SS に対しては式(9)の実験式を適用し, 礫粒径と断面平均流速の大きさに応じて変化するようにした。磯間接触浄化構造物の酸素消費速度定数については式(11)を用いた。なお, これらの式における礫層単位体積当たりの礫表面積は種々の代表粒径の礫群に対して筆者らが測定して得た式(12)によって求めた。

$$a=6130d^{-1} \dots\dots\dots (12)$$

ここに, a : 単位体積当たりの礫表面積(m^2/m^3), d : 礫群の代表粒径 (mm)。

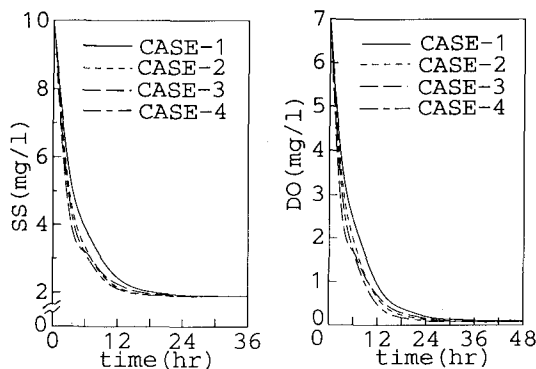
海面よりの曝気効果は, 磯間接触浄化構造物を除く全水域で再曝気係数の値を $K=0.05 \text{ day}^{-1}$ に設定することによって考慮した。

その他の計算条件は筆者らの論文(小田ら, 1990)を参照されたい。

3.2 計算結果

a) 構造物の配置形状の影響

図-8(a), (b)は, 礫の代表粒径 5.0 cm, 潮差 1.0 m(周期 12 hr) の条件の下で得られた内水域の SS および DO の平均濃度の経時変化(浄化過程)を比較して表したものである。これらの図によると, SS 濃度は初期段階では急激な減少がみられるが, 浄化開始後 36 時間程度でほぼ定常状態に達することがわかる。構造物の配置形状による違いは浄化開始後の初期段階では若干見られるが, 定常状態では配置形状による違いはほとんど見られなくなる。ここには記していないが COD 濃度の経時変化も SS とほぼ同じで, 配置形状による違いは定常状態ではほとんど見られなくなる。DO についても, 初期段階では配置形状によって若干の相違が見られるが, 36 時間程度以上経過すると配置形状による相違はなくなりほぼ定常状態に達する。このとき内水域の溶存酸素濃度は 0.1 mg/l 程度と極端に小さく, 水面からの再曝気を考慮しているにも関わらず貧酸素状態となってしまう点に特に注意する必要がある。図-8の計算結果では何れの配置形状が優



(a) SS の経時変化 (b) DO の経時変化

図-8 構造物の配置形状による相違
(礫径 5.0 cm, 潮差 1.0 m)

れているかは明確には言い難いが, 最も単純なCASE-1が良好であると思われる。

b) 構造物の礫粒径の影響

浄化過程に及ぼす構造物礫粒径の影響を調べるため配置形状としてはCASE-1を選び, 潮差 1.0 m の条件の下で礫の代表粒径を 5, 10 および 15 cm の 3 種類に変えて内水域の平均 COD 濃度, SS 濃度の経時変化を計算した。図-9(a), (b)はそれらの計算結果を示したものである。COD については定常状態で粒径の違いが若干表れており, 粒径が小さいほど除去率は大きくなる。しかし, SS については定常状態に達すれば粒径による差はほとんど見られなくなる。これは, SS に対する磯間接触浄化構造物の除去効果が非常に高いので, 短時間で浄化が終了し, 粒径による差が表われ難いためであると考えられる。DO についても粒径による差はほとんど認められなかった。

掘込水域における物質濃度分布の一例を礫代表粒径 5.0 cm の場合について図-10(a), (b)に示す。SS の除去効果が高いため, 構造物の入口付近の外水域まで浄化効果が表れていることが見出せる。

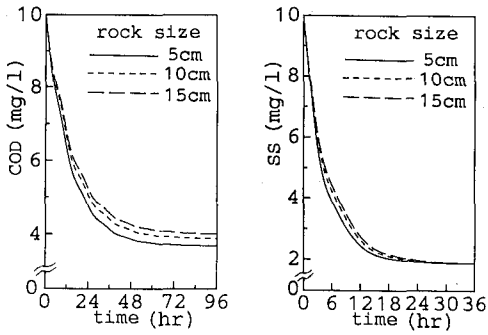
c) 潮差の影響

CASE-1 の配置形状で, 礫の代表粒径 5.0 cm の場合について潮差を 1.0, 2.0 および 3.0 m に変えて浄化過程に及ぼす潮差の影響を調べた。その結果は図-11(a), (b)に示すように, COD, SS の何れについても浄化過程の潮差による差はほとんど認められない。

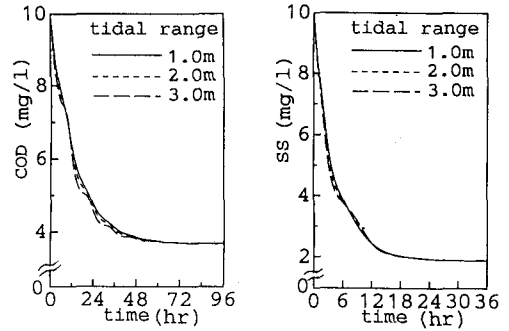
4. 結 論

本研究によって以下の知見が見出された。

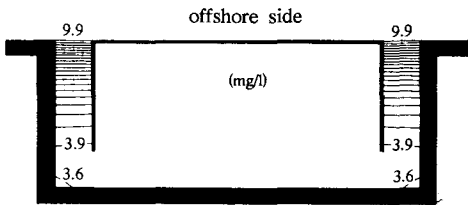
(1) 磯間接触浄化構造物による海水浄化過程は 1 次反応式で表すことができ, その反応速度定数は主として礫層単位体積当たりの礫表面積と断面平均流速に依存



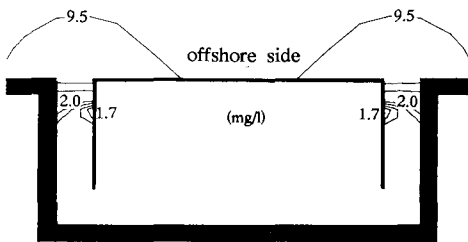
(a) COD の経時変化 (b) SS の経時変化

図-9 構造物の礫粒径による浄化過程の相違
(CASE-1, 潮差 1.0 m)

(a) COD の経時変化 (b) SS の経時変化

図-11 潮差による浄化過程の相違
(CASE-1, 礫径 5.0 cm)

(a) COD 濃度分布図



(b) SS 濃度分布図

図-10 濃度の平面分布図
(潮差 1.0 m, 礫径 5.0 cm)

し、長期的には COD に対しては式(8)、SS に対しては式(9)で、また、酸素消費速度定数は式(11)の実験式で表される。

(2) 礫間接触浄化構造物の配置形状は内水域の浄化過程にあまり大きな影響を及ぼさないが、溶存酸素濃度の極端な低下を防ぐために構造物の長さはできるだけ短くすることが望ましい。図-7 に示すような配置形状と規模の構造物では海水中的 COD は約 60 %, SS は約 80

%除去されるが、内水域は貧酸素状態になる。

(3) 礫粒径や潮差は礫間接触浄化構造物の浄化効果に余り影響を及ぼさないで、実用的な観点からは粒径の大きな礫を用いるのが望ましい。

最後に、本論文をまとめるに当たり、シーブルー・テクノロジー工法研究会の公表論文を参考にさせて戴いた。また、本研究の一部は文部省科学研究費一般研究(B) (代表者：小田一紀, No. 03452215) の補助を受けた。ここに記して深甚なる謝意を表する。

参 考 文 献

- 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—冬期海水を対象として—, 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.
- 西原 潔・浜端英男・北島真人・伊藤辰也・細川基史 (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.
- 毛利光男・青木松男・丹田千明 (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
- 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..