

I S S N 0386—5878

土木研究所資料第1858号

昭和56年度
下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和57年 8 月

建設省土木研究所

Copyright © 1982 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

この報告書は、昭和56年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査、研究の成果をすべて集約してまとめたものである。

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大部分を占めているが、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、また河川事業調査費などによって実施されている。

昭和56年度における新規課題は、①薬液注入工法の設計法に関する調査、②下水汚泥の海域埋立処分に関する調査、③河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究等いずれも極めて必要性の高いものばかりで、その成果が期待されている。

一方終了課題は、①合流式下水道の改良に関する調査、②基礎工法の開発に関する調査、③溶解性有機物の除去に関する調査、④高度処理汚泥中の有機資源の回収に関する調査、⑤下水道への工場排水等への受入れに伴う監視手法と生物分解性に関する調査、⑥分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究、⑦重金属含有汚泥の処理処分に関する調査等多くの課題について一応の結論をまとめ、それぞれの成果を収めたところである。また、継続課題のなかでも十分にその成果を活用できるものもある。

今後共、土木研究所で実施している調査研究の成果が下水道事業推進に広く積極的に活用されることを願う次第である。

最後に、この調査、研究に関係された各位に深く感謝する。

下水道部長 福 井 経 一

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. 重金属含有汚泥の処理処分に関する研究 (汚泥研究室) 13
4. 河床付着生物群による浄化作用の研究 (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. 観光地における下水処理に関する研究 (下水道研究室) 25
2. 河床付着微生物等による都市河川の
水質浄化工法に関する研究 (都市河川研究室) 49

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) 55
2. 臭気と脱臭方法に関する研究(I) (下水道研究室) 63
3. 小規模処理場の処理特性に関する調査 (下水道研究室) 69
4. 下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する調査 (三次処理研究室) 79
5. リンの除去に関する調査 (三次処理研究室) 91
6. 窒素の除去に関する調査 (三次処理研究室) 105
7. 浮遊性有機物の除去に関する調査 (三次処理研究室) 121
8. 溶解性有機物の除去に関する調査 (三次処理研究室) 133
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) 141
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) 149
11. 下水汚泥の海洋還元に関する調査 (汚泥研究室) 155
12. 下水汚泥の海域埋立処分に関する調査 (汚泥研究室) 161
13. 汚泥性状の改善に関する調査 (汚泥研究室) 167
14. 閉鎖性水域における栄養塩類負荷削減の効果評価に関する調査 (水質研究室) 173
15. 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) 179
16. 下水道への工場廃水等の受け入れに伴う
監視手法と生物分解性に関する調査 (水質研究室) 187

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査 (水質研究室) 193
2. 河川水質分析精度の評価に関する調査 (水質研究室) 199

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 (水質研究室) 205

Ⅵ 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道管路施設の耐震性に関する調査	(耐震研究室).....	211
2. 低地排水計画手法に関する調査	(総合治水研究室).....	217
3. 基礎工法の開発に関する調査	(基礎研究室).....	223
4. 臭気と脱臭方法に関する調査(2)	(化学研究室).....	229
5. 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査	(緑化研究室).....	235
6. 薬液注入工法の設計法に関する研究	(施工研究室).....	243

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 室 長 星隅保夫

主任研究員 弓倉純一

主任研究員 中村栄一

加藤善明

1. まえがき

公共用水域の水質を保全するために工場事業場からの排出水の規制や下水道の整備がなされてきたところである。この結果、公共用水域への流出負荷量は大幅に削減され公共用水域の水質は大幅に改善されることとなった。このような状況のもとで、さらに高度に公共用水域の水質保全を図る場合には、今まで小さな汚濁源であると考え検討を加えていなかった種々の汚濁源（農業排水、分流式下水道の雨水など）について、まずその実態を明らかにすることが必要となる。

本文では、分流式下水道の雨水の保有する汚濁負荷が公共用水域にどのような影響を与えるかということを知るため、各種汚濁ポテンシャルの測定、雨水流出に関するモデルの作成について調査を実施した。

本調査は、昭和53年度より開始したもので本年度が最終年度となっている。

2. 昭和55年度までの調査成果

2.1. 大気の汚濁ポテンシャル

大気の汚濁ポテンシャルについては、雨天時の汚濁ポテンシャルと晴天時の汚濁ポテンシャルの2種を定める。

(1) 雨天時汚濁ポテンシャル

大気中に発生した雨は地表に降下する際に大気中の汚濁物質を取り込む。このことにより雨水は汚濁されることになる（地表に到達する間の汚濁を降下汚濁という）。降下汚濁については、一定降雨量毎に雨水をサンプリングしその水質分析を行うことにより、調査を行った。降雨5mmの時点でも、BOD、CODともに1mg/lを越えている例がかなり見られた。これを1回の降雨で積算すると次のポテンシャルが得られる。

BOD: 10～70 g/ha, COD_{MN}: 20～100 g/ha

(2) 晴天時汚濁ポテンシャル

晴天時に大気から地表面への負荷供給の形として降下ばいじんがある。降下ばいじんの汚濁ポテンシャルとしては1,200 g/ha/日程度となっていた。

2.2. 地表面の汚濁ポテンシャル

地表面は各種の工種によって構成されているので、工種毎に汚濁ポテンシャルを求めた。屋根に堆積し得る残存負荷量（BOD）の上限として300～700 g/ha が得られた。路面の残存負荷量は、屋

根の残存負荷量に比較してかなり高くBODでみると、18日間無降雨で8000g/ha、70日間無降雨で11,000g/haという高い値が得られている。なお路面の残存負荷量は周囲の土地利用形態にかなり左右される特色を示した。

3. 昭和56年度の調査結果

3.1. 分流式雨水の実態調査

分流式下水道雨水管きⅠ内下水（以下「分流式雨水」という）について実態調査を実施した。

測定地点の排水区域は、旧市街地に工場と民家が立ち並んでいる密集地で排水面積は9.72haである。

調査結果を表1に示す。本調査対象は比較的汚濁の高いことを示すことが予想されたが調査結果はそのことをよく示している。SSの値が高いことは当然としてBODでも4.1~21mg/lの値を示している。雨水管きⅠは水濁法上では公共用水域であり、河川とみなすことができる。河川的环境基準は1~10mg/lの幅で6種類あるわけであるが、もし、これを1つの目安にすると都市域の分流式雨水はC類型（BOD 5mg/l）以下の水質となる。

表1 分流式雨水水質調査結果

項目	N	1	2	3	4	5	6
SS		138	54	26	44	128	38
COD		14	8.8	21	5.0	17	12
BOD		7.3	4.8	21	4.1	14	14
降雨量		17.0	9.0	8.0	29.0	23.3	7.0

注) 1. SS, COD, BODは流量荷重平均水質で単位はmg/lである。
2. 降雨量は採水時間内のもので単位はmmである。

さらにCODについてしてみると5.0mg/l~21mg/lの値を示しているが、このことは河川を經由して到達する滞留時間の長い湖沼や海域に対して検討の余地が残されていることを示している。

環境基準の達成状況の判定の際に用いられるBOD、CODについては前述のように分流式雨水は一般的な排水基準に比較して低い値を示しているが、その水量が一般に大きいことを考えると負荷量としては必ずしも無視できない場合もあり得る。

3.2. 雨水流出特性に関する調査

雨水流出水によるBOD、COD負荷流出量については合流式下水道の場合と同様に次式で表わされ、流出水量と流出負荷量の関係はループ特性を有している¹⁾

$$L_s + L_r = C \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c) + K \cdot P_r \cdot (\gamma_e - \gamma_c) \cdot A \cdot 1/36$$

ここで

L_s : 管きⅠ系内からの流出負荷量 (g/sec) P_r : 路面等残存負荷量 (Kg/ha)

L_r : 管きⅠ系外からの流出負荷量 (g/sec) Q : 流量 (m^3/sec)

P_s : 管きⅠ内残存負荷量 (g), γ_e : 有効降雨強度 (mm/hr), γ_c : 限界有効降雨強度 (mm/hr)

A : 排水区面積 (ha), C, K : 定数, Q_c : 限界流量 (m^3/sec)

雨水流出水によるSS負荷特性としては浸透面積率が10%程度の地域においてはループ特性はほとんどみられず図1に示すように直線的な変化を示した。

雨水流出水については浸透面積率の低い（一般に下水道普及率も高い）地域について調査がある程度行なわれているものの浸透面積率の高い地域における調査例が少ない。今回は土木研究所内の一部を対象地域として高浸透域（本文では浸透面積率の高い地域の意で用いた）の調査を実施した。

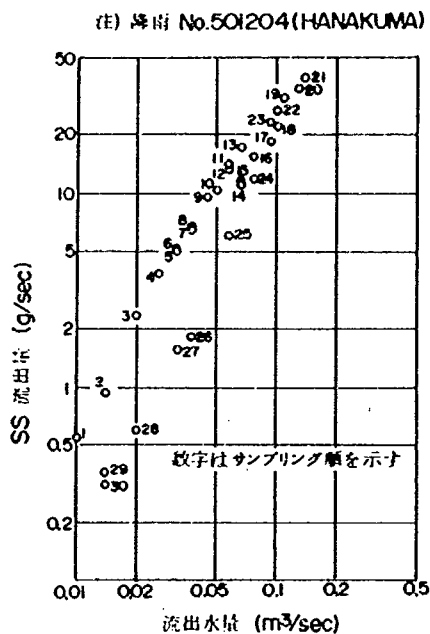


図1 SSの流出特性

調査対象地域は14.7haで浸透面積率は74%となっている。流出水量については雨水管きょ末端に水位計を設置しその水位の読みから計算した。調査結果を図2に示す。図中においては、明らかな反時計ループが形成されている。このことは、高浸透域においては、地表の湿潤が進むことによって地表のSS分が時間とともに流出しやすくなることに起因している。このことを言い換えると、SSの主成分が地表の土砂であることから、降雨が長びくと流出SS量が累積的に増大するということになる。

図3は水位測定地点に直径350mm(0.0962m²)高さ250mmの降下ばいじん採取装置を設置し、降下ばいじん量を測定したものである。高浸透域においては一般に交通量等の社会活動量が低いことから降下ばいじん量は平均300g/ha/日(最大で800g/ha/日)であり、前年度までに得られている値である都市部の1200g/ha/日と比較して4分の1の値となっている。

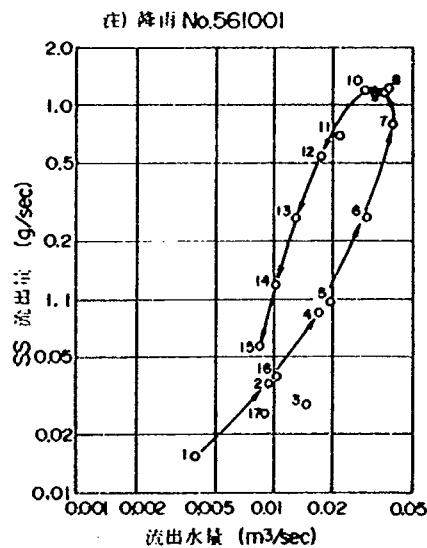


図2 SSの流出特性(高浸透域)

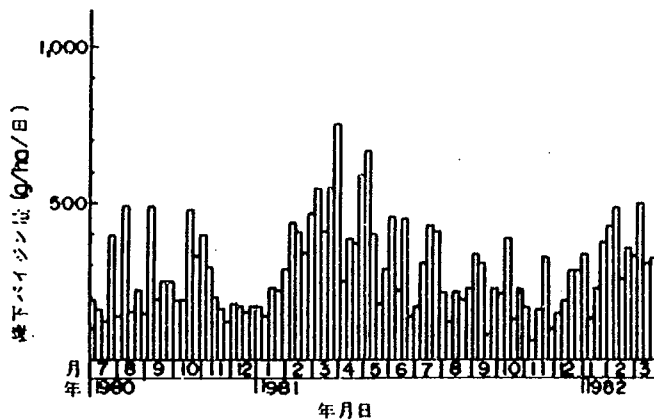


図3 降下ばいじん量調査

雨水流出水によるSS流出負荷量は次式となる。

$$L_s + L_r = C' \cdot P_s \cdot Q \cdot (Q - Q_c) + K' \cdot P_r \cdot (\gamma_e - \gamma_c) \cdot A \cdot 1/3.6$$

合流式においてSSについては管き₁系外からの汚濁流出分が多いとされているところであるが、分流式においては晴天時において雨水き₁には流れがないことが多いことから、管き₁系外からの汚濁流出の占める割合が合流式よりもさらに大きくなると考えられる。ここで P_s が小さいことが確認されれば上式の第一項を削除し、 P_r について有効降雨強度、ひと雨の累積雨量、降雨間隔を考えた実的な解析が可能となる。

3.3. 大腸菌群の分析法に関する調査

大腸菌群の分析に用いられている平板法と最確値法によって、分流式雨水を分析比較した。

大腸菌群の分析法としては、公共用水域の環境基準に関連して最確値法が、排水基準に関連して平板法が採用されている。公共用水域における水質の保全を計るために排出量の規制が行なわれているところであるが、これは平板法と最確値法が1対1の対応がある場合に合理的となる。しかし現在まで、平板法と最確値法は基本的には同一の値を示すという仮定の基にその相関についてはほとんど研究がなされていない状況であり一例として分析法の検討を行い両法について差がないとした例があるくらいである。なお大腸菌群の分析に関する基本的な考え方としては、最確値法が大腸菌群の生態に最も忠実であり真の値を示していると考えられる。

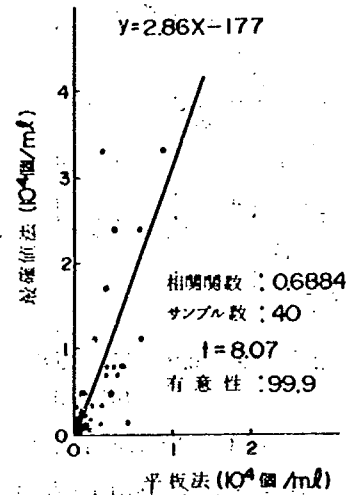


図4 大腸菌分析法の比較

調査結果を図4に示す。最確値法を y 、平板法を x とすると y は x により図中の式で表される。この式はほとんどの領域において最確値法は平板法の3倍弱の値となることを示している。大腸菌群については排水規制(排水基準を定める総理府令別表第2での値で3000個/ml)と環境基準(河川のB類型で5000 MPN/100 ml)で目的値に100倍程度の差があること、さらに分析値に1対1の相関がないこと、さらに大腸菌群が自然界で増殖することなどから、他の汚濁項目と異なり現状では排水規制の有効性については疑問が残る。

3.4. 栄養塩類に関する調査

現在、公共用水域における浄化目標である環境基準として有害物質(カドミウム、PCB等)に係るものと生活環境(BOD、PH等)に係るものの2種類が定められている。しかし近年になり新たに富栄養化に伴う各種障害が顕在化してきた。つまり富栄養化した公共用水域においては、上水源としての水質の低下や漁業被害を生じることなど利水障害を生ずる事例が見られることとなってきた。この富栄養化の原因物質としてはリン及び窒素が主なものであるとされている。このような状況下において我国最大の湖である琵琶湖を有する滋賀県では「滋賀県琵琶湖の富栄養化の防止に関する条例(昭和54年10月17日滋賀県条例37)」を制定しリン及び窒素の規制にふみきった。この規制のうち下水道に関するものとしては、終末処理場からの排水水についてリンで0.5(既設1.0)mg/L、窒素で

20mg/ℓという排水基準が定められている。

リン及び窒素については全国的に統一された分析方法がなく、各分析所においてはまちまちの分析を実施している状態である。本文ではリンについては下水試験方法の全リン、

窒素については下水試験のケルダール窒素を代表的なものであるとみなし分析法として採用した。

分流式雨水の調査結果を表2に示す。リンについては0.3mg/ℓ程度の水質を示しているが、これは米国での調査例³⁾である1.3mg/ℓよりかなり小さい結果となっている。さらにこの値は琵琶湖についての排水基準と比較しても低い値であることから、我国の分流式雨水についてはリンに関しては公共用水域に与えるインパクトは非常に小さいものと結論される。窒素については、地域による変動が大きく、米国での全窒素の調査例である2.1mg/ℓと比較して大きい値を示している例もある。しかし、琵琶湖についての排水基準値と比較すればかなり小さい値であり、窒素についても公共用水域に与えるインパクトは非常に小さいと結論される。

4. あとがき

分流式下水道雨水管きょは法律的には公共用水域であるが、その構造が地下埋設物であるという特性からその水質の特性についてはほとんど調査されていなかった。本調査では分流式雨水が必ずしも清浄なものでなく、下水の高級処理の基準（BODで20mg/ℓ）と比較した場合にそれを越える水質を示すことがあることを示した。

分流式雨水の汚濁原因を①大気中の浮遊物を雨水がとり込むこと、②晴天時に地表に降下した汚濁物質を雨天時に掃流することの2種類に分類し、その詳細について解析した。次いで雨水流出モデルを作成し、各種汚濁物質の流出予測を行った。

上記の研究を実施したわけであるが、分流式雨水の存する汚濁ポテンシャルは、地域の特性（たとえば都市化率等）に強く左右されると結論される。現時点では基本的には分流式下水道は肯定されるものであるが、もし、何らかの対策が分流式雨水に必要とされる場合には本研究成果が有力なものとなる。

表2-a 分流式雨水栄養塩類調査（KITASUMA）

降雨量	510719	511020	511110	520704	520928	521108	530113	530928	531204	540129	全 体
K-N	1.2 0.8~3.7	1.9 0.6~5.7	1.5 0.6~4.3	1.4 0.7~3.1	1.5 0.7~2.1	2.7 0.7~3.8	2.8 1.9~3.9	1.7 0.7~3.7	1.5 0.7~4.2	1.9 0.9~2.6	1.5 0.6~5.7
T-P	0.1 0.0~0.2	0.3 0.0~1.4	0.2 0.0~1.4	0.3 0.1~0.7	0.3 0.0~0.9	0.4 0.1~0.8	0.6 0.2~1.1	0.3 0.0~1.1	0.2 0.0~0.9	0.2 0.0~0.6	0.2 0.0~1.4

注）単位はmg/ℓ 上段は平均値、下段は最小最大を示す。

表2-b 分流式雨水栄養塩類調査（HANAKUMA）

降雨量	480903	481027	490121	490901	491001	500204	500406	500806	500908	501204	全 体
K-N	1.58 2.3~65.8	3.7 1.4~10.7	1.23 1.5~71.5	—	—	—	—	5.3 1.7~25.9	3.5 2.6~3.8	8.6 2.3~14.9	7.2 1.4~71.5
T-P	0.7 0.4~1.2	0.7 0.4~1.2	0.7 0.3~3.0	0.2 0.1~1.1	0.2 0.0~0.5	0.5 0.2~0.7	0.5 0.1~0.6	0.2 0.1~1.5	0.4 0.4~0.9	0.3 0.1~1.7	0.3 0.0~3.0

表2-c 分流式雨水栄養塩類調査
（MIDORIMACHI）

降雨量	490919	491015	491122	491214	全 体
K-N	0.9 0.0~3.9	3.5 1.8~11.2	0.1 0.0~0.3	0.1 0.0~0.3	0.6 0.0~11.2
T-P	0.2 0.1~0.6	0.8 0.4~1.7	0.2 0.1~0.6	0.2 0.1~0.3	0.2 0.1~1.7

引用文献

- 1) 星隈他, 分流式下水道雨水管渠の汚濁ポテンシャルに関する研究, 土木研究所資料第1709号, 昭和55年度下水道関係調査研究年次報告書集, 建設省土木研究所, 昭和56年8月
- 2) 芦立, 水質汚濁における衛生学的指標細菌について, 第12回下水道研究発表会講演集, 8-8, P 452 (1975)。
- 3) De Filippi . J. A. , et al. , "Characterstics of Separated Storm and Combined Sewer Flows." Jour. Water Poll. Control Fed. , 43, 10, 2033 (1971).

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 清水俊昭
柳山孝一

1. まえがき

近い将来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、すでに一般化しているといえる。下水の直接的再利用の用途は農業利用のほか、工業用水や家庭雑用水としての都市用水など広範囲にわたっている。これらの用途別の要求水質（クライテリア）、給水方法等については、現在多方面からの提案、検討が行われている段階であるが、処理技術の面からは、従来の二次処理水を対象として、有機物、栄養塩類の除去を目的とした、いわゆる三次処理の単純な適用だけでは不十分であり、用途に応じた処理技術の適用が必要である。さらに、三次処理施設の設置にあたっては技術面だけでなく、それらの経済性の評価も重要である。

2. 研究目的

下水処理水の再利用を行うにあたり、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、病原性微生物などの他に、下水の循環利用ともなって蓄積する無機塩類がある。これまでに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プロセスの実用性、下水中の病原性微生物の問題点把握の立場から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、ならびに三次処理プロセスでの資源エネルギーの使用量に関する検討を進めてきた。本年度は千葉県花見川処理場においてパイロットスケールでの電気透析実験を行い、その実用性を明らかにすることを目的とした。

3. 研究方法

装置のフローを図-1に示す。原水

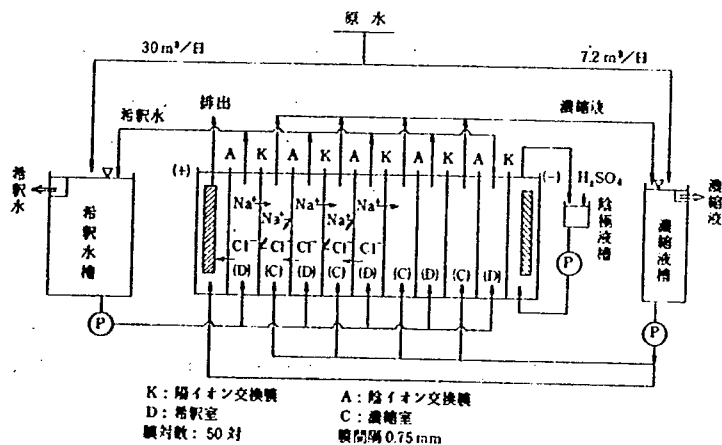


図-1 電気透析実験装置のフロー

は二次処理水を急速砂濾過 — 活性炭吸着処理したものを用い、希釈水生産量 $30\text{ m}^3/\text{日}$ 、濃縮廃液量 $7.2\text{ m}^3/\text{日}$ （水回収率 80.6% ）、極間電圧 30 V の条件で連続運転とした。なお、装置の諸元については55年度報告した通りである。

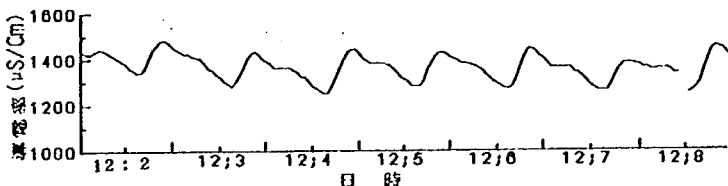


図-2 原水導電率の週間変動

4. 研究結果

4.1. 原水の無機塩類濃度

実験期間中の原水の塩類濃度は溶解性物質で平均 $768\text{ mg}/\ell$ （範囲は $848\sim 635\text{ mg}/\ell$ ）、塩素イオンで平均 $318\text{ mg}/\ell$ （範囲は $366\sim 268\text{ mg}/\ell$ ）であり、一般的な下水処理水（溶解性物質で $300\text{ mg}/\ell$ 程度）と比べるとやや高い値といえる。図-2は原水の導電率の週間変動を示したものであるが、これにより塩類濃度の増減はほぼ1日周期で繰り返しているのがわかる。ただし、濃度の変動は平均値の $\pm 10\%$ の範囲に収まっており、変動の幅は小さく、塩類濃度は極めて安定しているといえる。

4.2. 原水の濃度変動の影響

図-3に原水の塩類濃度に変動を与えた場合の結果を示す。昨年度までの結果では定電圧運転においては、原水濃度が高くなると電流を運ぶイオンが多くなるため、透析槽内の電流量が増加し脱塩量も増加するため脱塩率は一定となることが確認されている。この結果においても希釈水の脱塩率はほぼ一定であり、濃度の変動にかかわらず安定した脱塩率が得られることがわかる。濃縮液については濃度変動の影響が1時間程度遅れて現われるため、濃縮率についてはかなり変動が見られる。

原水濃度変動すれば希釈水、濃縮液の濃度も変動する。高濃度側において、希釈水では水質基準の問題、濃縮液では難溶性塩の析出によるスケールの発生の問題があるので原水の濃度変動が大きい場合十分に注意を払う必要があらう。

4.3. 脱塩率、濃縮率、電流効率

連続運転期間（56年11月26日～12月28日、57年1月4日

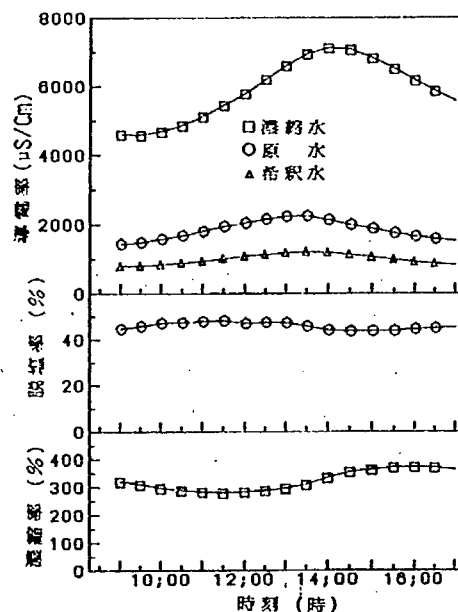


図-3 原水の濃度変動の影響

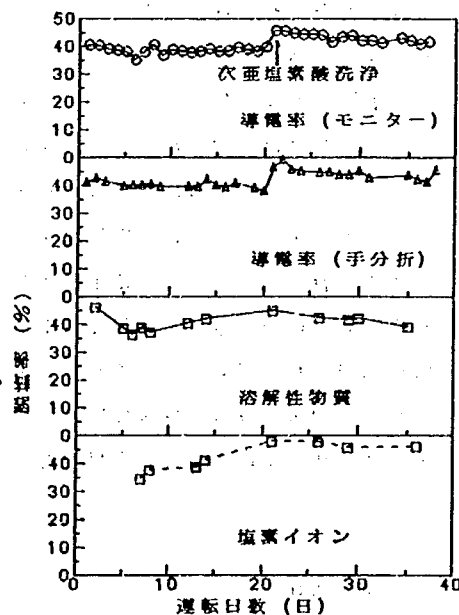


図-4 脱塩率

～1月8日、計38日間）の脱塩率、濃縮率、電流効率を図4、5、6に示す。なお、電流効率は導電率により換算した塩類の当量濃度をもとに算出している。

図4に示すように希釈水の導電率、溶解性物質、塩素イオンの平均脱塩率はいずれも40%強である。この数値は昨年度までの食塩水および合成液での脱塩率とほぼ同程度であり、脱塩率の面からは実際の下水処理水を用いた場合の特に不都合な点は認められない。脱塩率の経日変化を見ると溶解性物質および塩素イオンでは測定数が少ないため、明確なものは得られていないが、導電率についていえば21日目を除けばほんのわずかではあるが、脱塩率が徐々に低下してゆく傾向が見られた。なお、21日目に脱塩率の向上が認められるが、これはここで透析槽内のスライム付着による流量低下防止のための次亜塩素酸洗浄（詳細は後述する）を行っており、この洗浄効果によってもたらされたものと考えられる。したがって次亜塩素酸洗浄を定期的に行うならば脱塩率の低下についても問題はないといえる。実験期間中の希釈水の溶解性物質および塩素イオンの平均値はそれぞれ460mg/ℓ、183mg/ℓであり、この項目での最も厳しい提案値（溶解性物質500mg/ℓ、塩素イオン200mg/ℓ以内）を満たしている。

濃縮率（図5参照）については導電率が309%、溶解性物質が330%、塩素イオン458%と項目によって差異が見られた。

電流効率（図6参照）については運転日数の経過とともに上昇する傾向が見られた。この理由としては明確なものは得られていない。

4.4. 有機物、栄養塩類の除去率

電気透析法の有機物および栄養塩類の除去能力の検討のため、COD、アンモニア性窒素、硝酸性窒素および全リンの測定を行った。表1に結果を示す。

有機物についてはCODの除去率が4%と極めて低いことに示されるように除去は期待できない。

再利用時において有機物が問題となる場合、必ず前

処理段階で除去しておかなければならないという不利な面はあるが、反面、CODの濃縮率が120%と低く、濃縮廃液の有機物濃度は原水とそれほど変わらない。したがって濃縮廃液の処理、処分においては有機物の処理を考えないで済む場合が多いという利点がある。

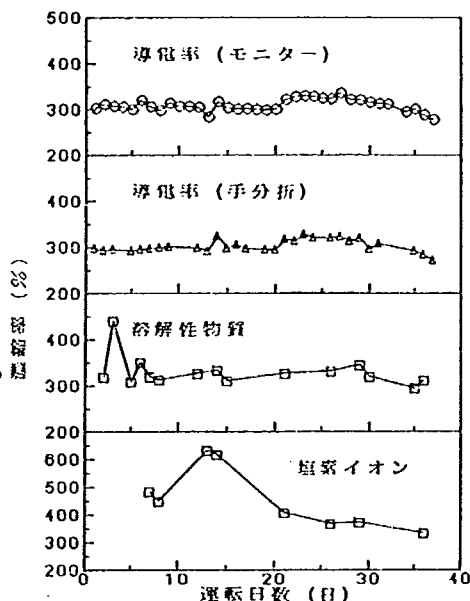


図-5 濃縮率

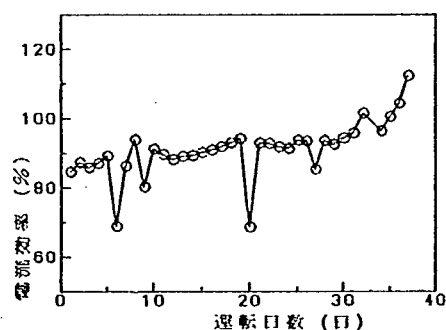


図-6 電流効率

表-1 有機物、栄養塩類の除去率

項目	原水濃度 (mg/ℓ)	希釈水濃度 (mg/ℓ)	除去率 (%)	濃縮水濃度 (mg/ℓ)	濃縮率 (%)
COD	5.1	4.9	3.9	6.1	120
全リン	5.7	4.5	28.7	12.7	227
アンモニア性窒素	12.1	4.5	62.8	52.9	437
硝酸性窒素	1.3	0.7	46.1	4.4	338

栄養塩類については全リンの除去率が脱塩率に較べてやや悪いが、アンモニア性窒素および硝酸性窒素では脱塩率と同等以上で除去されていた。下水中の栄養塩類は通常、二次処理までに無機化され、その大部分が無機塩類の形となるので脱塩率と同等の除去が期待できる。

4.5. 膜間通液速度の低下について

電気透析法では透析に要する電流はイオンの移動によって運ばれる。ここで水の輸率（イオンの選別割合）は陽イオンと陰イオンを合せて1であるが、どちらか一方だけでは0.5程度である。これに対しイオン交換膜ではどちらか一方のイオンのみが1に近い値となり、イオン交換膜の輸率が高いため、希釈室の膜面ではイオンの補給が不足がちとなる。このため水の攪拌を進め膜面に接触する水の交換を進めることでイオンの補給が不足しないようにするが、実装置においては膜と膜の間に、間隔保持機能と併せて邪魔板的効果を有するスペーサーを入れると同時に、流速を大とすることで攪拌を進めるのが一般的であり、本装置もこの方法をとっている。なお、本装置では攪拌を十分に行い得る膜間通水速度は6cm/sec以上とされている。

図-7に膜間通水速度と透析槽内の圧力損失の測定結果を示す。希釈室側の膜間通水速度は実験開始前の準備段階では最高8.2cm/secの値が得られていたが、実験開始時には6cm/sec程度しか得られず、運転日数の経過とともに、圧力損失が増加し通水速度が減少していく傾向が見られた。21日目次亜塩素酸洗浄を行った時、圧力損失、通水速度とも多少回復し、1週間程度通水速度の低下を防止し得たが、その後また通水速度が低下、38日後には2.83cm/secまで低下した。濃縮室側においても後期に急激な圧力損失の増加が認められたが、こちらはポンプの能力に余裕があったため、当初設定した流速3cm/secを実験期間中維持することが可能であった。

運転終了後、透析槽の解体を行ったが、希釈室側において写真-1に示すようにスライム状の物質が交換膜表面およびスペーサーにびっしりと付着しているのが観察された。スライム状物質は濃縮室側においても観察されたが、量的には希釈室側に較べるとかなり少

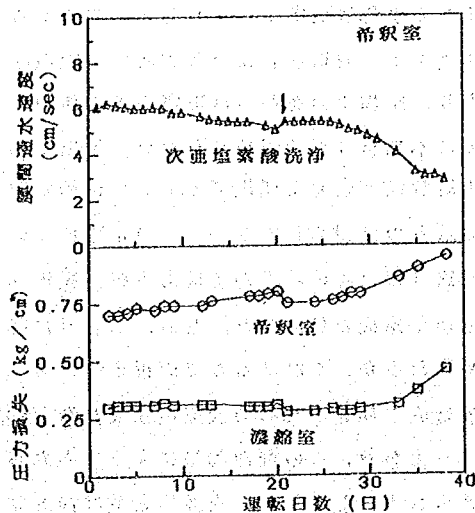


図-7 膜間通水速度と圧力損失

写真-1 透析槽の解体状況

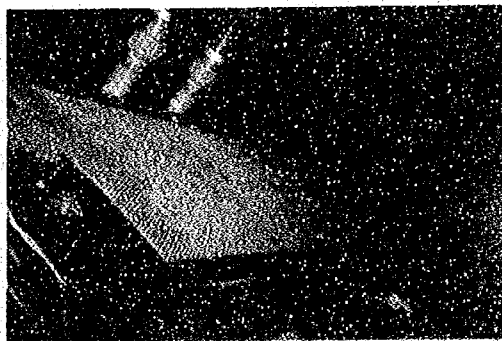
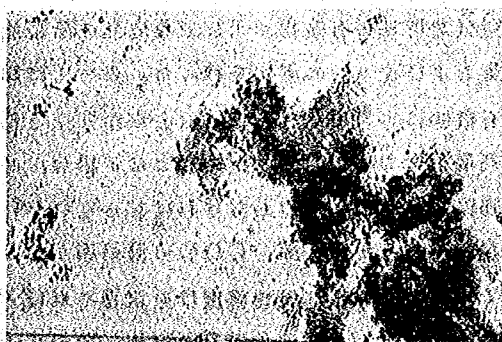


写真-2 スライムの顕微鏡写真



ないものであった。写真-2はスライム状物質の顕微鏡写真であるが、バクテリアの繁殖によるものであることがわかる。

希釈室側の圧力損失の増加・膜間通水速度の減少の原因としてはスライム状物質の発生による透析槽内の目づまりによるものが多いと考えられる。濃縮室側の圧力損失の増加も同様であろう。なお、濃縮室側では難溶解性塩の析出によるスケールの発生もその原因としてあげられるが、スケールの発生は実験期間中および解体時とも認められなかった。

4.6. 透析槽の洗浄方法

透析槽の洗浄については実験期間中の次亜塩素酸洗浄と終了時の解体洗浄を実施した。解体洗浄において、イオン交換膜表面およびスパーサーに付着したスライム状物質はスポンジタワシで軽くこするだけで簡単にはく離し、流水で洗い流すことにより完全に除去できた。解体洗浄は技術的には難しいものではないが、作業にはかなりの時間が必要であり、頻度によっては装置の稼働率にかなりの影響を与えるものと考えられるので、できるだけ実施回数を少なくするよう配慮が必要である。

次亜塩素酸洗浄は原水の供給を止め、 OCl^- として $100\text{mg}/\ell$ になるよう希釈水槽および濃縮液槽に次亜塩素酸ナトリウムを添加し、希釈室および濃縮室に1時間循環供給を行った。前述の結果に示されるように透析槽圧力損失の増加・膜間通水速度の減少はバクテリアの繁殖によるスライム発生によってもたらされている。次亜塩素酸は強力な殺菌作用を有しており、これまでの結果から次亜塩素酸洗浄がバクテリアに作用し、スライムの増殖を抑えることでは効果はあるが、その効果の持続期間は一週間程度のものであることが確認できる。また、次亜塩素酸洗浄を行った後の圧力損失、膜間通水速度の回復もそれほど大きなものではなかったことから考えると、一旦付着したスライムに対しては洗い出しの効果は少ないといえる。したがって次亜塩素酸洗浄はスライムの発生および増殖を抑える予防的な洗浄方法と考えるべきであり、定期的に実施する必要があるといえる。

次亜塩素酸洗浄は希釈水槽および濃縮液槽、あるいは原水に次亜塩素酸ナトリウム等を添加するだけのものであり、簡便かつ短時間で行える。場合によっては装置の運転（透析）を停止することなく実施することも可能と考えられるため、稼働率の面からは有利な方法といえる。しかしながら、次亜塩素酸はイオン交換膜を傷めるとされており、次亜塩素酸の注入量、洗浄時間、実施時隔およびイオン交換膜への影響など検討を要する項目が多い。

4.7. 塩類指標としての導電率の相関性

昨年度の合成液での実験において導電率は溶解性物質と極めて相関性が高く、塩類指標の測定には導電率で対応できる可能性が高いことが示された。図-8は実際の下水処理水を用いた本実験での導電率と溶解性物質、塩素イオンとの相関性を示したものである。この結果に見られるように下水処理水を用いた場合においても導電率は溶解性物質および塩素イオンと高い相関性を示す。なお、ここでの結果において、導電率と溶解性物質との相関性は希釈水、原水、濃縮液の順に高くなり、濃度が高い場合ほど相関性が高くなる傾向が見られ、導電率と塩素イオンについては逆に濃縮液、原水、希釈水の順に高くなった。この原因としては、溶解性物質の測定では同一検水量で行っており、低濃度側ほど誤差が生じやすいことに起因していると考えられる。塩素イオンについては、装置に用いられているイオン交換膜が多価イオンに対して選択性が高く、多価イオンほど通しやすい性質を有しており、

希釈水に残存するイオンは1価のイオンの占める割合が高くなり、塩素イオンの占める割合も高くなる結果相関性が高くなり、逆に濃縮液では多価イオンの割合が高くなり塩素イオンの占める割合が低下する結果、相関性も低下したと考えられる。

導電率は塩類の当量濃度と比例するが、溶解性物質あるいは塩素イオンなど重量濃度と高い相関性が得られるのは塩類組成が変化しない場合に限り得られるとされている。したがって本実験で得られた結果が全ての下水处理場に適用できるわけではないが、この処理場においては原水の濃度は変動が少なく安定しており、塩類の組成の変化は少ないと考えられる。また、希釈水、濃縮液についても相関性は高いため、導電率は塩類濃度の指標として十分用いることができるといえる。

5. まとめと今後の課題

- (1) 実験期間中の原水の塩類濃度の平均値は溶解性物質で848mg/ℓ、塩素イオンで318mg/ℓであり、一般的な下水処理水と較べるとやや高いものであった。
- (2) 本実験での脱塩率、濃縮率は合成液での結果と同程度であり、これに関しては下水処理水を用いたことによる影響は認められない。
- (3) 電気透析法では有機物の除去はできないが、栄養塩類については脱塩率と同等度の除去ができる。
- (4) 本実験では透析槽内、特に希釈室内において圧力損失の増加、膜間通水速度の低下が見られ、バクテリアの繁殖によるスライムによって生じたことが確認された。
- (5) 透析槽内のスライムは解体洗浄で完全に除去可能であったが、洗浄にかなりの時間を必要とした。次亜塩素酸洗浄は簡便な方法であり、圧力損失の増大、膜間通水速度の低下の防止には一週間程度有効である。
- (6) 下水処理水を用いた場合においても導電率は溶解性物質、塩素イオンと高い相関性を示し塩類指標として十分用いることができる。

本年度の実験期間は性能維持のための洗浄方法、維持管理費用等総合評価を行えるほどの十分なものではなかった。次年度も本実験を継続し、電気透析の総合評価を行う予定である。

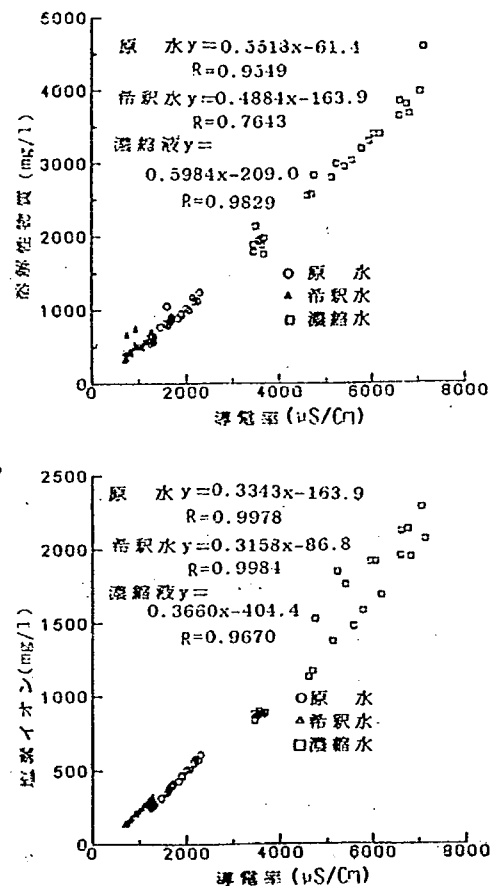


図-8 導電率の相関性

3. 重金属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

研究員 岡 沢 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82%が陸地埋立、海面埋立で処分されてきたが、埋立処分地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、植物に必要な微量元素等が多量に含まれており、緑農地に還元して肥料、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試験的に利用されている。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、汚泥の緑農地還元に関して、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56年度に引き続き野菜を用いて栽培実験を行ったが、その他に脱水助剤として汚泥に添加される石灰や、高分子凝集剤の土壌微生物への影響等についても検討した。

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理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

1)本年度の栽培実験は葉菜4種類、根菜3種類、果菜3種類の10種類について、ポット栽培により重金属の蓄積、肥効性等の検討を行った。2)脱水助剤として添加する石灰や高分子凝集剤の土壌微生物に対する影響を、土壌微生物の有機物分解能を利用した無機化試験によって検討した。3)前年度までの栽培実験の結果から、汚泥中の重金属の大部分は土壌中に残るものと考えられるため、土壌中で重金属の挙動について、カラムを用いた実験で検討した。

3.1 汚泥施用による野菜の生育と重金属の蓄積に与える影響

3.1.1. 栽培条件

- (1) 供試土：既耕地畑地土壌（下妻市内）
(2) 供試作物：葉菜類（小松菜、ホウレン草、白菜、キャベツ）、根菜類（大根、人参、カブ）
果菜類（トマト、ナス、キュウリ）。
(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：合流式の下水処理場の脱水汚泥（風乾後に粉末化したもの）

(5) 施肥方法：全層均一混合

(6) 施肥設計：対照区は、供試肥料をN、P₂O₅、K₂Oに換算して各々1㍓に相当する量を1/5000アールのポットに施用し、大型の野菜には、1/2000アールのポットを用いたので各々2.5倍量の供試肥料を施用した。汚泥施用区は、各ポットに充填した土壌量に対して5㍓、10㍓、20㍓の3段階の汚泥施用区を設けて、対照区、汚泥施用区とも3連（同一条件のものを3ポット栽培する）で栽培し、比較検討は3ポットの平均値を用いた。

表-1 供試土と汚泥中の重金属含有量(μg/kg・dry)

	T-N	T-P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
土壌	021㍓	025㍓	0.00	39	61	36	66	102	0.331
汚泥	239㍓	199㍓	1.10	197	304	143	158	839	1.008

3.1.2 実験結果

供試汚泥および供試土壌の成分と重金属含有量は表-1に示したとおりである。

栽培結果は、対照区に対する汚泥施用区の収量比を図-1に示した。図中で収量比が120%を越えたものについては、泥汚の肥料効果が認められたものと判断出来るが、120%を越えたものは図中に数値で示した。

また、図中の汚泥施用量が20㍓区のもので収量が得られなかった野菜（キャベツ、ホウレンソウ、大根、小カブ等）があるが、汚泥施用量が多いと窒素等の養分や、汚泥を脱水する時に添加される石灰等の塩類濃度が高くなり、発芽後の幼植物の時期に枯れてしまったためである。しかし、白菜、トマト、キュウリ等のように、汚泥20㍓施用に対しても生育し、収量が十分に得られる野菜もあり、野菜の種類によって養分濃度、その他の塩類濃度による影響が異っていることを示しているが、総体的には、汚泥施用量が5～10㍓程度が上限であり、野菜の種類に応じて施用量を調節してやる必要がある。

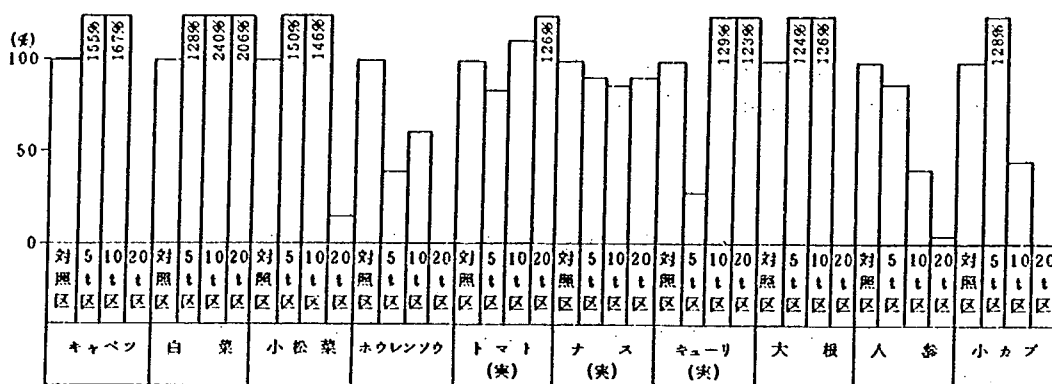
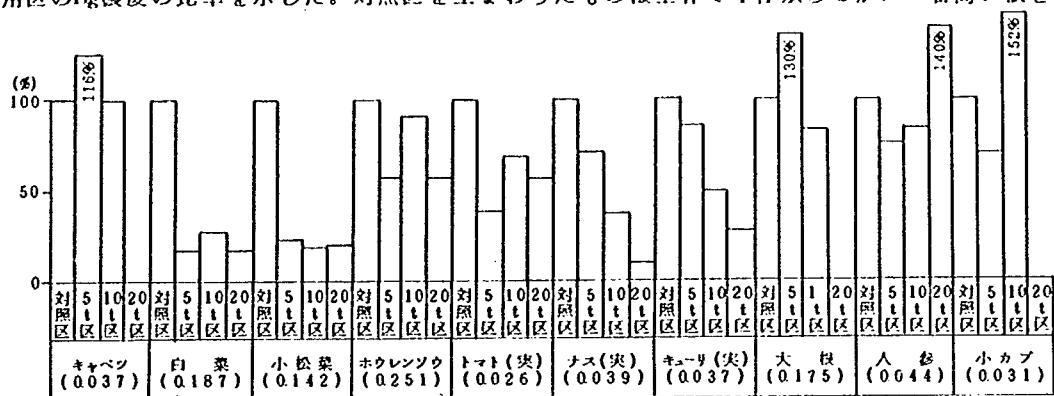


図-1 各野菜の汚泥施用量と収量比

るものと考えられる。一方、重金属の吸収量についても各野菜について分析を行ったが、測定した項目は、7元素（Hg, Cl, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr）であり、Hg以外の元素は硝酸と過塩素酸により野菜の分解処理をしてから原子吸光法で測定し、Hgは、加熱気化・フレイムレス原子吸光法で測定した。

PbとCrは、対照区、および汚泥施用区ともほとんど吸収されなかった。その他の元素は吸収されており、対照区のものとはほぼ同じ程度であったが、その1例としてHgの例を図-2に示した。図中の各野菜名の下に（ ）内に示した値は対照区のHg濃度を示したものであり、この値を100%とした時の汚泥

施用区のHg濃度の比率を示した。対照区を上まわったものは全体で4種類あるが、一番高い値を示し



注 ()内は対照区のHg濃度を示す。単位 (mg/kg・dry)

図-2 各野菜のHg吸収濃度比 (対照区を100%とする)

ているのは小カブで、汚泥施肥量が10t区の場合であるが、対照区の濃度が0.031mg/kgに対して10t区の方は0.047mg/kgであった。また、同じ小カブでも5t施用区は対照区のものより低い値であった。キャベツ、大根、人参についても同様の傾向であり、今回の実験に用いた10種類の野菜類について、重金属の異常蓄積は認められなかった。

3.2 石灰及び高分子凝集剤添加汚泥の土壤微生物に与える影響

3.2.1 実験方法

実験方法は土壌中に一定量の汚泥を添加し、土壤微生物の活動に適した温度、土壌水分量等を一定に保って培養し、汚泥の分解量を経目的に測定して対照区である脱水助剤無添加汚泥のものと、石灰および高分子凝集剤を添加したものについて比較する方法で行った。この方法では汚泥の分解量の指標として窒素を用いた。汚泥中の有機態窒素は、土壌中の微生物であるアンモニア化細菌、硝化細菌等の働きによって、アンモニア性窒素や硝酸性窒素等の無機態窒素に分解されるが、この無機態窒素の生成量を経目的に測定して、土壤微生物に対する影響について検討した。

<実験条件>

- 1) 供試汚泥：商住宅地下水の下水処理場の余剰汚泥を嫌気性消化した消化汚泥を用いた。
- 2) 培養温度：30
- 3) 土壌水分：最大容水量の50～60%
- 4) 添加物量：a) 石灰添加脱水汚泥 (消化汚泥の乾燥固形物比で20%, 40%, 60%の3段階で、どの区にも塩化第二鉄を10%添加して脱水後、乾燥して粉末化した汚泥を用いた)
b) 高分子凝集剤添加脱水汚泥 (カチオン系高分子剤を消化汚泥の乾燥固形物比で1%, 2%, 5%の3段階添加で、脱水後、乾燥して粉末化した汚泥を用いた)
c) 対照区は供試汚泥に添加物を一切加えずに遠心分離機にかけて脱水後、乾燥して粉末化したものを用いた。
- 5) 汚泥添加量：4)で処理した各粉末汚泥中の総窒素量 (Kj-N) で、乾燥土壌100g当たり40mgになるように各々添加した。また、化学肥料として用いられる硫酸についても同じ様に乾燥土壌100g当たり窒素として40mgに相当する量を添加したものを行った。

6) 供試土壌：火山灰土壌（豊里町）

3.2.2 実験結果 実験結果は、図-3と図-4に示した。

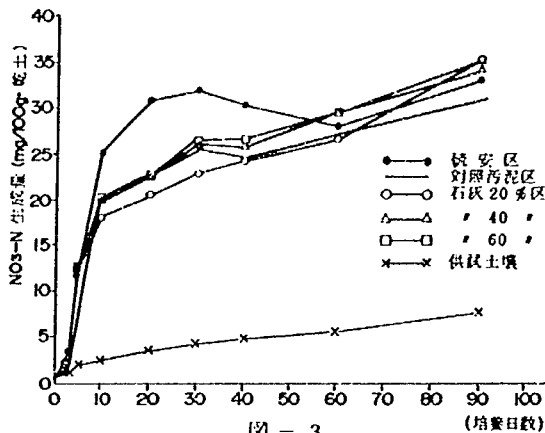


図-3

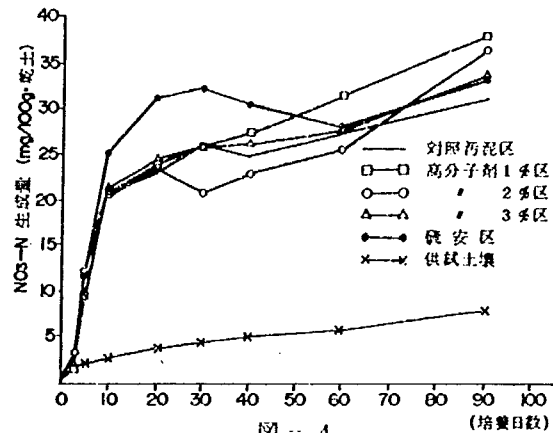


図-4

図-3および図-4には、硝酸性窒素の生成量を経日的に示したものである。アンモニア性窒素は実験開始後5日目位までは汚泥中の有機態窒素が分解されて、土壌中に残っていたが、10日目以後はほとんど硝酸化成菌によって、硝酸性窒素に変えられてしまうため、無機態窒素として土壌中に残っている窒素の大部分は硝酸性窒素であり、汚泥への添加物による土壌微生物活動に与える影響の検討には硝酸性窒素の経日変化により行うこととした。

図-3は石灰添加汚泥の場合であるが、対照区である添加物なしの汚泥の分解経日変化は、約10日目までは急速に分解されていることを示しており、その後はゆっくりと分解が進行している。石灰添加汚泥の場合もほとんど同じ傾向を示しており、石灰添加量の増加に伴う大きな変化もなく、40日目以後では石灰添加汚泥の方が高い値を示していることから、石灰添加による土壌微生物の活動に与える影響はほとんどないものと考えられる。しかし石灰添加量が増加すると土壌のPH値が高くなる傾向があり、本実験のスタート時のPH値をみると、石灰無添加の場合PH7.5、石灰20%区はPH7.6、石灰40%区はPH7.7、石灰60%区はPH7.9となっており、PHの極端な上昇はないが、微生物が正常な活動を営むためにはPH値は重要な因子となるので、石灰を多量に添加した汚泥を農地等に施用する場合には土壌のPH値が極端に高くないように事前に調整する必要があるものと考えられる。本実験の石灰添加汚泥と土壌との混合割合は、乾土当り約5%であり、10アール当りの畑地に換算すると、石灰添加汚泥を5t、施用したことになる。当研究室の一連の実験結果から農地への汚泥の施用適量は10アール当り5~10t程度であるので、本実験での石灰添加量の範囲内であれば土壌微生物（アンモニア化成菌および硝酸化成菌）に対する悪い影響はないものと考えられる。図-4は、高分子凝集剤を添加した場合のものであるが、石灰添加汚泥の場合とほとんど同様の傾向を示している。通常汚泥に添加される高分子凝集剤は汚泥乾燥固形物当り0.5~1.0%程度であるが本実験での添加量は1.0%、2.0%、5.0%であり、5.0%添加の場合はかなり過剰に加えた場合の例として行ったが、本実験の結果では、5.0%程度でも土壌微生物（アンモニア化成菌、および硝酸化成菌）活動を阻害する悪影響はないものと考えられる。しかし、高分子凝集剤の種類は現在、カチオン系とアニオン系に大別されるが、それぞれの系統のものが数十種類ほどあり、すべての高分子凝集剤が土壌微生物の活動に対して無害であるとは

断言し得ないのが現状であり、高分子凝集剤添加汚泥の緑農地利用には、事前に土壌微生物に対する影響を十分に調査してから使用することが必要と考えられる。

3.3 重金属の土壌中での挙動

本実験は、従来からの実験結果から汚泥を農地利用した場合に、汚泥中に含まれる重金属の大部分は土壌中に残留することが明らかとなった。しかし、土壌中に残留した重金属類がそのまま土壌の表層に累積しているのか、または土壌の下層に移行し、地下水等に流亡するものか、その挙動については明らかではない。本実験は、汚泥の長期連用により、心配される重金等の挙動について調査するためにカラムを用いて実験を行った。

3.3.1 実験方法

実験装置の概要を図-5に示したが、カラムの直径10cmの亚克力製の円筒に、土壌層が50cmになるように土壌を詰め込み、上部より重金属を溶解した溶液を一定量ずつ定期的にカラムに注入して、経時的にカラム内土壌の表層から5cm毎に土壌をサンプリングして重金属の濃度を測定することにより、土壌中の重金属の挙動を調査するものである。

<実験条件>

- 1) 重金属溶液の調整：市販の原子吸光用標準溶液(1000 $\mu\text{g}/\text{l}$)を希釈して10 $\mu\text{g}/\text{l}$ 溶液に調整したものを注入した。
- 2) 重金属元素は、つぎの14元素とした(As, Hg, Cr, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Mn, Mg, Fe, Ca, Na, K)。
- 3) 注入量は、1回に200 ml とし、週に2～3回注入した(関東の宇都宮の降雨量が1 mm 以上で、年間降雨回数が121回に相当する)。
- 4) 土壌のサンプリングは、表面から5cm $\times$ 5cmの層を取り出して、よく混合してからその一部を重金属分析用として分取した。
- 5) 重金属の分析は、HgとAs以外の元素は原子吸光法で測定し、Hgは、加熱気化・フレイムレス原子吸光法、AsはDDTC・Ag塩法で測定を行った。

3.3.2 実験結果

実験結果の一例を図-6に示した。図-6は、14元素の各々10 $\mu\text{g}/\text{l}$ 溶液を14回注入した後にカラム内の土壌を表面から5cmごとの重金属濃度を測定した結果を、図中の実線で示した。点線の方は、対

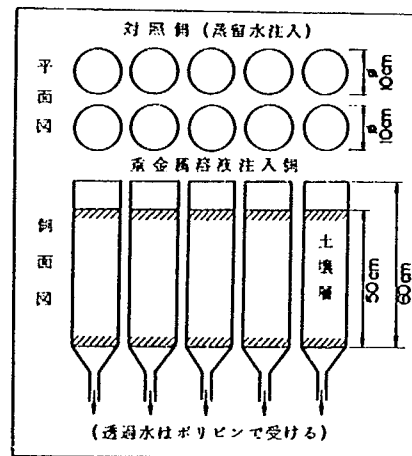


図-5

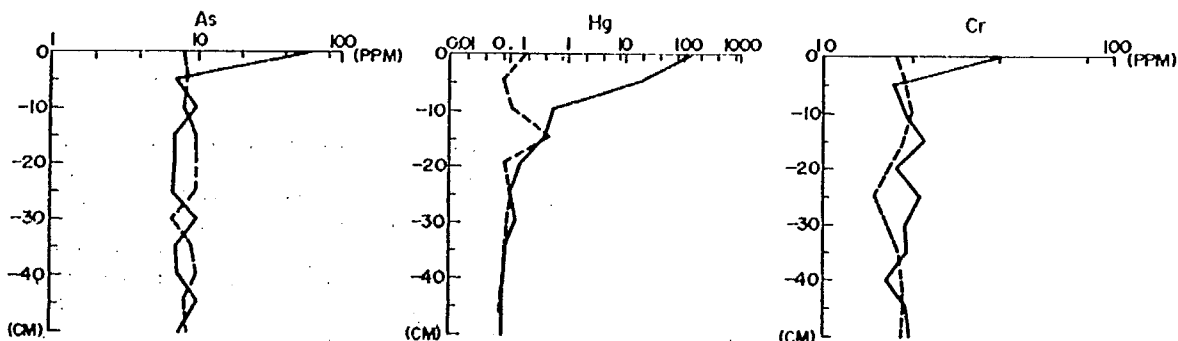


図-6

照として蒸留水のみを注入した結果である。各元素とも重金属量として28mg添加したことになり、表層の5cmまでの土壌の乾重が271gであるので、添加した重金属がすべて表層に蓄積した場合は、濃度に換算すると約100ppm高くなるが、Asは、ベースとして含まれた分を差し引くと63ppmであり、添加量の一部は、下層部に移行したものと考えられる。Hgは134ppmであり、100%表層部に蓄積したものと考えられる。Crは24ppmであり、表層に残留したのは約25%程度であり、Asの場合よりも下層に移行しやすい元素であると考えられる。以上As, Hg, Crの3元素の傾向を示したが、Zn, Cd, Ni等も表層に蓄積する量が多く80%以上が表層に蓄積されており、Mn, Pbは約50%程度が表層に蓄積されていた。以上の結果から、表層に蓄積しやすい元素と下層に移行してゆく傾向を示す元素があることが示されたが、本実験は、現在も継続中であり、土壌中にどの程度まで蓄積されるのか、また、地下水へ流亡しやすい元素等について調査を行う予定である。

4 まとめと今後の課題

- ① 汚泥施用による各種の野菜に対する影響について検討した結果、重金属の蓄積については、どの野菜も対照区のものとほぼ同じ程度であることが確認出来た。施用量については、キュウリ、白菜等では、20t区においても生育は可能であったが、発芽数が減少するため、汚泥の施用量は10アール当り5～10tが上限と考えられる。
- ② 汚泥の脱水助剤の土壌微生物に対する影響では、アンモニア化成菌や硝酸化成菌の活動に対して石灰20～60%添加の範囲、および、今回用いたカチオン系の高分子凝集剤の1～5%添加の範囲では、土壌微生物の活動を阻害する様な悪影響はないものと考えられる。高分子凝集剤については種類が多いため今回の結果だけでは適・不適の判断は出来ないが、土壌微生物に対して阻害しない高分子凝集剤があることは確認出来た。
- ③ 土壌中での重金属の挙動については、14元素共存の場合、Hg, Zn, Cd, Ni, Cu等表層に蓄積しやすい元素やCrのように下層に移行する傾向を示すものがあり、元素によって、土壌中で示す挙動は異なることが明らかとなったが、表層に蓄積する場合どの程度の濃度まで蓄積するのか、また、地下水等へ流亡しやすい元素等の挙動に対する調査が必要とされる。以上。

<是正のお願い> 55年度の本題名の報告の中で、表-3に示した“各野菜の重金属蓄積濃度”に一部計算ミスがありましたので、是正したものを、是正表として示しました。皆様に御迷惑をおかけしたことをお詫び致します。

是正表 (55年度報告書中の表-3 Hg, As, Cdの値は表の通り改めます。)

単位: /kg-dry

区名	大 根			白 菜			キャベツ			小 松 菜			ホウレンソウ			小カブ			人 参		
	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd	Hg	As	Cd
対 照 区	0.65	1.00	0.80	0.48	0.22	0.80	0.25	0.28	1.20	0.25	0.56	0.80	1.01	0.64	2.00	0.45	tr	1.40	0.45	0.54	1.40
5 t 区	0.25	1.02	0.80	0.21	0.06	1.20	0.25	0.88	1.20	0.89	0.66	1.20	1.14	0.55	7.90	0.45	0.22	0.60	0.65	0.80	1.20
10 t 区	0.25	1.62	0.80	0.35	0.00	1.20	0.25	0.38	1.20	1.05	0.52	0.60	1.31	0.27	1.07	0.25	0.16	0.40	1.05	0.22	1.20
20 t 区	0.65	0.42	1.00	0.25	0.12	1.20	0.25	0.16	1.20	0.65	1.90	1.20	0.65	0.64	1.00	—	—	—	0.65	1.90	0.40
5 t + K	0.25	1.14	1.20	0.25	0.13	1.00	0.25	0.06	0.80	0.98	0.12	1.20	0.98	0.43	2.40	0.25	0.22	0.60	0.65	1.90	1.40
10 t + K	0.45	0.32	1.20	0.55	0.20	0.80	0.45	0.00	1.20	1.25	0.06	0.80	0.45	0.28	1.20	0.40	0.35	2.65	0.40	0.90	2.15
20 t + K	1.05	0.54	1.00	0.05	0.00	1.00	0.21	0.00	1.00	1.05	0.04	1.00	0.25	0.28	1.60	—	—	—	—	—	—

4. 河床付着生物群による浄化作用の研究

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 藤木 修

山田幸男

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)表流水中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、水資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像を、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. 前年度までの研究内容と今年度の研究目的

昭和54年度、55年度は、当研究室の屋外還流水路を用いた水質汚濁実験によって、河川における水質と微生物との間に成立つ幾つかの現象論的な関係を見てきた。¹⁾²⁾³⁾特に昭和55年度は、河床における付着生物の代謝作用を定量化するために、還流水路において

(1)明暗ビン法、(2)有機物(BOD)収支法、(3)酸素収支法

の3つの方法を試みた。これらの方法はいずれも、河川の生物群集を総体として取扱い、群集による有機物の生産、呼吸或いは分解作用を、河川水中の有機物濃度又は溶存酸素濃度の時間的な変化から間接的に把握しようとするものである。

本年度は昨年度と異なり、還流水路に路床材として礫を敷き、濃度レベルの異なる人工汚濁河川水を流す実験を行った。実験の手法は、昨年度とほぼ同様である。ただし、付着生物群の代謝作用の定

量化については、実際の現象を最も忠実に捉えていると思われる(3) 酸素収支法に焦点をあて、これを実河川に適用する場合に備えて、より一般的でSophisticatedな方法を提案する。

3. 環流水路による河川の水質汚濁実験

3.1 実験条件

実験は昭和56年9月15日から12月12日までの約5ヶ月間にわたってなされた。実験に使用した水路は、昭和54、55年度と同一のものであるが、1本(RUN3)を除き、路床には直径5cm-15cm程度の礫を厚さ約20cmにわたって敷きつめた。各水路とも常時的1.05m³/hrの上水を供給し、同量を堰から越流させるという運転方式である。汚濁物質としては、一昨年と同様、脱脂粉乳(スキムミルク)を使用し、1日の分量をまとめて毎日午前11時頃、水路に直接投入している。

表-1に還流水路の実験条件を示す。

RUN4が抜けているのは、当初非循環方式の実験を行う予定であったが途中で装置の故障のため中止となったものである。礫路床としたRUN1, 2, 5はほぼ等流とみなされるが、RUN3は下流程水深の大きい堰上げ背水となっている。図-1にRUN1, 2, 5の水路断面を、図-2に実験期間中の水温、日射量、雨量の条件を示す。

3.2 流水水質と路床付着生物

図-3のレーダーチャートは水路における実験期間中の平均水質を示したものである。項目は、BOD、

T-N、T-P、P-BOD、O-N、P-T-P、クロロフィルa(chl. a)であって、薬品投入後約4時間後の値である。礫路床のRUN1, 2, 5については、各水質項目とも薬品供給量に応じてほぼ相似なパターンを示すが、ステンレス路床のRUN3はO-Nとchl. aが相対的に高く、他とは傾向が異なる。これは、RUN1, 2, 5が付着生物支配型であるのに対し、RUN3では、浮遊生物の占める割合が比較的高いためである。付着生物は、あらかじめ水路路床に沈めた鉄板の上に

表-1 還流水路実験条件

	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 5
薬品(スキムミルク)供給量(g/d)	625	125	625	3,750
路床形態	礫	礫	ステンレス	礫
平均水深(m)	10.3	10.2	14-34	10.4
平均流速(m/s)	2.46	2.48	30-38	25.4
滞留時間(h)	1.9	1.8	22	1.8

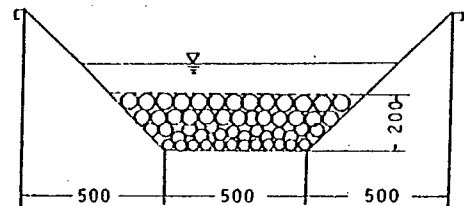


図-1 RUN 1, 2, 5の水路横断面

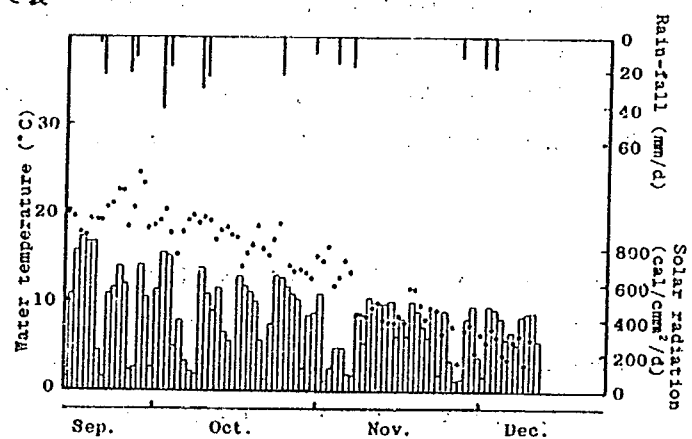


図-2 水温、日射、雨量条件

15 cm × 15 cm の磁石付きスレート板を固定しておき、これを定期的に取り出して採取した。図-4 に路床付着生物の乾燥重量密度と chl. a 密度の経日変動を示す。付着生物密度は各水路とも一旦急速に増加した後減少し、秋から冬にかけて再度増加する。この傾向は昨年度の実験でも観察されたものである。乾燥重量密度と chl. a 密度の変動パターンを比較すると、両者の動きはよく一致しており、付着生物群集全体量の変化が、付着藻類の変化によって代表されることを示している。図-4 でみる限り、付着生物量密度は RUN 5 > RUN 3 > RUN 1 > RUN 2 の順であるが、これはあくまでもスレート付着板上に付着した生物量を示したもので、実際の路床に付着する生物量とは異なる。

特に礫路床では同じ水平面積でも路床材の表面積からするとかなりの大きさとなる。実験の最終日に一定水平面積の礫路床をすべて取出し、その表面に付着する生物量を測定した。その結果、同じ水平面積について、実際の路床材とスレート付着板に付着する生物量の比は、RUN 1 で 41.2、RUN 2 で 6.9、RUN 5 で 4.7 であった。RUN 3 のステンレス路床に付着する生物量はスレート板と同程度と推定されるので、礫路床にするとステンレス路床に比べ付着物量が格段に増加することになる。

DO 変動の時系列解析による河川の再ばっ気係数の推定

4.1 意義

昨年度の研究では、酸素収支法として、河川水の DO の変動を観測することにより、河床付着生物群の生産、呼吸速度を推定する方法を紹介し、還流水路実験における適用を試みた。還流水路における流水中の DO と群集純生産速度との関係は、降雨による影響を考えなければ、次式によって表される。

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C) + q (C_{in} - C) + \beta \quad (1)$$

C : 流水 DO (mg/ℓ), C_s : 飽和 DO (mg/ℓ), C_{in} : 供給水 DO (mg/ℓ)

β : 群集純生産速度 (mgO₂/ℓ・hr), K_2 : 水路再ばっ気係数 (1/hr)

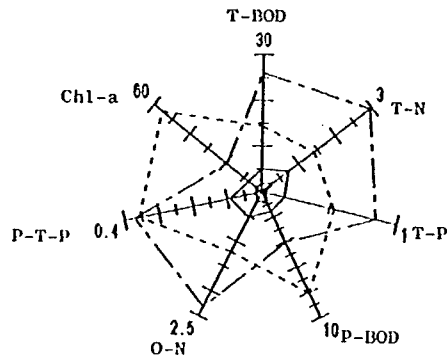


図-3 各水路の平均水質

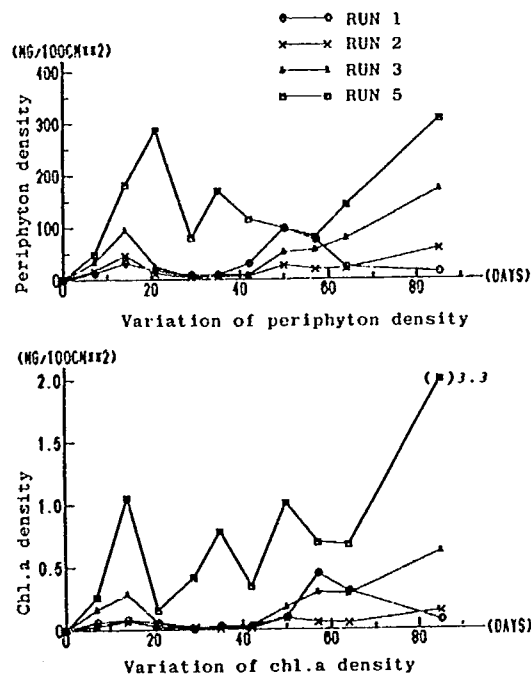


図-4 付着微生物乾燥重量密度と chl. a 密度

q : 水路希釈率或いは滞留時間の逆数
(1/hr)

上式を実際の河川に適用する場合には、左辺を実質微分 (Substantial derivative) におき換え、右辺に移流分散項をつけ加えて、 $q = 0$ とおけばよい。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_2(C_s - C) + \beta \quad \dots\dots\dots (2)$$

x : 上流側から下流側にとる座標

u : 断面平均流速 D : 移流分散係数

したがって上流側と下流側にそれぞれ一点ずつ観測点を設ければ、実河川においても、この方法によって河川の群集純生産速度 β を推定することは可能である。⁴⁾ しかし(1)式の両辺を K_2 で偏微分すればわかるように、

$$\frac{\partial \beta}{\partial K_2} = C_s - C \quad \dots\dots\dots (3)$$

この方法で求められる β の値は $|C_s - C|$ の値が大きい程、換言すれば、河川における生物群集の代謝作用が大きい程、 K_2 に対する感度が高く、如何にして K_2 の値を精度よく求めるかが、この方法の鍵となる。ここでは、場所によって流況が変化し、再ばっ気係数を水理学的に求めることが困難な場合でも適用可能な方法を提案し、昭和56年11月16日～21日に還流水路において測定したDOの時系列変動 (図-5、図-6参照) をもとに、この方法の妥当性について考察する。

4.2 理 論

まず(1)式の両辺について、水温変動の影響を取り出し、

$$\left. \begin{aligned} K_2 &= K_{20} \theta^{T-20}, \quad \theta = 1.024 \\ C_s &= \frac{475}{33.5+T} \cdot \frac{P}{1013} \end{aligned} \right\} \quad \dots\dots\dots (4)$$

T : 水温 (°C), K_{20} : 20°Cにおける再ばっ気係数

P : 気圧 (mb)

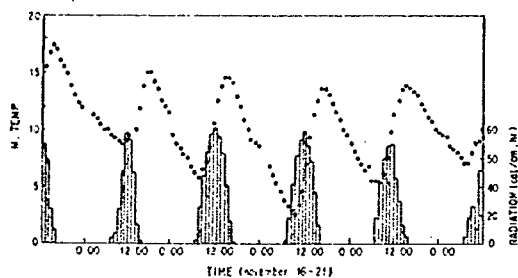


図-5 水温と日射量の時間的変動

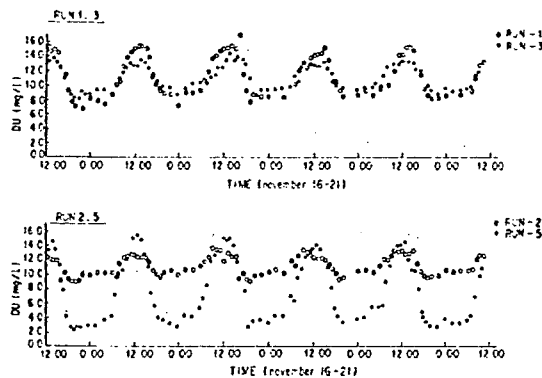


図-6 流水中のDO変動パターン

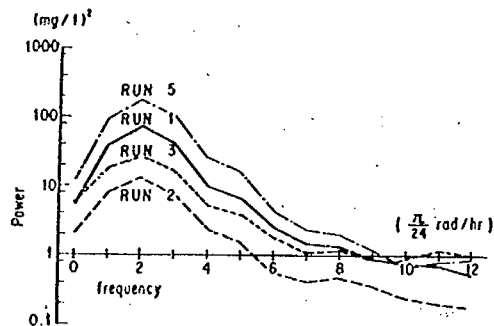


図-7 DO変動のパワースペクトル

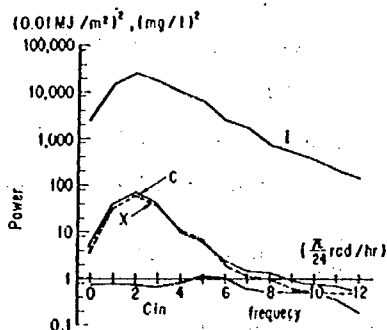


図-8 I, C, X, C_{in} のパワースペクトル

とおき、⁵⁾ 更に純生産速度 ρ が、日射量と線形な関係にあると仮定すると、次式が導かれる。

$$\frac{dC}{dt} = K_{20}X + q(C_{in} - C) + aI + b \dots (5)$$

I : 日射量 (0.01 MJ/m^2), a, b : 係数

P : 気圧 (mb)

$$X = \theta^{T-20} \frac{475}{33.5+T} \cdot \frac{P}{1013} - \theta^{T-20} C(\text{mg/l})$$

(5)式の各項からそれぞれの直流成分を除き、残った変動成分についての関係式をフーリエ変換すると

$$(q - i\omega)C = K_{20}X + aI \dots (6)$$

となる。ただし、 C, X, I はそれぞれ C, X, I の変動成分をフーリエ変換して得られる複素ベクトルで、 ω は周波数である。ここで C_{in} の変動成分のパワーは、 C のそれと比較して小さく (図-8 参照)、(6)式ではこれを無視している。(6)式より直ちに

$$(q - i\omega)H_{IC} = K_{20}H_{IX} + a \dots (7)$$

を得る。 H_{IC}, H_{IX} は、入力を I 、出力をそれぞれ C, X とする線形システムの伝達関数 (周波数応答関数) であって

$$H_{IC} = \frac{I^* C}{I^* I}, H_{IX} = \frac{I^* X}{I^* I} \dots (8) \quad (* \text{は共役複素ベクトルを示す})$$

のように与えられる。⁷⁾ H_{IC} と H_{IX} を周波数 $0 \sim 5\pi/12$ (rad/hr)について計算し、これを複素平面上にプロットしたのが図-9である。(8)式により K_{20} は

$$K_{20} = \frac{(q - i\omega)H_{IC} - (q + i\omega)H_{IC}^*}{H_{IX} - H_{IX}^*} \dots (9)$$

と計算される。

4.3 還流水路における再ばっ気係数の推定

周波数のうち最もコヒーレンシーが高く、したがって誤差の小さい $2\pi/24$ (rad/hr)の成分を用いて各水路の K_{20} の値を計算した。その結果を、他の方法で求めた値と比較して図-10に示す。図中に OLSMとあるのは、(5)式を

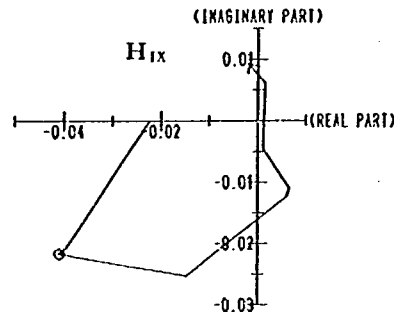
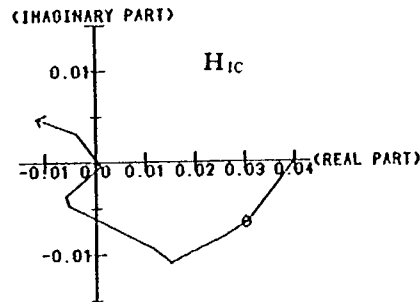


図-9 伝達関数 H_{IC} 及び H_{IX}
($\circ$ 印は $2\pi/24$ (rad/hr)の周波数成分)

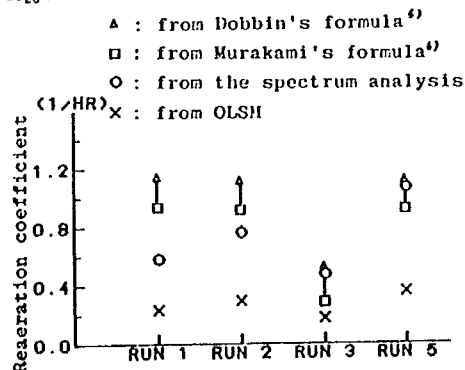


図-10 再ばっ気係数

$$\frac{dC}{dt} - q(C_{in} - C) = K_2 X + a I + b \quad \dots\dots\dots (6)$$

とおき、左辺を実際のデータから計算して、これをXとIについて重回帰することにより推定する方法である。OLSMと比較して、上記の方法はかなりよい結果を示している。なお、この方法は Schurr & Ruchti⁸⁾の方法及び松尾、四倉⁹⁾の方法と本質的には同等のものであるが、文献8)、9)がいずれもフーリエ級数展開から出発しているのに対し、ここではフーリエ変換に基づいて理論展開を行っているため、推定値の誤差評価に関する考察を進めるのが容易である。しかし、紙面の都合上、誤差に関する議論は省略する。

参考文献

- 1) 村上、藤木、向田：難分解性有機化合物及び微量有害物質の表流水中での挙動に関する研究、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
- 2) 村上、藤木、山田：河床付着生物群による浄化作用の研究、昭和55年度同上、昭和56年8月
- 3) 藤木：還流水路による河川の水質汚濁実験、第20回土木研究所研究発表会資料、昭和56年12月
- 4) 馬場、谷本、村上、藤木、山田、浅野：河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究、昭和56年度国立機関公害防止等試験研究費報告
- 5) W.W. Eckenfelder and D.J.O' Connor：廃水の生物学的処理、岩井重久訳、コロナ社
- 6) 土木学会：水理公式集
- 7) 赤池、中川：ダイナミックシステムの統計的解析と制御、サイエンス社
- 8) Schurr, J.M and J. Ruchti: Dynamics of O₂ and CO₂ Exchnge, Photosynthesis, and Respiration in Rivers from Time-Delayed Correlation with Ideal Sunlight, Limnology and Oceanography, Vol.22 (2)
- 9) 松尾、四倉：スペクトル解析を利用した再ばっ気係数の推定法、土木学会論文報告集、第315号 1981年11月 p 63~74

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 観光地における下水処理に関する研究

建設省

土木研究所下水道部下水道研究室 星 隆 保夫 落 修一
高橋 正宏 中島 淳子

土木研究所下水道部三次処理研究室 小堀 和夫 清水 俊昭

研究期間 昭和55年度～58年度

56年度予算 18,435千円

Wastewater Treatment in Resort Area

(FY1980～1983)

Y. Hoshikuma, M. Takahashi, S. Ochi, J. Nakajima,
K. Kobori, T. Shimizu

Sewage Works Division, Advanced Waste Treatment Division

Public Works Research Institute

Ministry of Construction

The wastewater and wastewater treatment in the resort area have different characteristics from that in urban area.

- 1) The hot spring water which affects the sewerage systems may be discharged to the sewerage.
- 2) The seasonal and weekly variations of wastewater flow are very intensive.
- 3) It may be not good to have as many operators, but little consideration is required for the plant area, as the plant is relatively small and is constructed in rural area.
- 4) Some plants are constructed on the highland or the cold region, so they must be paid attentions to snow and/or cold climate and sludge disposal in winter.
- 5) High water quality is required for the effluent discharging to lakes or irrigation channels not to cause to eutrophication of lakes or the damage of agriculture use.

The objectives of this study are to establish wastewater treatment systems to meet these social characteristics in resort area.

Summary of the results

In FY 1980, various data from 12 wastewater treatment plants in tourist resort were collected, and daily flow patterns from two tourist inns and two plants in tourist resorts were evaluated.

The pilot plant, Kohoku S.T.P., Ibaraki Pref., was operated to get design data for sequence batch reactor of oxidation ditch.

The results are as follows.

- 1) There are differences among design bases of existing wastewater treatment plant in resort area.
- 2) Average flow ($\text{m}^3/\text{tourist}/\text{day}$) at tourist inns is very large (0.54-0.80), but average load of pollutants ($\text{g}/\text{tourist}/\text{day}$) are same as that of urban area. So pollutant concentrations of waste water from tourist inns are low compared with those in urban area. (BOD: 55-123mg/l, SS: 32-35mg/l, T-P: 1.2-1.6mg/l, T-N: 11-19mg/l)
- 3) The daily flow variations in tourist resorts are smaller than that in urban area, but seasonal flow variations are much larger.

- 4) The sequence batch reactor of oxidation ditch can be operated well and easily. It will be possible to remove nitrogen with easy operation.

In FY1981, the daily flow pastern of the big hotel was evaluated. The pollutants concentrations in the wastewater are very low. The batch reactor systems are suited for such conditions. The finned channel separator and the fixed growth system are settled up in the wastewater treatment plant in the resort area. The effects of the hot spring water on the physical chemical treatment was examined. The sequencing batch reactor of the oxidation ditch type was operated in nitrification and denitrification mode. The results are

- 1) The large proporsion of the wastewater in the big hotel came from the kitchen.
- 2) It was difficult to keep the activated sludge in the continuous flow system, when the concentration of inflow BOD was less than 60mg/l. The batch reactor system can be good for such conditions.
- 3) The finned channel separator can catch the flocks carried over from the final sedimentation tank, when enough $Al_2(SO_4)_3$ (more than 6mg/l as Al) was added in the mixed liquor.
- 4) The bio mass on the fixed groth systems can increase even in the low concentration BOD. (ave. BOD in a day was 15-30mg/l)
- 5) In the pilot plant, sequencing batch reactor of oxidation ditch type, the intermittent aeration was the good way for the denitrification and the energy saving.

1. はじめに

国民の余暇活動の活発化に伴ない、観光地を訪れる観光客は増加しつつあり、それに従って本来清澄であるべき、湖沼・河川・海域等での汚染が深刻な問題として顕在化してきた。この傾向は、これらの地域で宿泊客等を引きうけている、いわゆる観光地において特に著しく、周辺の貴重な観光資源が損なわれつつある。現在、観光地の旅館のほとんどはし尿のみを浄化槽で処理しており、その他の排水はたれ流しの状態であり、合併処理を行っている施設の浄化効率も満足のものとは言えない。この傾向に歯止めをかけるべく、特定環境保全公共下水道事業が昭和50年に発足し、昭和53年度その第一号事業として豊橋市高根処理場（農村下水道）が完成している。昭和54年度の特定環境保全公共下水道事業実施箇所は全国合計65ヶ所あり、毎年10ヶ所程度が新規事業として採択されているが通水した処理場はまだ3ヶ所のみである。そのため下水道の整備が急がれている。今日まで下水道は主として都市域の人口密集地を対象として整備されてきた。下水道の技術はこうした密集市街地に適する形で進んできたが今後、観光地において下水道を整備する場合には、観光地という地域特性を考慮した技術の確立を図る必要があると思われる。観光地では旅館、みやげ物屋、食堂等が主たる下水の発生源であり、下水道の規模としてはきわめて小さい。

また、下水道に大きな影響を及ぼす地域特性として次のような条件をあげることができる。

- 1) 流入下水には温泉排水等特殊な排水が流入するため、これらに対する対策も必要である。
- 2) 流入下水量の変動が極めて激しく、季節的に全く流入しない場合、曜日別の変動が大きい場合などがある。
- 3) 小規模のため維持管理の人員をかけられないが、逆に用地は比較的余裕のあることが多い。
- 4) 山間、寒冷地であることが多く、冬期の低水温及び積雪に対してのプロセスの選択、発生汚泥の処分等の配慮が必要である。
- 5) 放流先が湖沼等である場合、富栄養化防止のための対策を要求されることがある。あるいは、かんがい用水路へ処理水が流入する場合には、農業利水上の問題点が生じるため処理水質の高度化が要求されることがある。

上記のような特徴をもつ下水道システムの計画、建設、維持管理はまだ十分に解明されていない分野が多いため、実際に事業を遂行するにあたって様々な問題点が生じてくる可能性が大きい。本研究は、第一に観光地特有の問題点の整理及び仕分けを行い、計画上特に考慮しなくてはならない事項を明確にすること。次いで、これらの問題点を解決する手法として、観光地の諸々の特性に対応した下水処理技術を開発するための各種実験を行うこと。そして観光地の地域特性をいかした、下水道計画立案のための技術指針を作成することを目標としている。

本研究は昭和55年度が初年度であり、昨年度の研究結

果をまとめると以下のとおりである。

- (1) 観光地の既設下水処理場における設計基本数値は、それぞれの処理場で大きく異っており、これらの数値の合理的算定法を早急に確立する必要がある。
- (2) 宿泊施設より発生する排水の原単位を調査したところ、水使用量が極めて大きいことが判明した。汚濁負荷量については、一般の下水道とそれ程変わらないことから、BOD、SS、栄養塩類等はかなり希釈されていた。今後、新設の処理場においては、湯槽の排水、解凍排水などについてはできるだけ、処理場への受け入れを避けるような方策を考える必要がある。
- (3) 温泉水の希釈効果によって流入下水濃度が希薄な処理場の実態調査を行った。X 処理場においては、ディッチの回分運転試験を行い、処理効果を上げ得る可能性が見出された。Y 処理場においては、規模の割に高度な維持管理を行っているため、標準活性汚泥法による処理がうまく機能している。
- (4) オキシディンディッチパイロットプラントによる処理実験を開始したところ、省力化、処理の安定性といった当初の目標に対して満足のいく結果が得られた。今後は窒素の除去率を高めるための運転方法の改善、処理の効率をどこまであげることができるかなどの点について、実験を継続する必要がある。

2. 宿泊施設からの排水特性に関する調査

観光地で発生する汚水量は、宿泊施設からの排水量に左右されやすいものと思われ、そこに下水道システムの導入を図るには宿泊施設からの排水特性を把握することも重要な因子のひとつである。本調査は前年度から継続してきているもので、本年度は10月に伊東市において実施した。

2.1 調査地の概要と調査方法

伊東市は、3万人相当分の宿泊施設が所在する(表-2-1)¹⁾日本有数の観光地であり、主に関東、東海地域から年間平均した観光客を受け入れ(図-2-1)、その交通手段は鉄道(56%)と乗用車(43%)が主である²⁾。調査した宿泊施設は、定員が963名の大規模なホテルであり、浴場、浴室には全て温泉(含塩化土類食塩泉：PH8.02、泉温43°C、TS3870mg/l、Cl-1797mg/l)が供給されている。又、当該ホテルはドライブ客の利用をも図るために隣接してレストランを有している。

調査は、排水の水量と水質およびその対象人員について金曜日から火曜日までの連続5日間実施した。排水の調査は、ホテルの排水系統の関係から総合排水と浴場、

表-2.1 定住人口と宿泊施設

昭和55年度			
		軒 数	定 員
宿 泊 施 設	温 泉 旅 館	178	14,627
	普 通 旅 館	56	1,204
	民 宿	145	1,912
	寮・保健所	407	11,840
	合 計	786	29,583
別 荘 入 込 人 員			31,120
定 住 人 口			69,638

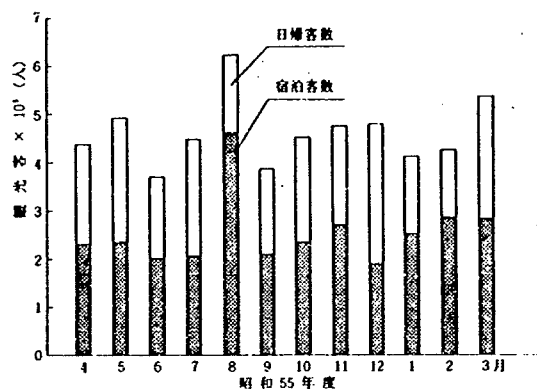


図-2.1 年間来遊客の推移

浴室排水を対象とした。総合排水については、その水量測定と採水を15分(深夜は30分)間隔で行い、水質は1時間(深夜は3時間)毎の流量比混合試料として分析した。浴場、浴室排水の水量測定と採水は30分(昼間と深夜は1時間)間隔で行い、その水質は2時間(昼間と深夜は5時間)毎の流量比混合試料として分析した。水質分析は、下水試験法(1974)に従い、BODについては活性汚泥を植種して分析した。一方、対象人員の調査は聞き取りに拠った。

2.2 調査結果

調査対象人員の聞き取り結果を表-2-2に示した。又、その間の総合排水と浴場、浴室排水の流量の経時変化を図-2-2に、汚濁物質負荷量の経時変化を図-2-3に示した。

各排水について、調査期間を通して排水量をみた場合、

表-2.2 調査対象人員 (人)

	宿 泊 客	レストラン 利 用 客	従 業 員 (内、宿直従業員)
金 曜 日	538	334	73 (35)
土 曜 日	257	398	73 (35)
日 曜 日	405	788	73 (35)
月 曜 日	283	578	73 (35)

総合排水量に占める浴場、浴室排水量の割合は小さく(18.5%), 中でもその半量近くは1日1回の浴槽清掃(11時前後)にとまなうものである。総合排水量に占める主な排水としては厨房排水が考えられる。当該ホテルの厨房はレストランと合わせて2ヶ所ある。そこでは特に、刺身用の具の保存と解凍のために常時給排水がなされており、それによる排水は10m³/hr 近いものが予想され、その場合、総合排水量の27%にも相当する。これらの結果は、前年度調査した宿泊定員100名のA旅館²⁾と類似したものであり、比較的規模の大きい宿泊施設からの排水量の特徴がここにあるものと考えられる。

一方、汚濁物質負荷量の経時変化をみると、負荷量は、朝、昼、夕方が多く、一般的にみられる家庭排水からの負荷量パターンと類似したものとなっている。しかし、

表-2.3 汚濁物質負荷量原単位 (l or g/人・日)

排水	排水量	SS	BOD	COD	K-N	T-P
浴場、浴室	294	9.41	1.49	0.856	0.629	0.0430
総 合	790	53.2	99.5	57.6	20.1	2.18

単に宿泊客からの負荷としてみた場合、昼間の負荷量は少ないのが一般的と考えられ、当該ホテルの昼間の負荷に関しては隣接したレストランからの排水によるものと推定される。

負荷量の内訳は、K-NとT-Pの経時変化が朝方高くなっており、直接宿泊客に起因するものも大きいと思われるが、他の要因として聞き取り調査した結果、当ホテルは多量の鮮魚を扱っており、その解体時の雑排水が大きいこと、又、宴会後の雑排水が大きいこと等が判明した。このことは、夕方から深夜にかけてのSS, BOD, COD等の負荷量の増大からもうかがわれる。尚、また浴場、浴室からの負荷量は非常に少ないものであった。

本調査の結果は負荷量原単位として表-2-3に示す。この結果には、浴場、浴室排水については従業員の宿泊人数、又、総合排水についてはレストランの利用人数と従業員の人数が含まれており、実質4日間の総合値として算出したものである。

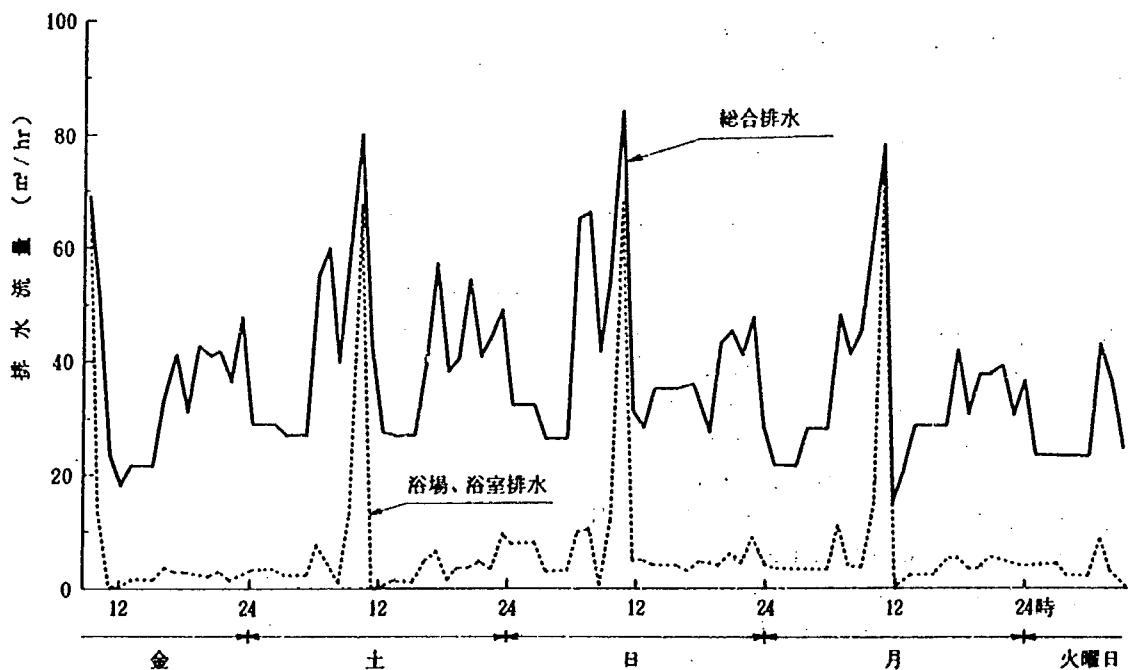
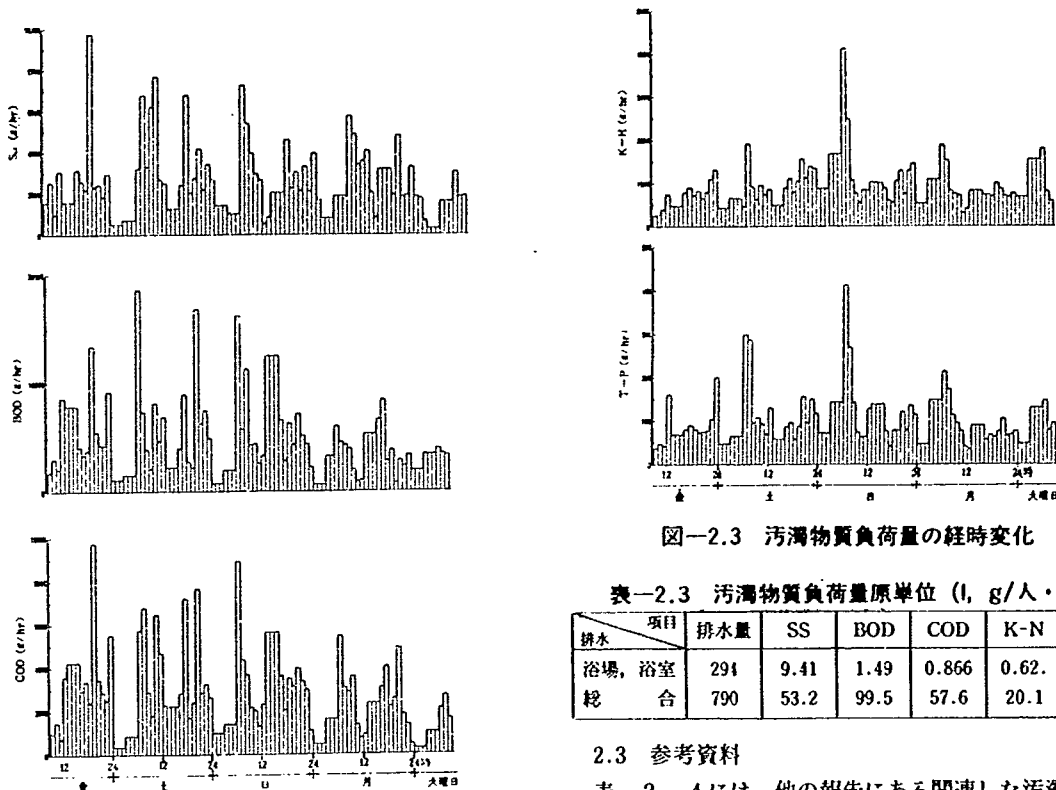


図-2.2 排水流量の経時変化



3. 活性汚泥による低濃度下水の処理

前年度調査したように、観光地においては多量の温泉水、ちゅう房排水が下水道へ流入する例が多く、下水中の汚濁物は非常に低濃度になると考えられる。昨年度報告書中のX処理場にて、シーズンオフの平日に流入下水を採取して分析した結果によると、BOD日平均濃度は18.4mg/lであり、他の処理場においても23.8mg/lという値を得た。このような低濃度下水では活性汚泥の維持

は困難と思われ、日曜日等に多数の観光客が入り込み急に流入汚濁物量が増加した場合、処理が不可能となることも考えられる。このため、活性汚泥による低濃度下水の処理実験を行いその処理性を評価することとした。

(1) 実験条件、及び実験装置

本実験に用いた装置の概要を図-3-1に示した。No1～No3系列は連続流入式処理装置を想定しており、処理水は沈殿部よりオーバーフローし、広口ビンに一度

図-3.1 実験装置概要

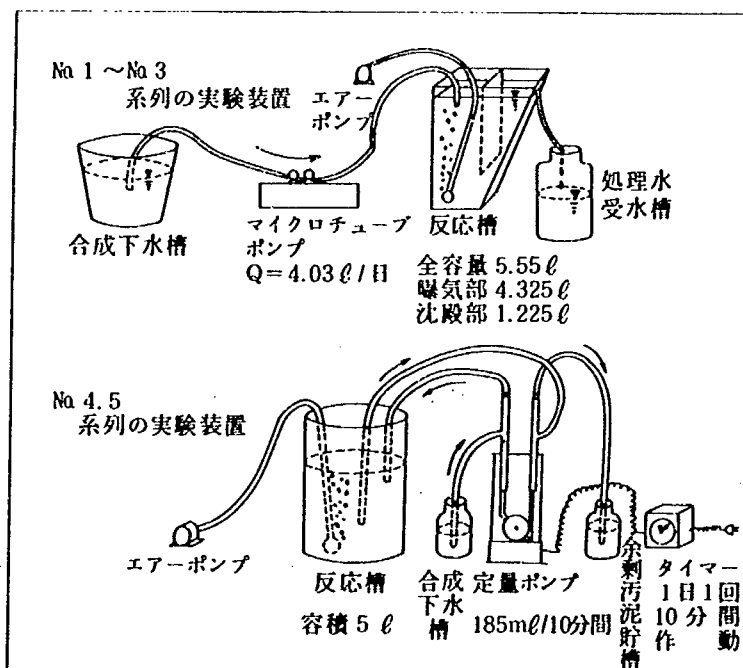


表-3-1 実験の設定条件

系列 No	槽 容 積 (l)	流入水通 (l/日)	流入 BOD 設定濃度 (mg/l)	BOD 容積負荷 (kg/m ³ ・日)	余剰汚泥 引 抜 量 (l/日)	SRT (日)	備考
1	曝 気 部 4.325 反応・槽全体 5.55	4.03	60	0.056	0.183	30	沈殿部の水面 積負荷 1.15m ² /m ² ・日
2			30	0.028			
3			15	0.014			
4	5.0	0.185	800	0.030	0.185	27	処理水は30分 静置後上澄水
5			400	0.015			

受けられてから流出する。余剰汚泥の引き抜きは1日1回、曝気部と沈殿部のしきり板を除去し、槽壁に付着した汚泥をブラシにて落して槽内のMLSSを均一にした後、所定量を採取した。これはMLSS濃度用のサンプルとして使用した。No 4, 5は回分式処理装置を想定しており、1日1回タイマー制御の定量ポンプにて、所定量の活性汚泥混合液を引き抜き、同量の合成下水を添加している。添加する合成下水量が1回当り槽容積の1/30であり、代謝生成物が槽内に蓄積する恐れがあるため、週に1回、遠心分離器により上澄水を分離・排除し、新しい脱塩素水道水と置き換えた。実験条件及び使用した合成下水の組成を表一3-1、表一3-2に示した。水温の影響を評価するため、室温10°C、20°C、30°Cの恒温室にて合計3シリーズの実験を各系列とも行った。1シリーズは汚泥が定常状態となったとみなせる馴致期間後3週間程度継続して行い、MLSS、処理水SS、pH、水温を毎日測定するとともに期間中4回流入水、処理水のBODを測定した。またシリーズ終了時に、T-P、Ort-P、 $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3) - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4 - \text{N}$ 、TS、VTSを流入水と処理水について測定した。

表一3-2 合成下水の組成
(BOD 150 mg/l の場合)

物質名	濃度 (mg/l)
デキストリン	23
牛肉エキス	49
酵母エキス	56
ペプトン	49
NaCl	5
MgSO ₄	3
KH ₂ PO ₄	14
KCl	10

(2) 実験結果

表一3-3に原水、処理水、混合液の分析結果を示した。各シリーズの水温は実際には6 °、16 °、26°C前後であり、流入K-N濃度に比較してアルカリ度が十分あるため、硝化が起きてもpHの低下はあまり見られなかった。処理水のBOD濃度は、負荷が低く、水温が高い程、良好なものとなっている。これは処理水中のSSについ

ても同様のことが言える。混合液のSSは、連続流入方式の場合、非常に低いものとなり、実際に高負荷のショックロードが流入した場合には対応しきれないであろう。回分式の場合、系列4, 5はBOD容積負荷としては系列2, 3と同じであるが、混合液SSとしてはかなり高く保つことができた。このため新たに回分式実験装置を用いて、ショックロードに対する影響を評価することとした。

(3) 実験条件及び実験装置

観光地におけるショックロードとして一週間サイクルで生じるものを考えた。1日平均のBOD容積負荷を0.15kg-BOD/m³日に固定し、週7日間に傾斜配分したものを5系列同時運転した。各系列の運転条件は以下のとおりである。

No 1 系列：1週間の全負荷量を2日間で与え、5日間は基質を与えない。

No 2 系列：全負荷量の80%を2日間で与え、4日間に残りの20%を等分して与える場合（日曜日は与えない。）

No 3 系列：全負荷量の60%を2日間で与え、4日間に残りの40%を等分に。

No 4 系列：全負荷量の40%を2日間で与え、残りの60%を4日間で等分に。

No 5 系列：週間全負荷量を6日間等分して与える場合。

実験装置は図一3-2に示した容積4.8lのアクリル製反応槽を用いた。基質は表一3-2と同じ組成の合成下水を用い、1日1回のFill and Draw方式により表一3-4に示す培養条件で実験を行った。水温の影響を評価するため、先の実験と同様に10°C、20°C、30°Cの恒温室にて3シリーズの実験を行い、各シリーズとも汚泥の順致が終了したと思われる時点より2～3週間にわたって観測を行った。観測期間中の分析項目は、混合液については水温、pH、MLSS、MLVSSを土曜・日曜以外の毎日、基質添加前の30分静置上澄水についてはSS、COD_{Mn}を同様の間隔で測定した。また一週間に2回、30分静置上澄水と合成下水のBOD₅を測定した。

1週間のスケジュールは、水・木曜日に高負荷の基質を流入させ、金、土、月、火曜日は低負荷流入とするものである。1日1回のFill and Drawであるため処理水に高負荷の影響が現れるのは木、金曜日であり、日曜日は空曝気を行っているので、月曜日の処理水にその影響が現れる。よってBOD₅の測定は木曜日と月曜日に行った。

表-3-3 低濃度下水の処理実験結果

系列No	混合液水温(°C)	混合液pH	B O D			S S	
			原水(mg/l)	処理水(mg/l)	除去率(%)	混合液(mg/l)	処理水(mg/l)
1	6.5	7.77	59.3	15.6	73.7	152	9.9
	16.3	7.56	57.1	8.0	86.0	104	1.9
	25.2	7.75	58.8	11.5	80.4	72	3.2
2	6.4	8.08	30.7	11.1	63.8	52	7.9
	16.1	7.84	31.9	5.0	84.3	48	1.9
	25.1	7.92	28.3	4.4	84.5	72	0.9
3	6.4	8.14	17.4	10.8	37.9	30	3.7
	16.1	7.94	15.6	3.4	78.2	27	1.2
	25.1	8.03	13.4	3.9	70.9	22	0.7
4	6.7	6.98	974	29.0*	97.0	391	—
	17.9	7.44	736	7.4*	99.0	111	—
	26.4	7.13	771	3.1*	99.6	238	—
5	6.7	7.67	476	16.1*	96.6	203	—
	17.4	7.74	372	5.3	98.6	87	—
	27.8	7.74	426	3.6*	99.2	183	—

* 30分静置上澄水

(4) 実験結果

回分式で曝気時間24時間の処理を行う場合、MLSS濃度を高く保持し、負荷変動に対する緩衝能をもたらすことができるが、別の面での問題点も生じる。即ち図-3-3にpHの週間変動を系列No 1, 3, 5について示しているが、水温9.1°Cにおいても、高負荷時(水、木曜日)に流入したK-N成分の硝化により、pHが急激に低下することがわかる。pHの回復にはNo 1においても3~4日を要しており、No 3においては5日後(火曜日)になっても十分な回復はみられない。水温16.9°Cではこの傾向が更に助長されており、活性汚泥は正常な機能を果たしていないと考えられた。このため、30°C恒温室での実験は、アルカリを補充しpHの調整を行う必要があった。図-3-4は各水温における、No 1, 3, 5系列の30分静置上澄水のCOD_{Mn}週間変動を示したものである。水温、9.1°C、16.9°CのシリーズはpH未調整であり、図-3-3に示したpHが低下する木・金曜日にかけて、COD_{Mn}の値が上昇していることがNo 1, 3系列の特徴である。負荷が均一なNo 5系列ではあまり大きな変動はみられない。これに対してpHを調整した水温25.4°Cのシ

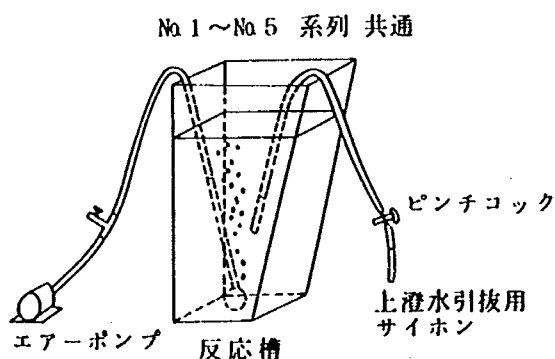


図-3.2 実験装置概要

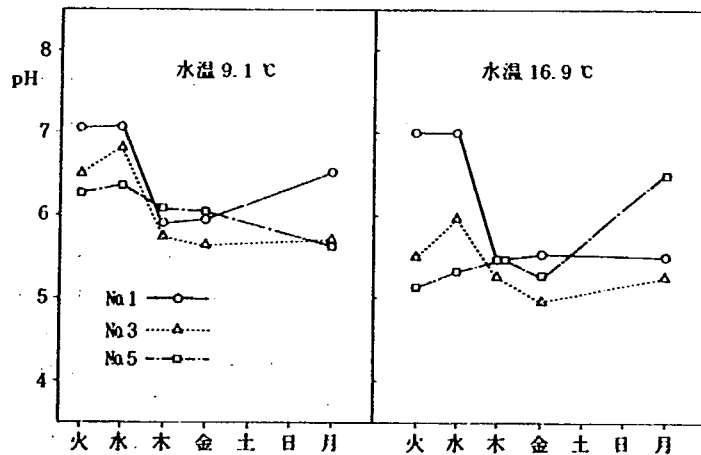
表一3-4 実験条件

系列No	高負荷時 BOD流入量 (mg/l・日)	低負荷時 BOD流入量 (mg/l・日)	その他
1	525	0	曝気時間 23.5時間
2	420	52.5	沈澱時間 0.5時間
3	315	105	BOD容積負荷 0.15kg BOD/m ³ ・日
4	210	157.5	S R T(日) 96日
5	175	175	

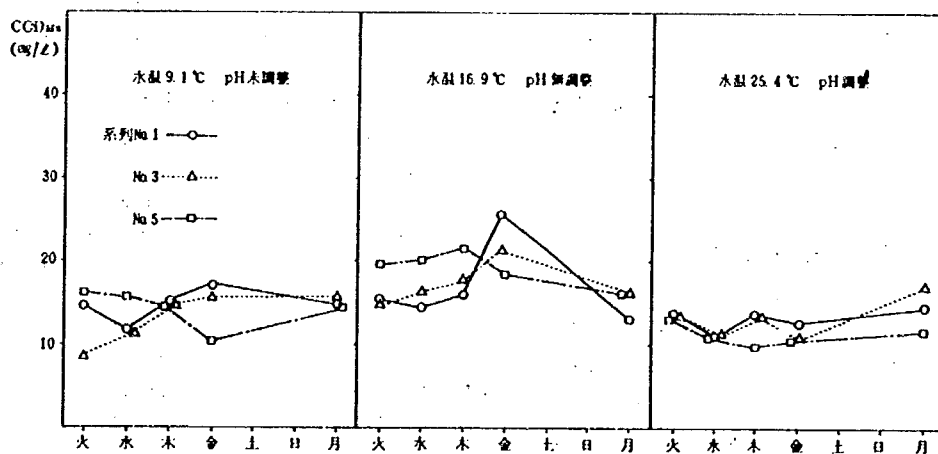
リーズにおいては、各系列とも大きな変動は示していない。回分式の処理実験においては低負荷時でも上澄水の入れ換えを行っている。これは観光地では温泉排水やちゅう房の解凍排水のように、客が少ない場合でも一定の排水量があり、しかも汚濁物濃度は低い所が多いから

である。これらの排水は一種の基底流量とみなせるが、これが無い観光地も多数あり、その場合、高負荷時に低下したpHを回復させるには、アルカリを補充すること以外は困難である。

表一3-5に各シリーズ、系列毎の実験結果を一欄表としてまとめた。処理水のBOD₅は、水温の上昇とともに改善されている。(但し25°Cにおいては、pH調整の効果もある。)これに対して処理水COD_{Mn}ではpH調整の効果は認められるが、水温の影響は顕著には認められない。処理水SSは、おおむね16°Cにおいて最も悪化しているpHの低下が活性汚泥の凝集性の悪化を引き起し、処理水中のSSを増加させたものである。これも、pHの調整によって改善されたことが示されている。MLSSは水温の上昇によってかなり減少しており、逆にMLVSS/MLSSのVS(%)は増加する傾向にある。MLSSの減少については、微生物の自己酸化速度が水温の上昇によ



図一3.3 pHの週間変動



図一3.4 処理水(30分静置上澄水)のCOD_{Mn}週間変動

表-3-5 負荷変動に関する実験のまとめ

系列 No	水 温 (°C)	pH	流 入 BOD ₅ (mg/l)	処理水 BOD ₅ (mg/l)	流 入 COD _{Mn} (mg/l)	処理水 COD _{Mn} (mg/l)	処理水 SS (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLVSS (mg/l)	VS (%)
1	9.3	6.55	145	13.4	67.1	14.8	23.6	2,510	1,980	79
	16.9	5.95	131	8.8	60.3	16.3	28.0	2,720	2,330	86
	25.2	5.88	125	6.6	67.0	13.4	17.2	2,210	1,990	90
2	9.2	6.30	145	13.9	67.1	15.6	26.1	2,660	2,100	79
	16.8	5.85	131	9.0	60.3	14.9	28.0	2,360	1,960	83
	24.7	5.63	125	9.2	67.0	16.9	25.4	1,830	1,540	84
3	9.1	5.93	145	15.5	67.1	17.0	23.5	2,790	2,190	79
	17.0	5.35	131	7.82	60.3	17.1	26.9	2,430	2,030	84
	25.2	5.73	125	3.9	67.0	13.0	18.3	1,920	1,630	85
4	8.8	5.68	145	17.8	67.1	18.3	33.0	2,740	2,150	78
	16.7	5.39	131	10.5	60.3	25.5	50.0	2,350	1,940	83
	24.3	5.82	125	8.4	67.0	12.0	14.2	1,770	1,490	84
5	8.6	5.79	145	21.7	67.1	22.1	39.9	2,610	2,040	78
	16.8	5.71	131	7.9	60.3	19.4	39.7	2,070	1,650	80
	24.5	5.80	125	4.7	67.0	11.6	13.8	1,670	1,420	85

り増加することによって説明が可能であるが VS (%) の増加についてはその理由を明らかにすることができなかった。

(3) ま と め

低濃度下水の活性汚泥法による処理実験を行い、連続流入方式においては、活性汚泥の蓄積がほとんどみられないことが明らかとなった。基質濃度が低いままなら処理水に問題はないが、急に高い負荷がかかった場合には、連続流入方式では対応できない。このため回分式を有利と見て、実験を行ったが、通常この種の小規模施設で考えられる運転条件（曝気時間、および汚泥滞留時間が長い）では pH 低下が大きな問題となり、これに対する対策を必要とすることが示された。

4. 既設観光地処理場の機能改善実験

前節で示したように、流入下水中の汚濁物負荷が低い場合、連続流入方式の活性汚泥法では活性汚泥が十分生成せず安定した処理を行うことは困難である。既設の観光地処理場の中には季節的に上述のような状態が見られる所があり、将来放流水の上乗せ基準などの規制強化が行われる場合には問題を生じる可能性がある。この

ような処理場の機能改善手法を検討することは重要なことであり、また新規の処理場の設計手法にも非常に有効なデータを提供できるであろう。

本実験は既設観光地下水処理場の 1 つである N 市 Y 処理場において、実下水を用いて、実施設及びモデルプラントを用いた機能改善実験を行ったものである。当処理場は国立公園内の湖畔に位置し、温泉街の下水を受け入れている処理場である。処理場の概要を表-4-1 に、フローシートを図-4-1 に示した。当処理場の特性と

表-4.1 Y 処理場の概要

計画処理面積	27.62ha
計画処理人口	6,840人
定住人口	340人
宿 泊 客	2,700人×0.80 [*] =2,160人
日帰り客	25,500人×0.17 [*] =4,340人
排除方式	分漕式
日最大汚水量	3,250m ³ /日
処理方式	酸化溝法
酸化溝滞留時間	26時間
最終沈殿池水面積負荷	25m ³ /m ² ・日
放流先	Y 湖

* 換算係数

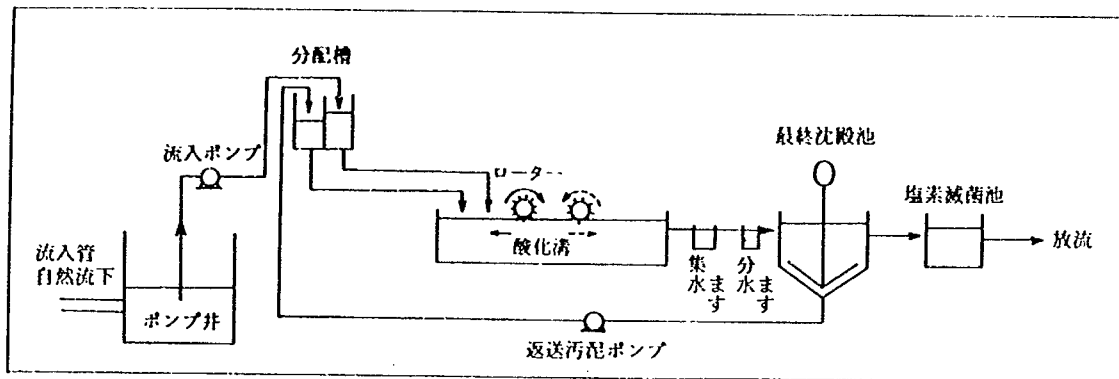


図-4.1 Y処理場のフローシート

しては、流入下水中に多量の温泉水が混入していることが挙げられる。このため流入下水は希釈され、BOD、SS等の濃度は非常に低い。また温泉水中には、遊離の硫化水素が47mg/l、ケイ酸が89mg/l含まれており(温泉分析書・県衛生研究所(流入下水からは硫化物2.1~6.7mg/l、ケイ酸52mg/lが検出された。))流入下水量の日変動・季節変動は、温泉排水混入のため小さいが、流入水質は定住人口が少ないため、季節や曜日によって大きく変動する。図-4-2はY処理場において、1時間ピッチ24時間連続で採取した流入下水を適宜コンボジットしCOD_{Mn}を測定した結果であるが、冬季の平日の流入水質が非常に低濃度であることが示されている。BOD₅については日平均値を得ており夏季に83.3mg/lあったものが、冬季の平日では20mg/lであった。このため酸化溝内に活性汚泥が蓄積せず、MLSSは夏季・冬季、それぞれ75、24mg/lであった。夏季の流入下水にあっては活性汚

泥を蓄積し得るBOD濃度となるのであるが、汚泥の凝集性が悪いため、最終沈殿池で汚泥を充分捕捉しきれないものである。

県の担当機関は、酸化溝へ凝集剤(硫酸バンド+アニオン系ポリマー)を添加し、汚泥の沈降性を改善するとともに、リンを除去するための実験を昭和56年度に行った。本節では、上記実験と同時期に、県の担当機関の協力を得て行った2つの実験について述べる。1つは沈殿池の機能改善を目的とした、渦流固液分離床の実規模実験であり、今1つは、固着型生物膜法のパイロットスケール、及びベンチスケール実験である。

ここで、県担当機関の行った実験の概略を述べておく。実験期間は昭和56年5月より同10月までの6ヶ月間であり、表-4-2に示すスケジュールに従い、硫酸バンド添加量、及び硫酸バンドやポリマーの添加位置を検討したものである。

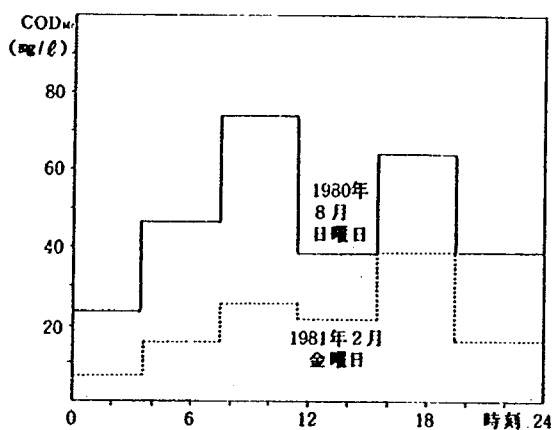


図-4.2 Y処理場流入水COD_{Mn}日変動の季節による違い

表-4-2 県の担当機関が行った実験概要

サイクルNo	実験期間	上段 硫酸バンド添加量(mg・Al/l) 下段 ポリマー添加量(mg/l)	上段 硫酸バンド添加位置 下段 ポリマー添加位置
1	S56 5.15~6.5	0 0	—
2	6.6~6.25	6 0.5	集水ます 分水ます
3	6.26~7.15	6 0.5	ポンプ井 集水ます
4	7.16~8.5	2 0.5	集水ます 分水ます
5	8.6~8.31	4 0.5	〃
6	9.1~9.20	5 0.5	〃
7	9.21~10.10	3 0.5	〃
8	10.11~10.31	6 0.5	〃

4.1 渦流固液分離床実験

(1) 実験条件及び実験装置

渦流固液分離床の分離ユニットの構造図を図-4-3に示した。本装置の固液分離過程は1)処理水が主流路①に流入する。2)処理水中の懸濁物はAを通過する際に、フィン区画②に分離捕捉される。3)②に捕捉された懸濁物はここに定常的に存在する渦流により、②の壁面や底部に輸送され、壁面上に沈積する。4)沈積した懸濁物質は開口部③を通じ、汚泥通路④に達し、重力によって滑落し系外へ排出される。

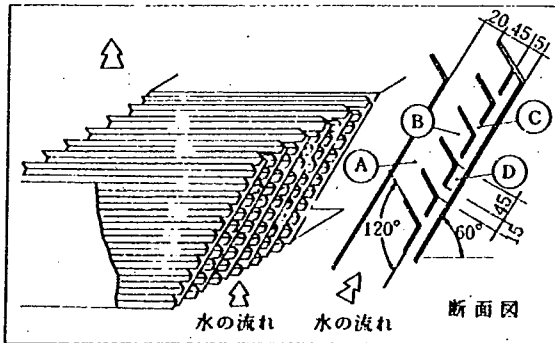


図-4.3 渦流固液分離床 分離ユニット構造図

当処理場には、1つの分水ますより同一の混合液が流入する2つの最終沈殿池があるため、このうち一方（第一池）に渦流固液分離床を取り付け、もう一池をコントロールとして用いることとした。図-4-4に装置の設置図を示したが、最終沈殿池に流入した混合液は必ず分離床の下部から上部へ貫流した後オーバーフローする構造となっている。また分離床下部には、空気洗浄管が配管されており、床内に汚泥が堆積した時にコンプレッサーで送気し、洗浄できるようになっている。

実験期間は昭和56年9月より10月までの2ヶ月間であり、この間、本施設における硫酸バンド添加量は3、5、および6 mg/lと変化させている。（表-4-2参照）添加量変更後の後半の1週間に、7日間連続で第一池とコントロールの第二池の流出水及び最終沈殿池流入水を採取し（午前10時と午後2時の2回）、表-4-3に示す項目について分析を行った。

表-4.3 分析項目

透視度	T-P
COD _{Mn}	Ort-P
BOD ₅	K-N
SS	水温

T-P、Ort-Pは海洋観測指針
それ以外は下水試験法による

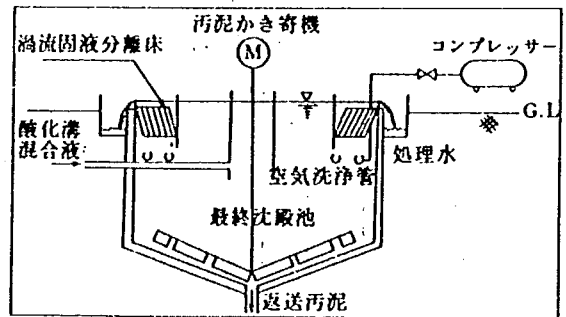


図-4.4 渦流固液分離床設置図

(2) 実験結果

表-4-4に硫酸バンド添加条件毎にまとめて、第一池と第二池の除去特性を示した。バンド添加量6 mg/lの条件においては、分離床を設置した第一池のほうが透視度、SS、T-P等の項目について明らかに優れている。これらの項目は懸濁物の除去と密接な関係にあり、この点での除去能力が確認された。しかし、バンド添加量3、5 mg/lの条件においては、第一池と第二池の処理性はほぼ同等であった。これは流入水SSが31~33mg/lと低く、SSの凝集性が悪いためと思われる。渦流固液分離床においてはフィン区画内での渦流中でブロックの成長が起り、これが懸濁物の分離に大きな役割を果たしていると考えられるが、凝集性の悪い低濃度の懸濁物ではブロック成長が起りにくいものと考えられた。これは本実験期間終了後、バンドの添加をやめた場合の流出水SSが第一池、第二池でそれぞれ13.2mg/l、17.6mg/lであり、そのときの最終沈殿池流入水のSSが23.6mg/lとあまり除去率が高くないことから推察される。

(3) まとめ

渦流固液分離床は、ある程度凝集性のある懸濁物質に対しては有効であるが、コロイド状となったような懸濁物質に対してはあまり効果がない。このため低濃度の下水に対して凝集剤を用いてリンを除去する場合にはその補助手段として用いることができよう。但し、床内への汚泥の堆積がみられ、その洗浄にかなりの手間がかかり、また長期的には、藻類の付着を防ぐ技術が必要となる。

4.2 低濃度の下水に対する生物膜法の効果

観光地、特に温泉のある所で、流入下水中に温泉水の混入がある場合、年間を通して流入水量の変動は比較的少なく、流入水質の変動が大きくなり、さらに、冬季には水道の凍結防止のため、水道水を流したままにしておくこともあり、流入水質の低濃度の期間が長くなるケー

表-4-4 渦流分離床の有無による除去特性

パン 添 ド 加 量	項目	条件	最 終 沈 殿 池 流 入 水	コントロール (第二池)		分離床設置 (第一池)	
				放 流 水	除去率%	放 流 水	除去率%
3 mgAl/l	透視度 (cm)		16	24	—	27	—
	COD (mg/l)		15	10	33	9.2	39
	BOD (mg/l)		27	8.3	69	6.9	74
	SS (mg/l)		31	23	26	17	45
	T-P (mg/l)		0.97	0.30	69	0.26	74
	Ort-P (mg/l)		0.14	0.06	57	0.06	57
	K-N (mg/l)		8.1	7.9	2	5.6	31
5 mgAl/l	透視度 (cm)		22	22	—	22	—
	COD (mg/l)		18	10	45	10	45
	BOD (mg/l)		20	10	49	8.9	56
	SS (mg/l)		33	28	15	29	12
	T-P (mg/l)		0.33	0.47	—	0.50	—
	Ort-P (mg/l)		0.07	0.03	57	0.03	57
	K-N (mg/l)		17	11	35	12	29
6 mgAl/l	透視度 (cm)		15	33	—	61	—
	COD (mg/l)		31	6.8	78	5.8	81
	BOD (mg/l)		33	7.0	79	6.4	81
	SS (mg/l)		52	15	71	9	83
	T-P (mg/l)		0.41	0.17	59	0.11	73
	Ort-P (mg/l)		0.12	0.03	75	0.03	75
	K-N (mg/l)		24	13	46	12	50

※各項目の濃度は7日分の算術平均

スがみられる。このような流入状況に対して、活性汚泥法を採用しても、年間を通してMLSSの量と有機物除去能を維持することが困難になると考えられる。

本研究は、低濃度の下水に対する、生物膜法の適用性を検討するために行なった、1)生物膜の附着性の調査、2)小型実験装置による処理効率の調査についての結果である。

調査対象処理場は、前節のY処理場を用い、調査期間は56年8月～57年3月とした。

1) 生物膜の附着性の調査

生物膜の設置を図-4-5に示す。B、Eは56.8.6A、C、Dは8.24に設置した。それぞれの生物膜装置には、50mm目のL型と10mm目のS型の2種を取付けた。調査は10

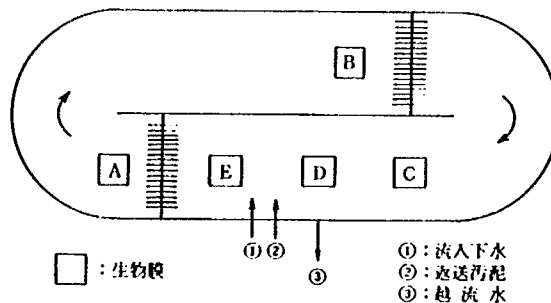


図-4.5 Y処理場のディッチと生物膜の設置位置

表-4.5 月別の平均生物膜付着量

(g/m²)

調査月	L - ネット			S - ネット		
	MLSS (a)	MLVSS (b)	b/a	MLSS (a')	MLVSS (b')	b'/a'
1981.10	383	263	0.67	378	263	0.67
11	320	223	0.70	305	218	0.72
12	253	178	0.70	213	150	0.70
1982.1	268	193	0.72	225	158	0.70
2	283	243	0.86	253	135	0.73
3	255	220	0.86	220	173	0.78

表-4.6 設置位置別の平均生物膜付着量

(g/m²)

設置位置	L - ネット			S - ネット		
	MLSS (a)	MLVSS (b)	b/a	MLSS (a')	MLVSS (b')	b'/a'
B	238	173	0.73	198	135	0.68
C	295	224	0.76	272	185	0.68
D	315	245	0.78	245	183	0.75
E	325	239	0.74	347	260	0.75

表-4.7 装置および運転条件

月から6回行い、附着量、生物相等を調べた。なお、Aは流送がみだれるため、生物膜の安定性が悪いので中止した。流入BODは24時間の平均で、10、11月が25~30mg/l程度12月~57.3月が5~14mg/l程度であった。

生物膜の附着量は表-4-5に示したようになり、この傾向は流入水質との相関性が高い。ネットの型でみると、S型の方が若干少ないようである。L-S型を含めて、1m²当りの附着量は約200~400gで、厚さは水中で1~2cmであった。この値は他の処理場と比較しても同程度か少し高い。

設置位置による附着量を表-4-6に示した。各位置の値は調査期間の平均値である。附着量が多い順にE、D、

装 置		A	B
曝気方式 タンク容量 (l)		集 中 曝 気 500	全 面 曝 気 500
生 物 膜	ピ ッ チ (cm)	平 均 3	平 均 3
	メ ッ シュ (mm)	6 × 9	6 × 9
	充 填 率 (%)	33	50
水 量 (l/分)		0.7	1.0
滞 留 時 間		12	8
空 気 量 (Nm ³ /時)		約 2	約 2

表4.8 調査期間の平均水質

測定項目	流入下水		A処理水		B処理水	
	T	S	T'	S	T'	S
水 温	18~26.5		9~20.3		7~20.5	
Tr.	11~15		22~47		18~38	
PH	6.5~7.2		6.9~7.5		6.8~7.4	
DO (mg/l)	4~7.2		4.5~7.5		6.6~8.4	
SS (mg/l)	39.8		①18.5		①23.2	
BOD (mg/l)	18.2	7.85	8.0	4.78	6.38	4.58
COD (mg/l)	11.1	7.15	6.18	5.63	6.05	5.65
TKN (mg/l)	5.07		2.37		3.16	
NH ₄ -N (mg/l)		0.84		2.52		0.36
NO _r -N (mg/l)		0.49		0.79		2.33
T-P (mg/l)	0.44	0.25	0.48	0.42	0.53	0.44
SO ₄ ²⁻		175		193		167

C, B となり, E は流入部に近く, 負荷が高いためであろう。なお, E 部だけ S 型の附着量が多いのは網目が小さいため, ゴミなどの附着が多いことによる。生物相は, 貧毛類が優占種となり, その他, 輪虫類, 固着性の原生動物などが出現し, 上層部にはケイ藻, らん藻も出現した。種類構成には, 日別の差はみられなかった。生物膜の形成には有機物負荷以外に流速, 材質, 設置間隔等が影響するが, 流入 BOD が 5~30mg/l, 水温 10~20°C 程度の流入水質に対して, 200~400g/m² の生物量が維持できたことは, 生物膜法の適用が可能であることを示唆するものと考ええる。

2) 小型実験装置による処理効率の調査

全面ばっ気による生物膜法とディッチに生物膜を適用する場合の 2 条件で実験した。装置の仕様と運転条件を表一 4~7 に示した。調査は 9 月~57. 3 月としたが, 2 月から凍結したため, 1 月で中止した。なお, 表一 4~7 の A 装置がディッチを想定した条件である。流入原水は 1) と同じである。月別の水質変化は, 流入原水が低濃度の 12 月, 57 年 1 月では A, B 両装置の差はなかった。10 月と 11 月を比較して差のある項目は, SS と窒素で, SS の除去では A 装置の方が良く, 窒素では B 装置でアンモニアの酸化がみられた。調査期間の平均水質を表一 4~8 に示した。生物相は反応槽内の濁りが少なく, 光の透過率が良いため, ケイ藻類の *Synedra* が優占種(中層

位まで) で, その他は通常活性汚泥中に出現する生物であり, 両装置の差はなかった。短期間の結果であるが, 処理実験からも適用の可能性がみられた。

今後, ディッチに生物膜を設置した実プラント実験が必要であるが, ディッチ内の流速, DO の維持等充分検討してから実証実験に入ることが重要である。

5. 温泉排水混入下水の物理化学的処理に関する実験

観光地の特性と ON-OFF 運転が可能な物理化学処理の特性をいかして, 観光地排水に対する本法適用性を検討するために実施した。供試下水は温泉排水 3 種(日光温泉 SO₄²⁻, 130mg/l, 伊東温泉 Cl⁻ 900, SO₄²⁻, 250mg/l, 伊香保温泉 SO₄²⁻, 270mg/l) と家庭下水 1 種を用いた。物理化学処理のフローは凝集沈殿→浮遊→活性炭吸着である。

凝集沈殿は Al₂(SO₄)₃・18H₂O を用い, 急速攪拌 150 rpm, 5 分, 緩速攪拌 30rpm, 10 分, 沈殿 30 分の後, サイフォンで上澄液をとり, GF/B で浮遊して供試水を得た。

凝集剤の添加量は表一 5 に示した。

浮遊は GF/B 相当として評価した。

活性炭吸着はダイヤホープ炭を使用し, 供試水は, 最速 Al 添加量により処理した浮遊液を用い, 表一 5-2 の添加量で, しんとう 30 分後, GF/B で浮遊して得た。

分析は pH, 水温, P, N, COD, TOC, アルカリ度, イ

表一 5.1 : 凝集沈殿処理における添加量と除去率の関係

Sample name	日光温泉排水		伊東温泉排水		伊香保温泉排水		戸頭処理場水	
添加量	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率
0ppm	—	—	—	—	—	—	—	—
2	32(%)	38(%)	25(%)	21(%)	19(%)	24(%)	15(%)	1(%)
4	35	38	25	21	24	31	18	5
6	36	38	23	21	31	31	23	7
8	44	38	24	21	36	35	28	9
10	41	38	16	21	36	42	26	19

表一 5.2 : 活性炭吸着処理による添加量と除去率の関係

Sample name	日光温泉排水		伊東温泉排水		伊香保温泉排水		戸頭処理場水	
添加量	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率	COD 除去率	TOC 除去率
0ppm	—	—	—	—	—	—	—	—
40	43(%)	28(%)	18(%)	37(%)	15(%)	22(%)	26(%)	38(%)
80	61	42	35	43	28	32	31	48
150	62	50	41	65	35	38	40	51
300	64	54	45	78	59	41	46	53
500	69	55	46	90	59	43	47	59

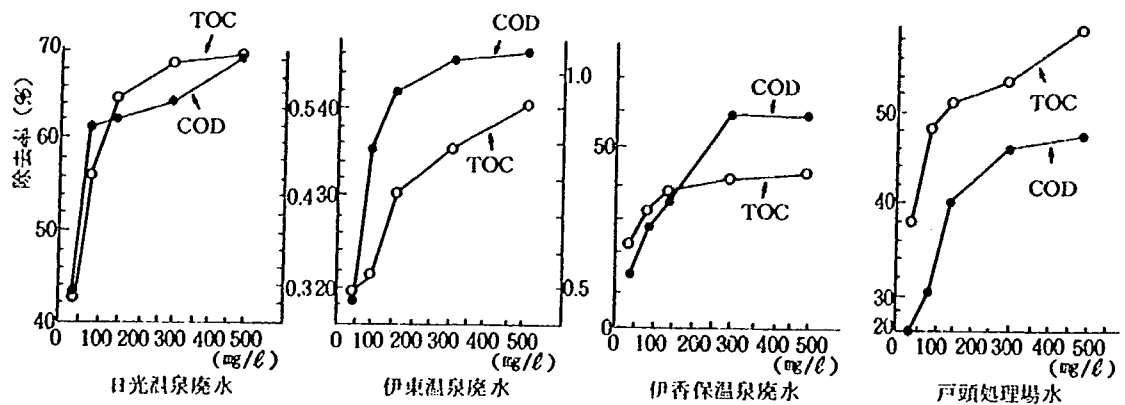


図-5.1 凝集沈殿処理によるAlの添加量と除去率

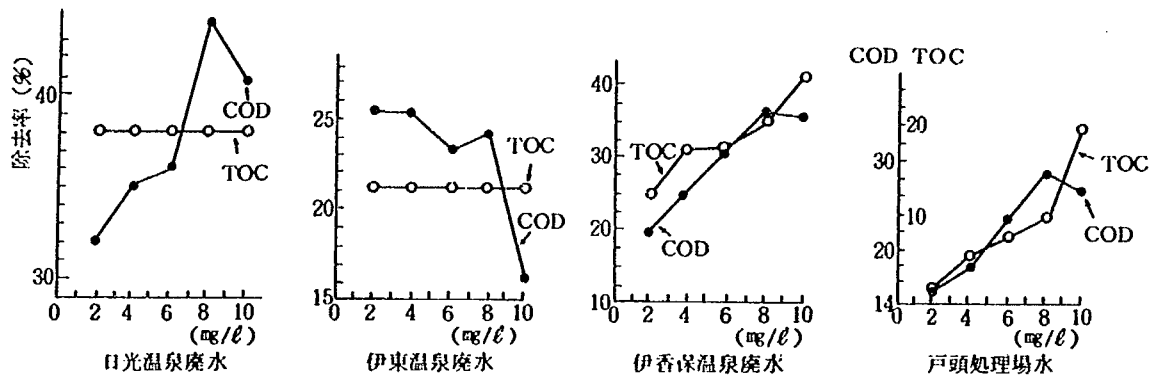


図-5.2 活性炭吸着処理による活性炭の添加量と除去率

オンクロマトによるイオン分析、ゲル濾過による分子分画等を行った。

結果を以下に示す。供試下水の主要なイオンは先に示したとおりである。

凝集沈殿処理（表-5-1、図-5-1）では、供試水の違いにより TOC の除去率が異なり、A、B では添加量との関係はみられないが、C、D では比例している。COD では B 以外は 8 mg Al/l 添加の場合に良好な除去率が得られた。B では 2～8 mg Al/l まで同程度の除去率を示した。PH はいずれも 7～8 の範囲であった。供試水の特性から、このような結果になった理由は、現状では明らかではないが一応、Al 8 mg/l の添加を適量として、凝集沈殿を行い、以後の活性炭処理実験の供試水とする。

活性炭処理では表-5-2、図-5-2 に示したように、活性炭の添加量に比例し、TOC、COD と同様の傾向を示し、250～300mg/l 以上の添加で、除去率はほぼ一

定値を示した。供試水の特性による影響はみられなかった。

物理化学処理のフローとして凝集沈殿→濾過→活性炭の一連の処理を設定した場合の除去率は次のようになる。薬品の添加量は Al 8 mg/l、活性炭 150mg/l とした。COD、TOC の除去率（%）は A：76、62、B：55、79、C：58、59、D：56、58 となる。一方、直接活性炭処理をした場合には A：57、40、B：40、24 となり、凝集沈殿との組み合わせの方が効率が良い。

4 種の供試水について分子分画を行い、凝集沈殿と活性炭処理により、UV 吸収（230、250nm）と TOC を測定し、それらの除去パターンを調査した結果、いずれの検水も同様の傾向を示した。1 例として日光温泉水の結果を図-5-3 に示す。原水には 3 つのピークが見られ、凝集沈殿では、フラクション No. の大きい方が比較的良好に除去され、活性炭吸着により、全体的に除去される。

N、P 関係は全体的に除去されず、他の処理法を組み合わせる必要がある。

今後は、他の泉質の原水について実験し、また N, P 除去をふまえた処理プロセスを検討する必要がある。下水処理を 2～3 カ月程度必要とする場合には可搬式の処理装置の開発が望まれる。

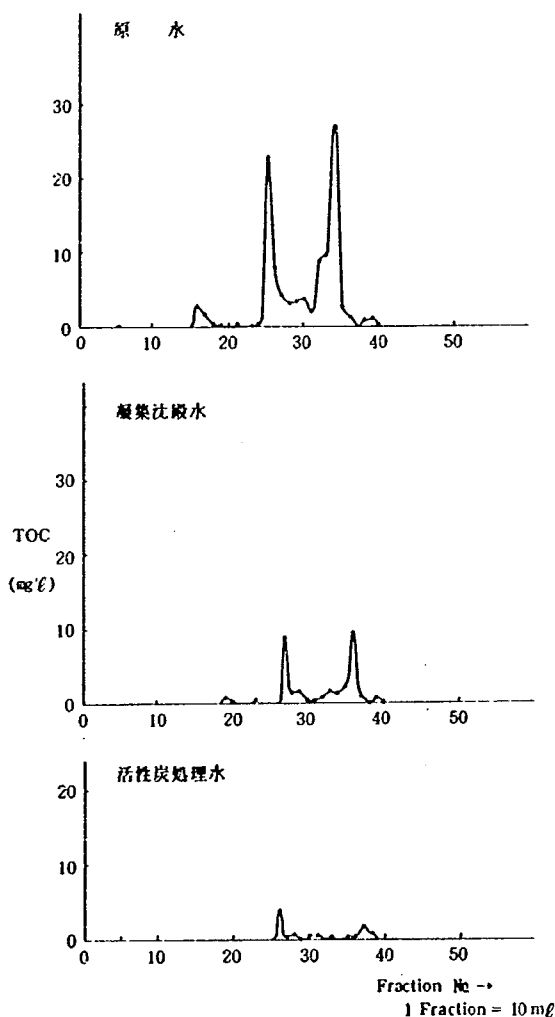


図-5.3 日光温泉水の分子分画と TOC

6. オキシデーションディッチによる処理実験

6.1 オキシデーションディッチの概要と実験目的

本調査に用いたオキシデーションディッチパイロットプラント（以下ディッチと呼ぶ。）の概観を図-6-1に示した。本プラントは現在までのところ回分式で運転されており、制御は 3 ケの 24 時間タイマーと三点式のレベルスイッチを用いて完全に自動化されている。回分運転は下水の流入、ローターを用いた生物反応、活性汚泥の沈殿、上澄水（処理水）の排水、という 4 つの工程をディッチ内で経時的に行うものである。下水流入工程ではタイ

マーによって制御された送水ポンプが下水を送水する。レベルスイッチによって定められた水位まで送水すると、ポンプは停止する。ローターのタイマーは満水になった時点＋余裕時間（15～30 分間）後にローターを回転させ、所定の反応時間を経過するとローターは停止する（反応工程）。ローター停止後は沈殿工程であり、この間ほどの機器も停止している。所定の沈殿時間が終了すると電動バルブタイマーが ON となり電動バルブを開とする。上澄水はフロート式流出口より静かに排除され、レベルスイッチによって決られた水位に達するとバルブは閉じられる（排水工程）。レベルスイッチのもう一つの役割はローター空運転の防止であり、水位が所定の位置に達しない間は、タイマーが ON となってもローターは回転しない。また何らかの原因でディッチ水位が上り過ぎる場合にはオーバフローによって、増水分は排除される。この他、ディッチには微細スクリーン（自幅 1 mm）と整流壁が設置してある。微細スクリーンは生下水中の粗ゴミを取り除くためのもので、スカムを防止したり、ディッチ内に沈積してしまうような粗大固型物を取り除くためのもので、生下水 1,000m³ 当り 0.08m³ 程度のスクリーнкаすを除去した。整流壁は、ディッチ水路のコーナー部の死水域を減少させるためのものであるが、死水域を完全に消滅させることはできなかった。図-6-2 は整流壁の設置位置及び、槽内底部流速の小さい箇所⁹⁾を示している。

ディッチは、茨城県霞ヶ浦浄化センター敷地内に設置されている。当センターは霞ヶ浦湖北流域下水道の終末処理場であり、現在土浦市の一部を処理区（分流式一部合流式）とし日量 12,000m³ 程度の下水を受け入れているが、管きょ工事が進行中であり、流入下水はかなり低濃度である。また、この処理場では曝気槽末端に硫酸バンドを添加して、リンの除去を行っている。その結果、余剰汚泥にかなりのアルミニウムが含まれており、汚泥処理系からの返送水のアルミニウム濃度が高くなる場合がある。この返送水は処理場先端（沈砂池前の管きょ内）に戻されており、生下水と直接混合される。このため、本実験に使用した生下水は潜在的に溶解性リンの除去能力を有している場合が多く、ディッチの実験においてもリンが通常の汚水を用いた場合よりも多く除去された期間がみられた。昨年度報告書に記したリンの高い除去率も、アルミニウムが原因ではないかと思われる。

本年度はディッチの脱窒運転に焦点を置き、アルカリ度の収支、硝化脱窒速度の検討、曝気方法の検討を行った。

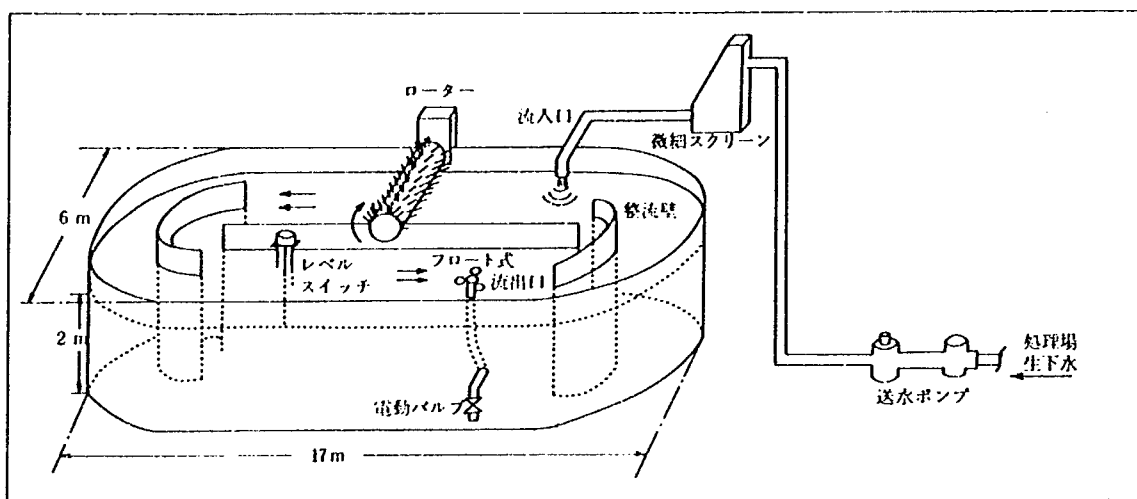


図-6.1 ディッチの概観

— 1 に従って定期的に分析するとともに、適宜精密試験を行い、必要なデータを収集した。

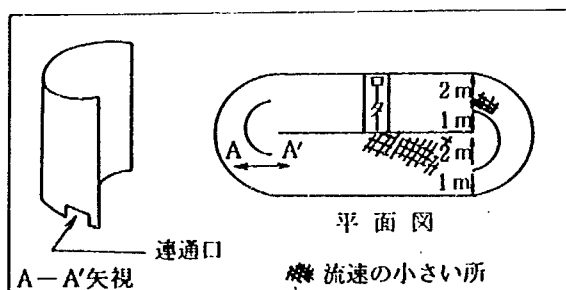


図-6.2 整流板設置図

6.2 実験条件

実験は一年間を三つの期間に分け、ディッチ運転条件を変えて行った。図-6-3に運転条件の一欄を示した。シリーズIは、6時間曝気(ローター運転)、1時間沈殿上澄水排除と下水流入に5時間という運転工程で、SRT 56日に設定してある。これはまず硝化が完全に起った場合の影響を見る期間である。シリーズIIは下水が流入した後15分曝気、30分停止の嫌気、好気工程を組み入れたもので、槽内の溶存酸素濃度を下げるため、水位を5 cm 下げローター浸漬深さを15cmにした。また、小規模処理場においては余剰汚泥の引き抜きも間欠的に行うものになると思われる。これは SRT を非常に長くすることとなり、汚泥発生量や処理性に何らかの影響を与えることとなろう。この影響を評価するためシリーズII以降は7ヶ月間汚泥の引き抜きを停止した。シリーズIIIは脱窒効率を上げるため15分曝気を10回、30分停止を9回繰り返したものである。

流入水、処理水、ディッチ内混合液の分析は、表-6

表-6-1 測定項目要綱

サンプル	項目	測定間隔等
流入水及び処理水	水温	毎日1回午前10時
	pH	〃
	透視度	〃
	COD _{Mn}	水曜日・金曜日(午前中)
	SS	〃 担し流入水はVSSも
	BOD _{ATU}	〃
	INH ₄ -NI	〃
	NO ₂ -N	〃
	NO ₃ -N	〃
	T-N	〃
	O _n -P	〃
	T-P	〃
混合液	水温	毎日1回午前10時
	pH	〃
	SV ₃₀	〃
	MLSS	水曜日・金曜日(午前中)
	MLVSS	〃
	T-P	〃
	K-N	〃

シリーズ	期 間	サイクル			ローター 回 転 数	ローター 浸漬深さ	Q	SRT
		経過時間 (hr)						
		0	6	12	(回)	(cm)	(m^3 /サイクル)	(日)
I	81. 4 .23 }				48	20 槽容積 160 m^3 槽深さ 2m	40	56
	81. 7 .13							
II	81. 7 .13 }				48	15 156 m^3 195m	36	汚泥引抜 な し
	81.10.26							
III	81.10.26 }				48	15 156 m^3 195m	36	汚泥引抜 な し
	82. 2 .10							

図-6.3 ディッチ運転条件

6.3 実験結果

各シリーズにおける流入下水、処理水、混合液の定期分析結果をまとめたものが、表-6-2である。MLSSは汚泥引抜きを停止した結果、最終的には16,000mg/l程度まで上昇したが、処理水のBOD、SS、透視度、pH等の項目には何ら悪影響は出なかった。この原因の1つに、ディッチの活性汚泥のSVIが非常に小さいことが挙げられる。MLSSが16,000mg/lあった時期においてもSVIは70程度である。ディッチの静置沈降時間45分間(シリーズIII)があり、その後の上澄水排除もフロート方式にて静かに抜いていることから、処理水中へのキャリアオーバーは最少に抑えられている。ディッチ汚泥のSVIが低い原因は明らかではないが、同じ原水を用いて行った散気式長時間曝気法パイロットプラントにおいてもSVIは低いため、当処理場の流入下水の特性ではないかと思われる。

各シリーズ毎の処理水水質を比較するとシリーズIに

おいてはDKN(溶解性ケルダール性窒素)は減少しているがNO₃-Nはほとんど除去されていない。しかしシリーズIIにおいて、脱窒工程を設けることにより、DKNの減少とともにNO₃-Nの除去も起きるようになった。シリーズIIIでは脱窒工程を拡張したため、NO₃-Nは更に除去率が改善されている。後述するがシリーズIIIにおいては56年11月後半から12月前半にかけての約1ヶ月間、80~90%の高いDN(溶解性窒素)の除去が起っており、潜存的窒素除去能力はかなりあるものと見なせる。

(1) シリーズIの処理特性

シリーズIの精密試験においては、窒素の物質収支を明らかにするとともに、脱窒工程を設けた場合の脱窒率の予測、及び酸素供給量と槽内水質の関係について調査した。窒素の物質収支は、1週間連続で流入水、処理水、余剰汚泥中の窒素を形態別に測定するとともに、BOD_{ATU}、COD、S-COD、SSについても分析を行った。窒素関係の結果を図-6-4に示した。流入水中の窒素

表-6-2 ディッチ水質分析・シリーズ毎の平均値

シリーズ No.	期 間	サンプル	水 温 (℃)	pH (-)	透視度 (cm)	BOD ₅ (mg/l)	COD _{Mn} (mg/l)	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	TN (mg/l)	DN (mg/l)	KN (mg/l)	DKN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	TP (mg/l)	DP (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLVSS (mg/l)	VS% (%)
I	81.4.24 ～ 81.7.13	原 水	19.4	7.36	5.0	121	72.3	122	75.9	19.1	14.0	18.2	13.2	9.60	0.11	0.71	3.72	1.54	0.97			
		処理水	19.6	7.51	50以上	3.6	9.2	7.9		12.2	11.6	1.21	0.59	0.14	0.05	10.9	0.69	0.42				
		混合水	20.3	7.20								85.6						17.0			1.836	1.100
II	81.7.14 ～ 81.10.26	原 水	23.6	7.33	4.8	119	940	293	144	23.3	13.1	22.4	12.2	8.56	0.16	0.76	7.34	0.84	0.54			
		処理水	24.2	7.44	50以上	1.1	7.5	7.3		6.91	6.65	0.91	0.65	0.42	0.07	5.93	0.86	0.66	0.61			
		混合水	24.6	7.35								169						148			4.832	2.187
III	81.10.27 ～ 82.2.29	原 水	13.6	7.49	2.6	250	191	804	412	45.3	16.6	41.1	15.4	9.63	0.08	1.23	17.7	0.88	0.63			
		処理水	11.2	7.23	50以上	3.1	7.5	6.5		4.46	4.05	2.24	2.04	1.38	0.01	2.02	0.28	0.10	0.05			
		混合水	12.1	7.17								3.44						229			8.480	4.195

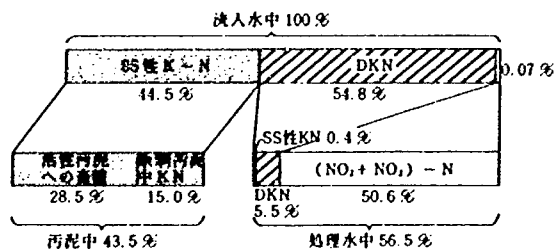


図-6.4 シリーズIにおける窒素の収支

はほとんどがKNであり、溶解性成分が55%であったが、これに相当する量の窒素が処理水中の窒素として流出しているように見うけられる。実際にはこのうちの何割かは活性汚泥の増殖に用いられるため、SS性K-Nが溶解性窒素に転換し処理水として流出した分も含まれる。汚泥中のK-Nは、余剰汚泥量と余剰汚泥中のK-N濃度、及び実験期間中のMLSSの増加量より計算したものであり、これもほぼ流入水中のSS性KNに相当する量であった。シリーズIにおいては、沈殿に3時間、下水の流入に2時間、計5時間の曝気中断時間があり、この間、汚泥界面下では酸素不足が起り脱窒もある程度期待できるものと思われたが、上澄水中に十分な溶存酸素があり、しかもMLSSが1,800~2,100mg/lとディッチにしては低濃度であったため、期待した嫌気状態にならなかったものである。

このためピーカーテストによって脱窒速度の検討を行った。実験は曝気開始直前の沈殿汚泥(生下水混入後)を1.5l採取し3lピーカー中でスターラーにより、ゆっくり攪拌しながら適宜試料を採取し、直ちに遠心分離後上澄水について $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、K-N、Ort-P、T-Pを分析したものである(run 1)。またBOD源を強化する意味で、上述の汚泥1lに生下水0.5lを添加した試料についても同様の操作を行った。表-6-3はrun 1, run 2の実験開始前の水質である。図-6-5、

表-6.3 脱窒実験の初期条件

項 目	単位 (mg/l?)	
	run 1	run 2
MLSS	6,360	4,240
BOD	44	82
アルカリ度	130	160
水 温	18.9°C	18.9°C

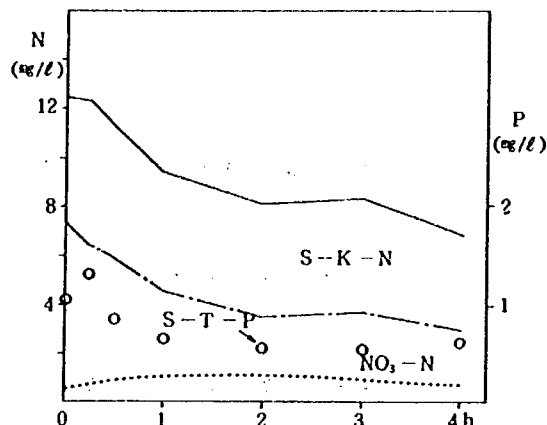


図-6.5 脱窒実験run1

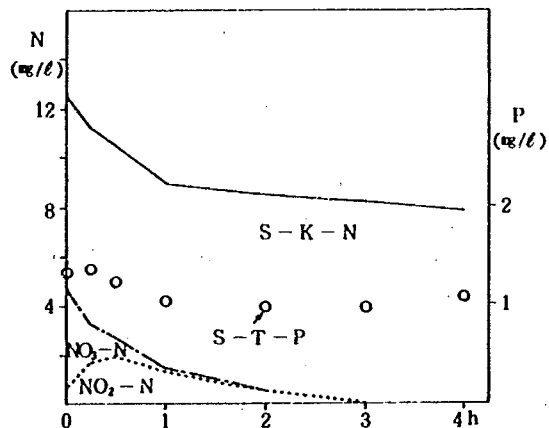


図-6.6 脱窒実験run2

図-6-6は4時間目までの経時変化を示したものである。いずれの場合も2時間目で $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ の除去速度は小さくなっており、BODを電子供与体とした脱窒は終了したものと思なせよう。この時点での $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ の除去量はrun 1で3.5mg/l, run 2で4 mg/lとほぼ等しいが、run 2では脱窒すべき $\text{NO}_3\text{-N}$ がなくなったため脱窒速度が低下したものと考えられる。この結果、BODを電子供与体として使用している間は急激な脱窒が認められるが、内生呼吸段階に入った場合には、脱窒速度が低下することが確認され、シリーズIIのように、生下水注入後に2.25時間の脱窒工程を取り入れたものである。

なお、シリーズIには、ディッチ曝気装置の酸素移動能力についても調査した。前年度は清水（薬注及び砂河過による高度処理水）時での酸素移動能力を測定したが、今年度は、活性汚泥が存在している状態でのそれを求め、比較するものとした。同じ曝気槽、曝気装置を用いる場合の酸素移動能力は K_{La} で表現でき、活性汚泥が存在している場合は

$$K_{La} = \left(\frac{dc}{dt} + r_r \right) / (C_s - C) \quad \cdots \cdots (1)$$

K_{La} ：総括酸素移動係数（1/h）

$\frac{dc}{dt}$ ：曝気槽内の溶存酸素移動速度（mg/l・h）

r_r ：混合液の酸素消費速度（mg/l・h）

C_s ：溶存酸素飽和濃度（mg/l）

C ：曝気槽内溶存酸素濃度（mg/l）

として求められる。曝気槽にDOメーターを設置し連続記録をとることにより dc/dc , C を実測し、 r_r はスポットサンプルにて実測した（下水試験法）。 C_s はその水温における値を理科年表より引用した。図-6-7に酸素消費速度（ r_r ）と K_{La} が曝気時間の経過とともに変化する様子を示した。 r_r は曝気開始と同時に除々に減少していき、

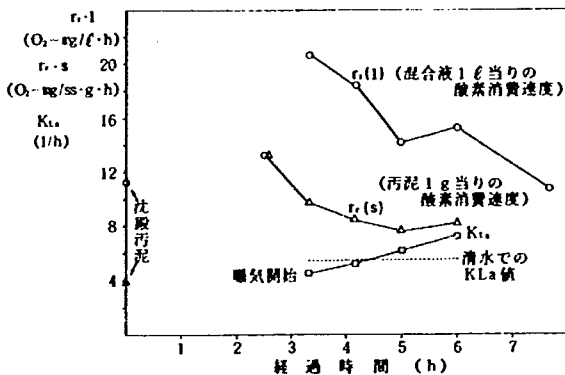


図-6.7 ディッチ内での呼吸と K_{La}

K_{La} は逆に上昇傾向にある。一般に水質が悪化する程同一の曝気条件では K_{La} は低下すると言われているが、ディッチの曝気装置についても同様のことが言える。但し、清水時の K_{La} 値¹⁰⁾（回転数48rpm、浸漬深20cm）と比較すると最悪の場合82%程度の低下であり、平均的には清水時よりもかえって高い K_{La} を得ている。これはディッチ曝気装置の大きな特性である。

(2) シリーズIIの処理特性

シリーズIIの精密試験では前段に脱窒工程を入れた効果の確認、及びアルカリ度消費量の検討を行った。図-6

ー8は反応工程開始後の溶解性K-N、 $(NO_2 + NO_3) - N$ 、DOの経時変化を示したものである。初めの2.25時間は曝気装置が15分回転、30分停止の工程で運転されており、T-Nとしてはかなりの速度で除去が進んでいる。最

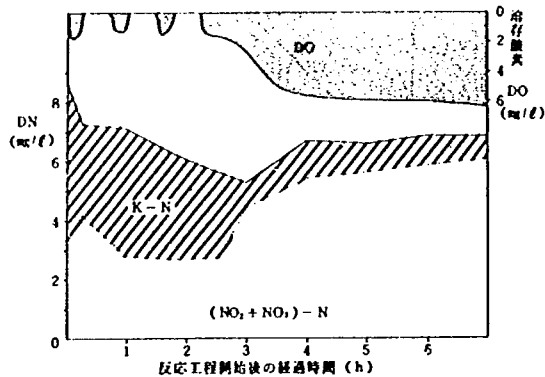


図-6.8 K-N、 $(NO_2 + NO_3) - N$ 、DOの反応工程中の変化

初の15分間のK-Nの急激な除去は、生物体への初期吸着である可能性があるが、1時間目から3時間目の除去はK-Nの硝化と $(NO_2 + NO_3) - N$ の脱窒が交互に起きた結果であろう。ところが3時間目を越えた時点から、硝化が卓越すると同時に、T-N濃度も上昇してしまう。これはSS性K-Nが分解を受け溶解してきたものと思われる。また、この間は常に1mg/l程度のK-Nが硝化を受けずに存在しており他の精密調査にもこの程度のK-Nが残留していた。この結果、15分曝気、30分停止の工程においても十分な硝化脱窒が起きることが確認され、シリーズIIIの運転条件を設定することとなった。

SS性窒素が硝化脱窒反応に関与する系では、反応によるアルカリ度の収支の予測を行うことは困難であろうと予想される。図-6-9は、溶解性窒素のみが、反応に関与すると仮定して求めた理論アルカリ度消費量と、実測したアルカリ度消費量をプロットしたものである。理論値は（流入水DKN）-（処理水DKN）=（硝化された $NO_3 - N$ ）-（硝化された $NO_3 - N$ ）-（処理水 $NO_3 - N$ ）=（脱窒された $NO_3 - N$ ），とし、（理論アルカリ度消費量）=（硝化された $NO_3 - N$ ） $\times 7.14$ - （脱窒された $NO_3 - N$ ） $\times 3.57$ ¹²⁾として求めた。図-6-9によると多少のバラツキはあるものの、理論値と実測値はほぼ1対1に対応していると考えられる。本実験プラントの場合は、流入水中の溶解性BODが低い（25~50mg/l）ため活性汚泥の生体合成に用いられる溶解性K-Nが少なかったのがよく対応した原因と推定される。溶解性BODが高

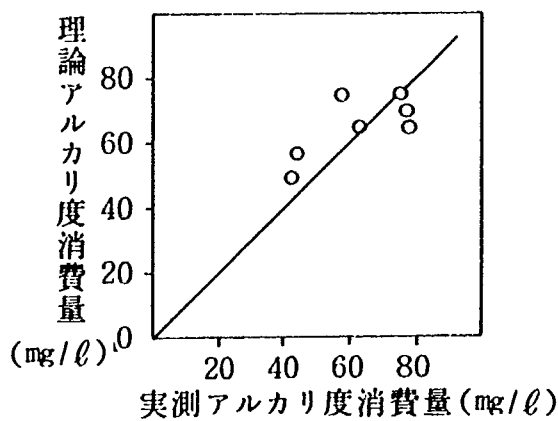


図-6.9 アルカリ度消費量の検討

い場合にはこのK-Nの取り込みを考慮に入れる必要がある。

(3) シリーズIIIの処理特性

シリーズIIIにおいては、I、IIの経験に基づき、曝気装置の断続運転を行った。その結果処理水中の溶解性窒素(DN)は図-6-10に示すように急激に減少していった。(11月中) $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ はほとんど検出されず、1 mg/l 程度のK-Nがわずかに残留するのみであった。ところが12月に入ってからMLSSの増加とともにK-Nが処理水中に増加しはじめたため余剰汚泥を引き抜き、MLSSを16,000mg/lから3,000mg/lへ低下させたところK-Nは $\text{NO}_3\text{-N}$ へ転換した。12月以降のK-Nの増加は硝化作用が抑制されたためであり、その原因としては水温低下(15°C→11°C)による硝化速度の減少とMLSSが増加したため酸素要求量が高くなり槽内DOが低すぎる事が考えられた。しかし、MLSS濃度を低下させた1月20日以降は十分な硝化が起っていることから、主な原因は後者であろう。また、1月20日以降、硝

化は起きているが $\text{NO}_3\text{-N}$ が残留しており、窒素としては除去が進んでいない。これは、当プラントの汚泥沈殿速度が極めて早いため、曝気装置が停止すると汚泥が直ちに槽底に沈降してしまい、上澄水中で脱窒が起らないためであろう。図-6-11、図-6-12に汚泥引き抜き前と後の汚泥沈降曲線を示した。これは直径20cm、水深92cmの沈降筒に混合液を満し、MLSSの垂直分布を経時的に測定したものである。図-6-11に示したようにMLSSが1.6%ある状態では沈殿時間を3時間とっても汚泥界面は水面下8cmの位置であるが、余剰汚泥引き抜き後は、たった10分間の沈殿時間で界面は水面下90cmにまで達してしまう。但し、10分間では上澄水中に微フロックが残存しており、これがほぼ沈殿するためには1時間を要した。本プラントの汚泥が高い沈降性を有する

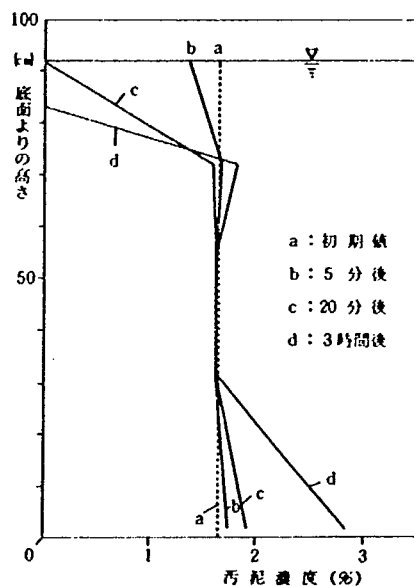


図-6.11 余剰汚泥引き抜き前の汚泥沈降曲線

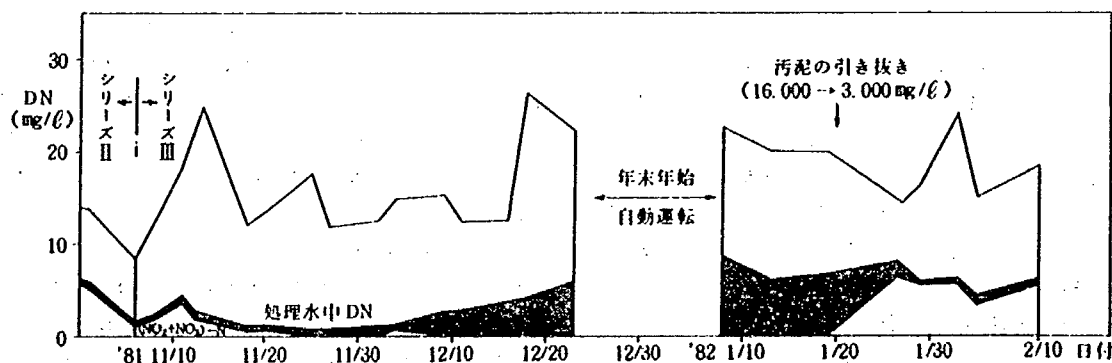


図-6.10 シリーズIIIでの窒素の除去

のは、合流式下水道の生下水を原水としており汚泥のVS%が50%前後と低いと考えられ、今後は、団地の下水処理場のようにVS%が高い所で、回分式処理法の可能性を探る必要がある。

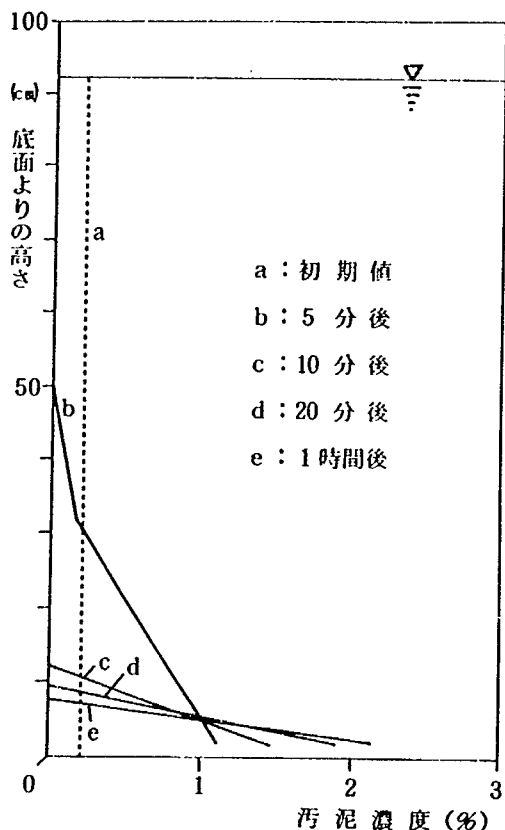


図-6.12 余剰汚泥引き抜き後の汚泥沈降曲線

7. まとめと今後の課題

- (1) 伊東市における大規模ホテルの原単位調査より、水量、汚濁物量ともちゅう房排水の寄与率が高いことが明らかとなった。これは冷凍魚等の解凍、魚の解体等の高級ホテルにおける食事内容の特徴よりくるものと思われる。負荷の変動パターンは通常の家排水と大きく変らなかった。観光地の中でも漁港等に近く、大量の魚を消費する地域は、下水道への負荷も高くなるものと思われる。
- (2) 室内実験にて、低濃度下水の活性汚泥法による処理を行い、連続流入方式においては活性汚泥の生成がほとんど見られないことが明らかになった。流入下水濃度が低いままなら処理水として問題はないが、ショックロードがかかった場合には連続流入方式では対応で

きない。このため回分方式を有利とみて処理実験を行ったが、通常この種の小規模施設で考えられる運転条件（曝気時間24時間、汚泥滞留時間30日以上）ではpH低下が大きな問題となり、これに対する対策を要する。

- (3) 渦流固液分離床によって、低濃度下水を受け入れている処理場の処理水中の固型物を捕捉する実験を行ったところ、凝集性の悪い微細フロックについてはあまり効果がなかったが、フロックを大きくすると捕捉機能が発揮された。しかし、分離床内に汚泥が蓄積するため、その対策が必要である。
- (4) 流入水BODが5～30mg/lと極端に低濃度の下水が流入する処理場にて生物膜法の現地実験を行ったところ、処理に必要な生物量が十分付着すること、及びベンチ・スチールの実験装置ではあるが、良好な処理成績をあげ得ることが確認された。今後は実規模実験にてその効果及び設計条件を明らかにする必要がある。
- (5) 温泉排水混入下水の物理化学処理実験においては、温泉中のイオンによる特殊な妨害は確認されなかった。但し、N、Pについては全体的に除去されず、今後はN、Pの除去をふまえた処理プロセスを検討する必要がある。
- (6) オキシデーションディッチによる処理実験においては、断続曝気方式によって効果的に脱窒を行うことができた。曝気を連続して行い槽内DOが高すぎる場合には、SS性窒素の溶解が起き、かえって窒素の除去率を低下させることがある。断続曝気の留意点は槽内酸素消費量と酸素供給量のバランスをはかること、曝気停止時に汚泥と水との十分な接触をはかることである。今後は、連続流入式ディッチにおける断続曝気方式による脱窒運転を検討する必要がある。

参考文献

- 1) 伊東市総合開発計画・第三次基本計画策定用人口資料 昭和56年10月 伊東市企画調整課
- 2) 昭和56年度、観光客実態調査報告書 伊東市観光課
- 3) 昭和55年度 排水処理の高度化に関する総合研究 p110-1～17 環境庁企画調整局研究調整課編
- 4) (社団法人)日本環境整備教育センター、「高冷地等自然地域における旅館等小規模施設排水の処理

- 及び管理に関する研究」，厚生省委託研究，昭和49年度
- 5) 同上，昭和50年度
 - 6) 休息施設の汚水処理方式に関する調査研究報告書（その3） 財高速道路調査会
 - 7) 前年度報告書，昭和55年度排水処理の高度化に関する総合研究 p110-4 環境庁企画調整局研究調整課編
 - 8) 廃水の生物学的処理，W. W. エッケンフェルダー・D. J. オコンナー，コロナ社，1965年，p56
 - 9) 建設省土木研究所下水道研究室，未発表
 - 10) 小規模処理場の処理特性に関する調査，昭和55年度下水道関係調査研究年次報告書集 土木研究所資料第1709号，建設省土木研究所，昭和56年8月
 - 11) Process Design Manual for Nitrogen Control, U. S EPA Technology Transfer, Oct. 1975 p3-5, p3-34

2. 河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究

都市河川研究室 室 長 馬場洋二

研究員 谷本光司

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 藤本 修

山田幸男

河川研究室 研究員 浅野富夫

1. まえがき

昭和45年に水質汚濁防止法が制御され、同法による工場、事業所などからの排水規制あるいは下水道整備の促進により、全国の河川水質環境は徐々に改善されつつある¹⁾。しかし一部の都市河川においては未だ満足な状態からは程遠く、単に水質悪化による水質源としての価値の低下のみならず、周辺の住環境にまで悪影響を及ぼしている場合さえある。本研究は、外部から河川に流入する汚濁負荷を削減するという従来の施策とは異なり、河川の流路そのものの構造を検討することにより、都市河川の水質改善を図ろうとするものである。

河川のもつ浄化能力を強化利用することにより水質浄化を図ろうとする計画は、実験的規模のものが大部分であるが、従来から幾つか試みられており、小島は、それらの方法を次の4種類に整理している²⁾。

(1) 薄層流法 (2) 礫間接触法 (3) 伏流浄化法 (4) 水路浄化法

これらはいずれも、河川水と河床あるいは河川内に設置した汙材との接触面積を大きくし、そこに形成される付着微生物膜により汚濁物質を生物学的に酸化除去しようとするものである。これまでの実施例では、付着微生物を利用する河川水の浄化はかなりの効果をあげ得るとしているが、実河川に対する本格的適用に至るまでには、まだ以下に示すような多くの問題が残されている。

(a) 河川の流れを薄層化したり河川に汙材を設置したりすることは、一般に河川の疏通能力を低下させ、洪水時の危険を増大させる。

(b) 流量の増大時に汙材等が破壊されたり流されたりする可能性がある。

(c) 水深が小さい場合、太陽光線が河床にまで達するため、付着藻類が増殖してかえって有機汚濁物質が生産されるおそれがある(自濁作用)。

(d) 河川構造を変えることにより、都市における美感を損うおそれがある。

上記の(a), (b)は流路内に水質浄化工を施工した場合の問題点であり、河川水を一旦流路内から河川堤内又は高水敷に導くことにすれば回避できるが、今度は維持コストの面で問題が残る。本研究では、一般に高水敷もなく周辺用地の取得も難しい都市河川を対象とするため、さしあたって(a), (b)の観点

から見て、比較的現実的な流路内における水質浄化工を想定し、その水質浄化能力について評価することから始めることとする。

2. 本年度の研究概要

本年度の研究では、河床付着生物の汚濁物質代謝作用と水中の有機物濃度及び河床形態との関係の解明、並びに河川水のばっ気を目的とする浄化工の開発に目標をおいている。この目標のために行った具体的な調査、実験は次の3つである。

1. 還流水路における礫状河床の水質浄化工に関する実験（還流水路実験）
2. 実河川における河床付着微生物群の代謝作用に関する調査（実河川調査）
3. 急勾配水路によるばっ気実験

3. 還流水路実験^(注)

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。一旦下流端の円形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となっている（還流水路については文献3）参照）

3.2 実験条件

実験は、昭和57年9月15日から12月12日までの約3ヶ月間にわたってなされた。表-1に実験条件を示す。RUN 1, 2, 5（RUNは水路の番号を表す）の路床には直径5cm～15cm程度の礫を、厚さ約20cmにわたって敷きつめ、ステンレス路床のRUN 3と比較することによって礫路

表-1 還流水路実験条件

	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 5
薬品(スキムミルク) 供給量(g/l)	625	125	625	3,750
路床形態	礫	礫	ステンレス	礫
平均水深(cm)	10.3	10.2	14-34	10.4
平均流速(cm/S)	24.6	24.8	30-38	25.4
滞留時間(日)	1.9	1.9	2.2	1.8

床材の水質浄化効果を評価することができる。また、RUN 1, 2, 5では、1日1回まとめて投入される汚濁物質（スキムミルク）の負荷を変えてあり、路床付着生物代謝作用に対する汚濁物質濃度の影響を見ることができる。

また、昭和57年11月16日から21日にかけては、1日分のスキムミルク投入量を12等分して2時間毎に投入し、流水中のDo濃度の日間変動を連続的に測定することによって、路床付着微生物の生産、呼吸速度の時間的変動を追跡する調査を行った。

3.3 BOD除去効果

水路流水中のBOD濃度は一様で、BOD除去速度も時間に依らないと仮定すると次の関係が成り立つ。

(注) この実験は昭和56年度の試験研究費による研究「河床付着生物群による浄化作用の研究」とかなり重複する部分があるため、実験方法及び水質付着生物等に関する実験結果の詳細は文献3)を参照のこと。

$$\frac{dL}{dt} = -\frac{L}{T} - R \quad \dots\dots\dots (1)$$

L : 流水中のBOD濃度 (mg/ℓ)

T : 水路滞留時間 (H)

R : BOD除去速度 (mg/ℓ・H)

スキムミルク投入直後を t = 0 とし、

(1)式を

$$\left. \begin{aligned} L &= L_0 \quad \text{at } t=0 \\ L &= L_0 - \Delta L \quad \text{at } t=1 \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (2)$$

ΔL : スキムミルク投入による

BOD濃度の上昇 (mg/ℓ)

の条件の下で解くと、次式を得る。

$$R = \frac{1}{T} \left(\frac{\Delta L e^{-\frac{1}{T}}}{1 - e^{-\frac{1}{T}}} - L \right) \dots\dots\dots (3)$$

定期的に測定した流水中のBOD濃度から、

(3)式を用いて各水路のBOD除去速度を算出

すると図-1のようになる。また、図-2は

各水路におけるBOD除去速度の平均値と

BOD負荷率との関係を示している。礫路床のRUN 1, 2, 5においては、(BOD除去速度 (mg/ℓ・H)) = 0.713 × (BOD負荷率 (mg/ℓ・H))^{1.07} の関係が得られた。BOD負荷率に係るべき指数の値が1に近いことから、除去率はほぼ一定の値 (70~95%) となる。一方、ステンレス路床のRUN 3については平均BOD除去率が46%と、礫路床の場合に比べてかなり低く、礫路床の水質浄化効果が明らかとなった。

3.4 水路内における物質移動

流水と付着生物との接触面積を大きくすることにより、河川の水質浄化能力を高めることができるとは言っても、河床に付着するすべての生物が浄化に寄与するわけではない。特に付着藻類は、日中、光合成を行って河川中に有機汚濁

物質を生産する働きを行う。各水路における

生物群集の代謝活動が1日のうちでどのよう

に変化しているかを、酸素収支法³⁴⁾によって

推定した。図-3に昭和56年11月16日

から21日にかけて観測された、RUN 1に

おける群集純生産速度の変動の模様を示す。

純生産速度は、夜は負、昼は正の値となり、

付着藻類による生産活動が無視できないこと

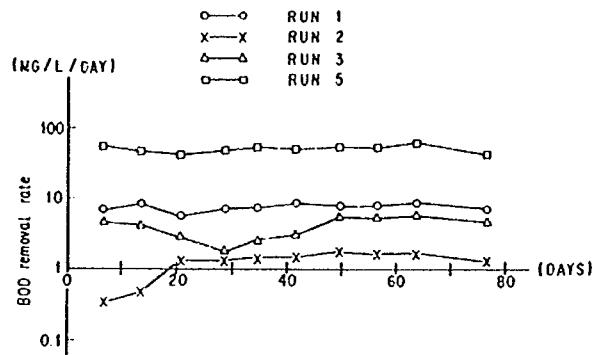


図-1 BOD除去速度の変化

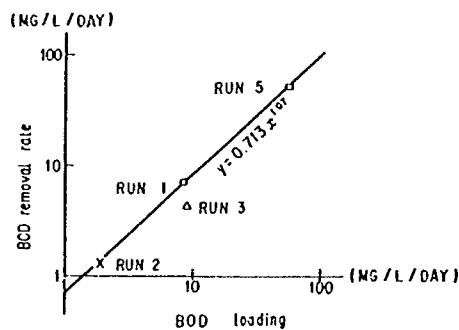


図-2 BOD負荷率とBOD除去速度との関係

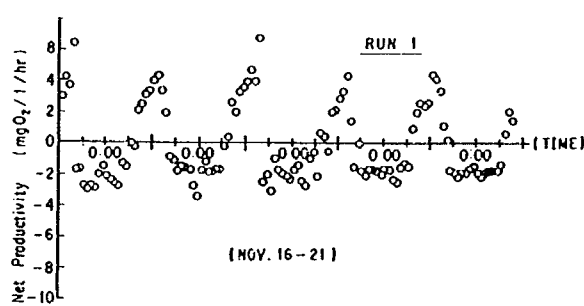


図-3 RUN 1における群集純生産速度

を示している。

表-2は11月17日～20日の4日間の、スキムミルク投入と流出に伴うCOD(Cr)の収支と、酸素収支法に基づいて計算されたTODの除去率を水路ごとに示したものである。COD(Cr)≡TODと仮定し、しかも路床に付着して存在するCOD(Cr)(或はTOD)物質の全体量が時間によって変化しなければ、表の第3欄と第4欄の値は等しくなるはずである。RUN3とRUN5では、両者は比較的良好一致しているが、RUN1では路床におけるCOD(Cr)の増大が、RUN2では逆に減少があったものと推察される。

表-2 COD(Cr)の収支とTOD除去率

	Input COD(Cr) (1)	Output COD(Cr) (2)	(1)-(2) (3)	TOD Removal Rate (4)	(4)/(3)X100 (%)
RUN 1	14.4	3.9	10.5	3.2	30
RUN 2	3.2	2.5	0.7	1.7	240
RUN 3	15.6	12.1	3.5	3.3	94
RUN 5	9.38	13.2	80.6	61.1	76

(mg/l/day)

4. 実河川調査

4.1 調査概要

実河川における河床付着生物群の代謝作用を観測するため、東京都内神田川において、3回にわたる晴天時24時間連続調査を行った。調査区間対象区間は、図-4に示すようにおおよそ神田川と善福寺川との合流点から中央本線に致るまでの約3.6kmの区間で、この間はすべてコンクリート河床となっており、外部からの流入水の影響は、晴天時にはほとんど無視できる。



図-4 神田川調査対象区間

表-3 神田川調査における水温と流量

調査No	実施日	水温(℃)	平均流量(m ³ /S)
1	昭和56年 9月 2日-3日	24-28	0.57
2	昭和56年10月22日-23日	13-17	0.84
3	昭和57年 2月 8日-9日	2-6	0.41

4.2 実河川における純生産速度

還流水路実験で行ったと同様に、実河川調査で得られたDO変動のデータをもとに、実河川における河床付着微生物群の純生産速度を計算した。実河川におけるDO収支式は次の通りである。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_2 (C_s - C) + \beta \quad \dots \dots \dots (4)$$

x : 上流側から下流側にとる座標 C : DO濃度

C_s : 飽和溶存酸素濃度 D : 移流分散係数

K_2 : 再ばっ気係数 β : 群集純生産速度

x の代わりに $\varepsilon = x - ut$ なる座標 ε を導入し、更に、拡散項を無視すると(4)式は

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C) + \beta \quad \dots\dots\dots (5)$$

となる。これは流入或は流出水のない場合の還流水路における酸素収支式³⁾と全く同じものである。

図-5に(5)式から計算された、1回目調査時の純生産速度の日間変動を示す。 β の単位は、($\text{mgO}_2/\ell \cdot \text{hr}$)で表されるが、この値に径深(m)を掛ければ単位河床面積当たりの付着微生物群による純生産速度($\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$)が計算されることになる。

表-4に、3回の調査結果から求められた、1日当たりの純生産量を示す。

表-4 神田川観測された群集純生産速度($\text{mgO}_2/\ell \cdot \text{日}$)

調査No	1	2	3
St.1-St.2	-17.2	-7.7	-23.9
St.2-St.3	14.1	-7.1	-15.7

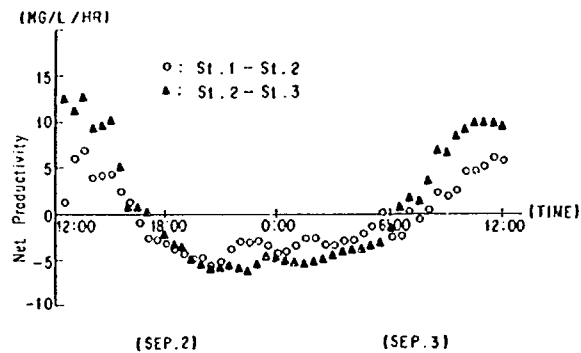


図-5 神田川における群集純生産速度の日間変動

1回目の調査のSt.2-St.3の区間を除き、群集純生産速度は負の値となっており、自浄作用の方が生産による自濁作用より卓越していることがわかる。

5. 急勾配水路によるばっ気実験

付着微生物による水質浄化工法を検討する場合、河川水中に微生物に必要な溶存酸素が充分存在することがその前提となる。そこで本研究においては、流路内におけるばっき工法の一例として急勾配水路を取り上げ、そのばっ気効果を水理実験により検討することにした。

5.1 実験方法

水理共同実験棟のヘドロ還流水路内に図-6に示すような模型を設置した。水槽内の水はポンプによって還流し、バルブの開閉によって流量が調節される。

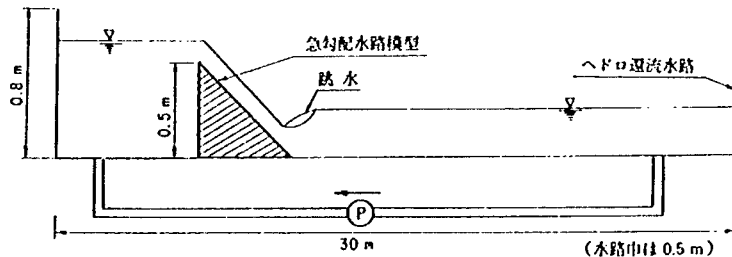


図-6 模型の概要

実験は以下の手順で行わ

れた。まず、水槽内に約3 m³の水を入れ、ポンプによって緩やかに還流させながら、亜硫酸ナトリウムを投入して溶存酸素量を強制的に0にする。次にバルブを調節して適当な流量で還流させながら定期的に採水し溶存酸素量を測定する。実験の初期には残存亜硫酸ナトリウムのために溶

存酸素は検出されないので、溶存酸素が増加しはじめてからを解析の対象とし、増加しなくなったら実験を終了する。

水平水路部分は流速が小さくばっ気効果は低い。またポンプによる管路流部分は外気に触れない。このためばっ気は主に急勾配斜面の射流状態での流下とそれに続く跳水によると考えられる。したがってばっ気効果に影響を与える要因としては流量・下流水位・斜面長・斜面勾配・斜面の特性等が挙げられる。一方、ばっ気効果のパラメータとしては一般に再ばっ気係数や飽和溶存酸素量に対する不足量の減少率がよく用いられるが、ここでは簡単のために一循環（急勾配水路一回通過）当りの不足量減少率 R を採用した。

5.2 実験結果

実験結果を図-7に示す。まず勾配1:4の平板及び棧粗度板を見ると、 R はともに0.07~0.12の範囲に分布しており、流量の増加とともに漸減傾向が見られる。

R の平均値は、0.094、棧粗度板0.091とほぼ等しい。実験時の観察によれば、平板では射流状態の流下後跳水が発生し、斜面、跳水両方でのばっ気効果が期待される。一方、棧粗度板の場合、斜面部での水面の乱れは平

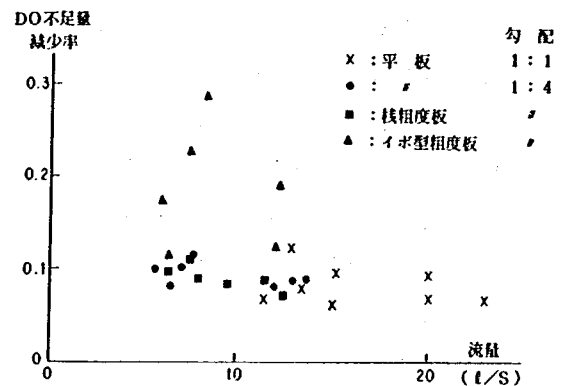


図-7 流量とDO不足量減少率

板より大きい明瞭な跳水は観察されず、ばっ気は主として斜面で行われていると考えられる。

勾配1:1の平板の実験は流量11 L/s以上に集中しているが、結果は上述の2種類の水路と同傾向にあると考えられる。

Iボ型粗度板の場合、他の水路の2倍近いばっ気効果をもっているようである。 R は0.115~0.288の範囲にあり、平均値は0.186となっている。しかし流量との間に単純な相関関係は見られない。実験時の流況は斜面での乱れが大きく、激しく波立ちながら流下し跳水は発生しない。

実験結果を実河川に適用するために、図-7の横軸を単位巾流量に読み換えると実験範囲は10~40 L/s/mとなり都市内の小河川はほぼこの範囲にあると考えられる。ただし実河川にこのような水路を設置した場合、上流側は堰上げによって流速が低下し、本来の自浄作用が減少するのでその分を差し引く必要がある。急勾配水路によるばっ気効果を高めるには堰を高くするよりも小さな急勾配水路を直列に配置する方がよい。そうすればばっ気効果は等比級数的に発揮され、治水上の問題も少ない。

参考文献

- 1) 環境庁：昭和56年度版環境白書
- 2) 小島：自然の浄化力を利用した水質改善・用水と廃水、Vol.24, No.1(1982)
- 3) 村上、藤木、山田：河床付着生物群による浄化作用の研究、昭和56年度試験研究費報告書、建設省土木研究所
- 4) 藤木、山田、村上：屋外型流水路を用いた富栄養化河川の生産量に関する研究

第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集 昭和56年3月

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 室長 星隈保夫

主任研究員 弓倉純一

主任研究員 中村栄一

加藤善明

1. まえがき

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ってきた。下水道は当初、都市域における雨水と生活污水の排除をその主たる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た。合流式下水道の負荷量の流れについては図1に示したものが一般的なものとなっている。この図からも明らかなように、合流式下水道の問題は雨天時に発生している。つまり、雨天時にいて、未処理の越流水が公共用水域へ流出することにある。この原因としては、都市の予想外の拡大及び1人当りの汚濁原単位の増大などがあげられる。

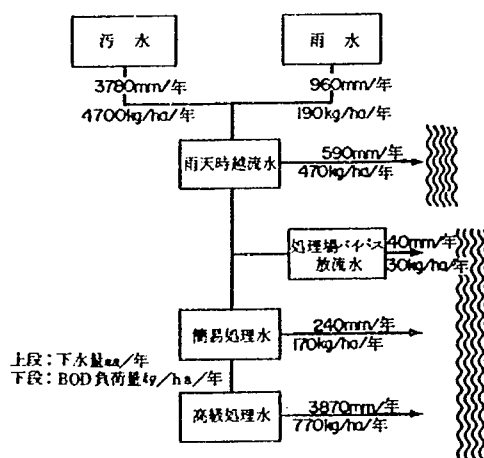


図1 わが国の平均的な合流式下水道における下水量及びBOD負荷量の流れ

このような状況下において、近年においては分流式が採用されるようになったわけであるが、既存の合流式下水道についても、何らかの改善を行うことにより分流式並のシステムに改良する手法を開発する必要がある。

なお、本研究では、降雪も降雨の変形であるとなし調査対象とした。

本調査は、上記の目標を達成することを目的として、昭和48年度より開始したものであり本年度が最終年度となっている。

2. 昭和55年度までの調査成果

2.1 雨天時下水の水質

雨天時合流式下水の水質は、生下水よりも一般的に低濃度であるが、SSに関しては例外であり、生下水の2倍程度の濃度となっている。この原因は、生下水と接触する前の雨水流出水そのものが高いSS含有率を有するためである。また大腸菌群数についても、雨天時下水は他の項目に比較して減少傾向が微弱となっている。

2.2 流出負荷シミュレーション

BOD, COD, SS に関する流出負荷量シミュレーションは、適当な雨水流出量モデルと残存負荷量を考慮した負荷量モデルを組み合わせてることによって実行できた。

2.3 遮集容量

現在合流式下水道によって下水道整備が行われた地域で、合流式下水道問題が顕在化している地域は、遮集管容量－晴天時間最大量＝遮集雨水量の値が $1 \text{ m}^3/\text{hr}$ を下回っているところが多く、その結果雨水流出量の 60 % 以上が雨水吐室、ポンプ場から直接放流されている。遮集雨水量を $2 \text{ m}^3/\text{hr}$ 以上にすれば、雨水流出量の 80 % 以上は処理場に送水することが可能である。

2.4 改善案

合流式下水道の改善策としては次のものが考えられる。

① 流入雨水量の削減

透水性舗装、浸透井、浸透マスなどにより雨水を地下に浸透させる。

② 管内貯留

下水管きょに雨天時下水を一時的に貯留する。

③ 雨水滞水池

越流水を一時的に貯留し、降雨休止後に貯留下水を処理場に返送する。

④ 遮集管の改善

遮集容量の増大、遮集方式の改善を行う。

⑤ 清 掃

路面及び管きょ内を晴天時に清掃する。

⑥ 処 理

下水処理場等において、新たな処理プロセスを採用する。

2.5 滞水池に関するシミュレーション

雨水滞水池を採用すると、総放流負荷量を削減するうえで非常に効果的であった。

3. 昭和56年度の成果

3.1 合流式下水道対策シミュレーション

前年度に示したシミュレーションモデルを用いて、雨水滞水池を中心対策とし、新たに不浸透域の浸透域化及び簡易処理を組み込んだ負荷量削減シミュレーションを越流地点をターゲットとして実施した。

表 1 対策シミュレーション区域の概要

排水区名称	面積 (ha)	人口密度 (人/ha)	晴天時時間 最大下水量 (m^3/hr)	BOD COD SS			不浸透 面積率 (%)	** P_{F0} (kg)		P_{E0} (kg/ha)
				BOD	COD	SS		BOD	COD	
Mikaho-Sapporo	44.3	120	0.46	121	3.3	4.9	34	528	162	3.4
Senbon-Kyoto	148.5	210	1.96	77.2	55.9	29.4	77	5,750	2,480	3.9

* 晴天時流出負荷

** 管内初期残存負荷量

*** 地表面初期残存負荷量 (BODは0とした)

(1) 調査対象地域

本シミュレーションの前提条件を実際に存在する二つの排水区より採用した。排水区の概要を表1に示す。

(2) 滞水池の方式

滞水池の方式としては、晴天時時間最大下水量を越えた時点で下水を滞水池に導入し、滞水池が満水状態になった時点で直接放流（越流）を開始するものを想定した（図-2）。滞水池の下水は晴天時並に下水量が減少した時点で処理場へ返送して処理する。

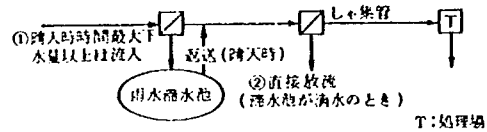


図2 滞水池の方式

(3) その他の条件

- ① 屋根に起因する不透透域の $\frac{1}{2}$ を透透域にする。
- ② 路面の貯留については4mmとした（50cm幅のL字側溝部分に6～8cmの水深を貯留）。
- ③ 越流水の処理効率を30%とした（沈殿法等に相当）。

(4) 調査結果

① 負荷量の削減

京都市での結果を図3に、札幌市の例を図4に示す。図3に示したような不透透面積率の高い地域においては、雨水の流出制御を行うことにより越流水量を $\frac{1}{2}$ 程度に減らすことが可能である。一方図4に示したような不透透面積率の低い地域においては、雨水の流出制御の効果は小さいものとなっている。越流負荷量については、越流水質が悪化することにより、越流水量の減少率と同等の減少率は得られない。

② 越流回数の削減

雨天時越流水対策の目標の1つとして越流回数の削減がある。図5は京都市について越流回数のシミュレーションを行ったものである。しゃ集管容量を2倍にした場合の越流回数は45回/年（対

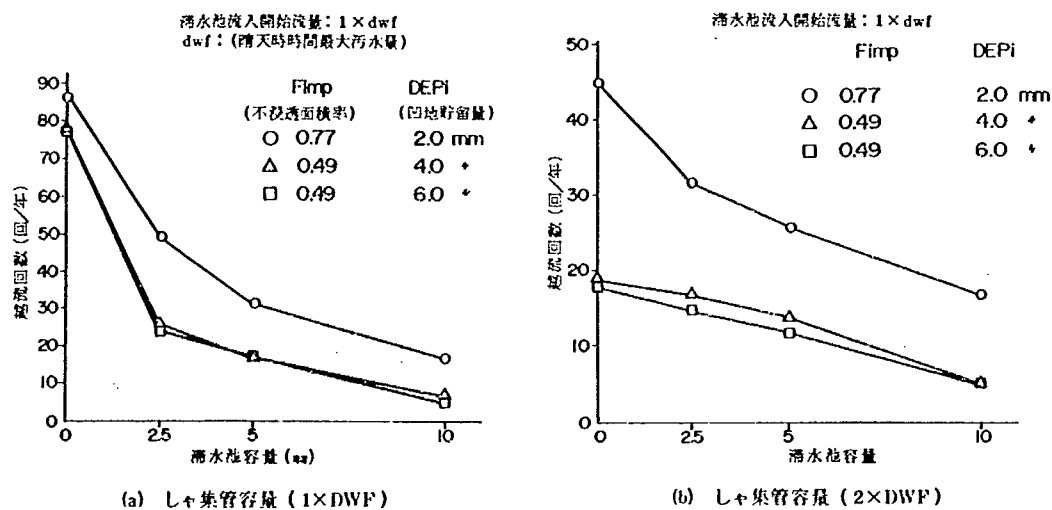
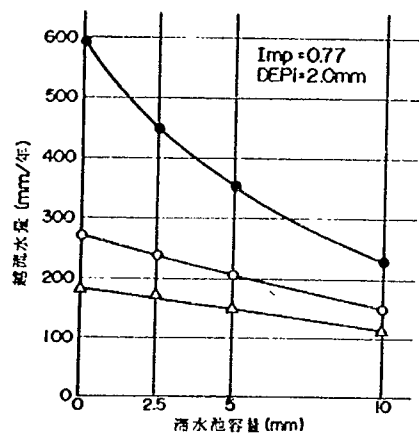
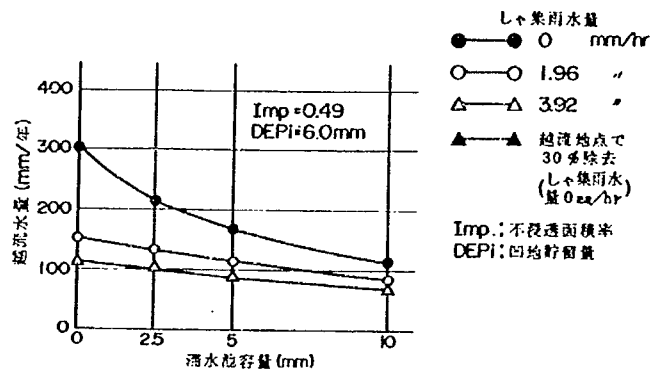


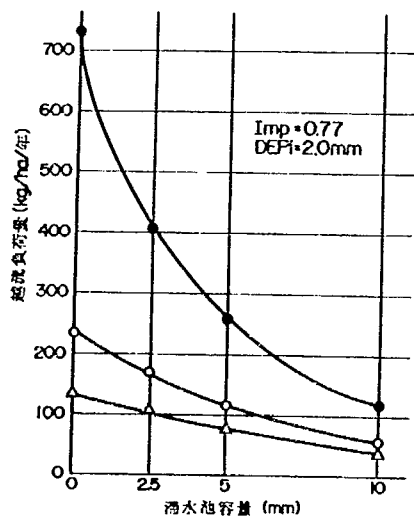
図5 京都市における越流回数の変化



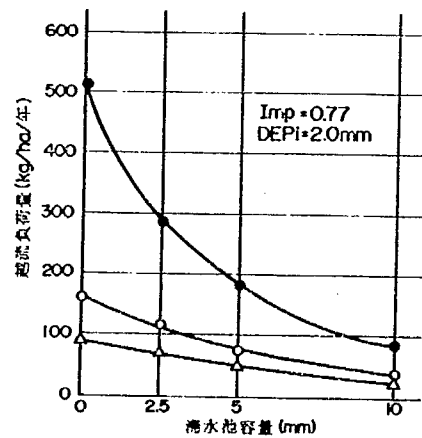
(a) 越流量 (対策前)



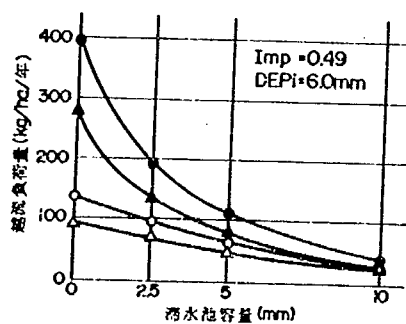
(b) 越流量 (対策後)



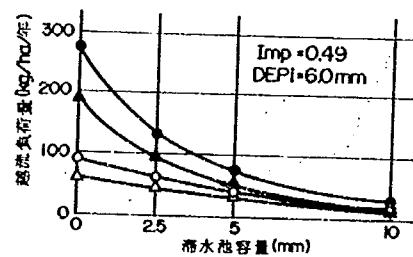
(c) 越流負荷量 (BOD対策前)



(d) 越流負荷量 (COD対策前)



(e) 越流負荷量 (BOD対策後)



(f) 越流負荷量 (COD対策後)

図3 京都市のシミュレーション結果

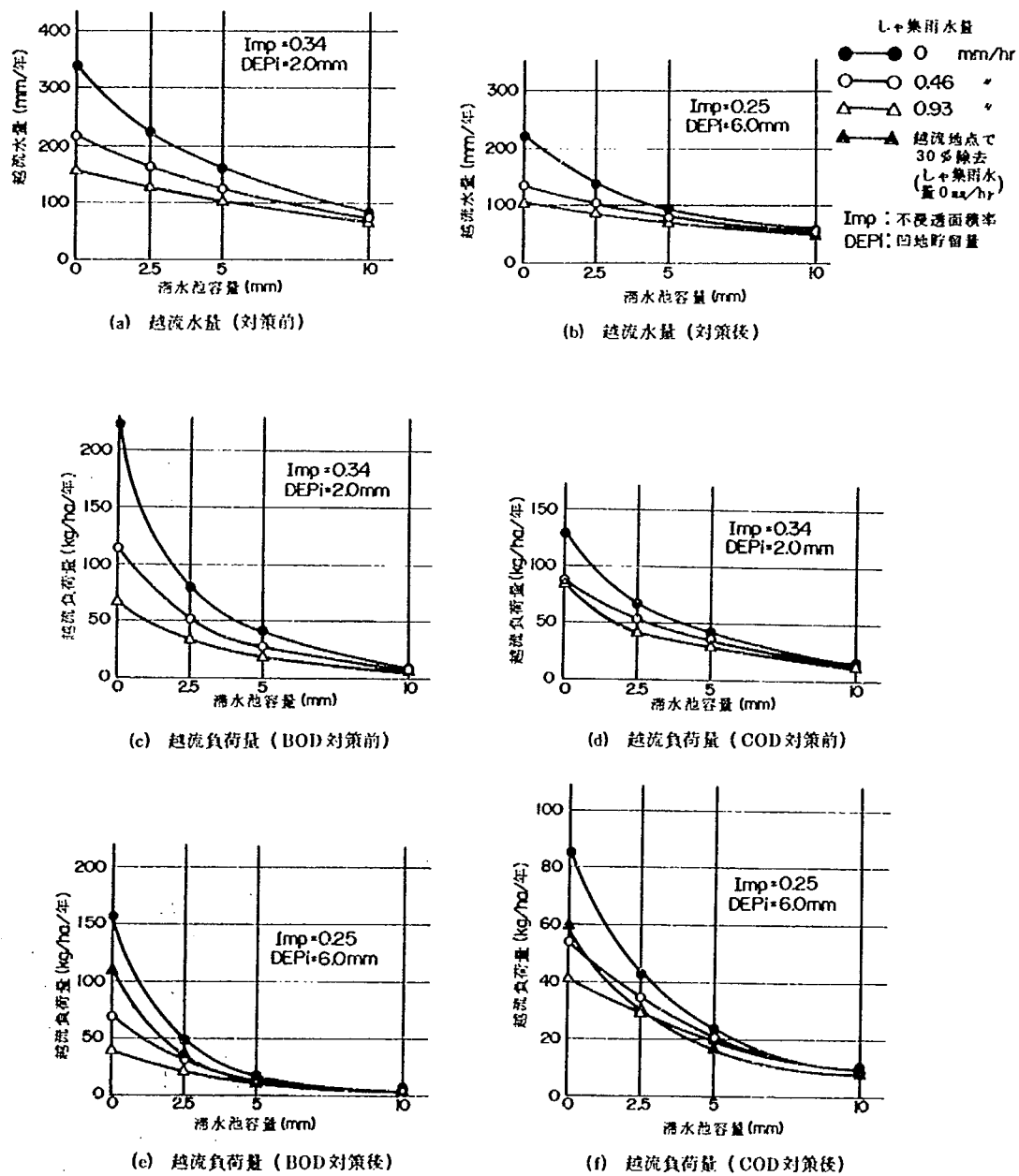


図4 札幌市のシミュレーション結果

策前では 86 回/年) で一年を通してかなりの越流がみられる。越流回数の削減には凹地貯留の効果は少なく、不浸透域化、滞水池の設置が有効であるが、現実問題としての 10 回/年以下にする場合にはかなりの負担をしいられることになる。

3.2 融雪水問題

わが国においては、北部の寒冷地で冬期に降雨が雪の形をとる。冬期に蓄積した雪は、春期の気温上昇に伴い長期間融雪水の形で下水道に流入し、雨天時越流水と類似した問題を生じる。

この融雪水の問題点として、

- ① 冬期時間最大汚水量に対して融雪期時間最大汚水量が 5 倍程度に達する。
- ② 処理場流入水温が低下することにより処理機能が低下する。

の 2 点が大きなものとして挙げられる。

従ってここでは、融雪水の水量及び水温実態調査結果を示す。調査対象の排水区の概要を表 2 に示す。

(1) 融雪水量に関する調査

ここでは融雪水量を「融雪時水量－積雪時水量」と定義した。融雪期の流出水量の特徴としては、初期においては冬期湯水量（基底流量）とほぼ等しく、融雪が進行するとともに増大し、融雪の盛んな期間中高い値を持続し、終期には次第に減少し、低い値になるが、基底流量に戻るには積雪がなくなってからかなり日数を要する。このことは時間最少流量の経日変化により示される（図 6）。

融雪水量と積算気温との経日変化を図 7 に示す。融雪水量のピークは積算気温のピークに対して遅れを生じているが、この原因としては地下浸透経路の流出が考えられる。

(2) 水温低下に関する調査

融雪水量の基底水量に対する比率を融雪水率として水温との関係をまとめたものを図 8 に示す。融雪水率の低い時期には水温は 6℃ 以

表 2 調査対象排水区の概要

排水方式	排水面積 ha	管 径 φ300 mm ～φ900	表面勾配 ‰	管 勾 配 ‰
合流式	44.33		1.1	2.7

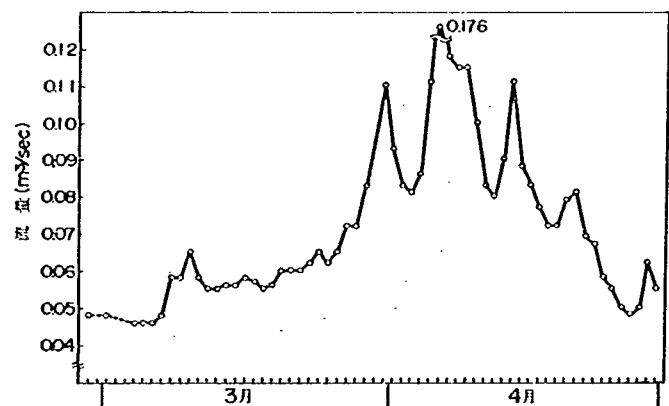


図 6 時間最少流量の経日変化

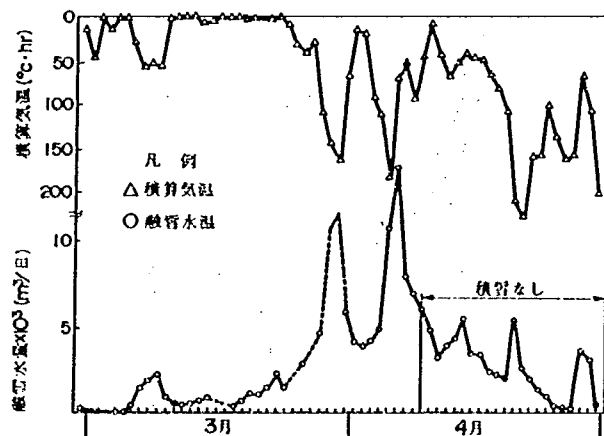


図 7 積算気温と融雪水量の経日変化

上の値を示しており、融雪水率が増加すると5℃程度まで水温が低下している。

4. あとがき

合流式下水道には多くの利点があるものの必ずしも欠点がないわけではない。合流式下水道の欠点は、雨天時において未処理の越流水が直接公共用水域に流入することにある。

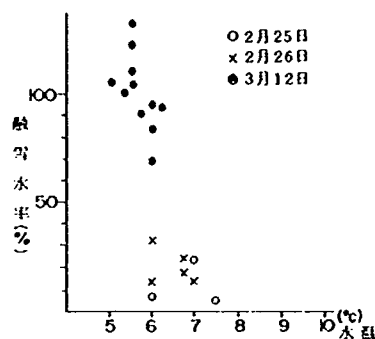


図8 融雪水率と水温との関係

現在、新たに下水道を設置する都市においては、この欠点を解決すべく分流式下水道を採用する方向になっているわけであるが、既存の合流式下水道についても何らかの改善により、その欠点を少しでも小さくすることが必要である。しかし、合流式下水道の改善については、その実用可能な技術がほとんどない状況である。このような状況下において、本研究が着手されたわけである。

本研究は、合流式下水道の改善策として①不浸透域の浸透域化、②雨水滞水池の設置、③しゃ集管きょ容量の増大及び④処理能力の増大が有効であることを示した。しかしこれらの対策案自体も実用化に当たるといくつかの問題点を有している。たとえば、不浸透域の浸透域化については浸透工法についてその十分な技術が確立されていない上に、実施する場合に多くの面的な整備を行う必要がある。雨水滞水池についても、敷地面積が多くなること及び返送に時間がかかる欠点がある。しゃ集管きょ容量の増大については、下水を単に処理場に移送するだけで、せいぜい塩素処理が加えられるだけで、水域全体を考えると負荷量の削減が必ずしも得られない状況にある。処理能力の増大については新処理施設の開発がまたれている。

合流式下水道の問題は地域性が強く、その対策については前述の技術の組合せによる総合施策が必要となる。このような状況下において、有効な対策を計画するうえにおいて、今後特に新処理施設の開発が望まれている。

本研究はさらに積雪寒冷地において、融雪時に雨天時と類似した問題が生じることを明らかにした。

2. 臭気と脱臭方法に関する研究 (1)

下水道研究室 室 長 星 隈 保 夫

研究員 高 橋 正 宏

1. 調査の目的と必要性

下水道施設に関する臭気問題は、過去においては余り問題とされなかつたが、最近下水道事業においても維持管理の重要度が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たって、特に終末処理場やポンプ場については周辺住民の関心も高く、反対運動によって用地取得や工事が遅れることも少なからず生じてきており、計画、設計の段階で十分に臭気対策を練っておく必要にせまられている。現在、多くの下水道施設には何らかの臭気対策が施されるようになってきたが、その内容は尿尿処理場等の臭気対策を踏襲したものであったり、建築関係の換気手法を援用したものであったりといった例が多く、下水道施設の特性を考慮に入れた総合的臭気対策については未だ不明の点が残されている。本調査は下水道施設の特性に合致した総合的臭気対策を確立することを目的とし、特に以下の諸点に重点を置いた調査を行なうものである。1) 下水道施設より発生する臭気成分の質と量を明らかにし、人間の臭覚との関係を定量的に表現する。2) 臭気発生量の予測方法を明らかにし、環境影響評価手法を確立する。3) 各下水道施設の運転、維持管理状況の特性を解析し、それに見合った換気手法、必要換気量を決定する。4) 発生臭気成分の質と量に見合った合理的脱臭方法について検討する。

2 昭和55年度までの調査事項

本調査は昭和51年度を初年度として、下水処理場の臭気対策という複雑多岐にわたる問題を扱ってきた。このため初年度は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い、翌53年度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実施し、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った。昭和54年度は脱臭処理すべき空気量を減らす意味から、ばっ気槽の臭気分布状況や酸素活性汚泥法の実態調査を行い、また、下水の臭気原因物質と考えられるいくつかの物質について、嗅覚閾値及び臭気強度と物質濃度との関係を調査した。昭和55年度には、ステップエアレーション法、超深層曝気法、回転円板法等の実測データを収集するとともに、臭気捕集量を決定するための室内実験を開始した。

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が、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) 下水処理場に設置されている脱臭施設の各プロセスを調査したところ、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) 下水処理場に設置されてい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である。
- (4) 曝気槽の臭気発生量は槽流入部で最大であり、それ以外の場所では非常に少ない、また酸素ばっ気法は標準活性汚泥法に比べて臭気の質はほぼ同じであるが量的には少ない。
- (5) 超深層曝気における臭気は、脱気塔の排気を除いて、濃度的にも量的にも脱臭の必要性は認められない。また回転円板法の臭気は活性汚泥法とほぼ等質の臭気であった。
- (6) 臭気の捕集を行なうに当って、臭気の漏出を防ぐため必要な開口部における吸引速度は、槽内の温度分布（水温と気温の差）によって決定される。

3. 昭和56年度の調査結果

3-1 調査の概要

本年度は、曝気槽、最初沈殿池、汚泥濃縮槽について、臭気捕集方法の適正化を図るため臭気発生量の位置的な違いと時間変動を3ヶ所の処理場にて調査した。また、新たに汚泥焼却炉の臭気排出実態を明らかにするため、流動床炉とタテ型多段炉の実態調査を行なった。臭気捕集に必要な換気量を決定するための室内実験では、臭気発生量と、水中濃度、水温、換気量などの関係を求めた。

3-2 実態調査

実態調査を行なった3ヶ所の処理場の概要・調査対象・測定項目を表-3-1に示した。A処理場は当初ほとんどの処理施設が屋外施設であったが、沈砂池・曝気槽の上屋・最初沈殿池・汚泥濃縮槽のFRP製覆蓋を増築し、現在では最終沈殿池以外は脱臭が行なわれている。B処理場は、家庭排水を主に受け入れている処理場であり、汚泥処理は以前は熱処理方式をとっていたが、悪臭苦情・燃料の高騰等の理由により中止し、現在は濃縮汚泥に高分子凝集剤を添加後ベルトプレスにて脱水し、ケーキは流動床燃焼炉にて焼却している。C処理場は家庭排水に加え15%程度の工場排水（主として染色排水）が流入しており汚泥は消化後に消石灰と塩化第2鉄を加え真空脱水を行なっている。ケーキはタテ型多段炉で焼却され排ガスは薬液洗浄（水、酸、アルカリ）後、湿式電気集塵機を通し大気中に放出されている。

表-3-1 実態調査の概要

名 称	A 処理場	B 処理場	C 処理場
処理場概要			
計画処理人口 (人)	194,000	616,000	771,000
現在処理能力 (m ³ /日)	150,000	135,500	358,000
現在流入下水量 (m ³ /日)	98,800	76,100	299,216
排 除 方 式	合流式一部分流式	合流式	合流式
処 理 方 式	標準活性汚泥法	ステップエアレーション法	ステップエアレーション法
主な調査対象施設	沈砂池 最初沈殿池 曝気槽 汚泥濃縮槽	沈砂池 最初沈殿池 曝気槽 汚泥焼却炉 (流動床)	沈砂池 最初沈殿池 曝気槽 汚泥焼却炉 (タテ型多段炉)
主な測定項目	臭気濃度・硫黄化合物・アンモニア・トリメチルアミン・アルデヒド・NO _x ・SO _x ・O ₂ ・N ₂ ・CO ₂ ・CO		

測定方法は参考文献3)参照 但しSO_xはJISK-0103, NO_xはJISK-0104
O₂, N₂, CO₂, COについてはT.C.D ガスクロマトグラムを用いた

表-3-2は曝気槽の臭気排出実態をまとめたものである。標準活性汚泥法のA処理場では流入部の硫黄化合物濃度はかなり高いが、槽中央部では激減しており、流入部における放散効果が大きいこ

とを示している。B処理場はステップエアレーション法の処理場であり、今回は図に示すようにステップ投入を行なっている1区間について上流側より下流側へ次の投入点までを4等分して測定を行なった。各測点間の間隔は約16mである。表に示すように明確な傾向は見られなかった。ステップ投入のためもと臭気発生源が分散されているためである。C処理場もステップエアレーション法であり、曝気槽流入部と流出部の臭気濃度は980と

表-3-2 曝気槽の臭気排出実態

試料採取場所	項目	臭気濃度	硫化水素 (ppb)	メチルメルカプタン (ppb)	メチルメチル (ppb)	二硫化メチル (ppb)	備考
A	曝気槽 流入部	980	175	158	130	4.3	性害汚濁法 尿尿の投入あり FRP覆蓋のダクト換 気より採取
	・ 中央部	130	N.D.	21	13	N.D.	
	・ 流出部	98	N.D.	24	7.1	N.D.	
B	曝気槽 流入部	130	4	2	tr.	N.D.	ステップエアレーション 法 ダクト換気より採取 生水 遊汚 生水 生水 下11下流 下1下1 流入部⑤⑥ → 流れ方向
	・ a 点	410	7	44	41	13	
	・ b 点	170	2	5	37	3	
	・ c 点	98	4	1	3	N.D.	
C	曝気槽 流入部	980	2	24	38	5	ステップエアレーション 法 覆蓋があるが換気 を行っていないため 水面上より採取
	・ 流出部	310	N.D.	N.D.	4	N.D.	

310であり、後者で硫黄化合物は検出されなかったが、曝気槽特有の臭気はかなり残留している。曝気槽に覆蓋があるが換気を行っていないため、内部に臭気がこもっているものである。

最初沈殿池の臭気発生源について調査した結果を表-3-3に示した。この場合は流入部よりも越流トラフのある流出部付近の臭気

表-3-3 最初沈殿池の臭気排出実態

試料採取場所	項目	臭気濃度	硫化水素 (ppb)	メチルメルカプタン (ppb)	メチルメチル (ppb)	二硫化メチル (ppb)	備考
A	最初沈殿池流入部	230	200	27	25	N.D.	ダクトより採取 尿尿投入あり
	・ 流出部	4100	8700	300	45	N.D.	
B	最初沈殿池流入部	170	26	9	9	2	ダクトより採取 中央部より越流トラフあり
	・ 中央部	550	137	15	10	2	
	・ 流出部	550	173	11	10	N.D.	
C	最初沈殿池流入部	55	2	tr.	N.D.	N.D.	水面より採取
	・ 流出部	98	16	5	1	N.D.	

濃度が高くなっている。A処理場は尿尿の投入があるため流出部での硫化水素濃度が高くなっているが、流入部では40分の1以下の濃度である。B処理場は池中央部より流出部にかけて越流トラフが設置してあるが、トラフのある地点で採取した2試料とも臭気濃度は同じであった。C処理場の池は覆蓋がなく、この場合の臭気濃度は非常に小さい値を示す。やはり流出部は流入部に比較して臭気が発生し易いことが明らかとなった。以上の結果より最初沈殿池については流入部は開放にするか、覆蓋をするにしても強制換気の必要は通常ないということが言えるであろう。

56年度より汚泥焼却炉関係の実態調査を開始した。本年度行なった流動床炉とタテ型多段炉の主な結果をまとめたものが表-3-4である。数値は炉の排ガスを直接採取したもので、流動床炉はサイクロン分離装置+アルカリスクラバー、タテ型多段炉には、水・酸・アルカリ洗浄+湿式電気集塵装置が後段に設置されている。流動床炉とタテ型多段炉では炉内温度が前者において高いため臭気濃度では流動床炉がタテ型多段炉の1/25近くである。但し、排ガス処理後にはそれぞれ130 1300に低下していた。嗅覚閾値との関係から主な臭気原因物質を推定すると流動床炉ではトリメチルアミン（嗅覚閾値0.000027ppm）、タテ型多段炉ではアセトアルデヒド（同0.00154ppm）やプロピオンアルデヒド（同0.00067ppm）等のアルデヒドが考えられる。

表-3-4 流動床炉とタテ型多段炉の臭気排出実態

測定項目	流動床炉	タテ型多段炉
臭気濃度	550	13,000
硫化水素 (ppm)	tr.	N.D.
硫化メチル (+)	-	0.01
二硫化メチル (+)	0.41	0.02
アンモニア (+)	35	99
トリメチルアミン (+)	0.0742	0.0850
ホルムアルデヒド (+)	tr.	2.42
アセトアルデヒド (+)	0.014	5.38
SOx (+)	181	75
NOx (+)	72	13

汚泥濃縮槽については、A処理場において汚泥投入時の臭気発生量、換気を行なった場合と停止した場合の臭気物質濃度について調査を行なった。調査は槽の排気ダクト中に全硫黄化合物分析装置をとりつけ連続分析を行なった。槽の換気を一晩停止した後、翌朝の10時より換気を再開し、同時に連続分析を開始したものである。換気再開時の臭気濃度は980であり、換気実施中の臭気濃度780~1300とほとんど変らなかった。これは換気停止中に発生した臭気が覆蓋のすき間より漏出したか、臭気成分が汚水中や槽壁に再溶解や吸着したことを意味していると思われたが、原因は不明である。図-3-1は換気再開後の全硫黄化合物の分析記録である。汚泥投入時には大きなピークが出現するが、濃縮汚泥の引き抜き時には、ほとんど発生していないことが明らかである。濃縮槽でも汚泥投入時に越流せきから流出する汚水から、臭気成分が多量に発生していることを示している。

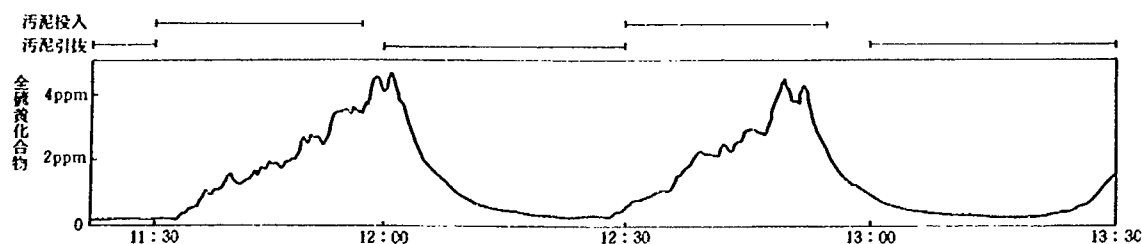


図-3-1 汚泥濃縮槽硫黄化合物の経時変化

3-2 臭気捕集実験

下水中に溶解している臭気成分の大気中への放散現象は、基本的には水中濃度と空中濃度の平衡状態によって決定されるが、実際の施設においては、せき等からのオーバーフローの影響、覆蓋と換気による空气中濃度の変化等複雑な因子によって支配されているものと考えられる。本実験は、室内実験によって各因子の影響を明らかにし、実施設での検証実験を通して、最適換気量を決定することを目的としている。実験装置は昨年度の室内実験に用いたものと同様のものを用いた。装置の概要は図3-2に示す通りである。

実験操作の手順としては後述する実験条件に二硫化炭素水、吸引量 Q_1 、開口面積 S_1 を調整し、実験室内を十分換気し、室内空気より硫化物を除去した。以上の準備終了後、排気ファン②を運転し、装置内硫

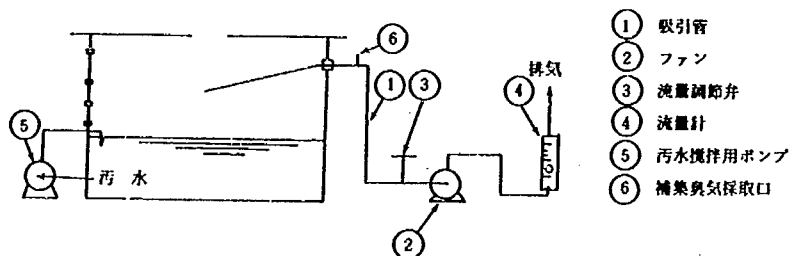


図-3-2 実験装置の概要

黄化合物濃度が平衡に達した時点で、排気中、水中の二硫化炭素を分析した。温度調整はガスファンヒーターを用い、設定温度の $\pm 0.5^\circ\text{C}$ で調整した。

液体から気体への物質の放散量は次式で表わされる¹⁾。

$$M = K_o \cdot A (C_L - P/H) \dots (1)$$

M : 物質の放散量 ($\text{g} \cdot \text{hr}^{-1}$) K_o : その物質の総括移動係数 ($\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$)

A : 気液境界の面積 (m²)

CL : 液体中の濃度 (g · m⁻³)

P : 気体中の分圧

H : その物質のヘンリー定数

Ko は液体境膜における抵抗と気体境膜における抵抗の和と考えられる。

$$\frac{1}{K_o} = \frac{1}{K_L} + \frac{(R \cdot K)}{(H^* \cdot K_G)} \dots\dots(2)$$

KL : 液体境膜における移動係数 (m · hr⁻¹) R : 気体定数

K : 絶対温度 (K) H* : ヘンリー定数 但し H とはディメンションを異にする (atm · m³ · mol⁻¹)

KG : 気体境膜における移動係数 (m · hr⁻¹)

KL を求める式として村上の式²⁾を用いると

$$K_L = C' \frac{g^{3/8} \rho^{1/2} \nu^{3/8} D_L^{1/2} n^{3/4} \sigma^{5/8}}{\sigma} \cdot \frac{1}{R^{1/2}} \dots\dots(3)$$

C' : 定数 g : 重力加速度 (9.8 m · sec⁻²) ρ : 密度 (kg · m⁻³)

ν : 動粘性係数 (m² · sec⁻¹) DL : 液体中の分子拡散係数 (m² · sec⁻¹)

n : マニングの粗度係数 σ : 表面張力* (kg · sec⁻²) v : 平均流速 R : 径深 (m)

本実験は通常の換気状態において(1)~(3)式が成立するか否かを確認するため、種々の実験条件を設定したものである。図-3-3は、気積V₁、排気量Q₁(換気回数n₁)、開口比S₁/S₀、水温T_w、気温T_{air}を一定とし、水中濃度CL、二硫化炭素水の攪拌流量を変えた場合の二硫化炭素放散速度M₁(m³/hr)を示している。CLとM₁は攪拌流速一定の場合比例関係にあり、これは(1)式においてP/Hがほぼ無視し得ることを示している。臭気成分の比重が空気より重い場合には水面上に停滞し、Pが大きくなることも心配されたが空気の2.6倍の比重をもつ二硫化炭素においてはそのようなことがなかった。また攪拌流量の違いにより、M₁は1.74倍の開きが生じた。攪拌流量を単純に平均流速になおした場合の二者の比は2.70であり、村上の式に当てはめると他の項は一定のためKLの比は(2.70)^{8/9} = 2.42となり、M₁の違いである1.74とはかなりの隔りがある。本装置のような攪拌方法を単純に(3)の平均流速と結びつけるには困難があることを示している。

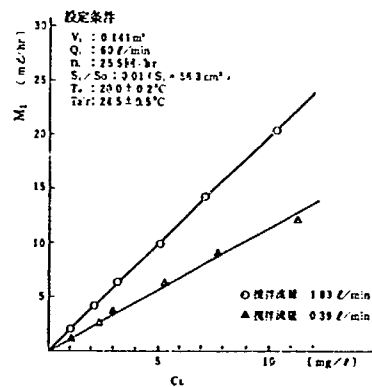


図-3-3 CLと攪拌流量とM₁

図-3-4は水温を変えた場合の比発生量M₁/CLとの関係であり M₁/CL = A e^{B/T} の関係が成立していると思われる。(A · B : 定数) この場合は攪拌流量を変えても、傾きは大きく変わらないことから、Bはほぼ一定値と考えられる。(3)式において、σ, ν, DL は温度によって変化するため、係数Bはこの三変数によって決定される変数である。

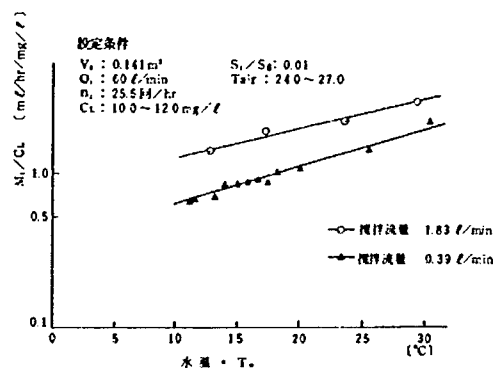


図-3-4 T_wとM₁/CL

図-3-5は、他の条件を一定とし換気量(換気回数)

を変化させた場合の関係である。明確な傾向は示し得ないが、実験の範囲内の換気回数では、二酸化炭素の発生量はほぼ一定であった。これは(1)式における P/H の値を無視し得ること、及び(2)式において気体側における拡散抵抗 $(RK)/(H \cdot KG)$ をほぼ無視できることを示している。

以上の実験の結果より、本装置を用いた換気実験においては

$$M = K_L \cdot A \cdot C_L \cdots (4)$$

を基本式として用いることができ、 K_L は(3)式に類似した関係式を用いることができることが推定される。今後は(3)式と実験結果の関連を明確にし、実規模施設での確認試験を行なう必要がある。

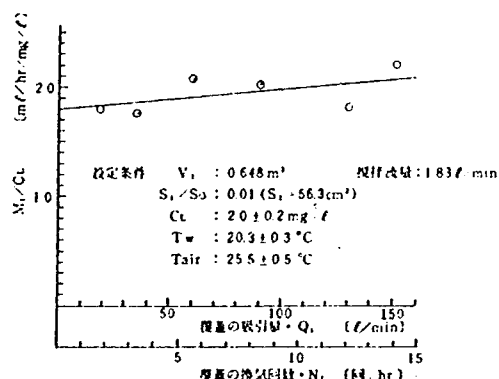


図-3-5 Q_1 と M_1 / C_L

4. まとめと今後の課題

本年度の研究成果をまとめると以下のようである。

- (1) 標準活性汚泥法のばっ気槽における臭気発生源は流入部であり、主に硫黄化合物の放散が原因である。ステップエアレーション法においては槽全面より臭気が発生する傾向にある。
- (2) 最初沈殿池は越流せきが主たる臭気発生源となっており、流入部については、換気の必要性は特に認められなかった。
- (3) 汚泥濃縮槽は汚泥投入時の越流が起きる場合に強い臭気が発生し、汚泥引き抜き時においては臭気発生は抑制されている。
- (4) 流動床炉排ガスはタテ型多段炉に比べ、臭気発生のポテンシャルは非常に低い。またタテ型多段炉の悪臭原因物質はアルデヒド類であり、この除去のためには特別の脱臭施設が必要であろう。
- (5) 換気に関する室内実験において臭気成分の放散速度は、水中濃度に比例し、水温の上昇によって指数関数的に増加し、換気量の変動に対してほぼ一定であることが確認された。

次年度以降は、換気に関する室内実験において K_L の内容を明らかにするとともに、実規模施設への適用を計る必要がある。また、今まで明らかになった各施設の臭気排出実態を整理するとともに、環境影響評価手法を確立することが必要である。

参考文献

- 1) 京才俊則：水中に溶解している揮発性物質の放散に関する研究：水質汚濁研究 Vol 4 No 4 P 205 ~ 210 : 1981
- 2) 杉本昭典：水質汚濁 P 343 : 1974 ; 技報堂
- 3) 臭気と脱臭方法に関する調査報告書（予備調査編）：土木研究所資料第 1257 号：建設省土木研究所：昭和52年 6 月

3. 小規模処理場の処理特性に関する調査

下水道研究室 室 長 星 際 保 夫
研究員 高 橋 正 宏
落 修 一
中 島 淳 子

1. 調査の目的と必要性

昭和54年度末現在で稼働中の公共下水道終末処理場は438ヶ所であり、新規に認可を受ける地方公共団体は毎年40件程度ある。これらの新規箇所は近年地方の市町村が中心であり、昭和54年度において流域下水道関連以外の公共下水道新規箇所は23件あったが、計画処理水量10,000 m^3 /日未満の小規模な処理場が、18件、78%を占めていた。この中には3,000 m^3 /日未満の処理場が9件も含まれている。

今後の小規模下水処理場の設計にあたっては、維持管理が容易で、高度な潜在処理能力をもつ処理方式、例えばオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、ラグーン、土壌処理、接触酸化法など、を積極的に採用していくべきであろう。本調査は、上述の処理方式に対して、設計指針、維持管理指針の確立を目的とするものであり、地域特性に合致した簡易的な管理のみで、高度な処理水質を得られる施設を設計するために、基礎的な実験を通じて、様々の改善を加えていくものである。

本調査は昭和55年度が初年度であり、長時間曝気法、オキシデーションディッチ法に関する調査を実施した。長時間曝気法については室内実験を中心とし、エアレーション時間と汚泥発生量の関係を調査した。この結果、溶解性の基質を対象とした場合、除去BOD当りの汚泥発生量はエアレーション時間に影響されないことが明らかとなった。オキシデーションディッチ法はパイロットプラントによる処理実験を開始し、BOD、SSの除去能力が非常に高く安定した処理成績を得ることができた。

本年度はオキシデーションディッチパイロットプラントを用いて、回分運転方式の処理性及び操作条件を明らかにするとともに、ディッチ曝気装置の曝気効率を散気板と比較する実験を行なった。長時間曝気法については、引き続き室内実験にてその処理特性を明らかにするとともに、実施設における実態調査を行ない、維持管理上の問題点を調査した。

また農山漁村地区での下水道計画の策定に当たっては、基礎資料としての水量、水質原単位の地域特性、これらの地域での晴天時、雨天時における汚濁負荷量、側溝等の水路における自浄作用などのデータが必要と考えられるため、小集落排水調査として上述の項目に関する実態調査を本年度より開始した。

2. 調査結果

2.1 オキシデーションディッチ

2.1.1 オキシデーションディッチ曝気装置の曝気効率

オキシデーションディッチ（以下ディッチと呼ぶ）には通常機械攪拌式の曝気装置が用いられており、この種の装置の曝気に必要な電力量は散気板方式等と比較して割高であるという認識が我が国においては一般的である。しかし必要電力量の比較を細かに行なった例はないため、議論がすれ違う場合

も見られる。本調査では実規模のディッチ曝気装置（以下、「ローター」と呼ぶ）と散気板を用いた曝気実験を行ない必要な電力量の比較を行なった。ローターの実験装置は湖北総合実験施設内のディッチパイロットプラントを用い、散気板は土研内の実規模エアレーションタンク模型を用いた。それぞれの装置の仕様、実験条件を表-2-1に示した。実験は清水の場合と界面活性剤（合成洗剤）を添加した場合の2通り行ない、流入下水に近い水質での曝気効率も比較することとした。

ローター消費電力は積算電力量計を用いて測定したが、散気板については、送気量、送気圧を測定し、理論必要動力を求めこれに送風機効率等（ η ）をかけ消費動力とした。

実験の結果より、各酸素溶解速度毎の動力効率が得られた。ディッチのような長期間曝気方式では必要な酸素溶解速度は $30\text{mg}/\text{g}\cdot\text{h}$ 程度であり、この時の動力効率をまとめると表-2-2のようになる。ローターの場合は界面活性剤の添加によっても動力効率はほとんど変化しないが散気板では55%も低下する。下水道施設設計指針と解説72年版によると送風機効率 η の値は $0.8\sim 0.6$ をとることとなっているが、実施設ではその他の損失を考慮しなければならぬ。施設能力と処理水量がほぼ一致している処理場数ヶ所¹⁾の実態調査によると、管内損失等を考慮に入れた η の値は $0.5\sim 0.4$ 程度と推定されるため、表-2-2よりローターの動力効率は、散気板のそれに較べ同等かそれ以上の値をとるものと思われる。

また、施設能力に見合う流入下水量がない場合にブローアの出力を制御することは困難であるが、ローターの場合は簡単にON-OFF運転を行なうことが可能で、処理に必要な電力量を大幅に削減することができる。ちなみに本プラントでON-OFF運転を行なうことにより必要電力量は $1.13\text{KWH}/\Delta\text{BOD}_5$ となったが、この値は更に改善の余地のある値であった。

2.1.2 ディッチ回分運転

現在の公共下水道終末処理場は総て連続流方式で処理が行なわれているが、欧米の下水処理の歴史を顧ると初期の段階では回分方式が主流であった²⁾。当時の制御技術では連続的に流入する下水を回分方式によって処理することは難しく、下水道が大型化するにつれて、効率的な連続流方式へ主流は移行していった。再び小規模下水処理場が注目され、また自動弁、レベルスイッチ等の制御機器が普及したことから回分処理が見直される傾向にある。回分処理方式の利点としては、1) 反応槽を流量調整槽として用いることができるため流量変動の影響が小さい。2) 固液分離をほぼ理想的な静置状態で行なえるため汚泥のキャリーオーバーの心配がなく、MLSS濃度を高くすることができる。3) 生物学的硝化脱窒工程を組み込むことが容易にできる。4) 日常的な操作は自動化することができ、維持管理を省力化できる。などを挙げることができる。

本実験は55年度と同様にディッチパイロットプラントを用いた処理実験を行ない、BOD、SS、窒

表-2-1 装置の仕様及び実験条件

項 目	ローターについての実験	散気板についての実験
曝 気 装 置	回転ローター 目数 36, 43, 72 rpm 径 2.8 m 直径 1.00 m 羽根長 30 cm	散 気 板 板式通気量 $3,000\text{m}^3/\text{hr}$ 最大気孔径 400 μ 散気板効率 8% 板付決方式
曝 気 槽	容 積 224 m^3 水 深 2.8 m	容 積 190 m^3 水 深 5.5 m
実験用水	高濃度汚水(砂濾過) 平均BOD $0.8\text{mg}/\text{l}$ SS $0.4\text{mg}/\text{l}$	水 道 水
蓄積槽ナトリウム 添加量	120 mg/l	100 mg/l
塩化コバルト添加量	0.5 mg/l	
界面活性剤	界面活性剤として5 mg/l 添加 (花王石鹼洗剤シンソブ調製)	

表-2-2 長時間曝気方式における動力効率の比較

種 別	ローターの 動力効率 (η はBOD ₅)	散気板の動力効率 (η は O_2 ・ H/BOD_5)		
		理論値	$\eta=0.6$ の場合	$\eta=0.4$ の場合
清水 実験	1.60	4.40	2.64	1.76
界面活性 剤添加 実験	1.64	2.00	1.20	0.80

素の処理性、必要酸素供給量、汚泥発生量についてのデータを収集した。今年度の運転条件を表-2-3に示した。今年度の運転条件は硝化脱窒を行うために間欠曝気を行うとともに、汚泥引き抜き操作をどの程度の間隔で行なわなくてはならないかを知るため、余剰汚泥の引き抜きを停止した。各条件での流入水、処理水の平均水質を表-2-4に示した。なお、表中の流入下水は処理場の場内返水混入後のものであるため、高濃度のSSが流入した時期があった。また、

表-2-3 ディッチ運転条件

区画	長さ (m)	幅 (m)	水深 (m)	底面積 (㎡)	容積 (m³)	Q (m³/d)	SS/T (日)
I	4.25	1.13	1.25	5.31	6.64	63	56
II	7.13	1.35	1.25	10.01	12.51	15	なし
III	10.25	1.35	1.25	14.06	17.58	15	なし

表-2-4 ディッチ処理成績

	期間		BOD _{ATU} (mg/l)	COD _{Mn} (mg/l)	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	TN (mg/l)	DN (mg/l)	KN (mg/l)	DKN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	TP (mg/l)	DP (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	水温 (℃)	PH (-)	透明度 (cm)
原水	I	平均	121	72.3	122	75.9	19.1	14.0	18.2	13.2	9.60	0.11	0.71	3.72	1.54	0.97	19.4	7.36	5.0
		範囲	73.4	52.2	56.0	31.0	12.4	9.51	11.7	8.74	5.23	0.06	0.02	2.69	1.04	0.69	16.5	7.12	1.8
			160	104	246	170	28.7	18.7	23.2	18.2	12.1	0.20	3.01	7.20	2.29	1.44	23.3	7.50	8.5
	II	119	940	293	144	23.3	13.1	22.4	12.2	8.56	0.16	0.76	7.34	0.84	0.54	23.6	7.33	4.8	
		68.0	33.3	61.0	36.0	7.67	2.24	6.46	2.00	0.75	0.03	0.03	15.2	0.28	0.10	19.0	6.99	1.5	
	202	223	1040	458	49.8	23.1	43.9	22.7	14.6	0.66	3.59	27.4	1.55	0.89	26.0	7.53	12.8		
III	250	191	504	412	45.3	16.6	44.1	15.4	9.63	0.08	1.23	17.7	0.88	0.63	13.6	4.49	2.6		
	126	113	277	154	12.8	8.50	12.2	7.70	3.34	0.05	0.29	6.11	0.45	0.12	9.6	7.13	0.8		
	489	289	2030	824	74.8	26.3	72.4	25.4	14.1	0.13	3.55	36.4	1.61	1.20	18.9	7.77	5.0		
処理水	I	3.6	9.2	7.9		12.2	11.6	1.21	0.59	0.44	0.05	10.9	0.69	0.49	0.42	19.6	7.51	32 50<	
		1.2	6.1	3.1		8.46	8.07	0.58	1.1	0.27	1.1	7.09	0.34	0.23	0.17	16.0	7.30		
		7.4	14.9	13.8		15.8	14.9	2.78	0.98	0.72	0.11	14.3	1.09	0.80	0.71	25.6	7.70		
	II	1.1	7.5	7.3		6.91	6.65	0.91	0.65	0.42	0.07	5.93	0.86	0.66	0.61	24.2	7.44	22 50<	
		0.3	5.6	2.4		5.68	5.32	0.41	0.36	0.06	0.02	4.30	0.51	0.27	0.22	17.8	7.05		
		2.7	11.8	15.3		8.80	8.76	2.28	1.03	0.72	0.12	7.96	1.17	0.99	0.92	27.8	7.82		
	III	3.1	7.5	6.5		4.46	4.05	2.24	2.04	1.38	0.01	2.02	0.28	0.10	0.05	11.2	7.23	50<	
		0.3	5.4	2.4		0.95	0.75	0.51	0.28	0.16	0	0	0.13	0.05	0.01	7.0	6.78		
		20.2	14.6	27.1		9.67	8.55	9.64	8.52	5.83	1.16	6.33	1.16	0.26	0.17	17.2	7.62		

当処理場では硫酸アルミニウムを曝気槽に投入しているため、場内返水のSS中にはアルミニウム及びリンが含まれており、SS濃度の高い時期には流入水中のT-Pが高く、D-Pが低いという傾向がみられた。BOD、SS等の処理性はいずれも良好であり、汚泥引き抜きを停止したことによる悪影響は見られなかった。窒素の除去は間欠曝気を行なうことにより改善されており、溶解性窒素の除去率はIシリーズで17.1%であったものが、IIIシリーズでは75.6%になった。間欠曝気方式を行なう場合、ローター停止時の汚泥沈降速度が早いと、汚泥界面上の上澄水では脱窒が行なわれないためNO₃-Nが残留してしまう。また、汚泥濃度が高くなり、DOの供給が不足しNO₃-Nが生成しない場合もある。図-2-1はMLSSが10,000mg/ℓを超えた時、曝気時間の経過とともにK-N.(NO₃+NO₂)-Nの変化を追ったものである。この時点での酸素供給量は1470g/hであったが、汚泥の呼吸速度より求めた潜在的酸素必要量は2890g/hであり明らかに酸素不足となっている。このためNO₃-Nの生成はごくわずかであった。57年1月22日に汚泥の引き抜きを行ない、MLSSを3000mg/ℓまで一挙に落したが、処理水のBOD_{ATU}3.1mg/ℓ、SS6.4mg/ℓであり、これらの項目についての悪影響は出なかった。

た。しかし図-2-2に示したように窒素の除去はあまり進んでいない。MLSSの低下によって潜在的酸素必要量は1090 g/hに減少し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成も起っているのだが、曝気停止時の汚泥沈降速度が速いため脱窒が進まないことが原因である。

このような脱窒作用への悪影響を防ぐための運転方法としては、1. 余剰汚泥の引き抜きを停止する場合には、MLSSの上昇に伴って酸素供給量を増加させる。2. 汚泥沈降速度が速い場合には、何らかの攪拌を加える。等の手法をとることとで解決できる。

汚泥の引き抜きを停止した後のMLSSの変化を、流入水中SS、及びMLVSS/MLSSの変化とともに示したものが図-2-3である。11月より1月にかけて、流入水SSが異常に高い値を示し、そのためMLSSも急上昇してしまった。この間の流入SSは主に汚泥処理系からのBack loadであり、解析に用いるには問題が多い。8月中旬より9月中旬にかけて流入水SS、MLSS、MLVSSとも安定している。8月17日より8月28日までの12日間、流入水、処理水、MLSS関係の精密試験を行ないその結果をまとめたものが表-2-5である。

この結果より除去BOD当りのMLSSの増加は1.87となり、除去SS当りでは0.70であった。 $\Delta\text{MLSS}/\Delta\text{BOD}$ の値が大きく $\Delta\text{MLSS}/\Delta\text{SS}$ の値が小さいのは図-2-4に示したように ΔSS 中のash分がほとんど ΔMLSS に移行してくるためであり、 ΔSS 中のVSS分は60%がMLSSに変換した。

このように汚泥引き抜きのない系においては、ash分の影響で見かけ上 $\Delta\text{MLSS}/\Delta\text{BOD}$ が高くなったが、VSSにつ

いては4割が削減しており、汚泥発生量の軽減化効果が得られるものと思われる。但し、当プラントの流入SSの性状が一般の処理場の流入SSと異なる恐れがあるため、更にデータを蓄積し、検討が必要であろう。

表-2-5 精密試験のまとめ(12日間)

流入水量	除去BOD量 (ΔBOD)	除去SS量 (ΔSS)	MLSS増加量(ΔMLSS)	$\Delta\text{MLSS}/\Delta\text{BOD}$	$\Delta\text{MLSS}/\Delta\text{SS}$
792 m ³	92.4 kg	247.3 kg	173 kg	1.87	0.70

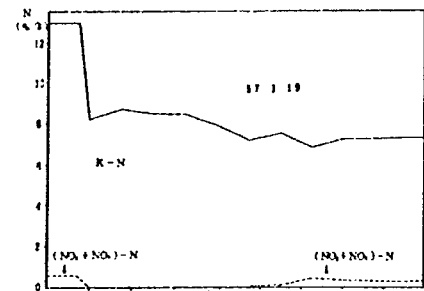


図-2-1 1/19 Nの経時変化

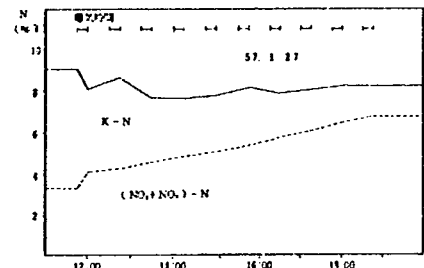


図-2-2 1/27 Nの経時変化

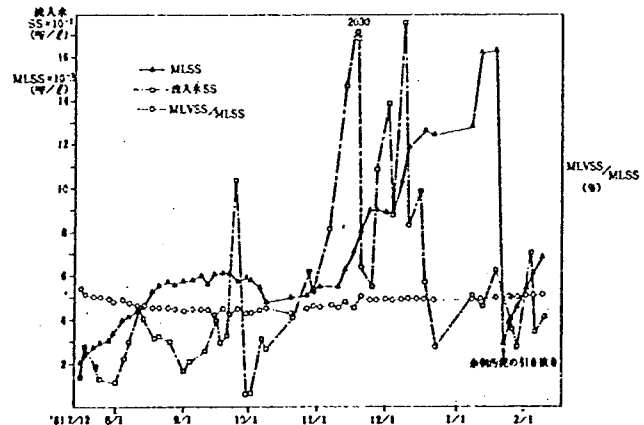


図-2-3 流入水SSとMLSS

2.2 小集落排水の実態調査

調査は晴天時汚濁負荷量調査および原単位調査が主なもので前者については当研究所近くの豊里町今鹿島地区および、大穂町前野地区にて行ない、後者については前野地区の4家庭について行なった。地区の特性および対象家庭についてそれぞれ表-2-6および7に示した。

原単位調査は、4家庭について水使用量を24時間連続で測定するとともに、A、B両家庭の排水口にバケツをあて、排水の全量を採取し、適宜コンボジットして水質測定を行ない排出負荷量を算定した。晴天時汚濁負荷量調査は集落末端部の側溝において、24時間連続の流量観測、水質測定を行ない原単位をもとに推定した汚濁発生量の流達率を求めた。また今鹿島地区において観測点の下流約80mにて第2観測点を設け、この区間での浄化作用を観測した。当該区間は両側が芝地の素掘り水路であり、水路内には多量の枯草が倒伏していた。原単位調査は81年10月より12月までの間に3回、晴天時汚濁負荷量調査については82年2月までに4回行なった。

原単位調査の結果を表-2-8に示した。表より当地域の雑用水での原単位はかなり低いことが示された。家庭ごと、測定日ごとのバラツキも小さいため、これが当地域の原単位をかなり正確に示していると推定される。

この値と晴天時汚濁負荷量調査の結果をもとに、集落末端での汚濁物の流達率をもとめたものが表-2-9である。また表には観測点での平均濃度も示した。前野地区と今鹿島地区では流達率がかなり異なるがこれは地域の広さ、側溝の平均勾配、長さ、構造が両地区で異なるため、前野地区はこの地域の集落では最大のグループに属する流達率をもち、今鹿島は平均的な流達率を示していると思われる。観測点での平均

濃度は、BOD 28.8～35.7、T-N 8.35～10.8、T-P 1.09～2.69と決して低い値とは言えない更に、未流達の汚濁負荷のかなりの部分は側溝内に沈積しているものと思われ、今鹿島地区で、雨天時のフラッシュ効果を測定した例では7mm/5時間の降雨で晴天時汚濁負荷をかなり上回る汚濁物が流出した。フラッシュによって増加したBODは晴天時の5.4倍、CODで9.2倍、T-Nで2.4倍、T-Pで2.5倍であった。

表-2-10に今鹿島地区における側溝内浄化作用を浄化残存率として示した。これは下流観測点を通過した負荷量を上流のそれで除した値であり、一部観測区間で地下水の出入りがあったと思われ

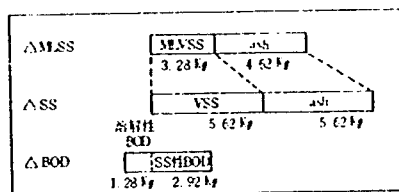


図-2-4 1サイクル当りのSS,VSSの収支

表-2-6 調査区域

区域名称	排水施設概要	定住人口
大穂町前野	U字側溝全長約 300m	24戸 114人
豊里町今鹿島	U字側溝 自然排水路 25ha	約150戸 (83)人

表-2-7 調査対象家庭

世帯	調査日	調査時間	調査場所	調査内容
A	1	2	3	4
B	1	2	3	4
C	1	2	3	4
D	1	2	3	4

表-2-8 原単位調査結果

排水量	BOD	COD	SS	T-N	T-P
197	14.6	10.0	16.4	1.7	0.5
-	(32)	(17)	(18)	(3)	(9)

下段()内は、流域排水55年度版による、昭和50年の推定値

表-2-9 集落末端での流達率及び平均濃度

		排水量	BOD	COD	SS	T-N	T-P
大穂町	流達率	-	0.54	0.68	0.51	-	0.68
前野	平均濃度(%)	-	35.7	37.6	25.9	8.35	1.09
豊里町	流達率	0.28	0.078	0.10	0.078	0.348	0.226
今鹿島	平均濃度(%)	-	28.8	24.4	14.7	10.8	2.69

る。BODは80m程度の流下によってかなり浄化されているのがわかる。この間の水理滞留時間は15分程度と推定されるが、上流側での濁りやドブ臭が、下流側ではほとんど感じられなかった。ここで得られた浄化残存率をもとに、今鹿島地区全体での

表-2-10 今鹿島地区の浄化残存率

BOD	COD	T-N	T-P
0.621	0.730	0.826	0.801

流達率を適用すれば、当地区の平均流下距離は500m程度という値が算出される。これは側溝沿に一樣に汚濁物が流入した場合の平均流下距離に近い値であり、当地区での秋季の側溝内浄化作用はほぼ表-2-10の値で代表されるものと思われる。

2.3 エアレーション時間の違いによる活性汚泥の処理特性に関する室内実験

本実験は、前年度からの継続であり、これまでの結果から活性汚泥の基質摂取や増殖に係る活性は、単位汚泥当たりの基質の負荷速度に依存していることが示された^{8) 4)}。本年度は、前年度の結果の中で特に活性汚泥の増殖に関する現象の検証実験と、モディファイドエアレーション法に近い領域の実験を実施した。

2.3.1 活性汚泥の増殖に関する検証実験

実験は、活性汚泥の増殖速度に対する単位汚泥当たりの基質負荷速度の違いと、基質組成の違いによる影響をみるために、前年度と同じ実験装置8台を用い、20℃の恒温室で実施した。そこでは、エアレーションタンク内のMLSS

表-2-11 実験装置の平均的な運転結果

項目	単位	1,500				3,000			
		5	10	20	30	5	10	20	30
S・S	BOD _{at} (%)	72.2	—	—	—	—	—	—	—
	COD _{at} (%)	38.0	—	—	—	—	—	—	—
	MLSS (%)	1.420	1.210	915	1,090	2,680	2,500	—	1,880
	増殖速度 (1/d)	87.0	47.9	25.2	11.59	80.3	39.7	—	8.24
	汚濁度 (mg/l)	0.58	0.70	0.41	0.66	0.68	0.51	0.40	0.32
S・S+R・P	BOD _{at} (%)	96.1	—	—	—	—	—	—	—
	COD _{at} (%)	61.7	—	—	—	—	—	—	—
	MLSS (%)	1,510	1,690	1,410	1,100	2,990	3,110	2,580	2,100
	BOD-SS比 (1/d)	83.4	50.5	36.7	32.1	55.9	32.4	19.73	15.78
	汚濁度 (mg/l)	150.2	80.5	39.7	21.4	137.2	82.9	34.9	12.90
増殖速度	BOD _{at} (%)	0.82	0.32	0.54	0.73	0.45	0.41	0.43	0.49
	COD _{at} (%)	5.97	4.79	5.45	5.78	5.15	4.49	4.67	4.96

を1,500と3,000mg/lに設定し、最初、人工下水を基質として、次に、同じ人工下水に上しん粉を100mg/l相当分混入したものを基質として、各MLSSで4種類のエアレーション時間による連続培養をそれぞれ3ヶ月間実施した。

実験装置の運転結果は、活性汚泥の性状や処理水質の経時変化から、活性汚泥が運転条件に馴致し、定常であるとみなせる期間の平均値として表-2-11に示した。処理水質は、上しん粉混入による影響を受けておらず他の項目についても前年度の結果と大差ないものであった。

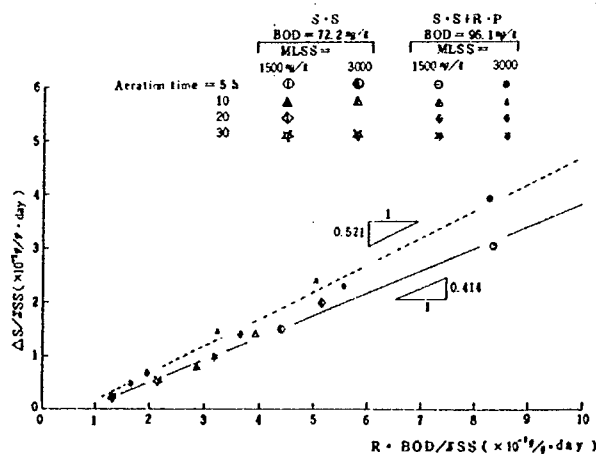


図-2-5 活性汚泥の基質摂取量と増殖量との関係

活性汚泥の増殖特性をエアレーション時間、基質の種類、基質の負荷速度の3つの違いからみるために、単位汚泥当たり摂取された基質量と増殖量との関係を図-2-5に示した。活性汚泥の増殖量は摂取された基質量とリニアな関係に有り、前年度の結果と同様の現象が確認された。又、この関係は、基質の種類の違いにより収率係数の違いとして現われた。この現象は、上しん粉がSS成分として流入したことにより、上しん粉の生物分解性や基質指標項目の選定等の問題は残るにせよ、エアレーションタンク内での流入SS成分の挙動解明への足掛かりを残したと言える。

2.3.2 短時間エアレーション法に関する実験

これまでの実験結果から、エアレーション時間の長時間化による処理水質の向上は望めず、又、余剰汚泥発生量についても軽減はするが、エネルギー消費量やエアレーションタンク容量の増加等を考慮すると、いちがいに有利な方法とは言えないだろうという結論に達した。従って、エアレーション法は、高濃度活性汚泥法か、或は短時間エアレーション法と他の処理法とを組み合わせた多段処理法が有効と考えられた。本実験は、後者の短時間エアレーション法の組み合わせ利用の可能性を探るために、まず基礎データを得ることにしたものである。

表-2-12 実験装置の平均的な運転結果

実験は、2.3.1の実験装置4台を用い、人工下水⁵⁾を基質として20℃の恒温槽で約60日間実施した。又、エアレーションタンク内はMLSS1500mg/ℓ×容量1ℓに設定し、エアレーション時間は0.5、1.0、2.0、5.0 hrにそこでの沈殿、引抜き、流入の合計時間はそれぞれ1.5 hrに設定した。

実験装置の平均的な運転結果は、2.3.1の手法により求め、表-2-12に示した。処理水質は、エアレーション時間が従来法に近づく程、BODでは良好なものと成るが、COD_{Mn}、特にCOD_{Cr}では悪化し、窒素や燐の除去率も低下する傾向を示した。尚、固液分離については、維持管理上の観察から、0.5 hr > 2.0 hr > 5.0 hr > 1.0 hrの順で良好なものであった。1.0 hrはバルキングの兆候があったが、糸状性細菌によるものではなかった。

活性汚泥の増殖量は、摂取された基質量との関係として2.3.1の手法により図-2-6に示した。当図には従来法と比較するために2.3.1の人工下水基質の結果も取り上げた。活性汚泥の増殖を従来法での手法による増殖特性としてみた場合、短時間エアレーション法の領域は従来法の領域とは異なり、そこでは、収率係数では表わせない量が上乗せされた形になっており、従来法でのBOD₅による増殖特性の表現手法が適応できないもの

設定 MLSS (mg/ℓ)		1.500			
エアレーション時間 (hr)		0.5	1.0	2.0	5.0
MLSS (mg/ℓ)		1,810	1,740	1,730	1,580
MLVSS / MLSS		0.86	0.83	0.83	0.81
増殖速度 (mg/day)		294	299	192.8	106.9
短時間 エアレーション 法	BOD _{ATU}	96.2	—	—	—
	COD _{Mn}	48.3	—	—	—
	K - N	25.2	—	—	—
	T - P	6.38	—	—	—
従来法 （人工下水） （固液分離）	BOD _{ATU}	1.58	1.06	1.15	0.74
	COD _{Mn}	6.64	6.26	6.93	8.68
	COD _{Cr}	8.92	9.01	10.19	15.18
	T - N	10.77	11.50	11.86	14.75
	K - N	11.77	10.34	7.62	1.85
	NH ₄ ⁺ - N	9.60	9.25	6.30	0.79
	(NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻) - N	0.51	1.16	4.24	12.90
	T - P	4.29	4.42	4.74	5.68
	PO ₄ ⁻ - P	4.24	4.40	4.71	5.52

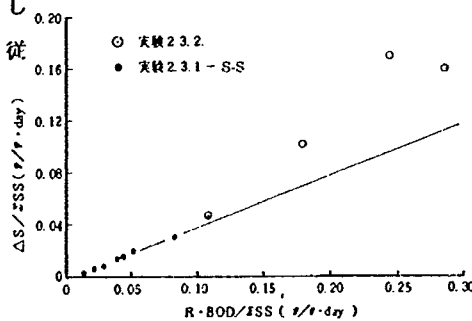


図-2-6 活性汚泥の基質摂取量と増殖量との関係

となっている。この主な原因として

①：初期吸着により摂取した基質の全てが生体合成に寄与していない。

②：関与する微生物群が異なる。

の2点が上げられるが、前者の方が大きいと思われる。いずれにしても、この領域における基質量をBOD₅で表わすことは適当でなく、ここでのBOD₅に含まれる成分の一部はSS成分と同じ挙動を示しているものと思われる。

2.3.3 結 論

活性汚泥法におけるエアレーション時間と活性汚泥の処理特性との関係を、モディファイドエアレーション法に近い領域から長時間エアレーション法まで、主に人工下水を基質とした室内実験で調査した。その結果、活性汚泥法におけるエアレーション時間は、直接、活性汚泥の処理特性に関与しているものではなく、活性汚泥の処理特性は、単位汚泥当たりの基質の負荷速度に依存しており、エアレーション時間は、結果的に、間接的な要因として作用していることが示された。従って、エアレーション時間は、溶解性の処理水質に対して考慮されるべきものと思われる。尚、活性汚泥の処理特性については、以下の現象から言えるものであった。この現象は、基質量の指標となる項目の選定によっては現象が異なったようにみえるため留意しなければならない。

処理水質に関して： 活性汚泥の基質の摂取速度は、単位汚泥当たりの基質の負荷速度との関係においてMichaelis-Mentenの酵素反応式に従う。⁴⁾

余剰汚泥に関して： 活性汚泥の増殖は、単位汚泥当たりの基質摂取量とリニアな関係にあり⁶⁾その関係は橋本らが定義した収率係数と自己分解係数で表わされる。

活性汚泥法における短時間エアレーション法の実用性に関しては、(1)処理水質は想像以上に良好なものである。(2)余剰汚泥の発生率が高い。(3)固液分離に支障はないであろう。の所見が得られ、その可能性を秘めていることが示された。今後、処理水質については他の処理法との組み合わせの可能性（現在、接触法と接触曝気法を検討中）、余剰汚泥や固液分離については汚泥処理からみた濃縮性の良否等について実際の下水を用いた検討が必要である。

活性汚泥法における余剰汚泥発生量の予測手法の開発については、発生量が基質の負荷速度とSRT⁶⁾或はSATに起因しているであろうことが示され、そのためには基質量の指標となるものを早急に見出す必要がある。

2.4 長時間曝方式の処理場における実態調査

本調査は長時間曝気方式を行なっている小規模処理場において、維持管理上の問題点を明らかにするため実施した。対象とした処理場は団地下水を受け入れている分流式の処理場であり、概要を表2-13に示した。調査は、物質収支調査、曝気槽内呼吸活性調査、最終沈殿池汚泥界面調査の3種類を'82年3月に1週間連続で行なった。物質収支調査は、図-2-7に示した各ポイントで、流量観測及び水質分析を行ないSS分、T-N、T-P、BOD、CODについての物質収支をとった。

採水間隔は原則として1時間1回であり、12時間の流量比例コンポジットサンプルを作成した。曝気槽内呼吸活性調査は、槽内4ポイントでDO濃度の変化を7日間連続で測定

表-2-13 処理場概要

計画処理人口	22,000人
計画流入下水量	5,500 m ³ /日
平均流入下水量	4,111 m ³ /日
計画エアレーション時間	19時間
計画BOD-SS負荷	0.19
計画最終沈殿池汚泥界面負荷	27 m ³ /m ² ・日

するとともに、毎日9時と14時の2回、各ポイントの活性汚泥呼吸速度を測定した。最終沈殿池汚泥界面調査は、調査期間中の日曜日と火曜日（晴天時）に8時～17時にかけてそれぞれ4回、超音波式汚泥濃度計を用いて池内の15地点にて汚泥濃度の垂直分布を求めたものである。

ここでは物質収支調査について主に述べるものとする。図-2-7は、処理場内の固形物収支を示したもので、当処理場の問題点として、処理水中に流出していくSS分がかなり多いことが挙げられる。これはMLVSS/MLSSが78%と非常に有機分の多い汚泥であるため沈降性が悪いことが

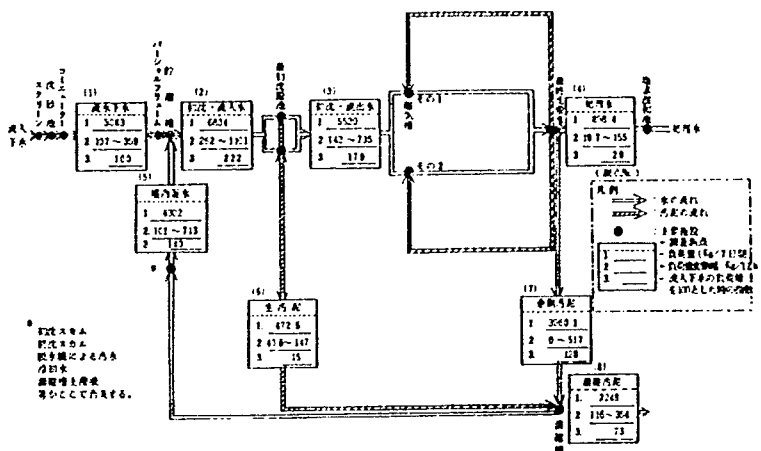


図-2-7 固形物の収支図

原因である。このため場内返水中にも多量の濃縮しきれない余剰汚泥が含まれ、最初沈殿池の除去率を20%以下の値にしており、曝気槽にかなりの負荷をかけることとなっている。汚泥沈降性の改善のためには、脱窒工程の組み入れが効果的である場合がある。本処理場の場合、冬季でも硝化はほぼ完全に起っており、曝気槽滞留時間にも余裕があることから、槽流入部の曝気をしほること脱窒を行なうことは容易と思われる。現在、流入部のDOは0.3～2.0 mg/l程度であり、活性汚泥の呼吸速度は40 mg-O₂/g-hであるため、汚泥の沈降を起さず嫌気化することができる。

本処理場におけるBOD、及びSSの汚泥転換率を図-2-8に示した。ここで除去BOD、SSは処理場流入量から処理水として流出した分を差し引いたもので、汚泥発生量とは、濃縮汚泥量を指しており、いずれも7日間の平均値(Kg/H)である。図よりBODの汚泥転換率は33%となり2.1で述べた汚泥転換率1.87よりもかなり小さな値となっているが、これは流入水中のSSの性状による違いであろう。当処理場の汚泥滞留時間は最終沈殿池汚泥を無視した場合14.3日であり、湖北のオキシデーションディッチと比較してかなり短いにもかかわらず、汚泥発生量は小さい。これが一般的な団地下水の水質特性であるか否かを今後の調査により明らかにすべきである。

3. まとめと今後の方針

1) ローターを用いた場合の動力効率、通常の散気板と比較して同等程度の値を得ることが可能で、曝気強度と調整も簡単にこなうことができる。

2) ディッチを用いた脱窒は、汚泥呼吸速度

BOD除去量 957.6 Kg/H	固型性 BOD	溶解性 BOD
汚泥発生量 319.6 kg/H	MLVSS	$\Delta MLSS / \Delta BOD = 0.33$
SS除去量 327.4 Kg/H	VSS	$\Delta MLSS / \Delta SS = 0.98$

図-2-8 BOD・SSの汚泥転換率

と汚泥と水との混合に気をつけられ、回分式にても高い除去率を得ることができる。また回分式にては汚泥を槽内にかなり蓄積させることができ、汚泥引き抜きの悪影響も見られなかった。

- 3) ディッチの汚泥発生量は、流入VSSの分解を見込める分だけ、標準活性汚泥法よりも少なくできるものと思われる。
- 4) 小集落排水調査においては汚泥負荷原単位にはかなりの地域特性が見られることが明らかになった。また側溝等の自浄作用を明らかにしたが、晴天時及び雨天時における流出汚濁負荷量はかなり大きいものであった。
- 5) 室内実験によって、BOD-汚泥の収率係数は標準活性汚泥法から長時間エアレーション法の範囲の曝気時間では、基質による違いのみで曝気時間に依存しないことが確認されたが、短時間のエアレーションでは良好な処理水質を得られるにもかかわらず、収率係数は先の方式よりかなり大きいものとなった。
- 6) 長時間曝気法の実態調査においては、冬季における汚泥変換率0.33を得るとともに、硝化脱窒による機能改善の可能性を指摘した。

今後明らかにすべき点としては、1) ディッチ回分運転の効率（処理効率及び動力効率）をあげるための運転条件を明らかにするとともに、運転マニュアルの確立を図る。2) ディッチ連続運転のパイロットプラント実験を開始し、その処理特性を解明する。3) 小集落排水については、夏季における側溝での自浄作用、雨天時のフラッシュ効果を明らかにするとともに、し尿浄化槽排水の影響を評価する。4) 今回室内実験で得られた短時間処理の可能性を実下水を用いて調査するとともに、短時間処理で得られた処理水を更に浄化するための2段処理に関する実験を開始する。又汚泥発生量と基質の組成に関する実験を継続する。5) 長時間曝気方式の実処理場において機能改善法を検討する。等を予定している。

参 考 文 献

- 1) 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査・安藤・佐藤・館山：昭和52年度下水道関係調査研究年次報告書：昭和53年9月：建設省土木研究所
- 2) Sequencing Batch Reactors for Municipal Wastewater Treatment : Edwin F. Barth : 8th United States/Japan Conference on Sewage Treatment Technology : Oct. 1981
- 3) 小規模処理場の処理特性に関する調査
昭和55年度 下水道関係調査研究年次報告書集（p 70～72） 建設省土木研究所
- 4) エアレーション時間の違いによる活性汚泥の処理特性に関する実験的研究 落 星 限
第19回下水道研究発表会 投稿中
- 5) 生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去 土木研究所資料 第1664号
- 6) 増殖動力学からみた活性汚泥法の最適管理に関する研究（Ⅰ，Ⅱ） 橋本，古川，藤田，河井，
第11回 下水道研究発表会講演集（p 250～255）

4. 下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀 和夫

研究員 清水 俊昭

板山 孝一

1. 調査の目的と必要性

水質汚濁防止にかかわる水質総量規制制度の導入により下水処理場の多くは放流水のCODの規制を受けることとなった。しかし、既設の下水処理施設は生物処理を主体としているため、生物学的に分解されにくい、いわゆる難分解成分といわれるものの除去性は極めて悪いのが現状である。現在の流入下水中には、し尿、工場排水等による生物学的に難分解な各種のCOD成分が含まれており、多くの下水処理場で処理法の改善等の対応が必要になるものと考えられる。

本調査は下水処理施設におけるCOD成分の高度除去のための最適処理方式の確立、微量特定物質の挙動の解明のために実施するものである。

2. 55年までの調査成果

本調査は55年度より実施しており、内容は主として、下水処理場におけるCODの実態、各種洗剤の下水処理に与える影響について行った。以下にその概要を述べる。

1) 既設下水処理場におけるCODの実態では、各処理場に対してアンケート方式により、CODを主として、流入、流出水の濃度、除去率、および、それらに対する工場排水の影響等を検討した。対象としたのは10都市、58処理場である。工場排水の混入率を段階的に区分し、処理水のCODをみると、混入率0の場合、約13mg/lで、混入率が高くなるとCODも高くなり、混入率30~45%では約25mg/lであった。この結果、通常の生物処理での限界値は13mg/l程度であろう。工場排水の混入率の比較的高い処理場では、処理区域内の業種が単純になっており、その業種の地域性がみられ、その代表的業種は繊維、化学、食料品などであった。

2) 各種洗剤の下水処理に与える影響では、下水処理場における各種界面活性剤の実態把握、活性汚泥性細菌の増殖活性に対する影響、エアレーションタンク内のDOレベルと洗剤の分解性、界面活性剤の混入濃度と処理水質への影響、について実施した。その結果、流入下水中のMBASは平均4.7mg/l、CTAS 3.1mg/l、粉石けんの成分が4.1mg/lであった。MBAS、CTASは初沈ではほとんど除去されず生物処理で80~90%除去され、粉石けんの成分は初沈で50~70%除去され、生物処理を行った後、除去率を比較するといずれも同程度であった。合成洗剤に現在使用されている界面活性剤は100mg/l程度でも細菌の増殖阻害はみられなかった。エアレーションタンク内のDOが低濃度の場合にDBSの分解率は悪くなるようであるが、下水処理場に通常流入する程度では問題はないであろう。合成洗剤の場合、界面活性剤として20mg/l、粉石けんの場合30mg/l添加した結果、処理水質への影響はなく、粉石けんでは他の洗剤に較べ活性汚泥中の生物が多くなった。

3 56年度の調査成果

表-3.1.1 吸着剤の除去能力(1)

3.1 粉末無機吸着剤によるCODの除去

(A処理場 分設式家庭下水)

今回検討を行った粉末無機吸着剤は、アルミン酸マグネシウム($MgO \cdot XAl_2O_3 \cdot nH_2O$)を主成分としたもの(以下、マグネシウム系という)とアルミン酸カルシウム($CaO \cdot XAl_2O_3 \cdot nH_2O$)を主成分としたもの(以下カルシウム系という)の2種の吸着剤を用いた。これはマグネシウム化合物あるいはカルシウム化合物とアルミニウム化合物とを焼成・粉砕して得られたものでそのほとんどがMgOあるいはCaOの結晶であり、結晶度は低いが多孔性を有するとされている。その除去機構はリンはMgO、CaOと反応し不溶解性の化合物になることで、CODは多孔質による物理吸着によるとされている。本吸着剤はパルプ廃液等高濃度廃水のCOD、リン除去剤として開発されたものであり、下水処理の分野での検討例は少ない。

3.1.1 二次処理水での回分実験

マグネシウム系およびカルシウム系吸着剤のCOD、リンの除去能力の検討のためジャーテスト実験を行った。実験は2処理場の二次処理水を用い、吸着剤を添加後、急速攪拌(120r.p.m)10分、緩速攪拌40

r.p.m)20分、静置沈殿30分の条件で行った。結果を表-3.

1.1および表-3.1.2に示す。

この結果に示すようにマグネシウム系およびカルシウム系吸着剤はCODの除去能力を有しているが、その能力は活性炭(表-3.1.1参照)と較べるとかなり劣っているようである。また、COD_{Mn}については比較的よく除去されているが、COD_{Cr}については除去率は低い。COD_{Mn}についてもトータルに較べて溶解性の除去率は低いものであることから考えると、SS性のものをよくとっているといえる。なお、ここでの結果ではCOD_{Mn}で50%以上の除去率を得るのに必要な吸着剤の量は両者とも1,000mg/ℓ以上である。

リンに関しては、マグネシウム系では2,000mg/ℓ以上、カル

吸着剤 の種類	結晶剤 添加量 (mg/l)	PO ₄ -P		COD _{Mn}		COD _{Cr}		NH ₃ -N		NO ₃ -N		NO ₂ -N
		濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	濃度 (mg/l)	濃度 (mg/l)		
マグネシウム系	10	3.87	1.0	6.5	15	13.4	-	0.24	0.01	12.5		
	50	3.60	7.9	5.7	26	14.4	-	0.28	0.01	12.6		
	100	1.90	51.4	5.3	31	14.5	-	0.24	0.01	12.6		
	200	1.29	67.0	6.1	21	14.4	-	0.24	0.01	12.6		
	400	0.97	75.2	7.0	9	12.9	-	0.37	0.01	12.5		
	600	0.79	79.8	4.6	40	13.2	-	0.29	0.01	12.5		
	800	0.72	81.2	4.6	40	12.0	5.5	0.21	0.01	12.5		
	1,000	0.68	82.0	4.0	48	11.6	8.7	0.21	0.01	12.5		
	2,000	tr.	100	4.5	42	11.1	12.6	0.16	0.01	12.4		
	4,000	-	100	3.1	60	10.2	19.7	0.16	0.01	12.2		
カルシウム系	6,000	-	100	3.0	61	9.7	23.6	0.12	0.01	12.1		
	10,000	-	100	3.0	61	10.2	19.7	0.18	0.01	11.6		
	10	3.91	0	5.9	23	13.4	-	0.16	0.01	12.6		
	50	3.72	4.9	6.1	20	13.4	-	0.12	0.01	12.6		
	100	1.77	54.7	5.1	33	12.5	1.6	0.12	0.01	12.6		
	200	1.09	72.1	5.6	27	12.0	5.5	0.08	0.01	12.6		
	400	tr.	100	4.3	44	11.6	8.7	0.12	0.01	12.6		
	600	-	100	4.0	48	10.6	16.5	0.14	0.01	12.6		
	800	-	100	3.6	53	11.3	11.0	0.14	0.01	12.5		
	1,000	-	100	3.0	61	9.7	23.6	0.12	0.01	12.6		
活性炭	2,000	-	100	2.7	64	9.7	23.6	0.16	0.01	12.6		
	4,000	-	100	2.6	66	8.8	30.0	0.16	0.01	12.6		
	6,000	-	100	2.0	74	8.3	34.6	0.16	0.01	12.5		
	10,000	-	100	3.2	58	9.0	29.1	0.27	0.01	12.5		
	100	3.91	-	2.8	63	8.3	34.6	0.21	0.01	12.5		
	200	4.05	-	1.9	75	6.9	45.7	0.21	0.01	12.5		
原水	600	4.10	-	1.0	87	5.1	59.8	0.21	0.01	12.0		
	1,000	4.05	-	0.4	94	4.8	62.2	0.21	0.01	11.6		
	2,000	4.00	-	1.6	79	7.3	42.5	0.16	0.01	10.6		
	6,000	3.69	5.6	1.1	85	5.1	59.8	0.14	0.01	7.7		

表3.1.2 吸着剤の除去能力(2)

(B処理場 合流式都市下水)

吸着剤の種類	吸着剤添加量(mg/ℓ)	T-COD _{Mn}		S-COD _{Mn}		PH
		濃度(mg/ℓ)	除去率(%)	濃度(mg/ℓ)	除去率(%)	
マグネシウム系	100	14.7	15	7.9	-	9.8
	500	13.8	20	6.6	11	10.1
	1,000	8.6	50	5.9	20	10.2
	2,000	7.0	59	5.9	20	10.3
	5,000	5.6	67	5.2	30	10.3
	10,000	5.0	71	4.6	38	10.3
カルシウム系	100	14.8	14	9.1	-	9.1
	500	15.2	12	8.9	-	9.6
	1,000	12.0	30	6.7	9	10.7
	2,000	7.3	57	5.7	23	11.1
	5,000	6.0	65	5.3	28	11.4
	10,000	5.5	68	4.6	38	11.5
原水		17.2	-	7.4	-	7.2

シウム系では 400 mg/l 以上の添加で $\text{PO}_4\text{--P}$ が完全に除去されていることに示されるように、本条件でのリン除去能力はカルシウム系の方が高いといえるが、マグネシウム系においてもかなり高い能力を有している。

窒素関係では、 $\text{NO}_2\text{--N}$ および $\text{NO}_3\text{--N}$ については吸着剤添加量にかかわらずほぼ一定であり、除去能力は認められない。 $\text{NH}_4\text{--N}$ についても、この結果でははっきりしないが後述の結果では（表-3.1.3 参照）除去率が10%程度と低い。したがって窒素についてはほとんど除去できないと考えてよいであろう。

3.1.2 吸着剤の返送使用について

前述の結果から高率のCOD除去を行う場合、極めて多量の吸着剤の添加を必要とすることがわかるが、この場合、吸着除去されたCOD量が添加量に較べて極めて少なく、一度使用したものについてもかなりの吸着能が残っていると考えられる。

表-3.1.3 は静置沈殿で得られた使用済吸着剤を用い、返送のみで吸着を行わせた場合の結果を示したものである。マグネシウム系吸着剤では、いずれの添加量でも5回までの繰り返し使用（返送回数は4回）ではCODMn、リンの除去率の低下は極めて少ない。ここで注意すべきことは、この方法では1回の吸着剤の添加で5回処理している訳であり、処理1回当りの使用量は $1/5$ となり、例えば、注入量 $2,000 \text{ mg/l}$ の場合毎回 400 mg/l の注入を行った場合と使用量は同じである。この両者を比較した場合、CODMn、リンの除去率は明らかに前者の方が高い。したがって実際の運転では沈殿した吸着剤を攪拌槽に返送し、攪拌槽内の吸着剤を高濃度に維持することが除去効率の上では重要となろう。

カルシウム系吸着剤については返送を行った場合、使用回数にともなうCODMn、リンの除去率の低下がマグネシウム系に較べて大きい。したがって返送を考えた場合にはマグネシウム系吸着剤の方が能力的には優れているといえよう。

3.1.3 まとめと今後の問題点

本吸着剤のCODの除去能力は活性炭と較べてかなり劣っており、下水処理への適用では、基本的にはリン除去剤であり、COD除去能力は副次的なものと考えた方が無難といえる。図-3.1.1

表-3.1.3 吸着剤の循環使用による除去効果

		(B処理後)							
凝集剤 の 種 類	凝集剤 添加量 (mg/l)	実 験 回 数 (回)	T-COD _{Mn}		S-T-P		S-NH ₄ -N		
			濃 度 (mg/l)	除去率 (%)	濃 度 (mg/l)	除去率 (%)	濃 度 (mg/l)	除去率 (%)	
マ グ ネ シ ウ ム 系	1,000	1	5.1	66	0.03	939	4.53	12.4	
		3	5.1	66	0.03	939	4.56	11.8	
		5	6.3	59	0.05	898	4.61	11.8	
	5,000	1	4.4	71	0.02	959	4.59	11.2	
		3	4.4	71	0.03	939	4.77	7.7	
		5	5.2	66	0.03	939	4.67	9.7	
	10,000	1	4.5	70	0.03	939	4.51	10.8	
		3	4.0	74	0.02	959	4.64	10.3	
		5	4.7	69	0.03	939	4.72	8.7	
カ ル シ ウ ム 系	1,000	1	5.1	66	0.05	898	4.64	10.3	
		3	11.3	26	0.18	633	4.80	7.2	
		5	11.0	28	0.48	2.0	4.83	6.6	
	5,000	1	4.3	72	0.03	939	4.64	10.3	
		3	7.4	51	0.11	776	4.40	14.9	
		5	9.9	35	0.09	816	4.35	15.9	
	10,000	1	3.6	76	0.03	939	4.67	9.7	
		3	4.6	69	0.07	857	4.77	7.7	
		5	7.1	53	0.11	776	4.67	9.7	
原 水			15.2	-	0.49	-	5.17	-	

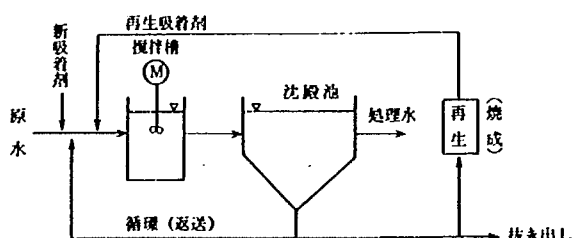


図-3.1.1 処理フローの例

に想定される処理フローを示す。本法においてCOD, リンの除去率を高めるため、攪拌槽の吸着剤濃度を数千 mg/ℓ のオーダーで維持することが重要である。これに対しては沈殿池の吸着剤を返送することに対応するが、返送回数がどの程度まで可能かは今後の検討課題である。

使用済の吸着剤の再生については450℃程度で焼成するだけでよいとされている。これによりCODの除去能力は完全に回復するが、リンに関しては不溶解化して保持されるだけであり、リン除去能力は再生回数とともに減少するとされている。したがって再生可能回数がどの程度なのかは今後検討を行う必要があり、これとからめて新吸着剤および再生吸着剤の補給量についても検討を行う必要がある。

3.2 単段式硝化脱窒法におけるCOD除去

CODの総量規制の導入に伴い、多くの下水処理場で放流水CODがその規制対象となっている。しかし、現在主流をなしている標準活性汚泥法のCOD除去能力にはおのずと限界があり、特に工場排水等の生物学的に難分解なCOD成分が多く流入する場合には、放流水CODが規制値を達成できない事態を招きかねない。そのための対策は、詮じ詰めれば、処理場への流入負荷の削減と処理場での除去能力の向上とであるといえる。

ここでは、今年度、京都三次処理パイロットプラントで調査したいくつかの処理法についてそのCOD除去特性を概観し、下水処理場でのCOD除去効率を改善する処理方式を検討した。

表-3.2.1に京都市鳥羽処理場にE系列(以下、実プラントと称する)とパイロットプラントでの処理水質、図3.2.1にCOD Mn 濃度の経時変化を示す。実プラントとパイロットプラントとは同じ初沈流出水を受け入れている。実プラントの運転は、エアレーション時間が幾分長いことを除けば、ほぼ標準活性汚泥法の運転条件に沿っていた。パイロットプラントは単段式硝化脱窒法で運転されていた。なお、詳しい運転条件は「窒素の除去に関する調査」を参照されたい。

溶解性COD Mn を見ると、全調査期間を通じて、

表 3.2.1 水質分析結果

区分	COD Mn		COD Cr		SS	BOD	BOD COD Mn	COD Mn ・SS
	T	S	T	S				
初沈 流出水	I	50.5	25.6	184.3	85.6	97.8	74.7	1.48
	II	51.5	29.5	166.8	70.2	76.4	74.0	1.44
	III	54.9	32.7	158.3	86.6	71.2	65.7	1.20
	IV	60.6	38.2	206.3	90.2	77.1	83.0	1.37
	V	66.6	37.3	208.1	102.5	78.3	96.6	1.45
	VI	71.6	44.8	210.0	132.8	88.7	108.5	1.52
	VII	88.0	42.4	247.2	122.1	102.5	112.3	1.28
	VIII	76.4	43.7	256.9	122.2	94.0	105.9	1.39
生物 処理水	I	12.6	8.1	32.1	19.7	18.1	5.6	0.44
	II	13.4	8.8	33.4	19.4	20.6	6.4	0.48
	III	22.3	7.8	44.5	15.6	44.2	20.3	0.91
	IV	17.3	7.9	39.7	16.3	37.3	17.8	1.03
	V	20.8	10.3	45.4	23.6	27.0	18.9	0.91
	VI	20.4	11.1	42.0	24.4	27.8	18.8	0.92
	VII	21.0	11.7	55.2	25.4	27.7	19.3	0.92
	VIII	22.6	12.4	49.8	23.7	28.1	18.1	0.80
2次 処理水	I	10.1	9.5	29.7	23.7	6.2	11.7	1.16
	II	14.1	11.1	35.6	24.4	9.5	14.3	1.01
	III	15.8	12.6	29.0	25.2	4.9	9.7	0.61
	IV	15.4	13.0	37.7	27.7	7.1	11.9	0.77
	V	19.5	15.0	43.6	34.2	8.7	18.3	0.94
	VI	21.1	15.9	48.8	37.8	8.7	14.7	0.70
	VII	18.8	14.8	48.3	33.5	8.9	20.0	1.06
	VIII	20.3	14.0	37.4	28.4	8.3	24.4	1.20

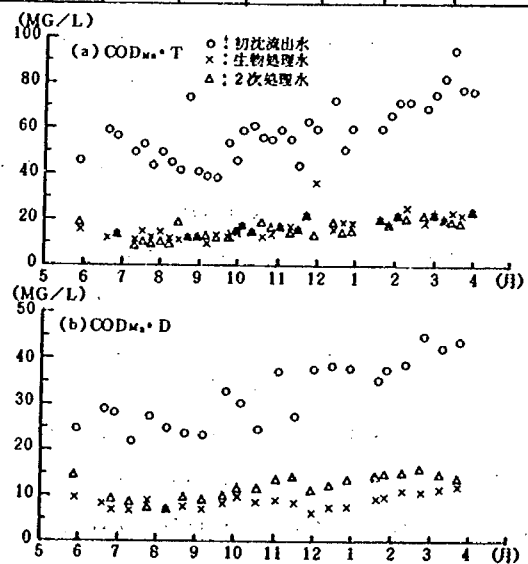


図 3.2.1 COD Mn の経時変化

パイロットプラントの処理成績は実プラントを上回っていた。このような傾向が現われたのは、本来、パイロットプラントでの活性汚泥に対する有機物負荷が小さく、SRTも長くして運転していたことによると考えられる。さらにまた、硝化脱窒法が嫌気・好気の両状態を組み合わせた処理法であるために処理に関与する生物相が実プラントに比して多様化していることも何らかの寄与をしていたと推察される。しかし、CODMn-Tは、エアレーションタンクに硫酸バン土を添加したIII期にパイロットプラントで幾分高い値を示した以外は、両処理法間で殆ど差が認められなかった。終沈からのSSの越流が実プラントでは常に10mg/ℓ以下に保たれていたのに対し、パイロットプラントの場合は20～30mg/ℓと相当多くなっていたためである。ただ、CODMn-SS(CODMn-TとCODMn-Sとの差)とSSとの比はパイロットプラントで約0.31、実プラントで約0.47となっており、パイロットプラントではSSの無機化が進んでいることがわかる。したがって、単段式硝化脱窒法ではSSの流出が多いが、そのCODMnへの効き方は幾分小さい。

いずれにしても、パイロットプラントの処理水からSSを除去すれば、トータルとしてのCODMn濃度の改善が期待できる。こうした観点から、I期の処理水を汙過池に通水してCODMn除去効果の調査を行った。汙過池はアンストラサイト、砂の二層から成る下向流式である。汙材構成、運転諸元等は、「浮遊性有機物の除去に関する調査」に示すとおりである。約2ヶ月間にわたる通水の結果、SSは流入水13.9mg/ℓに対し汙過水2.4mg/ℓと良好な除去(83%)が行われた。CODMn-Tは、12.4mg/ℓが9.5mg/ℓまで減少し、CODMn-SSの約70%が除去された。この値を用いて最もCODMn濃度の高かったⅢ期について単純な試算をしてみると、単段式硝化脱窒法の処理水を汙過池に通すことによってCODMn-Tを15.5mg/ℓ程度に抑えることができるといえる。他方、2次処理水のSSの除去率が単段式硝化脱窒法の場合と同等として同様の計算をしてみると、汙過水CODMn-Tは約17mg/ℓとなる。このときのCODMn-SSの寄与分はほぼ同等である。

さらに、両処理法の汙過水を活性炭吸着塔に通した場合を考えてみる。活性炭によるCODMnの除去率は処理水量の増加とともに低下していくが、BV6,000以上では約30%で安定するとの結果が前年度調査で得られている。この値を用いて、先と同様の試算を行うと、単段式硝化脱窒法の場合のCODMn-Tは約12mg/ℓ、標準法では約13mg/ℓとなる。

以上のことから、単段式硝化脱窒法は標準活性汚泥法に比較して確かにCODMn-Dは小さくなるが、SS越流量が多いためにトータルで評価した場合、溶解性成分の減少分が相殺されて差はなくなってしまふ。汙過池との組合わせを考えると、両処理法での汙過水中のCODMn-SS分はほぼ等しくなり溶解性成分の差だけ、単段式硝化脱窒法の汙過水質がまさる。さらに、活性炭に通すとCODMn-T濃度を12mg/ℓまで下げることが可能である。

また、単段式硝化脱窒法と凝集剤添加法との組合わせは、CODMn-Dが若干低くなるが、この減少分以上に浮遊成分の増加が著しい。凝集剤添加濃度等によって異なってくると思われるが、少なくとも今回の調査では、COD除去の面でその有効性は確認されなかった。

3.3 洗剤の活性汚泥処理におよぼす影響

各種洗剤の下水処理に対する影響調査は55年度から実施しているが、今年度は、湖沼の富栄養化防止の観点から特に注目されている無リン合成洗剤(ゼオライト洗剤)および粉石けんを用いて、連続

処理実験によりその影響を評価した。なお、使用した洗剤は一般に市販されているものである。

3.3.1 実験方法

実験装置は連続流入式でエアレーションタンクは10区画に仕切りで分けられ、流入部から、オーバーフローで次の区画に流入するようになっている。タンクの全容量は100ℓである。

流入水は合成下水を用い、それに所定の濃度になるように洗剤を混入して調整した。合成下水は肉エキス、酵母エキス、ペプトン等を主成分としたものである。洗剤は市販品を用い、界面活性剤として、表3.3.1に示した濃度で添加した。通常下水処理場に流入するMBASは約6mg/ℓ程度である。

実験は20℃の恒温室で、5台の装置を用い、流 表-3.3.1 合成下水に対する洗剤の添加濃度

公称洗剤名	界面活性剤含有率(%)	添加濃度 (mg/ℓ)				
		A	B	C	D	E
粉石りん	60	0	25	50	75	133
ゼオライト洗剤	20	0	3	6	9	12

(注) A-E: 実験装置の記号

入水量は約338ℓ/日で、エアレーション時間約7時間に設定し、標準活性汚泥法に準じた。各洗剤について約1カ月間の連続処理実験を行った。エアレーションタンク内の各区画での水質変化については、連続実験の終了時に、各区画のエアレ

ーションをとめ、その上澄液と汚

表-3.3.2 粉石けんを用いた場合の運転状況および処理成績

液を分析することにより測定した。分析は、窒素、リンについてテクニコン自動分析装置を用い、その他の項目は下水試験方法(1974)により行った。

3.3.2 実験結果および考察

1) 各実験装置の運転状況

および処理成績(表3.3.2, 3)

流入下水の調整の場合、有リン合成洗剤ではみられない現象であったが、粉石けんとゼオライト洗剤では若干濁りが生じ、SSの生成がみられた。

(1) 粉石けんの場合: 流入条件は表3.3.2に示したように粉石けんの添加濃度が高くなるとBODなどが高くなる傾向がみられた。これは粉石けんの主成分がパルミチン酸とステアリン酸があるため、BODとして測定されやす

実験装置		A	B	C	D	E
界面活性剤濃度		コントロール系	25mg/ℓ	50mg/ℓ	75mg/ℓ	133mg/ℓ
流入下水	BOD	130.6	187.7	185.6	185.5	215.8
	COD	56.41	62.79	66.71	65.66	77.27
	TOC	72.3	87.2	83.5	63.3	76.7
	K-N	20.32	24.29	20.8	19.51	20.59
	T-P	3.17	3.65	3.24	2.92	3.00
	Tr (cm)	>53.7	49.97	>66.4	>59.7	>74.8
	SS (mg/ℓ)	4.6	8.2	5.2	5.6	4.8
	BOD (mg/ℓ)	T 4.3	3.95	3.55	4.25	4.25
		S 0.65	0.9	1.5	0.8	1.9
	COD (mg/ℓ)	T 9.65	9.9	8.28	11.19	11.48
処理水の質		S 9.23	7.76	7.34	9.66	10.94
	TOC (mg/ℓ)	T 6.0	2.2	4.6	4.3	10.1
		S 4.3	4.1	4.2	4.5	9.5
	K-N (mg/ℓ)	T 3.82	0.725	0.82	1.56	3.21
	T-P (mg/ℓ)	T 3.53	2.18	2.61	2.87	2.68
	NH ₄ ⁺ -N (mg/ℓ)	1.49	0.215	0.195	0.165	0.2
	NO _x -N (mg/ℓ)	14.8	12.01	15.4	10.72	8.07
	Ort-P (mg/ℓ)	2.94	1.59	2.46	1.97	1.98
	BOD	T 96.7	97.8	98.1	97.7	98.0
	COD	T 82.9	84.2	87.6	83.0	85.1
除去率 (%)	TOC	T 91.7	97.5	94.5	93.2	86.8
	T-N	T 8.4	47.6	22.0	37.1	45.2
	T-P	T	40.3	19.4	1.7	10.7
	PH	6.57	7.02	7.3	7.41	7.57
	DO	7.78	7.07	7.78	6.36	6.36
	SVI	111.1	115.7	152.6	101.4	232.2
	MLSS	1555.1	1612.8	1708.5	1614.7	1601.5
	MLVSS	1319.7	1364.2	1486.6	1410.7	1263.3
	ΔS (g/day)	-	-	-	-	-
	SRT	-	-	-	-	-
エアレーションタンク	BOD-SS負荷 (g/g・日)	0.28	0.39	0.37	0.39	0.46
	COD-SS負荷 (g/g・日)	0.12	0.13	0.13	0.14	0.16

く、BODが $1.2g/200ml$ という値もある。なお、N、Pはいづれの装置でも同程度であった。エアレーションタンク内は、DO $6\sim 8mg/l$ 、MLSS $1600\sim 1700$ であったが、BOD/SS負荷は、洗剤の混入により高くなった。これらの運転状況を標準活性汚泥法の管理条件と比較すると、一応、その条件の範囲に入っている。

処理成績は、SSの流出も少なく、CODは溶解性でコントロールの $9mg/l$ に対して、 $7\sim 11mg/l$ となり、E装置で若干高くなっているが、この値は生物処理の限界値に近く、除去率も80%以上を示し、特に洗剤の影響はみられなかった。その他の項目についても同様である。MLSS中のMLVSSはコントロールの0.84に対して、 $0.8\sim 0.87$ 程度で有意な差はみられない。これらの結果から、現在、下水処理場に流入している合成洗剤の最大値 $20mg/l$ 程度がすべて粉石けんに変ったとすると $60mg/l$ 程度になるがこの場合でも影響はないといえる。

(2) ゼオライト洗剤の場合：流入条件は表3.3.3のように、粉石けんに比べ低濃度であった。無リン洗剤のBODは $0.4g/200ml$ 程度で、粉石けんの $1/3$ 、したがって、BOD源としては小さい値である。なお、洗剤の使用量は水 $30l$ 当り、いづれも $40g$ が標準とされている。エアレーションタンク内はDO $6\sim 7mg/l$ 、MLSS

表-3.3.3 ゼオライト洗剤を用いた場合の運転状況および処理成績

1,700 $\sim 1,900mg/l$ 、BOD/SS負荷 $0.2\sim 0.3$ で、一応、標準性汚泥法の管理条件を満足していた。

処理成績は、SS、BOD、CODなどの項目について有意な差はみられなかった。硝化作用に対する影響もみられない。MLSS中のMLSSは $0.83\sim 0.85$ 、除去BODの汚泥への転換率は $0.47\sim 0.57$ となり、通常の下水处理で経験される値に近く、何らの洗剤の影響はみられなかった。なお、ゼオライト洗剤は発泡現象がはげしく、E装置の界面活性剤として $12mg/l$ 以上の実験ができなかったため、洗剤として $100mg/l$ の結果は得られなかった。しかし、これらの結果から

実 験 装 置			A	B	C	D	E
界 面 活 性 剤 濃 度			コントロール系	$3mg/l$	$6mg/l$	$9mg/l$	$12mg/l$
流 入 下 水	BOD		89.1	119.2	113.9	124.7	147.4
	COD		47.1	45.7	49.1	50.2	53
	TOC		55.9	58.2	60.8	62.2	69.1
	K-N		10.3	10.7	10.5	10.39	10.7
	T-P		2.43	2.48	2.5	2.44	2.5
処 理 水 の 質	Tr (cm)		32.5	30.9	30.5	33.4	37.4
	SS (mg/l)		5.3	4.66	1.32	7.85	6.0
	BOD (mg/l)	T	4.23	3.88	4.47	4.16	3.57
		S	1.52	1.26	2.15	1.63	1.45
	COD (mg/l)	T	8.95	8.78	10.9	9.87	8.76
		S	6.64	6.59	6.83	6.99	6.59
	TOC (mg/l)	T	9.36	8.86	9.77	9.47	8.61
		S	7.37	7.86	8.47	8.03	8.13
	K-N (mg/l)		2.36	2.37	2.00	1.77	1.71
	T-P (mg/l)		4.73	4.63	4.8	4.63	4.41
	NH_4^+-N (mg/l)		0.683	0.738	0.275	0.283	0.21
	$NO_3^- -N$ (mg/l)		14.8	15.3	14.8	14.6	13.9
除 去 率 (%)	Orit-P (mg/l)		4.51	4.67	4.61	4.36	4.23
	BOD	T	95.3	96.7	96.1	96.7	97.6
		T	81.0	80.8	77.8	80.3	83.5
		T	83.3	84.8	83.9	84.8	87.5
	PH		5.72	6.01	6.69	6.53	6.8
	DO		6.36	5.83	5.57	7.07	5.66
	SVI		7.55	7.88	6.62	6.32	6.54
	MLSS (mg/l)		1934.1	1771.3	1765.1	1716.4	1794.6
	MLVSS (mg/l)		1628.9	1476.9	1478.9	1461.4	1490.2
	ΔS (g/H)		19.0	19.1	21.1	21.2	21.5
エ ア レ ー シ ョ ン タ ン ク	SRT		10.2	9.3	8.4	8.2	8.3
	BOD-SS 係数 (g/g・H)		0.16	0.23	0.22	0.25	0.28
	COD-SS 係数 (g/g・H)		0.08	0.09	0.09	0.10	0.10

みるかぎり、有リン合成洗剤が無リン洗剤に変わったとしても、下水処理に対する影響はないであろう。

(3) 粉石けんとゼオライト洗剤の影響の相違：流入水中のBODは粉石けんの方が高くなるが、処理水質をコントロールに対応させてみれば有意な差はみられない。SVIは粉石けんが、コントロールより高くなるのに対してゼオライト洗剤は若干低くなり、後者の方が汚泥の沈降性がよくなる傾向がみられる。その他はいずれも同様の結果であった。また、スカムの発生もなかった。

2) 活性汚泥中の生物相

活性汚泥中の主要な生物構成を表3.3.4, 5に示した。原生動物では、Amoeba類, Epistylis, Vorticellaなどが

いずれも優占種となっており、通常の活性汚泥と同様の構成といえる。輪虫類については、ゼオライト洗剤の方が多いが、粉石けんについてSRTが求められなかったため、理由ははっきりしない。糸状菌は粉石けんの方が多く出現しており、線虫類は両洗剤とも同程度出現した。

個体数は55年度の調査では粉石けんの場合、他の洗剤に比較して多く出現していたが、この実験では両洗剤とも同様の値であった。実プラントの活性汚泥では夏期10,000, 冬期5,000 N/ml程度であることから、20℃の温度条件からみると、実プラントよりいずれも個体数が少ないといえる。しかし、コントロールと比較した場合、洗剤の影響はみられない。

3) エアレーションタンク内の水質変化

粉石けん、ゼオライト洗剤は、いずれも他の洗剤に比較して溶解性がおとるとされており、また、合成下水の調整のときにも、にごりを生ずることなどから、活性汚泥に吸着されやすい成分であると考えられる。ゼオライト中のAlの大部分が汚泥中に移行するという報告もある。

エアレーションタンク内の水質変化のうち、BODとCODについて図3.3.1に示した。実プラントでの基質除去の形式と同じように、エアレーションの初期の過程でBODなどが除去されている。洗剤の添加濃度による相違もみられなかった。この傾向はTOCについても同様であった。NH₄-Nの硝化は、ゼオライト洗剤では2番タンクで最大値に達していたが、粉石けんではA～Dが3番タンクで最大値を示し、Eでは硝化が除々に進む傾向であった。硝化反応は洗剤の毒性によるのではなく、表3.3.2, 3に示したBOD・SS負荷が、標準活性汚泥法の条件より粉石けんが高い方にあり、ゼオライト洗剤が低い方であったことによる違いかもしれない。エアレーションタンク内の水質変化は、実際の

表-- 3.3.4 活性汚泥中の主要な生物構成(粉石けん)

実験区分	(N/ml)				
	A	B	C	D	E
Amoeba	325~800	450~1,600	100~400	700~850	300~350
Arcella	25	225	250	275	100
Euglypha	50~75	50~450	75~775	25~350	75~250
Litonotus	75~300	450~850	125	50~100	25~50
Aspidisca		25~100	175	625	75
Epistylis	475~800	450~500	50~1,500	50~1,100	1,000~1,225
Vorticella	325~3,525	600~2,175	125~2,125	50~2,100	25~3,325
Characium		325			25~300
Opercularia			125~200		
Tokophrya	50	25	25	50	
Acineta	100~225		25	50	25
輪虫類	275	50~1,500	225	50~450	25~175
合計	2,700~5,300	5,100~5,800	2,200~4,900	1,200~6,600	2,800~6,000

表- 3.3.5 活性汚泥中の主要な生物構成(ゼオライト洗剤)

実験区分	(N/ml)				
	A	B	C	D	E
Amoeba	525~725	425~925	200~425	150~400	150~200
Arcella	125~150	200~525	50~300	225	75~175
Euglypha	175~250	25~250	25	25~75	100
Litonotus	25		25	25	75
Aspidisca	125~200	275	375	125~250	25~175
Epistylis	50~150	875~1,150	50~3,875	350~575	4325
Vorticella	1,050~1,975	975~1,025	475~2,225	750~800	100~175
Opercularia			125		
Acineta	25	25			25
輪虫類	50~1,775	50~450	525~1,125	450~1,350	125~1,000
合計	4,200~5,100	3,600~4,400	2,300~7,700	2,700~3,100	900~6,100

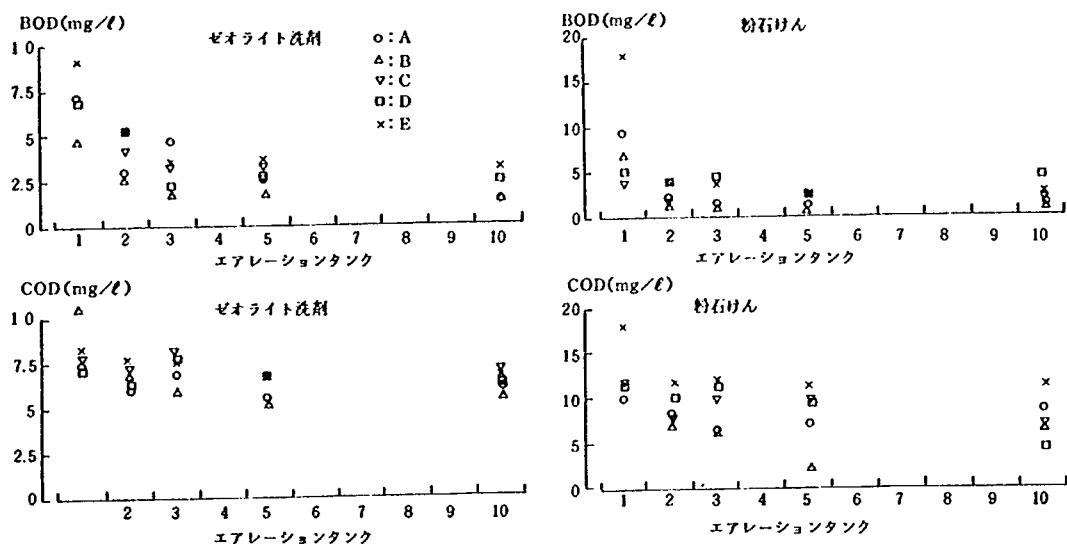


図- 3. 3. 1 エアレーションタンク内の水質変化

下水処理場における基質除去と同様で、何ら洗剤による影響はなかった。

3. 3. 3 まとめ

連続処理実験装置を用い、添加濃度を界面活性剤として、粉石けん25～133mg/ℓ、ゼオライト洗剤3～12mg/ℓとし、標準活性汚泥法の管理条件の範囲で運転して処理実験を行い次の結果を得た。

1) 処理水質は、いずれの条件でもコントロールの値に近く、特に、洗剤による影響はみられなかった。粉石けんの場合、CODがコントロールの9mg/ℓに対して7～11mg/ℓ、ゼオライト洗剤は6.6mg/ℓに対して6.6～7.0mg/ℓであった。

2) 活性汚泥の性状は、粉石けんの方がSVIが若干高くなった。ゼオライト洗剤の場合、除去BODの汚泥への転換率は0.47～0.57で通常と同程度であった。MLSS中のMLVSSは粉石けん0.84～0.87、ゼオライト洗剤0.83～0.85となり、住宅団地の処理場の値に近い。

3) 活性汚泥の生物構成は、標準的な活性汚泥に近い。ただし、粉石けんでは、ゼオライト洗剤に比べ糸状菌が若干多い。個体数には有意な差はみられなかった。

4) エアレーションタンク内の水質変化は、初期吸着により除去され、この傾向も処理場のエアレーションタンクと同様であった。

5) 有リン合成洗剤から、粉石けん、あるいはゼオライト洗剤等の無リン洗剤に変わったとしても、生物処理の立場から、何ら影響はないものと考えられる。なお、粉石けんを用いた場合の汚泥生成が把握できなかったことは残念である。

3. 4 工場排水のCOD生分解度

前年度は、下水処理場でのCOD除去の現況を調査し、処理場の運転条件、工場排水混入の影響等について検討を行った。その結果、工場排水に関しては混入率が多くなると処理水CODが高くなる傾向があり、また、業種としては染色、化学工業、一部食料品製造業の影響が大きいことが確認された。

そこで、本年度は、先の調査を踏まえて、工場排水の影響をより一層明確にするために業種別のCOD生分解度の調査を実施した。

業種の選択は、昭和55年版流総指針資料から、全国的なCOD負荷量が0.1%以上の業種(表-3.4.1)をまず抽出し、さらに大都市の処理場への流入水量(表-3.4.2)が比較的大きくCOD負荷の面でも影響が大きいと考えられる業種を追加した。なお、以下の業種分類は水質汚濁防止法に定められている特定施設番号に従って行った。

工場排水の生分解度試験結果を表-3.4.3に示す。ここでは生分解度に応じて業種を3つのランクに区分した。ランク(I)は生分解度が100~50%の極めて分解性のよいもの、ランク(II)は生分解度が75~50%の範囲にあるやや分解性のあるもの、ランク(III)は生分解度が50%以下で生物学的に難分解のCOD(以下、HB-COD, Hardly Biodegradable COD と称する)を多く含むと考えられるものである。なお、生分解度75%という値は、下水処理場での平均的なCOD除去率75%(前年度報告参照)との対応を勘案して採用した。

表-3.4.1 工場排水COD負荷量

業種	COD負荷量(%)
253 食品工業	1847.0
264 化学工業	2996.5
192 その他の食品工業	2419.3
191 印刷製版工業	2013.3
273 コーティング工業	1920.8
271 皮革工業	1875.1
182 化学工業	938.1
188 印刷製版工業	850.0
124 印刷製版工業	620.0
269 その他の化学工業	601.5
125 印刷製版工業	577.2
361 印刷製版工業	525.7
242 印刷製版工業	452.0
202 印刷製版工業	387.3
206 印刷製版工業	357.5
252 印刷製版工業	347.9
261 印刷製版工業	345.9
260 印刷製版工業	245.8
313 印刷製版工業	245.6
314 印刷製版工業	215.6
311 印刷製版工業	215.3
187 パン、菓子製造業	199.5
243 その他の食品工業	181.4
222 印刷製版工業	167.3
183 印刷製版工業	151.5
241 印刷製版工業	145.9
181 印刷製版工業	145.5
265 印刷製版工業	130.3
321 印刷製版工業	102.1
193 その他の食品工業	85.5
301 印刷製版工業	58.6
243 印刷製版工業	33.4
189 印刷製版工業	29.6
253 印刷製版工業	22.5
304 印刷製版工業	19.3
291 印刷製版工業	19.2

一般に食料品製造業関連排水の生分解度は良好で、砂糖、イースト製造業を除いて、ランク(I)に分類される。排水量について見ると生分解度のよい業種の場合、全般的に小さいが、反対に、生分解度の幾分劣る業種では大きく、場合によっては下水処理場でのCOD除去に影響を及ぼす可能性がある。

紡績・繊維製品、有機顔料・合成染料、および有機化学工業製品製造業の排水は、HB-CODを多く含むことが推察される。さらに排水量も総体的に多い。これらの業種からの排水の混入率の高い処理場の処理水CODは悪くなることが予想される。

そこで、前年度調査データを用いて、処理水COD濃度と各業種の混入率との関係を検討した。ここでの業種区分は、日本標準産業分類の中分類にほぼ対応する大まかなものである。繊維工業排水混入率は、その生分解性から、処理水CODとかなりの相関があると予想されたが、今回の結果では相関係数 $r = 0.22$ と、食料品製造業($r = 0.38$)とともに両者にははっきりとした関係は見られなかった。化学工業では $r = 0.52$ 、化学工業と繊維工業とを合わせた混入率で見た場合には $r = 0.57$ となるが、それでも全工場排水混入率($r = 0.67$)よりも相関性は悪くなっている。このような結果となったのは、一つには業種分類が大まかであったためと考えられた。実際、特定施設番号による分類に基づいて調査した生分解度でも相当のバラツキを示している。これは、サンプル採取位置の問題とともに、それぞれの特定施設番号の包含する範囲が広く、種々の異なる製造工程を一括して取扱っていることにも起因している。

表-3.4.2 大都市の下水処理場への業種別流入水量

業種	流入水量(%)
1-2 食品工業	0.09
2 食品工業	2.31
4 食品工業	0.38
9 食品工業	0.15
11 食品工業	0.11
14 食品工業	0.74
17 食品工業	2.13
18 食品工業	0.08
20 食品工業	0.34
26 食品工業	0.56
30 食品工業	0.64
35 食品工業	0.57
37 食品工業	0.14
38 食品工業	0.56
39 食品工業	1.42
42 食品工業	0.15
43 食品工業	0.14
43 食品工業	0.07
50 食品工業	0.06
52 食品工業	1.34
53 食品工業	0.41
54 食品工業	0.07
55 食品工業	0.10
56 食品工業	0.00
57 食品工業	0.16
58 食品工業	0.56
60 食品工業	0.00
62 食品工業	1.42
64-2 食品工業	2.29
65 食品工業	10.43
66 食品工業	8.16
66-2 食品工業	7.78
67 食品工業	2.96
68 食品工業	2.11
69 食品工業	0.70
70 食品工業	4.28
71 食品工業	8.87
71-2 食品工業	1.38
71-3 食品工業	0.11
72 食品工業	0.49
74 食品工業	8.11
68-2 食品工業	1.92
69-2 食品工業	2.78

したがって、工場排水の下水処理への影響を把握するには、生分解度のよくない業種について、さらに細かく各工程を取上げてその生分解性を確認し、場合によっては、HB-CODの同定まで行う必要があるだろう。

表-3.4.3 工場排水のCOD生分解度

ランク	No	業 種	排水量	3日124hr D-COD	生分解度	調査数
(I) 100 ~75%	2	畜産食料品 製造業	26	9.6	90.9	1
	3	水産食料品	176	7.3	92.6	10
	4	保存食料品	550	6.0	94.3	2
	5	ろも、しょう油、調味料	171	12.8	87.2	9
	8	パン、菓子、あん	120	7.0	93.3	12
	10	飲料	1,403	5.3	94.7	8
	12	動植物油脂	140	21.0	79.4	6
	14	でん粉、加工でん粉	423	22.7	77.8	4
	16	めん類	24	6.4	94.1	1
	17	豆腐・煮豆	178	8.6	92.4	3
	33	合成樹脂	1,427	24.2	78.9	5
	39	硬化油	188	18.4	81.9	2
	40	脂肪酸	121	43.0	78.4	1
	47	医薬品	849	22.0	78.4	7
	52	皮革・革	902	18.0	80.6	1
	63	金属製品・機械器具	230	17.0	84.0	1
	64	ガス供給、コークス	38	50.0	83.1	1
	66-2	鉄屑	423	16.2	86.5	1
	68-2	病院	40	9.9	90.1	1
(II) 75 ~50%	7	砂 製造業	2,375	26.8	73.0	7
	23	パルプ紙、加工品	1,202	26.3	73.9	8
	67	洗たく業	132	37.3	62.5	4
	69-2	中央卸売市場	660	31.0	68.4	1
(III) 50 ~0%	13	イースト 製造業	1,665	74.5	26.0	2
	19	紡織・繊維製品	1,170	61.0	39.9	14
	31	メタン誘導体	500	67.0	32.3	1
	32	有機原料・合成原料	1,221	61.6	44.1	8
	46	23-45以外の有機化学工業製品	1,142	47.0	49.0	14
	65	酸・アルカリによる表面処理施設	75	70.8	30.7	1
	68	写真現象業	310	73.1	20.7	2

5. 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 清水 俊昭
小泉 秀一

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. 55年度までの調査結果

55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除去に大別される。

石灰凝集沈殿法では主として有機物、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、pH制御の有効性、硫酸バンド汚泥の返送の有効性、固液分離方法等種々の因子を取り出しその効果を調査した。また再凝集法の実用性、および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. 56年度の調査結果の概要

3.1 種晶脱リン法の実用化に関する調査 本年度は、本法の調査初年度として室内実験、パイロットプラント実験を行い、操作因子、運転条件を検討し、問題点の把握を行った。その結果、流入水のリン濃度が高い場合に、石灰添加により生ずる凝集沈殿がリン除去にマイナス効果を及ぼすこと、種晶が目減りしたこと、石灰使用量が計算値の倍以上になったことなどの問題点が指摘された。

3.2 凝集剤添加活性汚泥法によるリンの除去 単段式硝化脱窒法と凝集剤添加法との組合わせによる窒素、リンの同時除去の可能性について調査を行った。その結果、SS流出量の増加、硫酸バンド添加に伴ない一時的な窒素除去の低下を招きうることなどの問題点が明らかとなった。

4 56年度の調査結果

4.1 種晶脱リン法の実用化に関する調査

現在までに開発されてきている物理化学的な下水中のリン除去方法は、 Al 塩、 Fe 塩、あるいは石灰を凝集剤として用いる凝集沈殿法、あるいはその変法としての Al 塩、 Fe 塩のエアレーションタンクへの添加法である。これらの方法の問題点のひとつとして、添加凝集剤に起因する汚泥の発生が指摘されている。

種晶脱リン法は、 Ca 濃度、 PH 等の条件を整えた流入水を、種晶に接触させることによって、水中のリンを種晶表面に晶析により結晶状に成長する種晶と同等のカルシウムヒドロキシアパタイト ($Ca_5(OH)(PO_4)_3$ ，以下アパタイトという) として除去する手法である。本法は、④汚泥発生量が少ない。①凝集沈殿法にくらべ施設面積が小さい。③下水中のリンは、種晶表面に析出するので、これを再利用できる可能性がある。②凝集沈殿法にくらべ運転費用が安い。等の特徴を有するため、近年、活発に研究開発が進められている。そこで、三次処理研究室では、本法の実用化に関する調査を開始することとした。本年度は、室内実験、および、京都三次処理パイロットプラントの上向流式汙過池を本法用に改造した装置を用いたパイロット実験を行った。

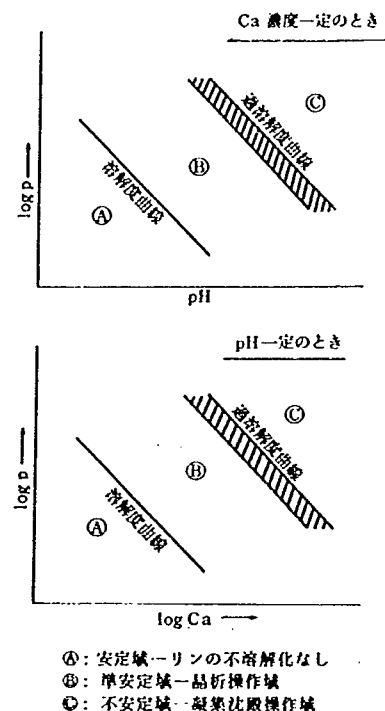


図-1 種晶脱リンの概要

1) 種晶脱リン法の概要

溶液中の溶質濃度を溶解度以下から上昇させて行くと、飽和状態になるが、さらにその濃度をあげても結晶の生成（不溶解化）は生じない（過飽和）。しかしさらに濃度をあげると微細な結晶が析出してくる。これらの関係を、種晶脱リン法で対象となるアパタイトで図示すると図-1のようである。それぞれの領域は、安定域、準安定域、不安定域といわれ、その境界が溶解度曲線、および過溶解度曲線といわれる。

石灰凝集沈殿法は、不安定域においてリンを不溶解化する手法である。図-1より明らかなように不安定域へ持って行くためには、 pH 、および Ca 濃度を上昇させる必要があり、このため、石灰添加量は、 $200 \sim 400 \text{ mg} \cdot Ca(OH)_2 / l$ 程度と多量になる。

種晶脱リン法は、準安定域で流入水を操作する手法である。準安定域では、新しい結晶は析出しないが、すでに存在する結晶は成長する。すなわち、本法では、カルシウムやアルカリを添加して準安定域にした流入水を種晶と接触させて、流入水中のリンを種晶表面にアパタイトとして晶析させる。一般的に、種晶としては、操作過飽和度が比較的小さい場合は、析出する結晶と同じか、または非常によく似た構造のものが有効で、操作過飽和度が大きい場合は、比較的広範囲のものが用いられる。種晶脱リンの場合は前者で、種晶としては、リン鉱石、あるいは骨炭が提案されている。

溶解度曲線、および過溶解度曲線は一般式として次式で表わされる。

$$[Ca]^m \cdot [OH] \cdot [P]^n = 10^k \quad (1)$$

溶解度曲線は、濃度をモル分率とすると、溶解度積から求まり、次式のようである。

$$[\text{Ca}]^5 \cdot [\text{OH}] \cdot [\text{PO}_4]^3 = 10^{-55.6} \quad (2)$$

一般的な2次処理水としてpH=7, Ca=20mg/ℓを(2)式に代入し、pH7の時の PO_4^{3-} を考慮して、溶解性全リンを求めると、0.05mg/ℓとなる。一般的な2次処理水中の溶解性全リンは1~3mg/ℓ程度あるので、2次処理水のリンは、準安定域にある。しかし、2次処理水に種品を添加しても、あるいは、2次処理水のpH, Ca濃度をあげて過飽和度曲線以下でアパタイトの過飽和度を上昇させても、0.05mgP/ℓにはならない。このことから、処理水中のリンをできるだけ低下させる種品脱リン法の最適運転条件とは、できるだけ溶解度曲線に近づける条件であるといえる。現在までに発表されている操作因子と、その影響を表-1に示す。

表-1 種品脱リン法の操作因子とその影響

因 子	影 響
1. pHおよびCa	・ 過飽和曲線を越えない範囲で、過飽和曲線に近づける方がよい。
2. 流入水のMアルカリ度	・ 石灰と反応して生成する CaCO_3 等がアパタイトの析出を防ぐ、脱リン剤表面に付着する CaCO_3 によって脱リン剤の活性が低下する、アパタイトの反応速度を低下させる等のマイナス影響 ⁽¹⁾ ・ CaCO_3 の表面はアパタイトの核形成に都合がよい ⁽²⁾
3. ポリリンの除去性	・ オルトリンと同程度で、流入水にポリリンがあっても特に問題はない。 ⁽³⁾
4. 通水速度	・ 特に影響はなし ⁽⁴⁾
5. 接触時間	・ 2倍程度の流量変動があってもよい。 ⁽⁵⁾ 通常は20~30分。
6. 種品	・ 比表面積の大きいものがよい。 ⁽⁶⁾
7. 水温	・ 理論的には、水温が低下すると、反応速度も低下するが、この傾向が観察された例 ⁽⁴⁾ とされない例 ⁽⁵⁾ がある。
8. 溶存イオン	・ プラスの影響： F^- ⁽⁴⁾⁽⁵⁾⁽⁶⁾ (但し、低濃度では影響なし) ・ マイナスの影響： Mg^{2+} ⁽⁷⁾ ・ 影響なし： Cl^- ⁽⁵⁾ , Cl_2 ⁽⁵⁾ ・ SO_4^{2-} ：影響なしの結果 ⁽⁵⁾ とマイナスの影響があるという結果 ⁽⁷⁾ が得られている。

本法では、種品を充填した脱リン塔でリンを除去することが一般的である。過飽和度曲線以上で操作すると析出してくる微細な結晶は、種品表面には固定されず、脱リン塔洗浄時に、洗浄排水とともに排出されるので、晶析の面からは好ましくない。このため、過飽和度曲線以下で操作する事が肝要となる。しかし、過飽和度曲線は接触時間、原水中のMアルカリ度等の条件によって異なってくるので、一義的に決定することは出来ない。一例として、アルカリ度100mg/ℓ、反応時間1時間の条件で実験室的に得られた過飽和度曲線を(1)式と同形、および濃度をモル分率で表わすと次式のようなものである。

$$[\text{Ca}]^{1.54} [\text{OH}] [\text{P}]^{1.54} = 10^{12.1} \quad (3)$$

(3)式よりリンの過飽和度を求めると、Ca=40mg/ℓのときpH=8.85, 9.95, でそれぞれ、12.0, 5.7, 2.7, 2.5mgP/ℓとなる。またCa=60mg/ℓの場合はpH=8.85, 9.95, でそれぞれ、8.0, 3.8, 1.8, 0.8mgP/ℓとなる。

下水と種品の接触方向は上向流、あるいは下向流が考えられている。また、前処理法として、流入水中のアルカリ度を低減させるための脱炭酸、流入水中のSS、および石灰添加により発生する CaCO_3 等のSSを除去するための濾過等も検討されている。

2) 京都パイロットプラントにおける実験

a. パイロットプラントの概要

パイロットプラントのフローシートを図-2に示す。ヘッドタンクから流下する2次処理水に石灰を添加する。石灰添加2次処理水は、脱泡槽調圧タンクを経て、上向流式の脱リン塔へ流入する。脱リン塔の断面は、1²×1.2²で、その中に、リン鉱石から成る種品(0.5~1.0φ、表-10のイ相当品)を1,550^{mm}³充填している。種品下部には支持砂利が650^{mm}³敷かれている。消石灰の注入は次のように行われる。石灰溶解槽に消石灰の3%溶液をバッチでつくる。石灰希釈槽では、電極棒からの信号により、希釈水と、石灰溶解槽からの3%石灰溶液が自動的に供給され0.15%の消石灰溶液がつくられる。石灰注入量は、脱泡槽流出水からサンプリングされた石灰添加水のpHが、設定値になるよう石灰供給ポンプのストローク、ないしは回転数を変更して制御される。

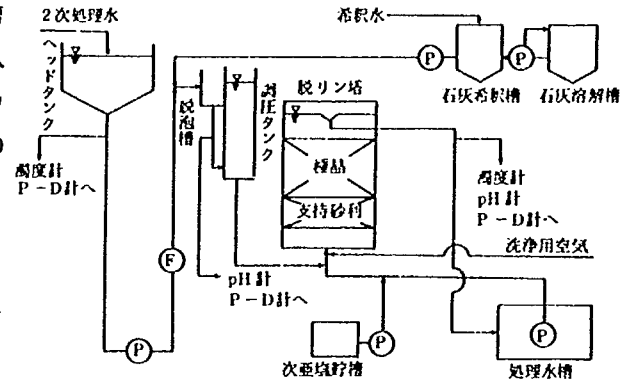


図-2 種品脱リンパイロットプラントフローシート

表-2 実験条件

流入水	2次処理水
接触時間	30 min
S V	2 l/hr
処理水量	89.3 m ³ /day
通水速度	74.4 m/day
設定pH	9 (pHコントロール)
洗浄間隔	1回/2日 (40a運転)
洗浄用水	脱リン水

b. 実験条件

標準的な実験条件を表-2に示す。1バッチの実験は、通常13:00に開始し、46時間継続する。46時間内に、脱リン塔の全損失水頭が3mに達した場合は、その時点で終了する。その後の脱リン塔の洗浄(表-3)用水としては、次亜塩素酸ソーダを添加した脱リン水を用いる。これは、リン濃度の高い水で洗浄を行う

表-3 洗浄方法

と、運転開始後の処理水のリンレベルが数時間に渡って低下しないこと、および、種品表面に生物が発生することを防ぐためである。次亜塩素酸ソーダの添加量は、水逆洗終了時に、塩素が洗浄排水中に検出される程度とした。

水 抜	空気+水逆洗	ショック洗浄			水逆洗	水 抜	洗 浄
		ショック洗浄	休止	くり返し			
10min	10min	20sec	60sec	くり返し →10回 くり返し	15min	0.3 min	10min
	水量 9 m ³ /hr 空気 33 N m ³ /hr	36 m ³ /hr			36 m ³ /hr		流速と同じ

表-4 パイロットプラント実験経緯

了時に、塩素が洗浄排水中に検出される程度とした。

c. 実験経緯

56年度の実験経緯を表-4に示す。実験区分I~IVは、設定pH9の石灰添加という標準条件で運転した。実験区分A、Bでは、それまでの実

実験区分	実験番号	実験期間	添加薬品	設定pH	そ の 他
I	1~10	56.3.28 ~4.21	Ca(OH) ₂	9	初期吸着
II	11~28	56.4.21 ~6.15	Ca(OH) ₂	9	実験28より、石灰希釈水を地下から2次処理水に変更
A	29~44	56.6.16 ~7.23	Ca(OH) ₂	-	石灰希釈方法の検討、pH変動実験、設定pH検討、石灰希釈方法変更
III	45~84	56.7.23 ~10.26	Ca(OH) ₂	9	流入水P-Dの変動が大きくなる
B	85~101	56.11.4 ~12.24	CaCl ₂ NaOH	9	流入水P-Dの変動が激しい
IV	102~122	57.1.19 ~3.18	Ca(OH) ₂	9	実験102の開始前に種品を110kg追加

験で見い出された問題点の検討を行った。

新しい種晶に、晶析条件にある水を接触させると、リンの晶析とともに、種晶表面に残っている不飽和のCaによって、リンの吸着が生じる。このため、初期の処理水のリン濃度は、晶析のみで得られる値よりも小さくなる。この期間を初期吸着とし、ここでは実験区分Ⅰとした。

d. リンの除去結果

図-2に示すように、流入水のリン、濁度、処理水のリン、濁度、pH、および石灰添加水のリン、pHを連続自動分析した。ここでリンは、溶解性の加水分解リン(P-D, hydro, 以下単にリンという)として分析している。これらの連続自動分析結果の例を図-3に示す。

表-5 P-D, hydro 分析結果

実験区分	流入水(2次処理水) (mg-P/l)				処理水 (mg-P/l)				除去率 (%)
	平均	σ_n	最小	最大	平均	σ_n	最小	最大	
I	1.21	0.23	0.83	1.45	0.10	0.06	0.04	0.19	91.9
II	1.10	0.50	0.22	2.01	0.45	0.21	0.16	0.81	59.1
III	0.99	0.38	0.36	1.51	0.37	0.15	0.18	0.68	62.6
IV	1.29	0.49	0.53	2.31	0.91	0.26	0.33	1.20	27.1

実験区分ごとに、流入水、および処理水のリンをまとめて表-5に示す。また、図-4は、各実験番号のリンの分析結果等を示している。表-5より、初期吸着段階では、処理水のリン濃度の平均値は0.10mg-P/lと低く、除去率も約92%と高かった。しかし、初期吸着が終了し、晶析のみによるリン除去段階に入ったと見なされる実験区分Ⅱ、Ⅲでは、処理水のリン濃度は0.37~0.45mg-P/lと上昇し、除去率も60%程度に低下した。なお、実験区分Ⅱの最後の実験から、石灰希釈水を地下水から、2次処理水に変更した。これは、使用した地下水中のFe, Mnの濃度が高く、石灰希釈槽でこれらの水酸化物が生じ、水酸化物による脱リン塔の目づまりを防止するためである。

実験区分Ⅳではさらにリン除去が低下し、除去率は27%程度しか得られなかった。図-4に示すように、この時期に流入水の水温が低下したと同時に、特に直前の実験区分Ⅲにおける流入水のリン濃度の変動が激し

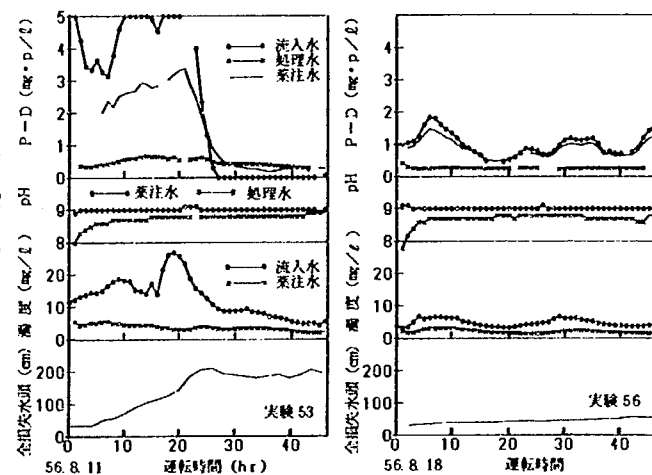


図-3 運転の例

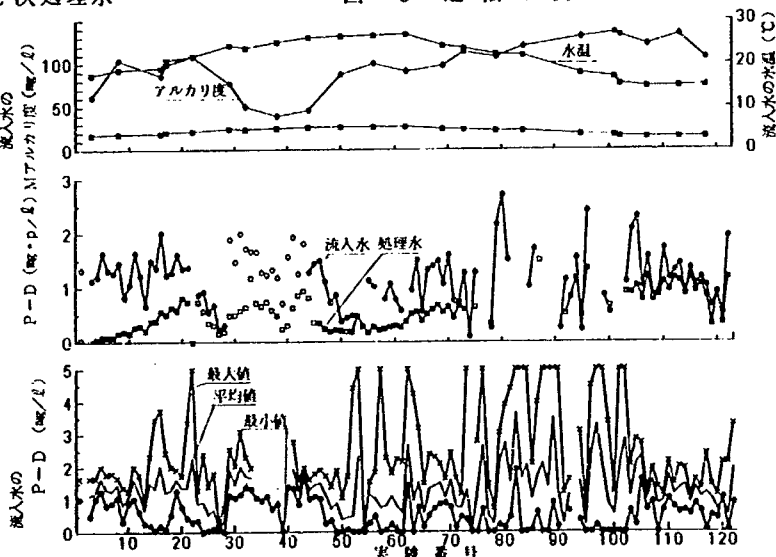


図-4 P-D, Mアルカリ度, 水温の変化

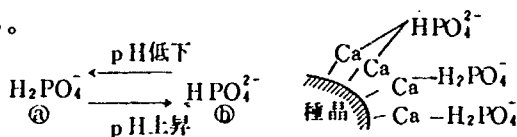
かったことにもよると考えられる。このことについては、後の頁で検討する。

図-5は、実験区分Ⅱの実験番号38、および実験区分Bの実験番号101の終了後、塔上部より採取した種品を用いて、室内でカラム実験を行った結果である。同図より、種品の劣化が明らかであり、12月採取試料の処理水のリン濃度は6月採取試料のそれより、約0.3mg/l上昇している。この種品の劣化が、実験区分ⅡⅢとⅣの間の処理水のリン濃度の差として生じていると考えられる。

e. 石灰希釈方法の検討（実験区分A）

当初の石灰希釈法は、石灰希釈槽の水位が低下すると0.15%の石灰溶液をつくるために、石灰希釈槽に希釈水、3%石灰乳がこの順に入っていた。このため低下する添加石灰濃度を補償する程には敏感に石灰供給ポンプ吐出量が増加しなかった。この条件で石灰希釈時に生じた現象を図-6④に示す。薬注後のpHの低下に伴って、処理水のリンも低下している。そこで石灰乳と希釈水の流入順位を反対にした結果が、図-6⑤である。薬注後のpHの上昇に伴って、処理水のリンも上昇している。

薬注後のpHの低下と処理水リンの低下、および薬注後のpHの上昇と処理水リンの上昇が相伴することは、晶析反応の機構から考えると逆の現象であるが、これは次のような反応が生じたためと考えられる。オルトリンの水中の存在形態はpHによって異なり、pH7~9では次のようである。



④はCaと等モルで反応するが、⑤はP:Caが1:2となり、④の方が効率的にリンが除去される。したがって、pHが突然上昇すると、 HPO_4^{2-} の存在比が大きくなるので、除去されたリンの一部が脱着し、処理水リンがあがり、反対に低下すると、リン除去量が多くなるため、処理水リンも低下するものと推察される。しかし、この現象は吸着に由来するもので、短期間でしか生じないと考えられる。

上記の現象を抑制するために、石灰希釈槽への流入順位は元の希釈水、石灰乳とし、これらの一回あたりの流入量を、希釈槽電極棒を短くすることによって少くし、希釈時の石灰溶液の濃度低下を抑えた。その結果を図-6⑥に示す。同図より、石灰希釈時の薬注後のpH、処理水のリンの変動が抑制されていることが認められる。

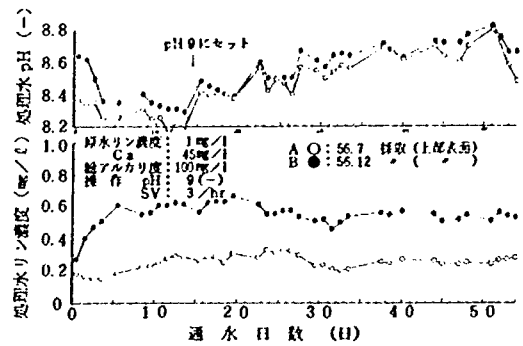


図-5 種品の連続通水結果

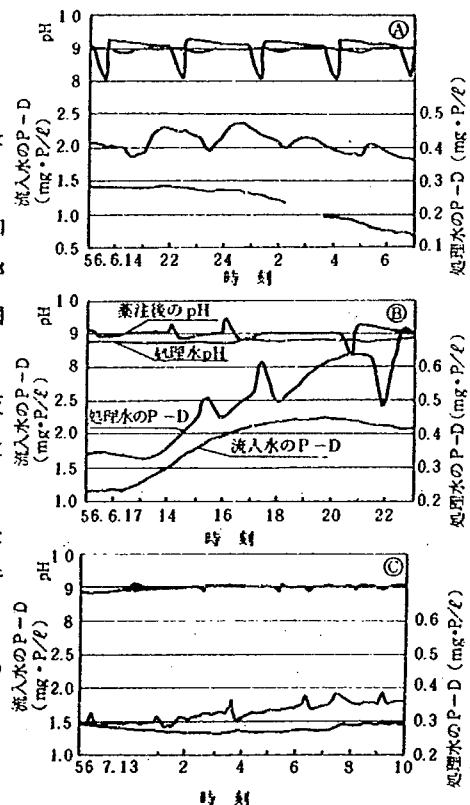


図-6 石灰希釈方法の検討

f. 凝集沈殿に関する

検討（実験区分A）

晶析条件を確保するためには、過飽和度曲線以下にする必要がある。しかし、石灰添加後の設定pHを一定にしても、流入水リン濃度の上昇に伴って、過飽和

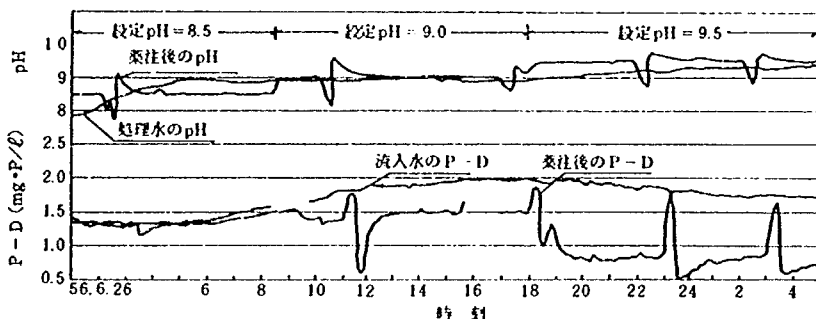


図-7 薬注後の凝集沈殿によるP-Dの低下

度曲線以上の不安定域に入る可能性がある。不安定域では晶析前に凝集沈殿が生じ、脱リン搭流入水のP-Dは低下する。この凝集沈殿がどのような条件で生じるかを検討するために、設定pHを8.5、9.0、9.5に制御して、流入水と石灰添加水のP-Dを測定した。図-7はその結果である。凝集沈殿の程度は、pH、Ca濃度等とともに石灰添加後の経過時間にも影響されるが、図-7の結果をまとめると表-6のようであり、本実験条件では、設定pHを9.0とすると、流入水のリンが1.5 $\text{mg}\cdot\text{P}/\ell$ 以上の時、凝集沈殿が生じる。凝集沈殿が起った場合の影響は次のようにまとめられる。

表-6 凝集沈殿に関する実験結果

設定pH	P-D ($\text{mg}\cdot\text{P}/\ell$)	
	流入水	石灰添加水
8.5	1.45	1.38
9.0	1.88	1.42
9.5	1.80	0.78

i) 損失水頭の増大 凝集沈殿によるフロックが、種晶液層内に捕捉されるため、損失水頭が増大し、脱リン搭の持続時間が短くなる（図-3）。

ii) 洗浄排水中のSS、リンの増大 凝集沈殿により不溶解化したフロックは非晶質で、脱リン搭内ではアパタイトにならず、洗浄排水として系外に排出される⁸⁾。したがって、汚泥の発生がほとんどないという本法の特徴のひとつと矛盾してくる。また、iii) 凝集沈殿によるフロックが、種晶表面をコーティングし、種晶の活性を低下させる可能性がある。図-4によると、実験区分IIIのところから、流入水のリンの時間変動が大きくなり、実験区分Bでは半分以上の実験で、流入水のリン濃度がリン計のフルスケール5 $\text{mg}\cdot\text{P}/\ell$ 以上となり、石灰添加水にかなりの凝集沈殿が生じたことが推測される。この結果、処理水のリンも、処理水用のリン計のフルスケール1 $\text{mg}\cdot\text{P}/\ell$ を越えたことが多かった。流入水のリンの激しい変動がおさまった実験区分IVにおいても、先に述べたように、実験区分II、IIIとくらべ、そのリン除去率は大幅に低下した。これは、実験区分Bにおいて生じた凝集沈殿により、種晶表面の活性が低下したものと思われる。先に述べた図-5も以上のことを表わしていると考えられる。

g. 設定pHの検討（実験区分A）

表-7 設定pH変化による脱リン状況

fで述べたように、石灰添加水において凝集沈殿が生じると種々の問題が生じる。このため、石灰添加後の設定pHを低下させ、凝集沈殿が生じる可能性を低減させる実験を行った。結果を表-7に示す。設定pHを下げると、添加石灰量が減るため石灰添加水のCa濃度も低下する。結果として、石灰添加水の準安定域におけるレベルは低位のものとなり、同表に示すように、処理水のリンレベルはあがってくると考えられる。

設定pH	運転期間	P-D ($\text{mg}\cdot\text{P}/\ell$)		P-D 除去率 (%)
		石灰添加水	処理水	
8.5	6/30~7/2	1.28	0.66	48.4
	7/2 ~ 3	1.28	0.74	42.2
8.75	7/4 ~ 6	1.32	0.59	55.3
	7/7 ~ 8	0.96	0.50	47.9
9.0	7/8 ~ 9	1.41	0.48	66.0
	7/11 ~ 13	1.57	0.30	80.9

h. 洗浄排水中のリンの再溶解に関する検討（実験区分A）

洗浄排水は、最初沈殿池等に戻して処理することが一般的と考えられる。しかし、洗浄排水中の不溶性リンが、中性付近のpHの水と混合した場合に再溶解すれば、また別途の処理法を考えなくてはならない。特に、凝集沈殿が生じた場合の洗浄排水中には、アパタイトよりも溶解度の高いリン酸カルシウムのフロックが含まれているのでその可能性は高い。そこで、凝集沈殿が生じた実験の洗浄排水を、ろ過した一次処理水と5:100、10:100、および30:100で混合し、そのリンの溶解について検討した。試料は褐色ビン内に保ち、5日目まではスターラで攪拌し、その後は連続の攪拌を停止し、試料採取前1時間のみの攪拌とした。結果を表-8に示す。

表-8によると、溶解性

表-8 洗浄排水のリン溶出実験

Ca濃度は時間の経過とともに

に増加しているが、溶解性リン濃度には大きな増加は認められず、凝集沈殿が生じた場合に洗浄排水を初沈に戻しても、リンの溶出は大きくなく、余り問題は生じないことが分る。

サンプルNo	経過時間	RUN1 (5/100)*					RUN2 (10/100)*					RUN3 (30/100)*				
		水温	pH	Ca ²⁺ (mg/l)	P.D	CaD	水温	pH	Ca ²⁺ (mg/l)	P.D	CaD	水温	pH	Ca ²⁺ (mg/l)	P.D	CaD
1	0	18.1	7.8	1.37	1.51	10.7	17.6	7.9	1.41	1.56	11.6	18.9	8.1	1.52	1.58	18.5
2	1 h	20.1	7.9	1.37	1.49	12.6	19.7	8.0	1.42	1.58	15.1	20.8	8.2	1.55	1.66	15.8
3	3	22.5	8.0	1.36	-	12.1	22.2	8.0	-	1.56	13.7	23.9	8.2	1.54	1.47	18.5
4	5	23.9	8.0	1.35	-	11.7	23.9	8.1	-	1.58	14.2	25.9	8.2	-	1.58	12.6
5	19	25.0	7.6	1.27	1.38	14.0	25.2	7.7	1.33	1.51	17.0	27.0	7.8	1.42	1.56	18.6
6	26	25.4	7.5	1.24	1.31	14.5	25.8	7.6	1.34	-	16.8	27.2	7.8	1.40	1.49	12.7
7	45	25.2	7.4	1.25	1.28	14.3	25.7	7.4	1.32	1.49	17.6	28.0	7.5	1.47	1.55	25.5
8	5 d	25.0	7.0	1.30	1.35	14.1	25.2	7.0	1.44	1.43	18.9	27.4	6.6	1.71	1.68	37.0
9	11	23.3	6.4	1.38	-	-	23.6	6.5	1.52	1.57	21.5	24.6	6.6	1.78	-	36.4
10	19	23.2	6.2	1.42	1.42	17.9	23.3	6.4	1.54	1.54	26.4	23.2	7.0	1.85	1.65	36.1
11	30	21.5	6.2	1.42	1.44	19.1	22.5	6.7	1.56	1.56	22.7	21.6	7.2	-	-	40.5

i. リン以外の水質項目

目について

リン以外の水質項目の

* 洗浄排水/一次処理水 (ろ過水)
** 溶解成分は、Na5CないしはHGF/B通過分とした。

	P-ortho	P	Ca
一次処理水 (ろ過水)	128	151	162
洗浄排水	-	696	1097
ろ過水	148	158	681

総括を表-9に示す。晶析反応に影響を及ぼす流入水のM

アルカリ度は、一年間で39~135mg/lと変動したが、値の低かった時期に実験区分Aで条件を種々変更した実験を行ったため、その影響を見ることが出来なかった（図-4）。流入水のCa、Mg、Cl⁻、導電率は年間を通じて大きな変化がなかった。本年度は流入水として2次処理水を用いたため2次処理水中のSS成分が脱リン塔のろ過作用によって除去されるだけ、BOD、COD_{Mn}、およびSSが除去されている。流入水のpHは6.8~7.5であったが、設定pH9で運転した処理水のpHは、初期吸着時の実験区分Iを除くと、8.1~9.0と変動したが、8.6以上の場合が多かった。

j. 石灰添加量

表-10に各実験区分の石灰添加量を示す。石灰添加量は実験区分Iで50%Ca(OH)₂/lと最も少なくな

っている。この時期の流入水のアルカリ度が低かったため（図-4）とも考えられるが、

表-9 リン以外の水質項目の総括

	流入水 (2次処理水)	処理水	除去率 (%)
BOD (mg/l)	158 (1.8~50.4)	8.8 (1.6~17.8)	44.3
COD _{Mn} (mg/l)	14.8 (9.2~22.6)	12.7 (8.1~16.0)	14.2
SS (mg/l)	8.2 (1.9~30.0)	2.4 (0.6~4.8)	70.7
Mn ²⁺ 濃度 (mg/l)	97.2 (39.0~135)	135 (68.5~185)	
Ca (mg/l)	20.9 (14.9~25.8)	37.0 (22.9~46.3)	
Mg (mg/l)	4.7 (3.9~5.2)		
Cl ⁻ (mg/l)	56.4 (35.4~105.8)		
導電率 (μV/cm)	55.4 (40.6~72.3)	60.8 (47.4~76.7)	
pH	(6.8~7.5)		

()は範囲

表-10 石灰添加量

実験区分	I	II	III	IV	平均
石灰添加量(%Ca(OH) ₂ /l)	50	84	88	70	77

明確ではない。実験区分Ⅱ、Ⅲにくらべ、流入水のアルカリ度が高い実験区分Ⅳの方が、 $\text{pH} = 9$ にするのに必要な石灰添加量が少なくなっているのは次の理由による。石灰溶解槽、石灰希釈槽では石灰濃度を均一に保つため、搅拌を行っている。一方、ここには示していないが、室内実験の結果によると、搅拌に伴う石灰溶液と空気との接触チャンスの増大とともに、空気中の炭酸ガスが石灰溶液に溶け、石灰が炭酸カルシウムになる速度も増すことが認められた。このため、石灰溶解槽、石灰希釈槽内における炭酸カルシウムの生成防止を目的として、実験区分Ⅳの当初から、各槽内の空気を、 KOH 溶液を通し脱炭酸した空気で置換することとした。このため、実験区分Ⅳでは、Ⅱ、Ⅲ、にくらべ石灰添加量が減少したものと考えられる。

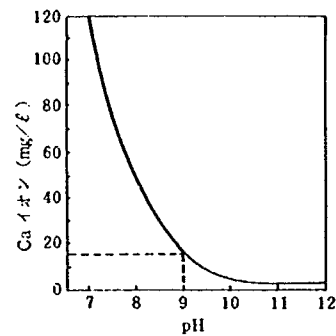


図-8 炭酸カルシウムの溶解度とpH

実験区分Ⅳにおける流入水、石灰添加水の Ca 濃度の平均値はそれぞれ 2.26mg/l 、 4.39mg/l 、また、石灰添加水の溶解性 Ca は 4.02mg/l であった。流入水の Ca はすべて溶解性とする、石灰添加による溶解性 Ca の増分は 1.76mg/l となり、これは石灰として $3.26\text{mg} \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2/\text{l}$ に相当する。したがって、実際の添加量の 70mg/l との差 37mg/l (53%)が、石灰添加水で種晶脱リンに有効な溶解性 Ca とならなかったことになる。この原因として i) 石灰の純度 (工業用特号を用いている) ii) 石灰添加量算出上の精度 iii) 炭酸カルシウム、および凝集沈殿によるリン酸カルシウムの生成 等が考えられる。

炭酸カルシウムの溶解度を示す図-8によると、 $\text{pH} 9$ における溶解性 Ca は約 16mg/l となるが、実測値では $\text{pH} 9$ においても先に述べたように、この値以上となっている。しかも石灰添加水の浮遊性 Ca は $4.39 - 4.02 = 0.37\text{mg/l}$ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ として約 5mg/l)で、それ程多くない。したがって、実際の石灰添加量と、石灰添加水の Ca から求めた石灰添加量との間には約2倍の誤りがあることになり、その原因は、先に述べた i)、あるいは ii)に起因しているものと考えられる。なお、石灰添加による浮遊物の増加量は約 10mg/l であった。

k. 種晶の流出について

種晶脱リン法の特徴のひとつとして、下水中のリンが、種晶表面で晶析作用によって除去されるため肥大化する種晶を回収、再利用される可能性があることが挙げられている。しかし、本年度の調査では逆の現象、すなわち種晶高さの減少が観察された。実験番号38、および101における種晶充填高さの減少はそれぞれ約10、12cmで、減少率はそれぞれ6.5%、7.7%に相当した。このため、実験番号102の開始前に110kgの種晶を脱リン塔に加え、実験当初の充填高に合わせている。これらの値から一回当りの種晶減少量を計算すると約1kgとなる。

種晶充填高の減少の原因として、脱リン塔内の種晶かさ密度が大きくなったことも考えられるが、洗浄時に受ける種晶相互のまさつ等によって、種晶表面がこすりとられることが大きい。洗浄終了時に、脱リン塔上部にあるラッパ管表面に細かい種晶が常に観察された。本実験ではリンとともにSSの除去も期待しているため、種晶上面から10cm下にグリットを設けていること、および脱リン塔断面が 1.2m^2 と小さいためショック洗浄という、種晶に与える圧力の大きい洗浄方法を用いていることも、種晶減少を増加させていると考えられる。

以上のことから、耐まもう性の高い種晶の開発、洗浄方法の検討、微細化した種晶を流出させないような脱リン塔の開発等が必要である。

3) 室内実験の結果

a. 種々の2次処理水を用いた種品脱リンパッチ実験

2次処理水の水質と、種品脱リンによるリン除去性との関係を検討するために、8種類の2次処理水で、パッチ実験を行った。その手法は次のようである。0.45 μ で濾過した原水の溶解性全リン(P-D)、Ca、pHをそれぞれ3mg-P/l, 80mg/l, 8.5に調整する。調整原水に60~115メッシュの種品を0.1%/wt添加し、20℃の恒温室内で振とうし、2, 5, 10, 24, 48時間の振とう時間経過後にサンプリングする。サンプリング試料を直ちに0.22 μ のメンブレンフィルターで濾過し、分析に供する。なお、実験に供した種品は、未使用のもので、品析と供に、吸着によるリン除去も行うと考えられる。

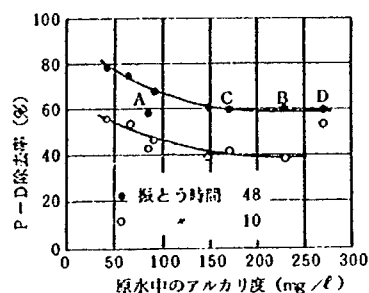


図-9 アルカリ度とリン除去率

リン除去率に最も大きな影響を及ぼした原水の特性は、Mアルカリ度であった。その結果を示す図-9によると、アルカリ度が150mg/l以下では、アルカリ度が小さくなるほどリン除去率は向上する。一方、アルカリ度が150mg/l以上となると、リン除去率はほぼ一定となることがうかがわれる。図-9の点A, Bの原水を得た処理場の流入下水には、海水が混入しており、Mg濃度はそれぞれ38.7, 22.0mg/lと他の原水の10mg/l以下に比べ高い値であった。Mgは種品脱リンにマイナスの影響を及ぼすといわれているが、図-9によると、A原水の場合は海水混入によるリン除去率の低下が認められるが、B原水の場合には認められていない。また、図-9の原水C, DのCOD_{Mn}はそれぞれ19.4, 56.6mg/lであったが、D点は全体の傾向からずれておらず、この結果からは、原水中の有機物濃度が種品脱リンに影響しないといえる。

b. 種品比較実験

現在までに用いられている種品として、リン鉱石系のものと、骨炭系のものがある。これらの脱リン性能を比較検討するために、パッチ実験とカラム通水実験を行った。実験に用いた種品を表-10に示す。

表-10 実験に用いた種品

種品の種類	イ	ロ	ハ
原料	リン鉱石	リン鉱石	骨炭
有効径(mm)	0.59	0.54	0.53
均等係数	1.34	1.43	1.43
真比重(g/cm ³)	3.00	2.62	2.47
かさ密度(g/cm ³)	1.15		0.69
比表面積(m ² /g)	21.5		110
P ₂ O ₅ (%)		34.8	約33.7
CaO(%)		52.6	約44.6

表-10の3種の種品を60~115メッシュに粉砕して、上記aと同様の手法によりパッチ実験を行った。結果を図-10に示す。同図によると、脱リン性能は、種品のハ>ロ>イの順となっている。しかし、この実験では種品添加量を0.1%/wtとしたため、種品間の吸着、品析に関与する表面積が異なり、表面積の広さの順と脱リン性能の順が一致したと考えられる。

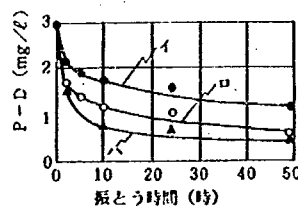


図-10 パッチ実験による種品比較

パッチ実験では、初期吸着の影響が大きくでること、および種品の添加容積を同一としなかったことから、カラム通水実験を行って、3種の種品比較実験を行うこととした。実験条件は次のようである。

流入水：pH 8.5～9.0, P=3mg/l, Ca=40mg/l, Mアルカリ度=100mg/l 種品の粒径：表-10参照 種品のカラム充填量=300ml 通水速度：SV=2/時 通水方向：上向流, および下向流 水温20℃

結果を図-11に示す。通水日数40日まではどのカラムの処理水のリンも0.1mg-P/l以下で、完全な初期吸着であった。その後徐々に、初期吸着が破過している。その傾向に種品間の差は認められない。通水後期における上向流と下向流の処理水のリン濃度を比較すると、前者が1mg-P/lを超えることが半分程度あったのに対し、後者は0.8mg-P/l以下となっていた。本実験は、初期吸着が終了し、晶析段階に入ったと思われる時期に終了してしまったので、明確な結論を導くことはできないが、得られた結果からは、種品イ、ロ、ハの脱リン性能に大差がないこと、および上向流より下向流の方が脱リンには適していることが見い出される。

c. 流入水のアルカリ度の影響比較実験

表-1に示すように、流入水のアルカリ度は種品脱リンに影響を及ぼし、特にそのマイナス効果が広く指摘されている。ここでは、b.において初期吸着の終了したリン鉱石系の種品を混合し、改めてb.と同様にカラムに充填して、流入水のMアルカリ度をそれぞれ40, 65, 90mg/lに調整しその比較をb.と同一手法で行った。但し、流入水のP-Dは2mg-P/lとした。結果

表-11 カラム通水実験による流入水アルカリ度の比較

	A		B		C	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
pH	7.77 ~9.55	7.60 ~8.02	7.94 ~9.70	7.82 ~8.26	7.89 ~9.98	8.04 ~8.73
P-D	1.59	0.42	1.99	0.41	2.08	0.37
Ca	34.7	34.4	35.4	33.6	35.7	32.7
Mアルカリ度	40.0	31.8	65.9	56.0	91.3	82.3

単位:mg/l (pHを除く)

を表-11に示す。処理水の平均リン濃度はカラムA(流入水アルカリ度=40mg/l), B(66mg/l), C(91mg/l)でそれぞれ0.42, 0.41, 0.39mg-P/lとほぼ同じであった。処理水のpHが流入水アルカリ度の低い順に低くなっており、流入水アルカリ度の低減プラス効果が、カラム内のpH低下というマイナス効果と相殺したものと考えられる。しかし、この結果は、先に述べた室内実験a.の結果に反している。このカラム実験では殆んど無視できる初期吸着の影響が、バッチ実験a.では大きかったためとも考えられる。

4) 今後の課題 a. 流入水の変更：京都パイロットプラントでは、種品脱リン塔の横で生物学的硝化脱窒実験を行っている。この処理水のMアルカリ度は30～40mg/l程度と低いため、これを種品脱リン流入水として、アルカリ度の低い流入水による実験を行う。b. 前処理としての汙過：脱リン塔流入水には、活性汚泥由来のSS,炭酸カルシウム,凝集沈殿により生ずるフロック等のSSが混入している。これらを汙過池で除去した後に脱リン塔へ流入させる。c. 種品流出防止法の検討：耐まもう性の大きい種品の開発,洗浄方法の検討,微細化した種品が流出しないような脱リン塔の開発を行う。d. 消石灰使用量減少に関する検討 e. 劣化した種品の再生方法の検討

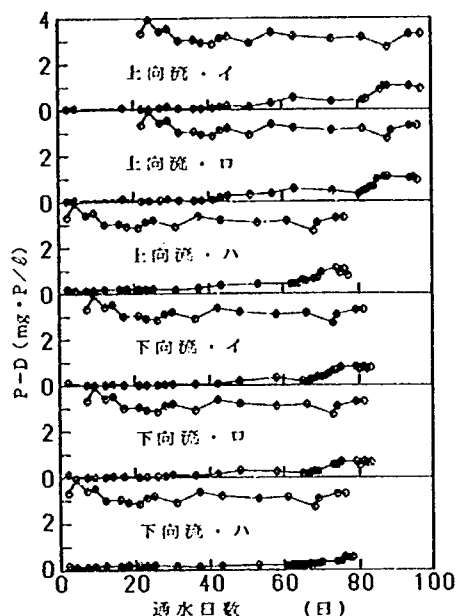


図-11 カラム通水実験による種品比較

4.2 凝集剤添加活性汚泥法によるリンの除去

最小限の改造・増設で既存の処理施設を有効に利用した窒素・リンの同時除去法の一つとして、単段式硝化脱窒法と凝集剤添加法との組み合わせが考えられる。今年度は、本法での窒素・リン同時除去の可能性と限界、その運転上の問題について調査を行った。

運転条件および処理水質は表-12、表-13に示すとおりである。

硫酸バン土の添加によって最終沈殿池からのSSの越流が著しく増加している。これは、BOD・SS負荷が小さいことに加えて、最終沈殿池への固形物負荷の増加および微細な $Al(OH)_3$ のフロックが形成されるためと考えられる。こうしたSSの増加によって、BOD、COD等の処理水質が悪くなっている。

リン除去に対する硫酸バン土添加の効果は、図-12からわかるように、T-Pではそれほど明確に表われていない。しかし、溶解性T-Pで見ると、平均して $0.2mg/l$ まで低下しており、しかも極めて安定している。このことから、処理水中のSSがその効果に大きく影響していることがわかる。SSのリン含率をこの時の反応槽内の活性汚泥と同じ(T-P/MLSS = $2.5 \sim 2.9\%$ (図-13))であると仮定すると、SSとともに約 $1.1mg/l$ のリンが流出していることになる。この値は表-13の結果とよく一致している。

単段式硝化脱窒法自体のリン除去率は36%で、硫酸バン土を添加することによって60%近くまで除去率を上げることが出来た(表-14)。一方、実プラントでは平均して54%除去を示し、Ⅲ期を除き、Ⅳ期においてもパイロットプラントよりもリンの除去性はすぐれていた。硫酸バン土添加期にこのような現象が表われたのは、前述したように、SSの影響が大きいが、さらに実プラントの持つリン除去能力が単段式硝化脱窒法よりも高いことにも起因している。これら実プラントにおけるBOD-SS負荷、空気倍率、SRT等の運転条件が、相対的に微生物によるリンの摂取を促すようなものであったと考えられる。化学的な作用によるリンの除去は、兩処理施設とも同じ初沈流出水を受け入れているので、その理由とは考え難い。

実験区分	Ⅲ	Ⅳ
実験期間	10/30~11/26	11/27~12/21
流入水量 (m^3/d)	600	400
停留時間 (hr)	3	3
曝気槽	5	9
汚泥返送率 (%)	150	150
硫酸バン土添加率 (mg/l)	4	4
MLSS (mg/l)	3990	4325
BOD-SS負荷 ($g/g/d$)	0.05	0.06
SRT (d)	12.3	17.6
終沈停留時間 (hr)	4	6
水面積負荷 (m^3/d)	16.0	10.5

表-13 処理水質

	Ⅲ		Ⅳ	
	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	65.7	20.3	83.4	18.1
COD _{Mn} -T	54.9	22.3	60.6	17.3
COD _{Mn} -D	32.7	7.8	38.2	7.9
SS	71.2	44.2	77.1	37.3
K-N-T	22.15	5.66	25.08	4.36
K-N-D		3.62		3.14
NH ₄ -N	13.76	2.44	17.53	2.10
NO _x -N		6.38		6.99
T-P	2.74	1.22	3.31	1.30
T-P-D	1.77	0.18	2.22	0.22
アルカリ度	139.0	43.6	151.7	42.8

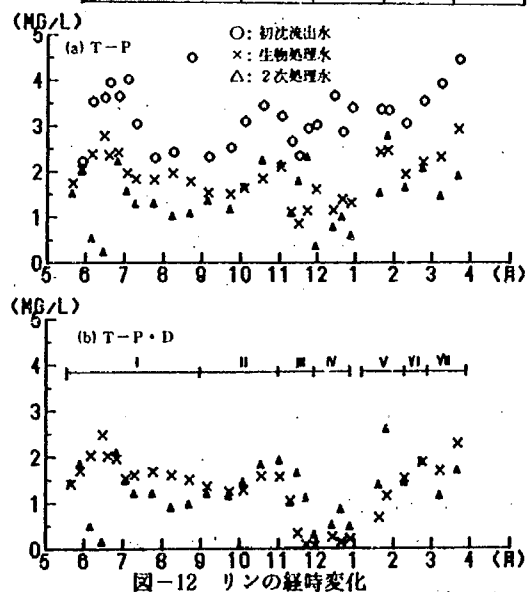


図-12 リンの経時変化

窒素に関する項目を見ると、硫酸バン土添加開始後約2週間(～1SRT)経過したところから処理水中の NH_4^+-N 濃度が上昇しはじめ、それとともに窒素の除去率が低下していった。これに続くIV期では流入水量を600 m^3/d から400 m^3/d に減らしさらに脱窒槽を2槽として硝化槽における滞留時間を長くした運転を行った結果、処理水 NH_4^+-N 濃度は減少に転じ、約3週間(～1SRT)で1 mg/ℓ 以下になり、以後、この状態が維持され、窒素除去に回復傾向が認められた。

このように一時的に窒素の除去が悪化した原因として以下のようなことが考えられる。

まず、水温の低下が挙げられる。図-15にバッチ実験で求めた硝化速度および脱窒速度と水温との関係を示す。この図から、硫酸バン土添加は脱窒速度に目立った影響を及ぼさないが、硝化速度はかなり小さくなっていることがわかる。ここで、硝化・脱窒のいずれの反応が窒素除去の低下により大きく響いていたかをより明確にするために、硝化・脱窒反応は一次反応、槽内の流れは押し出し流れ、最終沈殿池での反応はないとの仮定に基づいた単純なモデルを考えてみる。このモデルによると、窒素の除去率 R は次式で与えられる。

$$R = 1 - \frac{A_0 \{1 + r(1 - e^{-(\alpha + \beta)})\} + N_0 e^{-\beta} \{1 + r(1 - e^{-\alpha})\}}{(A_0 + N_0) \{1 + r(1 - e^{-\alpha})\} \{1 + r(1 - e^{-\beta})\}}$$

ここに、 A_0 , N_0 : 流入水の NH_4^+-N , NO_x-N 濃度, r : 返送汚泥率, $\alpha \equiv k_a \times T_a$, $\beta \equiv k_n \times T_n$, X : MLSS濃度, T_a , T_n : 硝化脱窒各槽における実滞留時間を意味する。Ⅲ, IV期に実施した追跡調査結果を上式に当てはめて除去率を計算すると、それぞれ27%, 52%で、実測値とよく一致した。このときの $e^{-\alpha}$ は0.72, 0.24, また $e^{-\beta}$ は0.19, 0.09であった。したがって脱窒反応よりも硝化反応が除去率低下に大きく影響していたと考えられる。

水温以外の影響因子としてはアルカリ度とpHが考えられる。並行して行ったバッチ実験から硫酸バン土を Al として4 mg/ℓ 添加した直後アルカリ度の減少、pHの低下は、そのときの水質により異なるが、おおよそ30 mg/ℓ , 0.4であった。Ⅲ期の追跡調査時のデータに基づいて硝化脱窒が十分に起ったと仮定してアルカリ度の収支を計算すると、硝化槽出口で20 mg/ℓ となった。別に行ったバッチ実験からアルカリ度が20 mg/ℓ まで低下すると硝化が著しく抑制されることが観察されており、また、その緩衝能を考え合わせると、アルカリ度、pHが硝化を抑制する方向に作用していたことも考えられる。

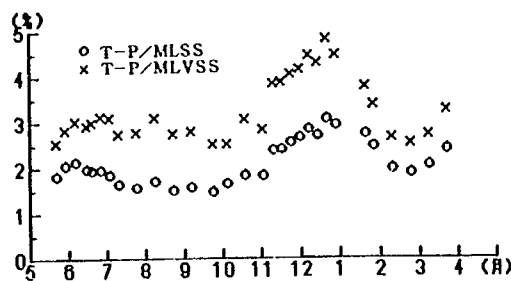


図-13 汚泥中のリン含率の変化

表-14 リン除去率

		I	II	III	IV	V	VI	VII
生物処理水	T S	36	40	56	61	30	37	41
		-	-	77	90	-	-	34
2次処理水	T S	61	41	49	76	39	42	63
		-	-	43	73	-	-	57

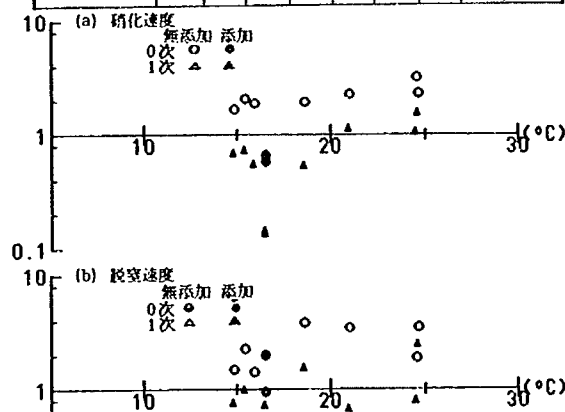


図-15 硝化・脱窒速度と水温との関係

さらに、 Al 自体の影響が考えられる。これまで行われてきた凝集剤添加活性汚泥法の調査によると、 Al 濃度を段階的に上げていけば冬期において $4 \sim 5.5 \text{mg-}Al/\ell$ でも硝化は十分達成されるが、今回のように当初から相対的に高い濃度で Al を添加すると硝化が阻害されるといわれている。また、 Al として $10 \text{mg}/\ell$ 以下では硝化に影響しないことが確認されている。こうしたことから、 $Al 4 \text{mg}/\ell$ 添加の場合当初の影響は小さいが、汚泥中に Al が蓄積してくるにつれて硝化が抑制されはじめ、硝化菌がその状況に馴致されるのにさらに一定期間を要すると考えられる。

以上の結果から、単段式硝化脱窒法と凝集剤添加法との組み合わせは、硫酸バン土の添加のしかた、およびその濃度を硝化反応にショックとならないように設定し、固液分離の改善を図れるとすれば、比較的低い添加率（今回の調査ではモル比で $Al/P=1.7$ ）で効率的に窒素と同時にリンの除去が達成できると考えられる。これには汚泥中に蓄積した Al の副次的効果に与えるところが大きく、リンの負荷が低い時間帯には硫酸バン土の添加を止めて汚泥中の Al にリン除去を期待する間歇的な添加方式の採用など薬剤の節減も可能であろう。

しかし、この組み合わせ法は、凝集剤を添加するために必然的に汚泥発生量の増大を招く。今回の調査では、単段式硝化脱窒法単独の場合の汚泥量の約40%増であり、添加した Al の約5倍の量に相当する。また余剰汚泥の濃縮性は、単段式硝化脱窒法よりも劣ることが確認されている。さらに、消化を行った場合の汚泥からのリンの溶出の有無、バン土汚泥の脱水性など、今後、この方法を実用化していくに際しては汚泥の処理処分法を含めた総合的な検討が不可欠である。

<参考文献>

- 1) 岡田ら、接触脱リン法による下水中のリン除去に関する研究（Ⅰ）、下水協誌, Vol.18, No. 203, 1981/4, pp38~45
- 2) 上甲ら、晶析法による下水中のリン除去に関する研究（第一報）、下水協誌, Vol.17, No.197 1980/10, pp43~49
- 3) 遠矢ら、接触脱リン法による下水中のリン除去、荏原インフィルコ時報, No.86, 1982/3, pp2~13
- 4) 京都市下水道局三次処理調査小委員会、晶析脱リン法に関する実験調査報告書（中間報告-2）、昭和56年度前期
- 5) 岡田ら、接触脱リン法による下水中のリン除去に関する研究（Ⅱ）、下水協誌, Vol.18, No. 204, 1981/5, pp 12~20
- 6) 上甲ら、晶析法による下水中のリン除去に関する研究（第二報）、下水協誌, Vol.18, No. 200, 1981/1, pp 2~11
- 7) 上甲、晶析法による下水中のリンの除去、第3回富栄養化問題シンポジウム, 昭和56年9月18, 19日

6. 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 清水 俊昭

榎山 孝一

小泉 秀一

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。また、下水道の普及にともない農山村部に下水処理場が建設されつつあるなかで、二次処理水が直接あるいは間接的に利用されるケースも多くなるであろう。本調査はこのような現状をふまえて、窒素の物理化学的除去法、および生物学的除去法の確立と設計、維持管理上の問題点の解明、処理水の農業利用等を目的としている。

2. 55年までの調査成果

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+} であることがわかった。
- (3) ゼオライトの再生について基礎実験を行い再生方式、再生液量の減少、回収再生液の再生能力、再生ゼオライトの吸着特性について調査した。

- (4) パイロットプラントによる機能調査では、全窒素の高率除去を行うには、二次処理や急速汚過等の前処理の過程で硝化を抑制することが重要であること、および、窒素以外でT O C、オルトリンが20～30%除去できたが、物理吸着であるため継続的除去は期待できないであろう。

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よる結果は、①効果的に脱窒を行うにはM L S Sを高くする必要がある。夏期2,000 mg/ℓ 、冬期3,000 mg/ℓ が1つの目安となる。②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B O D/N 3.3～4.5で窒素除去率60～66%であった。冬期は滞留時間を9～10時間とし、空気倍率を少し上げることが望ましい。

③ステップ法の運転により60%以上の窒素除去率を得ることができたが、処理水にS Sの流出が多くなった。④混合液循環法の運転に流量変動を与えた結果、滞留時間8時間では $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の流出する時間帯があり、実用化に際しては滞留時間をより長く設定する必要性が認められた。また、本法は冬期にS V Iが300近くまで上り、最終沈殿池の管理も重要なポイントである。

- (2) 小規模単段式硝化脱窒法による結果は①濃度負荷1.5～2.4倍でも生物相への障害はなかった。②水量負荷も大きい場合は反応時間が短縮され、硝化率が低下するため、脱窒系にも悪影響をおよぼす。③終沈からこまかいフロックの流出があり、沈殿地の改善も必要であろう。(土研資料第1588号)

2.4 下水処理水中の窒素が稲作に与える影響

- (1) ポットおよびライシメーター試験では灌漑水中の窒素濃度が高いほど収量面では増収となることが確認された。

3 56年度の調査成果

3.1 生物学的窒素除去

54、55年度は単段式硝化脱窒法の一法として混合液循環法ならびにステップ法について調査を行いその実用性、運転上の問題点の検討を行ってきた。

今年度は、酸化態窒素を混合液循環によらずに汚泥返送率を高めることによって脱窒槽に循環する方法での運転を行い、その窒素除去能力について調査を行った。さらに、エアレーションタンク終端部に硫酸バン土を添加して窒素・リンの同時除去を試み、その可能性について調査した。なお、後者に関しては、「リンの除去に関する調査」において述べることにする。

3.1.1 運転条件

今年度のパイロットプラントの運転条件を表3-1-1に示す。標準的な運転条件は、流入水量600 m^3/d (一定)、滞留時間(Qベース)8時間(脱窒槽3時間、硝化槽5時間)、汚泥返送率150%に設定した。

I期は脱窒槽の攪拌を空気量を絞って行い、続くII期においては水中攪拌機を用いて各攪拌方式が脱窒反応に及ぼす効果の差違について調査した。

III、IV期では、窒素とともにリンを除去する目的でNo 8槽に硫酸バン土(4 $\text{kg}-\text{Al}/\ell$)を定量添加した。

V期は硫酸バン土の添加を中止し、II期と同じ条件で運転を行った。この時間は、引き続いて行う調査に支障がないように汚泥中に蓄積したAlの系外への排出を確認するとともに、低水温期のデータ

を得ることを目的とした。

表 3-1-1 運転条件の総括

VI期では、脱窒槽と硝化槽との間でのいわゆるbackmixingの処理に及ぼす影響を把握すべく槽間の開口部を900mm×500mmから200mm×500mmに狭めて運転を行った。なお、他の条件はVI期と同じであった。

VII、VIII期においては、再び、脱窒槽の攪拌を空気に切替え、低水温期での空気攪拌の可能性および空気量の影響について調査した。

鳥羽処理場E系列(以下、実プラントと称する)の運転条件を表3-1-2に示すとおりである。

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
	5/18~	8/29~	10/30~	11/27~	1/5~	2/10~	2/26~	3/11~
流入水量 m^3/d	600	600	600	400	600	600	600	600
停留時間 hr	8	8	8	12	8	8	8	8
脱窒槽	3	3	3	3	3	3	3	3
硝化槽	5	5	5	9	5	5	5	5
汚泥返送率 %	150	150	150	150	150	150	150	150
余剰汚泥引取率 %	0.95	0.84	1.00	1.21	1.20	1.13	1.13	1.13
空気倍率								
脱窒槽	<0.7	0	0	0	0	0	<0.7	0.7
硝化槽	9.8	8.2	10.0	10.1	10.1	10.1	10.1	10.5
Al 添加量 mg/l	0	0	4	4	0	0	0	0
水温 ($^{\circ}C$)	25.2	23.8	18.8	16.1	15.0	14.9	13.6	17.0
pH (NaH_2PO_4)	6.8	6.6	6.7	6.7	6.5	6.6	6.5	6.5
SV ₃₀ (NaH_2PO_4) %	39	33	54	59	42	62	80	83
SVI (NaH_2PO_4)	129	99	135	137	135	209	252	258
MLSS(NaH_2PO_4) mg/l	2,970	3,245	3,990	4,325	3,135	3,001	3,222	3,226
MLSS/MLVSS %	60.8	59.2	62.2	63.5	71.9	74.2	74.1	72.9
BOD-SS 負荷 $kg/kg/d$	0.08	0.08	0.05	0.06	0.09	0.11	0.11	0.10
N-SS 負荷 $kg/kg/d$	0.021	0.020	0.017	0.013	0.027	0.030	0.028	0.027
SRT d	15.4	16.4	12.3	17.6	10.9	11.5	11.9	12.3
終沈沈殿時間 hr	4	4	4	6	4	4	4	4
終沈水面積負荷 $m^2/m^2/d$	16.0	16.0	16.0	10.5	16.0	16.0	16.0	16.0

表 3-1-2 鳥羽処理場E系列の運転条件

	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	平均
高負処理量 m^3/d	69,350	65,260	66,430	69,640	71,710	64,970	63,560	61,160	60,840	55,140	57,720	57,820	63,630
汚泥返送率 %	303	352	347	305	305	303	302	302	303	301	302	302	311
余剰汚泥引取率 %	161	113	090	102	093	114	165	190	204	201	189	195	151
エアレーション時間 hr	90	95	94	89	87	95	98	102	102	113	108	108	99
終沈停留時間 hr	39	42	41	39	38	42	43	45	45	50	47	47	43
エアレーション水温 $^{\circ}C$	18.3	20.7	23.6	25.7	26.2	24.8	22.4	20.0	18.4	17.0	15.6	17.5	20.9
MLSS mg/l	1,070	1,280	1,250	1,730	1,390	1,440	1,320	1,100	1,210	1,110	1,220	1,280	1,280
MLVSS mg/l	795	935	824	1,000	772	862	905	772	894	847	913	941	872
SV ₃₀ %	15	16	10	13	12	11	14	15	15	16	16	15	14
SVI	140	120	80	74	85	79	100	140	130	140	130	120	110
SRT d	6.0	10.0	82	78	79	7.7	4.6	4.6	4.5	5.0	5.3	5.3	6.4
BOD-SS 負荷 $kg/kg/d$	0.33	0.18	0.21	0.11	0.18	0.14	0.16	0.20	0.21	0.21	0.20	0.17	0.19
空気倍率	5.0	5.0	5.1	4.0	2.8	3.5	3.8	4.8	4.8	4.9	5.1	5.3	4.5
除去BOD当りの余剰汚泥発生量 kg/kg	0.62	0.62	0.63	1.2	0.71	0.95	1.4	1.1	1.1	1.3	1.1	1.1	0.99

3.1.2 運転結果

パイロットプラントおよび実プラントの水質分析結果を表3-1-3に示す。

パイロットプラントにおける処理水SSはほぼ20~30mg/l、硫酸バン土添加期には40mg/lにまで達しており、処理水の他の水質項目を押し上げる結果となっている。ただ、本法の場合、BOD-SS負荷が低くSRTが長いためにSS成分がかなり無機化されているため、実プラントに較べてSS流出の影響の程度は小さい、しかしながら、本法の実用化に当っては、最終沈殿池の改造あるいは付加的な固液分離施設の設置などによる固液分離の改善策を講じる必要がある。

表 3 - 1 - 3 水質分析結果

項目	I			II			III			IV			V			VI			VII			VIII		
	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B	IF	A	B
BOD	74.7	5.4	11.7	74.0	6.4	16.3	65.7	22.3	9.7	83.0	17.8	11.9	85.6	18.9	18.3	1108.5	18.8	14.7	1112.3	19.3	20.0	1105.9	18.1	24.4
AL-BOD	3.5	3.3	1	3.9	5.6	1	11.4	3.5	1	7.0	6.2	1	9.4	8.0	1	9.8	8.4	1	8.4	7.1	1	7.6	5.6	1
COO ₂	52.5	12.4	10.1	51.5	12.4	14.0	54.9	22.3	15.8	60.6	17.3	15.4	66.6	20.8	19.5	71.6	22.4	21.1	100.0	21.0	18.8	76.4	22.6	20.3
COO ₂ -D	25.6	6.1	9.5	29.5	8.8	11.1	32.7	7.8	12.4	38.2	7.9	12.0	37.3	10.3	15.0	44.8	11.1	15.9	42.4	11.7	14.8	43.7	12.4	14.0
COO ₂ -r	1184.3	37.1	29.7	1169.8	33.4	35.6	1159.3	44.5	28.0	1259.3	39.7	37.7	1208.1	45.4	43.8	1210.0	42.0	48.0	1267.2	55.2	48.3	1259.9	49.6	37.4
COO ₂ -D-r	85.6	19.7	23.7	70.2	19.4	24.4	86.4	15.6	25.2	92.2	16.3	27.7	1102.5	23.6	34.2	1132.8	14.4	37.8	1122.1	25.4	33.5	1122.2	23.7	28.4
TOC	54.2	12.2	11.4	55.0	13.1	13.2	58.1	17.8	12.1	69.7	15.5	14.1	69.8	17.7	17.2	77.6	15.5	19.2	74.6	18.4	14.4	79.8	16.7	14.0
TOC-D	27.2	6.9	9.0	27.5	8.6	10.4	27.0	8.5	10.6	32.9	6.8	11.3	32.0	8.8	12.8	44.6	10.2	14.7	37.2	12.7	13.0	38.4	10.2	12.0
SS	97.8	18.1	6.2	78.4	20.6	9.5	71.2	44.2	4.9	77.1	37.3	7.1	78.3	27.0	8.7	88.7	27.8	8.7	1102.5	27.7	8.9	94.0	28.1	8.3
K-N	22.7	1.9	8.2	21.3	2.1	13.4	22.2	5.4	17.1	25.1	4.4	18.4	24.3	3.5	19.2	29.4	3.1	18.5	23.4	4.2	16.9	23.4	3.3	15.8
K-N-D	1.1	5.6	1	1.4	12.5	1	3.8	16.2	1	3.1	17.9	1	2.2	18.0	1	2.0	18.6	1	1.9	18.0	1	1.7	14.7	1
NO ₃ -N	14.0	0.1	5.2	13.5	0.2	11.9	13.8	2.4	15.8	17.5	2.1	17.2	19.8	0.7	17.0	21.0	0.3	15.8	19.6	0.8	15.4	20.3	0.6	14.3
NO ₂ -N	0.0	0.2	1	0.0	0.1	1	0.0	0.2	1	0.0	0.1	1	0.0	0.1	1	0.1	0.1	1	0.1	0.1	1	0.1	0.1	1
NO ₂ -r	6.4	4.2	1	5.8	0.7	1	6.4	0.2	1	7.5	0.2	1	7.6	0.3	1	8.6	0.4	1	9.0	0.5	1	7.7	0.5	1
T-N	3.27	2.11	1.281	2.92	1.74	1.721	2.74	1.22	1.391	3.31	1.30	0.791	3.25	2.29	1.591	3.54	2.22	2.071	3.92	2.33	1.461	4.45	2.94	1.901
T-N-D	1.79	1.181	1	1.42	1.511	1.77	0.45	1.011	2.22	0.22	0.611	1.13	1.401	1	1.49	1.891	1	1.49	1.151	1	1.70	1.151	2.29	1.591
ALKALINITY	1119.9	51.1	71.5	1122.0	51.8	102.1	1139.0	43.6	125.0	1151.7	42.8	131.0	1145.6	53.7	133.0	1150.8	50.1	131.2	1125.3	44.4	110.2	1157.6	51.3	122.4

IF: 流入水, A: パイロットプラントの処理水, B: 実プラントの処理水

窒素除去の面から見ると、実プラントでは高水温期に50%とかなり高率の除去が認められたが、水温、SRTの低下に伴い、処理水中に残留するNH₄⁺-N濃度が高くなり除去率が低下してくる(表3-1-4)。鳥羽処理場での余剰汚泥によるT-N除去率は20~30%といわれており、低水温期の窒素除去は殆ど汚泥引抜によるものと思われる。こうしたことから、実プラントでも硝化が十分に進行したときにはかなりの窒素除去を期待できる場合もあるが、処理条件の変動に敏感に応答し、しかも窒素除去に対する操作可能因子が極めて限られるために安定した除去は望み得ない。パイロットプラントでは、硫酸バン土を添加したⅢ、Ⅳ期に一時的な窒素除去の低下が見られたが、この期間を除けば、高・低水温期を通じてほぼ60%の除去率が達成された。硝化・脱窒槽で各反応が十分に進行した場合の窒素除去率R^{*}は、汚泥返送率をrとすると、 $r/(1+r)$ で与えられる。今年度の調査では $r=150\%$ に設定して運転を行ったので、 $R^*=60\%$ ということになる。したがって、パイロットプラントでの硝化脱窒反応は十分に進んでいたことが推察される。実際、低水温期(14.8℃)に実施した生物処理槽の追跡調査結果(図3-1-1)に示されるように、脱窒槽でのNO₃-N(≡NO₃⁻-N+NO₂⁻-N)は第1槽で大きく低下し第3槽では0.6mg/ℓとなっている。また、硝化槽でのNH₄⁺-Nの挙動を見ると、第7槽ですでに0.5mg/ℓまで減少している。以上のことから、今回設定した運転条件は各反応に対して十分に余裕をもったものであった。

パイロットプラントにおけるK-N、NO₃-N濃度の経時変化を図3-1-2に、窒素収支の経時変化を図3-1-3に示す。図3-1-2から、流入水K-N濃度の変動にかかわらず処理水K-N、NO₃-N濃度は極めて安定していることがわかる。また窒素収支の面から見ると、脱窒によって除去されたと推定される窒素量は流入負荷量と相関があり、流入量が多いときには脱窒量も多くなっている。このことは、他の条件が同じとすると、パイロットプラントでの脱窒反応が、少なくとも0次反応では説明し

表 3 - 1 - 4 窒素の除去率

区 分		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
パイロットプラント	T-N	59	63	46	55	61	60	55	63
	K-N	91	90	75	83	88	89	86	89
実プラント	T-N	49	33	21	25	31	36	40	45
	K-N	70	36	23	27	32	38	42	47

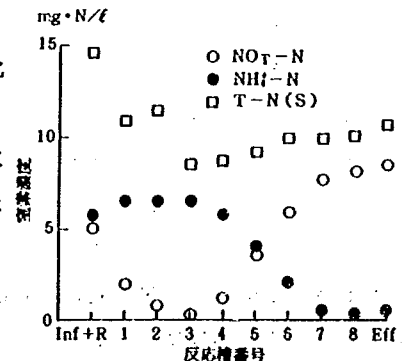


図 3 - 1 - 1 槽内での窒素の挙動

難いことを示している。

脱窒槽の撹拌方法は、単段式硝化脱窒法を実用化する際の一つの重要な検討課題であると考えられる。そこで、今年度の調査では脱窒槽の撹拌を水中撹拌機で行った場合と空気量を絞って行った場合と脱窒に及ぼす影響の相違について検討した。

窒素除去率で見ると、脱窒槽を水中撹拌機で撹拌した場合（Ⅱ，Ⅴ，Ⅵ）61%であったのに対し、空気撹拌の場合（Ⅰ，Ⅶ，Ⅷ）は59%と $\text{kg}\cdot\text{N}/\text{d}$ の大きな違いは認められなかった。脱窒速度を比較すると、サンプル数が少ないので明確なことは言い難いが、空気撹拌の場合には幾分小さな値を示す傾向が見受けられる（図3-1-4）。図3-1-5は、脱窒反応によって除去されたと推定される窒素量 ΔN とBODの変化量 ΔBOD との関係を示し

ている。機械撹拌、空気撹拌の場合とも ΔBOD と ΔN との相関性が高く（相関係数はそれぞれ0.87、0.77）、それぞれについて直線を当てはめると、勾配は5.1と4.8でほぼ同じであるが、切片は機械

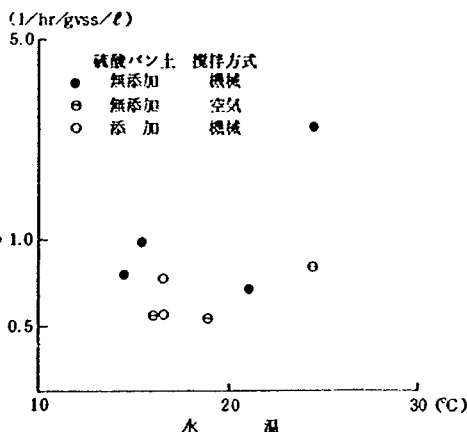


図3-1-4 脱窒速度と水温の関係

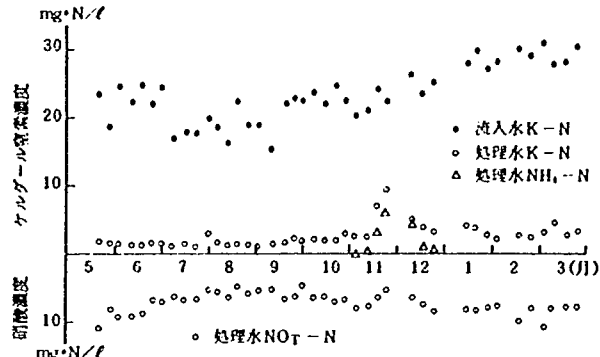


図3-1-2 パイロットプラントにおける窒素の経時変化

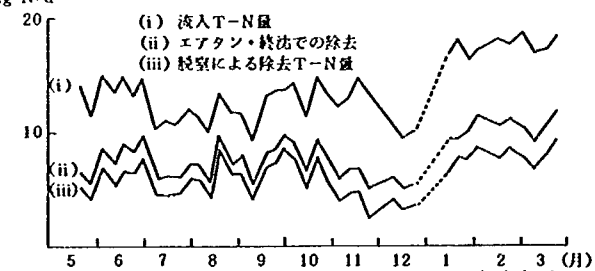


図3-1-3 パイロットプラントにおける窒素収支

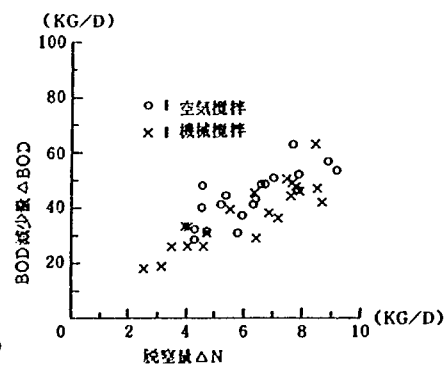


図3-1-5 ΔBOD と ΔN との関係

撹拌7.3に対し空気撹拌は14.3と大きな値を示す。この切片の値の差 7.0 kg-BOD/d は、脱窒槽を空気撹拌したことによって硝酸呼吸以外で消費された有機物量と考えられる。また、 $\Delta\text{BOD}/\Delta\text{N}$ をとってみると、平均値で、空気撹拌時7.2、機械撹拌時6.4である。ここで、2つの平均値の相等性を統計的に検定すると、有意水準 $\alpha = 0.05$ とした場合には2つの平均値が等しいとの帰無仮説は棄却されるが、 $\alpha = 0.01$ にとると平均値の間に統計的に意味のある差はないと判断される。

以上のことから、脱窒槽を空気量を絞って撹拌した場合（空気倍率0.7）、脱窒速度が幾分小さくなり、 $\Delta\text{BOD}/\Delta\text{N}$ が若干大きくなるが、機械撹拌と較べて統計的に必ずしも有意な差があるとは言いがたい程度であり、総体的には脱窒反応に悪影響を及ぼさないと考えられる。なお、今回の調査は、空気倍率にして0.7倍までの範囲でしか行っておらず、脱窒反応にはっきりとした影響が現われる空

気量，換言すれば，空気攪拌の限界を把握し得なかった。この点は今後の検討課題である。

単段式硝化脱窒法を実用化する場合，反応槽を物理的に仕切る必要があるが，その際，硝化槽と脱窒槽との間の開口部をどの程度の大きさにとるかによって処理結果に微妙に影響するものと考えられる。そこで，パイロットプラントにおいて第3槽と第4槽との間の開口部を900 mm × 500 mmとしたときと隔壁を挿入して200 mm × 500 mmに狭めたときの効果について調査を行った。

両槽間の開口部が相対的に大きい場合，いわゆる backmixing によって，硝化槽からDOが持込まれ脱窒反応が妨げられる可能性がある。実際に第3槽のDOを測定した結果では，開口部を絞る以前でも高々1-2 % (0.1 mm程度)でありその効果は明確ではないが，ORPで見ると，開口部を絞る直前は-20 mV程度であったものが，-100 mV前後まで低下し隔壁挿入の効果が認められる。この効果をより明確に把握する目的でウラニンをを用いたトレーサー実験を行った。ウラニンは第4槽に投入し，その後，一定時間ごとに第3槽，第4槽で採水して分光光度計でその吸光度を測定した。結果を図3-1-6に示す。

今，第3，第4槽を完全混合槽とし，backmixingはこの槽の間だけで起こると仮定すると，第3槽第4槽でのウラニン濃度の変化は次式で推定される。

$$\text{第3槽: } C_1^*(t) = \frac{C_1(t)}{C_2(0)} = \frac{\alpha}{2\sqrt{\alpha(1+\alpha)}} \left\{ \exp \left[\frac{-(1+\alpha) + \sqrt{\alpha(1+\alpha)}}{\tau} t \right] - \exp \left[\frac{-(1+\alpha) - \sqrt{\alpha(1+\alpha)}}{\tau} t \right] \right\}$$

$$\text{第4槽: } C_2^*(t) = \frac{C_2(t)}{C_2(0)} = \frac{1}{2} \left\{ \exp \left[\frac{-(1+\alpha) + \sqrt{\alpha(1+\alpha)}}{\tau} t \right] - \exp \left[\frac{-(1+\alpha) - \sqrt{\alpha(1+\alpha)}}{\tau} t \right] \right\} \quad (\alpha \neq 0)$$

ここに， α ：循環比， τ ：滞留時間， $C_2(0)$ ：第4槽の時間 $t=0$ におけるウラニン濃度を意味する。

この図からわかるように，トレーサー実験結果と理論曲線との適合性は思わしくない。これは，実験面ではウラニンの汚泥への吸着などによる影響，またモデルにおいては実際に存在すると思われる反応槽内の死水域，循環流，短絡流を全く考慮していないことによると考えられる。しかし，これらの要因を今年度調査でははっきりと把握できていない。したがって定性的な議論にとどまらざるを得ないが，少なくとも開口部が相対的に広いときには，槽間に backmixing が存在するように思われる。

以上のことから，脱窒槽と硝化槽との間の開口部は，前段槽の水位上昇が支障を来さない限度において小さくすることが望ましい。ただ今年度調査では，運転条件が前述のように余裕をもったものであり，さらに脱窒槽を3つに区分していたために，開口部を絞ることにより窒素除去に顕著な効果は認められなかった。

NO_x-Nを返送汚泥とともに脱窒槽に循環する運転法は，最終沈殿池での脱窒作用

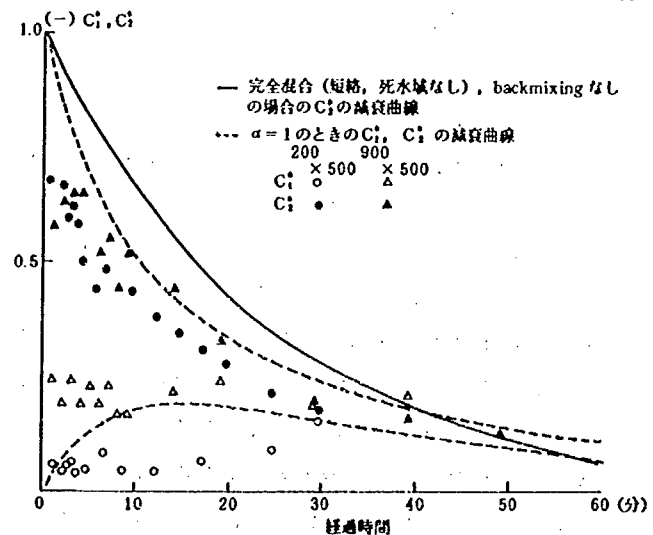


図3-1-6 トレーサー実験結果

が大きい場合、混合液循環法に較べて不利であると考えられる。そこで、150 ㍻返送時の最終沈殿池での $\text{NO}_r\text{-N}$ の挙動について調査を行った。

矩形沈殿池の流下方向に沿った 3-4 地点で $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度の深さ方向の分布を測定した結果を図 3-1-7 に示す。汚泥界面は流下方向に沿って幾分低下していく傾向があるが、ほぼ水面下 2.2~2.3 m にあった。流入側 (A, B) では $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度が汚泥界面付近で多少変動しているが、上澄水と汚泥部分とで殆ど差はない。E から I へと流下方向に行くに従って、汚泥界面下の $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度は上澄水に比して低く、この部分

で脱窒反応が起っていたことが知られる。脱窒されたと推定される $\text{NO}_r\text{-N}$ の絶対量は低水温期の方が多くなっているが、これは、図 3-1-4 からわかるように脱窒反応に及ぼす水温の影響が小さいこと、および最終沈殿池に流入してくる $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度は低水温期の方が高くなる傾向にあることに起因すると考えられる。

しかしながら、この脱窒の起っている部分の汚泥層は 20 cm 程度と薄く、量的に 150 ㍻返送量に較べて少ない。さらに、図 3-1-8

最終沈殿池内の汚泥濃度分布の状態から、流入してきた汚泥は処理水と返送汚泥中の $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度比較的すみやかに返送されていることが窺われる。実際に、処理水の $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度と返送汚泥に含まれる $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度とを測定した結果を図 3-1-8 に示す。この図からもわかるように、両者の間には殆ど差がないと言うことができる。したがって、最終沈殿池における脱窒は全体的に見た場合、本法にとって問題となる程ではないと結論できる。

3.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

56年度は55年度に引き続き千葉県花見川処理においてパイロットスケールでの実験を行い、再生液の pH が除去に与える影響の検討を行った。

3.2.1 pH 無調整の場合

実験は二次処理水を急速砂濾過処理したものを原水とし、通水速度を $SV=2$ とし、通水量は 1 回当り 1,000 BV 程度とした。通水終了後の再生は、再生液の Na 濃度を 0.5 N (約 3 ㍻ W/W as NaCl) とし、通液速度を $SV=2$ とし、再生液量を 16 BV とした。なお、再生液の pH は調整を行なわなかったため 7 付近である。

図 3-2-1 に本条件における運転状況の 1 例を示す。図 3-2-1 に見られるように再生液の pH

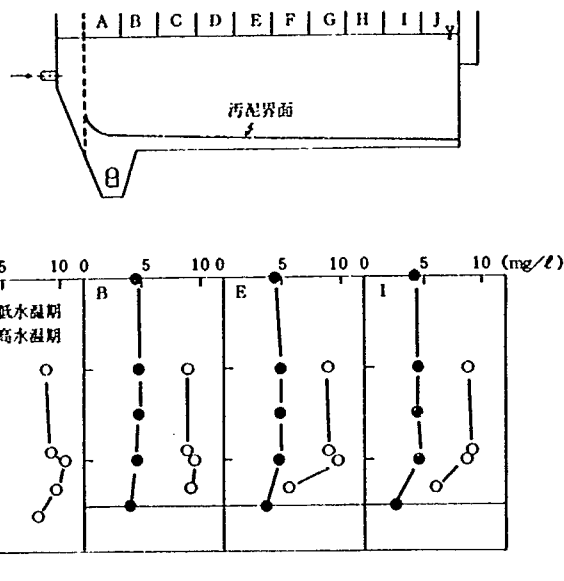
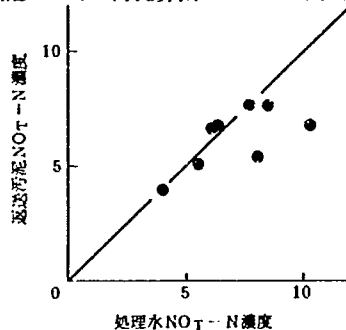


図 3-1-7 最終沈殿池における汚泥界面と $\text{NO}_r\text{-N}$ 濃度分布



調整を行わない場合の破過は早く、300～600 BV程度で $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去率がほぼ0となる。図3-2-1は各通水量までの平均除去率と通水回数（再生回数）との関係を示したものであるが、200 BVまでの平均除去率は通水回数にかかわらずほぼ一定であり、通水初期の除去能力は確保されているといえるが、300 BV以上の平均除去率は通水回数の増加にともなって減少する傾向が見られ、本条件での再生効果が十分でないことがわかる。

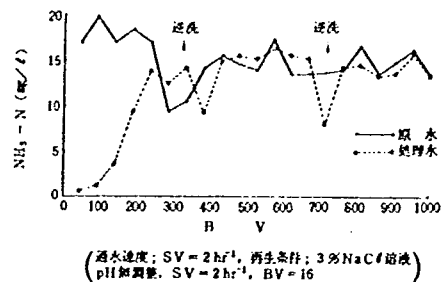


図3-2-1 pH無調整再生での運転状況

3.2.2 pH調整を行った場合

再生液のpHを9, 10, 11, 12, 13として再生を行った。再生条件は通液速度を $\text{SV} = 2$ 、再生液量は12 BVとした。なお、吸着における通水速度は $\text{SV} = 6$ としている。

図3-2-3に各pHで再生した後の $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去率を示すが除去率が0となる通水量はいずれも600 BV以上となっており、前述の結果と較べると破過に達するまでの通水量は大きくなっており、再生液のpHを上げたことによって再生効果が高まり、破過に達するまでの通水量を大きくすることが確認できる。再生液のpHを上げることによる効果は、ゼオライト層においてははじめに脱着した NH_4^+ は順次下方へ押し流されるが、 NH_4^+ は下方での再生の妨害となる。ここで再生液のpHをアルカリ側にしておくと NH_4^+ はただちに分子態の遊離アンモニアとなり、イオン交換の対象から除外されるため、ゼオライト全層に NH_4^+ を含まない再生液を供給していることになり、再生効果が増加する。図3-2-4は各pHで再生した時の90%および80%除去可能な通水量を表わしたものである。この結果において最も良好な結果を得られたのはpH 11の場合である。この理由としては水中での遊離アンモニアの存在割合はpH 11以上ではほぼ100%となるため、それ以上pHを上げて再生効率としてはあまり増加しないと考えられることとともに、再生液のpHを上げすぎた場合ゼオライト層のpHが上がることにより、処理の際に水中のアンモニア性窒素が一部遊離アンモニアとなって、交換吸着の対象外となり、除去されないことによって生じたと考えられる。したがって再生液のpHを上げすぎた場合には逆効果となりうるといえる。

3.2.3 その他の物質の除去率

表3-2-1に各水質項目の除去状況を示す。SSについて

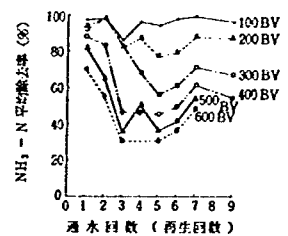


図3-2-2 通水回数と除去率

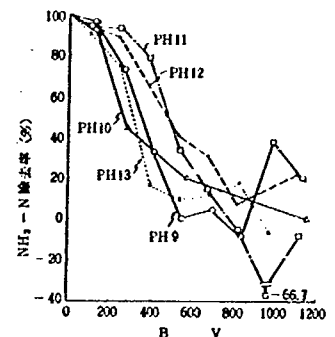


図3-2-3 各pHでの除去状況

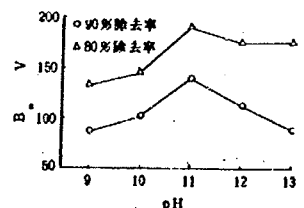


図3-2-4 各pHにおける除去率

てはある程度除去がなされているが、CODその他の除去率は低い。これらはいずれもゼオライト層の透過機能によって除去されたものと考えられるが、ここでは前処理として透過処理を行っており、前処理段階でかなり除去がなされているため、ゼオライト層の透過効果としては大きなものは期待できない。

BOD_{ATU}は硝化を抑制したものであり、通常のBOD値から、この値を差し引いたものが硝化によるBOD(N-BOD)ということになる。

N-BODはアンモニア性窒素を除去することで低下するとされているが、この結果では原水および処理水に差は見られない。この理由としては本装置の運転が除去率がかなり低下している地点まで行っているため、処理水中にアンモニア性窒素がかなり残存していること、および原水の硝化が進んでいないことに見られるように硝化菌が少ないためATUの効果が表われてないことが考えられるが、明確なものは得られていない。

3.3 下水処理水中の窒素が稲作に与える影響に関する調査

下水道の普及率の向上に伴い、下水処理水が直接あるいは間接的に農業利用される機会が今後増加すると予想されている。このケースで最も問題となるのは下水処理水中に存在する窒素化合物によって農業用水中の窒素濃度が増加し、これを水稻の灌漑水に用いて窒素過剰となった場合、青立ち、過繁茂、倒伏などにより収量減の原因となることである。本調査は灌漑水中の窒素が通常の稲作に影響を与えない濃度、および施肥法、水管理等栽培方法の改良により影響を吸収しうる濃度を明らかにすることにより、下水処理水を農業利用する際に下水処理場での目標水質を明らかにすることを目的としている。

3.3.1 ポット試験

本実験は通常の施肥条件（慣行施肥）において、灌漑水中の窒素の形態および濃度が稲の生育等に与える影響の確認を目的として実施したものである。

実験は1/2000アールのポットを用い、灌漑水として水道水（対照区）。二次処理水、水道水に塩化アンモニウムを添加してNH₄-Nを5、10、20、50mg/ℓに調整した溶液（アンモニア区）、および硝酸ナトリウムでNO₃-Nを5、10、20、50mg/ℓに調整した溶液（硝酸区）の10種を用い、1ケース3個のポットを用いて行った。図3-3-1に実験装置を示す。水管理は代かき時に水道水で灌水し、以後は先に示した各条件の水を日祭日および中干し期間を除く毎日、定時に1ℓ（灌漑水深とし

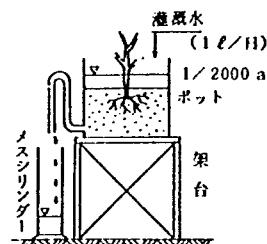


図3-3-1 実験装置の略図

表3-2-1 各水質項目の除去率

水質項目	SV=2hr ⁻¹			SV=6hr ⁻¹		
	原水 (mg/ℓ)	処理水 (mg/ℓ)	除去率 (%)	原水 (mg/ℓ)	処理水 (mg/ℓ)	除去率 (%)
S	0.7~2.3 (1.47)	0.5~2.2 (1.23)	16.3	0.8~2.9 (1.62)	0.6~1.8 (1.07)	40.0
BOD _{JIS}	1.3~4.8 (2.58)	1.0~6.2 (2.41)	6.6	1.6~9.6 (5.08)	1.2~9.3 (3.85)	24.2
BOD _{ATU}	1.2~2.1 (1.49)	1.0~1.7 (1.46)	2.0	1.1~6.3 (2.29)	0.8~5.8 (2.00)	12.7
COD	7.2~11.7 (8.64)	5.2~11.7 (8.09)	6.4	3.2~11.8 (8.68)	3.0~11.5 (8.27)	2.5
T-P	0.8~1.42 (5.82)	1.7~3.6 (5.50)	5.5	0.9~12.6 (3.96)	0.8~11.2 (3.63)	8.3
NO ₃ -N	0.7~6.8 (2.58)	0.01~5.0 (2.04)	20.9	0.1~2.7 (1.34)	0.3~2.9 (1.35)	5.4

(注) SV=2hr⁻¹ はpH無調整再生
SV=6hr⁻¹ はpH調整再生
() 内は平均濃度

て 20 cm) の補給を行い、下部からの流出も集水して測定を行った。なお、中干し期間は 7 月 26 日から 8 月 2 日までの 8 日間とした。

栽培条件を表 3-3-1 に示す。供試土壌は概耕地畑地土壌（茨城県豊田町内）とし、1 ポットに乾土重量で 4.74 kg 充填した。栽培品種はコシヒカリとした。

(1) 水収支および窒素の挙動

移植日から収穫時までの水収支および流入、流出窒素量の測定結果を表 3-3-2 に示す。蒸発・蒸散量は灌漑水中の窒素濃度が高いほど増加している。これは灌漑水中の窒素により稲の生育が促進され、繁茂することにより葉面からの蒸発（蒸散）量が増加したためであろう。アンモニア区は硝酸区に比較してやや高くなる傾向があり、蒸散量に対しては $\text{NH}_4\text{-N}$ の方が影響が大きいといえる。

窒素の挙動であるが、流出時の窒素の形態では、流入時の主成分であったものが主となっている。流出する窒素量はアンモニア区が硝酸区に較べて少ない。これは $\text{NH}_4\text{-N}$ が土壌に吸着されやすいのに対し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は土壌に吸着されにくいためであろう。しかしながら、対照区を除いた全区で窒素流出量が、施肥量＋灌漑水からの窒素流入量に占める割合はほぼ一定であり、その値も 10～20 % と小さいことから、同一濃度の窒素が流入する条件では窒素形態の差異によって生じる窒素流出量の差は全体の窒素量から見れば小さいと判断できる。

表 3-3-2 ポットにおける水収支および窒素の挙動

項 目 実験条件		灌溉 水量 (mm)	平均灌溉水質			窒素流入量			流出 水量 (mm)	流出平均水質			窒素流出量			蒸散 量 (mm)
			NH ₄ -N (mg/ℓ)	NO ₃ -N (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	NH ₄ -N (mg)	NO ₃ -N (mg)	T-N (mg)		NH ₄ -N (mg/ℓ)	NO ₃ -N (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	NH ₄ -N (mg)	NO ₃ -N (mg)	T-N (mg)	
アンモニア区	5mg/ℓ	1640	4.0	0.2	4.2	324	16	341	1098	1.5	0.2	1.7	83	13	96	542
	10mg/ℓ	1640	8.5	0.2	8.7	697	15	712	982	1.4	0.7	2.2	70	36	106	658
	20mg/ℓ	1647	19.0	0.2	19.2	1566	14	1580	857	2.4	1.3	3.7	103	57	160	790
	50mg/ℓ	1657	48.7	0.2	48.9	4014	16	4029	807	17.5	3.2	20.7	708	128	836	850
硝酸区	5mg/ℓ	1650	0.1	5.5	5.6	10	450	461	1110	1.1	1.2	2.3	62	68	128	540
	10mg/ℓ	1640	0.1	10.3	10.4	6	848	854	1044	1.0	1.9	2.8	50	99	148	596
	20mg/ℓ	1640	0.1	18.8	18.9	6	1540	1546	1006	1.4	5.5	6.9	68	279	347	634
	50mg/ℓ	1640	0.1	53.7	53.8	5	4404	4409	816	1.8	23.0	24.9	74	940	1014	824
二次処理水区		1630	2.0	13.9	16.0	166	1133	1304	962	1.6	1.3	2.9	79	64	141	666
対 照 区		1640	0.1	0.1	0.2	6	12	17	1206	2.2	0.1	2.3	134	7	141	434

(注) $\text{NO}_2\text{-N}$: $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の和

(2) 生育結果および収量

生育および収量に関する結果を表 3-3-3 および図 3-3-2 に示す。窒素過剰による収量減は過繁茂、無効分けつの増加による穂数減、同化産物の移項障害や着もみ数過多による稈実不良、徒長（特に下位節間の伸長）と組織の軟弱化による倒伏などによってもたらされるとされている。

穂数減についてであるが、アンモニア区、硝酸区とも灌漑水中の窒素濃度が高いほど穂数は増加しており、影響は特に認められない。

稈実不良への影響について、稈実歩合においては差はないが、登熟歩合においては $\text{NH}_4\text{-N}$ 50 mg/l 区、および $\text{NO}_3\text{-N}$ 20 mg/l 区で低下が見られており、精もみ干粒重では $\text{NH}_4\text{-N}$ 50 mg/l 区、

表3-3-3 生育および収獲物調査結果

調査項目	アンモニア区				硝 酸 区				二次処理水区	対 照 区
	NH ₄ -N 5 (mg/ℓ)	NH ₄ -N 10 (mg/ℓ)	NH ₄ -N 20 (mg/ℓ)	NH ₄ -N 50 (mg/ℓ)	NO ₃ -N 5 (mg/ℓ)	NO ₃ -N 10 (mg/ℓ)	NO ₃ -N 20 (mg/ℓ)	NO ₃ -N 50 (mg/ℓ)		
厚 丈 (cm)	114.5	120.8	126.2	122.3	117.2	123.5	122.7	124.0	123.5	112.2
最 高 稈 長 (cm)	96.0 (10.8)	100.0 (11.2)	112.0 (12.6)	101.2 (11.4)	97.3 (10.9)	99.7 (11.2)	105.3 (11.8)	103.3 (11.6)	100.3 (11.3)	89.0
穂 数 (本)	16.7 (11.1)	21.3 (14.2)	28.0 (18.7)	31.0 (20.7)	15.7 (10.5)	19.7 (13.1)	22.0 (14.7)	29.0 (19.3)	20.3 (13.5)	15.0
一穂粒数 (粒)	78.3 (13.2)	75.4 (12.7)	75.0 (12.7)	75.9 (12.8)	76.0 (12.8)	77.6 (13.1)	85.9 (14.5)	92.3 (15.6)	91.5 (15.5)	59.2
わ ら 重 (g)	49.3 (13.5)	67.3 (18.4)	83.1 (22.8)	82.5 (22.6)	46.5 (12.7)	60.3 (16.5)	63.3 (17.3)	85.0 (23.3)	71.7 (19.6)	36.5
穂 実 歩 合 (%)	96.7 (96.7)	93.7 (93.7)	96.0 (96.0)	92.6 (92.6)	94.6 (94.6)	93.9 (93.9)	92.3 (92.3)	96.2 (96.2)	96.5 (96.5)	96.4
登 熟 歩 合 A:B (%)	95.3 (95.3)	97.9 (97.9)	96.7 (96.7)	84.6 (84.6)	96.9 (96.9)	97.2 (97.2)	92.3 (92.3)	96.4 (96.4)	98.6 (98.6)	93.7
	92.1 (92.1)	91.8 (91.8)	92.5 (92.5)	78.4 (78.4)	91.7 (91.7)	91.2 (91.2)	85.2 (85.2)	92.7 (92.7)	95.1 (95.1)	90.3
総 収 量 (g)	80.9 (13.9)	105.5 (18.1)	135.0 (23.2)	136.7 (23.5)	74.3 (12.8)	96.5 (16.6)	107.9 (18.5)	149.2 (25.6)	116.2 (20.0)	58.2
精 も み 重 (g)	31.5 (14.6)	37.8 (17.5)	51.3 (23.8)	53.2 (24.6)	27.6 (12.8)	36.2 (16.8)	44.2 (20.5)	63.5 (29.4)	44.1 (20.4)	21.6
精 も み 干 粒 重 (g)	25.1 (14.6)	25.5 (17.5)	25.8 (23.8)	25.1 (24.6)	25.8 (12.8)	25.5 (16.8)	25.4 (20.5)	24.5 (29.4)	25.0 (20.4)	25.3
も み わ ら 比 (%)	64.9 (14.9)	56.4 (17.6)	61.9 (24.3)	64.4 (25.3)	59.1 (12.9)	60.3 (17.0)	71.1 (20.8)	75.0 (30.3)	61.6 (20.7)	59.7
玄 米 重 (g)	26.0 (14.9)	30.7 (17.6)	42.2 (24.3)	44.1 (25.3)	22.4 (12.9)	29.5 (17.0)	36.2 (20.8)	52.7 (30.3)	36.1 (20.7)	17.4
稈の座折荷重 (g)	50.0	44.0	45.3	36.0	39.7	38.0	35.0	45.0	40.7	41.3
倒 伏 指 数 A	155.3	233.8	333.8	384.3	182.1	253.2	324.6	342.5	286.4	125.4
B	93.0	112.6	119.2	124.0	116.0	128.5	147.6	118.1	141.1	83.6

(注) 1) カッコ内は対照区を100としたときの割合

2) 穂実歩合: $\frac{\text{穂実粒数}}{\text{穂実粒数} + \text{不稈粒数}} \times 100$ 但し、子房の肥大が認められないものを不稈粒とした。3) 登熟歩合: 比値1.06で塩水選を行った時、 $\frac{\text{比 登 熟 粒 数}}{\text{比 登 熟 粒 数} + \text{比 登 熟 粒 数}} \times 100$ 但し、Aは精もみ数について、Bは全粒数について。4) もみわら比: $\frac{\text{精もみ重}}{\text{わ ら 重}} \times 100$

5) 稈の座折荷重: 第3節間において、10cm幅で固定し、中央に載荷時の座折荷重。

6) 倒伏指数: $A = \frac{\text{総収量 (g)} \times \text{最長稈長 (cm)}}{\text{稈の座折荷重 (g)}} \times 100$, $B = A \div \text{穂数 (本)}$

NO₃-N50mg/ℓ区が対照区より低下しており、灌漑水中の窒素が高濃度であればその影響が出てくる可能性は高いといえる。但し、上記3区を除けば、登熟歩合、精もみ干粒重とも対照区を上まわっており、低濃度ならばこの面で好結果が期待できる。

徒長については最高稈長がNH₄-NおよびNO₃-N50mg/ℓ区を除いて窒素濃度が高いほど伸長しており、この両区も対照区よりも高く、窒素による徒長が認められる。節間長に関しては、各節間とも最高稈長の伸びに比例して、平均して伸長する傾向があり、下位節

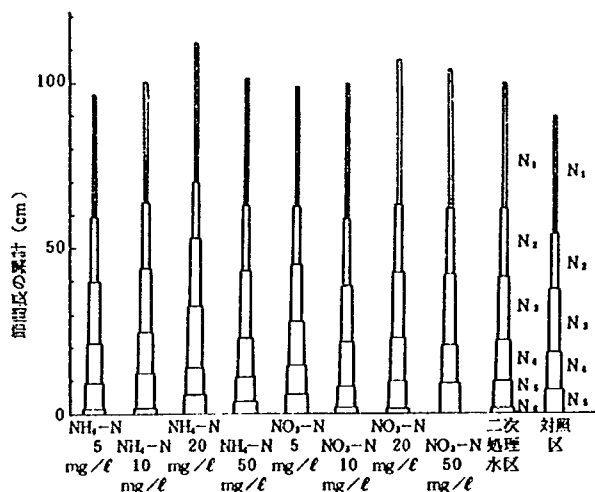


図3-3-2 節間長の測定結果

間だけが特に伸長するといった傾向は認められない。組織の軟弱化については、稈の座折荷重が窒素濃度の増加に伴い低下する傾向が見られるものの、対照区に比べて大きく低下することはない、むしろ対照区より良好な場合もあり、影響は少ないといえる。各区を倒伏指数を用いて表わすと、窒素濃度が高いほど値は高くなり、倒伏の危険性は高くなると言える。

収量については精もみ重、玄米重とも窒素濃度が高いほど増加し、玄米重において $\text{NO}_3\text{-N}$ 50 ㎎/ℓ 区で対照区の 303 名の増収となった。したがって、倒伏への影響を除けば、灌漑水中の窒素の影響はプラス側に働くことが多いといえる。ここで注意すべき点はアンモニア区では一穂粒数がほぼ一定であり収量の増加の多くが穂数の増加によってもたらされたのに対し、硝酸区での 20 ㎎/ℓ 区以上では一穂粒数がアンモニア区に較べて増加しており、穂重増も加わってなされていることである。これは、硝酸性窒素肥料の肥効試験において $\text{NO}_3\text{-N}$ は生育初期の分けつ一穂数増への効果は少なく、生育後期に吸収される量が多いとされており、灌漑水中の窒素においても $\text{NO}_3\text{-N}$ が生育初期よりも後期に大きく作用した結果によるものであろう。穂重が増加することはそれだけ倒伏の影響を受けやすくなると考えられるので注意を払う必要がある。

灌漑水に二次処理水を用いた場合であるが、水質面では $\text{NO}_3\text{-N}$ 10 ㎎/ℓ 区と 20 ㎎/ℓ 区の間に関係しており、得られた結果についてもこの両区の間関的なものであり、生育および収量面では窒素以外の影響と見られるものについては特に認められなかった。

表 3-3-4 稲体の窒素含有量

(3) 稲体の窒素含有量

各試験区の稲体各部位中の窒素含有量分析結果を表 3-3-4 に示す。灌漑水中の窒素濃度と稲体各部位中の窒素含有量には明確な相関性があり、窒素濃度が高いほど各部位の窒素含有量は高いものとなっている。なお、窒素含有量は灌漑水中の濃度が同一であれば存在形態にかかわらずほぼ同一の値となっており、このことから判断すれば、稲体が吸収する量は窒素の存在形態による差異は少なく、濃度によって決ってくるものといえる。

		(単位: %)		
試験区	項目	も ろ	わ ら	葉 ¹⁾
アンモニア区	5 ㎎/ℓ	0.89	0.69	1.50
	10 ㎎/ℓ	1.18	0.74	1.53
	20 ㎎/ℓ	1.30	0.92	1.65
	50 ㎎/ℓ	1.24	1.20	1.84
硝酸区	5 ㎎/ℓ	1.20	0.70	1.51
	10 ㎎/ℓ	1.13	0.82	1.69
	20 ㎎/ℓ	1.32	0.85	1.60
	50 ㎎/ℓ	1.33	1.25	1.86
二次処理水区		1.00	0.69	1.37
対 照 区		1.12	0.64	1.47

(注) 1) 上粒3葉 2) 全て風乾物当り

各部位の含有量において、もみおよび葉は灌漑水中の窒素濃度による増加が少なく、 $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ 50 ㎎/ℓ 区でも 20 % 程度して増加してないのに対し、わらにおいては最大 95 % と倍近い含有量の増加が見られた。全国の水稲わらの窒素含有量の平均値は 0.6 % 程度であるとされており、 $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ 50 ㎎/ℓ 区の 1.20 %、1.25 % という数値はこれと較べてかなり高いものであり、過剰に吸収されているといえるが、20 ㎎/ℓ 以下ではそれほど高いものではないといえる。

(4) 栽培土壌の窒素含有量

各試験区の栽培土壌の窒素含有量を表 3-3-5 に示す。供試土壌は施肥前に採取したものであり、その他いずれも収穫後採取したものである。

土壌中の窒素はその大部分が有機性窒素の形で保持されている。アンモニア区においては灌漑水中の窒素濃度が高いほど栽培土壌中の窒素含有量が高くなる傾向が見られる。これに対して、硝酸区では灌漑水中の窒素濃度にかかわらずほぼ一定である。これは前述したように $\text{NH}_4\text{-N}$ は土壌に吸着されやすいため、 $\text{NH}_4\text{-N}$

表 3-3-5 土壌の窒素含有量

試験区	項目	K-N	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	T-N
アンモニア区	5 ㎎/ℓ	218	0.93	0.37	218
	10 ㎎/ℓ	210	2.16	0.04	211
	20 ㎎/ℓ	234	0.95	0.25	234
	50 ㎎/ℓ	233	14.95	2.69	235
硝酸区	5 ㎎/ℓ	221	0.38	0.26	221
	10 ㎎/ℓ	210	1.09	0.55	211
	20 ㎎/ℓ	215	0.57	0.23	216
	50 ㎎/ℓ	204	1.06	0.37	204
二次処理水区		210	0.89	0.40	211
対 照 区		218	0.87	0.05	218
供 試 土 壌		190	0.77	2.40	193

(単位は ㎎/100 ㏍-乾土)

-Nで流入した場合、土壤中における滞留時間が長くなり、土壤中に固定される機会が $\text{NO}_3\text{-N}$ の場合と較べて増加することによって生じたものと考えられる。

一般に稲の吸収する窒素は栽培土壌に由来するもの（地力窒素）の割合が高いとされており、土壌中に窒素が蓄積されてゆくと窒素過剰障害を助長するとされている。したがって土壌への窒素の蓄積を考えるならば $\text{NO}_3\text{-N}$ の方が影響が少ないといえる。

3.3.2 圃場規模試験

本実験は下水処理水の農業利用（直接再利用）を行う場合の、灌漑水中の窒素の影響及び施肥法による影響の吸収についての検討を行うことを目的として実施したものである。

実験は1試験区50m²（0.5a）、試験区数10の圃場規模で行った。灌漑水としては水道水（対照区）および茨城県霞ヶ浦湖北処理場の放流水（二次処理水を急速砂濾過処理したもの）を用いた。水管理は中干し期間を除いて、ほぼ一定の水深（3cm前後）が得られるよう補給を行った。なお、中干し期間は7月26日から8月3日まで

表3-3-6 各試験区の施肥条件

の9日間とした。

各試験区の施肥条件を表3-3-6に示す。栽培品種はコシヒカリとし、ポット試験と同一日に播種したものを6月3日に移植を行った。栽植間隔は15×30cm（栽植密度は3.3m²当り69株）とし、1株5本の条件で行った。

試 験 区	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
灌 漑 水	2 次 処理水	2 次 処理水	2 次 処理水	2 次 処理水	2 次 処理水	2 次 処理水	2 次 処理水	水道水 (対照区)	2 次 処理水	2 次 処理水
基 肥 窒 素 量	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	無基肥	無基肥	半 量
追 肥 窒 素 量	慣行量	半 量	倍 量	無追肥	慣行量	無追肥	慣行量	慣行量	無追肥	半 量
施 肥	窒 素 基 肥	5	5	5	5	5	5	0	0	2.5
	(kg/10a)									
	追 肥	3	1.5	6	0	3	0	3	0	1.5
	(kg/10a)									
肥 量	リ ン 基 肥	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	(kg/10a)									
	追 肥	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	(kg/10a)									
カ リ	基 肥	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	(kg/10a)									
追 肥	基 肥	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	(kg/10a)									

(1) 灌漑水質、減水深、および窒素流入量

灌漑水質（二次処理水質）、各試験区の減水深および窒素流入量の測定結果を表3-3-7に示す。灌漑水中の窒素濃度はT-Nで約11mg/ℓであり、その大部分は $\text{NO}_3\text{-N}$ の形で存在している。なお、全国の下水処理場二次処理水のT-Nの平均値は20mg/ℓ程度とされており、これと較べると半分程度の値といえる。

表3-3-7 灌漑水質、減水深、窒素流入量

項 目	試 験 区	1	2	3	4	5	6	7 (対照区)	8	9	10
日 減 水 深 (mm/日)		220	221	218	237	174	227	184	187	200	291
総 減 水 深 (mm/作)		2326	2371	2177	2516	1811	2297	1791	1820	1917	2843
窒素流入量 (kg/10a)		234	264	236	285	191	253	29	194	202	314

二 次 処 理 水 質	T-N (mg/ℓ)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/ℓ)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/ℓ)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/ℓ)	Org-N (mg/ℓ)	T-P (mg/ℓ)
平 均 濃 度	11.0	0.85	0.02	9.72	0.53	0.40

一般の水田での減水深は1作当り1200～1500mm程度とされている。各試験区の減水深は1800～2800mm/1作とばらつきが大きく、量的にも多い。この値には雨によるものは含まれていないため、実際の減水深としてはもっと多いものとなる。なお、減水深の大きい理由としては、本圃場は造成されたばかりであり、土壌の状態がまだ安定していないことによって生じたものと考えられる。

灌漑水による窒素流入量は対照区を除けば、19～32kg/10aとかなり高い。通常の施肥量が8kg/

10aであり、この値の3～4倍量が灌漑水によってもたらされたことになる。

(2) 生育結果および収量

生育および収量に関する結果を表3-3-8に示す。穂数については基肥を慣行量とし二次処理水を用いた場合に増加するが、基肥量を減らすと穂数も減少することから考えると、穂数増については基肥の影響が大きいといえる。

稈実不良については、精もみ千粒重、稈実歩合、登熟歩合が対照区が最も大きく、二次処理水を灌漑水として用いるとやや低下することに見られるように、灌漑水中の窒素の影響が見られるが、それほど大きなものではない。

倒伏への影響については、基肥を慣行量とし、二次処理水を用いた場合は程の座折荷重が低下し、倒伏指数が増大するが、無基肥の場合は灌漑水から多量の窒素が流入しているにもかかわらず対照区と較べて程の座折荷重が高く、倒伏指数が低いことから考えれば、基肥による影響が大きく、灌漑水による影響は基肥に較べるとかなり小さいといえる。

収量についても、倒伏の場合と同様基肥による影響が大きく、無基肥ではかなりの減収となる。基肥慣行量では二次処理水を用いると増収となる。

追肥については、基肥条件が同一ならば追肥の有無による影響はほとんど見られず、二次処理水を用いる限りにおいては、追肥の効果はほとんどないといえる。

図3-3-3は本実験における玄米収量と倒伏指数の関係を示したものである。この結果に見られるように収量が高いほど倒伏指数は増大し、倒伏の危険性は高くなる。したがって倒伏を防ぐためにはあまり収量を上げないようにすることが重要といえる。この結果では10試験区の基肥および追肥半量区が、収量、倒伏指数とも対照区に最も

表3-3-8 生育および収量調査結果

項目	試験区	1	2	3	4	5	6	7 (対照区)	8	9	10
草丈 (cm)		107.1	106.3	108.0	113.2	111.7	118.8	106.6	101.0	101.2	109.5
最高節長 (cm)		92.1 (104)	88.6 (100)	88.0 (99.8)	94.7 (107)	93.7 (106)	99.5 (113)	83.2	81.0 (91.8)	82.2 (93.2)	92.6 (105)
穂数 (本/株)		160 (93.6)	146 (85.4)	166 (97.0)	195 (114)	193 (113)	196 (116)	171	170 (99.4)	120 (70.1)	165 (96.5)
1穂粒数 (粒/本)		72.1 (103)	78.9 (112)	73.5 (105)	89.6 (115)	69.3 (83.7)	80.0 (114)	70.2	65.6 (93.4)	80.2 (114)	76.3 (109)
わら重 (g/株)		38.9 (103)	36.9 (97.6)	39.2 (103)	47.1 (125)	46.1 (122)	51.4 (136)	37.8	26.5 (70.1)	27.1 (71.7)	41.4 (110)
稈実歩合 (%)		86.1	83.6	91.1	85.4	85.0	85.0	94.8	88.2	90.9	86.5
登熟歩合B (%)		90.4	94.6	93.1	94.3	92.5	90.0	95.2	83.8	93.8	90.5
精もみ重 (g/株)		27.0 (89.7)	27.2 (90.4)	28.7 (95.3)	33.7 (112)	29.9 (99.3)	33.1 (110)	30.1	24.5 (81.3)	22.8 (75.7)	28.5 (94.7)
精もみ千粒重 (g)		25.9	26.0	25.9	25.4	26.3	25.0	26.4	25.3	26.1	26.0
もみわら比 (%)		72	77	75	75	68	67	81	94	85	71
程の座折荷重 (g)		74	153	184	186	181	177	244	326	356	177
倒伏指数	A	3845	3725	3760	4428	4727	5453	2481	1254	1239	2933
	B	267.5	255.5	217.6	223.9	234.7	265.3	147.7	72.5	99.5	177.5

もみ収量 (kg/10a)	592	634	687	675	658	751	615	547	541	654
玄米収量 (kg/10a)	463	504	542	543	547	595	488	416	423	514

(注) 程の座折荷重についてはポット試験と固定および軌荷方法が異なる。

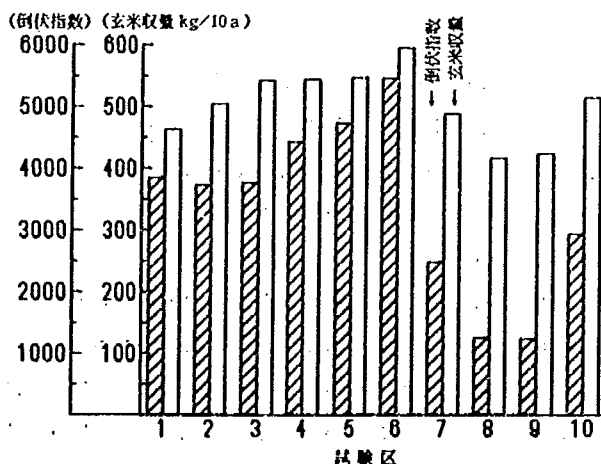


図3-3-3 玄米収量と倒伏指数の関係

近い。また、追肥の影響がほとんど見られなかったことと考えると、ここでの水質条件（T-N10
 ㍔/㍔程度、大部分が $\text{NO}_3\text{-N}$ ）での栽培では、基肥窒素量を半量、追肥窒素量を0とすることで、
 十分な成果を上げられると考えられる。

(3) 稲体の窒素含有量

各試験区の稲体各部位中の窒素含有量を表3-3-9に示す。もみ、わら、上位3葉とも対照区が最も低く、二次処理水を用いた場合は高い。また、わらについては収量が多い試験区つまり倒伏の危険性の高い試験区ほど窒素含有量が高くなる傾向が見られる。なお、10試験区のわらの窒素含有量は前述の全国の平均値と較べてそれほど高いものとはなっており、基肥を半量として収量を押えることが、この面でも有効に働いていることがわかる。

表3-3-9 稲体の窒素含有量

項目 試験区	窒素含有量(%)				リン含有量(%)			
	も	み	上位3葉	わら	も	み	上位3葉	わら
1	1.29	1.50	0.80	0.224	0.072	0.062		
2	1.24	1.43	0.74	0.324	0.100	0.078		
3	1.34	1.57	0.94	0.310	0.118	0.097		
4	1.19	1.57	0.73	0.323	0.126	0.098		
5	1.29	1.54	0.83	0.344	0.135	0.105		
6	1.25	1.49	0.79	0.270	0.125	0.109		
7	1.06	0.97	0.49	0.348	0.130	0.091		
8	1.32	1.23	0.72	0.309	0.106	0.075		
9	1.26	1.61	0.66	0.313	0.130	0.067		
10	1.24	1.62	0.72	0.298	0.123	0.068		

(注) 全て風乾物当り

(4) 栽培土壌の窒素含有量

各試験区の栽培土壌の窒素含有量を表3-3-10に示す。各試験区の土壌の窒素含有量は、いずれも栽培前の供試土壌より20㍔/乾土・100g程度減少しており、栽培期間中に無機化され、稲に吸収されたことを示している。二次処理水を灌漑水に用いた試験区においては、対照区に較べて窒素含有量が高くなる傾向が見られるものの、その差は数㍔と極めて小さく、ここでの水質条件では灌漑水が土壌に与える影響は少ないといえる。

収穫時の土壌中の窒素含有量が移植前と較べて低いことで、土壌中への窒素の蓄積がないと判断するのは危険である。一般の水田では収穫後切り株が残留すること、土中にわらを戻すことがあることなどを考慮する必要がある。特に二次処理水を灌漑水として用いた場合、わら重が大きくなり、かつ窒素含有量も高くなる傾向があるため、わらの窒素量は一般の場合と較べて多くなると考えられる。但し、この分を考慮した管理によっては土壌への窒素の蓄積は十分押えられるといえよう。

3.3.3 まとめ

表3-3-10 土壌の窒素含有量

ポット試験においては、a)土壌からの窒素流出は $\text{NO}_3\text{-N}$ で流入した方が多くなるが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の場合と比較してそれほど大きくはないこと、b)窒素の影響は倒伏を除けばプラスに働き、窒素濃度が高いほど増収になること、c)倒伏に与える影響では濃度20㍔/㍔以上では $\text{NO}_3\text{-N}$ の方が大きくなる可能性があること、d)土壌中への窒素の蓄積に関しては $\text{NO}_3\text{-N}$ の方が影響が少ないこと、など

項目 試験区	pH		$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	Org-N	T-N	T-P	窒素濃度
	$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$	$\text{pH}(\text{KCl})$	(㍔/100g)	(㍔/100g)	(㍔/100g)	(㍔/100g)	(㍔/100g)	(㍔/100g)	(%)
1	5.57	4.57	0.22	0.42	<0.01	130.1	131.3	70.6	9.2
2	5.56	4.54	0.22	0.57	<0.01	128.4	129.2	62.7	8.6
3	5.55	4.53	0.15	0.45	<0.01	133.8	134.4	58.7	8.3
4	5.46	4.43	0.13	0.33	<0.01	125.6	126.1	58.1	7.9
5	5.35	4.33	0.14	0.50	<0.01	123.8	124.5	64.4	7.6
6	5.55	4.55	0.12	0.37	<0.01	129.9	130.4	82.5	8.0
7	5.33	4.33	0.36	0.25	<0.01	123.6	124.2	73.0	8.2
8	5.46	4.49	0.16	0.70	<0.01	131.4	132.3	62.6	7.9
9	5.36	4.35	0.31	0.54	<0.01	128.9	129.8	71.3	8.7
10	5.48	4.42	0.24	0.38	<0.01	122.0	122.6	60.4	7.7
供試土壌	5.59	4.54	0.79	0.83	<0.01	149.7	151.4	65.0	8.6

が確認された。

圃場規模試験においては、灌漑水中の窒素濃度がT-N10mg/ℓ、その大部分がNO₃-Nという条件のもとで、a)窒素の施肥方法で、基肥を通常の半量のみとする施肥方法の改善のみで、通常の稲作と同程度の成績を上げうること、b)上述の水質条件では土壤中への窒素の蓄積を十分押えうること、などが確認された。

次年度は圃場規模試験を継続し、一般的な下水二次処理水のT-N濃度である20mg/ℓ、あるいはそれ以上の濃度における窒素の影響、および施肥法、水管理による窒素の影響の吸収について検討を行う予定である。

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などで値が定められている。環境基準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、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処理が必要とされる。生下水、2次処理水等に含まれる汚濁物質は、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物質の除去技術を開発することを目的としており、当面は汙過池による2次処理水中の浮遊物除去技術の開発を、主に京都パイロットプラントの汙過池を用いて行っている。

2. 55年度までの調査結果

2次処理水の汙過池による汙過にあたって、汙材構成、汙過方向、流量変動の影響、汙過速度、洗浄方法、洗浄用水等、浄水の汙過とは異った視点で設計、運転されるべき因子に関する調査を行った。また、2次処理水の汙過によって得られる水質を明らかにした。これらの成果の大部分は、土木研究所資料第1521号の“下水2次処理水の急速汙過に関する設計資料”にまとめられている。

2次処理水の汙過とともに、凝集沈殿処理水、硫酸アルミニウム添加活性汚泥処理水の汙過池による汙過に関する実験も行い、2次処理水の汙過との相違点を明らかにした。

3. 56年度の調査結果の概要

3.1 下向流式汙過池における塩素添加洗浄用水による洗浄効果の向上 下水2次処理水の2層汙過池による汙過において、特にアンスラサイト表面に発生する微生物の抑制手段として、塩素添加洗浄用水で洗浄する手法を実験的に検討した。その結果、洗浄ごとに塩素を添加することにより、微生物の発生、初期損失水頭の増加をほぼ防止できることが見い出された。

3.2 硝化脱窒処理水の汙過 最も実用性の高い下水中の窒素除去方法のひとつである硝化脱窒法の処理水の2層汙過池による汙過性について調査した。その結果、硝化脱窒処理水中の浮遊物は、通常の活性汚泥処理水の浮遊物より汙過池によって除去され易いことが確認された。

3.3 下水道でのウイルスに関する文献調査 下水道に関連したウイルスの文献を水中のウイルス、浮遊物への吸着性、生物処理による除去、塩素・オゾンによる不活化、ウイルスの採取法、エアロゾル中の濃度等に分類してレビューした。

4. 56年度の調査結果

4.1 下向流式汚過池における塩素添加洗浄用水による洗浄効果の向上

京都三次処理パイロットプラントにおける下水2次処理水の下向流式汚過池に関する54、55年度の調査において、主に *Epistilis* からなる微生物が10月中端から特にアンスラサイト表面に発生することが確認された。この結果、初期損失水頭が増大し、汚過1回あたりの汚過水量が減少すること、および、汚材の見かけ比重が小さくなり、同一の膨張比を得るのに必要な逆流洗浄速度が減少するため、逆流洗浄速度を調整しないと、汚材流出の恐れがあることが指摘された。また、汚過池に塩素を添加し、汚材を塩素溶液中に長時間浸しても、汚材から微生物を完全に剥離させることは困難であったことから、汚材に微生物を発生させないことが肝要であることが指摘された。汚材における微生物発生防止法として、汚過池流入水に塩素を添加する方法、あるいは塩素を添加した洗浄用水で洗浄する方法が考えられたが、前者は汚過水の濁度を増大させるという報告がある。このため、汚材表面における微生物発生防止法として、本年度は後者の方法を検討することとした。

表-1 充填汚材

	ES (MM)	UC (-)	充てん 点 (MM)
アンスラサイト	1.47	1.38	600
スラッジ	0.64	1.25	300

表-2 塩素添加頻度

NO.1	1回/月
NO.2	1回ごとの洗浄時
NO.3	なし

表-3 洗浄方法

	洗浄時間	1-A-332*	速 度
空気洗浄	1.0 MIN.	0.8 MIN.	1.15 M/MIN.
逆流洗浄	3.0 MIN.		25%の膨張比を得るのに必要な水量

表-4 膨張比20%を得るのに必要な逆流洗浄水量 (m/分)

		NO.1	NO.2	NO.3
56年3月30日	16.5°C	0.86	0.87	0.86
56年11月10日	18.1°C	0.86	1.02	0.65

実験条件 実験開始前に新たに表-1に示す汚材を充填した、断面積1m×1.2mの京都三次処理パイロットプラントに設置してある下向流式汚過池3池を用いて、洗浄用水への塩素添加に関する比較実験を行った。汚過池流入水は、鳥羽処理場2次処理水、洗浄用水は汚過水とした。汚過速度は300 m/日の定量で、全損失水頭が3mに達した時点で汚過を停止し、表-3に示す方法で3池を順に洗浄した。表-3に示す、25%の膨張比を得るのに必要な逆流洗浄水量の測定結果を表-4に示す。

洗浄に当って、各池の逆流洗浄用水への塩素添加頻度（塩素は次亜塩素ナトリウムで添加した）を、Na 1 汚過池は一月に一回、Na 2 汚過池は洗浄ごとに、Na 3 汚過池は塩素添加なしとした。塩素添加時の逆流洗浄用水中の塩素濃度は、洗浄終了時における洗浄排水中の有効塩素濃度が1～2 mg/lとなるように調節した。その結果、逆流洗浄用水中の塩素濃度は夏期で約4 mg/l、冬期で約3 mg/lとなった。

実験は4月始めより開始したが、7月いっぱいまでは、Na 2 汚過池流入水を、鳥羽処理場2次処理水から、生物

表-5 アンスラサイト付着生物状況

		7月8日	9月18日	12月23日	2月8日	3月31日	REMARKS
NO.1	S*	1.9	5.8	25.7	18.3	21.0	<i>Rotaria</i> <i>Charocicum</i> <i>Arcella</i> 等出現
	H**	0.4	8.7	33.4	38.7	28.1	
	A***	+	+++	++	+	++	
NO.2	S	1.0	2.5	12.3	12.3	20.3	Aの多いときに <i>Rotaria</i> <i>Volvocella</i> 等出現
	H	0.0	1.9	15.8	16.2	4.0	
	A	-	+	+	++	+	
NO.3	S	2.9	5.3	24.4	16.8	24.1	Na 1 と同様の傾向
	H	0.0	9.3	110.0	56.5	24.1	
	A	++	++	+	++	++	

* S. *Epistilis* の柄

** H. *Epistilis* の頭部

*** A. その他の微生物およびゴミ

(コ/アンスラサイト1コ)

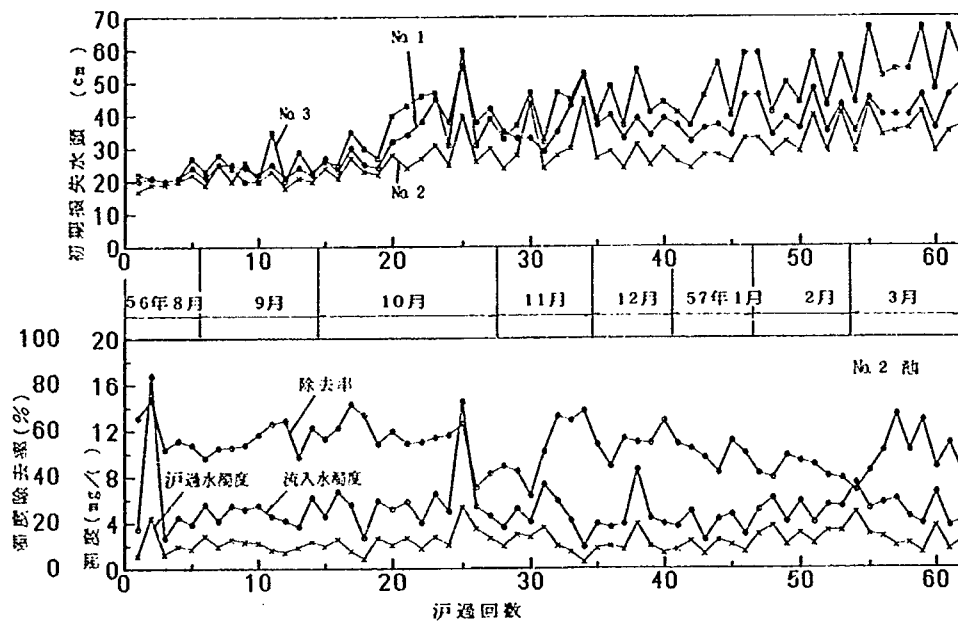


図-1 初期損失水頭、流入水および汚過水の濁度、および除去率の経時変化

学的硝化脱窒処理水と変更し、汚過条件もNo. 2池のみ種々に変更したため、比較検討は、8月からのデータを用いて行うこととする。

初期損失水頭の変化

図-1に8月からの初期損失水頭の変化を示す。また表-6は、初期損失水頭

表-6 汚過水量、初期損失水頭の月変化(平均値)

		8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
初期損失水頭 (cm)	No. 1	21.7	23.3	34.7	37.1	37.0	37.0	40.1	42.0
	No. 2	20.3	21.1	26.8	31.9	27.7	27.5	33.1	35.4
	No. 3	23.1	24.4	36.9	42.0	44.0	46.5	50.6	56.6
汚過水量 (m ³ /汚過)	No. 1	884.0	856.0	406.0	680.0	782.0	849.0	770.0	742.0
	No. 2	901.0	974.0	467.0	737.0	884.0	982.0	808.0	821.0
	No. 3	863.0	830.0	374.0	568.0	698.0	749.0	592.0	567.0
汚過水量の比 (汚過池/汚過池)	1/2	98.0	88.0	87.0	92.0	88.0	86.0	95.0	90.0
	3/2	96.0	85.0	80.0	77.0	79.0	76.0	73.0	69.0
	3/1	98.0	97.0	92.0	84.0	89.0	88.0	77.0	76.0

の月別平均値を示したものである。同図、同表より9月頃まではどの汚過池の初期損失水頭もほぼ一定で、特に塩素添加の効果は認められない。しかし、10月中端頃より、例年と同様に、各池の初期損失水頭は徐々に増加しているが、No. 3池、No. 1池、No. 2池の順にその値は高く、塩素添加の効果が見られかである。8月の初期損失水頭に比べ、3月では、洗浄ごとに塩素を添加したNo. 2池では約15cm、月に1回塩素を添加したNo. 1池では約20cm、塩素添加なしのNo. 3池では約34cm増加している。

アンスラサイト付着生物 表-5に示すアンスラサイト1個当たりの微生物付着状況も、上の事実を裏付けており、No. 3池、No. 2池、No. 1池の順に微生物数は多い。なお、微生物の検鏡は顕微鏡で数個のアンスラサイト周辺について行い、その平均をとったものである。しかし、No. 2池の例が示すように、洗浄ごとに塩素を添加してもアンスラサイト表面における微生物の発生を完全に抑制することができないことは注意を要する。一度発生したアンスラサイト表面の微生物がどのように推移するのかをさらに検討するため、No. 2池を用いた実験は57年度も継続している。また、同時期に検鏡した砂には余り微生物が観察されなかった。これは、アンスラサイトと砂の表面物性の差、あるいは、アンス

ラサイトと砂の充填位置の差によるものであろう。

汙過水量の変化 初期損失水頭が増加すると、それだけ汙過に有効な水頭が減るため、1回あたりの汙過水量も減少する。汙過停止の全損失水頭を3mとした本実験でも、Na2汙過池にくらべ、初期損失水頭が増加したNa1、Na3汙過池の汙過水量は減少している（表-6）。Na1汙過池は、Na2汙過池の汙過水量の約90%を、全期間を通して確保しているが、塩素添加を行わなかったNa3汙過池の汙過水量は、Na2池のそれにくらべ、初期損失水頭の増加に比例して減少しており、3月にはNa2汙過池の76%になっている。

表-7 汙材付着浮遊物測定結果 (mg・ss/g・汙材)

汙材 深度 (cm)	9A18B			11A27B			12A23B			2A10B			3A24B		
	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3
0-10	8.60	4.91	10.11	0.74	0.59	1.61	1.01	2.22	3.18	0.94	4.34	3.16	0.83	1.39	3.75
10-20	1.28	0.56	3.19	0.75	0.58	2.28	0.96	0.72	2.21	0.82	1.43	2.42	0.95	1.30	5.96
20-30	1.11	0.52	2.99	0.97	0.06	1.41	1.24	0.61	2.34	0.88	1.90	4.87	1.34	1.32	4.48
30-40	1.54	0.86	1.33	1.14	0.59	1.33	1.51	0.59	2.23	1.34	1.26	2.76	1.57	1.51	6.43
40-50	1.28	0.92	2.19	0.24	0.67	1.17	1.47	2.96	3.37	1.48	0.91	3.37	0.78	2.11	1.91
50-60	0.90	1.15	1.18	0.14	0.50	0.60	0.47	0.49	1.83	2.02	1.33	0.85	0.33	0.30	1.09
60-70	0.15	0.33	0.45	0.12	0.18	0.42	0.14	0.20	1.16	0.12	0.39	0.58	0.21	0.17	0.25
70-80	0.20	0.23	0.21	0.08	0.05	0.34	0.45	0.27	2.19	0.18	0.42	0.47	0.08	0.06	0.65
80-90	0.19	0.26	0.35	0.30	0.04	0.50	0.63	0.40	1.03	0.09	0.33	0.56	0.26	0.06	1.98

汙材付着浮遊物 表-7は、汙過池洗浄後に汙層の深度別に採取した汙材に付着していた浮遊物を測定した結果である。同表によってもNa3汙過池の汙材の汚れが激しいことが認められる。

逆流洗浄水量の変化 汙材搬入時に測定した、各池の汙層を25%膨張させるのに必要な逆流水量は、表-4に示すように同様であったが、汙層に微生物が発生し、初期損失水頭が増加した11月に測定した結果は、Na1、2、3汙過池それぞれ0.86、1.02、0.65 ml/分と汙過池間に大きな差が生じた。Na3汙過池の洗浄水量は、Na1の約64%にまで低下している。これは、先にも述べたように、汙材に微生物が大量に発生したため、汙材の見かけ比重が軽くなったためと思われ、逆流洗浄速度を変更しないで、微生物が発生しなかった時の値に保持すると、逆流時の汙層の膨張比が異常に高くなり、汙材の流出を招く恐れがある。微生物は、砂よりアンスラサイトに多く発生する。したがって、アンスラサイトの見かけ比重の低下の方が砂のそれより大きくなるため、逆流速度を低下させると、砂の洗浄が不十分になることも考えられる。多少、そうした傾向が表-10にうかがわれる。

SS・濁度の除去 表-8に示すSS、濁度の除去結果によると、毎回塩素を添加したNa2汙過池の除去成績が多少、Na1、Na3汙過池のそれより劣るが、その差はそれ程大きくなく、各池の汙過水の水質は同等といえる。

まとめ 2次処理水の汙過において、汙過池洗浄ごとに塩素を洗浄終了時に洗浄排水中に塩素が検出される濃度で、洗浄用水に添加することによって、特に2層汙過におけるアンスラサイト表面の

表-8 SS・濁度の除去状況

汙過池	SS*			濁度**		
	流入水	汙過水	除去率	流入水	汙過水	除去率
	MG/L	MG/L	%	MG/L	MG/L	%
NO.1	8.2	2.5	69	5.2	2.4	53
NO.2	8.2	2.9	65	5.2	2.5	52
NO.3	8.2	2.5	70	5.2	2.3	56

* 1日の混合試料の平均 (N=30)

** 連続測定結果の平均

微生物発生を抑えることが出来た。このため、初期損失水頭の増加は、塩素を添加しない汙過池、月1回の割合で塩素を添加した汙過池にくらべ少なく、また、1回あたりに得られる汙過水量も多かった。しかし、微生物の発生、および初期損失水頭の増加を完全に抑えることは、毎回の塩素添加によっても出来なかった。このため、毎回塩素を添加している汙過池の実験を続け、初期損失水頭の変化、および汙材の検鏡を継続するとともに、洗浄頻度に関する検討も必要と考えられる。

4.2 硝化脱窒処理水の汙過

現時点において、最も実用性の高い下水中の窒素除去法のひとつは、単段式硝化脱窒法である。そこで、京都パイロットプラントに設置してある生物処理プラントで行っている同法の処理水の汙過特性を検討することとした。実験に用いた汙過池と運転条件は、流入水と汙過速度を除いて、4.1で述べたものと同一で、使用した汙過池はNo.2である。汙過速度は180、300 m/日の定量、および日平均汙過速度240 m/日の変動とした。また対照とした鳥羽処理場2次処理水の汙過はNo.1汙過池で行い、その汙過速度は300 m/日の定量とした。実験は56年4月から7月末まで行った。

硝化脱窒処理水と汙過水の水質分析結果の平均を表-9に示す。除去率の高い水質項目はBODとSSでそれぞれ73%、86%であった。また汙過水のBODとATU-BODはほぼ等しいことから、汙過によってNBOD(硝化菌)はほぼ100%除去されることが分る。

図-2より、硝化脱窒処理水の汙過において、汙過速度を180から300 m/日にしても、あるいは日平均汙過速度240 m/日(図-4参照)で変動汙過を行っても汙過水質に大差がでな

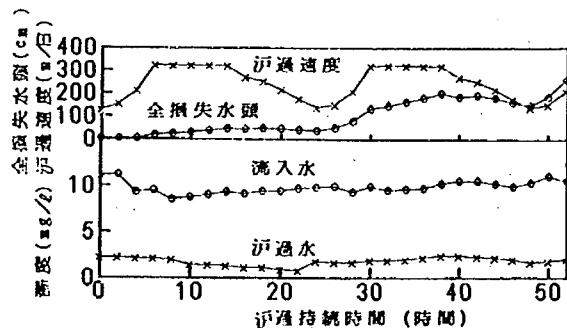


図-4 硝化脱窒処理水の変動汙過例

表-9 硝化脱窒処理水の汙過結果

	流入水 MG/L	汙過水 MG/L	除去率 %
BOD	7.3	2.0	73
ATU-BOD	3.9	1.9	51
COD, MN.	12.7	10.0	21
SCOD, MN.	8.8	9.0	-
COD, CR	34.4	23.6	31
SCOD, CR	21.0	20.1	4
TOC	11.2	8.7	22
STOC	7.6	7.4	3
SS	14.7	2.1	86
K-N	1.8	1.3	29
SK-N	1.2	1.0	17
NH ₄ -N	0.2	0.2	-
NO ₂ -N	0.0	0.0	-
NO ₃ -N	8.1	7.7	5
P	2.1	1.9	10
SP	1.8	1.8	-
ALKALINITY	44.9	46.1	-

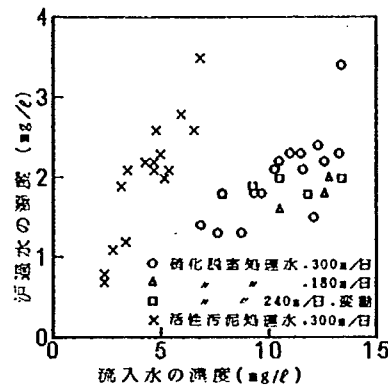


図-2 流入水と汙過水の濁度

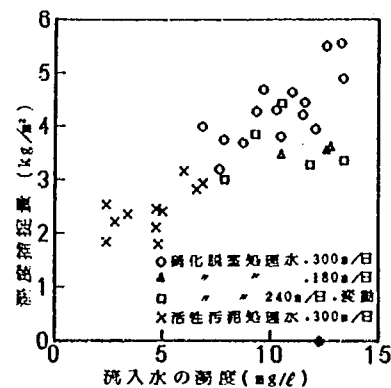


図-3 流入水の濁度と濁度捕捉量

いことが分る。また、180 m/日の汙過では、300 m/日の汙過にくらべ、その濁度捕捉量が低減することが、図-3より見い出されるが、これは180 m/日の汙過においては、300 m/日の汙過にくらべ表層汙過になっているためと考えられる。図-2、3には、鳥羽2次処理水を流入水とした同時期の汙過結果も示されている。濁度捕捉量から見ると、硝化脱窒処理水と通常の活性汚泥処理水の汙過性は同レベルであるが、汙過水の濁度は、流入水の濁度を同一とした場合、活性汚泥処理水の方が高くなっている。このことから、硝化脱窒処理水中の浮遊物の方が、通常の活性汚泥処理水中の浮遊物より汙過池で除去され易いといえる。

4.3 下水道でのウイルスに関する文献調査

本調査は下水道に関連したウイルスについての情報を収集するために実施したものである。調査内容は、水中のウイルス、浮遊物への吸着性、水処理による除去、塩素およびオゾンによる不活性化、水中からのウイルスの濃縮法などについて検討した。

1) 水中のウイルス

人間に病気を起すウイルスは300種以上で、そのうち約1/3が水中に存在するといわれている。

Bitton, G (1980) は人

間の排泄するウイルス

をまとめている。一方、

水中から検出されるウ

イルスについては、

Sallar, S. A. (1978) が

定性的にレビューして

いる。下水処理場における調査例は少ないが、ここでは、Burus, N (1976) の調査した流入下水中の腸内ウイルスの値を示す(表-10)。

なお、流入水のBODは500 mg/l程度である。日本では岩崎(都衛研)が10年以上にわたり、下水中のウイルスの消長を調査している。

水中に排出されたウイルスは、長期間その活性を持続し、腸内細菌より長いともいわれている。

Sallar, S. A. (1981) は活性の持続性についてレビューしているが、下水を含めて、淡水でのデータが非常に少ない。さらに、表-11に活性の持

Table 10 Enteroviruses in wastewater - monthly average

No.	Month-Year	PFU 100 ml ⁻¹		Month-Year	PFU 100 ml ⁻¹	
		Average	Maximal		Average	Maximal
1	March 1972	10,376	22,000	March 1973	13,300*	22,500*
2	April	N.T.	—	April	21,150*	42,500*
3	May	3,500	4,000	May	49,200*	50,000*
4	June	3,500	3,500	June	29,130*	66,000*
5	July	17,600	50,000	July	28,000*	106,000*
6	August	6,000	6,000	August	17,500*	60,000*
7	September	4,900	5,400	September	17,500*	58,000*
8	October	11,700	15,000	October	3,250*	10,000*
9	November	1,000	1,200	November	8,400*	30,000*
10	December	600	600	December	1,770*	4,000*
11	January 1973	17,000	20,400	January 1974	2,130*	10,500*
12	February	13,600	22,000	February		

* BGM cell line.

TABLE 11 Factors Affecting Enteric Virus Survival in Receiving Waters

Hydrological, Seasonal and Climatic

- Temperature
- Turbulence, rate of flow, volume, and depth of receiving waters
- Nature and extent of suspended particulates and sediment
- Rainfall and spring thaw
- Snow and ice cover
- Sunshine

Chemical

- pH
- Salinity
- Heavy metals
- Organic chemicals

Biological and Biochemical

- Bacteria and Fungi
- Protozoa
- Shellfish
- Other species of aquatic animals and plants
- Enzymes

Pollutants

- Domestic
- Agricultural and Farm
- Industrial

続に及ぼす要因も示されている。

2) 浮遊物質へのウイルスの吸着

水中のウイルスは大部分吸着しており、フリーで存在するものは少ない。腸内ウイルスは便に含まれて排泄されるため、最初から吸着状態である。水処理からみると、吸着状態の方が不活化処理に対する抵抗力が強く、厄介な問題となる。なお、長期間活性を維持できる。吸着条件は、ウイルスが負に荷電しているため、吸着するためには、pH、カチオンなどが影響する。ウイルスも無機物粒子も負に荷電しているので、適当なカチオンがあると、吸着しやすくなると考えられている。Schaub, S.A. (1974) は、一次処理水に粘土を加え、ポリオウイルス土の吸着実験を行い、5分後74%、20分後92%の吸着があったとしている。

水中にたんぱく質系の有機物があると、ウイルスと競合してウイルスの吸着を阻害する。Stagg, C. H. (1977) も、わづかの汙過下水を添加するだけで吸着阻害が起ることを認めている。Labelle, R.L. 他 (1979) は2次処理水へフミン酸を加えても吸着を阻害しないことを報告している。このことは吸着を阻害する有機物がたんぱく系のものであることを示している。

水中の pH が変わると、ウイルスの表面荷電が変わるため、吸着に影響をおよぼす。Hurst, C.J. (1980) は、中性より低 pH で、土がウイルスをよく吸着することを示した。Schaub, S.A. 他、(1975) は $MgCl_2$ 、 $CaCl_2$ の存在で、ウイルスが有機物へも吸着することを報告している。一度吸着したウイルスはその条件下ではほとんど脱着しない。脱着させるには、塩類濃度のうすい水に移すか、たんぱく質溶液、界面活性剤等に移すなど工夫が必要である。したがって、粒子に吸着したウイルスは非常に安定しているといえる。吸着したウイルスはそのままの状態に活性を持続している。Smith, E. M. 他 (1978) は底土に吸着したウイルスとフリーの状態のものと不活性化速度を調べ図-5の結果を得た。Hurst, C.J. 他 (1980) は土に吸着されたウイルスを細菌の有無、嫌気、好気条件、温度等を変えて活性の持続性を調べ、特に影響する因子は温度で、1°Cでは活性を維持し、23°Cでは好気性菌が存在すると、嫌気性よりはやく不活化する(図-6)。

Boardman, C. D. (1977) は吸着したものとフリーのウイルスの塩素に対する抵抗力について報告し、吸着した方が抵抗力が大きいことを示した。Stagg, C. H. 他 (1978) も2次処理水を用いて同様の結果を得ている。Boyce, D. C. 他 (1981) はオゾンに

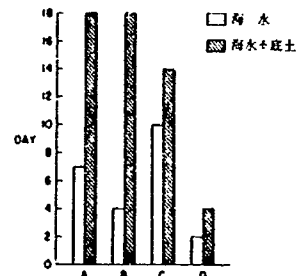


FIG. 5 Comparison of the maximum length of survival of the four virus types in seawater alone and in seawater containing sediment. (A) Echovirus 1; (B) coxsackievirus B3; (C) poliovirus 1; (D) coxsackievirus A9.

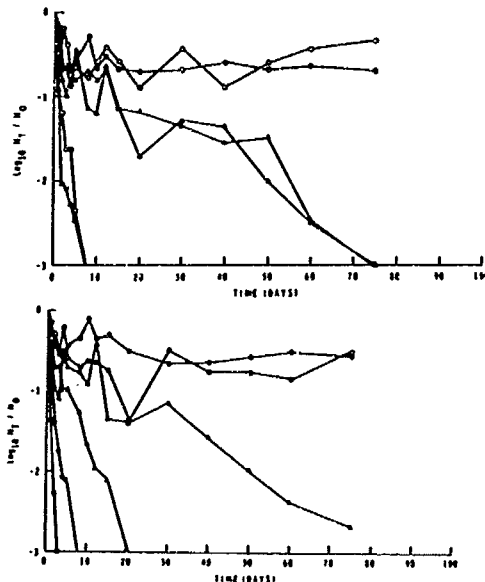


FIG. 6 Poliovirus 1 survival in FM soil wetted with distilled water under sterile (top) and nonsterile (bottom) conditions. Symbols: O, 1°C, aerobic; ●, 1°C, anaerobic; Δ, 23°C, aerobic; ▲, 23°C, anaerobic.

に対する抵抗性を調べた。Hejkal, T. W. 他 (1981) は下水処理場で調査し、フリーのウイルスが不活化されやすいと考えている。

3) 水処理によるウイルスの除去

水中のウイルスは大部分浮遊物に吸着されていると考えられるので、最初沈殿池で浮遊物とともに除去されることが予想される。生下水を軽く遠心すると上澄液のウイルスは減少する。Sproul, O (1974) によると、沈殿した SS が分解して、小さな SS となり吸着したウイルスとともに水中にもどるため、初沈への流入水と処理水では後者の方が、一般にウイルスが多いといわれている。

ウイルスは活性汚泥処理を行うと90%以上除去できることが知られている。Balluz, S. A. 他 (1977) はエアレーションタンクの運転条件に影響されることを述べている。ウイルスを連続注入した場合、活性汚泥中のウイルスの85%が吸着状態で存在している。ウイルスを1回投与した場合、15分後活性汚泥中のウイルスは50%が吸着され、4時間後には92.5%になり、8時間後には処理水から検出されなくなった。一方、汚泥からは長く検出され、吸着したウイルスは長期間活性を維持していることがわかった。

Satterman, R. S. 他 (1976) は EPA の硝化・脱窒・凝沈過程のフローで大腸菌ファージの調査を行った。除去率は、ファージの性質とエアレーションタンクの滞留時間に関係すると考えられるが、生物処理では80%以下であった。Balluz らの実験でも滞留時間が10時間あったのに80%であった。Naparstek, J. D. 他 (1976) は下水処理場の各プロセスに f_2 ファージを添加し、除去率を調べた。エアレーションタンクでの除去率が悪く、先述したように f_2 ファージの性質とも考えられる。

Satterman らは各プロセスに f_2 ファージを添加して除去性を調べ、この場合は良い。ウイルスの指標としてファージを用いるには問題がありそうである。Rao, V. C. 他 (1977) はボンベイ市の処理場でのウイルス除去について報告している。試料の保存条件によるウイルスの変化、採取方法、試料の処理等についても検討している。ウイルスの除去は、ほとんど95%以上を示している。これは塩素処理なしの結果である。

処理水中に含まれる SS にはウイルスが吸着しており、これらは塩素処理しても不活化するのは困難である。凝集沈殿を行えば、フリーのウイルスまで除去できるので好都合である。次に凝集処理について述べる。Brunner, D. R. 他 (1970) は2次処理水のアルミ添加によるリン除去実験を行ない、ウイルスの99.92%の除去率を得ている。pH を8.3以上にしてリンを完全に溶解したが、ウイルスの回収率は9.25%で、ウイルスは凝集沈殿により大部分不活化したと考えている。また、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ によるリン除去ではpHを上げるとウイルスの除去率が上昇した。Sattar, S. A. 他 (1976) は生下水の $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 処理を行い、上澄液からウイルスは検出されず、汚泥がたんばく質により抽出したが、極めてわずかであったことから、大部分のウイルスが不活化したと考えている。なお、pHは11.5であった。汚泥中のウイルスがどの程度活性を維持するかも調べ、12時間後にはすべて不活化することがわかった。

4) 水中ウイルスの不活性化

不活性化の方法として、塩素処理とオゾン処理について述べる。塩素処理での殺菌効果の判定には

大腸菌群とか一般細菌を指標にしているが、ほとんどのウイルスは細菌より塩素に対する抵抗力が強く、さらに最小感染量が細菌よりかなり低いため、細菌を指標にすることはウイルスには問題がある。O'Brien, R. T. 他 (1979) は塩素がウイルスの構造にどのような変化を与えて不活性化するかを明らかにしている。ウイルスに対するハロゲンの効果については Sharp, D. G. らが研究している。ウイルスは集合体を作りやすく、ウイルスの種類によっては、単一粒子の場合より塩素への抵抗力が強い。処理水の塩素処理の場合、水中にアンモニア、各種の有機物が存在するため、塩素処理をしても殺菌効果、ウイルスの不活化効果が著しく減退する。Kruse, C. W. 他 (1971) は、HOCl がクロラミンに変る前にウイルスと接触させるため、フラッシュミキシング法を提案した。これは処理水と塩素をはげしく混合する方法である。その不活化効果を図-7、表-12に示した。処理水の pH を下げることができればその効果はさらに期待される。室内実験では理想的な実験ができるが、実際の処理場での適用性を検討する必要があり、Kruse らは下水処理場でこの方法を調査した。同じ塩素の注入量でも注入法を変えるだけでかなり効果に差のあることがわかった。また、同じ処理場で、本法をより効果的にするため、そのための塩素混合器を使って検討した。塩素の効果は、最初の極く短時間で終了する。攪拌が激しい程、塩素のウイルス不活化効果は上昇する。

二酸化塩素はクロラミンの生成がなく、残留性があり、さらに残留二酸化塩素の定量もでき、トリハロメタンの生成もないことから、Harakeh, M 他 (1981) は二酸化塩素による下水処理水中のポリオウイルス、f₂ フェージの不活化を調べた。pH 温度を変えた実験では pH の影響のないことがわかった。Aieta, E. M. 他 (1980) は塩素と二酸化塩素との比較を行った。図-8 のように、非常に短時間で効果を示し、ウイルスの不活化効果も塩素より強いことがわかった。

オゾン処理は下水処理での実績が少ない。オゾンのウイルス不活化機構について、Kim, C. K. 他 (1980) が研究し、ウイルスの不活化が5秒後に起り、宿主細菌への吸着も減少することがわかった。残存オゾンの濃度が高い程吸着フェージが少なくなる。吸着状態での不活性化について Foster, D. M. 他 (1980) が研究し、宿主細胞に吸着しているウイルスはフリーのものに比較し、不活性化が

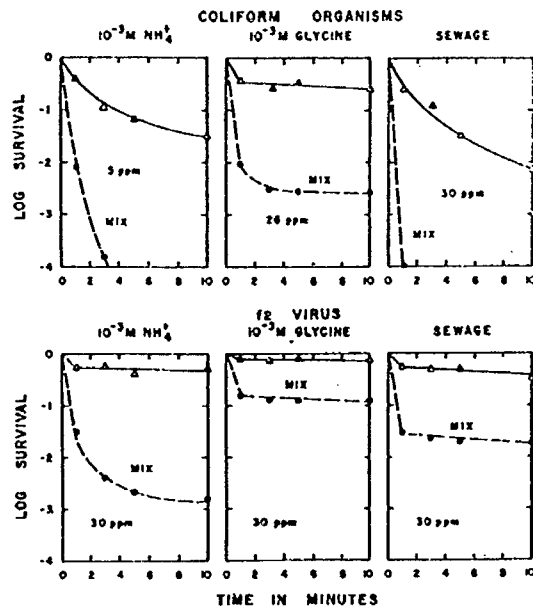


Figure 7 Bactericidal and viricidal effect of "flash" mixing of chlorine in waters containing nitrogenous interfering substances: $10^{-3}M$ ammonium ion, $10^{-3}M$ glycine and filtered secondary sewage effluent. All buffered to pH 7.0 and cooled to 0 °C. Chlorine dosed as indicated at time zero to two test volumes, one "flash" mixed, the other slowly added with gentle stirring.

Table 12 Viral inactivation rate constants at varying pH of sewage at 10 °C

Flash mixing of 30 mg/l chlorine			
Sewage pH	Viral inactivation rate constant (min ⁻¹)	Free chlorine duration (sec)	Viral kill (percent)
5.0	120.0	110.0	>99.9999
5.5	72.0	24.0	>99.9999
6.0	44.0	10.0	99.93
6.5	26.0	5.6	92.0
7.0	16.0	5.4	76.0
7.5	9.5	5.0	55.0
8.0	5.6	5.0	40.0
8.5	3.5	4.9	25.0*
9.0	2.0	4.8	15.0*
9.5	1.2	4.6	10.0*

*Essentially control survival

困難であった。また、 Al で凝集したウイルスに対する効果を調べ、有機物への吸着と異なり、オゾンに対する抵抗性が弱い。有機物が共存する場合、Katzenelson, E. 他 (1976) が実験し、結果を図-9に示す。生水の場合、残留オゾンが検出されるときは99.9%が不活化している。2分後には99.999%不活化したと述べており、有機物の少ない処理水では、さらに効果が期待できる。下水処理水の安全確保のためにはオゾン3 mg/lで10分間の接触が必要であると述べている。

塩素処理およびオゾン処理を確実にを行うためには、浮遊物質、濁質を完全に除去する必要がある。濁質は 1° 以下にする。塩素処理ではアンモニアは1 mg/l以下、オゾン処理ではオゾンが検出されるまで注入し、その時間を10分以上保つ必要があろう。

5) 水中の微量ウイルスの濃縮法

ウイルスの最小感染量は細菌より低く、現在では1 PFUあるいはそれ以下と考えられている。これらのウイルスを定量する場合、1,000 lの水を10 ml程度に濃縮しないと測定が困難になり、種々の濃縮方法が検討されている。現在、短時間に濃縮する方法として、膜吸着法が唯一の方法と考えられている。水中ウイルスの濃縮に関する報告は本法にかかわるものが大部分である。これは膜で通過してウイルスを膜に吸着させ、少量の脱着液でウイルスを脱着する方法である。ウイルスは 0.1μ 以下で、膜の孔径は 0.45μ 、あるいは 0.22μ であり、ウイルスは膜に吸着されて濃縮される。膜吸着法についてはWallis, E. 他 (1979) がレビューしている。

ウイルスの膜への吸着では添加カチオン、pH、吸着材としてのフィルター、浮遊物、濃縮機等の問題が検討されている。ウイルスの脱着ではpH、脱着剤(肉エキス、アミノ酸等)等の研究、脱着したあとの再濃縮では、脱着—再吸着—再脱着法が検討され、目づまりをさせる物質(MCC)を除去することがポイントになっている。 $Al(OH)_3$ 、 $Fe(OH)_3$ 等による吸着法、等電点沈殿法等が検討されている。ウイルスの定量法にはいくつかの方法があるが、Morris, R. 他 (1980) は水中ウイルスの検出には、ブラック法については流込法が適していると述べている。

6) 下水処理場から発生するエアロゾル中のウイルス

Fannish, K. F. 他 (1976) はエアロゾル中の大腸菌ファージの検出を試みた。ファージを用いたのは、下水中で腸内ウイルスより大腸菌ファージが多いことから、ファージを指標にして、腸内ウイルスの動きを推定するためである。表-13、14に下水中とエアロゾル中の比較を示した。表中のプラント1、4は散水汚床、2と3が活性汚泥法の処理場である。気温、湿度、風速、日照等の影響についても検

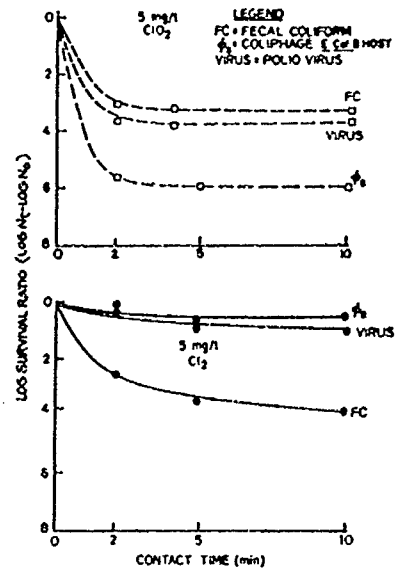


FIGURE 8 Effect of contact time and disinfectant on survival ratios for fecal coliforms, coliphage, and poliovirus.

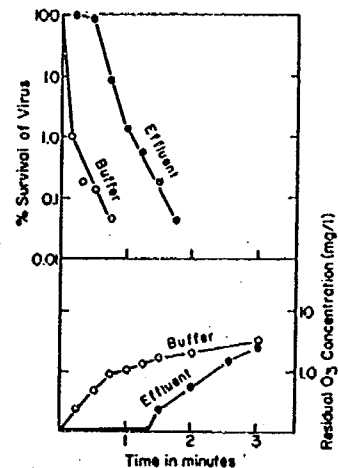


Fig. 9 Kinetics of increase in O_2 residual concentrations and of poliovirus I inactivation during continuous O_2 bubbling through buffer and filtered sewage.

討している。

表-15は1977の結果である。

TABLE 13 Airborne *E. coli* C3000 phage isolates related to liquid-sewage concentration

Plant no.	Liquid-sewage concn (PFU/liter)*	No. of air samples	Mean airborne concn (MPN/m ³)	Mean airborne concn/ sewage concn
1	4.44×10^3	3	3.33×10^{-1}	7.50×10^{-3}
1	1.60×10^3	3	4.67×10^{-1}	2.96×10^{-4}
1	0	3	6.00×10^{-1}	
1	ND ^b	4	1.00×10^{-1}	
2	9.00×10^3	5	4.00×10^{-2}	4.44×10^{-3}
2	1.00×10^3	2	0	0
2	0	2	0	
2	0	5	0	
3	5.90×10^3	3	2.60×10^{-1}	4.41×10^{-4}
3	3.90×10^3	1	1.10×10^{-1}	2.82×10^{-4}
3	7.45×10^3	4	$\geq 5.13 \times 10^{-1}$	6.89×10^{-3}
4	8.10×10^3	4	$\geq 2.88 \times 10^{-1}$	3.56×10^{-3}
4	8.75×10^3	4	1.88×10^{-1}	2.15×10^{-3}
Mean	3.38×10^3		2.24×10^{-1}	6.67×10^{-3}
Mean (excluding zero)	4.48×10^3		2.81×10^{-1}	6.34×10^{-3}

* PFU, Plaque-forming units.

^b ND, Not done.

TABLE 14 Airborne *E. coli* K-12 HfrD phage isolates related to liquid-sewage concentration

Plant no.	Liquid-sewage concn (PFU/liter)*	No. of air samples	Mean airborne concn (MPN/m ³)	Mean airborne concn/ sewage concn
1	5.46×10^3	3	3.33×10^{-1}	6.10×10^{-3}
1	9.00×10^3	3	6.67×10^{-1}	7.41×10^{-3}
1	2.40×10^3	3	2.00×10^{-1}	8.33×10^{-3}
1	ND ^b	4	3.00×10^{-1}	
2	ND		ND	
2	1.50×10^3	2	0	0
2	0	2	0	
2	0	5	0	
3	2.10×10^3	3	1.70×10^{-1}	8.10×10^{-3}
3	1.50×10^3	1	0	0
3	4.25×10^3	4	3.88×10^{-1}	9.13×10^{-3}
4	5.75×10^3	4	$\geq 3.75 \times 10^{-1}$	6.52×10^{-3}
4	4.55×10^3	4	1.40×10^{-1}	3.08×10^{-3}
Mean	2.40×10^3		2.23×10^{-1}	9.29×10^{-3}
Mean (excluding zero)	2.94×10^3		3.02×10^{-1}	1.03×10^{-2}

Table 15 Airborne viruses related to liquid sewage concentration

Concentration of viruses assayed on:								No. of air samples
Plant No.	BGM Cells		<i>E. coli</i> C3000*		<i>E. coli</i> K12HfrD*			
	Sewage (pfu/l)	Air (MPN/m ³)	Sewage (pfu/l)	Air (MPN/m ³)	Sewage (pfu/l)	Air (MPN/m ³)		
3	7.0 × 10 ³	0	5.9 × 10 ⁴	2.6 × 10 ⁻¹	2.1 × 10 ³	1.7 × 10 ⁻²	3	
3	5.6 × 10 ³	0	3.9 × 10 ⁴	1.1 × 10 ⁻¹	1.5 × 10 ³	0	1	
3	ND†	0	7.4 × 10 ⁴	≥ 5.1 × 10 ⁻¹	4.2 × 10 ³	3.9 × 10 ⁻¹	4	
4	1.1 × 10 ³	0	8.1 × 10 ³	≥ 2.9 × 10 ⁻¹	5.8 × 10 ³	≥ 3.8 × 10 ⁻¹	4	
4	1.8 × 10 ³	0	8.8 × 10 ³	1.9 × 10 ⁻¹	4.6 × 10 ³	1.4 × 10 ⁻¹	4	
Mean	1.0 × 10 ³	0	5.1 × 10 ³	3.0 × 10 ⁻¹	3.6 × 10 ³	2.3 × 10 ⁻¹		

* These data are taken in part from Fannin *et al.* (1976).

† Sample not assayed.

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

柳山 孝一

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、放流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。有機物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。

1. 55年度までの調査成果

1) 粒状活性炭による2次処理・滲過水中の有機物、色度等の除去特性を明らかにした。2) 2次処理水を直接粒状活性炭吸着塔に通し、溶解性物質とともに浮遊物も除去する手法の実用性を調査し本手法に適した活性炭の特性を見い出した。3) 粒状活性炭の多段塔による再生をくり返し行い、容積ベースの再生収率は88~90%であること、及び再生によるTOC吸着力の低下はないことを明らかにした。4) 既設下水処理場におけるCOD除去状況を調査した。5) オゾン処理、接触酸化、活性汚泥による有機物除去に関する基礎的実験を行った。6) 粒状活性炭の長期吸着性能比較実験：5種の活性炭で約2年間運転した結果、最も吸着能力の低い活性炭のCOD吸着量は、最も優れた活性炭の67%と、活性炭によってCOD吸着能力に大きな差がある。最も優れた活性炭のCOD除去率は、初期70%、BV6,000で30%と減少したが、BV6,000から17,000までは30%の除去が継続した。活性炭の長期運転を行っても、老廃炭の再生性に問題はない。

3. 56年度の調査の概要

56年度の調査項目と主たる結果は次のようである。1) 活性炭吸着塔流入水の比較実験：京都市烏羽処理場、および千葉県花見川処理場の2次処理—急速滲過水を流入水として、それぞれの処理場に設置した、同一の活性炭を充填した活性炭吸着塔を用いて、活性炭吸着塔流入水の比較実験を行った。流入水COD_{mn}の低い花見川、および比較的高い烏羽の累積COD_{mn}除去率60%を確保出来るBVは、前者で約14,500、後者で4,000となり、両者に約10,000BVの差が生じた。また等温吸着実験から得られるCOD_{mn}吸着量以上の値を活性炭吸着塔では得られること、および、再生炭のCOD_{mn}吸着能は、新炭と同程度以上まで回復することが、双方の処理場における実験で観察された。2) 揮発性物質の揮散に関する実験：揮発性物質の揮散速度推定式は、機械攪拌で行った12の物質のうち、8物質についてはほぼあてはまることが確認された。しかし、空気攪拌を行うと、推定式から得られるよりも揮散速度が小さくなる現象が観察された。

4. 56年度の調査結果

4.1 活性炭吸着塔流入水の比較

実験

本調査課題による粒状活性炭による有機物除去に関する調査は、主として京都市鳥羽処理場構内に設置してある、三次処理パイロットプラントを用いて行ってきた。そこで得られた粒状活性炭による有機物除去に関する成果の一般性を確認するために、本年度は、上記プラント、および千葉県花見川流域下水処理場に設置してある活性炭吸着塔に同一の活性炭を充填し、吸着塔流入水の性状が、活性炭による有機物除去にどのように影響を与えるかを、実験的に検討した。

実験条件、および実験結果の総括を表-1に示す。なお吸着塔流入水は、それぞれの処理場における活性汚泥処理水の急速ろ過水とした。実験は、約1年半継続して行ったが、その間、活性炭1㎡当りの処理水量は、鳥羽、花見川それぞれ約16000㎡、18,000㎡に達した。

鳥羽処理場の特徴は、流入下水に生し尿、染色排水が一部含まれている他、他の処理場の汚泥処理、および消化槽へ生し尿の投棄を行っていることである。また、下水の排除方式は合流式である。

花見川処理場の流入下水は、家庭下水主体で、下水の排除方式は分流式である。

表-1 活性炭吸着塔流入水の比較実験の総括

実験条件	活性炭	鳥羽		花見川	
		カルゴンF 400	カルゴンF 400	カルゴンF 400	カルゴンF 400
実験条件	活性炭	2.1	0.375	0.75	0.5 (0.8)
	充填高(m)	3	3	3	3
	断面積(m ²)	0.7 (0.7×1)	0.7 (0.7×1)	0.5 (0.5×1)	0.5 (0.5×1)
	運転方式及びSV	重力式下向流, 2	重力式下向流, 2	重力式下向流, 2	重力式下向流, 2
実験条件	洗浄方法	表面洗浄	表面洗浄	表面洗浄	表面洗浄
	逆洗洗浄	0.2 m ³ /分, 9分	0.2 m ³ /分, 9分	なし	なし
	逆洗時間	逆洗比20%を得るのに必要な水量	逆洗比20%を得るのに必要な水量	なし	なし
	洗浄間隔	7分	7分	なし	なし
実験期間		昭和55年6月～昭和57年2月	昭和55年6月～昭和57年2月	昭和55年7月～昭和56年12月	昭和55年7月～昭和56年12月
実験結果	処理水量 (m ³ /㎡・AC; BV)	16,043	16,043	18,373	18,373
	COD _{mn} (kg/㎡・AC)	流入量 232 (14.5) ^{***} 吸着量 97.6 (8.4) ^{****} 除去率(%) 42	流入量 150 (8.2) 吸着量 82.6 (3.7) 除去率(%) 55		
	COD・D _{mn} [†] (kg/㎡・AC)	流入量 209 (13.0) 吸着量 87.5 (7.6) 除去率(%) 42			
	COD _{Cr} (kg/㎡・AC)	流入量 496 (30.9) 吸着量 207 (18.0) 除去率(%) 42			
実験結果	COD・D _{Cr} (kg/㎡・AC)	流入量 425 (26.5) 吸着量 185 (15.0) 除去率(%) 44			
	TOC (kg/㎡・AC)	流入量 191 (11.9) 吸着量 77.4 (7.1) 除去率(%) 40			
	TOC・D (kg/㎡・AC)	流入量 158 (9.8) 吸着量 66.2 (5.7) 除去率(%) 42			
	色度 ^{††} (kg/㎡・AC)	流入量 843 (53) 吸着量 427 (26) 除去率(%) 51			
実験結果	BOD (ATU-BOD) (mg/l)	流入水平均濃度 9.3 処理水平均濃度 6.7 除去率(%) 28	4.5 (1.7) 2.0 (0.9) 56 (47)		
	SS (mg/l)	流入水平均濃度 2.7 処理水平均濃度 1.7 除去率(%) 37	1.1 0.6 45		
	吸着負荷量 (g/g・AC) ^{*****}	0.250	0.156		
実験結果	充填密度 (g/l)	新炭 454 老廃炭 550 熱処理炭 458 回復率(%) 100.9	454 552 472 104.0		
	よう素吸着力 (g/g)	新炭 1.137 老廃炭 0.784 熱処理炭 1.064 回復率(%) 93.6	1.137 0.640 1.028 90.4		
	糖蜜脱色力 (%)	新炭 68.5 老廃炭 31.6 熱処理炭 69.8 回復率(%) 101.9	68.5 22.8 62.3 90.9		
	メチレンブルー吸着力 (mg/g)	新炭 228 老廃炭 60 熱処理炭 176 回復率(%) 77.2	228 50 180 78.9		

* GF/Bによる計測

*** 流入水平均濃度

***** 吸着負荷量

** 白金コバルト法

**** 処理水平均濃度

熱処理における減量

熱処理における減量

1) COD_{mn} の除去

鳥羽の活性炭吸着塔流入水のCOD_{mn}の平均濃度は14.5mg/ℓであった。活性炭によるCOD_{mn}除去率は、BV1,500程度までは60~70%であったが、その後徐々に低下し、BV7,500以降は、30~40%とほぼ一定となった。図-1から、COD_{mn}の累積除去率60, 50, 45, 40%を得るのに必要な活性炭再生サイクルは、BVでそれぞれ約4,000, 7,500, 11,500, および16,000以上となった。

花見川の活性炭吸着塔流入水のCOD_{mn}の平均濃度は、8.2mg/ℓと、鳥羽のその約57%であった。活性炭によるCOD_{mn}除去率はBV7,500程度までは60~70%であったが、その後徐々に低下しBV10,000以降は、40%程度となった。COD_{mn}の累積除去率70, 65, 60, 55%を得るのに必要な活性炭再生サイクルは、BVでそれぞれ、約8,000, 11,500, 14,500, および18,500 となった。

鳥羽の初期のCOD_{mn}除去率は花見川と同等であるが前者は、後者にくらべ破過が早いのが特徴的である。その結果、累積除去率60%になるBVは、前者は後者の約28% ($4,000/14,500=0.276$) と小さくなっている。

図-2は、常法によって、それぞれの流入水、および処理水のゲルクロマトグラムを得たものである。各試料はロータリーエバポレーターを用いて20倍濃縮した。各フラクションの採取量は12ccとした。押し出し液は蒸留水のみとした。また、未使用時の処理水は、実験室内で各塔に充填したものと同一の活性炭を充填したカラムに、各流入水を通して得られたものである。鳥羽と花見川の活性炭吸着塔流入水のゲルクロマトグラムは、鳥羽において、酸化態窒素の存在を示す、220nmのフラクション・ナンバー30~35のピークを除いて、酷似している。また、未使用炭、老廃炭の処理水のゲルクロマトグラムも同様に酷似している。以上のことから、鳥羽、および花見川における活性炭吸着塔流入水中の有機物成分の分布、およびその活性炭による除去性は同様であるという結論が導かれる。

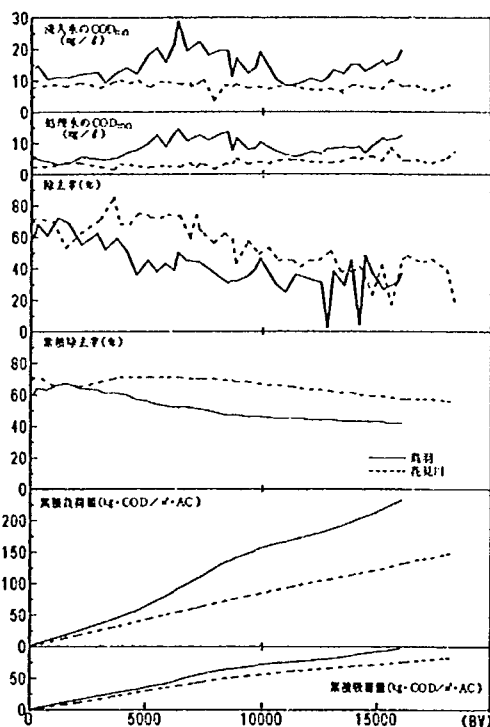


図-1 COD_{mn}の除去変化

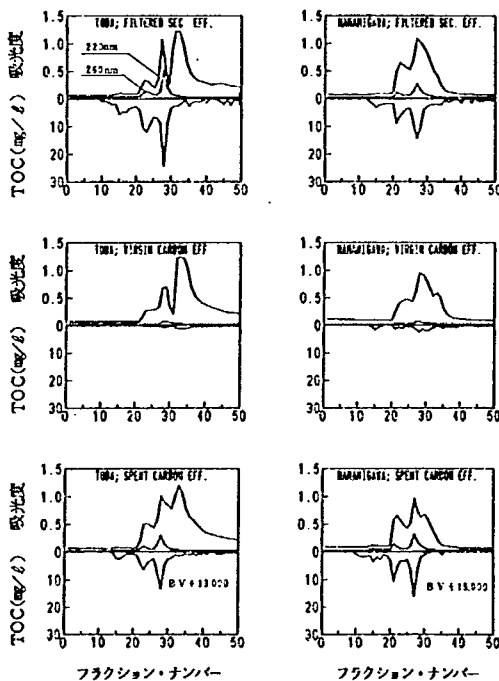


図-2 ゲルクロマトグラム

図-3は、フロイントリッヒの等温吸着式によるCOD_{mn}の除去率の計算値と、鳥羽および花見川で得られた除去率の変化を比較したものである。フロイントリッヒの等温吸着式は次式で与えられる。

$$\ln X/M = 1/n \cdot \ln C + \ln k \quad \text{---(1)}$$

ここに X/M : 単位活性炭重量当りに吸着したCOD_{mn}量(g/g)

$1/n$: 定数

$\ln k$: 定数, $C = 1$ のときの X/M

鳥羽、花見川それぞれの $1/n$, $\ln k$ は、種々の下水処理場2次処理水の等温吸着実験から得られた値を、原水のCOD_{mn}が10mg/l以上、および10mg/l以下の場合に分け、それぞれの平均値を求めた結果を用いている。計算値と実測値の比較は鳥羽と花見川で、非常によく似ており、BVが小さい時は計算より得られた除去率の方が大きく、BV1,000弱より、逆転し、実測値の方が大きくなっている。これは、等温吸着実験は粉状炭によるバッチ式の実験であるのに対し、吸着塔実験は、粒状炭を用いた連続流式実験という実験手法の差によるものと考えられる。即ち、BVが小さい時は、粉状炭が吸着平衡に達しているのに対し、粒状炭の方は吸着平衡に達していない影響が現われ、BVがある程度以上になると、バッチ式では期待できない、活性炭に生息してくる微生物によって、活性炭が吸着した有機物を分解する等の生物作用が生じるため、連続流式の除去率が高くなると考えられる。図-3からは、生物作用による除去率の向上は、鳥羽より花見川の方が大きくなっている。これは、生物作用による増加除去量が一定とすると、流入水COD_{mn}が花見川の方が小さいためであろう。先に述べたように、花見川の実測値がある程度のBVまで除去率が低下していない点を除くと、図-3に示す計算値と実測値の関係は、鳥羽と花見川で同様といえる。

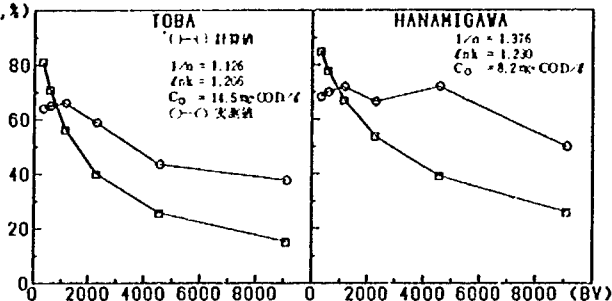


図-3 フロイントリッヒの等温吸着式によるCOD_{mn}の除去率の計算値と実測値の比較

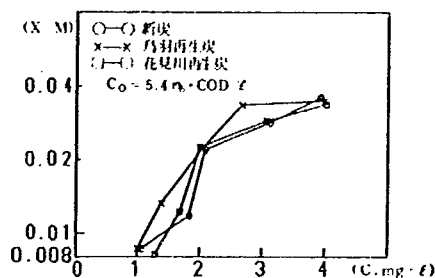


図-4 再生炭のCOD吸着能の比較

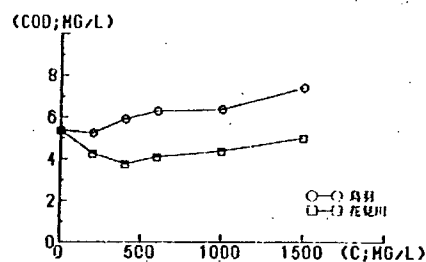


図-5 老廃炭のCOD吸着能の比較

2) 活性炭の再生

活性炭吸着塔による水処理実験終了後、吸着塔を洗浄し、吸着塔上部から使用済活性炭(老廃炭)を採取して再生実験の試料に供した。再生実験は、乾燥した老廃炭100gを窒素ガス雰囲気中で900℃90分間、電気炉を用いて行った。結果を表-1下段、図-4、および図-5に示す。吸着負荷量は、鳥羽、花見川それぞれ0.250、0.150と鳥羽は、花見川の約1.6倍になっている。一方、よう素吸着力等の一般性能は花見川の老廃炭の方が小さくなっており、一般性能から見ると、花見川の方が老廃が

進んでいる。

再生炭の一般性能は、鳥羽、花見川と同程度に回復している。このうち、よう素吸着力、精密脱色力は90%以上の回復率を示しているが、メチレンブルー脱色力の回復率は77~79%にとどまっているのが特徴的である。

図-4、5は、実験に用いた新炭、およびそれぞれの再生炭、老廃炭で、COD_{mn}に関する等温吸着実験を行った結果である。老廃炭のCOD_{mn}の吸着能は殆んどなくなっており、むしろ、活性炭添加量の増加とともに処理水のCOD_{mn}は増加の傾向にある(図-5)。これは、残存している吸着能より、等温吸着実験を行うにあたり、粒状老廃炭を粉砕した結果、活性炭の細孔に吸着された有機物が表面に現われ、それらの液中への移行の方が強かったためと考えられる。再生炭のCOD_{mn}吸着能は、新炭と同程度、あるいはそれ以上に回復しており、再生炭を使用しても問題はないことが示されている。鳥羽と花見川を比較すると、鳥羽の再生炭の方がCOD_{mn}の吸着能の回復率は大きいようであるが、その差はそれ程大きなものではない(図-4)。

4.2 揮発性物質の揮散に関する実験

下水処理システムに揮発性物質が投棄された場合等を想定して、揮発性物質の水中から大気への揮散速度を推定するための基礎的実験を行った。実験は、下水管、沈殿池等機械的な攪拌のみを受ける場合と、エアレーションタンクのように空気攪拌を受ける場合とを想定して行った。揮発性物質の揮散速度は酸素の溶解速度との比較で論じた。

1) 実験方法

a. 実験装置

実験に用いた装置は図-6に概念図を示すような、直径40cm、深さ約40cmの透明塩ビ製の円筒(有効容積48.7ℓ)であり、20cm×10cmの攪拌翼2枚を上下にそれぞれ直角方向に取付けた攪拌機によって、攪拌を行う。攪拌機は、モーター出力100V、37Wのもので、回転数は3.6~56rpmの範囲で可変である。空気攪拌を行う場合には、底部に球形のディフューザーを入れて空気を供給した。実験装置上部の空气中に揮散した物質が滞留すると、液体と気体間の濃度勾配が小さくなり、揮散量が減少するとともに結果の解析が複雑となるため、実験装置の横に扇風機を置き、実験装置上部の空気を常時置換するようにした。補足的な実験に使用した実物大のエアレーションタンクは、深さ6m(有効水深5.5m)、幅6m、長さ6mの正方形のタンクで、エアレーションは表-2に特性を示すような、いわゆるドームディフューザーを底面に66個(1㎡当たり約2個)設置し、全面ばっ気によって行った。

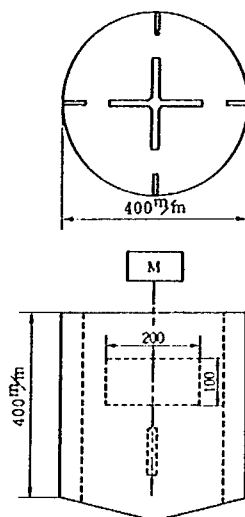


図-6 実験装置概念図

表-2 ドームディフューザーの特性

外形寸法(mm)	178×38×19 ^M
平均通気孔(μ)	150
パーミアビリティ (ℓ/(ℓ ^{1/2} ・分・in))	10atp=50mm Aq
標準通気量(ℓ/分)	28~56
最少通気量(ℓ/分)	14.2
最大通気量(ℓ/分)	87

b. 実験に用いた揮発性物質

実験に用いた揮発性物質は、クロロホルム、ベンゼン等計12種類である（表-3）。これらの物質の水中への溶解速度は遅いので、これらの物質の添加にあたっては、あらかじめ比較的濃度の高い水溶液を調整して、この水溶液を所定の初期濃度となるよう添加する手法によった。揮発性物質の分析は、揮発性物質をppmオーダーで添加した場合は、水溶液の直接注入によるFID付ガスクロマトグラフィーにより、またppbオーダーで添加した場合は、ヘッドスペース法によるECD付ガスクロマトグラフィーによって行った。

c. 実験手順

揮発性物質の揮散速度を酸素の溶解速度との対比で議論するために、揮発性物質の水中濃度の減少と、溶存酸素の増加とを同時に測定することとした。

実験に用いた水は水道水であり、これにまずコバルトとして1.5mg/lの塩化コバルト、および亜硫酸ソーダ溶液を添加し、DOを0とした後、揮発性物質の溶液を所定量加えた。揮発性物質の濃度分析用の試料は、一定間隔で採取した。また、DOの分析は、DOメータの測定値を参考にしながら採取した試料について、ウィンクラーアジ化ナトリウム変法によって行った。

図-7に示す実験結果の一例のように、撹拌を続けると、水中の揮発性物質の濃度、およびDO不足量は、対数的に減少する。このような結果から、揮発性物質(y)の大気への移動速度($K_{L,y}$)、および酸素の大気からの移動速度(K_{L,O_2})は次のように計算される。

$$K_{L,y} = -\exp. (C_t/C_0) \times (A/V) \times (1/t) \quad (2)$$

C_0, C_t : 時間0, tにおける水中の揮発性物質濃度

A : 大気と水とが接している面積

V : 装置の水容積

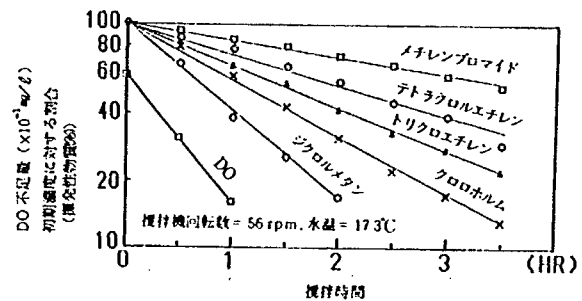


図-7 機械撹拌による揮散実験の一例

表-3 機械撹拌による揮発性物質の揮散実験のまとめ

揮発性物質	臨界体積 ($ml/g \cdot mol$)	酸素に対する β						クロロホルムに対する β					
		計算上の β	実験の結果				計算上の β	実験の結果				④/③	
			平均値②	標準偏差	変動係数	②/①		平均値③	標準偏差	変動係数	③/①		
クロロホルム	$CHCl_3$	239	0.690	0.613	0.134	0.22	0.888	-	-	-	-	-	-
ベンゼン	C_6H_6	259	0.673	0.602	0.123	0.20	0.895	0.975	0.969	0.082	0.084	0.994	
ジクロロメタン	CH_2Cl_2	193	0.738	0.685	0.114	0.17	0.928	1.07	1.365	0.446	0.33	1.276	
トリクロロエチレン	C_2HCl_3	256	0.675	0.333	0.045	0.14	0.493	0.979	0.754	0.092	0.12	0.770	
メチレンブロマイド	CH_2Br_2	-	-	0.141	0.010	0.071	-	-	0.323	0.064	0.20	-	
テトラクロロエチレン	C_2Cl_4	290	0.649	0.246	0.109	0.44	0.379	0.941	0.527	0.098	0.19	0.560	
ブロモホルム	$CHBr_3$	301	0.642	0.188	0.023	0.12	0.293	0.930	0.536	0.028	0.052	0.576	
1,1ジクロロエタン	$C_2H_4Cl_2$	240	0.689	0.612	0.085	0.14	0.888	0.999	0.939	0.097	0.10	0.940	
1,1,1トリクロロエタン	$C_2H_3Cl_3$	283	0.654	0.609	0.127	0.21	0.931	0.948	0.967	0.139	0.14	1.022	
トルエン		318	0.631	0.614	0.150	0.24	0.973	0.918	0.935	0.188	0.20	1.023	
ブロモジクロロメタン	$CHBrCl_2$	259	0.673	0.579	0.109	0.19	0.860	0.975	0.847	0.153	0.18	0.869	
ジブロモクロロメタン	$CHBr_2Cl$	280	0.656	0.535	0.117	0.22	0.817	0.951	0.785	0.162	0.21	0.825	

$$K_{L, O_2} = -\exp. (Dt/D_0) \times (A/V) \times (1/t) \text{ --- (3)}$$

Dt, D_0 : 時間 $0, t$ における DO 不足量

2) 実験結果と考察

水中で解離しない揮発性物質の水からの揮散は、気体から液体中へのガスの溶解と同一の考え方で説明することができ、同一の水理学的条件下における2つの物質の移動係数の比(β)は、水理学的条件によらず一定でありその値は、両物質の臨界体積の関数として次のようにあらわされる³⁾。

$$\beta_{yz} = K_{L,y}/K_{L,z} = (V_{cz}/V_{cy})^{0.3144} \text{ --- (4)}$$

$K_{L,y}, K_{L,z}$: 物質 y, z の移動係数

V_{cy}, V_{cz} : 物質 y, z の臨界体積

本実験では、物質 z として、酸素を用いることとした。酸素の気液間の移動に関する研究は多くなされていること、および、溶存酸素の測定は比較的容易であるためである。式(4)は、機械攪拌を行うタンクからのジクロロメタンの揮散については成立することが確認されているが、ここでは、種々の物質について機械攪拌条件で(4)式

が成り立つか、および空気攪拌で、ハロゲン化有機物の揮散について(4)式が成り立つかを実験的に検討した。式(4)が成立すれば、臨界体積と酸素の移動速度を知ることによってその物質の揮散速度が求まるので、実用上非常に便利となる。

a. 機械攪拌の結果

実験結果をまとめて表-3に示す。また、それぞれの物質の実験で得られた移動係数と、酸素の移動係数の関係を図-10に示す。表-3の実験上の β とは、攪拌機回転数を変化させ得られた、図-9の各点の β の平均値である。表-3より、実験を行った12の物質のうち、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、ブromホルム、および臨界体積の不明なメチレンブロマイドを除いて、酸素に対する β の実験値、およ

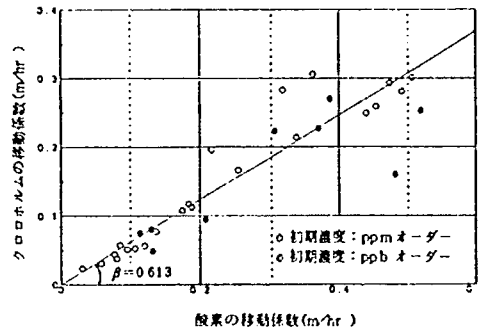


図-8 初期濃度の影響

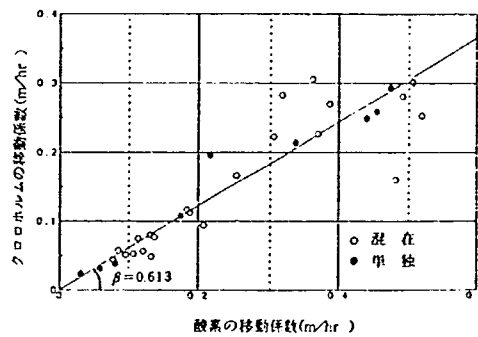


図-9 揮発性物質混在の影響

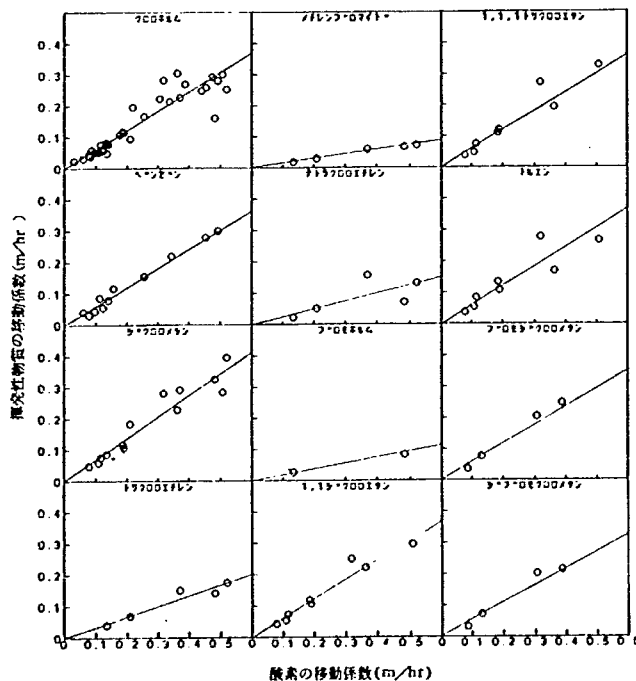


図-10 機械攪拌による揮散実験の結果

び、その物質と同時にクロロホルムも添加した実験から得られた、クロロホルムに対する β の実験値の、式(4)による計算値に対する比は0.8以上と、実験値と計算値はほぼ一致した。したがって、これらの物質についても、攪拌によって水面から揮散が起る場合には、式(4)が成り立つとして、ほぼ差支えないものと考えられる。また、図-7、8より、クロロホルムについて、初期濃度の β 値に及ぼす影響はないこと、および、クロロホルム以外の揮発性物質が混在しても、クロロホルムの揮散は独立で生じることが見い出される。

b. 空気攪拌の結果

実験条件と実験結果を表一

表-4 空気攪拌によるハロゲン化有機物の揮散実験のまとめ

4に示す。実験1～7は図-5に示す装置を用いたものであり、実験8、9は実物大のエアレーションタンクを用いた実験で、水面上の空気の強制置換は行っていない。実験8、9では、実験の後半でデータのばらつきが大きくなったので、初期の数点の片対数プロットで直線になる部分のデータから移動係数を計算した。また、実験8、9は散気のみによる攪拌なので、いわゆる $K_L a$ の値のまま示してある。

表-4より、顕著な傾向として、機械攪拌のみの実験(1, 3～5)では β 値は大きい、機械と空気、あるいは空気のみで攪拌すると、 β が小さくなっていることが分る。機械攪拌のみと、機械と空気攪拌の併用の場合を比較すると、併用した結果、移動係数は大きくなっているが、 β 値としては小さく、酸素の移動に比べ、ハロゲン化有機物の揮散が抑えられている。この解釈として、揮発性物質は気泡中へあまり移動しないと考えるを得ないが、気泡中の分圧は、揮散に伴って上昇すること、および気泡内圧力が高いために揮散しにくくなる等のことが原因であろう。したがって、それらを考慮した式を、式(4)に代わり立てる必要があろう。機械攪拌と空気攪拌を併用した実験結果から、機械攪拌の影響を差引くため、物質移動の式は線型であることを考慮して、機械攪拌強度のほぼ等しい実験1の K_L をそれぞれの実験の K_L から差引いて、空気攪拌のみによる K_L を計算した。これらの値から β を再計算し、実験9、10の結果と合わせて空気量との関係をプロットすると図-10のようになる。この結果は、水深などの影響を無視したやや乱暴な整理であるが、空気量が大きくなるに従って β が大きくなることが分る。現象的には、空気量が著しく大きくなると、 β 値は機械攪拌のみのときの値に暫近するものと思われる。

〈参考文献〉 (1)亀井ら 水協誌, Vol.519, pp24～41, 昭52 (2)三次処理技術開発協力会議第三次報告書 p128, 昭54 (3)京才, 水質汚濁研究, 4巻4号, pp37～42, 1981

実験 番号	実験 装置	水深 (cm)	攪拌速度 (rpm)	空気量 (m^3/hr)	クロロホルム			プロモジクロロメタン			ジプロモクロロメタン			結果 K_L ($1/\text{hr}$)
					初期濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	K_L ($1/\text{hr}$)	β	初期濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	K_L ($1/\text{hr}$)	β	初期濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	K_L ($1/\text{hr}$)	β	
1	10-5	18.0	25.0	0	34	0.0575	0.68	41	0.0357	0.42	15	0.0319	0.38	0.0642
2	"	17.5	25.5	2.5	50	0.190	0.14	100	0.203	0.15	60	0.192	0.14	1.392
3	"	18.0	38	0	30	0.0802	0.62	37.5	0.0760	0.58	14	0.0718	0.55	0.130
4	"	16.5	48.6	0	72.5	0.223	0.73	86	0.203	0.67	70	0.201	0.66	0.304
5	"	16.5	54.5	0	74	0.270	0.70	82	0.246	0.64	69.5	0.213	0.55	0.356
6	"	16.6	26.4	1.85	104.5	0.141	0.12	115	0.106	0.093	97.5	0.101	0.089	1.132
7	"	16.6	25.6	3.7	107	0.399	0.19	103.5	0.213	0.13	70	0.141	0.087	1.625
8	実物大 タンク	24.2	-	0.66	85.5	0.216	0.023	110	0.156	0.016	55	0.204	0.021	9.57
9	"	23.9	-	1.31	101.5	1.08	0.077	116.5	1.13	0.081	65	1.70	0.12	14.0

注: K_L の値でカッコ内にあるものは、 K_L を最小自乗法で求めた時の相関係数が0.9以下の場合であることを示す。

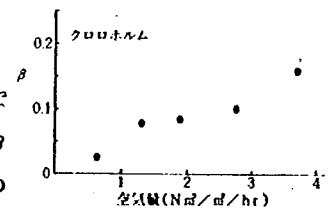


図-10 空気量と β との関係

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

主任研究員 佐藤 和明

研究員 小越真佐司

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。

消化ガスの最も積極的な有効利用の方法として、ガスエンジンを運転し、動力または電力を回収する技術が提案されているが、本調査では、このガスエンジン技術の有効性を明らかにすると共に、技術の適用にあたって問題となる点を解明し、その解決策を見出していくものである。

また、十分かつ安定した消化ガス量を得るため、既存の消化プロセスの改良すべき点を明らかにし、ガス発生量を増大する新しい消化プロセスの開発を行うものである。

2. 昭和 65 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。

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、投入有機物当たり、 $0.35 \sim 0.55 \text{ m}^3/\text{kgVS}$ の範囲にあることが示された。又、 30°C 付近の中温消化では、消化日数 20 日では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 ㉫程度まで上げてても大体通常の消化条件により消化できることがわかった。

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。下水処理場における消費電力原単位は、 $0.2 \sim 0.3 \text{ kWh}/\text{m}^3$ 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をカロリー換算した値に匹敵するもので、消化ガスの有効利用により、処理場内電力の約 3 分の 1 が補填できることがわかった。

余剰汚泥に前熱処理を加えることにより、汚泥の分解性が高まり、ガス発生量が 50 ㉫程度、増大することが明らかとなり、熱処理プロセスと消化プロセスが有利な熱収支条件で組合せうることがわかった。

3. 昭和56年度の調査結果

3.1 消化ガスの有効利用に関する現地調査

3.1.1 調査の概要

本調査は、ガスエンジンに関するデモンストレーション実験を行っている北九州市、横浜市を現場として、消化ガス発生量などについて、昨年度より行っているものである。調査の内容は、消化ガスの発生量およびその変動に検討を加えると共に、ガスエンジンシステムを含めた消化プロセスの熱管理の実態を把握するものであり、消化ガス量、成分、関連する水質データ、熱管理データの収集を行った。北九州市において、土木研究所は科学技術庁と共同してガスエンジンの実証実験をすすめているが、ガスエンジンの運転が56年度を通して行われた。この実証実験に関する調査結果の最終とりまとめは57年度半ばに行うことになっているが、今回の実験結果の一部を紹介する。

3.1.2 調査結果

(1) ガス発生量などに関する現場調査

図-1に、北九州市日明処理場(日平均下水流量15万 m^3 /日)における日ガス発生量の月間平均値の推移を示す。当処理場においては、下水汚泥系とし・系のガス発生量が別個に計測されているが、56年度におけるガス発生量は、とくに下水汚泥系でかなり低くなった。これを数値で示すと、55年度の下水汚泥系のガス発生量7,500 m^3 /日に対し、56年度は5,800 m^3 /日であった。

図-2に、横浜市中部処理場(日平均下水流量8万 m^3 /日)における同様のガス発生グラフを示す。56年度における平均日ガス発生量は3,100 m^3 /日であり、前年度にみられた夏期におけるガス発生量の低下は、顕著ではない。

表-1に、2箇所の処理場における発生ガスの成分の分析値を示す。日明処理場においては、下水汚泥系の消化ガスの成分を示した。メタン成分比は、日明処理場において、62~68%、中部処理場においては、61~65%となっている。また硫化水素濃度は、今回時期によっては、かなり高い濃度で出ており、1,000ppmを超える値が、双方共に認められる。消化ガス中の硫化水素濃度は、一般的に1,000ppm~20ppmの範囲にあると言われているが、とくに日明処理場における年度後半の高濃度値に関しては、一つの問題点として、今後、

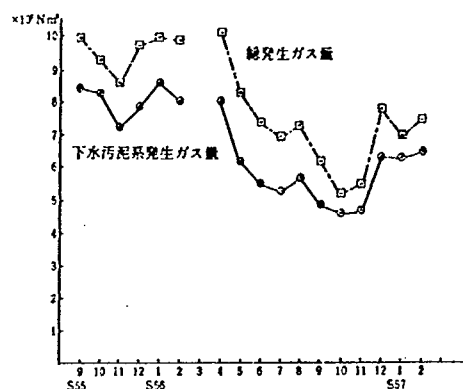


図-1 日明処理場におけるガス発生量

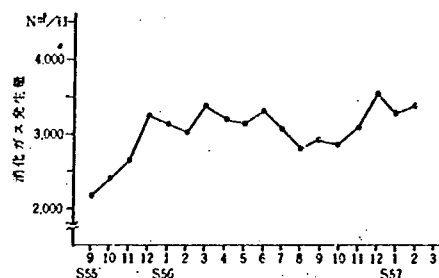


図-2 中部処理場におけるガス発生量

表-1 ガス成分の月別分析結果

日明処理場				中部処理場			
	CH ₄ %	CO ₂ %	H ₂ S ppm		CH ₄ %	CO ₂ %	H ₂ S ppm
55.4	62.2	32.7	680	56.4	61	33	100
5	65.9	31.8	730	5	64	34	215
6	63.0	31.1	1030	6	64	33	35
7	63.6	30.8	350	7	63	32	75
8	66.8	31.7	550	8	62	31	930
9	67.7	33.4	2140	9	65	31	300
10	68.5	30.0	2080	10	63	32	200
11	65.0	29.2	2010	11	62	33	700
12	66.8	30.6	4070	12	64	33	1050
57.1	67.1	32.1	4840	57.1	61	34	700
2	65.9	33.0	2340	2	62	35	1700

タンクの管理に関して改善が必要となってくるものと表-2 日明処理場におけるガス発生量に関するデータ
考えられる。

表-2, 表-3は, 消化タンクに投入した固形物量, 有機物量およびガス発生倍率, 投入VS当りガス発生量を月別に一覧表にしたものである。この表より, 日明処理場における56年度のガス発生量の低下が, まず, 投入汚泥の濃度の低下による投入有機物量の減少, および, VS当りガス発生量が $0.3 \text{ m}^3/\text{kgvs}$ 近くに低下した

たことに起因するものと考察される。VS当りのガス発生量が低下した原因は, 返流される消化脱離液の固形物濃度が55年度(1~2%)より高く2~3%となり, 投入汚泥中の有機物のガス発生能力が低くなったことによるものと考えられる。

横浜市中部処理場においては, 年間を通じて, ガス発生倍率8~9倍, VS当りガス発生量 $0.4 \sim 0.5 \text{ m}^3/\text{kgvs}$ と比較的良好なガス発生をみている。ガス発生倍率は冬期で少々高く出ているがこれは主に投入汚泥の濃度が高まるためである。VS当りのガス発生量は, 冬期でVSの%が高くなるときに, 反対に低く出ている。この理由として, 冬期における発生汚泥中余剰汚泥の比率が大となることによるものと考えられる。余剰汚泥のガス発生量は, 最初沈殿池汚泥よりかなり低くなることは, 本調査により既に明らかとなっている。

(2) 北九州市におけるガスエンジン実証実験

北九州市日明処理場において, 300Hp, 200kWのガスエンジンが設置されガス発電の実証実験が行われた。ガスエンジンの形式は, スパークイグニッション型, 廃熱回収方式は, エンジン本体からは冷却水として温水が回収され, 排ガスからは蒸気が回収されるシステムとなっている。ガスエンジンの本格的な運転は, 56年6月より, 56年度一杯行われ, この間, 夏期, 秋期, 冬期にそれぞれ一ヶ月間, 連続運転が行われた。

表-4に, 連続運転中の各運転データを示すが, 発電電力は, 190kW台と安定した出力を示した。また消化ガス1 m^3 当りの発電電力量は $2.0 \sim 2.1 \text{ kWh}$ で, 消化ガス中のメタン成分比の高低により, 多少の幅があった。なお, このガスエンジン機器の電力回収効率は $31.4 \sim 31.6\%$ と一定であった。エンジン冷却水により, 約 70°C の温水が回収されたが, この温水による廃熱回収率は, 消化ガス投入熱量の $35 \sim 37\%$ であった。また, 廃熱ボイラから回収された 133°C 2.1気圧の蒸気は, 時間当たり $0.1 \sim 0.15 \text{ ton}$ であり, これによる熱回収率は 11% から 17% であった。この蒸気回収効率は実験の進行と共に増加しており, 既存の蒸気ボイラには発生蒸気との圧力バランスを適当にとりやることによって蒸気回収効率

表-2 日明処理場におけるガス発生量に関するデータ

月	ガス発生量 $\text{Nm}^3/\text{日}$	投入汚泥量 $\text{m}^3/\text{日}$	TS %	有機物量 $\text{kg}/\text{日}$	VS %	有機物量 $\text{kg}/\text{日}$	ガス発生 倍率	VS当り ガス発生量 m^3/kgvs
56 4	8000	1093	3.7	40.4	60.4	24.4	7.3	0.33
5	6130	1053	2.7	28.4	59.2	16.8	5.8	0.37
6	5490	1044	2.6	27.1	61.9	16.8	5.3	0.33
7	5240	1028	3.2	32.9	49.7	16.4	5.1	0.32
8	5610	1019	3.1	31.6	54.6	17.3	5.5	0.32
9	4800	953	2.6	24.8	60.4	15.0	5.0	0.32
10	4510	945	2.4	22.7	61.7	14.0	4.8	0.32
11	4670	972	2.2	21.4	63.5	13.6	4.8	0.34
12	6290	920	3.4	31.3	64.7	20.3	6.8	0.31
57 1	6260	1018	2.8	28.5	65.8	18.8	6.1	0.33
2	6440	1048	2.5	26.2	67.7	17.7	6.1	0.35

表-3 中部処理場におけるガス発生量に関するデータ

月	ガス発生量 $\text{Nm}^3/\text{日}$	投入汚泥量 $\text{m}^3/\text{日}$	TS %	有機物量 $\text{kg}/\text{日}$	VS %	有機物量 $\text{kg}/\text{日}$	ガス発生 倍率	VS当り ガス発生量 m^3/kgvs
56 4	3200	342	3.1	10.60	65	6.89	9.4	0.46
5	3120	349	2.6	9.07	70	6.35	8.9	0.49
6	3290	348	2.8	9.74	67	6.53	9.5	0.50
7	3050	366	2.3	8.42	67	5.64	8.3	0.54
8	2790	355	2.2	7.81	67	5.23	7.9	0.53
9	2920	361	2.4	8.66	68	5.89	8.1	0.50
10	2860	358	2.6	9.31	66	6.14	8.0	0.46
11	3080	353	2.6	9.18	70	6.43	8.7	0.48
12	3520	370	2.9	10.73	71	7.62	9.5	0.46
57 1	3260	360	3.2	11.52	69	7.95	9.1	0.41
2	3380	365	3.3	12.05	71	8.56	9.2	0.39

表-4 ガスエンジンの連続運転データ

	S567.14~8.14	S5610.12~11.11	S571.10~2.15
消化ガス消費量 Nm^3	67890	67190	68189
平均メタン成分比 %	66.5%	67.3%	63.6%
低位発熱量 kcal/Nm^3	5697	5778	5434
総運転時間	720h20'	735h0'	703h35'
発電電力量	142,060kWh	141,540kWh	135,180kWh
エンジン冷却水量	3364 ton (70.7°C , 28.1°C)	2720 ton (70.2°C , 19.9°C)	2289 ton (69.9°C , 9.5°C)
廃熱ボイラ蒸気発生量	711 ton (133.8°C , 2.1atm)	96 ton (133.0°C , 2.1atm)	107 ton (133.2°C , 2.1atm)
時間当り消化ガス消費量	94.2 m^3/h	91.4 m^3/h	96.9 m^3/h
発電電力	197.2kW	192.6kW	192.1kW
電力回収率	31.6%	31.4%	31.4%
温水熱量回収率	37.1%	35.2%	37.3%
蒸気熱量回収率	11.1%	15.0%	17.5%

を17%程度まで上げうることを示すものである。

以上、条件のよくない冬期においても、ガスエンジンシステムの総合熱効率が86.2%まで上げうる
ことが示された訳であるが、現在一部しか利用されていない温水を十分有効利用するシステムを今後
つけ加えていく必要がある。

3.2 消化タンクに関する実態調査

3.2.1 調査の概要

本調査は、既存の消化タンクの設計、管理の実態を調査することにより、その問題点を把握し、今後の消化タンク技術の改善に資するために行ったものである。本年度は、とくに、一次タンクにおける攪拌技術および熱管理技術を対象として調査を行った。調査方法は、①3箇所の消化タンク施設を対象とした現場調査、②200ℓ規模のタンクを用いた攪拌検討実験、③消化タンクの攪拌および熱管理に関する文献調査および市場調査、の3項目である。以下に各調査項目毎の調査結果の要点を報告する。

3.2.2 調査結果

(1) 消化タンク実態調査

調査の対象とした3箇所の消化タンクの諸元を表-5に示す。調査は、槽内の汚泥濃度分布、温度分布、流速分布を測定することにより、槽内のデッドスペースおよび攪拌状況の現状を把握した。以上の測定は試料サンプリングにより深さ方向に行い、汚泥濃度は、携帯型超音波式濃度計および直接サンプリング、温度は、センサー型温度計、流速は電磁式2方向流速計を用いて、それぞれ測定を行った。図3.4.5にその調査結果の一部を示す。以上の攪拌に関する調査に加えて、ガス発生量、吹込蒸気量などの日報データを整理するという形態で消化タンクの熱管理状況の調査も、秋期(10月)および冬期(12,1月)の2回、行っている。

以上の調査によって得られた結果を要約する。

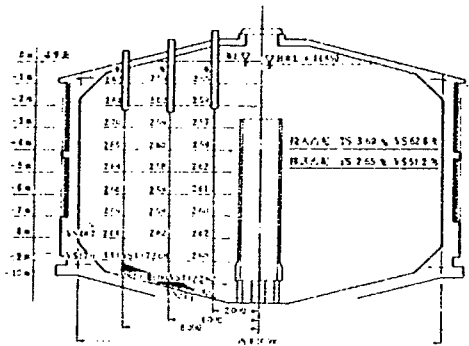


図-3 N処理場1次タンクの濃度分布

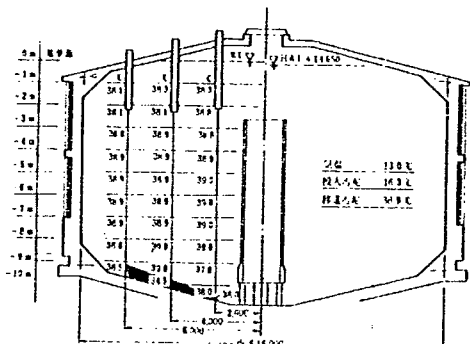


図-4 N処理場1次タンクの温度分布

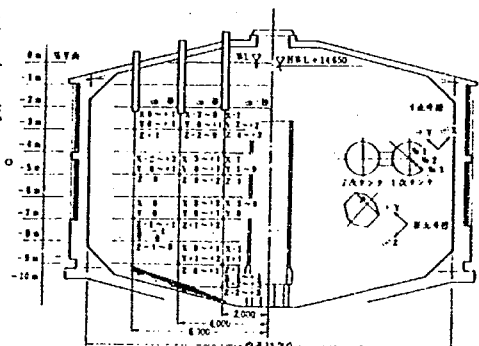


図-5 N処理場1次タンクの流速分布

表-5 調査対象消化タンク諸元

	消化方式	タンク規模	加熱方式	攪拌方式	攪拌ガス量原単位		
					ガス量/直径m	ガス量/容量	汚泥処理量
N処理場	2段中温 38℃, 20日	16.0 ^{m³} × 8.45 ^m × 6 ^m	直接蒸気吹込	ガス攪拌, ドラフトチューブ	0.30	2.96	29.2時間/1回
S処理場	2段高温 50℃, 9日	25.0 × 9.0 × 8	外部熱交換器	多点ガス吹込+汚泥循環	0.20	1.12	
M処理場	2段中温 38℃, 20日	15.0 × 6.8 × 2	直接蒸気吹込	ガス攪拌, ドラフトチューブ	0.30	3.38	

- ① 温度分布、濃度分布とも、底部の堆積層とスカム層をのぞくと、今回の調査では1次タンクおよび2次タンク共にほぼ均一な分布となっていた。
- ② 底部のデッドスペースと認められる汚泥の堆積層は、1次タンクで1m以内、2次タンクで2m以内であった。
- ③ 層内の流速の範囲は、0～10cm/sであり、ドラフトチューブ入口およびガス吹込口付近で2cm/s以上の流速が認められたが、その他の領域では測定限界に近い2cm/s以下の値であった。
- ④ 以上の調査により、1次タンクの有効容積はほぼ設計値に近いものと推定されるものの、今回の調査方式においては試料採取口地点のみの測定しかできないという制約が大きいので、攪拌および有効容積のより正確な把握には、トレーサー調査などが必要であると考えられた。又、2次タンクにおける固液分離機能は、どの箇所でも不十分であった。
- ⑤ 熱管理状況の調査結果は、タンクの加温と管理棟暖房の蒸気量が分離できない、日報データに必要項目の欠落がある、等により、M処理場を除いては十分な解析ができなかった。M処理場におけるタンクからの放散熱量は、10月時点で、総加温熱量の22%であり、1月時点で30%という結果であった。

(2) 攪拌に関する室内実験

タンク内の攪拌現象について解析をくわえるため、200ℓ規模の実験タンクを用いて、予備的な実験を行った。攪拌は、ガス吹込方式によるものとし、ドラフトチューブをつけたもの、およびつけないもの二方式を対象とした。実験条件は、ガス吹込量、汚泥濃度、温度を表-6に示す各段階にセットし、槽内13ヶ所の点で流速の測定を行った。なお流速の測定は電磁式2方向流速計を用いると共に、清水においてはABS樹脂をトレーサーとし、写真およびテレビカメラで撮映を行い流向流速の判定を行った。

今回は、攪拌に関するモデル実験を行う場合、タンクおよびガス攪拌量の相似率をどの様に設定すべきかを検討したものであるが、以下の結果を得ている。

① 実際のタンクで用いられているガス吹込量の原単位を用いた場合、(0.4ℓ/分→2m³/分・千m³)流速計の測定範囲に入っている流速(1cm/s以上)が殆ど出なかった。② ドラフトチューブの径はガス吹込量との関係で最適な大きさがあり、今回の実験では検討の結果、0.4ℓ/分の吹込量では40mm、2ℓ/分、4ℓ/分では60mmの径を使用した。③ 攪拌状況は汚泥濃度により、大きく影響され、4ℓ/分の吹込量、35℃の条件で得られた最大流速は、清水で15cm/s、1%で8cm/s、2%で6cm/s、3%で5cm/s、4%で2cm/sであった。④ 20℃～35℃間の温度差による攪拌状況の差は顕著ではなかった。

(3) 攪拌および熱管理技術に関する設計検討

既存の消化タンクの攪拌の技術的基準および熱管理技術に関し、外国文献も含めた文献調査および各メーカーのヒアリング調査を行った。以下に明らかとなった点をあげる。① 攪拌に関する設計基準

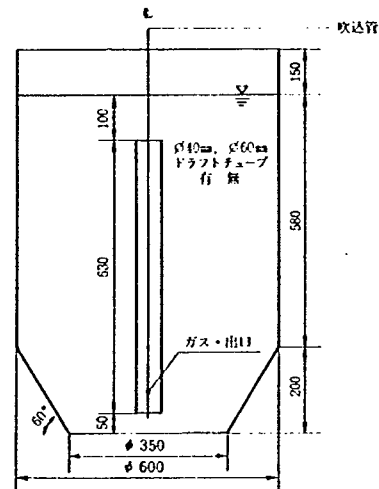


図-6 実験タンクの概要

表-6 攪拌実験条件

項 目	実 験 条 件
吹込ガス量(ℓ/分)	0.4, 2.0, 4.0
汚 泥 濃 度(%)	0(清水) 1, 2, 3, 4
温 度(℃)	20(室温), 35

となる算式は、米国EPAマニュアルやMOP (Manual of Practice) No8で提案されている。しかしこの算定式の諸係数は、清水を用いた実験結果や経験値から求めているものと考えられ、とくに高濃度汚泥に対する算定式は新たに検討しなおす必要がある。②攪拌強さと消化効率については消化日数と関連させて最適な攪拌強さを求める必要がある。③放散熱量の削減に関しては、総括伝熱係数で $1\text{kcal}/\text{m}^2\cdot\text{hr}\cdot^\circ\text{C}$ を目安とし、経済的な保温方式を開発する必要がある。④直接蒸気吹込み方式と外部熱交換方式を比較すると、熱効率の点ではほぼ同程度である。設備費は直接蒸気吹込み方式が安価であるが、維持管理費は外部熱交換方式が若干安くなる。

3.3 熱処理汚泥の消化ガス発生量の検討

3.3.1 実験目的

下水汚泥を嫌気性消化することによって発生する消化ガスの有効利用の観点から、先年度より嫌気性消化プロセスに前熱処理プロセスを組み合わせた消化方式の検討を行ってきた。本年度は引き続き余剰汚泥を対象とした連続実験により熱処理の効果を測定し、その消化汚泥の検討を行った。

3.3.2 実験方法

実験に用いた嫌気性消化実験装置を図-7に模式的に示す。実験タンクは20ℓ規模のものであるが、熱処理装置容量が5ℓであることから実験タンク内の汚泥量は10ℓとした。汚泥の投入引抜きは、20日消化で1日1回、10日消化で1日2回所定の時間にチューブポンプにより行った。

供試汚泥は、家庭下水を主とする下水処理場より採取したものであるが、当処理場のエアレーション時間は約10時間であり、ある程度安定化した余剰汚泥と考えられる。採取した余剰汚泥は遠心分離機により濃縮を行い、汚泥濃度を2.5%に調整した。

実験は、コントロールとしての無処理余剰汚泥、120℃熱処理汚泥、150℃熱処理汚泥、180℃熱処理汚泥の4ケース同時平行に行った。汚泥の熱処理は図-2に示す熱処理装置を用い、汚泥温度が各条件温度に上昇後30分の処理を行い、その後は、室温放冷をしてから冷蔵庫に保存した。

消化条件は、消化温度35℃で20日消化が8週間、同じく10日消化が4週間である。

尚、実験に供した種汚泥は、上述処理場より採取した余剰汚泥を消化したものである。

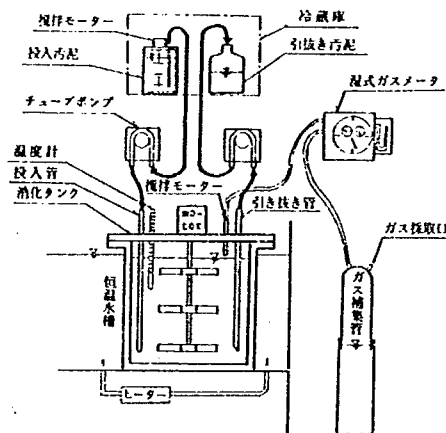


図-7 消化実験装置

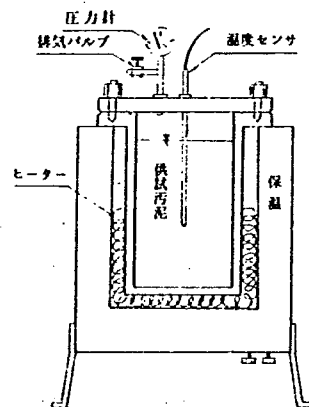


図-8 熱処理装置

3.3.3 実験結果

ガス発生量の変化を図-9に示す。コントロール汚泥に比べ熱処理汚泥は実験当初からかなり発生ガス量が高くなっていることが示されている。20日消化条件においてコントロール汚泥は1日約1.5ℓの発生量であるのに対し、120℃熱処理汚泥で2.5ℓ～3ℓ、150℃および180℃熱処理汚泥で3～3.5ℓのガス発生をみている。ガス発生状況は負荷条件を変えた場合、ほぼ一週間で所定のガス発生量まで達しており、かなり安定した消化状況であると推察される。グラフには多少のガス発生の変動が示されているが、これはガスメータの作動または投入ポンプのトラブルに起因するものが多い。また、10日消化の3週目にガス発生量の低下がみられるが、これは投入汚泥濃度が低かったことによる。

表-7に各投入汚泥、消化日数に対応したガス発生量およびガス成分をまとめたものを示す。投入V S当りガス発生量は、コントロール汚泥で0.16ℓ/gvsとかなり低い値に留まっているが、120℃熱処理汚泥は0.3ℓ/gvs、150℃および180℃熱処理汚泥は0.4ℓ/gvs近くと余剰汚泥としては高い値を示しており熱処理の効果が窺える。

ガス成分は、4ケース共に実験期間殆ど一定しているが、熱処理汚泥で多少炭酸ガス成分が高く出ている。また、硫化水素については、コントロール汚泥の200ppmに対し熱処理汚泥では処理温度が高くなるほど高い値を示しており、180℃熱処理汚泥で3,000ppmの硫化水素が発生している。

表-8、9に投入汚泥成分および20日消化汚泥成分を示す。消化汚泥のpHは、実験期間中殆ど同一の値を示している。コントロール消化汚泥は、他に較べるとpHが多少低い値を示しているが、これは、揮発性有機酸濃度が10ppm程度であることから消化状況の悪化によるもので

表-7 ガス発生量および成分の比較

供試汚泥	消化条件	ガス成分			投入汚泥1ℓ当りガス発生量ℓ	投入汚泥1ℓ当りタンクガス発生量ℓ	投入V S1g当りガス発生量(ℓ/gvs)	投入V S1g当りタンクガス発生量(ℓ/gvs)
		CH ₄	CO ₂	その他				
CONTROL	20日	71.3	27.4	1.3	2.87	2.05	0.16	0.11
	10日	70.3	27.6	2.1	1.68	1.18	0.10	0.07
120℃	20日	70.3	28.6	1.7	5.58	3.95	0.30	0.21
	10日	70.0	28.9	0.5	4.61	3.25	0.28	0.20
150℃	20日	68.0	30.6	0.8	6.58	4.51	0.35	0.25
	10日	68.5	31.2	0.3	5.21	3.57	0.32	0.22
180℃	20日	68.0	30.1	1.3	68.50	4.70	0.38	0.28
	10日	68.3	31.4	0.3	5.25	3.59	0.34	0.23

注) 10消化条件では、表-2に示した投入汚泥の値を補正して計算した

表-8 投入汚泥成分

	pH	アカリ度 mg/l	酸度 mg/l	TS mg/l	VTS mg/l	COO-Cr mg/l	T-C mg/l	T-N mg/l	NH ₄ -N mg/l	T-P mg/l
CONTROL	8.53	570	610	24,300	18,500	23,000 (208)	8,180 (526) ¹⁾	1,810	120	412 (74) ²⁾
120℃	8.47	437	593	24,500	18,600	22,200 (4720)	8,080 (3752)	1,870	183	418 (73)
150℃	8.10	393	990	24,300	18,600	20,200 (6030)	8,970 (3083)	1,850	187	412 (111)
180℃	8.45	188	1,250	24,300	18,100	23,200 (12300)	8,310 (5760)	1,840	241	451 (133)

() : 脱離液 1) : TOC 2) : オルトリン

表-9 20日消化汚泥成分表

	pH	アカリ度 mg/l	酸度 mg/l	TS mg/l	VTS mg/l	COO-Cr mg/l	T-C mg/l	T-N mg/l	NH ₄ -N mg/l	T-P mg/l
CONTROL	7.02	1,080	850	21,100	15,200	17,500 (853)	7,420 (493) ¹⁾	1,740	263	412 (113) ²⁾
120℃	7.36	3,580	1,130	18,700	11,000	12,400 (1570)	8,810 (784)	1,870	808	392 (96)
150℃	7.39	3,800	1,120	18,400	9,890	11,500 (1810)	8,520 (878)	1,780	818	400 (111)
180℃	7.48	3,610	1,080	14,000	8,380	10,700 (2220)	8,270 (878)	1,710	871	388 (108)

() : 脱離液 1) : TOC 2) : オルトリン

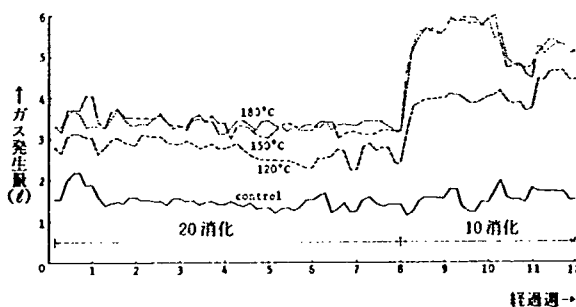


図-9 ガス発生量変化グラフ

はなく、可溶性窒素成分が少なかったことによるものと考えられる。

汚泥固形物の減量という観点からデータをみると、明らかに熱処理を加えた汚泥の消化減量は大きくなっており、ガス発生量の増加を裏付けるものである。全炭素の分析値からは、熱処理により可溶化された部分の炭素が、かなりの程度ガス化されていることが推察される。

図-10に1ℓのメスシリンダーを用いて汚泥の沈降濃縮性を測定した結果を示す。コントロール、120℃熱処理汚泥およびその消化汚泥は殆ど沈降がみられなかった。150℃熱処理汚泥は沈降しないものから50%近くまで沈降するものまで種々みられた。しかし、その消化汚泥については常に30~50%の上澄が得られた。180℃熱処理汚泥の沈降性は極めて良く、1時間後には約20%まで濃縮され、その消化汚泥についても1時間後には約40%、24時間後には約20%まで濃縮された。以上熱処理によって改良された汚泥の沈降濃縮性は嫌気性消化後も大体保持されるようである。

150℃、180℃の熱処理汚泥およびその消化汚泥についてリーステスにより脱水性を検討した結果、無薬注の条件では予想に反して180℃熱処理汚泥も脱水性は極めて悪く、汚泥固形物当たりで塩化第二鉄10%、消石灰25%の薬品添加した場合に、約10kg/m²・hのろ過速度が得られた。150℃熱

処理汚泥では、同程度のろ過速度を得るために約2倍の薬添量が必要であった。熱処理汚泥とその消化汚泥の脱水性の差異については、明確な答を得るまでには到っていないが、同程度または消化汚泥で多少低下するという結果を得ている。ただし、コントロール消化汚泥と比較すると150℃、180℃熱処理消化汚泥の脱水性は良好であり熱処理による効果が窺われる。これらのことは汚泥の沈降濃縮性試験で得られた結果に相通ずるものであり、熱処理汚泥の濃縮および脱水性は嫌気性消化後も多少低下はするものの大体保持されるものと思われる。

4. 今後の検討課題

消化ガスの有効利用に関する現場調査に関しては、北九州市、横浜市における調査を継続し、ガス発生量の季節変動要因を明らかとし、この変動を小さくする方策の検討を行う。ガスエンジンシステムに関しては、既に得られているデータにより、シミュレーションモデルをより適用性の高いものとすると共に、ガスエンジンシステムの設計運転に関するマニュアルの作成を行う予定である。

既存の消化タンク技術に関する調査は、最適撹拌度およびタンク形状と撹拌について、更に調査検討を行うと共に、2段消化法の2次タンクの固液分離の機能についても調査対象とする。

熱処理によるガス発生量の増大技術に関しては、余剰汚泥にくわえて、最初沈殿池汚泥、混合汚泥を対象として実験検討を行うと共に、本技術を実施に適用する際の問題点を整理する。

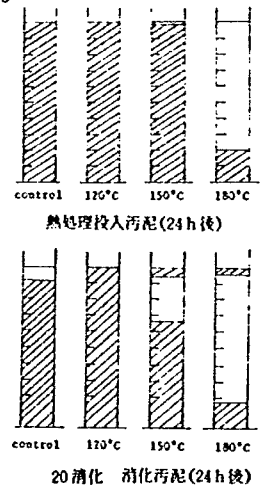


図-10 熱処理汚泥・消化汚泥の沈降性

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 真佐司

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55年度までの研究成果

凝集沈殿プロセスにおいて最も多用されると思われる硫酸アルミニウムを用いた場合の汚泥（以下ばん土汚泥という）中に含まれるアルミニウムとリンを分別回収する方法について調査を行ってきた。

ばん土汚泥中のアルミニウムは凝集剤として再使用し、リンは何らかの形で資源化することを基本として調査を進め、回収方法、回収凝集剤再使用の是非、回収リンの利用法等について検討を行った。その結果、回収方法としては、酸性側で汚泥を溶解した後、第二鉄塩を加える方法が良いこと、この回収法で回収された凝集剤（回収硫酸ばん土）は、再使用しても問題がなく、新しい硫酸ばん土と同等以上のリン除去能力を有することがわかった。また、この回収方法によって回収されたリンは、第二鉄イオンと化合したリン酸鉄を主成分としており、リン鉱石並みのリン酸含有率を有する。回収リンをリン肥として用いた実験では化学肥料ほどではないが、肥料効果が認められた。この回収方法については54年度に横須賀市において、55年度には茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センターにおいて、連続実験を行ったが、室内実験時の結果と同程度の回収率を上げるには至っていない。

3. 昭和56年度の研究成果

本年度も 昨年度に引き続き、鉄塩法による連続回収実験を行った。また、鉄塩によってリンを除去する代わりに鉄型キレート樹脂を用いて酸性溶液中のリンを除去する方法についても連続回収実験を行った。

3.1 鉄塩法による連続回収実験

3.1.1 実験方法

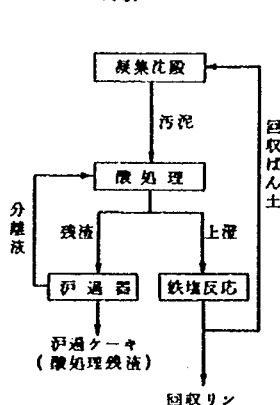
昨年度と同様に、茨城県霞ヶ浦浄化センター内において連続実験を実施した。実験期間は約2ヶ月である。実験条件と方法の概要を表-1に示す。

今年度は凝集沈殿池からのアルミブロック流出率を下げるために、フラッシュミキサーに高分子凝集剤を添加すると共に、沈殿池の水面積負荷を下げるために、原水量を減らした。また、沈殿池引抜汚泥を直接回収装置に投入することによって、濃縮槽からのアルミブロックの流出を抑制した。回収装置側では酸溶解槽と鉄塩反応槽にフロートスイッチを設け、また、越流管径を大きくしてオーバーフローによる漏れとこれに起因する装置トラブルの発生防止を図った。今年度は原水として2次処理水を使用した。これは、1次処理水中に多量に含まれる土砂分によって生じる原泥ポンプ等の閉塞を防止するためである。このため凝集沈殿原水としてはリン濃度が低くなったので、リン酸ソーダ溶液を添加した。

表-1 鉄塩法連続実験条件

実験条件	
凝集沈殿	原水(2次処理水) : 3m ³ /時 リン添加量 : 3g/h ³ SS : 6 アルミ(初期) : 8 (回収時) : 25 ポリマー : 0.1%液 24m ³ /分 汚泥引抜き量 : 0.5L/分
回収実験装置	酸処理時pH : 0.05%液10m ³ /分 残渣引抜き : パッチ 1回/日 鉄塩反応槽 pH : 2.8 塩化第二鉄 : 18m ³ /分 10倍希釈液 回収リン引抜き : 53m ³ /分 回収ばん土 : 0.49L/分

実験フロー



3.1.2 鉄塩法による連続実験結果

実験方法の項で述べた種々の対策の結果、昨年度に比べ、装置の運転停止時間が著しく短縮された。1月20日から3月31日までの53日間のうち、回収装置不調による運転停止時間は73時間(総運転時間の58%,稼働率94.2%,夜間、日祝日の点検なしの条件)であった。また、凝集沈殿装置側での措置(濃縮槽の使用中止、水面積負の低減)によって、キャリーオーバーによるアルミとリンの流出量がかなり減少した。図-1に凝集沈殿処理によるリン除去の状況を示す。流入原水(リン酸ソーダ添加後)の平均全リン濃度は2.4mg/L、処理水の平均全リン濃度は0.6mg/Lであった。リン除去率は全期間平均で75%(後半4週間の平均では84%;何れも濃度比)と良好であった。図-2は鉄塩反応段階におけるリンとアルミの分別状況を示したものである。酸溶解液中の全期間の平均リン濃度は212mg/L、平均アルミ濃度は586mg/Lであるのに対し、回収ばん土中の全期間の平均リ

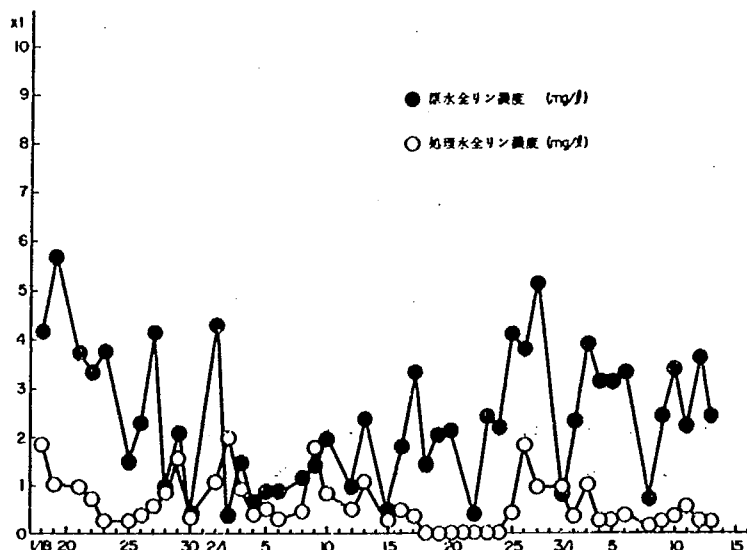


図-1 凝集沈殿処理によるリン除去結果

ン濃度は、52mg/l、平均
アルミ濃度は493mg/lで
あった。濃度比較では、
リン残留率25%、アルミ
残留率84%となり、リン
とアルミの分別状況は良
好であった。

表-2は薬品使用量、
水質分析結果および流量
の記録から計算した本実
験の物質収支を示したも
のである。図-3は表-
2から作成した本実験の
リンおよびアルミニウム
の収支図である。処理水
と共に流出する部分が減
少したことによって昨年
度よりアルミニウム、リ
ン共に回収率が向上した。

回収できなかった部分の
内訳について見ると、ア
ルミ、リン共に酸処理残
渣として失われる割合が
最も高くなっている。残
渣の発生量(体積)は酸
処理液の4.5%に過ぎな
いので、酸処理段階での溶
解が十分に行われなかつ
たものと考えられる。

渣回収リンと共に失われるアルミの割合も15%とかなり大きくなっているが、これは鉄塩反応槽のpH
制御が不調で、目標値pH 2.5に十分制御できず、アルミ回収率が悪化する高pH側にずれたため(全期間
での平均はpHは2.74)である。

酸溶解段階でのSSの減少率は44%で、54年度の結果(76%)より小さくなった。これは、酸溶解
が不十分であったことによるものと思われる。また、酸溶解段階でのSS減少率が小さかったため、酸
処理残渣と回収リンの発生量の合計値が原汚泥量と一致し、全体としてはSS発生量が減少しなかった。

鉄塩反応槽のpH制御が不調であったことは先に述べた通りであるが、このために鉄塩反応槽のpH値

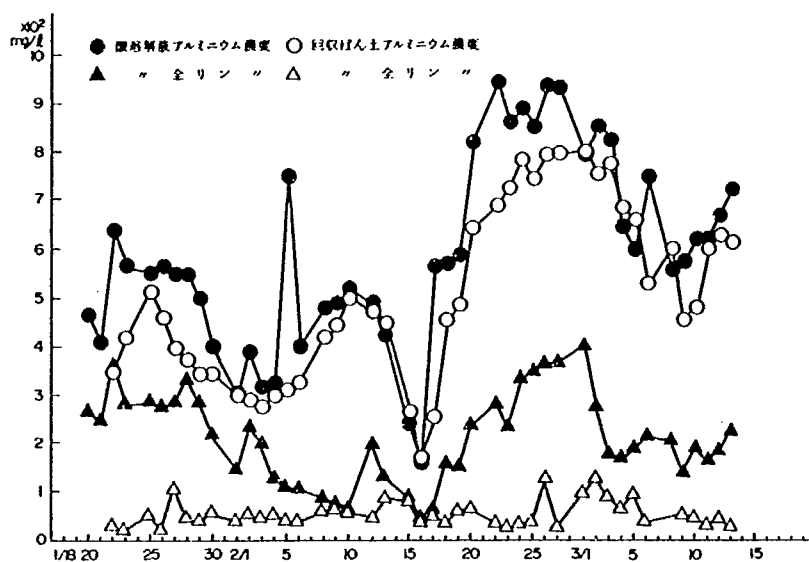


図-2 アルミニウムとリンの分別回収実験結果

表-2 物質収支

		アルミニウム (kg)	リ (kg)	鉄 (kg)	SS (kg)	
A	薬集化酸全負荷 (①+E)	32905	1406	15225	157.24*	* ブロックレターの分析値から
①	流入負荷	3575	0255	2344	40.32	
	系加量	1124	11845	0	—	** 実測値
②	流出量(処理水)	3701	247	1861	27.35	*** 実測値と分析値から計算
B	原(A-②)泥	29204	1159	13364	129.89	
C	酸処理液	23167	8422	3698	2457	**** 流量×平均濃度(分析値)で算出
D	酸処理残渣 (B-C)	6037	3168	9666	70.11**	
E	系加量	0	0	2122	—	*** (C+系加量)
	回収ばん土	1809	1964	12881****	9.699	— (回収ばん土)
F	回収リン (C-E)	5077	6458	12037***	59.51***	

が25以下となる場合もかなり多く、この時には、リン除去率の低下と共に多量の鉄が回収ばん土と共に返送される現象が生じた。従って、回収ばん土の鉄含有量が多くなった。

3.1.3. 鉄塩法に関する考察

今年度の結果はリン・アルミの回収率に関する限り昨年度の結果よりも大幅に改善されている。しかし、室内実験結果から予測された回収率とはまだ20%程度の隔りがある。その1つの原因は酸溶解の不安定性にあると考えられるが、次節で述べるキレート樹脂法による実験では、溶解時間を長くとして90%程度の溶出率を得ているので、酸溶解槽の滞留時間を長くすることによって安定した高い溶出率が達成できるようである。

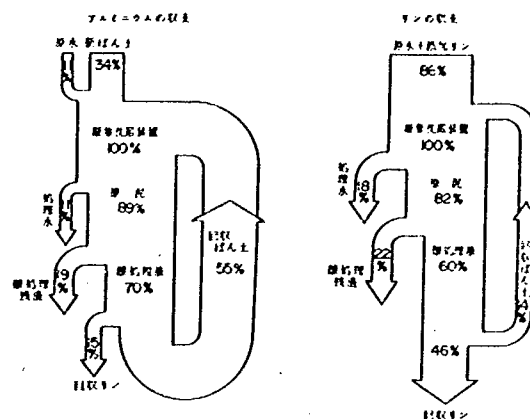


図-3 アルミニウムとリンの収支

鉄塩反応槽におけるpH制御の不調も回収率を低下させた1つの原因であったが、pH制御方式を改良することによって±0.2pH程度の制御は可能であると考えられる。

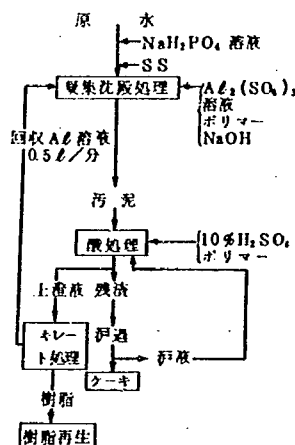
これらの改善策を採ることによって、酸処理での溶出率90%、鉄塩反応槽でのアルミ回収率85%、リン回収率75%を達成することは、過去の実験結果等から判断して十分可能である。従って、処理水中に流出する率を10%程度に保つことによって、アルミ回収率67%、リン回収率60%とすることが十分可能である。

表-3

3.2 キレート樹脂による連続回収実験

3.2.1 キレート樹脂法の概要

キレート樹脂法は、ばん土汚泥の酸溶解液中のリン酸を、キレート樹脂に配位結合させた第二鉄の特性を利用して、選択的に吸着除去することにより、アルミとリンの分別を行う方法である。鉄塩法による連続実験を行う前に、霞ヶ浦浄化センター内においてキレート樹脂法による連続実験を行った。キレート樹脂法の概要と実験条件を表-3に示す。



実験条件 (11.28 ~ 12.4)

原水流量	3 ml/H
リン添加量	1.7 mg/L
SS添加量	6 mg/L
Al添加量	2.5 mg/L
ポリマー添加量 (凝沈)	0.47 mg/L
回収アルミ液返送量	0.5 L/min
沈殿池汚泥引抜き量	0.75 L/min
濃縮汚泥 引抜き量	0.5 L/min
酸処理時 pH	2
ポリマー添加量 (酸処理)	5.7 mg/L
キレート処理	過剰速度 SV0.5 (上向)
樹脂再生	2.0 L/day

実験に使用したキレート樹脂はイミノジ酢酸型樹脂に Fe^{3+} を吸着させたもの (UR-70P) で、pH3付近においてリン酸の吸着効率が最大 (リン酸濃度200mg/Lに対し、約0.2 mol/L-R) である。

3.2.2 キレート樹脂法による実験結果

図-4はキレート樹脂法による連続回収実験期間中の集塵沈殿処理の結果を示したものである。全期間を通じて処理水の全リン濃度は0.5mg/L以下になっており、除去率でも全期間の平均で89%と極めて良好であった。

図-5はキレート樹脂塔通液前後のリンとアルミニウムの濃度変化を示したものである。実験の中盤でリンの吸着除去率がかなり悪化しているが他の期間はほぼ良好にリンが除去されている。中盤におけるリン除去率の低下は、樹脂のリン酸吸着容量を無視した結果、破過したものである。

キレート処理によって、アルミニウム濃度が多少とも低下するのは、樹脂がアルミニウムに対して、吸着能を有しているためである。樹脂のアルミ吸着能は実験後半の推定値でおよそ0.2 mol/L-Rである。この値は、樹脂のリン酸吸着能とほとんど同じである。

表-4は本法による連続装置が最も正常に運転されていたと見られる実験最終部分について、物質収支をとった結果である。また、図-6は表-4から作成したリンとアルミの収支図である。

アルミ、リン共に鉄塩法よりかなり高い回収率となっている。回収ばん土と共に回帰するリンの量が鉄塩法の場合に比べて高いのは樹脂との接触を上向流で行ったため、樹脂の浮動等の原因により、ショートパスが部分的に生じていたからである。回収できなかった部分の内訳では、アルミの場合、樹脂に吸着される部分が最も大きく、リンの場合は上述したショートパスによる漏れが最大である。鉄塩法と比べ酸処理残液として失われる部分が少いのは既に述べたように、溶解時間を十分長くにとって溶出率を高めたためである。このことは、酸処理段におけるSSの減少率を見ても明らかである。鉄塩法の実験では44%の減少であるのに対し、本実験では82%である。

回収リンは樹脂再生時の脱離液を石灰凝沈して得られるCa/P≒2(モル比)のアパタイトである。この回収リンの発生量は原泥SSの約42%であるから、全体としてはSS発生量が約35%減少した。また回収リンのリン酸含有量は約20%(P₂O₅換算)でリン鉱石に比べると含有率がやや低いものであった。

3.2.3 キレート樹脂法に関する考察

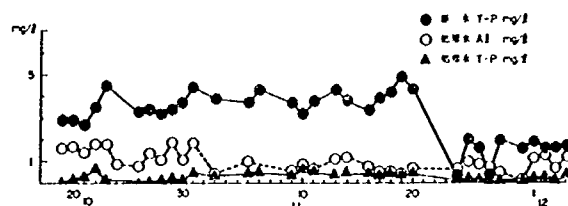


図-4 凝集沈殿法によるリン除去の結果

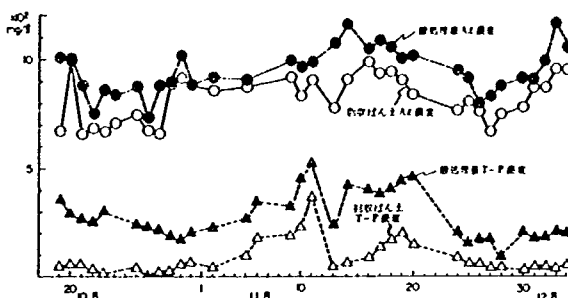


図-5 キレート処理連続運転結果

表-4 物質収支

	アルミニウム(kg)	リン(kg)	SS(kg)
A 凝集沈殿全負荷(①+E)	5748	1109	2856
① 原水負荷	0218	0204	5897
② 添加量	1230	0691	—
B 流出量(処理水)	0412	0098	2987
C 原泥(A-②)	5335	1011	25563
D 酸処理液	4951	0891	0659
E 酸処理残液(B-C)	0385	0120	4635
F 回収ばん土	4300	0214	0450
G 樹脂吸着(C-E)	0677	0651	—

*ブロックフローシートにおける値 **推定値

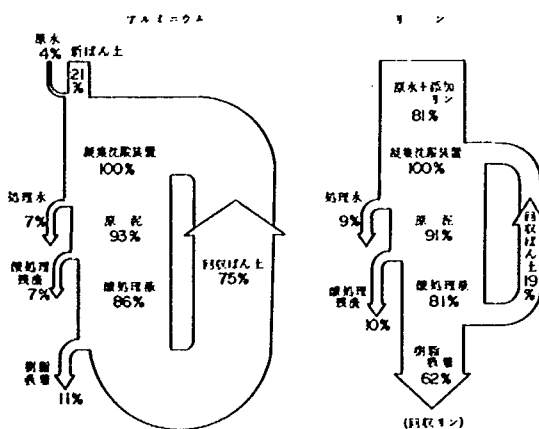


図-6 アルミニウムとリンの収支(キレート法)

キレート樹脂法で得られたアルミ回収率75%は、リンに対するモル比が約6倍という状態で得られたものである。鉄塩法と同じ程度のモル比約3倍という状態では樹脂に吸着されるアルミの相対的な比率が増加するので回収率の低下が予想される。仮りに樹脂のリン酸吸着能を 0.25 mol/L-R 、アルミ吸着能を 0.2 mol/L-R とすると、 $\text{Al/P} = 3$ (モル比) では、キレート処理段階で回収率73%となり、全負荷に対しては約63% (73×0.86) となる。ただし、樹脂に吸着されたアルミは、石灰凝沈後の上澄水中にかなりの部分が残留するのでこれを利用することによって総合的に回収率を上げることができると考えられる。本実験ではリンの吸着除去率が当初の予想に反して低かったが、上向流式の通液方法を下向流式に変える等の対策をとれば、樹脂本来の能力に近い除去性能を発揮できるものと考えられる。従って、リン回収率は更に10%以上は高くなるものと思われる。

4 まとめ

リン除去ばん土汚泥中のアルミとリンを分別回収する方法として、鉄塩法とキレート樹脂法の連続実験を行い、キレート樹脂法からは高いアルミとリンの回収率を得ることができた。また、鉄塩法についても、連続実験としては今までのうち最も高い回収率を得ることができ、装置と酸処理法の改良によって更に高い回収率となり得ることがわかった。今年度は実験期間中の電力消費量、薬品使用量についても記録を採ったので、最後に、これら2つの方法と、資源回収を行わずに通常の濃縮-脱水-埋立てという処分を行った場合について、簡単な維持管理費の比較を行い、表-5にまとめた。

表-5の試算に用いた数値は本調査から得られたものの他は昭和54年度版公共下水道統計及び下水の高度処理技術の開発調査(昭和51年度 建設省都市局下水道部・滋賀県・日本下水道事業団)によるものである。

表-5 ランニングコスト(除人件費)比較

共通条件: 処理水量 100,000 $\text{m}^3/\text{日}$, ばん土汚泥 1,000 $\text{m}^3/\text{日}$ (SS 2820 g/m^3) 原水P濃度 255 g/m^3 , Al添加濃度 8 g/m^3 , P除去率 88%				
	濃集沈殿・急速汚濁	汚 泥 処 理 (回収システム含む)		合 計
回 収 な し	電力 273,700 円/日 (161 円/kwh) 薬集剤 396,000 円/日 (495 円/Alkg) ポリマー 41,600 円/日 (1,300 円/kg)	脱水ケーキ (75%水分) 16 ton/日 77,600 円/日		788,900 円/日 (789 円/ m^3)
鉄 塩 法	電力 273,700 円/日 薬集剤 142,560 円/日 (回収率 64%) ポリマー 41,600 円/日	酸処理硫酸 57,495 円/日 (3833 kg) ポリマー 13,000 円/日 (10 kg) 塩化第二鉄 115,340 円/日 (1460 kg) 酸化マグネシウム 24,480 円/日 (288 kg)	酸処理硫酸処分費 36,375 円/日 (7.5 ton/日) 回収リン 処分費 34,435 円/日 (71 ton/日)	709,380 円/日 (709 円/ m^3) 回収リン処分費含 む時 743,815 円/日 (744 円/ m^3)
キ レ ー ト 法	電力 273,700 円/日 薬集剤 102,960 円/日 (回収率 74%) ポリマー 41,600 円/日	酸処理硫酸 57,495 円/日 (3833 kg) ポリマー 13,000 円/日 (10 kg) pH調整硫酸 20,100 円/日 (1340 kg) 苛性ソーダ 153,160 円/日 (2188 kg) 消石灰 25,707 円/日 (779 kg) 塩化第二鉄 10,270 円/日 (13 kg) 樹脂補給 33,750 円/日 (7.5 L) 電力 24,150 円/日 (150 kwh)	酸処理硫酸処分費 36,375 円/日 (7.5 ton/日) 回収リンは、リン資源として利 用できる。	761,289 円/日 (761 円/ m^3)

11. 下水汚泥の海洋還元に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川 忠男

研究員 岡澤 邦明

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、海洋還元、緑農地還元、資源化などがあるが、平地部が狭少で四方海に囲まれ、海岸沿に大都市が発達した我国では、汚泥の最終処分として海洋に還元する方法が有利と考えられる。しかし、下水汚泥を海洋還元する場合、汚泥中に含まれる有害成分の混入による海洋の汚染が問題とされ、特に、海洋生物によって営まれる食物連鎖サイクル中に有害物質を含む下水汚泥が投入されたときに、食物連鎖サイクルの各レベルの生物に対して、急性毒、有害重金属等の蓄積による慢性毒、産卵増殖や生長に対する影響、魚病の発生やウイルス等病原菌の消長など多くの問題があるが、今日まで、これらの問題に関する調査研究はほとんど行われていない。

本調査は、これらの海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響を明らかにすることを目的としている。

2. 55年度までの調査結果

① 文献調査の結果、海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響に関する調査研究は非常に少なく、基礎的な調査が必要であることが分った。②海洋生物の食物連鎖系で高位にある魚類を対照に調査した結果、魚類は直接汚泥を摂餌しないこと、魚病の発生、有害物質の蓄積は認められなかった。③アサリ、ナマコを用いた底生動物に対する影響では、魚と同様に餌としての効果はあまりなく、重金属の異常蓄積も認められなかった。④魚類等に対する汚泥の毒性試験では、汚泥中に含まれているアンモニア性窒素と推定されるが、海水に対して汚泥の容量比で5%以上添加した場合であり、汚泥の種類としては消化汚泥の場合が一番強く、初沈生汚泥、余剰汚泥の順で毒性は弱くなる。⑤魚類やアサリ、ナマコ等のベントス（底生生物）よりも低レベルの動物性プランクトンの一種であるアルテミアは、適当な汚泥濃度であれば増殖、産卵、フ化の一連の生命活動を繰り返して、汚泥を餌として活用することが確認出来た。

3. 58年度の調査結果

3.1. 調査の概要は、海洋生物の食物連鎖サイクル系で最も低いレベルの動植物性プランクトンの増殖および、重金属類の蓄積等についての調査と、前年度の実験でアサリの一部にPbの蓄積がみられたので確認のため、再度アサリについて、重金属の蓄積について調査した。また、汚泥を由来とする

細菌類の海水中での消長を調査するため、本年度は大腸菌について、調査を行った。そのほか、汚泥の海洋での拡散状況を調査するための一方法として、ランドサットの利用の可能性について検討を始めた。

3.2. 調査結果

3.2.1. 植物プランクトンの増殖と、重金属の蓄積

本実験は、海洋に汚泥を還元した後、有機物が分解して窒素やリンが溶出し、植物プランクトンに何らかの影を与えることが考えられるために行った。予備実験により海洋性植物プランクトンであるフェオダクチルム (pheodactylum) とクラミドモナス (chlamydomonas) の最大増殖条件を検討し、本実験で増殖量と重金属濃度を測定し、コントロールおよび文献による一般値のものと比較検討した。培養条件は、 $20 \pm 2^\circ\text{C}$ 、光度 2,500 ~ 2,800 Lux、培養日数10日間、供試海水は相模湾沖で採水したものを用い、供試汚泥は2ヶ所の下水処理場から各々消化汚泥と余剰汚泥を採取したものを用いた。なお、植物プランクトンは汚泥を直接摂取することは出来ないため、供試汚泥を嫌気性条件で腐敗させてGF-C濾紙で濾過した濾液と海水を一定の割合で混合したもので実験を行った。実験結果及び供試汚泥と海水の成分を表-1に示した。

表-1 植物プランクトン中の重金属含有量 (mg/kg·dry)

試料名			As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	T-N	T-P	生物濃度 (mg/l)
供試汚泥	混合比率%	プランクトン									
コントロール		クラミドモナス	33	1.6	9.1	6.7	8.7	320	-	-	31
A処理場 消化汚泥	5	"	38	2.0	33	41	18	230	-	-	34
B処理場 "	5	"	52	1.7	39	80	17	240	-	-	32
A処理場 余剰汚泥	25	"	55	3.6	37	18	44	230	-	-	97
B処理場 "	15	"	54	2.2	22	20	20	290	-	-	29
コントロール		フェオダクチルム	35	2.4	15	5.8	20	50	-	-	52
A処理場 消化汚泥	15	"	58	3.9	25	6.9	22	160	-	-	116
B処理場 "	5	"	29	1.1	13	12	6.3	130	-	-	92
A処理場 余剰汚泥	5	"	67	3.6	20	9.9	46	110	-	-	53
B処理場 "	15	"	58	3.9	25	6.9	50	120	-	-	95
一般値 **	-	-	12~36	0.4~2.3	2.2~7.5	8.5~36	5~8	20~280	0.20	0.016	-
供試海水	-	-	(0.92)	(0.014)	(0.063)	(0.18)	(0.29)	(4.21)	-	-	-
(供試汚泥前処理液)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A処理場 消化汚泥	-	-	(45.6)	(1.38)	(36.0)	(55.2)	(26.0)	(149.0)	640.0	50.0	-
" 余剰汚泥	-	-	(21.5)	(0.32)	(2.68)	(9.20)	(5.76)	(40.8)	147.0	69.0	-
B処理場 消化汚泥	-	-	(544.0)	(2.09)	(53.2)	(130.0)	(32.8)	(390.0)	768.0	54.0	-
" 余剰汚泥	-	-	(19.2)	(0.93)	(10.5)	(26.4)	(12.1)	(67.2)	83.8	21.8	-

** : 「Environmental Chemistry of the Elements」 ACADEMIC. PRESS 1979 H·JM
() 内は $\mu\text{g/l}$

同表中の混合率は海水に対する汚泥を嫌気性状態で腐敗させた濾液の添加容量比であり各プランクトンの最大増殖に適した濃度であるが、栄養素であるリン (T-P) と窒素 (T-N) 濃度に換算するとリンは 2.5 ~ 17.2 mg/l であり、窒素では 12.6 ~ 96.3 mg/l となる。コントロールの培養液には、リンは、1 mg/l、窒素は 8 mg/l になるように調整した。増殖量として、生物濃度を同表に示してあるが、2種類ともコントロールと同じ程度か、それを向まわっているが、栄養源としての窒素、リンの濃度は汚泥の濾液を添加した方が高く、植物プランクトンに十分利用されるものと考えられる。また、種類によって増殖量が異なることが示された。重金属の濃度は、同表中に示した一般値と比較すると、

CrとPdが高い値を示しているが、プランクトンの種類によって同一元素でも蓄積濃度が異っており、今回の実験でもCu、Zn、Pb、Cr等はクラミドモナスとフェオダクチルムでは蓄積濃度の傾向は異なっていることから、一般値との単純な比較では異常蓄積であるかどうかの判断は出来ないものと考えられる。各プランクトンのコントロールの値と比較すると、クラミドモナスはCrが1～4倍、Cuは3～13倍、Asは1～2倍、Pbは2～4倍Hg、Cdは1～2倍程度であり、フェオダクチルムの方は、Asは0.8～2倍、Cdは0.5～1.6倍、Crは0.8～1.6倍、Cuは1.2～2倍、Pbは0.3～2.5倍、Znは2～3倍、Hgは0.5～1倍であった。今回の2種類の植物プランクトンの重金属の蓄積濃度の結果では、クラミドモナスは、コントロールより少し高めに蓄積し、フェオダクチルムのように、コントロールとほぼ同じ程度の蓄積を示すものがあり、増殖量および、重金属蓄積量とも、プランクトンの種類によって下水汚泥の影響が異なることが示された。

3.2.2. 動物プランクトンに与える影響

供試動物プランクトンとして前年度に用いた海洋性動物プランクトンの1種であるアルテミアを用いた。供試汚泥は余剰汚泥とし、汚泥の添加率は容量比で10%と25%の2段階で、アルテミアの増殖に適した濃度範囲である。コントロールには植物プランクトンである。キートセラスを培養してアルテミアに与えた。実験結果の1例を図-1と表-2に示した。同図はアルテミアの体長の経日変化を示したものであり、体長の生長ではコントロールのものと同等の生長を示している。しかし、各個体を顕微鏡で観察してみると、キートセラスの方は、色も良く、内臓も充実しているが、汚泥添加飼育した方は、色は淡く、内臓もコントロールのものより細くてやせている感じであり、特に10%添加区の方が著しい傾向を示していた。

表-2 アルテミアと動物プランクトン中の重金属
(mg/kg: 乾重量)

試料	Fe	Mn	Zn	Cu	Ca	Pb
キートセラス飼育	710	19.0 以下	34.7	10.6	1.9 以下	—
10%汚泥飼育*	514	6.0	148.5	11.4	0.595 以下	3.4
25%汚泥飼育*	493	7.8	85.5	8.0	0.485 以下	2.3
動物プランクトン**	100 ～1,800	4～32	180 ～530	2～240	23～13	2～30
アルテミア乾燥卵	1,675.9	2,770.1	62.3	6.25	0.115 以下	3.39

* 平均値

** 出典「Environmental Chemistry of the Elements」1979

表-2は、重金属の蓄積を示したが、アルテミアの場合はコントロー

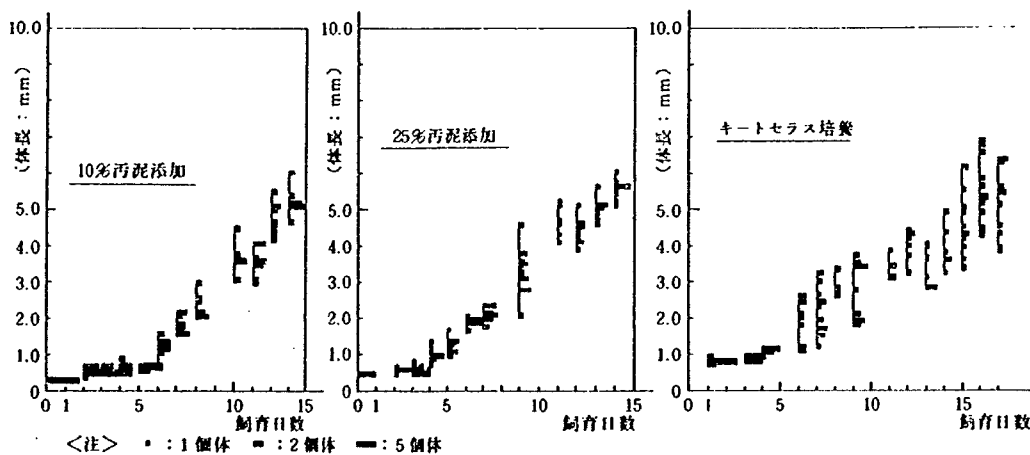


図-1 アルテミアの生長経日変化

ルと同じ程度か、それ以下の元素が多く、Znのみがコントロールより高い値を示し、2.5～4倍であった。またテミアを海水のみで飼育した場合と汚泥を添加した場合では、汚泥を添加した方が長期間生存することから、汚泥はアルテミアに対して餌としての効果があるものと考えられる。一方、キートセラスで飼育した場合の産卵数と汚泥で飼育した場合では、キートセラスの方が多く、124～280個であり、汚泥の方は42～125個である。以上の傾向から、アルテミアに対して汚泥は、主食にはなり得ないが、副食程度の効果があるものと考えられる。

3.2.3. 底生動物に対する影響（アサリ）

底生動物の供試体としてアサリを用いた実験を前年度に行ったが、重金属のPbが一部の供試体で蓄積濃度が高い傾向を示したので、再度実験を行い確認を行った。本年度は、1ヶ月ごとにアサリの重金属を測定して3ヶ月続けた。本年度の実験結果は、汚泥添加による餌効果の面では、前年度と同じ傾向であり、体重の増加はほとんどなかったことから、アサリは汚泥をほとんど捕食しないものと考えられる。アサリの重金属経時変化は表-3に示したとおりである。同表には参考までに55年度の結果も示してあるが、本年度の実験ではPbを含めて各元素ともコントロールと同じ程度であり異常蓄積は認められなかった事と、55年度の2回目の実験結果である2ヶ月目の値もコントロールと同じ程度でありPbの異常蓄積はないものと考えられる。

表-3 アサリの重金属類の調査年の比較

(mg/kg) - 平均値 -

		Fe		Mn		Zn		Cu		Ca		Pb	
		S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55
実験開始時		87.12	46.7	2.16	1.15	12.35	14.7	1.19	1.43	0.077	0.118	0.41	0.37
Control 餌ナシ	1ヵ月	103.1	—	1.32	—	13.01	—	0.90	—	0.145	—	0.74	—
	2ヵ月	77.78	—	1.19	—	14.25	—	0.97	—	0.136	—	0.68	—
	3ヵ月	106.80	—	0.92	—	12.23	—	0.91	—	0.175	—	0.52	—
Control ベレット の餌料	1ヵ月	62.99	107.3	1.43	1.16	12.74	14.09	0.99	1.0	0.107	0.24	0.41	0.18
	2ヵ月	51.80	55.9	1.56	1.59	13.87	30.0	0.74	1.75	0.105	0.150	0.31	6.86
	3ヵ月	82.61	—	1.52	—	12.92	—	1.15	—	0.092	—	0.41	—
1% 汚泥添加	1ヵ月	62.59	54.4	1.42	0.90	14.23	15.4	0.91	1.27	0.103	0.22	0.58	0.12
	2ヵ月	58.04	112	1.42	2.04	14.63	35.2	0.79	3.07	0.104	0.128	0.36	14.5
	3ヵ月	120.71	—	1.41	—	13.89	—	0.90	—	0.132	—	0.64	—
10% 汚泥添加	1ヵ月	85.01	58.5	1.91	1.15	13.62	14.9	1.01	1.01	0.086	0.264	0.42	0.18
	2ヵ月	69.08	90.8	1.67	2.83	16.63	32.4	0.84	1.76	0.107	0.112	0.82	4.07
	3ヵ月	149.76	—	1.70	—	17.08	—	0.93	—	0.132	—	1.22	—

3.2.4. 下水汚泥投入による大腸菌の海水中での消長

供試汚泥は、初沈生汚泥、余剰汚泥、嫌気性消化汚泥の3種類について実験を行った。供試汚泥中の大腸菌数は、初沈生汚泥が $10^4 \sim 10^7$ 個/ml、余剰汚泥は $10^4 \sim 10^5$ 個/ml、消化汚泥は $0 \sim 10^2$ 個/mlである。これらの汚泥を海水と容量比で数段階に混合して、大腸菌数を経時的に測定することによって検討を行った。海水との混合比は0.1、1、5、10、20%の5段階としたが、汚泥を5%以上添加した場合は、海中の塩分が希釈されることになるので、NaClを加えて塩分を調節したものについても実験を行った。測定は、実験開始後、1、3、5、10、24、48、72、96、168時間に行い、大腸菌が死滅す

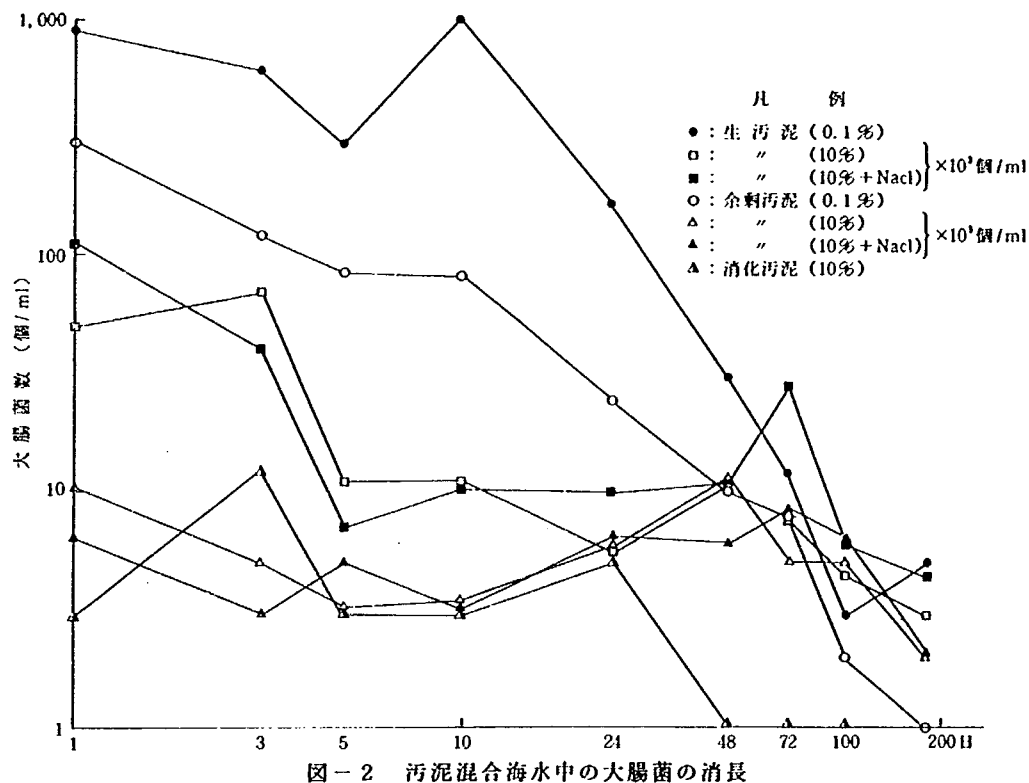


図-2 汚泥混合海水中的の大腸菌の消長

るまでとしたが、もし消滅せずに残っている場合は 168 時間（7 日間）で終了とした。

実験結果の 1 例を図-2 に示した。まず余剰汚泥と海水を混合した場合であるが、0.1% では 48 時間後に 10 個/ml 以下となり、168 時間後には消滅した。1% では 3 時間後まで急減してその後、平衡状態で、10 時間後から再び増加しはじめて、48 時間後にピークを示してから減少しはじめ、168 時間目でなお 100 個/ml の残留があった。5% の場合も同様に、一時期は急減して、そのまま平衡状態を保持した後に、再び増加するが、その後は、減少しはじめて 168 時間目は 250 個/ml の残留があった。10% と 20% も同様の傾向を示しており、減少と増加の繰返しをしながら減少してゆく傾向を示している。生汚泥の場合も増減の繰返しがみられ、余剰汚泥の場合と同様の傾向を示している。また、海水の塩分を調節した方もほとんど同じ傾向であり、塩分の濃度以外の大きな要因があるものと考えられる。嫌気性消化汚泥の場合は 48 時間程度で、大腸菌の消滅が認められた。

余剰汚泥と生汚泥の場合、1% 以上汚泥を混合するとかなり長期間、大腸菌が生存するものと考えられるが、大腸菌の世代交代の時間は数 10 分であり、長期間の生存には何度となく世代の交代が行われることが必要である。大腸菌は非好塩菌で、JHB・Christian¹⁾ らによれば、増殖に耐えられるおよその NaCl 濃度範囲は 0.0~4% であり、これは塩素の濃度で 0.0~20% に相当する。したがって、本実験での塩素量が 19% というのは、大腸菌にとって好条件ではないと考えられるが、余剰汚泥と初沈生汚泥の添加により、ある種の緩衝体として外的刺激を和らげ、添加した汚泥が大腸菌の栄養源となるものと考えられる。

3.2.5. 海洋での汚泥の拡散状況の調査の検討

海洋に投入された汚泥の拡散の状況を、人工衛星による資料（電磁波の反射の強弱による画像）と汚泥の投入時の水質調査（SS、透明度、水温等）の結果を対応させ、汚泥の拡散状況を調査しようとするものである。汚泥の海洋への投入時刻と、投入場所を、人工衛星通過時刻に合わせて行い、そのときの水質調査のデータを現在収集中であり、人工衛星による汚泥の拡散状況調査が可能かどうか今後検討を進める予定である。

4. ま と め

① 植物プランクトンの藻類のフェオダクチルムと緑藻類のグラミドモナスの2種を用いた。増殖と、重金属の蓄積に関する実験の結果、増殖に適した汚泥濃度は、汚泥の種類によって異なるが、5%～25%程度と考えられる。重金属の蓄積では、同種のものについての調査の例は他にないため、今回行った実験のコントロールのものと比較した結果では、グラミドモナスとフェオダクチルムとでは傾向が異なり、フェオダクチルムはコントロールのものとはほとんど変わらないが、グラミドモナスは汚泥添加した方が、わずかに高い値を示したが、極端に蓄積することとはなかった。

② 動物プランクトンであるアルテミアでは、汚泥を10～25%（容量比）添加した状態で、汚泥を捕食して生命活動が可能であり、重金属の蓄積では、Znがわずかにコントロールのものを上まわった程度で、異常蓄積はなかった。

③ 低生動物であるアサリの実験結果では、汚泥を餌として捕食する可能性はほとんどないものと考えられる。また、重金属の異常蓄積も認められなかった。

④ 汚泥の海水との混合による大腸菌の消長は、嫌気性消化したものは最初から大腸菌の数が少なく、数時間で大腸菌は消滅するが、初沈生汚泥と余剰汚泥の場合は、非好塩菌である大腸菌が海水中で増加可能となるような、ある種の緩衝作用があり、増、減を繰り返しながら減少してゆく傾向を示しているが、168時間（7日）以上の生存が可能であることが今回の実験では示された。

本年度の実験結果を総合的にみると、プランクトン類が増殖するための最適な汚泥濃度は、容量比で5～10%以上の混合率を必要とし、汚泥を直接的、あるいは間接的に接取することが明らかとなった。また、重金属の異常蓄積はないものと考えられるが、プランクトンの種類によって、体内に取り込む重金属の量が異なっており、別の種類のプランクトンとの比較はあまり意味がないものと考えられる。

アサリを含めて低生生物については、汚泥との接触期間がもっと長期間の調査をすることが現実的であり一過性のプランクトンや、魚類等より重要な意味をもつものとする。

参 考 分 献

- 1) R.Y.スタニエ他著、高橋甫他訳「微生物学」(上) P 333

12. 下水汚泥の海域埋立処分に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川 忠男

研究員 岡久 宏史

1. 調査の目的と必要性

現在、我が国では、下水汚泥の相当部分を海域埋立に頼らざるを得ない状況であり、東京湾地域等において行われている広域汚泥処理処分事業の調査でも、海域埋立処分が中心課題となっている。本調査では、下水汚泥を埋立処分する場合に解決しなければならない問題点の中から主に下水汚泥の海域埋立に伴う周辺環境への影響について検討を行うものである。周辺環境に影響を及ぼす因子としては、埋立途上において生じる余水、埋立地からの浸出水、表面流出水、汚泥の分解に伴って発生するガス、臭気等がある。ここでは、特に、BOD、CODが非常に高く、重金属等を含んだ汚濁水であると思われる浸出水及び埋立途上においては、重大な問題となる余水について、それぞれの水質特性を把握するものである。

2. 昭和55年度までの調査成果

54年度には、海面埋立を行う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の文献調査及び埋立地のボーリング調査を行った。

55年度には、まず、浸出水をとりあげ、浸出水の水質特性を調べるための室内埋立実験を開始した。初期の浸出水の特性については、焼却灰を除く各種汚泥からの浸出水のBOD濃度は、 $10000\text{mg}/\ell$ を超えるかなり高濃度なものもあること、重金属については、排水基準値より低いものの、わずかな浸出がみられること、焼却灰からの浸出水中のクロムの形態は6価クロムであることがわかった。

3. 昭和56年度の調査結果

3.1. 浸出水の水質特性

先年度に引き続き、室内での埋立実験カラムより採取した浸出水を分析し、約1年間のデータを得た。

3.1.1. 供試汚泥による相違

各種供試汚泥のA型（供試汚泥のみを充填したもの）、 20°C のデータを使って比較する。

(1) COD_{Mn} TOC

COD_{Mn} の変化を図-1に示す。生脱水汚泥（生脱）、混合脱水汚泥（生汚泥と消化汚泥とを容積比で1:1に混合したもの、混脱）、コンポストは、 $6000\text{mg}/\ell$ から $2000\text{mg}/\ell$ の範囲で変動しながら変化している。これらに対して、混練固化汚泥（混練）は、 $2000\text{mg}/\ell$ 前後であり、消化脱水汚泥（消脱）

については、29日目にかんりの高濃度になった後、 1800mg/l に減少し、以後 3400mg/l へと増加している。次に、浸出水の口液について測定したTOCについてみると、生脱は他の供試汚泥に比べて、109日目から急激な増加を示し、214日目では、混脱の約4.6倍の濃度を示している。その後、268日目では、214日目の約1/3の 22000mg/l まで減少している。今後のデータを解析してみないと明確にはいえないが、これは、分解の容易な有機物が分解され、その浸出が終了し、汚泥中の微生物等による分解作業が次の段階へ移行しているのではないと思われる。同様に、混脱、消脱とも生脱ほど極端ではないが、ひとつのピークがみられる。また、コンポストについては、136日目より増加の傾向がみられる。

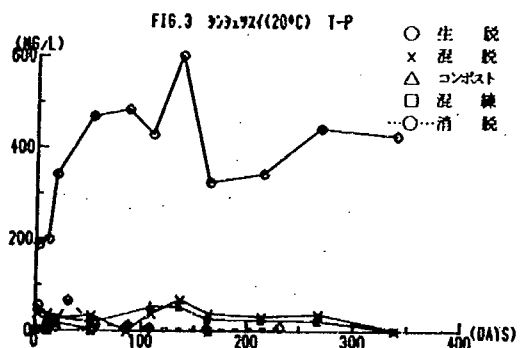
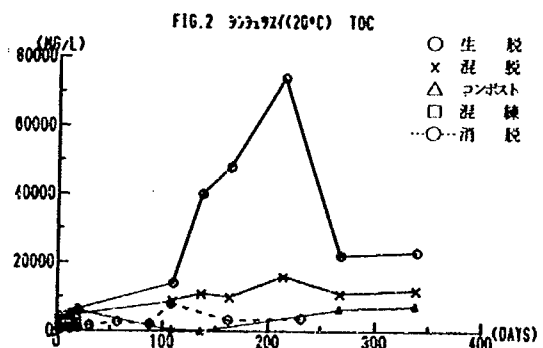
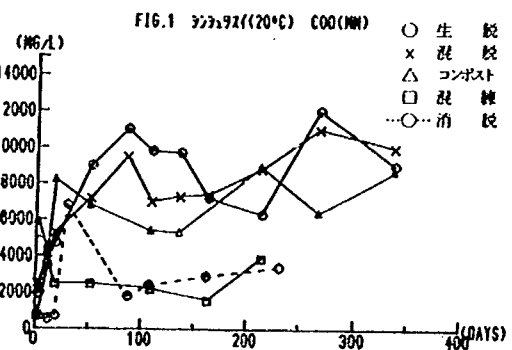
(3) T-P, K-N

T-Pの経時変化を図-3に示す。T-Pについても、生脱が他の供試汚泥に比べて大きな差がみられる。消脱、コンポストは、ほぼ同程度の濃度であり、136日目で $50\sim 70\text{mg/l}$ まで増加し、以後、減少傾向を示し、338日目では、 1.7mg/l まで減少している。消脱は、初期に 60mg/l ほどの浸出がみられたが、以後、3から 12mg/l の範囲で変化している。混練は、18日目に 18mg/l であったものが、163日目では、 0.49mg/l に減少している。K-Nは、図には示していないが、生脱は、136日目に 13500mg/l のピークがあり、163日目には、

722mg/l まで減少し、その後、 7000mg/l から 8700mg/l まで増加傾向を示している。混脱とコンポストは、 1000mg/l 程度から増加し、338日目では、混脱で 3000mg/l 、コンポストでは 4700mg/l となっている。消脱は、109日目で 6400mg/l のピークがあり、その他は、 1000mg/l 程度で、増加傾向を示している。混練では、11日目に 1360mg/l で163日目では 114mg/l と減少している。

3.1.2. 供試汚泥の充填方法による相違

ここでは、 20°C のデータを中心に比較する。供試汚泥の充填方法には、A型、B1型、B2型、C型、D型がある。A型は、供試汚泥を単独で充填したもの、B1型は、下部に砂を、B2型は、下部にシルトを充填し、上部に供試汚泥を充填したもの、C型は、下部に砂、中間と上部に覆土をしたもの、D型は、下部に供試汚泥を、上部に蒸留水を湛水したものである。



(1)PH

A型では、12前後であるが、338日目までB1型、B2型、C型では、砂またはシルトによる中和作用がみられ8程度のPHである。(図-4)

(2)SS

砂層による口過作用がみられるかと思っていたが、それほど顕著な傾向はみられなかった。しかしながら、A型、D型では、時おり大きな変化がみられるが、その他の型ではあまり大きな変化はない。B2型は、シルトの流出がみられSS値に影響を与えている。(図-5)

(3)COD_{Mn}, TOC

COD_{Mn}, TOC共にA、D型とB1、B2、C型との間には大きな差がある。これは、SSの差による部分もあるが、SSの差は、大きくて6倍程度であることや、溶解性のTOCをみても同様の現象がみられるので、砂層及びシルト層中の浄化作用が働いていると思われる。生脱、コンポストでも程度の差はあるが、やはり、砂層による浄化作用がみられる。

(4)T-P

T-Pについても、図-7に示すように、砂層シルト層による吸着現象がみられ、338日間を通じて、吸着能力の劣下はみられない。

3.1.3. 温度による相違

ここでは、有機物の指標であり、測定値にSSの影響を受けないTOCについて、温度による相違をみてみる。図-8に混脱A型を、図-9に生脱A型を示している。生脱には、温度の差によるTOCの相違は、明確ではないが、混脱では、30℃、20℃、10℃の順に、TOC濃度が低くなっている。また、図-10には、混脱C型での、TOC濃度を示しているが、混脱A型と比較してみると、C型では、10℃、20℃、30℃の順に濃度が低くなっており、A型とは、異った関係になっている。これは、A型では、汚泥中での分解または溶解により有機性の炭素が浸出し、温度が高い程、微生物の働きも活発なので、温度の高い順に浸出水のTOC濃度も高くなっていると考えられ、C型では、汚泥中から浸出したものが、下部の砂層を通過する

FIG.4 汚泥層上層(20℃) PH

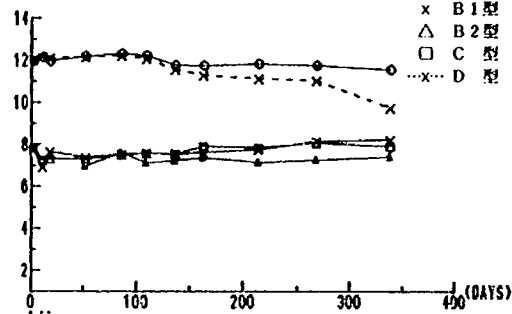


FIG.5 汚泥層上層(20℃) SS

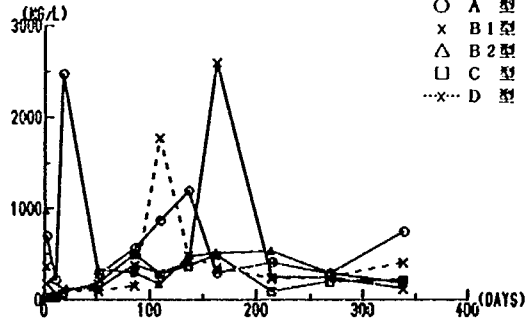


FIG.6 汚泥層上層(20℃) COD(MN)

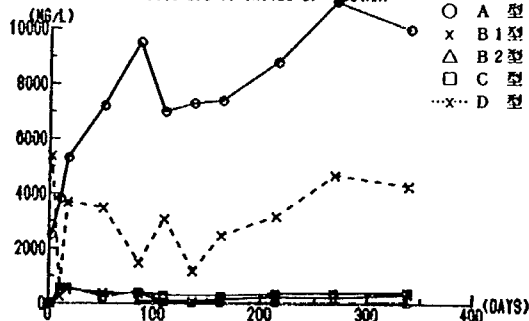
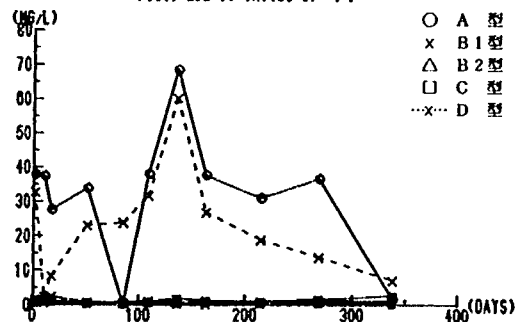
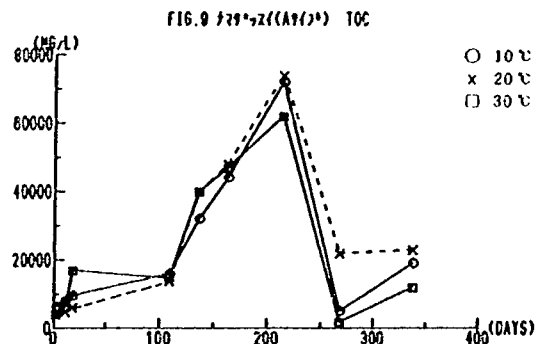
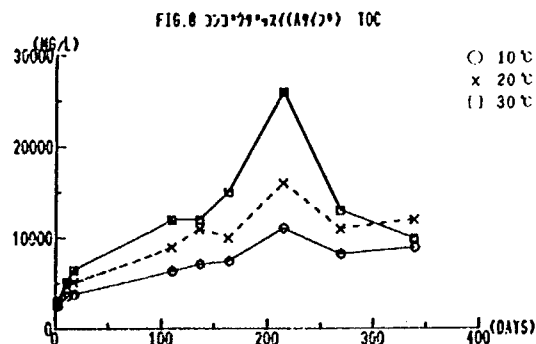
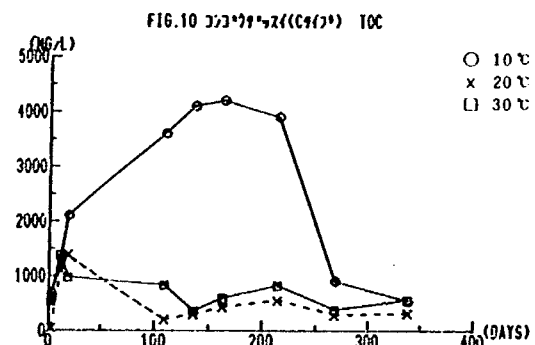


FIG.7 汚泥層上層(20℃) T-P





間に、砂層中で吸着及び微生物による分解を受け、そのために没出水中のTOC濃度は、微生物にとって適温である20℃、30℃の方が、10℃に比べて低くなっているのではないと思われる。温度によるこのような傾向は、生脱でもみられている。また、混脱C型で、26日目以後、10℃のTOC値が、30℃の値に近づいているのは、砂層中で微生物の活動が20℃、30℃に遅れて始まっているためであるかもしれない。



3.2. 余水の水質特性

3.2.1. 実験方法

ポリビン（外径9.3cm、高さ13.0cm）に供試汚泥を約4cmほど充填し、上部に人工海水を湛水し、10℃及び20℃の恒温室に静置した。サンプリング日に上澄水を取り、口過（GF/B）した後、口液を検水として水質を分析した。供試汚泥としては、埋立に際して適切な形態であると考えられる混練固化汚泥（混練）、焼却灰、コンポスト、消化脱水汚泥（消脱）を使用した。供試汚泥の性状及び成分を表-1に示す。

3.2.2. 実験結果

実験を開始して141日目までのデータを得ている。

(1) 供試汚泥による相違

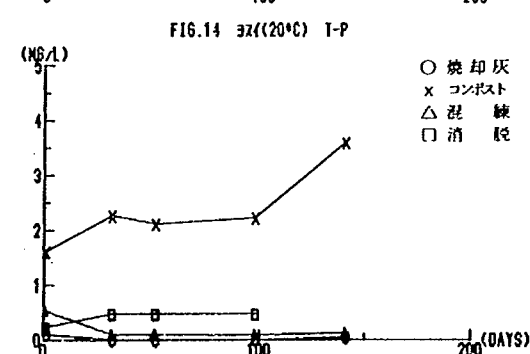
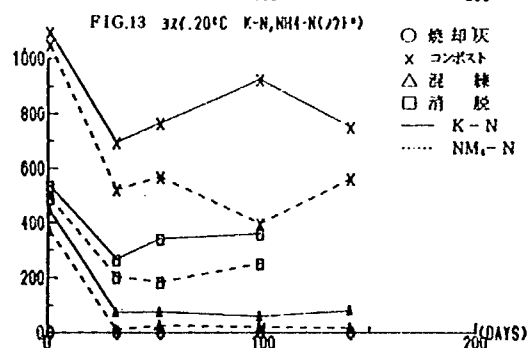
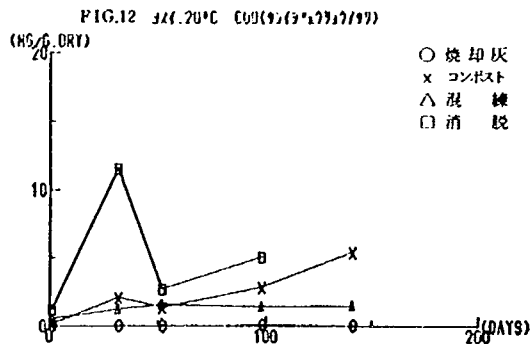
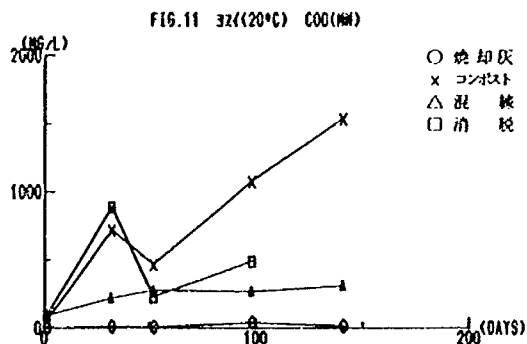
20℃のデータで供試汚泥の違いによる水質特性をみる。まず、COD_{Mn}では、図-11に示すように、

表-1 供試汚泥の性状及び成分

	含水率 (%)	含水率 (%)	CO*	PB*	CR*	AS*	T-P*	T-N*	T-C*
汚泥	77.1	35.80	8.92	208.1	22.70	0.333	11,660	16,600	180,000
汚泥	0.0	0.32	6.34	112.2	89.30	0.934	1,200		
汚泥	15.7	28.00	2.37	46.0	22.15	1.380	7,370	18,100	184,000
汚泥	62.3	26.80	3.29	118.3	172.10	0.896	11,240	31,300	130,000

*単位は、mg/kg dry

コンポスト、消脱、混練、焼却灰の順に小さくなっている。コンポストでは、実験開始後1日目の60.8mg/ℓが32日目には722mg/ℓと約10倍の増加となり、141日目では1540mg/ℓとなり以後増加の傾向にある。混練については、コンポストに比べて、増加の割合もわずかなものである。次に、供試汚泥の乾燥単位重量当りの負荷量でみると、消脱、コンポスト、混練、焼却灰の順となり、濃度と比べるとコンポストと消脱との順位が逆になる。



次に、栄養塩類である窒素、リンをみる。K-N は、1日目を除いて、コンポスト 900~800mg/ℓ程度で、消脱の2~2.6倍、混練の9~15倍であり、焼却灰は、0.93~1.78mg/ℓとほとんど溶出はみられない。また、1日目には、コンポスト、消脱、混練は、高濃度の窒素の溶出がみられる。32日目には急激な減少がみられ、以後、コンポスト、消脱には有機性窒素の溶出がみられる。(図-13) T-Pについては、やはり、コンポストが、他の供試汚泥に比べて濃度が高くなっており、141日目以後も増加する傾向がみられる。32日目以後、消脱では0.48mg/ℓ、混練は、0.1mg/ℓ前後で一定である。(図-14)

Cd, Pb, は、供試汚泥による違いは顕著にはあらわれていない。強いて言うならば、焼却灰、コンポスト、消脱、混練の順に小さな値となっている。また、52日目には、各供試汚泥共に、溶出量の増大がみられた。Cr(6価)については、コンポスト、混練、消脱とも、検量限界値(0.3mg/ℓ)以下であった。焼却灰については、32日目に溶出がみられた。Asについては、混練については、1日目、32日目に溶出したが、他の供試汚泥については、検量限界値(0.025mg/ℓ)以下であった。

(2) 温度による相違

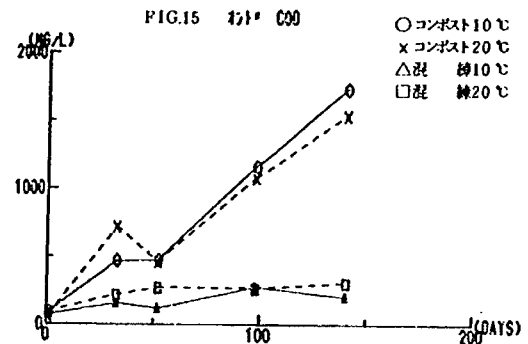
まず、COD_{Mn}であるが、コンポストでは、52日目までは、20℃の方が濃度は高いが、52日目より逆転している。混練では、10℃より20℃が高い値となっている。これは、余水中のPHが、コンポストでは、中性であるのに対して混練では、9.5とアルカリ性であるので、混練に比べてコンポストの方で、微生物活動が活発であり、さらに、10℃

表-2 重金属濃度 (単位は、mg/ℓ)

DAY		1	32	52	98	141
Cd	焼却灰	0.057	0.074	0.280	0.130	0.120
	コンポスト	0.057	0.049	0.210	0.089	0.110
	コンレン	0.057	0.049	0.180	0.076	0.088
	消脱	0.057	0.049	0.180	0.089	
Pb	焼却灰	1.100	0.750	1.300	1.100	0.920
	コンポスト	0.890	0.850	1.300	0.800	0.920
	コンレン	1.100	0.750	1.000	0.900	0.570
	消脱	0.750	0.750	1.000	0.900	
Cr	焼却灰	x	0.450	x	x	x
	コンポスト	x	x	x	x	x
	コンレン	x	x	x	x	x
	消脱	x	x	x	x	
As	焼却灰	x	x	x	x	x
	コンポスト	x	x	x	x	x
	コンレン	0.042	0.049	x	x	x
	消脱	x	x	x	x	

* 検量限界以下

よりも20℃の方がより活発性が高いためではないかと思われる。顕微鏡で、簡単な検査を行ったところ、コンポストの方は、原生動物がみられたが、混練の方ではみられなかった。余水中のCOD濃度は、汚泥からの溶出速度と余水中での分解とで決まるとされる。重金属(Cd, Pb, Cr, As)については、温度による明確な違いはみられなかった。



4. まとめ

浸出水の水質特性

(1) 供試汚泥による相違については、生脱は、他の供試汚泥に比べてCOD_{Mn}、T-P、K-Nは極端に悪質な水質であることがわかった。

(2) 下部に砂層、シルト層が存在すれば、PHの中和作用、有機物の浄化作用、T-Pの吸着作用がみられた。

(3) 温度の影響では、有機物の浸出は、温度が高いほど多くなるが、下部に砂層が存在すれば、砂層中の浄化作用により、温度の高い方が、少くなる傾向がみられた。

余水の水質特性

(1) コンポストが、他の供試汚泥より、COD_{Mn}、T-P、K-Nについて悪質な水質であることがわかった。

(2) 重金属については、Cd, Pbの溶出は、供試汚泥による顕著な相違はみられなかった。Cr(6価)は、焼却灰において初期に溶出が、また、Asは、混練において初期に溶出がみられた。

浸出水、余水の水質からみると、生脱水汚泥は、埋立物としてはかなり問題があり、コンポストは海面下の埋立には、あまり適しているとは思えない。混練固化汚泥、焼却灰については、他の汚泥に比べて、より良い埋立物となり得ると思われる。

5. 今後の課題

浸出水

(1) 各供試汚泥共に、1年間ではあまり大きな変化はみられず、引き続き今後の調査が必要である。

(2) 砂層、シルト層による浄化作用が、どれ程続くものかを確認する必要がある。

(3) 浸出水の量的な把握が必要である。

余水

(1) 有機性汚濁物質等が、まだ増加する傾向があり、引き続き今後の調査が必要である。

13. 汚泥性状の改善に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川 忠男
主任研究員 佐藤 和明
研究員 小越 真佐司
館山 祐清

1. 研究の目的と必要性

近年、多くの下水処理場において、発生汚泥の濃縮性および脱水性が極端に悪くなってきており、このため消化プロセスにおいては加温量が増大し、又、脱水プロセスにおいては薬添量が増加するなど、多くの不都合・問題点が指摘されている。こういった汚泥性状が急激に変化した原因は、汚泥中の有機物濃度が上がったこと、SVIの高い余剰汚泥が混合されることなどに求められているが、この汚泥性状を決める因子は数多く、また、それぞれが複雑に関連するものと理解されている。以上の現状から本調査では、処理場発生汚泥の特性因子を整理し、その因子の制御の可能性を探ることにより、各汚泥処理プロセスに適合した汚泥性状の維持・改善を図る技術の開発を行うものである。

2. 昭和55年度までの調査結果

本調査は55年度より開始しているので、55年度の調査の概要を述べる。まず、汚泥性状を表す指標を、物理的、化学的、生物学的な3つの範ちゅうに分類し、それぞれどのような因子が指標となりうるかを考察した。次に物理的指標のうち、汚泥粒子の比重、汚泥の粘度、ゼータ電位の測定法を検討し、暫定的に測定法を確立した。また、簡易な沈降筒を用いて界面沈降実験を行い、以上の物理的因子と汚泥の沈降濃縮性との関係を解析した。

3. 昭和56年度の調査結果

3.1 統計調査

昭和53年度版および昭和54年度版の下水道統計を用い、汚泥の濃縮と脱水の現状について調査を行った。調査の対象は標準活性汚泥法またはステップエアレーション法による二次処理を実施している処理場とした。

3.1.1 汚泥濃縮の現状

下水道統計から得られる資料のうち汚泥濃縮に関する項目と二次処理に関する項目とを抜き出し、濃縮の現状、水処理との関係について調べた。図-1は昭和54年度の資料から、濃縮槽投入汚泥濃度と、濃縮汚泥濃度の関係をプロットしたものである。図中黒丸は分流式下水道の処理場、白ぬきの丸印は合流式下水道の処理場を示したものである。投入汚泥濃度と濃縮汚泥濃度の間に特別な

関係はない。合流式と分流式では分布の中心がやや異なるようである。図-2は、過去の調査資料と今年度調査の資料から

合流、分流別に濃縮汚泥濃度の分布状況を年度毎に示したものである。この図から合流式と分流式では分布の中心が異なり、分流式の方が合流式よりも常に1%程度低いことがわかる。経年的にも分布の中心は変化しており、次第に低濃度側に移るとともに、合流式の分布と分流式の分布の中心がかなり接近してきてい

ると見ることができる。昭和54年度と47,8年

度とを比較すると分流式の分布の中心は3%台の値から2%台の値に、合流式は3~4%から3%程度へと低下していることがわかる。図-3は、水処理状況を表わす指標の1つであるBOD/SS負荷と濃縮汚泥濃度の関係をプロットしたものである。この両者の間にも特別な関係は見られない。他にばっ気時間と空気倍率についても同様の結果

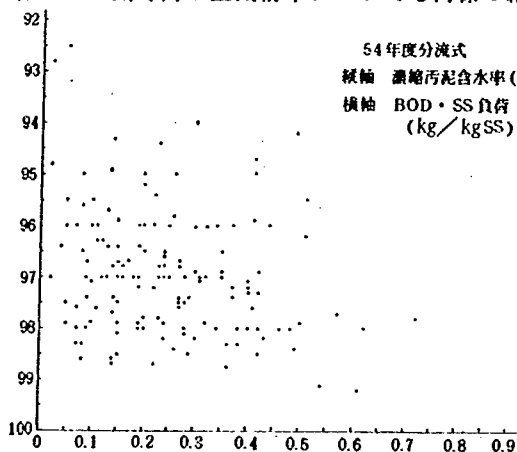


図-3 BOD/SS負荷と濃縮汚泥濃度

であった。また、濃縮槽の水面積負荷と濃縮汚泥濃度の間にも特に関連性は見出せなかった。

3.1.2 汚泥脱水の現状

濃縮の場合と同様に下水道統計の中から脱水に関する項目を抜き出し、脱水の現状について調べた。汚泥脱水は機械脱水によるものがほとんどで、自然脱水を行っている処理場は極めて少い。機械脱水は、真空濾過機・加圧濾過機・遠心分離機およびベルトプレス機等によって行われている。図-4は昭和54年度の統計から直接脱水を行っている処理場について濃縮汚泥濃度と脱水ケーキ

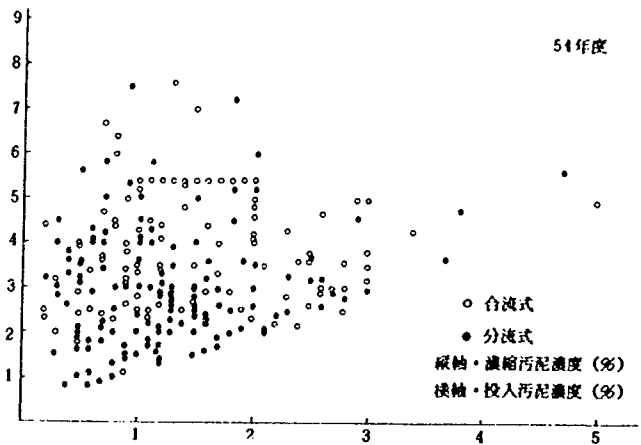


図-1 投入汚泥濃度と濃縮汚泥濃度

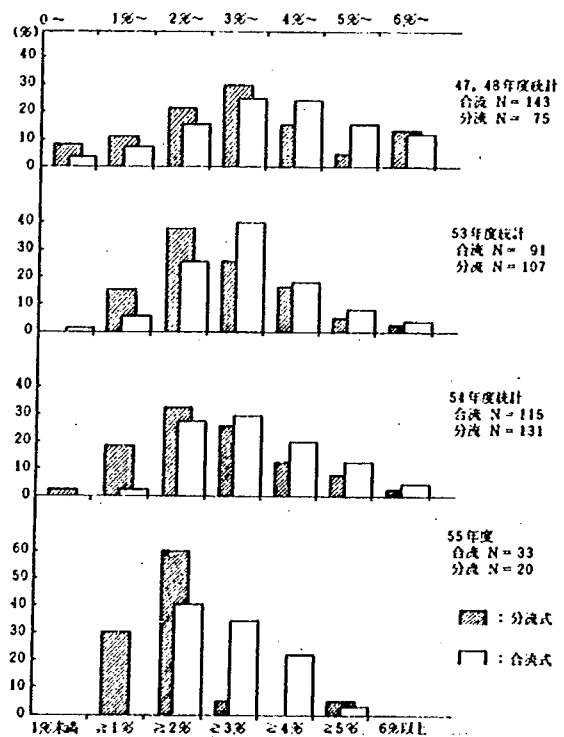


図-2 濃縮汚泥濃度の分布と経年変化

平均含水率との関係を機種別にプロットしたものである。全体として見た場合には、濃縮汚泥濃度とケーキ含水率の間には特に関連は見られない。機種別に見た場合、遠心分離機では、一般的な傾向として、濃縮汚泥濃度が高い程、脱水ケーキ含水率が下がるようである。しかし、他の機種では特別な関係は見られない。

又、含水率70%以下の脱水ケーキは加圧濾過機以外では得難いことがわかる。

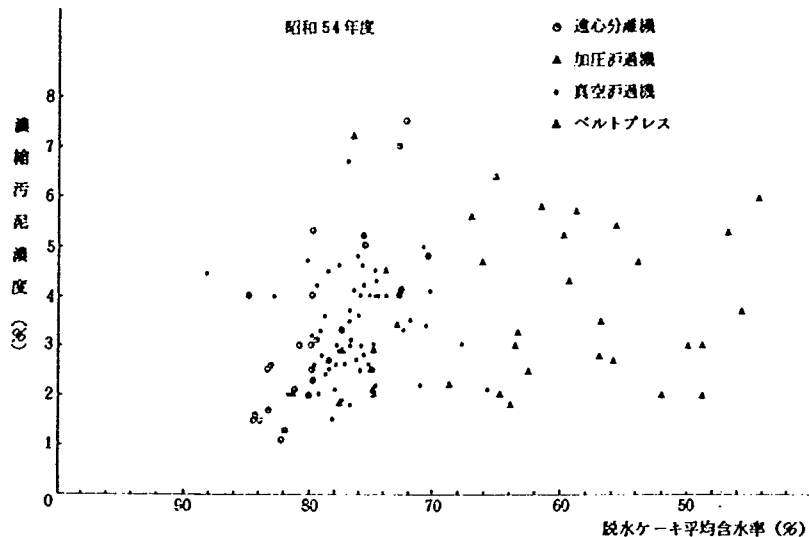


図-4 濃縮汚泥濃度と脱水ケーキ平均含水率 (直接脱水)

3.2 生物処理パイロットプラント発生汚泥の濃縮性状

本調査は水処理プロセスによって、その余剰汚泥の濃縮性状に差異が出るかどうかを検討するため、京都市鳥羽処理場に設置してある生物処理パイロットプラント (600 m³/日) より発生する余剰汚泥を対象として、付随する濃縮タンク (容量 3 m³径/150 mm, 深さ 3000 mm) によりその濃縮性の調査を行ったものである。パイロットプラント流入水は鳥羽処理場の初沈流出水、滞留時間 8 時間のエアレーションタンクは前段嫌気槽、後段好気槽に分割され、単段式硝化脱窒運転が行われている。BOD-SS 負荷は、0.05~0.11 kg BOD/kg MLSS-日、SRT は 11~17 日である。

濃縮タンクの運転は、滞留時間 24 時間 (流入汚泥量 3 m³/日) とし、汚泥界面が底部より 1 m 程度となるように適宜引き抜き時間を調整した。図-5 に年間に得られた濃縮汚泥の濃度を示す。濃縮汚泥の濃度は 2% から 4% の範囲にあり、夏期に高い濃度が得られている。図にはエアレーションタンク混合液の SVI および余剰汚泥の有機物含有率を示したが、夏期に高濃度の濃縮汚泥が得られる

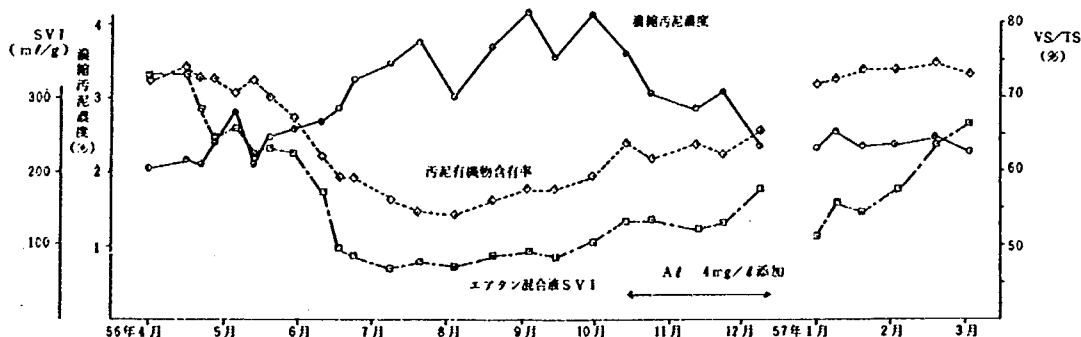


図-5 単段式硝化脱窒法パイロットプラント発生汚泥の濃縮性状

理由として、余剰汚泥の有機物含有率が50%台まで低下することが大きな要因となっているものと考えられる。なお、10月の末から12月にかけてエアレーションタンクに硫酸ばん土が添加されたが、そのときの発生汚泥の濃縮汚泥濃度は2.5～3%であった。この濃度は10月以前の濃縮汚泥濃度と較べると若干低いものとなっているが、A ℓ 塩による影響であるのか、有機物含有率の季節変動によるものであるのかは判然としない。

図-6, 7に濃縮タンクにおける汚泥濃度の垂直分布を測定した結果を示す。濃縮タンクは、1日数回の汚泥の引き抜きが行われているが、図の左に示したものが引き抜き前、右が引き抜き後のものである。いずれの時期にも濃縮は問題なく行われており、明確な汚泥界面が認められる。また、上澄液は清澄であり、通常SSとして50 mg/ℓ 以下、K-N 10 mg/ℓ 以下、T-P 5 mg/ℓ 以下という値であった。また、A ℓ 塩添加時には、上澄液中のリン濃度は低下し、1 mg/ℓ 前後となった。

因みに今回の濃縮タンクの負荷条件は、水面積負荷で3 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ 、固形物負荷が10～20 $\text{kg}/\text{m}^2/\text{日}$ と一般的な負荷よりも多少低い条件であったが、これは滞留時間を24時間と長くとっていることによっている。滞留時間が長い場合は水温の高い夏期に汚泥の浮上現象を起こしやすいが、今回この汚泥浮上を防止し得た理由の一つとして、汚泥界面を低く設定することにより、濃縮タンク内の汚泥滞留時間(SRT)を短く(約12時間)した効果があったものと考えられる。

以上、嫌気好気方式による硝化脱窒運転から発生する余剰汚泥の濃縮性状をみてきたわけであるが流入水が同一である本プラントのエアレーションタンクの活性汚泥のSVIは70～140となっており、硝化脱窒運転により、汚泥の濃縮性状が多少悪化するという関係が出ている。

3.3 汚泥性状に関する実験

3.3.1 汚泥性状に関する測定

昨年度は汚泥の物理的性状のうち比重、粘度、ゼーター電位の測定を試みたが、粘度を除く2項目については、いくつかの問題点があった。今年度も測定方法そのものは昨年度と同様としたが、比重の測定では浮上と沈降の判別を行うまでの時間を分散後約3分間とすることによって測定条件を一定に、ゼーター電位の測定では試料の充てんを遠心分離機で行うことによって可能にする等の細部の改善を行った。また、今年度は汚泥の粒径の測定をコールターカウンターを用いる方法と顕微鏡を用いて測定する方法との2つの方法で行った。前者の測定法は汚泥を生理食塩水中に分散させた後電気的に粒子体積と個数を計測する方法である。この方法では希薄な分散液を攪拌しながら測定

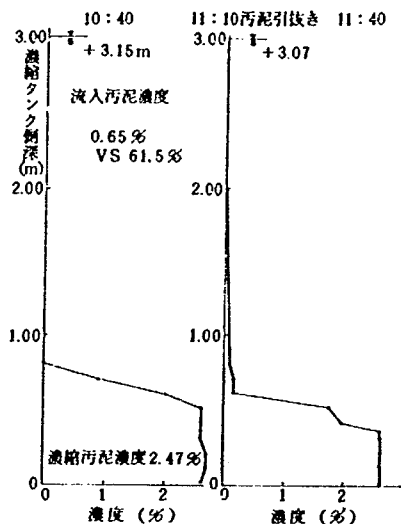


図6 京都PP濃縮タンク汚泥濃度分布 (56. 7.8)

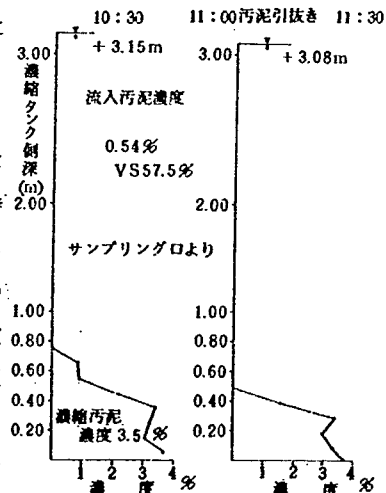


図7 京都PP濃縮タンク汚泥濃度分布 (56. 11.26)

するため、フロックはかなり細分化されているものと思われる。従って、フロックを構成する単位粒子の粒径を測定していると考えられる。後者の方法は汚泥を分離液で希釈した後検鏡し、写真撮影を行ってフロックの径を測定する方法である。この方法ではサンプリング誤差と測定者の個人誤差が入り易く、サンプリング誤差を除くためには相当の観測回数が必要となるので繁雑である。個人誤差は小径の粒子の計数で特にばらつきが大きくなるが、フロック径の測定法としては前者より適しているものと思われる。図-8にこの2つの方法で同じ汚泥の粒度分布を測定した結果を示す。

以上述べた4項目の物理性状の他に、今年度は化学的性状として、酸度・アルカリ度・総炭素・総窒素・鉄・アルミ・土砂の7項目と、一部の汚泥については更に上澄液中の有機酸濃度を測定した。また、有機成分の分析も行い、VS、炭水化物、蛋白質、脂質の4項目を調べた。これらの化学的因子と濃縮性状との関係は不明であるが、例えば、鉄や土砂（硝酸・過塩素酸不溶解物）はVS含有率と共に汚泥の比重と関係があると思われるし、有機酸の濃度は汚泥の腐敗状況を示すものと考えられ、これが高いと濃縮性が悪くなると思われる。

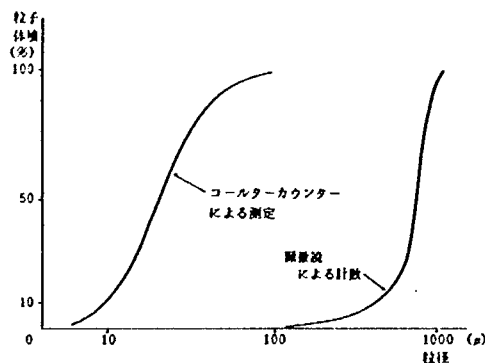


図-8 汚泥の粒度分布の例

3.3.2 室内濃縮実験

昨年と同様に直径20cmのアクリル製円筒を用いて10ヶ所の処理場から発生する11種類の返送汚泥と湖北総合実験施設で得られる2種類の活性汚泥の沈降実験を行った。今年度はガス抜き他の目的で円筒内に掻寄翼とピケットフェンスを設け、気泡の付着による汚泥の浮上防止を図った。これらを設けたため、沈降筒の深さは1mに減った。また、沈降筒に20cm間隔で試料採取口を設けた。改造後の沈降筒を図-9に示す。

沈降実験は20℃恒温室内に汚泥を搬入後、一晚放置して汚泥温と室温の差を縮めてから開始した。ピケットフェンスは毎分3回転で全層にわたり攪拌した。

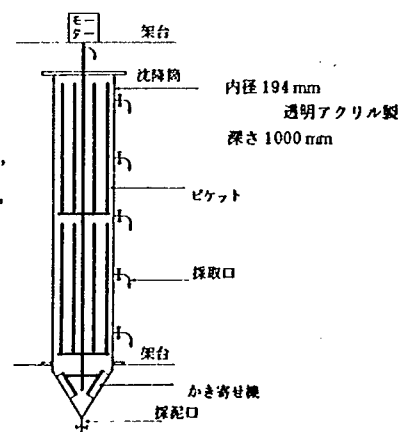


図-9 沈降筒

表-1に供試汚泥の化学性状測定結果、表-2に沈降実験結果と供試汚泥の物理性状測定結果とを示すが、これらの表に示された数値と濃縮性との関係は明確でない。

図-10は粘度と汚泥濃度の関係を片対数紙上に粘度を対数軸にとってプロッ

表-1 供試汚泥化学性状

処理場 No	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10-1	10-2	P-1	P-2
酸 度 mg/l	76	97	71	38	49	219	73	72	179	38	40	34	33
Mアルカリ度	149	179	167	94	116	276	96	133	182	140	117	176	121
有 機 酸	—	—	—	89	16	140	73	1	14	—	—	—	—
V S % TS	81	84	80	71	82	77	68	84	70	61	59	58	51
T-C mg/g TS	407	430	417	343	416	401	345	423	360	291	265	280	234
T-N	75	81	76	61	78	71	63	84	65	50	47	47	37
炭水化物	67	64	74	90	90	77	44	53	63	54	28	40	46
脂 質	131	167	128	116	119	143	149	141	126	40	44	51	43
粗蛋白質	484	490	520	454	511	467	380	543	362	304	290	294	230
鉄	7.5	3.5	8.8	12.5	6.8	9.6	23	6.6	25.6	47	36	41	36
アルミニウム	5.8	7.9	8.0	15.1	6.3	6.6	22.5	6.8	13.1	31	90	38	46
土 砂	71	52	70	106	69	56	145	54	91	109	152	94	175

トしたものである。同じ汚泥では

粘度の対数はTSの1次関数となっている。この1次関数の係数は汚泥の粘性を表わすものと考えられる。粘性が高いと到達濃度は下

がると予想されたので、上述の係

数は $\log \mu / TS$ によって代用できると仮定して $\log \mu / TS$ と到達濃度の関係をプロットしてみた(図-11)。3つの点を除けば他の点はほぼ直線的に並んでおり予想通りの結果となっている。この直線から下へ大きく外れる2つの点のうち一方はゼーター電位が高く、他の一つは有機酸濃度が非常に高いために本来の位置より左方へずれたと思われる。上に外れた点については原因不明である。図-12は $\log \mu / TS$ とVSの関係をプロットしたもので、VSが高くなるほど $\log \mu / TS$ も大きくなることがわかる。図-13は到達濃度とVSの関係をプロットしたもので、この2者の間には従来から言われている様な相関関係が直線的に見られる。

4 まとめと今後の課題

今回の統計調査の結果から、合流式と分流式の違いによる汚泥濃縮性状の差は年々少くなりつつあることが判明した。また、両方式ともに、年々濃縮性状が悪化する傾向にあることがわかった。この

様な経年変化がどのような要因によっているのかは今後の興味深い検討課題である。硝化脱窒運転を行っているパイロットプラントから発生する汚泥の濃縮性はばう気槽混合液SVIやVSと強い相関性があった。今後も活性汚泥法と各種変法からの発生汚泥の性状について調査する予定である。汚泥性状の室内実験からは、濃縮汚泥濃度を支配する因子として $\log \mu / TS$ が考えられ、従来言われてきたVSの増加による濃縮性の悪化は、VSの増加により $\log \mu / TS$ (粘性)が増加し、これによって悪化するものと推定された。しかし、 $\log \mu / TS$ では十分説明のできない部分が他の因子のどのような影響によるものかは今後の課題である。

表-2 実験結果及び物理性状

処理場No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10-1	10-2	P-1	P-2
初期濃度 %	0.70	0.62	0.62	0.26	0.40	1.00	0.91	0.41	1.23	0.66	1.21	1.29	1.10
24hr到達濃度 %	197	175	182	160	220	168	306	157	253	308	418	363	400
濃縮率	284	281	281	625	545	168	325	383	237	358	344	280	365
初期粘度 Cp	27	41	33	2	6	55	35	36	55	14	7	55	11
粘度比	1045	1015	1045	103	103	1025	1025	1025	1036	—	—	—	—
コールゲル D_{10} μ	10	6以下	9	7	10	7	8	8	8	18	14	14	11
" D_{50} μ	21	10	23	12	14	12	17	14	16	31	34	31	22
試験 D_{10} μ	430	290	215	255	405	625	490	440	500	320	500	632	127
" D_{50} μ	760	630	500	630	715	840	840	790	705	750	810	860	262
ゼーター電位 mV	-12	-11	-8	-22	-17	-6	-11	-11	-13	—	—	—	—

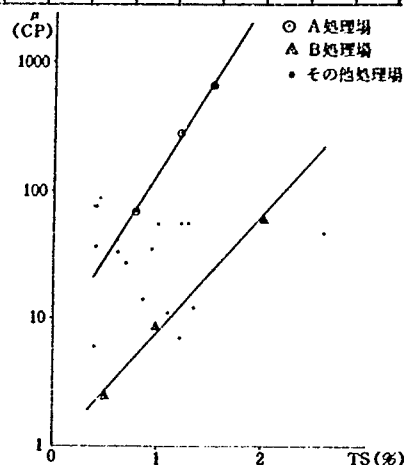


図-10 粘度と汚泥濃度の関係

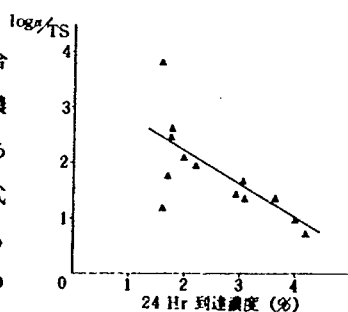


図-11 $\log \mu / TS$ と到達濃度

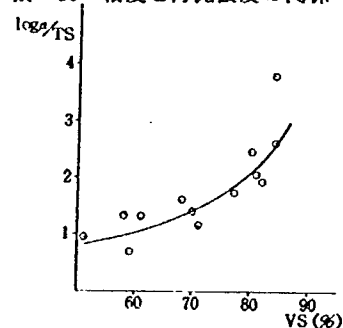


図-12 $\log \mu / TS$ とVS

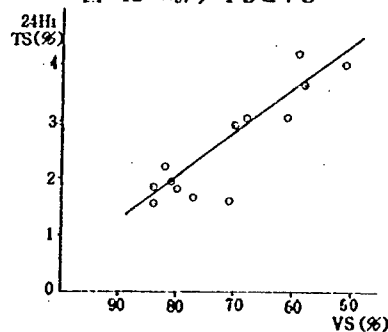


図-13 到達濃度とVS

14. 閉鎖性水域における栄養塩類負荷削減の 効果評価に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健
研究員 渡部 春樹
小森 行也

1. 研究の目的と必要性

富栄養化した閉鎖的な水域では栄養塩による水域内での有機物の生産、いわゆる内部生産によって有機性汚濁が進行している場合が多く、これらの水域では栄養塩負荷の削減が必要とされている。内部生産の機構についてはある程度明らかになりつつあり、これらを含めた水質のシミュレーションもいくつか実施されているが、下水道建設などの諸対策の効果の評価という観点からすれば、モデルの検証は極めて不十分である。このため、削減を実施した水域での観測も含めて効果の評価手法の調査を行ない、手法を確立する必要がある。

そこで、本研究では既に富栄養化している千葉県の手賀沼をとりあげて、その周辺で進められている下水道及び終末処理場の建設に伴って、栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし、その削減によって閉鎖的な水域の水質がどのように改善されていくかを評価する。さらに、既に富栄養化している、あるいは進行している閉鎖的な水域の水質改善対策、及び富栄養化の防止対策の合理的な策定に結びつけていく予定である。

2. 手賀沼流域における汚濁負荷量調査

2.1 調査地域の概要

千葉県では手賀沼の水質保全を図るため流域下水道計画を立て、昭和46年度から手賀沼流域下水道事業に着手し、昭和55年度末から一部供用を開始している。手賀沼流域下水道計画の概要は、事業費1,500億円、計画面積11,187ha、計画人口89万人であり、関係市町村は我孫子市、鎌ヶ谷市、柏市、流山市、松戸市、沼南町、印西町、白井町の5市3町である。

今年度は、昨年度調査を実施した我孫子市宿排水区、柏市大堀川右岸第2排水区に加え、56年度末に一部が下水道へ取り込まれる我孫子市常盤排水区の3地域で調査を実施した。これらの3地域は、住宅地であるが一部、田や畑などがある。以下、これらの地域の概要について述べる。

地点No1 我孫子市宿排水区

この排水区は、面積27.7ha、人口2,200人（56年度末）で我孫子駅の南側に位置し、商業及び住居地区である。この地域の約70%はすでに下水道が完備しており、56年4月より供用を開始している。しかし、56年度末現在各個人のつながり込みの割合は少ない。

地点No2 我孫子市常盤排水区

この排水区は面積21.3ha、人口1,380人（56年度末）で住宅地と一部田畑がある。この排水区は、

約、30%が下水道が完備し、56年度末より供用を開始した。56年度末現在、各個人のつなぎ込みは56年度に完成したマンションのみで220世帯770人である。

地点No 4 柏市大堀川右岸第2排水区

この排水区は面積122ha、人口約10,200人である。この排水区は住居密集地区、人家の散在する地区、と畑などがある。この地域の約45%は下水道が完備しているが、各個人のつなぎ込みの割合は少ない。

2.2 調査方法

前年度、調査を実施した地点No 1、4の他に今年度新たに地点No 2を加えて調査を行なった。地点No 3は排水区域がはっきりつかめなため今年度は調査を断念した。調査回数は晴天時3回と雨天時8回である。図-1に晴天時及び雨天時の調査日を示した。また、手賀沼から約5km離れた所にある取手市戸頭処理場に設置してある積算雨量計から求めた雨量を示した。晴天時第1回調査は、今年度から調査を始めた地点No 2のみで行ない、流量、汚濁負荷量などの日変動を調べるために3日間連続で実施した。昨年度の調査で夜間(0:00~6:00)の汚濁負荷量は1日当りの負荷量に対し小さいことがわかっていたため7:00より0:00とし、流量観測及び採水間隔は1時間とした。第2回、第3回調査は地点No 1、2、4の全地点で行ない各地点とも11:00~翌日の11:00までの24時間調査とした。流量観測及び採水間隔は7:00~0:00までは1時間とし0:00~6:00の夜間は2時間とした。調査において水温及びPHは各現場で測定しその他の項目は分析室に試料を持ち帰り測定した。

雨天時の調査では、第1回、第7回は全地点で行ない、2回~6回及び8回調査は地点No 2のみで実施した。流量観測及び採水間隔は流量に応じ5分~1時間とした。晴天時と同様に水温とPHは各現場で測定し、その他の項目は分析室へ持ち帰り測定した。

2.3 調査結果

(1) 晴天時の汚濁負荷

地点No 2における第1回調査の負荷量と流量を表-1に示した。1日目、2日目の負荷量及び流量はほぼ同じであるが、3日目の流量は1.4倍に増えており有機物関係のBOD、COD、TOCは3~4倍に増え、SSは10倍に増えている。しかし、溶解性の有機物及び栄養塩類はほぼ同じ値を示している。

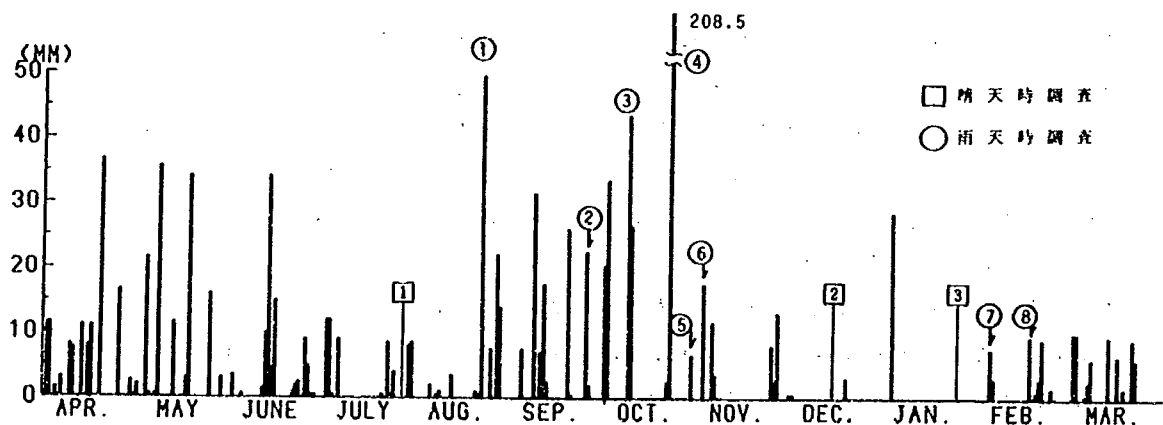


図-1 調査日及び降雨量

SSの増加は流量の少ない時堆積した物質が流量の増加に伴い流出してきたものと考えられる。BOD、COD、TOC等はSSを含んだまま測定する項目であり、SSの影響を受けているものと考えられる。

図-2に55年度、56年度の調査結果より求めた各地点における流量パターンを示した。地点No.1では、1日当りの流量は771.2~2,360.7m³/dayであり平均1,634m³/dayであった。地点No.2では365.5~564.5m³/dayであり平均461.7m³/dayであった。また、地点No.4では、2,285.6~4,824.4m³/dayであり平均3,342m³/dayであった。図-2より流量パターンには各地点の特徴はあるがどの地点においても8:00~12:00、18:00~22:00の2回ピークがみられる。各地点とも24:00~6:00の間は流量は少なく7:00~0:00の1/10~1/20程度であり、地点No.4では流速がまったくなく流量0も観測された。

55年度、56年度の調査より求めた各地点での汚濁負荷原単位を表-2に示した。有機物関係では、BOD 25.22g/人・日、COD 15.00g/人・日、

TOC 17.23g/人・日、SS31.7g/人・日であった。また栄養塩類では、TN (KN、NO₃-N、NO₂-Nの和) が7.03g/人・日、NH₄-N 3.50g/人・日、TP 1.17g/人・日、PO₄-P 0.62g/人・日であった。山根ら¹⁾による1,000~1,400人規模の団地調査における生活排水の負荷原単位によれば、BOD、COD、TOC、SSはそれぞれ、49g/人・日、22g/人・日、36g/人・日、50g/人・日であり、TN、NH₄-N、TP、PO₄-Pは、8.2g/人・日、5.8g/人・日、1.2g/人・日、1.2g/人・日、である。本調査の場合、有機物関係では57.7%、栄養塩類は83.0%であった。このように差が出る理由としては、排水路内の堆積と分解、浄化槽の普及などが考えられる。

表-1 第1回調査結果

(負荷量 kg)

	7/28 (水)	7/29 (木)	7/30 (金)
FLUX m ³ /day	388.20	434.10	584.50
BOD	24.21	23.73	67.92
COD	9.06	10.40	38.48
D-COD	6.88	6.85	11.53
TOC	13.15	12.68	42.24
D-TOC	10.65	8.60	25.78
SS	10.12	18.98	181.90
TS	128.88	126.65	492.43
TP	0.89	0.88	3.84
D-TP	0.78	0.74	0.78
D-OP	0.65	0.69	0.68
KN	3.29	3.09	4.37
D-KN	2.77	2.40	2.65
NH ₄ -N	2.29	2.16	2.50
NO ₃ -N	0.20	0.43	0.05
NO ₂ -N	0.15	0.04	0.10

表-2 晴天時汚濁負荷原単位

(g/人・日)

	NO.1	NO.2	NO.4	av
BOD	33.62 (5.69-59.82)	24.74 (16.86-49.22)	17.29 (11.91-22.66)	25.22
COD	21.58 (4.18-31.88)	12.29 (6.56-26.43)	11.13 (9.16-14.13)	15.00
D-COD	13.88 (2.69-21.93)	6.37 (4.82-8.36)	6.60 (5.39-8.36)	8.95
TOC	24.66 (5.16-39.52)	14.44 (9.19-30.61)	12.60 (10.09-16.17)	17.23
D-TOC	20.41 (3.35-40.17)	10.83 (6.23-18.69)	8.97 (5.81-17.63)	13.40
SS	41.36 (4.39-90.50)	39.42 (7.33-131.8)	14.31 (11.52-16.19)	31.70
TS	255.61 (121.0-365.2)	162.85 (91.78-365.8)	130.70 (85.99-183.1)	183.06
TP	1.56 (0.57-2.39)	1.12 (0.64-2.78)	0.84 (0.45-1.12)	1.17
D-TP	1.13 (0.31-1.67)	0.60 (0.54-0.72)	0.61 (0.38-0.68)	0.78
D-OP	0.87 (0.29-1.22)	0.51 (0.47-0.58)	0.49 (0.30-0.57)	0.62
KN	9.09 (4.60-13.89)	3.49 (2.24-5.16)	5.09 (3.03-9.51)	5.89
D-KN	6.29 (1.70-10.20)	2.82 (1.74-4.68)	3.34 (2.66-4.27)	4.15
NH ₄ -N	5.43 (1.52-8.48)	2.34 (1.57-3.60)	2.73 (1.19-3.66)	3.50
NO ₃ -N	1.06 (0.40-2.21)	1.00 (0.01-2.43)	0.61 (0.41-0.83)	0.89
NO ₂ -N	0.42 (0.16-0.65)	0.14 (0.03-0.32)	0.18 (0.12-0.24)	0.25

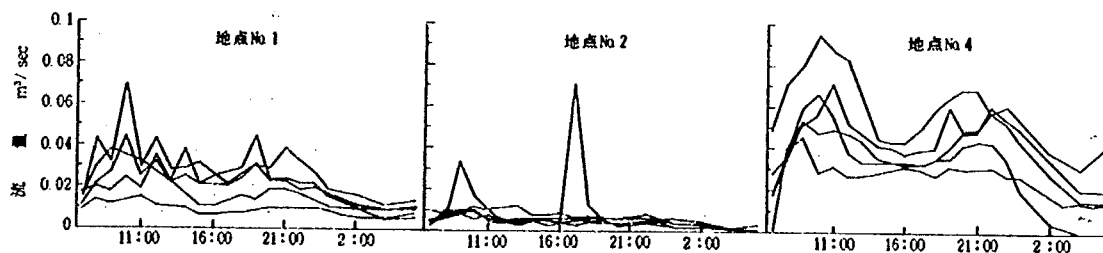


図-2 晴天時流量観測結果

(2) 雨天時の汚濁負荷

55年、56年調査における降雨量と流量を表-3に示す。降った雨量に対する流出率を算出すると、地点No.1では16.4～105%平均77.4%であり降った雨の80%近くが流出している。地点No.1の排水区は、空地の少ない商業及び住居地区であり流出率はかなり高い。地点No.2、4ではそれぞれ、22.0～120%平均48.2%、4.26～65.3%平均24.6%であり、これらの排水区は空地、田畑が多く流出率は、地点No.1に比べ小さくなっている。また、図-2に示した降雨量と雨天時流量/晴天時流量のグラフから10mm以下の雨ではほぼ晴天時と同じであり、15mmで3倍、50mm程度で7倍と増えていることがわかる。表-4に示した、一雨当りの汚濁負荷量をみると有機物関係のBOD、CODでは晴天時(1日)の2.33(1.02～8.35)倍、SSでは11.0(2.29～27.9)倍となっている。また、溶解性のCOD、TOCおよび栄養塩類では晴天時1日分あるいは1.2(0.21～5.21)倍程度である。BOD、CODについて雨量別にみると10mmの雨で2～5倍、50mmの雨で5～8倍となっており流量の場合とよく似ているが、SSでは10mmで5倍、50mmで20～30倍と流量に比べて大きくなっている。SSの場合には、晴天時堆積した物質が一度に流出して来ているものと考えられるので、流量(雨量)の大小だけでなく、前降雨との関係が非常に強いのではないかと考えられる。今後更に検討していく予定である。

文献 1) 山根ら「生活排水に占める洗たく排水の汚濁負荷」について

第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演会

表-4 雨天時の汚濁負荷量調査結果

	NO.1					NO.2								NO.4				
	55.1	2	3	50.1	7	50.1	2	3	4	5	6	7	8	55.1	2	3	50.1	7
Q	135.77	129.44	964.91	220.00	140.15	119.00	34.76	30.91	827.51	35.24	31.00	71.00	50.47	1,201.40	240.43	270.00	630.72	100.74
COD	170.30	87.03	204.30	302.95	140.47	104.20	25.00	20.41	1,451.44	21.72	21.00	60.44	50.50	940.21	154.57	105.01	500.20	133.03
B-COD	13.00	31.30	60.20	65.55	20.52	21.00	5.00	0.70	70.02	5.32	5.01	9.73	17.05	61.10	52.50	40.71	103.00	20.50
B-TOC	0.32	0.25	20.34	40.50	02.10	21.72	10.70	10.07	100.07	21.00	10.93	10.03	10.07	40.42	30.14	20.55	171.00	53.05
SS	1,100.70	337.01	2,070.01	2,002.17	500.43	1,007.20	122.70	140.02	11,201.00	154.20	170.35	200.03	227.74	4,200.73	553.01	917.50	4,077.23	457.50
TP	3.00	1.00	13.03	17.00	3.53	0.03	1.50	0.05	70.03	1.20	1.03	0.02	2.15	10.30	3.20	0.04	20.52	0.53
B-TP	0.45	1.00	2.41	12.14	1.00	0.40	0.51	0.54	5.27	0.40	1.00	0.37	1.02	2.00	2.02	2.10	30.01	0.05
BP	1.44			1.74	1.02	1.00	0.40	0.10	1.07	0.43	0.25	0.20	0.05	0.70			1.00	0.00
B-BP	0.30	1.00	2.17	2.00	1.05	0.40	0.00	0.07	3.45	0.30	0.30	0.20	0.02	2.00	1.02	1.05	4.52	1.01
NO	11.05	10.42	40.45	31.30	25.30	22.74	4.07	5.13	170.74	4.01	5.11	0.10	10.10	53.00	20.30	20.50	113.11	10.02
B-NO	3.00	15.00	20.11	11.22	17.54	0.50	0.35	2.00	20.00	5.05	3.50	3.00	0.31	20.72	20.75	20.01	00.42	11.47
NO4-B	2.44	12.10	15.32	0.70	13.23	4.70	2.00	2.30	17.25	3.12	3.05	2.43	5.00	20.20	15.50	14.70	34.20	7.20
NO3-B	2.20	2.30	2.34	11.12	2.10	1.75	2.14	2.05	01.00	3.00	2.10	1.72	5.70	10.00	5.00	4.53	27.07	3.73
NO2-B	0.23	0.50	0.70	0.00	0.00	0.30	0.25	0.14	1.02	0.10	0.25	0.24	0.20	1.05	0.01	1.00	5.01	0.50

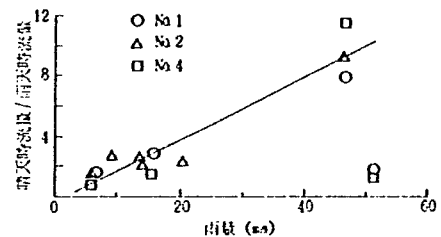


図-2 雨量と流量の関係

表-3 降雨量と流量 (m³/day)

	Rainfall	NO.1	NO.2	NO.4
55.1	51.0	2,863.0		4,252.5
2	7.5	1,879.6		2,922.8
3	15.5	4,696.3		5,223.6
56.1	49.5	12,885.6	4,297.3	38,863.2
2	24.0		970.8	
3	70.0		1,077.0	
4	211.0		54,012.0	
5	6.5		654.6	
6	17.5		1,214.0	
7	8.5	2,265.6	747.0	1,721.1
8	9.5		1,218.0	

3. 富栄養化のシミュレーションまたは予測モデルについての調査

3.1 モデルの分類

下水道の整備による富栄養化の改善効果を数値的に評価する手法として、予測モデルを用いて計算する手法があるが、今年度は既存のモデルの概略の現況を調査した。

一般に、現象をモデル化する場合の考え方として、対象としている因果関係を考慮はするが、全体としては内容をブラックボックスとし、入力と出力との対応関係のみに主として注目するモデルと、因果関係を

できるだけ忠実に数式化し、これらを組合わせて現象をあらわす状態方程式を作成して解析するモデルとがある。前者の代表的な例としては、Vollenweider の栄養塩限界負荷モデルがあり、後者の代表例としては、Diloro らによって最初に試みられた物質循環モデルがある。一方、別な分類としては、対象とする現象（水質）が時間的または場所的に変化しないものとしてとらえるか、変化するものとしてとらえるかによって分類することもできる。このような観点に立って既存のモデルの分類の考え方を整理すると表-5 のようになる。

表-5 モデルの分類

		空間的分布	
		一様または 平均値	一様でない分布
時間的 変化	定常または 平均値	限界負荷モデル等 の簡易モデル	定常拡散モデル
	非定常 (年間の変化)	物質循環モデル	水域分割の 物質循環モデル等

3.2 簡易モデル

ここでいう簡易モデルとは、時間的には一定または時間平均値、空間的にも一様または空間的平均値として現象（水質）を取扱うモデルであり、具体的には、対象とする湖沼等を完全混合と考え、年間平均の水質あるいは年間のある時期の水質を求めようとするものである。既存のモデルとしては、前述の Vollenweider のモデルのほか、負荷量との相関による方法とがある。

(a) Vollenweider の栄養塩限界負荷モデル

淡水の湖沼では、栄養塩のなかでリンが植物性プランクトン増殖の制限因子となっていることが多く、また、栄養塩負荷量の削減をはかるときには先ずリンの削減をはかることが実務的なので、リンに注目した解析を行うことが多い。Vollenweider は OECD の富栄養化調査計画に関連して淡水の湖沼、貯水池についてリンの負荷量と富栄養化の水質との関係を広く調査し、湖水中での総括的なリンの収支に基づいた簡易なモデルを作成した。用いられたリンの収支式は、湖水中でのリン濃度の時間的な変化は、流入負荷量、流出負荷量、沈澱による除去量によって規定されるというもので、この収支式の定常状態の解を求め、更に、沈澱率を水の滞留時間の関数として与えて、湖水中のリン濃度を次のようにあらわした。

$$P = (L(P)/q_s) / (1 + \sqrt{\tau_w}) \quad \dots\dots\dots (1)$$

ここで、P は定常状態での湖水中のリン濃度、L(P) は湖の単位表面積当りのリンの流入負荷量、 q_s は湖の単位表面積当りの流入流量、 τ_w は水の滞留時間である。

式(1)の右辺の値と、富栄養化の結果である湖水中のクロロフィル濃度や透明度との相関を多くの湖のデータから調べると非常によい相関があることが示されており、この相関によって富栄養化の予測が可能であることが示されている。なお、式(1)の誘導に当っては、沈澱率 σ_r が $\sigma_r = \sqrt{\tau_w} / \tau_w$ とあらわ

せると仮定しているが、 σ_r はそれぞれの湖について固有の値であると考え、過去のリンの負荷量などのデータから、逆に式(1)を用いて σ_r を直接求め、その湖における将来のリン濃度の予測を行っている例がある。

(b) 負荷量との相関による方法

過去の負荷量や水質データが十分整備されている場合には、湖水のCODとその湖へのCODおよびリンまたは窒素の流入負荷量との相関式を作ることができ、これを用いて将来水質の概略の予測を行うことができる。すなわち、湖水のCODを外部負荷に由来するCOD(C_o)と内部負荷に由来するCOD(C_i)とにわけて、それぞれ、COD負荷(L_{cod})とリンまたは窒素の負荷(L_r または L_N)との間に次のような相関関係を仮定する。

$$\left. \begin{aligned} C_o &= a_o (L_{cod})^{b_o} \\ C_i &= a_i (L_r)^{b_i} \quad \text{または} \quad C_i = a_i (L_N)^{b_i} \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (2)$$

過去のデータから式(2)の a, b を定めるが、富栄養化の進行または改善は流入負荷量の変化に伴って直ちに起るものではなく、ある程度の遅れを伴うと考えられるので、相関を求めるときには、少なくとも10年オーダーの過去のデータを用いる必要がある。

3.3 定常拡散モデル

水質(例えばCOD)の時間的变化よりも、空間的(場所的)な変化に重点を置いて解析する場合に用いる方法で、定常の流れの計算を行ない、これを入力として定常の拡散方程式に植物性プランクトンによる生産をあらわす項を加えた式によって計算する。簡単のために生産速度と水質(COD)の1次関数であらわすのが通例であり、生産項のみを示せば、

$$dC/dt = GC \dots\dots\dots (3)$$

ここで、 C はCOD、 t は時間、 G は生産速度係数であり、このようにあらわせば、生産項は減衰項と形式上は同じになり、減衰速度係数から上記の G を差引いたものを見掛上の減衰速度係数とすることによって、減衰項のみの計算と同じ形にすることができる。式(3)において、 G をリン、窒素のミカエリス形の関数とし、場所の関数とするのが通例である。

3.4 物質循環モデル

物質循環モデルは、無機栄養塩を利用した植物性プランクトンの増殖、植物性プランクトンを餌とした動物性プランクトンの増殖、植・動物性プランクトンの死とそれに伴う無機栄養塩の回帰、底泥との栄養塩の交換などを数式化して連立方程式を作成し、これを解いてそれぞれの物質の変化を求めるものであり、我国においても、琵琶湖、霞ヶ浦、諏訪湖などで種々のものが試みられている。未知数としてどのような形態の物質をとるか、現象をどこまでモデルに組込むか、また、どのように数式化するかについて、未だ考え方が確立される迄には至っていないが、細い急激な変動はともかく、ある程度の精度で現象を再現することができるような段階になってきている。

更に、空間的な水質の分布をも表現するために、水域を場所あるいは深さによって分割し、それぞれのブロック間の水の移動や混合・拡散をモデルに組み込み、時間的な変化のみでなく、空間的な変化を再現しようとしている例もある。しかしながら、数式化するには科学的な知見が不十分と考えられる現象も残っており、今後、更にモデルの改良、開発が必要である。

15. 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おり、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. 55年度までの調査結果

土壌中でのリン吸着は土壌中に含まれている活性アルミナの働きが主体で、その吸着能力はかなり大きい。また、下水中のリンとの反応はラングミュアの等温吸着式で表わされる平衡関係が成立し土壌が平衡吸着量に達すると下水中のリンは逐次下層の未反応土壌と反応をしていく。このため、利用可能な土壌の量と実験室で求められる土壌のリン吸着能力から、リンの除去可能量が算出できる。このことはまた、散布しようとする下水中のリン濃度と散布速度が与えられれば土壌がリンに対して破過するまでの使用期間（寿命）も算出できることを明らかにした。

窒素を効率的に除去するための検討も行った。窒素の最終的除去は脱窒であり、二次処理水の散布では有機炭素の補給がないため、生下水（炭素/窒素＝2～3）を散布したが十分な除去は行われなかった。流出水中の窒素形態はほとんどが硝酸塩であり、散布・休止に合わせて高濃度と低濃度の硝酸塩波形が交互に、しかも周期的に現われ、土壌に濃縮機構の有ることが示された。この理由として、供給される生下水の窒素成分がアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）と有機態窒素（ O-N ）であり、 O-N はすみやかに加水分解されて $\text{NH}_4\text{-N}$ となる。この $\text{NH}_4\text{-N}$ が土壌の持つ陽イオン交換能力（能力はCECで表示）により散布後一旦補足濃縮し、次の散布時までには酸化され硝酸（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）になり、その後の散布水により押し出されるためと考えられる。このため、重力式散布の場合、平均窒素除去率が20～30％程度であっても、散水濃度より濃くなった硝酸塩ピークの出現を抑えることが課題として残った。

3. 昭和56年度の調査成果

3.1 室内実験による土壌処理の検討

1) リンの吸着実験

下水中のリンは土壌中に含まれる活性アルミナと効果的に反応し、ほぼ完全に除去することができる。反応によって形成するリン酸アルミニウムの溶解度はpHが5～6程度の酸性側で最小となるため、日本のようにほとんどの土壌が酸性土壌であるので、リン除去にとっては都合がよい。また、リンと活性アルミナとの反応速度は極めて早い、それでも土壌の有機物含有量が多いと吸着速度はかな

り遅くなる。このため、有機物含有量と活性アルミナ含有量の違う土壌を表1のように選定し、次のような仮定で検討を行った。すなわち、両者の存在形態を球形とみなし、活性アルミナの表面積をSa、有機物の表面積をSoとし、全表面積 (Sa + So) に占める有機物の表面積の割合を有機物による吸着阻害係数と仮定した。試料は2mmのフルイを通過した土壌を保存してあったもので、実験の土壌形態とは異なっているが、一般的な阻害傾向は把握できる。リンの吸着に及ぼす阻害の程度は長期間の反応量 P_5 (反応時間は5日間) に対する短期間での反応量 P_1 (反応時間1日間) の比を用いた。結果を図1に示すが、阻害係数が0.5以下と小さい場合でも、 P_1/P_5 は0.8程度となり、阻害係数が0.7以上となると P_1/P_5 は0.5以下になる。すなわち、室内実験で求められるリンの最大吸着量Bmaxは、土壌のpH、温度、反応時間(散布速度)、活性アルミナ含有量に影響されるだけでなく、有機物含有量も影響することを考慮しなければならない。

また、有機物含有量の多い程 P_1 の値、Bmaxの値は小さいことを考えると、土壌中での滞留時間が長い場合にはBmaxの値はかなり安全側の値と考えられる。

2) 窒素除去と目詰りについて

T団地下水処理場の最初沈殿池流出水を用いた表面散布による土壌処理を行った時の条件を図2に示す。図にはB土壌(黒ボク)と対照とした土壌(森林土壌)の例を示し、散水速度はいずれも200mm/日の速目散布である。ケースB4はB土壌に地下水を直接散布した場合で窒素の除去率は最も高いが、2ヶ月程度で目詰りを起した。土壌表面から30cmの深さのところまで酸化還元電位を測定すると目詰りするまではほぼ450mVで維持されるが、目詰り直前に急激に低下し、300mV以下となる。目詰り状態では、下層からの浸出水はポタポタと滴下する状態となり、浸出水中の窒素はまったく

表1 リン吸着に与える有機物の影響

Sample No.	有機物含有量, mg/g	活性アルミナ含有量, mg/g	$\frac{So}{(Sa+So)}$	$\frac{P_1}{P_5}$
1	4.4	0.7	0.773	0.05
2	22.4	6.5	0.695	0.54
3	30.6	13.0	0.639	0.61
4	7.0	7.1	0.500	0.83
5	12.4	17.6	0.442	0.81
6	6.0	19.4	0.315	0.85

* P_1 及び P_5 は1日目及び5日目のリン吸着量。

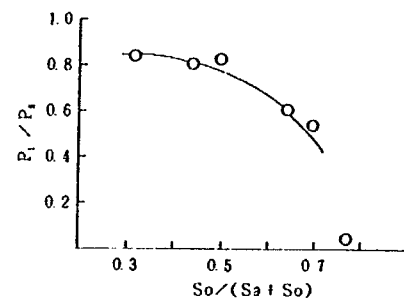


図1 P_1/P_5 と吸着阻害係数との関係

表2 実験条件

カラムの長さ	500 mm
カラム容積	3.927 l
空隙率 e	0.4
真比重 d	2.6
土壌重量	3.09 kg

表3 目詰りするまでの散布可能量と窒素除去能力

実験カラム No.	キャビーサンドの有無	目詰りまでの散布可能量 m^3/m^2	総窒素 mg/l		処理水中の NH_4-N mg/l	除去率 $b/a, \%$	除去量 $kg N/ton-soil$	脱窒速度 $\mu g N/g/hr$
			原水 ^{a)}	処理水 ^{b)}				
E1	有	>50(計測限界)	23.7	20.9	0.05	11.3	>44	0.058
B3	有	43.4	23.7	16.3	0.09	31.4	102.4	0.155
B4	無	10.6	26.0	13.6	0.23	47.7	42.5	0.263

存在しなかった。B4の窒素除去量は表3のように土壌1ton当り窒素42.5kgで除去率は47.7%であった。また、B3は土壌表面に石炭灰を焼結して作った多孔質のキャビーサンドを敷き、散水量の増大と散水速度の均一化を図った。この結果目詰りまでの散布期間は9.5ヶ月に延びたが、逆に窒素

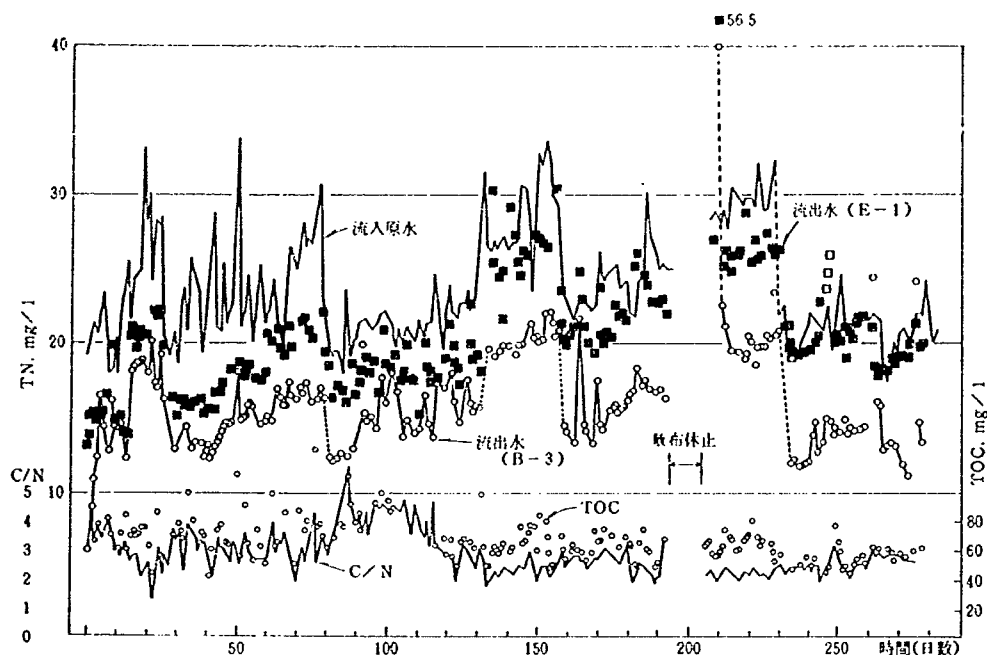


図2 地下水の土壌処理方式による運転結果

除去率は30%に低下した。但し、窒素の除去量は散布期間が大巾に延びたため土壌1 ton 当り 100 kgにもなった。対照としたE土壌は2年以上も散布を続けているが目詰りは起こらず、除去率については10%程度と低い。これらの結果から、脱窒条件の1つである嫌気性の維持については、目詰りが起き易いような状態（嫌気性状態）が良いということになり、目詰りを起こさずに嫌気性状態を維持する方法として、次の湛水化実験を試みた。

3) 脱窒のための湛水化実験について

一般に表面から散布する重力式は、土壌上層部ですみやかに硝化されるが、同時に有機物も酸化分解するため、脱窒が起らず硝酸塩の流出を生じることになる。そこで図3のように、土壌カラムの下部をサイホン式とし、所定の位置から流出させる湛水化装置を考えた。実験条件は表4に示すように、土壌カラムと砂カラムの二種類に地下水および二次処理水との混合液を散布した。なお、土壌カラムの表面積は242 cm²、砂カラムは56 cm²で、散布量は

100mm/日である。100日間の連続散布による結果から、酸化層が長い程当然硝化率は高い。また、砂カラムに比べ、土壌の硝化率は極めて高く、Z_{ox}=25cm程度で90%以上に達した。これらの湛水化実験における窒素の収支を求めたものが図4である。ここでは流入負荷量と流出量との差は脱窒による系外への

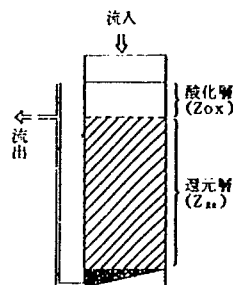


図3 湛水化実験装置

表4 湛水化の実験条件

実験 番号	充填材	供給水	カラムの深さ		見掛け の滞留 時間
			Z _{ox}	Z _{re}	
Q 1	海砂	地下水	10	30	1.28
2	"	"	15	25	1.07
3	"	"	20	20	0.86
4	"	"	25	15	0.64
5	"	"	30	10	0.43
P 1	土壌	地下水	15.5	20	1.46
2	"	"	25.5	10	0.73
3	"	混合下水	15.5	20	1.46
4	"	"	20.5	15	1.10
5	"	"	25.5	10	0.73

注) カラムの深さはcm、滞留時間は日数で表示。
* 混合下水は地下水と二次処理水を等量で混合したもの。
** 見掛けの滞留時間はZ_{re}×実験率/散布速度である。

放出分と微生物（組成 $C_5H_7NO_2$ と仮定）の増殖分との合計であると仮定した。一般に生物への転換率は 0.3～0.5 といわれており、ここでは 0.5 を推定値として採用してある。この結果、生物増殖分の比率は 20～35% とかなりの部分を占めることになった。さらに、P1 のケースのように流出量の少ない場合はアンモニア態窒素の比率が高く、P2 のように除去率の悪いものは硝酸態の存在が高い。P3～P5 の混合下水を散布した場合は、酸化層が深くなるにつれて硝酸塩濃度は高くなり、かつ脱窒量も少なくなる傾向にある。

砂カラムの場合は酸化層が 15 cm 以下の薄い場合には流出水中の窒素はほとんどがアンモニア態であり、100 日目頃になると有機態窒素もかなり流出し、硝化すら期待できない。この理由として、有機物の分解速度より蓄積速度がまさり窒素率が減少することと、散布後、湛水層から毛管作用により水が上層に吸い上げられ、酸化層の空隙率の約 40% が減少させられたことなどのため、酸化層自体が還元状態に進むためである。

砂カラムに比べ、土壌カラムの優れている点は硝化率の高いこと以外に、MBAS の除去率が高いことと大腸菌に対する補足能力が優れていることにある。表 5 は湛水化実験での流出水について大腸菌群数と一般細菌を測定した結果である。大腸菌群数は原水に 10^4 オーダ存在したものが、砂カラムで 10^2 オーダ、土壌では 10^0 オーダまで減少した。土壌の場合、深さが 35.5 cm の結果であることを考慮すれば、通常 1～2 m の深さの土壌深さにおいては十分安全であると考えられる。一般細菌においては、原水に 10^5 オーダであったものが、砂カラムで 10^5 オーダ、土壌カラムでは 10^4 オーダであり、大腸菌の場合ほど明瞭な差はなかった。

3.2 大型ライシメータでの土壌処理実験について

室内実験での検討に加え、大型ライシメータを用いて実際規模での土壌処理実験を実施、三次処理としての栄養塩類除去効果を検討するため、図 5 のような施設を茨城県霞ヶ浦浄化センター内に設置し昭和 56 年 1 月より運転を行っている。散布水は二次処理水を急速濾過したもので、生物処理過程で硫酸バンドを添加しているためリン濃度は低く、平均で 0.24 mg/l である。

また、ライシメータ（長さ 5 m、巾 5 m、深さ 2 m）に設置した散水装置はそれぞれ異なり、散布方式による違いも検討項目とした。散布する原水は図 5 に示したように、一旦高水槽に送られたものをそ

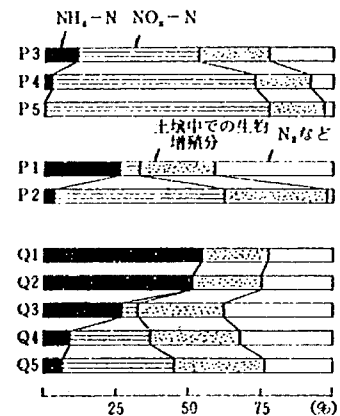


図 4 湛水装置での窒素収支（100 日間での平均）

表 5 流出水中の大腸菌群数と一般細菌

実験番号	Zox cm	大腸菌群数 N/ml	一般細菌 N/ml
Q1	10	5.8×10^2	6.3×10^3
2	15	4.0×10^2	$6.8 \sim 7.4 \times 10^3$
3	20	$2.9 \sim 5.0 \times 10^2$	$3.6 \sim 3.9 \times 10^3$
4	25	$2.8 \sim 3.5 \times 10^2$	2.9×10^3
5	30	$2.8 \sim 4.3 \times 10^2$	1.2×10^3
P1	15.5	3	2.3×10^3
2	25.5	2	$6.5 \sim 7.4 \times 10^3$
3	15.5	1	$4.5 \sim 4.7 \times 10^3$
4	20.5	1	$5.1 \sim 6.0 \times 10^3$
5	25.5	0	8.9×10^3

原水		
生下水	1.9×10^4	5.3×10^5
二次処理水	6.4×10^2	2.2×10^4

但し、大腸菌群数はデスオキシコール酸塩培地で 36℃、19 時間培養の結果
一般細菌（好気性桿菌栄養細菌）は坂井の地で 20℃、2 週間培養した結果である。

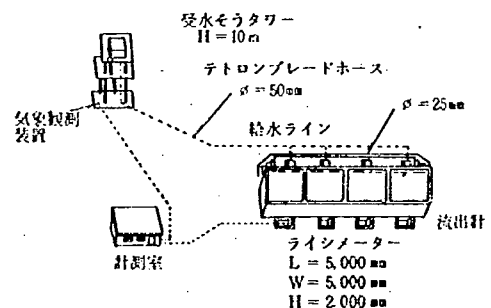


図 5 土壌処理実験装置の概要

の水圧を利用してライシメータに供給する方式を取っている。供給は9日間散水と5日間休止の割合を1サイクルとして行い、9日間の散水量は1時間に1回50ℓを供給するよう設定してあるので合計10.8m³/サイクルである。また、1型は土壌表面から流し込むかんがい方式のため、土壌表面の穴が粘土粒子やシルトに塞がれ、実験開始直後に目詰りを起こしたので原水供給量は2.65m³と少ない。2型に

についても実験途中から5.4m³/サイクルと半分の供給量に減少させた。半年間の運転結果について物質収支を計出すると表6のようになる。降雨の影響についてはライシメータNo1によって補正を行った。すなわち、半年間の降雨量を気象観測データより計算

すると19.24m³となるが77.4%に相当する14.89m³がライシメータの上部より系外に越流し、残り4.35m³が浸透したので、これらの条件で補正してある。また、雨水の水質については時期、時間等により変化するが、ここでは過去2年間の県内水面水産試験所のデータを参考にした。以上のような条件でリン、窒素およびCODcrの除去について検討すると、低濃度の原水であってもリンの除去は93~97%程度と極めて高いことが明らかとなった。また窒素除去はバックランドで70%、二次処理水散布では6~16%除去と低い率になった。CODについては両者の間の34~42%位いの除去率であった。散布方式により除去効果に若干の違いがみられるが、毛管浸透法のオーソドックスな型である3型と4型の間には明確な差はない。2型の場合は毛管壁と土壌とが接している表面積が3型に比べ20%以上も少ないためか、散布（浸透）速度は半分程度である。ただし、窒素、リンの除去率については散布構造の違いによる差は見られなかった。

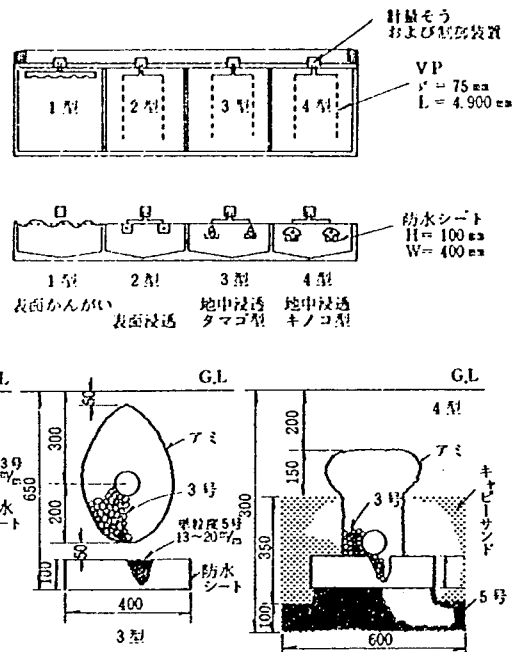


図6 大型ライシメータの散布方式

表6 大型ライシメータでの物質収支*

項目		1 型	2 型	3 型	4 型
リン (P)	総負荷量, g	1.14	14.00	30.89	25.59
	流入分	1.01	13.87	30.76	25.46
	雨水分	0.13	0.13	0.13	0.13
	流出量, g	0.077	0.691	2.203	0.874
	流出水量, m ³	7	76.8	146.9	124.9
	流出水質, g/m ³	0.011	0.009	0.015	0.007
	除去量, g	1.063	13.309	28.687	24.716
	除去率, %	93.2	95.1	92.9	96.6
窒素 (N)	総負荷量, g	29.51	538.96	1,184.58	931.86
	流入分	20.59	530.04	1,175.66	973.04
	雨水分	8.92	8.92	8.92	8.92
	流出量, g	8.96	465.35	992.98	920.44
	流出水量, m ³	7	76.8	146.9	124.9
	流出水質, g/m ³	1.28	6.06	6.76	7.37
	除去量, g	20.55	73.61	191.60	61.52
	除去率, %	69.6	13.7	16.1	6.3
COD	総負荷量, g	50.2	683.6	1,496.7	1,271.5
	流入分	34.2	667.6	1,480.7	1,255.5
	雨水分	16.0	16.0	16.0	16.0
	流出量, g	33.5	447.7	865.2	756.8
	流出水量, m ³	7	76.8	146.9	124.9
	流出水質, g/m ³	4.78	5.83	5.89	6.06
	除去量, g	16.7	235.9	631.5	514.7
	除去率, %	33.3	34.5	42.2	40.5

* 流入原水の水質はP=0.24、N=9.21、COD=11.57である。
雨水の水質はP=0.03 (n=115)、N=2.05、COD=3.68である。

3.3 土壌処理の現地試験

3.3.1 調査方法

土壌に浸透した水の動きなど、小型の施設では実際の現象を解明できない部分もあるので、ある程度の規模の現地試験を行うこととした。試験に用いた施設は、国土計画等関連調査費によって建設省都市局下水道部が広島県東広島市の広島大学構内に設置したものであり、図-7にその概要を示す。実験施設は表面に設けた溝（トレンチ）から水を浸透させる方式のもので、長

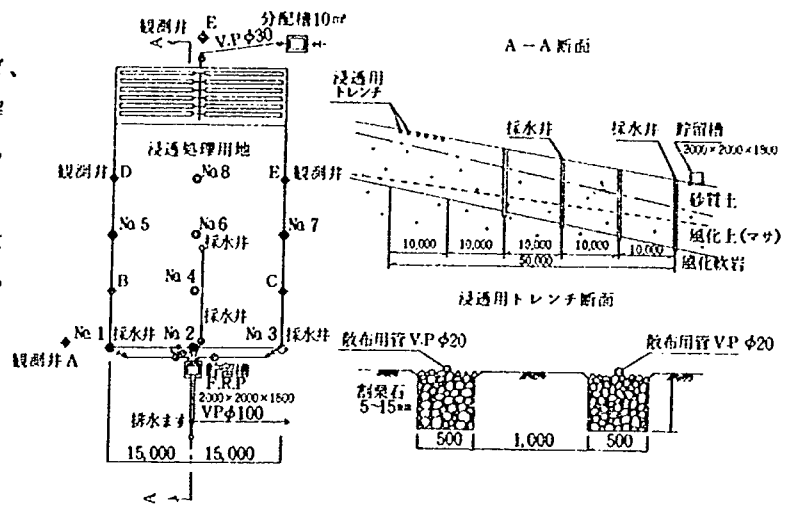


図-7 現地試験施設の概要

さ50m（トレンチの部分10mを含む）、幅30mの大きさである。ただし、施設の境界には地下水の移動を制限するものは何もなく、施設自体は丘の頂上附近に設けられているものの、周辺の地下水の自由な移動がある。

試験に使用した原水は計画処理量 693 m^3 の集中浄化槽の処理水（塩素滅菌前）で、 $\text{BOD } 8 \text{ mg/l}$ 、 $\text{T-N } 2 \text{ mg/l}$ 、 $\text{TP } 1 \text{ mg/l}$ 程度の非常に良好な水であり、9月から12月までの約3ヶ月の間、3日に1回、1回当たり原則として $25,125 \text{ m}^3$ 散布した。但し、原水の供給の関係で計画した水量だけ散布できない日があり、実際に散布した水量は、103日間に34回、計 781 m^3 である。

トレンチ部分の面積は図-7に示すように 300 m^2 であり、この面積当りに換算すると散水1回当たり、 76.6 mm 、平均すると1日当たり 25.3 mm である。実験期間中の総降雨量は 253 mm であり、最も集中的な降雨は、10月7～9日の間の 80.5 mm の降雨であった。

地中に浸透した水は、No.2の井戸において地下水位が一定になるように制御してポンプ揚水した。ポンプ揚水した水は散布した2次処理水のみではなく、周辺の地下水も含んでいる。また、水質の観測はNo.4およびNo.6の観測井の水について行ったが、データ解析にはNo.6地点の水質を利用した。トレンチ設置区間の末端からNo.6の観測井までの距離は20mである。

3.3.2 調査結果

1) 水収支の解析

浸透地域の地下水には散布した2次処理水のほか、周辺地域からの地下水や降雨の直接浸透水が含まれているので、これらを分離するため、散布した2次処理水にトレーサーとして食塩を添加し、土壌中での塩素イオンの吸着量の変化は無視し得るものとして水収支を解析した。塩素イオンの添加濃度は9月10日～11月6日の期間（前期）は 71.6 mg/l 、11月9日～12月6日の期間（後期）は2倍の 143 mg/l である。なお、原水中の塩素イオン濃度は平均 31 mg/l であった。

水収支は、観測井No.6における塩素イオン濃度がほぼ平衡になった時の濃度から、散布した2次処

理水と他の起源の地下水との混合比を求めて計算した。観測井No 6における塩素イオン濃度の連続記録結果を図-8に示すが、実験の前期に対応する濃度変化としては12月中旬にはほぼ平衡状態になっているとみることができ、12月10～20日の平均値から13.04 mg/lとした。一方、添加濃度を2倍にした後期に対応する変化は、図から判断すると十分平衡状態には至っていないとも

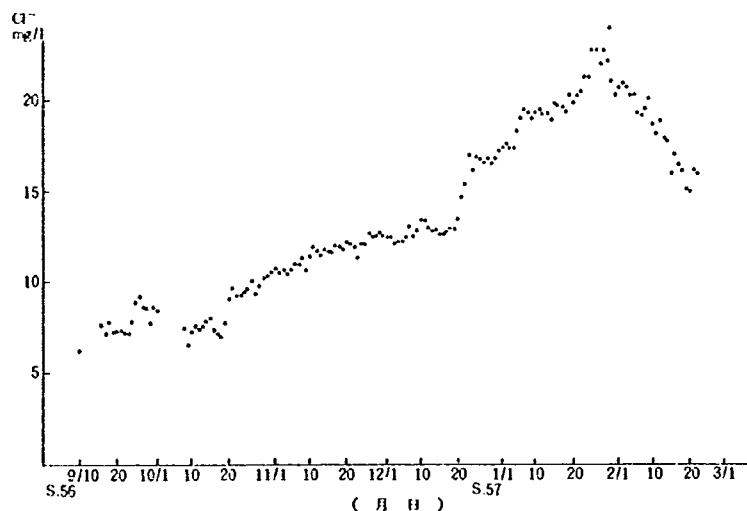


図-8 No 6 観測井戸の Cl^- 連続測定結果

みられるが、一応、1月23～30日のデータから22.17 mg/lとした。前期の平均散水量は9.12 m³/日、後期は6.32 m³/日であり、これらのデータから他の起源の地下水量を計算すると、前期は51.6 m³/日、後期は34.3 m³/日となった。すなわち、観測井No 6を通過する地下水のうち、概ね1/6.5が散布した2次処理水に由来するものであった。なお、この計算においては、蒸発散は2.5 mm/日、周辺地下水の塩素イオン濃度1.9 mg/lとし、また、降雨はすべて地下浸透すると仮定している。

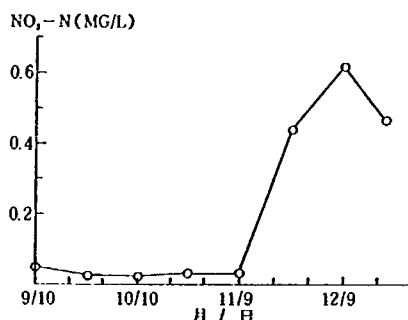


図-9 観測井No 6における NO_3-N の変化

2) 土壌処理水の水質および処理による除去率

観測井No 6の水質は、BOD、CODは共に1 mg/l程度、DO 4 mg/l程度、TP 0.01 mg/l以下の非常に良い水質の水であり、周辺の地下水によって6倍程度に希釈されていることを考慮しても、かなりの浄化があることがわかる。しかし、窒素については、土壌中が全層好気性に保たれているために硝化は進行するが、TNとしての除去率はかなり低いとみられるデータが得られた。図-9に観測井6における硝酸態窒素の濃度変化を示すように、散水開始後70日程度から硝酸性窒素濃度が急増している。図-8の塩素イオンの変化からみると、No 6の位置で応答が現われ始めるのは約45日後であり、窒素の土壌中の変化は単に土壌中で硝化されてそのまま流出してくるというものより複雑な形が想像されるが、いずれにしてもTNの除去率はかなり低くなる。土壌処理による除去率は次式によって計算した結果を表-7に示す。

$$\text{除去率} = \left(1 - \frac{\sum Q_o C_o - \sum Q_w C_w}{\sum Q_w C_w} \right) \times 100 \quad \dots\dots(1)$$

但し、上式において、Q、Cはそれぞれ流量および濃度であり、添字O、G、R、Wはそれぞれ、No 6地点の地下水、周辺地下水、雨水、散布した原水であることを示す。

表-7 土壌処理による除去率

項 目	除去率 (%)
BOD	46.0
TN	76.8
TN	96.5

今年度の調査では、調査期間が若干短かすぎたこと、式(1)による除去率の計算ではやや過大に見積る恐れがあることなどの問題があるので、次年度以降、更に調査を継続して実用性の検討を行う予定である。

4. まとめ

本年度に調査したものは従来からの室内実験による検討に加え、大型ライシメータによる物質収支の把握と現地散布実験による土壌処理の検証である。室内実験以外の結果は期間が短い、窒素の除去を除けば下水の浄化方式としてはほぼ満足のいく結果を示している。特に、リンと有機物の除去以外に陰イオン界面活性剤(MBAS)、大腸菌などの除去も優れていることが明らかとなった。実験結果より得られた知見を整理すると以下のことがいえる。

1) リン除去については土壌中の有機物質が多いと活性アルミナとの反応速度を遅くし、24時間振とうで得られる最大吸着量(Bmax)は5日間振とうで得られるBmaxの50%以下となることがある。また、有機物含有量が少なくてもその率は80%程であり、24時間振とうによるBmaxは実際の設計値に用いる場合安全側といえる。しかし、正確な吸着量を求めるためには土壌中の活性アルミナ含有量、散布水中のリン濃度、pH、温度、反応時間に加え有機物含有量を考慮しなければならない。

2) 窒素の除去については、植物の根からの吸収以外では脱窒による系外への放出を考えないと、地下水汚染につながる。脱窒条件は硝酸塩の存在、脱窒菌の活性を高める有機炭素の存在と嫌気性状態の維持である。2次処理水の散布はもとより有機炭素を含む生下水でも土壌の表面から散布する重力式浸透では下層部での脱窒反応に際して有機炭素が不足し、硝酸塩波として周期的にかつ高濃度の硝酸塩が流出するおそれのあることが明らかとなった。脱窒反応を進めるために、サイホン式の灌水化実験を行った結果、流出する窒素量は減少するが、かなりの量(窒素除去量の20~35%)が土壌中に微生物増殖分として蓄積されることとなった。目詰りを起こさないようにして、しかも効率よく脱窒する散水方式を今後も検討していく必要がある。

3) 窒素およびリン以外に、大腸菌、MBASの除去についても検討を行った。大腸菌に対する土壌の補足能力は優れており、土壌の深さ1~2mを通過した下水は衛生上問題はない。しかし、ウイルス等についての検討は今後の課題である。MBASは灌水化などで嫌気性状態になると分解しないので硝化過程で分解させるよう処理方式の中で工夫することが大事である。

4) 室内実験では問題とならない雨水の効果は大型ライシメータなど野外の観測装置では大きいので物質収支を明らかにする時は、その補正を正しく行うことが要求される。また、式(1)の周辺地下水の影響を無視できない場合の検討も必要である。土壌処理に関する論文の中には、土壌そのものの持つバックグラウンド的値(汚水を流さなくとも雨水や地下水に洗い出される量)を含めたり、差引いたり研究者によってその取扱いに違いのあることも見うけられる。土壌の持つ除去能力と地下水への影響を考慮した流出量の制約など目的に応じて使い分ける必要があろう。

5) 土壌処理方式にはいくつかの方法が提案され、実験段階から実用段階のものまで、また家庭排水から豚舎排水、工場排水など適用範囲も多種多様である。さらに、目詰りで2~3年でダメになった施設もあれば、10年近く良好な成績で運転されているものもある。土壌処理工法として確立するには、これまでの成果を整理、理論化していくことも今後必要と思われる。

16. 下水道への工場廃水等の受け入れに伴う 監視手法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け入れる場合には、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、現場用簡易比色分析機器の評価、高分子凝集剤、及び有機塩素化合物の毒性調査、工場廃水の水質及び生物分解性に関する調査を実施してきた。

2. 工場廃水等の生物分解性試験方法

有機物の生物分解性を判定する試験方法としては、環保業第5号、業発第615号・49基局392号（昭和49年7月13日）「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〉」（以下、化学物質の分解度試験という。）がある。この試験は試験材料と栄養塩類（基礎培養基A、B、C、D液）と活性汚泥を培養ビンに入れ、14日間の酸素消費量を測定するものである。この試験を工場廃水等の生物分解性を調べる方法として適用し、処理場において処理可能かどうか評価する場合14日間という長い時間がかかること、工場廃水を受入れている処理場の処理条件とかなり条件が違ふことから難しい面がある。このため、本試験方法を参考にして標準活性汚泥法に近い私たちの生物分解性試験方法を開発した。（以下、生分解性試験という。）この方法は、試料をGF/B戸紙（1μ）で濾過し、その液がD-CODで100mg/ℓになるように調整する。調整した液に活性汚泥（試験する工場廃水等を受入れている処理場の余剰活泥）と栄養塩類を500mg/ℓと3mg/ℓの割合になるよう添加し、攪拌曝気を24時間行う。（装置の1例を図-1に示す。）この操作を3回繰り返し、3回目に調整した液のD-CODとその液の24時間目のD-CODから次式により生物分解度を算出する。

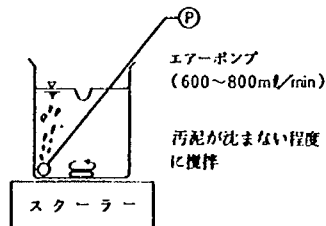


図-1 攪拌曝気式実験装置例

$$D-COD \text{ 生分解度} = \frac{D \cdot COD_0 - D \cdot COD_{24}}{D \cdot CO_0} \times 100$$

$D \cdot COD_0$: 0 時間目の溶解性 COD

$D \cdot COD_{24}$: 24 時間目の溶解性 COD

生分解度に影響を及ぼす因子について、各試験と下水の標準活性汚泥法との比較を表-1に示した。化学物質の分解度試験及び生分解性試験では種々の因子を制御しているため、条件としては最適に近いものである。

3. 処理場における除去率と生分解度の対応

生分解性試験によって工場廃水等の生分解性を評価する場合、その生分解度は実施設の活性汚泥処理による除去率と対応することが前提になる。この点を確認するため処理場での除去率と生分解度の測定を5処理場で延べ50回程度実施した。その結果を図-2に示す。

D-CODの結果では、除去率が18.3~81.2% (平均54.9%)、生分解度が37.4~77.4% (平均60.1%)であった。図-2から、若干生分解度の方に偏っているが、ほぼ対応しているといえる。また、D-TOCの結果では図-2からもわかるように処理場での除去率に関係なく生分解度は安定して高いことがわかる。D-BODの結果では、除去率及び生分解度はそれぞれ90~100%であり狭い範囲だが対応している。以上の結果から、D-

COD, D-BODはほぼ1:1に対応するが、D-TOCは対応しないということがわかった。D-COD, D-BODでは対応し、D-TOCでは対応しない理由として、D-COD, D-BODは水中に溶解している物質を $KMnO_4$ あるいは微生物で酸化する際、反応に関与した酸素量で表わしているのに対し、D-TOCは水中に溶解している全有機性炭素量を表わしているためと考えられる。

表-1 各試験と標準活性汚泥法の比較

	化学物質の分解度試験	生分解性試験	標準活性汚泥法
基質濃度	供試物質 100mg/l	C-CODで 100mg/l	100~200 mg BOD/l
微生物量	30mg・MLSS/l	500mg・MLSS/l	1500~2000 mg・MLSS/l
微生物の種類	培養汚泥	排水を受入れている処理場の余剰汚泥	活性汚泥
馴養作用	期待できる	若干期待できる	—
反応時間	14日間	1日	4~5時間
溶存酸素	5mg・O ₂ /l 以上	600~600ml/l 以上	送気機 3~7ml/l 流入下水
栄養塩	基礎培養基添加	基礎培養基添加	—
PH	中性付近	中性付近	—
水温	25℃±1	20℃±1	—

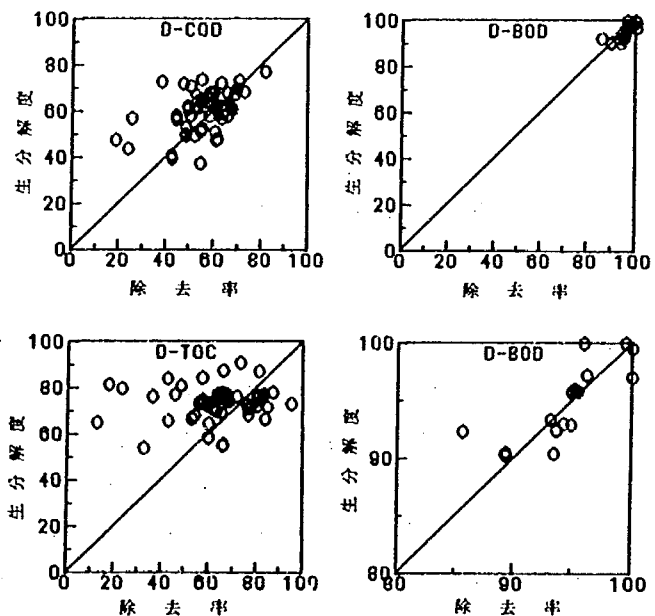


図-2 除去率と生分解度の対応

4. 生分解性の異なる有機物の活性汚泥処理プロセスにおける除去特性

下水処理場で受入れている排水は、家庭・商業・工場などに由来しており、そこには生分解性の異なる多種多様の有機物が含まれていると考えられる。その主要な構成成分は蛋白質・炭水化物・フミン酸・フルボ酸・タンニン・リグニン・陰イオン界面活性剤などである¹⁾。これらの物質はそれぞれ生物学的な分解性が異なっていると考えられるので、活性汚泥プロセスにおける挙動が処理水質に与える影響も異なっていると予想される。本実験は主として蛋白質、炭水化物で構成される合成下水に5種類の有機物を添加して活性汚泥処理実験を行い処理水質にどのような影響を与えているか調べたものである。

(1) 実験方法

fill and draw方式で8時間を1サイクルとして基質の添加、エアレーション・沈殿・上澄水の引き抜きをタイマーでコントロールする装置(6系列並列運転)を用い、合成下水をコントロール系として、合成下水に有機物を添加した系(5系列)の計6系列を並列に運転した。運転条件を以下に示す。

運転条件

- エアレーションタンク容量 2.3 ℓ ◦ エアレーション時間 6時間30分/サイクル
- 基質添加量 1 ℓ/8時間×24時間=3 ℓ/日 (1サイクル8時間)
- 処理水量 3 ℓ/日 ◦ 沈殿時間 1時間15分/サイクル

添加物質はリグニン(20 mg/ℓ)、タンニン酸(20 mg/ℓ)、液体合成洗剤(0.01 ml/ℓ)、染料(10 mg/ℓ)、アニリン(0.01 ml/ℓ)の計5種類である。本実験は3ヶ月間行ったが、最初の4週間は汚泥の馴養期間とし、データの取りまとめはそれ以降の期間について行った。

(2) 実験結果

実験結果を表-2に示す。BOD-SS負荷 0.16~0.19 kg/kg, MLSS 1528~1730 mg/ℓ, SVI 46.4~104, SRT 11.9~14.7日であり各系列とも処理水質は安定していた。処理水のSSは26~52 mg/ℓで活性汚泥処理水としてはかなり高い値であった。これは小さな実験装置を用いていることが1つ

表-2 活性汚泥処理実験の結果

	BOD-SS 負荷 (kg/kg)	MLSS (mg/ℓ)	SVI	SAT (day)	処理水の水質 (mg/ℓ)					備 考
					PH	SS	D-COD	D-TOC	添加 物質	
A-1	0.17	1668	46.4	14.7	5.40 6.91	27	5.1 (95.6)	4.0 (96.8)	-	低濃度合成水 (BOD ₅ 229mg/ℓ, COD 116mg/ℓ, TOC 125mg/ℓ)
A-2	0.17	1596	73.5	14.4	5.37 6.73	31	19.7 (84.8)	12.1 (90.9)	46.8 (6.3)	低濃度合成下水+リグニン20mg/ℓ (リグニン20mg/ℓはリグニンスルホン酸ナトリウムとして50mg/ℓに相当する。)
A-3	0.16	1730	61.4	13.4	7.25 7.93	43	5.4 (95.9)	4.4 (96.7)	13.1 (93.5)	低濃度合成下水+タンニン酸20mg/ℓ
A-4	0.19	1528	109	約14	6.38 7.77	52	9.3 (92.1)	5.1 (96.0)	0.09 (95.5)	低濃度合成下水+液体合成洗剤0.01ml/ℓ (液体合成洗剤0.01ml/ℓはMBASとして2mg/ℓに相当する。)
A-5	0.16	1699	47.4	12.5	5.53 7.00	26	9.9 (91.9)	5.1 (95.7)	8.37 (12.6)	低濃度合成下水+染料A 10mg/ℓ
A-6	0.16	1730	104	11.9	6.79 7.92	46	8.1 (94.2)	3.7 (97.2)	-	低濃度合成下水+アニリン0.01mg/ℓ

処理水の水質の項で 内は除去率を示す。

の原因と考えられる。実験に供した基質はすべて溶解性の形態で添加されており、処理水のSSが高いことから処理成績を評価するにあたっては、溶解性成分のみとした。

処理水のD-CODは5.1～19.7mg/ℓでその除去率は84.8～95.9%であった。D-TOCは3.7～12.1mg/ℓで90.9～97.2%で

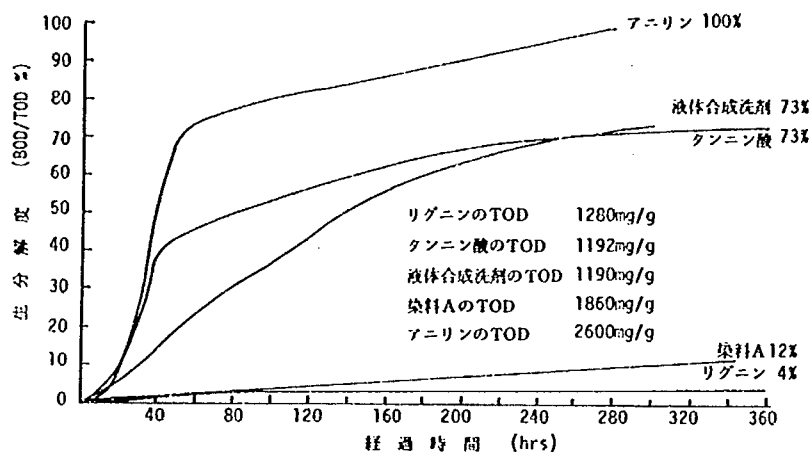


図-3 クーロメータによる生分解度の測定

あった。D-CODの除去率に比べてD-TOCの除去率はいずれも高くなっている。タンニン酸、液体合成洗剤を添加した実験でこれらの添加物質は、それぞれ、93.5%、95.5%除去されている。この除去率はD-CODやD-TOCの除去率に相当していることからタンニン酸と液体合成洗剤は合成下水と同様に分解されているものと考えられる。アニリンを添加したケースの場合、アニリンを直接分析していないがD-COD、D-TOCの除去率から判断するとタンニン酸や液体合成洗剤と同様に分解されているものと考えられる。リグニンを添加した場合にはD-CODやD-TOC除去率がコントロール系に比べて低く、リグニンの除去率も6.3%であった。リグニンの除去率から処理水D-CODやD-TOCの寄与分を算出すると、コントロール系に比べてそれぞれ12.7mg/ℓ、7.5mg/ℓ程度高くなることが予想される。この計算値と実際の処理水質はほぼ一致していることから、リグニンの処理水D-CODとD-TOCが高いのは、リグニンの残留によるものといえよう。染料を添加したケースでも、リグニンと同様ほとんど除去されていない。染料の残留によるD-COD、D-TOC増加分はそれぞれ5.1mg/ℓ、3.7mg/ℓと予想される。この計算値と実際の処理水質はほぼ一致する。しかしこの場合添加量が少ないためリグニンを除く他の系の処理水質と比較してもほとんど差が認められない。この運転条件ではリグニンと染料は活性汚泥にほとんど吸着されず、生物学的にも分解されないため処理水に90%程度残留するといえよう。また、添加有機物が生物学的に分解されるかどうかを確認するため本実験で培養した活性汚泥を用い生分解度の測定を行った(化学物質の分解試験)。その結果を図-3に示す。アニリンとタンニン酸は20時間前後から急激に酸素が消費された。アニリンは反応開始から280時間で酸素消費量がTODと等しくなった。タンニン酸の酸素消費量は360時間でTODの73%に達した。液体合成洗剤は反応開始から徐々に酸素が消費されており300時間後の酸素消費量はTODの73%に達した。染料及びリグニンは340時間を経過しても顕著な酸素消費はみられなかった。

これらのことから、供試活性汚泥中にはアニリン・タンニン酸・液体合成洗剤を質化できる細菌は存在しているが、染料とリグニンを利用できる細菌はほとんど存在していないといえよう。

5. 含ハロゲン有機物の水生生物に対する毒性の調査

(1) 調査方法

上水道のトリハロメタンの問題を契機として塩素化有機物等の微量有機有害物質の問題が大きな注目を集めるようになってきている。下水道においても、これらの物質は工場廃水などの受入れによって、あるいは滅菌などの塩素処理により生成されて、処理場からの放流水に含まれて排出される恐れがあるが、これらの物質の各種水棲生物に対する毒性については必ずしも十分な資料がない。このため、昭和54年度よりTLm試験による急性毒、比較的長期間の曝露による亜急性毒の調査を実験的に行ってきた。本年度は、急性毒の試験としては、対象物質をテトラクロロエチレン、0-クロロベンゼン、0-ジクロロベンゼン、1,2,3-トリクロロベンゼン、1,2,4,5-テトラクロロベンゼン、0-クロロニトロベンゼン、2,5-ジクロロニトロベンゼンの7物質とし、コイ、ヒメダカ、ミジンコを供試生物としてTLm試験を行った。また、亜急性毒については、対象物質を0-ジクロロベンゼン、2,5-ジクロロニトロベンゼンの2物質とし、対象物質を含む水によるコイの約3ヶ月の飼育とニジマスの卵の孵化試験を行って調べた。試験方法の細部については先年度の報告に述べたので、省略する。なお、供試生物を主として魚類としたのは、先年度までの試験によって、この種の物質の毒性は主に生物の神経系に作用するとみられ、神経系のより発達した高等な生物により強い毒性を示すことがわかっているからである。また、試験対象物質の多くは水に難溶性であるため、一定の条件で最大限に溶解させた溶液を作成して原液とし、ガスクロマトグラフによって測定した原液中の濃度に基づいて検水を調整した。

表-3 TLm試験結果のまとめ(単位mg/l)

(2) 試験結果及び考案

先年度までに行った試験結果もあわせて、表-3にTLm試験結果をまとめて示す。表からわかるように、ミジンコよりも魚の方が、TLm値が小さく、また、魚の中では、全般的にはコイの方が値が低い。今回の含ハロゲン有機物の前に調査を行った高分子凝集剤の急性毒の場合には、コイよりもヒメダカに対する毒性の方が強い結果になっており、この種の試験においては魚種による感受性の相違をある程度考慮すべきことを示唆している。

TLm値は、ベンゼン環を持つ化合物では1mg/lのオーダー、その他の化合物は10mg/lのオーダーであるといえる。先年度まで調査した化合物については、分子量に占めるハロゲンの重量比が、大きくなるに従って毒性が強くなる傾向が

名 称 化 学 式	分子重	融 点 (°C)	コ イ ヒメダカ ミジンコ					
			247TLm ^a	487TLm ^a	247TLm ^a	487TLm ^a	247TLm ^a	487TLm ^a
トリクロロメタン CHCl ₃	119.5	612	403	40	47.7	44	133	133
ブロモクロロメタン CHBrCl ₂	163.9	—	86.1	86.1	730	672	130	111
ジブロモクロロメタン CHBr ₂ Cl	208.3	—	243	240	290	270	437	357
トリブロモメタン CHBr ₃	252.7	1496	217	210	313	241	260	190
トランス1,2-ジクロロエチレン Cl-CH=CH-Cl	96.9	4748± 604	188	177	204	195	346	315
トリクロロエチレン Cl ₂ -CHCl	131.5	872	403	40	933	84	90	227
テトラクロロエチレン C ₂ Cl ₄	165.8	1212	0.54	0.46	200	170	251	118
1,1,1-トリクロロエタン CH ₃ Cl ₃	133.4	741	890	876	106	98.3	222	140
クロロエチルビニルエーテル ClCH ₂ CH ₂ OC(H)=CH ₂	106.6	109	301	291	485	454	1020	714
4-クロロ- <i>m</i> -クレゾール C ₇ H ₇ ClO	142.6	235	55	53	86	36	127	104
オルトクロロアニリン C ₆ H ₇ ClN	128.5	2088	63	38	18	9.6	17	13
3,4-ジクロロアニリン C ₆ H ₅ Cl ₂ N	162.0	—	14	99	11.7	66	12	52
0-クロロベンゼン C ₆ H ₅ Cl	112.6	132	035	022	200	155	308	127
0-ジクロロベンゼン C ₆ H ₄ Cl ₂	147.0	1805	560	480	277	240	237	123
1,2,3-トリクロロベンゼン C ₆ H ₃ Cl ₃	181.4	218 219	297	257	350	310	184	874
1,2,4,5-テトラクロロベンゼン C ₆ H ₂ Cl ₄	215.9	246	345	705	1505	1505	139	120
0-クロロニトロベンゼン C ₆ H ₄ ClNO ₂	157.6	2645	515	434	174	159	162	102
2-ジクロロニトロベンゼン C ₆ H ₃ Cl ₂ NO ₂	192.0	130	559	266	359	317	325	192
ポリ塩化ナフタレン C ₁₀ H ₆ Cl ₄	268 (Cl=4 として)	—	10	10	10	10	31	09

あったため、今年度はこの点について更に調査すべく、ベンゼン環を持つ芳香族系の化合物でハロゲン量が異なるものを多く選定して試験を行った。結果をまとめて図-4に示すが、図からわかるように直鎖形の有機物の場合にはハロゲンの割合が多くなるにつれて毒性が強くなっているが、ベンゼン環を持つ有機物の場合には必ずしもそうでなく、クロロベンゼンなどでは逆に塩素の数が多い方が毒性が弱くなっている。これには、それぞれの物質の水に対する溶解度も関係しているものと思われる。

亜急性毒についての今年度の試験結果をまとめると表-4のようである。コイの死亡率・行動異常・体重などからみて、明らかに影響が現われている濃度は0-ジクロロベンゼンでは0.3~0.9の濃度区分、2,5-ジクロロニトロベンゼンでは0.19の濃度区分であり、これらの物質については48時間TLm値の1/10程度であった。先年度に試験した物質、特に4-クロロ-mクレゾールについては、48時間TLm値の1/100程度の濃度で何らかの悪急性の影響がみられたことを考慮すると、物質によってかなり相違があるものと考えられる。

(3)まとめ

過去3ヶ年の毒性調査の結果を個条的にまとめると次のようである。①含ハロゲン有機物の毒性はベンゼン環を持つものが特に強く、TLm値であらわすと0.1または1mg/lのオーダーである。ベンゼン環を持たない有機物の場合には、TLmは1オーダー大きい。②含ハロゲン有機物の急性毒は主に生物の神経系に作用するとみなされ、神経系の発達した高等な生物（水生生物では魚）に対してより毒性が強い。③コイの長期間の飼育によって調べた亜急性毒については、TLm値の1/100~1/10で死亡率・行動・生長率（体重）に影響がみられた。④魚卵の孵化に対して影響を及ぼす濃度は、コイの長期間の飼育で何らかの影響を与える濃度よりも全般的には高かった。これは、魚卵は未分化で単純な組織であることや卵膜で保護されているためと考えられる。

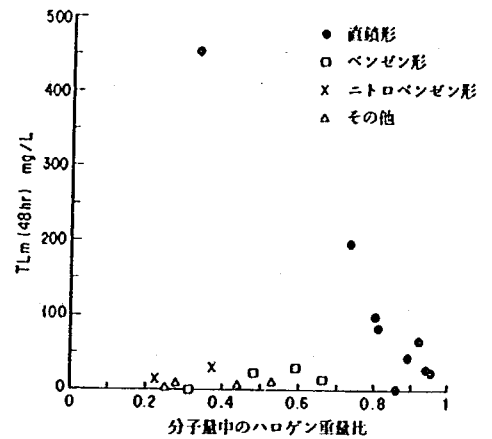


図-4 物質の分子量に占めるハロゲンの重量比とコイについてのTLm値との関係

表-4 亜急性毒試験結果一覧

毒性試験項目	濃度 (PPm)	死亡率 (%)	試験中の観察					成長度 (対照区を1とする指数)		体内蓄積量 (PPm)
			行動不応	浮上	浮下	結核	異常	平均体長	平均体重	
急性に毒性を示す	240	55	+	+	+	+	+	0.91	0.79	
	0.902	25						0.94	0.76	
	0.339	5	+	+				0.97	0.93	
	0.128	10						0.97	0.92	
	0.048	5						0.97	1.0	
	0.027	15						0.98	0.96	
亜急性に毒性を示す	133	85	+	+	+	+	+	0.92	0.75	
	0.50	50	+	+	+	+	+	0.94	0.80	
	0.189	30						1.02	0.85	
	0.072	10						0.98	1.0	
	0.027	15						0.98	0.96	
	0.027	15						0.98	0.96	
毒性試験項目	濃度 (PPm)	死亡率 (%)	試験中の観察					成長度 (対照区を1とする指数)		体内蓄積量 (PPm)
			孵化率 (%)	浮上率 (%)	死亡率 (%)	死亡率 (%)	死亡率 (%)	平均体長	平均体重	
急性に毒性を示す	240	92	81	8	40	48		0.92	0.62	
	0.902	99	93	1	36	37		0.92	0.96	
	0.339	100	95	0	11	11		0.92	0.92	
	0.128	97	92	3	9	12		1.0	0.96	
	0.048	99	95	2	7	9		0.92	0.92	
	0.027	99	17	1	93	94		0.88	0.75	
亜急性に毒性を示す	0.50	98	86	2	29	31		0.92	0.96	
	0.189	97	90	3	11	14		0.96	1.0	
	0.072	98	91	2	8	10		0.96	1.0	
	0.027	98	94	2	8	10		0.96	1.04	
	0.027	98	94	2	8	10		0.96	1.04	
	0.027	98	94	2	8	10		0.96	1.04	

* 浮上率を含む。

参考文献

- 1) 渡部ら；昭和54年度環境庁研究費報告書，pp113の1~113の29

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 藤木 修

山田幸男

1. まえがき

今日、全国の閉鎖性水域においてますます社会的関心の高まりつつある富（過）栄養化による水質汚濁の問題は、主としてこれらの水域に流入する窒素及びリンの負荷量の増大に起因することが定説となっている。琵琶湖、霞ヶ浦等大都市の近くに位置し、水資源としての価値の高い湖沼においては、富栄養化の原因となっている窒素、リン負荷量の削減による湖水質の改善計画が立案され、既に幾つかの行政的施策が実行に移されている¹⁾。そして、これら施策の効果は、それによる窒素又はリン負荷の削減率によって評価されるのが普通である。

一方、近年河川や下水管渠から排出される窒素、リン負荷の水文学的解析が進むにつれ、降雨によって自然地や農地、都市の地表面等から流送される汚濁負荷が、晴天時の負荷にほぼ匹敵することが明らかとなった²⁾。その意味では、洪水時汚濁負荷対策の相対的重要性が強調されることになるが、一方では晴天時と雨天時に流入する栄養塩類の形態がかなり異なっていることにも注意しなければならない。既ち、晴天時に流入する栄養塩類は溶解性が中心であるのに対して、雨天時の場合にはかなりの部分が粒子態であり³⁾、多くは河口や放流口の急拡部で沈殿するか、たとえ浮遊状態でもそのままでは藻類にとって利用不可能と考えられるのである。閉鎖性水域の栄養レベルを決定するのは栄養塩の総体としての負荷か、溶解性のみの負荷かについては、生態学の分野でも意見の分れるところである。しかし公共用水域の富栄養化問題に対処する場合、晴天時負荷対策と洪水時負荷対策のどちらを優先すべきかを決定するためには、停滞水域に流入した粒子態栄養塩類の挙動と生物学的な役割を解明しなければならない。本調査は、生物学的利用可能性という観点から、洪水時に大量に流入する栄養塩負荷が停滞水域の水質に及ぼす影響について評価し、富栄養水域における水質改善施策の効率化を図ろうとするものである。

2. 本年度の調査概要

本年度は昨年度に引続き、浮遊状態で藻類細胞の間近に存在する粒子態の窒素、リンがどの程度藻類或は細菌に利用されるかを、それぞれ藻類培養試験とMBOD試験によって定量化することを試みた。ただし、藻類培養試験については、従来の栄養塩添加試験の代わりに試験の対象とする栄養塩以外の栄養塩、必須微量元素を過剰に加えることにより、対象栄養塩の藻類による利用可能性を定量的に評価する方法も行った（栄養塩制限法）。また接種藻類としては、Microcystis と Chlorella を使用し、

粒子態栄養塩の両者に対する利用可能性の違いも調査した。

3. 調査方法

3.1 試水の採水と分画

洪水時河川水試料は表-1に示す2種類で、それぞれ流量比例コンポジットとした後、以下の3種類の試水に分画した。

(a) 河川水原水 (b) 24時間静置水

(c) GF/C 透過水

表-1 採水条件

試水No	採水日時	採水場所
1	昭和56年10月22日 13:15, 13:30, 13:45	我孫子市常盤 排水区の都市下 水路
2	昭和57年2月4日 17:30, 18:30, 20:30	我孫子市現戸 排水区の都市下 水路

3.2 藻類培養試験及びMBOD試験

本年度行った藻類培養試験とMBOD試験を整理

して表-2に示す。実験番号のI、IIはそれぞれ試水No 1とNo 2に対応する。

表-2 藻類培養試験とMBOD試験の内容

実験番号	内 容	接種藻類(接種量)	細菌接種の有 無	目的(培養条件)
I-(i)	AGP-test(栄養塩添加) 希釈率:(a)8倍、(b)、(c)4倍 栄養塩添加量:N=1mg/l (NaNO ₃) P=0.1mg/l (K ₂ HPO ₄)	Microcystis aeruginosa (5.0×10^4 cells/ml)	有・無	Microcystisの栄養塩利用に及ぼす細菌の影響 (20±1℃、2000 lux、 16hr明、8hr暗、往復振とう)
I-(ii)	MBOD-test	—	—	細菌による栄養塩の利用可能限 (20℃、5日間)
II-(i)	AGP-test(栄養塩制限) 希釈率:3倍~9倍 濃縮AAM(1000倍)添加量: N制限=6ml/l、P制限=8ml/l	Microcystis aeruginosa (AGP: 3.5×10^4 cells/ml AGP-N, P: 7.0×10^4 cells/ml)	有	Microcystisによる栄養塩の利用可能限 (20℃、6000 lux、16hr 明、8hr暗、モノ型振とう)
II-(ii)	AGP-test(栄養塩制限) 希釈率:3倍~9倍 濃縮AAM(1000倍)添加量: N制限=28ml/l、P制限=3ml/l	Chlorella vulgaris (5.0×10^4 cells/ml)	有・無	Chlorellaの栄養塩利用に及ぼす細菌の影響 (I-(i)と同様)
II-(iii)	MBOD-test	—	—	I-(ii)と同様

上の表で希釈率とあるのは、藻類細胞密度効果による増殖阻害を防ぐために試水をイオン交換蒸留水で希釈した倍率を示す。栄養塩の添加、細菌の接種等の方法、手順は昨年度と同様である。なお栄養塩制限法というのは、試水を適当に希釈した後、1000倍濃度のAAM(EPA回分法の培地)⁴⁾から窒素又はリンを除いた培養液を適量添加し、対象とする栄養が増殖の制限となる様な環境で藻類を培養するもので、その発想はMBOD-N、MBOD-Pと同一であるため、得られたAGPの値はAGP-N、AGP-Pなどと表することにする。この場合、試験藻類はあらかじめ

め窒素又はリンを含まないAAMで1週間程度の前培養（starvation）を行った後、接種した。また、藻類培養試験について細菌の有無を区別するため、オートクレーブ処理後細菌を接種した場合に限りAGPbと添字bをつけて表す。

本調査のように懸濁物質を含む試水で藻類培養試験を行う場合には、藻類の最大増殖量をどのように測定するかという問題がある。実験Ⅰ-(Ⅰ)、Ⅱ-(Ⅲ)については昨年度と同様、クロロフィル濃度を測定し、これを藻類乾燥重量濃度に換算したが、実験Ⅱ-(Ⅰ)についてはクロロフィル濃度が低すぎたため、コールタカウンタで藻類細胞も含めた懸濁粒子（藻類細胞の粒径に対応するもの）の体積濃度を計測し、藻類培養前後の懸濁粒子体積濃度の増加量から藻類細胞乾燥重量濃度に換算した。

4. 調査結果

4.1 水質分析結果

分画試水の水質分析結果を表

3に示す。藻類培養試験に供する試水はすべて一旦オートクレーブ処理（121℃、15分間）を行っているため、表3の値は、オートクレーブ処理後に測定したものである。

蒸発残留物、T-N、T-P濃度は、試水No1、No2ともに

表-3 分画試水の水質
(蒸発残留物を除き、
オートクレーブ処理後の値)

Sample 水質項目	Sample No 1			Sample No 2		
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)
PH	7.6	7.6	7.6	8.1	7.8	8.1
蒸発残留物	344	132	131	477	226	211
NH ₄ -N	280	264	272	667	613	569
NO ₂ -N	0.18	0.10	0.10	0.05	0.01	0.00
NO ₃ -N	0.24	0.48	0.52	0.03	0.09	0.06
T-N	1424	684	552	1580	981	818
PO ₄ -P	1.18	0.44	0.44	1.30	0.75	0.62
T-P	1.37	0.66	0.59	3.95	1.05	0.67

(PHを除きmg/l)

(a)>(b)>(c)の順になっている。コールタカウンタで各試水に懸濁する粒子態物質の粒径分布を測定した結果、試水(a)>(b)>(c)の順で、より大きな粒径の懸濁物質をより多く含有していることが確められており、(a)、(b)、(c)間のT-N、T-P濃度の違いは粒子態物質に起因するものと考えられる。

試水No1、No2ともに、無機態窒素の大部分はアンモニア性であり、オートクレーブ処理によって10%~25%の濃度の低下が見られた。一般にアンモニア性窒素も藻類に摂取可能であることを考えれば、藻類培養前に通常行われるオートクレーブ処理は、アンモニア性窒素濃度の高い試水のAGPに影響を与える可能性がある。

オートクレーブ処理前の水質分析結果からSS1g中に含まれるT-N、T-P量を計算すると試水No1ではT-N:41(mg/gSS)、T-P:3.7(mg/gSS)、試水No2ではT-N:29(mg/gSS)、T-P:12.3(mg/gSS)となり、霞ヶ浦の表泥よりかなり高い値を示す⁵⁾。

4.2 試水No1の藻類培養試験およびMBOD試験の結果(実験Ⅰ-(Ⅰ)、Ⅰ-(Ⅲ))

図-1に試水No1の藻類培養試験及び栄養塩添加試験の結果を示す。懸濁粒子の除去に伴ってAGPが減少している。また、無菌培養の方が細菌との共存系より増殖量が大きいことがわかる。細菌を接種した系には、Microcystisのほか細菌のフロックや鞭毛虫類が観察されており、

栄養塩類の摂取をめぐる細菌等と接種藻類との間に生じた競合関係、或は細菌等の藻類に対する攻撃が藻類の増殖を阻害したものと考えられる。また、栄養塩添加試験の結果より、すべての試水についてリンよりも窒素の方が藻類増殖の制限となっていることがわかる。

試水No 1のMBOD試験の結果を図-2に示す。やはり(a)、(b)、(c)の順にMBODの値は減少している。MBOD-N、MBOD-Pも同様であるが、MBOD-PよりもMBOD-Nの減少の方が大きく、細菌の増殖にとっての制限栄養塩は、試水(a)、(b)はリン、(c)は窒素と変化している。図-2の下部には単位T-N、T-P濃度あたりのMBOD、MBOD-N、MBOD-Pを示してある。MBOD-N/T-NとMBOD-P/T-Pの値は、それぞれ試水中に含まれるT-N、T-Pの細胞による利用率を表していると考えられる。同図より、窒素の利用率については(b)、(c)、(a)の順、リンの利用率については(c)、(b)、(a)の順であることがわかる。

4.3 試水No 2の藻類培養試験およびMBOD試験の結果(実験Ⅱ-(i)、Ⅱ-(ii)、Ⅱ-(iii))

まず図-3にMicrocystisの無菌状態における藻類培養試験結果を示す。単に蒸留水で希釈しただけの試水で培養しても、ほとんど大きな増殖は見られなかったのに対し、窒素又はリンを除くAAMの成分を添加すると藻類の増殖はかなり刺激される。特に試水(a)、(b)のAGP-Pの値は、AGP、AGP-Nと比較してかなり高く、この場合は明らかにリンよりも窒素の方が藻類増殖の制限要因となっているものと判断される⁽ⁱⁱ⁾。一方、試水(a)はT-N、T-P濃度が最も高いにもかかわらずAGP、AGP-N、AGP-Pともに試水(b)より低い値となっており、この場合は粒子物質の存在が藻類の増殖を抑制したということになる。

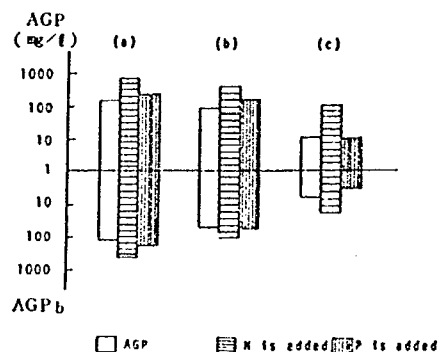


図-1 試水No 1の藻類培養試験結果(実験Ⅰ-(i))

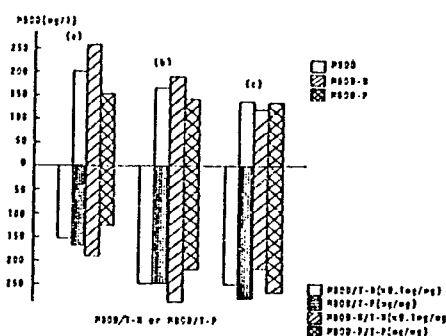


図-2 試水No 1のMBOD試験結果(実験Ⅰ-(ii))

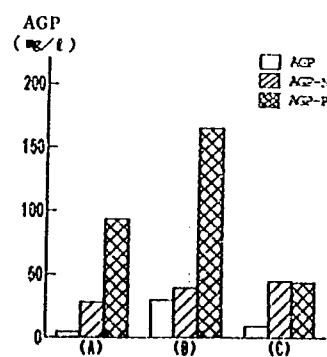


図-3 試水No 2の藻類培養試験結果(実験Ⅱ-(i)、Microcystis)

(注) 栄養塩添加法で増殖制限栄養塩の同定を行う場合には、藻類の最大増殖量が添加する栄養塩の量によって左右されるため、最終的にどの部分がどの程度の制限となっているかを判断することが難しい場合が出てくる。対象とする成分以外の成分を過剰に添加する栄養塩制限法は、原理的にこの点を克服していることにその特徴がある。

この結果は、実験Ⅰ-(ii)或は次に示すChlorellaを用いた藻類培養試験の結果と異っている。

図-4はChlorellaの無菌状態及び細菌との共存系における藻類培養試験の結果である。図から明らかなように、粒子態物質の除去に伴ってAGP、AGP-N、AGP-Pの値は減少する。この傾向は、Chlorellaと細菌との共存系で行った昨年度の調査でも認められたものである。また、ここで注目されるのは、細菌との共存系の方が無菌の場合より高いAGPを示している事である。細菌の存在が藻類の増殖を刺激する要因としては、1)細菌によって、そのままでは藻類にとって利用できなかった栄養物質が、利用可能な形態に変化した、2)細菌の呼吸によって生成する二酸化炭素、アルカリ度が、藻類の光合成活動を促進した、3)細菌の分泌物に藻類の増殖を刺激する作用がある、などが考えられる。もっとも、藻類培養中は常に培養フラスコを振とうしているため2)のように空気中からの二酸化炭素の溶解速度が藻類の増殖を制限するとは考え難い。得られた実験結果の特徴について満足な説明を与えるには、更に藻類の生理学的側面に関する研究が必要である。

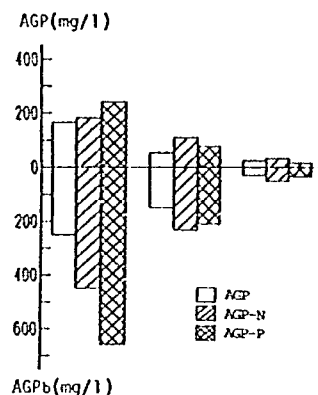


図-4 試水No 2の藻類培養試験結果 (実験Ⅱ-(ii)、Chlorella)

図-5は、試水No 2のMBOD試験結果を示したものである。(a)、(b)、(c)とT-N、T-P濃度が減少しているにもかかわらず、MBODの値はあまり変化していない。MBOD-NとMBOD-Pとの比較より、細菌の増殖にとっての制限要因は(a)、(b)、(c)ともに窒素であることがわかる。MBOD-Nの値もあまり変わらないことから、試水No 2では粒子態の窒素が細菌にとって利用されにくい形態であり、しかも窒素の方が細菌の増殖にとって制限となっているためにMBODの違いが小さくなったものと推察される。図-2と同様、図-5の下部にもT-N、T-Pの細菌による利用率の指標を示した。T-N、T-Pともに溶解性のものほど細菌による利用率が高まるという、試水No 1と同様の傾向が認められる。この結果は、昨年度行った園部川の洪水時試水のMBOD試験結果と一致するもので、文献5)ではアンモニア性窒素とオルトリン酸態リンの土粒子への吸着と関連づけて考察を試みた。既ち、オルトリン濃度又はアンモニア性窒素濃度の高い溶液中では、土粒子の存在はその表面に棲息する微生物の活動を高め、逆に非吸着生の栄養塩を含む溶液中では土粒子は微生物の働きを抑制するというものである。試水No 1、No 2の原試水(a)中のアンモニア性窒素濃度は比較的小さく、MBOD-N/T-Nの特徴はこれによって説明し得る。総リン中でオルトリン酸態リンの占める割合の小さい試水No 2のMBOD-P/T-Pについても同様である。しかし試水No

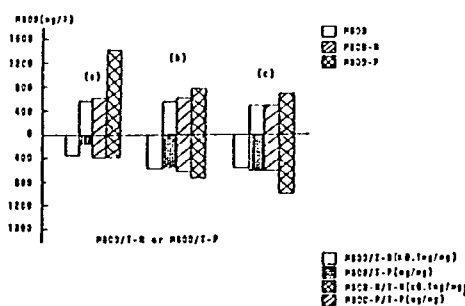


図-5 試水No 2のMBOD試験結果 (試験Ⅱ-(iii))

1、No 2の原試水(a)中のアンモニア性窒素濃度は比較的小さく、MBOD-N/T-Nの特徴はこれによって説明し得る。総リン中でオルトリン酸態リンの占める割合の小さい試水No 2のMBOD-P/T-Pについても同様である。しかし試水No

1の(a)については、リンの大部分がオルトリン酸態であり、上の説明は当てはまらないと言える。

5. 考察と今後の課題

前節において、 $MBOD-N/T-N$ 或は $MBOD-P/T-P$ によって窒素、リンの細菌による利用率を定量化したように、 $AGP-N/T-N$ 、 $AGP-P/T-P$ は、それぞれ藻類による窒素、リンの利用率を評価する指標となり得る。表-4は、試水No.2について得られた、これらの指標を整理して示したものである。

一般に *Microcystis* は粒子態より溶解性

の栄養塩の利用率が高いようであるが、*Chlorella* では逆に粒子態栄養塩の利用率の方が高い。*Microcystis* は浮遊性藻類であるのに対し、*Chlorella* の場合はしばしば付着性の性質を示すことがある。*Chlorella* の粒子態栄養塩に対する高い利用率の要因は *Chlorella* の付着性藻類としての性格にあるものと考えられる。従って、土粒子の懸濁する試水の AGP を測定する場合には、恐らく通常の試水の AGP 試験以上に試験藻類の選択に注意しなければならないことになる。その意味では全国の多くの富栄養淡水湖で優先種となっている *Microcystis* を試験藻類とするのが望ましい。しかし実験Ⅱ-(i)で見たように、明らかに粒子態物質の存在自体が *Microcystis* の増殖を阻害していると考えられる場合も見られ、*Microcystis* を用いていかに合理的に洪水時栄養塩負荷の藻類による利用可能性を定量化するかが、今後の大きな課題である。

表-4 藻類による窒素、リンの利用率の指標 (試水No.2)

		(a)	(b)	(c)
$AGP-N$	<i>Microcystis</i>	11.7	3.8	5.1
$T-N$	<i>Chlorella</i> (無菌)	11	11	4.0
	(細菌接種)	28	23	5.9
$AGP-P$	<i>Microcystis</i>	23	155	65
$T-P$	<i>Chlorella</i> (無菌)	53	72	24
	(細菌接種)	371	193	48

参考文献

- 1) 琵琶湖については例えば、石川和秀：琵琶湖周辺下水道計画、下水道協会誌、Vol.18, No.202, 1981/3。霞ヶ浦については、茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会中間報告 1981, 3.3 参照。
- 2) 山口高志、吉川勝秀：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究(I)、(II)、土木研究所報告 第151号 1978.7, 第154号, 1980.3.
- 3) 例えば、神戸市：非特定汚染源による汚染防止対策調査。昭和54年度環境庁委託業務結果報告書
- 4) EPA: Algal Assay Procedure Bottle Test. National Eutrophication Research Program, Aug. 1971.
- 5) 村上、藤木、山田：洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査。昭和55年度河川事業調査費報告。建設省土木研究所。昭和56年5月

2. 河川水質分析精度の評価に関する調査

室 長 村 上 健

研究員 長谷川 清

小森 行也

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。55年度までに環境基準の定められている項目など21項目の共同分析を実施した結果、建設省所管の一般河川の水質に対応した分析方法の確立が必要となってきた。従来、環境基準値の定められている項目は分析方法も法律で指定されており、試水によっては工場排水試験方法（JIS-K0102）に記載されている別法を採用することになっている。河川、湖沼の水質測定は多くの省庁、都道府県および市町村も実施しており、実施者の得意な分野の測定法、たとえば上水試験方法、下水試験方法、衛生試験方法など採用する方法がまちまちであることも多い。このため、水質部会内でも、一般河川に適応した分析方法

Table - 1 Ratio of JIS-COD to JOUSUI-COD

Sampling point	Biwa Lake (north)	Biwa Lake (south)	Yodo River (miyamaebasi)
JIS - COD Av. mg/L (1)	2.23	2.49	4.92
JOUSUI-COD Av. mg/L (2)	0.93	1.10	2.28
Ratio (1)/(2)	2.39	2.26	2.15

の統一化が必要であるとの意向が強かった。表1は近畿地建が部会で報告した一例であるが、同じ琵琶湖の水であっても分析方法によって2倍以上の違いがある

2. 河川水質試験方法の作成目的と作業手順

本省河川計画課、土研水質研究室、関東技術事務所および近畿技術事務所の担当者により、当試験方法作成の意義、目的および作業の基本方針について、その骨子を次のように決めた。

河川等の水質試験方法の標準化について

(1) 目 的

建設省は国土の保全と国民生活の繁栄の上で重要な一般河川の総合管理を行っている。全国の一般河川の総数は昭和54年度現在 109 水系で、その流域面積は約23万9千平方キロメートルに及び国土面積の約65%を占めている。

建設省はこれら一般河川の流量、水質及び流域面積の雨量を継続的に調査しており、河川水質の汚濁状況も監視してきた。

一般河川の水質調査は昭和33年から継続して実施しているが、昭和45年の水質汚濁防止法の制定に伴う公共用水域の測定計画に基づき、建設省も一般河川の水質調査を行うことになり、昭和46年度以降は調査地点、測定回数、測定項目等が大巾に増加した。

因みに全国の水質試験の実施数は年間約40万検体にのぼっており、水質データを編集した水質年表が1,800頁以上の膨大なものとなっている。

また従来は個々の調査地点について水質状況を把握していたが公害対策基本法第9条の規定に基づく水質汚濁に係る環境基準の設定に伴い、河川全域及び全国的に水質環境基準の維持状況についての評価が必要となった。

さらに、建設省所管事業に係る環境影響評価に関する当面の措置方針が53年7月に建設事務次官通達として出され、水質についても調査、予測評価をすることとなり、水質データの活用が図られるとともに、その評価が重要となってきた。

しかし水質調査で採用されている水質試験方法は分析機関に委ねられていることが多いため、調査目的、対象試水の種類と水質が同様であっても試験方法が異なっていることがあり、このため次のような場合には問題となる。

- 1) 河川等の水質を地建管内ないし全国的に一貫して評価する。
- 2) 全国統一步掛りを使用して水質試験経費を積算する。
- 3) 建設省の水質データとして外部に提供する。(例 水質年表)
- 4) 異常水質緊急時の水質調査で水質試験方法が異なっているとデータの取扱いに混乱を招く。

以上のような状況に鑑み、水質試験データの有効利用と問題点を解消するため各地建が採用している水質試験方法の実地調査等をふまえ、全国的に標準的な河川等の水質試験方法を確立するものである。

(2) 基本方針

- (1) 原則として建設省で行っている全水質項目(水質年表項目)を対象に試験方法の標準化を図る。
- (2) 水質試験方法の適用範囲は次のとおりとする。

建設省が実施している河川等の水質調査の標準的な河川水質を対象としたものとする。

なお、標準的な河川水質は海水の影響による塩分量、有機性汚濁物質、金属類含有量等を指標として水質のランク付けを行い、その範囲を定める。

(3) 調査検討期限

昭和54年度から開始し、57年度を完了目標とする。

昭和54年度は、全体計画を策定するとともに、調査検討(文献、試験方法の分類整理等)を行う。

昭和55、56年度は引続き調査検討(文献、試験方法の分類整理、比較検討等)を行い、標準的な水質試験方法を策定する。

昭和57年度は全水質試験方法のまとめ(編集、印刷等)を行う。

(4) 標準化の条件

次の事項を標準化の条件として考慮し、比較検討を行い試験方法を選定する。

- 1) 定量範囲が広く、定量下限が低い。
- 2) 分析精度が高い。
- 3) 操作が比較的容易で安全性が高い。

4) 妨害物質による影響が比較的受け難い。

5) 経済的なこと。

〔3〕 検討会の設置

(1) 目的

本検討会は河川等の水質試験方法について調査検討を行い、河川等における標準的な水質試験方法（仮称）をとりまとめるものである。

効果的に調査検討を進めるため、各地方建設局等の技術事務所等の担当官により東・西ブロックの検討会を設立する。両ブロックはそれぞれ分担して作業を進め、検討会の結果に基づき河川等の水質試験方法（仮称）を策定する。

(2) 構成メンバー

東・西ブロック検討会の構成メンバーは次の技術事務所等担当官とする。

1) 東ブロック：北海道，東北，○関東，北陸，土研

2) 西ブロック：中部，○近畿，中国，四国，九州

(注) ○印地建は東・西ブロックの幹事とする。

〔4〕 調査検討方法

調査検討にあたっては、別紙「調査検討フローチャート」に基づき、次の項目を調査検討する。

(1) 各試験方法の比較検討と総合評価

(2) 文献調査

(3) 検討試験

(4) 河川等の水質試験方法の策定

比較検討の結果、同一水質項目の試験方法が複数となり、文献等の資料調査では、一つの試験方法に選定し難い場合は検討試験を実施し、その結果から決定する。

〔5〕 調査検討結果

(1) 水質試験方法の内容と構成としては、水質試験項目別に水質試験方法（本文）、試験操作フローチャート、本文解説等とする。

(2) 検討会の結果は編集し、河川砂防技術水準（案）に反映させるとともに、今後の水質試験の指針とするため印刷し、刊行する。

〔6〕 そ の 他

(1) 本調査の所要経費については、直轄河川維持修繕費（測量及び試験費）、及び河川事業調査費で充当する。

3. 全国での採用している試験方法の実態調査

部会ではまず、水質年表に記載されている試験方法の集計と各地建の聞き取り調査を行った。表2は各分析項目を測定するのに採用している試験方法の種類数であり、同じ試験方法であっても、試水によって途中の操作が違っており、分析者の経験によってアレンジされていることも考えると、分析方法の数はかなりにのぼることが予想される。このため、標準的分析方法を定める手順として、図1

表2 河川水質分析に採用している分析方法の数

水質年表 の番号	分析項目	全国での採用数	地 建 別 の 採 用 数									
			北 海 道	東 北	関 東	北 陸	中 部	近 畿	中 国	四 国	九 州	
B 2	DO											
B 3	BOD											
B 4	COD											
B 5	SS											
B 6	大腸菌群数											
B 7	n-ヘキサン抽出物											
C 1	Cd											
C 2	CN											
C 3	有機リン											
C 4	Pb											
C 5	Cr(b)											
C 6	As											
C 7	T-Hg											
C 8	R-Hg											
C 9	PCB											
D 1	フェノール類											
D 2	Cu											
D 3	Zn											
D 4	D-Fe											
D 5	D-Mn											
D 6	Cr											
D 7	F											
E 1	NH ₄ -N											
E 2	NO ₂ -N											
E 3	NO ₃ -N											
E 4	O-N											
E 6	D-T-N											
E 8	T-N											
E 9	PO ₄ ³⁻ -P											
E 10	D-PO ₄ ³⁻ -P											
E 11	D-T-P											
E 13	T-P											
E 15	TOC											
E 16	TC											
E 17	TOD											
E 19	D-COD											
E 20	D-TOC											
E 22	強熱減量											
E 23	シリカ											
E 24	クロロフィル a											
E 25	クロロフィル b											
E 26	クロロフィル c											

のように、可能な限りの分析方法の調査、分析手法、原理による分類をはじめ、普及の程度も評価項目に加えた。また、採用基準の重要な要素として、定量範囲、感度、精度および適用性なども加味するものとした。

4. 水質部会における検討結果

(1) 分析の統一化か標準化か？

同一試料であっても、分析方法の違い、又同一試験方法を採用していても攪拌の激しさ、熱源の強さいかんで分析値に影響され、個人によるよりよいと思われる

バリエーションや改良が加えられていることは事実である。正確な結果を求めるためには基準を明らかにする必要がある、標準物質又は標準試料の活用システムが計られなければならない。同時、水質を全国的に、または経年的に評価する場合、データの整合性が求められる場合、河川水質レベルに応じた標準的分析方法を目安として取決めしておくことは、分析所のいたずらな混乱を招かないためには大事である。但し、分析技術の進歩は目ざましく、分析方法を一本に統一化することは分析化学の進歩にブレーキをかけることになり、基本的に好ましくないので、数年に一度は見直しが行われるようなシステムを確立すべきであろう。

(2) 標準的分析方法の取扱い範囲

分析項目は水質年表で公表されている項目をすべて扱うこととし、各項目で採用している機器分析は共通しているものも多いので、通則の中に機器分析法としてその原理、操作方法などを記載することにした。その他、通則には「用語の定義と数値の取扱い」、「精度管理」、「一般試薬」、「器具の洗浄と保管方法」、「採水器具と現場処理」を含めた。

(3) 分析方法の内容

環境基準値が定められている測定項目はその試験方法も指定されており、選択の余地はない。しかし、試水の特性に応じた前処理、備考扱いなど多少の変更はありうる。一方、環境基準値が定められていない多くの項目は河川水質の測定に適したものであれば自由に決められる。河川水質は感潮区間、非感潮区間の違い、汚濁の種類とその程度の違いなどさまざまであるが、一級河川での検体数の80％程度はカバーできるものが標準法となるための要件である。残りの部分については、清澄な上流域河川水用高感度法、逆に汚濁が進み防

図1 標準的分析方法の決定手順(案)

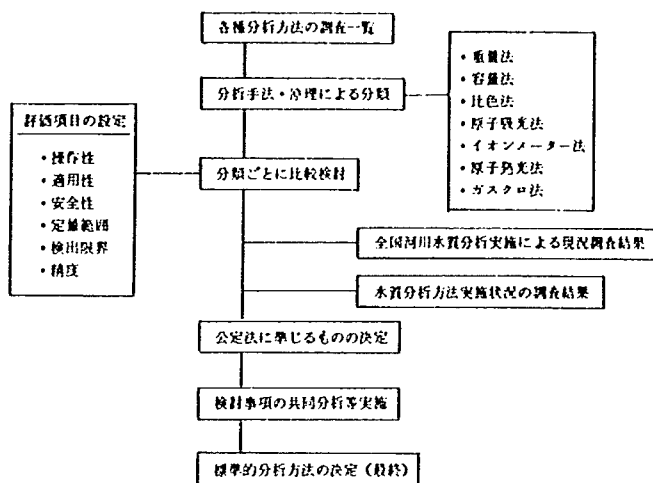


表3 標準的分析方法の性格

測定項目	試験方法	選択性	標準化の方法
環境基準値が定められている。	公定法	○採用せざるを得ない。但し、備考など選択可能な範囲もある。	○JISのSSでも、ろ紙の選択で余地があり、対象水質によって選択できないか？ 既存方法をベースにしながらも マニアル的なものを作る。
N.P.など環境基準値が定められていない	各省・県・市により採用している方法は違う。	○自由に決められる。但し、公定法に準じられるような精度、検出限界を有するもの。	※SSなど定義がはっきりしているものははっきりさせp.b.など前処理などの違いにより異なる不明確な項目は方法と測定値との関連に力を入れた解説に力を入れてほしい。 公定法(精度などで優れた)的なものを作る。マニアル的なものを作る。 分析方法の選び方(解説版)

害物質の多い試水用などに対応できるものを参考法とし、精度も標準法相当のものを採用することにした。試験方法には試水に応じた分析法の選択のし方、操作中の注意事項、実験条件の具体的、定量的表示など使い易さを重視することになっている。

(4) 河川水質試験方法の主な内容(目次)

河川水質試験方法(案)

一 通 則

用語の定義と数値の取扱い

精度管理

一般試験

機器分析法

1. イオンメータ法

2. 蛍光光度法

3. 分光光度法

4. 原子吸光法

5. ガスクロマトグラフ法

6. 自動分析法

器具の点検と保管方法

採水器具と現場処理

一 分 析 方 法

1. 色度 標-白金コバルト法(②)

2. 濁度 標1-球分球式濁度法(②)、標2-散光式濁度法(②)

3. 導電率 標-電位法(⑤)

4. PH 標-ガラス電極法(②)、参-比色法(④)

5. ORP 標-白金電極法

6. DO

6.1 DO 標-ウィンクラー-アジ化ナトリウム法(⑤)、参-隔膜電極法

6.2 DO飽和度

7. BOD

7.1 BOD 標-一般希釈法

7.2 D, BOD 標-ろ過水による一般希釈法

8. COD 標-COD_{Mn}法(③)、参1-COD_{OH}法(②)、参2-COD_{Cr}法

9. SS 標-GFP法(①)、参-遠心分離法(③)

10. 高鉄残留物 標-重量法(③)

11. シアン 標-4ピリジンカルボン酸ピラゾロン法(②)、参1-イオン電極法(②)

12. 有機リン 標-ガスクロマトグラフ法(⑤)、参1-アベル-ノリス法(⑤)、

参2-薄層クロマト-モリブデン法(①)

13. PCB 標-ガスクロマトグラフ法

14. 油分

14-1 n-ヘキサン抽出物

14-2 四塩化炭素抽出物

15. フェノール類 標-4-アミノアンタニリン法(⑤)

16. MBAS 標-メチレンブルー活性法(⑤)、参-原子吸光法測定法

17. カドミウム 標-原子吸光法(④)、参1-フーナス法(①)、

参2-蛍光光度法(⑤)

18. 鉛 17と同じ

19. クロム

19-1 総クロム

19-2 六価クロム 標1-ジフェニルピリジン法(④)、標2-原子吸光法(④)

20. ヒ素 標1-蛍光光度法(②)、標2-原子吸光法

21. 水銀

21-1 総水銀 標1-還元気化法(①)、標2-金アマルガム法

21-2 アルキル水銀 標-ガスクロマトグラフ法

22. 銅 17と同じ

23. 亜鉛 17と同じ

24. 鉄

24-1. 総鉄 標1-原子吸光法 標2-O-フェナントロリン法

24-2 D-Fe ろ過法 24-1と同じ

24-3 Fe(Ⅱ) 標-Oフェナントロリン法

24-4 Fe(Ⅲ) 標-Oフェナントロリン法

25. マンガン 17と同じ

26. アルミニウム 標-キノリノール法(⑤)、参-原子吸光法など

27. スズ 標-フェニルフルオロン法(⑤)、参-原子吸光法など

28. セレン 標1-ローダミンB法(④)、標2-原子吸光法

29. ナトリウム 標-分光光度法(②)、参-イオン電極法など

30. カリウム 29と同じ

31. カルシウム 29と同じ

32. マグネシウム 29と同じ

33. 硬度 標-キレート滴定法(⑤)

34. フッ素イオン 標1-イオン電極法(④)、標2-ランタン-ALC法(④)

35. 塩素イオン 標-硝酸銀法(④)、参-イオン電極法(②)

36. 硫酸イオン 標-クロム酸バリウム法(②)、参-比色法(②)など

37. アルカリ度 標-PH計法

38. 酸度 標-PH計法

39. 窒素化合物

39-1 アミノ酸類 標-直接蒸留-インドフェノール法(④)

参-GR法その他

39-2 亜硝酸態窒素 標-スルファニルアミドナフチルエチレンジアミン法(④)

39-3 硝酸態窒素 標-Cd-Cuカラム還元法(④)、

参-ブレンスルフェニル法など

39-4 全有機態窒素 標-分解・直蒸-インドフェノール法(④)

参-分解・直蒸・比色法(⑤)

39-5 全窒素 標-アルカリK₂S₂O₈分解法(①)

40. リン化合物

40-1 オルトリン 標-混合試薬法(⑦)

40-2 ポリリン

40-3 有機態リン

40-4 総リン 標-K₂S₂O₈ 分解法(①)

41. 大腸菌数 標-MPN法(①)、参-ノンブレンフィルター法など

42. 一般細菌数 標-普通寒天培地法(④)

一 参 考 法

① 環境庁告示によるもの

② JIS K0101-1979

③ JIS K0102-1981

④ 上水試験方法

⑤ 下水試験方法

⑥ 神奈川県公害センターによる

⑦ 米国環境保護庁による

⑧ Standard Methodsによる

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

水質研究室 室長 村上 健

市村よし子

1. はじめに

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241.6km²、貯水面積253km²、総貯水量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、54年度を初年度として、八田原ダム貯水池についてプランクトンの消長などを含めた富栄養化の予測を行い、あわせて、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。

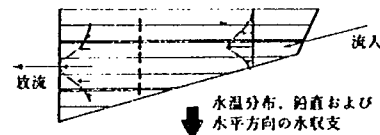
先年度までは三川ダム貯水池についてのデータを利用して、三川ダム貯水池の植物性プランクトンやその他の水質の変化を再現できるようなシミュレーション手法の開発に努めてきており、ある程度の精度で再現することのできる計算方式を開発できた。本年度はこの計算方式を用いて、八田原ダムが建設された後の貯水池の富栄養化の予測を行ない、表面取水、夏季成層期における底層水放流、汚濁支川の流れの効果を検討した。

2. 計算方式および計算の検証

この調査において開発したモデルは図-1に概念図を示すように、流動（水温分布）モデルと富栄養化モデルとに分かれている。流動モデルは、本質的には冷水や濁水のシミュレーションに用いられている鉛直方向1次元の流量、熱量および濁質の連続式から成っている（詳細については54年度の報告を参照されたい）。流動モデルによる計算結果から、主躍層の位置、流入水の流入深さ、貯水池内での

鉛直方向の循環などのデータを整理し、富栄養化モデルの入力とした。富栄養化モデルは、無機栄養塩を用いた植物性プランクトンの増殖、動物性プランクトンによる植物性プランクトンの捕食、動物性プランクトンの死滅と栄養塩の無機化、底泥との栄養塩の交換、流出人流量による物質の流入および排出などを数式化したもので、図-1に示すような有光層、中層および底層の3層にわけて計算をする。有光層は表面から4mとし、植物性プランクトンの生産はこの層内のみで行われるが、中層との境界に主躍層がない限り、有光層と中層との混合は常に1日1回行われているとする。また、中層と底層との境界は、流動モデルによって計算した主躍層の深さとし、主躍層が形成されている期

1) 流動（水温分布）モデル



2) 富栄養化モデル

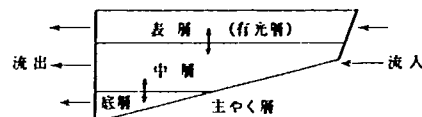


図-1 計算モデルの概念図

間は、この境界を通じての物質輸送は沈澱によるもののみとする。また、秋季の大循環が起きてから春季に再び成層が形成される迄の期間は、全層で混合が起っており、1日1回完全に混合されるものとする。

三川ダム貯水池について、霞ヶ浦、琵琶湖などでの計算に用いられている計算の諸定数を参考にして諸定数を定め、54年度の水質の実測値と計算値とを比較した結果を図-2に示す。図からわかるように、各項目の細い変化は必ずしも正しく再現されているとはいえないが、全般的にはよくあっているものと考え、モデルの検証ができたものとみなした。

3. 八田原ダム貯水池の富栄養化の予測

3.1 計算条件

八田原ダムの流域は、三川ダムの流域(108km²)、三川ダムから八田原ダム地点までの残流域(108km²)、宇津戸川流域(25km²)の3つに区分できるが、三川ダムからの放流水質によって八田原ダム貯水池の水質も影響を受けるので、三川ダム貯水池の予測計算もあわせて行い、八田原ダム貯水池についての計算の入力条件とした。

主要な計算条件は以下の通りである。

(1) 流況および貯水池運用条件：工事事務所から提供を受けた芦田川利水計算表によった。ただし、昭和28年～52年の流況から、昭和47年を豊水相当年、昭和48年を渇水相当年、昭和50年を平均流況相当年として選定し、各年について計算を行った。流量は半月毎の流量を用いた。

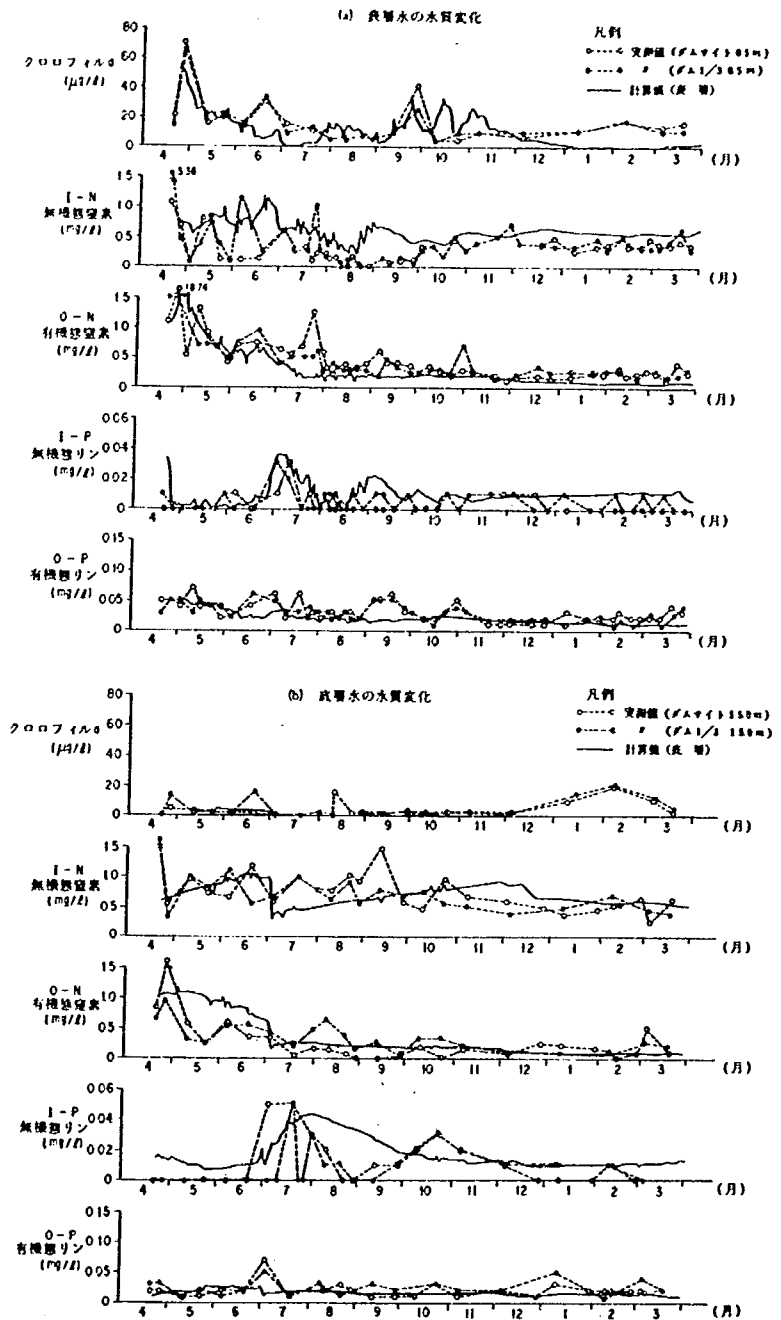


図-2 三川ダム貯水池水質の実測値と計算値との比較

(2) 気象条件：気温，日射量，湿度，風速，雲量，日照時間は，いずれも広島県気象月報に記載されている福山測候所の観測値（但し，日射量のみは広島地方気象台の観測値）の計算対象年次のものをそれぞれ用いた。

(3) 貯水池流入水温：三川ダム，八田原ダムともに，最近の水温の観測値と気温から，水温と3日間移動平均の気温との間の回帰式を作成し，各計算対象年次の流入水温を時系列的に求めた。用いた回帰式は以下のようである。但し， T_w は水温（℃）， T_A は3日間移動平均の気温（℃）である。

$$\text{三川ダム流入水温} \quad T_w = 2.72 + 0.83 T_A$$

$$\text{八田原ダム流入水温} \quad T_w = 0.052 + 0.791 T_A$$

(4) 貯水池流入汚濁負荷量：リン，窒素の流入負荷量は，すべて流量の関数として与えることを原則とし，三川ダム貯水池，八田原ダム貯水池についてそれぞれ次のように与えた。

三川ダム貯水池の流入負荷量は過去の実測値から負荷量と流量との以下のような相関式を作成し，毎日の負荷量として与えた。但し，将来の負荷量については，下記の相関式に，将来と現況の発生負荷量の比を乗じたものとした。

$$OP: L = 0.030 Q^{1280}, \quad IP: L = 0.032 Q^{0.953}$$

$$ON: L = 0.280 Q^{0.553}, \quad IN: L = 0.450 Q^{1200}$$

八田原ダム貯水池への流入負荷量は，三川ダムから放流される負荷，三川ダムから八田原ダムまでの残流域からの負荷，宇津戸川流域からの負荷の3つに区分し，それぞれ次のように積算した。

三川ダム放流負荷：三川ダム放流水質（予測計算結果）と放流量との積により算出

三川ダム～八田原ダム間流域負荷：次式による流速率Rと発生負荷量との積により算出

$$TN: R = 122.283 q^2 + 5.701 q + 0.256 \quad (q \leq 0.1 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{km}^2)$$

$$R = 15 q \quad (q > 0.1)$$

$$TP: R = 40.891 q^2 + 2.525 q + 0.044 \quad (q \leq 0.1)$$

$$R = 5 q \quad (q > 0.1)$$

宇津戸川流域負荷：次式による流速率Rと発生負荷量との積により算出

$$TN: R = 34.319 q^2 + 1.220 q + 0.161 \quad (q \leq 0.1 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{km}^2)$$

$$R = 4 q \quad (q > 0.1)$$

$$TP: R = 1.706 q^2 + 0.775 q + 0.024 \quad (q \leq 0.1)$$

$$R = 1 q \quad (q > 0.1)$$

上式では，流速率Rは比流量qの関数であるとしているが，これらの式は，過去の観測日毎の負荷量を対応する流域の発生負荷量で割って流速率とし，この流速率と当該観測日の流量を比流量に換算した値との相関をとって作成したものである。また，TN，TPの値を無機態と有機態とに区分するために，実測値の平均値として下記のような比率を用いた。

$$\text{三川ダム～八田原ダム間流域負荷} \quad IN/TP = 0.815, \quad IP/TP = 0.628$$

$$\text{宇津戸川流域} \quad IN/TP = 0.794, \quad IP/TP = 0.861$$

更に，リンおよび有機態窒素負荷の一部は粒子性の負荷として流入するが，粒子性負荷のうちかなりの部分は速やかに沈澱し貯水池の水質には直接は寄与しなくなる。このため，貯水池への流入負荷

のうち粒子性負荷の割合を、実測の値を参考にして表-1のように定めた。また、粒子性負荷のうち、表に示すように70%は流入した時点で直ちに沈降し、負荷量としては寄与しないものとした。

流域内での栄養塩発生負荷量の昭和54年と65年の値を表-2に示すが、これに上記の流達率を乗じし流達負荷量(貯水池への流入負荷量)としている。表-2に示す通り、宇津戸川流域からの負荷、特にリンの負荷量は流域面積比でみると極めて大きい。これは、宇津戸川流域に養豚による負荷が多いためである。

流域全体でみても養豚による寄与率は大きく、図-3に示すように、流達負荷量で見ると養豚によるものが88%を占めると推定されている。

(5) 計算に用いた種々のパラメータ

流動計算に用いたパラメータを表-3に、富栄養化計算に用いたパラメータを表-4にそれぞれ示す。これらの値は計算モデルの検証に用いたものと同じであり、観測データ

生活	畜産	農地	山林
(104)	(37.5)	(209)	(31.4)

リン		山林 (2.8)	農地 (1.0)
生活 (80)	畜産 (88.3)		

図-3 栄養塩の流達負荷の内訳
(カッコ内の数字は百分率)

表-3 流動計算のパラメータ

パラメータ名	設定値
沈降速度	0.7
内部フルード数	0.25
分子拡散係数 (m ² /秒)	1.4×10^{-7}
渦動拡散係数 (m ² /秒)	0.0
動粘性係数 (m ² /秒)	1.0×10^{-6}
貯水池水面反射率	0.06
貯水池水面吸収率	0.4
日射減衰係数	0.4
進行計数	0.5

表-1 粒子性負荷の割合等

項目	三川ダム	小田原ダム
PON/TOU	0.410	0.421
POP/TOU	0.490	0.583
PIP/TIP	0.134	0.427
粒子性負荷の流入前沈降率	70%	

表-2 栄養塩の発生負荷量

流域面積 (Km ²)	昭和54年		昭和65年	
	TN(Kg/H)	TP(Kg/H)	TN(Kg/H)	TP(Kg/H)
三川ダム流域	108	784	126	1245
三川ダム～小田原ダム	108	579	95	782
宇津戸川流域	25	637	317	1187
合計	241	2000	538	3214

表-4 富栄養化計算のパラメータ

区 分	パラメータ名			単 位	設定値
植物 プランクトン	消滅係数			1 / m	0.4
	基準日射量			cal / cm ² , 日	360
	水温比例定数			1 / °C, 日	0.4
	基準水温			°C	20
	I N のミカエリス定数			mg N / l	0.05
	I P のミカエリス定数			mg P / l	0.005
	呼吸による死滅率			1 / °C, 日	0.005
動物 プランクトン	利用効率			mg O / mg O	0.6
	動物 P L のろ過速度			l / mg O, 日	0.13
	植物の P L ミカエリス定数			mg Chl / l	6.00
	呼吸による死滅率			1 / °C, 日	0.001
分解 速度	分解速度 K · θ ^{T-20}	O N	k	1 / 日	0.02
			θ		1.08
		O P	k	1 / 日	0.03
			θ		1.08
溶出 速度	溶出速度 K · θ ^{T-20}	O N	k	mg N / d, 日	0.005
			θ		1.117
		O P	k	mg P / d, 日	0.00031
			θ		1.02
		I N	k	mg N / d, 日	0.013
			θ		1.112
		I P	k	mg P / d, 日	0.0014
			θ		1.20
沈降 速度	沈降速度	O N	m / 日	0.18	
		O P	m / 日	0.18	
		I P	m / 日	0.70	
その他	動物 P L の最低濃度			mg C / l	0.001
換算 係数	植物 P L 中の C / Chl 比			mg C / mg chl	0.05
	植物 P L 中の N / Chl 比			mg N / mg chl	0.01
	植物 P L 中の P / Chl 比			mg P / mg chl	0.001
	動物 P L 中の N / O 比			mg P / mg c	0.2
	動物 P L 中の P / O 比			mg P / mg c	0.02

琵琶湖などでの計算に用いられている値を参考にして定めたものである

3.2 計算結果

計算結果の1例として、昭和47年の流況（豊水相当年）で、現状負荷（昭和51年）および将来負荷（昭和65年）の流入があった場合の八田原貯水池の表層の水質変化を図-4に示す。この計算においては、気温、日射量などの気象条件も昭和47年の値を用いている。

図によれば、現状の負荷においても八田原ダム貯水池の植物性プランクトンの増殖はかなり著しく、流入流量が大きくて洗い出される時期（7月、9月）および水温が著しく低い時期（1～3月）を除くと、貯水池のクロロフィルは $20\mu\text{g}/\text{l}$ 前後の値になっている。最も大きな増殖が起る時期は12月になっているが、これは大循環が起きた時に底層から栄養塩が大量に供給されるためと考えられる。貯水池内の栄養塩濃度はかなり高く、総窒素では $0.9\sim 1.7\text{mg}/\text{l}$ 、総リンでは $0.02\sim 0.06\text{mg}/\text{l}$ になっている。

また、将来負荷では現況の負荷よりも更に富栄養化が進行することを示しており、例えば、クロロフィルでみれば現状負荷の場合の1.5～2倍になっている。

なお、現状負荷の場合の状況を三川ダム貯水池での状況（図-2）と比較すると、三川ダム貯水池の場合には4～5月に大きなクロロフィルのピークがあるが、これを除けば、八田原ダム貯水池でのクロロフィルは三川ダム貯水池の値の1.5倍～2倍になっており、三川ダム貯水池よりもかなり富栄養化が進んだ状態になるものと推定される。

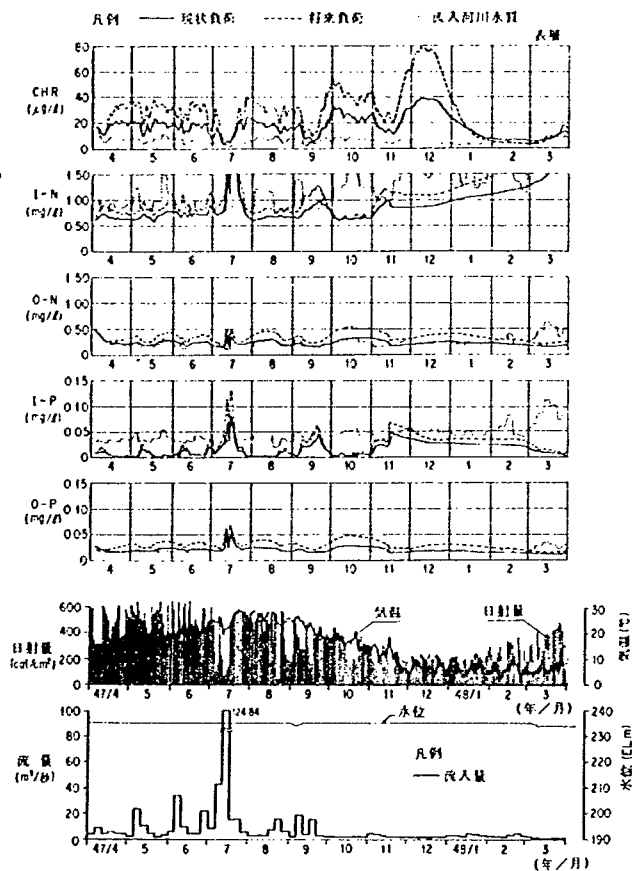


図-4 八田原ダム予測計算結果（昭和47年流況）

4. 富栄養化改善対策の効果の検討

4.1 検討した対策案

この調査によって開発した富栄養化予測モデルによって富栄養化防止対策の効果を検討するために、以下の3つの対策案を実施した場合について計算を行った。ただし、これらの対策案は例として選んだものであり、実施可能性の検討を十分行ったものではない。

ケース1 夏季における底層水の放流 : 夏季の成層期には、沈降してきたプランクトン

の分解や底泥から溶出によって底層水中の栄養塩濃度が増加し、これが循環期に表層に供給されて植物性プランクトンの増殖に利用されるが、このケースは、夏季（6～8月）の放流は底層水のみとし、栄養塩濃度の高い水を選択的に排出しようとするものである。

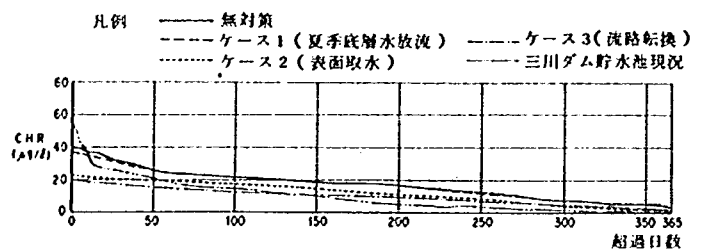


図-5 クロロフィルの累積頻度分布でみた対策の効果

ケース2 - 表面取水 : このケースは、取水をすべて表面取水とすることによって、ケース1とは逆に水温の低い底層水を保存して水温躍層をより強固なものとし、また、成層している期間をより長くすることによって、底層から表層へ供給される栄養塩の量を少くしようとするものである。

ケース3 - 流路転換 : 先に記したように、八田原ダム貯水池への栄養塩負荷の中では、宇津戸川流域の畜産排水によるものが大きな割合を占めている。この負荷の大部分はダムサイトに比較的近い小河川からまとまって流入しているため、流路転換してダムの下流に直接放流できる可能性もある。ただし、この計算においては、簡単のため宇津戸川からの負荷は全量バイパスさせると仮定した。

上記3つのケースについて、51年の負荷量で計算を行った。但し、流況については、前節の計算において47年の流況のとき最もクロロフィルが高くなったので、47年の流況で計算した。

各ケースについての計算結果から、1年間のクロロフィルの累積頻度分布をまとめると図-5のようになる。図には、現況の三川ダムの同様な曲線があわせて示してある。図-4によれば、ケース1の夏季の底層水放流は殆んど効果がなく、無対策の場合とほぼ同じ曲線になっている。ケース2の表面放流はいくらか効果があり、クロロフィル濃度が全般的にさがっているばかりでなく、ピーク濃度が半分程度になっている。計算結果を細くみてみると、このケースの場合には水温躍層が高い位置により強固に保持されており、その結果によって図-4の11～12月にみられるクロロフィルのピークが消失している。ただし、この計算においては半旬毎の流量を用いているため、水温躍層保持の効果が過大になっている恐れがあり、より精度よく検討するためには毎日の流量を用いた計算を行う必要があらう。ケース3では明らかに負荷量削減の効果が現われており、無対策の場合に較べて負荷量の削減にほぼ応じたクロロフィルの減少がみられる。しかし、全般的には、このように大きな負荷削減を行って、ようやく現況の三川ダム貯水池の富栄養化の状態に近づくに過ぎない。

4. 結論

- (1) ダム貯水池の富栄養化を予測するための計算方式を概ね開発することができた。
- (2) 底層水からの栄養塩の供給を防ぐためには、成層期の底層水を強制的に排除するよりも、より強固な成層を維持し、大循環の時期を遅らせる方が有効である。
- (3) 現況の三川ダム貯水池程度の富栄養化の状況にするために負荷量の削減のみで対処するとすれば、宇津戸川からの負荷程度を削減する必要がある。

VI 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道管路施設の耐震性に関する調査

耐震研究室 室 長 岩崎敏男

研究員 中島威夫

後藤勝志

1. まえがき

下水道管路施設は1923年関東地震をはじめ、1964年新潟地震、1968年十勝地震、1978年宮城県沖地震などによって被害を受けており、また、これらの被害を軽減するための対策も種々検討されてきている。本調査では上記の対策の有効性を検討し、必要に応じて改善すべき点を指摘するための解析、および構造特性をもとに被害資料の分析および地盤条件と管理被害の相関性について調査を行った。

2. 研究目的

下水道管路施設の耐震性を向上するためには、軟弱地盤等耐震上特別な配慮を要する地点をあらかじめ知り、必要に応じて所要の対策を進めることが必要である。このため本調査では、地震時における下水道管路施設の挙動を把握することとし、これを通じて下水道管路施設の合理的設計法に資することを目的とする。

3. 研究方法

3.1 管路被害についての検討

下水道管路施設の被害要因として

- 1) 埋設箇所の地盤条件による影響
- 2) マンホールによる影響
- 3) 管路屈曲部による影響
- 4) 管路の施工法による影響
- 5) 管の構造特性による影響

以上の5点が考えられる。実際の被害はこれらの要因が複雑にからみあって発生するものであるが、ここでは、もっとも影響が大きいと思われる地盤条件に着目して、仙台公共下水道のうち図-1に示した七北田川右岸幹線・名取川左岸幹線の管路被害をとり上げ、管路被害と被害要因との相関性について検討を行った。

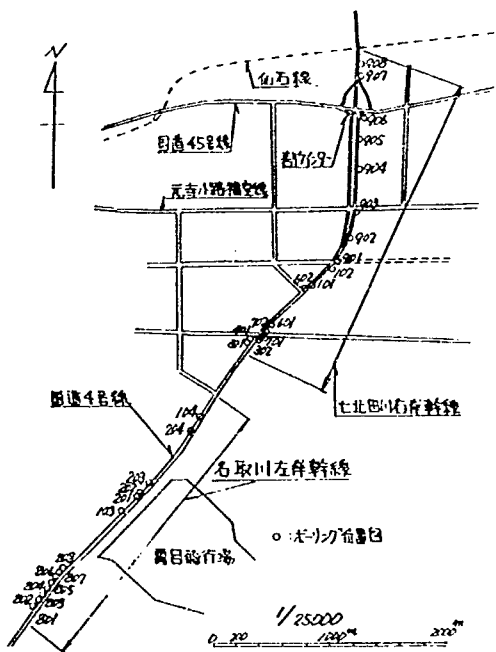


図-1 下水道管路調査平面図

3.2 地震応答解析によるケーススタディー

下水道管路の被害箇所（3.1で記す2幹線）について、地盤のせん断振動理論に基づいた地震応答解析のケーススタディーを行ない、実被害との比較検討を行なった。

解法の基本的な考え方は次のとおりである。地盤はせん断振動すると仮定し、1次振動のみを考慮して応答解析を行なった。埋設管に生ずるひずみ分布は、地盤のひずみ分布で近似できるとし、地盤のひずみを用いて評価した。これは今回の解析が3.1で整理した管路被害分布との比較を通じて地盤条件による被害度の差異についての検討を進めるものであり、地盤条件によるひずみの大小関係で論じることができると考えたためである。

4. 研究結果

4.1 管路被害と被害要因

七北田川右岸幹線および名取川左岸幹線の被害図を図-2.1と図-3.1に示す。これは、下水道管路を50m間隔に区切り、各区間に含まれる被害箇所数を度数で表わしたものである。尚、管路被害の程度は、管路継目の破損が小さく地下水浸入の少ない箇所と、継目破損が大きく地下水浸入や漏水の大きい箇所の2つに分類される。このため七北田川右岸幹線については被害の小さい箇所を1、被害の大きい箇所を2とした重みを考慮して整理したものを実線で、考慮しないものを破線で示した。図-2.3および図-3.3は被害区間の地盤状態を表わしたもので、図に記されているボーリングデータをもとに作成した。図中にはマンホール位置も記した。またこの図から下水道管路に沿った基盤（N値750）線の変化が読みとれる。（詳細は4.2参照）。以上の地盤条件図と管路被害度数分布図を比較すると、全体的に基盤線が大きく変化しているところで被害度数が大きくなっている。

次に、管路部とマンホール部の接続部においての被害の状況を上げてみたのが図-4である。この図は、マンホール接続部での被害度数を1として各点の被害度数の比を示したもので、七北田川右岸幹線・名取川左岸幹線とも非常によく一致していることがわかる。全体的にマンホール接続部で最大となり、マンホールから離れるに従って減少しているが、20m以遠から両幹線は異なった傾向を示している。地盤条件が異なる両者で被害度数分布が一致していることから、これは0～20mの範囲でマンホールの影響が見られたものと思われる。これについては、今後さらに吟味が必要である。

4.2 地震応答解析によるケーススタディー

地震応答解析は前述したように地盤に着目して行った。地盤のモデルは4.1で述べたようにボーリングデータより推定したもので行い。地盤の形状は計算上重要なパラメータであり基盤線の設定がかなり重要であるが、ボーリング位置は図-1および図-2.3・図-3.3に示したように箇所数が少ないため、推定によりこれらのボーリング位置間の基盤を求めた。ボーリングデータが下水道管に沿って比較的そろっている七北田川右岸幹線については図-2.3に示す地盤モデルを使用した。また名取川左岸幹線はボーリングデータが少なく、データ間隔の大きいところでは約800mにも達することから、基盤線を推定することは困難であるため、今回は図-3.3に示す

ように全体的にボーリング位置での基盤をなめらかに結んだものを地盤モデルとして用いた。以上の地盤モデルを用いた地震の諸定数は表-1の通りである。また入力地震波は宮城県沖地震(1978年)で樽水ダムの堤体で記録された地震波を用いた。

地震応答解析結果を図-2.2, 図-3.2に示す。これらの図より, 全体的に基盤線の変化の大きいところに大きな地盤ひずみが生じており, 全体的な傾向として被害分布と類似している。しかし, 個々のピークについては解析結果と被害とは必ずしも一致していない。

表-1 地盤の諸定数

これは, 一つには今回の解析が地盤ひずみについて行ったものであり, マンホール, 継手等の影響を無視したためである。また, 一つには地盤ひずみの計算値は基盤線の設定の方法によってかなり変動すると思われる, 今回のように少ないボーリングデータから基盤線を想定した場合にはその影響も大きくでるためである。

	層	地質名	N値	$\gamma(\text{t/m}^3)$	ν	$V_s(\text{m/s})$	$E(\text{t/m}^2)$
七北田川右岸幹線	①	砂質シルト	1	1.4	0.45	100	4140
	②	細砂	5	1.7	0.45	137	9440
	③	砂質シルト	1	1.4	0.45	100	4140
	④	細砂	10	1.8	0.45	172	15760
	⑤	砂質シルト	5	1.6	0.45	171	13840
	⑥	砂質シルト	8	1.6	0.45	200	18940
	⑦	砂レキ	30	1.9	0.45	248	34580
	⑧	シルト質細砂	5	1.6	0.45	171	13840
	⑨	シルト	5	1.6	0.45	170	13700
左名取川	⑩	細砂	15	1.8	0.45	197	20700
	⑪	砂レキ	35	1.8	0.45	260	36000

特にボーリングデータが少ない名取川左岸幹線については, 被害分布では非常に多くのピークがあるにもかかわらず, 解析結果では大きなピークが2つしかなく, さらに密な間隔でのボーリングデータがあれば実被害との対応は良くなると思われる。

4.3 まとめ

七北田川右岸幹線と名取川左岸幹線の下水道管路被害について次のことが得られた。下水道管路の被害は大別して, 基盤線の変化部付近およびマンホール接続部付近に多く発生し基盤線の変化部に着目して応答解析を行うと, 管路被害と地盤ひずみの間にある程度の相関を確かめることができた。

5. 今後の問題点

今回の解析モデルではボーリングデータが少なかったため, 解析結果と被害との対応は, かならずしも充分ではなかった。これは相定基盤線が実際の基盤線と異なっていたためと考えられる。さらに今回の解析ではマンホールおよび継手を無視した地盤のみの解析であったため, マンホールの影響を切り離して考えているが, 本来マンホールの影響もその周辺の地盤形状によって変わると思われるので, このことも考慮しなければならない。これには地盤データとくに地盤線の把握が重要であり, 今後これについての詳細調査が必要であり, またマンホール継手等を考慮した被害についての総合的な検討が今後必要である。

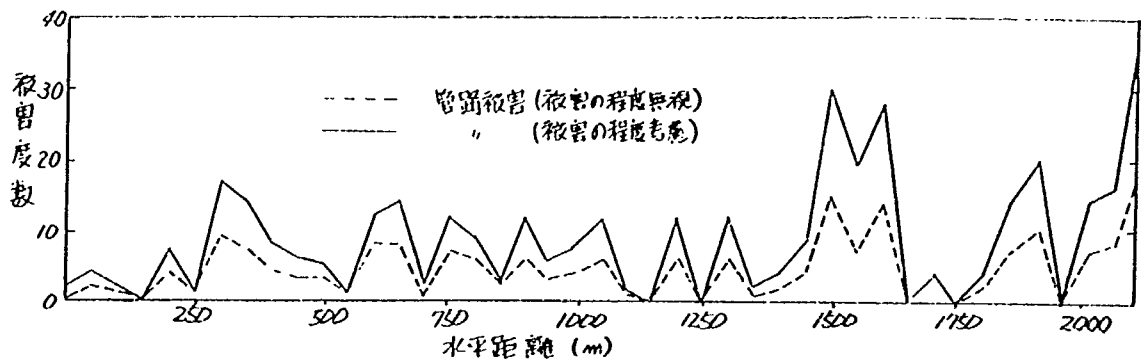


図-2.1 下水道管被害分布 (七北田川右岸幹線)

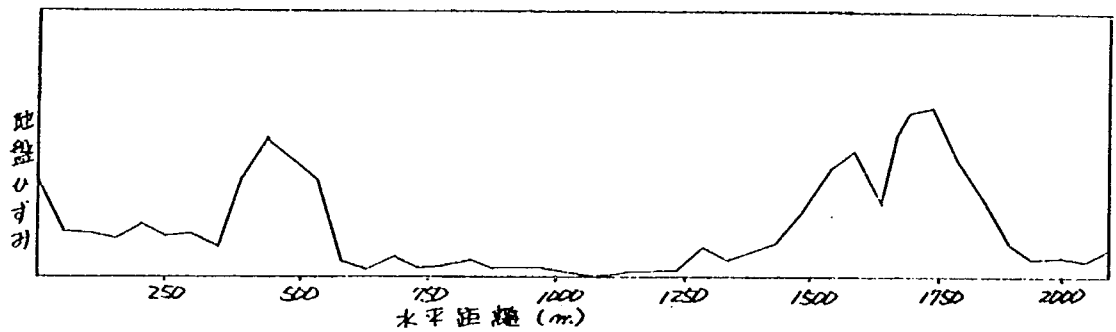


図-2.2 地盤ひずみ分布 (七北田川右岸幹線)

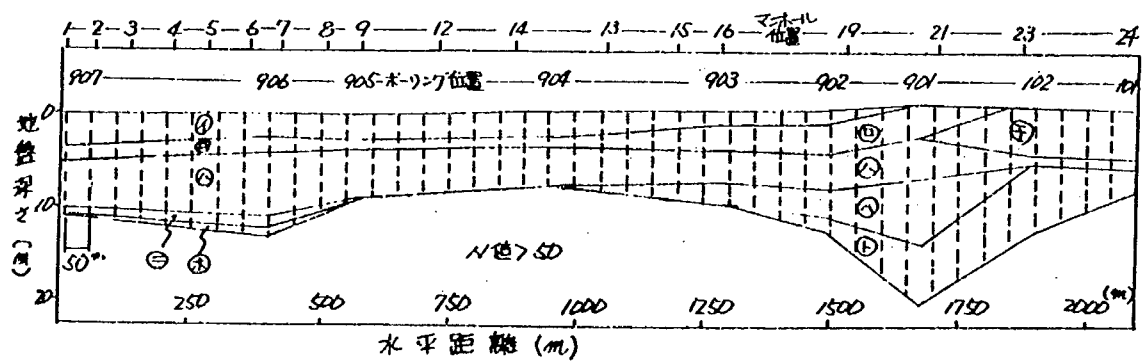


図-2.3 地盤図 (七北田川右岸幹線)

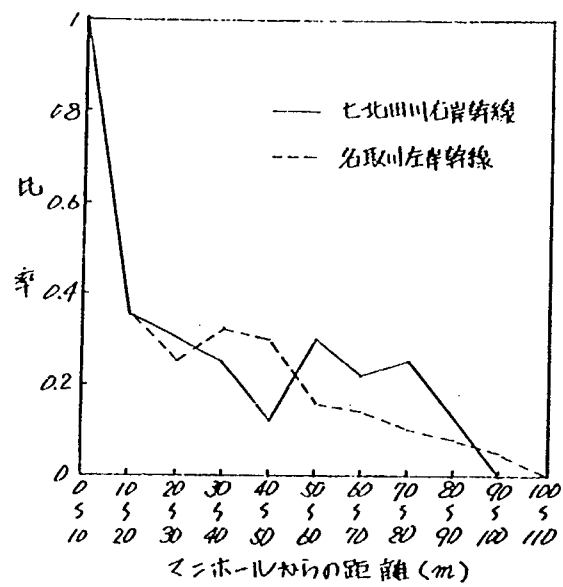


図-4 マンホール周辺の被害部分

2. 低地排水計画手法に関する調査

総合治水研究室 室 長 山本晃一

研究員 金木 誠

斉藤松美

1. まえがき

近年、流域の開発及び都市化の進展に伴い、雨水流出波型が尖鋭化すると共にピーク流量が増大しており、この結果とくに都市域においては下流河川の負担増をもたらし、氾濫・浸水といった現象が起きている。すなわち、保水・遊水地域の減少、屋根・道路等の不透透面積の増加及び水路網の整備によって、都市域の河川では治水安全度が著しく低下している。

このような治水安全度の低下に対して、河川改修を積極的に推進すべきことは勿論のことであるが用地取得難・工事費の増大・財政的制約等から河川改修の相対的遅れがみられ、治水対策と開発とのアンバランスが目立っている。しかし、このような河川における治水安全度の向上は緊急を要する課題であるので、流域において何らかの治水対策（流出抑制対策）を講ずることが必要不可欠となっている。そこで、河川改修のみならず流域をも含めた総合治水対策の必要性が高まっており、緊急な対策が必要とされる河川については、「総合治水対策特定河川」として指定され事業実施されている。

一方、下水道事業については、その主な役割の1つに市街地における浸水の解消が挙げられるが、下流河川の流下能力が相対的に低いため円滑な雨水排除が困難となっている事例も多い。又、近年では、年間の全水害被害額に占める内水被害額の割合が約40%前後を占めており（図-1参照）、内水被害の軽減は重要な課題であるので、浸水解消を図りつつなるべく下流河川への流出増を招かない雨水排除システムの検討が必要であろう。そこで、放流先河川における所要の流下能力が確保される迄の暫定的対策あるいは現況の下水道整備水準（雨水管渠）を超える計画超過降雨対策等として、貯留・浸透といった流出抑制型のシステムを組み入れた下水道整備が考えられる。

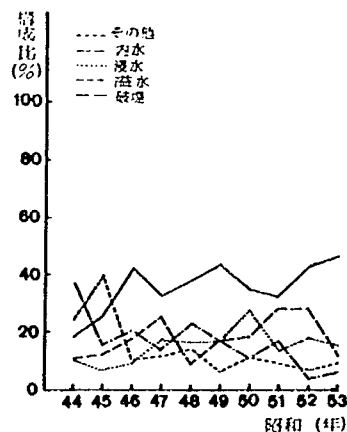


図-1 S・44~53
原因別被害構成比

2. 調査目的

本調査は、総合的な治水対策あるいは雨水排除における総合的な対策の一選として、流出抑制型の下水道を調査対象とした。現在実施又は調査・検討されている流出抑制手法には、貯留型と浸透型が挙げられる。このうち貯留型の流出抑制手法は、調査・研究期間が長く水理機能がほぼ明確化されており、各種技術基準（案）も整備されている。例えば、下水管渠の機能を補充する調整池については、

「新市街地における下水道雨水調整池技術基準（案）…昭和55年9月」がある。

そこで本調査では、地下浸透を主体とした流出抑制型の下水道を調査対象とし、その適用条件を整理するとともに、本抑制施設と下流河川・水路等の流下能力との整合性に関する検討を行った。なお貯留型施設の場合は、流出抑制効果が確実である反面、既成市街地においてはその為の用地が見出しにくいという面もある。

3. 調査結果

3.1 浸透型施設の適用性検討

浸透型施設は、図-2に示されるように拡水法（浸透法）と井戸法に大別される。

1) 拡水法（浸透法）

拡水法には、浸透地下トレンチ、浸透樹、浸透池、浸透溝及び透水性舗装があるが、これらは、下水道施設又は下水道工事に伴うものとしても採用可能である。

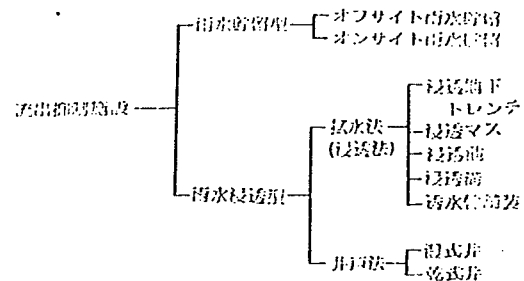


図-2 流出抑制施設の種類

これらの施設は、降雨水を地表面あるいは地表浅層より不飽和の地層に分散・浸透させる方法で、一般に地下水位が2～3m以深にある粘性土（透水係数 $k=10^{-7}$ オーダー）以外の地盤に対して適用可能である。（表-1参照）

表-1 各種の土の透水性

地形的には、台地・丘陵地・段丘・扇状地性低地（陸性低地）については適用可能であり、粘性土に厚くおおわれている沖積低平地には不適である。ただし、沖積低平地でも透

透水係数 k (cm/sec)									
10^1	1.0	10^1	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}
礫	砂又は砂礫	粗砂、シルト、シルトと砂の混合物	不透水土（粘土）						

水性の良好な土による造成地盤（盛土地盤、埋立地）あるいは粘土と砂又は砂礫との互層地域には、場所により適用可能である。

ただし、我国における既往の実験・実施事例は、元来透水性が高いと判断されるシラス、真砂土砂礫土地域以外は関東ローム地域が大部分であり、基本的には現地における簡易な浸透実験を行って透水性の良否を判断する必要がある。また、関東地方を例にとると、河川沿いの沖積低地（地下水の滞留域）を除く地域は、一般にローム層に被覆されている為適用可能と考えられる。

2) 井戸法

井戸法は、地下の透水層に達する井戸を用い雨水を直接透水層に注入することから、拡水法と比べて地盤条件に制約を受けることが少なく、比較的容易に多量の雨水を注入しうる利点がある。

一般に、層厚が5m以上の透水性地盤（透水係数 $k=10^{-2}$ オーダー以上）が存在し、地下水位が地表面下5m以深（浅層地下水）の所であれば適用可能である。また、既往の深層地下水（被圧帯水層）を対象とした注入実験では目づまりによる機能低下が著しいので、流出抑制施設としての井戸法は良好な実績の得られている浅層地盤（不圧帯水層）を対象とすべきである。

地形的には、段丘礫層、扇状地には適していると考えられる。

なお、実施検討地区周囲の地下水利用状況（特に浅層地下水）を充分調査し、地下水に悪影響を及ぼさないように留意することが必要である。

3.2 許容放流量に対応した施設検討

ここでは、放流先河川又は水路の流下能力が相対的に低い場合を想定し、3ケースの許容放流量（ 30 mm/hr 計画降雨時のピーク流出量、放流比流量 2.5 及び $5.0\text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ）を与え、これに対応した流出抑制施設の規模及びタイプを検討した。

1) 検討モデル

① 土地利用モデル

下水道整備が想定される土地利用として

市街地（商業地を想定）及び住宅地をモデル的に考え、流域面積は 1 km^2 （ $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ ）とした。また、既往調査における市街地、住宅地に対する宅地・道路・公園の割合及び建ぺい率を参考に、浸透域・不浸透域の割合を表

一2のように設定した。

表一2 土地利用モデル別面積構成

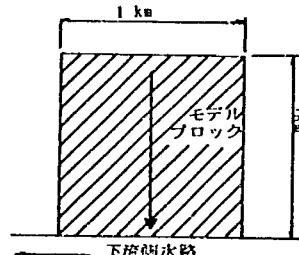
土地利用モデル	不浸透面積率 (%)			浸透面積率 (%)	合計 (%)	備考
	宅地その他	道路	計			
MODEL-1	50	20	70	30	100	市街地
MODEL-2	25	15	40	60	100	住宅地

② 水理モデル

〔有効降雨モデル〕…主に都市域の流出解析に用いられる修正 RRL法の凹地貯留～浸透能理論を用い、都市河川を主体とする既往調査例を参照して、市街地・住宅地ともに不浸透域の凹地貯留高 (D_1) を 2 mm 、浸透域の凹地貯留高 (D_p) を 6 mm 、浸透能 (f_c) を 10 mm/hr とした。

〔斜面モデル〕…貯留関数法を用いた。流域定数は、流出現象を乱流と仮定し ($P=0.6$)、また、等価粗度 (N 値) は全国の流出試験地調査により求められた土地利用形態別の標準値より、市街地（商業地）と $N=0.01$ 、住宅地で $N=0.03$ を仮に与えた。（図一2、表一3参照）流域勾配

I については、 $\frac{1}{200}$ 、 $\frac{1}{500}$ 、 $\frac{1}{1,000}$ 、 $\frac{1}{2,000}$ の5ケースを与えた。



$$P = 0.6$$

$$K = 7.35 \times (N \cdot \ell / \sqrt{I})^{0.6}$$

但し、 N : 等価粗度
 ℓ : 流域幅 (km) = 1 km
 I : 流域勾配

表一3 土地利用形態別N値

土地利用形態		等価粗度の標準値
水	田	2
山	林	0.7
丘陵、放牧地、公園、ゴルフ場、畑地		0.3
市街地		0.03
市街地 細分類による	区画割、道路幅員が定まるが、相当集積面積が異なる。排水路整備済。	0.1
	道路幅員が定まるが、排水路整備不十分。	0.05
	調整されるべき面積の50%以上が調整され排水路整備もほぼ充分。	0.01
	調整されるべき面積の調整済。排水路整備完了。	0.005

③ 対象降雨

東京における年超過

確率 $\frac{1}{1}$ ($R=30\text{ mm/hr}$),

$\frac{1}{3}$ ($R=50\text{ mm/hr}$),

$\frac{1}{10}$ ($R=70\text{ mm/hr}$) の3

降雨強度式から、計算 図一2 モデルブロックの形状及び流域定数

単位時間10分、降雨継続時間6時間の中央集中型降雨を作成し与えた。

2) 検討対象施設

① 流出抑制施設の種類及び設置方針

以下に示す順序で検討対象施設を設定した。

i) 拡水法のみ…「浸透地下トレンチ」「浸透雨水樹」「透水性舗装」

i)で許容放流量の達成が困難な場合は

ii) 抽水法+井戸法 ii)でも同様に許容放流量の達成が困難な場合は

iii) 抽水法+井戸法+貯留工法

ただし、上記の設置方針は本調査が浸透型の流出抑制施設を主体としたものから単に仮定したものであり、用地確保が容易な場合には効果の確実な貯留型を優先すべきであろう。

② 浸透型施設の単位貯留・浸透能力

浸透型施設（抽水法及び井戸法）の構造として図-3のものを考え、砕石の空隙・樹等の単位施設当り貯留能力を算出し、又浸透能力は、土研構内での浸透実験結果（浸透地下トレンチ、浸透雨水槽）、地盤の最終浸透能（透水性舗装）及び住宅・都市整備公団での実績例（浸透井）をもとに表-4の値を与えた。なお、透水性舗装を除いた抽水法及び浸透井に対しては、目づまりによる能力低下を考慮して上記の浸透能力値の $\frac{2}{3}$ 及び $\frac{1}{3}$ のケースも検討した。

表-4 施設の単位当り能力

流出抑制施設の名称	単位当り能力	
	貯留能力 m^3/m^2	浸透能力 m^3/m^2
透水性舗装	0.068	10
浸透地下トレンチ	0.068	97×10
浸透雨水マス	0.105	1040×10
浸透井	6.847	0.06

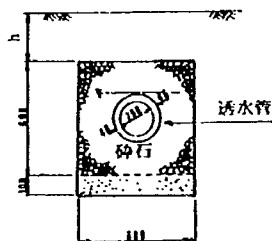


図-3 (1) 浸透地下トレンチの構造

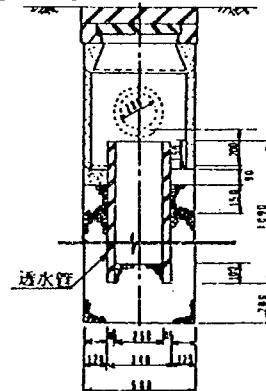


図-3 (2) 浸透雨水マスの構造

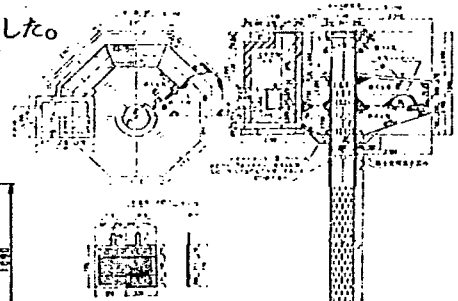


図-3 (3) 浸透井の構造

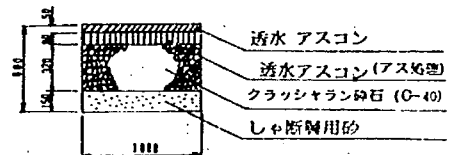


図-3 (4) 透水性舗装の構造

表-5 土地利用モデル別施設より設置可能量

③ 浸透型施設の設置可能量

土地利用モデル別の道路面積率及び浸透井の設置実績例を参考にして、浸透型施設の設置可能量（上限値）を表-5のとおり考えた。

3) 許容放流量

現況及び近い将来における都市河川の整備水準並びに自治体において宅地開発指導要綱等に基づき大規模開発に課する許容放流量等を勘案して、下記の3ケースの許容放流量を設定した。

① 市街地及び住宅地における30mm/hr計画降雨時のピーク流出量〔ケース1〕

土地利用モデル	道路率 %	道路面積 (ha)	道路延長 (m)	施設の設置可能量			
				透水性舗装	浸透地下トレンチ	浸透雨水マス	浸透井
MODEL-1	20	$100 \times 20 = 20$	$20 \times 1000 \div 6 = 3333$	$20 \times 10000 \div 6 = 33333$	$33333 \times 60 \div 2 = 1000000$	$33333 \times 20 \div 2 = 666660$	$100 \times 0.5 = 50$ 本
MODEL-2	15	$100 \times 15 = 15$	$15 \times 10000 \div 6 = 25000$	$15 \times 10000 \div 6 = 25000$	$25000 \times 60 \div 2 = 750000$	$25000 \times 20 \div 2 = 250000$	$100 \times 0.6 = 60$ 本

注) 流域面積=100haとする。

② 比流出量が $2.5 \text{ m}^3/\text{Km}^2$ の場合〔ケース2〕

③ 比流出量が $5.0 \text{ m}^3/\text{sec}/\text{Km}^2$ の場合〔ケース3〕

4) 検討計算結果

以上1)~3)迄に示した検討モデル，検討対象施設，許容放流量の外，浸透型施設の設置率を4ケース(100%，70%，50%，30%)

設定し，表-6に示す1,440ケースの計算を実施した。

表-6 計算ケースの総括

項目	変化内容	ケース数	ケース合計
土地利用モデル	MODEL-1, MODEL-2	2	$2 \times 3 \times 4 \times 3 \times 5 \times 2 \times 2 = 1,440$
降雨規模	$W=1/10, W=1/3, W=1/5$	3	
施設の設置率	100%, 70%, 50%, 30%	4	
施設の安全率	3/3, 2/3, 1/3	3	
地形勾配	1/100, 1/200, 1/500, 1/1000, 1/2000	5	
浸透施設の構成	拡水法のみ 拡水法+井戸法	2	
浸透工法と貯留工法の構成	拡水法+貯留工法 拡水法+井戸法+貯留工法	2	

流出抑制設置と

して拡水法のみを用いる場合と，拡水法+井戸法を用いる場合について3ケースの許容放流量と対応関係を見たものが図-4(1)，(2)及び図-5(1)，(2)である。(ただし，地形勾配 = $\frac{1}{500}$ の場合)

以上の計算結果から，通常の下水道雨水管渠の計画規模である時間雨量 50 mm/hr の降雨に対して，以下のことが判断される。

① ケース1~3の許容放流量を拡水法施設のみによって達成することは，市街地，住宅地とも困難である。

図-4(1) (透水性舗装，浸透地下トレンチ，浸透雨水マス)

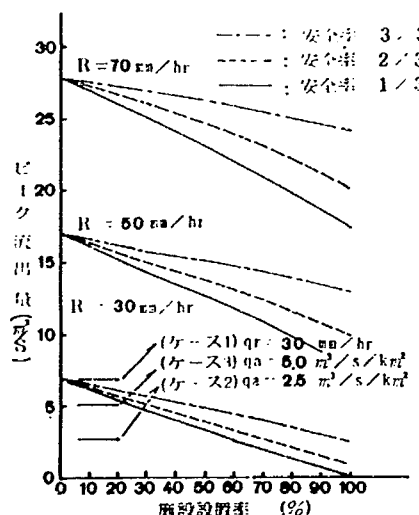


図-4(2) (透水性舗装，浸透地下トレンチ，浸透雨水マス，浸透井)

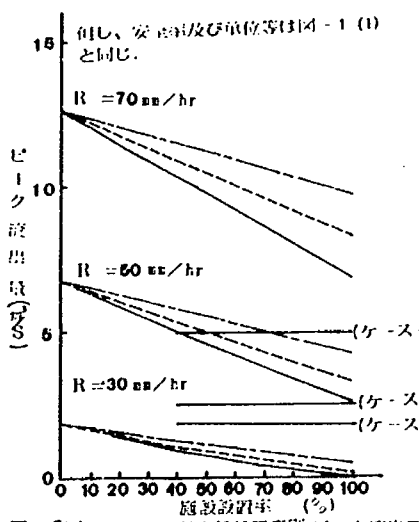


図-5(1) (透水性舗装，浸透地下トレンチ，浸透雨水マス)

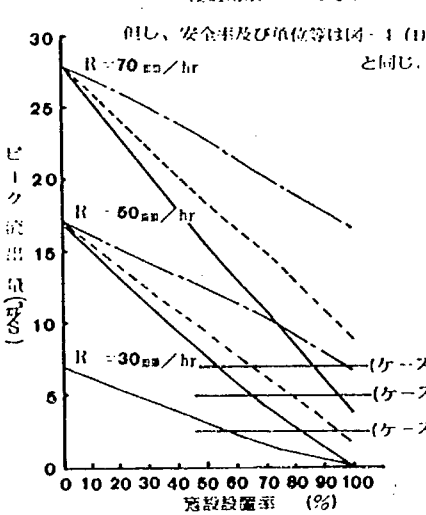
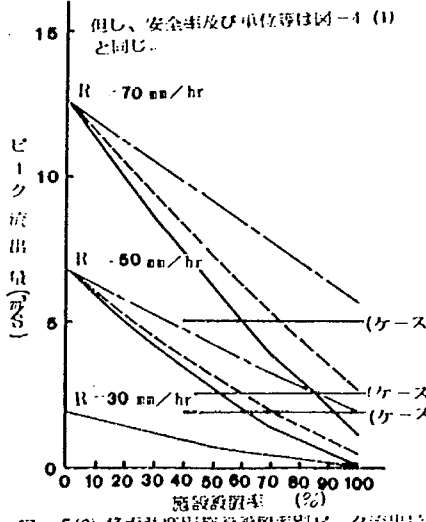


図-5(2) (透水性舗装，浸透地下トレンチ，浸透雨水マス，浸透井)



- ② 抽水法施設と井戸法施設を併用することにより、浸透能力の安全率を大きく設定した一部のケースを除いて許容放流量の達成は可能である。
- ③ 貯留工法を併用して許容放流量を達成する為に必要な貯留施設の貯留容量は、例えばケース1（30mm/hr計画降雨時のピーク流出量）に対して、抽水法の場合200～25,900m³、又抽水法+井戸法の場合0～25,900m³となった。

3.3 内水被害地域・地盤沈下地域の整理

1) 内水被害地域の整理

流出抑制施設は、放流先河川・水路等の流下能力が相対的に低い場合の外、地形的要因（凹地のため雨水排除が困難）や計画を超える都市化による既設下水道施設の能力不足等の場合にも適用可能である。上記の外、種々の要因により内水被害は発生することになるが、図-1にも示されるとおり近年において内水被害の全水害被害額に占める割合は40%前後と高い。

そこで基礎資料の整理として、建設省河川局「水害統計」及び建設省都市局「総合都市防災対策調査報告書（昭和55年3月）」をもとに内水被害地域を整理した。（図表省略）

2) 地盤沈下地域の整理

流出抑制施設の内でも浸透型のものは、流域が開発又は都市化する以前に有していた保水機能を維持・増大する役割をもっている。すなわち、流域の開発又は都市化によって失なわれつつある水文環境の保全に資するものである。

ここでは、都市化により減少した地下水涵養量を回復させ、合わせて地盤沈下の防止、軽減にも役立てるという観点から、建設省河川局「地下水の保全と利用」及び環境庁水質保全局「全国地盤沈下地域の概況」を基に全国の地盤沈下地域の整理を行った。（図表省略）

4. おわりに

本調査は、浸透型を主体とする流出抑制型の下水道を対象として、その適用性及び放流先河川・水路等の流下能力と整合をとるための施設の規模及びタイプの検討を行ったものであるが、抽水法のみによる仮定した許容放流量の達成は困難であり、井戸法や貯留型施設との併用による流出抑制対策を実施すべきであるとの結論を得た。

また、浸透型施設の適用性の中でも抽水法については未だ十分に明らかにされている訳ではないので、今後とも各種調査・研究データの整理・検討を行っていきたいと考えている。

参考文献

1. 建設省河川局；水害統計
2. 建設省都市局；総合都市防災対策調査報告書，昭和55年3月
3. 住宅・都市整備公団建築部；降雨水の団地内処理システムに関する開発研究報告書，昭和56年

12月

3. 基礎工法の開発に関する調査

基礎研究室 室長 浅沼秀弥
山本洋司
越川 裕

1. まえがき

近年、建設技術の発展に伴ない軟弱地盤上に大規模構造物が建設されることが多い。また、LNG地下タンクや下水道処理施設のようにその目的および性質上、軟弱地盤上に施工しなければならない場合もある。これらの構造物のほとんどは、大規模であるため施工時において掘削土留め工の設計施工が問題となる。また、このように大規模な掘削では、軟弱な粘性地盤においてはヒーピング、砂質地盤においてはボイリングが工事進行上の大きなネックとなっており、これらに対処するための合理的な検討法および設計法の開発が強く望まれている。当研究室では、過去数年における模型実験および現場計測データより、これらの現象を明らかにするとともにその予測検討法を試案作成した。また、土留め壁の設計に関し地盤の弾塑性的挙動を考慮した設計計算法をとりまとめて、さらにこれらの成果をとり入れた掘削土留め工設計指針(案)を作成した。

2. 目 的

掘削土留め工の設計に関しては、各機関において各々の設計法を提唱しており我々がそれを取り扱う場合、どの設計法を使用するかはその設計者の判断にまかされることがほとんどである。このため当研究室では、掘削土留め工の設計を合理化する目的で掘削土留め工設計指針(案)を作成したものである。

3. 掘削土留め工設計指針(案)の概要

3.1 適用範囲

本指針(案)は、建設省において通常の開掘工事を行なう場合に用いる仮設構造物の設計のうち、ボイリング、ヒーピングの検討および土留め壁の設計に適用するものであり、特別の調査、研究等に基づいて設計する場合には、本指針(案)を適用しなくてもよいこととした。

3.2 ボイリングに対する検討法

本指針(案)では、土留め先端や土留め背面に沿った特異点での浸透圧の分布が等角写像変換により理論的に求めることができることを利用してボイリングの簡易検討法を行なうこととした。

砂質地盤の掘削におけるボイリングに対しては、次式を満す根入れ深さを確保するものとする。

$$D_p \geq F_s \cdot \frac{1.57 h_a \gamma_w}{2(\gamma - \gamma_w)}$$

ここで D_p : 土留め壁の根入れ長

h_a : 土留め壁先端 a 点における間隙水頭で図—1より $\alpha' = \alpha$ として求める

γ : 砂地盤の単位重量

γ_w : 水の単位重量

F_s : 安全率で 1.2 とする。

透水係数の異なる水平な二層系砂質地盤の上層を貫いて土留め矢板が根入れされている場合の掘削に伴うボーリングの検討は、透水係数の比を考慮して一層系の層厚に換算し、土留め壁先端部と上下層の境界部において安定性を検討するものとする。

$$D_p \geq \max(D_{p1}, D_{p2})$$

$$D_{p1} = F_s \cdot \frac{1.57 h'_a \gamma_w}{2\{\beta(\gamma_1 - \gamma_w) + (1 - \beta)(\gamma_2 - \gamma_w)\}}$$

$$D_{p2} = F_s \cdot \frac{(1 + \mu) h'_c}{2\beta} \cdot \frac{\gamma_w}{\gamma_1 - \gamma_w}$$

ここで D_p : 土留の壁の根入れ長

γ_1 : 上層地盤の単位重量

γ_2 : 下層地盤の単位重量

h'_a : 矢板先端 a における間隙水頭で図—2を用いて求める。なお α' は、次式より求める。

$$\alpha' = \frac{\alpha}{1 + \beta(K - 1)} \dots\dots \alpha D \geq \Delta H$$

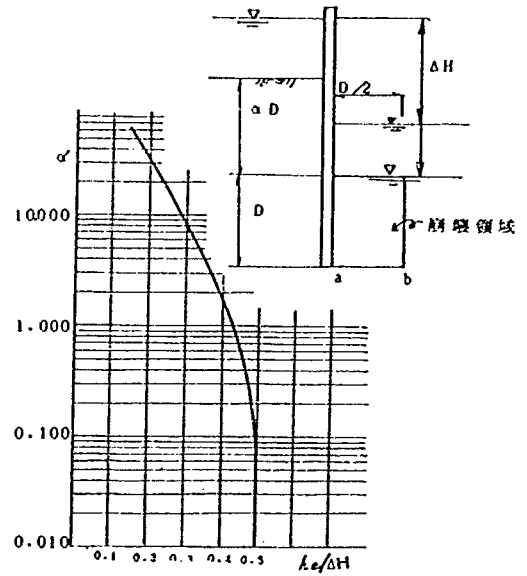
$$\alpha' = \frac{\Delta H}{D(1 + \beta(K - 1))} \dots\dots \alpha D < \Delta H$$

h'_c : 矢板と境界層の交点 C における間隙水頭で図—3より求める。なお α' については上式で β' については、次式より求める。

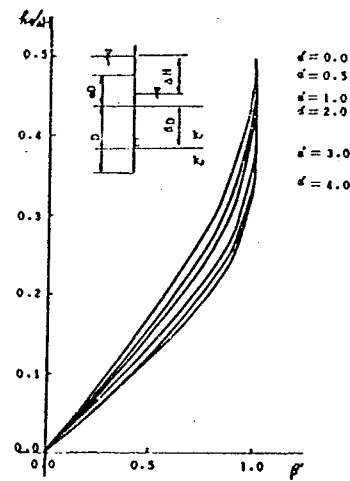
$$\beta' = \frac{K\beta}{1 + \beta(K - 1)}$$

α : 土留の壁前後面の地盤高さの差と根入れ長の比

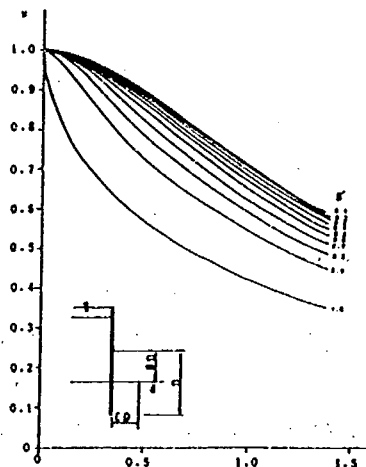
β : 掘削側地盤の上層厚と根入れ長の比



図—1



図—2



図—3

K : 下層地盤と上層地盤の透水係数の比で $K = k_2/k_1$

F_s : 安全率で 1.2 とする。

μ : 境界層と崩壊領域との交点 d における間隙水頭に関する補正係数で図-3 より求める。

なお, β' は上式により, ξ は次式により求める。

$$\xi = \frac{1}{2 \{1 + \beta (K-1)\}}$$

なお, 上層の透水係数 k_1 が下層の透水係数 k_2 より大きい場合 ($k_1 > k_2$) については, 土留め壁先端部における安全性のみを検討すれば十分である。

3.3 ヒーピングに対する検討法

軟弱地盤において掘削工事を行なう場合, 安全係数 N_b が次式を満たすならばヒーピングに対する検討を行わなければならない。

$$N_b = \frac{\gamma H}{C} \geq 3.14$$

ここで N_b : 安定係数

γ : 土の単位重量

H : 掘削深さ

C : 掘削底面以下の地盤粘着力

上記においてヒーピングの検討が必要とさ

れた軟弱地盤の掘削においては, 次式で示す極限支持力が矢板背面側の地盤を上載荷重とみなした荷重に対し所定の安全率を保つよう矢板の根入れ深さを決めなければならない。

$$P_u \geq F (\gamma_1 H + q)$$

$$P_u = (\pi + 2) \cdot C + \frac{2D}{B} \cdot C + \gamma_2 D$$

ここで P_u : 掘削底面以下の地盤の極限支持力度

C : 掘削底面以下の地盤の粘着力

D : 矢板の根入れ深さ

B : 図-5 に示す矢板先端から仮想最大すべり線までの距離

γ_1 : 矢板先端より上にある背面側地盤の単位重量

γ_2 : 矢板先端より上にある掘削側地盤の単位重量

H : 掘削深さ

q : 矢板背面側地盤面上の上載荷重

F : 安全率 (1.6)

また, 軟弱地盤から成る掘削底面の下に被圧地下水

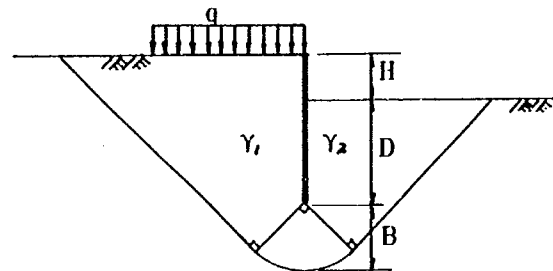


図-4

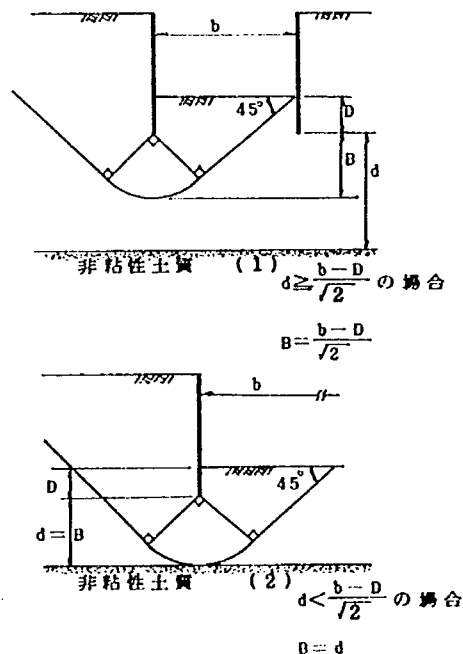


図-5

層が存在する場合には次式により盤ぶくれの安全性を確認しなければならない。

$$\gamma d_0 \geq FP$$

ここで γ : 掘削底面の軟弱地盤の単位重量

d_0 : 掘削底面の軟弱地盤の厚さ

P : 地下水の圧力

F : 安全率 (1.2)

3.4 土留め壁の設計

土留め壁の応力、変形の解析にあたっては、中村・中沢らの弾塑性拡張理論を用いた土留め壁の根入れを有限長、地盤を弾塑性床、切ばりを弾性支承と仮定したはり理論によるものとした。本報告書では、解析に使用する地盤反力係数、切ばりバネ定数、土留め壁に働く側圧の算出方法について述べる。

3.4.1 背面側作用側圧強度の算定

砂質土の場合: $P_a = K_a \{ \gamma (x-h) + (\gamma - \gamma_w) h + q \} \gamma_w h - 2C \sqrt{K_a}$

粘性土の場合: $x \leq H$ では $P_a = K_{a1} (\gamma x + q)$

$x > H$ では $P_a = K_{a1} (\gamma H + q) K_{a2} \gamma (x-H)$

ここで P_a : 主働側圧強度

K_a : 砂質土に対する主働土圧係数 $K_a = \tan^2 (45^\circ - \phi/2)$

K_{a1}, K_{a2} : 粘性土に対する主働側圧係数 (表-1 参照)

ϕ : 土のせん断抵抗角

表-1 主働側圧係数

q : 上載荷重強度

γ : 土の湿潤単位重量

γ_w : 水の単位重量

x : 地表面からの深さ

h : 地下水面からの深さ

H : 地表面から掘削底面までの深さ

土質	K_{a1}		K_{a2}
	推定式	最小値	
粘性土 ($N \geq 8$)	$0.5 - 0.01H$	0.3	0.5
粘性土 ($4 \leq N < 8$)	$0.6 - 0.01H$	0.4	0.6
粘性土 ($2 \leq N < 4$)	$0.7 - 0.025H$	0.5	0.7
粘性土 ($N < 2$)	$0.8 - 0.025H$	0.6	0.8

砂質土に関しては基本的にRankine

-Rebal 式を用いたが、粘性土については実測値に基づく推定式を勘案して決めたものである。

3.4.2 受働側抵抗側圧強度の算定

砂質土の場合: $P_p = K_p \{ \gamma (x-h) + (\gamma - \gamma_w) h \} + \gamma_w h + 2C \sqrt{K_p}$

粘性土の場合: $P_p = K_p \gamma x + 2C \sqrt{K_p}$

ここで P_p : 受働側圧強度

K_p : 受働側圧係数 $K_p = \tan^2 (45^\circ + \phi/2)$

軟弱な粘土層での掘削工事においては土留の壁の掘削側地盤が掘削に伴ってヒービング、あるいは盤ぶくれ現象による隆起 (リバウンド) を生じるが、この隆起に起因する掘削面付近のせん断強度の低下が生じる。このようにリバウンドにより地盤の粘着力が低下すると考えられる場合にはその影響を考慮しなければならない。

3.4.3 静止側圧強度の算定

砂質土の場合： $P_0 = K_0 \{ \gamma (x-h) + (\gamma - \gamma_w) h + q \} + \gamma_w h$

粘性土の場合： $P_0 = K_0 (\gamma x + q)$

ここで P_0 ：静止側圧強度

K_0 ：静止側圧係数(表-2 参照)

q ：上載荷重強度

γ ：土の湿潤単位重量

γ_w ：水の単位重量

x ：地盤面からの深さ

h ：地下水面からの深さ

なお砂の静止側圧係数 $Jaky$ の式によった。

3.4.4 横方向地盤反力係数の算定

$$K = K_0 \frac{1}{\sqrt{y_x}} = K_0 y_x^{-1/2}$$

$$K_0 = \frac{1}{125} \alpha E_0$$

ここで K ：地表より x の点における地盤反力係数

K_0 ：基準地盤反力係数

y_x ：地表より x の点における土留の壁のたわみ量

E_0 ：地盤の変形係数

α ：変形係数の算出法による係数

3.4.5 切ばりのバネ定数

鋼材の場合： $K_s = \frac{AE}{lS}$

コンクリートの場合： $K_c = \frac{AE}{l(1+\varphi_c)S} (1-\epsilon_c)$

ここで A ：切ばりの断面積

E ：切ばりの弾性係数

l ：切ばりの長さ(図-6 参照)

S ：切ばりの水平方向の設置間隔

φ_c ：コンクリートのクリープ係数

ϵ_c ：コンクリートの乾燥収縮ひずみ

表-2 静止側圧係数

地盤の土質	K_0 の値
砂	$1 - \sin \phi$
粘性土 ($N \geq 8$)	0.5
粘性土 ($4 \leq N < 8$)	0.6
粘性土 ($2 \leq N < 4$)	0.7
粘性土 ($N < 2$)	0.8

ここで ϕ ：砂のせん断抵抗角

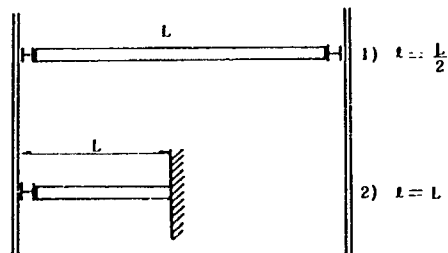


図-6

3.4.6 弾塑性法による土留め壁の解析例

次に示す図は、現場における計測事例の一つであり、本報告書ではこの事例を用いて指針(案)との比較を行なってみた。なおこの比較した事例については、数少ない現場計測データのうち掘削段数が少なく、かつ地盤構成が最も単純な、地盤処理の行なわれていない比較的データ整理されているものを選んだ。

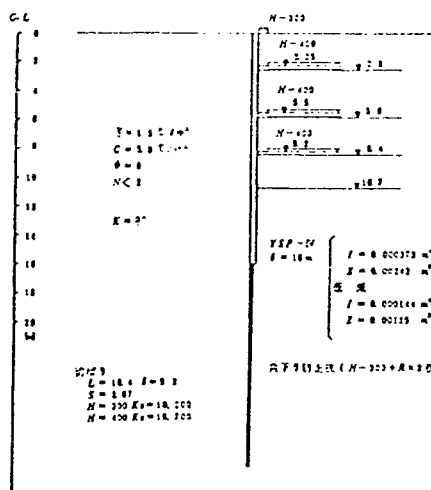


図-8 土留め架構図

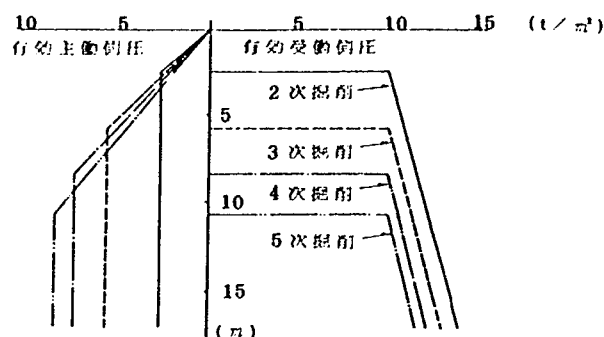
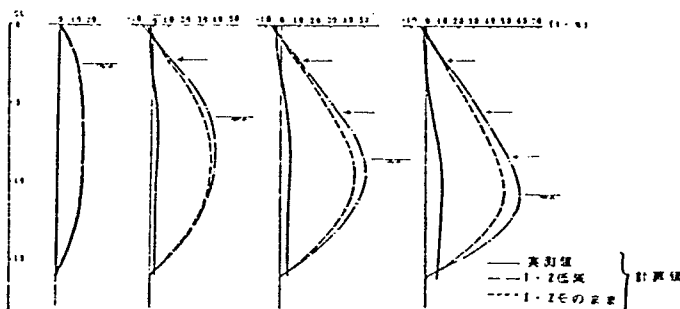


图-9 侧压分布图(计算值)



図一 10 たわみ図

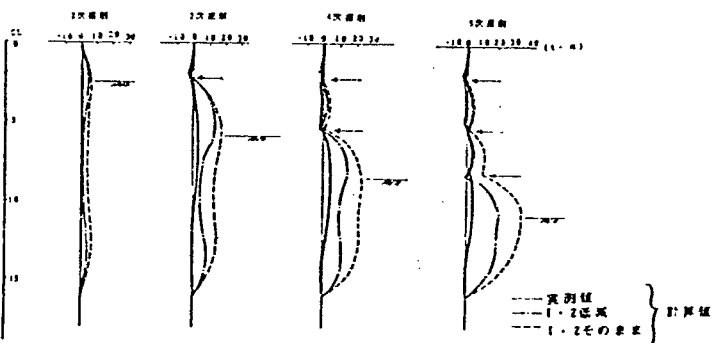


図-11 曲げモーメント図

図-10、図-11のたわみ図および曲げモーメント図によると数値的には、かなりの差が見られるが土留め壁を設計する場合の安全率を考えればこの結果はほぼ妥当と考えられる。また、モードを見ると実測値とよく近似していることがわかる。なお、この解析において計算値が二つでているがこれは、この現場計測にあたり切実に背面側地盤沈下に伴う土留め矢板の共下りによる計算外の応力をさけるために下部支持層まで 300×300 のH鋼を4mおきに打ち込んでいるため、解析にあたっては、1%の低減したものとそのままのものを計算した。

4. ま と め

山留め工の設計指針の案をとりまとめたが、まだ問題点としてとり残されている所が多い。例えば山留め壁にかかる土圧の算定式であるがこれは、単層地盤をモデルとしたものであり、実際の地盤では砂と粘土の互層となっているため、これらを考慮した計算法を明らかにする必要がある。このように指針を作成するにあたっては、さらに検討していく余地があると考えられる。

5. 参考文献：中村・中沢，掘削土留め壁の応力解析，土質工学論文報告集1972.12 首都高速道路公団，都市内大規模掘削工事における土留め応力解析について，技報第13号1981.3 日本道路協会，道路橋示方書Ⅱ下部構造編 クイックサンド現象に関する調査，土木研究所資料第1746号 軟弱地盤におけるヒーピングに関する模型実験，土木研究所資料第1721号

4. 臭気と脱臭方法に関する調査 (2)

化学研究室 室 長 森 芳 徳
主任研究員 片 勝 清 士
守 屋 進

1. まえがき

終末処理場等，下水道施設における臭気対策の充実が求められているが，従来から行われている薬液洗浄法，燃焼法，酸化法や吸着法等の脱臭方法では十分な脱臭が行えないため，近年これら従来からの脱臭方法に新たに開発された気相用の活性炭を組み合わせて低濃度臭気の脱臭が行われるようになってきた。しかしながら，処理場毎に発生する臭気の成分や組成，濃度や量が異なっているにもかかわらず脱臭用活性炭の品質規格がなく脱臭性能の把握が十分に行われていないため，かならずしも適切な活性炭の使用がなされていないのが現状である。

2. 調査目的および概要

以上のような観点より，本調査では近年開発された各種脱臭用活性炭の脱臭性能を評価するための試験法を定め，これを用いて各種活性炭の脱臭性能を明らかにし，さらに脱臭用活性炭の品質規格を作成し脱臭用活性炭の合理的な利用をはかることを目的とする。

前年度は，代表的な臭気成分である硫化水素，硫化メチル，二硫化メチルおよびメチルメルカプタンについて低濃度成分のF P Dガスクロマトグラフによる分析精度に関する検討を行なった。本年度は，まず現在市販されている気相用活性炭についてその特性を調査した。その結果を表－1に示す。これより，これら活性炭の原料は石炭かヤシ殻であり，形状は粒状破碎炭と円柱状造粒炭とがある。しかしその他粒度，充填密度や硬さなどの物理的性状はほとんど同じであり，脱臭性能についてはいずれも不明である。このため，脱臭性能評価試験法作成のため，粒状破碎炭および円柱状造粒炭各1種類について，硫化水素ガスによる脱臭実験を前年度の成果を応用してガスクロマトグラフを用いて行なった。

3. 調査方法

3.1. 脱臭実験

下水道施設で発生する代表的な臭気成分である硫化水素ガスについて，物理的吸着を主とする粒状破碎炭と物理的吸着に酸性ガスを選択的に吸着する化学的吸着処理を施した円柱状造粒炭について，その吸着特性に関する実験を行なった。

硫化水素ガスには，高千穂化学工業（株）製標準硫化水素ガス（窒素ガスバランス）30ppmお

表-1 気相用活性炭の諸特性

会社名	原料	形状	粒度	充填密度	乾燥原料	硬さ	強熱成分	発火点	適用ガス	比表面積 m ² /g
A	石炭	破砕	3~8メッシュ 6~12 12~32				5(%)以下		脱臭	
B		円柱状	4~6メッシュ	360~520 (g/L)	5~40(%)	90~95(%)			酸性ガス 中性ガス 有機ガス	
C		ペレット状 ペレット状 破砕状	4~6メッシュ 4~10 4~10	0.49(Kg/L) 0.43(Kg/L) 0.47(Kg/L)	2(%) 2(%) 2(%)	99(%) 95(%) 95(%)	5(%) 5(%) 3(%)	400℃ 450℃ 350℃	悪臭除去 空気を浄化	
D	ヤシ殻		4~8メッシュ		5(%)以下	90(%)以上	5(%)以下			
E			32~60メッシュ 10~32 4~10 ~4	0.46~0.52 (g/ml)					有毒ガスの除去 空気を浄化	1000~1300
F	石炭 ヤシ殻	球状 破砕状	3~12メッシュ 4~8	0.55~0.65 (Kg/L) 0.4~0.45 (Kg/L)		95(%)以上			排ガスの除去 空気を浄化	≧1100
G	ヤシ殻	破砕	4~8メッシュ	0.43~0.48 (g/L)		96(%)			悪臭除去	≧1000
H			4~10メッシュ	0.54g/cc		90(%)			悪臭成分の除去	
I	石炭		0.42~1.68 mm 0.59~2.38			89(%)	6.9(%)		脱臭	1100
J		破砕炭 造粒炭	4~20メッシュ 4~6						脱臭 空気を浄化	

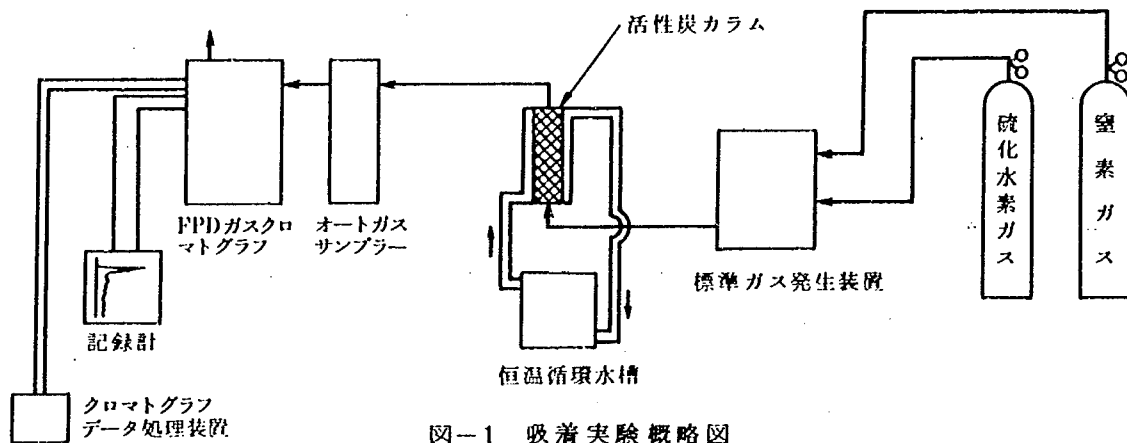


図-1 吸着実験概略図

表-2 ガスクロマトグラフ分析条件

分析カラム				測定条件						
固定液相	担体	粒度 (mesh)	内径×長さ	キャリア ガス (Kg/cm)	H ₂ ガス (ml/min)	O ₂ ガス (ml/min)	N ₂ ガス (ml/min)	恒温槽 温度 (℃)	インジェク ション温度 (℃)	ディテクタ 温度 (℃)
Polyphenylether Srting 5%	Uniport HP	80/100	Teflon 3mmφ × 6m	2	80	20	20	70	140	140

および210ppmを用い、活性炭を一定温度に保ってある内径16.2mmφで多孔板付のガラスカラムに充填し、硫化水素ガスを一定流量で流し、カラムから出て来たガスをオートガスサンプラーで一定時間ごとに自動的にF P D ガスクロマトグラフに送り込むことによってカラムの出口濃度を測り、カラムの温度や硫化水素ガス濃度の違いによる活性炭の破過特性や吸着量等を調べた。活性炭の脱臭実験装置の概略を図-1に、また表-2にはF P D ガスクロマトグラフの分析条件を示した。

4. 実験結果および考察

4.1. 活性炭の破過特性

粒状破砕炭Aおよび円柱状造粒炭Bのカラム温度が10, 20, 30, 40, 50℃における硫化水素ガス30ppmおよび210ppmの破過曲線を図-2, 図-3に、破過時間とカラム温度の関係を図-4に示す。

一般に、活性炭の吸着操作は吸着塔の出口側ガス濃度がある一定値に達すると吸着操作は終了となる。出口濃度がこの一定値に達した時の時間を破過時間と呼び、通常、破過時間は破過曲線において出口濃度が急激に上昇しはじめる時間と定義される。本実験では、図-2および図-3より $C/C_0=0.05$ の時間を破過時間とした。

図-2および図-3より、粒状破砕炭、円柱状造粒炭共にその破過曲線は温度および硫化水素ガス濃度によってその形状が異なっている。すなわち、温度が高くなるに従い、いずれの破過曲線もその傾きは小さく（傾斜がゆるやかに）なっている。また、硫化水素ガス濃度が高い方が破過曲線の傾きは大きく（傾斜が急に）なっている。さらに活性炭の充填層高さが2倍になると破過曲線は、粒状破砕炭、円柱状造粒炭共にほぼ垂直になってしまう。

これらは、次のように考えられる。温度が高くなると、気体分子は分子運動が活発となり、また、活性炭の吸着-脱着平衡に

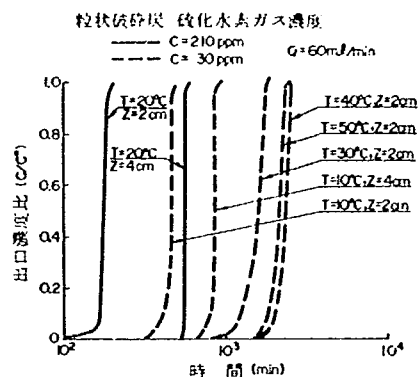


図-2 破過曲線（粒状破砕炭）

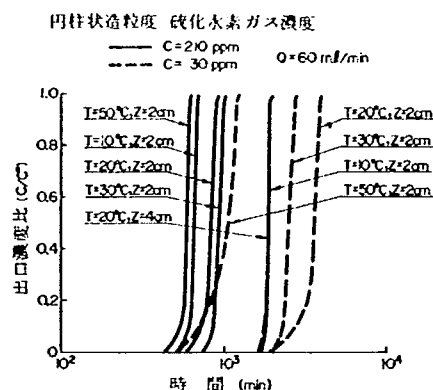


図-3 破過曲線（円柱状造粒炭）

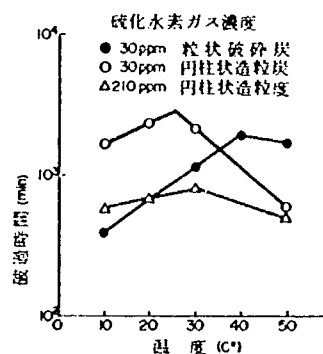


図-4 破過時間と温度の関係

において脱着速度の方が吸着速度より大きくなってしまいうため、活性炭に均一な吸着帯が形成されにくくなり破過曲線の傾きが小さくなると考えられる。また、硫化水素ガス濃度が高いとすばやく吸着帯が形成される（吸着速度が大きい）ため破過曲線の傾きが大きくなると考えられる。さらに、活性炭の充填層高さ（ W ）が2倍になると吸着帯が形成されるまでは時間がかかる（破過時間が長くなる）が、吸着帯が形成されると吸着速度が大きいため破過曲線はほぼ垂直になると考えられる。

一方、粒状破砕炭と円柱状造粒炭の破過曲線の形状はよく似ているがしかし、図-4より硫化水素ガス濃度 30ppm における破過時間は円柱状造粒炭では 20~30℃に最大値があり 50℃では最大値のほぼ 1/5 になっている。また、粒状破砕炭では 40℃付近が最大で 10℃では最大値のほぼ 1/5 になっている。以上のことより、実際の脱臭においてはそれぞれ活性炭ごとにその最適温度範囲があることが明らかとなった。すなわち、円柱状造粒炭は 10℃~35℃、粒状破砕炭は 30℃~50℃が活性炭の最適温度範囲である。最適温度範囲における円柱状造粒炭および粒状破砕炭の破過時間を比較するとその差はほとんどないことが明らかになった。また、硫化水素ガス濃度が高くなると、破過時間の温度による影響が小さくなることが明らかとなった。

4.2. 活性炭の吸着量

一般に活性炭の吸着量 q_0 (ml/g) は破過曲線より次式より求めることができる。

$$q_0 = \frac{Q C_0}{W} \int_0^\infty \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) dt \quad \dots\dots\dots (1)$$

ここで Q はガス流量

C_0 はガスの初期濃度（カラム入口濃度）

W は活性炭充填量

(1)式より求めた粒状破砕炭および円柱状造粒炭の吸着量と温度の関係を図-5に示す。

これより、硫化水素ガス濃度 30ppm における粒状破砕炭と円柱状造粒炭の吸着量を比較すると、その温度による依存性は破過時間の温度による変化と似ている。しかしながら吸着量の最大値と最小値の差は小さい。また、硫化水素ガス濃度が大きくなると吸着量も大きくなるが、濃度差ほど吸着量の増加は認められない。すなわち、最大吸着量の時の温度、いいかえると吸着量からみた最適温度範囲は粒状破砕炭では 30℃~50℃円柱状造粒炭は 10℃~35℃と破過時間か

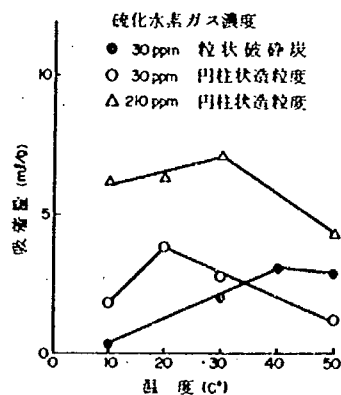


図-5 吸着量と温度の関係

ら求めた最適温度範囲と一致している。このような活性炭の種類による脱臭の最適温度範囲のずれは、それぞれの活性炭の吸着機構の違いに基づくと考えられる。粒状破砕炭は主に物理吸着を行っており、円柱状造粒炭は物理吸着に化学吸着を行なうように化学的処理が施されているため

ではないかと考えられるがそのくわしい吸着機構については不明である。

4.3. 活性炭の吸着-脱着反応定数

一般に、物理吸着にもとづく脱臭反応では反応ガス分子の活性炭表面において吸着-脱着平衡が成り立つ。

流通系において、反応器内で攪拌がないプラグ流 (plug flow) を想定すると、図-6のような反応系において、反応気体が体積流速 u で反応器内を通るとき、反応器中の体積 d_v なる厚板状の空間を考え、反応速度が反応気体の成分濃度 C のみに依存するとすると、一次反応では、反応気体の消費速度は、

$$V = -\frac{dc}{dt} = kc \quad \dots (2)$$

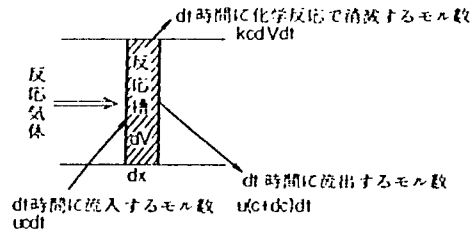


図-6 流通系の吸着モデル

したがって、単位時間内に体積 d_v の空間で消えてゆくモル数は $kcdV$ となる。反応を始めてから十分時間が経って定常状態に達すると、体積 d_v なる空間中の反応気体濃度が時間的に変わらなくなる。すなわち、

(1) 反応気体分子が厚板状部分の左側面から流入してくる dt 時間内に流入するモル数は

$ucdt$ である。

(2) 厚板部分の右側面から流出してゆく反応気体分子があり、 dt 時間に流出するモル数は

$u(c+dc)dt$ である。

(3) 反応気体分子が化学反応によって消費する時一次反応の場合、 dt 時間内に消費してゆくモル数 $-dn$ は $kcdVdt$ である。

厚板状空間について、定常状態が成り立つためには、反応気体がこの部分に流入する速度(1)と消出してゆく速度の和(2)+(3)が等しくなければならない。

よって

$$ucdt = u(c+dc)dt + kcdVdt \quad (3)$$

となる。すなわち(3)式は

$$-\frac{dc}{C} = \frac{k}{u} dV \quad (4)$$

となる。この(4)式を反応器の全空間 V_0 にわたって積分する。ただし、反応器入口では $V=0$ かつ $C=C_i$ (初期濃度) であり、出口では $V=V_0$ および $C=C_f$ (反応気体の最終濃度) であるから

$$-\int_{C_i}^{C_f} \frac{dc}{C} = \frac{k}{u} \int_0^{V_0} dV \quad (5)$$

となり、(5)式は
$$\ln \frac{C_f}{C_i} = -\frac{kV_0}{u} \quad (6)$$

$$C_f = C_i e^{-kV_0/u} \quad (7)$$

となる。ここで、 V_0/u は反応の接触時間で、分子が反応器を通過するのに要する平均時間である。20℃における吸着-脱着反応定数を(6)式より求めたところ、粒状破砕炭は 1.5×10^{-1} 、円柱状造粒炭は 5×10^{-2} であった。これは上記式が吸着反応を物理吸着のみと仮定しているため粒状破砕炭と円柱状造粒炭の吸着機構の違いによる要素も入っていると考えられる。

5. まとめ

以上の結果をまとめると、次のことが明らかとなった。

- (1)破過曲線の形状は、温度や硫化水素濃度および充填層高さによって異なるが、本実験で使用した粒状破砕炭と円柱状造粒炭の形状は非常によく似ていた。
- (2)破過時間と温度の関係より、本実験で使用した粒状破砕炭の最適温度範囲は30℃～50℃、円柱状造粒炭は10℃～35℃であった。
- (3)吸着量と温度の関係より求めた最適温度範囲は破過時間より求めた値と一致していた。
- (4)吸着-脱着反応定数は粒状破砕炭と円柱状造粒炭で大きく異なっていたが、これは、吸着機構の違いに基づくと考えられる。

すなわち、活性炭の吸着性能を評価する上で各々の活性炭の破過特性を調べることは非常に有効であることが判明した。破過曲線や、破過時間および吸着量と温度の関係を調べることによって各々の活性炭の吸着反応における温度特性（温度依存性）を明らかにすることができる。実際の下水道施設における臭気発生場所あるいは発生した臭気の種類によって効果的に活性炭を利用することができる。

また、吸着-脱着反応定数を求めることによって、活性炭の吸着機構が物理吸着のみなのか化学吸着も行っているのかおおよそその判断ができる。

6. 今後の問題点

以上の結果をふまえ、次年度以後以下の実験的検討を行なう予定である。

- (1)硫化水素ガスの流速および流量を大きくした時、すなわち接触時間が短くなった時の吸着特性の解明
- (2)混合臭気の吸着特性の解明
- (3)その他吸着特性に影響すると考えられる因子の解明
- (4)脱臭性能評価試験法（案）の提案
- (5)各種市販活性炭の吸着特性の解明および脱臭性能の評価
- (6)活性炭の再生法および再生後の活性炭の性能評価
- (7)脱臭用活性炭の品質規格（案）の提案

5. 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査

緑化研究室 室長 芹 沢 誠
研究員 田 代 順 孝
古 関 堅 治

1. まえがき

本調査は下水汚泥の有効利用の方法を探るための調査の一環として、都市緑化への利用の可能性を検討することを目的として昭和55年度より継続して実施しているものである。本報告は昭和56年度に実施した施用実験の成果についてとりまとめたものである。

2. 研究の目的と方法

下水汚泥の緑地利用に関して、地被、樹木、樹林を対象として施用効果を明らかにすることを目的として実験を行なった。緑化樹木等に対する効果は植物の特性からして単年度成果で結論を出せることは少なく、また追跡的な調査を必要とすることから本年度は本調査と予備調査の2つの体系で実験を実施した。実験場所は国営武蔵丘陵森林公園内である。

A 本調査 ① 地被を対象とした汚泥（脱水、乾燥）の施用効果に関する実験

② 樹木を対象とした汚泥（脱水）の施用効果に関する実験

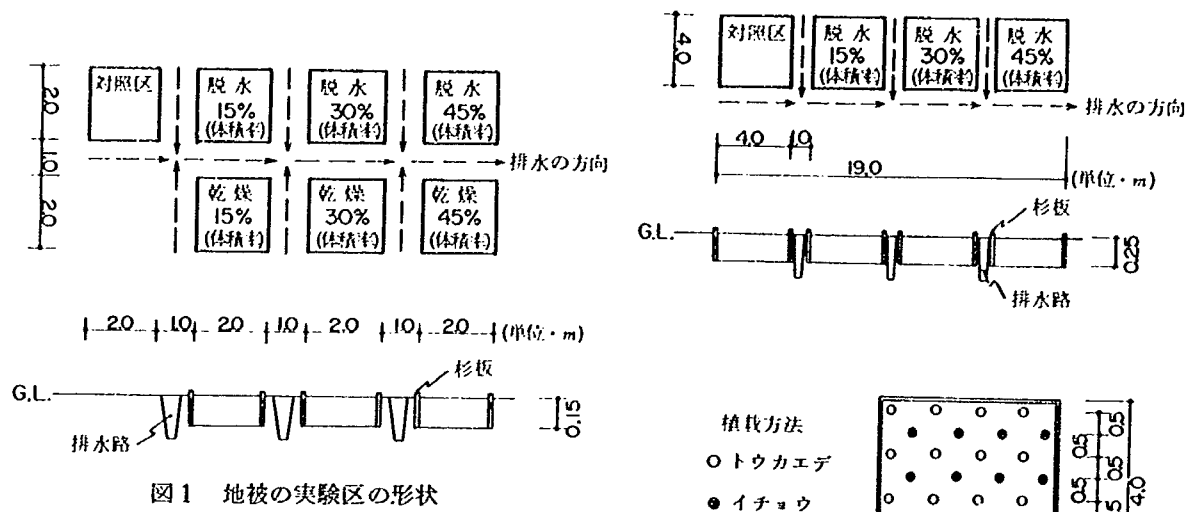
B 予備調査 ① 樹木を対象とした汚泥（堆肥化汚泥）の施用効果に関する実験

② 樹林を対象とした汚泥（乾燥）の施用効果に関する実験

上記調査の内容については以下のようである。A-①についてはコウライシバを対象とし、有機物の少ない心土に土壤改良材として汚泥をそれぞれ15%、30%、45%施用し、生長量、葉色を測定した。土壤については物理性、化学性について分析した。A-②についてはトウカエデ、イチョウを対象とし、有機物の少ない心土に土壤改良材として汚泥をそれぞれ15%、30%、45%施用し、生長量及び葉色を測定した。B-①については、土壤に堆肥化汚泥を肥料として施用し、生長量の変化をみた。B-②についてはアカマツ林内に、林相を調べた後に乾燥汚泥を施用した。これについては長期観察を行なうこととしている。

生長量の測定項目は次のように選んだ。コウライシバについては①被覆度、②乾燥重量、③葉色、④葉数、⑤葉長、⑥葉幅を測定した。樹林については①樹高、②根元直径、③葉色を測定した。供試木としてのイチョウは篩根の苗木で高さ1.5m、トウカエデについては同じく1.8mのものを選り6月13日に植栽した。

以上の内容の実験を行なったが、今回主として目標としたのは適正施用量の検討及び施用による障害の有無についてである。実験区の状況は図1及び図2のようである。



このように設定した実験区における汚泥の施用量と、施用汚泥中の成分量は表1に示したような状況であった。

図2 樹木の実験区の形状

表1 汚泥施用量及び成分量

			汚泥施用量 ()内は含水分を除いた重量 kg/m^2	窒素全量 g/m^2	リン酸全量 g/m^2	加里全量 g/m^2	石灰全量 kg/m^2
芝生を対象とした 汚泥の利用効果	乾燥汚泥 (水分10%)	15%	15.8 (14.22)	336	405	15.3	2.28
		30%	31.55 (28.4)	672	1,811	31.5	4.56
		45%	47.3 (42.57)	1,008	1,216	46.8	6.84
	脱水汚泥 (水分77.5%)	15%	24.0 (5.4)	149			
		30%	48.0 (10.8)	298			
		45%	72.0 (16.2)	447			
樹木を対象とした 汚泥の利用効果	脱水汚泥 (水分77.5%)	15%	40.01 (9)	243			
		30%	80.03 (18.01)	486			
		45%	120.04 (27.07)	729			
樹林を対象とした 汚泥の利用効果	乾燥汚泥 (水分10%)	普通	0.4 (0.36)	8.5			
		過多	1.2 (1.08)	25.6			
樹木を対象とした 汚泥の利用効果	堆肥化汚泥 (水分55.5%)	普通	1.62 (0.72)	17.8	10.7	2.2	
		過多	4.82 (2.14)	53.4	32.5	6.7	

3. 研究の成果

3.1 汚泥施用による土壌条件変化

3.1.1 物理性の変化

汚泥施用による物理性について8月に測定した結果は表2に示した通りである。表によれば物理性

のうち団粒化度について最も顕著な変化がみられた。対照区では32.9%であったのに対し脱水45%施用区では55.5%となっており、団粒化の促進に効果のあることが示唆された。これは汚泥が微少な団粒、あるいは非耐水性の団粒の生成に働き、汚泥によって生育が活

表2 土壌の物理性 (56年8月測定)

項目 試験区	三相分布			圃場含水量 (g/100ml)	透水係数 (cm/sec)	団粒化度 (%)
	液相%	固相%	気相%			
芝生対照区	32.2	28.7	39.1	34.4	1.2×10^{-3}	32.19
脱水15%	33.5	32.9	33.6	32.5	8.1×10^{-3}	34.92
脱水30%	36.3	29.6	34.2	45.1	5.3×10^{-3}	36.02
脱水45%	36.5	30.6	32.9	39.4	1.4×10^{-2}	51.68
乾燥15%	33.8	31.2	35.0	38.8	2.3×10^{-2}	43.12
乾燥30%	34.9	31.1	34.0	41.6	1.6×10^{-2}	41.80
乾燥45%	33.7	29.3	37.0	33.0	3.1×10^{-2}	55.54
樹木対照区	32.1	33.9	34.0	33.8	1.8×10^{-2}	19.08
脱水15%	34.1	39.0	26.9	32.1	4.1×10^{-2}	19.17
脱水30%	33.3	36.8	29.9	36.8	1.5×10^{-2}	34.77
脱水45%	42.3	30.1	27.6	40.5	2.3×10^{-3}	55.39

表3 土壌の化学性 (56年10月測定)

試験区	PH※ (-)	EC (mΩ/cm)	水分 (%)	有機物 (%)	リン酸吸収係数		置換性 (mg/100g)		
					P(mg/l)	P ₂ O ₅ (mg/l)	M _n	C _a	K
芝生対照区	6.36	0.079	33.9	8.62	386.8	885.7	0.0302	54.19	0.771
乾燥15%	7.56	0.252	33.8	9.97	392.7	899.3	0.1888	240.48	0.694
乾燥30%	7.87	0.286	33.9	11.05	397.1	909.3	0.7110	433.52	0.651
乾燥45%	7.77	0.316	33.7	13.58	397.5	910.3	0.4600	564.28	0.716
脱水15%	7.61	0.191	34.0	8.64	380.3	870.8	0.1060	144.72	0.719
脱水30%	7.72	0.228	34.3	9.29	356.7	815.2	0.1060	290.77	0.563
脱水45%	7.72	0.249	34.7	12.25	388.7	890.1	0.1914	316.93	0.643
樹木対照区	6.17	0.074	26.8	6.15	336.7	771.0	0.0273	81.55	0.573
脱水15%	7.73	0.204	29.4	7.22	344.9	789.8	0.3040	225.49	0.475
脱水30%	7.92	0.219	33.2	9.13	365.9	837.9	1.1077	309.82	0.502
脱水45%	7.93	0.241	37.7	10.92	832.4	832.4	1.3322	344.97	0.650

発になった根が作用して耐水性の団粒を生成したと考えられる。その他の項目では透水係数、圃場含水量、三相分布はあまり変化がみられなかった。団粒化度の促進は施用量が多い方が早くになっているが、時間の変化とともにどう変るかが今後の検討課題となろう。

3.1.2 化学性の変化について

施用後の化学性について10月に測定した結果を表3に示した。表からは土壌のアルカリ化の進んでいることが読みとれる。つまりPHが芝生乾燥汚泥15%区の7.56から樹木脱水45%区の7.93までいずれも弱アルカリ化の傾向が顕著である。アルカリ化で予想される栄養障害としては F_e^{3+} 又は F_e^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} などの欠乏があげられるが鉄イオンについては汚泥中に塩化第2鉄が含まれているので問題ないが、その他のイオンについては欠乏を考慮する必要がある。また有機物及び置換性 M_n , C_a , K の増加がみられるが、 C_a については汚泥濃縮剤の消石灰によるものと思われる。なおリン

酸吸収係数 (P_2O_5) の増加がみられるが、これは最大でも $1,000 \text{ mg/l}$ 以下でありリン酸欠乏の心配はないと思われる。これらのことから、汚泥の施用は化学性の向上に効果があると考えてよいであろう。

3.2 芝生に対する施用効果

3.2.1 被覆のスピード

対照区と施用区における被覆度の増加傾向は図3のようである。図から施用区と対照区間の被覆のスピードの差は植栽後58日目から顕著になり、被覆度が80%を越えるのは対照区で約4ヶ月後、施用区で約3ヶ月後となっている。この間の差は概ね1ヶ月であり、施用によって早期被覆が促される傾向が明らかとなった。施用量との関係でみると、乾燥15%区、脱水30%区及び45%区でこの傾向が顕著にみられた。一方、いずれの区も芝の活着には2ヶ月を要しているがこの期間は施用の効果はみられず、逆に汚泥施用による活着の遅れということも考えられる。全体としてみれば活着後の被覆のスピードは施用区において早い傾向のあることがわかる。

3.2.2 乾燥重量

内径10.2cmのホールカッターを用いて植栽後58日目、86日目、114日目に資料採取を行ない、十分に風乾を行なった後重量の計測を行なった。葉、茎、根の部分ごとの重量の推移は図4の通りである。施用区と対照区の差は植栽後58日目までははっきりしないが、86日目以降では顕著となっている。施用区ではその後114日目まで総重量の増加がみられるが、対照区では58日目以降増加は殆んどみられない。この差は茎部の重量減少に起因していると考えられる。また両区の差はT/R率（葉と茎の重さを根の重さで降した値）にもあらわれており生長後半になって対照区のT/R率が小さくなっている。

この傾向を施用量との関係を見ると、乾燥45%区における114日目の葉重が著るしく大きいことがわかる。各区とも後半になっての重量の増加がみられるが、それは主に茎部の重量増加によるものである。また脱水汚泥区と乾燥汚泥区との差は顕著ではない。これらのことは、重量の増加度合が施用量の増加とほぼ一致していることからみて窒素肥料としての効果によるものと考えられる。

また茎部の重量増加の著るしかった乾燥15%区と脱水45%区はいずれも被覆のスピードが早かった区であり、被覆のスピードが茎部の生育によってもたらされたと考えられる。ただし植栽後58日目まではいずれの区も重量の差はみられないが、これは

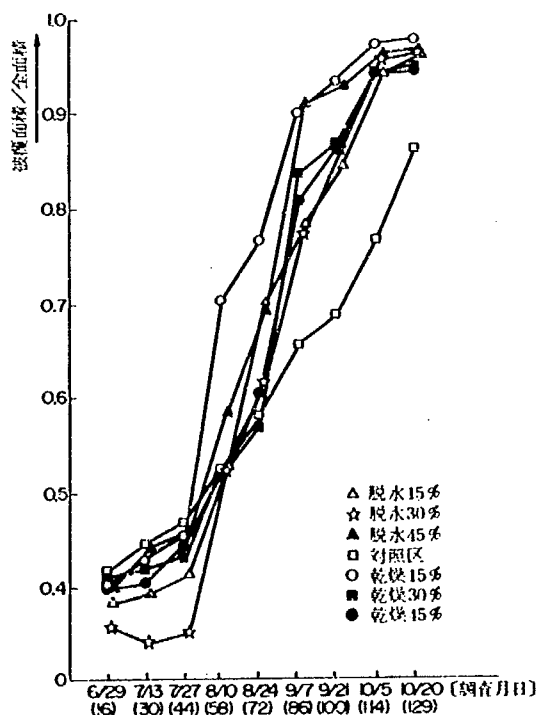


図3 被覆度の伸び

芝の活着期間に相当するためと思われ、生育そのものが停滞していることによるものであると考えられる。

3.2.3 葉長と葉幅

ホールカッターによって採集した資料から各50枚をサンプルとして無作為に抽出し、長さと幅を計測した。その結果86日目と114日目において対照区と施用区の間には

葉長に5%水準で有意な

差が認められた。しかし、葉幅については有意な差は認められなかった。葉長についてみると、対照区のそれは施用区のその2分の1であった。しかし施用量と葉長の関係は明らかではなかった。この原因については窒素、リン酸、カリ等の成分の複合的な作用によるものと考えられる。

3.2.4 葉色

グリーンメーター（F社製葉緑素含有量計測器）によって、単位面積当りのクロロフィル量を計測し、吸光度差を求めた。86日目及び114日目の結果を図4に示した。対照区と施用区の色差は明らかであり、統計的には5%水準で有意である。施用区間での差は認められなかった。また対照区の芝が脱色してからも施用区では緑色の状態が長く保たれていた。このことは汚泥の含有成分のうち窒素分が有効に作用したのと考えられるが、一般にカリの欠乏によっても緑色が濃くなると言われているのでこの影響も見逃がせないが、対照区とくらべてカリが少なすぎることはないので、窒素分の作用の結果とみなしてよいであろう。

以上のことから、汚泥の施用によって生長が促進され、緑色状態が長く続くということが明らかとなり、土壌の改良効果とともに施用効果の著しいことがわかった。

3.3 樹木に対する施用効果

3.3.1 生長量

トウカエデの6月29日から10月21日までの樹高及び根元直径の伸びを示したのが表4である。なお樹高は根部より2~3cmのところにてーピングを行ない、テープ上端部から茎の先端部までの長さとした。表によれば15%区、30%区において樹高の伸びが大きく、45%区では対照区と殆んど差がない傾向がみられる。根元直径については施用区ではいずれも対照区より伸びが大きくなっている。ただしサンプル数が少ないので統計的に有意な差であるかどうかは判定しにくい、伸びの絶対量は15%区及び30%区でおよそ11cmであり、対照区のその約4倍であり、少なくともこの両区においては施用効果はあったとみなせよう。

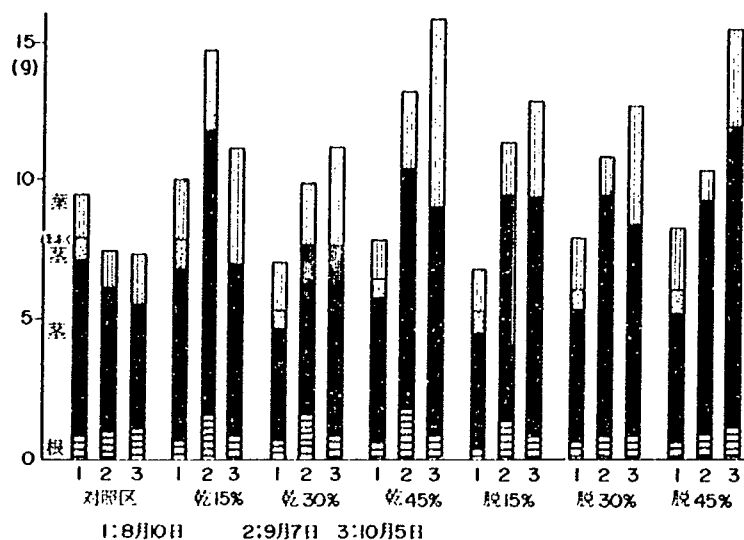


図4 芝の乾燥重量の推移

イチョウについては、植栽後の活着が悪く生長は殆んどみられなかったが、これは根の状態が悪かったものと思われる。しかし根部については計測しなかったので、生育が悪かった主要因は根であるとは言いきれない面があり、継続観察を要する。

3.3.2 枯死、枯れ下り

トウカエデ及びイチョウの枯死及び枯れ下りの状況を示したのが表5である。表によるとトウカエ

デの枯死率が施用30%区、40%区において高いことがわかる。このことは施用量が多いことにより枯死率の高まる傾向のあることを示唆するが、苗木自体の活力等に原因があることも考えられる。この実験では施用量が少ない方が枯死に至る危険性が少ない傾向にあると結論したい。

3.3.3 葉色

トウカエデについては対照区と施用区の間に有意な差が認められた。しかし施用区間での差は認められなかった。イチョウはトウカエデにくらべて生育が悪く、葉色は黄味がかっており、グリーンメーターの指示値も低かった。

3.3.4 樹木に対する脱水汚泥の効果

今回の実験では期間が短かったため生長促進効果は顕著であるとは言いきれないが、上表生長よりもむしろ茎の肥大生長においてみられた。また葉色についても落葉期まで緑色が保たれた。実験区には工事残土の礫まじりの劣悪土壌を用いているので土壌改良効果のあったことが推察される。従って樹木の生長に対しての促進効果がわずかながら明らかになったと言えよう。しかし樹木の生育は時間を要するので、短時間の観察結果から全体の生長についての効果を現段階で判定するには無理があり、継続的に観察、計測を行なっていく必要がある。

4. 予備実験

樹木に対する堆肥化汚泥の肥効性に関する実験と、アカマツ既存林での乾燥汚泥の施用実験を行なった。前者ではトウカエデの根元直径について過多区の方が普通区より大きくなり両者の間の差がはっきりと現われたが、樹高については差は認められなかった。後者については既存林の生長度合及び林相の変化をみることを目的としたのであるが、施用の効果が現われるには苗木の数倍も時間を必要とするので、今年度は林相調査を行なって結果を記録した後汚泥を施用したにとどめた。

5. まとめと今後の課題

芝生に対する施用効果は 1) 土壌の団粒化の促進による改良効果, 2) 被覆の促進効果, 3) 個体

表4 トウカエデの生長量(脱水汚泥区)

<6月29日(16)から10月21日(130)迄>

		対照区	15%	30%	45%
樹高(cm)	平 均	0.034	0.111	0.117	0.033
	標準偏差	0.077	0.083	0.127	0.1
	最 大 値	0.218	0.23	0.345	0.192
	最 小 値	-0.029	-0.015	-0.026	-0.092
根元直径(cm)	平 均	0.094	0.312	0.241	0.24
	標準偏差	0.066	0.186	0.129	0.104
	最 大 値	0.22	0.63	0.425	0.365
	最 小 値	0.015	0.045	0	0.09

※ ()は植栽後の日数を示す。

レベルでの重量の増加及び葉長の伸びの促進， 4) 緑色期の長期化という点において顕著であった。これを施用量との関係でみると，窒素含有量に換算して最も少ないのが脱水15 %区 (149 g/m^2) であり，一般に芝生に施肥される量の10倍程度であるが，その殆どは有機体窒素で直接植物に利用されず，有機物の欠乏している都市残土の改良材としての役割をもあわせもつことが確認された。

樹木の生長に対する効果としては，根元直径の肥大化が顕著にみられたが，上長生長はあまり著しくなかった。また葉の緑色期の長期化の傾向が明らかであった。ただし樹木の生長の度合は短期間の計測結果のみでその良否を判定するのは無理であり，効果についての定量的な断定は継続調査の結果にまちたい。

今後の課題としては 1) 施用量と生長量との関係を明らかにすることによって適正施用量を知ること， 2) 適正な施用時期を明らかにすること， 3) 肥料成分の残効性を検討すること，及び 4) 施用における作業性の良否等実際の汚泥利用にあたっての技術的課題を検討することがあげられる。また対象樹種を増やしたり，土壌条件を変えるなどの生育環境のコントロール下での実験も必要となる。

the first of these is the fact that the
the second is the fact that the
the third is the fact that the
the fourth is the fact that the
the fifth is the fact that the
the sixth is the fact that the
the seventh is the fact that the
the eighth is the fact that the
the ninth is the fact that the
the tenth is the fact that the

6. 薬液注入工法の設計法に関する研究

施工研究室 室 長 千田昌平

研究員 塚田幸広

武田節郎

1. まえがき

薬液注入工法は、薬液を地盤に注入して地盤を固結させることにより地盤の強度を増加させ、または、地盤の透水性を減少させる地盤改良工法であり、主な使用目的として、トンネルやシールド掘削における切羽の安定および湧水防止、基礎地盤の支持力の改善、地下掘削におけるヒービング、ボイリングの防止などがあげられる。特に最近では、他の工法と比べて簡便に施工でき、かつ経済的であることから下水道管路の設置などのシールド工事の増大に伴って、その使用件数が年々増加しており、都市土木工事に欠くことのできない重要な工法となっている。しかし、薬液注入工法は、その注入メカニズムが明らかにされないまま、注入設計および施工は注入技術者の経験に基づいて行なわれ、また様々な問題を生じてきた。そこで昭和52年度から昭和54年度まで「薬液注入工法の評価と開発に関する研究」という課題で、現状の薬液注入工法の問題点を把握するとともに、より安全で、かつ信頼性の高い注入薬液および注入工法の開発を行ない、その中で新しい薬液注入工法としてデュアルモードショット工法（土研式注入工法）を開発した。本工法は、瞬結性薬液と長いゲル化時間を有する薬液とを合理的に組合わせた注入工法であり、在来工法と比較してその注入効果などにおいて良好な結果を得ている。このように注入技術は、めざましい進歩を遂げている。しかし、最近では、注入対象地盤が砂層と粘土層の互層地盤および軟弱粘性土地盤である場合も多く、注入設計、施工に困難をきたしている。そこで、粘性土における注入メカニズムを把握するとともに、各種地盤に適応した薬液注入工法の設計法および施工法を確立する必要がある。

2. 調査目的

本年度の調査目的は、次のとおりである。

- (1) 室内モデル実験によって、薬液を粘性土に注入した場合に生じる割裂現象の発生機構についての基礎資料を得る。
- (2) 砂質土と粘性土の注入機構の違いを室内実験によって調べる。
- (3) 薬液固結物の耐久性について調べる。

3. 調査方法

3.1. 粘性土および砂質土への注入実験

3.1.1. 試料土の性質

本実験において、粘性土と砂質土を注入対象土とした。試料土は、各々1種類とし、粘性土は、埼玉県北埼玉郡渡良瀬遊水池より採取したもので、砂質土は、霞ヶ浦江戸崎にて湖底より浚渫したものである。粘性土は、自然含水状態に水を20%前後加えて十分練り返した後、実験槽へ投入して地盤を作成した。また、砂質土では、自然含水比の状態のものを実験槽へ投入した後、突き棒で締めながら地盤を作成した。試料土の粒度分布および物性は、図-1、表-1、に示すとおりである。

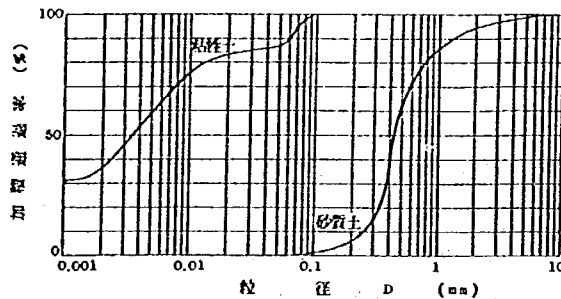


図-1 試料土の頻度分布

表-1 試料土の物性

種 類		粘 性 土	砂 質 土
粒 度 特 性	泥 分 (%)	0	6
	砂 分 (%)	3.7	93
	シルト分 (%)	37.4	1
	粘土分 (%)	58.9	—
	最大粒径 (mm)	0.105	(9.52)
	均等係数	—	(2)
コ ン プ レ ッ シ ョ ン 特 性	曲率係数	—	—
	液性限界 WL (%)	83	—
	塑性限界 WP (%)	38	—
	塑性指数 IP	45	—
土 粒 子 の 比 重 ρ_s		2.67	2.68
自 然 含 水 比 w_n (%)		—	約 8

3.1.2. 注入実験装置および実験ケース

注入実験装置は、粘性土への注入実験には、図-2、3に示す中型モールド実験装置(径150mm×高さ300mmの耐压セル)、二次元槽実験装置(長さ2,000mm×幅125mm×高さ550mmのガラス張槽)を用い、砂質土への注入実験には、図-4に示す長カラム実験装置(径200mm×長さ1400mmのアクリル製透明円筒)を用いた。また、注入管は、外径4mmの真ちゅう管で製作した先端注入管(ロッド方式)とストレーナ注入管(ストレーナ方式)を用い、ストレーナ管

は1孔、2孔、4孔の3種類とした。

表-2に実験ケースの概要を示す。使用した注入材料は、

粘性土では溶液型有機系注入材(W_{11})を用い、砂質土では W_{11} の他に、特殊水ガラスの原液、

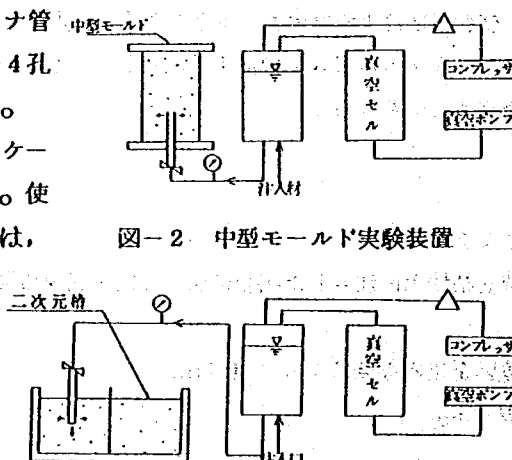


図-2 中型モールド実験装置

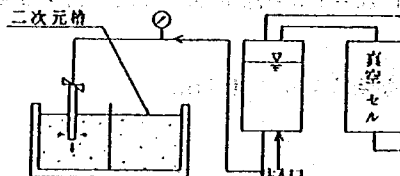


図-3 二次元槽実験装置

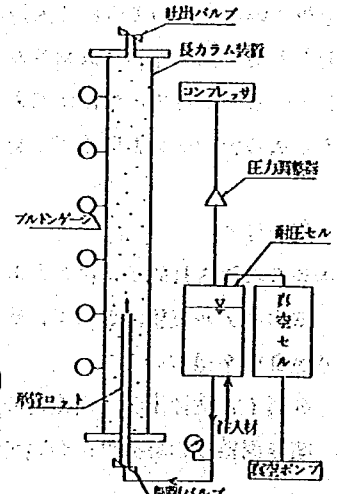


図-4 長カラム実験装置

表-2 実験ケース

ケース	実験土質 （含水比・液性指数）	実験材料	注入管	注入材料	注入圧力 (kgf/cm^2)	注入量 (cc)	注入速度
C-1	—	円筒容器	ストレナ (3)	Wu	定圧 0.2-0.6	57	管理せず
2	—	円筒容器	— (2)	—	— 0.2-5.0	28	
3	90.2	—	— (2)	—	— 0.2-0.6	20	
4	49.8	—	— (1)	—	— 0.2-5.0	91	
5	52.7	二次元結	— (2)	—	— 0.1-3.5	29	
6	72.7	—	— (2)	—	定圧 0.1	105	
7	60.1	—	ロッド (1)	—	定圧 0.1-5.5	24	
8	54.3	—	ストレナ (2)	—	— 0.1-5.0	118	
9	81.8	—	ロッド (1)	—	—	160	
10	48.9	—	— (1)	—	定圧 1.0	136	
11	49.1	—	ストレナ (2)	—	—	143	
12	47.6	—	ロッド (1)	—	— 0.5	23	
13	49.1	—	ストレナ (2)	—	定圧 0.3-0.5	95	
14	49.3	—	— (1)	—	定圧 0.2	180	
15	45.4	—	ロッド (1)	—	定圧 0.1-0.6-0.2	160	
S-1	9.0	39	長カラム	— (1)	水	2107	管理せず
2	9.0	39	— (1)	セメントミルク	—	162	
3	9.0	39	— (1)	塩化水ガラス	1kgf/cm^2 から一定時間増圧	369	
4	8.65	37	円筒容器	ストレナ (2)	Wu	130	
5	8.71	37	— (1)	—	—	128	
6	5.0	38	二次元結	ストレナ (2)	増圧	100	
7	9.0	38	— (1)	—	—	128	

・ カッコ内数字は孔数

・ Wu は有機系水ガラス注入材料で主材濃度 35%

セメントミルク ($W/C = 600$) および水道水を用いた。また、注入管理は、各ケースとも圧力変換器による圧力管理として、注入量、注入速度は薬液セルの液面降下量、降下速度より算出した。

3.2. 薬液固結物の耐久性実験

3.2.1. 供試体の作成および養生方法

本実験における供試体は、表-3 に示す薬液の配合を用いて昭和54年度に作成したものである。供試体の作成および養生は次の2種類の方法を用いた。

(A) 小型モールド ($\phi 500\text{mm} \times \ell 200\text{mm}$) を用いてサンドゲルを作成し、湿砂中にて養生する。(図-5)

(B) 塩ビ管 ($\phi 500\text{mm} \times \ell 1000\text{mm}$) を用いてサンドゲルを作成し、そのまま片面開放状態で水中にて養生する。(図-6)

なお、(A) 方法によって作成した供試体は、固結物の一軸圧縮強度の長期的変化を観察するためのものであり、(B) 方法によって作成した供試体は、固結物中に含まれている薬液成分の長期的流出を観察するものである。

3.2.2. 薬液成分の流出量の測定

図-6 に示すように片面開放状態で養生した供試体を、養生日数 1, 16, 30, 300, 570 日目に取出し、それぞれ、塩ビ管の長さ方向に 3cm 毎切断し分析した。薬液成分の試験項目および試験法は、表-4 に示すが、EC, Na, TOC はそれぞれ薬液の存在を確認するのに有効なトレーサと考えられている。なお、成分含有量は次式より算出する。

$$La = (C - C_0) \times V / W \times \gamma_t \quad \dots\dots\dots (1)$$

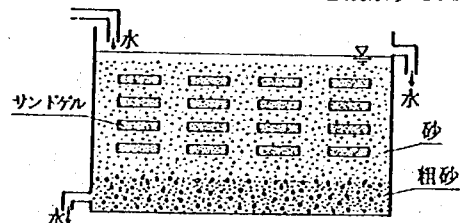


図-5 強度低下実験における養生条件

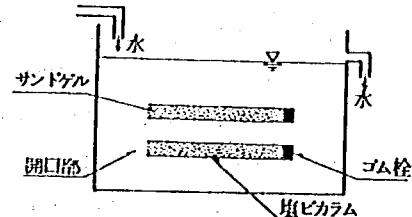


図-6 成分流出実験における養生条件

$$L_b = \frac{(\gamma_t - \gamma_d) \times C_b}{\gamma_d} \dots (2) \quad K = \frac{L_a}{L_b} \dots (3)$$

ここで L_a : 単位体積中の薬液成分含有量
 L_b : 理論的薬液成分含有量 K : 抽出率
 C : 抽出液分析値
 C_0 : 抽出液分析値バックグラウンド値
 V : 抽出時水量 W : 抽出時サンプル量
 γ_t : 固結物湿潤密度 γ_b : 注入薬液密度
 C_b : 注入薬液成分表 γ_d : 注入前地盤乾燥密度

また、薬液の流出量は次式で計算される。

$$F_z = \sum_{i=1}^N (L_{oi} - L_{zi}) \cdot \pi \cdot \gamma^2 \ell \dots (4)$$

ここで F_z : Z 目日の流出量

L_{zi} : 養生後流出したと考えられる薬液量

L_{oi} : 注入直後存在可能な薬液量

γ, ℓ : テストピースの半径, 長さ

なお、表-5に各数値の一覧表を示す。

4. 調査結果

4.1. 粘性土における割裂現象

本実験結果を述べる前に一般的に考えられる割裂機構について触れておく。粘性土のような浸透性が非常に悪い地盤においては、注入孔のまわりで注入圧による間隙水圧の上昇に伴うせん断破壊が生じる。せん断破壊の状態は、図-7に示すように有効応力によって標示すると簡単に説明できる。このようなせん断破壊に伴って粘土組織(網状、ハチの巣状)の破壊が生じ、薬液は、このせん断面に沿って土流子を持ち上げ、空隙をつくり、そこへ押込まれる形態をとると考えられる。なお、この現象は注入圧力の距離減衰に伴いある有限範囲内で収束する。以上のような経過で注入された薬液は、接触面付近の土粒子を固着させ、骨格構造を再形成させるとともに、圧密効果により非充填部分の粘着力を増加させる。そこで、割裂脈の状態は、枝状よりも網状に形成された方が注入効果が高くなると考えられる。

さて、図-8には、二次元槽実験装置を用いたケース6, 9, 10, の割裂脈状状態を示す。各ケースにおける注入圧力は、それぞれ、0.1, 0, 1.0 Kgf/cm²であり、ケース9については薬液タンクと注入管先端との位置による圧力差($\Delta H=50$ cm)

表-3 注入材の標準配合

系 液	水ガラス濃度(%)	A 液	B 液
W ₁ (有機系)	25	水ガラス 62.5ml	メチレンブルー 8g
		水 62.5ml	亜硝酸カリウム 1g
		合計 125.0ml	水 125.0ml
W ₃ (無機系)	25	水ガラス 62.5ml	アルミニウムナトリウム 7g
		水 62.5ml	水 125.0ml
		合計 125.0ml	合計 125.0ml

表-4 成分分析法

項 目	記 号	分 析 方 法
電気伝導度	EO	EO計(東亜波動)による方法(JIS K0 102.9)
ナトリウム	Na	原子吸光光度法による方法
全有機性炭素	T00	炭素分析法による方法

表-5 数 値 一 覧 表

事 項	初 期 値	備 考
土粒子の比重	2.70	—
間隙比	0.45	—
注入前地盤の γ_d (g/cm ³)	1.185	$n=0.45$ として計算
固結物の γ_t (g/cm ³)	1.980	比重1.10の薬液が充填を充満したと仮定した値
C_0 (cc/l)	Na=125 T00=20	EO=680 μ V/cm 25 $^{\circ}$ C
V (l)	0.100	抽出時実験条件
W (g)	20	—
r_b	1.100	—
C_b (cc/l)	W ₁ =25%	1:5 抽出EO値 W ₁ =5900 W ₃ =6400 (μ V/cm 25 $^{\circ}$ C)
	Na=28.1	
	T00=7.7	
	W ₃ =25%	
	Na=33.9	
	T00=0.0	

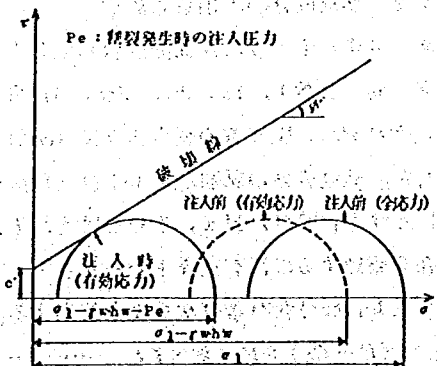


図-7 割裂機構の模式図

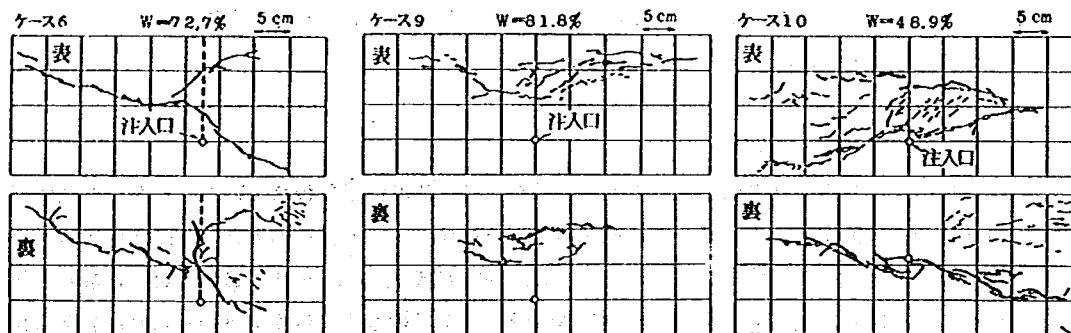


図-8 割裂脈の発生状態

だけで約200ccの薬液が注入された。これはケース9の含水比が81.8%と液性限界83%に近く、粘土粒子間の結合力が非常に弱い状態にあったためと考えられる。割裂の状態を観察してみると各ケースとも割裂脈が注入管を中心にして水平方向に進んでおり、特にストレナ方式ではその傾向が顕著に現われた。また割裂の発生する位置はストレナ方式では比較的注入口に近く、ロッド方式では注入口より上側であった。これは、実験地盤を作成する際、層状に粘土を積み重ねたので水平方向が応力的に弱く、ストレナ方式では薬液が水平方向に噴出するため注入口付近にせん断破壊が生じ、またロッド方式では薬液が注入管と地盤との境界にまわりこみ、上昇しせん断強度の弱い部分から割裂が進行したためと思われる。割裂が水平方向に進行していくことは、主応力面が水平方向と一致することからも明らかである。また、ケース6および中型セールド実験において割裂が水平からある角度で地表面方向に移行している傾向が見られた。これはランキンの受働状態を形成するような応力が働き($\pi/4-\phi/2$)の角度で割裂が進行していくためと思われるが、今回の実験からは明らかにすることができなかった。次に全体的な割裂脈の発生状態については、太い割裂脈が1本もしくは2本生じ、その枝状の割裂脈のまわりに細かいクラックが多数生じた。細かいクラックの数は含水比が低下するに従い多くなる傾向がある。しかし細かいクラックが薬液の浸入によるものか、太い割裂脈による応力上昇によりせん断破壊されたものかの識別が今回の実験からは明らかにされなかった。ただし、細かいクラックに薬液が浸入していると仮定すると割裂脈が網状に形成され、比較的高い注入効果が得られる可能性があると思われる。

今回、注入剤として溶液型有機系(W1)を用いたが、間隙水による希釈のため固結物が得られず、また、フェノールフタレイン反応にもふい状態であった。これらのことから粘性土地盤には強度的に優れた懸濁型注入材が適していると思われ、懸濁型注入材のホモゲルによる網状割裂脈による注入効果に期待するのがよいと思われる。ただし懸濁型注入材の場合異常に高い注入圧のため注入材が注入範囲より遠方に走る傾向があるので、注入圧力の管理が今後問題となるであろう。

4.2. 砂質土への注入

図-6に示した長カラム実験装置を用いて、一次元的な薬液および清水の注入圧力の距離減衰を測定したが、注入圧力の設定および圧力計測方法に問題があり、注入材の粘性によると思われ

る若干の圧力差がでただけで、有意な結果が得られなかった。本実験は、今後計測方法などの点で十分改善の余地がある。

4.3. 薬液固結物の耐久性試験

薬液固結物からの成分流出に関して過去に様々な室内試験が行なわれている。しかし拡散面積を供試体の全表面積としているため、短期間で成分の流出が終了する結果となり原地盤状態との対応が悪い。そこで本試験では図-6に示す養生条件で試みた。図-9にECと養生日数の関係を示す。この図より W_1 , W_3 とも開口部から30cmまでのECの減少割合が大きい。これは、ECに大きく影響する Na^+ 成分の流出が大きいためであると考えられる。なお、 Na はゲル化に寄与しない成分であり、そのため Na の流出は他の成分に比べて大きいと考えられている。図-10にTOCと養生日数の関係を示す。この図より開口部より15cmまでの流出は大きいが30cm以上では注入時に比べてほとんど変化していない。なおTOCはゲル化に寄与する有機成分の総量を表すものであり、TOC濃度から有機系固結物の耐久性を知ることが可能であると思われる。以上のように今回の実験では、薬液固結物と水との拡散面積（接触面積）を小さくすることで、比較的原地盤の流出状態に則した結果が得られたと考えられる。

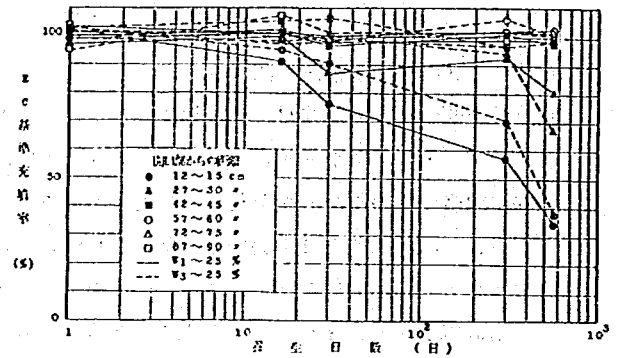


図-9 EC-養生日数の関係

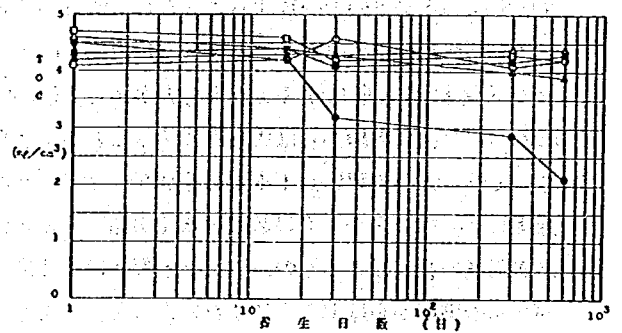


図-10 TOC-養生日数の関係

5. 今後の問題点

粘性土において、注入材の種類およびゲル化時間を変化させた場合の割裂現象、注入効果の把握が必要となる。また薬液固結物の耐久性については、継続して分析するとともに、実大規模での長期計測も必要であると思われる。

なお、来年度は「薬液注入工法設計・施工指針（案）」を作成する計画である。

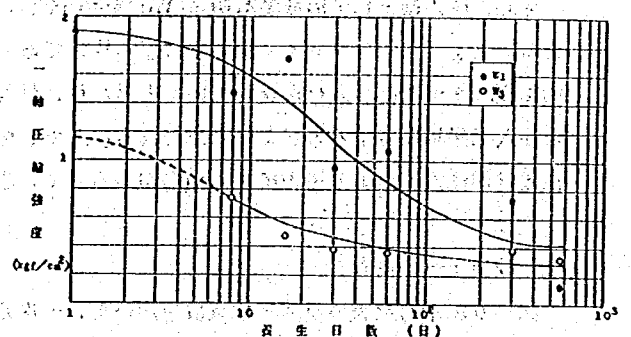


図-11 一軸圧縮強度-養生日数の関係

昭和56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1858号
昭和57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56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

3 0 5 - □ □

40円切手
をはいて
下さい

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. _____





土木研究所資料第1858号 部

上記のとおり受領しました。

所 属 (住所)

氏 名

印

