

土 木 研 究 所 報 告

第 133 号

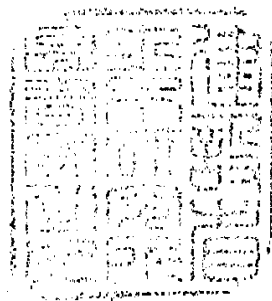
感潮河川の汚濁機構，特に隅山川について 杉木昭典…(1)

砕波後の波の変形に関する実験的研究 豊島 修，富永正照，橋本 宏…(121)

工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究 (1)

——繊維加工，染色等の工場群からの排水の活性汚泥処理について——

..... 柏谷 衛…(131)



昭和 43 年 5 月

建 設 省 土 木 研 究 所

感潮河川の汚濁機構, 特に隅田川について

(昭和 42 年 12 月)

杉 木 昭 典*

Foundamental Studies on the Pollution Forecasting in the Estuary

(December 1967)

Akinori Sugiki

Synopsis:

This study was carried out to elucidate the mechanism of pollution in the estuary, and the Sumida estuary was studied as a typical case of estuary.

As to the factors affecting the oxygen balance in the polluted estuary, first, existing theories on the mixing in the estuary were examined. It was concluded that at the present state the mixing theory developed for the Thames estuary was the most reliable for predicting the pollutional conditions in the strongly mixed estuary. Next, deoxygenation, reaeration, oxygen consumption by bottom deposits and behaviours of nitrogen and sulphur compounds were studied, and the influences of these factors were made clear for the Sumida estuary.

Then, estimating the pollutional load in 1975 and 1985, the author predicted the pollutional conditions of the Sumida estuary in these years and proposed some remedial measures.

Finally, the author studied on the treatment of the industrial wastes of Shingashi district which had been one of the major sources of pollution of the Sumida estuary. The design criteria for the treatment plant were given from the results of laboratory experiments.

要 旨

本研究は感潮河川の汚濁機構を解明すると共に、隅田川をモデルとしてその水質汚濁の予測および浄化に必要な技術的方策を明らかにするために行なったものである。

感潮河川の酸素平衡に関係する因子について、先づ、感潮河川の汚濁物質の混合に関する既存の理論を検討し、現段階ではテーマズ方式によるのが最も適当であることを明らかにした。更に、有機物の酸化、再ばう気、河床物質による酸素消費、窒素および硫黄化合物の挙動について研究し、隅田川ではこれ等の因子をいかに評価すべきかを明らかにした。

ついで、昭和50年および60年の汚濁負荷量、排水量を推定し、種種の条件の下における隅田川の水質の将来予測を行なった。

最後に、隅田川の最も大きな汚濁源の一つであった新河岸地区の工場廃水の処理方法について検討し、凝集沈殿および活性汚泥処理の適切な設計条件を明らかにした。

目 次

1. 感潮河川の酸素平衡.....(3)	4. 準定常と考えた場合の基本式.....(11)
〔1〕 感潮河川の汚濁物質の混合に関する理論.....(3)	5. 溶存酸素、非保存系物質の拡散.....(12)
(1) Tidal Prism による方法.....(5)	(3) 混合係数を用いた数値解.....(13)
(2) 拡散方程式による解法.....(6)	1) 混合機構.....(13)
1) 水位変動のある一定密度区間の拡散係数.....(7)	2) 塩分分布の推定.....(15)
2) 解析解.....(8)	3) BOD 分布の推定.....(15)
3) 数値解.....(10)	4) 酸素不足曲線の計算法.....(15)
	(4) 感潮河川の汚濁計算法に関する検討.....(16)

* 前河川部下水道研究員長 (現東京大学工学部都市工学科助教授)

[2] 脱酸素反応について.....(17)	4) 硫化物の酸化.....(49)
(1) 有機物質の好氣的分解過程.....(17)	2. 隅田川の水質汚濁予測.....(51)
(2) 脱酸素反応における海水の影響.....(19)	隅田川汚濁対策の概要.....(51)
[3] 再ばっ気について.....(20)	(1) 浄化用水の導入.....(51)
(1) 再ばっ気理論に関する従来の研究.....(21)	(2) 水質基準の設定.....(52)
(2) 再ばっ気係数の経験式.....(23)	(3) 公共下水道の整備.....(53)
(3) O'Connor-Dobbins の再ばっ気係数.....(25)	(4) 河床物質のしゅん浆.....(53)
1) 非等方性の場合.....(25)	[1] 隅田川における混合距離および混合係数.....(53)
2) 等方性の場合.....(25)	(1) 計算資料.....(53)
(4) Dobbins の再ばっ気係数.....(25)	1) 固有流量.....(53)
1) 表面交換率 r の決定.....(25)	2) 半潮時流積および水深.....(54)
2) 液膜の厚さ L の決定.....(26)	3) 塩素イオン濃度分布.....(55)
(5) Levich の理論とその再ばっ気現象への応用.....(26)	4) BOD および DO 分布.....(55)
(6) 再ばっ気現象および理論に関する考察.....(28)	(2) 混合距離および混合係数の計算.....(55)
[4] 河床物質の酸素消費.....(29)	1) 計算結果.....(57)
(1) 浮遊物質および河床物質の力学的性質.....(29)	2) 混合距離, 混合係数の換証計算.....(57)
1) 基礎方程式.....(29)	(3) 汚濁追跡計算.....(62)
2) 河床物質に関する最近の研究.....(30)	1) BOD 拡散分布基礎式.....(62)
(2) 感潮河川の浮遊物質の輸送量.....(33)	2) 計算結果.....(63)
1) Thames 感潮部における浮遊物質量の現地調査.....(33)	(4) 酸素交換係数 f 値.....(63)
2) 利根川感潮部における浮遊流砂の現地調査.....(33)	1) 酸素収支の基礎式.....(65)
(3) 河床物質の化学的性質.....(36)	2) 再ばっ気以外の溶存酸素の補給量.....(65)
(4) 河床汚泥による酸素消費.....(36)	3) 計算結果およびその検討.....(67)
1) 河床汚泥による酸素消費に関する従来の研究.....(36)	(5) 固有流による混合係数等の変化.....(71)
2) 隅田川の河床汚泥による酸素消費に関する実験的研究.....(37)	1) 調査結果.....(72)
3) 再浮上した汚泥の酸素消費量.....(38)	2) 混合距離, 混合係数の計算結果.....(73)
(5) 酸素収支に及ぼす河床汚泥の影響の計算法.....(38)	[2] 昭和50年および昭和60年における排水量および汚濁負荷量の推定.....(73)
[5] 硫黄および窒素化合物の酸素平衡に及ぼす影響.....(39)	(1) 工業出価額および人口の推定.....(73)
(1) 硫黄, 窒素化合物の流水中の挙動.....(40)	(2) 汚濁量原単位.....(76)
1) 窒素化合物の挙動.....(40)	(3) 終末処理普及率および BOD 除去率.....(90)
2) 硫黄化合物の挙動.....(40)	(4) 排水量および BOD 負荷推定値.....(90)
(2) 窒素化合物の酸化と還元.....(42)	[3] 昭和50年および昭和60年における隅田川の汚濁予測.....(91)
(3) 河水中の硝化作用.....(44)	(1) 汚濁負荷量および排水量.....(91)
(4) 硫黄化合物の酸化と還元.....(45)	(2) 計算に用いた諸常数, および境界条件.....(92)
1) 硫化水素発生に関する実験的研究.....(46)	(3) 計算結果の要約.....(93)
2) 硫黄化合物の還元.....(46)	[4] 結論および考察.....(97)
3) 硫化水素発生に対する鉄イオンの影響.....(48)	(1) 汚濁予測の結論.....(97)
	(2) 隅田川の汚濁予測に関する考察.....(97)
	3. 新河岸地区の工場廃水処理に関する技術的検討.....(98)
	[1] 新河岸地区の概要と処理目標.....(98)

[2] SCP 廃水の処理に 関する従来の研究	(100)	(2) 薬品濃集処理試験	(109)
(1) SCP製造工程および廃水水質	(100)	(3) 生物処理試験	(111)
(2) 現在まで行なわれている 処理方式	(101)	(4) 生物処理試験結果の要約	(115)
[3] 新河岸地区廃水処理の機能設計	(103)	[4] 実験結果に対する考察	(117)
(1) 水量および水質調査	(103)	(1) 予測水量および水質について	(118)
		(2) 予測処理水質および実施階に おける処理実績について	(119)

1. 感潮河川の酸素平衡¹⁾

河川の水質の汚濁は、自然汚濁と人為的な汚濁とに分けられる。前者は、降雨時流量の増加にともなう起る濁質の増加、あるいは温泉などによる酸性化などである。

水質汚濁は一般に後者を指し、河川または海岸などの公共水に汚水が流入し、そのため受水に何等かの障害を与えることを指している。たとえば毒物の流入による魚類の病死や水道水源の汚染、有機性廃水流入による脱酸素現象からひき起される種種の障害、極端に高いかまたは低い pH による河川の pH の変化などすべて水質汚濁といえる。人為的な汚濁は家庭下水によるものと工場廃水とに分けられることが多い。

水質汚濁防止は、河川の汚濁機構、言いかえれば自浄作用のもとずいて、受水の利用をさまたげないよう汚水の流入を規制することである。この自浄作用は大きく分けて物理的なものと生物化学的なものとに分けられる。

物理的な自浄作用は、河川中の乱流によって汚水が稀釈拡散される現象で、河川の自浄作用の重要な因子であって、汚水の放流方法などを定める決め手になる。

感潮河川の場合には、乱流による拡散よりも、潮汐による混合が支配的であって、この線に沿って解析が進められる。

生物的な自浄作用は、有機物が河川中の微生物や原生動物によって酸化または還元をうけ無機化される現象である。河川中の溶存酸素がある場合好気性菌が水中の溶存酸素を消費して無機化される。一方水中の溶存酸素が皆無となれば、嫌気性菌の作用によって、有機物中の酸素が嫌気性菌によってうばわれて還元作用をうける。

(1) 河川中に溶存酸素がある場合

河川中に溶存酸素が存在する場合、有機物は酸化をうけ水と炭酸ガスに分解され、アンモニアなどの窒素化合物は硝酸、亜硝酸となる。この場合水中の溶存酸素が消費され、有機物の量が多いと河水中の溶存酸素は皆無となる。

(i) 酸素を消費するもの

前述のように、水中の有機物は、生物の作用によって酸素を消費する。さらに河底に堆積した汚泥中の有機物は水中にある場合よりも酸素消費速度は遅いけれども、同様に酸素を消費する。またアンモニア、アルブミノイド性窒素は、硝化作用をうけて酸化され、亜硝酸または硝酸イオンとなり酸素を消費する。そのほか河床中で嫌気性分解をうけて発生した硫化水素も、河水中に溶存酸素がある場合には、水中で酸化をうけて硫酸イオンとなる。これらがすべて水中の溶存酸素を消費する。

(ii) 酸素供給源

河川の溶存酸素の補給は、水面から乱流によって空気中の酸素が水中に溶け込むのが、普通の場合支配的である。ついで上流から流入する水中に存在する酸素によって補給される量、さらに感潮部では海水中に存在する溶存酸素による補給がある。そのほか、生物による光合成によって補給される量もあるが、わが国では研究の段階である。

(2) 河水中に溶存酸素のない場合

河水中に溶存酸素がない場合には、嫌気性細菌によって有機物は還元作用をうけて、メタンガスが発生し、同時に硫酸還元菌によって硫酸イオンは硫化水素となる。このほか 水素 H_2 、炭酸ガス CO_2 、窒素 N_2 、アンモニア NH_3 、スカトール C_8H_9N 、インドール C_8H_7N 、メルカプタン C_6H_5SH に分解され、悪臭の原因となる。

1. では、[1]において感潮河川の混合について[2]において脱酸素反応、[3]において再ばう気現象について、[4]において河床物質の影響について、[5]において窒素化合物の挙動について述べることにする。

[1] 感潮河川の汚濁物質の混合に関する理論²⁾

感潮河川 (Estuary) の定義を Oxford English Dictionary によると、比較的大きな河川の感潮河口部であって、潜水の流れと潮汐とが合流するところと定義され、また Tidal なる形容詞は、潮汐に関係あるまたは影響される、周期的に順逆流が起る意味にとられている。³⁾ 感潮河川の汚濁の問題は、感潮部に流入する汚濁物質の時

- 1) 杉本昭典：「感潮河川汚濁物質の稀釈とその機構 I, II」用水と廃水, Vol. 5, No. 5, (1963)
- 2) 杉本昭典：「感潮河川の汚濁物質の混合に関する二、三の計算法」土木技術資料, Vol. 4, No. 12, (1964)
- 3) Klein, L.: "River Pollution 3" Butterworths, (1966)

間的、および場所的な分布を求める問題であるから、いわゆる不定流と同様の問題となり普通の河川のときよりかなり複雑となる。感潮河川の汚濁の解析は、感潮河川に放流する都市下水およびその処理の程度を定めるための決め手となる。さらに感潮の解析には、その水理特性を考慮しなければならない。河口部の水理特性は大別して次の三つに分類される。すなわち海水と淡水との混合の程度によって弱混合型 (Negligible Mixing), 緩混合型 (Moderate Mixing), 強混合型 (Intense Mixing) に分けられる。その模様を図に示すと図-1-1 のようである。弱混合型は、表層の河水層と底層の海水層とがほとんど混合せず、明瞭な成層をなすものである。したがって各層の中では垂直混合は行なわれるが、二層の境界をこえて混合が行なわれず水平方向の密度こう配はほとんどない。この型は潮差の少ない河口、また河川の固有流の小さい河川にみられる。

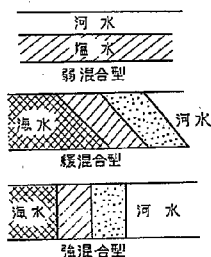


図-1-1 混合の型の模式図

強混合型は河水層と海水層との間に強い混合が行なわれる場合で、言い換えれば垂直方向の混合が完全である

場合である。したがって、水深方向には密度差が存在しない。水平方向には明瞭な密度こう配が存在し、等塩分線はほぼ垂直である。たとえば、Thames 河口部、また 3. で解析する隅田川もこの例である。緩混合型は混合が中程度の場合であり、水平方向にも水深方向にも密度こう配が存在する。等塩分線はくさび状を呈する。

普通の河口部では、強混合型または緩混合型が多くその範囲は潮差、固有流の大小、地形によってことなる。また嶋博士が木曾川¹¹⁾の調査で報告したように同じ感潮部でも潮汐の状態によって、一潮時の間に強混合型から弱混合型に移行する場合も知られている。

1. においては、主として強混合型を中心として述べる。弱混合の場合の汚濁については、物質移動量が境界層を通じてどの程度移動するかを見積ることがかなり困難なためである。感潮部の汚濁解析は、1950 年までは Phelps と Velz が New York 港の混合を論じた Tidal Prism⁵⁾ の概念を用いて解析が行なわれ、この概念は Ketchum⁶⁾ や Stommel⁷⁾ に受けつがれた。1950 年以來、G. I. Taylor⁸⁾ の乱流拡散の理論の影響を受け、拡散方程式と連続方程式を用いて汚濁計算を行なう研究が、Pritchard⁹⁾, Kent¹⁰⁾, O'Connor¹¹⁾ などによって行なわれ、さらに Harleman¹²⁾ による拡散係数の推定法、さらにこれらの結果を用いて Thomann と Marks は System Analysis¹³⁾ の手法を用いて、水質汚濁防止の最適計画への適用法を研究した。一方 Thames 河の汚濁防止を研究している英国の水質汚濁防止研究所の Preddy, Gameson らは Tidal Prism の概念を拡張して、混合係数を用いて Thames 河の河口部の汚濁物質、塩分、溶存酸素、温度の濃度分布を計算で求める方

4) 嶋, 椎貝, 玉井: 第19回年次学術講演会, 土木学会, (1964)

5) Phelps, E and Velz, C.: "Pollution of New York Harbor" Sewage Works J., Vol. 5, No. 1, (1933)

6) Ketchum, B. H.: "The Flushing of Tidal Estuaries" Sewage and Industrial Wastes, Vol. 23, No. 2, (1951)

7) Stommel, H.: "The Role of Density Current in Estuaries" Proceedings Minnesota International Hydraulic Convention, Sept, (1953)

8) Taylor, G. I.: "Dispersion of Soluble Matter in Solvent Flowing Slowly through a Tube" Proc. Roy. Soc. London, A, 219, (1953)

"The Dispersion of Matter in Turbulent Flow through a Pipe" Proc. Roy. Soc. London, A, 223, (1954)

"Diffusion by Continuous Movements" Proc. London Math. Soc., Vol. 20(2), (1922)

9) Pritchard, D. W.: "A Study of Flushing in Delaware Model" Tech. Report No. VII, The Chesapeake Bay Inst., Johns Hopkins

10) Kent, R. E.: "Turbulent Diffusion in a Sectionally Homogenous Estuary" Proc. ASCE, Vol. 86, SA 2, (1960)

11) O'Connor, D. J.: "Oxygen Balance of an Estuary" Trans. ASCE, Vol. 126, Part III, (1961)

12) Harleman, D. R. F.: "The Significance of Longitudinal Dispersion in the Analysis of Pollution in Estuaries" Advances in Water Pollution Research, Proc of Tokyo Conference, Pergamon Press, (1956)

13) Thomann, R. V. and Marks, D. H.: "Results from a Systems Analysis Approach to the Optimum Control of Estuarine Water Quality" Proceedings of 4th International Conf. of Water Pollution Research, Munich, (1966)

法を開発した。^{14), 15), 16), 17)}

以下少し詳細にのべる。

(1) Tidal Prism による方法

先述のように1933年 Phelps と Velz が New York 港の解析にこの方法を導入して以来、多くの感潮部においてこの方法が解析に用いられた。Ketchum はこの概念を用いて米国 New Jersey の Raritan Bay の解析に用いた。

この概念は、定常状態を考え、河口部をいくつかの区間に分けその区間の混合は完全であって、1潮時の間に次の条件を満足しているものとする。

1. ある期間に入った河水は、同じ期間に海の方に輸送される。

2. 1潮時について考えると、塩分の net exchange はない。

この仮定は、河川の流量が一定あれば、1潮時たった同じ Phase だけを考えれば定常とみなすことができ、かつ流量と塩分の保存を考えれば妥当と考えられる。

1潮時を考えると、流れは1潮時潮汐は満潮時河水を押し上げ、干潮時に下流に流される運動を繰返すから、混合が起る区間は、水分子が1潮時に移動する区間と考えてもよからう。

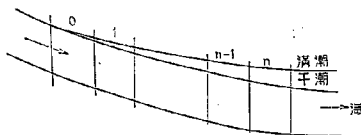


図-1-2 感潮部水位模型図

1潮時の分子の平均移動距離に等しく感潮部を分割する。各区間の間隔を、満潮時の体積を、海側のすぐ隣の区間の干潮時の体積に等しくすると、各区間は分子の平均移動距離に等しくなる。さらに感潮限界を0区間と名付けると、0区間では、1潮時間の固有流の体積に等しくとる。

今 R を1潮時の間に1区間に流入する河水の量、固有流という、 V を1区間の干潮時の水の体積、 P を満潮時の水面と干潮時の水面ではさまれた水の体積とすると、0区間では

$$P_0 = R$$

1, 2, ……区間に対しては

$$V_1 = V_0 + P_0$$

$$V_2 = V_1 + P_1 = V_0 + P_0 + P_1$$

$$V_3 = V_2 + P_2 = V_0 + P_0 + P_1 + P_2$$

$$\dots\dots\dots$$

したがって、一般的に次のように表わされる。

$$V_n = V_0 + \sum_{i=0}^{n-1} P_i = V_0 + R + \sum_{i=1}^{n-1} P_i \dots\dots\dots (1-1-1)$$

各区間内では海水と河水が満潮時に完全に混合するものとすれば、干潮時に海側に流される体積は、全体積と満潮時にはさまれる体積の比で表わされる。

$$r_n = \frac{P_n}{P_n + V_n} \dots\dots\dots (1-1-2)$$

この r_n を交換比 (Exchange Ratio) と名付けられ、汚濁物質、塩分の混合に関係する重要な因子である。

今1潮時の間に、或る区間に流入する河水の量を R_1 とすると、干潮時に次の区間に流出する河水の量は、 rR_1 である。次の潮時、同様に次の区間に流出する量は、 $r(1-r)R_1$ だけ流出し、その残量は $(1-r)^2R_1$ である。今 n 潮時前の固有流について考えると次のようになる。

潮時	除去された河水	残った量
1	rR_1	$(1-r)R_1$
2	$r(1-r)R_2$	$(1-r)^2R_2$
3	$r(1-r)^2R_3$	$(1-r)^3R_3$
k	$r(1-r)^{k-1}R_k$	$(1-r)^kR_k$

$R_1, R_2, R_3, \dots, R_k$ は、考える時間より、1, 2, 3, …… k 潮時に考慮している区間にはいった河水の体積である。

河川の流量が一定であると、 k 潮時累積した河水の量は

$$Q_n = R[1 + (1-r) + (1-r)^2 + (1-r)^3 + \dots + (1-r)^k] \dots\dots\dots (1-1-3)$$

$$Q_n: n \text{ 番目の区間に累積した河水量}$$

$$R: 1 \text{ 潮時の河水の量}$$

k が大きくなると

$$Q_n = R \frac{1 - (1-r)^k}{r} \dots\dots\dots (1-1-4)$$

となる。 k が ∞ となれば $(1-r) < 1$ であるから

$$Q_n = \frac{R}{r}$$

n 区間の河水の量が Q_n であるから、この区間の河水の割合は

- 14) Freddy, W. S.: "The Mixing and Movement of Water in the Estuary of The Thames" Jour. of Marin Biology Assoc. Vol. 33, (1954)
- 15) Gameson, A. L. H. and Freddy, W. S.: "Factors Affecting the Concentration of Dissolved Oxygen in the Thames Estuary" Jour. of the Institute of Sewage Purification.
- 16) Gameson, A. L. H. and Barrett, M. J.: "Oxidation, Reaeration and Mixing in the Thames Estuary" U. S. P. H. S., Robert A. Taft Sanitary Eng. Centor, Technical Report W. 58-2
- 17) "Effects of Polluting Discharges on the Thames Estuary" Water Pollution Research Technical Paper No. 11 H. M. S. O., (1965)

$$f = \frac{Q_n}{P_n + V_n} \dots (1-1-5)$$

である。したがって (1-1-5) 式から塩分量、汚濁物質量を求めることができる。

弱混合の場合、混合層の厚さを D 、水深を H で表わすと、混合比を次式で表わせば上と同様の手順で計算することができる。

$$r_n' = \frac{P_n}{P_n + V_n} \times \frac{D}{H} \dots (1-1-6)$$

この方法は河川の形状、潮差および河川の流量のような簡単な水理量によって計算できるので便利である。しかしこの Tidal Prism 法は、各区分での垂直混合が完全であると仮定していることがかなりの問題となる。Ketchum が Raritan Bay や Fundy 湾¹⁸⁾などに適用して割合計算値と実測値が一致したのは、Raritan 湾の場合 Tidal Prism と河水の比が 279 であり、したがって区間も 13 と多かったことによると考えられる。

したがって混合が不完全の場合には、誤差が多くなると、垂直混合が不完全のときは、混合比が小さく河水の累積量が大きく見積られ、水平混合が不完全の場合には、混合比を大きく見積られ、河水の累積量は実際より小さく見積られる。したがって、特別の場合を除いてこの方法は汚濁予測には用いられない。

(2) 拡散方程式による解法

物質の水中の拡散および混合の現象を解析するには拡散方程式を用いるのが一般である。Kent は 1960 年¹⁹⁾ 乱流拡散の概念を汚水の Tidal Mixing に応用して基本方程式を導いた。

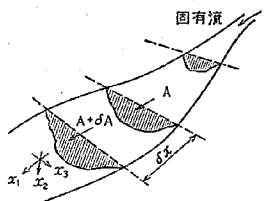


図-1-3 河口部の図式模型

図-1-3に示すような微小区間 dx で区切られる区間を考えよう。 $q(x_i, t)$ を単位体積当りの汚濁物質の濃度とする。 x_2, x_3 は境界で区切られているから微小区間での汚濁物質の輸送方向は x_1 方向のみである。 x_1 方向の流速を v_i で表わせば、輸送量は次式で表わされる。

$$\begin{aligned} v_i q A - \left\{ v_i q A + \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i q A) \delta x_i \right\} \\ = - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i q A) \delta x_i \dots (1-1-7) \end{aligned}$$

ここに $i=1, 2, 3$, A は断面積

この輸送された量は単位時間当り、単位体積当りの濃度増加分であるから

$$\frac{\partial q}{\partial t} A \delta x_i = - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i q A) \delta x_i \dots (1-1-8)$$

$i=1, 2, 3$

となる。 q は、垂直混合が完全で、断面内の濃度が一様であると仮定すれば

$$\frac{\partial q}{\partial x_2} = \frac{\partial q}{\partial x_3} = 0 \dots (1-1-9)$$

したがって

$$\frac{\partial q}{\partial x_i} = \frac{\partial q}{\partial x_1} \dots (1-1-10)$$

となる。さらに

$$v_2 = v_3 = 0 \dots (1-1-11)$$

また v_1 が x_1 方向の断面平均流速とすれば

$$\frac{\partial v_1}{\partial x_2} = \frac{\partial v_1}{\partial x_3} = 0 \dots (1-1-12)$$

ゆえに式 (1-1-8) は

$$\frac{\partial q}{\partial t} = - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x_1} (v_1 q A) \dots (1-1-13)$$

時間 t_0 における平均流速を次式で定義する。

$$\bar{v} = \frac{1}{T} \int_{t_0 - \frac{T}{2}}^{t_0 + \frac{T}{2}} v dt \dots (1-1-14)$$

ここに T : 平均をとった時間

同様に汚濁物質の平均濃度を定義する。

$$\bar{q} = \frac{1}{T} \int_{t_0 - \frac{T}{2}}^{t_0 + \frac{T}{2}} q dt \dots (1-1-15)$$

流速および汚濁物質の濃度変動を、平均値と瞬間値との差で定義するとつぎようになる。

$$v' = v - \bar{v} \dots (1-1-16)$$

$$q' = q - \bar{q} \dots (1-1-17)$$

いま $\bar{v}$, $\bar{q}$ は時間 T の間一定であるか、またはゆっくり変化する量であると仮定し、 v' と q' ガランダムな量と仮定すれば

$$\bar{v}' = \frac{1}{T} \int_{t_0 - \frac{T}{2}}^{t_0 + \frac{T}{2}} (v - \bar{v}) dt = 0 \dots (1-1-18)$$

$$\bar{q}' = \frac{1}{T} \int_{t_0 - \frac{T}{2}}^{t_0 + \frac{T}{2}} (q - \bar{q}) dt = 0 \dots (1-1-19)$$

(1-1-16), (1-1-17) の関係を式 (1-1-13) に代入し、時間平均をとると

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} = - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (\bar{v} q A) - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (A < \bar{v} q' >) \\ \dots (1-1-20) \end{aligned}$$

ここに

18) Ketchum, B. H. and Keen, D. J.: "The Exchange of Fresh and Salt Waters in the Bay of Fundy and in Passamaquoddy Bay" Jour. of the Fisheries Research Board of Canada, Vol. 10, (1953)

$$\frac{\partial \bar{v}'}{\partial t} = \frac{\partial \bar{q}'}{\partial t} = \bar{q}' = \bar{v}' = 0 \quad (1-1-21)$$

$$\bar{v}' \bar{q} = \bar{v} \bar{q}' = 0 \quad (1-1-22)$$

$\bar{v}' \bar{q}$ は先験的にいかなる値をとるかを決めることはできない。それで Kent は乱流拡散の概念を用い、拡散係数をつぎのように定義した。

$$K_q = -\frac{\bar{v}' \bar{q}'}{\partial \bar{q} / \partial x} \quad (1-1-23)$$

式(1-1-20)に式(1-1-23)の K_q を代入すると

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} = & -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (\bar{v} \bar{q} A) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \\ & \times (AK_q \frac{\partial \bar{q}}{\partial x}) \quad (1-1-24) \end{aligned}$$

河川の固有流を R とすれば、これは時間に独立と考えてよいから

$$R = vA \quad (1-1-25)$$

この関係を式(1-1-24)に代入すると

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} = & -\bar{v} \frac{\partial \bar{q}}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AK_q \frac{\partial \bar{q}}{\partial x}) \\ & \quad (1-1-26) \end{aligned}$$

となる。

さらに減衰する物質を考える場合にはその項を入れて

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} = & -\bar{v} \frac{\partial \bar{q}}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AK_q \frac{\partial \bar{q}}{\partial x}) \\ & - K\bar{q} \quad (1-1-27) \end{aligned}$$

K は、一次反応の恒数で、沈殿、吸着、放射性物質の減衰、色素の吸着、生物酸化などによる減衰する物質の濃度を示す項目である。

拡散係数は、前述のように流速と水質の変動の積に係り、乱流拡散と同程度のウエイトをもっている。この拡散係数は、もちろん乱流によるものと、水深方向の流速分布による縦方向の拡散によるもの、また濃度分布の変動によるものなどが考えられる。また感潮部の拡散係数は、水位変動のみで水質的に変化がない場合と水質、塩分分布が変動する場合とでその特性が異なる。

1) 水位変動のある一定密度区間の拡散係数

一定の塩分濃度を有する感潮部は次の三つの部分が考えられる。1) 感潮部で、固有流によって塩水の遡上が妨げられ、水位変動のみある所 2) 河口部で塩分濃度が大洋の塩分濃度とほぼ同じである部分 3) 固有流量が少なく、全感潮部がほぼ同じ塩分濃度とみなしてよい部分である。

Holley と Harleman¹⁹⁾ は Taylor の管内の拡散係数の理論²⁰⁾ をこの部分に応用しようとした。

Taylor は、直管における縦方向の拡散係数を次式で与えた。

$$K_L = 10.1 r_0 u_* \quad (1-1-28)$$

ここに r_0 は管の直径、 u_* は摩擦速度 $\sqrt{\tau_0/\rho}$ 、 τ_0 : 壁面でのせん断力、 ρ : 密度である。

開水路の場合 R_L を径深とすると次式となる

$$K_L = 14.3 R_L \sqrt{2g} S_b \quad (1-1-29)$$

S_b はエネルギーこう配である。

Chézy の式を用いると、 $S_b = v^2/C^2 R_L$ となり式(1-1-29)に代入すると

$$K_L = \frac{14.3 \sqrt{2g}}{C} \cdot v R_L \quad (1-1-30)$$

いま粘性係数 ν を導入し、かつ Manning 式を用いると

$$C = \frac{1}{n} R_L^{1/6}$$

であるから式(1-1-30)は

$$K_L = 14.3 \sqrt{2g} \times \nu \frac{n}{R_L^{1/6}} R \quad (1-1-31)$$

ここに $R = \nu R_L / \nu$ は開水路の Reynold 数である。

したがって m-sec 単位で

$$K_L = 63 \nu \left(\frac{n}{R_L^{1/6}} \right) R \quad (1-1-32)$$

ft·sec 単位では係数は 77 となる。

水位変動があるので感潮河川での、いま流速を半潮時の平均流速ととり、またその流速の時間的変動が正弦曲線を描くとする

$$R = \frac{2}{\pi} \frac{|u_{max}| R_L}{\nu} \quad (1-1-33)$$

したがって

$$\frac{K_L}{\nu} = 63 \left(\frac{n}{R_L^{1/6}} \right) \frac{2}{\pi} \frac{|u_{max}| R_L}{\nu} \quad (1-1-34)$$

ft-sec 単位で表わすと

$$\frac{K_L}{\nu} = 77 \left(\frac{n}{R_L^{1/6}} \right) \frac{2}{\pi} \frac{|u_{max}| R_L}{\nu} \quad (1-1-34')$$

で表わされる。

いま式(1-1-30)式を上述の Reynolds 数の代わりに単位体積当りのエネルギーの消費量で表わすことができる。

いま河川の延長を L とすると

$$S_L L = \text{消費されたエネルギー} / \text{流下した水の重量}$$

$$\tau Q = \text{流下した水の重量} / \text{sec}$$

$$S_L L \tau Q = \text{消費されたエネルギー} / \text{sec}$$

となり、

$$\rho A L = \text{流下した水の体積}$$

であるから、単位体積当りのエネルギー消費の割合 G は次式で表わされる。

$$G = \frac{S_L L \tau Q}{\rho A L} = g v S_b \quad (1-1-35)$$

19) Holley, E. R., Jr and Harleman, D. R. F.: "Dispersion of Pollutants in Estuary Type Flows" M. I. T. Hydrodynamics Laboratory Technical Report No. 74, (1965)

また

$$S_0 = \frac{v^3}{C^2 R_1}$$

であるから

$$G = \frac{gv^3}{C^2 R_1} \dots (1-1-36)$$

式(1-1-30)と式(1-1-36)とから v を消去すると

$$K_L = \left[\frac{20.2g^{1/3}}{C^{1/3}} \right] R_1^{1/3} G^{1/3} \dots (1-1-37)$$

式(1-1-37)式は Kolmogoroff の相似から導かれる拡散式と同様の形をとることがわかる。

Holley と Harleman は、開水路で、水位変動のみを与えた実験から、式(1-1-33)で定義される Reynold 数と式(1-1-34)で定義される式との間の相関を求めた。

その結果は図-1-4に示すようである。

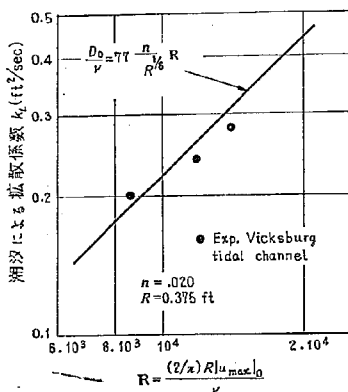
図-1-4 縦拡散係数と Tidal Reynolds 数の相関¹⁷⁾

図-1-4と同じ資料を用いて式(1-1-37)を用いて求めると図-1-5のようになる。

このような取扱いをすれば、上述のように拡散係数は一定と考えて取扱うことができる。しかし Harleman が指摘するように、これらの式は塩分濃度が流下方向に変化する所では使えずまた河川にわん曲、断面変化、さらに河床の変動の影響が入っていないことは注意しなければならない。したがって実際の河川での拡散係数は式(1-1-34)で見積るより大きくなるものと考えられる。

流下方向に密度こう配のある場合

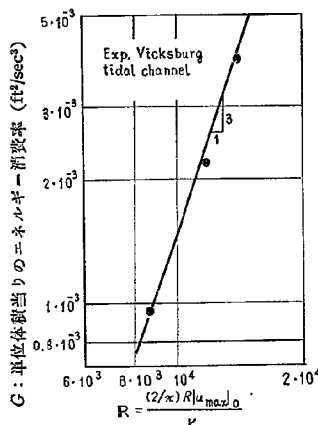
海水が浸入する感潮部の見かけの拡散係数は、潮汐によって起される拡散と、重力による力の不安定性 (Gravitational Instability) による拡散とが入りまじった形で表われる。この見かけの拡散係数 K_L' は、場所によってことなるとともに、同一地点では固有流の大きさによって大きく変化する。例えば米国 Delaware 河ではこの値は5倍も変化する。したがって、密度こう配がある場

図-1-5 エネルギー消費率と Tidal Reynolds 数の相関

合には、局所的な拡散係数より全体にわたって求める必要がある。

Kent や Stommel は、次のようにして準定常状態の拡散係数をもとめた。いま式(1-1-27)において、 $\partial \bar{q} / \partial t = 0$, $K=0$ とすると

$$\bar{v} \frac{\partial \bar{q}}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (A K_q \frac{\partial \bar{q}}{\partial x}) \dots (1-1-38)$$

において、 x について積分し、断面積 A 倍すると

$$Q_f \bar{q} = A K_q \frac{\partial \bar{q}}{\partial x} \dots (1-1-39)$$

となる。ここに Q_f は固有流である。これより以後式には特別に断りない限り平均値を表わしをつけないことにする。いま、差分式に直すと

$$K_q = K_L' = \frac{Q_f \cdot q_x \cdot 2 \Delta x}{A(q_{x+\Delta x} - q_{x-\Delta x})} \dots (1-1-40)$$

感潮部の上下流の境界では $\partial q / \partial x = 0$ であるから、式(1-1-40)は感潮部のうち、海水の浸入している部分のみ適用できる。図-1-6(1)は、Delaware 河の満潮時の塩分濃度を用いて計算した見かけの拡散係数である。この $K_q = K_L'$ の値により、海水の実質的浸入のある所では、そうでないときより拡散係数の値は非常に大きくなっているのがわかる。この図からも拡散方程式を用いての予測計算はかなり困難なことがわかる。

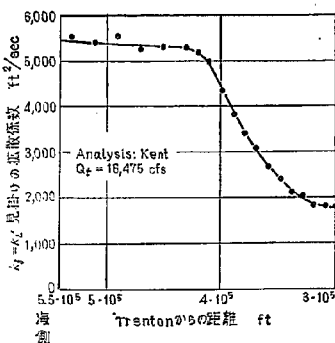
2) 解析解

式(1-1-26)式を、定断面かつ拡散係数一定の場合 Holley と Harleman が解析解をもとめている。¹⁷⁾

いま感潮部の流速変動が次式で与えられるとする。

$$u_t = u_f + u_T \sin \sigma(t - \sigma) \dots (1-1-41)$$

ここに u_f は河川固有流によるもの、 u_T は潮汐による変動流速の最大値を表わし、一応場所による変化はない


 図-1-6(1) Delaware 河の K_L の変化

ものと仮定する。

これを拡散式に入れると

$$\frac{\partial q}{\partial t} + [v_f + v_T \sin \sigma(t - \delta)] \frac{\partial q}{\partial x} = K_q F(t) \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} \quad (1-1-42)$$

いま簡単のため $A(t)$ を 1 と仮定する。さらに次のように $\bar{x}$ を定義する。

$$\begin{aligned} \bar{x} &= x - \int_0^t v dt \\ &= x - v_f t + \frac{v_T}{\sigma} [\cos \sigma(t - \delta) - \cos \sigma] \end{aligned} \quad (1-1-43)$$

$$\theta = \int_0^t F(t) dt$$

$F(t)$ は

$$F(t) = \frac{v_{sA}(t)}{v_{sA}} = \frac{1}{(2/\pi)B} \times \left\{ \left| \frac{v_f}{v_i} + \sin \sigma(t + \delta) \right| \right\}^{1 + \frac{n}{2}} \quad (1-1-44)$$

で定義される量であって、 B : dimensionless な常数、 n は Manning の Roughness を示すパラメーターである。

このように定義すると、(1-1-42)は一般の熱伝導の式となる。

$$\frac{\partial c}{\partial \theta} = K_q \frac{\partial^2 c}{\partial \bar{x}^2} \quad (1-1-45)$$

いま、総量 M なる物質が $x=0$, $t=0$ ($\theta=0$) で、か

つ

$$q(x, 0) = \frac{M}{\rho A} \delta(x)$$

$$q(\pm \infty, t) = 0 \quad (1-1-46)$$

かつ、デルタ函数として

$$\int_{-\infty}^{\infty} \delta(x) dx = 1$$

とすれば、式(1-1-45)は次式となる。

$$q = \frac{M}{\rho A \sqrt{4\pi K_q \theta}} \exp\left(-\frac{\bar{x}^2}{4K_q \theta}\right) \quad (1-1-47)$$

$\bar{x}$ を式(1-1-43)から代入すると式(1-1-47)は次式となる。

$$q = \frac{M}{\rho A \sqrt{4\pi K_q \theta}} \times \exp\left\{-\frac{\left[x - v_f t + \frac{v_T}{\sigma} [\cos \sigma(t - \delta) - \cos \sigma]\right]^2}{4K_q \theta}\right\} \quad (1-1-48)$$

θ は t が大となると t に近づく。

さらに、 t が大きくなると $F(t)$ は 1 になるから t が大きいときには式(1-1-48)は

$$q = \frac{M}{\rho A \sqrt{4\pi K_q t}} \times \exp\left\{-\frac{\left[x - v_f t + \frac{v_T}{\sigma} [\cos \sigma(t - \sigma) - \cos \sigma]\right]^2}{4K_q t}\right\} \quad (1-1-49)$$

実際的には、満干潮時に観測が行なわれることが多い。満干潮時には変動流速は零となる。すなわち

$$v_i \sin \sigma(t - \delta) = 0 \quad (1-1-49)$$

満潮時は

$$t - \delta = nT, \quad n = 0, 1, 2 \quad (1-1-50)$$

また干潮時は

$$t - \delta = \left(n + \frac{1}{2}\right) T \quad (1-1-51)$$

T は周期

一周を時間単位にとれば、拡散方程式は次のように書ける。

$$\frac{1}{T} \frac{\partial q_s}{\partial n} + v_f \frac{\partial q_s}{\partial x} = K_q \frac{\partial^2 q_s}{\partial x^2} \quad (1-1-52)$$

s は満干潮時 (Slack Time) のみの濃度を示す。

$x=0$, $t=0$ に瞬間に投入された物質の拡散式の解はつぎのようになる。

$$q_s = \frac{M}{\rho A \sqrt{4\pi K_q n T}} \exp\left\{-\frac{[x - v_f n T]^2}{4K_q n T}\right\} \quad (1-1-53)$$

式(1-1-53)は式(1-1-49)に $t - \delta = nT$ とおいたものに等しい。

連続投入の場合²⁰⁾

$x=0$ に、連続投入、 Q_m される場合、について考える。連続投入される時間 $0 < t < t_1$ として拡散係数はかわらないものとする。この場合は式(1-1-49)を積分すればよい。

いま dt 時間に区切ると、投入量は $Q_m dt$ となり $t \geq t_1$ に対して

20) Ippen, A. T.: "Estuary and Coastline Hydrodynamics" McGraw-Hill, pp. 630~647 (1966)

$$q = \int_0^{t_1} \frac{Q_m}{\rho A \sqrt{4\pi K_q(t-\tau)}} \times \exp \left\{ - \frac{\left[x - v_f(t-\tau) + \frac{v_T}{\sigma} \{ \cos \delta t - \cos \sigma \tau \} \right]^2}{4K_q(t-\tau)} \right\} d\tau \quad (1-1-54)$$

$\eta = t - \tau$ とすれば

$$q = \int_0^{t_1} \frac{Q_m}{\rho A \sqrt{4\pi K_q \eta}} \times \exp \left\{ - \frac{\left[x - v_f \eta + \frac{v_T}{\sigma} \{ \cos \sigma t - \cos(t-\eta) \} \right]^2}{4K_q \eta} \right\} d\eta \quad (1-1-55)$$

しかしながらこの式は解析的にとけないので、Huber と Zargar は上式を電子計算機を用いて数値積分するプログラムを作っている。

3) 数値解

解析的に基本方程式がとぎえる場合はかなり少ない。解析的にとぎえない場合には差分方程式を用い数値計算による以外ない。ここに Kent が求めた計算法のをべよう。

いま v , A , K_q すべて正とする。今初期条件を

$$q(x, t) \sim e^{-\alpha x / l} \quad (1-1-56)$$

で与え、境界条件を

$$t=0 \text{ において } q(x, t)=0 \quad (1-1-57)$$

および

$$\int_{-\infty}^{\infty} A_q dx = M \quad (1-1-58)$$

ただし M は放流物質量である。

偏微分係数の前方差分は次のようになる。

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{q_{x,t+\Delta t} - q_{x,t}}{\Delta t} - \frac{\Delta t}{2} \cdot \frac{\partial^2 q}{\partial t^2} \quad (1-1-59 a)$$

$$\frac{\partial q}{\partial x} = \frac{q_{x+\Delta x,t} - q_{x-\Delta x,t}}{2\Delta x} - \frac{\Delta x^2}{6} \cdot \frac{\partial^3 q}{\partial x^3} \quad (1-1-59 b)$$

$$\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} = \frac{q_{x+\Delta x,t} - q_{x-\Delta x,t} - 2q_{x,t}}{\Delta x^2} - \frac{12}{\Delta x^4} \cdot \frac{\partial^4 q}{\partial x^4} \quad (1-1-59 c)$$

式(1-1-26)に上式を代入し整理すると次式となる。

$$q_{x,t+\Delta t} = q_{x,t} \left\{ 1 - \frac{1}{A_x} \frac{dt}{dx^2} \left\{ (AK_q)_{x+} \left(\frac{dx}{2} \right) + (AK_q)_{x-} \left(\frac{dx}{2} \right) \right\} + q_{x+\Delta x,t} \left\{ - \frac{v_x dt}{2\Delta x} + \frac{(AK_q)_{x+} \left(\frac{dx}{2} \right)}{A_x} \frac{dt}{dx^2} \right\} + q_{x-\Delta x,t} \left\{ \frac{v_x}{2} \cdot \frac{dt}{dx} + \frac{(AK_q)_{x-} \left(\frac{dx}{2} \right)}{A_x} \frac{dt}{dx^2} \right\} \right\} \quad (1-1-60)$$

式(1-1-60)を用いると、 A , K_q , v が t で既知である

と、 $t+\Delta t$ における汚濁物質の濃度 q を推定することができる。

式(1-1-60)の収斂の条件は、式(1-1-60)の係数が正であることである。すなわち

$$1 - \frac{1}{A_x} \frac{dt}{dx^2} \left\{ (AK_q)_{x+} \left(\frac{dx}{2} \right) + (AK_q)_{x-} \left(\frac{dx}{2} \right) \right\} \geq 0 \quad (1-1-60 a)$$

および

$$\left\{ \pm \frac{v_x dt}{2\Delta x} + \frac{(AK_q)_{x+} \left(\frac{dx}{2} \right)}{A_x} \frac{dt}{dx^2} \right\} \geq 0 \quad (1-1-60 b)$$

いま r を次式で与えと

$$r = \frac{dt}{dx^2}$$

式(1-1-60 a)から

$$r \leq \frac{(A_x)_{\min}}{(2AK_q)_{\max}} \quad (1-1-61)$$

および式(1-1-60 b)から

$$\pm \frac{v_x dt}{2\Delta x} \leq \frac{(AK_q)_{\min}}{(A_x)_{\max}} \quad (1-1-62)$$

を、メッシュが満足しなければならない。

AK_q が一定である場合には、 A を K_q の中に含ませると、式(1-1-26)は次のようになる。

$$\frac{\partial q}{\partial t} = -v \frac{\partial q}{\partial x} + K_q \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} \quad (1-1-63)$$

前方差分をとり、式(1-1-63)に入れて高次微分を省略して整理すると式(1-1-63)は次のようになる。

$$q_{x,t+\Delta t} = q_{x,t} \left\{ 1 - 2K_q \frac{dt}{dx^2} \right\} + q_{x+\Delta x,t} \left\{ K_q \frac{dt}{dx^2} - \frac{v}{2} \frac{dt}{dx} \right\} + q_{x-\Delta x,t} \left\{ K_q \frac{dt}{dx^2} + \frac{v}{2} \frac{dt}{dx} \right\} \quad (1-1-64)$$

K_q が一定であれば収斂条件は、

$$\frac{dt}{dx^2} \leq \frac{1}{2K_q} \quad (1-1-65)$$

$$\frac{v dt}{2\Delta x} \leq K_q \frac{dt}{dx^2} \quad (1-1-66)$$

拡散係数は前述式(1-1-40)を用いればよい。

Kent は、式(1-1-60)を用い、米国陸軍、工兵隊で行なった Delaware 模倣実験の結果を用い、満潮時に投入された色素の拡散について解析を行なった。彼は色素投入以来3潮時を初期条件とした。Kent はまた拡散係数は、拡散している部分のスケールに関係するのではじめは塩分の拡散係数の方が色素のそれより大きいと考えた。さらに式(1-1-37)から、長さのスケールとしては水平より水深の方が関係があるようである。彼の解析結果を示すと図-1-6(2)のようになり、拡散係数の仮定の違いは大きな影響を与えないようである。

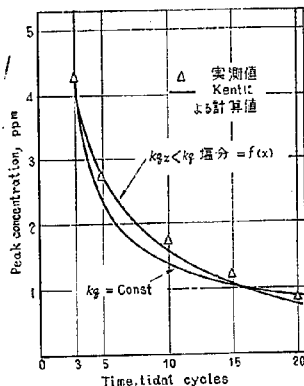


図-1-6(2) Delaware 河の計算値と実測値

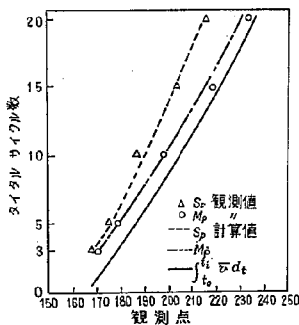
さらに実験と計算から、時間 t_0 と t_i の間で汚濁物質の peak, 中央値 median と水分子の移動距離には図-1-7 の関係が認められることがわかった。

$$S_p < M_p < \int_{t_0}^{t_i} \bar{v} dt \quad (1-1-67)$$

ここに S_p : t_0 , t_i 間の汚濁物質 peak の移動距離

M_p : t_0 , t_i 間の汚濁物質 median の距離

$\bar{v}$: 平均流速


 図-1-7 S_p , M_p , $\int_{t_0}^{t_i} \bar{v} dt$ の時間変化

4) 準定常と考えた場合の基本式

固有流が一定で、また潮汐が周期的であれば、周期の同一位相の水質を対象として考えれば、準定常と考えてもよい。このような考え方にもとづいて、基本方程式(1-1-26)は次のように書くことができる。

$$0 = -v \frac{\partial q}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AK_q \frac{\partial q}{\partial x} \right) \quad (1-1-68)$$

x に関して積分すると

$$F = -Rq + AK_q \frac{\partial q}{\partial x} \quad (1-1-69)$$

F は x 方向の汚濁物質の移動総量であって、汚濁物質注入点より上流側で零、下流側では一定である。

もし汚濁物質が時間的に減衰する場合には次のようになる。すなわち、減衰が

$$q = q_0 e^{-t/\tau} \quad (1-1-70)$$

ここで τ は半減期、で表わされると

$$\frac{d}{dx} (F(x)) = -\frac{Aq}{\tau} \quad (1-1-71)$$

となるから、基本式は次式で表わされる。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(Rq - AK_q \frac{\partial q}{\partial x} \right) + \frac{A}{\tau} q = 0 \quad (1-1-72)$$

もし、放流口の汚濁物質の量が M であるとする、式(1-1-72)は次式となる。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(Rq - AK_q \frac{\partial q}{\partial x} \right) + \frac{A}{\tau} q = M \quad (1-1-73)$$

この場合の拡散係数 K_q は Stommel^[21] は保存量として淡水の濃度を用いた。 f をその濃度とすると

$$K_q = \frac{R(f-1)}{A(\partial f / \partial x)} \quad (1-1-74)$$

f の各区間の値を求めるために差分式に直すと式(1-1-74)は

$$K_{qn} = \frac{R2a(1-f_n)}{A_n(f_{n-1} - f_{n+1})} \quad (1-1-75)$$

$f_{n-1} > f_n$, $f_n < 1$, $K_{qn} > 0$ である。この場合の記号を図-1-8に示す。

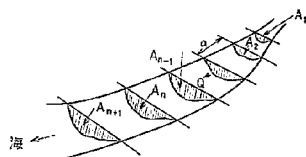


図-1-8 河口の模型図

式(1-1-72)を数値計算のため差分式に直すと次のようになる。

$$P_n q_{n-1} + Q_n q_n + R_n q_{n+1} = 0 \quad (1-1-76)$$

ここに

$$P_n = -\frac{1}{2a} \left[R - \left(\frac{K_{qn+1} A_{n+1} - K_{qn-1} A_{n-1}}{2a} \right) \right]$$

$$- \frac{K_{qn} A_n}{a^2}$$

$$Q_n = \frac{2K_{qn} A_n}{2a} + \frac{A_n}{\tau}$$

21) Stommel, H.: "The Role of Density Current in Estuaries" Proceedings Minnesota Int. Hyd. Convention, (1953)

$$R_n = \frac{1}{2a} \left[R - \left(\frac{K_{qn+1}A_{n+1} - K_{qn-1}A_{n-1}}{2a} \right) \right] - \frac{K_{qn}A_n}{a^2}$$

境界条件は、海で $f=0$ で $q=0$ 、上流端で $f=1$ で $q=0$ である。

いま簡単な例として、断面積が河口部を通じて一定であれば淡水の濃度を表す式は次のようになる。

$$\left. \begin{aligned} f &= 1 - e^{-x'} \\ x' &= \frac{R}{K_q A} x \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (1-1-78)$$

放流口より上流で、 $q_1(x)$ と $q_2(x)$ に分けると

$$\frac{q_1(x)}{q(L)} = e^{K_1(x'-L)} \dots\dots\dots (1-1-79 a)$$

$$\frac{q_2(x)}{q(L)} = \frac{e^{K_2 x'} - e^{K_1 x'}}{e^{K_2 L} - e^{K_1 L}} \dots\dots\dots (1-1-79 b)$$

ここに

$$q(L) = q_0 (e^{K_2 L} - e^{K_1 L})$$

$$K_1 = \frac{1}{2} (1 + \sqrt{1 + Z})$$

$$K_2 = \frac{1}{2} (1 - \sqrt{1 + Z})$$

$$Z = 4K_q A^2 / \tau R^2$$

$$q_0 = M_1 Q$$

$$L' = \frac{R}{K_q A} L$$

式(1-1-79 a)、(1-1-79 b)を図-1-9に示す。この図における実線は保存物質の放流口から上流の濃度分布を示し破線は下流における濃度を示す。さらに $\tau = A^2 K_q / 2Q^2$ で表わされる場合の放流口が $x' = -3, -1$ にあるときの濃度分布を点線に示す。

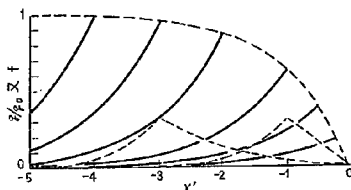


図-1-9 一様断面水路の q/q_0 と x' の関係

5) 溶存酸素、非保存系物質の拡散

O'Connor^{11), 23)}は、断面がかわる場合の点源からの非保存物質の拡散の解析解をもとめた。

溶存酸素を求めるための基本方程式はつぎのように書くことができる。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + v \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(A K_L \frac{\partial c}{\partial x} \right) + K_2 (C_s - c) - K_1 L_a \dots\dots\dots (1-1-80)$$

ここに

c : 溶存酸素 (ppm)

K_2 : 再ばっ気係数 (1/日)

C_s : 飽和溶存酸素 (ppm)

K_1 : 脱酸素恒数 (1/日)

L_a : 最終 BOD (ppm)

である。 K_1, K_2 については後で詳しく述べる。

このほか、Dobbins²⁴⁾が指摘するように、次のようなものを考慮する必要がある。

- i) 沈殿および吸着による BOD の除去
- ii) 局所的流出による BOD の付加
- iii) 河底物質による酸素消費
- iv) 光合成による酸素供給および生物の呼吸による消費

このうちのあるものについては後で詳しく述べる。

準定常状態を考えると $\partial c / \partial t = 0$ と書くことができ、一帯離れたある地点の溶存酸素は、次式で表わすことができる。ここで、拡散係数、断面積および河川の流速は変らないものとする。式(1-1-80)は次のようになる。

$$v_f \frac{dc}{dx} = K_L \frac{d^2 c}{dx^2} + K_2 (C_s - c) - K_1 L_a \dots\dots\dots (1-1-81)$$

BOD について、式(1-1-81)と同じように、拡散式を求めると次のようになる。

$$v_f \frac{dL_a}{dx} = K_L \frac{d^2 L_a}{dx^2} - K_1 L_a \dots\dots\dots (1-1-82)$$

$x=0$ で $L_a=L_0$ 、 $x=\infty$ で $L_a=0$ と仮定すれば式(1-1-82)は次のように積分できる。

$$L_a = L_0 e^{h x} \dots\dots\dots (1-1-83)$$

ここに

$$h_1 = \frac{u_f}{2K_L} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4K_1 D}{u_f^2}} \right] \dots\dots\dots (1-1-84)$$

BOD の河川の流下方向の分布を、式(1-1-82)に代入して、式(1-1-82)を積分すると次のようになる。

$$c = c_0 e^{h_2 x} + C_s (1 - e^{h_2 x}) - \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} [e^{h_1 x} - e^{h_2 x}] \dots\dots\dots (1-1-85)$$

ここに $x=0$ で $c=c_0$ 、 $x=\infty$ で $c=C_s$ かつ

$$h_2 = \frac{u_f}{2K_L} \left[1 + \sqrt{1 + \frac{4K_1 D}{u_f^2}} \right] \dots\dots\dots (1-1-86)$$

O'Connor は Delaware 河について、 K_1 を実測 BOD

22) O'Connor, D. J.: "Estuarine Distribution of Nonconservative Substance" Proc. ASCE, Vol. 91, SA1, (1965)

23) O'Connor, D. J.: "Organic Pollution of New York Harbor-Theoretical Considerations" Jour. WP CF, Vol. 34, No. 9, (1962)

24) Dobbins, W. E.: "BOD and Oxygen Relationship in Streams" Proc. ASCE, Vol. 90, SA 3, (1964)

から式(1-1-81)を用いて求め、 K_2 は彼等が求めた半理論式から導いた再ばつ気係数を用いて計算と実測値と割合良い一致を得た。また James 河では、廃水中の硫酸イオンをトレーサーとして用いて K_L を求めて、式(1-1-85)を用いてよい結果を得ている。

O'Connor はさらに河川の断面積が流下方向に一次式であるいは二次式で変わる場合の解析解を求め、Delaware 河および Upper East River に応用してかなりよい結果を得た。²⁹⁾

(3) 混合係数を用いた数値解

Preddy は、Ketchim らの提案した、Tidal Prism の概念を拡張して、半理論的方向を用いて Thames 河口部の汚濁予知に用いる方法を開発した。彼は、Tidal Prism の仮定が完全混合であることと混合距離を先験的に水分子の移動距離と仮定することに無理を感じ、それぞれを実測値を用いて求める方法を用いることにした。

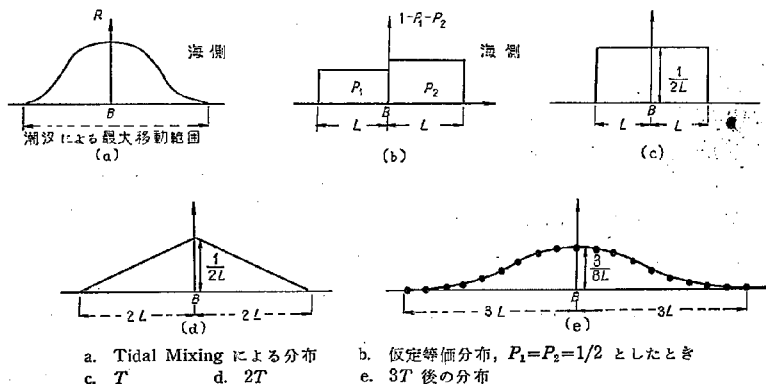


図-1-10 河口部における単位水塊の分布

Preddy は、河口部の混合を二つの常数を用いて表わした。B の近傍の水塊 1 単位がある Tidal Cycle T 後拡散した時を考える。いま P_1 を B 点から上流側、 P_2 を下流側に拡散した部分とし、簡単のため混合距離 L に一様に分布すると仮定する。

このように定義すると $1 - P_1 - P_2$ は、潮の干満によって 1 潮時後も原点 B に残る部分である。

混合が弱いと、 $P_1 + P_2$ は 1 に比べて小さく、 $1 - P_1 - P_2$ 、すなわち原点に残る部分が多い。

時間 T を 1 潮時にとると、 L はおおよそ潮汐によって移動する水分子の距離と大体同じオーダーをもっている。もし計算において、 $P_1 + P_2$ が 1 より大であるときは、仮定した L が小さいので L を大きくとって再計算

必要がある。Thames 河河口部の塩分^{14), 15)} BOD¹⁶⁾、溶存酸素¹⁶⁾などのほか温度汚濁^{17), 18)}について、この方法を用いて汚濁機構の解析、汚濁予知を行なうて十分よい結果を得ている。

1) 混合機構

感潮をうける河口部では Tidal Mixing によって汚濁物質は拡散し、その分布は懸案地点の上下流に分布する。水分子の運動は河川の固有流による河口への移動と潮汐による混合によるものと分けて考える。

図-1-10 に、潮汐による混合の模型図を示す。いま B 点に非常に近い所にある水塊単位を考えよう。B にあった水塊は次の Tidal Cycle, 1 潮時、図-1-10(a) のように分布する。ここに R は河口部の単位巾当りの水量で、この拡散は河水の移動に付加される量である。次の Tidal Cycle では新たな分布にしたがって拡散することになる。

する必要がある。

いま簡単な模型として、 $P_1 = P_2 = 1/2$ とすると図-1-10 において(c)は 1T 後、(d)は 2T 後、(e)は 3T 後の分布を示している。

混合係数 P_1, P_2 を塩分濃度分布から求める方法

塩分の保存条件から次の条件が満足されなければならない。

(i) ある期間、ある断面を通して上流に運ばれた塩分は、この期間の終りに上流にある塩分量から、初めにあった塩分量を差引き、この期間この断面から河口に流出した塩分を加えたものに等しい。

(ii) この断面から出入する水量も(i)と同じく保存条件を満足している。混合、Mixing のみによっては水

25) Gameson, A. L. H., Hall H. and Preddy W. S.: "The Effects of Heated Discharges on Temperature of Thames Estuary" The Engineer, London, 204, (1957)

塊の移動はない。

Thames 河口部の計算では、水質の平均状態を表わす時点として計算は high water と low water の中間、half tide のときに行なうことにした。

いま、計算条件を考えるため、記号を図-1-11のように定める。点 B_0 から x , $x+\delta x$ 間の塩分の移動量を考えると次のようになる。

$$\frac{L-x}{L} CAP_2 dx \dots\dots\dots (1-1-87)$$

ここに C : 塩分濃度, A は half tide のときの断面積である。

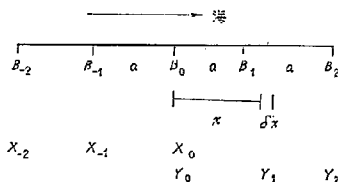


図-1-11 記号表示

nT 期間, B_0 を通る塩分量は

$$\sum_1^n CAP_1 \frac{L-x}{L} dx \dots\dots\dots (1-1-89)$$

C , A , P_2 , L は x の点の値であるから, B_0 を通る塩分総量は期間 nT の間で次式で表わされる。

$$\int_0^L \sum_1^n CAP_2 \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L \sum_1^n CAP_1 \frac{L+x}{L} dx \dots\dots\dots (1-1-90)$$

感潮部において、固有流によって海に向う塩分量は $\sum_1^n RC$ で表わされる。 R は 1 潮時 T 期間の固有流量である。条件 (i) から塩分の保存条件は次式で表わされる。

$$\frac{1}{n} \left[\int_0^L \sum_1^n CAP_2 \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L \sum_1^n CAP_1 \frac{L+x}{L} dx \right] = \frac{1}{n} \left[\sum_1^n RC + S_2 - S_1 \right] \dots\dots\dots (1-1-91)$$

S_2 と S_1 は考える期間の初めと終りにおける B 点より上流の塩分総量である。式 (1-1-92) を次のように書き換える。

$$\int_0^L \bar{C} Y \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L \bar{C} X \frac{L+x}{L} dx = \bar{R} \bar{S} + S \dots\dots\dots (1-1-92)$$

ここに

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_1^n C$$

$$X = AP_1, Y = AP_2$$

$$\bar{R} \bar{C} = \frac{1}{n} \sum_1^n RC$$

$$S = \frac{S_2 - S_1}{n}$$

である。

条件 (ii) から、水塊は混合によって移動しないから次式が成立つ。

$$\int_0^L Y \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L X \frac{L+x}{L} dx = 0 \dots\dots (1-1-93)$$

Thames の感潮部では混合距離は 9 マイルであった。実際計算のため、式 (1-1-92), 式 (1-1-93) を差分式に直す。 X , Y , $\bar{C}$ が距離 x に対して一次関数とする。

$$X = X_0 - (X_1 - X_0)x/a \quad B_0 \leq x \leq B_1$$

$$Y = Y_0 - (Y_1 - Y_0)x/a \quad B_0 \geq x \geq B_{-1}$$

$$\bar{C} = C_0 - C_1 x \quad B_1 \geq x \geq B_{-1}$$

a , C_0 , C_1 は常数である。

式 (1-1-92), (1-1-93) に代入すると

$$2X_0L^2 + 2Y_0L^2 + \frac{(Y_1 - Y_0)L^3}{a} + \frac{(X_1 - X_0)L^3}{a} = \frac{12Q}{C_1} \dots\dots (1-1-94)$$

$$3Y_0L - 3X_0L + \frac{(Y_1 - Y_0)L^2}{a} - \frac{(X_1 - X_0)L^2}{a} = 0 \dots\dots\dots (1-1-95)$$

ここに $Q = \bar{R} \bar{C} + S$

いま仮に $a=L$ とすると式 (1-1-94), (1-1-95) は次のように簡単になる。

$$X_0 + Y_0 + Y_1 + X_{-1} = 12Q/L^2 C_1 \dots\dots (1-1-96)$$

$$2Y_0 - 2X_0 + Y_1 - X_{-1} = 0 \dots\dots (1-1-97)$$

Preddy はまず P_1 , P_2 をはじめ 1/2 と仮定して、relaxation 法を用いて、Thames 河の 1948 年 1 月 1 日から 12 月 18 日間の平均塩分量、図-1-12, を用いて 2 潮時間の P_1 , P_2 , X , Y を求めると図-1-13, 図-1-14 のようになる。

このようにして求めた, L , X , Y または P_1 , P_2 は水理量のかんりの範囲で変らないことが Thames で確かめられ、この方法を逆に使えば、各種の水質を予測することができる。

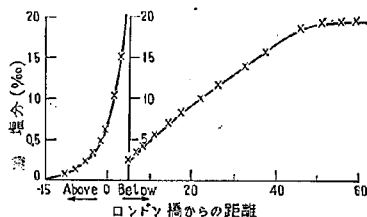


図-1-12 テームス河口部の塩分濃度の平均値, 1948 年 1 月 1 日から 12 月 18 日の間

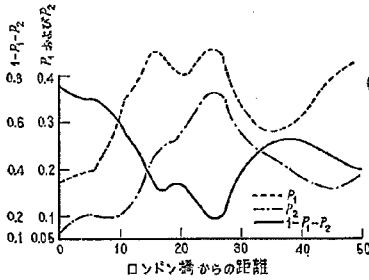


図-1-13 2潮時間の P_1 と P_2

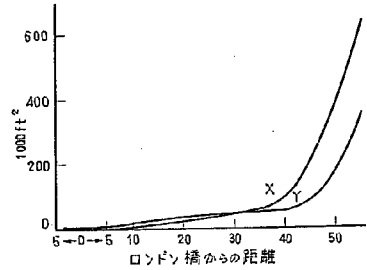


図-1-14 2潮時間における X , Y

2) 塩分分布の推定

塩分分布の推定法は、一般に保存される汚濁物質の推定にも用いられる。

与えられた期間のはじめにおける塩分分布と、その期

間における河川の固有流がわかっていると、式(1-1-94), (1-1-95) から求めた X , Y を用いてその期間の終りの塩分分布を推定できる。計算手順は次のとおりである。

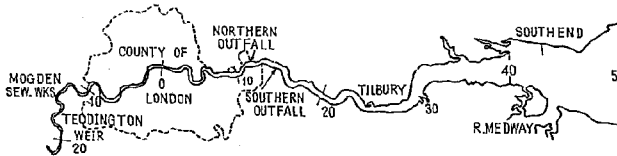


図-1-15 Thames 感潮部流域図

1) 1潮時河川固有流による移動距離を計算し、それにもとづく移動後の塩分濃度を推定する。

2) 移動後の新しい塩分濃度にもとずいて、混合後の濃度分布を次式により計算する。

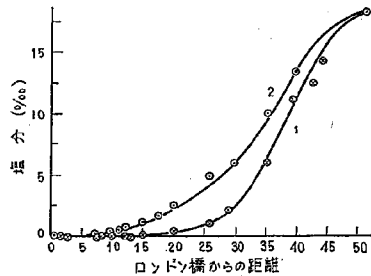
$$C' = \frac{1}{A} \left[\int_0^L \frac{CY}{L} dx + \int_{-L}^0 \frac{CX}{L} dx + C(A - X - Y) \right] \quad (1-1-98)$$

Preddy が、前に求めた L , X , Y を用いて、2週間後の塩分分布を計算し、実測結果とを比較すると図-1-16 のようであり、この結果から計算値はかなりよい一致をみせている。

3) BOD 分布の推定

いま最終 BOD を U_0 とすると、1潮時 T 時間後には L_0 は K を脱酸素恒数とすると、 $U_0 e^{-KT}$ となる。 T 時間に水塊が dx 移動し、 dx 区間に増加する最終 BOD の増加を I で表わす。その増加分は期間 T のはじまりから t と $t+dt$ の間に増加するとすれば、その増加分は $I dt$ で表わされる。この $I dt$ は期間 T の終りでは $I dt \times e^{-K(T-t)}$ となる。 T 時間後水塊が dx 移動するから、 $x+dx$ における最終 BOD L は次式で表わされる。

$$U'_{x+dx} = U_0 e^{-KT} + \int_0^T I_0 e^{-K(T-t)} dt \quad (1-1-99)$$



(曲線 1 は計算始点の塩分濃度、曲線 2 は 14 日後の値、 $\odot \otimes$ はそれぞれの観測値)

図-1-16 計算値と観測値の比較

U_0 は x における $t=0$ の最終 BOD である。

混合後の平衡最終 BOD は次式で計算することができる。

$$U''_{x+dx} = \frac{1}{A} \left[\int_{-L}^0 \frac{U'X}{L} dx + \int_0^L \frac{U'Y}{L} dx + U'_0(A - X - Y) \right] \quad (1-1-100)$$

4) 酸素不足曲線の計算法

河川における酸素不足量を D で表わす。この計算には、空气中から河川中に溶け込む酸素量を求めておく必要がある。Thames 河の場合、交換係数 f を導入した。

すなわち

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{f}{Z} D \quad \dots\dots\dots (1-1-101)$$

ここに D ; 酸素不足量 (ppm) f ; 交換係数 (cm/hr) Z ; 水深 (cm)したがって T 時間の酸素補給量は次式で表わされる。

$$O = D_s \exp\left(-\int_0^T \frac{f}{Z} dt\right) \quad \dots\dots\dots (1-1-102)$$

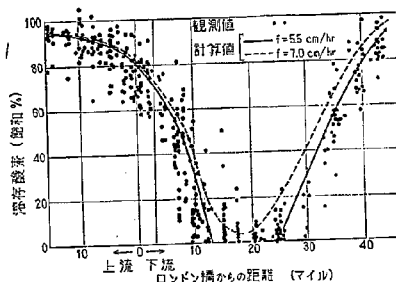
となる。BOD の推定と同じように、 dx 移動後の酸素不足量は次式で表わされる。

$$D'_{x+dx} = D_s \exp\left(-\int_0^T \frac{f}{Z} dt\right) + \int_0^T K U_t \\ \times \exp\left(-\int_0^T \frac{f}{Z} dt\right) dt \quad \dots\dots\dots (1-1-103)$$

混合後の酸素不足量は

$$D''_{x+dx} = \frac{1}{A} \left[\int_0^0 \frac{D'X}{L} dx + \int_0^L \frac{D'Y}{L} dx \right. \\ \left. + D'_x(A-X-Y) \right] \quad \dots\dots\dots (1-1-104)$$

Gameson らが、式(1-1-104)を用いて Thames の感潮部での計算値と実測値を比べたものが図-1-17である。観測の精度を考えればよい一致といえよう。



観測値は Teddington での流量 3,100~4,400mgd, 温度はロンドン橋で 5°~10°C, 計算値は流量 3,750mgd, 温度 5°C

図-1-17 観測値は 1951-55, 計算値は 1950-53 の値

(4) 感潮河川の汚濁計算法に関する検討

拡散係数について

拡散方程式を用いて、感潮河川の汚濁計算を行なう場合には、拡散係数を定める必要がある。拡散係数は、海水が侵入しない区間では Taylor の改良式を用いて推定が実験水路などのできるが、実際河川での推定にはまだである。さらに密度変化がある場合には、図-1-5からわかるように場所によって異なりかつ固有流によっても大

きく異なることが多くの実験や観測によっても確かめられている。

隅田川の実測例から、4 回の例について式(1-1-40)を用いて拡散係数を求めてみると図-1-18 のようであった。これらのことから新しい水理条件における汚濁予測を行なう場合拡散方程式を用いるのには、模型実験または多くの実測から拡散係数を求める必要がある。

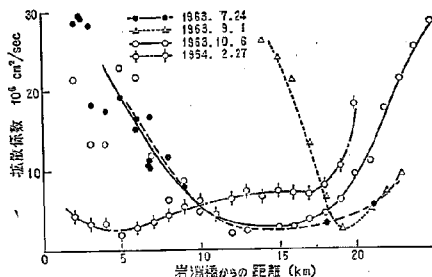


図-1-18 拡散係数の距離的变化

感潮部の塩分の拡散の基本方程式は式(1-1-26)で表わされる。いま t を時間、 M を x 方向の輸送量とすると簡単に拡散方程式は

$$\frac{dM}{dt} = -a \frac{dc}{dx} \quad \dots\dots\dots (1-1-105)$$

と書ける。ここに C は塩分の平均濃度。

a が常数であるためには、濃度の x 方向の変化は、一次で表わさなければならない。

塩分分布は、一般に次式で与えられる。

$$C_y = C_x + (y-z) \left(\frac{dc}{dx} \right) + \frac{(y-z)^2}{2!} \left(\frac{d^2c}{dx^2} \right) \\ + \frac{(y-z)^3}{3!} \left(\frac{d^3c}{dx^3} \right) + \dots\dots\dots (1-1-106)$$

ここに C_y : $x=y$ における塩分濃度

C_x : $x=z$ における塩分濃度

上式は、 $a, b, c, \dots$ を常数として次のように書ける。

$$a \frac{dc}{dx} + b \frac{d^2c}{dx^2} + c \frac{d^3c}{dx^3} + \dots\dots\dots (1-1-107)$$

いま Q を固有流量とすると

$$QC = a \frac{dc}{dx} + b \frac{d^2c}{dx^2} + c \frac{d^3c}{dx^3} + \dots\dots\dots (1-1-108)$$

となる。

感潮部の塩分濃度分布から、ある部分では塩分変化が距離 x の一次と考えてよい部分もあるが、大部分の所では二次、三次微分を考慮しなければならない。²⁶⁾ このことは図-1-5からも伺えるし、また 3. にのべる隅田川の塩分濃度からも云える。しかし二次、三次微分の常数を定めることは実際的ではない。

26) Preddy, W. S. and Webber, B.: "The Calculation of Pollution of the Thames Estuary by a Theory of Quantized Mixing" Water Pollution Research, Vol. 3, London, (1962)

したがって隅田川では, Thames 法の適用について考慮することとした。

〔2〕 脱酸素反応について

有機汚染などによる河水の溶存酸素消費は, 河川の自浄作用, 公害発生に重要な要素となる。有機物による酸素消費は, 生物化学的の反応とされ, 有機物の汚濁量はいわゆる生物化学的酸素要求量, BOD, で表わされる。この方法が確立したのは1910~1936年代である。河川の水質汚濁予測を行なうには, 汚濁物質の指標として現在 BOD 以外あまり頼るべきものがないのが現状であるゆえに, 〔2〕では BOD の分解過程を中心として論を進めることにする。

(1) 有機物質の好氣的分解過程

一般に有機性汚濁物質の好氣的条件下における酸素消費は図-1-19に示すようである。すなわち10日前後にわん曲点をもつ曲線となる。これはまず炭素化合物の分解がまず起り, ついで窒素化合物の分解が遅れて生ずるためであるとされている。前半に対応するものを第1段階の BOD その後の分解過程を第2段と称している。しかし〔5〕で述べるように, ある種の有機物の濃度が高いときには硝化作用が抑制されるが, 河川中のように BOD が比較的低い場合には, 硝化作用が河川に投入されてすぐ始まるので, 計算にはこの項を入れる必要があることを Courchain らは指摘している。

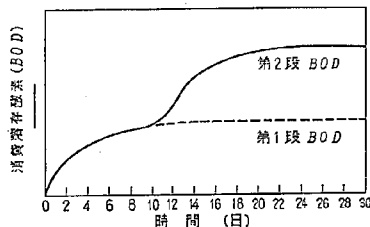


図-1-19 BOD の時間的变化

炭水化合物の水中の酸化は, 一次反応として考えられる。すなわち L を残留 BOD, k を脱酸素恒数, t を時間とすれば反応式は次のようになる。

$$-\frac{dL}{dt} = kL \quad (1-2-1)$$

すなわち, 脱酸素反応は残留 BOD の量に比例する。式(1-2-1)を積分すると次のようになる。

$$L = L_0 e^{-kt} \quad (1-2-2)$$

ここに L_0 : 初期 BOD

いま y を酸素消費量とすれば, $y = L_0 - L$ であるから y は次のように書くことができる。

$$y = L_0(1 - e^{-kt}) \quad (1-2-3)$$

しかし一般には式(1-2-3)では脱酸素現象を忠実に表わし得ない。これは主として炭水化合物の脱酸素反応とアンモニアから亜硝酸への酸化, および亜硝酸から硝酸への酸化過程においてそれぞれ遅れや反応恒数が異なることによる。もし忠実にこれらの現象を式で表わすとすれば次式のようなになるだろう。

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) + L_1(1 - e^{-k_2(t-a_1)}) + L_2(1 - e^{-k_3(t-a_2)}) \quad (1-2-4)$$

L_0, L_1, L_2 はそれぞれの段階の最終 BOD, a_1, a_2 は lag (遅れ) の時間である。式(1-2-4)は 8 個の未知数を含んでおり, したがって解析がかなり困難であるので, 炭水化合物の分解と窒素化合物の分解を分離して考える方が賢明である。脱酸素反応恒数についてはいくつかの研究が行なわれている。

南部は²⁷⁾ 脱酸素恒数 k と初期 BOD との関係を人工下水と琵琶湖疎水および蒸留水で稀釈した検水によって調べた結果図-1-20に示すような結果を得た。

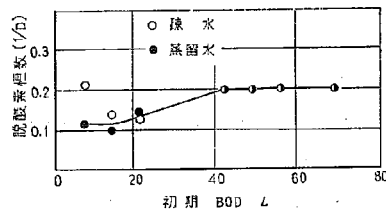


図-1-20 L と k との関係

すなわち k は L によって異なり, 南部の実験では $0 < L < 40 \text{ ppm}$ では k は L に比例して増加するが, $L > 40 \text{ ppm}$ ではほぼ一定値となる。

この原因については, 南部は分解過程にある好気性微生物の活性, 分解能力と汚染負荷との相関関係によると述べている。下水道研究室が隅田川において求めた k の値を示すと表-1-1のようであった。

表-1-1からみると南部が指摘するような傾向は必ずしも認めがたい。これは Skrinde らが指摘するように, 河川における脱酸素の条件が, 必ずしも実験室におけるように同一に評価できないためであると考えられる。²⁸⁾ すなわち, 脱酸素現象の一つの微生物反応と考えると, 利用しうる基質と生物量との比, F/M 比, によってその活性度が異なることによるものと考えられる。したが

27) 南部祥一: 「河川水中の自浄作用と汚染分布に関する研究」京大学位論文, (昭和35年9月)

28) Skrinde, R. T. and Pescod, M. B.: Discussion on "An Explanation of the Difference between the Rate of the BOD Progression under Laboratory and Stream Conditions" The 3rd International Conference on Water Pollution Research, (1966)

表-1-1 隅田川の k 値

採水場所	採水日時	BOD ₅ (ppm)	K 10を底と する	$k(18.1^{\circ}\text{C})$ e を底と する
東京湾	40. 8	9.3	0.076	0.161
清 洲	40. 3	8.3	0.033	0.070
永 代	40. 8	8.8	0.194	0.358
	40. 7	9.5	0.143	
両 国	39. 12	14.5	0.160	0.294
	40. 7	11.0	0.142	
	40. 8	10.3	0.112	
	39. 12	7.3	0.140	
千 住	40. 8	22.0	0.093	0.197
小 台	40. 8	21.2	0.072	0.299
	40. 7	15.9	0.210	
志 茂	40. 7	11.0	0.165	0.328

$$K=2.31k \quad k_T=k_{20}(1.047)^{T-20}$$

って今後の計算に著者は表-1-1の平均値を用いることとした。

実験室内で測定した脱酸素恒数 k と実際河川における k とはかなりの違いがあることが種種の研究者によって指摘されている。たとえば南部が淀川で昭和34年測定したところ枚方大橋から鳥飼までの区間で、9月11日の実験室内の k は0.20、河川では0.72、9月19日ではそれぞれ0.26、0.88と大きく食い違っている。

McKee はこの原因として 1) 沈殿、2) 有機酸の揮発、3) 吸着、4) 凝集、5) 生物学的作用、が考えられるとしている。また Velz はこの現象のうち1) 沈殿について後で述べるような取扱いを行ない、河床に沈殿する有機物量を推定している。²⁹⁾ しかし Velz が行なっているのは、懸濁物質についてのみであり、生物化学作用によって生ずるフロックの沈殿も考慮するとすれば、理論的には完全とはいえない。²⁹⁾

したがって、Dobbins³¹⁾、O'Connor, Camp³⁰⁾ らは、室内実験によって得られた k に前述の付加反応速度恒数 k_2 を導入して、Streeter-Phelps の酸素不足曲線を合理的に求めようとする試みが行なわれている。

しかしながら、感潮河川の汚濁予測には、流水中の実脱酸素恒数を求めることは、流速の変動を考慮すればかなり困難である。したがって、汚濁予測には実験室内で求めた k を用いてマクロに汚濁予測を行なうこととした。

脱酸素恒数の温度による変化は、大きな影響を与える。単純な化学反応の温度の影響は Arrhenius 式で表わされる。

$$\ln k = -\frac{E}{RT_K} + \text{const} \quad (1-2-5)$$

ここに R : ガス常数 (1.987 Cal/deg C mole), E : 活性エネルギー (Cal/mole) T_K は絶対温度である。Gotaas が下水の酸化において求めた k および活性エネルギーは表-1-2のようであった。

表-1-2 Gotaas による k の温度変化³²⁾

温度範囲($^{\circ}\text{C}$)	k (1/日)	活性エネルギー E (Cal/mole)
5—15	$0.354(1.109)^{T-15}$	16,950
15—30	$0.420(1.042)^{T-20}$	6,990
5—30	$0.0253T^{0.932}$	—

Streeter-Phelps は温度の影響する式として次式で表した。

$$k = k_{20}\theta^{T-20} \quad (1-2-6)$$

T は水温で $^{\circ}\text{C}$ で表わす。 θ は温度係数である。

Streeter と Phelps は θ に1.047を与え、 k_{20} は0.23 1/日であった。

英国汚濁防止研究所は、ロンドン橋から12マイル下流の下水処理水について温度の影響を調査し、図-1-21の結果を得た。¹⁷⁾ これらの結果を整理するとそれぞれ次式を得る。

すなわち式(1-2-5)にしたがえば

$$\ln k = -\frac{4,290}{T_K} + 16.6 \quad (1-2-7)$$

となる。さらに全資料を使えば

$$k = 0.082(1.056)^T \quad (1-2-8)$$

Streeter-Phelps の温度常数を使えば

$$k = 0.092(1.047)^T \quad (1-2-9)$$

Thames では簡単のため式(1-2-7と8)の中間値を用いることとした。¹⁷⁾

29) Gannon, J. J.: "River and Laboratory BOD Rate Considerations" Proc. ASCE, Vol. 92, SA 1, (1966)

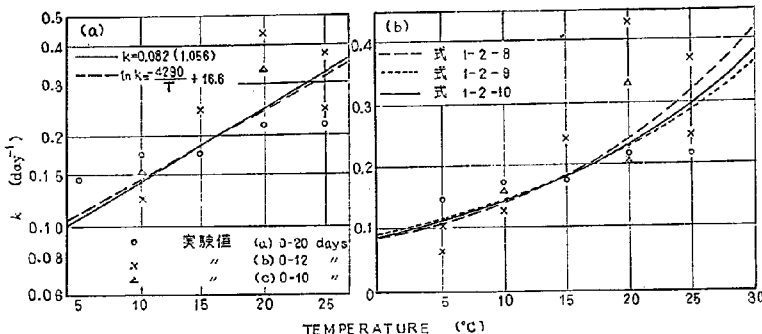
30) Camp, T. R.: "Field Estimates of Oxygen Balance Parameters" Proc. ASCE, Vol. 91, SA 5, (1965)

31) Dobbins, W. E.: "BOD and Oxygen Relationship in Streams" Proc. ASCE, Vol. 90, SA 3, (1964)

32) Velz, C. J. and Gannon, J. J.: "Biological Extraction and Accumulation in Stream Self Purification" 1st International Conference on Water Pollution Research, (1962)

33) Gotaas, H. B.: "Effect of Temperature on Biochemical Oxidation of Sewage" Sewage Works Journal, Vol. 20, No. 3, (1948)

17) "The Effects of Polluting Discharges on Thames Estuary" H. M. S. O., (1964)


 図-1-21 k の温度変化

$$k=0.088(1.05)^T \dots\dots\dots (1-2-10)$$

これら多くの研究者の研究結果から脱酸素恒数 k の温度変化は Streeter-Phelps の式を採用した。

脱酸素反応は一般に溶存酸素が飽和値の10%以上あれば、影響されないといわれている。溶存酸素レベルの脱酸素反応に対する影響については、とくに研究された例はないが、多くの研究者が、有機物のある内生呼吸の場合の純粋菌について研究が行なわれている。これを表-1-3に示す。この表から飽和値の10%溶存酸素があればよい。

表-1-3 呼吸速度が低下する溶存酸素濃度

細菌名	温度 $^{\circ}\text{C}$	限界溶存酸素	
		ppm	飽和(%)
Yeast	5	0.02	0.3
	20	0.14	2
	34	0.28	4
Yeast	30	0.5	6
Laminous bacteria	18-21	0.4	5
Penicillium chrysogenum	—	—	10
Escherichia coli	6	0.5	4
	16	0.9	9
	23	1.9	22
	38	2.4	36
混合 (含む E. coli)	20	0.002-0.2	0.02-2

英国汚濁防止研究所⁴⁷⁾では、Thames 感潮部では汚濁水が1ヵ月以上滞流することから、汚濁計算は理論的酸

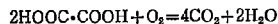
素要求量を用いた。すなわち最終的に次式で表わされる。



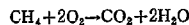
この式から計算すると

$$U_e = 2.67^{\circ}\text{C} \dots\dots\dots (1-2-12)$$

もし oxalic 酸 $2\text{HOOC} \cdot \text{COOH}$ の酸化には



メタンでは



である。

Sawyer⁴⁸⁾が示した活性汚泥の実験分子式 $\text{C}_{116}\text{H}_{170}\text{O}_{51}\text{N}_{17}\text{P}$ を酸化するには、 $U_e = 2.79^{\circ}\text{C}$ となる。

また、英国汚濁防止研究所では、実験分子式 $\text{C}_{44}\text{H}_{85}\text{O}_{21}\text{N}_7$ が求められた。この $U_e = 3.00^{\circ}\text{C}$ である。

隅田川では、滞流時間は5~6日であることから、隅田川の計算には BOD を用い特に理論的酸素要求量を用いなかった。

(2) 脱酸素反応における海水の影響

下水道研究室で汚濁予測を実施した隅田川感潮部は塩分濃度がほぼ零%から19%まで変化する。したがって脱酸素反応が塩分濃度に影響されるとすれば、調査において考慮しなければならない。

脱酸素反応に対する海水の影響についての研究はかなり行なわれている。Gotaas は、海水の濃度によって硝化が始まる時期が遅れることを認めたが、第1段 BOD は変わらないことを認めている。さらに脱酸素恒数 k は海水が25%までは大きくなり、それ以上海水が多くなると k は小さくなると述べている。³⁵⁾

英国汚濁防止研究所^{47), 49)}では Thames 河の脱酸素現

34) Sawyer, C. N.: "Bacterial Nutrition and Synthesis, Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes. Vol. 1" Reinhold Publishing Co., (1965)

35) Gotaas, H. B.: "The Effect of Sea Water on the Biochemical Oxidation in Sewage" Sewage Works Journal, Vol. 11, No. 5, (1949)

36) Grindley, J. and Wheatland, A. B.: "Salinity and the Biochemical Oxygen Demand of Estuary Water" Water Sanitary Engineer, Vol. 6, No. 10, (1956)

象を解明するため、標準稀釈水と海水とを適当な塩分になるように混合し、ロンドン北処理場の放流水を30%に稀釈して試験を行なった。²⁷⁾ 実験は 20°C の恒温に保ち 67日間 Respirometer で測定した。この結果を図-1-22 に示す。図-1-22 から、ある時期には酸素消費量にかな

りの差が認められるが、67日後の全酸素消費量の差は10%程度である。5日間ではその差は20%程度である。これらの現象は硝化バクテリアの馴致に因するものと考えられる。

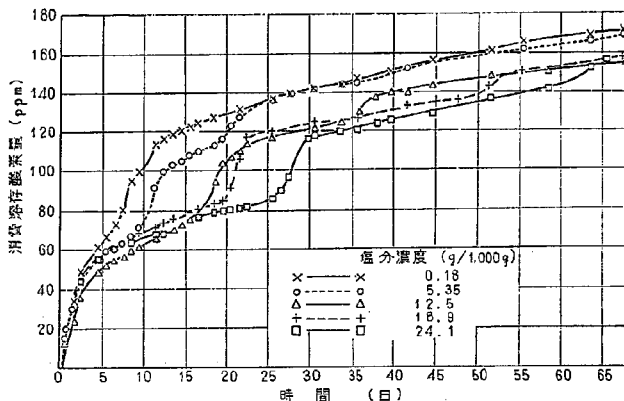


図-1-22 塩分濃度と BOD²⁷⁾

著者は、塩分濃度の影響を明らかにするため、既知 BOD のブドウ糖およびグルタミン酸を用いて実験を行なった。この二つの有機物を 103°C で 1 時間乾燥し、それぞれ蒸留水に溶かして 300ppm の溶液を作り、適当な植種稀釈水を用いて 5 日間 BOD を測定するとブドウ糖溶液では 224 ± 10 ppm, グルタミン酸溶液では 217 ± 10 ppm となる。

次いで、これらの溶液を、海水および海水によって塩化物濃度を変えた標準稀釈水を用いて BOD を測定した。その結果を図-1-23 に示す。この結果塩化物濃度調

整に海水を用いた場合には BOD 値に高い抑制率はみられなかった。しかし食塩を用いた場合には明らかに酸素消費に抑制がみられる。これは、明らかに有機物酸化に寄与する細菌の馴致の問題と考えられる。

Gotaas および英国水質汚濁防止研究所の実験から塩分による BOD の変化は硝化菌の馴致の時間によることが明らかとなった。しかし著者らが問題とする感潮部は後述のごとく溶存酸素が硝化作用を十分に行なう溶存酸素がないのが通例であってあまり重要視する必要がない。さらに著者の実験においても、ブドウ糖およびグルタミン酸を用いた実験において海水を用いて塩分濃度を調整した場合には、標準稀釈を用いた BOD とほとんど変わらないようであったので、隅田川における BOD は下水道試験法による標準稀釈法によることとした。

〔3〕 再ばっ気について

河川における溶存酸素の濃度は水質汚濁に関する研究や検討に重要な意味をもつ。溶存酸素のバランスは、〔2〕に述べた有機物による脱酸素による溶存酸素の消費とこの〔3〕に述べる再ばっ気を主体とする補給量とによって河川中の溶存酸素の濃度が決まる。

河川の溶存酸素の補給は、1. 上流からの溶存酸素のある河川水の流入、2. 植物プランク

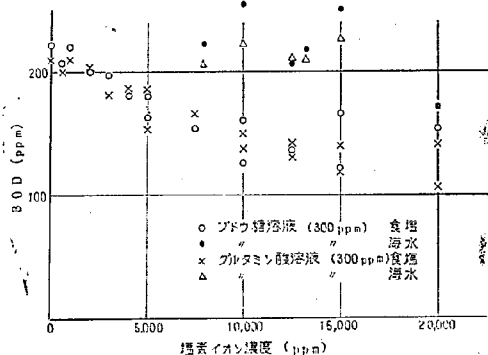


図-1-23 塩化物の BOD におよぼす影響

トンなどの光合成による酸素補給, 3. 感潮部では流水中の溶解酸素の補給, 4. 空気中の酸素による補給, 再ばっ気 (Reaeration) と呼ばれる, 5. 窒素または硫黄化合物中における酸素による補給などが考えられる。

これらのうち, Thames 河で英国汚濁防止研究所が行なった酸素補給源の見積りを行なった結果を示すと表-1-4 のようになる。³⁸⁾

表-1-4 Thames 河の酸素補給量 O_2 ton/日

大気中の酸素の交換による補給	132f
上流からの河川水中の溶解酸素	84
海水による補給	7
窒素および硫黄化合物中の酸素	96
計	187+132f

酸素消費量を汚濁源から求めると 903 O_2 ton/日, Thames の水質から求めると 1,072 O_2 ton/日 となっている。これから再ばっ気から供給される酸素量は, 716 O_2 ton/日 から 885 O_2 ton/日 の間にあることがわかる。このことから空気中から補給される量が他の量に比して圧倒的に多いことがわかる。

2 に述べた光合成による酸素補給量は, Ohio 河での dark, と light bottle test の結果では, 酸素生産量 57 lbs/Acre/Day さらに呼吸作用での消費は 45 lbs/Acre/Day で P/R 比は 1.3 であり, さらに生下水で同様の Test をした結果酸素生産量は, 183 lbs, 呼吸作用による消費量は 130 lbs で P/R 比が 1.4 であった。³⁹⁾ 最近酸化池の研究などから合成された藻類 1 lbs 当り酸素 1.65 lbs が合成されることがいわれている。⁴⁰⁾

したがって光合成による酸素補給量は, 場所にかかなり量の差することが期待されるが, 現在日本での組織的研究がないことと, 隅田川の汚濁問題を取扱う場合には一応光の到達水深が少ないこと, また生物相などから酸素収支から除外し今後の研究問題とした。

(1) 再ばっ気理論に関する従来の研究

再ばっ気現象は, 前述のように空気中の酸素が河川中に溶け込む現象をいうのであるから, この現象は液-気相の拡散現象と考えられる。このような現象は一般に液相における拡散を表わす Fick の式で表わすことができ

る。Fick の式は

$$\frac{\partial m}{\partial t} = -D \frac{\partial c}{\partial x} \dots\dots\dots (1-3-1)$$

ここに

D : 拡散係数

$$\frac{\partial m}{\partial t}: x \text{ 方向への物質輸送の速度}$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}: \text{そのときの } x \text{ 方向の濃度こう配}$$

x 方向の物質輸送量の差は時間的濃度変化を示すから, 基本的拡散式は次のようになる。すなわち

$$-\frac{\partial m}{\partial t} = -D \frac{\partial c}{\partial x} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \dots\dots\dots (1-3-2)$$

式 (1-3-2) が単位体積当りの濃度変化を示す拡散方程式である。

この式の解は Fourier 級数を用いて解が求められる場合が多く, Black と Phelps はこの手法を用いて次式を得た。⁴¹⁾

$$D_t = D_a \times 0.811 \left(e^{-K} + \frac{e^{9K}}{9} + \frac{e^{-25K}}{25} + \dots \right) \\ = D_a \times 0.811 S_K \dots\dots\dots (1-3-3)$$

$$K = \frac{\pi^2 a t}{4 L^2}$$

ここに D_a : 初期酸素不足量

D_t : 時間 t における酸素不足量

S_K : 級数の総和

L : 水深

a : 分子拡散係数

時間単位を時間, 水深をセンチメートルをとると $20^\circ C$ で a の平均値は 1.42 となる。

Streeter, Wright, Kehr らは上式を用いて検討したが, 水流の流動が小さいときは, よい結果を与えるが, 流動がはげしくなると計算値と実測値との差が大きくなる。⁴²⁾ これは分子拡散のみを考えた結果であった。その後境膜説などの研究が進められ現在では上述の理論はほとんど用いられない。

再ばっ気に関する基本式は, Henry の法則を準用すれば次式で与えられる。

$$R = \frac{dc}{dt} = -\frac{dD}{dt}$$

- 38) Gameson, A. L. H. and Barrett, M. J.: "Oxidation, Reaeration, and Mixing in the Thames Estuary" U. S. P. H. S. Publication W. 58-2, p. 73
- 39) Bartsch, A. F.: "Discussion on Algae and Their Effects on Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand" U. S. P. H. S., Report W. 58-2, p. 177, (1958)
- 40) Gloyna "Waste Stabilization Pond Concepts and Experiments" WHO. Report, Wastewater Treatment 1. 65, (1966)
- 41) Phelps, E. B.: "Stream Sanitation" John Wiley, (1954)
- 42) Streeter, W. H., Wright, C. T. and Kehr, R. W.: "Measures of Natural Oxidation in Polluted Streams III. An Experimental Study of Atmospheric Reaeration under Stream Flow Conditions" Sewage Works, (1936)

D: 溶解酸素不足量

とすれば再び気量を定める式は次で表わされる。

$$\frac{dc}{dt} = -KD \quad \text{.....(1-3-4)}$$

Streeterは上式の係数Kを再び気係数と呼び K_2 で表わした。

境膜説 (two film theory) は Whitman と Lewis が1924年に発表した理論である。⁴³⁾ 彼等は気相と液相との界面に気体と液体の二枚の薄い膜が存在し、この膜を通して気体は分子拡散を行なっていくと考える。この拡散状況を模型的に示すと図-1-24のようになる。

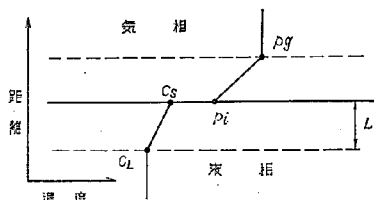


図-1-24 境膜説による拡散模型

酸素や窒素のような水に難溶性の気体を考える場合には、気膜はほとんど抵抗を分子移動に与えないから、この場合液膜における酸素移動のみを考えればよい。さらにこの境膜説では、液膜を通過した分子は瞬間的に液体中に運ばれると仮定した。液膜内の分子拡散は、等しい濃度こう配で定常的に行なわれると仮定している。

このような仮定にもとづくと、酸素(分子)移動係数 K_L は次式で表わされる。

$$K_L = D_M/L \quad \text{.....(1-3-5)}$$

ここに L : 境膜の厚さ, D_M : 酸素分子拡散係数

この仮定から、定常的な輸送速度は次式で表わされる。

$$\frac{dm}{dt} = D_M A \frac{(C_g - C_L)}{L} = K_L A (C_g - C_L) \quad \text{.....(1-3-6)}$$

ここに A はガスの輸送される面積

液相全体における溶解ガスの濃度変化は次のようになる。

$$\frac{dC_L}{dt} = K_L \frac{A}{V} (C_g - C_L) \quad \text{.....(1-3-7)}$$

C_L : 液中のガス濃度

C_g : 界面での濃度(飽和濃度)

A : 界面の面積

V : 液体の体積

式(1-3-7)を積分すると

$$\log e \frac{C_g - C_0}{C_g - C_L} = K_L \frac{A}{V} t \quad \text{.....(1-3-8)}$$

ここに C_0 : 液相の初期濃度

この境膜説による理論は、ごく限られた場合にのみ実測値と一致する。さらに理論的にこの境膜の存在、および分子の定常的拡散に対する疑問が確かめられていないことである。これらの疑問は逐次解明されつつある。

Higbieは1935年浸透説(Penetration Theory)を提案した。Higbie⁴⁴⁾は境膜は、非常に薄いので、膜中に存在する溶解量は全体に比して非常に少ないので、液膜を通過するガス量に比較すれば無視しうから、ガスは液本体にも分子拡散すると仮定した。Higbieの説によれば、膜の接触時間が分子拡散の時間よりも長い場合のみ境膜説が適用できるが、そうでない場合には、非定常的分子拡散を考えねばならない。

式(1-3-2)を次の境界条件のもとに解く。

$$\left. \begin{aligned} C &= C_L; t=0 & x > 0 \\ C &= C_g; t > 0 & x=0 \\ C &= C_L; t > 0 & x=\infty \end{aligned} \right\} \quad \text{.....(1-3-9)}$$

解は次のようになる。

$$C = C_L + (C_g - C_L) \operatorname{erf} \frac{x}{2\sqrt{D_M t}} \quad \text{.....(1-3-10)}$$

ガスの輸送量 N_i は

$$N_i = -D_M \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=0} = (C_g - C_L) \sqrt{\frac{D_M}{\pi t}} \quad \text{.....(1-3-11)}$$

時間 $t=0$ から $t=t'$ までの総輸送量は

$$N_T = \int_0^{t'} N_i dt = 2(C_g - C_L) \sqrt{\frac{D_M t'}{\pi}} \quad \text{.....(1-3-12)}$$

となる。式(1-3-12)から時間平均輸送量 N は

$$N = \frac{N_T}{t'} = 2(C_g - C_L) \sqrt{\frac{D_M}{\pi t'}} \quad \text{.....(1-3-13)}$$

となる。ここで t' を接触面の更新する時間とすると、単位時間の更新率は $r=1/t'$ となる。この r を使うと式(1-3-13)は次のようになる。

$$N = \frac{2}{\sqrt{\pi}} (C_g - C_L) \sqrt{D_M r} \quad \text{.....(1-3-14)}$$

また

$$K_L = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sqrt{D_M r} = 1.13 \sqrt{D_M r} \quad \text{.....(1-3-15)}$$

となる。

Higbie の説は、液全体が時間 t' まで静止して、次に瞬間的に混合され、次いでまた t' 時間静止して次いで混合されるというような過程が繰返されるような

- 43) Lewis, W. K. and Whitman, W. C.: "Principles of Gas Absorption" Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 26, (1924)
- 44) Higbie, R.: "The Rate of Absorption of a Pure Gas in to a Still Liquid during Short Period of Exposure" Trans. Alch. E., Vol. 31, (1935)

Process に用いられる。たとえば液柱塔 (Packed Column) の現象をよく説明している。

Danckwerts⁴⁵⁾ は攪拌されている液体の自由表面においては、膜は停滞 (Stagnant) している条件は存在しない。したがって、乱れは表面に達し、膜における層流状態は存在しない。

Danckwerts は、気相に対して常に新しい膜が接し、同時に種種の長さの接触時間をもつ膜が乱流によって液体内部にとり込まれて、ガスが液体中にとり込まれると考えた。

Danckwerts は、この膜の存在時間 (Age) を仮定し、かつその Age と更新される機会に相関がなく全く Random に行なわれると仮定した。

すなわち時間 t における膜の Age の分布を $f(t)$ で表わし、 $f(t)$ は次式の形をとると仮定する。

$$f(t) = re^{-rt} \dots \dots \dots (1-3-16)$$

式(1-3-9)と同様の境界条件で式(1-3-2)を解き、濃度を求め、膜の存在時間を考えて、ガスの移動量を求めると、

$$\begin{aligned} N_t &= D_M \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right)_{x=0} f(t) \\ &= -D_M re^{-rt} \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right)_{x=0} \dots \dots \dots (1-3-17) \end{aligned}$$

となる。したがって輸送量は

$$\begin{aligned} N &= -D_M r \int_0^\infty \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right)_{x=0} e^{-rt} dt \\ &= (C_i - C_L) \sqrt{D_M r} \dots \dots \dots (1-3-18) \end{aligned}$$

となる。

したがって

$$K_L = \sqrt{D_M r} \dots \dots \dots (1-3-19)$$

となる。

式(1-3-15)と式(1-3-19)から、Higbie と Dankwerts の K_L の形はよく似ている。これは Higbie が全表面積で同時に混合が起る場合を考えたのに対し、Dankwerts は膜の存在時間を考えた結果である。

Dobbins⁴⁶⁾ は Whitman と Lewis の考えた境界膜が統計的な意味で存在すると考えて、膜は常に存在しているが、連続的に表面の膜が水中にとり込まれて膜は更新されると仮定した。

さらに Dankwerts は膜の存在を否定したのに対し、Dobbins は膜の存在を肯定した。したがって境界条件式(1-3-9)において $x=\infty$ を $x=L$ 、 L は液膜の厚さ、と

変えて式(1-3-2)を解くと次のようになる。すなわち

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -D_M \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \dots \dots \dots (1-3-2)$$

境界条件

$$\left. \begin{aligned} c &= C_L; t=0 \quad 0 < x < L \\ c &= C_i; t>0 \quad x=0 \\ c &= C_L; t>0 \quad x=L \end{aligned} \right\} \dots \dots \dots (1-3-20)$$

の下に式(1-3-2)を解くと次式を得る。

$$K_L = \sqrt{D_M r} \cot h \sqrt{\frac{rL^2}{D_M}} \dots \dots \dots (1-3-21)$$

式(1-3-21)は

$$r \rightarrow 0 \quad \text{で} \quad K_L \rightarrow \frac{D_M}{L}$$

$$r \rightarrow \infty \quad \text{で} \quad K_L \rightarrow \sqrt{D_M r}$$

となりそれぞれ前者は境界膜説を後者は表面更新説を示している。

Levich は表面付近では表面張力の影響によって、表面は乱流によって更新せず、常に層流の膜が存在し、この膜では定常的な分子拡散が行なわれると仮定した。これによれば、Whitman-Lewisらの説と同様に $K_L = D_M/L$ と書くことができる。ただし、Whitman-Lewisの説と異なる点は、膜厚 L が一定ではなく乱れの強さによって変ると考えていることである。

これら再ばつ気量を水理量、たとえば水深、流速、エネルギーこう配などによって表わそうという努力が行なわれている。一方再ばつ気係数を実験によって実験式を導く試みが、Churchill, Krenkel, Gameson, Owen などによって行なわれている。

以下主なる公式について説明を加える。

(2) 再ばつ気係数の経験式

再ばつ気係数に関する初めての経験式を Streeter と Phelps は1925年提案した。Streeter-Phelps⁴⁷⁾は次の形の式を提案した。すなわち

$$k_2 = \frac{C V^n}{H^2} \dots \dots \dots (1-3-22)$$

Streeter らは、 n は水位が 5ft 上昇するときの平均流速の増加 y に関係することを Ohio 河の資料を整理して求めた。 n は次の形をとる

$$n = 1 + \frac{1}{y-1.17} \dots \dots \dots (1-3-23)$$

さらに、 C の値は、河川の粗度に関係しさらに水面こう配に関係するとして計算図表を発表した。

Churchill らは、⁴⁸⁾長年の T.V.A. の Clinch, Holston

- 45) Danckwerts, P. V.: "Significance of Liquid Film Coefficients in Gas Absorption" Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 43, (1951)
- 46) O'Connor, D. J. and Dobbins, W. E.: "Mechanism of Reaeration in Natural Streams" Trans. ASCE, Vol. 123, (1958)
- 47) Phelps, E. B.: "Stream Sanitation" John Wiley, p. 171 (1954)
- 48) Churchill, M. A., Elmore, H. L. and Buckingham, R. A.: "The Prediction of Stream Reaeration Rates" Proc. ASCE, Vol. 88, SA 4, (1962)

河の水質調査資料をもとにして、次元解析によって経験式をもとめた。⁴⁹⁾

いま再びつゝ気現象に関係ある因子として

k_2 : 再びつゝ気係数(T^{-1}) V : 平均流速(LT^{-1})

H : 水深(L) I : こう配(0)

f : 抵抗係数(0) ρ : 密度(ML^{-3})

μ : 粘性係数(ML^{-1}) σ : 表面張力(MT^{-2})

D_M : 分子拡散係数(L^2T^{-1}) ϵ : 渦動粘性係数(L^2T^{-1})
を考えた。

これを π 定理を用いて次元解析を行なうと次式をうる。

$$k_2 = a \frac{V}{H} (f)^{b_1} \left(\frac{\mu}{\rho D_M} \right)^{b_2} \left(\frac{VfH}{\mu} \right)^{b_3} \left(\frac{\sigma}{\mu V} \right)^{b_4} \times \left(\frac{\mu}{\rho \epsilon} \right)^{b_5} \quad (1-3-24)$$

ここで $a, b_1, b_2, \dots, b_5$ は常数

式(1-3-24)で一番簡単な形としては

$$k_2 = a \frac{V}{H} \quad (1-3-25)$$

となるが、 $(\mu/\rho D_M)$ の項以外は何等かの形で相関があるので結局再びつゝ気係数は次式で書くことができる。

$$k_2 = a \frac{V^{b_1}}{H^{b_2}} \left(\frac{\mu}{\rho D_M} \right)^{b_3} \quad (1-3-26)$$

式(1-3-26)の最後の項 $(\mu/\rho D_M)$ は水温に関する項目で実測からあまり関係のないことがわかったので式(1-3-26)は次のようになる。

$$k_2 = a \frac{V^{b_1}}{H^{b_2}} \quad (1-3-27)$$

となる。Churchill らは Clinch 河, Holston 河などの実測値から ft, hr 単位で再びつゝ気係数を求めると次のようになる。

$$\left. \begin{aligned} k_2(20^\circ\text{C}) &= 5.026 V^{0.969} H^{-1.075} \\ k_2(T^\circ\text{C}) &= k_2(20^\circ\text{C}) 1.0241^{(T-20)} \end{aligned} \right\} \quad (1-3-28)$$

Owen らは同様に H を ft で表わすと

$$k_2(20^\circ\text{C}) = 9.4 V^{0.67} H^{-1.85} \quad (1-3-29)$$

$$k_2(20^\circ\text{C}) = 10 V^{0.75} H^{-1.75} \quad (1-3-30)$$

Krenkel と Orlob⁴⁹⁾ は、再びつゝ気に関連する Turbulence の強さは、縦方向拡散係数と関係があると考えて次式を考えた。

$$k_2 = \text{Const.} \times D_L^m h^n \quad (1-3-31)$$

C, m, n は常数, k_2 は再びつゝ気係数, D_L 縦方向拡散係数, h は水深である。Krenkel らは幅 1ft, 水深 18 in, 長さ 80ft の水路を用いて行なった実測値をもとに、常数を定めると次式となる。

$$K_2 = (4.302 \times 10^{-5}) D_L^{1.150} h^{-1.915} \quad (1-3-32)$$

ここに D_L は ft^2/min , h : ft である。式(1-3-32)の相関係数は 0.844 とかなり高い相関がある。 m と n は

1 と -2 にかなり近い値で、理論値に近い値をとっていることもわかる。

さらに単位体積当りのエネルギー消費率, すなわち

$$E = VS_i g \quad (1-3-33)$$

V : 平均流速

S_0 : エネルギーこう配

g : 重力の加速度

を用いて相関式を求めると次式となる。

$$k_2 = (1.141 \times 10^{-4}) E^{0.408} h^{-0.660} \quad (1-3-34)$$

式(1-3-34)の相関係数は、0.86 でこの係数は E について 1/3, h について -2/3 に近くある程度理論値に近い。

いずれにしても、これらの係数はかなり理論値に近いが、その適用にあたっては十分その測定された範囲、流況を考慮しなければならない。

Thames 河の汚濁予測を行なった英国汚濁防止研究所の Gameson らは、交換係数を用いて再びつゝ気量を推定した。すなわち再びつゝ気量を次式で与える。

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{f}{z} D \quad (1-3-35)$$

f : 交換係数 cm/hr

z : 水深 cm

式(1-3-35)を積分すると、 T 時間の酸素不足量は

$$D = e^{-\int_0^T \frac{f}{z} dt} \quad (1-3-36)$$

となる。

長さ 5ft, 幅 2(1/2)ft のポリエチレン製のテントを用いて水面からの交換量を調査した、その結果を表-1-5に示す。

表-1-5 交換係数の定測値 cm/hr

実験番号	水面に与えた攪乱	テント内のガス	(a)	(b)
1	スターラーによる	空 気	2.9	2.9
2	攪 拌	窒 素	2.9	2.5
3	1~1/2 in の波	空 気	11.8	17.2

さらに室内実験で行なった結果交換係数は、11~42cm/hr, 実験に影響を与えない程度のうねりのときは 8cm/hr の交換係数を得た。

Thames 河の 1952-54年の67の実測値によれば、3.2~23.2cm/hr であって、その平均値は 10.4cm/hr であった。さらにドックや静水に近い水面では 1.1~2.8cm/hr で平均 2.3cm/hr であった。平均の交換係数を求めるのはむづかしいが、おおよそ 10cm/hr 前後と考えてよいことがわかる。Thames では酸素収収から 5.5~6.0

49) Krenkel, P. A. and Orlob, G. T.: "Turbulent Diffusion and the Reaeration Coefficient" Trans, ASCE, Vol. 128, (1963)

cm/hrと定められた。同様の方法で隅田川の実測値をもとに計算値を求めると8cm/hr程度となる。

(3) O' Connor-Dobbins の再ばっ気係数

O' Connor-Dobbins は、再ばっ気係数の基礎式として式(1-3-21)を導いた。すなわち

$$K_L = \sqrt{D_M r} \cot h \sqrt{\frac{rL^2}{D_M}} \quad (1-3-21)$$

r, L, D について代表的な次の数値を考える。

$$\begin{cases} r = 0.01 \text{ sec} \\ L = 0.04 \text{ cm} \\ D_M = 0.0008 \text{ ft}^2/\text{hr} \end{cases}$$

とすれば $\cot h \sqrt{\frac{rL^2}{D_M}} = 1.01$ となり L が大きくなれば

$\cot h \sqrt{\frac{rL^2}{D_M}} = 1$ においてよいから

$$K_L = \sqrt{D_M r} \quad (1-3-37)$$

としてよい。この式は結局境界のないときの Danckwerts の再ばっ気係数式(1-3-19)に一致する。

乱れの scale および変動について Prandtle の混合長の概念を導入し、表面交換率を表わす。

乱れの強さを流速変動の平均値 $|\bar{v}|$ で表わし、乱れの scale を混合長で表わす。ここで表面から混合長 l の間にある水分子が表面更新に関与すると考える。

表面更新速度は $|\bar{v}|$ が大きい程、また l が小さい程大きいとする。すなわち、表面交換時間は次式で表わされる。

$$t = \frac{l}{|\bar{v}|} = \frac{1}{r} \quad (1-3-38)$$

1) 非等方性の場合

O' Connor-Dobbins は表面交換率をもとめるため Kármán の対数分布式を用いた。すなわち

$$r = \frac{|\bar{v}|}{l} = \frac{dV}{dy} = \frac{(Hgl)^{1/2}}{\kappa y} \quad (1-3-39)$$

ここに $|\bar{v}|$: 変動流速の平均

l : 混合距離

H : 全水深

V : 流速

I : エネルギーこう配

κ : Kármán の常数

y : 水深

液膜の厚さは水深 H に対して非常に小さいと仮定すれば式(1-3-37)より $H-L \approx H$ として

$$\begin{aligned} k_L &= \frac{K_L}{H} = \frac{(Hgl)^{1/2}}{\kappa H^2} \\ &= \frac{10.48 D_M^{1/2} I^{1/4}}{H^{3/4}} \times 10^4 \text{ (1/日)} \quad (1-3-40) \end{aligned}$$

H : 水深 m

2) 等方性の場合

等方性乱流の場合には、平均流速のこう配がないから1)と同様の取扱いはできない。したがって $|\bar{v}|$ と l の関係を Kalinske が Mississippi 河での実測からえられた結果、すなわち混合距離と変動流速が水深および平均流速の10%という関係を用いた。したがって

$$r = \frac{|\bar{v}|}{l} = \frac{0.10V}{0.10H} = \frac{V}{H} \quad (1-3-41)$$

式(1-3-37)に式(1-3-41)の関係を代入すると

$$k_L = \frac{3.74(D_M V)^{1/2}}{H^{3/2}} \times 10^4 \text{ (1/日)} \quad (1-3-42)$$

H : m

なる式を得る。式(1-3-40)と式(1-3-42)の適用の範囲は、 k_L の等しい点を求めるため Chézy の式を平均流速の見積りに使うと

$$\begin{cases} C < 17 \text{ または } H < 1.5 \text{ m のときは非等方性} \\ C > 17 \text{ または } H > 1.5 \text{ m のときは等方性} \end{cases}$$

の式が成立つとしている。

しかし、理論的には上述の理論の等方性、非等方性の分類は便宜的なものであり、また使った仮定にも再検討を要するものがある。

(4) Dobbins の再ばっ気係数⁵⁰⁾

Dobbins は前の理論を発表した後、表面交換率 r と液膜の厚さ L について再検討を行なった。基本式としては、式(1-3-21)を用いた。すなわち

$$K_L = \sqrt{D_M r} \cot h \sqrt{\frac{rL^2}{D_M}} \quad (1-3-21)$$

1) 表面交換率 r の決定

Dobbins は、乱れによる表面の交換にあたって、乱れのエネルギーによる力と表面張力による力のつりあい関係を考えた。

表面張力に打ち勝って、表面を更新する際に消費されるエネルギー E は表面交換率 r と表面張力 σ のもつエネルギー $\sigma \times$ 面積の積に比例するだろう。いま乱れの scale が L とすれば単位体積当りの消費エネルギー量は単位体積当り次式で与えられる。

$$E = r \sigma L^2 / \rho L^3 \quad (1-3-43)$$

このときのエネルギー E はまた乱れのエネルギー E_i に比例していると考えたと表面交換率 r は次式で表わされる。

$$r = \frac{C_1 \rho L E_i}{\sigma} \quad (1-3-44)$$

この場合乱れのエネルギーは、 I をエネルギーこう配とすると

$$E_i = C_2 E = C_2 I V g \quad (1-3-45)$$

で表わされる。

50) Dobbins, W. E.: "BOD and Oxygen Relationship in Streams" Proc. ASCE, SA 3, (1964)

2) 液膜の厚さ L の決定

L (Scale Factor) は膜の有効厚さに関係し、また最小うずの大きさと考えられる。Kolmogoroff の最小うずの大きさは動粘性係数を ν とすると $(\nu^3/E)^{1/4}$ に等しく乱れの最小 scale はこれに比例する。

したがって L は次のように書ける。

$$L = C_4 \left(\frac{\nu^3}{E} \right)^{1/4} \quad (1-3-46)$$

式(1-3-45)と(1-3-46)から

$$L = \frac{C_2}{(C_1)^{1/4}} \left(\frac{\nu^3}{E} \right)^{1/4} = C_4 \left(\frac{\nu^3}{E} \right)^{1/4} \quad (1-3-47)$$

また

$$\begin{aligned} r &= C_1 (C_2)^{3/4} C_3 \frac{\rho \nu^{3/4} E^{3/4}}{\sigma} \\ &= \frac{C_3}{(C_1)^{3/4}} \frac{\rho \nu^{3/4} E^{3/4}}{\sigma} \quad (1-3-48) \end{aligned}$$

したがって

$$rL^2 = C_1 (C_2)^{1/4} C_3^2 \frac{\nu^{3/4} E^{3/4}}{\sigma} = \frac{C_3^2}{C_1} \frac{\rho \nu^{3/4} E^{3/4}}{\sigma} \quad (1-3-49)$$

$$rL^2 = C_1 (C_2)^{1/4} \frac{\rho \nu^3}{\sigma} = C_5 \frac{\rho \nu^3}{\sigma} \quad (1-3-50)$$

ここで C_1, C_2, C_3 は定数, C_2, C_4 は流れの特性によって決められる値である。

式(1-3-50)によれば, rL^2 は系の動的な特性にのみ関係する量である。

窒素とヘリウムの実験から一般に式(1-3-50)は正しいことが証明され, また C_5 は実験室内の攪拌機を用いた実験により定めることができた。20°C において

$$rL^2 = 12.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{min}$$

$$C_5 = 14.3$$

が得られた。

水平面に射影した面積と実水面積の比を C_A とすれば, C_A は次式で与えられる。

$$C_A = 1.0 + 0.3F^2 \quad (1-3-51)$$

ここに F は流れの Froude 数

Froude 数が 1 のとき表面積は 30% 増となるが, 普通は 0.5 以下であるからほぼ 1 と考えてよい。

C_4 は, C_4 と $(\nu^3/E)^{1/4}/H$ とを室内実験および Tennessee Ohio, Elk, Clarion, Illinois 河の実測値を用いて Dobbins は次式を得た。

$$C_4 = 0.65 + 15,000 \left[\left(\frac{\nu^3}{E} \right)^{1/4} \right]^2 \quad (1-3-52)$$

式(1-3-47)と(1-3-48)から再び気係数は次のようになる。

$$h_2 = \frac{C_A \sqrt{C_2 D_M \alpha}}{(C_1)^{3/2} H} \cot h \sqrt{\frac{C_3 \varphi}{C_1 D_M}} \quad (1-3-53)$$

$$\alpha = \frac{\rho (\nu E)^{3/4}}{\sigma}$$

$$\varphi = \frac{\rho \nu^{3/4} E^{1/4}}{\sigma}$$

ここに D_M は分子拡散係数で次式で与えられる。

$$D_M = 2.037 (1.037) r^{-20} (10^{-5} \text{ cm}^2/\text{sec})$$

.....(1-3-54)

(5) Levich の理論⁵¹⁾とその再び気現象への応用⁵²⁾

河川の流速分布は対数分布をしているが, 自由表面での摩擦力, τ , は零であるのに, 対数分布式から求めた流速 V の水深 y 方向の微分 dV/dy が零ではない。Levich はこれは, 水面付近で乱れの機構が異なっている薄い膜が存在すると考えた。

この薄い膜は, 表面張力によるものと考え表面付近での変動流速, 乱れによる流速, に対して次の仮定を行なった。すなわち表面張力によってひき起される表面での変動流速の抑制が, 表面の安定に関与すると考え, 表面付近の深さ λ まで, 液体の主流と流れの機構が異なっていると考えた。

y を表面までの距離, x を表面に沿う距離とすると変動流速の x 成分は, λ の範囲内では y が増加しても増加せず, 一定である。

連続方程式から y 方向の流速 v_y は

$$v_y \sim y \quad (1-3-55)$$

v_y は自由表面 $y=0$ で零となる。

自由表面付近では v_y は y の一乗に比例して減少する。

したがって

$$v_y = v \frac{y}{\lambda} \quad (1-3-56)$$

ここに v : eddy velocity 乱れによる変動流速

さらに乱れの Scale は, 表面に近づくにつれて減少する。決定的に考えると乱れの Scale l は次のように書ける。

$$l \sim y \quad (1-3-57)$$

表面付近の乱れによる粘性は

$$\nu_{\text{turb}} \approx v_y l \approx v_0 \frac{y^2}{\lambda} \quad (1-3-58)$$

また, 表面付近での乱れの減衰する層の厚さ λ は, 表面張力 σ に比例する。さらに λ は v と ρ の関数と考えられるから, λ は次のように書ける

$$\lambda \sim \frac{\sigma}{\rho v^2} \quad (1-3-59)$$

51) Levich, V. G.: "Physicochemical Hydrodynamics" Prentice Hall, p. 669 (1962)

52) 杉木, 村上, 安中: 「再び気について」第 22 回年次学術講演会講演概要, 第 II 部, 土木学会, (昭和 42 年 5 月)

式(1-3-56), (1-3-59)から

$$v_y \approx \frac{\rho v^3}{\sigma} y \quad (1-3-60)$$

$$v_{\text{turb}} \approx \frac{\rho v^3 y^2}{\sigma} \quad (1-3-61)$$

v_{turb} は表面に近づくほど小さくなり, 表面付近の $y=\delta$ では

$$v_{\text{turb}} = v$$

となる。この粘性域は式(1-3-61)より

$$\delta \approx \left(\frac{\sigma v}{\rho v^3} \right)^{1/2} \quad (1-3-62)$$

$y \leq \delta$ のところでは v_y は

$$v_y \approx v_y(\delta) \frac{y}{\delta} \quad (1-3-63)$$

$v_y(\delta)$: δ における v_y の値

粘性域での乱れの存在時間は $y=\delta$ のところでの存在時間に等しくなる。すなわち

$$t = \frac{\delta}{v_y(\delta)} = \frac{\lambda}{v} \quad (1-3-64)$$

で表わされる。

乱流場の拡散による輸送量は, 表面付近の乱れの性質によって定められる。

$$N_{sc} \left(= \frac{v}{D_M} \right) \geq 1 \quad \text{のところでは, 分子の拡散に対する抵抗は粘性域 } \delta \text{ より薄い拡散域に大部分存在すると考えられる。}$$

粘性域での拡散による輸送量は

$$Ni = D_{\text{turb}} \frac{\partial c}{\partial y} \quad (1-3-65)$$

ここに D_{turb} : 粘性域での乱れ拡散係数で表わされる。

式(1-3-65)はまた

$$D_{\text{turb}} \approx v_y^2 t \quad (1-3-66)$$

で表わされるから, 式(1-3-56), (1-3-64)から

$$D_{\text{turb}} \approx v \frac{y^2}{\lambda} \quad (1-3-67)$$

D_{turb} は表面に近づくにつれて減少し $y=\delta$ では, D_M を分子拡散係数とすれば,

$$D_{\text{turb}} = D_M$$

となると考えられる。したがって

$$\frac{v \delta^2}{\lambda} = D_M \quad (1-3-68)$$

となる。この場合 δ は

$$\delta \approx \left(\frac{D_M \lambda}{v} \right)^{1/2} \approx \left(\frac{D_M \sigma}{\rho v^3} \right)^{1/2} \quad (1-3-69)$$

輸送量 Ni は

$$Ni = \frac{D_M C_0}{\delta} \approx \frac{D_M^{1/2} \rho^{1/2} v^{3/2}}{\sigma^{1/2}} C_0 \quad (1-3-70)$$

C_0 : 濃度差

したがって

$$K_L = \frac{D_M}{\delta} = \text{const.} \frac{D_M^{1/2} \rho^{1/2} v^{3/2}}{\sigma^{1/2}} \quad (1-3-71)$$

ここで v を他の水理量で表わせば, 再び気係数を求めることができる。Levich はこれを展開していない。

いま, Levich の考え方を酸素移動に應用してみよう。酸素移動係数 K_L は次式で表わされる

$$K_L = \frac{D_M}{L} \quad (1-3-72)$$

ここに L は分子拡散が行なわれる深さ, D_M は拡散係数。いま $\delta=L$ とすると L の大きさは式(1-3-69)を用いられよい。比例常数 C_1 とすると L は次のようになる。

$$L = C_1 \left(\frac{\sigma D_M}{\rho} \right)^{1/2} / v^{3/2} \quad (1-3-73)$$

乱流におけるせん断力 τ は, u, v を x, y 方向の乱れによる変動流速とすれば

$$\tau = \mu \frac{d\bar{u}}{dy} = \rho u \bar{v} \quad (1-3-74)$$

乱流においては壁の近傍を除いては, $\mu(d\bar{u}/dy)$ は無視できるので, 式(1-3-74)式は

$$\tau = -\rho u \bar{v} \quad (1-3-75)$$

式(1-3-75)において, L の近傍では $v=u$ と考えてよいから

$$\tau = \rho v^2 \quad (1-3-76)$$

と書くことができる。したがって

$$v = \sqrt{\frac{\tau}{\rho}} \quad (1-3-77)$$

となる。

いま流速分布として Kármán の対数分布式を用いると

$$\tau = C_2 \frac{dV}{dy} = \frac{C_2}{\kappa y} \left[\frac{\tau_0}{\rho} \right]^{1/2} \quad (1-3-78)$$

ここに C_2 : 乱流粘性係数, κ : カルマンの常数

τ_0 : $y=0$ におけるせん断力

また τ_0 は

$$\tau_0 = \rho g H I \quad (1-3-79)$$

で与えられるから, 式(1-3-78)は

$$\tau = \frac{C_2}{\kappa y} (H g I)^{1/2} \quad (1-3-80)$$

式(1-3-80)を式(1-3-77)に代入すると

$$\begin{aligned} v &= \sqrt{\frac{C_2}{\rho \kappa y} (H g I)^{1/2}} \\ &= \sqrt{\frac{C_2}{C_3 y} (H I)^{1/2}} \quad (1-3-81) \end{aligned}$$

$$C_3 = \frac{\sqrt{g}}{\rho \kappa}$$

式(1-3-81)において $y=H-\lambda \approx H$ とおくと

$$v = \sqrt{\frac{C_2}{C_3} \left(\frac{I}{H} \right)^{1/2}} \quad (1-3-82)$$

式(1-3-82)と式(1-3-73)とから

$$L = C_1 (C_4)^{3/4} \left(\frac{\sigma D_M}{\rho} \right)^{1/2} \left(\frac{I}{H} \right)^{3/8} \dots (1-3-83)$$

$$C_4 = \frac{C_2}{C_3}$$

式(1-3-83), (1-3-72)から酸素移動係数 K_L は

$$K_L = \frac{1}{C_1 (C_4)^{3/4}} \left(\frac{\rho D_M}{\sigma} \right)^{1/2} \left(\frac{I}{H} \right)^{3/8} \dots (1-3-84)$$

したがって再ばっ気係数 k_2 は

$$k_2 = \frac{K_L}{H} = \frac{1}{C_1 (C_4)^{3/4}} \left(\frac{\rho D_M}{\sigma} \right)^{1/2} \frac{I^{3/8}}{H^{11/8}} \dots (1-3-85)$$

が得られる。

ここで C_1 , C_4 はともに流れの系によって定まる。そこで式(1-3-85)を次の形に書きかえる。

$$k_2 = C_5 \left(\frac{\rho D_M}{\sigma} \right)^{1/2} \frac{I^{3/8}}{H^{11/8}} \dots (1-3-86)$$

式(1-3-86)の C_5 の中には, C_2 が入っているのだから粘性係数に Prandtle の混合距離の概念を導入する。

Prandtle の混合距離の理論によれば $y = \lambda$ における変動流速は

$$|\bar{v}_x| = l_1 \frac{dV}{dy} \dots (1-3-87)$$

で表わされる。

ここで混合距離 l_1 が Levich の考えた表面張力が働く層の厚さ λ に比例すると考えれば, 式(1-3-59)から

$$l_1 = C_1 \lambda = C_2 \frac{\sigma}{\rho v_1^2} \dots (1-3-88)$$

式(1-3-87), (1-3-88)から

$$|\bar{v}_x| = C_2 \frac{\sigma}{\rho} \left(\frac{dV}{dy} \right)_{y=H} \dots (1-3-89)$$

Kármán の対数分布式を用い, かつ $y=H$ とおけば式(1-3-89)は次式となる。

$$|\bar{v}_x| = C_2 \frac{\sigma}{\rho} \frac{1}{\kappa H} \left(\frac{\tau_0}{\rho} \right)^{1/2} \dots (1-3-90)$$

開水路の場合側壁の影響を考慮して, 径深 R を用いると

$$\tau_0 = \rho g R I \dots (1-3-91)$$

したがって式(1-3-90)は

$$|\bar{v}_x| = C_2 \left(\frac{\sigma}{\kappa \rho H} \right) (g R I)^{1/2} \dots (1-3-92)$$

式(1-3-92)および式(1-3-69)から L は

$$L = C_1 \sqrt{\frac{\kappa D_M H}{(g R I)^{1/2}}} \dots (1-3-93)$$

したがって, 移動係数 K_L は

$$K_L = C_3' \frac{g^{1/4} D_M^{1/2} (R I)^{1/4}}{\kappa^{1/2} H^{1/2}} \dots (1-3-94)$$

さらに再ばっ気係数 k_2 は

$$k_2 = C_3' \frac{g^{1/4} D_M^{1/2} (R I)^{1/4}}{\kappa^{1/2} H^{1/2}} \dots (1-3-95)$$

となる。

模型水路を用いた実験によると, 単位を1/日として式

(1-3-85)の係数 C_5 は

$$C_5 = 1.88 \times 10^2$$

式(1-3-95)では C_3' は

$$C_3' = 0.75$$

が得られた。

(6) 再ばっ気現象および理論に関する考察

O' Connor-Dobbins の理論について Churchill らは, 表面更新率 r に対して, $r \propto (dV/dy)$ が必ずしも成り立たないことを指摘している。すなわち Darcy-Weisbach の抵抗係数 f を用いて平均流速を表わすと

$$V = \sqrt{\frac{8g}{f}} \sqrt{R I} \dots (1-3-96)$$

R : 径深, I : エネルギーこう配

上式を変形すると

$$\sqrt{g R I} = V \sqrt{\frac{f}{8}} \dots (1-3-97)$$

また Kármán の対数分布式から

$$\frac{dv}{dy} = \frac{\text{const.}}{y} \times \sqrt{g H I} \dots (1-3-98)$$

H : 全水深, y : 水深

幅の広い流れでは $R=H$ とかけるから式(1-3-96)と式(1-3-97)から式(1-3-98)は

$$\frac{dV}{dy} = \frac{\text{const.}}{y} V \sqrt{\frac{f}{8}} \dots (1-3-99)$$

が得られる。すなわち, 水深方向の速度こう配は平均流速 V と $\sqrt{f}$ の積で表わされる。

すなわち式(1-3-99)によれば dV/dy が一定であると仮定すれば, 平均流速 V が大きく, 抵抗係数 f が小さいとき, V が小さく f が大きい場合も同じくなる。O' Connor-Dobbins の理論によれば, この場合表面交換率 r は同じである。しかしながら実際に粗度が小さく流速の大きい場合には $|\bar{v}|$ は大きく乱れのスケールは小さくなり, また反対の場合はこの逆になるはずであるから r が速度こう配のみで定めることが無理のようである。また等方性の流れで変動流速の平均 $|\bar{v}|$, および混合距離 l がそれぞれ平均流速および水深の10%であると仮定しているが, この点についてもさらに実測とか理論上にも問題点が残っている。

(4) および(5)において Dobbins および Levich の理論による再ばっ気理論について述べたが, 両者の理論について二, 三の検討を加える。

両者の理論の根本的な違いは, 水面近くの乱流構造に関するものである。

Levich は表面付近では, 表面張力が乱れを減衰させてしまうような層が存在し, この層のために乱れは表面までに達せず, 気体輸送はこの層を通じて定期的に行なわれる(分子拡散する)と考えた。

一方 Dobbins は, 乱れのエネルギーは, 表面近くで

も減衰せず, エネルギーが表面張力に抗して乱れが表面に到達し, そこで接触界面が更新される。

うずのスケールの大きさは, 上限は主流のスケール, 現在の場合水深と考えてよい, 下限はエネルギーの消散や, 粘性によって定まると考えられている。Dobbins は表面更新率が最小有ずの大きさに関係し, この関係する液膜の厚さ L が最小有ずの大きさに比例するとしている。さらに彼は Dankwerts の膜の Age 分布を仮定しているのであるが, 関係するのは最小有ずだけであるから実際に Dobbins の主張を正しいものとすれば一意的に決まってくるはずである。

また, 式(1-3-85), (1-3-95)による計算式および実測値にはかなり良い一致がみられたが, さらに実際河川の実測値との適応性および C_0 および C_1 の検討がさらに進められなければならないだろう。

感潮河川での再ばっ気量の見積りには O'Connor は O'Connor-Dobbins の式(1-3-42)の中で, V を一潮時間の絶対値の平均値を用いて Delaware 河の予測に用いているが, この手法を用いるのはその理論からも直ちに決めがたい。

したがって, 隅田川の計算には, この検討を開始したとき, 再ばっ気について理論的検討が不十分であったこと, さらに変動する場の見積り方法などが検討されていなかったもので, 式(1-3-35)に示される方式で, 交換係数を実測値から求め汚濁予測計算を実施することとした。

[4] 河床物質の酸素消費⁵³⁾

河床汚泥による酸素消費量は, 汚濁の進んだ河川の流水中の溶存酸素におよぼす影響はかなり大きいものと考えられている。したがって各国においても河床汚泥の研究はかなり行なわれている。しかしながら浮遊有機物の沈殿の機構は種々困難をとまうのでいまだ十分解明されていない。浮遊物質の河水中の挙動については, 河床の平衡河床を求めるためかなりの研究が行なわれすでに平衡河床の計算が行なわれている。⁵⁴⁾

最近では感潮部における沈泥についての力学的解析がすすめられるようになってきた。[4]では, これらの成果をもとに, 河床物質による酸素消費について考えてみる。

(1) 浮遊物質および河床物質の力学的性質

1) 基礎方程式^{55), 56)}

浮遊物質の沈降速度を W で表わし, 沈降速度 W を n 箇の dW に分け, それぞれの沈降速度に対応する濃度

を, たとえば $(i-1)dW$ から idW の間に対応する濃度を ϕ_i とすると, x, y, z 方向の時間 t における濃度 ϕ は次式で書くことができる。

$$\phi(x, y, z, t) = \sum_{i=1}^n \phi_i(x, y, z, t) \quad \dots\dots\dots (1-4-1)$$

$$W(x, y, z, t) \phi(x, y, z, t) = \sum_{i=1}^n W_i(x, y, z, t) \phi_i(x, y, z, t) \quad \dots\dots\dots (1-4-2)$$

いまある容量 dV における浮遊物質の物質平衡の式を求めると次式が得られる。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \phi}{\partial t} + \frac{\partial (W\phi)}{\partial z} + u \frac{\partial \phi}{\partial x} + v \frac{\partial \phi}{\partial y} + w \frac{\partial \phi}{\partial z} \\ & - \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_{ix} \frac{\partial \phi_i}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon_{iy} \frac{\partial \phi_i}{\partial y} \right) \\ & - \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_{iz} \frac{\partial \phi_i}{\partial z} \right) - \sum_{i=1}^n \omega_i = 0 \quad \dots\dots\dots (1-4-3) \end{aligned}$$

ここに $\epsilon_{ix}, \epsilon_{iy}, \epsilon_{iz}$ は x, y, z 方向の拡散係数, ω_i は i 分子の崩壊または凝集による減少または増加を示す量である。

いま ω が $i=1$ から n までの間で, 交換されるだけで, 別に他の物質がこの系に入らないとすると, $\sum \omega = 0$ となるので式(1-4-3)は次のようになる。この式で $\sum$ は簡単のため省略する。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \phi}{\partial t} + u \frac{\partial \phi}{\partial x} + v \frac{\partial \phi}{\partial y} + w \frac{\partial \phi}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} (W\phi) \\ & - \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_x \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon_y \frac{\partial \phi}{\partial y} \right) \\ & - \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \right) = 0 \quad \dots\dots\dots (1-4-4) \end{aligned}$$

凝集および干渉沈殿の影響については, $W\phi$ の項に入れている。

式(1-4-4)をとくために, 境界条件と初期条件について考える。二次元の流れを考え, x 軸を流れの方向, z 方向を重力の方向と考え流速分布は z のみの函数とすると $v=w=0$, および $(\partial \phi / \partial y) = 0$, さらに $u=u(z)$ となるから式(1-4-4)は次のようになる。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \phi}{\partial t} + u \frac{\partial \phi}{\partial x} + \frac{\partial (W\phi)}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_x \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) \\ & - \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \right) = 0 \quad \dots\dots\dots (1-4-5) \end{aligned}$$

いま, 濃度 ϕ は場所により変化するが, 平均沈降速度 W は一定とし, かつ流れが一様で, 拡散係数は浮遊物質のない場合には x に無関係であると仮定する。また ϵ はとくに濃度の高い場合を除いて濃度に関係なく, かつ第一近似として $(\partial \epsilon_x / \partial x) = 0$ と仮定すれば式(1-4-5)は次のようになる。

53) 杉本昭典:「汚濁に対する河床沈泥の影響について」用水と廃水, Vol. 7, No. 4, (1964)

54) 「水理公式集」土木学会, p. 106~130, (昭38年版)

55) Partheniades, E.: "A Summary of the Present Knowledge of the Behavior of Fine Sediments in Estuaries" M. I. T. Hydraulic Laboratory Technical Report No. 8, (1964)

56) Partheniades, E.: "Erosion and Deposition of Cohesive Soils" Proc. ASCE, Vol. 91, HY 1, (1965)

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + u \frac{\partial \phi}{\partial x} = \epsilon_z \frac{\partial^2 \phi}{\partial z^2} + \left(\frac{\partial \epsilon_z}{\partial z} - W \right) \frac{\partial \phi}{\partial z} + \epsilon_x \frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} \quad (1-4-6)$$

式(1-4-6)を解くには、2つの境界条件と一つの初期条件が必要である。

いま、水深を $z=h$ として水面において z 方向の物質輸送がないとすれば次式が成立つ。

$$\left(\frac{\partial \phi}{\partial t} \right)_{z=h} = - \left(\frac{W}{\epsilon_z} \phi \right)_{z=h} \quad (1-4-7)$$

さらに、河床において再浸食された物質は乱流によって再び主流によって運ばれる。初期条件として $t=0$ において濃度分布は既知であるとする。

Dobbins, 合田と McLaughlin は河床における境界条件をつぎのようにおいた。^{57), 58)} すなわち

$$E = - \left(\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \right)_{z=0} \quad (1-4-8)$$

ここに E は河床の単位面積当り河床から浸食される量を示す。Dobbins は沈降する量と浸食量がつりあうと仮定し境界条件は次のように仮定した。

$$\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} = - W \phi \Big|_{z=0} \quad (1-4-9)$$

Dobbins は、 $u=0$ および $\epsilon_z=\text{const}$ の場合、河床の沈泥が平衡状態にある場合および沈降した浮遊物質が再浮上しない条件のとき式(1-4-6)を積分した。

Partheniades は式(1-4-8)、(1-4-9)は一般的な境界条件を示さないと、河床付近において粒子は次の運動を行なうと仮定した。すなわち

(i) 河床において沈泥は E なる量だけ洗掘される。

(ii) 河床付近の浮遊物質の濃度を ϕ_b とすると、沈降する割合は $W\phi_b$ である。

(iii) 乱流によって $-\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0}$ なる量が主流に再浮上する。

これら3つの輸送現象を仮定し Partheniades は次の4つの境界条件を考えた。

(i) 堆積が起らず、一定の洗掘が起る場合

沈降したフロックは Laminar Sublayer のなかで崩壊し河床に達しないうちに拡散する。また河床は一定の割合で洗掘される。これらの量が乱流拡散によって、沈降物質と新たに洗掘された河床物質が本流に拡散する。

$$E + W\phi_b = -\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} \quad (1-4-10)$$

(ii) 洗掘が起らず堆積が起る場合

河床に対するせん断力が河床を動かすまでに至らず、沈降した粒子は河床に達し定着する。粒子が定着する確率を P_r とすれば、本流に拡散する量は $(1-P_r)W\phi$ と

なる。この場合の境界条件は

$$(1-P_r)W\phi_b = -\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} \quad (1-4-11)$$

(iii) 洗掘と堆積が同時に起る場合

$$E + (1-P_r)W\phi_b = -\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} \quad (1-4-12)$$

(iv) 平衡状態、洗掘も沈殿も起らない場合

$$W\phi_b = -\epsilon_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} \quad (1-4-13)$$

(iv) の場合は先に述べた Dobbins の境界条件と同じである。

式(1-4-6)を上境界条件にしたがって解析的にとくには、非常に困難である。その理由を次にのべる。

i) 平均沈降速度 W が既知でなければならない。これは浮遊物質の性質のみならず、水理条件すなわち乱流構造と強さに支配される。

ii) 洗掘量 E は種々の河床物質および水理条件に対して既知であること。

iii) 河床付近、せん断力が卓越する層、での平均沈降速度は主流とはかなり違う値をもっていること。さらに沈降したフロックと河床との粘着の関係の不明確さ。

iv) 拡散係数 ϵ_1, ϵ_2 が濃度によって変わること。

2) 河床物質に関する最近の研究

前節にのべた問題に関し、Einstein と Krone らは San Francisco 湾の汚泥に関し、また Partheniades は砂と粘度が等量入っている浮遊土砂に関し、粒子の凝集、それに伴う沈殿、洗掘についての研究を行ない、また I. S. Dune は干渉沈殿下における粘土の洗掘についての研究を行なった。これらの研究について若干説明を加える。

(1) 粒子の衝突と凝集

浮遊物質は、(i) ブラウン運動、(ii) 沈降速度の差、(iii) 流速の差によって接触し、各粒子の衝突によって凝集が起る。まず、粒子は球形でかつ一様の直径をもつと仮定する。この現象を拡散現象として取扱い、単位時間、単位体積に i 番目の粒子と j 番目の粒子の衝突する回数は次式で与えられる。

$$I_{ij} = 4\pi D_{ij} R_{ij} n_j \quad (1-4-14)$$

ここに I_{ij} : i 番目の粒子と j 番目の粒子が衝突する回数

D_{ij} : 拡散係数

n_j : 単位体積当りの j 粒子の数

R_{ij} : i および j 粒子の中心間の距離

いま R_p を粒子の影響半径とすると、 $D_{ij} R_{ij} = 2DR_p$ 、ここに D は総括拡散係数、となり、 D は Einstein の式から次のようになる。

57) Dobbins, W. E.: "Effect of Turbulence on Sedimentation" Proc. ASCE, Vol. 69, (1943)

58) 合田健:「沈澱池の浄水効果について」土木学会論文集, 第6号, (1951)

$$D = \frac{K_0 \theta}{3\pi \mu R_p} \dots (1-4-15)$$

ここに K_0 : Boltzman 常数

θ : 絶対温度

μ : 水の粘性

したがって, j 粒子の単位時間に衝突回数は式 (1-4-14, 15) から

$$J_j = \frac{4K_0}{3\mu} \dots (1-4-16)$$

となる。水温が $5^\circ \sim 20^\circ \text{C}$ の範囲では, J_j は $3.4 \sim 5.4 \times 10^{-12} n_j$ 回となる。Krone によれば, San Francisco 湾の浮遊物濃度は 0.1 g/l で平均直径は 0.3μ であるから, n_0 は 2.7×10^8 粒子/ cm^3 となり $I_0 = 0.014/\text{sec}$ すなわち 70 秒に 1 回衝突することになる。

フロックが形成されると, 粒子の数が減少し, 衝突回数は少なくなる。ある時間のすべての粒子の衝突回数は次式で与えられる。

$$n = \frac{n_0}{1 + I_0 t} \dots (1-4-17)$$

ここに, t はフロック形成中の時間, t_c は凝集時間といわれる時間で, ブラウン運動に対しては $1/I_0$ で表わされる。たとえば先述の San Francisco 湾の浮遊物質に対しては, $t_c = 1/I_0 = 1/0.014 = 71$ (秒) で, $t = 12$ 時間に對して $n/n_0 = 1/600$ となる。いま粒子の比重を 2.65 とし, 凝集したフロックの密度を 1.03 g/cm^3 , 水の密度を 1.01 g/cm^3 とすれば, 平均フロックの大きさは 10μ となる。

ラミナーな流れによる局部せん断力による衝突は, Smoluchowski によって局部速度こう配 du/dz に比例すると仮定すれば次式となる。

$$J_{ij} = \frac{4}{3} n_i (R_{ij})^2 \frac{du}{dz} \dots (1-4-18)$$

I_{ij} と J_{ij} の比をとると

$$\frac{J_{ij}}{I_{ij}} = \frac{(R_{ij})^3}{3\pi D_{ij}} \frac{du}{dt} = \frac{\mu (R_{ij})^2}{2K_0} \frac{du}{dz} \dots (1-4-19)$$

式 (1-4-19) はブラウン運動による衝突と速度こう配による衝突との比を示すものである。この式により, 粒子の大きさが 1μ より小さいとブラウン運動が, 3μ より大きいと流れによる影響が大きいことがわかった。

流速こう配は, 粒子の凝集を促進すると同時に, フロックの最大径を規定する。Krone らは線形ラミナーせん断の場合において, せん断力 τ と最大径の関係を求めている。

$$\tau_{\max} = \frac{16(dr)}{3\pi} \tau_{\max} \dots (1-4-20)$$

ここに, dr はフロック表面の粒度, $\tau_{\max}$ はフロック

の最大せん断力である。Krone によれば San Francisco 湾の汚泥で dr は 2μ , $\tau_{\max}$ は 2.7 dynes/cm^2 であった。

(2) フロックとなった粒子の沈殿

Krone⁵⁹⁾ の実験において, 割合低い濃度においては (0.3 g/l) の開水路では, 時間あたりの沈殿量と底に働くせん断力との間には図-1-25 に示すように直線関係にあることを確かめた。また与えられた濃度に対して, 沈殿が起る最大せん断力は 0.6 dynes/cm^2 で, 流速 0.6 ft/s 以下では, 粒子が河床に衝突する割合に関係がなく, 沈殿量は河床せん断力に関係することがわかった。

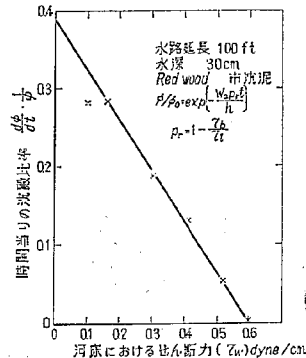


図-1-25 流水中の沈殿量 (Krone R. B.)

単位時間, 単位面積当り河床に衝突する粒子は, m をフロックまたは粒子の質量, n を単位体積中の粒子の数, W_a を流水中の見かけの沈降速度とすると, 濃度変化の式は次のようになる。

$$\frac{d\phi}{dt} = -mn W_a \frac{P_r}{h} \dots (1-4-21)$$

ここに h は水深である。いま mn が時間 t における ϕ で W_a は時間に関係がないと仮定すれば式 (1-4-21) を積分すると次式が得られる。

$$\frac{\phi}{\phi_0} = \exp \left[-\frac{W_a P_r t}{h} \right] \dots (1-4-22)$$

$d\phi/dt \cdot 1/\phi$ と河床せん断力 τ_b とを Plot すると, 粒子が沈殿しないときのせん断力を τ_1 とすると $P_r = 1 - \tau_b/\tau_1$ となる。 ϕ が 0.3 g/l , $\tau_1 = 0.6 \text{ dyne/cm}^2$ の粒子に対して, $W_a = 6.6 \times 10^{-4} \text{ cm/sec}$ となる。これは静水中の沈降速度の 20% であり, さらに水とフロックの密度差 0.028 g/cm^3 に対する最大フロック径は 27μ , 平均値は 21μ であることを Krone は計算している。

(3) 干渉沈降のある場合

Krone は San Francisco の沈泥で 10 g/l 以上の濃度のとき干渉沈降が起ることを見いだした。このような場

合濃度と時間の関係は次式のような対数曲線となること
がわかった。

$$\log \phi = -K_1 \log t + C \quad \dots\dots\dots(1-4-23)$$

ここで K_1 , C は常数で、この式の適用範囲は $0.3g/l$
 $< \phi < 10g/l$ である。Krone が実験により求めた K_1 の
値は、

$$K_1 = \frac{103}{h} \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_l} \right) \quad \dots\dots\dots(1-4-24)$$

ここで $\tau_l = 0.8 \text{ dyne/cm}^2$ で $\phi < 0.3g/l$ より少し高い
ことがわかった。また Krone は流速 0.3 ft/sec 以下で
も浮遊物と河床との間に交換があることを Isotope を用
いて確かめた。Krone の実験からつぎのことがいえる。
すなわち、(i) 浮遊物の沈殿は河床せん断力が 6 dyne/cm^2
から始まること。(ii) 与えられた流速に対して、
浮遊物質中のシルトとクレイの割合は一定であって、堆
積が起る直前での粒子の分布は一定である。(iii) ある
一定の流速、この実験では 0.8 ft/sec 河床せん断力 1.1
 dyne/cm^2 では、クレイのみ浮遊している。(iv) 0.5 ft/sec
の限界流速以下ではクレイのすべてが沈殿する。最
小洗掘流速は、河床せん断力 $1 \sim 1.2 \text{ dyne/cm}^2$ に対応す
る $0.70 \sim 0.8 \text{ ft/sec}$ である。

5) 粘着性河床の限界掃流力

I. S. Dune⁶⁰⁾ は種種の粘着性のある汚泥について
Coulomb の土圧の式が正しいものとして、Vane せん
断試験によるせん断力を用いて限界掃流力が求められる
として次式を提案した。

$$\tau_c = 0.02 + \frac{S_0 \tan \theta_s}{100} + 0.18 \tan \theta_s \quad \dots\dots\dots(1-4-25)$$

τ_c : 限界掃流力

S_0 : Vane せん断試験によるせん断抵抗

θ_s : S_0 軸と $\tau_c - S_0$ 線とのなす角

P. I. との関係から θ_s は P. I. で表わされ

$$\tau_c = 0.02 + \frac{S_0 + 180}{1000} \tan(30 + 1.71 \text{ P. I.}) \quad \dots\dots\dots(1-4-26)$$

で表わされる。

E. T. Smerdon と R. P. Beasley は開水路で実験を
行ない P. I. と掃流力との間の相関を求めた結果次式を
得た。

$$\tau_c = 0.0034 (\text{P. I.})^{0.84} \quad \dots\dots\dots(1-4-27)$$

W. L. Moore と F. D. Mesh は、Dune と同様な実
験を行ない噴流と洗掘水深との関係を求めた。

すなわち

$$\frac{y_s}{h_j} = K_2 \log \frac{t \mu}{\rho d^2} \quad \dots\dots\dots(1-4-27)$$

ここに

y_s : 洗掘水深

h_j : 試料から噴流口までの距離

t : 時間

μ : 粘性

ρ : 水の密度

d : 噴流の直径

K_2 : 無次元の洗掘係数

$$K_2 = F \left[\frac{\rho v_j d}{\mu}, \frac{\sigma_s \rho d^2}{\mu^2} \right]$$

ここに

v_j : 噴流の速度

σ_s : クレイの抵抗係数

K_2 は $N_R = \rho v d / \mu$ とすると次式となる。

$$K_2 \sim N_R \left[1 - \frac{N_{R0}}{N_R} \right] \times C$$

C : 土質のみによる係数

しかし、このような実験ではクレイに対する限界流速
を求めることができない。

Partheniades は、液性限界 L. L. より少し高い含水
率をもつ河床と低い速度で直接沈殿した河床について実
験した。

彼の結果を要約するとつぎのようである。

(i) 洗掘が起る最低流速はそれぞれ 0.65 および 0.75
 ft/sec であって、河床せん断力は 0.5 dyne/cm^2 である。

(ii) 洗掘量はほとんど同じであった。

(iii) 水中に結合剤を入れると、せん断試験によるせ
ん断力の値が増えないにもかかわらず、かなり洗掘に対
する抵抗が増す。

(iv) 洗掘量は浮遊物量に無関係であって流量に比例
する。

(v) 洗掘量は平均せん断力に強く支配され、ある極
限値をこえると急速に増加する。

(vi) 中央部が深く掘れ、他の部分に小さいリップル
ができる。

(vii) 金の Isotope を使った実験によると 0.28 ft/sec
のような低い流速でも河床と浮遊物の間に物質交換があ
ることがわかった。また粒度分布が広い浮遊物質では速
い流速でも物質交換がある。

さらに Partheniades は、沈降する粒子の定着率 P_r を
求める式を提案している。しかしながら、感潮河川の浮
遊物質の物質収支を求めるためには更に一層の研究が必
要である。これは、感潮部の流速変動による沈降、さら
に粘着性沈積物質の問題などは今後の研究にまつところ
が大きい。

60) Dune, I. S.: "Tractive Resistance of Cohesive Channels" Proc. ASCE, Soil Mech and Found Div., (1959)

(2) 感潮河川の浮遊物質の輸送量

(1)で述べたように,感潮部の浮遊物質の挙動に関する研究は現在強力に進められているが,実際河川への応用は未だしの感が深い。したがって感潮部の浮遊物質の輸送量の予測に,現地調査および模型実験,さらに半理論的手法が用いられている。その二,三を紹介する。

 1) Thames 感潮部における浮遊物質量の現地調査⁶¹⁾

Thames 感潮部は,航路の維持のため毎年多大のしゅん濬を行なっている。その総量は210万トンに達し,その分布はつぎのようである。

感潮部 (1) Lower Gravesend 区および Mud Reach	40%
(2) その他の部分	5%
ドック	40%
Tilbury 感潮部	15%

英国政府水理試験所は,広範な調査と水理模型試験により感潮部の浮遊土砂に関し研究を行なった。Thames 感潮部における河床汚泥は20~35%の有機物を含んでおり,無機物の平均粒径は0.035mm,その粒度曲線は図-1-126に示すようである。

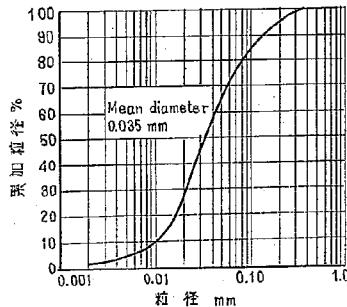


図-1-26 テームス河における汚泥粒度分布

感潮部における浮遊物質の濃度分布は,時間によってかなり変動する。この模様を図-1-27に示す。

さらに,浮遊流砂量は潮差, Tidal Range, によって大きく異なるので Thames ではいくつかの潮差に対して,1潮時にわたり30分毎に濃度分布と流速を測定して浮遊流砂量の移動を調査した。その1例を図-1-28に示す。

これにもとづき,全川幅に対して整理すると図-1-29のようになり,19マイル地点では潮差が大きいときには上流側に流砂が移動するようである。

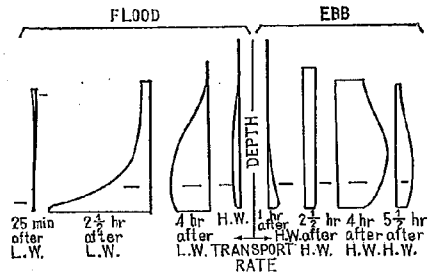


図-1-27 19.0 Long Reach における種種の潮位における浮遊物質分布

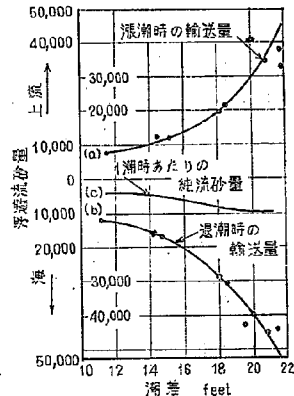


図-1-28 19 マイル Long Reach 南岸における流砂量

さらに, Thames 河では,流砂が上流に運ばれることを確認するために,39キエリーのスカンジウム46を感潮部に投入して実測するとともに, Thames の水理模型に水より少し重いセルロイド球をトレーサーとして投入し,図-1-30のような結果を得た。この結果いずれも堆積を生ずる区域に上下流の浮遊流砂が集まることが確認された。

 2) 利根川感潮部における浮遊流砂の現地調査⁶²⁾

吉川⁶²⁾らは,利根川,銚子において浮遊流砂量の実測を行ない,その実測値をもとにして,全流砂量と流量との関係を求めたところ,密度流の影響のない場合次式を得た。

$$S = 3.27 \times 10^{-4} Q^{0.897} \dots \dots \dots (1-4-28)$$

ただし S: 浮遊流砂量, kg/sec

Q: 流量, m³/sec

61) Inglis, C. and Allen, F. H.: "The Regimen of the Thames Estuary as Affected by Currents Salinities and River Flow" Proc. ICE, Vol. 7, (1957)

62) 吉川秀夫, 松岡昇昭: 「感潮河川に関する研究」土木研究所報告, 85号, (昭28.4)

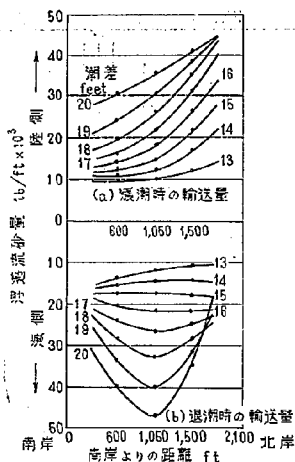


図-1-29 19.0 マイル Long Reach における浮遊流砂輸送量

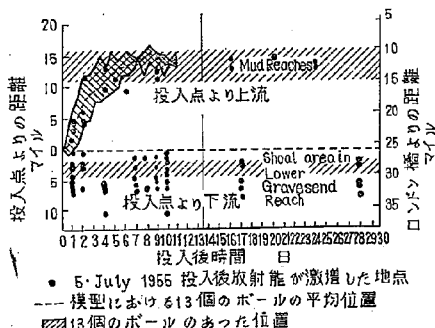
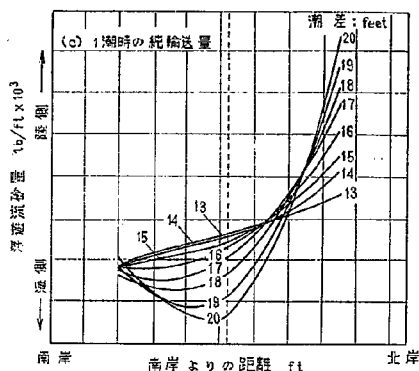


図-1-30 テームス河におけるトレーサーによる移動と模型実験との比較

測定時における両者の関係を図に示す。図-1-31のうち△は逆流，○は順流を示し，ほぼ順逆いずれも一つの法則にしたがうことがわかった。

このことは，Thames 感潮部における流砂観測において，順逆いずれにも一つの法則が適用できることと一致している。さらに吉川は，上式を使って銚子港における一日あたりの流砂量を推定し，時間ごとの変化は図-1-31(b)のようになり，1日当たり，6,500 tと推定された。

河川中の有機物の挙動については，いまだにその沈殿の機構そのものばかりでなく，その推定も困難である。後に述べるような Velz の方法もあるが，感潮部においては，種種問題があつていまのところ適用がむずかしい。

したがって Thames 河の汚濁予測では，しゅん没量 $\times 0.2 \sim 0.35$ が沈殿する有機浮遊物量と考えている。隔

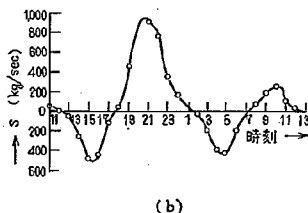
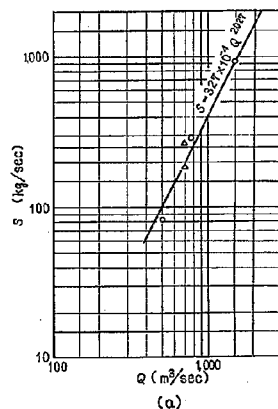


図-1-31 利根川銚子における浮遊流砂量

田川の汚濁予測では，これらのことから汚濁予測には流水中の BOD を用いて，発生汚濁量中の沈殿性浮遊物の影響を除いて解析を進めることとした。

表-1-6 河床汚泥の分析例

採取場所	採取年月日	含水率 (%)	乾燥重量当り				有硫 化物S 全硫化 物
			強熱減量 (%)	有機炭 素(%)	全炭素 (%)	C:N 硫化物S (%)	
河床汚泥		51	—	1.92	0.214	9.0	0.160
南 San Francisco 湾		—	—	1.13	—	—	0.030
Dimbarton 橋-Calaveras Pt.		—	—	1.20	—	—	0.037
Calaveras Pt.-Alviso Slough		—	—	1.43	—	—	0.041
〃 -Coyote Creek		—	—	1.54	—	—	0.094
Connecticut 河汚泥		45.97	2.50~14.4	—	—	—	—
家庭下水汚泥		91.5	83	—	—	—	—
下水汚泥		88.8	13.9	—	3.75	—	—
New England 河床汚泥		82.6	24.2	—	0.62	—	—
英国内河川汚泥							
Auker		76.3	15.3	—	4.4	—	—
Avon		75~83	11.7~17.1	—	4.1~5.1	—	—
S. Delph		46.7	11.0	—	1.3	—	—
Canal		60.3	11.2	—	2.4	—	—
感潮河川							
Alde 河 Oxford	1952. 1.22	—	—	1.29	0.13	10.2	—*
Deben 河 Bawdsey		—	—	1.59	0.13	11.9	0.05 *
〃		—	—	1.01	0.11	9.6	—*
Crouch, Bridgmarsh	1951.10.24	—	—	1.16	0.08	14.7	0.05 *
Battlesbridge		—	—	1.49	0.11	14.1	0.19 *
Mersey 感潮部上流	1951.11.22	—	—	2.37	0.23	10.4	0.15 *
Tilbury	1951.11.20	71.6	21.4	4.34	0.53	46.5	0.18
		—	—	7.59	0.87	8.7	0.372*
大阪市内河川	昭31. 4.26						
天満橋		—	2.27	—	0.18	—	0.003
玉川江口		—	2.27	—	0.19	—	0.001
西三丁		—	5.44	—	0.14	—	0.17
九条		—	18.1	—	0.54	—	0.19
島渡		—	16.4	—	0.39	—	0.61
渡渡		—	17.7	—	0.53	—	0.75
		—	15.5	—	0.33	—	0.58
隅田川							
志新橋	昭39. 1	31.5	34.9	2.55	—	—	—
問国橋	〃	65.2	11.7	5.71	—	—	—
問国橋	〃	54.9	8.6	4.41	—	—	—
問国橋	〃	40.3	32.1	2.51	—	—	—
志茂橋 (河口より25km)	40. 2.10	29.3	2.54	—	—	—	0.152
	6.15	29.8	4.01	—	—	—	0.108
	8.31	26.1	2.13	—	—	—	0.076
	9.28	27.1	2.15	—	0.031	—	0.032
新田橋 (河口より22km)	40. 2.10	43.6	6.33	—	—	—	0.321
	6.15	37.8	4.30	—	—	—	0.038
	8.31	27.2	3.06	—	—	—	0.033
	9.28	33.3	3.04	—	0.0217	—	0.025
小台橋 (河口より18km)	40. 8.31	22.9	2.22	—	—	—	0.037
	9.28	28.3	4.82	—	0.0197	—	0.038
言問橋 (河口より8.5km)	40. 2.10	26.4	2.42	—	—	—	0.233
	6.15	40.1	5.69	—	—	—	0.039
	8.31	40.0	5.86	—	—	—	0.108
	9.28	42.3	5.73	—	0.0254	—	0.086
両国橋 (河口より6km)	40. 2.10	32.6	3.78	—	—	—	0.186
	6.15	50.0	9.06	—	—	—	0.117
	8.31	48.5	6.78	—	—	—	0.125
	9.28	57.8	8.39	—	0.05	—	0.086

 * H₂S として

Thamesの例でいえるが、感潮部において堆積を生じないよう改修することも、河床有機沈殿物による影響を多少とも軽減することができよう。

(3) 河床物質の化学的性質

河床における汚泥の化学的性質は、河川の特長、場所時間によって異なる。これらの因子として、(1)河川に流入する浮遊物質の量および質、(2)河川の水利条件、(3)有機物の分解速度の季節的変化、(4)しゅん漂の有無である。Fair⁶³⁾、南部⁶⁷⁾、Isaac⁶⁴⁾、Allen⁶⁵⁾および著者⁶⁵⁾が行なった隅田川などの分析資料をまとめると表-1-6のようになっている。

表-1-6から、汚泥の化学的成分は場所により、時間により大きくかわることが伺える。著者らが行なった隅田川河床汚泥の分析結果について多少考察を加える。隅田川の底泥の強熱減量は下流の両国橋でも10%以下で他の汚濁の進んだ河川の調査結果に比して、ほぼ同じか幾分低いようである。しかし、昭和39年の調査では30%に近い値を得ており、昭和39年後半から行なわれた浄化用水の導入による底泥の組成が変化し、無機分が増加したものかも知れない。

硫化物については Allen, Isaac の報告とほぼ同程度である。全硫化物量は下流に行くにしたがっていくらか大きくなっているが、遊離硫化物量が下流に行くにしたがってかなり増加しており、遊離硫化物が全硫化物に占める割合は、2月の調査をのぞき、河口から25kmの志茂橋における3~4%から、下流両国橋の20~30%と増加している。河床汚泥中の重金属イオンの量はあまり違はないから、硫化物の発生が多くなると増加分は遊離硫化物として存在するようになるためと考えられる。

悪臭、腐食あるいは脱酸素などの有害な作用の原因となるのは主として遊離硫化物であるから、重金属とくに鉄イオンなどの量が問題となると考えられる。これについては後述する。

(4) 河床汚泥による酸素消費

河川水中の溶存酸素は河床汚泥の中にはあまり深くは浸透せず、また入っていくとしても有

機物の分解によって直ちに消費されるので、極く表層しか好気性に保たれない。したがって底泥中での分解は表層数cmの部分でのみ好気性分解が行なわれ、それより深い層では嫌気性分解が行なわれている。下層の嫌気性分解によって生じた分解生成物は拡散によって、または発生したガスとともに上層に移動し、表層にある溶存酸素によって酸化される。Fair らは、酸素消費は、酸素の拡散速度ではなく、嫌気性の分解によって生じた分解生成物の上昇速度であって、10cm以下の部分の分解生成物は表層の好気性の部分まで上昇しない。分解速度に影響する因子としては、(1)分解され得る有機物量、(2)微生物の代謝に利用される有機物の分解の難易の程度、(3)温度、(4)底泥の密度などである。

1) 河床汚泥による酸素消費に関する従来の研究

現在までに底泥による酸素消費量を定量的に調査した例は、Baity⁶¹⁾、Fair ら⁶³⁾、英国水質汚濁研究所¹⁷⁾などの研究があり、その実験結果の要約を表-1-7に示す。

表-1-7 汚泥の酸素要求量⁶³⁾

試 験 方 法	酸素要求量 gO ₂ /m ² day	試 験 者
室内試験		
下水汚泥 深さ 0.5cm	1.84	Baity(1938)
1.0	2.89	Fair ら(1941)
1.5	3.45	
2.0	3.77	
4.0	5.13	
Windermere の不かく乱汚泥	0.2	Mackereth(1962)
Thames 汚泥 1日 7°C	0.49	Water Pollution Research(1953)
15°C	0.63	
25°C	1.22	
5日 7°C	0.20	
15°C	0.39	
25°C	1.02	
現地試験		
Windermere の汚泥	0.05	Mackereth(1962)
Thames 汚泥 30分 16.5°C	0.88	Water Pollution Research(1953)
19°C	0.98	
20°C	0.88	" (1961)
River Ivel (非汚濁区間)	2~5	

63) Fair, G. M., Moore, E. W., and Thomas, H. A.: "The Natural Purification of River Muds and Pollutational Sediments" Sewage Works, Vol. 13, (1941)

27) 南部幹一:「河川中の自浄作用と汚染分布に関する研究」京大博士論文、(昭35)

64) Isaac, P. C. G.: "The Contribution of Bottom Muds to Oxygen Demands in Stream" J. of the Inst. of Public Health Engr., Vol. 63, Part. 4 (1964)

65) 昭和39年度土木研究所研究概要、(昭40)

66) 杉木、村上:「河床汚泥が水質におよぼす影響」第2回衛生工学討論会概要集、(昭40年)

67) Baity, H. G.: "Studies of Sewage Sludge" Sewage Works, Vol. 10, (1938)

68) Isaac, P. C. G.: "The Contribution of Bottom Muds to Oxygen Demand in Streams" Jour. of the Inst. of Public Health Engineer, Vol. 63, Part. 4, (1964)

河床物質中の有機物の分解は、流水中のそれに比して非常に遅く Velz は河床物質の有機物の脱酸素恒数は、水中のものの 1/10 まで小さくしてあり、また Fair らの実験からも河床中の有機物が無機化するのに、15~25年の年月が必要であるといっている。

Fair らによって求められた堆積した汚泥からの最大酸素要求量は次式で与えられる。⁽³⁾

$$y_m = 3.14 \times 10^{-2} y_0 C_{rw} \frac{5+160w}{1+160w} \sqrt{t_a} \quad \dots\dots\dots(1-4-28)$$

ここに

y_m : 最大酸素要求量 (gm O₂/m²/day)

y_0 : 灼熱減量, 1kg 当り 5 日間 20°C BOD (g/kg)

$$C_{rw} = y_0 / y_0 = e^{C_L(T-T_0)} \frac{1 - K_0 e^{C_L K (T-T_0)}}{1 - e^{-K_0 T_0}}$$

ここに, C_K , C_L : 温度係数, w : 1 日当りの堆積量 (kg/m²), T : 水温, T_0 : 20°C, t_a : 365 日のうち堆積の起る日数

表-1-8から下水汚泥を用いた値に比して、実際の汚泥による酸素消費量はかなり少ない。さらに英国水質汚濁研究所における Thames 河汚泥の実験から、室内試験と現地調査結果の間にかなりよい一致をみ、Thames 河では河床汚泥による酸素消費量は 0.04g/m²/hr または 0.88g/m²/day であった。

Thames 河での調査によると、河床有機物による酸素消費量は、全消費量の 1% にすぎないことがわかった。

2) 隅田川の河床汚泥による酸素消費に関する実験的研究

著者らは、英国水質汚濁研究所における室内実験と現地試験との河床物質の酸素要求量についてかなりよい一致がみられることから、隅田川における河床汚泥の酸素要求量について、英国水質汚濁研究所で行なったとはほぼ同様の実験を行なった。

装置の概要を図-1-32に示す。

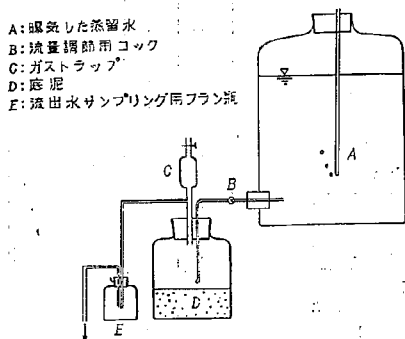


図-1-32 実験装置概要図

実験に用いた河床汚泥は、隅田川の両国橋、菅間橋で採取したもので、水分はそれぞれ48.4%、28.4%で、乾燥試料中の強熱減量はそれぞれ6.78%、4.95%である。その他比較のために都市下水処理場の第一沈殿池汚泥(水分84%、強熱減量47.3%)について実験を行なった。実験はまず試料瓶に厚さ 6~7cm になるよう汚泥を入れ、ばっ気した蒸留水を瓶の口まで満たし 20°C の恒温室に約 1 昼夜静置する。その後ばっ気した蒸留水を連続的に供給し、流入水の溶存酸素の差を用いて消費量を測定した。ばっ気蒸留水の流入量は流出水の溶存酸素量が適当な値になるよう調節し、河川の底泥の場合には 40~400mg/hr、滞留時間は 1.5~15 時間であった。実験結果を図-1-33に示す。

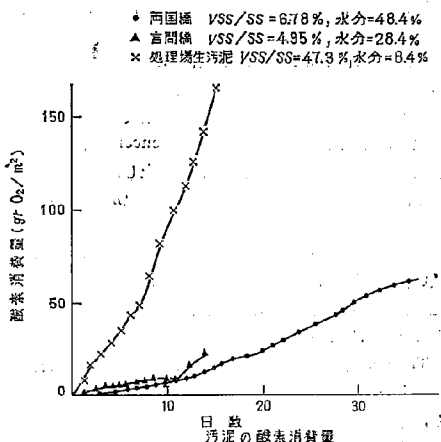


図-1-33 汚泥の酸素消費量

Fair によると、河床汚泥の分解速度は、分解可能物質の量に比例するが、微生物の利用し易い物質は早く分解されて、分解され難い物質が残るので、その反応は次式で与えられる。

$$\frac{dy}{dt} = \frac{K}{1+at} (L-y) \quad \dots\dots\dots(1-4-29)$$

ここに

y : 分解された物質の量, または $t=0$ から $t=t$ までの間の酸素要求量

L : 分解される物質の量, または最終酸素要求量

K : $t=0$ における反応速度係数

a : 遅延係数

式(1-4-29)において a が負の値をとることは考えられないので、この式の表わす曲線は上に凸であるが図-1-33に表われた曲線はどちらかといえば下に凸である。この理由は明らかではないが、一つの理由として試料が乱されたためとも考えられる。

図-1-33 から最初 10 日間の平均脱酸素速度をもとめると両国橋の汚泥については $0.0272 \text{ gr O}_2/\text{m}^3\text{h}$, 言問橋の汚泥では $0.0380 \text{ gr O}_2/\text{m}^3\text{h}$ である。言問橋の汚泥は両国橋の汚泥に比較して, 水分の違いを補正しても, 強熱減量が小さいが, それにもかかわらず脱酸素速度が大きくなっており, 脱酸素速度は強熱減量のみでは律せられないことを示している。隅田川の汚泥の脱酸素速度を Thames 河の汚泥の値 $0.04 \text{ gr O}_2/\text{m}^3\text{h}$ と比較すると約 3/4 程度である。

この値を用いて河床汚泥による酸素要求量を検討してみると隅田川の場合平均水深を 2m とすると 1 日の酸素要求量約 0.36ppm で, 河川水中の総酸素要求量の 1% 程度にすぎない。したがってこの意味から河床汚泥は河川の溶存酸素の収支には直接関係がなく, 硫化水素の発生などによる悪臭などが公害の原因となる。

3) 再浮上した汚泥の酸素消費量

河床汚泥が流況の変化によって河川中に再び浮遊する場合には河床に堆積した場合よりも酸素要求量ははるかに大きいと考えられる。1930 年代 Spencer は, 橋脚の新設によって河床が洗掘をうけ, 再浮上した汚泥によって下流の溶存酸素がかなり減少し多くの魚が死亡したことを認めた。

さらに Tarzwell と Gaufrin は Great Miami 河で, 長い低水の後をはじめの出水によって, かなりの河床汚泥が再浮上し, そのため溶存酸素の不足の部分が広がったことを示している。

Thames 河感潮部では, 出水によって再浮上する汚泥の浮上のほか, 場所によって各潮流ごとに汚泥が浮上し, 考慮する必要があるといわれている。

いくつかの河川において, 好氣的に酸化される再浮上した汚泥の酸素要求量を表-1-8 に示した。この表から再浮上した場合, 静置したときの $1.83 \sim 5.17 \text{ gr O}_2/\text{kg V. SS. day}$ に比し大きいことがわかる。

表-1-6 において, 昭和 40 年 9 月 28 日採取した汚泥について, スターラーで攪拌しながら BOD を測定した結果, 5 日間の酸素要求量は, 新田橋, 言問橋, 両国橋の汚泥について, 125, 57, $70 \text{ gr O}_2/\text{kg SS}$ であった。これらはかなり大きい値であるが, 河川水の BOD 測定の際少くとも 1 潮時以上の連続採水すれば, この再浮上した汚泥の影響はこの採水中に入っていると考えられるので一応考慮しないこととした。

(5) 酸素収支に及ぼす河床汚泥の影響の計算法

Michigan 大学の Velz 教授は Miami 河の溶存酸素の予測計算を行なう場合に, 河床汚泥の影響を加味する方法を明らかにした。⁶⁹⁾

69) Velz, C. J.: "Significance of Organic Sludge Deposits" USPHS Technical Report W58-2, (1958)

表-1-8 再浮上した汚泥の酸素要求量⁶⁹⁾

採 泥 地 点	固形物 (%)	強熱 減量 (% DS)	酸素要求量	
			(day)	g O ₂ per kg. VS
Connecticut-River 汚泥 ¹⁾	22.3	3.53	4	46.7
			6	57.8
			10	81.7
	40.9	2.50	4	56.4
			6	75.2
			10	123.5
	11.3	14.4	4	84.2
			6	115.8
			10	179.7
	2.6	11.7	4	93.9
			6	131.8
			10	198.2
	7.3	6.1	4	62.5
			6	68.0
			10	90.8
	41.3	6.73	4	24.1
			6	31.5
			10	44.2
English River 汚泥 ²⁾	41.6	6.08	4	28.1
			6	35.2
			10	49.0
	54.7	2.97	4	34.7
			6	42.8
			10	57.3
	22.0	9.68	4	80.9
			6	116.8
			10	155.5
	33.7	4.33	4	30.0
			6	39.4
			10	53.2
Ankar (304)	23.7	15.3	5	32.5
			650	205 ³⁾
	24.6	11.7	5	16.1
			650	144 ³⁾
	16.6	17.1	5	86.7
			650	324 ³⁾
	22.2	12.8	5	110.2
			650	248 ³⁾
	53.3	11.0	5	36.4
			650	174 ³⁾
	39.7	11.2	650	128 ³⁾
	6.5	83.0	5	173
			11.25	13.85
Canal at Berkhamsted (128k)	17.4	24.2	5	47.7
	43.1		5	6.2 ⁴⁾
			5	8.7 ⁴⁾
			5	9.5 ⁴⁾
	25.5		5	15.6 ⁴⁾
			5	8.1 ⁴⁾
			5	
	18.0		5	
			5	
			5	
	24.0		5	
			5	
			5	
New England river 汚泥	43.1		5	6.2 ⁴⁾
			5	8.7 ⁴⁾
			5	9.5 ⁴⁾
	25.5		5	15.6 ⁴⁾
			5	8.1 ⁴⁾
			5	
	18.0		5	
			5	
			5	
	24.0		5	
			5	
			5	
	18.0		5	
			5	
			5	
	24.0		5	
			5	
			5	
Thames 河の汚泥	43.1		5	6.2 ⁴⁾
			5	8.7 ⁴⁾
			5	9.5 ⁴⁾
	25.5		5	15.6 ⁴⁾
			5	8.1 ⁴⁾
			5	
	18.0		5	
			5	
			5	
	24.0		5	
			5	
			5	
	18.0		5	
			5	
			5	
	24.0		5	
			5	
			5	

1) 酸素要求量はワールブルグ検圧計によった。

2) BOD 18°C。

3) 123k を除き酸素要求量はアプニイ検圧計による。

4) g O₂/kg dry solids.

Velz は実際河川の实测から平均流速が 0.6ft/sec 以下のとき堆積が生じ、1.0~1.5ft/sec 以上のとき洗掘が起ることを確かめた。この値は(1)でのべた感潮部の実測において求められた値とはほぼ一致する。

まず、種種の流量における、懸案河川の河水の流下時間距離図を描き、この図から 0.6ft/sec 以下の地点を選ぶ。この図からおおよそ堆積を生ずる地点が見当つけられる。堆積した河床汚泥は次式で水中の溶存酸素を消費する。

$$L_d = \frac{P_d}{2.3K'} (1 - 10^{-K't}) \dots \dots \dots (1-4-30)$$

ここに L_d : 累積 BOD, lb または kg

P_d : 1 日あたり堆積 BOD

K' : 脱酸素恒数

t : 堆積日数

K' は流水中のそれと比較してかなり小さく、0.03 程度である。堆積した BOD の量は表-1-9 に示すようであって、式(1-4-30)による酸素消費量は50日間堆積すると1日追加される BOD 量の96.8%となる。

Velz はいくつかの河川で、この方法を適用した。1 例として Jackson-upper James 河での計算例を示す。この結果から河床汚泥の影響はあきらかである。この方

表-1-9 累積河床汚泥と酸素要求量

日	累積汚泥量 1 日あたり (%)	酸素要求量 1 日あたり (BOD %)
2	187	12.9
3	271	18.7
4	350	24.1
5	423	29.2
10	724	49.9
20	1,086	74.9
30	1,267	87.4
40	1,359	93.7
50	1,404	96.8
60	1,427	98.4
70	1,438	99.2
80	1,444	99.6
90	1,447	99.8
Ultimate	1,450	100.0

法は実際的方法であるが、表-1-8 からわかるように、河床汚泥による酸素消費の見積りが多少過大であるように考えられる。

残念ながらこの方法は、汚泥の再浮上の量的見積りが可能となるまで感潮部では使えないと考えられる。

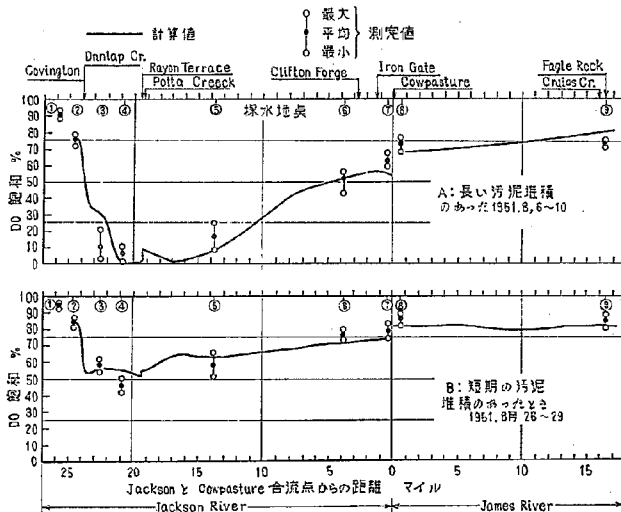


図-1-34 河床汚泥を考慮した酸素不足曲線

[5] 硫黄および窒素化合物の酸素平衡に及ぼす影響⁷⁰⁾

河川の水质汚濁問題を取扱う場合、[2]においてのべ

た炭素化合物のほか、硫黄、窒素および有機化合物の挙動は重要な因子となる。硫黄化合物は非感潮部では蛋白質中に含まれ、感潮部では海水中に含まれ、溶存酸素が皆

70) 杉本昭典：「慈瀬河川における汚濁物質の稀釈とその機構Ⅲ」用水と廃水, Vol. 5, No. 7, (1964)

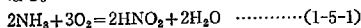
無となると硫黄イオン中の酸素が消費されて、硫化水素が発生し公害が発生することになる。窒素化合物はアンモニアの形で人間または動物の排泄物から供給され、溶解酸素の存在する場合には、亜硝酸および硝酸に酸化され、水中の溶解酸素を消費する。溶解酸素が皆無となると、硫酸が還元される前に、硝酸、亜硝酸が還元され、この段階では公害が発生しない。磷化合物は、水中の生物の代謝に必須のもので、とくに湖沼の富栄養化などに重要な因子となる。本報告ではとくに窒素、硫黄化合物の挙動についてのべることにする。

(1) 硫黄、窒素化合物の流水中の挙動⁽¹⁾

1) 窒素化合物の挙動

汚濁河川中の窒素源は主としてアンモニアである。好気性バクテリアによるアンモニアの酸化は普通硝化 Nitrofication といわれ、アンモニアから亜硝酸、硝酸の二段階を経て酸化される。すなわち

(i) アンモニアから *Nitrosococcus* と *Nitrosomonas* 菌による亜硝酸までの酸化、その化学反応は次式のようになる。

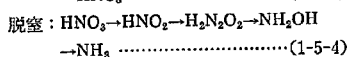
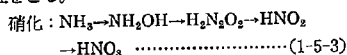


(ii) 亜硝酸から *Nitrobacter* 菌による硝酸への酸化

$$2\text{HNO}_2 + \text{O}_2 = 2\text{HNO}_3 \quad \dots\dots\dots(1-5-2)$$

硝化には、磷が栄養塩として必要で、もちろん酸素の存在が必要である。さらに生産された硝酸または亜硝酸を中和する塩基が必要である。有機物の存在はときには阻害因子となる。硝酸塩は植物の栄養として利用される。硝酸の還元は脱窒と呼ばれ、硝酸還元菌の作用により還元される。この菌は有機物の存在が必要である。

脱窒は、硝酸から亜硝酸から最終生成物アンモニアまで還元される。条件によっては窒素または酸化窒素 N_2O も生成する。硝化、脱窒は次の過程をとる。

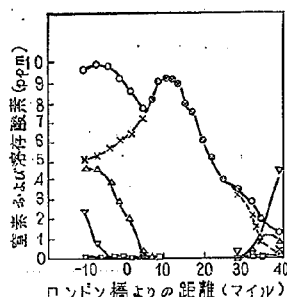


Thames 河口部における1954年9月14日の窒素化合物の濃度分布は図-1-35 のようであった。

この図から London 橋から略5マイルの所で、全窒素でのギャップがみられ、ここで窒素ガスとして空気中に放散されたと考えられる。いま模型的に流水中の窒素化合物の挙動を示すと図-1-36 のようになる。

2) 硫黄化合物の挙動

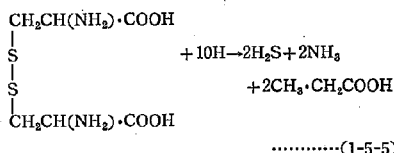
硫黄を含む蛋白質が嫌気性の状態において、E.



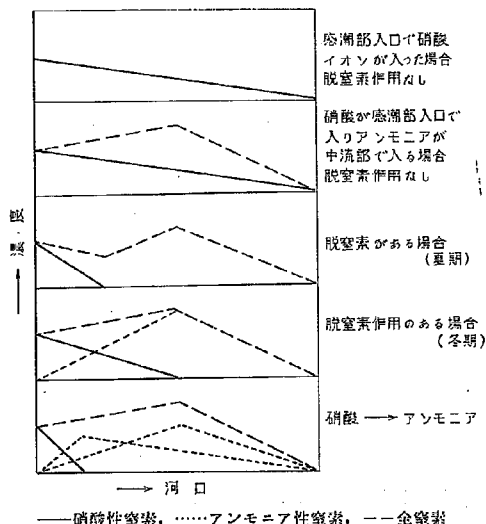
○—○ 全窒素, ×—× アンモニア, △—△ 硝酸
□—□ 亜硝酸, ▽—▽ 溶解酸素

図-1-35 Thames 河口部の溶解酸素と窒素分布

Coli によって分解されるとき蛋白質の加水分解によって生じた Cystine の還元によって硫化水素が発生する。その反応は次式で表わされる。



その他悪臭物質、たとえばメチルメルカプタン CH_3SH やチオグリコール酸 $\text{CH}_2\text{SH}\cdot\text{COOH}$ なども生成される。



→ 河口

— 硝酸性窒素, ... アンモニア性窒素, ... 全窒素

図-1-36 脱窒素作用を示す模型図

この反応は水中に溶存酸素と硝酸が皆無となったときに起る。この状態は夏期汚濁河川でよくみられる。

硫黄化合物の挙動を図示すれば図-1-37 のようになる。

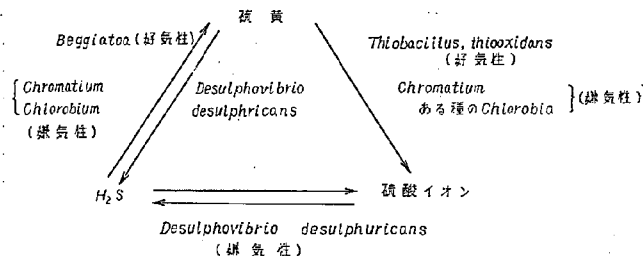
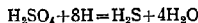


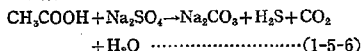
図-1-37 硫黄化合物サイクル

(1) 硫酸還元菌

著名な硫酸還元菌は *Desulphovibrio desulphuricans* である。この菌は有機物の存在の下に嫌気性状態で、硫酸イオンを硫化水素にまで還元する。すなわち



通常、必要な水素は有機物を炭酸ガスに酸化するときを生ずる水素が使われる。たとえば、カルボン酸の存在のもとに、硫酸ナトリウムは次のように還元される。



この菌の活動の条件は、水中に溶存酸素および硝酸イオンが皆無であって、有機物が存在しかつ温度が適当に高いことである。

手塚⁷²⁾は隅田川における硫酸還元菌の研究を行ない、次の培地を用い隅田川の河水から前述の *Desulfovibrio* を培養した。さらに手塚は還元に要する水素について実

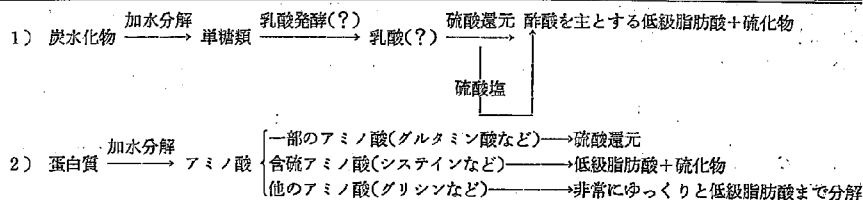
験を行ない、その分解経路を表-1-11のように推定した。

表-1-10 手塚の用いた硫酸還元菌の培地

ペプトン	5.0g
肉エキス	5.0g
KH_2PO_4	0.5g
Na_2SO_4	1.5g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.5g
$(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_6 \cdot \text{H}_2\text{O}$	0.1g
乳酸ソーダ	5.0g
水	1ℓ (pH 7.2)

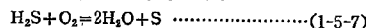
Thames 河では、硫酸還元菌を調べた所二つの type があることがわかった。すなわち河水のみのところでは、非有機性塩および乳酸塩の比較的小さい培地でカウント数が多く、海水のところではこれらの成分が多いところでカウント数が多い。

表-1-11 無気条件下における汚濁水中の有機物の分解経路



Thames で用いた培地は表-1-12 に示しておいた。さらに、Thames では *E. Coli* および *Streptococcus faecalis* を検べたところかなり汚濁と関係があることが伺える。隅田川において東大応微研飯塚、荒喜⁷³⁾らは隅田川感潮部の細菌追跡を行ない、Bacteria は Thames と同様 *E. Coli* が多いことを確認した。

(2) 硫化物酸化菌, Sulphide-Oxidizing Bacteria
硫化物酸化菌の最も普通のものは、硫黄バクテリアに属する、*Thiobacteriales*, *Beggiatoa* である。*Beggiatoa* のいくつかの種は硫化物を好気性の状態において酸化して硫黄にまで酸化する。すなわち



72) 手塚泰彦:「汚濁河川における無気分解について」日本化学工業, 8月号, (1963)

73) 飯塚, 荒喜, 未発表資料

表-1-12 Thames で用いた硫酸還元菌培地

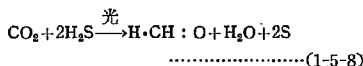
Hotchkiss 培地変法 (1923)		Miller 培地 (1949)	
K ₂ HPO ₄	0.5g/l	NH ₄ Cl	1.0 g/l
(NH ₄) ₂ SO ₄	2.0	MgSO ₄ ·7H ₂ O	2.0
Sodium lactate	15.0	Na ₂ SO ₄	18.25
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.2	K ₂ HPO ₄	0.5
		CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.1
		Sodium lactate	21.0
		NaCl	10.0
		CaCO ₃	1.0
		Fe(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂ ·6H ₂ O	Trace

表-1-13 Thames 感潮部の細菌数, MPN/乾燥重量 g

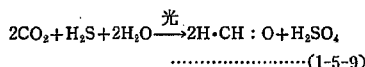
採取日時	場 所	E. Coli Type I	Strep. faecalis	H. 培 地	Miller 培 地
1951年 9月21日	Barking 火力発電所	—	—	2,840	19,900
	Gravesend	662	1,990	—	830
	Tilbury	1,110	199	—	2,210
	Ford's Jetty	1,900	660	—	380
	King George V Dock	1,900	1,210	—	1,350
1951年 11月20日	Barking 火力発電所	75,000	41,000	—	3,400
	Tilbury	83,000	63,000	6,300	3,400

通常の硫化物酸化菌である *Beggiatoa Alba* は灰白色のフィラメント状で、体内に硫黄粒子を含み、汚濁の進んだ河川の河床によくみられる。

光合成細菌に属する硫黄バクテリアのある種は硫化物を酸化する能力がある。この細菌は、光の存在のもとに嫌気性の状態で、炭素源として炭酸ガス、栄養塩（窒素、磷、カリ、マグネシウム）を利用し、かつ炭酸ガスは電子受容者として働き、他の高級有機物の合成に用いられるフォルムアルデヒドに還元される。すなわち

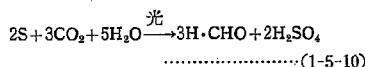


赤紫の *Chromatium*、葉緑葉の色素を含む緑色の菌である *Chlorobium* などである。赤色の水中にはしばしば *Chromatium* が存在し、*Chlorobium* は硫酸まで酸化する。

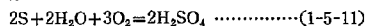


(3) 硫黄酸化菌

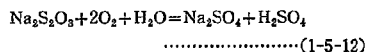
この細菌は硫黄を硫酸まで酸化する。*Chromatium* と *Chlorobia* のいくつかは、光の存在のもとに嫌氣的に次の反応を行なう。



最も重要な硫黄酸化菌は、嫌気性の状態のもとに硫黄から硫酸に酸化する *Thiobacilli* である。



Thiobacillus thio-oxidans は外栄養菌に属し、炭素源として有機物でなく炭酸ガスを用いる。この菌は酸性、pH1.0~6.0 で活動し、硫酸濃度が10%に達する。またチオ硫酸塩を硫酸塩まで酸化しうる。



Thiobacilli thiocyanoxidans は好気性状態でガス液中のチオンアンの酸化に重要な役割を果たす。この菌は pH6.8~7.6 が最適 pH で、青酸カリを唯一の炭素、窒素、源として利用し、硫酸アンモニウム、硫酸カリ、炭酸ガスにまで酸化する。Thames での培養結果を表-1-13 に示す。

(2) 窒素化合物の酸化と還元

窒素化合物の汚濁河川における挙動についてはすでにのべた。窒素源は、主として動物の排泄物からであって Thames 河での見限りでは、Thames 感潮部には1日70t

もの窒素が流入している。隅田川の昭和39年の各月定期調査の結果によれば表-1-14 のようである。

表-1-14 隅田川の窒素化合物の濃度

(ppm) 小台橋			
月	亜硝酸性窒素	硝酸性窒素	アンモニア性窒素
1	0.0149	0.4188	5.6646
2	0.0112	0.2116	4.6933
3	0.0141	0.1666	4.8622
4	0.0073	0.3120	1.9804
5	0.0021	0.2922	1.9503
6	0.0253	0.4170	3.3090
7	0.0303	0.9589	1.9348
8	0.0375	0.4943	1.6957
9	0.0026	0.5018	1.6491
10	0.0203	1.2602	1.4161
11	0.0194	0.5047	2.7904
12	0.0127	1.0106	3.8665
平均	0.0165	0.5465	2.9844

表-1-14の観測結果は、固有流の変動その他条件がことなっているのに、一概にのべられないが、かなりの窒素化合物が流水中に含まれていることがわかる。

Wheatland らは、脱窒素作用について詳細な研究を行なった。^{74), 75)} Wheatland らが用いた実験装置を図-1-38に示す。

第1の実験では、Aにある硝酸カリ KNO_3 を 5ml, Bにある稀釈下水(下水1に水道水4を混合したもの)を 30ml づつ 10分間隔に 5l の容量をもつCに注入した。25°C の恒温にCを保ち、C中の滞留時間は24時間である。Cから引抜いた検水はDに引抜き、バクテリアの作用を止めるため硫酸を加えた。最初の8日間は窒素ガスのみ散気して、完全に嫌気性にし、その後空気の割合を増加し、溶存酸素濃度を 0.8ppm まで上げた。この結果溶存酸素濃度 0.53ppm になると脱窒素作用が止むことがわかった。

第2の実験として、稀釈下水の濃度を濃くし(下水1に対し水道水1.5) かつ発生するアンモニアをEで除去くと、溶存酸素濃度が 0.85ppm で還元作用が止むことがわかった。溶存酸素が 0.85ppm 以上になるとアンモニアが酸化されはじめて減少する。

第3の実験では、初め溶存酸素の濃度を脱窒率が起るまで下げその後再び溶存酸素濃度を上げると、溶存酸素が 0.31ppm で脱窒素が開始し、溶存酸素濃度が 0.75ppm に達するまでこの現象が続くことがわかった。

この実験結果を図-1-39に示す。

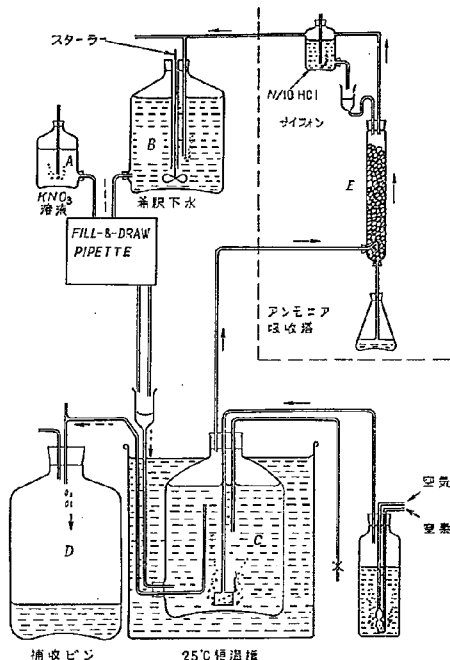


図-1-38 脱窒素作用の連続実験装置

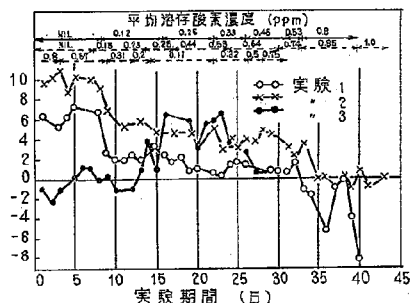


図-1-39 連続実験装置による窒素と溶存酸素の関係

ついで20ガロンのタンクを直径1インチのパイプで繋ぎ、各タンクで2日間滞流させ、人口河川模型を作って実験した。原水は硝酸と pepton をそれぞれ 15ppm 含む水道水を用い、温度を 15°C とし、タンク内は攪拌したところ図-1-40の結果を得た。この結果15°C では硝酸はアンモニアまで還元されないことがわかった。

- 74) Wheatland, A. B., Barrett, M. J., and Bruce, A. M.: "Some Observation on Denitrification in Rivers and Estuaries" Jour. Institute of Sewage Purification, Part II, (1959)
 75) "Effects of Polluting Discharges on Thames Estuary" HMSO, (1964)

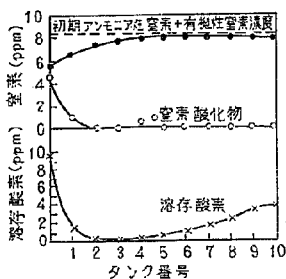


図-1-40 人口河川中の溶存酸素、アンモニア、窒素酸化物

嫌気状態における脱硝作用に対する温度の影響を調べると図-1-41のようで、この結果硝酸の分解に対する温度係数はBODのそれと同じでよいことがわかった。

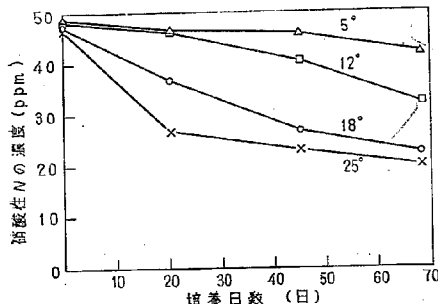


図-1-41 脱硝作用に対する温度の影響

(3) 河水中の硝化作用

前にのべたように、水中の溶存酸素が0.75~0.85ppm以上とアンモニアは酸化され始める。普通BODの試験では第1段階BODと第2段階BODといわれ、第1段階BODでは主として炭水化物の酸化が、第2段階で炭水化物および窒素化合物の酸化が行なわれ第1段階の酸化は20日程度が必要であるといわれている。普通活性汚泥処理のような有機物の量が高い場合には、硝化菌の作用が阻害されるために硝化が遅れると考えられる。⁷⁶⁾

CourchaineはGrand河の調査において、河川中の硝化作用が顕著であって無視することができないことを報告した。Courchaineが見積った炭水化物と硝化によって要求される酸素量を示すと図-1-42のようで、いかに硝化に必要な溶存酸素が大きいことがわかる。⁷⁷⁾

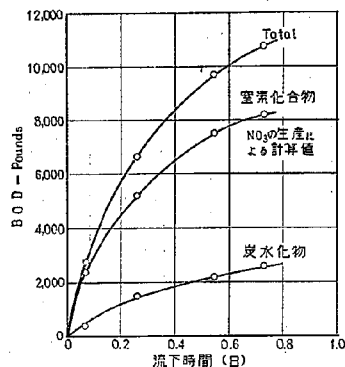


図-1-42 Lansing 下水処理場下流のBOD負荷

アンモニアの酸化反応は、一次反応と考えて取扱うのが便利である。すなわちアンモニアの酸化速度 dN_{ann}/dt の反応式は次式となる。

$$\frac{dN_{ann}}{dt} = -kN_{ann} \quad (1-5-13)$$

実験値は必ずしも一次反応に一致しない、とくに硝化の場合には最初の部分は無視する。

アンモニアの全消費速度を R_n とすれば、 R_n は次式で表わされる。

$$R_n = k \int_{x=0}^{x=L} N_{ann} A dx \quad (1-5-14)$$

ここに A : 断面積

dx : 流下方向の微小部分

Thames河の実測の全平均値から求めた恒数 k の値は次のようであった。

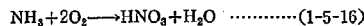
$$k = 0.073(1.017)^T \quad (1-5-15)$$

20°Cでは $k=0.10$ であってほぼ炭水化物の酸化と同じである。⁷⁸⁾

硝化速度はまた溶存酸素レベルに関係し、英国水質汚濁防止研究所での室内実験の結果を示すと図-1-43のようである。

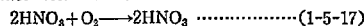
図-1-43から溶存酸素が3ppm以上あれば、ほぼ硝化に影響がないと考えてよい。

酸化可能窒素化合物の理論的酸素要求量は、次式



をもとにして計算により求めることができる。したがって窒素1gに対し酸素4.57gが必要である。

亜硝酸の酸化は次式



76) Klein, L.: "River Pollution 2" Butterworths, (1962)

77) Courchaine, R. J.: "The Significance of Nitrification in Stream Analysis-Effects on the Oxygen Balance" Purdue Industrial Waste Treatment Conference, (1953)

78) "Effects of Polluting Discharges on Thames Estuary" HMSO, 219p, (1964)

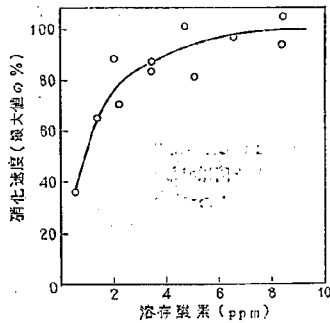


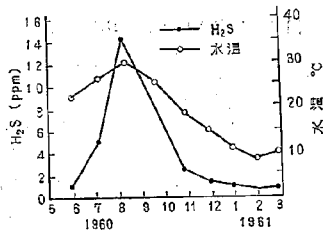
図-1-43 Thames 河川水の硝化速度に対する溶解窒素の影響 (19°C)

で計算すると窒素 1g に対し 1.14g となる。しかし実際には亜硝酸の濃度は小さいから硝酸までを考慮すればよい。

(4) 硫黄化合物の酸化と還元

溶解酸素、硝酸イオンが河水中に無くなり、水温がかなり高いときには、硫化水素やその他悪臭物質が発生し公害の原因となることは、すでに述べた。この(4)ではこれらの条件について関係因子について定量的な関係を求めようとするものである。

手塚がまとめた 1960~61 年隅田川 白髭橋 表層河水の H_2S の量と水温の関係を示すと図-1-44 のようである。


 図-1-44 白髭橋における H_2S の変化

Thames 河⁷⁹⁾で河床から発生した。ガスの成分を示すと表-1-15 のようである。この表から夏期かなりの H_2S が発生することがわかる。

1952 年 Thames 河で、発生ガス量と水位の関係を示すと図-1-45 のようになった。この図からガスが形成されたときは、小さい気泡として河床汚泥中に貯えられ、干潮時水圧が低下するとともに河床からでてくることがわかった。

硫化水素の発生には当然硫黄成分の供給がなければな

表-1-15 Thames 河口部での河床沈着物から得たガスの分析表 (容量%)

成分	King George V Dock の入口でのガス 1949. 8. 30	Tilbury の Submerged Bank 1949. 9. 14	King George V Dock の沈泥の消化したときのガス
H_2S	1.7	0.6	0.9
CO_2	13.1	10.1	16.4
CH_4	75.2	84.0	72.3
高級パラフィン	Nil	Nil	Nil
O_2	0.8	0.5	0.4
CO	Nil	0.3	0.3
H_2	0.5	0.2	1.9
N_2	0.8	4.2	7.8

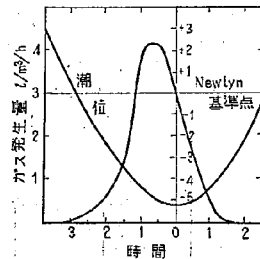


図-1-45 Tilbury 感潮部におけるガス発生量 (1952.7.3)

らない。感潮河川では、当然海水中に硫酸イオンが相当量含まれている。手塚⁷⁹⁾は隅田川の河水をなるべく空気に触れないよう持帰り 1g の試薬びんに満杯し、空気に直接触れないよう流動パラフィンでシールし 35°C の恒温で静置しその水質を経時的に分析した。その結果を図-1-46に示す。

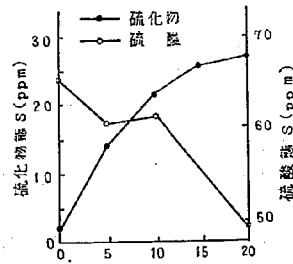


図-1-46 硫化物と硫酸との相関

79) Grindley, J.: "The Evolution of Gas from Bottom Deposit of the Estuary" The Dock & Harbour Authority, Jul., (1955)

この図から硫酸硫黄と硫化物濃度Sとの間に完全な逆相関があることがわかる。

海水中の硫酸イオンと塩素イオンとの関係は、Thamesで測定した結果によると塩素イオン200ppm以上のとき次式で表わされる。

$$SO_4 = 98.2 + 0.128Cl(\text{ppm}) \dots\dots\dots(1-5-18)$$

である。

隅田川における硫酸イオン濃度は、多少のばらつきが採水、分析上生ずるが、硫化水素発生に十分な量が観測されている。

1) 硫化水素発生に関する実験的研究

著者らは、隅田川の水質基準の参考とするため隅田川の河水を用いて簡単な実験を昭和38年に行なった。

(i) 初期溶存酸素の影響

最初、実験方法と隅田川における状態を考へて、パラフィンシールを行なった場合と、初期溶存酸素の影響を調べた。原水は、志茂橋で採水した試料を用いた。このときのBODは70ppmであった。初期溶存酸素は、ばっ気およびチオ硫酸ナトリウムを用いて脱酸素して調節した。検水は5ℓのガラスびんに入れ、20°Cの恒温室に静置して実験を行なった。この結果を表-1-16に示す。

表-1-16 初期溶存酸素と硫化物の発生

日	検 水 番 号			
	1 パラフィン シール	2 パラフィン シール	3	4
	溶 存 酸 素 ppm			
0	6.6	1.8	6.8	2.3
1	0.5	1.1	1.3	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	-	-	-	-
5	0	0	0	0
	硫 化 物			
0	-	-	-	-
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	-	+	-	+
4	/	/	/	/
5	+	+	-	+

注 DOはウィンクラー法を用いた。

硫化物はメチレンブルー法によった。+は存在を示し、-は存在しないことを示す。

この実験から、パラフィンシールした場合としない場合とは、はじめ検水の多い場合試料はびんの底近くからとったため両者の間にほとんど差異がなかったが、検

水が少なくなるとかなり影響がでてくるので、試験はパラフィンシールをすることが望ましい。初期溶存酸素濃度にかかわらず、1~2日で皆無となった。硫化物の発生はやはり初期溶存酸素濃度の高い方が発生が遅れるようである。

(ii) BODと硫化物の発生

実験方法は1)と同様である。実験試料は志茂橋および両国橋で採水したもので、1は原河水、2は蒸留水で約2倍希釈したものである。BOD、DOおよび硫化物発生の状況を図-1-47に示す。

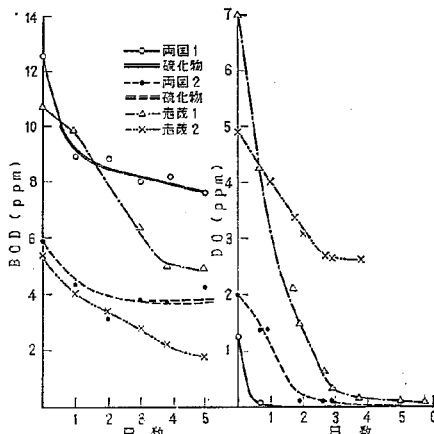


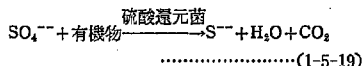
図-1-47 BODおよびDOの変化

図から、両国橋の資料についてはBODが高い方が、DOの減少の割合も大きく硫化物も早く発生する。しかし志茂では両者とも5日間で硫化物は発生しなかった。また表-1-16と比べると志茂橋の試料は溶存酸素が皆無となってから2日後くらいで硫化物が発生するが、両国橋ではほとんど同時に発生する。これは前述のように志茂橋は工場廃水が主体となっているので、硫酸還元菌の数、また、硫酸イオンの濃度がかかなり違うことに基因するものと思われる。

筆者らは、施設人員の関係もあってこの研究は中止したが、英国汚濁防止研究所では、かなり詳細な研究を行っているので、次にその概要を述べる。⁸⁰⁾

2) 硫酸化合物の還元

嫌気性状態で、硫酸イオンは水中で次の反応をする。



80) "Effects of Polluting Discharges on Thames Estuary" HMSO, p. 255, (1964)

河水の pH が 8 以上であると, H_2S は HS^- または S^{--} とイオン状態にあるが, pH が 8 以下となると H_2S となり空气中に放散される。

Wheatland⁸¹⁾ は河床汚泥から発生する硫化水素について広範な実験を行なった。

硫酸還元菌は, 前述のように嫌気性であって, 還元物質, 二価の鉄イオン, さらに H_2S によって成長が助けられる。硫化水素の発生は培地の ORP を下げるが, 還

元菌は自分の生産物で適当な ORP に維持している。

Zobell らの調査によれば, 硫酸還元菌の最適 ORP (E_h) は -100mV から -300mV であって, $+27\text{mV}$ より高いと生長しない。これは Thames 河の結果からも証明されている。Thames 河の河口部にある Gravesend 地区の河床汚泥をとって試験した結果を示すと 図-1-48 のようである。⁸¹⁾

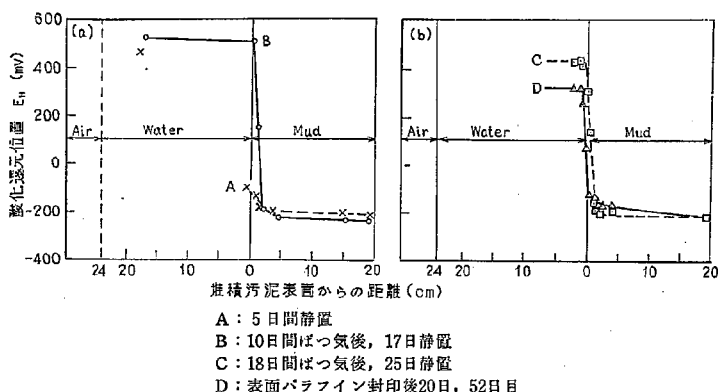


図-1-48 Thames, Gravesend 区間の汚泥試験の ORP

この試験から, 河床表面から 2cm 下では, ORP は $-200 \sim -220\text{mV}$ で, 8 日間にこの点からガスの発生をみた。この結果から河水中の溶存酸素濃度の如何にかかわらず, 汚泥表面から 2cm 下では嫌気性状態にあることがわかった。

河水中の溶存酸素の硫化水素発生に対する影響を調べるために, 2ℓの容器に沈殿下水と他の養分に硫酸還元菌を接種し温度を 25°C に保って実験した。溶存酸素の濃度を一定に保つため, 窒素ガスのみおよび窒素ガスに空気を 1, 2, 3% 混合した気体を容器に散気して, 硫化水素発生量を調べた。この結果は 図-1-49 に示した。この結果 2% の空気を含む窒素ガスを散気した場合, 溶存酸素が 0.16ppm 以上あれば硫化水素は発生しないことがわかった。

硫酸還元菌の温度による活動状況を調べるため, 次の人工培養液を作った。

この培養液を 16オンスの容器に入れ, 硫酸還元菌を接種し 10, 15, 20, 25°C で培養した。各培養液には嫌気性にするため容器中に窒素ガスを散気した。この結果を 図-1-50 に示す。

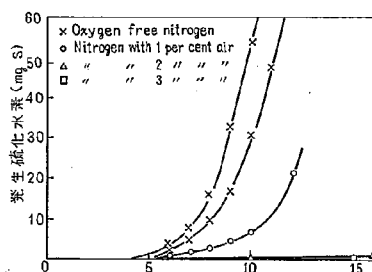


図-1-49 種類の空気を含む窒素ガスを散気したときの硫化物発生量

表-1-17 硫酸還元菌培養液組成

成分	g/l
$\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$	5.2
Sodium lactate (70%)	2.5mg($\text{CH}_3\text{CHOHCOONa}$)
$\text{FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.036
KH_2PO_4	13.6

81) Wheatland, A. B.: "Factors affecting the Formation and Oxidation of Sulphides in a Polluted Estuary" The Journal of Hygiene, Vol. 52, No. 2, (1954)

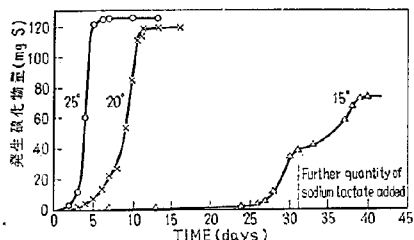


図-1-50 培養液による硫化物発生量

表-1-18 河床汚泥，下水汚泥，海水の混合水の硫化物発生状況

培養期間 (日)	24時間に捕集した硫化水素量 (mgS)					
	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	36°C
5	—	—	—	—	Trace	6.2
6	—	—	—	Trace	1.9	2.7
8	—	—	—	2.1	2.2	4.7
10	—	—	—	1.3	1.6	1.9
13	—	—	Trace	1.7	1.8	3.5
17	—	Trace	—	—	—	—
21	—	—	1.6	—	1.6	3.0
22	—	0.6	1.2	—	1.8	2.9
23	—	0.5	1.0	—	1.2	3.3
24	—	0.2	0.8	1.8	1.8	4.8
27	—	1.0	3.0	4.9	3.0	5.2
28	—	0.4	0.9	3.4	4.4	5.1
29	—	1.5	3.9	6.7	2.8	6.7
30	0.93*	1.6	2.7	4.8	3.6	4.2
34	—	0.7	3.2	4.8	2.9	2.3
平均	—	0.8	2.0	3.5	2.4	4.0

* 培養期間の全量

表-1-19 18°C. の水中における2鉄と水酸化第2鉄と平衡する1鉄イオンの pH および ORP による変化

ORP (mV)	pH value						
	5.0	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	9.0
	1 鉄 イ オ ン 濃 度						
-269	—	—	—	—	3.9×10^{-1}	1.2×10^{-2}	1.2×10^{-5}
-154	—	—	3.9	1.2×-1	3.9×10^{-3}	1.2×10^{-4}	1.2×10^{-7}
-38	—	1.2	3.9×10^{-2}	1.2×-3	3.9×10^{-5}	1.2×10^{-6}	1.2×10^{-9}
+77	1.2×10^{-1}	1.2×10^{-2}	3.9×10^{-4}	1.2×-5	3.9×10^{-7}	1.2×10^{-8}	—
193	1.2×10^{-1}	1.2×10^{-4}	3.9×10^{-6}	1.2×-7	—	—	—
309	1.2×10^{-3}	1.2×10^{-6}	3.9×10^{-8}	—	—	—	—
424	1.2×10^{-3}	1.2×10^{-8}	—	—	—	—	—
540	1.2×10^{-7}	—	—	—	—	—	—
655	1.2×10^{-9}	—	—	—	—	—	—
771	1.2×10^{-11}	—	—	—	—	—	—

次いで，Thames の河床汚泥および下水汚泥の混合液 120mℓ (含水率90%) を 1ℓ に加えた溶液 100mℓ について 5°C から 25°C の間で培養した。この結果，實際河川の汚泥を用いたときには，前の実験と異なり 5°C および 10°C においても硫化水素の発生をみている。さらに最初の10日間における硫化水素発生量は，20°C における量が 10°C のときの 2.125 倍となり温度の影響が大きい。

次いで連続的な実験を行なうため，前述の混合水を 16 オンス容器に入れ，5°，10°，15°，20°，25°，および 36° で培養した。まず容器に 300mℓ の混合水を入れ，毎日上澄水を 100mℓ 抜き新しい混合水を加えた。なお嫌気性に容器内を保つため窒素ガスを散気した。この結果を表-1-18に示す。この結果から硫化水素発生量は 5° から 36°C の間で 1°C 当り 7.5% づつ増加することがわかった。

3) 硫化水素発生に対する鉄イオンの影響

第1鉄，第2鉄が水中に余分に存在すると，硫化水素は発生しないのは，鉄と結合するからである。

いま硫化水素が存在しないと，水酸化鉄は水に難溶であるから，2鉄イオンの濃度は，pH と水酸基とから定まる。

$$[\text{Fe}^{+++}] = \frac{K_1}{[\text{OH}^-]^3} \quad (1-5-21)$$

ここに K_1 は水酸化第2鉄の溶解度で， $[\text{OH}^-]$ は pH と次の関係にある。 $\log[\text{OH}^-] = \text{pH} - \text{p}K_w$ ， $\text{p}K_w$ は水のイオン積の対数である。

18°C で $K_1 = 10^{-25.6}$ ， $\text{p}K_w = 14.23$ とすれば 2鉄イオンの濃度は pH と関係づけられる。

$$[\text{Fe}^{+++}] = 1.23 \times 10^{10 - 3\text{pH}} \quad (1-5-22)$$

水酸化第1鉄および炭酸第1鉄の溶解度をこえないと，1鉄の濃度は 2鉄の濃度と酸化還元電位とから計算できる。酸化還元電位は次式で計算できる。

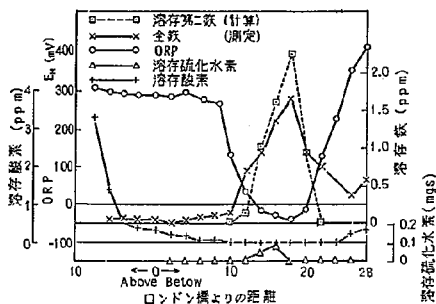


図-1-51 Thames 河の溶存鉄、溶存硫素などの関係

$$E = E_0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{\text{酸化体のモル濃度}}{\text{還元体のモル濃度}} \quad (1-5-23)$$

ここに、 E ：酸化還元電位、 E_0 ：標準電位、 R ：ガス定数、 T_K ：絶対温度、 n ：レドックス反応に含まれている電子の数、 F ：ファラデー数

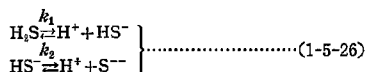
E_0 は 25°C で 771mV で 18°C でもあまり変わらないとすれば、上の式は次のようにかける。

$$E_H = 771 - 57.8 \log \frac{[\text{Fe}^{++}]}{[\text{Fe}^{+++}]} \text{ mV} \quad (1-5-24)$$

水酸化第 1 鉄の溶解度は表-1-20 より pH7.5 で 8.5×10^{-6} モル、0.47ppm で、ORP は零である。この程度の濃度は水中に存在し、この程度ではイオン状態である。過剰の 1 鉄イオンが存在するときは、硫黄イオン濃度は、硫化第 1 鉄の溶解度と 1 鉄イオンの濃度によって定まる。 K_s として 5×10^{-18} (25°C) をとると、硫黄イオンの濃度は次式となる。

$$[\text{S}^{--}] = \frac{5}{10^{18} [\text{Fe}^{++}]} \quad (1-5-25)$$

硫化水素イオン濃度と pH が与えられると、平衡状態にあるときの非解離の硫化水素の濃度を求めることができる。硫化水素は次の二段にわたって解離する。



25°C において第 1 段の解離定数は

$$k_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HS}^-]}{[\text{H}_2\text{S}]} = 1.15 \times 10^{-7} \quad (1-5-27)$$

第 2 段のそれは

$$k_2 = \frac{[\text{H}^+][\text{S}^{--}]}{[\text{HS}^-]} = 1.2 \times 10^{-14} \quad (1-5-28)$$

上式から、解離しない硫化水素を硫黄イオン濃度で表わすと次式を得る。

$$[\text{H}_2\text{S}] = 0.725 \times 10^{20-2\text{pH}} [\text{S}^{--}] \quad (1-5-29)$$

また 25°C で、蒸留水中では次式が成立つ。

$$k = \frac{\text{蒸気中の } \text{H}_2\text{S} \text{ 濃度}}{\text{溶液中の } \text{H}_2\text{S} \text{ 濃度}} = 0.406 \dots (1-5-30)$$

塩水中 (0.5g equivalent/l) で $k=0.43$ であるので非解離の H_2S 濃度 (mole/l) に平衡な空気中の H_2S の濃度 (容量 ppm) は

$$\text{空気中の } \text{H}_2\text{S} \text{ 濃度} = 9.64 \times 10^6 [\text{H}_2\text{S}] \text{ 溶液} \quad (1-5-31)$$

式(1-5-29)から pH が 0.5 下がるごとに水中、空気中の H_2S の濃度は 10 倍増加する。pH7.5、ORP がほぼ零であるとき、1 鉄イオン濃度 0.47ppm のときには、空気中に 0.42ppm の容量の硫化水素が存在することになる。表-1-20 に 0.5M 食塩水中の pH7.5 における硫化第 1 鉄と第 1 鉄イオンに平衡な未解離硫化水素の濃度を示す。

表-1-20 硫化第 1 鉄、第 1 鉄イオンに平衡する硫化水素濃度、0.5M 食塩水

$[\text{Fe}^{++}]$ (mole/l)	$[\text{S}^{--}]$ (mole/l)	(H_2S) solution (mole/l)	H_2S vapour (ppm by volume)	Fe^{++} (ppm)
10^{-4}	5×10^{-14}	3.6×10^{-9}	0.035	5.6
10^{-5}	5×10^{-15}	3.6×10^{-8}	0.35	0.56
10^{-6}	5×10^{-16}	3.6×10^{-7}	3.5	0.056
10^{-7}	5×10^{-17}	3.6×10^{-6}	35	0.0056
10^{-8}	5×10^{-18}	3.6×10^{-5}	350	0.00056
10^{-9}	5×10^{-19}	3.6×10^{-4}	3500	0.000056

図-1-51に1952年6月27日 Thames 河の、溶存鉄、溶存硫化水素およびの ORP 観測値を示した。実測値と計算値はかなりよい一致を示している。

硫化水素の臭気の限度は 0.025ppm であるから、前の計算のように、過剰の鉄イオンが存在しても臭気は発生する。

鉄イオンに相当する硫化水素以上に硫化水素が水中に存在すると、pH によって空気中の硫化水素量が支配される。いま S を非解離、解離硫化水素とすると

$$\text{S} = [\text{H}_2\text{S}] + [\text{HS}^-] + [\text{S}^{--}] \quad (1-5-32)$$

この式に k_1 、 k_2 の式を代入し整理すると全硫化水素 S と非解離硫化水素の間には次式が成立つ。

$$\frac{[\text{H}_2\text{S}]}{\text{S}} = \frac{1}{1 + 1.5 \times 10^{10-2\text{pH}} + 1.38 \times 10^{16-2\text{pH}}} \quad (1-5-33)$$

式(1-5-33)の関係を図-1-52に示す。

空気中の硫化水素の濃度は次式で与えられる。

$$\text{空気中の硫化水素濃度 (容量\%)} = 9.64 \times 10^6 [\text{H}_2\text{S}]^2 / \text{S} \quad (1-5-34)$$

いま鉄イオン以上に 3.4ppm (10^{-4}mole/l) H_2S が存在するときには pH7 で 443ppm の H_2S 、pH8.0 で 77ppm の硫化水素が空気中に存在することになるが、幸いに平衡に達することはまれである。

4) 硫化物の酸化

硫化物の酸化は、溶存酸素の存在のもとに硫化物酸化

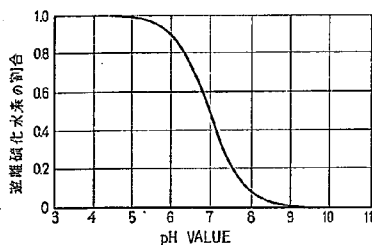


図-1-52 pH と遊離硫化水素の割合

菌もしくは、純粹に化学反応で酸化される。この二つの反応を明らかにするために、Gravesend の河床汚泥の表面からとった汚泥 5ml と海水 95ml を加え、1 方は 80°C 20 分殺菌したものとして用いた。既知の硫化水素を加えて 100 分機械的に振とうした。この結果表-1-21 のように両者の間に差がみられなかったため、この酸化は化学的なものであることがわかる。酸化速度を調べるために、低塩分である Royal Albert Dock の入口付近と、Tilbury 近くの高塩分の河水について実験を実施した。実験は 50ml の河水と 5ml の硫化水素を含み、各時間ごとに硫化水素を定量した。これは濃度について対数でプロットしてあるので、他の因子が変らなければ一次反応と考えてよい。この結果を図-1-53 に示す。塩分濃度の大きい Tilbury の方が酸化速度が早いのは、2 鉄の存在によるものと考えられる。

表-1-21 硫化水素 22.8mg/l を含む
海水の酸化、100分、22°C

実験	検水の性質	100分後の H_2S の残存量 mg	酸化された H_2S (%)
1	殺菌せず	7.15	75
	殺菌せず	7.45	74
2	殺菌せず	7.48	74
	殺菌せず	7.48	74
3	殺菌せず	9.8	66
	殺菌せず	9.9	60

浮遊物の影響を調べるため、ろ過した海水 50ml に、ml 当り 66mg の泥土と 2mg の鉄を含む懸濁物を 5ml 加えた。硫化水素を加えて 220 分振とうした結果図-1-54 のようであった。泥土の増加による酸化量の増加は増加するにつれて少なくなる。これは懸濁物による酸素溶け込み速度の減少によるものである。

pH の酸化に対する影響は、pH 6.5~7.5 で酸化速度が増加し、pH 7.5 と 8 で低下する。pH は実験中一定にすることは困難で、硝酸 5ppm を加えても pH の変動は止められなかった。

pH 7.2~7.5 では特に酸化の進行が早くその理由は不明であった。泥土の追加は、一つには pH の緩衝作用に

よって酸化が進むのかも知れない。

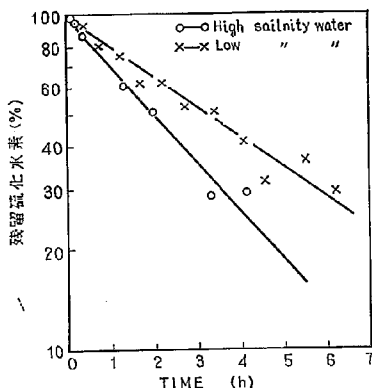


図-1-53 河水による硫化水素の除去率

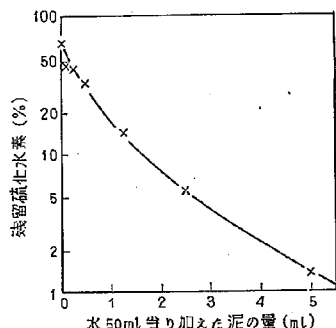
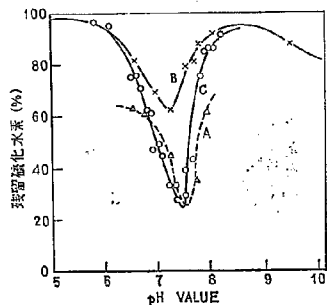


図-1-54 十分の空気存在のもとに、浮遊土砂を加えて振とうしたときの硫化水素の残存量 (220分)



十分の空気存在のもとに、124分振とうした。

A: ろ過した海水 △
B: 緩衝溶液 ×
C: 鉄イオンを含む緩衝溶液 ○

図-1-55 種種の条件における残留硫化水素と pH の関係

2. 隅田川の水質汚濁予測

隅田川汚濁対策の概要⁸²⁾

昭和30年頃まで比較的清浄であった隅田川は、それ以後の急激な工業の発展、都市への人口集中の影響を受けて急速に悪化した。それに応じて、多少の遅れはあったが、種種の汚濁対策が講じられてきた。以下にその概要を述べる。

隅田川の水質の距離分布の例を図-2-1に示しておく。

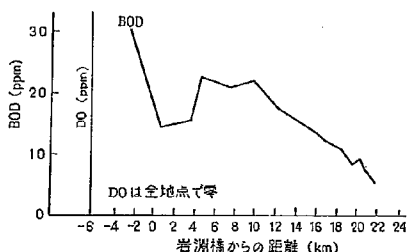


図-2-1 隅田川水質の距離的变化

さらに、隅田川感潮部の距離図を図-2-2に、荒川流域の概念図を図-2-3に示す。隅田川上流の新河岸川は浮間地区の工場廃水によって非常に汚染された状態で隅田川に流入し、岩淵水門から流入する荒川本川の比較的清浄な河水によって若干希釈されて多少 BOD は低くなるが、すぐ都市・工業廃水によって汚濁が進み、小台橋、白ひげ橋間が最も汚濁されている。それより下流では海水による希釈によって徐々に BOD 濃度は低くなり海に

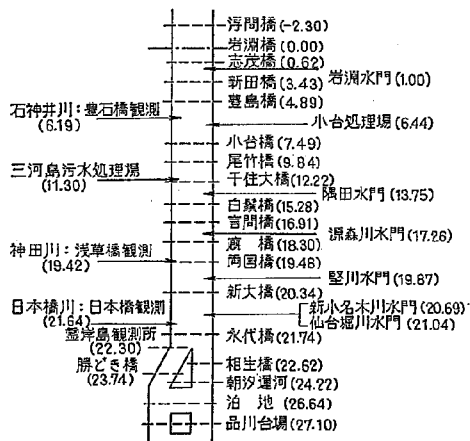


図-2-2 隅田川距離図

至る。

隅田川の流域には、食品、紙パルプ、鉄鋼、伸銅メッキ、醸造、皮革等ほとんどの業種があり、またその数も多い。経済企画庁の調査によれば、昭和37年において隅田川の流域には従業員30人以上の工場事業場が約 1,700 工場、工場廃水量 47万 $\text{m}^3/\text{日}$ 、BOD 負荷は 1.54kg/sec を排出していた。また家庭下水量は域内人口526万人で、家庭下水の流量は 150万 $\text{m}^3/\text{日}$ である。家庭下水のあるものは直接隅田川あるいはその支川に放流され、あるいは小台、三河島などの下水処理場で処理された後放流される。また一部は砂町、芝浦の処理場に流域変更され直接東京湾に放流される。この結果、隅田川に放流される家庭下水量は94万 $\text{m}^3/\text{日}$ でその BOD 負荷は 0.72kg/sec である。工場廃水量と家庭下水量を合計すると廃水量は141万 $\text{m}^3/\text{日}$ 、16.3 m^3/s 、BOD 負荷は2.26kg/sec となり汚濁負荷の68%が工場廃水、32%が家庭下水によるものと推定される。⁸³⁾

また、著者らが行った調査によれば、昭和39年において隅田川に放流されている工場廃水は 141万 $\text{m}^3/\text{日}$ 、BOD 負荷 4.09kg/sec、家庭用水126万 $\text{m}^3/\text{日}$ 、BOD 負荷 1.43kg/sec、合計廃水量 267万 $\text{m}^3/\text{日}$ (30.9 m^3/sec)、BOD 負荷 5.5kg/sec である。ただしこの調査は一応工場廃水はすべて直接放流されると考えているが、実際には多少とも公共下水処理場で処理されているので上述の値より少ない値といえよう。いずれにしても汚濁負荷のうち2/3は工場廃水によるものと考えられる。

隅田川の水質の経年度化から、最近多少とも改善のきざしが表われた。これは一つには建設省の隅田川汚濁対策事業による浄化用水の導入によることをはじめ、水質基準の設定、公共下水道の整備の進捗、底泥のしゅん泥など各種の対策が進んだことによるものと考えられる。そのうち主なものについてのべる。

(1) 浄化用水の導入

建設省は隅田川汚濁対策事業として秋ヶ瀬導水路の建設にともない、昭和39年次の目的に対して新河岸川への導水工事を完成した。すなわち

(1) 荒川の豊水時の流量を新河岸川に分派して隅田川の浄化を行なう。

(2) 利根川に余剰水があり、かつ利根川と荒川との連絡水路(武蔵水路)の容量に余裕があるときには荒川に放流された利根川の余剰水を新河岸川に流して希釈し隅田川の浄化を計るものとする。

39年完成した浄化用水路を用い、39年9、10月

82) 村上鑑:「隅田川の汚濁の現状と将来」建設省土木研究所, 資料277-3号, (昭和42年4月)

83) 遠山啓:「隅田川に係る指定水域と水質基準について」下水道協会誌, Vol. 1, No. 7, (1964)

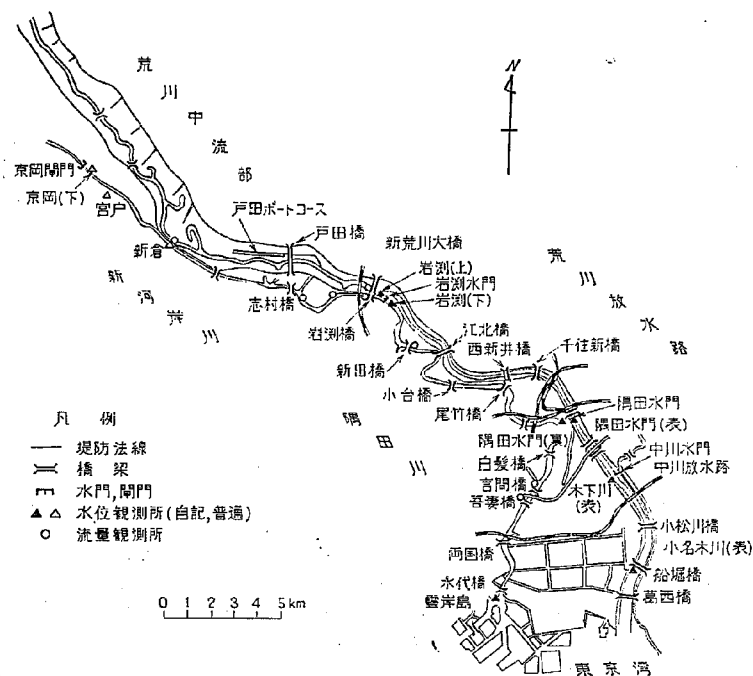


図-2-3

に試験通水を行ない、40年5月以降荒川本川に余裕のある限り常時浄化用水を新河岸川に導入しているが、実績を図-2-4、5、6に示す。

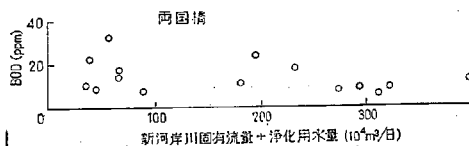


図-2-4 新河岸川流量と水質との関係

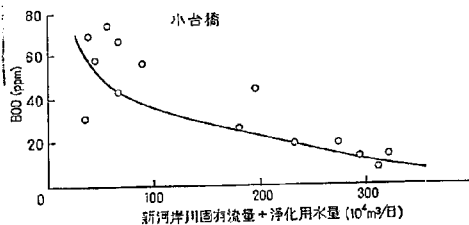


図-2-5 新河岸流量と水質との関係

図-2-5、6から志茂橋 (0.62K)、および小台橋 (7.49K) では浄化用水の影響は顕著であるが、両国橋 (19.48K) では遊水の影響や国庫流量が稀釈水に比して大きくなること、採水時点等の関係からはっきりした影響は認め難い。これは後に述べる汚濁予知計算においても明らかである。

(2) 水質基準の設定

隅田川の水質の悪化にともない、各方面からの水質基準の設定が望まれてきたが、昭和39年8月に至って経済企画庁より水質保全法に基づく水質基準が告示された。その骨子は次のようである。

水質基準の告示当時下水道のできている区域 (甲地域) では、放流水の水質基準は BOD 日平均 20ppm 以下に、その他の地域には下水道ができるまで暫定水質基準が適用され、41年度まで下水道が完成する区域 (乙地域) では BOD 300ppm 以下、浮遊物質 300ppm 以下、現在乙地区はなくなり甲地区となっている。その他の地区、丙および丁地区では BOD 120ppm 以下、浮遊物質 150ppm 以下である。甲地域以外の地域は甲地域

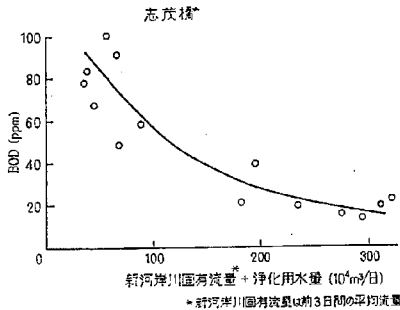


図-2-6 新河岸川流量と水質との関係

に順次輸入され、最終的にすべての地域は公共下水道の処理区域となる。

(3) 公共下水道の整備

東京都の下水道の整備はかなり遅れており、区部において昭和38年度末で普及率は人口比で32.5%、面積比で24%に過ぎず、40年度では人口比で35%、面積比で27%、41年度末において人口比で40%程度にすぎない。しかし、この数年間の下水道に対する投資の伸びは目ざましく、年率30%をこえ隅田川流域の下水道も次第に整備されてきている。とくに41年7月より運転を開始した浮間処理場は、浮間地区の工場廃水を対象としており、この処理場の運転によりこの地区の汚濁負荷はかなり軽減されたことになる。この処理場の機能設計については3.において詳しく述べることにする。

現在の計画では、区部の下水道の普及率は、45年度において人口比で約86%、面積比で80%に、48年度では100%の予定である。しかし区部の下水道は計画的に整備されているといえようが、都市化は郊外に伸びている現状から今後この地区の下水道の整備が望まれるわけである。

(4) 河床物質のしゅん渾

河水中の浮遊物質および生物化学反応によって生じた浮遊物質、さらに海水中の塩分の作用によって生じたフロックは、流下中一部河床に沈殿する。1. [5]で詳しく述べたように河床物質によって消費される酸素量は流水中の1~2%にすぎないが、少なくとも河床中の有機物の大部分は嫌気性分解が行なわれ、メタンガスおよび硫化水素が発生する。河水中に溶解酸素がないと河床中で生じた硫化水素は酸化されることなく空气中に放散されることになる。したがってしゅん渾の効果はこの点にあるといえる。隅田川のしゅん渾は航路維持を兼ねて昭和35年より開始し一応昭和39年完了したが、昭和40年度

から再び実施され、昭和40年度のしゅん渾量は隅田川で365,000m³、新河岸川で12,000m³である。

2. では、隅田川の汚濁機構を明らかにし、かつ将来の汚濁予測を行ない、水質保全のために必要な施設規模を明らかにしようとするものである。

[1] 隅田川における混合距離および混合係数

隅田川における汚濁予測のための水質調査は38年より10数回にわたり行なった。Thames方式の隅田川への適用に関する検討は、昭和39、40年にわたり行なった。^{84), 85)}したがって、隅田川の混合距離および混合係数等の検討結果を少しく詳細に述べる。さらに昭和40年の水質調査結果により、水理条件によるこれら係数の変化について検討した。

(1) 計算資料

混合係数、混合距離の解析、および流入汚濁負荷量の解析に用いた資料は昭和38年および昭和39年の調査資料を用いた。なお隅田川沖の資料は昭和40年3月実施した「隅田川河口付近汚濁対策資料」によった。

Thames方式では、水理量のかんりの変動があっても、各常数に変化がないので、これら資料の平均値を用いることにする。昭和38年度調査および昭和39年9月の調査は25時間観測を、その他昭和39年度の調査は13時間調査を実施した。

表-2-1

資料 No.	調査年月日
I	昭和38年 7月23, 24日
II	" 10月 6, 7日
III	昭和39年 2月27, 28日
IV	昭和39年 5月15日 " 7月28日 " 9月 9, 10日
V	" 10月 7日 " 10月28日

水質、流量の観測資料は、それぞれ建設省関東地方建設局荒川下流工事事務所より荒川、隅田川汚濁対策調査資料として発表されているので、ここにはとくに掲載せず、とくに汚濁予測に必要な資料のみにとどめることにした。

1) 固有流量

計算には隅田川流域から流入する都市、工場廃水による固有流を求める必要がある。各回の調査により順逆流の流量の差から1潮時、12時間25分=44,700秒、間の固有流量を各回の流量資料より求めた。

84) 「荒川下流汚濁計算書」建設省土木研究所、(昭和40年3月)
85) 「 " " " " (昭和41年3月)

用いた流量のうち、No. 5, 昭和39年10月7日および28日は、秋カ瀬地点より浄化用水が流入している。

表-2-2 1潮時における固有流量 $10^4 \text{m}^3/\text{T}$

資料 No.	I	II	III	IV	V	平均
地点						
1	14	53	68	32	162	66
0	14	53	68	32	162	66
1	90	113	68	59	70	80
2	93	114	79	66	77	86
3	95	116	91	73	84	92
4	97	118	102	80	91	98
5	99	120	114	87	98	104
6	100	123	127	94	105	110
7	113	160	164	142	152	146
8	115	162	176	149	159	152
9	118	164	188	156	166	158
10	120	166	200	163	173	164
11	134	179	223	170	180	177
12	135	180	235	191	201	188
13	137	185	240	192	202	191
14	138	188	194	212	319	210
15	139	190	197	212	319	211
16	144	191	200	212	379	213
17	145	193	203	213	320	215
18	146	193	205	226	333	221
19	148	195	209	238	346	227
20	158	205	263	297	287	242
21	147	196	269	314	270	239
22	189	253	288	380	205	263

各調査資料から求めた固有流量は表-2-2のようであって、相当の変動があることがわかる。さらに感潮河川の流量観測はかなり困難で、観測誤差がかなり入ることが考えられる。流下方向の固有流の変化を図-2-7に示す。

2) 半潮時流積および水深

Thames方式での、潮時間の計算時点は1潮時の平均水質を表わす時点、すなわち干潮時と満潮時の中間半潮時を用いている。ここで各調査における半潮時における流積水位を求めた。

流積は表-2-3および図-2-8に示す。河口部の流積は東京湾底質図(北部) 1/5,000(首都圏整備委員会事務局, 昭和34年度)から求めたもので、岩淵橋より下流 24km 地点で1,357 m^3 , 25km 地点で3,687 m^3 , 27km で5,049

表-2-3 半潮時における流積 m^3

資料 No.	I	II	III	IV	V	平均
地点						
志茂橋	103	120	133	117	120	119
新田橋	423	478	450	—	—	450
小台橋	395	445	519	422	404	437
千住大橋	488	527	502	538	—	514
言問橋	570	621	705	—	617	628
両国橋	—	—	—	663	640	652
永代橋	766	820	915	839	—	835

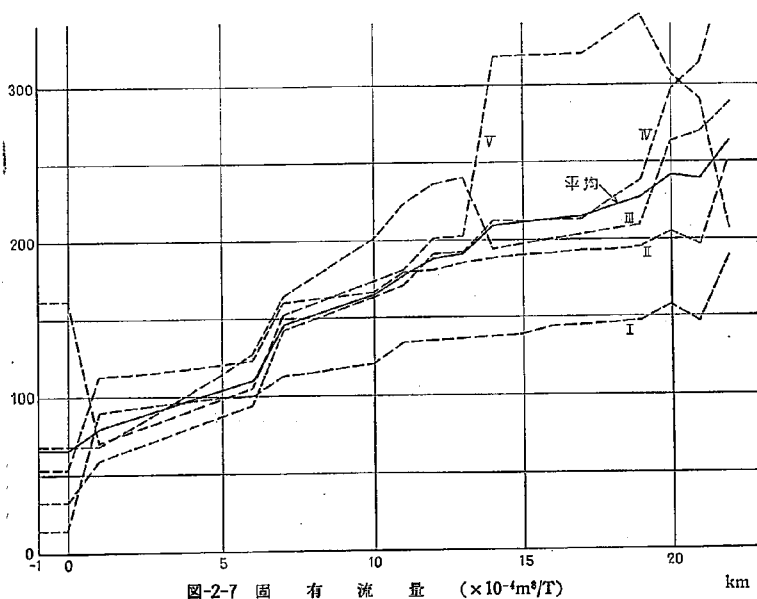


図-2-7 固有流量 ($\times 10^4 \text{m}^3/\text{T}$)

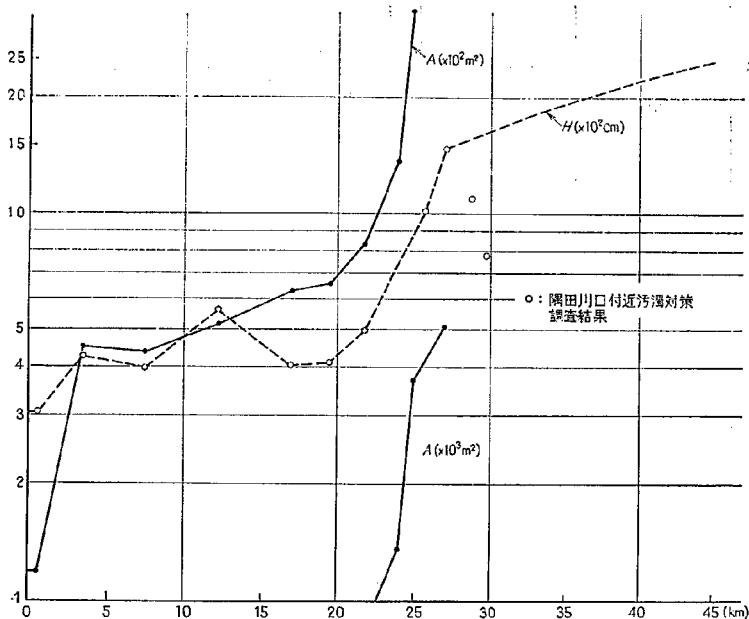


図-2-8 流 量 ・ 水 位 図

m²と見積った。

半潮時における水位は表-2-4に示す。河口部付近の平均水深は昭和40年3月実施の隅田川河口付近汚濁対策調査では25.74kmで10.04m、27.14kmで14.58mとなっている。一方首都圏よりの調査から25kmで7.60m、27kmでは9.53mとなっている。平均水深が再ばっ気に及ぼす影響は、水深の深くなるほど単位体積当りの酸素補給量が少なくなるので本計算では昭和40年3月の値を用いることにした。

表-2-4 半潮時における水位 m

資料No.	I	II	III	IV	V	平均
地 点						
志茂橋	2.86	3.16	3.50	2.85	2.93	3.06
新田橋	4.07	4.47	4.21	—	—	4.25
小台橋	3.62	4.08	4.76	3.87	3.64	3.99
千住大橋	5.30	5.73	5.52	5.85	—	5.60
言問橋	3.90	4.03	4.35	—	3.79	4.02
両国橋	—	—	—	3.99	4.21	4.10
永代橋	4.67	4.82	5.58	4.82	—	4.97

3) 塩素イオン濃度分布

各地点が表-2-4になる時刻を、水位一時間曲線より求め、観測結果から当該時刻の塩素イオン濃度を求めると表-2-5、図-2-9となる。

各1kmごとの塩素イオン分布は各観測値を補間してもとめた。

4) BOD および DO 分布

塩素イオンと同様の方法で、流下距離方向の各調査におけるBODおよび溶存酸素DO分布を求めると表-2-6および表-2-7および図-2-10、図-2-11に示した。

(2) 混合距離および混合係数の計算

(1)に述べた観測結果を用い、1.(3)に述べた方法を用いて混合距離および混合係数を求める。便利のため塩分および淡水の保存条件を再記すると次のようである。

$$\frac{1}{n} \left[\int_0^L \sum_1^n CAP_2 \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L \sum_1^n CAP_1 \times \frac{L+x}{L} dx = \frac{1}{n} \sum_1^n RC + S_2 - S_1 \right] \dots (2-1-1)$$

ここに S_2 と S_1 は考える期間の初めと終りにおける0点より上流の塩分総量である。淡水の保存条件は次式となる。

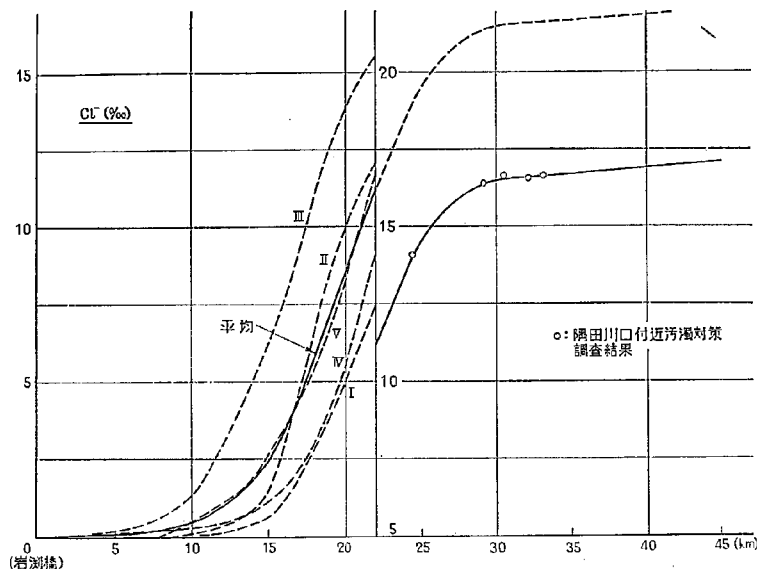


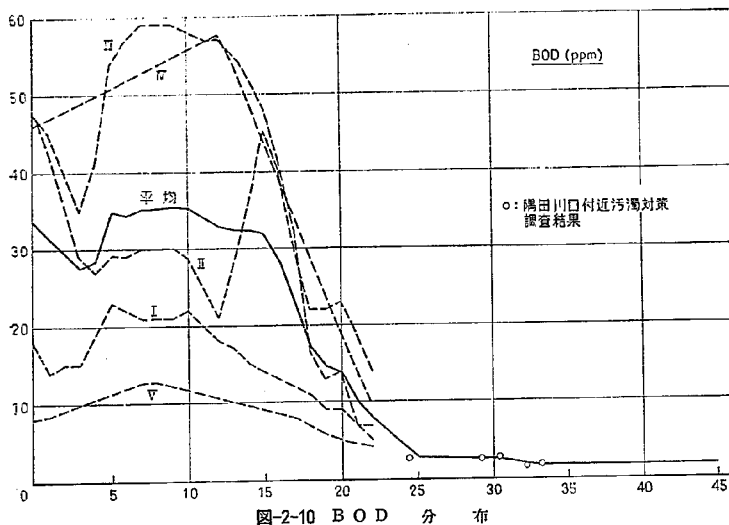
図-2-9 塩素イオン濃度分布

表-2-5 塩素イオン濃度分布 %

資料 No.	I	II	III	IV	V	平均
地点						
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
1	0.00	0.00	0.02	0.01	0.01	0.01
2	0.00	0.01	0.04	0.03	0.01	0.02
3	0.01	0.01	0.08	0.07	0.02	0.04
4	0.01	0.02	0.13	0.11	0.02	0.06
5	0.01	0.02	0.20	0.15	0.02	0.08
6	0.02	0.02	0.30	0.18	0.03	0.11
7	0.02	0.03	0.49	0.20	0.03	0.15
8	0.03	0.04	0.75	0.24	0.08	0.23
9	0.04	0.08	0.99	0.27	0.28	0.35
10	0.06	0.12	1.34	0.30	0.53	0.47
11	0.09	0.19	2.04	0.34	0.81	0.69
12	0.14	0.38	2.89	0.45	1.06	0.98
13	0.26	0.57	3.99	0.61	1.44	1.37
14	0.43	0.88	5.09	0.81	1.90	1.82
15	0.61	1.50	6.29	1.13	2.68	2.44
16	1.20	3.00	7.54	1.56	3.47	3.35
17	2.00	4.65	9.19	2.20	4.39	4.49
18	2.90	6.55	10.99	3.03	5.46	5.79
19	3.95	8.45	12.59	4.15	6.76	7.18
20	5.05	9.90	13.84	5.54	8.31	8.53
21	6.30	11.15	14.79	7.32	9.93	9.90
22	7.50	12.15	15.54	9.21	11.76	11.23

表-2-6 BOD 分布 ppm

資料 No.	I	II	III	IV	V	平均
地点						
1	54	23	50	45.3	8.2	36.10
0	49	18	48	46.0	8.2	33.84
1	43	14	45	46.8	8.4	31.44
2	36	15	40	47.8	9.2	29.60
3	29	15	35	48.8	9.8	27.62
4	27	19	41	49.8	10.6	29.48
5	29	23	54	50.7	11.3	34.86
6	29	22	57	56.7	12.0	34.34
7	30	21	59	52.7	12.6	35.06
8	30	21	59	53.7	12.7	35.28
9	30	21	59	54.7	12.2	35.38
10	29	22	58	55.7	11.7	35.28
11	25	20	57	56.7	11.2	33.98
12	21	18	57	57.7	10.6	32.86
13	26	17	55	53.8	10.1	32.38
14	36	15	52	48.9	9.6	32.30
15	45	14	48	43.8	9.1	31.93
16	40	13	41	38.9	8.6	28.30
17	29	12	32	33.8	8.0	22.98
18	22	11	17	28.9	6.9	17.16
19	22	9	13	23.9	5.8	14.74
20	23	9	14	18.8	5.1	13.93
21	19	7	7	13.8	4.6	10.28
22	14	5	7	9.7	4.2	7.93



$$\int_0^L AP_2 \frac{L-x}{L} dx + \int_0^L AP_1 \frac{L+x}{L} dx = 0 \quad \dots\dots\dots (2-1-2)$$

実際計算のため差分式に直すと

$$X_0 + Y_0 + Y_1 + X_{-1} = 12RC/L^2 C_1 \quad \dots\dots\dots (2-1-3)$$

$$2Y_0 - 2X_0 + Y_1 - X_{-1} = 0 \quad \dots\dots\dots (2-1-4)$$

式(2-1-3)において塩素イオン濃度(観測値より固有濃度を引いたもの)が零となる地点で $(12RC/C_1 L^2) = 0$ となるから, この地点が境界条件となる。

1) 数値計算結果

混合距離 L , 混合係数 P_1 , P_2 を式(2-1-1)および式(2-1-2)を用いて, $L=5\text{km}$ および $L=18\text{km}$ として 1km おきに14ケース計算を行なった。 $L=5\text{km}$, 14km , および 18km の計算例を表-2-8, 9, 10に示す。計算結果より $L=14\text{km}$ における1T 前後の濃度差が一番少ないのは $L=14\text{km}$ のときである。このときの P_1 , P_2 および $X=AP_1$, $Y=AP_2$ を示すと図-2-12, 図-2-13となる。

2) 混合距離, 混合係数の検証計算

前項1) で求めた L , X , Y の検証のため1潮時後の塩素イオン濃度分布を計算した。
すなわち

$$[Cl]'' = \frac{1}{A} \left\{ \int_0^L \frac{[Cl]'}{L} Y dx + \int_{-L}^0 \frac{[Cl]'}{L} X dx + [Cl]' \cdot (A - X - Y) \right\} \quad \dots\dots\dots (2-1-5)$$

$[Cl]''$: 1潮時後の塩素イオン濃度(%)

$[Cl]'$: 1潮時後の固有流による移送後の塩素イオン濃度

表-2-7 溶存酸素分布 ppm

資料 No.	I	II	III	IV	V	平均
地点						
- 1	0.51	0.00	1.88	0.29	2.14	0.96
0	0.67	0.00	1.42	0.49	2.57	1.03
1	0.70	0.00	1.00	0.60	2.68	1.00
2	0.47	0.00	0.72	0.60	2.30	0.82
3	0.22	0.00	0.44	0.59	1.93	0.64
4	0.08	0.00	0.26	0.58	1.58	0.50
5	0.00	0.00	0.15	0.54	1.21	0.38
6	0.00	0.00	0.12	0.52	0.85	0.30
7	0.00	0.00	0.09	0.50	0.47	0.21
8	0.07	0.00	0.06	0.49	0.30	0.18
9	0.21	0.00	0.03	0.43	0.27	0.19
10	0.31	0.00	0.00	0.40	0.20	0.18
11	0.24	0.00	0.00	0.33	0.19	0.15
12	0.18	0.00	0.00	0.30	0.17	0.13
13	0.12	0.00	0.05	0.25	0.10	0.10
14	0.07	0.00	0.12	0.20	0.09	0.10
15	0.02	0.00	0.18	0.19	0.04	0.09
16	0.00	0.00	0.17	0.15	0.02	0.07
17	0.00	0.00	0.14	0.10	0.02	0.05
18	0.00	0.00	0.50	0.08	0.33	0.18
19	0.00	0.00	0.63	0.03	0.62	0.26
20	0.03	0.00	0.46	0.10	0.97	0.31
21	0.09	0.00	0.07	0.22	1.32	0.34
22	0.53	0.00	0.03	0.46	1.68	0.54

1潮時後の固有流による移送距離は表-2-11のようになる。

移送距離は, 45km 地点で 0.00km として, 22km から 45km までの間は一次近似で内挿した。

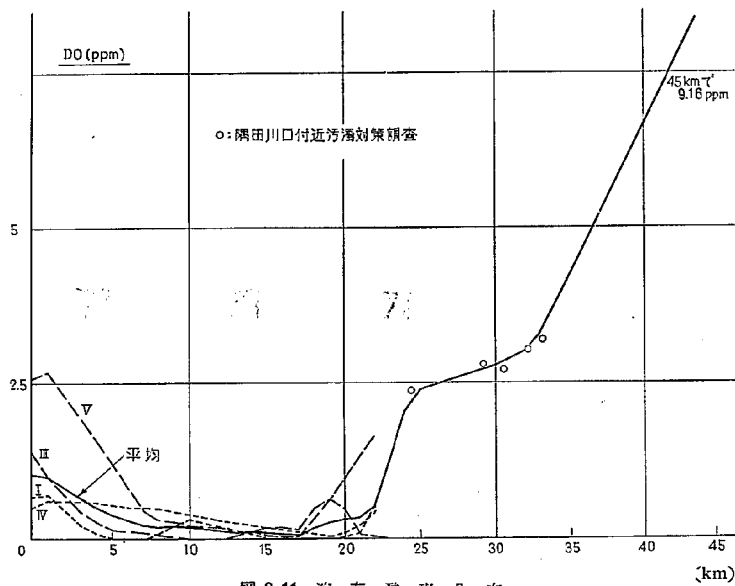


図-2-11 溶存酸素分布

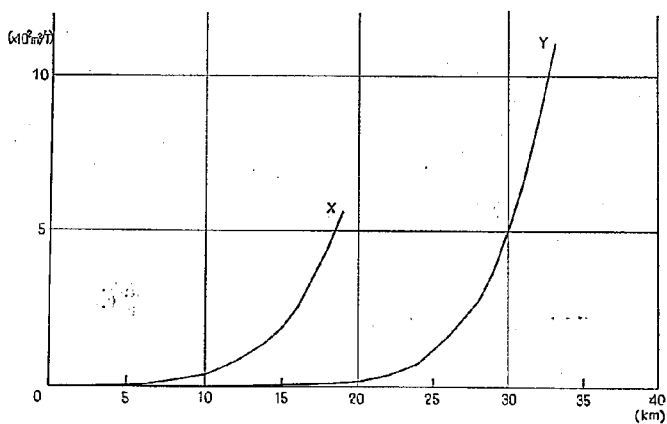
図-2-12 $L=14\text{km}$ の時の X, Y

表-2-8 CASE (L=18km)

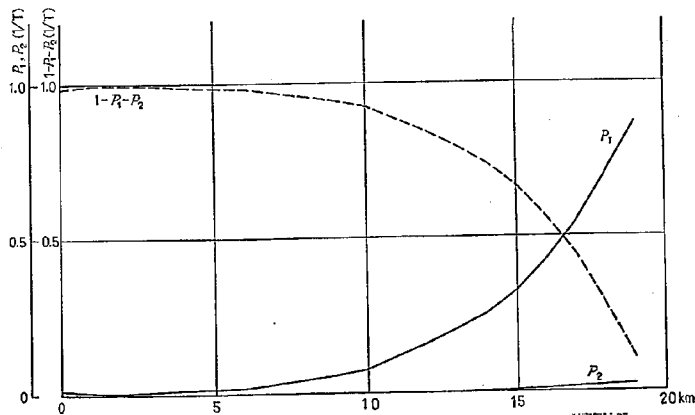
I	SALI- NITY	QS (10 ⁶)	AREA	ISOGO- CHITEN	X	Y	P ₁	P ₂	1-P ₁ - P ₂	S (INITIAL)	S(AFT- ERIT)	DIFFE- RENCE
1	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
2	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
3	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
4	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
5	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
6	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
7	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
8	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
9	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
10	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
11	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
12	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
13	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
14	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
15	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
16	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
17	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
18	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
19	0.00	0.460	119.	20.83	0.4	0.	0.003	0.	0.997	0.00	0.00	-0.00
20	0.01	0.530	450.	21.78	0.3	0.	0.001	0.	0.999	0.01	0.00	0.01
21	0.02	1.410	450.	22.91	0.7	0.	0.002	0.	0.998	0.02	0.01	0.01
22	0.04	3.240	450.	24.06	1.5	0.	0.003	0.	0.997	0.04	0.01	0.03
23	0.06	5.440	447.	25.21	2.2	0.	0.005	0.	0.995	0.06	0.03	0.03
24	0.08	8.240	443.	26.36	3.0	0.	0.007	0.	0.993	0.08	0.05	0.03
25	0.11	12.530	440.	27.49	4.1	0.	0.009	0.	0.991	0.11	0.08	0.03
26	0.15	24.080	438.	29.21	7.3	0.	0.017	0.	0.983	0.15	0.11	0.04
27	0.23	38.080	443.	30.23	11.1	0.	0.025	0.	0.975	0.23	0.16	0.07
28	0.35	58.510	460.	31.25	16.5	0.	0.036	0.	0.964	0.35	0.23	0.12
29	0.47	87.140	476.	32.24	24.1	0.	0.051	0.	0.949	0.47	0.32	0.15
30	0.69	149.920	492.	33.36	40.7	0.	0.083	0.	0.917	0.69	0.48	0.21
31	0.98	213.090	511.	34.42	57.3	0.	0.112	0.	0.888	0.98	0.74	0.24
32	1.37	301.330	532.	35.34	80.8	0.	0.152	0.	0.848	1.37	1.05	0.32
33	1.82	398.010	555.	36.52	106.6	0.	0.192	0.	0.808	1.82	1.46	0.36
34	2.44	540.680	578.	37.42	144.4	0.	0.250	0.	0.750	2.44	1.97	0.47
35	3.35	738.290	604.	38.36	196.7	0.	0.326	0.	0.674	3.35	2.63	0.72
36	4.49	985.280	628.	39.28	262.1	0.	0.417	0.	0.583	4.49	3.38	1.11
37	5.79	1290.890	638.	40.21	342.6	0.7	0.537	0.001	0.462	5.79	4.31	1.48
38	7.18	1638.060	648.	41.05	434.1	0.7	0.670	0.001	0.329	7.18	5.45	1.73
39	8.53	—	—	—	—	1.5	—	—	—	—	—	—
40	9.90	—	—	—	—	2.9	—	—	—	—	—	—
41	11.23	—	—	—	—	4.3	—	—	—	—	—	—
42	12.41	—	—	—	—	5.9	—	—	—	—	—	—
43	13.59	—	—	—	—	8.2	—	—	—	—	—	—
44	14.58	—	—	—	—	14.7	—	—	—	—	—	—
45	15.25	—	—	—	—	22.2	—	—	—	—	—	—
46	15.72	—	—	—	—	33.1	—	—	—	—	—	—
47	16.10	—	—	—	—	48.1	—	—	—	—	—	—
48	16.36	—	—	—	—	81.5	—	—	—	—	—	—
49	16.53	—	—	—	—	114.6	—	—	—	—	—	—
50	16.57	—	—	—	—	161.6	—	—	—	—	—	—
51	16.60	—	—	—	—	213.1	—	—	—	—	—	—
52	16.64	—	—	—	—	288.8	—	—	—	—	—	—
53	16.68	—	—	—	—	393.4	—	—	—	—	—	—
54	16.71	—	—	—	—	524.1	—	—	—	—	—	—
55	16.75	—	—	—	—	684.2	—	—	—	—	—	—
56	16.78	—	—	—	—	867.3	—	—	—	—	—	—

表-2-9 CASE (L=14km)

I	SALI- NITY	QS (10 ⁶)	AREA	ISOGO- CHITEN	X	Y	P ₁	P ₂	1-P ₁ - P ₂	S (INITIAL)	S(AFT- ERIT)	DIFFE- RENCE
1	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
2	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
3	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
4	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
5	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
6	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
7	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
8	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
9	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
10	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
11	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
12	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
13	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
14	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
15	0.00	0.460	119.	16.83	1.4	0.	0.012	0.	0.988	0.00	0.00	-0.00
16	0.01	0.530	450.	17.78	1.2	0.	0.003	0.	0.997	0.01	0.00	0.01
17	0.02	1.410	450.	18.91	2.4	0.	0.005	0.	0.995	0.02	0.01	0.01
18	0.04	3.240	450.	20.06	4.1	0.	0.009	0.	0.991	0.04	0.01	0.03
19	0.06	5.440	447.	21.21	5.4	0.	0.012	0.	0.988	0.06	0.03	0.03
20	0.08	8.240	443.	22.36	6.6	0.	0.015	0.	0.985	0.08	0.05	0.03
21	0.11	12.530	440.	23.49	8.4	0.	0.019	0.	0.981	0.11	0.07	0.04
22	0.15	24.080	438.	25.21	13.9	0.	0.032	0.	0.968	0.15	0.11	0.04
23	0.23	38.080	443.	26.23	19.4	0.	0.044	0.	0.956	0.23	0.17	0.06
24	0.35	58.510	460.	27.25	26.9	0.	0.059	0.	0.941	0.35	0.24	0.11
25	0.47	87.140	476.	28.24	36.6	0.	0.077	0.	0.923	0.47	0.35	0.12
26	0.69	149.920	492.	29.36	58.8	0.	0.119	0.	0.881	0.69	0.56	0.13
27	0.98	213.090	511.	30.42	79.8	0.	0.156	0.	0.844	0.98	0.89	0.09
28	1.37	301.330	532.	31.34	109.5	0.	0.206	0.	0.794	1.37	1.31	0.06
29	1.82	398.010	555.	32.52	141.3	2.9	0.255	0.005	0.740	1.82	1.87	-0.05
30	2.44	540.680	578.	33.42	189.0	2.5	0.327	0.004	0.669	2.44	2.58	-0.14
31	3.35	738.290	604.	34.36	255.5	4.8	0.423	0.008	0.569	3.35	3.47	-0.12
32	4.49	985.280	628.	35.28	340.6	8.2	0.542	0.013	0.445	4.49	4.53	-0.04
33	5.79	1290.890	638.	36.21	446.0	10.7	0.699	0.017	0.284	5.79	5.86	-0.07
34	7.18	1638.060	648.	37.05	565.2	13.1	0.872	0.020	0.107	7.18	7.44	-0.26
35	8.53	—	—	—	—	16.8	—	—	—	—	—	—
36	9.90	—	—	—	—	27.8	—	—	—	—	—	—
37	11.23	—	—	—	—	38.8	—	—	—	—	—	—
38	12.41	—	—	—	—	53.9	—	—	—	—	—	—
39	13.59	—	—	—	—	73.3	—	—	—	—	—	—
40	14.58	—	—	—	—	117.5	—	—	—	—	—	—
41	15.25	—	—	—	—	159.7	—	—	—	—	—	—
42	15.73	—	—	—	—	218.9	—	—	—	—	—	—
43	16.10	—	—	—	—	278.3	—	—	—	—	—	—
44	16.36	—	—	—	—	374.2	—	—	—	—	—	—
45	16.53	—	—	—	—	503.8	—	—	—	—	—	—
46	16.57	—	—	—	—	668.8	—	—	—	—	—	—
47	16.60	—	—	—	—	875.9	—	—	—	—	—	—
48	16.64	—	—	—	—	1110.8	—	—	—	—	—	—

表-2-10 CASE ($L=5\text{km}$)

I	SALINITY	Q_S (10^6)	AREA	ISOGO- CHITEN	X	Y	P_1	P_2	$1-P_1-P_2$	S (INITIAL)	S (AFT- ERIT)	DIFFE- RENCE
1	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
2	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
3	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
4	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
5	0.	—	—	—	0.	—	—	—	—	—	—	—
6	0.00	0.460	119.	7.83	92.0	0.	0.773	0.	0.227	0.00	0.01	-0.00
7	0.01	0.530	450.	8.78	77.1	0.	0.171	0.	0.829	0.01	0.01	0.00
8	0.02	1.410	450.	9.91	150.4	0.	0.334	0.	0.666	0.02	0.02	0.00
9	0.04	3.240	450.	11.06	225.4	0.	0.501	0.	0.499	0.04	0.03	0.01
10	0.06	5.440	447.	12.21	248.7	0.	0.556	0.	0.444	0.06	0.06	-0.00
11	0.08	8.240	443.	13.36	282.9	184.0	0.639	0.415	-0.054	0.08	0.08	0.00
12	0.11	12.530	440.	14.49	294.8	154.2	0.670	0.350	-0.020	0.11	0.11	0.00
13	0.15	24.080	438.	16.21	401.3	300.8	0.916	0.687	-0.603	0.15	0.11	0.04
14	0.23	38.080	443.	17.23	458.1	450.8	1.034	1.018	-1.052	0.23	0.10	0.13
15	0.35	58.510	460.	18.25	531.9	497.4	1.156	1.081	-1.238	0.35	0.11	0.24
16	0.47	87.140	476.	19.24	498.8	289.8	1.048	0.609	-0.657	0.47	0.33	0.14
17	0.69	149.920	492.	20.36	663.3	358.4	1.348	0.728	-1.076	0.69	0.55	0.14
18	0.98	213.090	511.	21.42	635.2	351.5	1.243	0.688	-0.931	0.98	0.99	-0.01
19	1.37	301.330	532.	22.34	641.7	240.0	1.206	0.451	-0.657	1.37	1.79	-0.42
20	1.82	398.010	555.	23.52	683.7	317.8	1.232	0.573	-0.804	1.82	2.72	-0.90
21	2.44	540.680	578.	24.42	974.4	700.8	1.686	1.212	-1.898	2.44	2.91	-0.47
22	3.35	738.290	604.	25.36	1141.9	904.6	1.891	1.498	-2.388	3.35	3.24	0.11
23	4.49	985.280	628.	26.28	1437.5	968.8	2.289	1.543	-2.832	4.49	4.22	0.27
24	5.79	1290.890	638.	27.21	1863.5	1261.5	2.921	1.977	-3.898	5.79	4.84	0.95
25	7.18	1638.060	648.	28.05	2192.2	1263.8	3.383	1.950	-4.333	7.18	7.32	-0.14
26	8.53	—	—	—	—	1046.0	—	—	—	—	—	—
27	9.90	—	—	—	—	1138.0	—	—	—	—	—	—
28	11.23	—	—	—	—	1572.6	—	—	—	—	—	—
29	12.41	—	—	—	—	1845.8	—	—	—	—	—	—
30	13.59	—	—	—	—	2540.6	—	—	—	—	—	—


 図-2-13 $L=14\text{km}$ 時の P_1 , P_2 , $1-P_1-P_2$

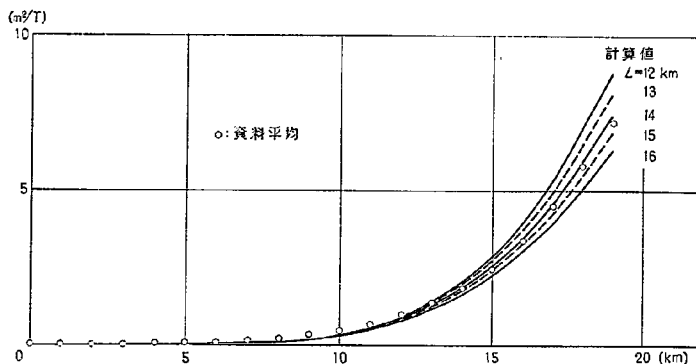


図-2-14 1T 後の Cl'

表-2-11 1潮時後の固有流による移送距離

地点	移送距離 (km)	移送後 地点	地点	移送距離 (km)	移送後 地点
0	1.83	1.83	12	3.42	15.42
1	1.78	2.78	13	3.34	16.34
2	1.91	3.91	14	3.52	17.52
3	2.06	5.06	15	3.42	18.42
4	2.21	6.21	16	3.36	19.36
5	2.36	7.36	17	3.28	20.28
6	2.49	8.49	18	3.21	21.21
7	3.21	10.21	19	3.05	22.05
8	3.23	11.23	20	2.83	22.83
9	3.25	12.25	21	2.47	23.47
10	3.24	13.24	22	2.16	24.16
11	3.36	14.36			

(3) 汚濁追跡計算

本計算は、(1)で求めた BOD の平均分布を定常的なものとして、隅田川沿岸に流入する BOD 負荷量を見積るものである。これは、隅田方に入る汚濁負荷量の予測は、種種の資料から求められているが、その精度やまた河川中で沈殿等により除去される量などが不確定であるので、本計算によって流水中の BOD より負荷量を求め、比較するためである。

計算方法は、流入負荷量を零とし 1 潮時後の BOD 分布をもとめ、1 潮時前後の BOD 分布の差が流入 BOD によって補給されるものとした。したがって計算手順は次のようである。

a) 1 潮時前後の BOD 分布を求める。

b) 各地点から単位流入負荷量が 1 潮時間流入した場

合の BOD 分布を求める。

c) a) b) から 1 潮時間の流入 BOD を求める。

1) BOD 拡散分布基礎式

1. [1] (3) 3) で述べたように、1 潮時間の BOD 分布の変動を次の二つの操作に分けて計算を行なう。

1. 流入による増加、酸化による減少、河川固有流による移送

2. 潮汐による混合

したがって計算式は次の二式となる。すなわち式(1-99)は

$$U'_{x+dx} = U_x e^{-KT} + \int_0^T U_x e^{-K(T-t)} dt \dots (2-1-6)$$

ここに、 U_x は x における $t=0$ における最終 BOD

I は 1 潮時の移送距離 dx に入る流入 BOD である。混合後の BOD 分布は式 (1-1-100) で表わされ次式

$$U''_{x+dx} = \frac{1}{A} \int_{-L}^0 \frac{U'X}{L} dx + \int_0^L \frac{U'Y}{L} dx + U'_x(A-X-Y) \dots (2-1-7)$$

で計算される。

実際の数値計算にあたっては、式 (2-1-6) において $t=0$ 、すなわち初期地点より dx 下流までの間に流入する負荷の全量が初期地点より流入するものとし、また式 (2-1-7) を和分して計算する。

$$U'' = e^{-KT} \left(U + \sum_{i=0}^L I_i T \right) \dots (2-1-8)$$

$$U'' = \frac{1}{A} \left\{ \frac{dx}{L} \left(\frac{U_L Y_L}{2} + \sum_{i=1}^{L-1} U_i Y_i + \frac{U_0 Y_0}{2} \right) + \frac{dx}{L} \left(\frac{U_L X_0}{2} + \sum_{i=1}^{L-1} U_i X_i + \frac{U_L X'_L}{2} \right) \right\} + U'_0(A-X_0-Y_0) \dots (2-1-9)$$

表-2-12

(ppm)

地 点	1 T 前濃度	1 T 後濃度	(1T 前-1T 後) 濃 度
0	33.84	29.59	4.25
1	31.44	29.85	1.59
2	29.60	29.42	0.18
3	27.52	27.31	0.21
4	29.48	25.86	3.62
5	34.86	24.29	10.57
6	34.34	25.57	8.77
7	35.06	28.83	6.23
8	35.28	29.81	5.47
9	35.38	29.52	5.86
10	35.28	29.51	5.77
11	33.98	28.66	5.32
12	32.86	27.95	4.91
13	32.38	26.77	5.61
14	32.30	24.98	7.32
15	31.98	22.75	9.23
16	28.30	20.18	8.12
17	22.98	17.46	5.52
18	17.16	14.16	3.00
19	14.74	10.51	4.23

2) 計算結果

a) 1 潮時前後の BOD 分布を求める。

 式(2-1-8)において流入BODがない、すなわち $\sum_{i=0}^L I_i/T=0$

 として減衰、移送を行ない、次に式(2-1-9)で混合後の濃度分布を計算した。脱酸素恒数は、 e を底として $K=$

0.239(1/day) とした。移送距離は表-2-11の値を用いた。計算結果、1 潮時前後の BOD 分布、および BOD 分布の差を表-2-12、および図-2-15に示した。

 b) 各地点から単位 BOD が負荷されたときの 1 潮時後の分布を求める。任意の流入点から x ton/T の BOD が流入すると、減衰率を e^{-Kx} として移送距離間の BOD 濃度を一様に $x e^{-KT}/Q$ だけ増加させる。ここで Q は流入地点での固有流量である。固有流量による移送によって、このように分散した BOD が、さらに混合によって拡散され 1 潮時後の分布が求まる。単位流入 BOD は計算の簡単のため $100t/T$ とした。計算結果を表-2-13に示す。

c) a) b) の比較から 1 潮時間の流入 BOD 負荷を求める。a) において求めた新たな流入 BOD 負荷量を零とした場合の 1 潮時間の BOD 濃度低下に見合う、流入 BOD 負荷量を求めると表-2-14を得る。すなわち 0km から 19km の間において、総量で 82.5ton の BOD が 1 潮時間に流入することになる。

 このほか、新河岸川の流入水にとまって、隅田川に流入する BOD 負荷量は 1 潮時間 $33.84 \times 66 \times 10^4 \times 10^{-6} = 22.33$ ton/T が 1km から流入することになる。

 (4) 酸素交換係数 f 値

(4)では、(1)で求められた BOD 分布および DO 分布を用いて酸素交換係数を求めたものである。

隅田川の溶存酸素収支の計算には、石神井川、その他都市排水、工場廃水からの溶存酸素補給、さらに固有流による補給、岩淵水門および隅田水門からの流入水による補給を考慮する必要がある。したがって、(4)ではこ

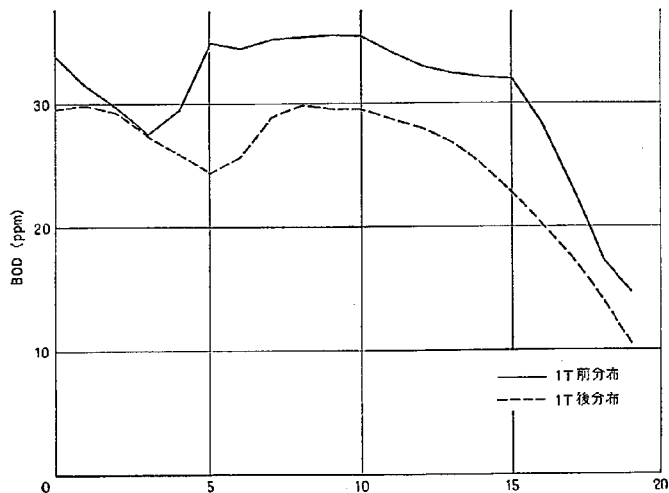


図-2-15 1 潮時前後の BOD 分布

表-2-13 100t BOD/T 投入したとき、1 潮時後の BOD(ppm) 分布計算表

流入点 地点	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
0	132.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1	133.56	110.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.03	0.03	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.06	109.90	102.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.06	0.05	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00
3	0.06	0.06	101.88	95.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.07	0.10	0.08	0.06	0.03	0.00	0.00
4	0.06	0.06	0.11	94.99	89.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.08	0.12	0.14	0.12	0.09	0.03	0.00
5	0.06	0.06	0.11	94.81	88.94	83.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.08	0.12	0.18	0.20	0.17	0.11	0.14
6	0.06	0.06	0.11	0.25	88.67	83.48	78.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.08	0.13	0.18	0.25	0.27	0.21	0.14
7	0.06	0.06	0.11	0.25	0.30	82.56	77.98	58.66	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.08	0.13	0.18	0.25	0.33	0.36	0.28
8	0.06	0.06	0.11	0.25	0.30	0.40	77.22	58.09	55.67	0.00	0.00	0.02	0.04	0.08	0.12	0.18	0.25	0.32	0.44	0.48
9	0.05	0.06	0.10	0.24	0.29	0.38	0.52	57.42	55.03	52.77	0.00	0.02	0.04	0.07	0.12	0.17	0.24	0.31	0.42	0.58
10	0.05	0.06	0.10	0.23	0.28	0.37	0.50	56.57	54.22	52.00	49.88	0.02	0.04	0.07	0.12	0.16	0.23	0.30	0.41	0.56
11	0.05	0.06	0.10	0.22	0.27	0.36	0.49	0.85	52.13	49.99	47.96	44.19	0.04	0.07	0.11	0.16	0.22	0.29	0.40	0.55
12	0.05	0.06	0.09	0.22	0.26	0.34	0.47	0.82	1.15	48.46	46.48	42.83	39.95	0.07	0.11	0.15	0.21	0.28	0.38	0.52
13	0.05	0.05	0.09	0.21	0.25	0.33	0.45	0.79	1.11	1.52	44.45	40.96	38.21	37.14	0.10	0.15	0.20	0.27	0.37	0.50
14	0.03	0.05	0.09	0.20	0.24	0.32	0.43	0.75	1.06	1.45	1.97	39.01	36.38	35.37	31.62	0.14	0.20	0.26	0.35	0.48
15	0.01	0.04	0.08	0.19	0.23	0.30	0.41	0.72	1.02	1.40	1.90	2.40	33.90	32.94	29.43	28.62	0.19	0.25	0.34	0.46
16	0.00	0.02	0.06	0.18	0.22	0.29	0.40	0.69	0.97	1.34	1.81	2.30	2.89	29.44	26.27	25.50	24.40	0.24	0.32	0.44
17	0.00	0.00	0.02	0.15	0.21	0.28	0.38	0.67	0.94	1.29	1.74	2.21	2.78	3.66	22.34	21.61	20.58	19.27	0.31	0.43
18	0.00	0.00	0.00	0.10	0.18	0.27	0.38	0.66	0.92	1.27	1.72	2.18	2.73	3.60	4.36	16.65	15.68	14.43	12.64	0.42
19	0.00	0.00	0.00	0.03	0.12	0.24	0.37	0.65	0.91	1.25	1.69	2.14	2.69	3.55	4.30	5.68	10.55	9.37	7.74	5.78

注 1) 流入 BOD 量 100ton/T に対する拡散比

2) 単位は濃度 ppm

表-2-14

流入地点	0	4	5	8	12	14	15	16	19	合 計
流入 BOD 量 (ton/T)	2.5	4.0	7.0	10.0	12.0	10.0	6.0	11.0	20.0	82.5
地点	流入 BOD 量に応じて各地点に付加される BOD 濃度 (ppm)									合 計
0	3.31	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.31
1	3.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.34
2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.02
4	0.00	3.56	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.0	3.59
5	0.00	3.56	5.86	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	9.47
6	0.00	3.55	5.84	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.03	9.46
7	0.00	0.01	5.73	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.06	5.89
8	0.00	0.01	0.03	5.57	0.0	0.01	0.01	0.02	0.10	5.75
9	0.00	0.01	0.03	5.50	0.0	0.01	0.01	0.02	0.12	5.70
10	0.00	0.01	0.03	5.42	0.00	0.01	0.01	0.02	0.11	5.61
11	0.00	0.01	0.03	5.21	0.00	0.01	0.01	0.02	0.11	5.40
12	0.00	0.01	0.02	0.12	4.79	0.01	0.01	0.02	0.10	5.08
13	0.00	0.01	0.02	0.11	4.59	0.01	0.01	0.02	0.10	4.87
14	0.00	0.01	0.02	0.11	4.37	3.16	0.01	0.02	0.10	7.80
15	0.00	0.01	0.02	0.10	4.07	2.94	1.72	0.02	0.09	8.97
16	0.00	0.01	0.02	0.10	0.35	2.63	1.53	2.68	0.09	7.41
17	0.00	0.01	0.02	0.09	0.33	2.23	1.30	2.26	0.09	6.33
18	0.00	0.01	0.02	0.09	0.33	0.44	1.00	1.72	0.08	3.69
19	0.00	0.00	0.02	0.09	0.32	0.43	0.34	1.16	1.16	3.52

これらの量をできるだけ詳細に明らかにした。

1) 酸素収支の基礎式

1 潮時における溶存酸素不足量分布の変動は BOD 分布の計算と同様に次の二つの操作に分けて行なう。すなわち式(1-1-103)を再記すると

$$D'_{x+Jx} = D_x \exp\left(-\int_0^x \frac{f}{z} dt\right) + \int_0^x K U_i \exp\left(-\int_0^x \frac{f}{z} dx\right) dt \dots (2-1-10)$$

および式(1-1-104)は

$$D''_{x+Jx} = \frac{1}{A} \left[\int_{-L}^0 \frac{D'X}{L} dx + \int_0^L \frac{D'Y}{L} dx + D'_x(A-X-Y) \right] \dots (2-1-11)$$

ここに

D_x : x における初期酸素不足量 (ppm)

D' : 1 潮時間の再び気、脱酸素、移送を受けた溶存酸素不足量 (ppm)

D'' : 混合後の溶存酸素不足量 (ppm)

K : 脱酸素恒数 (18.1°C で 0.239 1/日)

f : 酸素交換係数 (cm/hr)

z : 平均水深 (cm)

U : BOD 値 (ppm)

計算に当っては、式(2-1-10)における K, f, z が時間的に変動しないものとして、また式(2-1-10)、(2-1-11)を和分に直すと次のようになる。

式(2-1-10)より

$$D' = D \cdot e^{-\frac{f}{z} \cdot 24 \cdot T} + K U T e^{-\frac{f}{z} \cdot 24 T} \dots (2-1-12)$$

式(2-1-11)より

$$D'' = \frac{1}{A} \left[\frac{D'X_L}{L} + \sum_{i=1}^{L-1} D'_i Y_i + \frac{D'_0 Y_0}{2} \right] + \frac{D'X}{L} \left(\frac{D'_0 X_0}{2} + \sum_{i=1}^{L-1} D'_i X_i + \frac{D'_L X_L}{2} \right) + D'_0 (A_0 - X_0 - Y_0) \dots (2-1-13)$$

2) 再び気以外の溶存酸素の補給量

隅田川における流下方向における流量は表-2-15に示すようである。表-2-15のうち、1k 地点および 14km の地点において、荒川と水の交換が行なわれ、1 潮時間にそれぞれ 12, 14 × 10⁴ m³/T の量が隅田川に流入する。

(1) 流入水による溶存酸素の補給

流入水の溶存酸素は隅田川の場合一般に河川水より多いので、この流入水による溶存酸素補給量を計算した。流入水の溶存酸素量は、昭和38年公共下水道統計による小台、三河島処理場における水質試験結果を用いた。

表-2-15 (単位: $\times 10^4 \text{ m}^3/\text{T}$)

地点	Q	4Q	q	直接流入量	備考
0	66	0	—	0	岩淵水門
1	80	14	12	2	
2	86	6	—	6	
3	92	6	—	6	
4	98	6	—	6	
5	104	6	—	6	
6	110	6	—	6	{ 石神井川・小台処 理場
7	146	36	31	5	
8	152	6	—	6	
9	158	6	—	6	
10	164	6	—	6	
11	177	13	6.5	6.5	
12	188	11	6.5	4.5	三河島処理場
13	191	3	—	3	
14	210	19	19	0	
15	211	1	—	1	
16	213	2	—	2	
17	215	2	—	2	
18	221	6	—	6	隅田水門
19	227	6	—	6	

q: 資料No. I・II・III・IV・Vにおける当該地点の流入量

その数値を示すと表-2-16のようである。

表-2-16 下水処理水の溶存酸素

試料採取箇所	水温	DO (ppm)	18.1°Cに換算
小台処理場			
生下水(前ぼつ気槽入口)	18.6	4.00	4.04
活性汚泥法処理水(第2沈殿池入口)	18.4	4.30	4.32
三河島処理場			
三河島系生下水(洗砂池)	17.5	3.43	3.39
活性汚泥法処理水(第2沈殿池)	17.6	2.65	2.62
尾久系生下水(第1沈殿池出口)	16.6	4.76	4.62
活性汚泥法処理水(第2沈殿池出口)	19.1	3.79	3.86
平均			3.81

この表から、生下水、処理水いずれも溶存酸素濃度はあまり変らないと考えてよいようである。工業廃水の溶存酸素濃度は測定値がないので、下水と同じと仮定して、流入水はすべて溶存酸素 3.81ppm で流入するものとした。

このような仮定のもとに流入溶存酸素量を求めると表-2-17のようになる。

表-2-17 流入水による酸素補給量

地点	q($\times 10^4 \text{ m}^3/\text{T}$)	直接流入量($\times 10^4 \text{ m}^3/\text{T}$)	流入量合計($\times 10^4 \text{ m}^3/\text{T}$)	流入BOD量($\times 10^{-2} \text{ ton/T}$)	DO in 流入量Q(ton/T)
0	—	0	0	0	0
1	—	2	2	7.62	0.10
2	—	6	6	22.86	0.27
3	—	6	6	22.86	0.25
4	—	6	6	22.86	0.23
5	—	6	6	22.86	0.22
6	—	6	6	22.86	0.21
7	31	5	36	137.16	0.94
8	—	6	6	22.86	0.15
9	—	6	6	22.86	0.14
10	—	6	6	22.86	0.14
11	6.5	6.5	13	49.53	0.28
12	6.5	4.5	11	41.91	0.22
13	—	3	3	11.43	0.06
14	—	0	0	0	0
15	—	1	1	3.81	0.02
16	—	2	2	7.62	0.04
17	—	2	2	7.62	0.04
18	—	6	6	22.86	0.10
19	—	6	6	22.86	0.10

(2) 水の交換による溶存酸素の補給量

岩淵水門および隅田水門における荒川と隅田川との水の交換量および溶存酸素量は表-2-18のようである。

ここで順流とは荒川より隅田川に流入する場合をいう。

表-2-18 岩淵・隅田水門の水の交換量

資料No.	岩 淵 水 門		隅 田 水 門	
	流量(m^3/S)	DO (ppm)	流量(m^3/S)	DO (ppm)
I	95.7	1.28	28.2	0.73
	84.6	1.62	22.9	0.13
II	76.4	0.00	20.4	0.00
	61.2	0.00	20.3	0.00
III	59.6	0.44	13.2	0.92
	93.4	0.32	27.2	0.00
IV	63.9	0.71	19.3	0.00
	72.1	0.36	12.5	0.00
V	28.9	1.18	29.0	1.15
	53.3	1.28	13.3	0.00
平均	64.9	0.722	22.0	0.56
	72.9	0.716	19.2	0.03

注) 上段が順流・下段が逆流

(i) 岩淵水門よりの酸素補給量

酸素補給を計算するため、岩淵水門から流入した水が

隅田川に流入する地点での補給量を推定する。岩淵水門付近の河川を図-2-16に示す。

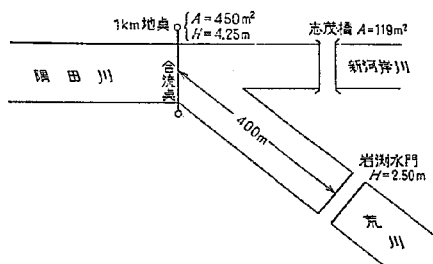


図-2-16 岩淵水門付近図

400m 区間の諸元は次のようである。

1. 平均水深 $\frac{4.25+2.50}{2} = 3.38\text{m}$

2. 流 積 $450-119=331\text{m}^3$

3. 順・逆流量 (1 潮時間)

平均順流量 $64.9\text{m}^3/\text{s}$ 順流時間 $24,554\text{秒}$

平均逆流量 $72.9\text{m}^3/\text{s}$ 逆流時間 $20,146\text{秒}$

したがって 1 潮時間の順逆流量は

順流量 $= 64.9 \times 24,554 = 159 \times 10^4 \text{m}^3/\text{T}$

逆流量 $= 72.9 \times 20,146 = 147 \times 10^4 \text{m}^3/\text{T}$

4. 平均流速

平均流速は $68.9/331 = 0.2082\text{m/s}$ となりしたがって、

400m を流下する時間は

$T = 400/0.2082 = 1921(\text{秒}) = 0.534(\text{時})$

5. 酸素交換係数 (f)

平均流速は 4. に述べたようにあまり大きくはないが、水門によって急縮、急拡となるので Fair の自浄係数を

4. と仮定した。すなわち

$\frac{R}{k} = 4.0 = \frac{R}{0.239} \therefore R = 0.956(1/\text{日})$

$f = \frac{R \cdot T(\text{日}) \cdot H(\text{cm})}{T(\text{hr})} = \frac{0.956 \times 0.518 \times 338}{12.432}$

$\approx 13.5(\text{cm/hr})$

Thames などの実測値などから f 値をみるとまず妥当な値と考えられる。

6. 合流点での酸素不足量

順流時

水門での酸素不足量 $= 9.16 - 0.722 = 8.438(\text{ppm})$

合流点での酸素不足量 $= 8.438 \times e^{-\frac{f}{H}} = 8.438 \times 0.979 = 8.261(\text{ppm})$

したがって合流時の流入水の溶存酸素は $9.16 - 8.261 = 0.899(\text{ppm})$ となる。

逆流時

水門での溶存酸素不足量 $= 9.16 - 0.716 = 8.444$

合流点では $8.444/e^{-\frac{f}{H}} = \frac{8.444}{0.979} = 8.625$

したがって分流時の合流点の溶存酸素は

$9.16 - 8.625 = 0.535(\text{ppm})$

したがって補給される酸素量は

順流時 $159 \times 10^4 \times 0.899 = 142.941 \times 10^4$

また逆流時流出する酸素量は

逆流時 $147 \times 10^4 \times 0.535 = 78.645 \times 10^4$

であり、平均の溶存酸素補給量は

$$\frac{\text{流入溶存酸素量} - \text{流出溶存酸素量}}{\text{1km 地点における固有流量}} = \frac{64.296 \times 10^4}{80 \times 10^4} = 0.804(\text{ppm})$$

(ii) 隅田水門からの溶存酸素補給量

1. 順逆流量

平均順流量 $22.0\text{m}^3/\text{s}$ 時間 $25,443\text{秒}$

平均逆流量 $19.2\text{m}^3/\text{s}$ 時間 $19,257\text{秒}$

したがって、1 潮時間の順逆流量はつぎのようになる。

順流量 $= 22.0 \times 25,443 = 56 \times 10^4 \text{m}^3/\text{T}$

逆流量 $= 19.2 \times 19,257 = 37 \times 10^4 \text{m}^3/\text{T}$

2. 補給される溶存酸素濃度

岩淵水門のときと同様の方法で平均補給溶存酸素濃度を計算すればつぎのようである。

$$\frac{56 \times 10^4 \times 0.56 - 37 \times 10^4 \times 0.03}{210 \times 10^4} = 0.14(\text{ppm})$$

(3) 流入水および水の交換による酸素補給

(i) および (ii) によって各地点における補給濃度が求められたが、1 潮時間を考えるとこの濃度が 1 潮時の移送距離間一様に補給されると考えている。さらに感潮河川であるから混合による拡散を考慮しておく必要がある。

したがって、[1](2) で求めた混合距離 L, 混合係数を用いて流入地点 i km に入った単位溶存酸素が 1 潮時後混合をうけたときの拡散を計算した結果を表-2-19に示す。

表-2-20 に岩淵、隅田両水門および流入下水から補給された溶存酸素が混合した後の結果を示す。

3) 計算結果およびその検討

(1) において求めた BOD 分布および溶存酸素分布から式(2-1-12)および(2-1-13)を用いて 1 潮時後の溶存酸素分布を、f の値を 1.00cm/hr から 15.00cm/hr まで 1.00cm/hr ごとにかえて計算し、この結果に岩淵水門および隅田水門から付加された溶存酸素を加えて、計算値とした。

各酸素交換係数と溶存酸素不足量の 1 潮時前後の差を示すと表-2-21 および図-2-17 に示すようである。理論的にはこの値は零でなければならないが、計算結果からみると上流側で負、下流側では正に出ている。このこと

表-2-19 溶 存 酸 素 拡 散 表

流入地点 地点	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
0	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.00	1.00	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.00	0.00	0.99	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	0.00	0.00	0.00	0.99	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	0.00	0.00	0.00	0.99	0.99	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.98	0.98	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00
7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.97	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.96	0.96	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.95	0.95	0.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.93	0.93	0.93	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.90	0.89	0.89	0.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01
12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.87	0.86	0.86	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.03	0.83	0.82	0.81	0.80	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01
14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.03	0.04	0.78	0.77	0.76	0.75	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01
15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.04	0.05	0.72	0.71	0.70	0.68	0.01	0.01	0.01	0.01
16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.05	0.06	0.64	0.62	0.61	0.59	0.01	0.01	0.01
17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.06	0.08	0.53	0.52	0.50	0.47	0.01	0.01
18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.06	0.08	0.10	0.40	0.38	0.35	0.32	0.01
19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.06	0.08	0.10	0.14	0.25	0.23	0.19	0.15

注) 流入地点から 1.00(ppm) の定常的流入がある場合の 1T 間の拡散比

表-2-20 流 入 溶 存 酸 素 分 布

流入地点 地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	合計
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1	0.90	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.90
2	0.90	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.17
3	0.00	0.27	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.52
4	0.00	0.00	0.25	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48
5	0.00	0.00	0.25	0.23	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70
6	0.00	0.00	0.00	0.23	0.22	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.66
7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.20	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.32
8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.90	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.24
9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.14	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.16
10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.14	0.13	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.27
11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.14	0.12	0.12	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64
12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.12	0.12	0.24	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68
13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.12	0.23	0.18	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.59
14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.22	0.17	0.05	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57
15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.16	0.04	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34
16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.04	0.09	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.19
17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.07	0.01	0.02	0.02	0.00	0.00	0.15
18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.03	0.00	0.11
19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.10

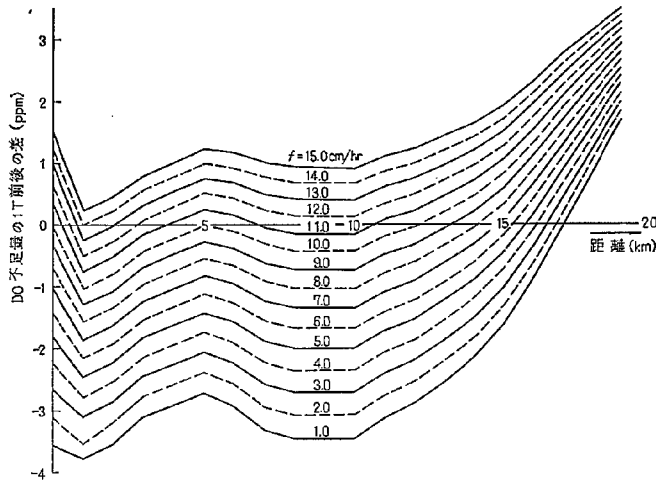
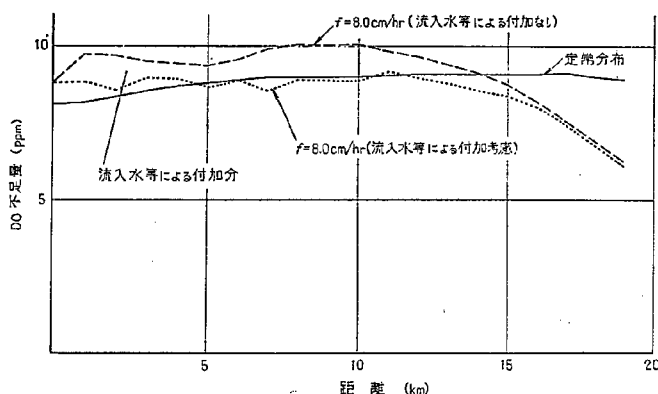

 図-2-17 f による酸素不足量

 表-2-21 $f=1.0\sim 15.0$ のときの不足量 $\left\{ \begin{array}{l} f: \text{cm/hr} \\ \text{DO不足量(1T前後の差)}: \text{ppm} \end{array} \right.$

f	1.0	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0	11.0	12.0	13.0	14.0	15.0
地点															
0	-3.58	-3.11	-2.66	-2.23	-1.82	-1.42	-1.04	-0.68	-0.33	0.01	0.33	0.64	0.94	1.23	1.50
1	-3.79	-3.44	-3.11	-2.78	-2.47	-2.16	-1.86	-1.57	-1.29	-1.02	-0.76	-0.50	-0.25	-0.01	0.23
2	-3.54	-3.19	-2.86	-2.54	-2.23	-1.92	-1.63	-1.34	-1.06	-0.79	-0.52	-0.27	-0.02	0.22	0.45
3	-3.11	-2.77	-2.45	-2.13	-1.82	-1.53	-1.24	-0.96	-0.68	-0.42	-0.16	0.09	0.33	0.57	0.80
4	-2.91	-2.58	-2.25	-1.93	-1.62	-1.32	-1.03	-0.75	-0.47	-0.21	0.05	0.30	0.55	0.78	1.01
5	-2.73	-2.39	-2.06	-1.74	-1.43	-1.13	-0.84	-0.55	-0.27	-0.01	0.25	0.51	0.75	0.99	1.22
6	-2.94	-2.58	-2.24	-1.91	-1.58	-1.27	-0.97	-0.67	-0.39	-0.11	0.16	0.42	0.68	0.92	1.16
7	-3.33	-2.95	-2.59	-2.24	-1.89	-1.56	-1.24	-0.93	-0.63	-0.33	-0.05	0.23	0.49	0.75	1.00
8	-3.47	-3.09	-2.72	-2.36	-2.01	-1.68	-1.35	-1.03	-0.73	-0.43	-0.14	0.14	0.41	0.67	0.93
9	-3.46	-3.08	-2.71	-2.35	-2.01	-1.67	-1.35	-1.03	-0.73	-0.43	-0.15	0.13	0.40	0.66	0.92
10	-3.45	-3.07	-2.70	-2.35	-2.00	-1.67	-1.35	-1.03	-0.73	-0.43	-0.15	0.13	0.40	0.66	0.91
11	-3.12	-2.76	-2.40	-2.05	-1.72	-1.40	-1.08	-0.78	-0.48	-0.19	0.09	0.35	0.62	0.87	1.12
12	-2.89	-2.53	-2.19	-1.85	-1.52	-1.21	-0.90	-0.60	-0.31	-0.03	0.24	0.50	0.76	1.00	1.24
13	-2.53	-2.18	-1.85	-1.52	-1.21	-0.91	-0.61	-0.32	-0.05	0.22	0.48	0.74	0.98	1.22	1.45
14	-2.14	-1.81	-1.49	-1.18	-0.89	-0.60	-0.31	-0.04	0.22	0.48	0.73	0.97	1.21	1.43	1.65
15	-1.60	-1.30	-1.00	-0.71	-0.43	-0.16	0.10	0.35	0.60	0.84	1.07	1.30	1.52	1.73	1.94
16	-0.86	-0.59	-0.32	-0.06	0.19	0.44	0.67	0.90	1.13	1.34	1.55	1.76	1.96	2.15	2.34
17	-0.02	0.22	0.45	0.68	0.90	1.12	1.32	1.53	1.72	1.91	2.10	2.28	2.45	2.62	2.79
18	0.83	1.03	1.22	1.41	1.59	1.76	1.94	2.10	2.26	2.42	2.57	2.72	2.87	3.01	3.15
19	1.70	1.85	2.00	2.14	2.28	2.42	2.55	2.68	2.81	2.93	3.05	3.17	3.28	3.40	3.50

図-2-18 $f=8\text{cm/hr}$ としたときの溶存酸素不足量の実測値と計算値

は、 f を全川一様にとつたためとも考えられるが、もし f 値のみで考えると実測値と合うようにするには、かなり短い区間で f 値をかえねばならない。

計算値から、下流にいくにしたがって曲線のこう配が大きくなり、また各 f 値の差が小さくなる。これは f 値

の影響が小さくなるためとも考えられる。

したがって一応 f 値として 0km より 14km の区間で実測値にもっともよく適合する値をとるとすれば 8cm/hr となる。 $f=8\text{cm/hr}$ として溶存酸素不足量分布を示すと図-2-18 のようになる。

表-2-22 DO 計 算 結 果

地点	初期値	1 T	2 T	3 T	4 T	5 T	6 T	7 T	8 T
0	1.03	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
1	1.00	0.38	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
2	0.82	0.71	0.18	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
3	0.64	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	0.50	0.28	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	0.38	0.48	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	0.30	0.32	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	0.21	0.64	0.64	0.41	0.14	0.03	0.03	0.03	0.03
8	0.18	0.28	0.32	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9	0.19	0.04	0.15	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	0.18	0.06	0.36	0.34	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
11	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
14	0.10	0.25	0.01	0.15	0.16	0.05	0.00	0.00	0.00
15	0.09	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
16	0.07	0.10	0.06	0.09	0.16	0.12	0.06	0.00	0.00
17	0.05	0.30	0.45	0.44	0.51	0.49	0.44	0.39	0.36
18	0.18	0.54	0.76	0.75	0.79	0.79	0.75	0.71	0.69
19	0.26	0.85	0.12	1.17	1.19	1.19	1.17	1.14	1.12

15km より下流, 溶存酸素に影響を与える要因としては, 河床汚泥による脱酸素であるが, すでに 1. に述べたように隅田川のように大きく汚濁した河川では問題とならない。

したがって, この地区で考慮されるものは江東内水地区の影響が考えられる。すなわち源森水門(17.26km) 堅川水門(19.87km)からの影響が大きいと考えられる。しかし内水における BOD および負荷量についての調査結果がないので現在はっきりとした結論はいえない。しかしかりにこの原因が江東地区からの汚濁負荷によるとすれば, 1 潮時に 15km 地点で 0.50ppm, 16km で 1.00 ppm, 17km で 1.50ppm, 18km で 2.00ppm, 19km 地 2.50ppm の脱酸素する原因があると考えられる。

このような脱酸素を考慮して $G=8.0\text{cm/hr}$ で式(2-1-13)を用いて計算した結果を示すと図-2-19, 表-2-22 のようで, 計算値と実測値との一致はかなりよいといえる。

なお, 混合距離 L , 混合係数 P_1, P_2 の妥当性をみるために, 前述(3)の汚濁追跡計算で求めた 1 潮時間の流入 BOD 負荷量を用いて, 河川水中の BOD を零とした初期条件を与えて定常分布を求めてみると, 11 潮時後に収束し, 図-2-20のごとくなる。

収束値と観測値とは, かなりよく一致し, 本計算に用いた混合距離 L , 混合係数 P_1, P_2 が妥当であることを示している。

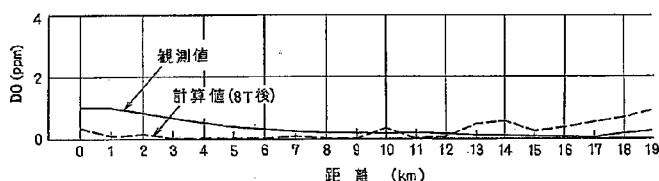


図-2-19 溶存酸素計算値と実測値

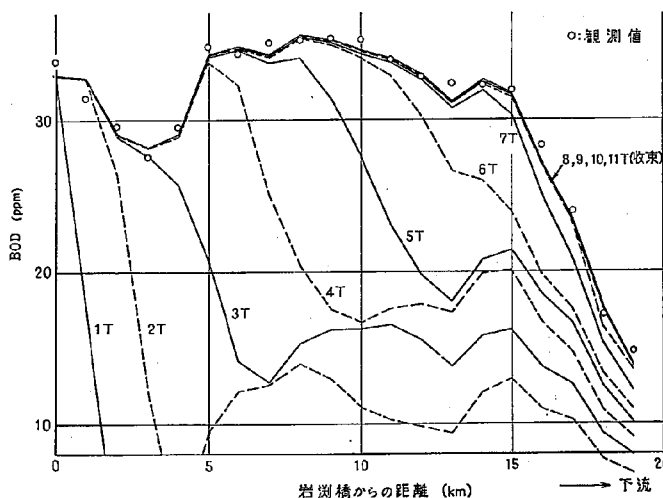


図-2-20 BOD 変動図

(5) 固有流による混合係数等の変化

昭和41年7月において, 隅田川の11地点において30時間の水質調査, 同時に5地点において流量観測を実施した。流量観測は, 志茂橋, 岩淵水門, 小台橋, 言問橋, 清洲橋で, 30時間30分間隔で, 志茂橋で3測線他は5測線で, 水深の2割, 6割, 8割の3点で測定した。

採水は永代橋より下流の3地点で14時間2時間間隔, その他の地点では30時間1時間間隔で採水を行なった。採水位置は志茂橋は右岸, 中央, 左岸の3点, その他は中央で水深の2割の地点である。

この調査の結果, 0km における固有流量 $15\text{m}^3/\text{s}$ 程度であったのに比して今回は $38\text{m}^3/\text{s}$ と非常に大きくなっ

ている。このため、固有流による混合距離および混合係数の固有流の影響を明らかにするための検討を行なうこととした。

1) 調査結果

流量および水質観測結果の詳細は建設省荒川下流工事事務所から「荒川下流汚濁対策調査成果表」として公開されるので、ここでは汚濁予測に関連する部分を簡単に述べる。

(1) 水質分析結果

12地点、浮間橋、志茂橋、岩淵水門、豊島橋、小台

橋、千住大橋、言問橋、両国橋、清洲橋、永代橋より2k、5kおよび9km地点のうち、水質の時間的変化を浮間橋、志茂橋、小台橋、清洲橋および永代橋より9km下流を示すと図-2-21、22、23、24、25となる。塩素イオン濃度などかなり感潮と関係が判然としているところもあるが、一般には判然としないので、1潮時、25時間の平均水質を平均水質として用いることとした。このようにして求めた各地点の平均水質の流下方向の距離的分布を求めると図-2-26のようであった。

この調査では、前に述べたように固有流量がかなり多く、流水による塩分の逆上は小台橋～千住大橋の間までしか達しないことがわかる。したがって感潮区間が10km程度短くなっていると考えられる。水質的には固有流によって稀釈されBODは全区間で10ppm以下で、溶存酸素も平均的には全区間で1ppm以上である。

(2) 流量観測結果

感潮河川の流れ観測は、分潮、河道貯留などの影響のためかなりの誤差はまねがれがたいが、建設省土木研究所河川研究室で行なった隅田川の水理計算についてのアナログの計算によれば、2潮時間で同一水位に帰るまでの固有流量を平均すれば、潮汐の強さの変化による誤差は最大限2割以下であることがわかった。⁶⁹⁾

観測結果からほぼ2潮時で同一水位の間の流量を平均して固有流量を求めれば、志茂橋36.5m³/s、岩淵水門1.75m³/s、小台橋54.1m³/s、言問橋66.9m³/s、清洲橋81.6m³/sであった。

岩淵水門合流点から清洲橋間の流入支川等には、石神井川、隅田水門、神田川、江東運河、小台、三河島下水処理場が流入する。昭和38年の調査によれば、石神井川は2.0～19.6m³/s 平均9.0m³/s、神田川は2.0～17.9m³/s 平均8.7m³/sであった。隅田水門からの通過量は、実測値が使えないので前述のアナログ計算結果

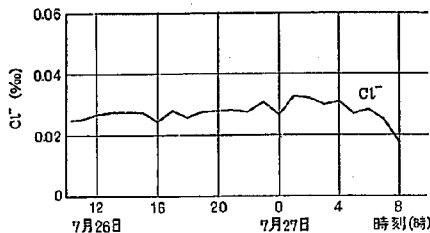


図-2-21 水質の時間的変動、浮間橋

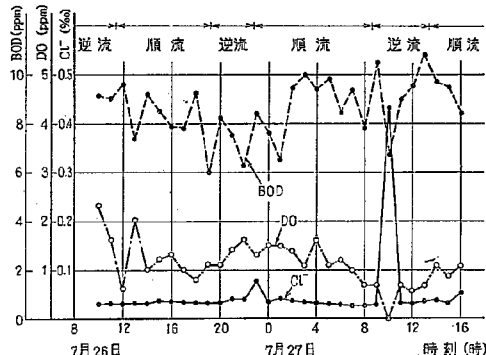


図-2-22 水質の時間的変動、小台橋

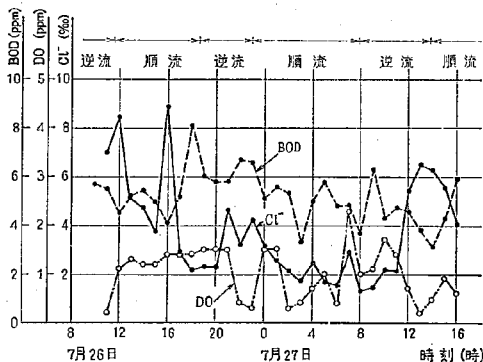


図-2-23 水質の時間的変動、清洲橋

のうち最も条件に近いもの、すなわち新河岸川流量32.5m³/s 荒川流量60m³/sのときの隅田水門通過量1.3m³/sから、1m³/sと仮定した。このケースで岩淵水門の隅田川への通過流量は3.9m³/sでは実測値に近い値を示している。

江東運河からの流入出については、多少隅田川へ流入しているようであるが、正確にはわかっていないので一応出入なしとした。

石神井川および神田川の流量を昭和38年の平均流量を用いると、隅田川の流量収支は図-2-27のようになる。

都市排水のうちその他流量 $16.9\text{m}^3/\text{s}$ が一樣に平均して流入するものとして固有流の距離的变化を示すと図-2-28のようになる。

2) 混合距離、混合係数の計算結果

前述の平均水質および固有流量を用いて、(2)において述べた方法を用いて混合距離を計算してみると $L=11\text{km}$ と昭和38, 39年の資料の平均値を用いたときの $L=14\text{km}$ より小さくなっている。さらに混合係数 P_1, P_2 についても図-2-29に示すように前回のものに比して小さくなっている。この原因は、1つには固有流量が大幅に大きかったこと、さらに隅田川下流に対しては調査日の数日前の流量が影響しているためと考えられる。7月20日から28日までの新河岸川および荒川本川の平均流量を示すと図-2-30のようであって、この影響は図-2-26のBOD分布にもみられ、流下方向に単調に低下している。

これらの事から、著者らが予測を行なう流量範囲を考慮して、(2)で利用した資料と今回の資料の平均を用いて混合距離ならびに係数を求めることとした。

この場合混合距離 14km と38, 39年の資料を用いたときと同じく、混合係数 X, Y 値は図-2-31, 32のようである。1資料の追加によって P_1, P_2 は図-2-31に示すように移動するが、予測には全資料の平均を用いることとした。

(2) 昭和50年および昭和60年における排水量および汚濁負荷量の推定

昭和50年および昭和60年の隅田川の水質予測を行なうために、都市排水および工業廃水による流入汚濁量および排水量の推定が必要となる。たまたま著者らは荒川全流域の水保全計画に関連して負荷予測を行なったので、その結果を利用することとした。その推定の詳細はそれらの報告書に述べたので、その結果および前提となった諸条件について簡単に述べることにする。(67), (68), (69)

(1) 工業出荷額および人口の推定

工場出荷額の推定は、東京都推計昭和60年全国工業出荷額 $1,366,680$ 億円を与件として、配

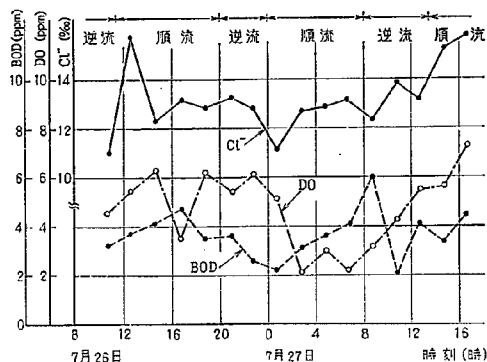


図-2-24 水質の時間的変動、永代橋より9km下流

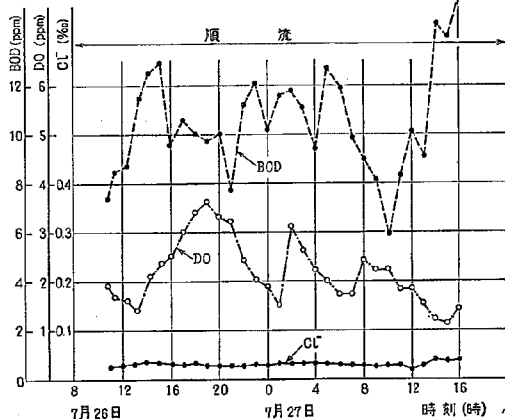


図-2-25 水質の時間的変化、志茂橋

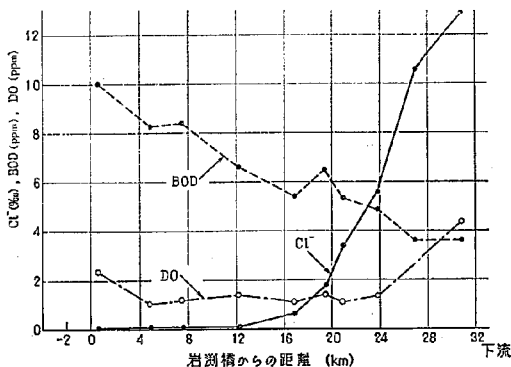


図-2-26 水質の距離的变化

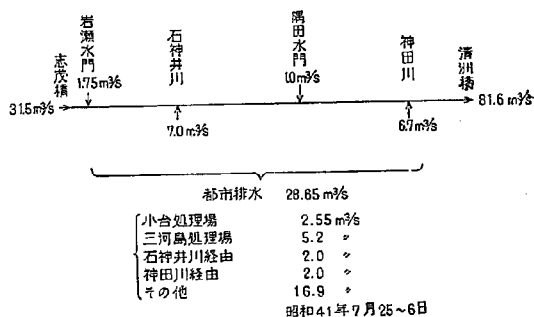


図-2-27 昭和41年7月隅田川固有流量収支

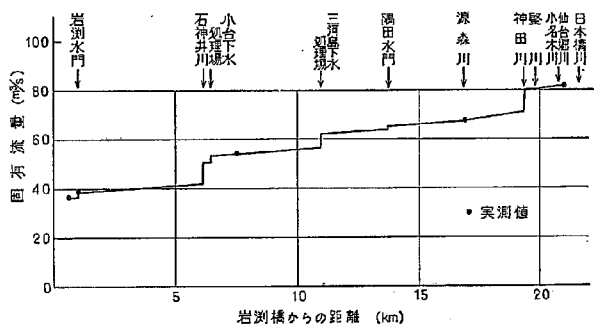
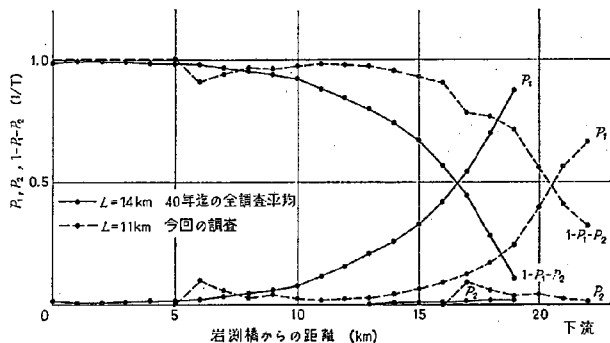


図-2-28 固有流量の距離的变化

図-2-29 P_1 , P_2 および $1-P_1-P_2$ の比較

- 87) 「荒川流域水保全計画に関する報告書」建設省, (昭和42年)
 88) 斎藤正勝:「荒川流域の水系汚濁防止の研究—工業配属計画について—」東京大学工学部都市工学科卒業論文, (昭和42年)
 89) 杉木, 松尾, 田中:「水保全計画からみた工業立地」第4回衛生工学研究討論会, 土木学会, (昭和42年9月)

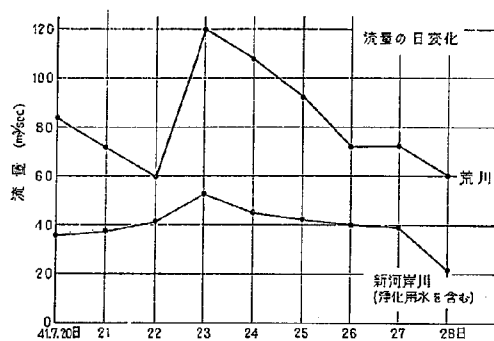


図-2-30 荒川および新河岸川(浄化用水を含む)流量の日変化

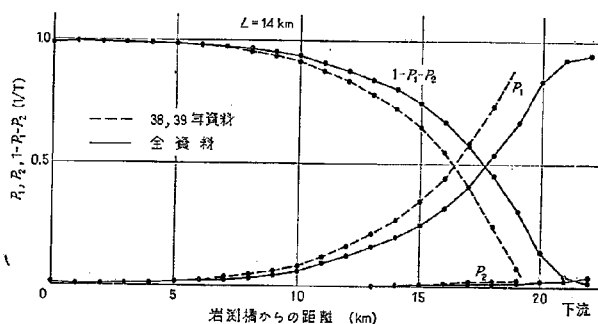


図-2-31 P_1 , P_2 および $1-P_1-P_2$

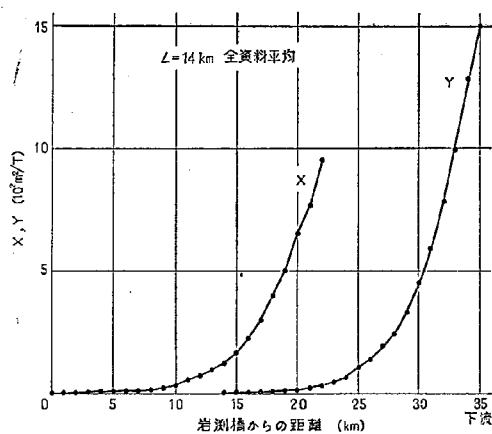


図-2-32 X および Y

分係数法を用いて推定した。配分係数はここでは全体の出価額に対する東京都のシェアを表わす。この配分係数は、時系列的に変化するので、過去の各業種のトレンドと東京都の立地から昭和60年の配分係数を求めた。なお推計は、東京都の工業出価額全体を全国の出価額から配分したのち産業中分類に分けたものを C_1 とし、まず全国出価額を中分類に分けてその後東京都のシェアに落して推計したもの C_2 と二通りの推計方法を用いた。配分係数としては両者の平均値を用いた。この計算結果は表-2-23～表-2-36に示した。

昭和50年の推定値は昭和39年の実績と60年の推定値を中分類ごとに直線に結んで50年の値を求めたものである。人口は、東京市政調査会による「東京都区市町村別将来人口の推計」によった。

(2) 汚濁量原単位

工場廃水の水質は工場の種類、製造品目、プロセス、原材料、使用水量、廃水処理施設の有無などによって著しく異なっている。したがって流域内の工場内の実態調査を行なってその地域の実測値をもとに推計をすることが望ましい。しかし現在まで多数の工場からの排水調査は不十分で、この推定には遠山啓が全国約1,000の水質

分析結果をもとに、産業中分類ごとに整理したBOD濃度を使用することとした。

これは中分類中の小分類、細分類業種をBOD濃度によって(A)有機性汚濁型(B)無機性汚濁型に分けて平均水質を出したものである。繊維工業についてはAに属する染色関係業種のほか、(B)紡績関係と(C)その他の繊維製品製造とに分けてある。この中分類ごとのBOD値および業種分類は表-2-27および表-2-28に示した。

家庭下水による1人1日当りのBOD負荷は、生活水準の向上などを見越して表-2-29のようになると仮定した。

排水量の原単位は昭和37年工業用水統計表から、次式によって業種ごとの工業出価額100万円あたりの原単位を算出した。すなわち

排水量=用水量-(ボイラー用水+原料用水+回収水)かようにして求めた排水量原単位は表-2-28に示してある。

家庭下水量は、BOD原単位と同様に生活水準の向上によって使用量が増加することが予想され、東京都の計画を参考に表-2-30の値を用いた。

かようにして求めた昭和39年、50年、60年それぞれの

表-2-23 東京都製造業出荷額推定表

(単位 10億円)

中分類 番号	C_1			C_2			昭和60年 (Midの 平均)	昭和50年	昭和39年 (実績)
	Mid	Max	Min	Mid	Max	Min			
18	1,305	1,437	1,174	1,341	1,483	1,213	1,323	923	369
20	196	215	177	262	289	236	229	171	106
21	244	276	215	337	380	303	311	193	59
22	266	293	240	100	110	91	183	123	58
23	194	213	175	188	210	164	191	131	66
24	377	415	339	505	540	472	441	293	131
25	2,976	3,469	2,485	2,232	2,562	1,880	2,604	1,587	477
26	1,300	1,429	1,170	1,199	1,319	1,079	1,250	816	338
27	49	57	44	45	47	43	47	29	11
28	388	428	348	514	580	489	451	270	70
29	346	390	285	314	350	278	330	209	77
30	352	394	327	550	596	515	456	277	80
31	1,180	1,328	959	826	909	744	1,003	636	234
32	653	868	497	480	519	452	567	359	131
33	1,467	1,635	1,353	2,055	2,199	1,913	1,761	1,071	310
34	2,029	2,306	1,827	1,733	1,906	1,561	1,881	1,199	451
35	2,470	2,594	2,377	2,108	2,318	1,898	2,289	1,398	514
36	1,269	1,446	1,075	1,324	1,466	1,191	1,297	810	275
37	782	816	714	1,229	1,254	1,199	1,006	607	169
39	1,176	1,294	1,058	1,198	1,237	1,160	1,187	721	208
合 計	19,029	—	—	18,540	—	—	18,785	11,823	4,135

表-2-24 東京都昭和39年製造業出荷額

中分類特別区別 (単位 千万円)

中分類 番号	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	計
区名																					
千代田	55	—	106	13	*	142	13,811	171	—	—	46	—	—	*	51	71	*	—	12	49	15,012
中央	1,332	14	138	15	25	237	6,312	81	—	—	40	262	125	264	407	1,529	47	72	*	49	10,947
港	1,930	*	84	41	302	165	2,052	324	*	*	27	307	*	131	784	908	3,639	641	373	126	12,324
新宿	2,100	100	128	10	96	258	5,509	721	—	132	19	14	—	*	176	211	574	46	1,434	318	11,916
文京	266	108	252	16	137	289	6,044	199	—	*	105	24	—	—	58	69	259	*	273	278	8,388
台東	734	101	401	65	304	774	756	190	—	65	1,714	86	—	200	584	412	534	138	113	767	7,936
墨田	2,280	2,876	550	168	154	592	964	3,766	45	934	1,062	820	2,476	1,063	2,368	1,138	537	217	683	2,138	24,880
江東	4,322	221	586	2,423	462	423	592	1,608	325	184	25	1,259	7,094	1,632	3,824	3,549	1,647	3,013	1,331	548	35,069
渋谷	626	10	112	47	115	170	513	103	—	*	91	182	—	91	149	187	861	49	461	151	3,916
中野	358	73	118	27	110	243	111	198	—	*	21	40	—	44	85	76	556	517	171	170	2,915
杉並	421	18	53	*	34	112	47	180	—	—	*	45	*	*	191	163	920	1,430	241	137	4,003
豊島	537	384	156	15	87	208	586	706	—	54	45	146	*	*	199	220	722	261	264	292	4,918
北	2,861	319	107	39	181	2,169	1,223	4,198	103	266	125	259	998	784	1,268	878	481	351	296	594	17,498
荒川	689	652	200	158	511	646	291	1,898	*	175	509	151	284	396	1,524	809	910	638	282	2,114	12,933
板橋	1,558	147	116	166	74	653	1,768	3,252	*	180	56	362	1,953	3,004	1,749	1,152	1,655	594	2,735	1,222	22,399
練馬	505	135	*	—	33	254	120	69	—	—	—	7	12	346	79	99	256	141	100	57	2,212
足立	549	268	157	755	276	1,400	145	1,550	29	264	1,182	593	2,669	704	1,414	3,311	349	464	373	1,250	17,787
葛飾	1,392	503	419	52	191	1,681	58	2,037	*	822	483	149	660	771	1,757	751	654	313	82	2,738	15,511
江戸川	1,194	133	159	130	163	801	41	3,126	—	118	*	400	2,274	652	1,992	2,424	473	402	135	726	15,343
品川	846	67	243	62	318	340	1,591	4,388	*	435	193	304	205	568	2,202	3,799	9,831	615	1,204	904	28,114
目黒	2,025	156	121	19	64	82	197	251	*	*	8	192	*	245	493	931	2,492	75	418	334	8,206
大田	3,170	23	152	204	751	379	1,222	1,303	234	261	29	678	3,483	1,166	3,640	13,834	7,930	2,851	1,588	1,190	44,037
世田谷	697	56	77	47	96	72	164	761	—	*	10	53	*	61	402	635	1,492	199	507	353	5,778

荒川河川の汚濁対策、特に隅田川について

表-2-25 東京都昭和50年製造業出荷額

中分類特別別 (単位 一億円)

78

中分類 番号 区名	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
千代田	17	3	44	1	12	38	4,649	49	0	0	13	0	0	0	21	24	14	0	6	14	
中央	330	5	17	1	5	56	1,592	8	0	0	21	28	12	22	139	132	14	8	12	22	
港	148	5	36	14	22	38	748	106	9	11	8	133	134	43	96	288	1,082	162	121	14	
新宿	833	19	52	2	19	67	1,879	163	0	51	8	8	0	4	97	48	130	16	649	130	
文京	78	20	115	6	30	100	2,133	73	0	3	40	11	0	0	21	24	29	8	158	108	
台東	191	530	50	5	69	164	334	57	0	38	650	36	0	50	247	108	173	32	49	389	
墨田	538	37	67	12	11	161	318	764	11	368	286	288	616	320	289	264	43	24	297	274	
江東	1,059	2	206	610	94	103	207	407	93	75	6	670	1,885	467	783	312	462	770	522	260	
渋谷	69	2	73	11	25	38	191	8	0	59	36	44	0	25	64	60	216	16	134	43	
中野	87	10	88	5	24	111	32	49	0	16	6	14	0	22	43	60	115	122	67	79	
杉並	104	9	13	2	6	21	16	57	0	0	2	17	0	0	64	12	274	405	85	36	
豊島	130	68	38	4	35	50	462	415	0	24	15	30	6	14	129	84	202	138	85	130	
北	816	19	48	12	39	472	462	967	34	105	46	83	268	251	1,093	264	231	186	36	252	
荒川	122	109	107	70	36	152	96	471	20	110	188	47	79	136	632	228	274	332	109	923	
板橋	347	32	42	30	22	141	605	927	11	97	21	152	500	804	1,522	288	779	41	1,214	425	
練馬	104	24	8	1	16	62	32	8	0	0	0	3	31	90	32	36	72	146	73	29	
足立	43	15	52	164	64	352	48	309	2	105	447	227	683	169	525	1,007	101	97	152	548	
葛飾	408	95	101	17	44	413	16	480	2	366	171	53	159	291	740	216	173	113	12	1,089	
江戸川	87	27	73	33	42	179	32	789	2	89	15	130	622	176	815	588	130	57	61	397	
品川	260	14	88	5	149	41	525	878	43	164	71	141	92	187	890	1,139	2,929	8	498	454	
目黒	243	46	73	9	5	23	111	73	0	0	6	58	0	65	172	240	216	267	140	159	
大田	946	7	71	44	162	111	414	374	66	108	10	222	915	330	1,436	4,796	2,453	57	838	512	
世田谷	174	12	48	5	22	38	48	187	0	32	6	6	0	22	118	240	491	0	188	130	

表-2-26 東京都昭和60年製造業出荷額

中分類特別区別 (単位 一億円)

中分類 番号 区名	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
千代田	26	0	67	2	19	57	7,604	75	0	0	20	0	0	0	35	39	24	0	10	24	8,002
中央	502	6	26	2	8	84	2,604	13	0	0	33	46	20	35	229	216	24	13	20	36	3,917
港	224	7	55	20	34	57	1,224	162	14	18	13	219	221	70	158	472	1,796	259	201	24	5,248
新宿	1,270	34	78	4	31	101	3,073	250	0	86	13	14	0	6	158	79	215	26	1,076	214	6,728
文京	119	25	174	9	48	150	3,489	112	0	5	63	18	0	0	35	39	48	13	261	190	4,798
台東	291	27	76	7	109	247	547	87	0	63	1,026	59	0	82	405	177	237	52	80	641	4,263
墨田	820	714	102	18	17	243	521	1,175	18	618	452	474	1,013	510	475	433	72	39	493	451	8,658
江東	1,614	50	314	908	149	154	339	625	149	126	10	1,104	3,079	762	1,286	512	766	1,232	865	427	14,471
渋谷	106	2	110	16	40	57	312	12	0	99	56	73	0	41	106	98	359	26	221	71	1,805
中野	132	14	134	7	38	168	52	75	0	27	10	23	0	35	70	98	192	194	111	131	1,511
杉並	159	11	20	4	10	31	26	87	0	0	3	27	0	0	106	20	455	648	141	59	1,807
豊島	198	92	134	5	55	75	755	637	0	41	23	50	10	23	211	138	335	156	141	214	3,293
北	1,244	25	73	18	61	710	703	1,487	54	176	73	137	441	410	1,796	433	383	220	60	415	8,919
荒川	185	147	163	104	57	229	156	725	33	185	297	78	130	223	1,039	374	455	298	181	1,519	6,578
板橋	529	44	64	43	34	212	990	1,424	17	162	33	251	822	1,313	2,500	472	1,293	532	2,011	700	13,446
練馬	159	32	11	2	25	93	52	12	0	0	0	5	50	147	53	59	120	65	121	47	1,053
足立	66	21	78	243	101	529	78	475	4	176	706	374	1,123	275	863	1,653	168	233	251	902	8,319
葛飾	622	128	154	26	69	622	26	737	4	613	271	87	261	475	1,215	354	287	156	20	1,792	7,919
江戸川	132	37	110	49	67	269	52	1,212	4	149	23	214	1,023	287	1,338	964	215	182	101	653	7,081
品川	397	18	134	7	235	62	859	1,349	69	275	112	233	150	305	1,462	1,869	4,860	91	825	748	14,060
目黒	370	62	110	13	8	35	182	112	0	0	10	96	0	105	232	396	359	13	231	261	2,645
大田	1,442	9	107	69	256	166	677	575	106	180	17	365	1,505	539	2,360	870	4,070	428	1,388	843	15,972
世田谷	265	16	73	7	34	57	78	287	0	54	10	9	0	35	194	394	814	91	312	214	2,944

荒川、江戸川、荒川、特に荒川について

表-2-27 製造業分類別ABC別表

業種区分	分類番号	内訳(小分類および細分類)
食 品	18A	18B以外
	18B	1893, 1896
織 維 工 業	20A	205 (染色関係)
	20B	2024, 2025, 2026, 2028, 203, 204, 206, 207, 2091, 2092 2093, 2094 (その他)
	20C	201, 2021, 2022, 2023, 2095, 2096, 2097, 2098, 2099 (紡績関係)
衣服その他	21B	全
木材木製品	22B	全
家 装 品	23B	全
パルプ紙工	24A	241, 242, 243, 249
	24B	244, 245
出版印刷	25B	全
化学工業	26A	26B以外
	26B	2624, 2625, 2667
石油石炭	27A	全
ゴ ム	28B	全
皮 革	29A	291
	29B	29A以外
窯業土石	30B	全
鉄 鋼	31B	全
非鉄金属	32B	全
金 属	33B	全
機 械	34B	全
電 機	35B	全
輸 機	36B	全
精 機	37B	全
そ の 他	39B	全

(注) Aは有機性汚濁型の業種

BはA以外の業種

表-2-29 家庭下水の BOD 原単位 (gr/人/日)

昭 和	39	50	60
し 尿	13	13	13
雑 排 水	22	37	52
計	35	50	65

表-2-28 汚濁量原単位計算表

業 種	区 分	排水量 原単位 m ³ / 百万円	水 質 (BOD) ppm	汚濁量 原単位 g/ 百万円	備 考 (業種別汚濁原単位)
18	A	0.96	859	824.6	平均では 東京 821.1(g/百万円) 埼玉 819.5
	B	3.06	12	36.7	
20	A	4.13	256	1057.3	東京 42.3 埼玉 18.5
	B	0.54	12	6.5	
	C	1.97	18.1	35.7	
21	B	0.06	12	0.7	
22	B	0.09	12	1.1	
23	B	0.30	12	3.6	
24	A	16.19	427	6913.1	東京3692.4 埼玉3098.0
	B	0.14	12	1.7	
25	B	0.16	12	1.9	
26	A	4.79	139	665.8	東京 662.0 埼玉 642.9
	B	3.21	12	38.5	
27	A	0.71	21.3	15.1	
28	B	0.84	12	10.1	
29	A	0.91	525	477.8	東京 98.2 埼玉 208.3
	B	0.10	12	1.2	
30	B	1.29	12	15.5	
31	B	2.05	12	24.6	
32	B	0.98	12	11.8	
33	B	0.42	12	5.0	
34	B	0.21	12	2.5	
35	B	0.26	12	3.1	
36	B	0.22	12	2.6	
37	B	0.23	12	2.8	
39	B	0.79	12	9.5	

表-2-30 水道使用量の推移 ㍉/人/日

年 次	39	50	60
使 用 水 量	350	475	600

時点における工業廃水による発生 BOD 量, 家庭下水による BOD 量, 排水量を表-2-31~33に示す。

これらの各区域汚濁量および排水量を各処理区域に整理すると表-2-34~39および表-2-40~43のごとくなる。

表-2-31 東京都昭和39年特別区別汚濁量

工場排水の部 中分類別 (単位 百kg/day)

中分類 番号	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
区名																					
千代田	4	—	—	—	—	49	3	11	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	67
中央	108	—	—	—	—	82	1	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	196
港	157	—	—	—	—	57	—	22	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	237
新宿	170	1	—	—	—	90	1	48	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	307
文京	22	—	—	—	—	100	1	13	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	137
台東	59	—	—	—	—	269	—	13	—	—	17	—	—	—	—	—	—	—	—	1	359
墨田	185	12	—	—	—	206	—	251	—	1	10	1	6	1	1	—	—	—	—	2	676
江東	350	1	—	—	—	147	—	107	—	—	—	2	17	2	2	1	—	—	—	—	629
渋谷	51	—	—	—	—	59	—	7	—	—	7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	118
中野	29	—	—	—	—	85	—	13	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	127
杉並	34	—	—	—	—	39	—	12	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	85
豊島	43	2	—	—	—	72	—	47	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	164
北	231	1	—	—	—	753	—	280	—	—	1	—	3	—	1	—	—	—	—	1	1,272
荒川	56	3	—	—	—	224	—	126	—	—	5	—	1	—	1	—	—	—	—	2	418
板橋	126	1	—	—	—	227	—	217	—	—	1	—	5	3	1	—	—	—	1	1	683
練馬	41	1	—	—	—	88	—	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	135
足立	44	1	—	—	—	509	—	103	—	—	12	1	7	1	1	1	—	—	—	1	681
葛飾	113	2	—	—	—	584	—	136	—	1	5	—	2	1	1	—	—	—	—	2	847
江戸川	97	1	—	—	—	278	—	208	—	—	—	1	6	1	1	1	—	—	—	1	595
品川	68	—	—	—	—	118	—	292	—	—	2	—	—	1	1	1	2	—	—	1	486
目黒	164	1	—	—	—	28	—	17	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	211
大田	252	—	—	—	—	132	—	87	—	—	—	1	9	1	2	3	2	—	—	1	490
世田谷	56	—	—	—	—	25	—	51	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	132

荒川河川の汚濁除却, 特に隅田川について

表-2-32 東京都昭和50年特別区汚濁量

工業排水の部 中分類別 (単位 百kg/day)

83

中分類 番号	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
区名																					
千代田	14	—	—	—	—	140	9	32	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	196
中央	271	—	—	—	—	207	3	5	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	489
港	122	—	—	—	—	140	1	70	—	—	1	2	3	1	—	1	3	—	—	—	344
新宿	634	1	—	—	—	247	4	108	—	1	1	—	—	—	—	—	—	—	2	—	1,048
文京	64	1	—	—	—	369	4	48	—	—	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	490
台東	157	22	—	—	—	605	1	38	—	—	64	1	—	1	1	1	0	—	—	—	891
墨田	442	2	—	—	—	594	1	506	—	4	28	4	15	4	1	1	—	—	1	—	1,603
江東	869	—	—	1	—	380	—	269	1	1	1	10	46	5	4	—	1	2	1	—	1,592
渋谷	57	—	—	—	—	140	—	5	—	1	4	1	—	—	—	—	1	—	—	—	209
中野	71	—	—	—	—	410	—	32	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1	—	515
杉並	85	—	—	—	—	78	—	38	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1	—	—	203
豊島	107	3	—	—	—	185	1	275	—	—	1	—	—	—	1	—	1	—	—	—	574
北	670	1	—	—	—	1,742	1	640	1	1	5	1	7	3	5	1	1	—	—	—	3,080
荒川	100	5	—	—	—	561	—	312	—	1	18	1	2	2	3	1	1	1	—	1	1,009
板橋	285	1	—	—	—	521	1	614	—	1	2	2	12	9	8	1	2	—	3	—	1,462
練馬	85	1	—	—	—	229	—	5	—	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	322
足立	35	1	—	—	—	1,300	—	205	—	1	44	4	17	2	3	3	—	—	—	1	1,616
葛飾	335	4	—	—	—	1,524	—	318	—	4	17	1	4	3	4	1	1	—	—	1	2,217
江戸	71	1	—	—	—	661	—	522	—	1	1	2	15	2	4	1	—	—	—	—	1,281
品川	213	1	—	—	1	151	1	581	1	1	7	2	2	2	4	3	9	—	1	—	980
目黒	120	2	—	—	—	85	—	48	—	—	1	1	—	1	1	1	1	—	—	—	261
大田	777	—	—	—	1	410	1	248	1	1	1	3	23	4	7	12	7	—	2	1	1,499
世田谷	143	1	—	—	—	140	—	124	—	—	1	—	—	—	1	1	1	—	1	—	413
合 計	5,777	47	—	1	2	10,819	28	5,043	4	18	205	35	147	40	48	28	31	4	11	5	22,294

表-2-33 東京都昭和60年特別区別汚濁量

工業排水の部 中分類別 (単位 百kg/day)

中分類 番号 区名	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
千代田	22	—	—	—	—	212	14	50	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	300
中央	413	—	—	—	—	309	5	8	—	—	3	1	—	—	1	1	—	—	—	—	741
港	185	—	—	—	1	212	2	108	—	—	1	3	5	1	1	1	6	1	1	—	528
新宿	1,043	1	—	—	1	375	6	165	—	1	1	—	—	—	1	—	1	—	3	—	1,598
文京	98	1	—	—	1	554	7	74	—	—	6	—	—	—	—	—	—	—	1	—	742
台東	239	1	—	—	2	912	1	58	—	1	101	1	—	1	2	—	1	—	—	1	1,321
墨田	674	30	—	—	—	896	1	778	—	6	44	7	25	6	2	1	—	—	1	—	2,471
江東	1,325	2	—	1	3	570	1	414	2	1	1	17	76	9	6	1	2	3	2	—	2,436
渋谷	87	—	—	—	1	212	1	8	—	1	6	1	—	—	1	—	1	—	1	—	320
中野	109	1	—	—	1	611	—	50	—	—	1	—	—	—	—	—	1	1	—	—	783
杉並	130	—	—	—	—	114	—	58	—	—	—	—	—	—	—	1	—	1	2	—	306
豊島	163	4	—	—	1	277	1	422	—	—	2	1	—	—	1	—	1	—	—	—	873
北	1,021	1	—	—	1	2,622	1	984	1	2	7	2	11	5	9	1	1	1	—	—	4,670
荒川	152	6	—	—	1	847	—	480	—	2	29	1	3	3	5	1	1	1	1	1	1,534
板橋	435	2	—	—	1	782	2	943	—	2	3	4	20	15	13	1	4	1	6	1	2,235
練馬	130	1	—	—	—	342	—	8	—	—	—	—	1	2	—	—	—	—	—	—	484
足立	54	1	—	—	2	1,954	—	314	—	2	69	6	28	3	4	4	1	1	1	1	2,445
葛飾	511	5	—	—	1	2,296	—	488	—	6	27	1	6	6	6	1	1	—	—	2	3,357
江戸川	109	2	—	—	1	993	—	802	—	2	2	3	25	3	7	2	1	—	—	1	1,953
品川	326	1	—	—	5	228	2	893	1	3	11	4	4	4	7	5	15	—	2	1	1,512
目黒	304	3	—	—	—	130	—	74	—	—	1	1	—	1	1	1	1	—	1	—	518
大田	1,184	—	—	—	5	619	1	380	2	2	2	—	37	6	12	20	13	1	4	1	2,289
世田谷	217	1	—	—	1	212	—	190	—	1	1	6	—	—	1	1	2	—	1	—	634

豊洲河川の汚濁除染,特に隅田川について

表-2-34 昭和39年東京都工場排水汚濁量

処理区別 (単位 百kg/day)

処理区	行政区	行政区 総汚濁量	配分率	処理区 汚濁量	同合計
芝 浦	千代田	67	0.945	63	723
	中 央	196	0.183	36	
	港	237	1	237	
	新宿	309	0.632	195	
	文京	137	0.020	3	
	品川	486	0.174	85	
	目黒	211	0.020	4	
	渋谷	118	0.845	100	
三河島	豊島	164	0.001	0	1,211
	千代田	67	0.055	4	
	新宿	309	0.011	3	
	文京	137	0.980	134	
	台東	359	1	359	
	豊島	164	0.543	89	
砂 町	北	1,272	0.160	204	1,403
	荒川	418	1	418	
	中央	196	0.217	43	
小 台	墨田	676	1	676	1,279
	江東	629	1	629	
	練馬	135	0.086	12	
	江戸川	595	0.073	43	
	新宿	309	0.002	1	
新河岸	豊島	164	0.433	71	691
	北	1,272	0.736	936	
	板橋	683	0.342	234	
	練馬	135	0.084	11	
	足立	681	0.038	26	
落 合	中野	127	0.004	1	353
	北橋	1,272	0.103	131	
	板橋	683	0.658	449	
	練馬	135	0.817	110	
小 菅	新宿	309	0.355	110	937
	世田谷	132	0.004	1	
	渋谷	118	0.148	17	
	中野	127	0.996	126	
	杉並	85	0.964	82	
	豊島	164	0.023	4	
葛 飾	練馬	135	0.099	13	1,056
	足立	681	0.876	597	
葛 飾	葛飾	847	0.401	340	1,056
	江戸川	595	0.922	549	

表-2-35 昭和50年東京都工場排水汚濁量

処理区別 (単位 百kg/day)

処理区	行政区	行政区 総汚濁量	配分率	処理区 汚濁量	同合計
芝 浦	千代田	196	0.945	185	1,644
	中 央	489	0.183	89	
	港	344	1.000	344	
	新宿	1,048	0.632	622	
	文京	490	0.020	10	
	品川	980	0.174	171	
	目黒	261	0.020	5	
	渋谷	209	0.845	177	
三河島	豊島	574	0.001	1	3,208
	千代田	196	0.055	11	
	新宿	1,048	0.011	12	
	文京	490	0.980	480	
	台東	891	1.000	891	
	豊島	574	0.543	312	
砂 町	北	3,080	0.160	493	3,423
	荒川	1,009	1.000	1,009	
	中央	489	0.217	106	
小 台	墨田	1,603	1.000	1,603	3,106
	江東	1,592	1.000	1,592	
	練馬	322	0.086	28	
	江戸川	1,281	0.073	94	
	新宿	1,048	0.002	2	
新河岸	豊島	574	0.433	249	1,444
	北	3,080	0.736	2,267	
	板橋	1,462	0.342	500	
	練馬	322	0.084	27	
	足立	1,616	0.038	61	
落 合	中野	515	0.004	2	1,159
	北橋	3,080	0.103	317	
	板橋	1,462	0.658	962	
	練馬	322	0.817	263	
小 菅	新宿	1,048	0.355	373	2,305
	世田谷	413	0.004	2	
	渋谷	209	0.148	31	
	中野	515	0.996	513	
	杉並	203	0.964	196	
	豊島	574	0.023	13	
葛 飾	練馬	322	0.099	32	2,509
	足立	1,616	0.876	1,416	
葛 西	葛飾	2,217	0.401	889	2,509
	江戸川	1,281	0.922	1,181	

表-2-36 昭和60年東京都工場排水汚濁量
処理区別 (単位 百kg/day)

処理区	行政区	行政区 総汚濁量	配分率	処理区 汚濁量	同合計
芝浦	千代田	300	0.945	284	2,517
	中央	741	0.183	136	
	港	528	1	528	
	新宿	1,598	0.632	1,010	
	文京	742	0.020	15	
	品川	1,512	0.174	263	
	目黒	518	0.020	10	
三河島	渋谷	320	0.845	270	4,847
	豊島	783	0.001	1	
	千代田	300	0.055	17	
	新宿	1,598	0.011	18	
	文京	742	0.980	727	
	台東	1,321	1	1,321	
	豊島	873	0.543	474	
砂町	北	4,670	0.160	747	5,253
	荒川	1,534	1	1,543	
	中央	741	0.217	161	
	墨田	2,471	1	2,471	
小台	江東	2,436	1	2,436	4,716
	練馬	484	0.086	42	
	江戸川	1,953	0.073	143	
	新宿	1,598	0.002	3	
新河岸	豊島	873	0.433	378	2,350
	北	4,670	0.736	3,437	
	板橋	2,235	0.342	764	
	練馬	484	0.084	41	
落合	足立	2,445	0.038	93	1,760
	中野	783	0.004	3	
	北	4,670	0.103	481	
	板橋	2,235	0.658	1,471	
小菅	練馬	484	0.817	395	3,488
	新宿	1,598	0.355	567	
	世田谷	634	0.004	3	
	渋谷	320	0.148	47	
葛西	中野	783	0.996	780	1,760
	杉並	306	0.964	295	
	豊島	873	0.023	20	
	練馬	484	0.099	48	
葛西	足立	2,445	0.876	2,142	3,812
	葛飾	3,357	0.401	1,346	
葛西	葛飾	3,357	0.599	2,011	3,812
	江戸川	1,953	0.922	1,801	

 表-2-37 昭和39年東京都家庭排水汚濁量計算表
処理区別

処理区	行政区	行政区 人口 (千人)	配分率	処理区 人口 (千人)	同合計 (千人)	1人 当り 汚濁量 (g/日)	総汚 濁量 (百kg/日)
芝浦	千代田	103.8	0.945	98.9	962.3	35	337
	中央	144.9	0.183	26.5			
	港	251.8	1	251.8			
	新宿	414.6	0.632	262.0			
	文京	257.2	0.020	5.1			
	品川	430.0	0.174	74.8			
	目黒	294.6	0.020	5.9			
三河島	渋谷	280.5	0.845	237.0	1,126.1	35	394
	豊島	375.0	0.001	0.3			
	千代田	103.8	0.055	5.7			
	新宿	414.6	0.011	4.6			
	文京	257.2	0.980	252.1			
	台東	303.5	1	303.5			
	豊島	375.0	0.543	203.6			
砂町	北	453.8	0.160	72.6	788.8	35	276
	荒川	284.0	1	284.0			
	中央	144.9	0.217	31.4			
	墨田	326.5	1	326.5			
小台	江東	368.0	1	368.0	708.9	35	248
	練馬	404.5	0.086	34.8			
	江戸川	385.4	0.073	28.1			
	新宿	414.6	0.002	0.8			
新河岸	豊島	375.0	0.433	162.4	685.1	35	240
	北	453.8	0.736	334.0			
	板橋	465.7	0.342	159.3			
	練馬	404.5	0.084	34.0			
落合	足立	485.1	0.038	18.4	1,071.5	35	375
	中野	368.0	0.004	1.5			
	北	453.8	0.103	46.7			
	板橋	465.7	0.658	306.4			
小菅	練馬	404.5	0.817	330.5	598.4	35	209
	新宿	414.6	0.355	147.2			
	世田谷	711.4	0.004	2.8			
	渋谷	280.5	0.148	41.5			
葛西	中野	368.0	0.996	366.5	614.5	35	215
	杉並	519.3	0.964	500.6			
	豊島	375.0	0.023	6.6			
	練馬	404.5	0.099	40.0			
葛西	足立	485.1	0.876	424.9	598.4	35	209
	葛飾	432.7	0.401	173.5			
葛西	葛飾	432.7	0.599	259.2	614.5	35	215
	江戸川	385.4	0.922	355.3			

表-2-38 昭和50年東京都家庭排水汚濁量計算表

処理区別						
処理区	行政区	行政区人口 (千人)	配分率	処理区人口 (千人)	同合計 (千人)	1人当り汚濁量 (g/日)
芝浦	千代田	56.8	0.945	53.7		
	中央	95.7	0.183	17.5		
	港	198.3	1.000	198.3		
	新宿	332.2	0.632	209.9		
	文京	225.7	0.020	4.5		
	品川	371.5	0.174	64.6		
	目黒	288.5	0.020	5.8		
三河島	渋谷	221.6	0.845	183.3		
	豊島	324.1	0.001	0.3	737.9	50
	千代田	56.8	0.055	3.1		
	新宿	332.2	0.011	3.7		
砂町	文京	225.7	0.980	221.2		
	台東	217.4	1.000	217.4		
	豊島	369.4	0.543	200.6		
	北	386.9	0.160	61.9		
	荒川	249.2	1.000	249.2	957.1	50
小台	中央	95.7	0.217	20.8		
	墨田	243.9	1.000	244.0		
	江東	284.4	1.000	284.4		
	練馬	548.0	0.086	47.1		
	江戸川	523.6	0.073	38.2	634.5	50
新河岸	新宿	332.2	0.002	0.7		
	豊島	369.4	0.433	156.0		
	北	386.9	0.736	284.4		
	板橋	530.8	0.342	181.5		
	練馬	548.0	0.084	46.0		
落合	足立	651.5	0.738	24.8	693.8	50
	中野	324.1	0.004	1.3		
	板橋	386.9	0.103	39.9		
	練馬	530.8	0.658	349.3		
小菅	練馬	548.0	0.817	447.7	838.2	50
	新宿	332.2	0.355	117.9		
	世田谷	776.4	0.004	3.1		
	渋谷	221.6	0.148	32.8		
	中野	324.1	0.996	322.8		
葛飾	杉並	542.1	0.964	522.6		
	豊島	369.4	0.023	8.5		
	練馬	548.0	0.099	54.3	1,062.0	50
	足立	651.5	0.876	570.7		
葛西	飾	508.2	0.401	203.8	774.5	50
	葛飾	508.2	0.599	304.4		
	江戸川	523.6	0.922	482.8	787.2	50

表-2-39 昭和60年東京都家庭排水汚濁量計算表

処理区別						
処理区	行政区	行政区人口 (千人)	配分率	処理区人口 (千人)	同合計 (千人)	1人当り汚濁量 (g/日)
芝浦	千代田	40.8	0.945	38.5		
	中央	89.7	0.183	16.4		
	港	192.2	1	192.2		
	新宿	327.2	0.632	206.8		
	文京	220.6	0.020	4.4		
	品川	348.8	0.174	60.7		
	目黒	288.5	0.020	5.8		
三河島	渋谷	181.2	0.845	153.1		
	豊島	369.4	0.001	0.4	678.3	65
	千代田	40.8	0.055	2.2		
	新宿	327.2	0.011	3.6		
砂町	文京	220.6	0.980	216.2		
	台東	202.3	1	202.3		
	豊島	369.4	0.543	200.6		
	北	295.2	0.160	47.2		
	荒川	247.8	1	247.8	919.9	65
小台	中央	89.7	0.217	19.5		
	墨田	202.2	1	202.2		
	江東	208.6	1	208.6		
	練馬	567.5	0.086	48.8		
	江戸川	570.2	0.073	41.6	520.7	65
新河岸	新宿	327.2	0.002	0.7		
	豊島	369.4	0.433	160.0		
	北	295.2	0.736	217.3		
	板橋	541.4	0.342	185.2		
	練馬	567.5	0.084	47.7		
落合	足立	715.1	0.038	27.2	638.1	65
	中野	313.1	0.004	1.3		
	板橋	295.2	0.103	30.4		
	練馬	541.4	0.658	356.2		
小菅	練馬	567.5	0.817	463.6	851.5	65
	新宿	327.2	0.355	116.2		
	世田谷	785.4	0.004	3.1		
	渋谷	181.2	0.148	26.8		
	中野	313.1	0.996	311.8		
葛飾	杉並	544.4	0.964	524.8		
	豊島	369.4	0.023	8.5		
	練馬	567.5	0.099	56.2	1,047.4	65
	足立	715.1	0.876	626.4		
葛西	飾	520.0	0.401	208.5	834.9	65
	葛飾	520.0	0.599	311.4		
	江戸川	570.2	0.922	525.7	837.1	65

表-2-41 東京都昭和50年工業排水量

中分類特別区別 (単位 百m³/day)

88

中分類 番号	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
区名																					
千代田	16	2	3	0	4	331	744	233	0	0	4	0	0	0	9	5	4	0	1	11	1,367
中央	314	4	1	0	2	488	255	38	0	0	6	36	25	22	58	28	4	2	3	17	1,302
港	141	4	2	1	7	331	120	505	6	9	2	172	275	42	40	60	281	36	28	11	2,073
新宿	791	15	3	0	6	584	301	776	0	43	2	10	0	4	41	10	34	4	149	103	2,876
文京	74	15	7	1	9	871	341	347	0	3	11	14	0	0	9	5	8	2	36	85	1,838
台東	181	408	3	0	21	1,428	53	271	0	32	176	46	0	49	104	23	45	7	11	307	3,165
墨田	511	28	4	1	3	1,402	51	3,637	8	309	77	372	1,263	314	121	55	11	5	68	216	8,456
江東	1,006	2	12	55	28	897	33	1,937	66	63	2	864	3,864	458	329	66	120	169	120	205	10,296
渋谷	66	2	4	1	8	331	31	38	0	50	10	57	0	25	27	13	56	4	31	34	788
中野	83	8	5	0	7	967	5	233	0	13	2	18	0	22	18	13	30	27	15	62	1,528
杉並	99	7	1	0	2	183	3	271	0	0	1	22	0	0	27	3	71	89	20	28	827
豊島	124	52	5	0	11	436	74	1,975	0	20	4	39	12	14	54	18	53	30	20	103	3,044
北	775	15	7	1	12	4,102	74	4,603	24	88	12	107	549	246	459	55	60	41	8	207	11,441
荒川	116	84	6	6	11	1,324	15	2,242	14	92	51	61	162	133	265	48	71	73	25	729	5,528
板橋	330	25	3	3	7	1,229	97	4,413	8	81	6	196	1,025	788	639	60	203	9	279	336	9,737
練馬	99	18	0	0	5	540	5	38	0	0	0	4	64	88	13	8	19	32	17	23	973
足立	41	12	3	15	19	3,066	8	1,471	1	88	121	293	1,400	166	221	211	26	21	35	453	7,671
葛飾	386	73	6	2	13	3,597	3	2,285	1	307	46	68	326	285	311	45	45	25	3	860	8,687
江戸川	83	21	4	3	13	1,559	5	3,756	1	75	4	168	1,275	172	342	123	34	13	14	314	7,909
品川	247	11	5	5	45	357	84	4,179	31	138	19	182	189	183	374	239	762	2	115	359	7,526
目黒	231	35	4	1	2	200	18	347	0	0	2	75	0	64	72	50	56	59	32	126	1,374
大田	899	5	4	4	49	967	66	1,769	47	91	3	286	1,876	323	603	1,007	638	13	190	404	9,244
世田谷	165	9	3	0	7	331	8	890	0	27	2	8	0	22	50	50	128	0	43	103	1,846

土 木 研 究 所 報 告

表-2-42 東京都昭和60年工業排水量

中分類特別区別 (単位 百m³/day)

中分類 番号	18	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	39	合 計
千代田	25	0	4	0	6	496	1,217	359	0	0	5	0	0	0	15	8	6	0	2	19	2,156
中 央	487	5	2	0	2	732	417	62	0	0	9	59	41	34	96	45	6	3	5	28	2,033
港	217	5	3	2	10	496	196	774	10	15	3	283	453	67	66	99	467	57	46	19	3,288
新 宿	1,232	26	5	0	9	880	492	1,195	0	72	3	18	0	6	66	17	56	6	247	169	4,499
文 京	115	19	10	1	14	1,307	558	535	0	4	16	23	0	0	15	8	12	3	60	150	2,850
台 東	282	21	5	1	33	2,151	88	416	0	53	267	76	0	80	170	37	75	11	18	506	4,290
墨 田	795	543	6	2	5	2,117	83	5,617	13	519	118	611	2,077	500	200	91	19	9	113	356	13,794
江 東	1,566	38	19	32	45	1,341	54	2,988	106	106	3	1,424	6,312	747	540	108	199	271	199	337	16,485
波 谷	103	2	7	1	12	496	50	57	0	83	15	94	0	40	45	21	93	6	51	56	1,232
中 野	128	11	8	1	11	1,463	8	359	0	23	3	30	0	34	29	21	50	43	26	163	2,351
杉 並	154	8	1	0	3	270	4	416	0	0	1	35	0	0	45	4	118	43	32	47	1,181
豊 島	192	70	8	0	17	653	121	3,045	0	34	6	65	21	23	89	29	87	34	32	169	4,695
北	1,207	19	4	2	18	6,184	112	7,108	38	148	19	177	904	401	754	91	100	48	14	328	17,676
荒 川	179	112	10	9	17	1,995	25	3,466	23	155	77	101	267	219	436	79	118	66	42	1,200	8,596
板 橋	513	33	4	4	10	1,847	158	6,807	12	136	9	324	1,685	1,287	1,050	99	336	117	463	553	15,447
練 馬	154	24	1	0	8	810	8	57	0	0	0	6	103	144	22	12	31	14	28	37	1,459
足 立	64	16	5	22	30	4,608	12	2,271	3	148	184	482	2,302	270	362	347	44	51	58	1,713	12,992
葛 飾	603	97	9	2	21	5,418	4	3,523	3	515	70	112	535	466	510	74	75	34	5	1,416	13,492
江 戸 川	128	28	7	4	20	2,343	8	5,793	3	125	6	276	2,097	281	562	202	56	40	23	516	12,518
品 川	385	14	2	1	71	540	137	6,448	49	231	29	301	308	299	614	392	1,264	20	190	591	11,892
目 黒	359	47	7	1	2	305	29	535	0	0	3	124	0	103	118	83	93	3	53	206	2,064
大 田	1,399	7	6	6	77	1,446	108	2,749	75	151	4	471	3,085	528	991	183	1,058	94	319	666	13,430
世 田 谷	257	12	4	1	10	496	12	1,372	0	45	3	12	0	34	81	83	212	20	72	169	2,895

恵那河川の汚濁対策、特に黒田川について

(3) 終末処理普及率および BOD 除去率

(1) 終末処理普及率

隅田川に入る汚濁負荷量は、発生汚濁量から処理場で除去される量を差し引いたものである。東京都の計画によると、23区内では昭和48年度に100%になるとされている。しかし、家庭下水については普及率100%であるが、

工場廃水については疑問があり、さらに隅田川流域のうち区部以外の普及率についても多少疑問があるので、一応昭和60年には100%普及するものとし、昭和50年には昭和39年の中間平均65.2%と100%と両者について検討することとした。昭和39年の処理区別の実績および50年と60年における普及率を表-2-43(その2)に示す。

表-2-43(その1) 処理区別汚濁負荷発生量 (BOD)

(単位 t/日)

年 次	昭 和 39 年			昭 和 50 年			昭 和 60 年			放 流 先 水 域
	工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計	
落 合	35.3	37.5	72.8	115.9	53.1	169.0	176.0	68.1	244.1	隅 田 川
三 河 島	121.1	39.4	160.5	320.8	47.9	368.7	484.7	59.8	544.5	〃
小 台	127.9	24.8	152.7	310.6	34.7	345.3	471.6	41.5	513.1	〃
新 河 岸	69.1	24.0	93.1	144.4	41.9	186.3	235.0	55.3	290.3	〃
芝 浦	72.3	33.7	106.0	164.4	36.9	201.3	251.7	44.1	295.8	東 京 湾
砂 町	140.3	27.6	167.9	342.3	31.7	374.0	525.3	33.8	559.1	〃
小 菅	93.7	20.9	114.6	230.5	38.7	269.2	348.8	54.3	403.1	荒川放水路
葛 西	105.6	21.5	127.1	250.9	39.4	290.3	381.2	54.4	435.6	東 京 湾
計	765.3	229.4	994.7	1,879.8	324.3	2,204.1	2,874.3	411.3	3,285.6	

表-2-43(その2) 終末処理場普及率 (%)

年 次 処理区	39 年	50 年		60 年
		平均 65.2%普及	100%普及	
芝 浦	100	100	100	100
三 河 島	56	78	100	100
小 台	26	63	100	100
砂 町	39	69	100	100
落 合	18	59	100	100
新 河 岸	0	50	100	100
葛 西	0	50	100	100
小 菅	0	50	100	100

(2) BOD 除去率

終末処理場に流入する排水については、昭和39年にはBOD 除去率85%とし、昭和50年60年には超高級処理も可能であると想定し、BOD 除去率85, 90, 95, 98%のそれぞれについて検討した。

処理場に流入しない排水については、工場廃水については未処理のまま流入し、家庭下水については、し尿と雑排水に分け雑排水は未処理のまま隅田川に流入し、し尿はし尿浄化槽で処理されて流入するものとした。し尿浄化槽から流出するBOD 当量は1人1日当たり7.5grと

仮定した。

(4) 排水量および BOD 負荷推定値

(1) 排 水 量

排水量の推定値は表-2-45に示すようである。この推定値によれば、昭和39年の排水量は落合、三河島、小台の3処理区で211.4万m³/日(平均流量24.5m³/s)であり、一方昭和41年7月の実測では、前述のように247.5万m³/日(平均流量28.65m³/s)の都市排水の流入があったことになる。昭和39年より昭和42年までの排水量の増加、さらに砂町、小菅処理区の排水も一部隅田川に流入していることを考慮すれば、推定値と実測値はかなりよい一致といえる。

(2) 汚濁負荷量

各年度における流入BOD 負荷量は、表-2-46、47、48、49に示した値となる。この結果から昭和39年における隅田川に流入するBOD 負荷量の推定値は落合、三河島、小台の3処理区より265.1t/日(141.7t/1潮時)となる。

一方38, 39年度の資料平均から求めたBOD 負荷は0km~19km 区間で154.3t/日(82.5t/1潮時)新河岸川の負荷を加えると202.7t/日(108.4t/1潮時)であった。

このことから、推定値は実測値を75%程度上廻っている。この原因はBOD 原単位の分け方が、たとえば食品加工についてみれば、1次加工、2次加工によって排出BOD 濃度かわるはずであり、とくに東京都のような所

表-2-44 東京都処理区別排水量

年度 処理区	種別	昭和 39 年			昭和 50 年			昭和 60 年			単位 千 m^3 /日	放 流 先
		工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計		
落 合		117.2	375.0	492.2	362.9	504.0	866.9	552.3	628.0	1,180.3		隅 田 川 (5.1)
三 河 島		479.7	374.1	873.8	1,408.5	455.0	1,863.5	2,122.4	552.0	2,674.4		隅 田 川 (13.3)
小 台		508.4	239.8	748.2	1,344.8	330.0	1,674.8	2,077.5	382.1	2,459.6		隅 田 川 (13.2)
新 河 岸		301.3	248.1	549.4	838.5	398.0	1,236.5	1,318.0	512.0	1,830.6		隅 田 川 (30.9)
芝 浦		278.5	336.8	615.3	746.4	354.0	1,100.4	1,172.4	407.0	1,579.4		東 京 湾
砂 町		818.8	276.1	1,094.9	1,969.2	301.0	2,270.2	3,175.9	312.5	3,488.4		
小 菅		398.5	209.4	607.9	1,020.3	358.0	1,388.3	1,679.1	499.0	2,178.1		荒川放水路
葛 西		484.6	215.1	699.7	1,249.5	374.0	1,623.5	1,962.4	502.6	2,465.0		東 京 湾

(注) 放流先の隅田川の()内の数字は、流入点の東京湾からの距離(km)

表-2-45 隅田川に流出する排水量の推定値

 (単位 千 m^3 /日)

年 次 処 理 区	昭和 39 年			昭和 50 年			昭和 60 年		
	工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計	工場排水	家庭下水	計
落 合	117.2	375.0	492.2	362.9	504.0	866.9	552.3	628.0	1,180.3
三 河 島	479.7	394.1	873.8	1,408.5	455.0	1,863.5	2,122.4	552.0	2,674.4
小 台	508.4	239.8	748.2	1,344.8	330.0	1,674.8	2,077.5	382.1	2,459.6
小 計	1,105.3	1,008.9	2,114.2	3,116.2	1,289.0	4,405.2	4,752.2	1,562.1	6,314.3
新 河 岸	301.3	248.1	549.4	838.5	398.0	1,236.5	1,318.6	512.0	1,830.6
計	1,406.6	1,257.0	2,663.6	3,954.7	1,687.0	5,641.7	6,070.8	2,074.1	8,144.9

表-2-46 隅田川に流出する汚濁負荷量(BOD)の推定値

(単位 t/日)

昭和39年 処 理 区	終末処理場を 経ないで直接流出する 負荷		終末処理場より 流出する負荷		流出汚濁 負荷総量
	工場排水	家庭下水	工場排水	家庭下水	
落 合	59.7	1.4	1.0		62.1
三 河 島	70.6	10.2	3.3		84.1
小 台	113.0	5.0	0.9		118.9
小 計	243.3	16.6	5.2		265.1
新 河 岸	93.1	0	0		93.1
計	336.4	16.6	5.2		358.2

注：終末処理場での BOD 除去率は 8.5%と仮定

では 2 次加工が多いと考えられるように適切でないことも一因であろう。さらに 39 年における下水処理普及率が 37%程度であって、その他の排水は測溝から公溝公渠に

流れ次いで隅田川に入る過程でかなりの BOD がこれらの溝渠に沈殿するためと考えられる。

したがって昭和 50 年および昭和 60 年においては、下水処理普及率も上がりかつ沈殿による BOD の減少は期待できないものとして推定値を発生 BOD 量として予測計算に用いることとした。

〔3〕 昭和 50 年および昭和 60 年における隅田川の汚濁予測⁽⁹⁰⁾

〔1〕において求めた混合係数および混合距離を用いて〔2〕において求めた昭和 50 年および昭和 60 年における汚濁負荷推定値を用いて隅田川における汚濁予測を行なった。計算に用いた計算条件、境界条件等はつぎのようである。

(1) 汚濁負荷量および排水量

昭和 50 年および 60 年における汚濁負荷量および排水量は〔2〕で求めた表 2-46~49、排水量については表 2-45 の値を用いることとした。前にも述べたように BOD 除去率は 98%まで計算したのは、1 つには浄化用水が昭和

90) 杉木昭典：「隅田川の汚濁予測とその対策」第 3 回衛生工学研究討論会，土木学会，(昭和 41 年 11 月)

表-2-47 隅田川に流出する汚濁負荷量(BOD)の推定値

(単位 t/日)

昭和50年 処理普及率平均 65.2%

処理区	終末処理場を経ないで直接流出する負荷	終末処理場より流出する負荷				流出汚濁負荷総量			
		BOD除去率 85%	BOD除去率 90%	BOD除去率 95%	BOD除去率 98%	BOD除去率 85%	BOD除去率 90%	BOD除去率 95%	BOD除去率 98%
落合	69.3	15.0	10.0	4.9	2.0	84.3	79.3	74.2	71.3
三河島	31.1	43.1	28.8	14.4	5.8	124.2	109.9	95.5	86.9
小台	127.7	32.7	21.8	10.9	4.4	160.4	149.5	138.6	132.1
小計	278.1	90.8	60.6	30.2	12.2	368.9	338.7	308.3	290.3
新河岸	93.2	13.9	9.2	4.6	1.8	107.1	102.4	97.8	95.0
計	371.3	104.7	69.8	34.8	14.0	476.0	441.1	406.1	385.3

表-2-48 隅田川に流出する汚濁負荷量(BOD)の推定値

昭和50年 処理普及率100% (単位 t/日)

処理区	BOD除去率 85%	BOD除去率 90%	BOD除去率 95%	BOD除去率 98%
落合	25.4	16.9	8.5	3.4
三河島	55.3	36.7	18.4	7.4
小台	51.8	34.5	17.3	6.9
小計	132.5	88.1	44.2	17.7
新河岸	27.9	18.6	9.3	3.7
計	106.4	106.7	53.5	21.4

表-2-49 隅田川に流出する汚濁負荷量(BOD)の推定値

昭和60年 (単位 t/日)

処理区	BOD除去率 85%	BOD除去率 90%	BOD除去率 95%	BOD除去率 98%
落合	36.6	24.4	12.2	4.9
三河島	81.7	54.5	27.2	10.9
小台	76.9	51.4	25.7	10.2
小計	195.2	130.3	65.1	26.0
新河岸	43.6	29.0	14.6	5.8
計	238.8	159.3	79.7	31.8

60年代には期待できない可能性があり、そのときに有害ガスの発生が防止される水質には溶存酸素の存在が必要であることは1. [5] に述べたとおりであり、費用を度外視して第3次処理を行なわれなければならないかも知れないからである。

昭和50年の平均処理普及率65.2%は、もし都市下水の処理普及率 100%で工場廃水を58.3%処理した場合に相当する。

流入廃水量は表-2-45の値を用い、それぞれの場合について浄化用水0m³/s, 15m³/s, 30m³/sのそれぞれについて汚濁予測を行なった。それぞれの場合隅田水門、岩淵水門からの流入流量はアナログ計算の値を用いた。

石神井川、神田川からの固有流量は、昭和38年の実測値の平均値9.0m³/s, 9.7m³/sとし、処理水量は処理場から流入し、未処理下水は汚濁発生地点から流入すべき地点から流入するものとした。

(2) 計算に用いた諸常数および境界条件

(a) 計算に用いた諸常数

(1) 混合距離 $L=14\text{km}$

(2) 混合係数 全資料の平均を用いる, P_1, P_2 は

図-2-31, X, Y については図-2-32に示した値とする。

(3) 水温 全資料平均 19.2°C

(4) 脱酸素係数 0.252 1/日 19.2°C

(5) 酸素交換係数 f 8cm/hr

(6) 都市排水の溶存酸素は表-2-16の平均値3.8ppm

(b) 境界条件

(1) 下流端における初期および境界条件

i) BOD

岩淵橋より19km 地点で13.33ppm, 45km 地点で1.84ppm でその間は直線近似とする。

ii) 溶存酸素

岩淵橋より19km の地点で0.44ppm, 45km 地点で8.97ppm としその間は直線近似とした。

(2) 上流端における初期および境界条件

上流端の境界条件は感潮限界 0km において与えることにする。0km における水質条件は、0km より上流の条件から Streeter-Phelps の式を用いて推定することにする。

新河岸川上流の将来の水質は、計算を実施する時点において予測が行なわれていなかったため、柴宮橋の昭和

表2-50 計算に用いた境界条件

ケース番号	BOD ppm	DO ppm	対照 年次	備考		
				浄化 用水量	終末処理場 のBOD 除去率	処理場 普及率
50A85-65.2	45.76	0.00	50年	0 m ³ /s	85%	平均 65.2%
50A90-65.2	43.86	0.00	"	"	90	"
50A95-65.2	42.01	0.00	"	"	95	"
50A98-65.2	40.88	0.00	"	"	98	"
50B85-65.2	30.70	2.24	"	15m ³ /s	85	"
50B90-65.2	29.44	2.33	"	"	90	"
50B95-65.2	28.22	2.43	"	"	95	"
50B98-65.2	27.47	2.48	"	"	98	"
50C85-65.2	23.31	3.93	"	30m ³ /s	85	"
50C90-65.2	22.38	3.98	"	"	90	"
50C95-65.2	21.47	4.03	"	"	95	"
50C98-65.2	20.91	4.06	"	"	98	"
60A85	16.16	1.93	60年	0 m ³ /s	85	100 %
60A90	11.40	2.36	"	"	90	"
60A95	6.70	2.80	"	"	95	"
60A98	3.84	3.05	"	"	98	"
60B85	11.88	3.73	"	15m ³ /s	85	"
60B90	8.52	3.94	"	"	90	"
60B95	5.21	4.15	"	"	95	"
60B98	3.19	4.28	"	"	98	"
60C85	9.57	4.55	"	30m ³ /s	85	"
60C90	6.98	4.67	"	"	90	"
60C95	4.43	4.79	"	"	95	"
60C98	2.88	4.87	"	"	98	"

40年の平均水質を用いることとした。すなわち, BODは 5.67ppm, 流量 11.9m³/s であって, BOD 負荷量は 5.74 t/日 となり, 溶存酸素は 1.3ppm である。

浄化用水の水質は, 現在著者が行なった荒川流域水保全計画に関する研究において明らかにしたが, 計算当時いまだ解析が終わっていなかったので昭和40年の平均水質を用いた。すなわち BODは 1.7ppm, 溶存酸素は 6.9ppm とした。再ばっ気係数は 1. [3] に述べた O' Connor-Dobbins の式のうち等方性の式を用いて推定した。脱酸素恒数は従来の実測から 10を底として 0.14 1/日を用いる。

(3) 計算結果の要約

計算結果を要約するとつぎのことがいえる。

昭和50年の処理普及率平均 65.2% の場合, すなわち下水道の整備が遅れた場合, または工場廃水の処理が都市下水道に進まない場合, さらに区部以外の処理が進まない場合にはこの程度の普及率となることも考えられる。この場合には, 浄化用水量がない場合, 98% BOD 除去を行なっても BOD 濃度は最高 45ppm を越え, 溶存酸素

表2-51 汚濁予測計算ケース一覧表

ケース番号	対照 年次	浄化用 水量	処理 普及率	終末処理場 のBOD 除去率	計算結果	
					BOD 分布	DO 分布
50A85-65.2	50年	0 m ³ /s	65.2%	85%	図3-33	DOは全区間で零になるため省略
50A90-62.5	"	"	"	90	"	"
50A95-62.5	"	"	"	95	"	"
50A98-62.5	"	"	"	98	"	"
50B85-62.5	"	15	"	85	図3-34	同左
50B90-62.5	"	"	"	90	"	"
50B95-62.5	"	"	"	95	"	"
50B98-62.5	"	"	"	98	"	"
50C85-62.5	"	30	"	85	図3-35	同左
50C90-62.5	"	"	"	90	"	"
50C95-62.5	"	"	"	95	"	"
50C98-62.5	"	"	"	98	"	"
50A85-100	50年	0 m ³ /s	100 %	85	図3-36	同左
50A90-100	"	"	"	90	"	"
50A95-100	"	"	"	95	"	"
50A98-100	"	"	"	98	"	"
50B85-100	"	15	"	85	図3-37	同左
50B90-100	"	"	"	90	"	"
50B95-100	"	"	"	95	"	"
50B98-100	"	"	"	98	"	"
50C85-100	"	30	"	85	図3-38	同左
50C90-100	"	"	"	90	"	"
50C95-100	"	"	"	95	"	"
50C98-100	"	"	"	98	"	"
60A85	60年	0 m ³ /s	100 %	85	図3-39	同左
60A90	"	"	"	90	"	"
60A95	"	"	"	95	"	"
60A98	"	"	"	98	"	"
60B85	"	15	"	85	図3-40	同左
60B90	"	"	"	90	"	"
60B95	"	"	"	95	"	"
60B98	"	"	"	98	"	"
60C85	"	30	"	85	図3-41	同左
60C90	"	"	"	90	"	"
60C95	"	"	"	95	"	"
60C98	"	"	"	98	"	"

は零である。浄化用水 30m³/s 導入した場合, 98% 除去を行なったときのみ溶存酸素がいくらか認められ, 有害ガスの発生は防止できるだろう。

処理普及率が 100% の場合, 全区間を好気性に保つためには, BOD 除去率 90% でも十分溶存酸素を期待できよう。

昭和60年の汚濁予測結果から, 発生汚濁量が昭和39年の約 3.3 倍に増加すると推定されるので, BOD 除去率が 90% としても, 浄化用水量がないとすれば区間最大 BOD 濃度は 20ppm をこえる。

溶存酸素は, 除去率 85% においても, 全区間に存在することが期待できる。しかしこの点についての考察は [4] に述べる。

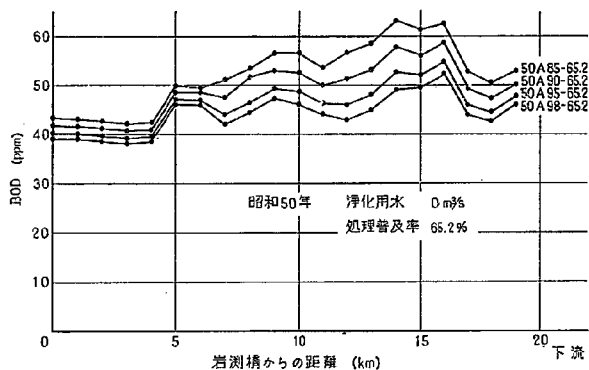


図-2-33 汚濁予測計算結果, BOD 分布

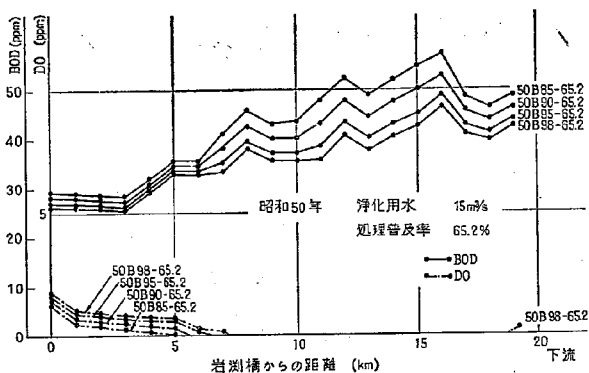


図-2-34 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

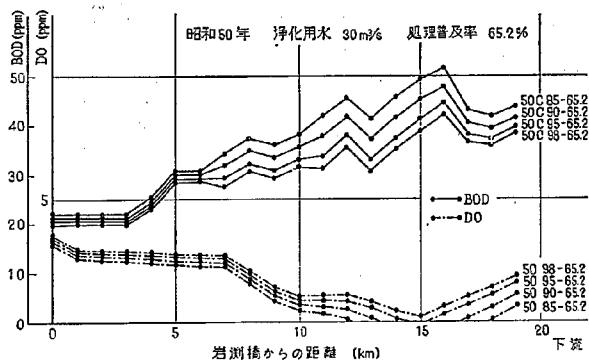


図-2-35 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

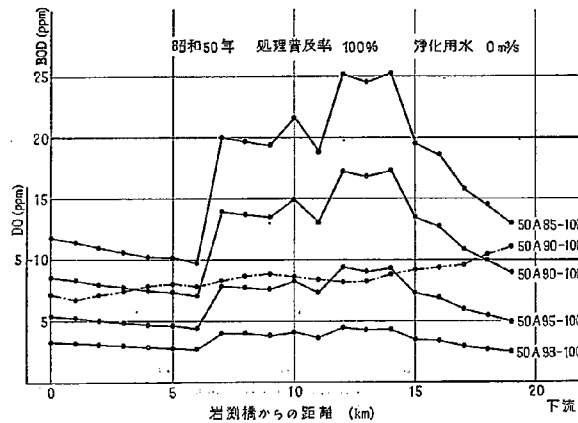


図-2-36 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

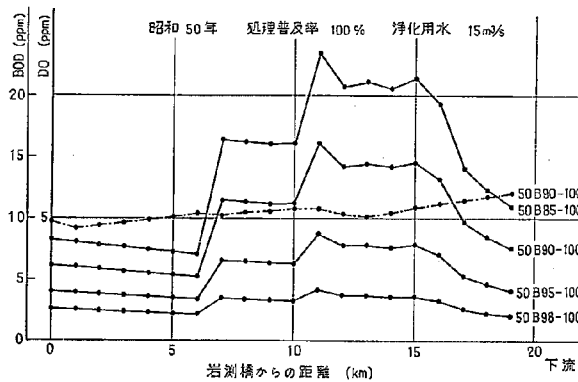


図-2-37 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

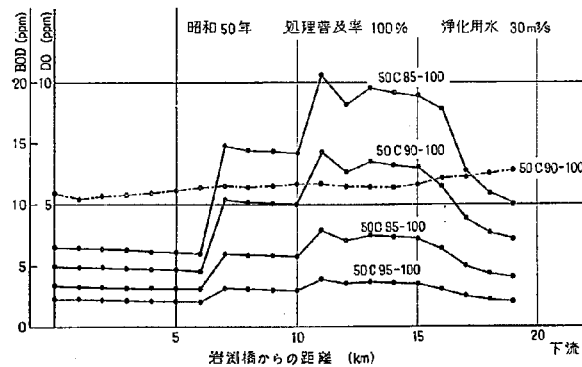


図-2-38 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

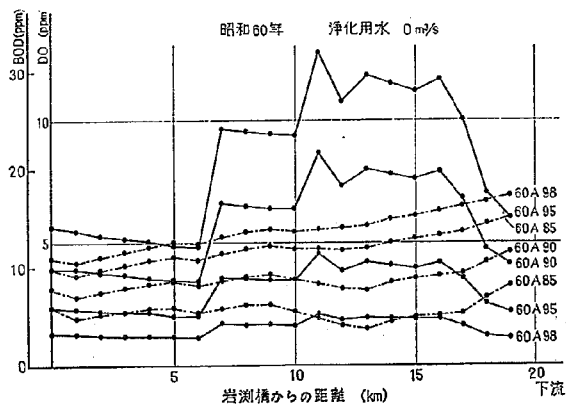


図-2-39 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

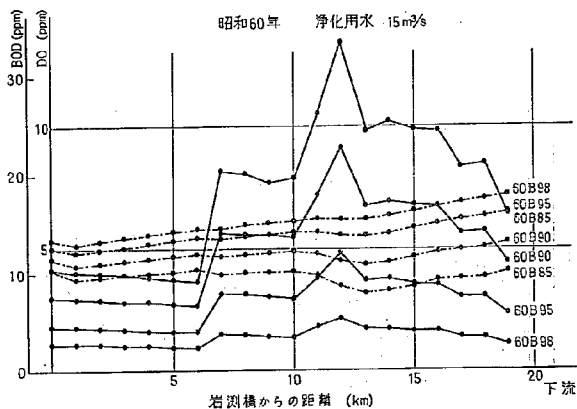


図-2-40 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

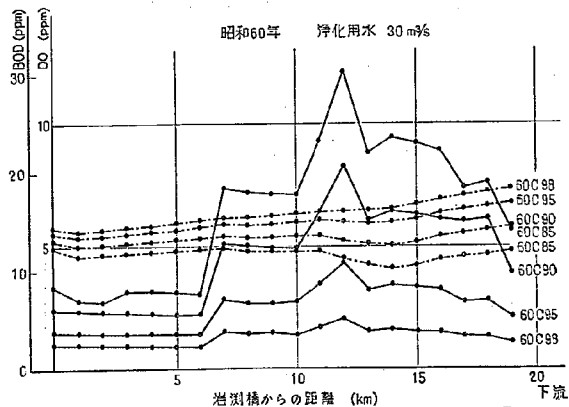


図-2-41 汚濁予測計算結果, BOD, DO 分布

〔4〕 結論および考察

Thames方式を用いて隅田川の汚濁予測を行なった結果つぎの結論を得た。

(1) 汚濁予測の結論

1. 隅田川の混合距離は $L=14\text{km}$ であることがわかった。

2. 混合係数 P_1 , P_2 または X , Y は固有流によって多少の変化が認められるが、かなりの範囲において安定していると考えてよいことがわかった。

3. 隅田川の汚濁予測を行なった結果、23区の発生BOD量は昭和39年994.7t/日から昭和50年2,204t/日、昭和60年において3,285t/日と昭和50年時点において2.3倍、昭和60年において3.3倍と増加すると推定される。

4. 23区の総排水量は昭和39年 $5.681 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ から昭和50年 $12.024 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ 、昭和60年 $17.856 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ と増加することとなる。

5. 昭和39年における隅田川に流入する予測汚濁量は265.1t/日で、河水からThames方式を用いて実測値から推定BOD負荷量154.3t/日で推定量は75%程度大きい。

6. 隅田川に流入する排水量は39年における推定値は $211.4 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ で昭和41年の実測値は $247.5 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ で昭和39年から昭和41年までの排水量の増加を考えれば推定値は妥当である。

7. 昭和50年における隅田川の汚濁予測から、下水普及率65.2%の場合、最低の条件、有害ガスの発生防止、を満たすためには98%のBOD除去を行ないかつ浄化用水 $30 \text{m}^3/\text{s}$ を導入する必要がある。

処理普及率100%の場合、全区間を好気性に保もつてBODは除去率90%でかつ隅田川感潮部全区間にわたって溶存酸素が期待できる。

8. 昭和60年における汚濁予測から、BOD除去率90%とすれば、溶存酸素は全区間において期待できる。

(2) 隅田川の汚濁予測に関する考察

本計算を遂行するに当たって種種検討の不足および手法上の限界が種種感じられたのでここで主なるものについて考察を加えてみる。

(1) 感潮河川の観測について

本研究において実施した汚濁予測のための水質、流量観測は前後10数回に達する。しかし水質・流量観測にはかなり大規模の分析施設、分析要員、観測採水のための要員が確保されねばならない。しかし分析すべき採水本数が500サンプルを越え、かつ動員する観測採水要員も100人をこえる場合には、施設的にも人的にもかなりの誤差が導入されることは避けられなかった。また前述の

ように感潮部の特性から流量にも当然誤差が生ずるので、本計算には固有流について流下方向に矛盾のないものを採用した。また施設その他の関係もあって江東運河については不満足な形で計算に入れるより方法がなかった。

今後計算精度を上げる場合には、江東運河をさらに精密に調査する必要がある。さらに必要とあれば隅田川感潮部の水理模型もしくはアナログ模型による検討が必要となると考えられる。

(2) 混合距離その他計算常数について

限られた観測結果から求めた隅田川の計算常数については、さらに観測結果を豊富にし予測をする水理条件の範囲についての平均的常数を求める必要がある。Thames河での計算常数は1951年から55年の5年間毎週の水質調査結果の平均値から求めている。しかし今までの調査から混合距離14kmであることはかなり確かであるといつてよい。

(3) 発生汚濁負荷推定について

発生汚濁負荷量の基礎となった工業出荷額の将来予測について、配分係数のトレンドを用いて推定を行なった。しかし東京におけるトレンドは戦後の影響がひとまず無くなったと考えられる昭和30年から昭和39年までの数値を用いて推計を行なった。しかし、急速な都市化および世界一の成長率を誇る工業化の影響が強くて昭和60年の予測値はこれらの影響をまぬがれない。今後は計量経済学的手法を導入して確度の高いモデルを作り予測値の精度を上げてゆく必要があろう。

発生汚濁量は、産業中分類ごとに、汚濁原単位と排水量の積から求めたが、前にも述べたように汚濁原単位についての分類が必ずしも汚濁量の予測に適当ではない。したがって今後は汚濁型産業について新しい観点から分析する必要がある。このことは著者らが行なった東京都城南地区河川汚濁調査結果からも明らかである。⁹¹⁾

昭和50年および昭和60年時点においては、プロセスの改善新しい企業の立地など排水量の原単位、および汚濁原単位も変わってくるのは当然である。

淀川—その水質の将来において岩井らは、用水原単位を1億円当たり昭和40年に130tから昭和55年100tと低減しているが、用水量すなわち排水量、BOD原単位についても時系列的な考慮が今後行われるべきであろう。⁹²⁾

(4) 汚濁予測水質について

(1)より(3)まで述べたようにいくつかの不確かな要素を含めて汚濁予測を実施したので、各要素の精度が上げられこれにもとづいて予測計算を再び実施する必要があることは自明の理である。

91) 「東京都城南地区河川汚濁調査報告書」東京大学都市工学科衛生工学教室、(昭和42年8月)

92) 「淀川—その水質の将来—」建設省近畿地方建設局、(昭和40年5月)

さらに、本研究で行なった汚濁予測計算において、仮定水温は 19.1°C で行なった。しかし夏期の平均水温は 25°C 前後であるから脱酸素恒数は 0.252 から 0.325 となり溶存酸素がより消費される。したがって昭和50年においては、処理普及率 65.2% では浄化用水 30m³/s を導入しても嫌気性となるおそれがあり、また昭和60年においても BOD 除去率 80% では嫌気性となる部分が生ずるおそれがある。

さらに浄化用水は昭和41年の実質 BOD 1.7ppm、溶存酸素 6.9ppm と仮定した。しかし著者らが行なった予測によれば、昭和60年において工場廃水の処理を現状とすれば秋ヶ瀬地点で BOD は 40ppm をこえ、稀釈水を 50m³/s 導入して約 20ppm 程度となり、また BOD 除去率を 70% と仮定しても、稀釈水がないとすれば 20ppm、稀釈水を導入して 7~8ppm 程度となり、相当程度の処理を隅田川上流で行なわねば、隅田川の稀釈水の水質は期待できないことになる。したがって今後さらに荒川全流域の観点からの検討が必要となる。

計算結果からいえるように、ある場合には BOD 除去率 98% を期待しなければならない。これは三次処理を期待するものである。3 次処理の技術は現在開発中であって固定的ではないが、Cardinal⁹³⁾ によれば 2 次処理水の BOD 20~40ppm をろ過することにより 1~5ppm に下げ活性炭をさらに用いれば BOD は 1 以下に下げることができる。このときの処理費は 100 万ガロン当り 60 ドル (1m³ 当り約 6~7 円) が付加される。ただこの見積りはかなり控え目であり、米国と日本での金利、人件費、電力費の差を考慮すれば 1m³ 当り都市下水では 10 円程度は考えねばならないだろう。昭和60年において処理すべき排水は、昭和39年における都市下水と工場廃水の BOD 負荷比が 1:1.5 から 1:2.7 と工場廃水の比重が大きくなることを思えばさらに処理費は増大するであろう。これらのことから今後稀釈水の確保のための費用と三次処理の費用のコスト比較、さらに技術的な処理の研究などを今後大いに進められるべきであろう。

3. 新河岸地区の工場廃水処理に関する技術的検討⁹⁴⁾

わが国における水質汚濁の顕化は、第 2 次世界大戦後の急激な工業の発展および人口の都市集中によるもので、特に工業の発展に起因するものが多い。隅田川の場合

もこの例にもれず、先にも述べたように、汚濁負荷量の過半は工場廃水によるもので、新河岸地区、千住地区、江東地区等に集中している工場群からの汚濁負荷がかなりのウェイトを占めている。したがって、隅田川の汚濁防止に限らず、一般的にいって工場廃水を主とする下水の処理の問題に関連して大きな研究課題になっており、下水道研究室でも、これ等工場廃水を主とする下水の処理に関して、いくつかの調査および機能設計を行ってきた。本報告は感潮河川の汚濁制御、主として隅田川に関連して述べているので、3. では隅田川新河岸地区の工場廃水処理に関する機能設計のみについて、下水道研究室で行なった研究を主として述べることにする。

(1) 新河岸地区の概要と処理目標^{95), 96), 97)}

新河岸地区から排出される工場廃水および家庭汚水は、隅田川汚染の重要な汚濁源であって、COD 負荷でいえば、工場廃水による隅田川負荷の約 50% を、BOD 負荷で 34% を占めている。

これに対処するため、国および都においては、昭和34 年より「特別都市下水路事業」として事業を開始し、昭和38年度より都下水道局が事業の実施にあたって現在に至っている。本地区の概要を述べると次のごとくである。

(1) 計画排水地区

計画排水面積: 1,087ha

行政区分: 板橋区……舟渡町, 新河岸町, 徳丸本町, 蓮根町, 志村西台町, 志村中台町, 志村町, 前野町, 長後町, 小豆沢, 清水町, 宮本町, 泉町, 大原町, 常盤台

北 区……浮間, 袋町

(2) 計画人口および対象工場数

計画人口 205,000人
対象工場数 約 710工場

(3) 計画水量

晴天時計画汚水量 (地下水を含む) 80,000m³/d
晴天時計画工場排水量 210,000m³/d
晴天時処理水量 230,000m³/d
雨天時処理水量 560,000m³/d
雨水量 20,966m³/s

(4) 排水管路

管路延長 約 17,000m

93) Cardinal, P. J., Jr.: "Advanced Waste Treatment Projects in the United States"

米国における下水汚泥処理に関するセミナー, (昭和42年 5 月)

94) 杉木, 中川: 「新河岸地区廃水処理調査報告書」土木研究所部内資料, (昭和39年)

95) 二階堂宏, 安田康宏: 「新河岸川沿岸の工場排水を対象とした新河岸川浄化対策について」

その 1 下水道協会誌 Vol.4, No.36, (1967)

96) 同 その 2 下水道協会誌 Vol.4, No.37, (1967)

97) 同 その 3 下水道協会誌 Vol.4, No.39, (1967)

(5) 通信調査による水量調査 した。その結果を、表-3-1、表-3-2に示す。通信調査によ
 東京都下水道局は、昭和37年10月～12月末にわたり、いては、技術的に信頼度に多少疑問があるが、本地区に
 対象工場に調査表を送り、水量水質に関し調査を行なっ おける工場数、流量の概要がわかる。

表-3-1 新河岸川沿岸工場実態調査（通信調査）一括表

種別	区別	総計	調査票回収内訳			調査票未回収内訳					除害施設 に対する 推定され る工場	統計に 対する 同右 率(%)	
			回収工場	回収 率 (%)	工場内訳		未回収 工場	未回 収率 (%)	工場内訳				
					主要工場	その他の 工場			従業員 100人以上 (%)	従業員 99-50人 (%)			従業員 49人以下 (%)
工場数	北 区	150	59	39	20 (34)	39 (66)	91	61	3 (3)	8 (9)	80 (88)	39	26
	板橋区	641	327	51	74 (23)	253 (77)	314	49	32 (10)	44 (14)	238 (76)	273	43
	計	791	386	49	94 (24)	292 (76)	405	51	35 (9)	52 (13)	318 (78)	312	39
排水量 (m³/d)	北 区	65,544	62,984	96	62,402 (99)	582 (1)	2,560	4	190 (7)	210 (8)	2,160 (85)	63,091	96
	板橋区	85,487	77,377	91	72,849 (94)	4,528 (6)	8,110	9	2,410 (30)	1,540 (19)	4,160 (51)	80,390	94
	計	151,031	140,361	93	135,251 (96)	5,110 (4)	10,670	7	2,600 (25)	1,750 (16)	6,320 (59)	143,481	95

※：除害施設の推定は、対象工場の排水量は考慮せず水質のみである。

表-3-2 新河岸川沿岸工場実態調査（業種別）内訳

種別	業種別	合計	北 区						板 橋 区					
			計	調査票回収工場		調査票未回収工場		計	調査票回収工場		調査票未回収工場		計	従業員(人)
				主要工場	その他の工場	100人以上	99～50		主要工場	その他の工場	100人以上	99～50		
工場数	A 化学関連業種	126 (16)	23	8	7	1	—	7	103	35	34	2	3	29
	B 金属関連業種	422 (53)	73	1	17	1	4	50	349	21	152	24	26	126
	C 紙パルプ製造	3 (0.4)	2	2	—	—	—	—	1	1	—	—	—	—
	D 食品、醸造業	30 (4)	7	4	1	—	—	2	23	2	8	2	2	9
	E そ の 他	210 (27)	45	5	14	1	4	21	165	15	59	4	13	74
	合 計	791 (100)	150 (19)	20	39	3	8	80	641 (81)	74	253	32	44	238
排水量 (m ³ /d)	除害施設を要する工場数	212	39	20	9	2	4	4	273	74	104	24	26	45
	A 化学関連業種	41,273 (27)	15,511	15,135	146	80	—	150	25,762	24,227	675	160	120	580
	B 金属関連業種	35,531 (24)	5,039	3,242	227	60	110	1,400	30,492	21,968	3,044	1,920	1,040	2,520
	C 紙パルプ製造	41,000 (27)	31,600	31,600	—	—	—	—	9,400	9,400	—	—	—	—
	D 食品、醸造業	12,643 (8)	9,585	9,435	50	—	—	100	3,058	2,545	133	140	70	170
	E そ の 他	20,584 (14)	3,809	2,990	159	50	100	510	16,775	14,709	676	190	310	890
	合 計	151,031 (100)	65,544 (43)	62,402	582	190	210	2,160	85,487 (57)	72,849	4,528	2,410	1,540	4,160
	除害施設を要する排水量	143,481	63,091	62,402	329	130	150	80	80,390	72,849	3,491	2,070	1,020	860

注：計欄の（ ）内は合計欄に対する百分率、未回収工場排水は推定量

(6) 処理目標水質
 昭和39年8月29日告示された隅田川水質基準によれば、本地区は丁地区で区分される区域である。(図-3-1参照)

したがって、処理水質は次のように定められている。
 水素イオン濃度 5.8～8.6
 生物化学的酸素要求量 1ℓにつき 120mg
 浮遊物質 1ℓにつき 150mg

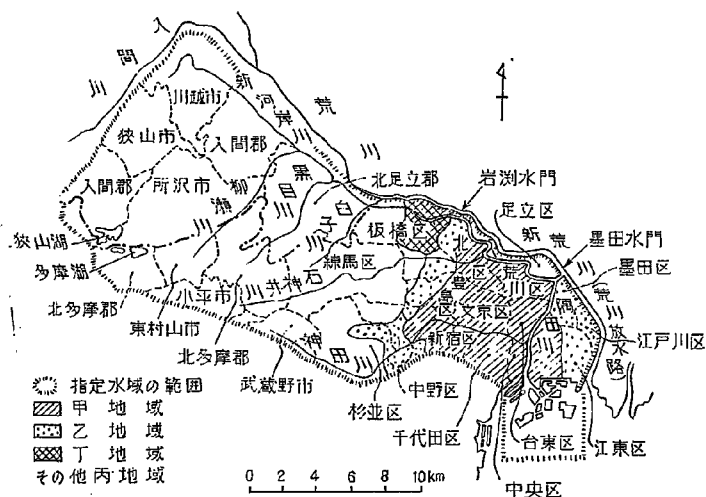


図-3-1 指定水域の範囲および水質基準適用の地域区分

〔2〕 SCP 廃水の処理に関する

従来の研究

新河岸地区の工場についての概要を前節に述べたが、この地区のBOD負荷のうち約半分はパルプ、特にSCP(Semi Chemical Pulp)製造工程によるものである。

パルプ廃水の処理は、水量がかなり大量であること、BOD がかなり高いこと、さらにリグニン等による色度が高いので、放流河川に与える影響が大きいとともに、処理が困難とされ、種々研究が行なわれている。しかし、本地区におけるSCP 廃水を処理より除外することは、隅田川汚濁対策上好ましくないこと、更に技術的、経済的に処理の可能性があることなどから、本研究では全工場廃水を処理対象として検討することにした。したがって〔2〕では、本地区での処理方式を律すると思われるSCP 廃水の従来の研究について述べることにする。

(1) SCP 製造工程および廃水水質

本地区において、SCP製造を行なっているN製紙K・KのFlow Sheetおよび工場配置図を図-3-2に示す。

SCPは、酸性亜硫酸法、硫酸塩法、中性亜硫酸法がある。日本では中性亜硫酸法が行なわれている。これは、木材(広葉樹、もしくは針葉樹)を蒸解釜に入れ、亜硫酸ソーダまたはアンモニアを主薬品として、蒸解液中に

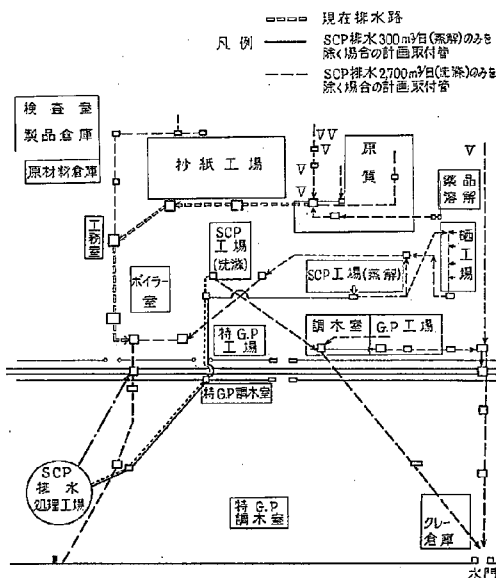


図-3-2 N製紙株式会社工場排水系統略図

溶出する錯酸または銀酸によるpH低下をさけるため中和用のソーダ灰を少量加えたものを蒸解液とし蒸解時間8時間煮て、その後機械的に磨ってパルプを製造する方法である。S・Pなどに比し本法は、蒸解液の濃度も濃

く、かつ蒸解時間も短いので、蒸解が完全でないが、本法によるパルプは歩留りがよく、かつかなり強い紙の原料とすることができること、さらに機械設備が簡単で薬液も S・P などのように自家製造しなくてもすむなどの特徴があるので、中小パルプ工場で本法を用いるところが多い。一般的にいうと、本廃水は中性で、黒褐色、リグニンスルホン酸、亜硫酸塩、有機酸塩を含み、その

ほかパルプをすりつぶすためかなり浮遊物も多い。リグニン、ペントザン等は S・P よりも少ないといわれている。

N 製紙における各工程別の水質、水量を示すと表-3-3 のようであった。Vilbrandt²⁹⁾ が調べた BOD および固形物の分析を示すと表-3-4 のようであった。

表-3-3 N 製紙排水における工程別排水の水量、水質（昭和33年8月5日採水）

		工 程 別 排 水						総 合 排 水		備 考
		SCP蒸解	SCP洗滌	漂 白	抄 紙	GP排水	皮 剥	水路10	水路8	
水 質	pH	7.5	7.5	1.9	6.7	休 止	休 止	7.7	4.0	1. GPおよび皮剥排水は運転休止中であった。 2. 流量観測を行なったものは総合水量と抄紙工程水量だけである。
	BOD	ppm 16,200	ppm 1,500	ppm 750	ppm 50	—	—	600	600	
	COD	38,300	3,400	1,600	130	—	—	1,600	1,300	
	SS	5,700	900	200	200	—	—	500	200	
	蒸発残留物	78,000	5,000	3,100	500	—	—	2,500	2,500	
	溶解性物質	72,300	4,100	2,900	300	—	—	2,000	2,300	
	熱灼残留物	34,300	1,400	1,300	300	—	—	800	1,000	
	減 量	43,700	3,600	1,800	200	—	—	1,700	1,500	
水 量	通信調査 (工場申告)	m ³ /日 300	m ³ /日 2,700	m ³ /日 6,400	m ³ /日 14,400	m ³ /日 1,200	m ³ /日 1,600	26,600		
	流量観測 (工程別)	—	—	—	14,000	休 止	休 止	4,900	33,000	
	流量観測 (総 合)	—	—	—	—	—	—	10回平均 27,930	10回平均 33,300	

表-3-4

成 分	固型物 %	BOD %
Pentosans	5.7	18.9
NaHCO ₃	11.5	0.0
Na C ₂ H ₃ O ₂	26.1	56.7
ナトリウム塩	6.8	4.2
Lignin	14.9	*
Pentosan 以外の浮遊物中の分解成分	5.4	*
計	70.4	79.2

* 5 日 BOD 不正確なもの

(2) 現在まで行なわれている処理方式

本廃水は、中性亜硫酸法であれば、廃水はほぼ中性であるから腐敗が早く、後述するように亜硫酸塩をも含んでいるので、脱酸素されて速かに嫌気性となる。したがって、メタンガスや硫化水素が発生し無処理に放流すれ

ば直ちに公害の原因となる。従来行なわれている方法を述べると、(1)沈殿による浮遊物質の除去および回収、(2)薬品沈殿によるコロイド性物質および色度の除去、(3)活性汚泥法による BOD 除去、(4)単純ばう気による揮発性分の除去、(5)ラagoonニングによる浮遊物の除去、などである。

(i) 沈 殿

沈殿 2 時間を行ない、浮遊物を除去するとともに繊維を回収する方法で、日本で SCP 工場のうち 2 カ所で行なわれている。

(ii) 薬品沈殿

一般的に薬品沈殿は処理すべきスラッジ量が多くなるので実施することが少なく、特殊の所で行なわれ、本邦でも 1, 2 の工場で採用されている。たとえば Howard 法では、硫酸ばん士を凝集剤として用い、工程を 3 段階に分けている。第 1 段階において、CaSO₄ を沈殿させ、これを蒸解液に返し、第 2 段階において、Lignin が沈殿しフィルターによってケーキを作り、第 3 段階として、

98) "Report on Semicheical Wastes", National Council for Stream Improvement, Report No. 24, (1949)

pH を 11 にあげてコロイド性物質を沈殿させる。これで沈殿した Lignin は、プラスチックの製造、スケール制御剤、消泡剤としてタンニン化合物を作るのに利用される。この方法による BOD 除去率は 40% 程度である。ローパルプ廃水についての研究の結果によると、 FeCl_3 、 H_2SO_4 と硫酸ばん土を用いて処理を行なった結果、BOD 除去率 50%、汚泥量 27%、濁度除去率 82%、色度はほぼ皆無となった。⁹⁹⁾ 他のパルプ (たとえば K・P) 廃水について薬品沈殿によって色度除去が可能であることも実験的に¹⁰⁰⁾ 明らかであるが、前述のように汚泥処分が大きな問題とされている。

(iii) 活性汚泥法による処理

パルプ廃水に対する活性汚泥処理は種々の研究者が行なっている。特に SCP 廃水については West Virginia パルプ会社において、NSCP と Kraft パルプ廃水の処理を本法で処理している。全生産量の 1/3 は未晒の広葉樹 SCP であって、他は K・P である。処理廃水量は 16 mgd で平均 BOD は 140ppm である。処理は 3 時間ばっ気度 25% 返送している。BOD loading は 1,000 ft³ 当り 55 lbs, MLSS は 2,000 ないし 3,000ppm である。本廃水処理には、BOD に対し窒素 5%、磷 1.3% を加えた結果、BOD 除去率 85% であった。¹⁰¹⁾

柴田¹⁰²⁾ は SCP 廃水の活性汚泥処理実験を行なった。彼は、SCP 廃水を適当な稀釈水で稀釈してほぼ BOD を 500ppm 前後にした後、5 時間ばっ気、3 時間沈殿を行なって処理をした。この結果を示すと表 3-5 のようであった。この結果、(1) pH は 6.5~6.9 の原水が 7.2~7.4 になる。(2) BOD₅; 原水 BOD 557ppm が 183ppm となり、平均 BOD 除去率 66.3% が得られる。(3) 浮遊物質; 除去率 88% が得られ 39ppm となる。(4) 余剰汚泥量; 原水流量に対し 2~3% の余剰汚泥が発生する。

さらに、井出、遠矢¹⁰³⁾ は、Na-SCP 蒸解液と同工場から排出される抄紙廃水とを適量づつ混合し、BOD 500, 700, 1,000ppm に調整した廃水について試験を行なった。その結果次のような結果を得た。

Na-Base SCP 廃水については

(i) Na-SCP では BOD 負荷 2kg/m³d まで BOD 除去率 75~80% が得られる。3.0kg/m³d では 60% の除去率が得られる。

(ii) Na-SCP 廃水のみでは、BOD : N : P = 100 : 17 : 1 に添加すると、BOD 650ppm の場合、添加した

表 3-5 稀釈水を異にすることによる浄化能率
ばっ気時間 5 時間 I : 流入水
沈殿時間 3 時間 E : 処理水
稀 釈 率 1 : 1

分析項目	試 料	パルプ廃水を抄紙廃水(未処理)で 2 倍に稀釈したもの	パルプ廃水を抄紙廃水(未処理)で 2 倍に稀釈したもの	パルプ廃水を薬品沈殿処理水で 2 倍に稀釈したもの Fe 40ppm CaO 40ppm	パルプ廃水を井戸水で 2 倍に稀釈したもの
		I E	I E	I E	I E
pH		6.9 7.4	6.9 7.4	7.0 7.4	7.0 7.4
透 視 度 cm		I E	I E	I E	I E
		1.2 3.2	1.2 4.0	1.4 4.1	1.6 5.4
COD ppm		I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %
		1,460 1,182 19.0	1,310 1,050 20.0	1,290 1,012 21.5	1,000 750 25.0
5 day BOD ppm		I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %
		536 255 52.4	480 163 66.0	460 143 69.0	410 81 81.2
溶存酸素 ppm		I E	I E	I E	I E
		1.0 2.3	1.2 2.6	1.3 2.7	2.2 3.9
浮遊物質		I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %	I E 除去率 %
		486 76.8 84.0	390 40.8 89.5	380 40.0 89.5	370 38.6 89.6

ものの除去率 86% (MLSS 6,000ppm)、添加しない場合は 60% にすぎなかった。

(iii) 活性汚泥処理では、流入 BOD 濃度におおよその限界があること。

(iv) パルプ廃水中、リグニン系統の化合物については、生物的分解は不可能で、COD 除去率は、10~20% 程度でしかない。

NH₄-Base SCP 廃水については

(i) 廃水の BOD 濃度 250~300ppm のとき、ばっ気槽容量 1m³ 当り、BOD 負荷 0.6~1.2kg/m³ の場合、BOD 除去率 60~70% が期待できる。実際処理の場合 0.4kg/m³ で除去率 70~75% が期待できる。

(ii) NH₄-Base SCP では BOD 負荷 L_0 (kg/m³)、除去率 x (%) とすると次式が成り立つ。

$$L_0 = 0.05x \times 4.035 (\text{kg/m}^3 \text{d})$$

(iii) 色度は、若干増加する傾向がある。

- 99) Nemerow, N. L.: "Theories and Practices of Industrial Waste Treatment" Adison-Wesley, (1963)
- 100) 井出哲夫: 「汚泥処分に関する研究」東京大学学位論文, (昭和 37 年 12 月)
- 101) Moore, T. L. and Kass, E. A.: "Design of Waste Treatment Plant for the Pulp and Paper Industry" Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 1, p. 347, Reinhold Pub. Co.
- 102) 柴田三郎: 「中小企業のパルプおよび製紙廃水の処理に関する研究」水産増殖資料 5 号, 農林省水産庁, (昭和 31 年 3 月)
- 103) 井出哲夫, 遠矢泰典: 「パルプ廃水の生物学的処理について」水処理技術, Vol. 3, No. 12, (昭和 37 年 12 月)

(iv) 本廃水は、 $BOD:N$ が $1.5 \sim 2.0:1$ となり、かなり窒素過剰になっている。したがって Na -Base と同様の処理を行なうにはばっ気等により過剰の窒素を除きかつ栄養の添加が必要である。

以上、二、三の例のように、中性 SCP 廃水は活性汚泥法により充分処理可能であることがわっている。一方本法の問題点は、建設費および維持費がいくらか割高になる欠点があることである。

(iv) 単純ばっ気による処理

井出、遠矢¹⁰³⁾は、 NH_4 -Base SCP について単純ばっ気試験を行なった。この結果、図-3-3の点線のごとき結果を得、すでに本州製紙江戸川工場において操業している。江戸川工場では、黒液は12時間、洗浄水は50分の単純ばっ気を行ない、 BOD 除去率50%、処理水 BOD 180 ppm で河川に放流している。

(v) 薬品回収法

KP 工場と SCP 工場が併設されている場合には、KP 工場に移送して回収するが、欧米では SCP のみの場合においても回収法が研究されている。これは、Zimmerman 法、Mead 法、Sivola 法、Ganvin 法、Institute 法などがあるが、いずれも本邦の場合には企業規模が小さい

こと、建設費が大きいことなどから、実用性に乏しいといわれている。¹⁰⁴⁾

(vi) Lagooning

パルプ廃水を10日から10ヵ月、沼に貯溜し、その間に安定化する方法であるが、広大な敷地を要するので、米国では例があるが日本では実用性がないと考えられる。

〔3〕 新河岸地区廃水処理の機能設計

新河岸地区処理場は、処理計画人口 205,000人、710工場から排出される廃水の処理を行なうことは前述のごとくである。

本処理場の機能設計にあたっては、処理水量が290,000 m^3/d と規模も大きく、かつ BOD 濃度もかなり高いため、充分の調査が必要となる。

著者は、本廃水の処理方式として〔2〕に述べた処理方式のうち、全工場廃水を処理する場合、一応最も可能性のある 1) 薬品処理、2) 生物処理、の二法について検討することとした。試験は、1) 水質水量調査、2) 薬品凝集試験、3) 生物処理試験である。

(1) 水量および水質調査

本研究の対象地区および採水を行なった地点は図-3-4に示したごとくである。頭初研究に用いた水量は、都庁下水道局が昭和38年9月～10月に実施した調査、表-3-7にもとずき、混合廃水を作って研究を行なったが、以後39年に至りかなり流量水質の変動がみられるので、建設省土木研究所下水道研究室において39年1月にあらたに水質、水量調査を行なった。

したがって、薬品処理の実験研究では、都庁の調査結果を用い、一方生物処理試験では昭和39年1月の著者らの行なった調査にもとずいて試験を行なった。

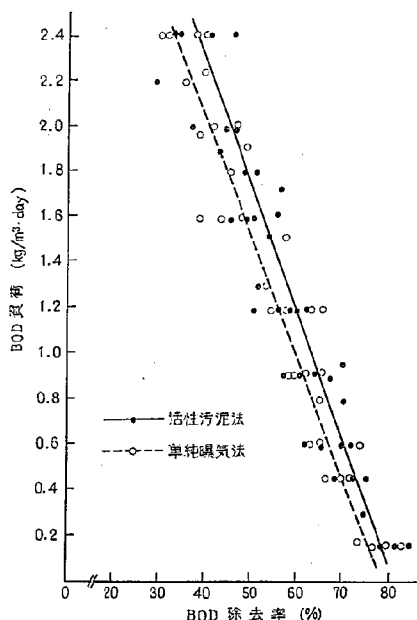


図-3-3 NH_4 -SCP 廃水の活性汚泥処理、および単純ばっ気処理における BOD 負荷と除去率の関係

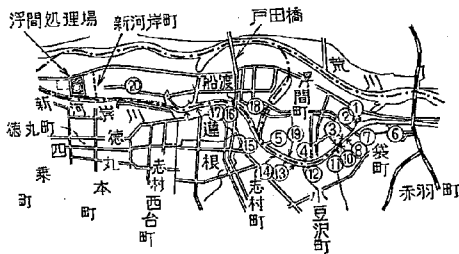


図-3-4 流量観測水路の位置

1. 水量測定および試料採取

新河岸川に 排出口を有する 主要排水路 16カ所を撰定し、1月14日から24日の間に水量測定と試料採取を行なった。水量測定と試料採取は新河岸川の干満による影響を少なくするため、干潮時を選んだ。したがって、通算1日の測定を完了するのに延べ3日を要した。結果を

104) 「用水廃水便覧」p.1206, 丸善, (昭39)

表-3-6 測 定 流 量 (m³/s)

時刻 地点 No.	2:00	4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	24:00	日平均	混合比 (%)
1	0.014	0.015	0.049	0.032	0.030	0.035	0.029	0.033	0.030	0.036	0.038	0.036	0.031	1.2
3	0.010	0.029	0.014	0.026	0.036	0.033	0.031	0.022	0.030	0.017	0.017	0.008	0.022	0.8
4	0.260	0.284	0.154	0.114	0.125	0.172	0.479	0.258	0.195	0.186	0.194	0.123	0.212	8.4
5	0.068	0.142	0.099	0.083	0.034	0.164	0.117	0.068	0.030	0.032	0.038	0.034	0.075	3.0
6	0.097	0.063	0.079	0.073	0.192	0.018	0.091	0.093	0.077	0.077	0.062	0.089	0.084	3.3
8	0.381	0.307	0.365	0.377	0.332	0.371	0.391	0.375	0.309	0.362	0.322	0.380	0.356	14.2
10	0.070	0.094	0.251	0.179	0.480	0.337	0.097	0.030	0.007	0.071	0.235	0.095	0.167	6.6
11	0.219	0.167	0.192	0.286	0.250	0.091	0.192	0.268	0.178	0.166	0.216	0.175	0.200	8.0
12	0.019	0.005	0.010	0.042	0.150	0.193	0.081	0.094	0.053	0.031	0.021	0.013	0.059	2.3
14	0.358	0.213	0.153	0.249	1.420	1.193	0.670	0.670	0.314	0.392	0.302	0.314	0.520	20.8
15	0.103	0.144	0.149	0.109	0.185	0.307	0.187	0.185	0.103	0.153	0.330	0.416	0.197	7.8
16	0.069	0.057	0.059	0.079	0.093	0.087	0.087	0.069	0.087	0.099	0.037	0.025	0.070	2.8
18	0.156	0.108	0.049	0.149	0.098	—	0.239	0.190	0.179	0.165	0.143	0.090	0.161	6.4
19	0.014	0.012	0	0.028	0.046	0.027	0.036	0.077	0.059	0.036	0.029	0.038	0	1.7
20	0.090	0.102	0.099	0.097	0.025	0.011	0.081	0.102	0.100	0.074	0	0.024	0.067	2.6
21	0.207	0.303	0.202	0.187	0.233	0.190	0.378	0.222	0.224	0.229	0.232	0.204	0.234	9.3
混 合	1.684	1.644	1.386	1.607	2.983	2.670	2.754	2.344	1.657	1.692	1.777	1.664	—	—
全 混 合	2.135	2.045	2.002	2.163	3.795	3.328	3.242	2.809	1.973	2.125	2.334	2.139	2.498	1.00

表-3-6に示す。

測定時刻と干潮位時刻

月 日	時 刻	L-W
1月14日	10.00	11.05
	12.00	
	22.00	
	24.00	23.17
1月21日	2.00	
	4.00	2.53
	14.00	
	16.00	15.45
1月24日	6.00	
	8.00	6.00
	18.00	
	20.00	19.48

測定の時間間隔は2時間とした。

測定位置は人孔、水路等であるが、大部分において測定条件は不良であった。干潮時にても、なお潮の影響を受ける吐口、水路断面の不定等、的確な測定は困難であった。

水量測定と試料採取地点

(採水地点 No.) (流入する主要工場)

1. 浮間合成
3. 日曹化学
4. 中外製薬、菊地色素
5. 東洋化学
6. 鈴木金属

表-3-7 混合比の比較 (%)

排水路 No.	混合比 I	混合比 II	混合比 III
1	0.7	1.2	1.0
3	1.2	0.8	0.9
4	7.0	8.4	7.9
5	3.1	3.0	2.9
6	8.1	3.3	3.0
8		14.2	11.1
10	6.6	6.6	7.6
11	7.0	8.0	6.1
12	—	2.3	3.9
14	27.1	20.8	30.0
15	26.4	7.8	6.5
16	1.2	2.8	2.5
18	8.5	6.4	5.5
19	0.4	1.7	1.6
20	5.0	2.6	1.7
21	2.7	9.3	7.8

(注) 混合比 I : 東京都下水道局調査による水量比

混合比 II : 筆者らの調査による水量比

混合比 III : 本調査の10, 12, 14, 16時の平均 (BOD負荷の高い時刻と採水時刻に合せて4回の平均をとった。処理実験に用いた。)

8. 日本製紙
10. 日本製紙
11. 雪印乳業、下水管
12. 下水管

14. 公共水路 (坂良橋)
15. 公共水路 (志村化工横)
16. 大日本インキ
18. 公共水路 (資源研鑽)
19. 太平製紙
20. 太平製紙
21. 日清製紙

2. 水量の変動

各排水路における採水時ごとの変動は表-3-6に示される。総排水量の量変動は図-3-5に示されるところ、総排水量の量変動は、10時、18時、20時とに多少の差が認められるが、全体的には大きな差異はないものと思われる。しかし、各排水路ごとの水量には異なる測定結果を得た水路があり、混合比率を変えている。

3. 水質の変動

日本製紙排水を除く混合排水と日本製紙排水については18項目にわたって水質分析を行なった。(表-3-8 その1) また、生物処理の障害になると思われるシアン、クローム、フェノールについては、これらが含まれると推定された排水路のみに限った。シアン、クロームについては排水路 No. 6, 11, 12, 14, 15, 16である(表-3-8 その2)。フェノールについては No. 18である(表-3-8 その3)。混合排水と日本製紙排水の主な分析項目、pH、BOD、COD、SSの時間変化をグラフに示すと、図-3-5~9のごとくである。

水質試験の結果の中に、二、三問題点が見いだされる

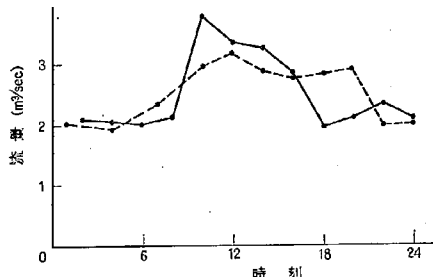


図-3-5 総排水量の時間的変動

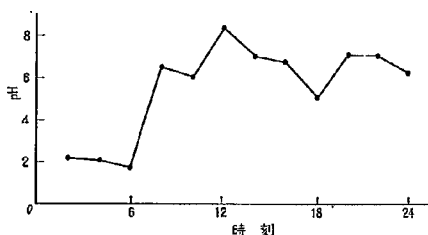


図-3-6 pH の変動

のでその点について述べる。

pH; 昭38年、東京都の調査では昼夜を通して酸性側(pH3~4)であったが、その後に移行されていた処理実験のための採水では、東京都の場合も、著者らも、中性付近であることが多かった。今回の調査においても8~24時の間はpH6~7の近辺にあることから、昼間はほぼ中性付近の排水が流出しているものと思われる。しかし、夜間2~6時における低pH値(1.7~2.2)は問題である。排水路 No. 1 と No. 5 の低pH排水の影響と思われる。各排水路のpH値の時間変動を表-3-9に示す。

BOD; 混合排水は129~281ppmの範囲にあり、4時、6時、24時を除くと昼夜を通して200ppm以上である。BODの時間変動は早朝(4時、6時)を除く時刻ではほぼ200~300ppmの範囲に入るものと思われる。日本製紙排水は8時と14~18時のピークでは520ppm程度であり、ピーク時以外では400~300ppm程度と思われる。

COD; 混合排水は300~600ppmの範囲であり、日本製紙排水は1,500~1,800ppmである。

亜硫酸イオン; 日本製紙排水に含まれる亜硫酸イオンの影響として考えられることは溶存酸素の消費である。未処理で河川へ放流される場合の河川水の溶存酸素や生物処理をする場合の処理施設内の溶存酸素に大きい影響を及ぼすものと思われる。

全シアン化合物; 排水路 No. 12, No. 14, No. 15に多く3~7ppm程度の濃度をもつ排水を各排水路が流出している。

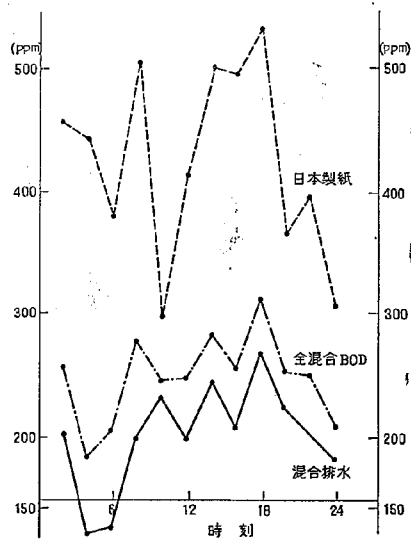


図-3-7 BOD₅ の変動

表-3-8 新河岸川および周辺地区水質試験結果（その1）

39. 3

106

試験項目	試料種類 試料採取日時 単位	混 合 試 料												日 本 製 紙											
		1 月 14 日				1 月 21 日				1 月 24 日				1 月 14 日				1 月 21 日				1 月 24 日			
		10時	12時	22時	24時	2時	4時	14時	16時	6時	8時	18時	20時	10時	12時	22時	24時	2時	4時	14時	16時	6時	8時	18時	20時
pH	at 25°C	6.00	8.83	7.05	6.20	2.15	2.00	6.99	6.70	1.70	6.48	4.97	7.07	5.00	4.50	4.50	4.00	4.20	4.20	3.93	3.98	4.12	3.78	2.95	4.10
導電率	$\mu\text{V}/\text{cm}$ 25°C	1,150	1,880	950	660	3,500	6,600	1,260	1,200	6,400	1,150	1,000	1,140	1,570	1,850	2,110	2,310	2,050	1,950	1,990	2,000	1,820	1,320	2,270	2,060
酸消費量(pH5)	mg/l Ca CO ₃	27.4	166	92.4	37.0	0.0	0.0	91.8	66.4	0.0	98.8	0.0	100.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
アルカリ消費量(pH9)	mg/l Ca CO ₃	130	110	52	63	461	1,021	105	68	1,015	121	123	65	170	225	229	302	290	285	304	320	252	299	430	280
全窒素	mg/l N	16.0	140	16.5	12.9	10.9	10.5	60.9	21.9	13.3	20.7	18.9	24.3	8.2	6.2	7.4	7.1	6.4	5.3	6.4	6.8	6.4	4.2	4.2	4.9
アンモニア性窒素	mg/l N	15.0	123.9	1.14	2.32	2.08	2.12	32.3	9.22	3.59	4.99	8.03	12.93	1.30	1.30	1.30	1.20	1.98	1.63	1.63	1.98	2.22	1.69	2.22	2.91
硫酸イオン	mg/l SO ₄ ²⁻	333.3	278.2	221.4	79.0	490.5	768.7	172.8	285.6	774.4	156.4	229.6	235.4	339.1	442.0	419.7	445.2	344.8	345.7	367.1	354.7	326.7	385.2	332.5	370.4
亜硫酸イオン	mg/l SO ₃ ²⁻	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4.0	4.4	8.4	4.8	2.4	2.4	3.2	3.2	2.4	3.2	3.8	2.7
全シアン化合物	mg/l CN ⁻	2.5	1.7	0.3	1.1	0.6	0.2	0.3	1.0	0.5	0.8	1.8	0.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
COD (KMnO ₄ 使用)	mg/l O	690	470	540	570	370	340	390	330	370	390	540	420	1,570	1,890	1,730	1,650	1,530	1,550	1,500	1,530	1,750	1,750	1,530	1,560
ヨウ素消費量	mg/l I	31.2	39.2	35.2	31.4	0.2	0.0	5.5	20.4	1.6	47.0	9.7	32.1	145.7	166.8	166.0	177.7	80.0	84.9	70.2	149.7	133.0	96.4	60.4	121.3
n-ヘキサン可溶性物質	mg/l	0.0	0.0	1,347	176	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	920	7,006	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	656	0.0	0.0	0.0
全蒸発残留物	mg/l	1,294	1,040	920	832	1,414	1,210	1,278	1,204	1,218	894	982	1,030	2,912	3,544	2,654	3,302	3,264	1,918	2,910	3,008	2,788	2,784	2,886	2,834
溶解性蒸発残留物	mg/l	903	762	724	562	1,260	868	958	864	1,082	854	836	746	2,570	2,708	1,722	2,906	3,030	1,710	2,714	2,642	2,478	2,526	2,712	2,666
懸濁物質	mg/l	391	278	196	270	154	342	320	340	136	40	146	284	342	836	932	396	234	208	196	366	310	258	174	168
強熱減分	mg/l	674	540	420	564	638	680	644	478	872	492	496	536	2,236	2,434	2,400	2,406	2,250	1,792	2,034	2,134	2,060	2,082	2,332	2,102
強熱減量	mg/l	620	500	500	268	776	530	634	726	346	402	486	494	626	1,110	254	896	1,014	126	876	874	728	702	554	732
全クロム	mg/l Cr	0.08	0.93	0.30	0.33	0.26	0.22	0.02	4.71	0.02	0.01	0.01	0.03	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BOD	PPM	244	209	215	194	213	129	257	219	136	209	281	236	311	432	412	320	472	460	520	515	395	524	560	380
流量	m ³ /sec	2.983	2.670	1.777	1.664	1.684	1.644	2.754	2.344	1.386	1.607	1.657	1.692	0.812	0.708	0.557	0.475	0.451	0.401	0.488	0.465	0.616	0.556	0.316	0.433

表-3-8 新河岸川および周辺地区水質試験結果 (その2)

試験 項目 試料No.	全クロム mg/l Cr	全シアン 化合物 mg/l CN-	試験 項目 試料No.	全クロム mg/l Cr	全シアン 化合物 mg/l CN-	試験 項目 試料No.	全クロム mg/l Cr	全シアン 化合物 mg/l CN-
1/14 10時	2.72	1.6	1/21 2時	0.08	0.5	1/24 6時	0.03	0.8
6 12時	2.54	0.9	6 4時	0.03	0.1	6 8時	0.05	0.5
22時	0.03	0.7	6 14時	0.35	1.2	6 18時	2.58	1.6
24時	0.07	0.3	6 16時	1.00	1.2	6 20時	0.01	0.2
11 10時	0.07	0.5	11 2時	0.00	0.0	11 6時	0.01	0.0
11 12時	0.00	2.6	11 4時	0.01	0.0	11 8時	0.01	0.2
22時	0.01	0.0	11 14時	0.16	0.8	11 18時	0.02	0.7
24時	0.01	0.0	11 16時	0.06	0.1	11 20時	0.01	0.0
12 10時	3.97	1.1	12 2時	0.10	0.0	12 6時	0.01	0.0
12 12時	2.71	1.6	12 4時	0.05	0.1	12 8時	0.02	0.6
22時	0.02	0.2	12 14時	3.48	2.6	12 18時	2.79	7.3
24時	0.06	0.1	12 16時	0.66	2.8	12 20時	0.17	0.5
14 10時	0.62	4.4	14 2時	0.23	1.7	14 6時	0.00	3.0
14 12時	1.28	4.6	14 4時	0.05	1.6	14 8時	0.00	7.0
22時	0.64	1.4	14 14時	1.36	3.6	14 18時	1.45	2.9
24時	0.02	1.4	14 16時	0.62	2.5	14 20時	0.55	2.2
15 10時	0.74	3.6	15 2時	0.21	0.5	15 6時	0.11	0.5
15 12時	3.55	0.7	15 4時	0.48	0.3	15 8時	0.05	0.9
22時	0.53	0.6	15 14時	53.3	0.2	15 18時	1.84	1.0
24時	0.55	3.6	15 16時	30.9	3.2	15 20時	0.24	0.5
16 10時	0.01	0.5	16 2時	0.00	0.0	16 6時	0.01	0.2
16 12時	0.00	1.0	16 4時	0.00	0.0	16 8時	0.00	0.0
22時	0.01	0.7	16 14時	0.02	0.0	16 18時	0.00	0.0
24時	0.01	0.5	16 16時	0.04	0.1	16 20時	0.00	0.2

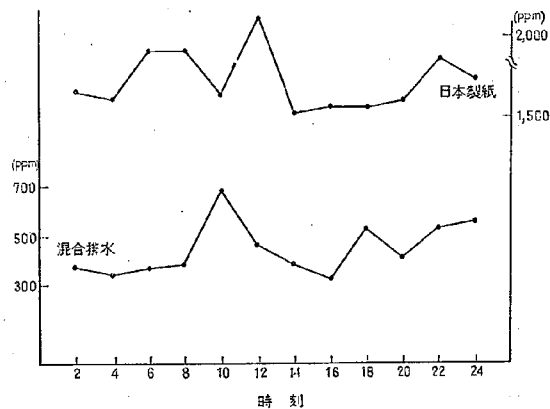


図-3-8 COD の 変 動

表-3-8 新河岸川および周辺地区水質試験結果
(その3)

試料 No.	放 流 口 分	フェノール mg/ℓ C ₆ H ₅ OH
18	1/14 10時	1.9
	12時	1.5
	22時	0.7
	24時	0.6
18	1/21 2時	A
	4時	A
	14時	A
	14時	B
	16時	A
	16時	B
18	1/24 6時	A
	6時	B
	8時	A
	8時	B
	18時	A
	18時	B
	20時	A
	20時	B

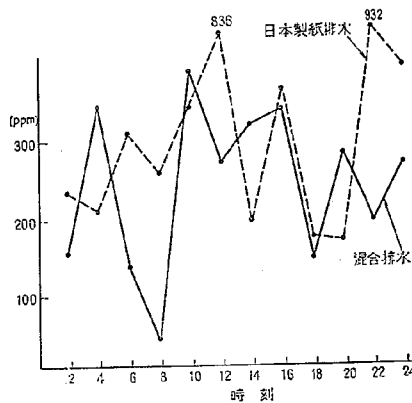


図-3-9 浮遊物の変動

表-3-9 各排水路における pH の変動

時刻 地点No.	1/14				1/21				1/24			
	10:00	12:00	22:00	24:00	2:00	4:00	14:00	16:00	6:00	8:00	18:00	20:00
1	9.2	2.8	2.7	2.9	2.3	2.9	6.7	1.7	1.1	8.9	2.9	11.6
3	2.0	9.7	7.6	7.4	10.4	10.5	7.9	12.1	9.8	11.9	4.9	6.8
4	9.8	7.4	6.7	2.3	4.4	6.0	7.1	6.9	6.7	9.6	3.9	5.4
5	9.3	9.2	6.5	6.8	1.0	1.0	9.1	6.7	1.1	2.7	6.1	6.4
6	4.6	5.5	7.2	6.2	6.5	7.5	5.0	5.7	6.8	5.8	7.2	8.1
8	4.1	3.8	4.4	4.2	4.2	4.1	4.0	4.1	2.9	2.9	3.7	3.9
10	7.1	7.3	7.2	7.3	7.2	7.3	7.3	6.9	7.0	7.3	7.2	7.2
11	10.6	9.4	9.1	9.0	9.5	9.6	9.3	9.1	8.6	8.5	7.8	8.9
12	7.0	6.9	7.6	7.6	7.5	7.2	6.8	8.6	8.0	7.9	7.8	9.5
14	5.3	7.0	7.3	6.9	6.8	7.5	6.1	6.8	7.5	7.4	5.8	6.8
15	7.0	5.0	6.9	6.7	6.6	7.1	5.6	5.8	6.4	7.8	3.3	7.0
16	4.6	5.2	7.1	6.5	7.1	7.4	7.4	7.1	7.3	6.8	7.7	4.8
18	5.9	4.5	9.2	8.3	10.0	7.8	4.9	6.4	6.4	2.1	2.3	9.3
19	7.0	6.1	7.2	7.3	7.3	7.3	7.3	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0
19	7.2	7.1	7.3	7.3	9.2	8.9	8.5	9.2	6.9	6.8	7.2	7.1
19	7.2	7.1	7.3	7.3	9.2	8.9	8.5	9.2	6.9	7.3	7.9	7.5
20	7.7	8.5	—	7.5	7.8	7.3	8.0	7.7	6.8	6.7	7.2	7.2
21	7.8	7.7	8.3	7.6	8.3	7.9	6.5	7.3	7.3	7.4	7.3	8.1
混合排水	—	—	7.1	6.2	2.4	2.0	7.0	—	1.9	6.6	5.0	7.1

全クロム;排水路 No. 6, No. 12, No. 15に1.5~3ppm程度の排水が流出しているようであるが, No. 15の14時, 16時と各々 53, 30ppm と高濃度な排水がみられる。総合排水として希釈された場合でも, 3~4ppmとなり, 生物処理の場合には, 前処理を備えなければ, 影響を与えるものと思われる。

(2) 薬品凝集処理試験

薬品凝集試験は, 日本製紙廃水, 混合廃水, 全混合廃水の3種類の廃水について, ジャーテストを行なった。ジャーテストに際しての浄化度の指標は透視度, COD によった。

試験方法は次の順序で行なった。

1. 試水 1ℓ (混合後1時間静置)
 2. 石灰, 凝集剤注入
 - { 急速攪拌10分
 - { 緩速攪拌10分
 3. 攪拌停止後30分静置, 上澄水についてテスト
- ジャーテストに用いた凝集剤は次の8種類である。
1. 塩化亜鉛
 2. 塩化第2鉄
 3. 硫酸第2鉄
 4. 硫酸第1鉄
 5. アルミン酸ソーダ
 6. 石灰
 7. 硫酸バンド
 8. MIC

上記の凝集剤中, バンド, MIC 以外は, ジャーテストには, 特級試薬としての注入率を記録してあるが, 薬品費の項に記載してある数値は, 入手時における価格に換算したものである。

薬品費算定の基準価格は下記の通りである。

- | | |
|---|----------|
| 1. 石灰 (Ca(OH) ₂ として) | 5 (円/kg) |
| 2. 塩化亜鉛 | 50 " |
| 3. 塩化第2鉄 (FeCl ₃ 38%溶液) | 15 " |
| 4. 硫酸第2鉄 (Fe ₂ (SO ₄) ₃ として50%) | 10 " |
| 5. 硫酸第1鉄 | 6 " |
| 6. 硫酸バンド | 10 " |
| 7. アルミン酸ソーダ | 190 " |
| 8. MIC | 10 " |

本調査に際し, 採水場所とその数, 採水時刻, 廃水混合比は, 東京都下水道局による資料を参考とした。

本調査で行なった採水は, 38年8月13日の第1回採水より, 10月4日までに5回行ない, これらについて, 薬品凝集試験, および, ばっ気試験を行なった。薬品凝集試験については, ジャーテストによって, 各凝集剤別注入率の推定, ばっ気試験については, 生物処理の可能性について検討した。

1. 混合試料の作成

試験に供した混合試料は, 次の3種類である。

1. 日本製紙廃水 (吐口2カ所)
2. 混合廃水 (日本製紙排水を除く14カ所)
3. 全混合廃水 (日本製紙廃水を含む16カ所)

5回にわたって, 採水し, 混合した廃水の水質は, のちに述べる。39年1月までの間の採水場所および混合比(%)を表-3-10に示す。

表-3-10 混合比

No.	場 所	混 合	全 混 合
1	浮間合成	0.9	0.6
3	日曹化工	1.4	1.0
4	中外製薬	5.2	3.8
5	東洋化学	3.4	2.5
6	鈴木金属	3.8	2.8
8, 10	日本製紙	—	26.3
11	雪印乳業	3.3	2.4
12	下水 管	3.6	2.6
14	公共水路(坂良橋)	26.9	19.8
15	" (志村化工)	28.6	21.1
16	大日本インキ	2.4	1.7
18	公共水路(資源研)	10.2	7.5
19, 20	太平製紙	7.0	4.8
21	日清製紙	3.5	2.6

(注) 上記の採水場所の外, 大日本活性炭, 公共側溝, 江南化工, 有機合成, の4地点が計画に入っていたが, 廃水量が少い(0.2%以下)ことから, 第2回採水より, これらの地点を除外した。

2. 平均水質

第1回採水から第6回採水までの水質分析項目中, 主なる項目について平均値を求めてみると, 表-3-11のようになる。

表-3-11 平均水質

項目	日本製紙廃水	全混合廃水	混合廃水
透 視 度	2.9	4.9	4.1
pH	5.4	6.8	6.3
溶解性物質	1,940	830	950
浮遊物質	420	140	234
BOD	507	210	169
COD	1,160	440	152

3. 試料の変質

採水後ジャーテストに供するまでの2~3日間における試料水質の変化を知るために, 原水水温 10~15°C で静置した場合の試料の変質を経過時間ごとに分析してみると表-3-12のようになる。浮遊物にみられる沈殿効果

以外に大きい変質が認められないことから、試験時よく試料を攪拌すれば、2～3日の時間的なずれによる試料の変質を考慮する必要はないと考えられる。

表-3-12 混合試料の経時変化

時間		0	1	3	24	48
日本製紙廃水	pH	4.5	4.5	4.6	4.6	4.9
	SS	438	84	78	23	24
	COD	1,189	1,189	1,199	1,131	1,157
	BOD	478	—	472	439	459
全混合廃水	pH	6.0	6.1	6.1	6.2	6.7
	SS	280	62	50	33	36
	COD	446	378	419	435	426
	BOD	188	—	140	152	187
混合廃水	pH	6.6	6.7	6.7	6.7	6.9
	SS	220	74	36	26	24
	COD	136	100	106	95	99
	BOD	146	—	108	115	118

(注) 静置された試料の水温は10～15℃であった。

4. 薬品凝集試験の要約

ジャーテストの結果を各混合廃水ごとにまとめてみると表-3-13になる。この場合、透視度20以上の処理水を得ることのできた注入率を選び出した。表-3-13の結果から特に薬品費に注目して選ぶと、使用凝集剤は次のようになる。

1. 日本製紙廃水；硫酸ばん土，MIC，硫酸第1鉄
2. 混合廃水；MIC，ばん土，硫酸第1鉄，硫酸第2鉄
3. 全混合廃水；MIC，ばん土，硫酸第1鉄，塩化亜鉛

5. 薬品凝集による BOD 除去

第1回採水および第2回採水の日本製紙廃水と混合廃水について、透視度30以上の上澄水について BOD 試験を行なった。(表-3-14)

BOD 除去率は42～53%である。

凝集沈殿による BOD 除去との比較として、混合試料を遠心分離(3,000rpm 3分間)し、上澄水の BOD を測った(表-3-15)。これにより原水中の浮遊物に起因する BOD 量を求めた。この結果によると、原水中の BOD の70%以上が溶解性である。したがって、凝集沈殿で

表-3-13 試験結果一覧

廃水種類	原水	凝集剤 種類	注 入 率 ppm		注 入 後 pH	処 理 水 (30分静置上澄水)		薬 品 費 (円/m³)
	COD		主 凝 集 剤	CaO		COD	透 視 度	
	日本製紙 廃水	1,180	ZnCl₂ MIC バンド NaAlO₂ Fe₂(SO₄)₃ FeSO₄ FeCl₃	800～1,000 1,000 800～ 900 400～ 500 800～2,000 1,000～1,200 700～ 800	600～ 800 600～ 800 600～ 800 400～ 600 800～1,000 400～ 800 800～1,000	10.2～11.7 11.1～12.0 11.8～12.1 12.0 11.2～11.7 11.6～11.7 11.7～11.9	788 876 738 864 827 — 934	16～30 15～30 15～28 15～30 15～30 17～30 14～30
混 合 廃 水	153	ZnCl₂ MIC バンド NaAlO₂ FeSO₄ Fe₂(SO₄)₃ FeCl₃	50～ 200 200～ 500 150～ 300 50～ 250 150～ 500 50～ 200 50～ 300	100～ 200 0～ 100 0～ 100 50～ 200 50～ 200 50～ 200 50～ 200	9.7～ 7.8 5.7～ 7.4 6.4～ 7.6 9.3～ 9.4 7.2～ 9.7 6.7～ 3.4 8.0～ 9.6	113 104 116 115 123 106 104	17～30 20～30 30 11～30 4～30 17～30 19～30	3.9～10.7 2.0～ 3.2 2.0～ 3.2 10.9～48.2 2.2～ 3.7 2.4～ 5.0 3.3～13.3
全 混 合 廃 水	448	ZnCl₂ MIC バンド NaAlO₂ Fe₂(SO₄)₃ FeSO₄ FeCl₃	200～ 500 300～ 500 400～ 600 150～ 400 200～ 700 500～ 600 400～ 600	100～ 500 0～ 500 0～ 500 200～ 500 100～ 500 150～ 500 400～ 500	7.3～11.5 5.2～11.4 11.9～12.0 11.1～12.1 6.0～11.5 11.6～ 8.9 9.2～11.3	215 250 212 270 313 184 314	23～30 24～30 11～30 23～30 23 30 15～25	7.6～13.3 3.0～ 9.3 7.3～ 9.3 22.3～77.3 4.7～17.3 4.0～ 6.9 18.6～27.3

表-3-14 凝集沈殿後の上澄水に残留するBOD

廃水 種類	原BOD	処理水中のBOD			
		MIC	ばん士	ZnCl ₂	FeSO ₄
日本 製紙	553	42 [#] 321	343	354	298
	563	53 [#] 267	278	329	306
混 合	211	37 [#] 133	141	138	127
	203	32 [#] 142	138	143	118

* 除去率 %

表-3-15 試料を遠心分離した場合の上澄水の水質

廃水種類	BOD		COD	
	原水	上澄	原水	上澄
日本製紙廃水	478	342	1,189	1,120
全混合廃水	187	182	446	353
混合廃水	146	95	136	94

は、浮遊物性の BOD の除去と凝集フロックの吸着等による付随的な溶解性 BOD の除去とが起ったとしても、原水中の BOD の約50%程度が限度と思われる。

6. 薬品沈殿処理における発生汚泥量

著者は、薬品沈殿における発生汚泥量について、とくに試験は行なわなかったが、日本製紙のみの場合、硫酸ばん士、硫酸第1鉄を用いた場合、汚泥は流量の3~5%、含水率98%といわれている。¹⁰⁵⁾ 日本製紙を除いた混合廃水について、都庁下水道局が行なった調査¹⁰⁶⁾によると、汚泥発生量は3.3%、20時間濃縮後0.5%であった。この汚泥の脱水試験の結果、消石灰2.4%、硫酸第1鉄2.4%を加えると比抵抗 4.83×10^7 を得、消石灰12.2%を添加した汚泥のリーフテストの結果、ケーキ厚3.0~3.5mmを得て比較的脱水、はく離も良好であった。全混合については特にないが、汚泥発生率は3%前後のものとして推定される。一般に薬品沈殿汚泥の脱水は困難といわれており、パルプ廃水を硫酸ばん士で処理した場合のろ過速度は $5\text{kg}/\text{m}^2/\text{h}$ とかなり脱水がよくないことが知られている。

7. 薬品処理の問題点

新河岸流域の工場廃水を主とする下水の薬品処理実験から得られた結果をもとに問題点を列挙すると次のようである。

(i) 原水水質の変動による注入量の変動が大きいく

と。

(ii) さらに、注入率と原水水質との間に相関関係が認めたいこと。

(iii) したがって、実装置においては、自動注入等が期待できず、頻度多く Jar Test もしくは Potential による適正注入率を定める必要がある。

(iv) 汚泥処分について更に研究が必要である。

(3) 生物処理試験

本研究の目的は、生物処理の可能性、および設計条件を明らかにしようとするものである。初め、38年10月より単純ばつ気試験を39年1月まで約3ヵ月続けた結果汚泥性物質の蓄積を認め、生物処理の可能性を見いだした。39年1月よりバッチおよび連続的活性汚泥試験を続け、活性汚泥処理の場合における設計条件を求めた。

1. 単純ばつ気試験

単純ばつ気試験を38年10月より開始し、約1ヵ月継続した結果、安定した BOD 除去率を示し、汚泥性物質の蓄積を認めた。本試験に供した廃水は、日本製紙単独廃水と、対象地区の全混合廃水である。試験は、廃水を46、ばつ気ビンにおいてばつ気した。廃水はあらかじめ石灰中和ではば pH7 に調整し、窒素を $N/BOD=1/20$ 、炭素を $P/BOD=1/90$ に添加し48、24時間ばつ気した後、30分沈殿し、上澄水を75%入替えた。それぞれの場合における BOD 除去を次に示す。

(i) 48時間ばつ気による BOD の減少を、各原水毎に求めてみると次表のようである。

表-3-16 BOD 除去率

	日本製紙廃水			全混合廃水		
	原BOD	残留BOD	BOD 除去率	原BOD	残留BOD	BOD 除去率
第2回採水	550	220~130	60~76	270	80~30	70~88
第3回採水	310	70~30	77~96	130	30~40	77~69
第4回採水	580	110~50	81~91	240	20~15	92~94

この時のCOD除去率は低く、20~50%程度である。

(ii) 24時間ばつ気による BOD 除去率

表-3-17

廃水種類	原BOD	残留BOD	BOD 除去率
日本製紙廃水	550	103 90	81 83
全混合廃水	205	27 40	87 80

105) 「用水廃水便覧」p. 1264

106) 「新河岸川浄化対策について」東京都下水道局建設部、(昭39年5月)

(iii) ばっ気試験の結果

本試験は、生物処理の可能性を調べるため、長時間ばっ気を続け、汚泥の生成馴致を試みた。この結果、BOD除去率は頭初70%から90%に増加し、汚泥も増加した。このことから生物処理が可能であると判定し次の試験を実施した。

2. 活性汚泥法による処理試験

1. において述べたように、本廃水の生物処理が可能であると考えられたので、全混合廃水および日本製紙廃水両者について活性汚泥試験を実施した。

(i) 全混合排水の処理

a バッチ試験

実験手順は次のようにして行なった。

○汚泥は生成試験で得られた汚泥を継続使用した。

○ばっ気ビン容量 4ℓ のものを使用し、ばっ気停止後 2 時間経過した上澄液 3ℓ を原水と交換した。原水は石灰で中和した。

○原水交換後、ばっ気開始とともに、栄養源(リン、窒素)を添加した。

○ばっ気開始後、経過時間を追ってサンプリングをし、静置上澄液について BOD 試験を行なった。

ばっ気ビン内混合液温度 14°C の場合のエアレーション時間と残留 BOD の関係を図-3-10 に示す。エアレーション時間 6 時間の時の BOD 除去率を示すと下表のようになる。

エアレーション 6 時間の BOD 除去率

原 水 BOD	処理水 BOD	除 去 率
246 ppm	37 ppm	65 %
195	73	63
149	43	71

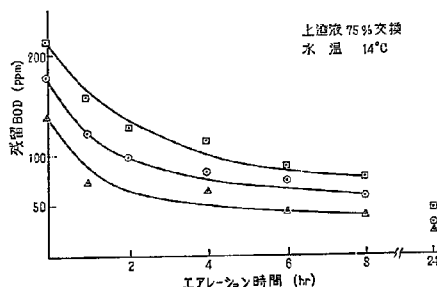


図-3-10 全 混 合 排 水

ばっ気ビン内混合液温度 20°C の場合のエアレーション時間と残留 BOD の関係を図-3-11 に示す。この時の原水水質を、表-3-18 に示す。

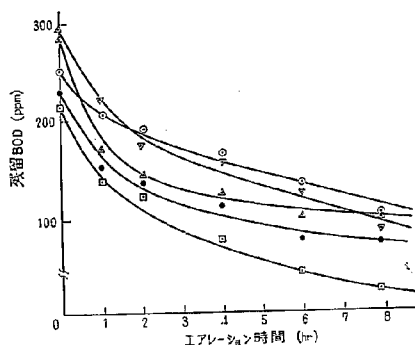


図-3-11 全混合 (水温 20°C)

表-3-18 全混合廃水 (原水水質)

項 目	原水 No.	1	2	3	4	5
透 視 度		—	—	—	—	—
pH 値		4.5	7.2	6.3	4.7	5.9
浮遊物質		115	8.5	84	138	174
COD		458	328	468	445	364
BOD		244	287	210	331	318
アルカリ消費量 (pH 5) epm		2.0	0.84	0.94	0.35	0.9
全 シ ア ン		0.8	0.4	0.3	1.6	1.0
全 ク ロ ム		2.73	1.37	0.58	0.19	0.39

エアレーション 6 時間の時の BOD 除去率を示すと表-3-19 のようになる。

表-3-19 BOD 除去率 (エアレーション 6 時間)

原 水 No.	原水 BOD	処理水 BOD	除 去 率
1	244 ppm	134 ppm	45 %
2	287	105	63
2	298	123	59
3	210	68	68
3	244	82	65

エアレーション時間を 6 時間としてばっ気ビン内混合液温度を 14°C, 20°C とした場合のおおのの除去率を比較してみると、ほぼ同程度の除去を示しており、60~70% の除去率が得られていることから、14~20°C の範囲では除去率に対して温度の影響はほとんどないものと思われる。

b 連続注入装置による処理

連続注入装置を図-3-12に示す。この処理実験に用いた活性汚泥はバッチ試験で用いた汚泥を継続使用したものである。

この装置による除去率の実験条件の変更による影響を測った。

(エアレーション時間6～8時間の場合)

沈殿時間：2時間。

原水は石灰中和後に注入。

ばっ気ビン内水温：20°C。

用いた原水は表-3-18のNo.4, No.5である。

処理水水质を表-3-21に示す。処理成績はCOD除去率が低率であるが、BODの除去率は高く80～90%である。浮遊物質の除去率は70～80%である。

原水No.5注入時に行なった生物試験の結果を表-3-20に示す。

表-3-20 汚泥中の生物種と数

生物種名	個体数(1mg中)
Monas sp	非常に多い
Trachelophyllum sp	50
Opercularia sp	550
Mematoda	100

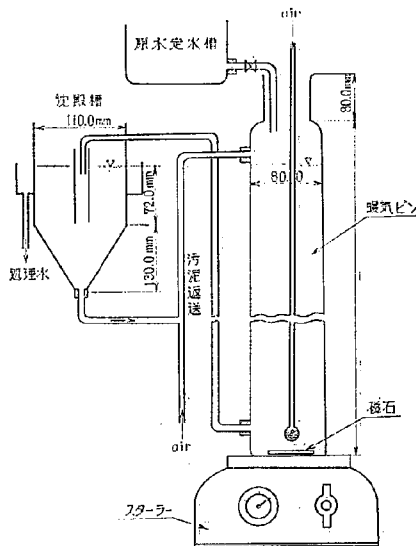


図-3-12 連続注入ばっ気装置

表-3-21 処理水水质 (エアレーション6～8時間)

項目	原水 No.4	処 理 水						原水 No.5	処 理 水					
		1	除去率	2	除去率	3	除去率		1	除去率	2	除去率	3	除去率
透 視 度	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
pH 値	4.7	7.2	—	7.4	—	7.1	—	5.9	7.2	—	7.2	—	7.3	—
浮 遊 物 質	183	64	65	46	75	38	79	174	44	75	32	82	30	83
COD	445	218	51	255	43	214	52	364	260	38	174	52	144	60
BOD	331	32	90	74	78	31	91	318	30	91	26	92	36	89
アルカリ消費量	0.35	—	—	—	—	—	—	0.9	—	—	—	—	—	—
全 シ ア ン	1.6	—	—	—	—	—	—	1.0	0.22	—	—	—	—	—
全 ク ロ ム	0.19	—	—	—	—	—	—	0.39	0.1	—	—	—	—	—
MLSS		3,800		4,110					3,790		4,020		4,410	

(エアレーション時間3～4時間の場合)

沈殿時間：2時間

ばっ気ビン内水温：20°C

原水は石灰中和後注入(原水No.5使用)

処理水水质を表-3-22に示す。

エアレーション時間を3～4時間に短縮すると除去率の低下がみられるが50～60%の除去率が得られるものと思われる。

表-3-22 処理水水质

原 水 BOD	処理水 BOD	除 去 率
318	156	51
318	134	58

さらに、全混合廃水について、バッチおよび連続式で設計条件を明らかにするため行なった結果を示すと表-3-23のごとくであった。

表-3-23 全混合廃水の処理実験結果

		BOD		除去率 (%)	MLSS	MLVSS	滞留時間 (時)	SVI	Q	Load kg/MLSS kg
		原水	処理水							
連続式	(i)	238.02	10.87	95.4	3,670	2,844	8	94.0	0.57	0.186
	(ii)	280.24	10.44	96.2	3,385	2,612	8	90.1	0.5	0.240
	(iii)	257.63	9.03	96.5	3,657	2,893	7.5	93.0	0.5	0.219
同分式	(I)	282.43	13.58	95.2	3,388	2,667	7	72.61	0.43	0.204
	(II)	281.0	17.40	93.8	3,981	3,171	7	70.84	0.43	0.171
	(III)	—	—	—	4,314	3,417	7	—	0.43	—

C. pH 値の変動による除去率の影響

流入廃水を石灰中和した廃水の処理は前述の通りであるが、流入する廃水の pH 値の激しい変動を考慮して中和調整域を pH6~8 に拡大した場合に処理効果に及ぼす pH の影響を調べた。

排水の pH 値を 6 および 8 に調整した廃水を使用した。BOD 除去率を表-3-24 に示す。

表-3-24 にみられるように pH 値が BOD 除去率に及ぼす影響は微小なようである。pH7 の排水で得られる BOD 除去 (80~90%) に比較すると、pH 値の変更により 75~85% とわずかに除去率の減少がみられる。

(ii) 日本製紙排水の処理

日本製紙排水の濃厚排水を 2 通りの組合せで別個に処理した場合のおおのについてバッチ試験を行なった。

廃水の組合せは次のようである。

- ① ウォッシングプレス廃水 (300m³/d)
- ② ユニットマシン廃水+ウォッシングプレス廃水 (2,700m³/d)

試験方法:

廃水①②共に汚泥を生成させるために、空ばっ気を行なった。栄養源を添加して 3~5 日間ばっ気を続けばっ気停止後、3 時間沈殿後、上澄液 75% 交換する操作を繰返した。なお、両廃水とも原水に 10% の家庭汚水を混入した。

廃水①は汚泥様物質の生成が認められなかったが、廃水②は 7 日間程度のばっ気で汚泥様物質の蓄積が認められ、BOD 除去は 24 時間ばっ気で 40% の除去率が得られた。

これらの予想を下廻る実験結果となった原因を考察するに、障害となる顕著な点と推定される項目は、水量水質調査においても表われている多量の亜硫酸の存在である。この亜硫酸に対する処置として、原水の前ばっ気 (3 時間) を行ない、除去効果の増大を計った。前ばっ気を行なったバッチ試験では廃水①に汚泥の蓄積が認められ、BOD

表-3-24 BOD 除去率に及ぼす pH 値の影響

廃水 pH	原水 BOD	※ 処理水 BOD	除去率 %
pH 8	308	71	77
		51	83
		45	85
pH 6	320	48	85
		39	88
		69	78

エアレーション時間 6~8 時間

沈殿時間 2 時間

※ 処理水は pH の異なる廃水を注入後 24 時間経過してから 4 時間間隔でサンプリングし、BOD を測定した。

除去率の増大となった。廃水②には汚泥量の増大、ばっ気時間の短縮と処理効果の増伸となった。エアレーション時間と BOD 除去の関係を図-3-13 に示す。6~8 時間のエアレーションにより 40% 程度、20 時間で 45~60% の除去が得られるものと思われる。

廃水②の BOD と COD の除去率 (5 日間ばっ気) を表-3-25 に示す。

廃水①の BOD と COD の除去率 (5 日間ばっ気) を、表-3-26 に示す。

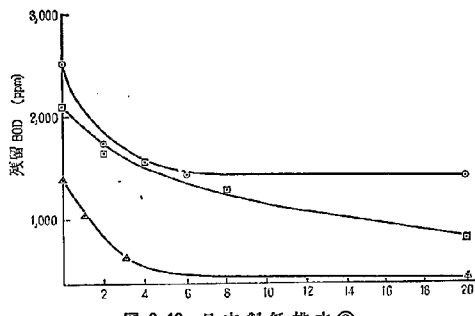


図-3-13 日本製紙排水②

表-3-25 廃水②の除去率(6~8時間エアレーション)

BOD			COD		
原 水	処理水	除去率%	原 水	処理水	除去率%
2,520	1,410	44	4,370	3,817	13
2,110	1,240	41	4,200	4,000	5
1,400	870	38	4,000	3,500	13
MLSS 3,790 ppm					

表-3-26 廃水②の除去率

BOD			COD		
原 水	処理水	除去率%	原 水	処理水	除去率%
5,800	2,800	52	13,600	11,100	18
8,300	3,600	58	20,300	18,500	9
—	3,400	59	—	17,700	13
MLSS 3,370 ppm					

廃水①と②について生物試験を行なった結果を表-3-27に示す。

表-3-27 日本製紙排水による汚泥中の生物

生 物 種 名	廃 水 ①	廃 水 ②
Monas sp	—	非常に多い
Opercularia sp	250	250
Podophrya sp	650	350
Rotifera	300	750

(注) 数値は混合液 (ML) 1 ml 中の個体数である。

この時の混合液濃度 (MLSS) は、廃水①が 3,174ppm、廃水②が 3,790ppm であった。

3. 汚泥発生量および脱水試験

全混合廃水について汚泥発生量および脱水試験について検討を行なった。

(i) 発生汚泥量

本研究に用いた装置では、処分すべき発生汚泥量は正確に求めることが困難であったので、除去 BOD 当りで計算することにした。すなわち

$$dS = aL_r - bS_a$$

$$dS: \text{発生汚泥量}$$

$$S_a: \text{MLSS}$$

$$a, b: \text{係数}$$

$$L_r: \text{除去 BOD}$$

a の値については、例えば Eckenfelder¹⁰⁷⁾ は 0.5~

0.75, b の値は、溶解性物質の多い場合 0.15~0.25、都市下水の場合には 0.6~0.12 と発表している。

本廃水の発生汚泥量は、一応除去 BOD によるものとし、自己酸化分は、 $b=0$ として安全側に算定した、いま流入 BOD=350ppm とすれば、廃水 1t 当りの発生汚泥量は、

$$dS = 0.5 \times \frac{350}{10^3} \times 1,000 = 0.175 \text{ kg}$$

となる。いま、含水率を 95% とすると、汚泥量は 3.2% となる。

(ii) 汚泥脱水試験

本装置から発生した汚泥を 4 時間濃縮し、未消化のまま、リーフテストを行なった。

実験条件は次のようである。

リーフ面積	0.01m ²
真空度	400mmHg
沪布	ポリプロピレン 202
サイクル	3 分または 6 分

実験手順は、下水試験方法 (昭和40年度版)¹⁰⁸⁾ により次のように行なった。

1. ろ過助剤注入

消石灰	1 分攪拌
塩化第 2 鉄または硫酸第 1 鉄	2 分攪拌

2. 真空 (400mmHg) にしたリーフを濃縮汚泥中に浸す。1 分間または 2 分間。

3. リーフを汚泥中から引上げ、リーフに付着した汚泥を脱水する。2 分間または 4 分間。

4. 脱水した汚泥をかく離し、含水率、厚さ、乾燥重量を測定する。

かようにして求めた結果を表-3-28に示す。この表-3-28から、実験 I および II において、ろ過速度が 3 分サイクルで 27~24kg/m²/h、6 分サイクルで 15~17kg/m²/h の結果を得た。したがって本廃水汚泥は、普通の都市下水におけると同様規模の脱水機でよいことがわかった。

(4) 生物処理試験結果の要約

(i) 全混合廃水の生物処理について

1 BOD 除去率

本廃水は、流入 BOD 濃度 240~280ppm において、BOD 負荷 0.18~0.24kg/MLSS kg でばつ気時間 8 時間で BOD 除去率 95% が得られ、流入 BOD 300ppm においても 80~90% の除去率が期待できることがわかった。BOD 負荷はほぼ都市下水の標準活性汚泥法と同じ程度である。さらに、3~4 時間のばつ気時間では BOD 除去率は 50~60% に落ちる。

2 汚泥の発生量と脱水

本研究における生物処理による発生汚泥量は固形物と

107) Eckenfelder, W. W. and O'Connor, D. J.: "Biological Waste Treatment" Pergamon Press, (1961)

表-3-28 リーフテスト結果

Test No.	汚 泥 ケ ー キ			ろ 過 水		濃 縮 汚 泥		薬 注 量			剥 離 状 態
	厚 さ (mm)	含水率 (%)	ろ過速度 (kg/m ² /h)	水 量 (ℓ/m ² /h)	SS (ppm)	濃 度 (%)	アルカリ度 (ppm)	Ca (OH) ₂ (%)	FeCl ₃ (%)	FeSO ₄ (%)	
I	1	6.5	76	27.3	564	27					良
	2	7.5	74	15.7	465	13	3.5	202	21.6	3.5	
II	3	5.5	79	24.1	532	98					良
	4	8.5	80	17.6	407	64	4.8	155	10.4	—	
III	5	2.2	81	10.5	520	320					悪
	6	4.0	80	6.8	360	320	2.2	120	26.6	—	

真 空 度 400mmHg
ろ 布 ポリプロピレン 202
リーフ面積 0.01m²

Test No. 1, 3, 5 はサイクル 3 分 (1 分浸)
Tgst No. 2, 4, 6 はサイクル 6 分 (2 分浸)

して175ppm,容積比(%)にして約3%程度と考えられる。リーフ試験による脱水試験では, 3分サイクルで脱水速度27~24kg/m²/hで, 6分サイクルでは16~17kg/m²/hであって, 脱水は普通である。

3 pHの変動による処理水への影響

本廃水は, 図-3-6に示すように pH 2 程度まで低下する。生物学的酸化に対する pH の影響は, ある特定の酵素作用に関係し, ある種の酵素の活性度はある pH において最大となる。

Koefer と Meisel¹⁰⁸⁾は, 下表に示すような下水について pH を 4~10 まで変化させ, 4 時間ばつ気後 2 時間沈殿した処理水について実験を行なった。

ばつ気前の下水水質

実験番号 pH	酸素消費量	浮遊物
1	129	376
2	108	167
3	108	140
4	85	90
5	94	149
6	62	105
7	125	178
8	120	188
9	110	112
10	110	96

酸素消費量の測定結果より最適 pH は 7.0~7.5, 除去が良好に行なわれる範囲は pH 6.0~9.0 であること, pH 4 では除去率は平均の 43%, pH 10 のときは 54% に低下する。さらにこのことは, 浮遊物の除去, 細菌数からも最適 pH は 6.0~9.0 であることを裏付けている。全混

合廃水処理における pH の影響を連続試験した結果 pH 8 および pH 6 の場合の除去率は 75~85% と pH 7 における値を下過るが, 処理施設に流入する前に pH 8, pH 6 に調整する必要がある。

4 流入廃水の温度による影響

冬期における水温低下による処理水の水质の低下が予想される。Eckenfelder¹⁰⁷⁾が種種の研究者の結果をまとめた結果, 酸素吸収量と温度との間に次の関係があることを調べた。

$$\log K_2/K_1 = 0.0368(t_1 - t_2); t: 0 \sim 28^\circ\text{C}$$

さらに彼は普通の活性汚泥法では, 負荷が低いので, 普通の温度ではほとんど考慮する必要がないと主張している。新河岸地区における昭和 39 年 1 月における各吐口の温度から推定した全混合排水の時間別温度は表-3-29 のようであった。

表-3-29

時 刻	水温 (°C)
2	17.6
4	17.5
6	18.9
8	18.1
10	17.9
12	18.7
14	18.0
16	18.1
18	19.0
20	18.6
22	17.7
24	17.1

108) Koefer, C. E. and Meisel, J.: "Activated Sludge Studies, III Effect of pH of Sewage on the Activated Sludge Process" S & I W., Vol. 23, No. 8, (1951)

表-3-31 浮間処理場の処理水量の推移

年 月	処 理 水 量 $m^3/日$
41 4	35,900
8	73,450
12	64,000
42 4	105,210
6	133,150

ここに、東京都の機能設計のための調査結果、および実際処理場の処理結果から著者らの研究について考察を加えることにする。

(1) 予測水量および水質について

著者らが行った水量の調査によれば、日本製紙廃水を除く流量は最大 $2.98m^3/s$ 、最小 $1.38m^3/s$ であり、日本製紙廃水は最大 $0.81m^3/s$ 、最小 $0.32m^3/s$ 、合計で最大 $3.79m^3/s$ 、最小 $1.70m^3/s$ 、平均 $2.24m^3/s$ である。日量に直せば合計量は最大 $23万m^3/日$ 、最小 $14.7万m^3/日$ 、平均 $19.4万m^3/日$ 程度である。東京都が行なった通信調査および実測値から求めた計画水量は排水路調査によるもの、

$$180,000 + 4,000 \pm 30,000 m^3/日$$

であり、工場通信調査によるものは、 $161,000m^3/日$ であった。これらの数字間の差は、水量変動や調査漏れなどによると考えられ、ほぼ水量については妥当だと言えるだろう。

さらに処理開始以来の水量については表-3-31に示すように、昭和42年6月における処理量は $150,000m^3/日$ に達している。これは、予想値よりかなり下まわっているが、その理由の一つは、処理料金が企業負担力をこえるため、その操業を中止または変更するなど、企業側が外的な強制に対して自ら対処したこと、さらに、都庁側の努力にもかかわらず、何らかの理由によって企業側が排水を下水道に入れないこともその原因の一つと考えられよう。

流入下水の水質についての調査結果について主要な項目についてみると表-3-32のようである。

流入下水は、昭和41年10月の時点では、隅田川の指定水域丁地区丁地区の排水が流集され、42年3月は丁地区全部と日本製紙廃水 $5,000m^3/日$ が流入し、42年6月荒川丁地区全部と日本製紙 $15,000m^3/日$ が流入している。したがって41年10月および42年3月の水質は予想水質として混合廃水に相当し、42年6月では全混合廃水に相当する。表-3-32から、予想水質と流入下水の水質とはかなりよく一致しているといえよう。ただ42年6月のBODをはじめ水質が悪いのは、日本製紙廃水がすべて流入しているのに反し、他の水量が予想時より下廻っていることによると考えられる。

このことから、各排水口からの混合試料を用いて水質を予想することは有効な方法といえる。しかし著者が和歌山塩屋処理場の計画のための調査を実施したとき、この種の方法を行なったときの予想水質はBOD約300ppm

表-3-32 予想水質と流入下水水質

項 目	実 験 水 質		41年10月6—7日		42年3月23—24日		42年6月16—17日	
	(1) 混合廃水	(2) 全 混 合	(3)	(4)	(3)	(4)	(3)	(4)
透 視 度	4.1	—	5.0	5.5	3.0	3.5	2.5	1.5
pH	6.3	4.7	6.4	7.3	6.1	7.3	5.0	6.6
溶解性物質 ppm	950	—	828	842	1,100	1,280	1,364	1,404
浮遊物質 ppm	234	138	82	70	208	136	164	284
BOD ppm	169	331	170	195	300	217	425	390
COD ppm	152	445	130	180	280	250	385	410
アルカリ消費量 pH5, epm	—	0.35	—	—	—	—	—	—
全シアン ppm	—	1.6	0.4	0.3	0.1	0	0.2	0.2
全クロム ppm	—	0.19	0.2	0.2	0.1	0	0	0

(1) 表-3-11による。

(2) 表-3-18 原水 No.4

(3) ポンプ場沈砂池

(4) 処理場沈砂池

(5) 流入下水の水質は前日の9時より次日の7時まで2時間毎採水し、流量に応じて混合した混合サンプルである。

であったのに反し、実際水質は800ppmで大きく違っていた。この原因は、和歌山の廃水のうち大きな割合を占める皮革廃水であるが、この廃水中の浮遊物分の大部分が水路に沈殿するためと考えられることと、さらに流量推定をかなり不満足の状態で行なう必要があったことなどである。したがって、この種のアプローチを行なう場合には、流量推定を十分正確に行なうことと共に、その廃水の性格を正確に把握して調査を実施することが肝要であろう。

(2) 予処理水質および実際槽における 処理実績について

著者が行なった処理実験および処理実績を示すと表3-33のようである。

浮間処理場は、既に述べたごとく、薬品処理も可能であるよう計画されているが、表3-33に示される調査時には生物処理が行なわれていた。

表3-33によれば、最初危惧されていた予想に反し、かなり良好に活性汚泥処理が行なわれていることを示している。

活性汚泥処理におけるエアレーション時間は、処理効率、除去率に大きく影響し、かつ除去率も多少変化する。実際槽におけるエアレーション時間は流入下水量に比例するから、いずれの場合もかなり設計水量を下回っているため、エアレーション時間は計画時間、3時間より上回っているものと思われる。したがって、著者が行なったエアレーション時間6～8時間の除去率に近い70

%前後の除去率が実際槽で得られたことは、著者らが行った実験による処理試験の規模が妥当なものであったといえていだろう。

都庁下水道局においても独自の立場から、いくつかの処理実験が行なわれた。例えば、薬品処理—生物処理、生物処理—薬品処理の二段処理、薬品処理、生物処理、などがかなりの人員と時間をかけて実施された。この報告について著者はふれるつもりはないが、著者らの実験結果とはほぼ同様の結論を得た。しかし生物処理実験において、その処理効率について若干の見解の相違があった。すなわち、第1点はその除去率についてであり、第2点は水温の影響であった。第1点については、著者らの実験ではその実験期間にはほぼ半年にわたり、都庁のそれは約2週間であった。普通活性汚泥の馴致は一週間ないし2週間を要するとされており、たとえば米国 Robert A. Taft 研究所が重金属の生物処理に対する影響について行なった実験においても、馴致期間を1ヵ月程度おいている。このことから、この差は主として馴致期間の差によるものと思われる。これらのことは生物相の調査からも言うことができ、著者らの行なった実験における生物相はほとんど Monas であったが、都庁での生物相の調査によれば、種汚泥として用いた従来の活性汚泥中の生物が残っていたことでも明らかである。このことから、主として工場廃水を主とする活性汚泥処理を検討する際には、十分その馴致期間を考慮するとともに、生物相をも調査することが望ましいことが明らかとなった。

表3-33 実験および実際処理場の処理実績

項 目	実 験 値		41年10月6—7日		42年3月23—24日		42年6月16日	
	(1) 原 水	(3) 処理水	(2) 流入水	放流水	(2) 流入水	放流水	(2) 流入水	放流水
透 視 度	—	—	5.5	8.0	3.5	4.0	1.5	2.5
pH	4.7	7.0	7.6	7.5	6.8	7.1	6.6	6.9
溶解性物質 ppm	—	—	860	7.44	1,264	1,090	1,508	1,430
浮 遊 物 質 ppm	138	—	24	12	120	66	404	136
BOD ppm	331	145	170	47	191	55	419	118
BOD 除去率 %	—	55	—	72	—	71	—	72
COD ppm	445	—	150	70	210	123	520	280
シ ア ン ppm	1.6	—	0.3	0.1	0	0	0.2	0.1
ク ロ ム ppm	0.19	—	0.1	0.1	0	0	0	0
水 温 °C	—	20	20.3	20.5	17.0	17.5	23.6	23.9

(1) 表3-18 原水5

(2) pH 調整槽出口

(3) エアレーション時間3～4時間、表3-22参照

あ と が き

隅田川の汚濁の研究が開始されたのは、下水道研究室が創設された翌年昭和35年であった。その当時、感潮河川の汚濁解析の方法は、残念ながらわが国においては、その研究がその緒についた所であって、諸外国でも必ずしも確立されていなかった。それで、研究の初めでは、主として隅田川の水理解析が河川研究室において、水質調査、流量観測が下水道研究室、荒川下流工事事務所において強力におし進められた。

昭和37年にいたり、これまで行なわれた水質調査結果および水理解析結果を用い、これまで提案された強混合型の感潮河川の種類の汚濁解析法の検討を実施した結果、ほぼ Thames 方式が隅田川に適用されることが明らかとなった。以後、関係因子の検討、昭和50年および60年における水質予測を実施した。

かように本研究は、ほぼ7年間にわたる研究、調査であり、この間、関係した機関、個人の数は枚挙にいとまがないといえる。したがって、これらのかたがた全部を記載し、感謝の意を表することは、紙数の上で不可能であるが、とくに下記のかたがたにここに記して謝意を表

したいと考える。

建設省河川局、関東地方建設局、荒川下流工事事務所、都市局下水道課、東京都下水道局のかたがたには、資料の蒐集、観測、解析の種種の段階で御協力をいただいた。

久保起氏、吉川秀夫氏には、本研究の全般にわたり指導をいただいた。

1., 2. の研究については、全般にわたり、村上健氏に御協力をいただいた。隅田川の汚濁負荷計算には、東京大学工学部、都市工学科松尾友矩氏に計算の労をわずらわした。

3. の研究においては、元下水道研究室研究員、現豊中市技師、中川幸男氏に実験、解析に多くの時間をさいていただいた。

さらに、20回をこえる水質調査において、困難な水質分析を実施し、研究のすべての段階において協力を得た下水道研究室の全員に感謝する次第である。

最後に、昭和41年2月東京大学工学部に転出後も、本研究の継続を心よく許可された土木研究所当局に御礼申し上げる次第である。

砕波後の波の変形に関する実験的研究

(昭和42年12月)

豊 島 修*
富 永 正 昭**
橋 本 宏***

Experimental Study on Wave Deformation Inside Surf Zone

by Osamu Toyoshima
Masateru Tominaga
Hiroshi Hashimoto

Synopsis;

Experimental investigations were made in a two dimensional wave channel to study wave transformation inside surf zone on a uniformly sloping beach. Wave height and speed in surf zone, run-up height, wave set-up and breaking condition were measured. The results are presented in the non-dimensional forms.

要 旨

砕波帯における波の変形について模型実験を行なった。2次元水路を使用し、1/20 および 1/30 の一様海底こう配をもつ海岸での砕波条件、砕波帯における波高および波速の変化、平均水面の変動などについて測定を行なった。この結果砕波条件については砕波指標とほぼ一致すること、および波高、波速の変化状況などが明らかとなった。

目 次

1. まえがき	(1)
2. 実 験	(1)
(1) 測定方法	(2)
(2) 実験条件	(3)
3. 実験結果	(3)
(1) 砕波条件	(3)
(2) 砕波後の波高変化	(5)
(3) 砕波後の波速変化	(5)
(4) 平均水面の変動	(5)
4. あとがき	(7)

1. ま え が き

近年全国各地の海岸において補給土砂量の減少、土地利用の拡大などにより海岸浸食が重要な問題となっている。海岸浸食の機構を調べるためには、その外力である波について知らなければならない。海岸に波が近づくにしたがって、波形・波速が変化し、砕波してうちあげる。波が砕波した後の変形については理論的な取扱いがむず

かしく、おもに模型実験によって調べられている。ここでは緩こう配の海底上における砕波条件と砕波後の波の変形について模型実験によって調べた結果を報告する。

2. 実 験 方 法

模型実験は水路一端に 1/30 と 1/20 のこう配をもつ海浜をつくり、波の変形を測定した。とくに砕波条件と砕波した後の波高、波速、平均水面などに注目して測定を行なった。

実験は延長 112m、幅 1.5m、高さ 2.5m の図-1 に示す大型水路で行なった。

* 建設省河川局海岸課課長補佐

** 土木研究所河川部海岸研究室長

*** " " " 研究員

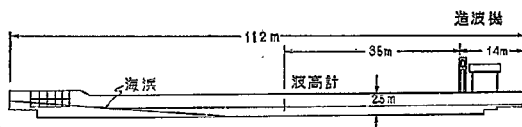


図-1 実験水路

(1) 測定方法

測定は海浜上での碎波波高、波速、碎波位置、平均水面、波うちあげ高などの測定を行なった。

水路水深一定部における波高と周期は電気抵抗式波高計で測定し、ペンオシロに自記させた。

碎波点および碎波後の波高、波速は水路側壁に50cm間隔で目盛りを取りつけ、この位置での波形変化を8mmシネによって撮影し、これから読み取った。碎波点付近の波高は抵抗線式波高計によっても測定した。碎波水深は碎波点を目測しこれより測定している。

碎波点の定義としては波高が最大となる点、または波の峰がとがって碎ける直前をいうが、ここでは8mmによるものは前者で、目測によるものは後者によって測定した。1/30の海底こう配をもつ場合について両者の測定法を比較したものが図-2である。この結果によれば、ほとんど一致している。碎波波高については波高計と8mmシネによる目測によって測定を行なったが、波高計による値は8mmシネによる値に比較して15%ほど小さくなっている。これは波高計の位置が必ずしも碎波点におかれていないために波高は小さく表われていると考えられる。

碎波波速の測定は50cm間隔の側壁目盛りを進むコマ数によって時間を測定した。なお8mmのコマ数は変動するおそれがあるために、波の周期によって補正を行な

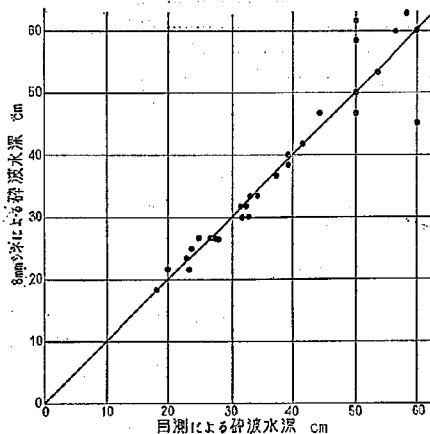


図-2

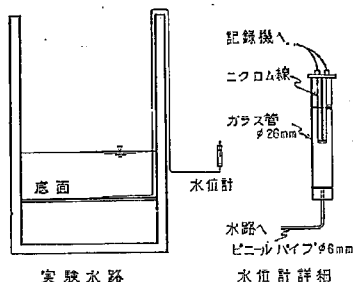


図-3 平均水面測定装置

っている。碎波波長は波速と周期から求めた。

8mmによる撮影は24コマ/secの速度で、初めの20波を除き、次の5~10波について行なった。

平均水面は図-3に示すような装置で測定した。この装置の特性は次のようになる。

ビニールパイプ中の損失は流速が小さいためにボアージュの法則に従うと考えると、損失水頭 dh は次のように表わされる。

$$dh = \frac{8\nu l}{g} \cdot \frac{\pi}{a} \cdot n = f \cdot n \quad (1)$$

ここで ν : 水の動粘性係数

l : パイプの長さ

a : パイプ断面積

g : 重力の加速度

n : 流速

である。

これより運動の式は

$$\frac{d^2h}{dt^2} + f \cdot \frac{gA}{la} \cdot \frac{dh}{dt} + \frac{ga}{lA} h = \frac{ga}{lA} y \quad (2)$$

ここで h : ガラス管中の水位、

A : ガラス管の断面積、

y : 水路の水位、

であり

$$2m = f \cdot \frac{gA}{la}, \quad n^2 = \frac{ga}{lA}$$

とおくと

$$\frac{d^2h}{dt^2} + 2m \frac{dh}{dt} + n^2 h = n^2 y \quad (3)$$

$y = y_1 \sin \omega t$, $t=0$, $dh=0$, $t \rightarrow \infty$ のとき h は有限という条件で式(3)を解くと

$$h = \frac{y_1}{\sqrt{\left(\frac{2m}{n}\right)^2 \left(\frac{\omega}{n}\right)^2 + \left\{\left(\frac{\omega}{n}\right)^2 - 1\right\}^2}} \times \left\{ \sin\left(\omega t - \phi + \frac{\pi}{2}\right) - e^{-(m + \sqrt{m^2 - n^2})t} \cdot \sin\left(\frac{\pi}{2} - \phi\right) \right\} \quad (4)$$

(4)式において、過渡現象が消えた後の振動の振幅に注

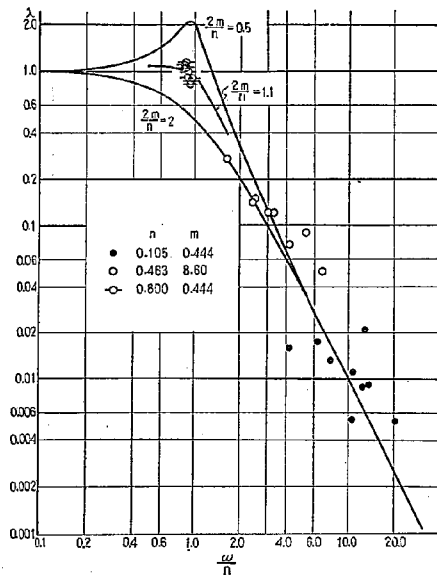


図-4 平均水面測定装置の特性

目して次のように表わす。

$$\lambda = \frac{1}{\sqrt{\left(\frac{2m}{n}\right)^2 \left(\frac{w}{n}\right)^2 + \left\{\left(\frac{w}{n}\right)^2 - 1\right\}}} \quad \cdots \cdots (5)$$

実験値と比較を行なったのが図-4であって、(5)式の関係は成立していると考えてよい。このため表-1に示すような装置で実験を行なった。この測定部のガラス管中に電気抵抗式水位計を取付けてペンオシロで記録した。

波うちあげ高は目測によって測定した。

表-1

l (m)	A (cm ²)	a (cm ²)	n	m
15.3	5.49	0.283	0.182	8.6

(2) 実験条件

実験条件は表-2のとおりである。

表-2

海底こう配	1/20,	1/30
波 高	3	50 cm
周 期	1.8	3.8 sec
水路水深	1.0	1.5 m
波形こう配	0.004	0.06

3. 実験結果

(1) 砕波条件

進行波の砕波条件については、模型実験および理論的研究が行なわれている。一般に必要なものは深海波が浅い海に侵入してきたときに、どこで砕けるかということである。ここでは1/30および1/20の海底こう配上での砕波条件について調べた。初めに砕波点における砕波波高 H_b 、砕波波長 L_b 、砕波水深 h_b の間の関係を調べ、つぎに深海波との関係を調べる。

砕波点における砕波条件を H_b/L_b と h_b/L_b の関係で示したのが図-5である。この図には浜田¹⁾、岸²⁾および首藤³⁾による計算結果も示してある。実験値は浜田の関係式とほぼ一致している。また海底こう配による差は表われていない。この関係を H_b/h_b と h_b/L_b で表わしたのが図-6である。これには谷田⁴⁾および Chappellearの結果も合わせて示してある。実験値は両者の間にあ

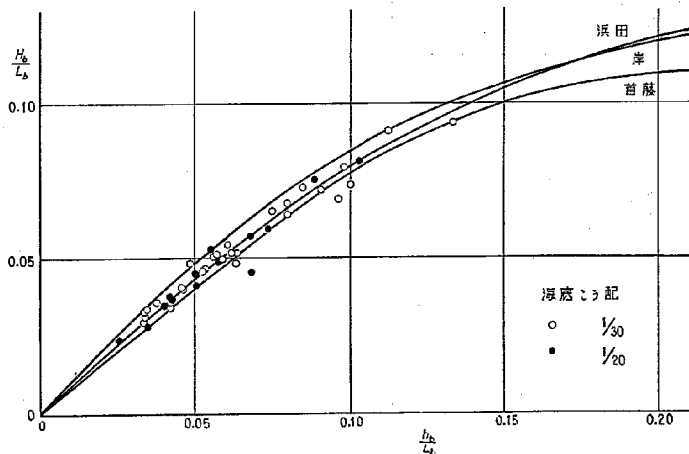


図-5

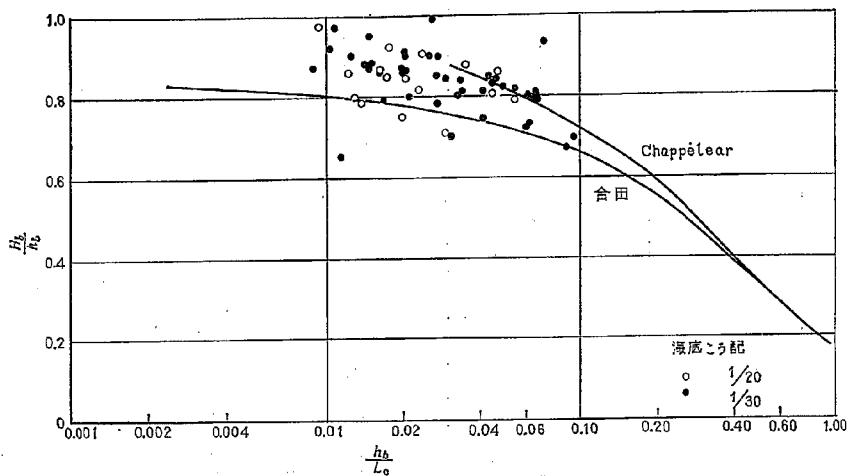


図-6

り、首藤または浜田の関係を換算しても、実験値とほぼ同じとなると考えられる。

深海波と碎波の関係を調べるために波高と波速の水深による変化を調べたものが図-7である。図-7には微少

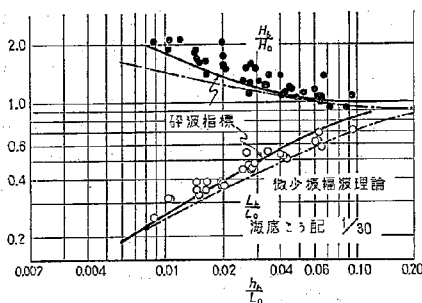


図-7(1)

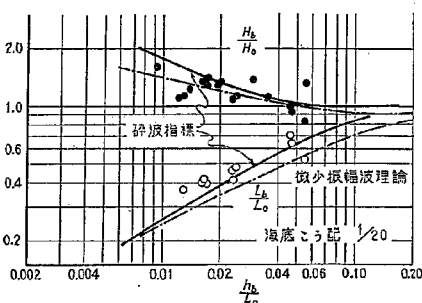


図-7(2)

振幅波理論による値と碎波指標⁹⁾を示してある。海底こう配1/30の場合には、碎波波高は碎波指標による値より大きい。一方、1/20の場合には小さくなっている。これの原因が何によるものかは明らかでないが、測定の精度も相当影響していると考えられる。

以上述べた関係をまとめて深海波の波形どう配 H_0/L_0 と h_b/L_0 の関係を示したものが図-8である。この結果によれば、碎波指標とほぼ一致している。また、海底こう配による差は大きくは表われていない。

碎波点における海底からの峰の高さ Y_0 と碎波水深の関係は図-9に示される。これによれば Y_0/H_0 の比はほぼ一定値をとっているように思われる。

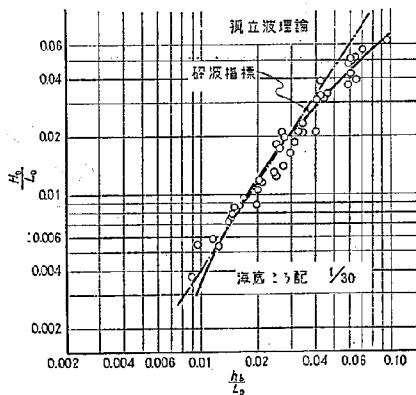


図-8(1)

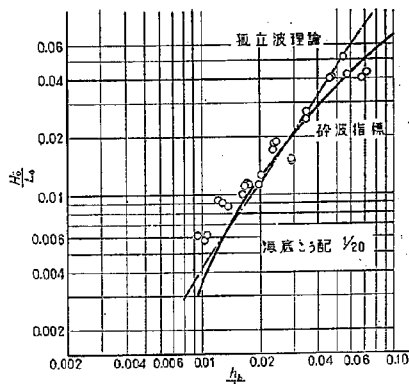


図-8(2)

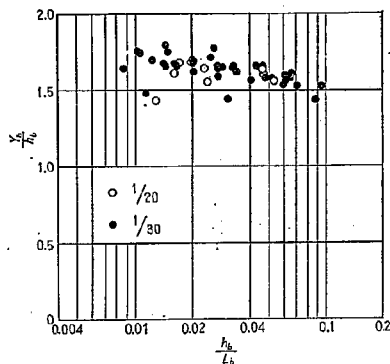


図-9

(2) 砕波後の波高変化

波が砕波した後の波高変化について調べると図-10 のエネルギーの損失がなければ水深の変化している場所をよう示される。砕波した後は波形は変動しており、ま進行する波によって平均水面は次のように変化する。た空気を含んでいるために波の高さの判定は困難である。図-10 の結果によれば波形こう配によって波高の減少状態が異なっている。波形こう配が大きいほど波高の減衰は大きい。

(3) 砕波後の波速変化

砕波後の波速について調べた結果図-11 のように示される。砕波後の波速はほぼ水深の平方根に比例している。しかし、砕波点付近と汀線の近くにおいては異なっている。砕波点付近においては急激に減少しており、また水深が浅くなってくると平均水面が上昇し、波速の増加を生じている。

(4) 平均水面の変動

波が水深の変化している場所を進む場合には平均水面は変動し汀線付近では水位の上昇が生じることが T. Saville⁹⁾ によって実験的に見いだされ、また、Longuet-Higgins と Stewart¹⁰⁾ によって理論的な研究がなされ、実験値とはほぼ一致することが確かめられた。

平均水面の変動は一般には問題となることは少ないが、汀線付近で相対的に水深の浅くなる場合には波の変形や波速、うちあげ高などに大きな影響を及ぼすと考えられる。Longuet-Higgins と Stewart によれば摩擦や砕波などによる

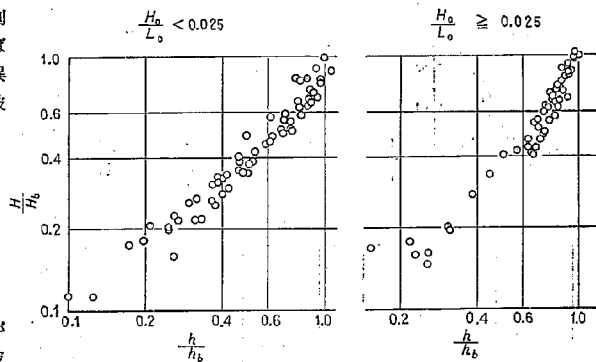


図-10 砕波後の波高変化 (海底こう配 1/30)

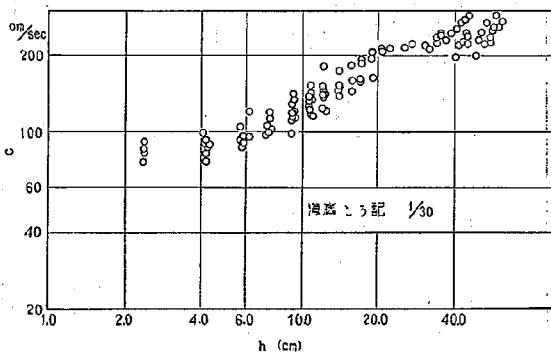


図-11(1)

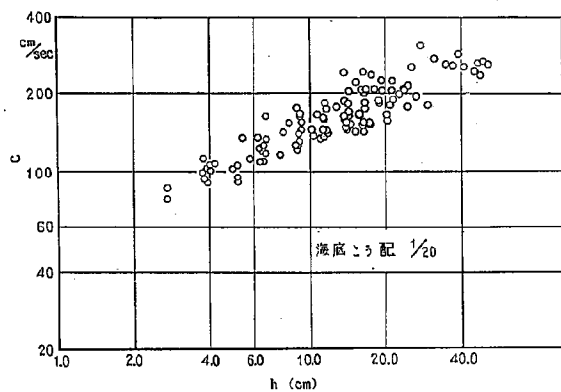


図-11(2)

(6)

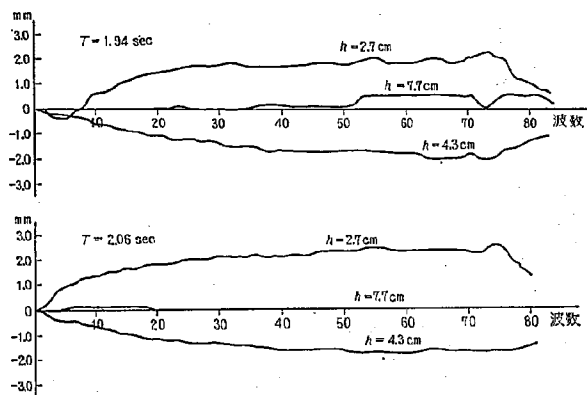
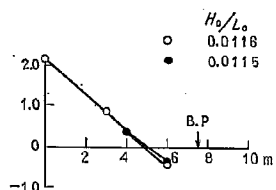
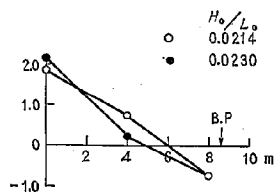
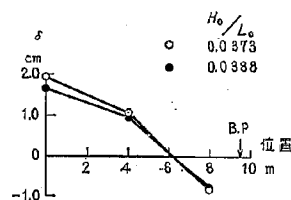
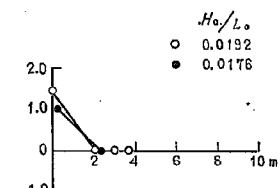
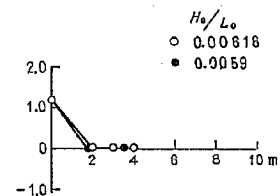
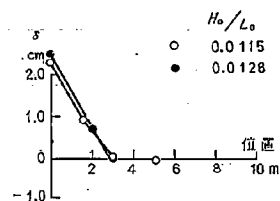


図-12 平均水面の時間的变化 (海底こう配1/30)

図-13(a) 平均水面の変化
(海底こう配1/30)図-13(b) 平均水面の変化
(海底こう配1/20)

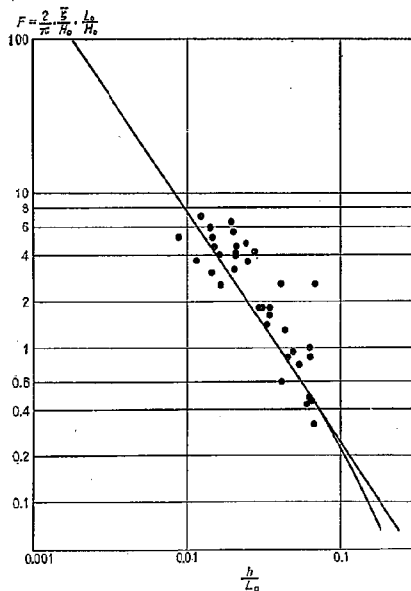


図-14 砕波点での水面降下

$$-\zeta = \frac{\pi}{2} \frac{H_0^2}{L_0} \cdot F\left(\frac{2\pi h}{L_0}\right) \quad \text{.....(6)}$$

ここに、 ζ : 深海と水深 h の地点の水位差、

H_0 : 深海波高、

L_0 : 深海波の波長

$$F\left(\frac{2\pi h}{L_0}\right) = \frac{\cosh^2 \frac{2\pi h}{L}}{4 \left(\frac{2\pi h}{L} + \sinh \frac{2\pi h}{L} \cdot \cosh \frac{2\pi h}{L} \right)}$$

表-4(1) 実験結果 (海底こう配 1/30)

No	T	H_0	L_0	h_0	L_b	H_b	Y_b	$\frac{H_0}{L_0}$	$\frac{h_0}{L_0}$	$\frac{H_b}{L_b}$	$\frac{h_b}{L_b}$	$\frac{H_b}{H_0}$	$\frac{L_b}{L_0}$	$\frac{Y_b}{H_0}$
1	1.94	3.3	5.85	6.0				0.00564	0.0102					
2	1.87	3.2	5.46	6.0				0.00585	0.0110					
3	2.06	3.3	6.63	6.0	5.67			0.00498	0.00906					
4	2.21	3.0	7.64	6.0				0.00393	0.00786					
5	1.95	10.1	5.95	15.3	3.18	15.2	27.1	0.0169	0.0263	0.0479	0.0482	1.51	0.535	1.78
6	2.04	11.7	6.50	16.5	2.90	14.8	28.2	0.0180	0.0254	0.0510	0.0570	1.27	0.446	1.90
7	2.45	7.9	9.35	15.1	3.28	13.0	25.1	0.00840	0.0162	0.0397	0.0461	1.64	0.351	1.93
8	2.41	8.5	9.05	15.0	3.50	11.9	24.9	0.00942	0.0166	0.0340	0.0429	1.40	0.387	2.09
9	2.85	6.5	12.7	13.1	4.02	12.1	22.9	0.00512	0.0103	0.0302	0.0326	1.86	0.317	1.89
10	2.85	6.3	12.7	13.5	4.00	13.1	23.5	0.00495	0.0106	0.0328	0.0338	2.08	0.315	1.79
11	2.05	24.5	6.56	31.7		26.0	50.1	0.0373	0.0483			1.06		1.93
12	1.94	23.0	5.93	31.3		25.8	49.2	0.0388	0.0528			1.12		1.91
13	2.32	18.0	8.40	27.3		21.9	44.9	0.0214	0.0325			1.22		2.05
14	2.29	18.8	8.18	27.7		23.2	45.7	0.0230	0.0339			1.23		1.97
15	2.79	14.0	12.1	24.7		21.2	41.3	0.0116	0.0204			1.51		1.95

$$\frac{1}{8 \left(\frac{2\pi h}{L_0} \right)^{3/2}}$$

また、波が水深 h_0 の地点で起こされれば

$$-\zeta = \frac{\pi}{2} \frac{H_0^2}{L_0} \left(F\left(\frac{2\pi h}{L_0}\right) - F\left(\frac{2\pi h_0}{L_0}\right) \right) \quad \text{.....(8)}$$

で表わされる。

波が砕波している場合は砕波後の波高と水深の間に孤立波理論による $h=1.3H$ という関係が成り立っているとする

$$-\frac{d\zeta}{dx} = Q \frac{dh}{dx} \quad \text{.....(9)}$$

で表わされ、 Q は 0.2 のオーダーの量であるとしている。

平均水面の時間的変化を調べると図-12 のようになる。これは砕波点より沖、落下点付近、落下点より岸側の3カ所で測定した結果である。平均水面は増加または減少し、この時間的変化は一定値に近づく傾向にある。測定は波を起こしてから70sec後の値を採用した。各測定位置における平均水面の変動量を示したのが図-13である。これによれば砕波後の平均水面は一定のこう配をもって、汀線に近づくほど高くなっている。これらの測定値から砕波点における降下量を求めて(6)式と比較したものが図-14である。実験結果は理論値より大きく

表-3

海底こう配	Q
1/20	0.084
1/30	0.108

表-4(1) つづき

No.	T	H ₀	L ₀	h _b	L _b	H _b	Y _b	$\frac{H_0}{L_0}$	$\frac{h_b}{L_0}$	$\frac{H_b}{L_b}$	$\frac{h_b}{L_b}$	$\frac{H_b}{H_0}$	$\frac{L_b}{L_0}$	$\frac{Y_b}{H_b}$
16	2.75	13.6	11.8	24.7		19.8	39.9	0.0115	0.0209			1.46		2.01
17	3.25	11.5	16.5	23.3		20.4	39.0	0.00697	0.0141			1.77		1.91
18	3.21	12.2	16.1	23.7	5.75	20.5	39.2	0.00758	0.0147		0.0357	0.0421	0.349	1.91
19	3.50	10.8	19.1	21.7		14.1	32.1	0.00566	0.0114					2.28
20	3.75	7.9	21.9	18.3	5.48	15.9	30.0	0.00358	0.0087	0.0290	0.0334	2.02	0.250	1.89
21														
22	3.50	15.8	19.1	28.7	6.30	25.3	50.2	0.00828	0.0150	0.0401	0.0455	1.60	0.330	1.98
23	3.23	18.7	16.3	33.0	5.95	29.8	55.9	0.0115	0.0203	0.0501	0.0555	1.56	0.365	1.87
24	3.25	17.2	16.5	33.0	5.85	29.9	56.3	0.0104	0.0200	0.0511	0.0565	1.74	0.375	1.88
25	2.85	20.7	12.7	37.3	6.05	31.2	61.0	0.0163	0.0294	0.0516	0.0618	1.51	0.476	1.96
26	2.78	21.9	12.1	37.3		26.3	53.5	0.0181	0.0308			1.27		2.04
27	2.35	28.5	8.62	39.4	4.96	33.1	64.6	0.0331	0.0457	0.0667	0.0795	1.16	0.576	1.95
28	2.38	27.3	8.84	39.4		32.6	64.5	0.0309	0.0446			1.19		1.98
29	2.00	34.6	6.24	44.4		32.2	67.5	0.0555	0.0712			0.93		2.10
30	2.08	34.7	6.75	44.4		35.6	70.0	0.0514	0.0658			1.03		1.96
31	2.09	42.9	6.80	59.8		40.0	85.2	0.0632	0.0880			0.93		2.13
32	2.02	39.7	6.35	60.1	4.52	42.4	91.4	0.0625	0.0952	0.0936	0.0133	1.07	0.712	2.15
33	2.39	32.9	8.90	53.4	5.55	38.3	81.4	0.0370	0.0600	0.0690	0.0961	1.16	0.622	2.12
34	2.35	36.3	8.60	53.4	5.33	38.9	83.0	0.0423	0.0620	0.0730	0.100	1.07	0.619	2.14
35	2.85	26.7	12.7	50.1	6.72	37.1	78.5	0.0210	0.0401	0.0552	0.0745	1.39	0.530	2.12
36	2.87	26.2	12.8	44.1	6.97	35.9	71.6	0.0205	0.0344	0.0515	0.0633	1.37	0.548	2.00
37	2.44	46.1	9.29	60.1	5.36	48.6	95.5	0.0496	0.0648	0.0906	0.112	1.05	0.577	2.69
38	2.50	47.2	9.75	61.6	6.78	48.8	97.7	0.0484	0.0633	0.0719	0.0908	1.03	0.694	2.00
39	2.96	44.1	13.7	58.4	6.90	50.0	96.3	0.0322	0.0426	0.0725	0.0846	1.13	0.505	1.93
40	2.98	43.0	13.9	56.8	7.19	46.1	88.7	0.0309	0.0409	0.0642	0.0790	1.07	0.520	1.92
41	3.42	35.8	18.2	50.1	8.30	45.0	81.7	0.0197	0.0275	0.0542	0.0603	1.26	0.454	1.82
42	3.47	38.1	18.4	50.1	8.61	42.4	79.4	0.0207	0.0272	0.0493	0.0581	1.11	0.470	1.87
43	3.52	14.3	19.4	28.3	7.50	26.8	50.7	0.00738	0.0146	0.0357	0.0377	1.87	0.387	1.89
44	3.31	14.4	17.1	34.0	6.50	29.4	57.1	0.00842	0.0199	0.0453	0.0523	2.04	0.380	1.94
45	3.34	14.8	17.4	34.5	6.51	30.0	57.5	0.00851	0.0198	0.0461	0.0530	2.03	0.374	1.92
46	2.89	17.9	13.0	36.0	5.75	28.2	59.3	0.0138	0.0277	0.0482	0.0626	1.58	0.441	2.10
47	2.03	24.9	6.45	43.3		34.1	69.6	0.0386	0.0673			1.37		2.46
48	3.36	9.25	17.6	21.7		19.4	36.8	0.00525	0.0123			2.10		1.90
49	2.49	48.3	9.65	60.0	6.12	48.2	95.3	0.0501	0.0621	0.0789	0.0980	1.00	0.635	1.98

表-4(2) 実験結果 (海底より配 1/20)

No.	T	H ₀	L ₀	h _b	L _b	H _b	Y _b	$\frac{H_0}{L_0}$	$\frac{h_b}{L_0}$	$\frac{H_b}{L_b}$	$\frac{h_b}{L_b}$	$\frac{H_b}{H_0}$	$\frac{L_b}{L_0}$	$\frac{Y_b}{H_b}$
1	2.62	14.3	12.41	21.8		20.1		0.0115	0.0176			1.41		
2	2.74	15.0	11.71	23.7		20.0		0.0128	0.0202			1.33		
3	2.62	14.3	12.41	24.5		18.3		0.0115	0.0197			1.28		
4	2.25	19.8	7.90	27.0				0.0250	0.0342					
5	2.36	13.6	8.69	25.2				0.0156	0.0290					
6	2.38	13.6	8.84	26.2		18.6		0.0153	0.0296			1.37		
7	2.92	36.7	13.30					0.0275						
8	2.76	41.1	11.88					0.0345						
9	2.82	34.1	12.41	43.5		38.0		0.0274	0.0350			1.11		
10	1.84	27.1	5.18	28.3	276	22.3	43.7	0.0523	0.0546		0.0808	0.823	0.533	1.55
11	1.94	24.1	5.87	27.2	411	23.5	44.4	0.0415	0.0463	0.0665	0.0572	0.975	0.700	1.63
12	1.96	24.9	5.99	28.1	384	22.7	44.9	0.0415	0.0470	0.0731	0.0591	0.913	0.642	1.60
13	1.86	38.5	5.40					0.0712						
14	1.98	26.8	6.12	44.1				0.0437	0.0720					
15	2.02	25.8	6.37	43.4				0.0405	0.0682					
16	2.82	7.68	12.41	11.6		11.3		0.00618	0.00935			1.60		
17	2.82	7.65	12.41	13.2				0.00616	0.01062					
18	2.85	7.37	12.49	12.8				0.0059	0.01026					
19	2.35	9.73	8.62	14.3	360			0.0112	0.0166					
20	2.34	9.77	8.54	14.6	339	12.4	23.0	0.0114	0.0171	0.0431	0.0366	1.27	0.418	1.68

表-4(2) つづき

No	T	H ₀	L ₀	h _b	L _b	H _b	Y _b	$\frac{H_0}{L_0}$	$\frac{h_b}{L_0}$	$\frac{H_b}{L_b}$	$\frac{h_b}{L_b}$	$\frac{H_b}{H_0}$	$\frac{L_b}{L_0}$	$\frac{Y_b}{H_b}$
21	2.40	9.25	8.99	14.5	362	12.4	23.4	0.0102	0.0162	0.0400	0.0342	1.34	0.403	1.61
22	1.98	11.80	6.12	14.7	295	13.3	22.8	0.0192	0.0240	0.0499	0.0451	1.13	0.482	1.55
23	2.05	11.47	6.51	15.1	300	12.3	24.7	0.0176	0.0232	0.0503	0.0410	1.07	0.460	1.64
24	1.98	11.58	6.12	14.3	253			0.0189	0.0234				0.413	
25	1.98	5.57	6.12	7.9	228	6.3	10.5	0.0091	0.0129	0.0346	0.0276	1.13	0.372	1.43
26	1.98	5.37	6.12	8.4		6.6		0.00877	0.0137			1.23		
27	1.96	5.57	5.99	7.3		6.2		0.00963	0.0122			1.11		
28	2.50	37.6	9.75					0.0385						
29	2.43	39.4	9.21	52.0				0.0427	0.0564			1.32		
30	2.50	37.6	9.75					0.0385						
31	2.47	36.0	9.52					0.0378						
32	3.44	50.1	18.46					0.0271						
33	3.30	47.5	16.99					0.0279						
34	3.00	54.7	14.04					0.0389						
35	3.16	46.0	15.58					0.0295						
36	3.18	45.5	15.78					0.0288						
37	2.31	5.03	8.33	8.2		7.3		0.00603	0.00985			1.45		
38	2.24	5.04	7.83	7.5		8.8		0.00643	0.00958			1.75		
39	1.97	1.23	6.05	2.2		2.0		0.00203	0.00364			1.62		
40	1.89	2.01	5.56	2.4		1.5		0.00361	0.00431			0.75		
41	2.74	12.7	11.71	19.8	528	21.7	34.0	0.0108	0.0169	0.0410	0.0375	1.71	0.450	1.57
42	2.70	12.7	11.37	21.4	509	19.1	33.7	0.0112	0.0188	0.0375	0.0421	1.50	0.457	1.76
43	2.78	24.8	12.06	38.2	667	34.1	62.7	0.0206	0.0317	0.0511	0.0573	1.37	0.553	1.84
44	2.64	24.9	10.87	39.8	725	38.1	68.3	0.0229	0.0366	0.0526	0.0549	1.53	0.667	1.79
45	3.04	35.6	14.42	61.0	909	40.8	97.1	0.0246	0.0423	0.0450	0.0671	1.15	0.631	2.38
46	3.01	36.5	14.11	60.5	798		97.1	0.0258	0.0428		0.0759		0.566	
47	2.68	6.27	11.04	12.1	155	11.6	20.8	0.00567	0.0101	0.00750	0.00780	1.85	0.128	1.79
48	2.67	6.29	11.12					0.00565						

1.2 倍程度であるが傾向は一致している。

砕波点から汀線までの平均水面のこう配は波高、波長が変化してもあまり変化せず、それぞれの海底こう配によって表-3 のような値をとる。

以上述べた実験の結果は表-4 に示されている。

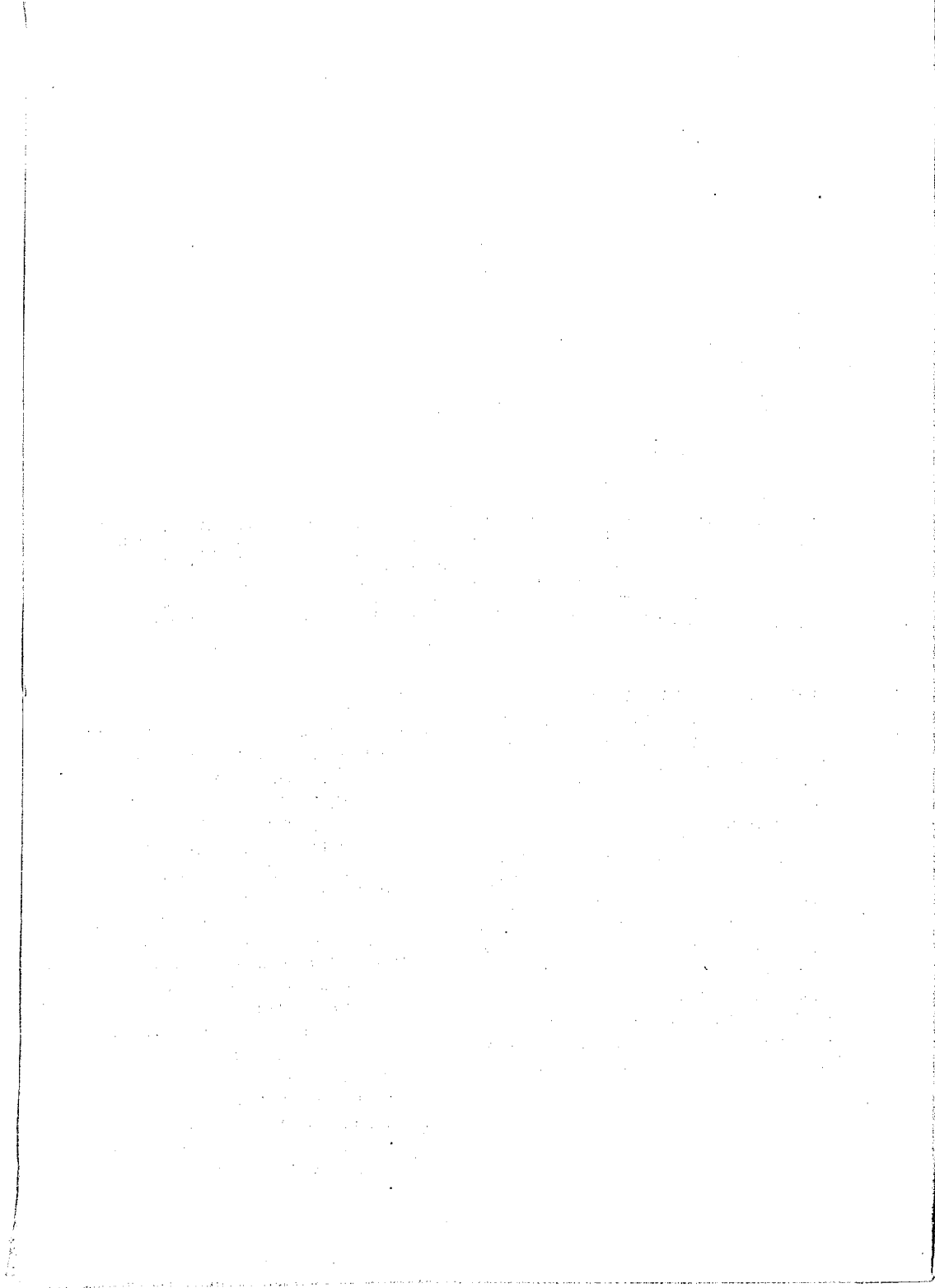
4. あとがき

級こう配をもった海浜での砕波後の波の変形について模型実験を行なった結果、次のような結論が得られた。

砕波条件については砕波指標とはほぼ一致している。砕波後の波高変化については、水深に大略比例しているが、波形こう配が大きくなれば砕波直後の減衰は大きい。砕波後の波速については水深の平方根に比例しているが、砕波直後および汀線の近くでは異なっている。平均水面は砕波点で降下し、汀線で上昇している。これは Longuet-Higgins と Stewart の理論とはほぼ一致している。なお、さらにくわしい検討を行なうためには、さらに精度を上げた実験を行なう必要があると思われる。

参 考 文 献

1. 浜川徳一: "Breaker and beach erosions" Report of Transportation Technical Research Institute Report No. 1, (昭和 26)
2. 岸 力: 「海岸堤防に関する研究(4)——進行波の砕波限界」土木研究所報告第91号 (昭和29)
3. 首藤伸夫: 「有限振幅波について——高次級数解による進行波の砕波限界」土木研究所報告 第111号 (昭和37. 9)
4. 合田良実: 「海中構造物の設計波力について」土木学会誌 第50巻 第2号, (昭和40年2月)
5. Mason, M. A.: "The transformation of waves in shallow water" Proc. 1st Conf. on Coastal Eng., (1951)
6. Saville, T. J.: "Experimental determination of wave set-up" Proc. 2nd Tech. Conf. on Hurricanes, U.S. Dept. of Commerce, Nat. Hurricane Res. Proj., Rep. 50.
7. Longuet-Higgins, M. S. and R. W. Stewart: "Radiation stress and mass transport in gravity waves" with application to "surf beats", Jour. Fluid Mech. 13.



工場群からの排水と家庭下水との 共同処理に関する研究(1)

—繊維加工、染色等の工場群からの
排水の活性汚泥処理について—

(昭和 42 年 12 月)

柏 谷 衛*

Experimental Studies on the Combined Treatment of a Numerous Mills Waste with Domestic Sewage (1)

—Activated Sludge Treatment of Textile and Dyeing Mills Waste—

March 1967.

Mamoru Kashiwaya.

Synopsis:

A pilot plant for activated sludge treatment had been constructed at the eastern pumping station site in Ichinomiya City, Aichi Prefecture, and the studies on the waste treatment being collected from a numerous textile and dyeing mills in Bisai, Western Ichinomiya and Kisogawa areas were carried out to solve the technical problems on the functional designs and the maintenances of the actual plant with priority given to the pilot plant operation for one and a half year.

As the results, they were found that the combined treatment with domestic sewage was most reliable and economical procedure in view of stabilization of the effluent and the maintenance cost, and the satisfactory operation would be gone on even if inflow of the domestic sewage or the waste was suspended there temporarily after activated sludges were accumulated in the aeration tanks sufficiently.

Additionally, they were also found the followings:

- (1) Sulphide contents would be expected increasing fairly due to the anaerobic conversion of sulphite in the waste in the collecting systems.
- (2) For the purpose of the organic matter reductions, it was superior to the increase of the air-supply than of the detention time in the aeration tanks.
- (3) Owing to existence of *Beggiatoa* as a predominant species, Hydrogen Sulphide was removed enough from the waste in the aeration tanks and it was confirmed that numerous aerobic bacteria and protozoa such as *Zooglea*, *Vorticella*, *Carchesium*, *Amoeba* etc. were existing in the aeration tanks throughout the year.
- (4) A counterplan adding a little amounts of a coagulant had to consider at the aeration tanks in order to prevent the overflow and accelerate the sedimentation of two kinds of bacteria, *Beggiatoa* and *Sphaerotilus*, at the final clarifiers.

* 河川下水道研究室長

要 旨:

繊維加工、染色等の工場群からの排水の活性汚泥処理の可能性の検討と設計および維持管理上の諸問題を解決するために愛知県一宮市内にパイロットプラントを築造し、そのパイロットプラントによる実験を中心に種々の調査、実験を約1年半にわたって実施した。

この結果、処理水質の安定、維持管理費軽減などの点から家庭下水との共同処理が最適であり、かつ運転中、一時的に家庭下水または工場排水の流入が停止されたとしても活性汚泥処理を行なうことが判明した。

さらに実験の結果から付随的に管内で染色助剤として使用された硫酸ソーダが還元されて硫化水素を発生させるため、その対策をあらかじめ樹立しておく必要があること。有機物除去の目的ではエアレーション時間そのものよりも単位時間当りの空気供給量が問題となること。*Beggiatoa* の優占種としての出現によって流入水中の硫化水素が除去されてエアレーションタンク内に *Carchesium*, *Vorticella* などの原生動物が多量に出現すること。*Beggiatoa*, *Sphaerotilus* の二種の *Bacteria* の優占種としての出現によって最後沈殿池から越流する浮遊物濃度が増加するので、これに関する対策が必要であることなどが判明した。

目 次

1. 緒 論	(3)	るための実験	(22)
2. 排水の予想される性状	(3)	8. 調査、実験結果からの考察	(24)
[1] 排水の分類	(3)	[1] エアレーションタンク内のバクテリア	
[2] 紡毛排水	(4)	について	(24)
[3] 綿紡排水	(4)	(1) <i>Zooglea</i> について	(24)
[4] 染色排水	(4)	(2) <i>Sphaerotilus</i> について	(25)
[5] 整理仕上排水	(5)	(3) <i>Beggiatoa</i> について	(26)
[6] 個々の工場からの排水の水質	(5)	[2] エアレーションタンク内の原生動物群	
3. パイロットプラント—その設置位置と構造	(8)	について	(28)
[1] パイロットプラントの設置位置	(8)	[3] エアレーションタンク内のバクテリア	
[2] パイロットプラントの構造	(8)	と原生動物群による階塊について	(28)
4. 実験方法、調査項目等	(9)	[4] 工場群からの排水のみによる活性汚泥	
5. 実験結果(1)……パイロットプラント運転中の		処理の可能性の検討	(29)
各部水質の理化学試験結果	(11)	[5] 染色排水の色相の因となる染料の除去	
[1] 原水の水質	(11)	について	(30)
[2] エアレーションタンク内浮遊物濃度と		[6] 排水中のABSとその対策	(31)
汚泥容量指標	(14)	[7] 排水中のグリースについて	(31)
[3] 処理水の水質	(14)	[8] 排水中の窒素除去について	(31)
[4] エアレーションタンク内の溶存酸素の		[9] 活性汚泥処理における磷添加の必要性	(31)
変化と有機物の除去	(15)	9. 管内での硫化物、硫酸塩の挙動と硫化水	
6. 実験結果(2)……パイロットプラント内の微		素の発生防止	(32)
生物の生物学試験結果	(17)	[1] 硫化水素発生防止限界流速について	(32)
[1] エアレーションタンク内の生物相につ		[2] 硫化水素発生機構について	(33)
いて	(18)	[3] 硫化水素発生によるコンクリート構造	
[2] エアレーションタンク以外のプラント		物の腐食とその対策	(35)
各部の生物相について	(20)	10. 総括および結論	(36)
7. 実験結果(3)……2, 3の短期の実験	(21)	11. 第2回国際水質汚濁防止研究会議での討議	
[1] 最後沈殿池より活性汚泥流出を減少		から	(37)
させるための実験	(21)	[写 真]	(43)
[2] 有機物濃度が変化した場合の状況を知		[付 表]	(45)

1. 緒 論

工場群からの各種有機排水を家庭下水と共に生物学的に処理することは、工場群からの各種有機排水を単独で処理する場合に比べ経済的であり、かつその処理水の水質をつねに安定した状態に保ちうることは以前より知られてきた。しかし家庭下水に比べて工場群からの排水量が過剰なる場合には家庭下水が主体の場合とは異なり、その処理法、設計値などを画一的に定めうることはできず、個々のケースについて充分の調査を行ない、さらに検討を加えたうえで決定されなければならない。この処理方式の選定および機能設計のための諸数値は今後永続的に行われる処理場の維持管理の難易とその経済性と共に密接に関連し、かつその放流水質を規定する重要な因子となるものである。

愛知県尾西市、一宮市、木曾川町にまたがる2,488ヘクタールの地域には約130の羊毛加工、綿加工、染色、整理仕上げ等を専業とする工場群が存在し、その工場群からの排水は日光川、宮田用水路、小信川、野府川などの河川、農業用排水路に無処理のまま放流されている。元来これらの工場群は多量の工業用水を必要とする関係で水質が良好で、かつ多量の伏流水、地下水が取得できる木曾川中流部の扇状地に群集したものである。上記の工場群からの排水は一般に炭素化合物、窒素化合物、硫酸塩、硫化物を多量に含有し、かつ染料に帰因する外観の不良なることをも含めて付近ならびに日光川下流部の耕作者を中心とする水利利用者と間に長年月にわたる紛争のものととなっていた。しかしながら工場群の大部分は中小企業であり、排水を自社内で処理しうえ放流することが経済的にも技術的にも困難であったため、水利利用者と紛争は補償金の形で毎年解決されてきた。昭和32年に至り、前記の三市町が事業主体となり、愛知県の協力によって「尾西、一宮、木曾川 特別都市下水路事業」として公害防止のための施設築造が計画された。この計画は各行政区域をこえて2,488ヘクタールにわたる地域の工場群からの排水を日光川中流部付近の処理場に暗渠で送水して、処理しうえ日光川に放流するものである。工事は暗渠築造工事から開始されたが、この工事の進捗にともない処理施設築造のための処理方式の選定およびその機能設計が必要となってきた。下水道研究室では一宮市の協力を得て一宮市内にパイロットプラントを築造し、約1年半にわたって調査を実施した。本報告はその調査結果をまとめたものである。

一宮市東部処理区域では同一の業種の工場群からの排水と家庭下水との混合された排水について散水汙床と薬品凝集沈殿の実験を行ない、¹⁾ 普通沈殿—高速散水汙床—薬品凝集沈殿からなる方式を選定して処理施設を築造し現在運転中である。²⁾ この方式で薬品凝集沈殿の

ための凝集剤として液体硫酸アルミニウムを使用しているが、凝集剤の使用量は下水管網の拡充による家庭下水量の増加ともなっている経年的増加の一途をたどっている。このため上記以外の処理方式で染料に帰因する色度除去をも合わせ可能とみられる生物学的処理法として米国の綿加工染色排水処理の実例たる Cone Mills Corporation での長年月にわたる実験結果^{3) (45) (57) (78) (9) (10) (11)}などを参考として検討し、本排水の場合にも活性汚泥処理の適用を考えてパイロットプラントによる実験を行うこととしたものである。

日光川などに排出されている工場群からの排水は、過去においてその排出量が現在よりも相当下廻る量でしかなかった時にすでに淡水漁業に対して致命的な損害を与えて漁業権を消滅させてしまっている。その後被害の主体は農業に移り、被害額は排水量の増加と共に漸増されてきた。特に稲作に対する被害は直接稲を枯死させるほどのことはないが、土壌に対する慢性的な養分の溶脱、窒素過多、土壌中の酸素欠乏に帰因する硫化水素の発生によるものであるといわれている。¹²⁾

本地区の工場群の用水使用量は他地区の同種の企業のそれに比べて相当多く、特に洗浄水が乱雑にまで使用されている点に問題がある。工場群中の大多数をしめる染色業および染色整理業はその用水の大部分を洗浄の目的に使用しており、これら多量の洗浄排水によって有機物濃度は一般に低いものとなっているが、洗浄排水中に染料および染色助剤が多量に含有されるため窒素化合物、硫酸塩、硫化物などはそれほど低い数値が示されていない。

また本排水の場合には工場群から高温の状態での排出されるため、排出直後の溶存酸素は一般の工場排水の場合に比べて低く、しかも管渠延長が相当の距離に及ぶために、管渠内で多量に含有する芒硝などの硫酸塩までも生物学的に還元されてしまうことが予想される。これを無処理または有機物の除去のみで放流する場合には当然硫化水素による被害が発生し、農作物以外にもその影響は人体にまで及ぶことも考えられる。そのため本排水の処理法を決定するための調査は有機物以外に硫化物の除去、硫化水素の発生防止などについても考慮をほらい、できれば河川の美観をそこね、ために周囲の住民から切望されている染料に帰因する色度の除去をも合わせ目的としたものである。

2. 排水の予想される性状

〔1〕 排水の分類

繊維加工、染色等の各工程から排出される排水量並びに有機物濃度は繊維の種類によって異なり、たとえば Masselli と Burford によると、布地1,000ポンド(450 kg) 当り排水量約 265m³, BOD濃度は綿の加工で200~

600 mg/l, 羊毛の加工で700~1,200 mg/lといわれている。¹³⁾

本地区の工場群についてみると、特に洗浄水量が多いことから、排水量については上記の数値を大幅に上廻ることが予想されるし、有機物濃度は相当下廻ることが予想される。同一業種の工場についてみても、規模の大小によって設備も、工程中のプロセスも非常に異なるので、単位製品量当りの排水量、有機物濃度も全く異なったものとなる。さらに本地区の工場群中、染色工程のみをもつ中小工場群が数多く存在し、また羊毛布地の整理仕上げ工程のみをもつ工場群が存在するために、羊毛加工、綿加工の一貫した工程をもつ工場群からの排水は前記工場群から排出される洗浄排水によって希釈されたものとなる。それゆえ本地区の工場群からの排水を原料から製品までのすべての工程をもつ工場群からの排水として考えることは適当ではなく、4個のタイプに分類された各々の工程からの排水の集合したものと考えるのが適当である。

すなわち

紡毛工程……紡毛排水

綿紡工程……綿紡排水

染色工程……染色排水

整理工程……整理仕上げ排水

以上各々の排水について詳述する。

〔2〕 紡 毛 排 水

紡毛排水には原毛中に含有する羊毛脂、羊汗、塵埃、カルシューム石けん、毛羽および洗剤が含有される。わが国に最も多く輸入されている豪州羊毛について、原毛中に含有する各物質の割合は下記の範囲にあるものといわれている。¹⁴⁾

羊毛脂	7.70~34.19%	羊 汗	10.65~21.48%
塵 埃	2.93~23.64%	カルシューム石けん	1.39~6.21%
羊毛繊維	20.64~43.10%		

すなわち原毛中の羊毛繊維は20~43%で、大半は繊維加工工場には不要な羊毛脂、塵埃等によってしめられている。このうち、市場価値がある羊毛脂は各工場で大部分が回収されているが、他の物質はすべて廃棄されている。紡毛排水の主体はこれらの廃棄物を含有する洗浄排水で、上記のほか多量の洗剤が含まれる。原毛の洗浄に使用される洗剤は従来、アルカリビルダーとしてソーダ灰を併用したマルセル石けんが使用されてきたが、最近では高級アルコール系の洗剤やアルキルアリルエーテル型の非イオン活性剤も使用され、後者のしめる割合が増加しつつある。

本地区には中規模の紡毛工程をもつ工場群はかなり存在するが、排水量の全体に対してしめる割合は比較的小さい。

〔3〕 綿 紡 排 水

綿紡排水にはスラッシャー排水、アルカリ煮沸、洗浄排水、漂白排水、マーセル加工排水がある。¹⁵⁾ スラッシャー排水にはカーボオキシメチルセルローズ(CMC)、ポリビニールアセテート、澱粉などによる「のり」類が多量に含有されるが、そのBODは「のり」の種類によって極端な差がある。アルカリ煮沸洗浄工程では植物性油脂、有機物を除去する目的で、苛性ソーダを使用するため、高濃度の有機物含有のアルカリ排水である。漂白排水中には硫酸、硫化ソーダ、漂白剤も混入されるが、その濃度は低いものである。マーセル加工排水中にも苛性ソーダ、硫酸などの薬品類が混入されるが、漂白排水同様その濃度は低い。したがって綿紡排水の主体はアルカリ煮沸洗浄排水と考えて差支えない。本地区の綿紡工程をもつ工場群は数は少ないが、その各々の規模は比較的大きい。しかしこの種の排水の全体に対してしめる割合は最も少ないものである。

〔4〕 染 色 排 水

染色排水中に含有するのは染料、染色助剤、後処理の洗剤等である。着色物質が染料としての価値を発揮するのは、それが繊維に固着する場合のみに限られる。染料の使用法は染料の型によつて異なるばかりでなく、染色される繊維の型によつても異なるものとなる。すなわち繊維と染料とは吸着、水素結合、塩の形成などによって結合されるが、この場合、繊維と染料とは親和性を有することが必要である。本地区で行われている染色は羊毛、木綿、ビスコースおよび銅アンモニアレーヨンであり、以下使用されていると推定される染料について述べる。¹⁵⁾¹⁶⁾

③ 羊毛の場合

酸性染料、酸性媒染染料、含金属錯塩染料、媒染染料

⑤ 木綿の場合

直接染料、硫化染料、硫化建染染料、建染染料、可溶性建染染料、不溶性アゾ染料(ナフトール染料)、また捺染の場合にはクロム媒染染料、塩基性染料。

⑥ ビスコースおよび銅アンモニアレーヨンの場合。

直接染料、不溶性アゾ染料、建染染料

染色を行う場合、染料と共に各種の助剤が必要であり、これらは精練剤、浸透剤、漂白剤、媒染剤、水軟化剤、可溶化剤、膨潤剤、顔色剤、亜美剤などの形で使用される。この主なるものは界面活性剤であるが、量的には硫化ソーダ、硫酸ソーダ(芒硝)、硫酸、苛性ソーダ、ハイドロサルファイド、ロングリットなどが多い。

染色は染料と染色助剤を混じて適温で行われるが、繊維の種類、助剤の種類、温度などによって着染率は相当異なる。一般に羊毛は着染率が最も高く70~95%を示すが、木綿、ビスコース、レーヨン等は最良の場合で50~65%で、20%を下廻る場合すら生

ずる。それゆえ排水中に含有される染料はこの着染率の良、不良によって大きく異なるほか、染色助剤はいずれのケースでも、ほとんど全部が排出される。本地区の染色工場は中小規模が多く、しかも数が多いため、全排水量の最も主要な部分を構成している。

[5] 整理仕上排水

整理仕上排水は羊毛の場合のみに限られる。この排水は洗浄排水が主体であり、界面活性剤、洗剤、毛羽、染料なども含まれている。このうち毛羽は非常に多く、これをあらかじめ除去して管渠内に排出させないと将来支障をきたすことが予想される。洗浄はアルカリおよび中性洗剤を用いて行われる。本地区には大規模な羊毛織物の整理仕上だけを専業とする数工場があり、また染色と整理仕上の双方の工程をもつ中規模の工場群もあり、量的にみるとこの工程からの排水は染色排水に次ぐものである。

[6] 個々の工場からの排水の水質

本地区の工場群からの排水は前記のような4工程からのものに大別される。このうち量的にみると、染色排水、羊毛織物の整理仕上排水、紡毛排水、綿紡排水の順である。しかしながら多くの工場群では染色と紡毛、染色と綿紡、染色と整理仕上等の両工程をもち、染色工程からの排水に種種の工程からの排水が混合された状態で排出されてくる。染色は季節によって使用する染料の型が異なり、流行などによって経年的にも相当の変動がみられる。この染料の相違は染色助剤の量および質にも変化をもたらす。一般に羊毛染色の場合にこの傾向は著しいといわれている。

表-1 は代表的な工場群の排水口の水質調査結果である。* このうちA、B工場は小規模染色工場の例であり、これらの小規模染色工場では糸染め、洗浄のみで他の工程はない。C工場はかなり大規模な綿紡工場で綿加工工程と染色工程をもち、排水はこの両排水が混合された形となっている。D工場はかなり大規模な紡毛工場でこの排水は紡毛工程のみの排水である。E工場は大規模な羊毛の整理仕上工場、排水はこの工程のみのものである。

F工場は中規模な染色工場で染色工程のみを有する。G工場は内容的にはC工場と変らないが、その規模はC工場に比べて相当小さいものである。H工場は綿紡工程および混紡工程の双方を有する当地区の工場群中では異色のものである。I工場は染色、整理仕上の両工程をもつ中規模工場からの排水の例である。

排水水質についてみると、小規模染色工場の例たるA、B工場からの排水はBOD、浮遊物質、硫酸イオン硫化物の含有量が多く、さらに綿糸又は綿布の染色による

着染率が羊毛のそれに比べて低いため、染料の排出も相当に多い。濃厚な排水は製品を染色浴槽から取り出すたびに間欠的に一日数回排出され、他は製品の染色前後の洗浄水である。それゆえ一日の変化については水量的には余りないが、水質的な差異は大きく、しかも周期的に変化する。大規模綿紡工場の例たるC工場の場合も前記A、B工場と同様に排水の水質は相当に汚染されたものであり、しかも高温の状態で排出される。大規模綿紡工場では綿加工と染色の各工程が個別に作業を行っておりたとえば染色浴槽などの数も多いため、排水の濃度変化は、A、B工場の場合よりも少なく、表-1のような排水が工場操業中常時排出されるようである。大規模紡毛工場の例たるD工場では原毛中のグリースの回収は自社内でっており、これによって油脂含有量は相当に減少している。しかも排水中に多量の洗浄排水が含まれるので、希釈されて、全体としての排水の性状はそれほど汚染度の高いものではない。大規模整理仕上工場の例たるE工場では、洗浄排水が大部分であり、多量に含有する毛羽は自社内の洗脱池で除去したうへ排出されているので、浮遊物の含有はそれほど多くない。中規模羊毛染色工場の例たるF工場では、その水質は綿糸の染色を専業とするA、B工場と水質的に似ているが、特に硫酸イオン、硫化物などの含有が多い。中規模綿紡工場の例たるG工場では、その水質はC工場からの排水水質に近く、時間的に硫酸イオンの含有が多く、水温が高い点の特徴といえよう。混紡繊維工場の例たるH工場では洗浄排水の量が多いが、水質的にはそれほど悪質なものではない。中規模の染色、整理仕上両工程をもつI工場では染色工程からの濃厚排水も、整理仕上工程からの洗浄排水によつて希釈されるため、A、B、Fなど染色専業の工場群より排水の濃度は一般に低いものとなっている。

上記のように本地区の工場群からの排水はその濃度は一般に高いものではないが、時間変化が多いのが特徴である。しかしこれらの工場群からの排水が混合されて処理場に到達された状態について考えてみると、その水質はかなり均質化するであろうと思われる。この状態を正確に把握するためには各時間毎の混合試料を作つて分析を行わなければならないが、工場数が多いためこれは不可能である。それで現在工場群からの排水が排出されている日光川、野府川、小信川について、その河川水質の調査を行った。この結果は表-2に示す。日光川等の3回の水質調査結果によると、工場群からの排水が混合された状態では色相はすべて濃灰色または黒色となり、透視度は非常に低い。pH はほぼ中性、BOD は 130 mg/l 程度であり、溶解性物質、硫酸イオン、硫化物の濃度がやや高い数値を示した。日光川は上流からの河水によつて相当希釈されているため、pH などは中性に近いものとなったが、季節によつて相当の変動があるようで、た

* 地方公共団体からの要望によつて特に工場名を伏せた。

表-1 各業種代表工場の排水の水質

項目 工場名	採水 月日	調査日の 排水量		気温 (°C)	水温 (°C)	色 相	臭 気	透視 度 (cm)	pH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	塩 素 イオン (mg/l)	砒素 量 (mg/l)	消 毒 イオン (mg/l)	硫 酸 イオン (mg/l)
		ave	max														
A工場	9.23	36	45	30.0	41.0	ぶどう 赤色	石けん 臭	1.0	6.8	3.0	367.7	281.3	132.0	71.8	402.8	996.0	
				30.5	20.0	濁青色	な し	2.0	7.0	6.0	166.7	145.9	166.0	102.0	8.8	61.0	
				15.0	22.0	紺紫色	な し	1.5	7.7	3.3	309.4	262.3	739.0	138.4	64.7	60.0	
	12.9	27	31	18.0	20.0	微に青 紫色	微に青 紫臭	9.0	7.2	5.7	31.9	16.1	23.0	24.9	38.8	9.8	
B工場	9.23	36	45	27.0	27.0	ぶどう 青	石けん 臭	1.0	7.5	0.0	234.7	145.7	536.0	186.0	36.6	131.8	
				30.0	21.0	ぶどう 赤色	な し	4.5	7.3	1.5	111.7	60.4	114.0	165.0	109.9	130.6	
				15.0	34.0	微に緑 色	石けん 臭	21.0	10.2	6.0	247.9	139.8	145.0	164.7	207.1	1176	
	12.9	8	10	18.0	21.0	濁青 色	染料臭	0.0	11.7	0.0	589.4	838.5	210.0	283.6	1708	236.6	
C工場	9.23	1900	2600	29.0	48.5	青 色	染色臭	5.5	5.1	6.0	317.2	87.5	20.0	20.8	12.2	48.4	
				28.2	29.5	灰 色	石けん 臭	2.0	7.1	0.4	452.7	125.0	178.0	20.8	134.3	83.4	
	12.9	1900	2600	12.0	37.5	濁緑色	硫黄臭	1.0	7.1	1.1	373.4	167.7	421.0	31.8	181.2	82.3	
				17.0	40.5	黄 色	〃	0.5	7.5	0.1	329.9	399.9	1259.0	61.9	77.6	104.9	
D工場	9.23	2428	3347	12.5	27.5	灰白色	下水臭	6.0	9.1	0.1	79.9	35.0	91.0	13.2	13.1	35.3	
				9.0	28.0	白 色	硫化水 素臭	7.5	7.2	0.1	63.2	16.5	69.0	7.8	17.1	35.8	
E工場	12.3	4000	4350	17.8	20.6	ほとんど 無色	な し	14.5	7.2	2.9	63.4	9.9	33.0	4.9	5.2	23.6	
				15.0	20.3	無 色	揮発油 臭	22.0	6.8	297	86.9	5.1	19.0	3.6	1.3	23.6	
				9.0	22.5	灰 色	揮発油 臭	15.0	7.1	2.0	53.1	4.0	19.4	4.5	2.0	17.7	
	2.16	3500	4200	12.2	23.3	〃	〃	12.5	7.3	2.5	71.9	12.1	20.8	5.8	6.0	27.1	
F工場	12.3	2500	4000	19.1	23.7	緑 色	染料臭	9.5	5.1	1.1	494.5	14.0	47.0	93.8	7.8	1067.0	
				15.5	17.4	な し	な し	>30	6.2	3.6	65.4	2.2	2.0	2.4	19.5	50.7	
	2.16	850	1000	8.2	18.2	泥 色	な し	2.0	8.7	3.7	235.8	40.4	90.0	7.7	23.7	93.1	
				12.8	17.8	〃	〃	4.0	9.3	3.8	153.3	28.2	43.0	3.2	25.4	8.2	
G工場	12.3	95	115	19.0	53.5	紫 色	下水臭	4.5	8.4	2.2	416.5	20.0	67.0	11.0	24.8	133.9	
				17.5	62.0	わずかに 紫色	な し	19.0	8.4	2.0	170.5	12.5	43.0	3.0	16.9	274.8	
	2.16	95	115	9.0	72.5	な し	染料臭	7.5	8.3	0.0	196.3	40.4	13.8	4.1	20.0	534.4	
				12.5	23.0	〃	〃	14.0	7.0	5.1	83.6	12.1	9.2	2.9	4.6	48.6	
H工場	12.3	2500	5000	13.0	16.0	な し	な し	>30	7.4	8.1	21.9	4.3	30.0	4.8	38.8	6.5	
				18.0	16.5	〃	〃	>30	7.5	0.1	38.9	4.3	0.0	5.8	12.9	33.7	
I工場	12.3	50	70	17.4	64.5	濁緑 色	下水臭	3.0	6.9	7.3	631.5	83.9	217.0	12.6	53.5	181.1	
				15.0	18.8	な し	な し	>30	6.7	7.7	111.0	0.7	80.0	1.8	16.9	15.2	
	2.16	980	1260	12.0	26.5	灰白色	染料臭	2.5	9.0	0.0	298.5	51.5	196.0	23.9	13.1	69.1	
				10.0	28.5	濁 色	硫黄臭	1.5	9.3	0.0	497.3	90.7	1061	24.3	30.2	18.9	

表-2 工場群からの排水が排出されている日光川水系各河川の水質

項目	河川名	小 信 川			野 府 川			日 光 川		
採 水 時 刻		5.8	5.16	5.22	5.8	5.16	5.22	5.8	5.16	5.22
採 水 時 刻		13:40	14:00	10:30	13:48	14:00	10:30	13:57	14:00	10:30
流 量 (m ³ /分) *		22.2	22.0	19.0	156	270	130	97.2	150	130
氮 温 (°C)		26.0	23.0	25.8	26.0	23.0	25.8	26.0	23.0	25.8
水 温 (°C)		27.0	25.5	27.2	25.5	22.0	21.3	28.0	24.5	27.0
pH		6.9	7.0	6.8	7.1	6.9	6.7	7.2	6.9	7.0
蒸 発 残 留 物 (mg/l)		480	666	736	480	514	252	488	520	552
強 熱 残 留 物 (mg/l)		378	472	522	312	296	136	362	296	296
強 熱 減 量 (mg/l)		102	194	214	168	218	116	126	224	260
浮 遊 物 質 (mg/l)		144	182	130	50	138	34	42	210	174
溶 解 性 物 質 (mg/l)		336	484	606	430	376	218	446	310	378
総 硬 度 (mg/l)		45	38	48	48	41	33	35	37	40
塩 素 イ オ ン (mg/l)		66.6	19.8	14.1	22.6	26.9	11.3	22.6	14.5	5.6
硫 酸 イ オ ン (mg/l)		45	60	72	45	42	23	37	61	33
亜 硝 酸 性 窒 素 (mg/l)		0.016	0.009	0.035	0.012	0.005	0.002	0.005	0.007	0.021
硝 酸 性 窒 素 (mg/l)		0.78	0.25	0.40	0.31	0.27	0.37	0.56	0.60	0.54
ア ン モ ニ ア 性 窒 素 (mg/l)		3.3	3.5	4.7	3.6	0.3	1.7	3.6	2.2	2.3
C O D (mg/l)		58	61	78	58	40	38	66	76	68
B O D (mg/l)		79	74	120	82	25	62	73	104	128
沃 素 消 費 量 (mg/l)		8.8	2.4	7.6	15.2	2.5	6.3	13.9	17.7	7.6
A B S (mg/l)		3.4	0.9	2.2	3.6	1.0	1.5	1.7	1.0	1.8

* 流量は全体の流量であり、そして一番汚染度の高いと推定される箇所から採水した。

表-3 宮田用水、小信川と東部中継ポンプ場との水質の比較

月 日			3 月 17 日		3月18日	8 月 13 日		10 月 12 日		10 月 20 日	
場所			宮田用水	中継ポンプ場		小信川	中継ポンプ場	小信川	中継ポンプ場	小信川	中継ポンプ場
項目											
採 水 時 間			9 : 40	16 : 30	10 : 30	15 : 00	15 : 30	10 : 00	10 : 30	9 : 15	9 : 45
氮 温 (℃)			—	—	—	35.3	35.3	27.0	27.0	23.0	23.0
水 温 (℃)			—	—	—	25.8	23.8	24.0	21.0	28.0	21.0
臭 気 (冷時)			どぶ臭	どぶ臭	どぶ臭	ボール臭	微ボール臭	—	—	—	—
色 相			淡黄褐色	白濁色	白濁色	淡赤紫色	淡黄色	—	—	—	—
透 視 度 (cm)			8.4	5.8	8.4	7.2	7.3	—	—	—	—
pH			7.0	6.6	6.6	3.7	7.3	6.5	6.9	2.6	6.9
全 蒸 発 残 留 物			620	388	342	460	194	640	590	1,490	360
強 熱 残 留 物			242	218	202	400	148	610	330	936	256
強 熱 減 量			378	170	140	60	54	30	260	554	104
浮 遊 物 質			62	118	90	26	20	282	398	210	90
溶 解 性 物 質			558	270	252	434	174	258	92	1,280	270
総 硬 度			49	70	58	59	57	70	60	80	80
塩 素 イ オ ン			3	43	39	7	23	35	16	11	31
硫 酸 イ オ ン			240	64	67	51	46	328	120	830	200
亜 硝 酸 イ オ ン			0.015	0.014	0.009	0.006	0.003	0.004	0.007	0.002	0.003
硝 酸 イ オ ン			0.44	0.35	0.22	0.26	0.31	—	—	—	—
ア ン モ ニ ウ ム イ オ ン			5.0	6.8	4.8	2.6	4.8	1.3	2.4	3.0	1.4
溶 存 酸 素			0.9	1.4	0.9	0.7	1.1	—	—	—	—
C O D			57	54	46	80	36	64	62	136	48
B O D			65	72	64	68	38	68	84	310	106
沃 素 消 費 量			45.7	9.5	7.6	10.1	10.1	13.2	15.2	5.0	13.9

(注) 全蒸発残留物→沃素消費量の単位は mg/l

たとえば後述の表-3 のように宮田用水路や小信川の水質が強酸性になったり、BOD、硫化物の濃度が極端に高い場合もある。

3. パイロットプラント——その設置位置と構造

〔1〕パイロットプラントの設置位置

活性汚泥処理実験は小型のバッチ試験から小型実験水槽を利用した連続処理試験を経て大型のパイロットプラントまで幾通りかの実験方法が考えられる。しかしバッチ試験など小型の実験槽を利用する場合には他の処理場の活性汚泥をその都度使用するか、また過ばっ気になるかと難点が多いし、活動する微生物の種類等も生活環境が実際とは異なるため、実際池にスケールアップするには適当ではない。そのため実際池にスケールアップしても危険性のない程度の容量を有するパイロットプラントを用いて実験を行うことが適当である。しかしパイロットプラントを用いて実験を行う場合には、実験に供する排水の取得が問題となる。本実験のような場合には、実験に供する排水はなるべく数多くの工場群から排出されたものでなければならない。実験はその流量の大半が工場群からの排水によってしめられる小信川から取水して行うのが最も適当な方法であった。しかし小信川付近で行う場合には実験用地、電力の供給、変電設備、水道管の布設など多くの問題点がある。このため一宮市東部中継ポンプ場内の用地を用いて実験を行うことを考慮し、同中継ポンプ場に流入される工場群からの排水と小信川等の水質を比較してみた。これらの結果は表-3に示す。小信川等と中継ポンプ場との水質で相違するのはpH、強熱残留物、強熱減量、溶解性物質、硫酸イオン等であり、特に小信川等では強酸性を示すことがあった。もしこのような状態が長時間にわたって継続されるならば、処理についてはもちろん、管渠の保護についても充分注意を払わなければならないことになる。しかし本実験では、工場群からの排水のpHが酸性を示す場合にはあらかじめpH調整が行われるものと仮定した。また強熱残留物、強熱減量、溶解性物質の含有量の相違は染料および染色助剤によるもので、これらの含有量の多寡が活性汚泥処理に与える影響は極めて少ないと考えられる。このような点から小信川に排出されている工場群からの排水のかわりに東部中継ポンプ場に流入される工場群からの排水を実験用水として使用することとした。

東部中継ポンプ場に流入される工場群からの排水は質的に大きな変動がある。幸い染色工場群はバッチ式で作業を行っているので、各工場から排出される濃厚な染色排水が同ポンプ場に到達される時間はほぼ一定したものとなった。すなわち同ポンプ場では午前9時より10時までと午後3時より4時までの間に高濃度の工場群からの排水が得られることがわかったので、パイロットプラ

ントの横に1日分の実験に充分な容量を有する貯留水槽を築造し、上記の排水が濃厚な状態で得られる時間に揚水し、除菌に引出して実験用水として使用することとしたものである。

〔2〕パイロットプラントの構造

実験に供する排水は沈砂池流入端付近に設置した第1揚水ポンプによって濃厚な工場群からの排水が得られる時間内に揚水して貯留水槽に貯えられる。実験は貯えられた排水を第2揚水ポンプで揚水したうえ行なわれる。パイロットプラントのフローシートは図-1に示すとおりであり、個々の装置の詳細は下記に示す。

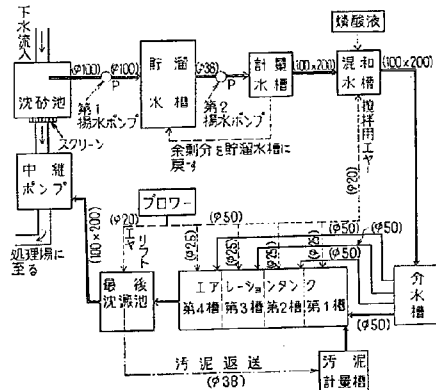


図-1 パイロットプラントのフローシート

① 貯留水槽

巾5m、長さ10m、深さ2.2m、有効容量100m³

② 第2揚水ポンプ

0.5~1.1/secの排水を計量槽に揚水する口径38mm
1/2馬力渦巻ポンプ

③ 計量槽

内部に整流壁、三角堰、可動式越流装置を有する。

④ 混合槽

排水中に不足している磷を希釈磷酸溶液により補充し、排水と充分に混合させるために製作したもので、攪拌は空気によって行われる。

⑤ 分水槽

活性汚泥変法を行う場合、流入水を分水したうえ、エアレーションタンクの各々の位置に注入するため設置した。

⑥ 汚泥計量槽

最後沈砂池からエヤリフトポンプによって吸上げた活性汚泥をエアレーションタンク内に返送する際の精度を上げるために設置した。

⑦ エアレーションタンク

4室に分かれ、1室の寸法は巾1.61m、長さ1.59m

高さ2.2m (有効水深2.0m) 1室の有効容量3.6m³ (4室で14.4m³)、スパイラルフロー型エアレーションタンクで、内部にカネカロン帆布を張ったデフューザーを配置してある。

⑥ 最後沈殿池

水面が正方形のドルトムント型沈殿池で1辺の辺長1.58m、最大水深3.1m、有効水面積2.46m²、有効容量5.37m³で、沈殿した活性汚泥のうちエアレーションタンクに返送するものはエヤリフトポンプで、余剰汚泥は手で引抜く。

⑦ 空気供給

5馬力カルーツ型ブローワーで、圧縮空気は磁気フィルターを通して、エアレーションタンク、エヤリフトポンプおよび泥和槽に供給される。エアレーションタンクへの空気計量はローターメータによって行われた。

4. 実験方法、調査項目等

家庭下水を生物学的に処理する場合、微生物の生育に必要な窒素、磷、カリウム、カルシウム等の栄養源は充分に含まれていて、生物学的処理を行うのに充分な栄養源のバランスが整えられているが、工業排水の場合には栄養源として窒素、磷の不足が問題となる。工業排水と家庭下水の共同処理の場合で、工業排水量が家庭下水量に比べてその割合は少ない場合には、家庭下水中に含有される栄養源のみで充分に共同処理を成就させることができるけれど、工業排水量が極端に多い場合にはやはり栄養源の不足が問題になり、種の考慮をはらわなければならない。Hoover と Porges の調査によれば微生物細胞の組成は $C_5H_7NO_2$ の分子式で表わされ、細胞中に11.27%の窒素の含有のあることが見いだされ、窒素類が微生物細胞構成に重要な要素であることが見いだされたが、¹⁷⁾同じく行われたHelmers等の実験では、細胞の組成は $C_{119}H_{110}O_{36}N_{17}P$ であることを確認している。¹⁸⁾¹⁹⁾Helmers等の得た組成は磷を無視すると $C_7H_{10}NO_3$ となり、Porges等の得た組成と非常に似かよったものであり、さらに磷も細胞構成に重要な要素であることが認められた。そして満足する BOD の除去は窒素が少量不足する時に得られ、これ以上窒素不足量が多くなると沈殿不良などの障害をおこすことになる。そのため Helmers等は窒素の最小必要量は活性汚泥中の揮発物質の7%であるとしている。しかし水中の窒素分はその全量が吸収されず、吸収量は通常その排水中に含有するものの30~70%であると云われている。

また磷については Helmers 等の調査によれば、微生物細胞内に0.74~2.25%含有するといわれている。この吸収量は水中の pH、Ca⁺⁺濃度によって異なるものである。このような見地から Sawyer は BOD の50%が

活性汚泥の揮発性成分に変化するとした Gellman と Heukelekeian²⁰⁾ の調査結果を利用して BOD に対する窒素および磷の必要量を下記のように与えている。²¹⁾

⑧ 活性汚泥生成のための必要な最大量

$$\left. \begin{array}{l} \text{BOD : N} = 17 : 1 \\ \text{BOD : P} = 90 : 1 \end{array} \right\} \dots\dots\dots(1)$$

⑨ 活性汚泥が細胞を維持していくための最小量

$$\left. \begin{array}{l} \text{BOD : N} = 32 : 1 \\ \text{BOD : P} = 160 : 1 \end{array} \right\} \dots\dots\dots(2)$$

本排水の場合にはすでに述べたごとく、窒素についてはすでに許容量を越え、農作物に対して逆に害となるほど含有しており、微生物に対しては、その量が多いことに帰因する他の障害が起るかも知れない。これに対して磷の含有量は非常に少く、数回の調査結果でも0.2mg/lに至らない。そのためこの不足量を希釈した磷酸水溶液を滴加して補充することとした。磷酸の滴加量は活性汚泥形成時には上式(1)になるような予想 BOD に対して1日の注入量を選び、また活性汚泥処理が良好に行われている時には原水中にも多少磷の含有があることから、上式(2)の場合に準じて磷酸の注入量を定めた。

活性汚泥処理の実験は標準活性汚泥法とコンタクトスタビリゼーション法について行った。実験は5期に分けて行ない、第1期、第3期、第5期には標準活性汚泥法を、第2期、第4期にはコンタクトスタビリゼーション法に関する実験を行った。この場合第2期にはエアレーションタンクの第1、2槽をスタビリゼーション池、第3、4槽を接触池とし、また第4期には第1槽のみをスタビリゼーション池、第2、3、4槽を接触池とした。

調査項目としては平常試験として、気温、水温、pH、透視度、色相、色度(処理水のみ)、汚濁消費量、COD、エアレーションタンク内浮遊物濃度(MLSS)、沈殿量、汚泥容量指標(SVI)、溶存酸素の測定を行ない、蒸発残留物、溶解性物質、浮遊物、硫酸イオン、強熱残留物、強熱減量などは1週間2回の割合、さらに必要に応じて総窒素、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素、磷酸イオン、ABS等の測定を行った。

このうち溶存酸素については原水、処理水(最後沈殿池内で採水)のほか、エアレーションタンク内の混合液についても行ない、また処理水のCODについては最後沈殿池からの活性汚泥の越流が多いため、越流水そのものと、それを汚過したものについて実施した。色度の測定については、原水中には染料に帰因する色相の変化があり、測定不能であったが、処理水は白金・コバルト標準液で比色可能であったので測定を行ったものである。その他の試験法は「下水試験方法」および米国の「標準

試験法^{*}に準拠した。

微生物の調査はエアレーションタンク浮遊物、原水槽附着物、最後沈殿池附着物、返送汚泥、最後沈殿池排出汚泥、越流浮遊物について定性試験を主として行ない、

定量試験は Sramek-Husek の標準をもって示すこととした。そのほか必要に応じてパイロットプラントからの活性汚泥を利用してバッチ試験を行った。

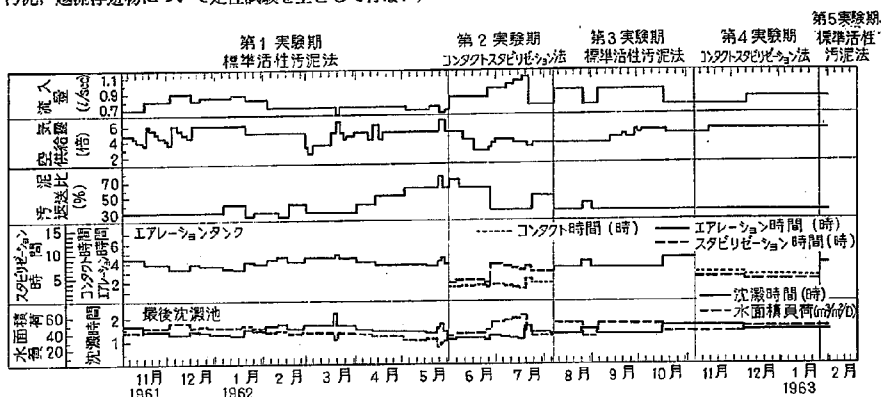


図-2 パイロットプラント運転中の実験条件

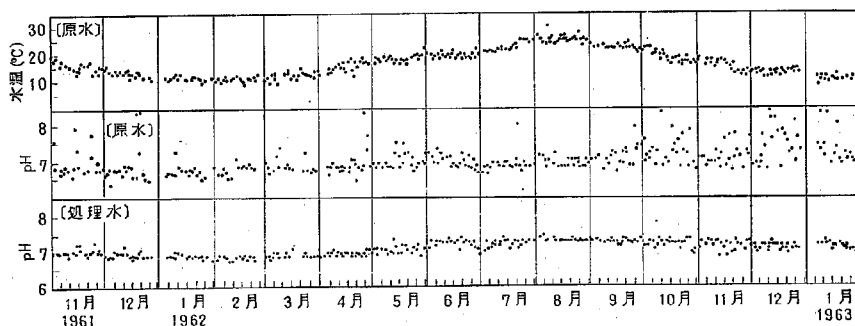


図-3 実験期間中の水温およびpH

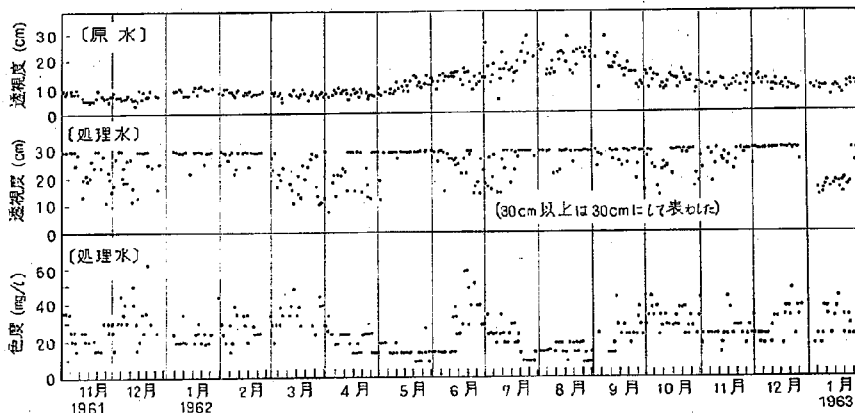


図-4 実験期間中の透視度と色度 (白金コバルト標準液による)

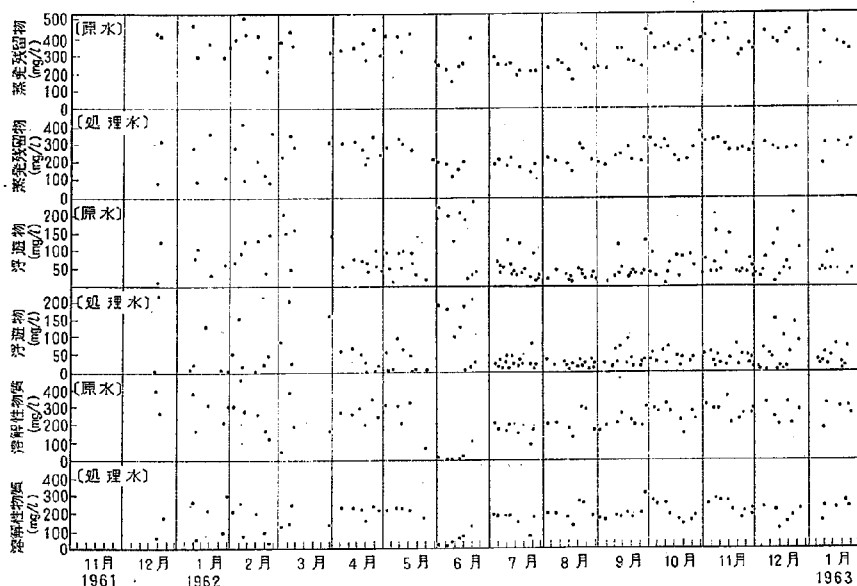


図-5 実験期間中の蒸気残渣物、浮遊物および溶解性物質

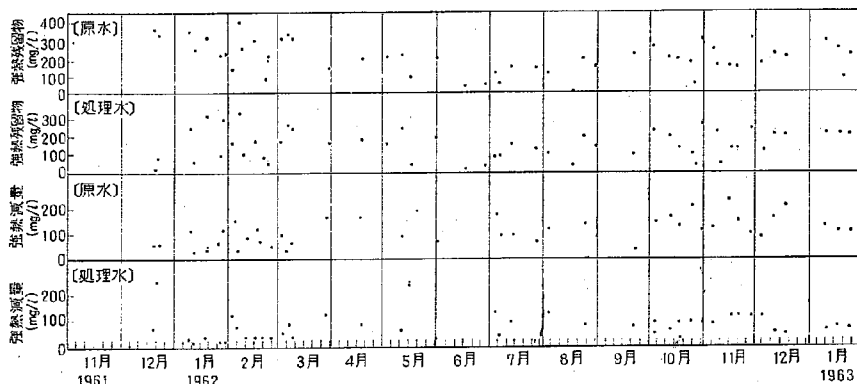


図-6 実験期間中の強熱残渣物および強熱減量

5. 実験結果 (1) ……パイロットプラント運転中の各部水質の理化学試験結果

実験は昭和36年11月1日より昭和38年2月5日までの約1年3ヵ月にわたって実施したものである。各実験期間における実験条件——処理水量、エアレーション時間、空気供給量、最後沈殿池水面積負荷率等は図-2に示す。すなわち各期における実験はその処理水量、空気供給量、返送汚泥量などを変化させて行ったものであ

る。すべての実験期間中の原水と処理水の水質は図-3ないし図-10に示す。さらに実験期間中のエアレーションタンク内浮遊物濃度 (MLSS)、汚泥容量指標 (SVI) および30分間沈殿量は図-11に示す。

〔1〕 原水の水質

実験期間中の原水は前記のように東部下水中継ポンプ場沈砂池から工場群からの排水の濃度が最も高くなると認められる時間を選んで揚水したものである。原水は容量 100m³ の貯留水槽に貯水し、小型ポンプにより必要

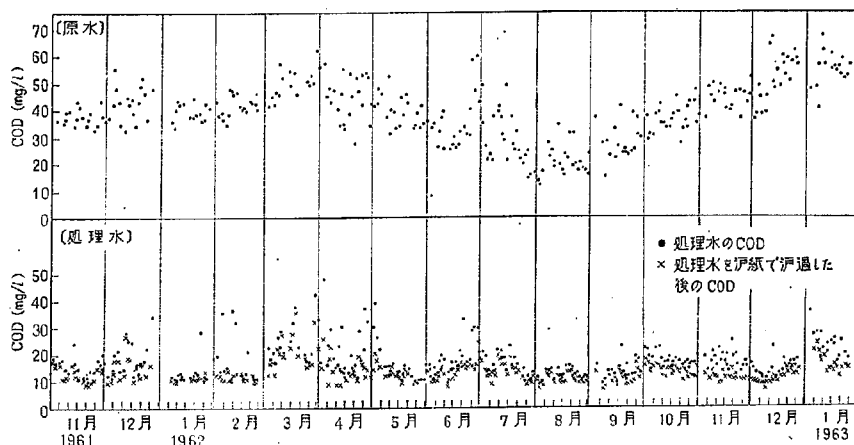


図-7 実験期間中のCOD

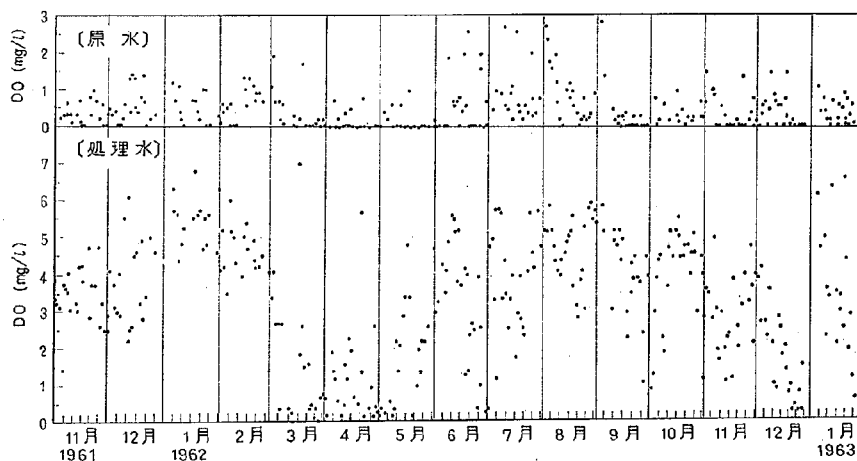


図-8 実験期間中の溶存酸素

量を連続的に計量槽に送り込むこととしたものである。ここで測定を行った原水はこの計量槽より採取したものである。

計量槽における原水の水質は季節によって変動が大きいものであった。透視度は通常10cm以下であるが、7～9月には地下水位の上昇に起因する下水量の増加によって20cm以上まで上昇している。pHは通常6.6～8.0でアルカリ側での差異はかなりあり、時として9.0に近づくこともある。色相は薄黒色、白濁色を主体としてそれに種種の色相のものが混ぜられることが多い。溶存酸素は1.0mg/l以下、皆無であることも多かったが、7～8月には地下水位の上昇と地下水の下水管への流入によ

る影響を受けて4.0mg/lを越える濃度をしめしたこともある。この地下水の流入は全般的に排水の濃度の低下をもたらしており、下記にしめす水質の範囲のうち低い数値はすべて6～8月の地下水位の上昇時に生じている。すなわち

全蒸発残留物	200～500mg/l
浮遊物	10～300mg/l
溶解性物質	20～400mg/l
BOD	5～100mg/l
COD	20～70mg/l
硫化物	3～25mg/l
硫酸イオン	20～45mg/l

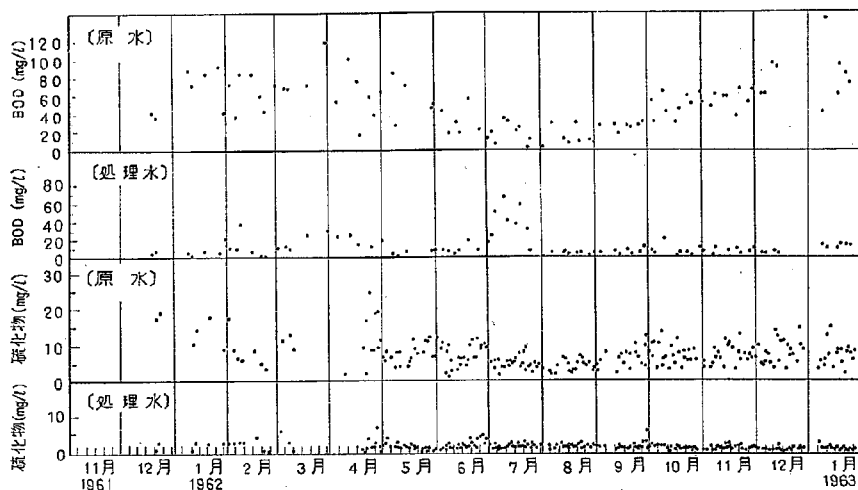


図-9 実験期間中のBODおよび硫化物

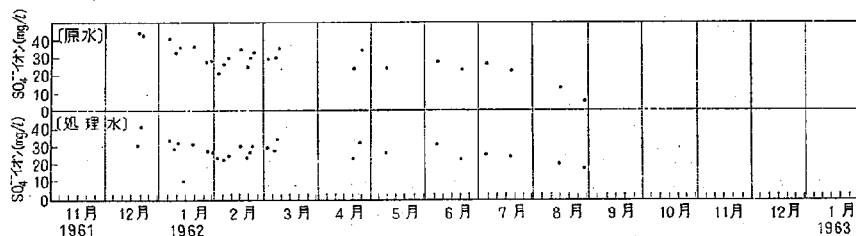


図-10 実験期間中の硫酸イオン

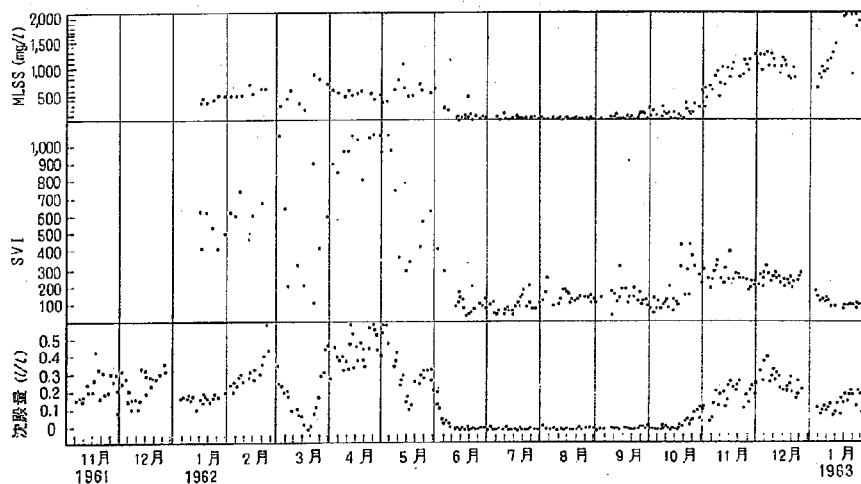


図-11 実験期間中のMLSS, SVIおよび沈殿量

浮遊物は全般を通じて比較的低い数値が示されたが、これは貯留水槽から計量槽に揚水した後に測定したものであり、この種の排水の代表的な数値ではない。この場合、たとえば洗毛中に排出される汗汗、塵芥等の混入が多いとこの数値は非常に高くなることが予想される。強熱残留物（灰分）は強熱減量（揮発分）に比べて多かったが、これは染色助剤などとして硫酸ソーダ、硫化ソーダなどが多量に使用され、そしてこれらの塩類はすべて排出されるためである。また硫酸イオンは測定数が少なかったが、時間によってはその量がさらに増加されることが予想される。

〔2〕 エアレーションタンク内浮遊物濃度と汚泥容量指標

上記のように原水の水質は6～8月には地下水位の上昇と管渠接合部の不備によって極端に希釈され、これは処理成績にも大きな影響を与えている。これは中継ポンプ場に接続している下水管渠延長の約1/2が戦前に築造されたものであり、継手部分が不完全で漏水が多かったことによるものである。このため BOD 濃度の低下に帰因してエアレーションタンク内の浮遊物濃度（以下 MLSS という）が減少の一途をたどり、ついには 100mg/l 前後を極端に低減したが、この期間には BOD 除去率もはなはだ不良なる成績を示している。汚泥容量指標（以下 SVI という）についてみると11月より5月までは非常にばらつきが多く、時として1000を越えている。これは MLSS が 500mg/l 程度にもかかわらず、糸状菌の発生によって30分間の沈殿量が極端に増加したためであり、一種のバルキングの状態を呈している。しかし6月より8月までの期間は MLSS が次第に減少して 100mg/l 前後となり、それにもない糸状菌の多くも消滅して SVI は低下して 200 以下になっている。

しかしこの場合内容的にはエアレーションのみを行っていたに過ぎず、BOD 除去率は不良である。類似の状態は10月まで継続されたが、MLSS は9月中旬より原水中の有機物濃度の増加（すなわち地下水位の低下）によって上昇しはじめた。この時期は糸状菌が比較的少なく、したがって沈殿量の増加はそれほど多くなかったために比較的良好な活性汚泥処理が行われたが、10月中旬より12月までは硫化物の増加による糸状菌の発生によって SVI は再び上昇している。しかしながら1月および2月には MLSS が 1,000～2,000mg/l となり、30分間沈殿量は 400～200mg/l となったため、SVI は 300 から 100 まで下降し、実験期間内で最も良好なる状態を呈するにいたった。このようにエアレーションタンク内の微生物の種類と濃度が原水中の有機物および硫化物の影響を受けて非常に複雑なものとなっており、SVI も 100～1,000 と極端に大きな範囲で変化したものと解することができる。

最後沈殿池内での浮遊物の沈降について標準活性汚泥法とコンタクトスタビリゼーション法について比べてみると、標準活性汚泥法を実施した第1期では最後沈殿池内での浮遊物の沈降は極端に不良であり一種のバルキング状態を呈していた。また第3期では当初は原水中の有機物濃度が極端に低いため MLSS も 100mg/l 前後で糸状菌が消滅してしまつたために形のうえでは SVI は 100 前後をしめしていた。その後有機物濃度の上昇にともなって MLSS も増加を始めて 500mg/l 程度まで回復してきたが、それと同時に糸状菌も再発生して SVI は再び上昇して 400 程度となり第1期と相似の状態となった。しかし第5期では MLSS が 2,000mg/l を越えているにもかかわらず SVI は 100 前後の非常に良好な状態が保たれていた。これに対してコンタクトスタビリゼーション法を実施した第2期では地下水位の上昇にともなう原水中の有機物濃度の低下によって MLSS も次第に減少し始めてついに 100mg/l 前後となった時期であり、この期間は単にエアレーションを行っていたに過ぎないものであった。また第4期では地下水位の低下によって原水中の有機物濃度が次第に上昇し、これにともなって MLSS も急激なる回復が行われた時期であった。第3期後半では糸状菌の再発生によって SVI は 400 にも達していたが、第4期では糸状菌の存在は認められるが活性汚泥性微生物量の増加によって SVI は低下し始めてついに 100 前後となっている。上記のように第4期、第5期では SVI が 100 前後と共に良好な状態を呈しており処理方式そのものよりも原水の水質によって左右されていたことが明瞭に示されていた。

〔3〕 処理水の水質

処理水の水質は原水の水質によって大きな影響を受けている。透視度は非常にばらつきが多く、30cm以上から10cmを下廻るものまで広い範囲にわたっている。透視度の低下は最後沈殿池からの浮遊物の流出が多いために生じたものであり、汚紙で汚した後の透視度は相当高い値を示している。pH は原水よりも 7.0 に近づいたものとなっている。色相は無色または淡灰色が主体であり、それにわずかな黄色を帯びたものが多かった。この黄色の部分は色度の白金・コバルト標準液を用いて測定を行うことができた。この黄色の部分は原水ではかなり濃度の高いものであり、これらは染料に帰因する黒色または淡灰色の色相と複合されていたため白金・コバルト色度標準液を用いて色度の測定を行うことは困難であった。しかし肉眼による観察の結果では活性汚泥処理によってかなりの色度除去が行われていると認められた。処理水の色度は一部の期間を除いて 20～40 度の範囲にあり、年間を通じての差異は少ないものの1つであった。全蒸発残留物は実験初期にはかなりのばらつきが認められたが、その他の期間では 200～300mg/l の範囲にある

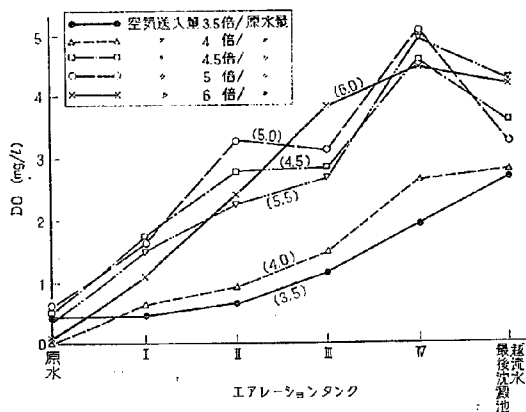


図-12 空気送入手量と各部の溶存酸素との関係〔原水流入量 0.8l/sec (69.1m³/日) の場合・第1実験期〕

ことが多く、浮遊物は 100~200mg/l またはそれ以下にあることが多く糸状菌の流出に関係してその変動が大きき場合によっては原水よりも高い数値を示した場合もあった。また溶解性物質は有機物のほか染色助剤としての無機塩類、表面活性剤などの影響を大きく受けており、しかも原水との差異は余り認められなかった。強熱残留物も溶解性物質と同様の傾向をしめし染色助剤などの含有量に影響を受けている。強熱減量は 20~130mg/l の範囲にあることが多いが、流出水中の有機物の大半が微生物によって占められており、原水中の含有物とはその内容を全く異にしている。

COD は処理水それ自身と処理水を定量濾紙を用いて濾過して糸状菌などのいわゆる処理水中の浮遊物を除去した双方の場合について測定を実施した。未濾過の処理水ではその値は 10~25 mg/l の範囲にあることが多く、また濾過後の値は前者のそれをやや下回るものであった。このように最後沈殿池よりの浮遊物の越流がかなり多かったにもかかわらず未濾過および濾過後の COD の差異はそれほど大きなものではなかった。これは流出する糸状菌のうちに COD として与えられる要素が少なかったためであると解される。BOD は 12 月より 4 月までは 2~30mg/l でその除去率も比較的高いものであったが、特に 7 月には 60mg/l を越える場合もあり、低濃度のエアレーションタンク内の MLSS しか得られなかった時期には原水の BOD 値を上廻ったり、極端に低い BOD 除去率しか得られなかったりして最悪の結果を示していた。しか

しエアレーションタンク内の MLSS 濃度の回復と共に処理水中の BOD 濃度も減少しはじめ、以後の期間では 2~15mg/l となっている。汚素消費量は 0~2mg/l の範囲にあることが多かった。このように糸状菌中の硫黄バクテリアの作用によって硫化物の除去は非常に優れた結果を与えていた。硫酸イオンは測定回数も少なく、その関係は余り明確ではなかったが、原水と処理水との差異は余り認められないようであった。

〔4〕 エアレーションタンク内の溶存酸素の変化と有機物の除去

エアレーションタンク内部の溶存酸素は図-12、図-13 に示すように空気供給量とは無関係のものとなっている。これは原水中の表面活性剤、酸化可能性物質等の含有によるものと推定された。すなわち原水中に上記物質の含有が少なければ空気供給量は少なくてすむが上記物質の含有が多量となる場合には空気供給量を増加させても溶存酸素量の増加はそれほど大きくはならない。一般に溶存酸素量は一部の場合を除いてエアレーション時間の経過と共に増加していったが最後沈殿池に入ってから急激に減少する傾向を示した。この減少量は 3mg/l を越えることもある。ドルトムント型沈殿池の欠点はすでに柴田によって指摘されているが²²⁾、汚泥引抜が完全でないために最後沈殿池に活性汚泥が堆積し、これらが溶存酸素を多量に消費することとなったが最後沈殿池底部に堆積した活性汚泥を完全に排出することはできなかった。

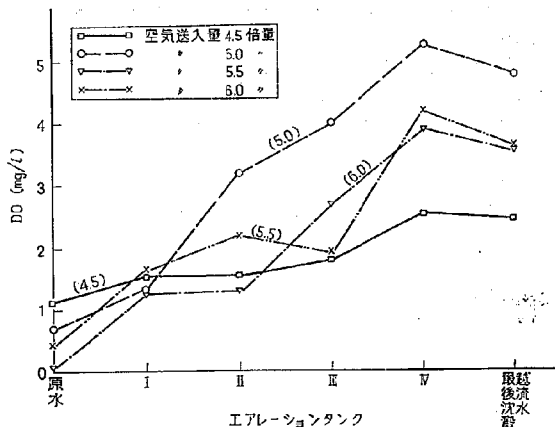


図-13 空気送入手量と各部の溶存酸素との関係〔原水流入量 0.9l/sec (77.8m³/日) の場合・第1実験期〕

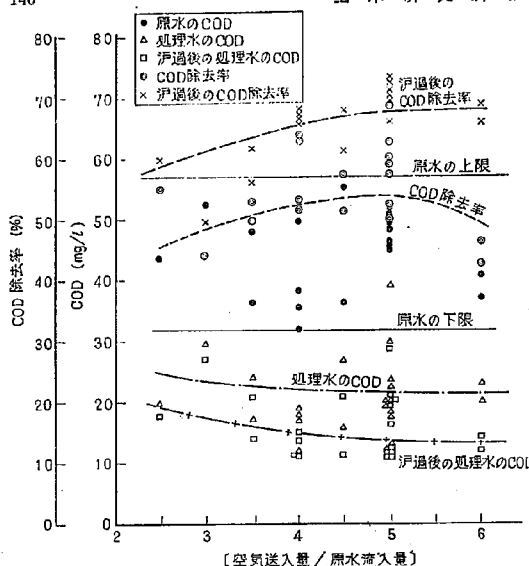


図-14 送気倍率とCODおよびCOD除去率 [原水流入量 0.7l/sec (60.5m³/日) の場合・第1実験期]

このためエアレーションタンクから最後沈殿池への流入水は多量に溶存酸素を含有していないと最後沈殿池内の溶存酸素レベルは零または零に近い状態となる。事実一部の期間では最後沈殿池の底部に堆積されていた活性汚泥が腐敗し、炭酸ガス等の上昇とともに最後沈殿池内の水流が攪乱されたり、また腐敗した活性汚泥が水面に浮上したりしたケースも認められた。

処理水のCODは空気供給量の増加と共に減少し、その水質は良好となる傾向が認められた。

図-14、図-15、図-16は原水の流入量を変化させたときの原水、処理水のCOD、COD除去率の変化を示したものであるが、一部を除いてCOD除去率は空気供給量を増加させるにしたがって高い数値を示している。このCOD除去率と空気供給量との関係は図-17に示すように原水流入量が増加し、エアレーション時間が短縮されるほどその差異が著しくなる傾向が現われている。すなわち原水流入量 60.5m³/日—エアレーション4.3時間でのCOD除去率は52%前後で空気供給量の変化による除去率の差異は極くわずかなものであったのに比べ原水流入量 69.1m³/日—エアレーション3.8時間のCOD除去率は空気供給量を増加させることによって高い数値となり55%に達している。また原水流入量 77.8m³/日

—エアレーション3.4時間では空気供給量の変動によるCOD除去率の差異は大きく現われ、その値はさらに空気供給量を増加させることによって70%以上となることが予想される。上記の結果からみて流入水のCOD濃度40~70mg/lの排水を処理するにあたってエアレーションを3.5時間以上行っても無益であり、空気供給量を増加させることの方が処理水質を安定化するうえにおいて効果的であるとみることができる。本実験では処理水を汚紙で汚して汚過後のCOD濃度を測定したが、汚前後のCOD濃度の差異はいずれの場合も空気供給量とは無関係にはば一定のものとなっている。しかしこれをCOD除去率にて表現してみるとその差異はエアレーション時間が短縮されるほど小さなものとなっている。しかも汚過後のCOD除去率はエアレーション時間の変化による差異がほとんど認められない点から考えて、エアレーシ

ン時間が必要以上長時間にわたる場合には活性汚泥の凝集性が失われ、活性汚泥が水流のせん断力によって破壊されて微細なフロックとなり、その沈降が不良となって最後沈殿池よりの活性汚泥の越流量が増加し、その影響を受けてCOD除去率がかえって低下することになったと推察される。さらにこれらの結果からエアレーション時間が通常の活性汚泥処理よりも短縮されたものであっても空気供給量を増加させることによって処理効率の

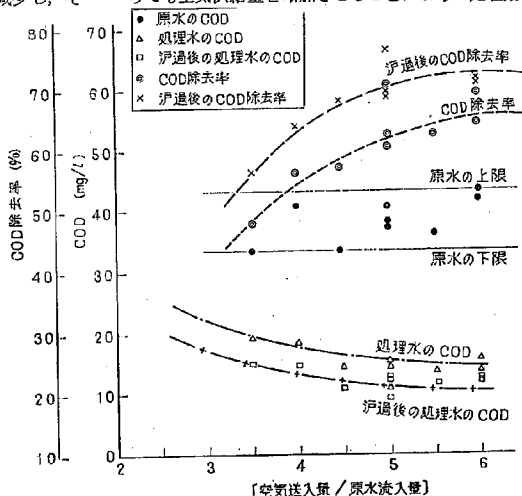


図-15 送気倍率とCODおよびCOD除去率の関係 [原水流入量 0.8l/sec (69.1m³/日) の場合・第1実験期]

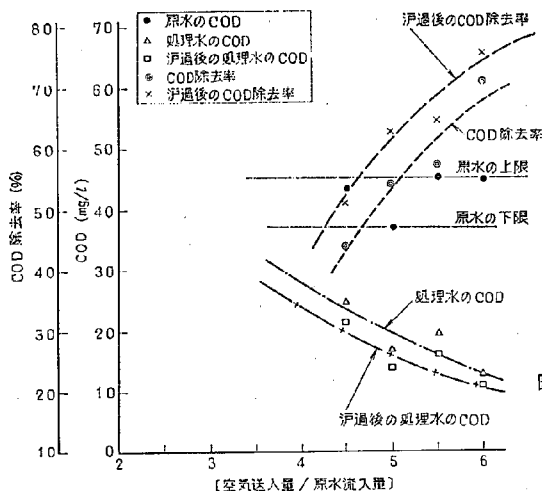


図-16 送込空気倍率とCODおよびCOD除去率の関係〔原水流入量0.9l/sec (77.8m³/日) の場合・第1実験期〕

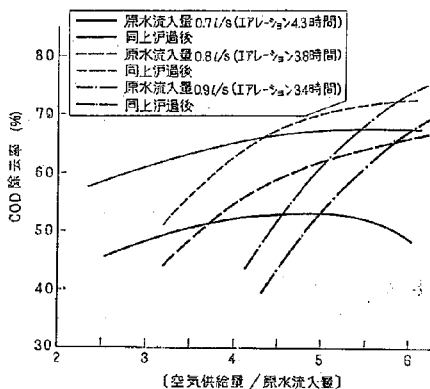


図-17 原水流入量 (エアレーション時間) とCOD除去率との関係

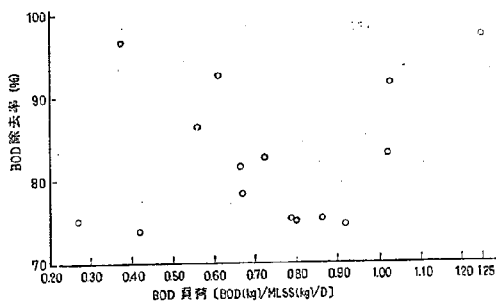


図-18 BOD負荷とBOD除去率の関係 (標準活性汚泥法・第1実験期)

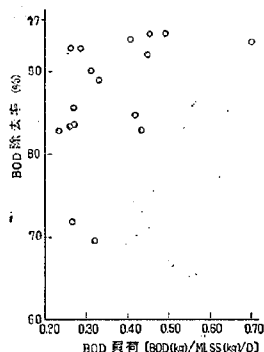


図-19 BOD負荷とBOD除去率の関係 (コンタクトスタビライゼーション法・第4実験期)

改善または向上させることが可能であり、エアレーションが必要以上長時間にわたる場合にはその処理効率が低下することを示したもののといえよう。このことは効果的な有機物除去のためにはエアレーション時間そのものよりも空気供給量が重要な因子であるというPasveerの説が立証されたことになる。²³⁾

BOD除去率は一部の期間を除いて70～95%の範囲であったが、標準活性汚泥法を実施した第1期とコンタクトスタビライゼーション法を実施した第4期についてBOD負荷とBOD除去率の関係を図示すると図-18、図-19のように表わされた。両図ともそこには相関が見いだされない。これは工場群からの排水中に含有する有機物等の内容によっても差異があるとみられるし、次章に記すように硫酸バクテリアによる影響も考えられる。前者は染料中の重金属、表面活性剤、硫化水素濃度などが、また後者は硫酸バクテリアの優占度によってエアレーションタンク内の浮遊物濃度が変化することが因子となって家庭下水を主体とする下水の場合などのような一定の関係をみいだし得なかった。

6. 実験結果 (2) …パイロットプラント内の

微生物の生物学的試験結果

生物相の調査は本実験期間中7回にわたって実施したもので、採水日等は下記に示す。

第1回 37年2月28日

第1実験期 (標準活性汚泥法)

第2回 37年4月12日

第1実験期 (標準活性汚泥法)

第3回 37年5月28日

第1実験期 (標準活性汚泥法)

第4回 37年6月11日 第2実験期 (コンタクトスタビ
リゼーション法)

第5回 37年10月28日 第3実験期 (標準活性汚泥法)

第6回 37年12月20日 第4実験期 (コンタクトスタビ
リゼーション法)

第7回 38年1月28日 第5実験期 (標準活性汚泥法)

[1] エアレーションタンク内の生物相について

エアレーションタンク内の生物相はバクテリア、原生
動物、後生動物によって構成されている。(付表-1 参
照)

このうち主なものは *Beggiatoa*, *Sphaerotilus*, *Zoo-*

glea などのバクテリア類と *Carchesium*, *Vorticella* 等
の纖毛虫類と *Amoeba* 等の根足虫類が優占種として出
現頻度が高く、一般の都市下水性の活性汚泥に比べて特
異な生物相を構成している。これらの微生物を出現頻度
の高い順(優占順位)にまとめると表-4のとおりである。
すなわちエアレーションタンク内のバクテリア類のうち
Beggiatoa, *Sphaerotilus*, *Zooglea* は活性汚泥方式のい
かにかかわらず優占種として出現することは明らか
で、水質の変動によってあるものは優占種として出現し
ないこともあるがうち2種は必ず出現している。たとえ
ば生育のために硫化水素と酸素が必要だといわれている

表-4 エアレーションタンク内の生物の優占順位

(標準活性汚泥法)		2/28	4/12	5/28	10/28	1/28
優 占 順 位	1	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Amoeba</i>
	2	<i>Carchesium</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Vorticella</i>
	3	<i>Tokophrya</i>	<i>Carchesium</i>	<i>Lionotus</i>	<i>Carchesium</i>	<i>Opercularia</i>
	4	<i>Zooglea</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Sphaerotilus</i>

(コンタクトスタビリゼーション法)

月 / 日		6/11		12/20	
池 別		スタビリゼーション池	接 触 池	スタビリゼーション池	接 触 池
優 占 順 位	1	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Amoeba</i>
	2	<i>Zooglea</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Vorticella</i>
	3	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Zooglea</i>
	4	<i>Chilodonella</i>	<i>Colpoda</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Sphaerotilus</i>
	5	<i>Carchesium</i>	<i>Chilodonella</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Opercularia</i>
	6	—	<i>Carchesium</i>	<i>Colpoda</i>	<i>Colpoda</i>

表-5 エアレーションタンク内生物相の比較

場 所	パイロットプラントによる実験						京 都		名 古 屋	
	標準活性汚泥法					コンタクトスタビ リゼーション法	標準活性 汚泥法		標準活性 汚泥法	
月/日	3/2	4/12	5/28	10/28	1/28	6/11	12/20	9/4と10/22 の2回調査	6/7-12/20 の間6回調査	
<i>Bacteria</i>	4G 5S	3G 4S	1G 2S	3G 6S	3G 4S	3G 6S	3G 5S	?	?	
<i>Protozoa</i>										
<i>Rhizopoda</i>	0	1G 2S	1G 4S	2G 2S	2G 5S	3G 3S	3G 4S	4G 5S	3G 3S	
<i>Mastigophora</i>	0	0	0	0	1G 1S	2G 2S	2G 2S	2G 2S	3G 3S	
<i>Ciliophora</i>	7G 22S	3G 15S	7G 9S	3G 3S	7G 19S	16G 23S	9G 12S	4G 14S	4G 8S	
<i>Metazoa</i>	1G 1S	2G 2S	4G 4S	5G 5S	1G 1S	3G 3S	3G 3S	4G 4S	3G 3S	
<i>Algae</i>	0	0	0	0	0	0	0	8G 8S	4G 4S	
Total No.	12G 28S	9G 23S	13G 19S	13G 16S	14G 30S	27G 37S	20G 25S	22G 33S	18G 21S	

G: Genus

S: Species.

表-6 *Ciliophora* の細分類

場 所	パイロットプラントによる実験						京 都	名古屋
処 理 法	標準活性汚泥法					コンタクトスタビ リゼーション法	標準活性 汚泥法	標準活性 汚泥法
月 日	2/28	4/12	5/28	10/28	1/23	6/11	12/20	—
<i>Ciliata</i>								
* <i>Hymenostomatida</i>	—	—	—	—	—	4G 5S	—	2G 2S
* <i>Trichostomatida</i>	—	—	—	—	1G 1S	1G 1S	1G 1S	—
* <i>Gymnostomatida</i>	—	—	3G 4S	1G 1S	1G 1S	5G 5S	3G 3S	5G 5S
* <i>Hypotrichida</i>	—	—	1G 1S	—	—	—	—	1G 1S
* <i>Heterotrichida</i>	—	—	1G 1S	—	—	1G 1S	—	—
* <i>Peritricha</i>	3G 15S	3G 15S	1G 2S	2G 2S	4G 16S	2G 9S	3G 7S	3G 3S
<i>Suctoraea</i>	4G 7S	—	1G 1S	—	—	1G 1S	1G 1S	2G 2S
Total	7G 22S	3G 15S	7G 9S	3G 3S	6G 18S	14G 22S	8G 12S	13G 13S

G: Genus. S: Species.

Beggiatoa は5月, 12~1月にはその数は減少し優占度は低下しているが, 他の期間は優占種として出現頻度が高く, 有機性窒素含有量に関係するといわれている *Sphaerotilus* は3月, 10月, 1月に, *Zooglea* は1月のみ, それぞれ優占度は低下しているが, 他の期間は優占種として出現頻度が高い。また原生動物についてみると標準活性汚泥法実施の期間中は5月を除いて *Carchesium*, *Vorticella*, *Opercularia*, など繊毛虫類, 縁毛目に属するものが優占種となり, 5月および1月には根足虫類の *Amoeba* さらに5月には繊毛虫類, 全毛目の *Lionotus* が優占種として出現している, コンタクトスタビリゼーション法実施の期間中では, 6月は繊毛虫, 全毛目の *Chilodonella*, *Colpoda*, 同縁毛目の *Carchesium*, 12月には根足虫類の *Amoeba*, 繊毛虫全毛目の *Colpoda*, 同縁毛目の *Vorticella*, *Opercularia* がそれぞれ優占種として出現している。

上記の原生動物群について, いくつかの生物分類単位に整理し, 同じ活性汚泥法を採用して, 家庭下水を主体で処理している京都および名古屋市の下水処理場の生物相²¹⁾と比較すると表-5の通りである。すなわち

② *Amoeba* 等の根足虫類の種属数は家庭汚水性の活性汚泥の生物相に比べて著しい差異はなく, むしろ種属数は少ないという傾向が認められる。

③ *Bodo* 等の繊毛虫類は標準活性汚泥法実施の期間中は1月を除いて出現せず, コンタクトスタビリゼーション法実施の期間中は京都・名古屋のケースとほぼ同様であると認められる。

④ *Vorticella* 等の縁毛虫類の種属数は割合多く, 時として20種を越えることもある。したがって実験期間中の原生動物相の特徴の一つは根足虫類の種属数

が少なく, 縁毛虫類の種属数の多いことが挙げられる。

⑤ 少数種ではあるが, 縁毛虫類, 毛口目の *Colpoda* 同異毛目の *Stentor*, 同下毛目の *Aspidisca* 等も出現する。このように縁毛虫類の種属数が多いので, さらに縁毛虫類について細分類して, 同様に京都・名古屋での調査結果と比較してみると表-6の通りである。すなわち5月および10月を除いては京都・名古屋の場合よりも縁毛目の出現する頻度は2~5倍(7~16種類)も高く, 全縁毛虫類に対して最低22%, 最高100%である。(京都・名古屋の場合はそれぞれ23%, 43%の占有率である。) この縁毛虫類・縁毛目についてさらに細分類すると表-7のごとく表わされる。縁毛目中でも出現頻度は *Vorticella*, *Carchesium* が最も高く, またその種類も多い。

このように原生動物の大部分が縁毛虫に限られ, しか

表-7 *Peritricha* の細分類

処 理 法	標準活性汚泥法				コンタクトスタビ リゼーション法			
月/日	2/28	4/12	5/28	10/28	1/23	6/11	12/20	—
<i>Peritricha</i>								
<i>Vorticella</i>	5S	7S	2S	—	9S	8S	4S	—
<i>Carchesium</i>	9S	6S	—	1S	2S	1S	—	—
<i>Zoothamnium</i>	1S	2S	—	1S	—	—	—	—
<i>Epistylis</i>	—	—	—	—	—	—	1S	—
<i>Opercularia</i>	—	—	—	—	3S	—	1S	—
<i>Vorticellopsis</i>	—	—	—	—	1S	—	—	—
Total	15S	15S	2S	2S	15S	9S	6S	—

S: species.

もそのほとんど全部が緑毛目であったということは住宅
公団団地内の処理場でも実例をみる事ができる²³⁾。こ
の場合の緑毛目類の変化は BOD 負荷の増加と共に出現
種属類が減少する傾向を示した。本実験の場合にはBOD
は 100mg/l 以下の場合が多く、同上のケースで運転開
始当初流入水 BOD が 93mg/l であった場合と非常に似
た結果が得られている。それゆえ本排水の場合でも家庭
下水の混入量が増加したり、工場群からの排水の有機濃
度が増加したりする場合には、緑毛目の出現種属数はや
はり減少するのではないかと推察された。

〔2〕 エアレーションタンク以外のプラント各部の生 物相について

エアレーションタンク以外の付着生物相、堆積汚泥に
は原水通過懸付着物、貯水槽堆積物、最後沈殿池からの
流出汚泥、処理水通過懸付着物、最後沈殿池付着物、最
後沈殿池引抜汚泥（余剰汚泥）、返送汚泥などがある。
各調査時の上記試料中の生物相を構成する各種微生物に
ついて、その優占順位を列記すると表-8、表-9、表-
10、表-11、表-12 に示すとおりとなる。（なお生物相全
体の出現頻度は付表-II よりⅥに示した。）

表-8 原水通過樋等に付着した生物の優占順位

月/日		4/12	5/28	6/11	10/28	12/20	1/28
優 占 順 位	1	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Amoeba</i>
	2	<i>Zooglea</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Paramecium</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Colpoda</i>	<i>Vahlkampitia</i>
	3	—	—	—	<i>Monas</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Colpoda</i>
	4	—	—	—	<i>Cyclidium</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>
	5	—	—	—	—	<i>Amoeba</i>	<i>Monas</i>

〔注〕 2月 は調査せず

表-9 最後沈殿池からの流出汚泥中の生物の優占順位

月/日		2/28	4/12	5/28	1/28
優 占 順 位	1	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Vorticella</i>
	2	<i>Carchesium</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Opercularia</i>
	3	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Stenter</i>	<i>Sphaerotilus</i>
	4	—	<i>Spirostom</i>	<i>Rotaria</i>	—

〔注〕 6月、10月、12月 は調査せず

表-10 処理水通過樋または沈殿池内壁付着物中の生物の優占順位

月/日		4/12	5/28	6/11	10/28	12/20	1/28
優 占 順 位	1	<i>Chlorotylum</i>	<i>Hormidium</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Hormidium</i>	<i>Ulothrix</i>	<i>Amoeba</i>
	2	<i>Hormidium</i>	<i>Navicula</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Phormidium</i>	<i>Hormidium</i>	<i>Vahlkampitia</i>
	3	<i>Ulothrix</i>	<i>Stenter</i>	<i>Colpoda</i>	<i>Rotaria</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Opercularia</i>
	4	—	—	<i>Chilodonella</i>	—	<i>Vorticella</i>	<i>Philodina</i>
	5	—	—	<i>Carchesium</i>	—	<i>Zooglea</i>	<i>Ulothrix</i>
	6	—	—	<i>Vorticella</i>	—	<i>Sphaerotilus</i>	—

〔注〕 2月 は調査せず

表-11 最後沈殿池引抜汚泥中の生物の優占順位（最後沈殿池浮上汚泥を含む）

月/日		2/28	4/12	5/28	6/11	10/28	12/20	1/28
優 占 順 位	1	<i>Beggiatoa</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Amoeba</i>
	2	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Sphaerotilus</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Carchesium</i> *	<i>Carchesium</i> *	<i>Zooglea</i>	<i>Opercularia</i>
	3	<i>Zooglea</i>	<i>Zooglea</i>	<i>Rotaria</i>	<i>Beggiatoa</i>	<i>Rhabdolanis</i>	<i>Amoeba</i>	<i>Vorticella</i>
	4	<i>Carchesium</i> *	<i>Carchesium</i> *	—	—	<i>Rotaria</i>	<i>Vorticella</i> *	<i>Philodina</i>
	5	—	—	—	—	<i>Zooglea</i> *	<i>Rotaria</i>	—

*死体として発見されているもの

表-12 返送汚泥中の生物の優占順位

月/日	2/28	4/12	5/28	6/11	10/28	12/20	1/28
優占順位	1 <i>Beggiatoa</i> 2 <i>Carchesium</i> 3 <i>Zooglea</i> 4 — 5 — 6 —	<i>Beggiatoa</i> <i>Carchesium</i> <i>Zooglea</i> — — —	<i>Sphaerotilus</i> <i>Lionotus</i> <i>Aspidisca</i> — — —	<i>Beggiatoa</i> <i>Sphaerotilus</i> <i>Colpoda</i> <i>Chilodonella</i> <i>Carchesium</i> <i>Vorticella</i>	<i>Beggiatoa</i> <i>Zooglea</i> <i>Carchesium</i> <i>Rhabdolanis</i> — —	<i>Sphaerotilus</i> <i>Vorticella</i> <i>Amoeba</i> <i>Opercularia</i> — —	<i>Amoeba</i> <i>Vorticella</i> <i>Carchesium</i> <i>Opercularia</i> — —

原水通過樋等には *Beggiatoa* が全期間を通じて優占種として出現しており、続いて *Zooglea* の出現する期間が長い。しかし *Sphaerotilus* は12月を除いては出現していない。原生動物では冬期に *Amoeba* が優占種となっているが、他は遊泳性のものである。このように *Beggiatoa* が全期間について優占種として出現したのは排水中の硫化物が全期間を通じて存在していたことでも明瞭であるが、原水通過樋付着物中の *Beggiatoa* の優占順位はエアレーションタンクの内活性汚泥中のそれよりも高いものであった。最後沈殿池からの流出汚泥中の生物調査は4回のみしか実施できなかったが、その特徴としては *Sphaerotilus* および *Beggiatoa* にみられる。

Sphaerotilus はいずれの場合にも出現していたが、流出量自体としては *Beggiatoa* の方が多いようであった。また一部の期間には *Vorticella*, *Opercularia* のような繊毛虫縁目に属する生物群の流出が多く、逆にエアレーションタンク内で最優占種となっていた *Amoeba* などの根足虫類の流出がほとんど無かった点が注目値する。

処理水通過樋や最後沈殿池壁付着物中の生物相は6月を除いて *Hormidium*, *Ulothrix*, *Chlorotylum* 等の緑藻類が優占種となっており、その処理効果が明瞭に現われていたが、6月には *Zooglea*, *Sphaerotilus* 等のバクテリアや *Chilodonella*, *Carchesium*, *Vorticella* 等の繊毛虫類、また12月および1月には *Amoeba*, *Vahlkampia* 等の根足虫類および、*Vorticella*, *Opercularia* な

どの繊毛虫類が優占種として出現していた。しかし12月および1月には処理成績も優れたものであったし、これによる支障は全くみられなかった。

最後沈殿池引抜汚泥は *Beggiatoa*, *Zooglea*, *Sphaerotilus* のバクテリア類, *Rotaria*, *Philodina* 等の輪虫類, *Amoeba* 等の根足虫類, *Carchesium*, *Vorticella* 等の繊毛虫類がみられ、特に *Carchesium* は死体となって出現する場合が多かった。

返送汚泥中の生物相は上記三種のバクテリア類、原生動物では *Lionotus*, *Colpoda*, *Chilodonella*, *Carchesium*, *Vorticella*, *Opercularia*、後生動物では *Rhabdolanis* などが優占種となっている。この返送汚泥中の生物相はエアレーションタンク内のそれと比べて、種属数は少ない傾向がみられた。また最後沈殿池内の生物相に比べると、輪虫類や *Sphaerotilus* の量が減少していることが認められた。

7. 実験結果(3)……2,3の短期の実験

[1] 最後沈殿池より活性汚泥流出を減少させるための実験

実験の第5期において最後沈殿池からの活性汚泥構成生物の越流を減少させる目的で硫酸アルミニウムを使用してみた。この方法を試みたのは柴田²³⁾がバルキング防止の目的で水酸化アルミニウム250ppmを加えて3時間のエアレーションを行って沈降速度を早めたことからヒントを得て実験を行ったものである。実験はエアレ

表-13 硫酸バンドを注入した場合の沈降速度比較 (1 l シリンダーを利用：浮遊物濃度約1,100mg/l)

硫酸アルミニウム 注入率(mg/l)	0	5	7.5	10	20	30	50
活性汚泥境界面の高さ	0 分	1,000 ml	1,000 ml	1,000 ml	1,000 ml	1,000 ml	1,000 ml
	2 分	950	900	780	550	510	480
	5 分	630	590	440	320	350	350
	10 分	450	450	360	300	300	300
	20 分	330	330	290	260	280	280
	30 分	290	300	260	260	280	280
	透視度(cm)	38	38	35	30	24	17

ーションタンク内の混合液に硫酸アルミニウムを加えて攪拌することによって行った。結果は表-13に示すように滴加量 5mg/l 以下ではほとんど変化が現れなかったが、10mg/l となると明らかに初期の沈降速度は早まる傾向があった。しかし硫酸アルミニウムの滴加量を増加させるにしたがって処理水の濁度が増加してくるとい結果が認められた。これからみると凝集剤を滴加することは活性汚泥の沈降性を助長させるうえにおいて相当の効果が期待できるが、その滴加量は凝集沈殿の場合と同様に最適値があると考えられる。またこの滴加をエアレーションタンク上流端で行う場合には柴田の実験の

ごとく、多量の凝集剤を要するが、エアレーションタンク流出端付近または最後沈殿池流入端に加えて、混合液中に凝集剤が完全に混合された状態に保ちうれば、上記の目的は達せられる。このような実験結果にもとづいてパイロットプラントのエアレーションタンク流出端付近に硫酸アルミニウムを25, 50, 75, 100mg/l の割合で加えてみた。これらの結果は表-14に示す。この表でも硫酸アルミニウムを滴加させることによって沈降速度は早められることが認められているが、処理水水質はその注入量が多いほど悪化していることがわかる。これらの点よりみて、凝集剤注入率は 10~25mg/l 程度が適当

表-14 硫酸アルミニウム注入の場合の処理水質

月/日		1/28		1/29		1/30		1/31		2/1	
硫酸アルミニウム注入の有無とその量(mg/l)		無	25	無	50	無	50	無	75	無	100
透視度(度)	原 水	8.8	8.8	7.0	7.0	7.5	9.5	8.0	8.0	5.2	5.2
	処理水	25.0	21.5	40.0	39.0	50.0	21.5	40.0	44.5	43.0	27.0
全蒸発残留物 (mg/l)	原 水	304	304	332	332	364	364	430	430	400	400
	処理水	200	142	202	226	212	226	300	264	260	250
	除去率	34.2	53.2	39.2	31.9	41.8	37.9	30.2	38.6	35.0	37.5
浮 遊 物 質 (mg/l)	原 水	54	54	32	32	44	44	48	48	120	120
	処理水	40	20	18	22	18	30	20	18	20	24
	除去率	25.9	60.0	43.8	31.3	59.1	31.8	58.3	62.5	83.3	80.0
溶 解 性 物 質 (mg/l)	原 水	250	250	300	300	320	320	382	382	280	280
	処理水	160	122	184	204	194	196	280	246	240	226
	除去率	36.0	51.2	38.7	32.0	39.4	38.8	26.7	35.6	14.3	19.3
COD (mg/l)	原 水	47.3	47.3	54.2	54.2	53.2	53.2	60.2	60.2	57.7	57.7
	処理水	20.3	23.5	15.5	16.3	13.1	18.7	18.3	18.7	13.5	17.5
	除去率	57.1	50.3	71.4	69.9	75.3	64.8	69.6	68.9	76.6	69.7

(標準活性汚泥法・第5実験期)

であり、しかも効果的、経済的に最後沈殿池からの活性汚泥の越流を防止し得ることがわかった。

〔2〕有機物濃度が増加した場合の状況を知るための実験

この実験はパイロットプラント運転中に生成された活性汚泥が小信川に排出されている排水の処理の場合にも

表-15 使用したポリペプトンの分析結果

項 目	数 値	備 考
総窒素	13.28%	製造会社での分析結果
総プロテオース窒素	0.68%	
アミノ窒素	6.13%	
アンモニア性窒素	0.33%	
強熱減量	93.17%	土木研究所での分析結果
強熱残留物	6.83%	
COD(1gを1gに溶解した溶液)	310mg/l	
BOD(")	618mg/l	

使用できるか否か、さらに家庭下水の混入量が増加した場合と想定して、分解しやすい有機物を加えた場合には処理はどのように行われるかを調査したものである。このための有機物としては細菌培養基用のポリペプトンを使用した。このポリペプトンの分析結果は表-15に示す。

実験は小信川の染色排水(COD 55mg/l)を用い、さらに家庭下水のみによる結果を比較するうえにおいて、COD 280mg/l の家庭下水を採取して実験用水とした。活性汚泥は浮遊物濃度 4,300mg/l のものを使用し、排水と活性汚泥混合液とを全量 4.5 l になるように排水 3.4 l、活性汚泥混合液 1.1 l の割合で加えた。この場合ばっ気瓶中の浮遊物濃度は 1,078 mg/l となっている。エアレーションは20時間、静止沈殿は2時間とした。下水管より直接採取した家庭下水は活性汚泥を加えてそのままエアレーションを行ったが、小信川排水には表-15のポリペプトンを 0, 0.3, 0.6, 0.9, 1.2gr. の割合にそ

表-16 バッチ試験による処理水の水質 (12月11日)

(最低気温13°C)

排 水	ペプトン添加量	20時間後のMLSS	蒸発残留物	溶解性物質	浮遊物質	COD
	gr.	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
小 信 川 3.4l	0	1,277	181	170	11	23
〃 3.4l	0.3	1,367	142	116	26	19
〃 3.4l	0.6	1,491	144	110	34	21
〃 3.4l	0.9	1,716	152	110	42	26
〃 3.4l	1.2	1,518	220	172	48	45
下 水 3.4l	—	1,572	246	210	36	50
(注) 小信川排水の分析結果		蒸発残留物	311mg/l	溶解性物質	276mg/l	
		浮遊物質	35mg/l	COD	55mg/l	
下水の分析結果		COD	280mg/l			

表-17 バッチ試験による処理水の水質 (12月12日)

(最低気温6°C)

排 水	ペプトン添加量	20時間後の MLSS	蒸発残留物	溶解性物質	浮遊物質	COD
	gr.	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
小 信 川 3.4l	0	1,290	270	226	34	38
" 3.4l	0.3	1,400	218	185	33	30
" 3.4l	0.6	1,494	211	177	34	44
" 3.4l	0.9	1,927	231	195	36	47
" 3.4l	1.2	1,855	272	235	37	51
下 水 3.4l	—	1,853	296	267	29	64

れぞれ加えた。すなわちポリペプトン 0.3 gr当り BOD で50mg/l, COD で25mg/lの有機物濃度が排水中に付加されることになる。これらのサンプルについて活性汚泥処理バッチ試験を行った結果は表-16, 表-17に示す。表-17は表-16の実験後、ばっ気瓶中に残留した活性汚泥に同一の有機物濃度をもった排水を加えてさらにエアレーションおよび静止沈殿を行った結果を示したものである。表-16と表-17とは水温差があり、低水温時の実験たる表-17の結果が表-16に比べてやや不良な数値が得られた。これらの実験ではエアレーションが20時間と極端に長時間にわたったため、ばっ気瓶内の活性汚泥が細胞内呼吸期または自己酸化期に入り、活性汚泥濃度は対数増殖期よりも減少していることが予想されたが、このような状態においてもばっ気瓶中の活性汚泥濃度は実験開始前に比べて増加していることが確かめられ、さらにペプトン添加量が多いほど活性汚泥濃度が増加していく傾向が認められた。処理水の水質としてはペプトン添加量 0.3~0.6gr.が最良で、ペプトン添加量が0.6gr.よりも増加させると処理水質がやや悪化する傾向を示した。家庭下水のケースでは小信川排水のみの場合よりも良好な処理水が得られている。これからみると、パイロットプラントから得られた活性汚泥は家庭下水を主体とする下水処理場の活性汚泥と内容的にも、また浄化効率の点からもほとんど差異のないものであり、有機物濃度が極端に高くない限りは日曜日等で工場群の操業が停止しても充分処理可能なことがわかった。またペプトンが添加され

ない場合、すなわち工場群からの排水のみによる場合には、逆に処理水の水質がやや悪化することになるが、上記の諸因からみるとこれは処理機能に対して障害を与えるほどのものではない。これらの関係を生物学的に裏付けるために、エアレーションタンク内とばっ気瓶中の活性汚泥生物相の比較を行った。これらの結果は表-18に示す。同表中ばっ気瓶中の活性汚泥生物の種属数はパイロットプラント内のそれに比べて減少していることが認められる。この種属数の減少はペプトン量が最も多かった No. 3 の場合に著しく、ペプトン無添加の No. 1 および少量添加の No. 2 の場合には大差ない結果が示されている。すべてについて優占度が高かったのは根足虫類 *Amoeba* と繊毛虫類 *Vorticella* のみであった。しかしこの両種とも活性汚泥性生物として家庭下水を主体とする下水処理場のエアレーションタンク内では常に出現するものであり、上記二種が優占種として出現する限りは活性汚泥処理が可能であると解することができよう。

上記の実験はパイロットプラントから得られた活性汚泥について実験を行ったものであり、すなわち活性汚泥生成後に工場群からの排水が一時的に流入が停止されたり、また家庭下水の流入が一時的に停止した場合を予想して実験を行ったものであり、工場群からの排水のみによって活性汚泥を処理装置内に充分に蓄積できるか否かについては別途検討する必要がある。

表-16 パイロットプラントおよびばっ気瓶中の活性汚泥生物相の比較
(原生動物の種属数と出現頻度について)

生物相	実験の種類 種類 および 頻度		パイロットプラントエアレーションタンク				ば っ 気 瓶					
			第 1 槽		第 4 槽		No. 1		No. 2		No. 3	
			N	F	N	F	N	F	N	F	N	F
<i>Monas</i>			1	r	1	r r						
<i>Bodo</i>					1	r						
<i>Codonodendron</i>							1	r	1	r	1	r
<i>Amoeba</i>	1	c c	1	c c c	1	c c c	2	r ~ c c	1	c	2	c ~ c c
<i>Valkampfia</i>	1	c	1	c	1	c	1	c				
<i>Arcella</i>					2	r						
<i>Chilophrya</i>	1	r r										
<i>Traehelophyllum</i>					1	r r	1	r r	1	r r	1	r r
<i>Homarogastrea</i>												
<i>Loxodes</i>	1	c	1	r r								
<i>Amphileptus</i>	1	r	1	r								
<i>Aspidisca</i>	1	r	1	c								
<i>Colpoda</i>	1	c c	1	c c					1	c		
<i>Vorticella</i>	5	c ~ c c c	4	r ~ c c c			3	c ~ c c c	6	c ~ c c c	6	c ~ c c c
<i>Carchesium</i>							1	r				
<i>Opercularia</i>	1	c c	1	c c			1	c	1	c c		
<i>Epistylis</i>	1	r r							1	c		
<i>Tokophrya</i>					1	r r						

(注) N: 種数, F: 頻度

No. 1: 小信川排水 3.4 + 活性汚泥 1.1 l

No. 2: 小信川排水 3.4 + 活性汚泥 1.1 l + ペプトン 0.3 g

No. 3: 小信川排水 3.4 + 活性汚泥 1.1 l + ペプトン 1.2 g

サンプルの採取は表-16の処理水を除去し、この活性汚泥にさらに小信川廃水とペプトンを加えて約20時間のエアレーションを行った後採取したものである。

8. 調査, 実験結果からの考察

〔1〕 エアレーションタンク内のバクテリアについて
エアレーションタンク内には1属, 2属または3属のバクテリアが優占種として出現し, 排水の処理に有効に働き, 場合によっては障害となっていた。この3属のバクテリア——*Zooglea*, *Sphaerotilus*, *Beggiatoa* は共に家庭下水を主体とする下水の処理装置内にも出現するものであるが, *Zooglea* を除いては利益よりも障害を与えるものとして取扱われてきた。これは家庭下水を主体とする下水の活性汚泥処理において *Sphaerotilus* がバルキングの状態にあるときに時を同じくして発生し優占種となるためであり, また *Beggiatoa* は活性汚泥が腐敗して硫化水素を発生するときに優占種となるためである。しかし本排水の活性汚泥処理では家庭下水中心の場合とは異なるため, 種種の面から検討を加えてみた。

(1) *Zooglea* について

Zooglea-forming bacteria は1935年に Butterfield によってその一種が分離され, *Zooglea ramigera* と命名

されて, 形態学的な特徴や培養の方法が研究された。²⁶⁾

その後 Heukelekian と Littman は多くの活性汚泥プラント内から14種の *Zooglea bacteria* を取出して実験を行っているが, これらのものは Butterfield によって分離された *Zooglea ramigera* と区別つかないもので, 活性汚泥処理プラント中には *Zooglea ramigera* が広く分布していることを認めている。*Zooglea ramigera* は炭水化物と蛋白質を食餌とし, 他の活性汚泥生物と同様に単純又は複雑な形の炭水化物, 蛋白質, 脂肪酸の石けんを分解する。さらにこの特徴は沈殿が非常に良好に行われることで, 10分間で最大濃縮度に達し, 汚泥指標は良好な活性汚泥と同様に54程度であり, 化学的組成は平均の炭素含有比が44.9%, 窒素含有比が9.9%, C/N 比は4.5/1であり, pH の影響からみた最適成長範囲は6.8~7.5であるといわれている。²⁷⁾²⁸⁾

Zooglea ramigera の BOD 除去能力については種種の実験がなされており, たとえば, 人工下水を用いた Butterfield の調査では3時間のエアレーションで72%の除去²⁹⁾, Heukelekian と Littman の調査では24時間のエアレーションで60~90%の除去²⁷⁾, 家庭下水を用いた Watie の調査では MLSS 濃度 1,500mg/l で3時

間のエアレーションにより 36.3~84.2%, 5時間のエアレーションで 55.6~91.6% の除去率を示したと報告されている³⁹⁾。このように *Zooglea* による BOD 除去率は非常に優れたものである。本排水の活性汚泥処理の場合にも一部の期間を除いては *Zooglea* が優占種として出現している。この *Zooglea* は夏期において原水が希釈され、有機物濃度が極端に低下した期間でも優占種として出現しているが、冬期になって有機物濃度が相当に高くなると優占順位が低下し、これにかわって原生動物纖毛虫縁毛目に属する *Vorticella*, *Opercularia* や根足虫類の *Amoeba* などが最優占種として出現する傾向がみられた。これからみると *Zooglea* は纖毛虫類でも縁毛目の *Carchesium*, 全毛目の *Chilodonella* などが優占種として出現する水質が最適の生活環境であり、またこれらの原生動物群よりもその生活で得る有機物濃度の範囲は相当広いものであるとみられる。

Littman によると *Zooglea* の沈殿は非常に良好な活性汚泥と同程度であるといわれているが、本実験の場合にも表-9 に示したように最後沈殿池からの *Zooglea* の流出はほとんど認められない。同じ時期に共に優占種として出現していた *Carchesium*, *Vorticella* などの纖毛虫縁毛目に属する原生動物群が最後沈殿池越流堰から流出しているのをみても *Zooglea* の沈降性はいかによいかを知ることができる。

(2) *Sphaerotilus* について

Sphaerotilus は古くから発見され、その主なる 1 種 *Sphaerotilus natans* Kützinger は活性汚泥処理でバルキングの原因となる微生物として取扱われてきた。*Sphaerotilus* の一つの糸状のコロニーには 6~10 μ の粒液質の鞘があってその中に長さ 4~6 μ , 幅 2~3 μ の細胞が入っている。*Sphaerotilus* のコロニーの粘液質の層は糊のような乳白色をしており、この乳白色は栄養が豊富

な時にその傾向があり、時には水酸化鉄などによって影響されて褐色または灰色となることがある³⁹⁾。

Sphaerotilus は都市下水、醸造業、酪農、製粉加工の工場や繊維工場、あるいは精糖工場など有機化学工業からの排水が排出されている川に大量発生している場合が多い。下水処理では 1922 年から糸状菌とバルキングの関係が論議され、1928 年にはバルキングの原因者として *Sphaerotilus* が報告され、さらに 1928 年にはバルキングを起した活性汚泥中から *Sphaerotilus* が純粋分離されている³¹⁾。Smit はバルキングに関する研究の中で炭水化物——グルコース、ラクトーズ、澱粉、サツカローズ——を下水中に加えてエアレーションを行ない、糖分の多い下水の場合にバルキングが生じ、炭水化物が存在する場合にバルキングを起させる主たる原因微生物として *Sphaerotilus* を挙げている。さらに Smit は下水を濾過してとれたコロニーを 0.1% のグルコースとペプトンを加えた寒天培地で培養して純粋な *Sphaerotilus* を得ている³²⁾³³⁾。*Sphaerotilus* がいかなる環境で生育できるかについては *Zoogleal Organisms* との比較について研究がなされているが、その中で Heukelekian と Ingols は *Zoogleal Organisms* が Strict aerobes であり、*Sphaerotilus* は Facultative anaerobe であるとしているのに対し、Ruchhoft と Kachmar は *Zoogleal Organisms* と同様な Obligate aerobe であると報告している³⁴⁾。そして *Sphaerotilus* は *Zoogleal Organisms* よりも環境条件に支配されやすく、グルコースとペプトンの人工下水で普通の活性汚泥処理よりも多量の空気量を供給したときに大なる生成率を示したと述べている³⁵⁾。またその最適 pH 範囲は 6~9 で、最適水温は 30°C であり、10°C で生長が止まるといわれている。

Sphaerotilus の沈殿に関しては Lackey らによって活性汚泥および *Zooglea* との比較がなされており、その

表-19 活性汚泥の沈降成績 (Lackey らによる)

種 類	沈 殿 率	10 % 沈 殿	50 % 沈 殿	90 % 沈 殿
活性汚泥フロックのみ		1 分	2 分	3~5 分
活性汚泥中の <i>Sphaerotilus</i>		30 分	1~2 時間	2~5 時間
<i>Sphaerotilus</i> フロック		30 分	1~3 時間	3~12 時間
<i>Zooglea</i> フロック		1 分	4 分	7 分

結果は表-19 に示すとおりである³¹⁾。Littman も *Zooglea* との比較を行っているが³⁹⁾、両者とも *Sphaerotilus* の沈降は活性汚泥や *Zooglea* に比べて極端に悪いものであると報告している。*Sphaerotilus* による BOD および濁度の除去に関して Littman は濁度 118 度、BOD 86 mg/l の下水を用い、*Sphaerotilus* の濃度を 757 mg/l として 4 時間エアレーションを行ない濁度除去 46%, BOD

除去 56% の結果を得ている。また Wuhmann によると *Sphaerotilus* はアミノ酸およびその分解物たるアンモニアおよび硝酸性窒素の炭水化物と結合したものをエネルギーとして利用しており、このため *Sphaerotilus* は窒素源としてアミノ酸が不可欠のものであり、それは非常に希釈された溶液として初めて有効である。だからたとえば Tryptophan, Cystein, Methionin が培養液中で

0.2~0.5 mg/l の濃度以上に存在すると著しく増殖が抑制される。ところが未浄化の都市下水は溶解するアミノ酸含有量は一般に 3~5mg/l にのぼり、そしておそらくは偶個の型のアミノ酸も 0.5 mg/l 以上存在するであろうから、家庭汚水主体の活性汚泥処理装置内には *Sphaerotilus* は発生しなく、未処理下水が清浄なる河川水などで20倍位に希釈されている場合に大発生すると報告している³⁰⁾。

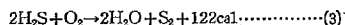
本実験の場合に *Sphaerotilus* が優占種として出現した月はかなり多いが、特に6月には大発生している。この6月の原水は地下水位の上昇ともなっており希釈されたもので、その間の平均 BOD は原水で 20.9mg/l、処理水で 7.2mg/l、除去率 65.6% となっている。また排水が希釈されていない12月および1月にも *Sphaerotilus* は優占種となっており、この時の平均 BOD は原水でそれぞれ 83.3mg/l、77.0mg/l、処理水でそれぞれ 4.8mg/l、11.6mg/l、この除去率はそれぞれ 94.2%、85.0% で *Sphaerotilus* が優占種である場合にも良好なる処理効果が得られた。Littman は *Sphaerotilus* による BOD 除去効果について論じているが、本実験の場合には Littman の結果と比較して処理水質が非常に優れている点からみて、これは優占種としての *Sphaerotilus* によるもの以上に、共存した *Zooglea* などのバクテリア類および原生動物による効果が大きかったものと解される。本実験でも *Sphaerotilus* の沈降性が不良であったことはすでに表-9 に示した最後沈殿池からの流出汚泥中の生物相の優占順位によって明確に示されている。

染色排水中には繊維に付着せずに浴槽から直接排出されたり、洗浄中に洗浄排水中に混じて流出される多量の染料を含有する。この染料はアミン系化合物のジアゾ化等によって作られるものなど、アミノ基を有するものが数多く存在¹⁶⁾、これが下水管に排出された場合には管路内に生存する嫌気性菌や酵母などによってアミノ酸やアンモニア等の結合した炭水化物に分解される可能性がある。これらの染料排棄物は洗浄排水などによって相当に希釈されることになるので、Wuhrmann の説のごとく、*Sphaerotilus* の生育条件に合致してエアレーションタンク内に大量発生する場合もありうことは本実験の結果により明白である。このような *Sphaerotilus* の大量発生は排水中の有機物濃度の比較的低い場合にその可能性が多いが、排水中の有機物濃度が BOD で 100mg/l 前後となっても、本実験の結果のごとく *Sphaerotilus* の優占順位は高くなることがあり、このような場合には繊維虫類や根足虫類などの原生動物と共存することになる。このようなことからみて *Sphaerotilus* の出現頻度が高くなるのは一般の炭素化合物などによるものでなく、アミノ酸やアミン化合物などの窒素化合物の濃度によって支配されるとする Wuhrmann の説が最も妥当なものとする

ことができる。すなわち家庭汚水を主体とする下水の活性汚泥処理ではエアレーションタンク内の生物相で *Sphaerotilus* の優占順位が高いということは家庭下水が他の排水や地下水などによって希釈されて *Sphaerotilus* 生存の好条件を生み出しているので、Smit が述べたごとく Bulking の原因生物とみることもできようが、染色排水を多量に含有する排水の場合には染料含有量に相因するもので、*Sphaerotilus* の優占順位が高くなることはあらかじめ予想しておかなければならない。この場合 *Sphaerotilus* はその体内に有機物や窒素化合物を多量に含有しているので、最後沈殿池から大量に越流させると処理水の BOD は高くなるので、充分に沈殿除去させる必要がある。除去方法としてはマイクロストレーナーなどによる物理的除去も可能であるが、実験結果(9)で述べたように少量の凝集剤を使用するのが経済的に最も有利なものといえよう。

(3) *Beggiatoa* について

Beggiatoa は硫黄バクテリアの一種で糸状のコロニーは厚さ 2.5~5μ で多くの細胞からなり、1個体の細胞は長さ 3μ 以上で糸状コロニーは枝分れせず明瞭なる鞘もない。*Beggiatoa* にはしばしば屈光性の強い硫黄粒が一杯に詰まっていることがある。硫黄バクテリアは自由に運動することもでき、縦軸を軸とし匍匐運動を行う。*Beggiatoa* は特に汚水性というわけではなく、深井戸などの場合でも硫化水素と酸素があればごく普通に発生するといわれている³⁰⁾。このように水中に *Beggiatoa* が出現することは、その水中に常に硫化水素と酸素が同時に存在することを意味する。すなわち



式で示されるように *Beggiatoa* は硫化水素を酸化して硫黄を作る際に生ずるエネルギーを用いて生活し、硫化水素が無くなると、こんどは体内に蓄積した硫黄を酸化して硫酸を作り、その際に生ずるエネルギーを使って生活を行っている。

すなわち



Beggiatoa は自栄養性でもあり、有機物なしで栄養を得ることができる。このとき炭素は炭酸からとり、窒素はアンモニア塩の形で摂取される。*Beggiatoa* の生活には光は必要とせず、生育できる水温は 10~50°C の広範囲にあるといわれている³⁰⁾。活性汚泥中の *Beggiatoa* の生態に関して調査結果は非常に少い。洞沢は三河島下水処理場で Sheffield 式のエアレーションタンクで通常の半分しかエアレーションを行わず、タンク内の溶存酸素が極端に減少したときに大発生したと報告している³⁰⁾。

この場合放流水の溶存酸素は飽和酸素濃度の約 7%、逆

に硫化水素の量は通常 0.7 mg/l のものが 1.4 mg/l まで上昇し、これにともない普通 10,000 以下の *Beggiatoa* の数が 30,000~40,000 となり、活性汚泥生物の数は普通 20,000 以上のものが皆無にまで減少したことから、*Beggiatoa* を活性汚泥の異状指示者として取扱っている。しかし *Beggiatoa* は Liebmanna が述べているように深井戸などでも硫化水素と酸素が存在すれば、自栄養性であるため充分生育できるのであるから、この場合の活性汚泥生物の減少は大気中からの導入酸素量の減少によるものであり、下水の腐敗による硫化水素の発生量の増加も同様に溶存酸素量と結びつけて考えることができる。すなわち下水中に溶存酸素が充分に含有している場合には新たな嫌気性分解によって硫化水素は生じ得ないから、エアレーションタンク内で発生した *Beggiatoa* は下水管内で生じた硫化水素を利用して生活しているものであり家庭汚水を主体とする下水の場合には管渠延長が極端に大なるものでない限り、硫化水素発生量はそれ程多くはならない。このため通常の状態では *Beggiatoa* がエアレーションタンク内生物相で優占種として出現することはあり得ない。しかし管渠延長が増大すると管渠内での滞留時間が増加し、有機物が嫌気性分解されさらに多量の硫酸塩が還元されて硫化水素に変化することになる。このような事例はロスアンゼルス市のケース⁸⁹⁾など米国を中心に多数あり、硫化水素の発生に関する調査およびその対策が論じられてきた。

本排水の場合、染色助剤、洗剤のビルダーなどとしての硫酸ソーダ、硫化ソーダの使用量は他の薬品量に比べて極端に多くなるので、処理場に入流される排水中の含有硫化物の量は非常に増加されることはすでに実験結果(1)で述べたように明白であり、生存のための必要酸素量が得られれば *Beggiatoa* が優占種として出現することは当然であり、*Beggiatoa* はエアレーションタンクばかりでなく比較的溶存酸素濃度が低い原水通過種付着生物相でも優占種として出現していた。(表-8) この場合原水通過時は流速 50cm/sec 以上で排水がエアレーションタンクに送水されているので、付着生物は罐内の隅の部分など排水の淀んだ部分のみにしか生存せず、その量も多くはないが、エアレーションタンク内では酸素供給も充分に行われて大発生を来したことになる。しかし *Beggiatoa* が大発生したことによって、流出水中の硫化物の量は極端に減少し、多くの期間では処理水中の含有量が皆無となることも多かった。本排水の場合硫酸塩自体はそれ程多くの障害を与えることにはならないが、それが還元されて硫化水素の発生を来すこととなると、これを除去して放流しなければ、科学技術庁資源局の報告⁹⁰⁾にみられるように含有硫化物が農作物に対して致命的な損害を与えることとなるので、処理場内における硫化物の除去は欠くべからざるものであり、この点が家庭

汚水を主体とする下水の処理とは異なるものである。この硫化物の除去は *Beggiatoa* の繁殖力を利用するのが最も適当であり、生育の条件なども Liebmanna が述べているようにむずかしいものではない。ただ *Beggiatoa* の生育のためには多量の酸素を必要とする点、またその沈殿除去が困難なことが難点である。*Beggiatoa* が優占種として出現した場合本実験でも空気量を通常の活性汚泥処理に比べて増加させてやらないと BOD 除去率を高度に保つことができなかったことはすでに述べた。

これは式(3)および式(4)を用いて計算してみても硫化物摂取時はその硫黄量の約50%、体内に蓄積した硫黄を酸化して生活する場合にはその硫黄量の約3倍の酸素量を必要とすることからも知ることができる。

すなわち硫化物を除去するために *Beggiatoa* を繁殖させるための条件はエアレーションタンク内に供給する酸素量を通常の場合よりも増加させることである。エアレーションタンク内に供給される酸素量が減少する場合には *Beggiatoa* の生育も不良になるが、それ以上に有機物除去率が低下することが問題である。これは前記洞沢の報告と合わせて考察してみると、*Beggiatoa* は底質が腐敗泥の場合には腐泥の表面に薄膜を作り、泥質表面で匍匐運動を行ないながら生活しているが、エアレーションタンク内で生存する場合にはタンク内の水流によって移動するなど自由遊泳することになる。この場合 *Beggiatoa* は表-9 に示したように最後沈殿池からの流出汚泥中の最優占種であり、*Sphaerotilus* と同様に浮上しやすく、沈殿池内の極くわずかな水流の乱れによっても越流堰から流出している。これからみると *Beggiatoa* はエアレーションタンク内の循環流速が比較的小さい場合には水面付近に集中されてしまう場合が多く、水面の乱れによって水中に供給される酸素量の多くは *Beggiatoa* の増殖によって消費されてしまうことになる。このためエアレーションタンク底部にある比較的重い好気性微生物群は酸素の不足によって消滅し、その数はますます減少していく。この状態が持続されるとエアレーションタンク底部では硫酸還元菌の活動が活発になり、硫化水素量の増加にともない、さらに *Beggiatoa* の増殖に拍車をかけることとなり、すなわち洞沢の報告は腐食土表層部での *Beggiatoa* の発生と類似の状態がエアレーション不足のタンク内にて発生したものとして推定することができる。本実験では家庭汚水主体の下水の場合とは異なり、硫化水素は後述のようにすでに管渠内で多量に発生されて処理装置内に入流されるので、エアレーションタンク内で *Beggiatoa* が優占種として出現することとなったのは当然である。この場合エアレーションタンク内に供給される空気供給量が比較的小さい場合にはエアレーションタンク内の旋回流速も小さく、したがって *Beggiatoa* は条件のよい表面付近に集中して溶存酸素がタンク底部

に拡散するのをさまたげることになるので、この場合には比較的密度が大きい好気性微生物の増殖がさまたげられ、有機物の除去が不良となる結果がもたらされたものと解される。

Beggiatoa の沈殿が不良なることは表-9 で示したように明確であるが、*Beggiatoa* は前節の *Sphaerotilus* 以上にその除去に留意しなければならない。この除去方法については *Sphaerotilus* の場合と同様に考えることができるが、*Beggiatoa* は *Sphaerotilus* よりも小さく、したがってマイクロストレーナー等を用いる除去は経済的に困難であるとみられる。かえって実験結果 (3) で述べた凝集剤によって沈殿させる方法が経済的な除去方法であろう。

〔2〕 エアレーションタンク内の原生動物群について

エアレーションタンク内に出現した原生動物群についてはすでに実験結果 (2) で述べたとおりである。その特徴としては *Vorticella* などの繊毛虫類の種属数が多く、かつ *Amoeba* などの根足虫類の種属数が少なく、一部の期間では *Tokophrya* などの吸管虫類が優占種として出現することなどであった。活性汚泥中の吸管虫類についてはすでに家庭下水を主体とする活性汚泥処理における生物相の報告²⁴⁾²⁵⁾⁴⁰⁾でもその存在が明確であったが、本実験の場合には一部の期間における出現頻度は非常に高いものであった。また根足虫類中では *Amoeba* の出現頻度が高い期間があったが、*Amoeba* が優占種となるのは有機物濃度が高いときに限られるようである。*Amoeba* の出現は活性汚泥解体の原因になるといわれているが、本実験で *Amoeba* の出現頻度が高かった昭和38年1月にはエアレーションタンク内の優占種として出現した原生動物の種属数は最も減少している。このような *Amoeba* の優占種としての出現は家庭下水を主体とする下水の活性汚泥処理でもすでに報告されている⁴¹⁾。本実験のエアレーションタンク内に出現した繊毛虫類のうち緑毛目に属する種属数が多かったことはすでに述べたとおりであるが、このうちでも *Vorticella*, *Carchesium* の出現頻度は高く、ほとんど実験全期にわたって出現している。同じ緑毛目でも *Epistylis*, *Opercularia* などは有機物濃度が高かった期間のみに限って出現しており、有機物濃度と出現する繊毛虫とはある種の関係が認められるようである。下水浄化の点からみた原生動物の生態学的分類について洞沢はこれを非活性汚泥性生物、中間汚泥性生物、活性汚泥性生物に分類している⁴²⁾。このうち非活性汚泥性生物とは水中を主として自由遊泳する性質を有するもので繊毛虫類の *Colpidium*, *Paramoecium*, *Monadinium*, *Holophrya*, *Dextrotrichides*, *Glaucoma*, 根足虫類の *Actinophrya*, 鞭毛虫類の *Oikomonas*, *Bodo*, *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Pleuromonas*, *Eutrosiphon* 等が含まれる。中間汚泥性生物とは水中の自由遊泳もで

き、また他物の表面上も匍匐運動できるもので、繊毛虫類の *Lionotus*, *Loxophyllum*, *Chilodonella*, *Chilodonopsis*, *Dxytricha*, *Stylonychia* 等が含まれる。また活性汚泥生物とは他物表面上を匍匐するか、または他物表面上に固着性の生活をするもので繊毛虫類の *Aspidisca*, *Dysteria*, *Vorticella*, *Vaginicola*, *Epistylis*, *Carchesium*, *Opercularia*, *Zoothamnium*, 根足虫類の *Amoeba* などである。東京都三河島下水処理場における洞沢の調査では非活性汚泥性生物 0.08 %, 中間汚泥性生物 9.38 %, 活性汚泥性生物 88.73%⁴³⁾、また京都市島羽下水処理場における久保田の調査では活性汚泥性繊毛虫は全繊毛虫のうちで77.1~92.9%, 全原生動物中で52.9~82.7%をしめていた⁴⁴⁾と報告されており、活性汚泥性生物のしめる割合が非常に多い。本実験の場合には生物相の定量的な調査は実施できなかったため、洞沢の分類による各生物の構成比率を計算することはできない。しかし全期間を通じて最も出現頻度が高かった繊毛虫類は緑毛目に属する種類が多く、これらはすべて活性汚泥性生物である。根足虫類でも本実験で出現した *Amoeba* は活性汚泥性生物に属しており、また吸管虫類は中間汚泥性生物に属しており、さらに繊毛虫類 *Colpoda* は非活性汚泥性生物に属している、それゆえ、表-4のエアレーションタンク内の活性汚泥中の原生動物群についてみると、有機物濃度が極端に低い場合には非活性汚泥性生物が多く、有機物濃度が段段と高くなるに従って中間汚泥性生物、活性汚泥性生物が増加し、さらに有機物濃度が高くなると活性汚泥性生物でもその種属数が減少すると云う結果が現れている。これらの活性汚泥性生物は家庭下水を主体とする下水処理場のケースとほとんど変わらないものであり、これからみて有機物濃度が BOD にして100mg/l以上あれば、エアレーションタンク内の原生動物群は家庭下水の場合とはほぼ同様な構成比率になると推察される。

〔3〕 エアレーションタンク内のバクテリアと原生動物群による菌塊について

前述のようにエアレーションタンク内で優占種として出現したバクテリアのうち、*Sphaerotilus* および *Beggiatoa* は共にその沈降性が不良で、越流堰からの多量の流出を防止するために特別の処置を要するものである。しかし *Beggiatoa* の作用によって原水中に含有する硫化物の含有量は極端に減少し、*Sphaerotilus* の存在は本排水中に染料を含有するためやむをえないものである。*Beggiatoa* が優占種となって水中に含有する硫化水素を除去したことは、他の原生動物群が優占種として出現する環境を作り出したことになる。硫化水素が多量の生物に対し顕著な毒性作用を有することはいくらか知られており、Liebmenn によれば硫化水素を一般下水中の原生動物群に作用させたところ、*Colpidium* のごく例外を除いて急速に死滅したことが証明されており、種種の点

から硫化水素の影響は酸素欠乏よりも速かに生物に作用するといわれている³¹⁾。本実験の場合硫化水素自体の定量は実施できなかったが、硫化物総量としての定量結果から推定し、さらに *Beggiatoa* が硫化水素のみを摂取するとみると、流入量の80~100%は硫化水素となっていると予想される。このような点から *Beggiatoa* が大量に出

現するような条件を作り出さなかったならば原生動物群の優占種としての出現はあり得なかったものと考えることができる。このような *Beggiatoa* は単独で浮遊することが多いが、*Carchesium* など有柄性の原生動物群と菌塊を構成し、その中で優占種として生存している場合もあった。この菌塊は *Carchesium* が優占種であった37年

表-20 *Carchesium* を主体とする菌塊の構成種属と出現頻度

種 類	構成種属数	属 名 お よ び 出 現 頻 度			
バクテリア	4 属 5 種	<i>Beggiatoa</i>	(c c c)	<i>Thioploca</i>	(r)
		<i>Sphaerotilus</i>	(r r)	<i>Zooglea</i>	(c)
原 生 動 物	7 属 22 種	<i>Carchesium</i>	(c c c)	<i>Vorticella</i>	(c)
		<i>Zoothamnium</i>	(c)	<i>Acineta</i>	(r)
		<i>Tokophrya</i>	(c c)	<i>Podophrya</i>	(r r)
		<i>Thecacinetia</i>	(r r)		
後 生 動 物	1 属 1 種	<i>Rotifera</i>	(r r)		

(注) r r =very rare (0.1 以下×100,
r =rare (0.1~0.2×100,
c =common (0.3~1.0×100,
c c =rich (1 ~5.0×100,
c c c =very rich (5.0 以上×100,

カバーガラス 20×20mm 1視野内)
")
")
")
")

1~4月に特に多く見受けられたもので、2月28日の調査結果では表-20に示すとおりであった。この場合 *Beggiatoa* は *Carchesium*, *Tokophrya* などとからみ合い、長径 0.5~2cm, 短径 0.2~1cm の卵型または径 0.5~1cm の球型をなし、菌塊の沈降速度は非常に早いものであり、*Beggiatoa* を最後沈殿池内で充分除去することができた。このような菌塊は有柄性の原生動物群が大量に存在する場合には実際でも *Beggiatoa* や *Sphaerotilus* などの糸状菌がこの柄にからみついて同様の現象を作り出すことは予想できるが、これらは季節的な現象であることには変わりなく、多くの期間ではやはり最後沈殿池からの糸状菌の流出を防止するための方策を要する。

[4] 工場群からの排水のみによる活性汚泥処理の可能性の検討

工場群からの排水のみが非かんがい期に流れている小信川の河水を用いての活性汚泥処理は実験結果(9)において述べたとおりである。この実験はパイロットプラントで得られた活性汚泥を小信川河水に加えたものと、これに数段階のペプトンを加えたものについて行ったものであり、結果はペプトンを少量加えた場合に好成積が得られている。しかし工場群からの排水のみでも活性汚泥処理が行ない得た証拠として20時間にわたる長時間のエアレーションの場合でもエアレーション終了後の活性汚泥量は増加していたし、処理水の水質もかなり良好なものであった。しかし使用した活性汚泥は工場群からの排水

と家庭污水が混合した原水について生成されたものであり、工場群からの排水のみの活性汚泥処理によって蓄積されたものではない。工場群からの排水のみによる活性汚泥処理の可能性を検討するために、現在工場群からの排水が直接排出されている宮田用水路などの水路附着物底泥中の微生物の生物相の調査を実施した。これらの結果は表-21に示す。すなわち3種のバクテリアは排水路内でも出現するし、活性汚泥性の原生動物たる *Amoeba*, *Vorticella* なども認められる。しかし出現した原生動物の多くは非活性汚泥性生物であった。これは水路とエアレーションタンクという生活環境の相違があるので、一括して論ずることはできないが、生物相としてはパイロットプラントの実験中に地下水位の上昇によって排水が希釈され活性汚泥処理が充分に行ない得なかった6~7月頃と類似したものである。すなわち処理装置内での活性汚泥は極端に減少し、処理水の BOD 除去率は0~10%程度しか得られなかった場合と同様な状態を示すことが予想される。このような状態におちいることを防ぐためには有機物濃度を高める以外に方法はない。すなわち現在施工中の管渠に支線を取付けできるだけ多くの家庭下水を管渠中に収容することである。この家庭下水収容量は表-16および表-17からペプトン 0.3gr. に相当する量が最も適当であることから換算して BOD 濃度にして 50 mg/l 高めることを考えればよい。いま工場群からの排水量 10,000m³/日について BOD 人口当量35gr./人、1人1日当りの排出下水量を 250 l と仮定して必要な家

表-21 排水路中の生物相と出現頻度
(宮田用水、仁羽工業付近排水路は付)
(着物、小信川は河床沈泥)

調査月日 場 所 生物相	5 月 28 日		12月11日
	宮田用水	仁羽工業付近排水路	小信川
Bacteria			
<i>Beggiatoa</i> sp.	c c		
<i>Sphaerotilus natans</i>	c	c	
<i>Zooglea ramigera</i>			c c
Protozoa			
<i>Arcella Vulgaris</i>	r		
<i>Amoeba Verrucosa</i>	c c c		
<i>Amoeba proteus</i>	c		
<i>Amoeba</i> sp.	c		
<i>Paramecium caudatum</i>	r r	r	
<i>Lionotus</i> sp.	r r		
<i>Spirostoma ambiguum</i>	r r		
<i>Aspidisca</i> sp.	r r		
<i>Englena viridis</i>	c		
<i>Englena elongate</i>	c	r	
<i>Englena gracilis</i>	c	c	
<i>Oecomonas</i> sp.	c c c	r	
<i>Colpoda aspera</i>			c c c
<i>Vorticella alba</i>	c		
<i>Englypha</i> sp.		r r	
Metazoa			
<i>Rhabdolanis</i> sp.	c		
<i>Rotaria</i> sp.	c		
Algae			
<i>Oscillatoria limosa</i>	r		
<i>Oscillatoria</i> sp.	r		
<i>Cymbella</i> sp.	r		
<i>Synedra</i> sp.	r r		

(注) 出現頻度は表-20に同じ

庭下水量、その人口を求めてみると、それぞれ3,600m³/日、14,400人となる。これらは実験結果からの最適の条件を想定して算出したものであり、運転当初は多少処理水質の悪化を認めれば、上記の1/2~1/3程度の家庭下水の混入があれば、処理装置内での活性汚泥の蓄積も充分に行われ、処理水質を漸次改善していくことが期待できよう。

【5】 染色排水の色相の因となる染料の除去について
染色排水が個々の工場から排出された時には赤、青、黄など独特の色相をもつが、これらが混合された場合には濃灰色または黒色となってしまう場合が多い。本排水が排出されている小信川、野府川、日光川でも中流部は種種の色相を呈しているが、下流部に至ると黒色または濃灰色となっている。このような点からみて特別都市下

水路で処理場に集合された総合排水の色相も黒色または濃灰色になると考えて差支えない。このような染色排水が混合された状態では本パイロットプラントでの実験のごとく、透視度が30cm以上になるよう処理された場合にはこの種の色相は全く除去されており、20~50度残留する色度は芒硝などの染色助剤によるものであり、染料に帰因する色相はほぼ完全に除去されていた。

また透視度30cm以下の場合でもその原因が *Beggiatoa*、*Sphaerotilus* など沈殿不良の微生物の流出に帰因するのが大部分で黒色または濃灰色の色相が残留して透視度の低下をもたらしていたケースは極くわずかなものであった。

色相が黒色または濃灰色となることは硫化水素の発生に帰因する部分もある。すなわち染色排水中には芒硝、硫化ソーダなどの染色助剤が多量に含有され、これらが微生物の作用によって硫化水素を発生し、染料中に含有する金属塩等を硫化物に変えることも充分に予想されるからであり、このような硫化水素の発生はパイロットプラント内で *Beggiatoa* が異状発生したことによっても知ることができる。

上記の理由によって処理場内に流入される総合排水の色相は黒色または濃灰色となることが予想されるが、総合排水中に含有する染料を主体とするコロイド物質は同様に含有するナトリウム塩などの作用によって凝集しやすい状態となることは日光川下流部の現況から推定することができる。しかしこれらのフロックは微細なもので最初沈殿池でそのまま除去できるものではなく、沈殿のみで除去するためには 龍田らの実験¹¹⁾のように硫酸アルミニウムなどの凝集剤を添加してやらなければならないことになるが、活性汚泥法を行った場合には染料が活性汚泥に吸着されて沈降除去されうる可能性が大きいことや、*Sphaerotilus* などのバクテリア類によって窒素化合物などが奪われることにより、染料の構造体が破壊されて分解しやすい有機物となることも充分に推定できる。これは染料にアミン系やアミノ化合物などの有機窒素化合物が多くまたパイロットプラント内の生物相で適当な濃度のアミノ酸を必要とする *Sphaerotilus* が優占種として出現することが多かったことから推定できるものである。しかし染料成分の100%を常に除去できかどうかについては問題がある。これは活性汚泥法の運転条件排水中の分解しやすい有機物の濃度、エアレーションタンク内浮遊物濃度などによって異なるものとなるからである。長年月にわたって実験を継続していた Cone Mills Corporation の調査結果¹²⁾では染料に帰因する色度の除去は60~65%であったと報告されているし、また本実験中でも原色が残留していて白金・コバルト標準液を用いての色度の測定が不能場合もあった。上記の諸結果から判断して実装置における染料に帰因する色度の除

去は 60~70% 程度と考えることが必要であろう。

〔6〕 排水中の ABS とその対策

パイロットプラント用に揚水した排水中の ABS 濃度は数回の測定結果では 1.2~2mg/l 程度で余り多いものではなかったが、時にはエアレーションタンク内での発泡が著しく実験中に付近の民家から苦情が出たこともあった。しかし工場群から集められた調査結果からみると現在主として使用されている毛織物用の洗剤は高級アルコール系のものであった。この理由としては椰子油、マッコー鯊油などから作られる高級アルコール系の洗剤が石油化学から作られるドデシルベンゼンスルホン酸塩などの ABS 系よりも安価で入手できるためであった。すなわち将来 ABS 系の洗剤が高級アルコール系の洗剤よりも安価に入手できるようになると ABS 系に変る心配がある。洗浄は初毛工程、染色工程、整理仕上げ工程のすべての場合に行われているので、現在使用されている高級アルコール系洗剤がハード型 ABS 洗剤に移行された場合には処理場の運転管理に重大な障害となることはその使用量が多いだけに問題である。それゆえ処理場の維持管理にあたっては工場群で使用されている洗剤の種類に充分留意して ABS 系が使用される場合にはあらかじめその対策をたてておく必要があろう。

〔7〕 排水中のグリースについて

原毛加工の際に生ずるグリースはラノリンとして市場価値が高く、このため原毛加工の工場群では種種の方式により回収を行っている。しかし回収方法が悪いと排水中に含有されることになる。羊毛中に含まれているグリースの量は原毛重量の 14~20% といわれており¹⁴⁾、その量が多いだけに管渠および処理上の維持管理上障害となることが予想される。管渠に対する障害は排水中に含有する毛羽などの浮遊物と共に管渠に付着し、管渠内の水温の上昇と溶存酸素の欠乏にともなう嫌気性分解をして悪臭を放つことになる。また排水中に含有する毛羽の量は非常に多いものであるから、これにグリースが混じって管渠、ポンプ等に付着した場合に通水断面を縮小させたり、清掃に手間取ったりして維持管理上の障害となることが予想されるので、工場内で完全に除去できるようなオイルトラップの設置を義務づけるべきである。

〔8〕 排水中の窒素除去について

パイロットプラント運転中数回にわたって窒素含有量の調査を実施した。この結果は下記に示す。

総 窒 素	原 水	15.0~7.7mg/l
	処理水	14.8~7.2mg/l
アンモニア性窒素	原 水	9.2~2.8mg/l
	処理水	8.0~2.7mg/l
亜硝酸性窒素	原 水	0.013~0.00mg/l
	処理水	0.011~0.01mg/l
硝酸性窒素	原 水	0.45~0.05mg/l

処理水 0.40~0.35mg/l

活性汚泥処理によってアンモニア性窒素が若干減少して硝酸性窒素が増加している傾向がわずかに認められたが、一般的にはアンモニア性窒素が活性汚泥処理中に硝酸性窒素に変ることは極くまれであるといわれている。微生物の生育のために窒素を必要とするが、この窒素は主として有機性窒素またはこれが分解したアンモニア等から摂取されることが多い。このため無機性窒素はそのままの形で排出されてしまい、このような処理水がかんがい用水として使用される場合には窒素過多として問題を起こす場合が多い。このため活性汚泥法で処理水中の窒素分を最小に保つための運転法なども一部で研究されているが¹⁵⁾、まだ実用段階にはほど遠いもので、このほかにも窒素分の除去などのために第3次処理が問題になりつつある。このほか散水汙床処理の場合には相当量のアンモニア性窒素は硝酸性窒素に変化するが、硝酸性窒素に変った場合には河川の水質汚濁防止の見地からは望ましいが、これがかんがい用水として使用された場合にはやはり窒素過剰によって問題が発生することになる。このためかんがい用水の場合には窒素を酸化するのみでは問題は解決せず、これを除去するための方策を構建しなければならないことになる。このような窒素過剰による諸問題は団地下水処理など家庭下水処理の場合にも発生しており、一部でその対策が研究されている¹⁶⁾。

本排水をかんがい用水として利用した場合に稲作が受ける被害の一つとして窒素過剰の問題があった。この窒素分は染料中のアミンやアミノ酸などによるものとこの分解によって生じた無機性窒素が大部分であって微生物の栄養源として摂取されやすいものであると考えられる。しかし微生物がその細胞を構成していくための窒素分は同様に含有される有機物と密接な関係があり、この割合は Hoover と Porges によると¹⁷⁾

$$C:N=5:1 \dots\dots\dots(5)$$

といわれており、有機物の含有量が増加されない限り窒素除去は充分に行ない得ない。本章〔4〕において工場群からの排水の活性汚泥処理を充分に行うために家庭下水との共同処理が必要であることを述べたが、この場合家庭下水中には充分の窒素化合物が含有されており、家庭下水との共同処理を行った場合でも窒素除去の問題は解決されない。したがって窒素除去をも合わせ行うためには第3次処理によるか、または窒素分の含有の少ない河川水を混じるかなどの対策を構建しなければならないことになる。

〔9〕 活性汚泥処理における燐添加の必要性

パイロットプラントによる実験を実施するに先立って水中に含有する燐の定量を行ったが 0.2mg/l 以下であり、式(1)、(2)に示した数値以下であることがわかり、こ

のためパイロットプラントでは磷の添加を行うこととした。

一般に家庭下水中には活性汚泥処理必要量の5~10倍が含まれていて最近はいくつかの下水中の磷の過剰が問題となっているケースも見受けられる⁴⁵⁾。しかし一般に工業排水中の磷含有量は皆無なる場合が多く、たとえばパルプ製紙工場排水の活性汚泥処理の場合には窒素のほか磷も薬品を用いて添加して処理を行っている実例がある⁴⁶⁾。このような薬品の添加は処理費がかさむためなるべく避けることが望ましい訳で、本実験を行うにあたって非常に参考となった Cone Mills Corporation の綿紡および染色排水の場合でも家庭下水と共同処理して磷などの薬品添加を避けるよう心掛けている。本地区の場合には現在工事中の管渠を用いてこれに枝管を取付けることによって家庭下水を集めることが比較的簡単にできるのであるから、Cone Mills Corporation の先例にならって家庭下水との共同処理を行うようにすることが維持管理費の節減のうえからも当然心掛けるべきである。磷の添加からみた家庭下水の必要量は本章〔4〕で述べた範囲内で充分に目的を達成しうるものである。

9. 管渠内での硫化物、硫酸塩の挙動と硫化水素の発生防止

〔1〕硫化水素発生防止限界流速について

本排水には染料、染色助剤などの関係で多くの窒素化合物、硫化物、硫酸塩を含有している。また染料、染色助剤は高温で布地と接触させるため、排出液の温度は一般に高く、場合によっては50°Cを越えることもある。第1章で述べたように本地域では地下水量が豊富で洗浄のために多量の用水が使用されているので、高温排出液の温度も管渠内でかなり低下されることにはなるがそれでも35~40°Cと家庭下水の場合に比べて10~15°Cの上昇は避けられないものとなるであろう。このような場合排水中の溶存酸素は皆無に近い状態となり、管渠内の硝酸塩、硫酸塩などの酸素原子までも炭素化合物の酸化のために奪われて、硫酸塩の場合にはアンモニアまたは窒素ガスに、硫酸塩は硫化水素にまで還元されてしまうことになる。この場合管渠の維持管理上は硝酸塩の還元によって障害となることはないが、硫酸塩の還元の場合には硫化水素が発生するために対策を充分に考慮しておく必要がある。本排水中で予想される硫化水素の発生は主として染色助剤として多量に使用されている硫酸ソーダ、硫化ソーダの還元によるものである。硫化水素は空気中に2.99v/v%含有する場合には人間は即座にその生命を絶たれるといわれており、これ以下の場合でも絶えず硫化水素を吸入していると著しく健康を害し、死に至る場合が多いといわれている⁴⁷⁾。また金属を腐食させてトラブルを起すこともある。硫化水素の発生はすでに家

庭下水を主体とする下水道管渠の場合にいくつかの問題をおこし、米国の中心に調査研究ならびにその対策が議論されてきた。このうちロスアンゼルスでの調査研究⁴⁸⁾は非常に詳細なもので、水温、BOD、pH、硫酸塩濃度などについて調査し、また暗渠内を通過する空気中の硫化水素量を測定して、管渠維持管理のための対策について論じている。

Pomeroy と Bowlus によると水温の上昇にともなう硫化水素の発生は水温15°Cを越えると急激に上昇し、またBOD濃度が高くなることによっても発生量は増加し、この間に一定の関係があることを示している。また硫化水素の発生はpHが中性に近づく程、さらに下水中の硫酸塩濃度が高い程増加することになる。Pomeroy と Bowlus は管渠内では下水の流下速度が大なるほど大気中での酸素供給量が増加し、また管渠底部に沈積する浮遊物量が減少することから、硫化水素の発生防止のための最小流速を式(6)に与えている。

$$V = 0.137 (Effective\ BOD)^{0.495} \dots \dots \dots (6)$$

ここで Effective BOD は下水温度 t°C の場合5日間20°C の BOD に (1.07^{t-20}) なる係数を掛けたもの。

V は硫化水素発生防止限界流速 (ft/sec)

式(6)は5~38°Cにおいて実施した室内実験の結果にもとづいて作られたものである。

また Davy は Pomeroy と Bowlus の Effective BOD の考え方を BOD と温度の関数たる $f(T)$ に分け、さらに下水の流下流速よりも乱流の割合を示すものとして Reynolds 数を用いて整理し式(7)を与えている⁴⁹⁾。

$$(N_{Re})_{90} = C \left[\frac{A}{b} (BOD) f(T) \right]^{1/n} \dots \dots \dots (7)$$

ここで $(N_{Re})_{90}$ は20°Cにおける Reynolds 数

C と 1/n は係数

A は管渠内流水断面積

b は管渠内流水面の巾

Davy はオーストラリア内の下水道管渠について調査を行ない、式(7)の各係数を求め、さらに式(8)を与えている。

$$N_{Re} = 5,700 \frac{A}{b} (BOD) f(T)^{0.59} \dots \dots \dots (8)$$

いま Davy の実験による硫化水素発生防止上必要な Reynolds 数の最小値に対応する流速と Pomeroy と Bowlus の結果とを比較すると図20のように示される⁴⁹⁾。

上式は家庭下水の場合について作られたものであり、本排水の場合に必ずしも一致するとは考えられないが参考となるものである。本排水の場合には染色助剤として硫化ソーダ、硫酸ソーダが使用されるので、硫酸塩濃度

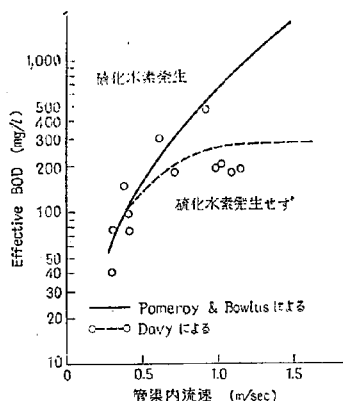


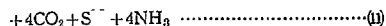
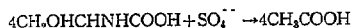
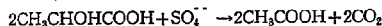
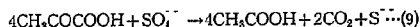
図-20 管内流速と硫化水素の発生限界

だけについてみて表-3に示したように最大830mg/l、最小46mg/lに達している。この場合現在の小信川、宮田用水路などは開渠であり、また一宮市東部下水処理場中継ポンプ場の場合にも暗渠延長がせいぜい4km程度しか無いため硫化水素による障害は発生しなかったが、本特別都市下水路管渠の場合には本曾川町から尾西市を経て一宮市西部にある処理場まで管渠延長は最大18kmに達するものであり、この間に相当量の硫酸イオンが還元されて硫化水素になることが予想される。これは上記ロスアンゼルスでの調査結果などと照合した場合、本排水は多量の洗浄水を含んでもなお通常の家庭下水の場合に比べて水温の上昇が著しいこと、pHは比較的中性に近いこと、現在のBODは低いけれど処理面からみると家庭下水との共同処理が有利であることから、将来家庭下水の流入量が増加し、BOD濃度の上昇が考えられることによる。いま排水の水温を35°Cとし、20°C、5日間のBODを100mg/lとするならばPomeroyとBowlusの式のEffective BODは276mg/lとなり、硫化水素発生防止のための限界流速Vは2.3 ft/sec (≒0.7 m/sec)となる。Davyの式を用いてReynolds数を求め、これより限界流速を換算することも可能であるが、図-20に示したようにDavyの式はPomeroyとBowlusの式による計算値よりもやや下廻る結果が与えられるので、ここではPomeroyとBowlusの式によって得られた数値を設計値として考慮すべきであろう。

[2] 硫化水素発生機構について

管渠内で微生物が介在して硫化物が形成される過程として次のような2つのケースが考えられる。その1つはアミノ酸や蛋白質など硫黄含有有機物の分解によるものであり、他は硫酸還元菌によって硫酸塩が還元されるものである。本排水の場合には含有する染料中にアミノ酸、蛋白質を含むケースが多いので、染料の分解によ

って硫化物が增加することも考えられるが、染料の使用量はそれ程多くなく、しかも大部分は繊維に吸着されることになるため、これによる要因は無視できる。それよりも染色排水の場合には染色助剤として硫酸ソーダ、硫酸ソーダが多量に使用されることとなるため、これらが硫酸還元菌による微生物学的な還元によって硫化水素となることが十分に予想できる。手塚らの調査によると汚濁河川の場合には海水中の硫酸イオンが有機物の存在において還元されて硫化水素を発生することになると報告されている。^{10) 11)} 硫酸還元菌による硫化物の生成過程は次式によって説明されている。



すなわち本式はピルビン酸、乳酸、セリンなどの有機酸が硫酸還元菌によって分解されるとき硫酸根からの酸素原子を奪って炭酸ガスを発生させ硫酸根を還元し、自らはそれより低位の有機酸たる酢酸となるものである。本排水の場合には硫酸イオンは染色助剤として加えられる硫酸ソーダによって補給されることになるので手塚らの場合と同様に考えることができよう。このような硫酸塩の還元についての可能性を知るため以下に述べる室内実験を行った。

実験に供した原水はほぼ全量が工場群からの排水によってしめられている小信川の排水を用い、下記のような4種類の試料を調整した。

試料-1 小信川の排水のみ

試料-2 小信川の排水に硫酸還元菌を加えたもの

試料-3 小信川の排水に乳酸ソーダ(排水10l当り25ml)およびペプトン(排水10l当り1gr.)を加えたもの

試料-4 小信川の排水に乳酸ソーダ(排水10l当り25ml)、ペプトン(排水10l当り1gr.)および硫酸還元菌を加えたもの。

試料-2および4に加えられた硫酸還元菌は小信川の底泥を乳酸培地で培養したものである。この時乳酸培地を二種類用意し、その一方には硝酸源としてKNO₃を加えてみた。この場合硝酸が含まれた培地は48時間経過後でも硫酸イオンの還元はほとんど認められなかったが、硝酸を加えなかった乳酸培地は黒色に変じており、明らかに硫酸還元菌によって硫酸イオンが還元されていることがわかった。すなわち硝酸が存在する間には有機物の酸化のための酸素原子は硝酸から供給され、硝酸がすべて還元されてから硫酸イオンの還元が始まるという

Mckinneyなどの説がここでも確認できた訳である⁵²⁾。試料3 および 4 には有機物源として乳酸ソーダとペプトンを加えた。

このため BOD, COD は極端に増加することとなったが、乳酸ソーダ、ペプトンとも硫酸および硫酸イオンは全く含有されていないため 試料-1, 2 と試料 3, 4 には硫酸および硫酸イオンの濃度変化は全くない。実験は 25~30°C の温度で行ない、pH, BOD, COD, 沃素消費量, 硫化水素***, 硫酸イオンなどについて実施した。このほか定性的に硝酸、亜硝酸、アンモニア、燐などについても調査した。これらの測定結果は図-21 に示すとおりである。

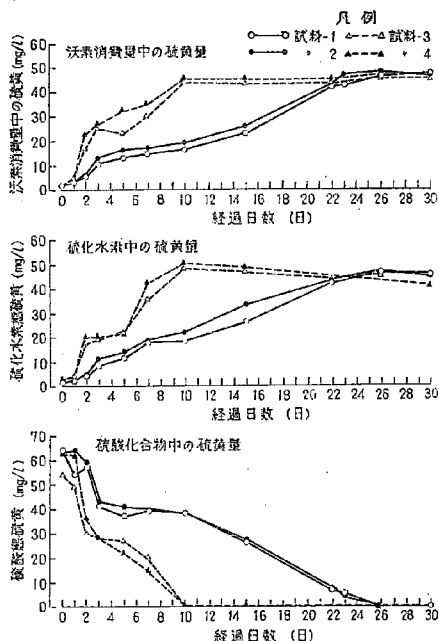


図-21A 硫酸イオンを含む小信川の排水の嫌気性分解実験結果 (沃素消費量・硫化水素および硫酸イオン中の硫黄量)

④ 硫酸イオンから硫化物への移行は試料中の BOD 濃度が高い程急速に進行している。また硫酸還元菌の植種を行ったものは、植種を行なわなかったものに比べてその反応がやや早く進行しているが、両者の差異はそれ程大きなものではない。このように硫酸還元菌の植種を実施しなかった場合でも硫酸イオンから硫化物への移行は急速に行われていることからみて、小信川の排水自体にも硫酸還元菌が生存しているとみること

*** 硫化水素の測定法は潮沼調査法に記載されている炭酸カドミウムを用いる方法による。

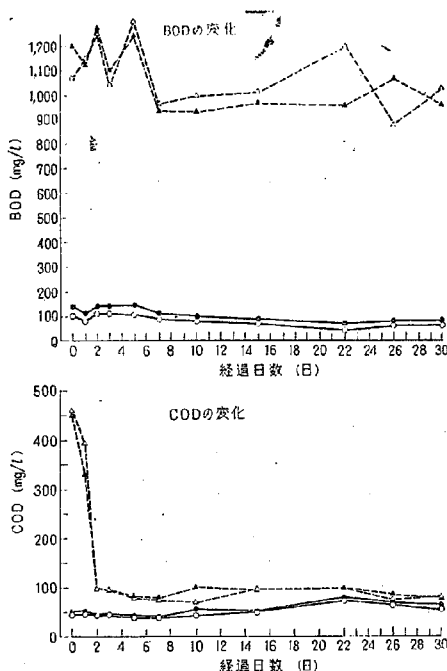


図-21B 同上の実験における BOD の変化と COD の変化

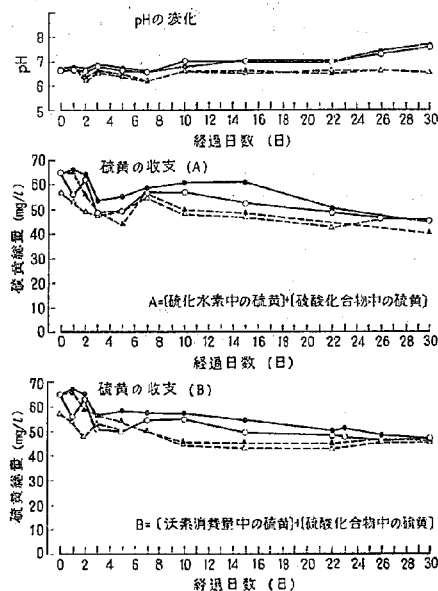


図-21C 同上の実験における pH の変化と硫黄の収支

ができよう。

- ④ 硫酸イオンから硫化物への変化によって硫酸イオンは急激に減少している。この減少の割合は乳酸ソーダとペプトンを加えた試料-3, 4の方が大きく現われている。これは含有有機物量の多いほど硫化物生成量は増加するというロスアンゼルス調査結果と一致する³⁵⁾。

- ⑤ 試料中の BOD 濃度はいずれの場合でもほとんど変化が認められない。試料中の COD 濃度は乳酸ソーダとペプトンを加えた試料-3, 4において実験開始後 2 日目より急激なる減少が認められる。この時期は汚素消費量、硫化水素濃度が急に増加を始めた時とも一致している。手塚らの実験結果によるとすべての乳酸は実験開始後 2 日以内にプロピオン酸と酢酸に变じ、さらに 15 日以内に全量が酢酸に変化している。そしてこの乳酸が分解して皆無となった時から硫化物濃度の上昇が起っている³¹⁾。本実験では有機酸の分析を実施できなかったため詳細についてはわからないが、実験開始後 2 日目から硫化物の増加が認められ、さらに COD の減少が認められることから推定して手塚らの実験と相似の結果が得られたものと解してよからう。

- ⑥ 試料中の pH 値は酢酸の生成量の増加によって低下する傾向を示した。特に乳酸ソーダとペプトンを加えた試料-3, 4では酢酸の生成量が多いと考えられ、その pH 値は試料-1, 2よりも低下する傾向を示した。

- ⑦ 硫酸イオン中の硫黄量と硫化水素中の硫黄量を加えた硫黄量の収支および硫酸イオン中の硫黄量と硫化水素中の硫黄量を加えた硫黄量の収支は共に 10mg/l 程度の差異が認められるが両者は同様の傾向を示しており、これからみて本実験の精度は比較的高いものであったと考ええて差支えないであろう。

上記のように本排水の場合にも染色助剤として多量に加えられ、使用後のすべてが排出される硫酸ソーダが還元されて硫化物となることがわかった。さらにそのうちの大部分は硫化水素となっていることも判明した。このため処理場内においてはエアレーションタンクおよび最後沈殿池では本実験の場合と同様に多量の硫黄バクテリアが発生することとなるため、最後沈殿池からの硫黄バクテリアの越流防止のための配慮が必要となる。また管渠内でも空気中の硫化水素濃度がかなり上昇することが予想できるため次節で述べるような充分な対策を考慮しておくことが必要である。

〔3〕 硫化水素発生によるコンクリート構造物の腐食とその対策

上記のような硫化水素の発生は人体に悪影響を与えるばかりでなく、コンクリート構造物に対しても重大な障害を与える。これは排水の水温が気温よりも絶えず高く

なるために排水中の水分が蒸発し、その水分はコンクリート製管渠の上部に凝縮し、さらにこれに大気中に放出された硫化水素が再び溶解されるためである。この凝縮付着した水分は充分な溶存酸素を含んでいるため、硫黄酸化バクテリアたる *Thiobacillus* が繁殖を始めることになる。*Thiobacillus* は硫化水素と酸素を硫酸にかえて生活を行ない、硫酸濃度は次第に上昇して pH 1.0 以下まで低下し、コンクリートを腐食させることになる³³⁾。Parker によるとコンクリートを腐食させるのは *Thiobacillus concretivorus* であるが、これは pH 6.5 以下でないと生活できない。コンクリート面に凝縮付着した水分の最初の pH は 11~12 であり、ここに 3 つのグループが存在して *Thiobacillus concretivorus* の生活環境を作り出していくことになる。その第 1 グループは *Thiobacillus thioparus* で pH 3.5~8.5 の広い範囲で生存し、水分の pH を 3.0~3.3 まで低下させることができる。第 2 グループは雑多な種属から成立っており、これは pH 2.0~10.5 までの極端に広い範囲で生存するが大気中に硫化水素が存在する場合炭酸カルシウムと共存し、硫黄または硫化物によって生活しているものではない。第 3 グループはコンクリートの腐食とは無関係の部分に存在する種々雑多なバクテリアで最初の段階 (pH 11~9) で優占種となり、*Thiobacillus thioparus* は次の段階 (pH 9~5) で優占種となって *Thiobacillus Concretivorus* の生活条件を作り出していくことになるといわれている³⁴⁾。

硫化水素の発生を防止するためには前述のように管渠内流速を一定限度以上に保つことが最もよい防止策であるが、場所や地形によってはこれだけの流速が保ち得ない部分も出ることが予想される。このための対策として米国、南アフリカなどでは次のような処置がとられてきた⁴⁹⁾。

- ① 塩素又は他の殺菌剤の添加
- ② pH を上昇させて硫化水素の発生量を減ずるための石灰の添加
- ③ 排水中の硫酸イオンの還元を防止するための硝酸塩の添加
- ④ 排水中の溶存酸素を増加させるためのエアレーション
- ⑤ 管渠内のスライムを除去するための清掃
- ⑥ 管渠内面の防腐のためのプラスチックまたはガラスによる塗装

上記のいずれの方法をも本地区の管渠保護のために適用できるが、問題はそれに要する経費である。これは実際の管渠について調査を行なってみなければ各々の実用性、経済性を把握することができないので種種の方法によって実験を行ない、その結果の検討を行なって決定することが望ましい。

10. 総括および結論

- (1) 尾西、一宮、木曾川特別都市下水路では木曾川町北部より尾西市を経て一宮市西南部の処理場まで幹線延長は最大 18 km にも及ぶ。同幹線内で硫化水素の発生を完全に防止するためには管渠を流下する排水の流速は 0.7m/sec 以上にしなければならない。これは各工場から高温の染色排水が排出されるために溶存酸素が極端に減少し、また染色助剤として多量に用いられてほとんど全部が排出される硫酸ソーダが管渠内で硫酸還元菌により還元されて硫化水素になるためである。排水の流速が 0.7m/sec 以上に保たれた場合でも硫化水素の発生を防止するための方策を構じる必要が認められるほか、羊毛洗淨工程から排出されるグリースは工場内で必ず除去させるためのオイルトラップの設置を必要とする。
- (2) 本排水の活性汚泥処理においては BOD 除去、エアレーションタンク内生物相、生物学的処理に必要な磷の添加などからみて家庭下水との共同処理が良策であり、この場合には染色排水中の色度の除去も 60~70% 以上行なわれる可能性がある。家庭下水の必要量の最適値は排水 10,000m³/日当り 3,600m³/日 (処理人口にして 14,400人) であるが、多少処理水質の一時的な悪化を認めうれば上記の 1/2~1/3 でも差支えないと考えられる。しかし家庭下水との共同処理によって生ずる難点もある。その 1 は窒素過多であり、他は管渠内の硫化水素発生量の増加が予想されることである。前者については処理水をかんがい用水として使用する場合に特に問題となるので、この対策として窒素量の少ない河川水で希釈するか、窒素除去のための 3 次処理を考察する必要がある。後者については前記(1)で述べたように管渠内で発生する硫化水素量を最小に保つための人工的な方策を考慮する必要がある。
- (3) 本排水の活性汚泥処理において充分な活性汚泥の蓄積ができた後では一時的に家庭下水の流入や工場群からの排水の流入が停止しても満足なる処理が可能である。
- (4) 本排水の活性汚泥処理によって BOD は 15mg/l 以下 (BOD 除去率 75~95%) COD 10~25mg/l (COD 除去率 60~70%)、硫化物 3 mg/l 以下 (硫化物除去率 75~100%)、透視度は 30cm 以上、白金・コバルト比色標準液による色度は 20~40 度に保ちうる。しかし処理水中のナトリウム塩は硫化物以外の形で残留するため蒸発残留物、溶解性物質質量には変化は認められない。窒素化合物としてはアンモニアがやや減少して硝酸塩の増加が認められるが、窒素それ自体の減少はほとんど認められない。処理水の浮遊物量は最後沈殿池からの糸状菌の越流が多いため原水のそれを上回る

場合も多く、糸状菌の越流を防止して沈殿させるための工夫が必要である。処理水中の浮遊物を最小にする工夫としてマイクロストレーナーを用いることも考えられるが、それよりも 25mg/l 程度の硫酸アルミニウムを用いる方が効果的であり、処理費も安価であると考えられる。この硫酸アルミニウムの注入が 50 mg/l 以上となる場合には浮遊物の沈降は良好ではあるが、処理水中の濁度が増加することになる。排水中の ABS は現在ではそれ程多くなく問題にはならないが、将来石油化学工業の進展にともなって ABS 系の洗剤が現在使用されている高級アルコール系の洗剤よりも安価に入手できるようになることも考えられるので、その動向には充分留意する必要がある。

- (5) バイロットプラントによる実験からは *Zooglea*, *Sphaerotilus*, *Beggiatoa* の 3 種のバクテリアのうち 2 種以上が優占種として出現していた。このうち *Sphaerotilus* と *Beggiatoa* とは沈降速度が極めて小さく最後沈殿池から越流する場合が多かった。しかし *Beggiatoa* の発生によって排水中に含有する硫化物は 75~100% の除去率を示した。染色排水中には種類の形のアミノ酸が含有することになるので、*Sphaerotilus* が優占種として出現する機会が多い。*Zooglea* は BOD 除去能力も優れており、かつ最後沈殿池からの越流は全く認められない。
- (6) エアレーションタンク内に出現した原生動物は家庭下水を主体とする下水処理場のエアレーションタンク内に出現したものと大差ないものであったが、家庭下水の場合に比べて繊毛虫類、緑毛目に属する種類が多く、これらは年間を通じて認められた。特に出現率が高いものは *Vorticella*, *Carchesium* であり、これらはごく一部の期間を除いた大部分の期間に出現していた。特に *Carchesium* の出現が多かった時期には *Carchesium*, *Beggiatoa* を主体とする菌塊がエアレーションタンク内に出現し、BOD の除去および硫化物から除去に効果を発揮したが、この菌塊の最後沈殿池からの越流は全く認められなかった。しかしこの菌塊も水質の変化によって *Carchesium* の出現頻度が低下するに従って消滅したことからみて一時的な現象とみることができる。
- (7) 本実験では標準活性汚泥法とコンタクトスタビライゼーション法の実験を行なったが、両者の差異を明確に把握することはできなかった。いずれの場合でも有機物濃度が 40~100 mg/l 程度ではエアレーション時間を長くすることではその除去率を高くすることはできなく、エアレーション時間は 3 時間程度として空気供給量を増加させる方が有機物除去効果を高める点から良策であることがわかった。実際池における染料に帰因する色度除去は 100% を期待することはむずかしく、

種類の条件からみて50~70%程度と考えておく方がよい。この残留する色相は多くの場合薄黒色または淡灰色となるであろう。

- (8) 本実験で見いだされたものの1つに活性汚泥性生物に硫黄バクテリアが共に優占種として共存することがあった。過去において硫黄バクテリアの1種たる *Beggiatoa* が優占種として出現する時には活性汚泥生物が極端に減少するといわれていたが、これは家庭下水の活性汚泥処理で酸素吹込用バドルの運転数を減らした特殊な場合であった。本排水のように硫化水素を含有し処理場に流入される場合でも空気吹込量が充分なものであれば活性汚泥性生物も硫黄バクテリアも共に優占種として存在し、有機物と硫化物の除去が同時に行なわれることが見いだされた。*Beggiatoa* は単独で浮遊することが多いが、*Carchesium* など有柄性の原生動物が多量に存在する場合には、活性汚泥性生物と径5~15mmの菌塊を構成し共存する期間すら存在していた。
- (9) 硫酸ソーダ、硫化ソーダは染色助剤として多量に使用され、これらは高温の状態で排出される。このため管渠内での排水の温度は洗浄水などによって影響されても35~40°Cとなること予想される。この温度は硫化水素の発生に最もよい条件であるため注意を必要とする。硫酸根の還元を防止し、硫化水素の発生量を最小限に保つためには管渠内の流速をたえず0.7m/sec以上に保つことを要する。また硫化水素の発生量は管渠底部の沈泥の有無によっても異なるので、管渠内に浮遊物の沈積が生じないよう管渠の設計に充分留意することが必要である。硫化水素の発生量が増加すると管渠頂部に付着した水滴中の硫酸の濃度が細菌によって次第に濃縮され、ついにはコンクリート製の管渠を破壊することになる。

11. 第2回国際水質汚濁防止研究会議での討議から

筆者は本文の概要を東京で開催された第2回国際水質汚濁研究会議にて主論文の一つとして発表する機会を得た。****として本文に対する正式討議論文3題を台湾の C. P. Hsu, C. Y. Chung の両氏、米国の C. N. Sawyer 教授、スウェーデンの G. Weijman-Hane, G. Fristedt 両氏よりいただいた。

台湾の C. P. Hsu, C. Y. Chung 両氏の討議論文の概要は下記のとおりであった。

- (a) バイロットプラントの巾員・水深比は0.7であり、通常の実装置のエアレーションタンクのそれが1.0~

1.5 であるのに比べて過小ではなかったか。

- (b) 一宮市東部下水ポンプ場と小信川の排水の窒素分は C. N. Sawyer 教授によって与えられている数値¹⁾からみて過小であるため、家庭下水を加えてやる必要はなかったか。
- (c) 色度除去のために活性炭を使用する考えはなかったか。

米国の C. N. Sawyer 教授の討議論文の概要は下記のとおりであった。

- (d) バイロットプラントの運転について貯留水槽を設置し、濃度の均一な排水をバイロットプラントに送り込んだのは、排水の量、質が時間的に大きく変動する工業排水のバイロットプラントによる実験の目的に反することになる。
- (e) バイロットプラントの最後沈殿池はドルトムントタイプであったが、このタイプのものは沈殿池底部に貯留した活性汚泥の完全なる排出が困難であるので、手動で1日2回程度でもかき寄せ可能な集泥機を設置した方がよかったのではなかったか。
- (f) 夏期には地下水位の上昇によって排水の希釈が著しく、実際の運転データは約8カ月間のものと考えられる。このため夏期のコンタクト・スタビリゼーション法にこの運転データは利用できない。また夏期には有機物濃度の低下によって MLSS は 500 mg/l を維持できない。この期間流入水の BOD は 20 mg/l、硫化物の平均は 5 mg/l であった。これからみると BOD 濃度の約50%は硫化物が硫酸塩に変化されるために消費された酸素量によるものではなかったか。
- (g) 夏期において流入水の濃度低下にもかかわらず、硫化物が相当量存在し、*Beggiatoa* が優占種として出現している。また原生動物が多数生存していたということは活性汚泥がその生命を維持するために断食していた結果ではなかったろうか。さらに *Sphaerotilus* が出現したことは最後沈殿池での活性汚泥の沈降に悪影響をもたらすことになったと考えられる。

- (h) 特別都市下水路の場合にも一宮市東部ポンプ場の場合と同様に夏期に地下水位の上昇によって排水が希釈されてバイロットプラントの実験と同様な結果が得られるとした場合にどのように設計を行なったらよいか質問したい。

- (i) 最後沈殿池から得られた活性汚泥は濃縮脱水しにくいことに問題がある。この点についていかに考えているか。

スウェーデンの G. Weijman-Hane, G. Fristedt 両氏の討議論文の概要は下記のとおりであった。

- (j) 柏谷の論文中にはエアレーションタンク単位容量当りの BOD 負荷が与えられていないが、概算では 300 gr./日/m³ であり、エアレーション時間は返送汚泥を

**** Section I-4, Mamoru Kashiwaya: "Activated Sludge Treatment of Textile and Dyeing Mills Waste" *Advances in Water Pollution Research*, Vol. 2, edited by J. K. Baars, Pergamon Press, p. 63 (1965)

含まずに5~6時間であると思われる。柏谷の実験によるエアレーションタンク単位容量当り BOD は米国の Jones 等¹¹⁾によって行なわれた Prolonged Aeration の実験のエアレーション48時間の場合に相当する。また

耐蔵者の缶詰工場排水および食肉工場排水の Prolonged Aeration の実験の際でもエアレーションタンク単位容量当りの BOD 負荷は130~330gr./日/m³であった。これら三者のデータを比較すると表-22のとおり

表-22 Prolonged Aeration の比較

実験者および排水の種類	項目 pH	Inf Eff	エアレーション時間(時)	BOD (mg/l)	BOD 負荷 (gr./日/m ³)	BOD 除去率	MLSS (mg/l)	余剰汚泥
柏谷 繊維加工排水プラス焼	6-7.3	≠7	5-6	40-80	250-350	80	500-2000	余剰汚泥
	"	"	5	20-60	100-200	90-95	>500	汚泥流出
Jones 等	10-11	8-8.6	24	400	400	90-95	3000-5000	余剰汚泥
繊維加工排水プラス7~10%の家庭下水	"	"	48	550-650	300-350	85-90	150-250	汚泥流出又は汚泥バランス
	"	"	72	500-650	170-230	83-94		
Weijman-Hane & Fristedt	5-7	7	48	400-600	230-330	92-98	2000-4000	余剰汚泥
缶詰排水プラスM&P 食肉排水プラス家庭下水	6.8-9.6	7-7.5	74	450	130-200	80	5000-6000	

である。Jones 等のデータからみると柏谷の実験はその流入水 BOD が 480 mg/l の場合に相当し、エアレーション時間が短かすぎたことになると思われる。耐蔵者の実験などからはエアレーションタンク単位容量当りの BOD 負荷は 200gr./日/m³ 程度が適当であり、この場合には余剰汚泥排出の必要もなく、しかも流入水 pH の変化とショックロードに対して緩衝的な効果が期待できる。

- (k) 硫化染料排水の活性汚泥処理での色度除去に関しては Miles と Porges がすでに述べているように、MLSS 濃度が高いほど除去率が優れてたものとなる。また耐蔵者の Prolonged Aeration に関する実験では高度の BOD、浮遊物の除去が結果として得られているが、実際には処理水中に多くの有機物の残留が認められる。これは生物学的に分解可能な有機物が、生物学的に不活性でしかも酸素を消費する物質へと変換されるためである。すなわち流入水中の有機物、無機物の主たるものは処理水中に残留するものであり、これは図-22 のように示される。これら処理水中の有機物、

水濾床との併合処理よりも経済的な見地から活性汚泥法の変法たる Prolonged Aeration 法を推せんものである。

上記各質問および耐蔵について筆者の考えを述べると下記のとおりである。

(a) について

パイロットプラント内のエアレーションタンクは実験経費の關係から鉄筋コンクリート造とし、貯留水槽と一体構造物とした。このためタンクの有効水深は2mとなった。またエアレーションタンクの総延長は貯留水槽の一边と同じ長さ、5mとしたため、エアレーションタンクの巾員は1.61mとなった。すなわち両氏の指摘するように巾員、水深比は約0.7である。上記のように水深の浅いエアレーションタンクにおいては、その酸素吸収と混合の点から巾員、水深比を実装置の場合に比べて小さくとる方がよいと考える。

(b) について

英語論文は紙面の都合上總窒素などについての事項が省略されていたためこのような誤解が生じたが、本排水中には染料などに起因してアンモニア性窒素 9.2~2.8 mg/l のほか 5mg/l 以上の有機性窒素が含有している。排水の BOD は 60~100mg/l であるから窒素量としては過剰に存在する誤であり、窒素分からみた家庭下水の添加は必要としない。それよりも焼の不足が問題で、パイロットプラントでは焼酸を希釈して添加を行なったが実装置の運転では経済的な面からも家庭下水との混合処理を行なって焼の薬品による添加を避けるようにすることが望ましい。

(c) について

活性炭を用いた染料排水の色度除去に関しては筆者らの実験¹²⁾もあり、これによると厩青炭より作られた活性炭の色度除去が鉱油や木炭から作られた活性炭の場合に

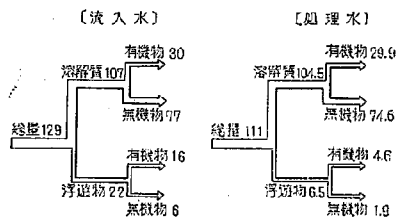


図-22 流入水、処理水の水質の変化
(Weijman-Hane & Fristedt による)

無機物のたとえば処理水がかんがい用水として使用された場合の蓄積による影響などは知られていない。耐蔵者としては本排水の処理法として薬品凝集沈殿と散

比べて優れた成績が得られたが、活性炭による色度除去は高価で、しかも再生のための炉の建設など経済上および実用上の難点があるため今のところは採用できない。

(d) について

実験はたえず工場群からの排水が得られる小信川で行なうのが良策であったが、パイロットプラント運転、管理の問題やパイロットプラント建設経費の点、さらに小信川にはかんがい期に宮田用水路から分岐されたかんがい用水が流入されるなどの難点があり、一宮市東部下水ポンプ場前の沈砂池から揚水した排水を実験用水としたものである。この場合一宮市東部下水ポンプ場に流入される排水はある時間帯では小信川などの工場群からの排水の水質と近似されることがわかったので(表-3)やむをえず貯留水槽を作って一日分の実験用水を貯留させることとしたものである。一日分の排水を貯留し、それを除菌に引出してエアレーションタンクに流入させることとしたものであるが、このような条件のもとでのパイロットプラントによる実験を行なうにあたってやむをえぬ処置であった。

(e) について

Sawyer 教授の説のように、本実験の場合にも最後沈殿池内部の汚泥を完全に排除することができず、沈殿池底部に貯留した汚泥は嫌気性分解されて浮上する場合が生じた。筆者も実験中に人力によるかき寄せ機でも設置したいと考えたが、実験を途中で打切る訳にはいかなかったので、ドルトムントタイプのまま実験を継続することとなった。

(f) について

一宮市東部下水ポンプ場に連なる下水道幹支線は戦前に作られたもので継手の部分よりの漏水が著しく、特に地下水位の上昇によって排水が希釈されて BOD が 20 mg/l 以下となった。この場合エアレーションタンク内の MLSS も 50 mg/l 以下となってエアレーションタンク内では単にばっ気を行なっていたに過ぎないものとなった。

このため Sawyer 教授によって指摘を受けたように第 2 実験期の運転データは実装置の設計のために使用できないものである。しかしこの期間の BOD 濃度の 50 % は硫化物が硫酸塩に酸化されるために消費された酸素量から算出したものではないかという Sawyer 教授の説には疑問がある。筆者の見解では処理水の場合には *Beggiatoa* が含有しているため Sawyer 教授の説に賛同できるが、原水の場合には *Beggiatoa* の存在はほとんど考えられないので、原水中に含有する硫化水素の毒性作用によってフラスコ内の好気性微生物の活動が阻害されて逆に原水の BOD は低く定量されたのではないかと考える。また処理水中の硫化物量は 1 mg/l 以下であるが、これによって *Beggiatoa* が増殖され、かつ処理水

中の *Beggiatoa* が式(4)のように体内に蓄積した硫黄を酸化して生活するために酸素を消費することによって実際より高い BOD 値が与えられたことが考えられる。このため同期間の BOD は原水よりも処理水の濃度が高い値を示すことが多かったと考えている。

(g) について

夏期においては有機物濃度が地下水の流入によって希釈されたため、エアレーションタンク内の MLSS は 50 mg/l 以下に減少した期間が多かった。この期間でも原生動物、後生動物の出現が認められた。一般に本排水の場合には多量の硫化物が含有するため、ここに *Beggiatoa* などの硫酸バクテリアが介在しない場合には硫化水素の毒性作用によって原生動物や *Zoogloea* などの好気性微生物の活動は期待できない。本排水の場合、活性汚泥処理が比較的良好に行なわれたのは *Beggiatoa* の優占種としての出現によって硫化水素による毒性が取除かれたことによると解することができる。*Sphaerotilus* の出現は本排水のように多量の化学構造が異なる染色排水が混合される場合には周期的にやむをえないものがあると考えられる。これは *Sphaerotilus* の出現頻度が高くなるのは一般の炭素化合物によるのではなく、アミノ酸やアミン化合物などの濃度によって支配されるとする Wehrmann の説からも説明することが可能である。上記のように本排水の場合にはその沈降が不良なる *Beggiatoa* と *Sphaerotilus* が優占種として出現する機会が多くなるので、最後沈殿池内または放流前にこれらのバクテリアを除去するように工夫することが必要である。筆者もこれらのバクテリア除去の方法について本文中で実験を行ない、さらに検討を加えた。

(h) について

前述のように一宮市東部下水ポンプ場に連絡している下水道幹支線の管渠は戦前に建設されたものであり、継手部分からの漏水が多かった。一宮市下水道でもその後補修を行なつたので現在では漏水量はほとんど無くなったものと考えている。特別都市下水路の場合でももし漏水箇所が認められれば直ちに補修をしてもらわないと本実験の夏期の場合に生じたと同様に排水が希釈されて活性汚泥処理が充分に行ない得ない結果になるので処理場の維持管理にあたっては漏水によって排水が希釈されているか否かを充分に留意する必要がある。

(1) について

最後沈殿池からの余剰汚泥は家庭下水の処理の場合でもその濃縮、脱水が不良である。最後沈殿池からの汚泥が混合された場合には最後沈殿池のみの汚泥の場合に比べてその濃縮、脱水は比較的やりやすくなる。本排水の場合にも最初沈殿池は必要で、主として糸毛排水や整理仕上げ排水中の羊毛の短い繊維などが沈殿されることになる。本実験では汚泥の濃縮、脱水に関する実験を行な

わなかったが、もし濃縮が不良ならば現在岐阜市において実施されているような加圧浮上式の装置もその対象として考えられる。いまのところ最初沈殿池にて除去される汚泥量を推定できないので、一応実装置としては汚泥濃縮槽を築造して運転してみて、汚泥濃縮槽が不適であることがわかったならば、最後沈殿池からの汚泥のみを加圧浮上式の装置で濃縮することを考えてみてよいと思う。

(j) について

筆者の実験では BOD 濃度が 60mg/l 程度の場合にエアレーション時間を 3 時間半以上増加させても有機物除去に逆不良となる結果が得られている。(図-14~17 参照) かつてヨーロッパの一部で用いられているようなエアレーション時間を短縮して空気量を増加させる高率活性汚泥法が本排水の処理に適していると考えられた。

この場合には染料に帰因する色度除去を効果的に行うために MLSS 濃度を増加させてやることも可能である。

Prolonged Aeration についても検討を行なったが、MLSS 濃度が低い Prolonged Aeration の場合には Jones 等の実験結果のように色度除去が不良となり、また MLSS 濃度が高くなると酸素供給量が増加して経済的な難点を生じる。しかし流入水の pH の変動とショックロードに対する緩衝作用は確かに Prolonged Aeration が優れているので、実装置の設計にあたってはこれらを充分考慮して方式の選定を行なったほうがよい。

(k) について

本排水の場合でも活性汚泥処理を行なうことによって除去されるのは硫化物、BOD などの有機物であり、窒素についてもそれが酸化されるのみで量的な変化はほとんど無いものと考えられる。この場合最も問題となるのは染色助剤として多量に加えられ、その全部が排出される硫酸ソーダ、硫化ソーダなどの塩類である。これが稲作などに対してどのような影響をもたらすかについては余り知られていない。科学技術庁資源局の報告¹³⁾によると土壌に対する慢性的な養分の溶脱、窒素過多、土壌中の酸素欠乏に帰因する硫化水素の発生によって稲作が阻害されていると述べられているが、このうちの硫化水素の発生だけは活性汚泥処理を実施することによってその阻害因子が取除かれることになる。窒素過多についてはやはり河川水による希釈以外にとるべき手段は無いのではなからうか。

謝 辞

本研究を行なうにあたってのパイロットプラントの築造、運転、一部の水質試験の実施について愛知県一宮市水道部の竜田前部長、河村前下水課長、野村水道課長、長谷川下水課長、佐藤、野田両技師など多くの方々の御協力、御援助をいただいた。さらに調査、実験について

都市局久保下水道課長、杉木前下水道研究室長、荏原インフィル株式会社研究部、盛下勇氏等の御指導、御協力をいただいた。本研究の最後にあたってこれらの方々に厚く感謝の意を表する次第である。

参 考 文 献

1. 竜田速成、金岩勇夫：「染色汚水を含む都市下水の処理試験結果について」日本水道協会誌、第 283 号、p. 32 (昭和33年4月)
2. 一宮市水道部：「一宮市の下水道」
3. H. J. Miles and R. Porges: "Treatment of Sulfur Dye Waste by the Activated Sludge Process" *Sewage Works Journal*, Vol. 10, No. 2, p. 322 (Mar. 1938)
4. H. J. Miles and R. Porges: "Treatment of Sulfur Dye waste by the Activated Sludge Process II - Further Studies of Optimum Operating Conditions" *Ibid*, Vol. 10, No. 2, p. 856 (Sept. 1938)
5. N. L. Nemerow: "Oxidation of Cotton Kier Wastes" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 25 No. 4, p. 1060 (Sept. 1953)
6. N. L. Nemerow: "Oxidation of Enzyme Desize and Starch Rinse Textile Wastes" *Ibid*, Vol. 26, No. 10 p. 1231 (Oct. 1954)
7. R. H. Souther and T. A. Alspaugh: "Biological Treatment of Mixtures of Textile Wastes and Domestic Sewage" *Ibid*, Vol. 28, No. 2, p. 166 (Feb. 1956)
8. R. H. Souther and T. A. Alspaugh: "Textile Wastes-Recovery and Treatment" *Ibid*, Vol. 29, No. 8, p. 918 (Aug. 1957)
9. R. H. Souther and T. A. Alspaugh: "Textile Wastes Treatment Studies" *Proc. of 13th Industrial Wastes Conference*, Purdue University (May 1958)
10. R. H. Souther and T. A. Alspaugh: "Current Research on Textile Waste Treatment" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 30, No. 8, p. 992 (Aug. 1958)
11. E. L. Jones, T. A. Alspaugh and H. B. Stokes: "Aerobic Treatment of Textile Mill Wastes" *Jour. of Water Pollution Control Federation*, Vol. 34, No. 5, p. 495 (May 1962)
12. 科学技術庁資源局：「水質汚濁事例調査報告一宮田用水および日光川」(昭和33年12月)
13. J. W. Masselli and G. Burford: "Pollution Reduction Programme for the Textile Industry" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 28, No. 10, p. 1273 (Oct. 1956)
14. 西一郎、今井怡知郎、笠井正成：「界面活性剤便覧」

- 産業図書株式会社 (昭和36年9月)
15. L.F. Fieser and M.F. Fieser: 「有機化学」中・下巻, 丸善株式会社 (昭和34年3月)
 16. 有機合成化学協会: 「染料便覧」丸善株式会社 (昭和34年6月)
 17. S.R. Hoover and N. Porges: "Assimilation of Dairy Wastes by Activated Sludge II—The Equation of Synthesis and Rate of Oxygen Utilization" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 24, No. 3, p. 306 (May 1952)
 18. E. N. Helmers, J. D. Frame, A. E. Greenberg and C. N. Sawyer: "Nutritional Requirements in the Biological Stabilization of Industrial Wastes II—Treatment with Domestic Sewage" *Ibid*, Vol. 23, No. 7, p. 884 (July 1951)
 19. E. N. Helmers, J. D. Frame, A. E. Greenberg and C. N. Sawyer: "Nutritional Requirements in the Biological Stabilization of Industrial Waste III—Treatment with Supplementary Nutrients" *Ibid*, Vol. 24, No. 4, p. 496 (Apr. 1952)
 20. I. Gellman and H. Heukelekian: "Studies of Biological Oxidation by Direct Methods III—Oxidation and Purification of Industrial Wastes by Activated Sludge" *Ibid*, Vol. 25, No. 10, p. 1196 (Oct. 1953)
 21. B. J. McCabe and W. W. Eckenfelder Jr.: "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes Vol. I—Aerobic Oxidation" Reinhold Publishing Corp., p. 3 (1956)
 22. 柴田三郎: 「活性汚泥のバルキング」日本水道協会誌, 第64号, p. 23 (昭和13年9月)
 23. A. Pasveer: "Research on Activated Sludge. V—Rate of Biochemical Oxidation" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 27, No. 7, p. 783 (July 1955)
 24. 飯田怜子: 「都市下水処理場の曝気槽における活性汚泥生物の研究」奈良女子大学生物学会誌, 第6号 (1956)
 25. 盛下勇: 「活性汚泥生物相について (エアロクセレータの活性汚泥生物相)」雑誌「用水と廃水」, Vol. 4, No. 11, p. 33 (1961)
 26. C. T. Butterfield: "Studies of Sewage Purification I—Zoogloeal-forming Bacterium Isolated from Activated Sludge" *Public Health Reports*, Vol. 50, p. 671 (1935)
 27. H. Heukelekian and Littman: "Carbon and Nitrogen Transformations in the Purification of Sewage by the Activated Sludge Process II—Morphological and Biochemical Studies of Zoogloeal Organisms" *Sewage Works Journal*, Vol. 11, No. 5, p. 752 (Sept. 1939)
 28. E. Wattie: "Cultural Characteristics of Zoogloeal-forming Bacteria Isolated from Activated Sludge and Trickling Filters" *Ibid*, Vol. 15, No. 3, p. 476 (May. 1943)
 29. H. Heukelekian and M. L. Littman: "Carbon and Nitrogen Transformations in the Purification of Sewage by the Activated Sludge Process III—With Mixtures of Sterile Sewage and Pure Culture Zoogloeal Sludges" *Ibid*, Vol. 12, No. 2, p. 260 (Mar. 1940)
 30. H. Liebmam: "Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie Band. I" R. Oldenbourg, München, (1962) p. 252~262
 31. J. B. Lackey and E. Wattie: "Studies of Sewage Purification X III—The Biology of Sphaerotilus Natans Kützing in Relation to Bulking of Activated Sludge" *Sewage Works Journal*, Vol. 12, No. 4, p. 669 (July 1940)
 32. J. Smit: "A Study of the Conditions Favoring 'Bulking' of Activated Sludge" *Ibid*, Vol. 4, No. 6, p. 960, (Nov. 1932)
 33. J. Smit: "Bulking of Activated Sludge II—On the Causative Organisms" *Ibid*, Vol. 6, No. 6, p. 1041 (Nov. 1934)
 34. R. S. Ingols and H. Heukelekian: "Studies on Activated Sludge Bulking I—Bulking of Sludge by Means of Carbohydrate" *Ibid*, Vol. 11, No. 6, p. 927 (Nov. 1939)
 35. C. C. Ruchhoff and J. F. Kachmar: "Studies of Sewage Purification XIV—The Role of Sphaerotilus Natans in Activated Sludge Bulking" *Ibid*, Vol. 13, No. 1, p. 3 (Jan 1941)
 36. M. L. Littman: "Carbon and Nitrogen Transformations in the Purification of Sewage by the Activated Sludge Process IV—With a Culture of Sphaerotilus" *Ibid*, Vol. 12, No. 4, p. 685 (July 1940)
 37. 洞沢勇: 「曝気不充分による活性汚泥の腐敗と生物相の変化並びに該異状指示者としての硫黄細菌 Beggiatoa に就いて」日本水道協会誌, 第89号 p. 12 (昭和15年10月)
 38. R. Pomeroy and F. O. Bowlus: "Progress Report on Sulfide Control Research" *Sewage Works Journal*, Vol. 18, No. 4, p. 597 (July 1948)
 39. 津田松苗・菊地允夜: 「エアロクセレータの活性汚泥生物の研究」日本水道協会誌, 第274号 (昭和32年8月)
 40. 福井玉夫・盛下勇: 「活性汚泥中の吸管虫類につい

- て」淡水生物 No.8, p. 3 (Dec.1962)
41. 久保田満:「京都市鳥羽下水処理曝気槽における活性汚泥生物の消長」日本水道協会誌, 第 303 号 (昭和34年12月)
 42. 洞沢勇:「下水浄化における活性汚泥の生物学的研究Ⅱ—活性汚泥生物相の特殊性と生態的分類」日本水道協会誌, 第 181 号 (昭和24年11月)
 43. F. J. Ludzack and M. B. Ettinger: "Controlling Operation to minimize Activated Sludge Nitrogen" *Jour. of Water Pollution Control Federation*, Vol.34, No.9, p.920 (Sept. 1962)
 44. I. Horasawa et al.: "Nitrogen Removal from Sewage and Night Soil in Stabilization Ponds" *Advances in water Pollution Research* Vol. 2 edited by J. K. Baars, Pergamon Press, p. 129 (1965)
 45. B. J. McCabe and W.W. Eckenfelder Jr.: "Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes Vol. 1—Aerobic Oxidation" Reinhold Publishing Corp., p. 347 (1956)
 46. R.L. Culp: "Waste Water Reclamation by Tertiary Treatment" *Jour. of Water Pollution Control Federation*, Vol. 35, No. 6, p. 799 (June 1963)
 47. 柴田三郎:「下水試験法解説」
 48. W. J. Davy: "Influence of Velocity on Sulfide Generation in Sewers" *Sewage & Industrial Wastes*, Vol. 22, No. 9 p. 1132 (Sept. 1950)
 49. Ministry of Technology: "Notes on Water Pollution" *Jour. & Proc. Institute of Sewage Purification*, Part 6. p. 591 (1966)
 50. 手塚泰彦:「汚濁河川における無機分解について」日本化学工業, p. 1 (1963年8月号)
 51. 手塚泰彦・滝井進・北村博:「汚濁河川水中の微生物群による有機物の嫌気性分解—I. 有機酸酸酵と硫酸還元」日本生態学会誌, Vol. 13, No. 5, p. 188 (Oct. 1963)
 52. R. E. McKinney & R. A. Conway: "Chemical Oxygen in Biological Waste Treatment" *Sewage & Industrial Wastes*, Vol. 29, No. 10, p. 1097 (Oct. 1957)
 53. R.E. McKinney: "Microbiology for Sanitary Engineers" McGraw-Hill Book Co. Inc. p. 171 (1962)
 54. C.D. Parker: "Species of Sulfur Bacteria Associated with the Corrosion of Concrete" *Nature*, Vol. 159, p. 439 (March 29. 1947)
 55. 柏谷衛, 前田亨:「化粧染色排水の処理について(第一報)」第21回土木学会年次学術講演会講演概要, Ⅱ-148 (昭和41年5月)



写真-1 排水で汚濁されている水路



写真-2 水路中への排水の流入



写真-3 水路横に建設された工場

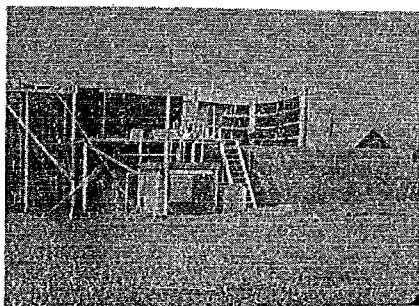


写真-4 実験装置の全景（背景に染色工場の乾燥場が見える）



写真-5 貯留槽と計量槽、分水槽、磷酸添加タンク



写真-7 エアレーションタンクと返送汚泥計量槽

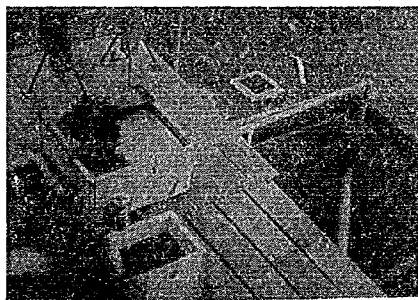


写真-6 最後沈殿池と返送汚泥計量槽



写真-8 エアレーションタンクの発泡状況

付表-1A エアレーションタンク内の生物相と出現頻度

処理法 月/日 サンプル採取位置	標準活性汚泥法								コンタクトスタビ リゼーション法					
	2/28	4/12		5/28		10/28		1/28		6/11			12/20	
	混合	1	4	1	4	1	4	1	4	1	2	4	1	4
Bacteria														
<i>Beggiatoa minima</i> .	ccc	ccc	ccc			c	cc			cc	cc	cc		c
<i>Beggiatoa alba</i> .						ccc		r	rr	ccc	ccc	ccc	cc	
<i>Beggiatoa arachnoidea</i> .						c				ccc	ccc	ccc		
<i>Thioploca</i> sp.	r													
<i>Sphaerotilus natans</i> .	rr	c	c			cc		cc	cc	ccc	ccc	ccc	cc	cc
<i>Zooglea filipendula</i> .	c	cc	ccc	ccc	ccc	c	ccc	c	rr	cc	ccc	ccc	cc	cc
<i>Zooglea ramigera</i> .	r	cc	ccc	ccc	ccc	ccc	ccc	rr	c	ccc	ccc	ccc	cc	cc
Protozoa														
<i>Amoeba proteus</i> .				r					c					
<i>Amoeba radiosa</i> .										rr				
<i>Amoeba verrucosa</i> .								rr						
<i>Amoeba limicola</i> .			rr	cc	cc			cc	cc					
<i>Amoeba</i> sp.			rr	ccc	cc	c		ccc	ccc				ccc	ccc
<i>Vahlkampffia limax</i> .						rr	c		cc				c	c
<i>Arcella megastoma</i> .														
<i>Arcella vulgaris</i> .										rr	c			r
<i>Diffugia</i> sp.												rr		
<i>Monas</i> sp.								c					r	rr
<i>Oekomonas</i> sp.										c	cc	cc		
<i>Bodo</i> sp.														r
<i>Anthophysis vegetans</i> .												rr		
<i>Colpidium colpoda</i> .										r	ccc			
<i>Colpidium</i> sp.											cc	cc		
<i>Colpoda cucullus</i> .								c						
<i>Colpoda aspera</i> .										r	ccc		cc	cc
<i>Sphallidium</i> sp.										r	rr	ccc		
<i>Glucoma</i> sp.										c	ccc	ccc		
<i>Paramecium caudatum</i> .										cc	r	ccc		
<i>Chilodonella cucullulus</i> .										ccc	ccc	ccc		
<i>Chilodontopsis</i> sp.										r	cc			
<i>Amphileptus daparedei</i> .										rr	rr		r	r
<i>Euploes</i> sp.										c	cc	ccc		
<i>Stentor polymorphys</i> .				rr						rr				
<i>Lionotus cygnus</i> .				cc	cc									
<i>Lionotus fuscicola</i> .				cc	cc					rr	rr			
<i>Loxophyllum helus</i> .				c	c									
<i>Lacrymaria</i> sp.				rr				c						
<i>Loxodes</i> sp.													c	rr
<i>Trachelophyllum</i> sp.					rr	rr								rr
<i>Aspidisca</i> sp.														
<i>Uronema</i> sp.										r	cc	cc		
<i>Vorticella campanula</i> .	rr							ccc	cc					
<i>Vorticella submicrostoma</i> .	rr	r	r									rr	c	
<i>Vorticella alba</i> .	rr	r	r	cc				ccc	ccc	rr		rr	c	c
<i>Vorticella microstoma</i> .	c			c				c	c	rr				
<i>Vorticella octva</i> var. sp.	rr	r	r											
<i>Vorticella nitans</i> .								c	c	rr			cc	r
<i>Vorticella nebulifera</i> .		r	r					ccc	ccc	rr			cc	cc

付表-1B エアレーションタンク内の生物相と出現頻度 (つづき)

生物相	処理法 月/日 サンプル採取位置		標準活性汚泥法										コンタクトスタビリ ゼーション法			
			2/28	4/12		5/28		10/28		1/28		6/11			12/20	
			混合	1	4	1	4	1	4	1	4	1	2	4	1	4
<i>Vorticella pyrum.</i>			r	r												
<i>Vorticella octava.</i>			rr	rr												
<i>Vorticella longifillum.</i>			c	c												
<i>Vorticella picta.</i>														rr		
<i>Vorticella aequilata.</i>												rr		rr		
<i>Vorticella longimacromu- cleata.</i>										ccc					ccc	ccc
<i>Vorticella extensa.</i>										r	r					
<i>Vorticella conica.</i>										cc	cc					
<i>Vorticella kenti.</i>										rr						
<i>Vorticella sp.</i>										ccc		r	rr	rr		
<i>Vorticellopsis sp.</i>										rr						
<i>Carchesium aselli var. sp.</i>			ccc	ccc												
<i>Carchesium rolypini.</i>			ccc							cc	cc					
<i>Carchesium spectabile.</i>			ccc	cc	cc											
<i>Carchesium epistylis.</i>			ccc	ccc	ccc											
<i>Carchesium limbatum.</i>			ccc													
<i>Carchesium sp. (A)</i>			ccc	ccc	ccc			ccc	cc	cc	ccc	ccc	ccc			
<i>Carchesium sp. (B)</i>			ccc	ccc	ccc											
<i>Carchesium sp. (C)</i>			ccc	ccc	ccc											
<i>Carchesium sp. (D)</i>			ccc													
<i>Carchesium sp. (E)</i>			ccc													
<i>Zoothamnium aseli.</i>			c													
<i>Zoothamnium pygmaeum.</i>			rr	r												
<i>Zoothamnium mucedo.</i>			rr	r												
<i>Epistylis sp.</i>								rr							rr	
<i>Opercularia sp. (A)</i>									r						cc	cc
<i>Opercularia sp. (B)</i>										ccc						
<i>Opercularia phyganea.</i>									ccc	ccc						
<i>Tokophrya lemnaeum.</i>			r													
<i>Tokophrya sp. (A)</i>			cc		rr								rr		rr	
<i>Tokophrya sp. (B)</i>			cc													
<i>Tokophrya sp. (C)</i>			cc													
<i>Acineta flava.</i>			r													
<i>Thecacineta sp.</i>			rr													
<i>Podoprya sp.</i>			rr							rr	rr					
<i>Metazoa</i>																
<i>Rotifera</i>			rr		rr			c					rr	r	cc	rr
<i>Paraneis</i>														rr		
<i>Chaetogaster</i>								r								
<i>Aelosoma</i>								rr								
<i>Macrobiotus</i>									rr							
<i>Rhabdolanus</i>					rr			r	cc			r	rr			rr
<i>Philodina</i>										c						

(注) rr : very rare, r : rare, c : common, cc : rich, ccc : very rich,

サンプル採取位置中の番号はエアレーションタンク内室番号を示す。

付表-2 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (2月28日調査)

生物相	項目	返送汚泥	最後沈殿池からの流出汚泥	最後沈殿池引抜汚泥
<i>Biggialoa sp.</i>		ccc	ccc	ccc
<i>Thioploca sp.</i>		r		
<i>Sphaerotilus natans.</i>			cc	cc
<i>Zooglea filipendula.</i>		c	c	c
<i>Zooglea ramigera.</i>		r	r	
<i>Amoeba sp.</i>			rr	
<i>Aspidisca sp.</i>		rr		
<i>Carchesium aselli var. parvum.</i>		r	cc	c
<i>Carchesium epistylis.</i>		ccc		
<i>Carchesium. limbatum.</i>		c	c	
<i>Vorticella campanula.</i>		r		
<i>Vorticella nebulifera.</i>				r
<i>Rhabdolaimus sp.</i>		rr		
<i>Rotifera vulgaris.</i>		rr		

付表-3 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (4月21日調査)

生物相	項目	原水種等 付着物	返送汚泥	最後沈殿池 流出汚泥	最後沈殿池 付着物	最後沈殿池 引抜汚泥
<i>Thiothrix tenuissima</i>		rr				
<i>Beggiatoa minima</i>		ccc	ccc	ccc		ccc
<i>Beggiatoa alba</i>		r				r
<i>Sphaerotilus natans</i>					c	
<i>Zooglea filipendula</i>		c	cc			r
<i>Zooglea ramigera</i>		c	cc			rr
<i>Amoeba limicola</i>					rr	
<i>Amoeba sp.</i>		rr				
<i>Menoidium sp.</i>					rr	
<i>Spirostoma sp.</i>				r		rr
<i>Spasidium sp.</i>				r		rr
<i>Colpoda stephani</i>						rr
<i>Colpoda sp.</i>						rr
<i>Lionotas sp.</i>						ccc
<i>Vorticella nebulifera</i>			cc	r		r
<i>Vorticella putrium.</i>			rr	cc		r
<i>Vorticella alba.</i>			r	r		r
<i>Vorticella extensa.</i>		rr	cc			
<i>Vorticella ovata.</i>			rr	rr		
<i>Vorticella submicrostoma.</i>			rr	rr		
<i>Carchesium aselli var. parvum.</i>			ccc			
<i>Carchesium epistylis.</i>			ccc			
<i>Carchesium spectabile.</i>			cc			
<i>Carchesium sp. (A-B).</i>			ccc			
<i>Zoothamnium mucedo.</i>			rr			r
<i>Chlorotylum sp.</i>					ccc	
<i>Hormidium sp.</i>					ccc	
<i>Ulothrix sp.</i>					ccc	
<i>Oscillatoria sp.</i>		rr				
<i>Phormidium sp.</i>		rr				
<i>Rhabdolaimus sp.</i>				rr		rr
<i>Rotifera vulgaris.</i>				r		

付表-4 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (5月28日)

生 物 相	項 目	原水樋等 付 着 物	返送汚泥	最 後 沈 殿 池 付 着 物				最 後 沈 殿 池 引 拔 汚 泥
				(1)	(2)	(3)	(4)	
<i>Beggiatoa alba.</i>		ccc						
<i>Beggiatoa sp.</i>		ccc	rr			rr	rr	rr
<i>Zooglea filipendula.</i>		ccc				ccc	cc	
<i>Zooglea ramigela.</i>		ccc						
<i>Sphaerotilus natans.</i>		rr	ccc			ccc	ccc	ccc
<i>Amoeba proteus.</i>			c					cc
<i>Amoeba verrucosa.</i>			rr				c	r
<i>Amoeba sp.</i>								cc
<i>Vahlkampffia limax.</i>								cc
<i>Arcella vulgaris.</i>					rr	rr		
<i>Actinophrys sp.</i>				rr				
<i>Colpoda sp.</i>		rr						
<i>Colpoda stephani.</i>		rr						
<i>Paramecium caudatum.</i>		rr						
<i>Sphathidium hyalinum.</i>		rr						
<i>Lionotus cygnus.</i>			cc					
<i>Lionotus fuscicola.</i>			cc		rr	rr	rr	rr
<i>Loxophyllum multinucleata.</i>			c					c
<i>Lacrymaria sp.</i>			r					
<i>Aspidisca sp.</i>			cc		rr			rr
<i>Vorticella longifillum.</i>			c					
<i>Vorticella alba.</i>			rr					
<i>Vorticella microstoma.</i>			c					
<i>Vorticella natans.</i>			rr					
<i>Vorticella sp.</i>			c					
<i>Stentor polymorphus.</i>				ccc	ccc	c		rr
<i>Stentor roseli.</i>			c	cc	ccc			
<i>Stentor sp.</i>			rr	r	c			
<i>Stentor igneus.</i>				r	ccc			
<i>Tokophrya sp.</i>			rr					
<i>Euglena sp.</i>		rr			cc			
<i>Oeomonas sp.</i>		rr	rr					
<i>Oscillatoria limosa.</i>					rr			rr
<i>Carchesium sp.</i>				rr				
<i>Chlorotylum sp.</i>				cc				
<i>Navicula sp.</i>				ccc				
<i>Hormidium sp.</i>				ccc				
<i>Metazoa (Rotifera, Rhabdlaimus)</i>			rr			c-rr	ccc	c

(1) 流出水樋 (2) 越流堰内側付着物 (3) 浮上汚泥の下部 (4) 浮上汚泥の上部

付表-5 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (6月11日調査)

生 物 相	項 目	原水槽等付着物	返 送 汚 泥	最後沈殿池 浮 上 汚 泥	最後沈殿池 引 抜 汚 泥
<i>Beggiatoa alba.</i>		c c	c		
<i>Zooglea filpendula.</i>		r	c	c c c	
<i>Zooglea ramigera.</i>		r	r	c c c	
<i>Sphaerotilus natans.</i>			c c c	c c c	c c c
<i>Diffugia sp.</i>					r
<i>Arcella vulgaris.</i>			r		
<i>Colpoda sp.</i>			c c c		
<i>Sphathidium sp.</i>			r r		
<i>Colpidium sp.</i>			c c		
<i>Glucoma sp.</i>			c		
<i>Paramecium caudatum.</i>		c	r		
<i>Chilodonella cucullulus.</i>			c c c		
<i>Amphileptus claparedei.</i>			r		
<i>Lionotus sp.</i>			r		
<i>Uronema sp.</i>			c		
<i>Euplotes sp.</i>			r		
<i>Carchesium sp.</i>			c c c	c c c	c c c
<i>Menodium sp.</i>		i i			
<i>Chilodontopsis sp.</i>			r r		
<i>Vorticella sp.</i>			c c c	c	
<i>Oecomonas sp.</i>			c		
<i>Tokophrya sp.</i>					r
<i>Ulothrix sp.</i>					r r

付表-6 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (10月28日調査)

生 物 相	項 目	原水樋付着物	貯水槽汚泥	返 送 汚 泥	流出樋付着物	最後沈殿池 引 被 汚 泥
<i>Zooglea ramigera.</i>		c c c		c c c	r r	
<i>Zooglea filpendula.</i>		c c c		c c	r	c c
<i>Sphaerotilus natans.</i>		c c c				
<i>Beggiatoa mirabilis.</i>		r r				
<i>Beggiatoa alba.</i>		c c	c c c	c c c		c c c
<i>Beggiatoa sp.</i>		c	c c c	c c		c c c
<i>Beggiatoa minima.</i>		c	c c c			
<i>Spirillum sp.</i>		c	c c c			
<i>Amoeba proteus.</i>		c				
<i>Amoeba verrucosa.</i>		r				
<i>Amoeba sp.</i>		r r			r r	
<i>Vahlkampfia limax.</i>		c				
<i>Euglypha sp.</i>		r r	r r			
<i>Arcella vulgaris.</i>		r r	r r		r r	
<i>Trinema sp.</i>			r r			
<i>Monas sp.</i>		c c	r r			
<i>Mastigella sp.</i>		r r				
<i>Loxophyllum sp.</i>		r r				
<i>Spirostoma ambiguum.</i>					r	
<i>Paramecium caudatum.</i>		r			r r	
<i>Colpoda sp.</i>		r r	r r			
<i>Uronema sp.</i>		c c	c c			
<i>Glucoma sp.</i>		r r				
<i>Vorticella sp.</i>		r r				
<i>Carchesium sp.</i>			c c c			c c c
<i>Tokoplrya sp.</i>					r r	
<i>Rotaria sp.</i>		r r	c	c	c	c c
<i>Rhilodina sp.</i>		r	r			
<i>Rhabdolaimus sp.</i>		r r	c c	c c c	r r	c c c
<i>Chaetogaster sp.</i>		r r				r r
<i>Aelosoma sp.</i>		r r			r r	r r
<i>Oscillatoria sp.</i>		r r			r	r
<i>Phormidium sp.</i>		c	c		c	c
<i>Hormidium sp.</i>					c c c	
<i>Ulothrix sp.</i>					r	
<i>Navicula etc</i>			r r			r

付表-7 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (12月20日調査)

生 物 相	項 目	原 水 樋 付 着 物	最 後 沈 殿 池 引 抜 汚 泥	最 内 側 沈 殿 池 付 着 物	返 送 汚 泥
<i>Zooglea filpendula.</i>		c c	c	c c	
<i>Zooglea ramigera.</i>		c c	c c c	c c	c c
<i>Sphaerotilus natans.</i>		c c c	c c c	c c	c c c
<i>Beggiatoa alba.</i>		c c	c c		
<i>Monas sp.</i>		c			
<i>Bodo sp.</i>		r r			
<i>Euglena sp.</i>		c			
<i>Amoeba proteus.</i>		c			
<i>Amoeba verrucosa.</i>		r			
<i>Amoeba sp.</i>		c c	c c c	c c c	c c
<i>Vahlkampffia limax.</i>		r	c	c	c
<i>Arcella vulgaris.</i>			r		
<i>Trachelophryllum sp.</i>			r r		
<i>Uronema sp.</i>		c			
<i>Cyclidium sp.</i>		c			
<i>Loxodes sp.</i>				c	r r
<i>Amphileptus sp.</i>					r r
<i>Glaucoma sp.</i>		r			
<i>Aspidsca sp.</i>			c	c	c
<i>Colpoda sp.</i>		c c c			c
<i>Vorticella alba.</i>			c	c c	c c c
<i>Vorticella nutans.</i>					c c c
<i>Vorticella nebulifera.</i>					c c
<i>Vorticella campanula.</i>					c
<i>Vorticella macronucleata.</i>				c c	c c
<i>Vorticella sp.</i>			c c		
<i>Carchesium sp.</i>		r r	r r		r r
<i>Opercularia sp.</i>			r r		c
<i>Epistylis sp.</i>			r r		
<i>Tokophrya sp.</i>				r r	
<i>Rotaria sp.</i>		c c	c c	c	r
<i>Rhabdolaimus sp.</i>		r	r	r r	
<i>Oscillatoria sp.</i>				c	
<i>Ulothrix sp.</i>				c c c	
<i>Hormidium sp.</i>				c c c	

付表-8 エアレーションタンク以外の生物相と出現頻度 (1月28日調査)

生物相	項目	原水樋等付着物	返送汚泥	最後沈殿池 引抜汚泥	最後沈殿池 内付着物	最後沈殿池 流出汚泥
<i>Zooglea ramigera</i> .		r	r r			
<i>Zooglea filipendula</i> .		r		c	c	r
<i>Beggiatoa alba</i> .		cc				
<i>Beggiatoa minima</i> .		r r				
<i>Sphaerotilus natans</i> .		r r	c	c		c
<i>Amoeba verrucosa</i> .		r		r r	r	
<i>Amoeba proteus</i> .		ccc		c		
<i>Amoeba limicola</i> .			ccc		ccc	
<i>Amoeba sp.</i>			ccc	ccc	cc	
<i>Vahlkampffia limax</i> .		ccc	ccc	ccc	ccc	
<i>Monas sp.</i>		c	r r	c		
<i>Vorticella microstoma</i> .		r r	c		c	cc
<i>Vorticella nebulifera</i> .		c	cc			
<i>Vorticella campanula</i> .			cc		r	
<i>Vorticella nutans</i> .						c
<i>Vorticella alba</i> .		ccc				ccc
<i>Vorticella extensa</i> .			r			
<i>Vorticella cucullus</i> .					ccc	cc
<i>Vorticella longifilum</i> .					r r	r r
<i>Vorticella conica</i> .			cc	cc	r	ccc
<i>Vorticella kenti</i> .					c	c
<i>Vorticella putrium</i> .					r r	r r
<i>Vorticella sp.</i>		r r	c	cc	r	ccc
<i>Carchesium sp.</i>		r	ccc	cc	r	r r
<i>Carchesium polypinum</i> .			c			c
<i>Opercularia phryganeae</i> .			ccc	ccc	ccc	ccc
<i>Opercularia sp. (1-2)</i> .			cc	cc		cc
<i>Pyxidium sp.</i>			r		r	
<i>Podophrya sp.</i>		r r		r r	r r	
<i>Colpoda sp.</i>		ccc				
<i>Loxophyllum sp.</i>					r r	r
<i>Paramecium caudatum</i> .					r r	
<i>Paramecium aurelia</i> .						r r
<i>Rhabdolaimus sp.</i>		r r				
<i>Philodina sp.</i>			r r	r	cc	c
<i>Oscillatoria sp.</i>		r				
<i>Phormidium sp.</i>		r				
<i>Ulothrix sp.</i>					ccc	
<i>Hormidium sp.</i>					cc	c
<i>Chlorotylum sp.</i>					c	
<i>Navicula sp.</i>					r r	
<i>Synedra sp.</i>					c	

感潮河川の汚濁機構、特に隅田川について

杉木昭典

要 旨

本研究は感潮河川の汚濁機構を解明すると共に、隅田川をモデルとしてその水質汚濁の予測および浄化に必要な技術的方策を明らかにするために行なったものである。

まず、感潮河川の汚濁物質の混合に関する既存の理論を検討し、現段階ではテームズ方式によるのが最も適当であることを明らかにし、更に、感潮河川の酸素平衡に関係する因子について研究し、隅田川ではこれらの因子をいかに評価すべきかを明らかにした。

ついで、昭和50年および60年の汚濁負荷量、排水量を推定し、種種の条件の下における隅田川の水質の将来予測を行なった。

最後に、隅田川の最も大きな汚濁源の一つであった新河岸地区の工場廃水の処理方法について検討し、凝集沈殿および活性汚泥処理の適切な設計条件を明らかにした。

砕波後の波の変形に関する実験的研究

豊島 修, 宮永正照, 橋本 宏

要 旨

砕波帯における波の変形について模型実験を行なった。2次元水路を使用し、1/20 および 1/30 の一様海底こう配をもつ海岸での砕波条件、砕波帯における波高および波速の変化、平均水面の変動などについて測定を行なった。この結果砕波条件については砕波指標とほぼ一致すること、および波高、波速の変化状況などが明らかとなった。

工場群からの排水と家庭下水との
共同処理に関する研究 (1)

——繊維加工、染色等の工場群からの
排水の活性汚泥処理について——

柏谷 衛

要 旨

繊維加工、染色等の工場群からの排水の活性汚泥処理の可能性を検討するためパイロットプラントによる実験を中心に種種の調査、実験を約1年半にわたって実施した。

この結果、処理水質の安定、維持管理費の軽減などの点から家庭下水との共同処理が最適であり、かつ運転中、一時的に家庭下水または工場排水の流入されたとしても活性汚泥処理を行ないうることが判明した。

さらに実験結果から付随的に管内で染色助剤として使用された硫酸ソーダが還元されて硫化水素を発生させるため、その対策をあらかじめ樹立しておく必要があること。有機物除去の目的では単位時間当りの空気供給量の多少が非常に大きな影響を与えること。*Beggiatoa*, *Sphaerotilus* の優占種としての出現によって最後沈殿池から越流する浮遊物濃度が増加するので、これに関する対策を要することが判明した。

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 133, May 1968

Foundamental studies on the Pollution Forecasting in the Estuary
Akinori Sugiki

Synopsis:

This study was carried out to elucidate the mechanism of pollution in the estuary, and the Sumida estuary was studied a typical case of estuary.

First, existing theories on the mixing in the estuary were examined. It was concluded that at the present state the mixing theory developed for the Thames estuary was the most reliable for predicting the pollutional conditions in the strongly mixed estuary. Next, the oxygen balance parameters were studied, and the influences of these were made clear for the Sumida. Then, the author predicted the pollutional conditions of this estuary in 1975 and 1985 and proposed some remedial measures. Finally, the treatment of the industrial wastes from Shingashi district, one of the major sources of the pollution of the estuary, were studied and the design criteria for the treatment plant were given.

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 133, May 1968

Experimental Study on Wave Deformation Inside Surf Zone

Osamu Toyoshima
Masateru Tominaga
Hiroshi Hashimoto

Synopsis:

Experimental investigations were made in a two dimensional wave channel to study wave transformation inside surf zone on a uniformly sloping beach. Wave height and speed in surf zone, run-up height, wave set-up and breaking condition were measured. The results are presented in the non-dimensional forms.

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 133, May 1968

Experimental Studies on the Combined Treatment of a
Numerous Mills Waste with Domestic Sewage (1)
—Activated Sludge Treatment of Textile and Dyeing Mills Waste—
Mamoru Kashiwaya

Synopsis:

The studies on the waste treatment being collected from a numerous textile and dyeing mills were carried out by using a pilot plant and some laboratory apparatus for one and a half year.

As a results, they were found that the combined treatment with domestic sewage were most reliable and economical procedures in view of stabilization of the effluent and the maintenance cost, and the satisfactory operation would be gone even if inflow of the domestic sewage or the waste was suspended there temporarily after activated sludges were accumulated in the aeration tanks sufficiently.

Additionally, they were also found that sulphide contents would be expected increasing fairly due to the anaerobic conversion of sulphite in the waste in the collecting systems, and a counterplan to prevent the overflow and accelerate the sedimentation of two kinds of bacteria had to considered at the final clarifiers.

Report
of
The Public Works Research Institute
Ministry of Construction

Vol. 133, May 1968

CONTENTS

1. Akinori Sugiki
Foundamental studies on the Pollution Forecasting in the Estuary.....(1)
2. Osamu Toyoshima, Masateru Tominaga and Hiroshi Hashimoto
Experimental Study on Wave Deformation Inside Surf Zone.....(121)
3. Mamoru Kashiwaya
Experimental Studies on the Combined Treatment of a Numerous
Mills Waste with Domestic Sewage (1)
—Activated Sludge Treatment of Textile and Dyeing
Mills Waste——(131)