ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第2654号

土木研究所資料

昭和62年度下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和63年10月

建設省土木研究所

「 Copyright © (1988) 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 General 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，複製は，土木研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。」

土木研究所資料
第2654号　1988年10月

昭和62年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部	下水道研究室	三次処理研究室
	汚泥研究室	水質研究室
企画部	システム課	
河川部	総合治水研究室	
道路部	緑化研究室	
機械施工部	施工研究室	
	土質研究室	
地震防災部	耐震研究室	

要　旨

本報告書集は，昭和62年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全30編250ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化

序　　文

この報告書は，昭和62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(a)によるものが大半を占めているが，そのほかに土木研究所の試験研究費(b)，環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費(c)，河川事業調査費(d)，及び建設技術研究開発費(e)，その他(f)によって実施されている。

昭和62年度における新規課題は，①発生下水汚泥の質と量に関する研究(b)，②下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査(a)，③都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査(a)であり，いづれも当面する重要な課題である。

一方，終了課題には，①下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究(b)，②集落における下水処理に関する研究(c)，③下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査(a)，④薬液注入工法の注入管理手法に関する調査(a)，⑤河川の総合負荷量収支に関する調査(d)があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①下水中の微量重金属の分離および環境への影響に関する研究(c)，②栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査(a)，③汚濁負荷の原単位に関する調査(a)，④下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査(a)，⑤管内貯留に関する調査(a)，⑥焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査(a)，⑦水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査(a)など，すでに成果を活用できる域に達しているものもある。

さらに，各分野で脚光を浴びている先端技術を，下水道に導入することが強く要望されており，バイオテクノロジー，新素材，メカトロニクスなどの諸技術に関する研究も，今後欠かせない課題である。特に，近年，進歩の著しいバイオテクノロジーは，新排水処理システムとしての応用が期待されている。バイオテクノロジーを活用する場合，長い眼でみるべき問題が多いが，下水道事業に反映できるような技術を開発できるよう努力中である。

昭和62年度末で39％という下水道人口普及率を早急に高めるため，建設省は昭和61年度から第６次下水道整備五箇年計画をスタートさせた。しかしながら，下水道整備を円

滑に進めて行く上で技術上の問題は少なくない。なかでも，①中小都市向け適正技術の開発，②処理水質の向上に対する要望の多様化への対応，③大都市を中心とした雨水排除の安全度の向上技術，④下水ならびに汚泥の処理における省資源・省エネルギー対策，⑤処理水と汚泥資源の有効利用技術，⑥管路施設の効率的整備手法の確立は，ここ数年にわたる重要な課題である。

こうした行政上のニーズに対応した調査・研究を進めるとともに，下水道や公共用水域の水質汚濁防止の基本問題についても粗漏のないような研究姿勢を保っていきたいと考えている。

最後に，昭和62年度の調査・研究を実施するにあたって種々御援助頂いた各位に深謝なる感謝の意を表すとともに，この報告書が広く読まれ，実務の中で積極的に活用されることを願うものである。

昭和63年10月

下水道部長　松　井　大　悟

目　　次

序　文

概要約集 …… 1

I　試験研究費による研究

1. 下水性状の生化学的特性に関する研究 ……（下水道研究室）… 33
2. 下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究 ……（三次処理研究室 下水道研究室）… 41
3. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 ……（汚泥研究室）… 51
4. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 ……（水質研究室）… 57

II　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 集落における下水処理に関する研究 ……（下水道研究室 三次処理研究室）… 65
2. 下水中の微量重金属の分離および環境への影響に関する研究 ……（水質研究室 汚泥研究室）… 85

III　下水道事業調査費による研究

1. 汚濁負荷の原単位に関する調査 ……（水質研究室）… 111
2. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 …（水質研究室）… 117
3. 下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査 ……（下水道研究室）… 125
4. 閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査 ……（水質研究室）… 135
5. 下水道による住環境の改善に関する調査 ……（下水道研究室）… 141
6. 管内貯留に関する調査 ……（下水道研究室）… 149
7. 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）… 157
8. 栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査 ……（三次処理研究室）… 165
9. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査 …（三次処理研究室）… 173
10. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査 ……（水質研究室）… 181

11. 下水処理水の再利用に関する調査 ……（三次処理研究室）… 187
12. 下水汚泥の燃料化に関する調査 ……（汚泥研究室）… 197
13. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査……（汚泥研究室）… 205
14. 下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査……（汚泥研究室）… 213
15. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査 ……（下水道研究室）… 219
16. 小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する
調査 ……（汚泥研究室）… 229

Ⅳ 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道に関するデータベースネットワークシステム
の開発調査 ……（システム課／下水道研究室）… 237
2. 薬液注入工法の注入管理手法に関する調査 ……（施工研究室）… 243
3. 下水道施設の耐震性に関する調査 ……（耐震研究室）… 249
4. 都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査 ……（総合治水研究室）… 255
5. コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査 ……（緑化研究室）… 261
6. 焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査 ……（土質研究室）… 267

Ⅴ 河川事業調査費による研究

1. 河川の総合負荷量収支に関する調査 ……（水質研究室）… 275
2. 河川の富栄養化に関する調査 ……（水質研究室）… 281

Ⅵ 地建依頼経費による研究

1. 河川浄化施設の排泥方法に関する調査 ……（水質研究室）… 287

概　要　約　集

下水性状の生化学的特性に関する研究		本文 33 ページ	昭和62年度
全体計画	試験研究費　昭和60～63年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

現在の下水道施設の設計・維持管理はＢＯＤを指標として用いている。これは処理方式として活性汚泥法を念頭においたものである。そこで生物膜法や嫌気処理法などの他の処理方式にとってあるべき有機物負荷を開発する。また流入下水中の固形物分布，有機物の特性を調査し，新しい下水処理プロセスの開発に資するものである。

（結　果）

(1) 嫌気性処理による下水性状の変化

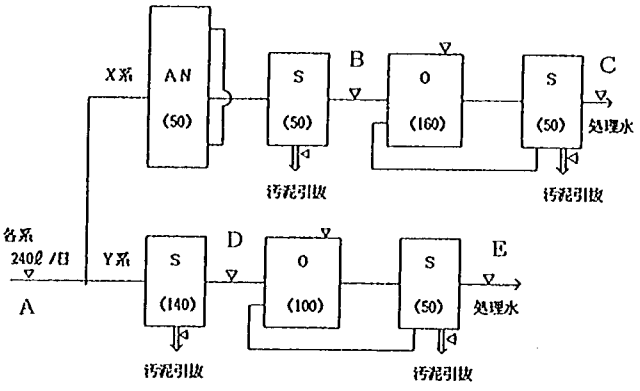
図－1に示す処理フローをもつ嫌気性処理における固形物除去特性を調べ，好気性処理と比較したところ以下の結果を得た。

1) 初沈処理水の流入水に対する5 μm 以下のBOD，COD の除去率は嫌気系列ではそれぞれ39％，29％を示した。なお固形物を含めた全体としての除去率もそれぞれ64％，67％と高かった。

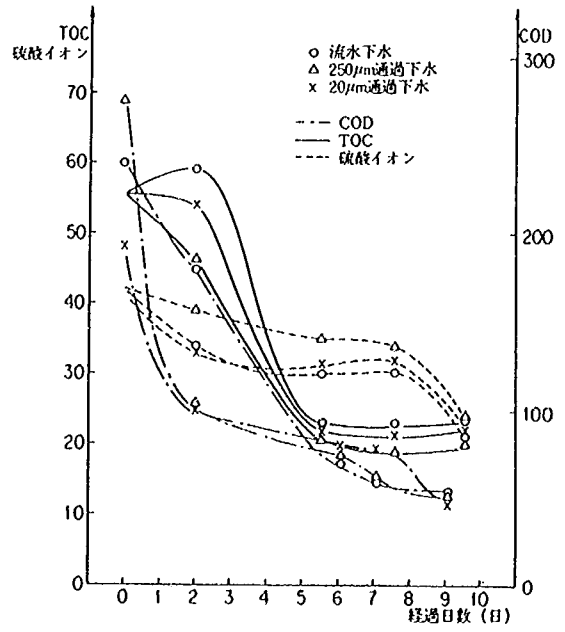
2) 初沈処理水と終沈処理水を比べると，有機性のＤＳは嫌気系列で72ｐｐｍから82ｐｐｍと増加したが，好気系列では93ｐｐｍから46ｐｐｍに減少した。無機性のＤＳは双方とも上昇していた。

(2) 嫌気性指標の開発

内径194㎜，高さ１ｍの円筒形容器３台に，生下水，200μmふるい通過下水，20μm ふるい通過下水をそれぞれ入れ，１ｒｐｍで撹拌したところ，図－2のような結果を得たが，硫酸イオンの嫌気性処理指標としての妥当性については結論づけることは出来なかった。また各下水間の水質の差はみられなかった。



図－１　実験装置の概要　（)内は有効容積(ℓ)，AN：嫌気性処理槽，Ｏ：活性汚泥槽，Ｓ：沈殿槽



図－２　COD，TOC，硫酸イオンの経時変化（単位mg/ℓ）

執筆者　竹石　和夫
榊原　　隆

下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究		本文 41 ページ	昭和62年度
全体計画	試験研究費　昭和59～62年度	三次処理研究室・下水道研究室	

（目　的）

昭和60年度末現在，我が国の下水道普及率は36%であり，二次処理による処理区域の拡大に力が注がれており，二次処理を越えた高度処理については，排水基準・環境基準といった規制値を満足させるために必要な極めて限定された地域において実施されているにすぎない。しかし，将来の我が国の水環境・下水道事業のあり方を考える時，目先の規制に対する対応だけでなく，(1)「下水処理水の水質レベルは如何にあるべきか」，(2)「下水処理レベルの高度化を如何なるプログラムで進めていくべきか」を検討する必要がある。本研究は，当課題を(1)については，放流先の水環境の質及び経済性の観点並びに下水処理水の再利用における水質及び経済性の観点から，(2)については，二次処理区域の拡大と高度処理化との費用効果の比較の観点から，研究するものである。

（結　果）

(1) 現況の二次処理水質に関する評価と昨年度に引き続き更に行い，標準活性汚泥法（BOD・SS負荷0.2～0.4，曝気時間4～8時間）の運転処理においては，処理水質が平均値でBOD 10.7㎎/ℓ，SS 8.1㎎/ℓ，90%超過値で，BOD 15.0㎎/ℓ，SS 13.5㎎/ℓとなっているという結果を得た。

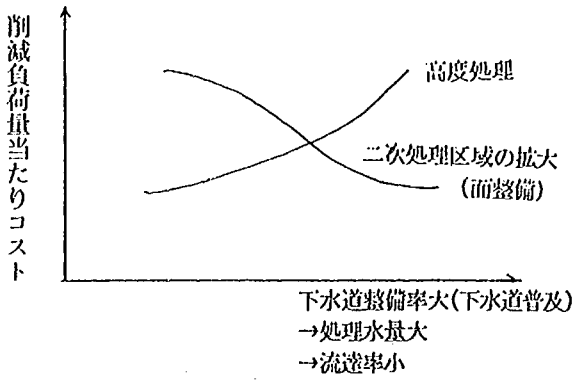
(2) 高度処理の建設・維持管理の費用関数の作成について，昨年度作成した各高度処理単位プロセスの費用関数を基に，実用的で実施可能と考えられる高度処理組み合わせプロセス（表－1参考）の費用関数の作成を行った。

(3) 高度処理導入の考え方については，二次処理区域の拡大（面整備）と高度処理化による水質改善の費用効果の特性が，一般的には図－1に示される関係となることを考察し，モデル流域における高度処理導入の費用効果の比較のケーススタディを行った。

表－1　抽出した高度処理組合わせプロセス

処理目的	組合せプロセス
（高級処理）	①標準法
残存BOD、浮遊物除去	②標準法＋急速砂ろ過
COD除去	③標準法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ④標準法＋凝集沈澱法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ⑤標準法＋急速砂ろ過＋オゾン処理法＋活性炭吸着（残オゾン処理）
リン除去	⑥標準法＋凝集沈澱法＋急速砂ろ過 ⑦凝集剤添加活性汚泥法 ⑧標準法＋晶析脱リン法
窒素除去	⑨循環法
窒素・リン除去	⑩循環法＋晶析脱リン法 ⑪循環法＋凝集沈澱法＋急速砂ろ過 ⑫凝集剤添加循環法
窒素・リン・COD除去	⑬循環法＋凝集沈澱法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ⑭循環法＋晶析脱リン法＋活性炭吸着

（注）＿＿＿のプロセスについては、＿＿＿のプロセスの後段に仕上げ処理としての急速砂ろ過を考慮する組合せも検討対象とする（それぞれ⑦'　⑨'　⑫'　とする）



図－1　下水道整備の進捗と費用効果

執筆者　佐藤　和明
谷戸　善彦
高橋　正宏

発生下水汚泥の質と量に関する研究		本文 51 ページ	昭和62年度
全体計画	試験研究費　昭和62～66年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

汚泥の処分に関する問題は，下水道事業を推進する上で，重要な問題の一つとなっており，埋立処分以外の処分方法の確立が求められている。現在実施されている汚泥の有効利用法としては，①緑農地に還元して肥料や，土壌改良材として利用する方法　②焼却灰を，道路の路盤材やセメントの増量材に使用したり，溶融スラグを砕石・砕砂のように加工して建設資材として利用する方法があり，一部の都市ではすでに実用化している。しかし，これらの有効利用を行う場合，汚泥中の重金属の種類と含有量が品質の良否に影響することが知られている。

今後，汚泥を緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用に積極的に実施していくためには，汚泥中の重金属をコントロールして品質の良い資材に変えてゆく必要がある。このため，本研究は，汚泥中の重金属の形態や量の変動要因等を明らかにし汚泥に潜在する資源性を一層高めるための基礎資料を得ることを目的としている。

（結　果）

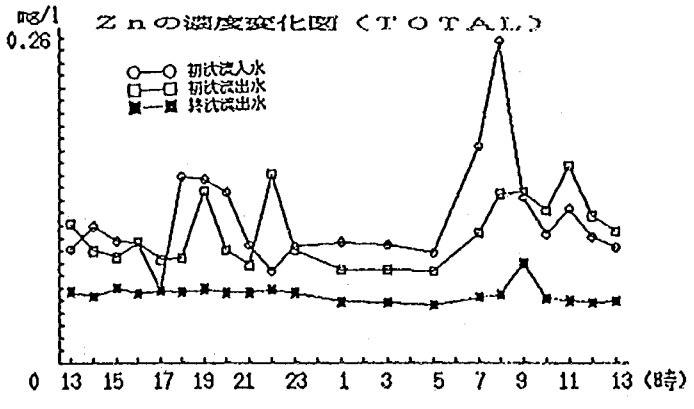
1）流入下水及び処理水中の重金属濃度変化と汚泥中重金属の形態調査結果。

① 初沈流入水及び初沈流出水中の重金属濃度の時間変動においては，朝夕二回のピークが見られるが，終沈流出水では濃度が平滑化されてピークはない。（図－１参照）

② トータル及び溶解性の各元素の中で終沈よりも初沈で除去され易いのはＮｉとＣｒ及びＳｉであり，その他の元素は終沈でより多く除去されている。

③ 住宅排水を主体とする下水処理場で発生する汚泥中の重金属濃度及びその形態は，各処理場間でほぼ同じ傾向を示した。

④ 汚泥中の重金属の中で，比較的安定した形態の割合の高い元素は，銅とクロムであり，不安定な形態の割合が高い元素は，カルシウムであった。



図－１　Ｍ処理場の流入水中の重金属濃度変化

執筆者　大嶋　吉雄
岡澤　邦明

流水中の窒素収支に関する基礎的研究		本文 57 ページ	昭和62年度
全体計画	試験研究費　昭和61～65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

流水中の窒素は，大気から供給される窒素ガス（N_2）の他に，アンモニア性窒素（NH_4^+-N：pHによっては，イオンではなく分子状NH_3となる。）亜硝酸性窒素（NO_2^--N），硝酸性窒素（NO_3^--N）及び有機性窒素（Org.－N）から成る。これらは，生化学的あるいは物理学的に形態の変化や相の変化を伴うものであるが，その機構は複雑であり，今だ不明瞭な点が多い。従って，本研究では流水中の窒素の形態変化に関し基礎的知見を得るという意味において，流水中の窒素収支の定量的な把握を行うものである。特に，本年度においては，アンモニア性窒素の揮散という現象に着目して，その揮散速度定数を流水の水理学的特性量（平均流速，平均水深）によって評価することを目的としている。

（結　果）

水中におけるアンモニア性窒素は，式(1)で示すように解離しており，アンモニウムイオンNH_4^+と分子状のアンモニアNH_3との構成比は，pH と水温によって図－1のようになる。

$$NH_4^+ \rightleftarrows NH_{3(aq.)} + H^+ \qquad (1)$$

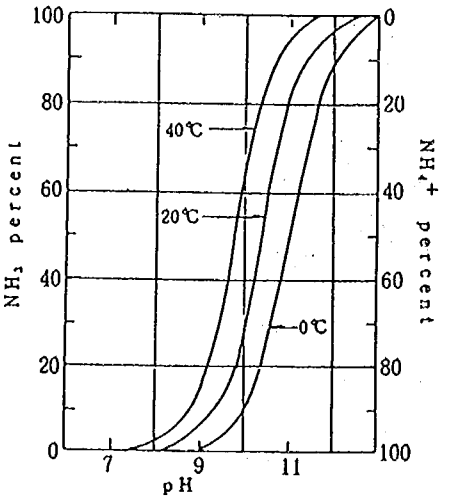
分子状アンモニア濃度をC_1（mg/ℓ），アンモニウムイオン濃度をC_2（mg/ℓ），さらにアンモニア性窒素濃度（C_1+C_2）をC_T（mg/ℓ）で表わすとすれば，一定のpH，水温下において流水中のC_Tの変動が揮散によってのみ生ずる系を考えると，C_Tの減少は次式で表わされる。

$$\frac{dC_T}{dt} = -K_{NH_3} \cdot C_1 \qquad (2)$$

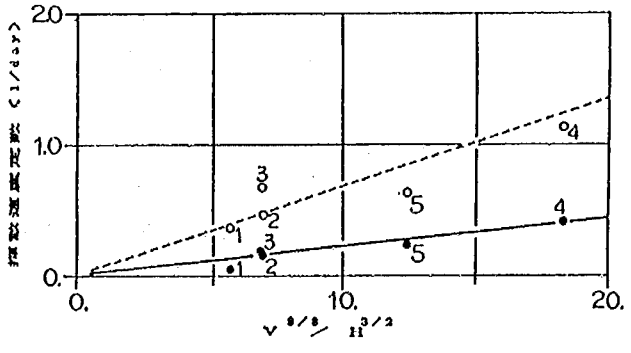
ここでK_{NH_3}は，アンモニアの揮散速度定数を表わすが，このパラメータは酸素の再曝気係数と同様に気液二相間の物質移動速度を表わしている。従って，流水中では，K_{NH_3}もまた酸素の再曝気係数の場合と同様の水理学的特性量（平均流速V(m/s)，平均水深H(m)）を用いて評価できるものと考えられる。

本年度の研究においては，土木研究所内還流水路を用いた実験を行い，図－2に示すような結果が得られそれにより水路内等流域におけるK_{NH_3}を次式により評価した。

$$K_{NH_3} = 0.133 \cdot \frac{V^{9/8}}{H^{3/2}}$$



図－1　水中におけるNH_3およびNH_4^+のpH依存性



図－2　K_{NH_3}と$V^{9/8}/H^{3/2}$の関係
（…… 系全体における揮散速度定数
—— 水路内等流域における揮散速度定数）

執筆者　中村　栄一　古賀　俊行

集落における下水処理に関する研究		本文 65ページ	昭和62年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和59～62年度	下水道研究室・三次処理研究室	

（目　的）

都市周辺地域や農山漁村などの集落においては，家庭雑排水，し尿浄化槽処理水の放流等により，水路，小河川，湖沼の水質汚濁が進み，水環境の悪化，また一部では水稲栽培への影響が顕在化しつつある。この対策としては，雑排水とし尿の混合した，いわゆる合併汚水（下水）を対象として有機物，あるいは状況に応じて窒素・リン等の栄養塩類を効率的に処理することが基本となる。本研究は，以上のような水質汚濁に対応でき，集落の規模，形態，立地条件に適合した処理プロセスの開発を目指したものである。

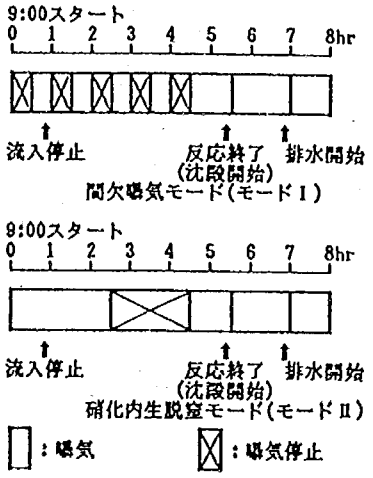
（結　果）

集落における下水処理プロセスとして，回分式活性汚泥法，嫌気好気式活性汚泥法，水路薄層流処理法について検討した。

回分式活性汚泥法では，有機物と共に窒素およびリンを除去できる運転方式として，間欠曝気方式と硝化内生脱窒方式の二つを確立した（図－１）。窒素・リンの効果的な除去のために好気時の溶存酸素濃度は，重要な管理指標となることが明らかとなった。適正な活性汚泥濃度の保持のためには，ＳＶＩあるいは活性汚泥の沈降特性を管理指標として，１サイクルにおける沈殿時間を決定する必要のあることを明らかにした。

嫌気好気式活性汚泥法については，年間を通じて処理水リン濃度を１㎎/ℓ以下に安定して除去できるプロセスであることを明らかにした。嫌気槽の流入水量ベースでの滞留時間は，2.5時間で充分なこと，また，嫌気度の指標としての酸化還元電位は－100 mV 以下であれば生物脱リン反応は生じることが明らかとなった。嫌気好気式活性汚泥法においては，その処理水に残留する浮遊物を除去するプロセスとして移床式上向流連続ろ過器の付設についても検討した結果，生物処理水に残留する浮遊物除去に適したろ材（砂）は粒子径 1.0 ～ 2.0 ㎜，有効径 1.05㎜，均等係数 1.18 であった。このろ材を用いた結果，ろ過速度 480ｍ／日で原水浮遊物濃度２～60㎎/ℓで変動した条件下で処理水として１～６㎎/ℓを得られるプロセスであることが明らかとなった。また，移床式の一般的な逆洗水量比10％程度に対して，５％までは処理に影響を与えず逆洗水量を削減できることが示された。

水路薄層流処理法については，水路勾配３％，長さ20ｍの装置において，単位幅（1m）当たり水量負荷 10.7 ㎥/日に対して，嫌気処理水流入の場合16～22㎎/ℓ，一次処理水流入の場合20～25㎎/ℓのＢＯＤ除去ができることが明らかになった。また，嫌気処理水流入の場合の除去ＢＯＤ当たりの汚泥発生量は，0.16～0.19ｇ－MLVSS/ｇ－BODであることが示された。



図－１　運転モード

執筆者　竹石　和夫
鈴木　穣
佐藤　和明
森山　克美

下水中の微量重金属の分離及び環境への影響に関する研究		本文 85 ページ	昭和62年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和60～63年度	水質研究室・汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の最終処分先の延命のみならず資源の活用といった観点からも汚泥の有効利用を推進する必要がある。有効利用の形態としては，緑農地利用，建設資材化利用等があるが，前者においては汚泥に含まれる重金属の濃度，後者においては汚泥中の重金属の周辺への影響が問題となる。今後有効利用を進めていくためには重金属濃度の低い汚泥を得る技術，及び汚泥中の重金属の挙動について研究を行なう必要がある。

そこで本研究では水処理を２段に分け，前段を重金属を濃縮する系，後段を重金属濃度の低い汚泥を生成する系とする２段処理法の開発と，汚泥を建設資材として利用する場合の汚泥中の重金属の環境への影響の評価を目的としている。

（結　果）

(1) ２段処理法の実験：本年度は人工下水を用いた室内実験と実下水を用いたパイロットプラント実験を行った。室内実験における汚泥中のZn 濃度の経時変化を下図に示す。嫌気性処理汚泥中の濃度は実験開始後急激に上昇し，やがて35 mg・Zn/g・SSあたりで安定した値となっている。これに比べる好気性処理汚泥中の濃度は実験開始後しばらくは低いレベルにとどまっており，17週あたりから少しずつ上昇していく。嫌気性処理と好気性処理の汚泥中のZn（Ni，Cu も似た傾向）濃度には明確な差があり，２段処理の目的を果たしていることが分かる。

(2) 建設資材利用における汚泥中の微量重金属の環境への影響：本年度は，浸出水の長期観測実験，室内カラムを用いた溶出実験の継続と，浸出水の砂沪過実験を行った。その結果，焼却灰２種類と軟弱土２種類，及びそれらの混合土からの浸出水中の重金属濃度は，鉛を除く総てが環境基準値以下であった。また，浸出水の滞留時間が長いほどpHが上昇し，重金属濃度は低下した。高pHの浸出水は，短期間で砂を通過することによりpHが中性化し，金属イオンの挙動は砂粒子にカルシウムが吸着しマグネシウム，ナトリウムが溶出する傾向を示した。

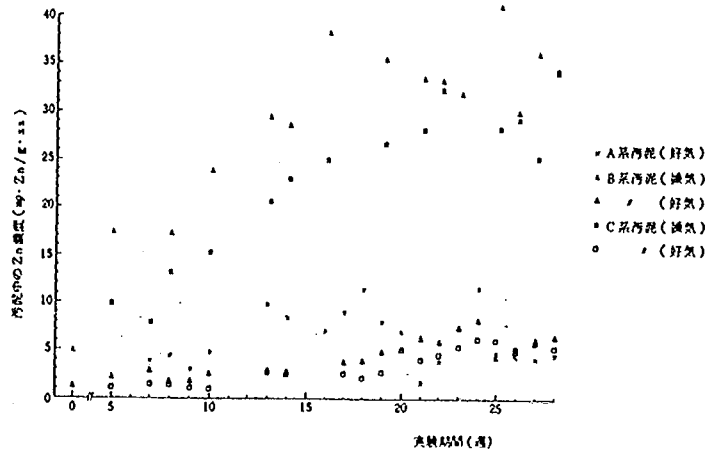


図　室内実験（その１）における汚泥中のZn 濃度の経時変化

執筆者　中村　栄一，酒井　憲司
大嶋　吉雄，白石　隆

汚濁負荷の原単位に関する調査		本文111ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和59～63年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

汚濁負荷原単位は下水道計画及び下水道施設の設計のために最も基礎的な資料の１つとして利用されているが，これらは社会構造の変化，生活様式の変化等によって変化するほか，地域的にもその数値の異なる性格を有するものである。

また，湖沼の富栄養化が問題になるなど，水質汚濁の機構が複雑多様化する中で，従来の有機汚濁を中心とする原単位指標以外にもリンや窒素等新たな指標に係わる数値の整備，実態に対応した表示方法の整理も必要となっている。また，きめ細かい水質汚濁防止計画，あるいは下水道計画を樹立する上で，原単位についてよりも一層精度の高い情報の収集，整理が要求されるようになっている。

本調査は，このようなことを背景に従来の原単位の精度向上及び面的な発生源等について新たな資料の集積を行うために実施するものである。

（結　果）

① 水田負荷量調査を実施し，かんがい期の排出負荷量を表－１のようにとりまとめた。この結果，この期間には用水に対して浄化型に働いていることとなった。しかし，降雨時を含む場合には晴天時よりも汚濁負荷流出比が増大することが分った。

② 商業地域の負荷量調査を実施し，生活系排水濃度に比べ，特にBOD，COD，SSの有機系水質濃度が高い結果となった。このため営業系負荷量推定方法としては，営業用水率の他に営業負荷率の概念が必要であることを提案した。

表－１　調査水田での排出負荷と流出比

			BOD	COD	T－N	T－P	摘　要
排水負荷量 kg/ha	5月 代かき	晴天日	22	80	44	1.8	
		全期間	22	80	44	1.8	降雨はなかった
	6月 田植後	晴天日	44	104	9.1	0.93	
		全期間	43	153	17	1.4	
	7月 追肥	晴天日	2.3	7.3	0.83	0.12	
		全期間	2.6	9.5	0.98	0.17	
	8月	晴天日	6.6	14	1.3	0.089	注2
		全期間	2.2	9.4	2.5	0.16	
流出比	5月 代かき	晴天日	0.22	0.45	0.48	0.54	－
		全期間	0.22	0.45	0.48	0.54	降雨はなかった
	6月 田植後	晴天日	0.29	0.76	0.37	0.30	
		全期間	0.52	1.01	0.65	0.44	
	7月 追肥	晴天日	0.14	0.33	0.17	0.20	
		全期間	0.25	0.45	0.25	0.41	
	8月	晴天日	0.25	0.54	0.14	0.18	注2
		全期間	2.69	4.56	1.47	2.06	

注１：流出比　＝ 用水負荷量／排水負荷量　（晴天日）
＝（用水負荷量 ＋ 降水負荷量）／ 排水負荷量（全期間）
である。
２：８月データのうち，晴天日は昭和６１年８月のデータを使用した。
これは今年度の８月データは用水時間が２時間しかなかったためである。

表－２　商業地域での年間平均負荷量水質の推定値

区分	項目	流量 m³/日 Q	負荷量 (kg/日) BOD	COD	SS	TN	TP	水質 (mg/l) BOD	COD	SS	TN	TP	摘　要
神戸元町	年平均	705	357	130	166	20.5	3.39	507	185	236	29.0	4.7	使用データ
	月平均範囲	634 ～815	297 ～432	109 ～174	149 ～222	17.6 ～26.4	2.81 ～4.29	469 ～570	172 ～205	220 ～262	27.7 ～31.2	4.4 ～5.1	2カ月単位
東中千里	年平均	1030	436	155	191	33.7	3.88	423	150	186	32.7	3.8	1カ月単位
	月平均範囲	895 ～1338	335 ～666	121 ～232	149 ～287	26.5 ～49.9	3.07 ～5.68	378 ～498	135 ～174	169 ～215	29.8 ～37.3	3.5 ～4.2	

執筆者　中村　栄一
田中　宏明

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文117ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

公共用水域の水質汚濁を防止し，水洗化による快適な生活環境を確保するための方策として下水道の整備は重要な位置を占めており，下水道の整備の進行に伴い水質が改善されているという事例は数多く報告されている。他方下水道未整備区域においては生活の快適さを追求するため浄化槽等の施設によって水洗化が図られている。この意味では浄化槽等の分散型処理施設を評価すべきであるが，公共用水域の水質保全施設として，さらには従来の下水道と同程度の役割を有する下水道代替施設として浄化槽の分散型処理施設を位置付けるためにはこれらの施設の処理機能を的確に評価し，問題点を改善することが必要である。

本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に，①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握，④改善の検討，等を行い，下水道代替施設としての分散型処理施設を水質保全上の施設として位置付けるとともに，現況の分散型処理施設の水質汚濁上のインパクトを明らかにすることを目的としている。

（結　果）

本年度は戸別合併浄化槽の処理機能実態調査とトレンチ処理における栄養塩類の土壌内の分布の2点について調査を行った。

(1) 戸別合併浄化槽の処理機能実態調査：埼玉県下のH市とK市の住宅地で1年以上の期間使用されている戸別合併浄化槽を対象として処理機能の実態について調査を行った。下記の表にはH市の4基の浄化槽について昭和62年度に実施した3回の24時間調査の単純平均値を示した。表からＳＳがかなり低いレベルであるにもかかわらずＢＯＤが高い値となっている。ＢＯＤを高めている要因としてはＮ－ＢＯＤがあげられた。

(2) トレンチ処理槽について土壌中のリンとカリウムの存在量について測定を行った。

浄化槽流出水の水質分析結果　（Ｈ市　調査Ａ）

基名	調査時期	水温（℃） 平均　（最小～最大）	透視度（cm） 平均　（最小～最大）	ＳＳ（mg／ℓ） 平均　（最小～最大）	ＢＯＤ（mg／ℓ） 平均　（最小～最大）	Ｃ－ＢＯＤ（mg／ℓ） 平均　（最小～最大）
K	62. 6	21. 4 (20.5～22.0)	24　(14～ 39)	9. 6 (4.0～26.0)	66　(31　～84　)	10　(9.1～31　)
	62. 8	26. 1 (25.8～26.8)	42　(21～ 52)	7. 8 (3.0～20.2)	26　(11　～40　)	4. 6 (1.1～ 7　)
	63. 1	14. 7 (13.4～16.0)	76　(51～100)	6. 6 (2.0～ 8.8)	12　(5.5～19.0)	4. 3 (2.4～ 6.5)
Y	62. 6	19. 4 (17.8～20.0)	33　(17～ 50)	8. 2 (3.5～12.0)	36　(11　～81　)	12　(3.4～18　)
	62. 8	24. 9 (24.0～25.7)	60　(36～ 55)	8. 3 (4.4～ 8.6)	3. 2 (1.8～ 5.8)	1. 4 (0.5～ 2.1)
	63. 1	14. 2 (12.7～15.4)	60 <(18～100<)	8. 9 (2.4～30.0)	46　(11　～95　)	12　(3.4～33　)
E	62. 6	10. 2 (17.0～19.0)	27　(15～ 38)	7. 8 (4.5～14.5)	41　(17　～75　)	29　(16　～39　)
	62. 8	24. 8 (24.2～25.3)	61　(16～ 93)	4. 6 (2.4～ 9.6)	22　(9.1～39　)	7. 2 (4.2～16　)
	63. 1	13. 8 (12.8～14.5)	17　(12～ 28)	26. 2 (8.0～52.0)	67　(19　～118)	53　(10　～88　)
F	62. 6	10. 7 (18.0～19.5)	66　(20～ 97)	8. 8 (1.9～15.0)	20　(7.4～54　)	9　(1.0～19　)
	62. 8	24. 6 (23.5～25.0)	97 <(82～100<)	1. 7 (0.4～ 3.2)	11　(5.4～20　)	1. 3 (0.0～ 2.3)
	63. 1	13. 7 (11.4～14.0)	69　(31～ 70)	4. 8 (2.6～10.0)	16　(7　～25　)	6. 8 (4.2～ 7.2)
H市D	62. 6	10. 8 (17.0～18.5)	31　(16～ 61)	16. 8 (8.2～28.7)	44　(15　～63　)	14　(5.4～23　)
	62. 8	24. 8 (24.2～25.3)	60　(27～100<)	7. 8 (5.8～13.2)	17　(9.2～28　)	4. 1 (1.5～13　)
	63. 1	12. 6 (10.2～13.2)	39　(20～ 76)	10. 4 (4.4～16.0)	23　(11　～41　)	9. 4 (2.8～23　)

執筆者　中村　栄一
酒井　憲司

下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査		本文125ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和59年～62年度	下水道研究室	

（目　的）

今後，安定成長下において，下水道事業を進めていくにあたっては，「下水道事業の計画的，効率的整備」が重要な課題となる。本調査は，「計画的，効率的整備」に資することを目的として，下記の課題を調査するものである。

① 下水道の計画的，効率的整備手法の開発

② 下水道計画の評価手法の開発と最適計画策定技術の確立

③ 下水道に関する情報管理システムの確立と下水道計画への活用

④ 下水道整備効果の定量化及び費用効果分析

（結　果）

62年度は上記課題の中から，②④に関するテーマとして，「水洗化の遅滞が都市の財政へ及ぼす影響に関する調査」及び「下水道事業の経済波及効果に関する調査」を実施し，以下の結論を得た。

1. 水洗化の遅滞が都市の財政へ及ぼす影響に関する調査

(1) 水洗化率が3年目で100％になるケースと，10年目で上限値90.1％になるケースにつき，モデル計算を行なった結果，両ケースにおける一般会計繰り出し金は60年間の平均値で40％もの差があり，水洗化の遅滞が財政へ及ぼす影響はきわめて大きいことがわかった。

2. 下水道事業の経済波及効果に関する調査

(1) 産業連関表を用いた分析の結果，下水道建設工事への投資による生産誘発効果（用地補償費を除く）は2.172であり，他の公共事業と比較して高いことがわかった。

(2) 下水道建設工事，維持管理とも，ポンプ場工事、処理場工事の生産誘発効果の方が管きょ工事より大きいことがわかった。

(3) 産業連関表の投入係数表を用いた分析の結果，昭和60年度においては，下水道建設工事は電気機械工業，鉄鋼鋼材関連業との関連の強いことが示された。

表　下水道事業の経済波及効果計測結果

			生産誘発係数
下水道建設工事	下水道建設工事計		2.1724
	管渠	管渠計	2.0520
		開削工法	2.0730
		推進工法	1.9276
		シールド工法	2.1518
	ポンプ場		2.5460
	処理場		2.4588
排水設備工事			1.9723
維持管理	維持管理計		2.3564
	管渠		1.9292
	ポンプ場		2.2991
	処理場		2.4211

執筆者　竹石　和夫
谷戸　善彦

閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査		本文 135 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55～65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

富栄養化した閉鎖性水域では，流入する有機物負荷の他，栄養塩類の存在の下で水域内で内部生産が起こり，有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に，栄養塩負荷の削減を行わねばならず，下水道を中心とした水質保全対策が必要と考えられる。しかしながら，その施策に対する評価が十分に行われていないのが現状である。閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには，諸施策の効果評価を行う必要があり，その評価に関する調査を行い評価手法を確立することが急務となっている。

そこで，本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼を取り上げ，その流域で建設が進められている下水道施設により，栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに，その評価手法の確立を目指すものである。

昭和62年度は大堀川，大津川において湖への流入負荷量調査，秋期における湖内水質連続調査，湖内流動特性調査を実施した。

（結　果）

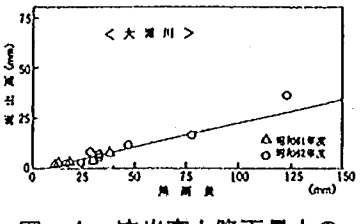
① 大堀川，大津川の晴天時流量は８万㎥／日，９万㎥／日程度であり，降雨量と流出高の関係は，降雨量が70～80㎜程度までは 0.2 ～ 0.3 の流出率であるが，降雨量が 120 ～ 150 ㎜では流出率が大きくなる傾向にある。（図－１，２）

② 大堀川，大津川の雨天時の流出負荷量は，降雨量の増大に伴い増加する傾向にあるが，降雨が少ない時には，流出負荷量のバラツキが見られる。また，30㎜程度の降雨時にはCOD，BOD，SSは，後者の方が前者よりも単位面積当りの負荷量が大きくなるが，大降雨ではその差が目立ちにくい。

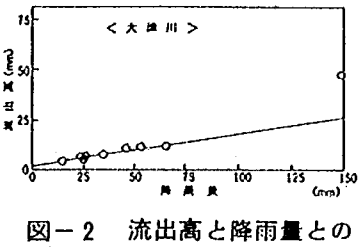
③ 手賀沼の水収支を試算した結果，降雨や樋門操作等の影響により滞留時間が大きく変化することが分った。また滞留時間の変動により内部生産された有機物量や栄養塩類量が大きく影響されることが分った。

④ 手賀沼の物質収支を試算した結果，ＣＯＤ，クロロフィルａは湖内で増大，Ｔ－Ｎ，Ｔ－Ｐ：ＳＳは減少する結果となった。また，流出入量が見かけ上の内部の変化量に比べて大きいことから，流出入量の推定精度を上げることが内部機構の推定には重要であることが分った。（図－３）

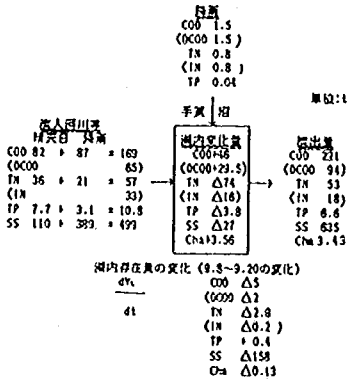
⑤ 湖内の流速変動から拡散係数を推定した。



図－１　流出高と降雨量との関係（大堀川）



図－２　流出高と降雨量との関係（大津川）



図－３　湖内の物質収支（63年９月９～28日）

執筆者　中村　栄一　田中　宏明

下水道による住環境の改善に関する調査		本文141ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～65年度	下水道研究室	

（目　的）

下水道の有する機能には大きく分けて次の３つがある。①浸水の防除，②公共用水域の水質保全，③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上。

本調査では，これらの機能のうち，従来より調査研究テーマとしてそれだけに焦点をあてて取り上げられることがほとんど無かった③の「下水道による住環境，都市環境の改善」に関する検討を行なうことを目的としており，具体的には次の３点を取り上げることとしている。①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域に与える影響に関する調査，②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査，③圧力式下水道，真空式下水道に関する調査。

（結　果）

62年度は，上記課題のうち，主として②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査を実施し，以下の結論を得た。

1. ディスポーザの使用により，１人１日あたりの排水量原単位は，T市においては，177 ℓ／人・日から199 ℓ／人・日に，H市においては154 ℓ／人・日から167 ℓ／人・日に増加した。
2. ディスポーザの使用により，１人１日あたりのＢＯＤ負荷量原単位は，T市においては40.5 g／人・日から68.5 g／人・日に，H市においては49.7 g／人・日から89.3 g／人・日に増加した。
3. ディスポーザの使用により，家庭から出されるゴミの全重量は３分の２に減少した。また，厨芥類の湿ベース重量はおおよそ３分の１に減少した。

表　ディスポーザ設置前後の１人１日当り排水量原単位及びＢＯＤ負荷量原単位（Ｔ市とＨ市）

	設置前			設置後			比
	排水量（ℓ）	延人数（人）	①原単位 ℓ／人	排水量（ℓ）	延人数（人）	②原単位 ℓ／人	②／①
T市	24616	139	177	28496	143	199	1.12
H市	2777	18	154	2666	16	167	1.08

	設置前			設置後			比
	ＢＯＤ負荷量（g）	延人数（人）	①原単位 g／人	ＢＯＤ負荷量（g）	延人数（人）	②原単位 g／人	②／①
T市	5630.2	139	40.5	9790.3	143	68.5	1.69
H市	894.8	18	49.7	1429.2	16	89.3	1.80

執筆者　竹石　和夫
谷戸　善彦
小沢　　登

管内貯留に関する調査		本文149ページ	昭和62年
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～63年度	下水道研究室	

（目　的）

都市域における浸水問題，雨天時合流式下水道越流問題に対処する手法の一つとして管内貯留がある。管内貯留には流下空間と貯留空間が同一であるか別々であるかによって，in－line storage方式とoff－line storage方式に分けられるが，その設計法については十分な検討が行われていない。そこでこのテーマでは，管内貯留方式の設計法の確立を主目的とし，貯留時堆積物の性状とその洗浄方式，貯留管の複合利用方式を調査，検討する。

（結　果）

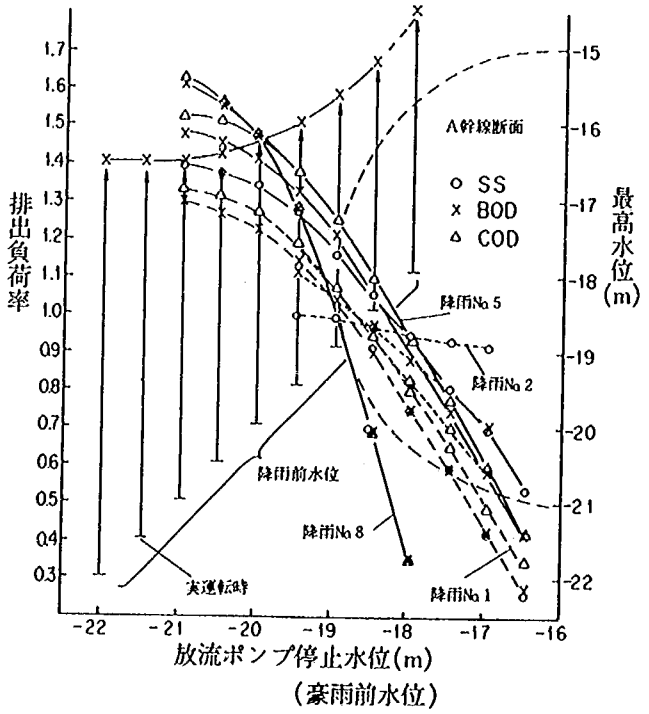
(1) 全国の管内貯留施設調査を行い，管内貯留の目的と貯留量について整理した。15施設の全てが浸水対策を主目的とし，うち４つが合流式越流水対策を考慮していることがわかった。平均貯留量は7.4㎜であった。次に，管内貯留の形式を，機能（流下／貯留）別に分類し，従来方式，質対策型，併用利用型，量対策型の４種類に整理した。

(2) バイパス雨水幹線であるA幹線およびBポンプ場で洗浄調査を行った。堆積厚は５㎜から４㎜へと１㎜減少したのみであった。得られた水質結果より，年間20回洗浄を行い，平均流出堆積物厚さを1.6㎜と仮定すると，年間放流ＢＯＤ負荷量の６％が洗浄されることがわかった。降雨の前後に堆積厚を測定したところ，数㎜程度で殆ど変化がなかった。堆積厚は，降雨量，降雨強度に依らず，降雨前の管きょ内水位に影響されることが推察された。

(3) Bポンプ場における放流停止水位，放流量，下水処理場への送水量，放流水，送水水の平均水質をもとに放流停止水位を様々に設定したときの排水負荷量を求め，実績値との比を計算したところ，停止水位を0.5ｍ上昇させると，排出負荷量が約10％減となることがわかった。またいったん放流が終了した直後に豪雨が発生すると仮定した場合の最高水位を実豪雨時のポンプ運転実績をもとに計算した。

表－１　管内貯留の機能と形式

番号	呼称	機能 量対策	機能 質対策	方式と特徴
1	従来方式	流下	流下	能力の向上による浸水被害防除
2	質対策型	－－	貯留	系内：遮集済の雨水を対象、ポンプ場処理場の流量平滑による質改善 系外：雨水滞水池と同一手法、遮集能力向上による改善
3	併用利用型	流下	貯留	遮集前雨水対象、小降雨時に貯留、豪雨時に流下の使い分け 排水先は処理場と水域
4	量対策型	貯留	－－	ピーク流量を貯留する 放流規制があり、許容放流量Qc が設定されている場合もある



図－１　放流ポンプ停止水位と排水負荷率
浸水危険度との関係

執筆者　竹石　和夫
榊原　　隆

下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査		本文 157 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55～63年度	三次処理研究室	

（目　的）

現在，都市下水の処理方法として一般的な「標準活性汚泥法」は，ＢＯＤを発現する物質などの微生物に容易に分解される有機物を，処理対象としている。近年，東京湾などのＣＯＤ総量規制に代表されるように，必ずしも微生物に容易に分解されるとは限らない物質までが，水質規制の対象となりだしており，現在の一般的生物処理法では，対応が困難となる場合が生じよう。下水道施設で特に問題となる可能性のある施設は，小規模な繊維工場など，難分解性の有機物を排出する事業所の排水を受け入れている施設であり，発生源対策を含めた対応が必要となろう。本調査は下水処理場におけるＣＯＤ成分等の高度除去のための処理方式の確立を目的としている。

（結　果）

本年度もＰＶＡを主な対象とした。調査内容は以下の３項目である。

(1) 標準的生物処理である活性汚泥法では，低水温時のＰＶＡ処理に必要なＳＲＴを確保することが困難であるため，微生物固定化担体を用い，ＳＲＴを長く保つ新しい生物処理方法を検討した。

(2) 物理化学処理の有望な一手法である，オゾン処理，及びオゾン＋紫外線処理の検討。

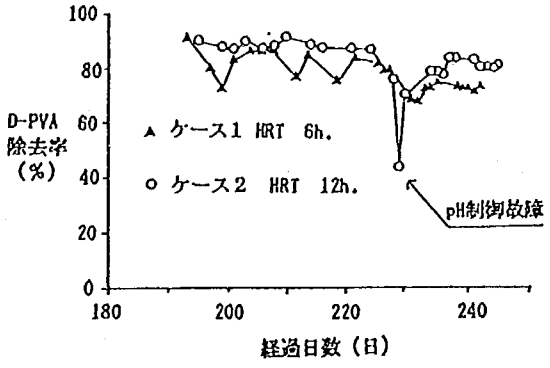
(3) ＰＶＡ等を含む工場排水の水温は冬季でも比較的高いことが多いため，高水温時において，活性汚泥法のＳＲＴをどの程度短縮できるかの検討。

本年度の研究成果をまとめると以下のとおりである。

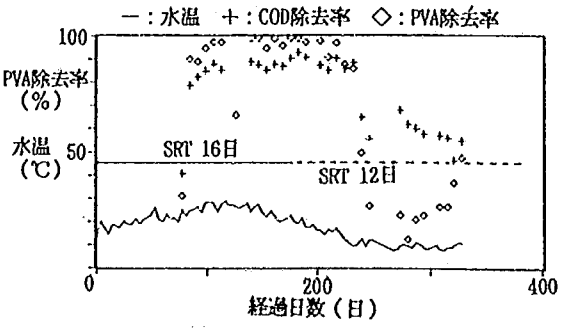
(1) 結合法固定化担体を曝気槽に投入することにより，図－１に示すように水理学的滞留時間６時間，返送汚泥なしで人工下水中のＰＶＡ及びCOD_{Mn}除去率80％程度の処理成績を得た。

(2) オゾン，オゾン＋紫外線でのＰＶＡの物理学的酸化分解を試みた。ＰＶＡ注入量 100 mg／ℓ，オゾン照射量 0.044 kWh／ℓ の条件でＰＶＡは除去されたがCOD_{Mn}はかえって増加した。

(3) 都市下水にＰＶＡを添加し，活性汚泥法による処理を行ったところ，図－２に示すように水温15℃以上ではＳＲＴ 12日でもＰＶＡの除去は良好であり，温い工場排水を受け入れている処理場では，実行可能なＳＲＴの値に近づいた。



図－１　D-PVA除去率の推移



図－２　PVA，COD除去率と水温の関係

執筆者　佐藤　和明
高橋　正宏
中島　敏幸

栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査		本文165ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～64年度	三次処理研究室	

（目　的）

湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化の防止や処理水を再利用する際の用途によっては下水中の窒素やリンと云った栄養塩類を高度に除去する必要がある。新たに処理施設を建設する場合には当初から栄養塩類除去の対策を講じておくことが出来るが，既存の処理施設においては現有の施設を生かしながら栄養塩類の除去能力を高める手法が必要となってくる。本調査は，現在，下水の処理方式として広く普及している活性汚泥法を基本として，その運転方式の変更により栄養塩類の除去能力を高める手法の開発を目的として実施するものであり，昭和60年度を初年度として開始した。

（結　果）

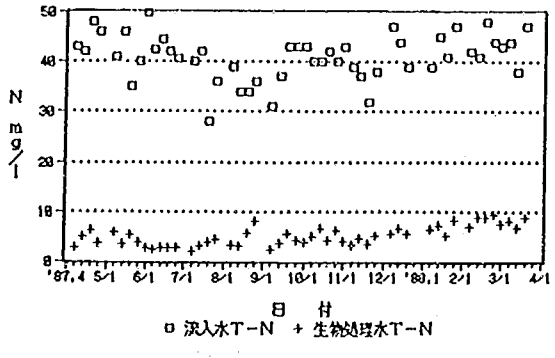
1）循環法と組合わせて使用する凝集剤としてばん土と鉄系凝集剤２種との比較実験を行い，ばん土のほうがリンの不溶化とバルキング抑制の点で優り，硝化活性に与える影響では鉄系凝集剤のほうが小さい事が判明した。また，処理水のろ過性や汚泥の脱水性では凝集剤による差異は小さいが，汚泥の濃縮性ではばん土系が優っていた。

2）凝集剤添加硝化・内生脱窒法においては，低温水期（12月～３月）に処理水Ｔ－Ｎが５～10㎎/ℓになるものの，他の期間は安定してＴ－Ｎ５㎎/ℓを得られた（図－１）。この場合，硝化槽末端のＭＬＤＯを0.5㎎/ℓ程度に管理することが重要であった。リン除去については，凝集剤として硫酸ばん土を用いＡℓ/Ｐ（Ｐ：流入水PO_4-Ｐ）モル比１程度で，生物処理水Ｔ－Ｐとして0.5～1.0㎎/ℓが得られた（図－２）。

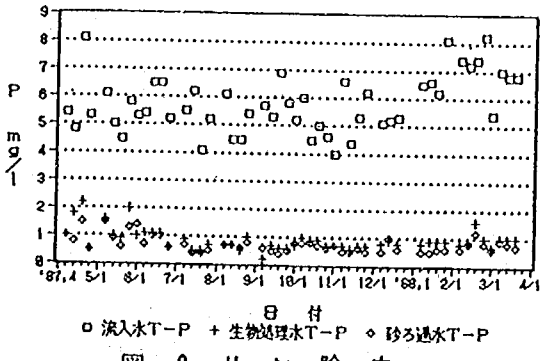
3）硝化・内生脱窒法の操作因子に関するパイロットプラント調査では次の二点が明らかになった。

ⅰ）最初沈殿池の有無が処理特性に与える影響としては，最初沈殿池流出水を流入源水とした場合，初沈流入水を流入原水にした場合よりも脱窒量が低下することが認められた。

ⅱ）硝化槽ＤＯ濃度が処理特性に与える影響としては，低ＤＯ運転（約0.5㎎/ℓ）の方が，高ＤＯ運転（約３～５㎎/ℓ）より，良好な窒素除去を行えることが分かった。また，その原因は，硝化槽での脱窒量に起因するものであった。



図－１　窒　素　除　去



図－２　リ　ン　除　去

執筆者　佐藤　和明
小越真佐司
森山　克美

水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査		本文 173 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～65年度	三次処理研究室	

（目　的）

水生生物は，その生物活動により水域中の栄養塩類を吸収し，水質の浄化を行うことが期待されている。一方，下水処理水には，通常，窒素，リン等の栄養塩類が多く含まれており，これが河川や湖沼等に流入した場合，富栄養化といった環境問題をひき起こす原因となりかねない。

以上のことから，本調査では下水処理水を対象とし，水生生物の旺盛な繁殖力を利用して処理水水質の改善・安定化を図ることを目的とし，処理場内に設置した水生生物ポンドを用いて水質浄化に関する調査及び研究を行うものである。

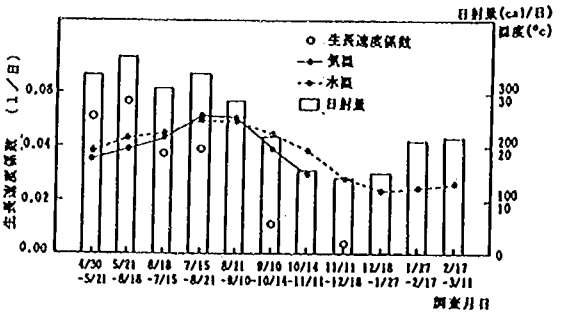
（結　果）

本年度は，クロモ及びホテイアオイを用いて年間の成長特性及び水質改善効果を調査し，次の結果を得た。

① ホテイアオイはその密度が0.8 KgDW/㎡程度までは指数関数的に成長し，夏期の成長速度は0.05（1/日）を上回る。（図参照）

② 植物体の栄養塩含有率は，窒素，リンともにクロモのほうがホテイアオイよりも高い。

③ T－N10 mg/ℓ，T－P0.5 mg/ℓ程度の流入条件では滞留時間を12時間とした場合，クロモ，ホテイアオイともに窒素，リンに対する目立った浄化効果は見られなかった。しかしながら，ホテイアオイを用いて滞留時間を延長した結果，繁殖力の大きい夏期においては滞留時間を48時間とすることでかなりの水質改善効果を得ることができた。（表参照）



図－ホテイアオイの生長速度係数

表　水質調査結果

a）T－N

	4/30	5/21	6/18	7/15	8/18	9/10	10/14	11/11	12/18	1/27	2/17	3/10
流入水	8.8	10.8	10.1	9.2	7.6	9.1	9.2	9.2	12.5	14.3	14.8	15.2
第1槽	8.4	10.8	9.8	9.4	6.9	8.0	9.3	9.8	13.1	14.6	15.6	11.9
第2槽	8.0	10.7	9.5	9.0	6.8	8.8	9.6	9.8	12.8	14.6	14.8	12.6
第3槽	7.9	11.1	8.4	9.0	7.2	8.1	9.1	9.3	12.3	14.6	14.8	11.8
第4槽				8.4	5.0	8.0	9.8	9.2	11.7	14.7	14.0	12.4
第5槽	9.5	10.6	8.8	8.8	3.0	5.1	7.8	8.8	10.8	15.4	12.8	12.3

単位：㎎/l

b）T－P

	4/30	5/21	6/18	7/15	8/18	9/10	10/14	11/11	12/18	1/27	2/17	3/10
流入水	0.68	0.93	0.23	0.14	0.45	0.24	0.14	0.36	0.14	0.23	0.25	0.98
第1槽	0.52	0.70	0.23	0.15	0.40	0.20	0.07	0.35	0.16	0.20	0.24	0.74
第2槽	0.52	0.69	0.25	0.16	0.42	0.20	0.07	0.34	0.13	0.19	0.26	0.72
第3槽	0.47	0.56	0.11	0.13	0.36	0.22	0.11	0.41	0.15	0.18	0.28	0.63
第4槽				0.13	0.22	0.19	0.08	0.29	0.13	0.23	0.26	0.71
第5槽	0.50	0.98	0.23	0.11	0.06	0.14	0.10	0.29	0.12	0.28	0.25	0.56

単位：㎎/l

執筆者　佐藤　和明
増田　隆司
諏訪　守

下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査		本文 181 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57～65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

飲料水中のトリハロメタンや地下水中のトリクロロエチレンなど化学物質による汚染が顕在化し，その規制値が設定されるにおよび下水処理施設においても，ある種の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。このため微量化学物質が活性汚泥処理プロセスでどのように変化し，また影響しているかを明らかにし，仮りに問題があるならばその除去方法や規制などについて検討する。

（結　果）

62年度は，活性汚泥処理システムにおける1,4－ジクロロベンゼン（1,4－DCB）の挙動調査と化学物質の硝化抑制に関する実験を行い次のことが明らかになった。

1）連続処理システムにおける1,4－DCBの挙動

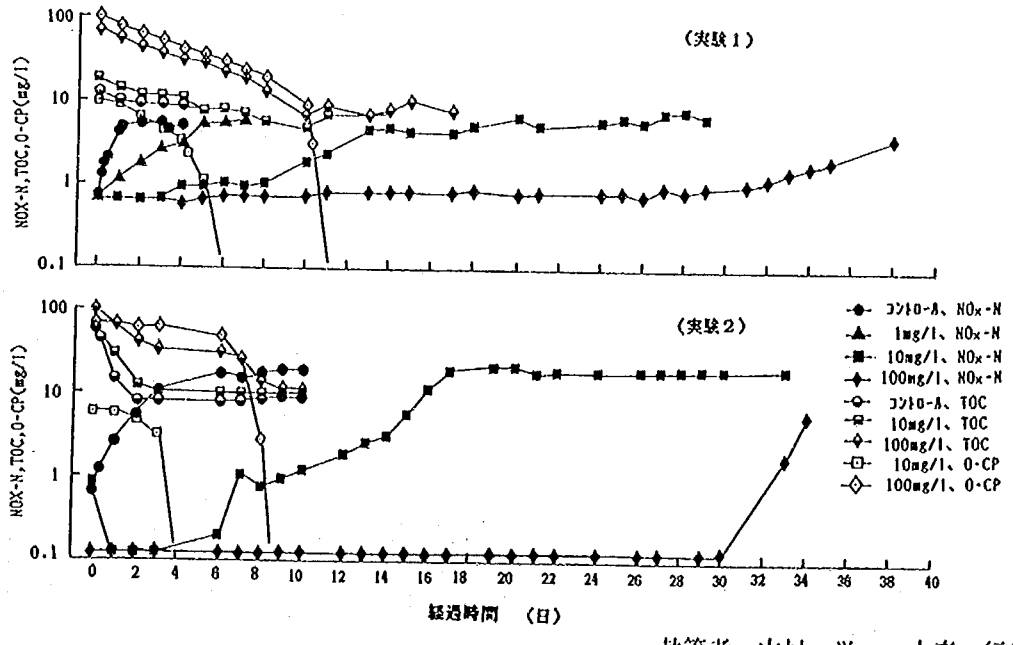
連続活性汚泥処理実験装置を用い，流入水に1,4－DCB 0.89mg/ℓを連続的に添加した実験の結果，SS，BOD，COD，D－COD，D－TOCの処理水等はコントロールとほぼ同じであった。また，窒素化合物もコントロール同様十分硝化が起っており，0.89mg/ℓ程度の流入水濃度では，活性汚泥処理に影響しないことが示唆された。

2）セミバッチ処理システムにおける1,4－DCBの挙動

密閉型のセミバッチ活性汚泥処理実験装置を用い，1,4－DCBの物質収支を求めた結果，処理水中に残存する割合，汚泥に吸着する割合は少なく，エアレーションによる揮散でほとんど除去されていることが示唆された。

3）有機塩素化合物の硝化抑制

人工下水にNH_4－Nを加えた基質にO－クロロフェノール（O－CP）を添加し，硝化に対する影響を調査した結果，O－CPの添加濃度が高くなるほど硝化活性が低くなり，十分硝化するまでに長い馴致期間が必要となることが示唆された。（下図参照）



執筆者　中村　栄一，小森　行也

下水処理水の再利用に関する調査		本文187ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～64年度	三次処理研究室	

（目　的）

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で比較的近い将来，地域によっては水需給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合に，定常的にかつ容易に確保できる水資源として，下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。本調査は下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題の解決を目的として実施している。62年度は水稲栽培への利用の検討，急速沪過池維持管理に関する調査，及び精密沪過についての検討を行った。

（結　果）

(1)　稲作に関する調査ではNH_4-N 10 mg/ℓの処理水で灌漑をした場合，窒素過剰と思われる現象が現れた。連続灌漑時の水質浄化効果は70～80%が植物以外の作用(主として土壌による吸着と脱窒)によるものと，61年度と同様の推定がされた（下図）。今後，地下浸透量のより正確な把握等によって総合的に検討する必要があると考えられる。

(2)　精密沪過法についてはセルロース系とテフロン系のメンブレンフィルターを用いて低い圧力での加圧実験を行った。加圧によって透過流束を増加させることが出来たが高々40 ℓ/m²/hであり，更に増加させる必要があると考えられる。

(3)　沪過池の維持管理等に関する調査の結果，下水処理場に設置されている沪過施設の構造や維持管理の現況について概況を知ることが出来た。下水処理場の沪過施設はその殆どが処理場内での再利用を目的としたものであり，処理水質を安定させるための積極的な維持管理作業が行われているところはほとんどないという現況であった。また，施設が比較的新しいためか，重大な事故等の報告はなかった。

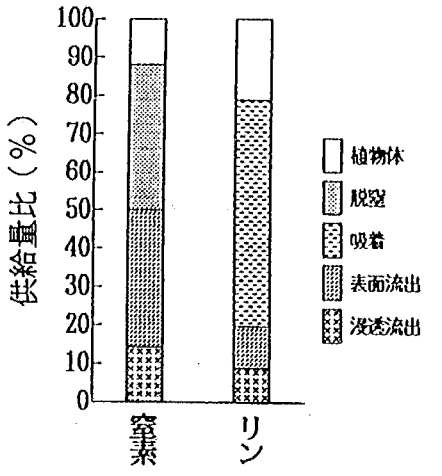


図　連続灌漑区の窒素・リン収支推定結果

執筆者　佐藤　和明
小越真佐司
諏訪　　守

下水汚泥の燃料化に関する調査		本文197ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査　昭和61～65年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水道普及率の向上，下水処理の高度化に伴って下水処理から発生する汚泥の処分量が，今後，恒常的に増加するため，安定した汚泥処分方法の確立は，下水道事業における最も重要な課題のひとつである。昭和59年度における下水汚泥の最終処分の現状は，全下水汚泥の75.9％が陸上及び海面埋立処分，14.3％が緑農地利用，8.4％が海洋還元，1.4％が建設資材利用となっている。

埋立処分は，処分適地の減少や環境保護の要請の高まりなどの理由から，長期的，安定的に継続することが困難になりつつあると考えられる。したがって，今後の下水汚泥の最終処分方法は，有効利用を大いに進め，処分方法の多様化を図る必要がある。本調査は，下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し，省資源，省エネルギーを図りながら，下水汚泥を処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

（結　果）

本年度の調査項目及び調査結果は次のとおりである。

(1) 汚泥の脱水性の向上

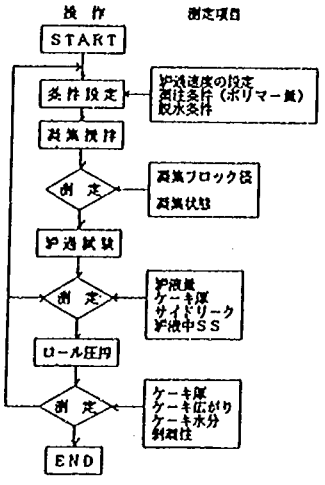
ベルトプレス脱水試験機を用いて，①凝集剤の種類，②凝集剤の添加方法（凝集剤添加濃度，撹拌強度），③ろ布走行速度，④汚泥洗浄有無（微粒成分の影響），の違いによる脱水性への影響を評価した。脱水実験及び測定フローを図－1に示す。なお，本実験では重力ろ過部の脱水性指標として次式で示す水抜け率を導入した。

$$\text{水抜け率：}R(\%) = \frac{X}{V+U} \times 100 \qquad (1)$$

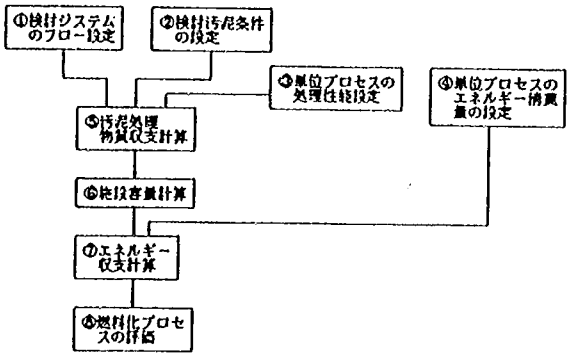
ここで，V：汚泥量(ℓ)　U：凝集剤溶液量(ℓ)　X：分離液量(ℓ)である。

(2) 汚泥の燃料化プロセスのエネルギー収支

汚泥の燃料化プロセスにおいて消費されるエネルギーと生産されるエネルギーの試算を行い回収エネルギー量に対する，①施設規模，②汚泥性状の影響について検討を行った。なお，図－2に検討フローを示す。



図－1　脱水実験および測定フロー



図－2　検討フロー

執筆者　大嶋　吉雄，櫻井　克信，白石　隆

下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査		本文 205 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～64年度	汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の建設資材利用については，近年数々の調査，研究が行われており，着実な成果が得られている。建設省でも，総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発」（昭和56年度～60年度）において，数多くの下水汚泥の建設資材利用に関し物理的，化学的な特性について評価を行い利用方法を提案した。しかし，その利用方法のなかにも，技術的に解決すべき点が残されている。さらに建設資材利用としては，各種，各様のものが提案されているが，それらの選択基準及びそれを実現させるためのステージプランなどが明らかとなっていない。本調査は，このような点について検討を加え下水汚泥の建設資材利用を拡大することを目的として実施するものである。

（結　果）

昭和62年度の調査項目及び結果は次のとおりである。

① 石灰系焼却灰の強度発現機構に関する調査

X線回折及び走査型電子顕微鏡による観察の結果，微量ではあるが数種の水硬性化合物の存在が確認された。なお，X線回折結果を表に示す

② 石灰系焼却灰の造粒土質改良材原料としての利用に関する実験

焼却灰を単体ないしは生石灰と混合して造粒することが可能であった。

③ 粒度調整水砕スラグのコンクリート細骨材利用に関する実験

水砕スラグをさらに機械破砕し，粒度調整することにより，水砕スラグを細骨材として利用したモルタルの強度が改善した。

④ 微粉砕水砕スラグの潜在水硬性に関する調査

示差熱分析結果から，塩基度の高いスラグは，わずかではあるが潜在水硬性を有すると考えられる。

⑤ 建設資材利用システム策定に関する調査

下水汚泥を建設資材として利用するモデル地区を選定し，利用システムについての検討を開始した。

表　X線回折結果

	Y　灰	N　灰	M　灰
検出された化合物	方解石　$CaCO_3$ 石英　SiO_2 無水セッコウ　$CaSO_4$ ポートランダイト $Ca(OH)_2$	$CaCO_3$ SiO_2 $CaSO_4$ 苦土磁鉄鉱 $MgFe_2O_4$ 磁鉄鉱 Fe_3O_4 ベリット $Ca_2SiO_4(2CaO \cdot SiO_2)$	$CaCO_3$ SiO_2 $CaSO_4$ ｴﾚｽﾀﾀｲﾄ $Ca_{10}(SiO_4)_3(SO_4)_3]$ ｶﾙｼｳﾑﾌｪﾗｲﾄ $Ca_2Fe_2O_5(2CaO \cdot Fe_2O_3)$ ﾍﾞﾘｯﾄ $Ca_2 \cdot SiO_4(2CaO \cdot SiO_2)$ ｱﾙﾐﾝ酸三石灰 $Ca_3Al_2O_6(3CaO \cdot Al_2O_3)$
特徴	・回折X線の強度が弱いので化合物の量は少ない。 ・水硬性化合物は検出されていない。	・同　左 ・セメント鉱物の一種であるベリットが検出された。	・同　左 ・ベリット及びアルミン酸三石灰が検出された。

執筆者　大嶋　吉雄
櫻井　克信
白石　隆

下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査		本文213ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和62～64年度	汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の資源化再利用法のひとつとして緑農地利用がある。この大部分は脱水汚泥やコンポスト化汚泥としての利用であるが，今後新たな需要を開拓するためには，ユーザの種々な要求に応えることができるように製品の多様化を計ることが重要である。

本調査は，下水汚泥の緑農地利用に新しい分野を開拓する目的で有用植物栽培に適した下水汚泥製品の開発と，これら下水汚泥製品の有用植物に対する利用方法を確立することを目的とするものである。

（結　果）

昭和62年度は，嫌気性消化脱離液中のN，P等の肥効成分に着目し，その有効利用法の一つとして消化脱離液を園芸植物の養液栽培に利用する可能性を実験により調査した。

養液栽培の方法としては，図のようなロックウール方式の栽培装置を用いた。養液は消化脱離液を1μ沪紙で沪過したものを5倍希釈したものを用い，対照系としては市販の養液栽培用液肥を用いた。栽培装置は温室内に設置し，栽培植物種は花き類（カーネーション，キク他），観葉植物（ポトス他），果菜類（トマト，キュウリ他）合計16種類であった。

消化脱離液は市販液肥と比較して，P，K量が不足しており，対照系に比較して植物の成長速度は小さく，開花，結実までより長い日数を要した。また，表に示すように果実の収量，一個あたりの重量も対照系よりも小さかった。

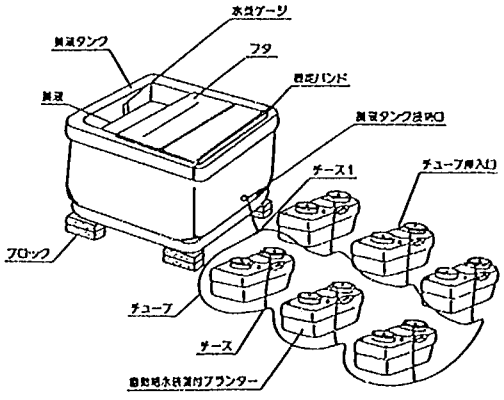


図　ロックウール方式水耕栽培装置

表　果実の収量の比較

植物種	実験系			対照系		
	個　数	総重量(g)	一個当り重量(g)	個　数	総重量(g)	一個当り重量(g)
ミニトマト	81	286	3.4	72	711	10.1
ピーマン	8	122	4.3	13	256	19.7
キュウリ	7	501	71.5	14	1648	119.7
トマト	21	816	38.9	58	3033	52.3
イチゴ	17	25.2	1.5	30	66	2.2

執筆者　大嶋　吉雄
村上　孝雄

地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査		本文219ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～65年度	下水道研究室	

（目　的）

現在，下水道整備は，大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にあり，処理場の建設に当っては，建設費の低廉性と維持管理の簡易性が求められている。しかしながら，地域の特性によって，求められる低廉性及び維持管理の簡易性は異なってくる。

本調査では，地域特性の因子を整理して，因子分析により対象地域の地域特性を把握するとともに，既存処理法の調査及び処理法の開発を行ない，地域の特性に応じた処理法を提示することを目的とする。

（結　果）

62年度は，水・汚泥同時処理法と前段砂沪過接触酸化法について調査を行なった。

1）水・汚泥同時処理法

① 滞留時間24時間では，処理水のBOD，SSともに20mg/ℓを下回り，高級処理並みの処理水質を得た。（表－1）

② 流入水の水質変動に対しては，一般の家庭下水程度であれば処理に影響を及ぼさない。

③ ベルトプレスによる脱水試験では，汚泥の脱水性・ケーキの剥離性ともに良好であった。

2）前段砂沪過接触酸化法

① 前段の砂沪過によるSS除去率は，沪過速度の上昇とともに減少した。

② 損失水頭検知による沪過塔逆洗では，沪材径が小さく，また沪過速度の大きなものほど逆洗水量比が大きくなった。

③ 沪材が，アンスラサイト有効径3㎜，砂有効径1.2㎜のとき，沪過が全層沪過となった。

④ 沪過塔からの逆洗汚泥の脱水性及び消化ガス発生量は，初沈汚泥とほぼ同等であった。

表－1　流入水と処理水の平均的な水質

単位：mg/ℓ

	流入水	処理水
水　温	11.4～14.0	9.5～14.0
SS	150	8.6
BOD$_5$（ATU）	161	16
D－BOD$_5$（ATU）	75	7.4

執筆者　竹石　和夫
鈴木　穣
小沢　登

小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査		本文229ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～65年度	汚泥研究室	

（目　的）

我国の下水道事業においては，下水道建設の中心は大都市や中都市から小規模な市町村へと移行しつつあり，今後は下水道事業にしめる小規模下水道の割合が大きくなっていくと考えられるが，小規模処理場における汚泥の処理・処分の基本的考え方は未だ確立されていないのが現状である。

本調査では，小規模下水道における汚泥の処理・処分について問題点を明らかにするとともに，技術的・経済的に最適な処理・処分プロセスを開発し，併せて集中処理の可能性の検討など維持管理方法をも含めた最適設計手法を確立することを目的としている。

（結　果）

昭和62年度は，汚泥の集約処理・処分の場合に必要となる汚泥貯留の濃縮性，脱水性への影響についての実験調査及び好気性消化に関する実験を継続した。

標準活性汚泥法余剰汚泥，同混合汚泥，長時間エアレーション法余剰汚泥を10℃，20℃，30℃の各温室において21日間貯留実験を行った結果，貯留による濃縮性，脱水性への影響について以下の知見が得られた。

① 貯留に伴い汚泥は腐敗してガスが発生し汚泥浮上が生じるため，重力濃縮では10℃程度の低水温で貯留する場合以外は，十分な濃縮効果は期待できないと考えられる。

② 貯留に伴う汚泥の脱水性の変化については，ベルトプレス脱水試験機による脱水試験の結果では，最適なポリマー添加率においては，脱水ケーキの含水率は貯留前に比較して増大することはないと考えられる。（図参照）また，好気性消化実験の結果，好気性消化を行った場合，汚泥脱水性は余剰汚泥では変化は見られなかったが，初沈汚泥については悪化する傾向が見られた。

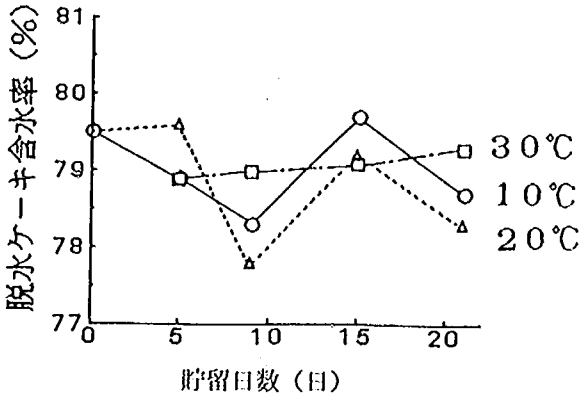


図　脱水ケーキ含水率の経日変化

執筆者　大嶋　吉雄
村上　孝雄
近藤　次夫

下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査		本文237ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～65年度	システム課・下水道研究室	

（目　的）

わが国の下水道事業の拡大，進展に伴い，政策決定，計画策定事業の実施，施設管理等に係わる業務量が増大するとともに，内容的にもより高度なものが要請されている。このため業務遂行に必要な情報も飛躍的に多様化・膨大化してきており，これらの情報を系統的に整理し，的確な提供が行えるようなデータベースシステムが要求されている。

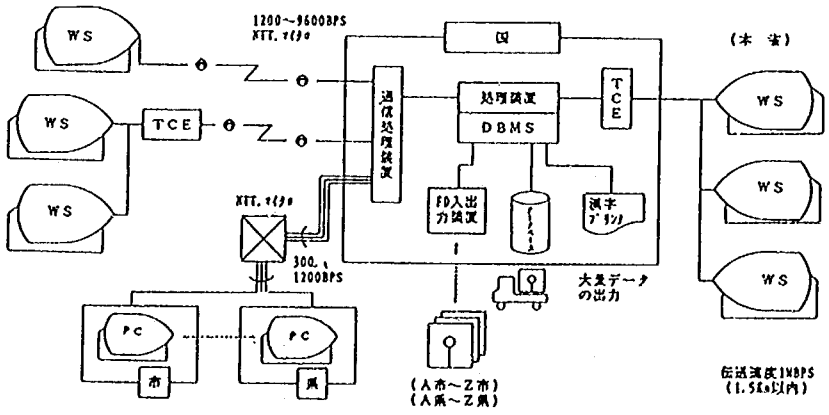
本調査は下水道施設の整備を促進し，その管理運用の効率化を図るために，下水道の調査計画，研究，維持管理に関する実務的なデータベースシステムの構築に資することを目的とする。

（結　果）

国が担当する業務に関連して早急にデータベース化の必要性があるものは，「調書データベース」および「下水道統計データベース」である。これらのデータベースのデータ収集，更新方法は，国レベル，県レベル，市町村レベルのデータベースが通信回線等でつながり，県レベル，市町村レベルのデータ更新時に同時に国レベルのデータ更新ができるようなシステムとすることが理想的である。しかし，現状を考えると，下水道データベースシステムの構築の初期段階においては，フロッピーディスクを用いたオフライン転送での情報収集で対応することが考えられる。

上記によりシステムの機器構成は，調書に記載された文字・数値データをパソコンをベースとした小規模なシステムにデータベース化し，将来取り込むべきデータ量が増大した時点でミニコンあるいは大型計算機のシステムに移行する。

ネットワーク化に関しては，当面は優先的に整備されたデータベースを通信回線を利用して遠隔地から利用する形態を採り，各主体によるデータベースが構築された段階においてネットワークを形成する。なお，現状の技術によりシステムを構築した場合のシステムの機器構成並びにその利用形態は下図の通りである。



システム課　課長　常田　賢一

補佐　野口　正

自動化係長　浦野　隆

野口　勉

下水道研究室主任研究員　谷戸　善彦

薬液注入工法の注入管理手法に関する調査		本文243ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和58～62年度	施　工　研　究　室	

（目　的）

薬液注入工法は下水道管路の設置に際して湧水防止，切羽の安定といった仮設的な目的で多く用いられている。しかし，本工法は，地盤状態，注入材料および注入工法などの様々な要因が複雑に絡み合うため，注入後の効果予測が困難な工法とされている。

そこで，本課題では，注入効果に及ぼす諸要因を明らかにするとともに注入効果の予測および確認といった注入管理手法を確立することを目的としている。

本年度は，回転貫入サウンディング法の注入管理手法への適用性について，以下の項目を調査検討した。

① 調査深度での地盤情報を得るために，貫入ロッド先端部に測定用センサー及びメモリー基盤を収め，計測コードが不要なコードレスの測定装置の試作を検討した。

② 小型土槽内に比較的高強度の固結体を互層状に形成し，この供試体に対して試作した先端抵抗体による回転貫入サウンディング法を適用させ，回転貫入時の貫入速度等の各種測定値から深度方向の固結程度を定量的・定性的に判定することを検討した。

（結　果）

(1) 試作したメモリー内蔵型の先端抵抗体を用いた場合，先端部の貫入推力，回転トルクをコードレスで測定できることを確認した。ただし，今後は，調査状況の管理としてリアルタイムで測定する方法を検討する必要がある。

(2) 小型土槽実験において，試作した先端抵抗体を用いることによって比較的高強度でかつ互層状態の固結地盤に対して回転貫入することが可能であるとともに，貫入速度，貫入推力，回転トルクなどの測定値より，概略的な固結土の強度判定が可能である。（下図参照）

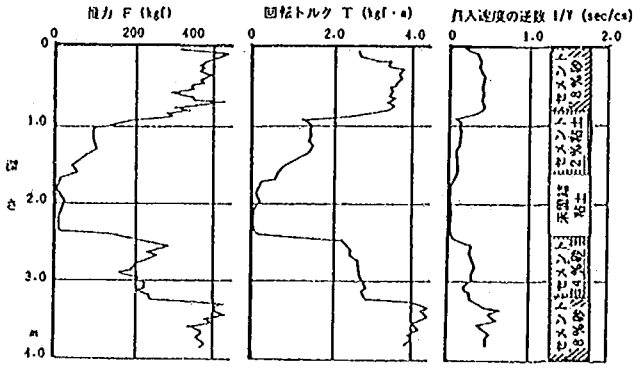


図　各測定値の深度変化

執筆者　嶋津　晃臣
塚田　幸広
下坪　賢一
川村　浩二

下水道施設の耐震性に関する調査		本文 249 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～64年度	耐震研究室	

（目　的）

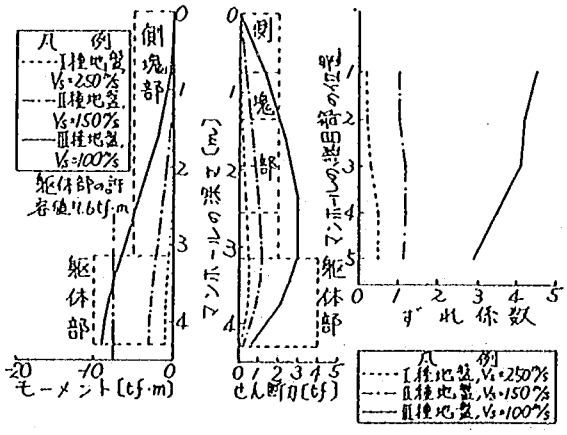
下水道施設は1923年関東地震，1964年新潟地震，1978年宮城県沖地震，1983年日本海中部地震などの主要な地震の度に被害を受けており，これらに対する有効な耐震化対策が必要とされている。本調査は，下水道施設のうち管渠，マンホール、沈澱池，大断面管渠などの地中構造物の耐震設計法を開発することを目的として，昭和60年度から検討を開始したものである。

下水道施設の耐震性向上を図るためには，耐震上問題となる要因を予め把握し，これを通して下水道施設の合理的な耐震化対策を開発することを目的とする。本年度は，マンホールの耐震計算法のとりまとめを行うとともに，動的解析により立坑近傍のシールドトンネルに生じる地震時断面力を検討した。

（結　果）

1. マンホール耐震計算法(案)の検討

マンホールの地震被害としては，1)直壁ブロックの継目部のずれ，及び，2)壁立ち上がり部の管渠まわりのコンクリートの破壊，が主要なものである。このような被害形態を生み出すマンホールに生じる地震時の作用力を計算できるモデルを，応答変位法を基本として開発した。この耐震計算法を用いて，２種類のマンホールに対して試算を行い，側塊部に作用するせん断力に対する直壁ブロック継目部のずれ抵抗力の比，及び，躯体部に作用する曲げモーメントを求めた。図－１に１号マンホールに対する試算結果を示す。これによれば，地盤種別がⅢ種及び一部のⅡ種では，継目部にずれが生じること，また，躯体部の下半分においては，許容曲げ引張応力を越す曲げモーメントが発生することがわかった。



図－１　１号マンホールの地震時断面力

2. 立坑近傍のシールドトンネルの地震時断面力の検討

既往の地震被害では，立坑及びマンホール近傍の管渠に被害が集中している。このことから，立坑近傍のシールドトンネルは，耐震性に関して特段の注意が必要であると考えられる。そこで，実際の建設例を参考として，外径3.8ｍのＲＣシールドトンネルに対して，動的解析により立坑近傍部のシールドトンネルに生じる地震時断面力をケーススタディー的に検討した。その結果，立坑とシールドトンネルを剛結とした場合には，立坑のロッキング振動に伴い，大きなトンネル水平軸まわりの曲げモーメント及びねじりモーメントが生じ，いずれの断面力も，二次覆工が無筋であれば大きなクラックの生じる程度の応力度であることがわかった。

執筆者　川島　一彦
杉田　秀樹
加納　尚史

都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査		本文255ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和62～64年度	総合治水研究室	

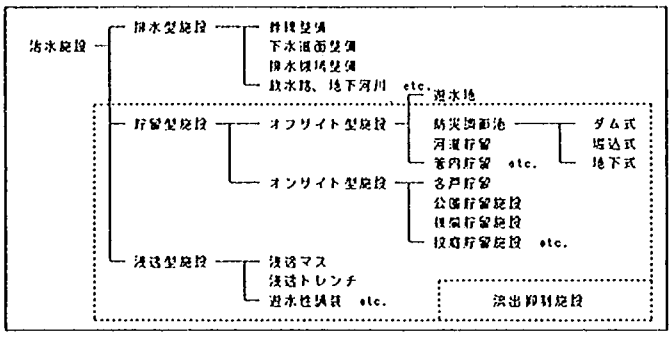
（目　的）

本調査は，貯留型・浸透型など各種の流出抑制型の下水道施設を対象として，河川や幹線施設等の流量軽減効果を検討し，総合的な都市雨水排除計画に資する目的で行うものである。

昭和62年度は，流域抑制施設の実態調査，施設種別毎の水理特性の検討，水理モデルの検討，および モデル流域の流出抑制施設・排水路網等に関する面的な調査を行った。

（結　果）

図－１に示すように，流出抑制施設を類型化した。これらは，施設機能の面から排水型，貯留型，及び浸透型の３種に大別でき，施設規模・形態によりさらに細分できる。図－２に，各施設について検討した水理モデルのモデル概念図を示す。検討の結果，貯留型の流出抑制施設は，概ね貯留関数型のモデルで近似できることが分かった。ただし低平地の堀込み型等の自然放流が不可能な施設や校庭貯留等の湛水深の小さい施設についてはそれぞれ別個の水理モデルが必要である。また浸透型施設は，施設内の貯留および浸透量が水深の関数になることを考慮すると，貯留型の水理モデルとなるが，下水道計画規模程度の外力に対しては施設の貯留効果はほとんど認められず従来から用いられているベースカット型のモデルで十分近似できることが分かった。



図－１　流域治水施設の分類

流出抑制施設	モデルの概要	基　本　式
貯留型施設 管路・河道貯留	Q_{in}, Q_{out}	貯留関数型 $Q_o=\beta V^{\alpha}$
棟間貯留 校庭貯留 駐車場貯留等	Q_{in}, Q_R	矩形放流型 $Q_o=\begin{cases}Q_{in}\\Q_R\end{cases}$
堀込式・地下式貯留型施設（オフライン施設）	Q_{in}, Q_L	レベルカット型 $Q_o=\mathrm{Min}(Q_i,Q_L)$
浸透型施設	Q_{in}, Q_B	ベースカット型 $Q_o=\mathrm{Max}(0,Q_i-Q_B)$

図－２　検討モデルの概要

今回面的な施設の実態調査を行なったモデル流域は，総合治水特定河川でもある神奈川県の境川支川独川他１河川である。独川流域での下水道整備率は，昭和61年時点において74％であり，流域に設置されている流域抑制施設は調整池のみであった。調整池は流域内に25箇所設置されており，最大規模で貯留量７万㎥，また１万㎥以上の貯水量のある調整池は８箇所と比較的に規模の大きいものが存在している。形態別では，ダム式の調整池が14箇所，堀込み式が６箇所，地下式が５箇所であった。

執筆者　吉本　俊裕
井出　康郎
本間　久枝
須見徹太郎
高橋　克彦

コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査		本文261ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～64年度	緑　化　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の有効利用のひとつに，緑地に対する肥料又は土壌改良材としての利用がある。本課題では，緑農地への利用が一般化しつつあるコンポスト汚泥について，緑地に対する土壌改良効果を確認することを目的としている。また，コンポスト汚泥は生産にあたって巨額の設備投資を伴うため，大規模造成地等で土壌改良材として大量に使用するには決して安価な資材とは言い難い。このため，より安価に利用可能な消化脱水汚泥による土壌改良方法についても検討するものである。

昭和62年度は，既植栽地に対するコンポスト汚泥の施用効果，並びに砂質土壌に対する消化脱水汚泥及びコンポスト汚泥による土壌改良効果について調査した。

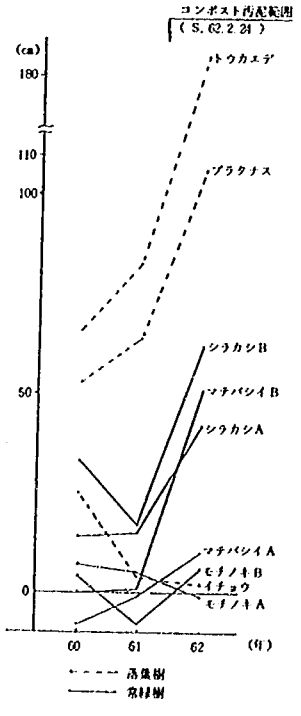
（結　果）

(1) 既植栽地に対するコンポスト汚泥の施用効果

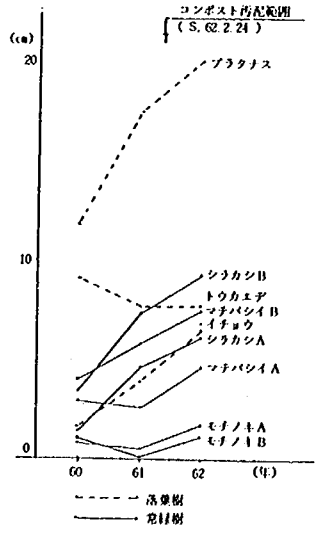
コンポスト汚泥施用後1年間の年間樹高生長量及び年間幹（根元周）肥大量について，施用前の2ケ年と比較したものをそれぞれ図－1及び図－2に示した。これによると，イチョウ及びモチノキを除けばコンポスト汚泥の施用による効果が明瞭に現れている。また，その効果は幹肥大量よりも樹高成長量に大きく現れており，徒長の傾向が認められる。このことは，新梢の伸長量にも現れており，例えばマテバシイの新梢最大伸長量は，施用前年の36cmから施用後は65cmに，シラカシにおいても27cmから45cmと大きく伸びていることでも分かる。ただし，シラカシ，マテバシイとも樹冠の先端部分では徒長枝がみられず，そのために新梢の伸長量が樹高生長量に劣る結果となっている。その原因は明確ではないが，汚泥等の大量施用による問題点の一つとして，従来から葉の奇形や樹形の乱れが指摘されていることから，その現れ（樹形の乱れ）とみることができる。

(2) 砂質土壌に対する土壌改良効果

汚泥の腐熟が進行していないため，土壌改良効果を確認できる状態にないが，消化脱水汚泥による施用障害については間土を施用することで存置期間の設置を回避できることを確認した。



図－1　年間樹高生長量



図－2　年間幹肥大量

執筆者　前田　博
有村　恒夫
飯塚　康雄

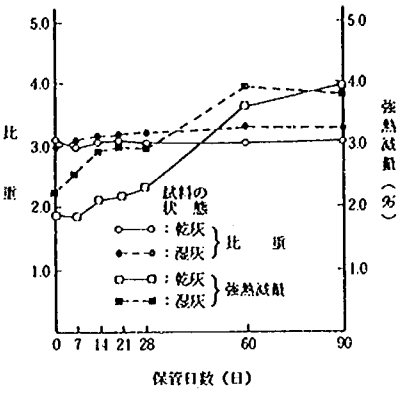
焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査		本文 267 ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～63年度	土　質　研　究　室	

（目　的）

焼却灰の中でも石灰系焼却灰は，土と単体ないし他の土質改良材（セメント，生石灰等）と組み合わせて混合することにより，強度を発現し土質改良効果があることが建設省総合技術開発プロジェクトの調査・研究等からも明らかになっている。しかしながら，焼却灰を土質改良材として使用する場合，下水処理場から発生した焼却灰を備蓄・保管することによって生じる品質変化の判定手法や，品質変化が土質改良効果に及ぼす影響，また，土質改良材としての有効な使用方法や焼却灰で改良した土の施工性等についてまだ未解明の点が少なくないので研究の必要がある。

（結　果）

保管による焼却灰の品質変化を判定するための試験法を検討する目的で，焼却灰を高温高湿の条件のもとで保管したときの比重や強熱減量の経時変化を調べた。その結果，図－1に示すように，乾灰，湿灰ともに保管日数の経過とともに比重や強熱減量の値が変化していることが認められ，比重試験や強熱減量試験が焼却灰の品質変化を簡易に調べる指標になることがわかった。また，湿灰は乾灰に比べ品質変化の進行が速いことも明らかになった。



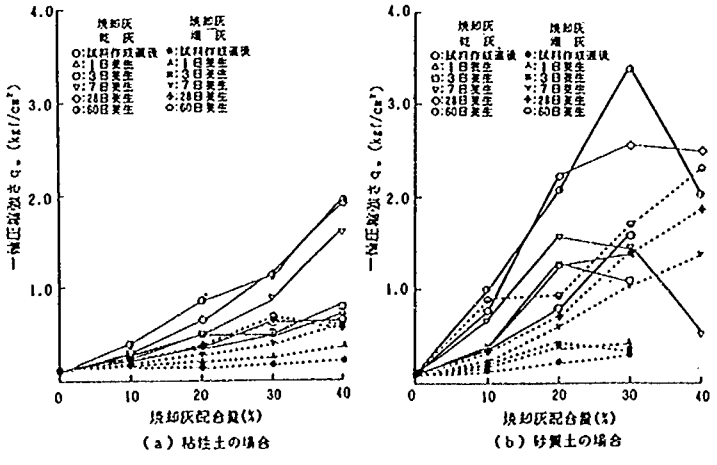
図－1　保管日数と焼却灰の比重および強熱減量の関係

次に，焼却灰の土質改良効果に関しては，粘性土，砂質土のそれぞれに焼却灰を混合したときの一軸圧縮強さ q_u の発現の様子を示した図－2から，次のような結論が得られた。

(1) 粘性土，砂質土とも焼却灰の配合量が大きいほど強度発現が大きい。また，強度の発現を比較すると，砂質土に焼却灰を加えた方が，大きい強度のものが得られる。

(2) 乾灰は吸水作用とポゾラン反応の両方の効果を有しているため，吸水作用の少ない湿灰に比べるとかなり土質改良効果が大きいことが認められた。

(3) 焼却灰をセメントや生石灰と組み合わせて用いた場合においては，焼却灰を単体で用いるより大きな土質改良効果が得られ，セメントや生石灰を単独で用いるよりも経済的になる。



図－2　焼却灰の配合量と改良土の一軸圧縮強さ q_u の関係

今後は，セメントや生石灰の代替品としての焼却灰の使い方をさらに詳細に検討するとともに，焼却灰の品質の変動や，より一層合理的な焼却灰の品質判定法の検討を継続して実施していく予定である。

執筆者　久楽　勝行
三木　博史
工藤浩一郎
林　　義之

河川の総合負荷量収支に関する調査		本文275ページ	昭和62年度
全体計画	河川事業調査費　昭和58～62年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の汚濁負荷量を総合的に把握することが，河川管理及び水質管理上必要である。総合的に把握するためには，河川の上流から下流までの区間を多項目の水質で長期間評価する必要がある。このため，本調査ではモデル河川の実態調査をもとにして次の課題を検討する。

① 河川の汚濁負荷量の挙動を明らかにする。
② 負荷量収支の精度を上げる
③ 合理的な河川負荷量調査方法を確立する。
④ 従来から行われてきた自浄作用調査，流観の見直しを行う。

（結　果）

62年度は，本調査の最終年度に当り5年間の調査成果を「河川の総合負荷量調査実施マニュアル(案)」としてまとめた。本マニュアル(案)は，各事務所が現場調査等を実施する中で，現場調査における問題点を整理し，各事務所が執筆したものである。マニュアル(案)の目次を下記に示す。

マニュアル(案)の目次

第1章　河川の総合負荷量調査の意義と目的
1.1　調査の意義と目的
1.2　マニュアル(案)の適用方法
第2章　調査方法
2.1　調査計画
2.1.1　河川の水質汚濁機構
1）水質汚濁の種類
2）汚濁機構
3）自浄作用
2.1.2　負荷量の種類
1）自然負荷とその特性
2）人為負荷量とその特性
2.1.3　調査計画の立て方
1）事前調査の資料収集と資料活用
2）事前調査の範囲と必要性
3）調査計画の立案
2.2　調査の実施方法
2.2.1　調査流域の背後調査
1）社会特性調査
2）河川基本特性調査
3）自然地理特性調査
2.2.2　発生汚濁負荷量調査
1）生活排水よりの汚濁負荷
2）工場排水よりの汚濁負荷
3）畜産排水よりの汚濁負荷
4）観光排水よりの汚濁負荷
5）農地よりの汚濁負荷
6）市街地よりの汚濁負荷
7）山林よりの汚濁負荷
2.2.3　排出汚濁負荷量調査
1）実測による方法
2）算定による方法
2.2.4　河川汚濁負荷量調査
1）非感潮河川での調査
2）感潮河川での調査
2.2.5　浄化特性調査
1）自浄作用
2）内部生産
2.2.6　底質調査
1）試料の採取方法
2）底質の分析方法
3）溶出速度の測定方法
4）底泥堆積量の測定法
2.2.7　生物調査
1）細菌調査
2）プランクトン調査
3）ベントスの調査
4）付着藻類の調査
第3章　解析方法
3.1　負荷量収支の解析
3.1.1　汚濁負荷流出率及び流達率
3.1.2　浄化率
3.1.3　負荷量収支図
3.2　統計解析の方法
3.3　数理解析の方式
資料編
用語の定義

執筆者　中村　栄一
長谷川　清
小森　行也

河川の富栄養化に関する調査		本文 281 ページ	昭和62年度
全体計画	河川事業調査費　昭和60～64年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象を指すが，日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では，この自浄作用とともに付着性藻類等による有機物の合成活動（一次生産）も同時に進行しており，これは，“自濁作用”とか“内部生産”と呼ばれている。

富栄養化した河川の一次生産量を求める方法として，昭和61年度までの本調査においては溶存酸素収支モデルを用いてきた。それによれば，土木研究所内屋外還流水路において求めた日平均一次生産量$\overline{\beta}$と実測による$\overline{\beta}$との相対誤差は約10～20％という結果が得られ，このモデルの有効性がある程度裏づけられたものと考えられる。よって，本年度は調査対象を実河川（多摩川）として，本モデルを用いて一次生産量の推定を試み，さらに，求めた日平均一次生産量とそれを規定していると思われる様々なパラメータとの間の重回帰分析を行った。

（結　果）

付着性藻類による一次生産量β_0を式(1)によって定義した。

$$\text{一次生産量}(\beta_0)=\text{総生産量}-\text{呼吸量} \tag{1}$$

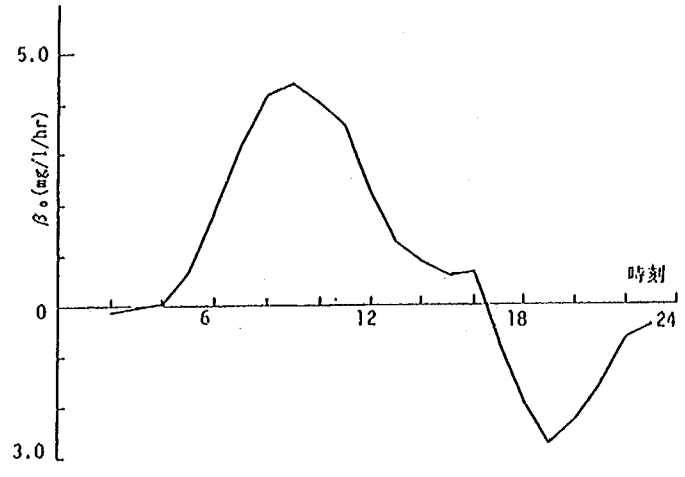
さらに，溶存酸素収支モデルとして式(2)を提案し，これによって一次生産量β_0を計算した。求めたβ_0の日変化の様子を図－1に示す。

$$\frac{dC}{dt}=K_{20}\cdot\theta^{t-20}(C_s-C)+K_1L-\beta_0 \tag{2}$$

ここで，C：流水中のDO濃度（mg/ℓ），C_s：飽和DO濃度（mg/ℓ），K_{20}：20℃における再曝気係数（1/hr），θ：温度補正係数（＝1.0193），T：水温（℃），K_1：脱酸素係数（1/hr），L：BOD濃度（mg/ℓ），β_0：一次生産量（mg/ℓ/hr）である。

式(2)より求めたβ_0から，さらに日平均一次生産量$\overline{\beta}_0$を計算し，これと水深H（m），水温T（℃），全窒素濃度C_{T-N}（mg/ℓ）との間の重回帰分析を行い式(3)を得た。なお，このときの重相関係数の値は，0.622であった。

$$\overline{\beta}_0=0.23824-0.60169H+0.37477C_{T-N}+0.09852 \tag{3}$$



図－1　一次生産量β_0の経日変化（日野橋）

執筆者　中村　栄一
古賀　俊行

河川浄化施設の排泥方法に関する調査		本文 287 ページ	昭和62年度
全体計画	地建依頼　昭和61～63年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

水質汚濁の進んだ河川においてその浄化を図るための方策として河川水を直接浄化する工法があり，既に一部の河川で実施されている。浄化のための工法としては沈殿，エアーレーション，植生や接触材の利用などがあげられるが，確実な効果が期待でき，しかも比較的安価という理由から礫を用いた工法（以下礫間浄化法と呼ぶ）が検討されるケースが多い。

浄化が行われるに伴って汚泥が生成し，これがある程度以上堆積すると浄化機能に支障をきたすようになる。このため，適当な時期に堆積した汚泥を排除する必要がある。本調査は礫間浄化法を用いた河川浄化施設における効果的な排泥方法について調査することを目的としており，近畿地方建設局大和川工事事務所の依頼により実施している。

（結　果）

本年度実施した調査内容は次の通りである。

a．礫径が汚泥の堆積及び排除に及ぼす影響についてのパイロットプラント実験

b．実施設における浄化機能及び汚泥の挙動に関する調査

礫径の影響についてはプラントに充填する礫の径を５～10cmと10～20cmの２種類として下水処理場の初沈流出水を用いて実験を行った。１～２カ月に１回の割でプラント内に堆積している汚泥を排除する実験を行った。結果を表－１に示す。

表の結果から礫径の大きい方がＳＳの捕足，汚泥の排除の点で優れていることが分かる。

実施設でラバーダムの操作に伴なう礫間浄化施設からのＳＳの流出を調査したが顕著なＳＳの流出は見られなかった。

表－１　排泥実験の結果

洗浄回数	洗浄時間	A　系（礫径10～20cm）						B　系（礫径５～10cm）					
		排除汚泥量（イ）			残留汚泥量＊１	排除前汚泥量（ロ）	排除率（イ／ロ）	排除汚泥量（イ）			残留汚泥量＊１	排除前汚泥量（ロ）	排除率（イ／ロ）
		排水のみ	曝気後排水	合計				排水のみ	曝気後排水	合計			
第１回	62．4～5	3.77	2.11	5.88	0.28	6.16	0.95	1.10	3.13	4.23	0.79	5.02	0.84
第２回	62．6	3.28	0.56	3.84	0.34	4.18	0.92	1.20	0.17	1.37	1.16	2.53	0.54
第３回	62．8	2.27	0.84	3.11	0.40	3.51	0.89	1.73	0.40	2.13	0.80	2.93	0.73
第４回	62.10	1.68	0.10	1.78	0.40	2.18	0.82	0.95	0.21	1.16	0.79	1.95	0.59
第５回	62.11	1.38	1.13	3.51	0.47	3.98	0.88	1.46	0.11	1.57	0.65	2.22	0.71
第６回	63．1	0.41	2.49	3.90	0.50	4.40	0.89	2.62	0.43	3.05	1.17	4.22	0.72
第７回	63．2	3.02	0.84	3.87	0.57	4.44	0.87	3.03	0.86	3.89	1.51	5.40	0.72
第８回	63．3	3.33	0.51	3.84	0.28	4.12	0.93	3.51	1.03	4.54	0.87	5.41	0.84

＊１：残留汚泥量は，礫に付着しているＳＳ量から推定したもの，汚泥量の単位はkg
プラントの容量：A系－礫477 ℓ，空隙712 ℓ，B系－礫474 ℓ，空隙715 ℓ

執筆者　中村　栄一
酒井　憲司

Ⅰ　試験研究費による研究

1．下水性状の生化学的特性に関する研究

下水道研究室　室　　長　竹石　和夫
研　究　員　榊原　　隆

1．はじめに

下水処理施設の設計及び維持管理においては、特定の物質を対象とした水質項目だけではなく、非特定の水質項目である生物化学的酸素要求量（ＢＯＤ）や浮遊物質（ＳＳ）が重要な指標となっている。わが国を含めて、現在世界における都市下水処理の主流は、好気的条件下で処理に関与する微生物を浮遊させる、いわゆる活性汚泥法である。活性汚泥法のように好気的条件下で下水中の有機物除去を行なうプロセスにとっては、ＢＯＤはなくてはならない指標となっている。しかしながら、最近では同じ好気的条件下でも微生物を浮遊させずに何らかの担体表面に微生物の薄い層（生物膜）を形成させて下水中の有機物除去を行なう方法や、酸素の無い嫌気的条件下で下水処理を行なう方法が、新しい下水処理プロセスとしての開発対象となっている。一般に下水処理施設の設計および維持管理においては、そのプロセスで除去あるいは分解され得る有機物の単位時間、単位反応層量当りの量（容積負荷、kg／m³・日）と除去速度（反応次数によって異なるが、一次反応であれば１／日の次元を持つ）との関係を経験的に求め、その関係に基づき所要の反応槽容量を決定している。従って、とくに嫌気的条件下で下水中の有機物除去を行なうプロセスについては、在来の好気的条件下で下水処理を行なう施設の設計に用いられてきたＢＯＤ容積負荷等では反応槽への有機物負荷を適切に反映しない恐れがある。

さらに、都市下水中に含まれる有機物の多くは、水中に溶解している状態ではなく、固形物として浮遊している状態で処理を行なう反応槽に導かれている。物理化学的なプロセスのみならず生物学的なプロセスにおいても、流入下水中の固形物の大きさの分布は処理効率に大きな影響を持っている。

本研究では、流入下水中の固形物分布、ひいては有機物分布の特性を調べ、様々な生物学的下水処理プロセスにとってあるべき有機物負荷指標の開発を行ない、新しい下水処理プロセスの開発に資することを目的としている。

2．昭和６１年度調査概要

流入下水の性状を詳細に調査するため、流域の大きさの異なる４つの下水処理場（表１参照）において流入水を１時間毎に計２４時間自動採水器で採水し、流量比例コンポジットサンプルを作成し、ふるい、ろ液を用いた分画を行なったところ、次のような結果を得た。

１）ＳＳを３段階に分け、それぞれの占める割合を求めたところ、表２に示す結果となった。１２５μm以上の粒子の割合は、流域面積の大きいＣで49%と大きく、流域面積の小さいＤで25%と小さかった。一般的には流域面積が大きい程流下距離が長くなり、物理的な破砕や分解が進み、小さな粒径の割合が増加すると考えられるので、何か他の要因があり、今回のような結果となったと思われる。

２）ＶＳＳについてＳＳと同様に計算したところ、１～20μmの割合がＡ49%、Ｂ35%、Ｃ39%、Ｄ31%であった。Ａを除けば、１）で述べた一般説があてはまる。

３）ＴＯＣ、COD_{Cr}、ＢＯＤ、全タンパク質、脂質、有機酸について、１μm以下の溶解性成分の割合を表３に示す。ＡＢＣＤ間で顕著な差があった脂質、有機酸についてみると、２）同様に１）の説があてはまる。特にＣＤ間で顕著な差を示した。他項目については、溶解性成分の割合は30%～50%であり、流下距離との関連は見出せなかった。また、同時に分析を行った炭水化物とアミノ酸については、データにばらつきが多かったので解析の対象としなかった。

表１　各下水処理場の概要

処理場	処理区域面積（ha）	処理人口（人）	処理水量（m^3/日）
A	1080	84900	49700
B	1210	156700	37200
C	3500	648400	383000
D	131	11300	2600

表２　固形物の分布割合（%）

		粒径範囲（単位μm） 1～20	20～125	>125
SS	A	42	12	46
	B	39	16	45
	C	19	33	49
	D	37	39	25
VS	A	49	6	45
	B	35	21	43
	C	39	20	41
	D	31	27	41

表３　溶解性成分の割合（%）

	TOC	COD	BOD	全タンパク質	脂質	有機酸
A	44	38	41	31	37	86
B	38	32	31	38	41	26
C	44	37	30	30	64	61
D	48	39	31	31	18	28

３．粒径分画方法としてのふるい、ろ紙法の評価

粒径分画の方法のうち、溶解性成分に関しては、ゲルクロマトグラフィーや液体クロマトグラフィーを用いた分子量分画方法が一般的に用いられており、わが国でも丹保らにより多くの研究が行われている[1][2]。固形物を含んだ下水の分画方法の中で、ふるい、ろ紙法の評価については、他法と合わせて小越らが表４のようにまとめている[3]。今回の研究でふるい、ろ紙法を６０年度、６１年度に引き続いて選択した理由は、粒径分布のみならず他項目の分析を必要としたこと、分画の区分が明確であること、特殊な機器を要しないことである。ところで表５の特徴に述べられているような、ふるい、ろ紙法の欠点により、今回も５００μm通過下水の濃度が原水のそれを上回るというような逆転がみられた。この逆転を完全に解消するためには、ふるい分けの操作を出来るかぎり迅速かつ精確に行うことが必要である。

４．嫌気性処理による下水性状の変化

4．1　目的

嫌気性処理における最適な固形物負荷を得るためには、流入する固形物量を変化させたときの処理性を調べる必要がある。今回はその前段階として、後段に沈殿槽、ばっき槽、最終沈殿池を伴う加温式嫌気性処理槽への流入水、処理水を分画し、固形物除去特性を調べることを目的とする。

表　4　粒径分布測定方法の特徴

方法	測定原理	測定量	特　徴
ふるい・ろ紙法	機械的阻止	重量	◎特殊な装置を必要としない ○目詰まりに対する配慮が必要 ○時間がかかる ○ふるい作用による粒子の微細化
電気抵抗法	電気抵抗の変化が粒径に比例	体積	◎迅速に測定できる ○広範囲の分布測定には問題がある ○粒子を分散状態で計るので機械的撹乱に弱い凝集性フロックは正確に測定できない ○電解液に分散させる機種の場合は荷電状態の変化による影響がありうるので注意が必要である
画像処理法	顕微鏡で拡大して直接測定	面積または直径	◎ありのままの粒子を測定できる ○微小な粒子の正確な計数が難しい ○個人誤差の入り込む可能性が大きい ○電気抵抗法より時間がかかる ○重量換算時に平板状の粒子を過大評価

4．2　方法

装置のフロ--を図１に示す。嫌気性処理槽は消化汚泥を種汚泥とし、３０℃を保つよう湯浴で暖められた上向流式の装置であり、処理水の一部はポンプで槽下部へ返送されている。装置は土木研究所湖北総合実験施設内に設置されている。

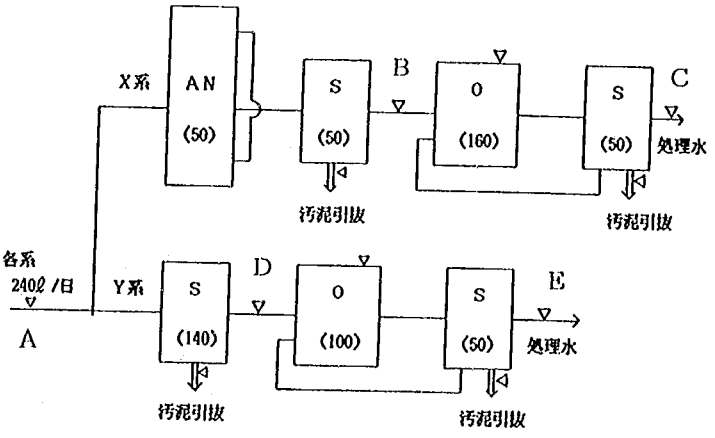


図１　実験装置の概要　( ) 内は有効容積(ℓ)
AN:嫌気性処理槽、O:活性汚泥槽、 S:沈殿槽

試料の採水は、図２のA～Eの５か所にて行った。これにより嫌気性処理のX系を従来の好気法のY系と比較するものである。採水は1988年 2月24日から２４時間毎時５分間タイマーでポンプを作動させることで行った。この試料を原水とし、図２に示す方法で分画を行い、画分毎にＢＯＤ、COD_{cr}、ＴＳ、ＶＴＳ、硫酸イオン、ＴＯＣ、有機酸を測定した。分析方法は下水試験方法に依った。なお分画に用いたろ紙はAdvantec社のメンブレンフィルターであり、使用前に蒸留水で洗浄した。

4．3　結果と考察

分析結果を表５に示す。また、ＢＯＤ，COD_{CR}，ＴＳ，ＶＴＳの累積通過重量をそれぞれ図３、４

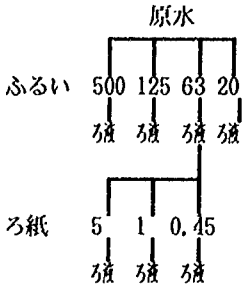


図2　分画方法
（単位μm）

、5、6に示す。

今回用いた実験装置のＨＲＴは、嫌気性処理槽を除けば、どれも実プラントよりかなり大きいため処理性は良好であることが予測された。事実C，Eでの水質は、ＢＯＤでそれぞれ3.4ppm、3.5ppmときわめて小さい。

嫌気系列と好気系列の比較を行う。初沈処理水の流入水に対する５μm以下のＢＯＤ，ＣＯＤの除去率が好気系列では０であるのに対し、嫌気系列では、それぞれ３９％、２９％の除去率を示した。ＢではＡに比べて有機酸の濃度がわずかながら増加していること、硫酸イオン濃度が減少していることから、有機物の加水分解、酸発酵、水素あるいは有機酸を利用した硫酸塩還元菌による硫酸根の還元が嫌気処理槽で進行し、この際に溶解性有機物が分解されたものと考えられる。なお、固形物を含めた全体としての除去率もＢＯＤ

表　5　分析結果一覧表

No.	項目 / 分画 / メッシュ	BOD (mg/ℓ)	COD (Cr) (mg/ℓ)	有機酸 (mg/ℓ)	T-S (mg/ℓ)	V S (mg/ℓ)	TOC (mg/ℓ)	SO_4^{2-} (mg/ℓ)
A 流入原水	原　水	176.9	286.2		439	146		
	500μm通過	157.8	225.6		573	217		
	125μm通過	141.4	178.3		520	188		
	63μm通過	117.0	142.1		451	175		
	20μm通過	111.3	115.7		466	165		
	5μm通過	66.5	72.2		382	100	55	28
	1μm通過	58.0	64.6	9.3	395	90	49	26
	0.45μm通過	54.1	56.8	8.1	388	66	40	24
B 嫌気初沈	原　水	63.5	93.2		381	99		
	500μm通過	62.7	91.8		422	116		
	125μm通過	62.0	91.5		423	112		
	63μm通過	58.3	90.0		415	97		
	20μm通過	51.0	72.6		400	89		
	5μm通過	40.8	51.2		380	81	43	14
	1μm通過	29.7	47.2	10.1	370	74	35	14
	0.45μm通過	26.4	38.2	10.1	376	68	44	13
D 好気初沈	原　水	105.8	119.2		464	155		
	500μm通過	104.8	117.2		463	121		
	125μm通過	103.1	114.7		437	88		
	63μm通過	102.8	112.2		437	153		
	20μm通過	92.7	107.8		436	154		
	5μm通過	65.5	72.0		423	99	58	23
	1μm通過	57.6	64.5	8.5	436	120	54	22
	0.45μm通過	53.6	56.4	8.5	432	158	50	22
C 嫌気処理水	原　水	3.4	17.4		406	86		
	500μm通過	3.2	16.2		504	138		
	125μm通過	3.0	15.3		480	142		
	63μm通過	2.6	14.1		497	154		
	20μm通過	2.4	13.7		493	155		
	5μm通過	2.0	11.6		421	115	10	32
	1μm通過	2.0	11.1	6.5	423	116	10	32
	0.45μm通過	1.9	10.0	6.5	406	92	11	32
E 好気処理水	原　水	3.5	20.8		421	51		
	500μm通過	2.9	18.8		411	102		
	125μm通過	2.4	16.2		413	139		
	63μm通過	2.1	14.5		443	140		
	20μm通過	2.1	14.1		415	111		
	5μm通過	2.0	13.3		412	109	12	34
	1μm通過	2.0	12.8	6.2	409	101	14	35
	0.45μm通過	1.5	11.4	6.2	419	90	13	43

で６４％、ＣＯＤで６７％と高く、嫌気性処理槽からキャリーオーバーした汚泥の沈降性も良好であることを示している。

ＴＳ、ＶＴＳについては逆転データが多いので、１μｍ以上を固形物（ＳＳ）、１μｍ以下を溶解物（ＤＳ）として図７のように整理した。これにより、以上のことがいえる。

① ＳＳ成分に関して初沈処理水を原水と比べると、嫌気系列では除去率４７％と良好であるが、好気系列では逆に処理水の濃度が増加していた。特に有機成分が５３ｐｐｍから６２ｐｐｍと上昇していた。

② ＤＳ成分の嫌気系列の除去率は７％、好気系列は０％であった。

③ 最終処理水中のＳＳ分は嫌気、好気系列共に有機成分であった。

④ 初沈処理水と終沈処理水を比べると、有機性ＤＳについては嫌気系列では値が増加したが、好気系列では５１％除去された。無機性ＤＳは双方とも上昇していた。

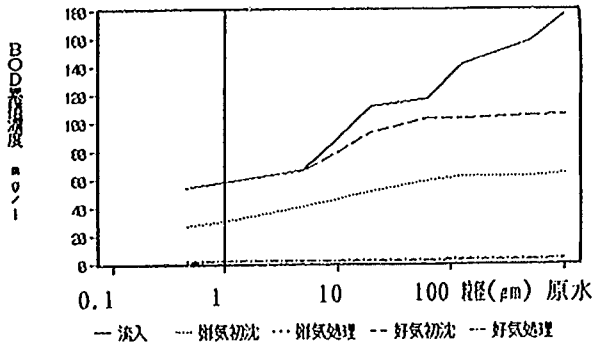


図３ 粒径による累積濃度

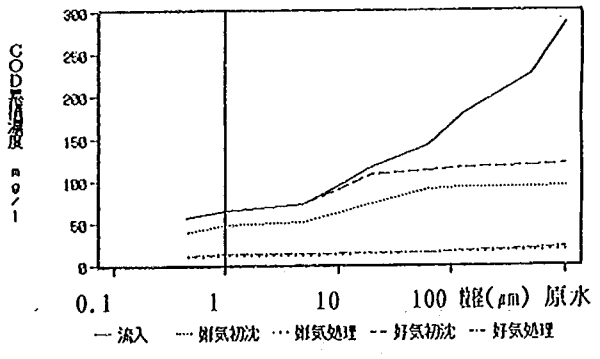


図４ 粒径による累積濃度

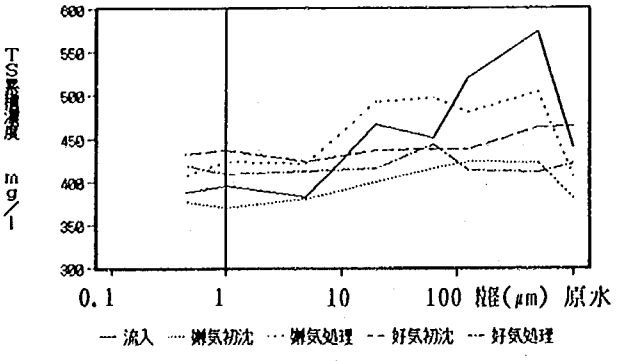


図５ 粒径による累積濃度

４．４ 結論

嫌気性処理装置を用いて流入水と処理水を粒径分画し、嫌気性処理において固形物、溶解物共に良好な処理成績となることを示した。今後は運転条件を変化させたときの処理性を検討する予定である。

５．嫌気性指標の開発

５．１ 目的

嫌気性処理において、好気性微生物による酸素消費量を表すＢＯＤの代わりに、基質の

除去　程度あるいは嫌気性菌の活性の程度を表す指標を開発することを目的とする。

今年度は、嫌気性菌の中の硫酸塩還元菌が利用する硫酸イオンに着目し、硫酸イオンの減少が嫌気性処理の進行を表す指標となり得るかどうかを検討した。同時に嫌気性処理における固形物の影響を調べるため、粒径で分画した下水を用いた実験を行った。

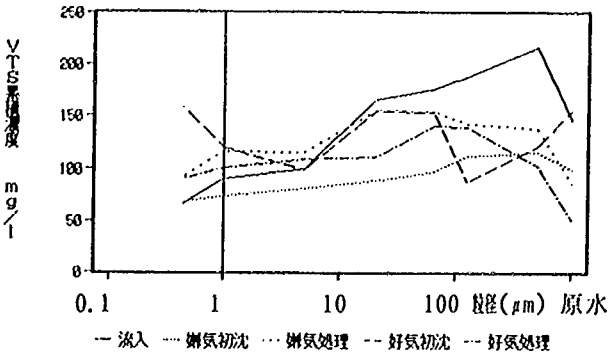


図6　粒径による累積濃度

5．2　既往の研究

嫌気性処理法については木全によって内外の研究成果がまとめられている[4]。それによると、処理性を表す指標としては、ＣＯＤ、有機酸が殆どの研究で用いられており、他にＴＯＣ、ＢＯＤ、消化ガス量が用いられている。負荷条件としては、ＣＯＤ容積負荷、ＢＯＤ容積負荷でまとめられている。

ＣＯＤは全体の有機物量を表す指標であり、ＴＯＣと比べて粒子性のものを測定できるという利点がある。しかし還元性物質があるとその酸化で酸素が消費されるので（特に嫌気性処理の場合、硫酸還元菌により硫酸イオンが硫化物に還元される。この場合、$S^{2-}+2O^{2} \rightarrow SO_4^{2-}$ であるから、S^{2-} 1ｍｇに対し酸素は2ｍｇ消費される）前処理が必要となる。有機酸は、図９でみられる分解過程における酢酸やプロピオン酸などの低級脂肪酸を測定することにより、嫌気発酵における酸生成菌の活動の指標となるものである。容易に揮発するので測定時に注意を要する。ＴＯＣは、有機物の炭素量を測定するものであるが、溶解性のものしか測定できない。

硫酸イオンは、硫酸還元菌による以下の反応において水素受容体として利用されるものである。

$$4H_2 + H_2SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 4H_2O$$

$$2CH_3CHOHCOONa + H_2SO_4$$

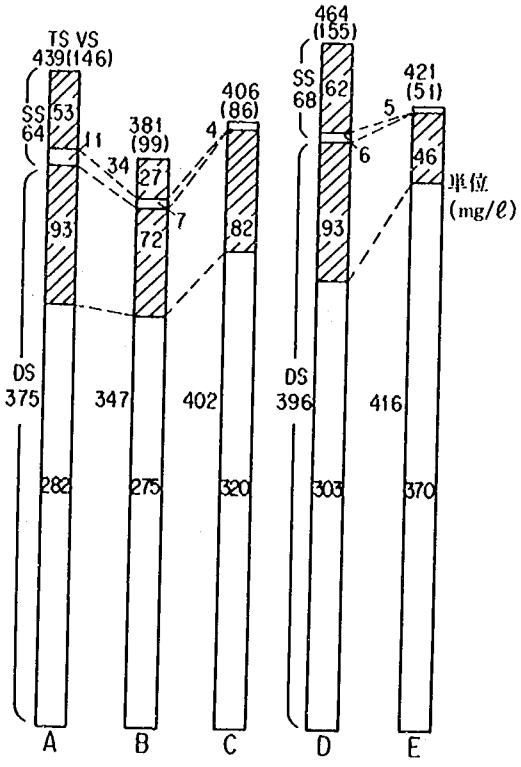


図7　嫌気性処理、好気性処理におけるＴＳ，ＶＳ（斜線部はＶＳ）

→ $2CH_3COONa + H_2S + 2CO_2 + 2H_2O$

すなわち、図８における有機酸から酢酸への分解、水素の消費に伴って硫酸イオン濃度が減少する。従ってこの減少の程度が嫌気性処理の進行の度合を表すものといえよう。

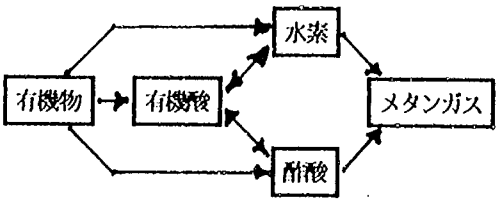


図８　　嫌気性処理における有機物の分解

５．３　方法

実験装置を図９に示す。装置は汚泥濃縮槽として用いられていたもので、全３台からなり、２０℃の恒温室に置かれている。これらに土木研究所湖北総合実験施設の流入下水、２５０μmふるい通過下水、２０μmふるい通過下水を２０ℓ投入した後上部の気相部を窒素ガスで置換し、攪拌速度を１ｒｐｍに調整し、定期的に採水（約１００ｍｌ）を行った。分析項目はＣＯＤｃｒ，ＴＯＣ，硫酸イオンであった。試験方法は下水試験方法（１９８４年）に依った。ただし硫酸イオンは０．４５μｍのメンブランフィルターでろ過後、イオンクロマトグラフィー法で測定した。

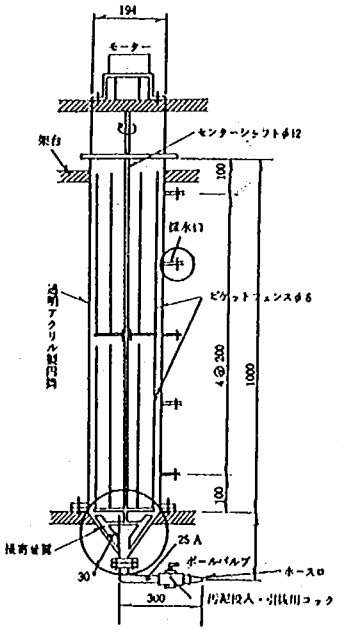


図９　実験装置

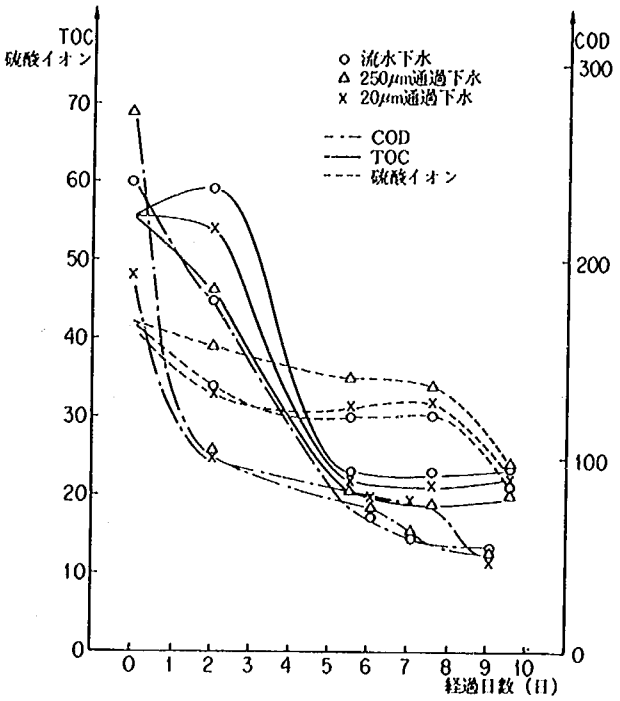
５．４　結果と考察

実験結果を図１０に示す。槽内は十分嫌気的であったが、攪拌速度が小さかったため下水の混合が十分でなく、また温度が２０℃と低かったため、採水口付近の上部における嫌気反応が十分進行せず、そのため硫酸イオン濃度の減少が小さかった。

粒径分画した下水の水質を比較すると、殆ど差がないといえる。ただしＴＯＣが原水のみ０日目から１日目にかけて上昇しているが、これは嫌気性菌による固形物の可溶化が進行したためと考えられる。

なお、実験終了後、槽底部の下水を分析したところ、流入原水、２５０μｍ通過下水、２０μｍ通過下水でそれぞれｐＨ＝6.7、7.3、7.3、ＣＯＤｃｒ＝6100、8500

、145ppm であった。流入原水、２５０μｍ通過下水のＣＯＤが高かったのは、汚泥が存在したためである。一方２０μｍ通過下水では汚泥が存在せず、検鏡でも生物が確認されなかった。このことより、２０μｍ通過下水には菌の活動に十分な基質が存在していなかったことがわかる。



図―10　COD、TOC、硫酸イオンの経時変化（単位mg/ℓ）

５．５　結論

今回の実験では、実験条件の設定がうまくゆかず、硫酸イオンの嫌気性処理指標としての妥当性については結論づけることは出来なかった。また、粒径分画した下水間の水質の差は槽上部ではみられなかったものの、槽底部では、２０μｍ以下の粒径の小さい下水を嫌気攪拌しても汚泥が生じないことがわかった。来年度もこの回分実験を継続し、硫酸イオンと粒径分画した下水について検討を行う予定である。

参考文献

１）例えば、丹保、亀井、高橋、好気性生物化学プロセスからの代謝廃成分の挙動と性質（Ｉ）　下水道協会誌 V18 N 210,1981

２）何、丹保、亀井、高速液体クロマトグラフィーによる凝集処理性の評価　土木学会第41回年講第２部門講演概要集 pp935～pp936,1986

３）京才、佐藤、小越、物理化学処理の評価に関する研究　土木研究所資料第2509号 pp397～pp402, 1987

４）木全、嫌気性排水処理プロセスの開発と下水処理への適用　技術開発部技術資料61-005 日本下水道事業団技術開発部, 1987

2．下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
下水道　研究室　主任研究員　谷戸　善彦
三次処理研究室　主任研究員　高橋　正宏

1．研究の目的と必要性

我が国の下水道普及率は、昭和61年度末現在で37%であり、現在のところ、まずは、二次処理による普及率の拡大が急務となっており、高度処理については、湖沼の富栄養化防止・水質環境基準の達成対策として、極めて限定された地域において、実施されているに過ぎない。しかし、長期的視点に立った場合、コンスタントに容易に得られる貴重な水資源として、下水処理水の重要性は言をまたないところであり、この「水資源としての下水処理水の再利用」において、高度処理の必要性・高度処理の適用性は、高まると思われる。また、水質環境の改善の観点からも、既存の水質環境基準の遵守にとどまらず、放流先の水環境のあるべき姿や、水質改善の費用効果の観点から、高度処理の必要度は、高まってくるものと思われる。こうした中で、今後、個々の自治体や国が、高度処理計画を立案したり、高度処理プログラムを策定していくにあたって、明らかにしておかねばならないいくつかの課題が存在している。下記に示すこの課題を明らかにし、高度処理計画および高度処理プログラム策定の基礎資料を得ることが本研究の目的である。

①現況二次処理水質の評価
②既設高度処理施設の評価（処理水質、コスト等）
③下水処理水の再利用の実態及び潜在的需要の把握
④高度処理の建設費用及び維持管理費用の提示（費用関数の作成）
⑤公共用水域の水質保全プログラムにおける高度処理導入の考え方の明示

2．昭和61年度までの研究結果

昭和59年度及び昭和60年度は、上記研究課題のうち、②③に関して研究を行い、次の結果を得た。

(1) 全国で稼働中の11箇所の高度処理実施設について、高度処理の必要理由、施設現況、運転状況、水質、建設コスト、ランニングコスト等を実態調査した。

(2) 下水処理水の場内再利用の実態調査の結果、次のことが明らかとなった。

ア)全国合計で処理場の使用水量の85%に処理水が使われている。しかし、処理場の使用水量の50%

未満しか処理水を使っていない処理場も30%あり、全く使っていない処理場も23%もあり、今後更に場内再利用を図る必要があると思われる。

イ)全国の全処理場と、既に高度処理を導入している処理場について、場内再利用状況を比較した結果、既に高度処理を導入している処理場では、上水・井水・工水等への依存率が低く、場内再利用化が進んでいることが明らかとなった。このことより、処理レベルの向上により、処理水の再利用化がさらに促進できる可能性が示唆された。

(3) 下水処理水の場外再利用の実態調査の結果、次のことが明らかになった。

ア)用途別では、し尿処理場の希釈水、焼却場の洗煙・洗浄水、工業用水、修景用水の順に利用が多い。

イ)処理レベルでは、し尿処理場の希釈水、農業用水、消雪用水、海砂の洗浄水には、主として二次処理水が、修景用水、工業用水、水洗用水には、主として、砂ろ過以上の高度処理をした水が利用されている。

昭和61年度は、上記研究課題のうち、①③⑤に関して研究を行い、次の結果を得た。

(1) 現況の二次処理水質の評価を行い、BOD16mg/l 、SS15mg/lが期待できることを示した。

(2) 下水処理水の再利用先と要求水質のまとめを行い、かなりの用途が二次処理水の水質レベルで十分であるが、今後の用途先を考えると、砂ろ過程度の高度処理が必要となることを明らかにした。

(3) 高度処理として、急速砂ろ過法を導入する場合の処理原価を算出し、水洗用水として、34～45円/m^3 、親水施設用水として、10～13円/m^3 という試算を得た。

(4) 公共用水域における水質と、下水道整備率の関係をケーススタディーにより試算し、高度処理をかなり早い段階で導入した方が水質保全上、有利となる場合があることを明らかにした。

3．昭和62年度の研究結果

昭和62年度は、1で述べた①～⑤のうち、61年度までに残されていた④と、④を検討する際の前提となる①そして⑤の一部について61年度に引き続き研究を実施した。具体的には、次の三課題である。

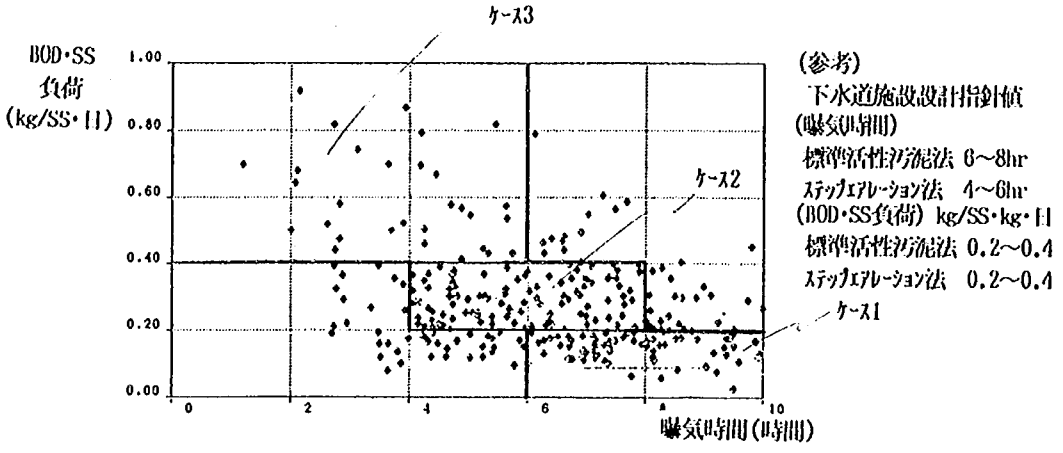
(1) 既往二次処理施設の水質の評価

(2) 高度処理の建設・維持管理の費用関数の作成

(3) 高度処理導入の考え方と高度処理化のケーススタディー

3.1　既往二次処理施設の水質の評価

昭和61年度の研究において、現況の二次処理水質の評価を行い、BOD16mg/l 、SS15mg/lが期待できることを示したが、61年度は、運転条件が、下水道施設設計指針の範囲内にある処理場のみを抽出して、解析した。62年度は、より広い視点から評価を行うべく、全国の処理場を運転条件（負荷条件）で3分類し、解析した。使用したデータは、61年度と同様、　土木研究所が実施した「全国終末処理場に対する活性汚泥原生動物に関する調査」に伴って収集した処理状況の調査データであ



図－1　3ケースの設定図（曝気時間とBOD・SS負荷による）

る。これらのデータは、春、夏、秋、冬、年4回の通日試験日のデータである。これらのデータのうち、標準活性汚泥法とステップエアレーションを採用している 371処理場を取り上げ、運転条件として、X軸に曝気時間、Y軸にＢＯＤ・ＳＳ負荷を取って、プロットしたものを図－1に示す。図－1に示すように、負荷条件により、次の3ケースに分類した。

ケース1（低負荷運転）　BOD・SS負荷 0.2以下　かつ　曝気時間6時間以上(109箇所)

ケース2（標準運転）　BOD・SS負荷 0.2～0.4 かつ　曝気時間 4～8 時間(107箇所)

ケース3（高負荷運転）　BOD・SS負荷 0.4以上　かつ　曝気時間6時間以下(30箇所)

以上3ケースに該当しない処理場は解析から除外した。

ケース毎に、流入水質、処理水質、除去率の平均値及び90%非超過値を求めたものを表－1に示す。

各水質項目とも、処理水質は、低負荷運転の処理場ほど、低い結果となっている。

高負荷運転の処理場では、ＢＯＤの90%非超過値は、24.6mg/lと、20mg/lを超えた。

しかし、下水道施設設計指針どおりの標準運転をしている処理場では、15.0mg/lとなっており、後述する費用関数の作成の前提条件としては、61年度の研究結果を採用するのが妥当と考えられる。

表－1　負荷条件毎の流入水質・処理水質・除去率の平均値と90%非超過値

		平均値			90%非超過値		
		ケース1	ケース2	ケース3	ケース1	ケース2	ケース3
流入水質 mg/l	BOD	133.1	158.7	147.9	195.0	232.8	186.8
	COD	70.2	79.4	76.5	107.1	121.3	97.7
	SS	108.1	124.4	101.5	167.5	167.3	146.0
	T-N	30.3	34.6	28.9	45.8	51.9	34.8
	T-P	4.5	5.1	5.2	8.2	9.0	10.3
処理水質 mg/l	BOD	7.7	10.7	14.8	12.9	15.0	24.6
	COD	10.7	12.9	20.2	15.5	18.0	28.5
	SS	6.3	8.1	13.2	11.2	13.5	21.1
	T-N	14.7	18.6	20.8	23.5	30.8	28.1
	T-P	1.7	1.9	2.2	3.1	3.0	3.0
除去率 %	BOD	93.4	92.4	89.2	97.5	96.9	94.0
	COD	83.8	82.1	72.8	90.2	89.3	82.5
	SS	92.1	92.2	85.4	97.4	97.1	96.3
	T-N	47.0	44.5	35.8	69.9	65.1	50.6
	T-P	60.3	60.7	57.1	83.5	86.9	72.8

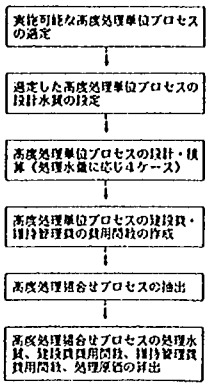
3.2 高度処理の建設・維持管理の費用関数の作成

3.2.1 費用関数作成の目的

今後、個々の自治体や国が、「高度処理を導入するべきか否か」「高度処理の費用効果は如何か」「高度処理をいつ導入すべきか」「高度処理方式はどれを採用すべきか」といった高度処理計画・高度処理プログラムを策定するとき、処理性能（水質等）と並んで、最も重要な情報となるのが、高度処理の建設コストと維持管理コストである。このコストを、可能な限り正確にかつ簡便に算出するための費用関数を作成するのが 3.2の目的である。

3.2.2 費用関数作成のフロー

費用関数作成のフローシートを図－２に示す。



図－２ 費用関数作成のフローシート

フローシートに示すように、以下の手順で組合せ費用関数を作成した。

3.2.3 実施可能な高度処理単位プロセスの選定

高度処理方式は、除去対象物質毎に、多くの方式が提案されているが、59年度から61年度までの調査結果を踏まえ、かつ設計条件が明確になっているか否かを考慮し、表－２に示す７プロセスを選定した。

表－２ 選定した高度処理単位プロセス

処理目的	選定した処理方式
二次処理水中の残存有機物、浮遊物の除去	急速砂ろ過
リンの除去	凝集沈殿法 凝集剤添加活性汚泥法 晶析脱リン法
窒素の除去	循環法
ＣＯＤの除去	活性炭吸着 オゾン処理法

処理場への流入下水、一次処理水、二次処理水の水質は、61年度の調査結果によると表－３のようであった。

表－３ 流入水・処理水の水質(61年度調査)

(mg/ℓ)

	BOD	COD	SS	T-N	T-P
流入下水	180	90	190	30	5.0
一次処理水	125	70	115	26	4
二次処理水（平均）	10	13	8	20	2
（90%値）	16	20	15	31	3.3

表－２及び既存の研究結果を基に、高度処理単位プロセスの設計水質を表－４のように設定した。

3.2.4 高度処理単位プロセスの費用関数の作成

費用関数作成の方法は、次のとおりである。

各単位プロセス毎に、表－５に示す４ケースの処理施設規模（処理水量）を設定し、各ケース毎に、概略の図面をおこし、設計基準に基づいた設計を行い、費用の積算を

表－４ 高度処理単位プロセスの設定設計水質

(mg/ℓ)

原水	BOD	COD	SS	T-N	T-P	対象
一次処理水	125	70	115	26	4	循環法、 凝集剤添加活性汚泥法
二次処理水 （除去率）	12 (90)	15 (79)	10 (91)	21 (19)	3 (25)	急速砂ろ過、凝集沈殿法 晶析脱リン法
砂ろ過処理水 （除去率）	7 (42)	12 (20)	4 (60)	18 (10)	2.4 (20)	活性炭吸着、 オゾン処理法

行った。具体的には、土木施設については、概略図より、コンクリート量を算出し、それを基に、鉄筋量、型枠数量を求め、それぞれの単価を乗じた。土工、仮設等に関しては、躯体工事費に対する実績の比率を使って求めた。建築施設については、建屋の延床面積を求め、単価を乗じた。機械・電気施設については、主要機器リスト を作成し、負荷量を求めた上、単価を乗じ、据付費・経費を加算して、求めた。維持管理費についても、処理水量より分けた上記４ケース毎に、必要薬品費、電力料等を求めた。各単位プロセス毎におのおの４ケースの費用を求めたあと、X軸に処理水量、Y軸に費用をとった対数紙上にプロットし、処理水量を説明変数とする費用関数を求めた。

なお、凝集沈殿法、凝集剤添加活性汚泥法等では、発生汚泥量が増加し、下記の費用が増加する。この分を考慮して費用を算出するために、汚泥処理プロセスについても、建設費・維持管理費の費用関数を作成した。汚泥処理プロセスとしては、「重力濃縮＋直接脱水」を採用した。

表－６に高度処理単位プロセスの建設費及び維持管理費の費用関数作成結果を示す。

3.2.5 高度処理組合せプロセスの抽出

実用的で実施可能と考えられる高度処理組合せプロセスを表－７のように抽出した。組合せの方針は、以下である。

①同一機能の重複は、避ける。

②凝集沈殿処理単独では、懸濁性物質の除去が必ずしも良好ではない。急速砂ろ過を後段で用いることにより、SS等

表－５　費用関数作成のための設計・積算を実施した４ケース（処理水量）

ケース別	日平均（m³/日）	日最大（m³/日）	時間最大(m³/日)
1	2、400	3、000	4、500
2	8、000	10、000	15、000
3	40、000	50、000	65、000
4	80、000	100、000	130、000

表－６　高度処理単位プロセスの費用関数

水処理	建設費（百万円）	維持管理費（百万円／年）
標準法	$112.4\times Q^{0.743}$	$1.65\times Q^{0.841}$
急速砂ろ過	$100.8\times Q^{0.530}$	$0.288\times Q^{0.888}$
晶析脱リン法	$274.6\times Q^{0.777}$ $258.9\times Q^{0.716}$	$4.45\times Q^{0.885}$ $3.45\times Q^{0.803}$
凝集剤添加活性汚泥法	$141.5\times Q^{0.709}$	$2.33\times Q^{0.897}$
循環法	$126.3\times Q^{0.836}$	$3.33\times Q^{0.880}$
凝集沈殿法	$74.3\times Q^{0.704}$	$1.23\times Q^{1.016}$
活性炭吸着	$110.8\times Q^{0.739}$ $110.8\times Q^{0.739}$	$12.14\times Q^{0.986}$ $2.20\times Q^{0.979}$
オゾン処理法	$54.2\times Q^{0.671}$	$6.37\times Q^{0.798}$
汚泥処理	$204.5\times Q^{0.479}$ $227.0\times Q^{0.402}$ $221.4\times Q^{0.482}$	$2.54\times Q^{0.855}$ $3.05\times Q^{0.856}$ $2.93\times Q^{0.855}$

（注１）Q＝（千m³／日）

（注２）晶析　上段　脱炭酸工程有り
脱リン法　下段　脱炭酸工程無し

活性炭　上段　砂ろ過有り
吸着法　下段　砂ろ過＋オゾン処理有り

汚泥処理　上段　その他
中段　活性汚泥法＋凝集沈殿法
下段　凝集剤添加活性汚泥法

表－７　抽出した高度処理組合せプロセス

処理目的	組合せプロセス
（高級処理）	①標準法
残存BOD、浮遊物除去	②標準法＋急速砂ろ過
COD除去	③標準法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ④標準法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ⑤標準法＋急速砂ろ過＋オゾン処理法＋活性炭吸着（残オゾン処理）
リン除去	⑥標準法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過 ⑦凝集剤添加活性汚泥法 ⑧標準法＋晶析脱リン法
窒素除去	⑨循環法
窒素・リン除去	⑩循環法＋晶析脱リン法 ⑪循環法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過 ⑫凝集剤添加循環法
窒素・リン・COD除去	⑬循環法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着 ⑭循環法＋晶析脱リン法＋活性炭吸着

（注）＿＿＿のプロセスについては、
＿＿＿のプロセスの後段に仕上げ処理としての急速砂ろ過を考慮する組合せも検討対象とする（それぞれ⑦'　⑬'　⑫'　とする）

表－8　各組合わせプロセスの処理水質と費用関数(建設費・維持管理費・処理原価)

処理目的	組合せプロセス	処理水質(mg/l)					建設費費用関数	維持管理費費用関数	処理原価費用関数
		BOD	COD	SS	T-N	T-P	(百万円)	(百万円/年)	(円/m³)
(高級処理)	①標準活性汚泥法	10	13	8	20	2.0	$299.3\times Q^{0.613}$	$41.23\times Q^{0.888}$	$99.2\times Q^{-0.332}$
浮遊有機物、浮遊物除去	②標準活性汚泥法＋急速砂ろ過	7	12	4	19	2.4	$338.5\times Q^{0.605}$	$42.49\times Q^{0.813}$	$131.0\times Q^{-0.317}$
COD除去	③標準活性汚泥法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着	5	5	2	17	1.9	$508.3\times Q^{0.693}$	$16.68\times Q^{0.393}$	$194.0\times Q^{-0.377}$
	④標準活性汚泥法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着	3	4	2	17	0.4	$599.1\times Q^{0.649}$	$15.26\times Q^{0.316}$	$217.4\times Q^{-0.333}$
	⑤標準活性汚泥法＋急速砂ろ過＋オゾン処理法＋活性炭吸着(後オゾン処理)	3	5	2	17	1.9	$558.8\times Q^{0.636}$	$12.99\times Q^{0.261}$	$209.3\times Q^{-0.339}$
リン除去	⑥標準活性汚泥法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過	5	8	4	17	0.4	$492.2\times Q^{0.717}$	$8.18\times Q^{0.219}$	$183.6\times Q^{-0.333}$
	⑦凝集剤添加活性汚泥法	10	13	8	20	0.8	$382.1\times Q^{0.619}$	$5.35\times Q^{0.095}$	$122.9\times Q^{-0.336}$
	⑦'凝集剤添加活性汚泥法＋急速砂ろ過	6	11	4	18	0.4	$496.3\times Q^{0.691}$	$5.51\times Q^{0.093}$	$167.8\times Q^{-0.355}$
	⑧標準活性汚泥法＋晶析脱リン法	7	11	4	19	0.3	$553.9\times Q^{0.693}$	$8.13\times Q^{0.213}$	$184.4\times Q^{-0.339}$
窒素除去	⑨硝化法	9	14	9	10	2.4	$298.5\times Q^{0.735}$	$5.86\times Q^{0.237}$	$104.6\times Q^{-0.311}$
	⑨'硝化法＋急速砂ろ過	7	12	4	10	2.0	$393.6\times Q^{0.811}$	$6.11\times Q^{0.221}$	$135.4\times Q^{-0.353}$
窒素・リン除去	⑩硝化法＋晶析脱リン法	6	10	4	9	0.3	$552.4\times Q^{0.770}$	$10.37\times Q^{0.393}$	$193.9\times Q^{-0.355}$
	⑪硝化法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過	5	8	4	10	0.4	$488.8\times Q^{0.811}$	$7.89\times Q^{0.304}$	$169.2\times Q^{-0.370}$
	⑫凝集剤添加硝化法	9	13	8	10	0.8	$343.7\times Q^{0.681}$	$6.96\times Q^{0.293}$	$121.1\times Q^{-0.317}$
	⑫'凝集剤添加硝化法＋急速砂ろ過	7	11	4	10	0.4	$439.7\times Q^{0.813}$	$7.24\times Q^{0.293}$	$151.9\times Q^{-0.370}$
窒素・リン・COD除去	⑬硝化法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過＋活性炭吸着	3	4	2	9	0.4	$518.9\times Q^{0.699}$	$17.01\times Q^{0.352}$	$223.9\times Q^{-0.346}$
	⑭硝化法＋晶析脱リン法＋活性炭吸着	5	5	2	10	0.3	$618.2\times Q^{0.745}$	$22.14\times Q^{0.384}$	$263.0\times Q^{-0.311}$

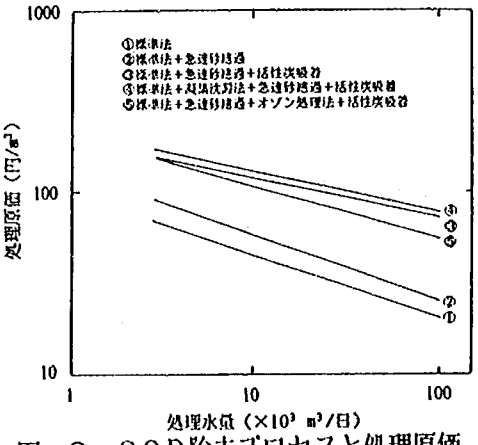
(注) 1. おのおのの費用関数には、汚泥処理費用を含む。　2. Q＝(千m³／日)

の除去率が向上するところから、この組合せを標準とする。

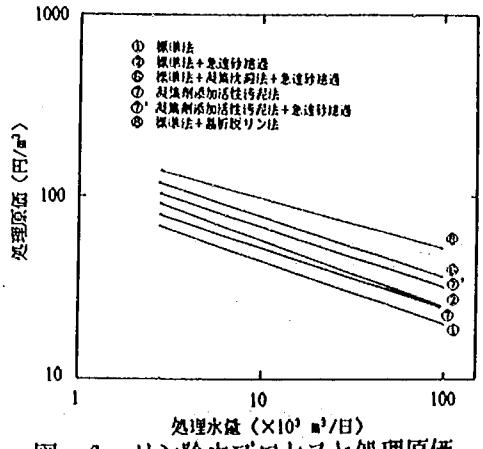
③活性炭吸着プロセスの原水水質としては、懸濁性物質は、できるだけ除かれていることが望ましいことより、前段で急速砂ろ過を設ける。

3.2.6 高度処理組合せ費用関数の作成

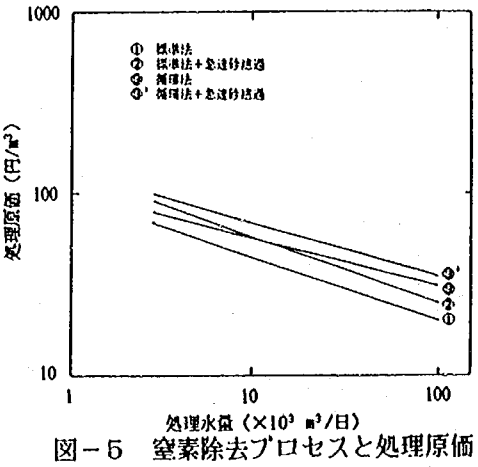
上記で求めた処理水量に応じた単位プロセス毎の費用を組合せ、それを基に高度処理組合せ費用関数を算出した。各組合せプ



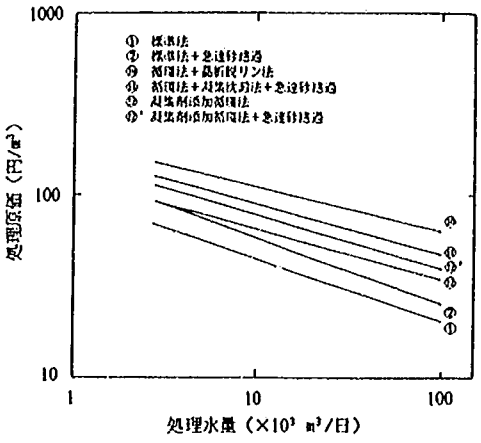
図－3　COD除去プロセスと処理原価



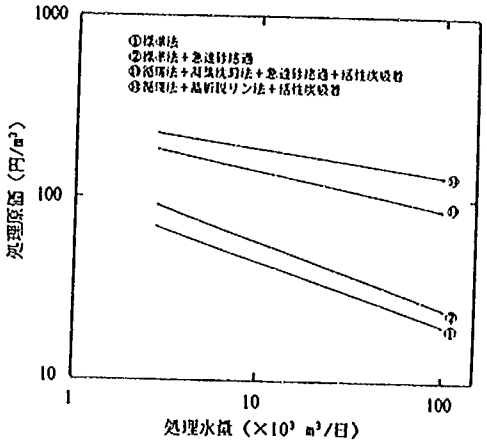
図－4　リン除去プロセスと処理原価



図－5　窒素除去プロセスと処理原価



図－６　窒素・リン除去プロセスと処理原価



図－７　窒素・リン・ＣＯＤ除去プロセスと処理原価

ロセスの処理水質、建設費費用関数、維持管理費費用関数、処理原価を表－８に示す。

また、除去対象物質毎に、「ＣＯＤ除去」「リン除去」「窒素除去」「窒素・リン除去」「窒素・リン・ＣＯＤ除去」に分け、おのおのに該当する高度処理組合せプロセスの処理原価を比較したものを、図－３～図－７に示した。各図には、比較のため、「標準活性汚泥法」と、「標準活性汚泥法＋急速砂ろ過法」の処理原価を掲げた。なお、「処理原価」の定義は、以下である。

処理原価＝

$$\frac{\text{（土木建築建設費／耐用年数）＋（機械電気設備建設費／耐用年数）＋年間維持管理費}}{\text{年間処理水量}}$$

年間処理水量：日平均処理水量×365 日

耐用年数　　：土木・建築　　20年

　　：機械・電気　　10年

3.3 高度処理導入の考え方と高度処理化のケーススタディー

3.3.1 高度処理導入の考え方

(1) 高度処理導入のタイミングの評価基準

下水処理場における高度処理導入のタイミングの評価基準としては、以下が考えられる。

①導入すれば、その時点で水質環境基準の達成が可能となる。

②同じ投資額を「二次処理区域の拡大（面整備）」へ投資するよりも、高度処理化へ投資した方がＢ／Ｃ（費用効果）が大きくなる。（投資額制約）

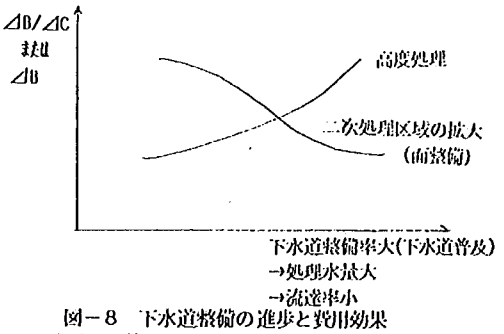
③高度処理導入に伴う投資額増（費用増）に対する効果（便益）増が大きい。（Ｂ／Ｃ＜（Ｂ＋⊿Ｂ）／（Ｃ＋⊿Ｃ））

(2) 二次処理区域の拡大（面整備）と高度処理化による水質改善特性

二次処理区域の拡大（面整備）と高度処理化の水質改善特性は、以下のとおりである。（図－８参照）

①二次処理区域の拡大（面整備）は、流達率の大きい地域が対象であると、同一投資額に対して、流達負荷削減量が大きく、「削減負荷量あたりの整備コスト」が小さくなり、効率的（⊿B／⊿Cが大きくなる）となる。下水道の普及が進み、整備の中心が郊外や農山漁村部が中心になるにつれ、どちらかというと、流達率の小さな地域が多くなるため、傾向としては、図－８のような方向にあると思われる。

②高度処理化については、以下のとおりである。まず、二次処理区域の拡大（面整備）が進み、処理水量が大きくなるにつれ、一般的には、河川流下負荷量に占める処理場の放流負荷量も大きくなる。一方、高度処理化の建設・維持管理コストは、処理水量が大きくなるにつれて、スケールメリットがはたらく。よって、処理水量が大きくなるにつれ、「削減負荷量あたりの高度処理コスト」が小さくなり、効率的（⊿B／⊿Cが大きくなる）となる。また、削減負荷量が大きくなるため、水質保全の効果も大きくなる。



図－８　下水道整備の進歩と費用効果

③以上から、時系列的には、下水道整備の進捗に伴い、二次処理区域の拡大（面整備）と比べ、相対的に、高度処理化の費用効果が高くなっていく方向に動くものと思われる。

(3) 効果（便益）の計量化

効果を定量的に表現する指標としては、以下が考えられる。

①公共用水域への排出負荷量の削減量

②河川水質の低減（改善）度合

③利水障害の解消度

④付加価値（親水性等）

3.3.2 二次処理区域の拡大（面整備）と高度処理化との費用効果の比較のケーススタディー

モデル流域として、大和川の大和川上流流域下水道第一処理区（奈良県）を取り上げ、二次処理区域の拡大（面整備）と高度処理化との費用効果の比較のケーススタディーを実施した。

費用は、二次処理区域の拡大（面整

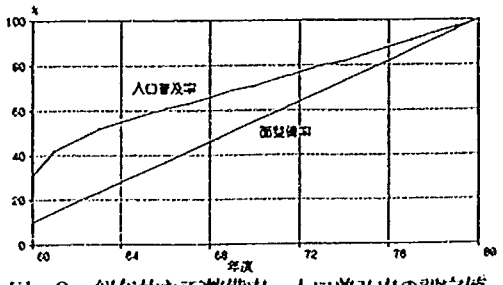
表－９　ケーススタディのフレーム設定（人口密度別のモデル地域の面積割の設定）

人口密度	現況 面積(ha)	現況 人口(人)	目標 人口密度	目標 面積(ha)	目標 人口(人)
100	500	50000	100	500	50000
90	1000	90000	90	1000	90000
80	1800	144000	80	1800	144000
70	500	35000	75	500	37500
60	100	6000	65	100	6500
50	100	5000	55	100	5500
40	800	32000	45	800	36000
30	2000	60000	40	2000	80000
17	21200	360400	20	21200	424000
計	28000	782400	計	28000	873500

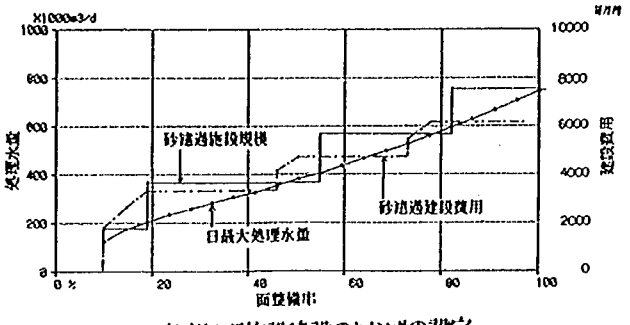
備）については、面整備費用の累積値を、高度処理化については、面整備費＋高度処理費用（建設費と維持管理費）の累積値を計上した。（二次処理費用は同一のため、除外した。）効果指標としては、河川への流達ベースのＢＯＤ負荷削減量（累積値）を取り上げた。高度処理水質としては、表－８より、急速砂ろ過 7mg/l、活性炭吸着 5mg/l とした。二次処理水質は、表－８より 10mg/l とした。家庭における発生原単位は、現況（昭和60年）で、水量 320 ℓ／人／日、負荷50ｇ／人／日、将来（昭和80年）で、水量510 ℓ／人／日、負荷60ｇ／人／日　とした。排出率（排出量／発生量）は、0.6 、流達率は、0.2 とした。人口密度別のモデル地域の面積割の設定を表－９に示す。経年的な面整備率、人口普及率の設定値を、図－９に示す。面整備は、毎年、一定面積を行うものとし、人口密度の高い区域から実施すると設定した。面整備建設費は、2000万円／haとした。高度処理の建設費、維持管理費は、前述の費用関数によった。高度処理施設建設のタイミングは、図－10のように設定した。

高度処理として、急速砂ろ過及び活性炭吸着を取り上げた場合の費用の比較を図－11に、効果の比較を図－12に、費用効果の比較を図－13に示す。

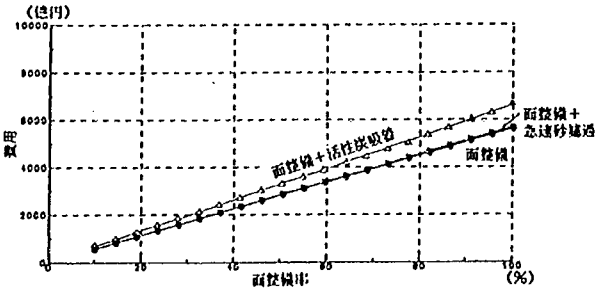
また、大和川のモデル地域下流の水質環境基準点の水質の変化を、図－14



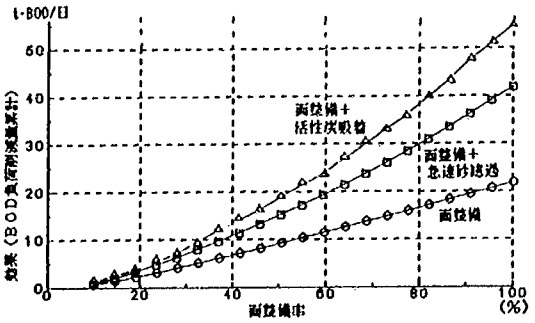
図－９　経年的な面整備率、人口普及率の設定値



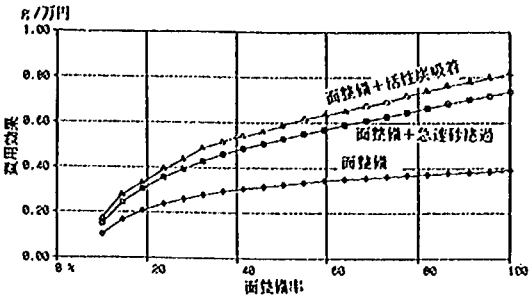
図－10　高度処理施設建設のタイミングの設定



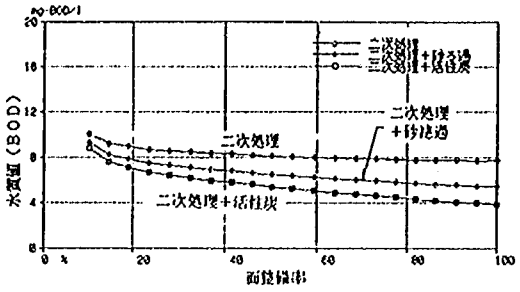
図－11　ケーススタディ計算結果 (1)（費用の比較）



図－12　ケーススタディ計算結果 (2)
（効果(BOD削減負荷量累計値)の比較）



図－13　ケーススタディ計算結果 (3)
（費用効果B/Cの比較）



図－14　大和川基準点における水質の経年変化
（ケーススタディ計算結果）

に示す。以上の図からわかるように、本ケーススタディの設定条件の場合、二次処理区域の拡大（面整備）と比較して、高度処理化、それも、急速砂ろ過より、さらに活性炭吸着を行った方が、費用効果が高いという結果となった。

3．発生下水汚泥の質と量に関する研究

汚泥研究室長　大嶋　吉雄
研究員　岡沢　邦明

1．研究の目的と必要性

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、発生した汚泥の約６８％が、陸上埋立、海面埋立等で処分されているが、埋立処分地の確保は年々難しくなっている。

汚泥の処分に関する問題は、下水道事業を推進する上で、重要な問題の一つとなっており、埋立処分以外の処分方法の確立が求められている。現在実施されている汚泥の有効利用法としては、①緑農地に還元して肥料や、土壌改良材として利用する方法　②焼却灰を、道路の路盤材やセメントの増量材に使用したり、溶融スラグを砕石・砕砂のように加工して建設資材として利用する方法　があり、一部の都市ではすでに実用化している。

しかし、これらの有効利用を行う場合、汚泥中の重金属の種類と含有量が、品質の良否に影響することが知られている。

今後、汚泥を緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用に積極的に実施していくためには、汚泥中の重金属をコントロールして品質の良い資材に変えてゆく必要がある。このため、本研究は、汚泥中の重金属の形態や量の変動要因等を明らかにし汚泥に潜在する資源性を一層高めるための基礎資料を得ることを目的としている。

2．６２年度の研究結果の要旨

本年度は、家庭下水を処理する下水処理場を対象として下記の調査を行った。

① 最初沈殿池流入水（初沈流入水）・最初沈殿池流出水（初沈流出水）・最終沈殿池流出水（終沈流出水）中の重金属の濃度及び負荷量の２４時間変動調査

② 初沈汚泥及び終沈汚泥中の重金属の形態別分画調査

この調査より、以下の事項が明らかとなった。

① 初沈流入水及び初沈流出水中の重金属濃度の時間変動においては、朝夕二回のピークが見られるが、終沈流出水では濃度が平滑化されピークはない。

② トータル及び溶解性の各元素の中で終沈よりも初沈で除去され易いのはＮｉとＣｒ及びＳｉであ

り、その他の元素は終沈でより多く除去されている。

③ 住宅排水を主体とする下水処理場で発生する汚泥中の重金属濃度及びその形態は、各処理場間でほぼ同じ傾向を示した。

④ 汚泥中の重金属の中で、比較的安定した形態の割合の高い元素は、銅とクロムであり、不安定な形態の割合が高い元素は、カルシウムであった。

３．６２年度の研究結果

３．１　重金属の濃度の時間変動に関する調査

３．１．１　調査の目的

初沈流入水・初沈流出水・終沈流出水中の重金属を対象として、濃度及び負荷量の２４時間変動調査を行い、各重金属ごとに変動幅の相違を把握する。

３．１．２　調査対象処理場

調査対象とした下水処理場は、工場排水のほとんど入っていない、農村地帯の住宅排水を処理しているM処理場である。なおM処理場では、水処理施設への流入水量の調節をポンプアップ量で行っており、２４時間を通して流入水量を一定に保てるように運転管理を行っている。

３．１．３　採水方法及び分析項目

採水箇所は、初沈流入水・初沈流出水（エアレーションタンク流入水）・終沈流出水（終沈出口）である。

採水間隔は、深夜の２３時から翌朝７時までは２時間に１回の割合で採水し、その他の時間帯は、１時間に１回採水し、採水後速やかにＧＦ／Ｂろ紙でろ過したろ液中の重金属濃度を溶解性の重金属濃度とした。

分析項目は、Ｚｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｃｒ，Ｃａ，Ｓｉの８項目である。サンプルの前処理は、硝酸と過塩素酸による湿式酸化分解法で行った。分析については対象試料の重金属濃度が低いので４～５倍に濃縮し、その後フレームレス原子吸光法で測定した。ＢＧ（バックグランド）補正はD_2ランプによる自動補正を行っている。ＣａとＳｉについては、誘導結合高周波プラズマ発光法（ＩＣＰ発光法）で分析した。

３．１．４　調査結果

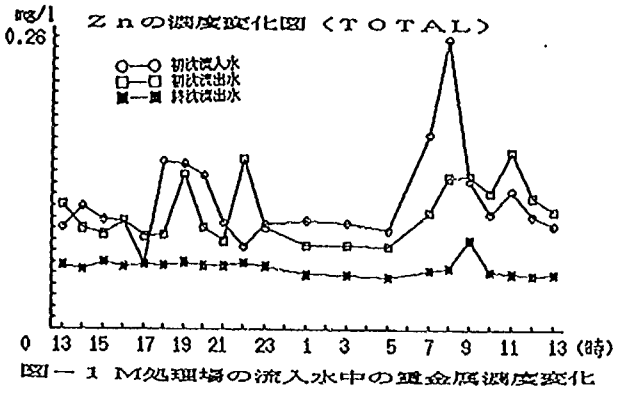
（１）　濃度及び負荷量の変動

前述したように、M処理場では、水処理施設への流入水量の調節をポンプアップ量で行っており、２４時間を通して流入水量を一定に保てるよう運転管理を行っている。従って負荷量の変動は、濃度変化で表現しても近似値が得られるものと考えられる。

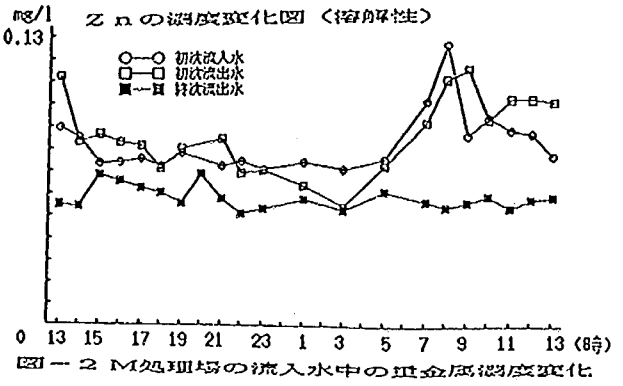
一例として初沈流入水・初沈流出水・終沈流出水中のＺｎ濃度の時間変動をＴ－Ｚｎは、図－１に示しＤ－Ｚｎは、図－２に示す。

この図より、流入水量を調節しているM処理場においても午前7時～１０時と午後6時～8時の２回初沈流入水と初沈流出水において高濃度を示していることがわかる。この傾向は、Ｚｎ以外の重金属においても見られた。

しかし、エアレーションタンク及び終沈を経た終沈流出水においては、この２つのピークは見られず、水処理のプロセスの中で濃度の平滑化が進行していることがわかる。



図－１ M処理場の流入水中の重金属濃度変化



図－２ M処理場の流入水中の重金属濃度変化

（２）　重金属の沈殿池における除去率

表－１に各採水箇所における重金属の平均濃度と初沈及び終沈での重金属の除去率を示す。

この表から傾向を見ると次のようになる。

①　トータル及び溶解性の各元素の中で終沈よりも初沈で除去され易いのはＮｉとＣｒ及びＳｉであり、その他の元素は終沈でより多く除去されている。

②　溶解性のＺｎとＣｕの場合、初沈を通過した後、その濃度は上昇している。

③　Ｃａは初沈及び終沈においても、ほとんど除去されていない。

④　ＳＳ性の重金属についてみると、初沈通過後、その濃度は各元素とも高くなっており、初沈において沈殿しない比重の軽い汚泥中により高い濃度で重金属が存在していることが類推される。

３．２　汚泥中の重金属の形態別分画調査

３．２．１　調査の目的

下水処理場の初沈汚泥と終沈汚泥中の重金属の形態を、米国のB.C.Stoverらが、農用地土壌中の重金属の分画を行った方法で分画し、初沈汚泥と終沈汚泥中の各形態の重金属の傾向を把握する。

３．２．２　調査対象処理場

調査対象とした下水処理場は前記のM処理場と住宅団地内の排水を処理しているH処理場の２箇所である。

３．２．３　分画方法及び分画項目

各形態の分画方法は、表－２に示した通りである。

表－２の分画形態は、１９７６年に米国のB.C.Stover[1]らが、農用地土壌中の重金属形態に用いた方法であり、その意味するところは次の通りである。

Ｎｏ．１のイオン交換態は、溶出しやすい形態で植物に吸収されやすい形態の重金属である。

Ｎｏ．２の吸着態は、フッ化カリウム（ＫＦ）によって有機物や無機鉱物の表面に吸着した重金属を分離溶出させて抽出する。

Ｎｏ．３の有機態は、ＫＦより抽出力が強いピロリン酸ナトリウム（$Na_4P_2O_7$）で有機物の表面の重金属を抽出するがこの方法は土壌中の腐植質の抽出にも用いられている方法である。

Ｎｏ．４の炭酸塩態は、ＥＤＴＡ（Ethylene･diamine･tetra･aceticacidの略号）による抽出法である。ＥＤＴＡは、$Na_4P_2O_7$と同様に有機物に吸着した重金属を抽出することができるが、Ｎｏ．３ですでに有機態の重金属は、抽出されているので、主に、炭酸塩等の重金属が抽出されることになる。

Ｎｏ．５の硫化物態は、強酸性の硝酸を用いて、重金属の抽出を行うので、多くの無機化合物の重金属や、硫化物の重金属が抽出されるが、ここでは、Ｎｏ．１～Ｎｏ．４までに溶出しやすい重金属は抽出されてしまった後の汚泥中の重金属の抽出であり、主に硫化物態の重金属が抽出されるものと考えられる。

Ｎｏ．６の残留物は、上記Ｎｏ．１～

表－１　重金属の平均濃度及び変動係数と除去率

項目		元素名	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb	Cr	Ca	Si
TOTAL	初流入水	平均値（μg/l）	114.2	10.48	0.086	2.917	2.585	1.758	26487	515.2
		標準偏差	42.5	3.20	0.035	0.964	1.416	1.623	2569	44.3
		変動係数（%）	37.2	30.5	40.7	33.0	54.8	92.4	9.7	8.6
	降気入槽口	平均値（μg/l）	104.3	10.42	0.084	(2.024)	2.428	(0.117)	26043	438.5
		標準偏差	26.3	2.12	0.020	0.928	0.594	0.269	2189	29.7
		変動係数（%）	25.2	20.2	23.5	45.8	24.4	230	8.4	6.8
	処理水	平均値（μg/l）	54.94	1.495	0.027	(1.838)	(0.358)	(0.012)	24781	387.9
		標準偏差	6.92	0.416	0.019	0.428	0.138	0.045	316	19.6
		変動係数（%）	12.6	27.8	70.4	23.3	38.2	3.75	1.3	5.3
	初沈除去率（%）		8.8	0	2.3	(30.6)	6.1	(93.3)	1.67	15.3
	終沈除去率（%）		47.3	85.7	67.8	(9.2)	(85.3)	(89.7)	4.8	15.7
	全除去率（%）		51.9	85.7	68.8	(37.0)	(80.2)	(99.3)	6.4	28.6
溶解性	初流入水	平均値（μg/l）	82.2	5.188	0.038	2.677	1.083	(0.011)	23958	575.0
		標準偏差	13.32	1.425	0.019	0.858	0.313	–	1685	46.6
		変動係数（%）	16.2	27.5	52.8	32.0	28.9	–	7.0	8.1
	降気入槽口	平均値（μg/l）	86.05	7.172	0.031	(1.337)	0.917	0	23915	452.0
		標準偏差	16.64	1.229	0.012	0.382	0.227	–	1074	26.2
		変動係数（%）	19.3	17.1	38.7	28.6	24.75	–	4.5	5.8
	処理水	平均値（μg/l）	58.1	1.089	(0.002)	(1.124)	(0.332)	0	24138	408.2
		標準偏差	4.52	0.344	0.002	0.492	0.245	–	332	28.6
		変動係数（%）	7.86	31.5	141	43.8	73.8	–	7.4	7.0
	初沈除去率（%）		-4.7	-38.3	13.9	(50.0)	15.3	–	0.2	21.4
	終沈除去率（%）		32.5	84.4	(94.5)	(15.9)	(63.8)	–	-0.9	9.7
	全除去率（%）		29.3	79.0	(95.3)	(58.0)	(69.3)	–	-0.7	29.0
SS性	初流入水	平均値(mg/kg)	229.4	38.49	0.352	2.40	9.85	(15.0)	20901	–
		標準偏差	176.8	25.15	0.220	4.22	51.5	15.6	8778	–
		変動係数（%）	77.1	65.3	62.6	1763	51.8	104.2	42.2	–
	降気入槽口	平均値(mg/kg)	321.8	55.60	0.892	(14.14)	26.0	(2.06)	28238	–
		標準偏差	332.8	38.34	0.326	17.39	13.4	4.48	8982	–
		変動係数（%）	103.4	68.9	36.6	122.9	51.6	217.8	31.8	–
	処理水	平均値(mg/kg)	235.7	65.96	(3.764)	(119.2)	(35.74)	(2.92)	10257	–
		標準偏差	731.6	66.40	3.164	113.1	95.19	8.37	71810	–
		変動係数（%）	310.4	100.7	84.1	95.0	266.3	286.8	70.0	–
	初沈除去率（%）		–	–	–	–	–	–	–	–
	終沈除去率（%）		–	–	–	–	–	–	–	–
	全除去率（%）		–	–	–	–	–	–	–	–
定量限界値[1]（μg/l）			–	0.25	0.025	2.5	0.5	1.0	–	–

注）フレームレス原子吸光法の限界値である。（ ）の数値は定量限界値以下の値である。

表－２ 分画形態の定義と分画方法

NO	分画形態	分画方法と抽出試薬
1.	イオン交換態	1M-KNO_3(50:1)　１６時間振トウ → 遠沈
2.	吸着態	0.5M(PH6.5)-FK(80:1)　１６時間振トウ → 遠沈
3.	有機結合態	0.1M(PH6.5)-$Na_4P_2O_7$(80:1)　１６時間振トウ → 遠沈
4.	無機炭酸塩態	0.1M(PH6.5)-EDTA(80:1)　（ダブル管）85℃×2H → 遠沈
5.	硫化物塩態	1M-HNO_3(50:1)　１６時間振トウ → 遠沈
6.	残留物中の量	―――― HNO_3+$HClO_4$分解
7.	全重金属量	―――― HNO_3+$HClO_4$分解

Ｎｏ．５までの抽出操作でも抽出されずに残った重金属である。

残留物中の重金属の測定は、硝酸と過塩素酸を添加し、加熱して煮沸を続けることにより、有機固形物は、すべて分解するので、有機固形物に含まれていた重金属は溶出する。同時に強い酸で強熱しているため、微細な土壌や砂の表面からも重金属が溶出するので、残留物中の重金属の総量が測定される。（ただし、土壌や砂などの無機鉱物内部の重金属は測定できない）

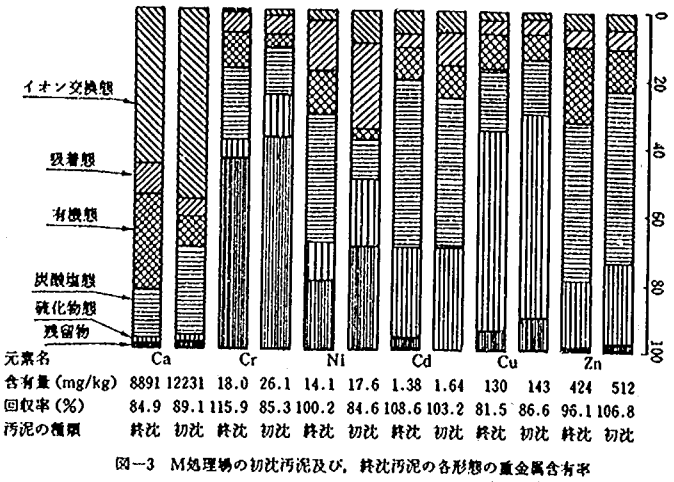
Ｎｏ．７の供試汚泥中の全重金属量は、Ｎｏ．６の残留物中の重金属測定と同様にして測定する。

３．２．４　調査結果

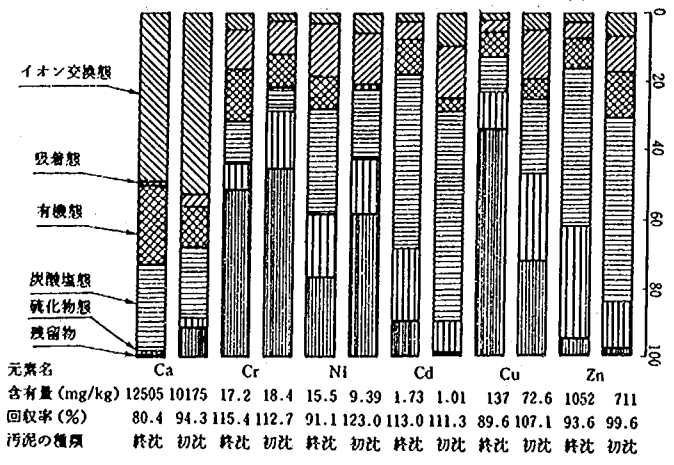
表－３，４にM，H処理場の各分画形態別の重金属濃度を示す。また、図－３，４に汚泥別に各形態の重金属含有率を示す。

この図表より次のことがいえる。

①　全重金属量で、M処理場とH処理



図－３　M処理場の初沈汚泥及び，終沈汚泥の各形態の重金属含有率



図－４　H処理場の初沈汚泥及び，終沈汚泥の各形態の重金属含有率

表－３　　M処理場の各形態別重金属濃度　　単位（mg/kg･dry）

項　目	初　沈						終　沈					
分画方法	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ca	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ca
全重金属量	512.7	143.4	1.64	17.63	26.09	12231	424.7	130.8	1.38	14.14	17.99	8891
KNO_3	26.5	2.46	(0.10)	1.42	(0.36)	6136	20.4	2.63	(0.10)	(0.44)	(0.22)	3457
PK	30.8	5.20	(0.17)	3.82	1.23	555	20.9	4.06	(0.06)	2.10	1.17	681
$Na_4P_2O_7$	68.7	9.43	(0.16)	(0.48)	(0.94)	952	92.3	11.22	(0.14)	1.85	2.25	2079
EDTA	279.1	20.68	0.76	1.77	3.08	2818	189.2	20.19	0.75	5.33	4.39	1094
HNO_3	127.6	73.84	0.50	2.87	2.72	177	78.0	61.82	0.39	1.58	1.10	110
残留物中の量	15.4	12.59	(0)	4.56	13.93	260	7.5	6.72	(0.06)	2.87	11.72	124
分画の合計	548.1	124.2	1.69	14.92	22.20	10899	408.3	106.6	1.49	14.17	20.85	16437

（）内は、原子吸光測定時の吸光度が０．５％以下の測定値である。

表－4　　H処理場の各形態別重金属濃度　　単位（mg/kg·dry）

項目	初沈						終沈					
分画方法	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ca	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ca
全重金属量	711.3	72.64	1.01	9.39	18.39	10175	1054	137.3	1.73	15.46	17.22	12595
KNO_3	49.2	3.84	(0.11)	(0.69)	(0.50)	5034	28.0	2.57	(0.05)	(0.43)	(1.01)	5495
FK	72.7	11.07	(0.17)	1.69	1.90	311	44.6	4.39	(0.10)	2.16	2.20	103
$Na_4P_2O_7$	95.6	4.45	(0.05)	(0.22)	2.02	1145	85.0	8.70	(0.19)	(1.37)	3.05	2588
EDTA	375.3	17.00	0.68	2.35	1.42	1960	452.4	12.58	0.99	4.27	2.42	2929
HNO_3	98.1	19.33	0.10	1.77	3.41	206	315.7	13.07	0.41	2.48	1.39	157
残留物中の量	17.7	22.11	(0.02)	4.02	11.42	941	59.6	81.76	(0.21)	3.38	9.81	92
分画の合計	708.5	77.80	1.13	11.64	20.73	9598	985.3	123.1	1.95	14.09	19.88	11265

（）内は、原子吸光測定時の吸光度が0.5%以下の測定値である。

場とを比較した場合、各重金属とも両者に大きな差はなく、今回の調査のような住宅排水を主体とした処理場で発生する汚泥中の重金属はほぼ一定の値を示すと思われる。

② 両処理場で発生する汚泥を形態別に見ると、Cuの残留物の含有率が異なっている他は、ほぼ同じ傾向を示している。

③ 各形態のうち比較的安定した形態（硫化物と残留物中の重金属）のものと、やや不安定なグループ（イオン交換態，吸着態，有機態，炭酸塩態）に大別して各元素ごとに初沈汚泥と終沈汚泥について比較してみるとCuとCrの場合比較的安定した形態の割合が高く、Caの場合95%以上が不安定な形態で占められていることがわかる。

参考文献

1) R.C.Stover,L.E.Sommers,and D.J.Silviera「Evaluation of metals in wastewater sludge」
Journal WPCF Vol.48,No.9, September 1976

4．流水中の窒素収支に関する基礎的研究

水質研究室　室　長　中村栄一
研究員　古賀俊行

1．まえがき

水質汚濁の問題は、一般に、そこでなされている何らかの水利用に障害が発生するために生じるのであり、従来から社会問題化されていた水質汚濁としては、有機物汚濁、毒物汚染及び細菌学的汚染が典型であった。このような古典的な水質汚濁問題に対して、下水道整備や排出規制などが完全ではないにしろ、効果的な対策であることは、これらの問題が年々減少していることからも明らかである。しかしながら、最近では今までに見られなかった型の水質汚濁問題が顕在化しつつある。河川流域における都市化の進展とともに人口が高密度化し、水道水源としての河川水の水質が悪化してきている。これに対処するため、通常は、上水の浄化プロセスにおいて塩素の注入が行われるのであるが、注入された塩素は、水中のアンモニアと反応してクロラミンと呼ばれる結合型残留塩素となり、さらに注入量が多過ぎた場合には遊離の残留塩素を生じ、これが水中の有機物の一部と反応してトリハロメタン（ＴＨＭ）という発ガン性物質や他の有機塩素化合物（ＴＯＸ）を形成してしまう。河川水中のアンモニア性窒素（NH_4^+-N）濃度の変動がなければ、ＴＨＭやＴＯＸの生成は最小限に抑えることができるが、富栄養化が進行したような河川においては、植物プランクトンの光合成活動によって流水のｐＨが上昇し、これに伴って NH_4^+-N濃度が変動するため、これら有機化合物の発生を抑制することは困難である。この問題は高度に水利用が進んでいる河川を中心に、今後増々顕在化する可能性があるものと思われる。

流水中の窒素は、大気から供給される窒素ガス（N_2）の他に、NH_4^+-N（ｐＨによっては、イオンではなく分子状NH_3となる）、亜硝酸性窒素（NO_2^--N）、硝酸性窒素（NO_3^--N）及び有機性窒素（Ｏｒｇ.-N）から成るが、これらは、生化学的にあるいは物理学的に形態の変化や相の変化を伴うものである。従って、流水中に存在するあらゆる形態の窒素を対象として、流域からの窒素化合物の発生、輸送過程での変化等を定量的に把握することは、アンモニアに起因する水質汚濁問題に対しての基礎的知見を得るうえで、極めて重要な意味を持つものと考えることができる。

2．目的

流水中の窒素は様々な形態で存在しているが、特に、アンモニア性窒素は流水のｐＨによって、分子上NH_3あるいはアンモニウムイオンNH_4^+に解離し、さらに、NH_3は大気中へと揮散するという性

質を持っている。

気体の揮散速度を考える場合、水に対する溶解度が低い気体については、酸素の再曝気係数との間の定量的関係についてこれまでも研究がなされてきたが[1]、アンモニアのように溶解度が高い気体については、そのような関係は見出されていない。

61年度は流水中のアンモニア性窒素に着目して、その揮散速度に関する理論的考察を行ったが、62年度では、さらにアンモニアの揮散速度定数を流水の平均流速や平均水深といった水理量で評価することを目的として、室内実験及び屋外還流水路による揮散実験を行った。

3．基礎的考察

水中におけるアンモニア性窒素は式(1) のように解離しており、水温とｐＨによって図－１に示すような構成比で存在している。この時、式(2) で示す解離定数Kaに従って平衡状態を形成している。

$$NH_4^+ \rightleftharpoons NH_{3(aq)} + H^+ \qquad (1)$$

$$Ka = \frac{[NH_{3(aq)}][H^+]}{[NH_4^+]} \qquad (2)$$

さらに、C_1'、C_2'及びC_T'をモル濃度として次のように定義する。

$$C_1' \equiv [NH_{3(aq)}],\quad C_2' \equiv [NH_4^+],\quad C_T' \equiv C_1' + C_2' \qquad (3)$$

式(2)の両辺について対数をとり、ｐＨ＝－log[H+]を考えれば、式(2)は次のように変形される。

$$C_1' = \frac{10^{pH} \cdot Ka}{1 + 10^{pH} \cdot Ka} C_T' \qquad (4)$$

ここで、Ｋａは、25℃における解離定数K_{a0} をもとに次式で表される。

$$K_{a0} = K_{a0}^{(298/T)} \quad (K_{a0} = 10^{-9.3},\ T：絶対温度) \qquad (5)$$

一方、アンモニア性窒素濃度C_T及び分子状アンモニアNH_3の窒素濃度C_1は各々、C_T'及びC_1'と次のような関係がある。

$$C_T = 14 \times 10^3 C_T' \quad (mg\text{-}N/\ell)$$

$$C_1 = 14 \times 10^3 C_1' \quad (mg\text{-}N/\ell)$$

従って、ある液中のｐＨ、水温及びアンモニア性窒素濃度C_Tが与えられれば、その液中に存在する分子状アンモニアの窒素濃度C_1は、式(4)及び式(5)によって求めることができる。

さらに、一定のｐＨ及び水温下で、アンモニア性窒素濃度の変動が揮散によってのみ生ずる系を考えると、C_Tの減少は次式で表すことができる。

$$\frac{dC_T}{dt} = -K_{NH3} \cdot C_1 \qquad (6)$$

ここでは、K_{NH3}は、NH_3 の揮散速度定数である。

式(4)及び式(6)により、C_Tの時間変化から、K_{NH3} を計算することができる。

また、流水中の溶存酸素濃度Cの変化が、再曝気によってのみ生ずる系を考えるとCの時間的な変化は次式で表すことができる。ここで、Csは、その温度、その気圧における飽和溶存酸素濃度を、K_{La}は再曝気係数を各々表す。

$$\frac{dC}{dt} = -K_{La}(Cs-C) \qquad (7)$$

揮散速度定数と酸素の再曝気係数とは、ともに、気液二相の系における物質移動速度を表すパラメータである。酸素の再曝気係数については、これまでも平均流速や平均水深といった流水の水理量を用いた定式化が数多く提案されてきた。ここで、気相と液相の間に働く物質移動の抵抗が、アンモニアの揮散の場合でも、酸素の再曝気の場合でも同じであると仮定すれば、アンモニアの揮散速度定数もまた流水の水理量を用いて定式化されるものと期待される。

酸素の再曝気係数の提案式として、本研究で採用したものは次の2式である。

O'Connor-Dobbinsの式 [2]：

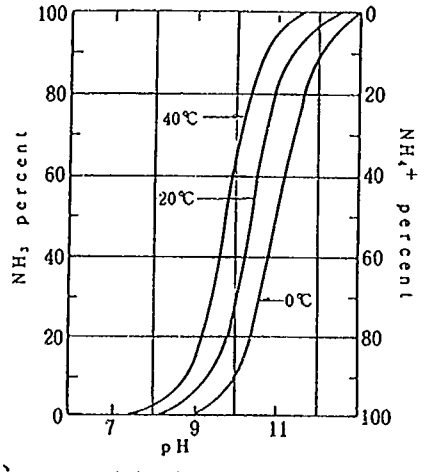
$$K_{La} = 3.74 D_L^{1/2} \frac{V^{0.5}}{H^{1.5}} \times 10^4 \quad (1/day) \quad (8)$$

村上の式 [3]：

$$K_{La} = 22.56 n^{3/4} \frac{V^{9/8}}{H^{3/2}} \quad (1/day) \quad (9)$$

ここで、D_L、V、H、nは、それぞれ分子拡散係数、平均流速、平均水深及びManningの粗度係数を各々あらわす。

よって、本研究では、式(8)、(9)に現れる水理量（$V^{0.5}/H^{1.5}$）、（$V^{9/8}/H^{3/2}$）を用いて定式化を試みることにした。

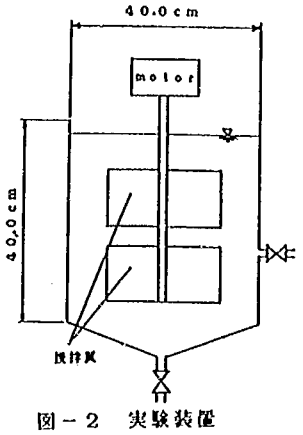


図－1　水中におけるNH_3およびNH_4^+のpH依存性

4．室内実験

4．1　実験装置、実験方法ならびに実験条件

図－2に本研究に用いた実験装置の概略を示す。装置は、直径40.0cm、高さ40.0cmの塩化ビニール製のタンクで、タンク内流体の速やかな混合と水理条件（平均流速V）を与えるために、モーターによって回転する撹拌翼を設けた。また、モーターの回転数は、0 から約60r.p.m.まで連続的な制御が可能であった。



図－2　実験装置

実験は、まず、アンモニア揮散実験を行うためにタンクに40ℓ の水道水を入れ、塩化アンモニウムを約1.2g添加し、その後、0.1規定の水酸化ナトリウ

ム溶液を用いて、所定のｐＨになるように調整した。タンク内流体が十分に混合し、ｐＨが定常となったことが認められた後、３０分間隔の採水を開始した。採水と同時にｐＨ、水温並びに水深の測定も行った。採水されたサンプルは0.1規定の塩酸を加えてｐＨを下げることにより、採水後のNH_3の揮散を防いだ後、アンモニア性窒素濃度について分析を行った。　表－１に実験条件を示す。実験は、ｐＨの値が10.5、9.5、8.5のそれぞれの場合について、撹拌翼の回転数を約20、30、40、50r.p.m.に設定し、計12実験を行った。

本研究において用いたタンクにおいて、水理量（$V^{0.5}/H^{1.5}$）を決定することは困難である。そこで、前述のアンモニア揮散実験と同一の水理条件（撹拌翼の回転数及びタンク内水深を同一とする）において、酸素の再曝気係数を測定した。酸素の再曝気係数は、最初にタンク内溶存酸素（DO）濃度を0として、その後、撹拌に伴う再曝気によるDOの濃度の時系列変化から求めた。この、再曝気係数をもとに、式(8)より、その回転数における水理量（$V^{0.5}/H^{1.5}$）を決定することができた。

表－１　実験条件

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ｐＨ	10.34	10.58	10.95	10.27	9.04	9.73	9.39	9.28	8.31	8.26	8.49	8.31
回転数（r.p.m.）	19.94	30.17	40.22	50.36	20.16	29.98	39.85	50.59	20.42	30.11	39.55	49.87
水　温（℃）	21.3	21.6	21.4	20.6	21.1	21.0	21.0	21.4	22.5	22.5	22.0	23.3
水　深（cm）	29.4	29.4	29.4	29.3	29.4	29.6	29.6	29.6	29.7	29.8	29.9	30.0

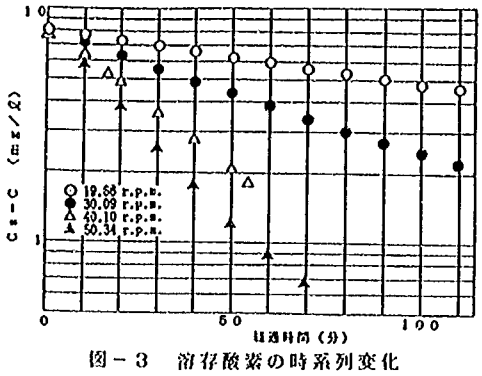
４．２　実験結果

図－３に、酸素の再曝気実験におけるDOの濃度の時間変化の様子を示す。図中、Ｃ及びCsは各々DO濃度及びその温度における飽和DO濃度を示す。これをもとに、最小２乗法により勾配を計算することによって酸素の再曝気係数 K_Laを求め、さらに、式(8)より水理量（$V^{0.5}/H^{1.5}$）を計算した。この結果を表－２に示している。なお、表中の K_Laは20℃に温度補正してある。

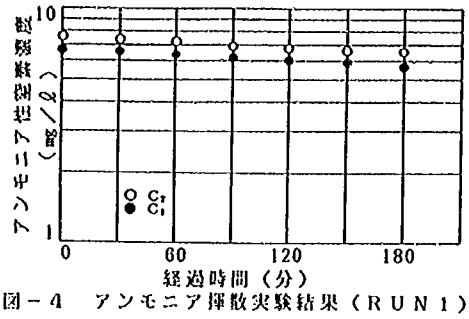
アンモニア揮散実験において、各実験中のｐＨ及び水温は、ほぼ一定であった。よって、アンモニアの揮散速度定数K_{NH3}は、式(4)、(6)をもとにＣＴの時間変化量から計算することができた。図－４にアンモニア揮散実験の一例を示す。図－４には、同時に式(4)をもとに求めたC_1の変化の様子も示している。また、以上のようにして求めた各実験におけるK_{NH3}を、さらに２０℃に温度補正し、その値と表－２に示したデータより計算した水理量（$V^{0.5}/H^{1.5}$）との関係を図－５に示している。図－５によれば、若干のばらつきは見られるものの、今回の実験においては

$$K_{NH3} = 0.0613(V^{0.5}/H^{1.5}) + 1.28 \qquad (10)$$

なる関係が成立しているものと見なすことができる。



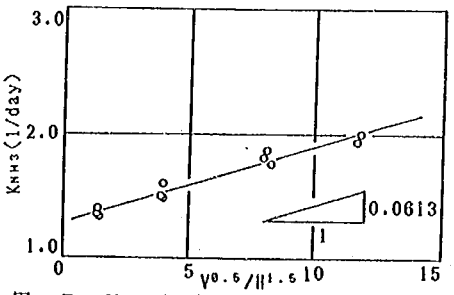
図－３　溶存酸素の時系列変化



図－４　アンモニア揮散実験結果（ＲＵＮ１）

表－２　酸素の再曝気実験結果　（ｍ－ｓｅｃ）

K_{La} ($\times 10^{-4}$)	0.793	1.783	4.108	5.727
$V^{0.5}/H^{1.5}$	1.638	3.681	8.377	11.72



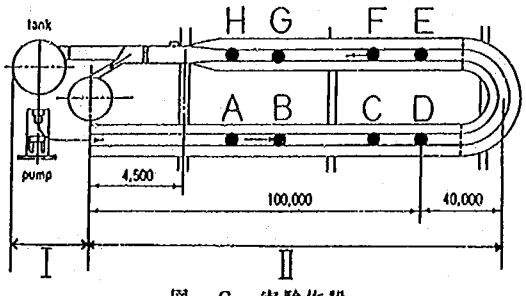
図－５　K_{NH3}と（$V^{0.5}/H^{1.5}$）の関係

５．還流水路実験

５．１　実験装置、実験方法ならびに実験条件

図－６に本研究に用いた屋外還流水路施設の概略を示す。水路は全長290m、水路勾配1/1000のステンレス製の水路であり、深さ0.5m、路床幅0.5m、水路上端部幅1.5mの台形断面を有するものであった。また、図中、Ⅰで示す領域は、循環ポンプ等の影響が卓越している領域であり、Ⅱで示す領域は水路の等流状態がほぼ満足されている領域を示すものである。

実験は、まず水路内に水道水を入れ、所定の回転数にセットした循環ポンプにより系内を循環させることにより、水路内の等流状態をつくった。次に、水酸化ナトリウム溶液を添加し所定のｐＨになるように調節した。さらに、流水中のアンモニア性窒素濃度が約 10mg/ℓ となるように、硫酸アンモニウムを添加した。水路内で流水が十分に混合し、ｐＨが定常となったのが認められたならば、図－６に示すＡ～Ｈの８地点において１時間毎の採水を行った。採水したサンプルは、0.1 規定の塩酸を加えてｐＨを下げることにより、採水後の NH_3の揮散を防ぎ、アンモニア性窒素濃度について分析を行った。



図－６　実験施設

以上のようにして得られるアンモニアの揮散速度定数は系全体の値であるが、求めるべき値は領域Ⅱでの揮散速度定数である。しかしながら、本実験を行った系では、領域Ⅰでの揮散量を除いて、領域Ⅱでの揮散量を求めることは直接的には困難である。そこで、揮散実験と同じ水理条件において酸素の再曝気実験を行い、酸素の再曝気係数との関係から領域Ⅱにおける揮散速度定数を求めることとした。すなわち、式(11)で示す関係が、アンモニアの揮散速度定数と酸素の再曝気係数との間で成立しているものとし、式(9)により領域Ⅱの再曝気係数を求めることにより領域Ⅱでの揮散速度定数を計算した。

$$\frac{K_{NH3}}{K_{NH3-T}} = \frac{K_{La}}{K_{La-T}} = \alpha \qquad (11)$$

K_{NH3} ：領域Ⅱにおける揮散速度定数

K_{NH3-T} ：系全体における揮散速度定数

K_{La} ：領域Ⅱにおける再曝気係数

K_{La-T} ：系全体における再曝気係数

α ：定数 （領域Ⅱへの補正係数）

なお、酸素の再曝気実験は、アンモニアの揮散実験と同一の水理条件下において、水路内に亜硫酸ナトリウムを添加し、流水中の溶存酸素濃度を0として、その後の時系列変化を自動記録計により測定した。

表－3 アンモニア揮散実験条件

	1	2	3	4	5
PH	10.33	9.82	10.87	11.52	11.29
水温(°C)	14.08	12.38	12.22	12.15	12.85
水深(cm)	24.59	23.04	18.64	11.49	14.55
流速(cm/s)	72	79	59	74	72

注）PH、水温、水深、流速は水路内の平均値である。

表－4 再曝気実験条件

	1	2	3	4
水温(°C)	14.08	12.38	12.22	12.15
水深(cm)	24.59	23.04	18.63	10.78
流速(cm/s)	72	79	59	74

注）水温、水深、流速は水路内の平均値である。

表－3、4に、それぞれアンモニアの揮散実験及び酸素の再曝気実験条件を示す。

5．2 実験結果

図－7に、酸素の再曝気実験における溶存酸素の時系列変化を示す。図中のC、Csは、それぞれ溶存酸素濃度及び飽和溶存酸素濃度を示し、Cs-Cは不足酸素量を示している。図－7をもとに、最小2乗近似により勾配を求め系全体の再曝気係数を求めた。表－5に、再曝気実験結果を示す。

表－6及び図－8に、アンモニア性窒素濃度の時間変化を示す。ここで、アンモニア性窒素濃度の値は、A～H地点の平均値である。図－8をもとに再曝気実験の場合と同様に、最小2乗近似により系全体の揮散速度定数を求めた。その結果を表－7に示す。さらに、式(11)の関係を用いて計算した補正係数αの値を表－8に、それをもとに計算した領域Ⅱにおける揮散速度定数の値を表－9に、K_{NH3}と水理量（$V^{9/8}/H^{3/2}$）の関係を図－9に示す。図－9中、実線は領域Ⅱにおけるアンモニアの揮散速度定数を、破線は系全体における揮散速度定数を示している。図－9から、実験結果に若干のばらつきはある

が、今回の実験条件においては水路部分のアンモニアの揮散速度定数は

$$K_{NH3} = 0.133 \times \frac{V^{9/8}}{H^{3/2}} \qquad (12)$$

の関係が成立しているものと考えられる。また、この結果は第４節におけるものと異なるが、これは両系における乱流構造の違いによるものと思われるが、明確な理由は現時点では不明である。

６．今後の課題

(1) ｐＨが低い領域、あるいは水理条件を広範囲に変化させて実験及び議論を行う必要がある。

(2) 還流水路における揮散実験をさらに行い、式(12)の精度を上げる必要がある。

(3) 実際の河川についても調査を行い、式(12)の妥当性について検証を行う。

(4) アンモニア以外の窒素、例えば有機態窒素のアンモニアへの加水分解速度等についても研究を行う。

＜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／水質汚濁研究第４巻第４号　１９８１

2) D.J.O'Connor and W.E.Dobbins:Mechanism of reaeration in natural streams / A.S.C.E 1852

3) 土木学会：水理公式集　昭和４６年改訂版

表－５　再曝気実験結果

NO	平均水深 (cm)	平均流速 (cm/s)	$V^{9/8}/H^{3/2}$	K_{L_a} (1/day)
1	24.59	72	5.67	34.75
2	23.04	79	6.94	14.40
3	16.38	59	6.86	18.03
4	10.78	74	18.30	36.49

表－６　NH_4^+－Ｎの平均濃度の時間変化

RUN NO. (hour)	1	2	3	4	5
0	21.90	20.09	19.64	16.28	20.20
1	21.30	19.94	19.04	14.76	19.20
2	20.25	19.12	18.04	14.06	18.07
3	20.07	18.90	16.92	13.19	16.89
4	19.62	18.42	16.50	11.46	16.38
5	19.18	18.22	15.33	10.55	15.88

注）NH_4^+-Nの単位は、(mg/l)である。

表－７　アンモニア揮散実験結果

NO	ＰＨ	平均水温 (°C)	平均水深 (cm)	平均流速 (cm/s)	$V^{9/8}/H^{3/2}$	K_{NH3} (1/day)
1	10.33	14.08	24.59	72	5.67	0.365
2	9.82	12.38	23.04	79	6.94	0.446
3	10.87	12.22	18.64	59	6.86	0.678
4	11.52	12.15	11.49	74	18.30	1.133
5	11.29	12.85	14.55	72	12.45	0.631

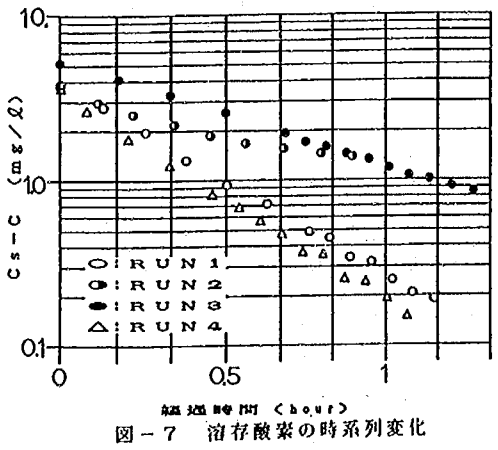
表－8　再曝気係数の比率

	1	2	3	4
$K_{La\text{-}T}$ (1/day)	34.75	14.40	18.03	36.49
K_{La} (1/day)	4.03	4.93	4.88	13.01
α ($=K_{La}/K_{La\text{-}T}$)	0.116	0.342	0.271	0.357

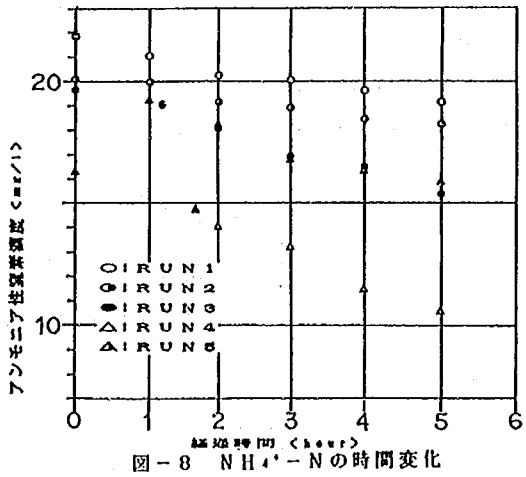
注）　$K_{La\text{-}T}$ ：還流水路全体の再曝気係数
　　K_{La} ：水路部分の再曝気係数

表－9　アンモニア揮散速度定数計算結果

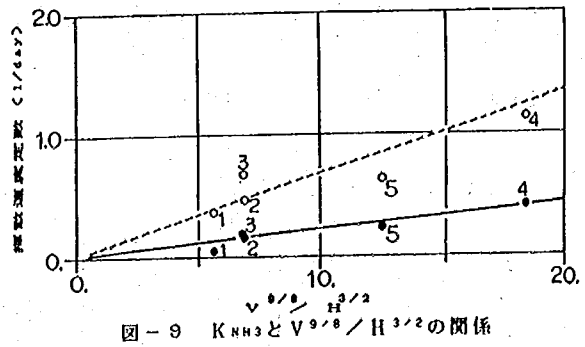
RUN	$V^{9/8}/H^{3/2}$	$K_{NH3\text{-}T}$ (1/day)	$K_{NH3}=\alpha \cdot K_{NH3\text{-}T}$ (1/day)
1	5.67	0.365	0.042
2	6.94	0.466	0.159
3	6.86	0.678	0.184
4	18.30	1.133	0.404
5	12.45	0.631	0.225



図－7　溶存酸素の時系列変化



図－8　NH_4^+－Nの時間変化



図－9　K_{NH3}と$V^{9/8}/H^{3/2}$の関係

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．集落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　竹石　和夫，鈴木　穣
三次処理研究室　佐藤　和明，森山　克美
研究期間　昭和59年度～昭和62年度
62年度当初予算額　２４，１３６千円

Research on Small-Size Sewage Treatment in the Countryside

(FY 1984–1987)

K. Takeishi, Y. Suzuki
K. Sato, K. Moriyama
Sewage Works Division, Advanced Waste Treatment Division,
Water Pollution Control Department,
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

Recently the water pollution of small streams, ponds, or lakes, becomes quite a problem in small communities such as farming villages. The main reason of the pollution is the discharge of gray water and the effluent of on-site treatment system for night soil.

So, one of the most effective plans to prevent water pollution is to treat gray water and night soil efficiently.

The purpose of this study is to develop the most appropriate treatment system for small communities. The summary of this study since FY 1984 is as follows.

1. Sequential Batch Treatment Process

Pilot plant research was conducted to study the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus by the four different treatment conditions, anoxic-oxic-anoxic-oxic, full time oxic, intermittent aeration and oxic-anoxic-oxic, using the grit chamber effluent of a domestic wastewater treatment plant as the influent.

Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus could be achieved in the conditions of intermittent aeration and oxic-anoxic-oxic. The dissolved oxygen concentration of the aeration period was an appropriate index for achieving the simultaneous removal in these operational conditions. The total nitrogen of the effluent was less than 5 mg/ℓ in high water temperature season and the total nitrogen from 5 to 10 mg/ℓ of the effluent could be obtained in winter season.

It was also found that the total phosphorus of the effluent was less than 1 mg/ℓ all through the year.

2. Biological Phosphorus Removal Process (A/O Process)

The research of full scale treatment plant of A/O process was done in Ibaraki prefecture. It was verified that 2.5 hours of the retention time in the anaerobic zone and −100 mV of the oxidation-reduction potential in that

zone were sufficient for the phosphorus release.

Effluent total phosphorus concentrations as low as 0.4 ~ 0.8 mg/ℓ was achieved in this experiment.

The phenomenon of nitrification-denitrification occurred in high water temperature season. Therefore, the total nitrogen of the effluent was 5 ~ 10 mg/ℓ in that season.

3. Mobile Bed Filtration Process

The object of this filtration process is to remove the residual suspended solid remaining in the effluent of biological treatment process.

The three different sand in size were examined in this investigation. The results indicated that the removal rate of suspended solid was excellent in case of the sand which had an effective size of 1.05 and a uniformity coefficient 1.18. At 2 ~ 60 mg/ℓ of influent suspended solid, the suspended solid concentration of filtrate was from 1 to 6 mg/ℓ at linear velocity 20 m/hour (480 m/day).

The countercurrent washing water rate is about 10% of the influent at the standard operation of this filter. However, due to the return of a part of the washing water, the washing rate could be reduced to 5% of the influent flow.

4. Bioshelf Process

Bioshelf is composed of a sloped stream and small sedimentation tanks placed in the midst or at the end of it. Wastewater, which is led to the stream as a thin flow, is treated by the biomass grown on the bottom of the stream.

Experiments were conducted under the conditions of a stream of 20 m long and 3% slope, settled or anaerobically treated sewage as influent and loading of 10.7 m^3/d per stream width (1 m).

The results show the efficiency of removing BOD was rather stable despite of the change of concentrations of influent BOD or DO in the process, and the removed BOD is expected 16 mg/ℓ for the influent of anaerobically treated sewage, 21 mg/ℓ for the influent of settled sewage. Particulate organic matter is as well removed from the wastewater as dissolved one.

1　はじめに

近年，都市周辺地域や農山漁村などの集落において，水路，小河川，湖沼の水質汚濁が進み，周辺環境の悪化や水稲栽培に対する影響が問題となってきている。この問題の主な原因として家庭雑排水，し尿浄化槽処理水等の放流が指摘されている。

これらの地域においては雑排水とし尿の混合した，いわゆる合併汚水（下水）を効率的に処理することが水質汚濁防止上の基本的対策である。このため集落の規模，形態，立地条件等に適合した処理システムの開発が急務となっている。

本研究は，集落における下水処理のプロセスとして，①回分式活性汚泥法，②嫌気好気式活性汚泥法，③水路薄層流処理法（バイオシェルフ）の三種のプロセスを取り上げ，その実用性について評価することを目的としたものである。また，②については，その生物処理水の浮遊物除去による放流水域への汚濁負荷削減を目的として，移床式上向流連続沪過に関する調査を行った。

また，本年度は本研究の最終年度であり，これまでの成果をまとめて最後に記すこととする。

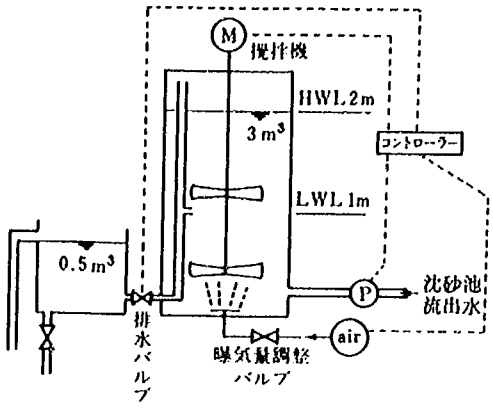
2. 回分式活性汚泥法による窒素，リンの除去に関する調査

茨城県取手市の戸頭処理場に設置した2台の回分式活性汚泥法パイロットプラントを用いて，間欠曝気運転と硝化内生脱窒運転における窒素とリンの挙動について調査を実施した。

2.1　調査概要

2.1.1　実験装置

実験に用いたプラントの概略を図－2－1に示す。プ



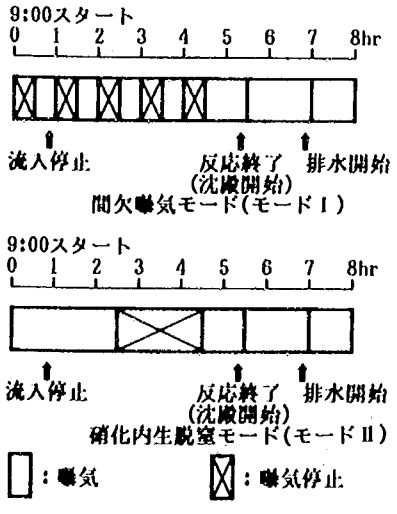
図－2－1　回分実験装置（パイロットプラント）

ラントは，鋼製円筒型の反応槽（内径 1.4 m，有効水深 2 m，高水位時容積 3 m³）にブロワ装置，撹拌装置，流入ポンプ，排水バルブ等が装備されており，各装置は制御機構により，曝気時間，嫌気撹拌時間，流入時間，沈殿時間，排水時間等を任意に設定できる。また，空気量，排水位も任意に設定することができる。散気装置は粗気泡型（ディスクディフューザー）である。

2.1.2　実験方法

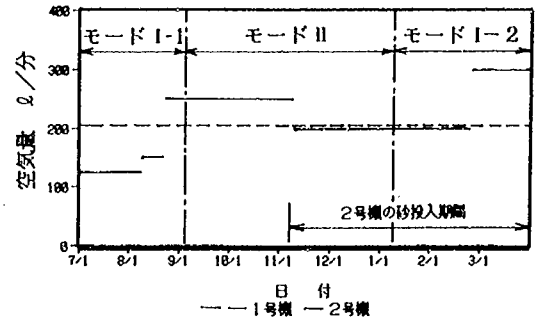
実験には同一のプラント 2 機を用いた。プラントへの流入原水は，処理場の沈砂池流出水である。処理場の規模は，処理人口約 11,000 人，処理水量 4,500 m³/日であり，流入下水のほとんどが生活系排水である。

運転モードを図－2－2 に示す。間欠曝気モード（以下，モードⅠ）は，30 分毎に曝気と曝気停止を繰り返し，曝気時に硝化と有機物除去，曝気停止時に脱窒を行わせるものである。硝化内生脱窒モード（以下，モードⅡ）は，曝気時に硝化，曝気停止時に脱窒を行わせることを意図した運転条件である。曝気停止時には，脱窒反応に必要な有機炭素源を系外から添加せず，曝気時に活性汚泥に吸着されたり，細胞内に蓄積された下水中の有機物を水素供与体として利用するもので，内生脱窒法（Wuhrmann 法）の一種と考えられる。



図－2－2　運転モード

サイクルのスタートは午前 1 時，9 時，午後 5 時とした。年間を通しての運転条件（運転モードと空気量）を図－2－3 に示す。図－2－3 に示すように，実験では



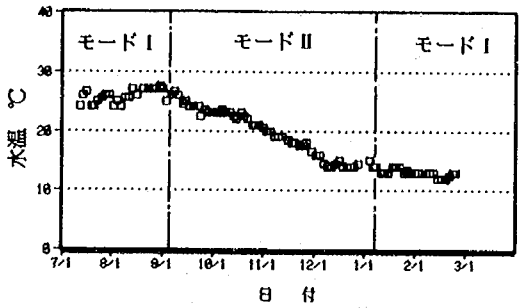
図－2－3　運　転　条　件

1 号機，2 号機の運転モードを同一にしたときは，空気量に違いを与え，砂を活性汚泥の結合固定化担体として投入したときは，同一空気量とした。両モードにおける水温の影響を明らかにするためいずれのモードにおいても高水温期，低水温期での運転期間を設けた。排水量は 1.5 m³/サイクル（排水位 1 m）とした。午前 9 時スタートの 1 サイクルを対象として，流入水，処理水，あるいは 1 サイクル中の試料について水質分析を行った。

2.2　調査結果と考察

2.2.1　水温，ＭＬＳＳ，有機物除去について

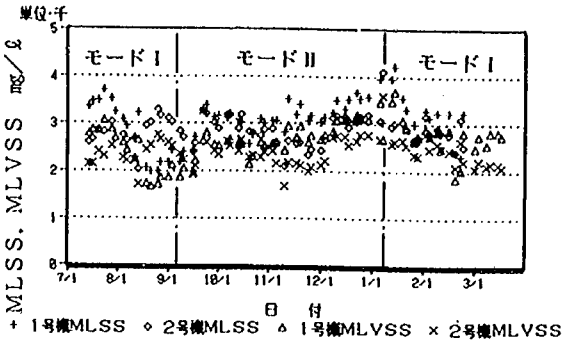
図－2－4 に実験期間の流入水水温の変化を示す。こ



図－2－4　流入水水温の年間変化

のような水温の変化は，一般に見られることであるが，冬期には12～13℃となり，活性汚泥微生物の増殖速度が低下するため，SRTの確保，MLSSの保持は冬期においては，特に注意を要すると思われる。

図－2－5にMLSS，MLVSSの変化を示す。硅砂の



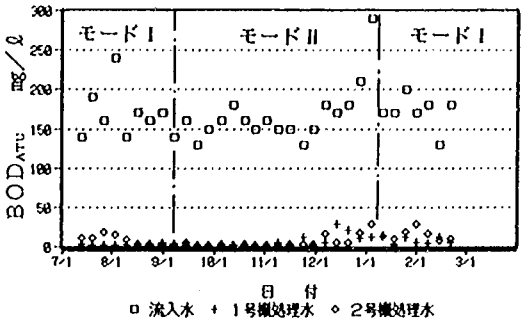
図－2－5　MLSS，MLVSSの年間変化

投入前後でMLSSの測定結果に大差がないことから，粒径0.2～0.3㎜の硅砂を反応槽容積で5％，重量で200㎏を投入したが，これを全て均一に分散させるには本装置の攪拌混合が弱かったものと考えられる。61年度のMLSSは2,000～2,500㎎/ℓであったのに対し，62年度は2,500～3,500，平均3,000㎎/ℓを維持できた。また，この濃度は，硅砂投入前後で変化がないことから，61年度の運転モードでの沈澱時間1時間に対して，62年度は1.5時間を設定したことが，MLSSを高く維持できた原因と考えられる。このようにMLSSを高く維持できたことは後述する窒素除去における低水温期の処理効果を大きく改善できた原因と考えられる。

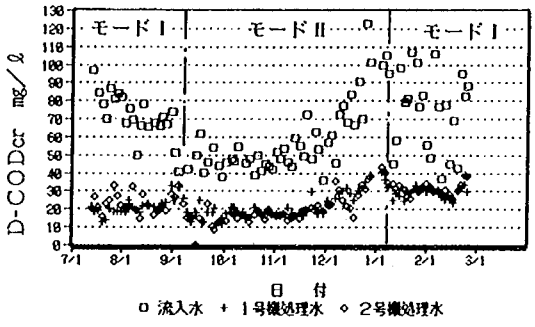
図－2－6，2－7に有機物除去の結果を示すものとして，BOD_{ATU}と溶解性COD_{cr}の結果を示す。2号機の7，8月に空気量を125～150 ℓ/分とした期間は，高水温期にもかかわらずBOD，D－COD_{cr}共に処理水質が悪化しており空気量不足が原因であった。その他の期間では，低水温期に処理水のBODが20～30㎎/ℓ，D－COD_{cr}が20～40㎎/ℓになっている。この水質悪化は，運転モードに関係のないことが図より分かるので，水温低下に起因するものであろう。

2.2.2　窒素除去について

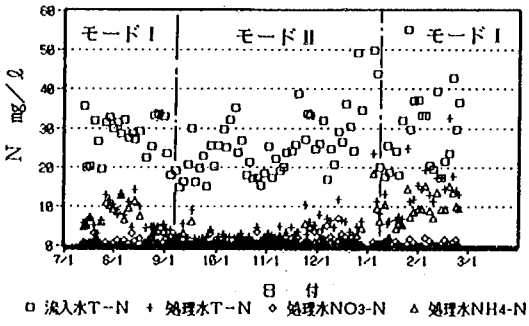
1号機，2号機における窒素系の経日変化を図－2－8，2－9にそれぞれ示す。1号機の7～8月の処理水T－Nが10㎎/ℓで高いのは，硝化脱窒運転されていない下水処理場汚泥を種汚泥として実験を開始したための



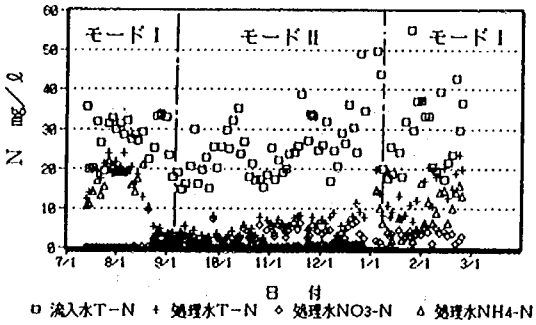
図－2－6　BOD_{ATU}の年間変化



図－2－7　D－CODcrの年間変化



図－2－8　窒素系（1号機）の年間変化



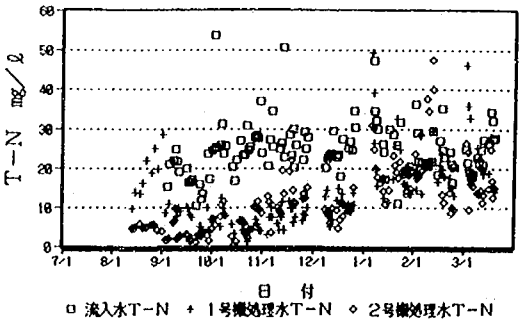
図－2－9　窒素系（2号機）の年間変化

馴養期間の水質とみなす。その後，モードⅠの残り期間においては，処理水T－N5㎎/ℓを達成できている。一方，2号機の同期の処理水T－Nは，1号機より更に高く，そのほとんどをNH_4－Nが占めている。この期間は，2号機の空気量は125 ℓ/分であり，その後，空気量を250 ℓ/分にすることにより硝化，脱窒共に良好となっている。

運転モードがⅡに変更後も窒素除去は1号機，2号機共に良好である。但し，同一モードⅡでも空気量の違いにより若干の差が処理水T－Nに認められる。すなわち，空気量200 ℓ/分の1号機では9～11月中旬の20℃以上の期間の処理水T－Nは5㎎/ℓを下まわることができた。一方，空気量250 ℓ/分の2号機では同時期の処理水T-Nは5～8㎎/ℓであり形態別にはNO_3－Nがそのほとんどを占め脱窒がやや悪いことを示している。

その後，このモードⅡでは水温が20℃以下となるにつれて，前項のBOD等と同様に窒素除去がやや悪化している。また，低水温期にモードⅠに再び変更した結果，1号機，2号機共に硝化が進まなくなりNH_4－N残留による処理水T－Nの上昇が始まり窒素除去が悪化していった。

図－2－10に61年度のT－N除去のデータを示す。10

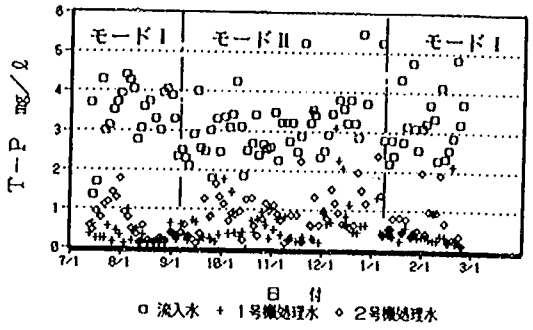


図－2－10　昭和61年度T－Nの年間変化

月以降の運転モードは沈殿時間を除いて61年，62年共に同一である。この図と図－2－8，2－9を比較すると62年度の窒素除去が良好なことが分かる。このような処理状況の差異は，沈殿時間が61年度1時間，62年度1.5時間であったことから，沈殿時間を延ばすことによりMLSSを平均3,000㎎/ℓに維持でき，SRTを長くできたことによるものと考えられる。

2.2.3　リン除去について

図－2－11にT－Pの処理結果を示す。1号機と2号機の処理結果を空気量の違いを視点としてみると，リン除去のための適正空気量があることが分かる。すなわち，

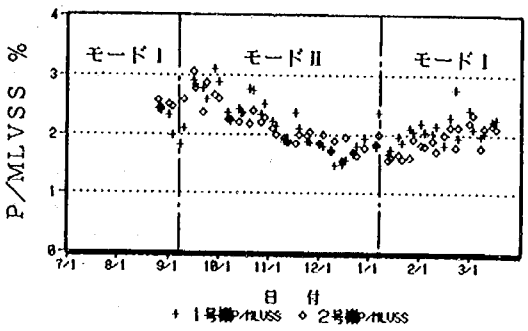


図－2－11　T－Pの年間変化

1号機の空気量が通年で一定（200 ℓ/分）であるのに対して，2号機では7月に125 ℓ/分，9月～11月は250 ℓ/分であり，このとき，処理水T－P濃度は，2号機の方が常に1号機より高い値となっている。以上のことは，回分式活性汚泥法によるリン除去には，回分処理の1サイクルに曝気，曝気停止が設けられると共に，曝気時の空気量，DO濃度など好気状態の管理が重要であることが推察される。

次に運転モード別のリン除去効果を検討する。モードⅠ－1で処理水T－P0.3㎎/ℓ程であったものがモードⅡになると，しだいに上昇し1号機（空気量200 ℓ/分）で0.5～1.0㎎/ℓ，2号機（空気量250 ℓ/分）で0.8～1.5㎎/ℓとなっている。更にモードⅡからモードⅠへの変更で，処理水T－Pが低下している。このことから，リン除去については間欠曝気モードⅠの方が硝化内生脱窒モードⅡより優れていることが分かる。

図－2－12にP/MLVSS（リン含有率）の年間変化を示す。この図によれば，モードⅠ－1におけるリン含有率は2.5％程度で，モードⅡへの変更によりリン含有率が1.5～2.0％へ低下していること，更に運転モードをモードⅠへ再び戻すとリン含有率も徐々に上昇している。



図－2－12　P/MLVSS（リン含有率）の年間変化

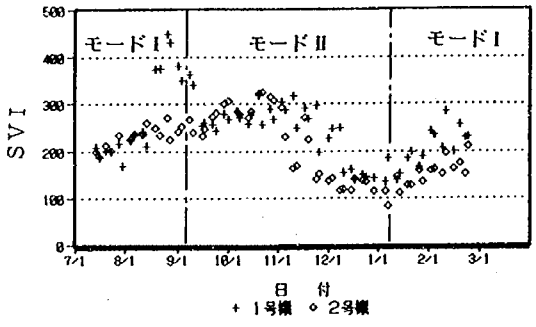
このようなリン含有率の運転モードによる変化は，図－2－11の処理水T－Pの挙動とよく一致していると言える。

2.2.4　硅砂の投入効果について

62年度の実験では，実験の後半（11月中旬以降）2号機に硅砂（0.2～0.3 mmφ）を容積率5％，重量にして200 kg投入した。この試みは，活性汚泥微生物の結合固定化担体として硅砂を利用し，微生物の高濃度化あるいは沈降特性の改善を図ったものである。

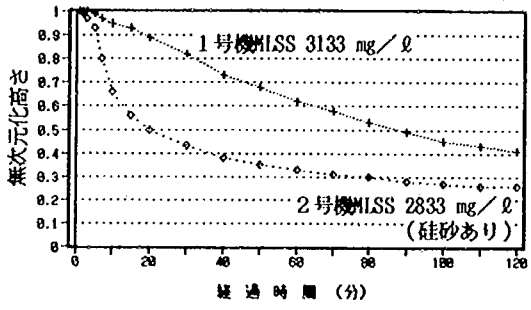
微生物の高濃度化については，2.2.1項で述べたが，図－2－5に示したMLSS，MLVSSの結果から分かるように，硅砂の効果はみられなかった。

沈降特性の改善効果については図－2－13にＳＶＩの変化を示す。硅砂重量がMLSSに含まれるため，MLVSSを測定し，これを硅砂投入前4ヶ月にわかり測定したMLVSS/MLSS比の平均値で除して硅砂を含まぬMLSSを算出し，これを用いて硅砂投入時のSVIを求めた。これによると硅砂投入直後にSVIが急激に低下している。また，その後，1号機のSVIも季節的な変化により低下しているが，硅砂を投入した2号機の方が常にSVIが50～100程低い値を示し，硅砂の投入効果が認められる。



図－2－13　ＳＶＩの年間変化

図－2－14に1サイクルの沈殿開始時の混合液を用いた1 ℓのメスシリンダーでの沈降曲線を示す。2号機の沈降速度の速いことが分かるが，運転条件である沈降時間90分，排水位1 m（無次元化高さ0.5）では，1号機，2号機共に排水時の汚泥流出はなく，ＭＬＳＳに差異が生じなかったことが分かる。したがって，運転モードの沈殿時間を短かくしたり，排水位を下げた場合などでは，硅砂等の担体を投入することの効果が出ることが予想される。



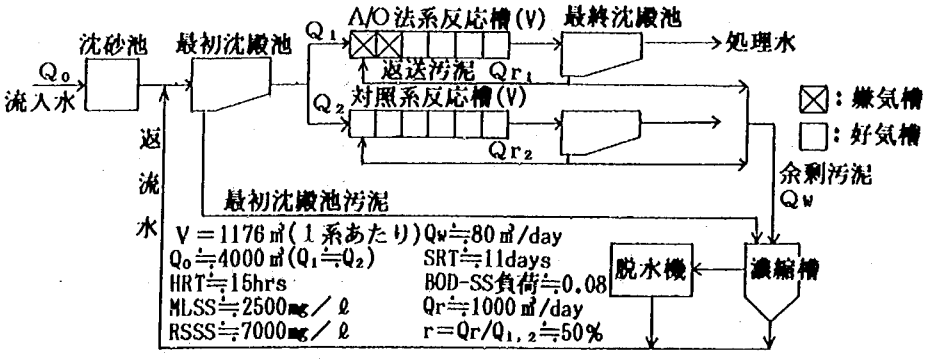
図－2－14　沈　降　曲　線

3.　嫌気好気式活性汚泥法（Ａ／Ｏ法）によるリン除去に関する調査

Ａ／Ｏ法については前述の戸頭処理場実施設を用いて，年間を通してのリン除去特性について調査を行った。

3.1　調査概要

実験を実施した戸頭処理場の処理フロー及び運転条件の概略を図－3－1に示す。反応槽と最終沈殿池は各々



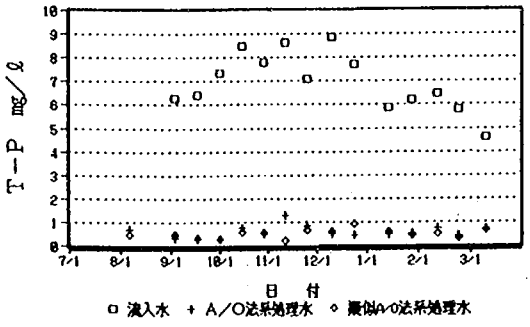
図－3－1　戸頭処理場の処理フローと運転条件

独立した２つの系列となっているが，他は各１池ずつである。反応槽は 5.6 m^W× 10 m^L× 3.5 m^H の槽が各系列につき６槽直列につながっている。Ａ／Ｏ法系は流入後の２槽ではエアレーションを行わず，上吹き出し型の水中攪拌機による攪拌を行い嫌気槽とし，残り４槽で曝気を行うというＡ／Ｏ法の運転である。但し，昭和63年１月19日以降は嫌気槽を１槽とした。対照系では全槽で曝気を行った。但し，対照系は全槽にわたり0.5～1.5 mg/ℓ の低いＭＬＤＯで運転されたため生物脱リンを示す結果が得られたので，以下，疑似Ａ／Ｏ法と呼ぶことにする。

流入下水，最初沈殿池流出水，最終沈殿池流出水については24時間のコンポジットサンプル，反応槽全槽についてはスポットサンプルを分析した。

3.2　調査結果と考察

Ｔ－Ｐの分析結果を図－３－２に示す。反応槽へ流入

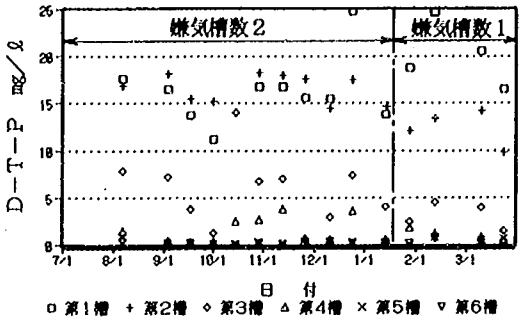


図－３－２　Ｔ－Ｐの年間変化

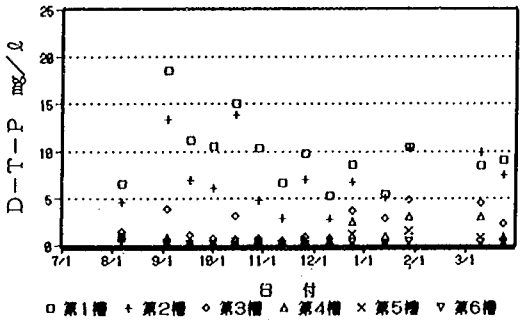
する最初沈殿池流出水のＴ－Ｐ濃度は６～９mg/ℓ であり，Ａ／Ｏ法系，疑似Ａ／Ｏ法系共に処理水Ｔ－Ｐ濃度は，0.5 mg/ℓ 程度であり，両系で良好なリン除去が達成されていることが分かる。

図－３－３，３－４に両系の生物反応槽（第１槽～第６槽）における溶解性Ｔ－Ｐの濃度を通年で測定した結果を示す。Ａ／Ｏ法系（嫌気２槽運転時）では，第１槽，第２槽で15～20 mg/ℓ のリン濃度となり，その後，３槽以降で徐々に摂取され，第５槽で摂取が終了しリン濃度は0.5 mg/ℓ 以下となっている。第１槽，第２槽でのリン濃度は，ほとんど同じであることから，リン吐き出しのための嫌気槽は１槽，流入水量基準の滞留時間で 2.5 時間程で充分なことが分かる。嫌気１槽運転時には，第２槽からリン摂取が始まるため，第４槽でほぼリン摂取が終了している。

一方，図－３－４によると疑似Ａ／Ｏ法系でもリンの吐き出し，摂取が生じている。但し，リン吐き出しは第



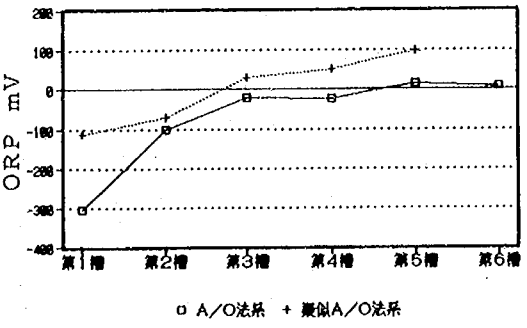
図－３－３　Ａ／Ｏ法の各槽に於けるＤ－Ｔ－Ｐ濃度



図－３－４　疑似Ａ／Ｏ系の各槽に於けるＤ－Ｔ－Ｐ濃度

１槽のみで生じており，その濃度も約10 mg/ℓ 程度である。リン吐き出し量が少ないためリン摂取は第３槽，第４槽で終了している。

図－３－５に，両系における各槽のＯＲＰの値を示す。

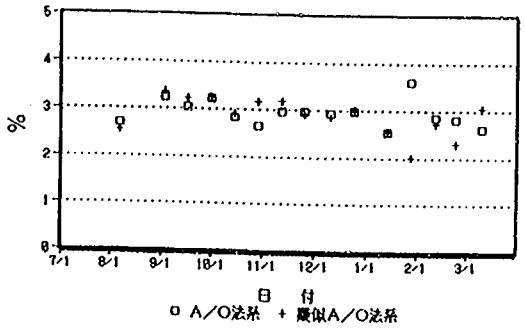


図－３－５　各槽におけるＯＲＰ

各ＯＲＰの値は，24時間連続記録した値を１時間刻みで読み取り，それらを平均したものである。また，計測には，２台のＯＲＰ計を使用したため，６日間を要しているので，各値は同日時の値ではない。以上のような計測方法のため，週間変動の影響は不明であるが，日間変動の影響は，各値に充分反映されているものと考えられる。この図によるとＡ／Ｏ法系（嫌気槽１槽運転時）では，

第1槽のORPが−300 mV，一方，疑似A／O法系では−100 mVであり，この違いが図−3−3，図−3−4における第1槽でのリン吐出し量の差となったと考えられる。

図−3−6にリン含有率を示す。図に示されるように



図−3−6　P/MLSS（リン含有率）の年間変化

両系列のリン含有率はほぼ同じ値3%を示しており，A／O法系のように嫌気槽を必ずしも設ける必要はなく，図−3−6に示された疑似A／O法系のようなORPを得るような空気量制御により，リン含有率の高い汚泥を生成でき，生物脱リンを達成できることが明らかとなった。

4. 移床式上向流連続沪過に関する調査

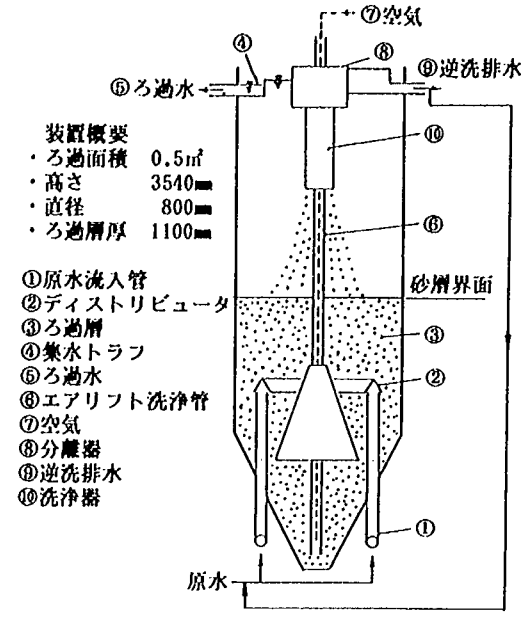
A／O法の処理水を原水として，SSを除去することによる水質改善効果について調査した。沪過器としては間欠的に逆洗を行う必要がなく，連続的に沪材の砂を洗浄できる移床式上向流連続沪過器を対象にして，逆洗排水量の削減と長期運転における安定性について検討した。

4.1　調査概要

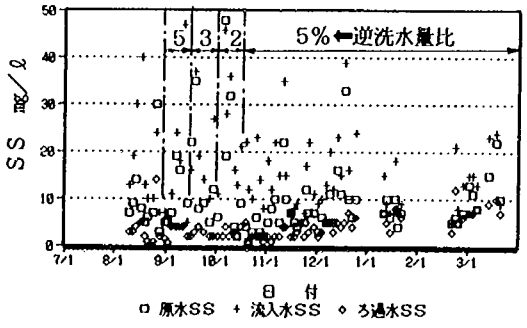
ろ過器の構造，諸元を図−4−1に示す。62年度の実験では61年度の調査結果から，粒径1.0～2.0 mm（有効径1.05 mm，均等係数1.18）を選定した。ろ過速度LV20m/hrとして，前項のA／O法の最終沈殿池から流出する生物処理水に含まれるSSを除去対象に調査を行った。逆洗排水量の削減方法としては，図−4−1に示すように逆洗排水の一部を原水に戻す方法を採った。

4.2　調査結果と考察

逆洗排水比を2～5%に変化させた実験結果を図−4−2に示す。原水とは最終沈殿池流出水，流入水とは原水に逆洗排水の戻りが加わったものである。逆洗排水比2%までの原水SS濃度は2～60 mg/l（平均13 mg/l），流入水は戻りが加わるため5～47 mg/l（平均19 mg/l）であった。流入水SSは特に高濃度ではないが，沪過水と



図−4−1　ろ過器フロー



図−4−2　固液分離実験結果
（移床式上向流連続ろ過器）

して1～6 mg/lを得られていることが分かる。また，時として原水，流入水SS濃度が40～50 mg/lの場合もあるが，その時でも安定してSS除去が達成されている。

逆洗排水比2%においても40～50 mg/lの流入水に対応できたが，より高いピーク負荷に対応できるかどうかは，今回の実験でそのようなピークがなかったため不明である。このため以後の実験では，逆洗排水比5%で長期的安定性を調査することとした。

10月以降の5%の期間では，原水SSは平均7 mg/l，流入水12 mg/l，沪過水3.6 mg/lであった。また，図−4−2に示したデータは，午前10時のスポットサンプルであり流入水として50 mg/l以下ばかりであるが，現場設

置の濁度計チャートによれば，50 mg/ℓ を超えるケースも多々あったが，ろ過水ＳＳは5 mg/ℓ程度で安定していた。

以上の調査結果から，運転条件としては，砂粒径 1.0～2.0 mmφ，ろ過速度ＬＶ 20 m/hr，逆洗排水の一部を流入水に戻すという方法で逆洗排水比は５％とし，生物処理水に残留するＳＳの除去に対応できることが明らかになった。

5. 水路薄層流処理法（バイオシェルフ）による排水処理実験

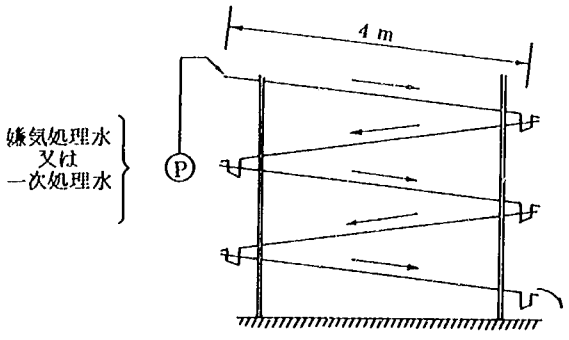
バイオシェルフ処理法は，水路流下型の処理方式で，水路に排水を薄層流状態で流し，水路床に形成した生物膜により排水中の基質除去を行う方式である。流れが薄層流であることから，水深の深い流れよりも流水に対する高い再曝気効果が期待できる。

本年度は，最終年度として，バイオシェルフ処理法の実下水への適用性，水路床形状が処理に与える影響，前段処理法による処理性の違いについて検討を行った。

5.1 実験概要

5.1.1 実験装置

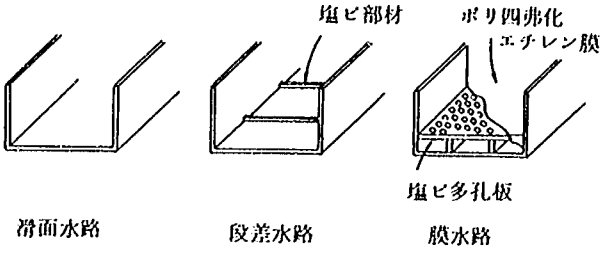
実験装置は図－５－１に示す５本１組の水路が計３組



図－5－1 実験装置概要

ある。水路はアルマイト製で，１本の長さは４ｍ，幅 13.4 cm，高さ 6.7 cmであり，日光・雨の影響を排除するため各水路は不透明塩ビ板により覆蓋している。各水路末端には容量3.2 ℓの沈殿槽を設置している。

３組の水路は図－５－２に示すように，それぞれ底面の形状が異なる。滑面水路はアルマイトそのままの水路，段差水路はアルマイト水路に 0.5 cm角の塩ビ部材を20cm間隔に取付けたもの，膜水路は，塩ビ製多孔板で底上げした上にポリ４フッ化エチレンの膜を設置したものである。



図－5－2 水路底面形状

このポリ４フッ化エチレン膜は，耐水圧が0.9kg/cmであるが，面積的に50％の気孔を持つため，気体の透過は比較的自由である。

5.1.2 実験方法

水路勾配３％，下水供給量１ℓ/minで処理実験を行った。供給下水は，嫌気固定床流出水，または一次処理水とした。水路上の水路床から水面までの高さを経日的に測定するとともに，水質・汚泥に関する測定を行い，これを表－５－１に示す。測定に当ってのサンプリングは，午前10時に下流側より順次行い，また，処理実験終了時に，水路上の生物をかき取り，ＭＬＳＳ，ＭＬＶＳＳを測定した。

なお，嫌気処理水のＢＯＤ測定に際しては，植種を行った。

5.2 嫌気処理水流入の場合の実験結果と考察

5.2.1 処理の日間変動

嫌気固定床処理水をバイオシェルフに流下させたときの処理の日間変動を調べた。

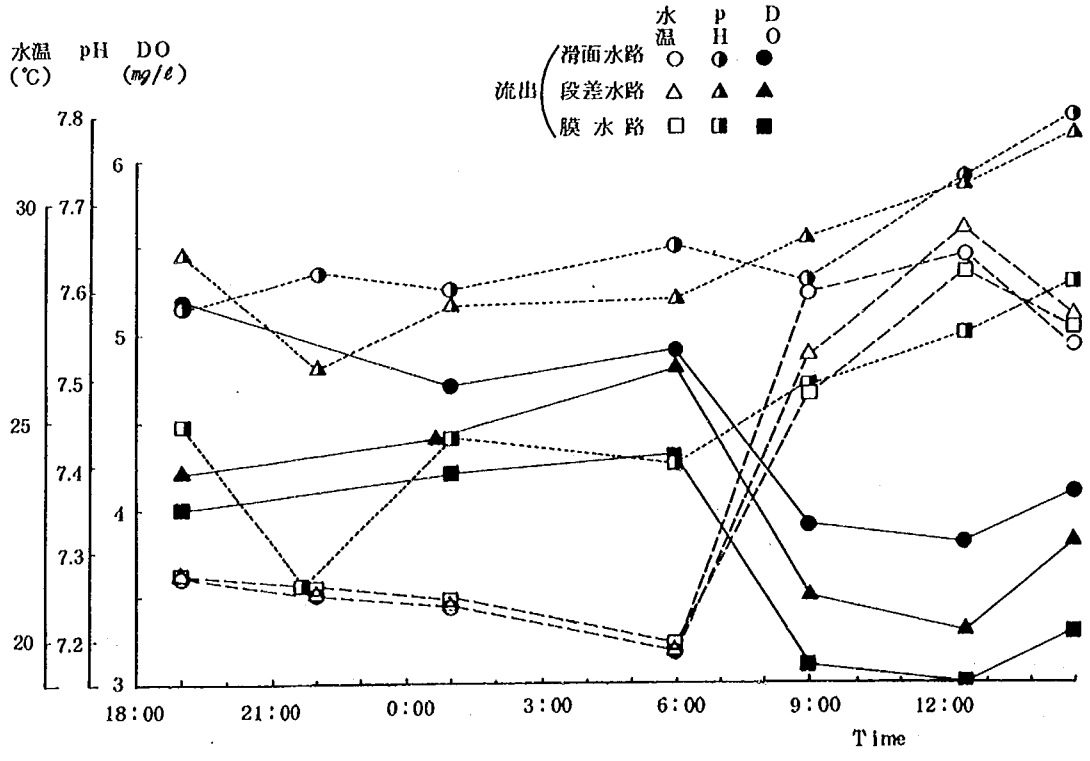
処理水の水温，ｐＨ，ＤＯの日間変動の様子を図－５－３に示す。この図からは，ｐＨ，ＤＯともに水温との相関関係が読みとれる。すなわち，夜間の低水温時から昼間の高水温時に移ると，ｐＨは上昇し，ＤＯは減少する。これは，気体の溶解度が水温の上昇とともに減少することに起因するものと考えられる。

これに対して，溶解性有機物の変動の様子を図－５－４に，粒子性有機物及びＳＳの変動の様子を図－５－５に示す。溶解性有機物の除去は，いく分の変動はあるものの，ほぼ一定しており，環境因子の変動ほどの動きは見せていない。また，粒子性有機物については，流入側の変動は大きいが，流出側の処理状況はほぼ一定しており，安定した処理が行われている。ＳＳの処理も粒子性有機物と同様安定しているが，流入水の挙動及び水路床形状間での差異が粒子性有機物の場合と異る。これは，ＳＳ（１μ GF/Bによる方法）ではとらえられない粒子性有

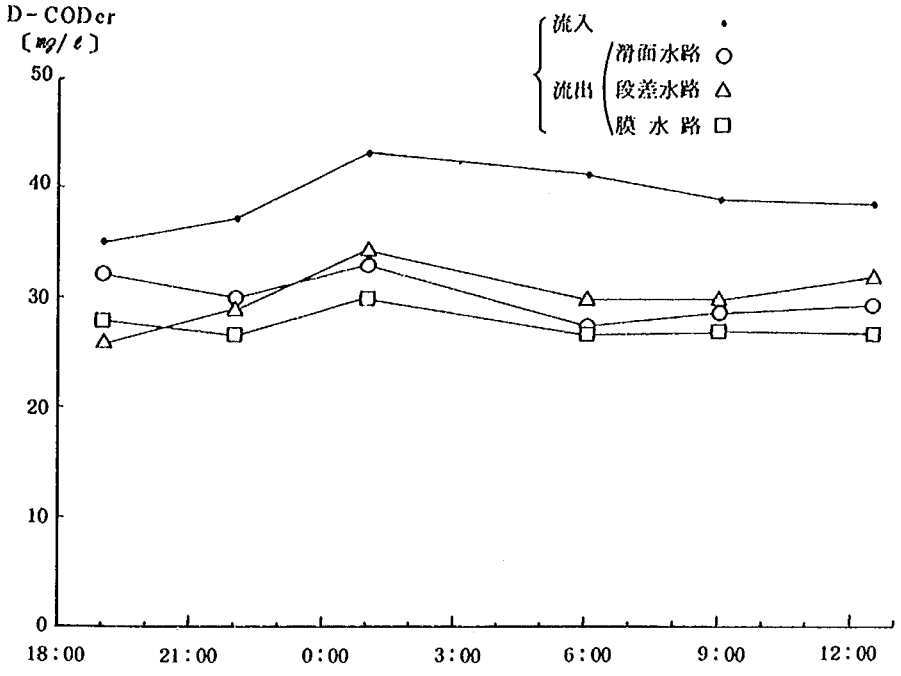
表－5－1　水質・汚泥の測定項目及び測定位置

項目＼位置	流入水	第1沈殿槽	第2沈殿槽	第3沈殿槽	第4沈殿槽	第5沈殿槽
水　　温	○	○	○	○	○	○
pH	○	○	○	○	○	○
DO	○	○	○	○	○	○
SS	○	－	－	－	－	○
T－CODcr	○	○	○	○	○	○
D－CODcr	○	○	○	○	○	○
BOD	○	－	－	－	－	○
SO_4^{2-}	○	○	○	○	○	○
沈殿汚泥量（MLVSS, MLSS）	－	○	○	○	○	○

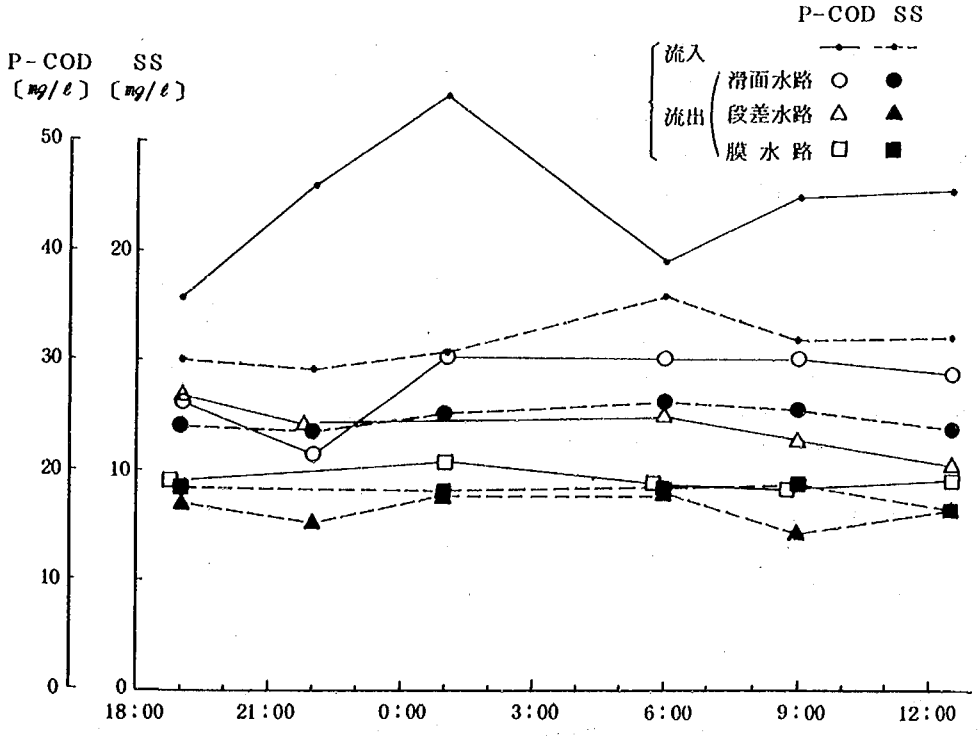
※　D－CODcrは0.45 μメンブレンフィルターによる沪過試料について測定した。



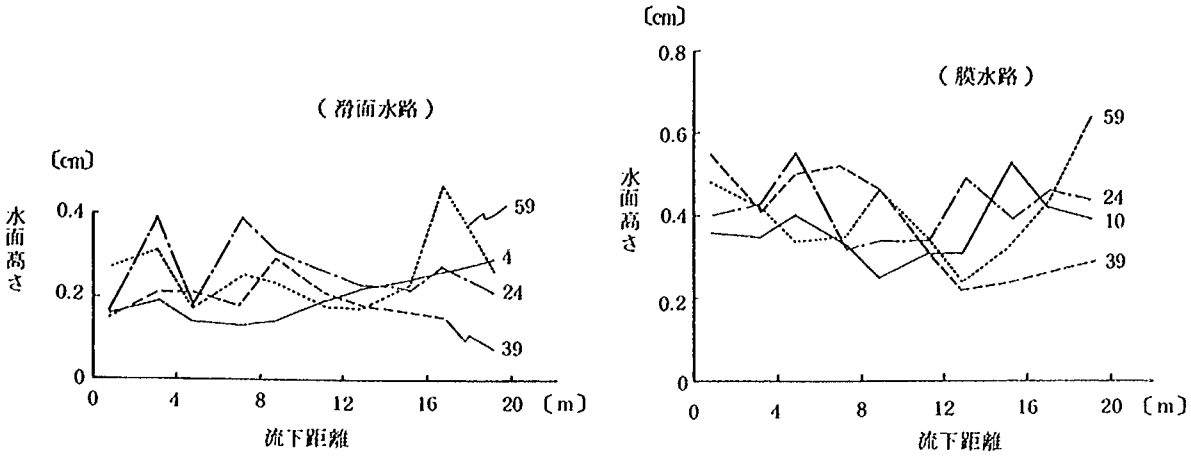
図－5－3　処理水の水温，pH，DOの日間変動
（嫌気処理水流入）



図－5－4　溶解性有機物の日間変動
（嫌気処理水流入）



図－5－5　粒子性有機物及びＳＳの日間変動
（嫌気処理水流入）



図－5－6　水面高さの経日変化（嫌気処理水流入）
（図中数字は処理開始からの経過日数）

機物が処理過程に関与していることを示唆するものと推察される。

このバイオシェルフ処理法では，沈殿処理後の下水中の粒子成分は除去されないものと当初は予想していたが，実際の処理においては溶解性有機物以上に除去されることが明らかになった。各沈殿槽での滞留時間が３分間と短いにもかかわらず，このように粒子性有機物が除去されるということは，生物が関与した凝集作用（生物膜への付着も含む）が働いていることが推察される。

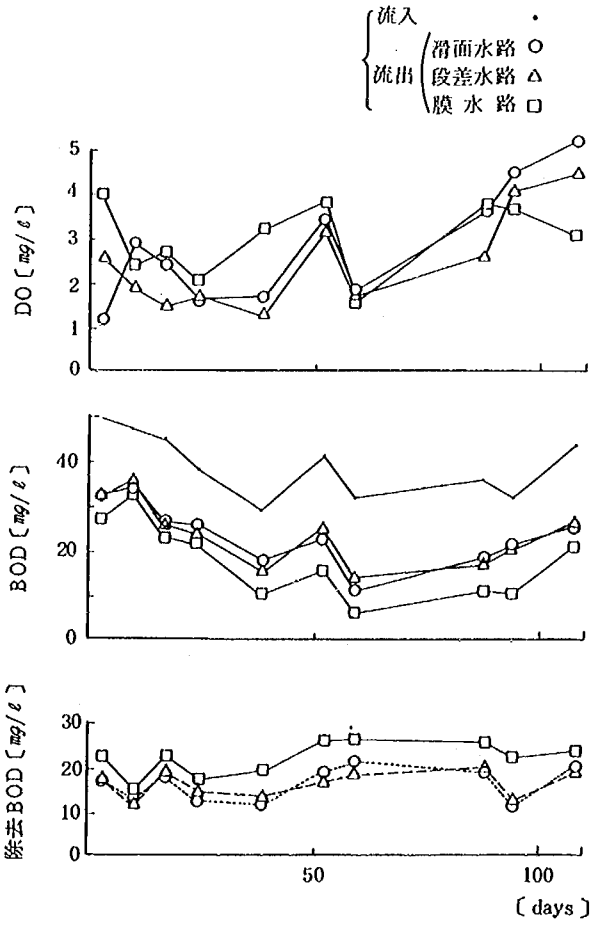
通常の測定は，午前10時のスポットサンプリングによるものであるが，有機物・ＳＳの除去に関しては，図－５－４及び図－５－５より，ほぼ１日の平均値を表しているものとみなすことができる。

5.2.2　定常期

バイオシェルフの定常期については，付着生物量及び水質浄化程度の２つの要素が関与する。図－５－６に，滑面水路及び膜水路の流下方向水面高さの経日変化を示す。付着生物量を水面高さで代用して考えると，バイオシェルフには厳密な意味での定常状態は存在せず，生物膜は成長と剥離をくり返していると見なせる。しかしながら，有機物除去に関してみると，図－５－７より，水路で除去されるＢＯＤ濃度はほぼ一定であることがわかる。しかも，その値は，ＢＯＤ濃度及びＤＯ濃度が変化してもあまり変化しない。あたかも，各水路に固有の有機物除去能力が存在するかのようである。

5.2.3　水路上の流れ

各組の水路について，第１段水路と第５段水路の平均流速を調べた。測定方法は，清水を１ℓ/min で流しながら



図－５－７　除去ＢＯＤの経日変化
（嫌気処理水流入）

上記水路の上流端に塩化リチウムをパルス投入し，下流端で経時的に試料採取をして，原子吸光分析により流出リチウム濃度の経時変化を求める方法とした。

図－５－８にトレーサー濃度の経時変化の様子を示す。グラフは，次のような無次元化を行っている。ただし，$\bar{\tau}$は平均滞留時間である。

$$T^* = t/\bar{\tau} \quad (\bar{\tau} = \int_0^\infty C \cdot t\,dt / \int_0^\infty C\,dt) \qquad (5.1)$$

$$C^* = C / (\int_0^\infty C\,dt / \bar{\tau}) \qquad (5.2)$$

このグラフからは，第１段目の水路では，各水路間に流れの相似が見られるのに対し，第５段目水路では各水路の流れ特性が異なることがわかる。

図－５－９に水路の平均流速を示す。滑面水路，膜水路，段差水路の順に平均流速は大きい。このことから，流れに対する抵抗は，段差水路，膜水路，滑面水路の順に大きいことがわかる。

5.2.4　流下方向の水質変化

流下方向の水質変化の様子を図－５－10に示す。ＤＯは第１水路で急激な上昇を示し，流下距離８ｍ以降でほぼ一定の値をとる。硫酸イオン濃度は，水路間での差異はあるが，徐々に増加し，前段の嫌気性処理で生じた硫化水素が酸化されて行く様子がわかる。$T-COD_{cr}$は，流下とともに減少し，流水中から有機物が流下・沈殿過程で除去されている様子がわかる。

図－５－４，図－５－５の通日調査結果とも合わせて考えると，膜水路の浄化性能が良いようである。

有機物除去速度に関する検討を行うため，$T-COD_{cr}$の内容を粒子性と溶解性に分けてグラフ化した。これを図－５－11に示す。これによると，溶解性有機物の除去に関しては，水路床形状間での差異はあまり見られず，また，０～８ｍの間の除去速度が，それ以降の除去速度に比べて大きい。この除去速度の差については，$COD_{cr} \fallingdotseq 35\,mg/\ell$がＢＯＤ≒５～10 mg/ℓに相当するため，ある程度生物酸化の限界に有機物濃度が近づいているためと考えられる。

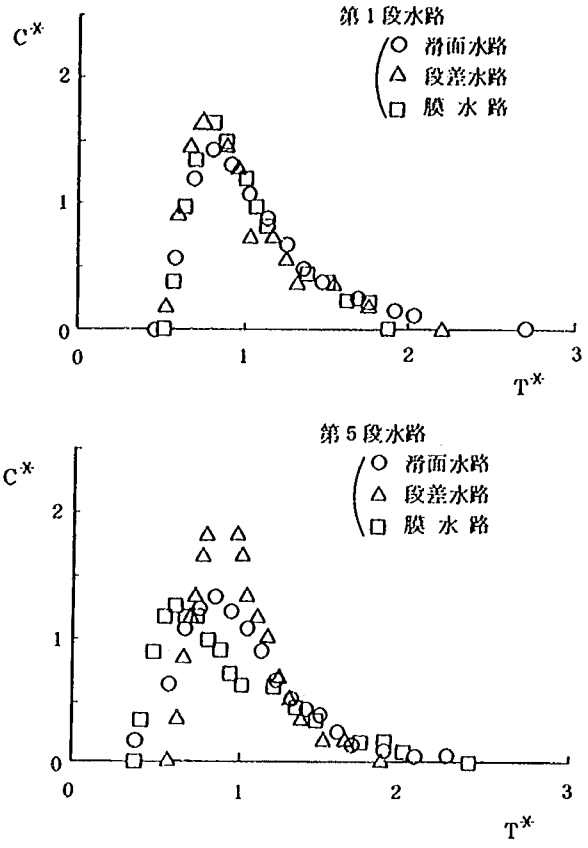
流下距離が０～８ｍの区間の溶解性有機物濃度の変化を用いて，水路床単位面積当りの溶解性有機物除去速度R^Dを求めた。

$$R^D_{CODcr} = -\triangle D-COD_{cr} \cdot Q/A \qquad (5.3)$$

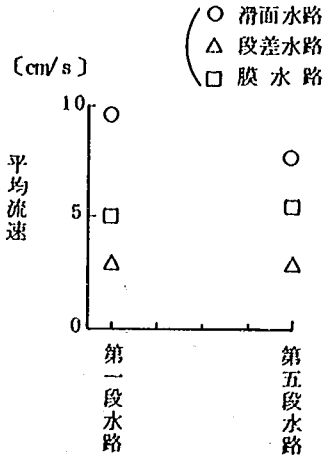
ここに，$\triangle D-COD_{cr}$：D－COD濃度変化〔mg/ℓ〕

Q　：流量　〔ℓ/s〕

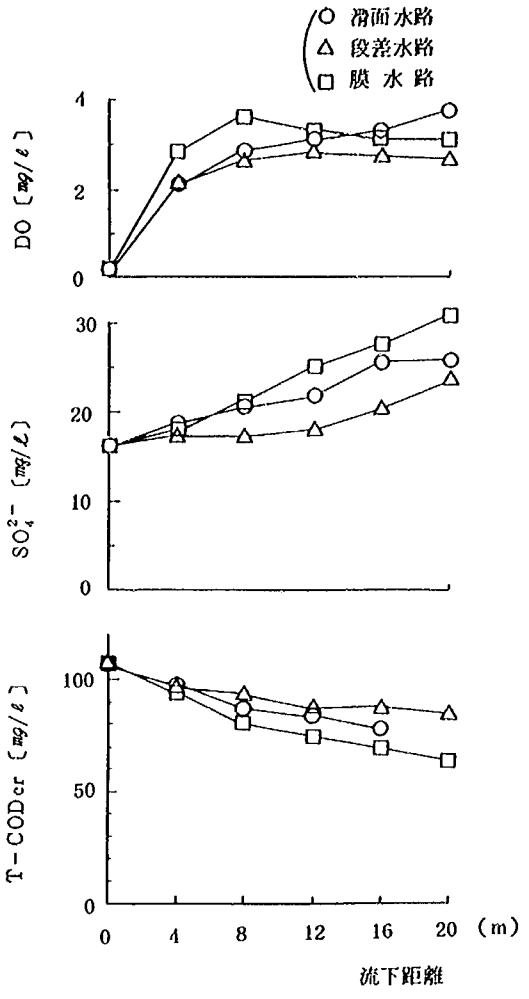
A　：水路床面積　〔cm^2〕



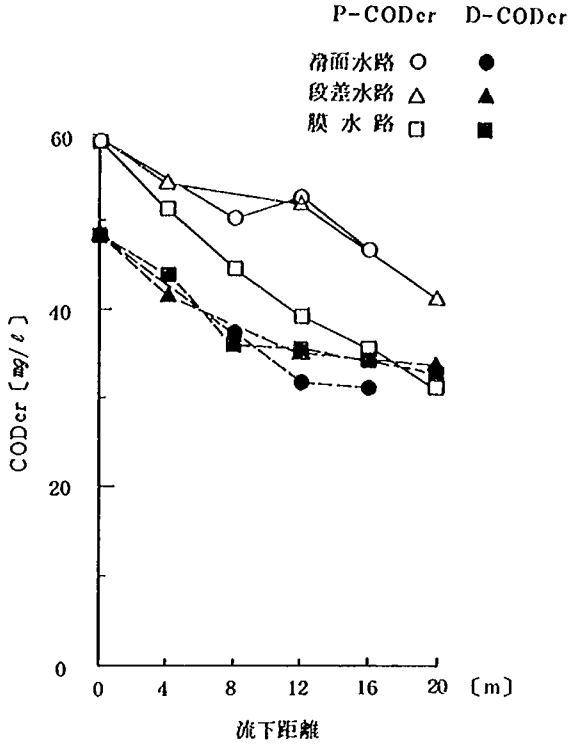
図－５－８　無次元化したトレーサー濃度経時変化



図－５－９　平均流速



図－5－10　流下方向水質変化（嫌気処理水流入）



図－5－11　粒子性及び溶解性有機物の流下方向変化（嫌気処理水流入）

表－5－2　水路床単位面積当り有機物除去速度（嫌気処理水流入）

（10^{-5} mg/s・cm²）

	滑面水路	段差水路	膜 水 路
D-CODcr	1.7	1.7	1.7
P-CODcr	1.0	1.0	上流 2.3 下流 1.2
BOD	1.0	1.0	1.4

$$R^{D}_{CODcr} = 1.9 \times 10^{-5}\ 〔mg-COD_{cr}/s\cdot cm^2〕$$

これをTOCで表わすとすれば，下水については$COD_{cr}/TOC \fallingdotseq 3$[1]であることから，

$$R^{D}_{TOC} \fallingdotseq 0.63 \times 10^{-5}\ 〔mg-TOC/s\cdot cm^2〕$$

この値は，前年度の酢酸基質による室内実験結果と比較して，そう大きくは違わない値となっている。

粒子性有機物の除去に関しては，膜水路での性能が良く，また各水路ともその除去される量は溶解性有機物の除去と同程度あるいはそれ以上である。図－5－11から，粒子性有機物の水路床単位面積当りの除去速度R^{P}を求めた。この値及び溶解性有機物の除去速度，BODでみたときの全有機物除去速度（平均値）を表－5－2にまとめて示す。

膜水路での粒子性有機物除去性能が良いことの理由として，付着生物膜の構成微生物が他の2組の水路と異なることが考えられる。滑面水路及び段差水路では，黒色のフロック及びBeggiatoaがかなり下流まで見られたのに対し，膜水路では3段目水路からphilodina，Lecaneなどの後生動物が出現し始め，有機物の負荷がかなり低くなっていることを窺わせた。膜水路生物がより好気性・低負荷性であることにより，下水粒子に対する凝集作用が働き，沈殿池においてそれらの粒子が沈殿除去されて，効率的な粒子性有機物の除去が行われたものと考え

られる。

膜水路の底面は，気体を透過させる膜となっているため，底面からある程度の酸素供給が期待できる。この底面からの酸素供給は，流水中の溶解性有機物除去の効率アップにはあまり役立っていないようであるが，付着生物の相をより好気的にすることへの寄与が大きいように思われる。

5.2.5　生物量・汚泥量

処理開始後108日目の時点での水路付着生物量を測定した。これを図－5－12に示すが，滑面水路，段差水路では流下方向に生物量はあまり変化せず，ほぼ一定となっている。この理由として，水路床が酸化アルミであることから生物の付着性が悪く，生物膜が肥厚すると剝離・流亡を起すためと考えられる。膜水路については第1段目水路の生物量が多いが，これは，生物膜底面部が極く薄い層ではあるが好気性となっており，底面部での生物付着性が良かったためと考えられる。

各水路末端の沈殿槽内に沈殿した汚泥量の実験期間の1日当り発生量を図－5－13に示す。滑面水路と段差水路では，ほぼ沈殿汚泥の発生状況は等しく，またその量は流下方向にほぼ一定である。これに対し，膜水路では，後段水路ほど沈殿汚泥の発生量が多くなっており，他の水路と比べても量が多い。膜水路の後段で固形物として有機物が沈殿除去されていることがわかる。

除去BOD量に対する発生汚泥量を表－5－3に示す。発生汚泥量は，沈殿汚泥量と水路付着汚泥量の合計である。嫌気処理水を流入水とする場合は，除去BOD量当りの発生汚泥量が少ないようである。汚濁物濃度の指標であるBODを嫌気処理水に適用する場合には，嫌気処理水中に還元型物質が多いことから，その指標の意味するところを明らかにすることが必要であるように思われる。

表－5－3　除去BOD量に対する発生汚泥量（MLVSS）の割合
（kg-MLVSS/kg-BOD）

	発生汚泥量／除去BOD量
滑面水路	0.16
段差水路	0.19
膜水路	0.16

5.3　一次処理水流入の場合の結果と考察

流入水を一次処理水に変更して実験を行った。

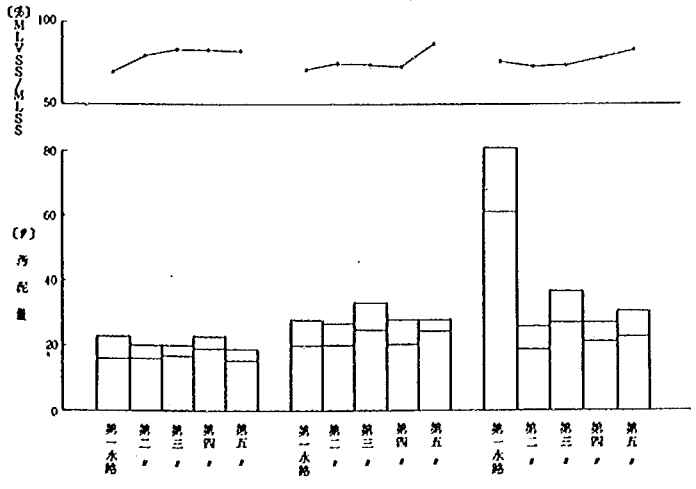
5.3.1　付着生物

水路床からの水面高さの経日変化を図－5－14に，処理開始30日後の水路生物量を図－5－15に示す。滑面水路においては，28日目ごろに大量に生物膜が剝離したため，水路生物量が少なくなっている。段差水路，膜水路では水路生物量が多くなっているが，特に膜水路において顕著で，糸状性細菌の大量発生が見られた。

5.3.2　有機物除去

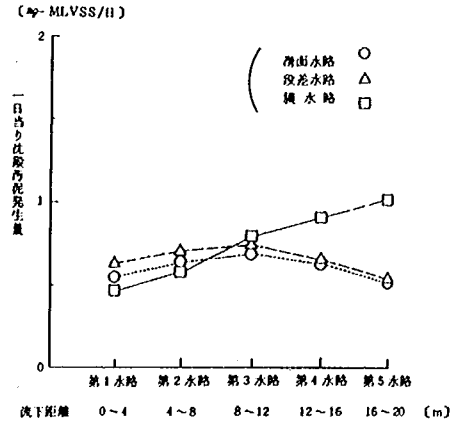
BOD除去の経日変化を図－5－16に示す。初期（処理開始後3日目）において除去量が少ないが，10日目以降においてはほぼ等しい値となっている。

処理開始後10日目における流下方向水質変化の様子を図－5－17に示す。溶解性・粒子性ともほぼ直線的減少



滑面水路　　段差水路　　膜水路

図－5－12　水路上保持汚泥の量及びMLVSS/MLSS
（嫌気処理水流入）



図－5－13　1日当り平均沈殿発生汚泥量
（嫌気処理水流入）

を示すが，溶解性では各水路とも似たような減少傾向を示すのに対し，粒子性では各水路間でばらつきが見られ，その減少量も溶解性に比べて小さい。膜水路では大量に糸状性細菌が発生したが，このためか，嫌気処理水流入のときほどの処理優位性は見られなかった。

表－５－４に有機物除去速度をまとめた。嫌気処理水が流入水のときの除去速度（表－５－２）と比べて，溶解性COD_{cr}ではほぼ同等，粒子性COD_{cr}ではやや低い値となった。しかしながら，逆のＢＯＤの除去速度では嫌気処理水流入に比べてやや高い結果が得られた。

今後は，嫌気処理に関連した水質分析においては，各指標の持つ意味を明確にすることが必要であると思われる。

5.3.3　汚泥発生量

各段水路ごとの１日当り沈殿汚泥発生量を図－５－18に示す。水路の上流側での汚泥発生量が多くなっている。嫌気処理水流入のときに比べてその発生量は多くなっており，表－５－５にその比較を表した。一次処理水流入の場合，流入・流出水質の日間変動を追っていないため，除去汚濁物量に対する発生汚泥量の割合というものは把握できないが，固定床型嫌気処理ではＳＳ成分が有効に除去されているのに対し，一次処理水は朝・夕の高負荷時にＳＳ濃度が高まり，バイオシェルフ処理過程でより多くの汚泥が沈殿除去されたものと考えられる。

表－５－４　水路床単位面積当り有機物除去速度（一次処理水流入）

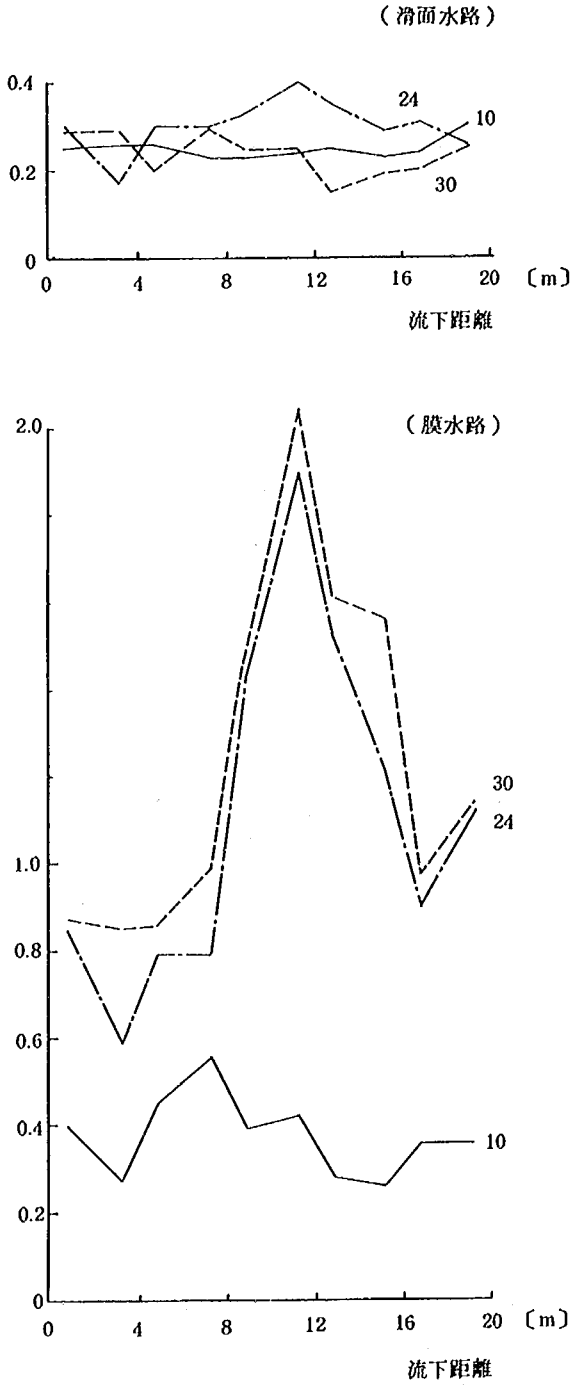
（$10^{-5}mg/cm^2 \cdot s$）

	滑面水路	段差水路	膜水路
D-CODcr	1.6	1.6	1.6
P-CODcr	0.9	0.4	1.0
BOD	1.3	1.2	1.6

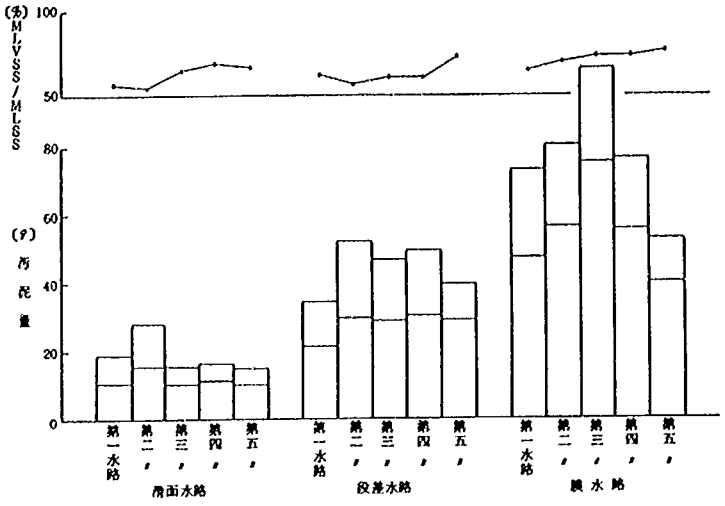
表－５－５　１日当り平均沈殿発生汚泥量

（g-MLVSS/日）

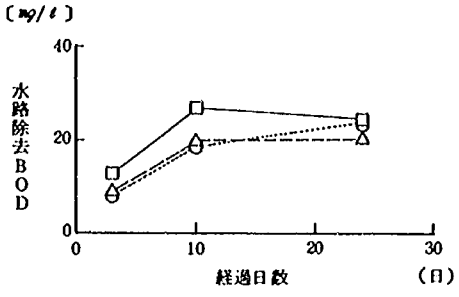
	滑面水路	段差水路	膜水路
嫌気処理水流入	3.0	3.2	3.7
一次処理水流入	6.8	6.6	6.0



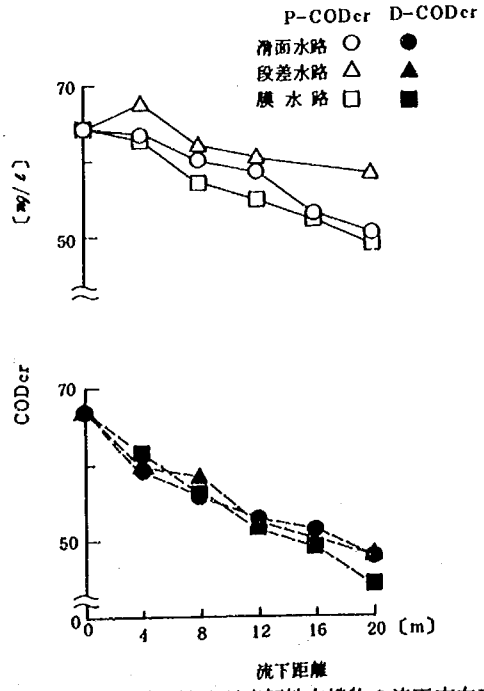
図－５－14　水面高さの経日変化（一次処理水流入）
（図中数字は処理開始後の経過日数）



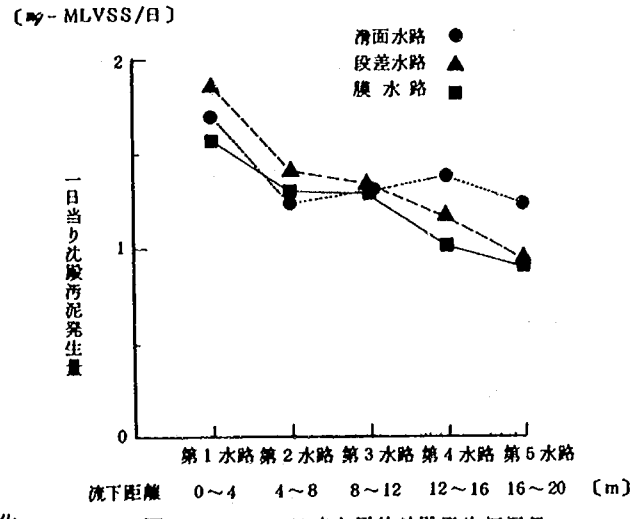
図－5－15　水路上保持汚泥の量及びMLVSS/MLSS
（一次処理水流入）



図－5－16　除去ＢＯＤの経日変化



図－5－17　粒子性及び溶解性有機物の流下方向変化
（一次処理水流入）



図－5－18　1日当り平均沈殿発生汚泥量
（一次処理流入）

6. 本研究により得られた成果

本研究では，集落における下水処理プロセスとして，これまでの項で詳述した各プロセスについて実験的検討を加え，プロセスの最適化のための運転操作法や，設計の基礎となる知見の集積を図ってきた。以下に本研究で得られた主要な成果を要約する。

6.1 回分式活性汚泥法

回分式活性汚泥法の運転方式の検討では，①全面曝気方式，②嫌気好気方式，③硝化内生脱窒方式，④間欠曝気方式を研究対象とし，流入時間1～2時間，1サイクル8時間の条件下で比較検討した。その結果，以下の点が明らかとなった。

1) 全面曝気方式においては，有機物除去，リン除去は一般的な生物処理法と同等であった。硝化は達成された。

2) 嫌気好気方式は，検討された運転方式の中で最も処理効果が悪かった。嫌気時には，生物脱リン反応に見られるリン吐き出しが観察されたが，その後のリン摂取が良好ではなかった。有機物除去，窒素除去共に不良であった。

3) 硝化内生脱窒方式では，有機物除去，窒素除去は優れていた。高水温期の処理水BOD_{ATU}は5～10 mg/ℓ，処理水T－Nは5 mg/ℓ以下，低水温期の処理水BOD_{ATU} 10～20 mg/ℓ，処理水T－N 10 mg/ℓ程度であった。リン除去は，流入水T－P 2～4 mg/ℓに対して処理水T－P 0.5～1 mg/ℓを達成できた。本方式においては，空気量あるいはDO濃度の管理が，窒素，リン除去にとって重要であった。好気時のDO不足は硝化の悪化となり，高いDOは脱窒とリン除去の悪化の原因となることが明らかとなった。DO濃度は，本方式の管理指標となる。

4) 間欠曝気方式の有機物除去，窒素除去の効率は硝化内生脱窒方式と同等であった。但し，低水温期の窒素除去は悪い。リン除去は硝化内生脱窒方式より優れたものであり，処理水T－Pとして約0.5 mg/ℓ以下を得られることが実験的に示された。本方式においても空気量，DO濃度は，管理指標となることが明らかとなった。

5) 回分式活性汚泥法により窒素除去を行う場合，硝化菌の保持のため汚泥滞留時間（SRT）を確保する必要がある。このためには，特に低水温期におけるMLSS濃度を3,000～3,500 mg/ℓに維持する必要が認められ，SVI，あるいは活性汚泥の沈降特性を管理指標として，1サイクルにおける沈澱時間を決定する必要がある。

6.2 嫌気好気式活性汚泥法

嫌気好気式活性汚泥法（A／O法）によるリン除去については，生活系排水4,500 m^3/日を処理する下水処理場の1系をA／O法に，2系を対照系にして調査を行った。

本調査の主要な成果は以下の通りである。

1) リン除去は水温の影響を受けることなく年間を通じて安定して達成できた。生物反応槽流入水T－P 6～9 mg/ℓに対して，処理水T－Pは0.5～1.0 mg/ℓの範囲であった。

2) A／O法では，嫌気槽2槽の場合と1槽の場合を検討したが，リン吐き出しには1槽（滞留時間としては約2.5時間）で充分であった。また，嫌気槽を2槽とした場合，嫌気第2槽でのリン吐き出しは，ほとんどなく，リンの摂取を遅らせるだけであった。

3) 嫌気第1槽のORPは－300 mV程度であった。一方，リン除去が生じている対照系においては第1槽ORPは－100 mV程度であったことを考えると，リン吐き出しのための時間は，更に短縮できる可能性がある。

4) A／O法における有機物除去は，標準活性汚泥法と同等であった。

5) A／O法では高水温期において硝化，脱窒が生じ，処理水T－Nとして10 mg/ℓ程度を期待できる。

6) 嫌気槽は，上吹出し型の水中攪拌機（周波数50 Hzにて，出力3.46 Kw）により，攪拌した。本調査を行った5.6 m^W× 10 m^L× 3.5 m^Dのサイズの反応槽では，攪拌機の周波数を50 Hzから40 Hz（出力1.87 Kw）に変換することにより消費電力を約40%削減できた。この場合，汚泥の堆積が若干あるが，反応には支障なかった。

6.3 移床式上向流連続沪過器

A／O法の処理水を原水として，本装置によりSSを安定的に除去するための操作，運転条件について調査した。本調査の主要な成果は以下の通りである。

1) 沪材に用いる砂としては，粒子径1.0～2.0 mm，有効径1.05 mm，均等係数1.18が適したものであった。これより小さな粒子径0.8～1.2 mmでは，沪過は良好であったが，沪過速度，沪床圧力損失の点で不利であった。また，2.0～3.0 mmの砂では，ほとんど沪過の効果がなかった。

2) 沪過速度としては，LV 20 m/時（480 m/日）が粒子径1.0～2.0 mmの沪材で可能であった。

3) 移床式沪過器の一般的な逆洗水量比は10%程度である。この逆洗水量比を削減する方法として，逆洗水の一部を流入原水に返流させることを検討した結果，逆洗水量比2%までは運転可能であった。なお，長期的運転の安定性を考慮して5%を採用した。

4) 原水SS濃度は，2～60 mg/ℓの範囲で変動するよう

な状況であったが，上記の最適条件下で処理水ＳＳ濃度は1～6㎎/ℓを得られることが示された。

6.4　水路薄層流処理法（バイオシェルフ）

1）水路薄層流処理法について，実下水処理への適用性，水路床形状が処理に与える影響，前段処理法による処理性の違いについて検討を行った。

2）1日の水温変動につれて，溶存酸素濃度及びpHは変動するが，汚濁物の除去に関してはほとんど変化を示さず，処理は安定していた。

長期間に渡る処理においては，付着生物は増殖・剥離を繰り返し，定常的な生物量には到達しない。しかしながら，ＢＯＤで見た汚濁物除去は安定し，ほぼ一定量の汚濁物が除去されていた。本実験装置における処理による減少ＢＯＤ濃度は，嫌気処理水流入の場合，16～22㎎/ℓ，一次処理水流入の場合，20～25㎎/ℓである。

汚濁物除去に関しては，溶解性汚濁物だけでなく粒子性のものも流下とともに除去されていた。

3）水路床が平板である滑面水路，水路床に水路の流れを妨げる部材を設置した段差水路，水路床底面からの酸素供給が可能な膜水路の3種類の水路について処理性を比較したところ，溶解性汚濁物の除去に関してはどの水路も同等の性能を示したが，粒子性汚濁物の除去において差が見られ，膜水路の性能が他と比べて良かった。

4）流入水を嫌気処理水及び一次処理水として処理性を比較したところ，COD_{cr}を指標とした場合には，溶解性汚濁物の除去はほぼ同じであったが，粒子性汚濁物除去において嫌気処理水流入の場合の方が除去量は大きかった。しかし，ＢＯＤを指標として見た場合，一次処理水流入の場合の方が除去が良好であった。今後は，嫌気処理水の汚濁度合を示すに当っての指標の整理が必要である。

参考文献

1）藤井，宗宮：COD_{cr}測定および利用に関する2，3の知見　水質汚濁研究　10－10，1987

2．下水中の微量重金属の分離および環境への影響に関する研究

建設省
土木研究所下水道部
水質研究室　中村　栄一，酒井　憲司，小森　行也
汚泥研究室　大嶋　吉雄，白石　隆

研究期間　昭和60年～63年度
62年度当初予算額　２２，８６１千円

Separation of Trace Heavy Metals in Wastewater Treatment Processes and Their Effects on Environment

(FY 1985－1988)

E. Nakamura, K. Sakai, K. Komori
Water Quality Division
Y. Ohshima, T. Shiraishi
Ultimate Disposal Division, Public Works Research Institute

One of the problems in effective utilization of sewage sludge as fertilizers and construction materials is the existance of trace heavy metals in the sludge. In order to solve the problem, this study is consisted of the following two sub-themes.

1. Development of Two-Stage Wastewater Treatment Process for Heavy Metals Separation

The heavy metals in influent are concentrated into the sludge as much as possible at thefirst stage of the two-stage wastewater treatment processes to be developed. Then the second stage sludge with less heavy metals has a more possibility for the effective use.

2. Assessment of Leachate from Incinerated Ash Utilized as Construction Materials

Possible sludge forms utilized as construction materials are incinerated ash, smelting slug, and lightweight aggregate. As it has been confirmed that the latter two materials are free from heavy metal release, the assessment of leachate from incinerated ash is to be preformed in this study.

Followings are the summary of this study in FY 1987.

1. Two-Stage Wastewater Treatment Process

a. From the laboratory scale experiment, the following results are obtained.

a-1 The combination of anaerobic and aerobic process is quite effective for the separation of heavy metals. The ratio of heavy metal concentrations between anaerobic and aerobic sludge is 3 ~ 19, 3 ~ 4 for Cu, 6 for Zn, and 15 ~ 19 for Ni.
Cu is effectively removed by both aerobic and anaerobic but Ni is hardly removed by aerobic process.

a-2 The concentration of SO_4^{2-} in the influent affects the results of anaerobic treatment.
In the case of low concentration of SO_4^{2-} Cu and Zn are removed more, and Ni is removed less than

the case of high concentration of SO_4^{2-}.

b. From the pilot-scale experiment, the following results are obtained.

The concentration of heavy metals in the sludge of anaerobic process was similar to that of aerobic process.

For the removal of heavy metals, anaerobic process is as effective as primary settler.

2. Assessment of Leachate from Incinerated Ash

a. Long-term observation of leachate in outdoor lysimeters

Observation of leachate were conducted by using two incinerated ashes, two soft soils and their mixtures.

Most of the results were far below their maximum contamination limits without lead.

b. Extraction tests of above-mentioned materials

The heavy metal concentration in leachate was highly affected by pH of leachate. pH levels depended on the quantity of lime in materials and the water retention time.

Low pH produced the heavy metals but high pH which caused by lime content and long water retention time did not.

c. Sand filtration test of leachate

High pH of leachate from incinerated ash is decreased by passing through sand.

1 はじめに

下水処理場から発生する汚泥の最終処分量は昭和59年度で220万m^3となっており，その76%が海面及び陸上での埋立により行われている。今度普及率の増加，下水処理の高度化に伴って処分すべき汚泥量が増加することが予想される一方，処分地の確保は益々困難になってくると考えられる。

このため汚泥処分における代替手段の確立が強く要請されており，一つの方法として緑農地利用や建設資材化利用等の有効利用が挙げられている。昭和59年度において下水汚泥の最終処分量に占める有効利用の割合は16%と低いレベルにあるが，この原因の一つとして下水中に微量に存在する重金属が汚泥に濃縮されることに対する危惧をあげることができる。汚泥を有効利用した場合の環境への影響を把握し，安全性を確認できれば，汚泥の緑農地利用技術や建設資材化技術は既に実用段階にあるので有効利用量を飛躍的に増やすことが可能になると考えられる。

本研究は下水処理の過程でなるべく重金属濃度の低い汚泥を得ることを目的として下水処理を2段に分けて運転する2段処理法の開発と汚泥を建設資材として利用する場合の汚泥中の重金属の環境への影響の把握を目的として実施している。本年度行った研究の概要は次の通りである。

イ．2段処理法に関する室内実験及びパイロットプラント実験

ロ．投出水中の重金属等の長期観測のための屋外ライシメータ実験及び重金属溶出実験

2. 2段処理法に関する実験

本年度は2段生物処理（嫌気性処理＋好気性処理）の室内実験及びパイロットプラント実験，物理化学処理として凝集沈殿処理の室内実験を行った。以下その結果を報告する。

2.1 2段生物処理の室内実験

前段を嫌気性処理，後段を好気性処理とした場合の処理特性について人工下水を用いて実験を行った。実験は2種類あり，1つは2段生物処理で滞留時間の影響に関する実験，他は嫌気性処理における原水中の硫酸イオン（SO_4^{2-}）の有無の影響に関する実験で，前者を室内実験（その1），後者を室内実験（その2）と呼ぶ。

2.1.1 滞留時間に関する室内実験

イ．実験方法

実験のフローシートを図－2－1に示す。実験はA，B，C系の3ケースを行い，A系は好気性処理のみで，対照系とした。B系とC系は反応槽は全く同一であり，供給する原水の量を変えている。嫌気性処理槽の滞留時間はB系が6時間，C系が18時間である。なお嫌気性処理槽には実処理場の消化汚泥を充填し，原水を槽の底部より供給し，上澄水を槽の底部へ循環させている。好気槽は活性汚泥処理を行っており，滞留時間はA系とC系が7.2時間，B系が2.4時間である。実験は22℃の恒温室

で行った。

実験に用いた人工下水の組成を表－２－１に示す。原水中のSO_4^{2-}の濃度は約３分の２が水道水に由来している。

実験は昭和62年６月～12月の７カ月間実施し，表－２－２に示す内容の分析を行った。処理水は各系の沈殿槽の流出水，汚泥は各沈殿槽に堆積したＳＳを指す。

ロ．実験結果

実験期間中の処理状況を示す指標としてTOCとZnを取り上げ，原水及び処理水中の溶解性TOCと溶解性Zn及び汚泥中のZn濃度の推移を図－２－２～図－２－４に示す。溶解性Znの結果をみると実験開始後16週目まではＢ系及びＣ系の嫌気性処理槽において良好な除去が行われており，両系の好気処理水より低い値を示している。この期間，Ａ系では安定した除去が行われていない。しかしながら17週目以降になると実験系のＢ系及びＣ系において嫌気性処理槽の除去率がしだいに低下し，両系の好気処理水より高い濃度を示している。汚泥中のZn濃度をみると実験開始とともに嫌気性処理汚泥中の濃度が上昇し18～19週目以降は安定している。これに比較してＢ系，Ｃ系の好気性処理汚泥中のZnの濃度は16週あたりまで増減がほとんどないが，17週～24週まで徐々に増加し，以降安定した値となっている。

図－２－２の溶解性のTOCの結果では実験初期に除去率の低い期間があるが，その後７週～17週までは割合良好な除去が行われていた。しかしながら18週以降は嫌気性処理水の溶解性TOCがしだいに高くなり24週から再び安定した値となった。

以上のことから17週付近を境として処理の状態が異なっていると判断されるので実験期間を次の２つに分けて分析結果の集計を行った。

期間Ⅰ　　７～17週

〃　Ⅱ　　18～28週

水質及び汚泥の分析結果を表－２－３，表－２－４に示す。ＳＳの収支については嫌気性処理槽（特にＣ系）でスカムとなって汚泥が流出することがあること及び好気性処理槽では活性汚泥中に糸状性細菌が増殖しバルキング現象をきたしたことなどから十分に把握することはできなかった。

TOCはＡ系では90％の除去率が得られている。Ｂ系とＣ系ではＣ系の方が少し除去率が高いが，どちらの系でも期間Ⅱの方が除去率が低い。嫌気性処理における除去率はＢ系では期間Ⅰで71％，期間Ⅱで61％であり，Ｃ系では各々85，74％で，期間Ⅱの方が両系共10％程度除去率が低くなっている。

窒素関係では硝化率（全窒素に占めるNOx－Nの割合の意）に顕著な差がみられる。４系は両期間共50％以上の硝化率であった。Ｂ系では期間Ⅰでは90％以上の硝化率を示したが期間Ⅱでは14％台に低下した。Ｃ系は両期間とも高い硝化率であるが期間Ⅱの方が低い値にとどまっていた。

重金属３元素の除去に関する結果をまとめると次のようになる。

① 好気性処理における除去率はＣｕが最も高く，次いでZnであり，Niはほとんど除去されない。

② 嫌気性処理における除去率はＮｉが最も高く，Cu Znの順となる。除去率のレベルはCuを除いて好気性処理よりかなり高い。

③ 嫌気性処理における除去率は期間Ⅰでは各元素共90％以上と高いが，期間Ⅱでは66～89％とかなり低くなっている。

④ Ｂ系とＣ系の嫌気性処理の除去率をみると期間ⅠではＢ系は92～96％，Ｃ系は94～97％とわずかにＣ系が高いが，期間ⅡではＢ系は66～76％，Ｃ系は78～89％となり，10％以上の差がついている。

汚泥中の重金属濃度に関する結果から次の点が指摘できる。

① 好気性処理汚泥中の濃度は各系ともＣｕが最も高く，Zn，Niの順となる。

② 好気性処理汚泥中の濃度を期間ⅠとⅡで比較するとＡ系はＮｉを除いてあまり差が見られないが，Ｂ系，Ｃ系では期間Ⅱの方が２倍前後高い。

③ 嫌気性処理汚泥中の濃度は各系とも元素による差は小さい。

④ 嫌気性処理汚泥中の濃度を期間ⅠとⅡで比較するとＢ系は期間Ⅱの方が10～20％高いのに対し，Ｃ系では期間Ⅱの方が70～100％も高い。

⑤ Ｂ系及びＣ系の嫌気性処理汚泥と好気性処理汚泥の重金属濃度の比は期間Ⅱの結果から求めると次の通りである。

Ｂ系 ── Cu：4.3，　Ni：15，　Zn：6.0

Ｃ系 ── Cu：3.3，　Ni：19，　Zn：6.1

このことから本実験のフローによる２段処理は重金属，特にNiの分離に有効であるといえる。

嫌気性処理水中の重金属濃度が高くなりはじめる時期はＢ系，Ｃ系共ほぼ一致しており，CuとZnは実験開始

表-2-1　人工下水の組成

室内実験（その1）

デキストリン	36 mg		
ペプトン	40 mg		
酵母エキス	100 mg	TOC	：120 mg／ℓ
牛肉エキス	100 mg	BOD	：180 〃
NaCl	5 mg	K－N	：26 〃
KH_2PO_4	35 mg	Ni	：1.0 〃
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	5 mg	Zn	：1.0 〃
$NaHCO_3$	30 mg	Cu	：1.0 〃
$CuCl_2 \cdot 6H_2O$	2.7 mg	SO_4^{2-}－S	：16～18 〃
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	4.1 mg		
$ZnCl_2$	2.1 mg		
Na_2SO_4	26 mg		
水道水	1 ℓ		

室内実験（その2）

原水P　：実験その1の原水の成分から水道水を除き、イオン交換蒸留水としたもの

原水Q　：実験その1の原水の成分からNa_2SO_4と水道水を除き、イオン交換蒸留水としたもの

SO_4^{2-}－S　：原水P　5～6 mg／ℓ
　　原水Q　0～1.5 mg／ℓ

表-2-2　分析項目と方法

項目	対象試料	分析方法
TOC	原水、処理水のろ液	下水試験方法
SS	好気処理水、汚泥	〃
K－N NH_4－N NOx－N	好気処理水のろ液	テクニコン自動分析計
Cu Ni Zn	原水、処理水のろ液、汚泥	原子吸光法
SO_4^{2-}－S 硫化物	原水、処理水のろ液 嫌気処理水のろ液	イオンクロマト法 下水試験方法 （メチレンブルー法）

注：NOx－Nとは，NO_2－NとNO_3－Nの和を指すろ液の分画はGFBによる。

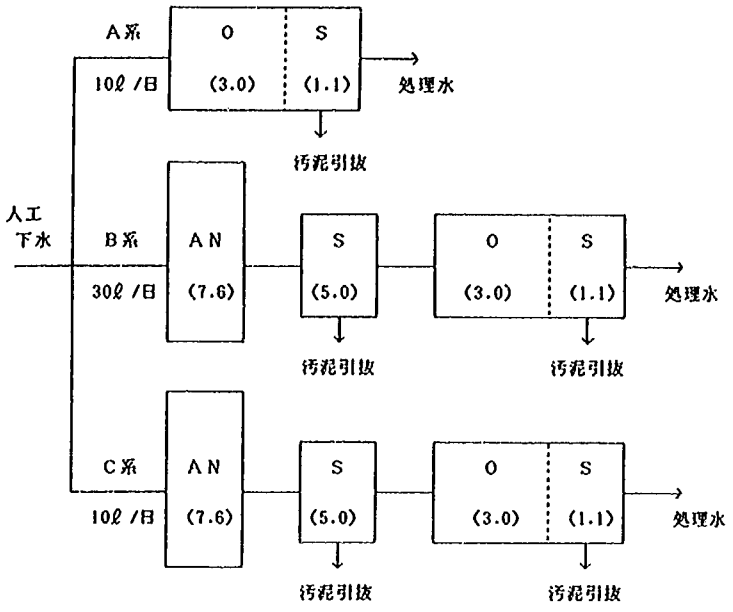


図-2-1　室内実験(その1)のフローシート

図中　AN：嫌気性処理槽，O：活性汚泥処理槽
：沈殿槽，( )内は有効容量(ℓ)

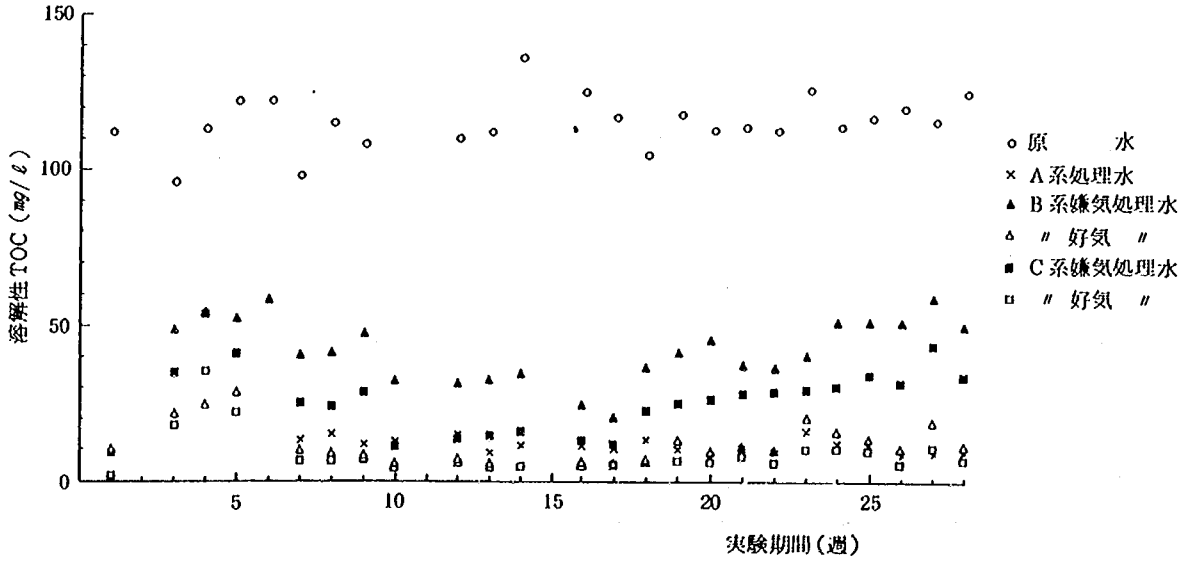
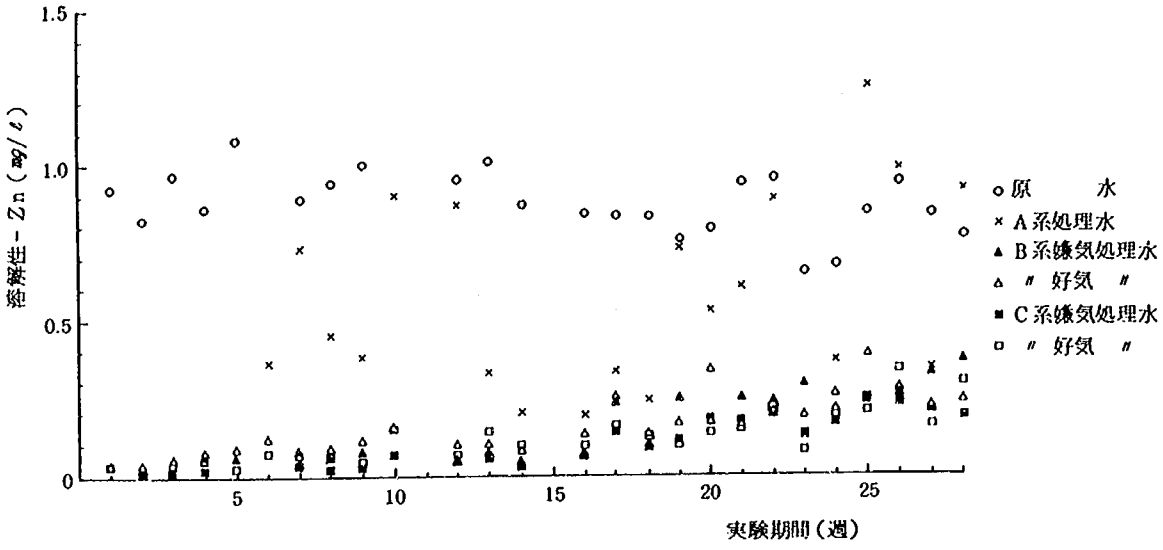
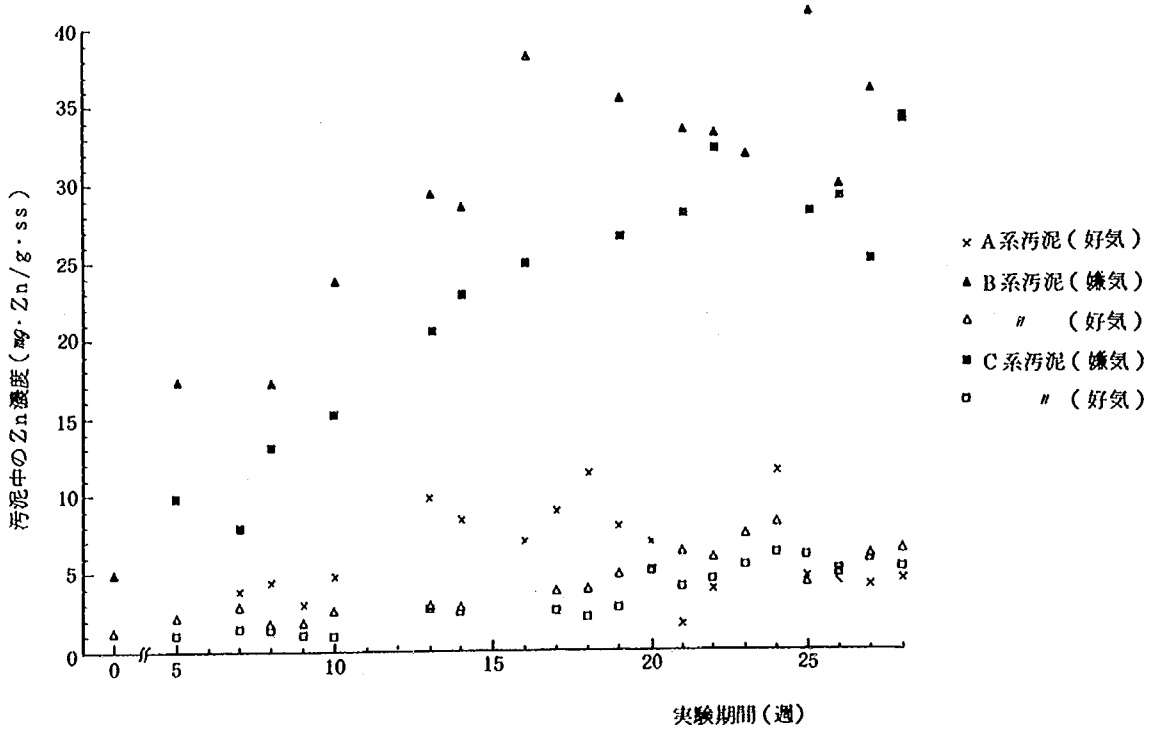


図-2-2　室内実験(その1)における溶解性TOCの経時変化



図－2－3　室内実験（その１）における溶解性Ｚｎの経時変化



図－2－4　室内実験（その１）における汚泥中のＺｎ濃度の経時変化

表－2－3　室内実験（その１）の水質分析結果

上段：期間Ⅰ，下段：期間Ⅱ

		SS	TOC	T-N	NH_4-N	NOx-N	Cn	Zn	Ni	Fe	硫化物	SO_4-S
原　水		-- --	115 116	25.6 24.7	-- --	-- --	1.11 0.95	0.92 0.82	1.07 0.76	-- 0.080	-- --	-- 17.8
A系 処理水		37.6 9.2	12.1 10.9	14.7 14.6	6.5 3.5	7.0 9.9	0.28 0.067	0.49 0.64	1.03 0.64	-- 0.018	-- --	-- 17.4
B系 嫌気 処理水		-- --	33.4 45.1	22.6 22.0	-- --	-- --	0.064 0.29	0.078 0.28	0.046 0.18	-- 0.031	-- 7.8	-- 3.1
B系 好気 処理水		14.6 43.7	6.3 12.5	18.7 18.3	0.8 14.1	17.2 2.5	0.026 0.11	0.12 0.20	0.087 0.16	-- 0.040	-- --	-- 13.6
C系 嫌気 処理水		-- --	17.7 30.4	22.1 21.9	-- --	-- --	0.028 0.14	0.053 0.18	0.034 0.085	-- 0.060	-- 7.2	-- 2.0
C系 好気 処理水		11.2 10.1	5.1 7.9	20.7 17.3	0.5 2.3	19.3 14.2	0.022 0.048	0.098 0.18	0.076 0.12	-- 0.016	-- --	-- 13.2
除去率	A系	-- --	89 91	43 41	-- --	-- --	75 93	47 22	4 16	-- 78	-- --	-- --
	B系	-- --	95 89	27 26	-- --	-- --	98 88	87 76	92 79	-- 50	-- --	-- --
	C系	-- --	96 93	19 30	-- --	-- --	98 95	89 78	93 84	-- 80	-- --	-- --

注：SS以外の項目は　各試料の　ろ液の分析結果である。
単位は、除去率の欄が％、その他は mg/ℓ である。

表－2－4　室内実験（その１）の汚泥分析結果

上段：期間Ⅰ，下段：期間Ⅱ

	好気槽の MLSS	Cu	Zn	Ni	Fe	引抜量
A系	2,220 2,130	12.3 13.3	6.29 5.83	4.24 2.19	-- 1.23	378 359
B系嫌気	-- --	31.3 34.4	27.4 34.4	31.6 35.5	-- 6.80	28 68
B系好気	2,240 2,100	5.14 8.06	2.53 5.72	0.96 2.30	-- 1.38	251 657
C系嫌気	-- --	13.8 27.5	17.4 29.1	14.8 30.0	-- 12.6	243 91
C系好気	1,100 1,320	3.30 8.40	1.78 4.78	0.64 1.59	-- 5.13	81 261

注：単位　MLSSは mg／ℓ、　Cu～Feは mg／g・ss
引抜量は mg／日

後17週目，Niでは19週目である。この時期の両系の嫌気性処理汚泥中の重金属濃度にはかなりの差があり，B系では濃度の上昇が既に終了しているが，C系ではこのあとも少しずつ濃度が上昇している。このことは嫌気性処理水の水質の変化が汚泥中の重金属濃度の上昇のみにより引き起こされたものとはいえないことを示している。

本実験の結果をまとめると次のようになる。

① 嫌気性処理は重金属の分離に効果があるが，運転を開始して17週程度経過すると除去率が少し低下する。

② 嫌気性処理槽の滞留時間を6時間と18時間と差をつけて実験を行った所，全期間を通して後者の方が除去率が高かったが，その差は10数%であった。

③ 嫌気性処理汚泥中の重金属濃度は各元素共35 mg/g・ss前後で安定した値となった。

④ 好気性処理ではCuがよく除去されるが，Zn，Niの除去率は低い。

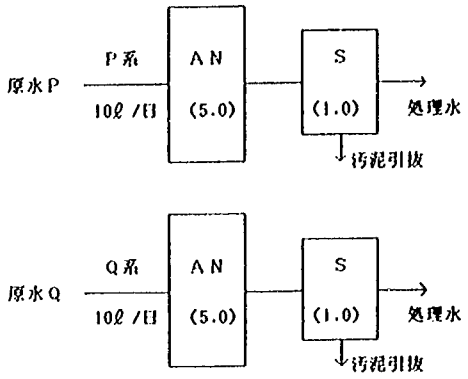
⑤ 好気性処理汚泥中の重金属濃度は嫌気性処理汚泥中の重金属濃度が横ばいになる時期から上昇しはじめ，やがて横ばいとなる。

⑥ 嫌気性処理汚泥と好気性処理汚泥中の重金属濃度の比はCuが3～4，Niが15～19，Znが6となり，本法が重金属の分離濃縮に効果のあることが分かった。

2.1.2 硫酸イオンの有無に関する室内実験

イ．実験方法

この実験は原水中の硫酸イオンの有無が嫌気性処理に及ぼす影響を把握することを目的として実施した。実験のフローシートを図－2－5に示す。嫌気性処理槽は円筒状のカラムで原水を底部より定量で供給する。本実験では上澄水の循環は行っていない。嫌気性処理槽の滞留時間は12時間とし，30℃の恒温室で実験を行った。



図－2－5 室内実験（その2）のフローシート

図中 AN：嫌気性処理槽

S ：沈殿槽

（ ）内は有効容積（ℓ）

実験に用いた原水は既出の表－2－1に示す通りで，室内実験（その1）とほとんど同じ成分であるが，溶解に水道水ではなくイオン交換水を用いた点が異なっている。原水中の硫酸イオンは人工下水中のNa_2SO_4のみで制御する予定であったが，イオン交換水の採取その他の作業で汚染があったらしく，硫酸イオン無しのはずの原水Qで最大1.5 mg/ℓのSO_4^{2-}－Sが検出された。

実験は昭和62年7月～12月の20週間行われた。その間のP，Q両系の原水，処理水中の溶解性のTOC，Cu，Ni，Zn及びFeの経時変化を図－2－6～図－2－9に示す。

TOCとNiで実験開始後しばらく原水濃度に変動があり処理水の値がバラついていることからP，Q両系の比較を行うには8週～20週のデータを用いることとした。8週～20週の水質，18週～20週の沈殿槽の汚泥の分析結果を表－2－5に示す。表から次の点が指摘できる。

① TOCの除去率はP系64%，Q系81%とQ系の方

表－2－5 室内実験（その2）における水質及び汚泥の分析結果

		TOC	Cu	Zn	Ni	Fe	硫化物	SO_4^{2-}・S
P系	原水	111	0.84	0.78	0.75	0.034	---	6.2
	処理水	40	0.32	0.27	0.079	0.14	3.3	0.7
Q系	原水	111	0.85	0.79	0.76	0.034	---	0.5
	処理水	21	0.23	0.15	0.38	0.19	0.04	0.3
P系汚泥		---	10.7	14.8	19.9	17.0	---	---
Q系汚泥		---	10.5	15.2	8.76	13.9	---	---

注 ： 試料は全て GFBによるろ液である。
単位は、水が mg／ℓ 、汚泥は mg／g・SS

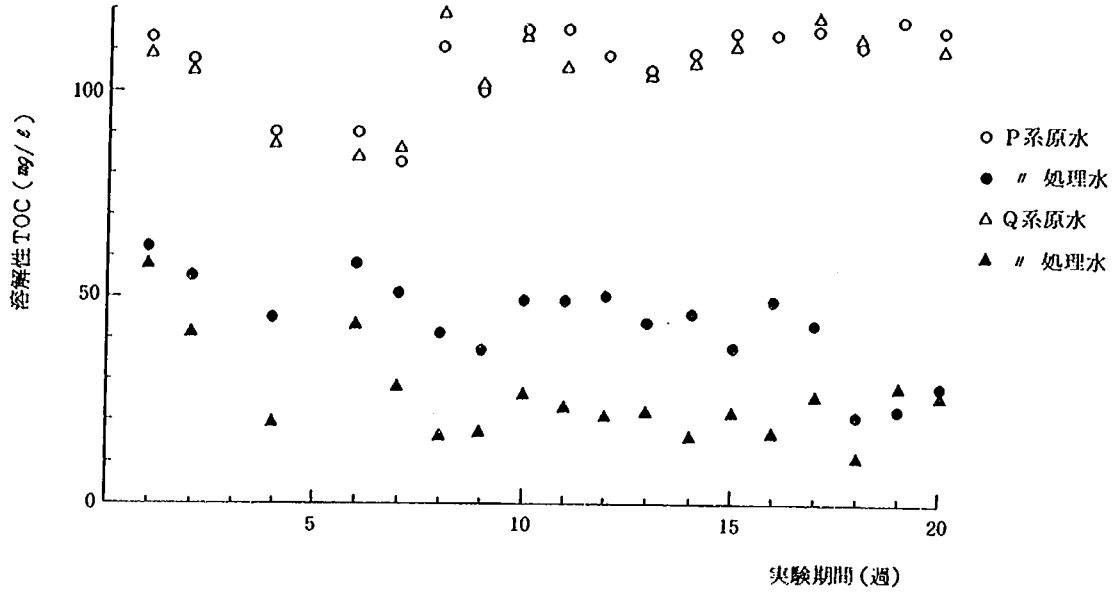


図-2-6　室内実験（その２）における溶解性TOCの経時変化

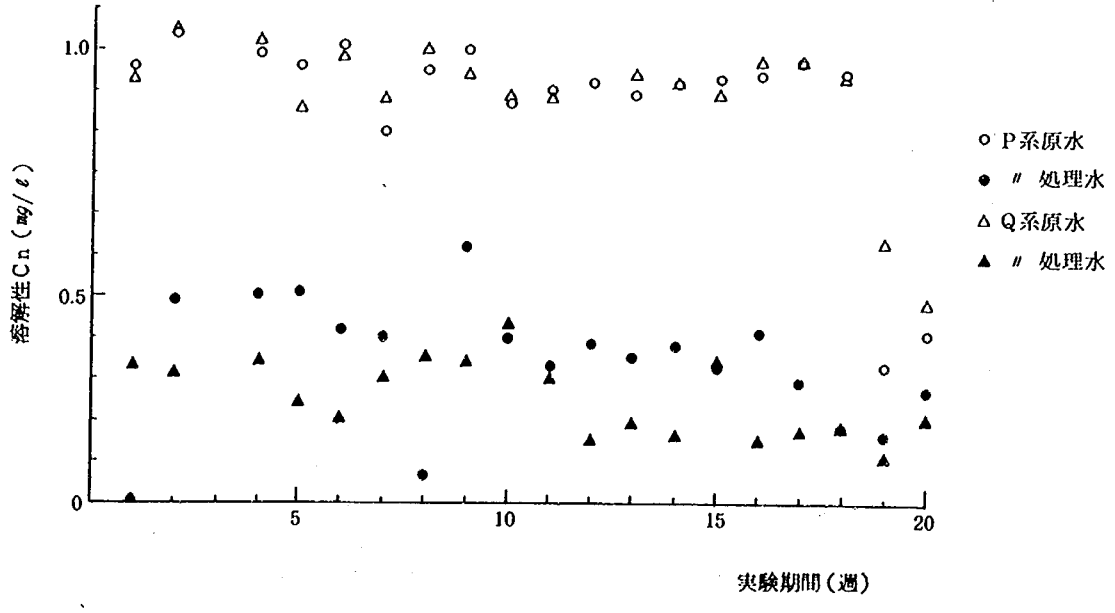


図-2-7　室内実験（その２）における溶解性Cnの経時変化

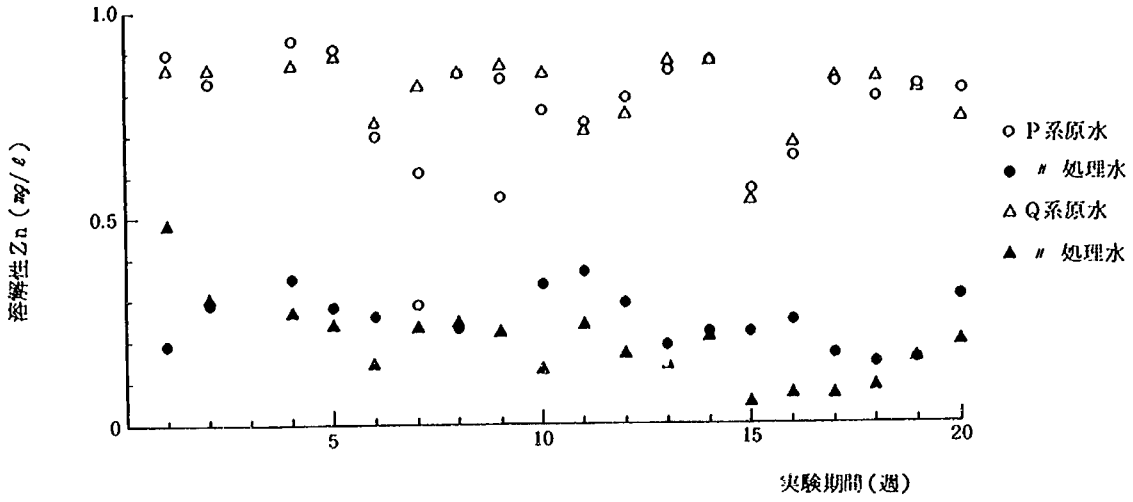


図-2-8　室内実験（その２）における溶解性Ｚｎの経時変化

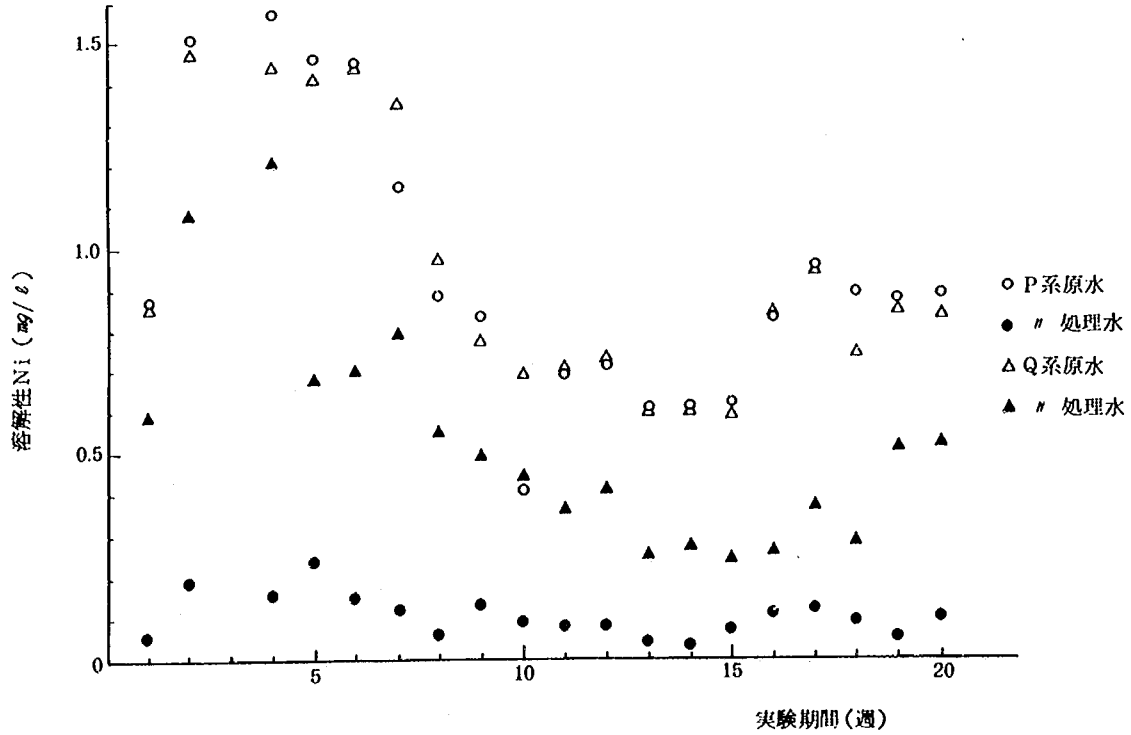


図-2-9　室内実験（その２）における溶解性Ｎｉの経時変化

が高い。

② Cu，Ni，Znの3元素のうちCuとZnはQ系の方が除去率が高く，NiはP系の方が除去率が高い。

③ Feは人工下水中に特に添加していないので原水中の濃度は0.034 mg/ℓと低いが処理水では0.14～0.19 mg/ℓと原水の4～6倍の値となっている。

④ P系では処理水に3.3 mg/ℓの溶存硫化物（処理水をGFBで沪過した沪液中の硫化物を指す）が残留しているが，Q系ではほとんど硫化物が存在しない。

⑤ 汚泥中の重金属濃度はCuとZnは両系ほぼ等しい値だが，NiとFeはP系の方が高い。特にNiではP系の値はQ系の2倍以上となっている。

CuとZnは原水中に硫酸イオンの少ないQ系の方が除去率が高く，Niでは逆になっていることは嫌気性処理におけるこれらの元素の除去機構を考える上で重要な情報となる。当初は硫酸イオンが還元されて硫化物イオンとなりそれが重金属と反応すると考えていたが，本実験の結果をみるとこのメカニズムだけでは説明できない。また処理の過程で汚泥からFeの溶出が見られるが，これがどういう理由によるものかよく分からない。

2.2　2段生物処理のパイロットプラント実験

室内実験（その1）で実験したフローの2段生物処理方式を実下水に適用するためパイロットプラント実験を行った。本実験のフローシートを図－2－10に示す。実験原水は茨城県湖北下水処理場の流入下水で各系列に日量240 ℓを定量で供給した。なお流入下水は昭和62年10月上旬までは沈砂池流出水で場内返流水が混合した水であったが，10月中旬以降は石岡幹線から直接下水を採取して実験に供した。実験期間は昭和62年7月～63年2月の8カ月である。

パイロットプラントの運転でX系の嫌気性処理槽では槽の周りに温水を流して加温した。活性汚泥処理槽は特に制御はしていないが，後段の沈殿槽に堆積した汚泥は毎週1回全量を引抜いた。分析用のサンプルは毎週1回図－2－10に示した個所（14カ所）で採取した。このうち流入原水と各沈殿槽の流出水は24時間の混合試料，活性汚泥処理槽の混合液はスポット試料，各沈殿槽の汚泥は週1回全量を引抜き，そこから試料を採取した。

分析項目は後出の表－2－6に示す項目であり，分析方法は次の通りである。

下水試験方法 ― SS，BOD，ATU－BOD，TOC，アルカリ度，溶存硫化物

テクニコン自動分析計 ― 窒素，リン関係

ICP発光分光分析法 ― 重金属類（Hg，As，Crを除く）

底質調査方法 ― Hg，As，Cr

前述したように実験期間の途中で原水の性状が変化しているので期間を2つに分けてデータをまとめることとした。（以下，前半を期間Ⅰ，後半を期間Ⅱと呼ぶ）

水質及び汚泥の分析結果を表－2－6，表－2－7に，活性汚泥処理槽の運転条件を表－2－8に示す。

BODとSSに関しては各系とも良好に除去されているが，X，Y系に比べるとZ系が若干劣っている。硝化は各系共かなり進んでおり処理水中のNH_4－Nはほぼ1mg/ℓである。窒素とリンの除去はZ，Y，Xの順に高くなっており，活性汚泥処理における汚泥発生量の多い系ほど除去率が高くなっている。

重金属類のうちCd，Ni，Pbの3元素に関しては流入水及び各処理水とも測定限界（各々0.001，0.05，0.01 mg/ℓ）以下であったので表－2－6からは除いてある。表にあげた6元素のうちMgはほとんど除去されないが，他の元素についてはX，Y，Zの3系とも似たような除去率であり，系列による優劣はほとんど見られない。

汚泥中の重金属濃度はX系がやや高く，Y系とZ系はほぼ同レベルである。X系で嫌気処理汚泥中の濃度と好気処理汚泥中の濃度の比が最も大きいのはAsとAℓの2.0であり，Mnを除く他の元素ではこの比は1前後である。Y系ではAℓ，Hg，As，Crを除く元素では初沈汚泥中の濃度の方が好気処理汚泥中の濃度より低くなっている。

各系における重金属の収支を把握するため期間ⅡのCu，Zn，Fe，Aℓを対象として流出入負荷の算定を行った。期間Ⅱにおいて引抜汚泥中の上記4元素の濃度はかなり変動しており，また引抜量にバラつきがあるため，引抜汚泥中の負荷を求めるにおいては表－2－7の値ではなく，各引抜毎に負荷量を求めて期間内の平均値を出すというやり方をとった。流入水中の負荷量を100として各処理水及び引抜汚泥中の負荷量と各処理槽内の汚泥中に存在する量の変化量を表したのが図－2－11である。収支は完全には一致しておらず各系共，系外へ流出する負荷（処理水＋引抜汚泥±槽内変化量）の方が流入負荷より高目となっている。X系とY系で前段のプロセスにおける引抜汚泥のSSは1：2.7とY系の方がかなり多いが，引抜汚泥中の重金属の負荷は両系ほぼ等しい値となっている。X，Y，Zの3系の好気性処理からの引抜汚泥中の重金属の負荷はZ，Y，Xの順に大きい。各系の

表－2－6　パイロットプラント実験の水質分析結果　　単位：mg/ℓ，（ ）なしは期間Ⅰ，（ ）内は期間Ⅱ

	原水	X系		Y系		Z系	除去率		
		初沈流出水	終沈流出水	初沈流出水	終沈流出水	終沈流出水	X系	Y系	Z系
SS	105 (159)	28.3 (28.6)	7.9 (7.0)	42.2 (54.2)	5.9 (7.0)	9.9 (10.6)	92(96)	94(96)	91(93)
BOD	100 (170)	43 (95)	6.0 (4.1)	76 (117)	3.7 (4.1)	7.0 (7.2)	94(98)	94(98)	93(96)
ATU-BOD	·····	·····	3.4 (2.9)	·····	3.0 (2.4)	4.4 (5.2)	---	---	---
溶解性TOC	26.0 (46.6)	21.9 (45.0)	8.2 (8.1)	30.1 (50.3)	8.2 (8.8)	10.3 (11.2)	---	---	---
アルカリ度	179 (183)	209 (228)	59 (22)	206 (182)	70 (31)	79 (43)	---	---	---
T－N	27.4 (34.3)	24.1 (36.6)	22.8 (25.0)	24.6 (33.7)	20.8 (22.9)	16.8 (20.2)	17(27)	24(33)	39(41)
溶解性 T-N	20.4 (27.8)	22.8 (32.8)	21.6 (24.8)	21.1 (28.8)	20.4 (22.4)	16.2 (19.4)	---	---	---
K－N	27.4 (34.3)	24.1 (36.6)	2.6 (1.6)	24.6 (33.7)	1.6 (1.7)	3.1 (2.3)	---	---	---
NH_4－N	18.3 (24.3)	21.1 (28.2)	0.6 (0.5)	18.0 (25.8)	0.3 (0.4)	1.5 (0.5)	---	---	---
NO_x－N	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	20.2 (23.4)	0.0 (0.0)	19.2 (21.2)	13.7 (17.9)	---	---	---
T－P	3.28 (3.68)	2.32 (3.19)	2.40 (2.25)	2.65 (3.30)	2.05 (2.01)	1.36 (1.84)	27(39)	38(45)	59(50)
溶解性T-P	1.72 (2.17)	2.05 (2.66)	2.21 (2.15)	1.88 (2.39)	1.91 (1.88)	1.18 (1.67)	---	---	---
Cu	0.045 (0.025)	0.011 (0.021)	0.027 (0.012)	0.023 (0.020)	0.022 (0.016)	0.010 (0.014)	40(52)	51(36)	78(44)
Zn	0.110 (0.080)	0.038 (0.045)	0.052 (0.040)	0.044 (0.050)	0.038 (0.035)	0.047 (0.045)	53(50)	65(56)	57(44)
Fe	1.7 (0.95)	0.63 (0.51)	0.38 (0.39)	0.82 (0.61)	0.50 (0.35)	0.36 (0.41)	78(59)	71(63)	79(57)
Al	2.6 (2.3)	1.6 (1.6)	1.5 (1.4)	1.7 (1.7)	1.6 (1.3)	1.4 (1.2)	42(30)	42(43)	46(48)
Mg	10 (6.5)	9.9 (6.5)	10 (6.4)	10 (6.4)	10 (6.3)	9.9 (6.2)	0(2)	0(3)	1(5)
Mn	0.21 (0.07)	0.19 (0.07)	0.06 (0.01)	0.14 (0.07)	0.07 (0.01)	0.08 (0.02)	71(86)	67(86)	62(71)
溶解性Cu	0.017 (0.014)	0.007 (0.016)	0.009 (0.009)	0.010 (0.015)	0.012 (0.008)	0.006 (0.008)			
〃 Zn	0.052 (0.042)	0.022 (0.032)	0.030 (0.032)	0.027 (0.036)	0.024 (0.028)	0.024 (0.036)			
〃 Fe	0.58 (0.39)	0.42 (0.34)	0.20 (0.21)	0.44 (0.37)	0.30 (0.21)	0.22 (0.23)			
〃 Al	1.4 (1.4)	1.3 (1.2)	1.3 (1.1)	1.3 (1.2)	1.3 (1.0)	1.3 (1.0)			
〃 Mg	9.6 (6.2)	9.6 (6.4)	10 (6.2)	9.8 (6.2)	10 (6.2)	9.7 (6.1)			
〃 Mn	0.18 (0.06)	0.17 (0.06)	0.02 (0.01)	0.12 (0.06)	0.06 (<0.01)	0.07 (0.01)			
溶存硫化物	--- (0.4)	--- (6.8)	····	--- (2.6)	····	····	---	---	---

注：Cd，Ni，Pbは 全て 測定限界以下であった。

表－2－7　パイロットプラント実験における汚泥の分析結果

	X 系				Y 系				Z 系	
	嫌気処理汚泥		好気処理汚泥		初沈汚泥		好気処理汚泥		好気処理汚泥	
引抜量	11.6	(8.0)	1.7	(8.5)	13.9	(21.9)	4.4	(13.4)	15.3	(25.9)
VS比	57	(65)	64	(77)	59	(78)	64	(78)	65	(72)
Cd	3.8	(2.0)	3.1	(1.6)	2.4	(0.9)	3.0	(1.7)	2.8	(1.4)
Cu	405	(233)	328	(194)	256	(120)	351	(218)	288	(191)
Ni	34	(21)	41	(21)	24	(10)	32	(18)	25	(16)
Pb	52	(36)	54	(42)	49	(23)	48	(36)	56	(38)
Zn	2560	(1070)	3240	(982)	1200	(529)	1180	(672)	1190	(644)
Fe	33700	(14100)	26800	(13700)	22100	(6930)	29900	(12600)	23600	(10100)
Al	35400	(28900)	21200	(14400)	28600	(16600)	15500	(12100)	22900	(17000)
Mg	4210	(3290)	4640	(3200)	3020	(1740)	4840	(3410)	5010	(3530)
Mn	590	(291)	6540	(3320)	388	(154)	5290	(2480)	1890	(1030)
Hg	2.71	(1.23)	1.81	(1.02)	1.89	(1.03)	1.38	(0.84)	1.67	(1.13)
As	15.0	(9.0)	7.4	(7.3)	7.3	(3.4)	7.0	(6.2)	6.0	(4.9)
Cr	41	(33)	43	(30)	43	(21)	33	(23)	33	(33)
全硫化物	10800	(2750)	---	---	---	---	---	---	---	---
結合型硫化物	9040	(1940)	---	---	---	---	---	---	---	---

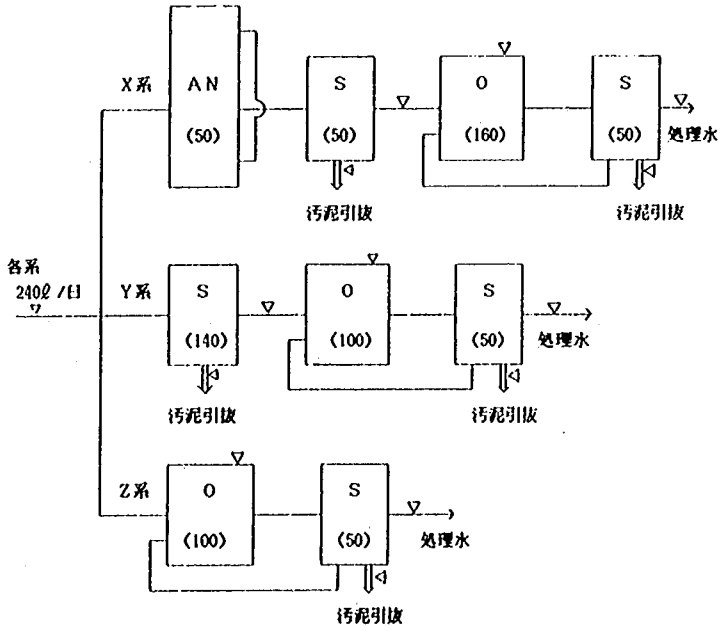
注：（ ）なしは 期間Ⅰ、（ ）内は 期間Ⅱの値。

単位は 引抜量（g/日）、VS比（%）、その他はmg/kg・SS

表－2－8　パイロットプラント実験における活性汚泥処理槽の運転条件

	水　温 (℃)	MLSS (mg／ℓ)	VSS比 (%)	SV_{30}	PH	SRT (日)	BOD.SS 負荷 (g/g・日)
X系	25.4 13.9	2420 3530	67 78	27 54	7.60 6.75	108 55	0.062 0.072
Y系	25.1 12.7	3520 4410	70 80	24 39	7.41 7.12	61 29	0.068 0.093
Z系	24.4 13.2	3120 3730	66 78	22 39	7.30 7.07	18 13	0.077 0.109

注　：　上段は　期間Ⅰ、下段は　期間Ⅱ　の値である。



図－2－10　パイロットプラント実験のフローシート

注意：図中　AN：嫌気性処理槽，O：活性汚泥処理槽

S　：沈殿槽　　，（　）内は有効容積（ℓ）

V　：採水個所

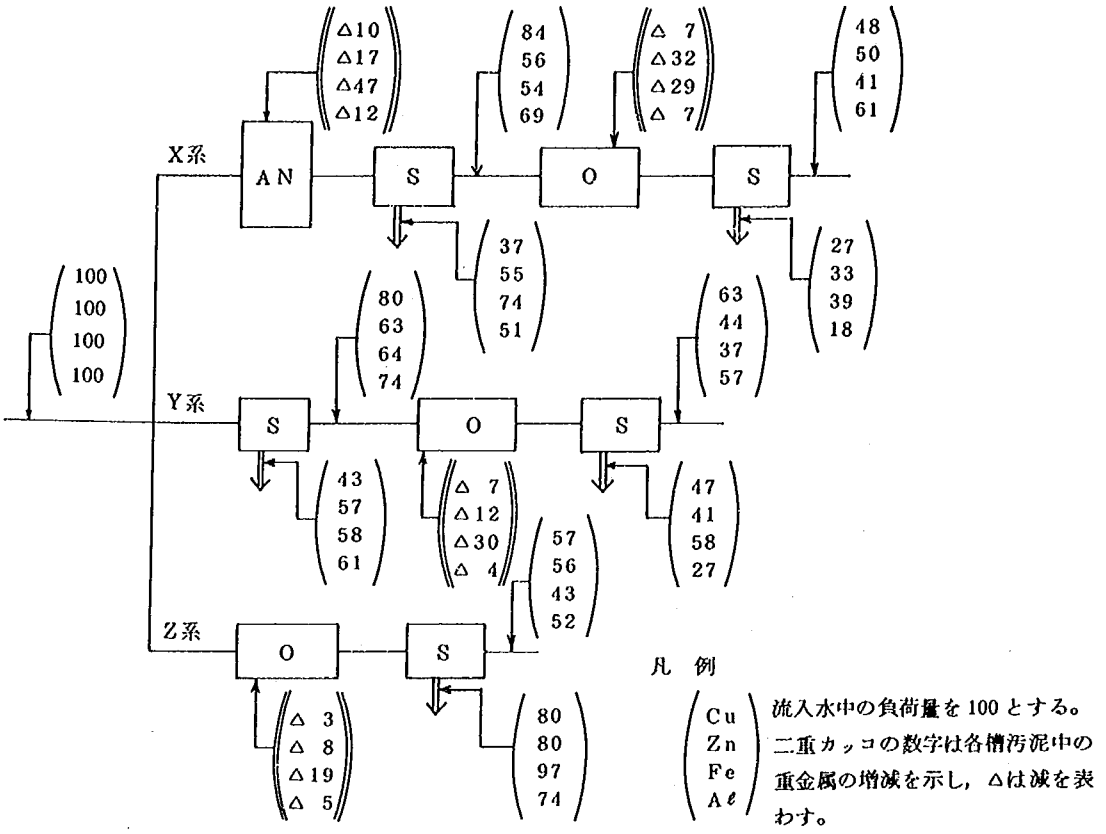


図-2-11　パイロットプラント実験における重金属の収支
（データは期間IIのもの）

好気性処理汚泥中の重金属濃度は大きな差違はないので，この順序は引抜ＳＳ量の大小による所が大きい。

本実験におけるX系の嫌気性処理の役割についてY系の最初沈澱池と比較すると次のようにまとめられる。

① 最初沈澱池に比べてSSやBODの除去率を向上させることができる。しかし後段の好気処理を含めた系全体でのSSやBODの除去率はほとんど差がない。

② 嫌気性処理ではSSの分解が進むため汚泥発生量を減らすことができる。本実験ではX系の全体としての汚泥発生量（引抜汚泥＋処理水ＳＳ）はY系の1/2であった。

③ 重金属の捕足量は両者ともほとんど差がない。嫌気処理では②で述べたようにＳＳの分解が進むため汚泥中の重金属濃度は最初沈澱池汚泥より高くなる。

④ ①のことから後段の好気処理を低負荷で運転することができる。活性汚泥処理ではＳＲＴを長く保つことが可能となる。

⑤ 窒素，リンの除去にとっては嫌気性処理はマイナスとなる。溶解性の窒素とリンは嫌気性処理後に増加しており，ＳＳの分解により生成したこれらの窒素及びリンが十分捕足されずに後段へ流出しているものと推定される。

以上の結果から本実験においては嫌気性処理＋好気性処理という組合せの２段処理を用いても前段と後段の汚泥中の重金属濃度に顕著な差をつけることはできなかった。2.1で報告した人工下水を用いた２段処理実験では前・後段の汚泥中の重金属濃度に数倍以上の差をつけることに成功しているので，実下水を用いた実験でうまく行かなかったことの理由として供試原水の性状の差が考えられる。供試原水の性状の中で重要な点は重金属元素の存在形態ではないかと予想している。人工下水ではほとんどが溶解性でイオン態で存在していると考えられる

が，実下水ではＳＳ性のものが多く，下水管を流れてくる過程で嫌気，好気の反応を経ていることが予想される。

2.3　物理化学処理の室内実験

前段に物理化学処理を用いるケースについて検討を行った。物理化学処理としてはＰＡＣによる凝集沈殿法をとりあげ，2.1の室内実験で用いた人工下水を原水とし，ジャーテストにより本法の可能性を調査した。

実験条件は次の通りである。

原水→ＰＡＣ添加→pH調整→急速攪拌（120 rpm5分）→緩速攪拌（30 rpm 15分）→ＧＦＢで沪過→分析（Cu，Ni，Zn）

ＰＡＣの添加量はAℓとして0，4，6，8，12 mg/ℓの5段階としpHは6.0に調整した。

結果を表－２－９に示す。CuとNiではほとんど除去

表-2-9　凝集沈殿実験の結果
（単位：mg/ℓ）

Aℓ添加量	Cu	Ni	Zn
0	1.01	1.12	0.84
4	1.01	1.06	0.58
6	1.01	1.10	0.56
8	0.94	0.99	0.55
12	0.97	1.03	0.54
原　水	1.01	1.13	0.83

されていないが，Znでは30％強の除去が行われている。

この程度の除去率では第１段目のプロセスとしては不十分であり，このプロセスを用いるためにはもっと効率のいい凝集剤の選定が肝要である。

3.　建設資材利用における汚泥中の微量重金属の環境への影響

3.1　はじめに

下水汚泥の有効利用量は，昭和60年度で全処分量の16％で35万m³/年となっている。このうち，建設資材への利用量は3.0万m³/年と全処分量の約1％に過ぎないが，今後は，ますます利用促進が期待できる。建設資材への利用形態としては，①焼却灰，②溶融スラグ，③軽量骨材等がある。溶融スラグ，及び軽量骨材は，砂，砕石，及び人工軽量骨材の代替品としての利用が主体であるが，焼却灰は，土，土質改良材，細粒材，窯業原料というように多方面への利用が考えられている。

本研究は，下水汚泥を広く建設資材として利用していくための課題の１つである〝安全性の確認〟という点に着目し，検討を加えたものである。すなわち，土，土質改良土として焼却灰を用いた場合に，焼却灰中に微量に含まれている重金属が周辺の水環境にどの程度溶出していくかについて研究し，その安全性を確認することを目的としている。ここでは，石灰化合物の水硬作用による強度効果が期待できることから，石灰系焼却灰を対象とした。

昭和62年度は，以下の実験を行った。

a．浸出水の長期観測実験（昭和60年度からの継続）

b．土質改良部表面からの溶出観測実験（昭和61年度からの継続）

c．浸出水の砂沪過実験

以下に，これらの実験概要及び結果について示す。

3.2　浸出水の長期観測実験

3.2.1　目　　的

下水汚泥焼却灰を土，及び土質改良材として用いた場合，焼却灰中に微量に含まれている重金属が降雨に伴って出てくる浸出水中にどの程度溶出してくるかを長期的に観測することを目的としている。

3.2.2　実験装置

装置は，内径600 mmの円筒形のもので，これに最大乾燥密度の90％値が得られる湿潤側の含水比状態の試料を30cmの厚さに充填した。これを土木研究所の湖北総合実験場に設置し実験を行った。

3.2.3　実験方法

本実験は，昭和61年３月より開始した実験の継続である。実験に用いた試料は，石灰系焼却灰２種類（流動炉灰，多段炉灰），軟弱土壌２種類（有機質粘土，シルト質細砂），及びそれらを乾燥重量比で１：１に混合した土質改良土の合計８種類である。浸出水は，全量採取して１カ月に１度の割合でコンポジットサンプルとした。また，この他に，オーバーフロー水，雨水も採取した。採取した水は，GF/Bフィルターで沪過した後分析に供した。浸出水等の分析は，サンプリングの都度行い，分析項目はカドミウム，鉛，銅，六価クロム，ヒ素の５項目である。分析は，カドミウム，鉛，銅は，誘導結合プラズマ発光分析法（以下，ＩＣＰ発光分析法と略）により行い，六価クロムとヒ素はＪＩＳ分析法により行った。ＩＣＰ発光分析法による測定項目のカドミウム，鉛，銅は，浸出水中に多く含まれるカルシウム，マグネシウムの影響を受けるために溶媒抽出により分離し測定した（実験装置，試料の性状，及びＩＣＰ発光分析法の溶媒抽出法は前年度報告書を参照のこと）。

3.2.4　実験結果

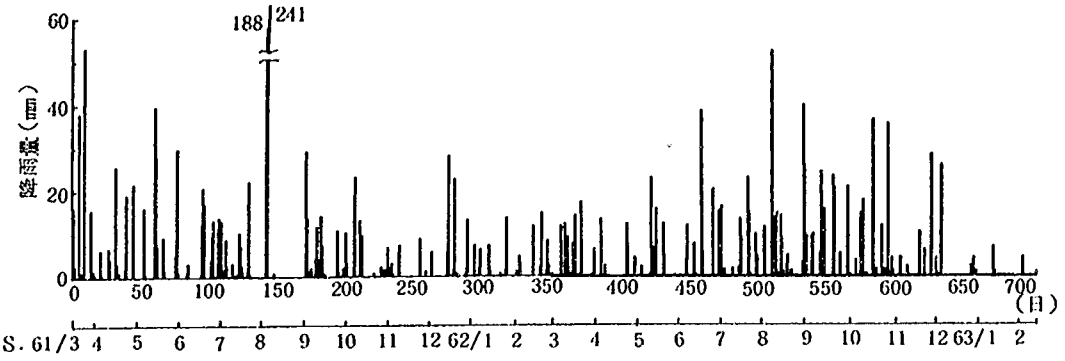


図-3-1 降雨量の変化

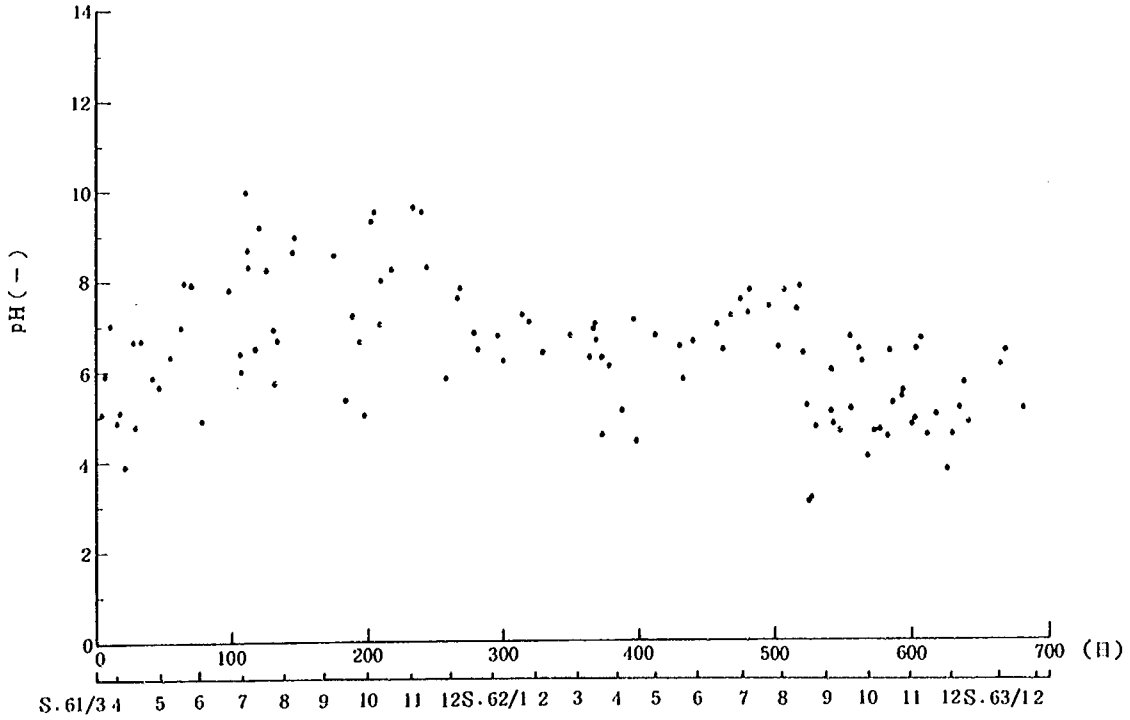
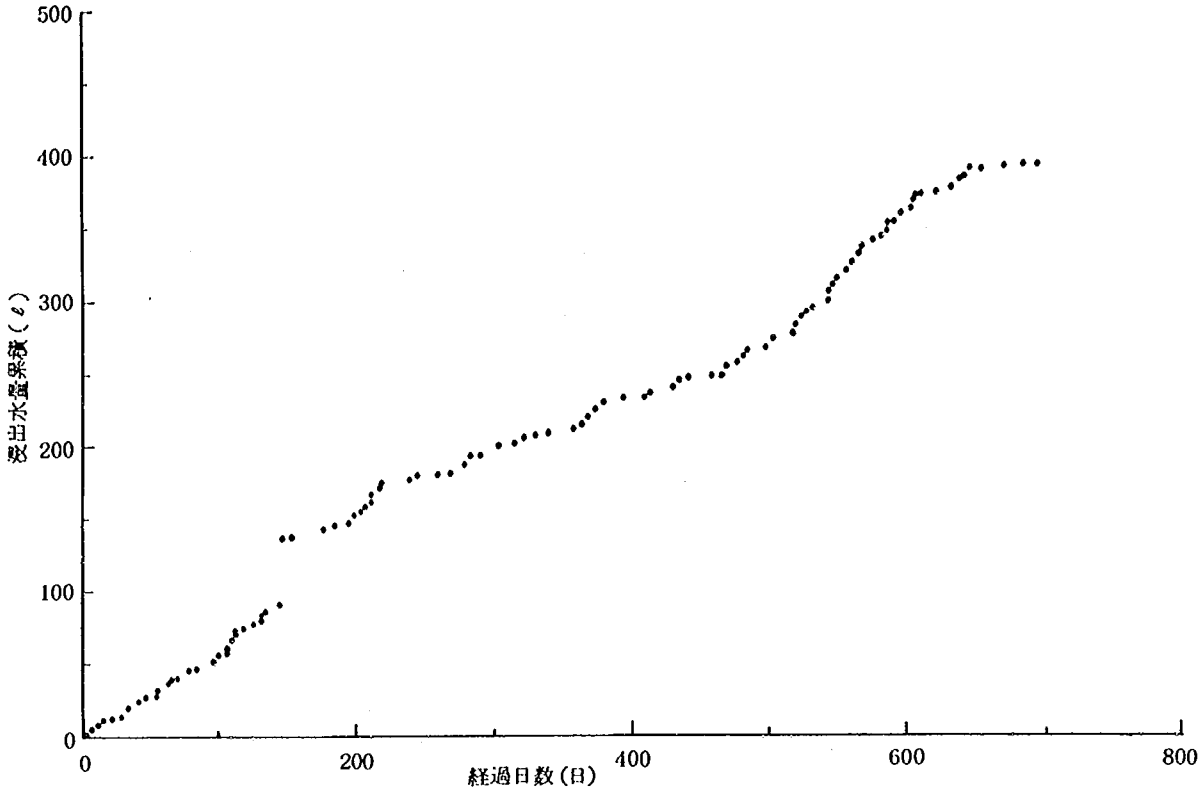
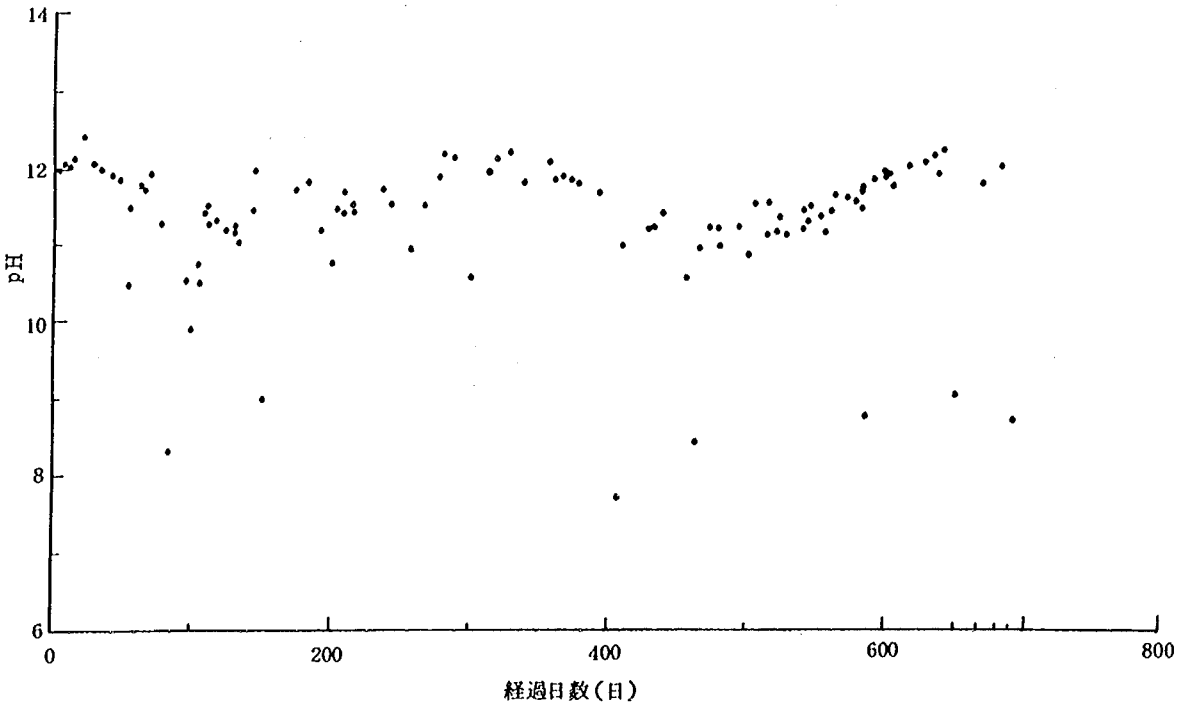


図-3-2 雨水のpH



図－3－3　浸出水量の変化（試料５の例）



図－3－4　浸出水pHの変化（試料５の例）

実験期間中の降雨量，及び雨水のpHを図－3－1，3－2に示す。また，降雨に伴い出てきた浸出水の水量と水温の変動幅を表－3－1に，その一例として浸出水量

表－3－1　浸出水量と水温

試　　料	浸出水量（ℓ）	水　温（℃）
①流動炉灰	389	5 ～ 39
②多段炉灰	214	5 ～ 38
③有機質粘土	213	6 ～ 34
④シルト質細砂	6	7 ～ 32
⑤ ① ＋ ③	394	6 ～ 35
⑥ ① ＋ ④	403	6 ～ 34
⑦ ② ＋ ③	134	6 ～ 38
⑧ ② ＋ ④	323	6 ～ 37

とpHの変化を図－3－3，3－4に示す。降雨量は，夏期に多く，この期間の浸出水量の増加を予想される。また，pH 4～5 の酸性雨も何度か観測されている。浸出水量は，焼却灰単体の試料1，及びそれとの混合土の試料5，6で比較的多い。これは，試料1が2に比べて粒度が細かいために乾燥収縮を起こしやすく，試料に水みちを作ったものと考えられる。図－3－1，3－3，3－4からわかる様に，浸出水量と降雨量は関連性が強く降雨量の増える0～140日，460～630日頃に浸出水量累積グラフの傾きも大きくなっている。また，pHは降雨量の増える夏場に低下する傾向が見られる。これは，降雨により浸出水が希釈されたためと考えられる。

昭和62年2月～63年2月の浸出水及び雨水のpHと重金属濃度を表－3－2に示す。また，重金属濃度を負荷量として経時的変化を表したものを図－3－5，3－6，3－7に示す。ここでの負荷量とは，浸出水中の重金属の量を埋立て試料の乾重で除したもので次の式で表される。

累積負荷量（㎎/㎏・DS）；$Fn = \sum_{i=1}^{n} (CiVi/W)$

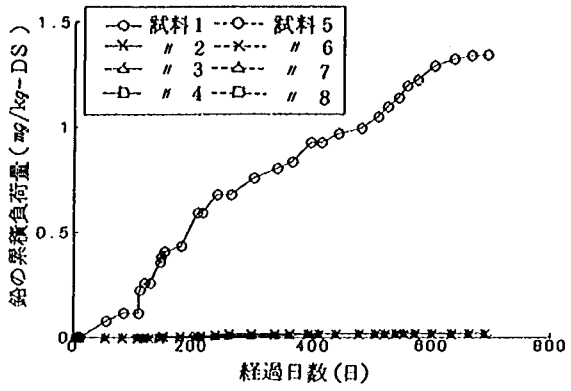
C；浸出水中の重金属濃度（㎎/ℓ）

V；1回当りの浸出水量（ℓ）

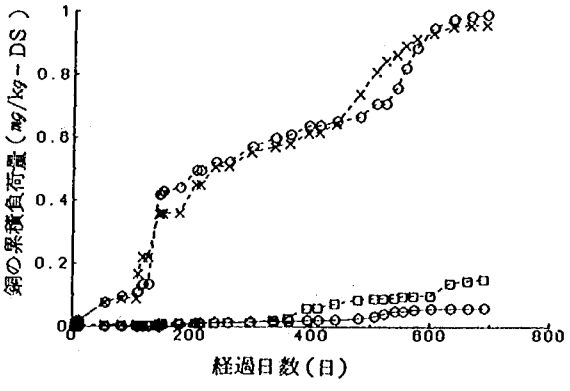
W；埋立て試料の総乾燥重量（㎏-DS）

カドミウム，ヒ素は，一部を除き総て定量下限値以下で環境基準値をクリアーしていた。

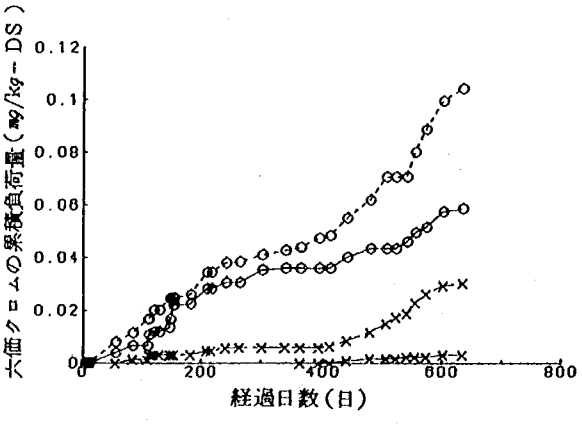
鉛は，試料1の浸出水の濃度が，環境基準値の0.1㎎/ℓを上回り単純平均で0.18㎎/ℓであったが，他の試料については環境基準値以下であった。この試料1の結果は，前年度行った振とう溶出試験や後に述べる土質改良部（固化試料）表面からの溶出実験において溶出が見られず矛盾したものであるため本件については検討中である。



図－3－5　鉛の溶出負荷量変化



図－3－6　銅の溶出負荷量変化



図－3－7　六価クロムの溶出負荷量変化

表－3－2　浸出水及び雨水中のpHと重金属（mg/ℓ）※

試　料	カドミウム	鉛	銅	六価クロム	ヒ　素	PH
1 流動炉灰	<0.001	0.18 0.08~0.41	– <0.005~0.038	– <0.005~0.027	<0.005	12.4~13.5 –
2 多段炉灰	<0.001	– <0.01~0.01	– <0.005~0.132	– <0.005~0.010	<0.005	12.2~13.0
3 有機粘土	<0.001	– <0.01~0.03	– <0.005~0.437	<0.005	<0.005	6.4~10.1
4 ｼﾙﾄ質土	<0.001	<0.01	0.049 0.012~0.085	<0.005	0.006 0.005 ~0.006	7.9~9.2
5 1＋3	<0.001	– <0.01~0.02	0.141 0.037~0.295	– <0.005~0.042	<0.005	9.1~12.1
6 1＋4	<0.001	– <0.01~0.01	0.155 0.045~0.489	– <0.005~0.02	<0.005	12.1~12.9
7 2＋3	<0.001	– <0.01~0.02	0.013 0.005~0.021	– <0.005~0.013	<0.005	7.7~11.6
8 2＋4	<0.001	– <0.01~0.09	0.119 0.006~0.255	<0.005	<0.005	8.0~12.2
雨　水	<0.001	<0.01	– <0.005~0.022	<0.005	<0.005	4.9~8.7
環境基準	0.01以下	0.1 以下	–	0.05 以下	0.05 以下	–
排水基準	0.1 以下	1　以下	3　以下	0.5　以下	0.5　以下	5.8~8.6

※上段は単純平均値、下段は最小値～最大値を示す。

銅は，試料5，6からの溶出が比較的多かったが，総て排水基準値以下の値であった。試料5，6は，実験開始後約700日で埋立て試料1kg（乾重）から約1mg弱の量が溶出している。これは，浸出水中のpHが高いために，土壌中に含まれていたアンモニアによって銅が錯イオン化し，アルカリ側でも溶出したものと推定される。

六価クロムは，試料1，5，6からの溶出が比較的多かったが，総て環境基準値の0.05mg/ℓ以下であった。

浸出水のpHは，改良土の試料5～8でも高アルカリであり現在のところ低下の傾向は見られない。しかし，実際に土質改良を必要とする現場での改良部周囲の土壌は粘性土か，それに近い軟弱土であるために透水係数が非常に小さく土壌の緩衝作用を受けやすいものであり問題はないと考えられる。

3.2.5　まとめ

下水汚泥焼却灰（石灰系）を土，及び土質改良材として用いた場合の浸出水中の重金属，pHの挙動を昭和62年2月から63年2月に渡り調査した結果，次の点が明らかとなった（本実験は，昭和61年3月からの継続である）。

①　石灰系焼却灰2種類，軟弱土2種類，及びそれらを混合した土質改良土4種類の計8種類の試料の浸出水において，カドミウム，ヒ素は，一部を除き総て定量下限以下で環境基準値を下回っていた。

②　流動炉からの石灰系焼却灰を単体で埋立てたケースから鉛が単純平均値で0.18mg/ℓと環境基準値の0.1mg/ℓを上回った値で溶出した。

③　銅は，流動炉灰と軟弱土を混合したものからの溶出が比較的多かったが，総て排水基準値以下であった。

④　六価クロムは，流動炉灰単体，及びそれと軟弱土との混合土からの溶出が比較的多かったが，総て環境基準値の0.05mg/ℓ以下の値であった。

⑤　浸出水のpHは，実験開始後約700日を経た現在でも低下の傾向はなく，高アルカリ性を示している。また，浸出水のpHは，降雨量の増える夏場に低下する傾向が見られた。

3.3　土質改良部表面からの溶出観測実験

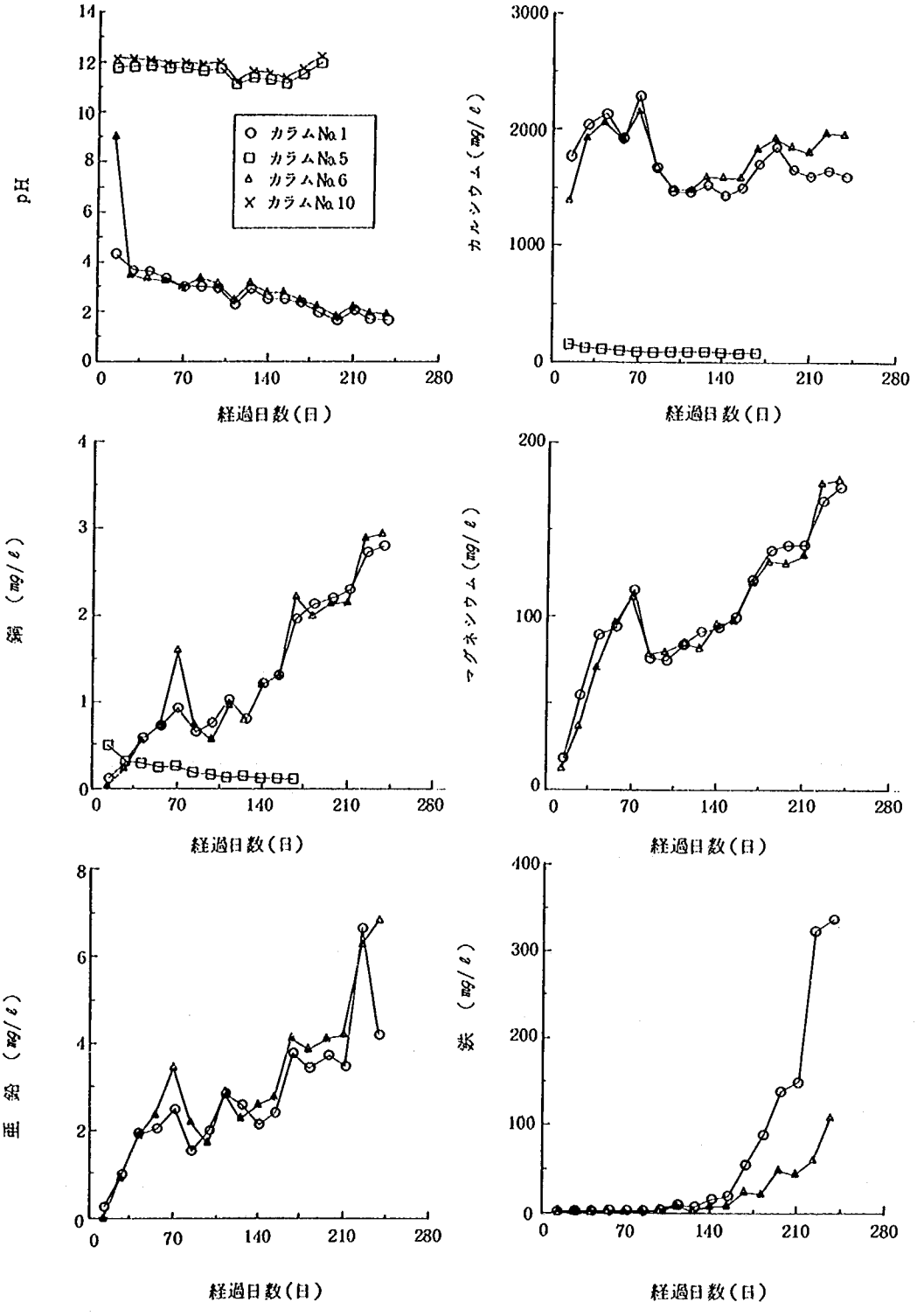
3.3.1　目　的

石灰系焼却灰を土質改良材として軟弱土と混合した場合の改良部表面からの重金属の溶出量及びその特性を解明する。

3.3.2　実験方法

本実験は，昭和61年度に行った実験の継続である。石灰系焼却灰により改良を施した試料を，酸性雨を想定して作成した硝酸酸性の水に浸し，周囲水の重金属濃度の経日的な測定を行った。実験条件を表－3－3に示す。

試料は，浸出水の長期観測実験に用いた石灰系焼却灰



図－3－8　pHと重金属濃度の経日変化

表－3－3　実　験　条　件

カラム	試料	酸性水のｐＨ
1 2 3 4 5	流動炉灰と有機質粘土の混合土	1 2 3 4.5 6
6 7 8 9 10	流動炉灰とシルト質細砂の混合土	1 2 3 4.5 6

（流動炉灰）と有機質粘土，及びシルト質細砂とを乾重で１：１の割合で混合し，一軸圧縮試験用モールド（内径50㎜，高さ100㎜）で成型後１週間養生したものである。

実験装置は，内径100㎜，高さ500㎜の透明アクリル製円筒で底部にサンプリング用のコックを設けてある。これに，成型した試料を３段に重ねて設置し，装置上部より硝酸酸性水を1,800㎖投入した。また，試料の急激な浸食防止のために，不織布で側面を被覆した。水は，２週間に１度の割合で全量引抜き，その都度酸性水を1,800㎖投入した。採取した水は，GF/Bフィルターで沪過後分析に供した。銅，亜鉛の分析は，ＩＣＰ発光分析法により，鉄，カルシウム，マグネシウムは，ＪＩＳ分析法により行った。

3.3.3　実験結果

各々のサンプリング時におけるｐＨと重金属濃度を図－３－８に示す。カドミウム，鉛，六価クロムは，昭和61年度の結果よりそのほとんどが定量下限値かそれ以下であった。

初期の設定ｐＨが２～６のものは，１回目のサンプリングでｐＨが11.5～12.1にまで上昇したため図中には省略した。初期の設定ｐＨが１のものは，ｐＨが２回目のサンプリング以降直線的に減少し，約240日後でｐＨ1.7程度にしか回復しなくなった。

重金属濃度も，初期ｐＨを１に設定したカラム１と６からの溶出が顕著となった。銅，亜鉛，マグネシウムは，経過日数とともに２週間の間に溶出する金属量が直線的に増加した。これに対し，カルシウムは，ほぼ横ばい状態であるが，これは，実験開始直後より水中の濃度が溶解度の飽和状態に近いためであると思われる。鉄は，ｐＨが2.4程度に下がった170日目くらいから溶出が顕著となり，それから約50日後にはカラム１のもので300㎎/ℓ以上の濃度となっている。

3.3.4　まとめ

石灰系焼却灰を土質改良土として用いた場合に，改良部表面からの溶出観測実験により以下の点が明らかとなった。

①　カドミウム，鉛，六価クロムは，初期ｐＨ１の水に浸し２週間毎に引抜き，投入を繰り返した場合にもほとんどが検出されず，全クロムも低濃度であった（昭和61年度結果）。

②　酸性水の引抜き，投入を２週間間隔で行った場合に，初期ｐＨ２以上のものは最初からｐＨが11以上にまで上昇し重金属も低濃度であった。

③　初期ｐＨを１に設定したケースでは，実験開始後約240日後（17回の引抜き，投入を繰返した）でｐＨ1.7程度にしか回復しなくなり，それにつれて銅，亜鉛，マグネシウム，鉄などの濃度が増加した。

3.4　浸出水の砂沪過実験

3.4.1　目　　的

石灰系焼却灰を用いた土質改良土からの浸出水が，周囲の土と接触した場合の重金属溶出に関与する因子の一つであるｐＨの挙動について調査する。

3.4.2　実験方法

本実験は，砂を充填したカラムを用いて浸出水の沪過を連続して行い，沪液中の金属やｐＨを測定することにより砂の緩衝性やｐＨ，金属の挙動について調査したものである。

実験装置を図－３－９に，カラム実験条件を表－３－４，及び充填した山砂の特性を表－３－５に示す。装置は，内径100㎜の透明アクリル製円筒カラムで，これに水洗浄した山砂を各ケースとも同一間隙比となる様に，300㎜の高さに充填した。投入水は，表－３－６に示す様に長期観測実験に用いた流動炉灰にイオン交換蒸留水を加えて攪拌，溶出させた後にGF/Bフィルターで沪過したものを用いた。なお，塩素イオンをトレーサとした実験（塩化ナトリウム濃度1,000㎎/ℓ溶液800㎖で砂を満たしておき，イオン交換蒸留水で塩素イオンがほぼ回収されるまで洗い流した）を行い，カラムにおける水の

表－３－４　カラム実験条件

項　　目	数　値
カラム内径（㎜）	100
充填高さ（㎜）	300
砂の体積（㎤）	2355
〃　重量（g）	4080
間隙比	0.55
設定滞留時間(日)	7，14，21

表－3－5　充填砂の土質的特性

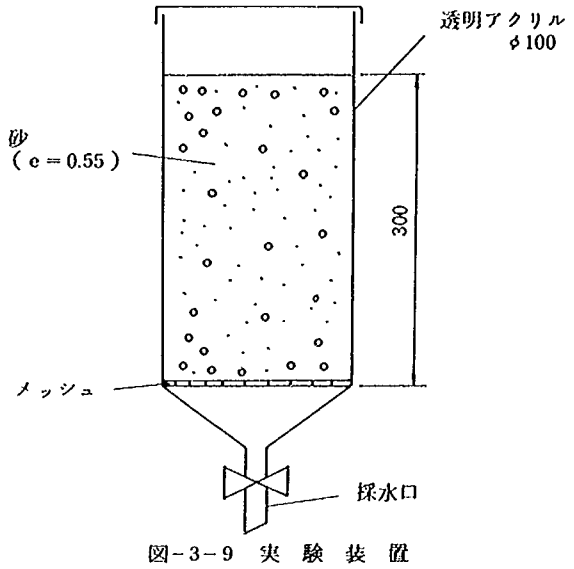
項　目		数　値
含水比（%）		0．81
強熱減量（%）		0．71
吸水率（%）		2．1
実積率（%）		66．0
間隙比		0．55
単位体積重量（g/cm³）		1．70
真比重		2．68
60%粒径（μm）		625
均等係数		3．5
粒度	レキ分（2000μm以上）（%）	15
	砂分（74～2000μm）（%）	83
	シルト，粘土分（74μm以下）（%）	2

表－3－7　TC，IC測定結果　（mg/ℓ）

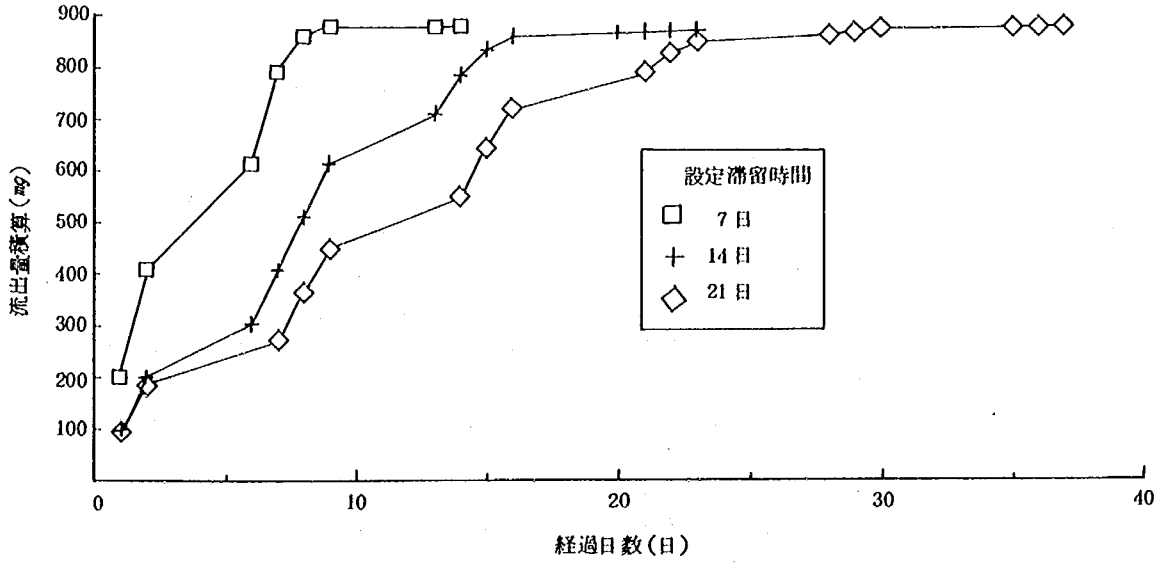
試　料	pH	TC	IC
灰溶出液（投入水）	12.0	6.3	0.5
砂ｶﾗﾑ通過液	7.3	22.6	12.3

表－3－6　実　験　条　件

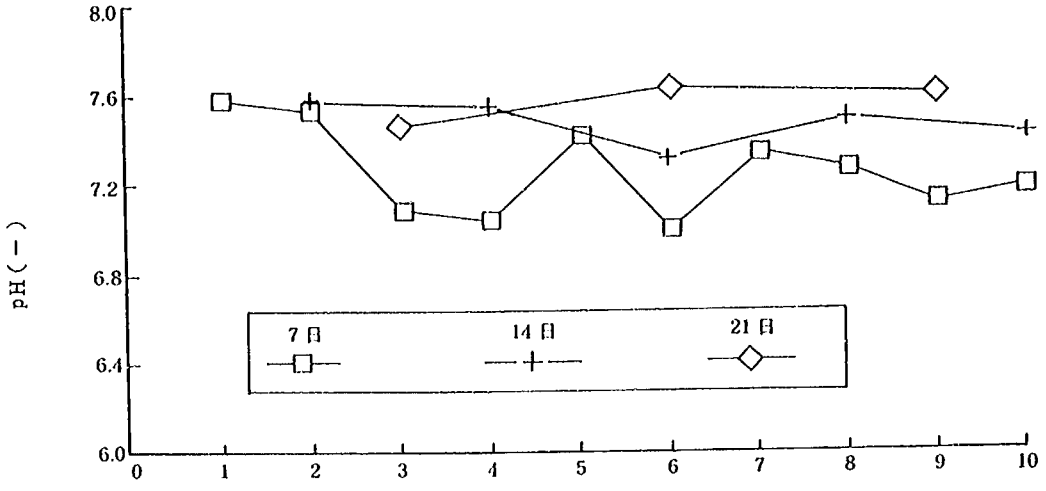
カラム	投入水	設定滞留時間	投入・引抜き頻度
1 2 3	焼却灰溶出液	7日 14〃 21〃	200ml ×4 回／週 100ml ×4 回／週 89ml ×3 回／週
4 5 6	NaCl溶液 1,000mg/l	7日 14〃 21〃	200ml ×4 回／週 100ml ×4 回／週 89ml ×3 回／週



図－3－9　実　験　装　置



図－3－10　塩素イオンの挙動



図－3－11　pHの変化（カラム1，2，3）

流下特性を調べた。これらをカラム上部より表－3－6に示すひん度で一定量投入した後に同量をカラム下部引抜きコックより引抜いた。引抜いた水は，各々の設定滞留時間を経た時点でコンポジットサンプルとした。カラム内は，飽和土を想定し予め砂の間隙を充填時にイオン交換蒸留水で満たした（カラム1～3）。沪液は，GF/Bフィルターで沪過した後に分析に供した。分析項目はカリウム，ナトリウム，アルミニウム，カルシウム，マグネシウムとpHであり，重金属等はICP発光分析により行った。

3.4.3　実験結果

図－3－10に塩素イオンによるトレーサ実験の結果を示す。予め投入しておいた塩素イオン量が800 mg（塩化ナトリウム1,000 mg/ℓを800 mℓ投入）であるが，この800 mgが流出する日数はカラム1～3で各々7，14，21日であり滞留時間は，設定滞留時間とほぼ一致していることがわかる。

図－3－11に沪液のpHの変化を示す。pH 12.0の焼却灰溶出液は，カラム1でpH 7.0～7.6，カラム2で7.3～7.6，カラム3で7.4～7.6にと，いずれも中性化している。また，設定滞留時間が短いほどpHが低くなる傾向を示した。カラム1の8週間後の沪液と投入水の全炭素（TC）濃度と無機性炭素（IC）濃度の測定結果を表－3－7に示す。これを見ると，pHを低下させた原因は，何らかの影響で炭酸が溶解したためであることが考えられる。今後このメカニズムについては検討する予定である。

金属イオンの挙動を図－3－12に示す。ここで，溶出量がマイナスの値を示しているのは砂中での蓄積を表わしている。各金属とも総て直線的な変化を示しており，カラム1～3に共通して，マグネシウム，ナトリウムが溶出し，カルシウム，カリウム，アルミニウムが蓄積されている。これは，イオン交換によって砂粒子表面に付着していたマグネシウム，ナトリウムが溶出し，投入したカルシウム等が砂に吸着したものと考えられる。

図－3－13に充填砂の置換性陽イオン量を示す。実験開始前と終了時の砂の置換性陽イオン量を比較すると，カルシウムが増加し，マグネシウムの減少が見られる。この結果は，前述の金属イオンの挙動と一致している。

3.4.4　まとめ

浸出水の砂沪過実験より以下の点が明らかとなった。

① 流動炉灰の溶出液を砂沪過した場合，7日間の滞留時間でpH 12.0のものが，pH 7.6にまで低下した。これは，炭酸の溶解によるものと思われる。

② 金属イオンの挙動としては，砂粒子にカルシウム等が吸着しマグネシウム，ナトリウムが溶出する傾向を示した。このことは，砂粒子表面の置換性陽イオン量の変化からも確認した。

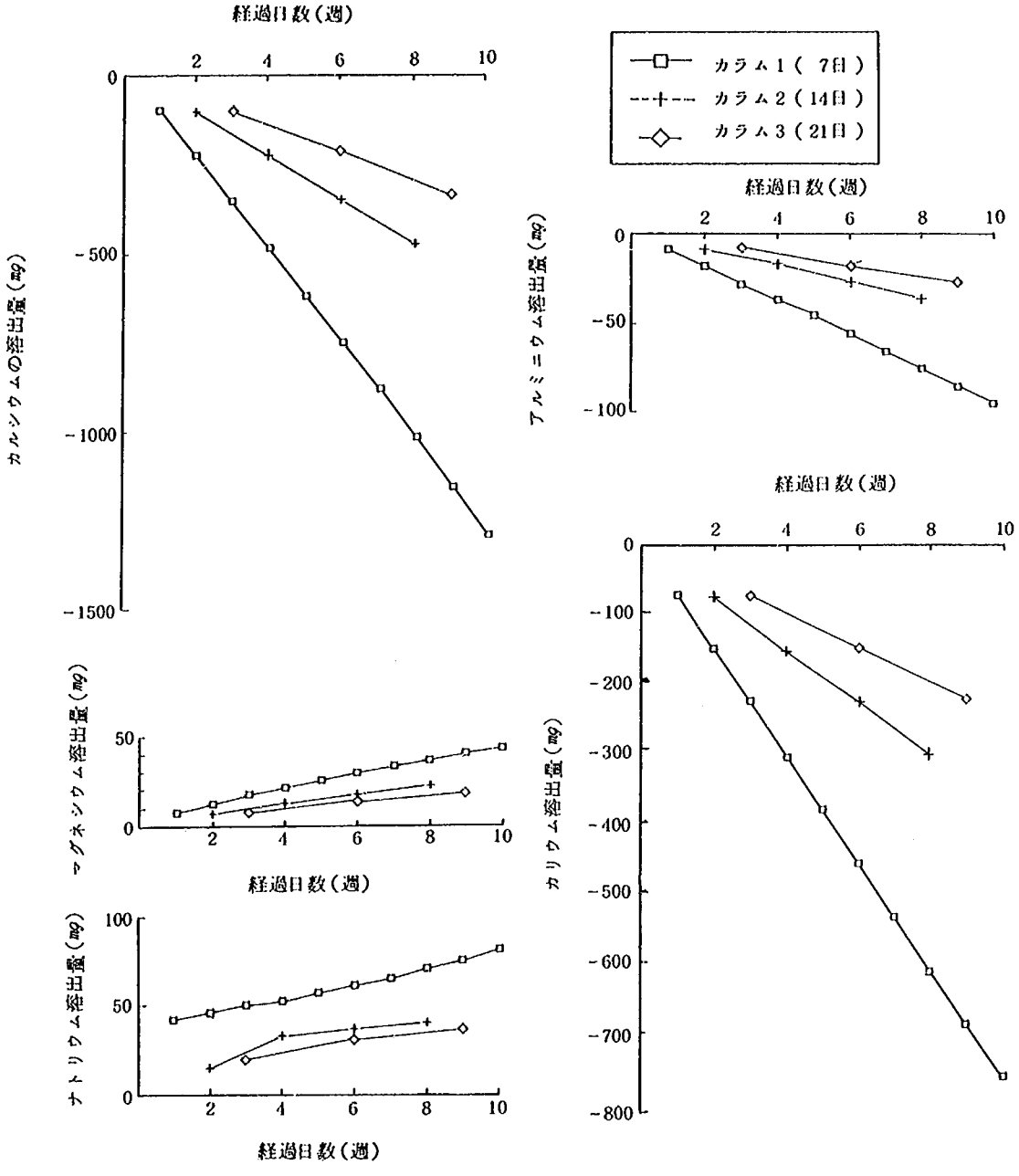
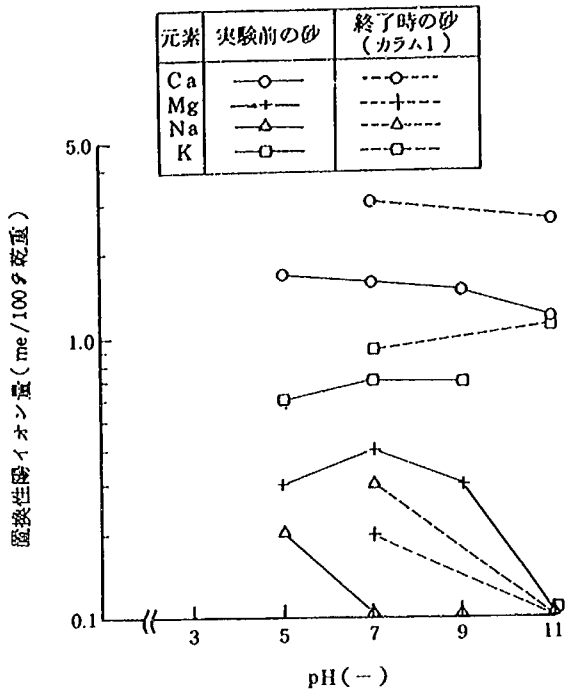


図-3-12　金属イオンの挙動



図－3－13　充填砂の置換性陽イオン量

III 下水道事業調査費による研究

1．汚濁負荷の原単位に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明

1．調査の目的

汚濁負荷原単位は下水道計画及び下水道施設の設計のために最も基礎的な資料の１つとして利用されているが、これらは社会構造の変化、生活様式の変化等によって変化するほか、地域的にもその数値の異なる性格を有するものである。

また、湖沼の富栄養化が問題になるなど、水質汚濁の機構が複雑多様化する中で、従来の有機汚濁を中心とする原単位指標以外にもリンや窒素等新たな指標に係わる数値の整備、実態に対応した表示方法の整理も必要となっている。また、きめ細かい水質汚濁防止計画、あるいは下水道計画を樹立する上で、原単位についてよりも一層精度の高い情報の収集、整理が要求されるようになっている。

本調査は、このようなことを背景に従来の原単位の精度向上及び面的な発生源等について新たな資料の集積を行うために実施するものである。

2．前年度までの調査結果

①住宅地からの汚濁流出調査を千葉県手賀沼の周辺地域、東京都多摩ニュータウンにおいて実施し、雨天時に下水道整備が進んだ地域と遅れている地域を比較した場合、平均水質は溶解性成分で大差がないが、非溶解性成分は前者の方が後者よりかなり小さかった。

②林地からの汚濁流出調査を東京都多摩ニュータウン、茨城県裏筑波で実施し、晴天時と雨天時での水質を比べると雨天時にはＣＯＤはかなり高くなるが、ＢＯＤ、Ｔ-Ｎ、Ｔ-Ｐについては大差がなかった。

③科学万博会場からの負荷量調査を実施し、水量、負荷量の原単位を算定した結果汚水量原単位は昼間入場者が２０万人となると３０ℓ／人程度になる。また、ＢＯＤの濃度がかなり高くなる傾向になる。

④水田からの負荷量調査を実施し、用水が間欠的に供給されている場合には排水量が昼間よりも夜間に多量に出ることが分かり、通日調査を行って負荷量の把握を行う必要があった。また、排水水質は代かき、田植期にはかなり悪化する傾向がみられた。

3．昭和６２年度調査の内容と結果

3．1　水田負荷量調査

昨年度に引き続き水田からの汚濁負荷量を調査し主として湛水期の水収支、物質収支を検討した。

３．１．１ 調査方法

昨年度調査より用排水の水収支を連続的に把握する必要性があることが分かったため、今年度は昨年度の調査地点４箇所のうち連続的な流量測定が比較的容易な千葉県沼南町の泉地区において５～９月の各月１回合計５回実施した。

対象水田群の用排水量を連続的に把握し、用排水の水質は自動採水器を用いて２時間間隔で採水し、分析した。

３．１．２ 調査結果

（１）流量測定結果

調査を行った５回の流量測定結果を表－１に示す。調査期間中に降雨のあった場合も含まれており、降雨を含む期間（全期間）での流出率を見るとそれぞれ大きな相違が出ている。７～９月の調査期間中の５降雨の雨量R(㎜)と総流出高q(㎜)の関係を求めると

$q = 0.779R - 4.14$ となった。

（２）用排水水質の比較

用水水質と排水水質の関係を湛水期間中のスポットサンプル値で比較すると図－２となる。

（３）用排水負荷量から見た水田の評価

水田の水収支は、降雨の有無により大きく異なるため調査期間を晴天時と雨天時の調査に分けた。期間全体での用排水負荷量の比をを表－６に示す。表より晴天時には一般に用水負荷量より排出負荷量の方が小さいが、雨天時には減少率が小さくなる。調査期間中の降雨に対して流出負荷量を測定した。７～９月の５降雨を対象に、降雨量と流出負荷量の関係を図－３に示す。降雨量R（㎜）と流出負荷量L（g/ha）の関係を

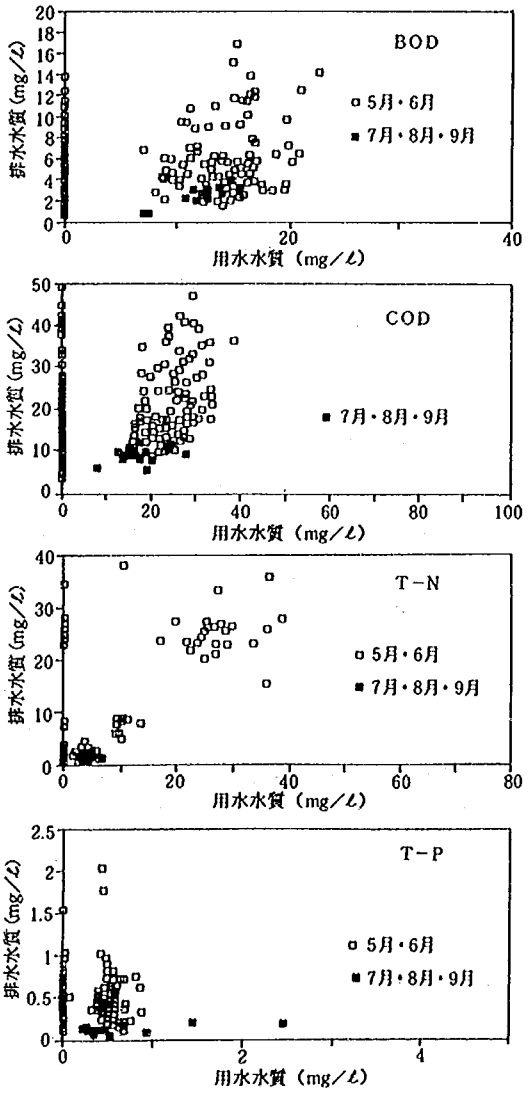
$L = aR^b$ （a，b：定数）

と仮定するとＣＯＤ、ＴＮ、ＴＰの水質項目でb＞１

表－１ 用排水量のとりまとめ （mm）

	用水量		降雨量	排水量(全期間)		排水量(晴天日)		流出率	
	合計	1日当	合計	合計	1日当	合計	1日当	晴天日	全期間
5月	137	16.0	…	60	7.0	60	7.0	0.44	0.44
6月	39(57)	15.6	22	86	18.9	35	14.0	0.90	1.09
7月	7	3.2	14	10	2.0	4	1.8	0.57	0.47
8月 注	10	3.6	8	17	3.1	6	2.1	0.60	1.89
9月	…		117	76	5.2	…	…	…	…

注1： 8月の用水量は、ポンプの運転が2時間しかなかったため、昭和61年8月のデータを使用している。
2： 6月の用水量（）書は雨天時に供給された用水量を含む。



図－２ 用水水質と排水水質の関係

注 用水水質が０の時のデータは雨天時又は夜間用水が停止した時のものである。

となり、降雨の増大に伴い排水水質の悪化が起こることが分かる。

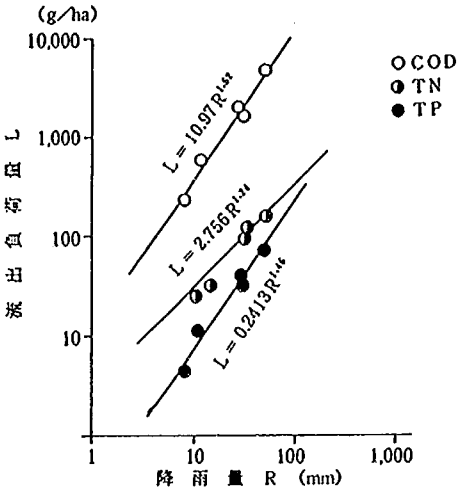
（4）灌漑期間中の水量と負荷量の試算

対象水田群での水量と負荷量の収支を5～8月の灌漑期間全体で試算した（図－4）。

考え方は(i)用水を利用した時の排水負荷量、(ii)降雨による流出負荷量を合算した。また施肥量、収穫量はアンケートから推測した。降雨による負荷量は実測値と文献値[1]より算定した。

この結果T-Nは用排水が、T-Pは施肥とイネの収穫が収支に大きな影響を持つことが判明した。

また排水で系外に持ち出される負荷量は晴天時の方が雨天時よりもかなり大きい結果となっているが、この理由として5～8月の雨量が例年よりかなり少なかったことと、降雨と流出負荷量の関係が代かき、田植時期のデータが得られていないことが考えられ、実際より少な目の算定となっていると思われる。

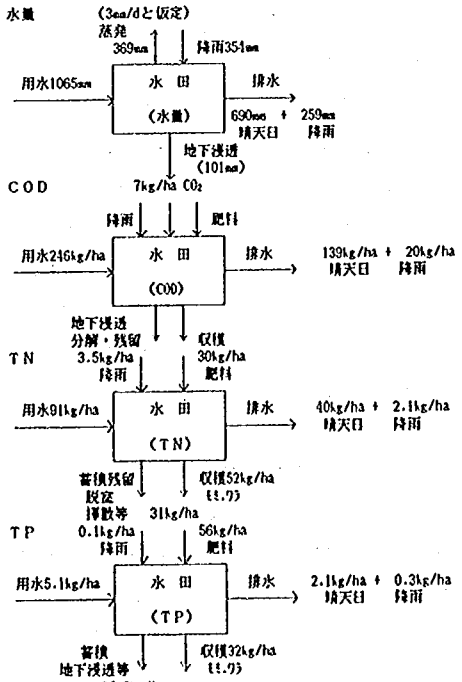


図－3　降雨量と流出負荷量の関係

表－2　排出負荷と流出比

			BOD	COD	T-N	T-P	摘要
排水負荷量 g/ha	5月 代かき	晴天日	22	80	44	1.8	
		全期間	22	80	44	1.8	降雨はなかった
	6月 田植後	晴天日	44	104	9.1	0.93	
		全期間	43	153	17	1.4	
	7月 追肥	晴天日	2.3	7.3	0.83	0.12	
		全期間	2.6	9.5	0.98	0.17	
	8月	晴天日	6.6	14	1.3	0.089	注2
		全期間	2.2	9.4	2.5	0.16	
流出比	5月 代かき	晴天日	0.22	0.45	0.48	0.54	－
		全期間	0.22	0.45	0.48	0.54	降雨はなかった
	6月 田植後	晴天日	0.29	0.76	0.37	0.30	
		全期間	0.52	1.04	0.65	0.44	
	7月 追肥	晴天日	0.14	0.33	0.17	0.20	
		全期間	0.25	0.45	0.25	0.41	
	8月	晴天日	0.25	0.54	0.14	0.18	注2
		全期間	2.69	4.56	1.47	2.06	

注1：流出比 ＝ 用水負荷量／排水負荷量　（晴天日）
＝（用水負荷量 ＋ 降水負荷量）／ 排水負荷量（全期間）
である。
2：8月データのうち、晴天日は昭和61年8月のデータを使用した。
これは今年度の8月データは用水時間が2時間しかなかったためである。



図－4　灌漑期の負荷量収支（5～8月）

従って、今後特にこれらの時期の降雨と流出負荷量の関係をさらに調べ、非降流を含めた年間評価を行うことが必要である。また、蒸発散量、イネのに含まれるT-N、T-P量の推定方法等も検討が必要であろう。

3．2　商業地域負荷量調査

現在流総計画や下水道基本計画等では商業地域の発生負荷量を表－4の方法で算定することが多く、排水濃度は家庭系と同等であると仮定している。しかし、商業地域の発生負荷を調査した例[2)]は少なく、表－3に示す方法の妥当性を検討する必要がある。

3．2．1　調査方法

夏、秋、冬の土、日、月曜日に神戸市元町地区と豊中市千里中央地区（表－4）で現地調査を行った。商業地域のみの汚水を集める分流式下水管のマンホール内で流量測定及び1時間ピッチの採水を実施した。

3．2．2　調査結果

（1）排水量の変動

神戸、豊中での平均排水量は約700と1000m³/日であり、夏場に多く冬場に少ない傾向にあった。また、週間変動は豊中の場合、土～日曜日が多いが、神戸の場合、木～土曜日が多く、日間変動もピークが出る時間帯も豊中では昼間がピークでその後減少していくが、神戸では夕方までピークが継続する傾向にあった。また、時間変動率は日平均に対して最大で1.8～2.2倍、最小で 0.2倍であった。

表－3　発生負荷量の推定方法

$$\text{家庭系負荷量} = \left[\begin{array}{c}\text{基礎家庭排水}\\ \text{濃度}\end{array}\right] \times \left[\begin{array}{c}\text{基礎家庭}\\ \text{排水量}\end{array}\right] \times \left[\begin{array}{c}\text{区域内人口}\\ \text{(密度)}\times\text{(人口密度)}\end{array}\right]$$

（基礎家庭原単位）

$$\text{営業系負荷量}_{\text{(商業)}} = \text{(岡上)} \times \text{(岡上)} \times \left[\begin{array}{c}\text{営業}\\ \text{用水量}\end{array}\right] \times \text{(区域内人口)}$$

（営業用水量）

表－4　対象地区の概要

対象地区	神戸元町地区	豊中千里中央地区
面　積	4．4ha	10．9ha
土地利用状況	用途指定は、商業地域。ＪＲ元町駅、阪神元町駅の南側に位置し、飲食店、服飾店、遊技場が混在し古くから商業活動の盛んな都市型商業地区。	用途地域は商業地域。大阪へ通じる北大阪を行線の始発駅を中心として昭和４５年に開発され通勤通学のターミナル機能を持った大型店舗を中心とした開発型商業地区。
定住人口	358	21
主な店舗構成	飲食店　115 飲食料品店　34 サービス業　58 その他・事務所等　307 住居　56 合計　570	百貨店　2 飲食店　69 飲食料品店　17 サービス業　9 その他・事務所等　102 合計　199
来街者数	平日　5～7万人 休日　8～12万人	9万人

表－5　両地区の平均水質

単位：mg/l

		BOD	COD	SS	TN	TP
神戸元町	平均	542	206	259	29.6	5.0
	夏	498	145	182	28.0	3.6
	秋	579	224	300	30.3	5.8
	冬	551	291	327	31.5	5.9
	土	526	218	270	29.6	5.0
	日	633	170	253	28.5	4.9
	月	499	217	251	30.4	5.1
豊中千里中央	平均	433	149	185	34.2	3.7
	夏	449	154	203	27.2	3.5
	秋	430	135	177	39.2	3.8
	冬	416	161	170	38.0	4.1
	土	370	141	170	30.7	3.3
	日	481	149	189	35.9	4.0
	月	149	159	197	35.9	4.0

（2）水質と負荷量の変動

両地区の平均水質を表－5に示す。両地区ともＢＯＤが特に高く、ＣＯＤ、ＳＳも高い値であるが、ＢＯＤとＣＯＤ、ＳＳの比は大きく、溶解性で生物的に易分解なものが多い。季節的にはＴ－Ｎ、Ｔ－Ｐについては冬より夏が高くなる傾向にあった。神戸のＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳは同様の傾向であったが、豊中でのそれらの値は夏の方が冬より低くなった。時間変動は、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳが夕方頃ピークとなるのに対し、T-N、T-Pは昼間台形状となっている。負荷量の時間変動はT-N、T-Pと豊中の

ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳは昼頃ピークを持つ分布であるのに対し、神戸のＢＯＤ、ＣＯＤは夕方にピークとなっている。

（３）流量と汚濁負荷量の相関性

汚濁負荷量Ｌと流量Ｑは密接な関係を持ち、$L = aQ^b$（b= 1.40～1.68,相関関数r= 0.911～0.970）が得られ、ｂ＞１であるから流量の増大とともに水質の悪化が起こることが分かった。この関係を用いて日負荷量を流量Ｑから算定した負荷量と、実測した負荷量の相対誤差は９日間の平均値で、ＢＯＤは２%、ＣＯＤは５%、ＳＳは５%、Ｔ-Ｎは１%、Ｔ-Ｐは４%以内に収まった。従って平均的な負荷量の調査方法として、連続的なデータの入手が困難な場合にはＬ～Ｑ式を実測データで作成し、流量Ｑから算定する方法も有効であることが分かった。

表－６　年間平均の推定値　総括表

区分	項目	流量 m³/日 Q	負荷量 (kg/日) BOD	COD	SS	TN	TP	水質 (mg/ℓ) BOD	COD	SS	TN	TP	摘要 使用基データ
神戸元町	年平均	705	357	130	166	20.5	3.29	507	185	236	29.0	4.7	２カ月単位
	月平均範囲	634～815	297～432	109～174	140～222	17.6～26.4	2.81～4.29	469～570	172～205	220～262	27.7～31.2	4.4～5.1	
豊中千里	年平均	1030	436	155	191	33.7	3.88	423	150	186	32.7	3.8	１カ月単位
	月平均範囲	885～1338	335～666	121～232	149～287	26.5～49.9	3.07～5.68	378～498	136～174	169～215	29.9～37.3	3.5～4.2	

（４）年間負荷量の推定

負荷量調査期間が各地区とも９日間であるため、（３）でのＬ～Ｑ式を用いて年間負荷量を推定した。神戸、豊中の使用水量をもとに、月ごとの曜日別流量を求め、さらに時間流量を算定した後、Ｌに換算し積上げて平均値を出した（表－８）。この結果、前に述べたようにＢＯＤの水質がかなり高く、またＴ－Ｎを除いて神戸の方が豊中より水質が高いことが推定された。

３．２．３　考察

実測値の解析により得られた商業地域の推定負荷量を家庭系負荷量と比較し、従来からの方法について評価を行った。

（１）家庭系の汚濁負荷量

神戸市の住宅地を対象とした下水処理場の流入水質分析結果と、水洗化人口、昼間人口比率をもとに基礎家庭原単位を算定した（表－９）。豊中市は昭和５３年度に行われた実態調査をもとに、使用水量の伸びを雑排水の伸び排水濃度は変わらないと仮定した場合の値で現況を推定した。

表－７　基礎家庭原単位

		流総[1]指針 (50年)	神戸市（昭和61年度） 鈴蘭台T[4]	有野T[4]	平均値	豊中市 昭和[5]53年度調査	豊中市 昭和61年度推計値
排水量 ℓ/人日			311	264	290	219	270
汚濁負荷量 g/人日	BOD	50	64	55	60	49	56
	COD	27	36	29	33	27	31
	SS	38	61	44	53	31	34
	TN	12	9.3	7.8	8.6	10.1	10.4
	TP	1.8	1.4	1.1	1.3	3.7	4.4

表－８　両地区の負荷量の換算人口
：営業用水市 RQ 営業負荷市 Ri

		神戸元町地区 換算人口	神戸元町地区 RQ or Ri	豊中千里中央地区 換算人口	豊中千里中央地区 RQ or Ri
年平均排水量		553人/ha	0.8	350人/ha	
	BOD	1352	2.4	715	2.0
	COD	895	1.6	459	1.3
	SS	712	1.3	515	1.5
	TN	542	1.0	297	0.85
	TP	577	1.0	82(300)	0.23(0.85)
人口密度		81 人/ha			

（）は神戸市の基礎家庭原単位を使用した場合

（２）商業地域における発生負荷量算定方法の提案

（１）で算定した基礎家庭汚水原単位を使って両地区での負荷量を割ると表－１０のようになる。ただし、豊中市のＴＰについては、１０年前のデータをもとにしているためかなり過大となっている可能性があり、参考に神戸市データを使った場合も記している。

神戸市の場合、現在の基本計画によれば当地区の商業地域の人口密度を８０人／ｈａ、営業用水率を７．１倍としている。このことは今回の結果（現在人口８１人／ｈａ、営業用水率６．８倍）とよく一致しており、排水量の推定方法は妥当なものといえる。しかし、発生負荷量は表－１の方法を用いるとＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳはかなり低めに推定されているといえるであろう。従って発生負荷量L_iの推定方法は次のようにする方が妥当である。なお、今回調査区域の営業負荷量率R_{ci}は表－１０に示した値となった。

$$L_i = C_i \times P \times A \times R_o \times R_{ci}$$

又は人口

C_i ： 基礎家庭負荷量原単位　　R_o ： 営業用水率

P ： 人口密度　　R_{oi} ： 営業負荷量率

A ： 対象面積（商業地域）　　i ： 各水質項目

４．まとめと今後の課題

（１）水田負荷量調査を実施し、かんがい期の水収支と物質収支を試算した。この結果、この期間での水田は浄化型に働いていると試算された。しかし、降雨時を含む場合、晴天時よりも汚濁負荷流出比が増大するため、雨天時の流出状況を代かき、田植期に十分調査するとともに、年間を通じた降雨による流出量の算定が必要と思われる。

（２）商業地域の負荷量調査を実施し、負荷量推定方法として、営業用水率の他に営業負荷率の概念が必要であると提案した。この時、R_{oi}はＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳで１よりかなり大きくなることが分かった。今後両地区の他に調査が行われ、R_{oi}と社会活動状況の整理が課題となろう。

なお本調査に御協力いただいた手賀沼土地改良区、神戸市下水道局、豊中市下水道部の関係各位に感謝申し上げる。

参考文献　1)田渕俊雄ほか　：集水域からの窒素・リンの流出　東京大学出版
2)大野茂　：汚水の負荷量・用水と排水ハンドブック(4)
3)日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説　S58
4)神戸市下水道局：昭和６１年度管理年報
5)豊中市下水道部：豊中市旭丘団地実態調査　（昭和５３年度）

2．浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　酒井　憲司

1．調査の目的と必要性

公共用水域の水質汚濁を防止し、水洗化による快適な生活環境を確保するための方策として下水道の整備は重要な位置を占めており、下水道の整備の進行に伴い水質が改善されているという事例は数多く報告されている。他方下水道未整備区域においては生活の快適さを追求するため浄化槽等の施設によって水洗化が図られている。この意味では浄化槽等の分散型処理施設を評価すべきであるが、公共用水域の水質保全施設として、さらには従来の下水道と同程度の役割を有する下水道代替施設として浄化槽等の分散型処理施設を位置付けるためにはこれらの施設の処理機能を的確に評価し、問題点を改善することが必要である。

本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に、①処理機能の把握、②問題点の把握、③経済性の把握、④改善の検討、等を行い、下水道代替施設としての分散型処理施設を水質保全上の施設として位置付けるとともに、現況の分散型処理施設の水質汚濁上のインパクトを明らかにすることを目的としている。

2．前年度の調査結果

a．生活雑排水処理施設の実態調査：　生活雑排水処理施設１５カ所の稼働状況調査を行い、ＢＯＤ除去率が施設の滞留時間と深い関係のあること、エアレーションがＢＯＤ除去の向上に効果のあること、水路内に処理施設を設けたものは除去効率が悪いこと等が明らかとなった。

b．トレンチ処理における水収支：　豚舎排水を処理した水を原水として処理を行っているトレンチ処理槽で水収支を検討したところ、原水として供給した水の約３／４が処理水として流出していることが推定された。

3．昭和６２年度の調査結果

本年度行った調査の内容は次の通りである。

イ．戸別合併浄化槽の処理機能実態調査

ロ．トレンチ処理における栄養塩類の土壌内の分布

3．1　戸別合併浄化槽の処理機能実態調査

戸別合併浄化槽がどのような処理機能を有しているかについて実際に使用されている浄化槽を対象として調査を行った。対象としたのは埼玉県下のＨ市及びＫ市の住宅地で１年以上の期間使用されてい

る合併浄化槽であり、その型式・規模はすべて嫌気ろ床・接触曝気方式の６人槽である。H市における４基については４時間間隔の２４時間採水を３回（昭和６２年５月、８月、６３年１月）行い、H市のその他の１１基とK市の１７基についてはスポット採水（午前１０～１２時に採水）を各１回（H市は６２年１１月、K市は６３年３月）実施した。

(1)　２４時間調査の結果

調査を行った浄化槽の概要を表－１に、浄化槽放流水（滅菌前）の２４時間調査の水質分析結果を表－２に示す。表－２で排出口とあるのはK～Fの４基のある住宅地の全戸の浄化槽からの放流水が河川に排出される出口を指している。本調査の採水方法では１日の間の放流水の水質の変化を完全には把握できないが、それでも放流水の水質が日間、季節のみならず使用している家庭等によりかなりの差のあることが分かる。ＢＯＤでは日間平均２０ mg/ℓ を基準で評価すると３回の調査で全て基準をクリアしたものはない。E基では３回ともクリアしていない。C－B

表－１　調査対象浄化槽の概要（H市　２４時間調査）

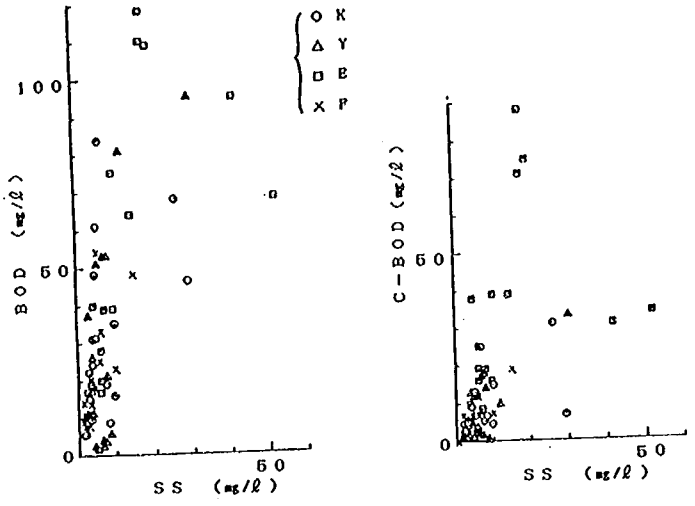
基名	使用人数	浄化槽の使用開始年月	汚泥引抜時期	水道使用量（ℓ／日）		備考
				62．8	63．1	
K	4	60年12月	62年3月	720	890	
Y	6	61年　3月	62年4月	310	1，580	
E	4	61年　3月	62年5月	830	1，550	トイレ洗浄剤入浴剤使用
F	2	61年　4月	62年5月	250	470	

表－２　浄化槽放流水の水質分析結果　（H市　２４時間調査）

基名	調査時期	水温（℃）平均　（最小～最大）	透視度（cm）平均　（最小～最大）	SS（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	BOD（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	C－BOD（mg/ℓ）平均　（最小～最大）
K	62．5	21．4(20.5～22.0)	24　(14～ 39)	9．5(4.0～26.0)	55　(31　～84　)	10　(9.1～31　)
	62．8	26．1(25.6～26.8)	42　(21～ 52)	7．9(3.8～29.2)	25　(11　～46　)	4．5(1.1～ 7　)
	63．1	14．7(13.4～16.0)	76　(51～100)	6．0(2.0～ 9.8)	12　(5.5～19.0)	4．3(2.4～ 6.5)
Y	62．5	19．4(17.8～20.0)	33　(17～ 50)	6．2(3.5～12.0)	35　(11　～81　)	12　(3.4～18　)
	62．8	24．9(24.0～25.7)	50　(36～ 55)	6．3(4.4～ 8.6)	3．2(1.8～ 5.8)	1．4(0.5～ 2.1)
	63．1	14．2(12.7～15.4)	68＜(18～100＜)	8．9(2.4～30.0)	46　(11　～95　)	12　(3.4～33　)
E	62．5	18．2(17.0～19.0)	27　(15～ 38)	7．9(4.5～14.5)	41　(17　～75　)	29　(16　～39　)
	62．8	24．8(24.2～25.3)	51　(10～ 93)	4．6(2.4～ 9.0)	22　(9.1～39　)	7．2(4.2～16　)
	63．1	13．8(12.8～14.5)	17　(12～ 28)	26．2(8.0～52.0)	87　(19　～119)	53　(19　～88　)
F	62．5	18．7(18.0～19.5)	55　(20～ 97)	6．0(1.9～15.0)	28　(7.4～54　)	9　(1.0～19　)
	62．8	24．6(23.5～25.0)	97＜(82～100＜)	1．7(0.4～ 3.2)	11　(5.4～20　)	1．3(0.0～ 2.3)
	63．1	12．7(11.4～14.0)	63　(31～ 70)	4．9(2.6～10.0)	16　(7　～25　)	6．6(4.2～ 7.2)
排出口	62．8	18．0(17.0～18.5)	31　(18～ 61)	18．9(8.2～28.7)	44　(15　～63　)	14　(5.4～23　)
	62．8	24．9(24.2～25.3)	60　(27～100＜)	7．9(5.8～13.2)	17　(9.2～29　)	4．1(1.5～13　)
	63．1	12．6(10.2～13.2)	39　(20～ 76)	10．4(4.4～16.0)	23　(11　～41　)	9．4(2.8～23　)

基名	調査時期	COD（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	S－TOC（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	T－N（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	NO3－N（mg/ℓ）平均　（最小～最大）	T－P（mg/ℓ）平均　（最小～最大）
K	62．5	25　(18　～30　)	18．1(14.1～19.8)	14．7(12.8～16.5)	3．3(0.6～ 6.3)	3．32(2.80～4.02)
	62．8	14　(11　～22　)	7．5(4.6～ 8.9)	17．0(14.1～19.9)	7．0(5.9～ 8.5)	3．74(3.46～4.38)
	63．1	8．8(7.3～11　)	12．8(10.5～14.5)	9．0(6.0～11.7)	6．1(4.3～ 9.4)	2．76(2.36～3.16)
Y	62．5	20　(15　～33　)	13．8(10.3～21.0)	14．6(11.4～17.5)	4．3(1.6～ 7.0)	2．20(1.86～2.60)
	62．8	7．7(6.7～ 8.2)	4．7(3.6～ 7.3)	10．6(9.4～11.9)	6．8(5.1～ 7.8)	0．77(0.68～0.90)
	63．1	14　(8.1～24　)	14．2(12.7～15.9)	23．0(19.3～25.9)	7．7(5.5～ 8.9)	2．52(2.26～2.78)
E	62．5	23　(10　～29　)	20．0(14.1～28.9)	9．6(8.5～12.4)	0．9(0.1～ 1.2)	1．61(1.20～2.08)
	62．8	10　(8　～13　)	6．0(3.8～ 7.4)	7．3(4.9～ 9.8)	1．0(0.0～ 1.7)	0．69(0.48～0.86)
	63．1	26　(16　～35　)	23．6(19.1～29.0)	18．6(13.8～22.1)	0．0(0.0～ 0.1)	1．96(1.46～2.50)
F	62．5	17　(13　～31　)	13．2(9.4～17.8)	20．0(26.1～32.8)	14．2(12.6～18.3)	4．36(3.92～5.32)
	62．8	7．3(6.2～ 8.8)	4．3(4.0～ 5.0)	10．6(9.5～13.3)	6．0(4.8～ 7.0)	1．19(0.94～1.38)
	63．1	12　(8.3～14.4)	12．0(8.3～14.4)	31．0(29.2～32.9)	22．9(21.6～24.1)	3．64(3.52～3.74)
排出口	62．5	20　(9　～30　)	－－　………	13．8(5.9～19.6)	3．2(2.2～ 4.3)	2．14(0.76～3.11)
	62．8	9　(6　～13　)	5．0(2.9～14.2)	9．1(5.3～15.0)	2．0(1.0～ 3.4)	0．98(0.56～1.78)
	63．1	15　(8.7～21　)	16．6(10.8～19.5)	23．9(15.1～31.0)	5．9(3.1～ 8.2)	2．03(0.90～2.62)

ＯＤ（ＡＴＵを添加して硝化を抑制したＢＯＤ）を見るとＫ、Ｙ、Ｆの各基ではＢＯＤのほぼ１／３であり、これらの基では硝化によるＢＯＤ（Ｎ－ＢＯＤ）がＢＯＤを高めていることが分かる。Ｅでは６２年８月以外はＣ－ＢＯＤがＢＯＤの６０～７０％を占めており、これがＢＯＤを高めている。次にＢＯＤ、Ｃ－ＢＯＤとＳＳとの関係を図－１に示す。ＳＳが５mg /ℓ 以下と低いレベルでもＢＯＤは最大４８mg/ ℓ となっている。Ｃ－ＢＯＤではバラつきは多少少なくなっている。Ｃ－ＢＯＤが２０mg/ ℓ 以下となるのは、ＳＳが概ね１０ mg/ℓ 以下の場合である。Ｅ基ではＳＳに比べてＣ－ＢＯＤがきわめて高い時があり、放流水中の窒素をみるとＥ基では年間を通じてほとんど硝化されていないが、他の３基では少し硝化が進んでいる。



図－１　浄化槽放流水のＳＳとＢＯＤ、Ｃ－ＢＯＤの関係

(2)　浄化槽内の水質

Ｋ～Ｆの４基を対象として槽内の水質を調査した結果を表－３に示す。この調査では槽内の嫌気第１槽（Ａ１）、嫌気第２槽（Ａ２）、接触曝気槽（Ｏ）、沈澱槽（流出）の各槽の上澄水（表面にスカムのある時はスカムの下の水）を４時間間隔で２４時間採水し、ＧＦＢでろ過したろ液を分析に供した。表－３には昭和62年８月と63年１月に行った結果の日間平均値

表－３　浄化槽の各槽における水質変化（日市　24時間調査、日間平均）

項目	槽名	K 62.8	K 63.1	Y 62.8	Y 63.1	E 62.8	E 63.1	F 62.8	F 63.1
PH	A1	6.85	6.69	6.87	6.83	7.10	7.11	6.97	6.84
	A2	7.07	7.26	6.67	7.09	7.36	7.33	7.43	6.45
	O	7.16	7.37	6.60	7.11	7.42	7.61	7.54	6.21
	流出	7.14	7.26	6.58	7.23	7.26	7.46	7.13	6.77
S-TOC (mg/l)	A1	70.0	99.0	52.8	63.1	53.8	42.3	49.2	69.1
	A2	8.9	12.4	6.5	14.9	5.1	30.2	8.0	16.1
	O	10.5	11.8	4.7	13.3	4.8	17.7	4.8	12.3
	流出	7.5	12.8	4.7	14.2	6.0	23.6	4.3	12.8
S-T-N (mg/l)	A1	30.0	27.5	28.0	26.9	35.5	18.8	31.1	31.9
	A2	17.5	8.9	13.6	23.0	8.9	17.1	16.6	32.3
	O	18.0	8.5	11.1	22.7	5.0	14.8	14.2	31.0
	流出	16.3	8.7	10.2	22.5	7.0	16.4	10.5	30.6
NH4-N (mg/l)	A1	26.4	21.5	23.9	17.0	21.5	7.4	18.9	22.1
	A2	3.9	2.3	4.1	10.5	1.6	16.1	8.8	7.7
	O	2.7	1.0	0.7	9.0	1.4	12.3	3.7	6.0
	流出	6.9	1.8	2.1	12.8	4.6	13.8	3.5	6.4
NOx-N (mg/l)	A1	0.1	0.4	0.1	1.0	0.2	2.0	0.5	0.8
	A2	11.5	5.5	7.4	10.5	2.8	0.2	6.1	23.7
	O	11.8	6.4	8.8	11.4	2.3	0.4	6.1	25.0
	流出	7.6	6.1	6.8	7.7	1.0	0.0	6.0	22.9
S-T-P (mg/l)	A1	3.65	3.29	2.49	2.30	2.49	1.17	2.66	2.98
	A2	3.43	2.84	1.05	2.19	0.41	1.61	1.84	3.46
	O	3.30	2.60	0.74	2.15	0.31	1.53	1.50	3.40
	流出	3.62	2.61	0.53	2.34	0.50	1.55	1.18	3.57

注：Ａ１－嫌気第１槽　Ａ２－嫌気第２槽　Ｏ－接触曝気槽　流出－沈殿槽

を示した。各槽の水質を比較すると次の点が指摘できる。

a．嫌気第２槽と接触曝気層の水質がほぼ同じレベルにある。Ｓ－ＴＯＣとＮＨ4－Ｎでは接触曝気槽が少し低く、逆にＮＯx-Ｎでは接触曝気槽の方が少し高いが、両槽共よく似た水質となっている。

b．接触曝気槽と沈澱槽の水質をみるとＮＨ4-Ｎは後者が高く、ＮＯx-Ｎは前者が高くなっている。また一部でＳ－ＴＯＣの値が沈澱槽で高くなっている例が見られる。

c．ｐＨの値は嫌気第１槽が最も低いというケースが多い。

d．嫌気第１槽と沈澱槽の値から求めた除去率は以下の通りである。

Ｓ－ＴＯＣ：　６２年８月には４基共９０％前後であるが、６３年１月には少し低くなっており、特にＥ基では５０％以下となっている。

Ｓ－Ｔ－Ｎ：　６２年８月では４６～８０％、平均６４％となっているが６３年１月には１基を除いて極めて低い値にとどまっている。

Ｓ－Ｔ－Ｐ：　６２年８月には１基を除いて５５～８０％という高い除去率を示しているが、６３年１月には各基共除去率は低く、一部では流出水の値の方が高くなっているケースがある。

a．に関しては調査を行った浄化槽が自然移送型（接触曝気槽の剝離汚泥がエアレーションにより前段の嫌気第２槽へ返送される型式）であることと関係があり、接触曝気層と嫌気第２槽上部が実質的に連続していることを示している。

b．については沈澱槽底部ないし壁面には付着した汚泥による脱窒及びＮＨ4-Ｎの溶出が生じているものと推定される。

表－４　浄化槽放流水の水質分析結果（スポット採水調査　１０AM～１２AM 採水）

市名	基名	水温	PH	透視度	SS	BOD	C-BOD	S-TOC	T-N	NH4-N	NOx-N	T-P	O槽のMLSS	放流水の着色
H	1	18.5	6.80	44	0.3	6.2	3.2	11.6	17.1	2.8	13.8	2.02	多	無
	2	18.5	7.35	11	22	54	52	44.1	31.4	27.2	0.0	1.98	少	無
	3	18.5	7.09	64	2.0	2.4	2.0	17.2	42.3	29.2	11.5	4.90	少	無
	4	19.0	7.82	78	2.3	6.2	4.7	16.3	23.4	7.2	15.3	3.46	少	無
	5	19.5	6.76	100<	0.3	4.2	2.1	14.0	21.1	5.8	15.3	--	少	無
	6	18.5	7.28	50	4.0	21	9.6	21.2	21.1	10.6	1.8	3.62	やや多	無
	7	19.0	7.32	46	4.6	7.1	5.2	18.4	38.1	33.6	0.5	3.68	少	無
	8	19.0	7.25	100<	2.4	4.8	2.6	13.9	15.9	7.6	8.0	2.90	少	無
	9	18.5	7.25	100<	1.6	5.1	4.7	17.3	18.0	8.3	9.3	2.72	少	無
	10	20.0	7.00	12	24	55	52	38.1	24.5	23.8	0.5	2.10	少	無
	11	19.5	6.89	34	12	36	38	28.1	20.2	14.0	0.0	4.34	少	無
K	1	16.1	7.41	--	10.3	18	16	22.3	29.9	29.4	0.5	2.38	731	無
	2	15.5	6.49	--	6.0	8.3	7.2	15.0	35.7	14.3	11.3	3.10	401	無
	3	10.5	6.25	--	5.4	9.1	3.9	11.0	54.4	14.8	34.4	4.80	25	無
	4	14.0	6.81	--	12.9	13	7.0	20.1	52.4	27.4	25.0	6.80	2150	無
	5	15.2	6.28	--	7.2	5.0	2.6	8.0	26.3	0.8	24.1	3.58	1260	無
	6	15.0	6.92	--	13.3	21	16	18.1	12.7	11.2	1.5	2.30	1200	無
	7	16.5	6.76	--	15.8	9.5	4.6	16.1	48.3	20.2	19.1	4.24	1470	無
	8	16.2	7.38	--	5.8	10	5.3	17.9	44.7	31.8	10.9	4.92	39	無
	9	12.5	6.22	--	11.5	10	7.2	22.1	54.8	16.0	32.0	5.22	85	無
	10	12.5	7.48	--	11.0	20	18	31.7	31.9	31.7	0.2	2.72	11	無
	11	17.5	7.03	15	14	18	8.2	12.0	43.7	23.5	19.0	5.05	32	有
	12	16.8	6.95	30	6.0	8.5	4.8	10.3	29.6	5.4	20.8	4.25	88	無
	13	13.6	6.89	26	7.0	10	8.4	13.5	28.9	10.2	18.0	3.15	532	無
	14	13.0	6.76	10	32	131	116	39.6	52.0	41.0	0.5	4.90	259	有
	15	13.8	6.82	4	45	50	31	23.3	43.1	10.6	27.5	4.55	72	無
	16	13.8	7.16	17	7.0	12	7.4	10.1	14.2	1.8	10.2	1.40	174	無
	17	14.2	7.12	7	38	25	13	29.3	54.8	24.9	20.4	7.70	1972	無

単位：透視度は　cm、水温は　℃、その他ｐＨと流出水　mg/ℓ

(3) スポット採水調査の結果

H市とK市で行った浄化槽放流水の調査結果を表－4に示す。

H市の11基の結果を見るとBODでは10mg/ℓ 未満のグループと20mg/ℓ 以上のグループにはっきりと分かれている。後者のグループは4基で水質面での特徴は次の通りである。

イ．SSが高い。（10 mg/ℓ 以上ある）

ロ．S－TOCが高い。（20 mg/ℓ 以上）

ハ．NOx－Nが低い。（0～1.8 mg/ℓ）

ニ．BOD とC－BODがほぼ等しく、N－BODがわずかである。

K市の17基の結果を見るとBODとSS及びS－TOCとの関係はH市の結果ほど明確ではないが、BODとNOx-Nの関係ではNOx-Nが0.2～1.5 mg/ℓ と低いものでBODが高い傾向がある。

両市におけるスポット採水調査の結果から、放流水のBODが20 mg/ℓ 以上と高い浄化槽の水質面の特徴として硝化がほとんど進んでいないことを挙げることができる。この調査では硝化が進み、かつ放流水中にNH4-Nが高濃度で残存している場合でもN－BODはあまり高くはなかった。

(4) 浄化槽汚泥の性状

H市で24時間調査（昭和63年1月）を行った4基の浄化槽に堆積していた汚泥を分析した結果を表－5に示す。なお嫌気第1槽には沈澱汚泥と浮上スカムの両者が槽内に存在しているが今回は前者のみを対象とした。（注：浮上スカムはほとんどがトイレットペーパーと油分の塊りである）

汚泥のVS比はほぼ80%となっているが、N及びPの含有率は嫌気第1槽汚泥で低く、嫌気第2槽接触曝気層の汚泥ほど高い。重金属元素は各基共似たようなオーダーの値となっているがF基の嫌気第2槽及び接触曝気槽の汚泥中のMnは他より1～2桁高い値となっている。

表－5　浄化槽汚泥の分析結果　（H市 昭和63年1月採取）

基名	槽	VS比 (%)	N (mg/g·SS)	P (mg/g·SS)	Cd (μg/g·SS)	Cu (μg/g·SS)	Fe (μg/g·SS)	Mn (μg/g·SS)	Ni (μg/g·SS)	Pb (μg/g·SS)	Zn (μg/g·SS)	Al (μg/g·SS)
K	A1	82.8	42.1	13.4	1.4	610	2300	66	16	tr	1090	14800
	A2	81.9	67.6	21.6	2.0	756	1950	66	21	tr	662	15700
	O	78.6	67.4	24.5	tr	806	1980	88	9	15	810	21000
Y	A1	73.0	50.1	17.3	0.7	784	3580	86	51	42	1510	22100
	A2	83.4	70.4	17.2	2.7	1010	2970	87	95	15	1310	15400
	O	80.2	63.8	19.6	tr	1220	4070	90	122	21	1260	18800
E	A1	72.8	30.9	16.8	2.9	691	2100	46	54	7	933	19100
	A2	49.2	27.4	15.3	tr	1100	11100	203	46	8	622	27000
	O	70.4	69.8	14.4	1.7	982	2180	44	18	12	395	49500
F	A1	83.8	47.7	13.4	1.4	610	2960	206	25	15	1150	10800
	A2	70.8	68.7	21.6	2.6	756	7870	1230	54	33	928	12500
	O	81.0	82.8	24.5	tr	806	5030	6800	16	54	370	11500

注：槽の欄の A1は 嫌気第1槽，A2は 嫌気第2槽，Oは 接触曝気槽

3．2　トレンチ処理における栄養塩類の土壌内の分布

当研究室では東北地方建設局北上ダム統合管理事務所と共同してトレンチ処理の実験を継続しており、本年度で１０年目を迎えている。トレンチ処理槽は長さ25m、巾 7.5m（昨年までは 6.0mと報告してきたが、今年度実測した所 7.5mあったため訂正する）、深さ 1.1～ 1.5mで、この中に長さ25m、径75mmの有孔管が４本埋設されている。実験原水は豚舎排水の沈澱、接触酸化処理後の水である。本年度はトレンチ処理槽内の土壌中における窒素、リン、カリウムの各元素の分布状況の調査を行った。

まず本年度のトレンチ処理の状況を表－６に示す。表－６の結果はスポット試料によるもので、処理槽への流入、流出をきちんと把握したものではないが、原水中の窒素がほとんど未硝化であるのに対して処理水ではほとんどが硝化されていること、及びリン、ＢＯＤがきわめて高い除去率で除去されていることが分かる。この傾向は実験開始時から変わっていない。

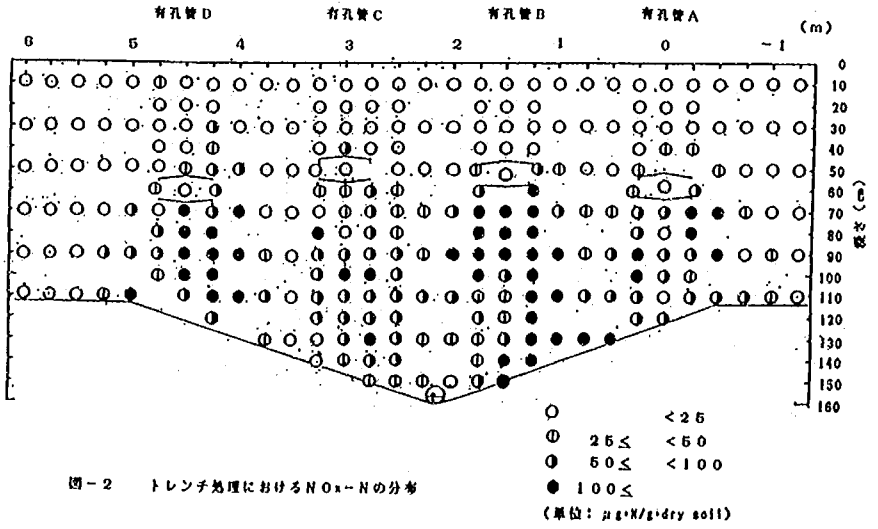
次に土壌中の栄養塩類の分布についてであるが、今回の調査では流入部から１３～１４mの地点において 7.5m巾の全断面を底部のシートまで掘削し、その断面（下流側）で土壌を採取した。採取した土壌は次の方法で前処理し、分析に供した。

ＮＯx-Ｎ：試料（湿重で5～10g）とイオン交換水（100cc）を混合し、室温で１０分間撹拌し、上澄水をＧＦＢで分画し、ろ液中の

表－６　トレンチ処理における水質分析結果

年月	原水					処理水			
	水温	NH4-N	NOx-N	T-P	BOD	NH4-N	NOx-N	T-P	BOD
62.7	18.0	80.7	1.2	31.5	160	1.8	10.5	0.01	1.6
8	18.5	47.3	0.7	11.9	61	5.8	13.1	0.01	5.1
9	17.8	20.3	1.6	3.71	18	1.9	31.0	0.03	4.5
10	15.7	17.2	3.2	2.34	4.9	1.1	26.8	0.01	3.8
11	9.1	33.8	1.0	4.12	31	0.3	26.3	0.02	1.6
12	6.8	43.3	1.4	5.37	22	0.4	27.5	0.02	0.2
63.1	0.8	51.6	1.5	15.2	126	3.9	23.2	0.01	5.0

注：各月１回のスポット採水による　，　単位は水温が　℃、その他は mg/ℓ



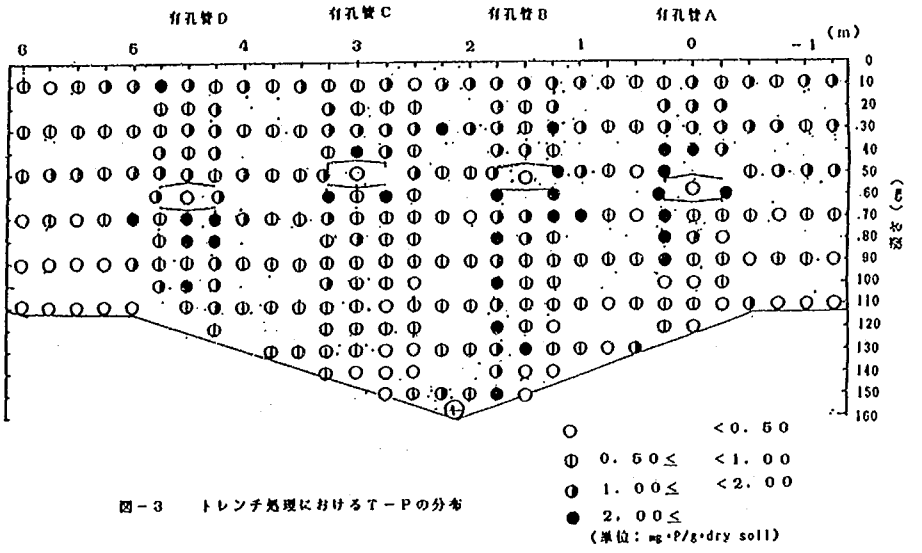
図－２　トレンチ処理におけるＮＯx－Ｎの分布

ＮＯx-Ｎをテクニコンで分析する。

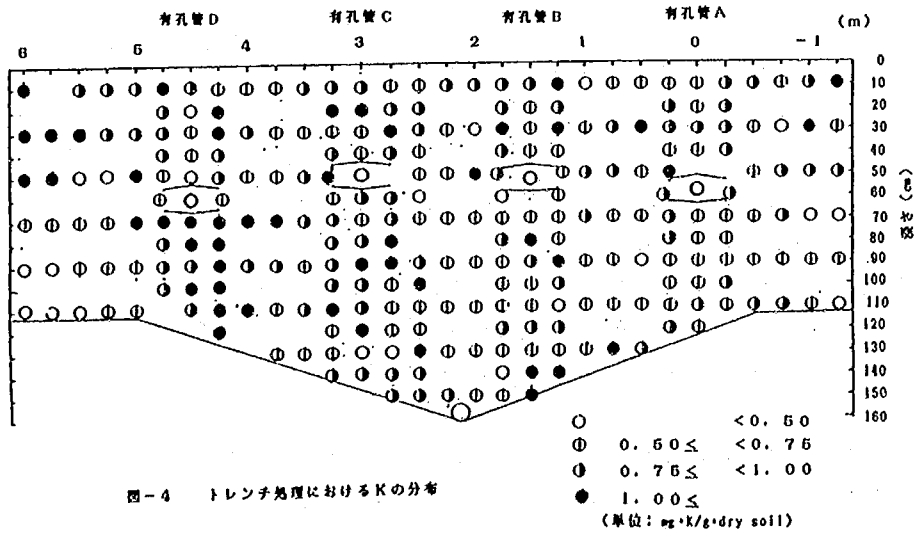
Ｔ－Ｐ：　試料中の有機物を硫酸・硝酸を加えて加熱し、よく分解させ、分解液をＧＦＢで分画し、ろ液中のＴ－Ｐをテクニコンで分析する。

Ｋ　：　Ｔ－Ｐと同じ操作で得たろ液を原子吸光法で分析する。

結果は総て土壌の乾燥重量当りの量で表した。ＮＯx-Ｎ、Ｔ－Ｐ、Ｋの結果を図－２、図－３、図－４に示す。ＮＯx-Ｎの分布を見ると大半が有孔管より下の部分に存在していること、また有孔管によっ



図－３　　トレンチ処理におけるＴ－Ｐの分布



図－４　　トレンチ処理におけるＫの分布

で下部のＮＯx-Ｎの濃度に差のあることが分かる。Ｔ－Ｐの分布を見るとＮＯx-Ｎの場合と異なり、有孔管の上部にもリンが多く存在している。有孔管より下の土層におけるＴ－Ｐの分布はＮＯx-Ｎの場合と同様に有孔管により差があり、ＢとＤで濃度が高くなっている。Ｔ－Ｐの濃度の高い範囲は各有孔管とも有孔管周辺の砕石層（巾約５０cm、高さ15～20cm）の下部に多くみられる。Ｋの分布はＴ－Ｐとよくにているが、処理槽の周辺で高濃度の部分が存在している。

土壌に吸着されにくいＮＯx-Ｎとよく吸着されるＴ－ＰやＫとの間に見られる分布の相異は有孔管を出た後の水の動きを示唆している。つまり有孔管を出た水は砕石層を経て、一部は上方へ、残りは下方へと向い、上方へ向かった水は一部が蒸発散で地表から消失し、残りが下方へ戻ってくるという動きが推定される。

図－２～図－４の結果から土壌の見かけの密度を一定（0.8 g/cc）として土壌中に存在する栄養塩の量を有孔管の上、周辺、下の３つの領域に分けて算定した結果を表－７に示す。ＮＯx-Ｎは８０％が有孔管の下部に存在しているが、Ｔ－ＰとＫは有孔管の上と下にほぼ同量ずつ存在している。表－７の分布状態が長手方向に２５ｍに沿って一様に続いていると仮定して処理槽中の全量を求めるとＮＯx-Ｎ、Ｔ－Ｐ、Ｋで各々 8.2, 220,150 kgとなる。原水中のＮＨ4-ＮとＴ－Ｐを４０、１０mg/ℓ、水量を日量３ｍとすると処理槽中の存在量はＮＯx-Ｎで６８日分、Ｔ－Ｐでは２０年分というオーダーになる。ＮＯx-Ｎのこの値は水の滞留時間とほぼ同じレベルである。

表－７　土壌内の栄養塩の存在量

場　所	有孔管より上部	有孔管の周辺	有孔管より下部	合　計
断面積	3．30	0．90	5．20	9．40
NOx－N	0．33（10）	0．32（10）	2．61（80）	3．26（100）
T－P	34．8（40）	15．2（18）	36．2（42）	86．2（100）
K	26．7（46）	4．6（8）	27．2（46）	58．5（100）

注：断面積（m²）に１ｃｍの厚みをかけた分の土壌中に含まれる各成分の量（g）で表示
（　）内は百分率

４．まとめ

本年度の調査結果をまとめると次のようになる。

ａ．戸別合併浄化槽の処理機能について２４時間採水及びスポット採水により調査を行った結果、処理機能は季節、時間、使用家庭によりかなり変動しており、良好な処理水を放流しているものがある一方で、かなり悪い水を放流しているものも少なくなかった。処理水のＢＯＤについてはＮ－ＢＯＤが値を高めている場合とＣ－ＢＯＤ自体が高い場合の両ケースがあり、後者においては硝化の進んでいないことと関係が深かった。

ｂ．トレンチ処理槽における土壌中のＮＯx-Ｎ、Ｔ－Ｐ、Ｋの含有量を測定した結果、Ｔ－ＰとＫは有孔管の上部と下部にはほぼ同量ずつ、ＮＯx-Ｎでは大半が有孔管下部に存在していることが明らかとなった。またこれらの成分は主として有孔管周辺の砕石層及びその下部に存在していることが分かった。

3．下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査

下水道研究室　室　　長　竹石　和夫
主任研究員　谷戸　善彦

1．調査の目的と必要性

昭和61年度末現在、我が国の下水道普及率は、わずかに37%であり、下水道整備に対する国民のニーズは非常に強い。また、浸水の防除、公共用水域の水質保全という国土の保全の観点からも下水道整備の必要性は高い。しかし、昨今、財政事情は必ずしもはかばかしくなく、下水道整備対象地域が、大都市部から、人口密度が低く整備効率の悪い地方都市・農山村部へ移行してきていることもあって、下水道整備をとりまく条件は必ずしもよくない。こうした中で、下水道事業を進めていくにあたって、今後は、「下水道事業の計画的・効率的整備」が極めて重要な課題となろう。

本調査は、この「下水道事業の計画的・効率的整備」に資することを目的として、下水道の計画的・効率的整備手法の開発、下水道計画策定技術の確立、下水道計画の最適化を図るための計画評価手法の開発を行うものである。本調査の調査課題は以下である。

① 下水道の計画的・効率的整備手法の開発
② 下水道計画の評価手法の開発と最適計画策定技術の確立
③ 下水道に関する情報管理システムの確立と下水道計画への活用
④ 下水道事業による効果の定量化

2．昭和61年度までの調査結果

初年度の昭和59年度は、上記調査課題のうち、主として、③及び①に関し、下記の調査を実施し、次のような結果を得た。

(1) 下水道に関する情報管理、データベースシステムの開発と下水道計画への活用に関する調査
下水道業務体系、下水道情報項目を整理するとともに、データベースの整備目標、整備計画、データベースの効果を明らかにした。

(2) 下水道の効率的整備手法に関する調査－幹線管渠の二条管計画について－
①効率的整備手法のうち、二条管、長距離圧送、暫定処理区、暫定処理場をとりあげ、各手法の特性と課題を明らかにした。
②効率的整備計画策定手順を提示した。手順は、次の５つのプロセスよりなる。

ｱ)問題の明確化　ｲ)評価基準の作成　ｳ)代替案の抽出と設計　ｴ)代替案の分析、評価
ｵ)整備計画の策定

③幹線管渠の二条管方式をとりあげ、ケーススタディを実施した結果、二条管方式の特性、導入条件等について、次のことが明らかとなった。

ｱ)二条管導入のメリットは、各年投資額が抑えられた条件下において、より発揮される。

ｲ)幹線規模決定に係る計画フレーム値の予測巾が大きければ、二期目の管渠施工の必要性がなくなる確率が高くなることも含め、二条管方式導入の効果は高くなる。

ｳ)二条管導入の効果が現れるのは、おおむね二期目の管の建設が必要となる年度頃までの間である。このように早期の投資効率を高める必要のあるとき、二条管は有効である。

60年度は、１．で述べた①～④の課題のうち、①②に関して、下記調査を実施し、次のような結果を得た。

(1) 下水道マップの策定方法に関する調査

①下水道マップ（下水道整備構想エリアマップ）は、その利用目的により、「全体整備構想型」と「行政施策決定型」に分類されることを示し、その特徴を整理した。

②「全体整備構想型」の下水道マップの策定手法として、線引きによる標準的な区域設定法を提案した。また、「行政施策決定型」の下水道マップの策定手法として、「地域メッシュ等既分割区域を活用した簡略法」を提案した。

(2) 下水道終末処理場の環境問題と周辺環境対策計画に関する調査

全国526 箇所の処理場への実態調査票による調査と、２処理場における処理場周辺住民アンケート調査により、終末処理場の環境問題と周辺環境対策の実態を調査・分析し、次の結論を得た。

①苦情内容としては、圧倒的に悪臭が多く、以下、騒音、放流水質、害虫の順に多い。

②処理場から最も近い住居までの距離と苦情の有無の関係を見ると、1)最も近い住居までの距離が50m以上の処理場では、振動に対する苦情はない。2)同じく 200m以上では、景観、 500m以上では、騒音・大気・水質に対する苦情がない。

③処理水量１m^3 あたりの処理場敷地面積原単位が1.0 m^2/m^3 以上になると、苦情は大きく減少する。

61年度は、１．で述べた①～④の課題のうち、①②に関わるテーマとして、「下水道による水洗化率左右する要因分析と公示後の水洗化率の経年変化の予測に関する調査」を実施し、次のような結果を得た。

①未水洗化の主たる理由は、「経済的理由」「建物が移転、改築期にある」「借地借家関係」の３つである。

②水洗化促進対策のうち、「訪問」「補助金」「融資」対策を実施している都市の水洗化率は、行っていない都市の水洗化率よりも高い。

③公示後、５年間の水洗化率の経年変化を標準パターンと、水洗化促進対策（訪問と補助金）をほどこした場合のパターンとして提示した。

３．昭和62年度の調査結果

昭和62年度は、１で述べた①～④のうち、②④に関して、調査を実施した。具体的には、次の二課題である。

(1) 水洗化の遅滞が都市の財政へ及ぼす影響に関する調査

(2) 下水道事業の経済波及効果に関する調査

3.1　水洗化の遅滞が都市の財政に及ぼす影響に関する調査

3.1.1 調査目的

61年度調査で明らかにされたように、下水道がせっかく整備され、下水道を使用できるようになっても、各戸の水洗化・排水設備の下水道への接続が遅れ、そのため、種々の悪影響が生じている。そのうち最も大きな影響の一つが「下水道使用料収入が入らないことによる都市の財政に及ぼす影響」である。その影響の度合を定量的に把握し、対応策の検討の一助となるよう本調査を実施した。

3.1.2 調査方法

水洗化の遅滞が市町村の財政に与える影響について財政モデルの手法を用いて検討した。財政モデルとしては、「下水道事業財政モデル研究委員会」で検討されたモデルを使用した。水洗化遅滞は、市町村の下水道使用料収入の減少をもたらし、各都市の一般会計繰り出し金額を増大させる。水洗化遅滞が財政に与える影響について、今後下水道事業を始めようとする都市が、標準的に下水道を整備していくケースを把え、「一般会計繰り出し金額」を指標として、試算した。水洗化率の推移値については、61年度調査の結果を使用した。試算条件は、以下である。

(1) 下水道計画規模

上記研究委員会報告で提示されている標準的な規模・整備進捗速度の分流式単独公共下水道の都市を対象とした。

①計画処理人口　４万人　②計画処理面積　800ha　③日平均処理水量　25千m^3／日

④日最大処理水量　30千m^3／日

(2) 整備進捗速度

①供用開始時期　事業着手後６年目　②全体建設期間　20年間

③整備進捗速度　９年目　25%　13年目　50%　17年目　75%　20年目　100%

(3) その他

①物価上昇率　年３%　②補助対象率、起債充当率　昭和59年度現在のもの

③起債借入条件　政府債の借入条件（昭和59年度現在）　④下水道使用料　昭和60年 60 円/m^3

年値上げ率　3%　⑤有収率　80%　⑥建設費、維持管理費の費用算定法　上記研究委員会報告の費用関数を使用

試算のフローシートを図－1に示す。

3.1.3 調査結果

(1) 水洗化率の上限値の影響

水洗化率を次の二つのケースとした場合について比較した。「ケース1」は、義務期間の3年間等差のケース、「ケース2」は、61年度調査結果の数値である。

ケース1　供用開始後1年目　33.3%

2年目　66.7%　3年目　100.0%

ケース2　供用開始後1年目　28.7%　2年目

52.4%　3年目　66.4%　4年目　76.6%

5年目　81.6%（61 年度調査結果）

10年目の平均的な上限値 90.1%

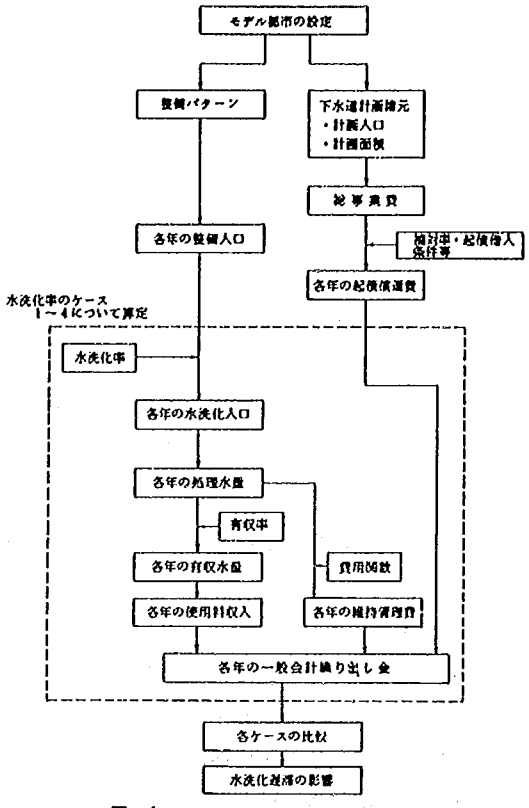
5年目から10年目までは等差。

一般会計繰り出し金額は、次のとおり、算定した。

一般会計繰り出し金額＝（起債償還費＋維持管理費）－使用料収入

ケース1とケース2について、60年間の一般会計繰り出し金額を比較したものを図－2、図－3、表－1に示す。図－3は、繰り出し金額の累加値である。

表－1が示すように、ケース1とケース2では60年間の平均値で40% もの差があり、水洗化遅

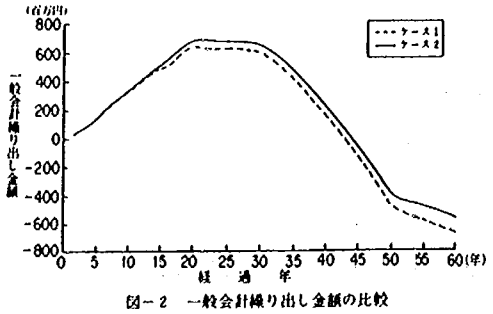


図－1　水洗化遅滞が財政に与える影響 モデル計算による検討フローシート

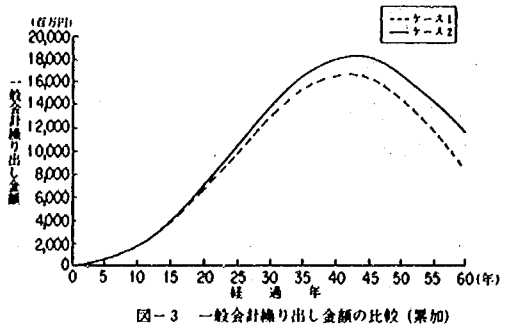
表－1　一般会計繰り出し金額の比較（上限値の影響）

（百万円/年）

項　目	①ケース1	②ケース2	②－①	②/①	備　考
最大値	633	684	49	1.08	建設20, 21年目
平均値	138	193	55	1.40	60年間の平均



図－2　一般会計繰り出し金額の比較



図－3　一般会計繰り出し金額の比較（累加）

滞が財政へ及ぼす影響は極めて大きいと言える。

(2) 供用開始当初の水洗化率の影響

水洗化促進対策の実施の有無により、供用開始当初の水洗化率の推移に差がある。この差による財政への影響を見るために、「訪問なし、補助金なし」（ケース３）と、「訪問あり、補助金あり」（ケース４）の２ケースの水洗化率を用いて試算を行った。

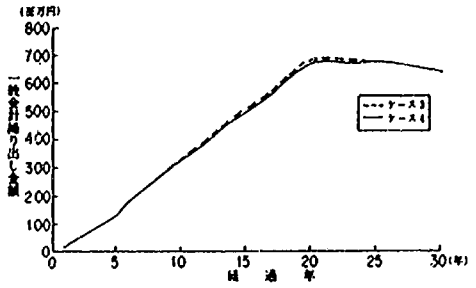
ケース３　１年目　24.5%　２年目　45.7%
３年目　59.6%　４年目　67.2%　５年目　72.9%
10年目の平均的な上限値　90.1%(61年度調査結果)
５年目から10年目までは等差

ケース４　１年目　32.9%　２年目　57.1%　３年目　69.5%　４年目　79.7%　５年目　84.7%
10年目の平均的な上限値　90.1%(61年度調査結果)　５年目から10年目までは等差

表－２　一般会計繰り出し金額の比較（促進対策の影響）

（百万円/年）

項目	①ケース３	②ケース４	②－①	②/①	備考
最大値	694	680	－14	0.98	補遺21年目
平均値	435	440	＋ 5	0.98	30年間の平均
	196	192	－ 3	0.98	60年目の平均



図－４　一般会計繰り出し金額の比較

ケース３とケース４について、30年間の一般会計繰り出し金額を比較したものを図－４と表－２に示す。図表に示すように、ケース３とケース４では、(1) で試算したケース程の差は出ていない。これらのことより、水洗化の努力は、供用開始当初のみならず、供用開始後数年を経た後も、水洗化率の上限値を引きあげることを目的として続行することが、重要であると言える。

3.2 下水道事業の経済波及効果に関する調査

3.2.1 調査目的

社会資本整備による効果には、整備された社会資本を利用することによって、利用者や地域社会の構成員が享受するストック効果と、整備に伴う建設投資・維持管理投資が、産業間に波及することにより、生産機会・雇用機会等の拡大をもたらし、経済活動を活発化させるフロー効果がある。62年度は、このうちフロー効果を取り上げ、下水道整備による効果の定量化を検討した。具体的には、産業連関分析を用いて下水道事業の経済波及効果を分析した。

昭和62年度当初予算で、下水道総事業費は、１兆9000億円弱であり、極めて多大なものとなっている。かつ、下水道事業は、以下の理由より、経済波及効果が高いと言われている。

①用地補償費の割合が約５%と低く、投資額のほとんどが経済波及効果の大きい工事費にまわる
②工事内容が、土木、建築、機械、電気工事など、極めて多業種にわたるとともに、大規模工事から小規模工事まで、広範囲にわたるため、大企業から、中小企業まで、広範囲に発注が及ぶ。
③排水設備、トイレの水洗化工事等の民間投資が生ずる。
④維持管理費が継続的に支出される。

しかし、以上のように定性的に言われている下水道事業の経済波及効果について、今まで、定量

的かつ詳細に分析されたことはなかった。本調査の目的は、この定量的・詳細な分析であり、具体的には、以下である。

(1) 下水道事業の経済波及効果の計測

下水道建設工事・排水設備工事・下水道の維持管理に伴う経済波及効果、下水道工事の種別毎の経済波及効果、日本国内の地域毎の経済波及効果を産業連関表を用いて計測する。経済波及効果の指標としては、建設省建設経済局で標準的に用いている「生産誘発係数」「生産誘発額」「就業者誘発人数」を取り上げる。

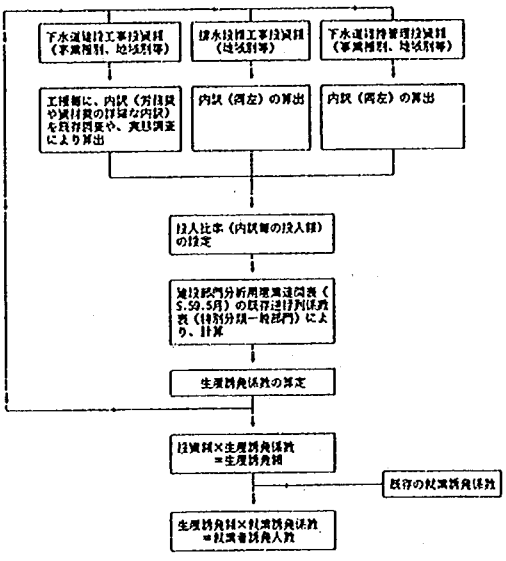
(2) 下水道事業と関連産業との「関連度」の定量的把握

3.2.2 調査方法

経済波及効果計測のフローシートを図－５に示す。

下水道建設工事の事業種別、工種別、地域別投資額は、建設省下水道部の調査によった。排水設備工事の投資額は、下水道統計による水洗化戸数に平均単価を乗じて求めた。維持管理に対する投資額は、下水道統計によった。

工種ごとの労務費、資材費の内訳（例えば資材費の中のセメント製品、砂利等の内訳等）は、下水道事業団の実績調査・土木研究所による実態調査等によった。生産誘発係数表及び就業者誘発人数を求めるための就業誘発係数表は、既存の産業連関表の係数を用いた。



図－５　経済波及効果計測のフローシート

3.2.3 調査結果

(1) 下水道事業団の経済的波及効果の計測

経済波及効果を示す指標として、先述のように、最も標準的に通常用いられる次の３つの指標を取り上げて計算した。なお、計算のためのベース年次は昭和60年度である。

①生産誘発係数：１単位の下水道への投資により直接・間接に誘発された各産業の生産額の増加の倍率。例えば生産誘発係数が2.0 とすると、１兆円の投資により２兆円の生産額が誘発される。具体的には、最終需要としての建設投資が増加すると、中間生産物である建設資材（鉄鋼・セメント等）の生産が増加し、それを生産するために鉄鉱石、電力、石油製品等が増加し、更にそれをまかなうために、原材料の生産が増加する。こうした産業全体に波及していく効果を生産誘発効果と言い、その倍率を表す指標が生産誘発係数である。数値が大きいほど誘発効果は大きい。

②生産誘発額：投資による具体の誘発金額である。「投資額×生産誘発係数」で表わされる。

③就業者誘発人数：投資による雇用誘発効果を示すものである。「生産誘発額×就業誘発係数（既存の係数を用いた。）」で求められる。

下水道建設工事、排水設備工事、維持管理について、生産誘発係数、生産誘発額、就業者誘発人数を算出したものを表－3に示す。また、建設省建設経済局が別途資料を用いて（手法は本調査と同様）昭和62年12月に発表した建設投資による生産誘発係数（昭和60年度ベース）を表－4に示す。また、下水道建設工事・排水設備工事の工種別生産誘発係数を図－6に示す。

下水道建設工事計を取り上げて、地域別の生産誘発係数、生産誘発額、就業者誘発人数を算出したものを、表－5に示す。

(2) 下水道事業と関連産業との関連度の定量的把握

下水道事業と関連産業との関連図を図

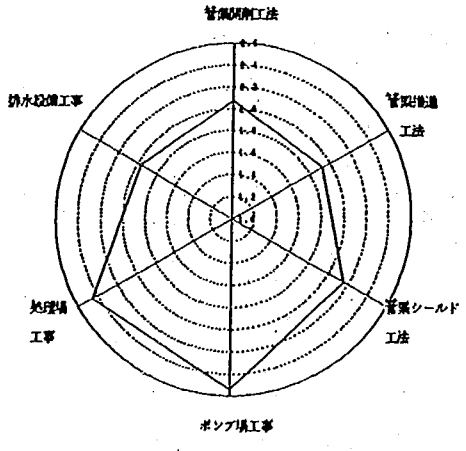
表－3　下水道事業の経済波及効果計測結果

			生産誘発係数	生産誘発額（百万円）	就業者誘発人数（人）
下水道建設工事	下水道建設工事計		2.1724	3,303,649	748,045
	管渠	管渠計	2.0520	2,236,466	505,949
		開削工法	2.0730	1,303,495	296,091
		推進工法	1.9276	508,962	116,323
		シールド工法	2.1518	424,009	93,535
	ポンプ場		2.5460	230,505	52,318
	処理場		2.4588	836,678	189,778
排水設備工事			1.9723	668,998	149,755
維持管理	維持管理計		2.3564	677,755	153,049
	管渠		1.9292	53,639	12,093
	ポンプ場		2.2991	92,884	20,940
	処理場		2.4211	531,232	120,016

(注) 下水道建設工事への投注額は，1,520,715百万円。この額に2.1724（生産誘発係数）を乗じたものが，3,303,649百万円（生産誘発額）となっている。以下同じ。生産誘発額は，ある公共投資により誘発される各業種の生産額トータルの大小を示すもので，この大きさにより，経済活動の活況化をどの程度誘発したかを判断する。（経済波及効果の指標）

表－4　建設投資による生産誘発係数
（s.62.12月　建設省建設経済局による）

建設業計	2.161	土木	2.150
建築	2.169	公共事業（所管）	2.101
住宅	2.135	治水	2.076
木造	2.100	道路	2.085
非木造	2.174	公園	2.128
非住宅	2.204	下水道	2.152
木造	2.098	公共事業（農林関係）	2.016
非木造	2.201	その他土木	2.253



図－6　下水道建設工事・排水工事の工種別生産誘発係数

表－5　下水道建設工事の経済波及効果計測結果
（地域別）

		生産誘発係数	生産誘発額（百万円）	就業者誘発人数（人）
下水道建設工事計		2.1724	3303649	748045
地域別内訳	北海道	2.1713	187936	45802
	東北	2.1529	182591	47218
	関東	2.1752	1321302	284738
	中部	2.1606	350219	80472
	近畿北陸	2.1817	722181	156316
	中国	2.1782	208658	49327
	四国	2.1576	51052	13031
	九州	2.1634	257971	66333
	沖縄	2.1478	21739	4808

－７に示す。

下水道事業と関連産業との関連度を産業連関表の投入係数を用いて定量的に算出した。投入係数は、下水道投資による生産物１単位を作るのに必要な原材料等の産業分類別内訳を示すもので、どの産業から原材料等を購入しているか（どの産業に１次的に経済波及効果を及ぼしているか）がわかる。産業分類別の投入割合の10年間の推移を表－６に示す。また、上位10部門の推移を表－７に示す。表－６の17分類を10分類にまとめ、帯グラフで示したものを図－８に示す。

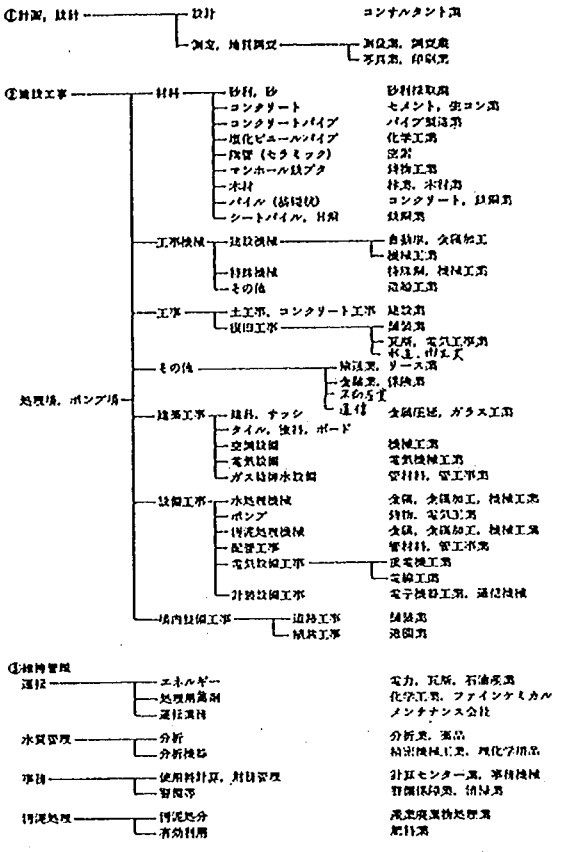
3.2.4 考察

以上の結果より、次の結論が得られた。

①下水道建設工事への投資による生産誘発係数は2.172 であり、他の公共事業と比較して高い。これは、工事費のみの比較であり、用地補償費を合わせて比較すれば、さらに下水道の経済波及効果の優位性は高まる。（建設経済局の推計によると用地補償費の生産誘発係数は1.700 である。）

②下水道建設工事の中では、ポンプ場工事、処理場工事の生産誘発効果の方が管渠工事より大きい。維持管理についても、ポンプ場、処理場の方が、管渠より生産誘発効果が大きい。

③下水道事業関連の昭和60年度の生産誘発額は、全国ベースで、建設工事で３兆3000億円、排水設備工事で6700億円、維持管理で6800億円である。



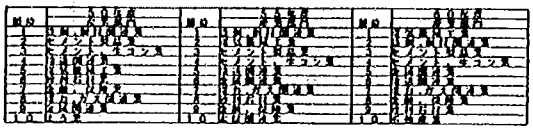
図－７　下水道事業と関連産業との関連図

表－６　産業分類別の投入割合の10年間の推移（下水道建設工事）

(%)

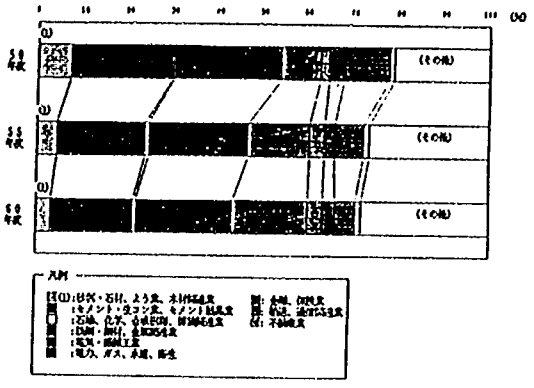
番号	産業分類	５０年度	５５年度	６０年度
1	砂利，石材業	4.48	2.59	2.09
2	セメント，生コン業	10.66	8.37	7.85
3	セメント製品業	11.90	11.05	10.09
4	石油製品，化学，合成樹脂業	0.03	0.04	0.05
5	窯業関連業	0.30	0.64	0.70
6	繊維製品業	1.31	0.00	0.00
7	木材関連業	1.30	1.74	1.06
8	鉄鋼，鉄材関連業	22.47	18.68	16.70
9	非鉄金属関連業	1.56	3.28	4.63
10	金属製品，機械工業	8.61	13.90	16.99
11	電力，ガス関連業	1.66	3.11	2.95
12	水道，衛生	0.12	0.18	0.22
13	金融，保険業	3.20	2.16	2.75
14	運送関連業	9.44	5.50	3.61
15	通信業	0.65	0.83	0.78
16	上記以外の産業	0.98	1.30	1.34
17	その他	21.91	20.69	20.20

表－７　投入割合上位10部門の変遷（下水道建設工事）



④下水道事業関連の就業者誘発人数は、全国ベースで、建設工事で、75万人、排水設備工事で、15万人、維持管理で15万人と推定された。

⑤産業連関表の投入係数表を用いて、下水道建設工事と関連産業との関連度を定量的に把握した。昭和60年度においては、電気機械工業、鉄鋼鋼材関連業との関連の強いことが示された。



図－8　産業分類別の投入割合の10年間の推移
（下水道建設工事費用への投入）

4．閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明

1．調査の目的

富栄養化した閉鎖性水域では、流入する有機物負荷の他、栄養塩類の存在の下で水域内で内部生産が起こり、有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に、栄養塩負荷の削減を行わねばならず、下水道を中心とした水質保全対策が必要と考えられる。しかしながら、その施策に対する評価が十分に行われていないのが現状である。閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには、諸施策の効果評価を行う必要があり、その評価に関する調査を行い評価手法を確立することが急務となっている。

そこで、本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼を取り上げ、その流域で建設が進められている下水道施設により、栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし、閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに、その評価手法の確立を目指すものである。

2．６１年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下の通りである。

①下水道整備により削減される汚濁負荷は、年間層流出負荷量をもとに評価する必要があり、市街地からの年間総流出負荷量の推定を行った。

②下水道整備に伴い、排水区域からの有機物と、栄養塩の削減負荷量が増大していくことが分かった。

③手賀沼湖内では冬期においても藻類の生産がみられる。このため、藻類による内部生産の寄与が年間を通してかなりあることが分かった。

④手賀沼湖内水質は鉛直方向はほぼ一様であるが、水平方向にはＣＯＤ、クロロフィルａは上沼より下沼が、ＴＮ、ＴＰは下沼より上沼の方が高い傾向にある。

⑤湖内における物質環境の現況と過年度の調査結果を整理する上で、湖内水質モデルを作成し、内的来汚濁要因を主体として現況再現のための試算を行った。

⑥大堀川での連続負荷量調査を行い、雨天時には晴天時に比べてかなり大きな負荷が出ていることが分かった。このため降雨時を含めた流入負荷量の把握が必要であることがわかった。

⑦手賀沼湖内流速は通常かなり小さいが、大きな流動があるときは複雑な流向であることが分かった。

⑧水質伝播モデルの空間表現による相違を検討し、湖の滞留時間と湖内のﾍﾟｸﾚ数で表せる湖の混合特性

を考慮して表現方法を選択する必要があることが分かった。

3．昭和６２年度調査結果

今年度は大堀川、大津川での現況の流入負荷量調査を晴天時雨天時を通じて調査を実施した。また湖内水質の定期調査を行うとともに、３週間に渡って水質変動を調査した。さらに、昨年度の流速測定結果をもとに湖内の混合特性を検討した。

３．１　流入負荷量連続調査

３．１．１　調査方法

手賀沼に流入する二大河川である大堀川（呼塚地区）と大津川（中沼橋地点）において晴天時と雨天時の負荷量調査を５月、８月、９月に実施した（図－１）。

採水は自動採水器を使用し降雨開始からハイドロピークまで大概ね15分、ピーク後は30分～ 1時間間隔で行った。晴天時の採水は汚濁負荷の流出がとらえられる間隔で行った。

３．１．２　調査結果

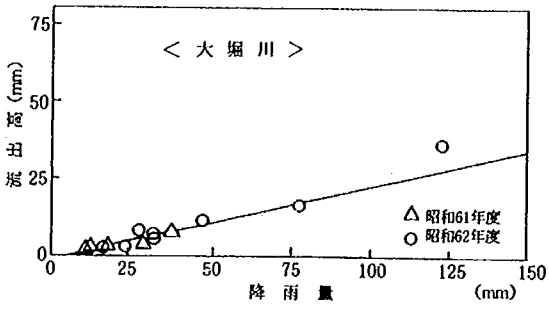
（１）降雨流出特性

この流域では降雨以外に人為的な流量決定要因があり、昨年度調査からも晴天時の日周変動が確認されていることから都市系の寄与がかなり大きいものと思われる。そこで、人為活動による寄与と降雨に基づく長期的な流出（この中には基底流出の他に中間流出の一部も含まれる可能性がある）による寄与を晴天時の流出として一括し、次のように晴天日流量を設定した。無降雨日が５日以上続いた期間を晴天日と定義し、農業利水を考慮して４～６月、７～９月の期別平均値として求めた。尚、昭和62年 4月20日～10月10日の晴天日33日間の平均流量は大堀川79,680㎥/日、大津川91,349㎥/日であった。

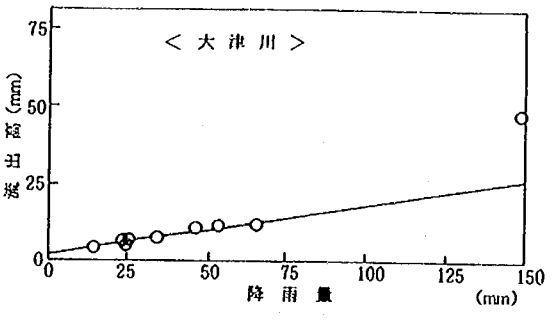
近郊の雨量観測点のデータを大堀川、大津川にティ



図－１　概　要　図



図－２　流出高と降雨量との関係 (1)



図－３　流出高と降雨量との関係 (2)

一セン分割して流域の降水量を推定した。

降雨時のデータは一雨単位（前降雨の影響が明確なものは一降雨とした）にとりまとめ、その期間の晴天時雨量を差し引いたものを降雨時流量と定義した。これを流出高に換算した結果を図－２～３に示す。これによると流出高は各流域とも70～80㎜の降雨までは0.2～0.3の流出率であるが、120～150㎜付近では流出する割合は大きくなる傾向を示している。ただし、これらの値は、一雨の定義法により異なる事に注意する必要がある。

（２）降雨による負荷量流出

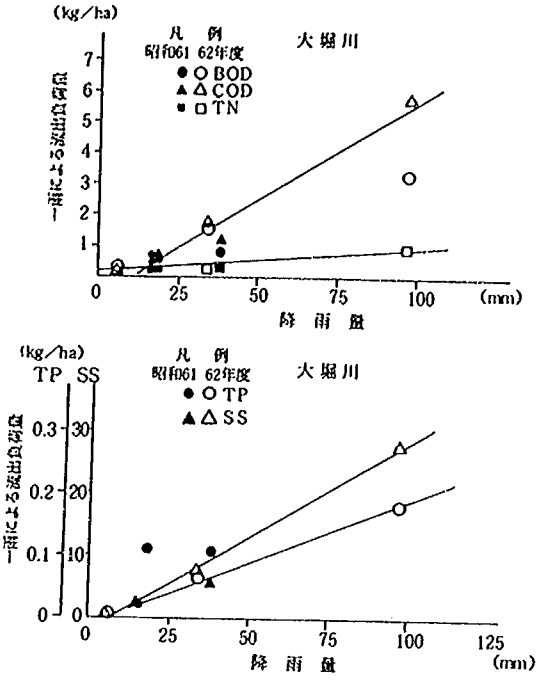
晴天時の平均的な負荷量を晴天日負荷量と定義し、降雨後の流出負荷量から晴天日負荷量を差し引いて一降雨による流出負荷とした。ただし、降雨時の流出負荷量は晴天時よりもかなり大きいが、降雨がやんだ後晴天時の平均流出負荷量より低減する場合が出ており、今回調査期間中では晴天時レベルに完全に回復する時点の確認ができなかった。

一雨毎の流出負荷量を流域単位面積当りに換算すると図４～５のようになった。負荷量は大堀川と大津川での流域規模を合わせるため、単位面積当りに換算している。降雨回数が不十分なため明確な傾向がでていないが、

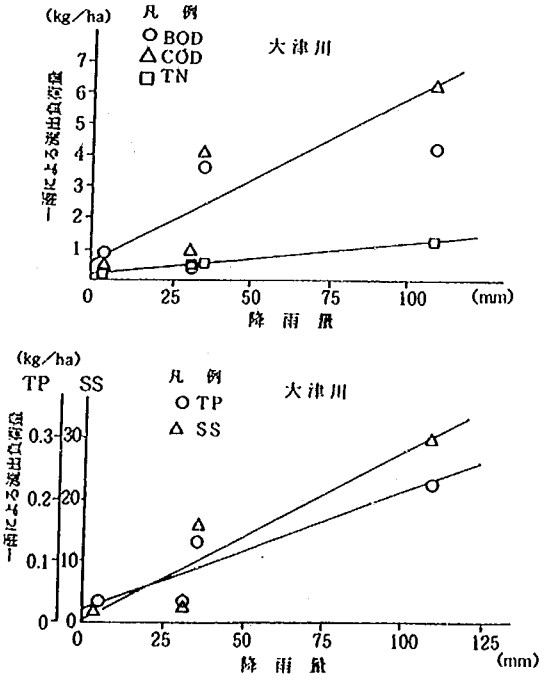
(i) 降雨量の増大に伴い、BOD、COD、SS、TN、TP等の増加がみられるが、特に降雨量が少ない時には流出負荷量のバラツキが大きい項目がある。

(ii)大堀川と大津川を比べると30㎜程度の中降雨で後者のCOD、BOD、SSが前者よりかなり大きいが、大降雨ではCOD、TNについては差が目立たなくなる。

以上のことは、晴天時に蓄積される負荷の量が時期（例えば先行降雨との長さ等）や流域により変化するため中降雨程度でバラツキがあるが、大降雨量となるとこれらの蓄積量の他に非点源系等の寄与が高まってく



図－４　一雨による比流出負荷量（２）（大堀川）



図－５　一雨による比流出負荷量（２）（大津川）

ることが理由として考えられる。

３．２　秋期連続調査

手賀沼の湖内水質変動の特性を連続的にとらえるため、９月９日～２８日まで手賀沼大橋、曙水門で１日１回水質測定し（図－１）、この期間の湖の水収支、物質収支を試算した。

（１）水収支

大堀川、大津川において実測した流量を基に、連続調査期間中の水収支を試算した。水収支の基本的な考え方は次の通りである。

i)湖の流入量は実測を行った２河川の比流量を基に、直接湖に流入する地域からの流出量を推定する。なお、大堀川では９月下旬は欠測となったため大津川の比流量を用いた。

ii）湖の体積Ｖ及び面積は、文献での等深線図を基に求めた。尚、水位は建設省利根川下流工事事務所の資料を使用した。

iii)蒸発量は現地実測値がないため、文献値を参考に3mm/d とした。また、平均水深が0.8m程度という浅いため、地下水の流入量は考慮していない。

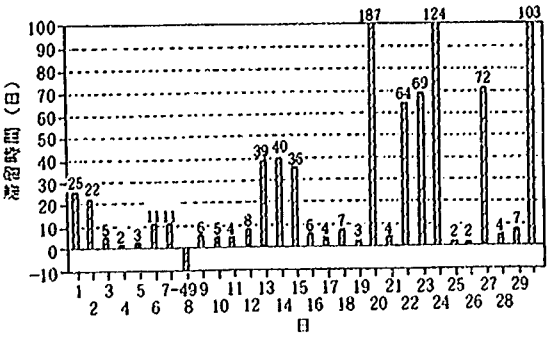
これらの条件の下で日単位の水収支を算出すると図－１０のようになった。今、湖の滞留時間Ｔとして

Ｔ＝Ｖ／Ｑｏｕｔ　（Qout：湖からの流出量）

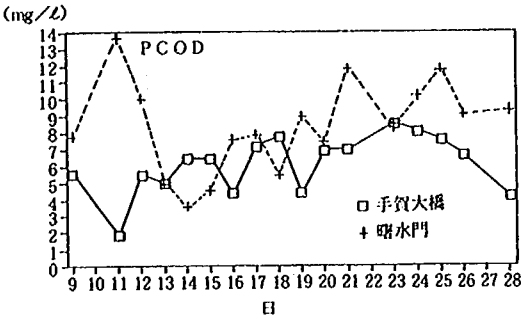
と定義すると図－６のようなＴの変動となった。これによれば、手賀沼の滞留時間は降雨及び下流のポンプ、樋門の操作状況により大きく変動し、２～１８７日の間と２オーダの幅を持ち晴天時と雨天時の流動が極端に異なることが分かった。

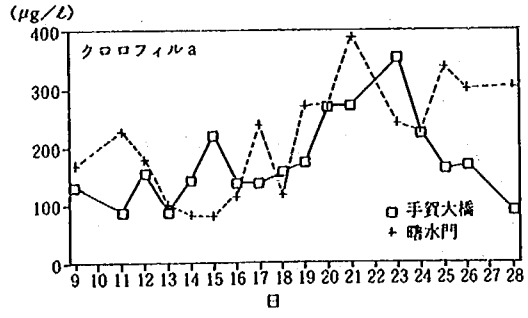
（２）水質変動

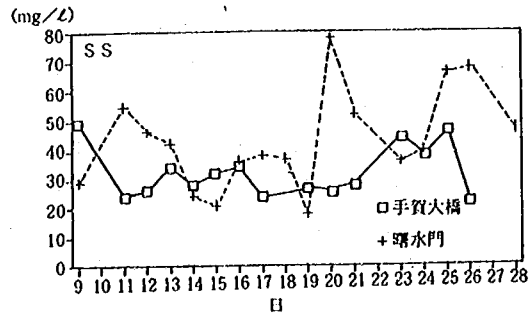
粒子態（0.45μを通過しないもの）の有機物量（これは主として藻類によると考えられる）をP・COD、SS、クロロフィルａの指標で把えると両地点での挙動が異なっている（図－７）。手賀大橋では滞留時間が短く



図－６　手賀沼滞留時間
９／１～３０







図－７　手賀沼連続調査（９月９～28日）

なる日は濃度が低下し、滞留時間が長くなると濃度が上昇する傾向にある。一方曙水門では滞留時間が短くなると一時上昇し、その後、滞留時間が長くなると濃度が一旦低下した後上昇する傾向にある。一方、藻類が内部生産に使うＩＮ、ＩＰの挙動は両地点とも滞留時間が小さいと増大し、滞留時間が大きいと減少している（図－８）。

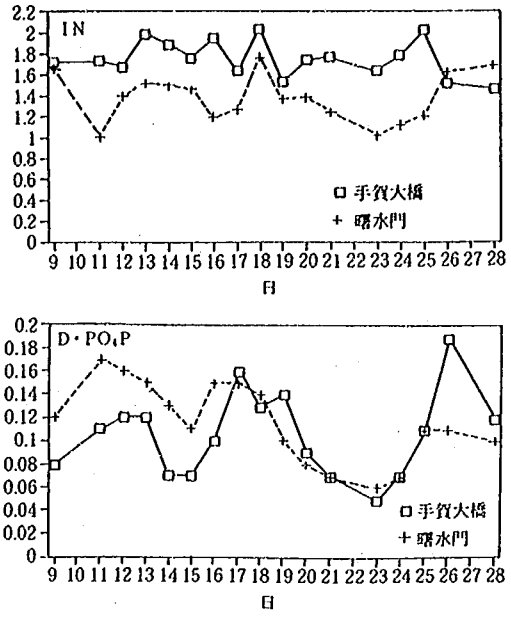
（３）物質の収支

大堀川、大津川の負荷量調査及び湖内調査データを基に手賀沼内の湖内の物質収支を概算した。まず、降雨に伴う流出負荷量は、３．１．２（１）で得られた降雨量と降雨に伴う流出負荷量の関係が線形であると仮定し、晴天日の負荷量と合算して両河川の負荷量を算定した。また両河川以外の単位面積当りの負荷量の平均値に流域面積を掛けて算定した。湖からの流出負荷量は連続調査の曙水門での測定値を代表水質として３．１．２（１）の流出量との積より求めた。降雨からの負荷量は文献値と実測値よりCOD 2mg/ℓ、TN 1mg/ℓ TP 0.04mg/ℓ とした。湖内の平均水質は不明であるが手賀大橋での水質と仮定した。尚、水質の欠測値は線形補間した。湖内の物質収支は

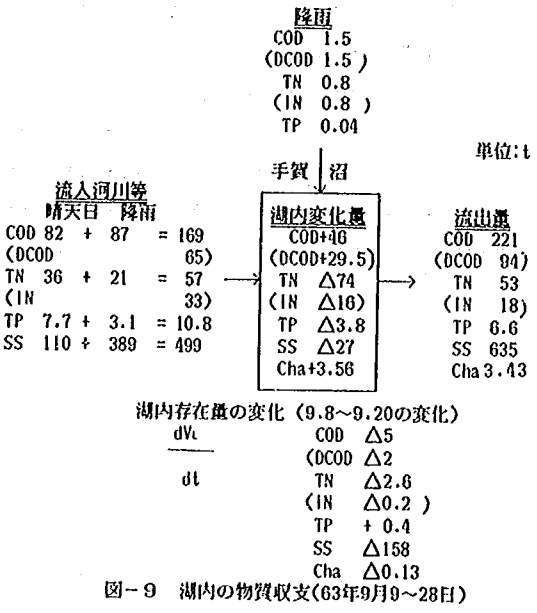
$$\frac{dV_t}{dt} = Lin - Lout + LRain + \phi$$

湖内負荷の変化　河川流入負荷　湖流出負荷　降雨負荷　湖内変化量

となることから図－９のように推定された。この結果では湖内の変化量でみるとCOD、クロロフィルａは湖内で増大、T-N、T-P、SSは減少する結果となった。但し、この収支は見かけ上とった結果であり、外部負荷のうち、粒子態のものはかなり沈澱することが知られているので内部生産される CODは湖から流出する量の過半数あると推定される。同様にT-N、T-Pの組成もかなり変化すると考えられIN量は湖内で減少することが確か



図－８　手賀沼連続調査（９月９日～28日）

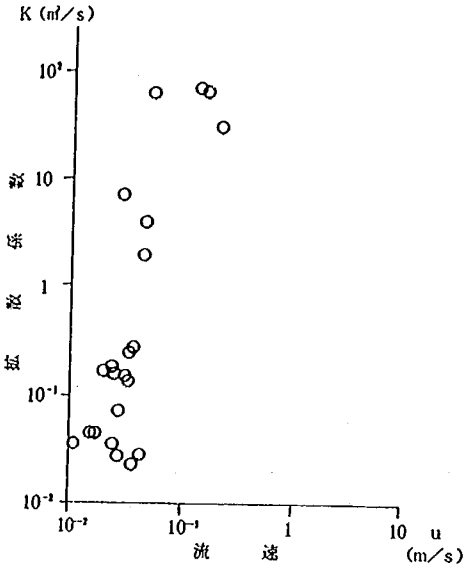


図－９　湖内の物質収支(63年9月9～28日)

められた。また湖内のクロロフィルａの生産速度は大概ね0.04～0.05/d程度であった。流出量と流入量が見かけ上の内部の変化量に比べ大きいことから流出入の量の精度を上げることが手賀沼の内部機構を検討していく上で重要であることが分かった。

３．３　湖内流動特性調査

昨年度、湖内流速を測定した結果を用いて湖内流動がある時の拡散係数を算定した。算定方法は拡散理論によるintegral time scale を自己相関係数より求め、凍結乱流理論によりオイラー系での流速測定値から拡散係数Ｋを求めた。流速変動のパワースペクトル解析はBlackman-Turkey法を用いて行った。この結果平均流速Ｕと拡散係数Ｋの関係は流速が大きくなると拡散係数は急激に大きくなる傾向にあるが、同一の流速でも拡散係数にはかなりのバラツキがあった。これは測定の場所、流動の外的要因（風、ポンプ場や樋門の操作等）によって混合特性が大きく異なることを示している。



図－10　拡散係数と流速の関係

４．まとめと今後の課題

①手賀沼に流入する河川からの負荷量は晴天時に比べて雨天時はかなり大きくなることが分かった。また、降雨量の増大にともない雨天時負荷量も増大する傾向にあった。しかし、流域内の蓄積負荷量や雨天時の非点源負荷等の影響度はデータ数の不足と晴天時と雨天時の負荷の分離が不十分であること等のため解析に至っていない。今後これらの検討が必要である。

②手賀沼の流動は降雨の影響の有無による滞留時間の変動影響が大きく、物質の出入りも大きく影響を受けることが分かった。このため、湖内水質変化の内部構造を知るためには降雨時の負荷量収支の変化を考慮する必要がある。

5．下水道による住環境の改善に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
主任研究員　谷戸　善彦
小沢　登

1．はじめに

下水道の有する機能には、大きく分けて次の３つがある。

①浸水の防除

②公共用水域の水質保全

③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上

上記のうち、①は、国民の生命・財産を守る観点から、非常に重要であり、②も、国民の共有財産である水資源・美しい自然等を守る観点から、これまた重要である。このように、①②については、国土保全・国土資源の維持活用というマクロ的な視点から、その重要性は論をまたないところであり、従来から巾広く議論され、その効果・計画の考え方等についても、広く、調査研究が行われてきた。一方、③に関しては、調査・研究テーマとして、これだけに焦点をあてて取り上げられることはほとんどなかった。

以上の背景の下に、「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うのが本調査の狙いである。具体的な調査課題は、以下である。

①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査

②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査

③圧力式下水道に関する調査

2．昭和61年度の調査結果

初年度の昭和61年度は、上記課題のうち、①の「戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査」を実施した。

全戸に戸別合併浄化槽の設置された住宅団地内の個人宅４軒と、入居済の80戸の戸別合併浄化槽処理水の河川への放流口（各戸で処理された後、公道下に埋設された暗渠を経て一箇所から、河川へ放流される。）、放流口の上下流部において、11月及び１月の２回、24時間の水質調査を行い、次の結果が得られた。なお、ここに示すＢＯＤは、Ｎ－ＢＯＤを含んだものである。

①調査した戸別合併浄化槽は、時間オーダーでコンスタントには勿論のこと、日間平均値としても、ＢＯＤ20mg/l以下を担保するのは確実ではない。特に、各家の生活様式に左右されるのが見受けられた。希釈効果、緩衝効果のない戸別合併浄化槽は、将来、放流先の公共用水域の水質汚濁問題を発生させる可能性がある。

②戸別合併浄化槽からの臭気問題が発生している。

③以上のような問題点があるものの、従来のたれ流しよりは、よほどましなこと、施工の容易なこと等利点もあり、これらの評価も今後、重要である。

３．昭和62年度の調査結果

昭和62年度は、１で述べた①～③の調査課題のうち、②及び③に関して調査を実施した。具体的には、次の課題である。

(1) ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響及び使用者の意見に関する調査

(2) 圧力式下水道に関する調査

3.1 ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響及び使用者の意見に関する調査

3.1.1 調査目的

家庭から排出される廃棄物は、一般ゴミ、厨芥、し尿、雑排水に大別される。現在、我が国では、これらの処理方法として、一般ゴミと厨芥は、焼却あるいは埋立等の処分を行い、一方、し尿と雑排水は、下水処理場における処理がなされている。これは、廃棄物処理の過去の経緯から、固形物と液状物という形態の分類による取り扱いとなっているものである。しかし、廃棄物処理の本来の目的の一つである清潔さを保つということから、腐敗・変質しやすい厨芥を一般ゴミと区別し、処理する考え方もある。このための一つの方法として、厨芥をディスポーザにより粉砕し、し尿・雑排水とともに、下水処理場で処理するシステムがあり、米国等では、このような事例が見受けられる。しかし、こうしたシステムが導入された場合、管渠、処理場等の下水道施設へ与える悪影響も少なくないと考えられる。しかし一方では、ディスポーザの採用により、厨芥の集積、運搬等の労力の削減や住居内及び住宅周辺環境の改善等の利点のあるのも事実である。

本調査は、以上の背景を踏まえ、各家庭にディスポーザが設置され、ディスポーザ排水が下水道へ流れこんだ場合の下水道施設への影響を定量的に把握しようとするものである。62年度は、実験的にディスポーザを設置した住家をフィールドに、ディスポーザ排水の水質・水量・負荷量、ディスポーザ使用状況、ディスポーザ使用に伴うゴミ発生量・ゴミ質の変化、ディスポーザ使用者の意見について調査した。

3.1.2 調査方法

首都圏にあるＴ市とＨ市の一般住家の台所に昭和63年３月上旬にディスポーザを設置して調査を行った。

T市では全戸数８戸の公務員住宅の全戸にディスポーザを設置した。８戸中、４戸は、米国A社製、残り４戸は、米国I社製のディスポーザを設置した。62年度においては、調査結果は、８戸まとめて解析し、製造会社にわけての解析はしなかったが、A社製を設置した４戸と残りの４戸は、別棟となっており、排水も別々にとれるようになっている。T市では、ディスポーザ設置前の調査を63年２月25日木曜日の朝６時から、63年３月２日水曜日24時までの１週間実施した。１週間の調査内容は、以下である。

①１週間の間、毎日、６時より24時まで、１時間毎に、現場に予めセットしたピット（８戸からの排水が全量流入してくる。）に溜まった排水を全量、地上にセットした大容量ポリタンクに汲み上げ、計量するとともに、十分撹拌した後、サンプリングする。この各サンプルを、流量比例させてコンポジットサンプルを作る。時間変動、曜日による変動をある程度把握できるように、水、土、日曜日は、２時間毎にコンポジットサンプルを作り、分析に供した。他の曜日は、１日４つのコンポジットサンプルを作り、それぞれ分析に供した。

②各戸の水使用量を把握するため、１週間の間、毎日、６時から24時まで、１時間毎に、各戸の水道メーターを読みとった。

③調査を実施した１週間の間の在宅状況、食事状況及びディスポーザ設置前においてディスポーザに対して持っているイメージ等について、各戸の住民に対し、アンケート調査を行い、回収した。

T市では、ディスポーザ設置後の調査を63年３月24日木曜日の朝６時から、63年３月30日水曜日の24時までの１週間実施した。調査内容は、設置前の①②と同様である。③については、調査を実施した１週間の在宅状況、食事状況の他、ディスポーザの使用状況（使用時間、使用頻度等）及びディスポーザ使用後の感想等について、各戸の住民に対し、アンケート調査を行い、回収した。

H市では、戸建ての３軒からなる社宅と１戸建ての住家２軒の計３箇所で調査を実施した。社宅の３軒には、米国A社製のディスポーザを、残りの２軒には、米国I社製と国産M社製のディスポーザを設置した。H市では、ディスポーザ設置前の調査を63年１月20日水曜日の朝11時から、63年１月21日木曜日の朝11時まで実施した。天気は、晴れであった。調査内容は、以下である。

①汚水桝の出口をふさぎ、朝11時から４時間の間に各家庭から排出された排水を全量、ポンプで地上にセットした大容量ポリタンクに汲み上げ、計量するとともに、十分撹拌した後、サンプリングし、分析に供した。あと、同様に、４時間毎にサンプリングし、分析した。

②各戸の水使用量を把握するため、１時間毎に各戸の水道メーターを読みとった。

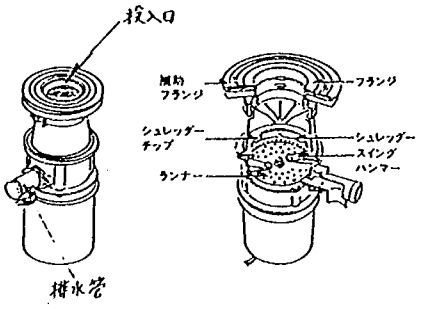
③調査を実施した１週間の間の在宅状況、食事状況及びディスポーザ設置前においてディスポーザに対して持っているイメージ等について、各戸の住民に対し、アンケート調査を行い、回収した。

なお、①～③は、３箇所とも同様である。

H市では、ディスポーザ設置後の調査を63年３月24日木曜日の朝11時から、63年３月25日金曜日の朝11時まで実施した。天気は、晴れであった。調査内容は、設置前の①②と同様である。③については、調査した１週間の在宅状況、食事状況の他、ディスポーザの使用状況（使用時間、使用頻度等）及びディスポーザ使用後の感想等について、各戸の住民に対し、アンケート調査を行い、回収した。この調査内容は３箇所とも同じである。

また、H市においては、社宅（３軒）のみにおいて、ディスポーザ設置前の１週間分とディスポーザ設置後の１週間分の３軒のゴミ（各戸からゴミ出し場に出すゴミ）を収集し、設置前後のゴミの発生量及びゴミ質の変化を調査した。

ディスポーザの外観と構造図を図－１に示す。



図－１　ディスポーザの外観と構造図

3.1.3 調査結果

(1) ディスポーザ排水の水量・水質・負荷量

T市におけるディスポーザ設置前と設置後の排水量、排水の水質・負荷量を比較したものを表－１、表－２に示す。水質は、ＢＯＤとＳＳを掲げた。水質は、６時から24時まで

表－１　ディスポーザ設置前後の排水量.BOD負荷量.BOD水質の比較(T市)

設置前				設置後				BOD比
月／日	負荷量（g）	排水量（ℓ）	水質①（mg／ℓ）	月／日	負荷量（g）	排水量（ℓ）	水質②（mg／ℓ）	②／①
2／25（木）	1039.5	4339	239.6	3／24（木）	1250.4	4009	311.9	1.30
2／26（金）	500.0	2480	201.9	3／25（金）	1210.9	3607	335.7	1.66
2／27（土）	690.1	3565	193.6	3／26（土）	1075.4	2978	361.1	1.87
2／28（日）	739.2	3380	218.7	3／27（日）	1927.7	5225	368.9	1.69
2／29（月）	679.9	3397	200.1	3／28（月）	1202.8	4782	251.5	1.26
3／1（火）	926.9	3400	272.6	3／29（火）	1027.5	3886	418.8	1.54
3／2（水）	1054.0	4055	259.9	3／30（水）	1495.6	4009	373.1	1.44
合　計	5630.2	24616	228.7	合　計	9790.3	28496	343.6	1.50

表－２　ディスポーザ設置前後のSS負荷量.SS 水質の比較(T市)

設置前				設置後				SS比
月／日	負荷量（g）	排水量（ℓ）	水質①（mg／ℓ）	月／日	負荷量（g）	排水量（ℓ）	水質②（mg／ℓ）	②／①
2／25（木）	609.3	4339	140.4	3／24（木）	827.6	4009	206.4	1.47
2／26（金）	461.5	2480	186.1	3／25（金）	722.8	3607	200.4	1.08
2／27（土）	653.5	3565	183.3	3／26（土）	911.0	2978	305.9	1.67
2／28（日）	582.0	3380	172.5	3／27（日）	1285.6	5225	246.0	1.43
2／29（月）	580.4	3397	170.9	3／28（月）	1021.7	4782	213.7	1.25
3／1（火）	737.1	3400	216.8	3／29（火）	998.3	3886	256.9	1.18
3／2（水）	688.1	4055	169.7	3／30（水）	781.7	4009	195.0	1.15
合　計	4312.8	24616	175.2	合　計	6548.7	28496	229.8	1.31

の全排水の水質値を示している。また、溶解性ＢＯＤ、ＣＯＤ、溶解性ＣＯＤの水質の比較を図-2、3、4に示す。

H市におけるディスポーザ設置前と設置後の排水量、排水の水質・負荷量を比較したものを、表－３に示す。水質は、ＢＯＤを掲げた。水質は、24時間の全排水の水質値を示している。

T市とH市における１人１日あたりの排水量原単位、ＢＯＤ負荷量原単位の変化を表－４に示す。

(2) ディスポーザ使用状況

１日１軒あたりのディスポーザ使用時間は、T市で 5.8分、H市で 4.9分、１日１軒あたりの平均使用回数は、T市で 2.3回、H市で 2.8回であった。使用１回あたりのディスポーザ使用時間は、T市で 2.6分、H市で 1.8分であった。

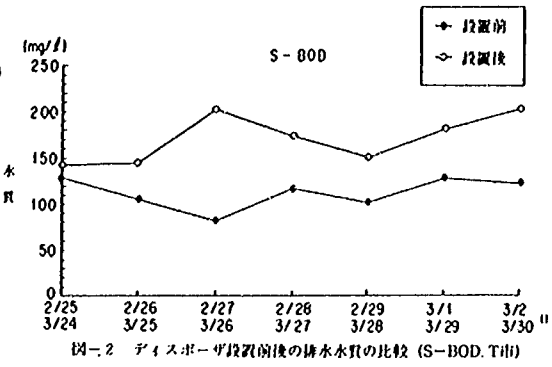
(3) ディスポーザ使用に伴うゴミ発生量、ゴミ質の変化

H市の社宅３軒分のゴミの性状、発生重量と物理組成について、ディスポーザ設置前後で比較したものを表－５、表－６に示す。

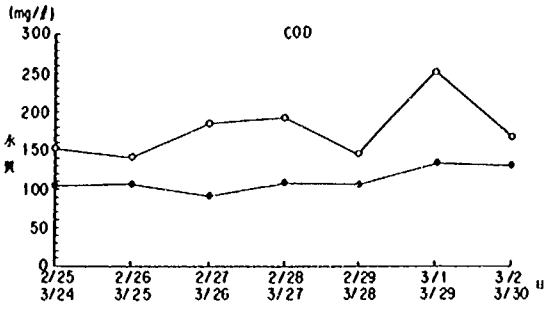
(4) ディスポーザ使用に伴う住民アンケート調査

T市において、ディスポーザ設置前に実施した住民アンケート調査の結果を表－７に示す。

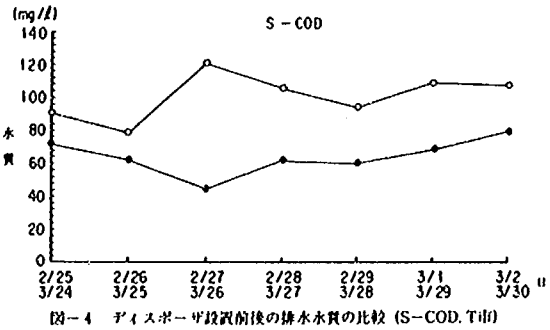
また、T市において、ディスポーザ設置後に実施した住民アンケート調査の結果を表－８に示す。



図－２　ディスポーザ設置前後の排水水質の比較（S－BOD. T市）



図－３　ディスポーザ設置前後の排水水質の比較（COD. T市）



図－４　ディスポーザ設置前後の排水水質の比較（S－COD. T市）

表－３　ディスポーザ設置前後の排水量，BOD負荷量，BOD水質の比較（H市）

	設置前			設置後			比
	負荷量 (g)	排水量 (l)	水質① (mg/l)	負荷量 (g)	排水量 (l)	水質② (mg/l)	②／①
I宅	262.0	519	504.8	560.0	647	865.5	1.71
K宅	156.6	837	187.1	467.5	904	517.1	2.76
社宅	476.2	1421	335.1	401.7	1115	360.3	1.08
計	894.8	2777	322.2	1429.2	2666	536.1	1.66

3.1.4 考察

以上の結果より、次の結論が得られた。

①１人１日あたりの排水量原単位は、ディスポーザの使用により、T市においては、177ℓ／人から 199ℓ／人に12%増加した。また、H市においては、154ℓ／人から、167ℓ／人に８%増加した。ディスポーザ使用による排水量の増大は、おおよそ10%程度と推定される。

②家庭からの排水のＢＯＤ濃度は、ディスポーザの使用により、T市においては、１週間の平均で229mg/l から、344 mg/lに、50%増加した。H市においては、３箇所の平均で322mg/l から、536 mg/lに、66%増加した。SSの増加は、T市において１週間の平均で31%であった。

③アンケートによる調査期間中の在宅人数から、１人１日あたりのＢＯＤ負荷原単位を算出すると、ディスポーザの使用により、T市においては、40.5 g/人・日から、68.5g/人・日に、H市においては、49.7g/人・日から、89.3 g/人・日に増加した。

④ディスポーザの使用により、家庭から出されるゴミの全重量は、３分の２に減少した。厨芥類の湿ベース重量は、おおよそ３分の１に減少した。

⑤T市において実施した調査対象住家の住民に対するアンケート調査の結果は、次のとおりであった。

ｱ)ディスポーザ設置前に、14人中10人の住民がディスポーザを知っていた。

ｲ)ディスポーザ使用前に、14人中９人の住民がディスポーザの利便性に期待していた。

ｳ)ディスポーザ使用後、16人中13人の住民は使用感について「総じてよかった」と答えている。

ｴ)使用にあたっての問題点として、音・振動の問題が相当上がっていた。

表－４　ディスポーザ設置前後の，１人１日あたり排水量原単位およびＢＯＤ負荷量原単位（T市とH市）

	設置前			設置後			比
	排水量（ℓ）	延人数（人）	①原単位ℓ／人	排水量（ℓ）	延人数（人）	③原単位ℓ／人	②／①
T市	24616	139	177	28496	143	199	1.12
H市	2777	18	154	2666	16	167	1.08

	設置前			設置後			比
	BOD負荷量（g）	延人数（人）	①原単位g／人	BOD負荷量（g）	延人数（人）	③原単位g／人	②／①
T市	5630.2	139	40.5	9790.3	143	68.5	1.69
H市	894.8	18	49.7	1429.2	16	89.3	1.80

表－５　ディスポーザ設置前後の家庭ゴミの性状の変化

項目		設置前①	設置後②	比③／①
見積比重		0.141 kg／ℓ	0.092 kg／ℓ	0.65
容積当り重量（実測値）		5.645kg／40ℓ	3.680kg／40ℓ	0.65
三成分	全水分	61.2 %	48.2 %	－
	全灰分	3.9 %	7.8 %	－
	可燃分	34.9 %	44.0 %	－

表－６　ディスポーザ設置前後の家庭ゴミの発生重量と物理組成（湿ベース）

区分		設置前 重量	設置前 比率	設置後 重量	設置後 比率
1	紙類	10800 g	42.8 %	10495 g	63.4 %
2	厨芥類	11760 g	46.6 %	3964 g	23.9 %
3	布類	47 g	0.2 %	26 g	0.2 %
4	草木類	145 g	0.6 %	126 g	0.8 %
5	プラスチック類	* 2275 g	9.0 %	* 1645 g	9.9 %
6	ゴム・皮革類	* 4 g	0.0 %	* 1 g	0.0 %
7	その他類	38 g	0.2 %	8 g	0.0 %
8	金属類	155 g	0.6 %	260 g	1.6 %
9	ガラス類	0 g	0.0 %	0 g	0.0 %
10	セトモノ，石，砂類	5 g	0.0 %	30 g	0.2 %
合計		25229 g	100.0 %	16555 g	100.0 %

(注) 重量は湿ベース　　* 高分子系重量

表－7　ディスポーザ設置前に実施した住民アンケート調査の結果（T市）

数字は回答人数

項目 ＼ 回答者	ご主人	奥様	合計
1. 生ゴミ収集について不便を感じていますか。			
① 感じていない。	3	3	6
② 多少感じているが，気にならない程度。	1	3	4
③ 感じているが，がまんの範囲。	1	1	2
④ がまんできない程度。	0	0	0
⑤ その他（　　）	0	0	0
2. ディスポーザーを知っていますか。	①6 ⑤1	①4 ⑤3	①10 ⑤4
1）どこで知りましたか。（Yesの場合）			
① 新聞。	0	1	1
② 雑誌。	4	1	5
③ 知人。	1	2	3
④ その他（　　）	1（建設省）	0	1
2）ディスポーザーを使いたいと思ったことが以前ありましたか。（Yesの場合）			
① 思わなかった。	5	4	9
② 思った。	1	0	1
3）使いたいと思った時なぜ使っていないのですか。	認められていなかった		
3. 今回，ディスポーザーを使い始めるにあたってもっているイメージ。			
1）便利さを期待している。	①3 ⑤4	①6 ⑤1	①9 ⑤5
2）便利さの内容。			
① 生ゴミを保存しておかなくてすむので，衛生的である。	2	4	6
② 生ゴミの放置がなくなり，周辺環境が快適になる。	2	2	4
③ （生）ゴミ出しの煩わしさがなくなる。	2	2	4
④ その他（　　）	0	0	0
3）不安な点について			
① 排水管がつまる。	5	4	9
② ディスポーザーの故障。	2	2	4
③ ディスポーザーの音や振動。	3	2	5
④ ディスポーザーの性能。（十分カットされるのか。）	2	1	3
⑤ その他（　　）	1	1	2

表－8　ディスポーザ設置後に実施した住民アンケート調査の結果（T市）

数字は回答人数

項目 ＼ 回答者	ご主人	奥様	合計
1. ディスポーザーを使ってよかったと思いますか。			
① たいへんよかった。	0	1	1
② 便利な点，不便な点はあるが，総じてよかった。	6	6	12
③ 便利な点，不便な点があるが，総じて期待した程ではなかった。	1	0	1
④ 期待はずれであった。	0	1	1
⑤ その他（　　）	1	0	1
2. ディスポーザーを使ってよかった点は何ですか。			
① 家の中が衛生的になった。	6	5	11
② 周辺環境が快適になった。	0	0	0
③ （生）ゴミ出しの煩雑さがなくなった。	1	3	4
④ その他（　　）	0	1	1
3. ディスポーザーを使ってよくなかった点は何ですか。			
① 音，振動について。	6	6	12
② 性能について。	3	2	5
③ 故障について	0	0	0
④ その他（　　）	1	2	3
4. よくなかった点の程度について。			
1）音，振動（自分の家）			
① 気にならない程度。	1	2	3
② テレビの音が聴こえにくくなる。	6	5	11
③ テレビの音が全く聴こえなくなる。	1	0	1
④ その他（　　）	0	1	1
2）音，振動（隣の家）			
① ほとんど聴こえない。	8	8	16
② 多少聴こえる。	0	0	0
③ うるさく感じる。	0	0	0
④ その他（　　）	0	0	0
3）性能について			
① 牛や豚の骨まで砕ける性能が必要。	3	3	6
② その他（　　）	4	4	8
5. ディスポーザーを購入したいと思いますか。			
① 購入したい。	1	0	1
② もう少し安くなれば購入したい。	1	3	4
③ 安くなっても購入しない。	3	3	6
④ その他（　　）	3	2	5

オ)ディスポーザの購入については、有効回答11件のうち、「購入したい」人が１人、「安くなれば購入したい」人が４人、「安くなっても購入しない」人が６人であった。

3.2 圧力式下水道に関する調査

圧力式下水道に関する調査として、昭和62年度は、圧力式下水道システム研究会との共同研究のための実規模実証実験施設を、つくば市大角豆地区に設置し、63年度からの本格的調査の準備を整えるとともに、「欧米における圧力式下水道システムの計画・設計・維持管理に関する実態調査」を実施した。西ドイツ、オランダ、米国の比較表を表－９に示す。

4．今後の検討課題

63年度以降の検討課題として、次の点が残されている。

(1) ディスポーザ排水の水量・水質・負荷量に関する調査を継続し、データを積み重ねることにより、ディスポーザ使用が下水道へ与える影響を定量的に把握すること。

(2) ディスポーザ排水の処理性調査、汚泥処理への影響調査、管渠内における堆積状況調査を実施し

表－9　西ドイツ、オランダ、米国における圧力式下水道の計画、設計、維持管理の実態の比較

項　目		西ドイツ	オランダ	米　国
配管設計	管　材 管　径 最小土被 最小流速 損失水頭の算定式 管内食への対応 管内掃口	塩ビ管が多い。一部ポリエチレン管。 取付管80㎜　本管80～100㎜ 0.8 ～1.0m 0.5 ～0.8m/sec ｺﾚﾌﾞｯｸ式 ｴｱｰ 吹込み 300 ～500m間隔に設置。ほとんど使っていない。	ポリエチレン管が多い。一部、塩ビ管。 取付管50㎜　本管75㎜ 1.0m程度 0.7m/sec ｺﾚﾌﾞｯｸ式 あまり問題なし	塩ビ管。 取付管30～50㎜　本管50～100㎜ 0.75～1.2m 0.6m/sec ﾍｰｾﾞﾝｳｨﾘｱﾑｽ式 300m間隔。ほとんど使っていない。
GP(グラインダポンプ)ユニット設計	ポンプ出力 吐口圧 標準吐出量 水位検知計 ﾀﾝｸ 圧 ﾀﾝｸ 材質 設計汚水量 設置場所 接続戸数	2.2kW 80㎜ 5 ℓ/sec ﾌﾛｰﾄ式又は気泡式 1.0m,1.0m ﾌﾗｽﾁｯｸ 150 ℓ/ 人・日 個人敷地が多い。 1～10戸	2.2kW 50㎜ 4.1 ℓ/sec ﾌﾛｰﾄ式 0.8m ｺﾝｸﾘｰﾄ,ﾌﾗｽﾁｯｸ 150 ℓ/ 人・日 個人敷地が多い。 1～10戸	1.0 ～2.2kW 32～50㎜ ﾌﾛｰﾄ式 0.75m,0.85m ｺﾝｸﾘｰﾄ,ﾌﾗｽﾁｯｸ 個人敷地が多い。 1～数戸
維持管理	苦情内容 苦情の連絡と対応	ｼｽﾃﾑとｴﾗｰ 又はｼｽﾃﾑ 住民が電話でｵﾍﾟﾚｰﾀの担当者へ。担当者は2時間以内(休日24時間以内)で処理。	ｼｽﾃﾑとｴﾗｰ 住民が電話でｵﾍﾟﾚｰﾀの担当者へ。担当者は、50分以内で対応。	ｼｽﾃﾑだけが多い。 住民が電話でｵﾍﾟﾚｰﾀの担当者へ。

、ディスポーザが下水道施設へ与える影響を明らかにすること。

(3) 圧力式下水道、真空式下水道の技術開発を行うとともに、それらの適用条件等を明確にし、計画・設計・維持管理マニュアルを作成すること。

6．管内貯留に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　榊原　隆

1．はじめに

下水道における浸水対策、合流式越流水対策の一つに管内貯留方式がある。管内貯留とは、文字どうり管渠内に下水を貯留するものであり、貯留空間と流下空間が同一である系内貯留方式（in-line storage）と別々である系外貯留方式（off-line storage）の二種類がある。本報告では、①全国の管内貯留施設調査より、管内貯留の目的と貯留量について整理した結果、②考えられる管内貯留の機能と形式の提案、③A幹線における管内洗浄調査、堆積物量変化調査の結果、および④A幹線およびBポンプ場における設定ポンプ停止水位と浸水危険度、汚濁負荷削減量の関係、を述べる。

2．管内貯留方式の現状

2．1　管内貯留の目的

表1に全国の管内貯留施設の一覧を示す。管内貯留の目的としては、①浸水防除（量対策）、②合流式越流水の負荷削減（質対策）の二つが考えられるが、現在あるものは全て量対策を主目的として計画、設計されている。量対策として当方式が採用されている理由としては、①貯留のための広い用地スペースが確保できず、道路下を利用せざるをえない　②浸水発生箇所が分散しているため、各所に貯留施設を設けるより、管路を一本設けたほうが有利である、などがある。ところで量対策とは、豪雨時のピーク流量の貯留を行なうものであるから、対象とする降雨の生起確率が小さい場合すなわち計画降雨強度や計画確率年が大きい場合には、施設の使用頻度は少なくなる。そこで施設を有効かつ多目的に利用する意味から、量対策施設を質対策施設としても使用可能とする併用利用を行なうことが望ましい。表2でみる施設Ⅰ，J，K，Mではすでにこの点が考慮されている。すなわち量対策の目標値（5年確率、降雨強度50mm/hr など）に応じて

表1　管内貯留施設一覧

施設名	容量 (m³)	長さ (m)	排水区面積 (ha)	貯留量 (mm)	形式	目的 量対策	目的 質対策
A	4400	350	31	14	4a	○	
B	278				4a	○	
C	1100	350	38	3	4a	○	
D	180		2	9	4a	○	
E	180000				4b	○	
F	112000				4b	○	
G	39200	2360	630	6	4b	○	
H	126150	6050	256	50	4b	○	
I	36000	2430	397	9	3a	○	○
J	17700	2880	376	5	2b	○	○
K	51700	3080	1213	4	3b	○	○
L	17000	650	188	9	4b	○	
M	16000	5300	321	5	3b	○	○
N	16000	1000				○	
O	260000	8500	2540	10	3b	○	

貯留容量や排水ポンプ能力が決定されるが、下水処理場への送水施設も備えられ、水域への越流負荷の削減が可能となっている。

なお、現在のところ、質対策を主目的とした管内貯留施設はないが、今後雨水吐口を複数結んで越流水の貯留を行なう場合などに用いられる可能性がある。

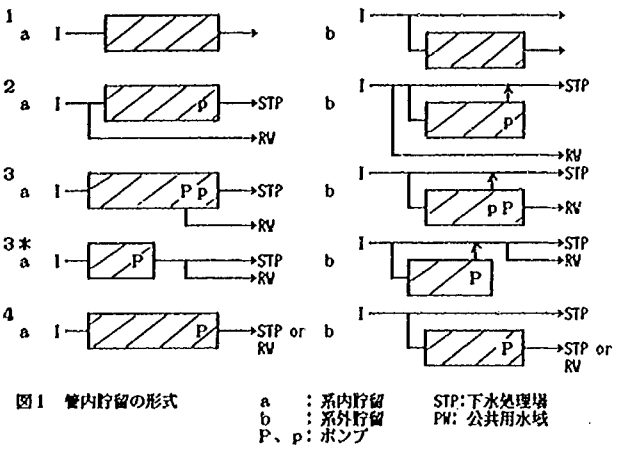


図1　管内貯留の形式　　a　：系内貯留　　STP:下水処理場
b　：系外貯留　　PW: 公共用水域
P、p：ポンプ

2．2　貯留量

各施設について、（容量）÷（排水面積）を算出した結果を表1の「貯留量（mm）」に示した。流出係数や排水区の特性は考慮していないが、貯留効果の概略の検討を行うと以下の通りである。H施設を除いた平均値は7.4mm である。これは一般的な雨水滞水池の貯留量とされている5mm の1.5 倍の大きさであるが、降雨強度 I ＝5000/(t+40) の中央集中型（５分きざみ）降雨のピーク分がこの大きさの池に貯留されたとすると、15分間にわたってピーク流量が削減される。このときの最大５分間降雨強度は5000/(5+40)*(5/60)=9.26 mm から5.1mm へと45%減少するのでピーク削減効果はかなり大きいといえる。

3．管内貯留の機能と形式

表１で示した各施設の例を参考として、管内貯留方式を「流下」と「貯留」の機能で分類したものを表２に示す。また形式別の模式図、流入ハイドログラフを図１、２に示す。

表３では、量対策において、一つの管で流下と貯留が同時に行なわれている場合は、ピーク流量の扱い（流下か貯留か）で分類している。また、図１におけるポンプ排水は、自

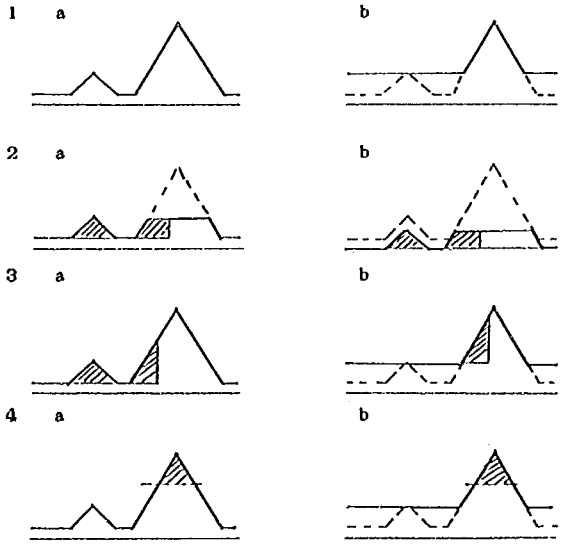


図2　形式別ハイドログラフ（破線　図１１点、太線　貯留管流入地点）
斜線部は貯留分、３＊は３と同様のため省略

然流下排水の場合も考えられる。なお、質対策で流下というのはその目的からいってあり得ないので考えていない。

この中で形式２ａはポンプ場や下水処理場の流入管渠で流量調整のため通常行なわれている方式である。形式４は、ポンプ排水能力を計画流入量以下とし、その差を貯留する方が有利である場合にとられる方法でもある。

表２　管内貯留の機能と形式

番号	呼称	機能 量対策	機能 質対策	方式と特徴
1	従来方式	流下	流下	能力の向上による浸水被害防除
2	質対策型	－－	貯留	系内：遮集済の雨水を対象、ポンプ場処理場の流量平滑による質改善 系外：雨水滞水池と同一手法、遮集能力向上による改善
3	併用利用型	流下	貯留	遮集前雨水対象、小降雨時に貯留、豪雨時に流下の使い分け 排水先は処理場と水域
4	量対策型	貯留	－－	ピーク流量を貯留する 放流規制があり、許容放流量Qc が設定されている場合もある

また形式４では、初期雨水は放流されるものの、下水処理場への送水が可能であれば、貯留水の分だけ質対策を行なっていることになる。

なお、形式２と３に示した４方式は、雨水滞水池の形式Ⅰ～Ⅳ（建設省下水道部監修「合流式下水道越流水対策と暫定指針」参照）と一致するものである。

４．　Ａ幹線における管内洗浄、堆積物量変化調査

Ａ幹線は、浸水対策を目的として建設されたバイパス雨水幹線であり、堆積物洗浄装置が設けられている。以下では、この装置を用いた洗浄調査および降雨の前後における堆積物量変化調査について述べるものである。

４・１　Ａ幹線の概要

Ａ幹線の概要を表３に示す。Ａ幹線は都市化の進行による流出係数の増大により、既設幹線の流下能力が不足したため、この幹線の排水区で浸水が頻発するのを解消するために建設されたものである。流入した水は、いったんは管内貯留されるが、一定水位を超えるとこの幹線の最下流に設けられたＢポンプ場の放流ポンプにより放流される。一定水位に達しない小降雨時には、放流ポンプは起動せず、流入下水は全量貯留され、夜間にＣ下水処理場に送水される。

４・２　洗浄調査

４・２・１　目的と方法

Ａ幹線には、管内に堆積した砂を除去するため、図３でみるように幹線の底面を平らとし、小型ブルドーザで土砂の運搬搬出が可能な構造となっているほか、管渠の洗浄装置が備えられている。この装置を用いて、管渠洗浄を行ない、洗浄前後の堆積物厚さを計測し、また洗浄用水や洗浄された水の水質を測定することによって、管渠洗浄の効果を明らかにすることを調査の目的とする。洗浄は、Ｃ処理場への送水ポンプで汲み上げた水を用いる。この水はバルブの操作で切り替え、Ｄ地点まで送られる。洗浄水としては、管内および沈砂池に貯留された水が用いられる。

４・２・２　結果と考察

洗浄調査時における記録、洗浄水水質、堆積物の粒度分布をそれぞれ表４、５、６、７、図４、５に

示す。なお、表５でD地点のＳＳが、Ｂポンプ場送水ポンプのそれを上回っているが、管内に堆積した土砂が吐き出されたためと推察される。

表３　Ａ幹線の概要

最大管径	6000㎜
排水面積	1213ha
最大貯留量	約50000m³
計画排水量	57.5m³/s
計画送水量	2m³/s

１）管内洗浄による越流汚濁負荷削減

表５、６の水質結果より、D地点からＢポンプ場までの区間に堆積した汚濁物質のうち洗浄によってＢポンプ場にフラッシュされた量は、以下の通りである（総洗浄水量は4770m³）。

ＢＯＤ　(120-25)*4770/1000= 453Kg

ＣＯＤ　(140-22)*4770/1000= 558Kg

ＳＳ　　(640-87)*4770/1000=2640Kg

管内探査によると、堆積物が認められるのは、D地点とＢポンプ場の間に位置するＥ地点付近から下流側の約１kmの区間であることから、流出した堆積物の堆積深さを推算すると

$h = 2640/(2.8 \times 1000 \times 2.0 \times 0.3) = 1.6$mm

ただし、実測結果より堆積物の比重を2.0、含水率を70%とした。これより、管内洗浄による越流水汚濁削減量を計算する。年間20回洗浄を行ない、平均流出堆積物深さが1.6mmとすると、ＢＯＤで453(kg)X20=9060(kg)の汚濁量が削減可能となる。実績値より年間放流負荷量を3,000,000m³とし 平均放流水質を50 ppm とすると、年間放流汚濁量は$3 \times 10^6 \times 50 = 150000$ (kg)であるので、洗浄による削減率は 9060/150000 =0.06すなわち6(%)となる。

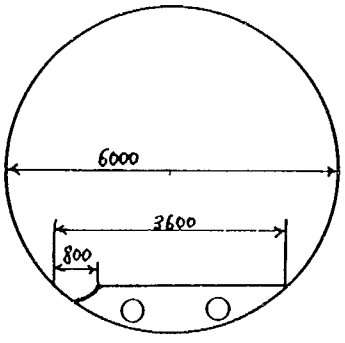


図３　Ａ幹線の断面

表４　洗浄調査記録

日付	59.8.9	63.3.18
洗浄水量（m³／秒）	0.49	0.44
ポンプ起動	10:25	11:10
洗浄水　D地点到着	11:00	11:31
E地点到着	11:35	
Bポンプ場到着	12~12:30	12:35
ポンプ停止	13:40	14:10

２）堆積深の減少

洗浄水の掃流力を調べてみる。洗浄水量は、$Q = 0.44$m³/s。図３の断面図より等流を仮定しマニングの式より流速、水深を求めると、$V = 0.57$m/s、$H = 21$cmである。これより掃流力を計算すると、

$$\tau = wRI = 0.015(g/cm^2)$$

である。無次元化した限界掃流力$\tau^* = 0.05$とすると、

$$d = \tau/\{(w - w_0) \cdot \tau^*\} = 1.1(mm)$$

である。すなわち1.1mm 以下の粒径の砂は掃流されることになる。しかし今回の調査では、洗浄により堆積深は5mmから4mmへとはわずか1mm減少したのみであった。このため図４をみても1.0mm までの重量で10%減少しているのみで、洗浄前後の砂の粒径分布に殆ど差がない。観察によると、洗浄されているものの多くは汚泥分であった。

３）流砂理論値と実測値との比較

流砂理論値との比較を行なってみる。理論式としてMeyer-Peter·Müller式を用いた。

$$\frac{q_B}{(sgd^3)^{0.5}} = 8(\psi_e - \psi_c)^{1.5}$$

$\psi_c = 0.047$, $\psi_e = \psi(n_b/n)^{1.5}$

$\psi = u_*^2/sgd$, $n_b = 0.0192 d_{90}^{1/6}$

（n_b:m·sec単位、$d_{90}^{1/6}$:cm単位）

ここで、洗浄時の水理条件を代入すると、n＝0.013, H＝0.13m v＝0.62m/s（表6より）, Q＝0.25m³/s（洗浄水のうち溝部流を除外した）、R＝0.12m, $d_{90}^{1/6}$ ＝0.4mm （図4より）、s（砂の水中比重）＝1.1（表7のE地点洗浄前の砂質シルトを使用）とすると、

$q_B = 1.8 \times 10^{-5}$（m³／s／m）
L ＝56（g／s）

一方実測によると、洗浄水（D地点）のSSは平均で87ppm、洗浄された水（Bポンプ場への到着水）は平均で640ppm、幹線平底部での流量q＝0.23(m³/s)であったので、

L ＝(640-87)×0.23＝127（g／s）

すなわち、実測値が大きくなっている。この理由としては、幹線の溝部に砂が堆積しており、これが掃流、運搬されたためと推定される。

表5 洗浄用水の水質（単位mg/ℓ）

TIME	BOD	COD	SS	VSS	SO_4^{2-}	S^{2-}
（送水ポンプより採水）						
11:15						
11:30	38	21	32	18	21	<0.1
11:45						
12:00	31	19	7	6	21	<0.1
12:15						
12:30	35	24	10	7	20	0.7
12:45						
13:00	36	24	18	10	22	0.5
13:15						
13:30	41	25	24	13	36	0.7
13:45						
14:00	37	25	28	15	24	<0.1
平均	36	23	20	11	22	0.4
（D地点採水）						
11:40	8.7	18	110	—	—	—
13:00	31	24	110	—	—	—
14:00	35	25	42	—	—	—
平均	25	22	87	—	—	—

表6 洗浄された水の水質（Bポンプ場採水）（単位mg/ℓ）

TIME	BOD	COD	SS	VSS	SO_4^{2-}	S^{2-}	H_2S	水位	流速
13:35	—	—	—	—	—	—	0.1	0.13	0.59
13:50	140	180	890	310	26	18	0.1	0.13	0.65
14:05	90	110	420	140	25	9	0.1	0.13	0.61
平均	120	140	640	220	26	12	0.1	0.13	0.62

4・3 堆積物量変化調査

4・3・1 目的と方法

降雨の前後における堆積物量を調査し、降雨量、降雨強度、降雨前水位との関係を明らかにすることを調査の目的とし、降雨の前後におけるE地点、Bポンプ場流入渠における堆積深さを測定し、あわせて堆積物を採取した。

4・3・2 結果と考察

昭和59年2月より8月、および62年9月より63年1月における調査状況および結果を表8に示す。堆積深をみると、59·5·31、59·8·9以外は、いずれも数mm程度で殆ど変化しない。このことから、数mmの部分は常に堆積していることが推察される。

59年度のデータのみ堆積深が深いのは、降雨前水位を高く設定し

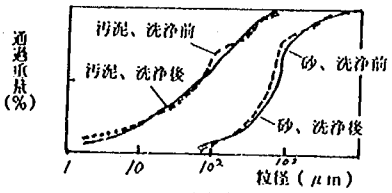


図4 堆積物粒径分布（E地点）

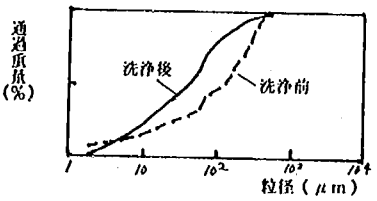


図5 堆積物粒径分布（Bポンプ場）

ており、E地点（管底高−19.8m）が水没した状態であったため，掃流を受けなかったためと推察される。

また、表８の結果からは、降雨量、降雨強度と堆積深との関連は見いだせなかった。

堆積物の分析結果を表９に示す。ここで硫化物について他所のデータと比較してみると、ある沈砂池の測定値では2.84mg/g、また下水管の例では1.09～2.51mg/gであったのに対して0.063～2·4mg/gと低い値であった。また気中の硫化水素ガス濃度をみると0.1ppm以下であったので、腐食や悪臭は殆ど問題にならないといえよう。

表７　堆積物分析結果

	E地点				Bポンプ場	
	洗浄前	洗浄後	洗浄前	洗浄後	洗浄前	洗浄後
土質	砂質シルト	砂質シルト	砂	砂	シルト質砂	砂混じりシルト
比重	2.102	2.661	2.687	2.693	2.601	2.574
含水率（%）	79.2	61.9	25.2	27.3	52.0	69.2
強熱減量（%）	47.5	17.5	1.9	4.3	17.6	36.0
全炭素（%）	5.8	5.1	0.7	1.1	6.7	13.4
有機炭素（%）	2.0	4.8	0.2	0.4	1.9	13.2
硫化物（mg/g）	1.4	8.4	1.1	1.4	1.5	5.9
硫酸イオン（μg/g）	300	530	310	300	370	490

表８　降雨量、降雨強度と堆積深について

日付	降雨量（mm）	降雨強度（mm/10分）	放流量（m³）	降雨前水位（m）	堆積深 E地点	堆積深 Bポンプ場
59. 2.26	12.0	1.0	−	-18.2		
3. 2					なし	−
5.29	11.3	1.6	−	-19.3		
5.31					5～10cm	−
7.28	23.3	2.7	75750	-21.5		
8. 9					数cm	−
62. 9.11	22.8	5.8	52600	-21.7		
9.14					シルト5mm	なし
9.24	23.5	2.8	28000	-20.3		
9.26					シルト4mm	なし
10.12	7.6	0.4	−	-20.1		
10.13					シルト3mm	なし
10.16	4.5	0.9	−	-20.8		
10.19					シルト5mm	なし
10.24	29.2	1.3	51800	-20.9		
10.27					シルト5mm	なし
10.31	20.2	8.0	−	-21.2		
11. 2					シルト6mm	なし
11. 3	11.1	0.8	−	-21.9		
11. 5					砂質2～50mm	なし
11.27	18.3	2.3	26250	-19.8		
11.30					砂質2～50mm	なし
12. 6	9.7	0.5	−	-20.7		
12. 8					なし	なし
63. 1. 4	8.5	1.5	−	-20.9		
1. 6					−	−
1. 7	5.3	0.6	−	-19.1		
1. 9					−	−
1.21	9.2	2.2	−	-18.3		
1.23					−	−

５．Ａ幹線、Ｂポンプ場における放流ポンプ停止水位と浸水危険度、汚濁負荷削減量の関係

５．１　目的と調査方法

雨水貯留管を最大限汚濁負荷削減に利用する場合に問題となる浸水危険度との関係について基礎資料を得ることを目的とし、1987年の降雨のうち、放流の行われた４降雨における放流停止水位、放流量、送水量と平均水質の実績をもとに、放流停止水位を様々に設定したときの排水負荷（＝放流負荷＋送水負荷＊（１−除去率））を計算し、これと実績値との比（排出負荷率）を求めた（表１１参照）。

また、いったん放流が終了した直後に豪雨が発生すると仮定し、豪雨前水位を-22mから0.5mきざみに-18mまで設定し、水位毎に最高水位がどこまで上がるかを、実豪雨(1987.8.5降雨、総降雨量25.5mm、最大10分間降雨量1

表−９　堆積物分析結果の範囲および平均値

項目 ＼ 調査地点 ＼ 試料分類		Bポンプ場 起状堆積物	Bポンプ場 移状堆積物	E地点 起状堆積物	E地点 移状堆積物
比重	範囲	2.140～2.631	2.577～2.627	1.934～2.625	2.593～2.597
	平均値	2.436	2.600	2.373	2.595
含水率（%）	範囲	60.6～80.7	16.8～25.0	59.0～82.5	20.6～24.3
	平均値	73.6	20.3	71.0	22.1
強熱減量（%）	範囲	28.3～65.0	0.8～2.0	16.5～65.6	0.8～1.2
	平均値	43.8	1.4	38.7	1.1
全炭素（%）	範囲	13.8～27.9	0.2～0.5	7.7～31.4	0.3～0.5
	平均値	22.2	0.4	20.3	0.4
有機炭素（%）	範囲	12.6～25.2	0.2～0.5	6.4～33.6	0.2～0.5
	平均値	19.4	0.3	18.7	0.3
硫化物（mg/g）	範囲	1.1～2.6	0.014～0.68	0.56～2.9	0.17～0.61
	平均値	1.6	0.31	1.5	0.47
硫酸イオン（μg/g）	範囲	150～550	160～2400	110～560	63～160
	平均値	310	700	320	98

1mm）時のポンプ運転実績をもとに計算した。

5．2　結果と考察

1）汚濁負荷削減

図6における降雨No、5，8を見ると、1つの降雨の中で、SS，BOD、CODの間に排出負荷率に差は殆どない。降雨No2は、SSの（放流平均水質／送水平均水質）がで1/18と、BODの1/12、CODの1/8に比べて小さいので、排出負荷率はポンプ停止水位に殆ど影響されない。逆に降雨No8では（放流平均水質／送水平均水質）が、SS、BOD、CODの順に4.6 2.8、3.1と大きいため、ポンプ停止水位による排出負荷率の変動が大きい。

表10　放流時の流量、負荷量

No	降雨番号	1	2	5	8
Date	日付	87·9·11	87·9·24	87·10·24	87·11·27
R	総降雨量(mm)	22.8	23.5	29.5	18.2
I	最大10分間降雨量(mm)	5.8	2.8	1.9	2.0
Hb	降雨前水位(m)	-21.7	-20.3	-20.9	-19.8
Hon	ポンプ起動水位(m)	-18.5	-17.6	-17.5	-17.6
Hoff*	ポンプ停止時水位(m)	-19.45	-19.45	-19.4	-19.5
Hoff	ポンプ停止水位(m)	-18.9	-18.8	-18.3	-18.05
Ha	送水後水位(m)	-22	-19.9	-22	-22
Pno	運転ポンプ番号	1,2	3,4	3,4,5	1
	SS				
Lout	排出負荷量(kg)	1440	3242	2680	6795
Lout1	放流負荷量(kg)	1050	402	1210	5930
Lout2	送水負荷量(kg)	390	2840	1470	865
	BOD				
Lout	排出負荷量(kg)	1701	1058	1560	2558
Lout1	放流負荷量(kg)	1180	190	1060	2070
Lout2	送水負荷量(kg)	521	868	500	488
	COD				
Lout	排出負荷量(kg)	1365	1061	1216	2093
Lout1	放流負荷量(kg)	819	243	814	1720
Lout2	送水負荷量(kg)	546	818	402	373

このように、降雨の状況に放流水質、送水水質が左右され、排出負荷率も大きくは変動するので、一概にいえないが、降雨NO1，5を代表例とすると、現在のポンプ停止水位を0.5m上昇させることにより排出負荷率は1.0から0.9と一割減となることがわかった。

2）浸水危険度

豪雨前水位Hb=－21mまでは、最高水位Hmaxに変化がない。Hbが－21mから上昇するにつれてHmaxも上昇し、Hb=－19.4mでHmax=-16mとなるが、この水位はBポンプ場の流入ゲート作動水位と一致するため、この水位をもって浸水危険度を判断する。Hb=－19.4mでの排出負荷率は、BODで1.07～1.28、CODで0.98～1.21である。従って、ここで仮定した降雨の直後に豪雨がある場合では、浸水に対し安全側の豪雨前水位を設定すると、排出負荷率は通常より高くなることが分かった。

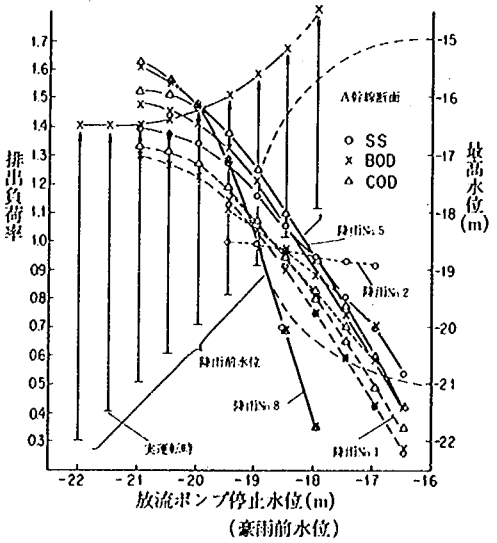


図6　放流ポンプ停止水位と排水負荷率、浸水危険度との関係

5．3　今後の課題

今後の課題としては、①水質データの積みかさね、②計算方法の検討（現在は管渠内で水位一定と仮定している）、③ポンプ起動水位を変化させたときのシミレーション、が挙げられる。

7．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　佐藤　和明
〃　　主任研究員　高橋　正宏
〃　　研究員　中島　敏幸

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の規制をうけることとなった。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、下水道施設におけるＣＯＤ成分の高度除去のための最適処理方式の確立を目的として実施するものである。

2．６１年度までの調査成果

（１）既設下水処理場におけるＣＯＤの実態調査を実施し、各処理場に対してアンケート方式により、流入・流出水のＣＯＤ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。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の代表的な業種は繊維、化学、食料品などであった。

（２）粉末無機吸着剤（マグネシウム系、カルシウム系）による下水２次処理水からのＣＯＤ除去に関する室内実験を行った。吸着沈殿法では、ＣＯＤ除去能力が活性炭に比較してかなり劣ること、処理効率を維持するには使用済の吸着剤を返送して反応槽内の吸着剤濃度を数千mg/ℓまで高める必要のあること、処理コストは硫酸バン土による凝集沈殿法とほぼ同等となること、が明らかになった。助剤ろ過法では、ＣＯＤ除去面で吸着沈殿法よりすぐれること、プレコートおよびボディーフィード量がＣＯＤ除去効率に影響を及ぼすこと、が確認された。

（３）単段式硝化脱窒法におけるＣＯＤ除去効率について検討した結果、標準活性汚泥法に比較して溶解性ＣＯＤは低くなるが、処理水中に流出するＳＳ量が多いためにトータルで評価した場合には差が認められなかった。また、単段式硝化脱窒処理水を急速ろ過池、活性炭吸着塔に通すことによってＴ－ＣＯＤは22.6mg/ℓから12mg/ℓまで下げられることが判明した。

（４）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

汚泥性細菌の増殖特性に対する影響、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、ＣＴＡＳ3.1mg/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の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比べ活性汚泥中の生物が多くなった。

（５）各業種の工場排水のＣＯＤ生分解度に関する調査を行い、紡績、繊維製品、有機顔料、合成染料、有機化学工業製品の各製造業の排水は難分解性ＣＯＤを多く含むことが判明した。また、これらの業種の工場排水混入率と処理場の処理水ＣＯＤ濃度との間には明確な相関関係は認められず、業種区分の細分化、サンプル採取法などに検討の余地があることが示された。

（６）工場排水が多量に流入する下水処理場においてケース・スターディを実施し、一般的に分解性が悪いとされている非イオン界面活性剤が流入下水中にかなり高い値を示したこと、流量調整槽が設置されたことによりかなり負荷の平滑化効果が認められたこと、運転方式の見直しにより改善の可能性があること、工場排水のＣＯＤ生分解度には同一の区分に分類される業種であっても事業所間で差異が存在することが明らかになった。また、各工場で使用されている薬剤のＣＯＤ生分解度に関する調査を行い、難分解性ＣＯＤ濃度200mg/ℓ以上の薬剤が９あったが、特定用途に片寄ることがない、繊維から溶出するＣＯＤもタオル生地の場合、100g当たり1.52gあること、が明らかになった。

（７）実下水に非イオン界面活性剤を20mg/ℓ添加し、浮遊法と生物膜法におけるＣＯＤ除去効率について検討した結果、処理水の非イオン界面活性剤は、浮遊法で1.4～2.0mg/ℓ、生物膜法で2.1～3.1mg/ℓと良好な除去結果を示した。さらに、嫌気好気活性汚泥法、生物膜併用活性汚泥法でも同様の結果を得た。

（８）嫌気性消化脱水方式の汚泥処理工程を有する５箇所の処理場の実態調査より、汚泥処理工程からの返流水負荷量は、流入水負荷に対し、Ｄ－ＣＯＤで5.4～22.4%、ＨＢ－ＣＯＤで11.2～68.9%の範囲であった。返流水のＨＢ－ＣＯＤ負荷量を処理工程別にみると、消化脱離液あるいは洗浄分離液が高い割合を示した。特にし尿を受入れている処理場では、し尿消化タンク脱離液からのＨＢ－ＣＯＤが高くなっている。

（９）ＣＯＤ生分解度試験による判定では、非イオン界面活性剤およびＰＶＡともに難分解となった。また、クーロメーターによる生物分解性試験から、ＰＶＡの方が非イオン界面活性剤よりも分解により長時間を有する結果となった。

（１０）工場排水混入下水を想定して、PVA50mg/ℓを含む実下水の活性汚泥処理を行い、PVAを安定して除去するためにはSRTを50日以上に保つ必要があることが判明した。

（１２）硫酸バンドによるPVAの凝集処理は、PVAの除去にはほとんど効果が認められなかった。

（１３）凝集剤添加活性汚泥法に用いる凝集剤として、硫酸バンドとPACのCOD除去能力を比較したが

、両者の性能にはほとんど差がなかった。

3．昭和62年度の調査結果

本年度もPVAを主な対象とした。調査内容は以下の3項目である。

(1) 標準的生物処理である活性汚泥法では、低水温時のPVA処理に必要なSRTを確保することが困難であるため、微生物固定化担体を用い、SRTを長く保つ新しい生物処理方法を検討した。

(2) 物理化学処理の有望な一手法である。オゾン処理、及びオゾン＋紫外線処理の検討。

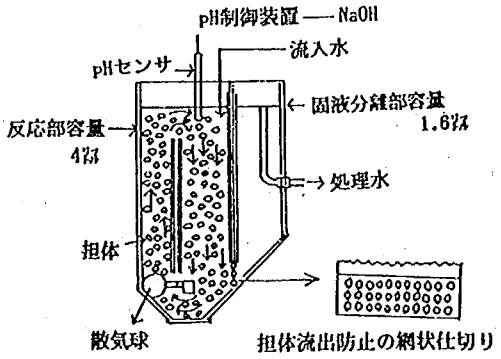
(3) PVA等を含む工場排水の水温は冬季でも比較的高いことが多いため、高水温時において、活性泥法のSRTをどの程度短縮できるかの検討。

3．1 微生物固定化担体を用いたPVAの生物処理

活性汚泥法において、汚泥滞留時間を50日以上にすることにより、PVA分解能を有する細菌を保持できるため、処理可能であることが橋本ら[1]により示されているが、実施設でこの運転条件を維持することは、非常に困難である。そこで、簡易な手法で汚泥滞留時間を増加させる方法として、結合固定化担体を、PVAを処理する従来の曝気槽に投入し、担体に付着した汚泥の効果により実質的な汚泥滞留時間を延長するプロセスの検討を行った。

3．1．1 実験方法

図－1に示す実験装置にて、表－1に示すPVA含有人工下水を流入水とする処理実験を行った。主な運転条件は、表－2に示す通りである。使用した結合固定化担体はφ3mm×H3mm，比重 1.025のプラスチック製の担体である。実験開始時には、PVAを唯一の有機物源として馴養した活性汚泥と、数日間水になじませた担体を装置に投入し、約5週間馴致させた。余剰汚泥は、装置の固液分離部にたまる浮遊汚泥を、越流する以前に抜き取った（1～2回／週）。水質測定項目は表－3に示す通りである。



図－1 実験装置の概要

表－1 人口下水の組成

デキストリン	23 mg/l
ペプトン	50 mg/l
粉末酵母エキス	50 mg/l
牛肉エキス	168 mg/l
KCl	10 mg/l
NaCl	5 mg/l
$MgSO_4$	3 mg/l
KH_2PO_4	14 mg/l

以上の組成で BOD 150，COD 85 mg/l に相当

これにPVA（重合度500）50 mg/l 添加

表－2 装置の運転条件

反応部水理学的滞留時間（HRT）	ケース1	6 hours
	ケース2	12 hours
固液分離部 HRT	ケース1	2.4 hours
	ケース2	4.8 hours
設定 pH		6.5～7.5
水温		20℃
固定化担体充填率（かさ体積／反応部容量）		25％
反応部 DO		6～8 mg/l
運転開始時添加汚泥濃度		550 mg/l

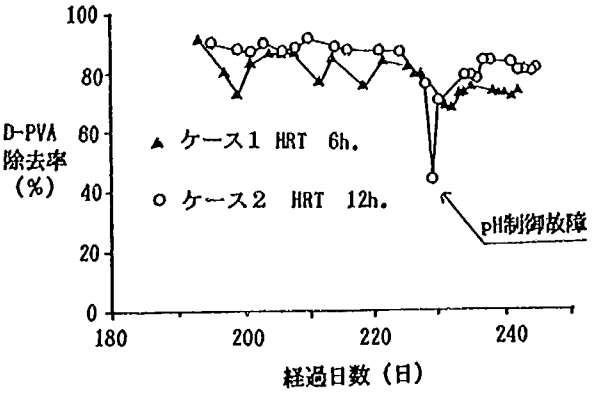
表－3 水質分析項目

MLSS MLVSS
COD_{Mn} SS
以上は下水試験法
PVAはよう素比色法

る。但し、付着汚泥量は、担体30個を静かに引き上げ、その乾燥重量と、2N塩酸煮沸洗浄後の乾燥重量との差より、１個当たりの付着汚泥量を求め、投入した総個数を乗じて計算した。

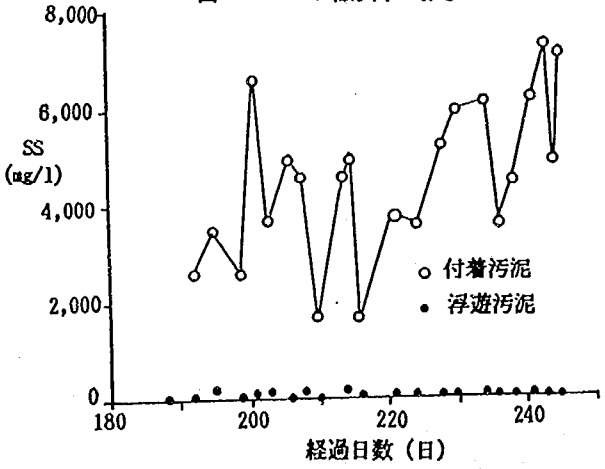
３．１．２　実験結果

図－２に溶解性PVAの除去率の推移を示した。HRT12時間のケース１は安定して80%程度の除去率を示しており、pH制御装置の故障でpHが12以上に上昇した異常事態からの回復も早かった。ケース２では、やや除去率が不安定であるが、流入水量が安定しなかったことが原因と考えられ、除去性能はケース１とさほど変わらないであろう。



図－２　D-PVA除去率の推移

図－３は、ケース２において付着汚泥と、浮遊汚泥の存在割合の推移を示したものであり、反応部内の汚泥のほとんどが付着汚泥で占められていることが明らかである。（ケース１も同様）　結合固定化を通常の曝気槽に投入する場合、付着汚泥量は担体の表面性状にも左右されるが、他にも、BOD容積負荷、攪拌強度などの運転条件にも大きく影響される。本実験では、人工下水、小型の装置を用いているため、実際の下水処理場の条件とは、かなり隔たりがあることに、まず留意すべきであろう。



図－３　ケース２における付着汚泥と浮遊汚泥の推移

表－４は、本実験の運転状況をまとめたものである。今回の実験では浮遊汚泥の返送を行わなかったため浮遊汚泥はほとんど存在せず、浮遊汚泥量を基準とした汚泥滞留時間は極端に短い。付着汚泥を含めた全汚泥量基準では、ケース１で約９日、ケース２で約１５日となった。20℃の水温では、活性汚泥法においても汚泥滞留時間15日でPVAの除去が進むことは、後述の３．３で確かめられいるが、９日のケースについては、固定化法特有の現象かも知れない。

表－４　運転状況のまとめ

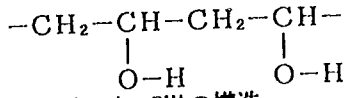
	ケース１	ケース２
汚泥滞留時間・浮遊汚泥基準	0.71日	0.96日
汚泥滞留時間・全汚泥量基準	8.66日	15.3日
水理学的滞留時間	5.17h.	12.2h.
D-PVA除去率　(%)	78.1	82.2
D-COD除去率　(%)	78.2	80.0

本調査により結合固定化を応用することで、従来非常に長い汚泥滞留時間を必要とするとされていたPVAの除去を、簡易な施設の変更で

達成できる可能性が見いだされた。

3．2　PVAのオゾン、オゾン＋紫外線処理

オゾンは強い酸化能力を有する物質であり、C＝C，C＝Nの二重結合（三重結合も含む）を攻撃し、オゾニドを経て、アルデヒド、又は、ケトンを生成するが、C＝O部や飽和結合部を攻撃することはない[2]このため図－4に示すような構造を有するPVAには基本的には作用しないが、オゾンから酸素への中間生成物であるHO_2、HO等のラジカル基[3]は各種有機物を，アルデヒド、アルコール等を経て、最終的には水と二酸化炭素に分解する能力を有する[1]オゾン注入と同時に紫外線照射を行うとラジカル基の生成が促進され、有機物分解能は大幅に向上する[3]



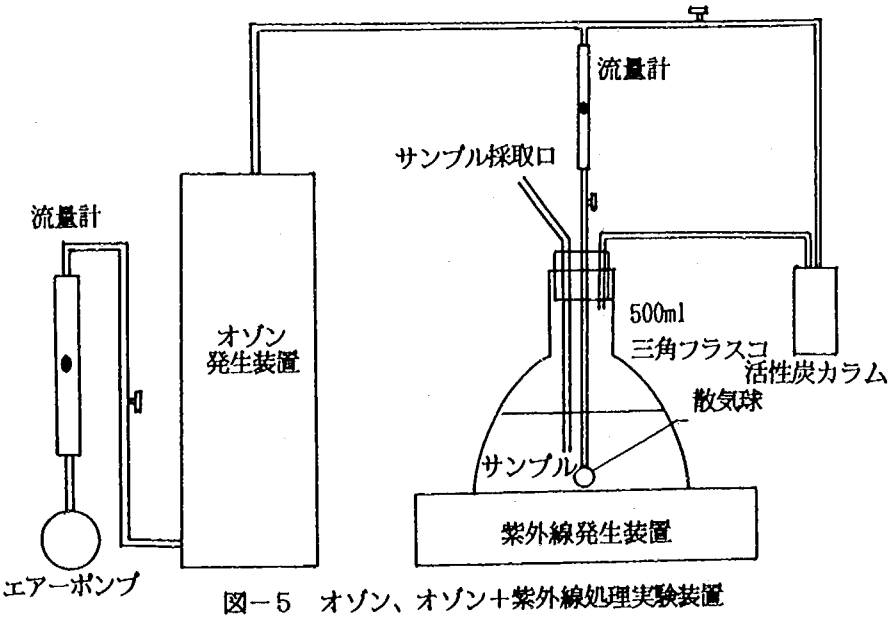
図－4　PVAの構造

3．2．1　実験方法

図－5に示す実験装置を用い、表－5に示す実験条件で、PVAの除去実験を行った。オゾン注入量は、あらかじめ装置の電圧と送気量を設定し、ヨウ素滴定法でオゾン発

表－5　PVAのオゾン、オゾン＋紫外線処理実験条件

25分／1バッチの回分試験
サンプル量　500ml　紫外線照射量 0.044kwh/m³
初期PVA濃度　20mg/l
最終オゾン注入量　20,50,100 mg/l

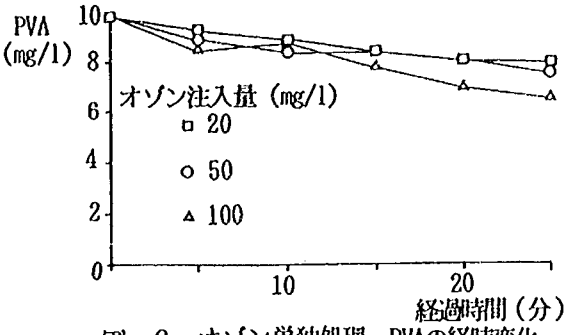


図－5　オゾン、オゾン＋紫外線処理実験装置

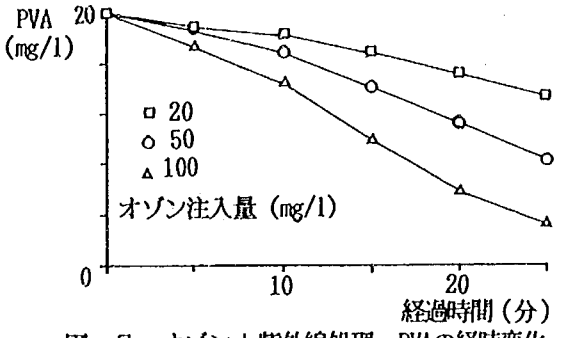
生速度を求め、25分間の通気で設定オゾン注入量となるよう、各フラスコの通気量を調整した。紫外線源としては、照射量既知の蛍光検出用のトランスイルミネーターを用い、フラスコの紫外線透過率（DNA標本の蛍光発光強度より求めた。）を乗じて紫外線照射量を計算した。

3．2．2　実験結果

蒸留水にPVA（重合度500）20mg/ℓを添加し、オゾン注入のみを行った時のPVAの経時変化を図－6に示す。100mg-O_3/ℓの注入量でもPVAの減少はわずかである。COD_{Mn}、TOCは当然変化なしであった。オゾンによる上水の消毒での注入量が1～2mg-O_3/ℓ（接触時間2～20分）、下水の消毒及び脱色では10～15mg-O_3/ℓ（接触時間30分）[5]であることを考慮すると、100mg/ℓ以上の注入は現実的ではないであろう。図－7は0.044kwh/㎡の紫外線照射を行い、他は図－6と同じ条件でのPVAの経時変化を示したものである。オゾン注入量の増加とともに、PVAは効果的に除去されている。但し、同時に測定したTOCは6.3mg/ℓから5.3mg/ℓへ減少したのみであり、COD_{Mn}に到っては6.7mg/ℓから8.0mg/ℓに増加した。PVA 1 gを完全に酸化するためには、1.8 gの酸素が必要であるが、COD_{Mn}の測定条件ではその20％が酸化されるにすぎない。図－7の条件では、消滅したPVAの大部分が、COD_{Mn}で測定し易い中間生成物に変化したため、COD_{Mn}の測定値が増加したものと思われる。PVAはBOD_5をほとんど示さず、オゾン処理後もBOD_5が増加することはなかった。　他の有機物の存在下でのPVAの減少を見るため、都市下水の一次処理水にPVAを20mg/ℓ添加し、図－7と同じ、オゾン注入量、紫外線照射量で実験を行ったところPVA、TOC、COD_{Mn}とも全く除去されなかった。



図－6　オゾン単独処理　PVAの経時変化



図－7　オゾン＋紫外線処理　PVAの経時変化

オゾン、及びそのラジカル基はフッ素に次ぐ強力な酸化剤であるが、PVAのような高分子化合物を他の物質との共存下で分解するには、より強力な紫外線照射、効率的なオゾン注入法の開発が必要であろう。

3．3　高水温期におけるPVA除去のため必要な汚泥滞留時間

前年度、都市下水に混入した希薄なPVAを活性汚泥法で処理する場合にも、低水温期にはSRT 50日程度が必要なことを示したが[6]工場排水を受け入れている処理場の流入水は冬季でもあまり下がらないことがある。このような処理場においては、PVA除去のための目標SRTを短縮できる可能性がある。本年度は前年度と同じ実験装置を用い、SRTを短く設定して、特に夏季におけるPVA、CODの除去性能を調査した。

3．3．1　実験方法

使用した実験装置は、前年度と同様、曝気槽容積100ℓの活性汚泥実験装置２系列である。本年度の実験条件を表－６に示す。当初は最初沈殿池越流水を使用して、SRT 20日の設定で汚泥引き抜きを行い、流出SS分を加味すると実際のSRTは16日であった。実験開始175日目より設定SRTを13日にするとともに、MLSSの低下による沈殿池での固液分離障害が見られたため、流入水を２mm目スクリーン通過後の生下水とし、MLSS濃度を高めた。実SRTは12日であった。A系、B系の曝気槽内水理学的滞留時間はそれぞれ12、６時間である。

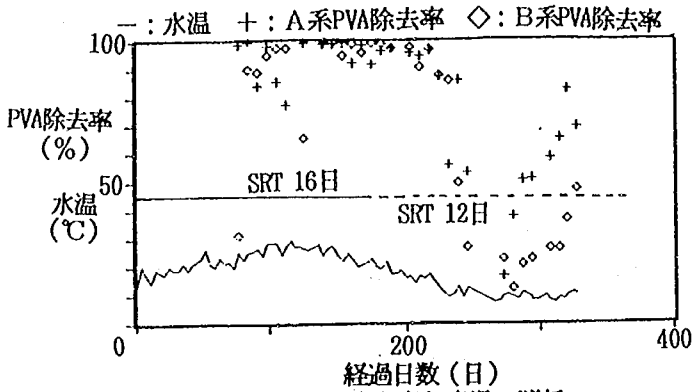
表－６　PVAの活性汚泥処理　実験条件

運転条件	A系	B系
流入水量 (ml/min.)	140	280
曝気時間 (h)	12	6
沈殿時間 (h)	6	3
汚泥返送率 (%)	15～50	25～100
SRT (day)	12,16	12,16
PVA添加濃度 (mg/l)	50	50

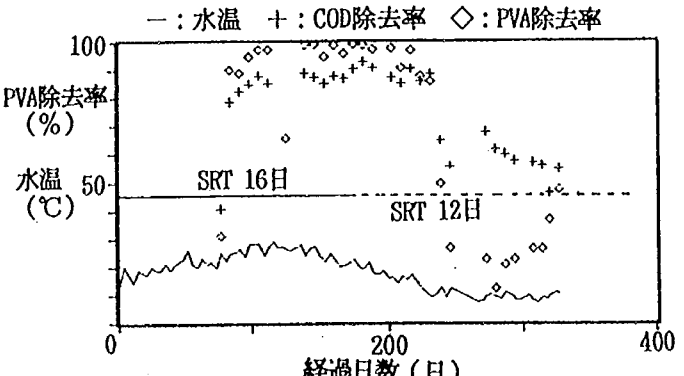
3．3．2　実験結果

A系、B系のPVA除去率と水温の関係を図－８に示した。SRT 16日の運転で、A、B両系とも水温20℃以上あれば、十分なPVAの除去能力があることが解った。このために更にSRT 12日まで下げたが、15℃以上の水温で１か月以上、良好なPVAの除去能を示したが、水温15℃以下になると急激にPVA除去能が低下した。曝気槽内水理的滞留時間の短いB系のほうが、除去能の低下が著しい。なお、CODの除去能については図－９のB系の結果で示すよう、ほぼPVAの動向と同じである。

以上の結果より、15℃以上の水温であれば、SRTを12日程度まで短縮できる可能性が示された。20℃以上では更に短縮が可能であるかもしれないため、次年以降は、このような観点からの実験を行う予定である。



図－８　PVA除去率と水温の関係



図－９　B系 PVA,COD除去率と水温の関係

4．まとめ

本年度の研究成果をまとめると以下のとおりである。

(1) 結合法固定化担体を曝気槽に投入することにより、水理学的滞留時間6時間、返送汚泥なしで人工下水中のPVA及びCOD_{Mn}除去率80%程度の処理成績を得た。

(2) オゾン、オゾン+紫外線でのPVAの物理学的酸化分解を試みた。PVA注入量100mg/ℓ、オゾン照射量0.044kwh/ℓの条件でPVAは除去されたがCOD_{Mn}はかえって増加した。

(3) 都市下水にPVAを添加し、活性汚泥法による処理を行ったところ水温15℃以上ではSRT 12日でもPVAの除去は良好であり、濃い工場排水を受け入れている処理場では、実行可能なSRTの値に近づいた。

5．参考文献

1） 橋本・尾崎・山川，活性汚泥による難分解物質の地理に関する研究（第5報 ），下水道協会誌，Vol.17，No.198，pp19～29，1980

2） ヘンドリック・クラム・ハモンド，湯川ら訳，有機化学，廣川書店，1973，pp83～85

3） G,C,White，Hand Book of Chlorination 2nd Edition，Van Nostrand Reinhold Co.，1985，pp899

4） 風間・大野・見目，低圧紫外線方式による有機排水の処理技術，PPM，1987年2月，pp43～57

5） 2）に同じ

6） 佐藤・高橋・小泉，下水中の難分解性COD成分等の高度除去に関する調査，土木研究所資料第2509号，昭和61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62年10

8．栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
主任研究員　森山　克美
研　究　員　小越　眞佐司

1．調査の目的と必要性

湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化の防止や処理水を再利用する際の用途によっては下水中の窒素やリンと云った栄養塩類を高度に除去する必要がある。新たに処理施設を建設する場合には当初から栄養塩類除去の対策を講じておくことが出来るが、既存の処理施設においては現有の施設を生かしながら栄養塩類の除去能力を高める手法が必要となってくる。本調査は、現在、下水の処理方式として広く普及している活性汚泥法を基本として、その運転方式の変更により栄養塩類の除去能力を高める手法の開発を目的として実施するものであり、昭和６０年度を初年度として開始した。

2．前年度までの調査結果

昭和６１年度までの調査結果を要約すると以下の通りである。

（１）嫌気好気法では、低ＭＬＳＳ・高ＢＯＤ／ＳＳ負荷運転により高いリン除去率が維持できた。しかし、降雨時等におけるリン除去の不安定化は避け得なかった。また、リンの除去と硝化の進行は相反する関係となる傾向があり、NH_4－Ｎ１mg/l以下が２～３日持続するとリンの除去が不安定になった。

（２）嫌気好気法において流量変動を与えると冬期に硝化の進行が抑制され窒素除去率が低下した。

（３）嫌気好気法に硫酸ばん土を添加した運転では生物学的脱リンと化学凝集による脱リンが同時に進行していると見られる現象が見出された。

（４）嫌気好気・嫌気好気のフローでは窒素とリンを同時に高率で除去することが難しかった。本プロセスで住宅地からの下水を処理した場合は９０％の、都市下水を処理した場合は７０％の窒素除去率が得られた。

（５）循環式硝化脱窒法に付加する凝集剤として、硫酸ばん土とＰＡＣの比較を行った結果、ばん土はアルカリ度の消費が多いこと、冬期3mg/l以上の添加率では硝化阻害を生じ易いこと、ＰＡＣのほうがリンの不溶化能力が小さいことが判明した。

（６）凝集剤添加硝化・内生脱窒法の硝化槽・脱窒槽容量比は１：１が適当であった。硫酸ばん土、ＰＡＣ、ＴＫフロックについてリン除去の比較検討の結果には明確な差異は得られなかった。

（７）間けつ曝気法による全窒素除去率は、ＨＲＴ１５時間で８０％程度が得られた。

3．昭和６２年度の調査結果

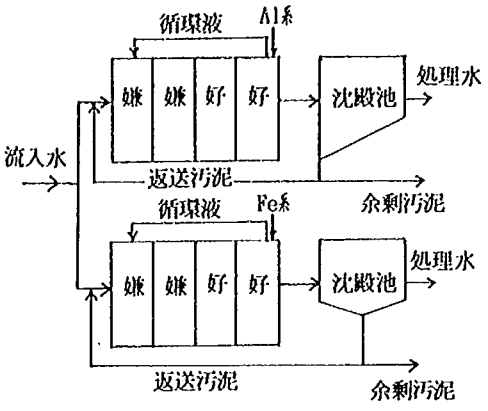
3．1　京都パイロットプラントにおける凝集剤添加循環式硝化脱窒法に関する調査

循環式硝化脱窒法は、活性汚泥処理施設に適用可能な窒素除去法として実用段階に入っている。本法において窒素と同時にリンを除去することを目的として凝集剤を添加する場合、添加された凝集剤が生物反応に与える影響などを考慮して、適正な添加率等を決定することが重要である。当研究室ではパイロットプラント実験によって、循環法に添加する凝集剤の比較実験を実施しており、アルミニウム系凝集剤２種（ばん土とＰＡＣ）の比較については、６１年度に実施した。６２年度は、アルミ系凝集剤と鉄系凝集剤との比較実験を行った。

3．1．1　実験条件

４槽の生物反応槽（25m³×4）と沈殿池（50m³）からなる実験装置２系列を並列に運転し、凝集剤として、一方には硫酸ばん土、他方には鉄系凝集剤を添加した。装置のフローを図－１に、運転条件等を表－１に示した。

流入水量は240m³/d、汚泥返送率50%、循環率150%で、前段２槽を嫌気、後段２槽を好気とした。流入水量ベースでの嫌気、好気時間は各５時間である。なお、区分Ⅲ－２のみ異なる条件で運転した（表－１欄外）。



図－１　パイロットプラントフローシート

表－１に示した実験区分は凝集剤添加率によって、Ⅰ～Ⅲに大別し、鉄系凝集剤２種の切り換えによって小区

表－１　プラント運転条件

実験区分	Ⅰ						Ⅱ				Ⅲ							
	1		2		3		1		2		1		2		3		4	
期間	87.4.27 ～ 5.20		5.21 ～ 7. 2		7. 3 ～ 7.30		7.31 ～ 9.29		9.30 ～10.22		10.23 ～11.12		11.13 ～11.26		11.27 ～12.28		88. 1. 4 ～ 2.25	
	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ	ﾊﾞﾝﾄﾞ	ﾃｻﾞ
凝集剤注入率 (mg/lasAforFe)	2	0	2	ﾎﾟﾘﾃｻﾞ 4	2	ｴﾝﾃｻﾞ 4	4	ｴﾝﾃｻﾞ 8	4	ﾎﾟﾘﾃｻﾞ 8	3	-	3	ﾎﾟﾘﾃｻﾞ 6	3	ﾎﾟﾘﾃｻﾞ 6	3	ｴﾝﾃｻﾞ 6
平均余剰汚泥引抜率（%）	0.67	0.67	0.67	0.55	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.48	-	0.67	0.67	0.61	0.61	0.70	0.70
平均空気倍率	8.4	9.6	8.4	9.6	8.1	9.3	6.6	7.8	6.6	7.8	7.8	-	10.4	10.4	7.8	8.3	7.8	9.0
反応槽平均MLVSS(mg/l)	1910	1620	1685	1542	1490	1365	1701	1625	1935	1697	1883	-	1915	1910	1962	1962	2179	2055
反応槽平均水温（℃）	20.7	20.9	23.9	23.9	25.6	25.7	26.6	26.7	24.1	24.5	21.5	-	20.3	20.3	17.7	17.9	15.7	15.9

区分Ⅲ－２のみ流入水量180m³/d汚泥返送率67%循環率200%反応槽平均滞留時間13.3時間

分に分けたものである。

生物反応槽への流入水は鳥羽処理場E系列の１次処理水である。凝集剤は、硫酸ばん土は水処理用液体ばん土（８％Al_2O_3）、鉄系凝集剤は塩化第二鉄溶液（39％$FeCl_3$）、およびポリ硫酸第二鉄（商品名：ポリ鉄，$\{Fe_2(OH)_n(SO_4)_{3-n/2}\}_m$）を使用した。

３．１．２．実験結果及び考察

表－２には表－１の各区分毎の主要な水質を平均値で示した。凝集剤注入率の各レベルに対して、ｐＨ、Ｍアルカリ度、およびＴ－Ｎには、ばん土添加系と鉄系凝集剤添加系の間に差は認められなかった。ＢＯＤは多くの区分で鉄系のほうが高い結果となっている。これは、最終沈殿池におけるＳＳ除去性の違いによるもので、特に冬期に鉄系での悪化が顕著であった。

図－２に示すように、この間ばん土系汚泥のＳＶＩは、鉄系に比較して低く、バルキングが抑制されていたものと考えられる。

＜リンの除去＞

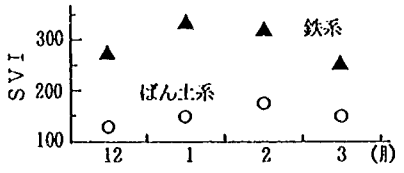
Ｔ－Ｐは区分Ⅰ－１，２および区分Ⅲ－４を除いて、ほぼ同じであるのに対し溶解性全リン(Ｓ・Ｔ－Ｐ)は明らかにばん土系のほうが良好な結果であった。鉄系凝集剤ではＳ・Ｔ-Ｐ濃度を0.1mg/ℓ以下にすることが出来ない様である。図－３は、流入溶解性リンに対する凝集剤注入モル比と処理水溶解性リン濃度の関係を示したものである。本図より、注入モル比２以上では、ばん土＞ポリ鉄＞塩化第二鉄の順にリンの不溶解化能力が高いことが解る。

＜硝化への影響＞

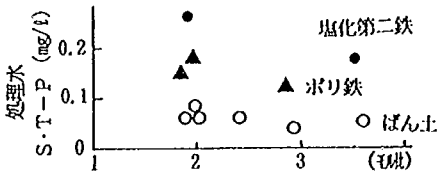
図－４は好気槽の汚泥を用いて行ったバッチの硝化試験の結果である。ばん土の添加率が高い場合には一時的に硝化能力が低下していたことが解る。回復までに要した期間は約40日であった。鉄系ではこのような現象は認められなかった。また、低水温時に、ばん土系では硝化

表--2　各実験区分の平均水質

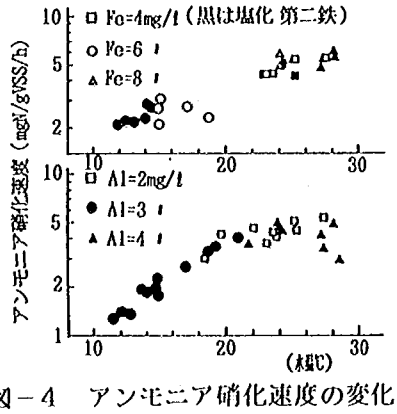
		Ⅰ			Ⅱ		Ⅲ			
		1	2	3	1	2	1	2	3	4
pH	Inf	7.50	7.50	7.42	7.46	7.37	7.55	7.65	7.65	7.73
	ﾊﾞﾙｸ	6.71	6.75	6.86	6.76	6.56	6.69	6.81	6.65	6.60
	ﾃﾞｯ	6.76	6.76	6.83	6.73	6.55	—	6.83	6.67	6.61
Mｱﾙｶﾘ度	Inf	121	129	104	125	142	129	153	154	143
	ﾊﾞﾙｸ	47	51	49	43	51	—	56	55	46
	ﾃﾞｯ	56	51	49	42	53	—	54	57	47
T-P	Inf	2.56	2.57	1.60	1.94	2.37	2.03	2.51	2.77	2.73
	ﾊﾞﾙｸ	0.98	0.86	0.79	0.58	0.70	0.61	0.61	0.60	0.52
	ﾃﾞｯ	1.92	1.12	0.82	0.56	0.67	—	0.59	0.76	0.85
S T-P	Inf	1.05	1.59	1.07	1.26	1.56	—	1.68	1.79	1.73
	ﾊﾞﾙｸ	0.52	0.39	0.20	0.05	0.04	—	0.06	0.06	0.08
	ﾃﾞｯ	1.35	0.65	0.39	0.17	0.12	—	0.18	0.15	0.26
T-N	Inf	18.9	21.4	16.9	19.2	23.0	—	23.9	25.7	25.9
	ﾊﾞﾙｸ	6.8	7.2	7.1	6.5	7.5	—	6.7	8.1	8.2
	ﾃﾞｯ	7.2	7.4	6.2	6.1	6.1	—	6.7	8.6	8.5
BOD	Inf	101	77	56	67	88	62	83	99	94
	ﾊﾞﾙｸ	4.3	3.7	3.7	3.6	5.3	3.9	3.8	6.0	6.9
	ﾃﾞｯ	5.1	5.3	3.6	2.7	6.8	—	3.6	11	10



図－２　ＳＶＩの変化（冬期）



図－３　処理水リン濃度と凝集剤注入モル比



図－４　アンモニア硝化速度の変化

速度が1 mgN/gVSS/h程度まで低下したのに対し、鉄系では、2mgN/gVSS/hを下回ることがなかった。なお、鉄系凝集剤2種の間には差異が認められなかった。以上より硝化活性に与える影響は鉄系凝集剤のほうが、ばん土より小さいと考えられる。

表－3　沪過処理の結果

項目	区分	I						II				III				
		1		2		3		1		2		1	3		4	
		アルミ	テツ	アルミ	テツ	アルミ	テツ	アルミ	テツ	アルミ	テツ	アルミ	アルミ	テツ	アルミ	テツ
SS	原水	11.4	12.7	14.5	18.0	20.3	15.2	20.5	15.1	19.7	16.0	19.6	16.5	23.0	15.2	22.4
	処理水	1.5	1.8	1.5	1.9	2.6	0.7	0.8	0.8	1.6	0.8	—	1.5	4.2	2.5	3.8
	除去率（%）	86.8	85.8	89.7	89.4	87.2	95.4	96.1	94.7	91.9	95.0	91.8	90/9	81.7	83.6	83.0
BOD	原水	4.4	5.0	3.4	5.7	3.5	4.2	3.7	2.7	5.3	4.6	3.9	4.5	12.5	6.8	10.1
	処理水	1.6	1.9	1.5	1.9	1.2	1.2	1.8	1.3	2.3	1.7	1.2	1.5	3.6	2.3	2.8
	除去率（%）	63.6	62.0	55.9	66.7	65.7	71.4	51.4	51.9	56.6	63.0	69.2	66.7	71.2	66.2	72.3
T－P	原水	0.98	1.88	0.80	1.21	0.78	0.88	0.65	0.54	0.73	0.52	0.61	0.50	0.84	0.47	0.87
	処理水	0.74	1.52	0.44	0.74	0.26	0.54	0.11	0.19	0.10	0.14	0.11	0.11	0.27	0.14	0.33
	除去率（%）	24.5	19.1	45.0	38.8	66.7	38.6	83.1	64.8	73.1	82.0	78.0	78.0	67.2	70.2	62.1

＜処理水ＳＳの沪過性＞

表－３は京都パイロットプラントの急速沪過池によって各系列の処理水を沪過速度300m/dの定速沪過で処理した結果である。沪材は区分Ⅲ－１までは汚泥焼却灰から作られた軽量骨材（D_{10}=1.65mm, U_c=1.22）で、沪層の厚さ900mm、区分Ⅲ－３以降は、アンスラサイト（D_{10}=1.77mm, U_c=1.27, 沪層厚600mm）と砂（D_{10}=0.62mm, U_c=1.61, 沪層厚300mm）の２層であった。ＳＳの除去率は81～96%、ＢＯＤの除去率は51～72%、リンの除去率は19～83%となっており、浮遊性物質の除去は良好であった。なお、ばん土系と鉄系の間の沪過性の違いは、明確でない。

表－４　汚泥の濃縮性・脱水性

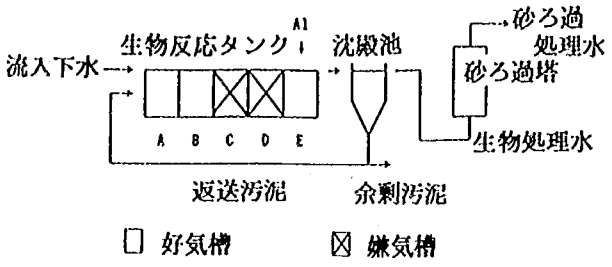
区分		アルミニウム系			鉄系		
		24時間到達汚泥濃度（%）	乾ケーキ基準処理速度（kg/m²h）	アルミニウム含有率（%）	24時間到達汚泥濃度（%）	乾ケーキ基準処理速度（kg/m²h）	鉄含有率（%）
I	1	1.83	5.6	3.00	—	6.0	—
	2	2.06	7.1	3.72	1.92	7.6	6.01
	3	2.31	8.9	4.57	2.56	8.6	9.21
II	1	2.23	9.6	6.50	2.14	8.7	13.0
	2	2.47	—	6.13	2.16	—	13.2
III	1	2.42	—	5.32	—	—	—
	2	2.56	8.1	5.32	2.13	6.7	17.2
	3	2.52	7.2	4.88	1.89	7.0	8.97
	4	2.41	6.0	4.14	1.88	6.2	7.07

＜余剰汚泥の濃縮・脱水性＞

攪拌機（1/3rpm）付きの沈降筒（内径20cm·深さ1m）を用いて余剰汚泥の２４時間到達汚泥濃度を、汚泥界面の沈降量から推定した。また、凡そ１６時間静置沈降させて得られた濃縮汚泥を用いてリーフテストを行い、汚泥の脱水性を検討した。リーフテストの条件は、吸引圧力-550mmHg、吸引２分、乾燥２分（１サイクル６分）とした。汚泥の調質は固形物当たり塩化第２鉄≒12%、消石灰≒60%を添加して行った。表－４は、このようにして行った濃縮試験及び脱水試験の結果である。濃縮汚泥の濃度は区分Ⅱ以降では、明らかにばん土系のほうが高く、鉄系凝集剤を添加して得られる余剰汚泥はばん土添加のものより濃縮性が劣るものと考えられる。リーフテストの結果から計算によって求めた汚泥の脱水速度は区分ⅡとⅢ--２では、ばん土系のほうが優っているが、その他の区分ではほぼ同等の値となっており、両者の差は小さいものと考えられる。

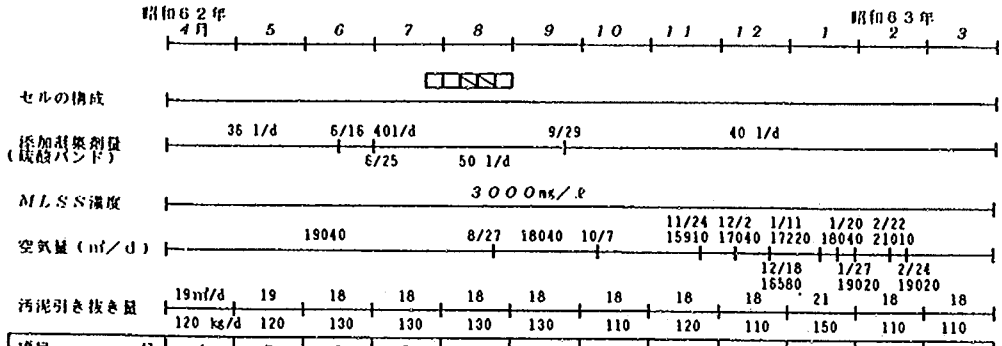
3．2　凝集剤添加硝化・内生脱窒法による窒素・リンの同時除去に関する調査

活性汚泥法の処理施設を利用して窒素とリンを同時に除去するプロセスとして本法を取り上げて調査を行った。浜松市湖東浄化センターの実施設を用いて調査を行い、年間を通して窒素及びリンを安定的に除去するための運転制御法について検討を加えた。



図－5　湖東浄化センター処理フロー

表－5　運　転　条　件



項目　月	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
流入水量（m³/d）	1077	1084	1115	1226	1134	1044	1100	1044	983	977	927	970
返送率　（m³/d）	90.1	88.7	86.2	79.0	85.5	92.1	87.4	92.2	97.8	98.3	104	98.9
生物反応タンク滞流時間（hr）	22	21	21	19	21	22	21	22	23	23	25	24
沈殿時間（hr）	3.6	3.5	3.2	3.1	3.4	3.7	3.5	3.7	3.9	3.9	4.1	3.9
空気倍率（倍）	17.1	17.4	17.1	15.6	17.1	17.3	15.6	16.2	17.2	17.5	21.1	19.6
余剰汚泥引き抜き量（m³/d）	19	18	18	18	18	18	18	18	18	21	18	18
RSSS（mg/l）	6400	6400	7400	7200	7000	7000	6000	6700	6400	7000	6000	6300
MLSS（mg/l）	3000	3000	3400	3200	3100	3000	2800	3100	3000	3300	3000	3200
MLVSS（mg/l）	2500	2400	2700	2500	2400	2300	2200	2400	2400	2700	2400	2600
MLVSS/MLSS(%)	82	79	78	78	78	75	76	79	79	80	80	80
SVI	270	280	240	170	160	150	180	200	210	190	150	180
SRT（day）	22	25	25	23	22	22	24	24	24	21	23	23
SAT（day）	13	15	15	14	13	13	14	14	14	13	14	14
Al添加率（mg/l）	2.1	1.9	2.0	2.3	2.5	2.7	2.0	2.1	2.3	2.3	2.4	2.3
Al／Pモル比	1.0	0.9	0.9	1.3	1.2	1.2	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
BOD負荷（kg/kg．day）	0.33	0.27	0.18	0.14	0.12	0.15	0.19	0.19	0.18	0.21	0.19	0.19
T－N負荷（kg/kg．day）	0.042	0.038	0.037	0.036	0.034	0.035	0.041	0.033	0.037	0.032	0.035	0.034

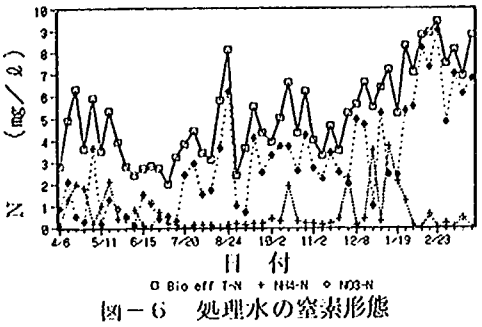
3．2．1　調査法

図－5に処理フロー、表－5に運転条件を示す。61年度は、年間を通してＭＬＳＳ濃度3000mg／ℓを維持するよう運転を行った。また、本法の窒素除去効率に及ぼす空気量、あるいは、硝化槽ＤＯ濃度の影響が大きいことが、過年度の調査結果より推察されていたので、ＤＯ濃度、空気量を重要な操作因子として調査を行った。

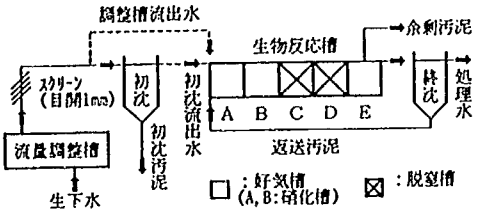
3．2．2　調査結果

窒素除去に関する結果を図－6に示す。低水温期の12月～翌年3月にかけて処理水Ｔ－Ｎが5～10mg／ℓとなったものの、他の期間は安定して5mg／ℓ程度の処理水質を得られた。この間、処理水NO_3-N濃度が上昇した場合に空気量を削減し、処理水NH_4-Nが上昇した場合に空気量を増すという空気量管理を行い、良好な処理水Ｔ－Ｎを得ることができた。処理水Ｔ－Ｎが5mg／ℓを超す低水温期においては、NO_3-Nが5～6mg／ℓを占めることから脱窒速度の低下に起因することが分かる。この対策としては、低水温期のみＭＬＳＳ濃度を4000 mg／ℓ程度に高めるか、若しくは、この期間のみ脱窒槽に有機炭素源を添加することが有効と考えられる。また、硝化槽末端（Ｂ槽）のＭＬＤＯとしては、0.5 mg／ℓ程度が適切な値と考えられた。

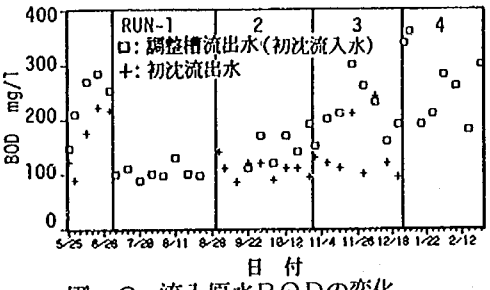
リンは、流入水PO_4-Pに対して硫酸ばん土Ａℓとしてモル比1を維持することにより安定して除去することができた。生物処理水Ｔ－Ｐとして0.6～0.9mg／ℓ、PO_4-Pとして0.2～0.5mg／ℓが得られた。



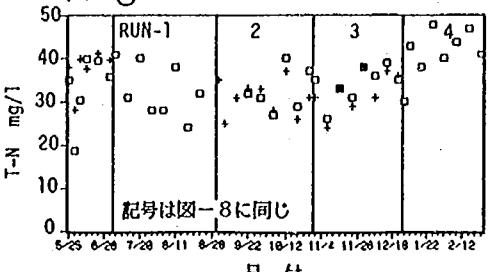
図－6　処理水の窒素形態



図－7　実験装置概要



図－8　流入原水ＢＯＤの変化



図－9　流入原水Ｔ－Ｎの変化

3．3　硝化・内生脱窒法の操作因子に関するパイロットプラント調査

本法に関するこれまでの調査で未解明の課題として、最初沈殿池の有無、および硝化槽ＤＯ濃度の処理特性に及ぼす影響が残されていた。本項は、これら二点についてパイロットプラント実験により検討を加えたものである。

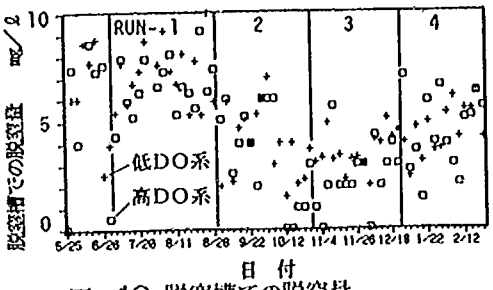
3．3．1．実験概要

1）実験装置　図－7に実験装置を示す。実験には同一の装置を2機用いた。硝化槽A、Bの曝気量は硝化槽Bの、DOセンサーからの信号により制御され、再曝気槽Eの曝気量は一定とした。実験条件により最初沈殿池(以下、初沈と記す)は使用される場合と迂回される場合がある。脱窒槽は機械攪拌とした。A～E槽は、各100ℓの容量である。

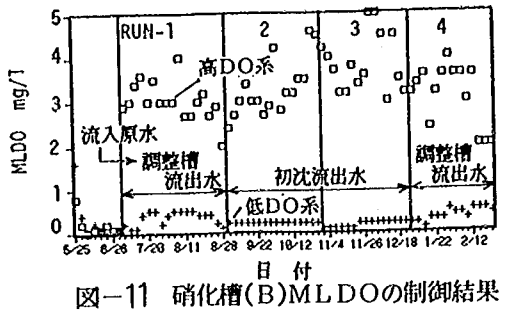
2）実験条件　実験に用いた下水は、生活排水を処理する下水処理場（初沈は無い。）の流量調整槽流出水である。2機の実験装置の一つは高DO系とし硝化槽BのDO濃度を3～5㎎／ℓとした。別の一つは低DO系としDO濃度を1㎎／ℓ以下として、一年間運転した。同時に、本法の処理特性に及ぼす初沈の有無の影響を検討するため、高水温期、低水温期にそれぞれ調整槽流出水と初沈流出水を実験装置への流入原水とした。上記以外の主要な操作条件としては、生物反応槽滞留時間15時間、汚泥返送比100%、平均MLSS3000㎎／ℓ、SAT10～12日（SRTとしては25～30日）とした。

3．3．2．実験結果と考察

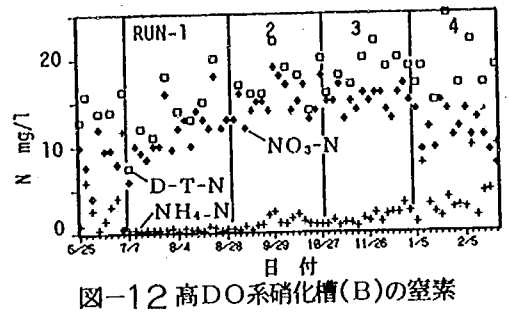
1）初沈の有無と処理特性　図－8、9は、流入原水のBODとT－Nの年間変化を表す。十印は初沈流出水、□印は調整槽流出水(初沈流入水)である。BODは初沈の有無により、その値に50～100㎎／ℓの差が現れるが、T－Nは、そのほとんどが溶解性であるため初沈の有無による差は数㎎／ℓである。このため流入原水のBOD／T－N比は初沈が有る場合、初沈無しに比べ半減することになり、内性脱窒工程での有機炭素源の不足につながることが推察される。図－10は硝化槽BのNO_3-Nと脱窒槽DのNO_3-Nの差、すなわち脱窒槽で脱窒されたNO_3-N量を示すものである。これによると初沈流出水を流入原水とした場合、脱窒量が低下することが認められる。また、その傾向は数㎎／ℓではあるが、高DO系のほうが若干大きいようである。



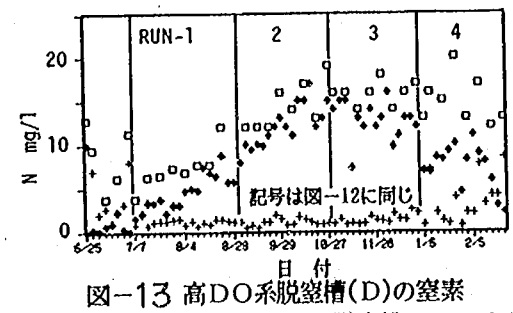
図－10 脱窒槽での脱窒量



図－11 硝化槽(B)MLDOの制御結果

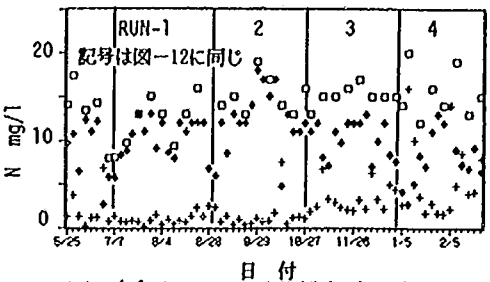


図－12 高DO系硝化槽(B)の窒素

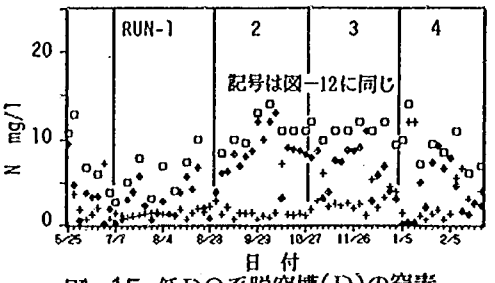


図－13 高DO系脱窒槽(D)の窒素

２）硝化槽ＤＯ濃度と処理特性　図--11に硝化槽Ｂのｄｏ濃度の制御結果を示す。このようなＤＯ制御を行ったときの硝化槽Ｂと脱窒槽Ｄの窒素化合物の年間変化を高ＤＯ系について図－12 13 、低ＤＯ系について図－14、15に示す。これらの図より以下の４点が認められる。①Ｄ槽のＤ－Ｔ－Ｎ濃度を処理状況の指標とすれば、低ＤＯ系の方が良好である。この傾向は初沈流出水を流入原水とした場合、特に顕著である。②低ＤＯ系でも著しいＮＨ$_4$-Ｎの残留は認められない。③図－12、14を比較すると、硝化槽Ｂにおいて、すでに低ＤＯ系のＤ－Ｔ－Ｎ、ＮＯ$_3$-Ｎ濃度が高ＤＯ系より約５㎎／ℓ程度低い値になっている。これは、低ＤＯ系の硝化槽においては、硝化と同時に脱窒反応が進行していることを示すものと考えられる。④上記③の結果と、図－10に示した脱窒槽における脱窒量の差は高ＤＯ系と低ＤＯ系でわずかであることを考えると、硝化槽での脱窒量は最終的な窒素除去に大きく寄与するものである。



図－14 低ＤＯ系硝化槽(Ｂ)の窒素



図－15 低ＤＯ系脱窒槽(Ｄ)の窒素

４．まとめと今後の検討課題

循環法と組合わせて使用する凝集剤としてばん土と鉄系凝集剤２種との比較実験を行い、ばん土のほうがリンの不溶化とバルキング抑制の点で優り、硝化活性に与える影響では鉄系凝集剤のほうが小さい事が判明した。また、処理水のろ過性や汚泥の脱水性では凝集剤による差異は小さいが、汚泥の濃縮性ではばん土系が優っていた。高水温・高添加率条件で、ばん土が硝化活性に与える影響は、６１年度に得られた結果と多少異なるものとなっており、今後の検討によって明らかにしていきたい。

凝集剤添加硝化・内生脱窒法においては、低温水期(12月～３月)に処理水Ｔ－Ｎが５～10㎎／ℓになるものの、他の期間は安定してＴ－Ｎ５㎎／ℓを得られた。この場合、硝化槽末端のＭＬＤＯを0.5㎎/ℓ程度に管理することが重要であった。リン除去については、凝集剤として硫酸ばん土を用いΛℓ／Ｐ（Ｐ：流入水ＰＯ$_4$-Ｐ）モル比１程度で、生物処理水ＰＯ$_4$-Ｐとして0.2～0.5㎎/ℓが得られた。

硝化・内生脱窒法の操作因子に関するパイロット・プラント調査では次の二点が明らかになった。

ｉ）最初沈殿池の有無が処理特性に与える影響としては、最初沈殿池流出水を流入源水とした場合、初沈流入水を流入原水にした場合よりも脱窒量が低下することが認められた。

ii）硝化槽ＤＯ濃度が処理特性に与える影響としては、低ＤＯ運転（約0.5㎎/ℓ）の方が、高ＤＯ運転（約３～５㎎／ℓ）より、良好な窒素除去を行えることが分かった。また、その原因は、硝化槽での脱窒量に起因するものであった。

9．水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　増田　隆司
諏訪　守

1．まえがき

近年、環境に対する社会的関心は大きいものがあり、公共用水域の水質についても、今後、親水機会の増大とともに関心は一層高まるものと思われる。このような状況において、下水処理水中の窒素・リン等の栄養塩類を除去することは、放流先での富栄養化防止および今後増大するであろう処理水のアメニティ利用等の観点からも重要となるであろう。また、現在建設されている下水処理場は最終系列の建設までにかなりの期間が見込まれ、その間未利用地を有する場合がある。この空地を有効に利用し、処理水水質の一層の改善・安定化を図ることも今後必要となるであろう。

一方、水生生物はその生物活動によって水域中の栄養塩類を吸収することが知られている。水生生物による水質浄化の研究は、これまで欧米を中心とした諸外国で多く研究されてきたが、最近ではわが国でも盛んに行われるようになった。特に、ホテイアオイについてはその旺盛な繁殖力に着目して多くの研究者がこれに携わっている。しかしながら、従来の研究は主に河川や湖沼といった自然水域の水質を対象としており、下水処理水そのものの浄化を図るための研究は少ないように思われる。

本調査は、水生生物を利用して下水処理水水質の一層の改善・安定化を図ることを目的とし、処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用いて下水処理水の水質浄化に関する調査及び研究を行うものである。

2．昭和６１年度の調査結果

昭和６１年度は初年度であり、水生生物に関する文献調査を行い水生生物の生長特性、栽培管理及び浄化効果等の既往の研究を整理した。処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用いた調査は１０月から行い次のような結果を得た。

①植物投入前のポンドにおいてトレーサー調査を行い、槽内の流況特性の把握を行った。その結果、砂層の有無により実滞留時間に、整流壁の有無によりピーク流出時間に若干の差はあるが、全体的な傾向としては流況特性に大きな差異は見られなかった。

②冬期にホテイアオイ槽で越冬実験を行った。その結果、下水処理水のように冬期でも水温の高い（

１５℃前後）水を用いれば、ホテイアオイは簡易な保温施設を設置することにより越冬し、かつ、ある程度の生長が期待できる。

③秋期及び冬期における水質分析結果から、１２時間の滞留時間では目立った浄化効果は得られなかった。

④ＤＯ及びｐＨはホテイアオイ槽よりも藻類の繁茂している槽のほうが高い値を示した。また、ＤＯの日変化では、藻類の繁茂している槽で昼間高い値を示した。

３．昭和６２年度の調査結果

昭和６２年度も前年度に引き続き処理場内に設置した水生生物利用ポンドを用いて調査を行った。今年度の調査内容は次のとおりである。

①植物体の投入による整流効果の把握

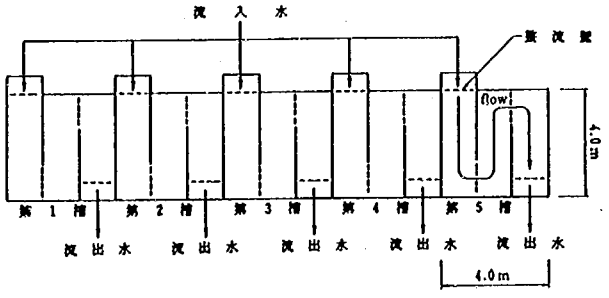
②年間を通しての植物体の生長特性及び浄化効果の把握

③滞留時間の相違による浄化効果の変化の把握

3.1 調査方法

3.1.1 実験施設の概要

実験は茨城県霞ケ浦流域下水道事務所内に設置した水生生物利用ポンドにおいて行った。ポンド施設の概要は図－１に示すように合計５槽から構成されており、１槽の大きさは長さ、幅及び高さがそれぞれ４ｍ，４ｍ及び１ｍである。施設の外壁、床及び各槽の仕切り壁はすべて鉄筋コンクリート製であり、内面は防水加工が施されている。各槽はコンクリートブロック壁を用いて流れが蛇行するような構造にするとともに整流壁により３つの区画に分かれている。なお、各槽とも底部には厚さ２０㎝の砂層が敷きつめてある。流入水は高架水槽から自然流下で各槽に流入し、流入水量はバルブで調整した。また、流出水は各槽ともオーバーフロー式とし、その位置を変えることで槽内水深を連続的に変化させることが可能である。



図－１　水生生物利用ポンド施設

表－１　施設運転条件

	水生植物	滞留時間	設定流量	設定水深	流入水
第1槽	クロモ	１２時間	0.90㎥/hr	０．７m	三次処理水
第2槽	コントロール	１２時間	0.90㎥/hr		
第3槽	ホテイアオイ 62.11～	１２時間	0.90㎥/hr		
	コントロール	１２時間	0.90㎥/hr		
第4槽	62.6～ ホテイアオイ	２４時間	0.45㎥/hr		
第5槽	ホテイアオイ（保温施設有り）	１２時間	0.90㎥/hr		
	62.6～ ホテイアオイ 62.11～	４８時間	0.22㎥/hr		
	ホテイアオイ（保温施設有り）	４８時間	0.22㎥/hr		

3.1.2 施設運転条件

各槽の運転条件を表－１に示す。水生植物としてはクロモ及びホテイアオイを用いた。なお、コントロール槽として植物を投入して

いなかった第２槽には塊状の藻類が発生したため適宜回収しながら調査を継続した。また、冬期には前年度同様ホテイアオイ槽（第５槽）に上部をビニールで被った簡易な保温施設を設置した。流入水は各槽とも復ケ浦浄化センターの下水処理水(三次処理水)を使用した。滞留時間は当初、各槽とも１２時間とし、６月１９日以降は第４槽を２４時間、第５槽を４８時間とした。槽内水深は各槽とも０．７ｍとした。

3.2 調査結果

3.2.1 トレーサー調査

前年度、植物体投入前にトレーサー調査を行ったが、今年度は、植物が繁茂したことによる整流効果を調べるために５月及び８月にトレーサー調査を行った。表－２～３及び図－２～３に結果を示す。ここで、m、V、q、t、C及びC_bをそれぞれ投入トレーサー量（リチウム）（g）、槽容量（㎥）、流入水量（㎥／hr）、経過時間（hr）、流出リチウム濃度（ppb)及びブランク値（ppb)とし、C_o、C_*及びϕを次のように定義する。

$C_o \equiv m/V$、$C_* \equiv C - C_b$、$\phi \equiv qt/V$

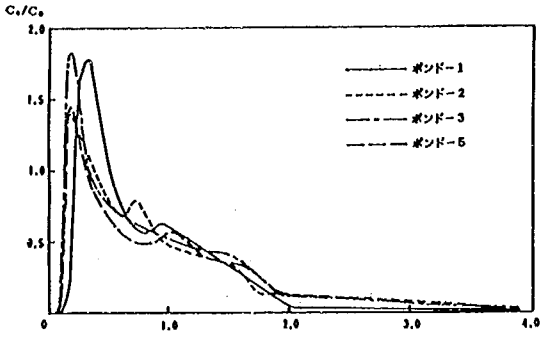
また、ϕ_P、ϕ_Mはそれぞれピーク流出時間及び実滞留時間に対応する。

第１回の調査結果から、ピーク流出時間でクロモ槽が、実滞留時間でホテイアオイ槽が若干長くなっているが、各槽ともピーク流出時間が早く出現すること、ピーク流出時のトレーサー濃度が突出していること及び$\phi = 1$前後で小さなピークがあることから短絡流が発生していると思われる。したがって、植物による整流効果は、クロモ槽においてϕ_Pの改善が見られるほかは有意な差は見られず短絡流を抑えるまでには至らなかった。

第２回の調査結果からは、クロモ槽及び槽内に藻類が大量に発生していたコントロール槽でピークの出現がかなりゆるやかになっている。これは、植物の繁茂による整流効果と思われる。ここで槽内の混合形式としてセルモデルを仮定し、さらに、デルタ

表－２　第１回トレーサー調査条件と結果

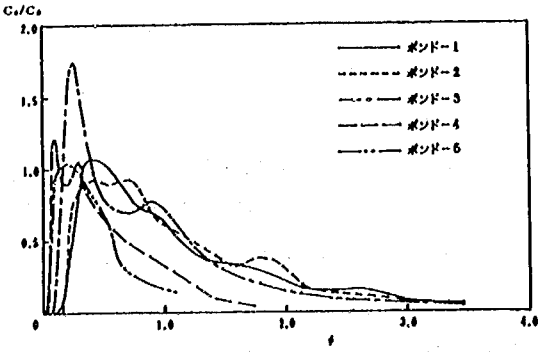
ポンド	水生植物	滞留時間(hr)	実験結果		
			ϕ_n	ϕ_p	(C_*/C_o)
ポンド－１	クロモ	１２	０．９６０	０．３３６	１．７８５
ポンド－２	コントロール	１２	１．１７０	０．１５７	１．４２１
ポンド－３	ホテイアオイ	１２	１．２０８	０．１７２	１．８３６
ポンド－５	ホテイアオイ	１２	１．１８９	０．１６８	１．４５０



図－２　第１回トレーサー調査流況特性

表－３　第２回トレーサー調査条件と結果

ポンド	水生生物	滞留時間(hr)	実験結果		
			ϕ_n	ϕ_p	(C_*/C_o)
ポンド－１	クロモ	１２	１．３７３	０．３６２	１．０６７
ポンド－２	コントロール	１２	１．４１６	０．３９３	０．９２９
ポンド－３	ホテイアオイ	１２	１．２７７	０．２６１	１．７６２
ポンド－４	ホテイアオイ	２４	０．４１２	０．０９９	１．２３３
ポンド－５	ホテイアオイ	４８	０．２２６	０．１７９	１．０５４



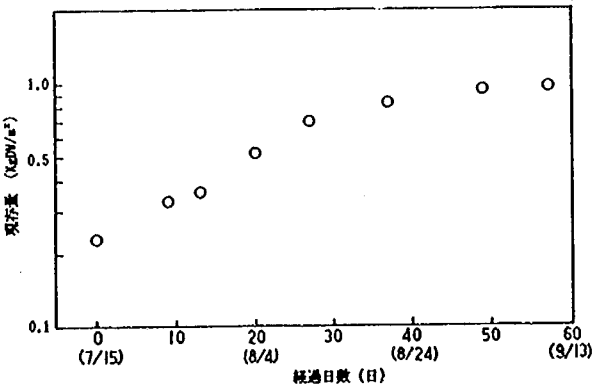
図－３　第２回トレーサー調査流況特性

応答で解析すると室数が2の場合によく合致する流れになっている。また、ホテイアオイ槽は第1回調査同様ピーク流出時間が早く出現し、ピーク流出時のトレーサー濃度も突出しており短絡流が発生しているものと思われる。なお、滞留時間24時間及び48時間の槽はϕ_Mの値がかなり小さくなっており実滞留時間が設定滞留時間より長くなっているが、これは、流入水量が少ないため流量メーターの誤差が大きかったものと思われる。ここで、短絡流の発生が考えられる第3槽について、槽内の水深別トレーサー濃度変化を見たところ、ポンド中間部での濃度分布はトレーサー投入2時間後には水深15cmから45cmの層で高い濃度になっており、4時間後以降は底層部で高い濃度になっていた。これは、槽内で2層の流れが生じており、第1の流れはトレーサー投入4時間前後の大きなピークの流れであり、第2の流れはトレーサー投入10時間前後に出現する小さなピークに関与するものと思われる。これらの流れには槽内の鉛直方向の水温差が影響するものと思われる。また、トレーサー濃度の鉛直分布は槽内の水温差がなくなる夜間には均一になった。

以上のことから、ホテイアオイのような浮漂植物よりもクロモ及びコントロール槽に繁茂した藻類のような水中に存在する植物のほうが整流効果があると思われる。また、槽内の濃度分布が夜間に均一になることから24時間以上の滞留時間をとることで流出水質の安定化が見込まれるものと思われる。

3.2.2 植物体の生長特性

一般に植物の生長は、空間及び栄養源が制限要因として作用しない場合、指数関数的に生長すると言われている。図－4は夏期におけるホテイアオイの現存量変化を示したものである。この図からもホテイアオイはある密度までは指数関数的に生長していることがわかる。その上限値は0．8KgDW/m² 程度であり、これは青山の報告[1]よりやや小さい値となっている。

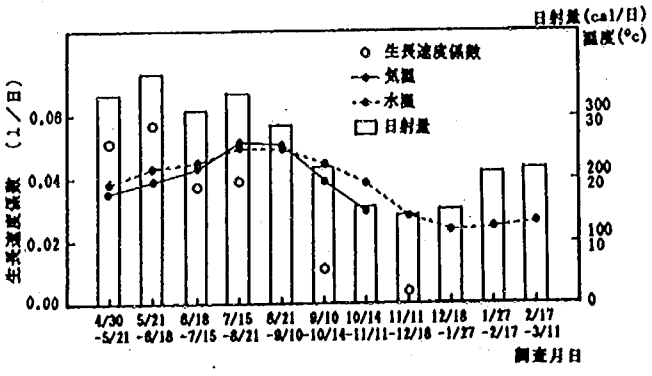


図－4　ホテイアオイの現存量変化

次に、ホテイアオイの年間を通しての生長について、ここでは現存量調査の結果をもとに調査期間中植物体が指数関数的に生長したものとして、その生長曲線を次式で表すことにする。

$$W_t = W_o \cdot \exp(\lambda t)$$

ここで、W_t：t時間後の現存量（KgDW/m²）、W_o：初期現存量（KgDW/m²）、λ：生長速度係数（1/日）、t：経過時間（日）である。



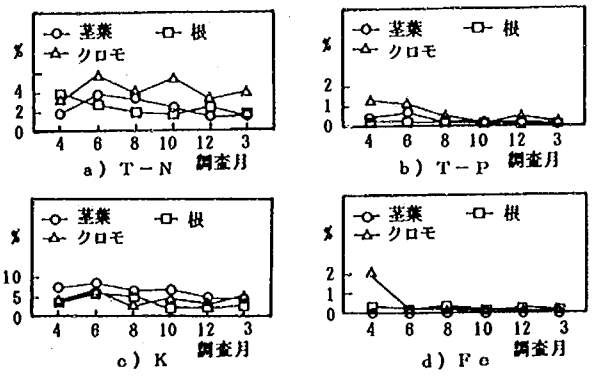
図－5　ホテイアオイの生長速度係数

図－５に６２年度のホテイアオイの生長速度係数の変化を示す。なお、冬期（１１／２６～３／１０）の生長速度及び水温は保温施設内のデータである。この図から春期から夏期の間は旺盛な繁殖力を示しているが、６月から７月にかけてその生長がやや鈍化している。この原因としては梅雨による日射量の減少及びこの時期槽内に繁殖したウキクサの影響が考えられる。また、１１月以降はほとんど生長が止まってしまった。これは、１１月頃から槽内に大量に発生したアメリカザリガニに根を食べられたためと考えられる。

次に、滞留時間を１２時間、２４時間及び４８時間とした場合の各槽の現存量変化を比較したところ滞留時間の増加による現存量増加の鈍化並びに各槽内の流入部と流出部における生長の差は見られなかった。このことは、本実験に用いた三次処理水の濃度範囲（Ｔ－Ｎ１０mg/l、Ｔ－Ｐ0.5 mg/l程度）では栄養塩濃度が若干低下してもホテイアオイの生長への影響はないものと思われる。なお、クロモの生長特性については、クロモが砂層に植え付けられていること及びクロモ槽に藻類が大量に発生しクロモに付着してしまったこと等により正確なデータを得ることができなかった。このことは、クロモの栽培管理面での今後の課題と考えられる。

3.2.3 植物体の成分調査

図－６にホテイアオイの茎葉及び根並びにクロモの成分調査結果を示す。この図の値は採取した植物体の乾燥重量に対する含有率を百分率で表したものである。この図からＴ－Ｎ及びＴ－Ｐはクロモの含有率が一番高く、以下、ホテイアオイの茎葉、ホテイアオイの根の順となっている。Ｋはホテイアオイの茎葉が高い含有率を示している。なお、Ｔ－Ｐの含有率はいずれも秋以降減少している。Ｆｅは両植物体とも含有率は低く、特に、ホテイアオイの茎葉にはほとんど含まれていない。このような結果から、クロモにホテイアオイと同等の生長が期待できるならば、クロモを用いることで浄化効果を向上させることが可能と思われる。しかしながら、生長特性の項でも述べたようにクロモ槽では藻類の発生等の影響で現存量の増加及び栽培管理に支障をきたした。したがって、クロモについては、生長速度及び植え付け可能密度の把握を行うとともに藻類の発生を抑える工夫をする等利用方法についても検討する必要があると思われる。



図－６　植物体成分調査結果

なお、クロモ槽及びコントロール槽に塊状に発生した藻類は緑藻類が主であり、冬期には珪藻類も出現した。また、７月頃から各槽に発生したウキクサは、ホテイアオイ槽では８月末には消失したが、クロモ槽及びコントロール槽ではその後も増殖を続け冬期にも残存していた。これらの藻類及びウキクサの栄養塩含有率についても測定した結果Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐともクロモとほぼ同程度であり、ホテイアオイよりは高い値を示していた。

3.2.4 水質改善効果

表－４に流入水及び各槽流出水のＴ－Ｎ、Ｔ－Ｐの調査結果を示す。この図から滞留時間を１２時間とした場合、クロモ、ホテイアオイとも年間を通して目立った浄化効果は得られなかった。これは、植物体吸収量に比べ流入負荷量が大きすぎた結果といえる。次に、ホテイアオイを用いて滞留時間を延長した結果、７月から９月の生長期には滞留時間の延長とともに順調に除去率が増加しており、繁殖力の大きい夏期においては滞留時間を４８時間とすることでかなりの栄養塩除去効果が得られることがわかる。冬期には第５槽に保温施設を施したが生長特性の項でも述べたようにアメリカザリガニが大量に発生したため生長が止まり浄化効果は得られなかった。

表－４　水質調査結果

a）Ｔ－Ｎ

	4/30	5/21	6/18	7/15	8/18	9/10	10/14	11/11	12/18	1/27	2/17	3/10
流入水	8.8	10.8	10.1	9.2	7.6	8.1	9.2	9.2	12.5	14.3	14.8	15.2
第１槽	8.4	10.8	9.8	9.4	6.9	8.0	9.3	9.8	13.1	14.6	15.6	11.0
第２槽	8.0	10.7	9.5	9.0	6.8	8.8	9.6	9.8	12.8	14.8	14.8	12.6
第３槽	7.9	11.1	8.4	9.0	7.2	8.1	9.1	9.3	12.3	14.6	14.6	11.8
第４槽				8.4	5.0	6.0	9.8	9.2	11.7	14.7	14.0	12.4
第５槽	9.5	10.6	8.8	6.8	3.0	5.1	7.8	8.8	10.8	15.4	12.8	12.3

単位：mg/l

b）Ｔ－Ｐ

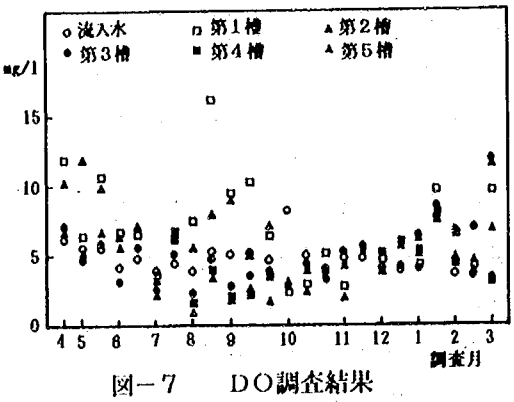
	4/30	5/21	6/18	7/15	8/18	9/10	10/14	11/11	12/18	1/27	2/17	3/10
流入水	0.68	0.93	0.23	0.14	0.45	0.24	0.14	0.38	0.14	0.23	0.25	0.98
第１槽	0.52	0.70	0.23	0.15	0.40	0.20	0.07	0.35	0.16	0.20	0.24	0.74
第２槽	0.52	0.69	0.25	0.16	0.42	0.20	0.07	0.34	0.13	0.19	0.26	0.72
第３槽	0.47	0.56	0.11	0.13	0.36	0.22	0.11	0.41	0.15	0.18	0.28	0.63
第４槽				0.13	0.22	0.19	0.08	0.29	0.13	0.23	0.26	0.71
第５槽	0.50	0.98	0.23	0.11	0.06	0.14	0.10	0.29	0.12	0.28	0.25	0.58

単位：mg/l

また、第３槽では、１１月末にホテイアオイを全量引きあげた。この槽と当初からコントロールとしていた第２槽とを比較した場合、水質的には大差がなかったが、第２槽には冬期にも藻類（珪藻）が発生し、表面を覆う状態であったのに対し、第３槽では表面を覆うような藻類の発生はほとんど見られなかった。これは、第３槽では夏期にホテイアオイにより藻類の発生が抑えられていたためと思われる。

次に、植物体現存量調査及び成分調査の結果から得られた植物体の栄養塩吸収量と水質調査から得られた栄養塩除去量を第３槽のホテイアオイで比較した。この結果、各月毎の値にはかなりのばらつきが見られた。しかしながら、年間を通してその値を比較すると栄養塩吸収量と底質への堆積量の合計値は栄養塩除去量とほぼ一致した。各月毎の値に差がでる原因としては欠落したホテイアオイの根等の沈降・分解の過程が流出水質に影響したことが考えられる。このことは、植物による水質改善を行う場合、欠落したホテイアオイの沈降・分解を最小限に抑えるような栽培管理を行うことで、浄化効果の向上が期待できるものと思われる。

図－７に流入水及び各槽流出水のＤＯの変化を示す。この図から、春期及び夏期にはクロモ槽及びコントロール槽では流入水よりも増加し、ホテイアオイ槽では減少する傾向が見られる。さらに、ホテイアオイの滞留時間別の値に着目すると、滞留時間の増加とともにＤＯが減少していることがわかる。このことは、ホテ



図－７　ＤＯ調査結果

イアオイを用いた場合滞留時間を長くとりすぎることはDOの減少をまねき、水質面で負の影響をもたらす可能性があると考えられる。したがって、今後はホテイアオイ及びクロモを組み合わせて利用することにより、両者の特性を生かした処理を行うことも検討する必要があると思われる。

3.2.5 24時間調査

植物はその生物活動において昼と夜とでは異なった活動をしており、水生植物も昼間は光合成活動、夜は呼吸活動を行っている。また、下水処理水も時間により水質の変化がある場合が考えられる。したがって、使用する下水処理水の特性を把握すること及び水生植物の浄化機能を解明することを目的として5月と8月に2回の24時間調査を行った。測定項目は、水温、pH、DO、アルカリ度、BOD、COD、窒素及びリンとした。結果を要約すると次のようであった。

1) 流入水の水質には、時間による有意な変化は見られなかった。

2) DO及びpHはクロモ槽及びコントロール槽で高く、特にDOは昼間上昇する傾向にある。一方、ホテイアオイ槽は低く、日変化も小さい。これらの現象は、クロモ及び藻類の光合成活動の活発さを示しているものと思われる。

3) 流出水の窒素・リンの日変化は、滞留時間の延長とともに濃度のばらつきが小さくなる傾向があった。

4) 流入水温の日変化は2～3℃程度であり、流出水温の日変化は、クロモ槽、コントロール槽では流入水よりも大きくなり、ホテイアオイ槽では小さくなる傾向が見られた。

5) BOD、COD及びアルカリ度は流入水、流出水とも目立った差は見られなかった。

以上のように、今回の結果からは昼と夜の流出水質に生物活動の変化にともなう目立った差異は見られなかったが、滞留時間48時間の槽における流出水の窒素・リンの日変化が他槽に比べて小さいことから、滞留時間を延長することにより処理水水質の安定化が期待できるものと思われる。

3.2.6 生物相調査

植物体及び滞留時間の違いによる生物相への影響を調べるために、2ケ月毎に植物・動物プランクトンの同定及び定量を行った。

1) 植物プランクトン

各槽とも年間を通して珪藻類が多く出現しており、Fragilaria construens が優先種となっている。また、春期から夏期にかけては緑藻類もよく出現している。その他藍藻類、クリプト藻類、ミドリムシ藻類も出現している。

各槽の比較では、クロモ槽及びコントロール槽で春期及び夏期にホテイアオイ槽に比較して、緑藻類がよく出現すること、秋期及び冬期に珪藻類を中心に出現槽種類の減少が見られる。なお、ホテイアオイ槽の滞留時間の違いによる目立った差異は見られなかった。

2) 動物プランクトン

原生動物は、春期及び夏期にはホテイアオイ槽で出現種数が多い傾向にあったが秋以降は差が見られ

なくなった。輪虫類は各槽ともよく出現しており目立った相違は見られない。甲殻類ではミジンコ類がクロモ槽及びコントロール槽でよく出現する傾向がある。また、出現種数は秋ごろから減少し、特に、ホテイアオイ各槽でその傾向が見られた。

4．まとめ

６２年度の調査結果をまとめると次のとおりである。

1）トレーサー調査の結果、クロモ及び藻類のように水中に繁茂する植物は、ホテイアオイのような浮漂植物より整流効果がある。

2）ホテイアオイは，その密度が０．８KgDW/㎡程度までは指数関数的に生長し、夏期の生長速度は0.05（１／日）を上回る。

3）植物体の栄養塩含有率は、窒素、リンともにクロモのほうがホテイアオイよりも高い。また、藻類及びウキクサもクロモと同程度の含有率であった。

4）Ｔ－Ｎ 10mg/l、Ｔ－Ｐ 0.5mg/l程度の流入水条件では、滞留時間を１２時間とした場合、クロモ、ホテイアオイともに窒素、リンに対する目立った浄化効果は見られなかった。しかしながら、ホテイアオイを用いて滞留時間を延長した結果、繁殖力の大きい夏期においては滞留時間を４８時間とすることでかなりの水質改善効果を得ることができる。

5）流入水及び各槽流出水の水質には有意な日変化は見られなかったが、滞留時間を長くとることで流出水質のばらつきは小さくなる。

6）槽内に出現する植物プランクトンは、珪藻類が主であり、春期から夏期においては緑藻類もよく出現している。

5．今後の課題

これまでの調査結果をふまえ、今後の課題をまとめると次のとおりである。

1）植物の組み合わせによる、より効果的な水質改善方法の検討

2）低濃度域での植物体の生長特性及び水質改善効果の把握

3）水生植物の収穫方法及び処分再利用方法の検討

参考文献

1）青山　勲：水生植物を利用した水質改善　　用水と廃水　Vol.24 No.1（1982）

2）青山　勲、沖　陽子、西崎目佐夫、中川恭二郎：自然水域における水質変動とホテイアオイ Eichhornia crassipes（Mart.）Solmsの生長特特　　農学研究　59:125-139(1981)

3）茅野秀則、石原　潔、中久喜康秀：バイオフィルターシステムについて（水生生物による水域浄化システム）　　ＰＰＭ　1986/8

4）大阪府東部流域下水道事務所、日本下水道事業団：淀川左岸流域下水道落処理場に関する技術調査報告書

10. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査

水質研究室 室　長　中村　栄一
研究員　小森　行也

1．はじめに

環境基準や排水基準にみられるようなアルキル水銀、有機リン、ＰＣＢの例を除けば、これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、飲料水中のトリハロメタンが発ガン性で問題になり、厚生省から給水栓で平均0.1mg/ℓ 以下に抑える通達がだされるにおよび、下水処理においてもある種の化学物質がどのような挙動をしめしているかが問題になりつつある。これまでの調査によれば微量ではあるが、多種類の化学物質（有機塩素化合物、フタル酸エステル、多環芳香族炭化水素等）が検出されている。このためこれら微量化学物質が活性汚泥処理プロセスで分解、吸着、揮散、流出などで減少し、それが処理プロセス、作業環境にどのような影響を与えているか解明する必要がある。

2．６１年度までの調査結果

１）２,５－ジクロロアニリン(2,5-DCA)を添加した人工下水を用い活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、0.71-71.4mg/ℓ の添加濃度ではＢＯＤ除去率は９０％以上をしめした。

２）原生動物に対する2,5-DCAの影響は14.3mg/ℓ で阻害の徴候が現れ 71.4mg/ℓ 添加では添加直後から総細胞数の著しい減少があった。

３）一次処理水に2,5-DCAを 5mg/ℓ 添加し、ＳＲＴを１０，２０，３０，４０，５０日に設定し活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、ＳＲＴを長くとると 2,5-DCAは処理水中に残存し系外へ排出される割合が大きくなり、余剰汚泥 として系外へ排出される割合が小さくなる傾向が認められた。

４）一時処理水にＯ－クロロフェノール(O-CP)を1、10、50mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、50mg/ℓ 添加でも馴致すれば分解することが示唆された。

５）一次処理水にクロロホルムを 0.16、1.6、9.7mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果9.7mg/ℓ 添加でも活性汚泥処理に影響はなかった。

６）一次処理水に四塩化炭素を0.0066、0.055、0.44mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、0.44mg/ℓ 添加でも活性汚泥処理に影響はなかった。

７）一次処理水にトリクロロエチレンを0.186、1.56、14.3mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、14.3mg/ℓ 添加でもＢＯＤ、ＣＯＤ等の有機物除去に影響は見られないが硝化が抑制される傾向が見られた。

８）一次処理水にテトラクロロエチレンを0.0947、0.977、7.34mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験（ｾﾐﾊﾞｯﾁ）を行った結果、7.34mg/ℓ 添加でも活性汚泥処理に影響はなかった。

９）一次処理水に 2,5-DCA（0.38mg/ℓ）、 O-CP（0.55mg/ℓ）、 クロロホルム（1.6μg/ℓ）、 四塩化炭素 （0.14μg/ℓ）を同時に添加し活性汚泥処理実験（連続）を行った結果、除去率はそれぞれ６１．３%、 ９４．３%、７３．９%、８９．７%であった。

１０）下水処理場における全有機性塩素（ＴＯＸ）の調査を行った結果、流入水中のＴＯＸは 98μgCl/ℓ で二次処理水中のＴＯＸは 67μgCl/ℓ であった。

１１）2,5-DCA、O-CP、クロロホルム、四塩化炭素について硝化菌に対するＭＩＣ，ＭＡＣを求めた結果どの物質についても硝酸菌より亜硝酸菌の方が高い感受性を示した。

３．６２年度の調査内容と調査結果

３．１連続処理システムにおける1,4-DCBの挙動

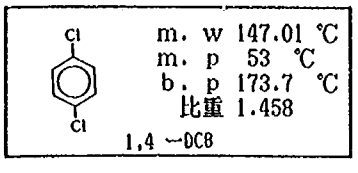
３．１．１実験方法

実験は図－１に示す連続流式活性汚泥処理実験装置を２台並列に運転し、一方をコントロール、他方を実験系として実施した。装置の運転条件を表－１に示す。本装置のエアレーションタンク有効容積は１００ℓ （１０ℓ×１０槽）であり、沈殿池有効容積は５０ℓ である。本装置は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内のパイロットプラントに設置されており、流入水として同処理場の一次処理水を利用した。実験系の化学物質添加方法は、1,4-DCB（個体、球形）をネットに入れ流入水を接触させる方法によった。

３．１．２ 供試化学物質 （1,4-DCB）

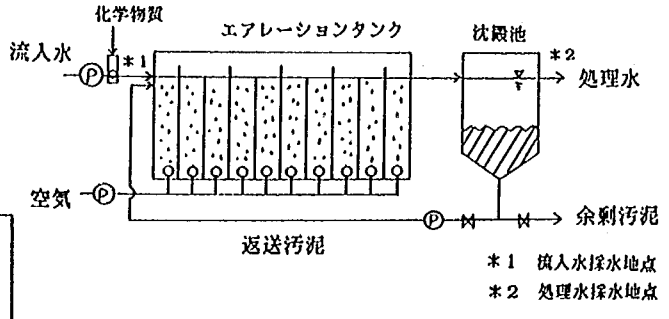
1,4- Dichlorobenzene [1]は白色結晶の物質で揮発性が強く昇華する。水に対する溶解度は極めて小さいが、有機溶媒（アルコール、ベンゼン、エーテル、二硫化炭素）に可溶な物質である。用途として染料中間物、殺虫剤、有機合成、調剤、防臭剤、農薬に使用されるが、トイレの防臭、防虫剤としての使用が一般的である。

15～30ppm で臭気を感じ、50～80ppmでは目や鼻に痛みを感じさせ、高濃度曝露により中枢神経系の抑制作用を示す[2]。1,4-DCBの構造式を下図に示した。



表－１ 運転条件

＊流入水量	288 ℓ／日
＊曝気槽滞留時間	約８時間
＊沈殿池滞留時間	約４時間
＊返送率	２５%
＊沈殿池水面積負荷	2.3 m^3 ／m^2 日



図－１ 実 験 装 置 （連続流式）

表－2　連続処理システムの管理状況

	BOD-SS負荷 kg/kg・日	BOD 容積負荷 kg/m³・日	MLSS mg/l	汚泥日令 日	SRT 日
1. コントロール系	0.090	0.24	2690	20	22
2. 実験系	0.080	0.22	2740	28	25

表－3　水質分析結果（連続式）

		No.1	No.2
水温 (℃)	流入水	14~27	14~27
	処理水	8~28	8~28
pH (-)	流入水	6.3~7.8	6.8~7.5
	処理水	7.0~7.8	7.0~7.7
SS (mg/l)	流入水	33.5	48.7
	処理水	7.1	5.7
BOD (mg/l)	流入水	76.3	83.7
	処理水	5.0	5.0
COD (mg/l)	流入水	44.7	50.7
	処理水	10.3	9.5
D-CODcr (mg/l)	流入水	68.9	65.8
	処理水	17.2	17.2
D-TOC (mg/l)	流入水	43.7	42.3
	処理水	9.9	10.3
1,4-DCB (mg/l)	流入水	----	0.89
	処理水	----	0.005
NH4-N (mg/l)	流入水	20.7	20.8
	処理水	0.38	0.60
NOx-N (mg/l)	流入水	0	0
	処理水	17.4	15.9
D-T-N (mg/l)	流入水	21.6	21.6
	処理水	18.8	17.3
T-N (mg/l)	流入水	23.8	24.2
	処理水	19.5	18.2

３．１．３分析方法

1,4-DCBの分析は、試料をろ過した後、XAD-2樹脂吸着法により行った。内径10～20 mmφのクロマト管に 8～10gの XAD-2樹脂を充填する。次に試料２ℓ を30mℓ /minの流速で通水する。通水後エテール100mℓ で吸着物質を溶出し、脱水した後、濃縮し、GC-FIDにより測定する。なお、これ以外の項目は下水試験方法により行った。

３．１．４実験結果と考察

昭和６２年７月に実験を開始し現在も継続中である。ここでは昭和６３年３月までのデータを基に報告する。実験期間中の運転管理状況と平均水質を表－２、３に示す。表－３の水質分析結果から実験装置Ｎｏ．１、２各々の除去率はＳＳが７９％、８８％、ＢＯＤが９３％、９４％、ＣＯＤが７７％、８１％であり、溶解性成分のＤ－ＣＯＤcrが７５％、７４％、Ｄ－ＴＯＣが７７％、７６％となっている。

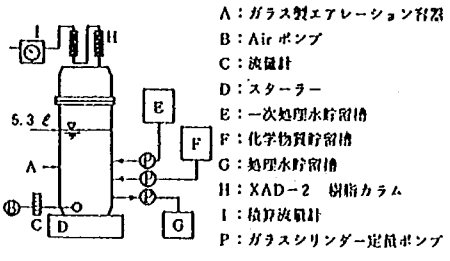
また、処理水中の窒素は双方ともＤ－Ｔ－Ｎの９２％がＮＯｘ－Ｎ であり、硝化が良好に進んでいた。

従って、表－３より、1,4-DCB の活性汚泥処理に与える影響は 0.89mg/ℓ 程度では、有機物除去及び硝化に対し、特に無いと言える。なお、1,4-DCB は９９％以上が除去されていた。

３．２セミバッチ処理システムにおける1,4-DCBの挙動

３．２．１実験方法

一次処理水と 1,4-DCBを同時に添加する形式の図－２に示すセミバッチ式の活性汚泥処理実験装置を用い処理に与える影響と1,4-DCB の物質収支を調査した。本装置はタイマーコントロールによる自動運転になっており、流入水（一次処理水と化学物質）の添加、曝気、沈澱、処理水の引き抜きを１サイクルとし１日当り４サイクル繰り返すように設定している。なお、本装置は２０℃に設定した水槽



図－２　活性汚泥処理実験装置（セミバッチ）

内に設置している。実験装置の運転条件を表－４に示す。実験は、装置を２つ並列に運転しＮｏ．１をコントロールとし、Ｎｏ．２を実験系として、1,4-DCBを添加して行った。なお、水中の1,4-DCB の分析は連続処理システムの実験と同様であったが、汚泥については採取した活性汚泥を水蒸気蒸留した後、水中の分析と同様に行った。また気体の分析は実験装置の上蓋につけたXAD-2樹脂により、1,4-DCB を吸着し、エーテルで溶出したのち、脱水、濃縮し、GC-FIDにより測定した。他の項目は下水試験方法により行った。

表－４　運転条件

流入水添加量	４ℓ／サイクル 一次処理水3.5 ℓ／サイクル 化学物質0.5 ℓ／サイクル
流入水添加時間	１０分
曝 気 時 間	４時間
沈 殿 時 間	１時間２０分
処理水引抜時間	２０分

表－６　1,4 －DCB の物質収支　　mg/日

流入水	処理水	余剰汚泥	揮散
２３．２ (100)	３．２ (14)	０．５８ (2.5)	２４．０ (103)

（ ）内の値は流入水を 100 とした百分率（%）

表－５　水質分析結果(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)

		NO.1	NO.2
水温(℃)	反応槽	19～21	19～21
pH (-)	流入水	7.1～7.3	7.1～7.3
	処理水	7.4～7.9	7.4～7.9
SS (mg/l)	流入水	３５．８	２７．０
	処理水	１３．７	１２．５
BOD (mg/l)	流入水	９１．６	７５．６
	処理水	８．６	９．２
COD (mg/l)	流入水	５０．０	４３．０
	処理水	１０．３	１５．５
D-CODcr (mg/l)	流入水	７３．５	６５．０
	処理水	１４．１	１６．１
D-TOC (mg/l)	流入水	４９．０	３９．６
	処理水	１０．９	１１．８
1.4-DCB (mg/l)	流入水	——	１．４５
	処理水	——	０．２０
NH4-N (mg/l)	流入水	２２．４	２０．０
	処理水	０．１８	０．２４
NOx-N (mg/l)	流入水	０	０
	処理水	１３．３	１３．７
D-T-N (mg/l)	流入水	２４．５	２２．３
	処理水	１４．６	１５．３
T-N (mg/l)	流入水	２８．３	２６．６
	処理水	１６．０	１６．３

３．２．２実験結果と考察

実験は昭和６３年２月１日～３月２３日の５２日間行った。実験期間中の水質分析結果（平均）を表－５に示した。MLSSはＮｏ．１のコントロールが2260mg/ℓ、Ｎｏ．２の実験系が、2430mg/ℓ であった。SRTが２０日程度になるように余剰汚泥の引き抜きを行った。実験期間中の1,4-DCBは平均で1.45mg/ℓ であったが、処理水の水質はSS、BOD、COD、D-CODcr、D-TOCのどの項目を見てもコントロールとほぼ同じであり、1,4-DCB添加によると思われる処理水の水質悪化はみられない。また、窒素化合物の分析結果から処理水中の溶解性窒素の形態は双方とも９０％程度がNOx-Nであり、良好な硝化が行われていた。

実験系Ｎｏ．２の流入水、処理水、余剰汚泥、エアレーション後の空気中の1,4-DCBを測定し、この結果から1,4-DCBの物質収支を求め表－６に示した。流入水として添加した1,4-DCB を１００％として百分率で比較すると、処理水中に残存し、系外へ出る1,4-DCB の割合は１４％である。活性汚泥に吸着した余剰汚泥として系外へ出る1,4-DCB の割合は小さく、１％以下となっている。また、エアレーションによる揮散で系外へ出る割合は今回の分析では１０３％であった。1,4-DCB の物質収支の結果から処理水中に残存する割合、汚泥に吸着する割合は少なく、エアレーションによる揮散でほとんどが除去されていることが示唆された。

３．３　化学物質と硝化

前年度までの調査結果から化学物質が硝化に対し、何らかの影響を与えていることが明かとなっている。本実験では、有機塩素化合物のＯ－ＣＰを供試化学物質として、化学物質濃度と硝化の関係につい

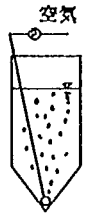
て調査する。

３．３．１　実験方法

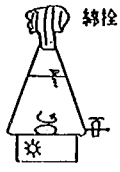
実験条件を表－７に示す。実験１では図－３に示す塩化ビニル製の装置を用いて行った。実験２では、植種後に他からの細菌（一般細菌、硝化菌）による汚染を防ぐため滅菌した器具を用いて行った。実験１、２とも２０℃の恒温室で実験した。表－８に示す成分の人工下水にNH_4-N(実験１；4mg/ℓ、実験２；20mg/ℓ)を加え、O-CPをそれぞれ所定の濃度になるように加えた後、硝化菌が10^6MPN/mgMLSS(亜硝酸菌 1.2×10^6MPN/mgMLSS、硝酸菌 2.7×10^6MPN/mgMLSS)の活性汚泥を30mgMLSS/ℓ となるように植種し、実験を開始した。水質分析はO-CP、D-TOC、NOx-Nについて行った。

表－７　実験条件

	化学物質	基　質	植　種
実験1	コントロール	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	0.1mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	1mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	10mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	100mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
実験2	コントロール	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	10mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥
	100mg/l	人工下水,NH_4-N	活性汚泥



図－３　実験装置（実験１）



図－４　実験装置（実験２）

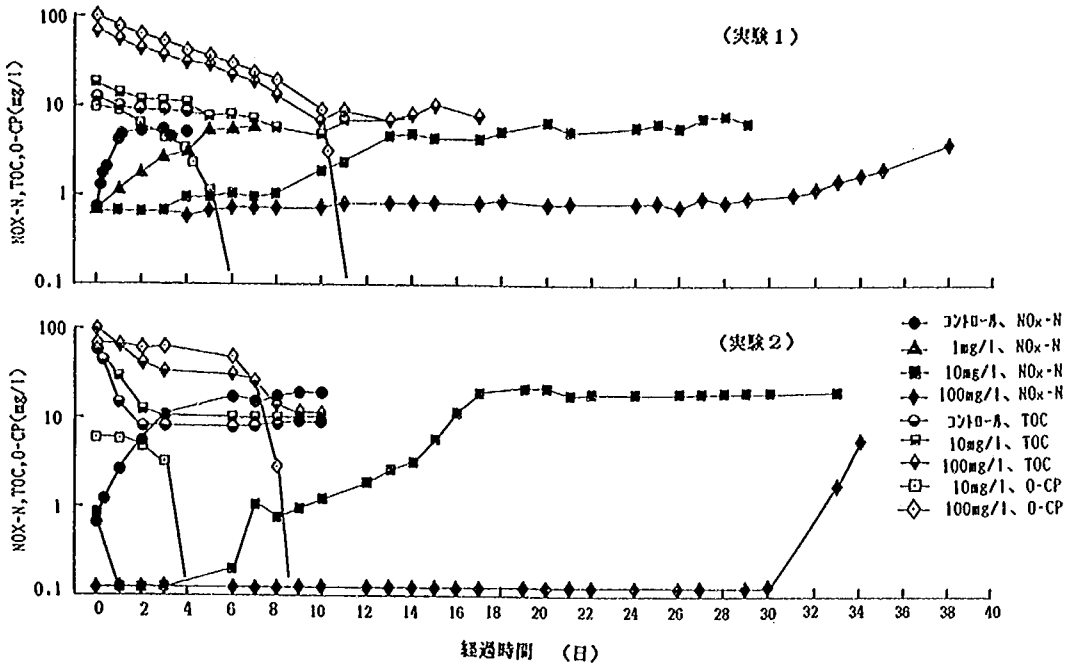
表－８　人工下水の成分

＊デキストリン	18.4mg/ℓ
＊肉エキス	39.2mg/ℓ
＊酵母エキス	44.8mg/ℓ
＊ペプトン	39.2mg/ℓ
＊NaCl	4.0mg/ℓ
＊KH_2PO_4	11.2mg/ℓ
＊KCl	8.0mg/ℓ
＊$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	6.7mg/ℓ

３．３．２　実験結果と考察

実験１、２の結果を図－５に示した。実験１のO-CP 0.1mg/ℓ 添加ではD-TOC、NOx-Nの測定結果はコントロールとほぼ同じ結果となっており、２日目で１００％硝化している。O-CP 1mg/ℓ 添加ではコントロールに比べ速度は遅いが最初から硝化が起こっており、４日目で１００％硝化している。O-CP 10mg/ℓ 添加では、実験開始から８日間はNOx-N の増加はみられず、硝化は起こっていないが、この後、ゆっくりと硝化している。これは、O-CPが検出限界(0.5mg/ℓ)以下となった６日目より２日遅れている。O-CP 100mg/ℓ 添加では、実験開始から３２日間はNOx-N の増加はみられず硝化は起こっていないがこの後ゆっくりと硝化が起こっている。O-CPは１１日目には検出限界以下となっており２１日遅れて硝化が起こったことになる。実験２のO-CP 10mg/ℓ 添加では、O-CPが４日目で検出限界以下となってから２日遅れた６日目より硝化が起こり、１８日目で１００％硝化している。O-CP 100mg/ℓ 添加では９日目でＯ－ＣＰが検出限界以下となってから２４日遅れて３３日目より硝化が起こっている。

以上の結果からO-CP 0.1mg/ℓ 添加では硝化活性に影響はなく、1mg/ℓ 以上の添加で硝化活性に影響が表れている。この結果は昨年度の薬剤感受性試験の結果と一致している。O-CP 10mg/ℓ の場合はO-CPがほぼなくなった後２日で硝化が起こっているが、100mg/ℓ の場合はO-CPがなくなった後でも２０日以上の馴致期間がないと硝化が起こらない。これは、O-CPの濃度が高くなることにより硝化菌が受ける損傷等が大きくなることによるものと思われる。



図－5　実験結果

4．まとめ

６２年度に実施した実験より次のことが明らかになった。

4．1　連続処理システムにおける1,4-DCBの挙動

エアレーションタンク 100ℓ の活性汚泥処理実験装置を用い、流入水に 1,4-DCB 0.89mg/ℓ を連続的に添加した実験の結果、SS、BOD、COD、D-CODcr、D-TOCの処理水質はコントロールとほぼ同じであった。また、窒素化合物もコントロール同様十分硝化が起こっており、0.89mg/ℓ 程度の添加では、活性汚泥処理に影響しないことが示唆された。

4．2　セミバッチ処理システムにおける1,4-DCBの挙動

密閉型のセミバッチ処理実験装置を用い、1,4-DCB の物質収支を求めた結果、処理水中に残存する割合、汚泥に吸着する割合は少なく、エアレーションによる揮散でほとんどが除去されていることが示唆された。

4．3　化学物質と硝化

化学物質としてO-CPを用いたバッチ実験を行い、硝化に対する影響を調査した結果、O-CPの濃度が高くなるほど硝化活性が低くなり、長い馴致期間が必要となることが示唆された。

参考文献

1)「９２８５の化学商品」　化学工業日報社（１９８５）

2)化学物質要覧　　化学物質要覧作成研究会（１９８０）

11．下水処理水の再利用に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　小越　眞佐司
諏訪　守

1．調査の目的と必要性

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で、比較的近い将来に、地域によっては水受給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合、定常的に、かつ、容易に確保できる水資源として、下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題点として、農業利用する場合の窒素の影響、中水として再利用する場合の処理水の清澄性の確保、無機塩類の除去等がある。また、最近注目されている下水処理水の都市河川等への放流のような、アメニティ利用においては、臭気・発泡・着色等の技術的問題点のほか、住民感情等のソフトな問題点の解決が不可避となってきている。本調査では、これらの問題点の掘下げと、その解決のための諸検討を実施しようとするものである。

2．６１年度までの調査結果

本調査は６０年度より調査を開始した。下水処理水の水稲栽培への利用、沪過池の維持管理の実態に関する調査、精密沪過にについての調査、細菌・ウイルスの不活化に関する資料調査等を実施し、次のような知見を得た。

１）平均Ｔ－Ｎ９mg/l程度以下でかつ平均NO_3－Ｎ濃度８．５mg/l以下の窒素含有量であれば灌漑水として、水稲に悪影響を及ぼさない。

２）上記灌漑水を用い、慣行水量の１０倍量までの連続灌漑を行ったところ、倒伏・稔実歩合・品質にやや悪い影響が表れたものの、収量は増加した。

３）連続灌漑栽培による水田の浄化効果は、灌漑水量が慣行水量の２．５倍のとき窒素除去率５４％で、水量の増加と共に低下した。この浄化効果の70～80%は植物以外の作用によるものと推定された。

４）数か所の処理場に設置されている沪過施設について調査した結果、洗浄方法、計装機器、沪過池の清掃などで問題点や対応方法の違いなどが見出された。

５）活性汚泥混合液をﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰで連続的に沪過したところ孔径0.1μで８０時間の沪過継続時間が得られ、細菌類は１００％除去された。

６）細菌・ウイルスの不活化に関しては、消毒法を幅広く調査することが必要と考えられた。

3．昭和６２年度の調査結果

本年度の調査実施項目は１）水稲栽培への利用の検討、２）精密ろ過についての基礎的検討、３）急速ろ過池維持管理実態の調査、の３項目である。

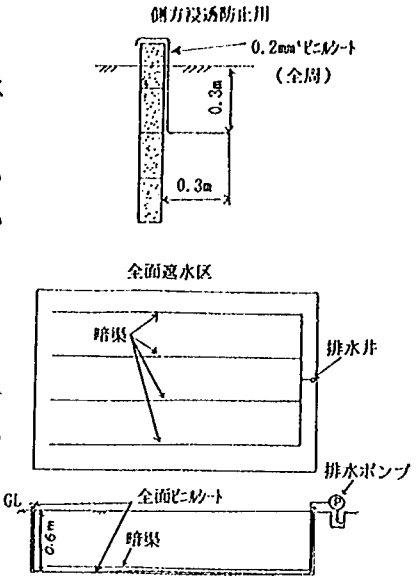
3．1．下水処理水の農業利用に関する調査

昭和５６年度より湖北総合実験施設内の試験圃場において、下水処理水を灌漑用水として用いた水稲の栽培実験を行ってきている。６２年度も６１年度に引き続いて水稲を栽培し、処理水に含まれる各種の成分が稲の成育・収穫および水田土壌に及ぼす影響等について検討した。

3．1．1．６２年度の栽培条件

（１）圃場の改良

圃場の漏水量が次第に増加する傾向にあったこと、水田の浄化機能を検討するためには浸透流出量の検討が必要であったことから、漏水のうち、主として側方浸透の防止を目的として、２～１０区に図－１上に示すように、厚さ0.2mmのビニルシートを表面から30cmの深さまで仕切りブロック沿いに設けた。１区は、浸透水量把握のため側面及び底面を全面ビニルシート張りとし、図－１下に示すように排水用暗渠を設置した。地下水位を GL-0.3m付近に保つようにポンプで排水を行った。



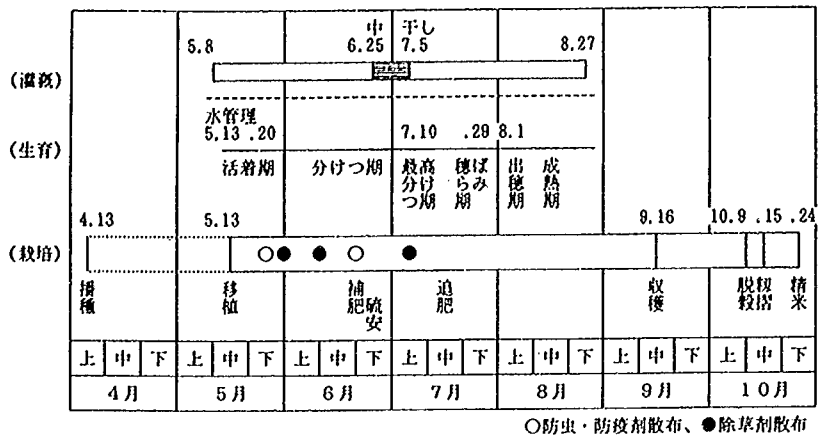
図－１　試験圃場の改造

表－１　栽培条件

条件＼区画		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
窒素供給量（kg/10a）	灌漑水 ()内NH4-N	47.3 (6.4)	59.6 (26.1)	126.5 (24.6)	61.0 (9.7)	17.6 (2.6)	39.4 (19.8)	3.6 (1.1)	32.7 (5.3)	44.1 (24.5)	45.6 (9.3)
	基肥	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	2.5	5.0	2.5	5.0	2.5
	追肥	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	2.5	5.0	0	5.0	2.5
	計	57.5	69.6	136.5	71.0	27.6	44.4	13.6	35.2	54.1	50.6
リン供給量（kg/10a）	灌漑水	1.50	1.24	3.7	1.8	0.5	8.2	0.3	1.1	10.5	1.6
	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	4.0	8.0	8.0	8.0	8.0
	追肥	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	計	9.50	9.24	11.7	9.8	8.5	12.2	8.3	9.1	18.5	9.6
灌漑水量（m^3/10a）		4683	3655	11617	5901	1810	2766	1900	3437	3412	4449
その他		水収支	NH_4-N +10mg/ℓ	かけ流し	藻類防止（マクロン散布）	慣行区	2次処理水並 NP半量	対照区	N 1/4	2次処理水並	N 1/4

灌漑に用いた処理水の平均的な水質は、BOD 0.8, T-N 9.3, T-P 0.28, SS 0.9, COD 7.8 (mg/l)
(NH_4-N 0.9)

なお、改良工事に当たっては、表層土壌（地表から10cm～20cm）とそれ以下の部分および隣接区画の土壌が混合されないように配慮した。



図－２　６２年度水稲栽培カレンダー

（２）気象条件

６２年度は６月下旬と８月上旬を除き平年と同じか２～４℃気温が高く、稲の成育には良い条件であった。降水量は７月までは平年に比べて相当少なく、８月以降が多かった。栽培期間中の平均気温２２．６℃、降水量５１４㎜、平均日照時間 3.1 h/d であった。

（３）６２年度の栽培条件

昭和６２年度の栽培条件を表－１にまとめた。栽培品種はコシヒカリ、栽植密度は７１株／3.3m²・１株４本苗とした。灌漑用水は７区が覆ケ浦浄化センター内の水道水、その他は覆ケ浦浄化センターの３次処理水で、２区には、硫安をアンモニア性窒素で10mg/ℓ分添加し、６、９区には２区と同じ量のアンモニア性窒素と、リン酸１ナトリウムをリンとして３mg/ℓ分添加した。灌漑方法は、３区が慣行水量の約８倍（目標は１０倍）の連続灌漑のほかは、慣行水量を目標にした断続灌漑方式とした。６２年度の特徴は６１年度よりアンモニア添加区のアンモニア濃度を増加させたことと、アンモニア性窒素と同時にリン濃度の高い区画を設けたことである。他に、藻類等の繁茂によって、灌漑水中の窒素の影響が緩和されるか否かを検討するため、藻類の発生を薬剤で抑制する区画を設けた。

３．１．２　栽培経過

６２年度の栽培経過は図－２の水稲栽培カレンダーに示す通りであった。

３．１．３　結果及び考察

（１）圃場改良の影響

ビニルシート張りによる漏水防止の効果は予想を下回るものであったが、２、４区を除いて灌漑水量は６１年度より減少した。全面シート張りとした１区でも漏水を効果的に抑制することは出来なかった。これは、シートの継ぎ目からの漏水がかなり多いことを示すもので、土層がシートに密着して安定するまでは避けられないものと考えられる。また、１区では堀削・埋め戻しによって増加した土層の空隙を堀削前の状態に戻すことが出来なかったため田面が高くなり、その結果、田面水深が浅く、かつ、

水深のコントロールが不安定になった。

（２）栽培結果

栽培結果を表－２に示した。

イ．収量　収量は対照区を除き、茨城県の平均１０ａ当たり収量４７８kgと同等またはそれ以上であった。特に、アンモニア性窒素供給量の多い区で収量が多い傾向であった（図－３）。６１年度と比較すると８区と１区で500kg/10a未満となっており、収量減になった。特に１区は同様の施肥条件であった４、５区より少なく、土壌の攪乱や水深が不安定であったことの影響が現れたものと考えられる。その他の区は、６１年度と同程度であった。

アンモニア性窒素の多い区では一穂粒数が多いのに対して、千粒重、登熟歩合、稔実歩合が小さかった。

ロ．生育　窒素過多による生育の異常は特に見られなかったが、アンモニア性窒素添加区、連続灌漑区では伸長量・分けつ数が大きく、葉色が濃い結果であった。

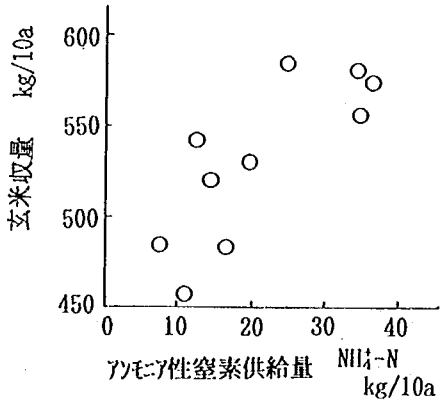
ハ．倒伏　倒伏は対象区を除く全区で生じた。倒伏率と生育項目との関連は明確ではなかった。これは、６１年度と同様に雷雨による倒伏で、籾・藁比が大きい６２年度の場合には、穂が重く、その後の回復が芳しくなかったためと考えられる。

（３）水田による処理水の浄化

表－３に、窒素・リンの植物体への吸収量を計算した結果を示した。６１年度までは稲の

表－２　水稲栽培結果

項目＼区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
玄米収量 (kg/10a)	482	574	556	530	542	584	456	484	580	520
一穂粒数 (個)	78.4	97.8	92.5	75.1	83.3	97.3	69.7	79.7	95.1	84.0
精籾千粒重(g/1000粒)	23.9	24.1	24.3	25.3	25.0	22.3	25.4	25.3	23.7	35.6
籾／藁比	1.256	1.143	1.295	1.230	1.257	1.287	1.184	1.271	1.090	1.373
稔実歩合 (%)	85.4	78.4	84.4	89.2	90.0	86.9	92.9	93.7	78.7	93.7
登熟歩合 (%)	72.0	75.3	79.8	82.3	85.2	72.6	88.4	84.0	61.1	86.7
倒伏率(30°以上;%)	57.0	84.0	85.0	73.0	78.0	60.0	0	15.0	60.0	28.0
座折荷重 (g)	192.3	251.5	191.5	225.9	213.7	220.0	202.0	241.6	143.0	163.0
倒伏指数	1138	1288	1673	1134	1217	1662	1143	1081	2197	1493
草丈 (cm)	105.3	120.0	114.4	105.7	119.5	98.5	110.1	106.1	113.2	105.8
穂長 (cm)	83.4	88.6	86.4	85.2	81.6	87.0	78.4	79.8	82.4	85.4
節間長(第5+第6節;cm)	3.5	3.4	3.5	2.7	3.1	3.3	2.4	2.3	4.7	3.1
上位三葉長 (平均;cm)	36.1	39.9	37.8	37.8	34.2	36.4	35.4	36.5	35.7	34.1
葉色 (落水2日前)	4.2	5.2	4.0	4.0	3.7	4.8	2.8	4.7	5.2	4.3
有効分けつ数 (本/株)	15.5	17.9	16.8	16.3	16.0	17.6	15.1	15.0	20.4	14.4
有効穂数 (1株植り)	14.9	15.1	16.2	15.8	14.9	17.4	15.0	14.6	16.0	13.7
穂揃期(移植後日数)	83	84	83	82	83	82	83	82	84	82



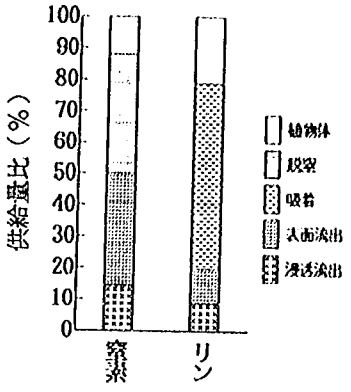
図－３　アンモニア性窒素供給量と収量

表－３　稲及び浮き草等のN，P吸収量

	項目＼区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
N	稲体 (kg/10a)	8.79	12.1	10.74	10.89	9.30	11.70	7.78	10.49	14.11	12.94
	供給量比 (%)	15.3	17.4	7.9	15.3	33.7	26.4	57.2	29.8	26.1	25.6
	浮草等 (kg/10a)	3.07	2.68	5.28	—	3.22	3.73	—	4.91	5.42	4.48
	供給量比 (%)	5.3	3.9	3.9	0	11.7	8.4	0	13.9	10.0	8.9
	計 (kg/10a)	11.9	14.8	16.0	10.9	12.5	15.4	7.8	15.4	19.5	17.4
	(%)	20.6	21.2	11.7	15.3	45.4	34.8	57.2	43.8	36.1	34.4
P	稲体 (kg/10a)	1.21	1.73	1.91	2.44	2.00	2.15	1.85	2.54	2.43	2.37
	供給量比 (%)	12.7	18.7	16.3	24.9	23.5	17.6	22.3	27.9	13.1	24.7
	浮草等 (kg/10a)	0.57	0.20	0.54	—	0.14	0.36	—	0.49	0.38	0.45
	供給量比 (%)	6.0	2.2	4.6	0	1.6	3.0	0	5.4	2.1	4.7
	計 (kg/10a)	1.78	1.93	2.45	2.44	2.14	2.51	1.85	3.03	2.81	2.82
	(%)	18.7	20.9	20.9	24.9	25.2	20.6	22.3	33.3	15.2	29.4

根の部分は除いていたが、６２年度はこれも含めて計算した。稲の窒素吸収量は10a当たり7.8～14.1kg、リン吸収量は10a当たり1.2～2.5kgであった。浮き草と藻類による吸収量は 窒素が2.7～5.4kg/10a、リンが0.14～0.57kg/10aと推定された。浮き草と藻類による吸収量が61年度の1/4～1/5となったのは、正確な現存量の把握が難しいためである。

図－４に連続灌漑を行った３区の窒素・リン収支の推定結果を示した。図中の浸透流出量の算定に当たっては田面からの蒸発及び蒸散による減水深を2.5mm/d(全期間で250mm)と仮定し、これに浸透水の平均水質を乗じた。水田による３次処理水の浄化効果は窒素50%、リン80%と推定され、窒素は水田土壌中での脱窒反応、リンは土壌による吸着反応が各々大きな比重を占めることが推察された。



図－４　連続灌漑区の窒素・リン収支

（４）アンモニア性窒素の影響について

灌漑水にアンモニア性窒素10mg/lが添加された２、６、９区のうち、施肥量の削減を行わなかった２区と９区では水口部分で収量が著しく減少し、窒素過多の影響が現れたものと考えられる。 なお、リン濃度が高かったことによる影響は６１年度調査の場合と同様に、殆ど認められなかった。

（５）重金属の蓄積・吸収等

収穫された玄米中に含まれる重金属および、収穫前後の土壌中の重金属含有量を、長期間にわたって同じ栽培条件を続けている、３・５・７・８・１０区について調査した。結果は表－４の通りであった。玄米中に含まれる重金属の量は６１年度の結果と比較すると、カドミウムは変わらず、亜鉛が低い結果となっている。上位３葉に含まれるカドミウム・亜鉛は玄米中の含有量と同じ程度の値であった。

土壌中の重金属は対照区で亜鉛が増加しているほかは変化がなかった。

（６）食味調査結果

表－４　重金属含有量分析結果

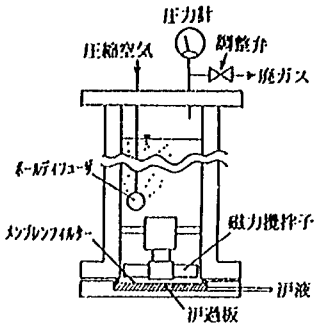
項目＼区画			3	5	7	8	10
上三位葉	Cd（乾物ppm）		0.03	0.01	0.01	0.02	0.01
	Zn（〃）		20.5	22.8	12.9	14.9	20.6
玄米	Cd（乾物ppm）		0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
	Zn（〃）		25.1	23.2	21.6	21.5	20.8
土壌	Cd(mg/kg-乾土)	移植前	0.22	0.22	0.26	0.26	0.22
		収穫後	0.19	0.24	0.26	0.24	0.22
	Cu(mg/kg-乾土)	移植前	54.4	57.9	66.3	53.8	58.4
		収穫後	58.8	60.0	69.5	60.3	56.9
	Zn(mg/kg-乾土)	移植前	98.1	94.1	134.4	101.2	99.9
		収穫後	90.6	103.0	159.5	107.0	99.5

表－５　食味調査結果

試料	外観	香り	味	粘り	硬さ	総合
５　区	○	△	○	○	○	○
６　区	△	△	△	×	×	×
７(対照)区	△	△	△	×	△	△
８　区	△	△	△	△	△	△

○：基準以上、△：基準、×：基準以下
基準は市販米（茨城県産：コシヒカリ）

収穫された米の味覚について、「食味試験の方法」（農林省食品総合研究所）に準拠して、食味調査を行った。パネラーは３２人（うち女性１４人）で、その年齢は１９歳～５５歳であった。調査結果を表－５に示した。試験の結果、５区は市販米より優れた評価、７、８区は市販米と同等の評価、６区は劣る評価となった。６区はアンモニア性窒素とリンを、２次処理水と同程度含む処理水で灌漑を行った区であり、２次処理水並の灌漑水の場合、施肥量を半量としても食味の低下は避けられないようである。

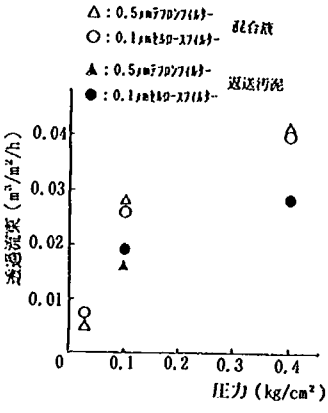


図－５　加圧型簡易膜分離装置

３－２　精密汚過の基礎的検討

（１）目的

精密汚過法は孔径が数μから０．１μ程度までのフィルターによって固液分離をする方法である。本法によれば浮遊物はほぼ完全に除去され、使用する孔径によっては細菌類もほぼ完全に除去することができる。しかし、抵抗の大きいフィルターを使用するためにフィルターを透過させるのにエネルギーを消費することと、フィルターの目詰まりによって度々フィルターの洗浄または交換を必要とすることから、浮遊物の除去だけを目的とする場合は経済性の点で下水処理プロセスへの導入は難しい。そこで、限外汚過法の場合と同様に最終沈殿池を設けないで、なおかつ、消毒を行わなくても放流基準を達成できるプロセスを想定し、その可能性を調べることにした。



図－６　汚過圧力と透過流束

（２）実験方法

６２年度はセルロース系とテフロン系のメンブランフィルターについて、図－５に示す加圧型簡易膜分離試験装置を用いて活性汚泥混合液および返送汚泥を分離対象として実験を行い、低い汚過圧力での透過流量と汚過持続時間および除菌効果ついて検討した。なお、実験は回分式で行い、試験装置

表－６　精密汚過実験結果

孔径・材質	0.5μメンブレン(テフロン)				0.1μメンブレン(セルロース)			
圧　力	0.1 kg/cm²		0.4 kg/cm²		0.1 kg/cm²		0.4 kg/cm²	
試　料	混合液	返送汚泥	混合液	返送汚泥	混合液	返送汚泥	混合液	返送汚泥
試料ＳＳ(mg/l)	2620	8730	2660	6270	2630	8920	2750	7350
処理水水温(℃)	19.5	19.5	21.9	21.9	21.8	21.8	21.1	21.1
平均透過流束(m³/m²/h)	0.028	0.016	0.041	0.028	0.026	0.019	0.04	0.028
大腸菌群除去率(%)	88	89	43	98	98	99.9	99.6	99.2
一般細菌除去率(%)	98	69	14	96	98	83	99.0	99
S·COD除去率(%)	16	20	15	56	4	4	13	25

（攪拌速度　800rpm）

内の混合液の濃縮率が約２倍に達した時点で混合液を交換した。

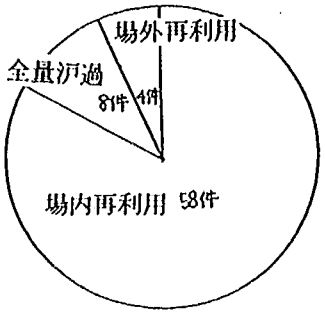
（３）結果

実験の結果得られた透過流束と沪過圧力の関係を図－６に、各孔径のフィルターの透過流束と細菌等の除去率を表－６に示す。なお、図－６中の沪過圧力が0.05kg/cm²以下の点は６１年度の結果からプロットしたものである。

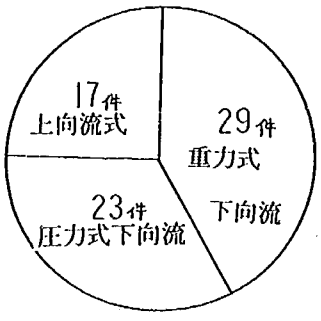
透過流束は沪過圧力0.4kg/cm²で活性汚泥混合液を通じたときが最高であり、孔径の違いによる差がないと言う結果であった。このことが、膜沪過の特性によるものか、膜の開孔率の差によるものであるのか現時点では判断できない。また、原液の浮遊物濃度によって透過流束が変化することが示されおり、今後、汚泥濃度との関係についても検討する必要のあることが分かった。

細菌等の除去率は汚泥混合液の上澄液中の細菌数に対するものである。孔径0.1μのほうが0.5μよりも高い除去率を示しているが、加圧によって膜の孔径が拡大するためか６１年度のように100%の除去率は達成されなかった。

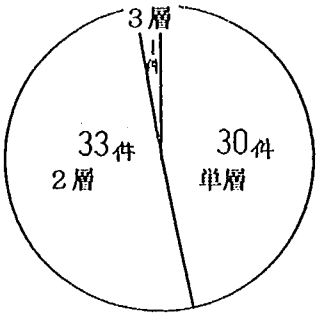
６２年度の調査では、加圧下での沪過持続時間を測定していないのであるが、この点については６３年度以降に連続式の実験装置を用いて検討する予定である。下水処理への適用を考えた場合、現在の透過流束では必要な膜面積が曝気槽面積の２０倍と非常に大きくなるため、透過流束を大きくすることを中心に今後の検討を進める必要があるものと考えられる。



図－７　沪過施設の設置目的



図－８　沪過方式



図－９　沪層構成

３．３　下水処理場における急速沪過池の実態調査

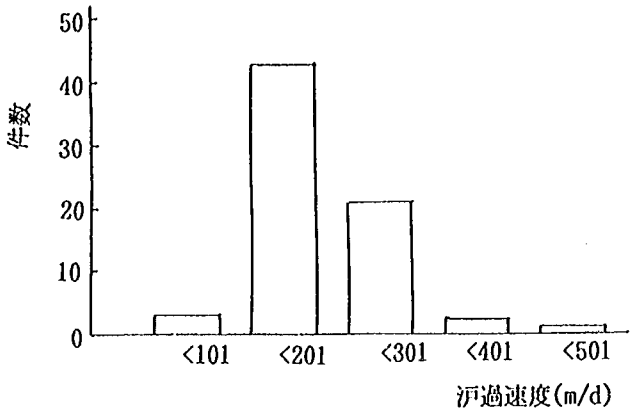
下水処理場に設置されている急速沪過装置の維持管理の実態と、当研究室が中心になって作成した沪過池の設計指針と現実の沪過池との乖離の程度を把握するために、代表的な沪過施設、７０施設についてアンケート調査を実施した。

アンケートの対象とした処理場は規模の大きな沪過施設を有するところ、または、処理水質の基準値を守るためなどの理由により処理水全量を沪過しているところとした。その内訳は、図－７に示す通りである。処理対象施設のうち５箇所については調査員が直接訪問して聴き取り調査を行った。

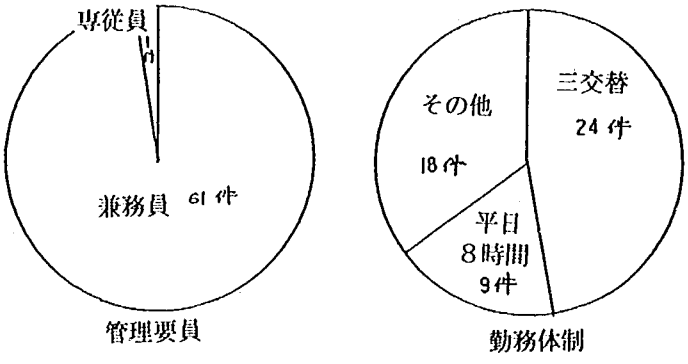
（１）沪過池の形式

アンケートに答えた処理場の中には形式の異なる沪過施設を有する処理場も幾つかあったが、殆

どの処理場では沪過池の形式は統一されていた。沪過池の形式を、重力式下向流型、上向流型、圧力式下向流型の３形式に分類すると、図－８に示すような結果となった。下向流型では多層沪過池を採用している場合と、単一沪層の場合とがあるが実施設では前者のほうが多い結果となっている（図－９）。ここには特に示していないが、上向流式では洗浄操作に気を使わなくても良い連続洗浄型が多かった。



図－１０　設計沪過速度



図－１１　沪過施設維持管理の体制

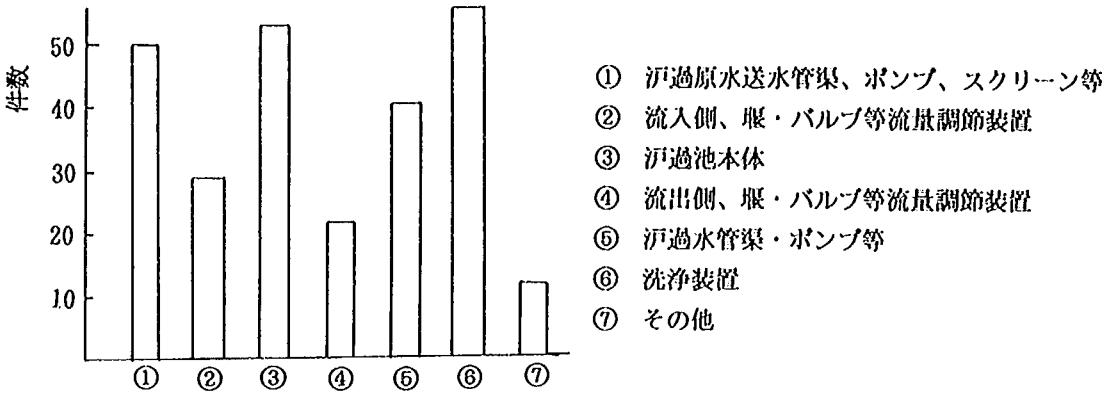
（２）沪過速度

設計指針では２次処理水の設計沪過速度としては300m/dを上限として推奨しているが、実際の沪過施設では200m/dの採用が多い（図－１０）。当研究室の調査では低い沪過速度では表面沪過の傾向が強くなるので、沪層の浮遊物抑留量を高めて洗浄水量を減らすためには、なるべく高い沪過速度の設定が望ましい。実際には、水質の安全度を高く取るためか低い沪過速度に留まっているところが多いようである。

再利用水量の時間変動が激しい施設や、全量沪過で、流量調整施設の無い場合には沪過速度の変動はある程度避けられない。流量の変動に対して沪過速度が変動するという施設での最大沪過速度は200～500m/dの範囲にあった。

（３）維持管理

沪過施設の維持管理をどのような体制で行っているかは図－１１に示すような結果であった。沪過施設が処理工程上重要な施設になっていると思われるところでも専従の維持管理要員を置く場合は極めて稀である。３交替の維持管理体制になっているところが半数近いが、巡回点検の内容は図－１２に示す通りで、原水ポンプ、沪過池本体、洗浄装置の頻度が高くなっている。維持管理上必要と思われる計器の一つに処理水の濁度計があるがこれが設置されている施設は少数であった。また、損失水頭計等（水位計、圧力計を含む）も重要な計器であるが、これが設置されていない施設も１６箇所と、かなり

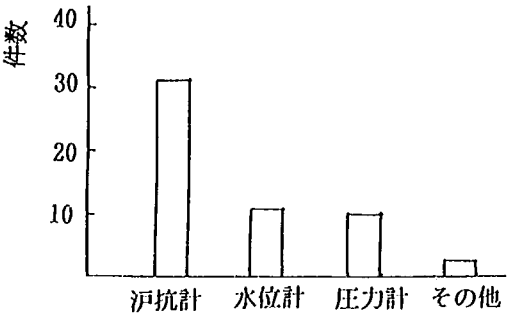


図－１２　沪過施設巡回点検箇所

の数に上っている。

（４）沪過池に関するトラブル

急速沪過施設が下水処理場に導入されてからまだ歴史が比較的浅く、老朽化した施設が少ないためか、トラブルに関する報告は少なかった。沪過池本体に関するものは表－７に示すような沪層の生物汚染に関係するものが主となっているが、沪過池本体以外では各種バルブのトラブルが多い。表－７に示したほか、沪過材の補充量には施設間でかなりのばらつきが見られた。沪過材の補充・交換については、沪過施設の経済性の点でも重要であり、今後詳細に調査する予定である。



図－１３　損失水頭計等の設置状況

表－７　沪過施設におけるトラブル

生物による汚染(49件)		機械等のトラブル(28件)	
微生物付着	13	弁及び弁関連	10
ﾏｯﾄﾞﾎﾞｰﾙ形成	7	電気設備	5
ｽﾘﾐｶ発生	12	計測器類	4
その他	17	その他の機械設備	6
		その他	3

４．まとめと今後の検討課題

６２年度の調査結果を要約すると次の通りである。

（１）稲作に関する調査ではNH_4-N10mg/lの処理水で灌漑をした場合、窒素過剰と思われる現象が現れた。連続灌漑時の水質浄化効果は70～80%が植物以外の作用（主として土壌による吸着と脱窒）によるものと、

６１年度と同様の推定がされた。今後、地下浸透量のより正確な把握等によって総合的に検討する必要があると考えられる。

（２）精密沪過法については加圧によって透過流束を増加させることが出来たが、更に増加させなければ実用性は十分とは云えない。

（３）ろ過池の維持管理等に関する調査の結果、下水処理場に設置されている沪過施設の構造や維持管理の現況について概況を知ることが出来た。今後はこれらの資料を元に維持管理上の指針や設計上配慮しなければならない点などについて検討を加える予定である。

12. 下水汚泥の燃料化に関する調査

汚泥研究室　室　長　大嶋　青雄
主任研究員　櫻井　克信
白石　隆

1. 調査の目的と必要性

下水道普及率の向上、下水処理の高度化に伴って下水処理場から発生する汚泥の処分量が、今後、恒常的に増加するため、安定した汚泥処分方法の確立は、下水道事業における最も重要な課題のひとつである。下水汚泥は、陸上及び海面埋立処分を主としており、一部が建設資材利用されている。

埋立処分は、処分適地の減少や環境保護の要請の高まりなどの理由から、長期的、安定的に継続することが困難になりつつある。したがって、今後は下水汚泥の有効利用を大いに進める必要がある。本調査は、下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し、省資源，省エネルギーを図りながら、下水汚泥を利用、処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

2. 前年度の調査結果

昭和61年度は、以下に示す調査を行い次の結果を得た。

（1）汚泥の燃料的価値についての調査を行い、①下水汚泥の有機物の割合は、食生活の影響を受けているが、栄養供給量の過去の推移から判断して、今後も70%程度で推移すること、②濃縮汚泥中の炭水化物・蛋白質・脂質の構成比は、それぞれ、22%，40%，20%程度であり、高位発熱量は、4,000kcal/kg·DS 程度であることがわかった。

（2）汚泥の脱水性の現状を把握するために、わが国における脱水プロセスの処理成績を整理した。

（3）既存の汚泥燃料化技術について文献整理を行い、その概要についてとりまとめた。

3. 62年度の調査結果

3.1 汚泥の脱水性の向上

下水汚泥の燃料価値向上には、汚泥中の水分の減少（＝脱水）が不可欠である。この脱水方法にも、多くの方法が提案実施されている。現在では、従来の真空脱水，加圧脱水，ベルトプレス脱水，遠心脱水に加えて、二次脱水，電気浸透脱水，蒸発乾燥が採用されている。ここでは、ベルトプレス脱水を中心として、汚泥の脱水性向上について検討する。

3.1-1 ベルトプレス脱水結果を左右する因子

ベルトプレス脱水結果を左右する因子として、①汚泥性状、②脱水機、③凝集剤、等が報告されている。

1) 汚泥性状について

脱水結果を左右する因子として、汚泥性状は古くから着目されており、数々の報告がある。

・物理的特性----脱水特性と粒度分布の関係、粗浮遊物の強熱減量を含めた指標と脱水汚泥固形物含有量及び固形物処理量の関係等がある。

・生物化学的特性----汚泥表面にある酸性多糖類（糖タンパク質）の影響、束縛水量、水酸化ナトリウムによる汚泥の溶解量に関するもの、汚泥令及び F/M比と脱水性との関係等がある。

・化学的特性----pH、 アルカリ度等との関係がある。

2) 脱水機について

構造については、a．凝集剤との混合方式、b．ロールの配置，構造，圧搾圧、c．重力ろ過，くさび状脱水，せん断脱水それぞれの構造、d．ろ布の材質，緊張圧、等が考えられる。操作方法としては、a．ろ布走行速度，b．汚泥供給量，c．圧搾圧及び緊張圧など変化させられる。

3) 凝集剤について

汚泥の調質方法については、大きく分けてカチオン性ポリマー（一液法）だけを用いる方法の他、以下のようなものがある。

①アニオン性ポリマー及びカチオン性ポリマーの両方を用いるもの（二液法）。

②無機凝集剤と両性ポリマーを用いるもの。

③２種類（分子量及びカチオン度の異なる）のカチオン性ポリマーを用いるもの。

④一液法においても、２段階で混合する方法等が提案されている。

このように調質の中心となるカチオンポリマーだけを見ても、様々な材質のもので、様々なカチオン強度及び分子量のものが製造されている。凝集剤に関連しては、①溶解する水質の影響，②凝集剤水溶液の濃度の影響，③汚泥との混合方法なども重要な因子となる。

3.1-2 凝集モデルについて

一般的な汚泥の凝集モデルは、負に荷電した汚泥の界面電位を中和し、吸着架橋により懸濁粒子を粗大化させるというものであるが、東京都は、液中のアニオン物質の存在に着目し、これとカチオンポリマーが結合したものが架橋吸着作用（フロック化作用）の中心となるというモデルを提案している。

3.1-3 ベルトプレス脱水実験

1) 目　　的

脱水効果を左右するといわれている因子について検討するため、①凝集剤の種類、②凝集剤の添加方法（凝集剤添加濃度、攪伴強度）、③ろ布走行速度、④汚泥洗浄有無（微粒成分の影響）、の項目について実下水汚泥を用いた脱水実験を行った。

2) 実験方法と試料

M市下水処理場の混合汚泥、消化汚泥及び余剰汚泥を用いた（表－１参照）。実験に用いた凝集剤を表－２に示す。すべてカチオン性の凝集剤であり、ａ～ｄは高カチオンに分類されるものである。溶解には、イオン交換水を用いた。脱水試験は、下水試験方法(1984 年版）第5 章第15節4,ベルトプレス法によって行った（図－１参照）。汚泥と凝集剤の混合は、撹伴機を用いた。表－３に脱水実験の基本条件を示す。以下、特別の記述がない限りこの条件とした。

測定項目を図－１中に示す。この他汚泥洗浄に関連しては、汚泥を遠心分離した上澄液中のＭアルカリ度及び分離液中のカチオン度（ポリマー残存量）を測定した。

下水汚泥の洗浄は、φ20cm高さ１ｍの沈降筒を使用して、昼夜ばっ気放置した水道水で洗浄した。汚泥と同量の水道水で混合したのち静置し、上澄液のうち添加した水道水と同量を排除したものを１回洗浄汚泥とした。同様の操作をくり返したものを、２回洗浄汚泥、３回洗浄汚泥とした。

表－１　供試汚泥

項　目	余剰汚泥	混合汚泥(1)	消化汚泥(1)	混合汚泥(2)	消化汚泥(2)
T S (VTS)	18,100 (14,500)	15,100	14,700	16,500	20,100
S S (VSS)		13,900 (11,200)	12,600 (7,720)	15,800 (11,100)	18,000 (10,000)

表－２　実験に使用した凝集剤

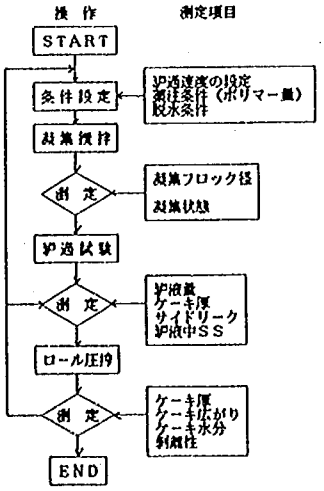
凝集剤	物　質　名	カチオン度	分子量(×10⁴)
a	メタクリル酸エステル	4.5meq/ℓ	700
b	メタアクリル酸エステル系	4.8 〃	1，100
c	〃	〃 〃	900
d	〃	〃 〃	550
e	〃	3.0 〃	500

表－３　脱水実験の基本条件

1．供試汚泥量	乾燥重量25g 程度
2．薬注後撹拌条件	200rpm，1分間
3．重力沪過時間	最大２分間
4．予備加圧条件	0.03kg/cm²，1分間
5．ロール圧搾沪布速度	1m/min
6．ロール面圧，回数	0.2kg/cm²，0.4kg/cm²，0.6kg/cm² の3回

3) 実験結果及び考察

脱水性能の評価の評価項目としては、①脱水汚泥含水率、②固形物回収率（分離液中のSS濃度）が主となるが、脱水の操作性と関連して③重力ろ過部でのろ過速度、④ろ布からの剥離性も重要な項目となる。凝集剤の種類及び添加量は、評価項目すべて最適化するものが望ましいが、一般的には、それぞれ最適なものが異なる。上記４項目のうち、④については定量的な評価ができないので定性的な評価とした。



図－１　脱水実験および測定フロー

①凝集剤の違い

凝集剤ｂ，ｃ，ｄ，ｅを用いてカチオン度、分子量による影響を確認するために実施した。凝集剤ｃを用いた重力ろ過部でのろ液量の変化指標として、汚泥含水率を用いたものを図－２に、水抜け率を用いたものを図－３に示す。

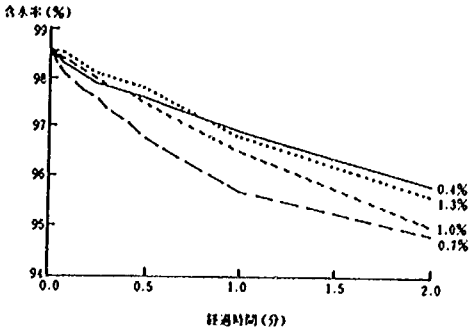
ここで、水抜け率は汚泥中の水分のうち、分離された水分の割合を表すもので次式で近似する。

$$\text{水抜け率：R（\%）} = \frac{X}{V+U} \times 100 \qquad \text{——————（1）}$$

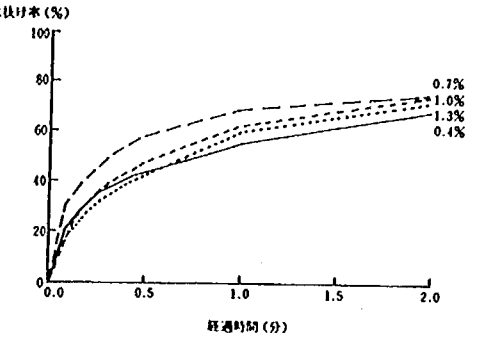
ここで、V：汚泥量（ℓ）、U：凝集剤溶液量（ℓ）、X：分離液量（ℓ）、である。

両指標とも、添加濃度の影響を判定する指標としては優劣はない。水抜け率の方が、重力ろ過の限界に達する様子が容易に把握できることから、重力ろ過開始30秒ないし１分経過時点での水抜け率を重力ろ過性の指標として、以下の検討では用いる。

１分時点での水抜け率を図－４に、脱水汚泥の含水率を図－５に示す。消化汚泥では、多くの凝集剤を添加しないとフロックの形成がみられず、水抜けも悪く２分経過後くさび脱水に移るとき、汚泥が自立せず、実験継続が不可能となった凝集剤があった。



図—2　含水率の変化（混合汚泥）凝集剤C



図—3　水抜け率の変化（混合汚泥）凝集剤C

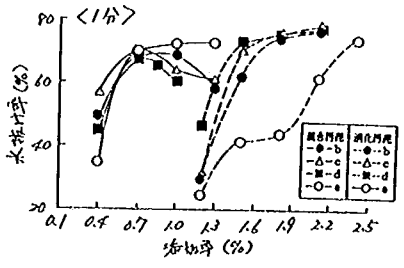
水抜率については、中カチオンｅを用いた結果が、消化汚泥の場合、他の高カチオンのものと大きく異なる。ポリマーｂ，ｃ，ｄは、最適添加条件付近ではほぼ同一の水抜け率となっている。

脱水汚泥含水率及び添加率との関係においても、ｅが異なった挙動を示した。

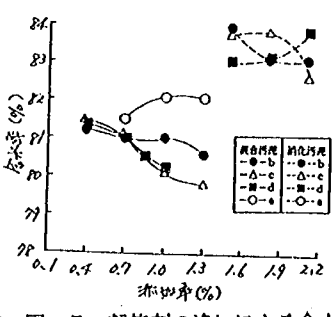
②凝集剤添加濃度及び添加回数

ａ．攪拌強度

M市余剰汚泥、ポリマーａを用いて攪拌強度（回転数）を変えて実験を行った。強度④は約200rpm、強度⑥は350rpm程度である。重力ろ過30秒後の水抜け率を図－６に示す。



図－４　凝集剤の違いによる水抜け率の変化

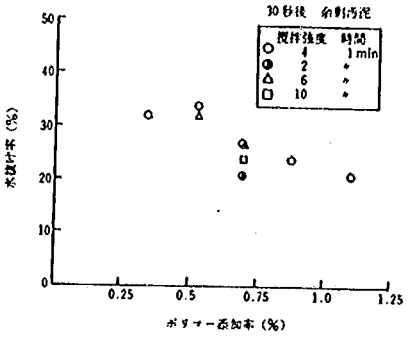


図－５　凝集剤の違いによる含水率の変化

強度④程度が水抜け率及び含水率とも良かった。

ｂ．凝集剤溶解濃度及び添加回数

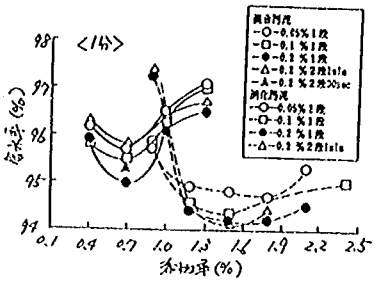
M市混合汚泥、消化汚泥とポリマーｃを用いて溶解濃度を0.05％，0.1 ％，0.2 ％と変化させたケースと0.2 ％のものを１回１min 攪拌、２回分割それぞれ１min 攪拌、２回分割それぞれ30sec 攪拌（混合、0.7 ％添加だけ）のケースについて実験を行った。なお、(1)式中のUの値が大きく変化し水抜け率と含水率では挙動が異なるの



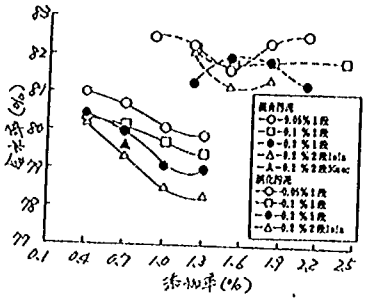
図—6　攪はん強度による水抜け率の変化

で、重力ろ過部も含水率で評価する。

1分時点での重力ろ過部での含水率を図－7に、脱水汚泥の含水率を図－8に示す。混合汚泥の場合、重力ろ過性は、濃い凝集剤を添加したものほど良く、脱水汚泥の含水率も同様であった。消化汚泥の場合は明確な傾向は見られない。凝集剤添加方法では、混合汚泥の場合、添加回数が増えると重力ろ過性が悪化したが、含水率は向上している。消化汚泥では1回添加と同じか上回った。2分割30sec 攪拌では重力ろ過性は1回添加と同じで、脱水汚泥の含水率は2分割1分攪拌と同じになった。



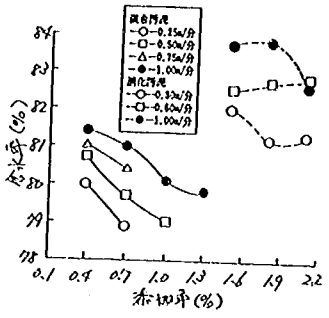
図－7　凝集剤添加方法による含水率の変化（重力ろ過）



図－8　凝集剤添加方法による含水率の変化

③ろ布走行速度

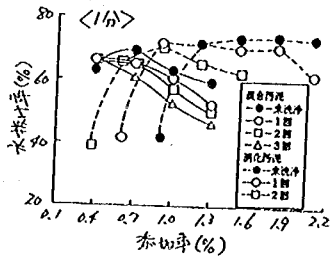
ろ布走行速度を変化させた場合の含水率を図－9に示す。ろ布速度が低いほど、つまりろ過時間が長いほど含水率は低くなった。また、剥離性も良かった。



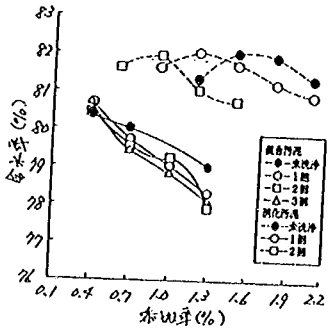
図－9　ろ布速度の違いによる含水率の変化

④微粒成分の影響

下水汚泥を洗浄した後に、ポリマーcを添加した結果で1分時点の水抜率を図－10に、ケーキ含水率を図－11に示す。洗浄による汚泥性状の変化を表－4に、コロイド滴定の結果を図－12に示す。この結果から、消化汚泥に、洗浄の効果が顕著に表れており、凝集剤添加率の減少となっていることがわかった。



図－10　洗浄による水抜け率の変化



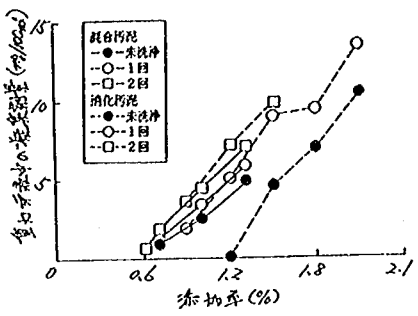
図－11　洗浄による含水率の変化

表－4　汚泥洗浄による変化

	項目	未洗浄	1回洗浄	2回洗浄	3回洗浄
混合汚泥	pH	6.15	6.14	6.15	6.32
	M-7A消費	244	182	150	101
	TS	16,500	15,500	15,600	15,100
	SS (VSS)	15,800 (11,100)	14,900	15,100	14,700
	懸濁遊物	5,400	–	–	–
消化汚泥	pH	7.55	7.50	7.47	–
	M-7A消費	2,590	1,340	695	–
	TS	20,100	18,400	17,900	–
	SS (VSS)	18,000 (10,000)	17,000	17,000	–
	懸濁遊物	3,800	–	–	–

TS：蒸発残留物
SS：浮遊物質

消化汚泥のｐＨは、7.55から7.45とわずかにしか変化してない。また、重力ろ液中の凝集剤量は洗浄が進むにつれて増加しており、洗浄とともに汚泥のアニオン度が減少していることがわかる。



図－12　重力沪液中の凝集剤量

4)まとめ

本実験は、汚泥性状以外の要因も汚泥脱水に重要な役割を果たしていることを確認するために行ったものである。また、これらの要因は、汚泥性状の変化とともにその最適な値は変化すると考えられる。今後、汚泥性状と脱水効果を議論していくにあたっては、これらの因子との組合わせ中で検討しなければならない。

3.2 汚泥の燃料化プロセスのエネルギー収支

3.2-1 目的

下水汚泥は可燃分を多量に含んでおり、潜在的な燃料であると考えられる。ここでは、この燃料的価値を高めるための処理プロセスを燃料化プロセスと定義する。本検討においては、自燃焼却をめざした「乾燥＋焼却」をも対象とする。

本調査は、燃料化プロセスにおいて、消費されるエネルギー（電気，重油，微粉炭）と、生産されるエネルギー（形態は、燃料汚泥又は電気エネルギー）の試算を行い、回収エネルギー量に対する汚泥性状や規模の影響について検討することを目的としている。なお、薬品や機器の製造エネルギーについては考慮していない。

3.2-2 対象とした燃料化プロセス

検討対象プロセスは、以下のプロセスとする。これら技術の概要については、前年度報告参照のこと。

ａ．焼却発電（発電方式により復水式はａ１、背圧式はａ２とする）

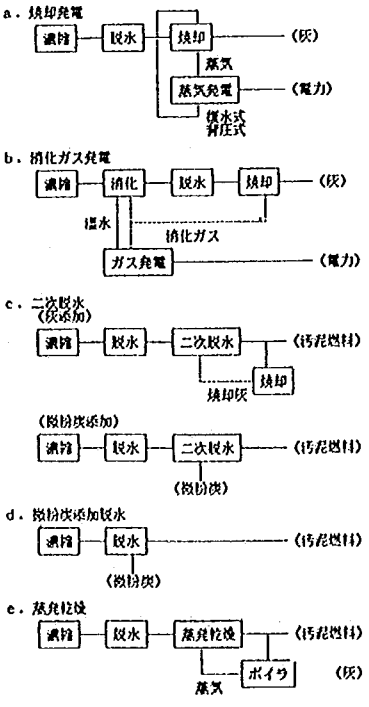
ｂ．消化ガス発電

ｃ．二次脱水（二次脱水時の添加材により焼却灰添加はｃ１，微粉炭はｃ２とする）

ｄ．微粉炭添加脱水

ｅ．蒸発乾燥

これらのプロセスの概要フローは、図－13のとおりである。プロセスａ，ｂの最終プロダクトは「電気エネルギー」であり、それ以外は「燃料」である。



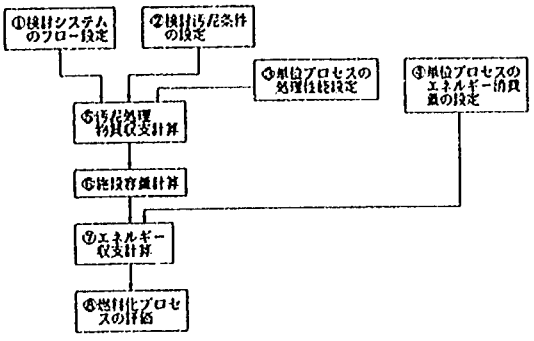
図－13　プロセスの概略フロー

3.2-3 検討フロー及び諸元

本検討のフローを図－14に示す。原汚泥濃度は混合汚泥を仮定し、濃度１％とした。また、原汚泥低位発熱量は次式で示す。

$$\underset{(H_L)}{\text{原汚泥低位発熱量}} = (58.3V-193) - V \cdot \frac{9h}{100} \cdot 600$$

ここで、H_L ：低位発熱量(kcal/kg-DS)、V：有機物含有率（％）、h：水素含有率（有機物当たり 6.8％）である。



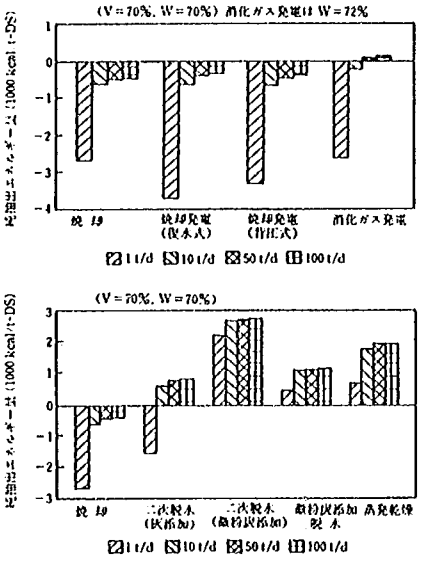
図－14 検討フロー

3.2-4 エネルギー収支計算結果及び考察

１）プロセス毎の特徴

ａ．規模の影響

図－15は、原汚泥の有機物含有率70％、（一次）脱水汚泥含水率70％のときの原汚泥当たりの純抽出エネルギー量を示す。ここで、純抽出エネルギーは、生産された燃料及び電力（エネルギー）から供給したエネルギーを引いたものである。焼却発電及び消化ガス発電は焼却炉及び発電にスケールメリットがあるため規模が大きいほうが有利である。これに対して、二次脱水(微粉炭添加)、微粉炭添加脱水及び蒸発乾燥は規模の影響が小さい。



図－15 有機物含有率70％の場合の純抽出エネルギー量

ｂ．汚泥性状の影響

図－16は、有機物含有率の影響を見るために、規模100t／日の場合の純抽出エネルギー量を示したものである ただし、含水率は一定とした。この場合、各システムとも有機物含有率が高い程純抽出エネルギーはプラスとなる。また、有機物含有率の増加に伴い脱水性が悪化することを考慮し、有機物含有率10％の増加に対して含水率を２％増加させたところ灰添加二次脱水のみ有機物含有率の増加に伴い純抽出エネルギーが減少した。これは、二次脱水時に添加する灰の必要量が増加し、それに伴って焼却するエネルギー量が増加するためと考えられる。

２）各システムとも発電を行う場合

二次脱水、微粉炭添加脱水及び蒸発乾燥の各システムにおいても生産される燃料を用いて蒸気発電を行うとした場合の試算結果を図－17に示す。この図から微粉炭ないし重油を添加し、生産される燃料を用いて発電するシステムでは、焼却のみを行う場合よりもエネルギー的に不利である。これは、供給エネルギーとして微粉炭なり重油の低位発熱量を 100％計上するの対し、抽出エネルギーとしては電力に

転換されたものだけを計上するためである。

4）消化ガス発電における設定値の影響

消化ガス発電プロセスで、大きな変動要因となる消化ガス発生率、消化分解率、消化ガス低位発熱量の影響について検討を行った。表－5に各条件を、図－18に結果を示す。この図から、設定条件の違いにより純抽出エネルギーは大きく変動することがわかる。

したがって、システムの絶対評価を行うには運転条件等の設定値の把握が重要である。

3.2.5 まとめ

本検討において得られた結果をまとめると次のとおりである。

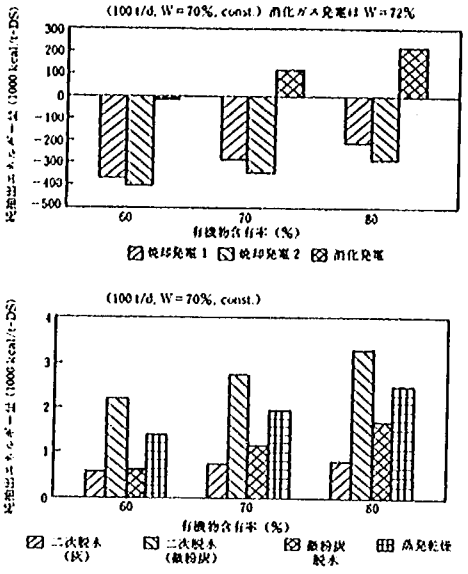
①各システムによりスケールメリットに差があり発電を行うシステムは規模の影響が大きく、汚泥燃料を生産するシステムでは影響は小さい。

②灰添加二次脱水を除くシステムでは有機物含有率が高い場合、多少脱水性が悪化しても純抽出エネルギーは増加する傾向にある。

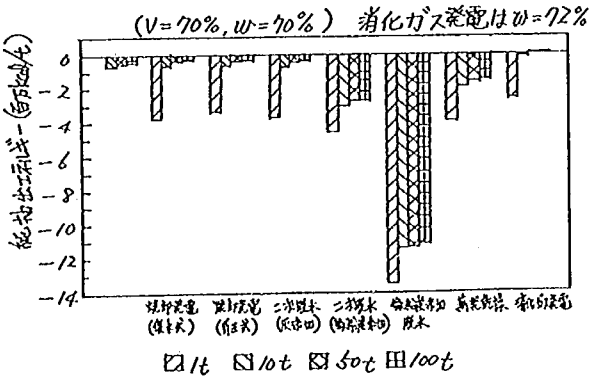
③汚泥燃料を生産するシステムではこれを燃料として発電を行った場合、発電効率が著しく低い（5～9％程度）ため、純抽出エネルギーでみると不利である。

④消化ガス発電について運転条件の影響を検討したところ、設定条件の違いにより純抽出エネルギーは大きく変動する。

以上述べたように、今後は、各システムと関連の深い影響因子の把握及び最適運転条件等についての検討が必要と思われる。また、実施設への適用に当たってはコスト等を含めた総合的評価法の開発が必要であろう。



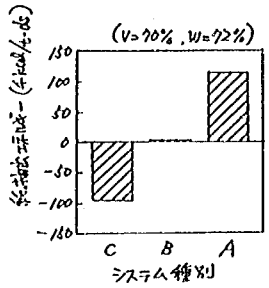
図－16　含有率70%の場合の純抽出エネルギー量



図－17　発電を行った場合の純抽出エネルギー量

表－5　各設定条件

	A	B	C
消化分解率（%）	50	45	40
消化ガス発生率 (Nm^3/kg-分VS)	1.0	0.95	0.90
消化ガス低位発熱量 (kcal/Nm^3)	5,500	5,250	5,000



図－18　消化ガス発電設定値の影響

13. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査

汚泥研究室　室長　大嶋　青雄
主任研究員　櫻井　克信
白石　隆

1．調査の目的と必要性

下水汚泥の最終処分は、現在、陸上及び海面埋立てが、全処分量の76％を占めるという状況である。しかし、処分適地の減少や環境保護の要請のたかまりなどで今後、安定的に埋立て処分を継続していくことは困難となっていくと考えられる。このような背景から、下水汚泥を有効利用することの必要性は高くなっている。下水汚泥の有効利用のうち建設資材利用は、緒についたばかりであるが、下水道事業においても多くの建設資材を使用していることから、安定的な利用を図っていくことが可能であり、利用方法として有望である。

下水汚泥の建設資材利用については、近年数々の調査、研究が行われており、着実な成果が得られている。建設省でも、総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発」（昭和56年度～60年度）において、数多くの下水汚泥の建設資材利用に関し物理的・化学的な特性について評価を行い利用方法を提案した。しかし、その利用方法のなかにも、技術的に解決すべき点が残されている。さらに、建設資材としては各種、各様のものが提案されているが、それらの選択基準及びそれを実現させるためのステージプランなどが明らかとなっていない。本調査は、このような点について検討を加え下水汚泥の建設資材利用を拡大することを目的として実施するものである。

2．前年度の調査結果

①下水汚泥の建設資材化技術の現状及び昭和59年度における建設資材利用の現況をまとめた。

②建設資材利用を実用化するにあたっての問題点を明らかにし、今後の調査の方向付けを行った。

3．昭和６２年度調査の概要

昭和６２年度調査の概要を示す。

①石灰系焼却灰の強度発現機構に関する調査

②石灰系焼却灰の造粒土質改良材原料としての利用に関する実験

③粒度調整水砕スラグのコンクリート細骨材利用に関する実験

④微粉砕水砕スラグの潜在水硬性に関する調査

⑥建設資材利用システム策定に関する調査

4．石灰系焼却灰の強度発現機構に関する調査

4.1 目　　的

石灰系焼却灰は、単体ないしは土と混合することにより、大きな強度を発現する。この強度発現の機構としては、石灰系焼却灰の成分にカルシウム(Ca)が多量に含まれていることから、何らかのカルシウム化合物の働きによると考えられる。

東京都の調査[1]によると石灰系焼却灰中には、ベリット(β-$2CaO\cdot SiO_2$)、アルミン酸カルシウム類の一種$12CaO\cdot 7Al_2O_3$，無水せっこう($CaSO_4$) 等の水硬性物質が含まれていることを明らかにしている。また、同調査によると石英(SiO_2)、カルシウムシリケートフォスフェイト[$2(2CaO\cdot SiO_2)\cdot Ca_3(PO_4)_2$]、マグネタイト($Fe_3O_4$) 等の非水硬性物質の存在が認められている。

石灰系焼却灰を土質改良用添加材として利用していくにあたっては、石灰系焼却灰の品質をある範囲内で管理することが必要不可欠である。この品質管理のためには、①強度発現に寄与する物質を明らかにし、②その物質の生成条件を明らかにすることが必要となる。本年度は、上述の２項目のうち前者について検討した。

4.2 方法及び試料

(1) 試　　料

本試験に用いた試料は、Y灰（流動炉，焼却時に脱硫のため消石灰添加）、N灰（多段炉，消石灰，塩化第二鉄調質）及びM灰（流動炉，消石灰，塩化第二鉄調質）の３種類で、うちM灰はX線回折のみの対象とした。なお、これらの灰は、加湿前に採取したものである。

(2) 試験方法

試験項目を表－１に示す。化学分析試験は、CAJSI-12（セメント協会標準試験方法：けい酸質の化学分析方法）によって試料を溶解しJIS R 5202（ポルトランドセメントの化学分析方法）に準じて行った。ただし、遊離酸化カルシウムの定量は、CAJS-01 によった。有害物質含有量試験は、JIS K 0102　（工場排水試験方法）によった。なお、Y灰及びN灰の水和物は、水道水と焼却灰を１：１の比率で、JIS R 5201（セメントの物理試験方法９．強度試験）に準じて混練後、プラスチック容器に密閉して20℃恒温室内で49日間養生し試験に供した。

表－１　化学成分・有害物質・含有量

試験項目		Y　灰	N　灰	参考M灰
化学成分（%）	ig·loss	12.8	4.7	
	insol **	(34.5)	(21.4)	
	SiO_2	32.7	22.6	
	Al_2O_3	11.3	8.2	
	Fe_2O_3	4.8	18.7	13.2
	CaO	26.7	28.1	35.5
	MgO	1.6	2.1	3.5
	SO_3	3.7	6.0	
	Na_2O	0.86	0.69	
	K_2O	1.02	0.84	
	TiO_2	0.51	0.35	
	P_2O_5	3.68	6.06	
	MnO	0.16	0.25	
	f-CaO **	(10.7)	(0.0)	
	合　計	99.8	99.2	
有害物質・含有量（ppm）	Hg	0.898	0.014	
	Cd	2.4	4.1	1.8
	Pb	145	186	15.9
	Vl [Cr(VI)]	12.4	0.0	0.0
	As	7.5	20.1	
	Cu	378	1110	396
	Zn	1550	3480	1013
	P	23800	39200	
	Cl^-	930	8290	

＊M灰の化学分析の値は含有量試験からの換算値。
＊＊合計には含まず。

4.3 試験結果及び考察

4.3-1 化学分析、有害物質含有量

分析結果を表－1に示す。強熱減量は1000℃のものであるので大きな値となっている。Y灰の強熱減量は12.8%とN灰の4.7 %に比べ大きく、更に遊離酸化カルシウム（f-CaO)が10.7%（これは含有CaOの40%に相当）であることから、Y灰は十分に焼成されていない可能性がある。なお、f-CaO には、遊離水酸カルシウム（f-Ca(OH)$_2$)も同時に測定される。N灰、Y灰とも五酸化りん（P_2O_5）の含有量が多い。N灰及びM灰は、脱水調質材として塩化第二鉄を用いているので酸化第二鉄（Fe_2O_3)が多い。なお有害物質の溶出量は、いずれの項目も、金属を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令（昭和48年）に定められた基準値を下回った。

4.3-2 焼却灰及び焼却灰水和物のX線回折

試験結果を表－2に示す。回折X線強度が極めて弱いので、検出された化合物の量は少ないと考えられる。方解石($CaCO_3$)、無水セッコウ($CaSO_4$) 及び石英(SiO_2)が3種類の焼却灰すべてに含まれていた。この無水セッコウは、燃焼により生じたSOx とカルシウムが反応したものである。Y灰には、ポートンダイト(Ca(OH)$_2$) が検出された。CaO が検出されていないので、3-1 で述べたf-CaO として測定された大きな部分はCa(OH)$_2$ と考えられる。 Ca(OH)$_2$の生成については、焼却前のものが残っているのか、焼却後に生成したか分からない。

表－2　X線回折結果

	Y　灰	N　灰	M　灰
検出された化合物	方解石　$CaCO_3$ 石英　SiO_2 無水セッコウ　$CaSO_4$ ポートランダイト $Ca(OH)_2$	$CaCO_3$ SiO_2 $CaSO_4$ 苦土磁鉄鉱 $MgFe_2O_4$ 磁鉄鉱 Fe_3O_4 ベリット $Ca_2SiO_4(2CaO\cdot SiO_2)$	$CaCO_3$ SiO_2 $CaSO_4$ ゲレスタダイト $Ca_{10}(SiO_4)_3(SO_4)_3$] カルシウムフェライト $Ca_2Fe_2O_5(2CaO\cdot Fe_2O_3)$ ベリット $Ca_2\cdot SiO_4(2CaO\cdot SiO_2)$ アルミン酸三石灰 $Ca_3Al_2O_6(3CaO\cdot Al_2O_3)$
特徴	・回折X線の強度が弱いので化合物の量は少ない。 ・水硬性化合物は検出されていない。	・同　左 ・セメント鉱物の一種であるベリットが検出された。	・　同　左 ・ベリット及びアルミン酸三石灰が検出された。

N灰及びM灰には、セメント鉱物である水硬性のある化合物が検出された。両者に共通するものとしては、ベリット（長期的には大きな強度を発現する物質）が検出された。アルミン酸三石灰（大きな強度は発現しない物質）はM灰のみ検出された。

しかしながら、Y灰及びN灰の水和物のX線回折結果によると、共通してカルシウムシリケート水和物($Ca_{1.5}SiO_{3.5}XH_2O$) とエトリンガイト($3CaO\cdot Al_2O_3\cdot 3CaSO_4\cdot 32H_2O$) が微量に存在していることが確認された。なお、エトリンガイトは走査電子顕微鏡でも観察された。ここで、セメントクリンカの焼成過程を例にとるとアルミン酸カルシウム類のうち$12CaO\cdot 7Al_2O_3$ （略号$C_{12}A_7$)は800 ～1000℃で生成し、アルミン酸三石灰$3CaO\cdot Al_2O_3$(略号C_3A)は1200～1400℃で生成する。この試験に用いられている焼却灰はいずれも800 ℃程度で焼成されたものであるから生成する化合物は$C_{12}A_7$ と推定され、$C_{12}A_7$ は下記の式によっ水和反応をおこしエトリンガイトを生ずる。

$12CaO\cdot 7Al_2O_3 + CaO$(焼却灰中の) $+H_2O \rightarrow 2CaO\cdot Al_2O_3\cdot 8H_2O + 4CaO\cdot Al_2O_3\cdot XH_2O$

$2CaO\cdot Al_2O_3\cdot 8H_2O + CaSO_4 \rightarrow 3CaO\cdot Al_2O_3\cdot 3CaSO_4\cdot 32H_2O$(エトリンガイト)

また、表－1の化学分析結果をみるとY灰、N灰ともにAl_2O_3 及びCaO が含まれており、焼成条件（温度、雰囲気、粉末度、添加物等）が整った場合、部分的に反応して微量の$C_{12}A_7$ を生成することは充

分考えられる。したがって、Y灰及びN灰にも水硬性化合物である$C_{12}A_7$が存在していたが、X線回折では、微量であったため検出できなかったと考えられる。カルシウムシリケートについても同様と考えられる。

4.4 まとめと今後の課題

石灰系焼却灰及び水和物のX線回折、電子顕微鏡観察を通じて以下のことが明らかとなった。

①石灰系焼却灰においても、化学組成以上に化合物組成は大きく異なっている。

②石灰系焼却灰には、セメント鉱物であるベリットやアルミン酸三石灰及びアルミン酸カルシウムの一種$12CaO \cdot 7Al_2O_3$等の水硬性鉱物が、微量ではあるが含まれている。

今後は、次の点についての検討が必要である。

①化合物組成の変動要因の解明——化学組成、焼却炉操作条件等の面からの検討

②水硬性鉱物と発現強度の関係

5．石灰系焼却灰の造粒土質改良材原料としての利用に関する実験

5.1 目　　的

石灰系焼却灰は、含まれるカルシウム化合物による水硬性があり、土質改良用添加材として使用できることは確認されている。しかし、焼却灰は粉体であるため、施工現場で直接用いる場合、粉塵の発生を防ぐための対策が必要となる。その点、造粒された土質改良材は有利となり付加価値も増大する。そこで、焼却灰を造粒土質改良材の原料として利用するための実験を行った。

既に市販されている造粒土質改良材には、セメントと生石灰を主な成分とするＱＣＢ（Quick-Lime Consolidated Briquette,膨張促硬性固粒体）がある。本実験ではこれを比較対象とした。

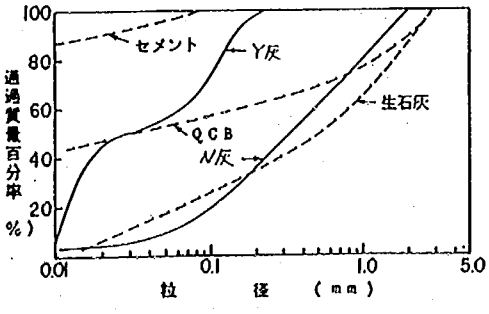
5.2 実験方法及び試料

石灰系焼却灰２種（以下Ｙ灰、Ｎ灰という）を用いた。比較のため生石灰、セメント及びＱＣＢを用いた。造粒には、直径40㎜の鉄製のプランジャーを使用した。供試体は約30ｇの試料をもとに、直径40㎜×厚さ7 ～11㎜（焼却灰の密度が異なるため、同一質量でも厚さが異なる。）の円柱となるよう、圧縮試験機を用いて加圧成型造粒（成形加重5t,10t,15t）を行った。

5.3 実験結果及び考察

5.3-1 供試材料の物理的特性

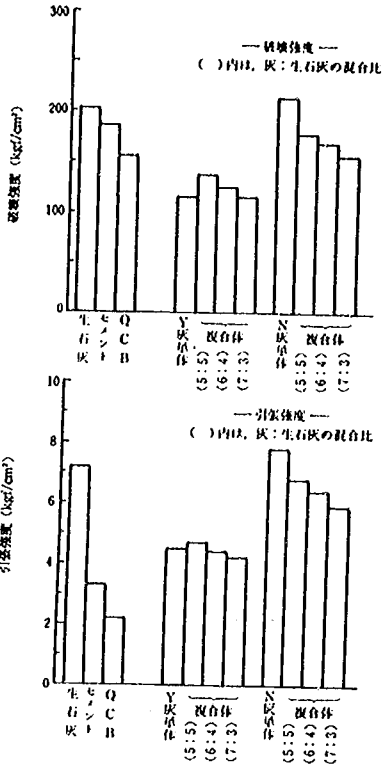
焼却灰の真比重はＹ灰が2.7 、Ｎ灰が3.1 であった。さらに、図－１に粒度分布を示す。粒度曲線より使用したＹ灰はシルト分を主体とし、Ｎ灰は砂分を主体としていることが示されている。ＱＣＢは、粒度分布図にある３㎜アンダーの生石灰とセメントが１：１の比率で構成されている。なお、化学成分については、ロットが異なるが表－１を参照のこと。



図－１　粒度分布

5.3-2 造粒体の強度

図－２にそれぞれ破壊強度及び引張強度を示す。破壊強度は、Ｎ灰（単体）、生石灰、セメント、ＱＣＢ、Ｙ灰（単体）の順であった。また、生石灰と焼却灰と混合（複合体）とした場合には、Ｙ灰は強度が増加し、Ｎ灰では低下している。このような結果は、図－１に示した粒度分布の違いが主な原因となって生じたものと考えられる。しかし、引張強度においては、それぞれの造粒供試体がＱＣＢより高い強度を示している。また、焼却灰に生石灰（３㎜アンダー）を混合した複合体においても、Ｙ灰、Ｎ灰ともＱＣＢと比較し、高い強度を示しており、混合比（灰：生石灰）７：３から５：５の範囲では生石灰の混入量を増加するに従い強度も増加の傾向を示した。



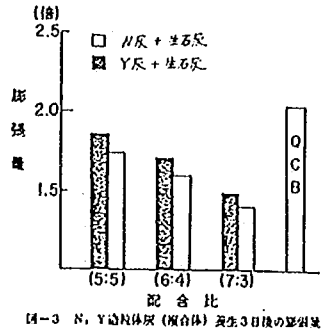
図－2　破壊強度及び引張強度

5.3-3 造粒体の膨張量

膨張量測定結果を図－３に示す。焼却灰単体での造粒物には、膨張が見られなかった。これは、灰に含まれるカルシウム化合物が生石灰でないことを示すと考えられる。複合体の膨張量を比べるとすべての配合とも若干ではあるがＹ灰を含むものがＮ灰を含むものを上回っている。

5.3-4 土質改良実験

一軸圧縮強度試験の結果を図－４，５に示す。28日養生後でquの値が大きくなっているものは、混合率20％のものであった。これは、含水比との関係で混合率が大きくなると、塑性領域に入り、一軸圧縮強度が低下すると考えられる。混合率20％の処理土のquは、Ｎ灰が７日養生まで急激な強度増加を示し、Ｙ灰は14日養生後に急激に強度増加し、28日養生後は、双方とも同程度の強度となっている。これは、焼却灰の含有成分及び焼成条件の違いにより、初期強度発現が異なるものと推察される。また、複合体を使用した場合には、①混合率の増加に従い強度が増加する、②Ｎ灰を含むものの方が強度が発現する、③Ｎ灰複合体は、Ｎ灰単体に比べ材令とともに順調に強度が発現する、等の相違があった。



図－3　N，Y造粒体灰（複合体）養生３日後の膨張量

5.4 ま と め

以上の検討結果をまとめると以下のとおり。

①焼却灰の加圧造粒は、ＱＣＢと比較しても、破壊強度は同等かそれ以上の強度が得られることから大量にプラント造粒することは可能と思われる。しかし、造粒のしやすさから考えると、幅の広い粒度分布のものが望ましい。

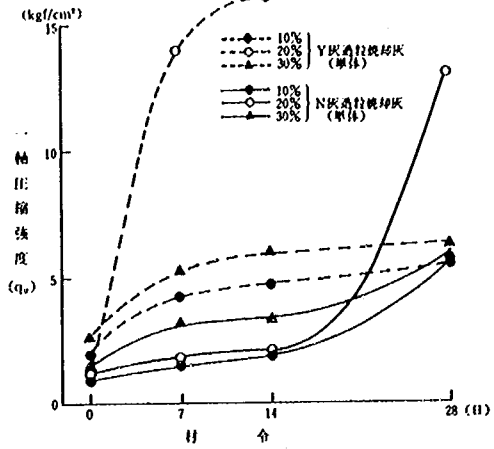
②吸水、膨張効果を発揮させるために、生石灰を添加し、複合体とした場合においては、造粒はしや

すくなるが土中養生後における強度が低下（本文中省略）し、今後の検討課題とされる。

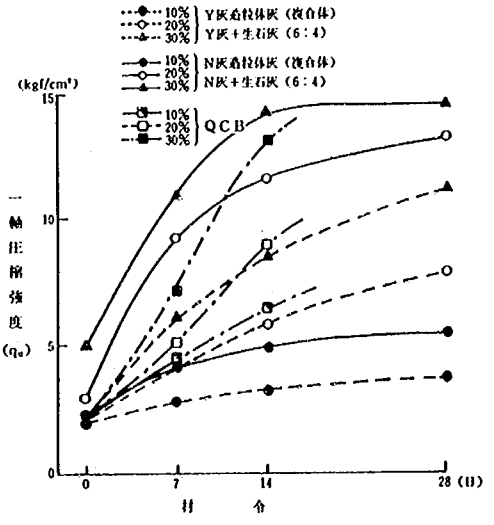
③N灰は単体で、Y灰は複合体でQCBに近い性能を発揮した。

④造粒焼却灰の土中養生後の顕微鏡写真から生石灰の水和反応後の強度発現に影響のあるエトリンガイドの生成がN灰では確認出来なかった。このN灰は4節のN灰とロットは異なっている。

以上項目③，④のように、石灰系焼却灰は発生源によって、また、日々の処理条件によって性能の異なったものが製造されていることが考えられ、高品質な造粒土質改良材原料として利用するには、前節で述べた事項の検討が必要である。なお、本研究は東北工業大学　江成敬次郎，伊藤孝男両助教授の御指導を受けたものである。



図—4　Y, N 造粒体灰（単体）各添加量の q_u 経時変化



図—5　Y, N 造粒体灰（単体）各添加量の q_u 経時変化

6．粒度調整水砕スラグのコンクリート細骨材利用に関する実験

6.1 目　　的

汚泥の水砕スラグは、コンクリート骨材に用いるには、粒径が大きくかつ、スラグ自体の強度も弱い。そこで、機械破砕・粒度調整を行うことによる効果を明らかにするための実験を行った。

6.2 実験方法と試料

実験に用いた水砕スラグは、表－3に示す成分の高分子系焼却灰をもとに電気炉において製造した。高分子系焼却灰をそのまま溶融したスラグをA_oとし、塩基度（CaO/SiO_2）が1となるよう生石灰で調整後溶融水砕したスラグをB_oとする。水砕スラグA_o,B_o をボールミル（φ71cm×W51cm、V=202l ）を用い破砕し、JIS A 5004に規定されるコンクリート細骨材の中心粒度を目標としたものをA_1,B_1 とする。水砕スラグB_o,A_1,B_1を用い、コンクリート細骨材として利用した場合の影響について材料の物性試験及び強度試験を行った。強度試験は、JIS A 5308（レディーミクストコンクリート）に従って実施した。

表－3　供試焼却灰の組成

項目	SiO_2	Al_2O_3	FeO	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	T-S
組成(%)	33.8	14.0	9.22	3.95	1.51	5.83	5.40	13.4	0.38

6.3 実験結果及び考察

物性試験結果を表－4に示す。天然砂1は、JIS A 5004の中心粒度のもので、対照とするものであ

る。天然砂２は、細粒分からなり水砕スラグBoと混合して使用する。使用した材料の粒度を図－６に示す。モルタル配合を表－５に示す。細骨材別の圧縮強度、曲げ強度を図－７に示す。

①物性――スラグBoは、安定性が20％とコンクリート用細骨材としての基準値を超えている。とくに、5-2.5㎜ の粒度のものの損失重量が大きく、水砕時のひずみが残留して壊れやすくなっていると考えられる。A_1,B_1 については、この粒度のものはほとんど破砕されているので問題ないと考えられる。その他の項目は、スラグBoにおいても基準値以内となっている。実績率は一般の砂より小さく、粒度が角ばっていることを推測させる。

②配合――汚泥スラグを用いると、空気量が大きくなる傾向がみられた。これは、スラグの粒径が角ばっているためと考えられる。

③強度――圧縮強度では、スラグA_1,B_1 と天然砂ではほぼ同じ強度を示し、「Bo+ 天然砂2 」は20％程度強度が低下している。曲げ強度では、スラグA_1は天然砂１と同程度であるが、スラグB_1,「Bo+ 天然砂２」では20％少ない。これはスラグB_0そのものが弱いためと考えられる。

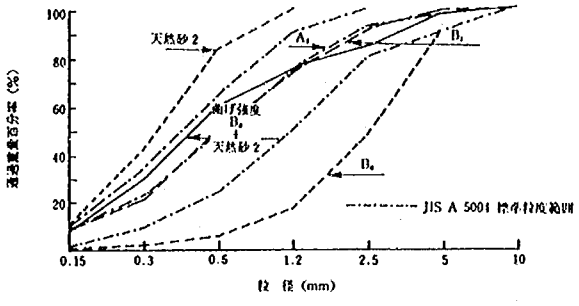
表－４　使用骨材の物性試験結果一覧表

試験項目	骨材種別		A_1	B_0	B_1	天然砂1	天然砂2
比重	比重 (g/d)	表乾	2.628	2.884	2.910	2.530	2.550
吸水率		絶乾	2.674	2.919	2.931	2.460	2.490
試験[1]	吸水率 (%)		0.45	0.64	0.39	2.74	2.45
単位容積質量[2] (kg/l)			(1.4887)[4]	1.7191	1.1) JIS A 1109（細骨材の比重及び吸水率試験方法）		
実積率[2] (%)			(57.30)	58.90	2) JIS A 1104（骨材の単位容積質量及び実積率試験方法）		
安定性試験[3] 骨材の損失重量百分率	0.6~1.2(m)		(0.2)	0.1	3) JIS A 1122（硫酸ナトリウムによる骨材の安定性試験方法）		
	1.2~2.5		(1.0)	1.3	4)（ ）内は、A_0の値		
	2.5~5.0		(4.8)	14.5			
	5.0~10.0		(〃)	4.4			
	合計		(6.0)	20.3			

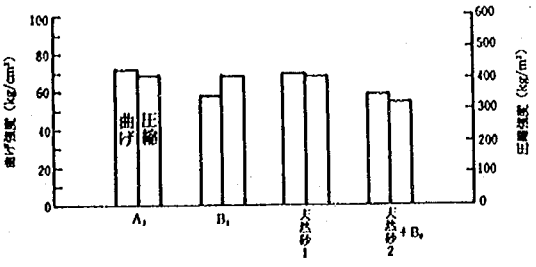
表－５　モルタル試験結果一覧表

項目	骨材種類	A_1	B_1	天然砂1	B_0+天然砂2
モルタルの配合 ($1m^3$当り)	W／C (%)	50			
	セメント (kg/m^3)	536	520	554	532
	水 (kg/m^3)	272	264	282	270
	骨材重量 (kg/m^3)	1303	1478	1268	※1304
試験練り結果	フロー (mm)	194	195	194	193
	単位容積質量 (kg/l)	2.114	2.262	2.108	2.088
	空気量 (%)	6.2	6.3	4.1	6.9

備考　※天然砂－２　70%(912.8kg/m^3)　Bo 30%(391.2kg/m^3) 合計1304kg/m^3



図－６　粒度分布



図－７　細骨材別の圧縮強度と曲げ強度

6.4 ま と め

①同一焼却灰を用いたものでも、塩基度調整による成分組成の変化により、スラグの強度が異なる。

②上記実験で「Ao＋天然砂２」の実験を行っていないので明確にはいえないが、破砕粒度調整することにより、強度を改善できる可能性を示した。

7．微粉砕水砕スラグの潜在水硬性に関する調査

7.1 目　　的

高炉水砕スラグは、その潜在水硬性を利用して高炉セメント等に用いられている。成分及び製法の似ている下水汚泥水砕スラグの潜在水硬性について検討した。

7.2 実験方法及び試料

表－6　下水汚泥スラグと高炉水砕の化学成分と塩基度

種類 ＼ 化学成分	SiO_2	Al_2O_3	FeO	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	‡‡‡ 塩基度
Aスラグ＊	38.6	16.7	10.5	4.5	1.7	6.7	6.2	15.3	0.56
Bスラグ＊＊	29.5	10.7	8.0	28.0	1.3	5.1	4.7	11.7	1.36
高炉水砕	34.1	14.0	1.4	41.5	6.8	——	——	——	1.8

‡　Aスラグは焼却灰よりIglossを除いて計算した値。
‡‡　Bスラグは石灰添加量より計算した値。
‡‡‡　$b = \frac{CaO+MgO+Al_2O_3}{SiO_2}$　〈塩基度〉

木実験に用いた試料は、6節のAo,Boを中心粒径0.03mmとなるように微粉砕したA_3,B_3と対照として高炉水砕スラグを用いた。これらの化学成分を表－6に示す。これら試料に対して、X線回折及び示差熱分析によって潜在水硬性について確認するとともに普通セメントと混合しての強度試験を行う。

7.3 実験結果及び考察

X線回折の結果、3試料ともガラス質であることが確認された。また、ある温度において、ガラス質となっているものが結晶化するとき発熱することから、示差熱分析（DTA）によって潜在水硬性物質の定量的検討を行った。その結果、高炉水砕スラグでは、約840～960℃に発熱が見られ主鉱物であるゲーレナイト（$2CaO \cdot Al_2O_3 \cdot SiO_2$）、オケルマナイト（$2CaO \cdot MgO \cdot 2SiO_2$）が、ガラス質から結晶質へ転移していると考えられる。この中には、硫化物の酸化による発熱も含まれているが、この発熱量が含まれる鉱物量に比例していることから、潜在水硬性の目安となる。スラグB_3は、700℃位から吸熱し（ガラス転位点、一部溶融によるものと考えられる。）、860℃から930℃に結晶化に伴う発熱が見られた。しかし、高炉水砕スラグの発熱量に比べて、1/5 程度と低い。また、スラグA_3はガラス質の結晶化による発熱は見られなかった。以上の事から、スラグA_3は、潜在水硬性は無く、アルカリ刺激による強度発生は、ほとんど期待できない。スラグB_3は、その程度は高炉水砕スラグに比べてかなり低いが、潜在水硬性は有すると考えられる。

8．建設資材利用システム策定に関する調査

下水汚泥を建設資材として実際に利用する場合の流通体制の確立のために具体の地域を選定し、その地域の特性を充分に考慮した流通体制について検討するものである。

対象地域は、富山県小矢部川流域下水道二上処理区内とした。

本年度は、①汚泥スラグの生産量の見込み、②下水道事業を含む公共事業での需要量（路盤材、コンクリート二次製品を主として）、③生産及び流通の実態、④粒度調整及び運搬に関する費用について調査した。

63年度は、①生産及び流通について具体的計画を立案し、②生産されたスラグを用いたコンクリート二次製品の利用及び路盤材利用を行う予定である。

参考文献

1）岡田　和男，高橋　良文：焼却灰のセメント原料への有効利用に関する調査（II），昭和56年3月，東京都下水道局技術調査年報

14. 下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大嶋　吉雄
主任研究員　村上　孝雄

1．調査の目的と必要性

下水汚泥は、下水処理に伴って発生するものであるが、下水道整備の進展とともに今後とも増加するものである。現在は下水汚泥の大半が埋め立て処分されているが、埋め立て処分地の確保は年々困難になりつつある。このため、下水汚泥を資源として再利用する目的で、緑農地利用や建設資材化などの方法が実用化されている。このうち、緑農地利用はその大部分が脱水汚泥やコンポスト化汚泥としての利用であるが、新たな需要の開拓のためには、ユーザの種々な要求に応えることが出来るように、製品の多様化を計ることが重要である。この一環として、花き類や観葉植物を中心とする園芸は、都市生活に緑と潤いを与え、またわずかな空間で比較的簡単に栽培が可能であるため、その需要は年々増大している。本調査は、下水汚泥の緑農地利用に新しい分野を開拓する目的に、有用植物栽培に適した下水汚泥製品の開発と、これら下水汚泥製品の有用植物に対する利用方法を確立することを目的とするものである。

2．昭和６２年度の調査結果

昭和６２年度は本調査の初年度であり、嫌気性消化脱離液を液肥として用いた園芸植物の養液栽培実験を行った。

2．1　実験の目的

消化脱離液は、窒素・りんおよび生物的に難分解な有機物を多く含み、通常は脱水炉液等とともに水処理プロセスに返流されて処理されているが、その量が多いと水処理プロセスの処理機能にも悪影響をあたえ、取り扱いの難しいものである。本調査では、消化脱離液の肥効成分に着目し、その有効利用法の一つとして消化脱離液を園芸植物の養液栽培に利用する可能性を実験により調査した。

2．2　養液栽培について[1]

土壌を用いず、レキ・砂・ピート・バーミキュライト・軽石・オガクズなど、化学的に不活性な培地を使い、植物の正常な生育に必要な元素すべてを含む培養液を与えて、植物を栽培する方法を養液栽培と称する。養液栽培には、図－１に示すような種類があり、一般的に「水耕栽培」と呼ばれることもあ

る。養液栽培は、我国では昭和３０年代に開始され、最近ではＮＦＴ（Nutrient Film Technique)や、ロックウール栽培等新技術が開発導入され、バイオテクノロジーの発展と相まって、各方面から高い関心が寄せられている。

土壌栽培と養液栽培を比較した場合、養液栽培には以下のような利点があげられる。

①連作障害の発生が回避されること。

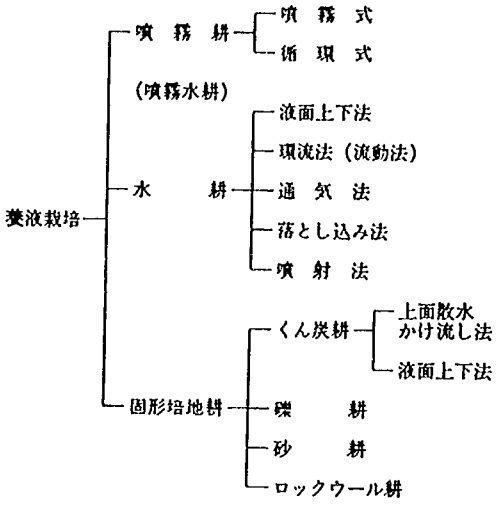
②装置化・機械化によって、投下労働時間が節減されること。

③栽培環境の清浄化が可能なこと。

④生産量の増大・高品質化が図れること。

⑤土壌に起因する栽培不適地域での作物生産が可能になること。

養液栽培の方式としては、循環式水耕栽培が主流であるが、最近では前述のＮＦＴ耕やロックウール耕が増加している。



図－１　養液栽培の種類

２．３　実験装置と実験条件

（１）供試消化脱離液

養液栽培には、Ｙ処理場汚泥消化槽の消化脱離液を遠心分離後、１μm ＧＦＢ沪紙で沪過した沪液を希釈したものを用いた。消化脱離液の採取は、養液栽培実験中に計５回実施し、採取した消化脱離液はただちに沪過を行った。沪液は水道水で原則として５倍に希釈して温室内の液肥タンクに弱い曝気をした状態で貯留し、栽培植物へ供給した。但し、カーネーションについては、１０倍希釈及び２０倍希釈のものを用いた実験もおこなった。表－１に５倍希釈の消化脱離液及び対照として用いた市販液肥の全実験期間の平均水質を示す。

表－１　実験期間中の液肥平均水質

（mg／ℓ）

	pH	BOD	NH_4-N	NO_3-N	T－N	PO_4-P	T－P	K
消化脱離液(5倍希釈)	7.66	15.3	72.0	29.0	106.5	5.0	5.4	14.8
市販液肥	6.96	1.3	25.9	100.0	131.2	26.2	27.0	173.2

消化脱離液は市販液肥とＴＮ濃度がほぼ等しくなるように５倍に希釈したが、本表からわかるようにＰ濃度が市販液肥の約１／５、Ｋ濃度は同じく約１／１２である。また、消化脱離液沪液では窒素は大部分がアンモニア性窒素である。このように、Ｎ濃度を同程度として調整した場合には、消化脱離液沪

液はP、K量が不足することになる。本実験では、特に消化脱離液沪液にP、K源を添加することは行わなかった。また、消化脱離液沪液は、腐敗防止の目的で弱い曝気をしたが、この曝気によりｐＨがやや上昇し、また若干の硝化の進行が観察された。

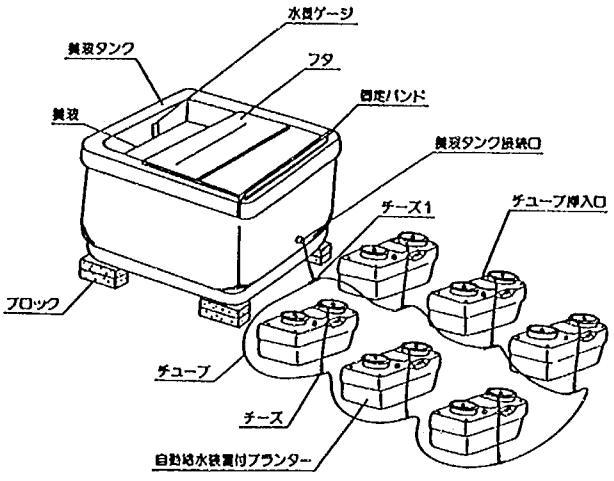
（２）養液栽培実験装置

養液栽培実験には、ロックウール方式の栽培装置を用いた。この栽培装置の概念図を図－２に示す。栽培装置は養液貯留タンクと複数のプランターよりなり、各プランターは２つのポットよりなる。

養液貯留タンクと各プランターはチューブにより連結されている。栽培植物は、各ポット内のロックウールブロックに植えられ、養液は毛細管現象によりロックウールを通じて根より吸収される。

本実験では、液肥として消化脱離液沪液を用いた系列と市販の養液栽培用液肥を用いた系列の二系列の栽培装置を使用した。

栽培装置は全体を温室に入れた。温室はガラス温室で枠はアルミサッシ製で巾が、2.8m、長さ7.1m、高さが2.5mで６坪の面積を有する。また、自動天窓と温風ヒータが設置されており、これは設定室温により自自動的に作動する。



図－２　養液栽培実験装置

（３）栽培植物と栽培方法

栽培植物種は、①栽培の容易性、②種苗の入手性、③栽培実績を考慮して次の１６種類とし、各２株づつを１プランターで栽培した。

①花き類　　カーネーション、キク、ベゴニア、ストック、コリウス、フリージア、バラ

②観葉植物　ポトス、ピリア

③果菜類　　トマト、ミニトマト、キュウリ、メロン、ピーマン、イチゴ

これらの栽培種の発芽及びプランターへの移植は以下の手順で行った。

１．種もの：種をロックウールに播き発芽させ、その中から適切なものを選定して実験に供した。
（ストック、トマト、キュウリ、メロン、ピーマン、イチゴ、ナス）

２．苗もの：苗を購入し、それをロックウールに移植した。（カーネーション）

３．さし木：植物の一部を切りとり、それをロックウールにさし木し、発根、活着したものを実験に供した。（キク、ベゴニア、コリウス、バラ、ポトス、ピリア、ミニトマト）

４．球根　：球根を購入し、それをロックウールに移植した。

（4）栽培条件

培養液としては、前述のように消化脱離液沪液の５倍希釈液と市販の養液栽培用液肥を用いた。培養液は両方とも貯留タンク内で曝気し、そのＤＯを５㎎／ℓ以上とした。培養液ｐＨのコントロールは特に行なわなかった。培養液の供給は１日１回の点検により減少深が１㎝となった時点で培養液を補給した。温室内の気温は１５～３０℃の範囲に保持した。また、温室内の湿度のコントロールは行わなかった。カーネーションについては、養液濃度の影響をみるために、脱離液の５倍希釈液の他に、１０倍希釈液、２０倍希釈液及び５倍希釈液をポンプにより循環したものも栽培に用いた。

（5）測定項目

実験植物の栽培中には、植物の生育度の指標として、養液消費量、地上部分の草丈、大きさ（茎径、葉の大きさ、花数、果実数）実験終了時の植物及び収穫物重量を測定した。また、実験終了時に植物種１種類１検体について葉、茎、果実等３ヶ所について、成分分析（Ｃ、Ｎ、Ｋ、Ｐ、Ｃａ、Ｆｅ、Ｍｇ）を行った。分析方法は、いずれも試料の前処理後、炭素についてはＴＯＣ、窒素についてはＫｊ－Ｎ、りんについてはＴＰを測定した。その他の金属類の測定は原子吸光法によった。

２．４　実験結果

（1）生育状況

表－２に実験系及び対照系の各実験栽培植物の成長速度、開花までの経過日数、結実までの経過日を示す。この表にも見られるように、草丈の生長速度を実験系と対照系で比較すると、花き類、観葉植物果菜類を通じて、対照系の方が大きいかあるいは両者で差ないという状況であり、消化脱離液の希釈液を養液として用いたものの方が対照系よりも大きかったのは、カーネーションで１０倍希釈液を用いた場合のみであった。また、開花までの経過日数及び結実までの経過日数はやはり、花き類、果菜類を通じて対照系の方が短く、消化脱離液を養液として用いた系では開花、結実までにより長い日数を要した。生育状況を判断する指標の一つとして、植物体の養液吸収量を測定した。養液吸収量は、植物の生育状況と比例する傾向があり、従って対照系の方が養液吸収量が大きい傾向があったが、例外として、カーネーションについては、実験系の方が養液吸収量が大きかった。

（2）結実・結花の状況

果菜植物について、実験系と対照系の果実の収量について表－３にまとめた。このように、果菜類の果実個数・収量は、同一栽培日数ですべての植物種にたいして，実験系は対照系に比較して少なくなっている。

（3）植物体の成分分析結果

植物体内の成分分析結果では、炭素については花き類、果実類共に花・実・葉・茎の炭素含有量には実験系と対照系で差が見られなかった。窒素については、カーネーション、キュウリ、ピーマンで植物体中の窒素含有量が、対照よりも高かった。りん、カリウムについてはほとんどの花き類、果菜類で植

表－2　植物種毎の生育状況

（◎……速度が大きい or 日数が短い，○……差が明確でない）

種類	項目 / 栽培種		草丈の成長速度 (cm/日) 開花時				草丈の成長速度 (cm/日) 結実時				草丈の成長速度 (cm/日) 実験全期間平均				開花までの経過日数 (日)				結実までの経過日数 (日)				備考
花き類	カーネーション	対照	0.25（2本とも） ◎				——				0.35～0.42				60（2本） ◎				——				
		実験	Iつぶ 0.32～0.37	IIつぶ 0.45～0.52	IIIつぶ 0.24 (1本)	IVつぶ 0.24 (1本)	I ——	II ——	III ——	IV ——	I 0.28～○0.37	II 0.44～◎0.52	III 0.24～0.29	IV 0.17～○0.36	Iつぶ 113～121	IIつぶ 100～125	IIIつぶ 125 (1本)	IVつぶ 105 (1本)	I ——	II ——	III ——	IV ——	I．5倍希釈 II．10倍希釈 III．20倍希釈 IV．ポット内培養枝の留意
	キク	対照	0.10～0.15 ○				——				0.24～0.35 ◎				55～60 ◎				——				
		実験	0.06～0.12 ○				——				0.07～0.11				68～77				——				
	ペコニア	対照	0.10～0.11 ○				——				0.07(2本とも) ○				35～42 ○				——				
		実験	0.11(1本) ○				——				0.05(1本) ○				42(1本) ○				——				1本は途中で成長を停止
	ストック	対照	0.23～0.32 ○				——				0.50(2本とも) ◎				86～96 ◎				——				
		実験	0.21～0.25 ○				——				0.26(2本とも)				119～122				——				
	コリウス	対照	0.04～0.47 ○				——				0.21～0.25 ◎				15～27 ◎				——				
		実験	0.04～0.09 ○				——				0.14～0.19				35～40				——				
	フリージア	対照	0.34～0.38 ○				——				0.34～0.35 ○				110(2本) ○				——				
		実験	0.25～0.40 ○				——				0.28～0.43 ○				104～132 ○				——				
	バラ	対照	——				——				0.04～0.05 ◎				——				——				
		実験	——				——				0.01				——				——				経過日数30日で成長は停止
観葉植物	ポトス	対照	——				——				0.12～0.14 ◎				——				——				
		実験	——				——				0.01～0.03				——				——				経過日数20日以後成長は停止
	ピリア	対照	——				——				0.04～0.05 ◎				——				——				経過日数50日まで成長はみられない
		実験	——				——				0.00～0.03				——				——				1本は成長しなかった
果菜類	トマト	対照	0.43～0.56 ◎				0.56～0.80 ○				0.26～0.69 ○				65～70 ◎				80～85 ◎				
		実験	0.34～0.37				0.46～0.67 ○				0.46～0.77 ○				90～95				115～120				
	ミニトマト	対照	0.40～0.43 ◎				0.50～0.82 ○				1.16～2.03 ◎				23～25 ○				78(2本) ○				
		実験	0.20～0.38				0.36～0.78 ○				0.31～0.74				25～37 ○				78～94 ○				
	キュウリ	対照	0.35～0.82 ○				2.26～2.56 ◎				1.77～1.87 ◎				39～48 ○				73～78 ○				
		実験	0.09～0.42 ○				0.45～1.42				1.42～1.46				45～55 ○				69～104 ○				
	メロン	対照	——				——				0.56～0.81 ◎				——				——				経過日数 120日以客虫の発生により開花・結実には至らなかった
		実験	——				——				0.40～0.48				——				——				
	ピーマン	対照	0.06(2本) ○				0.22～0.26 ◎				0.29～0.30 ◎				71～72 ○				88～89 ○				
		実験	0.06～0.10 ○				0.09～0.13				0.11～0.16				69～72 ○				86～87 ○				
	イチゴ	対照	0.13～0.16 ◎				0.18～0.19 ◎				0.24～0.30 ◎				87～96 ◎				108～120 ◎				
		実験	0.08～0.11				——				0.12～0.17				114～119				——				実験期間中では結実しなかった

物体中のりん・カリウム含有量は実験系のものが対照系よりも低かった。

表－３　果実の収量

植物種	実験系			対象系		
	個　数	総重量(g)	一個当り重量(g)	個　数	総重量(g)	一個当り重量(g)
ミニトマト	84	286	3.4	72	714	10.1
ピーマン	8	122	4.3	13	256	19.7
キュウリ	7	501	71.5	14	1648	119.7
トマト	21	816	38.9	58	3033	52.3
イチゴ	17	25.2	1.5	30	66	2.2

（５）外観その他

花き類の花の色と形については、カーネーション、フリージャ、キクでは実験系と対象系で差は見られなかったが、ストックでは花びらの形に差がみられた。

３．まとめと今後の課題

６２年度の調査により得られた知見は、以下の通りである。

①消化脱離液を液肥として見た場合、成分は窒素が多く、このほとんどはアンモニア性窒素である。このため、市販の養液栽培用の液肥と窒素量が同程度になるように希釈使用した場合には、りん及びカリウム量が不足する。

②消化脱離液を液肥として用いた養液栽培実験では、りん・カリウムが不足しているため、対象とした市販液肥による栽培系よりも生長が遅く、結実・結花までの期間が長い傾向があった。また、果実の収量・一個当たりの重量は対象系に比較して小さかった。

③実験に供した植物の中では、唯一、１０倍希釈の消化脱離液で育成したカーネーションが対象系よりも生長速度がまさっていた。

６３年度は、汚泥あるいは汚泥処理過程で発生する脱離液等からの肥効成分の回収について検討を行う予定である。

参考文献

(1)「施設園芸における養液栽培の位置」　西　貞夫　　「農業および園芸」第61巻、第１号別冊
養賢堂　１９８６

15. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　穣
小沢　登

1.　調査の目的

現在、下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にある。地方都市・集落の特徴としては、人口が少なくそれに伴った都市活動の規模が小さいこと、また、自治体の財政基盤が弱いといったことの反面、広い用地が確保できることなどがあげられ、処理場建設における処理方式の選定にあたっては、建設費の低廉性、維持管理の簡易性が重要なポイントとなる。しかしこれらの特徴は各地域において画一的なものではなく、求められる処理場の低廉性、維持管理性も異なってくる。また、地域によっては季節的な人口変動や流入下水の水質及び要求される処理水質が特異的である場合もある。

以上のようなことから本調査では、下水処理方式の選定に当って地域特性を分類し、その因子について整理するとともに、多様な地域特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

2.　調査の概要

本年度は、以下に示す処理方式に関する調査を行なった。

1）　水・汚泥同時処理法

2）　前段固液分離型接触酸化法

3.　調査方法及び結果

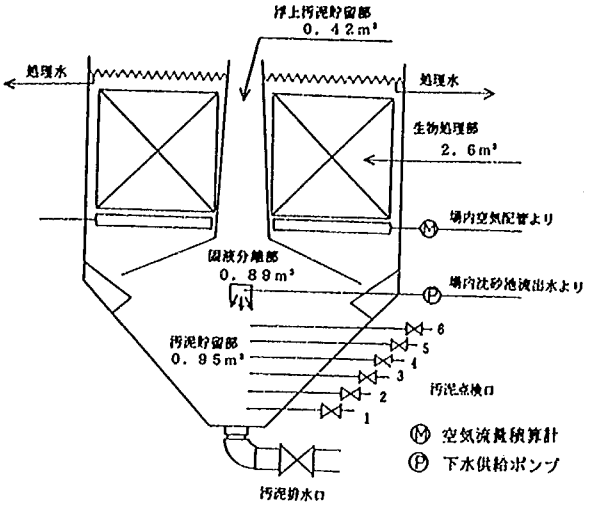
3．1　水・汚泥同時処理法

小規模下水道の処理施設においては、従来の大規模下水道の場合にも増して維持管理の簡素化が要求される。このためには、複雑な操作を行わなくても安定した処理水質が得られる下水の処理方法と、発生した汚泥の簡易な処理法を組み合わせた新しい下水処理法を開発する必要がある。

コンパクト処理法はこのような目的から、水処理法として複雑、かつ高頻度の操作を必要としない好気性の固定生物膜法を適用し、そこで発生する汚泥と流入下水中の固形物は同一槽内で固液分離され、同一槽内に濃縮・貯留されるというような、一つの槽で水処理から汚泥処理までを行なう下水処理法である。

3．1．1　調査方法

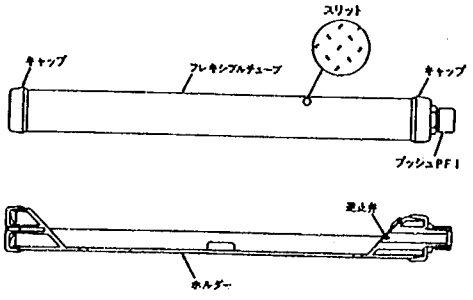
処理装置はW１８３０×L１６１０×H２１５０mmの鋼板製で、生物処理スペース２．６m³、固液分離スペース０．８９m³、汚泥貯留スペース０．９５m³、浮上汚泥貯留スペース０．４２m³により構成されており、全容量は約４．８m³である。処理装置の概要を図－１に示す。



図－１　処理装置概要

下水は最初固液分離スペースに入り、そこで沈殿処理され、さらにその上部の生物膜により好気的に処理されて流出する。生物処理スペースで剥離した生物膜や固液分離スペースで除去された下水中の固形物は、そのまま落下し最下部のスペースに濃縮・貯留される。また、浮上汚泥貯留部は装置下部に貯留してある汚泥が嫌気性発酵によって浮上した際、生物処理スペースに入り込まないよう設けたものである。

生物処理スペースには、接触材としてφ４５mmのモール状のヒモ材が、長さ７０cmのものを合計３７０m敷設している。また、その下部には図－２に示すような微細気泡散気装置を合計８本設置している。散気装置のスリット長は１．０mmで、有効数は１本当り６７００個である。



図－２　微細気泡散気装置概要

この処理装置を住宅団地下水処理場の屋外に設置し、昭和６３年１月から連続処理を開始した。流入水には、沈砂池流出水を用い、４．４m³／日の流量で連続処理しながら水質分析と、汚泥の引抜きをを行なった。滞留時間は、装置全容量４．８m³より浮上汚泥貯留スペース０．４m³を除いた容量４．４m³において２４時間に設定した。生物処理スペースの滞留時間は約１４時間である。また、処理性の日間変動を把握するため２４時間調査も行なった。

３．１．２　調査結果

１）　処理水質

今回の実験条件での平均的な処理水質を表－１に示す。データは、昭和６３年２月２５より約１

カ月間、計４回の調査データの平均値であり、通水開始後処理水が安定するまでの期間のデータは取り除いてある。流入水のＢＯＤは１６１mg/lであり、それに対するＢＯＤは１６mg/lと処理水質は良好である。溶解性ＢＯＤも７．４mg/lと低く、生物処理が良好に行なわれていることがうかがわれる。ＳＳに関しても、流入水１５０mg/lに対し処理水８．６mg/lと、ＢＯＤ同様良好であり固液分離も良好に行なわれている。NH_4^+-Nに関しては、流入水15.6mg/lに対し処理水32.6mg/lと、処理後において増加しているが、これは定常的に処理水濃度の方が高いということではなく、処理開始初期において沈殿及び生物体合成により除去された窒素が、汚泥貯留の時間経過とともにNH_4^+-Nに分解され、処理水中に溶出しているためと考えられる。今回の実験は冬季の水温が低い時期に行なわれたが、BODＳＳで見た処理水質は良好であり、高級処理に位置付けられるものと考えられる。

図－３は処理水質の日間変動を把握するため、２４時間調査を行なった結果を示したものである。流入水濃度の時間変動は、朝の８時頃に鋭いピークと、夕方の18～20時頃にピークが現われており、住宅団地の生活パターンを反映しているものと考えられる。処理水質はＳＳで15mg/l前後、ＢＯＤで10mg/l前後、溶解性ＢＯＤで５mg/l前後と、非常に安定した処理水が得られた。以上のことから今回の処理水量では、流入水が一般家庭下水程度の負荷変動であれば、十分な適応能力を有しているものと考えられる。

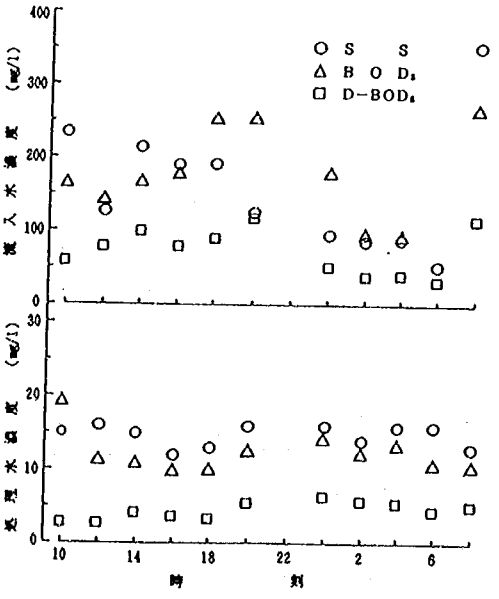
２）　汚泥の処理性

本装置の引き抜き汚泥について脱水性を検討するために、ＣＳＴ試験及びベルトプレスによ

表－１　流入水と処理水の平均的な水質

	流入水	処理水
水　温	11.4～14.0	9.5～14.0
ＳＳ	１５０	８．６
ＢＯＤ$_n$(ATU)	１６１	１６
D-BOD$_6$(ATU)	７５	７．４
Ｋ－Ｎ	３０．０	３６．１
NH_4^+-N	１５．６	３２．６
(NO_2^-+NO_3^-)-N	１．７２	０．０４
Ｔ－Ｐ	２．７９	２．６３
PO_4^{3-}-P	２．３８	２．２８

単位：mg／l



図－３　流入水及び処理水の経時変化

る脱水試験を行なった。図－４にＣＳＴ試験の測定値を示す。試験時に使用した凝集剤は、高カチオン系の高分子凝集剤で分子量は700 万である。凝集剤添加率は、0.3,0.5,0.8,1.0 %の４段階である。ＣＳＴの測定は凝集剤を上記濃度で添加し、30秒程攪拌後、凝集していることを確認して行なった。凝集剤無添加時のＣＳＴ値は約３５０秒と、汚泥の濾過性が悪いことが示唆された。凝集剤添加時においては、添加率０．３%において最も低い値を示し、添加率を増すにつれて値は高くなる傾向を示した。

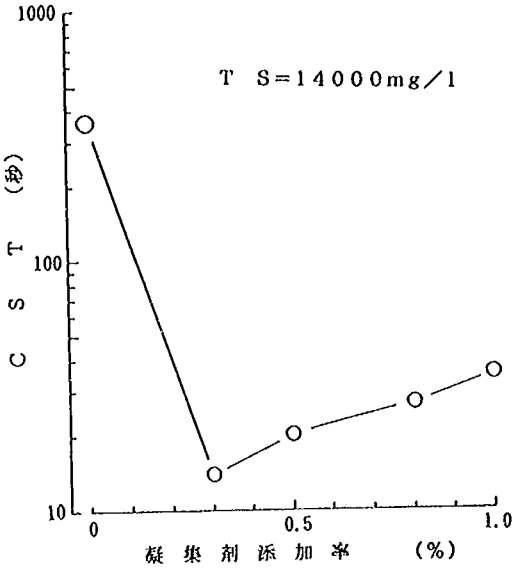
ベルトプレス脱水は、濾布速度1.0m/min、予備加圧圧力0.03kg/cm^2, ロール圧搾は0.2,0.4,0.6kg/cm^{2}の圧力で計３回行なった。使用凝集剤及び凝集剤添加濃度は、ＣＳＴ試験と同一である。試験結果を図－５に示す。重力濾過での脱水ケーキの含水率は、各薬注率ともほぼ差はなく94%前後であった。予備加圧においては、無薬注が最も含水率が低く約85%、薬注率０．３%で約90%、０．５，０．８，１．０%では約８７%で差はなかった。ロール圧搾時での含水率は薬注率０．３%で７１%と最も低く、脱水性は極めて良好であった。また、脱水ケーキの濾布からの剥離性も非常に良好であった。

３．１．３　まとめ

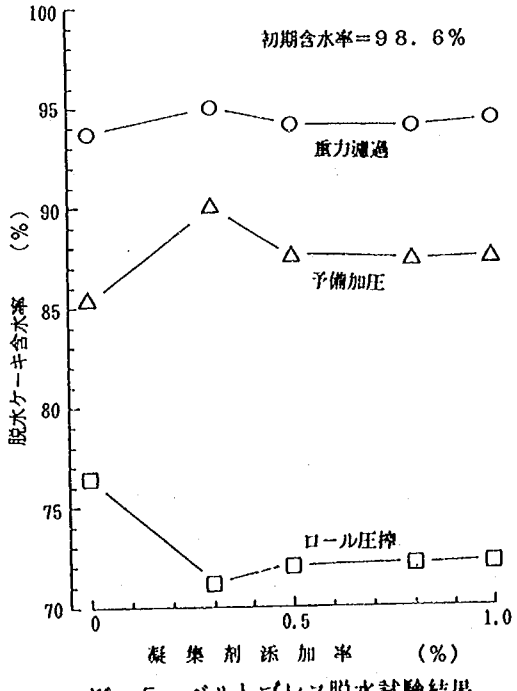
１）今回の２４時間の滞留時間では、処理水のＢＯＤ，ＳＳともに20mg/lを下回り、高級処理並みの処理水質を得た。

２）流入水の負荷変動に対しては、一般の家庭下水程度であれば処理に影響を及ぼさない。

３）本装置引き抜き汚泥についてベルトプレスによる脱水試験を行なった結果、脱水ケーキの含水率は薬注率０．３%において７１%と、



図－４　ＣＳＴ試験結果



図－５　ベルトプレス脱水試験結果

脱水性は極めて良好であった。また、ケーキの剝離性も良好であった。

今後は、処理装置への負荷を上げ、処理性、汚泥の発生量、汚泥の処理性等の調査を実施する予定である。

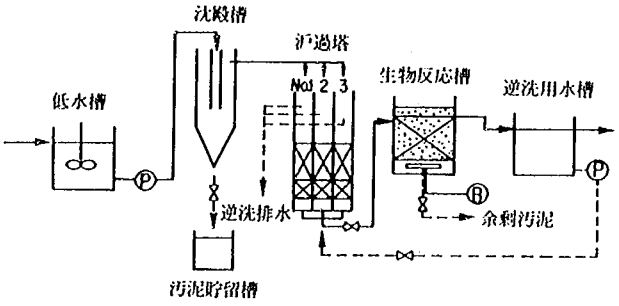
3．2　前段固液分離型接触酸化法

前段固液分離型接触酸化法は、沈殿処理後の下水をさらに濾過処理することによって、後段の生物処理にかかる有機物負荷を減少させ、生物反応槽における処理速度を上げるとともに、流入下水中のエネルギー位の高い汚泥の回収を図った処理法である。

本年度は、濾過の諸特性を重点的に調査するとともに、本システムから排出される汚泥の脱水性・消化特性について実験を行なった。

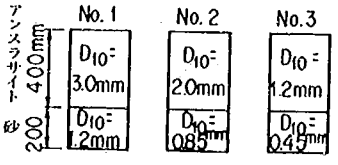
3．2．1　処理装置の概要

処理フローを図－6に示す。実験プラントへの流入水は、下水処理場の沈砂池流出部から取水され、いったん低水槽に貯えられた後、沈殿槽において沈殿処理され、さらに濾過塔において濾過処理されて細かい浮遊物が除去される。濾過処理水は、プラスチック充填材を用いた接触酸化型の生物反応槽において生物処理され、系外に放流される。沈殿槽の汚泥は　、週1回以上の頻度で汚泥貯留槽へ引き抜かれ、濾過塔の逆洗排 水は系外へ排出される。濾過塔の逆洗は、損失水頭検知による自 動逆洗（約９０ｃｍで逆洗開始）、または定期的な手動逆洗によ り行なわれる。



図－6　処理フロー

濾過塔は、アンスラサイトと砂からなる２層濾過で、濾材の均等係数は1.3以下である。３塔ある濾過塔の濾材有効径は、それぞれ図－７に示すように設定してある。



図－7　濾層条件

3．2．2　調査方法

濾過速度を変えて連続運転を行ない、ＳＳ及びＢＯＤの除去率の経日変化、並びに逆洗頻度の経日変化を測定した。表－２に濾過塔の運転条件を示す。

一方、短い時間スケールにおける濾過特性を調べるため、逆洗直後から次の逆洗までの濾過塔流入・流出水の水質及び濾層内水頭の経時変化を測定し、逆洗により排水される汚泥量も測定した。

表－２　濾過塔運転条件

濾過速度 (m/d)	逆洗速度 (m/min) No.1 No.2 No.3	逆洗時間 (min)
62.5	1.08 1.09 0.638	6
93.8	1.36 1.34 ---	6
113.6	1.36 1.34 ---	5

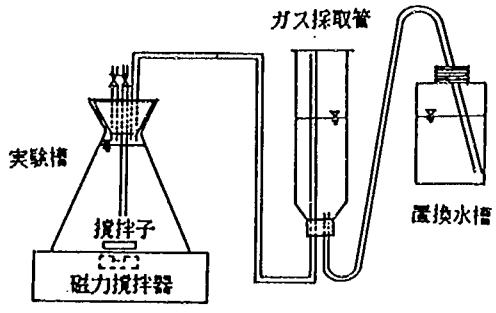
本システムから発生する汚泥について、初沈、逆洗、余剰の各汚泥の脱水試験、消化試験を行なった。汚泥脱水試験は、ＣＳＴ試験及びベルトプレス脱水試験によった。ＣＳＴ測定条件を表－３に示す。ベルトプレス脱水試験は、重力濾過工程、くさび状濾過工程、ロール圧搾工程からなり、それぞれの工程での脱水ケーキの含水率を測定した。ベルトプレス脱水試験条件を表－４に示す。汚泥消化試験は、種汚泥2.2ℓに対して１ℓの供試汚泥を加え、図－８の消化実験装置によって回分実験によりガス発生量を測定した。温度は３０度に設定した。

表－３　ＣＳＴ測定条件

ＣＳＴ装置	ＴＲＩＴＯＮ－ＷＲＣ－ＴＷ１０６
沪　　紙	ＴＲＩＴＯＮ　ＰＡＰＥＲ
凝 集 剤	高分子凝集剤０．２（Ｗ／Ｖ）％溶液 ＴＣ－３９１Ｐ、高カチオン、分子量７００万
撹拌時間	３０秒
試 料 量	５０mℓ

表－４　ベルトプレス脱水試験条件

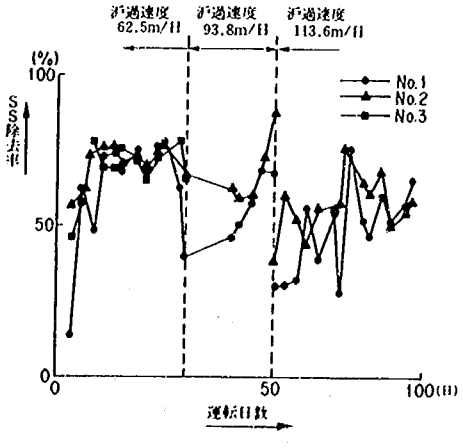
沪布速度	１．０m／分	
ロール面圧	１回目	０．２kg／cm²
	２回目	０．４kg／cm²
	３回目	０．６kg／cm²
凝 集 剤	ＣＳＴ試験使用凝集剤	
撹拌時間	３０秒	



図－８　消化実験装置

３．２．３　調査結果

濾過塔におけるＳＳ除去率の経日変化を図－９に示す。濾過速度が62.5m/dの場合には、10日までの初期においてはＳＳ除去率が各濾過塔間で異なり、また、その値も低いが、それ以降はどの塔での除去率も70～80％の値をとるようになっている。濾過速度が93.8m/d以上では除去率は低下する傾向が見られ、濾材径の大きいNo.1の濾過塔では、No.2の濾過塔よりＳＳ除去率が低い結果となった。なお、No.3の濾過塔では、逆洗回数が著しく増加したため、93.8m/d以上の実験は行なっていない。



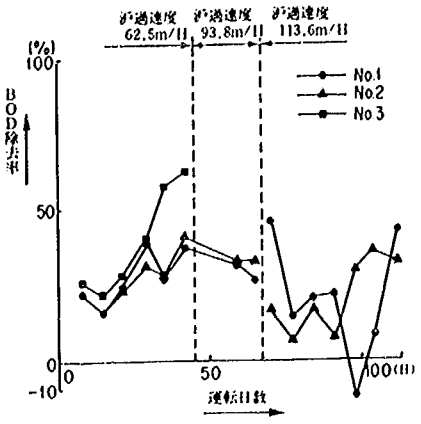
図－９　濾過塔ＳＳ除去率の経日変化

濾過塔におけるＢＯＤ除去率の経日変化を図－10に示す。ＢＯＤ除去率は20～40%ほどであるが、濾過速度が 113.6 m/d以上において、ＢＯＤ除去率は不安定になって いる。

表－５に、各濾過速度での平均的逆洗頻度から求めた逆洗水量比を示す。濾材径の小さなものほど、また、濾過速度の大きなものほど、逆洗水量比は増加する傾向にある。しかしながら、No.1濾過塔では逆洗水量比の増加は少なく、これは後述するように、濾過が全層濾過に近いためと考えられる。

逆洗直後から次の逆洗までのＳＳ除去率の経時変化を図－11に示す。時間経過とともに除去率は幾分上昇する傾向が見られる。図－12に全損失水頭の経時変化を示す。濾材径の小さいものほど損失水頭の上昇速度は速い。

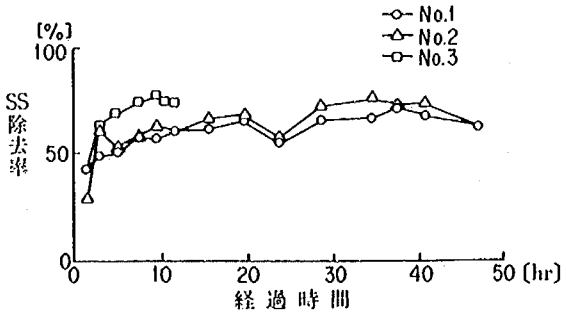
図－13～15は、濾層を深さ方向に分割した時の各部分の損失水頭の大きさを、全水頭に対する割合で表したものである。濾材径の小さいものほど、表層での損失水頭の現われる割合が大きいのに対し、No.1濾過塔では、損失水頭の出現する部分が濾層全体に分散されており、全層濾過に近い。濾層を深さ方向に有効に使用するためには、No.1の濾材が 適当であると考えられる。



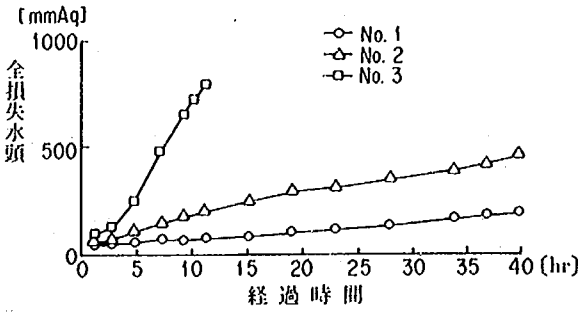
図－10　濾過塔ＢＯＤ除去率の経日変化

表－５　逆洗水量比

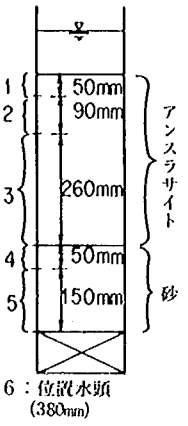
濾過速度 (m／d)	逆洗回数 (回／日) No.1	No.2	No.3	逆洗水量比 (%) No.1	No.2	No.3
62.5	0.26	0.56	3.51	2.7	5.9	21.5
93.8	0.41	1.37	—	3.6	11.7	—
113.6	0.53	3.15	—	3.2	18.6	—

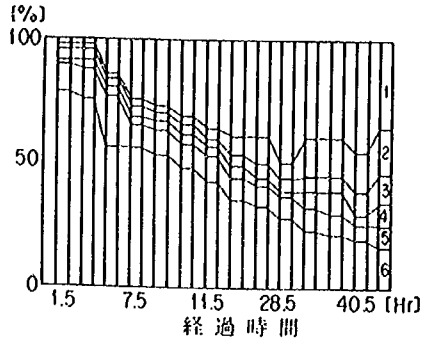


図－11　濾過塔ＳＳ除去率の経時変化
（濾過速度　62.5m/d）

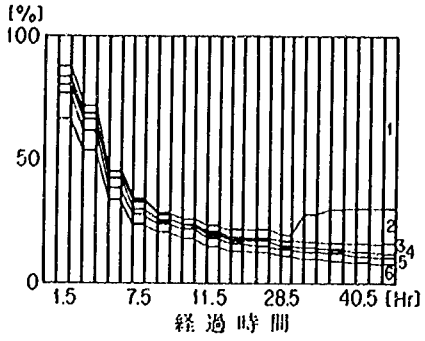


図－12　濾過塔全損失水頭の経時変化
（濾過速度　62.5m/d）

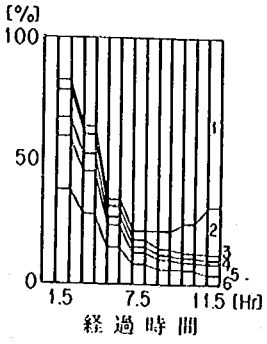




図－13　濾層内損失水頭割合の経時変化
（Ｎｏ．１濾過塔）



図－14　濾層内損失水頭割合の経時変化
（Ｎｏ．２濾過塔）



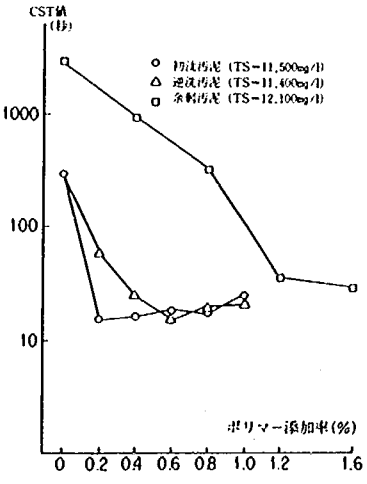
図－15　濾層内損失水頭割合の経時変化
（Ｎｏ．３濾過塔）

表－６　濾過除去ＳＳ量と逆洗排出ＳＳ量

	No.1	No.2	No.3	No.1	No.2
濾過速度 (m/d)	62.5			113.6	
濾過除去ＳＳ量(g) (A)	593	626	148	606	108
逆洗排出ＳＳ量(g) (B)	494	425	110	585	140
(B)/(A)	0.83	0.68	0.74	0.97	1.30

表－６に濾過速度ごとに、１連続の濾過で除去されたＳＳ量とその直後の逆洗により排出されたＳＳ量を示す。濾過速度62.5m/dにおける測定は、通水開始後１週間で行なったため、除去ＳＳ量よりも逆洗ＳＳ量の方が少なく、濾過塔内へのＳＳの蓄積が認められるが、通水開始後十分に時間が経過した濾過速度113.6m/dにおける測定では、ＳＳの濾過塔内蓄積は認められず、むしろそれまでに蓄積したＳＳが流出している様子がうかがえる。以後の処理及び物質収支の実験に用いる濾材としては、逆洗水量比から見た濾過の安定性、及び濾層の有効利用の面から、No.1濾材を用いることとする。

汚泥の脱水試験結果として、ポリマー添加率に対するＣＳＴ値を図－16に示す。初沈汚泥では、0.2%添加でＣＳＴ値が低くなるが、逆洗汚泥では0.4%ほどの添加が必要である。余剰汚泥のＣＳＴ値は、1.2%添加しないと数十秒台とならなか

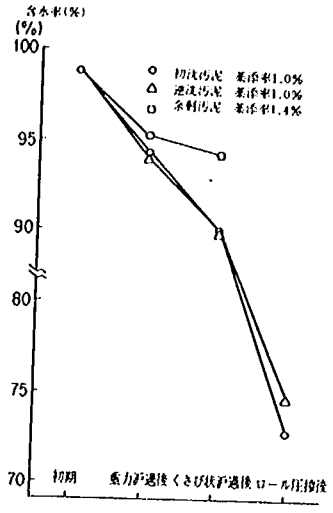


図－16　ポリマー添加率に対するＣＳＴ値

った。

ベルトプレス脱水試験を図－17に示す。余剰汚泥では汚泥が自立せず、ロール圧搾脱水は不可能であった。初沈汚泥と逆洗汚泥の比較では、ロール圧搾まではほとんど差がなかったが、ロール圧搾後は若干初沈汚泥の方の含水率が低い値となった。汚泥の剥離性は、繊維成分の多い初沈汚泥の方が良好であった。

消化実験における投入ＶＳ当りのガス発生量を図－18に示す。逆洗汚泥のガス発生量は、初沈汚泥の 76～97%程度であり、余剰汚泥では初沈汚泥の30%程度であった。Run1では、汚 泥採取から実験開始までに時間が経過していたことを考える と、逆洗汚泥からのガス発生量は、初沈汚泥とほぼ同程度が 期待できるものと考えられる。



図－17　ベルトプレス脱水試験

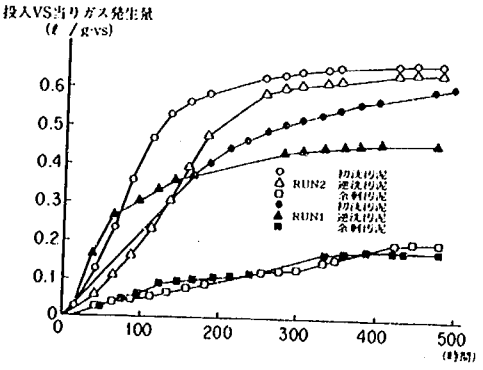
３．２．４　まとめ

１）濾過塔でのＳＳ除去率は、濾過速度の上昇とともに減少し、濾過速度が大きい場合には、濾材径の大きい濾過塔での除去率が悪い。

２）逆洗水量比は、濾材径の小さいものほど、また濾過速度の大きなものほど増加する傾向にある。

３）濾材がアンスラサイト有効径３mm、砂有効径1.2mmのとき、濾過が全層濾過に近い。

４）逆洗汚泥の脱水性及び消化ガス発生量は、初沈汚泥とほぼ同等である。



図－18　投入有機物当たりのガス発生量の経時変化

16. 小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大嶋　吉雄
主任研究員　村上　孝雄
近藤　次夫

1．調査の目的と必要性

我国の下水道事業においては、下水道建設の中心は大都市や中都市から小規模な市町村へと移行しつつあり、今後は下水道事業にしめる小規模下水道の割合が大きくなっていくと考えられる。小規模下水道においては、水処理プロセス・汚泥処理プロセスはもとより汚泥の最終処分方法も小規模施設に適し、かつ地域の特性に合致したものでなければならないが、我国における下水道工学は大都市での経験を中心に発展してきたため、小規模処理場における汚泥の処理・処分の基本的考え方は未だ確立されていないのが現状である。　本調査では、小規模下水道における汚泥の処理・処分について問題点を明らかにするとともに、技術的・経済的に最適な処理・処分プロセスを開発し、併せて集中処理の可能性の検討など維持管理手法をも含めた最適設計手法を確立することを目的としている。

2．６１年度までの調査結果の概要

昭和６０年度は本調査の初年度であり、小規模下水処理場における汚泥の処理・処分に関する現状を把握する為の実態調査を中心として実施した。実態調査は、水処理方式の異なる１８箇所の小規模下水処理場（水処理施設能力１０，０００㎥／日以下）を対象として、各処理上の運転状況、処理状況、維持管理状況等について現地調査を行った。また、全国の下水処理場の各種データと現地調査結果を比較し、小規模下水処理場の特徴について検討した。　検討した項目は、①汚泥処理方法、②汚泥処分方法、③水処理方式による汚泥性状の変化、④汚泥輸送と最終処分、⑤汚泥発生量、⑥維持管理費、⑦電力消費量、⑧維持管理および水質管理体制、⑨汚泥貯留、⑩２階タンク、⑪濃縮、⑫消化、⑬脱水、⑭汚泥の巡回処理、⑮集中処理（集約処理）、⑯返送水であった。

昭和６１年度は、小規模下水処理場における汚泥処理について、処理技術及びその適用上の問題点を明らかにすることを目的に、以下の調査を行った。

①汚泥貯留と濃縮・脱水性に関する室内実験
②返送水の処理に関する室内実験
③下水汚泥の好気性消化に関する実験
④最初沈殿池と汚泥性状に関する実態調査

調査結果を要約すると以下の通りであった。

(1)汚泥の貯留方法、貯留日数と脱水性、濃縮性について室内実験を行った結果、貯留日数3日目までは濃縮性、脱水性に大きな変化はなかったが、連続曝気した場合には濃縮性が悪くなる傾向が見られた。

(2)返送水の実験を行った結果、同規模の標準活性汚泥法の処理場を10箇所集中して汚泥処理を行っても返送水が水処理機能に与える影響は大きくないと考えられた。

(3)好気性消化に関する室内実験を行った結果、汚泥のVS減少率と（消化日数）×（消化温度）の値値との間に高い相関があり、余剰汚泥を好気性消化する場合のVS負荷量は 1.5～2.0（VS－g／ℓ－槽・日）以下とするのが望ましいことが分かった。また、好気性消化汚泥の脱水性をCSTで検討したが、脱水性の著しい悪化は見られなかった。

(4)最初沈殿池と汚泥性状について実態調査した結果、最初沈殿池がない場合にはある場合と比較して、発生汚泥量が3～8%減少し、濃縮性、脱水性には相違が無かった。しかし、後続のプロセスとして嫌気性消化を採用している場合には、消化タンクの固液分離などの維持管理に十分留意する必要がある。

3．昭和62年度の調査結果

昭和62年度は、前年度に実施した汚泥を貯留した場合の濃縮性、脱水性への影響についての実験調査及び汚泥の好気性消化に関する実験を継続した。

3．1．汚泥の貯留と濃縮性・脱水性に関する室内実験

3．1．1 実験の目的

小規模下水処理場における汚泥処理は、①各処理場で個別に処理する。②複数箇所の汚泥を1箇所の処理場で集中処理する。③移動脱水車等で巡回処理するなど方法が想定されている。②及び③の場合には、汚泥の貯留が必要となるが、汚泥の貯留方法および日数と濃縮性、脱水性に関する基礎的データを得ることを目的として、実験室内にて貯留実験を行った。

昭和61年度は、混合汚泥を用いて静置、間欠撹拌曝気、連続撹拌曝気により貯留実験を行ったが昭和62年度は、3種類の汚泥を用いて静置により異なる温度での貯留実験を行った。

3．1．2 実験条件と実験方法

（1）供試汚泥

貯留実験に用いた汚泥は、実験ⅠがM処理場（標準活性汚泥法）の余剰汚泥、実験Ⅱが同混合汚泥、実験ⅢがG処理場（長時間エアレーション法）の余剰汚泥であった。M下水処理場は合流式、G処理場は分流式である。汚泥は、いづれも採取後速やかに実験に供した。

（2）汚泥の貯留条件

供試汚泥は、約60ℓをポリバケツに入れ各々10℃、20℃、30℃の恒温室内において21日間

静置貯留した。但し、一日一回手動で内容物を均一に混合撹伴した。

（3）試料採取と分析方法

貯留汚泥は定時に採取して分析に供した。採取は内容物を十分に混合してから行った。分析・測定方法は、表－1に示すもの以外は、下水試験法によった。

表－1　分析方法

分析項目	分　析　方　法
粒径別ＴＳ分布	汚泥100ml を1~2 ℓに希釈して420 μm、205μm 、105μm 、53μm、20 μmのフルイ及び1μmGFB沪紙を用いて分画し、各画分のＴＳを測定。
有機酸	ＨＰＬＣ法
NH_4-N、PO_4-P	自動比色分析装置
臭気成分（硫化水素、メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル）	環境庁告示第９号、４７号によるガスクロマトグラフ法

３．１．３　実験結果

（１）汚泥性状の変化

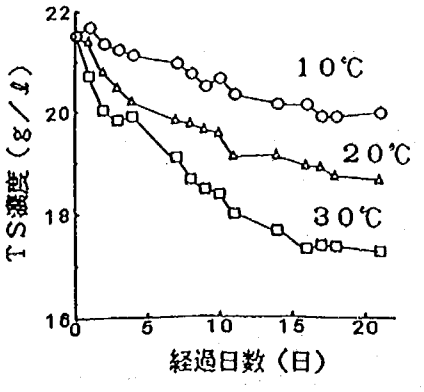
１．ｐＨ、有機酸その他

貯留汚泥のｐＨ、酸性、アルカリ性、有機酸の測定結果より、貯留汚泥は貯留開始後、酸発酵の進行によりｐＨが低下し、この状態が約１週間継続した後メタン発酵の進行に伴い、有機酸が減少し、再びｐＨが上昇した。この傾向は、いづれの汚泥にも共通であったが、標準活性汚泥法の余剰汚泥に比較して、長時間エアレーション法余剰汚泥ではｐＨの変動巾は小さかった。また、貯留温度が高いほどｐＨの低下と上昇は速やかに生じた。貯留汚泥混合液中の有機酸量の増減は、汚泥ｐＨの変化と逆のパターンを示した。有機酸の内訳は酢酸、プロピロン酸、ｎ－酪酸、カプロン酸が多く、酸発酵初期では、カプロン酸が多かった。

２．ＴＳ、ＶＳ、粒径別ＴＳ分布

貯留汚泥のＴＳは貯留日数の経過と共に減少したが、減少の速度には貯留温度の影響が大きく、いづれの汚泥も貯留温度が高いほどＴＳ減少速度は速かった。また、ＶＳの変化もＴＳの変化と傾向は同様であったが、ＶＳ／ＴＳ比について見ると、いづれの実験でも貯留温度の高い方がその減少率は大きかった。図－１に貯留実験Ⅱにおけるの経日変化を示す。

汚泥の粒径別ＴＳ分布については貯留実験Ⅰでは、貯留開始時に全ＴＳの６３％を占めていた粒径１０５～２５０μm の画分が貯留開始後に急激に減少し、貯留開始後２日目で全ＴＳの７％となり以後は、粒径分布には



図－１　貯留実験ⅡのＴＳ濃度の経日変化

大きな変化はなかった。貯留実験Ⅱ及びⅢでは貯留開始前と貯留開始後で粒径分布には大きな変化は見られなかった。

3．TOC、NH_4－N、PO_4－Pその他

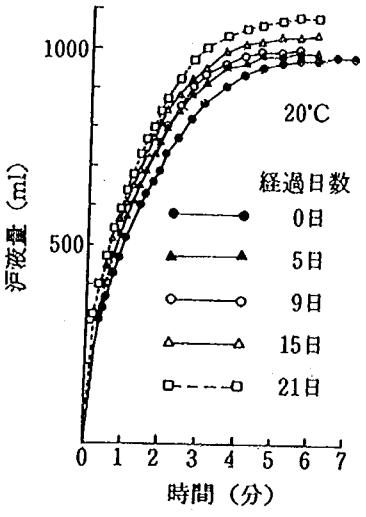
沪液中のアンモニア性窒素（以下、NH_4－Nと略）は、貯留日数の経過と共にその濃度は、増加した。また、その速度はTS濃度の減少と同様に貯留温度が高いほど大きかった。TOC濃度と正リン酸態リン（以下、PO_4－Pと略）は、貯留開始後5～7日までその濃度は貯留温度に依存して増加したが、それ以後は減少または横ばいの傾向を示した。この理由としては、TOCの場合には、生成した有機酸が、メタン発酵によるガス化により減少してゆくためであり、またPO_4－Pの場合には一旦溶出したリンが何らかの化学結合反応により不溶塩を生成して、減少した可能性が考えられる。

（2）汚泥濃縮性の変化

汚泥の濃縮性については1ℓメスシリンダーを用いて汚泥界面の変化を測定したが、いづれの汚泥でも10℃のケース以外は全て測定中に汚泥が浮上した。また、貯留日数の経過に伴って次第に浮上までの時間が速くなった。汚泥浮上がおこらなかった貯留温度10℃の場合には、貯留開始前と貯留中の24時間での到達汚泥界面はほとんど差がなかった。本測定では、1ℓのメスシリンダーを用い、またピケットフェンスによる撹拌は行わなかったので、本測定の結果のみから濃縮性を判断することはできないが、傾向的には貯留温度が高いほど、また貯留日数が長いほどガス発生により汚泥が濃縮工程中に浮上しやすくなると考えられる。重力濃縮では、投入汚泥濃度が低いほど到達汚泥濃度が高い傾向がある事が知られており、[1] この点では汚泥貯留に伴ってTS濃度は減少するため有利ではあるが、反面腐敗によるガス発生により汚泥浮上が生じるため、重力濃縮では10℃程度の低水温で貯留する場合以外は、十分な濃縮効果は期待できないと考えられる。

（3）汚泥脱水性の変化

貯留汚泥の脱水性の変化は、CST及びベルトプレス試験機による脱水試験により評価した。CSTは、ポリマー無添加のものとポリマー添加のものについて測定し、ポリマー添加率はTSに対して0．5%、1．0%、1．5%になるように添加した。ポリマー無添加のCST値は、貯留実験Ⅰ及びⅡでは貯留日数の経過と共に増加する傾向が見られたが、貯留実験Ⅲでは貯留に伴いCST値は減少した。ポリマー添加CST値は、いずれの実験でもポリマー添加率0.5%で最小となりそれ以上の添加率では、CST値は増大した。

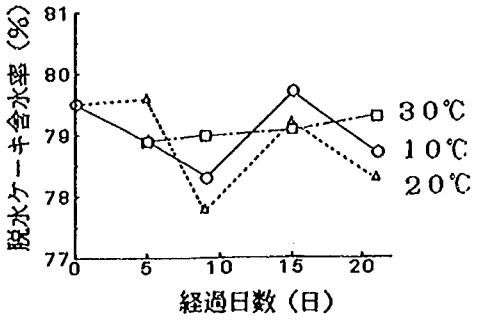


図—2　重力脱水時の沪液量（実験Ⅲ）

ポリマー添加率0.5 %におけるCST値は貯留開始前と貯留中、貯留後の汚泥で大きな差は見られなかった。

ベルトプレス試験機を用いた脱水試験でもポリマーはＣＳＴと同様なものを用い、ＴＳに対して0.5％、1.0％、1.5％で添加して脱水試験を行った。図－２に貯留実験Ⅲにおける脱水試験での重力脱水時の沪液量の測定結果を示す。この場合、ポリマー添加率は対ＴＳ1.0％であった。重力脱水時の水抜けは貯留日数の経過とともに良好になっており、ＣＳＴ測定結果と傾向が一致している。

図－３に貯留実験Ⅲの脱水ケーキ含水率の経日変化を示す。脱水ケーキの含水率は、貯留実験Ⅰではポリマー添加率0.5％及び1.0％では貯留後汚泥の方が貯留前の汚泥に比較して低い傾向にあったが、ポリマー添加率1.5％では貯留前と貯留後で差はなかった。貯留実験Ⅱでは、ポリマー添加率1.0％及び1.5％で貯留後汚泥の脱水ケーキ含水率は、貯留前汚泥のものにより高くなった。しかしながら、ポリマーの添加率0.5％では傾向は一定でなく、貯留温度20℃では貯留後汚泥の脱水ケーキ含水率は貯留前の汚泥のものより低下した。貯留汚泥Ⅲでは、ポリマー添加率1.0％のみで脱水実験を行ったが、いづれの貯留温度でも２１日間貯留後汚泥の脱水ケーキ含水率は貯留前汚泥の脱水ケーキ含水率に比較して同程度か若干低下した。



図－３　貯留実験Ⅲの脱水ケーキ含水率の経日変化

ＣＳＴ及び脱水試験の結果から判断して、汚泥貯留により脱水ケーキ含水率が大巾に増大することはなく、貯留前と同じポリマー添加率では脱水ケーキ含水率が大きくなる場合でも、最適なポリマー添加率では貯留前と同程度の脱水ケーキ含水率が得られるものと判断できる。

（４）貯留中の臭気

貯留実験Ⅱ及びⅢにおいて、貯留中に発生する臭気成分を測定した。測定した臭気成分は、硫化水素、メチルメルカプタン、硫化メチル及び二硫化メチルであった。臭気試料の採取は、貯留中の汚泥約１ℓを２ℓの広口ポリビンに採取し、フタをして５回転倒させてよく混合した後、洗浄した容量１ℓの真空ビンに直ちに吸引し、分析用試料を捕集した。捕集された分析試料については、表－１に示した方法で分析を行った。

表－２に臭気成分の分析結果を示す。この表に見られるように長時間エアレーション法余剰汚泥を試料とした貯留実験Ⅲが標準活性汚泥法混合汚泥を試料とした貯留実験Ⅱに比較して臭気成分濃度が低いことが分かる。これは長時間エアレーション法の余剰汚泥が標

表－２　臭気成分分析結果

汚泥種類	貯留温度（℃）	貯留時間（日）	臭気成分（ppm） 硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル
標準活性汚泥法	－	0	2.82	12.59	0.79	0.22
	10	10	9.85	7.08	0.86	0.63
		20	8.75	3.69	0.64	0.01>
	20	10	14.36	0.82	0.71	0.01>
		20	5.70	0.06	0.02	0.01>
	30	10	7.95	0.39	0.24	0.01>
		20	1.90	0.02	0.02	0.01>
長時間エアレーション法	20	0	0.33	0.038	0.01>	0.01>
		5	0.44	0.030	0.01	0.01>
		10	0.62	0.020	0.01	0.02
		15	0.53	0.013	0.01	0.02
		20	0.31	0.012	0.01>	0.01>

準活性汚泥法の混合汚泥に比較して好気的安定化が進んでおり、嫌気的分解が進行しにくいためであると考えられる。また、臭気成分濃度が高かった硫化水素とメチルメルカプタンについては、貯留温度が高いほどその発生と減少は速かった。

３．１．４　まとめと今後の課題

６２年度の汚泥貯留実験により得られた知見は、以下の通りである。

①汚泥のＴＳ及びＶＳ濃度は、貯留に伴って減少し、その速度は貯留温度が高いほど大きかった。

②貯留に伴ない汚泥は腐敗し、ガスが発生するため汚泥浮上が生じるため、重力濃縮では１０℃程度の低水温で貯留する場合以外は、十分な濃縮効果は期待できないと考えられる。

③貯留に伴う汚泥の脱水性の変化については、ベルトプレス脱水試験機による脱水試験の結果では、最適なポリマー添加率においては、脱水ケーキの含水率は貯留前に比較して増大することはないと考えられる。

④汚泥貯留に伴い発生する臭気については、貯留温度が高いほどその発生・減少は速やかに生じた。また、長時間エアレーション法の余剰汚泥は貯留に伴う臭気発生が標準活性汚泥法のものに比較して少なかった。

３．２　下水汚泥の好気性消化に関する実験

３．２．１　実験の目的

当実験は、特に小規模下水処理場における、好気性消化法の適正な設計条件、運転管理条件の確立、その後の汚泥処理プロセスに与える影響についての調査、検討を目的としている。

６２年度の実験としては、供試汚泥に余剰汚泥と初沈汚泥とを用い、汚泥の好気性消化にともなう脱水プルセスに対する影響について調査，検討を行った。

３．２．２　実験方法

実験槽は、容量２０l のポリ容器にディフューザーを取り付けたもので、エアレーションは、コンプレッサーで圧縮した空気をフローメーターで流量調整し行った。表－３に主な実験条件を示す。分析に供した試料のサンプリングは、実験開始時から０，１，４，１０，２０，３３日目に行い経日変化を調査した。

表－３　実　験　条　件

項　目	CASE No.1	CASE No.2
実験形式	回　分　実　験	
実験供試汚泥	最初沈殿池汚泥	余剰汚泥
pH	5．19	6．12
TS(mg/l)	18180	14730
VS(mg/l)	13670	11410
消化温度	20℃	
攪拌空気量	0．5 (l(air)/l(槽)/min)	
消化期間	33日間	

供試汚泥の成分分析は、ｐＨ，ＴＳ，ＶＳ，粒径分画試験，ベルトプレス脱水試験，およびＣＳＴの調査を行った。粒径分画試験に使用したふるいは、一般の土質試験に使用される鋼製ふるいを用い、ふるい目は２５０，１０５，５３，２０μm の４段階とした。ふるい分け方法は、ふるいに供試汚泥を通過させふるい上に残った残滓をさらに洗浄し、ＴＳ，ＶＳの測定を行った。他の成分分析，ベルトプレス脱水試験は、「下水試験方法」に拠った。脱水試験に際しては、蒸留水を用いて濃度０．２(W/V) %

に溶解した高分子凝集剤をＴＳ当たり約１％を目標に添加した。

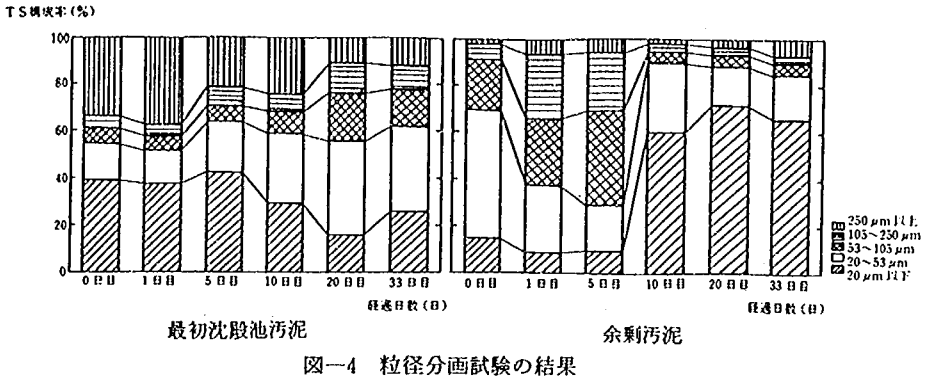
３．２．３　実験結果

（１）好気性消化における汚泥の減少、有機物の分解について

消化日数３３日目の最終的な汚泥減少率は、初沈汚泥，余剰汚泥ともほぼ同程度となり、ＴＳ減少率の両者の平均が４３％、ＶＳ減少率では５４％となった。嫌気性消化においては、一般に余剰汚泥に比べ初沈汚泥の減少率が高くなる傾向にあり、好気性消化においても同様な傾向がみられるが、本実験においては、両汚泥間に差はみられなかった。

（２）好気性消化汚泥の粒径分画試験について

図－４には、好気性消化にともなう汚泥の粒径別ＴＳ濃度の構成率を示す。初沈汚泥と余剰汚泥の粒径分布を比較すると、初沈汚泥においては、粒径が２５０μｍ以上および２０μｍ以下の両端の構成率が高く、余剰汚泥においては、逆におよそ２０μｍ～２５０μｍまでの粒径構成率が高いものとなった。

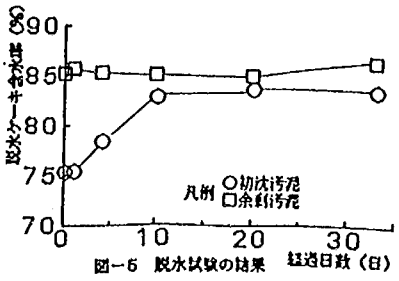


図－４　粒径分画試験の結果

消化が進むにつれて、初沈汚泥においては、２０μｍ～２５０μｍの中間粒径の構成率が高くなる傾向にあり、最終的に余剰汚泥に近い粒径分布を示した。余剰汚泥の経日変化をみると、粒径が細分化される傾向にあり、特に１０日目以降２０μｍ以下の構成率が激増している。

（３）好気性消化汚泥の脱水性について

図－５に本実験における、ベルトプレス脱水試験による脱水ケーキ含水率の経日変化を示す。初沈汚泥の脱水ケーキ含水率が、７５％程度と、比較的良好な脱水性を示したのに対し、余剰汚泥は８５％と脱水性が悪いことを示している。



図－５　脱水試験の結果

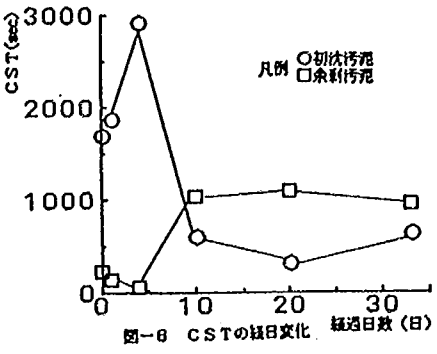
また、余剰汚泥の脱水ケーキ含水率は、実験期間中を通してほとんど変化がみられなかったものの、初沈汚泥では消化の進行とともに徐々に脱水性が悪化してゆき、最終的には、余剰汚泥に近い値をしめしている。

粒径分画試験と脱水試験の結果とを比較すると、初沈汚泥において、消化の進行とともに２５０μｍ以上および２０μｍ以下の構成率が低下し、併せて脱水性の悪化がみられている。しかし、余剰汚泥において、２０μｍ以下の構成率の激増に対し、脱水性の変化が表れないことから、ベルトプレス脱水にお

ける脱水性に対しては、粒径が２５０μm 以上の成分の影響が大きいことが考えられる。

（4）脱水性の指標としてのＣＳＴについて

図－６にＣＳＴの経日変化を示す。ＣＳＴは、脱水性の指標として良く用いられる値であるが、本実験における脱水試験の結果と比較してみると、初沈汚泥ではＣＳＴ値の低下に対して脱水性は逆に悪化しており、余剰汚泥では、ＣＳＴ値の変化にともなう脱水性の変化がみられなかった。



図－６　ＣＳＴの経日変化

粒径分画試験の結果とＣＳＴ値の変化を比較すると、特に余剰汚泥では、粒径２０μm 以下の成分と、変化のパターンが似かよっていることから、ＣＳＴに対しては、汚泥中の微細な粒子が大きく影響するものと考えられる。

３．２．４　まとめ

以上６２年度の好気性消化実験において得られた結果をまとめると、

（１）好気性消化における汚泥の脱水性は、余剰汚泥では変化がみられず、初沈汚泥においては、悪化する傾向にあった。脱水性が悪化する原因としては、粒径が２５０μm 以上の成分の減少によるところが大きいものと考えられる。

（２）好気性消化におけるＣＳＴ値の変化には、微細な粒径の成分の影響が大きいと考えられる。また、ＣＳＴ値を、直接脱水性の指標として用いることには問題がある。

参考文献

(1)　「下水汚泥の処理・処分」　岡田　和男編著　環境公害新聞社

Ⅳ　下水道事業調査費による他部の研究

1．下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査

システム課　課長　常　田　賢　一
補佐　野　口　　正
自動化係長　浦　野　　隆
野　口　　勉
下水道研究室主任研究員　谷　戸　善　彦

1．まえがき

わが国の下水道事業の拡大・進展に伴い、政策決定、計画策定事業の実施、施設管理等に係わる業務量が増大するとともに、内容的にもより高度なものが要請されている。このため業務遂行に必要な情報も飛躍的に多様化・膨大化してきており、これらの情報を系統的に整理し、適確な提供が行えるようなデータベースシステムが要求されている。

2．調査目的

本調査は下水道施設の整備を促進し、その管理運用の効率化を図るために、下水道の調査計画、研究、維持管理に関する実務的なデータベースシステムの構築に資することを目的とする。本年度は前年度に検討した下水道データベースネットワークシステムの基本構想をより具体化するため、要望調書関連データの収集および下水道統計データの活用に視点を置き、データベースの整備方法等を明かにした。

3．調査方法

建設省の実務担当者を対象としたヒアリング調査により、国で分担する業務の把握および国レベルで整備するデータベースで対象とするデータ項目の抽出を行い、データモデルを作成した。また、データベースの有すべき機能、整備方法および管理運用方法を明らかにし、データベースシステムの機器構成および利用形態について検討した。

4．調査結果

4．1　基本的な検討項目

（1）国が分担する業務の把握

国が主体となって整備すべきデータベースの内容を知るために、本省の担当者を対象としたヒアリング調査により、国で分担している業務の内容およびこれに必要な情報項目を把握した。

現状で国が分担する業務としては、次の5つが主要なものと考えられる。

①予算編成業務　②財源の確保　③許認可業務　④総合政策業務　⑤管理運営指導業務

これらの５つの業務は、調書からの情報入手が主体であるが、許認可業務に関する情報の入手方法は、主に流総計画、事業計画等の許認可業務において提出される計画図書である。

なお、各業務に係わる調書のなかで定期的に作成され、重要度の高い調書は表－１の通りと考えられる。

表－１　業務に関連する主要な調書

業　務	関連する主要調書名	備　考
予算編成及び財源の確保	下水道事業実施計画 下水道事業要望調書 下水道事業に関する要望調べ	単年度の下水道事業実施計画の策定
総合政策	下水道の中期的な事業に関する調書	中期的下水道事業実施計画の策定
管理運営指導	下水道維持管理実態調査 下水道使用料の実態調査 下水道に関する実態調査	

（２）データ項目の選定

ヒアリング調査において、主要業務に関連する情報のデータベース化のニーズを調べ、国が主体となってデータベース化すべきデータ項目を抽出した。

1)　データベース化すべき情報

調書により入手される情報は、市町村ベースから全国ベースへ流れている情報が主体となっている。国はこれらの情報を用いて、次のような業務を実施している。

①市町村ベースの次期整備計画および事業費要望を集計し、国レベルの整備方針に沿って調整する。 ――― 実施計画の策定業務（短期および中期）

②過年度整備量、運転・維持管理実態を統計資料として整理・分析して管理運営指導を行なう。 ――― 管理運営指導業務

①に関連する調書項目は、その利用において多様の集計作業を必要としており、各年の予算編成時期にはこの作業を短期間に行う必要のある緊急度の高い情報である。また、②に関連する調書項目は、整備状況、維持管理状況の実績値そのもので、緊急度はあまり高くはないが、広範囲での利用に供する情報である。現状では下水道協会で整理され下水道統計としてまとめられている。

なお、ヒアリング調査の結果、事業実施計画の策定業務に関連した４種類の調書（表－１）のデータベース化のニーズが高いことが分かった。

2)　データ項目の抽出

事業実施計画の策定業務に係わる主要な調書の中で、「下水道事業実施計画」、「下水道事業要望調書」および「下水道事業に関する要望調べ」は、単年度の下水道事業実施計画策定に係わる調書であり、また、「下水道の中期的な事業に関する調書」は５箇年計画等の中期的計画に係わる調書である。これら２種類の調書は、予測値・要望額と確定値の違い、あるいは計画期間の違いはあるものの、調書に含まれている項目は基本的には同じである。これらの調書の記載内容は以下の通りである。

①　全体計画及び認可計画における計画値
②　現況及び当該計画実施後の整備量
③　前年度及び当年度の投資額
④　次年度要望額

一方、管理運営指導業務に関連する調書は、「下水道維持管理実態調査」、「下水道使用料の実態

調査」および「下水道に関する実態調査」であり、毎年下水道統計としてまとめられている。事業実施計画策定業務および管理運営指導業務に係わる調書のデータ項目を抽出すると表－２の通りである。

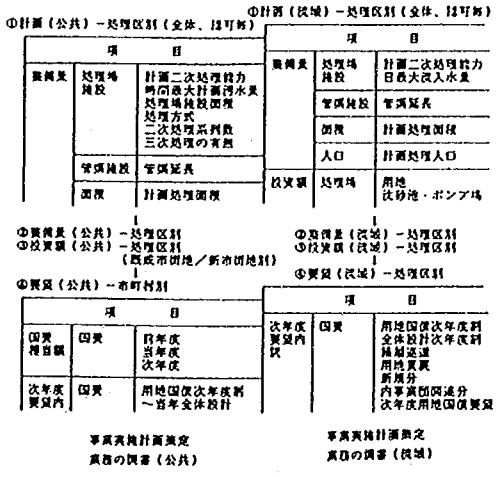
３　)データベースの規模

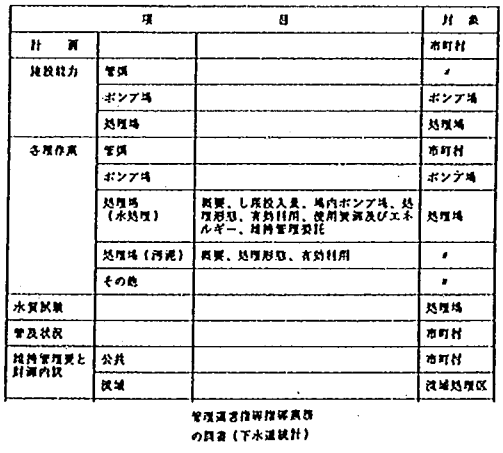
事業実施計画策定業務に関連するデータ項目および管理運営指導業務に関連するデータ項目をもとにして、データベースの規模を推定する。なお、事業実施計画策定業務に関連する項目（調書データベース）と管理運営指導業務に関連する項目（下水道統計データベース）の２つのデータベースについて、それぞれの規模を推計することとした。２）で抽出した各データベースのデータ項目数を推計した結果は表－３、４の通りである。

なお、調書データベースに関しては、これらデータ項目の他にタイトルおよび分類集計を行うためのデータ項目（県、市町村等）が必要である。

以上のデータ項目を考慮しデータベースの規模を推計すると、調書データベースは２ＭＢ程度であり更新頻度は３回／年である。また、下水道データベースは３ＭＢ程度であり更新頻度は１回／年である。

表－２　データ項目一覧





表－３　データ項目数（調書）

	計画	整備量	投資額	小計	要望	合計
公　共	37*1	29	21	87	32*2	－
流　域	34*1	20	11	－	209	274

＊１　全体計画、認可計画
＊２　事業種別、関連計画別の要望額内訳は除く

表－４　データ項目数（下水道統計）

項　　目	市町村	ポンプ場	処理場	流域
データ項目数	185	28	308	70

４．２　データ整備の方法

データベースの整備の基本となるデータの収集を円滑に行うためには、従来からの収集体系を基礎として実施するのが望ましい。当面考えられる方法としては、既存のデータ作成ルート（調書）を利

用したデータ収集の方法および既に電算化されているデータ（下水道統計）を活用する方法がある。

（１）調書を利用したデータ収集の方法

データの入力は県あるいは市町村で行い、国レベルでは当面、フロッピーディスク等の媒体を利用して収集したデータをもとにマスターファイルを構築し利用することになる。なお、現段階においてはパソコンでも処理が可能であるが、何年か後におけるデータベースの規模はパソコンの処理能力を超えることが想定されるため、この時点でのマスターファイルの処理は中型ないし大型計算機で行うのが妥当と考えられる。

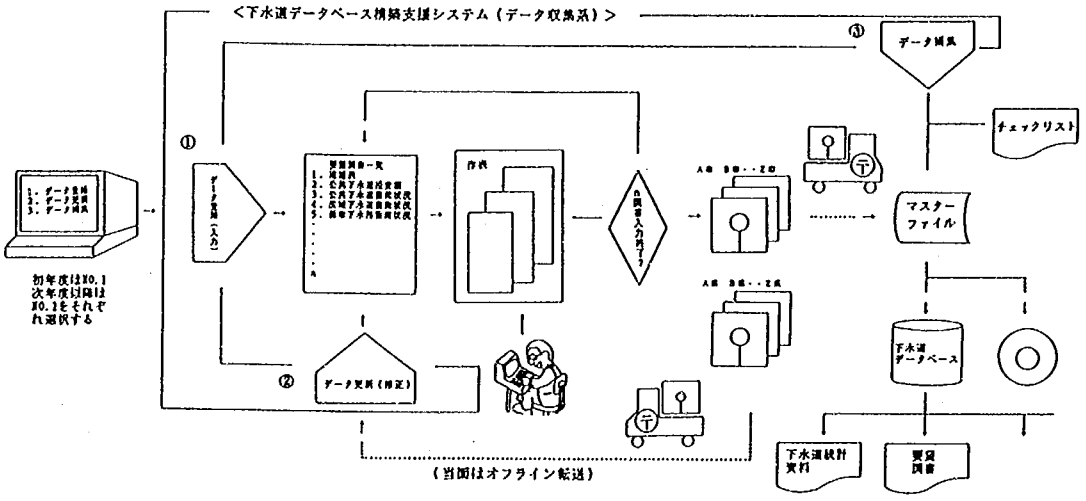
既存のデータ作成ルートを利用したデータベースの整備において考慮しなければならない点は、

①基礎入力段階での作業の省力化

②パソコン等の機器の保有状況、人員等の入力側における対応の可能性の有無

である。

これらのことを考慮して、予算要望調書を例としてデータ収集の手順を示すと図－１の通りである。



図－１　データ収集の手順

（２）下水道統計データの活用方法

下水道データを有効に利用する方法としては、現在「下水道統計」として整備されているデータを電子計算機にデータベース化しておき、随時検索だけでなく必要に応じて統計処理が行えるようにすることが必要である。そこで、既にワープロ用データとしてフロッピーディスクに入力済みの下水道統計データを用いて、大型汎用電子計算機（HITAC M-680H）によるデータベース化の可能性について検討した。その結果、現状のデータ入力の方法では大型汎用計算機への下水道統計データの取り込みに際して、次のような問題点が存在することが分かった。すなわち、データ変換作業においては、現状の下水道統計のデータは特殊なデータファイルであるため、ワープロデータファイル（ＭＳ－ＤＯＳファイル）とするための変換作業が複雑である。また、文書データのレコード形式が厳格に守られ

ていないため、「特殊項目の二段書き」、「長い名称の二段書きにあたるレコード」等がランダムに存在するため、変換されたＭＳ－ＤＯＳファイルはデータベースへの入力ファイルとして直接使用することができず、これを修正するための変換プログラムを別途作成しなければならないことが分かった。従って、下水道統計データを用いてデータ整備を行う場合には、変換を実行する前にレコード形式を合わせておく必要がある。

（３）データの更新方法

国が担当する業務に関連して、早急にデータベース化が必要であると判断された「調書データベース」および「下水道統計データベース」は、その役割が国レベルの予算編成業務及び管理運営指導業務に係わるものであるため、その情報は市町村単位あるいは処理区単位でまとめられてあり、更新サイクルは数回／年程度の内容である。すなわち、これは将来において県および市町村で整備すべき詳細なデータベースが持つ情報の概要を集約したものと考えられる。この意味から国レベル、県レベルおよび市町村レベルのデータベースが通信回線等でつながり、国レベルのデータの更新は県レベル、市町村レベルのデータが更新された時点で同時に更新できるようなシステムとするこが理想的である。しかし、現状を考えると、下水道データベースシステムの構築の初期段階においては、図－１のようにフロッピーディスクを用いたオフライン転送での情報収集で対応することが考えられる。

ただし、オフライン転送とした場合に以下のデメリットがあげられる。

①国レベルのデータ更新に遅れが生じる

②データの統一性に不安が生じる

③データの更新が複雑になる

なお、データベースの効用は多方面に及ぶと考えられるから、特にシステム全体がオンライン化された時点ではデータの保護について充分な配慮が必要である。

（４）システム構成の検討

1)　データベースの有すべき機能

一般的にデータベース構築の目的は、「多様化・膨大化する情報を系統だてて整理、保存、管理することおよび必要に応じた情報の多角的な提供を行う」ことである。この目的を達成するためにデータベースは、その利用面及び効果面から次の様な機能を備える必要がある。

（利用面）

・入力、修正等のデータベース管理が容易に行えること

・検索、ソート等により必要情報が的確に提供できること

・他のシステムデータとのリンケージが容易に行えること

（効果面）

・入力データそのものの出力だけではなく、各種分類集計、グラフ表示等の利用目的に適応した加工が容易に行えること

データの保護についての一般的な問題は以下の３点である。

①問題の起こる可能性の最小化を図る

②万一問題が発生しても被害を最小に抑える

③被害が発生しても復旧が可能であること

また、データベースのセキュリティの問題としては以下の４点が考えられる。

①利用者による不正利用や間違い

②ハードウェアの故障

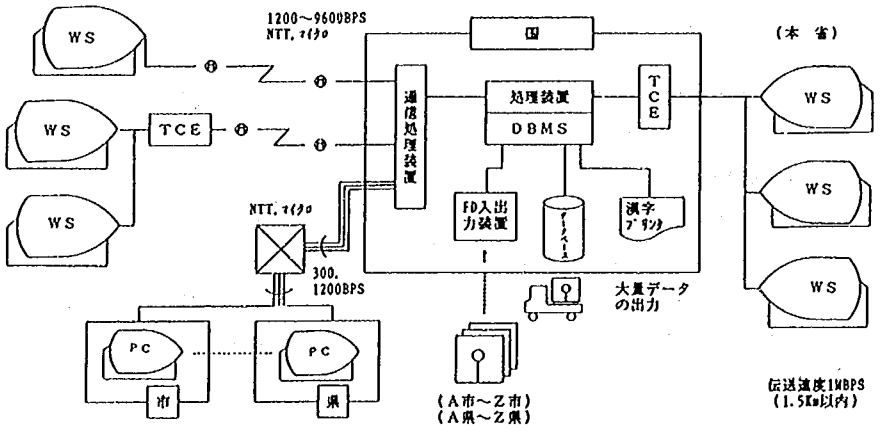
③ソフトウェアにおけるバグ

④ディスクやフロッピーディスクの物理的破損および盗難

2) システムの機器構成

システム構築の初期段階においては、データベースの規模［４．１の3)］で示したような項目を軸にデータベース化を図り、データの利用効果を確かめながら項目の追加並びに機能の拡張を図るのがよいと考えられる。具体的には、調書に記載された文字・数値データをパソコンをベースとした比較的小規模なシステムにデータベース化し、将来取り込むべきデータの量が増大した時点でミニコンあるいは大型計算機のシステムに移行する。

ネットワーク化に関しては、当面は優先的に整備されたデータベースを通信回線を利用して遠隔地から利用する形態を採り、各主体によるデータベースが構築された段階においてネットワークを形成する。なお、現状の技術によりシステムを構築した場合の、システムの機器構成並びにその利用形態は図－２の通りである。



図－２ データベースの利用形態

５．今後の課題

国レベルを主体としたデータベースの構築を主眼として、限られた範囲の下水道情報のデータベース化について検討を行ったが、今後は取り込むべき情報の範囲の拡大並びに下水道統計作成のためのデータの整理方法について検討する必要がある。また、これらの情報を生きた情報として活用する方法だけでなく、ディジタルマッピングとの結合といった高度な利用方法についても検討する必要がある。

2．薬液注入工法の注入管理手法に関する調査

施工研究室　室　長　鳴津 晃臣
研究員　塚田 幸広
下坪 賢一
川村 浩二

1．　まえがき

薬液注入工法は、薬液を注入して地盤を固結させることにより地盤の透水性を減少させ、または地盤の強度を増加させる工法である。この工法は、他の対策工法と比較して施工設備が小規模ですみ、さらに比較的簡易に施工できることから、下水道工事では、下水道管路施設の設置に当って土留壁からの湧水防止、ヒービングやボイリングの防止、シールド切羽面の安定や湧水防止といった仮設的な目的で多く用いられている。また、注入技術に関する研究・開発も各方面で行われており、多くの注入材料や注入工法が開発され実用化されている。しかしながら、薬液注入工法は、粘性土から砂礫にいたる様々の土質条件を対象とすることや各種の注入材料・注入工法が用いられているなど、注入条件・設計条件が多様化してきている。さらに、注入材を地盤に圧入するという施工原理上、この工法によって得られた注入効果は一般にかなりのばらつきがあり、早期に注入効果確認手法などの施工管理方法の確立が望まれている。

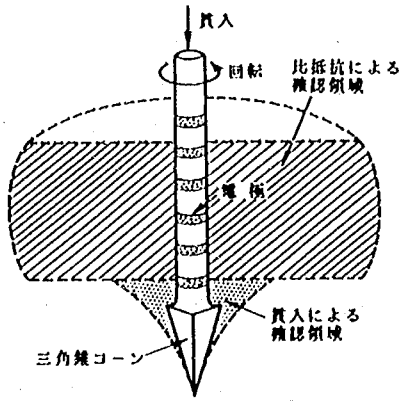
2．　調査目的

本調査は、薬液注入工法による注入効果の簡易な確認手法（注入固結範囲・強度増加等の把握）を確立することを目的としている。

3．　調査内容

3.1　本調査で着目している注入効果確認手法の概要

本調査では、注入効果を確認する手法として図－1に示すような回転貫入によるサウンディング法と電気比抵抗法とを組合わせた方法に着目している。前者のサウンディング法は、通常の静的サウンディングでは貫入不能であることを考慮して、コーンまたはビット形状の切削能力を持つ先端抵抗体を回転貫入させ、回転貫入時の貫入速度、貫入推力および回転トルクなどの測定値をもとに注入固結領域を判定するものである。一方、電気比抵抗法は、注入固結土が現地盤に比べて



図－1注入効果判定手法の概要

電気比抵抗値が1/10から1/100とかなり小さいという特性に着目して電気的に注入固結領域を推定するものである。

3.2　過年度の調査結果と本年度の調査項目

(1)　過年度の調査結果

過年度の調査では、回転貫入サウンディングの注入効果確認法への適用性を把握するため、薬液の種類および強度の異なる数種の注入固結体に対して三角錐コーン形状あるいはビット形状の先端抵抗体を回転貫入させた場合の貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの基本的な特性を室内実験および大型土槽実験により調べた。さらに、セメントあるいは石灰による安定処理地盤への応用も考慮して、これらの安定材による固化土への適用性も併せて検討した。

過年度の調査結果を列挙すると、以下のようになる。

㋑ 室内試験において、コーンまたはビット形状の先端抵抗体による回転貫入法は、qu=20kgf/cm²程度の強度の固結体にも貫入可能であり、高強度の固結体に対しても適用できることが確認できた。コーン貫入時の貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの測定値を比較することにより、固結・非固結あるいは注入固結体の強度の差異を判別することが可能である。なお、これらの測定値のうち、コーンの貫入速度が固結土の強度に対して最も鋭敏であった。

㋺ 実大規模の注入地盤(注入材;水ガラス系薬液)に対してコーンの回転貫入法を適用させた大型土槽実験において、貫入速度、貫入推力および回転トルクなどの測定値と開削により観察した注入固結形状あるいは土研式円錐貫入試験結果は比較的良く対応しており、非固結部と固結部の深度方向の判定が可能であることが見出された。また、電気比抵抗法による測定値も注入固結領域の判定が可能であることも明らかとなった。

㋩ セメントを添加した高強度の固結土を対象とした小型土槽実験の結果、ビット形式の先端抵抗体を用いることによって比較的高強度の固結体に対して回転貫入することが可能であるとともに、貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの測定値および比削孔エネルギーを比較することによって固結土の強度判定が可能であることが明らかとなった。

(2)　本年度の調査概要

本年度の調査では、過年度の実験成果を踏まえて、コードレス・メモリー式回転貫入サウンディング装置の試作を行うとともに、セメント固結土槽を対象とした作動確認実験を実施した。

また、本回転貫入サウンディング手法の深層混合処理などの固化処理工法への応用・発展性も検討した。さらに、本研究課題の5ヶ年のまとめとして、土木研究所資料 第2597号「薬液注入工法の注入効果判定手法に関する実験的検討」を作成した。

4．回転貫入サウンディング装置の試作

4.1　基本仕様

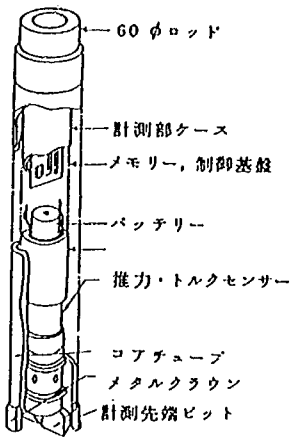
過年度に実施した室内試験および大型土槽実験の結果、回転貫入サウンディングを踏まえて、回転貫入サウンデイング装置の計測合理化を検討した。すなわち、現場における測定であることを考慮すると、以下のような制約がある。

(1)測定パラメータとしては、貫入量(貫入速度)、貫入推力、回転トルクが考えられ、それらのパラメータを測定するセンサーをロッド内に収納する必要がある。

(2)調査深度が深くなるに伴いロッド周面摩擦の影響が増大し、地上部での計測では多くの誤差が含まれるので、先端抵抗体の位置でデータを直接的に測定する必要がある。

(3)現場のハンドリングや調査深度を考慮し、計測用のコードを用いない方法を考える必要がある

以上の制約条件を考慮して、先端抵抗体部に貫入推力あるいは回転トルクを感知するセンサーを装着するとともに、それらのデータはメモリー基盤に記録されるような構造とし、コードレス化を図った。なお、貫入量は、地上部において測定するものとした。



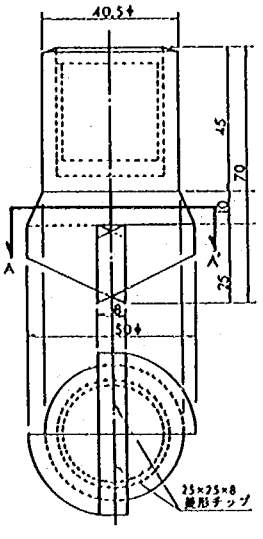
図－2 メモリー式先端抵抗体

4.2 構造および機能

木試作装置（先端抵抗体）による計測項目は、先端抵抗体直上部で計測する貫入推力および回転トルクの２要素である。これらの計測は、予め設定するプログラムに従って行い、内蔵している時計によって標準時間を基準に制御される。計測したデータは、同様に先端部に内蔵されたメモリーパックに記録し、抵抗体を地上に回収した際に、地上でパーソナルコンピュータに転写し、データ処理を行うものである。

一方、地上で行う計測は、先端部での計測に対応した貫入深さである。これらの計測も標準時刻に行っており、貫入深さのデータと併せて貫入速度を計算するとともに、先端部の計測データを対照する際の基準として使用している。

装置は、図－２に示すように二重管構造となっており、内管部は先端より、計測先端ビット（図－３参照）、推力・トルクセンサー、バッテリー部およびメモリー・制御基盤部より構成されている。また、外部のメタルクラウンおよびコアチューブを上端の装置ヘッドで連結した構造になっている。



図－３ 計測先端ビット

5．試作装置を用いたサウンディング実験

5.1 実験概要

ここでは、試作装置の作動確認および今後の改良点を把握することを目的として、２m，４mの互層状態の供試体に対するサウンディングを実施するものである。

5.2 実験方法

(1) 実験装置および測定方法

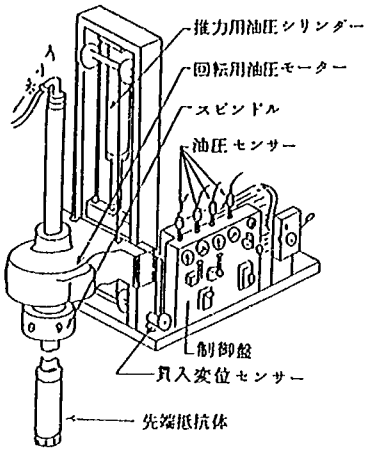
サウンディング実験では、図－４に示すように駆動装置として油圧式ボーリングマシンを用いて、ロッド先端部に試作した先端抵抗体を装着した。測定は、地中部と地上部に大別される。地中部の測定は、先端抵

抗体に作用する貫入推力および回転トルクであり、上述した先端抵抗体に貼付したひずみゲージを介して内蔵されたメモリーパックに測定記録した。一方、地上部においては変位計により貫入量(貫入速度)を測定した。なお、ボーリングマシンの油圧センサーによって求められる推力及び回転に要する負荷から貫入推力、回転トルクの定性的な変化を測定した。

また、回転貫入条件として、ロッドの回転速度を80rpmに設定し、外管と内管の間隙を通してビット先端部まで送水し、切削土をクリーニングしながら貫入させた。

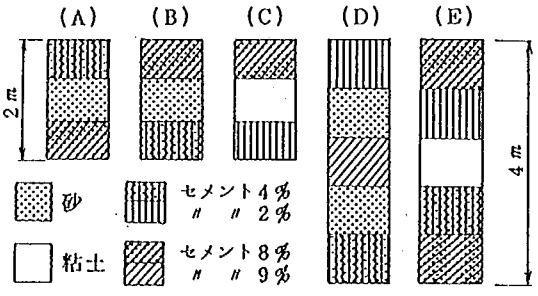
(2) 実験供試体

供試体型枠には、1.0m立方形の剛性土槽を連結し、長さが2mの土槽、および4mの土槽を用いた。これらの鋼製土槽内にセメント混合処理土(セメント2%添加～9%添加)と未処理土(砂、粘土)を互層状に投入し、締固めて作製した。



図－4 回転貫入サウンディング装置

実験ケースとして、供試体高さ2mの供試体（2m供試体）を3ケース、4mの供試体（4m供試体）を2ケース設定した。図－5には、各実験供試体の土槽構成を示す。また、表－1には、室内配合試験によるセメント混合率に応じた固結土の一軸圧縮強さを示す。この表に示すように、砂にセメントを4%、8%添加した固結砂ではq_uが12 kgf/cm²、43 kgf/cm²程度となっており、特に8%添加した処理砂の強度が著しく大きく、また、粘性土にセメントを2%,9%した供試体ではq_uが4 kgf/cm²、14 kgf/cm²である。



図－5 実験供試体の層構成

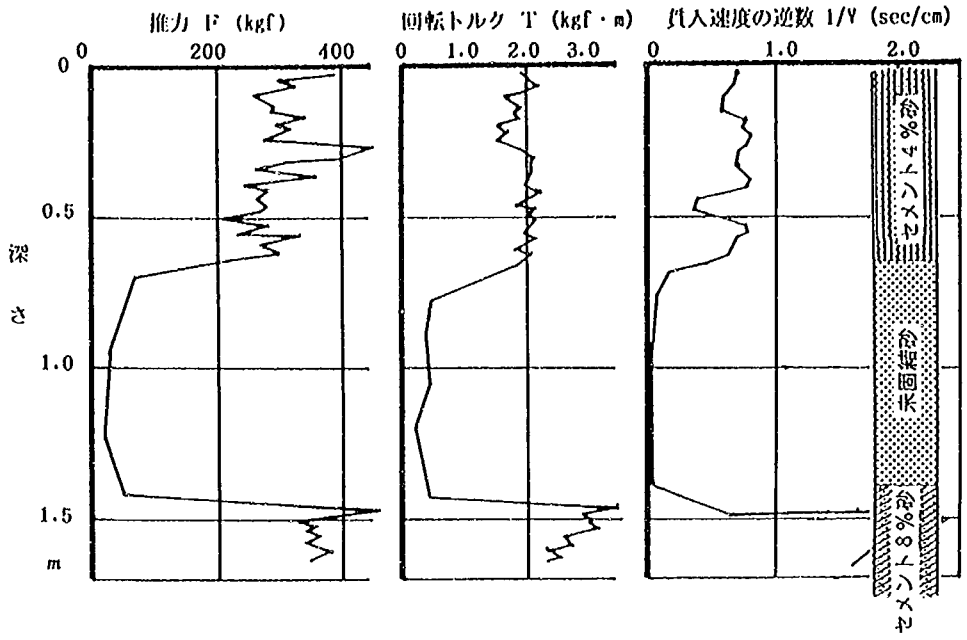
表－1 固結土の一軸圧縮強さ

配　合	一軸圧縮強さ
砂 ＋ セメント4%	12 kgf/cm²
砂 ＋ セメント8%	43 kgf/cm²
粘土 ＋ セメント2%	4 kgf/cm²
粘土 ＋ セメント9%	14 kgf/cm²

5.3 実験結果

(1) 2m供試体における測定結果

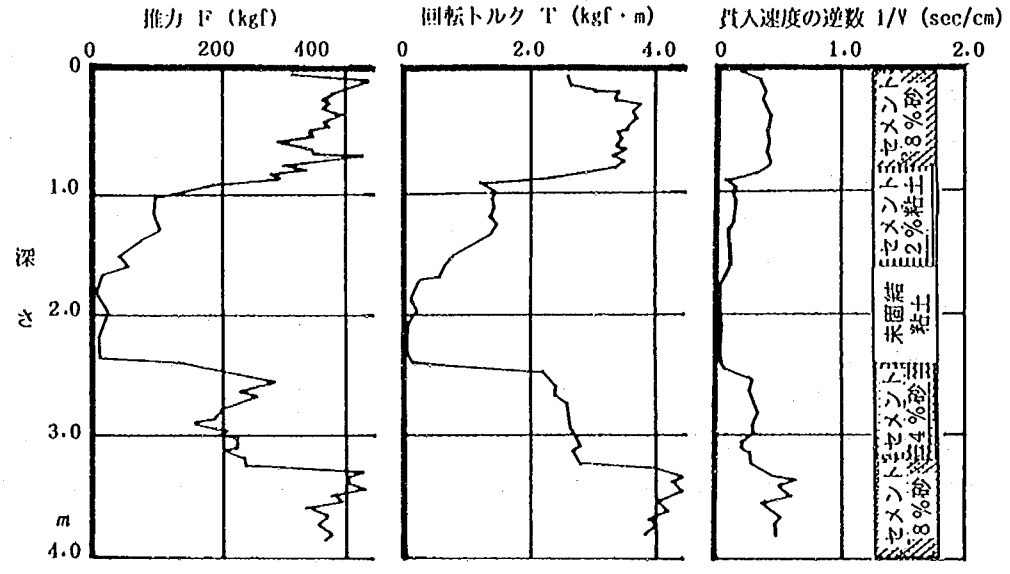
図－6には、2m供試体における貫入推力F、回転トルクT、貫入速度の逆数1/Vを各層の成層分布と対比して示す。図より、各層の強度(硬さ)に対応して各測定値が変化していることがわかる。例えば、トルクTの深度分布に着目するとｾﾒﾝﾄ4%添加の固結砂の層では、T = 1.6～2.2 kgf·mであるのに対して、ｾﾒﾝﾄ8%添加の層では、T=2.4～3.0 kgf·m、さらに未固結層ではT= 0.2 ～0.5 kgf·mと各層の強度に応じて明確に変化している。また、推力F、貫入速度の逆数1/Vにおいても各層に対してTと同様な対応をしていることがわかる。



図－6　2m供試体におけるF，T，1/Vの深度変化

(2)　4m供試体における測定結果

図－7には、4m供試体における推力 F、回転トルク T、貫入速度の逆数 1/Vの深度分布を示す。この図より図－6に示した2m供試体と同様に各層の強度に対応してF,T,1/Vの値が顕著に変化しており、特に中間部に位置する未固結粘性土の存在が明確に表示されている。なお、各層の境界面に対して測定値の変化が鈍いが、これはセンサーの感度、掘削水および切削土のクリーリングなどの影響によるものと考えられる。



図－7　4m供試体におけるF，T，1/Vの深度変化

(3)　固結土強度と測定パラメータの相関

上記の測定結果のうち回転トルクT，貫入速度の逆数1/Vと室内配合試験による固結強度との関係を図－8に示す。この図より、ばらつきはあるが固結土の一軸圧縮強さq_uの増加に対応してT，1/Vが大きくなっていることがわかる。ただし、T，1/vともに一軸圧縮強さが大きくなると比較的変化が小さい傾向が認められる。

6．　あとがき

本年度の調査の結果明らかになった点をまとめると以下のとおりである。

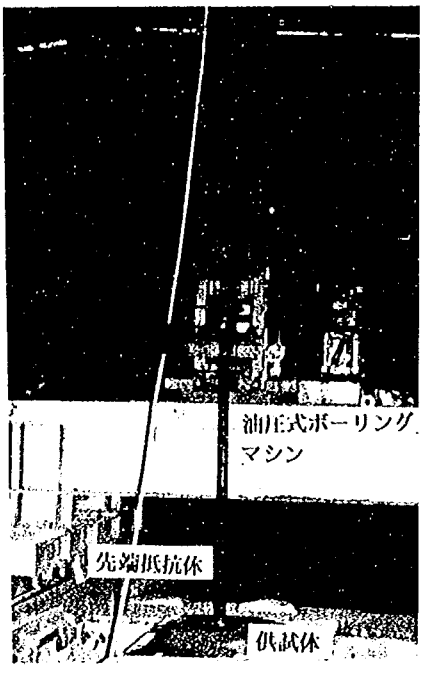
(1)ビット形状の先端抵抗体を用いた回転貫入サウンディングは比較的高強度でかつ互層状態の固結地盤に対しても適用可能である。

(2)メモリーパックを内蔵することにより先端部の推力、トルクをコードレスで直接的に測定できる。また、メモリー式回転貫入サウンディング試作装置による作動実験によると、深度方向の固結土の強度と各測定値がほぼ対応していた。

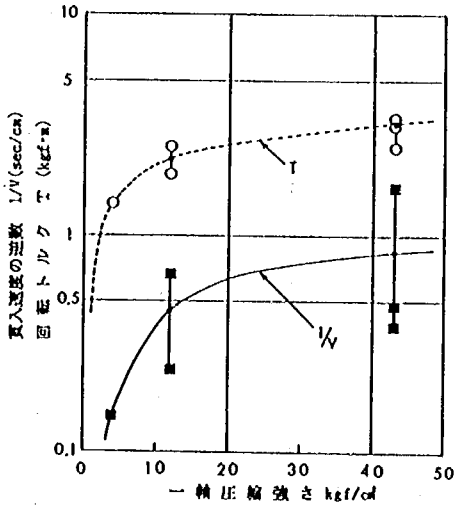
(3)貫入速度等のパラメータにより改良地盤の概略の強度判定が可能である。

今後は、実際の注入工事等の安定処理地盤において本手法の適用性を確認するとともに、データの蓄積を図ることが重要である。また、これらのデータをもとに貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの各種パラメータ相互の関係を明確にするとともに、測定値から注入地盤の強度を推定する方法を検討していく予定である。さらに、メモリー式回転貫入サウンディングの測定合理化を進めていく予定である。

本試作装置およびサウンディング実験の詳細、さらには、5年間の研究成果については、土木研究所資料 第2597号「薬液注入工法の注入効果判定手法に関する実験的検討」にとりまとめてあるので参照されたい。



写真－1　回転貫入サウンディング状況



図－8　一軸圧縮強さとT，1/Vの相関

3．下水道施設の耐震性に関する調査

耐震研究室　室　長　川島　一彦
研究員　杉田　秀樹
加納　尚史

1．まえがき

下水道施設は1923年関東地震、1964年新潟地震、1978年宮城県沖地震、1983年日本海中部地震などの主要な地震のたびに被害を受けており、これらに対する有効な耐震化対策が必要とされている。本調査は、下水道施設のうち管渠、マンホール、沈澱池、大断面管渠などの地中構造物の耐震設計法を開発することを目的として、昭和60年度から検討を開始したものである。

本年度は、マンホールに地震時に生じる断面力の算定法を検討し、これを耐震計算法（案）の形で提案した。また、大断面管渠として多用されているシールド管渠と立坑との接合部に着目して、立坑周辺のシールド管渠の地震時断面力を動的解析により検討した。

2．調査目的

下水道施設の耐震性向上を図るためには、耐震上問題となる要因をあらかじめ把握し、所要の対策を講じる必要がある。本調査は、地震時における下水道施設の挙動を把握し、合理的な耐震計算法の開発を図るとともに、下水道施設の耐震化対策を検討することを目的とする。

3．調査方法

3．1　マンホールの耐震計算法（案）の検討

地震によるマンホールの被害形態に関する検討結果を基に、既往の被害事例に適合する計算手法を開発し、これを耐震計算法（案）の形にとりまとめる。なお、マンホールについて、将来、一々耐震計算を実施するのか、あるいは、構造規定により耐震化を図ればよいのかは、現段階ではわからない。そこで、どの程度の地震力にマンホールが耐える必要があるかを知るために、耐震計算法を開発し、これを耐震計算法の様式にまとめようとするものである。

3．2　立坑近傍のシールドトンネルの地震時断面力の検討

立坑近傍ではシールドトンネルに大きな地震時断面力が生じる可能性があることから、地震応答解析により、立坑のロッキングがシールドトンネルに及ぼす影響をケーススタディー的に検討した。

4．調査結果

4．1　マンホールの耐震計算法（案）の検討

（1）　耐震計算の基本方針

写真－1及び写真－2は昭和58年日本海中部地震におけるマンホールの代表的な被害例を示したものである。この例からわかるように、マンホールの地震被害としては、1）直壁ブロックの目地ずれ、及び、2）壁立上がり部の管渠まわりのコンクリートの破壊、が主要なものということができる。前者は、直壁ブロックに作用する地震力（せん断力）に対してブロック間の摩擦だけでは充分抵抗できないことが、また後者は、管渠に作用する地震力に耐えるだけの壁立上がり部の十分な抵抗力がないことが、それぞれ、被害原因とみることができる。

ここでは、このような被害形態を生み出すマンホールに生じる地震時の作用力を計算できるモデルの開発を図ることとした。マンホールのように大部分が地中に埋設されている構造物の地震時挙動は、周辺地盤のせん断振動に支配される。これは、マンホールのみかけ上の単位体積重量が1.2～1.3と周辺地盤の単位体積重量よりも小さいために、質量効果が小さいことと、全周が地盤に被われているため逸散減衰が極めて大きいことに起因している。このような点を基本とした耐震計算法としては、建設省新耐震設計法（案）（昭和53年）により、「応答変位法」が提案され、これ以後、上水道、ガス導管、共同溝、キャブ等、地中構造物の耐震計算に広く用いられている。従って、ここでは、応答変位法を基本と

してマンホールの耐震計算法を開発することとした。

（２）　応答変位法による断面力の計算

ａ）　耐震計算モデル

図－１は、応答変位法による地中構造物の耐震計算法の考え方を示したものである。地震時に地盤がせん断変形すると、これにより、構造物には地盤のせん断変形に比例した地震力が作用するというものである。応答変位法により、ここではマンホールを図－２のように弾性支床上のはりにモデル化する。ここで側塊部は目地間で連結しているものと見なし、側塊部の曲げ剛性を有するはりとして、また、躯体部は剛性が十分大きいため剛体として、それぞれ、モデル化する。また、今年度の検討では、簡単のため管渠とマンホールは十分な可撓性を有する継手により連結されているとし、管渠の影響は無視した。

ｂ）地震時地盤変位

地震時に耐震計算上の基盤面より上の地盤はせん断振動する。せん断ひずみの大きさは、マンホールが埋設される程度の深さでは、深さ方向にはほぼ一定とみてもよい。ただし、地盤条件により異なり、地盤が軟らかいほど大きい。このような点を種々検討した結果、地震時の地盤変位を以下のようにして求めることとした。

$$U_{h(z)} = \gamma_G \times (H - z) \qquad (1)$$

ここで、

$U_{h(z)}$：地表面から深さｚの位置の地盤の水平変位（ｍ）

γ_G：地震時地盤ひずみで、次式で求める。

$$\gamma_G = 1 \times \begin{cases} 10^{-4} & \text{Ⅰ種地盤} \\ 10^{-3} & \text{Ⅱ種地盤} \\ 10^{-2} & \text{Ⅲ種地盤} \end{cases}$$

ここで、地盤種別は、道路橋示方書Ⅴ耐震設計編改訂案による。

Ｈ　：表層地盤の厚さ（ｍ）

ｃ）地盤バネ定数

地盤バネ定数は、道路橋示方書Ⅳ下部構造編の６章　直接基礎の設計及び７章　ケーソン基礎の設計に従って求めればよい。ただし、地盤反力係数を求める際の地盤のせん断弾性係数G_Dは、次式により求める。

$$G_D = a \times \frac{\gamma_t}{G} \times V_s \qquad (2)$$

ここで、

ａ　：地震時の地盤せん断剛性の低減係数（＝Ｇ／G_0）で、次式による

$$a = \begin{cases} 0.8 & \text{Ⅰ種地盤} \\ 0.7 & \text{Ⅱ種地盤} \\ 0.5 & \text{Ⅲ種地盤} \end{cases}$$

γ_t：土の単位体積重量（ｔ／m^3）

V_s：地盤のせん断弾性波速度（ｍ／ｓ）

Ｇ　：重力加速度（＝９．８ｍ／s^2）

（３）　試算検討

試算対象としたのは、図－３に示す１号及び４号のマンホールである。地盤条件は表－１のように各３ケースとし、Ⅰ種、Ⅱ種、Ⅲ種地盤をカバーすることとした。

上記の計算法により、マンホールに生じる地震時断面力を計算した結果が図－４及び図－５である。側塊部のせん断力は、地盤変形の影響により基部で大きくなっている。いま、頂部から数えてｉ番目の継目部に着目すると、ずれに対する地震力と抵抗力の比γ_iは次のようになる。

$$\gamma_i = \frac{Q_i}{R_i} \qquad (3)$$

ここで、

γ_i：ずれ係数

Q_i：ｉ番目の継目に作用するせん断力

R_i：ｉ番目の継目に作用する抵抗力で、次式による

$$R_i = \mu \sum_{j=1}^{i} W_j \qquad (4)$$

ここで、

W_j ：j番目の直壁ブロックの重量

μ ：継目部での摩擦力で0.5とする

式（3）のずれ係数は、Ⅰ種地盤（堅固な地盤）では1以下であるが、Ⅱ種地盤（中程度の地盤）及びⅢ種地盤（軟らかい地盤）では1を上回っており、特にⅢ種地盤では、全ての継目部でずれ係数が1を大きく上回っている。このような特性は、日本海中部地震の際の被害とよく一致しているということができる。従って、このような継目部ではずれが生じる訳で、アンカーボルト、ストッパー等何らかの方法により、ずれを防止するための対策が必要とされよう。

次に、曲げモーメントは、躯体部において大きくなっている。底面で0とならないのは、底板下面における地盤の抵抗によるものである。いま、躯体部のコンクリートの許容曲げ引張応力度σ_{ta}を3.4kg/cm²（σ_{ck}=180kg/cm²）として許容曲げモーメントを求めると、1号及び4号のマンホールに対して、それぞれ、7.6tf·m、31.5tf·mとなる。Ⅰ種およびⅡ種地盤では、この許容曲げモーメントを下回るが、Ⅲ種地盤の場合には、これを上回る曲げモーメントが発生する。従って、このような箇所においては、躯体部に配筋することが必要とされよう。

（4） まとめ

キャブ、共同溝等の耐震計算法を参考に、応答変位法によるマンホールの耐震計算法を提案し、1号及び4号マンホールに対する計算を行った。この結果、側塊部の直壁ブロックの継目部においては、地盤種別がⅢ種及び一部のⅡ種では、ずれが生じ得ること、また、躯体部の下半分においては、許容曲げ引張応力を越す曲げモーメントが発生することがわかった。従って、このような場合には、側塊部ではストッパー等のずれを防止する方策が、また、躯体部においては配筋が、それぞれ必要とされよう。

4.2 立坑近傍のシールドトンネルの地震時断面力の検討

（1） 解析方針

我が国においては、まだ、下水道施設の建設の歴史が浅いため、シールドトンネルが大きな地震被害を受けた経験はない。しかしながら、昭和60年のメキシコ地震において立坑近傍の下水道用シールドトンネルに被害が生じており、管渠被害の大部分がマンホールとの取り付け管に生じている事から考えると、立坑近傍のシールドトンネルは、耐震性に関して特段の注意が必要であると考えられる。このため、本年度は、Y市における実際の建設例を参考として、これを簡単化した断面について、動的解析により立坑近傍部のシールドトンネルに生じる地震時断面力をケーススタディー的に検討することとした。

（2） 解析対象トンネル及び解析モデル

図－6に解析対象とするシールドトンネルを示す。外径3.8mの標準ＲＣセグメントであり、2次覆工は無筋コンクリートである。立坑は、壁厚60～90cmの鉄筋コンクリート製で、全重量は約880tである。地盤は実際の建設例を参考にして、これを簡略化したものであり、表－2に示す2種類の表層地盤条件を仮定した。

解析は、以下の3ケースの場合について行った。

ケース1：立坑が存在せず、トンネルが連続している場合

ケース2：立坑とトンネルの取り付け部が併進・回転とも全方向に自由に相対移動できる場合

ケース3：立坑とトンネルが剛結された場合

解析方向は、トンネル軸方向及び軸直角方向に行った。

図－7は解析に用いたモデルである。地盤は多質点のばね～マス系に、また、トンネルはリング間継手の剛性を考慮した全断面有効のはりとして、それぞれモデル化した。入力地震動としてはＬ2を用いた。

（3） 解析結果

図－8は、トンネルの軸方向に加振した場合にトンネルに発生する軸力及び曲げモーメントM_zの最大値の分布を示したものである。軸力はケース1とケース3とでは大差が無く、立坑の存在はトンネルに生じる軸力に大きな影響を与えない。ただし、ケース3では、立坑のロッキングにより立坑の両側それぞれ40mの範囲に非常に大きな曲げモーメントM_zが発生している。N値が5の場合に最大曲げモーメントM_zは2,050t·mで、これによるトンネルの引張応力は表－3に示すように、2次覆工コンクリートにおいて88.9kg/cm²となる。セグメントに作用する引張応力は2.4kg/cm²、ボルト張力は2.5tに過ぎないが、

88.9kg/cm²の引張応力に２次覆工コンクリートは耐えられないため、一度引張クラックが生じると、セグメントの引張応力及びボルト張力は上記の値よりも大幅に増加する。従って、61年度に行ったＲＣセグメントの動的載荷実験によれば、このような箇所では、リング間継手の金具面板及びアンカー鉄筋の耐力が問題となろう。

次に、図－９に、トンネルの軸直角方向に加振した場合のトンネルに生じる鉛直軸回りの最大曲げモーメントMy及び最大ねじりモーメントMxの分布を示す。曲げモーメントMyは、ケース１～３で50～142t･m程度と、予想した程大きな値ではない。ただし、ケース３の場合には、立坑のロッキングによりトンネルには立坑の前後200m程度にわたって大きなねじりモーメントが生じる。Ｎ値が５の場合には、最大ねじりモーメントは431t･mであり、これによる２次覆工のせん断力を求めると、表－３に示すように10.4kg/cm²となる。許容せん断応力は４～９kg/cm²程度と考えられることから、無筋コンクリートでは、断面が不足することとなる。

（４）　まとめ

直径3.8mのシールドトンネルを対象に立坑近傍の地震時断面力をケーススタディー的に検討した結果、立坑とシールドトンネルを剛結にした場合には、立坑のロッキング振動に伴い、大きなトンネル水平軸まわりの曲げモーメント（M_z）及びねじりモーメント（M_x）が生じることがわかった。いずれも２次覆工が無筋であれば、それぞれ、引張及びせん断により大きなクラックの生じる程度の応力度である。従って、こうした場合には、２次覆工に対する配筋が必要とされよう。

５．今後の課題

次年度以降、以下の項目に対する耐震性の検討を実施することが必要である。

１）今年度提案した手法に、管渠の影響を加えて十分な試算を行い、マンホールの耐震計算法としてとりまとめる。

２）小さい曲率で曲がったシールドトンネルの動的解析手法を開発し、このような箇所の耐震性を検討する。

３）管渠及びシールドトンネルの実地地震観測

＜参考文献＞

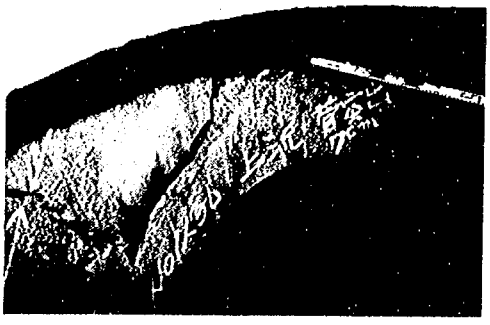
１）川島、大日方、加納：日本海中部地震による下水道管渠の被害の解析、下水道協会誌、VOL.23,No.271、昭和61年12月

２）田村、伯野、家村、竹内：1985年メキシコ地震の震害、土木学会誌、第71巻第5号、昭和61年5月

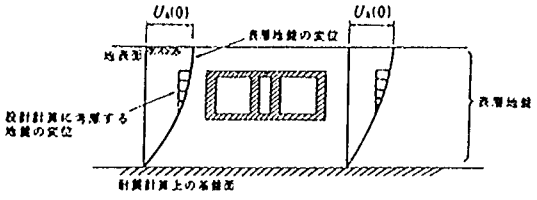
３）川島、杉田、加納、岡本：立坑を含むシールドトンネルの地震時挙動、第43回土木学会年次学術講演会概要集、昭和63年10月



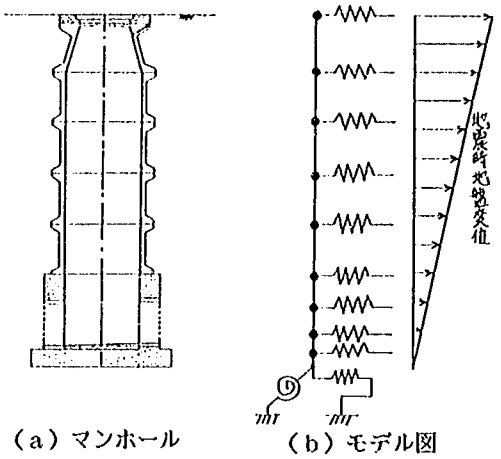
写真－１　マンホール直壁ブロックのずれ被害



写真－２　躯体部壁立上がり部のきれつ

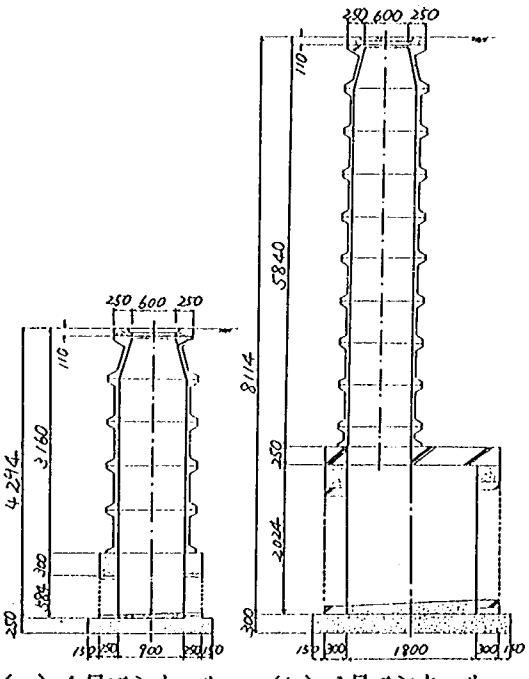


図－１　応答変位法による地中構造物の耐震計算法



（ａ）マンホール　　（ｂ）モデル図

図－２　マンホールのモデル化

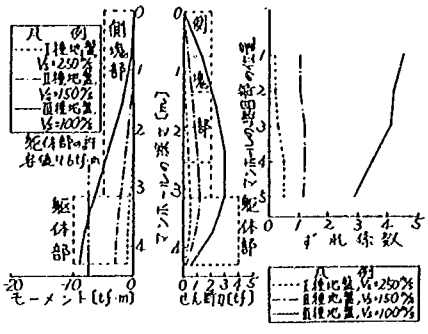


（ａ）１号マンホール　　（ｂ）４号マンホール

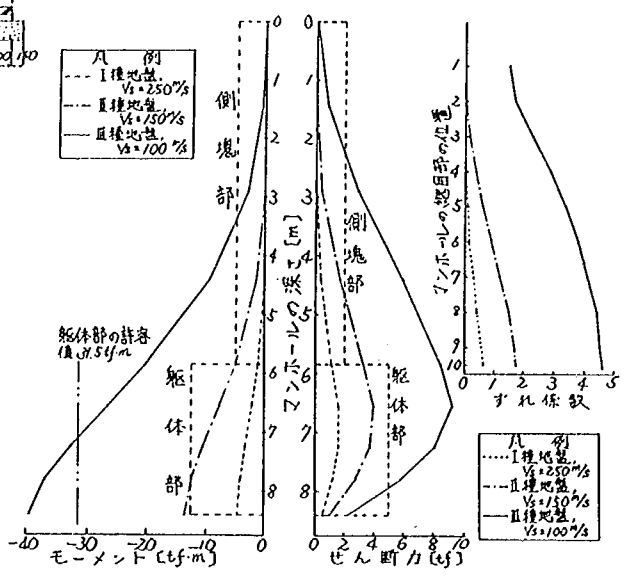
図－３　試算対象としたマンホール

表－１　地盤条件

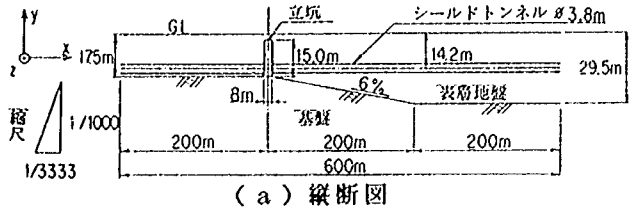
マンホール	表層地盤の深さ H (m)	地盤のせん断弾性波速度 Vs (m/sec)	固有周期 (秒)	地盤種別
１号	10	250	0.16	Ⅰ種
	10	150	0.27	Ⅱ種
	20	100	0.8	Ⅲ種
４号	10	250	0.16	Ⅰ種
	10	150	0.27	Ⅱ種
	15	100	0.6	Ⅲ種



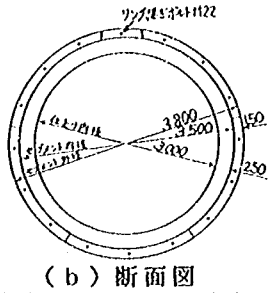
図－４　１号マンホールの地震時断面力



図－５　４号マンホールの地震時断面力

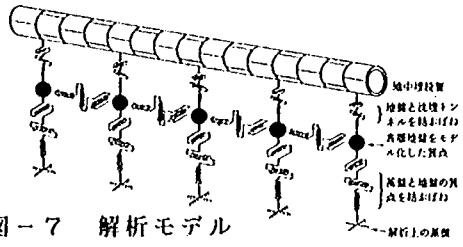


（a）縦断図



（b）断面図

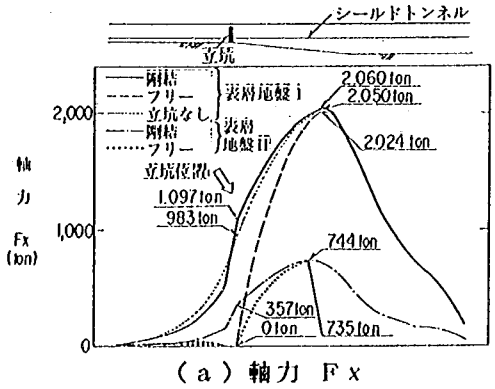
図－6　解析対象としたシールドトンネル



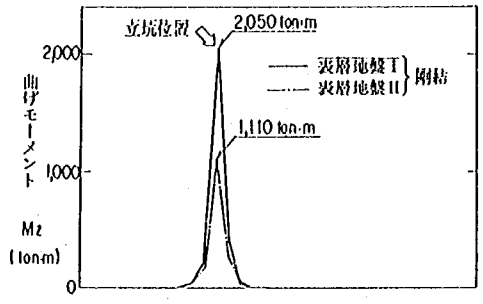
図－7　解析モデル

表－2　地盤条件

地盤	N値	せん断弾性波速度 [m/sec]	単位体積重量 [t/m³]	せん断弾性係数 [t/m²]
表層地盤1	5	112	1.8	2 304
表層地盤2	20	176	1.8	5 689
基盤	50	300	1.8	16 530

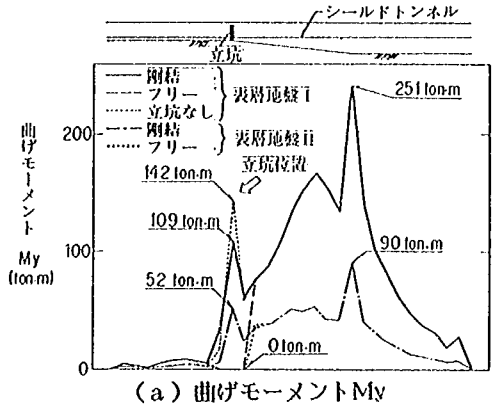


（a）軸力 Fx

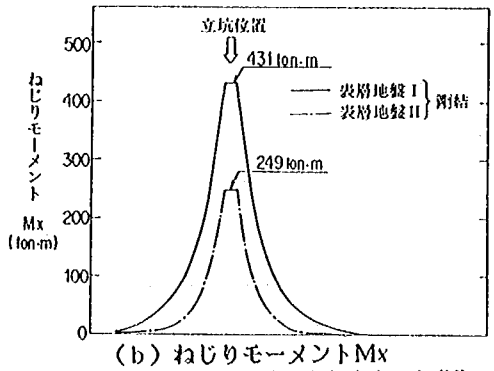


（b）曲げモーメントMz

図－8　断面力の分布（軸方向に加振）



（a）曲げモーメントMy



（b）ねじりモーメントMx

図－9　断面力の分布（軸直角方向に加振）

表－3　シールドトンネル各部の最大応力

ケース	応力	セグメント応力 σc (kg/cm²) 引張 σct	セグメント応力 σc (kg/cm²) 圧縮 σcc	二次覆工応力 σc (kg/cm²) 引張 σct	二次覆工応力 σc (kg/cm²) 圧縮 σcc	ボルト張力 fy (t)
ケース1	軸力 Fx による応力	1.0	1.0	37.8	37.8	1.03
	曲げモーメント My による応力	0.2	6.2	6.2	4.0	0.17
ケース3	軸力 Fx による応力	1.1	1.1	42.2	42.2	1.15
	曲げモーメント Mz による応力	2.4	89.0	88.9	58.0	2.51
	曲げモーメント My による応力	0.1	4.7	4.7	3.1	0.13
	ねじりモーメント Mx による応力	—	—	10.4	10.4	—

4．都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査

総合治水研究室　室　長　吉本　俊裕
研究員　井出　康郎
研究員　本間　久枝
研究員　須見　徹太郎
高橋　克彦

1.まえがき

流域の都市化に伴って、従前の山地・田畑等の有していた保水・遊水及び浸透機能が低下し、河川への流出量が増加してきている。また都市域内での排水路・下水道の整備により、降雨から流出までにかかる洪水流出時間が減少しており、これに伴い河川の洪水ピーク流量の増大が生じている。これらに対処するために河川の改修が急がれるが、これら都市化の進展した流域での河川改修は、用地的、財政的にも解決が困難な問題が多く、増大する流量に対し河川の流下能力は不足しているのが現状である。

一方、都市域での資産の蓄積に伴うダメージポテンシャルの増大、慢性的浸水区域の存在等により、都市雨水排水施設の重要性は高まっている。しかしながらこれら下水道等排水施設の排水量は、受皿である河川の流下能力により制限されるため、新規の下水道整備や既存施設のレベルアップは困難な状況にある。

このような状況下で、河川や下水道幹線への負担軽減を図るために、最近では貯留型、浸透型など各種の流出抑制型の下水道施設が施工されている。

2.調査の目的及び概要

本調査は、流出抑制施設を対象として、河川や幹線施設等の流量負担の軽減化の検討を行うとともに、都市域の治水安全度の向上を図るための都市雨水処理計画の検討を行い、河川計画との整合を踏まえた上で、これらの施設を経済性、治水安全度、施工性、維持管理等の面から従来型の排水施設と比較検討し、総合的な都市雨水排除計画に資する目的で行うものである。

初年度である６２年度は、流域抑制施設の実態調査、施設種別毎の水理特性の検討並びに水理モデルの検討を行うとともに、流域内におけるこれらの施設の機能評価モデル作成のための基礎資料の収集のため１０km^2 程度のモデル流域において流出抑制施設・排水路網等に関する面的な調査を行った。

3.調査成果

3.1 下水道における雨水処理対策

流出抑制施設として現在施工されている施設を、その関係事業・制度毎に表－１にまとめた。こ

れらの内、本調査では特に、下水道事業の一環として実施される雨水処理モデル事業と、これ以外の下水道事業における代表的な雨水処理対策事例について調査した。

表－1　流出抑制施設に係る事業・制度等一覧表

種　別	事業・制度等	施設設置主体	設置施設
河川事業	防災調節池事業 雨水貯留事業 高規貯留浸透事業 特定保水地浸透事業 総合治水流域調節池事業	河川管理者 （地方自治体）	防災調節池 雨水貯留施設 貯留浸透施設 浸透施設 高規調節池
下水道 事　業	雨水処理モデル事業 その他の下水道事業	下水道管理者 （地方自治体）	貯留・浸透・排水施設 幹線貯留等
規制	宅地開発等指導要綱等	開発者	調整池・防災小屋 雨水貯留・浸透施設
融資等	都市雨水対策施設整備融資制度 特定雨水対策住宅地域設置割増融資制度	企業 個人	公益施設に係る浸水施設 雨水貯留施設・調節池 雨水貯留・浸透施設 住宅の高床化・防水扉等
その他	公共公益施設での雨水処理施設の設置 雨水の各戸貯留・浸透	地方自治体 民間・個人	公園貯留等 雨水貯留・浸透施設等

雨水処理モデル事業については、昭和62年時点で表－２に掲げる通り現在１８の自治体で実施されており、またモデル事業以外の事例としては、札幌市、東京都などのものがある。

施設の種別をみると、貯留施設１１事例（内モデル事業以外２事例）、浸透施設８事例、排水施設３事例であり、貯留施設が最も多く約半数を占める。貯留施設としては、廃川敷及び高等学校のグランド地下を利用するもの（伊野町）、工業団地内の工場用地の沿道緑地を利用するもの（大穂町）、埋立地と市街地の間の運河の干満差を利用するもの（市原市）、旧地下道を利用するもの（八尾市）、駅前広場の地下を利用するもの（東大阪市）等、地域の特性に応じ、既存の施設をうまく利用しているのが特色である。浸透施設については、個別調査を行った箇所は少ないが、傾向としては、第四期凝結溶解岩（菊陽町）、洪積世砂礫層（相模原市）などのように透水性の高い基礎地盤を有する地域での実施例が多いようである。またモデル事業以外の事例としては、東京都の管内貯留を考慮した流出抑制型下水道、札幌市の幹線管路内での貯留など、下水道の根幹施設の一部として設計・施工されているものがある。

表－２　雨水処理モデル下水道事業及びその他の雨水対策施設－覧表

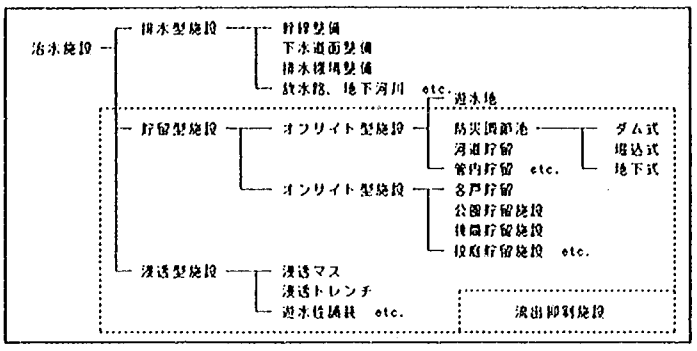
雨水処理対策モデル事業				
実施場所	事業実施機関	実施年度	雨水処理対策施設	施設分類
宮城県	仙台市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
茨城県	大穂町	S.61～	雨水貯留施設	貯留型
栃木県	宇都宮市	S.57～	バイパス下水道	排水型
千葉県	市原市	S.59～	潮の干満差による雨水排除	貯留・排水型
東京都	東京都	S.58～	雨水貯留施設	貯留型
神奈川県	川崎市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
神奈川県	横浜市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
神奈川県	平塚市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
神奈川県	相模原市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
静岡県	浜松市	S.57～	雨水浸透井戸	浸透型
愛知県	名古屋市	S.57～	雨水浸透型下水道	浸透型
京都府	綾置市	S.59～	雨水貯留施設	貯留型
大阪府	大阪市	S.58～ S.60～	雨水貯留施設 放水路	貯留型 排水型
大阪府	東大阪市	S.59～	地下貯留施設	貯留型
大阪府	八尾市	S.60～	地下貯留施設	貯留型
愛媛県	松山市	S.61～	地下貯留施設	貯留型
熊本県	菊陽町	S.59～	雨水浸透型下水道	浸透型
熊本県	八代市	S.60～	雨水貯留施設	貯留型
その他の施設				
実施場所	事業実施機関		雨水処理対策施設	施設分類
北海道	札幌市		幹線管渠による雨水貯留	貯留型
東京都	東京都		流出抑制型下水道	貯留型

3.2 流出抑制施設の効果把握手法の検討

3.2.1 流出抑制施設の類型化

各個施設のモデル化のため

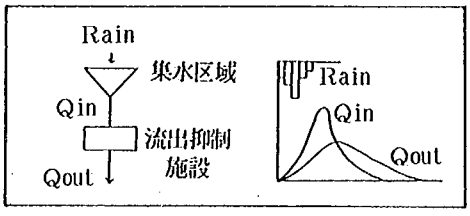
の基礎条件の設定のため、まず流出抑制施設の類型化を行った。図－１に示すように流域治水施設は、施設機能の面から排水型、貯留型、及び浸透型の３種に大別でき、さらに施設規模・形態により細分できる。流域治水施設の内、流出抑制施設については図中点線によりかこった。



図－１　流域治水施設の分類

3.2.2 モデル化の検討

図－２に、各個施設のモデル一般概念図を示す。この場合各個別の流出抑制施設は、それぞれの集水区域から流出してくる洪水波形を変形する一種のフィルターの役割を有している。以下にそれぞれの施設別のモデルの検討結果について述べる。



図－２　モデル概念図

①貯留型施設

i)ダム式

ダム式の貯留型施設の水理特性を表現する運動方程式及び連続の式は、一般に次式のような貯留関数型モデルとして表現できる。

$$\frac{dV(h)}{dt} = Q_{out} - Q_{in} \quad \cdots\cdots (1)$$

$$Q_{out} = b\,h^{q} \quad \cdots\cdots (2)$$

但し　V（h）；貯留量、h；水深、Q_{in}；施設への流入量、Q_{out}；施設からの流出量

b；流量係数（オリフィスの場合 $b = CA\sqrt{2g}$、クレストの場合 $b = CB$）

q；流出形態を表わす係数（オリフィスの場合 $q = 1/2$、クレストの場合 $q = 3/2$）

ここで貯水池の幾何的形状を（３）式により表現できると仮定すると、（２）式は（４）式のように変形できる。

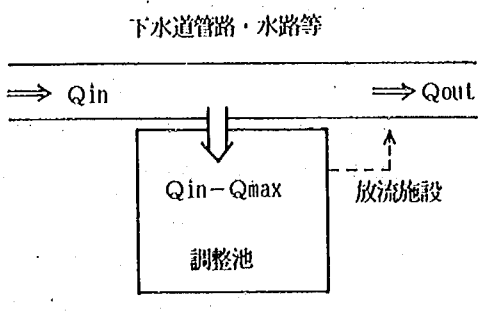
$$V = a\,h^{p} \quad \cdots\cdots (3)$$

$$Q_{out} = \beta V^{\alpha} \quad \cdots\cdots (4)$$

ここで　$\alpha = q/p$、$\beta = b/a^{\alpha}$である。

ii）掘込式・地下式

掘込式及び地下式の貯留施設は、流入流出の形態によってさらにオンライン型とオフライン型に分類できる。オンライン型の水理特性はダム式と同様である。ただし、貯留水をポンプ等により強制的に排水しているようなオンライン型施設の場合、その水



図－３　オフライン型施設概念図

理特性はポンプの運転方式により決まるため貯留関数型のモデルでは表現できない。

一方オフライン型の貯留施設は、一定量調節に近い水理特性を有している。図－３にオフライン型施設の概念図を示すが、このタイプの施設の水理特性は次の（５）式に示すようなモデル化が可能である。

$$Q_{out} = Min(Q_{in}, Q_{max}) \quad \cdots\cdots (5)$$

ここに、Q_{max}；越流開始流量

iii） 河道・管内貯留

河道・管内貯留施設は、マニングの等流公式を用いダム式と同様に（６）式に示すような、貯留関数によりモデル化することが可能である。

$$Q = \beta_c V^{\alpha_c}$$

$$\alpha_c = \frac{2s}{3t} + 1 \quad \cdots\cdots (6)$$

$$\beta_c = n^{-1} i^{\frac{1}{2}} L^{-\alpha_c} \varepsilon^{\frac{2}{3}} \xi^{1-\alpha_c}$$

但し、n：マニングの粗度係数　i；流路勾配　L；流路長　であり、

また　ε，ξ，s，t　は、流路の形状を表す定数で（７）式より定義される。

$$R = \varepsilon h^s \quad \cdots\cdots (7)$$

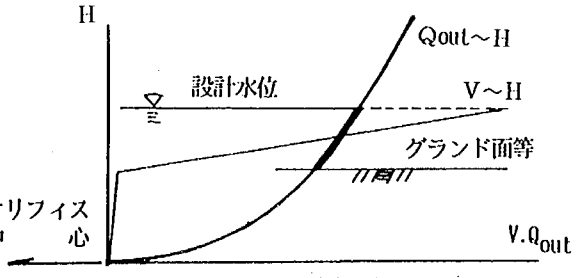
$$A = \xi h^t$$

但し、R；径深　　A；流水断面積である。

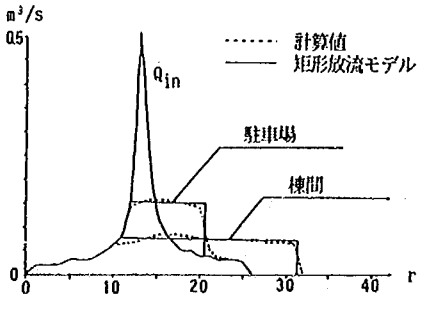
iv） オンサイト型貯留施設

棟間貯留、駐車場貯留、グランド貯留等のオンサイト型貯留施設は、平常時には施設を治水目的以外で利用するため、安全性・利便性等を考慮すると設計水深をあまり大きくとれない。実績によるとその設計湛水深は15～30cmである場合が多い。

また、平常時の排水を考えると、放流施設の呑口は、湛水池底面より低い場合が多く、図－４に示すようにそのH～Q、H～V曲線は、指数関数で近似できないため、ダム式の様な貯留関数型モデルは適用できない。しかし、洪水時の利用水深の範囲が狭いため、放流量は一定と仮定でき、（８）式に示すような矩形放流モデルにより表現できる。図－５に実際の施設について計算した結果とモデルとの比較を示す。なお計算には、横浜市における平均的な施設の諸元を用いた。



図－４　オンサイト型貯留施設の特性



図－５　調節計算結果と矩形放流モデルとの比較

$V \leq V_L$ のとき　$Q_{out} = Q_{in}$　……（8）

$V > V_L$ のとき　$Q_{out} = Q_0$

但し、V_L；水位がグラウンド等のレベルに達するまでの容量

Q_0；矩形放流モデルにより近似される放流量

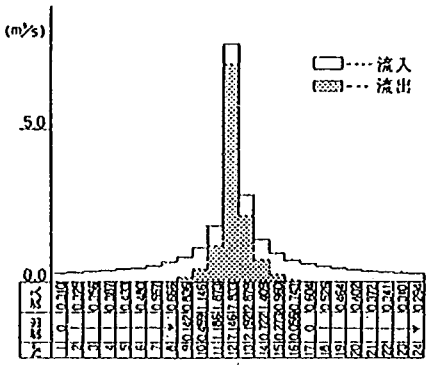
②浸透型

浸透桝などの浸透施設の浸透能力は、浸透面の面積と水深の関数で表すことができるが、浸透施設自体が容量を持つことを考えると、結局地下への浸透量Qs は（9）式に示すような貯留関数型モデルとして表すことができる。

$Qs = a \Lambda H = a V$　……（9）

ここに、a；浸透能力係数、A；浸透面積、

H；水深、V；浸透桝の容量



図－6　浸透施設の効果（貯留関数型）

しかしながら浸透施設の容積は集水面積に比べ小さく、このため施設計画で用いられる降雨に対して、施設は降雨初期の段階で満水し、貯留による効果は少ないと考えられる。そこで検証のため、実際に浸透桝を設置している一般住宅を例にケーススタディを行った。対象とした住宅は、宅地面積154.8 ㎡で、３基の浸透桝を設置している。計算に用いた浸透桝の諸元は、一基当りの浸透能力 f=3.8ℓ/min、設計水頭 H0=1.0m、A=0.0707m²とし、降雨は超過確率1/10の中央集中型ものを用いた。計算結果を有効雨量に換算したものを図－６に示す。グラフから施設計画規模レベルの降雨に対しては、施設の貯留効果はほとんどなく、このため貯留関数型モデルより簡便であるベースカットモデル（有効雨量から設計浸透量相当雨量を差し引くモデル）で充分表現できることがわかる。

3.3 流域治水施設の配置実態

流出抑制施設の諸元特性の実態を把握するために、現地流域において流出抑制施設の実態調査を行った。対象流域は、

① 流域面積が１０ｋｍ² 程度で調査が手ごろである。

② 流域内に抑制施設が多く配置されている。

③ 流域の開発が進んでいる。

④ 下水道が整備されている。

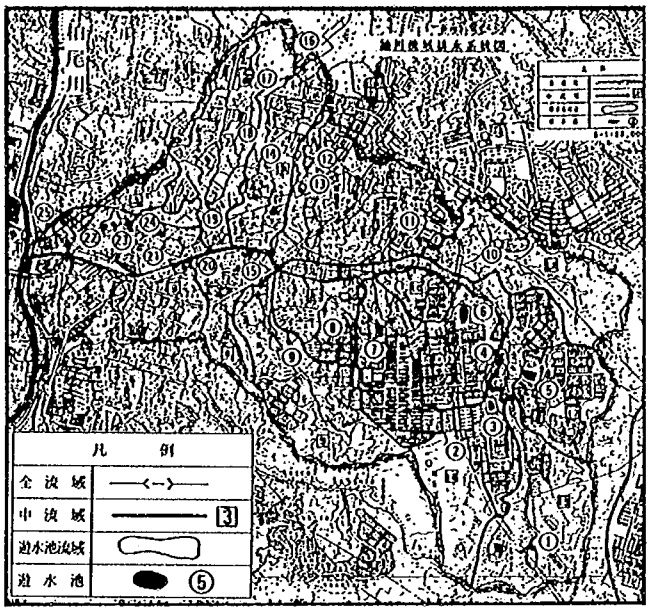
⑤ 施設諸元の資料がある程度整備されている。

等の条件により、総合治水特定河川でもある神奈川県の境川支川鉈川及び埼玉県の新河岸川支川久保川を選んだ。以下鉈川における現地調査結果について述べる。

鉈川は、横浜市に位置する流域面積 14.07ｋｍ² 、流路延長7.2ｋｍ の二級河川である。位置的に首都圏に近く、また丘陵地であるため宅地開発を誘発し易いという地形的条件ともあいまって、

流域の約７０％が既に開発されている。

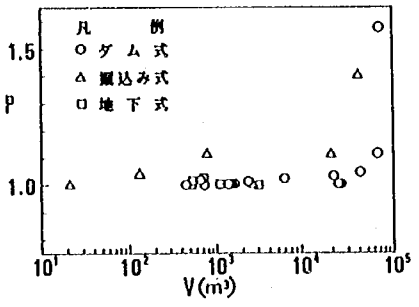
下水道は、流域の開発に伴い昭和４６年～５０年にかけて上流域、昭和５１年～５５年までは上中流域、昭和５５年からは中下流域と、流域の上流側から整備が行わた。昭和６１年時点において流域内での整備率は７４％である。



図－７　狛川流域図

今回の調査において、狛川に設置されている流域抑制施設は調整池（横浜市基準による名称は遊水池）のみで、その他のタイプの流出抑制施設はなかった。調整池は流域内に２５箇所設置されており、（図－７）最大規模の調整池は貯留量７万m³、また１万m³以上の貯水量のある調整池は８箇所と比較的に規模の大きい調整池が存在している。調整池全体の貯留量は、約３３万m³となり、流域全体でみると相当雨量で２３㎜の貯留量があることになる。

調整池の放流施設はすべてオリフィスであった。形態別では、ダム式の調整池が１４箇所、堀込み式が６箇所、地下式が５箇所であった。



図－８　貯留量とPの関係

今回調査した狛川流域の調整池についてH～V曲線から式（３）のｐの値を計算し、調節容量に対しプロットしたものが図－８である。このグラフによるとｐの値は1.0から1.6の間にあり、また容量10000m³以下の調整池は、ｐの値がほぼ1.0 であるといえる。ｐの値が1.0 のものは、側壁が直立した形状の調整池である。地下式は、ほとんどこの形状のものである。ダム式・堀込式の場合は、側壁を土のまま斜壁にしているものが多く、このような調整池ではｐ＝1.0 とはならない。また、多目的利用をしている施設では利用目的に応じ斜面勾配を緩やかにしているので、ｐの値は大きくなる傾向にある。狛川では、ゴルフの練習場として利用されているケースがあり、この施設のｐは1.4 であった。

4．今後の課題

今後は、今回の水理モデルの適用性をさらに検討し、狛川流域等の実流域においてケーススタディを行い、流出抑制施設の効果を考慮した流出モデルの検討を行う予定である。

5．コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査

緑化研究室 室　　長 前田 博
主任研究員 有村恒夫
飯塚康雄

1. まえがき

海岸埋立て地、丘陵地のニュータウン、高速道路等、大規模造成地における緑化が急増している現在、その施工にあたって大量の植栽土壌を必要とすることが多くなってきているが、植栽に適した良質な客土を確保することは困難な状況にある。また、現場発生土を植栽に適した土壌に改良する場合でも、既存の土壌改良材を用いた方法では高価なものとなるため、局部的な改良に終わらざるを得ない場合も少なくない。

こうした状況の中、下水汚泥に含まれる豊富な有機物に着目してこれを緑化地における土壌改良資材として活用する研究が各方面で進められており、当研究室においても前年度までの研究において汚泥の施用が樹木や芝の生育に非常に有効であることを確認している。しかし、汚泥は土壌改良を目的として製造されるものではなく、下水処理の結果として発生する余剰物質であるために土壌改良資材としては品質的なバラツキが大きいほか、汚泥の品質、施用方法、施用対象となる土壌の種類によっては逆に植物の生育に有害となることも危惧されている。このため、各地で発生する多種多様な品質の汚泥及び施用対象となる土壌の種類に適確に対応した施用技術の確立が待たれている。

2. 調査の目的

62年度は、既植栽地に対するコンポスト汚泥の施用効果及び砂質土壌に対する消化脱水汚泥及びコンポスト汚泥による土壌改良効果を確認することを目的としている。また、前年度までの調査において明らかにした消化脱水汚泥を用いる際の存置期間の設置の必要性については、施工現場での対応が困難なことからそれを回避する方法についても検討することとした。

3. 調査の方法

調査は、既植栽木に対するコンポスト汚泥の施肥効果に関するもの及び砂質土壌に対するコンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の土壌改良効果に関するものから成る。

3.1 コンポスト汚泥の施肥効果

昭和57年 6月に植栽され、昭和62年 2月にコンポスト汚泥を施用した６樹種９本について、昭和63年2月に樹木生育状況及び土壌調査を実施し、コンポスト汚泥の施用による施肥効果を調べた。

実験に用いた植栽地、樹木、コンポスト汚泥の諸元は次のとおり。

①植栽地・樹木

植　栽　地：コンクリート製ヒューム管（内径120cm、高さ120cm）にクロボク（火山灰性腐植質土壌）を充填したもの９個に樹木を各１本づつ合計９本植栽。

樹　　種：モチノキ、シラカシ、マテバシイ各２本、トウカエデ、プラタナス、イチョウ各１本、

樹木の形状：コンポスト汚泥施用時の樹高 278cm～523cm

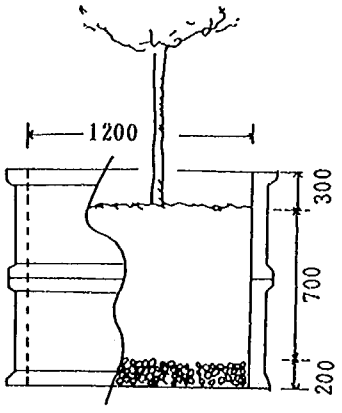


図１　試験区（施肥効果）

②コンポスト汚泥

生産施設：埼玉県東松山市高坂終末処理場

種　　類：消化脱水汚泥＋モミガラ混合のコンポスト製品

凝 集 剤：石灰系凝集剤

品質（公表値）：含水率 40～50%、pH 7～ 8、有機物 30～40%、
窒素 0.5～1.0%、
りん酸 0.5～1.0%、カリウム 0.15～0.40%

3.2 コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の土壌改良効果

昭和62年 8月27日にマサ土（花崗岩の風化土）にコンポスト汚泥、消化脱水汚泥を混入した試験区及び固形肥料、バーク堆肥を混入した対照区を設け、４日後の8月31日にマテバシイのポット栽培苗を植栽した。

実験に用いた植栽地、樹木、コンポスト汚泥、消化脱水汚泥の諸元は次のとおり。

①植栽地

各試験区毎に耐水合板により区画し、マサ土（花崗岩の風化土、土性は壌質砂土）を盛土した後、バックホウを用いて所定の資材を混入かく拌した。各試験区の平均混合深さは、40～53cmであった。

②樹木

樹種・数量：マテバシイ・各試験区５本×20試験区、合計 100本

樹木の形状：樹高 70cm～ 100cm、ポット栽培苗(ポットの直径 12cm)

③コンポスト汚泥

生産施設：茨城県土浦市霞ヶ浦流域下水道事務所

種　　類：消化脱水汚泥単体によるコンポスト製品

凝 集 剤：高分子系凝集剤

品質（実測値）：含水率 24.5%、全炭素 27.87%、全窒素 1.78%、全りん酸 178.5mg/100g
全カリウム 3.52mg/100g、全カルシウム 14.36mg/100g

④消化脱水汚泥

生 産 施 設：コンポスト汚泥に同じ

種　　類：消化脱水汚泥単体

凝 集 剤：コンポスト汚泥に同じ

品質(実測値)：含水率 81.9%、全炭素 27.45%、全窒素 2.14%、全りん酸 257.4mg/100g

全カリウム 5.05mg/100g、全カルシウム 9.05mg/100g

⑤バーク堆肥

品質(公表値)：含水率 60%±5、有機物 ≧70%、全窒素 ≧1.2%、全りん酸 ≧0.5%、

全カリウム ≧0.3%、炭素率(C/N) ≦35、pH(H_2O) 5.5～7.5

⑥固形肥料

種類・形状：ＩＢ化成肥料、固形（1個約15ｇ）

成　　分：窒素 12%、りん酸 6%、カリウム 6%

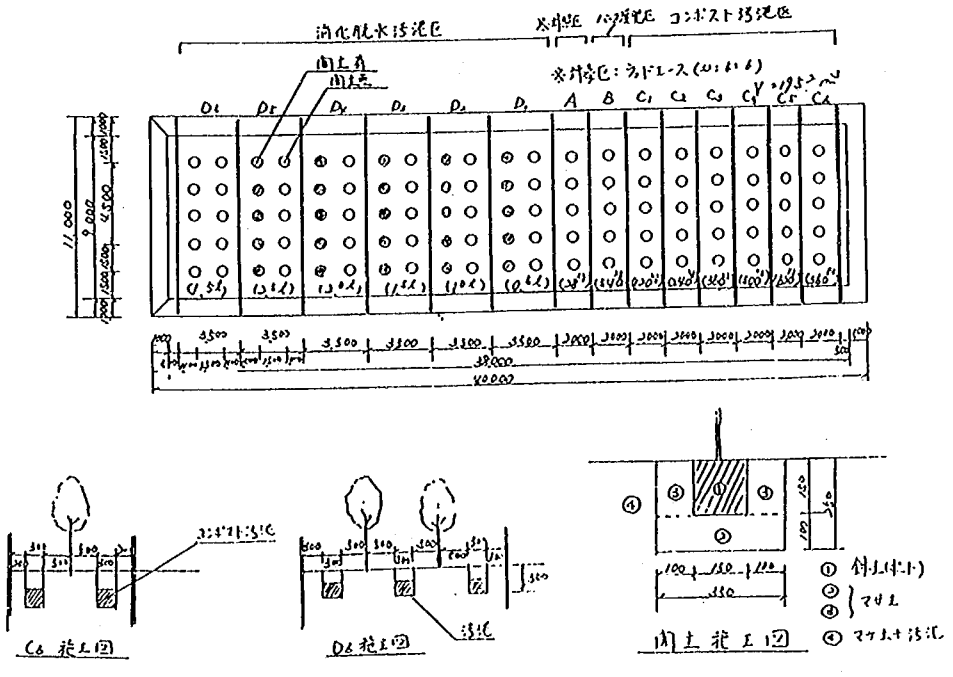


図2　試験区（土壌改良効果）

4. 調査結果

4.1 コンポスト汚泥の施肥効果

①樹木生育状況

コンポスト汚泥施用後1年間の年間樹高生長量及び年間幹（根元周）肥大量について、施用前の2ヵ

年と比較したものをそれぞれ図3及び図4に示した。これによると、イチョウ及びモチノキを除けばコンポスト汚泥の施用による効果が明瞭にでている。また、その効果は幹肥大量よりも樹高生長量に大きく現れており、コンポスト汚泥の施用により徒長を生じていることがわかる。このことは、新梢の伸長量にも現れており、例えばマテバシイの新梢最大伸長量は、施用前年の36cmから施用後は65cmに、シラカシにおいても27cmから45cmと大きく伸びていることでもわかる。ただ、シラカシ、マテバシイとも樹冠の先端部分では徒長枝がみられず、そのために新梢の伸長量が樹高の生長量に劣る結果となっているが、その原因はよく分からない。汚泥等の大量施用による問題点の一つとして、従来から葉の奇形や樹形の乱れが指摘されており、特に樹形を尊重する必要のある街路樹（並木）や公園の樹木に対して施用する場合は、これらを考慮して適せて施用量を決定する必要がある。

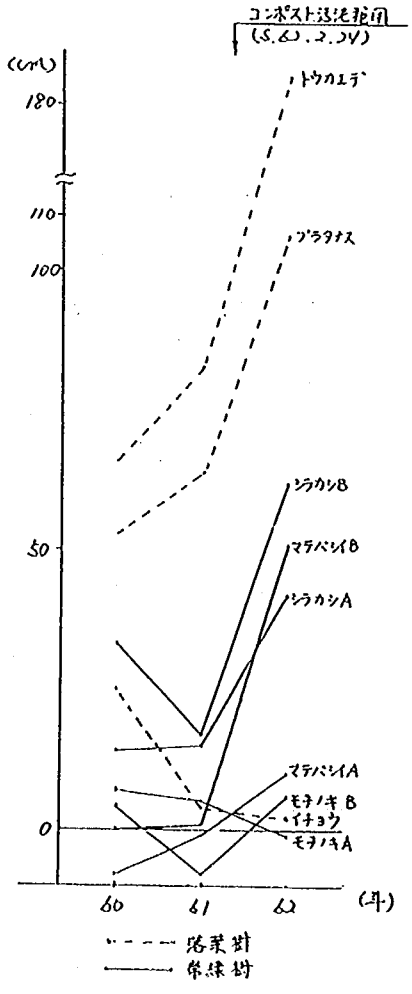


図2　年間樹高生長量

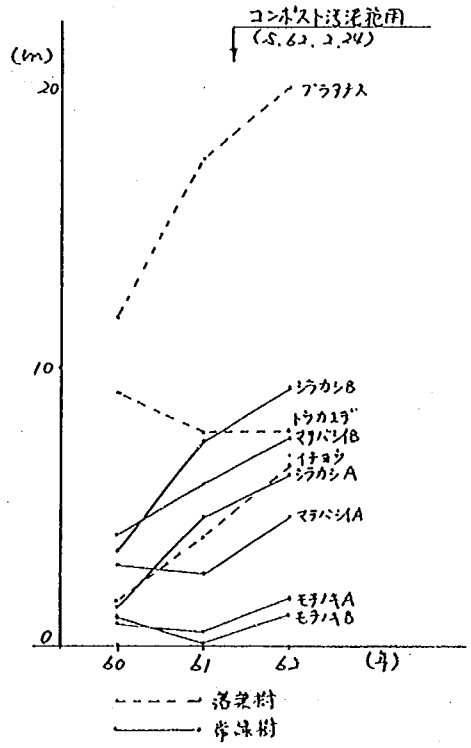


図3　年間幹（根元周）肥大量

樹種別では、生長の絶対量としては落葉樹の方が大きいが、施用の効果としては、常緑樹、落葉樹の別なく良好な結果が現れていると考えてよい。モチノキの生長が改善されていないのは、元来生長が遅く、樹高も高くならない樹種であることによると考えられるが、イチョウは、生長が早く樹高も大きくなる樹種であり、なぜ施肥効果が現れないのかよく分からない。

葉色の測定結果では施用の前後で特に違いは認められないが、これは、次項の土壌分析結果でも明らかなように、葉色を左右する窒素が施用前においても比較的高い水準にあったためと考えられる。

②土壌分析結果

コンポスト汚泥の施用前後の土壌分析結果を表1に示した。

表1　土壌分析結果

測定項目 (単位)	pH(H_2O)		E C (mS/cm)		全窒素 (%)		NH_4-N (mg/100g)		NO_3-N (mg/100g)		有効燐酸 (mg/100g)		カリウム (mg/100g)	
試験区	施用前	施用後	施用前	施用後	施用前	施用後	施用前	施用後	施用前	施用後	施用前	施用後	施用前	施用後
モチノキ A	6.7	7.2	0.02	0.28	0.15	0.24		3.89		5.73	2.33	56.1	0.27	0.63
B	6.6	7.3	0.03	0.22	0.16	0.21		2.26		3.47	3.14	41.1	0.22	0.55
シラカシ A	6.6	7.4	0.02	0.10	0.02	0.13		1.68		3.05	1.55	24.2	0.21	0.69
B	6.6	7.4	0.02	0.12	0.03	0.08		2.19		2.77	0.79	37.4	0.18	0.36
マテバシイ A	6.6	7.6	0.03	0.18	0.16	0.12		5.38		5.22	2.94	76.3	0.28	0.84
B	6.5	7.3	0.03	0.17	0.16	0.11		1.91		3.55	2.35	86.4	0.24	0.95
トウカエデ	6.5	7.3	0.03	0.11	0.20	0.26		0.01		0.14	1.52	17.3	0.52	0.32
プラタナス	6.5	7.2	0.06	0.15	0.16	0.14		0.64		12.54	2.33	32.5	0.37	0.77
イチョウ	6.5	7.4	0.03	0.09	0.17	0.14		1.56		3.68	0.73	36.9	0.31	0.41
平均	6.6	7.3	0.03	0.16	0.13	0.16		2.17		4.46	1.96	45.4	0.29	0.61

コンポスト汚泥施用後の土壌分析結果は、pH(H_2O)、EC、全窒素及び有効態りん酸ともに植栽土壌として良好な状態にある。

施用の前後で比較すると、pH(H_2O)及びECの値が急激に上昇しているのが認められる。全窒素は、平均で0.13から0.16（%）へと増加しているが、さほどの増加量ではない。有効態りん酸の平均は、1.96から45.4（mg/100g）と23倍に増加している。置換性カリウムは、0.29から0.61（mg/100g）へと倍増している。ただ、pH(H_2O)を除くいずれの測定値もバラツキが非常に大きい。汚泥の品質のバラツキが大きいことはよく知られており、そのためにコンポスト汚泥の品質にもバラツキが生ることは考えられるが、今回の測定値は、それ以上のバラツキが生じている。その原因としては、土壌分析の際のサンプリング、施用時の混入かく拌の不徹底等が考えられるが、再度詳細な分析を行い原因を確認する必要がある。

分析結果から考察すると、pH及び燐酸を除いたそのほかの値は、ほぼ適正とされる範囲に納まっているが、pH(H_2O)及び燐酸の値は、植物の良好な生育を期待するには限界に近く、今回の1㎡あたり18kgというのは限界に近い施用量であったと考えられる。このため、土壌改良等の目的で施用量をこれ以上大きくすることは困難であると考えられる。

4.2 コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の土壌改良効果

施工後あまり時間が経過していないため、生育状況には差が認められない。また、消化脱水汚泥はまだ原型をとどめており、消化脱水汚泥の混入土壌について化学的に分析できる状態になっていないため、土壌の変化を把握できるのは63年の秋以降になる。

61年度の調査の掘るい(裸)根による植栽試験において指摘した消化脱水汚泥混入による施用障害は、大量施用区（180kg/㎥、150kg/㎥）で間土を行わず植栽した供試樹木の一部に葉の奇形が認められたものの、間土を行った試験区では何ら異常は認められなかった。このことから、今回の試験植栽のように土をつけたままでの樹木植栽では存置期間の設置は必要とせず、150kg/㎥を越えるような大量施用の場合でも間土を施せば植栽可能であることが確認できた。

しかし、こうした大量施用区では、土が軟弱となり立入り利用が困難な状態がかなり長期に渡って継続することから、施工及び緑地利用上からは100kg/㎥程度が限界と考えられる。

また、コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥を混入した植栽地では、汚泥に混入していたとみられる野菜や雑草の種子が発芽し、一面覆いつくされる現象がみられた。雑草等の発生は夏と春の2回みられ、その種類は、夏はトマトやスイカ等の野菜類が主体なのに対し、春は雑草が主体であった。この問題に対しては、除草剤（発芽抑制剤）の散布等により対応可能ではあるが、雑草等の発生が2季以上に渡ることから汚泥等を緑地に利用していくうえで考慮すべき大きな問題である。

5. おわりに

今後、62年度の試験植栽地に関して樹木の生育状況及び土壌の理化学性の把握を行うことによって、砂質土壌に対する適正施用量を確認する必要がある。

コンポスト汚泥は、製造の際混入するモミガラ、バーク等の資材の違いによって異なる性質を有すると考えられることから、その施肥効果及び土壌改良効果に関しては、製品の種類別に効果及び適正施用量を確認する必要がある。

消化脱水汚泥に関しては、生の形態での緑地利用の普及を図ることは、今回の試験施工における作業員の反応等から判断しても、臭気や不潔感等が解消されない限り、かなり困難であると考えられる。このため、何等かの簡易な加工を施すことによって、こうした問題を除去することが必要と考えられる。具体には、汚泥発生現場において土壌と混合することによって臭気や含水率の低下を図るとか、造粒の後コーティング加工を施すとかといったこと等が考えられる。

6．焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査

土質研究室　室　長　久楽勝行
主任研究員　三木博史
工藤浩一郎
林　義之

1．まえがき

下水道の普及に伴い、下水処理によって発生する下水汚泥も年々増大する傾向にある。そして、汚泥処理の結果として毎年大量の下水汚泥焼却灰（以後、焼却灰と呼ぶ）が発生している。現在、焼却灰は他の多くの廃棄物同様、海面・陸上埋立等の方法により処理されているが、処分地の減少や周辺環境への影響等により、種々の規制を受けるようになってきている。従って、焼却灰を建設資材として有効に利用することができれば、処分地の確保の問題や資源の再利用による省資源化という観点からも非常に得策である。特に、焼却灰の中でも石灰系焼却灰は、土と単体ないし他の土質改良材（セメント、生石灰等）と組み合わせて混合することにより、強度を発現し土質改良効果があることが建設省総合技術開発プロジェクトの調査・研究等からも明らかになっている。しかしながら、焼却灰を土質改良材として使用する場合、下水処理場から発生した焼却灰を備蓄・保管することによって生じる品質変化の判定手法や、品質変化が土質改良効果に及ぼす影響、また、土質改良材としての有効な使用方法や焼却灰で改良した土の施工性等についてまだ未解明の点が少なくないので研究の必要がある。

2．研究目的

本研究では、61年度に石灰系焼却灰をある期間保管したときの品質変化の判定の指標となると思われる簡便な試験を行い、いくつかの有効な試験方法を確認した。そこで、62年度は焼却灰を排出する下水処理場を有し、その焼却灰を利用した改良土を用いて試験施工等が実施可能な名古屋市下水道局と共同研究を行い、焼却灰を高温多湿の厳しい保管条件のもとにある期間保管した場合の焼却灰の品質変化の進行状態を試験し、焼却灰の品質変化が土質改良効果に及ぼす影響などについて検討した。また、焼却灰と他の土質改良材である普通ポルトランドセメントや生石灰とを組み合わせ、それぞれの配合量を変化させたときの土質改良効果を調べた。さらに、これらの試験と並行して名古屋市下水道局処理場内において、焼却灰を用いた改良土で埋戻しの試験施工を行い、埋戻し後の改良土等の強度、供用性などを調査することを目的とする。

3．研究方法

3－1　試験に用いた焼却灰と保管条件

今回の試験に用いた焼却灰は石灰系焼却灰で、61年度と同様の、名古屋市下水道局宝神処理場の試料を使用した。そして、表－1に示すように飛散防止のために汚泥焼却炉からの排出時に水を加えて加湿した焼却灰（以下、湿灰と呼ぶ）と、加湿しない焼却灰（以下、乾灰と呼ぶ）の2種類の状態の焼却灰を使用した。保管条件は30±2℃，湿度95%の試料保存箱中に試料を薄く広げた状態にして保管を行い、保管期間は試験開始時，7，14，21，28，60，90日の計7回とした。そして、それぞれの保管期間を経過した試料について、焼却灰単体の品質試験ならびに粘性土と混合した改良土についての土質試験を行った。

表－1　試験に用いた焼却灰試料と保管条件一覧表

年度	採取時期	試料の名称	保管条件	保管期間
61	S62 1月	乾灰A	20±2℃，湿度60%の恒温恒湿室	試験開始時，7，14，21，28日 計5回
		湿灰A'		
62	S62 11月	乾灰B	30±2℃，湿度95%の高温多湿試料箱	試験開始時，7，14，21，28，60，90日 計7回
		湿灰B'		

3－2　焼却灰単体の品質試験

保管によって風化などの品質変化が生じた場合の指標としては含水比，比重，水和速度，強熱減量，などが有効であることが、61年度に行った試験結果から確認されている。そこで、以下の項目について各保管日数毎に試験を行い、焼却灰単体の保管による品質変化の特性を調べた。

①含水比試験：JIS A 1203　土の含水比試験による。

②比重試験：JIS R 5201　セメントの比重試験による。

③水和速度試験：常温25℃，400mlの水に焼却灰300gを投入し、温度上昇を測定する。

④強熱減量試験：焼却灰を120℃で加熱し、吸着水をとり除いたのち、下水道試験法の一般汚泥試験にもとづき600℃で60分間強熱し減量を測定する。

3－3　焼却灰の品質変化が土質改良効果に及ぼす影響に関する試験

試験は、表－2に示す物性の粘性土に所定の保管日数を経過した乾灰Bまたは湿灰B'を混合して改良土を作製し、その改良土の土質改良効果をみるためフォールコーン試験(7日養生供試体）ならびに、改良型フォールコーン試験(28，60日養生供試体)を実施し、その値を一軸圧縮強さq_uに換算して強度を比較した。なお、供試体の作製にあたっては粘性土と焼却灰の混合を容易にするため、粘性土の含水比を液性限界に調整した。焼却灰の配合量は、粘性土の乾燥重量に対する重量百分率で20%とした。供試体は、モルタル用ミキサーによって均一になるように混合して、約100mlの容器に満たした。養生は、供試体

表－2　試料土の物性

		粘性土	砂質土
粒度組成	礫分	2(%)	13(%)
	砂分	9(%)	44(%)
	シルト分	42(%)	41(%)
	粘土分	47(%)	2(%)
コンシステンシー	液性限界	62.5(%)	31.0(%)
	塑性限界	27.2(%)	22.2(%)
	塑性指数	35.3(%)	8.8(%)
日本統一土質分類		CH	SM
比重		2.655	2.643
有機物含有量		0.22(%)	2.2(%)

の表面をラップで覆い、20±2℃の養生箱の中で乾燥しないようにした。

3－4　焼却灰の土質改良効果に関する試験

試験は、表－2に示すような物性をもつ粘性土と砂質土のそれぞれに、焼却炉から採取直後の乾灰Bと湿灰B'を用いて、焼却灰を単体で使用したときの土質改良効果をみるための土質試験と、焼却灰を普通ポルトランドセメント（以後、セメントと呼ぶ）や生石灰と組み合わせて使用したときの土質改良効果をみるための土質試験を表－3に示すような配合で行った。なお、供試体作製、及び試験は「3－3品質変化が土質改良効果に及ぼす影響に関する試験」と同様な方法で行った。

表－3　焼却灰単体およびセメント，生石灰の粘性土，砂質土の乾燥重量に対する配合量

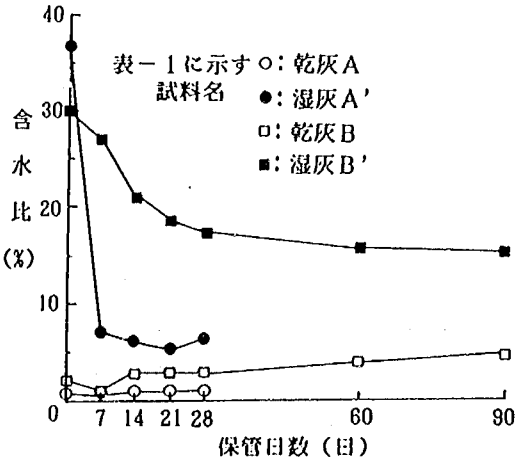
	焼却灰配合量(%)	セメント配合量(%)	生石灰配合量(%)	合　計配合量(%)		焼却灰配合量(%)	セメント配合量(%)	生石灰配合量(%)	合　計配合量(%)
粘性土	0			0	砂質土	0			0
	10			10		10			10
	20			20		20			20
	30			30		30			30
	40			40		40			40
	0	10		10		0	5		5
	10	10		20		10	5		15
	20	10		30		20	5		25
	0		10	10		0		5	5
	10		10	20		10		5	15
	20		10	30		20		5	25

（注）配合量は土の乾燥重量に対する重量百分率

4．研究結果

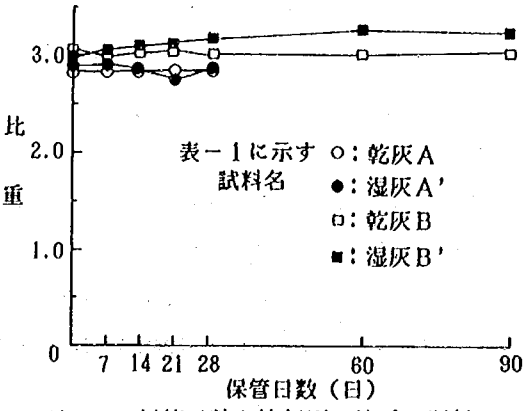
4－1　焼却灰単体の品質試験結果

①含水比試験：　図－1に焼却灰の保管日数と含水比の関係を示す。乾灰についてみると、試料A，Bともに少量ながら湿気の吸水によって含水比の上昇が認められた。湿灰は、加湿による試料の吸水のため、試料A'，B'とも試験開始時において高い含水比を示しているが、保管日数の経過するにつれて含水比が低下し、あるレベルで落ち着くことがわかった。



図－1　保管日数と焼却灰の含水比の関係

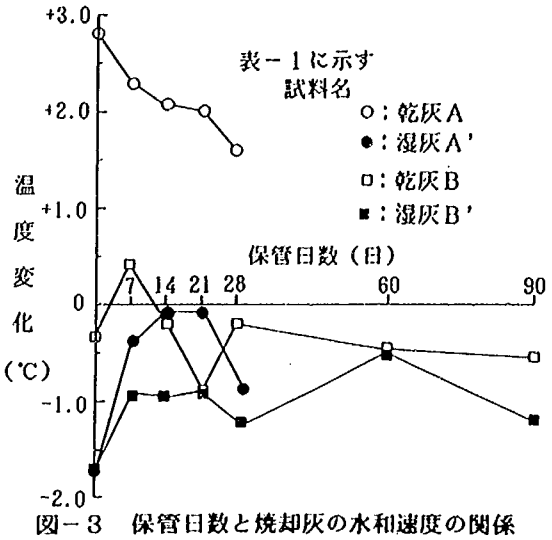
②比重試験：　焼却灰の保管日数と比重の関係を、図－2に示す。乾灰は試料A，Bとも、保管日数による差が認められなかった。一方、湿灰は、試料A'の比重が保管日数の経過に伴い減少しており、試料B'の比重はやや増加の傾向が見られた。これは、焼却灰の成分が加湿によって水和反応等の品質変化をおこしているためと考えられる。



図－2　保管日数と焼却灰の比重の関係

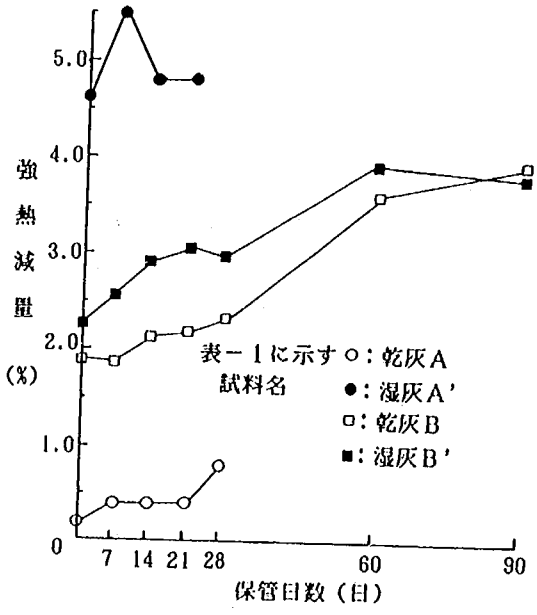
③水和速度試験：　保管日数と焼却灰の水和速度の関係を、図－3に示す。まず、乾灰についてみる

と、試料Aの温度上昇に保管日数の影響が顕著に表れており、保管日数の経過に伴い上昇温度が低くなっていることから、空気中の湿気を吸水し品質変化が進行していることがよみとれる。一方、試料Bについては採取直後においても、温度上昇の傾向が見られなかった。試料AとBは同じ処理場で採取したものであるが、採取時期によって凝集剤（消石灰、塩化第二鉄）の投入量や焼却温度が変化するため、このような差異が生じたものと思われる。なお、湿灰では、温度上昇が見られず、加湿によって焼却灰の水和反応が完了しいることが認められた。



図－3　保管日数と焼却灰の水和速度の関係

④強熱減量試験：　焼却灰の保管日数と強熱減量の関係を、図－4に示す。乾灰A，Bは、保管日数の経過に伴い、強熱減量の値が増加している。特に、試料Bは保管日数とともに、強熱減量の値の上昇が大きくなっており、品質変化が進行していると考えられる。また、湿灰は採取直後の時点で乾灰に比べて強熱減量の値が大きくなっており、加湿によって焼却灰の品質が早期に変化していることがうかがえる。



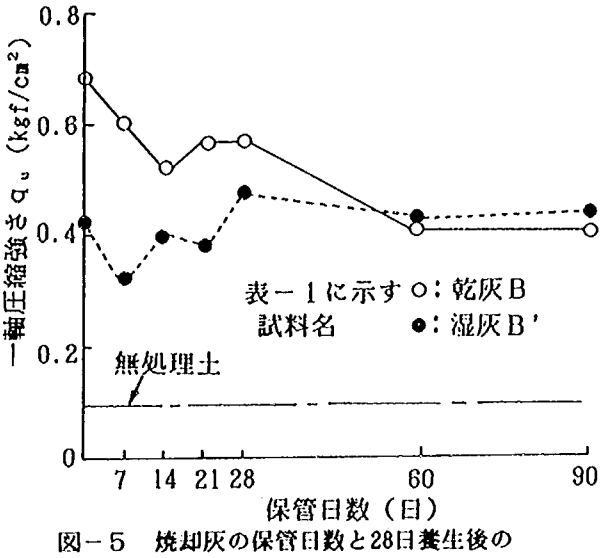
図－4　保管日数と焼却灰の強熱減量の関係

⑤焼却灰の品質試験のまとめ：　焼却灰の品質変化の判断基準を得るため各種試験を行った結果、乾灰については含水比，比重，水和速度，強熱減量の各試験とも焼却灰の品質変化を知るために有効であることが明らかになった。また、湿灰については含水比，強熱減量の各試験により品質変化を知ることができることがわかった。なお、これら試験結果から、湿灰は乾灰に比べ品質変化が速く進行すると考えられる。

4－2　焼却灰の品質変化が土質改良効果に及ぼす影響に関する試験結果

保管日数の異なる焼却灰を粘性土と混合し、28日間養生した後の一軸圧縮強さq_uを調べた結果を図－5に示す。乾灰を用いた場合は、保管日数の経過とともに強度の発現が小さくなっており、保管日数が60日程度以上になると改良土の強度発現が湿灰と同程度にまで落ちてきている。これは、乾灰が空気

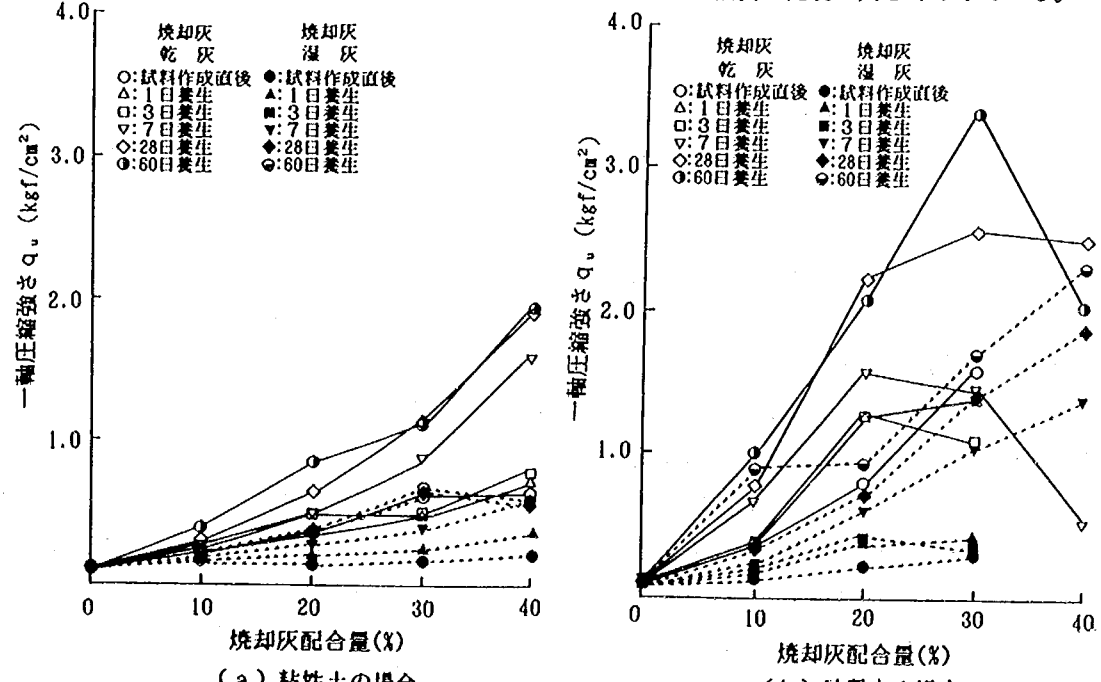
中の湿気を吸水し、強度発現に寄与する吸水作用が低下したためと考えられる。一方、湿灰を用いた場合は、加湿によってもともと吸水効果が落ちているために、保管日数による変化はあまり認められない。なお、図－５中には焼却灰を混合する前の粘性土の強度を示しているが、これと比べると湿灰で改良した土でも強度が発現していることがわかる。また、乾灰Ｂ，湿灰Ｂ'とも改良土の養生日数の経過にともない強度発現が見られ、これらの強度発現はポゾラン反応等によるものと考えられる。このような、ポゾラン反応は、保管日数が経過してもかなり確保されていることが今回の結果から明らかになった。



図－５　焼却灰の保管日数と28日養生後の改良土の一軸圧縮強さ q_u の関係

４－３　焼却灰の土質改良効果に関する試験結果

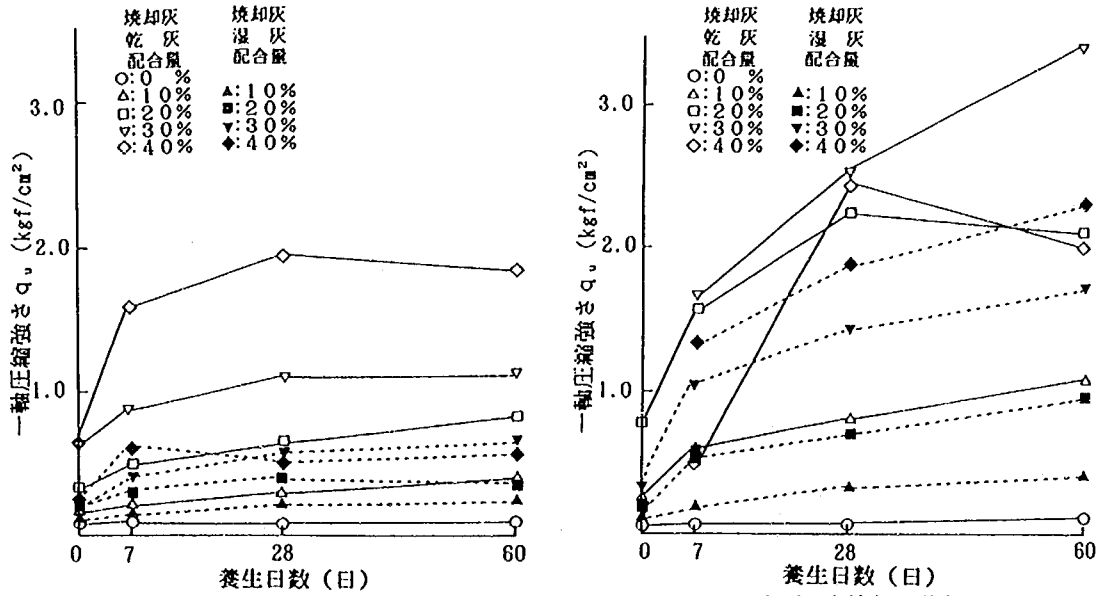
粘性土と砂質土のそれぞれに焼却炉から採取直後の焼却灰を単体で配合したときの焼却灰の配合量と改良土の一軸圧縮強さ q_u との関係を、図－６に示す。まず、焼却灰の配合量と強度発現の関係に着目すると、粘性土の場合は乾灰，湿灰ともに配合量が多くなるほど強度の発現が大きくなっている。一



（ａ）粘性土の場合　　（ｂ）砂質土の場合

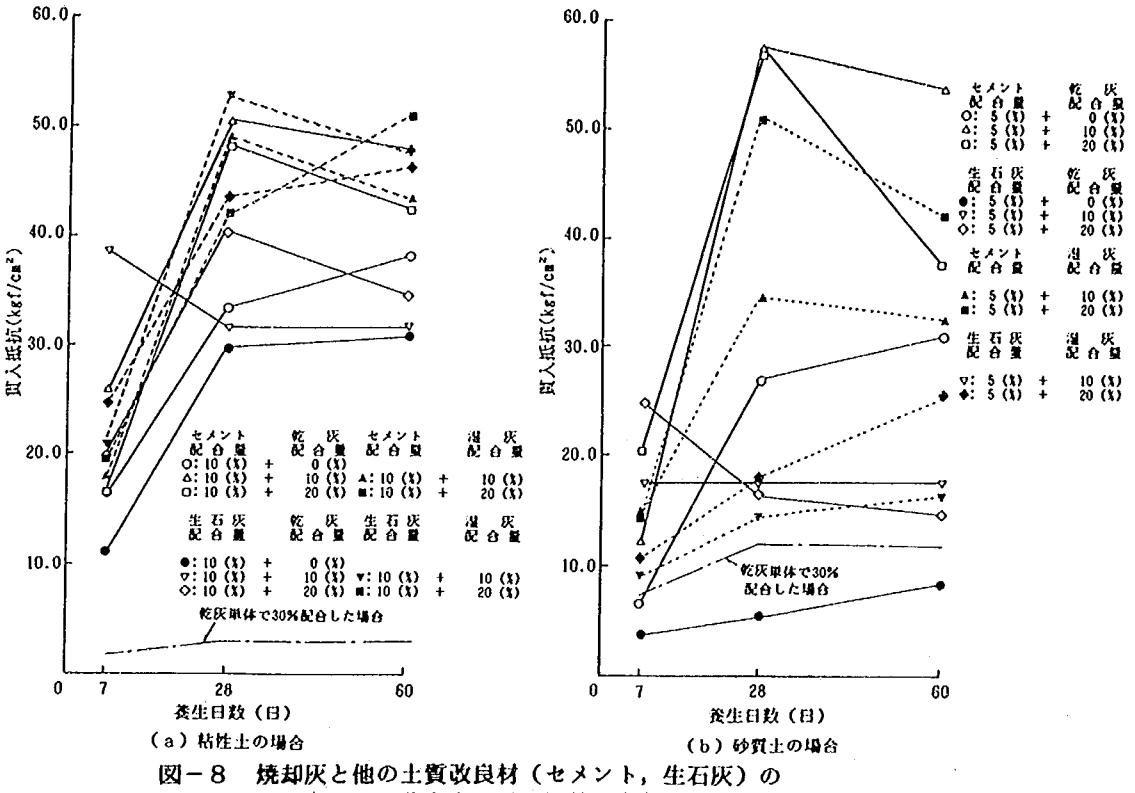
図－６　焼却灰の配合量と改良土の一軸圧縮強さ q_u の関係

方、砂質土の場合は、湿灰では配合量が多いほど強度の発現が大きいが、乾灰では配合量が多すぎると逆に団粒化にともなう強度の低下が認められる。また、乾灰と湿灰の強度発現の違いについてみると、乾灰では吸水作用とポゾラン反応の両方の効果を有しているため、吸水作用のほとんどない湿灰に比べるとかなり大きな強度の発現を示している。一方、湿灰の場合は、吸水作用がほとんどないために、試料作製直後の強度の発現はほとんど認められないが、養生日数とともに強度が伸びていることから判断すると、湿灰にもある程度のポゾラン反応の効果が認められる。また、図－７は、改良土の養生日数と一軸圧縮強さq_uの関係を示したものである。これより、粘性土の場合は、7日養生までの間に強度の伸びが大きく、焼却灰の吸水作用による短期的な強度発現が一軸圧縮強さに大きく寄与しているのに対し、砂質土の場合は、吸水作用のような短期的な強度発現もさることながら、養生日数の経過にともなうポゾラン反応による強度増加も大きいことがわかる。

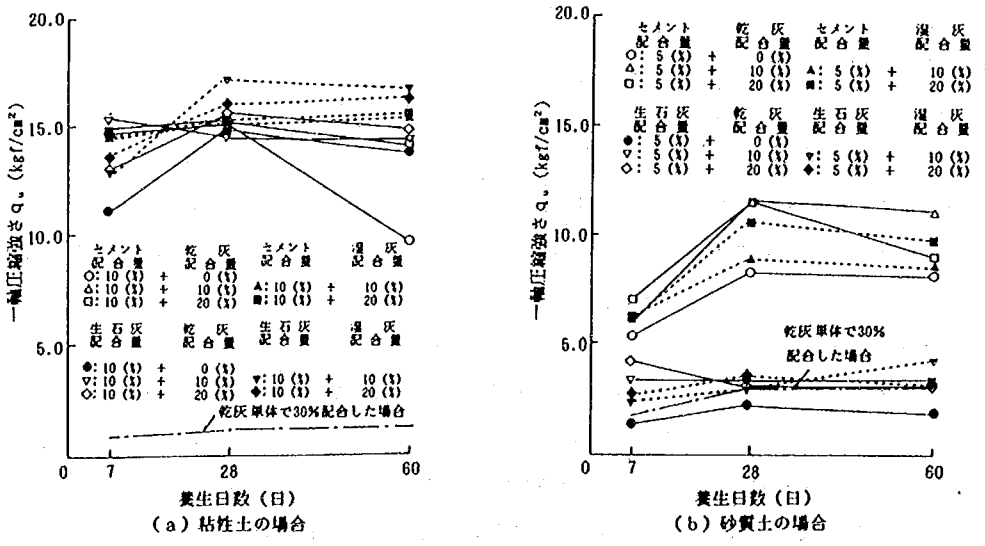


図－７　焼却灰改良土の養生日数と一軸圧縮強さq_uの関係

次に、焼却灰をセメント、生石灰と組み合わせて使用したときの改良土の養生日数と改良型フォールコーンの貫入抵抗との関係を図－８に、また、養生日数と一軸圧縮強さq_uとの関係を図－９にそれぞれ示す。これらの図から、次のようなことがいえる。粘性土を対象とした場合は、土質改良材を組み合わせて使用した方が、焼却灰を単体で使用した場合に比べて、かなり大きな強度を発現している。一方、砂質土を対象とした場合は、焼却灰を生石灰と組み合わせて使用した場合については焼却灰を単体で使用した場合と強度の発現にそれほど大きな違いは認められなかったものの、セメントと組み合わせて使用した場合は、焼却灰を単体で使用したものに比較してかなり大きな強度が発現した。このように、焼却灰をセメントや生石灰と組み合わせて使用することにより、焼却灰を単体で使用したものに比べはるかに大きな強度が得られることが判明した。



図－８　焼却灰と他の土質改良材（セメント，生石灰）の
組み合わせた改良土の貫入抵抗の関係

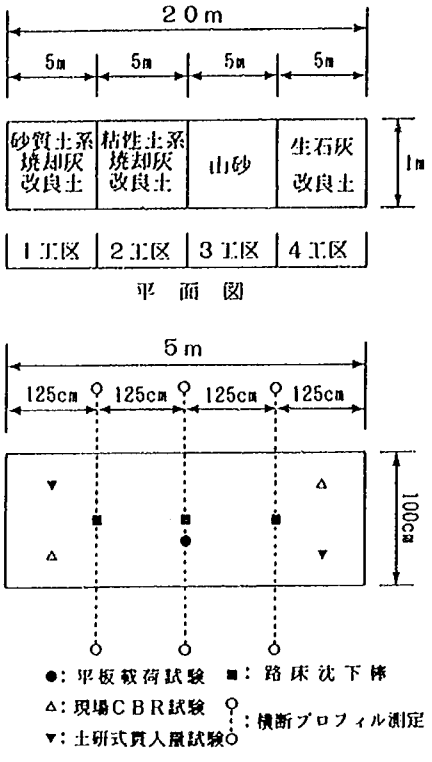


図－９　焼却灰と他の土質改良材（セメント，生石灰）の
組み合わせた改良土の一軸圧縮強さ q_u の関係

4－4現場施工試験

焼却灰を用いた改良土の施工性や埋戻し材としての適用性を検討するため、名古屋市下水道局と共同で図－10に示すような埋戻しの試験施工を行った。埋戻しの工区は4工区で、1工区は砂質土に焼却灰を加えた改良土、2工区は粘性土に焼却灰を加えた改良土、3工区は山砂、4工区は砂質土に従来の生石灰を加えた改良土である。焼却灰の混合は砂質土(含水比W=16.1%)および、粘性土(含水比W=31.6%)とも自然含水比の状態のものを用いて改良土プラントで行った。配合量は、改良土のＣＢＲ値が20%になるよう、対象土の乾燥重量に対し砂質土で2%、粘性土で24%の焼却灰を加えた。表－4に示した現場試験施工結果をみると、施工直後の強度については改良土は山砂に比べて遜色ない良好な結果を示している。

今後さらに、長期的な改良土の強度、供用性等を継続して調査していく予定である。



図－10　焼却灰を用いた改良土の現場試験概要図

表－4　焼却灰を用いた改良土の現場試験試験結果

工区	使用材料		土研式貫入量試験	現場CBR試験	平板載荷試験 路床	平板載荷試験 路盤
1工区	焼却灰改良土	砂質土	16.3回	11.1	6.1	26.8
2工区	焼却灰改良土	粘性土	10.4	7.9	4.7	30.6
3工区	山砂		16.4	4.8	1.4	16.6
4工区	生石灰改良土		12.2	14.9	5.1	24.7

5．まとめと今後の課題

62年度に実施した試験結果から、以下に示すようなことが判明した。保管による焼却灰の品質変化を判定するために試験法の検討においては、比重試験や強熱減量試験が焼却灰の品質変化を簡易に調べる指標になりうること、湿灰は乾灰に比べ品質変化の進行が速いことが明らかになった。また、焼却灰の土質改良効果に関しては、(1)粘性土、砂質土ともに焼却灰の配合量が大きいほど強度発現が大きいが、砂質土に乾灰を加える場合には、配合量が多すぎると団粒化による強度低下が生じること、(2)乾灰は吸水作用とポゾラン反応の両方を有しているため、吸水作用のない湿灰に比べるとかなり土質改良効果が大きいこと、(3)焼却灰をセメントや生石灰と組み合わせて用いる方が、焼却灰を単体で用いるより大きな土質改良効果が得られ、セメントや生石灰を単独で用いるよりも経済的になることなどの結論が得られた。

今後は、セメントや生石灰の代替品としての焼却灰の使い方をさらに詳細に検討するとともに、焼却灰の品質の変動の実態や、より一層合理的な焼却灰の品質判定法の検討を継続して実施していく予定である。

V 河川事業調査費による研究

1．河川の総合負荷量収支に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清
研　究　員　小森　行也

1．調査の目的と必要性

河川全体としてみた総合的な負荷量の収支は河川管理における最も基本的な資料ではあるが、例外的な河川を除くと、個別なあるいは断片的な把握、あるいは流域別下水道整備総合計画（略称、流総計画と呼ぶ）のような計画論としての把握に止まっている。本調査の目的は河川の汚濁負荷量を総合的に把握するための手法を確立することと、実態に基づいた水質管理計画策定に必要な資料を整えようとするものである。なお、ここで言うところの汚濁負荷量を総合的に把握するということは次の通りである。

イ．河川の上流から下流までの全体象を明らかにすること。

ロ．ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、Ｎ、Ｐ等多くの水質項目を指標とした総合評価を行うこと。

ハ．年間を通じての長期間評価を行うこと。

これらの調査結果から河川における自浄作用とその能力、自然汚濁、人為汚濁の性格と区分及び各々の原単位、流達率、浄化残率、流出率等の中味がより具体的、定量的に評価することができる。又、河川汚濁負荷量調査手法の確立により水環境管理計画、汚濁負荷量削減計画、許容負荷量などの考え方に有効な情報をもたらすものである。

本調査は技術管理業務連絡会水質部会のＡテーマとして、北海道開発局土木試験所、各地建技事務所と共同で行っている。各事務所がそれぞれ１河川程度のモデル河川を選定し、流域の汚濁源調査と河川の現況調査を実施することにより各モデル河川の汚濁負荷量収支を求めている。これらの調査を実施することにより調査の問題点を明らかにし、河川の総合負荷量収支調査実施マニュアル（案）の作成を行うものである。

６２年度は、本調査の最終年度に当り５年間の調査成果を「河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）」としてまとめた。本マニュアル（案）は、各事務所が現場調査等を実施する中で、現場調査における問題点を整理し、各事務所が分担して執筆したものである。

2．河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）の概要

本マニュアル（案）は、建設省において実施する河川行政の中で河川等の水質を管理する上で必要かつ重要となる水質の監視、諸計画立案等の基礎的データとなる河川の汚濁負荷量が総合的に把握できるように、その調査方法、解析方法等を具体的に取りまとめたものであり、河川行政担当者の指針となるものである。

2．1　調査の意義と目的

河川等の水質管理は、流域の土地利用、河川の水理特性、汚濁・浄化等を勘案し総合的に管理していく必要がある。特に、河川水質を左右する汚濁負荷量の実態を総合的かつ的確に把握することは、汚濁負荷量に関する諸規制、水質の保全に関する調査・研究等を進める上で基本的かつ重要なことである。

河川総合負荷量調査は、河川等の水質を管理する上で、水質の監視、諸計画立案等の基礎的データとなる汚濁負荷量を総合的に把握できるよう、その調査方法、解析方法をマニュアル（案）としてとりまとめ、今後の河川等における水質管理に反映していくものである。

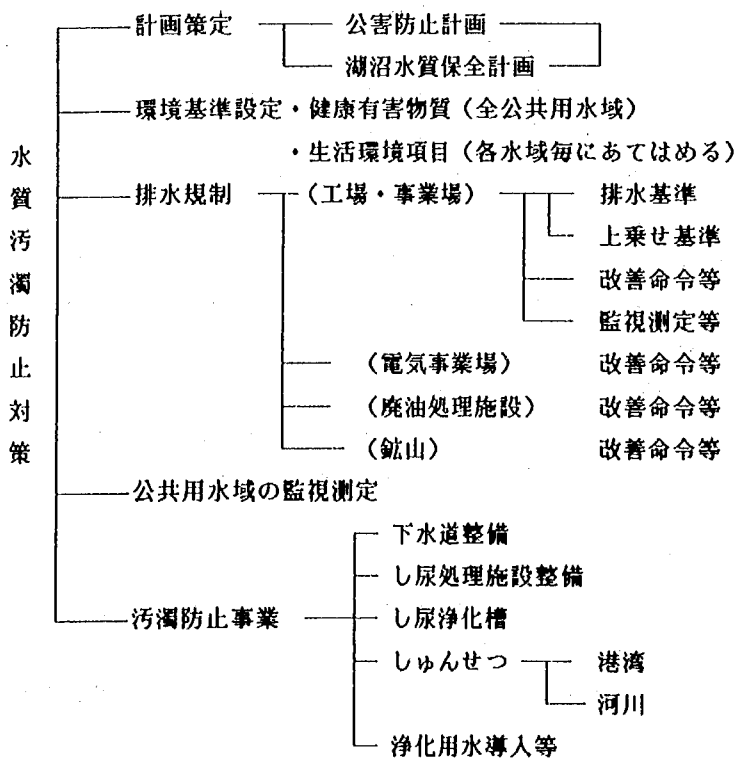
（解説）

河川の環境は水を主体とする水環境と空間を主体とする空間環境から構成され、地域社会の生活環境の形成に大きな役割を果しているが、近年、水需要の増大や河川に排出される汚濁負荷量の増大などに伴い、水量、水質などの河川環境面において、少なからぬ問題が発生し、その保全と回復が望まれている。また、環境用水の導入等による良好な水辺環境の創造に対する社会的要請も高まってきており、秩序ある水環境、水利用システムの早急な構築が望まれている。

そのためには、①流域の土地利用、②河川の水理特性、③汚濁・浄化特性④河川及び河川からの取排水の水量及び水質の状況、⑤水利用の用途に応じた水質等を勘案しながら将来の水量及び水質の予測を踏まえて、水量及び水質を流域全体として一体的かつ総合的に管理していく必要がある。

現在、水質汚濁防止に係わる対策は主に図－1に示す体系となっているが、「河川総合負荷量調査マニュアル（案）」は、これら対策を推進するうえで基礎データとなる汚濁負

図－1　水質汚濁対策の体系



荷量を総合的かつ的確に把握するため、その調査、計画、分析方法等についてとりまとめたものである。

今後、豊かで、うるおいのある水辺環境の形成の為に、また、人々の快適な生活環境を確保する上で各種の水質保全対策を総合的に推進していく必要がある。

2．2　マニュアル（案）適用方法

本マニュアル（案）が対象としている河川は、１級河川から小河川まで、全ての河川に対して適用できる。また、その対象範囲は対象河川の最下流における水質チェックポイントより上流全てとする。

対象とする項目は有機物質に関するものとしてＢＯＤ、ＣＯＤ、汚濁に関するものとしてＳＳ、栄養塩に関するものとしてＴ－Ｎ、Ｔ－Ｐの５項目を基本とするが、調査目的、調査対象流域の特性により変更可能とする。

実際に調査を行う場合は、マニュアル（案）に沿って実施することが望ましい。

注）水質チェックポイント：定期的に水質調査を行っている地点を示す。一般的には、環境基準点である場合が多いが、中小河川の場合環境基準点とされていないことがあるので、それらを含めて水質チェックポイントとする。

＜解説＞

本マニュアル（案）は、土木研究所、北海道開発局、並びに各地方建設局が本マニュアル（案）作成のため、各々がモデル河川を選定し、河川総合負荷量調査を実施した上で、その結果に基づいて調査実施の技術的問題点の検討を加え作成したものである。したがって、河川の総合負荷量調査を実施する際は、第２章 調査方法、第３章 解析方法をよく理解した上で、２．１．３調査計画の立て方を参考に無駄のない調査を実施することが望ましい。

モデル河川として実施した調査は、感潮、非感潮、都市、地方河川等の各種ケースを対象に、河川の汚濁負荷量の現況を的確に把握するために実施したものであり、原則としてあらゆる河川に適用できるよう作成してある。

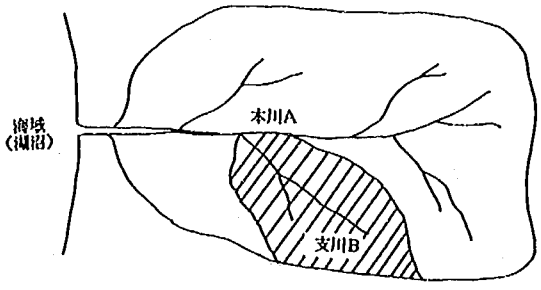
あらゆる河川とは、海域や湖沼等に流入している河川に限らず、その中の支川も一つの河川としてみることができる。たとえば、図－２に示すように、本調査の対象河川として、本川Ａのみに限らず、支川Ｂも一つの河川として対象とすることも可能である。

調査の範囲は図－３に示すように、流域全体を原則とするが、基本的な考え方として、対象河川に係わる負荷量全てが把握できることが必要不可欠である。従って、水及び土地の利用状況や生活圏、行政

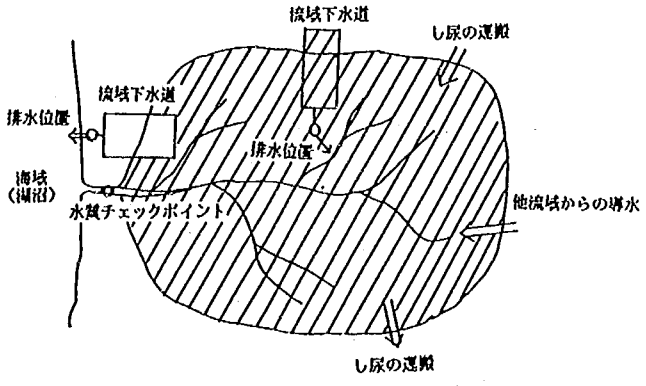
区域、将来計画等も考慮し、現在流域外でも一体として調査すべき範囲は含める。たとえば下水道整備による他流域からの入り込みや、当該流域からの持ち出し、し尿の運搬車による他流域からの持込みや、他流域への持ち出し、他流域からの導水等、対象河川の流域の内外から影響を与える全ての条件についても考慮しなければならない。

なお、「流域別下水道整備総合計画調査指針と解説」においても、負荷量調査の方法が記されているが、下水道整備計画を目的に書かれていることもあり、対象項目はＢＯＤ、ＣＯＤが中心であり、時期も平常時を対象とした内容で、調査方法も調査例を主体とした内容のものとなっている。

本マニュアル（案）は、それに対し、巾広い意味での河川環境管理を目的に作られたものであるため、ＢＯＤ、ＣＯＤ以外の項目も対象としていること、洪水時・渇水時をも含めた内容となっていること、底質・生物調査も考慮していることなど、総合的な内容となっており、調査方法も具体的に書かれたものである。それ故、「流域別下水道整備総合計画調査」における負荷量調査も本マニュアル（案）の全ての項目を実施する必要はなく、適当な範囲・頻度の調査を実施することが必要である。



図－２　対象河川



図－３　対象流域

２．３　マニュアル（案）の目次

第１章　河川の総合負荷量調査の意義と目的
１．１　調査の意義と目的
１．２　マニュアル（案）の適用方法
第２章　調査方法
２．１　調査計画
２．１．１　河川の水質汚濁機構
１）　水質汚濁の種類
２）　汚濁機構

3） 自浄作用
2．1．2 負荷量の種類
1） 自然負荷とその特性
2） 人為負荷量とその特性
2．1．3 調査計画の立て方
1） 事前調査の資料収集と資料活用
2） 事前調査の範囲と必要性
3） 調査計画の立案
2．2 調査の実施方法
2．2．1 調査流域の背後調査
1） 社会特性調査
2） 河川基本特性調査
3） 自然地理特性調査
2．2．2 発生汚濁負荷量調査
1） 生活排水よりの汚濁負荷
2） 工場排水よりの汚濁負荷
3） 畜産排水よりの汚濁負荷
4） 観光排水よりの汚濁負荷
5） 農地よりの汚濁負荷
6） 市街地よりの汚濁負荷
7） 山林よりの汚濁負荷
2．2．3 排出汚濁負荷量調査
1） 実測による方法
2） 算定による方法
2．2．4 河川汚濁負荷量調査
1） 非感潮河川での調査
2） 感潮河川での調査
2．2．5 浄化特性調査
1） 自浄作用
2） 内部生産
2．2．6 底質調査
1） 試料の採取方法
2） 底質の分析方法

3） 溶出速度の測定方法
4） 底泥堆積量の測定法
2．2．7 生物調査
1） 細菌調査
2） プランクトン調査
3） ベントスの調査
4） 付着藻類の調査
第3章 解析方法
3．1 負荷量収支の解析
3．1．1 汚濁負荷流出率及び流達率
3．1．2 浄化率
3．1．3 負荷量収支図
3．2 統計解析の方法
3．3 数理解析の方式
資料編
用語の定義

3．おわりに

本調査は、昭和58年度を初年度とし5ケ年計画で実施してきたものである。河川の水質を管理する上で必要となる河川の汚濁負荷量調査方法に基づいて、北海道開発局土木試験所、各地方建設局技術事務所、土木研究所の計10事務所において、それぞれモデル河川を選び、実際に調査を進める中で、調査の問題点等を明らかにしながら、調査実施マニュアル（案）としてまとめたものである。各事務所が選んだ河川は、河川流域27km²、流路延長9kmの小河川から、14330km²、268kmの大河川、または、感潮河川と多岐にわたっており、これらの調査から様々な事項が整理されている。これらの調査報告は各事務所においてまとめられている。河川の総合負荷量調査を実施する上で本マニュアル（案）とあわせて参考にしていただければ幸いである。

2．河川の富栄養化に関する調査

水質研究室　室　長　中村栄一
研究員　古賀俊行

1．まえがき

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象を指すが、日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では、この自浄作用とともに付着性藻類等による有機物の合成活動（一次生産）も同時に進行しており、これは、"自濁作用"とか"内部生産"と呼ばれている。多量に発生した付着性藻類は、死滅、剥離し、下流域の有機物濃度を増加させるだけでなく、河川の景観価値の低下や浄水場におけるろ過池の閉塞、上水の異臭味等の障害をひきおこす。また、付着性藻類の代謝活動により夜間のＤＯ（溶存酸素）が低下することによって、魚類等の水生生物の生息環境が悪化し、河川の生態系が破壊されるなどの影響が懸念される[1)-9)]。我が国は、これらの現象が起こり得る可能性のある比較的浅い河川が多く、水質保全施策を立案する際に、このような河川の有機物収支を正確に把握することが必要と考えられる。

富栄養化した河川の一次生産量（＝総生産量－呼吸量－有機物の分解量）を求める方法として大別すると、現在、２つの方法がある。１つは、単位面積当たりに増殖する付着性藻類量を実際に測定する方法で、他の１つは、河川内における一次生産量が特定の水質項目に反映されるものとして、その水質項目の時系列データから一次生産量を推定する方法である。いずれの方法も一次生産量の測定手法としては有効であると考えられるが、前者に比べ後者の方が簡易的であると思われる。

2．昭和61年度までの調査結果

昭和61年度までの本調査においては、溶存酸素収支モデルによる一次生産量の推定を行なってきた。それによれば、土木研究所内屋外還流水路における溶存酸素収支モデルにより求めた日平均一次生産量$\overline{\beta}$と実測による$\overline{\beta}$との相対誤差は約10－20%という結果が得られ、このモデルの有効性がある程度裏づけられたものと考えられる[10)]。さらに、このモデルを実河川に適用するに際し、モデルの感度解析を行なった結果、再ばっ気係数を正確に評価することが重要であることがわかった。以上のように、溶存酸素収支モデルは、富栄養化が進行していると思われる河川内において一次生産量を推定する方法としては、再ばっ気係数などモデル中に含まれるパラメータを正確に評価することができれば、比較的簡易で有効な手法となるものと思われる。

３．昭和62年度の調査

昭和62年度においては、溶存酸素収支モデルを用い、多摩川の水質データをもとにして、多摩川の富栄養化状況（一次生産量）の解析を行ない、さらに、多摩川における一次生産量と河川水水質や河川平均水深といった河川環境に関連が深いと思われるパラメータとの関係についても解析を行なった。

３．１調査方法

調査対象河川を多摩川とし、解析の対象データとして拝島橋、日野橋地点の水質データおよび水質年表のデータを用いた。図－１に調査地点となった拝島橋、日野橋地点の位置を示す。

溶存酸素収支モデルを用いた今回の解析において、河川内における一次生産量を、有機物の分解により消費される溶存酸素(DO)量をさしひいて、式(1)で定義した。

$$\text{一次生産量}\ (\beta_0) = \text{総生産量} - \text{呼吸量} \qquad (1)$$

$$\frac{}{dt} = K_{20}\theta^{T-20}(C_s - C) + K_1 L - \beta_0 \qquad (2)$$

ここで、

C：流水ＤＯ濃度（ｍｇ／ｌ）

C_s：飽和ＤＯ濃度（ｍｇ／ｌ）

K_{20}：２０℃における再ばっ気係数（１／ｈｒ）

θ：温度補正係数（＝１．０１９３）

T：水温（℃）

K_1：脱酸素係数（１／ｈｒ）

L：ＢＯＤ濃度（ｍｇ／ｌ）

β_0：一次生産量（ｍｇ／ｌ／ｈｒ）

を表わす。

なお、今回用いたデータからは脱酸素係数K_1の値を実際に推定することができなかたため、自浄係数ｆの値を1.5として、$K_{20}/K_1 = f$より計算した。また、再ばっ気係数K_{20}については、次式であらわされる村上の式[11]により計算した。

$$K_{20} = 51.94\frac{n^{3/4}\,U^{9/8}}{H^{3/2}} \quad (1/day) \qquad (3)$$

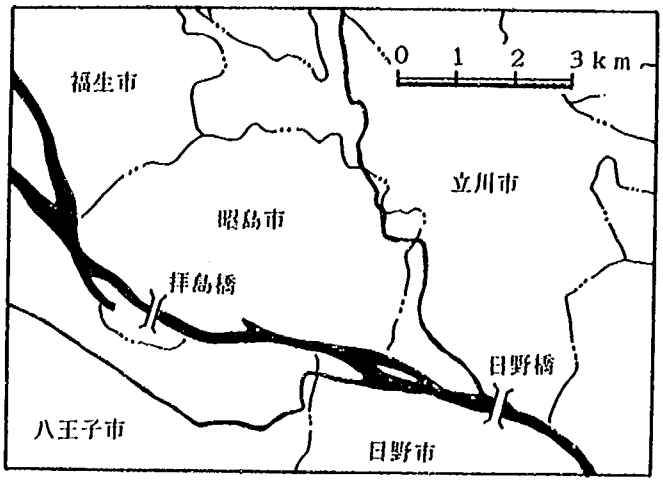
ここで、

U：平均流速（m／s）

H：平均水深（m）

n：Manningの粗度係数（=0.03）

を表わす。



図－1　調　査　地　点

3．2調査結果

表－1に調査地点（拝島橋、日野橋）における水質、水理データ平均値および式(2)から計算した一次生産量β_0の日平均値$\overline{\beta_0}$を示す。また、図－2には一次生産量β_0の経日変化の様子を示している。図－2は夏季における日野橋地点での様子を示したものであるが、それによると、明け方の午前4時頃からβ_0の値は正値をとり、午前9時前後でピークとなっている。また、夕方の午後5時頃から翌朝にかけて負値となっている。これにより、日中は付着性藻類による総生産量の方が呼吸量よりも卓越し、夜間においてそれが逆転していることがわかる。さらに、日平均の一次生産量$\overline{\beta_0}$の値は、このとき、0.419（mg/l）という値をとっており、日野橋地点では、夏季において一次生産活動が活発に行なわれているものと思われる。

表－1にあげているデータをもとに、日平均一次生産量$\overline{\beta_0}$とそれを規定していると考えられる種々のパラメータを用いて重回帰分析を試みた。説明変数としては、栄養塩濃度(T-N, PO4-P)、水温、水深を選んだ。ここで、水深については河床に付着している付着性藻類にとどく日射量に関係

表－1　水質および水理データ

	日野橋								拝島橋								
月　日	5.10	6.6	7.5	8.8	9.5	10.3	11.7	12.6	4.25	6.6	7.4	8.8	8.9	9.5	10.3	11.7	12.4	12.5
水　深　(m)	0.66	0.81	0.69	0.79	0.50	0.70	0.61	0.57	0.80	0.92	0.69	0.99	0.99	0.90	0.99	0.86	0.80	0.80
流　速　(m／s)	0.48	0.49	0.57	0.72	0.62	0.40	0.27	0.22	0.19	0.22	0.25	0.35	0.35	0.48	0.20	0.15	0.11	0.11
K_{20}　(1／hr)	0.123	0.098	0.145	0.153	0.258	0.095	0.075	0.066	0.034	0.032	0.057	0.049	0.049	0.08	0.026	0.023	0.018	0.018
K_1　(1／hr)	0.081	0.064	0.096	0.102	0.172	0.063	0.05	0.044	0.025	0.021	0.038	0.033	0.033	0.053	0.017	0.018	0.012	0.012
BOD　(mg／l)	10.6	5.5	2.8	4.8	9.0	4.1	4.8	10.2	3.8	5.2	2.2	1.9	3.0	4.1	5.3	2.0	8.1	5.0
T－N　(mg／l)	8.38	5.81	5.49	2.82	7.10	4.67	8.01	8.31	4.17	8.69	4.99	2.81	3.68	4.92	3.52	3.81	5.81	5.09
PO4-P　(mg／l)	1.05	1.41	1.45	1.00	1.81	1.07	2.27	3.24	0.57	1.23	0.90	0.68	0.89	1.88	1.10	0.92	1.76	1.24
水　温　(℃)	18.0	23.8	29.0	31.0	22.4	22.7	15.2	12.3	15.5	20.0	24.0	27.0	25.5	21.5	20.8	13.9	9.0	11.8
$\overline{\beta_0}\times10^{-1}$　(mg/l/hr)	7.26	2.45	-0.55	4.19	5.01	-0.73	1.43	2.84	0.40	0.50	-1.21	-1.95	-1.31	-0.54	0.22	-0.03	0.77	0.68

するパラメータとして選んだものである。しかしながら、今回の解析ではPO4-P濃度に対する偏回帰係数の値が負値となってしまった。これは、今回の解析にあったて日射量のデータが得られなかったこととも関連があることと考えられるが、理論的な説明はつけることができない。したがって、PO4-P濃度を説明変数から除いて水深、水温およびT-N濃度のみを説明変数として解析を行なった結果を次式に示す。

$$\overline{\beta_0} = 0.23824 - 0.60169H + 0.37477C_{T\text{-}N} + 0.09852T \qquad (4)$$

ここで、

$\overline{\beta_0}$：日平均一次生産量（mg／l／hr）

H：水深（m）

$C_{T\text{-}N}$：平均T－N濃度（mg／l）

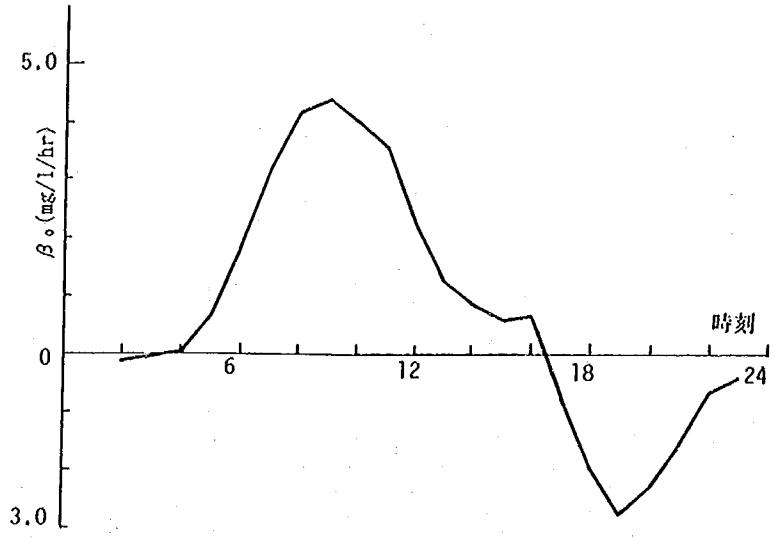
T：水温（°C）

を表わす。

また、この重相関係数の値は、0.622であった。

4．結論

多摩川（拝島橋、日野橋）における水質データをもとにして、溶存酸素収支モデルにより解析した結果、以下のことがわっかった。



図－2　一次生産量β_0の経日変化（日野橋）

1）多摩川の拝島橋、日野橋付近では、夏季において付着性藻類による生産活動（一次生産）が活発に行なわれている。

2）日平均一次生産量（$\overline{\beta_0}$）と、平均水深、水温およびT-N濃度を用いて重回帰分析を行なった結果式(4)で示される回帰式が得られた。また、この重相関係数の値は、0.622であった。

5．今後の課題

1）今回の解析にあたっては説明変数に日射量を含んでいないが、今後は日射量の影響をも考慮した解析が必要である。

2）溶存酸素収支モデルは、流水中の一次生産量の変動が溶存酸素濃度に反映されるものとして解析行なうものであり、付着性藻類の現存量そのものについて議論はしていない。したがって、今後は付着性藻類の現存量に着目した調査、研究をあわせて行なう必要がある。

<参考文献>

1）小林節子：河川の汚濁負荷に及ぼす着生微生物の影響－印藩沼流入河川桑納川の汚濁とミズワタおよび着生藻類　第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演集　1981

2）桜井善雄：千曲川中流水域の富栄養化－下水道協会誌　10　NO.110 p.2-10 1973

3）合葉修一、岡田光正、大竹久夫、須藤隆一、森忠洋:浅い汚濁河川におけるBOD、DO収支のシミュレーション（第1報）－下水道協会誌　12　NO.131 p.36-38 1975

4）合葉修一、岡田光正、大竹久夫、須藤隆一、森忠洋:浅い汚濁河川におけるBOD、DO収支のシミュレーション（第2報）－下水道協会誌　12　NO.132 p.26-36 1975

5）相崎守弘：富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成の変化－陸水学雑誌　41　NO.4 p.225-234 1980

6）Robert G.,Wetzel:Periphyton pf Fresh-Water Ecosystems,Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Fresh-Water Ecosystems held in Vaxjo Sweden, p.14-17 September 1982

7）川島博之：都市河川汚濁回復に関する研究－東京大学博士論文　1983

8）藤木　修、山田幸男、村上　健：河川水中微生物群集の生産力について－衛生工学研究論文集　19 p. 117-127　1983

9）亀田宏宣：都市河川の自浄作用－第20回水質汚濁学会講演集 1986

10）森田弘昭、山田幸男、安中徳二：河川有機物収支推定手法に関する研究　水質汚濁研究　第10巻 第4号　1987

11）土木学会:水理公式集　1973

Ⅵ 地建依頼経費による研究

1．河川浄化施設の排泥方法に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　酒井　憲司

1．調査の目的と必要性

水質汚濁の進んだ河川においてその浄化を図るための方策として河川水を直接浄化する工法があり、既に一部の河川で実施されている。浄化のための工法としては沈澱、エアーレーション、植生や接触材の利用などがあげられるが、確実な効果が期待でき、しかも比較的安価という理由から礫を用いた工法（以下礫間浄化法と呼ぶ）が検討されるケースが多い。

浄化が行われるに伴って汚泥が生成し、これがある程度以上堆積すると浄化機能に支障をきたすようになる。このため、適当な時期に堆積した汚泥を排除する必要がある。本調査は礫間浄化法を用いた河川浄化施設における効果的な排泥方法について調査することを目的としており、近畿地方建設局大和川工事事務所の依頼により実施している。

2．昭和６１年度の調査結果

礫間浄化法により処理を行っている施設の礫を採取し、パイロットプラントにより礫に付着した汚泥を排除する実験を行った。排除方式はエアレーション方式、ドレン方式及び乾燥方式の３方式を比較し、エアレーション方式とドレン方式はほぼ同じ効果を持つが、乾燥方式は最も劣るという結果が得られた。

3．昭和６２年度の調査結果

本年度実施した調査内容は次の通りである。

a．礫径が汚泥の堆積及び排除に及ぼす影響についてのパイロットプラント実験

b．実施設における浄化機能及び汚泥の挙動に関する調査

３．１　礫径が汚泥の堆積及び排除に及ぼす影響

礫間浄化法において使用している礫の径の及ぼす影響及び、エアレーション＋ドレン方式による汚泥排除の効果を把握するためパイロットプラント２台（礫収容容量は各々 1.5m^3×0.9mφ）を用いて実験を行った。実験原水は茨城県湖北下水処理場の初沈流出水で毎分６ℓを定量で供給した（プラント内の実滞留時間は約２時間である）。プラント内に詰めた礫は一方が径が１０～２０cmのもの（この系をＡ系と呼ぶ）、他方が径５～１０cmのもの（Ｂ系と呼ぶ）である。なお両系列とも常時エアレーション（0.1 m^3／分程度）を行った。

処理の結果はスポットの試料でしか把握していないが、昭和６２年７月～６３年２月の平均で原水のＳＳ　３５mg／ℓに対し、Ａ系流出水中のＳＳは　２２mg／ℓ，Ｂ系流出水のＳＳは　２９mg／ℓであり、Ａ系の方がやや除去率が高かった。

表－１　排泥実験の結果

洗浄回数	洗浄時期	A系（礫径 10～20cm）						B系（礫径 5～10cm）					
		排除汚泥量（イ）			残留汚泥量 ※1	排除前汚泥量（ロ）	排除率（イ／ロ）	排除汚泥量（イ）			残留汚泥量 ※1	排除前汚泥量（ロ）	排除率（イ／ロ）
		排水のみ	曝気後排水	合計				排水のみ	曝気後排水	合計			
第1回	62.4～5	3.77	2.11	5.88	0.28	6.16	0.95	1.10	3.13	4.23	0.79	5.02	0.84
〃2〃	62.6	3.28	0.56	3.84	0.34	4.18	0.92	1.20	0.17	1.37	1.16	2.53	0.54
〃3〃	62.8	2.27	0.84	3.11	0.40	3.51	0.89	1.73	0.40	2.13	0.80	2.93	0.73
〃4〃	62.10	1.68	0.10	1.78	0.40	2.18	0.82	0.96	0.21	1.16	0.79	1.95	0.59
〃5〃	62.11	1.38	2.13	3.51	0.47	3.98	0.88	1.46	0.11	1.57	0.65	2.22	0.71
〃6〃	63.1	0.41	3.49	3.90	0.50	4.40	0.89	2.62	0.43	3.05	1.17	4.22	0.72
〃7〃	63.2	3.02	0.84	3.87	0.57	4.44	0.87	3.03	0.86	3.89	1.51	5.40	0.72
〃8〃	63.3	3.33	0.51	3.84	0.28	4.12	0.93	3.51	1.03	4.54	0.87	5.41	0.84

※1：残留汚泥量は、礫に付着しているＳＳ量から推定したもの　，汚泥量の単位はＫｇ
プラントの容量：　A系 － 礫477ℓ、空隙712ℓ、B系 － 礫474ℓ、空隙715ℓ

Ａ系、Ｂ系においては１～２カ月に１度、プラント内に堆積している汚泥を排除する実験を行った。この実験ではまず槽内の水を全量排水し、その中に含まれるＳＳ総量を求める。次にプラントに水を張りエアレーション洗浄（0.5 m／分で１時間）を行い、再び槽内の水を全量排水させ、そこに含まれるＳＳ総量を求める。最後に洗浄後の礫を１０ℓ程度採取し、礫に付着して残っているＳＳ量を求め、槽内の残留量を推定する。得られた結果を表－１に示す。この表から明らかになった点を以下に示す。

イ．排除前の汚泥量は第１回～第６回まではＡ系の方が多いが第７回、８回はＢ系の方が多い。

ロ．排除率は常にＡ系の方が１０～２０％高い。

ハ．排除された汚泥の大半は初めの排水で引き抜かれたものである。

イ～ハの結果から見ると礫径の大きい方がＳＳ補足、汚泥排除の点で優れていることが分かる。

３．２．実施設における浄化機能及び汚泥の挙動に関する調査

本年度は多摩川の支川野川に設置された河川浄化施設（ラバーダムと礫間浄化施設から成る）を対象として調査を行った。調査内容は２４時間採水による浄化の実態把握と　ラバーダムの操作に伴う礫間浄化施設からのＳＳの流出状況の把握である。

浄化の実態調査は８月と２月に１回ずつ行った。その結果、ＳＳ及びＢＯＤについてはラバーダム上流の湛水区間における除去が無視できないものであり、礫間浄化施設に対する前処理としての機能を果していることが明らかになった。また礫間浄化施設ではＳＳ成分の除去だけでなく溶解性ＴＯＣの除去も行われていた。

ラバーダムの操作に伴って礫間浄化施設からＳＳが流出するか否かについて４回調査を行ったが顕著なＳＳの流出は見られなかった。

昭和62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2654号
昭和63年10月
下水道部

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化

要　旨

本報告書集は，昭和62年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全30編250ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

郵便はがき

40円切手をはって下さい。

3 0 5 □□

茨城県つくば市大字旭一番地

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2654号　　部

上記のとおり受領しました。

所属(住所)

氏　名　　印

＊＊　御意見欄　＊＊