

I S S N 0386—5878

土木研究所資料第1603号

昭和54年度
下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和55年 8 月

建設省土木研究所

Copyright ©1980 Fiscal year by P.W.R. I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director of P.W.R. I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。
したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複写は土木研究所長の承認を得ずしてこれを行なってはならない。

序 文

この報告書集は、昭和54年度に土木研究所が実施した下水道に関係の深い調査研究成果の概要を集成したものである。

土木研究所における下水道関係の調査研究は、下水道事業調査費によるものが中心であるが、そのほかに土木研究所の試験研究費、環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費によっても実施されている。

これらの調査研究の成果を一括して集成することが、土木研究所の調査成果を有効に活用して頂くうえで有意義であると考えて土木研究所資料の形でまとめた次第である。

調査課題のなかで54年度終了課題のうち特記しておきたいのは「薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査」である。衆知のごとく、この調査は、昭和48年度に発生した薬液注入工法による地下水汚染事故をきっかけとして緊急に取り組んできたものであるが、54年度でこの課題としての一応の締めくくりをすることになった。

水質汚濁防止を大きな目標として掲げる下水道工事が、施工の途中で地下水汚染の問題を起すことは真に恥すべきことであり、このようなことが起らないような努力が必要であると同時に、近年大きく叫ばれている工事費用の低減化のためにも薬液注入工法の採用にあたっては、その効果をよく考えて設計、施工、監視に特段の配慮が必要である。この問題の対処に調査成果の活用を大いに期待するものである。もちろん、この段階ですべての問題が解明されたものではないが、不十分な点は、後の課題として考えることとし、現在までに解明したものをもって下水道事業実施にいくらかでも役立つべきものは役立たせるべきであろう。

終りにこの報告書集におさめられた調査研究に関係された方々に深く感謝したい。

昭和55年8月

下水道部長 栗 林 宗 人

目 次

序 文

I 試験研究費による研究

1. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究 …… (下水道研究室) …… 1
2. 下水の超高度処理に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 7
3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 13
4. 難分解性有機化合物および微量有害物質の表流水中での挙動に関する研究 …… (水質研究室) …… 19

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水処理施設における窒素除去に関する研究 …… (下水道研究室) …… 25
2. 下水処理場および公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究 …… (水質研究室) …… 31

III 下水道事業調査費による研究

1. 合流式下水道の改良に関する調査 …… (下水道研究室) …… 37
2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 47
3. 臭気と脱臭方法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 55
4. 窒素の除去に関する調査 …… (三次処理研究室)
(下水道研究室) …… 61
5. 凝集剤等の添加による二次処理水質の向上に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 73
6. リンの除去に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 85
7. 浮遊性有機物の除去に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 91
8. 溶解性有機物の除去に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 97
9. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 105
10. 高度処理汚泥中の有機資源回収に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 113
11. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 119
12. 公共用水域の水質予測手法に関する調査 …… (水質研究室) …… 127
13. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査 …… (水質研究室) …… 133
14. 下水道への工場廃水の受け入れに伴う監視手法の確立と生物分解性に関する調査 …… (水質研究室) …… 139
15. 下水道への工場廃水の受入れに伴う処理水の着色への影響と脱色に関する調査 …… (水質研究室) …… 145

IV 河川事業調査費

1. 河川水質分析精度の評価に関する調査 (水質研究室) 151
2. 河川水質の変動要因解析に関する調査 (水質研究室) 157

V 地方建設局依頼による研究

1. 八田原ダム湖水質予測調査(中国地建) (水質研究室) 163

VI 下水道事業調査費による他部の研究

1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査..... (都市河川研究室) 169
2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水水質に及ぼす影響
と監視方法に関する調査 (化学研究室) 177
3. 基礎工法の開発に関する調査..... (基礎研究室) 185

1. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究

下水道研究室 室 長 市村訓男

研究員 中村栄一

加藤善明

1. まえがき

近年下水道事業の進捗によって家庭排水、事業所排水などの特定汚染源については公共用水域への放流汚濁負荷が削減されつつある。これとともに相対的に大きな問題となりつつあるのが、降雨時に雨水とともに流出する汚濁負荷によって惹き起こされる公共用水域の汚濁の問題である。

地表面には種々諸々の物質が堆積しているわけであるが、とくに都市域表面には、降下ばいじん、ふんじん、ほこり、排気ガス中の凝固物、動物の排泄物、小動物の死体、落葉等ありとあらゆる「もの」が堆積している。降雨の際には、雨は大気中に浮遊する汚濁物質をその内部に含有し、地表に到達してからは雨水流となってこれらの堆積物を流送していく。

下水道の排除方式は、このような雨水流出水と特定汚染源からの排水とを共通の管渠で排水する合流式下水道と、雨水流出水と特定汚染源からの排水とを別々の管渠で排水する分流式下水道とに分けられているが、雨天時の問題は、形こそ違うが両者に共通な都市排水システム全体の問題と言えよう。

合流式下水道の場合には、従来から雨天時放流水による公共用水域の汚濁の問題が指摘されており、これに対する調査・研究もかなり進んでいるわけであるが、分流式下水道の雨水渠から放流される排水が果して公共用水域の汚濁にどのくらいのインパクトを持っているかについては、問題が比較的新しく、現在の課題というよりもむしろ将来的な課題という性格を持っているためほとんど何も知られていないに等しい状態といえる。

しかしながら、公共用水域の保全という国家的な目標を達成するためには、分流式下水道の雨水渠から放流される雨水排水についても、その汚濁ポテンシャルを十分把握しておくことが必要であり、これによって水質保全政策に大きく寄与できるものと考えられる。

2. 研究目的

1979年度末におけるわが国の下水道普及率（下水道整備区域内人口／総人口）は約28%であり、現時点における公共用水域の水質汚濁問題は下水道未整備区域からの汚水等の流入によって惹き起こされている場合が多い。従って、下水道が整備された区域からの雨水流出水がその放流先の公共用水域に対してどのくらいのインパクトを持っているかを把握することは、非常に困難であると言わざるを得ない。しかしながら、下水道が整備された段階（現時点では最終的段階と考えられる）での雨水流出水が持つ汚濁ポテンシャルを推定することは可能であり、単に合流式下水道システムと分流式下水道システムの優劣の比較のみならず、環境基準をベースとしたときの排水規制の考え方に大きな改善をもたらすことができる。すなわち、現在のような「点源」を対象とした排水規制の水質保全

上の効果は、点源の総流出負荷量に占める割合が大きい場合には確かに大きいわけであるが、雨水流出水中の汚濁負荷のような非点源の割合が大きくなった場合には、在来の点源規制の効果は薄れてくるであろう。

分流式下水道で整備が行われた場合の「汚水、雨水等流下経路」は、図1のように模式的に表わされる。図中の経路は汚濁源と考えられる場を示したものであるが、

- ①各汚濁源における汚濁負荷の堆積量
- ②各汚濁源における汚濁負荷の堆積特性
- ③各汚濁源における汚濁負荷の流出特性

を系統的に調査した例はなく、多くの調査は雨水流出水そのものを対象とした汚濁負荷量の把握であった。確かにこのような直接、雨水流出水を対象とした調査によっても雨水流出水の汚濁ポテンシャルの測定は可能だが、雨水流出水の制御のことを考えると各汚濁源毎に諸々の特性を把握しておく必要がある。

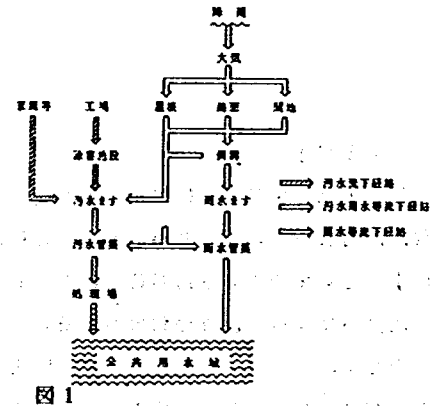


図1

表1

汚水調査地点	BOD	COD	T-N	T-P	大腸菌群数*	流行回数(回)
S.51870	2.3	2.2	1.5	0.32	6.5×10 ³	1.23(4.5%)
S.51920	2.0	0.9	2.0	0.20	6.9×10 ³	1.13(4.0%)
S.52113	1.6	3.3	1.2	0.13	5	1.13(4.0%)
S.52224	2.4	0.2	0.3	0.12	2	1.2-1.5(1.1%)

表2

K市降雨水質 (A点)			(mg/l)	
	BOD	COD	T-N	T-P
S.541018	0.9	2.3	0.53	0.01
S.54114	1.5	0.55	0.44	0.03

表3

K市降雨水質 (B点)		(mg/l)	
	COD _{Mn}	COD _{Cr}	大腸菌群数*
S.5411.4	5.1	8.1	7
S.541219	6.6	30.1	11

3. 研究方法と結果

3.1 大気の汚濁ポテンシャル

大気の汚濁ポテンシャルは、地上に落下してくる降雨水の水質を測定することにより知ることができる。表1～3は降雨開始から1mmの降雨水の平均水質を測定した結果である。地域および時期によって差はあるが、BOD、COD(Mn)については数十g/haという汚濁ポテンシャルをもっていることがわかる。

大気の汚濁ポテンシャルの地域差は、大気汚染の差によるものと考えられる。

降雨水の水質観測を実施した年のY市、K市の大気汚染状況をまとめたものが図2、3である。図2は窒素酸化物濃度であるが、全体的にみるとK市のほうがY市より汚染が進んでいる。しかしながら、

降雨水のCOD(Mn)あるいはT-Nは、それほど大きな差はない。とくにK市のA点におけるT-NはむしろY市のT-Nより

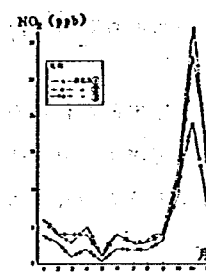


図2.1

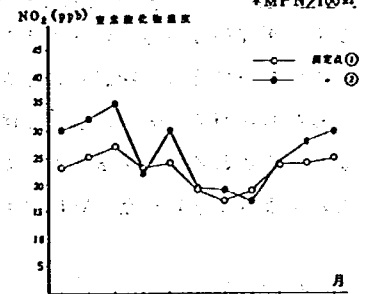


図2.2

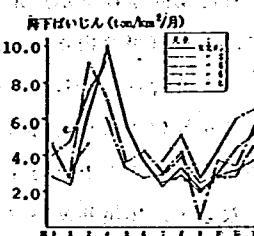


図3.1

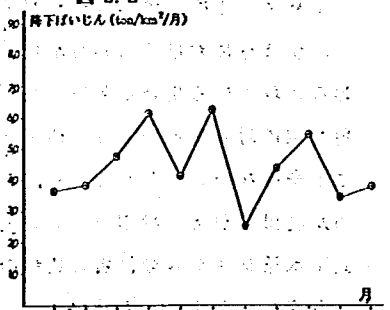


図3.2

小さな値を示しており、単に窒素酸化物という指標のみでは大気汚濁ポテンシャルを知ることはできない。同様のことは降下ばいじんを指標とした場合にもあてはまり、今回の調査では大気汚濁ポテンシャルと大気汚染指標との関係を明確に把握することはできなかった。先行降雨条件については、K市の降雨データはすべて5日間以上の晴天が続いたときのものであるから、それほど時期的な差はないだろうと考えたが、結果的にはA点のCOD(Mn)、B点のCOD(Cr)に大きな差異が生じている。降雨水のサンプリングは、あらかじめ洗浄してあるシート(約2m×2m)を降雨直前にひろげ、所要量(約4ℓ)を採取したのであるが、風砂の影響、あるいはシートの洗浄が不十分なためにこのような結果になったとも考えられ、今後降雨水のサンプリングの方法に改善の必要性が痛感される。

3. 2 屋根の汚濁ポテンシャル

屋根の汚濁ポテンシャルは、屋根からの流出水の水質を測定することにより知ることができる。この方法としては、水道水を使って人工的な降雨を屋根に散水する方法と、実際の降雨時に雨樋を流下してきた雨水を採水する方法がある。今年度は3.1の大気汚濁ポテンシャルを測定した地区で実際の降雨時に採水を行った。水質分析結果を表4～5に、降雨量に対する濃度変化を図4.1～2に表わした。屋根の汚濁ポテンシャルは主として降下ばいじんによって供給されると考えられるので、そのポテンシャルの地域差は、地域の降下ばいじん量の差によるものと考えられる。降下ばいじん量は、測定期間中K市で4～5 ton/km²/月、Y市で2.5～4 ton/km²/月、となりK市のほうが約1.3

倍多い。しかし、屋根排水中の負荷量はK市の場合BOD: 0.29 kg/ha、COD(Mn): 0.11 kg/haでY市ではBOD: 0.002 kg/ha、COD(Mn): 0.09 kg/haと降下ばいじん量に起因する差以上の大きなものとなっている。これは、K市がコンクリート屋根で勾配がフラット、Y市が陶器ガワラで勾配があるという屋根の工種、勾配が堆積物のたまり易さ、流出し易さに影響をあたえているためと考えられる。また時期的な差としては、表-6のK市の2降雨を較べた時先行降雨係数の大きい9月4日の方が、BOD、SS、T-N等で小さな値となっている。ちなみに負荷流出係数K(l/mm)は、K市においてBOD: 0.166、COD(Mn): 0.301

という結果であった。以上、屋根からの流出負荷現象に影響すると考えられるパラメーターから解析を行ってきたが、解析しきれない結果もあり、今後3.1と同様屋根雨水のサンプリング方法の検討及び地域条件の把握、降雨水の同時採水等、より正確な調査が望まれる。

表4

Y市 屋根雨水水質		(mg/l)					
	時刻	採水量ℓ	BOD	COD	SS	T-N	T-P
S53.9.20	10:30	40	7.1	28.5	73	9.26	0.43
	11:30	40	1.8	26.2	56	4.97	0.33
S53.11.13	8:30	40	7.4	17.9	87	4.61	0.17
	9:00	40	2.6	11.6	82	1.69	0.14
	9:30	40	1.3	5.2	38	1.13	0.10
	9:50	40	1.6	5.0	32	0.94	0.13

表5

K市 屋根雨水水質		(mg/l)				
	降雨量mm	BOD	COD	SS	T-N	T-P
S54.8.27	2.0	4.8	11.9	29.4	2.33	0.07
	3.5	5.0	7.9	6.6	1.57	0.05
	7.5	3.6	3.0	90.5	0.90	0.03
	11.5	3.0	1.6	3.4	0.51	0.01

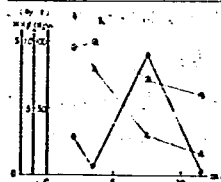


図4.1

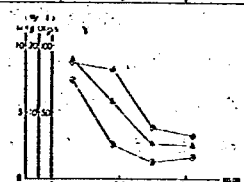


図4.2

表6

K市 屋根雨水流出負荷量		(kg/ha)				
時刻	降雨量mm	BOD	COD	SS	T-N	T-P
S54.8.27 2.0	4.8	0.29	0.11	4.45	0.12	0.003
S54.9.4 7.5	3.6	0.09	0.62	3.24	0.11	0.004

表7

Y市 屋根雨水流出負荷量		(kg/ha)				
時刻	降雨量mm	BOD	COD	SS	T-N	T-P
S53.9.20 10:30	40	0.01	0.15	0.44	0.048	0.003
S53.11.13 8:30	40	0.002	0.09	0.81	0.028	0.002

3. 3 路面の汚濁ポテンシャル

路面の汚濁ポテンシャルは、人工的に路面に散水を行うか、あるいは実際の降雨時に流出水を雨水マス地点で採水し、その水質を測定することによって知ることができる。もう一つの方法としては、真空掃除器で直接路面上の堆積物を吸引し、その分析を行って負荷量を求めることが知られている。

今年度は後者の方法で調査を行ったが、路面における汚濁負荷の堆積特性をも合わせて調査した。調査は図5に示すような道路巾約6mの住宅地内の道路の側溝部分をあらかじめ清掃し、清掃からの経過日数と側溝部分に設定したブロック(0.5m×1.0m)内の固形物量、固形物当りのCOD(Mn)量との関係を求める方法で進められた。路面清掃後約120時間経過したところに小降雨があったが全体に流出量が小さかったので調査を続行した。堆積負荷量の経時変化を図示すると、図6のようになり、現場での堆積特性調査としてはほぼ成功したといえる。TSについて言うと、路面の汚濁ポテンシャルは側溝部分で $P_o \div 70 \text{ g/m}^2 (= 700 \text{ kg/ha})$ 、CODは $P_o = 50 \text{ mg/m}^2 (= 0.5 \text{ kg/ha})$ であり、住居地のポテンシャルとしては妥当なものと言えよう。

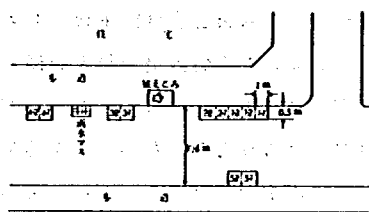


図5

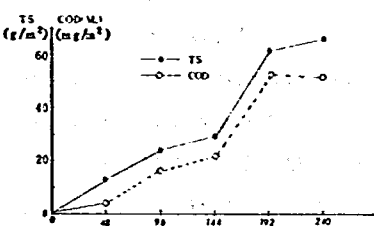


図6 路面清掃からの経過時間 (hr)

3. 4 雨水流出水中の汚濁負荷流出特性

1) ひと雨負荷量の推定方法

昨年度は、統計的な方法で分流通下水道の雨水流出による「ひと雨負荷量」を推定する方法について検討したが、今年度は、物理的な汚濁流出モデルによってひと雨負荷量の推定を行う方法について検討した。流出負荷量 L (kg/ha/hr)、残存負荷量 P (kg/ha)、雨水流出量 re (mm/hr)の関係は次のように表わされる。

$$L = k \cdot P \cdot re \quad (\text{負荷量の運動方程式}) \quad \dots\dots(1)$$

$$dP/dt = -L \quad (\text{負荷量の連続式}) \quad \dots\dots(2)$$

調査方法は、 P_o を初期残存負荷量 (kg/ha)、 k を負荷流出係数 ($1/\text{mm}$)として図8のフローにて行った。雨天時の汚濁流出は、横軸に累積雨水流出量 (あるいは累積率)、縦軸に累積流出負荷量 (あるいは累積率)をとると曲線は一般に上に凸になるが、図9に示すように下に凸になるものもでてくる。このようなデータを除くと、 k 値は1つの排水区においてほぼ似かよった値を示すものと思われ、調査フロー(B)では、そのようなデータを除いて $\bar{k}$ を求めている。このようにして P_o と k が求まれば、(3)式によってひと雨負荷量の推定が行える。これらの式は、個々の汚濁源における負荷流出現象を表わしたものであるが、排水区全体を1つの汚濁源とみなして上式の適用を図れば、雨水流出による負荷流出量を年間ベースで求めることも可能となってくる。調査結果を表5に示す。一般に k 値は

調査方法フロー

(A) 各排水区の雨天時データから(3)式を用いた最小2乗法により P_o, k を求める。

(B) k 値を各排水区別に総雨水流出量で加重平均し、各排水区固有の k とする。

(C) (3)式に k を固定し、再度最小2乗法により残存負荷量の修正値 P_o を求める。

(D) 各データ毎の先行降雨係数 APF を求め、その値が Q に近く総雨水流出量が大い降雨時の P_o を残存負荷量 P_m とする。

$$P_o - P = P_o (1 - \exp(-k \cdot V)) \quad \dots\dots(3)$$

$$V = \int_0^t re \, dt \quad (\text{mm})$$

$$APF = \sum_{i=1}^n Ri / A \quad (\text{mm/11})$$

Ri : i 日間の降雨量 (mm)

排水区の形状と大きさ、管渠勾配、流達時間、汚濁物の種類等によって決ってくる。そこで、BODのk値をベースとする他の水質項目のk値の割合は、COD (Mn)で7～8割、SSで6～8割と推定することが出来る。次に、同じ残存負荷量を有する排水区で、同一の有効降雨強度の雨を考えると、流達時間の小さな排水区の方が汚濁負荷が流出し易く、k値が大きくなると考えられる。従って、角屋等の流達時間を求める経験式

$$t_c = C \cdot A^{0.22} \cdot r_e^{-0.35 \sim 0.40} \quad (\text{分})$$

ただし、C：排水区特性より決る値、A：排水面積 (ha)、 r_e ：有効降雨強度 (mm/hr)

より、排水面積の小さな排水区ほどk値が大きくなることが推測出来る。表5の排水面積とk値の各排水区間の関係でもこのような傾向が見られる。以上

流達時間 t_c とk値との関係について述べてきたが、水質データがない排水区に於いても、排水区を単一斜面と考えた時の等価粗度 N_e や排水面積等の水文データを利用することによりK値の推定が行なえるものと考えられる。

2) 栄養塩類の流出特性と都市域でのポテンシャル

KN (ケルダール窒素) およびTP (総リン) の負荷量 (g/S) と流量 (m³/S) との関係、採水順に両対数紙にプロットすると図10, 11のようになる。このような時計回りのループを描く特性は、BODあるいはCODに見られたものと同じものであり、KN, TPの汚濁源が有限の負荷量しか有していないことを反映している。また流量Qと負荷量Lは、ほぼ $L = k \cdot Q$ という関係にあり

$$L = k \cdot P^m (Q - Q_0)$$

という運動式が適用できるものと考えられる。ここで指数mにどのような値があてはまるか明確ではないが、BOD, CODのタイプの流出特性であれば $m = 2$ が適当であろう。

汚濁ポテンシャルという意味で、K, H 2つの排水区のN, Pの単位面積当りの流出負荷量をまとめると表6, 7のようになる。K排水区の場合は、住宅地であり、比較的浸透面が多いこともあって全体のポテンシャルの値は小さく、KNで約300 g/ha, TPで約20～30 g/haと考えられる。他方、H排水区は繁華街を有しているため相対的に高いポテンシャルを有し、KNで約1500 g/ha, TPで約90 g/haと考えられる。窒素量をTNで考えた場合には、浸透面からのNO₃-Nの流出が大きいため、K排水区のように浸透域が大きい地域はTNとしてのポテンシャルは相当大きくなることが予想される。

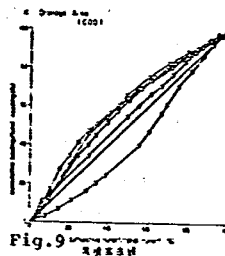


表8 調査対象排水区の特性とPm値, k値

	A (No.)	A (ha)	F. 排水面積 (ha)				A. 排水係数 (1/m)				Pm (kg/ha)			
			a	b	c	d	a	b	c	d	a	b	c	d
YAMAGATA	1359	1295	54	17	—	0.533	22.8	17.8	0.804	0.351	0.256	3.1	1.6	3.1
GIFU	136	2275	78.5	7.6	11.9	2.4	0.726	1.8	1.7	0.122	—	0.101	0.5	—
KITASUMA	2625	903	6.92	5.22	13.22	4.34	0.456	27.6	37.3	0.191	0.134	0.138	2.8	3.2
HANAKUMA	1717	541.6	6.39	0.31	0.17	1.30	0.914	15.1	22.5	0.208	0.159	0.134	4.2	5.9

a: 建物 (屋根) c: 未舗装道、田地、林道、河川、運河等
b: 緑地、公園、公園、住宅地等 d: 公園、芝生、庭園、樹木等

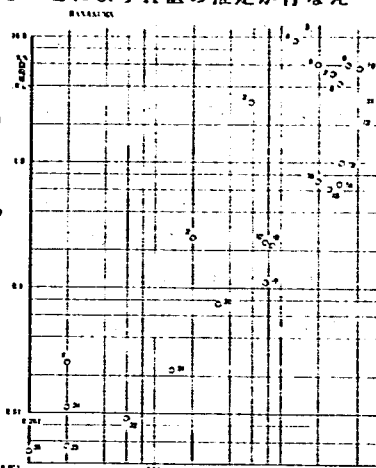


図10 KNとQとの関係

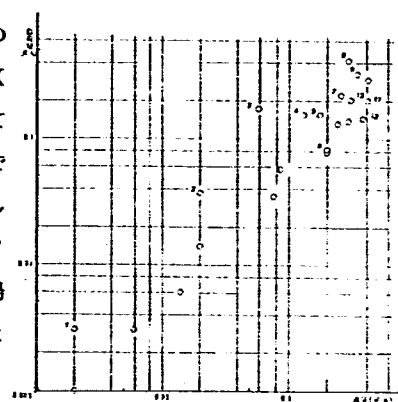


図11 TPとQとの関係

表9 雨水流出量と流出負荷量 (K)

	流出量(mm)	K-N	NO ₃ -N	T-N	T-P
S.51.7.19.	19.4	240	100	344	13.8
S.51.10.20	3.3	62	24	87	8.6
S.51.11.10	5.8	86	43	134	10.1
S.52.7.4	1.9	27	23	52	4.9
S.52.9.28	2.9	44	29	76	9.3
S.52.11.8	2.6	70	31	104	9.7
S.53.1.13	1.1	30	4	36	6.7
S.53.9.28	5.7	96	34	136	16.8
S.53.12.4	7.8	118	51	173	16.1
S.54.1.29	1.2	23	9	33	2.6

表10 雨水流出量と流出負荷量 (H)

	流出量(mm)	K-N	NO ₃ -N	T-N	T-P
S.49.7.3	2.1	337	—	—	15.7
S.49.10.27	1.6	58	—	—	10.5
S.49.1.21	11.2	1372	—	—	76.9
S.49.9.1	22.2	—	—	432	52.4
S.49.10.1	29.7	—	—	383	42.5
S.50.2.4	2.2	—	—	139	9.9
S.50.4.6	2.9	210	—	—	7.0
S.50.8.6	10.9	581	45	—	26.2
S.50.9.8	6.9	238	90	—	28.5
S.50.12.4	3.4	301	18	—	16.3

4. 今後の課題

(g/ha)

(g/ha)

汚濁ポテンシャル関係の調査としては、大気、屋根、路面などの量がかなり明らかになったと思われるが、大気汚染、とくに降下ばいじん量との関係、交通量との関係など明らかにする事項も残されている。さらに、雨水マスについてはほとんど調査しなかったが、雨水マスの汚濁ポテンシャルもその構造から考えて相当大きいものと予想される。来年度に残された課題であろう。浸透域の場合には降雨があったからといって必ず流出が起きるわけではないので、雨水流出との兼ね合いからその汚濁ポテンシャルを測定しておく必要がある。とくに、COD、SS、NO₃-Nは言わば無限に近い量があり、要はそれが単純には流出してこないという点で見過ごされてきた気がする。

ポテンシャルと同様、汚濁負荷流出特性についても個々の汚濁源でその特性を把握しておく必要があるが、現時点では、 $L = k \cdot P \cdot re$ という運動方程式のk値を求めることに帰因しよう。

排水区全体をひとつのブラックボックスとしたときの汚濁ポテンシャル、負荷流出係数の推定法もあと一步のところまで来ていると思われる。これが完成すれば水質データが無い地域への適用も可能となり、全国規模でのポテンシャルの推定が可能となる。

2. 下水の超高度処理に関する研究

三次処理研究室 室長 小堀和夫

研究員 酒井憲司

榎山孝一

まえがき

近い将来に懸念される水資源の不足に対処するための手段として、下水処理水の直接的な再利用が不可欠なものであるという認識は、すでに一般化したものであるといっても過言ではあるまい。下水の直接的再利用の用途は、かんがい用水を主体とした農業利用のほか、冷却水等の工場用水としての利用、家庭用各種雑用水への利用など都市用水としても広範囲にわたっている。これらの用途ごとの要求水質（クライテリア）、給水方法等については、現在多くの面からの提案、検討が行われている段階であるが、処理技術の面からは従来の2次処理水を対象とし有機物、栄養塩類の除去を目的としたいいわゆる3次処理の単純な適用だけでは不十分であり、用途に応じた（要求水質に応じた）処理技術の適用が必要になると考えられている。

下水処理水の再利用を行っていくうえで、水質面から特に問題となるのは、処理水中に残存する可能性のある重金属類、有機塩素化合物等の微量有害物質の他に、下水の循環に伴って蓄積する無機塩類、大腸菌その他の病原性細菌あるいはウィルス等の病原性微生物である。無機塩類は循環型の利用となる都市用水について、病原性微生物は皮膚接触の機会がある農業用水、家庭用水等について特に十分な検討が要求される。三次処理研究室では、下水中の無機塩類除去の立場から逆浸透法および電気透析法等いわゆる超高度処理の範疇に入るプロセスの室内実験と、下水中に残留する病原性微生物の問題把握の立場から、比較的測定の容易な大腸菌群をとりあげ測定上の問題点、各種三次処理プロセスにおける消長、オゾンによる殺菌等について検討を進めてきたが、本年度は各種三次処理プロセスにおける大腸菌群の消長の調査を継続するとともに、下水中の無機塩類濃度の実態調査、およびパイロットスケールでの電気透析実験を行った結果について報告するものである。

1. 下水中の無機塩類濃度の現状

水中の無機塩類は臭気やスケールの発生、配管の腐食等の原因となる。下水処理水中の無機塩類濃度を表わすものとしては種々のものが考えられるが、処理水の水質分析項目として一般的に測定されているものとしては蒸発残留物、溶解性物質、塩素イオンなどがある。図-1、2、3は昭和48年度公共下水道統計より得られた全国の下水処理場放流水の無機塩類濃度の指標である蒸発残留物、溶解性物質、塩素イオンの相関を表わしたものである。同図に示すように三者間の相関性は高く、いずれの指標を用いても十分無機塩類濃度を表わしえるものと考えられる。

下水処理水の直接再利用を行う際の要求水質の基準は現在明確なものはないが、上水の水質基準においては蒸発残留物500mg/l以下、塩素イオン200mg/l以下となっており、また中水の基準として各方面から提案されている値も蒸発残留物、塩素イオンで示されているものが多いため、この面からは無機塩類の指標として蒸発残留物および塩素イオンが一般的であると考えられる。しかしながら下水放流水の再利用の適否を判断するのに用いるならば、蒸発残留物よりも溶解性物質が適当であると考えられる。この理由としては下水は二次処理まで行ってもかなりの浮遊物が含まれており図-1に示すように蒸発残留物の方が浮遊物分だけ高いものとなるが、再利用を行う際には γ 過以上の高度処理を施し、浮遊物を除くのが一般的であるため、浮遊物の影響を受けない溶解性物質の方がより適当であり、蒸発残留物とほぼ等しくなると考えられる。

無機塩類の面から下水再利用の適否を判断する場合に溶解性物質と塩素イオンのどちらを用いるほうがより適当かという問題については統一した要求水質基準が確立されていないため一概にはいえないが、提案値として多く見られる塩素イオン200mg/l、蒸発残留物(≠溶解性物質)500mg/l(上水基準を準用したもの)あるいは塩素イオン400mg/l、蒸発残留物1,000mg/lを適用したとすると図-3に示すように塩素イオンよりも溶解性物質の方で制限を受ける処理場が多くなると思われる。換言すれば溶解性物質で判断したほうが水質的には安全側といえる。

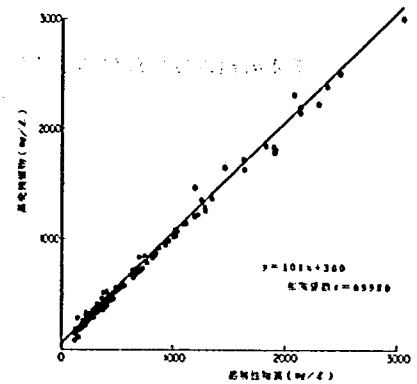


図-1 溶解性物質と蒸発残留物の相関

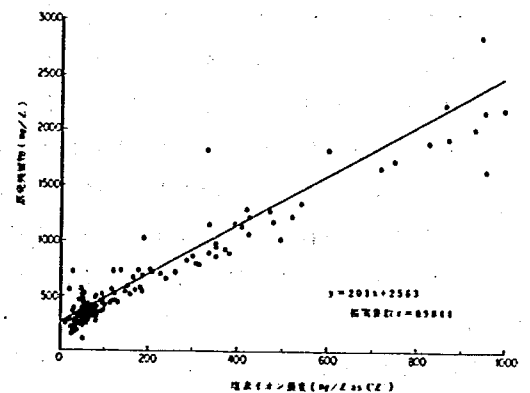


図-2 蒸発残留物と塩素イオンの相関

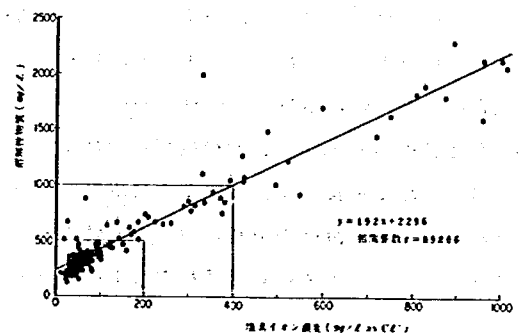


図-3 溶解性物質と塩素イオンの相関

表-1 下水放流水の溶解性物質の濃度範囲

項 目	全処理場 数	測定を行 った処理 場数	溶 解 性 物 質 の 濃 度 範 囲 (mg/L)															
			100 未満	100 200	200 300	300 400	400 500	500 600	600 700	700 800	800 900	900 1,000	1,000 2,000	2,000 3,000	3,000 4,000	4,000 5,000	5,000 以上	
処理場数(度 数)	311	223	0	16	71	52	18	9	8	5	7	3	20	6	1	2	5	
割 合 (%)	—	100	0	7.2	31.8	23.3	8.1	4.0	3.6	2.2	3.1	1.3	9.0	2.7	0.4	0.9	2.2	
処理場数(果樹度数)	311	223	0	16	87	139	157	166	174	179	186	189	209	215	216	218	223	
割 合 (%)	—	100	0	7.2	39.0	62.3	70.4	74.4	78.0	80.3	83.4	84.6	93.7	96.4	96.9	97.8	100	

全国の処理場における無機塩類濃度の現状については、溶解性物質を指標として濃度別に表-1に示した。同表に示すようにその濃度が200~300mg/lの処理場が最も多く、ついで300~400mg/lが多い。この結果から判断すれば、下水放流水中の一般的な無機塩類濃度は溶解性物質で300mg/l前後であると思われる。

下水放流水中の溶解性物質濃度が上水の基準である500mg/l以下の処理場数は約70%であり、これらの処理場では放流水を再利用に用いる際においてもとりあえずは無機塩類の問題については考慮しなくてもよいと考えられるが、循環利用率の増加に伴い無機塩類の蓄積が考えられるため、その除去が必要にせまられる可能性があるといえる。

ここで注目すべきことは放流水中の無機塩類の高い処理場がかなりあるということである。放流水の溶解性物質が1,000mg/lを超える処理場は約15%存在する。この原因として一般的に考えられているのは下水中への海水の混入である。下水の管渠はある程度地下水が進入してくるが、海岸近くに埋設されている場合には多量の塩分を含む海水の混入により下水中の無機塩類濃度を押し上げることになる。このような条件においての下水放流水の再利用には無機塩類の除去(脱塩)が必須のものとなることが考えられるため、コスト的にも高価となり利用価値が低くなると考えられる。したがって下水放流水の再利用に当っては無機塩類にも十分注意を払う必要があろう。

2. 電気透析による無機塩類の除去

実験に用いた電気透析装置のフローを図-4に示す。本装置の標準生産能力は原水のNaCl濃度1,000mg/l、脱塩率50%の条件で30m³/日であり最大60m³/日(脱塩率は30%)が得られる。本年度は主として食塩を添加して無機塩類濃度を調整した合成液を用いて設計や運転条件等に関する基礎的な検討を行った。

2.1 原水濃度の影響に関する検討

電気透析において原水の濃度変化は生産水に影響を与える。図-5は原水濃度を变化させた場合の生産水の濃度、脱塩率、および濃縮倍率を示したものであるが、原水濃度に関係なく脱塩率、濃縮倍率はほぼ一定である。電気透析における脱塩量は透析電流に比例するが、原水濃度が高くなれば電流を運ぶイオンが多くなるということであり、透析槽内の電気抵抗が減少して電流量が増すため、結果として除去率が一定となると考えられる。

脱塩率が一定であるということは原水の濃度変動の影響がそのまま生産水の濃度に表われることを意味する。したがってこれが再利用上都合が悪い場合には後述するような

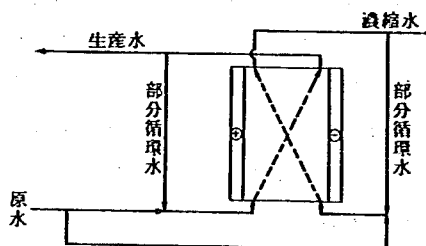


図-4 電気透析装置のフロー

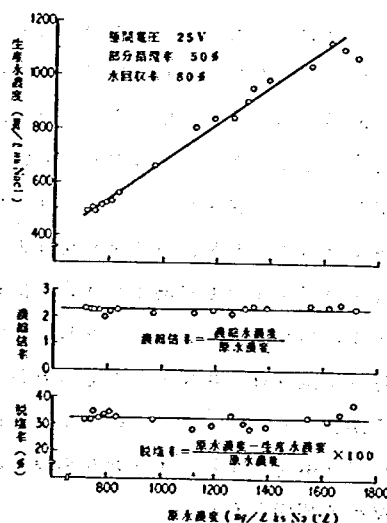


図-5 原水濃度変動の影響

対応策を考える必要がある。

2.2 部分循環法に関する検討

本装置は図-4のフローに示すように脱塩率の向上をはかるため生産水の一部を原水に返す部分循環法を用いている。ここでは部分循環法に関する検討を行った。

図-6は原水濃度を一定とし、部分循環率を0、16.7、33.3、50、66.7%とした場合の脱塩率、濃縮倍率を示したものである。同図に示すように部分循環率の増加に伴い脱塩率が向上し、濃縮倍率も高くなるため、この面からは有利といえる。しかしながら

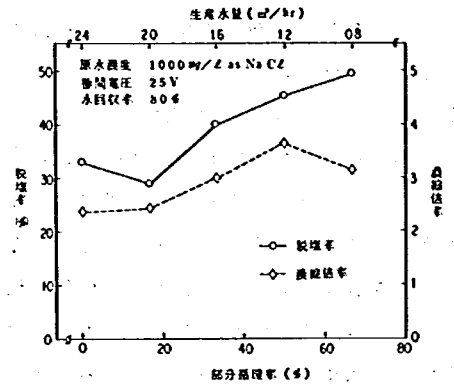


図-6 部分循環法の検討結果

りである。この理由として仮に50%の脱塩率を得るとすると部分循環法では $2/3$ を循環させなければならず、水量的には部分循環を行わない場合に較べて $1/3$ になる。一方、部分循環を行わない場合の脱塩率は約30%であるがもう1段透析を行えば50%の脱塩率が得られると思われるため、同一生産量を得るために部分循環法は2段法に較べて1.5倍の装置が必要となるからである。

部分循環法の活用としては原水の濃度変動に対する制御法に有効であろう。前述したように原水の濃度変動は直接生産水に影響を与えるが、生産水濃度を一定とする場合原水の濃度変動に応じて循環率を調整することで対応が可能となる。この方法は比較的良好に用いられる方法であり、通常、生産水濃度を電気伝導度でモニターすることにより、循環率にフィードバックさせる方法がとられているようである。

2.3 透析電流に関する検討

図-7は透析電流による脱塩効果を検討するため、極間電圧を10、15、20、25、30Vに変化させた場合の結果を示したものである。なお、ここでは透析槽内の電気抵抗を一定に保つため、原水濃度を一定としており、透析電流は極間電圧にほぼ比例していると考えてよいだろう。

同図に示すように極間電圧が高いほど脱塩率および濃縮倍率は高いものとなっており、透析電流を高くとるようにした方が有利といえるが、あまり過大にとりすぎると中性攪乱現象が起るとされており、この現象が起らない範囲内で行うことが重要であろう。なお、中性攪乱現象とは透析槽内で電流を運ぶイオン（無機塩類）の補給が電流に較べて少ない場合に、水が分解した H^+ と OH^- によっても電流が運ばれる現象で、不必要な電力が消費されるほか、アルカリスケールの発生などにより、運転管理に支障をきたし、イオン交換膜等の装置の寿命を縮める原因ともなる。

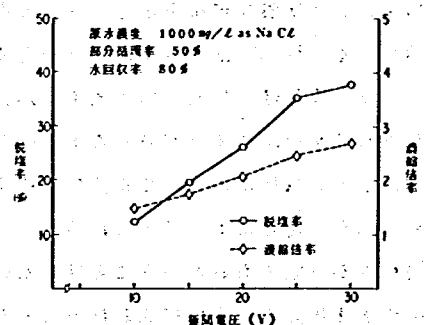


図-7 極間電圧による影響

2.4 水回収率に関する検討

電気透析法による脱塩では無機塩類が濃縮される部分と希釈される部分を作り、濃縮された部分を廃棄し希釈された部分を生産水として利用する。一般に下水処理水の脱塩では前処理として γ 過および活性炭吸着等の高度処理を必要とし、前処理段階でもかなりのコストがかかることが予想されるため全水量に対する生産水量の割合、つまり水回収率が高いほど生産コストは安価になると考えられる。

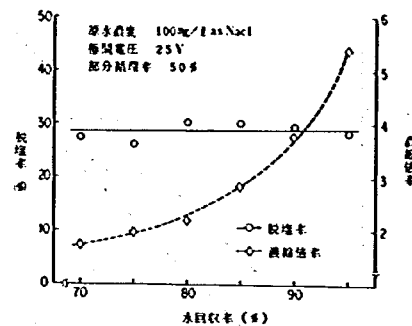


図-8は生産水量を一定として濃縮水の割合を変え水回収率を70、75、80、85、90、95%とした場合の脱塩率と濃縮倍率を示したものである。この結果が示すように水回収率を高めても脱塩率はほぼ一定であり、濃縮倍率のみを高めることが可能といえる。

図-8 水回収率の検討結果

水回収率は一般に原水の濃度とイオン組成によって制限を受ける。濃縮水の濃度は原水濃度および水回収率が高いほど高くなるが、無機塩類の中でもカルシウム塩、マグネシウム塩等は溶解度が低いためこれらを含む水を濃縮しすぎるとスケールとなって運転管理や装置寿命に悪影響を与える。したがって溶解度の低い塩類がスケールとなって析出しないよう原水の濃度およびイオン組成に十分注意を払い、かつこの範囲内で水回収率を高めることが重要といえる。

3. 高度処理プロセスにおける大腸菌群の除去

京都三次処理パイロットプラントでは二次処理水を原水として γ 過、活性炭吸着、凝集沈殿のプロセスを運転している。これらのプロセスは浮遊物、有機物、リンの除去を目的としたものであり殺菌を直接目的としたものではないが、大腸菌群の除去にどの程度効果があるかについて調査した。

サンプルは各プロセスの流入水である二次処理水と各プロセスの流出水とし、いずれも午前10時に採水した。プロセスにより滞留時間に長短があり流入水と流出水とが正確に対応していないものもあるが午前10時採水の測定値と比較した。大腸菌群の分析方法はBGLB培地によるMPN法である。各プロセスの運転条件は次に示す通りである。

- γ 過 …… アンスラサイトと砂の二層 γ 過、 γ 速は300m/日で定量
- 活性炭吸着…粒状炭、接触時間30分、 γ 過144m/日で定量
- 凝集沈殿 …… Al添加率6mg/l、流量100～500m³/日

調査期間は1979年4月から1980年3月までで18回採水した。各プロセスの流出水についてはプロセスの故障、修理等があり一部欠測している。

結果は二次処理水の値を横軸に、各プロセス流出水の値を縦軸にとり図-9にまとめて示した。これを見ると凝集沈殿の除去率が最も高い。特に除去率が良く、流出水中の値が100個/cc以下となっているのは夏季に多く、凝集沈殿池の運転が良好な時期の結果である。昨年度の結果でも凝集沈殿の除去率が最も高く、今年度と同じ様な結果となっている。 γ 過と活性炭吸着を比較すると後者の方が除去率が高い。 γ 過におけるSSの除去と大腸菌群の除去について検討するため二次処理水と γ 過水

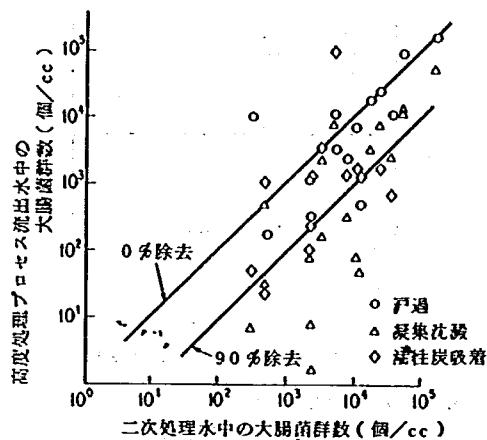


図-9 高度処理プロセスにおける
大腸菌群数(個/cc)

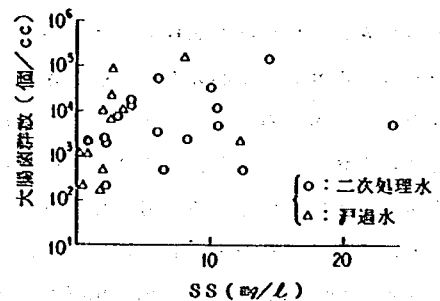


図-10 処理中のSSと大腸菌群数

のSSと大腸菌群数についてプロットした結果を図-10に示す。なおSSは大腸菌群数測定用の試料を採取した日の1日前から24時間にわたり作成した混合試料によるものである。二次処理水、予過水ともSSと大腸菌群数との相関はほとんどみられない。予過によりSSは良好に除かれているが大腸菌群があまり除去されないのは二次処理水中にSSと関係のない大腸菌群が多数存在するためではないと思われる。

高度処理プロセスにおける大腸菌群の除去についてはパイロットプラントでの実態調査とともに室内実験によりそのメカニズムを調査することが必要になるとと思われる。

4. まとめと今後の検討課題

- (1) 下水放流水の無機塩類濃度が溶解性物質で500mg/l以下の処理場は約7割で、これらについては再利用を行う際もとりにあえずは脱塩の必要性はないが、一部高濃度の処理場がありこれらについては脱塩処理が必須のものとなろう。
- (2) 電気透析法において他の条件が一定ならば原水濃度にかかわらず一定の脱塩率が得られる。
- (3) 部分循環法は装置当りの生産水量の面から見ると必ずしも得策ではないが、一定濃度の生産水を得る場合に原水の濃度変動の対応策には有効である。
- (4) 脱塩率は透析電流に比例するため中性擾乱現象が起きない範囲内で電流を大きくとった方が有利といえる。
- (5) 脱塩率は水回収率にかかわらず一定であるため濃縮水中にスケールが発生しない範囲内で高めた方が有利といえる。
- (6) 各種三次処理プロセスにおける大腸菌群の除去率は凝集沈殿が最も高く、予過および活性炭吸着では高率の除去は期待できない。

今後は上記の電気透析装置を用いて実際の下水処理水で実験を行うとともに、再利用に要求される水質とそれに対応するプロセスの評価を総合的に行っていく予定である。

3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究

汚泥研究室 室長 石川 忠男

岡澤 邦明

1. まえがき

下水道の普及に従い、下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大なものになってくる。現在、汚泥処分の80%以上が陸地埋立、海面埋立で処分されてきたが、埋立処分の確保にも限度があり、汚泥処分の問題は下水道事業を推進する上で極めて重大な問題の一つとなっており、汚泥の処分方法の確立が求められている。一方、汚泥には窒素やリン、腐植質等が多量に含まれており、緑農地に環元して肥料、土壌改良剤として有効に利用する方法もあり、すでに多くの都市で利用されている。この場合下水汚泥に含まれる重金属等の物質がどう影響するかを解明しておく必要がある。

当研究室では汚泥の緑農地環元に関して、汚泥に含まれている重金属の挙動、農作物に与える影響等、問題点を解明するために昭和53年度に引き続き小松菜を供試作物として栽培試験を行った。

2. 研究目的

- この研究は、(1) 下水汚泥中に含まれる重金属類の存在形態及びこれらの挙動を明らかにする。
(2) 下水汚泥中の重金属の安定化と、処分方法の開発のための基礎資料を得る等を目的としている。

3. 実験方法と結果

3.1 小松菜の生育過程と重金属吸収量との関係

実験方法は、小松菜の種子を播種して経日的に収穫し、収穫量（乾燥重量）と吸収した重金属量を測定して、生長と吸収した重金属量との相関について検討し、対照区、無窒素区、汚泥施用区の比較をした。

<栽培条件>

- (1) 供試土壌：腐植質火山灰土壌（黒ぼく土壌）既耕地土壌
- (2) 供試作物：小松菜
- (3) 供試肥料：N（窒素）は硫酸、P（リン）は過リン酸石灰、K（カリ）は硫酸カリウム
- (4) 供試汚泥：合流式の都市下水処理場の消化汚泥を脱水した汚泥（消化脱水ケーキ）
- (5) 施肥方法：全層均一混合
- (6) 施肥設計：対照区（N：0.4g、 P_2O_5 ：0.6g、 K_2O ：0.4g）、汚泥施用区は、汚泥中の含有T

-N (総窒素) で対照区の 0.4g と同じ量に相当する汚泥量で 15g (P_2O_5 0.4g, K_2O 0.03g) とした。

以上の栽培条件で、1/10000 アールの試験栽培用ポットに各区とも 30ポット用意して、ポットに 20粒の種子を播種して、発芽後 5日目に 1ポット 10株に間引き、間引いた分を 5日目の分析試料とした。同様に 7日目には、1ポット 2株残して間引き、間引いた分と 7ポット分を 7日目の分析試料とした。10日目は 13ポット、20日目は 6ポット、30日目は 4ポット分の収穫物を各生育日数の分析試料とした。分析項目は表-1、2に示したように、重金属類は 10元素で原子吸光法で測定し (Kを含む) T-N、T-P は下水試験法によって分析した。また、供試土壌と汚泥の成分は表-1に示した。

表-1 供試土壌及び汚泥中の重金属と N, P, K 濃度

単位 $\mu\text{g/g}$

分析項目	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Fe	Zn	Mn	Ca	Mg	T-N	T-P	K
土 壌	23	113	28	31	22	6840	68	1100	20200	11500	5500	2710	875
汚 泥	75	532	47	124	91	51700	1310	648	64900	4920	26500	11700	1660

3.1.1 実験結果

実験結果は表-2に示した。

まず生育について、対照区、汚泥区、無窒素区を比較すると表-2に収量比 (%) が示してあるが、対照区の各生育日数の 1株当りの重量を 100% とした時の無肥料区及び汚泥施用区の同じ生育日数の 1株当りの重量の比である。無窒素区の 5日目と 7日目は 84% でほぼ順調に育っているが、10日目は 67% であり窒素不足の傾向が現われ始め、20日目にはさらに強くなり、30日目では対照区に対して 10% であり完全な窒素不足の傾向を示している。汚泥施用区では、5日目は 65% でやや生育の遅れがあるが、7日目、10日目には 80% 台で生育の遅れを回復している。これは施用した汚泥が土壌微生物により分解されて、 NH_4-N (アンモニア態窒素)、 NO_3-N (硝酸態窒素) が生成し、これらの土壌微生物によって無機化された窒素分を小松菜が吸収し、生育の回復がみられたが 20日目、30日目と再び生育の遅れがみられるが、これは汚泥の微生物による分解速度が遅いため窒素の補給が間に合わないからである。(今回の実験に供した土壌と汚泥による無機化率は 30日間で施用した汚泥中の窒素分の 10% 程度しか無機化されていないことから推測できる) が、無窒素区と比べると 30日目では汚泥施用区の方が約 4.5 倍の生育を示しており、汚泥の肥効性が示されている。

重金属の吸収濃度の比較をすると、Cd、Pb、Cr は各区とも定量限界以下であった。Cu は、対照区の濃度が一番高い値を示しており、無窒素区と汚泥施用区はほぼ同じ濃度を示している。Ni は、各

表-2 各区の生長と重金属吸収濃度

単位 $\mu\text{g/g dry wt}$ $Cu, Mg \times 10^2$

区	生育日数	1株当りの重量 (乾燥重量 g)	収量比 (%)	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Fe	Zn	Mn	Ca	Mg
対 照 区	5	1.96	100	0	20.84	0	0	1.55	174	67	40	0.64	0.33
	7	4.62	100	0	11.65	0	0	1.68	91	50	29	0.61	0.25
	10	15.0	100	0	9.88	0	0	2.58	69	50	36	0.59	0.20
	20	291.7	100	0	13.21	0	0	1.31	66	42	21	0.92	0.15
	30	1978.0	100	0	8.06	0	0	0.97	68	59	36	1.16	0.19
無 窒 素 区	5	1.64	84	0	9.62	0	0	1.67	181	79	32	0.66	0.33
	7	3.87	84	0	7.78	0	0	1.35	134	83	30	0.84	0.31
	10	10.0	67	0	13.98	0	0	2.63	63	65	23	0.78	0.25
	20	83.8	29	0	6.02	0	0	0.49	85	57	33	1.15	0.23
	30	2030	10	0	6.43	0	0	1.16	61.1	55	19	0.92	0.17
汚 泥 施 用 区	5	1.28	65.5	0	14.66	0	0	3.52	103	47	9	0.19	0.09
	7	4.04	87	0	10.47	0	0	2.01	163	64	46	1.36	0.38
	10	123.1	82	0	10.04	0	0	0.93	106	69	50	1.42	0.34
	20	161.7	55	0	6.01	0	0	1.24	66	44	38	2.72	0.27
	30	925.0	47	0	6.46	0	0	1.03	52	59	48	2.57	0.29

区ともほぼ同じ濃度であった。Fは、対照区と無窒素が少し高目で、汚泥施用区が一番低かった。Zは、各区ともほぼ同じ濃度を示しており、生長過程での濃度変化も少ない。MはZと同様の傾向を示しているが、汚泥施用区が少し高い濃度を示している。Cは、Mと同様に汚泥施用区が対照区の2倍強の濃度を示している。M₂は、M、Cと同様に汚泥施用区が少し高い濃度である。

以上の結果、汚泥施用区で対照区より高い濃度を示した元素はM、C、M₂の3元素であるが、特に問題になるほどの異常吸収はなかった。

次に、小松葉が成長する過程で吸収する重金属量について検討する。小松葉が成長する過程で吸収する重金属の蓄積がどのように変化するかを知るために、生長と蓄積量の相関図をC₀の場合について図-1に示した。同図をみると各区ともほぼ直線になり、相関係数は、対照区、無窒素区、汚泥施用区とも $r=0.99$ となり高い相関を示している。同様に他の元素についても相関係数を求めた結果を表-3に示したが、どの元素も高い相関を示していることがわかる。

小松葉が生長する過程で吸収する重金属量は、生長に比例して吸収していることを

示しており、吸収する比率は回帰式

が示すように元素によって異なっている。C、F、M、Zは対照区が高く、Nは各区ともほぼ同じであり、CとM₂は汚泥施用区が高い値を示している。C、P、M₂については吸収されていないためその挙動は不明である。

植物が吸収する重金属量は土壌の種類や肥沃状態、重金属含有量、pH等の諸因子が総合的に関与しているも

のと考えられるが、今回の実験では用いた土壌は同じものであり、pHは6.0になるように水酸化ナトリウム液で調節してあるので、肥料の有無、汚泥のように腐植質等の有機物量の違い等の影響が考えられ、汚泥の施用による特別な傾向はCとM₂の吸収量が高かった程度で、有害重金属の吸収量は対照区と同じ程度か、または低い値を示していた。

以上の結果から小松葉は、生長とともに一定の割合で重金属を吸収しながら生長し、吸収の割合は播種した土壌の状態によってわずかではあるが異なっていることが分った。

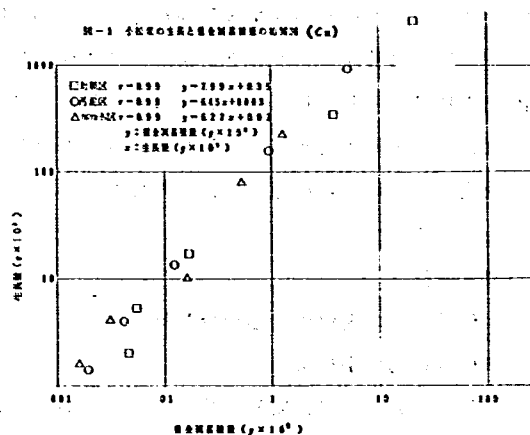


表-3 小松葉の生長と重金属蓄積量の相関

※ C、N、Fは ($y \times 10^3$)
※ C、M₂、Zは ($y \times 10^2$)

元 素	対 照 区		無 窒 素 区		汚 泥 施 用 区		肥 料 施 用 区	
	r	y = a + bx	r	y = a + bx	r	y = a + bx	r	y = a + bx
C ₀	0.99	y = 4.27x + 0.02	0.99	y = 2.99x + 0.35	0.99	y = 5.44x + 0.03	0.99	y = 5.44x + 0.03
N ₀	0.99	y = 1.13x + 0.03	0.99	y = 2.03x + 0.03	0.99	y = 1.02x + 0.00	0.99	y = 1.02x + 0.00
F ₀	0.99	y = 5.63x + 0.50	0.99	y = 13.67x - 22.07	0.99	y = 5.16x + 0.06	0.99	y = 5.16x + 0.06
Z ₀	0.99	y = 5.03x + 0.03	0.99	y = 2.78x - 2.15	0.99	y = 5.61x - 0.19	0.99	y = 5.61x - 0.19
M ₀	0.97	y = 1.85x + 0.07	0.99	y = 6.03x - 10.04	0.99	y = 4.04x - 0.40	0.99	y = 4.04x - 0.40
* C ₂	0.99	y = 1.17x - 0.92	0.99	y = 9.83x + 0.51	0.99	y = 2.57x + 0.03	0.99	y = 2.57x + 0.03
* M ₂	0.99	y = 1.59x + 0.02	0.99	y = 1.76x + 0.00	0.99	y = 2.95x - 0.03	0.99	y = 2.95x - 0.03
* K	0.99	y = 1.83x + 0.28	0.99	y = 3.01x - 1.55	0.99	y = 2.21x - 0.53	0.99	y = 2.21x - 0.53
※ N	0.99	y = 2.07x + 0.46	0.99	y = 0.16x + 0.72	0.99	y = 2.16x + 1.57	0.99	y = 2.16x + 1.57
※ P	0.99	y = 1.22x + 0.06	0.99	y = 0.17x - 0.13	0.99	y = 1.69x + 0.20	0.99	y = 1.69x + 0.20

x = 小松葉1株当りの乾燥重量(g) y = 小松葉1株当りの重金属蓄積量($y \times 10^3$)

3.2 汚泥中の重金属抽出処理と小松葉への影響

実験方法は53年度と同様に行ったが、汚泥から重金属を抽出するとき53年度は消化汚泥の脱水ケーキを嫌気性状態で抽出試薬溶液で抽出処理を行ったが、今年度は消化脱水ケーキを一度天日乾燥し、好気性状態で各抽出試薬溶液で重金属の抽出を行った。

抽出操作は、汚泥（乾燥重量）1：抽出液は5倍量の割合で混合し、時々攪拌しながら1昼夜浸漬しておき、上澄液を除き次に蒸留水で同様に操作して各試薬を洗い出してから天日乾燥を行った。1N-HCl液で抽出処理汚泥をA処理汚泥、0.1N-HCl液で抽出処理した汚泥をB処理汚泥、1N-CH₃-COONH₄（酢酸アンモニウム溶液）で処理した汚泥をC処理汚泥、4%EDTA液で抽出処理した汚泥をD処理汚泥とした。これらの抽出処理は農学分野で用いられている区分方法であり、その定義は、A：生物体内及び土壌鉱物内以外のものを抽出する。B：可給態（Cd、Cu、Cr、Zn）のものを抽出する。C：可給態（Pb、Ni）のものを抽出する。D：キレート剤によりキレート化合物として抽出する。

<栽培条件>

- (1) 供試土壌：火山灰土壌の既耕地土壌
- (2) 供試作物：小松菜
- (3) 供試肥料：N（硫酸）、P（過リン酸石灰）、K（硫酸カリウム）
- (4) 供試汚泥：合流式の都市下水処理場の消化脱水汚泥
- (5) 施肥方法：全層均一混合
- (6) 施肥設計：対照区 N：0.8g、P₂O₅：1.2g、K₂O：0.8g、non-N、non-P、non-K、無肥料
汚泥施用区：5%、10%、20%

以上の栽培条件で1/5000アールの試験栽培用ポットに風乾土壌（乾土で2kg）を充填し、pHを調節した区と無調節の区で実験を行った。pH調節区はpH7.2、無調節区はpH6.1である。

栽培期間は55年1月31日～3月10日の40日間であり、最低室温は15℃以下にならないように温室の暖房設備で調節した。供試汚泥及び土壌の重金属とN、P、Kの濃度は表-4に示した。

表-4 供試土壌及び汚泥の重金属とN、P、K濃度

単位 mg/kg

また、各抽出処理方法で重金属を抽出して、0.45μmメンブレンフィル

分析項目	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Fe	Zn	Mn	Ca	Mg	T-N	T-P	K
土 壌	558	1014	278	47	297	55490	227	1110	3360	1440	10427	5650	3715
汚 泥	624	3891	429	1648	802	28600	1110	2349	22500	2670	28100	12500	939

ターで濾過して重金属を分析した抽出率を求めた結果を表-5に示した。重金属の分析は10元素（Cd、Cu、Pb、Cr、Ni、Zn、Mn、Fe、Ca、Mg）としたが、表中には有害重金属の6元素のみ示してある。

表-5 各抽出液による重金属の抽出率（%）

抽出液	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Zn
A 稀 釋	44.0	38.0	21.0	28.0	68.0	14.0
B 稀 釋	4.0	0.7	5.0	3.0	14.0	6.2
C 稀 釋	11.0	12.0	4.0	3.0	19.0	2.2
D 稀 釋	25.0	3.0	23.0	4.0	34.0	6.0

3.2.1 実験結果

実験結果は、表-6、7に示した。表-6には、

表-6 汚泥中の重金属抽出処理と小松菜の重金属収収度 (PH無調節)

単位 $\mu\text{g}/\text{kg dry}$

区名	分析項目	1株当りの 重量(g dry)	収量比(%)	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Fe	Zn	Mn	Ca	Mg
対照区	N 無肥	1.085	100.0	tr	8.2	tr	0	24.9	286.4	62.4	85.6	11300	3200
	non - N	0.111	10.2	-	4.1	-	0	tr	18.3	77.8	12.9	13600	4900
	non - P	0.129	10.4	-	8.5	-	0	-	40.9	78.0	19.2	19200	3800
	non - K	1.255	115.7	-	8.2	-	0	-	162.9	67.7	93.4	12500	3900
無処理区	5%	1.144	105.4	-	8.2	-	0	-	105.4	54.9	99.8	21700	3800
	10%	0.850	78.3	-	8.2	-	0	12.5	138.7	57.5	31.0	22700	2800
	20%	0.957	88.2	-	12.5	-	0	tr	88.8	109.0	47.1	14700	2700
A処理区	5%	0.661	60.9	-	12.4	-	0	-	111.3	144.4	37.3	13000	3000
	10%	0.533	49.1	-	8.2	-	0	-	121.5	205.8	101.4	17500	3800
	20%	0.130	11.9	-	25.3	-	0	-	149.7	108.1	0.0	38500	4400
B処理区	5%	0.038	3.5	-	31.2	-	0	-	71.2	146.3	254.0	35600	4300
	10%	0.483	44.5	-	8.2	-	0	-	64.4	62.5	19.2	22100	3100
	20%	0.708	65.2	-	10.4	-	0	-	89.2	7.1	24.0	18600	2300
C処理区	5%	0.930	85.7	-	10.3	-	0	31.2	329.2	83.8	25.7	20000	2400
	10%	1.283	118.2	-	8.2	-	0	tr	94.3	67.5	21.5	24700	2500
	20%	1.233	113.6	-	8.2	-	0	12.5	107.8	84.1	24.1	21100	2500
D処理区	5%	0.760	70.2	-	8.2	-	0	25.0	182.5	105.3	10.0	12500	2300
	10%	0.301	27.7	-	11.0	-	0	tr	82.0	77.0	30.4	25100	2900
	20%	0.444	40.9	-	10.4	-	0	-	86.9	87.8	37.1	17500	2000
無処理区	5%	0.151	13.9	-	8.4	-	0	-	62.6	137.9	50.0	38000	2200
	20%			-		-	0	-					

表-7 汚泥中の重金属抽出処理と小松菜の重金属収収度 (PH調節)

単位 $\mu\text{g}/\text{kg dry}$

区名	分析項目	1株当りの 重量(g dry)	収量比(%)	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Fe	Zn	Mn	Ca	Mg
対照区	N 無肥	0.887	100	tr	6.3	tr	0	tr	111.9	33.9	19.6	17600	2700
	non - N	0.110	12.5	-	4.1	-	0	-	73.1	54.3	13.7	7100	1400
	non - P	0.109	12.4	-	8.3	-	0	-	92.9	50.7	22.3	32900	3300
	non - K	0.698	79.6	-	0.0	-	0	-	0.0	1.6	1.5	2100	25
無処理区	5%	0.961	109.6	-	2.0	-	0	-	29.6	8.7	7.7	3100	840
	10%	0.797	90.9	-	8.3	-	0	-	107.2	71.3	26.7	19600	3050
	20%	0.785	89.5	-	tr	-	0	-	tr	4.1	0.4	6100	99
A処理区	5%	0.611	69.7	-	12.5	-	0	-	84.5	162.1	35.4	22700	3040
	10%	0.569	64.9	-	8.3	-	0	-	115.0	84.1	33.1	20200	3110
	20%	0.286	32.6	-	8.4	-	0	-	139.0	140.7	39.8	5800	2680
B処理区	5%	0.142	16.0	-	16.7	-	0	-	127.5	518.0	46.2	15700	2790
	10%	0.430	49.0	-	2.0	-	0	-	35.7	9.2	3.9	8200	470
	20%	0.672	76.6	-	8.2	-	0	-	102.6	87.3	23.2	20000	2440
C処理区	5%	0.674	76.8	-	10.3	-	0	-	103.9	67.2	26.8	4400	2610
	10%	0.936	106.7	-	8.3	-	0	-	125.4	45.5	23.6	8500	480
	20%	0.951	108.4	-	4.1	-	0	-	34.4	23.3	7.7	2500	1000
D処理区	5%	0.562	64.1	-	2.0	-	0	-	14.1	11.3	18.0	2100	350
	10%	0.173	19.7	-	12.6	-	0	-	87.3	93.3	33.2	4800	2420
	20%	0.362	41.3	-	8.3	-	0	-	54.7	70.4	32.4	5800	1110
無処理区	5%	0.106	12.1	-	16.8	-	0	-	149.2	117.5	38.8	38000	2250
	20%			-		-	0	-					

pH 調節しない場合の結果を示し、pH 調節した方は表-7 に示した。まず、生育について収量比で各区の比較を行うと、対照区の無肥料区と non-N 区の収量比が低いことにより、用いた土壌は窒素が不足した土壌であることがわかるが汚泥の施用による肥料効果は C 処理区が最も良く 100% を越えており、次が無処理汚泥区で 80~90% を示しているが、両区とも 20% 施用区は、窒素過剰のため収量が低下している。次が、B 処理区の 10%、20% 区で 70~80% の収量を示している。A 処理区と D 処理区は、他の区より収量が少ないが、これは、A 処理区の場合土壌の電導度が 2.4~6.0mu (ミリモ-) であり、作物の生育に影響を及ぼす値は約 2.0mu 以上であるので電導度

が高くなったのが原因と考えられるが、D処理の場合原因は不明である。pH調節した場合もほぼ同様の傾向を示している。

次に、重金属吸収について対照区と比較すると、有害元素のCd、Pb、Crはほとんど吸収されず、対照区、汚泥施用区とも定量限界以下であり、Niは対照区のNPK区、無処理5%区、B処理20%区、C処理10%、20%区の5区に吸収されているが、対照区の濃度と同じ程度か、それ以下の値である。他の区は定量限界以下であった。Cuは、全区に吸収されており、対照区に対して汚泥施用区では、同じ程度かやや高い値を示している。特にA処理10%、20%区が高い値を示している。Znも、Cuと同様の傾向を示しており、A処理区は高い値を示している。有害元素以外の元素では、Fe、Mn、Mgは、対照区と同じ程度か、それ以下の値である。Caは汚泥施用区の方が高い傾向を示している。

pH調節した方は、対照区ではCu以外の元素は吸収濃度が低くなっているが、汚泥施用区の方は大きな変化はなく、pH無調節区よりわずかに低い値を示している程度である。しかし、Niは対照区、汚泥施用区とも吸収はほとんどなく、定量限界以下となっている。

4. まとめと今後の課題

今回の実験結果から次の傾向が明らかとなった。

- 1) 小松菜は生長の過程で重金属を、ほぼ一定の割合で吸収しながら生長し、吸収する割合は元素によって異なる。また、汚泥の施用による異常蓄積はない。
- 2) 汚泥の肥効性については、前年度と同様に5~10%施用区が良好な結果であり、20%施用区では窒素の過剰障害の傾向がみられた。
- 3) 重金属抽出処理の効果は、A、D処理の場合重金属の抽出率が高いが、肥効性は低下し、生育障害を起こす可能性がある。B処理は重金属の抽出率は低く、肥効性も低下する。C処理は肥効性は良く、重金属の吸収も少ないが、汚泥中の重金属抽出率は低い。無処理汚泥と比較して、肥効性、重金属吸収抑制効果等の面では、C処理がわずかに良い傾向を示した程度であった。
- 4) pH調節の効果は対照区ではみられたが、汚泥施用区ではNiの吸収が抑制され、Cu、Mnがわずかに低くなった程度であった。

今後の課題としては、

- 1) 汚泥の連用による生育と重金属吸収に与える影響の検討
- 2) 土壌中への重金属の蓄積と地下水への移行についての検討

等が考えられる。

4. 難分解性有機化合物および微量有害物質の表流水中での挙動に関する研究

水質研究室 室 長 村 上 健

研究員 藤 木 修

向 田 隆 史

1. ま え が き

一般に河川の浄化作用は、河川水中の汚濁物質濃度が流下に伴って自然に減少する現象をさすが、狭義には、河川水中の有機汚濁物質の生物化学的な分解反応と解されることが多い。自浄作用に関与する微生物は、その棲息環境により(1)表流水に浮遊する微生物と(2)河床に付着する微生物に大別される。河床付着微生物群による浄化作用は、特に水深の浅い河川で大きく、浮遊微生物に比べてかなり高い代謝活動度を有すると考えられている。また、河床の付着微生物群の中では、有機物の酸化分解に直接寄与する従属栄養性のもののほか、光合成により有機物を生産する藻類の役割も無視できない。河川は開放系であるため、富栄養化による水質汚濁は、湖沼や内湾の場合と比較して影響の現れ方が明確でなく、自浄作用との関連もあって、研究の遅れた分野であった。しかし、河川の富栄養化は、藻類増殖に伴う有機物の内部生産、その沈殿による底質の悪化、或いは河川水に異臭味を与えたり、PH、DO の変動をもたらすなど、水質源管理上重大な問題である。そこで河川の水質を効果的に保全するため、自浄作用や富栄養化をも含めた河川における物質代謝の全体象を、できるだけ定量的に把握する必要がある。

上記の観点から、本研究は、特にこれまでほとんど詳細な分析のなされていない河床付着微生物群と河川の水質との係わりに焦点をあて、屋外的大型河川模型実験を含めた定量的なアプローチを試みるものである。

2. 本年度の研究

実際の河川で見られる自浄作用や富栄養化に関連する因子とそのメカニズムの解明のため、環境条件を自由に設定できる室内河川模型を用いた実験がしばしば行われる。しかし室内実験の結果を直ちに実河川に適用するには数多くの問題がある。特に、河川の生態系に大きな影響を持つ河川の水理学的条件や河床の状態を、室内実験で再現することはほとんど不可能に近く、そこで、自然に近い環境でしかもある程度実験条件をコントロールできる大規模実験水路の必要が生じてくる。既に、K. Wuhmannらは、チューリヒ工科大学付属のスイス連邦立給水・汚水処理・水質保護研究所の大規模水路で、河川の自浄作用と河床付着生物相に関する興味ある実験を行っており、我が国でも資源科学研究所において、屋外循環水路を用いた流水の浄化実験がなされた記録がある。¹⁾このような実験にならい、本年度は、当研究室の屋外還流水路実験施設を使用し、河川の浄化作用に関する基礎的な実験を行った。

3. 実験方法

3.1 還流水路施設

実験で使用した河川模型は、全長290mのステンレス製循環水路であって、深さ500mm、路床部の幅500mm、側壁上端部の幅1500mmの台形断面を有する(図-1参照)。一旦円形のタンクに貯留された水は、循環用ポンプで水路上端部に送られ、傾斜1/1000の水路を自然流下して再びタンクに戻るしくみになっている。水路は全く同型のものが平行に5本設置されており、各水路のタンクには、屋内の薬品貯留・混合・希釈設備より所定濃度の薬品溶液を一定流量で供給することができる。

3.2 実験条件

実験は、昭和55年1月10日から3月12日までの52日間にわたってなされた。予め、水路路床面や側壁に沈着、付着する土砂や付着生物のデトリティスを洗い流した後、各水路に約40m³の人工河川水を入れ、循環ポンプで還流させた。流量は約4.5m³/minである。人工河川水は表-1のような成分から成る脱脂粉乳を水道水で希釈、溶解させた。脱脂粉乳濃度の条件は表-2に示す通りであるが、RUN1を除いて、実験開始時と同濃度の脱脂粉乳溶液を1m³/hrの割合で常時供給し、同量を堰から越流させるといった運転方式を取った。RUN1では実験開始後、脱脂粉乳溶液は供給されない。

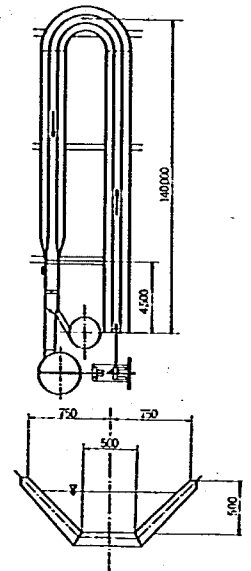


表-1 脱脂粉乳標準成分組成

蛋白質	35.0%	灰分	8.0%
脂肪	1.0%	水分	4.0%
糖質	52.0%		

表-2 人工河川水の初期濃度条件

RUN No.	1	2	3	4	5
脱脂粉乳濃度(%)	100	5	15	40	0

以上のような条件で、まず18日間(2月6日まで)水路の連続運転を行ったが、この間しばしば夜間の流水凍結が見られたので、これをできるだけ防止するため、初期濃度の人工河川水を加えて各水路の水量を約62m³に増加し、かつ循環ポンプ流量を約75m³/minとした。その他の水路運転条件は変更しない。条件変更後の水路各位置における水深を図-2に示す。下流部ほど水深は大きく、したがって平均流速は小さい。

実験期間中の気温と雨量の模様を図-4に示す。なお、最高・最低温度計によって測定した流水の最高、最低水温は、ほぼ0℃~15℃であって、水温と気温の間には明らかに正の相関が得られている。

3.3 流水水質および壁面付着物の測定

流水の水質分析項目と分析方法是表-3の通りである。表中、T-O-Nは全有機態窒素、T(AH)-

表-3 水質分析法

	pH	ガラス電極法
BOD		JIS K 0102準拠
COD(Cr)		
COD(Mn)		
T-O-N		硫酸分解・直接蒸留ネスラー法
NH ₄ -N		ネスラー法
NO ₃ -N		N-ナフチルエチレンジアミン・スルファニル酸法
NO ₂ -N		ブリンソンのスルファニル酸法
T-P		過硫酸塩・硫酸分解・モリブデンブルー・アスコルビン酸還元法
T(AH)-PO ₄ -P		硫酸性37℃放置後モリブデンブルー・アスコルビン酸還元法
一般細菌		桜井培地による20℃、10日間の平板培養法

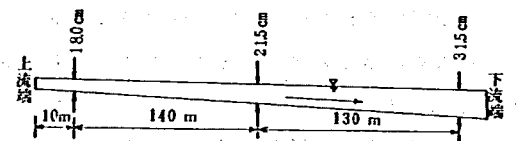


図-2 水深の条件

PO₄-Pは酸加水分解性全オルトリン酸態リンを表す。

壁面付着物については、まず図-4に示すように透明アクリル製の方形の筒を水路下流側40～50mの位置の側壁下部に押しあて、長い柄のブラシで壁面の付着物をかき取る。次に内側の水を十分に攪拌し、その一部を手動吸引ポンプで素早く採水する。その水質を分析することにより、次式から付着物の分析値を得ることができる。分析項目と分析方法は、流水試料の場合に準じて行った。

$$\left(\begin{array}{l} \text{水路壁に付着する該当} \\ \text{物質の密度 (g/m}^3 \text{)} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{l} \text{筒より採水した試水中の} \\ \text{該当物質濃度 (g/L)} \end{array} \right) \times \left(\begin{array}{l} \text{筒内側の} \\ \text{水量 (L)} \end{array} \right) \times \frac{10000}{225} \dots (1)$$

ただし、路床および壁面の付着物密度は一樣ではないので、(1)式で得られる値は、単に代表値とみなすべきである。採水は、付着微生物増殖の比較的顕著なRUN1、RUN4については約10日間隔に4回、他の水路は最終日に1回行った。

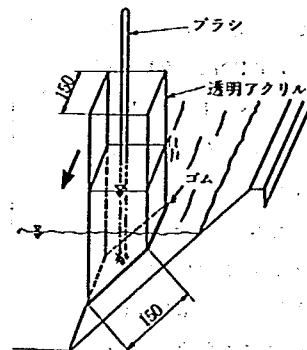


図-3 壁面付着物採取法

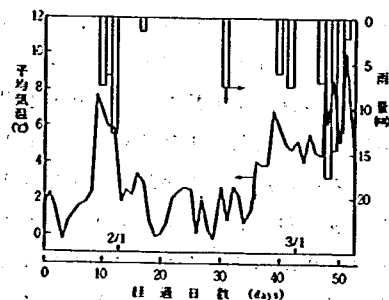


図-4 実験期間中の気温と雨量（気象庁高層気象台の観測記録より）

4. 測定値の経日変化

図-5～図-8に、各水路における流水のBOD、T-N、T-P、一般細菌数の経日変化を示す。RUN1のBODは、実験開始後約10日間は直線的に緩やかに減少するが、その後の10日間は急激に減少し、10mg/L前後ではほぼ一定となる。RUN2～RUN5については大きな変動は見られないものの、実験期間の前後期を比較すると、後期の濃度レベルの方が低い傾向にある。以上の特徴は、COD(Cr)、COD(Mn)の経日変化でも認められている。

RUN1の濃度低減はT-N、T-Pについても見られるが、その態様はBODとは異なり、変化率は実験期間中

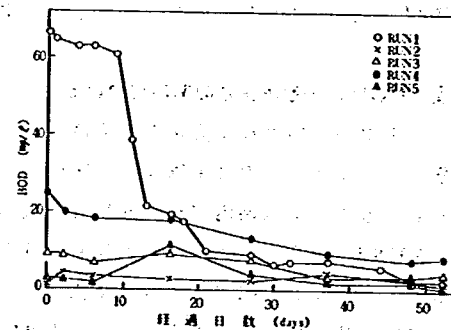


図-5 BODの経日変化

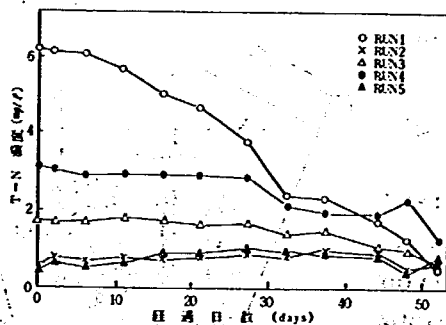


図-6 総窒素濃度の経日変化

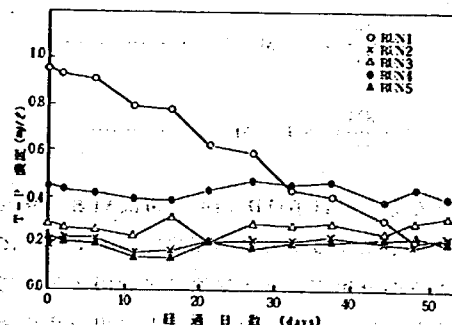


図-7 総リン濃度の経日変化

ほぼ一定である。また、RUN2~RUN5のT-N、T-P濃度には、大きな変化は認められない。

流水中の一般細菌数は、まず脱脂粉乳濃度の高いRUN1、RUN4で急激に増加

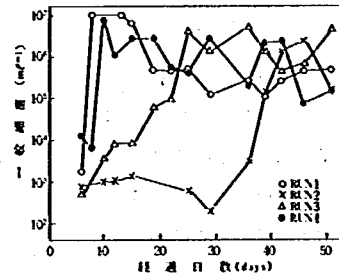


図-8 一般細菌数の経日変化

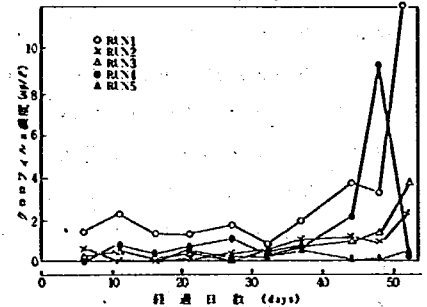


図-9 クロロフィルaの経日変化

した後、RUN3、RUN2の順で増加が続き、最後にはいずれも 10^4 cfu/ml 前後に落ち着く。ただし、RUN5については最終 10 cfu/ml 以下のレベルであった。

流水の色は、実験開始後10日目位からRUN1、RUN4が次第に茶褐色を帯び始め、20日目頃にはRUN4は緑褐色に変化した。更に実験後期には、RUN3、RUN4共、同様の着色が認められた。流水のクロロフィルaの経日変化を図-9に示す。クロロフィルは、主としてケイ藻類の増殖に起因するものと考えられる。なお、実験期間中pHは各水路共7~8で、大きな変化はなかった。図-10に、壁面付着物のCOD(Mn)値の経日変化を示す。

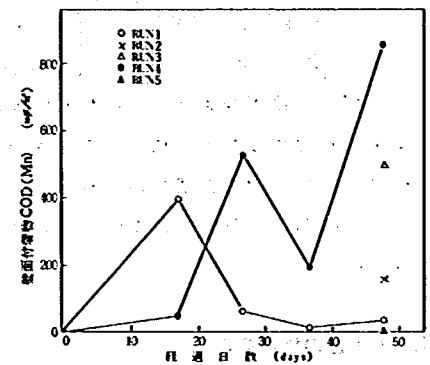


図-10 壁面付着物のCOD(Mn)値の経日変化

5. BODと一般細菌数の関係について

流水中の有機物は、流水中に浮遊したり路床や壁面に付着する従属栄養性の微生物によって一部は分解され、また一部は生物体内に同化される。更に植物プランクトンの光合成によって内部生産されるものもある。水路内で起こり得る有機物の挙動形態を図-11に示す。

RUN1の流水中BOD濃度の急激な低下と、一般細菌数および付着物CODの増加がよく対応していることから、RUN1で起こった浄化作用が、微生物の働きと関係づけられることは明らかである。ここでは、比較的データのそろっているRUN1の流水中BOD濃度と、一般細菌数との間の相互関係を、簡単なダイナミック・モデルを用いて考察してみよう。基礎方程式として、次の2式を仮定する。

$$\frac{dc}{dt} = -\mu' M + \beta \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$\frac{dM}{dt} = \mu M - \nu M \quad \dots\dots\dots (3)$$

ただし、CはBOD濃度、Mは細菌の濃度、 μ ：細菌の増殖率、 D ：細菌の死滅率、 μ' ：細菌によるBOD物質の分解率、 β ：塵埃等起因する外部からのBOD負荷。いわゆる一般細菌数と河川の浄化速度との関係は必ずしも明確ではないが、ここではMとして一般細菌

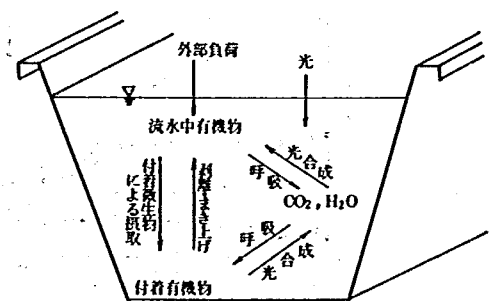


図-11 水路内における有機物の挙動

菌数 (mg/L) を使用する。μ および μ' は、Monod の式又は Contois の式が用いられることが多いのである。ここでは、Monod の式を更に簡略化して

$$\mu = KC \quad \dots\dots\dots (4)$$

$$\mu' = \alpha c \quad \dots\dots\dots (5)$$

(K, α : const.)

とおく。(4), (5) 式を (2), (3) 式に代入して積分すると、

$$\frac{C - C_0}{t} = -\alpha \cdot \frac{1}{t} \int_0^t CM dt + \beta \quad \dots\dots\dots (6)$$

$$\frac{1}{t} \ln \frac{M}{M_0} = K \cdot \frac{1}{t} \int_0^t C dt - \nu \quad \dots\dots\dots (7)$$

となる。ここに C_0, M_0 は、C, M の初期値である。図-12・図-13 に測定値から計算される $(C - C_0)/t$ vs $\int_0^t CM dt/t$ および $\ln(M/M_0)/t$ vs $\int_0^t C dt$ の関係を示す。

両図より、パラメータ値として

$$\left. \begin{aligned} \alpha &= 5.7 \times 10^{-3} \text{ (mg/day)} & \beta &= 1.7 \times 10^{-3} \text{ (mg/L} \cdot \text{day)} \\ K &= 2.8 \times 10^{-3} \text{ (L/mg} \cdot \text{day)} & \nu &= 4.1 \times 10^{-3} \text{ (1/day)} \end{aligned} \right\} \quad \dots\dots\dots (8)$$

が得られる。

(8) 式のパラメータ値および C, M の初期値として、1月25日のBOD値、一般細菌数を用いて(2), (3) 式を数値的に解くと、図-14, 図-15 の曲線が描ける。曲線が途中で不連続となるのは、降雨と2月6日の実験条件変更のためである。実測値と比較して、特に実験後期の一般細菌数の挙動が捉えられていないことがわかる。このモデルによれば、RUN2~RUN4の一般細菌数は一定期間後にほぼ定常となるはずであるが、実際には図-8に示すように大きく変動するものもあり、Mとして一般細菌数を採用することの妥当性に問題が残る。

6. 窒素とリンの

挙動について

流水中の窒素とリンについて考えられる挙動形態を図-16, 図-17に示す。

また、RUN1
RUN3, RUN
4のT-P vs

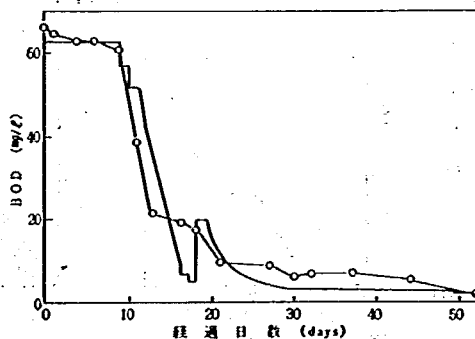


図-14 RUN1のBOD実測値(丸印)と計算値(曲線)の比較

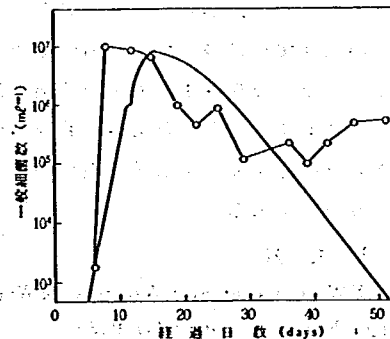


図-15 RUN1の一般細菌数実測値(丸印)と計算値(曲線)の比較

T-N の関係を図-18 に示す。RUN1では、流水中のT-N、T-PはおよそP/N≒1/8の割合で減少するが、RUN3、RUN4ではT-Nのみ減少し、T-Pに大きな変化は認められない。更に図-10では、RUN1のT-N、T-Pの減少に見合う付着微生物群の増殖は見られない。したがって、RUN1のT-N、T-Pの減少は、主としてアンモニアの気散或いはリンの吸着といった、付着微生物以外の要因に帰するのが妥当であると推察される。

アンモニアの気散、リンの吸着とも、本実験のような低い濃度レベルでは、その速度は、流水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 $C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ および溶解性（粒子状物質に吸着していない）オルトリン酸態リン濃度 C_{OP} に、ほぼ比例すると考えられるから

$$\frac{dC_{\text{TN}}}{dt} = -K_N C_{\text{NH}_4\text{-N}} \quad (9)$$

$$\frac{dC_{\text{TP}}}{dt} = -K_P C_{\text{OP}} \quad (10)$$

C_{TN} : T-N濃度, C_{TP} : T-P濃度, K_N, K_P : const.

(9), (10)式を積分して

$$(C_{\text{TN}})_0 - C_{\text{TN}} = K_N \int_0^t C_{\text{NH}_4\text{-N}} dt \quad (11)$$

$$(C_{\text{TP}})_0 - C_{\text{TP}} = K_P \int_0^t C_{\text{OP}} dt \quad (12)$$

が得られる。図-19、図-20に実験条件変更後のRUN1の $(C_{\text{TN}})_0 - C_{\text{TN}}$ vs $\int_0^t C_{\text{NH}_4\text{-N}} dt$ および $(C_{\text{TP}})_0 - C_{\text{TP}}$ vs $\int_0^t C_{\text{OP}} dt$ の関係を示す。リンについては、ほぼ(12)式の関係が満足されるが、窒素の場合は、 $K_N = \text{const.}$ とはいえない。実験後期の温度上昇が K_N の増大をもたらしたとも考えられる。

7. 今後の研究方向

本年度の研究は冬期に実施したため、付着微生物の増殖が活発でなく、したがって流水水質と付着微生物群との相互関係についての解明が極めて不十分であった。今後は水温の高い時期を選び、水深を浅くするなど、付着微生物群の働きをできるだけ浮彫りにする環境条件の下で実験を行う予定である。

参 考 文 献

- 1) K.Wuhrmann et al.: Advances in Water Pollution Research 3rd. vol.1 P229
- 2) 手塚 他: 水処理生物学会誌 vol.3 号1 (1967) P16

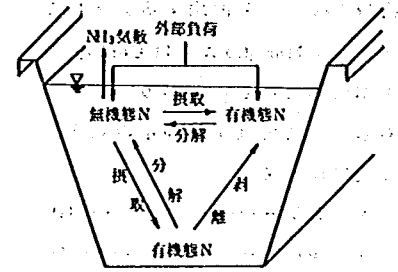


図-16 水路内における窒素の挙動(窒素固定や脱窒は省く)

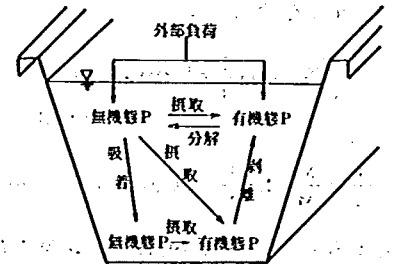


図-17 水路内におけるリンの挙動

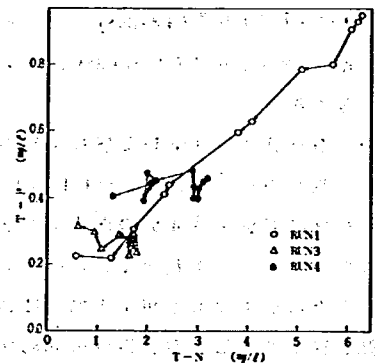


図-18 流水中の総窒素と総リン濃度の関係

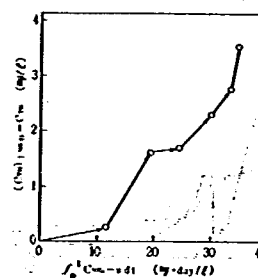


図-19 RUN1のT-Nと $\text{NH}_4\text{-N}$ の関係
2月9日を $t=0$ とした

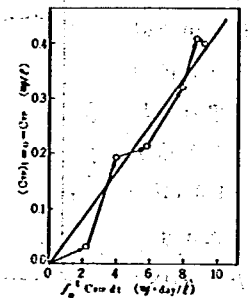


図-20 RUN1のT-Pと $\text{D-PO}_4\text{-P}$ の関係
2月9日を $t=0$ とした

1. 下水処理施設における窒素除去に関する研究

下水道研究室 室 長 市村訓男

高橋正宏

落 修一

八木橋一郎

1. はじめに

現在の生物学的処理を主体とする下水処理場では、下水中の有機性窒素の大部分はアンモニアまで酸化されるが、硝酸への酸化は特別な場合を除いて、ほとんど起っていない。このため、下水処理場からの放流水中には平均10mg/l、ときには30mg/lにもおよぶアンモニア性窒素が含まれている。アンモニアは排水基準による規制対象にはなっていないが、河川水中では水中のDOを消費し、環境基準の維持にも障害となり、さらに魚類に対する毒性もある。一方、硝酸はアンモニアより毒性は弱い、飲料水として幼児が連続して摂取した場合には健康障害の起ることが知られている。なお、これらのイオンは「水の華」の発生に関連する要因の1つとされ、湖沼、内海などではリンとともに重要な問題となっている。したがって、下水処理水中に含まれる窒素化合物はアンモニア態でも硝酸態でも除去する必要がある、経済的な窒素除去方法の開発が急がれている。

2. 目 的

本研究は、下水処理過程におけるアンモニア性窒素の硝酸性窒素への移行を促進させるための、物理的、化学的、生物学的な条件を明らかにするとともに、既存の下水処理施設において、その施設の改良、増設を最小限にとどめたうえで、硝化効率の向上と有機物除去効率の改善策を究明し、硝酸性窒素を除去する手法を開発するために実施するものである。

本研究は、50年度から実施してきたものであるが、本年度が最終年度であることから、前年度までの結果の要約を下記に示した。なお、詳細については、54年度環境庁報告書を参照されたい。

1)硝化活性に対し、DOは、約1mg/l以上あれば、影響ない。

2)硝化活性は、pH 4~11、2時間程度のショックロードに対し、ほとんど影響を受けない。

3)0.24kg BOD/kg SS/day 程度以下の有機物負荷では、硝化に対し、ほとんど影響がない。

4)硝化活性への有機物負荷の影響は、pH が低い(pH 8以下)程、大きい。

5)亜硝酸菌の飽和生息菌数は、SRTが20日以上あるとMLSS、水温(15~28℃)に依存せず、 $1.3 \sim 2.9 \times 10^6$ N/mlの範囲内であった。

6)亜硝酸菌は、菌数が高いと嫌気生状態に放置しても、死滅しにくい。

7)亜硝酸菌の比増殖速度の最適pHは、7.2~8.5の範囲を示したが、比硝化速度の最適pHは、約8.3であった。

8)亜硝酸菌の比増殖速度は、付着性物質の有無により、大きく影響を受け、付着性物質があった方

が1.5～11倍の効果があつた。

9)生物構成は、pH 7～8で纖毛虫類、輪虫類、pH 6では、有殻アメーバが出現しやすい。

10)処理水質は、SRT 5～10日が最も良く、SRT 3日以下では、バルキング(糸状性細菌)により、汚泥が流出し、又、SRTが長いと汚泥の微細化、脱室により、汚泥が流出した。

11)硝化に対する微量成分の添加は、Phosphate buffer が亜硝酸菌の比増殖速度および硝化速度に対し、約1.5倍の促進効果が見られたが、Mg, Sr, Mo, Feは、効果が見られなかった。

12)脱窒用炭素源として流入下水を用いた1段階硝化脱窒法は、窒素除去に有効な方法である。

13)ビール製造廃水とイースト菌培養水は、脱窒に用いる有機炭素液として、利用の方向で検討する価値がある。

14)実プラントでの脱窒は、流入下水を用いる場合 $BOD/N \approx 4.5$ 、メタノールを利用する場合 $CH_3OH/N \approx 4.0$ 以上でない、高除去率を期待できない。

15)実プラントにおける硝化の温度係数は、 $\theta = 1.109$ であつたが、脱窒の温度係数は、流入下水を用いた場合 $\theta = 1.094$ で、メタノールを用いた場合 $\theta = 1.074$ であつた。

16)脱窒菌の飽和生息菌数は、 $2.4 \sim 4.9 \times 10^8 N/ml$ の範囲内であつた。

17)一段階硝化脱窒法で運転している実プラントの活性汚泥中の微生物は、後生動物が少なく、EuglyphaとTrinemaを代表とする根足虫類が優占種であつた。

18)硝化菌、他栄養細菌試験のための汚泥の分散法は、超音波破砕装置の場合、試料10mlに対し、出力25W、2.5分が適当である。

本年度は、(1)SATと亜硝酸菌数に関する調査および(2)高負荷時における硝化脱窒現象に関する調査を行った。

3. 結 果

3.1 SATと亜硝酸菌数に関する調査

亜硝酸菌数は、汚泥の平均滞留時間(SRT)となんらかの関係があることを明らかにしてきたが今年度は、SRTを使用せず、SAT(汚泥が系外に放出されるまでの平均エアレーション時間)という新しい概念を用い、SATとエアレーションタンク内に生息する亜硝酸菌数との関係を数式化させようと試みた。ただし、SATは、SRTと次の様な関係にある。

$$SAT = SRT \cdot \frac{\text{汚泥が系内を1循するまでの好気性の時間}}{\text{汚泥が系内を1循するまでの時間}} \quad (\text{day}) \quad (1)$$

ここで、SATは、(1)最終沈殿池内での細菌数は、増減しない。(2)終沈内の汚泥界面およびSVIは、変動しない。と仮定するならば、次の様に表わすことができる。

$$SAT = \frac{V \cdot MLSS}{\Delta S + SS} \quad (2)$$

V ; エアレーションタンク容量 (m^3)

MLSS ; エアレーションタンク内の活性汚泥濃度 (kg/m^3)

ΔS ; 引抜汚泥量 (kg/day) SS ; 放流されたSS量 (kg/day)

SS ; 放流されたSS量 (kg/day)

又, SATとエアレーションタンク内の細菌数との関係は, 細菌の増殖に, lag phase等がなく対数増殖するとするならば, 次の様に表わすことができるだろう。

$$\log \frac{N_{AT}}{N_{IF}} = SAT \cdot \mu \cdot \log 2$$

N_{AT} ; エアレーションタンク内の細菌数 (N/l)

N_{IF} ; 流入水中の細菌数 (N/l)

μ ; 細菌の比増殖速度 (day^{-1})

3.1.1 調査方法

調査は, SATが異なる既存の下水処理場(12ヶ所)で実施した。調査した細菌は, 流入水およびエアレーションタンク内の亜硝酸菌, 脱窒菌および一般細菌数である。ただし, 亜硝酸菌および脱窒菌は, 最確数(MPN)法により, 又, 一般細菌は, 平板培養法(トリプトン・グルコース培地)により, 計数した。

3.1.2 調査結果

a) 流入水中の各細菌数

図-1に, 水温に対する流入水中の亜硝酸菌, 脱窒菌および一般細菌数を示したが, これからもわかるように各細菌とも流入水中の細菌数は, 水温に関係なくそれぞれ以下のような一定範囲内の値を示した。

亜硝酸菌数 $1.0 \times 10^2 \sim 3.3 \times 10^2$ (N/l)

脱窒菌数 $2.3 \times 10^4 \sim 3.3 \times 10^4$ (N/l)

一般細菌数 $1.3 \times 10^5 \sim 1.7 \times 10^5$ (N/l)

これより, 下水処理場に流入する細菌数は, 一般細菌 > 脱窒菌 > 亜硝酸菌の順であった。ただし, ここでいう一般細菌数は, トリプトン・グルコース培地に現われたコロニーの数であることから, 検水中に含まれる全ての細菌数を計数した値とは限らないことから, 注意する必要がある。又, このコロニーの中には, 他栄養細菌である脱窒菌のコロニーをも含んでいる。これらをふまえて, 一般細菌数中の脱窒菌の割合をもとめると, 流入水中の細菌の約19% (8~47%) が脱窒菌であった。

b) エアレーションタンク内の各細菌数

前年度までの研究から, SRTが大きい(SRT20日以上)と亜硝酸菌および脱窒菌数は, SRTに依存せず, 一定値を示すことが判明し, これを飽和生息菌数とよぶことにしたが, この場合の水温は, 15℃以上であり, 生物が生息するのに比較的適した状態であった。そこで, 今年度は, 水温が10~14℃の比較的悪い状態での各細菌数を調査したものである。

図-2に, 水温が10~14℃の範囲内でのSATとエアレーションタンク内の亜硝酸菌, 脱窒菌

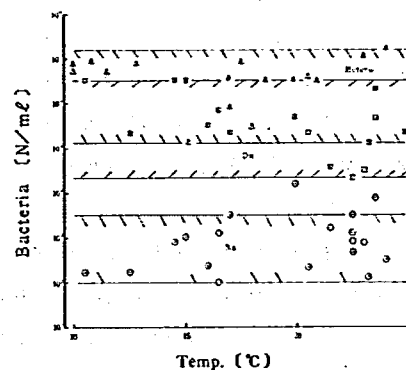


図-1, 流入水中の亜硝酸菌, 脱窒菌および一般細菌数

および一般細菌数との関係を示した。これより、脱窒菌および一般細菌は、水温が、 $10 \sim 14^{\circ}\text{C}$ に低下しても、SATが1.4日程度あれば、SATに関係なくほぼ一定値を示すが、亜硝酸菌は、SATが5.4～10.7日以上ないと一定値を示さずに、SAT減少と共に生息数も減少していた。SATが大きい状態では、下記の様に、前年度までの値と同様な結果を得ることができた。

亜硝酸菌 $1.3 \sim 2.9 \times 10^4$ (N/μl)

脱窒菌 $2.4 \sim 4.9 \times 10^3$ (N/μl)

一般細菌 $1.5 \sim 2.6 \times 10^5$ (N/μl)

ただし、一般細菌は、条件により、 10^5 (N/μl) 程度生息する場合もある。

ここで、各細菌が飽和生息菌数を維持するためには、どの程度分裂しなくてはならないかを、飽和生息菌数/流入水中の細菌数比からもとめると、下記の様に示された。

亜硝酸菌；3～4 order, 脱窒菌；1～3 order, 一般細菌；1～3 order

これより、亜硝酸菌は、他の細菌に比べ、約1オーダー、分裂回数にして約3回余分に増殖しなければならないことから、飽和生息菌になるのに時間がかかることがわかる。

活性汚泥中の脱窒菌数/一般細菌数は、約12% (3～24%) であったため、流入水中の値に比べ、多少減少していた。

活性汚泥中の亜硝酸菌数は、先に述べたように、SATが低いとSAT減少と共に減少することが示されたが、この原因は、(1)単位時間当りの亜硝酸菌の分裂回数(室内実験結果、比増殖速度 $\mu \approx 1.8 \text{ day}^{-1}$ at 20°C)が、他の細菌(脱窒菌、 $\mu \approx 11 \text{ day}^{-1}$ at 20°C)の分裂回数に比べ、非常に小さいため、(2)亜硝酸菌は、他の細菌に比べ、分裂回数が約3回多く分裂しなければならなかった為である。ただし、低SATで亜硝酸菌数がばらついているのは、水温および流入水中の亜硝酸菌数が異なるためである。

c) 亜硝酸菌の比増殖速度 (μ)

各処理場の亜硝酸菌の μ は、(3)式に流入水およびエアレーションタンク内の亜硝酸菌数、SAT値を代入しもとめた。この算出した μ と水温との関係を表わしたものが、図-3であるが、これからもわかるように、 μ は水温低下とともに減少する傾向が見られた。ただし、 μ と水温との関係は、(4)式の様に表わすことができた。

$$\mu_T = 1.77 \cdot 1.097^{(20-T)} \quad (4)$$

μ_T ；水温T ($^{\circ}\text{C}$) における μ (day^{-1})

ここで、 20°C における $\mu = 1.78 \text{ (day}^{-1}\text{)}$ は、室内実験で得られた $\mu_{20} = 1.85 \text{ (day}^{-1}\text{)}$ と非常

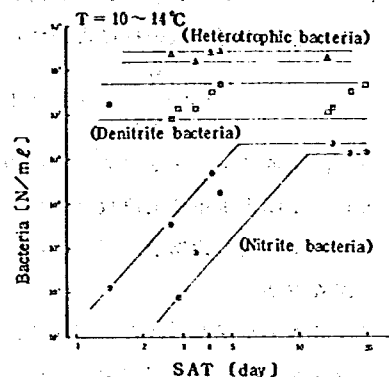


図-2 SATとエアレーションタンク内の亜硝酸菌、脱窒菌、一般細菌数

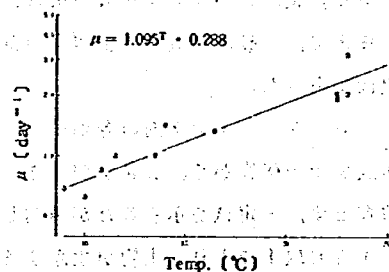


図-3 水温と亜硝酸菌の比増殖速度

に近い値を得ることができたことから、(3)式から、エアレーションタンク内の亜硝酸菌数を飽和生息菌数にするための最低S A Tを算出できることが判明した。又、これは、現場（下水処理場）で、硝化を進めるうえで、維持管理に対し、非常に役立つものと思われる。

3.2 高負荷時における硝化脱窒現象に関する調査

前年度まで、標準活性汚泥法での硝化に対する負荷変動の影響をみるために、日間変動の影響調査を実施してきた結果、そこでの硝化は、流入水量変動による硝化時間の変動としての影響を大きく受けていた。窒素の除去法である一段階硝化脱窒法は、標準活性汚泥法に比べS R Tが長く、且つ、流入水量の定流量化が図られる傾向にあり、活性汚泥の生物構成や活性も違ってくるものと思われる。本年度は、この手法に対する急激な高負荷の影響を実プラントで調査した。

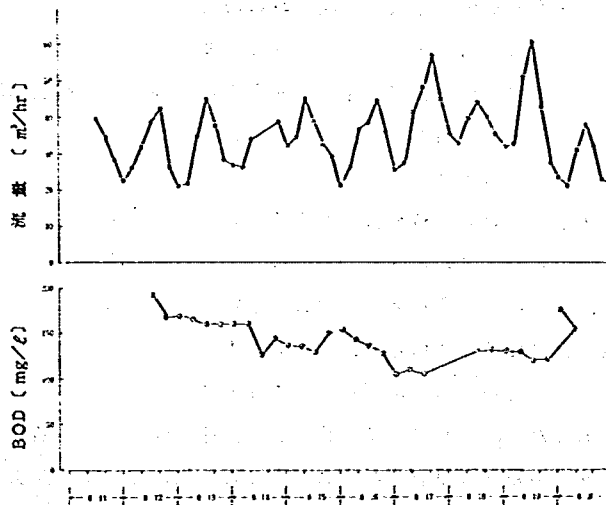
3.2.1 調査内容

調査は、前年度調査したプラント（昭和53年度環境庁報告書）において、通常より急激な高負荷となるとと思われる8月11日～20日に、負荷の実態調査、硝化に関する硝化速度、硝化菌の調査、脱窒に関する脱窒速度、脱窒菌の調査、活性汚泥の呼吸活性に関する呼吸速度の調査を実施した。

3.2.2 調査結果

a) 負荷の実態調査結果

流入下水の水量とBODの変化を図-4に示した。定流量時の流入下水は水量が15～20 m³/hrで、BODが100 mg/ℓ前後であり、調査期間中の負荷は、定流量時より水量で約3倍BOD濃度で約1.5倍の高負荷であった。尚、他の水質項目では、SS、COD、TOCが約1.5倍、K-Nが約2倍の高濃度負荷となっていた。



b) 硝化に関する調査結果

硝化速度の変化を図-5に、硝化菌数の変化を図-6に示した。硝化速度 図-4 高負荷時の流入下水の水量とBODの変化は10～20 mg/ℓ as N/hrの範囲で変化しているが、室内実験で得られた硝化速度に関する式^①に

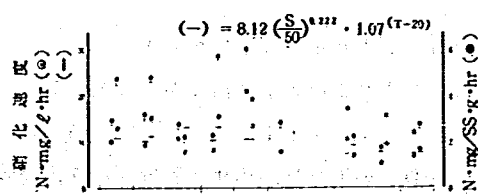


図-5 高負荷時の硝化速度の変化

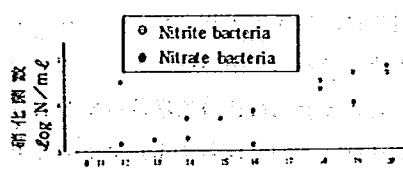


図-6 高負荷時の硝化菌数の変化

本調査でのNH₄⁺-N濃度(S)と水温(T)を代入した結果(-)と比較すると殆んど差がなく、高

負荷による悪影響はみられない。硝化菌数は $N \times 10^5 \sim 10^6 / ml$ の範囲で変化しているが、硝化速度の変化と一致せず、硝化に対する直接的な影響はなかったと思われる。尚、この菌数の変化が高負荷の影響か否かは判定できなかった。

c) 脱窒に関する調査結果

脱窒速度と脱窒菌数の変化を図-7に示した。脱窒速度は $3 \sim 4 \text{ mg} / \ell \text{ as N} / \text{hr}$ の範囲で、脱窒菌数は $N \times 10^6$ の範囲であり、顕著な変化は認められず、高負荷による悪影響は受けていない。

d) 活性汚泥の呼吸活性に関する調査結果

呼吸速度の変化と呼吸速度測定時の流入下水のBODを図-8に示した。呼吸速度は、流入下水のBODに依存した傾向を示し、高負荷による悪影響は受けていない。

3.2.3 結論および考察

生物処理に対する負荷は、濃度的なものの水量的なもの、絶対量的なものに分けられるが、急激な高負荷を考えた場合、生物への阻害は濃度負荷に依る所が大きい。本調査では、濃度負荷は定流量時の約1.5～2

倍であったが、それによる硝化、脱窒、呼吸活性への顕著な阻害はみられなかった。従って、窒素除去を図る場合、高水量負荷による反応時間の短縮やK-Nの高濃度負荷による除去対象量の増加が問題となる。又、K-Nの高濃度負荷は、反応槽内でのアルカリ度の不足やDOの不足に連なり、硝化に対して二次的な悪影響を及ぼす可能性がある。

3.3 まとめ

- 1). 硝化現象は、SRTよりもSATの概念を導入したほうがより正確な把握ができる。
- 2). 流入下水と活性汚泥中の細菌の生息比を測定することにより細菌の増殖活性が把握できる。
- 3). 現場における亜硝酸菌の比増殖速度と水温の関係は、 $\mu = 1.77 \cdot 1.097^{(20-T)}$ であった。
- 4). 定流量運転による一段階硝化脱窒法に対する急激な高負荷の影響は、硝化、脱窒、活性汚泥の呼吸速度からみた場合、濃度負荷として定流量時の1.5～2倍程度までではないといえる。

参考文献

- ①：一段階硝化脱窒法による污水处理プラントの調査報告書；土木研究所資料 第1588号

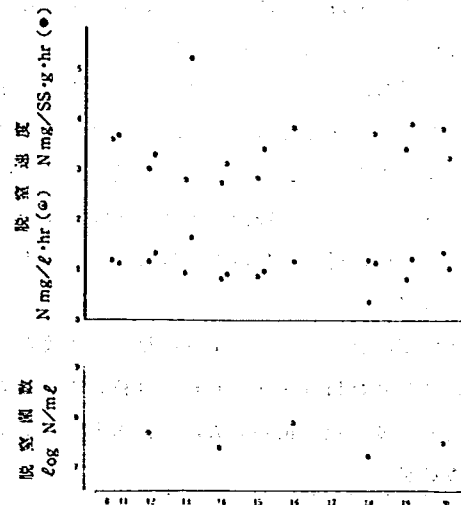


図-7 高負荷時の脱窒速度と脱窒菌数の変化

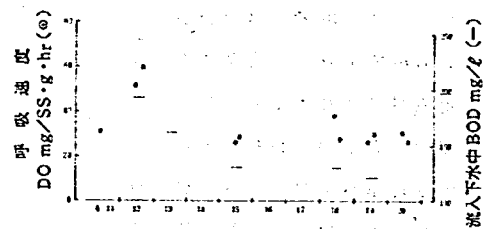


図-8 高負荷時の活性汚泥の呼吸速度の変化

2. 下水処理場および公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 渡部春樹

小森行也

1. まえがき

公共用水域の有機性汚濁の程度や有機物濃度を表わす指標としては、従来からBOD、CODが用いられており、生物処理を主体とする二次処理までの下水処理においてはBODを主目標に処理が行われてきた。従って、下水処理において個々の有機物に注目した場合には必ずしも十分な除去が行われていない可能性があり、公共用水域の有機性汚濁を防止するという観点からすれば問題がないわけではない。このような問題点を解明するためには下水中の有機物の分解過程を明らかにして有機物総量あるいは有機成分を減少させるという観点から処理プロセスの再評価を行なう必要がある。また、下水処理水中に残存する有機物についてはそれらの有機物が公共用水域でさらに分解されていく過程を調べ、好ましくない有機物が公共用水域に蓄積するのを防ぐという観点から処理プロセスの改善に結びつけていかなければならない。

2. 研究目的

下水には多種多様の有機物が含有されており、この組成が生物学的処理に影響していることは十分予想されることから、下水に含まれている有機物の種類及び濃度をまず明らかにし、それらの有機物が下水処理過程でどのように減少するか、あるいは下水処理水中に残存する有機物が公共用水域においてどのように分解していくかを明らかにするため実施するものである。

本年度は実際の下水処理場において有機物の除去特性の検討、クロロメータによる難分解性有機物の分解過程の検討、アミノ酸自動分析計による下水中の蛋白質の検討を行なった。

3. 下水処理場における有機物の除去特性

3.1 調査方法

調査した下水処理場はいずれも公共下水道の終末処理場で、家庭下水を主体に処理している処理場（A処理場）と工場廃水の割合が比較的高くいわゆる都市下水を処理している処理場（B・C・D処理場）である。A処理場は流入下水約2,200m³/日（晴天時）を活性汚泥法で処理しており、夜間の下水量は極端に少なくなる。この処理場のエアレーション時間は流入下水量に対して約24時間あり、非常に低負荷の運転をしている。B・C・D処理場は標準活性汚泥法で処理しており、日平均下水量20万m³/日以上である。B・C処理場は汚泥処理施設をもっており、他の処理場からの汚泥も合せて処理している。また、D処理場は発生する汚泥を他の処理場へ圧送しており、汚泥処理施設はない。

調査はA処理場で夏季と冬季の2回、B・C・D処理場は冬季に1回ずつ、それぞれ平日の流入下

水、初沈流出水、二次処理水、場内返水について24時間行なった。

流入下水、初沈流出水、二次処理水の採水は1時間毎に行ない、分析は2時間の混合サンプルについて行なった。

場内返水の採水は3～4時間毎に行ない、分析はその混合サンプルについて行なった。

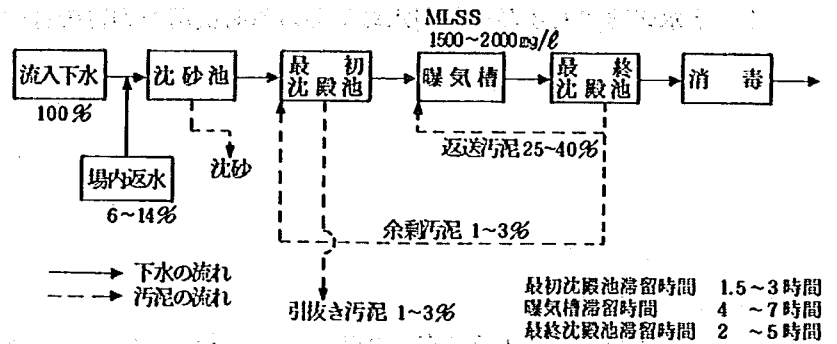


図-1 都市下水の処理場における処理フロー概要図

図中の百分率は流入量に対する流量の割合を示している。滞留時間は平均流量における時間を示す。

図-1はB、C、D処理場の平均的な処理フロー、下水の流れ、汚泥の流れを示したものである。1日の流入水量を100%とした時、場内返水は6～14%である。ただし、他の処理場の汚泥も含めて処理している(B、C処理場)ので、処理場単独の場合には汚泥系返水の量はこれより少なくなり、従って場内返水の割合も小さくなると考えられる。汚泥返送率は25～40%で、余剰汚泥は1～3%である。余剰汚泥は初沈の入口、あるいは予備エアレーションタンクへ返送している。汚泥の引き抜きは初沈で行ない、汚泥処理施設で処理される。

3.2 流入下水の流量と有機物負荷量の変動

流量と有機物負荷量の変動は家庭下水の処理場と都市下水の処理場に分けて図-2に示す。家庭下水の変動はA処理場の夏季と冬季の調査の平均、都市下水の変動はB、C、D処理場の平均で示した。

A処理場の流量と有機物負荷量のピークは7時～9時と19時～21時の2回あり、夏季と冬季ではほとんど変わらなかった。この2つのピークを中心に1日を6時間毎に整理すると、5時～11時と17時～23時に流量及び有機物負荷量が集中している。両者の和は1日の流量の71.7%、BOD負荷量の76.4%、COD負荷量の74.9%、TOC負荷量の76.5%を占める。また、2時間毎の流量と有機物負荷量の

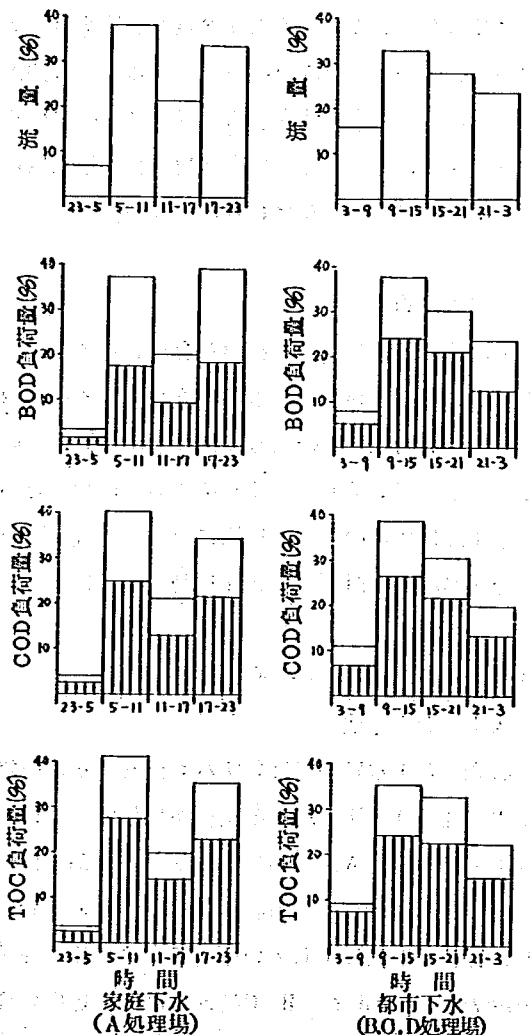


図-2 流入下水の流量と有機物負荷量の変動(6時間毎) たて線部分は溶解性有機物(GFB通過液)を示す。

最大と最小の比は流量が14.9倍、BOD負荷量が46.8倍、COD負荷量が28.1倍、TOC負荷量が43.0倍であり、流量の変動に比べて有機物負荷量の変動の方がはるかに大きい

B、C、D処理場の流量と有機物負荷量の変動はA処理場の場合と明らかに異なっており、流量と有機物負荷量は9時～15時をピークにしないで減少していく。9時～15時、15～21時の流量はそれぞれ全体の32.9%と27.9%であるが、例えばBOD負荷量はそれぞれ37.8%と30.3%を占める。従って、9時～21時の

12時間に1日の流量の60.8%、BOD負荷量の68.1%が流入することから、流量の多い時は有機物濃度も高いことを示している。2時間毎の流量と有機物負荷量の最大と最小の比は流量が3.3倍、BOD負荷量が20.5倍、COD負荷量が19.0倍、TOC負荷量が11.8倍であり、家庭下水の場合と比べるとその変動巾は小さい。初沈流出水になるとこの変動巾はさらに小さくなる。

3.3 有機物の濃度とその除去率

表-1は今回調査した家庭下水と都市下水の平均水質を示したものである。流入下水の水質を家庭下水と都市下水で比較すると、都市下水の溶解性有機物の割合は家庭下水のそれよりやや高い傾向はみられるが、水質的にはそれ程顕著な差は認められなかった。

都市下水の処理場の場内返水はSSが1314mg/ℓと非常に高く、BOD、COD、TOCは流入下水の約3.8倍であるが、溶解性有機物の濃度は流入下水のそれとはほぼ同等である。従って、場内返水は浮遊性有機物の負荷が主体である。

A処理場の夏季と冬季の2回の調査では、BODとD-BOD(GFB尹過液)の除去率は約98%と非常に良好であった。この時のCODとD-COD(GFB尹過液)の除去率はそれぞれ90.1%、85.9%、TOCとD-TOC(GFB尹過液)除去率は90.8%と87.5%であった。BODの除去率が非常に高いことを考えると、ここで得られたCOD及びTOC除去率は家庭下水の活性汚泥処理で達成できるほとんど上限と考えられる。

B、C、D処理場のBOD、COD、TOCの平均除去率は流入下水の濃度を基準にするとそれぞれ93.1%、75.4%、77.5%であった。同様にD-BOD、D-COD、D-TOCの平均除去率はそれぞれ93.7%、69.8%、71.5%であった。A処理場の有機物除去率に比べると、COD、D-COD、TOC、D-TOCの除去率は約15%劣るが、BODやD-BODの除去率はかなり高いことから、これらの処理場の運転成績としては最も良好な部類に入るものと予想される。

二次処理水のCODに対するD-CODの割合は89～90%を占める。同様にTOCに対するD-TOCの割合は88～90%を占める。このことは家庭下水と都市下水におけるCODとTOCの除去率の差は溶解性有機物に起因していると考えられ、両者のBOD除去率はいずれも非常に高率であることは活性汚泥処理の運転条件の差よりも流入下水中の溶解性有機物の質的な違いの影響の方が大きいことを示唆している。

表-1 家庭下水及び都市下水の水質

		BOD (mg/ℓ)	D-BOD (mg/ℓ)	COD (mg/ℓ)	D-COD (mg/ℓ)	TOC (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)
家庭下水	流入下水	162.7	77.1	99.9	62.2	90.5	60.1
	二次 処理水	3.1 (98.1)	1.6 (97.9)	9.9 (90.1)	8.8 (85.9)	8.3 (90.8)	7.5 (87.5)
都市下水	流入下水	132.6	83.0	89.6	63.8	95.3	65.9
	場内返水	537	77.9	316	43.0	367	80.0
	二次 処理水	9.1 (93.1)	5.2 (93.7)	22.0 (75.4)	19.6 (69.8)	21.4 (77.5)	18.8 (71.5)

()内は流入下水を基準にして算出した除去率。場内返水のSSは1314mg/ℓ、流入下水水質は2時間毎の負荷合計値と流量から算出、二次処理水の水質は2時間毎の分析値の平均、場内返水の水質はコンポジットサンプルの分析値

4. 既知有機物の分解

前年度の報告書で述べたように、二次処理水中に残存する有機成分は蛋白質、炭水化物、フミン酸・フルボ酸、タンニン、リグニンが主要な部分を占める。また、下水処理場での除去が問題になりそのような物質として、PVA、CMC、染料、界面活性剤がある。これらの物質が、下水処理場であまり除去されずに公共用水域へ入った場合、それらがどのように分解されていくかを調べるためにクローメータを用いて実験した。実験条件は「新規化学物質に係る試験の方法について＜微生物等による化学物質の分解度試験＞」に準拠したが、供試汚泥は下水処理場の返送汚泥を用いた。供試物質はタンニン

表-2 クローメータによる既知有機物の分解度測定

		0日目	2日目	5日目	9日目	14日目
タ ニ ソ ン 酸	BOD(%)	0	6	14	25	31
	R(%)	0	37	60	65	76
リグニンスルホン酸ナトリウム	BOD(%)	0	4	10	8	9
	R(%)	4	16	16	21	20
可 溶 性 デ ン プ ン	BOD(%)	0	6	20	34	41
	R(%)	8	18	48	57	80
合 成 洗 剤 (液 体)	BOD(%)	0	29	57	108	199
	R(%)	2	14	24	48	62
α-ナフタリンスルホン酸ナトリウム	BOD(%)	0	0	0	0	0
	R(%)	0	0	0	0	28
PVA (重合度 500)	BOD(%)	0	2	9	12	12
	R(%)	4	0	0	24	44
CMC	BOD(%)	0	1	3	7	11
	R(%)	6	4	2	19	27
ア ル ギ ン 酸 ナ ト リ ウ ム	BOD(%)	0	4	25	28	30
	R(%)	9	20	68	74	78
ベ イ シ ッ ク レ ッ ド 2	BOD(%)	0	0	0	0	0
	R(%)	6	8	7	3	2
ダ イ レ ク ト レ ッ ド 79	BOD(%)	0	0	0	0	2
	R(%)	84	89	92	82	84
ダ イ レ ク ト ブ ラ ッ ク 22	BOD(%)	0	0	9	11	10
	R(%)	46	78	89	87	91
リ ア ク テ ィ ブ ブ ル ー 19	BOD(%)	0	0			
	R(%)	4	8	8	4	5

BOD(%)は $BOD/UD \times 100$, R(%)は D-TODの除去率,
BOD(mg)は O_2 消費量

酸、リグニンスルホン酸ナトリウム、可溶性デンプン、界面活性剤として液体合成洗剤とα-ナフタリンスルホン酸ナトリウム、糊料としてPVAとCMCとアルギン酸ナトリウム、染料としてベシックレッド2、ダイレクトレッド79、ダイレクトブラック22、リアクティブブルー19である。

結果を表-2に示す。表中のBOD(%)は理論酸素要求量($C \rightarrow CO_2$, $H \rightarrow H_2O$, $Na \rightarrow Na_2O$, $S \rightarrow SO_2$, $N \rightarrow NO_2$ の酸化を仮定)に対する供試物質の生物学的酸素要求量の百分率、R(%)は供試物質のD-TOCに対する遠心分離上澄水(3000 rpm, 10分間)のTOCである。従って、BOD(%)は供試物質の分解度を示し、R(%)は供試物質が分解または汚泥への吸着によって水系から除去された割合を示す。

有機物の分解性の指標は種々提唱されているが、公共用水域を想定した有機物の分解性の指標としてHelfgottらによってR.I.(Refractory Index)が提案されている。R.I.は次のように定義されている。

$$R.I. = \frac{BOD_U}{UD} \quad \begin{array}{l} UD: \text{理論酸素要求量 (又は TOD), } mg \cdot O_2 / \ell \\ BOD_U: \text{20日間以上の期間の生物学的酸素要求量, } mg \cdot O_2 / \ell \end{array}$$

R.I.が0.8以上では易分解性、0.3~0.7では中分解性、0~0.2では難分解性と有機物を分類する。

表-2の14日目のBOD(%)をR.I.の指標で供試物質を分類すると、タンニン酸、可溶性デンプン、アルギン酸ナトリウムは中分解性に属する。合成下水の理論酸素要求量は不明であるが、BOD(mg)が徐々に大きくなること、14日目のR(%)が62%とかなり高いことから中分解性に属すると考えられる。その他の8物質は難分解性に分類されるが、PVAとCMCはBOD(%)とR(%)が徐々に大きくなっていることから、まだ分解途中にあるといえる。しかし、リグニンスルホン酸ナトリウム、α-ナフタリンスルホン酸ナトリウム、染料4種類は日数が経過してもBOD(%)やR(%)がほとんど

ど変化しないので、生物学的な分解が困難な物質といえる。

生物学的に分解される物質はまず微生物に吸着され、しだいに分解されていくと考えられるので、BOD(%)とR(%)はほぼ同等か、R(%)の方が大きくなるのが通例であるが、ダイレクトレッド79 とダイレクトブラック22のR(%)が異常に大きいのは、基礎培養基の添加によって沈殿物を生成したためである。

5. アミノ酸自動分析計によるアミノ酸の定量

流入下水あるいは二次処理水中にはかなり高い割合で蛋白質が含有されていることは、これまでの調査で明らかにした。通常、蛋白質の分析は試料を加水分解して蛋白質をアミノ酸に変え、これをニンヒドリンで発色して定量するが、この時基準物質にはグルタミン酸を使用することが多い。アミノ酸の種類によって呈色強度は当然異なるので、得られた定量値はどの程度信頼性があるのか不明であった。このため、液体クロマトグラフの1種であるアミノ酸自動分析計を用いて、遊離アミノ酸と加水分解後のアミノ酸(総アミノ酸)の定量を行なった。

総アミノ酸の前処理方法としては、試料20mlをとり濃塩酸20mlを加え、浴温125°C、24時間還流して蛋白質を分解し、エバポレータ(50°C以下)で乾固し、クエン酸緩衝液に溶解して6mlとし、必要あれば尹紙(Na5B)で尹過し供試液とした。遊離アミノ酸の場合には、試料20mlをとり、エバポレータ(50°C以下)で乾固し、クエン酸緩衝液に溶解して6mlにし、必要あれば尹紙(Na5B)で尹過した供試液とした。

前処理を行なった供試液0.5mlを日立KLA-5型アミノ酸自動分析計に注入した。各成分の定量はアミノ酸混合標準液の保持時間と半値巾から同定を行ない、ピーク面積から算出した。定量した成分は30成分であるが、トリプトファンとシスチンは加水分解によって破壊されやすいので総アミノ酸の前処理段階で分解した可能性がある。

表-3は下水中のアミノ酸の分析結果を示したものである。試料は3節で調査を行なったC処理場の流入下水と二次処理水の溶解性成分である。C処理場の流入下水のD-COD濃度ピークは10時~17時、D-TOCのそれは10時~19時にあり、分析に供した試料は14時と15時に採取したものを混合した。従って、この試料は家庭下水、工場廃水、事業場廃水等の影響を受けた都市下水と考えることができる。また、二次処理水は流入下水のD-COD、D-TOCの濃度ピークに対応すると思われる22時と23時の試料を混合したものである。

基準物質との保持時間及び半値巾の一致によって定量された物質は、流入下水の遊離アミノ酸が1種類、総アミノ酸が19種類、二次処理水の遊離アミノ酸が1種類、総アミノ酸が17種類であった。保持時間の一致しないピーク(unknownピーク)は2~5成分検出された。

流入下水及び二次処理水中には遊離アミノ酸はほとんど存在せず、加水分解によってアミノ酸を生成する物質、即ち蛋白質の形態で処理場へ流入し、さらに処理しきれない蛋白質が処理場から放流されていくことがわかる。

流入下水の加水分解後に検出された19種類のアミノ酸の中で、天然蛋白質構成アミノ酸はシステイン酸、メチオニンスルホキシドを除く17種類で、総アミノ酸24.3mg/lに対して、その92.6%であ

る。二次処理水についてもほぼ同様の傾向を示しており、天然蛋白質構成アミノ酸は総アミノ酸4.4mg/ℓに対して773%を占める。

通常の化学分析で得られる下水中の蛋白質の定量値がどの程度信頼性をもつかを検討するため、アミノ酸自動分析計で検出されたピークをグルタミン酸換算で算出した場合と各標準物質で算出した場合の比較を行なった。表-3に示したグルタミン酸換算合計値はアミノ酸自動分析計で検出されたピークをグルタミン酸のピーク面積と対比させて算出したものである。各アミノ酸のピーク面積から算出した合計値とグルタミン酸換算で算出した合計値を比較すると、流入下水では前者が24.3mg/ℓ、後者は26.8mg/ℓである。同様に、二次処理水では4.4mg/ℓと4.8mg/ℓになり、いずれの場合にも後者の方が約10%高い数値を得ている。

しかし、両者の差が10%程度であることから、流入下水や二次処理水中の蛋白質の分析においても基準物質としてグルタミン酸を使用することはそれ程問題ないのではないかと考えられる。

表-3 アミノ酸自動分析計によるアミノ酸の定量
単位mg/ℓ

	流入下水		二次処理水		備考
	Total	Free	Total	Free	
リジン	1.3	—	0.2	—	△○
ヒスチジン	0.5	—	0.1	—	△○
アルギニン	1.3	—	0.1	—	△○
ヒドロキシプロリン	0.5	—	—	—	○
アスパラギン酸	3.4	—	0.5	—	○
スレオニン	1.4	—	0.2	—	○
セリン	2.7	—	0.3	—	○
グルタミン酸	2.7	0.1	0.4	0.1	○
プロリン	0.7	—	0.2	—	○
グリシン	1.9	—	0.4	—	○
アラニン	1.6	—	0.3	—	○
バリン	1.2	—	0.2	—	△○
メチオニン	0.2	—	—	—	△○
イソロイシン	0.8	—	0.1	—	△○
ロイシン	1.4	—	0.2	—	△○
チロシン	0.4	—	0.1	—	△○
フェニルアラニン	0.7	—	0.1	—	△○
システイン酸	0.4	—	0.1	—	
メチオニンスルホキード	0.2	—	0.5	—	
その他 (GH換算)*	1.2	0.5	0.4	0.2	
合計	24.3	0.6	4.4	0.3	
合計 (GH換算)**	26.8	0.7	4.8	0.4	

* unknown ピークをグルタミン酸換算で表わした濃度

** すべてのピークをグルタミン酸換算で表わした濃度の合計

△ 必須アミノ酸あるいはそれに準じるもの

○ 天然タンパク質構成アミノ酸

6. まとめ

これまで、下水中の有機物組成についてはブラックボックス的に考えられてきたが、本調査では化学分析や機器分析によってその組成をかなり明らかにしてきた。その結果、流入下水では主に蛋白質、炭水化物、揮発性有機酸、フミン酸・フルボ酸、タンニン、リグニン、陰イオン界面活性剤で構成されていること、活性汚泥処理後に残留する有機物は蛋白質、炭水化物、フミン酸・フルボ酸、タンニン、リグニンが主であることを明らかにした。また、芳香族化合物などは活性汚泥処理によって少なくとも水系からはかなり除去されることが示じた。

家庭下水あるいは都市下水の処理場における現場調査の結果、両者のCOD、TOC除去率にはかなり差が認められたが、この差は活性汚泥の活性度や運転条件の違いよりも、むしろ流入下水中の有機物の質が大きな影響を及ぼしていることが予想された。

クロロメータを用いて糊料、染料、界面活性剤、タンニン、リグニンなどの生物分解性を調べた結果、染料、リグニンスルホン酸ナトリウム、PVA、CMCなどは非常に分解性が悪く、下水処理場や公共用水域においてもその除去はあまり期待できないことがわかった。従って、このような物質の下水道への受け入れについては、何らかの規制をもうけることも検討していく必要がある。

1. 合流式下水道の改良に関する調査

下水道研究室 室 長 市川訓男

研究員 中村栄一

加藤善明

1. 調査の目的と必要性

わが国において古くより下水道事業を実施してきた都市においては、そのほとんどが合流式を採用して下水道整備を行なってきた。下水道は本来、都市域における雨水と生活污水の排除をその役割としたものであり、その限りにおいては雨水と汚水を同一管きょで排除する合流式下水道は合理的であったと考えられる。しかし、生活様式の変化や水洗便所の普及などに伴う汚水性状の悪化は、雨天時における合流式下水道越流水による水質汚濁問題をより増幅させるものとなった。また、このような都市の多くが人口の増大や使用水量の増加に伴う下水管きょの容量不足を招いており、雨天時越流水に所定の希釈倍率を維持できない場合が増加している。

このような合流式下水道のもつ欠点を克服するため新しく下水道事業を開始した地域においては近年分流式を採用する場合が増加している。しかし、分流式下水道についても水域の水質保全という立場から2つの問題が指摘されている。1つは分流式雨水管の流出水がかなり汚染されている場合があること、他は汚水管に雨水が浸入するため結果的に合流式と同様な問題を引き起こす場合があることである。

以上のように、水質保全の面から見た場合にも合流・分流のいずれの方式にもそれぞれ得失があり画一的な評価はできないという認識が生まれているように考えられる。本調査の課題である合流式下水道の改良問題も、全体の考え方の変化に伴ってより総合的な把握を必要とする時期にきていると云えるであろう。

本調査は合流式下水道の改良計画策定に必要な資料を収集することを目的として昭和48年度より実施している。前述のように合流式下水道の改良問題は、分流式をも含めた下水道施設全体に対する考え方もしくは改良の方向と不可分の関係にあり、本調査においてもこれらの問題を含めて検討することを目的としている。

2. 昭和53年度までの調査成果

①合流式下水道の雨天時下水水質特性として従来から言われていることは、流出初期に晴天時下水濃度を上回るような悪質な下水が流送され（First Flush）、それが過ぎると希釈効果によって清浄な下水になるということであった。しかしながら、このような現象がすべての降雨時に見られるというのではなく、先行降雨条件、降雨強度、降雨パターンなどの因子がこの現象を大きく左右していることがわかった。また、同じような水文条件下であっても、排水区域の管渠特性（流達時間、管渠勾配、管渠延長など）が異なれば、異なった水質特性を示すことがわかった。

②路面などの管渠系外に堆積している汚濁負荷が、雨天時合流式下水の水質に及ぼす影響の度合は、項目によって異なることがわかった。図-1は、BOD、COD、SSについて雨天時の流送負荷量（ g/s ）と同時刻の晴天時流送負荷量とを比較したものであるが、BODの雨天時負荷量のうち同時刻の晴天時負荷量を上回った量の合計（ $f+$ の分）と流出低減期に晴天時負荷量を下回った量の合計（ $f-$ の分）とが等しく、CODでは $f+$ のほうが $f-$ よりも大きく、SSでは $f-$ はほとんど0に等しいということがわかった。管渠外堆積物からの流送汚濁負荷総量は

（ $f+$ ）－（ $f-$ ）で表わされるから、結局BOD、COD、SSの三者の中では、SSが管渠外堆積物の影響を最も受け易く、次いでCOD、そしてBODになるとほとんどその影響を受けないということである。

③従来考えられていた希釈というのは、晴天時分の負荷量しか流送されていない所に、雨水流出水という水量が晴天時下水量に加わるため濃度の低下が起ると考えられていたが、図-1を見てもわかるように濃度の減少は必ずしも水量増だけではなく負荷量も減少している場合があるということである。また、濃度が晴天時下水のそれよりも減少したからといって必ず負荷量までもが減少するというわけではなく、とくにSSについては負荷量面からみたら雨天時下水は常に晴天時の負荷量を上回っている傾向にあると言ってよい。

④分流式下水道の雨水渠から流出してくる雨天時下水についても、First Flush が認められる場合があり、汚濁負荷の流送特性は合流式の雨天時下水でも分流式の雨水流出水でも大きな差異はないことがわかった。

⑤雨水の流出特性のうち雨水流出率（流出量／降雨量）につ

いては不浸透面積率と非常に密接な関係があることがわかり、雨水流出率＝不浸透面積率としても、年間降雨量から年間流出量を求める場合には大過ない（図-2）。ただし一降雨からの流出量を求める場合には、小降雨の場合の凹地貯留損失、大降雨の場合の浸透域からの流出が各々流出率に無視し得ない影響を及ぼすので、凹地損失、浸透損失を組み込んだ有効降雨モデルを考える必要がある。都市域の場合には凹地貯留損失容量として $D_{imp} \approx 2 \text{ mm}$ 、 $D_p \approx 6 \text{ mm}$ 、最終浸透能として 10 mm/hr という値が通常である。

⑥現在合流式下水道で整備を進めている指定都市の多くは、

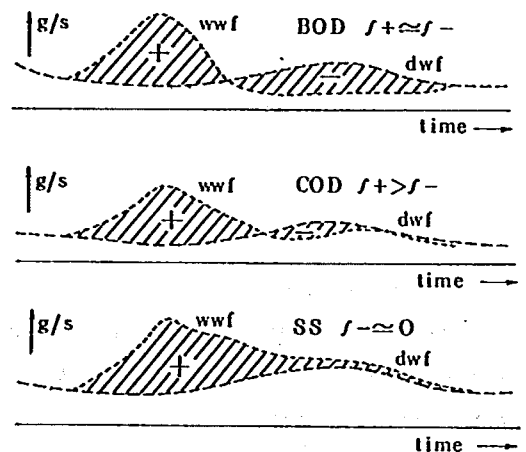


図-1 雨天時合流式下水道のBOD、CODおよびSSの負荷量特性の比較

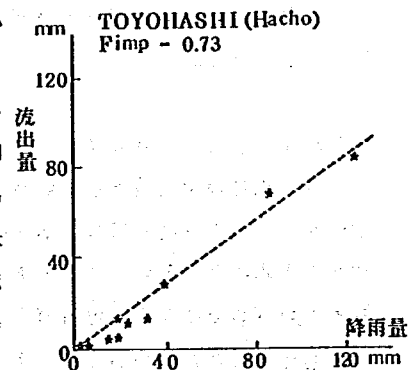


図-2 降雨量と流出量の関係

適集管容量／晴天時時間最大下水量の比率，即ち希釈倍率が2を下回っており，この結果雨水流出量の60%以上が雨水吐室，雨水ポンプ場から未処理水として放流されている。通常の都市の時間最大下水量は1mm/hrである。常識的な希釈倍率の3を維持することが出来れば雨水流出量の80%以上を処理場に輸送することが可能である。

- ⑦図-1に示すプラス側の負荷量 y (kg/ha)を，ひと雨雨量 R ，降雨継続時間 T ，先行降雨量から推定することが可能で，総有効雨量 Σr_e ，平均有効降雨強度 $\bar{r}_e$ ，先行降雨係数 APF を用いて
- $$y = a \cdot \Sigma r_e + b \cdot \bar{r}_e + c \cdot APF + d$$

という重回帰式によれば0.8～0.9以上の重相関係数が得られる。

- ⑧滞水池の運用方法は，雨水沈殿池型のものより，初期流出のみを一時的に貯留するカットオフ型のものの方が大きな放流負荷削減効果を期待することが出来る。
- ⑨雨天時下水を消毒して放流する場合には，雨天時下水の塩素消費量特性を十分考慮して塩素注入量を設定する必要がある。とくに接触時間を十分とれない場合には，遊離の残留塩素が放流される恐れがあり，通常の消毒操作法では不十分と考えられる。

3. 昭和54年度の調査成果

3.1 雨水沈殿池

合流式下水道からの過剰越流水を，沈殿池を通してから放流することが米国ではよく行われている。通常，沈殿池の設計諸元には，滞留時間，有効水深，水面積負荷（越流負荷）が使用されているが，雨天時下水のように水量，負荷量の変動が大きい場合に果たして在来の設計手法がそのまま適用出来るか否か明らかではない。米国の例では，滞留時間を主たる設計諸元としている場合が多いが，これは沈殿効率よりもむしろ塩素減菌における接触時間をとくに考慮してのことと思われる。というのは，米国では雨水沈殿池を設けてある場合には雨天時下水を消毒してから放流する例が非常に多いからである。そこで汚濁除去を目的とした場合に，雨水沈殿池の除去効率と滞留時間，水面積負荷の関係を把握するため，図3に示す大阪市中之島抽水所に設けられた実規模の雨水沈殿池を使用して調査を行った。なお，この雨水沈殿池の設計諸元は表1に示す通りである。

調査は先ず，雨天時下水中の粒子の沈降特性を把握するため，高さ235cm，直径30cmの沈殿筒に諸々の初期濃度の雨天時下水を注入し，沈殿時間と除去率の関係を求めた（図-4）。

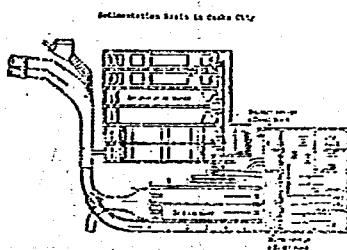


図-3 雨水沈殿池および抽水所平面図

表1. 雨水沈殿池設計諸元

構造：	W 2 m × L 18.65 m × H 4.5 m × 2 池
容量：	約 317 m ³ /池
面積：	約 65.3 m ² /池
流入ゲート：	W 0.8 m × H 0.8 m × 2 基
汚泥かき寄せ機：	チェーンフライント式 × 2 基
付帯設備：	汚泥ポンプ (φ100)
	沈殿池送水用ポンプ (φ600)

図4より有効水深を2.35mとした場合の除去率と水面積負荷、滞留時間との関係を求めると図5、6のようになる。

図5、6よりわかることは、初期濃度が大きいほど除去率も大きくなるが、得られる処理水質は滞留時間あるいは水面積負荷が同じであれば、初期濃度が小さいほど低い値となっている。沈殿筒実験で沈降した粒子の粒径分布を求めると13~27%が粒径1μ以下のコロイド分、20~37%が1~5μの粘土分であり、74μ以上の砂分は

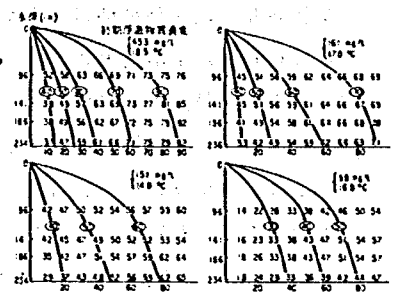


図-4 初期濃度別SS除去率

11~20%であった。これは沈砂地の効果があったとも考えられるが、実際の雨天時下水についても粒径分布を求める必要がある。

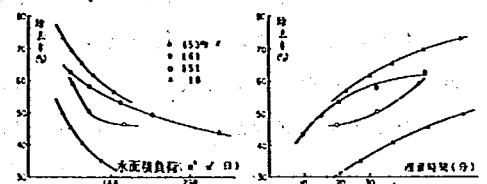
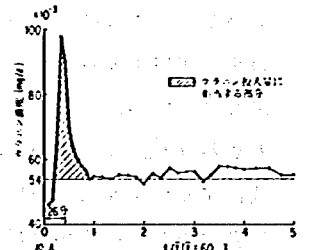


図-5 水面積負荷と除去率の関係 図-6 滞留時間と除去率の関係

雨水沈殿池は、雨天時下水が流入する前は空の状態であり、池が満水になってから沈殿処理水の越流が始まる。流入水質と越流水質の実測例を図示する

と図7~10のようになる。単純に、流量で加重平均した流入水質と越流水質を比較してみると、BOD、COD(Cr)、SSの除去率は各々18%、29%、34%となっており、図5、6のDT=60分、OFR=109m³/m²/日に対する理論的なSS除去率32%と合致しているように見受けられる。しかしながら、越流が始まってからの除去率、すなわち池が雨水沈殿池として働き始めてからの除去率は、図7~10を見てわかるようにほとんどゼロに等しく、初期の流入下水を貯留した効果によって見掛けの除去率が得られている。通常考えでは、沈殿池における短絡流は致命的な欠陥となるが、雨水沈殿池の場合には、雨天時下水の特性とくにファーストフラッシュという特性を利用してこの部分のみを貯留し、残余は積極的に短絡流を起こすことも考えるべきであろう。



ウラニンをトレーサーして実滞留時間と理論上の滞留時間を比較す

図-11 トレーサー応答曲線

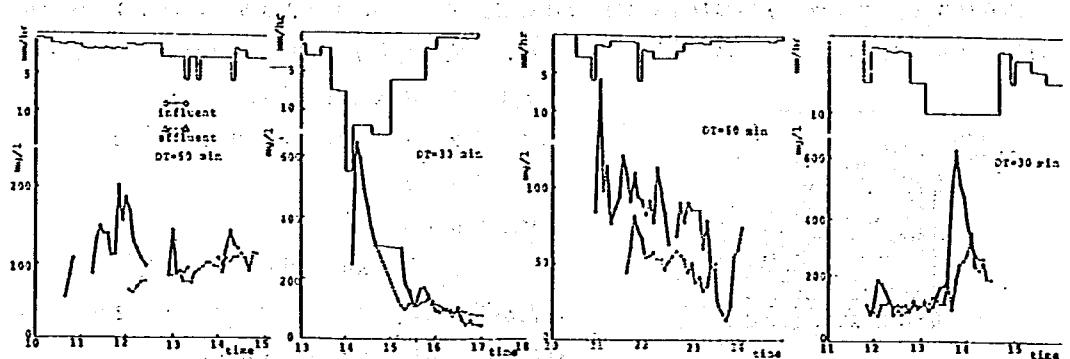


図-7

図-8

図-9

図-10

ると図11のようになり、理論滞留時間の40%程度しか実際の滞留時間はないことがわかった。

雨水沈殿池の場合には、消毒が可能であることが一つのメリットであるが、今回の調査では、固形の次亜塩素酸カルシウムを消毒剤として使用し、消毒調査を行った。固形の消毒剤の場合には、注入塩素量の制御は困難であり、あらかじめ次亜塩素酸カルシウムの溶出速度を求めておいて(図12)

必要量をストレーナー状のスリットを付けた塩ビ管に充填して、これを沈殿池流入渠に取り付けた。単位次亜塩素酸カルシウム重量当りの塩素溶出量は、水温および初期次亜塩重量によって異なってくるが、1.1g/分/g~2.1g/分/gの範囲にある。実験結果の例を示したものが図13、14である。越流開始から消毒効果を期待することは無理であるが、この方法によれば消毒操作に

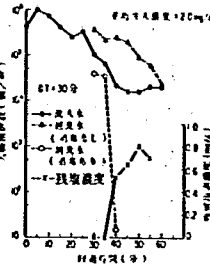


図-13 消毒実験

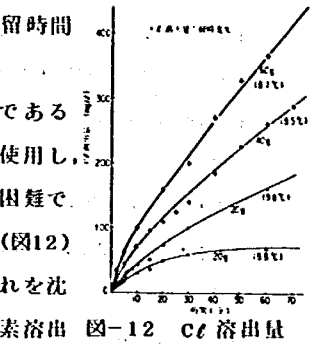


図-12 Cl₂ 溶出量

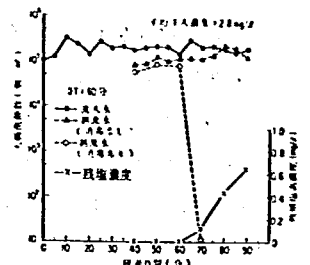


図-14 消毒実験

必要な作業は固形次亜塩素酸カルシウムを降雨開始時に塩ビ管に充填することだけであるので、所要の労働力を大幅に小さくすることができる。初期の越流水が消毒されない理由は、初期雨水の塩素消費量が大きいと考えられるが、これを除けば、大概満足すべき消毒効果を示している。

以上の結果より、雨水沈殿池の場合には初期雨水を貯留出来る容量を確保しておけばよく、滞留時間、水面積負荷を考慮する必要はない。ただし、消毒装置を設けておく場合には、接触時間の意味での滞留時間を確保する必要がある、固形の次亜塩素酸カルシウムを用いた場合には約10~15分で十分と考えられる。

3.2 スワール固液分離装置

直径90cmのスワール固液分離装置を用いて、表2に示す3種類の濁質の諸々の流量に対する除去率を調査した。スタイロンと砂については粒径別に各々3種類に分けて粒径別の除去率も調べた。実験結果をまとめると表3のようになるが、ここで除去率は

表-2

濁質名	種類	比重	粒 径 (mm)	含水率 (%)
スタイロン	A	1.09	2.0 ~ 1.19	34
	B	"	1.19 ~ 0.84	"
	C	"	0.84 ~ 0.21	"
石灰粉		1.74	0.42 ~ 0.21	10
細 砂	A	2.84	1.19 ~ 0.59	35
	B	"	0.59 ~ 0.21	"
	C	"	0.21 ~ 0.11	"

表-3 スワールによる濁質除去実験結果

各流量における除去率

品 名	粒径	11.3 (594)	148 (780)	178 (940)	219 (1,155)	258 (1,364)
スタイロン	A	89.6%	85.6%	82.5%	73.9%	66.0%
	B	84.9%	78.4%	69.7%	75.1%	54.5%
	C	72.7%	78.3%	56.9%	43.7%	40.4%
石灰粉	A	83.3%	72.8%	68.7%	60.1%	56.1%
細 砂	A	98.7%	99.9%	98.4%	98.7%	98.8%
	B	99.9%	99.5%	96.5%	97.3%	96.0%
	C	99.0%	98.6%	93.2%	95.4%	92.4%

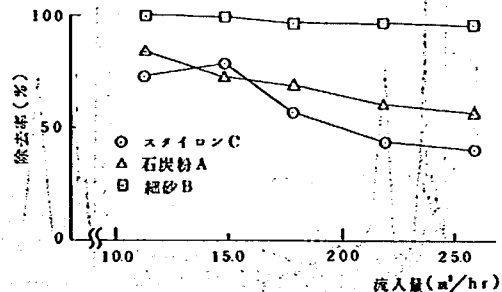


図-15 スワールによる除去率

*上段：流入量 (m³/hr), 下段：水面積負荷 (m³/m²/d)

$100 \times (1 - \text{越流濁質量} / \text{流入濁質量}) (\%)$ として計算した。

粒径をほぼ同じ範囲にとって、濁質の比重による除去率の相異を見たのが図15である。単粒子の沈降速度を与えるストークス公式 $v = (1/18) (\rho' / \rho - 1) \cdot g \cdot d^2 / \nu$ (ただし、 ρ' : 粒子の密度、 ρ : 水の密度、 ν : 水の動粘性係数、 g : 重力加速度、 d : 粒子の直径) において $d = 0.3 \text{ mm}$ 、 $\nu = 0.010 (20^\circ\text{C}) (\text{cm}^2/\text{秒})$ とするとスタイロン、石炭粉、細砂の沈降速度は各々、 0.441 、 3.626 、 $8.036 (\text{cm}/\text{秒})$ となる。従って単なる沈殿除去とするとスタイロンの場合には水面積負荷を $38 (\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日})$ 程度にすれば 100% 近くの除去率が得られるが、実際の水面積負荷は表3に示すようにはるかに大きな値となっている。流入量が $11.3 (\text{m}^3/\text{hr})$ のときの水面積負荷は $594 (\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日})$ であり、これとスタイロンの沈降速度との比率 0.06 を考えると、 73% の除去率は単なる沈殿によって得られるものではないことが容易に想像出来よう。ただし、このことは除去対象粒子の沈降速度が影響因子ではないことを意味するものではなく、表3においても粒径が大きい程除去率が大きいので、粒子の沈降速度はスワールの除去率を考えるときの一つの因子であることは疑いの余地がない。

3.3 管渠フラッシング

合流式下水道管渠内には場所によってかなりの堆積物が蓄積されており、これが雨天時のファーストフラッシュの原因の最たるものとされている。これを除去するためには、管渠の定期的な清掃、汚濁物が堆積しない管渠の構造、設計法の開発、定期的な管渠フラッシングなどが考えられるが、今年度はフラッシングを取り上げ、調査を行った。

調査場所は、横浜市の南部処理区に属する区域で、排水面積として 1.2 ha を有する管渠の下流のマンホール2ヶ所を使用した。すなわち、上流のマンホールより消火栓から導いた水道水を導入し、下流のマンホールで流量測定(水深)および採水を行うという方法をとった。

図16は調査箇所の概略図である。フラッシングは、汚水量が少なくなる夜中の午前2時前後に行い、フラッシングの間隔を24時間、48時間として計3回行った。注水量は、 2 mm/hr の有効降雨強度に相当する $0.4 \text{ m}^3/\text{分}$ とし、これを25分間継続し

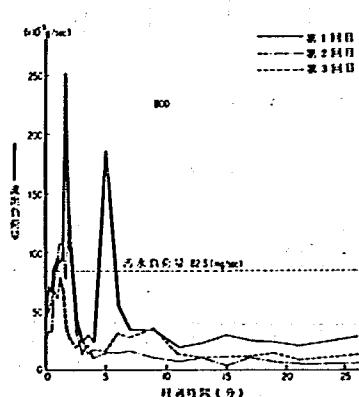


図-17 BOD流出負荷量

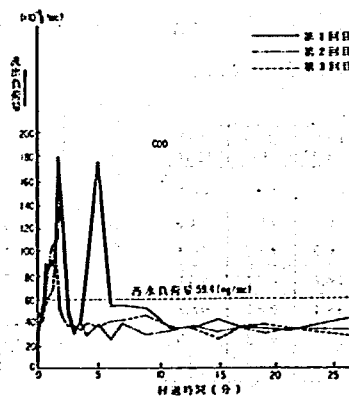


図-18 COD流出負荷量

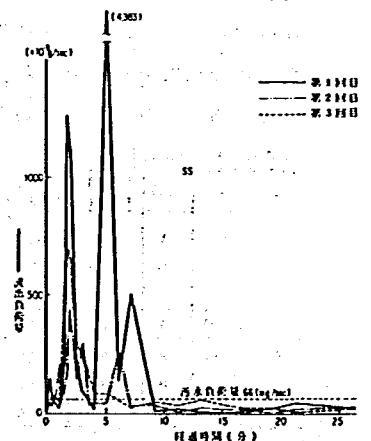


図-19 SS流出負荷量

て注水した。フラッシングの経過時間と流出負荷量の関係を示すと図17～19のようになる。第1回目のフラッシング実験を始めたときは、約9日間の先行晴天日数があったので、堆積限界まで汚濁負荷の蓄積があったと考えられる。

第1回目の実験の5分後頃に異常と思われる負荷量ピークが出現しているが、これは管壁に付着していた汚濁物がはく離したためと考えられる。フラッシングを開始してから5～7分で全体の負荷量の50～60%が流出しているの、3m前後の水量があればフラッシングの目的は完了できると考えられる。2回目の実験は24時間の先行無降雨時間、3回目の実験は48時間の先行無降雨時間をもって行われているので、3回目の実験のほうが大きい負荷量になるはずであるが、CODは2回目の実験のほうが大きい負荷量となっている(図20)。

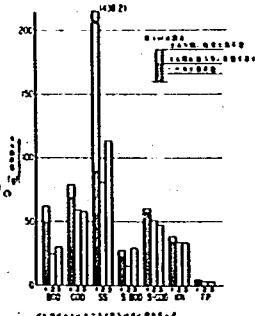


図20には汚水起源の負荷量が含まれているが、別途行った晴天時汚水調査よりこの時間帯のBOD, COD, SS負荷量は図17～19に示すように82.5, 59.4, 66mg/秒とわかっている。従って26分間の汚水起源の負荷量はBOD=128g, COD=93g, SS=103gとなる。図20 流出負荷量比較この値と図20を比較するとSSのみがフラッシングによって流送され、BOD, CODはフラッシング時の負荷量のほうが汚水負荷量よりも小さい結果となってしまった。この理由として考えられるのは、①汚水負荷量の測定誤差、②フラッシング負荷量の測定誤差、が主要なものであるが、調査地点がもともと堆積の起りやすい場所であったことも事実であろう。

3.4 汚濁負荷流出シミュレーション

(BOD)

運動方程式 $L = C \cdot P^2 \cdot (Q - Q_c)$

連続式 $dP/dt = DWF(\ell) - L$

(COD)

運動方程式 $L = C \cdot P^2 \cdot (Q - Q_c) + k \cdot S \cdot r_e \cdot (A/3.6)$

連続式 $dP/dt = DWF(\ell) - C \cdot P^2 \cdot (Q - Q_c)$

$dS/dt = -k \cdot S \cdot r_e \cdot (A/3.6)$ (雨天時)

(SS)

運動方程式 $L = C \cdot P \cdot Q (Q - Q_c) + k \cdot S \cdot r_e \cdot (A/3.6)$

連続式 $dP/dt = DWF(\ell) - C \cdot P \cdot Q (Q - Q_c)$

$dS/dt = -k \cdot S \cdot r_e (A/3.6)$ (雨天時)

(記号の意味)

L: 流出負荷量 (g/s)

P: 管内負荷量 (g)

Q: 流量 (m³/s)

Q_c: 限界流量 (m³/s)

DWF(ℓ): 汚水負荷量(g/s)

S: 管外負荷量 (kg/ha)

r_e: 有効雨量 (mm/hr)

A: 排水面積 (ha)

C: 管内負荷流出係数

k: 管外負荷流出係数(mm)

図1の特性から、BODはほとんどが管内堆積物が汚濁源となっているので管内負荷のみを対象とした運動方程式、連続式で現象の再現が図られるが、COD, SSについては管外負荷も対象にした。このモデルの適用に当たって先ず決定すべきことは、①初期管内負荷量P₀(g)、②初期管外負荷量S₀(kg/ha)、③管内負荷流出係数C、④管外負荷流出係数k (1/mm)であり、限界流量Q_cとしては晴天時時間最小流量を用いればよい。

①初期管内負荷量 P_0 と管内負荷流出係数 C

今までの調査より単位排水面積当りの P_0 値としては BOD で $1 \text{ ton/Ka}^2 \sim 3 \text{ ton/Ka}^2$, COD で $0.5 \text{ ton/Ka}^2 \sim 2 \text{ ton/Ka}^2$, SS で $0.5 \text{ ton/Ka}^2 \sim 3 \text{ ton/Ka}^2$ という範囲にあると思われる。この値は、排水区内管渠の水理的な滑らかさ、すなわち堆積し易い状態にあるか否かという条件と晴天時の発生負荷量とに影響される。また、管内負荷流出係数 C と P_0 とは切り離して考えるのではなく、 BOD , COD の場合は CP_0^2 , SS の場合は CP_0 として考えるとよい。例えば BOD の場合、 P_0 を異なる値に選んでも、 CP_0^2 として同じ値にすれば晴天時のシミュレーションではほとんど一致した計算負荷量となるし、雨天時のシミュレーションにおいても似たような結果となる。逆に C 値を設定すると、晴天時のシミュレーションによって P_0 値が一意的に定まってくる。 BOD の場合には $100 \leq CP_0^2 \leq 300$ の範囲にあるが、 COD , SS についてはまだ確定したことはわかっていない。

②初期管外堆積量 S_0 と管外負荷流出係数 k

S_0 値は排水区の土地利用によって大巾に異なるが、路面については BOD で $3 \sim 15 \text{ Kg/ha}$, COD で $5 \sim 20 \text{ Kg/ha}$, SS で $10 \sim 25 \text{ Kg/ha}$, 屋根については BOD で約 0.2 Kg/ha , COD で約 0.3 Kg/ha , SS で約 2 Kg/ha という観測値が得られている。従って、浸透域からの流出がない場合には、工種別面積から排水区全体の管外堆積量を推定することができる。負荷流出係数 k 値は屋根、路面という単一工種のところではわかっており、屋根については BOD , COD , SS で各々 0.3 , 0.4 , $0.6 (1/\text{mm})$, 路面についても 0.1 , 0.1 , $0.2 (1/\text{mm})$ という値が測定されている。名古屋市白川排水区 ($A = 39.5 \text{ ha}$)、北九州市王子排水区を対象としたときのシミュレーション結果を図21～30に示す。

4. 今後の課題

合流式下水道改善対策に関するものとしては、

- ①滞水池内残留土砂の処置をどのようにするか、とくに攪拌によって返送可能か否か
 - ②雨水沈殿池の設計基準をどのように考えるか
 - ③スワール固液分離装置と同様なヘリカル型の固液分離装置の適用性
 - ④管渠清掃、管渠フラッシング、路面清掃などの BMP の適用性
 - ⑤消毒の評価基準、とくに放流先へ与えるメリットとデメリット
- などが今後の課題として残されよう。また、流出モデルに関しては、
- ①定数決定法（あるいは選択法）の確立
 - ② N , P の流出モデルの作成
 - ③モデルのオープン利用
- などの課題が残されている。

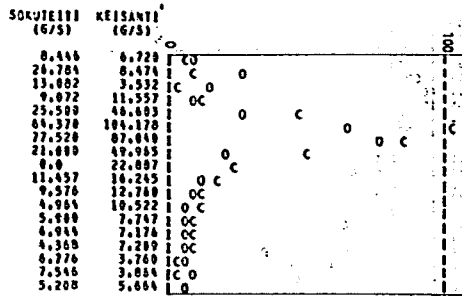


図-21 白川 (BOD)

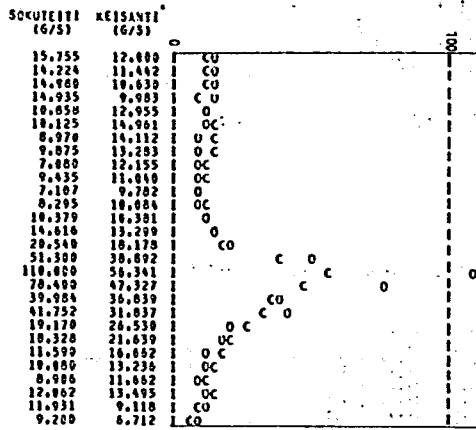


図-23 白川 (BOD)

BOD: $P_0 = 400 \text{ kg}$, $C = 1 \times 10^{-9}$, $Q_c = 0.04 \text{ m}^3/\text{s}$

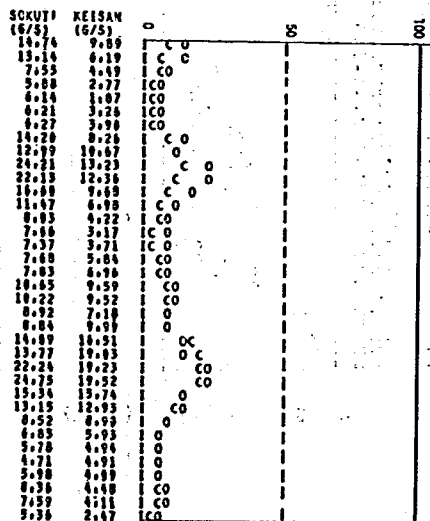


図-25 白川 (COD)

COD: $P_0 = 300 \text{ kg}$, $C = 1 \times 10^{-10}$, $Q_c = 0.04 \text{ m}^3/\text{s}$

$S_0 = 5 \text{ kg/ha}$, $k = 0.15 \text{ 1/m}$

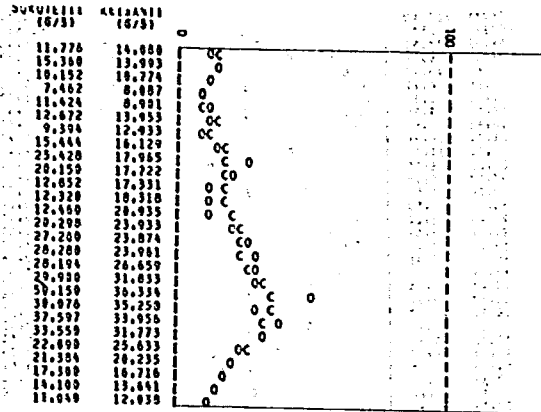


図-22 白川 (BOD)

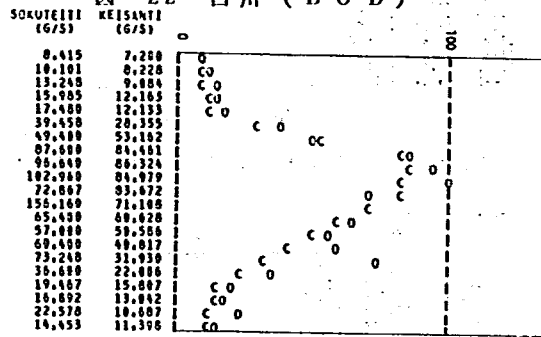


図-24 白川 (BOD)

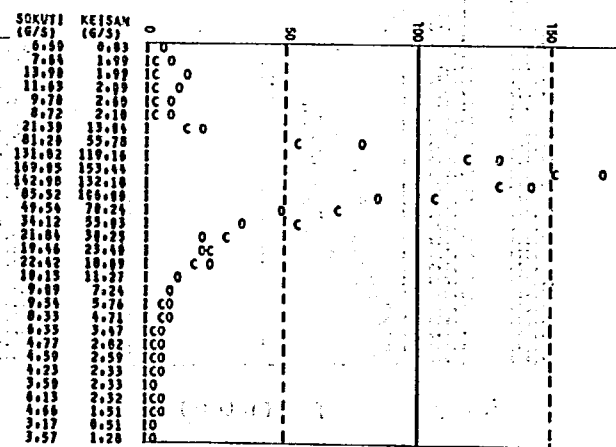


図-26 白川 (COD)

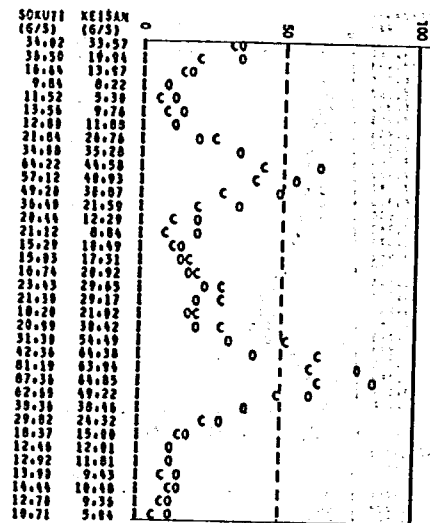


図-27 白川 (SS)

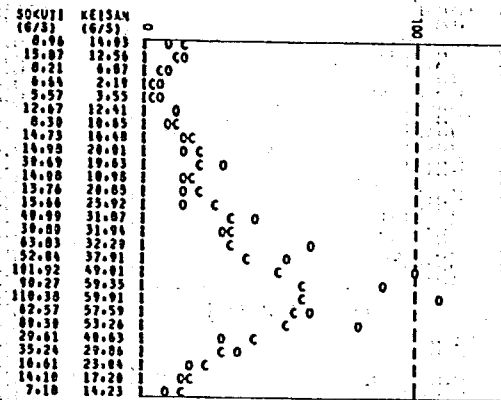


図-28 白川 (SS)

SS: $P_0 = 900 \text{ kg}$, $C = 2 \times 10^{-4}$, $Q_c = 0.04 \text{ m}^3/\text{s}$, $S_0 = 10 \text{ kg/ha}$, $k = 0.25 \text{ 1/22}$

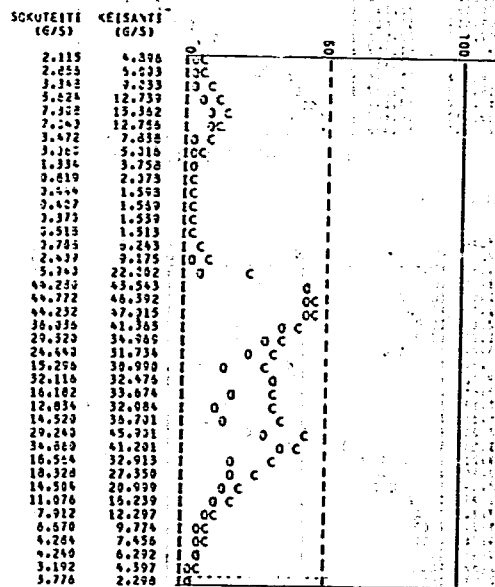


図-29 王子 (BOD)

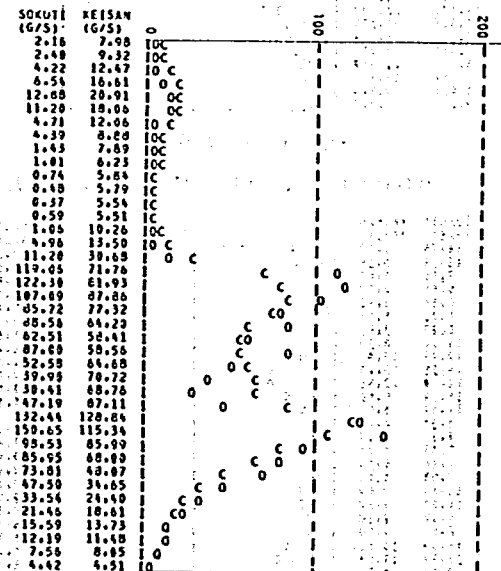


図-30 王子 (SS)

BOD: $P_0 = 600 \text{ kg}$, $C = 8 \times 10^{-4}$, $Q_c = 0.03 \text{ m}^3/\text{s}$

SS: $P_0 = 600 \text{ kg}$, $C = 1 \times 10^{-4}$, $Q_c = 0.03 \text{ m}^3/\text{s}$, $S_0 = 10 \text{ kg/ha}$, $k = 0.25 \text{ 1/22}$

2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査

下水道研究室 室長 市村訓男

石田淳子

1. 研究の目的と必要性

薬液注入工法は過去十数年に亘り、土木建築工事現場において簡便な地盤改良工法として、止水や地盤強化の目的のため数多く実施され、建設工事に多大の貢献をなして来た。ちなみに我国における薬液の年間使用量をみるとピークとみられる昭和48年度には実に霞ヶ関ビル一杯分強に相当する60万 m^3 にも達する量が地盤中に注入されている。

しかし、昭和49年福岡県新宮町においてアクリルアミドモノマーを用いた薬液注入工事に起因するとみられる疾べい患者が工事現場付近の井戸水を飲んだ市民の中から出現し、大きな社会問題となった。事態を重視した建設省は「薬液注入工法による建設工事の施工に関する暫定指針（昭和49年7月）」を定め、とりあえず水ガラス系以外の薬液の使用を原則的に禁止するとともに、注入工法実施時における地下水監視等を義務づけ、爾後、十分な検討を重ねた上で「本指針」の策定を図ることとした。これは当時、薬液注入工法に関する調査研究資料で、薬液の有害性や環境への影響を追跡・評価したものは皆無に等しく、薬液注入工法と地下水汚染との因果関係を明らかにできるような資料を欠いていたためである。

本調査は、こうした欠足部分を補ぎながら、暫定指針を本指針にするための基礎資料を提供することを目的としている。

2. 昭和53年度までの調査成果

本調査は昭和50年度から開始され、主要薬液（水ガラス系、尿素系、アクリルアミド系）を用いて室内実験、横型モールド実験、現場実験を行ない、各種薬液の固結特性、再溶出特性、地盤中での挙動特性（吸着、抽出、生物分解、拡散特性）を検討するとともに、走査型顕微鏡を用いて構造解析を行なった。また薬液が固結せずに100%地下水中に拡散した場合に地下水を汚染しうるポテンシャルの測定、地下水水質の合理的監視方法に関する検討を実施した。

(I) 薬液の地盤中における挙動

固結効率は薬液の種類、周辺部の地下水流速、ゲル化時間、地盤の化学的性質により変化した。なかでも周辺部地下水流速の影響が大きく作用し、一般的には流速が速い程固結効率は低下した。また薬液の種類の影響も大きく、水ガラス系薬液においては硬化剤に有機物を用いる薬液の方が固結効率が高い傾向がみられた。注入時に一部流出したりあるいは再溶出した薬液成分は実際の地盤中では吸着あるいはイオン交換の作用による浄化作用がみられた。その量は、土質の種類により異なり、腐食土>粘土>シルト $\geq$ 砂質土の順となった。

(2) 薬液の化学作用

走査型顕微鏡によるゲルの構造解析を行った結果、高強度水ガラス系薬液とされるグリオキザールとエチレンカーボネートを硬化剤として使用したゲルは粒子が規則的に並んだゲル構造を呈していたが、無機系のアルミン酸ソーダを硬化剤として使用したゲルでは無定型であり、一般的な有機物を硬化剤としたゲルはその中間であった。強度や透水性の良否は、ゲル構造や物性そのものの違いによる場所が大きいことを示している。

薬液の汚染ポテンシャルについては、水ガラス系薬液（中性水ガラス等を除く）には薬液 1 ℓ 当り Na が 25～35 g、 SiO_2 が 100～140 g、 KMnO_4 消費量が 20～90 g 含まれていた。同様に中性水ガラス系薬液には薬液 1 ℓ 当り 16～50 g の Na 、40～70 g の硫酸根、65～140 g の SiO_2 が、尿素系薬液には薬液 1 ℓ 当り 7～25 g の硫酸根、165～390 g の KMnO_4 消費量が含まれており、アクリルアミド系薬液 1 ℓ 中には 190 g 程度の KMnO_4 消費量が含まれていた。

地下水監視項目として PH と KMnO_4 消費量の他に電導度や Na 量の有効性を検討した。特に水ガラス系薬液の電導度は 40,000～100,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ・25℃ と非常に高く、電導度は有効な監視指標として使用できると思われる。

(3) 一般的な地下水水質

多摩川流域をモデル地域として非感潮区域の浅層地下水の水質調査を行った。その結果、浅層地下水の水質は都市化の進んだ地域ほど汚染されており、PH 6.5～7.6、 KMnO_4 消費量 0.1～0.4 mg/ℓ 、電導度 72～352 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ・25℃、 Na 3～22 mg/ℓ 、 SiO_2 1.3～4.2 mg/ℓ という結果を得た。

(4) 監視に関する基礎事項の検討

監視に関する基礎事項として、ホルムアルデヒドの分析方法、PH、 KMnO_4 消費量の簡易分析方法の検討を行い、薬液分析方法の改良や実際の工事現場における測定を可能とする方法を見出した。また PH および電導度の連続監視装置を開発し、それらが実用に耐えられることを確認した。また観測井の水交換率に関する実験を行い、観測井のケーシング材の開孔率が水の交換性に大きく影響していることを見出し、ケーシング材としてプラスチック製網目状パイプが適していたと結論した。また地下水の採取方法として、サクションによる方法を確立した。

3. 昭和 54 年度の調査成果

本調査は、①薬液が地盤中に注入された後どのように挙動して地下水に影響を与えるか、という点と、②その薬液の地下水への影響をどのように監視すればよいかという点の 2 つの事項の解明が中心となって構成されている。薬液の地盤中における挙動と、環境に与える影響は図-1 のように考えることができる。すなわち注入薬液は地盤に注入された後設計通りに固結すればその大半は固結する。しかし一部については工事に伴ない地表で散逸し、また地盤中で未固結のまま流出する。この流出した薬液及び固結した後再び水中に溶出てくる薬液成分が環境への汚濁負荷量と考えられるが一方、地盤中で吸着、分解、希釈、拡散等の浄化作用を受ける量があり、これを差し引いたものが影響量となる。本研究ではこの地盤中における薬液の挙動の解明と地盤中の浄化作用および、地下水汚染を防止するための監視方法の 2 つの側面を主体に検討を行った。本研究の内容のスケルトンを図-2 に示

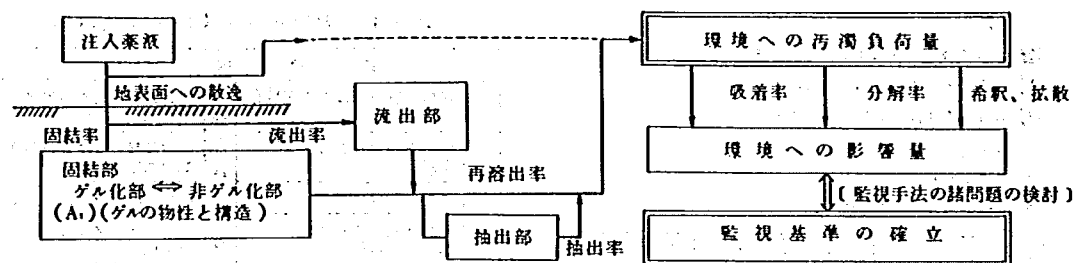


図-1 薬液の環境（地盤）中での挙動の模式図

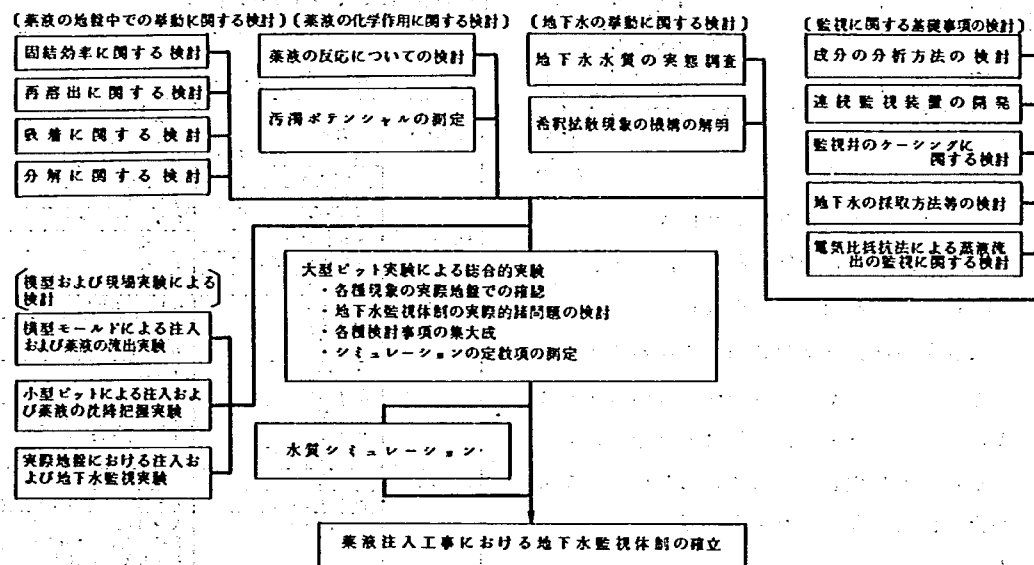


図-2 実験及び調査のフレーム

すが、主として各種実験により過年度までに大半の検討を終了したので、本年度はその集大成として大型ビットによる総合実験を行った。

3.1 大型ビット実験

大型ビット実験は土木研究所土工実験棟において行なうた。図-3に示すように巾8m×長さ15m×深さ4mであり、両側で水位調節が可能なビットである。実験の内容は表-1に示すとおりである。

実験は次の手順で実施した。ⅰ) 地盤の作成、ⅱ) 観測井の設置、ⅲ) 水位の調節と通水、ⅳ) 固結する薬液の

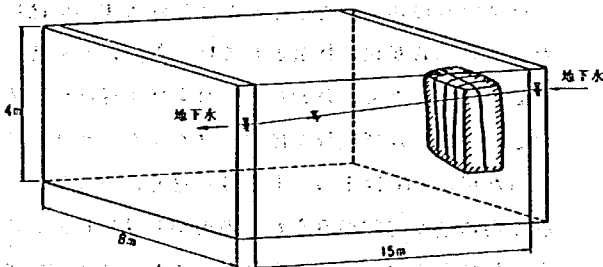


図-3 大型ビット図

(凡例)

■ A B混合液の注入孔 (第1回目注入)

□ A液のみ注入孔 (第2回目注入)

□ B液のみ注入孔 (第2回目注入)

○ 観測井

× 分散係数観測

● 分散係数トレーサー注入孔

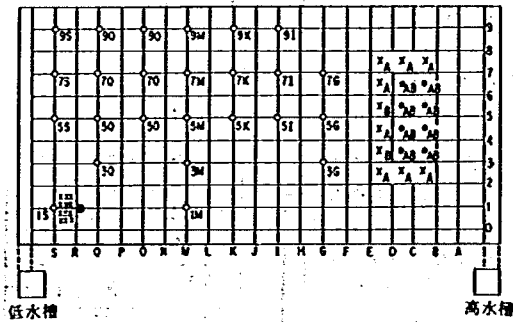


図-4 注入孔及び観測井位置図

注入実験, v) 非固結の薬液の注入実験,

vi) 屈折による固結性状の観察。

実験条件は表-2及び図-4に示すとおりとした。ここで薬液注入条件を2回(図-4参照)行なったのは、最初に設計通りに固結した場合を想定し、次に注入に失敗して薬液が全く固結しなかった場合を想定したものである。

3.1.2 大型ビット実験結果

第1回目の完全固結を目指した薬液注入実験では、Gライン、Kラインの観測中で電導度と N_a は僅かに変化した以外、殆どどの観測井で水質変化が見られなかった。PHについては全ての観測井で変化がみられなかった。また固結部は重量固結率928%で、一軸圧縮強さ0.35~253 kg/cm²であった。

第2回目の非固結を予定した薬液注入実験では図-5に示すように顕著な水質変化が観測された。この水質変化の特徴としては、 N_a 、電導度、PH、 SiO_2 、 $KMnO_4$ 消費量が各々別々の挙動を示すことで、最初に N_a および電導度が顕著な変化を示し、ついで SiO_2 、PHの順で変化した。 N_a 及び電導度はピークを示し、流下に伴ってピーク値が小さくなりながら下がっていったが、PHはその立ち上りが遅く、一度高くなった後は殆ど下らなかった。また水質は、垂直方向に濃度勾配がみられ、地表から深い程高い濃度となり、薬液は密度流となって沈降しながら流れてゆく傾向が確認された。また、この実験では、薬液の殆どが固結しない事を想定した実験であるにもかかわらず、注入場所から10m離れた下流方向の観測井ではPHの変化は僅かしか生じなかったし、第1回目の実験においては2m程しか離れていない観測井でも殆ど変化が

表-1 大型ビット実験の実験内容

実験内容	
本実験	試験地盤の作成と土質性状の測定
	地下水の通水と透水係数の測定
	固結薬液の注入
	固結薬液の注入による地下水水質の観測
	非固結薬液の注入
	非固結薬液の注入による地下水水質の観測
補足実験	試験地盤における分散係数の測定
	試験地盤の収縮能力の測定
その他	テストピースによる再溶出実験
	使用薬液の成分分析
その他	連続監視装置の実際的使用と問題点の検討
	固結物の屈折と形状観察および強度の測定

表-2 実験条件の諸元

内容	実験条件
土質試験	土質名
	均等係数(D ₆₀ /D ₁₀)
	60%粒径
	固結率
	透水係数
観測井	水質観測井
	分散係数測定観測井
	材料
通水条件	高水槽水位
	低水槽水位
	水位差
	距離
	動水勾配
	流量
	実流速
	封留日数
	注入方法
	第1回注入量
注入薬液量	第2回注入量
	A液8孔, 2400ℓ
	B液2孔, 600ℓ
	A・B別々注入

起きていないことから、周辺観測井で地下水水質に異常な変化が測定された場合には、その採用している薬注工法の当否を判断しなおすことも考える必要があるのではないか、と思われる。

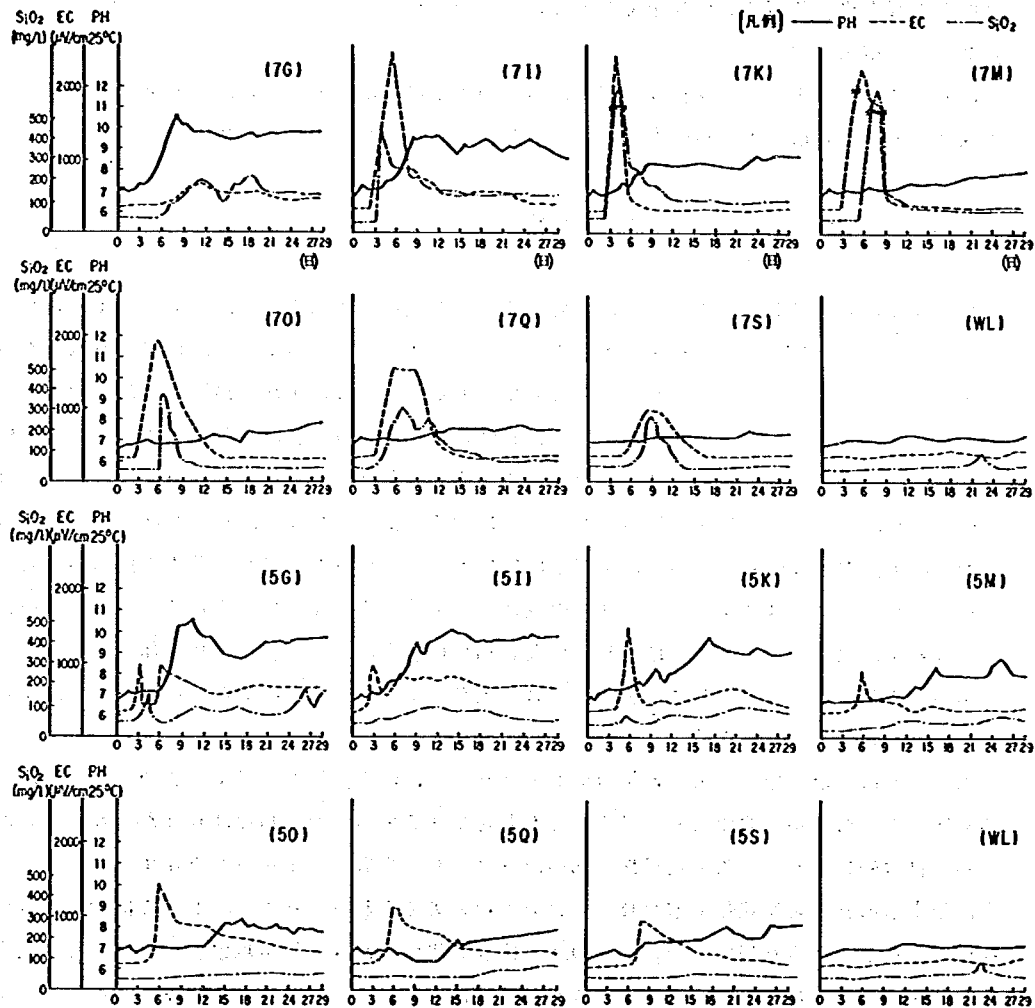


図-5 水質経日変化図

3.2 補足実験結果

大型ピット実験と並行し、過年度実験の補足を以下のように行なった。

3.2.1 分散実験

砂質土を用いたカラム実験（1次元）により分散係数とレイノルズ数との1価関係を得ると共に、前出の大型ピットを用いた実験（3次元）により流れと直角方向の分散係数が1オーダー小さいことを確認した。

3.2.2 吸着実験

ジャーテストによって、砂質土添加量の違いによる平衡吸着定数の違いを明らかにすると共に、平衡吸着式がフロインドリッヒ型よりむしろラングミューア型で表わされたことを確認した。又

吸着現象が瞬間平衡吸着式で表わされたものと仮定し、2つの式をカラム実験結果に適用したが、同一定数では種々の条件下に対応できず、実際の現象は瞬間的に平衡に達するのではなく、吸着速度の影響を受ける可逆動的現象であることが判明した。

3.2.3 再溶出実験

注入薬液でテストピースを作成し固液部からの水中再溶出実験を行い、現象を究極残存量及び1次反応とした再溶出率の概念を導入することにより表わしうることが判明した。

4. 地下水汚染水質シミュレーションモデルの検討

4.1 地下水汚染機構の概要

地盤改良の目的で薬液注入を行った場合、注入時の薬液の1部流出や、固結後の1部再溶出はどうしても避けられず、その結果地下水汚染問題が発生する。この薬液注入に伴う地下水汚染現象は本質的には密度流現象として捉える必要があるが、一般に1部流出及び再溶出現象はそれ程急激には起らないから、地下水の密度及び粘性の変化は無視でき、流動地下水中への沈降性汚染物質の流入問題へと置き換えることができる。すなわち地下水中へ汚染物質が投入されれば、移流、沈降、分散等の影響を受け時間的・空間的に物質が拡がってゆく。ただし移流とは地下水の平均的流下方向への物質の移動を、沈降とは物質と地下水の密度差に基く鉛直方向への物質の移動を、そして分散とは地下水流と多孔体の幾何学的形状の相互作用に基く物質の多方向への拡がりを表わす。実際の地下水中ではこれらの混合過程に加え、汚染物質と粒状媒体との間で生物、化学的变化及び吸着等のいわゆる生成、消滅現象が起こり、地下水汚染現象を大きく支配する。

4.2 3次元数値モデルの作成

薬液注入に伴う地下水汚染監視の面を考えた場合、注入開始後の汚染物質の時系列的、空間的濃度分布の把握が必要であり、どうしても非定常状態で現象を扱わなければならない。しかしながら巨視的に見れば注入薬液が地下水の流れに対して影響を与えないとみなすことができるから、地下水流動は定常状態で取り扱って良いものと考えられる。そこで、ここでは均質等方性多孔体からなる不圧常水層中の一定方向の定常流場を想定し、各種個別現象を組み込んだ分散方程式を3次元非定常数値モデルとして作成した。ただし組み込んだ現象は薬液注入過程及び固結後の再溶出、地下水中での移流、沈降、分散、生物分解及び吸着現象であり、それぞれ次のように表わされる。

(1) 負荷量モデル

薬液注入時の未固結部の流出と固結部からの再溶出現象を表わすモデル

$$\bullet \text{ 薬液注入中: } \frac{dW}{dt} = (1-\zeta)P - \epsilon(W-W_r), \quad F = \zeta P + \epsilon(W-N_r) \quad \text{①}$$

$$\bullet \text{ 注入終了後: } \frac{dW}{dt} = -\epsilon(W-W_r), \quad F = \epsilon(W-W_r) \quad \text{①'}$$

但し、 W : 多孔体中残存量 (M), P : 注入速度 (MT^{-1}), ζ : 未固結率又は流出率, W_r : 究極残存率 (M), ϵ : 再溶出率 (T^{-1}), F : 地下水中への流入負荷量 (MT^{-1})

(2) 水質挙動モデル

地下水中に放出された薬液成分の混合過程と多孔媒体粒子による吸着作用及び生物分解による質量の系外への除去現象を表わすモデル

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + W_s \frac{\partial c}{\partial z} + \frac{P}{Q} \frac{\partial s}{\partial t} + K_c = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad (1)$$

但し、 C : 濃度 ($\mu\text{g/l}$), (u, v) : x, y 方向流速 (LT^{-1}), W_s : 沈降速度 (LT^{-1})

P : 多孔体容積密度 (ML^{-1}), Q : 間隙率, S : 粒状媒体単位重量当りの吸着量 (M/M)

K : 生物分解係数 (T^{-1}), (D_x, D_y, D_z) : x, y, z 方向の分散係数 (L^2/T^{-1})

$S = (Q/P) \cdot ac$ (a : 吸着定数又は分配係数) : 瞬間的に平衡吸着に達するものと考え、線型のプロインドリッヒ型等温吸着式を用いている。

実際の計算では①, ②式を連立して解けばよい訳であるが、極く限られた条件下でしか解析的には解けないから、ここでは複雑な条件にも適用可能とするため、①; ②式を差分化し、数値的に解く方法を採用した。また②式については、そのまま差分化するのではなく、 x, y, z 各軸方向別に差分化し1次元計算の繰り返し計算によって3次元解を求める方法(交互差分計算法)を用いた。もちろん差分化にあたっては解析解のえられている各種条件下に適用し、その妥当性を確認した。

4.3 現象の再現性の検討

3次元数値モデルを大型ピットを用いた薬液注入実験に適用し、このモデルによる現象の再現

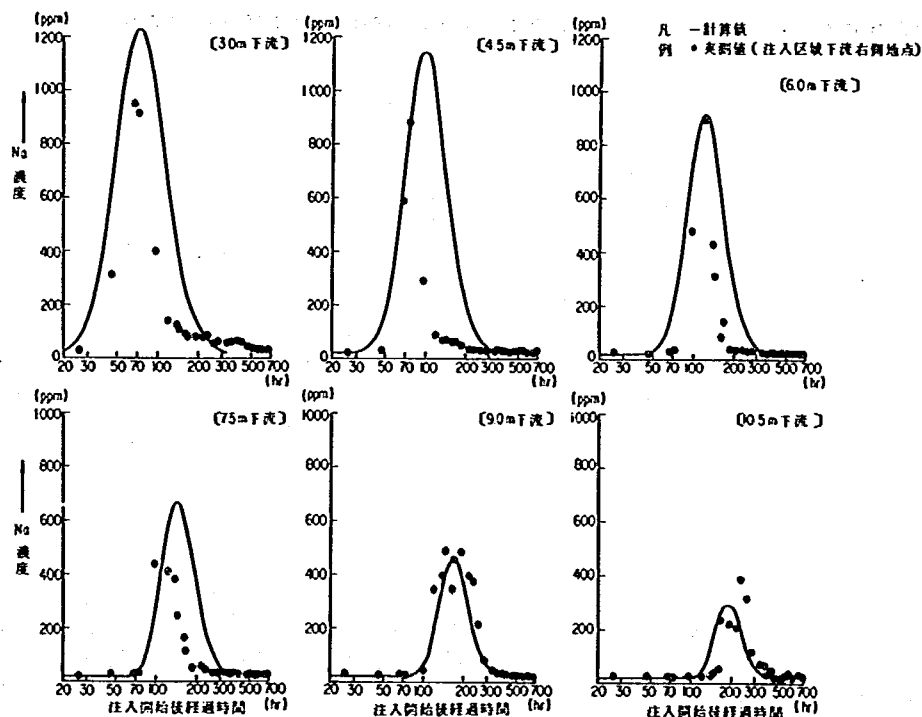


図-6 シミュレーションモデル検証図(大型ピット、OL-2.25m層)

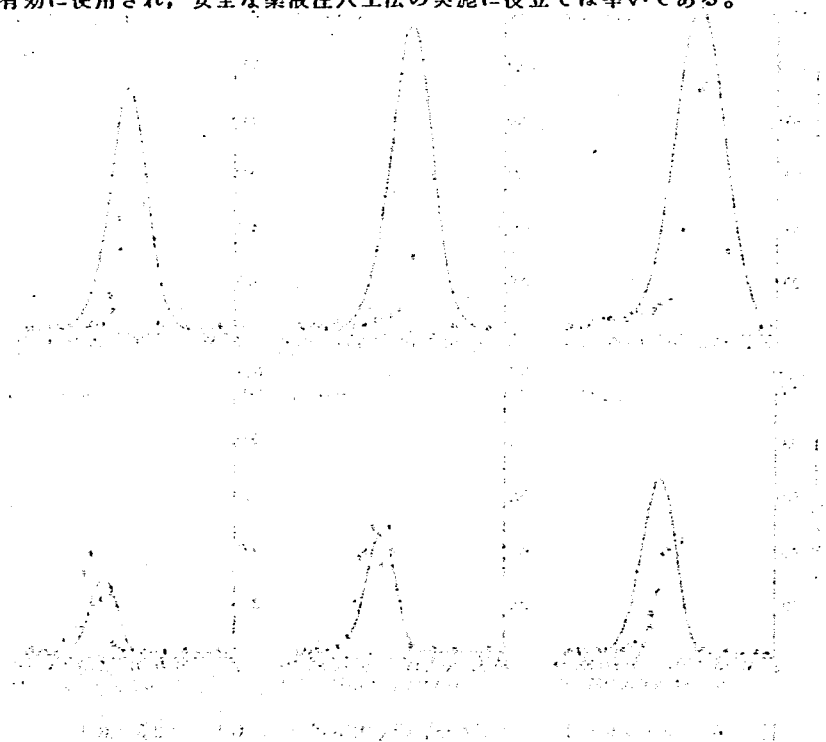
性を検討した。ただしこの実験は水ガラスを用いて注入に失敗した状態を想定したものであり、薬液の特性から水質指標をナトリウムとした。計算条件は次の通りである。もちろん各種定数は、本年度までの実験結果を基に設定してある。

メッシュ巾： $\Delta x = \Delta y = \Delta z = 0.75\text{m}$ ，メッシュ数： x, y, z 方向各々 19, 10, 5，
計算間隔： $\Delta t = 4$ 時間， $P = 810 \text{ g/分}$ ，総注入量：125,400 g $\kappa = 0.5$ $\epsilon = 0.468 \text{ l/円}$ ，
 $u = 2.0 \times 10^{-3} \text{ cm/秒}$ ， $W_s = 7.4 \times 10^{-4} \text{ cm/秒}$ ， $Q = 0.473$ ， $P = 1.39 \text{ g/cm}$ ， $K = 0.01/\text{円}$
 $W_r = 0.0 \text{ g}$ ， $D_x = 0.054 \text{ cm/秒}$ ， $D_y = 0.0054 \text{ cm/秒}$ ， $d_{50} = 0.48 \text{ mm}$

得られた最終検証結果の一例を図-6に示す。図からわかるように大型ビット実施における現象がほぼ再現されており、地下水水質シミュレーションモデルの妥当性が確認されたものと考えられる。なお、流出率及び吸着定数は実験によりその値を推定することが難しいので計算により推定したものである。最後にこの数値モデルによって前もって予測シミュレーションを行なっておけば薬液注入後の地下水汚染監視方法の確立にとって有効な道具となりうると考えている。

5. あとがき

昭和50年度から始まった本調査も本年度で最終年度を迎えた。この間ほぼ均等な多孔質の中での薬液成分の挙動とその監視方法に焦点を当てて、種々の実験調査を続けてきた。この間に得られた結果は、それぞれ年度報告書に詳述しているが、巾広い検討が加えられ、今後の薬液注入工事のあり方、地下水の監視のあり方に多くの指針を与えるものが含まれていると考えている。本調査の結果が暫定指針改定に有効に使用され、安全な薬液注入工法の実施に役立てば幸いである。



3. 臭気と脱臭方法に関する調査

下水道研究室 室長 市村訓男

研究員 高橋正宏

石田淳子

1. 研究の目的

下水道の終末処理場やポンプ場における臭気は、過去にあつては問題なしとはしないまでも第二義的なものとして取扱われてきた。下水道事業が建設に重点を置いていた時代にあつてはやむを得ない面もあったが、施設の維持管理問題が重要度を増すに従い臭気対策の検討が必須のものとなつてきている。また下水道施設の建設にあつて、周辺住民の反対運動のため用地取得や工事が遅れる場合も多くなつてきており、計画設計の段階で臭気対策を十分練っておく必要にせまられている。しかし下水道施設の臭気対策は緒についたばかりの段階であり、合理的な臭気対策の確立のためにはまだつめておかねばならない問題が多い。このため本調査では下水道施設から発生する悪臭成分の内容とその濃度を明らかにし、脱臭方法や悪臭発生源の維持管理を含めた総合的な除臭対策を検討するもので、臭気対策を考慮した終末処理場等の計画・設計法の確立、ならびに悪臭防止対策の確立を目的としている。

2. 昭和53年度までの調査事項

本調査は昭和51年度を初年度とし、下水処理場の臭気対策という複雑多岐に渡る問題を扱ってきた。このため初年度は調査事項相互の関係を示す基本的フローシートを作成するとともに、臭気と脱臭方法全般に関する実態を調査することに重点を置いた。昭和52年度は実際の処理場を対象としての臭気の実態調査を行ない、翌53年もこれを継続するとともに、実態調査によって判明した各種の臭気物質について官能試験を行ない、その嗅覚刺激と物質濃度の関係を明らかにした。更に全国の下水処理場を対象とし、臭気対策に関するアンケート調査を行なった。前年度までに判明した主な結果をまとめると次のようになる。

- (1) 下水処理場の臭気を機器分析した結果、多種類の臭気物質が検出された。特に硫化水素、メチルメルカプタンなどの硫黄化合物や、 n -酪酸、イソ酪酸などの低級脂肪酸類が嗅覚閾値を越える濃度で検出され、官能試験との相関も高かった。
- (2) 下水処理場に設置してある脱臭施設の各脱臭プロセスを検討したところ、酸、アルカリ洗浄のみでは十分な脱臭効果が期待できず、これらのプロセスに活性炭脱臭等を組み合わせることによってほぼ満足できる除臭効果のあることがわかった。
- (3) 下水処理場に設置してある脱臭施設の多くは、水洗浄、アルカリ洗浄、オゾン酸化法といった比

較的簡便なものが多いが、新設される施設では数種類の脱臭プロセスを組み合わせたものが主流になりつつある。

3. 昭和54年の調査成果

3.1 調査の概要

本年度は臭気対策の合理化を計る意味で、脱臭処理する空気量の削減を狙った実態調査を実施した。調査内容は曝気槽の平面的臭気分布状況、酸素曝気法を採用している下水処理場の臭気実態調査、汚泥熱処理系臭気を焼却炉や曝気槽に導入している下水処理場の実態調査などである。

また、下水道施設の臭気原因物質と考えられる21種類の物質について、三点比較式におい袋方による嗅覚閾値を求め、このうち18物質については臭気強度と物質濃度の関係を求めた。更に数種類の物質を混合し下水臭を合成する試み、G-Cオルファクトグラムによる下水臭の単離およびG-Cの結果と嗅覚との対応づけも行なった。

3.2 実態調査の結果

3.2.1 曝気槽の平面的臭気分布状況

下水処理場の各処理工程を密閉化し、内部臭気を捕集し脱臭する場合、曝気槽よりの捕集量は全捕集量の7～8割を占めるものと考えられ（昨年度報告書より）、曝気槽の臭気捕集量を削減することにより、脱臭施設の設備費、維持管理費を大幅に削減できる可能性がある。経験的に押し出し流れ式曝気槽の臭気は流入部で強く、混合液の流下とともに弱まることが知られている。そこで流入部から発する臭気のみを捕集脱臭し、他は自然拡散させても良いことになれば、捕集空気量を大幅に削減できることになる。

調査の対象とした処理場は、前年度生活排水に由来する臭気を調査した処理場であり、施設の概要等は前年度の報告書を参照されたい。曝気槽は図-1に示すような平面配置となっており、①～④の地点の水面上10cmの位置で試料を採取、分析した。

表-1 曝気槽の平面的臭気分布 分析結果

測定場所 測定項目	沈砂池	最初 沈殿池	曝気槽 ①	曝気槽 ②	曝気槽 ③	曝気槽 ④
臭気濃度	310	73	1,700	73	41	98
アソモニア(ppb)	123	100	120	83	157	109
硫化水素(・)	112	46	500	3	125	85
メチルメル カブタン(・)	38	t _r	80	1	t _r	25
硫化メチル(・)	t _r	nd	8	1	1	1
二硫化 メチル(・)	nd	nd	2	t _r	1	t _r

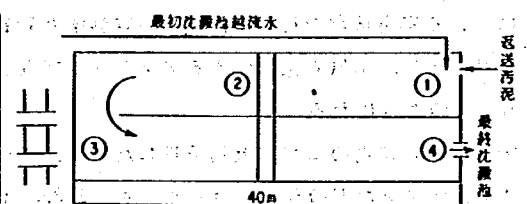


図-1

結果の一部を表-1に示した。臭気濃度を見ると予想どおり曝気槽流入部で1,700,そこから20 m下流の②地点で73と1/17以下に減少している。②~④地点での臭気濃度の変動は誤差範囲に近くほぼ100以下で一定である。臭気原因物質の濃度を見ても①から②に流下する間に硫化水素が1/170,メチルメルカプタンが1/80に減少していることから、曝気槽流入部での曝気効果により最初沈殿池等の曝気条件下で生じた臭気成分が発散するものと思われる。ここには示さなかったが低級脂肪酸類、炭化水素類も同様の傾向を示している。この種の調査を今後も継続することによって、曝気槽排ガスの部分脱臭法の道が開けるものと思われる。

3.2.2 酸素曝気法の臭気実態調査

酸素曝気法は曝気槽が密封されているため悪臭公害の起りにくい処理方式であるといわれている。そこで酸素曝気法と高速エアレーション沈殿池法を採用している公共下水道下水処理場にて両法の臭気物質排出量を比較するための実態調査を行なった。図-2はこの処理場のフローシートで、流入下水は原水分配槽で分割され、

1,000 m³/日は高速エアレーション沈殿池（第一系列）へ、2,300 m³/日は酸素曝気系列（第二系列）へ送られる。高速エアレーション沈殿池、純酸素エアレーションタンクのエアレーション時間はそれぞれ3時間、1.6時間である。

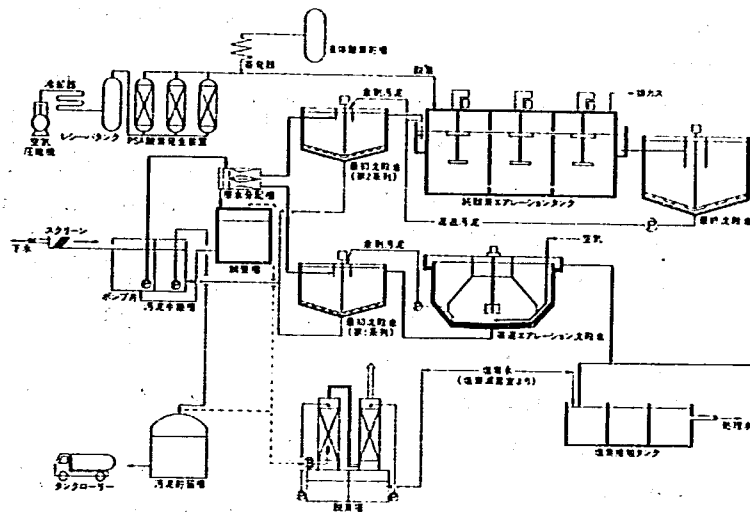


図-2 処理場フローシート

表-2に調査結果の一部をまとめてある。酸素曝気法の試料は曝気槽排ガス出口より採取し、排気量は空気流量計より求めた。高速エアレーション沈殿池の試料はエアレーション部水面上10 cmの位置より採取し、送気量は処理場管理日報の値を採用した。

表-2 酸素曝気法と高速エアレーション沈殿池の比較

処理方式	酸素曝気法			高速エアレーション沈殿池		
	排出濃度	排出量	排出量/流入下水量	排出濃度	排出量	排出量/流入下水量
臭気濃度	1700	312800 N ³ /日	163.000 N ³ /1000 m ³	230	851000 N ³ /日	851.050 N ³ /1000 m ³
アンモニア	0.051 ppm	938×10 ⁶	408×10 ⁶	0.053 ppm	566×10 ⁶	566×10 ⁶
硫化水素	n.d.	-	-	0.0055	204×10 ⁶	204×10 ⁶
メチルメルカプタン	0.016 ppm	294×10 ⁶	128×10 ⁶	0.0033	122×10 ⁶	122×10 ⁶
硫化メチル	0.104	1914×10 ⁶	832×10 ⁶	0.026	962×10 ⁶	962×10 ⁶
二硫化メチル	0.056	1030×10 ⁶	448×10 ⁶	0.001	37×10 ⁶	37×10 ⁶
酢酸	0.0009	0.17×10 ⁶	0.072×10 ⁶	0.0032	118×10 ⁶	118×10 ⁶
プロピオン酸	1.7	-	-	0.0003	111×10 ⁶	111×10 ⁶
イソ酪酸	0.0001 ppm	0.018×10 ⁶	0.008×10 ⁶	0.0003	111×10 ⁶	111×10 ⁶
α-酪酸	0.0001	0.18×10 ⁶	0.008×10 ⁶	0.0002	074×10 ⁶	074×10 ⁶
流入下水量		2300 m ³ /日			1000 m ³ /日	
送気量		320 N ³ /日			3700 N ³ /日	
排気量		184 N ³ /日			3700 N ³ /日	

表より酸素曝気法の空気倍率は排ガススペースで0.08であり、標準活性汚泥法の4～6に対して1/50～1/75という小さい値であることがわかる。ただ排ガスの臭気濃度は通常の曝気槽の100～300に対して1,700と高いため、処理水量1,000 m^3 /日当りの臭気濃度排出量は標準活性汚泥法に比べ1/5程度の値になると思われる。なお参考までに処理水量1,000 m^3 /日当りの曝気槽における臭気濃度排出量は、通常の処理場で164,200 Nm^3 /1,000 m^3 ～142,400 Nm^3 /1,000 m^3 であるという結果が過去の調査より得られている。

3.2.3 曝気槽を用いた脱臭

本多らの研究によれば活性汚泥にはかなりの悪臭除去能力がある。我国の下水処理場においても臭気を含む空気を曝気空気として用いているところがあり、本調査でも二カ所の処理場にてその効果を測定するための実態調査を行なった。ここではその結果を要約することとする。

対象とした処理場の空気系統概略図を図-3、4に示す。A処理場は処理能力約80,000 m^3 /日、主に家庭下水を中心とする流入水を受け入れているが、沈砂池流出後に一般し尿浄化槽の汲み取り汚泥を投入しているため、最初沈殿池で強いし尿臭が発生している。そこで最初沈殿池室内空気を曝気槽に導入し、臭気の削減を計っている。B処理場は汚泥の高温熱処理を行なっているため、汚泥処理工場から発生する臭気の対策には細心の注意を払っている。熱反応器、熱処理汚泥貯留槽、熱処理汚泥濃縮槽、ケーキホッパなどの高濃度臭気は、一部、熱処理分凝液処理槽の曝気空気として用いた後、汚泥焼却炉燃焼空気として用いられる。汚泥処理工場内の比較的希薄な臭気は、曝気槽へ導入し、活性汚泥による脱臭が行なわれている。

熱反応器、熱処理汚泥貯留槽、熱処理汚泥濃縮槽、ケーキホッパなどの高濃度臭気は、一部、熱処理分凝液処理槽の曝気空気として用いた後、汚泥焼却炉燃焼空気として用いられる。汚泥処理工場内の比較的希薄な臭気は、曝気槽へ導入し、活性汚泥による脱臭が行なわれている。

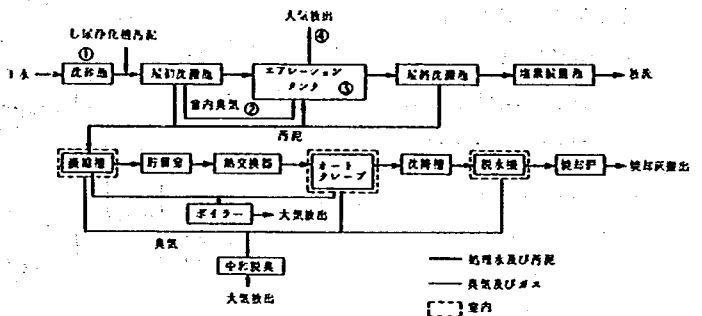


図-3 A処理場水処理及び脱臭系統図および試料採取箇所

熱反応器、熱処理汚泥貯留槽、熱処理汚泥濃縮槽、ケーキホッパなどの高濃度臭気は、一部、熱処理分凝液処理槽の曝気空気として用いた後、汚泥焼却炉燃焼空気として用いられる。汚泥処理工場内の比較的希薄な臭気は、曝気槽へ導入し、活性汚泥による脱臭が行なわれている。

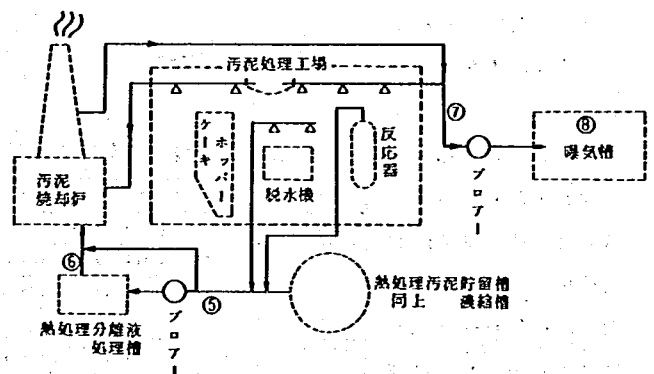


図-4 B処理場空気系統図および試料採取箇所

表-3はA、B両処理場での実態調査の結果である。A処理場で活性汚泥の脱臭効果は②と③の欄に示されている。臭気濃度は1/20に減少し、臭気物質では硫化水素の除去が顕著である。当処理場では沈砂池流出後にし尿浄化槽汲み取り汚泥を投入しているため最初沈殿池でし尿に由来する硫化水素濃度がきわめて高い。このような場合活性汚泥の脱臭効果はかなり有効に働くものと思われる。

表-3 A, B 両処理場での実態調査結果

処理場	試料採取場所	分析項目	臭気濃度	アンモニア (ppb)	硫化水素 (ppb)	メチルメルカプタン (ppb)	硫化メチル (ppb)	二硫化メチル (ppb)	臭気強度およびにおいの質
A	① 比 砂 池		130	79	30	5	数 量	不検出	強度3 下水臭
	② 最初沈殿池ダクト		13,000	300 220 350	1,080 6,000	52 300	46 76	5 14	強度4 下水臭+し尿臭
	③ エアローションタンク 水面上10cm		640	120	120 480	24 96	64 64	13 30	強度35 かびくさい下水臭
	④ 水処理室排気ダクト		3,100	140	560	100	38	12	強度3 下水臭+し尿臭
B	⑤ 分離液処理槽 送気ダクト		23,000	—	160	500	120	130	強度5 焦げ臭
	⑥ 分離液処理槽 排気ダクト		13,000	—	1以下	1,900	900	6,700	強度5 腐敗臭
	⑦ 曝気槽フロア入口		3,100	—	1以下	120	80	20	強度4 焦げ臭+カビ臭
	⑧ 曝 気 槽 水面上10cm		2,300	—	29	0.1以下	8	1,000	強度3.5 下水臭+焦げ臭

B処理場の分離液処理槽とは熱処理汚泥分離液を安定化させる目的を持った槽であり、分離液と余剰汚泥を混合し、1日以上長時間にわたり強度の曝気を行なっている。分離液処理槽へ導かれる臭気は汚泥熱処理工程より発生する濃厚臭気である。分離液処理槽排気ダクト⑥の腐敗臭の原因物質は硫黄化合物の分析結果よりみてメチルメルカプタンと考えられるが、送気ダクト⑤の焦げ臭については、今回の分析でその原因物質を求めることができなかった。現在のところ活汚泥熱処理特有の焦げ臭の原因物質はある種のアルデヒド類と考えられ、これらにはpp¹オーダーの嗅覚閾値を示すものもある。

曝気槽フロア入口⑦と曝気槽水面上10cm⑧の結果を比較すると臭気濃度の変化は誤差範囲内と考えられ、活性汚泥による脱臭効果はほとんど認められないように見える。硫化水素、二硫化メチルといった硫黄化合物は曝気によってかえって増加してメチルメルカプタン、硫化メチルは減少している。しかし、ここで測定した各硫黄化合物だけでは、3,100~2,300という高い臭気濃度の原因になるとは考えられず、何らかの焦げ臭物質がB処理場曝気槽臭気の原因物質になっているものと思われる。この物質が活性汚泥によってどの程度除去されるものなのかは、物質の同定を待たなければ推定することはできない。

3.3 GC-オルファクトグラムによる下水臭の単離

今までの調査では、機器分析による臭気物質の同定、定量と、官能試験による臭気濃度、臭気強度、においの質の測定をそれぞれ独立して実施し、これらの結果をつき合わせて対象とする臭気の原因物質を推定するという方法をとってきた。ここでは新しい試みとして機器分析と感能試験を同時に行なうことの可能なGC-オルファクトグラムを用いて、複雑な組成の下水臭を分離しようとしたのでその結果を報告する。

GC-オルファクトメータとは図-5に示すように水素炎イオン化検出器（以下FIDと記す）付きガスクロマトグラフのカラム出口を2方に分岐し、1方をFIDに、他方を嗅覚測定のための臭気排出口に接続したものである。カラムによって分離された単成分臭気のうち10%がFIDに、90%が嗅覚測定者のほうへ流れるようになっている。測定者は分離された臭気を6ℓ/分の無臭空気で常時希釈しながら鼻あてを介して嗅いでおり、においの強さを6段階臭気強度表示法に従っ

て判定し、表示装置のボタンを押すことによってレコーダーに結果を表示する。このレコーダーには同時にFIDによって検出されたガスクロマトグラム結果も表示される。

図-6に某下水処理場沈砂池流出水より採取した臭気のGC-オルファクトグラムを示す。試料の採取に当ってはできるだけ高濃度の臭気を必要としたため沈砂池流出水を60℃に加温、曝気しながら臭気捕集バックに捕集した。この処理場は流入下水中に占める工場排水の割合が40%とかなり高いため、多種類の臭気原因物質が本試料中に含まれていると予想される。図-6では硫化水素、メチルメルカプタン系のおいが検出されていないが別の日に採取した試料では保持時間1~2分

の場所にかなり鋭いピークとして検出されており、日によって臭気の質が変動していることがうかがわれる。図-6にはFIDによるガスクロマトグラムを省略して

ある。これはガスクロマトグラムのピークと、人間による臭気強度判定のピークが必ずしも一致していないため、無用の混乱を避ける意味で省略したものである。言い換えるなら、今回用いたFID検出器及び分析手法の分析精度では、人間の鼻による臭気の判定精度よりもはるかに劣ってしまい、機器分析と官能試験の対応をとることが不可能であることを意味している。

4. まとめと今後の課題

本年度の調査結果を以下にまとめる。①曝気槽の臭気は曝気槽流入部で最も大量に発生しており、それ以外の場所での発生は非常に少ない。今後もこの種の調査を繰り返し、臭気発生状況を具体的に把握する必要がある。②酸素曝気法の曝気槽から発生する臭気は標準活性汚泥法のそれに比べて量的に少なく、質的にはほとんど同様の組成であると考えられる。③臭気を含んだ空気を曝気用空気として用い活性汚泥の働きで脱臭する方法は、臭気の質によってはかなり効果がある方法である。今後は、本法が曝気装置に与える影響等より実質的な問題を追求する必要がある。④下水臭を構成する臭気原因物質の検討は、腐敗臭、し尿臭系のおいについてはほぼ解明されたが、今後は焦げ臭、かび臭系のより嗅覚閾値が低いと考えられるおいについて検討をつづける必要がある。⑤効果的な臭気の捕集を行なうため、臭気発生量と換気回数の関係を明確にする必要がある。

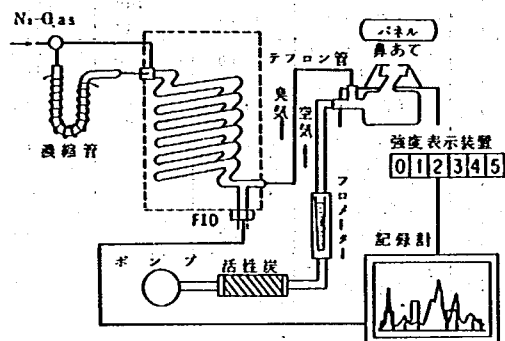


図-5 GC-オルファクトメータ概略図

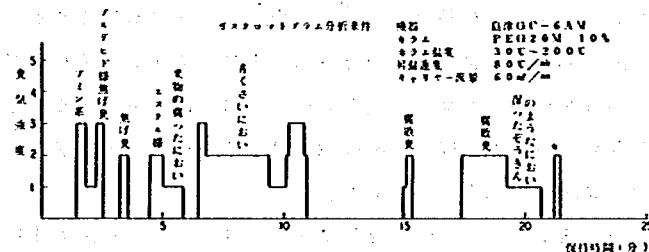


図-6 某下水処理場沈砂池流出水のGC-オルファクトグラム

4. 窒素の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小 堀 和 夫

研究員 酒 井 憲 司

坂 山 孝 一

下水道研究室 室 長 市 村 訓 男

落 修 一

八木橋 一 郎

1. 調査の目的と必要性

下水の一次処理、二次処理により流入下水中の窒素は20~40%除去されるがそれ以上の除去率を得るのは難しいとされている。下水処理水に残留する窒素化合物は閉鎖性水域では富栄養化の原因物質となる可能性を有している。また窒素化合物のうちアンモニア性窒素は放流先での溶存酸素の消費、魚類に対する毒性、下流の浄水場における塩素消費量の増加を招くという問題点を有している。このため放流先の水域の状況によっては放流水中の窒素濃度に厳しい基準が課せられる下水処理場が増えるものと予想される。本調査は窒素を物理化学的手法及び生物学的手法により除去する手法の確立と設計、維持管理上の問題点を解明することを目的としている。

2. 昭和53年度までの調査結果

2.1 不連続点塩素処理によるアンモニア性窒素の除去

- (1) 下水の不連続点塩素処理について室内実験及びパイロットプラント実験を行ない、比色式アンモニア連続分析計を用いて塩素添加量をフィードフォワード制御することにより $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率を90%以上に保持できることを明らかにした。
- (2) 塩素添加量により生成する有機塩素化合物について同定及び定量方法を検討した。
- (3) 初沈流出水、二次処理水、急速濾過水、活性炭処理水を用いて塩素添加量と低級塩素化有機物の生成量との関係について検討した。また活性炭によるクロロホルムの除去について調査した。

2.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

- (1) わが国で産出する9種類の天然ゼオライトを用いて実用化のための一般性状確認試験を行ない、その結果秋田県F鉱山で産出するクリノプチロライトが最も優れていることが分かった。
- (2) 下水中に含まれる陽イオンの実測を行ない、ゼオライトによるアンモニアの除去に及ぼす妨害について調査した。この結果特に問題となるのは Ca^{2+} であることが分かった。
- (3) ゼオライトの再生について基礎実験を行ない再生方式、再生液量の減少、回復再生液の再生能力、再生ゼオライトの吸着特性について調査した。

2.3 生物学的窒素除去法

- (1) 京都三次処理パイロットプラントに生物処理実験装置を設置し生物学的窒素除去について調査を開始した。
- (2) 小規模の汚水処理施設を用いて単段式で混合液循環法による窒素除去について調査し、あわ

せてメタノール添加の効果についても調査した。

(3) 脱窒用の有機炭素源として消化槽脱酸液、各種工場廃水について検討を行なった。

3. 昭和54年度の調査結果

3.1 生物学的窒素除去法

3.1.1 単段式硝化脱窒法による窒素除去に関するパイロットプラント実験

単段式硝化脱窒法は一つのエアレーションタンクの中に嫌気性槽と好気性槽を設け、一つの汚泥により硝化脱窒を行なわせる方法である。硝化槽、脱窒槽ごとに汚泥を培養し別々の汚泥で硝化脱窒する方式に比べ窒素除去率は少し下がるが施設の規模、運転管理の点で利点を有している。

単段式にはいくつかの運転方式があるが代表的なものを図-1・1に示す。同図では8槽直列のエアレーションタンクと最終沈殿池を想定しておりエアレーションタンク3槽を嫌気性槽に、残り5槽を好気性槽に用いるという前提でフローを考えた。生物学的

脱窒は嫌気的环境下で脱窒菌に対して NO_3^--N (NO_3^--N と NO_2^--N 和を指す)と有機物を供給することにより進行するといわれており、エアレーションタンクの中でどのようにしてこれらの条件を整えるかが最も重要な問題である。Aの混合液循環法では好気性槽の NO_3^--N と流入水中の有機物を利用しており

Bの方法では返送汚泥による NO_3^--N の持ちこみを利用している。Cのステップ法では好気性槽で硝化された窒素が嫌気性槽へ流入してくる下水中の有機物を利用して脱窒され、Dの方法は汚泥中の有機物ないしは汚泥の自己酸化により生成する有機物を利用して脱窒しようとするものである。これらの方式は各々長所、短所があげられているが脱窒の効率の面から見ると流入水中の有機物を利用するA～Cの方式がDの方式より優れていると思われる。単段式でメタノール等の薬剤の添加を行なわない形の窒素除去法としてはA～Cの方式について調査を行なう予定であるが、今年度はこれらのうちAの混合液循環法を対象として調査を行なった。

調査は京都三次処理パイロットプラントの生物処理実験装置を用いて行なった。同装置はエアレーションタンク8槽(各槽25 m^3 、合計200 m^3)と最終沈殿池(円形、矩形各1槽、各50 m^3 、合計100 m^3)及び付属機器から成り立っている。嫌気性槽のうち2槽は水中撹拌機で撹拌のみ行ない、残りは空気を絞って運転した。流入水は京都市鳥羽下水処理場の初沈流出水を用いている。混合液循環法では好気性槽からの混合液の循環を行なっているがこの循環量と流入水量の比を循環比と定義して用いることとする。窒素の除去率は通常流入水と処理水の値から計算しているがこれでは余剰汚泥への取り込みと硝化された窒素からの脱窒によるものが一緒になっている。両者をあわせた窒素の除去率を窒素除去率と定義し、脱窒によるものは「脱窒による窒素除去率」と呼ぶこととする。また硝化された窒素に対する脱窒された窒素の割合を脱窒率と呼ぶこととする。

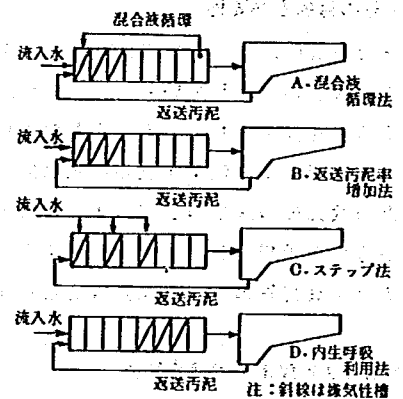


図-1・1 単段式の運転方法の例

調査は京都三次処理パイロットプラントの生物処理実験装置を用いて行なった。同装置はエアレーションタンク8槽(各槽25 m^3 、合計200 m^3)と最終沈殿池(円形、矩形各1槽、各50 m^3 、合計100 m^3)及び付属機器から成り立っている。嫌気性槽のうち2槽は水中撹拌機で撹拌のみ行ない、残りは空気を絞って運転した。流入水は京都市鳥羽下水処理場の初沈流出水を用いている。混合液循環法では好気性槽からの混合液の循環を行なっているがこの循環量と流入水量の比を循環比と定義して用いることとする。窒素の除去率は通常流入水と処理水の値から計算しているがこれでは余剰汚泥への取り込みと硝化された窒素からの脱窒によるものが一緒になっている。両者をあわせた窒素の除去率を窒素除去率と定義し、脱窒によるものは「脱窒による窒素除去率」と呼ぶこととする。また硝化された窒素に対する脱窒された窒素の割合を脱窒率と呼ぶこととする。

(1) 運転条件

混合液循環法で硝化、脱窒に支障のない範囲でどこまで高い負荷をかけられるかという命題に答えるため、まず比較的負荷の軽いところから実験をはじめた。昭和54年5月から55年3月の実験期間内で運転条件を色々変更したが最終的にエアレーションタンク滞留時間8時間、循環比2、嫌気性槽と好気性槽の数が3と5という条件に落ち着き9月14日以降この条件で継続した。実験期間中の運転条件のまとめを表-1・1に示す。なお標準法による運転の値として鳥羽処理場のE系列（以下実プラントと呼ぶ）の結果を引用した。実プラントの結果はひと月単位にまとめているので実験装置における実験区分とは厳密には一致しないがコントロール系として用いるには差しつかえないものと思われる。

実験装置ではまず流入水量400^m（エアタンク滞留時間12時間）、循環比1からスタートした。実験区分Ⅰでは運転は順調に行なわれた。Ⅰのあとで余剰汚泥引抜ラインのトラブルにより汚泥が流出したためMLSSが大幅に低下した。1と月近く回復を待ったが思ったほど回復しないままⅡの嫌気槽の滞留時間の短い運転に入った。この区分では硝化は順調だが脱窒が不十分であった。Ⅰ、Ⅱの結果から好気性槽をもっと短くすることができると判断できたので流入水量を600^m、エアタンク滞留時間8時間とする運転に切り換えた。MLSSは2000^{mg/l}を越え、負荷の低いことも影響しSRTが35日という長い条件で運転された。滞留時間が短くなったことによる影響なのか硝化が時々不十分であった。MLSSの回復と共に硝化、脱窒とも良好になると予想して実験区分Ⅳから循環比を2に上げて運転した。結果はきわめて良好であったのでこの条件のまま冬場を迎えることとした。

表-1・1 運転条件の総括

実験区分	実験装置						実プラント					
	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI*
実験期間	5.11~ 6.14	7.13~ 8.9	8.24~ 9.13	9.14~ 11.14	11.16~ 12.19	1.11~ 3.27	5月6月	7月	8月9月	10月11月	12月	1月3月
流入水量(^m /日)	400	400	600	600	600	600	63110	72040	74310	66130	73210	67350
エアタンの水温(°C)	20.6 ~24.3	24.8 ~27.1	25.6 ~26.9	20.6 ~25.7	18.6 ~19.2	14.2 ~15.9	20.9 ~23.3	23.8	24.3 ~26.0	21.2 ~23.2	20.0	16.2
エアタンク滞留時間(hrs)	12	12	8	8	8	8	90	86	84	94	85	92
うち												
嫌気性槽(hrs)	45	3	3	3	3	3						
好気性槽(hrs)	7.5	9	5	5	5	5						
返送汚泥率(%)	50	50	50	50	50	50	253	253	254	254	253	261
余剰汚泥率(%)	0.53	0.14	0.12	0.55	0.70	0.80	1.9	1.2	0.9	1.5	1.7	1.7
循環比	1	1	1	2	2	2						
空気倍率	12	11	9	10	10	10	52	48	49	55	61	59
S _{vss} (%)	25	11	20	41	60	85	12	9	12	16	18	22
S _v I	120	110	90	130	220	260	120	90	90	140	150	160
MLSS(^{mg} /l)	2160	960	2170	3080	2690	3330	1032	976	1385	1170	1170	1400
汚泥のVSS/SS(%)	64	64	62	63	70	69	71	65	66	72	71	76
BOD ₅ /SS負荷(^{kg} / ^{kg} ・日)	0.091	0.13	0.087	0.077	0.12	0.11	0.26	0.20	0.14	0.18	0.27	0.24
T-N ₅ /SS負荷(^{kg} / ^{kg} ・日)	0.022	0.037	0.027	0.023	0.026	0.029	0.058	0.053	0.039	0.052	0.058	0.059
SRT(日)	19	20	35	14	11	10	46	62	90	66	45	50
終沈沈殿時間(hrs)	6	6	4	4	4	4	40	38	37	41	37	41
終沈水面積負荷(^m /日)	107	107	160	160	160	160	240	250	258	230	254	234

*：実プラントのVIは1月分のデータ

実験Ⅳ・Ⅴ・Ⅵはエアレーションタンクの水温により区分したものである。Ⅳは20～25℃、Ⅴは19℃前後、Ⅵは14～18℃となっている。

(2) 水質分析結果と考察

実験装置と実プラントの各実験区分における流入水と処理水の水質を表-1.2.1と表-1.2.2に示す。

まず運転が良好に行なわれていた実験Ⅰ・Ⅳ・Ⅴの結果について考察を行なった。

BOD、COD、TOCの除去について実験装置と実プラントを比較すると両者にはほとんど差がない。ところが処理水の溶解性のCODとTOCを比

べると実験装置の方が小さな値となっている。実験装置ではMLSSが高く、汚泥に対する負荷が小さいため溶解性の有機物の除去が良くなっているものと思われる。溶解性の値が低いのに全体としては実プラントと殆んど変わらないのは実験装置処理水のSSが18～25mg/lと高いことに起因している。SSが高いのは実験装置自体の問題の他、脱窒による汚泥の浮上によるものと考えられる。

窒素の除去について見ると実プラントでは実験Ⅰ・Ⅳの窒素除去率が28.32%であるのに対し実験装置では実験Ⅰ・Ⅳ・Ⅴで60.65.66%となっており、混合液循環法による効果がはっきり現われている。後述するエアレーションタンク追跡調査の結果をみると脱窒槽においてはNO₃-N

表-1.2.1 実験装置の流入水と処理水の水質

(単位はpH以外はmg/l)

実験区分	実験装置											
	Ⅰ		Ⅱ		Ⅲ		Ⅳ		Ⅴ		Ⅵ	
流入水 or 処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	93	7.1	64	5.3	63	1.3	79	7.8	105	1.5	126	2.7
ATU-BOD	78	5.4	55	3.8	54	7.2	70	5.7	96	1.1	—	2.0
COD	77	2.2	53	1.6	50	1.9	60	1.8	78	2.4	91	2.8
溶解性COD	48	1.5	34	1.2	32	1.3	39	1.2	50	1.5	49	1.9
TOC	74	1.7	49	1.2	45	1.4	58	1.5	75	1.9	98	2.2
溶解性TOC	45	1.1	28	0.8	27	7.7	33	7.5	39	1.0	44	1.1
SS	79	1.8	46	1.9	56	1.2	49	1.8	107	2.5	132	2.8
K-N	235	2.6	178	2.3	196	5.8	237	2.5	233	2.9	322	7.4
NH ₄ -N	180	0.06	127	0.13	147	1.8	167	0.08	155	0.10	209	3.1
NO ₃ -N	—	0.02	—	0.04	—	0.06	—	0.02	—	0.03	—	0.33
NO ₂ -N	—	6.8	—	8.4	—	4.9	—	5.8	—	5.0	—	4.8
T-N	235	9.4	178	10.7	196	10.8	237	8.3	233	7.9	322	12.6
全リン	304	2.05	270	1.76	215	1.70	316	2.05	345	2.23	437	2.30
溶解性全リン	214	1.70	193	1.40	196	1.31	211	1.67	216	1.74	245	1.65
アルカリ度	171	5.2	125	4.4	140	6.8	150	5.8	143	6.7	147	7.2
pH	7.5 ~7.9	7.1 ~7.4	7.3 ~7.6	7.1 ~7.2	7.5 ~7.7	6.9 ~7.3	7.4 ~7.7	7.0 ~7.4	7.4 ~7.9	7.0 ~7.4	7.4 ~8.1	6.7 ~7.3

表-1.2.2 実プラントの流入水と処理水の水質

(単位はpH以外は全てmg/l)

実験区分	実プラント											
	Ⅰ		Ⅱ		Ⅲ		Ⅳ		Ⅴ		Ⅵ*	
流入水 or 処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	100	9.4	71	1.3	68	7.5	79	1.1	113	—	122	1.4
ATU-BOD	75	6.0	59	6.9	56	4.4	69	7.9	105	—	—	1.2
COD	70	2.3	56	2.0	50	1.5	62	2.0	83	—	90	3.0
溶解性COD	40	1.9	35	1.7	32	1.3	42	1.7	49	—	47	2.5
TOC	68	1.7	52	1.4	48	1.0	59	1.5	79	—	99	2.2
溶解性TOC	40	1.4	29	1.1	26	0.83	33	1.2	40	—	42	1.5
SS	57	5.6	53	5.7	58	2.7	47	5.0	133	—	141	1.4
K-N	226	15.7	184	8.8	187	7.7	240	15.7	239	—	325	22.3
NH ₄ -N	170	1.39	136	7.2	131	6.1	177	1.30	157	—	217	18.7
NO ₃ -N	—	0.35	—	0.86	—	0.10	—	0.43	—	—	—	0.07
NO ₂ -N	—	0.22	—	1.6	—	3.7	—	0.15	—	—	—	0.09
T-N	226	16.3	184	11.3	187	11.5	240	16.3	239	—	314	22.5
全リン	300	1.18	251	1.06	264	0.95	319	1.24	366	—	450	1.74
溶解性全リン	209	1.09	176	1.00	176	0.89	219	1.11	221	—	241	1.37
アルカリ度	160	1.25	125	8.5	123	7.8	156	1.23	142	—	150	7.5
pH	7.5 ~7.9	7.0 ~7.5	7.5 ~7.7	7.0 ~7.3	7.3 ~7.7	6.8 ~7.4	7.4 ~7.7	7.2 ~7.6	7.4 ~7.9	—	7.4 ~8.1	7.3 ~7.6

*:データは、2月と3月のもの

-Nはほとんどゼロになっており脱窒用の有機物の不足による脱窒の阻害はほとんどなかったと判断できる。本実験に用いた流入水のBODと窒素の比はⅠ・Ⅳ・Ⅴで各々4.0, 3.3, 4.5となっており、循環される NO_3^- -Nに対して十分なBODが供給できたものと思われる。除去された窒素のうち脱窒によるものと余剰汚泥の引抜きによるものの内訳を表-1・3に示す。窒素の除去の約80%が脱窒によるものであることが分かる。流入水中の窒素から処理水中の K-N と余剰汚泥の窒素を引いた分が全て硝化されたものとして脱窒率を求めるとⅠ・Ⅳ・Ⅴで各々63, 68, 70%となりⅣとⅤで循環比を上げた効果がわずかながら出ている。

循環された NO_3^- -Nが100%脱窒され他での脱窒はないとすると循環比1, 2での脱窒率は50, 67%となる。実験Ⅰでの63%という値は少し高目であり、終沈での脱窒が無視しえないものであることを示唆している。

リンの除去については実験装置の方が悪い。実プラントの全リンの除去率は実験Ⅰ・Ⅳで61%であるが実験装置ではⅠ・Ⅳ・Ⅴで33~35%となっている。実験装置のリンの収支を表-1・3に示したが、余剰汚泥中のリンがリンの除去量と大体一致していることが分かる。このことから実プラントでリン除去率が高いのは余剰汚泥として引き抜かれるリンの量が多いためであると推定できる。これは実験装置のSRTが11~19日であるのに対し実プラントが46~66日という短い条件で運転していることと関連が深い。

次に窒素除去率の低かった実験Ⅰ・Ⅱ・Ⅲについて運転条件の面から検討を行なう。

まず実験ⅠではMLSSが低かったため嫌気性槽における脱窒が不十分であったことが予想される。エアレーションタンクの流下に伴ない水質がどのように変化するかについて調査しているので実験ⅠとⅡについて比較してみた。結果を図-1・2に示す。これを見ると実験Ⅰでは嫌気性槽3槽のあとでDOの回復が遅く好気性槽の3つ目の槽になりようやく 1mg/l を超えている。ところが実験Ⅱでは好気性槽の1つ目から 1mg/l となっており嫌気性槽として運転している2つの槽が脱窒を起こすのに十分なほど嫌气的になっていなかったのではないかとと思われる。この原因としてはMLSSが低くなったことによる酸素消費速度の低下、嫌気性槽が2槽と

表-1・3 窒素とリンの収支(実験装置)

(単位は mg/l)			
実験区分	I	Ⅳ	Ⅴ
流入水中の窒素	23.5	23.7	23.3
処理水中の窒素	9.4	8.3	7.9
除去された窒素	14.1	15.4	15.4
余剰引抜の窒素*	2.3	3.1	4.0
脱窒された窒素**	11.8	12.3	11.4
流入水中のリン	3.04	3.16	3.45
処理水中のリン	2.05	2.05	2.23
除去されたリン	0.99	1.11	1.22
余剰引抜のリン*	-	0.92	1.09

* 余剰汚泥として引抜かれた量を流入水量ベースに換算した値

** 除去された窒素-余剰引抜の窒素として算定

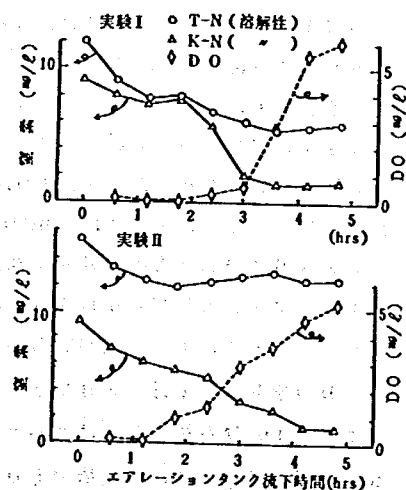


図-1・2 エアレーションタンク追跡調査(実験Ⅰ・Ⅱ)

少なく滞留時間が短かったことなどが考えられる。混合液循環法では好気性槽から混合液を循環するので溶存酸素の持ち込みがある。このため溶存酸素を速やかに消費することが脱窒をおこす上で不可欠となり、嫌気性槽での汚泥の酸素消費速度をあるレベル以上に保つことが必要になる。

実験Ⅱでは脱窒よりむしろ硝化が幾分抑制されており、そのため窒素除去率が低くなっている。実験Ⅰのあと流入水量を400 m^3 /日から600 m^3 /日に上げており、その影響が残っていたために硝化が不十分になったものと判断される。

実験Ⅱでは窒素除去の良好な時期と不調な時期とがはっきりしていた。低水温期の実験であり本プロセスの可否を決める重要な要因が含まれているので運転状況と処理成績について詳しく検討することとした。まず実験Ⅱの全期間の窒素と流入水BODの変化を図-1・3に示す。1月に運転を再スタートしたあと約1月は順調に窒素除去が行なわれていたが2月に入ってから除去率が低下している。3月に入ってから徐々に回復している。2月のデータを見ると処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ が高いことが分かる。硝化が抑制されていることが窒素の除去率を下げている。硝化が抑制された原因としては運転条件の面から次のことが指摘できる。

イ. 流入水の負荷が1月から2月にかけて高くなっている。流入水中のBODについては図-1・3にあげる通りである。

ロ. 1月から2月までエアレーションタンクへの送気量が空気倍率で約9倍で実験Ⅰの10倍より少し低目に運転された。3月に入ってから1.1倍弱に上げた。

ハ. 水温が14~16 $^{\circ}\text{C}$ と低くなくても夏場と同じくエアレーションタンク滞留時間8時間のままで運転している。好気性槽での滞留時間は5時間である。

他の処理水質から見ると例えばBODは実験期間で27 mg/ℓ 、2月だけでは31 mg/ℓ と他の実験区分より高くなっている。ATU-BODでも14 mg/ℓ と少し高目となっている。

1月と3月の窒素除去の良好な時期と2月の不調な時期に処理機能の把握を目的としたエアレーションタンク追跡調査を行なった。結果を図-1・4に示す。1月と3月の結果と2月の結果を比較すると次のような点が明らかになる。

- a. DOを見ると1月と3月では好気性槽で速やかに回復してきているが2月の結果では第7槽で1 mg/ℓ を超えるだけで残りは1 mg/ℓ 以下となっている。
- b. 1月の結果では嫌気性槽でもDOが高いため脱窒はほとんどおきていないが、2月と3月については嫌気性槽へ流入した $\text{NO}_3\text{-N}$ はほとんど脱窒されている。

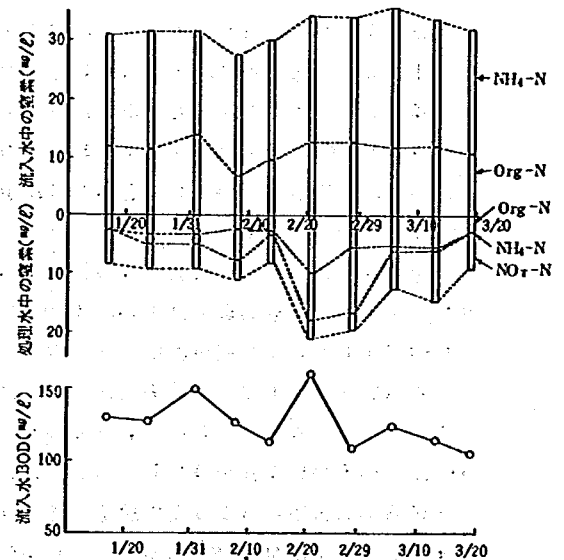


図-1・3 実験Ⅱにおける窒素及び流入水BODの変化

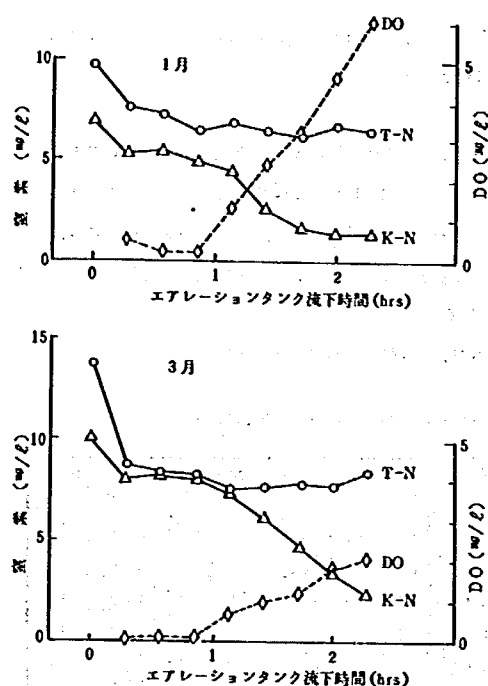


図-1・4 実験における
エアレーションタンク追跡調査

c. 硝化については1月の結果では第8槽まででほぼ完了している。2月・3月では硝化の途中で終わっている。

d. 3月の調査の時に同時に活性汚泥の硝化速度を求めた。これは第3槽の汚泥に NH_4Cl を添加し連続的に曝気することにより求めたものであるが、 4.8 mg N/l hr という値が得られた。図-1・4から3月の調査時の実験装置における $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成速度を求めると 4.6 mg/l hr となる。

以上の考察から2月の運転における硝化の停止の原因は流入の有機物負荷の増大に対して酸素の供給が追いつかなかったことであると判断できる。3月の調査ではエアレーションタンク内の硝化速度はほぼ活性汚泥の能力いっぱいであり、酸素の供給を増やしても好気性槽での滞留時間が少し足りず、一部未硝化で出ていっていることが分かる。冬季で流入負荷が高くなるとエアレーションタンク滞留時間が8時間という条件では少し厳しいと思われる。図-1・4から判断すると好気性槽の滞留時間を1~2時間延ばして全体として9~10時間必要になる。

(3) 混合液循環法による運転のまとめ

イ. 効果的に脱窒を行なうにはMLSSを高く保たねばならない。夏季では 2000 mg/l 、冬季では 3000 mg/l が一つの目安となる。

ロ. エアレーションタンク滞留時間8時間、返送率50%、循環比2、流入水のBODと窒素の比33~45という条件で窒素除去率は60~88%であった。

ハ. 冬季の負荷の高い時期には滞留時間を9~10時間に延ばし空気倍率を少し上げて運転することが望ましい。そうれば処理水中の窒素を 10 mg/l 以下にできるとと思われる。

ニ. 処理水中のSS及びリンの値はやや高くなる。

3.2 流入下水の定流量化を図った単段式硝化脱窒法に対する高負荷の影響調査

単段式硝化脱窒法は、流入水量の日間変動を抑える定流量化が図られる傾向にある。本年度は、この手法に対する急激な高負荷の影響を実プラントで調査した。

3.2.1 調査内容

調査は、前年度調査したプラント（昭和53年度下水道関係調査研究年次報告書集P125）において、通常より急激な高負荷を受けると思われる春期（4月27日～5月7日）、夏期（8月11日～20日）、冬期（12月28日～1月7日）に実施した。各時期の調査内容は以下の通りである。

春期、夏期の調査 — 負荷の実態調査；処理成績の調査；活性汚泥の硝化、脱窒に関する調査；活性汚泥の呼吸活性に関する調査

冬期の調査 — モニターによる処理水中の NH_4^+ と NO_3^- 、 NO_2^- の監視

3.2.2 調査結果

I 春期、夏期の調査結果

負荷のレベルと処理成績を平日の結果と合わせて表-2.1に示した。各調査時期とも平日より高負荷となり、これらの高負荷が処理水質に与えた影響は、最終沈殿池からの汚泥流出によるSSの悪化としてであった。表中の処理成績の低下もこれに依る所が大きい。汚泥流出の原因は、流入水量の急激な増加による沈殿池内での汚泥巻き上げと脱窒による汚泥浮上であった。

調査期間中の硝化速度の変化を図-2.1と2.2に示した。春期における硝化速度は見掛上(○)大きく変動しているが、実質(●)は安定したものであり、高負荷の影響は殆んど受けていない。一方、夏期における硝化速度は大きく変動している。しかし、室内実験で得られた硝化速度に関する(2.1)式に、硝化速度測定時の水温と NH_4^+-N 濃度を代入して得られた計算値(-)と実測値(○)を比較すると、殆んど差がな

表-2.1 負荷のレベルと処理成績

比較項目	調査時期	平日の成績(a)		春 期 (b)		夏 期 (c)	
		'79.8~'79.12		成 績	b/a	成 績	c/a
流入下水	水量 m^3/d	182	140~235	227	1.3	385	2.1
	SS mg/l	109	40~178	256	2.4	188	1.7
	BOD mg/l	818	438~1773	1263	1.5	143	1.8
	GOD mg/l	375	256~562	—	—	877	2.3
	KN mg/l	320	145~543	569	1.9	681	2.1
処理水	SS mg/l	0.8	0.4~1.9	—	—	255	1.52
	BOD mg/l	0.5	0.2~1.0	313	1.8	60	1.47
	GOD mg/l	5.0	4.2~6.6	—	—	165	1.65
	KN mg/l	1.67	0.84~4.46	1.30	0.60~6.83	566	0.54~1.690

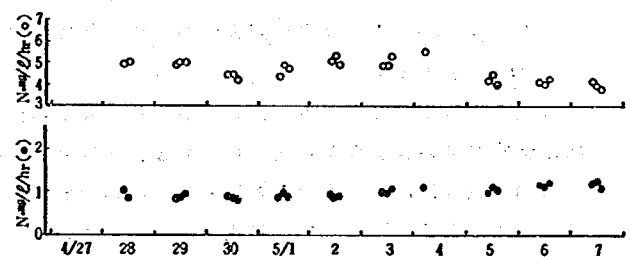


図-2.1 春期高負荷における硝化速度

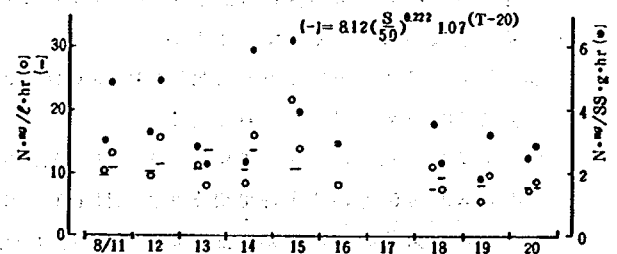


図-2.2 夏期高負荷時における硝化速度

く、又、計算値より著しく低下していないため、高負荷による阻害はなかったと言える。尚、

この変動の原因は、汚泥引抜きに依るものと思われる。

$$N_r = 812 \left(\frac{S}{50} \right)^{1.11} \cdot 1.07^{(T-10)} \dots\dots\dots (2.1)$$

N_r : 硝化速度 ($N \cdot m/l/hr$) , S : 初期 NH_4^+ 濃度 ($N \cdot m/l$) , T : 水温 ($^{\circ}C$)

春期高負荷時における脱窒槽での $NO_3^- + NO_2^-$ の収支を図-2.3 に、夏期高負荷時における脱窒速度を図-2.4 に示した。春期における脱窒は、5月3日と6日に著しく低下しており、高負荷の影響がみられる。一方、夏期における脱窒速度も殆んど変化していないと言って良く、高負荷による影響はみられない。春期における高負荷の影響の原因は、脱窒が低下した後の回復が早いことや、負荷レベルが夏期より低いため脱窒速度への影響が少ないと考えられること等から、高負荷による阻害よりもむしろ流入水量の増加による脱窒時間の短縮にあるとみて良いだろう。

調査期間中の呼吸速度の変化を図-2.5 と 2.6 に示した。春期、夏期の呼吸速度とも日間での変動が大きく、又、調査期間中も大きく変動している。これは、流入水中の BOD 濃度の変化と一致した傾向であった。一般に活性汚泥の呼吸速度は基質濃度に比例するような傾向を示すものであり、本調査期間中は何らの異変も認められなかった。尚、平日における呼吸速度は、高負荷時よりも低いものであり、その値は (2.2) である。

$$8 \pm 2 \cdot DO \cdot SS \cdot g/hr \dots\dots\dots (2.2)$$

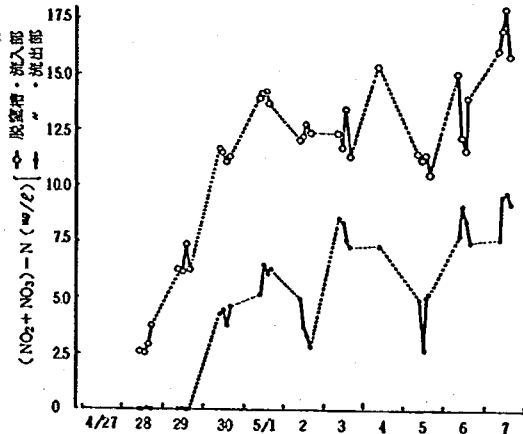


図-2.3 春期高負荷時における脱窒状況

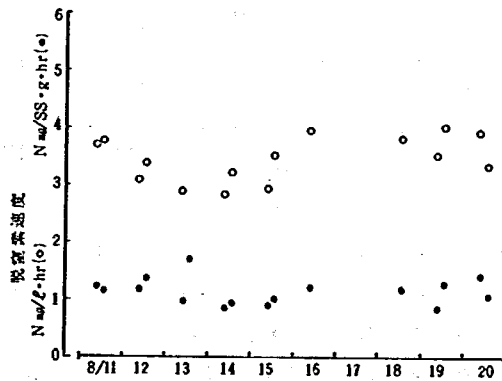


図-2.4 夏期高負荷時における脱窒速度

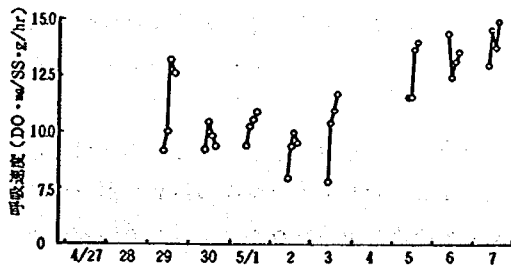


図-2.5 春期高負荷時における呼吸速度

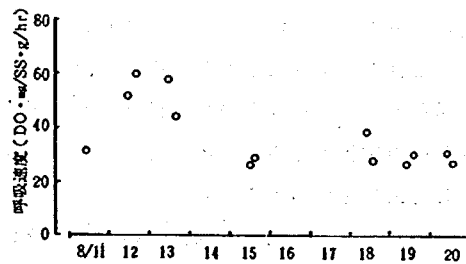


図-2.6 夏期高負荷時における呼吸速度

Ⅰ 冬期の調査結果

調査期間中の維持管理結果を表-2・2に、モニターによる処理水の NH_4^+-N と $(\text{NO}_2^-+\text{NO}_3^-)-\text{N}$ の監視結果を図-2・7に示した。この間の流入水量は平日と殆んど変わらないものであるが、処理水質は悪化する傾向を示している。処理水中の無機態窒素は、12月31日までプラントの運転に見合った傾向を示しており、無機態窒素の増加は、流入水中の $\text{K}-\text{N}$ の増加を示唆するものである。一方、 $(\text{NO}_2^-+\text{NO}_3^-)-\text{N}$ は、 NH_4^+-N が増加しているにもかかわらず1月1日から著しく減少しており、硝化が何らかの悪影響を受けたものと思われる。この原因として次の3つが考えられる。

表-2・2 冬期高負荷時における維持管理結果

管理月日		12.28	.31	1.2	.4	.7
気 温	最 高 $^{\circ}\text{C}$	11	11	5	11	5
	最 低 $^{\circ}\text{C}$	1	-3	-6	4	-7
流 入 水	水 温 $^{\circ}\text{C}$	13.5	13.5	13.5	14.5	13.5
	水 量 m^3/hr	16.0	18.4	17.8	18.4	24.5
好 氧 性 槽	$\text{SV}_{30} \%$	53	58	56	94	65
	pH	7.1	7.2	7.0	7.1	7.0
	DO mg/L	4.6	4.3	3.5	0.4	0.1
処理水 透明度 cm		>100	70	64	48	35

- 1: 流入水中のBOD成分の増加による脱窒素量の増加
- 2: 流入水中の $\text{K}-\text{N}$ の減少による硝化対象量の減少
- 3: 硝化作用が何らかの因子による阻害を受けた。

1については、脱窒槽の容量からみた場合、BOD成分の増加を考慮してもこのような減少速度は得られるものではない。2については、その場合、 NH_4^+-N も同程度の減少速度がなくて

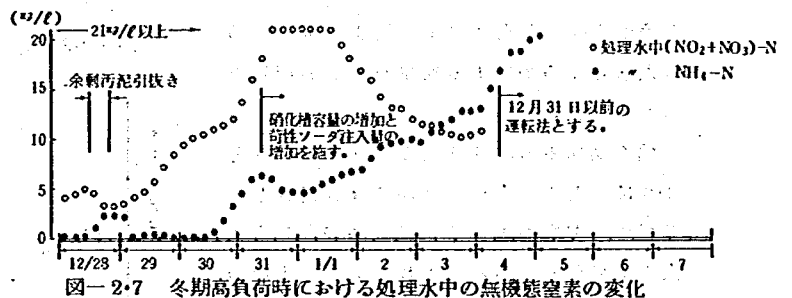


図-2・7 冬期高負荷時における処理水中の無機態窒素の変化

はならない。従って、3の可能性が最も大きく、その詳細についてはpH、DO、水温、その他が考えられるが、維持管理結果からみた場合、pH、DO、水温等による阻害は考えられず、その他の何らかの因子が阻害していたものと思われる。尚、1月4日以後のデータがないのはモニターのポンプチューブの寿命によるものである。

3.2.3 まとめ、および考察

生物処理に対する高負荷は、水量的なもの、処理対象物質の濃度的なもの、処理対象物質の絶対量的なものに分けられる。水量的高負荷は反応時間の短縮として、濃度的高負荷は生物相に対する毒性として問題となり、絶対量的高負荷は、それまでに培われてきた処理能力に対する影響が問題となる。これらの高負荷は、それぞれ独立したものではなく、絶対量負荷=濃度負荷×水量負荷の関係があるが、本調査のように短期間で急激な高負荷を対象とする場合、水量的、濃度的負荷に依る所が大きい。

本調査では、春期、夏期において1.5~2.4倍の濃度負荷を受けたが、生物相への阻害は認められず、水量負荷による影響が大きかった。従って、窒素除去に対してこの程度の高負荷が予想される場合、反応時間の短縮と除去対象量の増加からくる硝化段階でのDOやアルカリ度の過剰消費が考えられ、硝化の低下は脱窒槽での腐敗につながることに留意しなければならない。又、終

沈からの汚泥流出は、長時間エアレーション法の欠点とされており、本法に対する物理学的、生物学的検討が望まれる。一方、冬期においては、濃度の負荷、中でもK-Nが著しく、硝化促進のための操作がかえって槽内での好気性消化を誘発し、透視度の悪化につながったものと思われる。硝化に対する阻害因子の解明は本調査内容では不可能なため、再度、詳細な調査が必要である。

尚、本調査は、土木研究所資料 第1588号に詳細を報告した。

3.3 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

本年度より千葉県印旛沼流域花見川処理場においてパイロットスケールでのアンモニア性窒素除去の検討を開始した。

(1) 装置の概要

図-3・1に装置のフローを示す。装置の最大処理能力は72m³/日であるが、現在、1塔ずつの交互運転で通水速度SV=2(1時間当りゼオライト充填量の2倍の水量を通すこと)で行っており処理水量は72m³/日である。なお、原水は2次処理水の急速砂戸過処理したもの(以下、急速戸過水)を用いている。

(2) ゼオライトの初期性能の調査

通水開始直後のゼオライト処理水の水質を表-3・1に示す。この結果に示すようにアンモニア性窒素の除去率は高いが、2次処理水中にゼオライトの陽イオン交換能で捕捉できない硝酸

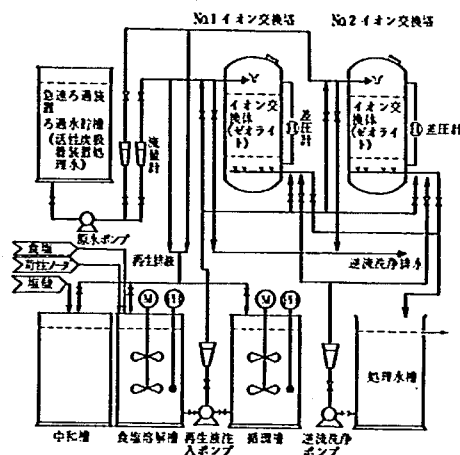


図-3・1 イオン交換装置のフロー

表-3・1 ゼオライト処理水の初期水質

分析項目		T-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	PO ₄ -P	TOC
対象水							
2次処理水	濃度(mg/L)	181	153	015	264	125	398
急速戸過水	濃度(mg/L)	179	135	088	355	113	341
	除去率(%)	1.1	118	—	—	9.6	143
ゼオライト処理水	濃度(mg/L)	597	051	096	450	083	307
	除去率(%)	67.0	96.7	—	—	33.6	22.9

* 通水開始後24時間の平均値

および亜硝酸性窒素が存在し、また砂層およびゼオライト層を通過する際にこれらが増加することにより全窒素の除去率としてはそれほど高いものではない。したがってゼオライトにより全窒素の高率の除去を行うためには2次処理および急速戸過の過程においてできるだけ硝化の進まないようにすることが重要となる。窒素以外ではTOC およびオルトリンについて測定を行ったがこれらについても20~30%除去されていた。これらは砂層およびゼオライト表面の物理吸着によるものと考えられるため継続的な除去は期待できないであろう。

4. 今後の課題

- 単段式硝化脱窒法のうちステップ法についてその実用性を調査する。
- 単段式硝化脱窒法の運転に対する流量変動の影響を調べる。
- 単段式硝化脱窒法処理水の戸過特性及び凝集沈殿によるリン除去について調査する。
- ゼオライトのパイロットプラントを用いてパイロットスケールでのアンモニア性窒素の除去機能について調査する。
- 下水処理水中の窒素が水稻栽培に与える影響についてライシノータを用いて調査する。

5. 凝集剤等の添加による二次処理水質の向上に関する調査

三次処理研究室 室長 小堀和夫

研究員 酒井憲司

板山孝一

1. 調査の目的と必要性

水質汚濁に係わる環境基準の設定や、湖沼、海域等の閉鎖性水域における富栄養化の進行に伴ない下水処理場の放流水に対する基準が強化される傾向にある。このため従来の下水処理施設が有するBODなどの有機物や窒素、リンなどの栄養塩類に対する除去機能では不十分で、その向上を図らなければならない場合が増加するものと考えられている。新しく計画する場合は別として大都市内あるいは既成の市街地を処理区域に有する既設の下水処理場では用地の拡張が極めて困難な場合が多く、既設の処理施設の大幅な改造、拡張なしに二次処理水質の向上を図る手法の開発が望まれている。

このような背景のもとに当研究室では昭和49年度より凝集剤を既設の処理施設に添加して二次処理水質の全体的な向上を図る手法について調査を行ってきた。調査では凝集剤の添加による既設施設の機能の変化を把握することにより、凝集剤を添加する場合の設計及び維持管理上の指針を得ることを目的としている。

2. 昭和53年度までの調査結果

- 1) エアレーションタンクへ硫酸バンドを添加することにより、リンをはじめ有機物等の除去率の向上が相当程度期待できる。特に処理水の清澄感が増す。
- 2) 処理水中のリン濃度は硫酸バンドの添加率と関係が深い。本調査を行なった西山下水処理場では6 mg Al/l程度の添加で処理水中のT-Pを0.5 mg/l以下、溶解性T-Pを0.2 mg/l以下にすることができる。
- 3) 汚泥の発生量は凝集剤の添加により増加する。その増加量は凝集剤の添加量により変わってくる。硫酸バンドの場合は添加したAlの量の約4倍に相当する量だけ無添加の場合より増加する。
- 4) エアレーションタンクへの硫酸バンドの添加位置はタンクの端末が最もよい。
- 5) 一次処理で硫酸バンドを使用する場合は前エアレーションタンクに添加するのがよい。この場合一次処理におけるリン及び有機物の除去率は向上するが、流入水と二次処理水とで比較した除去率ではエアレーションタンクへ添加した方が高い。
- 6) 一次処理で硫酸バンドを使用した場合、初沈で生成する汚泥の濃縮、脱水性は悪化する。
- 7) 一次処理で硫酸バンドを添加すると一次処理水の水質が向上するためエアレーションタンクへの負荷が軽減される。このためSRTを長く維持することができる。一次処理水にアルカリ剤を添加することにより硝化を大幅に促進することができる。
- 8) 硫酸第一鉄をエアレーションタンクに添加する場合はタンクの入口付近がよい。
- 9) 硫酸第一鉄はリン除去には効果があるが有機物や浮遊物の除去にはあまり効果がない。

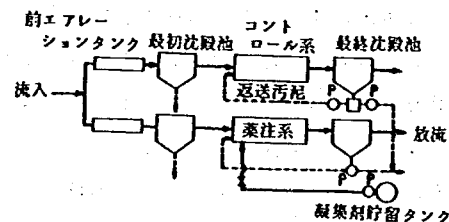
3. 昭和54年度の調査結果

本年度は次の項目について調査を行なった。

- 硫酸第一鉄をエアレーションタンクへ添加した場合の処理機能への影響（西山処理場）
- 硫酸バンドをエアレーションタンクへ添加する方法の長期運転による確認（京都三次処理パイロットプラントにおける調査で昭和53年度に始まり本年度まで継続したもの）
- 処理機能を把握するための連続モニターの評価（西山処理場）

3.1. 硫酸第一鉄のエアレーションタンクへの添加

本実験は名古屋市西山水処理場の施設を利用して行なった。西山水処理場は計画日最大水量が3万m³/日、分流式で家庭下水のみの流入する処理場である。流入水量の変動の激しいことが特徴であったが昭和53年7月よりピークカットを実施しピーク時の流量は一部他の処理場へ振り向けられている。



施設のフローは図-1に示す通りであり、2系列ある

図-1 施設のフロー図

施設的一方を凝集剤添加系列（以下薬注系と略す）、他方を無添加系列（以下コントロール系と称す）として利用している。なお本処理場では汚泥は他の専用処理場へ送っているため汚泥処理系からの返送水はない。

凝集剤として用いた硫酸第一鉄は近郊の工場の酸化チタンの生産工程から発生したものをFe²⁺として約5%になるよう調整したものである。凝集剤の保存及び注入方法、実験におけるサンプル作成法及び分析方法などについては前年度の報告書を参照されたい。

実験は昭和53年2月から昭和54年5月までの16カ月にわたり行なわれた。凝集剤の添加濃度により8種の実験期間に分けられる。各実験期間の運転条件を表-1にまとめて示す。なお昭和53年9月から昭和54年1月までの間は薬注関係の故障で実験を中断したものである。

表-1 運転条件の総括

実験項目	1973 213-225	226-234	235-243	244-252	253-261	262-270	271-279	280-288	289-297	298-306	307-315	316-324	325-333	334-342	343-351
流量 (m ³ /日)	11,270	12,020	15,100	15,950	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020	16,020
処理水量 (m ³ /日)	1,920	1,700	1,440	2,110	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900	2,900
SP-1000 (mg/l)	315	297	280	270	249	226	215	216	212	210	208	206	204	202	200
濃度 (%)	254	241	234	229	199	178	169	169	168	167	166	165	164	163	162
MLSS (mg/l)	526	513	491	478	462	447	433	420	408	396	384	372	360	348	336
MLSS (%)	415	391	370	358	326	297	283	273	261	250	238	226	214	202	190
MLSS (mg/l)	789	752	733	709	678	645	612	579	546	513	480	447	414	381	348
SVI	191	171	166	165	155	145	135	125	115	105	95	85	75	65	55
BOD-SBOD (%)	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129	129
SVI	14	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
処理水量 (m ³ /日)	189	170	166	161	141	122	113	113	113	113	113	113	113	113	113
所定水量 (m ³ /日)	451	225	212	206	204	202	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Fe ²⁺ 添加 (mg/l)	0	10	0	117	0	104	0	52	0	10	0	105	0	250	0

水質分析結果のうち処理が比較的安定していた時期のデータをまとめたのが表-2である。なお実験Ⅰは馴養期間、実験Ⅲ、Ⅳは処理場における工事の影響が残っていたため表-2から省いた。

表-2の結果及び運転中の観察から水処理への影響をまとめると次のようになる。

- 有機物の除去については両系列とも良好な結果を示している。コントロール系に比べると薬注系の方がわずかながら除去率が高い。BODで薬注系の除去率の方が高いのは主に硝化によるBODが少ないためと思われる。凝集剤の添加率と除去率の向上にははっきりした相関は見られなかった。
- リンの除去は硫酸第一鉄の添加によりかなり改善される。コントロール系の全リンの除去率は36~64%となっているが硫酸第一鉄の添加により73~95%と大幅に向上した。リンの除去率は凝集剤と流入水中のリンとのモル比により左右される。表-2からFeと初沈流出水の溶解性全リンとのモル比と処理水に残留するリン濃度との関係をプロットしたのが図-2である。

処理水の全リンに対する溶解性全リンの割合は薬注系では48~74%、コントロール系では85~92%となり薬注系の方が低くなっている。このことは薬注系においては後段に尹過等のSS除去のための施設を設置することでさらにリンの除去率を上げることが可能であることを示している。

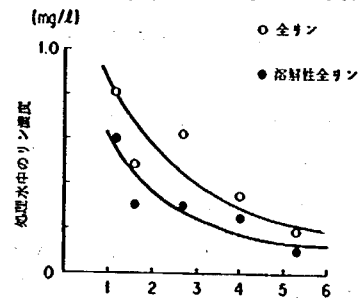


図-2 Fe/Pのモル比と処理水中のリン濃度の関係

表-2 流入流出水質の総括

項目	区 分	Ⅰ(Fe ³⁺ 1.11 %)				Ⅱ(Fe ³⁺ 2.9 %)				Ⅲ(Fe ³⁺ 19.5 %)				Ⅳ(Fe ³⁺ 25.0 %)				Ⅴ(Fe ³⁺ 4.3 %)			
		流入下水		初沈流出水		流入下水		初沈流出水		流入下水		初沈流出水		流入下水		初沈流出水		流入下水		初沈流出水	
		濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比	濃度	モル比
水 温		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	162	—	164	164	159	—	190	190	
PH		7.0-7.2	7.2	733	729	6.9-7.2	7.0-7.2	7.0-7.4	7.0-7.4	7.3-7.2	7.1-7.2	7.1-7.3	6.9-7.1	6.9	7.0	6.6	6.6	7.0-7.2	7.0-7.2	7.0-7.1	7.2-7.3
透 視 度	cm	4.5	6.2	30<	24<	3.8	4.5	30<	30<	4.3	5.9	30<	30<	4.5	7.0	28.5	50<	5.7	8.1	4.5	4.0
濁 度		5.7	3.9	5.7	5.7	9.1	6.3	4.7	4.1	5.7	4.0	2.9	2.2	6.0	4.1	5.4	1.3	5.5	3.6	4.8	4.9
SS	%	132	4.7	1.2	117	139	5.7	4.9	4.5	151	5.2	4.2	3.8	143	4.1	1.0	4.6	126	4.5	6.9	6.3
全アルカリ度	°	101	9.8	102	8.4	9.6	9.9	8.7	8.2	9.5	103	8.8	6.5	100	10.5	5.5	4.0	7.4	8.7	6.1	7.7
全-BOD	°	149	853	183	7.7	156	107	6.1	5.9	156	102	8.8	4.7	186	110	136	4.2	140	8.1	15.8	8.4
溶-BOD	°	550	452	7.6	7.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ATU-BOD	°	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5.2	4.7	—	—	7.9	4.0	—	—	6.3	5.6
酸性法COD	°	631	473	136	125	795	603	131	137	855	565	119	11.1	651	441	127	8.6	704	454	152	119
全-TOC	°	6.8	4.7	143	1.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
溶-TOC	°	2.3	2.2	8.0	8.5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
T-K-N	°	27.8	24.4	20.4	20.2	29.8	29.1	20.1	20.0	31.0	27.8	19.1	21.0	31.2	26.3	15.1	19.9	23.3	21.6	12.1	15.8
NH ₄ -N	°	158	15.1	16.1	16.9	142	16.1	13.7	14.1	15.7	15.1	13.1	13.6	15.1	14.7	9.5	15.1	11.0	10.3	8.8	10.0
NO ₃ -N	°	0.00	0.00	0.02	0.02	0.10	0.19	0.14	0.06	0.02	0.00	0.37	0.06	0.01	0.00	0.42	0.04	0.02	0.03	0.06	0.37
NO ₂ -N	°	0.10	0.10	0.03	0.04	0.12	0.10	0.19	0.13	0.19	0.19	0.91	0.19	0.14	0.15	4.17	0.23	0.20	0.10	2.60	0.30
T-P	°	4.64	3.39	1.94	0.62	4.78	3.86	1.48	0.49	4.43	3.80	1.87	0.35	4.36	3.54	2.25	0.19	4.56	2.98	1.82	0.31
0.1-P	°	247	1.95	1.63	0.44	2.39	2.35	1.14	0.27	2.53	2.49	1.49	0.21	2.60	2.60	1.96	0.10	1.94	1.66	1.44	0.59
8-T-P	°	247	2.34	1.65	0.30	3.04	2.83	1.32	0.30	2.93	2.76	1.63	0.25	2.86	2.68	2.08	0.11	2.22	2.07	1.66	0.60
ABS	°	5.5	6.9	0.95	0.93	6.4	6.1	0.38	0.54	6.9	7.2	0.19	0.53	6.9	8.1	0.30	1.32	6.2	6.1	0.17	0.29

- c. 濁度、SSの除去については両系列でほとんど差がなかった。しかしながら処理水の外観では薬注系で濁ってみえることがあった。この濁りは赤茶色のいわゆる鉄分による濁りとは異なり白色からやや茶色味を帯びた白色の濁りであった。濁りの原因物質については不明である。
- d. 硝化については薬注系ではほとんど起こらなかった。コントロール系に比べてSRTが短いこと、汚泥中のFeの含有率が高くVSSの割合の低いことなどが原因と考えられるが後者については確証は得ていない。
- e. ABSの除去率はコントロール系の方が少し高い。薬注系では硫酸第一鉄の添加率の高い程度除去率が低くなる傾向がある。

汚泥処理への影響については汚泥の発生量の増加、濃縮性、脱水性などの点から調査した。

まず汚泥発生量については実験V～Ⅷで汚泥の引抜きが安定した時期の結果をまとめたのが表-3である。表-3で示した薬注量と薬注による汚泥発生量の増加量との関係プロットしたのが図-3である。図-3よりFe 1kgの添加による汚泥発生量の増加量を求めると約2.8kgになっていることが分かる。

汚泥の濃縮性については表-1のSVIで見る限りコントロール系とほとんど変わらない。実験期間中に両系列で同じ時期(実験V)にバルキングがおきており、硫酸第一鉄が汚泥の沈降性の改善に役立っていないことが分かる。

汚泥の脱水性については小型の加圧脱水試験機を用いて調査した。試験に用いた汚泥は各系列の余剰汚泥と初沈汚泥をTS比で1:1になるように混合したものである。試験は実験VとⅧで1度ずつ行ない、石灰と塩化第二鉄の添加率を変えたときの戸過速度とケーキ含水率を測定した。結果を図-4に示す。実験Vの結果では両系列にはほとんど

表-3 薬注による汚泥発生量の変化

項 目	実験番号	V	Ⅵ	Ⅶ	Ⅷ
SRT(日)		2.5	1.6	2.3	4.3
薬注系発生汚泥量 (kg/日)		706	1,084	1,100	498
コントロール系発生汚泥量 (kg/日)		520	604	539	405
薬注による増加量 (kg/日)		186	480	561	93
薬注量 (Fe ₂ としてkg/日)		62	155	204	45

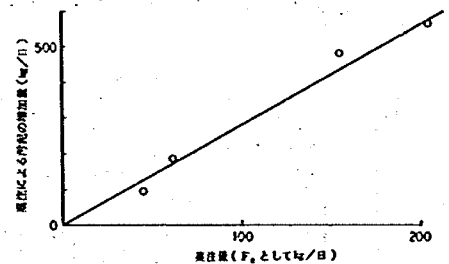


図-3 薬注による汚泥の増加

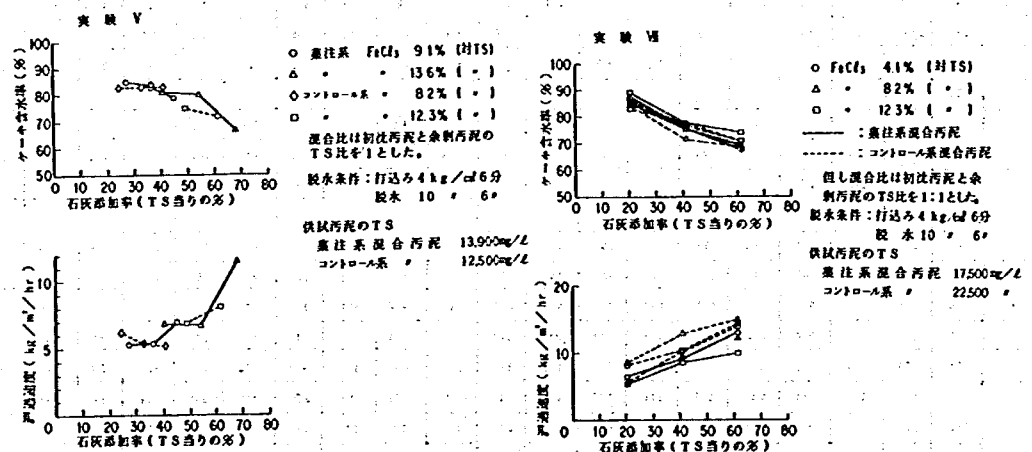


図-4 汚泥の脱水性

ど差がなかった。実験Ⅳではコントロール系の方が若干優れていた。この違いは供試汚泥のTSの差による所が大きいと思われる。薬注系汚泥の脱水において塩化第二鉄の添加率を下げることにについてはあまり期待できない。

これまでの結果から硫酸第一鉄をエアレーションタンクに添加する方法についてまとめると次のようになる。

- イ. 添加位置はエアレーションタンクの入口付近がよい。
- ロ. 硫酸第一鉄の効果はリン除去率の向上という形で顕著に現われる。有機物、SSの除去や汚泥の沈降性及び脱水性の改善にはほとんど効果がない。
- ハ. 硫酸第一鉄の添加量はリン除去の面では多い程効果が上がるが、多すぎると汚泥の発生量の増加やABS除去率の低下を招く恐れがある。本処理場のような下水に対してはFeとして10～20 mg/lの添加率が適当であり、この範囲であれば処理水中の全リンを0.5 mg/l程度に下げることができるものと思われる。
- ニ. 硫酸第一鉄の添加による汚泥発生量の増加量は添加したFeの量の2.8倍として推定することができる。
- ホ. 本実験で用いた硫酸第一鉄は溶解費用込みでFeとして1 kg当り32円であり、15 mg/lの添加では1 m³あたり0.48円となる。

3.2 硫酸バンド添加の長期運転

硫酸バンドをエアレーションタンクに添加する方法が工場排水を含む大規模下水処理場の流入下水に対してどのような効果をもつか、また一年という期間に処理特性がどのように変化するかについて京都三次処理パイロットプラントの生物処理実験装置を用いて調査した。調査期間は昭和53年5月から翌54年4月までの12カ月である。実験装置は4 m^W × 2.1 m^L × 3 m^Hのタンクを4槽直列に連結した容量100 m³のエアレーションタンクと5.1 m³ × 2.5 m^Hの容量50 m³の円形沈殿池から構成されている。運転は標準法でエアレーションタンクの最後の槽へ硫酸バンドを添加した。実験装置への流入水は京都市鳥羽下水処理場E系列の初沈流出水である。硫酸バンドの添加による効果を調べるため凝集剤無添加系列の値として上記E系列（以下実プラントと称す）の測定値を用いた。

実験装置はその運転条件から4つの期間に分けられる。実験Ⅰ～ⅢはAlの添加量が6 mg/l、実験Ⅳは4 mg/lである。実験Ⅱで流入水量を上げたのは夏期で流入負荷が軽くなったためである。実プラントは一年を通じて運転条件の大幅な変更はない。実プラントのデータは月単位にまとめられているので実験装置の実験期間と実プラントのそれとは完全には一致しないが、実験装置の実験期間にあわせてⅠ～Ⅳの期間に分けた。

サンプルは初沈流出水、両処理水については24時間の混合試料、エアレーションタンクの混合液と返送汚泥についてはクラブ試料とした。なお実プラントの汚泥は京都市の測定結果を引用させていただいた。分析はリンが混合試薬法、TODがダウケミカル法でその他の項目は下水試験方法に基づいて行なった。

実験装置と実プラントの運転条件を表-4に、流入水と処理水の水質を表-5にまとめて示す。

表-4 実プラントと実験装置の運転条件

実験区分	実験装置				実プラント			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV
実験期間	5/8~ 7/29	7/30~ 10/25	1/8~ 2/10	2/19~ 4/26	5月~7月	8月~10月	1月~2月	3月~4月
流入水量 (m ³ /日)	300	400	300	300	69550	70920	66450	68930
エプレーションタンク 滞留時間 (hrs)	8	6	8	8	89	88	94	90
返送汚泥率 (%)	25	25	25	25	20	20	25	25
余剰汚泥率 (%)	13	15	20	20	22	13	17	20
エプレーションタンク 水温 (°C)	21.3 ~27.9	22.5 ~28.1	14.9 ~17.0	16.2 ~20.4	20.7 ~25.2	23.2 ~26.8	16.3 ~17.1	17.9 ~19.5
S V (%)	13	13	14	14	10	12	16	13
MLSS (mg/L)	1281	1209	1148	1502	698	953	1106	1182
SVI	103	111	116	97	137	125	141	105
空気倍率	95	75	98	105	48	43	53	55
SRT (日)	47	35	31	32	—	—	—	—
BOD・SS負荷 (kg/kg日)	0.20	0.24	0.27	0.21	0.33	0.20	0.26	0.22
終沈滞留時間 (hrs)	4	3	4	4	39	39	41	40
終沈水面積負荷 (m ² /日)	16.9	22.5	16.9	16.9	24.2	24.6	23.1	23.9
AL添加率	6	6	6	4	0	0	0	0

注) 滞留時間はいずれも流入水量から算定したもの

表-5 流入水質と処理水質 (単位はmg/ℓ)

実験区分	実験装置								実プラント							
	I		II		III		IV		I		II		III		IV	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
B O D	81.8	11.6	71.0	6.1	103	12.6	102	10.6	81.8	10.3	71	10.7	111	13.5	93.2	10.9
ATU-BOD	—	7.6	—	—	—	10.5	—	8.4	—	7.2	—	—	—	11.3	—	7.8
T-COD	61.7	20.1	58.0	18.6	78.5	30.1	82.5	27.8	61.7	23.5	58.0	23.4	81.0	30.5	79.6	28.5
S-COD	41.8	16.0	36.5	15.4	52.3	23.1	48.9	23.3	41.8	21.8	36.5	20.3	53.4	27.3	47.0	25.0
T-TOC	58.3	13.4	55.3	12.0	79.8	27.6	86.7	21.6	58.3	16.4	55.3	15.3	88.3	27.0	79.8	20.8
S-TOC	35.4	9.7	31.3	8.8	51.9	15.8	43.4	15.5	35.4	12.8	31.3	12.5	52.1	19.4	41.1	16.9
S S	66.8	13.3	53.2	8.0	60.7	26.4	87.1	13.4	66.8	4.1	53.2	5.8	77.5	9.1	74.9	7.2
T - P	32.2	0.47	28.5	0.35	31.6	0.87	38.9	1.05	32.2	1.18	28.5	1.34	35.1	1.46	37.2	1.39
S-T-P	20.9	0.12	18.5	0.13	21.5	0.23	26.4	0.65	20.9	1.07	18.5	1.21	22.8	1.23	26.4	1.22
K - N	24.3	1.38	21.0	1.16	24.7	1.92	28.1	2.18	24.3	1.37	21.0	1.27	26.1	1.72	27.7	1.96
NH ₄ -N	16.8	1.16	15.5	1.10	16.8	1.59	19.0	1.96	16.8	1.20	15.5	1.05	17.6	1.46	18.9	1.71
NO ₂ -N	—	0.52	—	0.99	—	0.08	—	0.11	—	0.57	—	0.59	—	0.13	—	0.09
NO ₃ -N	—	2.16	—	1.51	—	0.30	—	0.21	—	1.14	—	0.71	—	0.18	—	0.10
アルカリ度	141	77	144	84	167	123	176	126	141	121	144	119	173	152	173	153
P H	7.1~ 7.8	6.9~ 7.5	7.2~ 7.7	6.8~ 7.3	7.6~ 7.9	7.5~ 7.6	7.6~ 7.8	7.3~ 7.7	7.1~ 7.8	7.1~ 7.8	7.2~ 7.7	7.1~ 7.6	7.6~ 8.0	7.4~ 7.6	7.6~ 7.8	7.3~ 7.5

注) S- は溶解性を示す。

処理状況については次のようにまとめられる。

- イ、処理水中のSSは実プラントの方が低く安定した値が得られている。SVIから見ると実験装置の汚泥の方が低く、SVでは両者ほぼ等しいがSSの流出では実プラントの方が少ない。これは装置の規模に左右される面が大きい。装置が小さくなる程必要とされる空気倍率が高くなる傾向があり、本実験でも実プラント4.3～5.5に対し実験装置では7.5～10.5となっている。空気倍率が高いと汚泥がせん断されやすく、それだけ処理水のSSが高くなりがちである。この他規模が小さいことによる影響があり、その点を十分考慮して結果を評価すべきである。
- ロ、BODの除去については両者とも良好で90%前後の除去率が得られている。実験Ⅱを除き処理水のATU-BODを測定しているが、硝化によるBODは少ないと思われる。
- ハ、CODの除去率は両者ほとんど差がなく60～68%である。実験区分による差も少なく除去率は安定している。溶解性CODをみると実験装置処理水の方が低くなっている。Alを6mg/l添加した場合には処理水の溶解性CODが4～6mg/l、4mg/l添加では2mg/l弱各々実プラント処理水より低くなっており、SSの流出を抑えられればCODの除去率を10%前後上げることが可能であると思われる。
- ニ、リンの除去については凝集剤添加の効果がはっきり現われている。全リンで見た場合実プラントの除去率は53～63%と割合高い値を示しているがこれが実験装置では72～88%とかなり高くなっている。リンの除去においてもSSの流出は大きな影響を与えている。処理水中のリンのうち溶解性の占める割合は実プラントでは90%弱であるのに対し、実験装置では6mg/l添加では30%前後、4mg/l添加では6.0%となっており、実験装置ではSSの流出を抑えることでリン除去率はさらに向上する可能性がある。4mg/l添加で処理水の溶解性リンの割合が高くなるのは流入水のリンに対するAlの添加モル比が小さいため未凝集のリンが増えるためと思われる。

リン除去についてさらに詳しく調べるためにAlを6mg/l添加した実験における処理水中のリンのバラつきを図-5、図-6に示す。これは実験装置の実験区分Ⅰ～Ⅲの期間における流入水、実プラント処理水、実験装置処理水の全リンと溶解性全リンの全測定値を低い順に並べ累積相対度数を求めたものである。流入水と実プラント処理水では全リンと溶解性全リンのどちらも累積相対度数80%を超えるところでバラつきが大きくなっている。また80%以下の値をみると両者のプロットは大体平行であり、実プラントによるリン除去は除去率より

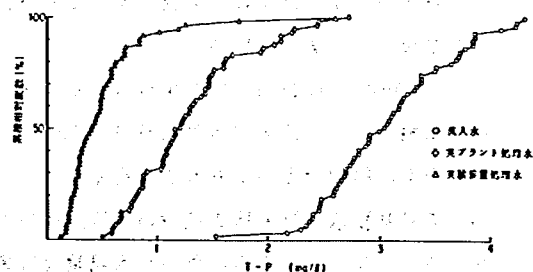


図-5 全リンの累積相対度数

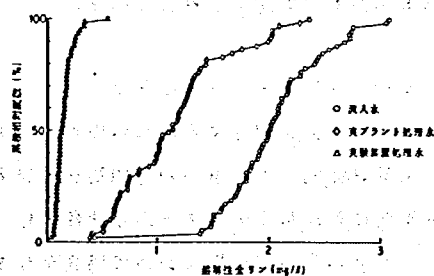


図-6 溶解性全リンの累積相対度数

りむしろ除去濃度が一定という傾向が指摘できる。実プラントによる除去濃度は全リンでは $1.7 \sim 1.9 \text{ mg/l}$ 、溶解性全リンでは $0.9 \sim 1.0 \text{ mg/l}$ となっている。実験装置処理水では全リンと溶解性全リンとで少し違ったカーブを描いている。全リンについては 85% を超える部分でバラつきが大きくなっているが溶解性全リンではほとんどの値が低く安定している。処理水中のSSの増加が残留リン濃度の上昇の大きな原因となっていることが分かる。

ホ、窒素の除去については実プラントと実験装置とで殆んど差がない。実験区分Ⅲ、Ⅳで実験装置における除去率が低いのは処理水中のSSの増加によるものと思われる。硝化についてはどちらもほとんど進行していない。SRTが短いことがその原因の一つとしてあげられる。

汚泥の処理についてはリーフテストによる脱水性の比較を行なった。リーフテストにおける戸過速度を図-7に示す。テストは一度実施しただけで、しかも実プラントと実験装置の両汚泥に対し同一の戸布を用いたため各汚泥の最適な戸布における比較とはいえないが硫酸バンドを添加した汚泥の方が脱水性が少し劣るようである。凝集剤を添加した汚泥の脱水には無添加汚泥の場合とは少し性質の異なる戸布を選ぶ必要があると思われる。

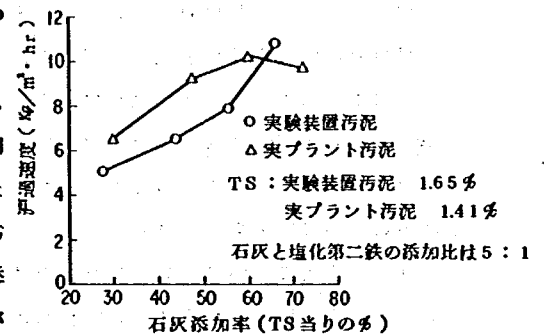


図-7 汚泥の戸過速度

以上から硫酸バンドを添加した活性汚泥法の長期運転の結果をまとめると次のようになる。

イ、 Al として 6 mg/l の添加によりリンは効果的に除去される。流入水の溶解性全リンに対するモル比は $3.2 \sim 3.7$ で処理水中の溶解性全リンは 0.3 mg/l 以下に下げることができる。ただし処理水中のリンは主にSS性のものであり、全リンの値として 0.5 mg/l 以下になるのは全体の 60% にとどまっている。

Al 4 mg/l の添加では溶解性リンの除去が不十分となる結果、処理水のリン濃度が高くなる。

ロ、硫酸バンドの添加で溶解性CODの除去率がよくなる。 6 mg/l 添加と無添加と比較した場合除去率は前者の方が 10% 前後高くなる。

ハ、BOD除去、窒素除去については無添加の場合とほとんど差が見られない。

ニ、リーフテストによる汚泥の脱水試験では硫酸バンドを添加した汚泥の脱水に適する戸布は無添加の汚泥の場合とは異なっていることが予想される。後者の戸布で実験した場合の脱水性は無添加汚泥の方が少し優れていた。

3.3 有機物の連続モニターの評価

下水処理の状況を把握する際に処理水中の有機物濃度を連続的に測定できれば非常に有力な手段となる。比較的簡便に処理水中の有機物を測定する機器としてはCOD計、TOC計、UV計などがある。本年度はこれらのモニターから酸性法COD計、アルカリ性法COD計、TOC計、UV計の4種類をとりあげその実用性について調査を行なった。なおCODの総量規制に伴ってOOD(KMnO₄の酸性法による)の測定が必要となるため上記の機器の測定値とOODとの相関についても合せ

て調査した。調査期間は昭和54年6月から11月までの6カ月で次の項目について調べた。

- a. 測定機器の信頼性 ……機器の測定値と手分析値との相関及び稼動状況
- b. 測定機器の測定値と公定法CODとの相関
- c. 測定機器のメンテナンス

表-6に測定機器の仕様を示す。

表-6 測定機器の仕様

	COD計(酸性法・アルカリ性法)	TOD計	UV計(紫外分光分析計)
主 な 測 定 方 式	1時間測定。終点は酸化還元電位による。加熱はオイルバスで100℃30分。酸性法では硝酸銀を使用。40メッシュのストレーナー付。空気圧操作方式。試薬は圧送方式。	連続式。50メッシュのストレーナー付。IC除去は塩酸曝気法。キャリアガスはエア。冷却除湿は水冷+電子クーラー。S54.7月より除湿除塵装置取付。	落下流連続式(セル不用)。二光路による濁度補正。空気圧操作方式。
洗 浄 方 式	サンプル水計量器・反応槽及びストレーナーの水道水による自動洗浄。	ストレーナーはサイホン方式による洗浄。自動洗浄機構なし。	脱泡槽・測定部ノズルの自動洗浄。脱泡槽はドレン開で水を落とすのみ。ノズルはブラシによる洗浄。
キャリブレーション方式	希釈水及びシュウ酸を手で注入する。1~2時間必要。	0液、50ppm液を検水用1ml/分のポンプより吸入。2時間程度必要。	水道水による濁度補正装置のゼロチェック。15~30分必要。標準物質によるスパンチェック(本実験ではゼロチェックのみ)
測 定 レ ン ジ	0~30 ppm	0~50 ppm	0~1.0または0~2.0
消 費 電 力	約800VA	約25KVA	約150VA
寸 法	(幅)800×(奥)630×(高)1800	(幅)800×(奥)730×(高)1660 IC除去等付属装置あり	(幅)450×(奥)750×(高)1865
重 量	約230kg	約180kg	約100kg

各機器の稼動状況及びトラブルをまとめると次のようになる。

- イ. 酸性法COD計 ……塩化銀の電極への付着、水分やほこりによる電磁弁の詰まり、計量不足、ビュレットからの試薬漏れなどのトラブルがあったが、全般的に良好に運転できた。測定可能時間に対する実測時間で定義した稼動率で表わすと92%の稼動率であった。
- ロ. アルカリ性法COD計 ……比較電極のアルカリによる腐食、反応槽からの排水不良、計量器の目詰まり、ビュレットからの試薬漏れなどのトラブルがあったが、概ね良好に運転できた。稼動率は87%と酸性法COD計より少し低い但これは修理部品の遅配によるものである。
- ハ. TOD計 ……本調査に用いたTOD計は調査開始までに約3年半運転しており、機器の耐用年数がきたために起きたと思われるトラブルが多く稼動率は64%と低かった。主なトラブルには反応炉の腐食、IC除去用カラム流入ポンプの弁の目詰りなどがあげられる。
- ニ. UV計 ……定電流回路のオーバーヒート、洗浄時の石英窓の汚れ、自動洗浄用ブラシの動作不良などによるトラブルの他に原因不明による故障があり稼動状況はよくなかった。管理側の手落ちによる欠測を省いて求めた稼動率は67%となる。

ここで示した稼働率はあくまで本調査期間におけるものであり、機器の古さ、メンテナンスの習熟度、修理部品の手配の遅速などによりかなり影響されているため機器の性能と直接係わっていない面が多い。本調査では稼働率による評価を行なうには期間が少し短いと思われる。

次に各測定機器と手分析値との相関について調査した結果について報告する。この調査は測定機器へ送られる水を2時間毎に24時間にわたって採取した試料を用いて行なった。測定機器でストレーナー等の戸過装置が付いている場合にはそれと同じ装置を用いて戸過したものをサンプルとした。

24時間の採水は計7回実施した。測定機器と手分析のいずれも良好であった時期の結果を図-8～図-11にまとめて示す。

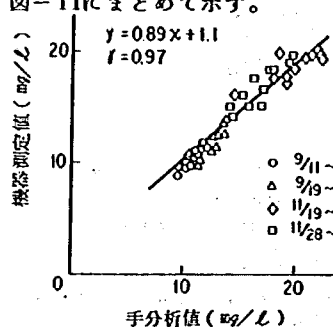


図-8 機器の信頼性
(酸性法COD計)

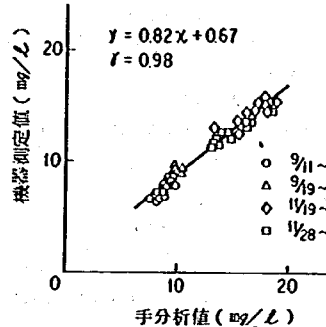


図-9 機器の信頼性
(アルカリ性法COD計)

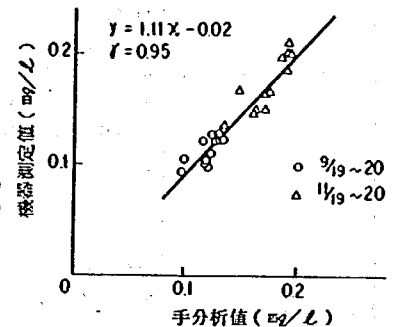


図-10 機器の信頼性
(UV計)

測定機器の値と手分析の値はピッタリ一致しているのが理想であるが両者の間には多少のズレがあるのが通常である。そこで測定機器の信頼性の評価には機器測定値と手分析値の相関と、時期をズラして調査した場合の回帰式からのズレという2点から行なうのが良いと考える。酸性法COD計、アルカリ性法COD計では時期を変えて4回調査しているが図-8、図-9に示すように良好な結果が得られている。TOC計では手分析用TOC計の不調もあって測定機器、手分析のいずれもが順調であったのは2回きりであるがこれも良好な結果が得られている。UV計でも機器の不調により手分析値との相関が得られたのは2度しかないが良好な結果が得られている。

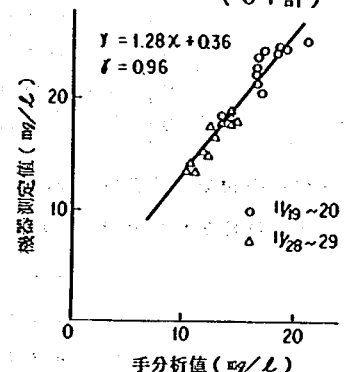


図-11 機器の信頼性(TOC計)

以上の結果をまとめると測定機器の信頼性については4種類とも特に問題はないと思われる。TOC計とUV計では測定が2回なので測定時期をズラした場合の相関性の変化についてももう少し調査が必要であろう。

次に測定機器の測定値と公定法COD(KMnO_4 酸性法によるCOD)との相関について報告する。これは前述した機器の信頼性の調査の際に採取した試料をストレーナー等の戸過装置を通さずにそのまま公定法CODを分析し、機器の測定値と比較したものである。測定機器が良好に稼働していた時期に行なった調査の結果をまとめたのが図-12～図-15である。公定法COD値と機器測定値との回帰直線の式と相関係数を図中に示しておいた。

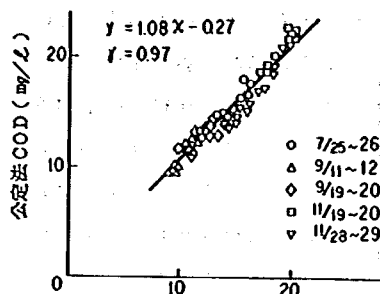


図-12 酸性法COD計と
公定法CODとの相関

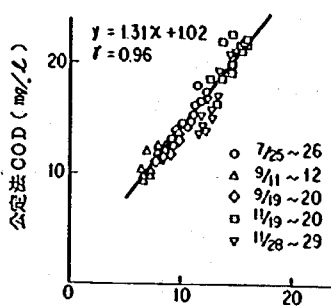


図-13 アルカリ性法COD計と
公定法CODとの相関

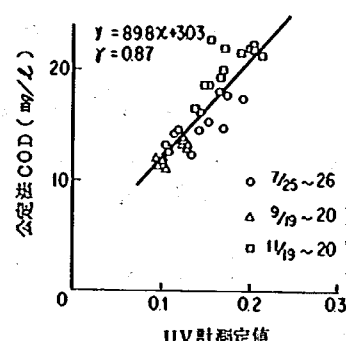


図-15 UV計と公定法COD
との相関

図を見ると酸性法COD計とアルカリ性法COD計では高い相関の得られていることが分かる。5回行なった調査では各回毎に回帰直線からのズレが多少異なっているが公定法CODのモニターとして十分使用に耐える精度が得られている。

TOC計では相関係数は0.91と高いが酸性法及びアルカリ性法のCOD計に比べると測定値のバラつきが大きく精度は少し劣る。4回行なった調査の各回毎の回帰式は各々少し異なっておりTOC計における問題点として残る。

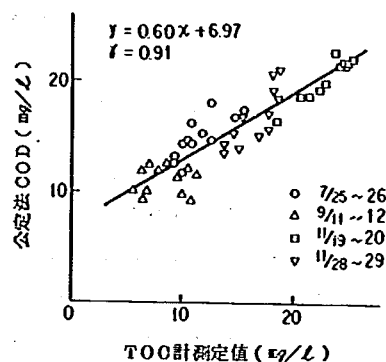


図-14 TOC計と公定法COD
との相関

UV計では3回しか測定していないが相関係数0.87という良い結果が得られている。本調査ではUV計が順調に稼動していた期間が短いため長期間における相関性の変化については調べられなかった。順調に動いた期間の結果では公定法CODのモニターとして使用できると思われる。

次に各測定機器のメンテナンスについて表-7に、1年間100多稼動した場合に必要な運転

表-7 各測定機器のメンテナンス

保 守 管 理	酸性法COD計				アルカリ性法COD計				TOC計				UV計			
	1~2日 1度行なうもの	各部点検 コンプレッサーの水抜き エア用機器内ドレンの水抜き			酸性法と同じ				各部点検 コンプレッサーの水抜き サンプル水用フィルターの洗浄				各部点検 洗浄スイッチによる手動洗浄 石英窓洗浄 コンプレッサーの水抜き			
	1~2週 1度行なうもの	試薬補充(4種) サンプル水用フィルターの洗浄			酸性法と同じ				吸収剤交換(2種)				脱泡槽洗浄			
	1と月 1度行なうもの	ビュレット洗浄 電極内部液補充			酸性法と同じ				除塵用品(2種)及び 吸収剤(2種)交換 塩酸補充 電子クーラーのファン用 網の清掃							
	長い周期で 行なうもの	恒溫槽オイル交換(1回/年) 反応槽洗浄(1回/3~6月) 計量器分解洗浄(1回/2~3月) 試薬タンク洗浄			酸性法の4項目 比較電極交換(1回/6月)								ランプ交換(1回/6月)			
キャリブレーション	毎週 1~2時間かかる				酸性法と同じ				毎週 2時間かかる				毎週 ゼロチェックのみで 15~30分かかる。			

表-8 各測定機器の運転費用

(円/年、100%稼動)

	薬品費	電気代	部品交換費	合計
酸性法 COD計	1798000 (AgNO ₃ : 10万円/500g)	110000 (800W+200W)	20000 オイル交換(年1回)	1928000
アルカリ性法 COD計	49000	110000 (800W+200W)	67000 オイル、白金電極 反応槽(以上年1回) 比較電極(年2回)	226000
T O C 計	32000	296000 (2500W+ 200W)	233000 メンブレンフィルター ガラスクーラー 反応炉(年1回) ヒーター(2年1回)	561000
U V 計	200 スパン調整用 フェノール	44000 (200W+200W)	40000 水銀ランプ(年2回)	84000

費用を表-8に各々示す。運転費用中の部品交換の頻度についてはメーカーの仕様及び本調査期間中における運転状況から定めたものである。酸性法COD計の運転費用は90%以上が硝酸銀によるものである。アルカリ性法COD計で部品交換費が多いのはアルカリ性溶液による腐食が激しいためと思われる。運転費用から見るとUV計、アルカリ性法COD計、TOC計、酸性法COD計の順に高くなる。

本調査で使用した4種類の測定機器は各々の機器で測定している分析項目の手分析値と相関が高く測定機器としての信頼性は十分あるものと思われる。公定法CODのモニターとしての実用性を、相関性、メンテナンスの手間、運転費用の面から評価すると次のようにまとめられる。

- イ. 酸性法COD計 …… 公定法CODとの相関は高く、測定値も安定している。機器のメンテナンスにはかなり手間がかかり、しかも運転費用が高い。
- ロ. アルカリ性法COD計 …… 公定法CODとの相関は高く、測定値も安定している。機器のメンテナンスにはかなり手間がかかるが、運転費用は酸性法COD計の約10分の1である。
- ハ. TOC計 …… 公定法CODとの相関は酸性法及びアルカリ性法のCOD計に比べると少し劣る。但しCODの濃度変化に対する追従性は2つのCOD計よりは良い面があるので濃度変化の大きな処理場には適すると思われる。メンテナンスには手間がかかり、運転費用も酸性法COD計よりは随分安い、アルカリ性法COD計と比べると2倍強かかる。
- ニ. UV計 …… 公定法CODとの相関は他の3機器に比べて少し劣るがメンテナンスは割合容易で、運転費用も安い。本調査では稼動状況が悪かったが、順調に動いていた時期のデータを見ると公定法CODのモニターとして使用できるものと思われる。長期間の連続運転によりもう一度確認することが望まれる。

6. リンの除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小 堀 和 夫

主任研究員 京 才 俊 則

研 究 員 酒 井 憲 司

榎 山 孝 一

1. 調査の目的と必要性

今日、瀬戸内海や琵琶湖などの停滞水域における富栄養化が社会的な問題となっている。富栄養化の原因物質としては窒素、リンの寄与する所が大きいといわれている。下水道の整備に伴ない停滞水域へ流入する窒素、リンのうち下水処理水に由来するものの割合が高くなることが予想され、水域によっては下水処理水中の窒素、リンの濃度をより低く抑える必要性が指摘されており、栄養塩類の除去技術の確立が期待されている。本調査は栄養塩類のうちリンを対象とし、その除去手法の確立、設計及び維持管理上の問題点を解明することを目的としている。

2. 53年度までの調査結果

53年度までの調査結果は、石灰凝集沈殿法および金属塩凝集沈殿法によるリン除去に大別される。

石灰凝集沈殿法では主として横須賀パイロットプラントで有機物、リン等の除去状況を明らかにするとともに、凝集沈殿により生じた石灰汚泥からの生石灰回収法の調査を行った。また水処理系へのリンの負荷の回帰が大きい汚泥系循環水や生下水への適用についての調査を行った。

金属塩凝集沈殿では主として京都パイロットプラントおよび横須賀パイロットプラントで各種金属塩凝集剤の性能比較を行い、硫酸バンドが最も優れていることを明らかにするとともに、リン除去効率改善のためモル比制御の有効性、硫酸バンド汚泥の返送の有効性等種々の因子を取り出しその効果を調査した。また金属塩汚泥の脱水方法等についての調査も合せて行った。

3. 54年度の調査成果

本年度は京都パイロットプラントに設置した凝集沈殿池を用いて沈殿池の固液分離改善に関する調査を開始するとともに、横須賀パイロットプラントで一昨年度から実施している再凝集法の実用性検討結果をまとめた。また、三次処理プロセスにおける運転、維持管理に用する資源及びエネルギーの消費量について試算を行なったのでその成果について報告する。

3.1 再凝集法の実用性に関する調査

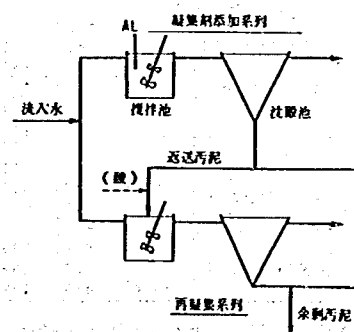


図-1 再凝集法のフロー

硫酸バンド汚泥にはリン除去能力が残存し、硫酸バンド汚泥を返送することによってもリンの除去が可能である。このため1系列は凝集剤添加系列（以下A系列という）とし、他系列は凝集剤を添加しないで凝集剤添加系列の硫酸バンド汚泥で凝集沈殿する方法（再凝集法と呼び、この系列を再凝集系列とし以下B系列という。図-1参照）を考案し、硫酸バンドのリン除去能力を最大に利用するための検討を行った。実験条件および結果を表-1、2に示す。

再凝集法においては硫酸バンド汚泥に酸を添加し、pH調整を行って用いることがリン除去効率を高めるうえで有効であることが室内実験ですでに確かめられている（52年度）。このため返送汚泥に

表-1 再凝集法の実験条件

実験番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
流入水 (A, B系列とも) ¹⁾	2次処理水											
沈殿池水面積負荷 (m ² /d/口)	A 50 B 50	50	50	50	50	25	25	25	25	50	25	25
硫酸アルミニウム添加量 (mg/L as Al)	A 4 B 0	4	4	4	4	4	4	4	4	8	4	4
汚泥引き抜き量 (g)	A 0.66 B 0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66	0.66
沈殿池の傾斜管の有無	A 無 B 有	無	無	無	有	有	有	有	有	有	有	有
返送汚泥率 (%)	A 0 B 0	20	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10
返送汚泥への酸添加量 (1N-H ₂ SO ₄ ・cc/L-汚泥/分)	A 0 B 0	0	50	50	50	0	50	100	—	—	—	—
返送汚泥の調整 pH	A — B —	—	—	—	—	—	—	—	25	25	25	25
ポリマー添加量 (mg/L)	A 0 B 0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0	0	0.2	0.2

1) A系列：凝集剤添加系列、B系列：再凝集系列

2) A系列の引き汚泥は全量B系列に供している。

表-2 再凝集法の実験結果

実 験 番 号				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
pH	2 次 処 理 水			7.4~7.6	7.7	7.5~7.7	6.8~7.5	7.0~7.5	7.1~7.7	7.2~7.6	7.3~7.5	7.2~7.5	6.8~7.5	6.9~7.5	7.1~7.9
	沈 殿 水	A	7.3~7.5	7.6~7.7	7.4~7.7	6.7~7.5	7.0~7.3	7.4~7.7	7.2~7.6	7.2~7.6	7.0~7.6	6.5~7.2	6.8~7.5	6.9~7.3	
		B	7.7~7.8	7.9	7.4~7.7	6.8~7.6	7.0~7.3	7.3~7.8	7.3~7.6	7.2~7.6	7.1~7.4	6.8~7.3	6.7~7.6	7.0~7.4	
SS (mg/ℓ)	返 送 汚 泥 率			—	—	15~36	14~28	17~30	—	19~37	15~20	23~29	21~30	22~28	25~31
	2 次 処 理 水			110	241	61	246	566	79	85	81	86	155	41	96
	沈 殿 水	A	112	108	80	103	91	44	49	49	119	84	92	75	
B		118	161	103	164	88	52	49	68	139	95	80	93		
MLSS (mg/ℓ)	凝 連 沈 降 水	A	222	378	221	339	363	230	264	235	387	323	274	421	
		B	240	110	297	363	538	280	258	209	2979	2986	3200	3708	
	沈殿池引き抜き汚泥	A	1,750	2,000	1,860	2,609	3,325	2,108	2,193	2,165	4,414	3,079	2,326	5,025	
B		680	490	650	947	2,940	1,924	2,298	2,565	3,350	2,724	1,864	3,943		
全 リ ン P-T (mg/L as P)	返 送 汚 泥 率			—	—	460	806	1,235	—	571	400	766	819	640	743
	2 次 処 理 水			1.19	1.17	0.86	0.95	263	1.17	1.07	0.70	1.49	1.46	2.00	1.49
	沈 殿 水	A	0.63	0.69	0.37	0.30	0.84	0.37	0.31	0.22	0.41	0.49	0.86	0.22	
		B	1.58	2.09	0.99	0.69	1.32	1.08	0.36	0.47	0.95	0.80	1.08	0.63	
	凝 連 沈 降 水	A	1.43	2.17	1.10	1.07	2.56	2.23	1.86	1.44	1.30	1.66	2.24	3.16	
		B	2.17	7.26	2.87	1.75	6.30	1.90	1.74	1.04	2.91	3.40	2.28	3.29	
	沈殿池引き抜き汚泥	A	1.14	1.34	8.39	2.16	1.53	1.56	5.33	1.59	1.64	1.53	1.59	2.34	
		B	3.72	3.51	4.17	5.50	1.83	1.25	1.55	9.81	1.93	1.73	1.59	2.48	
	返 送 汚 泥 率			—	—	848	101	213	—	143	654	132	140	179	178
	沈殿水の除去率 (%)	A	47.1	59.6	56.9	68.4	6.81	6.83	71.0	6.85	7.25	6.64	5.70	8.52	
B		<0	<0	<0	2.73	4.98	7.7	6.63	3.28	3.62	4.52	4.60	5.77		
平均**			7.1	1.87	2.09	4.79	6.19	4.81	6.95	5.67	5.58	5.94	5.33	7.14	
溶 解 性 リ ン P-D (mg/L as P)	2 次 処 理 水			1.01	1.37	0.76	0.68	1.77	1.01	0.90	0.55	1.41	1.26	1.64	1.27
	沈 殿 水	A	0.12	0.22	0.11	0.14	0.46	0.19	0.17	0.13	0.11	0.15	0.44	0.09	
		B	0.92	1.18	0.35	0.43	0.74	0.76	0.22	0.24	0.34	0.36	0.71	0.25	
	凝 連 沈 降 水	A	0.12	0.22	0.11	0.12	0.58	0.13	0.12	0.12	0.06	0.12	0.37	0.12	
		B	0.97	1.11	0.29	0.37	0.99	0.65	0.18	0.19	0.28	0.30	0.77	0.19	
	沈殿池引き抜き汚泥	A	0.13	0.20	0.11	0.26	0.97	0.11	0.13	0.21	0.17	0.15	0.23	0.14	
		B	0.57	0.87	0.30	0.40	1.19	0.26	0.18	0.38	0.37	0.33	0.70	0.19	
	返 送 汚 泥 率			—	—	701	6.24	1.56	—	8.96	4.80	1.15	1.24	1.33	1.39
	沈殿水の除去率 (%)	A	8.81	8.39	8.55	7.94	7.40	8.12	8.11	7.63	9.22	8.81	7.32	9.29	
		B	8.9	1.39	5.39	3.67	5.82	2.48	7.56	5.64	7.59	7.14	5.67	8.03	
平均**			4.85	4.89	6.97	5.81	6.87	6.24	7.93	6.97	8.40	8.25	6.77	8.66	

* 硫酸添加後の値

** A, B系列の水量も加味した平均値

1 N-硫酸を0.50, 1.00 α / ℓ -汚泥/分の添加を行い、酸添加の効果の確認と最適 pH を見出す実験を行った(実験 8, 7, 8)。この結果において P-T および P-D の除去率は最も高いのは 5.0 α / ℓ -汚泥/分の場合であり、この時の返送汚泥の平均的な pH は 2.5 程度となっており、この後の返送汚泥の pH を 2.5 に設定した実験(8, 10, 11, 12)においても A, B 両系列の平均で P-D の除去率が 80% 程度得られており、返送汚泥の pH が 2.5 程度になるように酸を添加することが再凝集法において重要といえる。

全リンの除去率は凝集沈殿池の固液分離の良否の影響を受ける。固液分離改善によるリン除去率の向上の検討では、沈殿池に傾斜管を設ける方法とポリマーを添加する方法について検討を行った。傾斜管の設置は全リンの除去率向上において有効である。他の条件が同一で傾斜管を設けた場合(実験 4)と設けない場合(実験 3)を較べてみると傾斜管を設けた方が P-D の除去率は低いながら P-T では高いものとなっており、傾斜管の効果は高いといえる。ポリマーの添加もその効果が見られる。実験 9, 12 では P-D の除去率はほぼ同じであるが、P-T の除去率ではポリマーを添加した方が除去率は高い。したがって両者を同時に用いることによりその相乗効果によってリンの除去率を高めることができよう。

再凝集法において、処理水量に対する硫酸バンド汚泥の割合が低い方がリンの除去量が多い。水面積負荷 25 m^3/m^2 /日の場合、5.0 m^3/m^2 /日に較べて水量は半分であり硫酸バンド汚泥の割合は 2 倍となり、除去率としてはこちらの方が高いがそれほど大きなものではない。したがって硫酸バンド汚泥量当りのリンの除去量としては 5.0 m^3/m^2 /日の方が多いこととなるため、硫酸バンドのリン除去能力を最大に利用するという意味では処理水量を多くして硫酸バンド汚泥の割合を下げた方が得策であるといえる。

リンの除去率は硫酸バンドの添加量をふやすことによって向上するが、添加量をふやす方向で行うのは再凝集法にとってあまり得策ではない。この理由としては添加量 8 mg/ℓ のとき(実験 8, 12)の P-T の除去率(平均)は 55.8, 71.4% であるが、これと同量の硫酸バンドを用いた場合 2 系列に 4 mg/ℓ の注入ができる。この時の除去率は A 系列の結果から求めると約 63% となり、両者間の差はないと考えられる。したがってこの場合には余分な操作の必要な再凝集法のメリットは少ないといえる。添加量が少ない場合に 2 系列にふり分けるとリン除去以外に使われる割合がふえ、除去率が大幅に低下することが予想される。2 系列に 2 mg/ℓ の添加量で予想される除去率は 20~30% であろうから、このような条件では再凝集法が有利と考えられる。

再凝集法を総括すれば、この方法で高率の除去を行うのは得策ではないが、水量的に多い水を比較的低い除去率で処理する際に硫酸バンドを節約するのには有効であるといえる。

3.2 凝集沈殿池の固液分離改善に関する調査

凝集沈殿池のリン除去は沈殿池の固液分離の良否の影響を受ける。このため沈殿池に 2 種の傾斜板を設け固液分離改善に関する検討を行った。検討の対象としては上向流傾斜板および横流傾斜板とした。実験条件および結果を表-3, 4 に示す。

表-4 の結果によればいずれの傾斜板を用いてもリンの除去率に顕著な差はないといえる。横流傾斜板において除去率が悪いのは原水の SSS および P-T が他の実験に較べて高いことに示されるよう

表-3 凝集沈殿池、傾斜板の仕様および実験条件

凝集沈殿池の仕様および実験条件				傾斜板の仕様			
急速沈降池	1池	形 式	上向流式傾斜板	傾斜板の仕様	傾斜式傾斜板		
幅1.0m×長さ1.0m×有効水深0.8m		配 列	1列×4ユニット	1列×2段×6ユニット			
緩速沈降池	2池	取 付 け ビ ッ チ	ハニカム対辺50mm	100mm			
幅1.0m×長さ1.0m×有効水深3.6m		傾 斜 角 度	60°	70°			
沈 降 池	1池	ユ ニ ッ ト 寸 法	幅971mm×長さ940mm×高さ444mm	幅90mm×長さ420mm×高さ1560mm			
幅1.0m×長さ10.0m×有効水深3.6m		ユ ニ ッ ト 材 質	塩化ビニル	塩化ビニル			
流入水量(2次処理水)	300m ³ /日	フ ィ ン 高	—	60mm			
硫酸バンド添加量	6mg/L as Al	阻 流 板 (有 効 面 積)	幅 988mm×高さ 2990mm	980mm×1200mm×7枚			
汚泥返送率	5%						
余剰汚泥引抜き量	2.1m ³ /日						

表-4 傾斜板を用いた凝集沈殿実験結果

項目 傾斜板	SS (mg/L)					全リン P-T (mg/L as P)					溶解性リン P-D (mg/L as P)					濁度 (mg/L)		
	2次 処理水	凝集沈降 処理水	除去率 (%)	沈降池 混合液	全 汚 泥	2次 処理水	凝集沈降 処理水	除去率 (%)	沈降池 混合液	全 汚 泥	2次 処理水	凝集沈降 処理水	除去率 (%)	沈降池 混合液	全 汚 泥	2次 処理水	凝集沈降 処理水	除去率 (%)
上 向 流 傾 斜 板	48	20	—	187	2100	140	018	—	693	534	124	006	—	011	005	35	26	—
	42	68	—	—	—	130	042	—	—	—	114	011	—	—	—	43	61	—
	58	90	—	117	1200	177	052	—	566	549	159	018	—	042	022	55	>89*	—
	28	70	—	144	1280	114	032	—	409	375	106	009	—	009	004	25	47	—
																19	36	—
																22	23	—
																18	12	—
平均	44	62	—	149	1527	140	036	743	556	486	126	011	913	021	010	31	—	—
無	108	90	—	155	1778	224	049	—	636	785	195	013	—	036	012	119	>86*	—
	136	130	—	200	2533	184	063	—	747	941	142	016	—	018	021	108	>72*	—
	82	100	—	175	1400	094	039	—	455	397	062	009	—	012	006	72	53	—
	62	46	—	165	1250	156	022	—	605	445	101	007	—	020	012	45	45	—
	90	100	—	150	1200	151	049	—	532	480	140	015	—	020	014	38	46	—
	60	118	—	130	1050	108	046	—	480	403	088	013	—	018	010	27	12	—
																53	65	—
																51	82	—
																55	86	—
平均	90	97	—	163	1535	153	045	706	576	575	121	012	901	021	013	63	—	—
傾	36	74	—	120	1500	102	028	—	490	558	089	008	—	015	015	47	77	—
流	146	212	—	165	1700	270	107	—	113	941	259	037	—	107	107	32	23	—
傾	165	233	—	130	1500	169	104	—	307	327	130	028	—	014	014	87	>81*	—
斜	140	183	—	125	950	188	078	—	672	434	149	023	—	054	054	184	134	—
板	138	180	—	145	950	163	083	—	705	418	130	022	—	079	079	122	116	—
																101	123	—
																133	109	—
																89	45	—
																53	28	—
平均	125	176	—	137	1320	178	079	556	661	536	151	024	841	054	054	94	—	—

* >は両設計の測定レンジを超えた時間等があったことを示す。

に原水水質の悪化によるものであり、この点を考慮すれば横流傾斜板の除去率も他の実験と差はないといえる。傾斜板を用いても除去率が向上しない理由としては、上向流傾斜板ではこれを設けることにより除去可能な粒子の沈降速度の理論値が0.014m/分であり、設けない場合の沈降速度の理論値の0.021m/分に較べてそれほど向上しないこと、横流傾斜板においては濁質除去効果を発揮するとされている断面線速度0.3~0.6m/分に較べてかなり小さい0.088m/分で行ったため傾斜板を設けない状態と同一状態であったためと考えられる。

横流傾斜板の濁質除去効果を発揮する断面線速度が高いところにあるということは断面線速度すなわち流量を上げてやればよいということである。このことは沈殿池の容積当りの処理水量が増大するため、処理水量当りの沈殿池面積を小さくできることを意味する。このため断面線速度を上げた場合についての検討は今年度すでに開始しているが、来年度も継続する予定であり結果は来年度にまとめて報告する。

3.3 三次処理プロセスの運転に伴う資源及びエネルギーの消費量に関する調査

三次処理では除去対象とする水質項目に応じて種々のプロセスが開発されている。プロセスにより処理特性や運転条件が異なっているが何らかの形で資源、エネルギーを消費している。三次処理のプロセスを運転することにより消費される資源、エネルギーの量を把握しておくことはプロセスの経済面での評価に不可欠と考えられる。三次処理プロセスが実規模で運転されている例が稀なため処理水量をいくつか与えたときの施設を想定し必要機器を選び、稼働率等を二次処理での経験から与えて資源、エネルギーの消費量を計算した。計算のフローシートを図-2に示す。

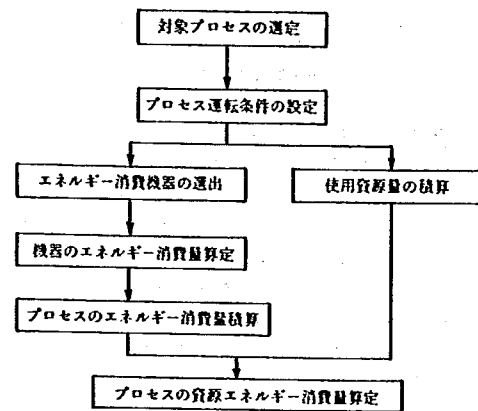


図-2 資源エネルギー消費量算定のフローシート

まず対象とするプロセスとしては汚濁、石灰凝集沈殿、硫酸バンド凝集沈殿、活性炭吸着、不連続点塩素処理の5種類とした。各プロセスの運転条件を表-5のように与えた。各プロセスの標準的と思われるフローの中からエネルギーを消費するポンプ、攪拌機などの機器を表-5にまとめて示す。各機器で消費されるエネルギーの量は処理水量により異なってくるので一定の水量規模を想定する必要がある。ここでは一連で10000 m³/日の規模の施設を対象として考えることとする。原水ポンプ及び汚泥に関連するポンプの揚程は5 m、薬注ポンプは1 m、逆洗ポンプは10 mで共通とした。

表-5 プロセスの運転条件とエネルギー消費機器

(R.T.は滞留時間)

	汚 濁	石 灰 凝 集 沈 殿	硫 酸 バ ン ド 凝 集 沈 殿	活 性 炭 吸 着	不 連 続 点 塩 素 処 理
運 転 条 件	- 汚速: 200 m³/日 - 逆洗: 36 m³/hr - 空洗: 1 m³/分 - 汚材 - 砂とアンスラナイト - アンスラナイトは年3.0%交換 - 砂は交換なし	- 石灰添加量: 300 g/L - 沈殿池水面積負荷: 50 m³/日 - 汚泥返送率: 20% - 急速攪拌機 R.T. 30分 - 緩速攪拌機 R.T. 15分 - 石灰溶解槽 R.T. 5分 - 凝沈用ポリマー: 1 g/L - 再炭酸化槽 曝気: 15分 - 沈殿: 2時間 - 汚泥濃縮槽 - 脱水 ベルトプレス60 g/m²hr - ポリマー TS当り0.8%	- AL添加量: 65 g/L - 沈殿池水面積負荷: 50 m³/日 - 汚泥返送率: 20% - 急速攪拌機 R.T. 30分 - 緩速攪拌機 R.T. 15分 - pH調整: NaOH - ALと等モル添加 - 脱水 - ベルトプレス - ポリマー-TS当り0.8%	- 接触時間: 30分 - 汚速: 120 m³/日 - 逆洗: 16 m³/hr 5日1回 - 空洗: 1 m³/分	- 接触時間 15分 - 塩素注入量: Cl₂で200 g/L (Cl₂:N比を1.0とする) - 中和: NaOHKより0.0%の添加量と同じ量を加える
エ ネ ル ギ ー 消 費 機 器	- 原水ポンプ - 表洗ポンプ - 逆洗ポンプ - 逆洗水返送ポンプ - 空洗用ブローア	- 原水ポンプ - 石灰溶解槽関連 - 攪拌機、石灰切出装置 - 移送ポンプ、注入ポンプ - ポリマー溶解槽関連 - 攪拌機、注入ポンプ - 凝集沈殿池関連 - 急速及び緩速攪拌機 - 汚泥返送及び引抜ポンプ - 汚泥かきよせ機 - 再炭酸化槽関連 - 汚泥引抜ポンプ、ブローア - 汚泥かきよせ機 - 濃縮槽レーキ、汚泥供給ポンプ - 脱水機	- 原水ポンプ - バンド注入ポンプ - pH調整剤注入ポンプ - 凝集沈殿池関連 - 急速攪拌機 - 緩速攪拌機 - 汚泥返送ポンプ - 汚泥引抜ポンプ - 汚泥かきよせ機 - 濃縮槽レーキ - 汚泥供給ポンプ - 脱水機	- 原水ポンプ - 表洗ポンプ - 逆洗ポンプ - 空洗用ブローア	- 原水ポンプ - 塩素注入ポンプ - 接触槽攪拌機 - 中和剤注入ポンプ

表-6 プロセスの消費電力量

単位: KWH/日

石灰凝集沈殿		硫酸バンド凝集沈殿		伊 過	
機 器 名	消費電力量	機 器 名	消費電力量	機 器 名	消費電力量
原 水 ポ ン プ	202	原 水 ポ ン プ	202	原 水 ポ ン プ	202
石 灰 切 出 装 置	19	バンド注入ポンプ	2	表 洗 ポ ン プ	1
移 送 ポ ン プ	53	pH調整剤注入ポンプ	2	逆 洗 ポ ン プ	11
石灰溶解槽攪拌機	2	凝沈汚泥引抜ポンプ	3	空 洗 フ ロ ア ー	2
石灰注入ポンプ	2	凝沈汚泥返送ポンプ	69	逆洗水返送ポンプ	7
ポリマー溶解槽攪拌機	48	凝沈汚泥かきよせ機	24	合 計	223
ポリマー注入ポンプ	2	凝沈急速攪拌機	15	活 性 炭 吸 着	
凝沈汚泥引抜ポンプ	1	凝沈緩速攪拌機	121	機 器 名	消費電力量
凝沈汚泥返送ポンプ	69	汚泥濃縮槽レーキ	2	原 水 ポ ン プ	202
凝沈汚泥かきよせ機	24	汚泥供給ポンプ	1以下	表 洗 ポ ン プ	1以下
凝沈急速攪拌機	15	脱 水 機	11	逆 洗 ポ ン プ	2
凝沈緩速攪拌機	121	合 計	451	空 洗 フ ロ ア ー	1
再炭酸化 汚泥かきよせ機	34	不連続点塩素処理		合 計	205
再炭酸化 汚泥引抜ポンプ	2	機 器 名	消費電力量		
再炭酸化ブローア	8	原 水 ポ ン プ	202		
汚泥濃縮槽レーキ	2	塩素注入ポンプ	2		
汚泥供給ポンプ	2	接 触 槽 攪 拌 機	121		
脱 水 機	95	中和剤注入ポンプ	14		
合 計	701	合 計	339		

各機器で消費されるエネルギー

は全て電力であるので電力量

の単位で表示することとする。

ポンプ類については下水道施設

設計指針のポンプ軸動力算定式

から計算した。なお汚泥ポンプ

と薬剤注入ポンプのポンプ効率

は各々60%と80%とした。ブ

ローアについては下水道施設設

計指針のブローア電動機出力の

式から計算した。送風機及び電

動機の効率は各々70%、85%

と一定とした。攪拌機の機器容

量についてはメーカー3社の見積りから槽容積と機

器容量の関係を求めてその関係式を利用した。汚泥

かきよせ機については二次処理での実績から得られ

た式を用いて動力を求めている。脱水機、その他に

についてもこれまでの経験から得られた値を用いた。

機器毎に適当な運転時間を与えて算定した消費電力量を表-6

に示す。

各プロセスで消費される資源の量を表-7に示す。活性炭吸着の項がないのは再生を省いているからで再生を考慮すると補充用活性炭、再生炉用の重油と蒸気が計上されることになる。

以上、三次処理プロセスの資源とエネルギー（電力）の消費量を計算してきた。これによりどの部分で電力が多く消費されているかについて把握することができる。本年度はプロセスの運転条件を一通りとしたこと、三次処理のプロセスだけを独立したものとしてとらえたことなど不十分な点がある。次年度はこれらの点を改善して実際に三次処理プロセスを組みこんだ場

合を想定して資源、エネルギーの消費について調査する予定である。

表-7 プロセスの資源消費量

伊 過	
アンスライト	0.02t/日
石灰凝集沈殿	
消石灰	316t/日
ポリマー（凝沈用）	10kg/日
ポリマー（脱水用）	28kg/日
硫酸バンド凝集沈殿	
硫酸バンド	1532kg/日
（A ₂ O ₃ 8%溶液）	
カセイソーダ（48%）	600kg/日
ポリマー	304kg/日
不連続点塩素処理	
塩 素（100%）	2t/日
カセイソーダ（48%）	42t/日

4. 次年度以降の予定

硫酸バンド凝集沈殿についてpH 制御と横流傾斜板による固液分離の改善について実験を行なう。

新しいリン除去方法として石灰を用いた晶析法について検討を行なう。

三次処理プロセスにおける資源、エネルギーの消費についてさらに検討を行なう。

7. 浮遊性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小 堀 和 夫

主任研究員 京 才 俊 則

小 泉 秀 一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は、現在、主として水域の溶存酸素不足をまねくBOD、CODなどの有機物を代表する項目で値が定められている。環境基準はすでに全国主要水域の大部分で設定が終了しているが、これを維持達成するために下水処理場からの放流水中の有機物も極めて微量にする必要が生じている。しかし従来の生物処理を中心とする2次処理ではその有機物除去能力に限界があり、放流水域によっては付加的な3次処理、ないしは高度処理が必要とされる。生下水、2次処理水等に含まれる有機物は、大きく浮遊性のものと溶解性のものに分けられるが、本調査はこのうち浮遊性有機物の除去技術を開発することを目的としており、当面は汚過池による2次処理水中の浮遊物除去技術の開発を、京都パイロットプラントの汚過池を用いて行っている。

2. 53年度までの調査成果

2.1 2次処理水の下向流式汚過による汚過

- a. 2層汚過池のアンスラサイト層の厚さは、全汚過層厚の60%以上とすることが望まれる。
- b. 混合汚材（3層汚材）の2層汚材に対する優位性は認められず、2層汚材で十分である。
- c. 2層汚材に用いるアンスラサイトの有効径は、粒度が小さい（ES0.95mm）ものより大きい（ES1.62mm）ものの方が有利であり、下部に用いる砂の有効径は、アンスラサイト有効径の1/3以上とすることが望まれる。
- d. 減衰汚過と定量汚過を比較すると、減衰汚過にあまり有利な面がないので、減衰汚過を採用する価値はない。
- e. 定量汚過と変動汚過を比較すると、変動汚過では浮遊物除去率、浮遊物捕捉量が少し低下するが実施可能である。

f. 変動汚過においては流入水量増加時に、設定損失水頭に達し汚過が停止する可能性が大きいので、流入水量増加前に汚過池を洗浄することが望ましい。

- g. 表面洗浄・逆流洗浄による洗浄では、砂部の洗浄が不十分である。

2.2 2次処理水の直接汚過における下向流汚過池と上向流汚過池の比較

- a. 下向流汚過池のアンスラサイト粒径を大とすれば汚過持続時間に大差はない。
- b. 浮遊物、BOD除去率は同等である。
- c. 上向流式汚過池では、汚過方向と洗浄方向が共に上向きであるため汚過中、汚層内にリーフが生じ、全損失水頭が低下し処理水質が悪化することがある。
- d. 上向流式汚過の方が洗浄工程が表面洗浄・逆流洗浄というこれまでの下向流式の洗浄に比べると、複

維で洗浄水を多量に必要とする。

2.3 2次処理水以外を原水とする戸過

a. 2次処理水の硫酸アルミニウム凝集沈殿水を戸過する場合、多少有効径の小さなアンスラサイトを用いるか、戸過速度を小さくすることが望ましい。

b. エアレーションタンクへ硫酸アルミニウムを添加した2次処理水を戸過すると、戸過特性は通常の2次処理水よりも硫酸アルミニウム凝集沈殿水に近い。

3. 54年度の調査結果

3.1 調査の概要

a. 下向流戸過池における洗浄比較実験

京都パイロットプラントで戸過に用いてきた2層戸材の戸材汚染状況、戸材混合状況等を調査してきたが、表面洗浄・逆流洗浄では砂層の洗浄が不十分なこと、損失水頭が3mに達した時点で洗浄を開始すると、戸過池流入負荷が高い時に停止することが多いこと、戸過水洗浄する場合には、洗浄水貯留槽が必要なこと等が指摘された。このため本年度は、空気洗浄・逆流洗浄の組合せと洗浄水に原水（2次処理水）を用いた洗浄方法の比較実験、1日1回の低負荷時における洗浄実験を行った。この結果、全池1日1回の間隔で洗浄したためいずれの池も比較的きれいに保たれていた。さらに、空気洗浄を用いた戸過池では砂層の洗浄が十分に行われており、損失水頭で他の戸過池より10～20cm程低かった。このことから、戸過池の洗浄は1日1回低負荷時に行うことで戸過池を清浄に保つことができること、また空気洗浄と逆流洗浄を併用するとさらに良好に洗浄できることが見い出された。

b. 上向流戸過池における流量変動

上向流戸過池は、戸過方向が上向きなため戸過速度を早くするとブレイクスルーが生じやすいといわれている。そこで本年度は、変動戸過と定量戸過を交互に運転し比較を行った。変動、定量戸過ともに浮遊物、濁度の除去にはほとんど差がなく、下向流戸過池と比べても同等の結果が得られた。また、流動変動によるブレイクスルーについては起こらなかった。

c. 2次処理水の戸過における浮遊物の粒度分布

昨年までの調査では、浮遊物の粒度分布のみで戸過特性を推定することは困難なことが指摘された。本年度は、戸過池へ流入する原水（2次処理水）の違いによる浮遊物の粒度分布を測定し比較した。この結果、京都パイロットプラントの戸過池では昨年度と同様の結果が得られ、H処理場で実際に運転している戸過池では粒径に関係なく全体に除去されていた。

3.2 下向流戸過池における洗浄比較実験

表-1に下向流戸過池3池の洗浄条件を示す。戸材は実験を始めるにあたり未使用の物と交換し、有効径、均等係数、層厚は3池共通（アンスラサイト-1.40mm, 1.40, 560mm, 砂-0.59mm, 1.29, 340mm）にし、空気洗浄による支持砂利層の流動を防ぐため、その上部に比重3.91g/cm³の溶融アルミナを充填した。

表面洗浄・逆流洗浄と空気洗浄・逆流洗浄との戸層の動きを比べてみると、表面洗浄の場合には、戸層表層部は十分攪拌され、逆流洗浄により戸層全体が膨張され洗浄状態に入る。この時アンスラサイト層は十分攪拌されているが、砂層は膨張はするが攪拌及び洗浄は不十分である。空気洗浄は戸層下部より噴出する気泡により戸層全体が混合攪拌されていた。この時の空気分散は均一に行われており、支持砂利層の流動もなかった。逆流洗浄によりアンスラサイトと砂に分離され成層されていた。また、気泡の残存も見られなかった。

図-1に79年4月から11月までの3池の流入水と汚過水の浮遊物の関係を示す。3池共ほとんど50%以上の除去率を達成しており、処理水の浮遊物濃度もほとんどが5mg/l以下であった。また、濁度の除去でも同じような結果であったが、流入濃度が高くなると除去率が低くなる傾向が見られた。

図-2に汚過開始から10ヶ月経った汚過池洗浄後の汚材重量当りの浮遊物付着量と汚材粒径を示す。No.2池は、汚層全体の付着量がほとんどないくらいに洗浄されている。特に他池に比べ砂層部での付着が見られず、汚過回数が進んでも砂層部での付着の増加は見られず、空気洗浄による砂層の攪拌洗浄効果の大きいことがうかがわれる。また、汚材付着量の中にはアンスラサイトの破片が多く見られ、汚材を洗い出した水は澄んでいたものが多かった。汚層の粒径でも他池と違い、アンスラサイト層は上層から下層まではほぼ一定粒径であり、砂層でも同じようになっていた。アンスラサイトの粒径も多少小さくなっており、空気洗浄の激しい攪拌による摩耗と思われるが、汚過への影響はほとんど見られなかった。No.1池、No.3池は、汚過回数が進むにつれアンスラサイトと砂の境界層から砂層にかけて付着量が増加する傾向が見られた。しかし、付着量としてみると昨年度までの調査のように多くはなく、1日1回の洗浄効果の表われであると思われる。また、No.3池はNo.1池に比べ砂層下部での付着量が多くなっており、原水洗浄のため原水の浮遊物が捕捉されていることが考えられる。汚材粒径はどちらもほとんど同じで汚層のみだれもなく、境界層の混合も少ない。

図-3、4に初期損失水頭の変化を示す。図-3は50年から52年(2年8ヶ月)に行ったもので、全損失水頭が3mに達した時点で洗浄を行っている。この間、汚過速度を種々に変化させているので同図には初期汚過速度が300m/日の結果についてのみ示している。同図によれば、初期損失水頭はある程度までは徐々に増加し、以後はほぼ平衡に達し一定値を示している。図-4は1日1回の間隔で洗浄を行った本年度の結果であり、図-3の汚過回数とは時間のスケールが違い、単純に比較はできないが、初期損失水頭は徐々に増加すると一定の値になる傾向があるが、その増加量は10~20cm程度と小さな値であった。この傾向は3池共似ていた。さらに、汚過終了時の全損失水頭をみると2mを越えたことも数回しかなかった。以上のことから、1日1回の洗浄では、昨年度までの洗浄条件に比べ初期損失水頭の増加も少なく、洗浄が十分に行われていることが推察できる。さらにNo.1池とNo.2池をみると、汚過の進行に伴う初期損失水頭の増加量はNo.2池が5cm程とNo.1池の半分以下であった。

図-5に汚層内の損失水頭の変化を示す。No.2池は、汚過回数が進んでも砂層での増加が見られず、汚過終

表-1. 洗浄条件

汚過池No.		1	2	3
洗浄条件				
時 間 (分)	表 面 洗 淨	9	-	9
	空 気 洗 淨	-	1.9	-
	逆 洗 洗 淨	9	5	9
	重 複	7	0.9	7
	合 計	11	6	11
膨 張 比 (%)		20		
洗 淨 水		汚 過 水	原 水	
備 考		2回くり返し 1日1回の間隔で洗浄 洗浄速度は、膨張比20% が得られる速度		

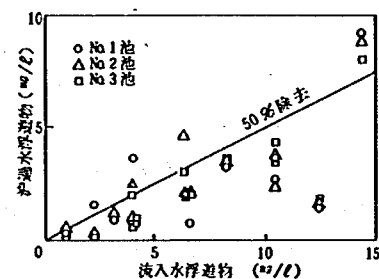


図-1. 流入水、汚過水の浮遊物の関係

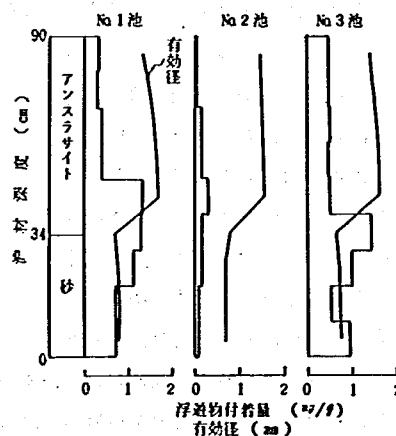


図-2. 汚材浮遊物付着量と有効径

了時においてもほとんど増加しておらず、空気洗浄による洗浄効果がはっきりと表われている。No 1 池においても昨年度までの結果に比べ増加量が少なく 1 日 1 回の洗浄効果と思われる。No 3 池は No 1 池に比べ多少大きい値であるが、その差は砂層では増加しておらず、原水洗浄による損失水頭の増加は砂層では見られなかった。

図-6 に洗浄排水の濁度と時間の関係を示す。3 池共汚濁回数が進むにつれ排水の濃度が高くなり、洗浄終了時でも高くなる傾向が見られた。表面洗浄・逆流洗浄は、ピークを過ぎてからゆっくりとしたペースで濃度が下がっており洗浄時間を長く必要とする。また、原水洗浄の場合は排水濃度は高いが洗浄終了時には、汚濁回数と同じくらいまで下がっている。空気洗浄・逆流洗浄は、ピーク濃度が高く、ピークを過ぎてから急激に下がっており、空気洗浄により濁質の剥離が十分に行われていることがわかる。汚濁回数が進むにつれ 2 回目の洗浄でも多くの濁質除去が行われており、くり返し行ったことが大きく影響している。空気洗浄の場合には、表面洗浄の場合に比べて洗浄時間は短くてすむが、水抜き時間を必要とする。このことから、表面洗浄・逆流洗浄でも 1 日 1 回の低負荷時に洗浄を行えば、十分に洗浄されており、また洗浄水に原水（2 次処理水）を用いても汚濁池の性能低下も見られなかった。さらに、空気洗浄・逆流洗浄は、表面洗浄・逆流洗浄よりもすぐれていることが分かった。

3.3 上向流汚濁池における流動変動

図-7 に示す変動パターンの変動汚濁と定量汚濁の比較実験を行った。変動汚濁は鳥羽処理場の流動変動を基に平均汚濁速度 300m/日になるようにし、定量汚濁は汚濁速度 300m/日で交互の運転を行った。変動汚濁の流入濁質量の変動は、水量の変動パターンと似たような変化を示しており、最大時は最小時の 3 倍強の変動がある。こうした変動に対して上向流汚濁池の濁度や浮遊物の除去は定量汚濁とほとんど変わらなかった。また、どちらの場合も流入水の濁度や浮遊物の濃度が高くなると、除去率が低下する傾向があり、下向流汚濁池と比べても多少劣っていた。（図-7, 8）この時の汚濁池には、汚濁上層部に粒径の大きい石がいくつか見られ、このため微かではあるが、ブレイクスルーが起きていることが考えられる。その後、洗浄時における水抜き時間を短くしてからは、水質でも下向流汚濁池と同等になり向上していた。原因としては、水抜き時間が長い場合汚濁中に空気が入り込み、水洗浄により石が持ち上げられたと考えられる。変動汚濁における損失水頭も変動パターンと同じように変化しており、急激な損失水頭の低下も見られず、汚濁水水質

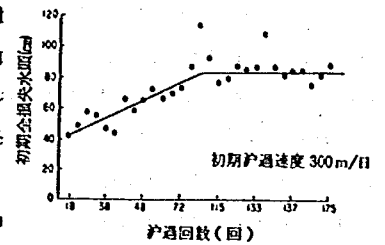


図-3. 汚濁回数と初期損失水頭の変化

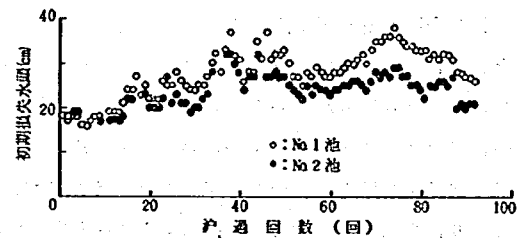


図-4. 初期損失水頭の変化

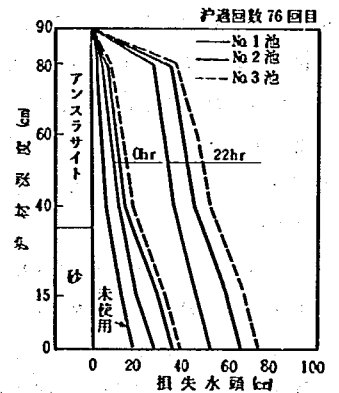


図-5. 汚濁層内における損失水頭

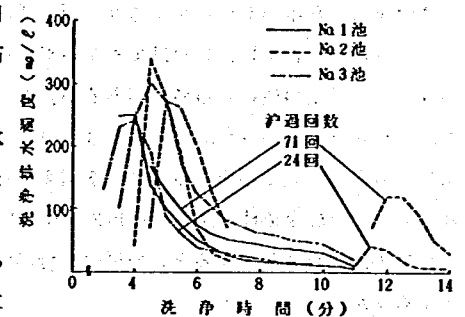


図-6. 洗浄排水濁度と洗浄時間

でも大きな変化はなく、ブレイクスルーはほとんど見られなかった。このことから、上向流汚過池でも十分変動汚過が行えることが見い出された。

3.4 2次処理水の汚過における浮遊物の粒度分布

汚過池へ流入する原水（2次処理水）の違いによる流入水と汚過水の粒度分布を測定し、汚過条件、流入水の性状から汚過によって除去される濁質の粒度分布を調査した。生活排水が主なH処理場の加圧式汚過池と京都パイロットプラントの下向流汚過池の流入水と汚過水について比較をした。測定方法は昨年度と同様の手法で79年7月から80年3月まで月1回の割合で実施した。表-2にH処理場の運転条件を示す。

京都の場合は、夏期においては 10μ 以下、 10μ 以上の除去率が60%以上とどの粒径でも一様に除去されている。粒度の分布状況は流入水と汚過水で変わっていない。冬期は、流入水において 10μ 以下の割合が多くなっているのに対し、汚過水においては、 10μ 以上の割合が減少しており、 10μ 前後を境にして除去率も大幅に向上しており、昨年度までの調査と同様の結果であった。H処理場の場合は、冬期において多少京都と同じ傾向を示しているが、夏期・冬期共にどの粒径でも除去されている。粒径の大きさではH処理場の方が大きい粒径の割合が多い傾向であった。

H処理場の汚過池は、汚過速度が $170\text{m}/\text{日}$ と遅いことがどの粒径でも除去率の高いことに起因していると思われる。また、流入水が生活排水のために、浮遊物の粘着性が高いこと、フロックが大きいことなどが推察される（表-3、図-9）。

このことから、汚過池の形状や運転条件等違いがあり一概には言えないが、流入水の違いによる傾向は多少見られ、流入水中の浮遊物の粒径が大きい方が除去率も高くなる傾向も見られた。

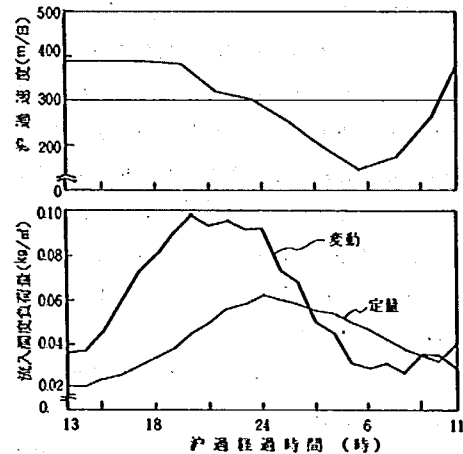


図-7. 変動パターン、流入汚過水量

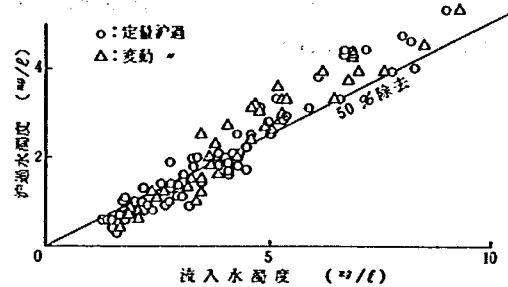


図-8. 流入水、汚過水の濁度関係

表-2. H処理場の運転条件

	アンスラサイト	砂
有効径	200mm	0.70mm
均等係数	150	
汚層厚	800mm	400mm
汚過速度	170m/日	
洗浄方法	空気洗浄 逆流洗浄	
洗浄間隔	2日に1回	

表-3. 2次処理水中の浮遊物の粒度分布

採水場所	採水日	浮遊物 (mg/L)		除去率 (%)			粒度分布 流入水			割合 汚過水		
		流入水	汚過水	全体	10μ以下	10μ以上	10μ以下	10μ以上	10μ以下 10μ以上	10μ以下	10μ以下	10μ以上
H処理場	'79. 7. 17	300	215	283	230	381	649	351	185	697	303	230
	'79. 11. 19	983	206	790	633	909	431	569	0.76	754	246	307
	'80. 3. 25	671	304	547	295	665	319	681	0.47	497	503	0.99
京都 PP	'79. 7. 17	420	161	617	633	612	231	769	0.30	221	779	0.28
	'79. 11. 20	549	240	561	435	697	518	482	1.07	667	333	200
	'80. 3. 25	275	130	527	144	722	337	663	0.51	610	390	156

4. 今後の調査課題 — 昭和55年度調査 —

今年度の調査から汚過池の洗浄において1日1回低負荷時に行なうという方式にすることで洗浄効果が良くなり、さらに空気洗浄と逆流洗浄を併用すれば十分に洗浄できることが見い出された。来年度は洗浄については洗浄間隔の延長と空気洗浄・逆流洗浄における原水の利用の可否について調査する。洗浄間隔は今年度の1日1回から2日1回とする予定である。

凝集沈殿処理水、生物学的脱窒処理水の汚過特性について調査を行なう。

上向流汚過池については今年度の変動、定量の運転を継続する。

原水中の浮遊物粒度分布が汚過特性に及ぼす影響について調査を継続する。

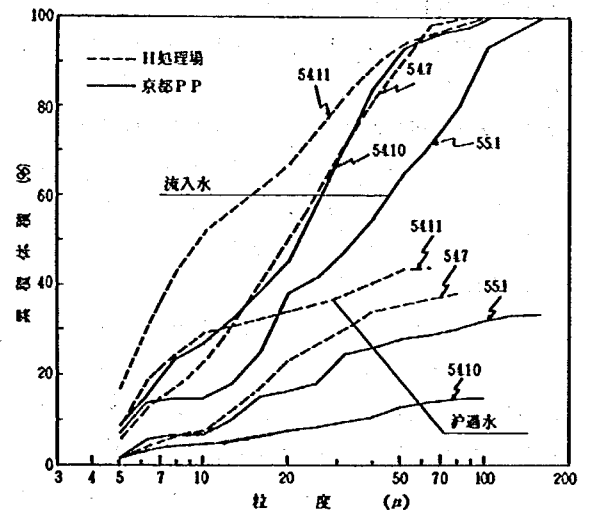


図-9.

8. 溶解性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小 堀 和 夫
主任研究員 京 才 俊 則
研 究 員 酒 井 憲 司
 榎 山 孝 一
 小 泉 秀 一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は現在主として水域の溶存酸素不足を招くBOD、CODなどの有機物に関係する項目で定められている。この基準を維持達成するために下水処理場からの放流水に対して負荷量の削減を要請されるケースが少なくないものと予想される。従来の二次処理では有機物除去能力に限界があり、二次処理水中の有機物の量を減らすためには何らかの形で付加的な処理を行なう必要がある。二次処理水中に残留する有機物には大きく分けて浮遊性のものと溶解性のものとに分けられるが本調査はこのうち溶解性有機物の除去技術を開発することを目的としている。

2. 昭和53年度までの調査結果

京都市鳥羽下水処理場内にある京都三次処理パイロットプラントの活性炭吸着塔を用いた実験から次のような点が明らかになった。

- a. 活性炭吸着によるBODの除去を評価する際にはフランビン中の硝化を抑制した形のBODを測定しなければならない。このBODの除去率はCODやTOCの除去率より劣る。
- b. 接触時間36分で運転した結果、CODとTOCの除去率が安定して50%以上となるのは吸着をはじめてから2～3カ月間であった。
- c. 二次処理水を原水とした場合について長期間にわたる運転を行なった。SSの除去率は50%弱、CODの除去率は吸着初期が70%、BV6000で30%程度であった。
- d. 使用済活性炭の再生を7回行ない、再生産の処理能力が新炭にはほぼ等しいことが分かった。既設の下水処理場の流入水と処理水のCODについて調査し、CODの除去状況をまとめた。

3. 昭和54年度の調査成果

京都三次処理パイロットプラントでは6種類の粒状活性炭を用い、二次処理水の汚過水を原水とした運転を長期間にわたり行ない、6種類の活性炭の性能比較及び有機物除去能力の長期間における変化について調査した。

活性汚泥処理における有機物除去特性を調べるため室内実験を行なった。

3.1 粒状活性炭の性能比較実験

活性炭吸着による下水中の溶解性有機物の除去において初期では高率の除去が可能であるが、BV4000で約30%程度となりこのあたりから除去率低下度合が小さくなることはすでに確認されている。この後30%程度の除去率でも長期間継続し、かつこの処理水が環境基準を満足しうるものならば、再生を行わないで通水を続けた方が処理費用としては安価になると考えられるため、京都

パイロットプラントに設置してある重力式活性炭吸着塔に表-1・1に示す6種の活性炭を充填して1年間通水を行い、有機物除去能力、運転上の問題点の確認を行うとともに本法に適した活性炭の検討を行った。

実験条件 流入水：急速砂ろ過水、吸着塔の運転方法：6塔の並列運転、流入水の供給方法：定量、吸着塔の断面積：0.7m²×1m=0.7m²、活性炭充填高さ：3m、LV：144m/日、SV：2、通水開始および停止：全塔同時、洗浄頻度1回/2~3日、洗浄方法：表面洗浄+逆洗洗浄、各塔の処理水量および負荷量：表-1・1参照。

表-1・1 実験に用いた活性炭の有機物吸着状況

吸着塔		1	2	3	4	5	6	
項目								
新炭形状	有効径(mm)	055-065	080・	100	072	060	067	
	均等係数	15-21・	1.6・	1.28	1.31	1.83	1.58	
	原料	石灰炭	石灰炭	石灰炭	ビッチ	石灰炭	石灰炭	
	形状	破砕	破砕	球状	球状	破砕	破砕	
	運転期間	1979.4.12~1980.3.9						
新炭	充填重量(kg)	945	1031	1081	1173	930	894	
	処理水量(×1,000BV)	7.18	7.08	7.08	6.60	6.83	7.04	
有機物吸着	COD (kg・COD/kg・AO)	流入量	0.311	0.277	0.268	0.227	0.300	0.321
		吸着量	0.134	0.094	0.100	0.082	0.126	0.149
		除去率%	43.1	33.9	37.3	36.1	42.0	46.4
	COD・D (kg・COD・D/kg・AO)	流入量	0.272	0.251	0.235	0.200	0.262	0.282
		吸着量	0.114	0.079	0.086	0.066	0.108	0.131
		除去率%	41.9	31.5	36.6	33.0	41.2	46.5
TOC (kg・TOC/kg・AO)	流入量	0.203	0.187	0.175	0.148	0.195	0.210	
	吸着量	0.083	0.060	0.067	0.049	0.081	0.096	
	除去率%	40.9	32.1	38.2	33.1	41.5	45.7	
TOC・D (kg・TOC・D/kg・AO)	流入量	0.177	0.163	0.153	0.130	0.170	0.183	
	吸着量	0.087	0.061	0.069	0.056	0.087	0.101	
	除去率%	49.2	37.4	45.1	43.1	51.2	55.2	
色度** (kg・Pl/kg・AO)	流入量	0.600	0.553	0.516	0.440	0.574	0.623	
	吸着量	0.453	0.353	0.359	0.288	0.433	0.497	
	除去率%	75.5	63.8	69.6	65.5	75.4	79.8	

* メーカーのカタログ値より引用
** 色度は白金換算

3.1.1 初期全損失水頭

図-1・1に初期全損失水頭変化を示す。ここには炭1塔の結果を示しているが、他の塔の傾向も同様である。初期全損失水頭は通水回数が50回を越えるところから増加の傾向が見られる。2ヶ月間の運転休止により一旦は低下したが運転再開とともに再び増加の傾向が見られ、通水回数75回までの段階では安定したものとはなっていない。

表-1・2に全塔の初期全損失水頭の測定結果を示すが、通水75回までで最も増加の少なく有効全損失水頭確保率が高いのは炭3塔であり、以下2,5,6,1,4の順となっている。

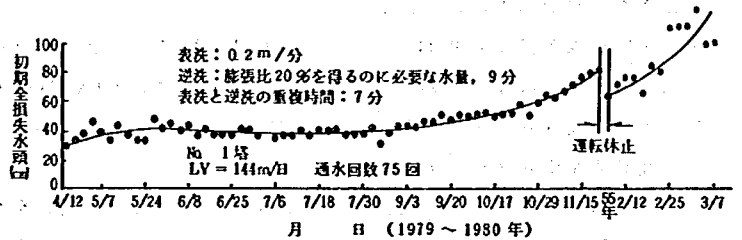


図-1・1 初期全損失水頭の変化

表-1・2 活性炭吸着塔の初期全損失水頭測定結果

項目	1	2	3	4	5	6
設定全損失水頭 (m)	5	5	5	5	5	5
実験開始時の初期全損失水頭 (m)	0.28	0.38	0.20	0.73	0.56	0.56
実験開始時の有効全損失水頭 ¹⁾ (m)	4.72	4.62	4.80	4.27	4.44	4.44
本年度終了時の初期全損失水頭 (m)	1.20	0.80	0.63	2.08	1.15	1.18
本年度終了時の有効全損失水頭 ²⁾ (m)	3.80	4.20	4.37	2.92	3.85	3.82
有効全損失水頭確保率%	81	91	91	68	87	86

1) 有効全損失水頭 = 設定全損失水頭 - 初期全損失水頭

2) 有効全損失水頭確保率% = $\frac{\text{本年度終了時の有効全損失水頭}}{\text{実験開始時の有効全損失水頭}} \times 100$

る。この結果によれば有効全損失水頭の確保率の高いのは有効径が大きく、均等係数の小さな活性

炭であり、また有効径と均等係数がほぼ同一の場合球状炭より破砕炭の方が高いようである。

初期全損失水頭が増加し、有効全損失水頭の確保率は低くなるということは1回の通水継続時間が短くなり、洗浄の頻度が高くなることを意味し処理効率の低下が考えられる。したがって有機物等の除去性能の面を除けば、初期全損失水頭の増加の少ない有効径が大きく均等係数の小さい破砕炭を用いるのが有利といえよう。

3.1.2 有機物の除去

図-1・2に $\phi 6$ 塔のBVと各汚濁物質の除去率との関係(破過曲線)を示す。COD、COD・D、TOCの破過曲線が酷似し、運転当初の除去率が約70%、BV1000で約50%、BV4000あたりで除去率の低下の度合いが小さくなり、それ以後は30%に保たれている点は昨年度実施した原水を2次処理水とした場合の結果とほぼ同一である。したがってこの結果は原水を2次処理水とし、浮遊性および溶解性有機物を活性炭により同時に除去しようとした昨年度の方法が有効であったことを意味している。なお、本年度に得られた通水量は7000BV程度であり、除去率の低下が小さくなる4000BVに較べてそれほど大きなものではなく、明確な破過点については明らかにできなかった。

図-1・3および1・4に6種の活性炭のBVと単位重量当りのCODおよびTOCの吸着量との関係を示す。吸着量の最も高いのは $\phi 6$ であり、以下1, 5, 3, 2, 4の順となっており、最高と最低では約2倍近い差が見られる。一般に粒度が小さい活性炭の方が活性炭と水との接触面積が大きくなり、吸着速度が大となるため吸着量が大きいとされており、この結果においても一部を除いてこの傾向が見られる。もう1つの傾向としては充填密度の低い活性炭ほど吸着量が高いことがあげられる。有機物負荷量はかさ容量に対して一定としてあるため充填

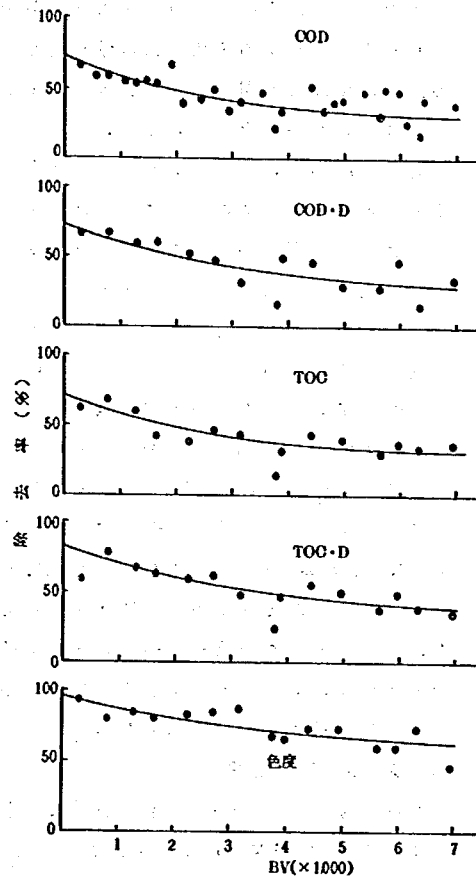


図-1・2 各汚濁物質の破過曲線 ($\phi 6$ 塔)

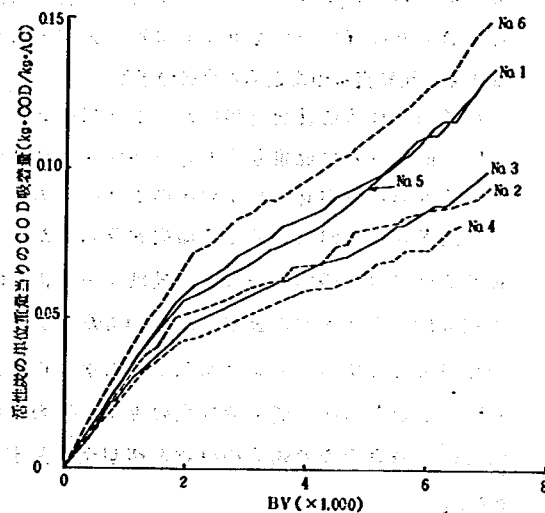


図-1・3 活性炭のCOD吸着量の変化

密度の低い活性炭ほど単位重量当りの負荷量が高くなるため、ある程度吸着量が高くなるのは当然ではあるが、この点を考慮しても吸着量は高いものとなっている。この理由として充填密度が低いことにより空けきが大きくなり水との接触面積の増加することや、有機物を吸着する細孔が多いことが充填密度を低くするためこの結果として充填密度の低いものが多く吸着することなどが考えられるが、現在のところは明らかとはなっていない。

7000BV程度までの平均有機物除去率はCOD、COD・D、TOC、TOC・Dそれぞれ46～34%、47～32%、46～32%、55～37%となっており、各塔における除去率は単位重量当りの吸着量が高いものが高くなっているが、それほど大きなものではない。これは前述したように単位重量当りの吸着量の高い活性炭は充填密度の低いものであり、かさ容量当りの吸着量の差は縮まる傾向にあるためである。

3.1.3 色度の除去

色度の除去は図-1・2の破過曲線に見られるように7000BVにおける除去率は70%程度であり、多少破過傾向は見られるが安定しており、これ以後の通水でもかなり高率の除去が期待が期待できる。単位重量当りの色度吸着量の順位は図-1・5に示すように有機物の吸着量の順位とほぼ同一であり、有機物の吸着量の高い活性炭は色度の吸着量も高いといえる。

3.1.4 比較実験のまとめと今後の予定

6種類の粒状活性炭を用いた、1年間の通水実験の結果をまとめると次のようになる。

- (i) 活性炭の単位重量当りの有機物および色度の吸着量は最高のもものと最低のもものでは約2倍近いが差が見られ、粒度の小さいものほど吸着量が大きくなる傾向と充填密度の低いものほど吸着量が大きくなる傾向が見られた。

粒状活性炭の有機物の飽和吸着量は、一般にCODで重量の20～30%程度であるとされている。7000BV程度までの吸着量は8～15%であり、半分程度しか消費されておらず除去率で30%の能力を有している。また初期全損失水頭の増加の点についてもまだ安定したものとはなっていない。このため次年度も活性炭の再生を行わないで実験を継続し、活性炭の有機物および色度の除去能力の完全な破過点の確認と初期全損失水頭がどの段階で安定するかの確認を行っていく予定である。

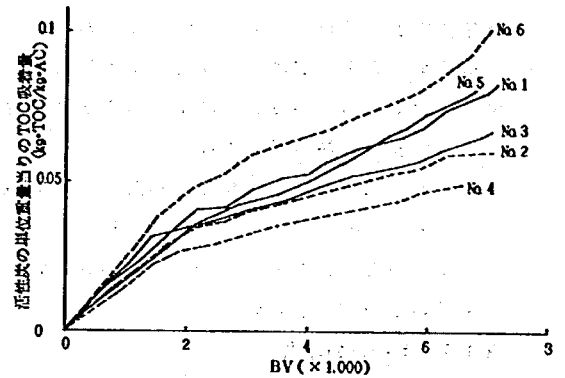


図-1・4 活性炭のTOC吸着量の変化

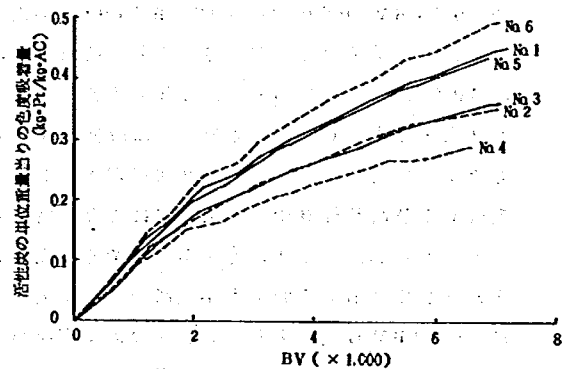


図-1・5 活性炭の色度吸着量の変化

3.2 活性汚泥処理における有機物除去特性に関する室内実験

3.2.1 実験目的

活性汚泥処理における有機物除去特性はエアレーションタンク滞留時間、水温、流入有機物負荷、汚泥の性状などにより影響を受ける。本実験ではこれらの要因のうち水温と汚泥のSRT(平均汚泥滞留時間)をとり上げ、5.6ℓのエアレーションタンク(以下反応槽と略す)を用いて調査した。

3.2.2 実験方法

実験は全て図-2・1・12に示すフローで行なった。反応槽は完全混合で、原水の注入により槽内混合液を押し出して引抜タンクへ送る仕組みとなっている。反応槽容積と引抜量の比から汚泥のSRTを求めることができる。本実験では原水の供給量と引抜量が等しいと仮定してSRTを設定し、あとで実測した引抜量により補正して実際のSRTを求めた。

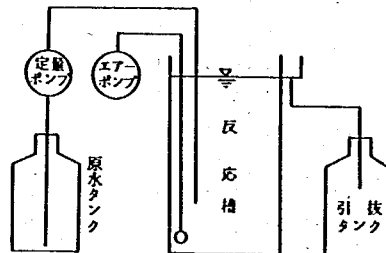


図-2・1 実験装置のフロー

原水はグルコースを唯一の有機物とし他に無機塩類を加えたものを用いた。原水の組成及び量を表-2・1に示す。グルコースの量により $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ の量を変化させている。グルコース35ℓと70ℓで $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ の量が逆転しているのは35ℓがSRT2日で行ないpHの低下は見られなかったが、70ℓはSRT16日で行ない硝化によると見られるpHの低下があったため $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ の量を減らしたためである。

表-2・1 原水の組成と量

	添加量(ℓ/日)			
	07	21	35	70
グルコース	0.7	2.1	3.5	7.0
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0.11	0.056	2.2	1.1
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.14			
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.0012			
CaCl_2	0.011			
$\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.018			
リン酸緩衝液	Pとして0.60・(0.30)			

*()は水温差実験のときの値

実験はSRTを変えたものと水温を変えたものの2種類について行なった。前者についてはSRTを2, 4, 8, 16日の4種類としグルコースの添加量を0.7~7.0ℓ/日と変化させ、20℃の部屋で実験した。後者の水温差実験についてはSRT8日、グルコース2.1ℓ/日の条件で同一の原水を用い、10, 20, 25℃と室温の異なる3つの部屋に反応槽を置いて実験した。原水は連続注入ができなかったので2~6時間に1回というサイクルで断続的に注入した。反応槽のpHは前述したように硝化等の要因で低下する傾向があるので1日1回カセイソーダで7.0に調整した。反応槽混合液についてVSS、グルコース、炭水化物(水温差実験のみ)、酸素消費速度を、混合液の溶解性成分についてTOC、グルコース、炭水化物を測定した。また混合液引抜量は毎日測定した。なお分析方法はグルコースがグルコースタット法、炭水化物がアンスロン法であり、グルコースの量に換算した値で示しており、酸素消費速度は基質であるグルコースを2000mg/ℓになるよう添加して測定したものである。

3.2.3 実験結果

本実験では定常状態での混合液の引抜量とVSSから汚泥の発生量を簡単に求めることができる。混合液の溶解性成分のTOCとグルコースの量からTOCないしグルコースの除去量が求まり、汚泥への転換率を計算することができる。なお溶解性成分は原水が注入されてから1時間ぐらい経過すると安定した値になるので採水は原水注入後1時間以上たった時点で行なった。各条件で安定した運転の得られた時期の結果をまとめたのが表-2・2である。

表-2・2 実験結果の総括

実験条件	有機物添加量 (g/l)		混合液 引分量 (ml/l)	実際の SRT (日)	混合液 VSS (mg/l)	混合液の溶解性成分 (mg/l)		有機物除去量 (g/l)		引 技 汚泥量 (g/l)	汚泥転換率		酸素消 費速度 (mg/l hr)	汚泥中 グルコ ース (mg/l)	炭水化物	
	グル コース	TOO				グル コース	TOO	グル コース	TOO		グル コース	TOO		グル コース	溶解性	汚泥中
SRT 2日	2.1	0.84	2720	2.1	220	3.3	17.1	2.1	0.79	0.60	0.29	0.76	18	1.6		
2日	3.5	1.4	2580	2.2	460	4.6	14.7	3.5	1.4	1.2	0.34	0.86	32	8.3		
4日	0.7	0.28	1280	4.4	140	2.9	9.5	0.70	0.27	0.18	0.26	0.67	10	1.8		
4日	2.1	0.84	1260	4.4	550	3.4	8.2	2.1	0.83	0.69	0.33	0.83	44	5.6		
8日	0.7	0.28	610	9.2	350	3.3	7.1	0.70	0.28	0.21	0.30	0.75	31	6.5		
8日	2.1	0.84	610	9.2	1120	4.4	11.4	2.1	0.83	0.68	0.32	0.82	87	7.4		
16日	0.7	0.28	270	2.1	570	4.0	9.5	0.70	0.28	0.15	0.21	0.54	47	6.9		
16日	2.1	0.84	260	2.2	2070	1.9	9.6	2.1	0.84	0.54	0.26	0.64	148	16.4		
16日	7.0	2.8	250	2.2	8100	6.4	13.0	7.0	2.8	2.0	0.29	0.71	515	15.8		
水温 10.8℃	2.1	0.84	620	9.0	960	5.0	18.5	2.1	0.83	0.60	0.29	0.72	46	16.7	13.1	193
20.0℃	2.1	0.84	630	8.9	920	4.0	21.5	2.1	0.83	0.58	0.28	0.70	110	11.3	12.4	107
22.1℃	2.1	0.84	600	9.3	920	3.9	21.1	2.1	0.83	0.55	0.26	0.66	143	9.6	9.1	124

・：汚泥中の値は混合液の値から溶解性成分の値を引いたもの

・・：汚泥転換率は引技汚泥量を有機物除去量で除したものの

表-2・2の SRT 実験のデータから汚泥の転換率と SRT 及びグルコース添加量について整理したのが図-2・2である。全体の傾向としてグルコース添加量を上げると汚泥転換率が上がっている。分解されてガスとして消失する割合が低下するためではないかと思われる。SRTと汚泥転換率の関係をみると SRT 4～8日で汚泥転換率が高くなり、2日と16日では低くなっている。16日で低くなるのは分解を受ける時間が長くなるためと思われるが2日が低い理由はよく分らない。

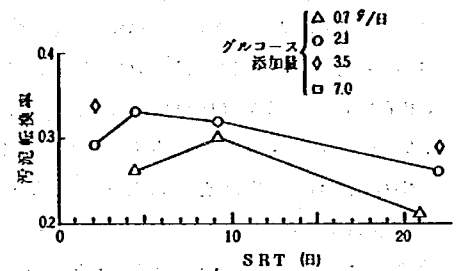


図-2・2 SRT 及びグルコース添加量と汚泥転換率

混合液の溶解性 TOC を見ると 16 日で 7.0 g/l 添加のケースを除くと 10 mg/l 前後で SRT やグルコース添加量との関連はあまり見られなかった。

汚泥中及び混合液の溶解性成分のグルコースを見ると添加したグルコースは速やかに溶液から汚泥へ移行し、さらに汚泥中で他の形の炭水化物に移行しているものと思われる。

本実験で測定した酸素消費速度は基質であるグルコースを添加して測定しており、汚泥の酸素消費速度の上限を表わしている。酸素消費速度は汚泥濃度と関係が深いと見られるので両者の関係を図-2・3

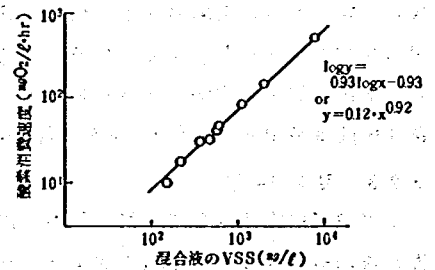


図-2・3 混合液の VSS と酸素消費速度

を見ると混合液の VSS と基質を十分与えたときの酸素消費速度は概ね比例関係にあり、SRT やグルコース添加量とは無関係となっている。これはグルコースが極めて分解されやすい有機物

であることと関係していると思われる。

図-2・4には水温の違う場合の汚泥転換率、汚泥中の炭水化物の蓄積、酸素消費速度の変化について示す。SRT 実験の時と比べると無機塩分の量を減らしたことが影響したのか汚泥の性状は少し異なっている。SRT 実験の結果とは切り離して考えた方がよいと思われる。水温の影響は汚泥中の炭水化物の量に顕著な差となって表われる。汚泥中のグルコース及び溶液中のグルコースの量がわずかなことを考えるとグルコースの汚泥への移行及びグルコースから他の炭水化物への移行は速やかに起きているが、炭水化物の利用の点で水温の影響を受けていることが推察できる。このことは酸素消費速度からもうかがえる。混合液の VSS は大体等しい3者で酸素消費速度はかなり異なり汚泥へ蓄積された炭水化物の分解にも少なからず影響を与えていると思われる。

最後に実験の目的とは少しずれるが汚泥の馴致という現象をうまく示している例があったので図-2・5に示す。これはアニリンを唯一の有機物源として培養した汚泥とグルコースで培養した汚泥に対してグルコースを加えたときの混合液及びその溶解性成分のグルコース濃度の経時変化を示したものである。馴致された汚泥は速やかに基質をとり込み、1時間後には溶解性成分がほとんどなくなっているのに対し、馴致されていない汚泥ではゆっくりと除去されていることが分かる。

3.2.4 ま と め

汚泥を種々の条件で培養しその有機物除去特性について室内実験を行なった結果をまとめると次のようになる。

- イ. 有機物としてグルコースを用いたためその除去率はほぼ100%で条件による差は少ない。
- ロ. グルコースから汚泥(VSS)への転換率は単位容積当りのグルコースの添加量が増加するほど大きくなる傾向がある。汚泥転換率とSRTの関係はSRT4~8日で高くなる傾向がある。
- ハ. グルコースの除去と反応槽の水温の関係をみると溶解性のグルコースないしTOCを見るとほとんど差がないが、汚泥中の炭水化物の量で異なっている。水温の低い方が炭水化物としての蓄積量が大きくなっている。
- ニ. 同一の温度で、SRT及び単位容積当りのグルコース添加量を変えて培養した汚泥でグルコースを十分与えて測定した酸素消費速度は汚泥のVSSとの相関が高い。

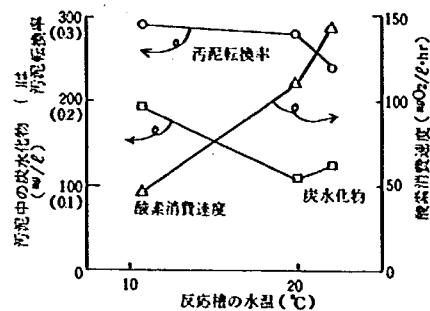


図-2・4 水温を変えたときの汚泥性状の変化

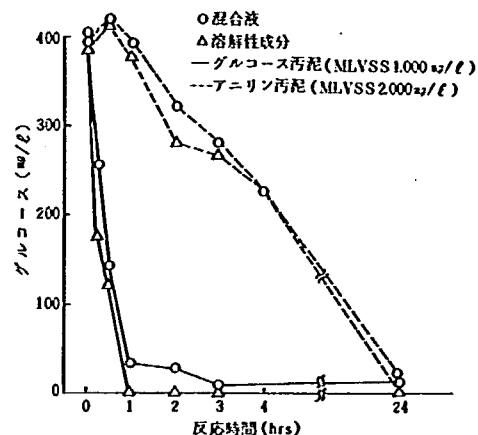


図-2・5 汚泥の馴致効果

9. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川忠男

研究員 佐藤和明

小越眞佐司

館山祐清

1. 研究の目的と必要性

下水処理場の消化タンクより発生する消化ガスは、メタンガスを主成分とし有効な熱源となるものである。わが国では、消化タンクは汚泥の減量と安定化を主目的として運転されてきているが、動力費の漸増が予想される現在、発生する消化ガスの有効利用に関する一層の技術的検討が必要となってきた。

欧米では、消化ガスをエンジンに導入し発電機を回すことによって、処理場内の電力補給を行っている例などが見られるが、わが国においても、処理区域における管路系統が完成された処理場が増えるに従い、発生汚泥量の原単位も欧米並みに近づきつつあるので、消化ガスの積極的な利用方式も極めて実現性のある課題となってきたものと考えられる。

以上の観点から、本調査では、わが国の下水汚泥の消化ガス発生量を計測することを始めとし、消化ガスの有効利用に関する技術的な問題を整理すると共に、その経済的な価値をも含めて調査検討を行っている。

2. 昭和53年度までの研究成果

本調査は昭和50年度より行っているが、以下にその調査結果の概要を述べる。

消化タンクの現地調査を行った結果、投入有機物当りのガス発生量は一般的に室内実験によって得られた値より低いものが多く、 $0.2 \sim 0.4 \text{ m}^3/\text{kg VS}$ と広い範囲を有していることがわかった。

これらの原因としては、施設が過負荷であり、十分な消化が行われていないこと、又、消化脱離液の固形物濃度が高く、いわゆる循環汚泥の主因となり、投入汚泥の何割かがこのガス発生能力のない循環汚泥により構成されていることなどが考察された。

処理場発生汚泥量に関する実態調査の結果、発生汚泥量としては大きな季節変動はないが、有機物含有率に季節変動があるため、冬期にガス発生量の増加が予想された。

ガスエンジンシステムに関するシミュレーションモデルにより、ガスエンジンシステムの適用条件を種々算出したが、投入汚泥濃度が3%程度の現状では冬期において加温熱量が不足するものと予想された。

室内実験においては、多数の処理場発生汚泥を対象として、そのガス発生量を測定した結果、わが国の下水汚泥の最終ガス発生量は、投入有機物当り、 $0.35 \sim 0.55 \text{ m}^3/\text{kg VS}$ の範囲にあることが示された。又、最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥では前者の方がガス発生量が高いことがわかった。又、

30℃付近の中温消化では、消化日数20日でほぼ最大のガス発生量を示し、それ以上消化日数を長くしてもガス発生量の増加は期待できないこと、および投入汚泥濃度を6%程度まで上げて大体通常の消化条件により消化できることがわかった。

下水処理場における消費電力原単位は、0.2～0.3kwh/m³の範囲にあることが実態調査の結果明らかとなり、又、発生消化ガスのエネルギー量は消費電力量に匹敵するもので、消化ガスの有効利用により、処理場内動力の約3分の1が補填できることがわかった。

3. 昭和54年度の研究成果

3.1 消化タンク熱収支シミュレーションモデル

3.1.1 モデルの概要

表-1 消化槽投入汚泥に関するモデル計算式 (30000m³/日の処理場)

消化ガスを熱源としてガスエンジンを動かし、動力または電力をとり出すというシステムが現在のところ最も適用度の高い技術と考えられている。このシステムではエンジンからの廃熱で加温熱量をまかなう得るか否かが重要なポイントとなる。昨年に引き続いてモデルシステムを考案し、熱収支シミュレーションを行った。

流入水量	$Q(J) = 30000 \{ 1 + 0.08 (0.0267 + \frac{1}{2} (A(i) \cos 2\pi J / T + B(i) \sin 2\pi J / T)) \}$	(m ³ /日)
流入SS濃度	$S(J) = 150 \{ 1 + 0.474 (-0.065 + \frac{1}{2} (E(i) \cos 2\pi J / T + F(i) \sin 2\pi J / T)) \}$	(g/m ³)
流入BOD濃度	$BOD(J) = 129 J$	(g/m ³)
有機物含有率	$VS(J) = 0.6 \{ 1 + 0.11 \sin (2\pi J / T + 0.52\pi - 4.772) \}$	
返流SS負荷	$QSI(J) = Q(J) + 0.032 + \text{返流率}$	(t/日)
消化槽内SS濃度	$C(J) = ((DELSS(J) + QSI(J) + Q(J) \cdot S(J) \cdot 10^{-6}) / Q(J) (1 + \text{返流率}) + DELSS(J) \cdot 100)) \cdot 10^6$	(g/m ³)
消化槽内SS濃度	$y(J) = 0.92 - 0.365 e^{(-1.685 \times 10^{-5} \times C(J))}$	
ばっけ地流入BOD濃度	$ABOD(J) = BOD(J) \cdot (1 - y(J))$	(g/m ³)
ばっけ地BOD除去率	$DBOD(J) = ABOD(J) \cdot m + Q(J) \cdot 10^{-6}$	(t/日)
消化槽内BOD濃度	$DELSS(J) = a + DBOD(J) - b + 1072 (T - 20) + (1500 \times \frac{65}{24} \times 30000) \cdot 10^{-6}$	(t/日)
全生汚泥量	$DELS(J) = (Q(J) \cdot S(J) \cdot 10^{-6} + QSI(J) \cdot DELSS(J)) \cdot y(J)$	(t/日)
投入汚泥量	$DMEN(J) = DELS(J) \cdot 100 / \text{投入汚泥濃度}(\%)$	(m ³ /日)

J: 月 A(i), B(i): 流入水量に関する係数 k: 浮遊性BOD/全BOD: 0.60
T: 周期=12月 E(i), F(i): 流入SSに関する係数 m: ばっけ地BOD除去率 (0.88)
i=1~6 Tw: 水温

消化タンク熱収支モデルの前段として、今年度は、昨年度までの発生汚泥量に関する処理場実態調査の結果に今年度の調査結果を加味して、表-1に示すような、消化槽投入汚泥に関する計算モデルを設定した。このモデルは、平均流入水量、平均流入SS濃度、消化槽からの返流負荷率、エアレーションタンクでのBOD除去率、浮遊性BODの割合、水温等を入力として与え、実態調査結果を解析して得られた計算式を用いて、各月毎の発生汚泥量を算出するものである。昨年度の発生汚泥に関する解析結果とは、汚泥処理系統からの返流SS負荷を加えた点が大きな違いとなっている。

この計算モデルを用いて、日平均流入水量30000m³、平均流入SS150g/lの処理場について、流入水量、流入SS濃度の各月毎の値を計算した結果を図-1に、各返流負荷率毎の発生汚泥量の計算結果を図-2に示す。

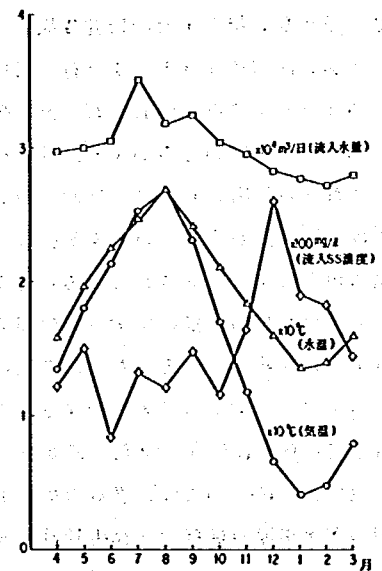


図-1 流入水量とSS濃度の変化

今年度用いた消化槽熱収支モデルの概要を図-3に示す。今回のモデルは投入汚泥量の計算と同様に、返流SS負荷の影響を加味した点が前回のモデルと大きく異なる点である。本モデルでは返流に起因するSSはガス発生に関与しないものとして扱っている。消化槽容積は、各計算ケースにつき、最大量の投入汚泥量となる月の日平均汚泥投入量に対し、消化日数が20日となるように決めている。したがって消化日数は最低で20日となっている。消化槽投入汚泥温度は水温に等しいものでし、水温、気温のデータは先の図-1に示した通りである。ガス発生量は、投入有機物当り、0.55ℓ/gVSを基本とし、汚泥濃度による影響は受けないものとしている。また、消化ガスのメタン成分比は65%で一定と仮定している。本モデルは前後の消化槽投入汚泥に関する計算モデルと一体となるものであり、全体としては、極めて少ない設定条件で、計算が進められるモデルとなっている。

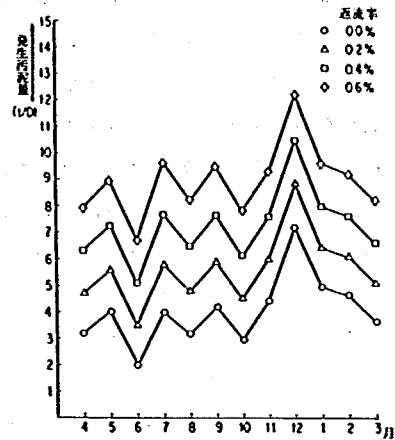


図-2 発生汚泥量の変化

3.1.1 シミュレーション

計算結果

前項に示した流入水量日平均30000m³/日の処理場に対するシミュレーション計算結果の例を図-4~6に示す。計算にあたっては、返流率と投入汚泥濃度をそれぞれ4段階に変えて行っている。

図-4に各返流率に対する投入有機物当り消化ガス発生率を示す。ガス発生量は投入汚泥濃度に左右されないとの仮定を行っているので、返流率、発生汚泥量、VS比率によって計算されるが、返流率の影響が非常に大きいことを示している。

図-5に各返流率と投入汚泥濃度に対する加温必要エネルギーとガスエンジン廃熱により得られるエネルギーとを示す。返流負荷率の影響が大きく、返流率0.2%ですでに年間3ヶ月ほど、汚泥濃度を6%まで濃

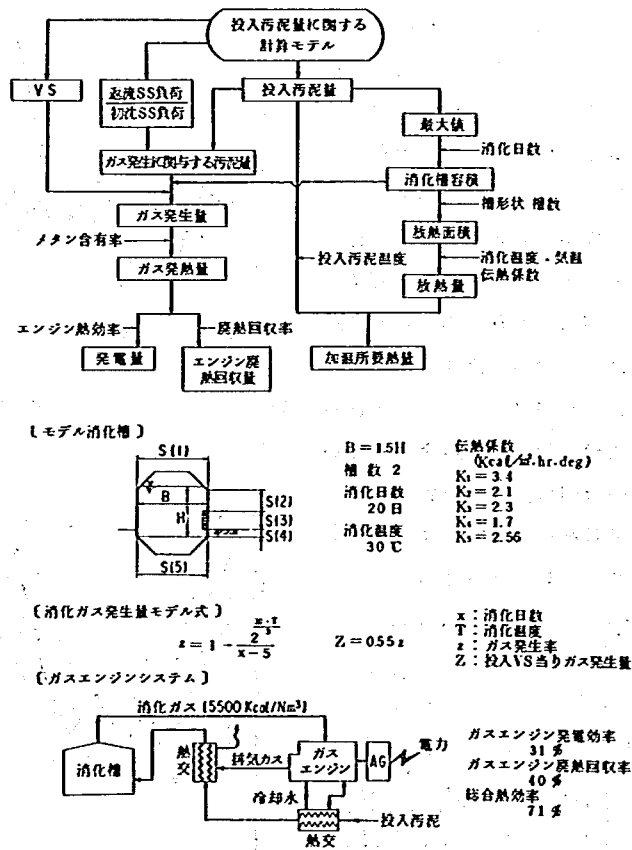


図-3 熱収支計算モデル

縮したとしても、エンジン廃熱では消化槽加温エネルギーをまかなえないという結果となっている。昨年度のモデルでは30℃-20日消化で汚泥濃度4%以上ならば廃熱回収量で加温熱量をまかなえるという計算になっていたが、今年度のモデルでは、投入汚泥濃度4%では返流率0.4%でも、一時期加温熱量が不足するという計算となっている。これは、消化槽の伝熱係数を前年度より大きく取っていることにもよるものと考えられるが、前年度モデルでは冬期における加温熱量の不足が主であったのに対し、本年度モデルにおいては4~6月期の加温熱量不足が顕著である点が異っている。この原因は、4~6月期の汚泥発生量が夏とほとんど同じか、やや低めとなっている(図-2参照)ことにあるものと判断できる。

図-6に、以上のガスエンジンシステムより得られる電力量を、場内消費電力量および、バケットタイプ遠心濃縮機の消費電力量と比較した結果の1例を示す。この計算では、処理水量1m³当りの消費電力量を0.25kwhとしたものであるが、最も発電量の小さい月で総消費電力量の16%、最も発電量の大きい月では、69%の電力が補えることとなる。投入汚泥の濃度を上げるために機械濃縮を導入することが考えられるが、この計算では、発生汚泥濃度を1%として、立型バケットタイプ遠心濃縮機で汚泥の濃縮を行った場合の濃縮所要電力を算出した。機械濃縮に係る電力は発電々力の2~3割となっている。

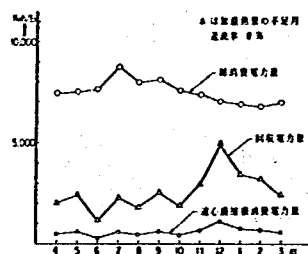


図-6 回収電力量

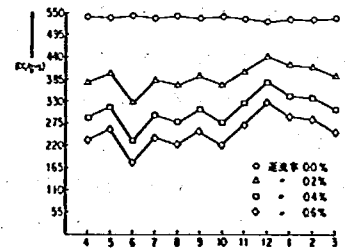


図-4 投入有機物当りガス発生率計算結果

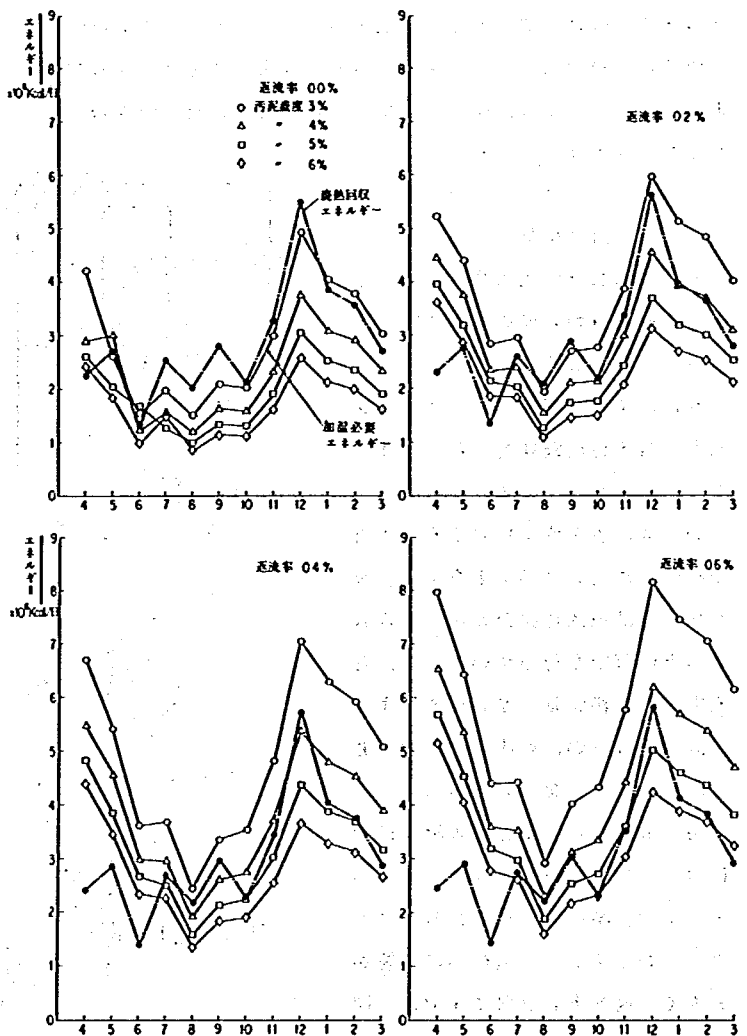


図-5 ガスエンジンシステムにおける熱収支

3.2 硫酸アルミニウム添加時発生汚泥の嫌気性消化実験

3.2.1 実験方法

下水汚泥を嫌気性消化する事により発生する消化ガスは、メタンガスを主成分とする有効なエネルギー源である。この様な消化ガスを、電力、動力等に変換利用するに当っては、連続して安定した供給が要求される。近年、公共用水域の富栄養化防止の一策としてエアレーションタンク内に、リン除去を目的とした凝集剤の添加が行われている箇所が見られる。この様な凝集剤の添加によって発生する汚泥は、多量の添加剤とリンを含有しており嫌気性消化、ガス発生に与える影響が懸念される。一方、吸着され汚泥相に移行したリンについても、嫌気性消化による再溶出等、その挙動を検討する必要がある。本実験は、以上の観点に立ち、添加剤として硫酸アルミニウムを用いた場合に発生する汚泥を対象として嫌気性消化実験を行い、コントロール系との消化ガス発生量、および、リンの挙動を比較検討した結果を報告する。

実験は、図-7に示す消化実験装置を1台（消化タンク2基）用い、消化温度を30℃に設定し、投入汚泥別に、混合汚泥、余剰汚泥の2ケースとして、消化日数25日の負荷で、コントロール系1～6週、Al系7～14週の計14週間行った。

実験形態は、1日1回汚泥の投入、引き抜きを行う半連続方式であり、特に今回使用した装置は、タイマーセットによる自動操作が可能であり、日、祭日の投入、引き抜きも行った。

実験供試汚泥は、コントロール系で1回、Al系で2回の汚泥採取を行い、遠心濃縮（3000 rpm, 10分）後、粉碎、篩分したものとした。表-2に供試汚泥成分の分析結果を示す。

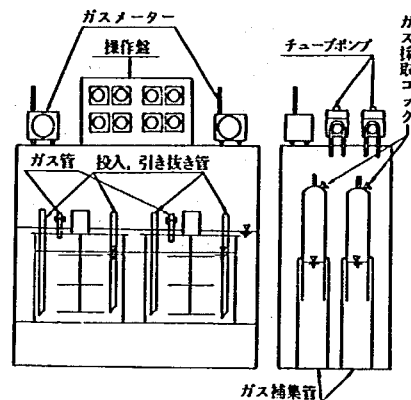


図-7 嫌気性消化実験装置

表-2 供試汚泥成分分析表

汚泥別	項目	TS (mg/l)	VTS (mg/l)	T-C (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	Al (mg/l)	Fe (mg/l)	VTS/TS (%)	C/N
混合汚泥	コントロール系	54000	21700	11800	1110	1750	2210	1260	402	10.6
	Al系	43600	19100	12700	1200	1660	1620	1760	438	10.6
余剰汚泥	コントロール系	28600	13400	6070	840	1780	960	980	468	7.2
	Al系	22000	10600	4720	675	1890	1180	1240	482	7.0

尚、種汚泥は、本実験と同様の条件で2週間投入、引き抜きを行い馴致したものとした。

3.2.2 実験結果

図-8に、週間ガス発生量を週間投入有機物量で除した値と、週間平均ガス成分分析値を示す。

混合汚泥では、コントロール系とAl系では、Al系の方が僅かではあるが発生量が高く、平均値で見ると、前者は、0.36ℓ/gVTS、後者は、0.41ℓ/gVTSと、Al系が0.05ℓ/gVTSだけ高い。これは、供試汚泥中の有機物含有率の違いと、その構成成分の違いからきたものと考えられる。

余剰汚泥では、コントロール系、Al系のガス発生量は、0.12ℓ/gVTS、0.11ℓ/gVTS とほぼ同値である。

混合汚泥のA1系において、ガス発生量に変動が見られるが、これは、硫酸アルミニウムの影響ではなく、タイマーセットによるチューブポンプの投入量が一定していなかった為と考えられる。余剰汚泥の投入量がほとんど一定であり、ガス発生量に変動が少ない事からもそれが言える。

メタン成分は、混合、余剰汚泥共に、コントロール系、A1系を問わず70%以上であり、特に、余剰

汚泥は、80%近くある。この様な、メタン成分が高い事や、前述したガス発生量が低い事などは、投入汚泥中の有機物構成から来るものと考えられる。

表-3に、各投入汚泥中の有機物構成成分の内、脂質、蛋白質、炭水化物の分析結果を示す。

各汚泥共に、有機物含有率が50%を割っており、この値は、これまでに調査した汚泥に比べると20~30%低値である。この原因としては、汚泥を採取した時期が、処理場の供用開始後間もない事に起因すると考えられる。脂質、蛋白質、炭水化物は、混合汚泥のA1系脂質の153%を除くと、全て10%以下であり、特に、炭水化物は、2.89~4.76%と極めて低値である。有機

物のガス化は、脂質、炭水化物が一定値(数%)より大幅に高い場合に顕著に行われ、この傾向が炭水化物で強く表われる事を考えると、本実験における、投入有機物当りガス発生量が低値である事は炭水化物含有率が低いことによるものと判断できる。また、メタン成分が高いのは、炭水化物に対して脂質、蛋白質が多いことによると判断できる。

図-9に、リンの経時変化を示す。

各消化汚泥の脱離液中のT-P, PO₄-Pは、ほぼ一定値である。平均値で見ると、混合汚泥で、コントロール系15.0mgPO₄/ℓ, A1系19.2mgPO₄/ℓ, 同様に余剰汚泥で、コン

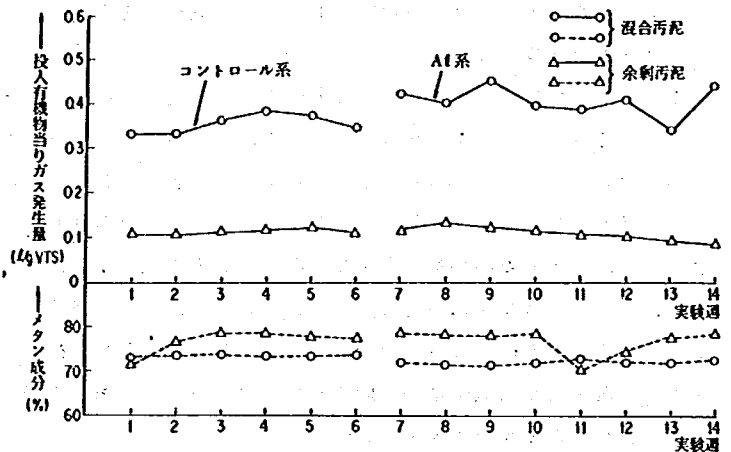


図-8 ガス発生量とガス成分

表-3 投入汚泥有機成分分析表

		TS (mg/l)	VTS(%)	脂質(%)	蛋白質(%)	炭水化物(%)
混合汚泥	コントロール系	54000	402	889	532	289
	A1系	43600	438	1513	793	300
余剰汚泥	コントロール系	28600	468	343	873	478
	A1系	22000	482	236	934	336

物のガス化は、脂質、炭水化物が一定値(数%)より大幅に高い場合に顕著に行われ、この傾向が炭水化物で強く表われる事を考えると、本実験における、投入有機物当りガス発生量が低値である事は炭水化物含有率が低いことによる

ものと判断できる。また、メタン成分が高いのは、炭水化物に対して脂質、蛋白質が多いことによると判断できる。

図-9に、リンの経時変化を示す。

各消化汚泥の脱離液中のT-P, PO₄-Pは、ほぼ一定値である。平均値で見ると、混合汚泥で、コントロール系15.0mgPO₄/ℓ, A1系19.2mgPO₄/ℓ, 同様に余剰汚泥で、コン

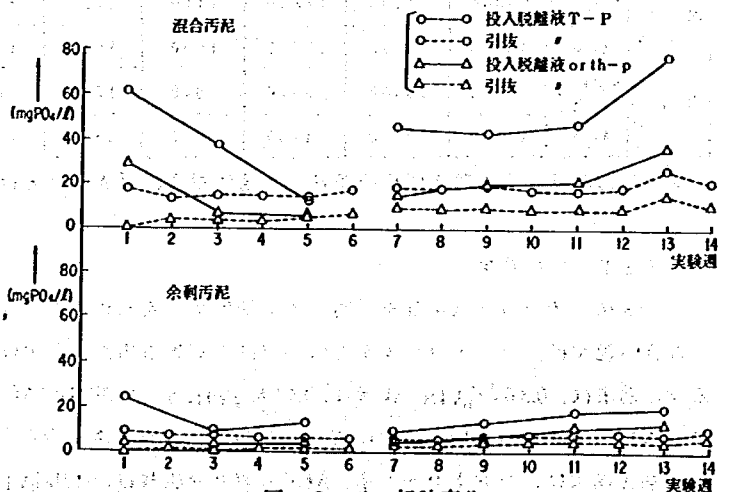


図-9 リン経時変化

トロール系 $6.5\text{mgPO}_4/\text{l}$, Al系 $7.5\text{mgPO}_4/\text{l}$ である。また、投入汚泥の平均値は、混合汚泥で、コントロール系 $37.0\text{mgPO}_4/\text{l}$, Al系 $52.8\text{mgPO}_4/\text{l}$, 余剰汚泥で、コントロール系 $14.9\text{mgPO}_4/\text{l}$, Al系 $14.5\text{mgPO}_4/\text{l}$ である。Al系の方が若干高い値をしめしているが、消化の進行に伴う濃度増加が見られない為、凝集剤添加汚泥からのリンの再溶出はなかったと判断できる。

コントロール系消化汚泥もAl系と同様に脱離液中のT-P, $\text{PO}_4\text{-P}$ が低値であるが、これは、鉄の含有率が投入汚泥TS当り、混合汚泥で2.3%, 余剰汚泥で3.4%と高割合で入っており、これが溶解性リンを吸着して、嫌気性条件下においても溶出してこなかった為と考えられる。

表-4, 図-10に、土壤養分分析法により、Ca, Al, Feの各態リンを分析したので、その結果を示す。

コントロール系では、投入汚泥中の鉄の影響を強く受けており、各消化汚泥T-P中に占めるFe-Pは、混合汚泥で51.1%, 余剰汚泥で41.7%である。

一方、Al系では、硫酸アルミニウム添加量は、モル比制御で3倍量の添加であり、これによる余剰汚泥中のT-Pの増加量はコントロール系の59.4%である。Al-PとT-Pの増加量に差があるが、これは、Al-Pの抽出が完全でなかったためと思われる。Al-Pが投入汚泥より $10.7\text{mgPO}_4/\text{g}$ 高い $36.6\text{mgPO}_4/\text{g}$ で

あることは、前述した硫酸アルミニウム添加によるT-P増加量の $35.8\text{mgPO}_4/\text{g}$ と近い。以上の事からも、硫酸アルミニウム添加により持込まれたリンが、嫌気性消化によっても再溶出ししない事が裏付けられる。

また、今回の分画結果より、流入下水と共に処理場に入ってくるアルミニウムは、同様の鉄と比較すると、リンの吸着をあまり行わない様である。しかし、一度吸着したリンは、再溶出ししない。

表-4 リン分画分析結果 mgPO_4/g

汚泥別	項目	T-P	Ca-P	Al-P	Fe-P	残査	回収率
コントロール系	混合汚泥投入	32196	1961	3839	11995	9930	861
	混合汚泥消化	37082	1517	3946	18949	7851	87.0
	余剰汚泥投入	60316	1150	2555	25123	25634	903
	余剰汚泥消化	63957	0979	2701	28670	23789	87.8
Al系	混合汚泥投入	44287	1373	16606	11014	6609	804
	混合汚泥消化	47596	1946	16677	15574	6720	86.0
	余剰汚泥投入	96153	0633	25887	22126	38656	908
	余剰汚泥消化	96246	0925	36611	22632	24585	88.1

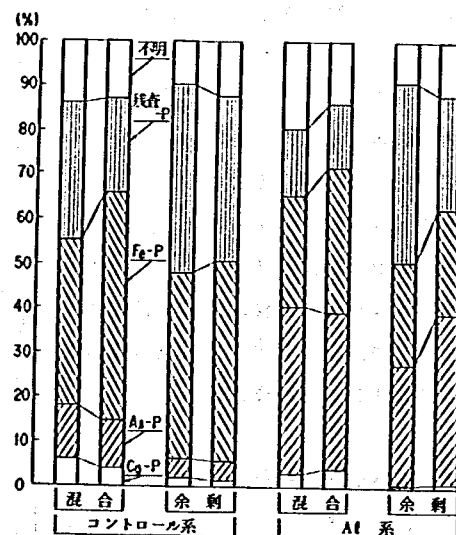


図-10 各態リン含有率

3.3 処理場維持管理費の調査

3.3.1 調査の概要

本調査は、下水処理場および処理区域内ポンプ場の維持管理費用について、人件費、電力費等8項目に分けて調査したもので、消化ガス発電による経済面でのメリットに関する基礎資料を得ることを目的として行ったものである。調査の対象とした処理場は、水処理が活性汚泥法、汚泥処理が嫌気性消化脱水方式を採用しており、施設容量と流入水量実績が同程度となっている箇所の内から選定した。

調査箇所数は7箇所であり、昭和52年度実績を調査した。表-5に調査を行った処理場の概要を示す。

表-5 調査対象処理場概要

処理場No	処理面積	処理人口	排除方式	処理能力 (日最大処理量)	日平均 処理水量	水理方式	汚泥処理方式
1	608	46250	分流	27000	27360	ステーション エアレーション	沈降濃縮
2	796	47130	合流	46650	35455	標準活性汚泥法 一部エアロア クセルータ	機械性消化
3	343	30710	合流	34250	40489	標準活性汚泥法	洗浄
4	737	115400	合流	84240	84600	標準活性汚泥法	機械脱水
5	1713	359700	分流	133000	94900	標準活性汚泥法	注: 6は消化汚泥処分を含む。
6	2167	232900	合一部分流	160420	135157	標準活性汚泥法 一部深槽曝気	
7	2151	342800	合流	428000	244583	標準活性汚泥法	

調査方法は、維持管理年報等の決算報告の部分から、8項目に該当する費用と全体額を移しとる形式をとり、管理部門にかかる人件費については、職員数に応じて比例配分して求めた。

3.3.2 調査結果

表-6に処理場維持管理費の内訳を表-7に、当該処理場に接続するポンプ場の維持管理費の内訳を示す。ポンプ場、処理場とも人件費と電力費の占める割合が大きく、処理場では両者の合計が6割程度になっている。また、ポンプ場では電力費が、処理場では人件費が最もウェイトの高い項目となっている。表-8は、処理場とポンプ場とを合わせて見た場合のもので、運転委託の多いNo7を除き人件費が約4割、電力費が約2割となっている。電力費のうちポンプ場に係るものは、0~32%の範囲になるが、今回の調査対象の平均は、15%程度である。この場合、消化ガス発電システムにより、処理場電力費が3割減少するとすれば、ポンプ場も含めた電力費は25%程度減少して、維持管理費に占める電力費の割合は約1割5分程度になる。

表-6 処理場維持管理費 (円)

処理場No	人件費	電力費	水料	通金	燃料費	薬品費	汚泥処分費	修繕費	運転整備等委託費	その他
1	444	200	0.6	45	120	23	29	81	53	
2	369	190	3.6	1.3	110	20	55	160	48	
3	406	245	1.4	5.2	108	29	52	51	43	
4	473	112	2.3	0.3	1.8	37	229	87	1.8	
5	322	200	0.9	0.3	106	91	174	82	1.4	
6	385	275	1.0	1.1	95	167	20	19	1.8	
7	211	415	2.3	0.1	85	59	64	128	1.3	

表-7 ポンプ場維持管理費 (円)

処理場No	人件費	電力費	水料	通金	燃料費	薬品費	汚泥処分費	修繕費	運転整備等委託費	その他
1	381	37.6	0.03	26	0.01	0	94	85	38	
2										
3										
4	196	40.9	1.2	1.7	0.1	0	133	203	29	
5	343	30.0	4.8	1.2	0	0	172	109	1.6	
6	0	67.1	4.1	0.1	0	0	7.9	0	20.8	
7	0	40.4	6.6	0.4	0.3	0	4.9	46.9	0.5	

表-8 処理区維持管理費 (円)

処理場No	人件費	電力費	水料	通金	燃料費	薬品費	汚泥処分費	修繕費	運転整備等委託費	その他
1	437	21.9	0.5	43	106	20	37	82	51	
2	369	190	3.6	1.3	110	20	55	160	48	
3	406	245	1.4	5.2	108	29	52	51	43	
4	450	137	2.2	0.4	1.7	34	221	97	1.9	
5	326	218	1.6	0.4	8.6	7.4	17.3	8.7	1.5	
6	382	27.8	1.0	1.1	94	16.6	20	1.9	1.9	
7	142	41.1	3.7	0.2	5.9	4.0	5.9	23.8	1.1	

4. 今後の研究課題

今回のシミュレーションモデルにより種々の処理場の条件に対し、ガスエンジンシステムの適否の判断材料を与えることができるが、今後更に改良を加え実際の適合性を高める必要があろう。室内実験では、凝集剤添加汚泥は、リンの再溶出もなく通常の消化条件により消化できることを示した。今後はガス発生率を高める方法についての検討も必要である。又、消化ガスの有効利用の経済面でのメリットについては、ガスエンジン施設の維持管理費も含めて今後更に検討を行う予定である。

10. 高度処理汚泥中の有価資源回収に関する調査

汚泥研究室 室長 石川忠男

研究員 小越眞佐司

岡沢邦明

1. 研究の目的と必要性

下水中に含まれる除去対象物質には水域環境保全から見れば有害であっても資源としてみれば有用なものも多い。リン除去のために下水に石灰、硫酸アルミニウム、塩化第2鉄などを添加し凝集沈殿することによって発生する汚泥中には多量のリン及び添加凝集剤の反応物が含まれている。この汚泥からリン及び凝集剤が回収できれば資源の乏しい我が国において資源の有効利用が図れる。また高度処理汚泥の処理・処分問題を軽減できる。石灰凝集沈殿より発生した汚泥からの石灰等の回収方法はすでに確立しているが、硫酸アルミニウム、塩化第2鉄等を用いて発生する汚泥については未だ確立した方法はない。そこで、昭和51年度より金属塩汚泥から凝集剤およびリンを回収することを目的とした調査を開始した。

2. 昭和53年度までの研究成果

前年度まで、硫酸アルミニウム凝集沈殿汚泥を対象とした調査を行った。リン除去を目的とした下水の硫酸アルミニウム凝集沈殿処理から発生する汚泥（以下ばん土汚泥という）中にはリン酸アルミニウム（ $AlPO_4$ ）、水酸化アルミニウム（ $Al(OH)_3$ ）及びアルミニウム（ Al ）、リン（ P ）の回収からみると不純物である有機物・無機物等が含まれている。これらのうち、 $AlPO_4$ 、 $Al(OH)_3$ は酸性域、アルカリ性域で共に溶解する性質を持っている。酸性域でもアルカリ性域でも Al と P は同時に溶出してくるので、 Al を P 除去のための凝集剤として回収する際には、溶出してきた P を Al と分別しなければならない。この点に関して室内実験を主として検討を行った結果、酸性側で溶解したばん土汚泥に第二鉄塩を加える方法が回収効率も良く、回収に要する薬品コストも比較的安価であることがわかった。前年度は、この方法について、反復再利用による影響等をバッチ実験により調査したが、大体室内実験時の操作条件で、 Al 回収率80%程度、 P 除去率70%程度が得られた。また、回収アルミニウムは、硫酸ばん土と同程度以上のリン除去能力を有し、COD等の回帰により凝集沈殿処理に与える悪影響もほとんどないことがわかった。

アルミニウムおよびリンの資源状況について調査したが、アルミニウム、リンとも地球上では豊富な資源であるものの、国内産出はほとんどなく、回収再利用の意義は大きいものと推察された。

アルミニウムの回収過程で生じるリン酸鉄を主体とする回収リンの肥料材料としての価値についてリン酸肥料としての評価のため、簡単な分析を行った。その結果、肥効性については不明ながらも、一応、肥料として使用できる可能性を見出した。

3. 昭和54年度の研究成果

本年度も引き続きばん土汚泥を対象に調査を行った。前年度に引き続き、酸性-鉄塩法に限って調査を行うことにして、連続回収実験装置による実験を行った。また、回収リンの肥効性・肥料価値等を調査することとした。

3.1 連続回収実験装置による回収実験

3.1.1 実験装置概要

鉄塩2段階法による硫酸ばん土汚泥からのA₁、P分別回収連続実験装置を製作し、今年度は横須賀パイロットプラントに設置した。図-1に本実験装置の概要を示す。

本実験装置は、従来、室内実験において遠心分離機によって行っていた固液分離操作を、重力沈降分離方式によって行っている点が、室内実験および回分式反復実験の場合との主な相違点である。更に、連続式とするため、酸溶解時の硫酸添加と鉄塩添加後のアルカリ剤添加をpH制御による自動注入方式としている。pH制御方式は、硫酸添加がpH上限値、下限値による硫酸注入ポンプのON-OFF制御、鉄塩添加後のアルカリ剤添加が、設定pH値と測定pH値の差によるアルカリ剤注入ポンプ吐出量の比例制御方式となっている。酸溶解時のポリマー添加は、ばん土汚泥固形物中の酸溶解不能部分の量の割合が安定しているものと考え、定量注入方式とした。鉄塩添加方式についても、ばん土汚泥中のP濃度の変化がほとんどないものと考え定量注入方式とした。ポリマーの注入量については、現場で、最適注入量を決めることとし、鉄塩添加量については、ばん土汚泥中のオルトリンに対し1.1~1.2倍モル(Feとして)となるように定めることにしている。重力沈降槽の口径及び滞留時間は、酸溶解液に対しては、フロックの軽いことを考慮して、上向流速がなるべく小さくなるようにしており、約24時間滞留としている。鉄塩混合液に対しては、前者の8割程度の大きさとなっ

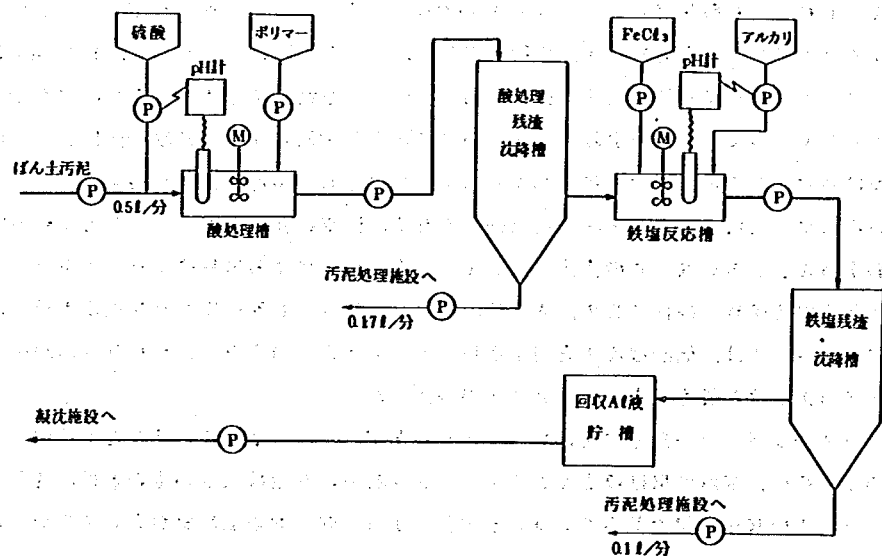


図-1 連続実験装置フロー図

ている。

3.1.2 実験方法

実験は、横須賀三次処理パイロットプラント内に、本実験装置を設置して、凝集沈殿処理施設から発生するばん土汚泥を濃縮した後、本実験装置に供給して行った。

実験のフローと実験条件を表-1に示す。

表-1 実験のフローおよび実験条件

実験のフロー		実験条件			
(二次処理水) ↓ ばん土凝集沈殿 → 放流 ↓ (ばん土汚泥) ↓ 濃縮槽 → 放流 ↓ 回収実験装置	凝集沈殿処理	原水	二次水	原汚泥	濃縮ばん土汚泥
		処理水量	90 m ³ /時	処理水量	0.5 l/分
		パン土注入量	40 mg/l as Al	硫酸注入	pH制御設定 pH2
		ポリマー注入量	0.2 mg/l	酸処理残渣引抜き量	0.17 l/分
		凝集汚泥引抜き量	1.0 l/分	FeCl ₃ 注入量	340 mg/l as Fe
				アルカリ注入	pH制御設定 pH7
				酸処理残渣引抜き量	0.1 l/分

第2回目の実験以降は、酸溶解時にもポリマーを添加して行った。酸溶解時のポリマー添加量は、0.05%濃度のものを40 cc/分とした。

3.1.3 実験結果

実験結果を図-2~4に示す。図-2と図-3は回収ばん土を凝集沈殿系列に返送しなかった場合のもので、酸溶解時にポリマーを添加した場合と、そうでない場合の汚泥減少量およびアルミニウム回収量の違いを見るために行った。図より明らかなように、ポリマーを添加した場合は、そうでない場合に比べ、酸処理残渣のSVおよびSSが増加する。また、回収ばん土と酸処理上澄液中のアルミニウム濃度は、ポリマー添加の方が、少し低下しているが、これは、

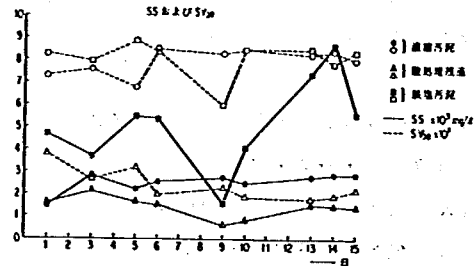


図-2-① 酸溶解時ポリマー無添加の場合

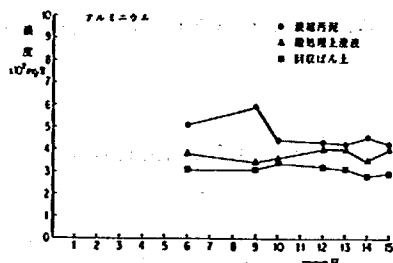


図-3-① 酸溶解時ポリマー無添加の場合

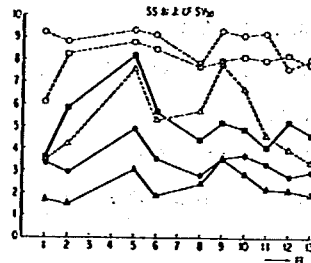


図-2-② 酸溶解時ポリマー添加の場合

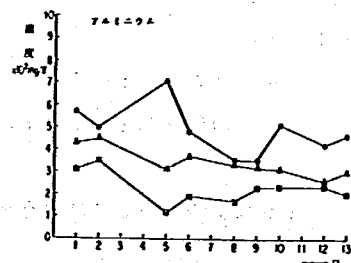


図-3-② 酸溶解時ポリマー添加の場合

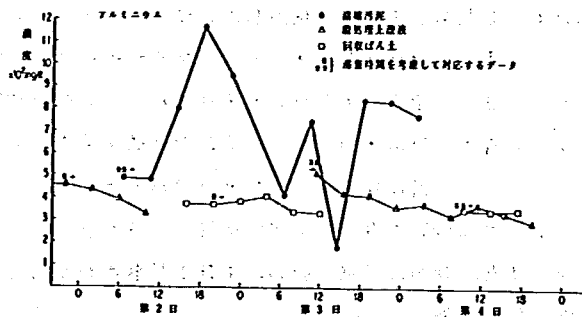


図-4 回収ばん土返送時の結果

ポリマー添加による希釈効果と、酸処理時に溶解しなかったアルミニウムの微細なフロックが除去されたことによるものと考えられる。

汚泥のSS量の変化を平均的に見ると、ポリマー無添加の場合は、流入濃縮汚泥で約1300g/分、のものが、酸処理残渣では約250g/分、鉄塩汚泥で、約500g/分となり、全体で約40%の減少となっている。ポリマー添加の場合には各々、約1700g/分、約400g/分および、約500g/分となっており、約35%の減少となって、無添加の場合に比べ汚泥の減少率は多少悪化する。しかし、これらの値は室内実験時の減少率を大きく上回っており、ばん土汚泥の減量という点では、非常に良好な結果となった。一方、アルミニウムの回収という点では、装置の運転操作が必ずしも最適条件で行われていたとは云えず、濃度で見ても、原泥からの回収率は、ポリマー無添加の場合で約6.5%、ポリマー添加の場合で約5.0%と低いものになっている。

図-4は、回収ばん土を凝集沈殿処理に返送した場合の初期運転時の結果を示したものである。濃縮汚泥のアルミ濃度の変化が非常に大きい、酸処理上澄液と回収ばん土では変化は小さいものになっている。これは、本装置の沈降分離槽の容量が大きいことによるものであろう。この実験では、濃縮汚泥から酸処理上澄液を得る段階での濃度低下が著しいものになっており、硫酸で汚泥を溶解する処理が不十分であったと思われる。その原因について、明確ではないが、濃縮汚泥の性状に1つの要因があるものと考えている。

3.2 回収リンの利用方法に関する調査

3.2.1 調査の概要

ばん土汚泥から、鉄塩2段階法によってアルミニウムとリンを分別回収した際に発生する回収リンは、リン酸第2鉄を主成分としており、また、発生量も比較的多いことから、そのまま処分するよりリン資源として再利用した方が有利であることは論を待たない。昨年度は、リン肥としての使用可能性を見出したのであるが、今年度は、リン肥としての回収リンの性質を調べるために、肥効性の検討試験と、回収リン成分についての分析および抽出試験を行った。

3.2.2 肥効性試験

回収リンの肥効性を検討するため、前年度行った、回分式反復再使用の実験の結果得られた鉄塩汚泥(回収リン)を用いて、小松菜のポット栽培を行った。

(i) 試験方法

1/500.0アールの磁製ワグネルポットに、塩酸洗い後よく水洗した有効径0.5mmのケイ砂を入れたものを栽培土壌として使用した。以下の3ケースについて比較検討した。

ケースⅠ： 窒素・リン・カリウムをそれぞれ試薬で標準量施用したもの。

ケースⅡ： 窒素・カリウムをそれぞれ試薬で標準量施用し、リンを全く加えないもの。

ケースⅢ： 窒素・カリウムをそれぞれ試薬で標準量施用し、リンはリンの量としてケースⅠと同量になるよう回収リンで与えたもの。

各ケースについて3ポットずつ準備し、各ポットに小松菜の種子を10粒ずつ播種して試験を開始した。また、栽培は温室で行い、1日1回散水を原則とした。

(ii) 試験結果

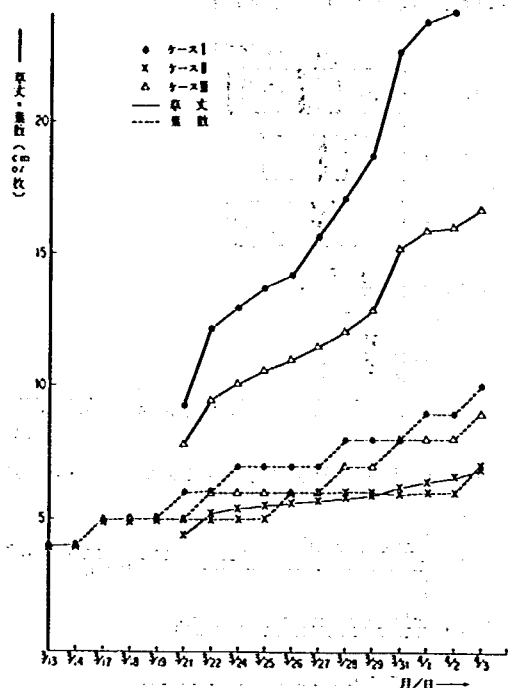


図-5 小松菜の育成状況

表-2 小松菜栽培試験結果

	発芽率 (%)			収穫時生育量 (%)		
	ケースⅠ	ケースⅡ	ケースⅢ	ケースⅠ	ケースⅡ	ケースⅢ
播種後 7日	16.7	30.0	13.3	草丈 100	25	70
11日	90.0	90.0	63.3	葉数 100	70	90
14日	90.0	96.7	76.7	生体重 100	6	36
最終	90.0	96.7	76.7			

図-5は、小松菜の育成量を葉数と草丈についてグラフ化したものであるが、葉数に比べて、草丈のケース間の差が大きくなっている。表-2は、発芽率と、収穫時の育成量をケースⅠの育成量を基準として表わしたものの、とを示している。発芽率については、ケースⅢが最も低い結果となっているが、特に、発芽試験を行ったものでもないで、この程度の差が有意であるかどうかは判断できない。生育量については、図-5、表-2の両

方から、明らかにケース間に有意な差が見られる。草丈、生体重のいずれについても、ケースⅠが最も大きく、次いでケースⅢとなっており、ケースⅡはリン欠乏による著しい生育障害があったと認められる。ケースⅢは草丈では、ケースⅠの70%程度の育成を示しているものの、生体重では、わずかに36%であり、リン欠乏の状態にあるものと推定される。しかし、ケースⅡと比べるとケースⅢは、草丈で2倍強、生体重では6倍であり、回収リンのリン肥としての肥効が、ある程度は、あったものと考えられる。

3.2.2 回収リンの成分分析および抽出試験

(i) 成分分析

昨年度の実験によって得られた回収リン、今年度の連続実験装置を用いて得られた回収リンおよび2ヶ所の実処理場から発生する初沈汚泥と余剰汚泥について、肥料分析法により、成分の分析を行った。分析結果を図-6および図-7に示す。分析項目は、リン酸全量、水溶性リン酸、可溶性リン酸、く溶性リン酸、マグネシウム全量、可溶性マグネシウム、酸分、塩化物、塩酸不溶解物、ニッケル、クロム、鉄、銅、亜鉛、鉛、カドミウム、水銀およびアルミニウムの計18項目である。分析方法は、肥料分析法(1972年)に従い、リン酸はキノリン重量法、マグネシウム、ニッケル、銅、亜鉛、鉛、カドミウム、水銀が原子吸光度法、酸分はアルカリ法、塩化物はチオシアン酸カリウム法、クロムは過酸化水素法、鉄は塩化第一すず法、アルミニウムは酢酸アンモニウム法である。試料は乾燥後粉砕したものを用い、同一試料について3回分析した平均値をもって分析値とした。図には、この結果のうち、特に、含有量の多いものを示している。なお、有害重金属類は全試料についてほとんど

1 mg/g・乾泥以下であり、重金属についての問題はほとんどないと思われる。

図-6に示した回収リンA、Bは昨年度の実験において得られたもの、回収リンCは今年度の実験によって得られたものである。初沈汚泥および余剰汚泥は、家庭排水を主とする下水処理場発生汚泥のものである。回収リンでは、リン酸と鉄が主成分となっていることがわかる。初沈汚泥と余剰汚泥については、リン酸成分が少ない結果となっているが、これは分析上の操作ミス等によるものと思われる。塩化物、塩酸不溶解物については回収リン、初沈汚泥、余剰汚泥ともほとんど同じ割合となっている他、鉄についても大体同程度の量を含むという結果になっている。図-7は回収リン中のリン酸成分を水溶性、可溶性、く溶性の別に示したものであるが、速効性リン酸肥料の1つの指標である水溶性リン酸の割合が最も低くなっている。可溶性・く溶性はほとんど同じくらいで、リン酸全量に対する割合は50~80%程度となっており、この部分が植物に対して有効かどうかは今後の検討を要する所である。

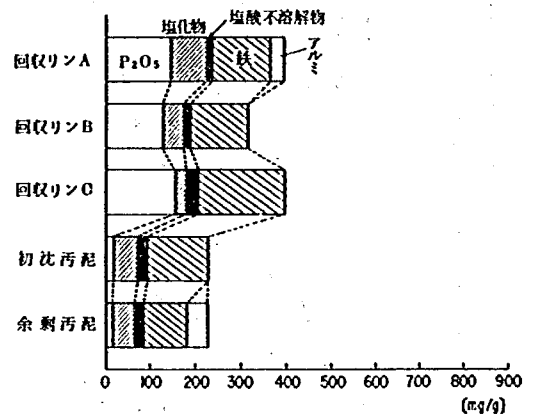


図-6 肥料分析法にもとづく回収リンの分析結果

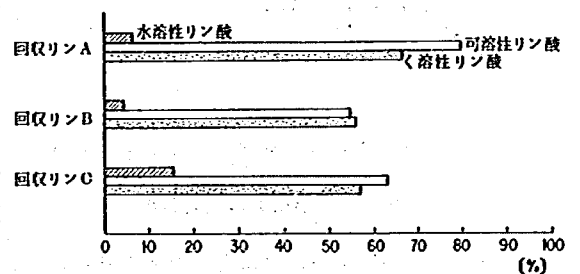


図-7 リン酸成分の内訳（リン酸全量に対する割合）

(iii) 抽出試験

昨年度の実験によって得られた回収リンについて、抽出試薬（7種類）による抽出試験を行った。試験結果を表-3に示す。表-3は、全含有量に対する抽出率で示したものである。この結果、植物に対する有効度の最も高いCa型リンは、回収リンには1%以下しか含まれておらず、可給態リンも、10%以下という低率でしか含まれていないことがわかった。回収リン中の鉄は、全般に最も抽出率が低く、抽出に対しては安定であり、施用後の移動が少ないものと推定できる。

表-3 回収リンの抽出試験結果

試 薬 No	抽 出 率 (%)						抽 出 対象物質
	回収リン A			回収リン B			
	リン	鉄	アルミ	リン	鉄	アルミ	
1	26	0.2	20	1.6	0.2	2.5	水 溶 性 物 質
2	0.9	4.7	1.4	2.1	3.2	1.4	置 換 性 Fe
3	0.3	0.4	4.4	0.6	0.3	4.5	Ca 型 P
4	3.0	0.2	0	9.7	0.2	0	可給態 P
5	1.2	1.5	17.3	3.1	1.6	15.9	Al 型 P 置換性 Al
6	64.0	4.5	52.1	84.5	5.0	70.0	キレート 生成物質
7	0	0	5.9	0.5	0	8.6	置 換 性 物 質

1:水, 2:1N酢酸ナトリウム, 3:2.5%酢酸, 4:0.5MNaHCO₃,
5:ふっ化アンモニウム塩酸溶液, 6:0.05MEDTA, 7:1N KCl

4. 今後の研究課題

今年度は、連続回収実験を中心に行ったが、必ずしも良好な結果を得られなかった。今後も、連続実験時における最適操作条件を中心にして検討を進める予定である。回収リンの肥料価値については、来年度以降、更に詳細な検討が必要であろう。

11. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立に関する調査

汚泥研究室 室長 石川 忠男

研究員 小越真佐司

1. 調査の目的と必要性

下水道の普及率の向上と浄化程度の高度化に伴って、下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており、この汚泥を如何に処分するかは、現在および将来の下水道事業における大きな課題である。汚泥の最終処分としては陸上埋立、海域埋立、緑農地還元、海洋還元、資源化などであるが、平地部が狭少で四方海にかこまれ、海岸沿に大都市の発達した我国では汚泥の相当部分を海洋還元、海域埋立に頼らざるをえないであろう。しかし、海洋還元では有害成分の混入による海洋汚染、さらに海洋生物に対する影響、海域埋立では埋立地の確保、埋立工法、埋立地からの浸出水の問題等、解決しなければならない多くの問題があり、現状ではこれらの処分方法はほとんど行われていない。特に、下水汚泥の海洋還元については規制がきびしくなる方向にある。

本調査は、これらの最終処分方法を検討し、問題点を明らかにするとともに、安全で効率的な処分技術を確立することを目的として実施するものである。

2. 53年度の調査結果

53年度は下水汚泥の海洋還元の実態と過去の研究成果を収集整理して、海洋還元実施にあたっての問題点、およびその解決方法を検討することを目的として調査した。その結果、我国での実施例は、し尿については比較的多いが、下水汚泥では1都市である。欧米では北海、近海において実施されているが、北海での調査例は皆無である。海洋に対する海洋還元の影響についての調査は近海に還元した場合が大部分であるため、その影響の現われ方は海域によって様々であるため、現在還元水域として許可されている50海里沖での影響を評価するための資料はほとんど得られなかった。下水汚泥の海洋での挙動、海洋生物への影響等に関する調査、研究は非常に少ないことが明らかとなった。

下水汚泥の海洋還元の問題と新たに実施しようとする場合の指針の作成には海洋還元を長期間実施した地点での広域的、総合的な調査、解析が必要であるが、それに対応するだけのデータがなく、種々の報告を総合しても、解答を得ることができなかった。したがって、53年度調査からは、生物試験などによる基礎的な調査により、下水汚泥の海洋還元の可能性を検討することから調査を開始する必要のあることがわかった。なお、特定の実験海域を設けて長期間のデータ収集により総合的解析も必要であろう。

3. 54年度の調査結果

下水汚泥の海洋還元に関する調査では、海洋における食物連鎖の上位を占める魚類を対象として、各種汚泥の毒性調査をTL_m試験と毒性解析により行ない、汚泥のもつ有害成分の推定を行った。さらに、卵と下水汚泥の混合飼料により魚の生育に対する効果について調査した。埋立に関しては、既存資料の調査、埋立地の現況調査等を行なった。

3.1. 各種汚泥の魚類に対する毒性調査

下水汚泥の毒性評価を淡水魚と海水魚を用いて、汚泥の種類による比較、処理場間での違い、魚種による毒性の比較、毒性成分の予測等を行なった。

3.1.1. 下水汚泥のTLm試験

1) 方法 TLm試験はJIS-K0102の方法により表-1に示した試料を用いて行なった。処理場の選定は工場排水の混入等の異なる所を選び汚泥の組成の違いをみた。

供試魚は表-2に示した3種を用いた。供試魚は実験水槽にならすことと、病気の発生等魚体の体調をととのえる意味で1週間以上実験水槽で飼育し、2日間の絶食後TLm試験に用いた。飼育中はイトミミズを餌とした。

TLm試験の条件として、水中のDOが汚泥により消費され、供試魚がDO不足により試験中に死亡する可能性があるので通気によるDO補給も行なった。汚泥によるDO消費も汚泥混入による1つの毒性と考えられるが、ここでは汚泥の直接的毒性を知る意味で通気法も行なった。また、汚泥は水相と固相の混合物として存在するが、毒性物質の存在を明らかにするために、汚泥混合物(汚泥)と上澄液について実験した。実験条件は汚泥、上澄水について通気、放置の2ケース、温度は室温(15~17℃)とした。なお、試水中のアンモニアが魚に対して毒性が高いため、pH調整を行なった場合についてもTLm試験を実施した。供試汚泥の性状は表-3に示した。

2) 結果および考察

TLm試験の結果を表-4に示した。表中の100%は汚泥をそのまま用いたもので、20%とあるのは汚泥が20%になるように水で希釈したことである。TLm100%以上の場合は汚泥そのまままで飼育しても48時間あるいは96時間に50%死亡しないことを意味する。

汚泥の種類による毒性を比較すると、いずれの処理場の汚泥もTLm値は余剰汚泥、生汚泥、消化汚泥の順に低くなる傾向がみられ、消化汚泥の毒性が最も高い。これはいずれの魚種についてもいえる。通気の有無によるTLm値は各処理場、各汚泥、または各魚種ともやや違いがみられるが、TLm試験の精度を考慮すると有意な差とはいえない。また、上澄液の結果と汚泥を比較すると、特に、毒性の減少がみられず、汚泥の毒性は汚泥そのものの毒性というより、水相に毒性があるといえる。

魚種による毒性感度の比較を図-1に示した。余剰汚泥についてはアカヒレ、ヒメダカが同程度でヤカタイサキが最も感度が高い。生汚泥ではヤカタイサキ>アカヒレ=ヒメダカの順、消化汚泥では3種とも同程度であった。

表1 供試汚泥

処理場	汚泥の種類	備考
A	生汚泥	主として住宅地区の下水処理、工場排水の混入もある。処理水量約80,000 m^3 /日。消化条件は、32℃、30日消化
	余剰汚泥	
	消化汚泥	
	し尿消化汚泥	
B	生汚泥	都市部にあるが、主として家庭下水を処理している。処理水量約80,000 m^3 /日。消化条件は、42℃、29日消化
	余剰汚泥	
	消化汚泥	
	し尿消化汚泥	
C	生汚泥	都市部であり、工場排水の混入率が、比較的高い。処理水量360,000 m^3 /日。消化条件は、42℃、11日消化
	余剰汚泥	
	消化汚泥	
	し尿消化汚泥	

表2 供試魚

区分	魚種	備考
淡水魚	ヒメダカ	TLm試験供試魚として用いられるごく一般的魚種。JIS-K-0102指定
	アカヒレ	肉食性魚。ヒメダカに比較して毒性感度が高い
海水魚	ヤカタイサキ	近海魚で河口域によく集まる。塩分の変化による感度対応する。

表3 供試汚泥の性状

処理場	汚泥の種類	SS(g/l)	VS(%)	含水率(%)
A	生汚泥	19,800	65.2	98.0
	余剰汚泥	5,650	58.5	99.4
	消化汚泥	36,200	40.4	96.4
	し尿消化汚泥	78,600	56.8	92.2
B	生汚泥	21,500	68.9	97.8
	余剰汚泥	7,770	69.6	99.3
	消化汚泥	39,000	47.1	96.1
C	生汚泥	17,200	71.1	98.2
	余剰汚泥	5,010	75.2	99.5
	消化汚泥	14,400	56.3	98.5

TLm値の高い、つまり毒性の比較的低い余剰汚泥と生汚泥では淡水魚のヒメダカ、アカヒレと海水魚のヤカタイサキで感度の差がみられたが、毒性の高い消化汚泥では3種とも感度が一致しており、毒性が高くなると有意差がなくなる。

同じ処理プロセスから発生した汚泥で毒性に相違があるかどうかを比較したものが図-2である。処理場によりTLm値にかなりの差がみられるが、ヤカタイサキではC処理場よりB処理場の方がTLm値が高いけれども一定の傾向がみられる。pHは6.8~8の範囲で経時的に若干増加の傾向があったが、魚の生息に影響する値ではなかった。魚に強い毒性を示すNH₄-Nは消化汚泥が最も高く、消化汚泥の毒性にはアンモニアが関連していることが推察される。

以上の結果、汚泥の毒性は消化汚泥が強く、水相に存在し、毒性成分はアンモニアの影響が強いようである。供試魚の中ではヤカタイサキが最も感度が高く、アカヒレとヒメダカは同程度である。

表-4 各種汚泥TLm値一覧表

(汚泥濃度 2%)

汚泥の種類	汚泥の性状	TLm値 (TLm)	TLm値 (TLm)					
			A 処理場		B 処理場		C 処理場	
			TLm	TLm	TLm	TLm	TLm	TLm
アカヒレ	余剰汚泥	無	100以上	100以上	100	100	100以上	76
		有	100以上	100以上	100	100	100以上	76
	生汚泥	無	75	48	100以上	100以上	100以上	100以上
		有	38	34	100以上	100以上	100以上	100以上
	消化汚泥	無	100	100	20以上	20	68	32
		有	100	100	20以上	20	32	30
ヒメダカ	余剰汚泥	無	56	42	20以上	20以上	72	65
		有	42	23	20以上	20以上	65	65
	生汚泥	無	41	37	72	72	45	45
		有	32	32	72	68	45	45
	消化汚泥	無	37	32	100	83	41	41
		有	20	20	100	83	45	45
ヤカタイサキ	余剰汚泥	無	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
		有	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
	生汚泥	無	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
		有	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
	消化汚泥	無	100以上	100以上	20以上	20	65	32
		有	100以上	100以上	20以上	20	72	68
アカヒレ	余剰汚泥	無	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
		有	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
	生汚泥	無	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
		有	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
	消化汚泥	無	100以上	100以上	20以上	20	50以上	50以上
		有	100以上	100以上	20以上	20	50以上	50以上

図1 魚種による毒性感度の比較 (混合通気条件)

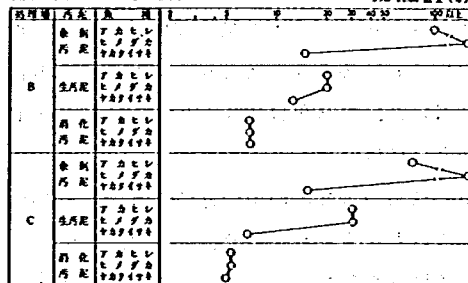
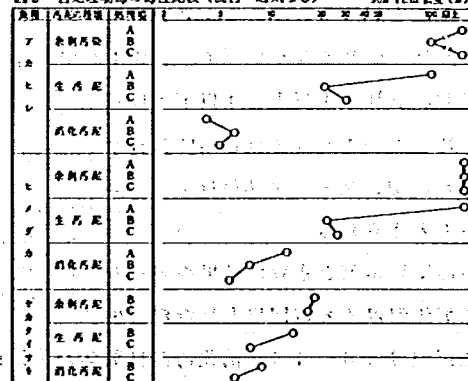


図2 各処理場毎の毒性比較 (混合・通気なし)



3.1.2 下水汚泥の毒性解析

毒性解析は試料を物理化学的に処理して分画し、分画した各試料をTLm試験にかけ、毒性の発現、消失、移行状況を把握し毒性物質を推定することである。さらに、死亡魚の組織学的検討、再現試験、化学分析を合わせて行なうことにより毒性物質を同定することも可能である。

1) 方法

(1) TLm試験 試水100 mlをシャーレに入れ、水温25°Cに保ち、7尾のアカヒレを入れて一定時間(48時間)飼育し、JIS-K0102により48時間TLm値を求めた。

(2) 毒性解析試験 A、原水毒性試験: 試料原水を用いてTLm試験を行なう。汚泥と上澄液について行なった。B、希釈毒性試験: 試料を希釈して測定するもので通常の方法が該当する。希釈段階は4段階で実施した。C、濃縮毒性試験: 原水で毒性が認められない場合に、濃縮した時毒性が発現するかどうかを確認するために行なう。本試験では慢性、および亜急性毒性を急性毒性に置換して評価する。水産用水基準では濃縮毒性が1000%以上であれば基準に適合していると解釈されている。濃縮法は-12~-20°Cで行なう。濃度表示は原液を100%として、10倍濃縮したものを1000%液とする。D、pH調整試験: 一般に魚はpH4.5~10.5の範囲ではpHの影響はないといわれていることから、pHを5と10に調整して行なう。アンモニアなどはアルカリ側で毒性が増大し、酸性側で毒性が減少あるいは消失する例である。E、酸性通気試験: 試料のpHを4にして通気してから、pH5にもどして試験する。炭酸などは揮発する物質の例である。F、減圧蒸留試験: 試料を入れた容器内を2mmHgに減圧し、40°Cの水浴中で蒸留する。試験は留出液と残分について行なう。蒸留時のpHによって酸性、中性、アルカリ性減圧蒸留という。酸性では有機酸、アルカリ性でアンモニアなどが留出する。G、煮沸試験: 試料を30分煮沸させ、室温にもどして試験する。H、溶媒抽出試験: n-ヘキサン抽出試験、ジチゾン抽出試験を行なう。

(3) その他、pHの変化にともなうアンモニアの毒性について再現試験を行なった。試料はA処理場の汚泥を用いた。供試魚は体長13~16mm、体重30~70mgで、使用1日前より絶食した。

2) 結果および考察

TLm試験の結果から各汚泥中の毒性物質としてNH₄-Nの寄与率が最も高いと考えられたので、ここではアンモニアを主体として毒性解析を行なった。アンモニアの毒性は一般にNH₃に左右されることが知られている。アンモニアのアカヒレに対するTLm値はpH8で39mg/L、pH10で14mg/Lとなった。なお、pH11以上、4以下では死

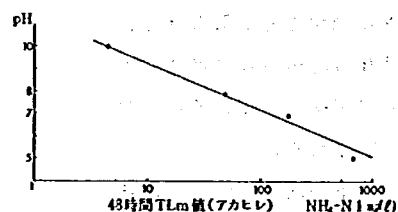


図-3 アンモニアの毒性とpHの関係

亡したが、pH4.5~10.5では長期間飼育することができたので、図-3の関係はアンモニアによるものと考えられる。

(1) 汚泥のTLm値と水質: 結果を表-5に示した。余剰汚泥は48時間以上無希釈で生

表-5 汚泥のTLm値と水質

項目	汚泥名		余剰汚泥		生汚泥		消化汚泥	
	原水	上澄	原水	上澄	原水	上澄	原水	上澄
48時間TLm値%	>100	>100	40	34	42	68		
pH 実験開始	5.4	5.4	6.3~7.3	6.8~7.5	7.3~7.6	7.5~7.7		
pH 48時間後	7.4	7.4	7.4~7.8	8.1~7.9	8.6~7.9	8.7~7.8		
NH ₄ -N(実験開始)mg/L	18	18	80~14	80~14	69~22	69~22		

存するが、生汚泥は30~40、消化汚泥は数%がTLm値となっている。これらの汚泥は原水と上

澄水がTLm値でほとんど差が認められない。アンモニアについて、表-5の各汚泥のpH値に対応する図-3のアンモニアのTLm値と表-5のアンモニアを比較すると、生汚泥と消化汚泥では比較的關係があるように思われる。

(2) pH調整試験:

各汚泥の原水と上澄水の6試料をpHを5と10に調整したときの48時間TLm値と水質を表-6に示し

表-6 汚泥のpH調整試験結果と水質

試料の種類 項目	余 剰 汚 泥				生 汚 泥				消 化 汚 泥			
	原 水		上 澄		原 水		上 澄		原 水		上 澄	
	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10
48時間 TLm 値%	>100	72	>100	42	24	135	72	75	26.0	1.1	23.0	0.78
H 実験開始	5.1	10.0-98	5.1	10.0-98	5.0-48	10.0-100	5.2-5.1	10.1-98	5.2-5.1	10.1-99	5.2-48	10.0-10.1
H 48時間後	7.5	9.3-8.0	7.0	9.0-8.0	7.1-7.0	9.7-8.0	7.8-7.2	9.8-8.0	6.8-7.1	8.8-8.1	7.6-7.0	8.0-8.0
NH ₄ -N(実験開始)%	18	18-10.1	18	10.1-5.8	26-14	24-8	80-40	8-4.5	207-124	12-6.9	207-124	6.9-3.9

が、pH10では原水7.2%、上澄水4.2%にTLm値がある。生汚泥はpH5で原水2.4%上澄水7.2%、pH10では原水13.5%、上澄水7.5%にそれぞれTLm値がある。消化汚泥はpH5で原水2.6%、上澄水1.1%、pH10では原水、上澄水とも1%程度のTLm値になった。

これらの結果から各汚泥ともpHを10に調整して水中のNH₄-Nの比率を高くすると、初期のNH₄-Nの濃度が低くても毒性が高くなることが推察される。消化汚泥ではpH10の場合、生汚泥のNH₄-Nの濃度と大差がないが、消化汚泥のTLm値が高い結果になっている。これは消化汚泥中にはNH₄-N以外の毒性物質が存在することを意味しているものである。さらに、pH5での実験で消化汚泥の場合だけ実験開始後、数時間で全試験魚が横転した。この原因を知るために次の酸性通気試験を行った。

表-7 酸性通気試験

	余剰汚泥原水	消化汚泥原水
48時間 TLm 値%	>100	75
pH 実験開始	5.2	5.2-4.8
pH 48時間後	7.0	6.0-5.4
NH ₄ -N(実験開始)%	18	690-386

(3) 酸性通気試験

余剰汚泥と消化汚泥の原水について酸性通気試験を行ない表-7に示した。pH5に調整して通気すると消化汚泥のTLm値が75になり毒性が減少した。また実験中魚の横転がみられ

なかった。一方、通気により揮散した気体を0.1NのBa(OH)₂に通したところ白沈が生じ炭酸が検出された。これらの結果から消化汚泥の場合には炭酸による毒性もあることがわかった。

(4) 減圧蒸留試験

各汚泥の原水と上澄水を対象として中性、酸性、アルカリ性のもとで減圧蒸留を行ない、留出液を用いてTLm値を求め、表-8に水質との関係を示した。なお、TLm値100%以上の場合には凍結濃縮試験を併用した。余剰汚泥はどれも毒性を示さなかった。生汚泥は酸性側では毒性を示さないが、中性からアルカリ性では3.0~2.0%のTLm値を示した。消化汚泥は中性で2.2%であったものがアルカリ性ではTLm値が4で、3種類の汚泥の中ではアルカリ性で揮散しやすい成分にある毒性が最も強い結果が得られた。

表-8 減圧蒸留 (蒸留後)

試料の種類 項目	余 剰 汚 泥		生 汚 泥		消 化 汚 泥	
	原 水	上 澄	原 水	上 澄	原 水	上 澄
	アルカリ性	中 性	中 性	酸 性	アルカリ性	中 性
48時間 TLm 値%	125	>320	30	120	19	22
pH 実験開始	8.8-8.6	6.4	9.6-8.1	5.1-5.4	9.9-9.8	10.1-9.7
pH 48時間後	8.1-7.9	7.2	9.2-7.4	5.0-5.5	8.5-8.0	7.9-7.6
NH ₄ -N(実験開始)%	32-18	58	80-8	144-80	26-14	22-12

(5) 煮沸試験

生汚泥の原水と上澄水を対象として、アルカリ性下で煮沸し、アンモニアのできるだけ揮散させて毒性試験を行なった結果、T L m値を求めるまでの試験を行なうことはできなかったけれども、同濃度ではアルカリ性での減圧蒸留よりかなり毒性が低下した。これはアンモニアとの関連が強いことを推察させる結果であった。

表-9 溶媒抽出試験

(6) 溶媒抽出試験

生汚泥と消化汚泥を対象にn-ヘキサンおよびジチゾンによる抽出液と抽出残液でT L m試験を行なった。結果を表-9に示した。

	生 汚 泥				消 化 汚 泥			
	n-ヘキサン抽出液	ジチゾン抽出液	n-ヘキサン抽出液	ジチゾン抽出液	n-ヘキサン抽出液	ジチゾン抽出液	n-ヘキサン抽出液	ジチゾン抽出液
48時間T L m値	100>	>100	100>	>100	100>	>100	100>	>100
pH 実験開始	7.49	7.38	7.52	6.86	7.05	7.01	7.04	6.81
pH 48時間後	8.21	7.65	8.50	7.79	7.34	7.30	7.34	7.50
NH ₄ -N mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-

汚泥のT L m値で述べたように生汚泥の上澄液、消化汚泥の上澄液のT L m値はそれぞれ34%、6.8%であったが、n-ヘキサン、ジチゾンによる抽出液を用いた48時間T L m値は100以上であり、各抽出液に移行する毒性物質は認められなかった。抽出残液では、T L m値を求めなかったが、毒性成分が残留したものと考えられる。

表-10 試料中の重金属と48時間T L m値(%)

汚泥名	重金属濃度 (mg/l)						
	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	Ni
生汚泥上澄水	123	0.7	0.6	0.3	Tr	0.05	0.09
消化汚泥上澄水	54	0.2	0.2	0.08	Tr	Tr	Tr
余剰汚泥上澄水	0.6	0.7	1.5	0.06	Tr	Tr	0.06
生 汚 泥	1587	7.9	3.8	3.1	0.02	0.47	0.60
消 化 汚 泥	946	5.0	2.5	2.0	0.01	0.32	0.42
余 剰 汚 泥	529	3.9	3.2	1.7	0.01	0.19	0.29
アカヒレ 48時間T L m値	67	26~86	28~1400	0.09	0.6~23	12	38

供試汚泥中の重金属濃度と重金属に対するアカヒレの48時間T L m値を表-10に示した。前述した消化汚泥と生汚泥のT L m値から比較すると消化汚泥の方が重金属量が少ない。この結果からも、消化汚泥中の毒性成分はアンモニアとか炭酸であると考えられる。Cuについては消化汚泥、生汚泥ともにアカヒレのT L m値より高濃度になっている。また、表-9のジチゾンによる抽出液についてみると、T L m値が100以上で毒性の発現がみられない。このことは汚泥中の重金属の存在形態がジチゾンで抽出されたもので、毒性を発現しない錯体として汚泥中に重金属が存在しているものと考えられる。しかし、汚泥が海洋において分解する過程でその形態がどう変化するか調査する必要もあり、重金属が存在することは重要な問題であるため、今後更に検討する必要がある。

以上の毒性解析の結果、汚泥の毒性物質としてはアンモニアが最も大きく関与し、消化汚泥の場合には炭酸も関与していることが考えられる。なお、汚泥中の重金属については急性毒としての作用はないものと推察される。

3.2 汚泥を飼料とした場合の魚類に対する影響

魚類に対する影響を魚類の生育と魚体への重金属の蓄積の点から調査した。重金属の蓄積については生育状況と飼育期間の関係からできるだけ長期間飼育した方が測定値の精度も上るため、飼育期間を長くしたので現在データの解析中であ

表-11 実験に用いた飼料の組成

飼 料	組 成
汚泥混合飼料	卵50ml + 余剰汚泥(遠沈液)15ml + 遠沈上沈15ml + ペレット1g
対 照 飼 料	卵50ml + 水30ml + ペレット1g

る。ここでは生育状況を主体に報告する。

1) 方法 (1) 試料の調整: 供試汚泥はA処理場の余剰汚泥を用い、卵と混合し湯浴により固形化したものを用いた。卵との混合比率は加工品の仕上り、魚の摂餌頃に影響することが予測されたため混合比率を変え予備実験を行ない、適切な混合比率を決めた。その結果、汚泥添加飼料では摂餌しないためペレットを少量添加することが必要なこと、汚泥混合率が増加すると摂餌しなくなること、水分添加量の増減により固形化飼料が水溶化したり、逆にかたすぎて摂餌しなくなることがわかった。最終的に実験に用いた飼料の組成は表-11のものとした。

(2) 供試魚: 供試魚として比較的小型の魚体が得られることから、海水魚についてはクロダイ、メジナ、淡水魚ではコイ、ワキンを用いた。各魚種とも1カ月間実験室内で馴養してから実験に供した。なお、コイは種苗が不良なためか実験途中での死亡が多かったため実験対象からはづした。

(3) 実験装置および水管理: 実験装置の概略は図-4a、bに示した。水管理は淡水魚の場合、水道水(実験途中から井戸水使用)を活性炭により脱塩して貯留し、1日1回飼育水槽の水を交換するようにした。海水魚の場合は海水の補充に制限があったため、砂濾過により循環使用した。飼育条件

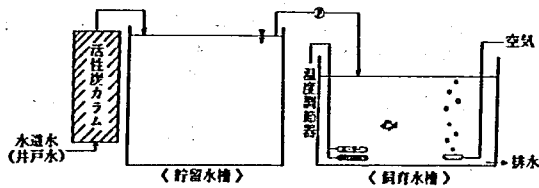


図-4(a) 淡水魚飼育装置

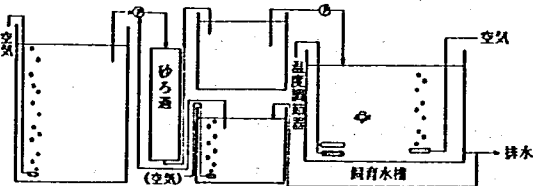


図-4(b) 海水魚飼育装置

は水温を $23 \pm 1^\circ\text{C}$ にコントロールし、ディフューザーにより曝気するとともに、水温、PH、DO、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の測定を行ない水質を監視した。

(4) 飼育方法: 投餌方法は飽食量を与える予定にしていたが、摂餌が悪かったため一定量を数回に分けて与えた。摂餌量の測定は水の交換時に残餌およびフンを採取し計量して求めた。

2) 結果および考察 (1)飼育条件の評価: 魚体の成長は飼料だけでなく、飼育環境(水質、水温、採光等)の影響を強くうける。したがって、飼料による生育の差異を評価する場合には、飼育が正常な環境で行なわれる必要がある。この実験は水質的には、淡水の場合、pH 7.3~7.6、DOはほぼ100%飽和、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.3 mg/l以下、海水の場合、pH 7.6~7.9、DOはほぼ100%飽和、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.6 mg/l以下であった。水温は両ケースとも実験期間を通して $22 \sim 24^\circ\text{C}$ に保たれ、水質、水温からは問題がなかった。ワキンの生長曲線を図-5に示した。比較のために、対照としてイトミミズ、最大成長をもくろんだ実験(持谷ら)におけるワキン、リュウキン、デメキンの生長曲線も示した。卵投与のワキンの成長は他と比較してやや低いが、イトミミズ投与のワキンは卵投与に比べはるかに成育が良かったことから、本実験の飼育環境としては一応、最大成長に近い飼育環境にあたったと評価で

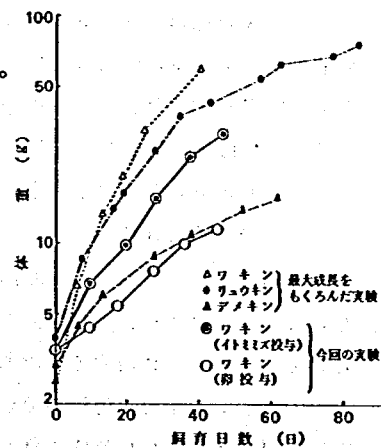


図-5 生長曲線の比較

きる。

(2) 汚泥投与の生育におよぼす影響：汚泥混合飼料および、卵を用いた対照飼料投与による魚種別の生長曲線の比較を図-6に示した。図から明らかなように個体による生長量の差がかなり大きくみられる。しかし、飼料による比較をすると、メジナを除いて、汚泥を混合しない対照飼料を与えたグループに比較して汚泥混合飼料を与えたグループで特に成長が低下しているという傾向は認められなかった。表-12には図-6に示した実験結果から、魚体重1g当たり、1日当りの魚体増重量の魚種別平均値を示した。クロダイ、メジナはワキンに比較して増重量が極めて小さいことがわかる。これは魚種により摂餌傾向に違いのあることを反映しているものと考えられる。メジナは汚泥混合飼料投与と対照飼料投与の差が大きいが、図-5の生長曲線にみられるようにそのバラツキの大きさを考慮すれば、有意差があると結論するには十分とはいえない。

これらの結果、汚泥混合飼料投与と対照飼料投与との間に差が少ないこと、特に生長速度の大きいワキンでも飼料による差が認められないことから、汚泥を摂餌しても魚類の増重に対して顕著な悪影響を与えることはないものと考えられる。

表12 増重速度

魚種	飼料	魚体重1gあたりの増重量 (g/g・日)
クロダイ	汚泥混合飼料	0.006
	対照飼料	0.006
メジナ	汚泥混合飼料	0.004
	対照飼料	0.008
ワキン	汚泥混合飼料	0.033
	対照飼料	0.036

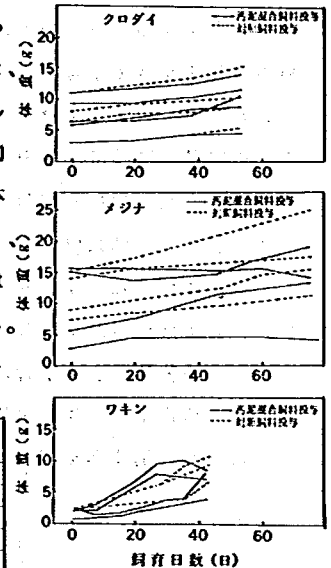


図-6 投与飼料による生長曲線の比較

3.3 下水汚泥の海域埋立に関する調査

本調査では下水汚泥を海面埋立する場合の問題点を整理し、今後の検討課題を明らかにするために文献調査を主として行なった。下水汚泥の処分法としては約80%が埋立処分されているが、下水汚泥だけの埋立地はほとんどなく、埋立年度毎に調査できるような埋立地は全然みあたらなかった。大部分ゴミ埋立地に投入されている。我国での埋立可能量は昭和40年調査（以後調査なし）によると物理的に可能な埋立量として海岸線を-15mまで埋立るとして約170万 m^3 、-30mとして420万 m^3 で、海岸線のうち国立公園などを除くと埋立用地として、そのうちの約50%と予測されている。資料調査から下水汚泥だけの埋立地がほとんどなく経年的変化の追跡も困難であることから、埋立に関しては基礎的な問題から調査を開始する必要がある。検討課題を大別すると、1) 運搬性、作業性を含めて汚泥の埋立素材としての検討、2) 埋立工法、跡地利用等考慮した埋立地の早期安定化の方策、3) 埋立地からの浸出水の問題などとなる。

4. 今後の検討課題

汚泥の海洋還元については海洋汚染防止法等の規制により、海洋還元を実施にあたっては許可性になることが予想され、海洋還元の可能性は非常に少なくなるものと考えられるが、埋立地に制限があるため、海洋還元に関する基礎的研究は継続する必要がある。今後の研究は海洋での汚泥の挙動を中心として、海水中での汚泥の分解過程、栄養塩の溶出、沈降性等が考えられる。埋立に関しても海洋還元と同様に汚泥の分解性を検討し浸出水の質についての調査が急務であろう。汚泥は埋立後安定化するまで長期間を要するため、ゴミの埋立での事例を参考としてフィールド実験を早期に開始する必要がある。

12. 公共用水域の水質予測手法に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 藤木 修

向田隆史

1. 研究の目的と必要性

下水道事業の最も大きな役割の1つは公共用水域に排出される汚濁負荷量を削減し、環境基準その他によって定まる水域の望ましい水質を達成・保持することにある。したがって、下水道計画の策定に際しては、水域の望ましい水質を達成するということを目標とすべきであり、現在主要な水域について策定されつつある流域別下水道整備総合計画においても、この観点からの検討が主体となっている。このような検討においては、水域の水質予測を行う必要があるが、特に海域・湖沼などの水域については現在の所、必ずしも予測手法が確立されているとは言えない。これら水域における予測手法上の問題点としては、(イ)流れや拡散などの水理的な計算手法が必ずしも完成されていないこと、(ロ)富栄養化による生物生産などの汚濁の機構が十分明らかになっていないことなどが挙げられる。この調査においては、51年度までは、上記(イ)に関しては拡散方程式の差分法および有限要素法による数値計算手法について、(ロ)に関しては霞ヶ浦をモデルとしたリンおよび窒素のシミュレーション計算について調査を行ってきた。52年度は、富栄養化機構の中での内部生産と環境基準の指標であるCODとの関係の実験を行って検討し、その定式化を試みるとともに、富栄養化シミュレーション手法としての生態学的ダイナミックモデルの適否の検討を行っている。

上記の如く本研究の目的は湖沼・海域などの水域について、下水処理場などから流入する汚濁負荷と水域の水質との応答関係を明らかにするための水質予測手法を確立し、下水道整備計画の合理的な策定及び実施に資することにある。

2. 昭和53年度までの研究成果

51年度までは拡散方程式の数値計算法について調査を行い、次の結果を得た。

差分法による解法として、拡散方程式の移流項を陰形式の後方差分で、拡散項は陰形式でそれぞれ表示するという項別差分方式を提案し、この差分方式とLax-Wendroffの方法・Grank-Nicholsonの方法・Stone-Brianの方法等の2次の差分方式との比較を種々の観点から行い、非常に特殊な条件の下での計算以外では、ここで提案した土木研究所の方法の計算誤差が最も小さい事を示した。また、有限要素法による解法については、実際水域の計算が可能なプログラムを作成し、内挿関数を1次としたときの計算誤差の検討を行った。

52年度においては、旧赤羽支所屋上で行ったプランクトンの時間変化を調べるための水槽実験結果を示し、あわせて生態学的数理モデルによる富栄養化シミュレーション手法の基礎的検討を行った。

53年度は、変数とする指標を変えた2種類の生態学的数理モデルによって屋外水槽実験によって

得られた水質変化および霞ヶ浦高流入の水質変化をそれぞれシミュレートすることを試み。前者についてはほぼ満足すべき結果が得られた。後者については、モデルに用いる種々の係数等を更に検討する必要があると考えられた。

3. 54年度の調査結果

3.1 計算モデル

本年度は、先年度の調査では十分ではなかった霞ヶ浦の水質変化をシミュレートすることに重点をおいて検討した。使用したモデルは先年度の報告書で述べたものと同じとあり、各モデルで仮定している物質の循環および収支を図-1, 2に示す。図において枠で囲った指標がそれぞれのモデルにおいて変数とした指標であり、モデルⅠでは動・植物プランクトン、有機態および無機態の窒素とリンの6つの指標を変数とした6元の連立微分方程式、モデルⅡでは粒子性物質および溶解性有機物質の形態でそれぞれ存在する炭素、窒素とリン、および無機態の窒素とリンの合計8つの指標を変数とした8元の連立微分方程式でモデルを組み立てている。数式的な表現については先年度の報告書を参照されたい。

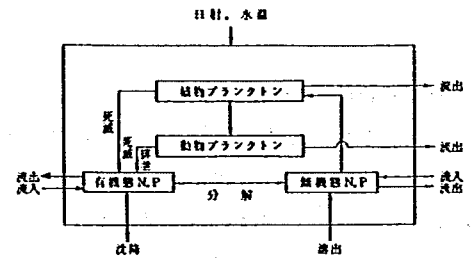


図-1 モデルⅠの物質循環

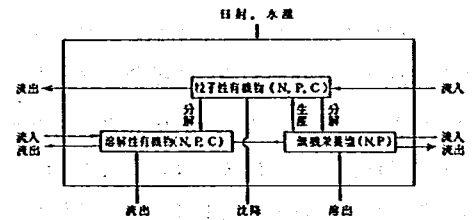


図-2 モデルⅡの物質循環

モデルⅠは、無機態の栄養塩が植物プランクトンの合成に用いられ、更に植物プランクトンを餌として動物プランクトンが増殖するという食物連鎖を比較的忠実に数式表現しようとするものであり、このような生態学的数理モデルの正統的な方法である。プランクトンからの栄養塩の回帰はプランクトンの死骸（指標としては有機態の窒素とリン）が分解されて無機態の窒素とリンにかえるとしている。なお、植物プランクトンの増殖の温度特性はプランクトンの種類によってかなり異なり、また、大型の緑藻類など動物プランクトンが餌としない植物プランクトンもあるので、植物プランクトンをいくつかのグループにわけ、それぞれを独立の変数として取扱うような改良も試みられている。

モデルⅡは霞ヶ浦の水質シミュレーションのために作成したものであり、霞ヶ浦では窒素およびリンのかなりの部分が溶解性の有機態という形態で存在しているため、このような形態の物質を独立の変数としてとりあげた。一方、動物・植物プランクトンとそれらの死骸は一括して粒子性の物質として取扱っており、概念的にはモデルⅠより単純化している。概念的な問題点としては、モデルⅠの場合には有機態の栄養塩は粒子性として存在しているというイメージであり、沈澱による減少もこの形態のもののみについて考えているが、霞ヶ浦のように溶解性の有機態の栄養塩が多い場合にはこのようなイメージと多少ずれてくること、また、モデルⅡについては、動・植物プランクトンおよびそれらの死骸を1つの指標としてまとめているので、例えば植物プランクトンの増殖は生きている植物プランクトンの現存量に比例するというような表現がとれないことなどがあげられる。

3.2 モデル中の速度係数, 定数の検討

3.2.1 プラントン等の分解

富栄養化した水域内では, 植物プランクトンの増殖に利用された栄養塩は, 死滅した後(一部は動物プランクトンなどを経由して)に微生物によって分解無機化され, 再び増殖に利用されるという

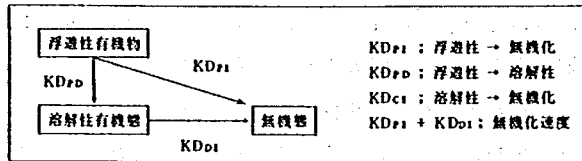


図-3 分解経路概念図

表-1 分解速度係数

成分	定数項	分解係数 (20℃)	温度係数 (θ)
炭素(C)	K_{depC}	0.025 ~ 0.065 (0.045)	1.08
	K_{depDC}	0.040 ~ 0.065 (0.053)	1.07
	K_{dipC}	0.02 ~ 0.04 (0.03)	1.08
	K_{dipN}	0.015 ~ 0.040 (0.028)	1.08
窒素(N)	K_{dipN}	0.01 ~ 0.02 (0.015)	1.08
	K_{dipN}	0.0075 ~ 0.0200 (0.014)	1.07
	K_{dipP}	0.01 ~ 0.05 (0.03)	1.08
リン(P)	K_{dipP}	0.01 ~ 0.025 (0.018)	1.08
	K_{dipP}	0.01 ~ 0.04 (0.025)	1.07

注: 上段は範囲, 下段は平均的な値

形で非情に早く循環しているといわれている。このような形での無機栄養塩の供給は水中での無機栄養塩の収支に大きな役割を持っていると考えられるため, 霞ヶ浦の水を対象として実験的に分解速度を調べた。分解速度の測定に際して, モデルⅠで想定しているような経路を考えると実測が困難なので, モデルⅡに従って図-3のような分解経路を仮定して実験を行った。主要な実験条件は下記のようなものである。

試水: 霞ヶ浦から採取した水で, ろ過しないものとろ過(GF/Cのろ紙)したものとの2種類について試験, ろ過した水についての実験結果より溶解性有機態のものから

無機態への分解速度を算定し,

ろ過しない水についての実験結果より粒子性のものから溶解性

有機態への分解速度および粒子性のものから無機態への分解速度を算定した。

試験水温: 10, 20, 30℃の

うち, 試水採取した時の水温に

近い2つの水温に設定した。

試験期間: 1試料について30日

間で, この間に開始後1, 3,

6, 8, 10, 15, 20日目

にもそれぞれ検水を採取し, 分

析した。

その他の条件: 試験期間の間, 試

水は暗所で攪拌した状態に保っ

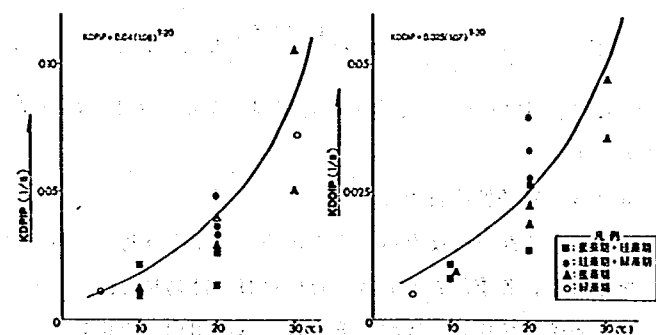
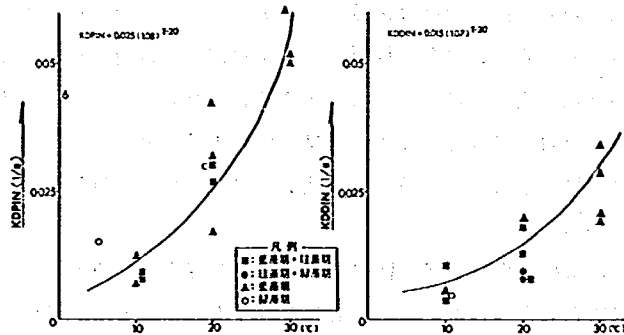
た。

実験結果を整理し, 速度係数を次

式のような形,

$K_t = K_{t, 20^\circ\text{C}} \times \theta^{(T-20)}$

であらわしたときの20℃における分解速度係数および温度係数を表-1に示す。また, 代表的な係



数について図示すれば図-4, 5 のようである。表-1 からわかるように、窒素とリンの分解速度を比較するとリンの方が大きく、また、分解経路でみると、粒子性のものから溶解性有機態を経て無機化する経路よりも、直接無機化する経路の方が速度が大きい。温度係数は1.07~1.08程度の値であり、項目による差はあまりみられない。また、図-3, 4 には試水を採取した時の霞ヶ浦における優占的な藻類の種類が示してあるが、藻類の種類による差も特にみられない。

3.2.2 底泥からの溶出

底泥からの溶出も富栄養化した水域内での栄養塩収支に大きな影響を持つ因子の1つであり、霞ヶ浦については建設省霞ヶ浦工事々務所による詳細な実験結果がある。この調査では、霞ヶ浦は水深が浅く、風その他に起因する流れによって底泥の表面が乱されることがかなり現象的に観察されることから、底泥からの溶出を動かない状態で堆積している底泥からの溶出（静置溶出）と表面の浮泥がかき乱されて間隙水中の栄養塩が放出される形で起る溶出（攪拌溶出）との2つにわけて実験的検討を行っている。静置溶出については、無機態および溶解性有機態の形で溶出が起り、各項目とも溶出速度を温度の関数として次式のような形で与えている。

$$K_t = K_{t, 20^\circ\text{C}} \times \Theta^{(T-20)}$$

20°Cにおける溶出速度 $K_{t, 20^\circ\text{C}}$ と温度係数の値については後述するが、実験値を整理して一定値として与えている。溶出速度は理論的には表泥の性質や泥と接している水の状態（嫌気性か好気性かなど）によって異なるが、表泥の性質については霞ヶ浦西浦全体としてみればあまり大きな変化がないので、平均的な値を用いれば一定値としてよく、また、泥と接している水の条件については、霞ヶ浦では夏季の静穏な日には底泥近くの水は嫌気性に近くなり、他の季節には好気性であるため、温度の高い時には嫌気性の場合の実験値、他の場合には好気性の実験値になるように温度係数を設定することで対処している。

一方、攪拌溶出は表泥の性状、水温、風の強さ、風の継続時間、前に表泥が乱されてからの時間などの関数と考えられるが、霞ヶ浦における濁度や底増水のDOの変化などから7m/秒以上の風が吹いたときに底泥の攪乱が起るとし、実験値を整理して水温と風の継続時間の関数として次のような実験式で与えている。

$$K_t = \frac{1}{k_1 + k_2/\tau} \times \Theta^{T-20} \quad k_1, k_2 \text{ は定数, } \tau \text{ は風の継続時間}$$

なお、粒子性物質として巻上った底泥はかなり速やかに再び沈殿することから、負荷としては考慮しなかった。

3.2.3 粒子性物質の沈降

粒子性物質の沈降速度を調べるため霞ヶ浦工事々務所は夏、秋、冬のそれぞれの季節に沈降物捕集ビンを設置し、各季節とも約30日間毎日沈降物量を測定した。湖水中に浮遊している粒子性物質は比重の軽い藻類性物質と底泥あるいは流入河川由来の比較的比重の大きい物質とが混ざっているため両者を区別してそれぞれの沈降速度を求めることが望ましい。両者を区別するためにそれぞれの組成で大きな差のあるSS/POC比に注目した場合、藻類性物質については他の調査結果より2.83、非常類性物質の代表として底泥の値より21.8という値が得られたので、これらの値を用いて捕集ビ

中に捕獲された粒子性物質と、同じ時期の湖水中の粒子性物質とを藻類性と非藻類性とにわけ、それぞれの値から沈降速度を算出した。結果を表-2に示すが、当然のことながら藻類性のものの沈降速度の方がかなり小さい値になっている。また、両者を合わせた指標の代表的な沈降速度としてはPOC 沈降速度が参考になると考えられる。

3.3.4 植物プランクトンの増殖速度

植物プランクトンの増殖速度に関する照度の効果について、前年度の検討ではモデルⅠについては強光阻害の効果を入れた指数関数式、モデルⅡについてはモノド型の式を用いて来た。モデルⅡについては更に検討し、ある基準照度以下では光合成が起らないという形の式を採用することとした。

3.3 霞ヶ浦の水質変化のシミュレーション

モデルの妥当性を検証するため、昭和53年の霞ヶ浦の1年間の水質変化(西浦平均水質)を計算によって再現することを試みた。主として検討したのはモデルⅡである。モデルⅠは先年度の調査において屋外水槽実験結果の水質変化をよくシミュレートできることを確認しているの、霞ヶ浦についてはいくつかの試算を行うのみにとどめた。モデルⅡによる計算に最終的に用いた種々の速度係数および定数を表-3にまとめて示す。表-3のうち、上から攪拌溶出項までの値は霞ヶ浦についての代表的な実験値をそのまま用いており、沈降項および生産項は実験値を参考にしながら、計算結果の収支があうように定めたものである。脱窒項および無機リン沈降項は実測が困難なので、無機態窒素および無機態リンの変化のパターンがあうように定めた。なお、脱窒は無機態窒素の1次に比例して起るとしている。また、摂取率は植物性プランクトンの合成に用いられる各元素の比率であり、文献を参考にして一定値として与えた。

河川の流入水量は、流量資料のある代表8河川については実測流量を与え、他の河川については特性の類似している実測河川との面積比例で与えた。なお、流量の与え方は負荷量の与え方との関係で10日間毎に変化する量として与えた。また、流入負荷量については流量資料と同じく8河川については10日毎の観測値があるので、粒子性、溶解性有機態、無機態に区分して与えた。この場合、粒子性の負荷はすべては湖内の水質には寄与せず、かなりの部分は河口域で沈降除去されるものとした。8河川以外の河川については、代表河川との水質比を別途

表-2 沈降速度調査結果

(単位: m/日)				
沈降物	測定水深	夏期平均	秋期平均	冬期平均
藻類	2 m	0.026	0.042	0.044
	5 m	0.025	0.042	0.062
非藻類	2 m	0.440	0.208	0.461
	5 m	0.707	0.400	1.408
POC	2 m	0.041	0.061	0.074
	5 m	0.092	0.083	0.142

表-3 モデルⅡの速度係数等一覧表

定数項	水質項目	項 目	係 数		
			k_1	Q	k_2
無機化分解項 (1/日)	N	K _{DDIN}	0.015	1.07	—
		K _{DDPN}	0.025	1.08	—
		K _{DDON}	0.016	1.08	—
	P	K _{DDIP}	0.025	1.07	—
		K _{DDOP}	0.04	1.08	—
		K _{DDDP}	0.015	1.08	—
	C	K _{DDIC}	0.034	1.07	—
		K _{DDPC}	0.045	1.08	—
		K _{DDOC}	0.05	1.07	—
静止溶出項 (1/日)	N	K _{FIN}	0.013	1.122	—
		K _{FDON}	0.005	1.117	—
	P	K _{FIP}	0.0014	1.12	—
		K _{FIDOP}	0.00031	1.02	—
	C	K _{FDOC}	0.095	1.096	—
攪拌溶出項 (1/日)	N	K _{FIN}	138	1.122	282
		K _{FDON}	1.1	1.117	139
	P	K _{FIP}	796	1.12	114
		K _{FIDOP}	278.0	1.02	15.6
	C	K _{FDOC}	156	1.096	1.156
脱窒項 (1/日)	K _{DEN}		0.145	1.122	—
	K _{SPON}		0.18		
	K _{SPON}		0.18		
沈降項 (m/日)	K _{SPON}		0.18		
	K _{SPON}		0.18		
	K _{SPON}		0.18		
無機リン沈降項 (1/日)	K _{DEP}		0.05		
	K _{DEP}		0.03		
	K _{DEP}		0.03		
生産項	N: 1カリス定数 (K _{FN})		0.2		
	P: 1カリス定数 (K _{FP})		0.01		
	日射量定数 (K _{MD})		400		
	温度: T ₂₁		30°C		
	その他: T ₂₁		20°C		
	α (%)		80		
摂取率	α (%)		80		
	r (%)		120		

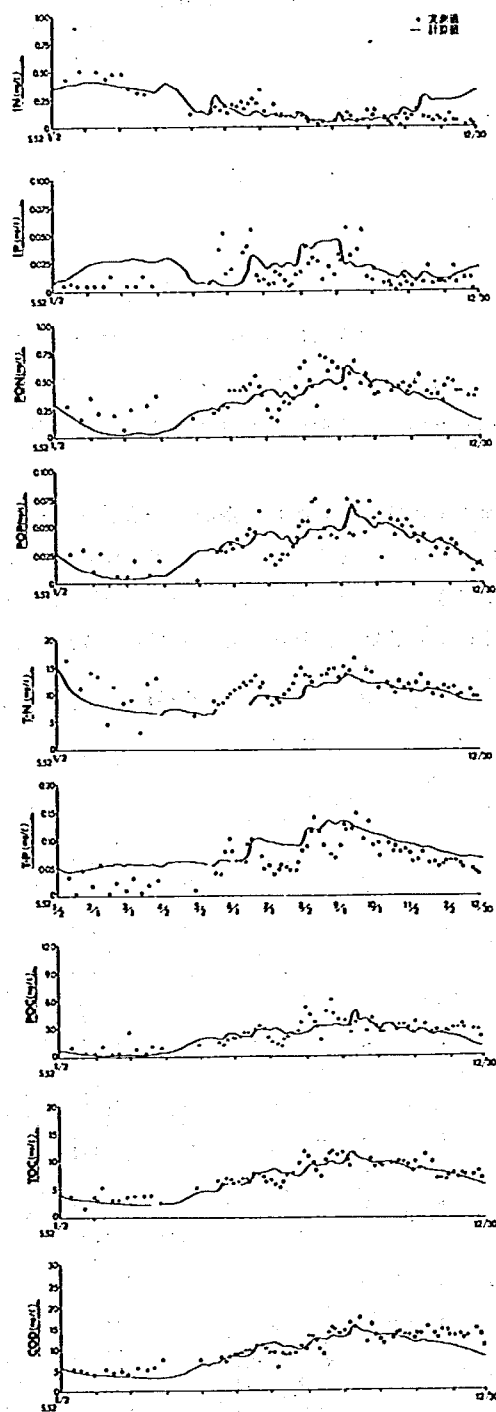


図-6 モデルⅡによる霞ヶ浦水質変化の検証結果

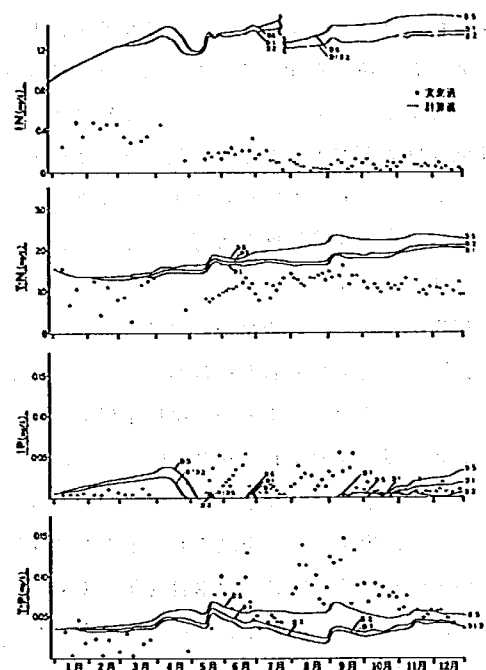


図-7 モデルⅠによる霞ヶ浦水質変化の試算例
定めて与えた。

図-6 にモデルⅡで計算した水質変化と実測値との比較を示すが、夏季の細かく急激な変動を除けば、全般的には非常によく再現されている。なお、図の最下段のCODは、霞ヶ浦におけるCODとTOCの相関、既ち、 $COD = 1.2 \text{ TOC}$ から換算して計算したものである。

図-7 はモデルⅠを用い、プランクトンの死滅に関する係数を若干変化させて計算した例である。係数の同定が十分できていないので、満足な結果が得られていない。モデルⅠは、先年度の報告書で示したように水槽実験の水質変化は再現できたが、図-7 でみられる様に対象が変わると係数の再検討が必要になってくる。従って、水質の将来予測にこれらのモデルがどの程度有効かが今後の検討課題となろう。

13. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査

水質研究室 室 長 村 上 健

研究員 長谷川 清

1. 調査の目的

土壌を利用した下水の処理は古くから行われてきたが、1940年代以降①近代的な下水道技術の発達、②下水の散布による土壌、植生、地下水等への汚染に対する危惧などの理由により実施は増加していない。しかし、近年貯水池や湖沼での富栄養化が問題となってくるにつれ、小規模下水処理場施設においても栄養塩類の除去が必要となってきたり、このような場合三次処理として土壌処理を行うことが経済的かつ実施可能な方法に成り得る可能性があるため調査を開始した。

2. 53年度までの調査成果

千葉県下16 検体の土壌について、その物理化学的特性と二次処理水中の窒素、リンに対する除去能力を検討した。リンに対する除去能力は主として土壌に含まれる活性アルミナの働きによることが明らかとなり、リン吸着量を B_{max} で表わすとリン酸吸収係数の約20%程度であった。土壌の物理化学的特性の調査では腐植物質など比較的有機物含量の高い黒ボク土壌などが活性アルミナを多量に含んでいることが判明した。窒素除去を検討するために行なった散水カラム実験の結果は流入負荷量よりも多い流出量が見られた。特に、散水量が2.5.10 m^3 /日と少なかったため、あらかじめ土壌中に含まれていた流亡しやすい肥料分などが押し出される流出パターンを示した。このような結果から、窒素に対する収支が得られるところまでは至っていない。

3. 昭和54年度の調査成果

3-1. 土壌のリン除去能力について

(1) 土壌のリン吸着現象

土壌によるリン酸吸着量が三二酸化物、粘土鉱物、有機物およびpHなどの種類と含有量とに決まると言われていることから、リン吸着機構としては活性アルミナおよび鉄との反応による土壌中への固定が主体であると考えられる。土壌によるリン吸着量を表わすのに一般にはリン酸吸収係数とラングミュアの等温吸着式から求まる最大吸着量 (B_{max}) とが用いられる。ここでリン酸吸収係数と B_{max} を物理化学的特性のうち三二酸化物を用いてそれぞれの相関を求めた結果、式(1)~(6)が得られた。

$$\text{リン酸吸収係数} = 2.4263 \times (A\ell) + 1.6986 \quad \dots\dots\dots (1)$$

$$\text{リン酸吸収係数} = 2.3051 \times (A\ell) + 0.0679 \times (T\cdot Fe) - 0.4984 \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$\text{リン酸吸収係数} = 2.0455 \times (A\ell) + 0.2387 \times (D\cdot Fe) + 0.3975 \quad \dots\dots\dots (3)$$

$$B_{max} = 0.8288 \times (A\ell) + 0.6298 \quad \dots\dots\dots (4)$$

$$B_{max} = 0.7873 \times (A\ell) + 0.0232 \times (T\cdot Fe) - 0.1205 \quad \dots\dots\dots (5)$$

$$B_{max} = 0.7984 \times (A\ell) + 0.0190 \times (D\cdot Fe) + 0.5263 \quad \dots\dots\dots (6)$$

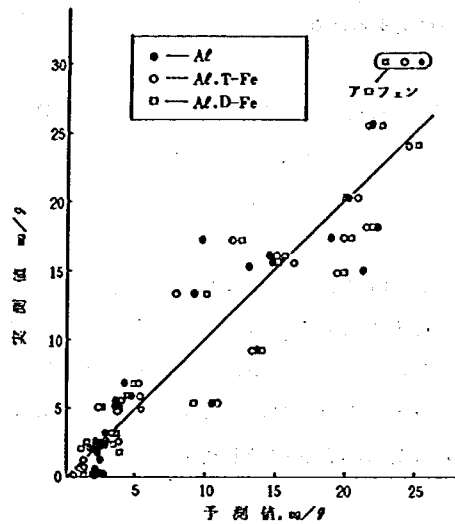


図-1 リン酸吸収係数の実測と予測値の比較

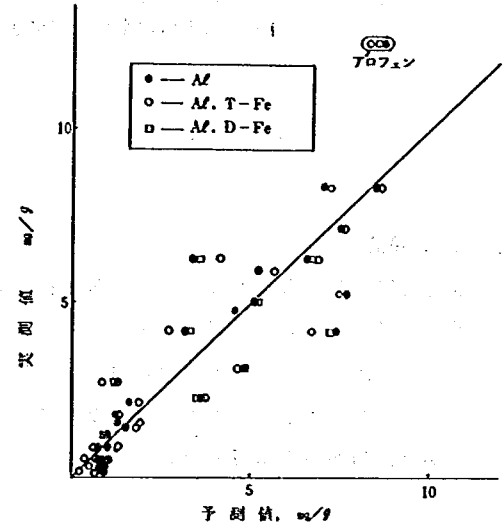


図-2 Bmaxの実測値と予測値の比較

但し、式(1)～(6)における各変数の単位は mg/g であることに注意する。これらの相関関係によって予測される値と実測値との関係を図-1と2に示す。また、回帰と重回帰分析における各々の相関係数を表-1に示した。この結果によれば、リン酸吸収係数とBmaxは活性アルミナ含有量でほぼ説明することが可能である。リン酸吸収係数をアルミと鉄の2変数で説明する場合は決定係数($R^2=0.8$)より80%まで説明できるが、残り20%はpHなどの他の因子による影響が考えられる。Bmaxは決定係数($R^2=0.7$)より70%までは説明できるが、残り30%はpHなどの他の因子に加え、「土-水」システムでの平衡関係が大きく影響されていると考えられる。溶解性鉄(D-Fe)を用いた場合、 R_{xyz} 値は全鉄(T-Fe)を使用した場合とほぼ同じ結果となったが、単純相関係数 R_{xy} 、 R_{yz} はT-Feのものより高い結果となった。これは活性アルミナを多く含む火山灰土の上に形成された黒ボク土壌などのように多くの有機質を含んでいる場合、鉄成分を可溶化しその比率を高めているからである。

なお、Bmaxはリン酸吸収係数との間に $B_{\text{max}} = 0.344 \times (\text{リン酸吸収係数}) + 0.03$ $r = 0.9741$ との相関を有し、Bmaxがリン酸吸収係数の約34%の値となり、昨年度の25%より高い結果となった。

(2) 平衡リン吸着能力

下水二次処理水を土壌散布する場合には「土粒子-水」システムにおける平衡関係に依拠してリンは挙動するものと考えられるので、こうした場合での平衡吸着量と室内実験で求められるBmaxやリン酸吸収係数との関係を明らかにする必要がある。平衡吸着量を求めるために図-3に示すような破過

表-1 リン酸吸収係数とBmaxの予測式における相関係数

予 測 値 (z)	予測式	説明変数			重相関係数 R_{xyz}	単純相関係数		
		Al	T-Fe	D-Fe		R_{xz}	R_{xy}	R_{yz}
リン酸吸収係数	(1)	○				0.9376		
	(2)	○	○		0.8935	0.9376	0.3629	0.4523
	(3)	○		○	0.8936	0.9376	0.7726	0.8012
Bmax	(4)	○				0.9048		
	(5)	○	○		0.8321	0.9048	0.3629	0.4367
	(6)	○		○	0.8194	0.9048	0.7726	0.7164

但し、 $x = \text{Al}$ 、 $y = \text{T-Fe}$ 又は D-Fe 、 $z = \text{リン酸吸収係数}$ 又は Bmax

実験装置を使用し、流入させるリン酸溶液の濃度は使用する土壌のリン吸着能力に応じて変化させた。得られた破過曲線を図-4に示す。それぞれの破過点(A~D)を過ぎた流出水中にはリンの検出限界値である0.01mg/l(EPAの混合試薬法による)以上が存在することになる。この破過点までに土壌が吸着できる量を平衡吸着量と定義すると、平衡吸着量はリン酸吸収係数の約10%に相当し、Bmaxの0.0%程度となる(図-5参照)。すなわち、土壌にリン酸塩を含む二次処理水を散布した場合、リン酸吸収係数の11%程度が土壌に吸着した以降は流出水中にリンが出現するというのである。

(3) 土壌の寿命

図-4における破過点までの期間を土壌の寿命と定義する。ここでは各種の土壌の物理化学的特性と土質のデータによりその寿命を試算した。但し、計算条件としては土壌1m²当りに

P=5mg/lの二次処理水を週50m³の割合で散水するものとする。

—計算例・供試土壌黒ボク—

- (i) 平衡吸着量: $25 \times 10^3 \times 0.11 = 275 \text{ mg/P}$
- (ii) 土壌1m²当りの固相重量: $0.3 \times 24 = 0.72 \text{ ton}$
- (iii) 土壌1m²当りの平衡吸着量: $275 \text{ mg/P} \times 0.72 \text{ ton} = 1980 \text{ P}$
- (iv) 破過点までの散水可能: $1980 \text{ P} \div 5 \text{ P/m}^3 = 396 \text{ m}^3$
- (v) 散水量50m³/週での寿命: $396 \div 50 \text{ 週/週} = 15.19 \text{ 年}$

同様な方法で淡色黒ボク、赤黄色土、灰色低地土についての寿命を計算した結果を表-2に示した。土壌の種類により散水可能量には大きな差のあることが明らかであり、黒ボク土壌に限らず、活性アルミナの多く含まれる火山灰土系が有効であると言える。

3-2. 土壌処理による窒素除去について

土壌による窒素除去には植生への移行、アンモニア態窒素の粘土鉱物への固定、脱窒菌の働きを活用したものなどが考えられる。本調査では硝化・脱窒による土壌の浄化能力を調べるために昭和53年度から行なっているカラムに

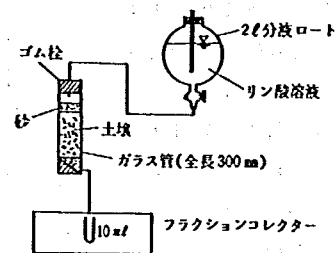


図-3 リンの破過実験装置

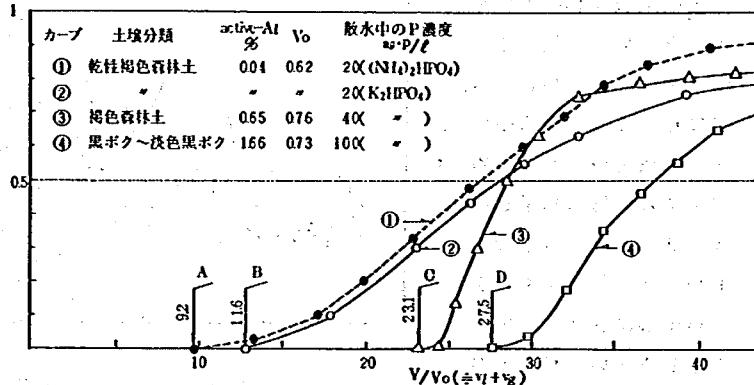


図-4 土壌のリン酸による破過曲線

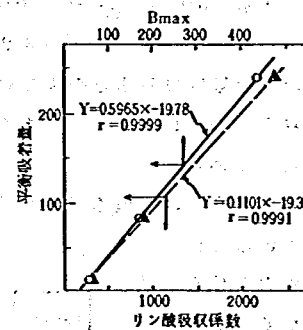


図-5 平衡吸着量とBmaxおよびリン酸吸収係数との関係

表-2 リンに対する土壌の寿命

土 壌 分 類	リン 酸 吸収係数 (mg-P/100g)	固 相 比	真 比 重 (g/cm ³)	寿 命 (年)
黒 ボ ク	2500	0.3	2.4	152
淡色黒ボク	1750	0.3	2.5	110
赤黄色土*	388	0.5	2.6	42
灰色低地土	60	0.5	2.6	7

*赤色土、黄色土の試料6検体の平均値を使用した。

よる散水実験を引き続き実施した。また内径100mm、高さ50cmの円筒カラムに5種類の土壌を充填し、散水量を50、100および200mm/日の3ケースについて週に1回の割合で負荷させる散水実験も同時に実施した。図-6は土壌No.13,14を用いた結果の一例である。図中で18週目のところが破線となっているのは一担実験を中止したため、それ以降の結果を継ぎ合せてある。散水量が10mm/日の場合、あらかじめ土壌に含まれていた流亡しやすい肥料などが押し出し流れの型で流出

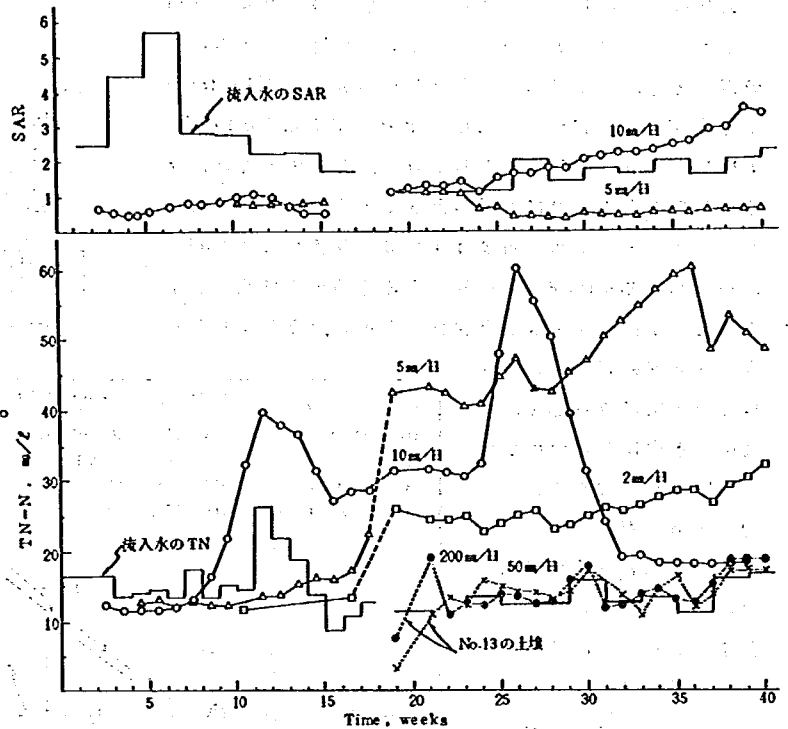


図-6 カラムからの流出水の窒素濃度

し、上層(50cm)と下層(50cm)には異なる土壌が充填してあるため、12週目と26週目にそれぞれのピークが現われ、約32週目に至って流亡しやすい肥料などの流出が終了した形となった。この様な傾向は散水量の少ない2と5mm/日の場合でも同じであるが、流出ピークの遅れや、硝酸態窒素への変化、"土粒子-水"システム中での拡散、分散、吸着などより、ピーク波形がより複雑になっている。

二次処理水の土壌処理における窒素の物質収支を得る場合、上記の様なあらかじめ土壌中に含まれている流亡しやすい窒素の量を考慮し

表-3 土壌カラム実験による窒素の収支

ておく必要がある。表-3はカラム実験で得られた窒素の流入負荷量と流出量を示してある。これらの値から求めた除去率は見掛上のもので、肥料などの分が含まれていることもあってかなり低い計算

Sample No.	土 質 分 類	散水量 mm/日	窒素の負荷量 (a) TN-N, P, kg/日	窒素の流出量 (b) TN-N, P, kg/日	見 掛 け の 窒素除去率 (c-b)/(a) %	窒素の負荷量 (d) TN-N, P, kg/日	窒素の流出量 (e) TN-N, P, kg/日	窒素除去率 (f-d)/e %	窒素除去率 (g-f)/g %
13	A (火山灰土系)	5	395	879	—	—	—	—	—
13	A (")	10	787	1427	—	—	—	—	—
13	A (火山灰土系)	50	2092	2056	1.7	1287	1312	—	28.3
32	A (")	50	2092	1911	8.7	1287	1269	—	—
36	A (")	50	2092	1847	11.7	1200	236	38.7	31.4
25	A (")	50	2092	1949	6.8	1287	1248	—	—
18	B (花崗岩風化)	50	2092	1969	5.9	1287	1222	—	—
13	同上	100	4186	4186	—	2746	2718	1.0	12.9
32	同上	100	4186	3898	6.9	2746	2690	2.0	—
36	同上	100	4186	4306	—	2746	2563	6.7	7.0
25	同上	100	4186	3763	10.1	2746	2576	6.2	—
18	同上	100	4186	3906	6.7	2746	2532	7.8	—
13	同上	200	8369	8910	—	5493	5676	—	—
32	同上	200	8369	8025	4.1	5493	5518	—	—
36	同上	200	8369	8740	—	5493	5600	—	—
25	同上	200	8369	8041	3.9	5493	5531	—	—
18	同上	200	8369	7768	7.2	5493	5391	1.9	—

*印は実験開始から終了までの結果でデータの補正はなし

**印は肥料の流出後のデータを利用した結果で、50mm/日で10週目、100と200mm/日は9週目以降のデータを使用したもの

***印は200mm/日のケースで流出水中の過剰分(b-a)を肥料Kによるものとして補正したもの

できない結果となっている。そこで流亡しやすい肥料分を補正する方法として、肥料分の流出が続いている間のデータを除き、流入と流出が平衡状態となった時点からのデータを用いて収支をとる方法が考えられる。(c)と(d)の欄にある値はこのような方法で求めたもので、100 m^3 /日 散水区では除去率が10%以下となっている。もう一つは、脱窒が多分起こっていないと考えられる比較的散水量の多い200 m^3 /日のデータを用い、流入量と流出量との差額を肥料分として50 m^3 /日と100 m^3 /日のデータを補正する方法で、右端の結果はこのような方法によるものである。

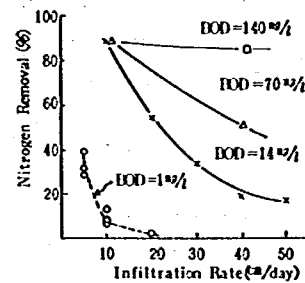


図-7 窒素除去に及ぼす散水量と炭素量

これらの結果をみると50 m^3 /日散水では30~40%程度の除去率、100 m^3 /日散水では10%程度の除去率となった。図-7はGilbert⁶⁾が得たデータと本実験結果とは比較したもので、脱窒に必要な有効炭素量の差が明白である。Gilbertらの実験では炭素源としてグルコースを使用しており、TOC1 mg/l 当りをBOD0.7 mg/l に換算して示した。なお、本実験は炭素源としての有機物は添加しておらず、あらかじめ二次処理水に含まれている少量の炭素源(BODで1 mg/l 以下)しか補給されないことから、かなり除去率の低い結果となった。

3-3. 土壌処理によるアルカリ土類金属の挙動

土壌に含まれるアルカリ土類金属は植生にとっては欠くことのできない養分である。特に、カリウムは窒素、リン酸と共に三大栄養素と呼ばれ、重要な成分である。カルシウムもほとんどの植物に含まれている大事な成分である。二次処理水の土壌散布はこれらの成分を土壌に補給すると同時に、土壌中の成分を溶脱することになる。この場合、補給量よりも溶脱量の方が多ければ土壌は劣化する恐れがある。ここでは2週間わたるカラム散水実験での結果をもとにアルカリ土類金属の物質収支を算出して検討を行なった。表-4はカラムへの負荷量、カラムからの流出量および両者の差額を土壌への蓄積量として示してある。使用した下水二次処理水の成分は平均値として $\text{Ca}=33\text{mg/l}$ 、 $\text{Mg}=13\text{mg/l}$ 、 $\text{K}=13\text{mg/l}$ 、 $\text{Na}=45\text{mg/l}$ であった($\text{K}+\text{Mg}<\text{Ca}<\text{Na}$)。流出率(流出量/流入量)で比較すると $\text{Ca}<\text{Mg}<\text{K}<\text{Na}$ の順に高くなっている。図-8は成分ごとの散水量と流出量をみたものである。カルシウム(Ca)は一番蓄性の高い成分であるが10~50%と土壌の種類により大きな差がある。マグネシウム(Mg)はカルシウムと同様、蓄積性はあるが、土壌の種類による差は小さい。カリウムは底18の土壌を除けば土壌への蓄積性は少なく、比較的溶脱しやすい成分である。底18は花崗岩風化土でKの含有量が少ないことが影響していると考えられる。ナトリウム(Na)

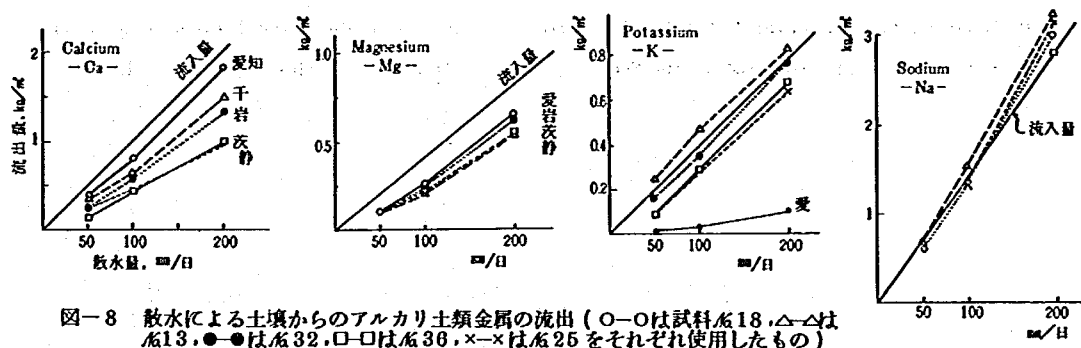


図-8 散水による土壌からのアルカリ土類金属の流出 (○-○は試料底18, △-△は底13, ●-●は底32, □-□は底36, ×-×は底25をそれぞれ使用したもの)

表-4 土壌カラム実験によるアルカリ土類金属の収支 (単位は g/m^2)

Sample No.		Calcium			Magnesium			Sodium			Potassium		
		50 $\mu g/l$	100 $\mu g/l$	200 $\mu g/l$	50 $\mu g/l$	100 $\mu g/l$	200 $\mu g/l$	50 $\mu g/l$	100 $\mu g/l$	200 $\mu g/l$	50 $\mu g/l$	100 $\mu g/l$	200 $\mu g/l$
32	流入量	0.51	1.02	2.04	0.20	0.40	0.795	0.69	1.39	2.77	0.20	0.39	0.785
	流出量	0.25	0.576	1.35	0.087	0.245	0.596	0.708	1.54	3.20	0.16	0.354	0.764
	蓄積量	0.26	0.444	0.69	0.113	0.155	0.199	-0.018	-0.15	-0.43	0.04	0.036	0.021
35	流出量	0.138	0.423	0.991	0.056	0.217	0.53	0.696	1.50	3.19	0.082	0.28	0.675
	蓄積量	0.372	0.597	1.049	0.144	0.183	0.265	-0.006	-0.11	-0.42	0.118	0.11	0.110
25	流出量	0.23	0.484	0.98	0.082	0.21	0.51	0.70	1.30	3.10	0.092	0.275	0.632
	蓄積量	0.28	0.536	1.06	0.118	0.19	0.285	-0.01	0.09	-0.33	0.108	0.115	0.153
18	流出量	0.38	0.80	1.83	0.10	0.255	0.63	0.61	1.33	2.97	0.015	0.028	0.099
	蓄積量	0.13	0.22	0.21	0.10	0.145	0.165	0.08	0.06	-0.20	0.185	0.362	0.686
13	流出量	0.33	0.64	1.49	0.092	0.191	0.527	0.67	1.52	3.21	0.245	0.47	0.82
	蓄積量	0.18	0.38	0.55	0.108	0.209	0.268	0.02	-0.13	-0.44	-0.045	-0.08	-0.035

は土壌の種類にかかわらず最も溶脱しやすい成分である。

以上の結果からは Ca, Mg, K について特に問題となるようなことはなかった。

4. ま と め

二次処理水を土壌に散布することによる窒素、リンに対する除去能力を検討した。この結果、リンの除去能力は土壌中に存在する活性アルミナの働きが主体である。土壌からの流出水にリンが検出される破過点までに土壌が吸着できる量は、室内実験で得られるリン吸収係数や B_{max} よりも小さく、設計条件では注意する点である。なお、活性アルミナの値が53年度よりも低めに出ており、測定条件特に、温度設定について検討しておく必要がある。窒素の除去については流入量とほぼ同量の流出があり、あまり除去能力は大きくない。ただし、流出水中の窒素の形態はほとんど硝酸態窒素になっていることから硝化までは進んでいることと、図-7にも示したが、脱窒に必要な炭素源が本年度の実験では供給していないので、今後は経済的な面も考慮した炭素源の効果的な補給を検討していく予定である。その他として、アルカリ土類金属の収支を用いて土壌の劣化を検討したが、特に問題はなかった。今後は塩素イオンの挙動、特に、蓄積について検討していく予定である。

参 考 文 献

- 1) R.G.Gilbert, J.C.Lance, and J.B.Miller, "Denitrifying Bacteria Populations and Nitrogen Removal in Soil Columns Intermittently Flooded with Secondary Sewage Effluent" J. Environ. Qual., Vol. 8, No. 1 1979

14. 下水道への工場廃水の受け入れに伴う監視手法の確立 と生物分解性に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 渡部春樹

小森行也

1. まえがき

下水道区域内に存在する工場からの廃水を公共下水道に受入れる場合には、下水処理あるいは汚泥の処理・処分に悪影響を受けないよう十分な処置を講じなければならない。このため、主として有害物質を対象とした水質監視体制の確立をはかる必要があると共に、必ずしも有害ではないが処理機能を全体として低下させるような物質・たとえば難分解性の有機物の流入を制御する必要がある。本調査では、工場廃水の受け入れによって生じるこれらの問題の解決の一助とすべく、必要な調査研究を行なうものである。

本調査はこれまで下水中に含まれる重金属などの毒性物質に関して水質自動監視装置開発のための基礎調査および現場用簡易比色分析機器の評価、高分子凝集剤の毒性の調査、工場廃水の水質および生物分解性に関する調査を実施してきた。今年度は有機塩素化合物の水棲生物に対する急性毒の調査と工場の製造工程廃水についての水質、生物分解性、有機成分分析に関する調査を行なった。

2. 有機塩素化合物の水棲生物に対する急性毒の調査

2.1. 調査方法

(1) 供試物質

調査の対象とした有機塩素化合物はクロロホルム、トリクロルエチレン、O-クロルアニリン、3,4-ジクロルアニリン、ポリ塩化ナフタレンの5種類である。これらの物質は下水処理水あるいは公共用水域で検出されたものである。

(2) 供試生物

急性毒の試験は、魚類（ヒメダカとマゴイ）、底棲生物（ヤマトシジミ）、動物プランクトン（タマゴミジンコ）、原生動物（テトラヒメナ）、大型藻類（ハゴロモモ）、植物プランクトン（緑藻類クロレラ）、一般細菌類（河川水中の一般細菌）について実施した。

(3) 試験方法

魚類、底棲生物、動物プランクトンについては工業排水試験方法（JIS K 0102）に定められている「魚類による急性毒試験」に準じたTLm試験方法により、24時間、48時間、又は96時間のTLm値を求めた。その他同時に供試物質無添加の希釈用水を対照区として同一の試験を行なった。また、試験中24時間経過時に検水を同濃度の新たなものと交換した。

原生動物については、供試物質を含む培地（1.5% Protose peptone）にテトラヒメナを植え付け、25±1℃で培養して一定時間毎に現存量を調べ、その増殖曲線を対照区の場合と比較した。

大型藻類については、所定濃度の供試物質を添加した検水でハゴロモモ96時間培養し、24時間毎にそのクロロフィル含量を測定し、対照区の場合と比較した。

植物プランクトンについては、供試物質を溶解させた緑藻培養用NC培地でクロレラを培養して一定時間毎に現存量を調べ、得られた増殖曲線を対照区の場合と比較した。

一般細菌類については、肉エキスパイオン培地に供試物質を溶解させ、それに河川水を加えて細菌を培養し、一定時間毎に細菌の現存量を調べることによって得られた増殖曲線を対照区の場合と比較した。

表-1 急性毒の試験結果一覧表

単位 $\mu\text{g/l}$

			クロロホルム	トリクロル エチレン	3,4-ジクロ ルアニリン	0-クロル アニリン	ポリ塩化 ナフタレン
魚類に対する 急性毒	ヒメダカ	24hrTL ₅₀	47.7	93.3	11.7	18	10
		48hrTL ₅₀	44	84	6.6	9.6	10
	コイ	24hrTL ₅₀	40.3	40.3	14	6.3	10
		48hrTL ₅₀	40	40	9.9	3.8	10
底棲生物に対する急性毒 シジミ 96hrTL ₅₀			105	155	20.1	45	≥10
動物プランクトン に対する急性 毒	ミジンコ	24hrTL ₅₀	133	90	12	17	3.1
		48hrTL ₅₀	133	22.7	5.2	13	0.7
原生動物に対する急性毒 テトラヒ メナの増殖を50%阻害する濃度			220	120	—	270	—
植物プランクトンに対する急性毒 クロレラの増殖を50%阻害する濃度			163	260	—	1180	—
大型藻類に対する急性毒 ハゴロモモのクロロフィル含有量を50 %低下させる濃度			540	280	300	2200	—
一般細菌類に対する急性毒 一般細菌の増殖を50%阻害する濃度			440	210	—	230	—

表中の値は3回繰り返した試験の平均

2.2. 試験結果および考察

表-5に各供試物質の生物に対する急性毒試験の結果を示す。同表に示される通り有機塩素化合物はテトラヒメナ、ハゴロモモ、緑藻類クロレラ、一般細菌などの藻類や単細胞生物よりも、ヒメダカ、コイ、シジミ、ミジンコといった比較的高等な動物に強い急性毒を及ぼす傾向がある。これは有機塩素化合物が神経性の毒性を有し、複雑な神経系を有する動物により強い影響を及ぼすためではないかと推測される。例えば、ヒメダカやコイにみられた症状としてはどの供試物質についても平衡失調や狂走遊泳がみられ、これは供試化合物が供試魚の神経系に何らかの障害を与えているものと考えられる。また、行動不活発や反応低下もみられたが、出血、外傷、粘液異常分泌等外見的变化は見られなかった。これらの症状は致死の影響のほとんどない低濃度の試験区でも見られたが、時間の経過とともに症状は軽くなっていくようであった。

3,4-ジクロルアニリン、0-クロルアニリン、ポリ塩化ナフタレンのような芳香環を有する化合物はクロロホルムやトリクロルエチレンよりも強い毒性を有し、これらの中では塩素数の多い3,4-ジクロルアニリンやポリ塩化ナフタレンがより強い毒性を示した。

単細胞生物に対しては、一定以上の濃度になるとその増殖を阻害する作用を有するようであるが、濃度が低下するとその作用は弱まり、完全に単細胞生物を死滅させてしまうほど強い影響を及ぼす場合は少ないと推定される。

本試験から見る限り、有機塩素化合物はより高等な生物に強い影響を及ぼすことから、指標生物は魚類、底棲生物、動物プランクトンの中から選ばれるべきであるが、これらのうち魚類が致死の影響以外の影響をみる場合にも都合がよく、全般的にみて感受性も強いと考えられる。従って、有機塩素化合物の急性毒の指標生物としては魚類が適当であると考えられる。

3. 工場廃水の生物分解性に関する調査

前年度は、工場廃水の実態を把握する目的で、有機物負荷の高い事業場の総合廃水について調査を実施した。前年度実施した調査により、工場廃水の生物分解性は業種によりかなり異なっていることがわかった。今年度は、調査を更に進め工場廃水を製造工程別に採取し、工程廃水の水質及び生物分解性の検討を行なった。

3.1. 調査方法

前年度総合廃水について調査を行なった合板製造業（F 合板）、染色業（I 染工）、合成染料製造業（C N 染料）、皮革製造業（D 皮革）、パルプ・紙・紙加工品製造業（A 製紙）、調味料製造業（F 製糖）の6社に、今年度はイースト製造業（A O 酵母）、染色業（I T 染工）の2社を新たに加え、合計8社について工程廃水を採取し水質分析と生物分解性試験を行なった。各事業場の製造工程を図-1に示した。

(1) 水質分析

今年度調査を行なった各事業場の工程廃水について、一般水質分析としてPH、SS、BOD、COD、TOCを測定した。また、有機成分分析として蛋白質、炭水化物、脂質、酢酸、プロピオン酸、i-酪酸、n-酪酸、n-吉草酸、i-吉草酸、フミン酸・フルボ酸、タンニン、リグニン、尿素、陰イオン界面活性剤の14項目について測定を行なった。有機成分分析は、GF/B₂過液について測定した。

(2) 生物分解性試験

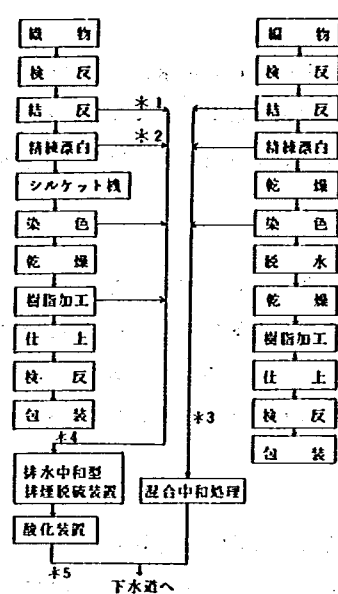
工場廃水の生物による分解性を調べるために、次の方法に従い生物分解性試験を行なった。まず1ℓビーカーに、D-CODで100mg/ℓとなるように調整した工程廃水を取り、活性汚泥（工場の廃水を受け入れている処理場の余剰汚泥。）500mgと基礎培養基各3mlを加え、緩速攪拌を行ないながら空気曝気を行なう。一定時間毎に採水しGF/B₂紙で濾過した後D-TOCを測定し、D-TOCの経時変化をみる。本生物分解性試験での分解時間は24時間とした。また、D-BOD、D-CODについては、0時間目と24時間目に分析を行ない24時間の生物分解性試験による分解度を算出した。

表-2 一般水質分析結果一覧表

単位: mg/ℓ

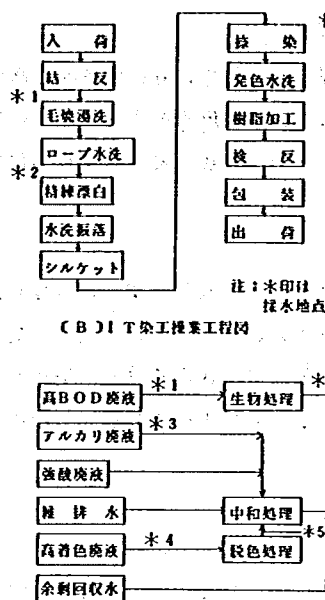
事業場名	F 合 板			I 染 工					I T 染 工			C N 染 料								A O 酵 母	
工 程	洗入水	洗入水	処理水	1	2	3	4	5	1	2	3	1	1	2	2	3	4	5	1	2	
PH	9.3	5.2	7.2	6.7	11.3	10.8	12.0	7.4	7.3	11.6	7.3	11.9	10.5	6.8	6.2	12.3	11.6	8.4	4.3	5.1	
SS	1450	20800	115	2360	163	105	55	59	341	54	61	242	110	31	23	186	457	203	20400	9400	
BOD	1400	12700	4540	5960	1071	145	385	244	1730	135	71.8	15000	11900	29.9	65	1020	2870	972	58700	20900	
D-BOD	744	4420	4200	3580	924	127	362	105	1429	95.6	23.8	8360	10500	7.0	62	922	2020	437	51700	19100	
COD	2140	21400	9110	12060	1788	194	352	177	2354	170	97.7	11000	6430	39.0	111	1890	3950	1150	57500	27700	
D-COD	2000	9500	9100	10800	1495	183	342	177	2049	128	73.6	9650	6330	38.6	108	1650	3800	1070	43100	25800	
TOC	1680	7990	7430	10400	1080	156	410	260	1420	12	115	5110	6400	34.8	93	1330	1818	735	35650	17019	
D-TOC	1430	7460	7250	6650	926	146	384	255	1363	78	63	3429	6380	32.8	85	1240	1809	761	25583	15909	
備 考	S 53			S 53				S 53	S 53					S 53		S 53					

事業場名	A O 酵 母		D 皮 革						A 製 紙						F 製 糖					
工 程	3	4	1	2	3	4	5	5	6	1	1	2	2	3	4	1	2	3	3	4
PH	5.4	5.7	5.7	12.3	5.5	3.5	3.3	6.7	6.9	6.2	6.3	6.2	6.2	6.2	6.4	7.3	6.7	7.2	7.4	8.2
SS	867	400	10300	234	7920	82	38	570	64	180	214	151	2790	92	57	15	350	4770	1030	22
BOD	3890	2530	8960	556	16950	385	224	1190	442	516	565	982	923	150	70	738	256	475	621	27
D-BOD	2720	2360	6140	508	13320	332	157	504	402	422	419	343	291	83	46	714	219	184	524	19
COD	5660	2170	5560	1060	21200	635	423	750	310	447	699	951	1110	281	159	1430	295	454	1100	239
D-COD	5470	2080	5190	981	16300	558	279	460	303	436	510	320	335	146	108	676	193	411	792	233
TOC	3831	1662	5201	1133	12453	878	334	584	321	313	355	716	640	151	99	393	220	497	800	174
D-TOC	3316	1420	4553	1103	11618	829	197	306	280	252	287	182	208	138	82	387	145	269	604	167
備 考								S 53	S 53	ダンプ	雑誌	ダンプ	雑誌	S 53	S 53				S 53	S 53



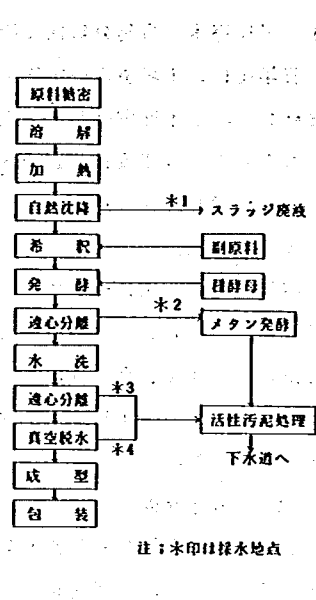
注：*印は排水地点

(A) I 染色工程図



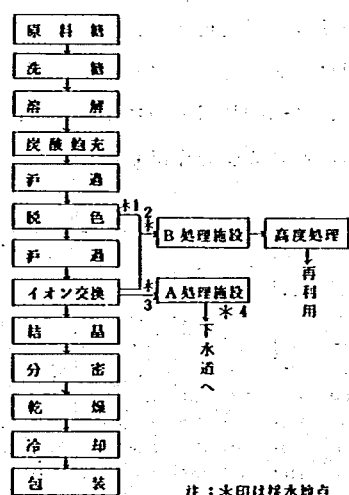
注：*印は排水地点

(B) I T 染色工程図



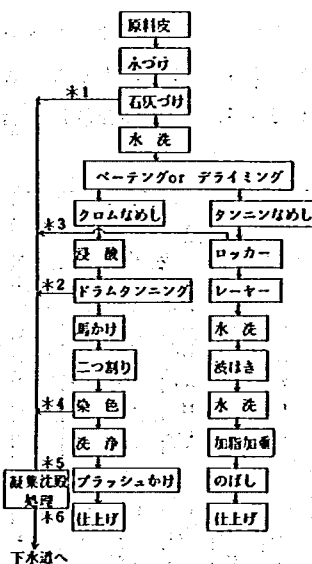
注：*印は排水地点

(C) AO 酵母製造工程図



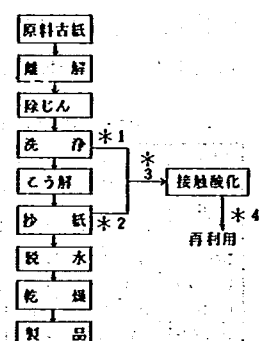
注：*印は排水地点

(G) F 製紙製造工程図



注：*印は排水地点

(E) D 皮革製造工程図



注：*印は排水地点

(F) A 製紙製造工程図

図-1 各事業場の製造工程図

3.2. 結果及び考察

一般水質分析結果を表-2、有機成分分析結果を表-3、生物分解性試験結果を表-4に示した。F合板、CN染料、D皮革、F製糖の4事業場では、昨年度にも同じ廃水について一般水質分析を行っており、昨年度の値と比較すると、水質は異なっている。F製糖では、SSが4.6倍に増えているにもかかわらず、T-BOD、T-COD、T-TOCの値は逆に減少しており、このSS成分は無機物がほとんどであると考えられる。このように同一事業場の廃水であっても、採水する時期が違った場合には、その水質は異なることがわかる。

合板製造業であるF合板では、薄い板を張り合わせる工程からの廃水があり、この廃水は合成樹脂が主成分である。この合成樹脂を回収する目的で硫酸バンドによる凝集沈殿処理を行っている。この処理施設の流入水及び処理水は非常に有機物濃度が高い。有機成分分析結果を見ると、蛋白質、炭水化物、脂質、フミン酸・フルボ酸、リグニンが比較的大きな割合を占めている。生物分解性試験結果では、D-TOC分解度が30.5%と低く、生物分解性がわるい。

染色業のI染工、I T染工では、結反、毛焼湯洗からの廃水が有機物濃度が高い。また、精練、漂白からの廃水は、PHが高く中和処理をしたのち下水道へ放流されている。染色業の工程廃水は、蛋白質、炭水化物、酢酸、フミン酸・フルボ酸の占める割合が高い。生物分解性試験は、有機物濃度の高い結反、毛焼湯洗からの廃水について行なった。またI T染工の捺染からの廃水についても生物分解性試験を行なった。その結果、生物分解性は比較的良好でD-TOC分解度で68.0% 84.0% 68.3%であった。

合成染料製造業のCN染料では、高BOD廃液が有機物濃度が高く、PHの高い廃水は、高BOD廃液、アルカリ廃液、高着色廃液であった。高BOD廃液については活性汚泥処理を行ない、アルカリ廃液は中和処理、高着色廃液は次亜塩素酸Naによる酸化脱色処理を行なった後、下水道へ放流している。有機成分としては、フミン酸・フルボ酸、タンニン、リグニンが高い値を示している。生物分解性試験は、高BOD廃液の生物処理水、アルカリ廃液、脱色処理水について行なった。その結果、高BOD廃液の生物処理水のD-TOC分解度は35.5%であり、アルカリ廃液では52.2%、脱色処理水では11.1%

表-3 有機成分分析結果一覧表

単位 mg/l

事業場名	F合板					I染工					CN染料					D皮革					F製糖				
工	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
蛋白質	758	359	649	169	558	260	215	808	121	172	1140	649	226	315	859	335	326	87	59	165	65	156	849	70	70
炭水化物	785	84	182	337	910	208	179	8	34	35	3000	1450	316	210	4838	685	818	149	618	181	181	183	166	716	716
脂質	172	165	121	125	91	49	51	83	<0.1	0.1	2910	1030	43	125	125	87	<0.1	25	15	20	35	51	32	87	87
酢酸	53	145	84	393	669	199	33	245	65	84	2192	171	122	<0.1	82	639	152	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	542	16
フミン酸	55	45	31	92	83	52	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	85	<0.1	<0.1	47	83	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	38	<0.1
リグニン	84	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	680	619	62	<0.1	<0.1	19	59	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
α-グルコース	15	15	87	<0.1	<0.1	65	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	400	110	47	<0.1	<0.1	17	23	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	19	<0.1
β-グルコース	<0.1	81	81	58	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	450	395	82	<0.1	<0.1	43	41	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	85	<0.1
α-ガラクトース	85	84	83	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	82	309	665	<0.1	<0.1	82	84	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	83	<0.1
フリン酸	18	83	58	191	483	298	15	58	325	550	5200	1720	55	162	558	483	228	170	108	<2	3	58	875	485	485
タンニン	25	112	133	315	60	68	32	181	30	813	1695	665	2420	158	3759	165	423	97	84	15	17	227	482	219	219
リグニン	2	416	438	42	39	126	5	172	100	273	2040	820	1710	92	5049	211	293	134	776	<2	2	9	87	<2	<2
塩素	828	808	804	133	311	219	813	542	844	655	171	399	<28	828	818	827	659	856	687	65	315	819	685	826	826
カルシウム	685	<0.1	<0.1	856	356	126	875	152	836	289	150	849	131	842	160	622	115	827	830	805	825	863	832	823	823
合計	31	252	6347	1833	4212	2892	1294	7416	1792	2593	3088	4702	5678	4502	7760	14374	5893	1148	3122	1663	1251	1874	4336	1542	2166
備考	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553	553

であった。C N 染料の場合、どの工程も生物分解性が悪く、特に脱色処理水は生物処理で対応する場合、問題がある。

イースト製造業のA O 酵母では、スラッジ廃液と発酵工程後の分離工程からの廃水が、S S、有機物濃度とも非常に高い。水洗後の分離工程からの廃水と真空脱水工程からの廃水は、有機物濃度としては1/10位になっている。スラッジ廃液の有機成分では炭水化物が非常に高い値を示しており、原料に糖蜜を使っていることからもうなずける。また、水洗後の分離工程からの廃水では、炭水化物、フミン酸・フルボ酸の占める割合が高い。生物分解性試験結果では、スラッジ廃液の生物分解性が良

表-4 生物分解性試験結果

事業場名	工程	D-TOC 分解度 %	D-COD 分解度 %	D-BOD 分解度 %
F 合板	流入水	30.0	32.8	40.4
	1	68.0	75.1	90.8
I T 染工	1	84.0	78.8	96.6
	3	68.3	49.2	83.6
	2	35.5	-3.2	44.8
C N 染料	3	52.2	-0.9	73.9
	5	11.1	1.5	9.4
A O 酵母	1	79.3	74.4	92.1
	3	38.8	30.5	77.3
	1	76.6	67.6	81.1
D 皮革	2	60.3	80.2	33.1
	3	67.3	65.0	94.9
	1(抄)	84.8	78.9	96.8
A 製紙	100	77.9	78.4	93.7
	2(抄)	83.2	79.3	97.7
	200	84.6	77.0	96.9
F 製糖	1	95.9	95.8	99.5
	2	68.1	73.9	83.7
	3	61.1	37.2	83.2

分解時間：24時間

くD-TOC 分解度で79.3%であった。水洗後の分離工程からの廃水のD-TOC 分解度は、38.8%であり、生物学的に分解されやすい有機物は、発酵の工程で利用されているものと考えられる。

皮革製造業のD皮革では、石灰づけ工程からの廃水とロッカー工程からの廃水が有機物濃度が高い。P Hをみるとドラムタンニング工程からの廃水が高く、染色工程の廃水と総合廃水が低い値を示している。有機成分では、全工程とも蛋白質、炭水化物、タンニン、リグニンの占める割合が高い。生物分解性試験を、石灰づけ工程、ドラムタンニング工程の廃水、ロッカー工程の廃水について行なったが、D-TOC の分解度で76.6%、60.3%、67.3%と比較的生物分解性は良好であった。しかし、ドラムタンニング工程廃水のD-BOD 分解度が33.1%と低い値であった。

パルプ・紙・紙加工品製造業のA製紙では、ダンボールを原料とする工程と雑誌を原料にする工程があるが、両工程ともに抄紙工程からの廃水が有機物濃度が高い。有機成分分析では、総合廃水について分析を行なっているが、炭水化物とリグニンが高い値を示している。生物分解性は、洗浄、抄紙工程ともに良好で、D-TOC の分解度の平均で82.6%であった。

調味料製造業のF製糖では、イオン交換工程の再生廃水の有機物濃度が比較的高い値である。また、この廃水はS S も高い値を示している。有機成分分析では、脱色工程からは蛋白質、炭水化物が多く、イオン交換工程からは蛋白質、炭水化物、フミン酸・フルボ酸、タンニンの占める割合が多い。生物分解性試験では、脱色工程の廃水の生物分解性が良くD-TOC 分解度で95.9%であった。B 処理施設の流入水、イオン交換工程の廃水では、D-TOC 分解度はそれぞれ68.1%、61.1%であった。また、イオン交換工程のD-COD 分解度は、37.2%と低い値であった。

4. まとめ

(1) 有機塩素化合物は、神経性の毒性を有し魚類、底棲生物、動物プランクトン等、高等な生物に対して強い影響を及ぼすことがわかった。

(2) 有機塩素化合物の急性毒の指標生物としては魚類が適当である。

(3) 工程廃水の生物分解性をみた場合、F 合板の流入水、C N 染料の脱色処理水が特に悪い結果を示し、生物処理では対応が難しいことがわかった。

15. 下水道への工場廃水の受入れに伴う処理水の着色への影響と 脱色に関する調査

水質研究室 室長 村上 健
研究員 渡部 春樹

1. まえがき

染色工場廃水その他の非常に着色した廃水を公共下水道に受入れている下水処理場においては、その放流水に色が残し、放流先水域に不快な外観を与えている場合が少なからずある。現在は環境基準、排出基準、あるいは除害施設基準のいずれにも色に関する規制はないが、放流先水域の美観を保持するという観点からすれば、色の除去という問題は非常に重要な課題である。しかしながら、現在の段階では着色の程度を表示する方法も十分には確立されてはならず、また、色の除去方法についても必ずしも十分な技術が確立されているとはいえない。このため、昭和51年度から下水道事業調査費により調査を開始することとし、主として浜松市への委託によって過去4ヶ年調査を実施してきた。浜松市では下水道区域内に多くの染色工場が存在しているため、下水処理からの放流水がかなり着色しているという問題を持っており、従来から独自に脱色に関する調査を行なっていたが、より一般的な観点から検討すべく、下水道事業調査費により調査を依頼したものである。

2. 研究目的

本調査の目的は、染色工場廃水などの着色廃水について、家庭下水との合併処理を行なう場合の生物処理による脱色効果、3次処理としての脱色処理、および、着色工場廃水を単独で処理する場合の脱色処理などについて技術的および経済的な観点から検討し、着色工場廃水を公共下水道に受入れる際の基本方針、即ち、公共下水道に受入れた後に脱色処理を行うか、あるいは各工場において除害施設を設けさせて処理させるかという方針、および、それぞれの場合の脱色処理の技術的な指針の策定に資することにある。

昭和51年度においては、水の着色の強さの測定方法の検討、種々の染料をあわせて含む染色工場廃水を家庭下水に対して1～16%の比率で混合した下水の活性汚泥による処理実験、および、これらの2次処理水中に残存する着色の物理化学処理による脱色の実験などを実施した。昭和52～53年度は染料の種別ごとに調査を行い、それぞれの染料を用いる工程についての使用原材料や廃水の排出の実態の調査、それぞれの染料を単独に含む染色工場廃水を家庭下水に対して10%比率で混合した下水の活性汚泥による処理実験、これらの2次処理水中に残存する着色の物理化学処理（主として、オゾン酸化と活性炭吸着）による脱色の実験、および、除害施設による処理を前提とした染色工場廃水単独の処理実験を行った。染色工場廃水を含む下水の活性汚泥処理の実験結果によれば、非溶解性の着色成分は相当除去できるが、溶解性の着色は殆んど除去されず、むしろ強まるとみられる場合もあることがわかった。しかし、2次処理水中に残存する着色はオゾン酸化または活性炭吸着によって全般的にはよく除去できた。他方、染色工場廃水単独の処理に関しては、反応染料および塩基性染料の廃水を除けば薬品凝集沈澱が有効であり、80%以上の除去率、染料の種類によっては90%程度

の除去率が得られたが、非常に大量の凝集剤の添加が必要であり、また、この程度の除去を行っても上澄水に強い着色が残存する場合が多かった。オゾン酸化、または活性炭吸着による処理は、染料の種類によって脱色効率が多少異なるが、全般的には効果的な処理とは考えられなかった。凝集沈澱との併用処理で、凝集沈澱処理水をオゾン酸化、または活性炭吸着で処理する方式は、染料の種類によって有効な場合と有効でない場合とがあった。

本年度は、染色工場廃水の混合比率が高い下水の活性汚泥処理実験、これらの活性汚泥処理水の物理化学処理による脱色実験、および、先年度までの調査により比較の実用的と考えられた3次処理としてのオゾンによる脱色のパイロット規模の現場試験を行った。

3. 調査結果

3.1 染色工場廃水混入下水の活性汚泥による処理

3.1.1 実験方法および実験条件

染色工場廃水を含む下水の活性汚泥処理については、先年度までの調査によって混合比率が10%程度の低比率の場合の実験は終えたので、本年度は染色工場廃水の比率が多い場合の処理実験を行うこととした。活性汚泥処理の実験装置は先年度までの実験に用いたものと同じであり、主要条件を表-1に示す。実験ケースは表-2に示した通りであり、疎水性染料の代表として硫化染料および分散染料、親水性染料の代表として反応染料について試験した。実験に使用した廃水は、それぞれの染料を用いる工程からの実験の廃水であり、原則として毎日採取し、着しく酸性またはアルカリ性の場合にはpH7前後に中和して用いた。また、染色工場廃水を混合する一般下水としては、家庭下水のみを処理している浜松市遠州浜浄化センターの流入下水を、同様に原則として毎日採取して用いた。種汚泥としては、同市弥生浄化センターの活性汚泥を利用した。処理実験を継続した期間は、大部分のケースでは先年度までの実験と同様に、馴致期間14日、本実験14日の計28日間としたが、活性汚泥によって吸着除去されやすい染料（主として疎水性の染料）の場合には、活性汚泥中への染料の蓄積と一旦吸着された染料の離脱の可能性があるため、硫化染料、分散染料については一部2～3ヶ月の実験を行った。

3.1.2 実験結果

それぞれの実験ケースにおける原水の水質を表-3(1)、(2)に示す。表には今回の実験に用いた原水のほか、参考のために前年度以前に行なった混合比率が10%の場合の水質と、家庭下水のみの水質（混合比率0%）もあわせて示してある。

表-1 活性汚泥処理の主要条件

処 理 水 量	55 ml/min
最初沈澱沈降時間	約1.2 hr
エアレーション時間	約5.5 hr
最終沈澱沈降時間	約2.3 hr
エアレーション槽内温度	20℃
エアレーション方式	標準活性汚泥法

表において、着色度(S)₁₀₀、着色度(S)₁₀とはそれぞれ100ml、10mlセルで測定した溶解性の着色の強さ、着色度(T)₁₀とは100mlセルで測定した全着色の強さである。

測定方法等については昭和51年度の報告書に詳述してある。

表-2 活性汚泥処理実験の実験ケースおよび実験期間

廃水の種類	疎水性染料廃水				親水性染料廃水			
	硫化染料				反応染料			
混合比率	20%	40%	60%	80%	20%	20%	40%	60%
実験期間	96日	28日	28日	74日	28日	28日	28日	28日

表-3(1)は疎水性染料を含む廃水についての実験ケースであるが、分散染料廃水20%の場合の溶解

性着色分の割合を示す着色度(S)/着色度(T)は約78%と大きな値になっている。家庭下水と混合する前の原廃水についての値は平均約93%であり、殆んどが溶解性成分による着色である。分散染料は疎水性染料であるにもかかわらず、溶解性成分による着色が主体なのは、染色工程の最終段階

表-3(1) 活性汚泥処理実験原水水質(硫化染料・分散染料廃水混合下水)

混合比率	0%*	硫 化 染 料					分散染料
		10%*	20%	40%	60%	80%	
濁 度	994 (700~230)	661 (365~168)	880 (711~102)	110 (724~154)	839 (546~108)	443 (200~980)	
SS (mg/L)	122 (700~168)	738 (527~108)	112 (108~182)	145 (145~260)	180 (750~392)	506 (318~103)	
COD (mg/L)	521 (418~612)	401 (324~479)	225 (590~986)	112 (738~109)	133 (715~161)	318 (357~170)	
BOD (mg/L)			134 (124~151)	213 (601~374)	109 (782~126)		
T-N (mg/L)			173 (167~185)	178 (158~209)	84 (46~111)		
T-P (mg/L)			44 (27~54)	40 (36~46)	34 (33~35)		
着色度(S)...	173 (141~242)	154 (102~222)	162 (89~282)	123 (68~251)	255 (78~229)	324 (106~596)	
着色度(S)...			17 (08~31)	12 (05~32)	57 (07~52)	41 (13~84)	
着色度(T)...		55 (36~79)	156 (115~202)	232 (184~299)	268 (225~339)	52 (16~107)	
着色度(S)/着色度(T)...			11 (44~199)	51 (24~109)	81 (18~188)	118 (246~18)	

で還元洗浄をするため、染料が溶解性となることによる。従って、疎水性染料であっても、廃水中の染料は必ずしも非溶解性の形のもので主体ではない場合があるといえる。また表-3(2)は反応染料を含む廃水についての実験ケースであるが、工場廃水を採取した工場の都合により、混合比率が20、40%の場合の工場廃水と、60、80%の場合との工場廃水の種類

表-3(2) 活性汚泥処理実験原水水質(反応染料廃水混合下水)

混合比率	10%*	20%	40%	60%	80%
濁 度	114 (508~185)	637 (418~837)	804 (550~108)	845 (572~120)	905 (647~16)
SS (mg/L)	89 (460~139)	61 (387~910)	73 (370~111)	832 (620~113)	831 (560~128)
COD (mg/L)	508 (396~607)	788 (555~101)	119 (990~147)	713 (388~990)	835 (475~109)
BOD (mg/L)		195 (774~133)	227 (164~324)	137 (680~168)	117 (694~194)
T-N (mg/L)		363 (243~666)	822 (348~118)	372 (237~184)	359 (227~106)
T-P (mg/L)		27 (18~41)	26 (17~38)	25 (17~29)	21 (11~27)
着色度(S)...	74 (129~926)	439 (268~846)	654 (420~101)	614 (210~338)	707 (269~116)
着色度(S)...		62 (29~153)	122 (51~266)	101 (22~90)	127 (29~239)
着色度(T)...	154 (32~200)	76 (37~167)	142 (73~298)	182 (72~250)	192 (86~293)
着色度(S)/着色度(T)...		802 (643~916)	849 (698~100)	593 (212~880)	621 (216~907)

注：上段は平均、下段は範囲

*印は前年度以前の実験データ

が異なり、前者は水洗工程廃水のみ、後者は他の廃水と混合した総合廃水となった。このため、混合比率が60、80%の場合の実験ケースでは、濁度およびSSを除くと混合比率が小さい場合よりもむしろ水質が良くなっている。

実験期間中の活性汚泥の性状を表-4に、濁度、SSおよびCODの除去率を図-1に、また、着色度除去率を図-2にそれぞれ示す。なお、硫化染料廃水についても混合比率が80%のケースの実験を行ったが、実験開始した後に極めて短期間の間にエアレーションタンク内のpHが4

表-4 活性汚泥の性状

混合比率	0%*	硫 化 染 料				分散染料		反 応 染 料			
		10%*	20%	40%	60%	20%	10%*	20%	40%	60%	80%
pH	(70 65~73)	(66 51~72)	(68 60~70)	(70 69~72)	(66 62~71)	(67 57~73)	(74 71~76)	(71 64~76)	(75 72~80)	(71 63~76)	(71 62~77)
DO (mg/L)	(07 03~16)	(15 04~29)	(22 08~38)	(26 02~48)	(30 18~49)	(15 0~36)	(12 03~31)	(09 03~19)	(09 02~27)	(05 01~09)	(05 0~15)
SV (%)	(182 90~305)	(80 50~140)	(209 60~280)	(229 100~450)	(234 180~320)	(150 60~280)	(130 50~240)	(314 150~680)	(394 140~870)	(209 70~460)	(242 70~410)
MLSS (mg/L)	(1540 1430~1660)	(1320 880~1790)	(2490 2190~3070)	(2670 1930~3390)	(2530 2270~2860)	(2150 1330~3330)	(561 378~672)	(1450 920~1870)	(1420 946~1850)	(1550 542~2450)	(1260 802~1660)
SVI	(640 48~78)	(101 82~119)	(803 52~107)	(907 79~108)	(718 45~105)	(174 119~212)	(215 121~371)	(268 111~469)	(134 94~191)	(188 83~360)	
BOD 負荷 (mgSS/g/L)		(018 014~016)	(016 008~032)	(018 009~016)	(024 008~056)	052	(022 012~035)	(048 025~094)	(029 011~069)	(033 014~044)	

注：上段は平均値、下段は範囲；*印は前年度以前の実験データ

以下にさがり、処理が不能になった。

濁度、SS、CODの除去率でみれば、硫化染料廃水の場合には家庭下水単独の場合に較べて幾分悪くなっている傾向はあるが、混合比率が60%までの実験では混合比率が大きくなる程悪くなるという傾向はない。一方、反応染料廃水の場合には混合比率の増加に応じて明らかに除去率が低下しており、また、表-4のSVIの値からみても混合比率が大きくなるに従ってバルキングが進むことがわかる。

着色度の除去については、硫化染料廃水の場合には固型分としての着色が多く、着色度(T)の除去率が高い。また、着色度(S)の除去率も家庭下水単独の場合よりも高い位である。しかし、反応染料の場合には溶解性の着色分が多く、処理が比較的良好に行われている20%以下の混合比率の場合でも除去率は小さい。

以上より、処理に著しい悪影響を与えることなく活性汚泥処理のできる限界は、硫化染料廃水については混合比率が40~60%以下、反応染料については20%程度以下と考えられる。

疎水性の染料で活性汚泥に吸着除去されやすいものについては、長期間の運転によって活性汚泥中に染料が蓄積し、処理および着色度除去が悪化する恐れがあったので、硫化染料廃水20%および分散染料廃水20%の実験ケースでは2~3ヶ月の実験を行なった。その結果、いずれのケースにおいても経時的に処理が悪化するという傾向はみられなかった。図-3、4に一例として着色度(T)の除去率の経時変化を示す。分散染料廃水20%の場合の除去率が低いのは、一つの原因は、前述のように疎水性の染料であっても廃水中では殆んどが溶解性になっているためであるが、53年度の報告で述べたように分散染料の場合には活性汚泥処理によって溶解性の着色がむしろ強まることにもよる。

図-3、4に一例として着色度(T)の除去率の経時変化を示す。分散染料廃水20%の場合の除去率が低いのは、一つの原因は、前述のように疎水性の染料であっても廃水中では殆んどが溶解性になっているためであるが、53年度の報告で述べたように分散染料の場合には活性汚泥処理によって溶解性の着色がむしろ強まることにもよる。

3.2 2次処理水に残存する着色の除去（室内実験）

3.2.1 実験方法および実験条件

前述の活性汚泥処理実験で得られた2次処理水を原水として、オゾン酸化および活性炭吸着に

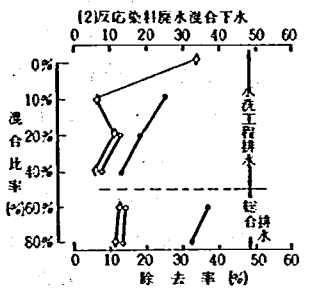
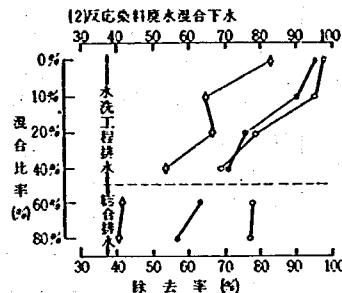
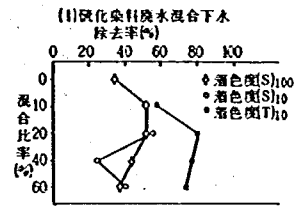
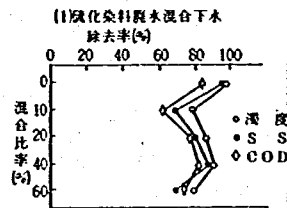


図-1 濁度、SS、CODの除去率

図-2 着色度の除去率

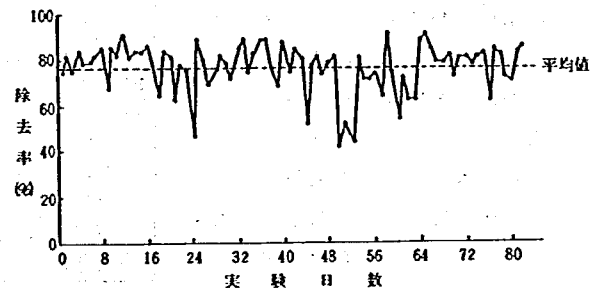


図-3 着色度(T)の除去率の経時変化（硫化染料廃水20%）

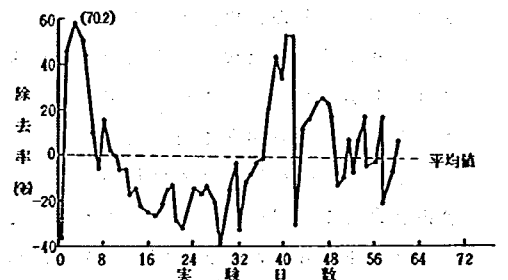


図-4 着色度(T)の除去率の経時変化（分散染料廃水20%）

よる脱色実験を行った。オゾン処理の実験は、最大オゾン発生量0.9/時間の小型オゾン発生機を用いて回分式で行い、

また、活性炭吸着の実験は等温吸着実験とした。供試活性炭は51年度の試験で比較的吸着能のよかった活性炭HおよびEを用いた。試験方法の詳細については、51年度の報告書を参照されたい。

3.2.2 実験結果

オゾン処理による脱色の実験結果の一部として、反応オゾン量と着色度(T)、除去率との関係を図-5に示す。図によれば、廃水の混合比率が同じ程度であれば反応染料が最も脱色されやすく、次いで硫化染料、分散染料の順になっている。また単位反応オゾン量当りの着色度(T)、除去量と廃水の混合比率との関係を調べると図-6のようになり、硫化染料の場合には混合比率が大きくなるに従い単位反応オゾン量当りの着色度(T)、除去量が増加する傾向があるのに対し、反応染料の場合にはほぼ一定となっている。

活性炭吸着による2次処理水中の着色の除去については等温吸着実験を行ない、実験結果をFreundlichの吸着式で整理した。吸着式の巾数 $1/n$ および係数Kを図-7に示す。硫化染料廃水の場合は混合比率が増加するにつれて $1/n$ は大きく、またKは小さくなっており、活性炭吸着処理が困難になってくることを示している。一方、反応染料廃水の場合は混合比率が増加するに従ってむしろ $1/n$ は小さくなっており、吸着性は非常によい。分散染料廃水の場合は、 $1/n$ は大きく、Kは極めて小さくなっており、活性炭吸着による脱色は得策ではないことを示している。

3.3 2次処理水中の着色のオゾンによる除去パイロット実験

3.3.1 実験方法および実験条件

昨年度までの実験によって、染色工場廃水に起因する2次処理水の着色の除去にはオゾン処理が有効なことがわかったので、染色工場廃

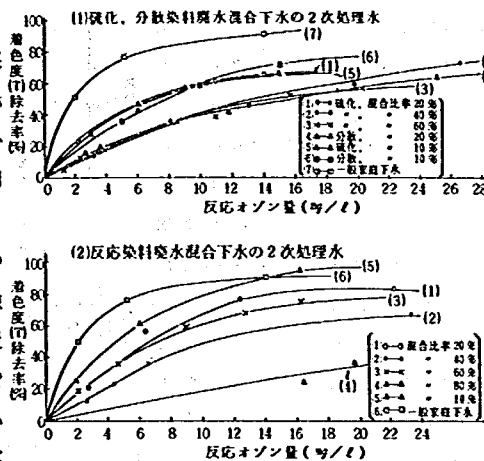


図-5 2次処理水中に残存する着色度(T)のオゾンによる除去

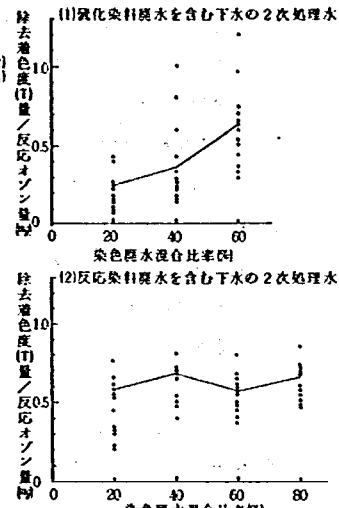


図-6 単位反応オゾン量当りの着色度(T)、除去量

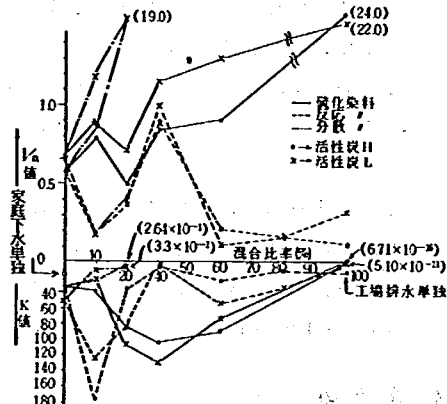


図-7 染色工場廃水の混合比率と $1/n$, K値との関係

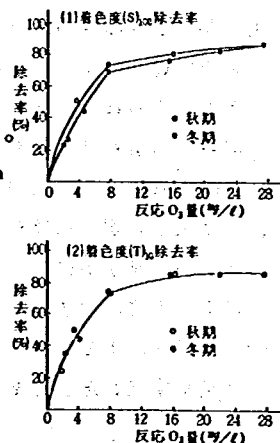


図-8 連続オゾン処理による2次処理水中の着色の除去

水の流入水によって処理水が着色している浜松市中部浄化センターにパイロット規模のオゾン処理装置を設置し、連続処理実験を行った。実験に用いた装置は、最大オゾン発生量 $375 \text{ m}^3/\text{時間}$ 、反応塔容量 $0.315 \text{ m}^3 \times 2$ 池のものであり、処理水量 $1.5 \sim 2 \text{ m}^3/\text{時間}$ で運転した。実験を行った中部浄化センターの処理区内には染色工場が多く、流入下水のうち染色工場廃水が 15% 程度を占めている。使用されている染料の種類は反応染料が圧倒的に多く、 80% 程度を占めているとみられる。実験は秋季のシリーズと冬季のシリーズとにわけて行なったが、2次処理水の水質は冬季の方が平均的には多少悪く、BOD、COD、着色度のいずれも冬季の方が $1 \sim 2$ 割高かった。

3.3.2 実験結果

パイロット実験によって得られた反応オゾン量と着色度除去率との関係を図-8に示す。図中の各点の値は、同一条件で1週間連続して行った実験によって得られた1週間の平均値である。51年度の報告書に示したほぼ同一条件の回分式の室内実験結果と比較するとほぼ同じ結果となっており、回分式の室内実験結果が連続運転に対しても概ね適用できることがわかった。前述のように冬季の2次処理水質は秋季のものより多少悪かったが、色の除去率はほぼ同じであった。

図-9は反応オゾン量を $3.3 \sim 4.4 \text{ g/l}$ としたときの1週間の間の処理の変化を示したものである。月曜日の処理水中には染色工場廃水は殆んど含まれておらず、染色工場廃水による着色の方がむしろ除去されやすいことがわかる。オゾン処理では滅菌効果も期待できるので、処理前後の大腸菌群数の変化を調べた。結果を図-10に示すが、脱色の観点からして実際の添加量とみられる $5 \sim 10 \text{ g/l}$ の添加によって 10^4 個/cc のオーダーにさげることが十分可能であるといえよう。

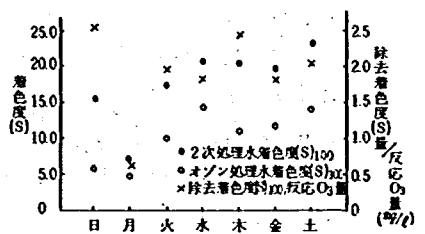


図-9 オゾン処理の曜日変動 (7/12, 3-9)

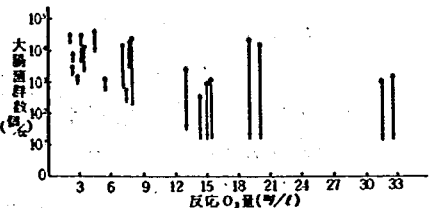


図-10 オゾン処理による2次処理水の滅菌効果

4. まとめ

本年度の調査結果を要約すると以下のようになる。

- (1) 染色工場廃水の混合比率を変化させて活性汚泥処理実験を行った所、処理に著しい悪影響を与えない範囲は、硫化染料廃水の場合には $40 \sim 60\%$ 以下、反応染料廃水の場合には 20% 程度以下と考えられた。活性汚泥処理によって、固型物として存在する着色は比較的よく除去できるが、溶解性の着色分は殆んど除去できなかった。また、長期間の運転によって着色の除去、または一般的な意味での処理が徐々に悪化するという傾向は特にみられなかった。
- (2) 2次処理水中に残存する着色は、オゾン酸化または活性炭吸着によって全般的にはよく除去できるが、廃水中に含まれている染料によってかなり異なり、両者のいずれによっても、反応染料が最も除去されやすく、次いで、硫化染料、分散染料の順であった。
- (3) オゾンによる脱色については実際の下水処理場でパイロット規模の連続試験を行い、室内実験結果を確認した。また、オゾン処理によって脱色と同時に滅菌が行なえることを確めた。

1. 河川水質分析精度の評価に関する調査

水質研究室 室長 村上 健

研究員 長谷川 清

小森 行也

向田 隆史

1. はじめに

技術管理業務連絡会水質部会では省内で実施している水質分析の精度把握と精度の向上および外注した時のデータのクロスチェック基準となる標準的な分析誤差を求める目的で、51年度より水質共同分析を実施してきた。この調査に参加しているのは各地建技術事務所、北海道開発庁土木試験所及び土木研究所の計10機関である。54年度に実施した項目はフェノール類、陰イオン界面活性剤、溶解性鉄の3項目である。

2. 分析方法の検討

各分析項目の分析方法には JIS K 0102 (工場排水試験方法)をはじめ、JIS K 0101 (工場用水試験方法)、下水試験方法、衛生試験方法、EPA法、Standard Methods など採用されているいくつかの方法がある。ここでは広く利用されている JIS K 0102 を基本とし、他の方法の利点で修正することにした。すなわち、分析方法によって相違する現場での保存処理、試料の前処理および測定条件について共同分析実施の前にあらかじめ検討を行ない、得られた成果で JIS 法を修正して共同分析に用いる指定法とした。以下、各項目の検討結果について述べる。

2-1. フェノール類についての検討

1) 試料の保存条件

今回の共同分析は九州地建が試料の作製と発送を行なうため、全国の分析所が一齐に分析を開始するには最低2日間の日数が必要である。特に、フェノール類はフェノール分解菌による生化学反応、酸化還元性物質、アルカリなどによる化学反応を受けて変化しやすい項目である。こうした理由で JIS 法⁻¹⁹⁷⁶、Standard Methods⁻¹⁹⁷⁵、EPA⁻¹⁹⁷⁹ などでは硫酸銅を試水1ℓ当り1g添加し、pH 約4にして、24時間以内に分析するよう規定している。ここでは生物活動に影響する温度と硫酸銅の効果について検討した。図1は有機物濃度 ($BOD \approx 40 \text{ mg/l}$) が高い場合におけるフェノール類の挙動をみたもので、保存処理は次の4ケースである。

(1): リン酸で pH を4とし、硫酸銅 (5水塩) 1g/ℓとした後4℃

で保存

(2): リン酸で pH を4とし、硫酸銅 (5水塩) 1g/ℓとした後25℃

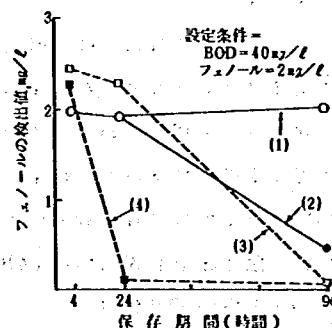


図1. フェノール類の保存状態
(有機物濃度が高い場合)

で保存

- (3)：リン酸で pH を 4 とした後 4°C で保存
(4)：リン酸で pH を 4 とした後 25°C で保存

同図によれば、硫酸銅を含まない(3)と(4)では明らかにフェノール類は減少し、低温保存でも多少速度が遅れるだけである。又、硫酸銅を含んだ(2)でも室温(25°C)状態では保存処理の効果は24時間程度である。(1)のように pH と硫酸銅の存在および低温の条件が満たされれば概ね96時間は安定して保存することができる。図2は実際河川水の状態に近い試水について検討したもので、結果は図1の場合と同じであった。

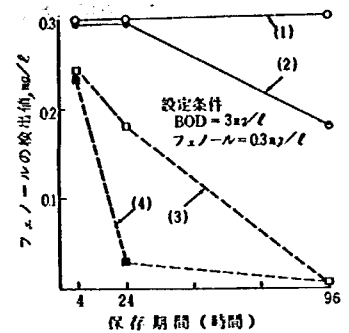


図2 フェノールの保存状態
(有機物濃度が低い場合)

2) 蒸留後の留出液中のフェノールの变化

蒸留操作を行なった日に発色操作も行なうのが好ましいが、作業時間の関係ですべてを1日で終了することが出来ない場合が考えられる。そこで蒸留直後に発色させたものと、留出液を5°Cおよび25°Cの状態では24時間放置したものについて発色させた場合とを比較したが、まったく変化はみられなかった。以上の結果より、分析を1日で終らすか、1日目を蒸留操作まで、2日目を発色測定にしてもさしつかえないこととした。

3) 蒸留時の pH 調整

一般に微量成分の分析においては種々の誤差が相対的に大きく影響するので分析精度は低下する。このため、蒸留時の pH 調整についても検討した。JIS法ではメチルオレンジを指示薬として約4に合せることになっており、pHメーターで正確に4±0.1に合せた場合の結果と比較したものが図3である。濃度がかなり低いにもかかわらず pH を正しく調整すれば、バラツキの少ないデータが得られることを示している。

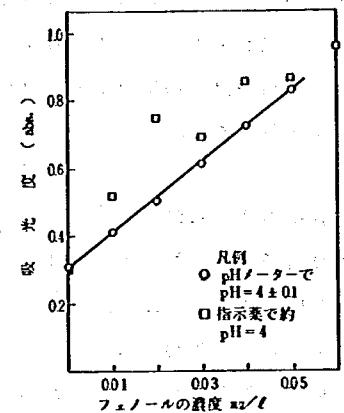


図3 pH調整の効果

4) 4-アミノアンチピリン溶液とフェリシアン化カリウム

液との添加における時間間隔の影響

4-アミノアンチピリン溶液を添加してから次に加えるフェリシアン化カリウム溶液の添加までの時間を順次長くし、その影響を見たものが図4であるが、結果から添加時間差が30分以内であれば影響はなく操作条件を厳密に決める必要はない。

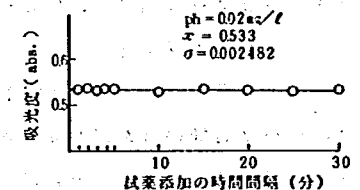


図4 4-アミノアンチピリン
とフェリシアン化カリウ
ムとの添加時間差の測定
値に及ぼす影響

2-2 陰イオン界面活性剤 (ABS)

についての検討

1) 標準物質の検討

陰イオン界面活性剤 (ABS と呼ぶ)

表1 ABSの発色度

0.1% / CHCl₃ 350mL

		n-ドデシルベンゼン スルホン酸ナトリウム	ラウリルベンゼン スルホン酸ナトリウム	ドデシルベンゼン スルホン酸ナトリウム
吸光度 abs.	1	0.4989	0.4498	0.4425
	2	0.5017	0.4724	0.4486
	Av.	0.5003	0.4611	0.4456

を測定する際に用いられる標準物質にはn-ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム、ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム、ラウリルベンゼンスルホン酸ナトリウムの3種類が市販されているので、発色度の高いものを選ぶことにした。表1はクロロホルム50 mlに各種のABSが0.1 mgになるようにした場合の吸光度を示しており、発色度はn-ドデシル>ラウリル>ドデシルの順となった。ここでは発色度の一番高いn-ドデシルを使用して以後の検討を進めた。

2) ABSの保存性の検討

河川が汚濁している場合、含有する有機物等への吸着や分解のためかなり減少するものと考えられる。保存処理として、温度(5℃と25℃)条件と試料のろ過の有無について検討した。図5は河川水に下水を加え比較的有機物濃度の高い場合を想定してABSの保存性を調べたもので、ろ過の有無よりも温度の影響が大きい結果となった。共同分析で対象とする河川水試料ではそれ程有機物濃度は高くないので、保存温度の効果のみを確認した。結果を図6に示すが、ABSについては5℃の冷暗所に保存すれば数日間は安定であるとえられる。

3) 脱水方法の検討

ABSとメチレンブルーとで生成される錯体をクロロホルムで抽出するが、このクロロホルム中に含まれる水分を十分に脱水しないと測定精度は低下する。脱水方法には脱脂綿ろ過と、脱水剤として無水硫酸ナトリウムを添加する2通りがある。ABS濃度0.1 mg/50 ml-CHCl₃の試料を用いて両者の吸光度を測定したところ、脱脂綿法はabs.=0.484、無水硫酸ナトリウム法はabs.=0.454となりほとんど差はなかった。この結果JIS法で指定している脱脂綿法で特に問題は無いといえる。

2-3 溶解性鉄についての検討

溶解性鉄の分析法にはO-フェナントロリンと反応させ、その吸光度を測定する比色法と、原子吸光光度法の2通りがある。共同分析では両方を用いることにしたので、両方の分析法について検討した。

1) 比色法における試薬添加量の検討

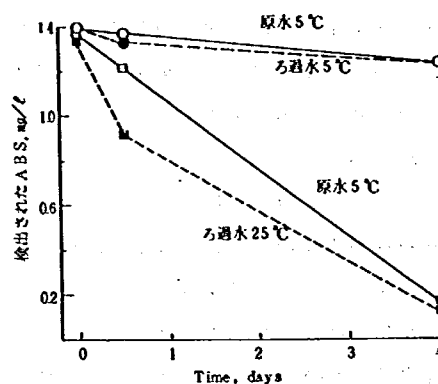


図5 ABSの保存性 (BOD=14、ABS=14の場合)

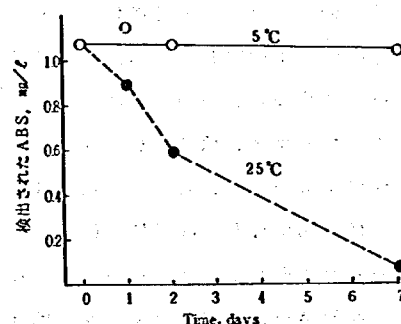


図6 ABSの保存性 (BOD=3、ABS=1の場合)

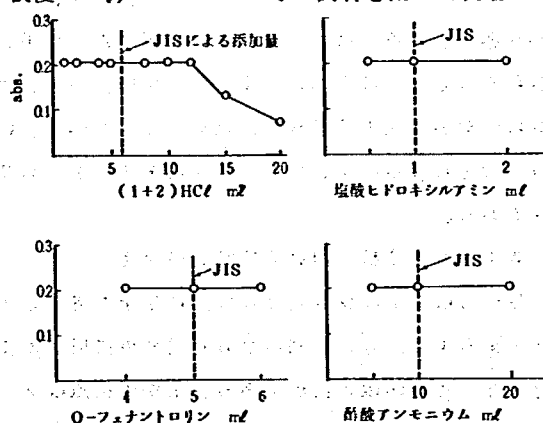


図7 Feの定量(比色法)における試薬添加量の影響

比色法で用いられる4つの試薬についてJIS法で規定されている使用量の1/2～2倍の範囲について、その影響を調べた。結果を図7に示すが、(1+2)HCl以外は問題はない。塩酸はろ紙上の水酸鉄を溶解させるためのもので、少量づつ使用し、かつ70℃位にして洗浄効果を高めれば過剰に加えることはない。

2) 沈殿生成時のpH

鉄の量が微量の場合、沈殿生成はなくなる。回収率を上げるためにはpHを8.0～10.0の範囲にする。また、微アルカリ性にする時、(1+1)アンモニア水を全量、液面にまんべんなく注ぎ、ゆっくりとかき混ぜ約80℃に加温してフロックの形成を助けるようにするとよい。

3) 原子吸光光度法における前処理の検討

溶解性有機物を分解する時に使用する酸の種類と添加量について検討した。結果を図8に示すが、硝酸分解ではFeの量、酸の量に関係なく安定した結果が得られる反面、硫酸添加では添加量の増加と共に検出値も増加し、安定した結果は得られなかった。硫一硝酸分解では硫酸と硝酸で得られた結果の中間的傾向を示した。このことから分解剤としては硝酸単独使用で充分であり、硫酸が入った場合はバックグラウンドの補正が必要である。

4) 保存条件の検討

金属用試料に用いる容器は一般に指定されておらず、ポリビンでもガラスビンでも良い。また、沈殿、壁への吸着が起きないようにHNO₃を2以下にするのが一般的である。溶解性鉄の保存性は原水とろ過水および塩酸を添加したものについて検討した。なお、すべての試料は4℃の冷却状態とし、ろ過は45℃のろ紙を用いた。結果を図9に示した。同図からろ過水ではほとんど減少していない。一方、塩酸を1ℓ当り10ml加えたものが経日変化し、容器からの溶出が大きく影響した結果となっている。いづれにしてもpHを2以下に下げれば鉄の消失はないと考えられるので、使用する容器をあらかじめ2日程度酸に浸漬し蒸留水で充分洗浄することが重要である。

2-4 共同分析に用いる指定法の決定

分析方法および保存処理の検討結果を参考として工場排水試験方法(JIS K 0102)の分析操作フローを若干修正し、今回の水質共同分析に用いる指定法とした。図10にこの指定法を示すが、※印の付いたところが改正箇所である。主な改正点はフェノール類では蒸留時のpHを正確に4±0.1に合わせること、使用器具の大きさ、試薬の添加量を2倍にすること。ABSについては標準物質にn-ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウムを使用し、クロロホルムは特級程度の純度とし、吸光度測定は発色

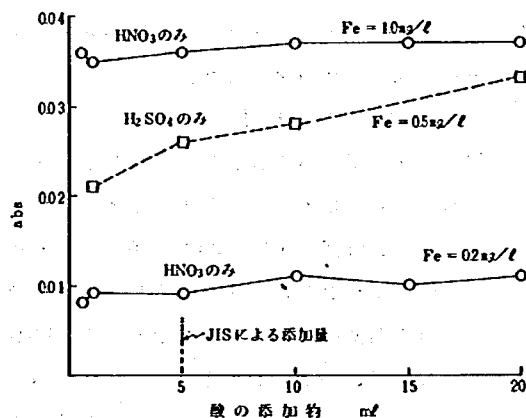


図8 前処理に用いる酸の影響

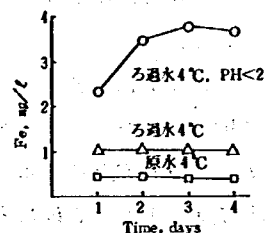


図9 Feの保存性

用いた洗浄と抽出操作の繰り返しが多いためである。指定法では分液漏斗内と筒の水層を洗浄するのに、1回につき10 mlとし、短期間で終了するようにした。図12に各試料濃度と分析精度との関係を示した。同図には河川水(○)の結果が示されていないが、推定値 = $1.359 \pm 0.023 \text{ mg/l}$ で、 $CV_b = 2.6$ 、 $CV_w = 1.9\%$ を非常に精度良く測定されている。室間準精度は河川水と合成に大差はなく、0.2 mg/l程度までなら10%以内になる。室内精度は0.1 mg/lまで可能である。合成試料による回収率をみると97%以上となり、正確な定量ができていいると考えられる。

3-3 溶解性鉄の分析精度

溶解性鉄の測定を原子吸光光度法と比色法で行なった。結果を図13に示すが、 CV_b 、 CV_w とも原子吸光光度法の方が良く、濃度が高くなるにつれ両者の精度に差はなくなる傾向があった。回収率では原子吸光光度法がほぼ93~94%程度であるのに対し、比色法の低濃度(0.1 mg/l)では76%と悪い。この理由としては、濃縮のための沈殿操作が難しく、この操作での損失が大きいと思われる。河川水中に含まれる鉄含有量は他の金属よりも1~2オーダー高いことから濃縮など必要以上の前処理は必要ないと思われる。

4. ま と め

3項目は蒸留、抽出、比色、原子吸光とそれぞれ異なる操作を含んでおり、水質分析の精度管理上有益な情報が得られた。共同分析を担当された九州技術事務所の皆様へ感謝致します。

表2 Ph、ABSおよびD-Feの分析精度

測定項目	分析試料	調整値 mg/l	分析方法	推定値	室間準精度 CVb, %	室内精度 CVw, %	回収率 %	分析所数
フェノール類 Ph.	河川水(○)	0.025 0.100	比色法-50 ml	0.0231 ± 0.0013	17.5	6.4	93.2 94.9	10
	河川水(○)		比色法-10 ml	0.0914 ± 0.0035	4.9	4.2		9
	河川水(○)		比色法-10 ml	0.183 ± 0.005	3.5	2.5		9
	合成(△)		比色法-50 ml	0.0233 ± 0.0006	12.9	3.0		8
	合成(△)		比色法-10 ml	0.0949 ± 0.0019	6.0	2.2		8
	合成(△)		比色法-10 ml	0.0953 ± 0.0051	18.6	6.0		9
陰イオン界面活性剤 ABS	河川水(○)	0.100 0.400	比色法-10 ml	0.371 ± 0.011	5.8	3.3	100.0 96.8	10
	河川水(○)		比色法-10 ml	1.359 ± 0.023	2.6	1.9		10
	合成(△)		比色法-10 ml	0.100 ± 0.006	15.0	6.7		9
	合成(△)		比色法-10 ml	0.387 ± 0.003	5.9	2.2		9
	合成(△)		比色法-10 ml	0.0815 ± 0.0012	51.2	16.4		9
	合成(△)		原子吸光	0.117 ± 0.015	22.0	14.5		9
溶解性鉄 D-Fe	河川水(○)	0.100 0.400	比色法-10 ml	0.380 ± 0.020	14.7	5.9	76 93 85.3 94.3	8
	河川水(○)		原子吸光	0.418 ± 0.012	4.7	3.0		7
	河川水(○)		比色法-10 ml	0.997 ± 0.036	4.2	4.0		10
	河川水(○)		原子吸光	0.994 ± 0.022	5.0	2.4		8
	合成(△)		比色法-10 ml	0.076 ± 0.007	13.7	10.8		8
	合成(△)		原子吸光	0.093 ± 0.006	16.6	7.6		8
	合成(△)	0.400	比色法-10 ml	0.341 ± 0.015	7.7	7.4	85.3 94.3	9
	合成(△)		原子吸光	0.377 ± 0.010	8.3	2.8		9

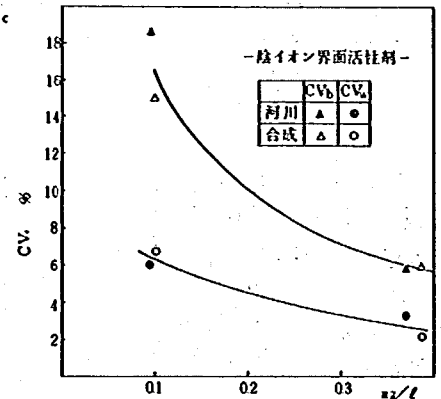


図12 ABSの分析精度

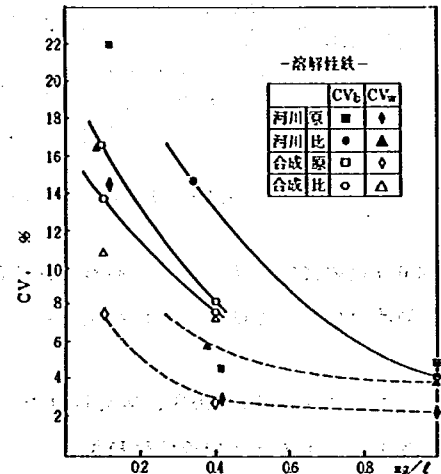


図13 溶解性鉄の分析精度

2. 河川水質の変動要因解析に関する調査

水質研究室 室長 村上 健
板倉公子

1. まえがき

河川の水質は流量や流入負荷量など自然条件や人為負荷の変化に応じて変動するものであり、水質や負荷量の把握を含めた水質監視の計画は、水質変動を十分に考慮した計画でなければならない。しかし、水質変動の状況は各河川によってかなり異なるため、現状では水質変動の特性が明らかになっていない場合が多く、必ずしも水質変動に対応できる調査測定計画に基づいて調査が行なわれていないこともある。このため、本調査では河川の水質変動要因を解明し、より合理的、効率的な河川水質管理計画の策定に資することとした。

本調査は昭和52年度より開始し、52年度においては霞ヶ浦流入河川についての1年間の毎日の水質観測結果を利用し、流量や雨量などの物理量と負荷流出量（特に栄養塩負荷）との間の関係を調べ、数種類の負荷量推定式を作成してその相互比較を行なった。また、琵琶湖（南湖）のクロロフィルaの変化を、水温、風速、日射量、流量などの物理量を説明変数としたGMDH法によって再現・予測することを試みた。

53年度においては、霞ヶ浦流入河川の水質および負荷量（BOD、CODや栄養塩）と、対応する流域内の人口、工業、畜産、農業など社会的活動をあらわす因子との関係を調べ、年間の負荷流出量をこれらの流域の社会的因子との重相関回帰によってかなりの精度であらわせることを示した。

本年度は、水質自動監視装置によって得られるデータを利用して水質の変動特性の解析を行なうとともに、これらのデータを利用して短期間の水質予測や、月1回などの間歇的なデータの補間を行う可能性を検討した。

表-1 解析に使用したデータの一覧

2. 調査方法および調査結果

2.1 使用したデータ

解析に使用したデータを表-1に一覧表として示す。表にある通り、淀川については原則として日平均値として日単位の解析を行い、霞ヶ浦の水質変動については時間単位で解析を行うこととした。

	測定地点	項 目	期 間	データの種類	測定方法
淀川	枚方(左岸)	水温、pH、DO 導電率、濁度	S51.1~S54.7	毎日の日平均値	自動監視装置
	磯島浄水場	KMnO ₄ 消費量 NH ₄ -N	S51.1~S52.12	毎日の1日1回の観測値	手 分 析
	枚方(左岸)	BOD、COD	S51.1~S54.7	月1回の観測値	"
			S54.4~S54.7	毎日の1日1回の観測値	"
	枚 方	流 量、雨 量	S51.1~S54.7	毎日の日平均値	
霞ヶ浦	湖心(表層)	水温、pH、DO Cl ⁻ 、NH ₄ -N、COD	S54.1~S54.12	毎時間の観測値	自動監視装置
	湖心(底層)	水 温、DO	"	"	"
	湖 心	日射量、風向風速、 雨量	"	"	
	湖心(表層)	濁 度	S54.4~S54.12	"	自動監視装置

2.2 水質の変動特性 表-2 χ^2 検定による水質生起分布型の検定 表-3 平均値および標準偏差

(a) 分布型など

表-1のそれぞれのデータを用いて、水質変動の分布の型が正規分布になっているか、対数正規分布になっているかを、 χ^2 検定によって調べた結果を表-2に示す。表の判定の欄において、上段に○印がついているものは正規分布と近似できるものを、また、下段に○印がついているものは対数正規分布で近似できるものである。淀川では、 KMnO_4 消費量、濁度、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は対数正規分布に近く、導電率、BOD、DO

はいずれの分布でも概ね近似できるという結果になっている。

一般には、流量は対数正規分布をするため、掃流によって洗い出されてくるような水質は対数正規分布になるといわれているが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ はそのような性質の項目ではなく、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が対数正規分布になっているのは珍しい。また、霞ヶ浦のデータではCOD、DOが対数正規分布に近く、 $\text{NH}_4\text{-N}$ はいずれの分布でも近似できるようである。淀川、霞ヶ浦のデータとも正規分布になるものの方が少ない。また、それぞれのデータについて単純平均値および標準偏差を求めた結果を表-3に示す。相対的な標準偏差の大きい水質項目には、淀川ではBOD、濁度、 KMnO_4 消費

淀川、枚方左岸

項目	標本数 n	自由度 df	$\chi^2(2df)$	χ^2	判定
水温	12	11	19.68	26.7	○
DO	10	9	16.92	21.7	○
pH	14	13	22.50	29.1	○
BOD	4	3	7.81	11.3	○
COD	9	8	15.51	20.1	○
KMnO_4 消費	13	12	21.00	24.2	○
$\text{NH}_4\text{-N}$	11	10	18.31	23.2	○
導電率	9	8	15.51	20.1	○
濁度	11	10	18.31	23.2	○

淀川、枚方左岸

項目	平均値	標準偏差
水温 (°C)	16.33	7.92
DO (mg/l)	7.72	1.67
pH	7.30	0.18
BOD (mg/l)	4.17	4.00
COD (mg/l)	6.45	2.43
KMnO_4 消費 (mg/l)	7.4	4.70
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	0.2	0.1
導電率 (μmhos/cm)	158.4	37.8
濁度 (mg/l)	21.1	13.2
雨量 (mm)	11.9	13.8
流量 (m³/s)	223.4	233.9

霞ヶ浦、湖心

項目	標本数 n	自由度 df	$\chi^2(2df)$	χ^2	判定
水温	14	13	22.4	27.7	○
DO	11	10	18.3	23.2	○
pH	18	17	27.6	33.4	○
COD	11	10	18.3	23.2	○
$\text{NH}_4\text{-N}$	23	22	33.9	40.3	○
Cl	14	13	22.4	27.7	○
濁度	19	18	28.9	34.8	○
水温	12	11	19.7	26.7	○
DO	13	12	21.0	24.2	○

霞ヶ浦、湖心

項目	平均値	標準偏差
水温 (°C)	16.64	7.63
DO (mg/l)	9.95	2.66
pH	8.58	0.55
COD (mg/l)	10.74	1.73
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	0.76	1.91
Cl (mg/l)	80.03	42.42
濁度 (mg/l)	18.94	7.68
水温 (°C)	16.33	7.49
DO (mg/l)	9.28	2.38
流量 (m³/s)	17.28	15.58
雨量 (mm)	2.12	2.99
流速 (m/s)	4.21	2.52

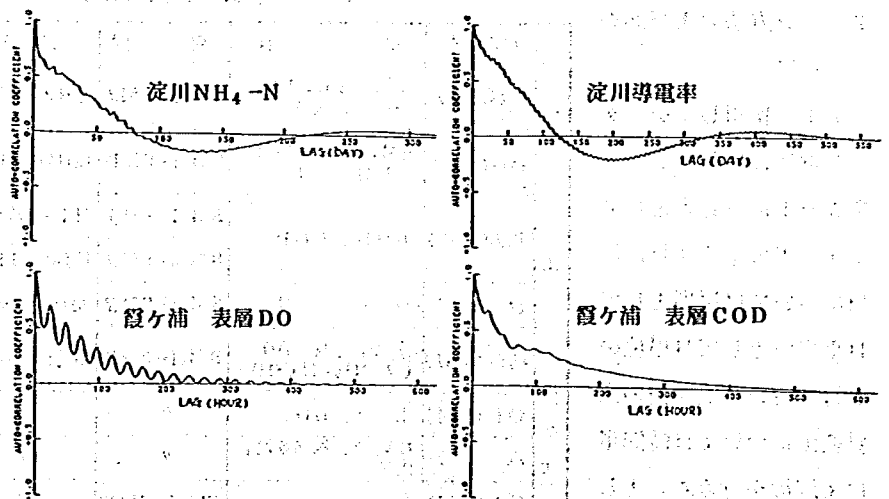


図-1 水質変動のコレログラム

量などがあるが、いずれも流量に起因する変動と考えられる。

また、霞ヶ浦では $\text{NH}_4\text{-N}$ の変動が特異的に大きい、植物性プランクトンの増殖と死滅に伴う変動と考えられる。

(b) 水質変動の周期性

各データについて自己相関関数（コログラム）およびパワースペクトルを求めた。代表的な（周期性が強くみられた）項目のコログラムおよびパワースペクトルを図-2、図-3にそれぞれ示す。淀川については、 $\text{NH}_4\text{-N}$ および導電率の図が示してあるが、いずれの項目についても概ね1年と1週間の強い周期性がみられる。導電率のパワースペクトルには3.5日周期の位置にピークがみられるが、これは1週間周期の変動が強過ぎるために生じた見掛け上の周期性と思われる。更に、導電率については1ヶ月よりやや長い周期の位置にピーク状のものがみられるが、物理的な意味ははっきりしない。

霞ヶ浦については、表層のDOとOODの図が示してあり、パワースペクトルの上ではDO、OODともに1日および0.5日周期の変動がみられるが、コログラム上では0.5日周期の変動はみられず、同様に見掛け上の周期と考えられる。

各項目について、コログラムおよびパワースペクトル上でみられた主要な周期をまとめて表-4に示す。淀川については日単位のデータを用いて解析しているので1日以下の周期の変動は調べていない。また、霞ヶ浦については1年間のデータで解析しており、逆に1年間のような長周期のものは対象にしていない。

淀川の水質変動のうち、周期性のあるものは1年と1週間が主要周期である。1年の周期は、気象条件や負荷排出量の1年単位の周期性に起因する。また、1週間の周期は、淀川の主要汚濁源が京都市その他の都市排水であり、社会条件（負荷排出量）の1週間単位の周期性

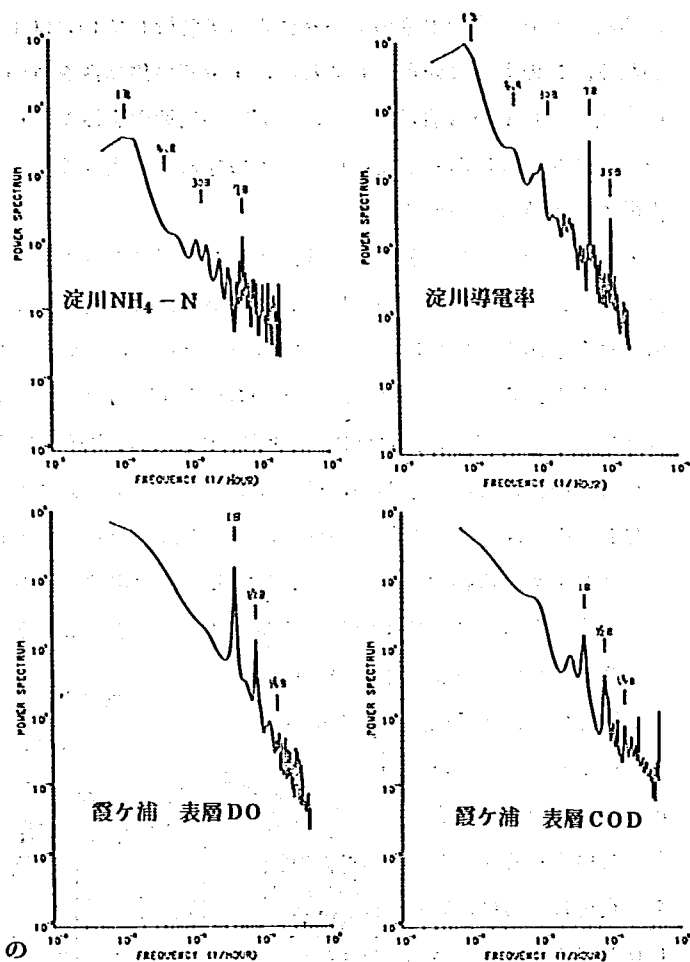


図-2 水質変動のパワースペクトル

表-4 水質変動の主要周期 霞ヶ浦、湖心

淀川、枚方左岸			項目		自己相関	パワースペクトル
項目	自己相関	パワースペクトル	表層	水温	なし	24,12時間
水温	1年	1年		DO	24時間	24時間
DO	1年	1年		pH	24時間	24,12時間
pH	なし	なし		COD	(24時間)	24,12時間
KMnO_4 消費量	なし	なし		$\text{NH}_4\text{-N}$	なし	なし
$\text{NH}_4\text{-N}$	(7日)	1年, 7日	底層	C /	なし	なし
導電率	1年, 7日	1年, 7日		濁度	なし	なし
濁度	なし	なし		水温	なし	なし
日雨量	なし	なし		DO	なし	なし
日流量	なし	なし		日射量	24時間	24,12時間
			気象	雨量	なし	なし
				風速	(24時間)	24,12時間

によるものと考えられる。なお、自然(社会)条件、社会条件ともに1日単位の周期性を当然持つと考えられるので、時間単位のデータによって解析していれば1日周期の変動が観察されていたものと思われる。このような観点からすれば、1週間の周期性を持つNH₄-Nや導電率は人為負荷が河川水質に直接影響している項目であり、1週間の周期性を持たないものは、人為負荷とは直接つながりがないか、つながりはあるが流域内などでの貯留量が大きく、むしろ流量や雨量によって濃度、負荷量が支配される項目といえる。

霞ヶ浦については、実質的に観察された周期は1日のもののみであり、1週間の周期はない。これは、淀川に対する京都という様な大都市がないことも一因であろうが、河川とは異なり、各時点での流入負荷量が水質に直接影響しているのではなく、長期間の平均的な負荷によって水質が定まっているためと考えられる。DO、pH、CODの1日周期の変動は植物性プランクトンの活動の1日周期の変化によるものである。CODの変動については、吹送流による巻上げによる可能性もあるが、濁度変化に周期性がないことから、植物性プランクトンによるものが主因であろう。

なお、周期性を持つ変動を調べるに際しては、対象とする最も短い変動周期の1/2~1/4以下の間隔でサンプリングする必要があるといわれており、淀川のような河川あるいは人為負荷の大きい都市河川では、少なくとも週2回以上の頻度でサンプリングすることが望ましいことがわかる。

2.3 相関解析による水質の推定

定期的な水質観測は通常は1ヶ月1回程

表-5 各項目間の単相関係数

淀川、枚方左岸 日平均データ

度の頻度でしか行われないので、

水質自動監視装置などによって得られる連続データを利用してBODやCODなどの推定ができれば非常に望ましい。この

ため相関解析を実施した。

(a) 単相関

各測定項目間の単相関をとった結果を表-5に示す。淀川のデータにつ

	水温	DO	pH	BOD	COD	懸濁物質	NH ₄ -N	溶存酸素	流量	雨量	流速
水温 (°C)	1.000	-0.330	-0.073	0.076	-0.110	0.167	-0.442	-0.196	0.137	0.090	0.076
DO (mg/l)		1.000	0.223	-0.540	-0.340	-0.167	0.327	0.074	-0.167	-0.183	0.051
pH			1.000	-0.287	-0.400	-0.127	0.014	-0.020	-0.011	-0.161	-0.077
BOD (mg/l)				1.000	0.516	0.000	0.000	0.291	0.447	0.559	-0.077
COD (mg/l)					1.000	0.000	0.000	0.077	0.687	0.729	0.102
懸濁物質 (mg/l)						1.000	0.010	-0.239	0.503	0.151	0.425
NH ₄ -N (mg/l)							1.000	0.419	-0.011	0.016	-0.279
溶存酸素 (mg/l)								1.000	-0.106	-0.067	-0.443
流量 (m³/s)									1.000	0.193	0.404
雨量 (mm)										1.000	0.259
流速 (m/s)											1.000

霞ヶ浦、湖心 日平均データ

	水温	DO	pH	COD	NH ₄ -N	CL	溶存	水温	DO	日雨量	雨量	流速
水温 (°C)	1.000	-0.959	0.077	0.147	0.137	0.349	-0.416	0.976	-0.874	0.327	0.074	0.075
DO (mg/l)		1.000	0.184	-0.101	-0.106	-0.257	0.171	-0.879	0.732	-0.102	-0.067	-0.231
pH			1.000	0.432	-0.010	0.436	-0.210	0.058	-0.044	0.354	-0.048	-0.110
COD (mg/l)				1.000	-0.125	0.504	0.066	0.144	-0.103	0.364	0.038	0.187
NH ₄ -N (mg/l)					1.000	-0.050	-0.075	0.140	-0.113	0.010	0.042	-0.035
CL (mg/l)						1.000	-0.252	0.330	-0.327	0.546	-0.075	0.099
溶存 (mg/l)							1.000	-0.425	0.277	-0.201	0.080	0.036
水温 (°C)								1.000	-0.876	0.305	0.038	0.103
DO (mg/l)									1.000	-0.296	0.012	0.019
BOD (mg/l)										1.000	-0.324	0.229
雨量 (mm)											1.000	0.002
流速 (m/s)												1.000

いては相関の強い項目はあまりないが、BODとCODについてみれば相関が比較的強いのは濁度や雨量などが主体であり、これらに關係する汚濁物質は流域から掃流という形で供給されるものがあることを示している。流量との相関があまりないのは、淀川には琵琶湖という巨大な貯水池を持っているため、下流域からの流出と流量とが必ずしも対応していないことによると考えられる。最近では、河川を流下する負荷量は流量のべき乗であらわせることがほぼ定説化してきているが、上記のような相関関係からもある程度裏づけることができる。

霞ヶ浦のデータについても、水温とDOとの間の相関など一部のものを除けば相関係数はいずれも小さい。特にCODについてみれば、自動測定ができる様な他の項目との相関は極めて小さい。ただし、水温との相関に関しては、54年は冬季でも緑藻類の発生が著しく、冬季でもCODが低下しなかった特異的な年であり、他の年のデータについて解析すればより良い相関が得られた可能性はある。

(b) 重相関

表-6 重相関解析結果

淀川のBODとCOD、および霞ヶ浦の表層のCODについて連続データが

得られる他の項目との間の重相関解析を行った。結果を表-6に示すが、表-6の各欄

の上段は各項目に関する偏相関係数で

あり、下段は各項の影響の大きさを見

るために、偏相関係数に表-3の標準偏差を乗じた値が示

してある。なお、重相関解析

は霞ヶ浦のデータについても日平均値で行ってある。

淀川のBOD、CODについては、重相関式の中でウェイトの大きいものは共に濁度、雨量、流量の順になっており、単相関の場合と傾向的には一致している。重相関係数は0.7~0.8の範囲であり、あまり大きくはない。また、霞ヶ浦のCODについては、ウェイトの大きい項目はDO、pH、水温の3項目であり、単相関に較べると傾向的にはより論理的になっている様に思われるが、重相関係数は淀川の場合よりも更に小さい。淀川のCOD、BODに対する雨量や、霞ヶ浦のCODに対する水温、日射量、風速など過去の履歴も影響すると思われる項目について、過去のある期間の移動平均値を因子として含めることなどによってある程度改善できる可能性はあるものの、BODやCODを連続測定が可能な他の項目との相関によって求めるには、精度上の限界がある。

2.4 GMDHによる短期の水質予測

水質自動監視装置などから得られるデータを利用して、丁度天気予報のように数日間程度の水質予測を行うことができれば河川管理上極めて有効な手段になりうる。このため、表-1に示したデータの一部を用いて、GMDHにより淀川における $\text{NH}_4\text{-N}$ と KMnO_4 消費量、霞ヶ浦における表層のCOD、底層のDOの予測が可能かどうか検討した。

GMDH(Group Method of Data Handling)は、本質的には重相関によって予測あるいは推定を行う方法であるが、通常の重相関と異なる点は固定した1つの相関式を用いるのではなく、予測の各時点で最も適当と思われる式を自動的に選択していくことにある。また、相関式についても、関係する因子の1次関数を直接用いるのではなく、考えられる因子の中から2組の因子を取り出して新たな中間変数を作り、それらの中から予測する量と相関の強いものを選ぶことによって相関式を作っていくということももう一つの特徴である。

淀川、枚方左岸、日平均データ

	相関の対象とする項目										重相関係数
	定数	水温(°C)	pH	DO(mg/l)	流量(m³/s)	雨量(mm)	風速(m/s)	日射量(kcal/cm²)	濁度(NTU)	流量(m³/s)	
BOD(mg/l)	-7.17	-0.0766	2.30	0.0276	0.00195	-0.798	-0.00356	0.1344	-0.00352		0.718
		-0.61	0.41	0.05	0.30	-9.88	-0.83	1.85	-0.03		
COD(mg/l)	6.67	0.0499	-0.457	0.0434	0.00087	0.176	-0.00332	0.0846	-0.0470		0.774
		0.40	-0.08	0.07	0.03	2.32	-0.18	1.17	-0.5		

霞ヶ浦、湖心、日平均データ

	相関の対象とする項目										重相関係数
	定数	水温(°C)	pH	Cl(mg/l)	流量(m³/s)	DO(mg/l)	流量(m³/s)	雨量(mm)	風速(m/s)	日射量(kcal/cm²)	
表層COD(mg/l)	-1.07	-0.1770	2.51	0.00535	-0.213	-0.818	0.0209	0.00162	0.0232	0.0211	0.667
		1.35	1.38	0.23	-0.30	-1.68	0.16	0.02	0.06	0.06	

各欄の上段は偏相関係数、下段は偏相関係数に各項目の標準偏差を乗じた値

淀川の $\text{NH}_4\text{-N}$ および KMnO_4 消費量の予測にあたっては、因子として水温、pH、導電率、濁度、流量、 $\text{NH}_4\text{-N}$ および KMnO_4 消費量の8項目を用い、それぞれの項目について過去3日間の値をそれぞれ独立の説明変数として与えた。この場合、流量、水温などの物理的な量については、例えば、予測する日の流量が多い場合にはどのような水質になるという予測方法の方が精度が良くなると考えられるため、予測する日の値も与件として与えることとした。また、霞ヶ浦の表層のCODおよび底層のDOの予測に用いる因子としては、水温、表層のDO、pHとO₂、日射量、風速、表層のCOD、底層DOの8項目とし、同様に過去3日間の値をそれぞれ用いた。また、水温、日射量、風速については予測当日の値も与件とした。

淀川については流量の変動期と安定期にわけ、また霞ヶ浦については四季別に計算を行った。結果の1例として淀

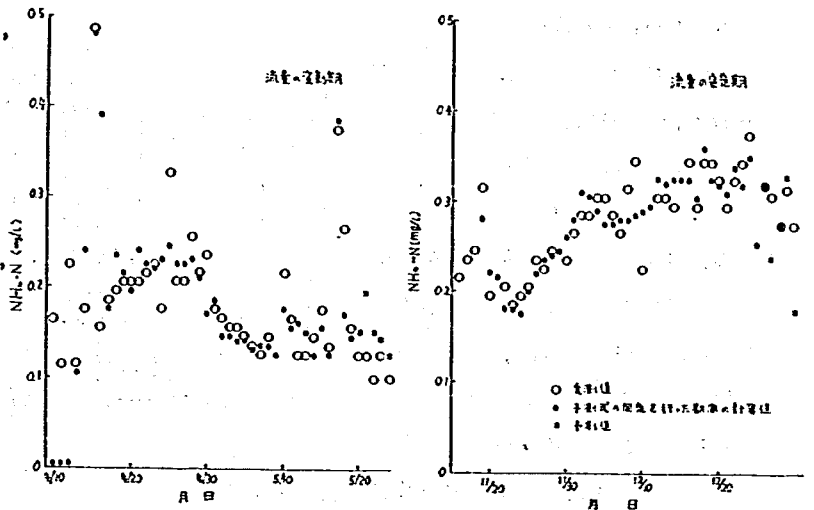


図-3 淀川 $\text{NH}_4\text{-N}$ の予測結果

川の $\text{NH}_4\text{-N}$ と霞ヶ浦の底層DOの予測結果を図-3, 4にそれぞれ示す。淀川の場合の予測期間は、変動期については5月20~24日の5日間、安定期については12月25~29日の5日間である。モデルを同定するために利用したデータは各予測期間以前の40日間のデータである。また、霞ヶ浦の場合の予測期間は、6月5~9日および10月31日~11月4日の各5日間であり、モデルの同定はそれ以前の各50日間のデータによって行った。

図に示されている様に、モデル式の同定を行った期間と予測した期間とを比較すると、当然のことながら予測期間の方が実測値との一致の程度は悪いが、変化の傾向は予測期間についても比較的よく再現されており、方式自体は十分利用可能であると考えられる。絶対値としての予測精度を向上させるためには、予測する期間の変化をあらわすのに必要な情報を、モデルを同定する期間のデータにできるだけ多く含ませることが重要であり、モデルを同定するためのデータの与え方について更に検討する必要がある。

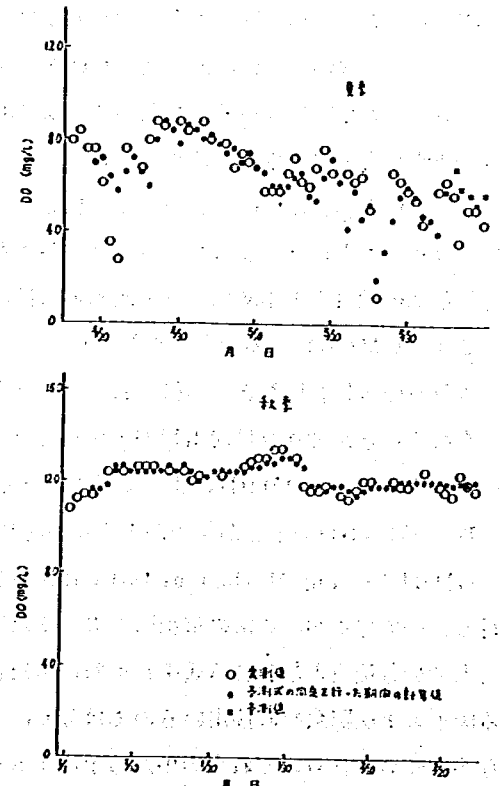


図-4 霞ヶ浦底層DOの予測結果

1. 八田原ダム湖水質予測調査

水質研究室 室長 村上 健

1. ま え が き

八田原ダムは芦田川上流に計画されている洪水調節と、都市用水および不特定利水のための利水を目的とした多目的ダムである。ダム貯水池の主要諸元は、集水面積 241.6 km²、貯水面積 2.53 km²、総貯水容量 60 百万 m³、有効貯水容量 57 百万 m³であり、57年度から工事開始が予定されている。八田原ダムの上流には既設の三川ダム（県営）があり、福山市の水道水源として利用されているが、貯水池の富栄養化が著しく上水の異臭味問題が発生している。八田原ダムより上流の流域のうち、三川ダムの集水面積以外の流域においても養豚その他の汚濁源がかなり存在しており、八田原ダム貯水池についても三川ダム貯水池と同様な問題の起ることが懸念されている。このため、今年度を初年度とし、八田原ダム貯水池についてプランクトンの発生などをも含めた富栄養化の予測を行い、ダムからの放流操作などにより富栄養化の軽減をはかる可能性を検討することとした。

しかし、富栄養の予測、特に動力学的なモデルによる予測は未だ実施された例も殆んどなく未解決の問題も多いので、本年度はモデルの開発に主眼をおき、三川ダム貯水池の過去の水質をシミュレートすることを試みた。

2. 調査方法

2.1 モデルの概念

本調査において開発しようとしているモデルは図-1に概念図を示すように2つにわかれており、先づ、水温を指標として鉛直1次元の計算を行なうことによって貯水池内の水の流動状態、各層ごとの水収支を求め、次いで、これを入力条件の1つとして、鉛直方向に分割した層（流動モデルの層をいくつかまとめたもの）ごとに、栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトンの消長を計算しようとするものである。

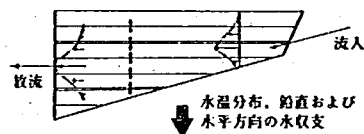
2.2 水の流動モデル

流動モデルは、本質的には冷水や濁水問題のシミュレーションに広く用いられている鉛直方向1次元の計算であり、次のような流量、熱量および濁質濃度の連続式からなる。

$$\text{流量の連続式} \quad \frac{\partial \Delta v}{\partial t} = B(u_i - u_o) \quad (1)$$

$$\text{熱量の連続式} \quad \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{B}{A}(u_i T_i - u_o T) - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial t}(vAT) + \frac{(q_T + D_T)}{A} \frac{\partial}{\partial y} \left(A \frac{\partial T}{\partial y} \right)$$

1) 流動（水温分布）モデル



2) 高栄養化モデル

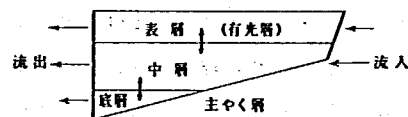


図-1 計算モデルの概念図

$$-\frac{1}{\rho c A} \frac{\partial}{\partial y} (A \phi) \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \text{濁質の連続式} \quad \frac{\partial C}{\partial t} = & \frac{B}{A} (u_i C_i - u_o C) - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial t} (v A C) + \frac{(\alpha_c + D_c)}{A} \frac{\partial}{\partial y} (A \frac{\partial C}{\partial y}) \\ & + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial y} (w_o A C) - \frac{w_o C}{A} \frac{\partial A}{\partial y} \end{aligned} \quad (3)$$

ここで、 $v(y)$ ：標高 y での鉛直流速、以下も同様に y を添えたものは標高 y の関数、 $A(y)$ ：貯水池平面積、 $B(y)$ ：貯水池平均幅、 $u_i(y)$ ：流入水平流速（連行後）、 $u_o(y)$ ：流出水平流速、 $T(y)$ ：水温、 $T_i(y)$ ：流入水温（連行後）、 α_T 、 D_T ：熱に関する分子、渦動拡散係数、 $\rho(y)$ ：水の密度、 c ：水の比熱、 $\phi(y)$ ：標高 y に達する純輻射熱、 $C(y)$ ：濁度、 $C_i(y)$ ：流入濁質濃度（連行後）、 α_c 、 D_c ：濁質に関する分子、渦動拡散係数、 $w_o(y)$ ：濁質の沈降速度

式(1)で計算するに当って、流入水は貯水池内の水を連行してある流動層厚を持ちながら同じ密度の標高に流入し、また、同様にある流動層厚の水が流出していくものと仮定する。また、貯水池内の密度は水温と濁質濃度で定まるものとする。これらの式を解いて鉛直方向の水の移動量および交換量を求めて富栄養化モデルの計算を行なう層ごとにまとめ、富栄養化モデルの入力として与える。

2.3、富栄養化モデル

本調査で用いるモデルは、無機の窒素、リンが植物プランクトンの増殖に利用され、一部は死滅によって、一部は動物プランクトンを経由して再び無機化されていく循環過程を数式化し、現象をシミュレートしようとするもので、概念図として表現すれば図-2のようになる。このような形式のモデルは琵琶湖や霞ヶ浦での富栄養化のシミュレーションに用いられており、ある程度実用的な計算ができる段階になりつつあるが、ダム貯水池は、自然湖沼に較べて

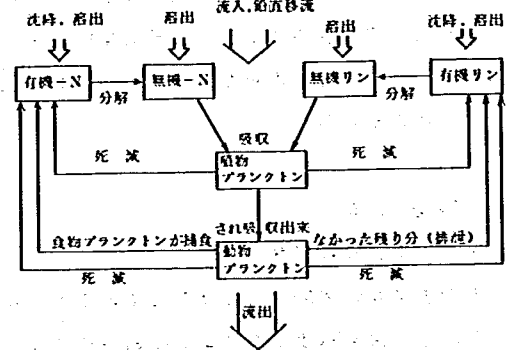


図-2 富栄養化モデル概念図

相対的に水深が深く、水の回転率が大きいのが一般であり、更に、水理的には、取水または放流によって、成層期には取水口附近の位置に強い水温躍層ができやすいという特徴を持っている。このため、成層期には鉛直方向に水質が非常に変化するので、鉛直方向に少なくとも2層以上に分割して解析する必要がある。本調査においては、とりあえず光合成に必要な太陽線が十分に透過する深さまでの層（有光層）を4mと仮定してこれを表層とし、これから主躍層までを中層、それ以深を底層として、それぞれの層について以下のような方程式をたて、これらを連立させて解くこととした。

植物プランクトン Y ($\mu\text{g chl/l}$)

$$\frac{dY(i)}{dt} = \underbrace{\mu(i) \cdot \frac{N_1(i)}{M_N + N_1(i)} \cdot \frac{P_1(i)}{M_P + P_1(i)}}_{\text{増殖}} - \underbrace{D_Y(i) - C_z \cdot Z(i)}_{\text{死滅}} \underbrace{Y(i)}_{\text{捕食される量}} + \underbrace{X_Y(i)}_{\text{他層・系外との収支}} / V(i)$$

動物プランクトン Z (mg C/l)

$$\frac{dZ(i)}{dt} = \underbrace{[C_e \cdot a \cdot \delta_c \cdot M_Y \cdot \frac{Y(i)}{M_Y + Y(i)}]}_{\text{増殖}} - \underbrace{D_Z(i)}_{\text{死滅}} \cdot \underbrace{Z(i) + X_Z(i)/V(i)}_{\text{他層・系外との収支}}$$

有機態窒素 N_0 ($\text{mg N}/\ell$)

$$\begin{aligned} \frac{dN_0(i)}{dt} = & \underbrace{-K_N \cdot N_0(i)}_{\text{分解無機化}} + \underbrace{\delta_N \cdot [D_Y(i) + C_e \cdot (1-a) \cdot \frac{M_Y}{M_Y + Y(i)} \cdot Z(i)] \cdot Y(i)}_{\text{Yの死滅 ZによるYの捕食消化残渣}} \\ & + \underbrace{r_N \cdot D_Z(i) \cdot Z(i) + X_{N0}(i)/V(i)}_{\text{Zの死滅 他層・系外との収支}} \end{aligned}$$

有機態リン P_0 ($\text{mg P}/\ell$)

$$\begin{aligned} \frac{dP_0(i)}{dt} = & K_P \cdot P_0(i) - \delta_P \cdot [D_Y(i) + C_e \cdot (1-a) \cdot \frac{M_Y}{M_Y + Y(i)} \cdot Z(i)] \cdot Y(i) \\ & + r_P \cdot D_Z(i) \cdot Z(i) + X_{P0}(i)/V(i) \end{aligned}$$

無機態窒素 N_I ($\text{mg N}/\ell$)

$$\frac{dN_I(i)}{dt} = \underbrace{K_N \cdot N_0(i)}_{\text{分解による増加}} - \underbrace{\delta_N \cdot \mu(i) \cdot \frac{N_I(i)}{M_N + N_I(i)} \cdot \frac{P_I(i)}{M_P + P_I(i)} \cdot Y(i)}_{\text{Yの増殖に伴う消費}} + \underbrace{X_{NI}(i)/V(i)}_{\text{層・系外との収支}}$$

無機態リン P_I ($\text{mg P}/\ell$)

$$\frac{dP_I(i)}{dt} = K_P \cdot P_0(i) - \delta_P \cdot \mu(i) \cdot \frac{N_I(i)}{M_N + N_I(i)} \cdot \frac{P_I(i)}{M_P + P_I(i)} \cdot Y(i) + X_{PI}(i)/V(i)$$

ここで、 μ は光合成速度(1/日)； M_N は窒素のミカエリス定数($\text{mg N}/\ell$)； M_P はリンのミカエリス定数($\text{mg P}/\ell$)； M_Y は飽食効果の定数($\text{mg Chl}/\ell$)； C_e は動物プランクトンのろ過速度($\ell/\text{mg C} \cdot \text{日}$)； a は捕食される植物プランクトンのうち動物プランクトンの増殖に利用される比率； D_Y 、 D_Z はそれぞれ植物プランクトン、動物プランクトンの死滅率(1/日)； K_N 、 K_P はそれぞれ有機態窒素、リンの無機態窒素、リンへの分解速度(1/日)； V は各層の水量； δ は植物プランクトン中のクロロフィル量に対する各成分の含有量の比率(変換率)であり、 δ_c は炭素への変換率($\text{mg C}/\mu\text{g Chl}$)、 δ_N は窒素への変換率($\text{mg N}/\mu\text{g Chl}$)、 δ_P はリンへの変換率($\text{mg P}/\mu\text{g Chl}$)； r は同様に動物プランクトン中の炭素量に対する各成分の含有量の比率(変換率)であり、 r_N は窒素への変換率($\text{mg N}/\text{mg C}$)、 r_P はリンへの変換率($\text{mg P}/\text{mg C}$)； X は他の層や系外との収支であり、添字は各指標ごとの値であることを示す。他の層や系外との収支には、各層への水平方向の流入および流出、鉛直方向の流速による移流と各層間での混合、沈降、および底泥からの溶出を考慮している。

なお、沈降に関しては、生きている植物プランクトンおよび動物プランクトンは沈降せず、これらの死骸である有機態窒素および有機態リンのみが沈降するものとしている。また、底泥からの溶出は底層のみに加わるものとしている。

3. 調査結果

3.1 水温分布および水収支計算

先に述べた流動モデルによって三川ダム貯水池内の水温の変化を計算し、水温分布が再現できれば水の収支も再現できているものと考えたこととした。表-1に計算条件をまとめて示す。水理・水質データのうち、流入水温は貯水池の熱収支に対して大きな影響を持っているが、流入水温の毎日の観測値がないため、毎日の観測値のある気温などとの相関で与えることとした。一般に、流入水温と相関の強い物理量としては気温と流量とが考えられる

表-1 流動計算条件一覧

ため、気温と流量の2項目を用いた重相関も含めて種々検討した結果、当日を含めた前3日間の気温の移動平均との単相関が最も相関が高かった。このため、この相関式(表-1の流入水温の欄の式(a))を用いて計算を行なったが、後述のように成層期の表層水温および躍層の位置がかなり実測値と異なるという結果になったので、他のダムにおける資料に基づいた流入水温と気温との間の相関式(表-1の式(b))を用いた計算も行なった。計算式中の種々のパラメータ(各種の速度係数や定数)は文献に報告されている値を参考にしてそれぞれ定めたが、日射量の水中での減衰係数については、水の濁りの程度など現場によって異なる値であるので、0.3と0.4(1/m)の2通りのケースについて計算した。

計算より求めた水温の鉛直分布と実測の分布との比較を図-3に示す。いずれの計算ケースの場合も十分満足に一致しているとはいえず、成層期については式(a)を用いた計算では分布の形状は比較的実測の分布に近いが、絶対値はかなり異なっているの

計算条件		内 容
計算期間		昭和53年4月20日～昭和54年3月31日
流入量		三川ダム利水月表
水理・水質データ	流入水温	・流入水温 ¹⁾ と気温(3日移動平均) ²⁾ の目録式より計算 $T_w = 5.8 + 0.880 T_A \quad \text{……式(a)}$ ・全国6ダム(釜淵、伏山、矢作、細田、三川、草木)についての平均的な流入水温と気温の目録式より計算 $T_w = 3.90 + 0.643 T_A \quad \text{……式(b)}$
	(流入濁度)	・流入濁度と流入量の目録式より計算 $S = 53.4 - 51.3$ $C_{in} = 3.18 Q_{in}^{0.499}$
	気象データ	日 射 量 広島地方気象台気象月表 気 温 三川ダム気象月表(9時観測値) 湿 度 三川ダム気象月表(9時観測値) 風 速 福山測候所気象月表(日平均) 雲 量 福山測候所気象月表(日平均)
運方用法	常時の運用方法	三川ダム利水月表
	洪水時の運用方法	三川ダム利水月表
初期条件	初期値観測日	昭和53年4月20日
	水温鉛直分布 (濃度鉛直分布)	2mピッチ 2mピッチ
パラメータ	沈降速度	0.7 m/day
	分子拡散係数	0.0000014 m ² /S
	移動拡散係数	0.0
	粘結性係数	0.000001 m ² /S
	貯水池水面反射率	0.05
	貯水池水面収率	0.4
	日射量の減衰係数	0.3, 0.4 1/m
その他	進行係数	0.5

注1) 流入地点の水温で観測時刻は一定ではない(13:00前後が多い)。
 2) 気温は、三川ダム気象月表の9時観測値を用いた。

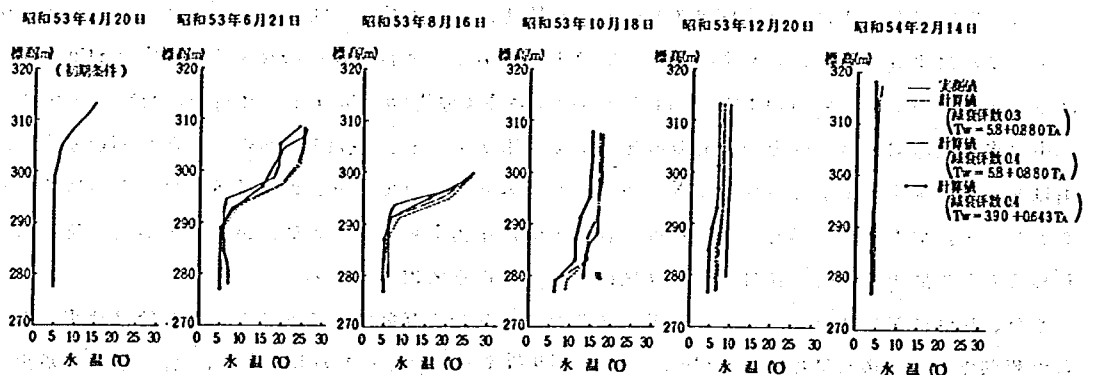


図-3 水温鉛直分布の計算値と実測値との比較

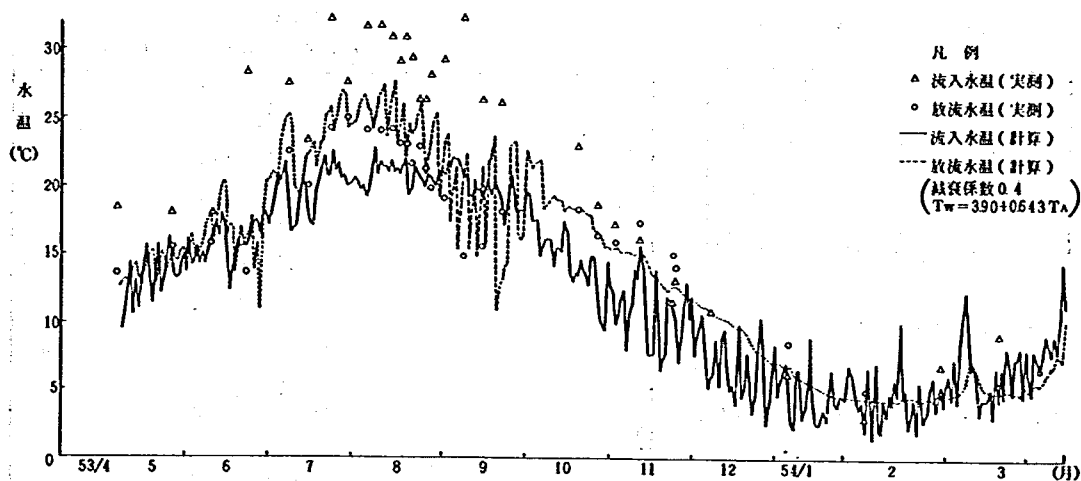


図-4 水温時間変化の計算値と実測値との比較

に対し、式(b)を用いた場合には分布の形状はかなり異なっているものの絶対値は比較近い。また、秋の循環期については、式(a)による計算値の方が実測値に近い。このように、いずれの計算ケースについても満足な結果ではないが、放流水の水温の年間の変化について比較すると、式(b)を用いた方は全般的にはよく一致するので、とりあえず、富栄養化モデルの計算の入力として用いる値としては式(b)を用いた場合の計算結果を利用することとした。なお、この場合の流入水温および流出水温の年間変化についての計算値と実測値との比較を図-4に示すが、特に夏季の流入水温の実測値と相関式から求めた値との相違が著しく、流入水温の観測時間や測定場所に問題があることを示唆している。

3.2 富栄養化のシミュレーション結果

富栄養モデルの計算において入力として与えた流入負荷量は、負荷量と流量との間の関係式として負荷量 = $a \times (\text{流量})^b$ なる式を仮定し、三川ダム貯水池流入端における概ね2週間に1回の観測値から係数 a 、べき数 b を求めることによって、流量の関数として与えることとした。べき数 b の値は有機態、無機態の栄養塩についていずれも0.9～1.2の範囲にあり、相関係数はすべての項目について0.8以上であった。

計算式中の種々のパラメータには文献または他の計算例で用いられている値を用いたが、植物・動物プランクトンの増殖、死滅に関するパラメータとして使用した値を表-2に示す。有機態の窒素およびリンの沈降速度は共に0.18m/日とした。また、底泥からの栄養塩の溶出と、有機態の窒素、リンの分解速度はいずれも水温の関数として次のような形で与えることとした。

$$K_1 = K_{10} \times \theta^{(T-10)}$$

1は基準水温、 θ は温度係数

底泥からの栄養塩の溶出速度については、底層の水温は常に低いことから基準水温を5℃とし、それぞれの係数を表-3のように与えた。また、有機態の窒素、リンの分解速度については種々の異なった値を与えて計算をした。いくつかの計算ケースのうち、基準温度を5℃、温度係数を0.02、5℃における分解速度を0.011(1/日)(窒素、リンに共通)とした時の計算値と実測値の比較を図-5に示す。無機態の窒素およびリンについては10月以降に実測値からかなりはずれてくると、植物プ

表-3 溶出速度係数 ($g/m^2 \cdot day$)

項 目	K_{10}	θ
有機窒素素	0.0016	1.117
有機窒リン	0.0003	1.02
無機窒素素	0.013	1.122
無機窒リン	0.00152	1.100

ランクトン(クロロフィル)についても発生ピークの時期が必ずしも一致していないことなど問題点も多いが、全般的な変化の傾向はある程度再現されており、この計算方式によって富栄養化の予測が行える可能性を示している。

4. まとめおよび問題点

ダム貯水池の富栄養化にともなうプランクトンの増殖などの予測を行うためのシミュレーション手法の検討を行った。モデルは水温を指標とした水の流動状況を求めるモデルと、栄養塩の循環をあらわす富栄養化モデルとを組み合わせたものである。三川ダム貯水池の観測結果を用いてモデルの検証を試みた。入力条件や計算式中の各種パラメータの検討が未だ不十分であり、モデルの検証も初期の段階を終えたのみであるが、このモデルによって予測を行える可能性は十分にあった。

今後、モデルの検証を更に詳細に行うとともに、水の流動モデルについては、水温分布が一様なときの水の混合状況の評価、渦動拡散係数の与え方などについて検討する必要がある。また、富栄養化モデルについては、別の指標を変数としたモデルの検討などを行う必要がある。

表-2 植物・動物プランクトンの

増殖・死滅に関するパラメータ

変 数	モデル式	変数の説明	単 位	パラメータ値
大気中窒素 ($1/day$)	$= [e^{-1/(k_1 \cdot h)}] \times [exp(-m) - exp(-m_2)]$ ただし $m = k_1 / I_0 \cdot exp[-k_2 \cdot h]$ $m_2 = I_0 / k_2$	I : 照度時間 k_1 : 吸収係数 h : 水 深 I_0 : 基準照度(日射量) k_2 : 減衰係数	$1/day$ L/m m cal cal	毎日ダート入り入力 0.4 各層の厚さ 300 毎日ダート入り入力
水質汚濁 (-)	$= k_1 \cdot x \cdot [1 - (1/I_0) \cdot exp[-1 - (k_2/I_0) \cdot h]]$	k_1 : 定 数 I : 水 質 k_2 : 基準係数	$1/day \cdot C$ C	0.1 各層の平均水質 20
定常時の植物増殖 (-)	$= \frac{N_1}{M_1 + N_1} \times \frac{P_1}{M_1 + P_1}$	N_1 : 無機窒素濃度 P_1 : 無機リン濃度 M_1 : 増殖に付する(水質汚濁)定数 M_1 : リン	gN/g gP/g gP/g	計算値 計算値 0.1 0.01
付着速度 ($1/day$)	$= k_1 \cdot x$	k_1 : 定 数 I : 水 質	$1/C \cdot day$ C	0.005 各層の平均水質
植物プランクトン式による増殖 ($1/day$)	$= C_1 \cdot Z$	C_1 : 植物プランクトンの増殖速度 Z : 植物プランクトン増殖の相対する水質	$1/gC \cdot day$ gN/g	0.13 計算値
植物プランクトン式による死滅 ($1/day$)	$= a \cdot C_2 \cdot (M_1 \cdot k_2) \cdot (1/(1 + M_1))$	a : 付着係数 C_2 : 付着速度 M_1 : 植物プランクトンの増殖に付する(水質汚濁)定数 k_2 : 植物プランクトンの増殖速度 Y : 植物プランクトンの増殖速度 Y : 増殖速度	$1/gN \cdot day$ gC/gN gC/gN gC/gN	0.6 0.13 50 0.05 計算値
植物プランクトンの死滅 ($1/day$)	$= k_1 \cdot x + k_2$	k_1 : 比例定数 I : 水 質 k_2 : 植物プランクトン式による増殖	$1/C \cdot day$ C $1/day$	0.002 各層の平均水質 0

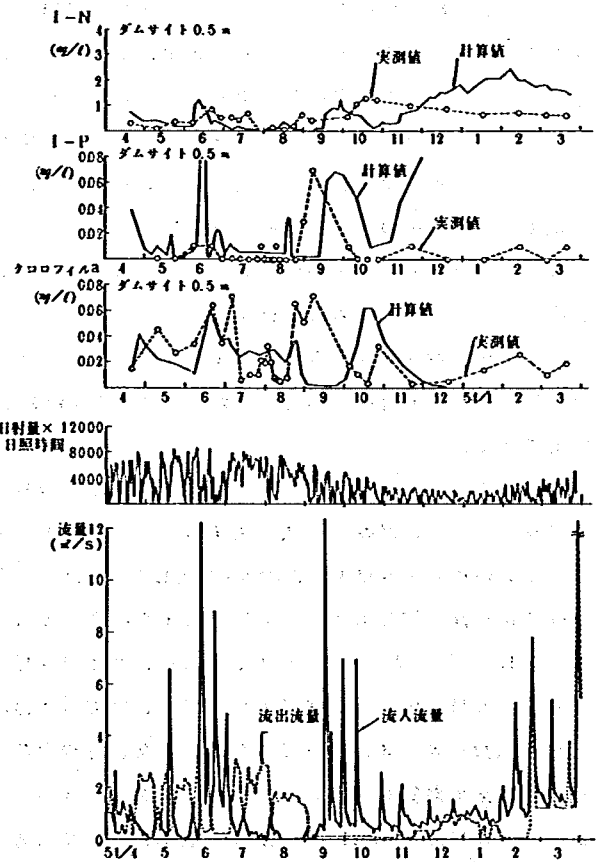


図-5 富栄養化シミュレーション結果

1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査

都市河川研究室 室 長 馬場洋二

研究員 益倉克成

山守 隆

根岸小百合

1. 研究の目的と必要性

我国の都市域では、合流式下水道が敷設されている所が多い。合流式下水道はたしかに公共用水域の水質改善に寄与しているが、雨天時には汚濁物質を多量に含む越流水が放流されるために、必らずしも最善の水質保全対策であるとは考えられてはいない。停滞水域の水質保全や雨天時の水質管理のためには、この越流水が公共用水域の水質（短期的影響）、底質富栄養化（長期的影響）を与える影響を把握しておく必要がある。そこで、本研究では合流式下水道が河川に与える影響を負荷量および底質に関連して把握し、合流式下水道の適切な改善策について検討する。

2 昭和53年度までの研究成果

本研究は、昭和52～55年までの継続研究であり、次のような調査課題を設定している。①合流式下水道の水質および水量・負荷量収支の実態調査、②合流式下水道敷設河川、未敷設河川（都市化河川）および自然河川の水質・底質の比較分析による越流水の影響の把握、③河川の水質・負荷量特性解析（特にポイント、ノンポイントソース負荷量の分離）。

昭和52、53年度は、上記①のテーマに関しては、京都市の合流式下水道を対象として、下水道の水質および水量・汚濁量収支を調査し、マクロ的にその特性を把握した。②のテーマに関しては、都内の自然河川、合流式下水道敷設河川、未敷設河川の晴天時の底質を調査し、その比較、下水道敷設率との関連性について分析を行った。③のテーマに関しては、霞ヶ浦への流入河川（8河川）、多摩川、淀川の水質データ入手し、比負荷量、原単位によりポイント、ノンポイントソース負荷量の分離を行い、さらに、これらの晴天時負荷、雨天時負荷の分離も行った。

3 昭和54年度の研究成果

昭和54年度は、①合流式下水道の越流水が河川の晴天時の底質に与える影響、②晴天時の水質調査、③雨天時に合流式下水道の越流水放流河川を通じ、さらに下流の停滞水域および二次河川に供給される汚濁負荷量の8点について、合流式下水道敷設河川および未敷設河川において比較を行い、合

流式下水道の越流水の影響を明らかにした。調査対象河川は、合流式下水道敷設河川として善福寺川未敷設河川として石神井川を選定した。

3 1 調査対象河川の概要

善福寺川は、都内杉並区を流れる河川で、下流は神田川に合流し東京湾に注ぐ。調査対象域は尾崎橋より上流とした。平面図を図-1に対象域の概要を表-1に示した。この河川の流域は合流式下水道が100%敷設されており、調査区域では雨水は、43カ所の雨水吐により河川に放流されている。これらの内、大きな雨水吐は、図-1に矢印で示した地点にあり、この2つの雨水吐が善福寺川の雨天時水質、底質を大きく規定していると考えられる。晴天時には、流域からの流入水は全くなく、河床からの湧水が流量を形成している。流域は住宅地が大部分で、工場、農地はほとんどない。

石神井川は、小平市に源を発し、武蔵野台地上を東流し、田無市、練馬区、板橋区を通った後、墨田川に合流し東京湾に注ぐ河川である。調査対象域は田無市のすみれ橋より上流とした。平面図を図-2に対象域概要を表-1に示した。調査対象域には、下水道が敷設されておらず、雨水および晴天時の排水は排水管・側溝を通じ河川へ流入している。排水管の数は22本あり、ほぼ均一に分布している。流域は、住宅地が主体であるが、工場・農地・ゴルフ場等も少しみられる。

3 2 降雨前後の底質の変化について

降雨前後の底質の変化および底質の河川縦断的变化を調査するため、雨水吐、排水管の位置に着目し、両河川で図-1、2に示した底質調査地点を設定した。採泥方法は、エックマンバージによる採泥とし、一部袋まじりの地点では、やむを得ずシャベルによって行ったが、いずれの場合も採泥深が一定となるようにし、1調査地点で数地点で採泥しこれらを混合して分析を行った。また同時に堆積量の変化も測定した。調査は1月28~30日の総降雨量17mm、10分間最大6mm/hrの降雨をはさみその前後に実施した。この降雨時には、後述するように洪水時水質調査も行っている。

調査結果を図3~6に示した。これらのデータはすべてmg/乾泥_gで表わしてある。

(1) 善福寺川の結果

BOD、CODについては、降雨前では、下流および上流の地点で大きな値を示しているが、下流は、せきによるよどみの部分、上流は流量が少い部分であり、いずれも流速が小さい地点である。したがって降雨前については、底質は雨水吐の位置によらず河川の物理的条件に規定されているといえる。降雨後では、底質は縦断方向に平均化する傾向があるが、大きな雨水吐の下流であるA5、A8では、降雨前より悪化していることがわかる。このことより、調査時のような中小降雨では、底質の悪化は雨水吐の下流の小さい範囲にとどまり、他の地点では影響がないと言えよう。

T-N、T-Pについても同様のことが言える。

(2) 石神井川の結果

石神井川では、BOD、COD、T-N、T-P共降雨後に底質が悪化する傾向が多い。この結果の評価については今後の調査を待ちたい。

3 3 晴天時水質

晴天時水質は、善福寺川では尾崎橋、石神井川ではすみれ橋で、24時間観測を行い、水質の時間的变化、1日に排出される負荷の総量に関するデータを収集した。調査は、晴天が長く続き河川の水

質が安定した12月中旬に実施した。これらの結果を図7～8に示す。

(1) 善福寺川の結果

BODについては、0.2～20PPm、CODについては、0.5～1.5PPm、SSについては、0～3PPm、T-Pについては0.01～0.02PPmの値を示し、時間変化も顕著には現われていない。これらの項目では、善福寺川においては、雨天時水質および底質の影響は、ほとんどなく、水質的に問題がないといえる。T-Nに関しては5～10PPmの値を示しており、石神井川と同程度であり、日負荷総量は0.15である。しかし、これは、90%以上がNO₃-Nで占められており、これを考えると底質からの溶出が原因であると推定されるが、善福寺川の晴天時流量の源である湧水中にこれらが含まれていたことも考えられるので今後解明して行きたい。DOは、日中に高く夜に低くなっており、生物活動が盛んに行われていることを示している。

(2) 石神井川の結果

BOD、COD、T-N、T-P、SS及び流量については、昼間高く、深夜に低下する傾向を示しており下水管内の時間変動と同様であり、この河川は家庭排水の影響が大きいといえる。午前2時前後に現われる水質のピークは、家庭排水以外の事業所からの排水による異常値と考えられる。DOは、善福寺川に比べかなり低く時間変動には一定の傾向がみられず生物活動がほとんどないことを示している。

BODの日負荷および日流量について、原単位法により求めたものと、この調査結果の比較を行ったものを表-2に示した。家庭排水については、浄化槽使用家庭とくみ取り式家庭に分け、各々に対応する人口を求め1人当り排出量により求めた。1人当りの原単位は流域別下水道整備総合計画調査指針と解説より、55年値を推定して用いた。営業用排水については、同上書によって求めた。工場及びし尿処理場排水については、水質規制値から推定した。流量の推定に当っては、観測値における深夜の最低流量時には、人間活動が行われず、排水もないと考えられるため、この流量を地下水による河川基底流量とし、原単位法によって推定した排水量に基底流量を加え河川の総流量とした。推定値と観測値の比較を行うと、流量およびBOD負荷でほぼ一致する。このことから、石神井川の晴天時の流量、負荷および水質については流域からの排水で説明が可能となった。

3.4 洪水時水質

洪水時の水質の悪化は一時的であり、また、この期間はDOが高いため、洪水時水質が河川に与える影響は比較的小さい。しかし、河川を通過した汚濁負荷は、さらに下流の停滞水域、二次河川に流入するため、これらの水域の富栄養化をもたらす。ここでは、下水道敷設河川、未敷設河川での洪水時水質調査を行い、下水道越流水による汚濁負荷量について研究した。

洪水時水質は、善福寺川、石神井川において晴天時観測と同地点で同時に調査した。降雨は前述したとおり、晴天が長く続いた後の1月28～30日のものである。結果を図9～10および表3に示した。

(1) 善福寺川の結果

流量の時間変動については、石神井川に比べ、立ち上がりが急であり、その後比較的なだらかなピークを示しており、雨水吐からの越流水による流量の特徴を示している。水質で見るとファーストフラッシュが現われており、洪水初期の水質が悪い。洪水時に河川を通過する汚濁負荷について、善福

寺川、石神井川の比較を表-3に示したが、流域面積当りで見ると各水質項目共両河川でほぼ同程度の値、人口1人当りでは、善福寺川が約半分となっている。T-Pでは善福寺川がかなり小さい。

(2) 石神井川の結果

流量では、降雨波形にきわめて近い波形を示し、完全な二山洪水となっている。また、流出率は、善福寺川に比べ小さく、両流域の市街化率の差によるものであろう。水質では、この河川でも、ファーストフラッシュが現われており、一山目の水質は、二山目に比べ各水質項目共10倍以上であり、特に二山目の洪水の水質は、晴天時のものより小さくなっており、流域、河床の堆積負荷が洪水初期に減少したことを示している。

3-5 合流式下水道敷設河川(善福寺川)の底質、水質の特性

以上行つて来た調査結果をまとめると合流式下水道敷設河川の特性として次のことが言えよう。

(1) 降雨前の底質は、雨水吐の位置に影響されず、流速・流量等の水理的条件による。

(2) 降雨後の底質は、河川縦断方向に平均化する傾向があるが、雨水吐の下流では、越流水の影響がみられる。

(3) 底質の平均的な値は、未敷設河川の石神井川と差がない。

(4) 晴天時の水質は、BOD、COD、SS、T-Pについては未敷設河川と比べごく小さい。NO_x-Nはかなりの値を示す。

(5) 洪水時に河川を通過する負荷量は、人口1人当りで比べると一般的に未敷設河川の約半分であるがT-Pでは $\frac{1}{2}$ 以下である。

3 今後の課題

今年度の調査により、合流式下水道敷設河川の特性が、未敷設河川との比較により明らかになり、越流水の河川への影響が明らかになったと考える。しかし、対象河川が1河川であり、各調査も1回しか行えずデータの普遍性には問題があると思われる。

次年度以降としては、調査回数を増やしデータの普遍性を高めること、底質、晴天時水質、洪水時水質を統一的に説明するモデルの作成に努めること、このモデルを用い下水道に対策が行われた場合の河川水質・底質の改善のシミュレーションを行うことなどを行いたい。

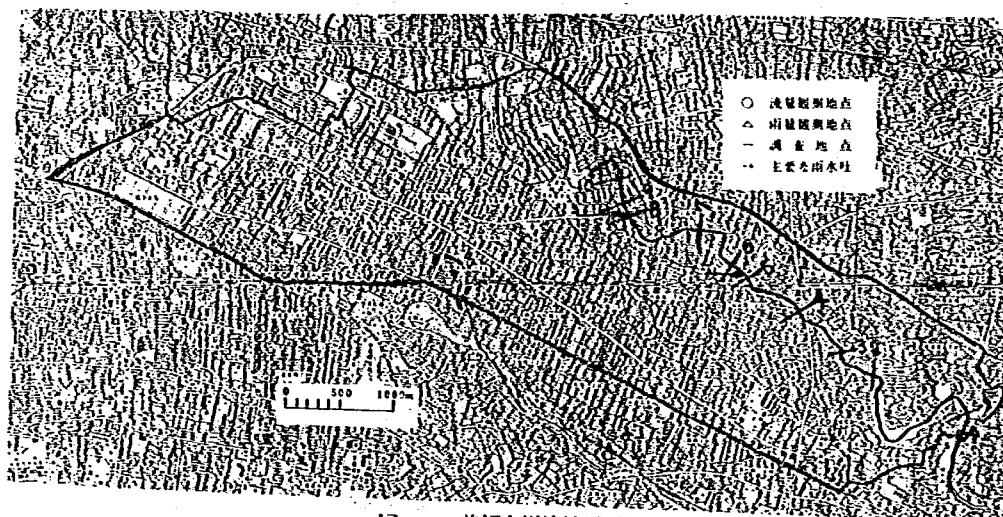


図-1 善福寺川流域平面図

表-1 流域概要
(内は流域面積による比率(%))

	善福寺川	石神井川
流域面積(km ²)	1484	1039
住宅地域	1219(82)	580(56)
商業地域	186(13)	039(4)
工業地域	046(3)	078(8)
公園	033(2)	051(5)
農地	0	216(21)
ゴルフ場	0	059(6)
空地	0	017(2)
人口	207,090	76,252
人口密度	14,000	7,300
世帯数	86,274	27,250

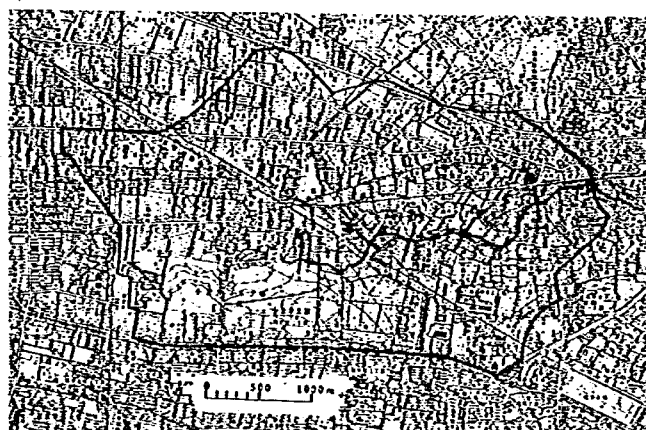


図-2 石神井川流域平面図

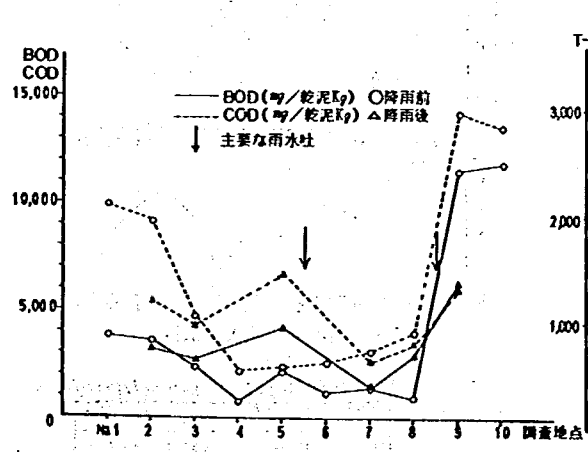


図-3 善福寺川底質調査結果(1)

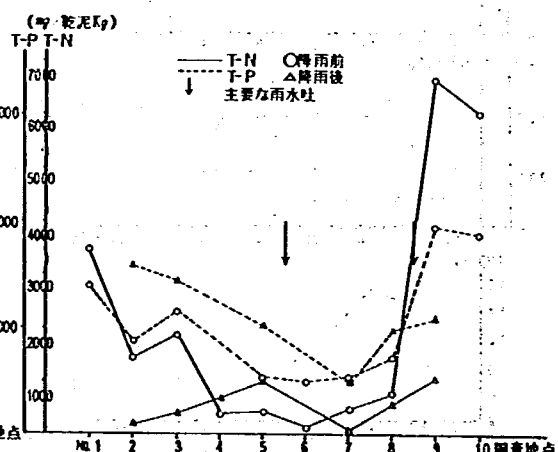


図-4 善福寺川底質調査結果(2)

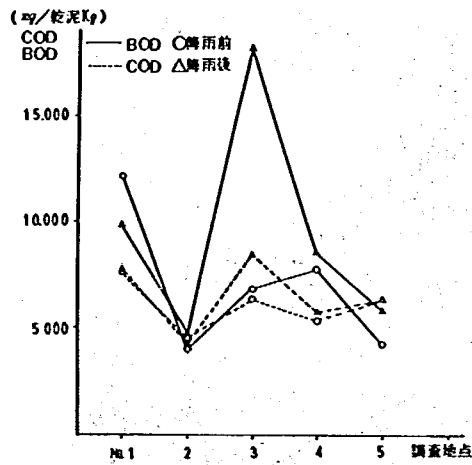


図-5 石神井川底質調査結果(1)

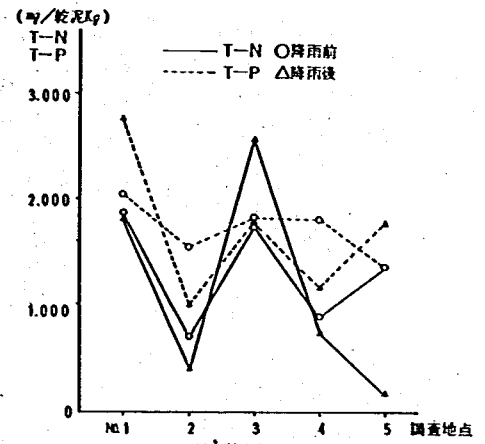


図-6 石神井川底質調査結果(2)

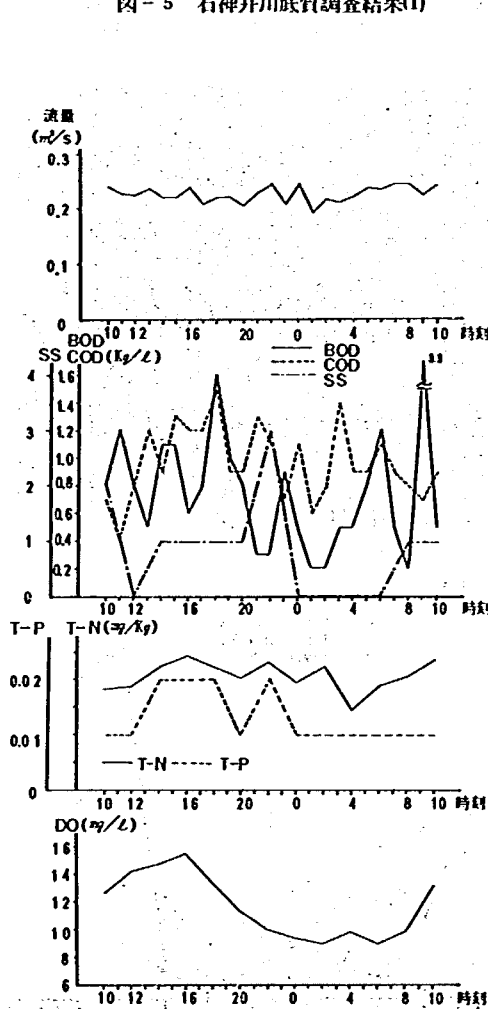


図-7 善福寺川晴天時水質

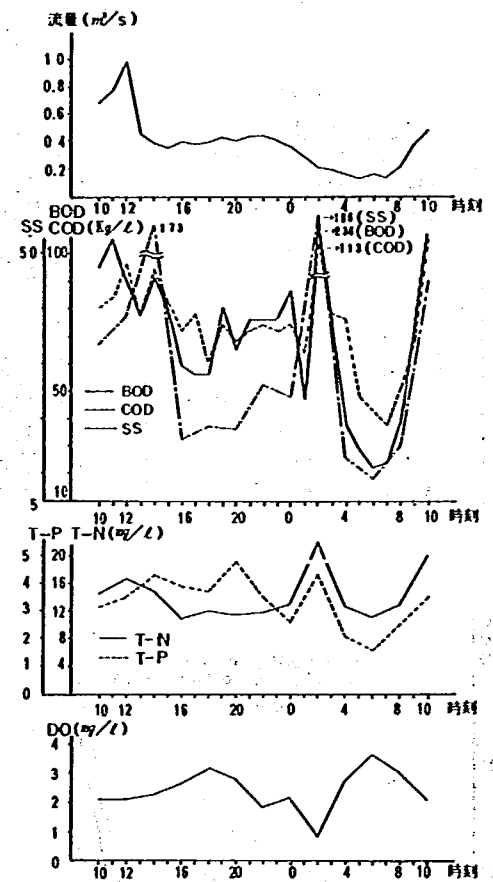


図-8 石神井川晴天時水質

表-2 石神井川における流出量及び負荷

	実測	推定
流量 (m³)	32,600	39,700
BOD 負荷 (t)	253	291

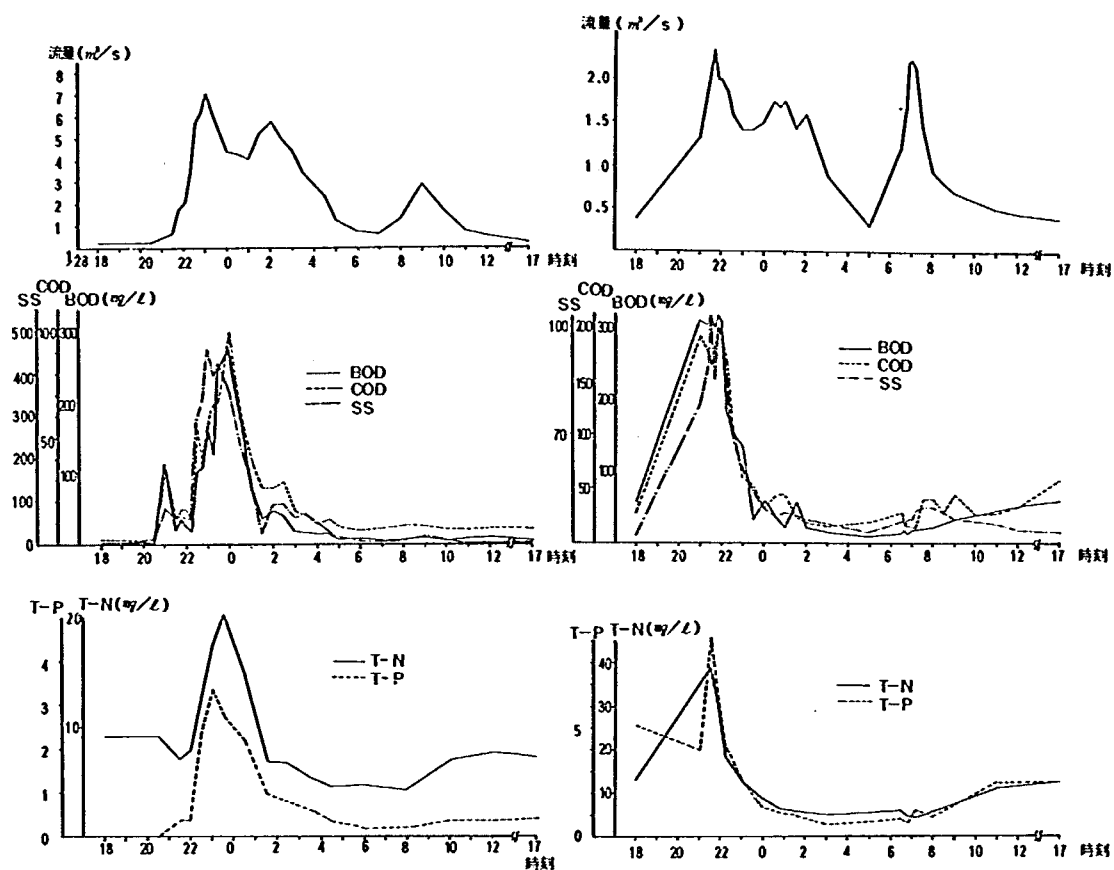


図-9 善福寺川洪水時水質

図-10 石神井川洪水時水質

表-3 一雨洪水による流出汚濁負荷

水質項目	流出負荷量(t)		面積当り(t/L^2)		人口当り($g/人$)	
	善福寺川	石神井川	善福寺川	石神井川	善福寺川	石神井川
B O D	1093	678	0.737	0.652	528	889
C O D	476	475	0.321	0.457	230	623
S S	21.62	1992	1.457	1.917	1040	2610
T-N	1.49	0.92	0.100	0.0888	7.18	12.1
T-P	0.200	0.164	0.0135	0.0158	0.97	220

2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水水質に及ぼす影響 と監視方法に関する調査

化学研究室 室 長 蒔 田 実

研究員 片 脇 清

守 屋 進

1. まえがき

薬液注入工法による環境汚染事故が発生したため、昭和49年に「薬液注入工法による建設工事の施工に関する暫定指針」が定められた。以後の薬液注入工事は、この暫定指針に基づいて実施されることとなり、劇毒物を含まない水ガラス系以外の薬液はその使用を禁止され、注入工事にあたっては周辺の地下水等を汚染しないように水質を監視しながら実施することとされた。暫定指針により使用できる薬液は水ガラス系だけに制限されたため、従来広く使用されていたアクリルアミド系薬液あるいは尿素系薬液に替る新しい水ガラス系薬液の開発が進められてきた。本研究では、新しく開発された高強度用水ガラス系薬液の環境への影響を明らかにするため、昨年度は有機系硬化剤の分析法に関する研究を実施し、本年度は水ガラス系薬液の強度特性と溶出成分の溶出挙動に関する研究を実施した。

2. 研究目的

水ガラス系薬液の強度特性と溶出成分の溶出挙動を明らかにすることにより、新しく開発された水ガラス系薬液の環境への影響を明らかにすることを目的とする。

3. 研究方法

3.1 水ガラス系薬液の強度

3.1.1 ホモゲル及びサンドゲル供試体の作製

従来水ガラス系薬液として、無機系硬化剤を用いた W_4 および有機系硬化剤を用いた W_1 と、新しく開発された高強度用水ガラス系薬液として W_{11} および W_{12} について、表-1の配合に基づく供試体を作製した。供試体は直径5 cm、高さ10 cmの鋼製モールドを用い、ホモゲルはモールド中で固結させ、サンドゲルは薬液がゲル化する前に薬液の入ったモールド中に標準砂を静かに流し込み、十分つき固めてから薬液を固結させた。ホモゲル及びサンドゲルは固結後、ポリエチレンフィルムでおおって24時間養生を行なった。

3.1.2 一軸圧縮試験

24時間養生した供試体は、脱型後直ちに万能試験機で一軸圧縮試験を行なった。ホモゲルは W_1 、 W_4 、 W_{12} および W_{11-5} ～ W_{11-10} までの9種類につき各3ヶずつ、またサンドゲルは W_1 、 W_4 、

W₁₂, W₁₁₋₆ の4種類につき各3ケの圧縮試験を行なった。

3.2 水ガラス系薬液の溶出成分の溶出

3.2.1 溶出実験

強度試験と同じモールドで、同じ配合の W₁, W₄, W₁₂ のホモゲルとサンドゲルの供試体を作製し、24時間の養生の後、蒸留水4ℓを入れたガラス容器中に浸漬し、ラボスターで静かに攪拌しながら、溶出成分を溶出させた。浸漬後5, 10, 15, 30, 45, 60, 100, 200, 400, 1,440分後に50mlづつ採水し、溶出成分の分析に供した。さらに、溶出実験の最後に供試体を粉碎し、よく攪拌して溶出すべき成分を十分に溶出させてからその上澄みを採水し、分析に供した。

3.2.2 溶出成分の分析

採取した分析用試水は、無機系溶出成分の指標として電気伝導度を、有機系溶出成分の指標として全有機炭素(TOC)を測定した。またケイ酸の溶出量は原子吸光分析計で測定した。なおpHの経時変化はpHメータで測定した。

表-1 水ガラス系薬液の種類と配合

記号	A液主剤 (g/0.5ℓ) 水ガラス J153号	B液硬化剤 (g/0.5ℓ)							A B混合液中の水ガラス濃度 (重量%)	ゲル化時間 (分)
		グリオキザール	エチレンカーボネート	エチレングリコールジセテート	塩化ナトリウム	炭酸水素カリウム	硫酸マグネシウム	炭酸水素ナトリウム		
W ₁ , W ₁ -S	353.8	—	25.0	—	9.0	33.0	—	—	29	2.6
W ₄ , W ₄ -S	〃	—	—	—	—	—	7.5	30.4	〃	4.5
W ₁₂ , W ₁₂ -S	545.9	275.4	—	70	—	—	—	—	45	4.5
W ₁₁ -10	424.5	214.5	50.3	—	—	—	—	—	35	8.0
W ₁₁ -9	〃	193.1	55.0	—	—	—	—	—	〃	8.3
W ₁₁ -8	〃	171.6	55.2	—	—	—	—	—	〃	8.1
W ₁₁ -7	〃	150.2	60.0	—	—	—	—	—	〃	7.7
W ₁₁ -6	〃	128.7	63.0	—	—	—	—	—	〃	6.8
W ₁₁ -5	〃	107.3	65.0	—	—	—	—	—	〃	7.3

4. 研究結果及びその考察

4.1 各種水ガラス系薬液の強度

4.1.1 ホモゲル強度とサンドゲル強度との関係

ホモゲル及びサンドゲルの一軸圧縮試験の結果を図-1に示した。この結果から、従来から使用されている水ガラス系薬液のうち、無機系硬化剤を用いたものが(W₄)最も強度が小さく、有機系硬化剤を用いたもの(W₁)はこれよりは大きいことが判る。また、新しい水ガラス系薬液(W₁₁及びW₁₂)はいずれも大きな強度を示している。グリオキザールを用いた新しい水ガラス系薬液が高い強度を示すのは、高アルカリ中でグリオキザールがカンニツァロ反応(Cannizzaro-

Reaction) により、除々にアルコールと有機酸に変化し、この有機酸が水ガラスとゆっくり反応するために強固なゲルが生成するためと考えられる。また、この結果からホモゲルの強度とサンドゲルの強度は良い相関を示し、サンドゲルの強度は、ホモゲルの強度の約6~16倍になっており、ほぼ直線関係($y=3.8x+2.2$)を示している。

4.1.2 水ガラス濃度及びケイ酸の利用率と強度との関係

ホモゲル及びサンドゲルの強度とケイ酸の利用率、強度度と利用されているケイ酸の濃

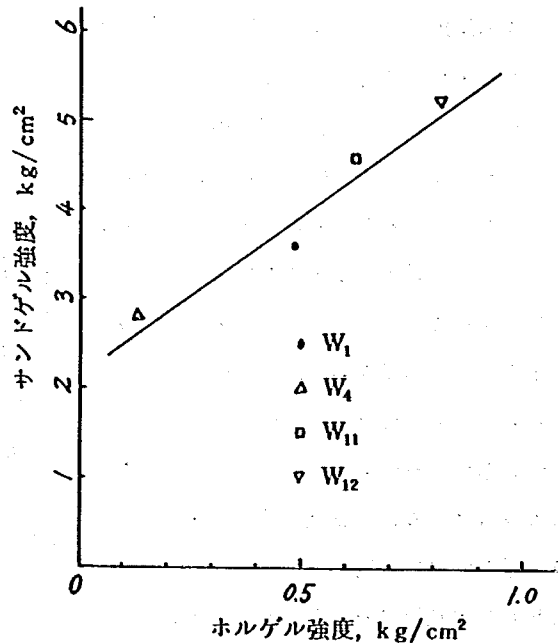


図-1 ホモゲル及びサンドゲルの一軸圧縮強度

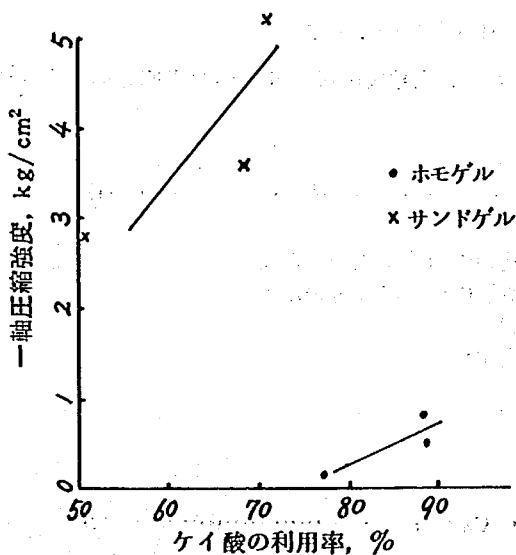


図-2 ケイ酸の利用率と強度

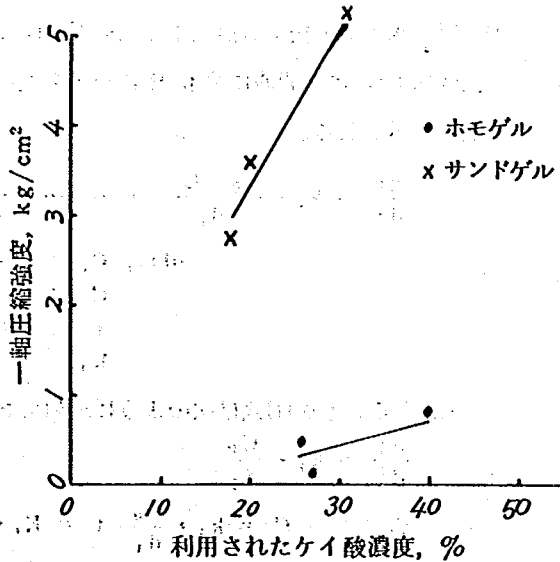


図-3 利用されているケイ酸の濃度と強度

度との関係を図-2および3に示した。水ガラスがゲル化した場合すべてのケイ酸がゲル化するとはかぎらず、硬化剤の種類によってゲル化に利用されるケイ酸の濃度が異なると考えられる。図-2及び3の結果から、ゲルの強度はケイ酸の利用率、すなわち利用されているケイ酸の濃度に大きく依存していることが明らかにされた。

4.1.3 グリオキザールの量と強度の関係

グリオキザールを硬化剤に用いた場合、ゲルが高い強度を示すことが明らかにされているが、グリオキザールの量と強度との関係を求め、図-4の結果を得た。水ガラスのアルカリに当量のグリオキザールの量を順次減じて行った場合、当量の約6割ぐらいのときに最強の強度を示すことが明らかにされた。

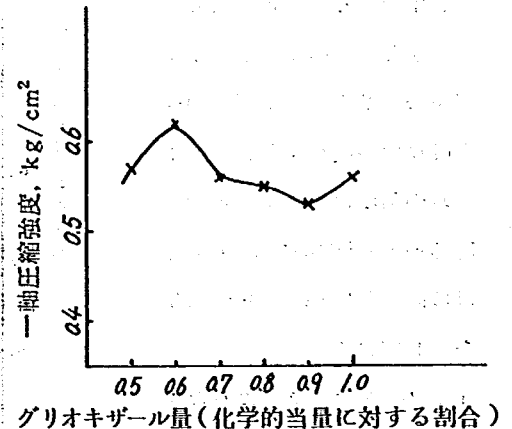


図-4 グリオキザールの量とホモゲルの強度

4.2 水ガラス系薬液の固結物からの溶出

水ガラス系薬液の固結物の強度の大小は、水ガラス中のゲル化に利用されるケイ酸の濃度に大きく依存することが明らかにされ、強度の高い固結物はより密なゲル構造をもち、溶出成分の溶出が遅いとも考えられ、水ガラス系薬液の強度と溶出成分の溶出速度との関係を明らかにするための実験を実施した。

4.2.1 固結物からの溶出成分の溶出速度に関する仮説

固結物中の溶出成分の溶出に関して、速度論的に次の二つの仮説が立てられる。

(1) 固結物表面に接する溶液中の拡散層 (d_1) が律速している場合

拡散層 (d_1) は時間的に変化せず一定であるから、固結物の浸漬液中の溶出成分の濃度変化は次式で示される。

$$\frac{dc}{dt} = k_1 \cdot \frac{C_0 - C}{d_1} \quad \dots\dots\dots (1)$$

但し、 C_0 : 固結物中の溶出成分の濃度
 C : 浸漬液中の溶出成分の濃度
 t : 時間
 k_1 : 比例定数

$C_0 \gg C$ のとき (1) 式は次のように近似できる

$$\begin{aligned} \frac{dc}{dt} &= k_1 \cdot \frac{C_0}{d_1} \\ \therefore C &= k_1 \cdot \frac{C_0}{d_1} t = K_1 \cdot C_0 \cdot t \quad \dots\dots\dots (2) \end{aligned}$$

(2) 固結物の溶出成分が溶出してしまった層 (d_2) が拡散層となって律速している場合

拡散層 (d_2) 自体が時間的に変化するため、浸漬液中の溶出成分の濃度変化は次式で示される。

$$\frac{dc}{dt} = k_2 \cdot \frac{C_0 - C}{d_2} = k_2 \cdot \frac{C_0 - C}{C/a} \dots\dots\dots (3)$$

但し、 C_0 : 固結物中の溶出成分の濃度
 C : 浸漬液中の溶出成分の濃度
 t : 時間
 k_2 : 比例定数
 a : 固結物の単位厚さ(d)当りの溶出成分が
 溶出したときの浸漬液(容量 V)中の溶出成分の濃度

$C_0 \gg C$ のとき、(3)式は次のように近似できる

$$\frac{dc}{dt} = k_2 \cdot \frac{C_0}{C/a} = k_2 \cdot a \cdot \frac{C_0}{C} = k_2 \cdot \frac{ad \cdot C_0}{V} \cdot \frac{C_0}{C}$$

$$\therefore C = \sqrt{2k_2 \cdot \frac{ad}{V}} \cdot C_0 \cdot \sqrt{t} = K_2 \cdot C_0 \cdot \sqrt{t} \dots\dots\dots (4)$$

4.2.2 各種溶出成分の溶出速度

無機系溶出成分の溶出速度を測定するために電気伝導度を、有機系溶出成分の溶出速度を測定するために全有機炭素(TOC)を測定した。浸漬中のこれら溶出成分の濃度変化として、図-5および6の結果が得られた。また、ゲルを構成する成分であるケイ酸の濃度変化及びpHの変化を図-7および8に示した。

(I) 無機系溶出成分および有機系溶出成分の溶出速度

図-5および6に示す浸漬液中の濃度変化は、その初期においては(2)式に、後になって(3)式に従って変化することが明らかにされた。この結果から、速度定数 K_1 および K_2 を求めると表-2および3の結果が得られた。これらの結果から、水ガラス系薬液の固結物からの溶出成分の溶出速度に関して次の事が明らかにされた。

i) 無機系溶出成分も有機系溶出成分も、浸漬した直後から10~20分間は(3)式にしたがう溶出挙動を示し、次いで(4)式にしたがって溶出する。

ii) 初期の溶出速度の定数(K_1)は、無機系溶出成分も有機系溶出成分もほぼ同じ値を示し、ホモゲルでは $2 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-4}$ を示し、全ホモゲルの平均は 2.5×10^{-4} になっている。サンドゲルでは $3 \times 10^{-5} \sim 6 \times 10^{-5}$ を示し、全サンドゲルの平均は 4.5×10^{-5} で、サンドゲルはホモゲルの約5分の1になっている。

iii) 初期の溶出が終わってからの(4)式にしたがう溶出の速度定数(K_2)は、 K_1 と同様に無機系溶出成分も有機系溶出成分もほぼ同じ値を示し、ホモゲルでは $7 \times 10^{-4} \sim 9 \times 10^{-4}$ で、ホモゲルの平均は 8.1×10^{-4} となり、サンドゲルでは $2 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-4}$ で、全サンドゲルの平均は 2.2×10^{-4} となり、サンドゲルはホモゲルの約4分の1になっている。

iv) 初期の速度定数 K_1 および後の速度定数 K_2 は、水ガラス系薬液の種類によらずほぼ一定しており、薬液の強度すなわちケイ酸の利用率(利用されているケイ酸の濃度)とはほとんど関係ないと思われる。ゲル構造については不明な点が多いが、利用されているケイ酸の濃度が高いほど緻密になっていると想像されるが、この程度の差では溶出成分の溶出に対して

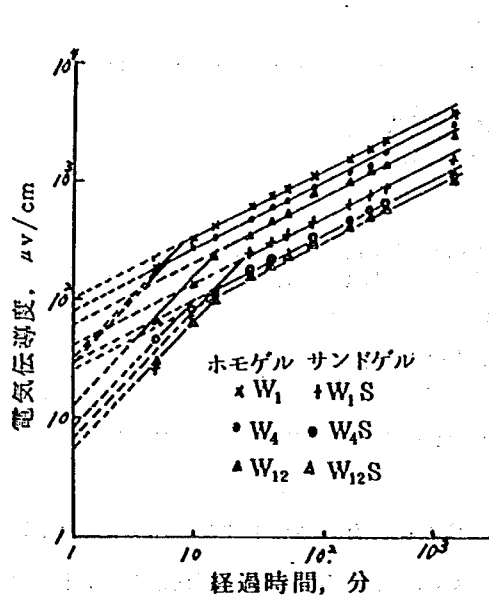


図-5 無機系溶出成分の濃度
(電気伝導度)の時間変化

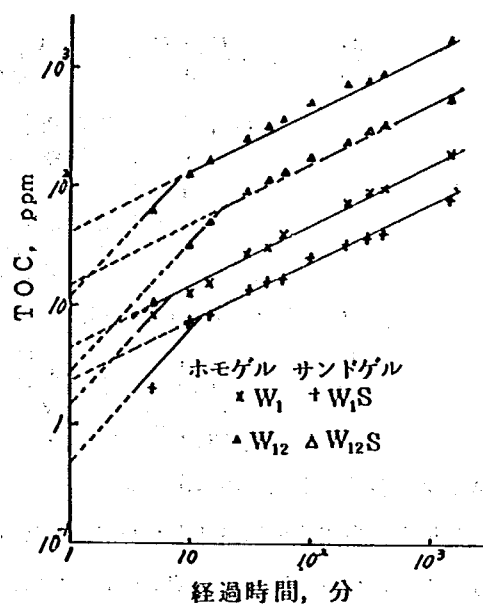


図-6 有機系溶出成分の濃度
(全有機炭素)の時間変化

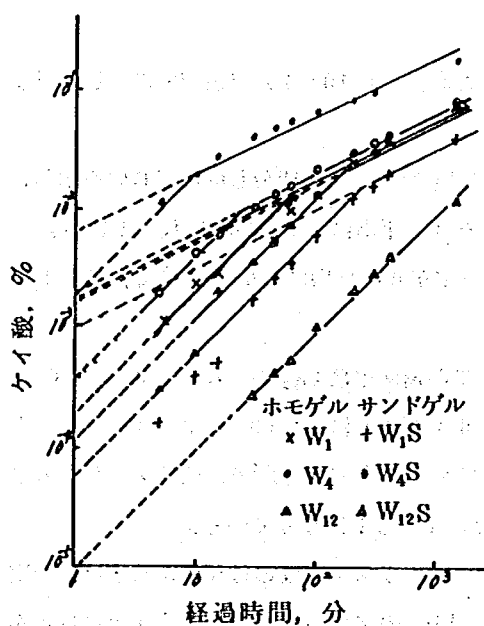


図-7 ケイ酸の濃度の時間変化

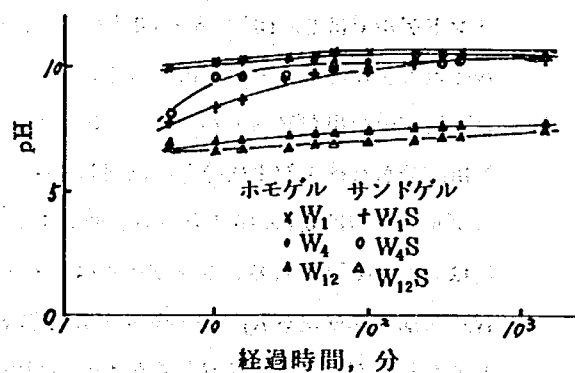


図-8 pHの時間変化

表-2 無機系溶出成分の溶出速度定数

種 類	W_4	W_4-S	W_1	W_1-S	W_{12}	$W_{12}-S$
C_0	9.3×10^4	1.6×10^5	1.4×10^5	2.0×10^5	7.7×10^4	1.3×10^5
C_1	3.0×10^1	8.5	3.2×10^1	7.0	1.3×10^1	6.0
$K_1[C_1/C_0]$	3.2×10^{-4}	5.3×10^{-5}	2.3×10^{-4}	3.5×10^{-5}	1.7×10^{-4}	4.6×10^{-5}
C_2	8.0×10^1	3.0×10^1	1.0×10^2	4.3×10^1	6.3×10^1	2.7×10^1
$K_2[C_2/C_0]$	8.6×10^{-4}	1.9×10^{-4}	7.1×10^{-4}	2.2×10^{-4}	8.2×10^{-4}	2.1×10^{-4}

表-3 有機系溶出成分の溶出速度定数

種 類	W_1	W_1-S	W_{12}	$W_{12}-S$
C_0	5.2×10^3	8.7×10^3	5.3×10^4	8.8×10^4
C_1	1.5	5.0×10^{-1}	1.2×10^1	3.0
$K_1[C_1/C_0]$	2.9×10^{-4}	5.7×10^{-5}	4.2×10^{-4}	3.4×10^{-5}
C_2	4.5	2.5	4.2×10^0	1.5×10^0
$K_2[C_2/C_0]$	8.7×10^{-4}	2.9×10^{-4}	7.9×10^{-4}	1.7×10^{-4}

はほとんど影響ないと考えられる。

(2) ケイ酸の溶出速度

表-4 ケイ酸の溶出速度定数

図-7に示す浸漬液中のケイ酸の濃度変化は薬液の種類によって異り、 W_4 では無機系溶出成分及び有機系溶出成分と同様に、浸漬後10~20分は(3)式に、それ以後は(4)式にしたがって溶出しているのに対して、 W_{12} では、浸漬後可成りの時間を経てもなお(3)式にしたがう濃度変化を示している。これは、 W_4 ではケイ酸の利用率が小さく、最初からフリーのケイ酸が存在し、その他の溶出成分と同様の挙動を示すのに対して、 W_{12} ではゲル構造からケイ

種 類	W_4	W_4-S	W_1	W_1-S	W_{12}	$W_{12}-S$
C_0	5.9	18.9	3.0	13.3	3.7	13.3
C_1	2×10^{-3}	4×10^{-4}	2×10^{-4}	6×10^{-6}	1.2×10^{-4}	9.0×10^{-6}
$K_1[C_1/C_0]$	3.4×10^{-4}	2.1×10^{-5}	6.7×10^{-5}	4.5×10^{-6}	3.2×10^{-5}	6.7×10^{-7}
C_2	6.4×10^{-3}	2.0×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.0×10^{-3}	1.7×10^{-3}	—
$K_2[C_2/C_0]$	1.1×10^{-3}	1.1×10^{-4}	6.0×10^{-5}	7.5×10^{-5}	4.6×10^{-4}	—

酸が遊離してきて浸漬液中に溶出するためと考えられる。すなわち、ケイ酸の利用率の高い、すなわち強度の大きいゲルは、地下水等に接してケイ酸が溶出してくる速度が遅く、耐久性の点では優れていると考えられる。なお、ケイ酸の溶出速度定数を表-4に示した。

4.2.3 浸漬液のpH変化

図-8に示すように、浸漬液のpH変化は、従来の水ガラス系薬液である W_1 および W_4 は浸漬後数分~30分ではほぼ一定のアルカリ性を示すのに対して、新しい高強度用水ガラスはほぼ一定のpH7を示し、全くアルカリ負荷を与えていない。

4.3 研究結果のまとめ

新しい水ガラス系薬液は、高強度であるだけにゲル構造も緻密で、溶出成分の溶出が遅くなると予想したが、予想に反して溶出成分は従来の薬液と全く同様の速度で溶出することが明らかにされた。しかし、ケイ酸の溶出速度は極めて遅く、ゲルの耐久性は従来の水ガラス系薬液より優れていることが明らかにされた。

3. 基礎工法の開発に関する調査

基礎研究室 室長 塩井幸武
主任研究員 浅沼秀弥
千野啓次

1. まえがき

下水道処理施設は、埋立地や低湿な軟弱地盤上に立地することが多く、他の土木構造物に比較して規模が大きい。一般に下水道は自然流下式であるため、その終末に位置する処理施設の底面は地表面よりかなり低いので、これらの下水道処理施設の建設にあたっては、軟弱地盤を広くかつ深く掘削することにもなう土留めや仮締切に多くの問題が生じる。

砂質地盤における土留めや仮締切に際し、地下水位が高いかあるいは被圧地下水のある場合、しばしばクイックサンド現象と呼ばれる噴砂現象が生じるが、昭和 52・53 年度は、このクイックサンド現象に関する模型実験を行ない、その予測を適確に把握する安全率の算定法を提案した。今年度は、粘性地盤における土留めや仮締切に際し、掘削の進行にともなって矢板背面の粘性土が掘削面側に廻り込むヒービング現象のメカニズムを明らかにする目的で模型実験を実施した。

2. 実験装置

実験には図-1に示すような長さ 2.4 m、幅 1.2 m の実験土槽に、矢板模型として回転変位が可能な剛性板を取付けたものを用いた。矢板模型は 3 本の切ばりで支え、切ばりに取付けられた伸縮装置により強制的に回転変位を与えるようにした。地盤は土槽内に同一レベルになるように造成し、掘削の進行をシミュレートするには、載荷槽内側に水密用のビニールシートを張りこの中に水を注入して水重による載荷を行った。

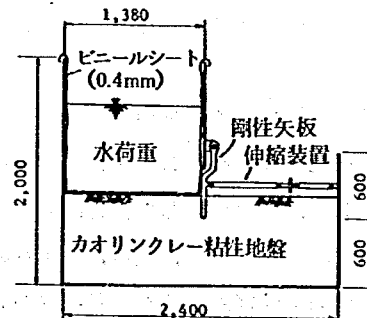


図-1 実験装置

模型地盤作成の材料としては種々のものが考えられるが、ここでは大型の実験を遂行する関係上、取扱いの容易なカオリンクレ-を用いることとした。カオリンクレ-の物理的性質を表-1に示すが、この粘土は練り混ぜ、

表-1 カオリンクレ-の物理的性質

比 重 G	液性限界 WL	塑性限界 Wp	塑性指数 Ip	単位体積重量 (gf/cm ³)		
				W=34.5%	W=40%	W=45%
2.71	46.6	27.3	19.3	1.74	1.79	1.73

含水量の調節など取扱いが容易な反面、含水量により粘性が大きく変化するという欠点を有している。図-2はカオリンクレ-の含水量と粘着力の関係を表わしたものであるが、実験に使用した約 40%~45%の範囲の含水量においても粘着力は相当変化している。実験地盤の粘着力は、簡易ペーンせん断

試験器により原位置で計測したが、ペーン試験器により計測した粘着力と室内の一軸圧縮試験から得られた q_u の $1/2$ の値とは良い一致を示した。

載荷重の漸増（掘削の進行を意味する）により生じる模型地盤内の変位を計測するために $15 \times 15 \times 1,200 \text{ mm}$ の木材の両端にスポンジを取付けた「標点棒」を作り、これを地盤中に設置し地盤の動きを目視できるようにするとともに、壁面の影響の軽減、地盤内の不規則な動きの平均化を図った。

地盤の隆起は、模型地盤上に $50 \times 50 \times 5 \text{ mm}$ の板片を載せ、この板片の変位量をダイヤルゲージで計測した。

実施した実験のケースを表-2に示す。実験では矢板の可撓性を剛性板の回転変位により表わすこととし、1荷重段階（10 cm の水頭載荷をいう）毎に載荷による地盤変位が終了するのを待って計測を行ない、その後、切ばりの伸縮装置により剛性矢板に $0, 0.00954 \text{ rad}$ （1ピッチ）、 0.01908 rad （2ピッチ）となるような回転を与え、この強制変位による地盤変位が終了するのを確認して再び計測を行なった後、次の10 cm の水頭載荷を行なうという方法をとった。

3. 載荷による地盤内の変位

掘削の進行を表わす1荷重段階毎の標点棒の動きをプロットした図より作成した流線図の一例を図-3に示す。この図に見られるように、流線はいずれのケースについても矢板の前後面でほぼ対称でかつ各流線がおおむね平行な曲線から成ることがわかった。

1荷重段階毎の地盤の変位量は、各ケース毎にほぼ一定で、

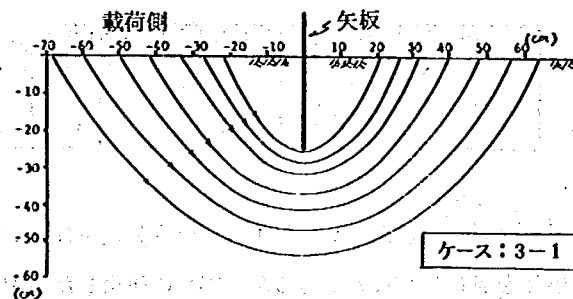


図-3 地盤内変位の流線図

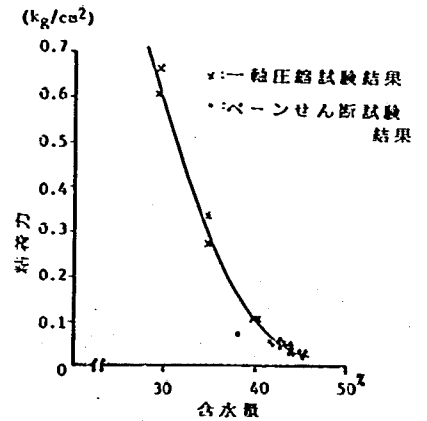


図-2 カオリンクレーの粘着力

表-2 実験ケース

ケース	矢板 回転変位 (rad)	水頭 高さ (cm)	粘着力 (kg/cm²)	最大 変位 (cm)
1-1	0	42.9	0.49	80
1-2	1	42.7	0.54	80
1-2'	1	39.0	0.72	80
1-3	2	43.8	0.54	80
2-1	0	41.9	0.60	110
2-2	1	43.3	0.59	100
2-3	2	40.7	0.59	100
3-1	0	42.9	0.61	110
3-1'	0	43.4	0.35	80
3-2	1	41.6	0.64	110
3-2'	1	43.4	0.34	80
3-3	2	44.5	0.66	100

(*) 1ピッチ: $0.00954 \text{ rad/stage}$

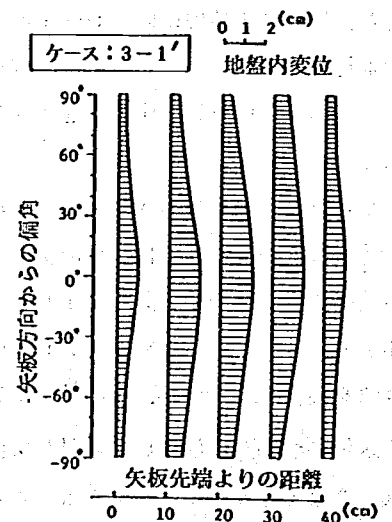


図-4 1荷重段階の地盤変位量

後に述べる掘削側地盤の隆起量と同様に载荷重とおおむね線形の関係にあるようである。図-4は1つの流線に沿う各点での変位量を図示したものであるが、一般に粘性が低い間は矢板先端の延長線上で変位量が最大になるようである。図-5は同じ根入れ長で地盤の粘性が高い場合の同様の変位量を表わしたものである。地盤内変位量の最大値(以下最大変位量という)は矢板先端より10cm下方を通る流線上に生じているが、さらに10cm下方の流線上では矢板と地盤面の交点を原点とし矢板方向から測った偏角が、 $\pm 30^\circ \sim 50^\circ$ の付近に最大値が生じ、矢板の延長線上では逆に小さな値となっている。これは地盤内に局部的なすべり面が生じ、この面より上方では変位が荷重の増加とともに進行するのに、下方では変位速度が低下するためと思われる。この場合のすべり線は矢板先端より10cm~20cmの間の流線に発生していると考えられるが、建築学会の規準によりこの場合の円弧すべりの検討を行なった結果では、最小安全率を与える円弧は矢板先端より10cmの位置に生じ、安全率は3.06であった。

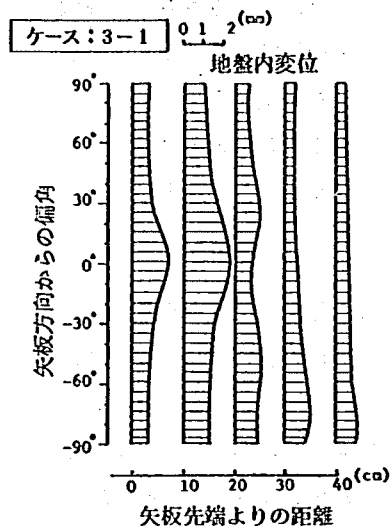


図-5 1 荷重段階毎の地盤変位量

4. 矢板根入れ深さの影響

図-6は矢板が回転しない場合の根入れ深さと最大変位を生じる流線を描いたものである。この場合、各ケースの粘着力が同一でないため厳密な比較とはなり得ないが、根入れ深さによらず最大変位を生じる流線は、おおむね矢板先端から同じ距離の位置を通り、また線形もほぼ同一となるようである。1 荷重段階毎の最大変位量と根入れ深さの関係を図示すると図-7のようになり、根入れ深さがヒーピングを抑制する効果は非常に大きいと推察される。

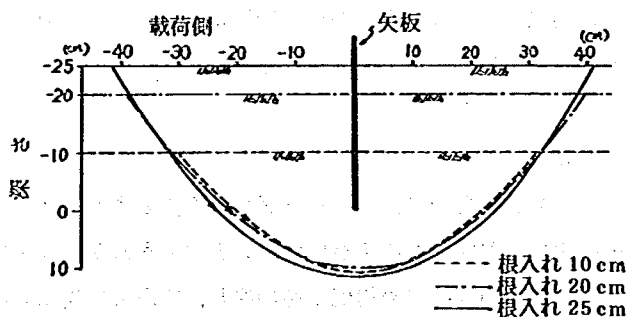


図-6 根入れ深さと最大変位を生じる流線

5. 矢板の剛性の影響

図-8は矢板の剛性を表わす回転変位量と最大変位を生じる流線の関係を示す。各ケースの粘着力はほぼ同一であり、矢板の回転変位が大きいほど、流線は浅い凸面となり、最大変位を生じる流線がしだいに矢板先端に近づくことがわかる。

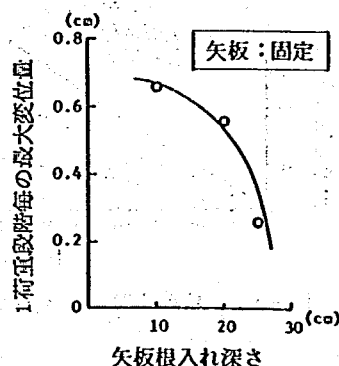


図-7 根入れ深さと最大変位量

図-9は1荷重段階毎の最大変位量と矢板剛性との関係を図示したものであり、剛性を増す(矢板の回転変位が小)ことにより、かなりの地盤内変位を抑えることが可能であることを示している。

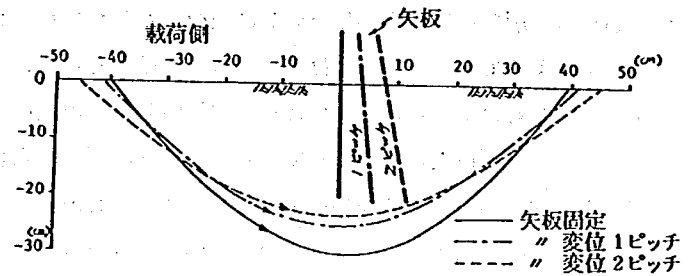


図-8 矢板の剛性と最大変位を生じる流線

6. 地盤の粘性の影響

今回の実験にあたっては、カオリンクレーの含水比を約40%~45%の範囲で実施したが、粘性がヒーピングに及ぼす影響は非常に大きく、粘性が高くなると急激に地盤変位が小さくなった。図-10は地盤の粘着力と1荷重段階毎の最大変位量をプロットしたもので、この状況が良く理解される。

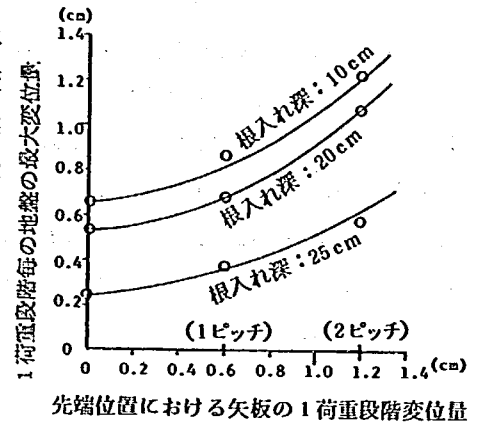


図-9 矢板剛性と最大変位量

7. 掘削側地盤の隆起量

計測された地盤の隆起量と載荷重の関係は、図-11に示すように矢板の剛性にかかわらずほぼ線形関係にあり、また、当然のことながら、矢板の剛性が低い(矢板の回転角が大きい)ほど、隆起量は大きくなる。

あとがき

今回の実験を通じ、ヒーピング現象を支配する各要因とその定性的な性質を明らかにすることができたが、今後はさらに定量的な検討や相似則を加味し、実際の現場におけるヒーピングをより正しく予測する手法を開発したい。

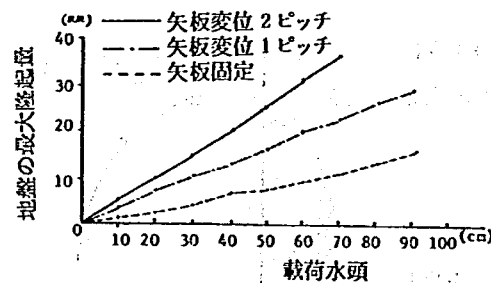


図-11 載荷水頭と地盤最大隆起量

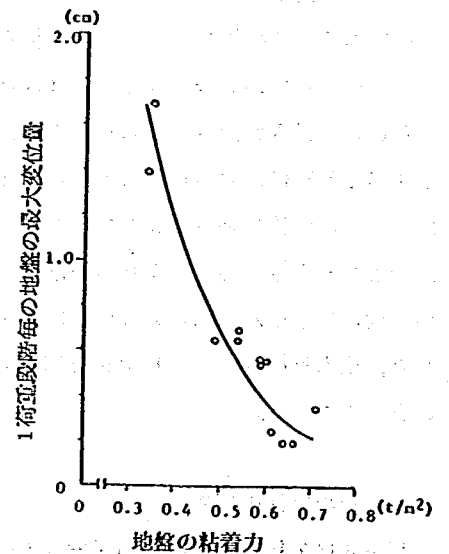


図-10 粘着力と地盤の最大変位量

参考文献: 「ヒーピングに関する実験的研究(その1)(その2)」金谷, 宮崎, 森脇 日本建築学会大会学術講演梗概集 1975, 1976

昭和54年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386-5878
土研資料第1603号
昭和55年 8月
下水道部

キーワード：下水道計画，雨天時汚濁流出，下水処理，三次処理，再利用，汚泥処理，汚泥処分，水質汚濁，水質分析

要 旨

昭和54年度に土木研究所下水道部に所属する研究室が実施した調査研究成果の概要及び下水道部に所属しない他部の研究室が下水道事業調査費により実施した調査研究成果の概要を集録したものである。



郵便はがき

20円切手
をはいて
下さい

3 0 5 - □ □

茨城県筑波郡豊里町大字旭一番地

建設省土木研究所

下水道部 御中

No. _____

配布先氏名

配布先住所



No. _____



年 月 日

土木研究所資料第 1603 号 部

上記のとおり受領しました。

所 属 (住所)

氏 名

印

