ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第2787号

土木研究所資料

昭和63年度下水道関係調査研究
年次報告書集

平成元年10月

建設省土木研究所

「Copyright © (1989) 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2787号　1989年10月

昭和63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63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45編350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，
バイオテクノロジー

序　　文

この報告書は，昭和63年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果をすべて集約してまとめたものである。

土木研究所における下水道関係の調査研究は，下水道事業調査費によるものが大半を占めているが，そのほかに土木研究所の試験研究費，環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費，河川事業調査費，及び建設技術研究開発経費，地建依頼経費によって実施されている。

昭和63年度における新規課題は，①下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究（試験研究費），②下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査（下水道事業調査費），④下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査（下水道事業調査費），⑤異常水質時の緊急対策に関する調査（河川事業調査費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，終了課題には，①下水性状の生化学的特性に関する研究（試験研究費），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（国立機関公害防止等試験研究費），③管内貯留に関する調査（下水道事業調査費），④下水中の難分解 COD 成分等の高度除去に関する調査（下水道事業調査費），⑤汚濁負荷の原単位に関する調査（下水道事業調査費），⑥焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査（下水道事業調査費），⑦河川浄化施設の排泥方法に関する調査（地建依頼経費）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下水処理水の再利用に関する調査（下水道事業調査費），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（下水道事業調査費），③下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査（下水道事業調査費），④下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査（下水道事業調査費），⑤河川の富栄養化に関する調査（河川事業調査費）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。このため昭和160年度より，建設技術研究

開発経費により「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発」を実施してきており，平成元年度に終了の予定である。昭和63年度は各種バイオリアクターのパイロットプラントが稼動し本格的な調査に入っており，一部のリアクターについては実用化の域に達しているものもあり，今後の動向を期待しているところである。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。

今後，下水道事業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63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。

平成元年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. 下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 43
3. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 53
4. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 …… (水質研究室) …… 59

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 …… (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) …… 71

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) …… 97
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) …… 105
3. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 113
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) …… 121
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) …… 129
6. 管内貯留に関する調査 …… (下水道研究室) …… 139
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) …… 149
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) …… 163
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) …… 171
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) …… 179
11. 下水処理水の再利用に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 185
12. 下水汚泥の燃料化に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 193
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) …… 201
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) …… 209
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) …… 215
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) …… 225

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) …… 233

2. 下水道施設の耐震性に関する調査 …… (耐震研究室) …… 239
3. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査 …… (施工研究室) …… 247
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) …… 253
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) …… 259
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) …… 265

V 河川事業調査費による研究

1. 河川の富栄養化に関する調査 …… (水質研究室) …… 271
2. 異常水質時の緊急対策に関する調査 …… (水質研究室) …… 277

VI 建設技術研究開発経費による研究

1. バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 …… (下水道部) …… 283

1.1 微生物バンクの開発に関する研究

1.1.1 排水処理に係わる微生物バンクの整備手法に関する研究 …… 283
1.1.2 *Beggiatoa* の分離と代謝特性に関する研究 …… 291
1.1.3 活性汚泥の凍結乾燥保存に関する研究 …… 297

1.2 遺伝子操作の処理微生物種への適用に関する研究

1.2.1 改良微生物の生態学的および進化的安定性に関する研究 …… 305
1.2.2 細菌の適応度に係わる生態的特性の遺伝的操作に関する研究 …… 313

1.3 下水処理用バイオリアクターに関する研究

1.3.1 気体透過性膜を用いたバイオリアクターに関する研究 …… 319
1.3.2 光利用型バイオリアクターに関する研究 …… 325
1.3.3 結合固定化法バイオリアクターによるポリビニルアルコールの除去に関する研究 …… 329
1.3.4 窒素除去用バイオリアクターに関する研究 …… 337

1.4 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究 …… 341

1.5 バイオセンサーに関する研究

1.5.1 BODセンサーに関する研究 …… 351

1.6 固液分離装置に関する研究

1.6.1 上向流式沈澱法の検討に関する研究 …… 357
1.6.2 処理場流入水中の浮遊成分の粒径分布に関する研究 …… 363

1.7 新下水処理システムの開発に関する研究

1.7.1 多段反転流式バイオリアクターの開発に関する研究 …… 369

Ⅶ　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）…… 377

付　録

昭和63年度　下水道関係刊行報告書一覧

平成元年度　下水道関係調査研究課題表

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63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）

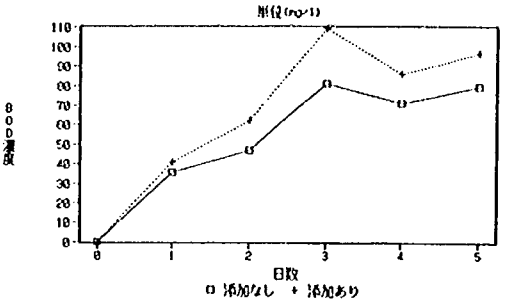
現在の下水道施設の設計・維持管理はＢＯＤを有機物指標として用いているが，これは好気性処理を前提としたものであり，嫌気性処理では有機物指標として必ずしも適当でないと考えられる。また，新しい下水処理プロセスを開発するためには，流入下水の生化学的特性を明らかにする必要がある。

本研究では，嫌気性処理に既存指標を適用した場合の特性を調べ，検討するとともに，流入下水中の固形物分布，有機物の特性を明らかにすることを目的とする。

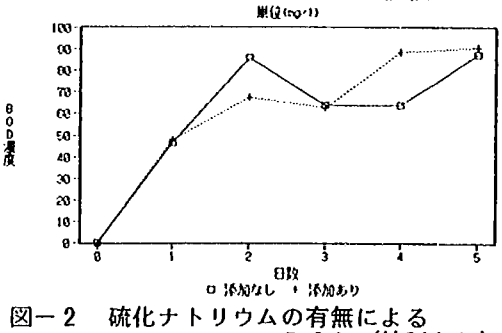
（結　果）

(1)　硫化ナトリウム添加実験

図－１，２に示すように，植種ありの場合，硫化物を添加したBODは添加しないBODと比べて理論的に２倍の値になるが，20㎎程度しか上昇しなかった。植種なしの場合では，添加の有無によりBODに差が殆どなかった。



図－１　硫化ナトリウムの有無による
ＢＯＤ（植種あり）



図－２　硫化ナトリウムの有無による
ＢＯＤ（植種なし）

(2)　硫化ナトリウムを用いたCODcr実験

試料（0.025㎎－S/㎖）を20㎖添加後，重クロム酸10㎖添加までの時間を変化させ，CODの値を調べたが明確な差は出なかった。又，重クロム酸10㎖添加後，硫酸－硫酸銀溶液30㎖を添加するまでの時間を変化させたが，COD値に明確な差は出なかった。次に，試料200㎖を予め窒素ガスで曝気し（pH 0.2）調べたが大きな変化はなかった。これに硫酸を加えた場合（pH 2.0），CODは殆どなかった。

(3)　嫌気処理水の曝気による硫化物減少速度測定実験

結果を表－１に示す。窒素曝気がすすむにつれpHが上昇した。一方空気曝気では，曝気の進行によりORPが上昇した。

表－１　曝気時間と硫化物減少速度

	水温（℃）	pH	ORP	硫化物（㎎/１）	硫化物残留率
ばっき前	11.6	7.06	-166	2.4	1.00
窒素ばっき後５分	12.0	7.71	-174	1.2	0.50
同　10分	12.6	7.99	-174	0.88	0.37
同　20分	13.8	8.37	-169	0.51	0.22
ばっき前	12.4	7.11	-157	1.9	1.00
空気ばっき後５分	13.9	7.82	-111	0.86	0.45
同　10分	14.9	8.22	- 90	0.48	0.25
同　20分	15.6	8.36	- 68	0.35	0.18

(4)　連続式嫌気処理実験

嫌気性処理における硫酸イオンの処理指標としての妥当性を検討するため，人工下水を流入水とした嫌気性処理室内実験を行ない，流入水，処理水のBOD，COD，TOC，SS等の水質項目との相関を調べたところ，処理水の硫酸イオン濃度と他項目の処理水濃度，硫酸イオンの除去率と他項目の除去率との間に殆ど相関がないことがわかった。しかし，BOD，SBOD，COD，SCOD，TOCの相互間には，かなり強い相関があった。

研究担当者：竹石　和夫　　榊原　隆

キーワード	嫌気処理，処理指標

下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究		本文43ページ	昭和63年度
全体計画	試験研究費　昭和63～平成2年度	三次処理研究室	

（目　的）

現在下水処理水の再利用が各種の形態で行なわれるようになってきたのに加えて，処理水放流先の河川でもレクレーション利用などの水空間の活用が考えられており，下水処理水の衛生学的安全性に対する要望は昨今，ますます高いものとなってきている。

本研究は，①下水処理水再利用にあたっての現行の大腸菌群数指標と処理水の衛生学的安全性について検討を行い，現行指標の問題点と衛生学的基準のあり方の整理。②塩素消毒技術に関する有機塩素化合物の生成，ウイルスに対する不活化効果，残留塩素の水環境への影響。③紫外線，オゾン処理等の代替消毒技術の細菌・ウイルス等の不活化効果などの各項目について基礎的検討を行なうことを目的とするものである。

（結　果）

1）わが国における水の衛生学的な基準は，大腸菌群数により定められており，そのレベルは，飲料水等の〝検出されないこと〟から，下水放流水の3000個/mℓ以下の範囲にある。また，ふん便汚染の指標として，大腸菌群を補完するものとし，ふん便性大腸菌群，腸球菌群がある。また水中ウイルスの指標として有望視されているものにバクテリオファージがある。

2）ふん便汚染指標細菌としての腸球菌群に関しては，大腸菌群やふん便性大腸菌群等と比較した場合，実態調査の結果より塩素消毒に対し耐性があることがわかった。さらに，腸球菌群の主要構成菌である E. faecalis を用いた室内実験結果から，紫外線や塩素に対し耐性があることが確認できた。これより，腸球菌群なども大腸菌群を補う消毒指標微生物として有望であると考えられた。

3）RNAファージの紫外線や塩素処理に対する耐性から，MS2，Qβファージ，さらに塩素処理に対してはDNAファージであるT_4ファージなどが，ウイルス代替指標として有望であると考えられた。

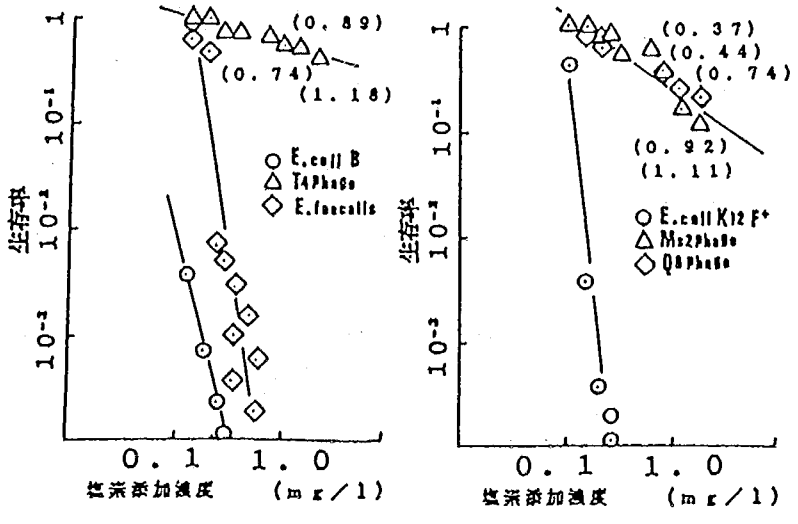


図　塩素による菌株、ファージの耐性実験

研究担当者：佐藤　和明
小越真佐司
諏訪　守

キーワード	大腸菌群，バクテリオファージ，紫外線，塩素処理

発生下水汚泥の質と量に関する研究		本文53ページ	昭和63年度
全体計画	試験研究費　昭和62～平成3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・砕砂のよむ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されている。

今後，汚泥の緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用を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. 初沈汚泥及び終沈汚泥中の重金属の形態別分画調査

各元素の形態別含有量の主要構成の傾向が互いに似ている元素を大別すると

① Ca，Mgはイオン交換態を主体とする元素である。

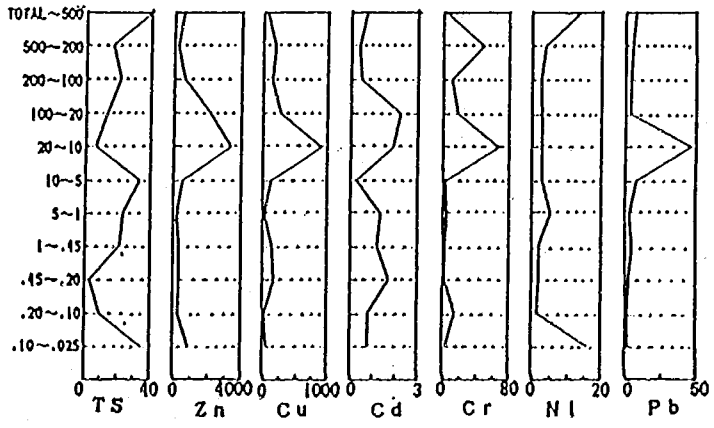
② Zn，Cdは炭酸塩態である。

③ Cu，Ni，Cr，Mn，Feの5元素は残留物を主体とする元素である。

2. 下水中重金属の粒径分布と除去率に関する検討

① 各粒径間のTS及びTS当たりの重金属濃度分布を図－1に示したが，重金属の粒径別濃度分布で高い濃度を示す粒径は，Niを除いて10 μm～100 μmの範囲に集中している。

② 下水中の重金属は，孔径が1 μm以下のメンブランフィルターで炉過しても順次濃度が低くなってゆく傾向があり，1 μm以下でもイオンの状態でないことを示している。



図－1　各粒径分画の粒径間ＴＳ中重金属濃度変化

研究担当者：大嶋　吉雄
岡澤　邦明

キーワード	汚泥，形態，重金属，粒径

流水中の窒素収支に関する基礎的研究		本文59ページ	昭和63年度
全体計画	試験研究費　昭和61～平成2年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

流水中において窒素はアンモニア性窒素の他に，窒素ガス，亜硝酸性窒素，硝酸性窒素及び有機性窒素の形で存在しており，これらの窒素は化学的あるいは生物化学的な作用を受けることにより絶えずその形態を変化させながら流水中を輸送されている。さらに，流水に接する大気や底泥との間においても形態変化を伴う窒素の物質交換が行われている。

本研究の目的は，このように流水中で複雑な挙動を示すあらゆる形態の窒素に対しその輸送量や形態変化の特性を定量的に評価することであるが，本年度は特に，流水中を輸送される際に起こるアンモニア性窒素の酸化及び有機性窒素の加水分解，並びに底泥から流水中へのアンモニア性窒素の溶出現象について検討することとしている。

（結　果）

図－1に10℃恒温室内に設置された河川水のみの実験系におけるアンモニア性窒素濃度，有機性窒素濃度及びCODcrの経時変化を示す。（実験期間中における系内での植物プランクトンの発生及び河川水の蒸発を防ぐために，実験系全体はアルミ箔で覆われていた。）また，この実験系におけるアンモニア性窒素濃度C1および有機性窒素濃度C2の時間変化は，次のように表すことができる。

$$dC1/dt = -\beta 1 \cdot C1 + \beta 2 \cdot C2 - R \qquad (1)$$

$$dC2/dt = -\beta 2 \cdot C2 + R \qquad (2)$$

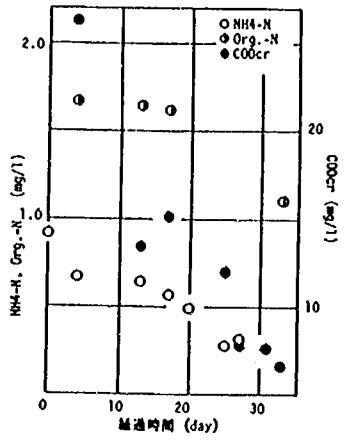
ここで，$\beta 1$，$\beta 2$はそれぞれ硝化速度定数および加水分解速度定数であり，Rは系内における見かけ上のバクテリアの増殖速度である。従って，系内のバクテリアの増殖に伴うCODcrの分解における収率を40%として，式(1)，(2)により平均的な$\beta 1$，$\beta 2$を求めると次のようになる。

$\beta 1 = 0.0804$（1/day），　　$\beta 2 = 0.0312$（1/day）

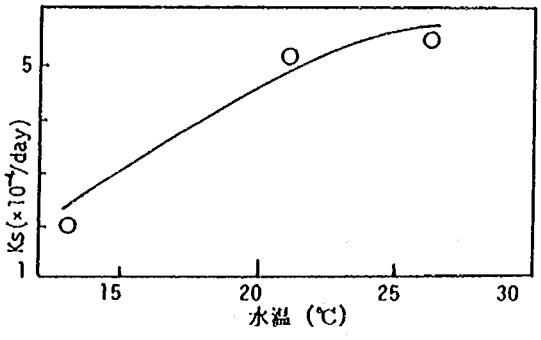
また，静置状態におけるアンモニア性窒素の底泥から上層水中への静置溶出現象は，静置溶出速度定数をKsとして

$$dC/dt = Ks\,(C* - C) \qquad (3)$$

と表すことができる。図－2に河川底泥と水道水による系内でのアンモニア性窒素の静置溶出速度の温度依存性を示す。静置状態におけるアンモニア性窒素の溶出現象は，底泥中のアンモニア性窒素に関する生物反応速度が律速になっている場合と，濃度境界層におけるアンモニア性窒素の輸送速度が律速になっている場合とが考えられるが，今回の実験系では図－2の結果より，生物反応速度が律速となっているものと考えられる。



図－1　アンモニア性窒素濃度，有機性窒素濃度及びCODcrの経時変化



図－2　静置溶出速度の温度依存性

研究担当者：中村　栄一
古賀　俊行

キーワード	窒素収支，硝化速度，加水分解速度，静置溶出速度

下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究		本文65ページ	昭和63年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費 昭和63～平成３年度	三次処理研究室	

（目　的）

下水処理水の新たな資源化あるいは水環境の高度な保全の必要性から，これからの下水処理にとって，従来必要とされていた処理水水質の維持に加え，着臭原因物質，着色原因物質の除去が極めて重要な課題であると考えられる。本研究は，下水処理水中に残存している臭気成分，色度成分に関して，その分析，定量化手法を明らかにすることをはじめとし，処理水の脱臭，脱色技術を確立することを目的として調査研究を実施している。

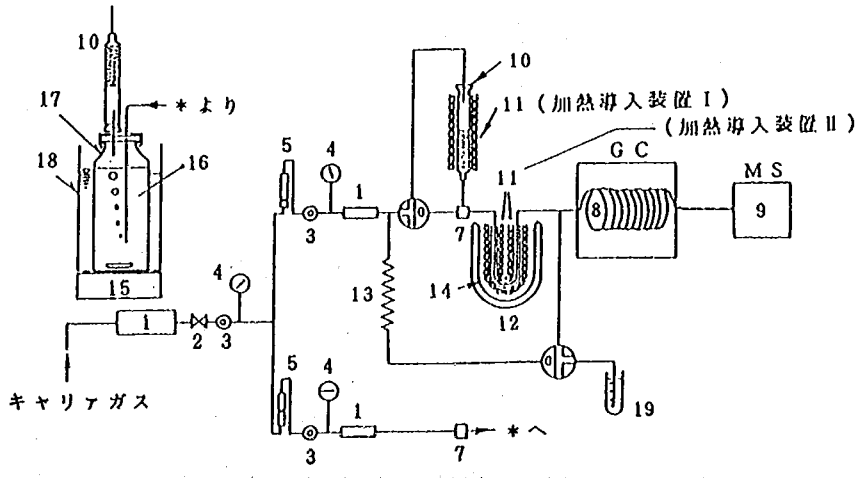
（結　果）

本年度は，下水処理水に残留している臭気成分，色度成分等の分析，定量方法，および，それらの成分の除去技術について検討した。

① 臭気成分の定性，定量は，パージアンドトラップ法による抽出濃縮とガスクロマトグラフ質量分析法の組合せにより，可能なことがわかった。（図参照）

② オゾン処理法による臭気，色度成分の除去を試みた。その結果，脱色に必要なオゾン注入量は10 mg－O_3/ℓ，脱臭に必要なオゾン注入量は50～80mg－O_3/ℓ程度であることがわかった。

③ 臭気成分の下水処理プロセスにおける挙動を，特定の４成分について実態調査した。その結果，処理場への流入下水中に存在する臭気成分が，生物処理によりある程度除去されていることが示唆された。



1. モレキュラーシーブ・フィルター，2. ストップ・バルブ，3. 減圧弁，4. 圧力計，5. 流量計，
6. 三方向バルブ，7. 試料注入口，8. キャピラリー・カラム（G.C.），9. M.S.，10. テナックスGCチューブ，
11. ヒーター，12. デュワービン，13. キャピラリー・パイプ，14. 液体窒素，15. マグネチック・スターラー，
16. 液体試料，17. インピンジャー，18. ウォーターバス，19. テスト・チューブ

図　臭気成分の分析フロー（パージアンドトラップ・GC-MS法）

研究担当者：佐藤　和明
森山　克美
南山　瑞彦

キーワード	下水処理水，脱色・脱臭，オゾン処理

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		本文71ページ	昭和63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。

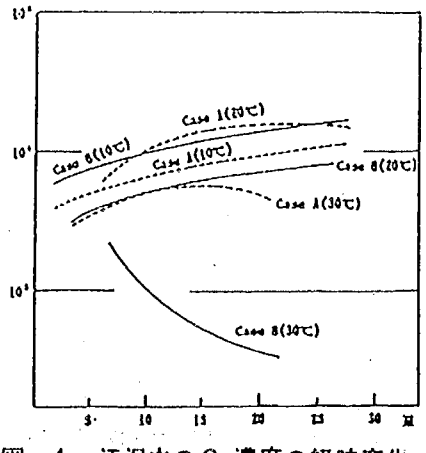
そこで本研究では水処理を２段に分け，前段を重金属を濃縮する系，後段を重金属濃度の低い汚泥を生成する系とする２段処理法の開発と，汚泥を建設資材として利用する場合の汚泥中の重金属の環境への影響の評価を目的としている。

（結　果）

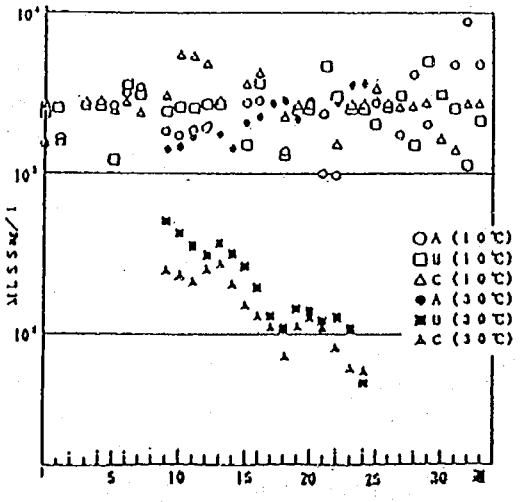
(1) 本年度は人工下水を用いた10℃での２段処理実験を行った。この結果とこれまでの結果（20℃，30℃）とを比較すると，水温が有機物及び重金属の除去に大きく影響することがわかった。水温の高い程１段目（嫌気）で有機物と重金属は効率良く除去されるため，２段目（好気）への各々の負荷量は軽減する。このため，２段目での汚泥の重金属濃度は１段処理のものに比べ，10℃では高く，20℃と30℃では低くなった。しかし，図のように，30℃では槽内のMLSSが減少した。

(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，屋外埋立実験装置から発生した浸出水の調査，室内カラムを用いた浸出水の砂ろ過実験を継続した。４年間に亘る調査の結果，石灰系焼却灰を土質改良材として用いた実験で，鉛の溶出が見られた他は，公定法による溶出実験，地下水を想定した実験から，重金属の溶出は問題となる量でないことが確認された。また，浸出水のpHも砂層を通すことで高アルカリから中性域へ緩衝された。



図－１　汚泥中のCu濃度の経時変化，mg/kg・SS



図－２　MLSSの経時変化

研究担当者：中村　栄一，長谷川　清，大嶋　吉雄，白石　　隆，酒井　憲司

キーワード	重金属，汚水処理

汚濁負荷の原単位に関する調査		本文97ページ	昭和63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の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，湖内の富栄養化が問題となるなど，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，原単位についても一層精度の高い情報の収集及び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）

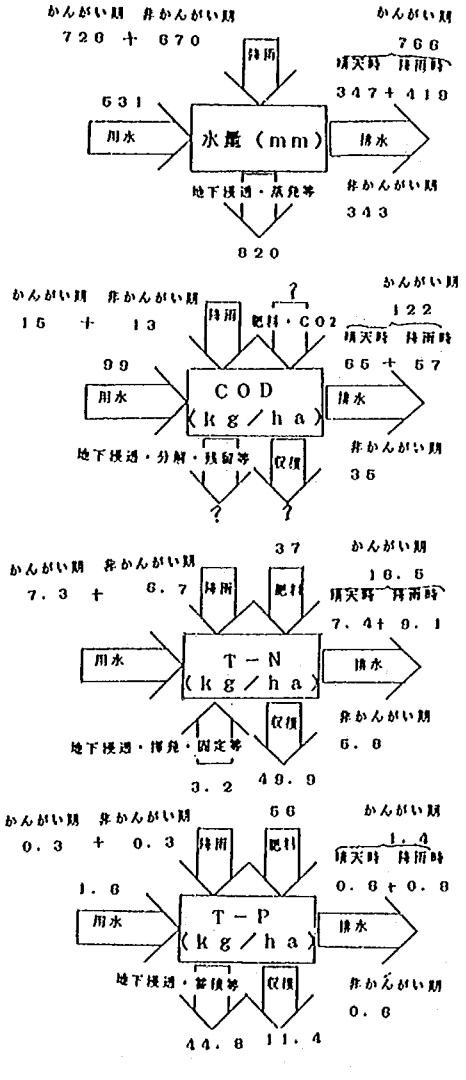
本年度は水田からの排出負荷量を継続して調査し，過年度のデータを含めて年間排出負荷量，負荷量の収支，月間の変動等をまとめた。

この結果次のことがわかった。

① 年間を通じた水収支をとってみると，降雨と用水量の合計に対して57％の排出としての表面流出が起こっている。また年間の排出負荷量は，COD 158～180kg/ha，T－N 19.2～21.6kg/ha，T－P 2.2～3.0 kg/ha と推定された。

② かんがい期の用水負荷量と排水負荷量の比，つまり，水田の浄化作用の大きさは，手賀沼を用水とした本調査水田の場合，年間ベースでは浄化型に働いているが，降雨量の多少により浄化率が変化し，降雨量が少ないほど浄化型となった。

③ 月別に水田から流出する負荷量を推定した結果，５～６月に集中していることが分かった。また，かんがい期の用水が行われる時の排出量が最も大きなシェアを占めるが，かんがい期降雨時や非かんがい期にも大きな負荷量が排出されることが分った。



昭和６３年度（Ｓ６３．４～Ｈ１．３）

図　調査水田における水量・物質収支の試算

研究担当者：中村　栄一
田中　宏明

キーワード	負荷量原単位，水田，窒素，リン，ＣＯＤ

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文 105 ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

公共用水域の水質汚濁を防止し，水洗化により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，下水道の普及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経済性の把握等を行い，分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし，水質保全上の位置づけを明確にすることを目的としている。

（結　果）

本年度は前年度に引続き日市において，戸別合併浄化槽の処理機能に関する調査を実施した。対象とした４軒は，いづれも６人槽の小型合併浄化槽を１年以上使用している。調査は５，８，11，２月の計４回で，いづれの調査においてもスポット系と全量採取の混合系の２つを実施した。

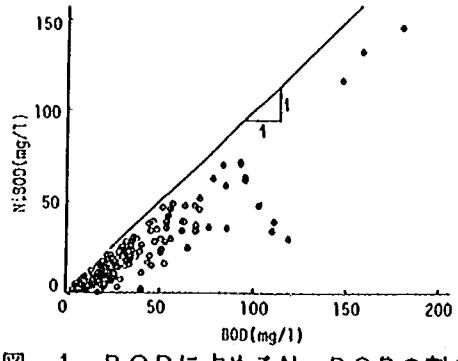
(1) 処理水BODを高める要因として，図１から不完全な硝化により処理水中に残留するNH_4−Nの影響が大きいと考えられる。

(2) 風呂場からの排水や洗濯による排水があるときは，流量が一時的に増加し浮遊性固形物（SS）の流出によるBODへの影響（図２）が想定される。流量増加等，流量変動の影響を示す例として，８：40～８：54の14分間に400Lが流出した場合の流出水中のBOD，SS濃度はそれぞれ34から，120，27から119mg/lまで上昇した。

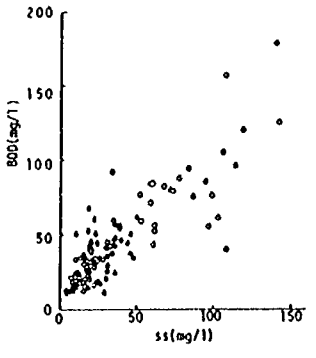
(3) BOD以外の有機物では，CODで18～29 mg/l，TOCで９～20mg/l，有機酸・動植物油はNDであった。

(4) 接触曝気槽内の水と終沈の上澄水とを比較した結果，終沈で水質悪化の生じていることが判明した。この現象は窒素およびリンで顕著であり，終沈の堆積汚泥が何等かの形で水質に悪影響を及ぼしているものと推定される。

(5) 浄化槽処理水の水質および排出負荷量を評価するため，全量採水による混合試料の作成という方法を採用した結果，瞬時のスポット試料で得られる結果と異なった。すなわち，水量・水質の変動が激しい小規模処理施設の水質・負荷量評価を数少ないスポット試料で評価することは不十分であり，誤った結論を導きかねない。



図－１　ＢＯＤに占めるＮ・ＢＯＤの割合



図－２　ＢＯＤに及ぼすＳＳの影響

研究担当者：中村　栄一
長谷川　清
酒井　憲司

キーワード	合併処理浄化槽，機能評価

下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査		本文113ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成３年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

下水道の整備が地方中小都市に及ぶに連れてより機動的・弾力的な整備手法の開発が望まれている一方，大都市地域においては膨大な資産をより効率的に維持管理していく必要性が高まっていると共に下水道施設の多目的利用が検討，実施されつつある。本調査はこのような背景を踏まえ，①下水道の統合的，広域的な管理手法に関する調査，②下水道の多目的利用に関する調査，③下水道整備の総合的な効率化に関する調査，について調査を行うものである。

（結　果）

昭和63年度は，上記課題のうち，①および③に関する課題として以下の(1)及び(2)の調査を実施した。

(1) 広域的管理を前提とした下水道の機動的・弾力的整備手法に関する調査

図－１に示すモデル地域を対象に１つの処理場を設置し，下流の地区より順に整備した場合（集中処理），各地区に処理場を設置することとし，人口密度の高い地区より順に整備した場合（分散処理），第５地区（最も人口密度が高い）にまず小規模な処理場を設置し，然る後に集中処理と同じ方式で整備を始め，幹線が第５地区に達した時点でつなぎ込む場合（機動的展開）の３方式につき，費用便益分析を行ない，以下の結果を得た。

a）累積処理人口（建設終了までの各年度ごとの処理人口の合計）を便益としたところ，表－１に示すように，累積処理人口１人当りの建設費は機動的展開が最も安価となり，以下集中処理，分散処理の順であった。

b）各ケースの累積処理原価を計算したところ，図－２に示すように最終的には機動的展開も集中処理も同程度となった。また，供用開始当初には機動的展開を採用することにより，集中処理に比べて累積処理原価がかなり抑えられることがわかった。

(2) 下水道圧送管に関する基礎的調査

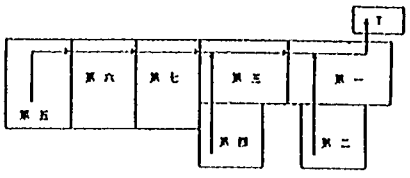
水道管における被害の原因等の文献調査を実施した結果，以下の結果を得た。

a）管の破損は継手よりも管体で起こりやすい。

b）小口径管ほど破損しやすい。

c）破損は冬季が多い。

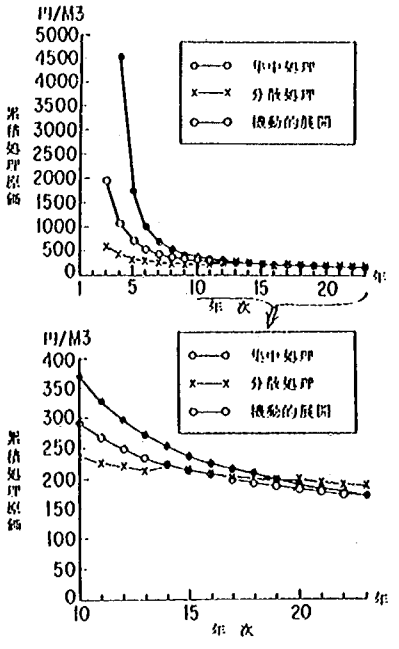
d）破損は，地盤のＮ値，埋設深度等と関係している。



図－１　ケーススタディ計画区域

表－１　建設費／累積処理人口

	建設費／累積処理人口（千円／人）
集中処理	５４．３
分散処理	５７．９
機動的展開	５２．２



図－２　累積処理原価経年変化

研究担当者：竹石　和夫，　塩路　勝久

キーワード	下水道，効率的整備，費用便益分析

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121ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55～平成2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，その対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。

（結　果）

① 手賀沼湖水を用いた有機成分の分解実験により，粒子態・溶解態の有機成分が無機化分解されていくことが確認された。また，その分解速度を求めた結果，上沼と下沼での粒子態有機物の分解速度は異なるが，溶解態有機物の分解速度は同程度であり，温度依存性が大きいことが分った。

② 表層付近の夏の藻類生産速度を求めると1時間当りかなり大きな値が得られたが，測定方法についての検討が必要であることが分った。

③ 大堀川と大津川で流出負荷量を調査し，降雨量と一雨によって増加する流量と流出負荷量の関係をまとめた。また，大降雨時の水質項目ごとの流出特性を整理した。

表－1　粒子態成分の分解速度

（1／日）

	上沼		下沼	
	10℃	20℃	10℃	20℃
POC	0.100	0.150	0.046	0.097
PON	0.090	0.130	0.031	0.133
POP	0.108	0.133	0.026	0.173
PCOD	0.131	0.133	0.046	0.097

注）1次反応により分解するとして0～10日間のデータを用いて求めた定数kである。

表－2　溶解態物質の分解速度

（1／日）

	上沼		下沼	
	10℃	20℃	10℃	20℃
DOC	0.014	0.040	0.00	0.051
DON	0.007	0.035	0.001	0.051
DOP	0.019	0.056	0.019	0.045
DCOD	0.002	0.038	0.008	0.050

注）1次反応により分解するとして、0～10日間のデータを用いて求めた定数kである。

研究担当者：中村　栄一
田中　宏明

キーワード	湖沼，富栄養化，分解速度，生産速度，汚濁負荷流出

下水道による住環境の改善に関する調査		本文129ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成2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ディスポーザーの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査，③圧力式下水道システム，真空式下水道システムに関する調査。

（結　果）

昭和63年度は上記課題のうち，ディスポーザーの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査及び圧力式下水道システム，真空式下水道システムに関する調査を実施した。ディスポーザーに関する調査については，8戸の一般家庭にディスポーザーを設置し，ディスポーザーを使用した場合と使用しない場合の排水水質を対比して，ディスポーザーの影響を把握することとした。その結果は以下の通りである。

① ディスポーザーの使用により各水量，水質項目の1人1日当りの負荷量原単位は大幅に増加した。その結果を表－1に示す。

② ＳＳの粒度分布の変化を調べたところ，ディスポーザーの使用により，篩目幅1㎜以上の篩で補足される固形物の負荷量原単位が大幅に増加した。

③ ディスポーザーの使用により，ゴミの発生量原単位は重量ベースで概ね2割減少し，また低位発熱量が概ね7割程度増加した。

④ テレビカメラによる公共下水道管内及びファイバースコープによる建物配管内の目視によれば特にディスポーザーの使用に伴う異常は見いだされなかったが，調査期間中建物配管内に数回つまりが発生した。

⑤ アンケート調査によりディスポーザーの使用感を聞いたところ「良かった」とした人が多かった。またディスポーザーを使って良くなかった点について聞いたところ，音・振動に対する苦情が飛び抜けて多かった。

表－1　排水量及び主要な水質の負荷量原単位の変化

	冬季			春季			夏季			秋季			加重平均		
	無	有	比	無	有	比	無	有	比	無	有	比	無	有	比
排水量(l/人日)	177	200	1.1	200	265	1.3	230	200	0.9	186	204	1.1	198	217	1.1
BOD (g/人日)	41	57	1.4	38	60	1.6	34	58	1.7	26	47	1.8	35	55	1.6
S-BOD (g/人日)	20	28	1.4	18	24	1.3	13	20	1.6	8.0	20	2.6	15	23	1.6
COD (g/人日)	20	29	1.5	18	28	1.5	17	20	1.2	16	28	1.7	18	26	1.5
S-COD (g/人日)	12	17	1.5	11	14	1.3	8.0	7.7	1.0	7.4	15	2.0	9.4	13	1.4
SS (g/人日)	31	38	1.2	36	51	1.4	29	36	1.3	33	42	1.3	32	41	1.3
T-N (g/人日)	8.8	8.9	0.8	7.7	8.2	1.1	5.8	7.7	1.3	8.2	10	1.6	7.1	8.2	1.2
T-P (g/人日)	0.8	0.9	1.1	0.8	1.0	1.3	0.7	1.0	1.4	0.6	0.8	1.3	0.7	0.9	1.3

（注）「無」とは，ディスポーザーを停止した場合の負荷量，「有」とはディスポーザーを使用した場合の負荷量，「比」とは有／無のことである。

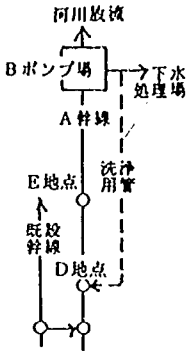
研究担当者：
竹石　和夫
塩路　勝久
小沢　登

キーワード	ディスポーザー，負荷量原単位，ゴミ排出量

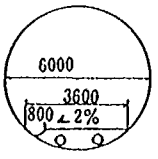
管内貯留に関する調査		本文139ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～63年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

都市域に於ける浸水問題，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り，in-line strage 方式と off-line strage 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。本テーマでは，O市P幹線(図－1)を対象として管内貯留方式の設計法の確立を主目的とし貯留堆積物の性状，洗浄効果，負荷量，ポンプ運転水位の変更による放流削減効果，雨天時下水の貯留による水質経時変化等を調査，検討する。



図－1　A幹線とBポンプ場



図－2　A幹線の断面

（結　果）

(1) 貯留時堆積物調査の結果，堆積物は汚泥状の有機質と砂状の無機質があり，両者の性状は異なっていた。

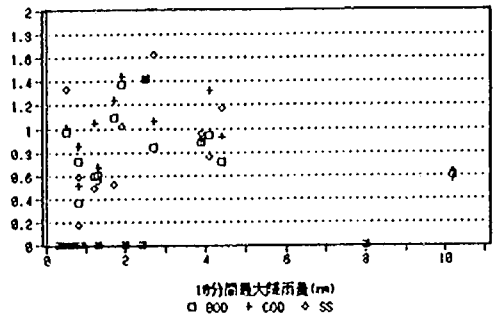
(2) 洗浄効果調査では，図－2に示す管渠断面の幹線平坦部の堆積除去効果は確認できず，側溝部でも明確な結論は出せなかった。

(3) 負荷量調査では，図－3～図－4に示すような相関があることより，A幹線，Bポンプ場におけるD地点流入水，Bポンプ場流入水，放流水，C処理場送水の水質調査より，降雨強度の増加による幹線内堆積物の掃流量の増加が確認された。

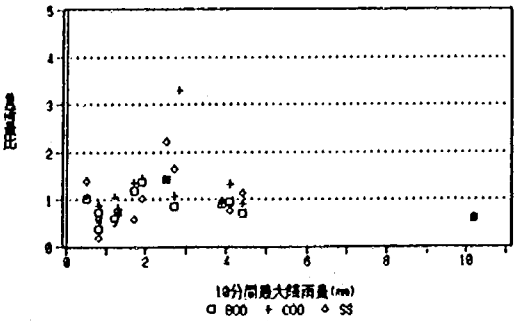
(4) ポンプ水位の変更の場合，起動水位を高く設定してもポンプ排水量の削減には大きく寄与しないが，停止水位を高く設定するとポンプ排水量削減に大きく寄与することが判明した。

(5) 雨天時下水貯留水の上澄水のBOD，SS濃度は貯留4日後に原水濃度のそれぞれ28～36%，3～6%に減少し，最終濃度は原水濃度に比例した。

(6) 高水温（20～25℃）では低水温（10～15℃）に比べ上澄みのpH，ORP，硫酸イオン濃度が低く，上澄み，底泥の硫化物濃度及び底泥のORP減少速度が大きかった。



図－3　10分間最大降雨量と（Bポンプ場流入水質／D地点流入水質）の関係



図－4　10分間最大降雨量と（Bポンプ場流入負荷量／D地点流入負荷量）の関係

研究担当者：竹石　和夫
榊原　隆

キーワード	管内貯留，雨水，合流式下水道

下水中の難分解 COD 成分等の高度除去に関する調査		本文149ページ	昭和63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）

本年度は最終年度に当り，昨年度までにポリビニルアルコール（PVA）等の難分解性 COD 成分が，汚泥滞留期間（SRT）を十分にとることにより除去できることが示されたため，今年度は結合固定化法による SRT の延長を検討するとともに，実際の染色工場排水混入下水を用いて長 SRT 法による処理実験を行った。

(1) ポリプロピレン製結合固定化担体を用いた三相混合流動床による，PVA 含有人工下水の処理実験を10°Cの条件で行い，PVA 除去活性は低下したが，付着汚泥量の適正な保持と，担体と排水の効率的接触を保証すれば，処理可能という見通しを得た。

(2) 家庭下水に PVA を添加し，ポリプロピレン製結合固定化担体を用いた三相混合流動床による処理実験を行った。実験装置の運転上のトラブルが無ければ，室内実験と同様の処理効果が挙げられた。

(3) ウレタンフォーム製結合固定化担体を用いた二相反応槽による PVA 含有人工二次処理水の処理実験を行い，アンモニアが存在すると窒素酸化が優先し，PVA 除去が進まないことを確認した。

(4) 実際の繊維染色工場の排水と家庭下水の混合排水について，長SRT 運転活性汚泥法（表に運転条件を示す）の適用性を調べる実験を行い，PVA の除去については良好であったが，未だ残留する COD_{Mn} が30～40mg/l あり，その対策が必要であった。図は PVA 負荷と除去率の関係を示したものである。

(5) 繊維染色工場で使用される薬剤の生物分解性を振盪培養法で調査し，染色助剤の多くは良好な分解性を示したが，一部の助剤，染料の殆どは，一回の培養では分解性が悪く，植継ぎによる分解菌の集積の効果を確認する必要がある。

表　実験装置の運転条件

水理学的滞留時間	10 時間
固形物滞留時間	30 日
汚泥返送率	100 %
送風量	15～20 l/分
工場排水混入率	30 %

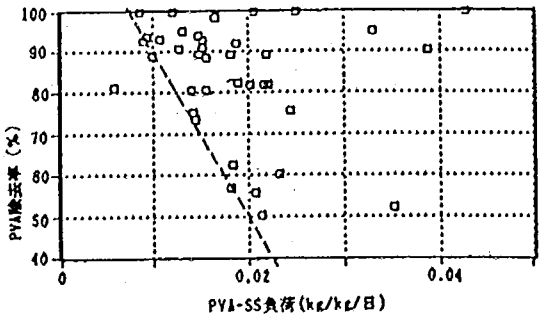


図　PVA-SS負荷と PVA除去率の関係

研究担当者：佐藤 和明，高橋 正宏，中島 敏幸

キーワード	難分解性有機物，排水処理，結合固定化法，ポリビニルアルコール

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163ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	三次処理研究室	

（目　的）

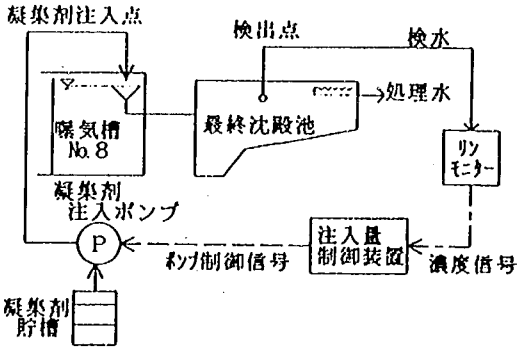
湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化の防止や処理水を再利用する際の用途によっては下水中の窒素やリンといった栄養塩類を高度に除去する必要がある。新たに処理施設を建設する場合には当初から栄養塩類除去の対策を講じておく事ができるが，既存の処理施設においては現有の施設を生かしながら栄養塩類の除去能力を高める手法が必要になってくる。本調査は，現在，下水の処理方式として広く普及している活性汚泥法を基本として，その運転方式の変更により栄養塩類の除去能力を高める手法の開発を目的として実施するものであり，昭和60年度を初年度として開始した。

（結　果）

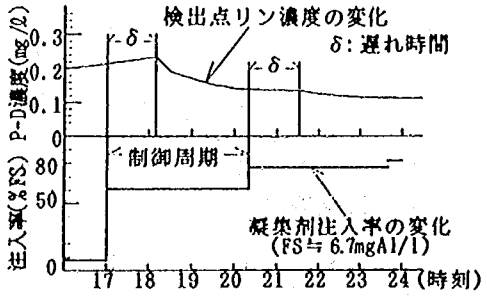
(1) 凝集剤注入量のフィードバック制御（図－１参照）による処理水リン濃度の制御について調査した結果，同法はリンの制御法として十分な性能を有すること，A_2O法との組合せにおいて安定した窒素・リンの同時除去法となることがわかった。また，その時発生する汚泥の濃縮性・脱水性はともに良好であった。本法によるリン濃度の制御結果を図－２に示す。

(2) 好気－嫌気－好気法による窒素・リンの生物学的同時除去に関する調査の結果，同時除去に適した第１好気槽のORP値が存在し，これを制御維持することにより同時除去を達成できることが実証された。また，制御項目としては，ORP値がDO濃度より適していることが示された。

(3) 最初沈殿池が硝化・内生脱窒法の窒素除去率に及ぼす影響について，パイロットプラント実験を実施した。その結果，最初沈殿池を設けないほうが，流入下水の有機物／全窒素比が高くなり，脱窒速度が大きいため高い窒素除去率を得られることが明らかとなった。



図－１　フィードバック制御
フローチャート



図－２　制御結果の例

研究担当者：佐藤　和明
森山　克美
小越真佐司

キーワード	下水処理，活性汚泥法，窒素・リン除去，凝集剤注入量制御，ORP制御，最初沈殿池，CN比

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171ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成2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するため，水質浄化への利用が期待できる。一方，下水処理水は，窒素・リン等の栄養塩類を比較的多く含む場合があるため，今後増大するであろう処理水の高度利用等の観点から，栄養塩類のより高度な除去が必要となってきている。本調査は，三次処理水を対象とし，水生植物の旺盛な繁殖力を利用して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水質浄化に関する検討を行っている。

（結　果）

本年度は，「流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響」および「複数の水生生物を用いた水質浄化」についての調査を行った。

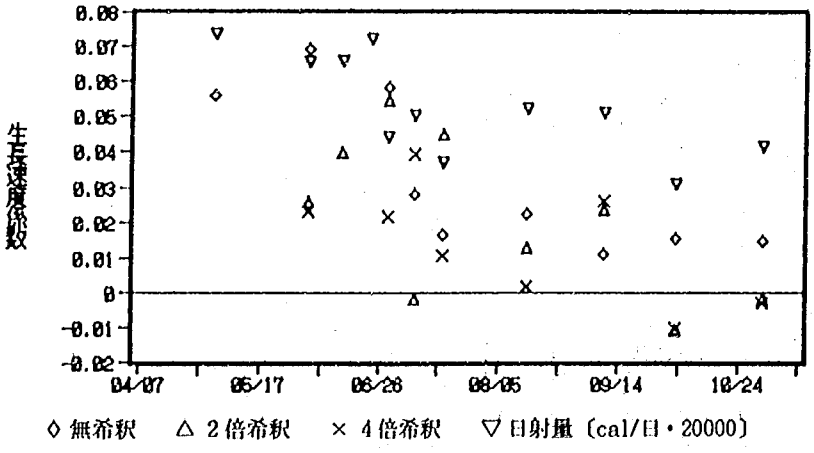
1）流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響

① 水中の栄養塩濃度の違いは，植物体中の栄養塩物質含有量に対してほとんど影響をおよぼさない。

② ホテイアオイの，栄養塩濃度に由来すると考えられる生長制限限界値は，T－Nで約2mg/ℓ，T－Pで約0.15mg/ℓであった。しかしながら，本年度の実験は日射時間が短い等の特殊な条件下で行わざるをえなかったため，無条件にこの値を応用することには無理がある。

2）複数の水生生物を用いた水質浄化

① 植生の違いは，栄養塩除去能に対して大きな影響を与えてはいないようであるが，ホテイアオイと共にクロモを植えた槽における栄養塩除去が比較的良好に行われた。



図－1　生長速度係数と日射量の推移

研究担当者：佐藤　和明，　南山　瑞彦，　諏訪　守

キーワード	三次処理水，栄養塩除去，ホテイアオイ

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179ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57～平成2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，これらを含む種々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）

1）連続活性汚泥処理実験装置を用い，流入水に2,4－ジクロロフェノール（2,4－DCP）を連続的に添加した実験と2,4－DCP無添加のコントロールを比較した結果，コントロールでは実験期間中十分硝化していたが，2,4－DCPを0.93mg/ℓ（平均値）添加した実験系では時々NH_4－Nの流出があり，硝化が不安定であった。また，NH_4－Nの流出時にBODの値が高くなったが他の有機物指標（COD，D-TOC）で比較するとほぼ同じであり，BODの上昇はNH_4－Nの酸化によるものと考えられる。なお，2,4－DCPは98％が除去された。

2）GC－IR－MSによる下水中に含まれる微量化学物質の検索方法について，試料の前処理の検討を行った結果，液－液抽出は，振とうした時エマルジョンを生じ長時間放置しても消えず，水と溶媒の分離が困難であり不適当であった。これに対し，固形の吸着剤に微量成分を吸着させた後，溶出する方法の液－固抽出は操作も簡単であり，下水の前処理として有効であった。

3）下水道への排出が規制されている有機塩素化合物（3物質）について硝化菌の感受性を調査した結果下図の通りであった。トリクロロエチレン，テトラクロロエチレンは0.125mg/ℓで，1,1,1－トリクロロエタンは0.25mg/ℓで亜硝酸菌に増殖阻害がみられた。硝酸菌は3物質に対し，4mg/ℓ添加でもコントロールとほぼ同様に増殖がみられ感受性は低かった。

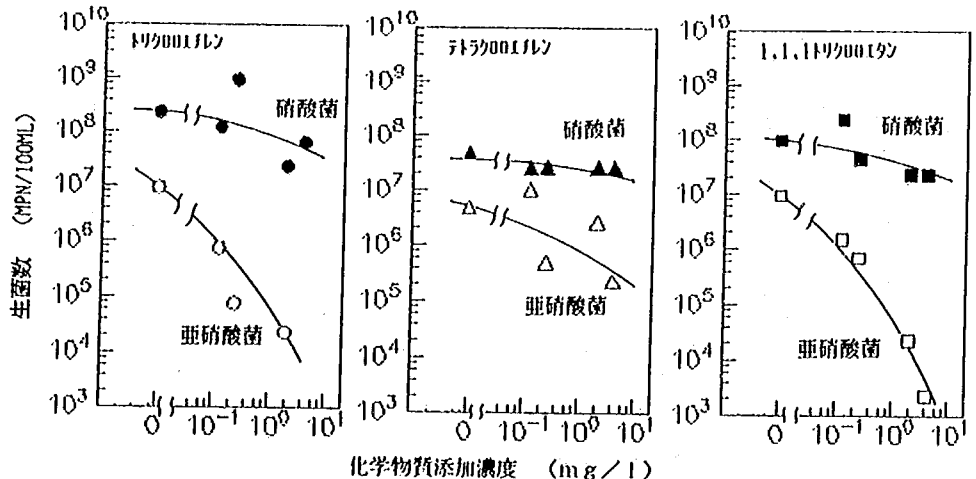


図　硝化菌の化学物質感受性試験結果

研究担当者：中村　栄一
小森　行也

キーワード	活性汚泥，化学物質，挙動，硝化

下水処理水の再利用に関する調査		本文185ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	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に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。63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 10mg/ℓの処理水で灌漑をした場合でも基肥窒素が不足すると生育が不良となり，収量が減少した。したがって，アンモニア性窒素濃度が高い処理水を使用する場合は，施肥量の削減には限界があり，水管理によって窒素過剰を防ぐ必要があるものと考えられる。

(2) 精密沪過法についてはセルロース系とテフロン系等の3種類の材質が異なるメンブレンフィルターを用いて低い圧力での連続加圧実験を行った。その結果，活性汚泥混合液の分離では，セルロース系の膜が最も長時間比較的高い透過流量を維持することができ，テフロン系の膜がこれに次ぎ，ポリサルフォン系の膜は初期流量も維持時間も最も小さいことがわかった（右図参照）。

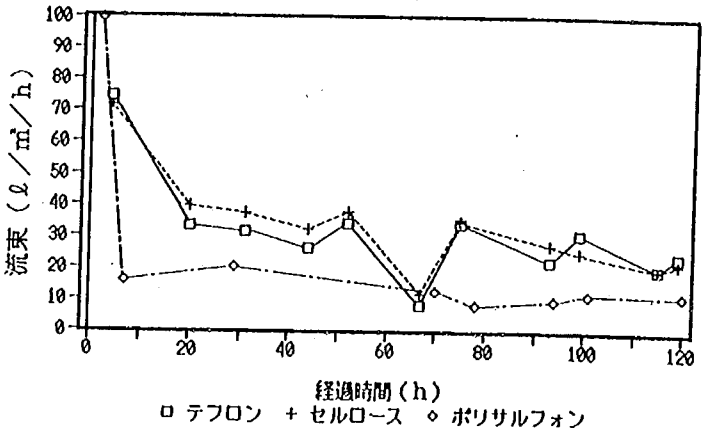


図　沪過経過時間と透過流束の変化

(3) 上水施設の維持管理指針や，下水処理場における沪過池の維持管理に関する実態調査の結果にもとづいて，下水処理水の沪過に使用する沪過池の維持管理に必要と思われる項目を整理した。

研究担当者：佐藤　和明
小越真佐司
諏訪　守

キーワード	下水処理水，再利用，農業利用，精密沪過，急速沪過，沪過池維持管理

下水汚泥の燃料化に関する調査		本文193ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成2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 浄化槽汚泥の脱水性に関する調査

戸別合併浄化槽から発生した汚泥の脱水特性を把握するためベルトプレス式脱水試験を行った結果，浄化槽汚泥の脱水性は下水汚泥とほぼ同程度であることがわかった。

② 脱水汚泥の嫌気性消化に関する調査

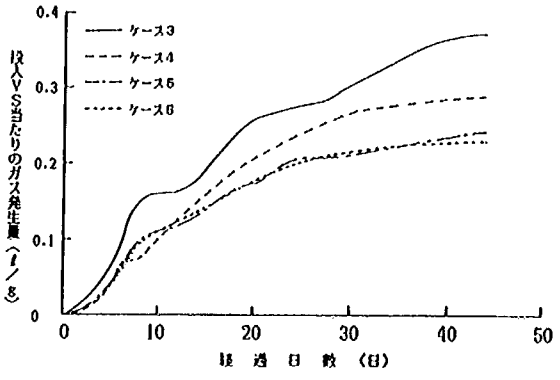
脱水汚泥の嫌気性消化実験の結果，含水率80％程度の脱水汚泥からのガス発生は可能であることがわかった（表－1，図－1参照）。

③ 脱水プロセスへの新材料の適用に関する調査

下水汚泥処理プロセスに適用可能な新素材の抽出を行うとともに加圧脱水プロセスの問題点と新材料の適用による改善方法について検討した。

表－1　実験条件

ケース	種汚泥TS(g)	投入汚泥(%)※	設定温度(℃)	撹拌
1	150	0	35	あり
2	150	0	35	なし
3	150	10	35	あり
4	150	10	35	なし
5	150	20	35	あり
6	150	20	35	なし



図－1　投入VS当たりのガス発生量

研究担当者：大嶋　吉雄，　増田　隆司，　白石　　隆

キーワード	汚泥，脱水，嫌気性消化，新素材

下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査		本文201ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成元年度	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63年度の調査項目及び結果は次のとおりである。

① 下水汚泥焼却灰の水和に関する調査

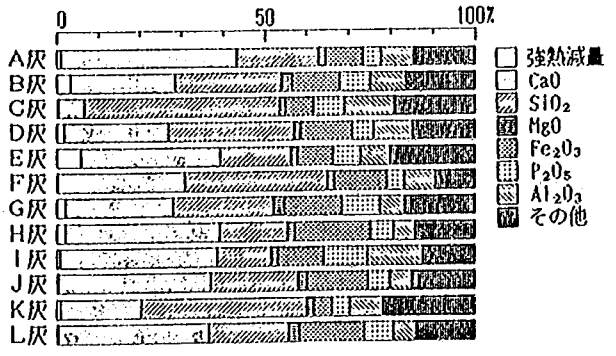
全国12ケ所の処理場から発生する焼却灰（図－１参照）を用いて水和反応性の大小による土質改良効果の判定方法を提案した。なお，図－２に水和速度試験結果を示す。

② 造粒焼却灰の土質改良材への利用に関する調査

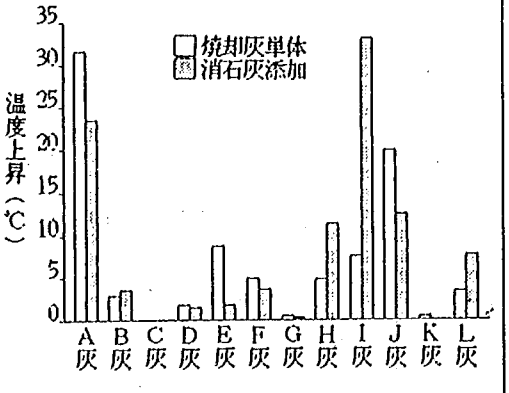
①と同じ焼却灰を加圧・造粒して造粒土質改良材として利用する場合の焼却灰の性状と造粒物の強度・膨張量の関係を調査した。

③ 下水汚泥スラグの結晶化に関する調査

①で用いた焼却灰のうち成分の異なる６種類を用いて，溶融スラグを製造し，Ｘ線回折試験及びＰ－Ｍ残分試験により，成分及び冷却方法と結晶化の関係を調査した。



図－１　焼却灰の化学分析結果



図－２　水和速度試験結果

研究担当者：大嶋　吉雄
増田　隆司
白石　　隆

キーワード	汚泥，焼却，溶融，有効利用

下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査		本文209ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和62～平成元年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の資源化再利用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63年度は，下水汚泥コンポストを用いた緑化用ブロックに関する調査と焼却灰から肥料成分であるりんを回収するためのりん溶出調査を実施した。

(1) 市販の緑化用ブロックをほぐした木削と下水汚泥コンポストを混合して下水汚泥緑化用ブロックを試作し，カーネーション，フリージア，ポトス，つた等の栽培を試みた結果，ポトスとつたはコンポストの混合に関係なく殆ど成長が見られなかった。カーネーションではコンポストの混合比率が高くなる程成育が阻害されていたが，フリージアではコンポストを容量比で20%混合したケースで良好な成育を示した。

これらの成育状況の良否には，コンポストの膨潤による通気性の悪化が影響しているものと思われた。

(2) 石灰系焼却灰のAと，高分子系焼却灰のB，Cの試料について，H_2SO_4溶液によるりんの溶出状況をビーカーテストにより調べた結果，溶出量は溶出操作開始時に最も多く，その後はpHの上昇と伴に減少した。また，りんの溶出率は最も高いものでも10%程度であり，石灰系が最も低かった。

表－1

試料名	りん含有率（mgP／gDS）	りん溶出率（%）
A	44.0	1.6
B	61.2	7.2
C	35.1	10.7

研究担当者：大嶋　吉雄
村上　孝雄

キーワード	汚泥，コンポスト，有効利用，焼却灰

地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査		本文215ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成2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るが，処理場の建設に当っては，地域の特性に応じた処理方式を選定することが必要である。

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）

63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った。

1）水・汚泥同時処理法

① BOD容積負荷 0.2 kgBOD/㎥・日（滞留時間24時間）の処理条件では，夏期，冬期ともに処理水質は良好であった。

② 本処理装置の汚泥発生量は，除去SS量当たり 35.1～63.8％，除去BOD量当たり 42.2～62.8％であり，汚泥の顕著な減量化が図られていた。

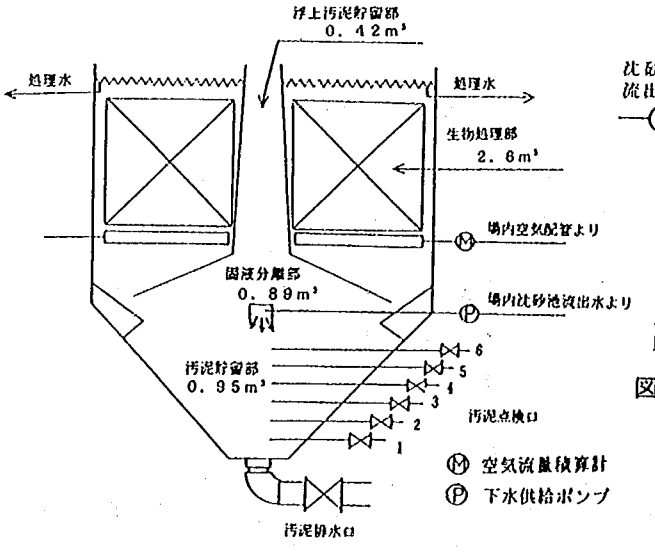
③ 本処理装置引き抜き汚泥について，ベルトプレスによる脱水試験を行った結果，薬注率0.4～0.6％で脱水ケーキ含水率は 75～77％になると考えられた。

2）前段砂沪過接触酸化法

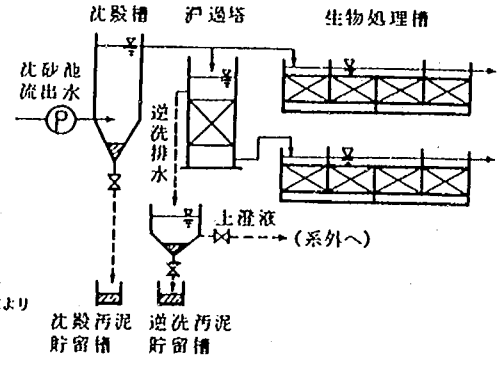
① SSの大部分は沪過塔において除去され，BODはその70％ほどが生物処理槽において除去された。

② SS負荷が小さいため，生物処理槽は長期間良好な処理性を示した。

③ 処理開始初期の処理状況から，比較的大きなSSの除去速度と溶解性有機物の除去速度は基本的に独立であることがわかった。



図－1　水・汚泥同時処理装置概要



図－2　前段砂沪過接触酸化処理装置概要

研究担当者：竹石　和夫
鈴木　穣
小沢　登

キーワード	下水処理，接触酸化法，簡易処理，前段固液分離

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225ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成2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。

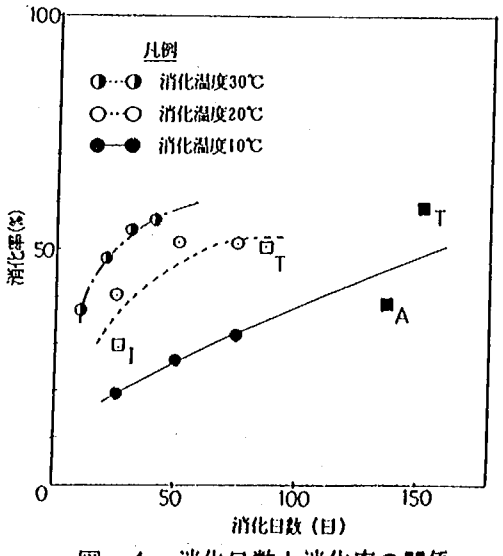
（結　果）

昭和63年度は，汚泥の貯留方法に間欠曝気法を採用した場合の汚泥腐敗防止効果及び臭気発生防止効果に関する調査と，汚泥の無加温嫌気性消化に関する調査を室内実験により実施した。

(1) 汚泥貯留を行う場合，静置貯留では貯留日数の増加に伴い濃縮性が悪化するのに対して，間欠曝気貯留では濃縮性の改善効果がみられた。臭気の発生については，余剰汚泥を貯留する場合には静置貯留・間欠曝気貯留ともに硫化物の発生は見られないが，アンモニアは両貯留方式ともに発生した。これに対して，混合汚泥を貯留する場合にはアンモニアに加えて硫化物が発生した。

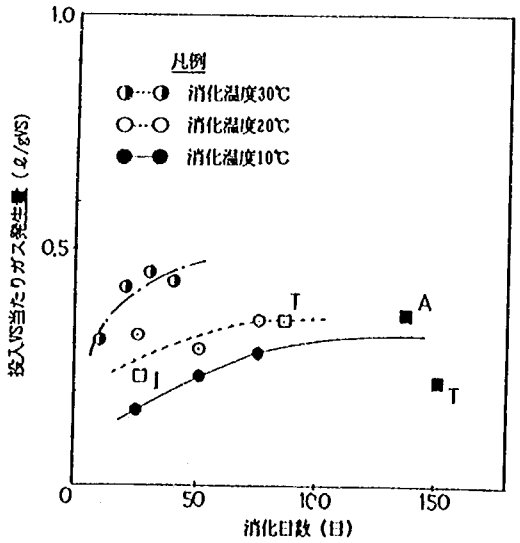
(2) 汚泥の無加温消化を行う場合，中温消化と同程度の50%程の消化率を達成するためには消化日数は，消化温度20℃で60日，10℃では150日以上が必要と思われる。また，消化温度10℃及び20℃での投入VS当たりのガス発生量は小さく，消化日数を確保しても中温消化レベルには致達しないものと考えられる。

（注）図中のA，I，Tは実施設データ



図－1　消化日数と消化率の関係

（注）図中のA，I，Tは実施設データ



図－2　消化日数と投入VSガス発生量の関係

研究担当者：大嶋　吉雄，　村上　孝雄，　近藤　次夫

キーワード	小規模下水道，汚泥貯留，無加温消化，臭気

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233ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	システム課・下水道研究室	

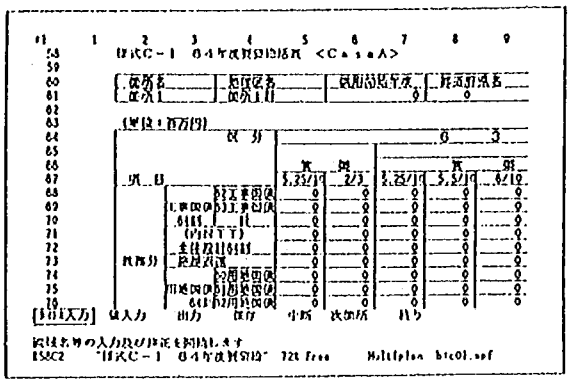
（目　的）

下水道施設の整備を促進しその管理運用の効率化が図れるよう，下水道の調査計画，研究及び維持管理に係わる実務的なデータベースネットワークシステムを構築することを最終的な目標とし，63年度は流域下水道関連の予算要望調書の収集処理システムを開発するとともに下水道統計データの効率的な収集・処理・編集とその利用方法の検討の基礎となるデータベースを構築した。

（結　果）

(1)　下水道情報の収集処理システムの開発

予算要望調書は，その利用において多様な集計作業を必要としており，また各年の予算編成時期においては，この作業を短期間に行うことが要求される。そこで，下水道データベース作成の第一段階として市町村あるいは県から予算要望調書を収集するための収集システム及び収集されたデータの集計等を容易に行うための処理システムを開発した。なお，システム構成はアンケート調査の結果を踏まえてハードウェアはPC－9801シリーズ及びソフトウェアはマルチプランとした。主な機能は，収集システムでは，入出力機能，入力チェック機能及び保存機能等を，また，処理システムにおいては，収集された各県ファイルから全国集計等が容易に行えるようにするためのマザーファイルの作成機能を有するものである。入力画面の例を図－１に示す。



図－１　入力画面の例

(2)　下水道統計データベースの構築

各事業体（市町村，県等）から収集される下水道統計情報は下水道協会でまとめられワープロによりデータベース化されている。そこで，昭和61年度下水道統計（行政編）のデータの一部をデータベース化するとともに今後の整備方法，利用方法について検討を行った。

なお，データベースのデータ項目は「下水道統計（行政編）」の数値情報の内で特に利用頻度が高いと判断される下水道普及率に関する項目としており，当面の利用においては，データベースマネジメント機能を用いることにより，人口普及率，水道普及率等の下水道整備の指標となる数値データの分析や図表等の加工出力が行えるものである。

研究担当者：常田　賢一
野口　正
浦野　隆
野口　勉
塩路　勝久

キーワード	下水道情報，情報処理，データベース

下水道施設の耐震性に関する調査		本文239ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	耐　震　研　究　室	

（目　的）

下水道施設の耐震性の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ものである。

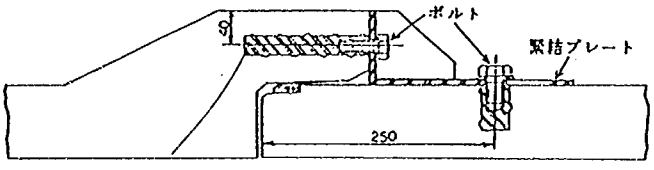
（結　果）

(1) 過去の下水道管渠被害の多くは，管渠継手部及び管渠とマンホールとの接続部において生じている。これらの部分の耐震化対策として，管渠継手部では抜け出しに，またマンホール取付部では管渠との相対変位に，それぞれ対応できる離脱防止装置の構造検討を行った。一例を示すと図－１の通りである。

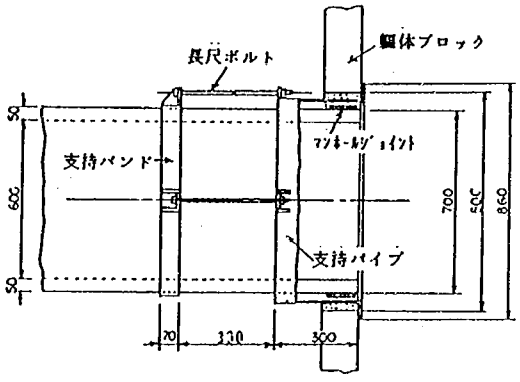
併せて，製作費用の評価を行った結果，管渠継手部の離脱防止装置は管渠本体の３～５％程度，また，マンホール接続部の離脱防止装置はマンホール本体の６～７％程度の費用で比較的安価に製造できることがわかった。

(2) 近年，都市域の下水道事業で施工されることの多い，曲がり部を有するシールドトンネルの耐震性を検討するため，曲がり部に生じる地震時断面力に着目した地震応答解析を行った。

この結果，直線状のトンネルに比較して，曲がり部では最大1.8倍程度の大きな曲げモーメントが発生することがわかった（図－２）。

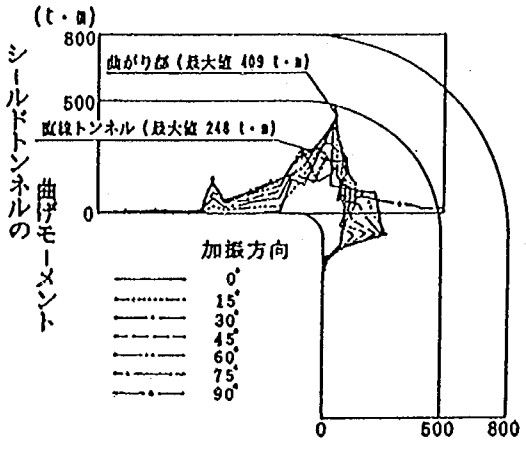


(a)B型管渠　φ1000mm



(b)3号マンホール　φ600mm

図－１　離脱防止装置



図－２　トンネルの最大曲げモーメントの分布

研究担当者：川島　一彦
杉田　秀樹
加納　尚史

キーワード	下水道管渠，離脱防止装置，曲線シールドトンネル，耐震設計

下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査		本文247ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成3年度	施　工　研　究　室	

（目　的）

現在，下水管における目地切れやひびわれなどの軽微な被害箇所の修復工法には，管の種類や被害形態，程度等により様々なものがあるが，施工精度や耐久性などの面で問題が多い。また，テレビカメラなどを用いて管内部の調査が可能となっているが，管周辺地盤にどのような被害が生じているかは把握できないのが現状である。

そこで，本課題では，管部あるいは管接合部の軽微な破損や周辺地盤の空洞や緩みに対し有効的な調査方法を検討するとともに，破損箇所および周辺地盤に対し効果的な補強方法を提案し，下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てることを目的とする。

（結　果）

(1)　下水管路周辺の空洞探査手法に関する調査

本年度は，ヒューム管の打撃試験を行い，打撃時のヒューム管の応答について調べた。

下水管下に空洞がある場合には，無い場合に比べて加速度の周波数は空気の影響を受けて小さくなり，加速度波形の減衰する時間は長くなる。また，空洞内に水が充満している場合には，空洞だけの場合に比べて加速度の周波数は大きくなり，加速度の減衰時間は短くなることがわかった（下図参照）。

(2)　空洞充填材への適用性に関する試験

空洞充填材として使えそうな市販の止水剤を選択し，試験室において施工性，流動性，膨張性，耐久性，たわみ性，止水性，接着性，浸透性，無公害性を把握するため，各種の物理試験および力学試験を行った。

①　セメント系材料は圧縮強度は大きいが，たわみ性はほとんど無い。また，シリカを含んだものは乾燥収縮によるクラックが多く湿潤状態でしか使用できない。

②　ウレタン系の材料は乾燥による体積収縮が大きい。また，圧縮および曲げ強度はほとんど期待できないが，たわみ性および接着性が良く，止水材としては期待できる。

③　アスファルト乳剤系はたわみ性の十分ある材料である。

④　アスファルトーウレタン系は反応剤に毒性が有り，未反応分が生じないようにする必要がある。

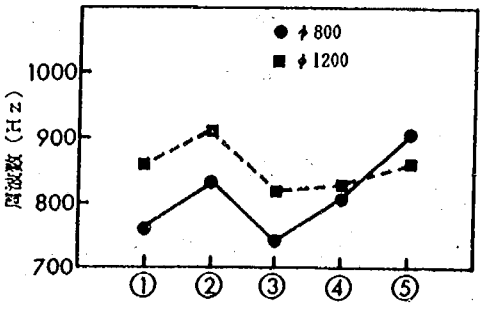


図　打撃試験結果
（周波数の比較）

凡　例

①	ヒューム管天端
②	管底部（空洞無し）
③	管底部（空洞有り）
④	管底部（空洞無し）
⑤	管底部（空洞内水有）

研究担当者：苗村　正三
境　友昭
下坪　賢一

キーワード	下水管，補修，空洞充填

都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査		本文253ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭年62～平成元年度	総合治水研究室	

（目　的）

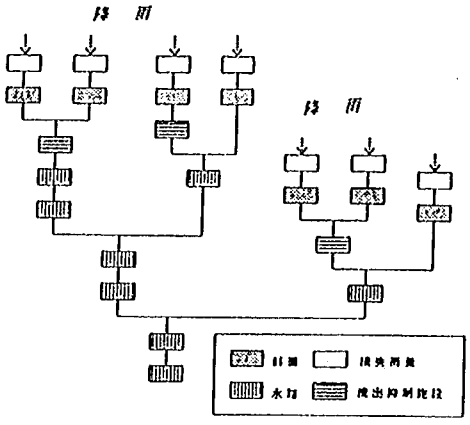
本調査は，都市雨水流出抑制施設を対象として，これらの施設が流域の流出特性に対してもつ影響を流出モデルを用いて明らかにしようとするものである。またこれらの結果を用いて，流域に多数分散する施設の影響を簡単なモデルで集約する手法を検討し，さらに実流域においてこれらの施設の影響の評価を行い，もって総合的な都市雨水排除計画の検討に資することを目的としている。

（結　果）

(1)　流出モデルの検討

流出抑制施設など流域内に分布する人工的な施設の影響を検討する場合には，流域内部で生じる流出現象の物理的な素過程を表現できる流出モデルを用いる必要がある。今回このような流出モデルとしてマルチフィルターモデルを開発している。

斜面・水路・貯水池等の流域要素は，流入水・降雨を一時的に滞留させ，あるいは系外へ排除する機能を有しており，これらは入力波形を変形し流出量として出力する一種の濾波過程と見なすことが出来る。マルチフィルターモデルは，このような要素群の機能を各々フィルターで置き換え，全体を図－１に示すようなフィルター群の樹状のネットワークとして表現するものである。



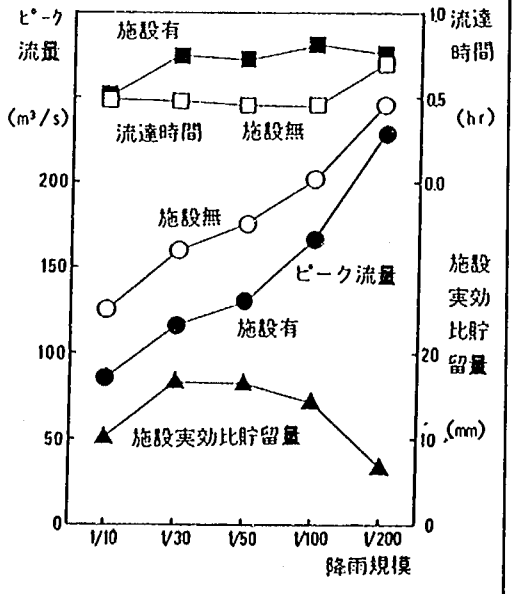
図－１　フィルターネットワーク概念図

(2)　流出抑制施設の流域流出特性への影響の検討

昭和62年度に実態調査を行った神奈川県の境川水系狐川の流域諸元をもちいて，流出抑制施設の影響について検討し図－２に示すような結果を得た。

ピーク流量差は，1/30～1/50の降雨規模に対し最大となる。これは単位面積当りの有効貯留量（施設実効比流量）が示すように，施設の貯留効率が良いためである。また1/100，1/200の大きな降雨規模に対してもピーク流量の低減が認められる。施設の有無による差は小さい。

流達時間は，1/10では施設の有無による差は小さい。1/30～1/100では，降雨規模の違いによる有意な差は認められず，概ね一定値を取る。1/200で流達時間差が他と比較して小さいのは，下流河道での氾濫の影響と考えられる。



図－２　流出抑制施設と流出特性の関係

研究担当者：吉本　俊裕，　須見徹太郎
永友　嘉嗣

キーワード	流出モデル，流出抑制施設，都市流出

コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査		本文259ページ	昭和63年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	緑　化　研　究　室	

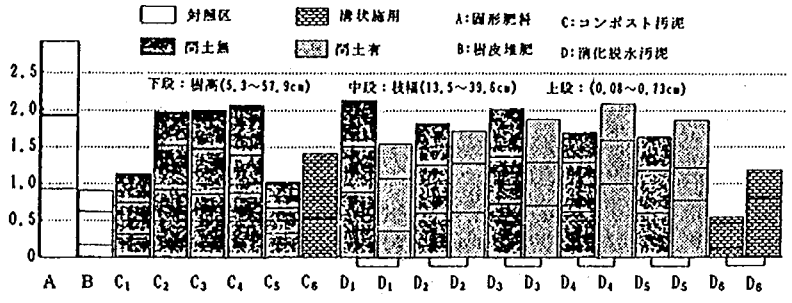
（目　的）

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，コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の土壌改良効果に関して，効果及び植物生育における障害の有無，程度等を把握する他，消化脱水汚泥の取扱性の改善方法を見出すことを目的としている。

（結　果）

(1)　土壌改良効果に関する調査

樹木の成長量に係る調査結果を図－１に示す。これは各測定項目（樹高，枝幅，根元径）毎の最大値を「１」として各試験区の測定値を換算し，各試験区毎に３つの測定項目を積み上げて成長量を総合的に評価したものである。これから汚泥類の適正施用量を判断すると，コンポスト汚泥ではC_2～C_4の施用量である 13.3～27.8 kg/㎡付近，消化脱水汚泥では施用量による差は顕著でないが，投資効果の観点からはD_1の 15.9 kg/㎡付近が適量であるといえる。消化脱水汚泥で厚さ10cm程度の間土を施した場合はD_4の 63.5 kg/㎡前後が適正であり，施用量を増やす場合は間土の施用が必要であるといえる。溝状施用区（C_6，D_6）では根の発達状況から今後の成長が期待できる。なお，植物の生育阻害を意味するネクロシスが消化脱水汚泥区に限って現われたが，その原因は不明である。



図－１　樹木成長量

(2)　消化脱水汚泥の取扱性改良に関する調査

調査結果を表－１に示し，以下に要約する。

①　粉末状の資材ではベタベタ状態が解消され難い。

②　アルカリ性の資材は強いアンモニア臭を発する。

③　オガクズには発芽障害がある。

④　赤土は汚泥と同量混合することにより取扱性，臭気共に大幅に改善されることから，効果，経済性共に今回の供試材料中最も優れている。

表－１　消化脱水汚泥の取扱性改良結果（部分）

混入資材	混入率(体積%)	取扱性	臭気	pH(H_2O)	評　価
パーライト	10	×～△	×	6.7	取扱性やや良
	20	○	△	6.4	
セメント	5	○	×	8.7	アンモニア臭強烈
オガクズ	5	△	△	6.5	取扱い性良好
	10	×～△	△	6.3	発芽障害有り
	20	◎	○	6.3	
ピートモス	10	△	△	6.4	取扱性難
	20	△～○	△	6.3	
バントナイト	5	×	△	6.6	取扱性極めて難
赤　土	10	△	×	6.1	多量混入(1:1)では
	20	△	△	6.0	取扱性極めて良好
	50	△～○	○	7.3	
	100	○～◎	◎	7.0	
山　砂	10	△	△	6.2	取扱性難

研究担当者：前田　博，有村　恒夫，飯塚　康雄

キーワード	下水，汚泥，緑地利用

焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査		本文265ページ	昭和63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）

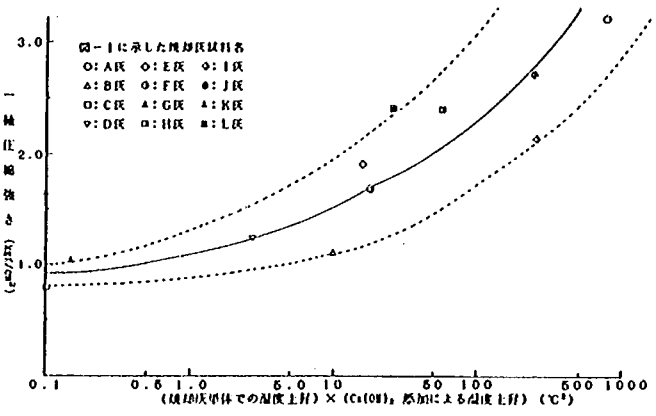
下水汚泥焼却灰の中でも石灰系焼却灰は，土と単体ないし生石灰やセメントなどの他の土質改良材と組み合わせて混合することにより，強度を発現し土質改良効果のあることが既に明らかになっている。しかしながら，石灰系焼却灰にも種々のものがあり，また保管中に品質変化も生じるので，実際の適用を考えると，下水汚泥焼却灰の土質改良効果を簡易に判定する指標が必要である。

本年度は，焼却灰の化学成分や水和速度などから簡易に土質改良効果を判定・評価する手法を見い出すことを目的として，12種類の焼却灰を用いて土質改良実験を行い，焼却灰の物性の違いによる土質改良効果の違いを一軸圧縮強さなどによって調べた。

（結　果）

焼却灰の土質改良効果を判定・評価する手法に関して，以下に示すようなことが判明した。

1）焼却灰中のCaO量と土質改良効果との関係は，焼却灰中のCaO量が大きいほど土質改良効果が大きいが，CaO量が一定でも焼却灰の品質変化により土質改良効果が低下する場合もあり，CaO量のみでは焼却灰の土質改良効果を十分には判定できない。



図－1　焼却灰と水和速度と28日養生後の改良土の一軸圧縮強さ q_u の関係

2）焼却灰の水和速度と土質改良効果との関係を図－1に示す。この図より，保管による焼却灰の品質変化を含めた土質改良効果を判定する指標としては，アルカリ刺激を加えた水和速度試験が簡便かつ有効であることが明らかになった。

3）以上の結果をまとめ，焼却灰の土質改良材としての分類の目安を示すと表－1が提案できる。

表－1　今回の試験に用いた焼却灰の分類

		グループⅠ	グループⅡ	グループⅢ	グループⅣ
焼却灰の種類		A，J，I	H，L	B，D，E，F，K	C，G
特徴	土質改良効果（強度発現）	大	中	中	小
	保管による強度低下	大	中	中	小
	CaO量	35％以上		35％以下	
	水和速度	200 ℃² 以上	20 ～200 ℃²	20℃² 以　下	
	土質改良材としての利用方法の検討	焼却灰単体での使用が可能であると思われる。	焼却灰単体でも、使用可能であるが混合量を多くする必要有り。他の土質改良材とブレンドして使用することも可能であると思われる。		他の土質改良材とブレント使用が適当と思われる。

研究担当者：久楽　勝行
三木　博史
工藤浩一郎
林　　義之

キーワード　下水汚泥焼却灰，土質改良効果，水和速度試験

河川の富栄養化に関する調査		本文271ページ	昭和63年度
全体計画	河川事業調査費　昭和60～平成元年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

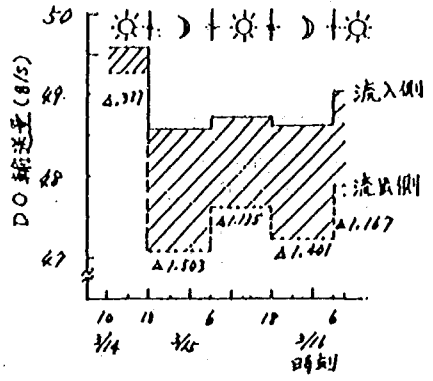
河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象を指すが，日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では，この自浄作用とともに附着性そう類等による有機物の合成活動（一次生産）も同時に行われている。このような河川における一次生産は「内部生産」とか，あるいは自浄作用に対して「自濁作用」と呼ばれている。多量に発生した附着性そう類は，死滅して内部の有機物を溶出したり，あるいは剥離して懸濁態有機物となって下流の有機物濃度の上昇の原因となる。さらに景観上の問題や，上水の異臭味などの問題の原因ともなる。内部生産によって水中の溶存酸素（DO）濃度が上昇することはともかく，pHの上昇や夜間におけるそう類の呼吸にともなう溶存酸素濃度の減少は，少なからず水棲生物に対しても影響をもつであろう。我が国ではこのような富栄養化の進行しやすい河川が比較的多く，河川における有機物及び溶存酸素の収支を図って水質汚濁解析を行う場合に最も重視しなければならない現象の１つとして認識されている。また，このような現象を無視した水質保全対策は効果的なものとならない可能性も多分にある。

河川における内部生産速度を測定する方法として現在２つの方法が知られている。１つは附着性そう類そのものの変化量を捉えるものであり，他方は特定の水質項目（溶存酸素，炭素）の変化量から推定するものである。本調査は，河川の富栄養化による附着性そう類の増殖が，河川水中の有機物濃度及び溶存酸素濃度に与える影響を定量的に把握し，水質保全施策に資することを目的として実施している。

（結　果）

今までの調査結果により，上流側から特定のBOD負荷の伝幡がないにもかかわらず，増殖した附着性そう類の呼吸に伴ってDOが減少することがわかっているが，これは，Streeter-Phelps流の考え方からすれば，新たなBOD負荷が供給されたことに等しい。そこで，今年度は附着性そう類の呼吸に伴うDOの減少に焦点をあてた調査を実施した。図－１は，調査対象河川における上，下流のDO収支を示す。

この結果をもとに計算した河床附着性そう類の呼吸によるDO消費量のBOD換算値は，178gBOD/㎡であり，上流側から供給されるBOD値に比べ，無視できないものであることがわかった。



図－１　上，下流におけるDO収支

研究担当者：中村　栄一
古賀　俊行

キーワード	附着性そう類，DO収支

異常水質時の緊急対策に関する調査		本文277ページ	昭和63年度
全体計画	河川事業調査費　昭和63～平成2年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の水質保全は生活排水や工場排水等の恒常的な汚染源に対しては，下水道や排水規制などによって効果的に進められているが，事故的な原因による汚濁物質・有害物質の流入に対する対策はまだ不十分であり，上水道源の70%を表流水に依存しているわが国においては，このような異常水質時の緊急対策の確立が急務である。本調査では，異常水質時における現在の対応策を調査し，問題点を整理した上で「異常水質時の調査・対策マニュアル(案)」を作成するものである。

（結　果）

本調査は，昭和63年より平成2年度までの3ケ年を予定しており全体計画を示すと下図のようになる。本調査は土木研究所，河川局河川計画課，各地建技術事務所，北海道開発局開発土木研究所との共同研究として実施している。

本年度の調査結果は以下の通りである。

1）異常水質時の対策に関する現況と課題の整理として，①異常水質の発生状況及び原因の整理，②水質分析と水質モニターの現況，③流況データの収集状況の現状，④異常水質発生時の対応例と問題点，⑤連絡協議会等の現状と課題について調査を行ないその結果をまとめた。

2）情報を取るフローの内，土木研究所担当の現地水質計測（採水，室内分析なし）による調査手法の確立のため，①市販の現地水質測定機器及び簡易分析の実用化の整理，②現在考えられる現地調査用水質計器の整理を行いその結果をまとめた。

研究担当者：中村　栄一
長谷川　清
小森　行也

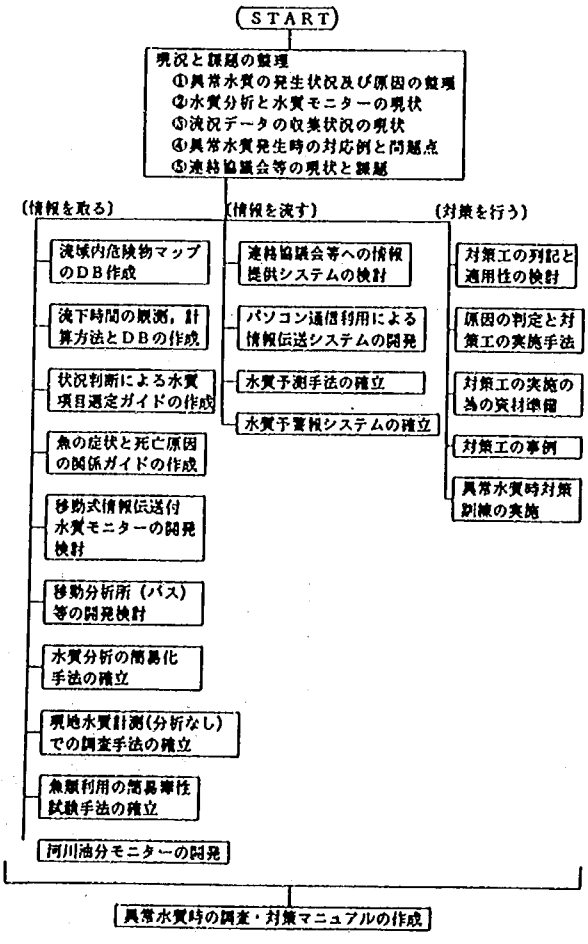


図　調査の全体計画

キーワード	河川，異常水質

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発		本文283ページ	昭和63年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60～平成元年度	下　水　道　部	

（目　的）

わが国で主に用いられている下水処理方式は今から約75年前に英国で発明された活性汚泥法であるが，活性汚泥法だけでは現在のわが国における以下に述べるような課題に応えることは次第に難しくなってきている。

① 大都市域での下水処理コストの低減。

② 中小都市における処理施設の小規模化への対応。

③ 汚泥や処理水の有効利用の促進。

④ 処理水質の一層の向上と清流の復活。

建設省では，総合技術開発プロジェクトのひとつとして，「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発」を昭和60年度からの５ケ年計画で進めている。通称をバイオフォーカス W.T. というこのプロジェクトは，近年その発展が著しいバイオテクノロジーを適用して革新的な新排水処理技術を開発し，これらの課題を解決しようとするものである。

（結　果）

表－１に示す８課題について，種々の研究が行われた。

1.については排水処理に係わりのある約30種の細菌株の情報バンク化と情報バンクの整備が行われた。

2.では混合培養系での遺伝子の安定性，遺伝子の自然発生的な組替えの実験を行った。

3.は，昨年度終了したものであり，本年度は成果を集めた報告書を作成した。

4. 5. では民間との共同研究を中心に26のパイロットプラント実験による検証を行っている。

6.では，実下水・処理水に適用可能なBODセンサーの開発を中心に行い，7.では最初沈殿池に替る高効率固液分離装置の開発を行っている。

8.では，これらの成果をとりまとめ新しい下水処理システムの提案を行うものである。

表－１　研究課題

1.	微生物バンクに関する研究
2.	遺伝子操作の処理微生物への適用に関する研究
3.	固定化方法に関する研究
4.	下水処理用バイオリアクターに関する研究
5.	汚泥処理用バイオリアクターに関する研究
6.	バイオセンサーに関する研究
7.	固液分離装置に関する研究
8.	新下水処理システムに関する研究

研究担当者：

京才

竹石，鈴木，小沢

佐藤，高橋，小越，森山，中島

大島，村上

中村，田中

キーワード	排水処理，汚泥処理，バイオセンサー，遺伝子組替，代謝特性，固液分離

河川浄化施設の排泥方法に関する調査		本文377ページ	昭和63年度
全体計画	地建依頼経費　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，曝気，植生や接触材の利用などあるが，確実な効果が期待でき，しかも比較的安価であるという理由から礫を用いた工法（以下礫間浄化法）が検討されるケースが多い。

浄化が行われるに従って汚泥が生成し，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。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の結果は次の通りである。

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

礫径の影響について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。表－１に実験条件を，排泥効率の結果を表－２にそれぞれ示す。SS の補足については，A系とB系との間に有意な差はないが，洗浄効果については，礫径の大きいA系の方が約10%高く汚泥の排除の点で優れていることが分わる。

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

実施設でのBOD除去は，ラバーダム上流部の堪水部で20%，礫間浄化施設内で60～70%，全体で70～75%の除去となっている。SSは堪水部で40～60%，礫間で60～70%，全体で80～90%となっている。窒素については，15～30%の除去が見られるものの，底泥からの溶出等も考えられる結果となっている。

また，流入水，処理水を約20倍に濃縮して，ゲルろ過を行った結果，河川浄化施設では，有機物の分子量1000～2000の物質の除去が大きいが，平瀬川では明確な分子量範囲は確認できなかった。

表－１　排泥効率調査の実験条件

	A系	B系
充填礫径 (cm)	10～20	5～10
礫の体積 (L)	477	474
有効容積 (L)	712	715
供給水量 (L/分)	2 (S,63)	2(S,63)
	6 (S,62)	6(S,62)
供給空気量 (m3/分)	0.1(S,63)	0.1(S,63)
	0.1(S,62)	0.1(S,62)
洗浄用空気量 (m3/分)	0.5(S,63)	0.5(S,63)
（1時間）	0.5(S,62)	0.5(S,62)

表－２　礫間浄化法のパイロット実験結果

		A系			B系		
実験No.	流入継続日数	予想貯留量1)	実測値	排泥効率	予想貯留量	実測値	排泥効率2)
9th	48	1.66	2.86	0.87	0.76	0.60	0.62
10th	41	2.20	2.06	0.88	2.01	1.48	0.74
11th	58	1.82	0.68	0.72	2.09	0.81	0.78
12th	66	2.55	3.63	0.81	3.57	3.53	0.89
13th	55	6.46	3.98	0.94	5.94	4.28	0.82
14th	41	2.28	4.49	0.87	2.00	5.03	0.76
平　均		2.83	2.95	0.85	2.73	2.64	0.77

1）予想貯留量 (kg・day) ＝ (SSin－SSout) ×2.88m3/d×実験期間÷1000

2）排泥効率＝（洗浄による排泥量）＋（洗浄による排泥量＋洗浄後の礫付着汚泥量）

研究担当者：中村　栄一，　長谷川　清，　酒井　憲司

キーワード	汚泥，排泥

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、BODやSSが重要な指標となっている。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。しかし最近では、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。一般の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、単位反応槽容量当りの量（容積負荷、kg／㎥・日）と除去速度（１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。

一方、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与える。

以上の状況をふまえて、本研究では、流入下水中の固形物分布や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。

なお、以下の実験における分析は下水試験方法による。またCODはすべて重クロム酸法で分析した。

2．既往の研究

2．1　水質指標の評価

嫌気性処理の研究で用いられている処理性指標をみると、COD、有機酸がほとんどの研究で用いられている。他にTOC、BOD、消化ガス発生量が用いられている。嫌気処理装置への流入負荷条件としては、BOD容積負荷、COD容積負荷が用いられている。

1）BOD：　BOD試験は、好気性微生物による酸素消費量を測定しており、好気性処理プロセスをある程

度モデル化していると考えられるので、BODは好気性処理への流入負荷量を表現するのに用いられている。この場合、BODは有機物の絶対量を表すものではなく、あくまで好気性微生物により酸化される有機物量を相対的に表していると考えるべきである。

従って、嫌気性菌によって有機物の分解を行なう嫌気性処理への流入負荷量をBODで表すのは、分解に関与する菌が異なる点から不適切であると考えられる。しかし、反応速度は異なるが、対象となる有機物については、好気性処理と嫌気性処理の間に大きな違いはないと考えられることから、嫌気性処理の流入負荷量を概略表すものとしてBODが用いられている。ここで、嫌気性処理の処理性の評価のため、嫌気性処理水水質をBODで測定する場合、硫化物などの還元性物質が存在するので、その酸化のために酸素が余分に消費される。硫化物の有無によるBOD値の相違については第３節に述べた。

２）COD：　COD試験も酸化剤の酸素消費量を測定しており、有機物そのものの量を直接表すものではないが、自動分析のTOC計が溶解性のものしか測定できないことから、有機物量を表すものとして用いられている。ここで、嫌気性処理の処理性の評価のため、嫌気性処理水水質をCODで測定する場合、BODと同様に硫化物の影響を受ける。その影響を排除するための前処理（窒素ガスによるばっきなど）が必要となる。このばっきのCODへの影響については、第３節に述べた。

３）TOC：　TOCは、有機物の炭素量の絶対量を測定するものであるが、自動分析のTOC計が溶解性のものしか測定できず、また手分析法は煩雑かつ再現性がに乏しいという欠点を有する。

４）有機酸：　有機酸は、有機物の分解過程において生成される酢酸やプロピオン酸などの低級脂肪酸を指す。これは嫌気性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。

２．２　理想的な嫌気性処理の処理指標

BODの代替として嫌気処理における処理性を表す理想的な試験方法として、BOD試験と同様に標準嫌気性微生物（群）の入った容器中に対象となる流入基質を加え、一定時間後の基質の除去性を調べればよい。しかし、標準嫌気性微生物（群）の定義方法、除去性の指標、攪拌の有無、嫌気性微生物（群）と基質の分離方法が大きな課題となる。

除去性の指標として、硝酸イオンや硫酸イオンが考えられる。これらのイオンは、脱窒菌や硫酸還元菌の働きにより窒素ガスや硫化物に還元される。従ってこれらのイオン濃度の減少の程度を指標とすることが考えられる。このうち硫酸イオンに着目した処理実験について第４節で述べた。

３．　BOD、COD試験における硫化物の影響実験

３．１　目的

嫌気処理水のBOD、CODの測定をする際、嫌気処理水中に含まれる硫化物の酸化に酸素が消費される分だけ値が増加する。この増加量を理論値と実験値から求めると共に、ばっきによる硫化物の減少の程度を求めることを実験の目的とする。

3．2　硫化ナトリウム添加影響実験

（1）原理：　ウインクラー法による溶存酸素量の試験においては、酸素消費率が40～70%になることが望ましいとされている。飽和溶存酸素量C_s =8.8mg/l（20℃）とすると、5mg/ 程度の酸素消費が望ましいことになる。ふらんビンの容量を100mlとすると、これは0.5mgの酸素消費に相当する。

今、ふらんビン中の酸素消費が、人工下水と硫化物で等量行なわれるように設定するものとする。そのためには、硫化物によって 0.5/2=0.25mgの酸素消費が行なわれる必要がある。イオウ酸化菌の働きにより、硫化物が全量硫酸塩に酸化されると仮定すると、$S^{2-}+4O \rightarrow SO_4^{2-}$、S＝32、O＝16であるから、硫化物1mgに対し、酸素は 2mg必要となる。従って、酸素0.25mgに対し、0.125mgのイオウが必要となる。

（2）方法：　硫化物を添加した試料、添加しない試料を、希釈倍率を変えて用意し、0、1、2、3、4 、5日後の溶存酸素量を求めて、それぞれのBODを求めた。硫化物の添加は、硫化ナトリウムを無酸素水で溶解して作成した1mg-S／mlの標準原液を40倍希釈したものを 5ml（0.125mg-S相当）、ふらんビン中に加えることにより行った。

検水としてデキストリン、肉エキス、酵母エキス、ペプトンと各種塩類からなる人工下水を用いた。実験は、希釈水に生下水を植種したものと、しないものの2通りを行った。

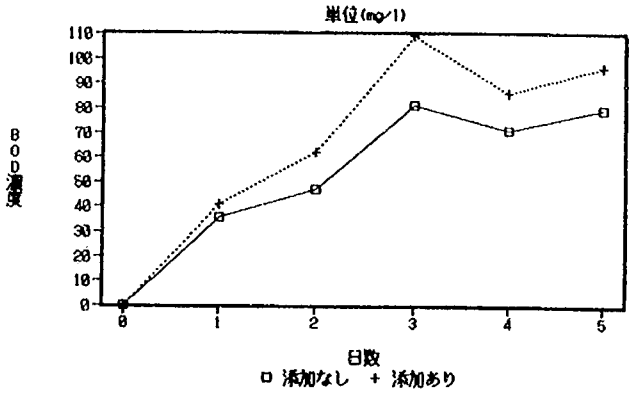


図1　硫化ナトリウムの有無によるBOD（植種あり）

（3）結果と考察：　結果を図1、2に示す。植種ありの場合、硫化物を添加したBODは添加しないBODと比べて理論的に2倍の値になるが 20ppm程度しか上昇しなかった。また、植種なしの場合では、硫化物添加の有無によりBODに差が殆どなかった。これらの原因として、①希釈操作の際硫化物が硫化水素として揮散した　②$S^{2-}+4O \rightarrow SO_4^{2-}$の反応が最後まで進行しなかった　③植種なしの場合好気性菌が十分に存在しなかったため、硫化物の酸化がおこなわれなかった　④硫化ナト

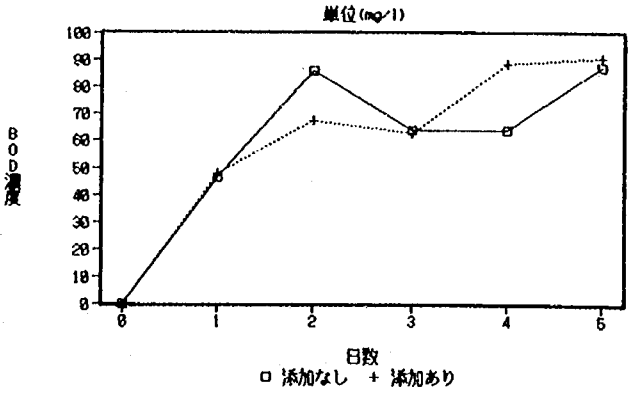


図2　硫化ナトリウムの有無によるBOD（植種なし）

リウムを添加後、ただちに固定を行わなかったので、その間に酸素消費が進行し、DO値が低くなった等が考えられる。①の対策としてはpHをあげ揮散を防ぐことが考えられ、②に対しては、ふらん後の硫酸イオンおよび硫化物濃度を測定すると判明すると考えられる。③に対しては、硫化ナトリウム5mlと希釈水の混合液を20℃で２日置くと硫化物は検出されなかったという実験結果を考慮すると、好気性菌の有無とは無関係に硫化物の減少が起きたと結論されるが、その機構については不明である。④に対しては、飽和溶存酸素8.93mg/１に対し、硫化物添加ありのDO$_0$が6.67～7.60mg/１、硫化物添加なしのDO$_0$が8.08～8.93mg/１であった。添加ありの場合、固定までの時間中に、好気性菌によるイオウ酸化が進行したと考えられる。

（４）酸素固定時間影響実験：　DO、硫化物濃度に対する希釈時から固定時までの時間の影響を調べるため、嫌気処理水（BOD 100mg/l、COD 230mg/l、硫化物 8mg/l）をBOD用希釈水で20倍希釈した検水をふらんビンにつめ、0分、5分、10分、15分、20分後に酸素固定を行い、DOを測定すると同時に硫化物を分析したところ、DO、硫化物濃度は全く変化しなかった。この実験では、希釈した嫌気処理水を検水として用いたため、ふらんビン中には好気性菌が十分存在しなかったと考えられる。そのため、20分ではDOや硫化物濃度に変化が生ずるに至らなかったと考えられる。

３．３　硫化ナトリウムを用いたCOD実験

（１）原理：　COD試験においては、酸化剤の酸素消費率が50％前後になることが望ましいとされている。酸化剤として、N/40の重クロム酸カリウムを用いる場合のCODは、(b-a)×200／V で求められる。ここで、酸化剤添加量を10ml、検水量Vを20mlとすると、検水のCODとしては、10×0.5×200／20＝50(mg/l)程度であるのが望ましいことになる。

前述のように、硫化物が完全に酸化されると仮定したときのイオウと酸素の重量比は1:2であるから 、イオウ濃度が25mg/１、すなわち0.025mg/mlの溶液を検水として用いればよい。

（２）方法と結果：　以下の３つの実験を行った。試料として、硫化ナトリウムを溶解させて作った１mg-S/mlの標準原液をさらに希釈した0.025mg-S/mlの溶液を用いた。なお希釈水としては窒素ガスで１時間程度ばっきした溶存酸素のない水を用いた。

１）試料を 20ml入れた後の放置時間の影響時間：　試料を 20ml入れた後、重クロム酸10mlを加えるまでの放置時間を 0分、5分、15分、1時間としたときのCOD$_{Cr}$の値を調べた。0分、 5分と経過するにつれ、CODは51mg/１、47mg/１と減少したが、15分、 1時間では逆に49mg/１、52mg/１と上昇した。しかし明確な差ではなく、全て同値とみなせば、放置時間の影響はなかったといえる。すなわち、試料添加と重クロム酸添加の間に空気との接触による硫化物の酸化はなかったといえる。また、実験値は理論COD(50mg/l)とほぼ同一であったので、添加した硫化物は全て酸化されたと考えられる。

２）重クロム酸10mlを入れた後の放置時間の影響実験：　重クロム酸10ml添加から、硫酸－硫酸銀溶液30mlを添加するまでの放置時間を 0分、15分、 1時間とした時のCODを調べた。放置時間0分、15分、１時間において、CODはそれぞれ 47mg/１、48mg/１、51mg/１であり、明確な差はなかった。従って、１）

同様放置時間中に硫化物の酸化はなかったといえる。

3）予め試料を窒素ガスでばっ気した時の影響実験：　試料を200mlビーカーに入れ、窒素ガスでばっきしたときのCODを調べた。ばっ気時間は 5分、10分とした。また、濃硫酸を3滴加えた実験も同様に行なった。硫酸を添加しない場合（pH10.2）、ばっき時間5分の値が大きめであったため、10分の場合との比較はできないが、10分のCODは大きく減少していないため、硫化物より生じた硫化水素の揮散については明確でない。一方硫酸を添加した場合（pH2.0）、CODは殆どなかったことから、殆どの硫化物は硫化水素となり揮散したといえる。またばっき時間5分、10分の間で差はなかった。

（4）考察：　COD試験においては、塩素イオンの妨害を防ぐために予め0.4gの硫酸水銀をいれた。検水中の硫化ナトリウムが硫酸水銀と添加直後に反応し、極めて難溶解性の硫化水銀ＨｇＳを生成するが、硫化水銀は重クロム酸や硫酸－硫酸銀を添加し、pHが低下しても溶解せず、加熱中に溶解し、重クロム酸を消費すると考えると、硫酸水銀を適量入れる限りにおいて、硫化物は全量COD_{Cr}値の増加に影響 するといえる（0.4g の 硫酸水銀(M_w=200.6 + 96=296.6)は0.0013モルに相当する。一方 0.025mg·S/ml の硫化ナトリウム溶液20ml中のイオウ量は 0.5mg·Sであり、これは0.000002モルに相当する。従って硫化物は全量硫化水銀に変り得る）。

3．4　嫌気処理水を用いたばっきによる硫化物減少速度測定実験

（1）方法：　予備実験より、窒素ガスばっき後にBODが128mg/l から113mg/l へ、CODが254mg/l から237mg/l へとわずかに減少することがわかったので、ばっきによる硫化物の除去量を調べた。ばっきには窒素ガスと空気を用い、ばっき量が18～23ml/秒になるよう調整した。

（2）結果と考察：　結果を表1に示す。ばっきがすすむにつれ、pHが上昇した。これは硫化物が硫化水素のかたちで揮散し、水中の水素イオン濃度が減少したためである。一方空気ばっきでは、ばっきの進行によりORPが上昇した。これは、ばっきにより溶存酸素が増加したためである。窒素ガスのばっきによる硫化水素の揮散によるORPの上昇がなかった理由は不明である。

ばっき時間tと硫化物残存率C/C_0との関係式を、$\log(C/C_0)=-kt+b$で表したときの速度定数k（単位1／分）を図から求めると、窒素ガスばっきで0.02、空気ばっきで0.06となった。すなわち、空気による速度定数が窒素の3倍大きい結果となった。

表1　ばっき時間と硫化物減少速度

	水温（℃）	pH	ORP	硫化物（mg/l）	硫化物残留率
ばっき前	11.6	7.06	-166	2.4	1.00
窒素ばっき後5分	12.0	7.71	-174	1.2	0.50
同 10分	12.6	7.99	-174	0.88	0.37
同 20分	13.8	8.37	-169	0.51	0.22
ばっき前	12.4	7.11	-157	1.9	1.00
空気ばっき後5分	13.9	7.82	-111	0.86	0.45
同 10分	14.9	8.22	- 90	0.48	0.25
同 20分	15.6	8.36	- 68	0.35	0.18

3．5　結論

1）硫化物添加によりBODの測定値は増加し

たが、実験による増加値は理論値より低かった。その理由として、DO_0測定時の酸素固定までの時間が長かったことや、理論通りに反応が進まなかったことが考えられる。

2）ふらんビン中の硫化物は、好気性菌によって速やかに酸化された。好気性菌が不足すると、酸化は進行しなかった。

3）硫化物を添加した検水の窒素ガスばっきにより、BODはわずかに減少した。

4）硫化物はCOD試験操作時の放置時間には影響を受けず、全量がCOD値の増加に寄与した。

5）硫化物を添加した検水のpHを2まで低下させ窒素ガスばっきを行うと、硫化物は硫化水素となり揮散し、CODは殆どなかった。

6）硫化物残存率C/C_0とばっき時間tとの関係を $\log(C/C_0)=-kt+b$ で表したときの速度定数kを、窒素ガスと空気について求めた結果、空気による速度定数は窒素のそれの3倍であった。

4．連続式嫌気処理実験

4．1　目的

人工下水を用いた連続流入式嫌気性処理実験装置の流入水と処理水を対象として、BOD、COD、TOC、硫酸イオンを中心とした水質項目を分析し、項目間の相関を調べることを目的とする。

4．2　手法

（1）実験の概要：　実験装置は、重金属の汚泥中への蓄積量を調べることを目的としたものであり、昭和62年7月から運転開始され、新しく水質分析を始めた昭和63年10月には安定した処理が行われていた。装置の大きさは直径10cm、有効長さ50cm、容積4ℓの上向流式で攪拌は行なわなかった。流入水の入口には砂を敷き、汚泥の堆積による閉塞を防止した。流入水量は10ℓ/日であり、滞留時間は9.6 時間であった。装置および人工下水槽は30℃恒温室に置かれた。

流入下水の組成は前節で用いたものとほぼ同様であり、さらに重金属（塩化第二銅、塩化ニッケル、塩化亜鉛）を加えた。実験中、11月28日に汚泥をほぼ全量引き抜いたが、その後汚泥の生成速度が非常に遅く、処理水水質も悪化したままであったため、12月19日に遠心濃縮した消化汚泥を2.2ℓ(4200mg/ℓ、92.4g)投入した。また11月30日以降は人工下水中へ重金属の添加を中止した。

（2）分析方法、人工下水調整方法：　当初、BOD、CODなど分析の手間がかかるものは、日をずらして1週間に1検体の割合で分析していたが、1月より、原則として毎週金曜日に採水したものに対し、全ての項目の分析を行なった。pH、ORP、TOC、硫酸イオンなど比較的容易に分析可能なものについては、毎日分析を行なった。人工下水は、高濃度のものを週1回作成し、冷蔵庫に保存した。これを原則として月水金の週3回希釈、調整を行い、流入原水とした。

4．3　結果と考察

流入水の分析結果を表2に、処理水の分析結果を表3に示す。

（1）流入水：　流入水は3～4日毎に調整し、30℃の恒温室におかれたため、調整から時間が経過す

表2　流入水の水質

流入水　　単位 mg/l

日付	水温 (℃)	pH	ORP (mv)	BOD	S-BOD	COD	S-COD	SS	VS	TOC	SO4	S2	TP S	TP T	KN S	KN T	NH4	NO2	NO2+3	PO4
10/11	27.3	6.5	207	102				44		32.6	32.6									
10/12	27.4	5.88	178			246		47		35.9	35.9									
10/18	26.3	5.36	163			190		39		75.1	33						7.1	0.01	0.02	8.6
10/20	25	6.42	62.3										10.2	11.6	7.1	8.9				
10/21	26	5.41	167	138						80.6	46.6	0.09								
10/24	24.7	6.01	-6.3							48.1	19.7									
10/25	25.4	5.37	149			23.6		40		78	20.4		8.6	9.2	15.2	18.9	10.4	th	th	8.5
10/26								39	18											
10/28	26.3	6.23	168	74.5						50.9	19.2	0.1								
11/01	25.1	5.31	223			243		40		74.7	18.1		9.75	9.85	15.2	19.1	8.22	th	0.03	8.7
11/04	24.6	5.89	15	97.3						45.6	18.4	0.15								
11/08	23.8	6.36	54.8			190		65		53.6	18.4		11.6	11.9	13.9	21.2	7.7	0.01	0.01	11.5
11/11	24.5	5.81	27	69.3						35.8	30.5	0.15								
11/15	24.5	4.86	220			23.8		38		81.8	19.1		8.65	8.9	15.3	19.2	7.35	th	th	7.9
11/18	23.2	6.46	148	98.3						45.7	19.4	0.25								
11/22	23.9	5.14	237			223		27.5		88	18.4		9.35	9.8	10.2	23.3	5.85	th	th	9.1
11/25	24.3	5.6	240	126						66.8	20	0.09								
11/30	25	5.54	196			247		44		72.2	20.7		10.1	10.2	17.6	26.5	7.7	th	0.01	9.35
12/02	24.4	5.34	103	176						74.5	19.1	0.08								
12/06	25.4	4.96	105					20		83.9	20.9		10.3	10.9	21.2	28.7	9.04	th	0.01	9.65
12/09	26	5.18	-30	76.8						92.3	19.6	0.18								
12/13	27	5.21	-103			176		50		49.6	13.2		10.3	10.9	20	22.6	9.48	th	th	6.45
12/16	26.3	6.28	-81	80.6						40.6	17	0.69								
12/20	26.1	5.54	44.5			218		51		73.4			9.4	10.1	30.4	59.5	7.99	th	th	9.3
12/23	25.1	6.16	-44	85							16.3	0.47								
12/27	25	5.02	42.5			234		39		89.5	19.5		9.85	10.9	26.4	26.4	7.85	th	th	9.6
01/06	26.1	6.85	-144	23.9						34.2	10.2	1.2								
01/09	27.5	7.28	140							20.1	14.3									
01/10	27.2	5.3	22							90.2	20.5		9.6	9.8	12.8	19.8	6.73	th	th	9.5
01/12	26.8	6.76	-160							34.7	14.1									
01/13	26.4	5.41	24	137		230		35.5		74.6	19.0	0.1	9.85	11.4	24.4	32.8	6.88	th	th	9.75
01/17	26.4	7.06	-147							38.5	12.1									
01/18	26.7	5.36	119							85.7	20.8									
01/19	26.7	6.25	-164							84.3	21.9									
01/20	26.7	5.23	-14	149		285		41.5		88	20.2	0.15	9.65	10.2	16.3	25.8	6.97	th	th	9.65
01/23	26.4	6.85	-189							46.1	13.9									
01/24	26.1	5.22	-38							53.5	24.6									
01/25	26.3	6.04	-149							53.5	10.1									
01/28	26.3	5.28	-35	96.8		236		29		76	14.3	0.2	10.4	11.8	19.6	33.5	6.04	th	th	10.3
01/27	26	6.54	-161							34.7	30.4									
01/30	26.5	6.3	-185							32.7	13.9									
01/31	27	5.52	-48							63.6	19.5									
02/01	27	6.46	-160							52.1	12.9									
02/02	27.2	5.22	-22							90.6	21									
02/03	26.3	5.93	-190	94.5		205		43		54.8	15.9	1.48	10.4	11.2	11.8	21.5	11.3	th	th	9.9
02/06	26.5	6.87	-146							34.7	16.1									
02/07	26.3	5.43	-45							77	18.2									
02/08	25.8	5.94	-182							51.7	13.3									
02/09	26.1	5.25	-40							82.6	20.5									
02/10	25.5	5.92	-172			199		57		49.4	16.5	0.78	9.35	11.2	10.8	21.5	10.8	th	th	8.65
02/14	26.9	6.03	-45							107	22.5									
02/15	25.3	5.19	-86							77.1	22.7									
02/16	25.9	6.71	-130							34.2	18.3									
02/17	26.9	5.67	-90	128		229		42		68.1	20.8	0.01	11.3	11.7	24.1	24.7	10.1	th	th	10.1
02/20	26.1	6.94	-127							26.3	15.1									
02/21	26.5	5.39	-43							81.3	20.7									
02/22	25	5.75	-134							55	11.7									
02/23	26.9	5.24	-45	164		253		33		78.3	21.9	0.17	9.35	11.3	23	24.2	8.21	th	th	8.55
02/27	26.3	7.44	-62							32.6	17.4									
02/28	27	5.49	-50							73.2	20.5									
03/01	27.2	5.99	-132							70.5	18.1									
03/02	27.8	5.64	-323	155		220		37		84.7	19.4	0.81	9.8	10.4	18.3	25.9	7.26	th	th	2.18
03/06	26.9	7.15	-154							24.7	9.8									
03/07	27.4	5.67	-38							87.4	21.1									
03/08	27.2	6.48	-188							54.9	14.9									
03/09	27.2	5.42	-47							91.1	20									
03/10	26.9	6.12	-172	92		181		32		52.6	12.8	2.55								
全期間平均				102.		202.		40.5		60.9	19.0	0.48	9.89	10.0	17.6	25.2	8.14	0.00	0.00	8.91
1/28以降平均				104.		217.		39		50.6	17.9	0.85	10.1	9.31	17.9	25.2	8.95	0	0	8.28

表3　処理水の水質

処理水　　単位 mg/l

日付	水温(℃)	pH	ORP(mv)	BOD	SBOD	COD	SCOD	SS	VS	TOC	SO4	S2	TP S	TP T	KN S	KN T	NH4	NO2	NO2+3	PO4
10/11	27.2	7.23	180	55	10			83	19	16.4	16.4									
10/12	28	6.97	201			60	44	59		14.9	14.9									
10/18	27.1	6.81	68.7			35	20.4	52	14	8.7	30						12.7	th	0.08	9.3
10/20	26.4	7.02	-53										8.7	9.4	13.4	14.6				
10/21	29.1	6.34	-104	27.4	26					19.6	35.6	1.5								
10/24	28.2	6.24	-121							16	38.7									
10/25	29.9	6.31	-137			62.4	27.5	21	14	11.8	17.1		8.8	9.1	17.7	18.1	16.2	th	th	8.6
10/26								19	2											
10/28	30	6.33	-97	17.1	12.6					18	4.4	2.2								
11/01	29.5	6.05	-124			80.2	39.6	11.5	11.5	15.9	2.3		9.75	9.9	15.2	17.3	14.5	th	0.01	9.8
11/04	28.2	6.12	-109	23.5	12					14.8	3.5	2.5								
11/08	28.7	6.37	-88			55.1	29.7	22.5	17.5	15.2	2.94		12	12.3	16.9	18.9	16.9	th	th	11.9
11/11	28.3	5.98	-120	27.3	9.78					16.5	4.07	3.19								
11/15	29	6.07	-165			45	24	14	13		1.84		9	9.5	16.3	20.8	15.4	th	th	8.55
11/18	28.1	6.47	-198	21	8.05					12.8	3.34	1.77								
11/22	28.1	6.16	-161			86	28	11.5	10	15.9	0		10.1	10.5	17.6	25.7	17.4	th	th	9.9
11/25	29.3	6.36	-142	16.1	8.8					8.3	1.5	1.3								
11/30	28.4	6.87	-123			143	109	42	12	39.7	0.3		9.35	9.9	19	24	15.9	th	0.01	9.95
12/02	29.1	5.85	-134							38.3	3.4	1.65								
12/06	27.6	5.84	-130					32	22	45.1	1		9.45	10.4	20.7	27.2	17.7	th	0.01	9.2
12/09	29.3	6.17	-154	148	112					45.5	1.4	4.19								
12/13	29.5	6.11	-140			107	75	24	21	35.1	7.4		10.5	10.6	21	24.1	13.3	th	0.01	6.65
12/16	29.6	6.04	-120	44.6	28.1					26	6	0.91								
12/20	29.4	6.41	-39			615	79	60.5	53	41.8			20.7	20.8	66.5	14.9	56.5	th	th	20.3
12/23	29.6	6.11	-173	27.9	4.9						21	3.19								
12/27	29	6.1	-150			26.9	147	137	23.5	20.4			11.9	15.4	26.8	36.9	22.6	th	th	11.5
01/06	29.7	6.54	-113	14.5	3.54					22.1	2.7	1.96								
01/09	30.1	6.71	-51							16.3	3.3									
01/10	29.7	6.28	-111							17.6	3.6		8.9	10.3	23.6	26.7	21	th	th	8.8
01/12	30	6.27	-144							34.5	3.5									
01/13	30.2	6.45	-140	9.46	3.4	81	19	44.5	5.5	7.8	2	2.14	10.6	10.8	23.1	32	19.7	th	th	10.4
01/17	30.1	6.8	-39							18.1	8.2									
01/18	29.9	6.21	-107							8.71	4.6									
01/19	29.2	6.39	-109							13.7	11.7									
01/20	29.6	6.36	-169	11	7	59	30	43	5	8.6	6.1	1.6	11.2	11.4	30.3	31.2	24.1	th	th	11.5
01/23	29.5	6.38	-153							32	9.6									
01/24	29.3	6.11	-141							10.8	4.3									
01/25	29.3	6.06	-166							10.8	4.1									
01/26	29.4	6.03	-184	5.8	3	60	21	19	3	11.6		3	10.5	12.3	27.4	36.3	19.7	th	th	11.4
01/27	29.4	6.18	-177							13.5	1.9									
01/30	29.3	6.09	-117							11.2	5.4									
01/31	30	6.62	-111							13.7	4.7									
02/01	29.3	6.52	-32							12.5	5.4									
02/02	29.7	6.38	-111							15.1	2.3									
02/03	29.2	6.04	-179	8.5	3.7	42	23.6	9	5	12.1	3.9	1.02	14.9	15.6	28.3	30.8	28.1	th	th	9.9
02/06	29.4	6.36	-145							14.6	3.2									
02/07	29.4	6.23	-161							8.6	0.2									
02/08	29.4	6.21	-167							8	0.7									
02/09	29.1	6.17	-158							10.6	4.6									
02/10	29.1	6.23	-132	6.12	1.55	41	16.4	17	3	8.2	11.8	0.13								
02/14	29.1	6.07	-142							13.5	4.1									
02/15	29.4	6.11	-130							8.1	4									
02/16	29.2	6.36	-88							7.5	6									
02/17	29.4	6.08	-90	7.6	2.8			18	5	7.7	8.1	0.01								
02/20	29.5	6.38	-171							13.5	3.1									
02/21	29.6	6.16	-165							10.1	3.6									
02/22	29.2	6.08	-142							11.2	0.7									
02/23	29.1	6.29	-170	6.5	3.4	30	21	7.5	5	10.1	13.3	2.79	13.4	13.6	27.1	38.2	17.5	th	th	12.7
02/27	29.9	6.85	-197							12.2	4.3									
02/28	30	6.57	-168							8.3	2.3									
03/01	29.5	6.36	-168							9.6	4.1									
03/02	29.5	6.44	-226	4.7	2.3	25	19	8	5.5	8.6	11.3	1.42	11.1	11.2	30.3	31.5	18.5	th	th	2.02
03/06	29.9	6.62	-181							11.9	2.7									
03/07	30.3	6.51	-257							10.1	1.5									
03/08	30.1	6.48	-255							14.8	3.4									
03/09	30.2	6.46	-193							12.5	3.9									
03/10	30	6.61	14	6.7	2.2	23	22	7.3	7.3	12.6	9.5	2.46								
全期間				23.9	13.2	88.2	41.8	33.1	12.7	16.1	6.62	1.94	11.1	11.8	24.5	26.0	20.4	0	0.00	10.1
1/26以降				6.56	2.70	36.8	20.5	12.2	4.82	11.1	4.64	1.54	12.4	13.1	28.2	34.2	20.9	0	0	9.00

ると、嫌気化が進行し、pH、ORPが低下する傾向がみられた。また、調整時からの経過時間が各採水時で異なったため、BOD、SS、TOC、硫化物が大きく変動したが、COD、硫酸イオンには大きな変動はなかった。また11/30以降は重金属の投入を中止したため、硫化物が上昇すると共にORPが低下した。

実験期間中の平均水質は、BOD、COD、SS、TOC、硫酸イオンで、それぞれ102、202、41、61、19 mg/l であった。

（2）処理水：　汚泥引抜きを行なった11月28日直後の水質が極端に悪化した他は、比較的水質は安定していた。特に１月後半から実験終了時までは、BODが10mg/l以下、SSが20mg/l以下と大変に安定していた。相対的にみて、PH、ORP、BOD、SBOD、SCOD、TOC、アンモニア性窒素、リン酸の変動が小さく、COD、SS、硫酸イオン、硫化物の変動が大きかった。

実験期間中の平均水質は、BOD、COD、SS、TOC、硫酸イオンで、それぞれ24、88、33、16、6.3mg/lであったが、処理が安定した1月26日以降の平均水質は、それぞれ 6.6、37、12、11、4.2mg/lと全期間中に比べ良好であった。特に、BOD、COD、SSは全期間平均値の1/2～1/3近くまで低下した。

（3）硫酸イオンと他項目間の相関：　硫酸イオンと他項目間の相関が比較的強かったのは、BOD、COD、アンモニア性窒素の３つであった。他の項目については相関が殆どみられなかった。特に硫化物とは負の相関があると思われたが、明確にあらわれなかった。一方、BODとSBOD、BODとTOC、SBODとSCOD、SBODとTOC、CODとSCOD、SCODとTOCの間に特に強い相関がみられた。

（4）硫酸イオンの除去率と他項目の除去率：　硫酸イオンと他項目間に相関がみられなかったため、除去率を比較した。BOD、COD、SSの除去率は比較的安定していた。特に１月後半から実験終了にかけては、BODで90％以上、CODでほぼ75％以上、SSでほぼ70％以上の除去率を示した。一方TOC、硫酸イオンは除去率に変動が大きかった。これは、人工下水の調整から時間が経過すると、易分解性の有機物が除去され、難分解性の有機物が流入するため、除去率が低下するためと考えられる。

硫酸イオン除去率とBOD、COD、TOC、SS除去率の相関を図３、４に示す。これによると、BOD、COD、TOC、SS除去率との相関が殆どなかったことがわかる。相関係数は対BODで-0.0、対CODで-0.3であった。

４．４　結論

嫌気性処理における硫酸イオンの処理指標としての妥当性を検討するため、人工下水を流入水とした嫌気性処理室内実験を行い、流入水、処理水のBOD、COD、TOC、SS等の水質項目との相関を調べたところ、処理水の硫酸イオン濃度と他項目の処理水濃度、硫酸イオンの除去率と他項目の除去率とのあいだに殆ど相関がないことがわかった。しかし、BOD、SBOD、COD、SCOD、TOCの相互間にはかなり強い相関があった。

なお、処理水の粒径による分画実験を、ふるいを用いて行なった。結果を表４に示す。１月24日、１月25日は前節の嫌気処理実験装置からの処理水を、２月８日は、実下水を用いた実験装置による嫌気処理水を用いた。１月２４日、１月２５日の処理水は、20μm以下の画分が少なかったが、２月８日のもの

は、BOD、SS共に、20μm以下の占める割合が大きかった。

5．結論と今後の課題

5．1　結論

嫌気性処理における最適な指標を開発するため、室内実験を行い、以下の結論を得た。

1）嫌気処理水のBOD測定時において、DO_0 における酸素固定までの時間中に好気性菌による硫化物の酸化が速やかに進行することがわかった。

2）嫌気性処理のCOD測定時において、硫化物はCOD値の増加に寄与した 。また、pH2付近で窒素ガスばっきを行なうと硫化物は揮散し、CODは殆ど なかった。

3）硫酸イオン除去率と他の水質項目の除去率の相関は殆どなかった。しかし、BOD、COD、TOCの除去率の間にはかなり強い相関がみられた。

5．2　今後の課題

硫酸イオンが嫌気性処理の指標としては不十分なことがわかったので、硫酸イオンにかわる嫌気性処理指標の探求を今後進める必要があると思われる。

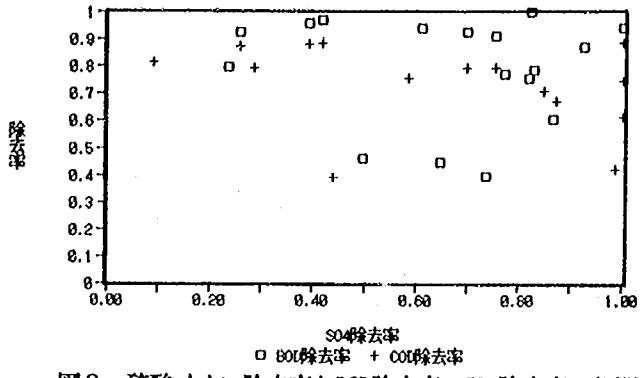


図3　硫酸イオン除去率とBOD除去率、COD除去率の相関

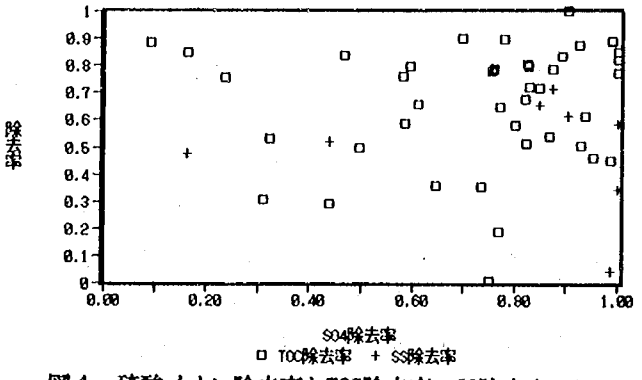


図4　硫酸イオン除去率とTOC除去率、SS除去率の相関

表4　嫌気性処理水の分画実験　単位mg/l

	SS(1/24)	SS(1/25)	SS(2/8)	BOD(2/8)
原水	25	19	64	120
250μm以下	21	14	52	106
105μm以下	14	13	47	102
53μm以下	9	5	45	109
20μm以下	4	3	30	89

2．下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
主任研究員　小越　眞佐司
　　飯坊　守

1．研究の目的と必要性

下水処理水の衛生学的基準は、これまで大腸菌群数３０００個／ｍｌという基準が与えられ、下水処理場では塩素消毒技術によりこれに対応してきた。しかしながら、現在下水処理水の再利用が各種の形態で行なわれるようになってきたのに加えて、処理水放流先の河川でもレクレーション利用などの水空間の活用が考えられており、下水処理水の衛生学的安全性に対する要望は昨今、ますます高いものとなってきている。

本研究は、①下水処理水再利用にあったての現行の大腸菌群数指標と処理水の衛生学的安全性について検討を行い、現行指標の問題点と衛生学的基準のあり方の整理。②塩素消毒技術に関する有機塩素化合物の生成、ウイルスに対する不活化効果、残留塩素の水環境への影響。③紫外線、オゾン処理等の代替消毒技術の細菌・ウイルス等の不活化効果についての基礎的検討、の各項目について昭和６３年度から平成２年度まで実施する予定である。

2．昭和６３年度の研究結果

2．1　下水処理水の衛生学的指標に関する検討

（1）　衛生学的基準のレビュー

わが国における下水放流水の排水基準のうち、衛生学的項目としては大腸菌群数３０００個／ｍｌ以下と定められている。又、処理水再利用時における同種の基準は、建設省の「下水処理水循環利用技術指針（案）」（昭和５６年３月）により、大腸菌群数について、水洗用水では１ｍｌ当たり１０個以下、散水、修景用水では検出されないこととなっている。さらに水質環境基準では、例えば河川類型ＡＡ、Ａ、Ｂについて、それぞれ大腸菌群数５０、１０００、５０００ＭＰＮ／１００ｍｌ以下の基準値が与えられている。その他、飲料水については大腸菌群が検出されないこと、又、自然水の水浴場適正判定基準では１００ＭＰＮ／１００ｍｌ以下を「快適」、１００～１０００ＭＰＮ／１００ｍｌを「適」、１０００ＭＰＮ／１００ｍｌ以上を「不適」としている。以上のように、本邦における衛生学的な基準は、概ね大腸菌群数により定められており、そのレベルは、飲料水等の"検出されないこと"から、下水放流水の３０００個／ｍｌ以下の範囲にあるものと考えられる。なお大腸菌群数が衛生学的基準の評

価に広く使われてきたのは、大腸菌群が海水中および淡水中においてＳａｌｍｏｎｅｌｌａ菌の検出の頻度と良い相関を示したことによっているものである。

一方、下水処理水の消毒について外国の基準をみると[1]、米国では現在、ＥＰＡのガイドラインに基づき、消毒の基準は州あるいは地方公共団体が地域の状況に応じてこれを定めている。そのＥＰＡの示すガイドラインの主旨は、消毒による便益が明らかでない場合は、消毒を行なう必要のないこと、また、公衆衛生および水生生物への影響の両者を考慮しなければならない場合には、塩素以外の代替消毒技術あるいは脱塩素を考慮すべきであるというものである。これを受けて、多くの州の場合、基準としてはふん便性大腸菌群数２００個／１００ｍｌが用いられている。他方、欧州諸国では、西独のように下水放流水に消毒規定のない国もある。

（２）　細菌指標

下水試験方法では[2]、細菌学的試験として、一般細菌、大腸菌群、ふん便性大腸菌群、腸球菌群の項目を挙げている。この内大腸菌群の定量試験方法としては、①デソ培地による平板培養法、②最確数法（ＭＰＮ法）、③メンブランフィルター法が記載されている。この内、下水の排水基準に係わる公定法は平板培養法となっており、水質汚濁に係わる環境基準は、最確数法（ＭＰＮ法）が公定法として定められている。

大腸菌群とは、グラム陰性、無芽胞の短かん菌で一定期間内に乳糖を分解して酸と一定量以上のガスを発生する細菌群をいい、この中には大腸菌（Ｅｓｃｈｅｒｉｃｈｉａ ｃｏｌｉ）以外にＡｅｒｏｇｅｎｅｓ型や中間型の細菌が含まれている。しかし、人間のし尿や家庭下水中の大腸菌群の８０～９５％は、一般に真正の大腸菌であると言われている。大腸菌群試験の衛生学上の意義をもっと高めるために、大腸菌群から、特に人間のし尿に由来するもののみを検出しようとする試みが数多く行なわれており、大腸菌群における高温培養法がその一例である。下水試験法においても、４４．５℃での培養を基本とするふん便性大腸菌群の測定方法を示している。上記の大腸菌群とふん便性大腸菌群数の関連については、特に人為汚染の少ない清澄な水系で、その数値に大きな乖離があることが認められており、水質環境基準値に大腸菌群数を用いることの不合理を指摘している報文[3]もある。

腸球菌群は、人畜の腸管内に常在し、自然界では増殖しないので、ふん便汚染の指標として利用することができる。腸球菌群は大腸菌群に比較して体外では急速に死滅するが、塩素消毒に対しては大腸菌群よりも強い耐性を示す。

（３）　下水中のウイルスの課題

水利用の高度化に伴い、ウイルス性の感染症についてもその病原微生物の除去が将来的には求められるようになることが予想される。下水中に存在する可能性のあるウイルスは、腸管系ウイルスのアデノ、レオ、ポリオ、エコー、コクサッキー、ロタウイルス等である。これらのウイルスの流入下水中の濃度については、一部の地方公共団体の衛生研究所で測定がなされているが[4]、現時点では極めて限られたデータであり、そのデータも定量性の観点からは十分でないように考えられる。

現在、ウイルス指標として有望視されているものにバクテリオファージ（細菌性ウイルス）がある。最近、わが国の衛生工学の研究者も、バクテリオファージを用いて衛生学的観点からの研究に着手している。バクテリオファージが下水処理を含めた水系において腸管系ウイルスとどの程度その挙動を同じくするかは、未だ十分に解明されていないようであるが、水系ウイルスの研究手法として大いに注目されよう。また、下水処理水の再利用にあたって、ウイルス学的安全性と大腸菌群指標の関係を論じた報文[5]も最近出されている。

2．2　下水処理場における細菌・バクテリオファージの実態調査

（1）　調査目的

本調査は下水処理場における大腸菌群数等、ふん便汚染の指標となる細菌群と大腸菌を宿主菌とする各種バクテリオファージのプロセス中の挙動を測定することを目的として行なったものである。特にバクテリオファージの測定については、これまでに類似した調査例は極めて少なく、ファージ種の検索、大腸菌群等細菌種との挙動の比較を行なうことを目的としている。

（2）　調査方法

調査は県内のA下水処理場及び、県外のB下水処理場（共に分流式）について行なった。A、B両処理場は標準的な活性汚泥処理法を行なっており、両処理場とも最初沈殿池から放流までの処理時間は10～12時間程度である。採水方法は流入下水、最初沈殿池（一次処理水）、最終沈殿池流出水（二次処理水）、塩素滅菌池流出水（放流水）の4箇所を対象とし、A処理場は24時間採水（3時間間隔）で行い、さらにA処理場、B処理場について各下水処理プロセスの高負荷時のコンポジットサンプル（各箇所の採水時間は滞留時間より推定）についても行なった。各サンプルについて大腸菌群数（デソ培地）、ふん便性大腸菌群数（M－FC培地）、腸球菌群数（KF培地）の平板培養法、菌数の少ない放流水についてはメンブランフィルター法を用いた。ファージについては、試料を細菌株の培養液と混ぜ寒天層上に拡げて培養する重層寒天法で測定した。流入下水、一次処理水はあらかじめ試料の前処理を行なわなければならないが、細菌数測定では超音波処理、ファージ数測定では高速遠心クロロホルム処理を行なった。尚、ファージ測定の際に用いた培地組成を表－1に、細菌株を表－2に示す。これらの細菌株さらに、室内実験で用いた純粋ファージ株については、東海大学医学部古瀬浩介博士、横須賀市村田省平氏、理化学研究所、発酵研究所より分与されたものである。

表－1　培地組成

ポリペプトン	1%
酵母エキス	0．5%
NaCl	0．5%
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0．02%
$MnSO_4 \cdot 4H_2O$	0．005%
ブドウ糖	0・15%
pH	7．0±0．2

寒天培地は上の培地に寒天を1．1%添加。
上層寒天培地は寒天を0．7%としたもので、$CaCl_2$を添加したものを使用。

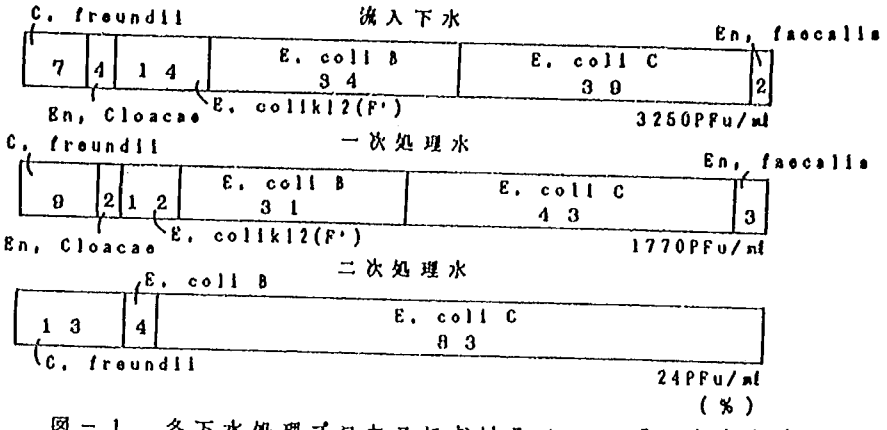
表－2　ファージ測定に用いた7種類の菌株

E．cloacae JCM1232
E．aerogenes JCM1235
E．faecalis JCM5803
C．freundii IFO12681
E．coli K12 (F')
E．coli B
E．coli C

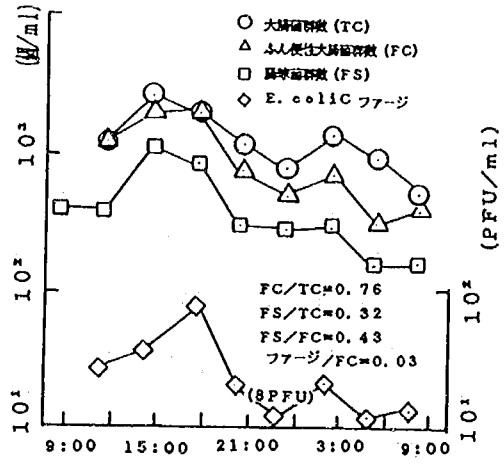
水質分析項目については水温、pH、電導度　、BOD、COD_{Cr}、SS、K－N、NO_2－N、NO_x－N、及び放流水については残留塩素を測定した。

（3）　バクテリオファージの挙動

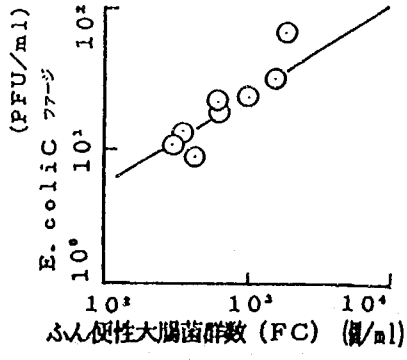
A処理場の調査結果を図－1に示す。図中の数値は２４時間調査結果の平均濃度の割合（％）を表したものである。全体的にE．ｃｏｌｉ型で８０～９０％を占めている。E．ｃｏｌｉの型別でみると流入下水、一次処理水中ではE．ｃｏｌｉ C型は全体の約４０％E．ｃｏｌｉ B型は約３０％、E．ｃｏｌｉ K１２（F+）型は約１０％である。二次処理水中ではE．ｃｏｌｉ C型が全体の８０％以上を占めており、次いでC．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型が多いものとなっている。次に二次処理水中の大腸菌群数（ＴＣ）、ふん便性大腸菌群数（ＦＣ）、腸球菌群数（ＦＳ）、比較的良く検出されたE．ｃｏｌｉ



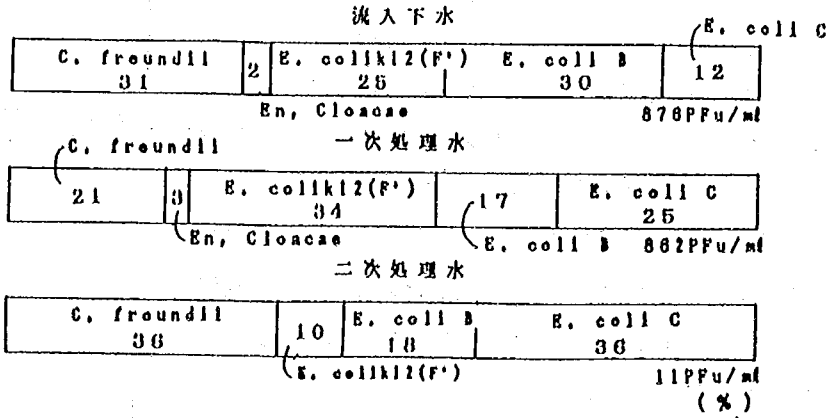
図－１　各下水処理プロセスにおける ファージの存在割合



図－２　二次処理水中のＴＣ、ＦＣ、ＦＳ、ファージの推移

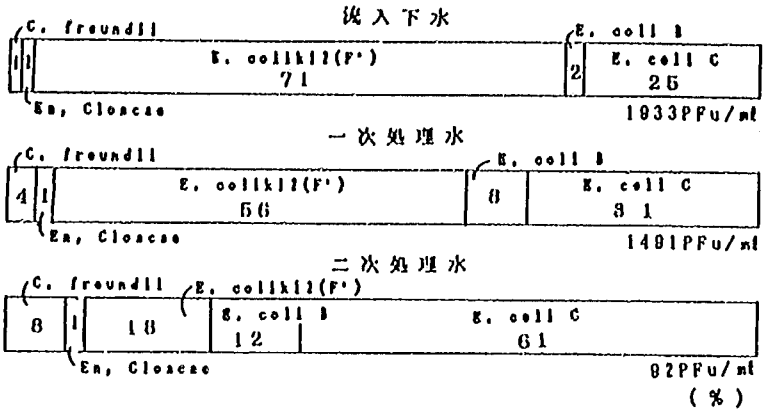


図－３　ＦＣ数とE．ｃｏｌｉ Ｃファージ数の関係



図－４　各下水処理プロセスにおけるファージの存在割合

Cファージの１日の推移を図－２に示す。ＦＣ／ＴＣは約８０％とふん便性大腸菌群の大腸菌群に対する比率が高いことがわかる。さらに、二次処理水中のファージの存在割合結果と合わせると、ふん便性大腸菌であるＥ．ｃｏｌｉ型のファージは全体の８７％でほとんど近い値となっている。ちなみにＦＳ／ＴＣは約３０％、ＦＳ／ＦＣは約４０％となっている。さらにＥ．ｃｏｌｉ Ｃ ファージとＦＣの比は約３％で推移しており、この関係を図－３に示すが、良い相関関係であることがわかる。



図－５　各下水処理プロセスにおけるファージの存在割合

次に、Ａ処理場の高負荷時の調査結果について図－４に示す。流入下水中ではＥ．ｃｏｌｉ型が約７０％、残りがＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型で約３０％であり、ほとんどこの２種類で占められている。一次処理水でも同様な傾向がうかがえる。二次処理水中ではＥ．ｃｏｌｉ Ｃ型とＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型で約７０％と優占種となっている。

Ｂ処理場の調査結果について図－５に示す。流入下水中ではＥ．ｃｏｌｉ Ｋ１２（Ｆ⁺）型とＥ．ｃｏｌｉ Ｃ型で約９０％以上を占めている。一次処理水で も同様な傾向である。二次処理水中ではＥ．ｃｏｌｉＣ型が約６０％でさらに、流入下水中で１％であったＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型が８％となっており、ここでもこの２種類のファージが比較的除去されにくいものであることがわかった。

しかし、Ａ、Ｂ両処理場（分流式）ともほとんど１００％近くが家庭下水にもかかわらず、ファージの優占種に大きな差がある。このことは今後の検討課題であると考えられる。

（４）　細菌指標の挙動

次にＡ、Ｂ両処理場の大腸菌群数等の推移及び大腸菌群数に対するふん便性大腸菌群数、腸球菌群数の割合を表－３、４に示す。Ａ、Ｂ両処理場ともＦＣ／ＴＣが１以上となってしまっている。これはふん便汚染が高く、両菌数の濃度が拮抗していることによるもので、ほとんど１と考えることができよう。腸球菌群数は流入下水の処理場到達時間の短いＡ処理場では大腸菌群数よりも多いものとなっているが、流入下水の処理場到達時間がＡ処理場よりも長いＢ処理場ではその比が半分程度となっている。これは腸球菌群が体外へ放出されると、急速に死滅する特異性から考えられることである。Ａ処理場では処理過程が進んでも一次、二次処理水中の大腸菌群に対するふん便性大腸菌群数、腸球菌群数の比は８０％近いものであるが、Ｂ処理場のそれは一次、二次処理水中でそれぞれ４０％、８％と低いもの

である。これより、流入下水の処理場到達時間の長い（特にポンプ場へ集水し処理場へ送る場合など）処理場などはふん便性指標細菌が下水処理プロセス中でも相対的に少なくなることがわかった。

活性汚泥処理による各細菌群の除去率とファージの除去率はそれぞれ、９２～９９％、９５～９９％とだいたい一致するものであった。

最終的な放流水に着目するとＡ処理場では残留塩素が０．０５ｍｇ／ｌで１００ｍｌ当たり大腸菌群数６個、ふん便性大腸菌群数４個、腸球菌群数５２個、ファージ数は１ｍｌ当たりＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型で１．５ＰＦＵ、Ｅ．ｃｏｌｉＫ１２（F^+）型で１．０ＰＦＵであった。

Ｂ処理場では残留塩素０．３ｍｇ／ｌで、１００ｍｌ当たり大腸菌群数０個、ふん便性大腸菌群数０個、腸球菌群数４５個、ファージ数は１ｍｌ当たりＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型で０．５ＰＦＵ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｋ１２（F^+）型で０．５ＰＦＵ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｃ型で０．５ＰＦＵであり腸球菌群、ファージは塩素消毒に対して耐性があることがわかった。

表－３　Ａ処理場　細菌数の推移

	流入下水	一次処理水	二次処理水
ＴＣ	86×10^3	12×10^4	21×10^2
ＦＣ	97×10^3	90×10^3	——
ＦＳ	10×10^4	95×10^3	16×10^2
FC/TC	１．１２	０．７５	(０．７６)
FS/TC	１．１６	０．７９	０．７６

表－４　Ｂ処理場　細菌数の推移

	流入下水	一次処理水	二次処理水
ＴＣ	60×10^3	56×10^3	48×10^2
ＦＣ	62×10^3	32×10^3	19×10^2
ＦＳ	38×10^3	18×10^3	39×10^1
FC/TC	１．０３	０．５７	０．４０
FS/TC	０．６３	０．３２	０．０８

TC、FC、FSは個/ml、()内は24h加重の平均値

２．３　各種菌株、バクテリオファージの紫外線耐性実験

下水処理水消毒技術の現況として、塩素消毒技術は主流である。しかし、すでに述べたように有機塩素化合物の生成、残留塩素の生態系への悪影響を考慮すると、代替消毒技術であるオゾン、紫外線消毒技術というものがクローズアップされてきている。その中でも紫外線消毒技術は残留物質の生成などがなく、取り扱いが容易で、二次処理水の消毒には極めて有効であると言われている。

本実験の目的は、紫外線消毒による各種菌株、ファージの耐性を把握し、紫外線消毒指標微生物の検索を行うものである。

（１）　使用菌株及びファージ

使用菌株は実態調査でファージが比較的良く検出されたＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ、Ｅ．ａｅｒｏｇｅｎｅｓ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｋ１２（F^+）、Ｅ．ｃｏｌｉＢ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｃ、Ｅ．ｆａｅｃａｌｉｓの６種類を用いた。ファージについては純粋株としてＲＮＡ ファージであるＭＳ２、Ｑβファージ、ＤＮＡ ファージであるT_4ファージ、野生株としてＣ．ｆｒｅｕｎｄｉｉ、Ｅ．ａｅｒｏｇｅｎｅｓ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｂ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｃの各ファージの７種類を用いた。

（２）　野生ファージ株の調整

野生ファージ株の調整は、流入下水より寒天培地上にプラークを形成させ、溶菌部分を数１０～１００位コマゴメピペットで吸い取り、菌株培養液中に接種し、１晩培養を行ったのち１２０００ｒｐｍ4・Ｃ１０分間の遠心クロロホルム処理を行った。その上澄み液を用い再びプラークを形成、接種、遠心処理といった処理を３～４回行い、上澄み液を4・Ｃで保存し、実験用サンプルに用いた。その保存 液は10^{7}～10^{11}の力価であった。

（３） 実験方法

各種菌株１晩培養液、ファージの調整液を生理食塩水（０．８５％濃度）で10^{3}～10^{4}濃度に希釈した後、実験用サンプルとした。サンプル約１０ｍｌを内径約９ｃｍのシャーレに分注（水深約２mm）し、紫外線照射を行った。紫外線強度は２００～５００μW／cm^{2}とした。紫外線強度測定は紫外線強度センサーを用いて測定した。菌株の定量はＣｉｔｒｏｂａｃｔｅｒ、Ｅｎｔｅｒｏｂａｃｔｅｒがデソ培地、Ｅ．ｃｏｌｉはＭ－ＦＣ培地、Ｅ．ｆａｅｃａｌｉｓはＫＦ培地により行った。ファージの定量は重層寒天法によった。

（４） 実験結果

バクテリアの紫外線照射による不活化は一次式で近似されるとしている。

$$N = N_0 \exp(-I/K) \quad \text{——（1）式}$$

ここに、N_0：初期濃度

N ：照射後の濃度

I ：紫外線量（mW・s／cm^{2}）

K ：不活化速度定数（mW・s／cm^{2}）

（１）式により各種菌株・ファージの不活化速度定数Ｋの計算結果を表－５に示し、不活化速度定数Ｋより単位線量（１mW・s／cm^{2}）あたりの単位濃度の生存率を表－６に示す。腸球菌群の主要構成菌と言われているＥ．ｆａｅｃａｌｉｓは約６０％の生存率で菌株中最も高く、ファージについてはＭＳ２、Ｑβ、Ｅ．ｃｏｌｉ Ｂファージが約７０～８０％の生存率となっており、各ファージはそれぞれ の宿主菌に比べ紫外線耐性がある。（T_4ファージ）を除く

表－5 UV照射による各種菌株・ファージの不活化速度定数の違い

	C. freundii	E. aerogenes	E. coli K12(F⁺)	E. coli B	E. coli C	E. faecalis
菌株	0.31	1.10	1.48	1.43	0.14	1.90
ファージ	0.88	1.51	M 3.77 Q 3.04	2.90 T_4 0.44	0.41	——

(mW・s／cm^{2})

表－6 不活化速度定数から求めた単位線量・濃度当たりの生存率

	C. freundii	E. aerogenes	E. coli K12(F⁺)	E. coli B	E. coli C	E. faecalis
菌株	0.04	0.40	0.51	0.50	0.001	0.59
ファージ	0.32	0.52	M 0.77 Q 0.72	0.71 T_4 0.10	0.09	——

注) MはMS 2，Qは$Q\beta$，T_4はT_4ファージを表す。

２．４ 各種菌株、バクテリオファージの塩素耐性実験

（１） 実験目的

我が国における下水処理水の消毒の現況は、その費用の安価、殺菌力が強く、取り扱いが容易であるといったことから、ほとんどの処理場は塩素消毒技術を用いている。

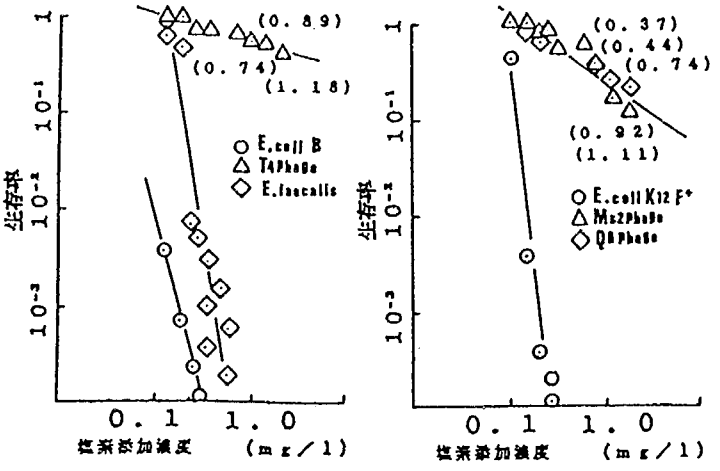
しかし、下水処理水再利用の高度化にともない、ウイルスに対する不活化効果への疑問等の衛生学的問題点が新ためて議論されてきている昨今では、大腸菌群指標の適切さが問われてきている。本実験の目的はウイルス代替指標としてバクテリオファージを用い、その塩素耐性を把握し、さらに、各種菌株との比較を行い塩素消毒指標微生物の検索を行うものである。

（2） 使用菌株及びファージ

2．3の紫外線耐性実験で用いた菌株・ファージを使用、定量方法も同一である。

（3） 実験方法

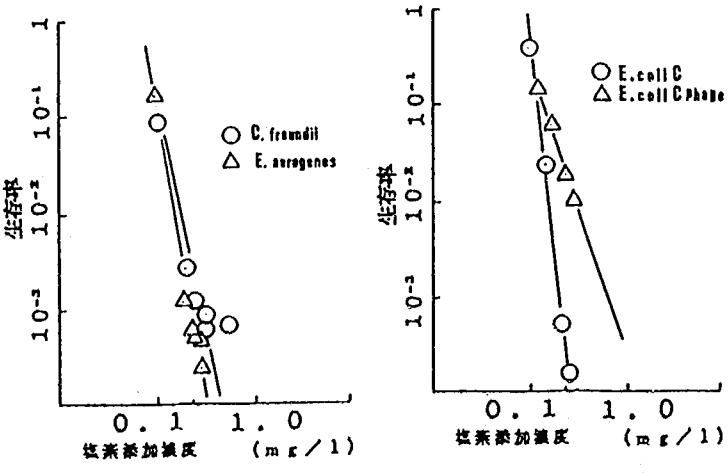
各種菌株の1晩培養液、ファージの調整液を生理食塩水（0．85%濃度）で10^{3}～10^{4}濃度に希釈したのち実験用サンプルとした。サンプルを滅菌した三角フラスコに約200ml分注し、次亜塩素酸ナトリウムを注入しスターラーによって攪拌を行った。15分間接触させた後、約100mlを残留塩素測定用サンプルとし、残りのサンプルにはただちに亜硫酸ナトリウムを添加し塩素の中和を行い測定用サンプルとした。塩素の定量は、よう素滴定法によった。



図－6、7 塩素による菌株、ファージの耐性実験

（4） 実験結果

実験結果を図－6～9に示す。図中の（ ）内の数字は残留塩素濃度を示してある。数値のないものについては、測定限界以下である。 各種菌株は0．3mg／1の塩素濃度（15分間接触）により99．9%以上の不活化であるが、E．faecalisだけは0．5mg／1の塩素濃度で99．9%の不活化であり、他の菌株よりも塩素に対して耐性があることがわかる。



図－8、9 塩素による菌株、ファージの耐性実験

ファージについては、C．freundii型、E．aerogenes型、E．coliB型の野性のファージは0．1mg／lの塩素濃度で99．99%以上の不活化率であった。E．coliCファージは0．25mg／lの塩素濃度で99%の不活化率で若干、菌株より耐性がある。その他T_4、MS2、Qβファージは塩素消毒に対して強い耐性を示している。T_4ファージは0．3mg／lで40%の不活化率、1．5mg／lでは60%の不活化率であった。MS2、Qβファージのそれはそれぞれ約50%の不活化率、80%～90%の不活化率であった。

（5）各種ファージの近縁性

各実験に用いた各種ファージの近縁性および純粋性を確認するため、各種菌株に対し各種のファージを接種する実験を行った。表－7の値はそれぞれ対応菌に対するプラーク形成数を100%（1としたとき）と考えたときのプラーク数比である。E．coli B ファージとT_4 ファージ以外のファージは対応菌とのプラーク形成のみであることがわかる。E．coli B ファージはT_4ファージのE．coli K12株とE．coli C株の感 染割合からT系ファージと推測される。E．coli Bファージ、T_4ファージはE．coli K12株、E．coli C株にも感染する性質を持っている。よってE．coli K12ファージ、E．coli C ファージもE．coli Bの株にも感染することが考えられるが、実際には感染しない。これは、E．coli K12株、E．coliC株で作られたファージは修飾制限酵素の働きにより、他の菌株には感染できなくなることによるものと考えられる。E．coli B株でつくられるファージについては、修飾制限酵素の働きがないため、E．coli B株以外のE．coli K12株、E，coli C株にも感染できると考えられる。

表－7　ファージの近縁性

Phage / 菌株	C.freundii Phage	Eo. aerogenes Phage	E.coliK12 (F') Phage	E.coliB Phage	E.coliC Phage	Qβ Phage	MS2 Phage	T_4 Phage
C.freundii	1	0	0	0	0	0	0	0
Eo.aerogenes	0	1	0	0	0	0	0	0
E.coliK12(F')	0	0	1	0.88	0	1	1	0.80
E.coli B	0	0	0	1	0	0	0	1
E.coli C	0	0	0	0.18	1	0	0	0.13

紫外線、塩素の耐性実験によりRNA ファージは各種菌株、各種野性ファージ株よりも耐性があった。そこで下水中のRNA ファージの存在割合を調べたのがR Nase添加実験である。E．coliK12（F^+）株はRNA ファージを感染させられる特異的な菌株であるが、感染するファージ全量がRNAファージであるとは限らない。それぞれA、B処理場の流入下水、一次処理水を用いた結果より、だいたいE．coli K12株に感染するファージの50～60%程度がRNA ファージであることが確認された。

3．まとめ

上記の調査結果をまとめると次のようになる。

1） わが国における水の衛生学的な基準は、大腸菌群数により定められており、そのレベルは、飲料水等の"検出されないこと"から、下水放流水の3000個／ml以下の範囲にある。また、ふん便汚染の指標として、大腸菌群を補完するものとして、ふん便性大腸菌群、腸球菌群がある。また水中ウイルスの指標として有望視されているものにバクテリオファージがある。

2）　ふん便汚染指標細菌としての腸球菌群に関しては、大腸菌群やふん便性大腸菌群等と比較した場合、実態調査の結果より塩素消毒に対し耐性があることがわかった。さらに、腸球菌群の主要構成菌であるE．ｆａｅｃａｌｉｓを用いた室内実験結果から、紫外線や塩素に対し耐性があることが確認できた。これより、腸球菌群なども大腸菌群を補う消毒指標微生物として有望であると考えられた。

3）　病原性ウイルス代替指標として取り扱い易いバクテリオファージが考えられるが、実態調査結果から二次処理水中のファージ量は少なく、１１～９２ＰＦＵ／ｍｌの範囲でかつ、ほとんどがE．ｃｏｌｉ　C、C．ｆｒｅｕｎｄｉｉ型であった。

4）　これら野生のファージは室内実験の結果から、紫外線や塩素に対して宿主菌株より耐性がみられるものもあったが、純粋株のＲＮＡ ファージであるＭＳ２、Ｑβ、ＤＮＡ ファージのT_4ファージと耐性を比べると劣るものである。

5）　ＲＮＡ ファージの消毒に対する耐性から、病原ウイルスなどもＲＮＡ遺伝子を保有しているものが多いことなどを考慮するとファージと病原ウイルスの構造や性質の類似性より、ＭＳ２、Ｑβファージなど、さらに塩素消毒に対してはT_4ファージなどがウイルス代替指標として有望であると考えられる。

今後の課題として、塩素消毒法の不随的問題点の把握と対策。オゾン処理法等における細菌、バクテリオファージの不活化効果の検討。さらに、バクテリオファージ、腸球菌群などと病原性ウイルスの消毒耐性との詳細な関連性把握などが考えられる。

〈参考文献〉

1）大垣眞一郎、下水処理水の消毒、水質汚濁研究、Ｖｏｌ.１１ 、Ｎｏ.５（１９８８）

2）日本下水道協会、下水道試験法、１９８４年版

3）芦立徳厚、水質環境基準項目としての大腸菌群の評価、用水と廃水
Ｖｏｌ.３０、Ｎｏ.３（１９８８）

4）例えば矢野一好ら、下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究
用水と廃水、Ｖｏｌ.２７、Ｎｏ.５（１９８５）

5）金子光美、下水処理水活用の衛生学的課題、下水道協会誌、Ｖｏｌ.２４
Ｎｏ.２７９（１９８７）

6）ＥＰＡ、Ｍｕｎｉｃｉｐａｌ　Ｗａｓｔｅｗａｔｅｒ　Ｄｉｓｉｎｆｅｃｔｉｏｎ
Ｄｅｓｉｇｎ　Ｍａｎｕａｌ（１９８６）

7）微生物研究法懇談会編、微生物学実験法

8）富沢純一著、バクテリオファージの実験、岩波書店（１９７０）

9）Awrapin Ketratanakul and Shinichiro Ohgaki
IAWPRC 14th Biennial Conference, Brighton

10）Ｊ．チャーファス著、鈴木　之訳、人工生命、２制限酵素

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
客員研究員[1]　孔　　海南

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。従って、　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。

一方、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焼却灰を土質改良材や道路の路盤材，セメントの増量材等に使用し、溶融スラグを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おり今後、汚泥の緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用を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て、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年度までの研究結果の要旨

６２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（処理水）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

上記調査より、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までのプロセスでより多く除去されている。　3)　家庭下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

1.　中華人民共和国　国立．武漢市環境保護研究所　総合技術研究室長

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。

3．63年度の研究結果

3．1 下水汚泥中重金属の形態別季節変化に関する検討

3.1.1 目 的

昭和62年の 9月（秋）に汚泥中重金属の形態別分画実験を行ったが、季節変化による重金属の形態への影響を把握するため、秋期以外の各季節について前年度と同様の実験を行った。

3.1.2 実験方法

調査時期は、昭和63 年 5月27日（春），7 月 5日（夏），平成元年 1月10日（冬）であり各期１回の形態別分画実験を行った。供試汚泥は前年度と同様、H下水処理場の初沈汚泥と終沈汚泥を用いた。分析項目はＺｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｃｒ

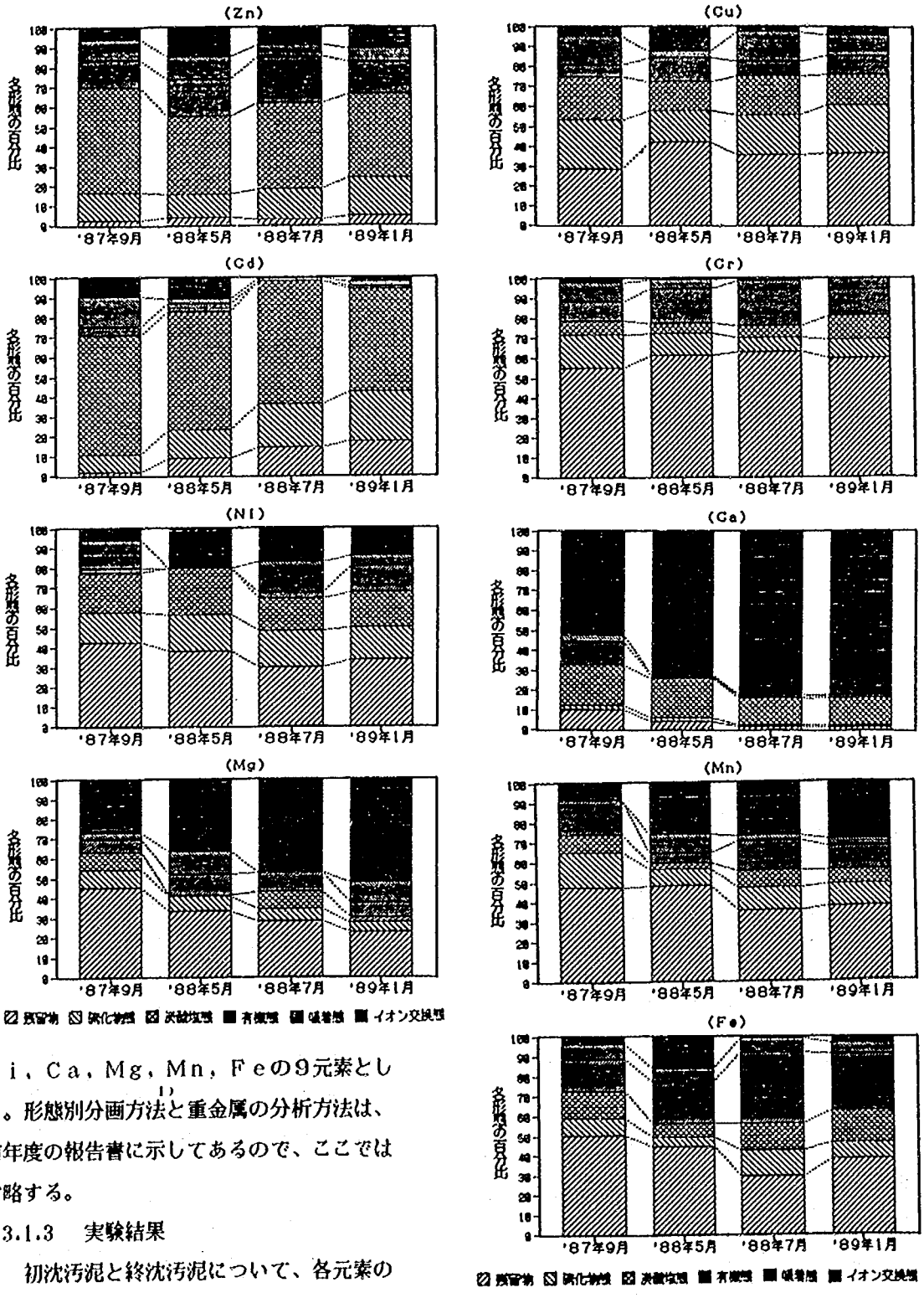
表－１ H処理場初沈汚泥の各形態の合計に対する回収率（%）

項 目	採取年月日	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe
イオン交換態 (KNO3)	1987. 9. 7	6.94	4.94	9.76	2.41	5.93	52.45	26.53	8.81	3.38
	1988. 5.27	15.08	12.37	10.75	0.89	20.45	72.10	38.37	25.97	15.66
	1988. 7. 5	8.81	2.72	0.69	0.00	16.62	82.36	47.20	26.84	0.99
	1989. 1.10	10.42	3.92	2.10	0.00	13.88	82.41	52.60	28.58	2.98
	平均値	10.26	5.99	5.83	0.83	14.22	72.33	40.67	22.55	5.75
吸着態 (KF)	1987. 9. 7	10.26	14.23	15.09	9.45	14.52	3.24	3.45	0.00	7.45
	1988. 5.27	11.33	3.03	2.23	4.44	0.00	1.01	11.54	9.34	6.73
	1988. 7. 5	5.81	14.62	1.58	0.93	15.59	1.02	0.00	2.63	7.13
	1989. 1.10	6.75	10.21	2.18	0.00	5.26	0.00	10.30	3.80	5.57
	平均値	8.54	10.52	5.27	3.71	8.84	1.32	8.32	3.94	6.72
有機態 (Na4P207)	1987. 9. 7	13.49	5.72	4.14	9.74	1.89	11.93	6.59	17.62	16.25
	1988. 5.27	18.27	12.33	4.24	17.19	0.00	0.90	10.77	5.13	21.16
	1988. 7. 5	23.35	7.50	0.00	22.78	2.99	0.69	9.47	15.06	35.74
	1989. 1.10	16.30	9.74	1.62	18.98	13.46	1.32	7.51	12.21	28.56
	平均値	17.85	8.83	2.50	17.17	4.58	3.71	8.58	12.51	25.43
炭酸塩態 (EDTA)	1987. 9. 7	52.97	21.85	60.36	6.85	20.19	20.42	8.97	8.81	13.59
	1988. 5.27	39.30	14.49	59.51	5.19	23.20	20.06	0.71	2.84	7.05
	1988. 7. 5	43.47	19.40	61.74	5.85	16.17	13.18	8.96	8.62	13.55
	1989. 1.10	42.58	15.17	51.57	11.70	17.60	13.72	2.54	7.11	16.21
	平均値	44.58	17.73	58.29	7.40	19.20	16.85	5.30	6.84	12.60
硝化物態 (HNO3)	1987. 9. 7	13.84	24.84	8.88	16.45	15.21	2.15	9.33	17.62	9.01
	1988. 5.27	11.91	15.80	14.43	11.08	18.39	2.01	7.55	8.60	4.90
	1988. 7. 5	15.65	20.07	21.67	7.18	18.63	1.17	8.16	11.58	13.12
	1989. 1.10	19.61	24.51	25.21	9.26	16.11	1.04	4.65	10.93	8.39
	平均値	15.25	21.31	17.55	10.99	17.09	1.59	6.92	12.18	8.86
残留物	1987. 9. 7	2.50	28.42	1.78	55.09	42.27	9.81	45.14	47.14	50.31
	1988. 5.27	4.11	41.97	8.82	61.20	37.96	3.92	33.06	48.11	44.51
	1988. 7. 5	3.11	35.69	14.31	63.27	30.01	1.59	28.21	35.29	29.46
	1989. 1.10	4.34	36.45	17.33	60.07	33.68	1.52	22.39	37.38	38.29
	平均値	3.52	35.63	10.56	59.91	35.98	4.21	32.20	41.98	40.64

表－２ H処理場終沈汚泥の各形態の合計に対する回収率（%）

項 目	採取年月日	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe
イオン交換態 (KNO3)	1987. 9. 7	2.84	2.09	2.58	5.08	3.05	48.78	53.58	13.40	1.37
	1988. 5.27	1.55	1.00	2.66	0.12	16.91	62.40	27.58	7.16	0.70
	1988. 7. 5	1.62	2.09	0.62	0.00	12.98	57.36	54.37	7.14	0.79
	1989. 1.10	3.47	3.52	1.23	0.00	9.49	68.55	54.80	8.25	1.10
	平均値	2.37	2.17	1.77	1.30	10.61	59.27	47.58	8.99	0.99
吸着態 (KF)	1987. 9. 7	4.53	3.50	5.12	11.06	15.33	0.92	1.83	0.00	7.44
	1988. 5.27	3.96	1.38	0.87	3.74	0.94	1.64	1.62	21.42	8.59
	1988. 7. 5	4.41	4.52	0.62	0.00	9.83	0.14	0.00	6.87	8.78
	1989. 1.10	6.19	4.58	2.26	0.00	5.99	1.12	5.11	11.42	6.68
	平均値	4.77	3.51	2.22	3.70	8.03	0.95	2.14	9.93	7.87
有機態 (Na4P207)	1987. 9. 7	8.63	7.07	9.73	15.32	9.73	22.98	18.15	61.68	39.96
	1988. 5.27	12.09	7.38	2.88	26.00	0.00	2.64	9.75	37.82	52.67
	1988. 7. 5	18.64	4.35	0.00	30.16	5.11	1.94	24.51	40.98	48.14
	1989. 1.10	22.24	9.83	0.09	21.70	21.89	3.30	22.49	45.90	57.47
	平均値	15.40	7.16	3.17	23.30	9.18	7.72	18.73	46.60	49.56
炭酸塩態 (EDTA)	1987. 9. 7	45.91	10.22	50.85	12.22	30.29	25.12	16.16	24.92	30.76
	1988. 5.27	46.88	10.02	45.62	4.76	45.15	30.89	56.91	13.46	23.63
	1988. 7. 5	40.60	13.87	46.12	16.15	33.97	38.05	15.42	23.11	30.41
	1989. 1.10	40.80	13.23	54.30	18.06	27.27	25.46	10.94	13.68	22.41
	平均値	43.55	11.84	49.22	12.80	34.17	29.88	24.86	18.79	26.80
硝化物態 (HNO3)	1987. 9. 7	32.04	10.62	20.99	7.01	17.61	1.39	3.66	0.00	4.97
	1988. 5.27	29.49	21.74	27.48	11.28	16.69	1.83	1.74	11.29	3.73
	1988. 7. 5	27.17	12.46	37.26	4.92	17.14	2.09	2.70	13.58	3.80
	1989. 1.10	21.92	18.23	22.23	5.87	19.28	1.21	2.62	12.63	3.12
	平均値	27.66	15.76	26.99	7.27	17.68	1.63	2.68	9.37	3.90
残留物	1987. 9. 7	6.05	66.43	10.75	49.31	23.99	0.82	6.62	0.00	15.51
	1988. 5.27	6.03	58.49	20.49	54.09	20.31	0.59	2.40	8.84	10.68
	1988. 7. 5	7.57	62.70	15.38	48.77	20.97	0.42	3.00	8.33	8.07
	1989. 1.10	5.38	50.61	19.88	54.37	16.08	0.35	4.04	8.13	9.20
	平均値	6.26	59.56	16.63	51.63	20.34	0.54	4.01	6.32	10.87

図－１　初沈汚泥の各元素の形態別含有率

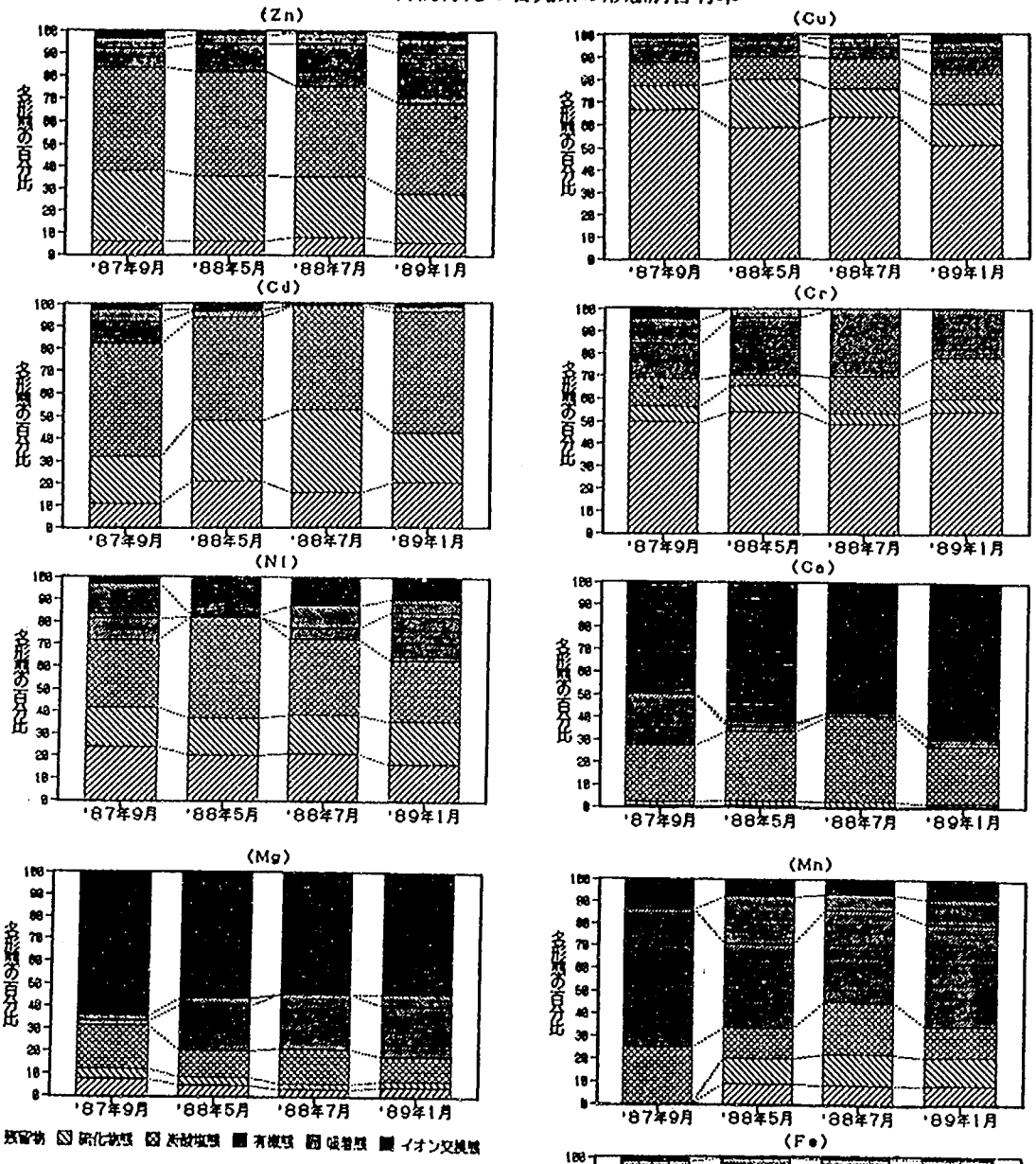


Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇ，Ｍｎ，Ｆｅの9元素とした。形態別分画方法と重金属の分析方法は、[1]前年度の報告書に示してあるので、ここでは省略する。

3.1.3　実験結果

初沈汚泥と終沈汚泥について、各元素の

図－２　　終沈汚泥の各元素の形態別含有率



形態別の割合を合計量に対する百分比として、表－１，表－２にまとめた。

また、各元素の季節変化による形態変化の傾向を、初沈汚泥については図－１に、終沈汚泥については図－２に示した。

初沈汚泥の各形態別の含有率の傾向を、図－１

で見ると、各元素の形態別含有量の主要構成の傾向が互いに似ている元素を大別する事が出来る。

つまり、Ca，Mgはイオン交換態を主体とする元素であり、Zn，Cdは炭酸塩態、Cu，Ni，Cr，Mn、Feの5元素は残留物を主体とする元素である。このうち、Cu，Ni，Cr，Mn、Feは、各形態の主構成により二つに別れる。Cu，Niは（残留物＞硫化物態＞炭酸塩）でありCr Mn，Feは（残留物＞有機態＞炭酸塩 or 硫化物態）であり、Cu型と、Cr型に分類される。

終沈汚泥の傾向は、Mn，Feを除いて初沈汚泥と同様の傾向であった。MnとFeは、有機態が主成分であり、残留物や硫化物態のものは少なくなっていた。

なお、初沈汚泥，終沈汚泥とも季節変動は見られなかった。

3.2　下水中重金属の粒径分布と除去率に関する検討

3.2.1　目　的

62年度に、流入下水中重金属の負荷変動と除去率などについて検討したが、63年度は、流入下水中重金属の粒径分布を調べ、初沈及び終沈での粒径別除去効果の相違等の検討を行う。

3.2.2　検討方法

家庭下水を主体とする、M下水処理場の初沈流入水、初沈流出水（曝気槽流入水）終沈出口（処理水）の3地点で24時間の連続採水を行い、各々について24時間のコンポジット試料を調整したのち粒径分画を行った。粒径分は、Total を含めて 20 μmまでをJIS規格のステンレス製のフルイで5段階に分画し、10 μm以下、0.025 μm までの間をメンブランフィターで 7段階に

表－3　M処理場の粒径別分画実験結果

採水場所	項目 / 粒径区分	Zn (μg/l)	Cu (μg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	TS (mg/l)	T-P (mg/l)	TOC (mg/l)
初沈流入水	TOTAL	140.6	22.99	0.167	1.82	6.27	0.981	389	4.4	25.0
	500μ以	120.9	21.77	0.141	1.81	5.74	0.777	349	4.0	25.0
	200μ以	127.3	19.25	0.138	1.06	5.69	0.727	333	4.0	27.0
	100μ以	115.5	16.99	0.127	0.90	5.65	0.683	312	3.6	21.1
	20μ以	88.0	13.78	0.099	0.70	5.62	0.663	299	3.5	18.9
	10μ以	69.0	8.52	0.088	0.31	5.62	0.394	293	2.9	13.4
	5μ以	53.5	5.27	0.081	0.28	5.62	0.170	260	2.8	11.0
	1μ以	49.9	5.20	0.051	0.22	5.51	0.137	237	2.3	9.8
	.45 μ以	43.4	2.59	0.027	0.21	5.48	0.060	216	2.3	7.4
	.20 μ以	42.5	2.12	0.022	0.21	5.48	0.056	213	2.3	7.5
	.10 μ以	40.4	2.01	0.015	0.09	5.47	0.049	204	2.3	7.2
	.025μ以	11.9	0.44	0.004	0.00	4.94	0.000	170	2.1	9.2
曝気槽流入水	TOTAL	69.3	10.21	0.068	0.65	3.24	0.278	304	3.5	14.3
	500μ以	66.4	9.74	0.060	0.41	2.92	0.254	295	3.2	13.1
	200μ以	65.6	9.66	0.064	0.41	2.89	0.223	300	3.3	15.1
	100μ以	64.0	9.50	0.003	0.40	2.08	0.218	301	3.4	14.9
	20μ以	57.3	9.27	0.062	0.38	2.75	0.215	294	3.4	14.5
	10μ以	40.8	6.99	0.031	0.32	2.53	0.083	288	3.0	11.3
	5μ以	33.2	5.53	0.021	0.29	2.53	0.050	279	2.8	8.9
	1μ以	28.8	3.95	0.010	0.24	2.48	0.028	252	2.5	8.9
	.45 μ以	26.5	2.20	0.010	0.22	2.31	0.000	251	2.5	8.9
	.20 μ以	24.3	1.92	0.009	0.22	2.12	0.000	222	2.4	8.3
	.10 μ以	20.3	1.45	0.008	0.15	2.00	0.000	212	2.4	8.2
	.025μ以	12.5	1.21	0.006	0.00	1.89	0.000	225	4.4	7.7
処理水	TOTAL	38.8	1.83	0.011	0.26	3.06	0.000	266	3.0	8.9
	500μ以	38.1	1.73	0.007	0.23	3.03	0.000	267	3.0	9.0
	200μ以	35.1	1.71	0.007	0.19	2.97	0.000	266	2.9	8.9
	100μ以	34.7	1.60	0.006	0.16	2.97	0.000	266	2.9	8.5
	20μ以	34.6	1.33	0.005	0.16	2.86	0.000	259	2.9	8.4
	10μ以	33.6	1.30	0.005	0.14	2.80	0.000	255	2.8	9.9
	5μ以	33.4	1.25	0.005	0.09	2.78	0.000	255	2.8	9.1
	1μ以	33.0	1.25	0.005	0.09	2.73	0.000	256	2.8	9.3
	.45 μ以	32.5	1.20	0.005	0.07	2.65	0.000	251	2.8	9.1
	.20 μ以	31.6	1.14	0.004	0.07	2.60	0.000	245	2.7	9.0
	.10 μ以	31.3	0.94	0.004	0.02	2.52	0.000	241	2.7	8.1
	.025μ以	22.2	0.60	0.002	0.00	2.31	0.000	122	2.8	9.4

粒径分画し、各粒径ごとに重金属及び TS 等を測定することにより重金属の粒径分布や除去率の検討を行った

調査時期は 63 年 9月 6～ 7日である。

3.2.3 結 果

重金属などの分析結果を、表－３に示した。同表に示したデーターから、次のような傾向がみられた。

(1) 各粒径間の TS 及び TS 当たりの重金属濃度分布を図－３に示したが、重金属の粒径別濃度分布で、高い濃度を示す粒径は、Ｎｉを除いて 10 μm～ 100 μm の範囲に集中している。

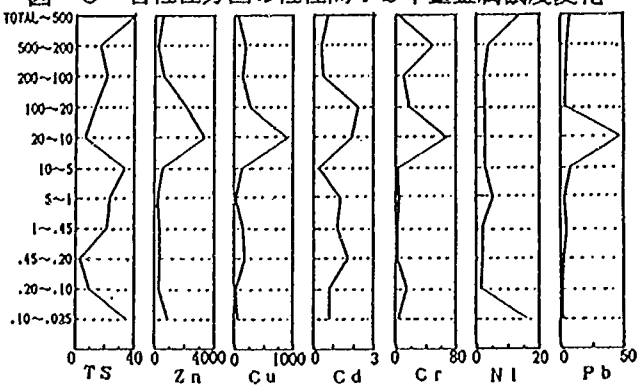
(2) 各粒径の重金属除去率の一例として Zn の各粒径ごとの初沈除去率と全除去率について図－４及び 図－５に示した。

図－４より、各粒径とも35～50%程度の除去率で一定している事が分かる。

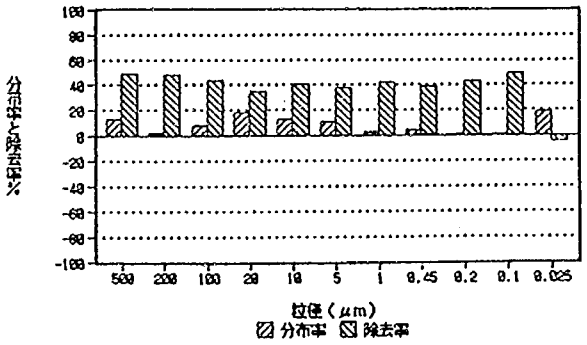
図－５に示す全除去率（（初沈流入－処理水）／初沈流入×100 として示した）の場合、粒径が 10 μm 以上では、 50 ～70%であり、10 μm 以下では 20 ～ 35 %程度であり、粒径の大きいほうが除去効率が高い傾向を示している。

(3) 下水中の重金属は、孔径が 1 μm 以下のメンブランフィルターで沪過しても順次濃度が低くなってゆく傾向があり、1 μm 以下でもイオンの状態でないことを示している。

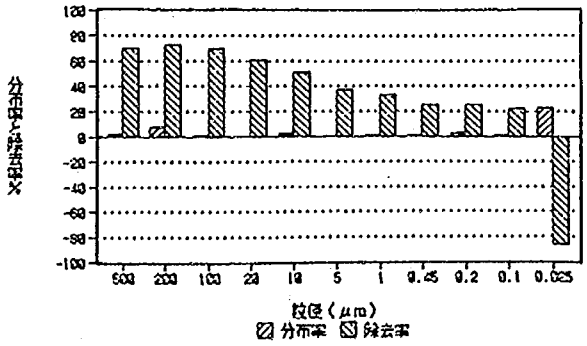
図－３ 各粒径分画の粒径間ＴＳ中重金属濃度変化



図－４ 初沈流入水中Ｚｎの初沈除去率



図－５ Ｚｎの全除去率



(4) 粒径別の重金属濃度とTS, TP, TOC 等との相関係数はどの項目とも 0.9 以上の値を示すことから下水中の重金属は有機性の物質や、粒子状の物質と何らかのかかわりを持って挙動しているものと考えられる。

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

近年、河川流域における都市化の進展とともに水道水源としての河川水の水質が悪化してきているが、最近では特に河川水中におけるアンモニア性窒素の存在が上水におけるトリハロメタンの生成と関連して問題化しており、今後、この問題は高度に水利用が進んでいる河川を中心として増々顕在化する可能性があるものと考えられる。

流水中において窒素はアンモニア性窒素の他に、窒素ガス、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素及び有機性窒素の形で存在しており、これらの窒素は化学的あるいは生物化学的な作用を受けることにより絶えずその形態を変化させながら流水中を輸送されている。さらに、流水に接する大気や底泥との間においても形態変化を伴う窒素の物質交換が行われている。

本研究の目的は、このように流水中で複雑な挙動を示すあらゆる形態の窒素に対し、その輸送量や形態変化の特性を定量的に評価することであり、このことはアンモニア性窒素に起因する今後の水質汚濁問題に対する基礎的知見を得るうえで極めて重要な意味をもつものと思われる。

2．昭和６２年度の研究概要

昭和６２年度は、流水中に存在する窒素のうち特にアンモニア性窒素に着目して、その揮散速度定数の評価を行った。アンモニア性窒素の揮散現象が酸素の再曝気の場合と同様に気液二層の系における物質移動現象であると仮定して、その揮散速度定数K_{NH3}を流れの基本的水理量である平均水深H及び平均流速Vで評価した結果、次式が得られた。

$$K_{NH3}=0.133\times V^{9/8}/H^{3/2} \qquad (1/day)$$

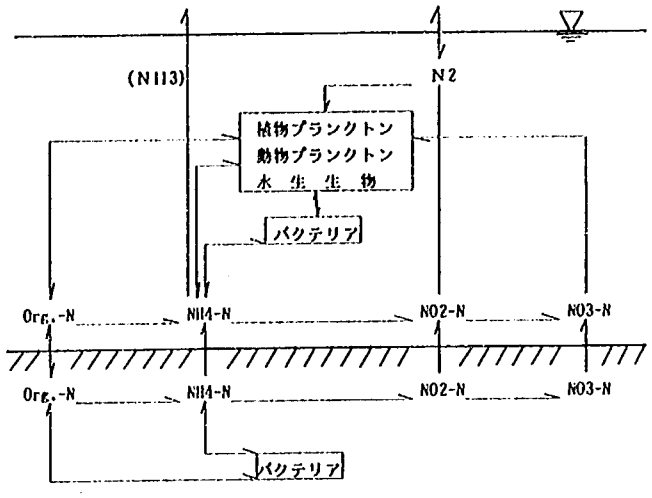
3．昭和６３年度の研究目的

図－１に、本研究において考えている窒素サイクルの模式図を示す。この図が示すように流水中において窒素は様々な形態で存在しており、化学的・生物化学的な作用により絶えずその形態を変化させている。また、流水中に存在する窒素の一部は底泥表面における吸着や沈降現象により底泥に捕捉されており、さらに、捕捉された窒素の一部は底泥中でその形態を変化させた後、溶出・巻き上げ現象により再び流水中へと回帰する。

本研究の目的は、実河川における窒素のマスバランスを捉えることであるが、こ

のような流水中での窒素の複雑な挙動を現場において明らかにすることは極めて困難であるものと思われる。

従って、昭和６３年度においては、流水中を輸送される際に起こるアンモニア性窒素の酸化及び有機性窒素の加水分解、及び底泥から流水中へのアンモニア性窒素の溶出現象について検討することを目的として、室内実験を行った。



図－１　流水中における窒素サイクル

４．研究方法ならびに研究結果

４．１　室内実験１

４．１．１　目　的

本実験は、流水中を輸送されるアンモニア性窒素の酸化ならびに有機性窒素の加水分解に関し、定性的及び定量的な評価を行うことを目的とした。

４．１．２　実験方法及び実験条件

本実験に用いた装置は2,000ｃｃのガラス製容器であり、容器内の流体を撹拌子により常時撹拌できるものであった。また、本装置は３台ありそれぞれ１０℃、２０℃及び３０℃の恒温室内に設置した。

実験は、各装置の容器内に河川水を2,000ｃｃずつ入れた後、撹拌子により撹拌した状態で放置した。また、実験期間中における容器内での植物プランクトンの発生及び河川水の蒸発を防ぐために、容器の表面及び上面をアルミ箔で覆った。実験開始後、数日間隔で水温、溶存酸素濃度、ｐＨの測定ならびに採水を行った。採水により得られたサンプルは、主に窒素項目について分析を行った。

表－１に、実験条件を示す。

４．１．３　実験結果

図－２、図－３にそれぞれアンモニア性窒素濃度及び有機性窒素濃度の経時変化の様子を示す。アンモニア性窒素の減少速度は温度に依存しており、Ｅ１－２、３の場合にはそれが顕著である。しかし、有機性窒素に関しては温度依存性について

の明確な結果は得られなかった。さらに、Ｅ１－１についてアンモニア性窒素濃度、有機性窒素濃度及びＣＯＤcrの経時変化を図－４に示す。また、今回の実験系におけるアンモニア性窒素濃度C_1及び有機性窒素濃度C_2の時間変化は、

$$dC_1/dt = -\beta 1 \cdot C_1 + \beta 2 \cdot C_2 - R \qquad (1)$$

$$dC_2/dt = -\beta 2 \cdot C_1 + R \qquad (2)$$

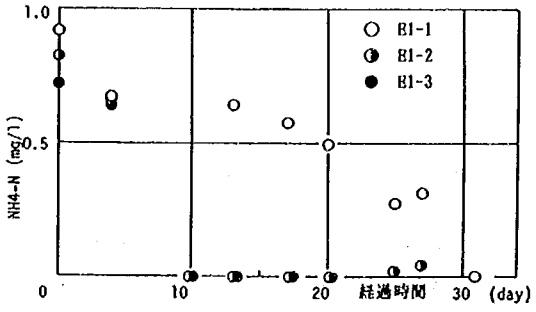
と表すことができる[1]。ここで、$\beta 1$、$\beta 2$はそれぞれ硝化速度定数および加水分解速度定数であり、Ｒは系内における見かけ上のバクテリアの増殖速度である。従って、系内のバクテリアの増殖に伴うＣＯＤcrの分解における収率を40％[2]として、式(1),(2)によりＥ１－１における平均的な$\beta 1$、$\beta 2$を求めると次のようになる。

$\beta 1 = 0.0804$　（１／ｄａｙ）

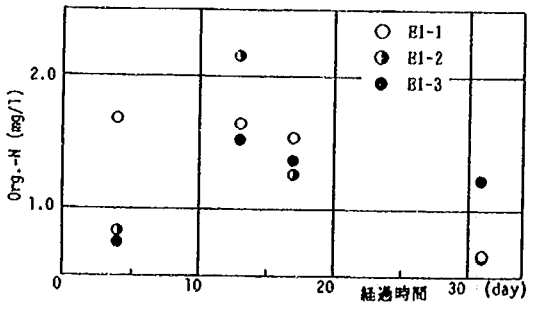
$\beta 2 = 0.0312$　（１／ｄａｙ）

表－１　実験条件

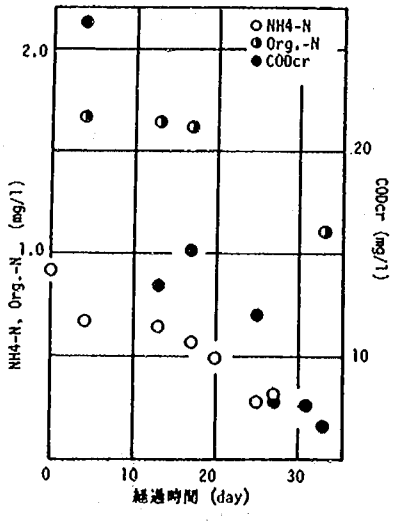
	水温(℃)	pH
E1-1	11.2	7.35
E1-2	21.4	7.17
E1-3	28.9	7.01



図－２　アンモニア性窒素濃度の経時変化



図－３　有機性窒素濃度の経時変化



図－４　E1-1におけるアンモニア性窒素濃度、有機性窒素濃度及びＣＯＤcrの経時変化

４．２　室内実験２

４．２．１　目　的

本実験は、静置状態におけるアンモニア性窒素の底泥から流水中への拡散溶出現象に関し、定性的及び定量的な評価を行うことを目的とした。

4．2．2　アンモニア性窒素の静置溶出モデルに関する考え方

図－5に本研究で考えている静置溶出モデルの概念図を示す。静置状態におけるアンモニア性窒素の底泥から上層水中への静置溶出現象は、静置溶出速度定数をKsとして、

$$dC/dt = Ks\,(C_* - C) \qquad (3)$$

と表すことができる。ここで、Cは上層水中のアンモニア性窒素濃度であり、C_*は底泥間隙水中のアンモニア性窒素濃度である。ここで、静置状態におけるアンモニア性窒素の溶出現象は、底泥中のアンモニア性窒素に関する生物反応（有機性窒素の加水分解やバクテリアによるアンモニア性窒素の消費・生成）速度が律速となる場合と、濃度境界層におけるアンモニア性窒素の輸送速度が律速になる場合とが考えられる。よって、静置溶出速度定数Ksは、アンモニア性窒素に関する生物反応速度が律速となる場合には、

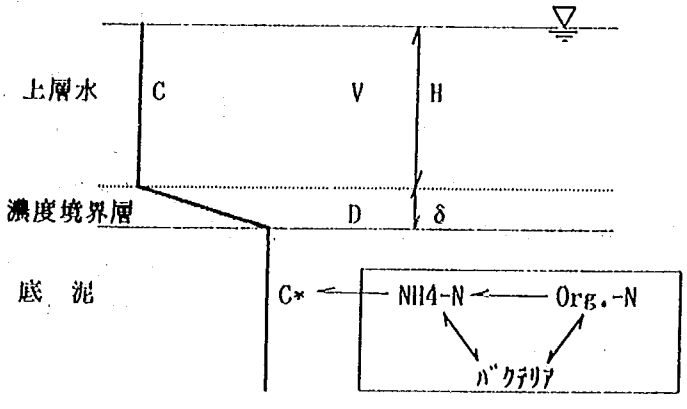
$$Ks = f\,(\beta 2',\ r')$$

アンモニア性窒素の輸送速度が律速となる場合には、

$$Ks = f\,(H,\ \delta,\ D)$$

と表すことができる。ここで、$\beta 2'$、r'、H、δ及びDは、それぞれ底泥中における有機性窒素の加水分解速度定数、底泥中のバクテリアによるアンモニア性窒素の消費・生成速度定数、上層水深、濃度境界層厚さ及び濃度境界層におけるアンモニア性窒素の分子拡散係数を表す。

今、生物反応速度は温度に対し対数関数的に増加すること、また、分子拡散係数は温度に対し指数関数的に増加することを考えると、アンモニア性窒素の静置溶出速度定数Ksは、底泥中のアンモニア性窒素に関する生物反応速度が律速となっている場合には水温に対し対数関数的な増加となり、濃度境界層におけるアンモニア性窒素の輸送速度が律速となっている場合には水温に対し指数関数的な増加となることが予想される。



図－5　静置溶出モデルの概念図

4．2．3 実験方法及び実験条件

実験は3基のポリ容器（60L）にそれぞれ均一に混ぜ合わせた河川底泥を約20kgずつ入れた後、底泥を乱さないように静かに水道水を注入した。さらに、それぞれを10℃、20℃及び30℃の恒温室内に設置した後、数日間隔で水温、溶存酸素濃度、pHの測定及び採水・採泥を行った。採水・採泥により得られた試料は、主に窒素項目について分析を行った。

表－2に、実験条件を示す。

4．2．4 実験結果

図－6に、上層水におけるアンモニア性窒素濃度の時間変化の様子を示す。この図より、アンモニア性窒素の静置拡散溶出速度は水温に依存していることが分かる。また、E2－3については実験開始後約20日目から溶出速度が小さくなっているが、これはアンモニア性窒素の酸化がこの時期より起こっていたためであった。E2－1，2については実験期間中、上層水中におけるアンモニア性窒素の酸化は認められなかった。

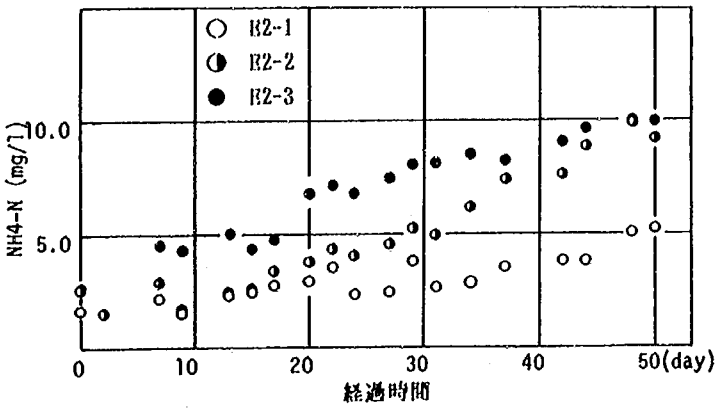
表－2 実験条件

	水温(℃)	pH	DO
上層水	E2-1	13.1	7.15	3.50
	E2-2	21.2	7.07	2.60
	E2-3	26.2	7.07	2.41
底泥C*	394.53 mg/l		

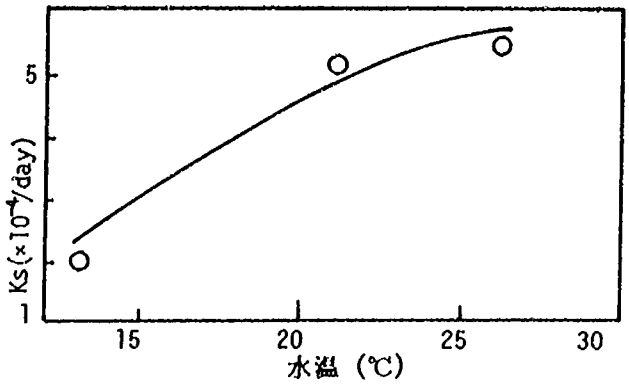
図－6において得られた結果を用いて、式(3)より各温度における静置溶出速度定数K_Nを求めると、

$$Ks_{-1}=1.97\times10^{-4} \quad (1/day)$$
$$Ks_{-2}=5.09\times10^{-4} \quad (1/day)$$
$$Ks_{-3}=5.40\times10^{-4} \quad (1/day)$$

となる。ここで、Ks_{-3}については硝化が起こる以前の経時変化より求めた。さらに、Ksの温度依存性を見るためにこの結果を水温に対してプロットしたものが図－7であるが、これにより、Ksは、水温に関して対数関数的に増加しているものと見なすことができ、今回の実験におけるアンモニア性窒素の溶出現象は、底泥中のアンモニア性窒素に関する生物反応が律速因子となっているものと考えられる。



図－6 上層水中におけるアンモニア性窒素濃度の経時変化



図－7　K_Nの温度依存性

5．今後の課題

本研究の今後の課題は、以下の通りである。

（1）流水中における窒素と植物・動物プランクトンあるいは他の微生物との間の関係を定量的に評価すること。

（2）底泥の巻き上げと窒素の流水中への回帰量について定量的に把握すること。

（3）流水中における窒素収支モデルを作成すること。

（4）実際の河川において窒素収支モデルを検証するためのデータの収集を行うこと。

参考文献

1）Mathematical Modeling of Water Quality :Streams, Lakes, and Reservoir / GERALD.T.ORLOB

2）Wastewater Engineering　Treatment/Disposal/Reuse　/ Ven Te Choe, Rolf Eliassen, Ray K.Linsley etc.

Ⅱ 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究

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　南山　瑞彦

1. はじめに

下水処理水は、水資源の逼迫する地域の代替水源として注目されてきた他、最近では玉川上流の清流復活事業に代表されるように都市域内の水環境創造の素材としても重要度が高まりつつある。また、下水処理水放流先の河川海浜において、レクリエーション利用等、水空間の積極的な活用が図られるようになってきている。

このような下水処理水の新たな資源化あるいは水環境の高度な保全にあたっては、これまでの下水処理に求められていた処理水質に加えて、着臭原因物質、着色原因物質の除去が極めて重要な課題となってきている。

本研究では、下水処理水を水資源として高度利用する場合、あるいは処理水放流先の水環境の高度な保全を図る際に、問題となってきつつある処理水中に残存している臭気成分、色度成分に関して、その分析、定量化手法を明らかにすることをはじめとし、処理水の脱臭、脱色技術を確立することを目的として調査研究を実施するものである。

2. 臭気成分の定性定量分析法に関する調査

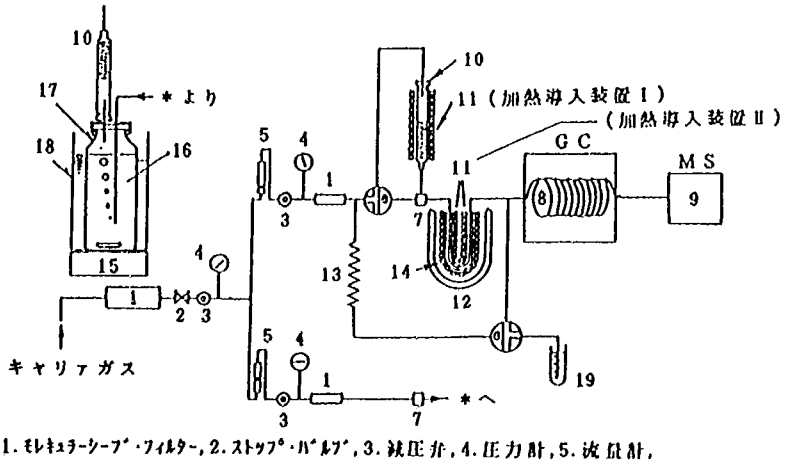
臭気成分の抽出濃縮方法としては、近年、カビ臭物質の分析に応用されているパージアンドトラップ法を用いた。また、定性・定量分析には、ガスクロマトグラフ質量分析計（ＧＣ－ＭＳ）を用いた。

2.1 定性分析

2.1.1 分析方法

1) 分析装置

分析装置のフローを図-1に示す。



1. モレキュラーシーブ・フィルター，2. ストップ・バルブ，3. 減圧弁，4. 圧力計，5. 流量計，
6. 三方向バルブ，7. 試料注入口，8. キャピラリー・カラム(G.C.)，9. M.S.，10. デナックスGCチューブ，
11. ヒーター，12. デュワービン，13. キャピラリー・パイプ，14. 液体窒素，15. マグネチック・スターラー，
16. 液体試料，17. インピンジャー，18. ウォーターバス，19. テスト・チューブ

図－１　臭気成分の分析フロー（パージアンドトラップ・ＧＣ－ＭＳ法）

2) 捕集方法

捕集条件を表-1に示す。

表－1 定性分析における捕集条件

試料容量	100 ml
塩濃度	20 %
水浴温度	30 ℃
He流量	50 ml／min
トラップ時間	40 分

試料100mlをインピンジャーにとり、塩化ナトリウム（特級、300℃で2時間加熱し冷却した物）20.0gを加え、シリコンセプタムで密封する。試料を撹拌して塩化ナトリウムを完全に溶解させた後、30℃の水浴に入れる。シリコンセプタムに注射針を刺し、Heガスを50ml／minの流量で40分間バブリングして、揮散した物質をテナックスＧＣ充填管に導入し捕集する。

3) 加熱導入方法

捕集管をインピンジャーから取り外し、1分間ガスを流した後、加熱導入装置Ⅰに取り付ける。キャリアガス流路コックを直接注入用の流路に切換え、キャリアガスを捕集管を通してガスクロマトグラフ装置のカラムに流す。この時カラムの一部を液体窒素で冷却しておく。次に、加熱導入装置Ⅰの電源を入れ、捕集管の温度を200℃まで上昇させる。5分間追い出し後、捕集管を取り外す。カラムを液体窒素から取り出し、加熱導入装置Ⅱの電源を入れカラム温度を170℃まで上昇させる。

4) 測定条件

表－2 ガスクロマトグラフの設定条件

カラム	キャピラリーカラム ＣＢＰ－１（島津製） 0.32 mmφ× 25 m 、 膜厚 0.5 μm
注入口温度	250 ℃
カラム温度	40 ℃ → 220 ℃ (5 ℃／min)

ガスクロマトグラフの設定条件を表-2に示す。質量分析計の設定条件を表-3に示す。

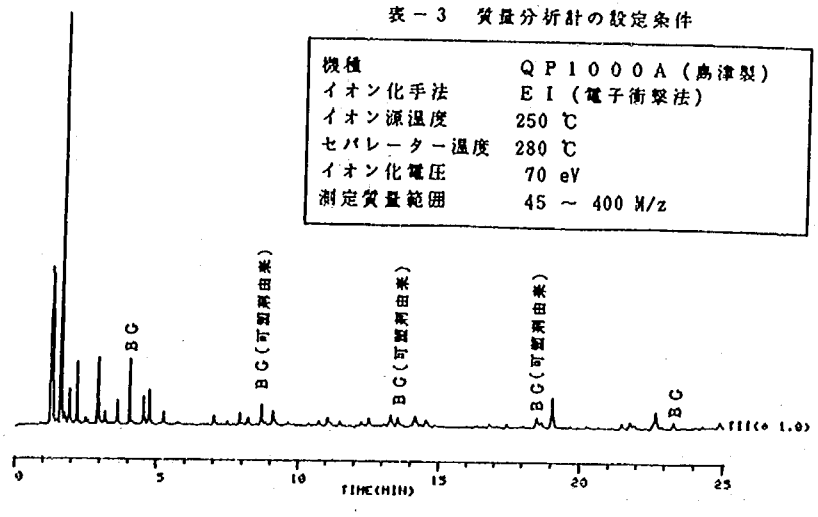
2.1.2 定性分析結果

活性汚泥処理後、砂濾過処理された下水処理水を前記分析条件で定性した。トータルイオンクロマトグラム（ＴＩＣ）で得られた各ピークについて、それぞれのマススペクトルを得、各ピークの成分を同定した。

図-2にＴＩＣを示す。主要なピーク13個について定性分析を行ったが、下水臭・カビ臭を呈する物質は同定されなかった。一方、カビ臭物質として知られているジオスミン、2-ＭＩＢ（2-メチル・イソ・ボルネオール）については、別に定量分析を実施した。その結果、両物質が共に3～4ng／ℓの濃度で検出された。なお、これらカビ臭物質の嗅覚の閾値は、2-ＭＩＢで5ng／ℓ、ジオスミンで10ng／ℓ程度と報告されている。

表－3 質量分析計の設定条件

機種	ＱＰ１０００Ａ（島津製）
イオン化手法	ＥＩ（電子衝撃法）
イオン源温度	250 ℃
セパレーター温度	280 ℃
イオン化電圧	70 eV
測定質量範囲	45 ～ 400 M/z



図－2 臭気分析結果例

2.2 定量分析

2.2.1 分析方法

1) 分析装置

分析装置のフローは、図-1と同一である。

2) 捕集方法

捕集条件を表-4に示す。

3) 加熱導入方法

基本的には、定性分析における方法と同じであるが、定量分析においては捕集時間を10分間とした。

4) 測定条件

ガスクロマトグラフの設定条件を表-5に示す。

質量分析計の設定条件を表-6に示す。

表－4 定量分析における捕集条件

試料容量	100 ml
塩濃度	10 %
水浴温度	30 ℃
He流量	250 ml／min
トラップ時間	8 分

表－5 ガスクロマトグラフの設定条件

カラム	キャピラリーカラム DB－1（J&W社製） 0.25 mmφ× 30 m 、 膜厚 0.25 μm
注入口温度	200 ℃
カラム温度	50 ℃ → 250 ℃ (10 ℃／min)

表－6 質量分析計の設定条件

機種	HP5970MSD(Hewlett Packard製)
イオン化手法	EI（電子衝撃法）
イオン源温度	250 ℃
トランスファー・ライン温度	220 ℃
イオン化電圧	70 eV

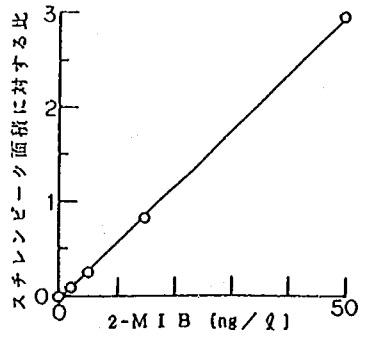
2.2.2 定量分析結果

2-MIB、ジオスミン、さらに類似化合物であるD-カンファー、ボルネオールの4成分について、GC－MSによる定量性を検討した。

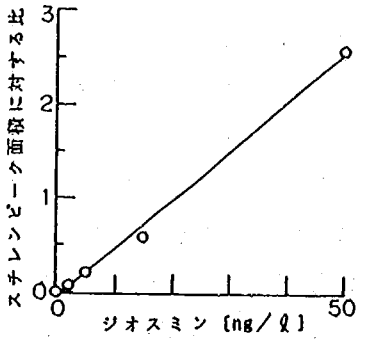
超純水（ミリポア社製超純水製造装置使用）100mlに上記4成分を濃度0、0.5、2、5、15、50、100、300ng／ℓとなるように調製し試料とした。また、内部標準としてはスチレンを用いた。なお、2-MIB、D-カンファー及びボルネオールのM/z値として95、ジオスミンのM/z値として112、スチレンのM/z値として104を用いた。

定量分析の結果例として、2-MIBの結果を図-3に、ジオスミンの結果を図-4に示す。D-カンファー、ボルネオールにおいても同様に、ほぼ1に近い相関係数が得られた。

以上の結果、本法は、100mlの試料を用いて0.5ng／ℓを越える上記4成分を同時に測定することが可能であり、再現性においても良好なデータを得られることがわかった。ただし、0.5ng／ℓでは定量性が認められないため、定量限界は2ng／ℓとした。



図－3 2-MIB検量線



図－4 ジオスミン検量線

3. 色度成分の定性定量分析法に関する調査

下水処理水には、一般に淡黄色がわずかに認められる。この成分の分画定性を実施したが、色度成分の同定に結びつくような知見は得られなかった。

色彩色差計を用い、色度の定量を試みたが、1cm及び5cmの光路長セルでは、対照液として用いた蒸留水と指示値上ではほとんど同一

であり、前処理として適切な濃縮操作の必要性が示唆された。

4. 下水処理場における臭気成分の挙動に関する実態調査

第2節における臭気成分の分析手法に関する検討の結果、同一試料から、2-ＭＩＢ、ジオスミン、D-カンファー、ボルネオール等の着臭物質を定量することが可能となった。そこで、実際の下水処理場における、各臭気成分の消長について調査を行った。

調査対象とした下水処理場は3ヶ所である。各処理場において、流入下水、場内返流水、生物処理水を試料として採水した。試料は、採水後ただちにＧＦ／Ｂ濾紙で濾過した。試料は、ガラス製の試料容器（ＢＯＤ試験用ふらんビン）中に、空気が残留しないように試料を満たして冷却保存しできるだけ速やかに分析に共した。

表－７　下水処理場における臭気成分の実態調査結果　（単位:ng／ℓ）

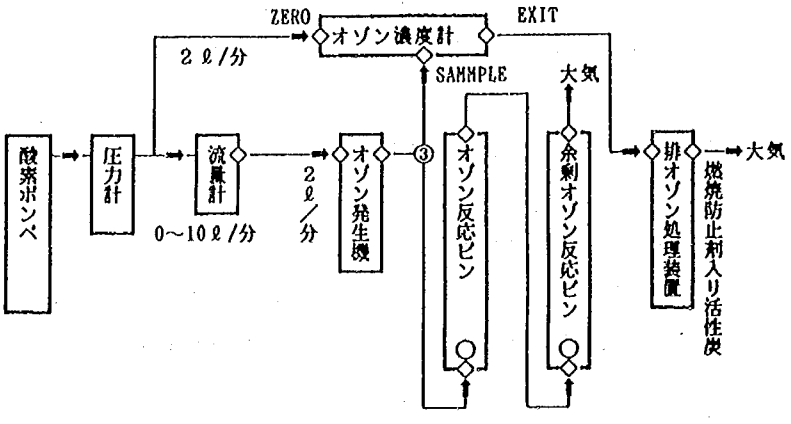
検体		2-ＭＩＢ	ジオスミン	ボルネオール	D-カンファー
T処理場	流入下水	5	6	１１６	２３９
	場内返流水	2	5	３９	６２
	処理水	ＮＤ(1)	ＮＤ(1.9)	３０	３３
K処理場	流入下水	8	ＮＤ	１６０	１７０
	場内返流水	１０	３３	２０９	２３１
	処理水	ＮＤ(1)	2	ＮＤ	3
H処理場	流入下水	6	3	１１９	１１５
	場内返流水	2	４３	６０	７９
	処理水	ＮＤ(0.6)	ＮＤ(1.8)	ＮＤ	ＮＤ

分析結果を表-7に示す。相当量のカビ臭原因物質が下水に混入し、下水処理場に流入することがわかる。特に、ボルネオールおよびD-カンファーは、嗅覚の閾値に差があるとはいえ、全ての処理場の流入下水中で多量に検出されている。それに反して生物処理後の検水中では、ほとんどの場合、各物質濃度が1/4以下に低下していることがわかる。このことから、生物処理によりカビ臭物質が除去されていることが示唆された。また、返流水中のカビ臭物質濃度値が高い処理場が存在するが、汚泥処理プロセスの違いが原因であると考えられる。

5. オゾン処理による脱臭、脱色

オゾンの水処理への適用は、その強力な酸化力によって悪臭物質の脱臭、脱色、殺菌、除鉄、除マンガン処理における酸化剤として広く効果が期待されている。

今回、ここで行ったオゾンによる脱臭、脱色実験は、回分実験により、下水処理場の三次処理水中に含まれている



図－５　オゾン処理実験装置フロー

臭気、色度を除去するために必要なオゾン注入量を求めたものである。

5.1 実験装置

実験装置フローを図-5に示す。

時間当りのオゾン発生量は、スライダックによる通電電圧の調整により制御することができる。

オゾン濃度の測定は、図-5に示すように、オゾン濃度計を用いると同時に、酸性ヨウ化カリウム法によった。酸性ヨウ化カリウム法によるオゾン濃度算出は、次式で示される。

$$O_3[mg/\ell] = 24,000 N f a / V$$

ここに、 N：滴定に用いる$Na_2S_2O_3$の規定度

f：上記$Na_2S_2O_3$のファクター

a：滴定値〔ml〕

V：滴定に供した試料容量〔ml〕

5.2 実験方法

オゾン発生量の調整は、通電電圧を一定とし、通電時間を変えることにより行った。但し、発生しているオゾン濃度が一定であるかをオゾン濃度計で確認しながら若干の電圧調整を行った。通電時間は、30秒、1分、2分、5分の4段階とした。

5.2.1 オゾン発生量の測定

手順は以下の通りである。

① 0.5%ＫＩ溶液をオゾン反応ビンと余剰オゾン反応ビンに各々1000ml入れる。

② 発生しているオゾン濃度が所定の濃度であることをオゾン濃度計で確認する。

③ 確認することができたら、オゾンが反応ビンに流れるよう三方コックを切り替える。

④ 10分間通電した後、三方コックを元に戻し、オゾン濃度が通電前後で変化していないことを確認する。

⑤ 反応したオゾン反応ビン中のＫＩ溶液を測定する。この測定値は10分間当りのO_3発生量であるから、この値から単位時間当りの発生量を求めることができる。

注) 余剰オゾン反応ビンは、オゾン反応ビンでオゾンがすべて反応することを確認するために設けたものであり、一般には不要であり、今回も、余剰オゾン反応ビンまでオゾンが到達することはなかった。

5.2.2 オゾン反応処理実験

実験手順は以下の通りである。

① 試料1ℓをオゾン反応ビンに入れる。

② 0.5%ＫＩ溶液1000mlを余剰オゾン反応ビンに入れる。

③ 発生しているオゾン濃度が、「オゾン発生量の測定」における濃度と同じであることをオゾン濃度計で確認する。

④ 確認することができたら、オゾンが反応ビンに流れるよう三方コックを切り替える。

⑤　以下、オゾン発生量の測定と同じ手順により、試料を一定時間処理し、余剰オゾンは余剰オゾン反応ビン中のＫＩ溶液に反応吸収させる。

⑥　一定時間の処理が終了した後、ただちにコックを元に戻し、オゾン濃度計で通電前後の濃度変化が無いことを確認する。

⑦　確認後、オゾン発生機への通電を停止し、発生機の電源もOFFとし、オゾン濃度が零となることを濃度計で確認する。

⑧　オゾン濃度が零であることを確認後（このとき流れているのは純酸素である）、再び三方コックにて、純酸素をオゾン反応ビンに流す。この通気を5分間継続し、オゾン反応ビン中に未反応のまま残留しているオゾンを余剰オゾン反応ビンにパージし、ＫＩ溶液に更に反応吸収させる。

⑨　余剰オゾン反応ビン内のＫＩ溶液と反応した余剰オゾン量を測定する。

反応オゾン量は、

〔反応オゾン量〕＝〔単位時間当りオゾン発生量〕×〔反応時間〕－〔余剰オゾン量〕

で求められる。

5.3　実験結果

表-8にオゾン処理実験における注入量、オゾン利用率の結果を示す。オゾン利用率は、1分まで24％で、それ以上反応時間を延長すると急激に低下した。

表－８　　オゾン処理実験結果（反応温度24℃）

反応時間	オゾン注入量* (O_3 mg)	余剰オゾン量 (O_3 mg)	オゾン利用率 (％)
30秒	８．８	６．７	２４
１分	１７．６	１３．３	２４
２分	３５．２	２９．５	１６
５分	８８．０	８０．１	９．０

*　試料容量1000ml当りの値
**　オゾン発生量＝17.6mg-O_3／分（電圧70～75Ｖ）

オゾン処理実験の結果、試料の淡黄色は、約20秒～30秒で完全に消失することがわかった。脱色に必要なオゾン注入量は10mg-O_3／ℓ程度と考えられる。一方、臭気については、今後官能試験等の検討を行う予定であるが、本実験の結果では、2分間のオゾン処理では若干の下水臭が残留しており、5分間の処理では、完全に下水臭が消失していた。脱臭に必要なオゾン注入量は、脱色に必要なオゾン量の5～10倍となる。

6.　おわりに

本研究では、下水処理水に残留している臭気成分、色度成分等の分析、定量方法、および、それら成分の除去技術について検討した。その結果、臭気成分の定性、定量は、パージアンドトラップ法を抽出濃縮方法とし、ガスクロマトグラフ質量分析計により可能なことがわかった。

また、臭気成分の下水処理プロセスにおける挙動を、特定の4成分について実態調査した。

臭気、色度成分の除去法として、今年度はオゾン処理法を試みた。その結果、脱色に必要なオゾン注入量は10mg-O_3／ℓ、脱臭に必要なオゾン注入量は50～80mg-O_3／ℓ程度であることがわかった。

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　長谷川 清
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
63年度当初予算額　16,324千円

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

(FY 1985–1988)
E. Nakamura, K. Hasegawa, K. Sakai, K. Komori
Water Quality Division
Y. Ohshima, T. Shiraishi
Ultimate Disposal Division, Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

One of the problems in effective utilization of sewage sludge as fertilizers and construction materials is the existence of 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 Process for Heavy Metals Separation

The heavy metals in influent are concentrated into the sludge as much as possible at the first stage of the two-stage wastewater treatment process 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 performed in this study.

Followings are the summary of this study in FY1988.

1. Two-Stage Wastewater Treatment Process

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

a-1. Concentration of the heavy metals in the sludge at the first stage (anaerobic condition) of the two-stage wastewater treatment process are 3 to 20 times higher than that of the sludge in the single stage aerobic treatment process.

But, some of the heavy metals are carried over from the first stage. 60 to 80% of the total carried heavy metals are adsorbed or fixed to suspended solid (SS) in the effluent.

a-2. Concentration of the heavy metals in the sludge at the second-stage (aerobic condition) are also 1.1 to 10 times higher than that of the sludge in the single stage system.
Because the organic loading is relatively lower than the heavy metals loading for the second-stage, the concentration of heavy metals in the second stage sludge are increased.

a-3. Concentration of the heavy metals in the final effluent from two-stage system is lower than that of the single stage system. The removal rate of heavy metals of the two-stage system are found 80 to 90%.

b. From the Extraction Test of the Heavy Metals in Sludge
Many kind of heavy metals in sludge are existing as a complex compound with organic matters or carbonate.
Cupper and nickel are mainly existing as a sulfide and a ionic adsorbate respectively.
But all of the heavy metals in sludge are transformed into stable form such as sulfide after long period.

2. Assessment of Leachate from Incinerated Ash

a. Extraction tests of heavy metals are conducted according to the methods of Japanese Environment Agency and U.S. EPA.
Test materials are two types of incinerated ash, two types of soft soil, and mixture of each ash and each soil, and total of 8 test materials are prepared.
Test results showed that all materials had lower release capacity of heavy metals than the maximum contamination limits.

b. Long-term observation of leachate in outdoor lysimeters
Observation of leachate were conducted by using two incinerated ashs, two soft soils and their mixtures.
Most of the results were far below their maximum contamination limits except lead.

c. Extraction tests of above-mentioned materials
The heavy metals 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.

d. Sand filtration test of leachate
High pH of leachate from incinerated ash is decreased by passing through sand.

1. はじめに

昭和62年度末で下水道普及率は約39%となっており，下水処理施設での処理水量は年々増加している。一方，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㎥となっており，その76%が海面及び陸上での埋立てにより行なわれている。今後とも普及率の増加，下水処理の高度化に伴って処分すべき汚泥量は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還元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，安全性が確認できれば，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二段に分けて運転する二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た。本年度行なった研究の概要は次の通りである。

イ．二段処理法に関する10℃での室内実験

ロ．浸出水中の重金属等の長期観測のため，屋外ライシメータを用いた溶出実験及びカラムを用いた溶出実験

2. 二段処理に関する実験

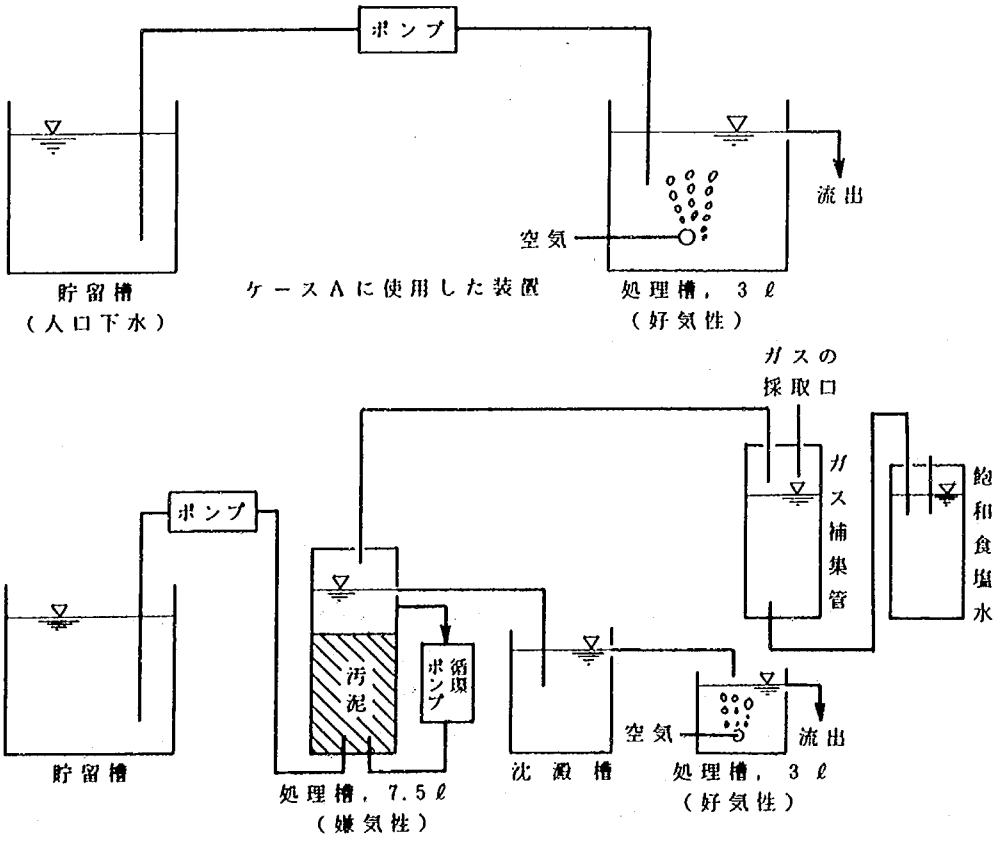
63年度は前年度と同様の装置（図－２－１）を用い，前段を嫌気性処理，後段を好気性処理とした二段処理法について，人工下水を用いて10℃の条件で実験した。

２－１）　実験条件

現在の下水処理技術の主流は活性汚泥法等の生物処理であり，下水の処理レベルに応じて発生する汚泥の量も変化する。また，処理条件の中で水温及び反応時間（滞留時間）は処理レベルに大きく影響するので，表－２－１のように10℃，20℃，30℃と水温別に実験を行なった。

２－２）　供給原水の組成

実験に供給した人工下水の水質を表－２－２に示す。実際の実験操作では，あらかじめ高濃度の有機物用，無機物用及び重金属用溶液を調製しておき，週３回の頻度で各溶液を混合し，水道水で希釈したのち各実験装置に供給した。なお，好気性槽で硝化作用が十分に進む場合にはｐＨも低下するので，このような場合は水酸化ナトリウムで中和した。但し，63年度の実験で



図－２－１　室内実験装置の概要

表－２－１　二段処理実験条件

	61年度	62年度	63年度
水温	30℃	22℃	10℃
PH	NaOHで PH≒７に調整	NaOHで PH≒７に調整	NaOHで PH≒７に調整
A系	好気性処理のみ R=9.5hr	好気性処理のみ R=7.2hr	好気性処理のみ R=7.2hr
B系	嫌気 →好気 R=24hr R=9.5hr	嫌気 →好気 R=6hr R=2.4hr	嫌気 →好気 R=6hr R=2.4hr
C系	嫌気* →好気 R=24hr R=9.5hr	嫌気 →好気 R=18hr R=7.2hr	嫌気 →好気 R=18hr R=7.2hr

*嫌気槽内にろ材有り

はｐＨの低下を防ぐため，人工下水にあらかじめ緩衝剤として重炭酸ナトリウムを添加した。

表－２－２　人工下水の組成

室内実験（その１）

デキストリン	36 mg	TOC	：120mg／ℓ
ペプトン	40 mg	BOD	：160 〃
酵母エキス	100 mg	K－N	：26 〃
牛肉エキス	100 mg	Ni	：1.0 〃
NaCl	5 mg	Zn	：1.0 〃
KH_2PO_4	35 mg	Cu	：1.0 〃
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	5 mg	SO_4^{2-}－S	：16～16〃
$NaHCO_3$	30 mg		
$CuCl_2 \cdot 6H_2O$	2.7mg		
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	4.1mg		
$ZnCl_2$	2.1mg		
Na_2SO_4	26 mg		
水道水	1 ℓ		

表－２－３　原水及び処理水中のＴＯＣ，Ｎ，ＨＭ濃度（mg／ℓ）

	水温	A系 原水→	A系 好気処理	B系 原水→	B系 嫌気処理→	B系 好気処理	C系 原水→	C系 嫌気処理→	C系 好気処理
TOC	10℃	111.0	14.0	111.0	60.6	25.8	111.0	60.2	11.8
	20℃	115.0	12.1	115.0	30.6-25.1	6.3-12.5	115.0	17.7-30.4	5.1-7.9
	30℃	104.0	6.0	104.0	8.0	5.0			
TN	10℃	24.1	15.6	24.2	21.4	20.4	24.3	22.1	17.5
	20℃	25.1	14.7	25.1	22.3	18.5	25.1	21.5	19.0
	30℃	27.0	20.0	27.0	27.0	29.3			
NOXN	10℃	0.0	3.6	0.0	0.0	0.05	0.0	0.0	2.7
	20℃	0.0	8.5	0.0	0.0	17.2-2.5	0.0	0.0	19.3-14.2
	30℃	0.1	15.7	0.1	0.0	22.9			
HN4N	10℃	8.9	10.1	8.9	16.2	17.4	8.9	18.9	12.6
	20℃		6.5-3.5			0.8-14.1			0.5-2.3
	30℃	9.4	3.0	9.4	25.2	4.9			
Cd	30℃	0.94	0.76	0.94	0.053	0.013			
Cu	10℃	1.07	0.36	1.07	0.47	0.284	1.07	0.365	0.112
	20℃	1.11-0.95	0.28-0.065	1.11-0.95	0.067-0.29	0.026-0.11	1.11-0.95	0.028-0.14	0.022-0.048
	30℃	0.76	0.41	0.76	0.043	0.019			
Ni	10℃	1.31	1.08	1.31	0.535	0.424	1.31	0.265	0.248
	20℃	1.07-0.76	1.03-0.64	1.07-0.76	0.046-0.18	0.087-0.16	1.07-0.76	0.034-0.084	0.076-0.12
	30℃	1.04	1.03	1.4	0.067	0.026			
Fe	10℃	0.322	0.192	0.322	0.099	0.093	0.322	0.081	0.073
	20℃	0.08	0.018	0.08	0.031	0.04	0.08	0.06	0.016

2－3）　下水処理の結果

3ヶ年の実験データから有機物，窒素化合物及び重金属類の処理結果を表－2－3に示す。これらの結果から下水処理の特徴を次のように言うことができる。

①　有機物量をＴＯＣで表わした場合，好気性処理では10℃で15mg／ℓ，20℃で11.5，30℃で6となり，30℃の滞留時間は9.5時間と他のケースより長いものの，水温の高い程処理率は向上している。2段処理法での処理水中のＴＯＣは好気性処理法よりも悪くなっているが，滞留時間の長いC系列では，10℃で12mg／ℓ，20℃で5～8mg／ℓと改善されている。一例として図－2－2に20℃の水温における各系列の処理水中のＴＯＣを示した。又，図－2－3に10℃における実験処理水中のＴＯＣ，NH_4－N及びNO_x－Nを示す。

②　窒素化合物としては総窒素（ＴＮ＝ＫＮ＋NO_x－N），アンニモア態窒素（NH_4－N）及び酸化態窒素（NO_x－N＝NO_2－N＋NO_3－N）を測定して評価した。原水のＴＮは既ね25mgN／ℓ程度で供給され，処理水中のＴＮは水温の上昇によってかならずしも低下していない。又，二段処理法でも除去率の向上は認められない。NH_4－Nは原水中では約9mgN／ℓであり，好気性処理法では10℃で10，20℃で5，30℃で3mgN／ℓと温度と共に減少している。又，二段処理法の前段に配置した嫌気性槽では有機態窒素の加水分解によって生成するNH_4－Nも加わるため，低温の10℃でも16～19mgN／ℓと上昇し，後段の好気性処理でNO_x－Nまで酸化される。

しかしながら，好気性処理の滞留時間が2.4ｈｒ程度と短い場合は硝化反応は十分に進まない。又，10℃の低温では7.2ｈｒの滞留時間でも30％程度しか酸化されない。

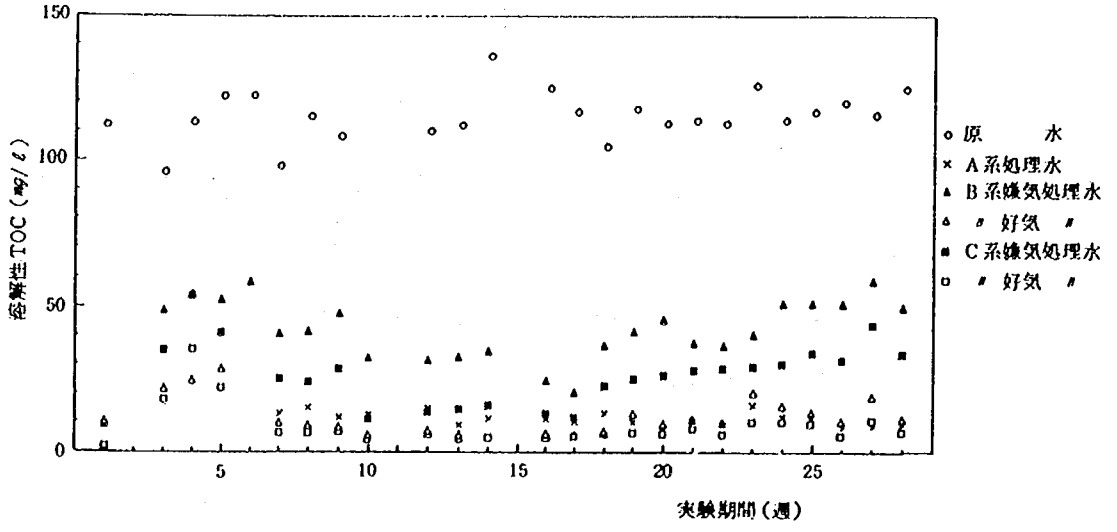
NO_x－Nは硝酸態窒素（NO_3－N）と亜硝酸態窒素（NO_2－N）の合量を意味し，原水及び嫌気性処理水には出現しない。

ＮＯｘ－Ｎは好気性処理過程においてNH_4－Nが酸化されて生成し，水温の影響を大きく受ける。10℃では滞留時間を7時間にしても2.7mgＮ／ℓしか生成していない。20℃では滞留時間2.4ｈｒで2.5～17.2mgＮ／ℓ，7.2ｈｒで14.2～19.3mgＮ／ℓと増加している。

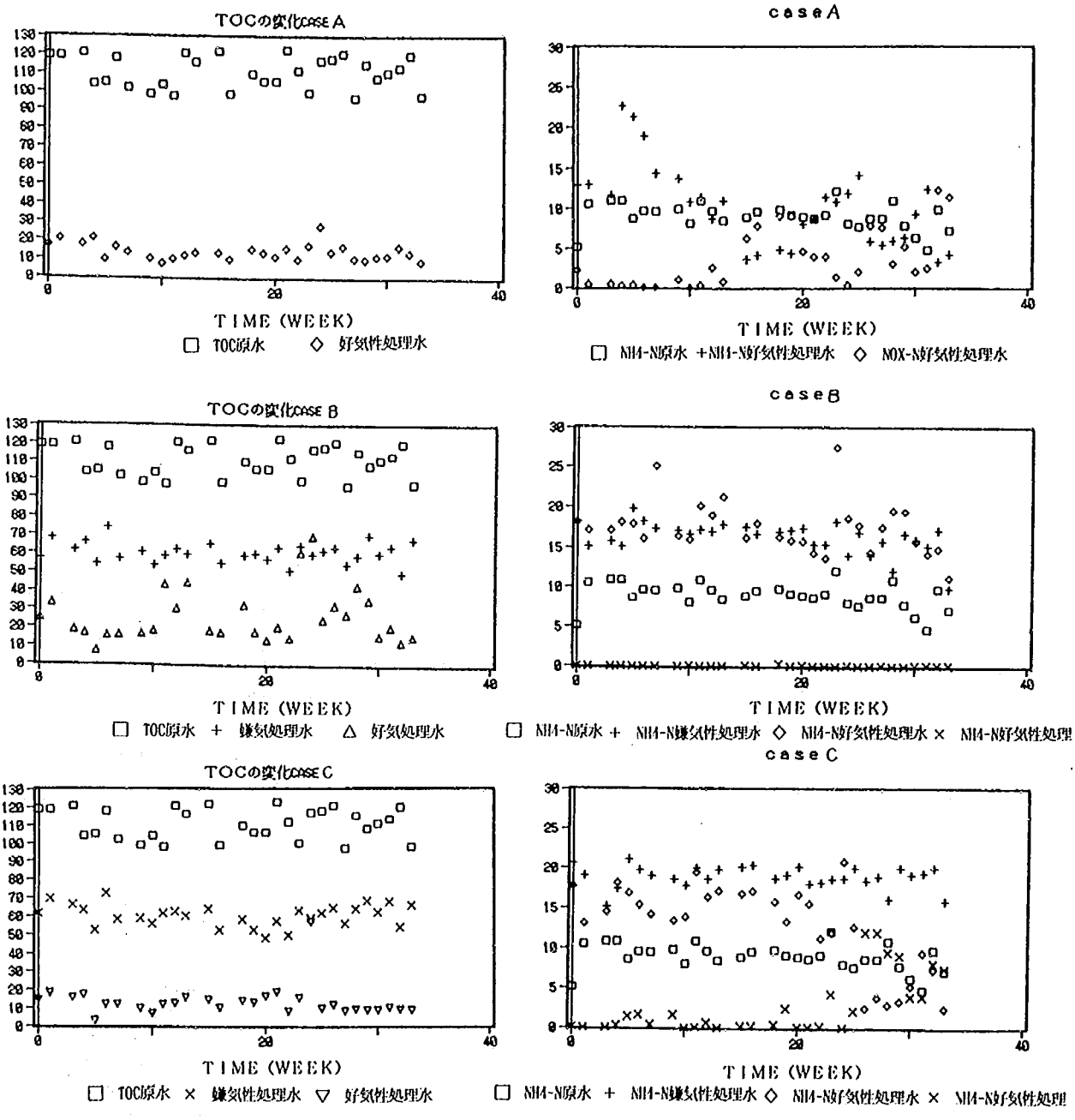
③　処理水中の重金属濃度は，好気性処理法より二段処理法の方が低く，滞留時間が長く水温の高い程除去率は良くなっている。

すなわち，有機物除去を主体とした生物処理においては，水温の上昇と反応槽での滞留時間の長期化が有機物の除去率を向上させると共に，汚水中に含まれる重金属もより効果的に取り除くことができる。又，二段処理での処理水中の重金属は好気性処理水中の濃度より低い。

これらのことは，Ｃｕ，Ｎｉ，Ｚｎ，Ｆｅに共通した傾向であった。



図－2－2　２０℃における溶解性ＴＯＣの経時変化



図－２－３　標準法（ｃａｓｅＡ）及び二段処理におけるＴＯＣ，NH_4－Ｎ，

NO_x－Ｎの経時変化

2－4）　下水処理での重金属の収支

下水処理に於ける重金属のマスバランスを取るために下水処理にかかわる好気性槽あるいは嫌気性槽の流入量及び流出量，又溶解性とＳＳ成分に含まれる重金属濃度，各槽内のＭＬＳＳ量と重金属濃度などのデータを時系列的に求め，図－２－４の収支モデルに従って計算する。たとえば，ケース１の好気性処理法の流入量①は流入水質（Ｃｉｎ）と流量（Ｑ，一定）のデータからＣｉｎＱとして求める。又，①は②＋③＋④の合量と同じであるから，槽内蓄積量④は①－②－③として求めるか，直接槽内のＭＬＳＳと汚泥の重金属濃度を求めて算出する。なお，③の流出水中のＳＳ成分に含まれて流出する重金属量は，ＳＳ成分中の重金属濃度と槽内のＭＬＳＳに含まれる重金属濃度とが等しいと仮定し次式より求められる。③＝（槽内のＨＭ／ＭＬＳＳ）×ＳＳ×Ｑ

二段処理法では流入量①は④＋⑤＋⑥＋⑦＋⑨となる。後段の好気性処理のみを評価する場合は，流入量，⑧は沈殿槽の流出量であるから　⑧＝⑤＋⑥＋⑦となる。すなわち，好気性槽内の蓄積量⑦は実測によるか，⑧－（⑤＋⑥）より求める。

なお，ＳＳ流出に伴う重金属流出量を算定するために必要な槽内ＭＬＳＳ中の重金属濃度の欠測データについては，実測されてあるデータを用いて補完した。

図－２－５，２－６，２－７に各ケースの実測を基にした重金属量の変化を示した。又，これらの値を図－２－４の収支モデルに応用して各金属のマスバランスを各ケースごとに計算した結果が図－２－８である。なお同図には30℃の結果も含めた。

好気性処理の場合，銅（Ｃｕ）は流入量の40%が槽内に蓄積し，残り60%のうち34%が溶解性，26%がＳＳに吸着して流出していることを示している。鉄（Ｆｅ）の場合はＣｕと同様60%流出しているが，53%と大部分は溶解性の形で流出している。また，亜鉛（Ｚｎ）とニッケル（Ｎｉ）は，槽内への蓄積率が低く（各々20%，14%），大部分は溶解性の形で流出している。

二段処理の場合は，使用した装置は同じであるが原水供給量が異なり，ケースＢはケースＡの３倍，ケースＣはケースＡと同じである。

ケースＢの二段処理の場合，Ｆｅを除いた金属の嫌気性槽内への蓄積は認められず，馴致期間に蓄積されていた金属も一部流出している結果となった。また，流出する金属の形態はＦｅ，Ｚｎ，Ｃｕ，Ｎｉが48～65%と高い割合でＳＳと共に流出している。この流出水は沈殿槽に流入し，粒子性金属は沈殿分離を受け，Ｃｕの60%，Ｚｎの55%，Ｎｉの65%が除去される。Ｆｅについては12%と低い。これらの処理水は後段の好気性槽内に流入するが，槽内に蓄積するのは全体の１%前後で，ほとんどが流出している。

ケースＣはケースＢに比べ流入負荷量を３分の１で運転しており，滞留時間でみれば３倍となる。前段の嫌気性槽ではケースＢと同じくＦｅ以外は槽内蓄積が

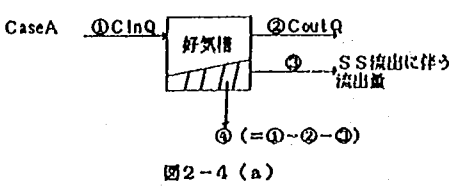


図2－4（a）

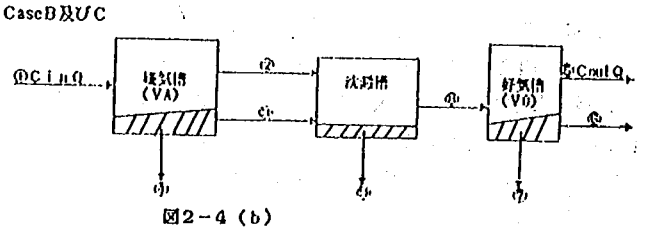


図2－4（b）

①好気性槽への流入ＨＭ量
②好気性槽処理水中のＨＭ量
③好気性槽処理水中のＳＳに含まれるＨＭ量
④好気性槽内へのＨＭ蓄積量，但し，引き抜き汚泥中のＨＭ量も含む

①嫌気性槽への流入ＨＭ量（CinQ）
②嫌気性槽からの流出ＨＭ量（CoutQ，但し溶解性ＨＭ）
③嫌気性処理水中のＳＳに含まれるＨＭ量（(HM/MLSS)A×SSA×Q）
④嫌気性槽内への蓄積ＨＭ量（(HM/MLSS)A×MLSSA×VA又は①－(②＋③)）
⑤好気性槽からの流出ＨＭ量（CoutQ，但し溶解性ＨＭ）
⑥好気性処理水中のＳＳに含まれるＨＭ量（(HM/MLSS)O×SSQ）
⑦好気性槽内の蓄積ＨＭ量（(HM/MLSS)O×MLSSO×VO又は⑧－(⑤＋⑥)）
⑧沈殿槽からの流出ＨＭ量（CoutQ）
⑨沈殿槽内への蓄積ＨＭ量（⑨=(②＋③)－⑧）

注），蓄積量④，⑦及び⑨には引き抜き汚泥分も含む。

図－２－４　下水処理過程での重金属収支モデル

それ程明瞭に認められない。但し，流出水中の金属のうちＳＳ成分に付着しているものの割合が60～80%とケースＢより増加している。この流出水中の重金属は沈殿槽でよく沈殿分離されており，Ｚｎの82%をはじめ，Ｎｉ70%，Ｃｕ40%，Ｆｅ32%の除去率を示し，case Ｂよりも除去率は向上している。

一方，溶解性の形で流出する金属の量は流入原水の約10～20%でケースＢの場合よりも減少している。また，好気性槽内への蓄積は全流入負荷量の２～７%である。

30℃で行なったケースＢ（表－２－１参照）の結果によれば，第一段の嫌気槽ですべての金属はその約80～90%が除去され，残りの金属は沈殿槽で沈殿分離されずに好気性槽に流入する。しかし，10℃の場合と同様，好気性槽内では蓄積されず，ほとんどが流出している。

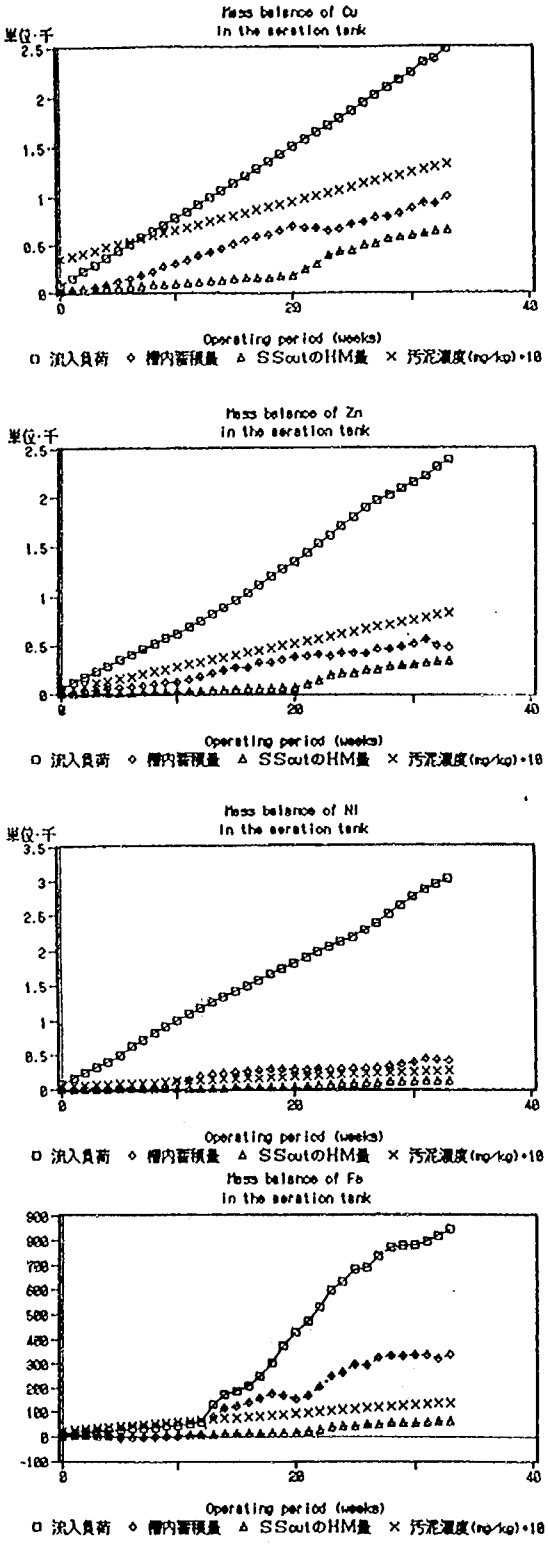
２－５）　汚泥中の重金属濃度と形態別分布

二段処理法で得られる汚泥の重金属濃度とその形態別分布を知ることは，汚泥の再利用の可能性あるいは重金属の除去技術開発に有益な情報をもたらす。このため，実内実験（ケースＡ，Ｂ，Ｃ）での６ケ月及び１年経過後の汚泥，ＭＡ，ＭＩ，Ｋｉの下水処理施設の汚泥調査を実施した。

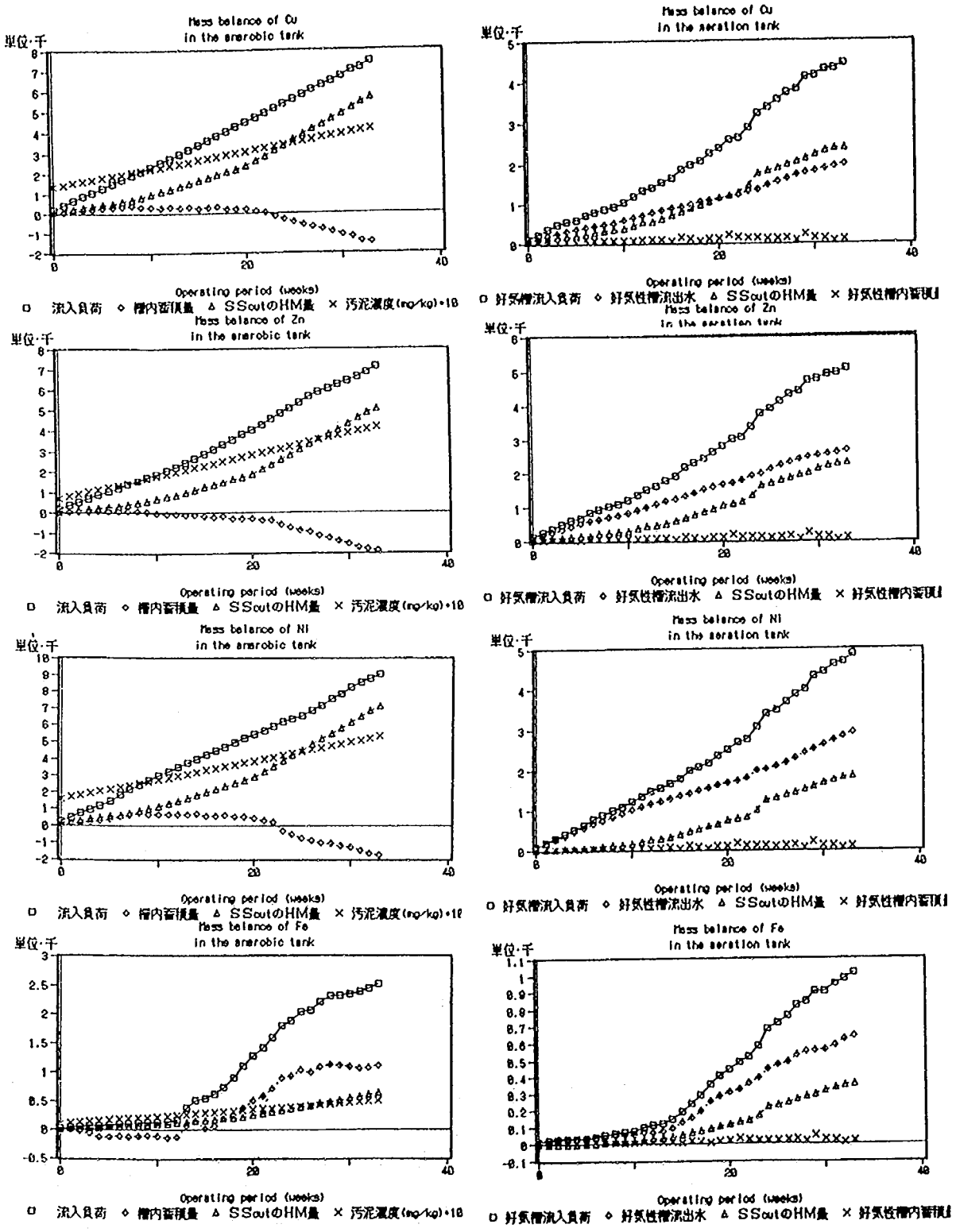
汚泥中の重金属の形態別分布を調べるため表－２－４に示す分画法を用いた。なお，分画操作に入る前に汚泥の吸着とかんけいのない間隙水中の重金属を除くため，イオン交換蒸留水を用いて洗浄し，遠心分離により分離する。この洗浄済み汚泥の一部を含水率測定用，Total 用及び水抽出用として分取し分析する。残量は分画用試料として用い，表－２－４に従って得られる分画後の水溶液を酸分解し，原子吸光光度法により測定した。各下水処理施設で得られた結果について次下に述べる。

①　ＭＡ，ＭＩ処理場での重金属形態別調査結果

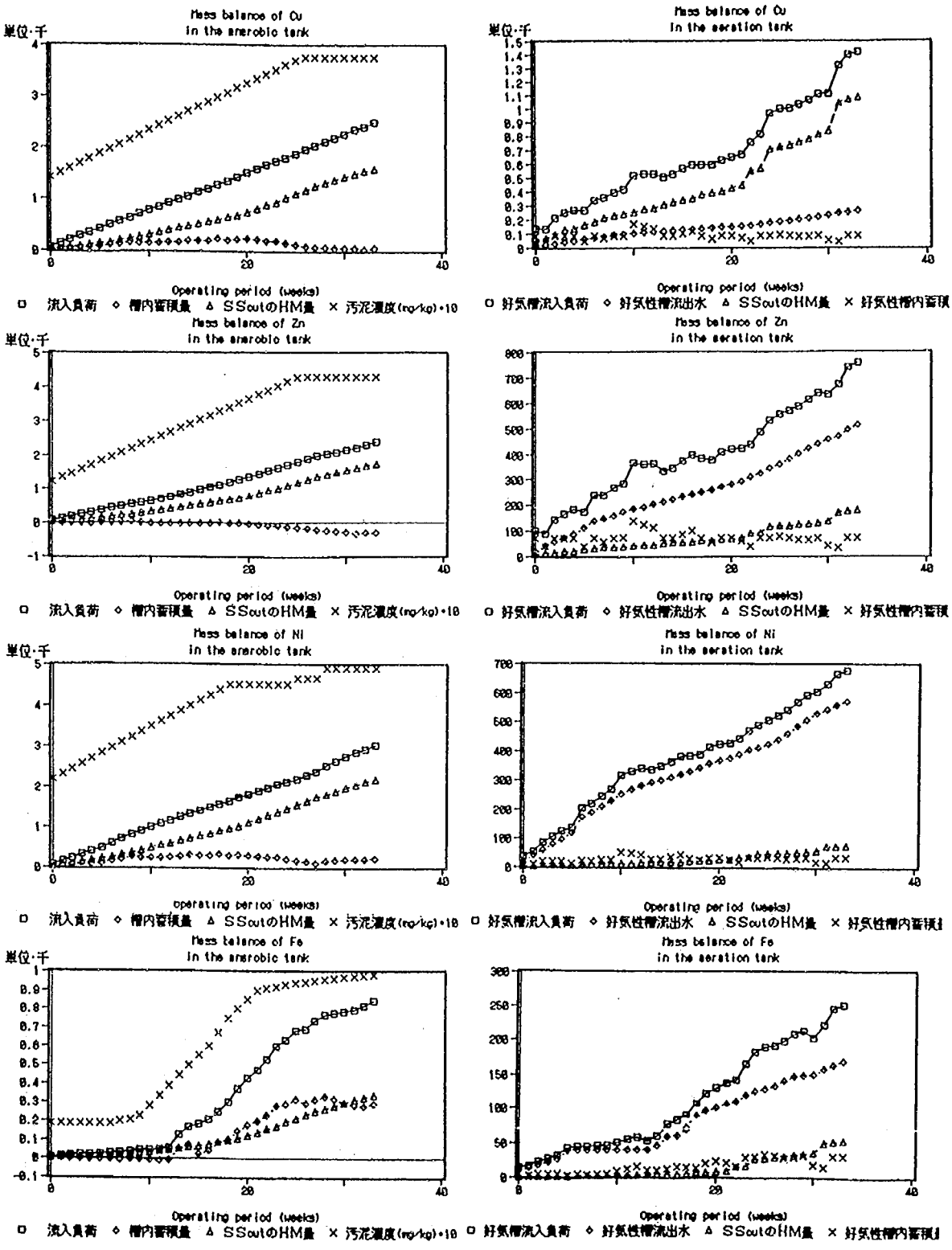
実施設の下水処理場ＭＡ（汚水滞留時間3.5ｈｒ）とＭＩ（汚水滞留時間4.3ｈｒ）において，エアレーションタンク内の流入部，中央部及び流出部で24時間の採泥を実施し，活性汚泥中の重金属形態別変化を調べた。この結果を図－２－９に示す。エアレーションタンク内での形態別分布にあまり変化はみられなかったので，表－２－５には全試料の平均値を示した。形態別分布の特長として，Ｎｉが結合力の弱いイオン吸着（イオン交換態＋吸着態）状態に63%，Ｃｕが結合



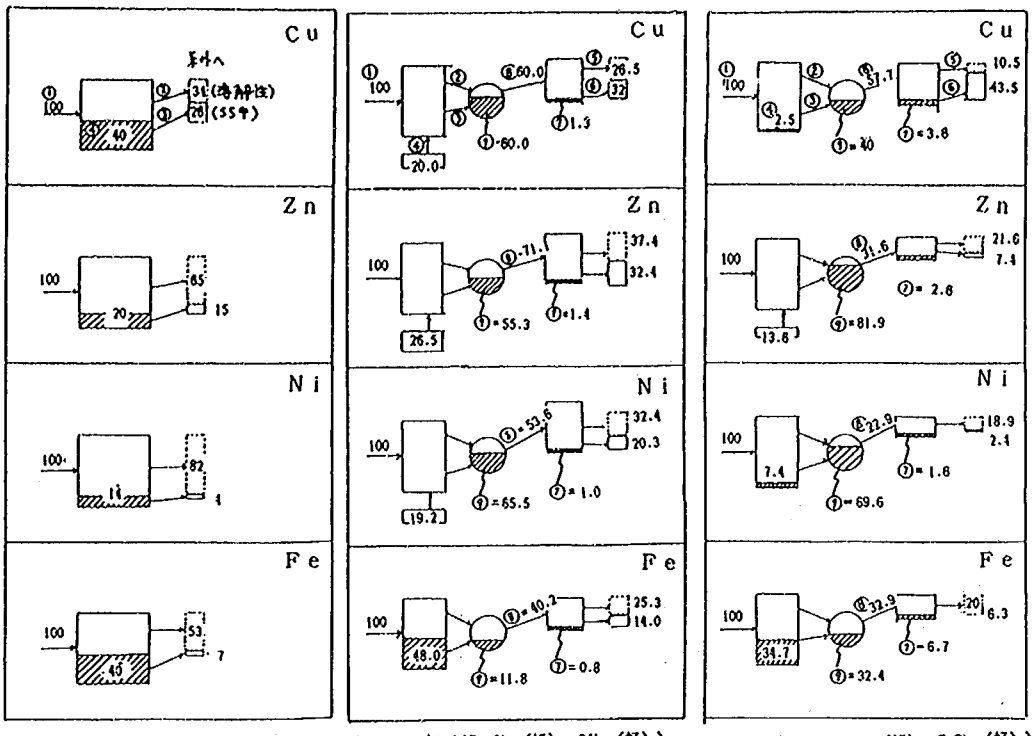
図－２－５　好気性処理（ケースＡ）における重金属の変化（mg）

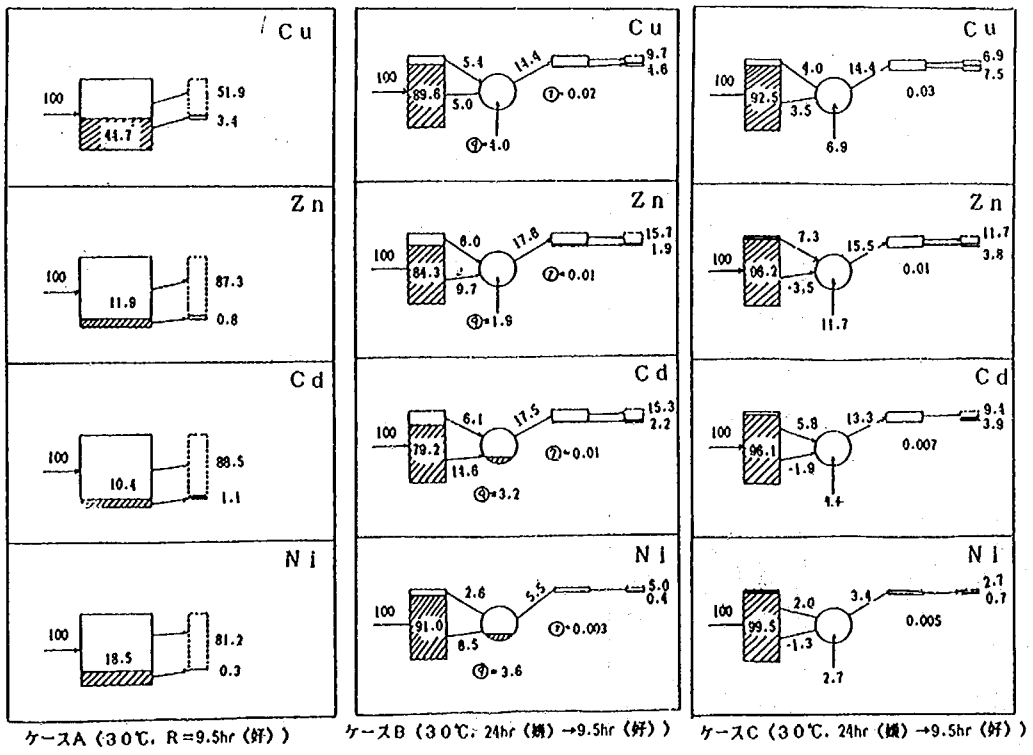


図－２－６　二段処理（ケースB）における重金属の変化



図－２－７　二段処理（ケースC）における重金属の変化





図－8　二段処理における重金属収支（流入負荷量を１００とする）

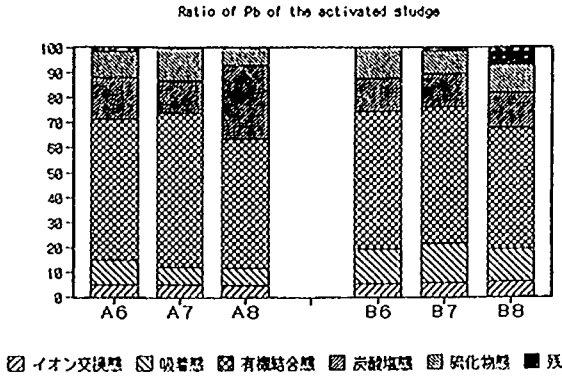
表－２－４　分画形態の定義と分画方法

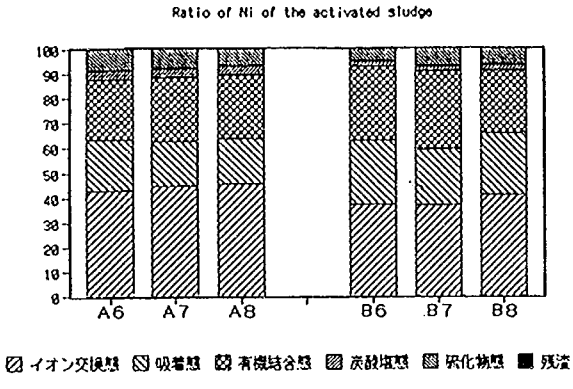
No.	分画形態	分画方法と抽出試薬	
1.	イオン交換態	1M－KNO_3(50：1)	16時間振トウ→遠沈
2.	吸着態	0.5M(PH6.5)－FK(80：1)	16時間振トウ→遠沈
3.	有機結合態	0.1M(PH6.5)－$Na_4P_2O_7$(80：1)	16時間振トウ→遠沈
4.	無機炭酸塩態	0.1M(PH6.5)－EDTA(80：1)	(グプル抽出) 8時間×2回→遠沈
5.	硫化物塩態	1M－HNO_3 (50：1)	16時間振トウ→遠沈
6.	残留物中の量	――――	HNO_3 +$HCLO_4$ 分解
7.	全重金属量	――――	HNO_3 +$HCLO_4$ 分解

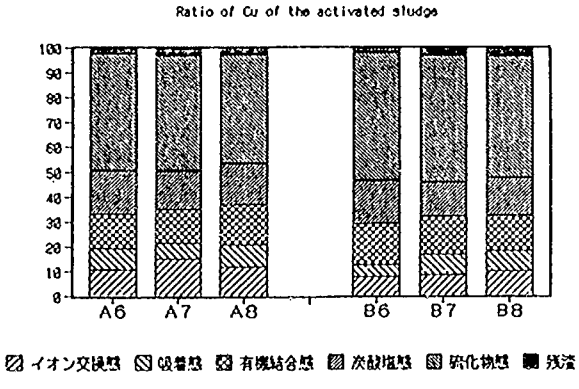
表－２－５　下水処理場ＭＡ，ＭＩに於ける
エアレーションタンク内の
活性汚泥中重金属の形態別分布

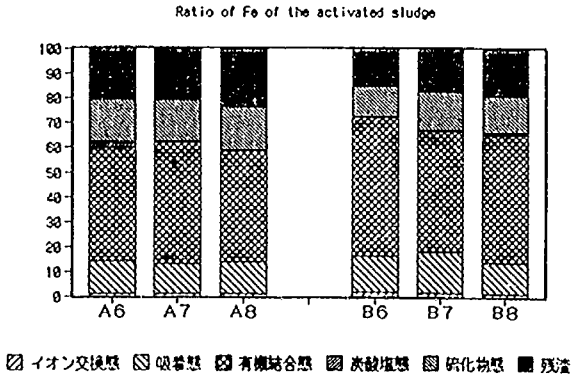
含有率 (%)

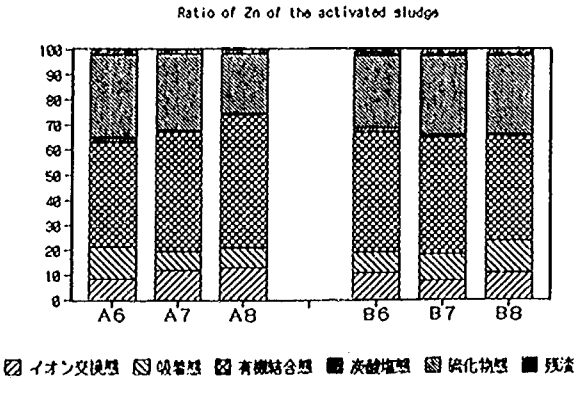
	イオン交換態	吸着態	有機結合態	炭酸塩態	硫化物態	残渣	Total(ug/l)	流入水の平均濃度(ug/l)
Cu	10.4	7.4	15.0	16.0	48.3	2.6	637	0.101
Pb	2.9	10.6	58.0	16.3	11.0	4.1	117	0.013
Zn	10.3	9.8	46.7	0.8	20.6	2.8	724	0.237
Ni	41.0	21.7	27.0	0.4	9.8	0.5	169	0.171
Fe	1.3	13.6	47.9	1.2	16.3	19.7	7110	0.976











図－２－９　重金属の形態別分布
（ＭＡとＭＩ処理場での平均値を示す。）

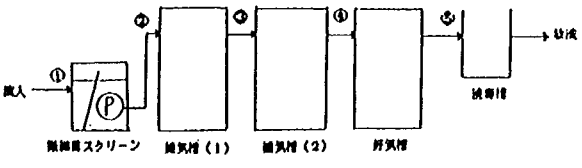
力の強い硫化物態等に50%，その他の金属は有機物等とのキレート結合に50%と集中的に分布している。又，各金属の濃度は鉄の7,000mg／kg・ＭＬＳＳに対し，一桁低い濃度となっている。

② Ｋｉ処理場での重金属形態別調査結果

Ｋｉ処理場は日最大1,100㎥（工場排水150㎥，地下水100㎥を含む）の計画水量を嫌気好気ろ床法で処理している。しかしながら，完成後約１年経過ということもあり，計画流入量に達していないこと，シーズンオフのため観光地からの流入負荷量が少ないこともあり，原水のＴＯＣは60mgＣ／ℓとかなり低い。水処理状況を表－２－６に示す。調査時での結果では嫌気性槽（Ⅰ）での除去はＤ－ＴＯＣで34%，Ｄ－Ｚｎで70%行なわれるが，NH_4－ＮとＤ－Ｆｅは増加している。嫌気槽（Ⅱ）での除去が認められるのはＴＯＣの30%減のみである。好気性槽においては，多くの項目が除去され，硝化もかなり進んでいる。当処理施設での原水に対する除去率はＴＯＣが83%，ＴＮが40%，ＴＰが33%である。このような状況の下での各処理槽汚泥に含まれる金属の形態別分布をみると図－２－10のようになっていた。亜鉛（Ｚｎ）は80%が有機物とのキレート結合及び硫化物態として安定的に存在し，好気性槽内汚泥の重金属濃度は嫌気性汚泥の半分に低下している。銅（Ｃｕ）は，Ｚｎに比べ10分の１程度の濃度であり，かなり安定した形態で存在している。

表－２－６　Ｋｉ処理場の水質状況（mg／ℓ）

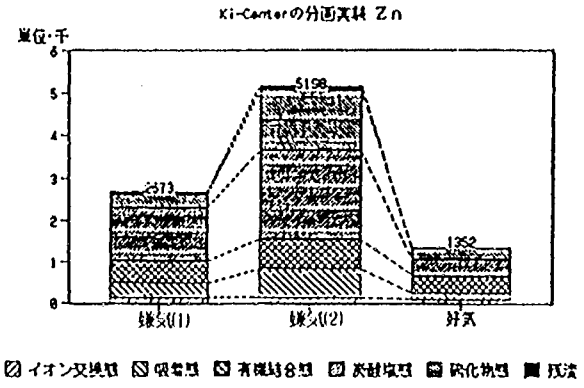
項目	①	②	③	④	⑤
Tmp(℃)	17.1	17.4	17.6	17.7	18.2
PH	7.05	6.89	6.37	6.53	6.59
D-TOC	62.3	58.4	38.8	27.2	10.6
TN	21.9				13.1
NH4-N	8.0	9.4	13.7	15.1	4.0
NOX-N	0.4	1.6	0.3	0.0	8.5
TP	2.38				1.60
SO4-S	6.0	6.3	3.0	0.7	4.3
T-Zn	0.065				0.085
D-Zn	0.080	0.171	0.051	0.053	0.079
T-Fe	0.557				0.353
D-Fe	0.223	0.284	0.787	0.707	0.181

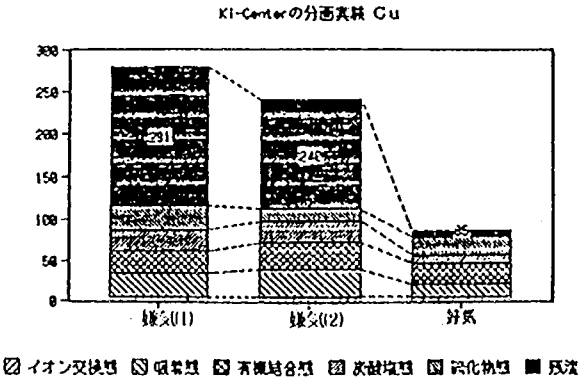


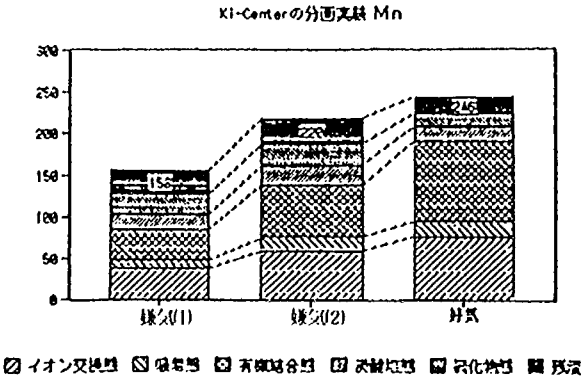
好気性汚泥の濃度は85mgＣｕ／kg－ＭＬＳＳと極めて低い濃度である。Ｍｎは嫌気性状態で溶解するので，処理過程に従って移行し汚泥中の濃度は増加している。存在形態としては，イオン吸着，有機物とのキレート，硫化物態などへ均等に分布している。

③ 室内実験での重金属形態別調査結果

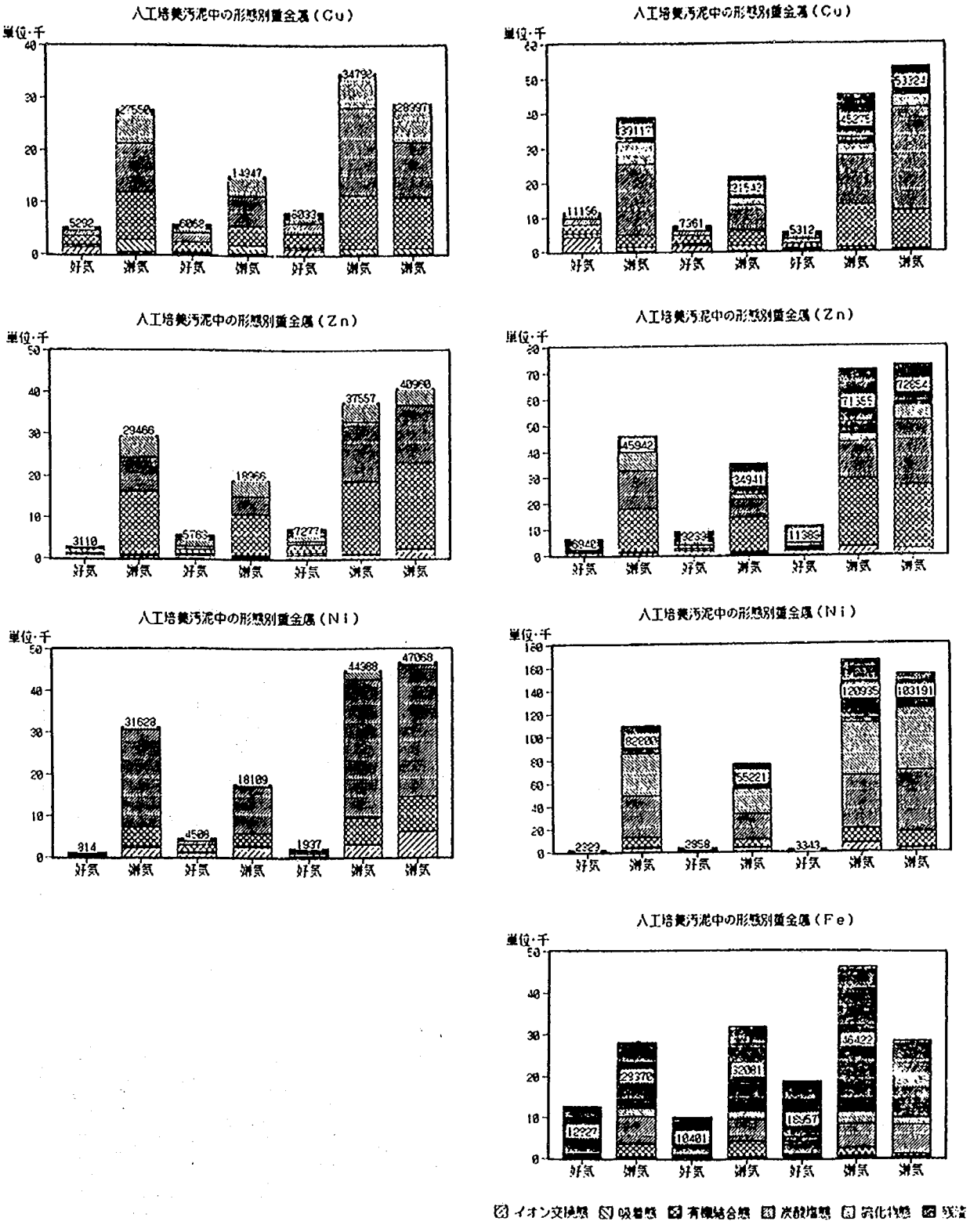
二段処理の室内実験のうち表－２－１に示した63年







図－２－10　重金属の形態別分布（Ｋｉ処理場）



図－２－11　室内実験における重金属の形態別分布

（左側は運転開始後６ヶ月，右側は１年後の結果）

度の結果について述べる。本年度の実験条件は表－２－１に示す通りで，水温は10℃，ＮａＯＨ添加によるｐＨ調整は行なわず，かわりに，原水にあらかじめｐＨ緩衝剤として重炭酸ナトリウム（$NaHCO_3$）を添加した。すべてのケースとも，嫌気性槽ではｐＨ＝6.4，好気性槽ではｐＨ＝7.08で維持された。これらの実験ケースＡ，Ｂ及びＣにおける，実験開始後６ケ月，１年後の各槽の汚泥に含まれる重金属とその形態別分布を図－２－11に示す。

室内実験の場合は各槽への余剰汚泥の返送は行なっていない。このため，各槽とも汚泥中の重金属濃度は上昇し，しかもより安定な形態に変化していく。また，好気性処理のみの汚泥と二段処理の後段に配置した好気性槽の汚泥を比較すると，後者の汚泥中重金属濃度がかならずしも前者の濃度より低くなるとは限らない結果となった。たとえば６ケ月後の汚泥分画実験データによれば，好気性処理のみ（ケースＡ）と二段処理における好気性処理の重金属濃度比は銅の場合，ケースＢで1.15，ケースＣで1.52倍に，Ｚｎでは1.85（ケースＢ），2.34（ケースＣ）と高くなっており，前段の嫌気性槽で重金属の高濃度汚泥が得られているにもかかわらず後段での汚泥中重金属濃度が高くなっている。同図によれば，嫌気性槽では蓄積がみられず，沈殿槽で55～65％程度除去される以外は好気性槽へ流入し，有機物負荷も同時に半減しているため，相対的に重金属負荷を軽減することができず，汚泥中の重金属濃度を高める結果となっている。

２－６）　二段処理に関する実験結果のまとめ

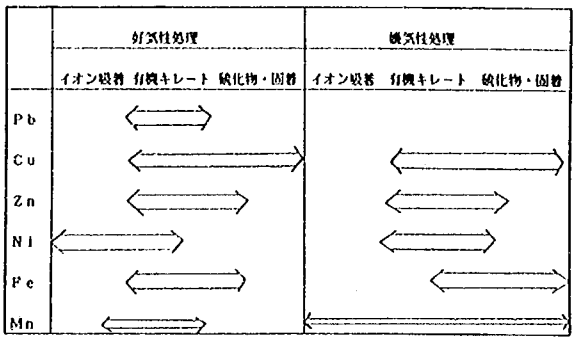
有機物除去を主目的とした生物処理法，特に活性汚泥法においては，流入水中に含まれる重金属が低濃度であっても，処理中に生成する汚泥に吸着濃縮され，汚泥を積極的に再利用しようとする緑農地還元や建設資材化の方途のネックといわれている。このため，本研究では通常の下水処理過程を二段に分離し，前段で重金属を補捉・濃縮し，後段では重金属のほとんど存在しない状況を作り出し，重金属濃度の低い汚泥にしようとするものである。

このような意図のもとに，前段を嫌気性槽，後段を好気性槽とした二段処理法について室内実験，パイロット実験及びいくつかの実施設における実態調査を行なった。

これらの調査・研究で得られた知見をまとめると次下のようになる。

１）　重金属の汚泥に対する吸着形態あるいは存在形態は，金属の種類，処理条件の違いにより異なる。図－２－12は本研究で得られたデータより作成したもので，一般的に共通する特長は，多くの金属がそのかなりの割合を有機物との結合（キレート結合）で占めていることである。また，嫌気性処理で生ずる汚泥では好気性の汚泥に比べ硫化物等のより安定した結合態で存在する比率が高くなっている。しかし，ニッケル（Ｎｉ）は比較的結合の弱いイオン吸着態で存在し，長期の反応でより安定な硫化物態へと移行する。

図－２－12　汚泥中での重金属の存在形態



２）　処理水中の重金属濃度を用いて二段処理法を評価すると，好気性処理のみに比べ極めて高い除去率を示す。表－２－７は溶解性の重金属について比較したものであり，粒子状のものを含めれば，嫌気性処理水の重金属濃度は原水濃度と同じになる。すなわち，嫌気性処理は重金属の存在形態を溶解性から粒子性に

表－２－７　処理水中のＨＭ濃度からみた評価（mg／ℓ）

	Cu	Zn	Ni	Fe
原水	1.074	1.03	1.31	0.366
CaseA				
好気性処理水	0.361(66.4)	0.673(34.7)	1.077(17.8)	0.192(47.5)
CaseB				
嫌気性処理水	0.460(57.2)	0.545(47.1)	0.533(59.3)	0.094(74.3)
好気性処理水	0.278(74.1)	0.371(64.0)	0.416(68.2)	0.093(74.6)
CaseC				
嫌気性処理水	0.348(67.6)	0.401(61.1)	0.255(80.5)	0.080(78.1)
好気性処理水	0.111(89.7)	0.221(78.5)	0.244(81.4)	0.071(80.6)

（）内は原水の値に対する除去率

変えるが，槽内に貯留あるいは捕捉できずに流出してしまう。このため沈殿槽が必要である。

3） 汚泥中の重金属濃度に濃淡をつける，すなわち，好気汚泥と嫌気汚泥の重金属濃度に差をつけることは可能であったが，嫌気汚泥が可溶化，細粒化することにより，嫌気性槽から流出してしまうこと。後段の好気性槽では，流入する重金属の存在形態は変化するが，有機物の流入負荷量も減少するための生成汚泥の重金属濃度は好気性処理のみの場合より低くならなかった。

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61年度で全処分量の17%で35万㎥／年となっている[1]。このうち，建設資材への利用量は3.4万㎥／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。

現在，提案されており一部実施されている下水汚泥の建設資材としての利用方法をまとめると表－３－１の様になる。緑農地利用が汚泥中の有機物，及び窒素，リン等の肥効成分に着目したものであるのに対し，建設資材利用は，有機物を分解した残りの無機物利用であることが対照的である。

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。一方，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。

今後，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として，

a．品質管理技術の確立

b．実績の積重ね

c．安全性の確認

があるが，このうち本研究はｃ．の課題につして検討を行ったものである。すなわち，建設資材として利用される下水汚泥中に微量に含まれている重金属が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。研究対象とした汚泥形態は，自硬性が期待され，土，及び土質改良材として用いられている石灰系焼却灰である。また，溶融スラグ，軽量骨材からの重金属の溶出については，すでに多くの機関によって安全性が確認されているためにここでは省略する。

石灰系焼却灰を土，及び土質改良材として使用した

表－３－１ 下水汚泥の建設資材としての利用方法

汚泥形態	焼却灰	溶融スラグ	軽量骨材
性状	下水汚泥を800～900℃で焼却した無機分からなる残渣で，主成分はSi，Ca，Fe，Alの酸化物。Caの含有率は脱水に用いる凝質剤により異り，石灰－塩化第２鉄を用いると重量比で25～50%，有機高分子凝集剤を用いると３～８%程度となる。粒度は焼却方法により異りシルトから細砂まで分布する。真比重は2.5～3.1，みかけ比重は１前後。	下水汚泥を1,200～1,500℃に熱し，汚泥中の無機物を融解し，冷却したもの。冷却方法，熱処理方法から次のように分類される。 水砕スラグ：融液を水で冷却。砂状でガラス質。 空冷スラグ：融液を大気中で冷却。砕石状でガラス質。 結晶化スラグ：上記スラグの表面性状や強度改善を目的として，結晶化を進めたスラグ。ガラス質スラグを熱処理して行う。	粘結力を補うために少量の有機物を加え造粒した焼却灰を1,000～1,150℃で焼結しもの。このようにすると，表面は半溶融となり，内部では気泡が発生して造粒物全体が膨張する。乾燥した脱水汚泥からくる技術も開発されている。
利用方法	・盛土材，埋戻し材 ・土質改良材 ・路床材，路盤材，アスファルトフィラー等路盤・舗装材 ・セメント原料，コンクリート細骨材 ・陶管，タイル等の窯業原料	・コンクリート骨材 ・路盤材 ・その他砂，砕石の代替材	・既存の人工軽量骨材の代替材

場合の焼却灰に含まれる微量重金属の溶出を検討するにあたり，その影響因子の一つとして酸性雨の問題が考えられる。一般に，焼却灰中の重金属の溶出は，周囲水のｐＨに左右されると言われており，その原因として酸性雨が考えられる訳である。

酸性雨とは[2),3)]，化石燃料などにより大気中に放出された硫黄酸化物，(ＳＯｘ)や窒素酸化物(ＮＯｘ)，及び大気中で生成した硫酸，硫酸塩，硝酸塩などがレインアウト（rain out，雨の核として取込まれる，雲内洗浄）やウォッシュアウト（wash out，降下する雨滴に取込まれる）の過程を経て，ｐＨが低下して地上に落下する雨をいう。酸性雨は，北米やヨーロッパにおいて，湖沼や森林等の生態系に深刻な影響を与え，国際的な問題となっている[1)]。

3.2　調査内容と結果

石灰系焼却灰を土，及び土質改良材として使用する際の重金属の溶出に関しての安全性の確認を行うために，本研究では，図－３－１に示す調査を行った。以下，その調査内容を概説する。

① 材料としての石灰系焼却灰が安全かどうかについて，環境庁告示，及び米国環境保護庁の溶出試験法の二法から検討を行った。

② 石灰系焼却灰を土，及び土質改良材として施工した後に，焼却灰中に含まれる微量な重金属が周辺の水環境にどの程度溶出するかについて，屋外に埋立実験装置を設置し，より現状に近い条件で降雨により発生する浸出水，表流水について長期間に渡る調査を行った。

③ 石灰系焼却灰を路盤材等で使用した際に懸念される地下水への影響を調べるために室内カラム実験を行った。

④ 本実験で得られ溶出液は，焼却灰中の石灰化合物の影響により，高アルカリであることが予想されるので，溶出液ｐＨの緩衝性に関する実験を行った。

3.2.1　振とう溶出試験

(1) 試験方法

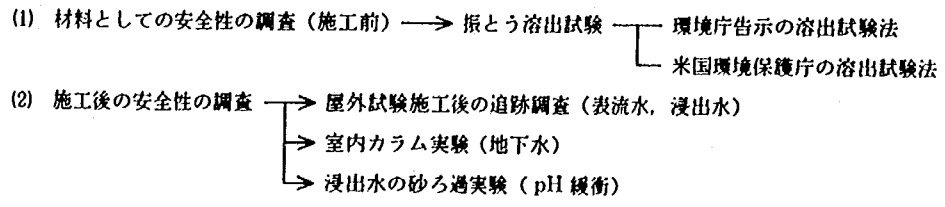
実験に用いた試料は，試料番号１～８の８種類であり，試料１，２は石灰系焼却灰で前者は流動炉（粒度が細い），後者は多段炉（粒度が粗い）で焼却したものである。また前者は加湿していないが，後者は処分時の飛散防止のための加湿を行っている。しかし，試料２も加えた水分は焼却灰中のカルシウム化合物と反応して水酸化カルシウムになっているので，自然含水比は０となっている。試料３は霞ヶ浦の底質である。試料４は下水管渠の工事現場から採取したものである。

試料５～８は，試料３，４を試料１，２の焼却灰で土質改良することを想定して，それぞれを乾燥重量で１：１になるよう十分に混合したものである。

一般に下水汚泥の溶出試験は「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法（環境庁告示第13号，昭和57年環境庁告示第44号として改正，以下環告法という）」によって行われている。この方法では純水に塩酸を加えｐＨを5.8～6.3にした溶媒を用い６時間振とう溶出させることになっているが，石灰等アルカリ分を多量に含む試料の場合，混合液のｐＨがアルカリ側に傾き金属の溶出が抑えられることが考えられる。米国環境保護庁の抽出法（以下，ＥＰ法という）は，溶媒として0.5Ｎの酢酸を用いて混合液のｐＨを5.0±0.2に制御し24時間混合する。しかし，酢酸添加量が４mg／ｇ固形物以上になった場合は，酢酸添加を終了する。即ち，酢酸添加量に上限を設けているところに特徴がある。

(2) 試験結果

溶出試験の結果を表－３－２に示す。別に行った各々の試料の含有量試験を表－３－３に示すが，有機リン，ＰＣＢ，有機塩素化合物は含まれていないこと，また，焼却灰中には水銀が含まれていないことが確認されたので溶出試験においてはこれらの項目の分析は省略した。環告法，ＥＰ法による溶出試験結果は，表－３－４に示す判定基準を大幅に下回っていることが確認された。



図－3－1　調査内容

表－３－２　溶出試験の結果

試験法	試料No	試験終了時のpH	0.5N酢酸添加量(cc)*	溶出液の分析結果 (mg/ℓ) Cd	Pb	Cr(VI)	As	Cu	Zn	Fe	Ca	Mg	Cr
環告法	判定基準値**			0.3	3	1.5	1.5	—	—	—	—	—	—
	1	12.3		0.008	0.062	0.002	0.031	ND	0.015	0.19	98.0	ND	0.023
	2	11.8		0.019	0.036	ND	0.030	0.003	0.009	ND	72.4	0.013	0.043
	3	7.1		0.009	0.011	-	0.024	0.005	0.019	0.95	16.1	6.93	0.071
	4	8.6		0.005	0.074	-	0.060	0.028	0.031	4.92	ND	0.927	0.111
	5	11.3		0.007	0.075	ND	0.025	0.181	0.004	ND	146	0.051	0.126
	6	12.1		0.028	0.023	ND	0.051	0.037	0.010	0.19	60.5	0.006	0.083
	7	11.4		0.003	0.040	ND	0.015	0.165	0.005	0.01	134	0.100	0.129
	8	11.5		0.010	0.035	ND	0.056	0.033	0.004	ND	58.6	0.076	0.212
EP法	判定基準値			—	5	—	5	—	—	—	—	—	5
	1	8.8	400	0.001	0.291	ND	ND	0.007	0.002	0.02	1390	3.6	0.216
	2	6.1	400	0.006	0.318	ND	0.010	0.061	0.021	0.39	1320	56.4	0.222
	3	5.2	20	0.003	0.065	ND	0.007	ND	0.004	0.78	10.6	5.6	0.061
	4	4.8	35	0.021	0.076	0.306	0.007	0.010	0.096	2.04	1.6	2.1	0.247
	5	7.7	400	0.002	0.285	ND	0.002	0.043	0.003	0.01	1310	64.5	0.105
	6	7.0	400	0.007	0.285	ND	0.007	0.005	0.008	0.48	1290	96	0.074
	7	5.2	305	0.005	0.186	ND	0.011	0.057	0.141	0.20	900	52	0.099
	8	5.2	310	0.004	0.307	0.152	0.008	0.051	0.171	0.02	986	63	0.142

＊　ＥＰ法のみ
＊＊　埋立処分

表－３－３　分析結果

単位：ｍｇ／ｋｇ

分析項目＼試料	焼却灰(多段)	焼却灰(流動)	粘性土	ヘドロ
有機りん	<1	<1	<1	<1
ＰＣＢ	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
トリハロメタン				
クロロホルム	<0.01	<0.01	<0.01	0.017
ブロモジクロロメタン	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ジブロモクロロメタン	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
ブロモホル	<0.02	<0.02	<0.2	<0.02
トリクロロエチレン	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
水銀	不検出	不検出	—	—

結果は乾燥固形物当たりの濃度

表－３－４　判定基準

溶出試験法	環告法			EP法
処分方法 / 汚でいの性状 / 項目	埋立処分	海洋投入処分 (1)非水溶性の無機性汚でい (2)水銀を含む汚でいをばい焼したもの	海洋投入処分 (1)有機性汚でい (2)水溶性無機汚でい	
アルキル水銀化合物	不検出	不検出	不検出	－
水銀又はその化合物	0.005mg/ℓ以下	0.005mg/ℓ以下	2mg/kg以下	0.2mg/ℓ
カドミウム又はその化合物	0.3 〃	0.1 〃	5 〃	－
鉛又はその化合物	3 〃	1 〃	50 〃	5 mg/ℓ
有機リン化合物	1 〃	1 〃	5 〃	－
六価クロム化合物	1.5 〃	0.5 〃	25 〃	－
ヒ素又はその化合物	1.5 〃	0.5 〃	25 〃	5 mg/ℓ
シアン化合物	1 〃	1 〃	5 〃	－
PCB	0.003 〃	0.003 〃	0.15 〃	－
有機塩素化合物		40mg/kg以下	40 〃	－
備考	金属等を含む産業物に係る判定基準を定める総理府令（昭48.2.17，総令5，昭55，総令48で改正）			この他バリウム(100mg/ℓ)，セレニウム(1.0)，銀(5.0)，クロム(5.0)，及び有機塩素系の農薬について基準がある。

表－３－５　供試試料の土質工学的特性

	試験法	供試試料 1 石灰系焼却灰 流動炉	2 石灰系焼却灰 多段炉	3 有機質粘土	4 シルト質細砂	5(1+3)	6(1+4)	7(2+3)	8(2+4)
						1～4の試料を土質改良を目的として混合，混合比は乾重で1：1			
自然含水比，W（%）	JIS A1203	0	0	86.8	38.8	36.6	12.5	42.4	17.5
土粒子の比重，Gs	JIS A1202	2.97	3.25	2.67	2.72	2.76	2.81	2.98	2.98
粒度組成（%） 砂分(74～2,000μm)	JIS A1204	32	78	19	57	28	47	51	67
粒度組成（%） シルト分(5～74μm)	JIS A1204	52	15	28	26	46	41	25	25
粒度組成（%） 粘土分(5μm以下)	JIS A1204	16	7	53	17	26	12	24	8
最適含水比，Wopt.（%）	JIS A1210	47.7	63.8	43.5	20.5	48.2	32.5	52.0	36.0
最大乾燥密度，ρ_{dmax}(t/m³)	但し，混合土については KODAN 104－1975	1.079	0.966	1.118	1.630	1.098	1.234	1.071	1.340
$\rho_{dmax90\%}$ 湿潤側 含水比，Ws(%)	但し，混合土については KODAN 104－1975	63.0	80.0	59.0	29.0	61.0	50.0	65.0	46.0
$\rho_{dmax90\%}$ 湿潤側 乾燥密度，ρd	但し，混合土については KODAN 104－1975	0.971	0.869	1.006	1.467	0.988	1.111	0.964	1.206
一軸圧縮強度，qu（kg/cm²）*	JIS A1216	0.865	0.247	0.433	0.406	1.72	4.18	0.778	0.888
透水係数，k（cm/s）*	JIS A1218(変水位法)	6.91×10^{-6}	4.01×10^{-5}	1.78×10^{-7}	1.62×10^{-5}	6.59×10^{-7}	2.68×10^{-6}	2.14×10^{-7}	1.99×10^{-6}
強熱減量（%）**	土質試験法	15.0	5.0	11.8	4.1	13.7	10.3	7.0	3.1

* $\rho_{dmax90\%}$湿潤側，7日養生（試料3，4を除く）で行った。試料3，4は自硬性がないため養生なし。
** 加湿後

3.2.2　屋外埋立実験

(1)　実験方法

試料は，振とう溶出試験と同じ表－３－５に示す石灰系焼却灰，軟弱土，及び各々を土質改良を目的として混合したものの合計８種類であり，これらの試料から降雨により発生する浸出水，表流水の長期的な観測を行った。

装置は，図－３－２に示す様な内径60cmのドラム缶であり，これに試料を最大乾燥密度の90%値が得られる湿潤側の含水比で30cm充填した。浸出水の他，オーバフロー水（表流水），雨水を採取した。

実験は，昭和61年３月から63年11月までの２年９ケ月（993日間）継続した。

分析は，カドミウム，鉛，銅，亜鉛，鉄，カルシウム，マグネシウムは，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，全クロム，六価クロム，ヒ素はＪＩＳ分析法[3]により行った。

(2)　実験結果

実験期間中の浸出水及び雨水のｐＨと重金属濃度を表－３－６に示す。また，実験期間中に浸出水として溶出した重金属を負荷量として経時的変化を表したものを図－３－３～３－５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式で表される。

$$\text{累積負荷量 (mg/kg-DS)}: Fn=\sum_{i=1}^{n}(C_i V_i / W)$$

C；浸出水中の重金属濃度（mg／ℓ）

V；1回当りの浸出水量（ℓ）

W；埋立て試料の総乾燥重量（kg－DS）

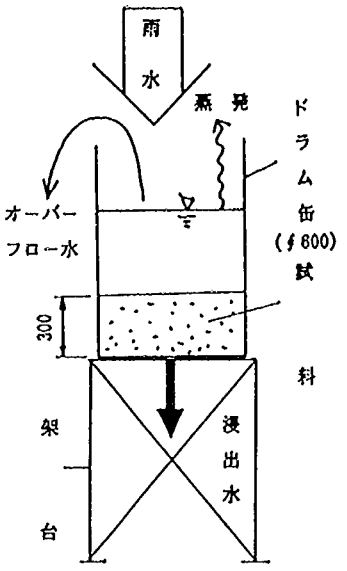
カドミウム，ヒ素は，一部を除き総て定量下限値以下で環境基準値をクリアーしていた。

鉛は，試料1の浸出水中の濃度が環境基準値の0.1mg／ℓを上回り，実験開始から993日間で約1.8mg／kg－DSの量が溶出した。しかし，実験開始当初に単純平均値で0.29mg／ℓあったものが，終了時には0.10mg／ℓとなっており長期的には低下する傾向を示した。

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は，実験開始後993日で埋立て試料1kg（乾重）から約1.5mgの量が溶出している。

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。

亜鉛，鉄は，雨水中の濃度と同程度であった。

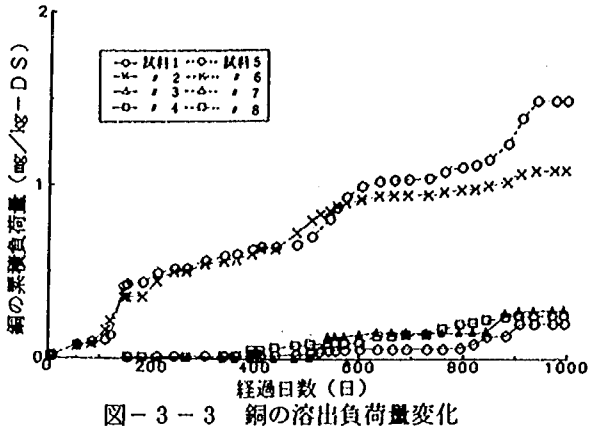


図－3－2　屋外埋立実験装置

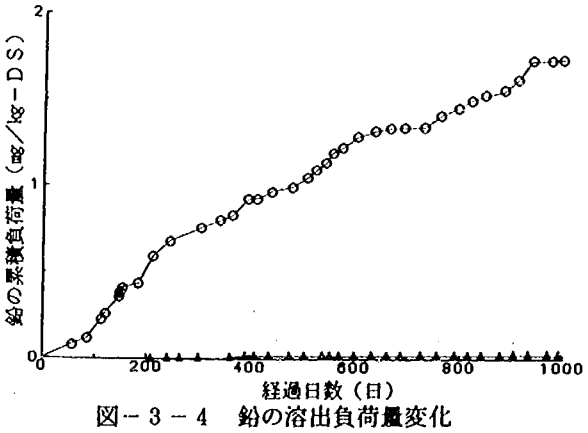
表－3－6　浸出水及び雨水のpHと重金属濃度（mg／ℓ）

試料	カドミウム	鉛	銅	亜鉛	鉄	カルシウム	マグネシウム	全クロム	六価クロム	ヒ素	pH
1 流動炉灰	<0.001	－ <0.01～ 0.41	－ <0.005～ 0.09	0.030 0.006～ 0.073	－ <0.05～ 0.08	410 232～699	<0.05	0.022 0.014～ 0.030	－ <0.005～ 0.027	<0.005	11.2～13.7
2 多段炉灰	<0.001	－ <0.01～ 0.02	－ <0.005～ 0.158	－ <0.005～ 0.092	<0.05	139 2～307	<0.05	<0.005	－ <0.005～ 0.014	<0.005	11.8～13.3
3 有機質土	<0.001	－ <0.01～ 0.04	－ <0.005～ 0.437	－ <0.005～ 0.099	－ <0.05～ 0.35	147 38～292	95.8 15.2～160	<0.005	<0.005	<0.005	5.5～9.5
4 シルト質土	<0.001	<0.01	－ <0.005～ 0.414	0.066 0.021～ 0.184	－ <0.05～ 1.22	8 2～22	11.6 0.33～43.5	<0.005	－ <0.005～ 0.009	－ <0.005～ 0.006	6.9～9.9
5 (1+3)	<0.001	－ <0.01～ 0.02	－ <0.005～ 1.822	－ <0.005～ 0.090	－ <0.05～ 0.07	77 37～153	－ <0.05～ 1.20	－ <0.005～ 0.035	－ <0.005～ 0.042	<0.005	7.8～12.4
6 (1+4)	<0.001	－ <0.01～ 0.01	－ <0.005～ 0.407	－ <0.005～ 0.099	－ <0.05～ 0.05	55 2～139	－ <0.05～ 0.37	－ <0.005～ 0.014	－ <0.005～ 0.012	<0.005	7.9～13.0
7 (2+3)	<0.001	－ <0.01～ 0.02	－ <0.005～ 0.242	－ <0.005～ 0.093	－ <0.05～ 0.06	415 87～1220	－ <0.05～ 0.71	<0.005	－ <0.005～ 0.013	<0.005	7.7～12.3
8 (2+4)	<0.001	－ <0.01～ 0.09	－ <0.005～ 0.321	－ <0.005～ 0.184	<0.05	206 27～847	－ <0.05～ 1.62	<0.005	<0.005	<0.005	8.0～12.3
雨水	<0.001	<0.01	－ <0.005～ 0.079	0.033 0.010～ 0.093	<0.05	－ <1～6	0.24 0.10～0.59	<0.005	<0.005	<0.005	3.9～9.2
環境基準	0.01	0.1	－	－	－	－	－	－	0.05	0.05	－
排水基準	0.1	1	3	5	10	－	－	2	0.5	0.5	5.8～8.6

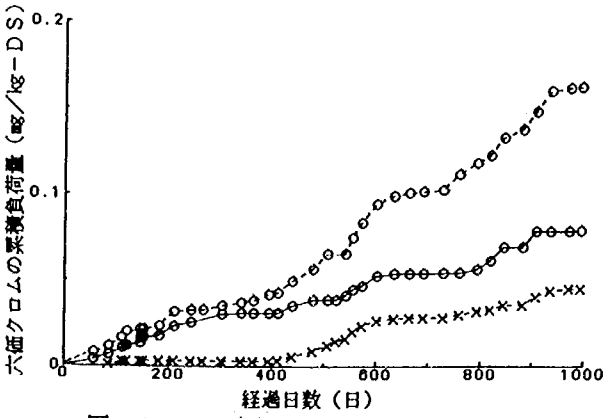
上段は単純平均値，下段は最小値～最大値を示す。



図－３－３　銅の溶出負荷量変化



図－３－４　鉛の溶出負荷量変化



図－３－５　六価クロムの溶出負荷量変化

全クロムは，総て低濃度で試料１以外は，定量下限値付近であった。

マグネシウムは，軟弱土の試料３，４からの溶出が多く，焼却灰及び焼却灰と軟弱土との混合土からの溶出は少なかった。

カルシウムは，充填した焼却灰中に20～25％ＤＳ含まれるために，焼却灰及び焼却灰改良土からの溶出が顕著であった。

試料２，４，７，８等は，透水性が非常に悪く，降った雨が浸透せずに埋立層上部に溜まっていることが多かった。上部に溜まった水を分析した結果は，総て基準値以下であった。

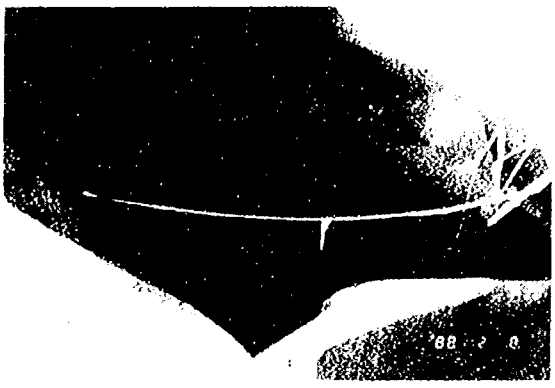
実験期間中に降雨に伴い，８種類の試料から発生した浸出水の量とｐＨ，水温の変動幅を表－３－７に示す。埋立試料表面の様子を写真－３－１～３－３に示す。また，降雨量，浸出水のｐＨの一例を図－３－６～３－７に示す。浸出水量は，焼却灰単体の試料１及び混合土の試料５，６で比較的多く，993日間で600ℓ程度である。これは，試料１が２に比べ粒度が細かい

表－３－７　浸出水の性状

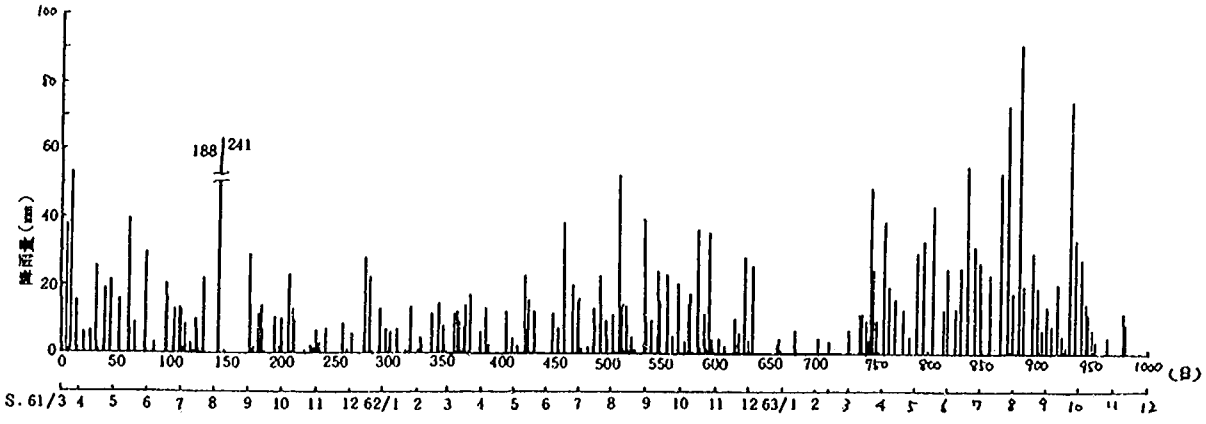
試　料	浸出水量(ℓ)	pH(－)	水温(℃)
① 流動炉灰	675	11.2～13.7	5～39
② 多段炉灰	234	11.8～13.3	5～38
③ 有機質粘土	371	5.5～ 9.5	6～35
④ シルト質細砂	11	6.9～ 9.9	7～32
⑤ ①＋③	573	7.8～12.4	6～35
⑥ ①＋④	610	7.9～13.0	6～34
⑦ ②＋③	152	7.7～12.3	6～38
⑧ ②＋④	528	8.0～12.3	6～37

写真－３－１　埋立試料表面の状況（試料５，９ヶ月後）

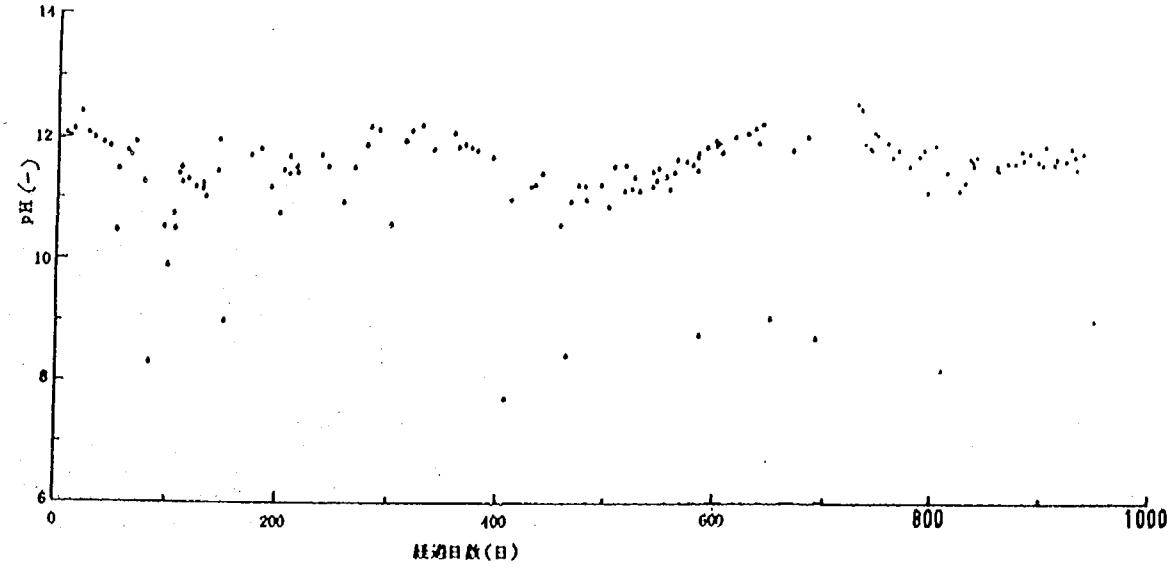
写真－３－２　埋立試料表面の状況
（試料５，２年９ヶ月後）



写真－３－３　埋立試料表面の状況
（試料２，２年９ヶ月後）



図－３－６　降雨量の変化



図－３－７　浸出水ｐＨの変化（試料５の例）

ために乾燥収縮を起こしやすく，試料に水みちを作ったためと考えられる。また，写真の様に試料表面には，約9ケ月後から小さな雑草がはえ始めた。この雑草の根張りによる影響も少なくないと思われる。また，降雨量の増加する夏期に浸出水ｐＨの低下の傾向が見られた。これは，試料1，5，6では，降雨と浸出水量に強い相関があるため，降雨により浸出水が希釈されたためと考えられる。特に，降雨量の増加する0～140日，460～630日，750～930日付近で浸出水のｐＨが低下しいる。しかし，浸出水のｐＨは，改良土の試料5～8でも高アルカリであり993日間では時間とともに低下する傾向は見られなかった。

3.2.3　室内カラム実験

(1)　実験方法

石灰系焼却灰を盛土材等に使用した場合の安全性の確認については，前述の屋外埋立実験で対処できるが，焼却灰を路床材，路盤材等に使用した場合には，降雨による浸出水よりも地下水の影響力が大きいと考えられる。そこで，ここでは地下水を想定したカラム実験を行い安全性の確認を行った。また，屋外埋立実験で環境基準値以上で溶出した鉛について室内実験で確認することにした。

石灰系焼却灰を用いて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を経時的に測定した。試料は，屋外埋立実験に用いた石灰系焼却灰（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，径50㎜，高さ100㎜の円筒型に成型後，1週間養生したものを用いた。分析項目は，カドミウム，鉛，銅，亜鉛，鉄，全クロム，六価クロムである。

①　実験Ａ

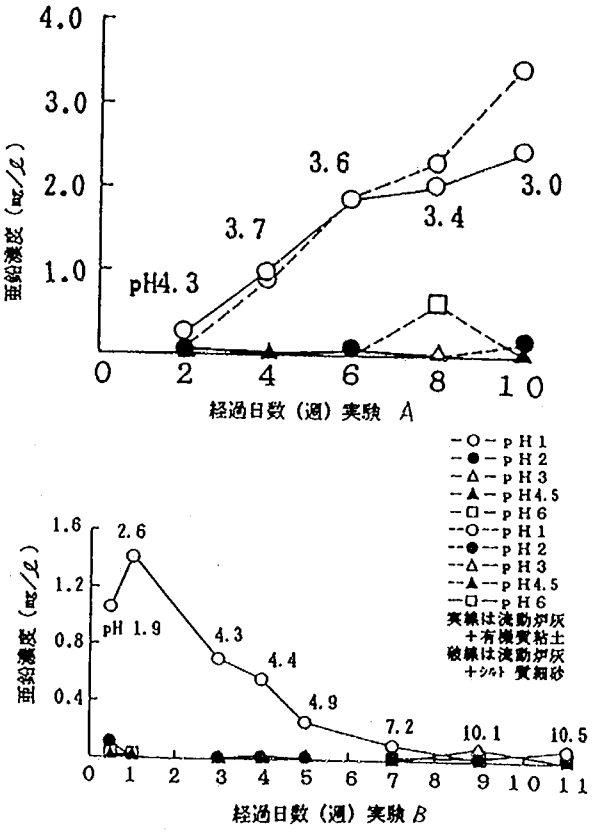
アクリル製円筒カラム(内径100㎜，高さ500㎜)に試料を3段に重ねて設置し，装置上部よりｐＨ1，2，3，4，5，6の5段階に調整した硝酸酸性水を1,800㎖投入した。また，試料表面の侵食防止のため不織布で測面を被覆した。水は，2週間に1度の割合で全量引抜き，その都度新しい酸性水を1,800㎖投入した。採取した水は，ＧＦ／Ｂフィルターでろ過後分析に供した。

②　実験Ｂ

不織布で被覆した試料を実験Ａと同じｐＨに調整した酸性水を600㎖入れた2ℓのポリエチレン製の容器に浸し実験を開始した。水の採取は，実験開始後3日，1週間，3週間，4週間，5週間とその後は2週間毎に11週間まで計8回行った。ただし，容器は40個（＝8回×5段階）つくり，採水毎に1個ずつ使用した。

(2)　実験結果

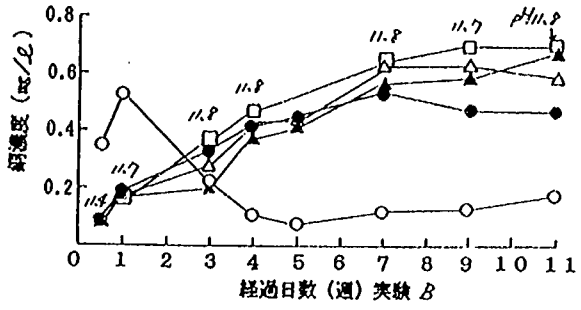
実験Ａ，Ｂともカドミウム，鉄，六価クロム，それに，屋外埋立実験で懸念された鉛は，いずれのｐＨにおいてもほとんどが検出されず全クロムも低濃度であった。図－3－8に結果の一例として亜鉛濃度の経日変化を示す。実験Ｂでは，設定ｐＨ1のものが試料中の石灰化合物の溶出によりｐＨが上昇し各重金属の



図－3－8　亜鉛濃度の経時変化

溶解度が減少したために，重金属濃度は時間と共に低下した。しかし，実験Ａでは，2週間毎に水の引抜と添加を行ったためｐＨが上昇するに至らず，設定ｐＨ1で重金属濃度は増加した。

図－3－9に実験Ｂの銅濃度の経日変化を示す。設定ｐＨ2以上の水に浸した場合には銅濃度が増加したが，これは，有機質粘土から放出されたアンモニアが銅と反応して錯イオンを形成したためと考えられる。水中のアンモニア濃度は，2週間後で2㎎／ℓ，11週間後で12㎎／ℓ程度検出された。



図－３－９　銅濃度の経時変化

3.2.4　浸出水の砂ろ過実験

(1)実験方法

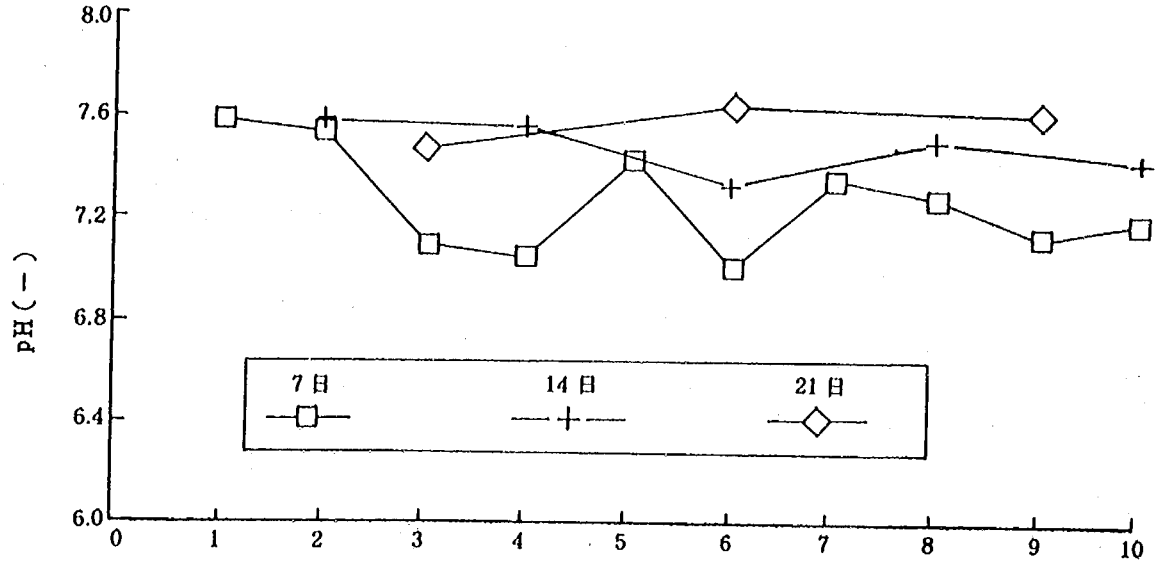
前述の屋外埋立実験，室内カラム実験により，石灰系焼却灰使用時の重金属の溶出に関しては，安全性の確認ができた。しかし，溶出液のｐＨは高アルカリ性であり，２年９ケ月間の屋外埋立実験においても低下の傾向は見られていない。実際に土質改良を必要とする現場での改良部周囲の土壌は粘性土か，それに近い軟弱土であるために透水係数が非常に小さく土壌の緩衝作用を受けやすいものであり問題はないと考えられる[6]が，ここでは，実験の便宜上と粘性土に比べ滞留時間，表面積等で調査方法としての安全側と見なされる砂による緩衝作用に関する実験を試みた。

実験は，砂を充填したカラムを用いて浸出水のろ過を連続して行い，濾液中の金属や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。

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。充填した山砂の特性を表－３－８に示す。カラムには，屋外埋立実験に

表－３－８　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



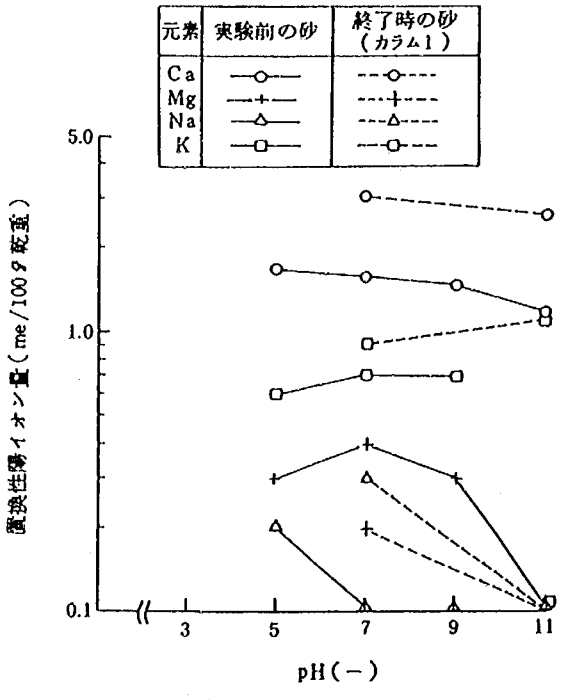
図－３－10　ｐＨの変化（カラム１，２，３）

用いた流動炉灰にイオン交換蒸留水を加えて撹拌，溶出させた後に，GF／Bフィルターでろ過したものを設定滞留時間が7，14，21日となる様に投入した。

(2)実験結果

図－3－10に濾過のpHの変化を示す。pH12.0の焼却灰溶出液は，設定滞留時間が7日のカラム1でpH7.0～7.6，14日のカラム2でpH7.3～7.6，21日のカラム3でpH7.4～7.6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。金属イオンの挙動としては，各金属とも直線的な変化を示しており，マグネシウムが溶出し，カルシウム，カリウム，アルミニウムが蓄積された。これは，イオン交換によって砂粒子表面が付着していたマグネシウムが溶出し，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－3－11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。

また，pHが低下した原因は，溶出水が砂層を通過することにより，浸出水中に高濃度に存在するカルシウムイオンが砂粒子を核として炭酸カルシウムを形成し，粒子表面に固定したためではないかと思われる。



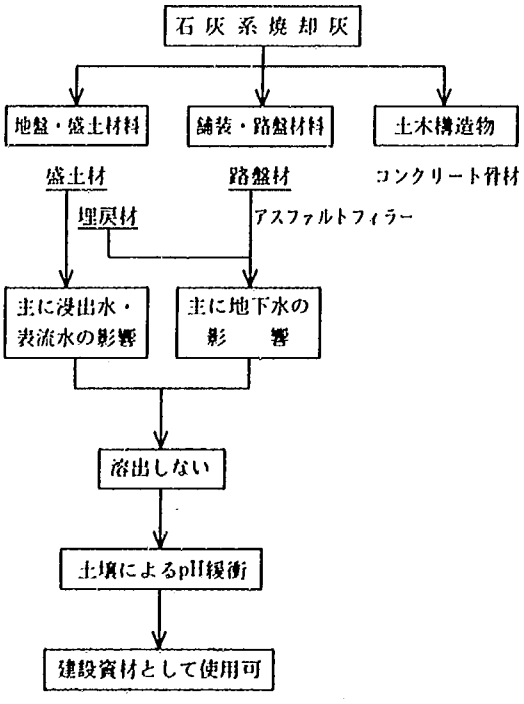
図－3－11　充填砂の置換性陽イオン量

3.3　本研究により得られた成果

石灰系焼却灰を土，及び土質改良土として使用する際の焼却灰からの重金属の溶出に関して，石灰系焼却灰2試料（流動炉灰，多段炉灰）について4年間に渡る調査を行ってきた結果，以下の知見が得られた。

1）　石灰系焼却灰の材料としての安全性確認のために，環境庁，及び米国環境保護庁の溶出試験法により試験を行った。その結果，溶出液中の重金属濃度は，各々の判定基準値を下回っていた。

2）　石灰系焼却灰を土，土質改良材として施工した後の安全性を確認するために，屋外埋立実験，室内カラム実験，及び浸出水の砂ろ過実験を行った。その結果，屋外埋立実験では，浸出水中の重金属濃度はそのほとんどが環境基準値以下であった。地下水の影響を調べた室内カラム実験では，地下水のpHが1程度に下がらない限り，試料中の石灰化合物の溶出によりpHが上昇し各重金属の溶解度が減少して重金属の溶出が抑制されることがわかった。浸出水の砂ろ過実験では，石灰系焼却灰から溶出した液を砂層を通すことにより，溶出液中に多量に存在するカルシウムが砂粒子に吸着しマグネシウムが溶出した。それと同時に7日の滞留時間（実際に反応は数時間で起こるものと考えられる。）で水のpHも12から7.6にまで低下した。



図－3－12　石灰系焼却灰の建設資材としての利用

図－３－12に示す様に，下水汚泥とくに石灰系焼却灰の建設資材への利用用途としては，地盤・盛土材料，舗装・路盤材料，土木構造物等が考えられるが，このうち，埋戻材，路盤材として使用した場合には降雨による浸出水，表流水の影響よりも，地下水の影響の方が大きいと考えられる。よって，本調査では，地下水を想定した実験を行い，この方面からの検討を加えた結果，重金属の溶出は周辺の水環境部への影響を及ぼすほどではないことがわかった。また，ｐＨの問題も周囲の土壌による緩衝作用により解決された。

参考文献

1. 建設省都市局下水道部監修，日本の下水道－昭和63年－，日本下水道協会，昭和63年９月
2. 環境科学辞典，東京化学同人，昭60．９
3. 大喜多敏一，酸性雨，環境情報科学，13－４，1984，pp.11～20
4. 玉置正則，大気の汚染と雨水の酸性化，ＰＰＭ，1984年３月，pp．２～11
5. 日本工業標準調査会審議，工場排水試験方法（ＪＩＳ　K0102－1986），日本規格協会
6. 岩田進午，土のはなし，科学全書17，大月書店，昭60．５

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、これらは社会構造及び生活様式のあり方によって変化するほか、地域間でもその数値が異なるという性格を有する。

最近、湖沼の富栄養化が問題になるなど、水質汚濁の問題が複雑多様化する中で、従来の有機汚濁を中心とした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、実態に応じ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、このような背景の下で従来の原単位の精度向上及び面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住宅地からの雨天時汚濁負荷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、下水道整備が進んだ地域と遅れている地域との流出負荷量を比較した場合、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林地からの汚濁負荷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、晴天時と雨天時と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あった。

④水田負荷量調査を実施し、かんがい期の排出負荷量を調査した。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かった。

⑤商業地域の負荷量調査を実施し、生活系排出濃度に比べ、特にＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳの有機物系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。

3．　昭和63年度調査の内容と結果

3．1　水田負荷量調査

61、62年度に引き続き溜漑期の水田からの汚濁負荷量を継続して調査した。また６２、６３年度の溜漑期、非溜漑期を通した水量、物質収支を推定し、ＣＯＤ，Ｔ－Ｎ，Ｔ－Ｐについて手賀沼流域の水田が果たしている役割を検討した。

3．1．1　調査方法

６２年度調査に引き続いて、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４～８月に延べ７４日間（水質調査はうち３分の２）の調査を行った。流量は、三角堰又は円筒ますの水位を自記計測した後、堰の流量公式、または水位流量曲線を求めて流量に換算した。原則として用水は４時間間隔で、また排水は２時間間隔で自動採水器を用いて採水し、水質を計測した。

3．1．2　調査結果

（1）　流量測定結果

用排水の流量測定結果をまとめると表－１のようになる。４～５月及び６月の１日当りの用水量は7.8mm～8.4mmと昨年度の５月・６月調査の用水量16.0mm、15.6mmの半分程度であった。また７、８月は今回調査期間中は用水されていなかった。用水量が昨年度より少ないのは今年度の降雨量が昨年度の同時期よりかなり多かったためと思われる。一方１日当りの排水量は４～５月では昨年度の7.6mmに対し9.2mm、６月は昨年度5.9 mmに対し7.9 mm、７月は昨年度２mmに対し5.8 mm と６月を除いて昨年度よりも排水量が多くなっている。用水量と排水量の比率つまり流出率は４～６月は0.76（ただし晴天時は0.41と昨年度の同時期と同じ）、６月は昨年1.09に対し0.72とやや低く、また、７月は0.55と昨年度の0.47と比べてやや高くなっている。

（2）水質分析結果

用水水質は手賀沼の水を利用しているため、非常に濃度が高くなっている（表－２）。ＣＯＤ、Ｔ－Ｐはその半分強が粒子態で流入し、Ｔ－Ｎは40％が粒子態で流入する。排水水質は、NO_{2+3}－Ｎを除いて４月末から５月上旬に高い濃度の時期が集中しており、代かき、田植えの影響を受けていると考えられる。用水水質と排水水質の関係を比較してみると４・５月は、ＣＯＤ，ＳＳとも用水よ

表－１　６３年水田調査期間中の用排水量のまとめ

単位mm

	用水量		降雨量	排水量（全期間）		排水量（晴天時）		流出率	
	合計	1日当り		合計	1日当り	合計	1日当り	晴天時	全期間
3月			135	101.3	3.3				0.75
4，5月	157.6	7.8	88.0	165.4	9.2	88.7	3.7	0.56	0.76
6月	95.2	8.4	29.1	69.0	7.9	73.1	6.5	0.77	0.72
7月			63.4	35.0	5.8				0.55
8月			129.0	111.0	5.3				0.56

表－２　６３年水田調査期間中の用排水水質のまとめ　（単純平均値）　mg／l

		COD	DCOD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	DPO4-P	T-N	T-P
用水	4，5月	23.7	9.9	71	0.14	0.75	0.48	0.04	3.61	0.45
	6月	18.8	9.2	41	0.16	0.86	0.56	0.06	3.85	0.38
	7月	33.5	17.8	55	0.32	1.48	0.48	0.04	3.35	0.44
排水	3月	9.3	7.8	22	0.05	1.14	0.48	0.01	2.45	0.12
	4，5月	16.9	10.1	38	0.02	0.31	0.45	0.02	2.17	0.26
	6月	17.8	11.7	39	0.02	0.19	0.57	0.02	2.21	0.17
	7月	22.9	14.8	22	0.01	0.09	0.31	0.03	1.88	0.16
	8月	9.9	8.2		0.02	0.26	0.11	0.02	1.78	0.27

り排水の方が水質が悪化している場合が頻ぱんに見られる。COD，D・CODは7月（後は6月も）に悪化しているが、SSは6・7月には浄化型へと改善されている。窒素、リンの排水水質が用水水質より悪化しているのは、4月末より5月上旬の代かき、田植え時期であり、NH_4-N，PO_4-P等の溶解態のものが特に高くなっている。5月上旬には突発的に急激な濃度上昇が見られることもあったが、数時間以内に濃度が低下した。NO_2-NやNO_3-N については用水に比べ排水の方がかなり低く浄化型として働いている。なお表－3に負荷量ベースでの調査結果をまとめた。

3．1．3　水田調査結果のまとめ

過去3年間に渡って行った調査結果より、手賀沼流域の泉地区の調査水田での水量、負荷量の収支を取るとともに排水負荷量の年間変動を推定した。

（1）水収支

湛漑期全部の水位データがそろってはいないため、水位データのないものを図－1に示すフローから求めた。月毎の揚水機場の運転データと実測された用水量から欠測期間の用水量を推定し、用水の出ていない期間に観測した降雨由来の排水量との関係を図－2に示すように求め、降雨量から欠測期間の排水量を推定した。

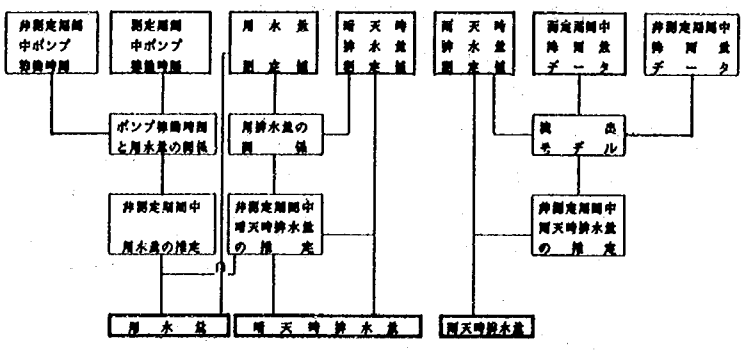
湛漑期の水収支を図－3に示す。2年間の傾向を比べると62年度の用水量1032mm、降雨量 417mmに対し、今年度は用水量 515mm、降雨量 728mmと用水量が昨年度の半分に、降雨に基づくものが2倍となっている。一方、排水量については、62年度が用水に基づくもの 629mm、降雨に基づくもの 247mmに対し、今年度は、用水に基づくもの 327 mmに対し、降雨に基づくもの 481mmと推定された。また、非湛漑期（9月から3月）の収支は

表－3　63年水田調査期間中の用排水負荷量のまとめ

単位：g/ha/d

		COD		T-N		T-P	
		晴天時	全期間	晴天時	全期間	晴天時	全期間
用水負荷量	4，5月	1588	1476	226	178	28.9	27.9
	6月	1112	1040	193	181	17.1	17.4
	7月						
	8月						
排水負荷量	3月		224		69		4.8
	4，5月	1148	1682	131	178	12.9	21.7
	6月	956	1038	124	144	9.8	10.1
	7月		120		13		2.2
	8月		1093		462		31.4
流出比	4，5月	0.75	1.09	0.58	1.00	0.46	0.78
	6月	0.77	1.00	0.64	0.80	0.51	0.59
	7月						
	8月						

注）流出比とは排水負荷量と用水負荷量との比率である。



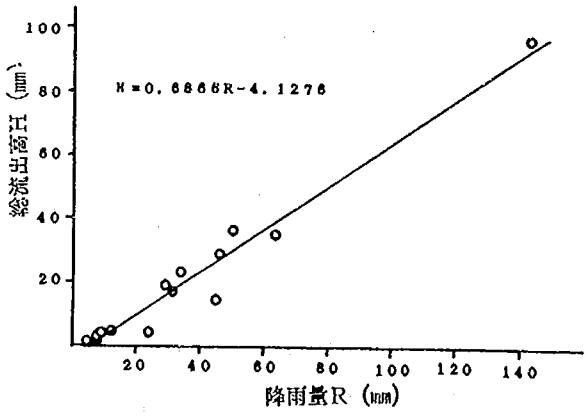
図－1　用排水量データ算定のフロー

降雨量の50％余りが表面流出している結果となった。この結果年間を通した水量収支は62年度が用水と降雨量の合計で2060mm、排水量が1167mm、63年度が1929mmに対し1109mmと流出率は約57％と差は出ていない。

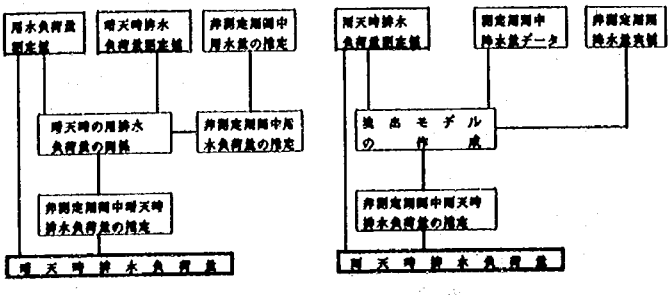
（2）物質収支

図－3に示す手順で灌漑期全体の用排水負荷量を求めた。調査データが欠測している期間は、次のように求めた。ポンプ揚水時間より月別の用水負荷量を求めた。次に灌漑期の晴天時の排水負荷量と用水負荷量の関係を月別実測値より求め晴天時排水負荷量を推定した。また降雨由来の排水負荷量は、用水の影響を受けていない期間の降雨量と排水負荷量の関係を図－4から求め、欠測期間の降雨量の実測値を用いて補間した。また肥料及び収穫のＴ－Ｎ，Ｔ－Ｐの収支は調査水田におけるアンケート結果を基に推定した。この結果、灌漑期と非灌漑期の負荷量収支を表すと図－5のようになる。用水によりもたらされる負荷量はかなり大きいが、Ｔ－ＮとＴ－Ｐとでは物質収支に及ぼす用水の影響度が異なることが分かる。Ｔ－Ｎは用水が大きな影響を与えるが、Ｔ－Ｐは施肥や作物の収穫による出入りが用水による持ち込みより大きな影響を与える傾向がある。

今年度は灌漑期の降雨量が昨年度より多いため、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐの 出入はかなり異なる傾向があり、灌漑期全体でみれば降雨を含まない用水負荷量と排水負荷量の比はＣＯＤで123％、Ｔ－Ｎ103％、Ｔ－Ｐ88％と前年度の63％、46％、50％よりかなり大きくなった。これは62、63年度を通じてみると降雨量の多少が用水系負荷量の流れを大きく左右するためと思われる。降雨量の増加は、用水量の減少をもたらせるので用水負荷量は減少するとともに排水負荷量は減少するが、負荷削減量も減少する。一方、降雨量は増えているので降雨時の排水量は増加し、土壌からの物質の運搬作用がむしろ大きくなる。このため、水田に入る物質の収支でみると雨天時排水量の増加と用水系負荷の削減量の減少が重なり流出比（排水負荷量／用水負荷量）の低下がおこる。しかし灌漑期の排水負荷量の総量でみるとＣＯＤで前年



図－2　降雨量と排水量の関係



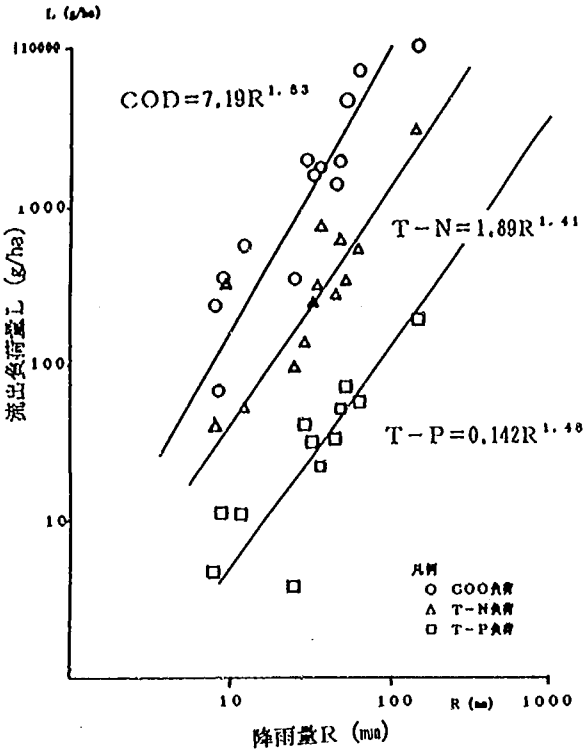
図－3　用排水負荷量データ算定のフロー

度の77%、T－Nで33%、T－Pで67%程度と大きく減少しており、この原因は晴天日の用水量の減少に基づくものであることが分かる。手賀沼の水を用水として利用している本調査区域の場合、湛漑期全体では降雨量が少ない程水田が浄化型に働くこととなる。

また年間の排水負荷量は63年度COD158,T-N21.6,T-P2.2kg/haで前年度のCOD 0.9,T-N 1.3,T-P 0.7倍と推定された。

（3）年間の排水負荷量の変動

以上の結果をもとに62、63年度の月単位の排水負荷量を推定した。図－6の斜線部分は用水湛漑に基づき流出する負荷量を、下の空白部分は降雨に基づき流出する負荷量を表している。また実線部分は用水のみによる負荷の持ち込み量を示している。この結果から①流出する負荷量は５～６月特に５月に集中しており、最少の月の100 倍以上流出する。②５～６月に流出する負荷の大半が用水時の晴天期間にもたらされるものである。③７、８月の用水負荷量（降雨は含まない）と晴天時の排水負荷量を比べると後者は前者よりいずれの項目も大きく減少している。④用水時と降雨時を含めた排水負荷量は、62年度が８月を除いて用水負荷量（降雨は含まない）を下回っているのに対し、63年度はＣＯＤ、Ｔ－Ｎが５、６、８月、Ｔ－Ｐは８月に排水負荷量の方が多くなっている。⑤非湛漑期にも降雨に伴う排水負荷量がかなりある。

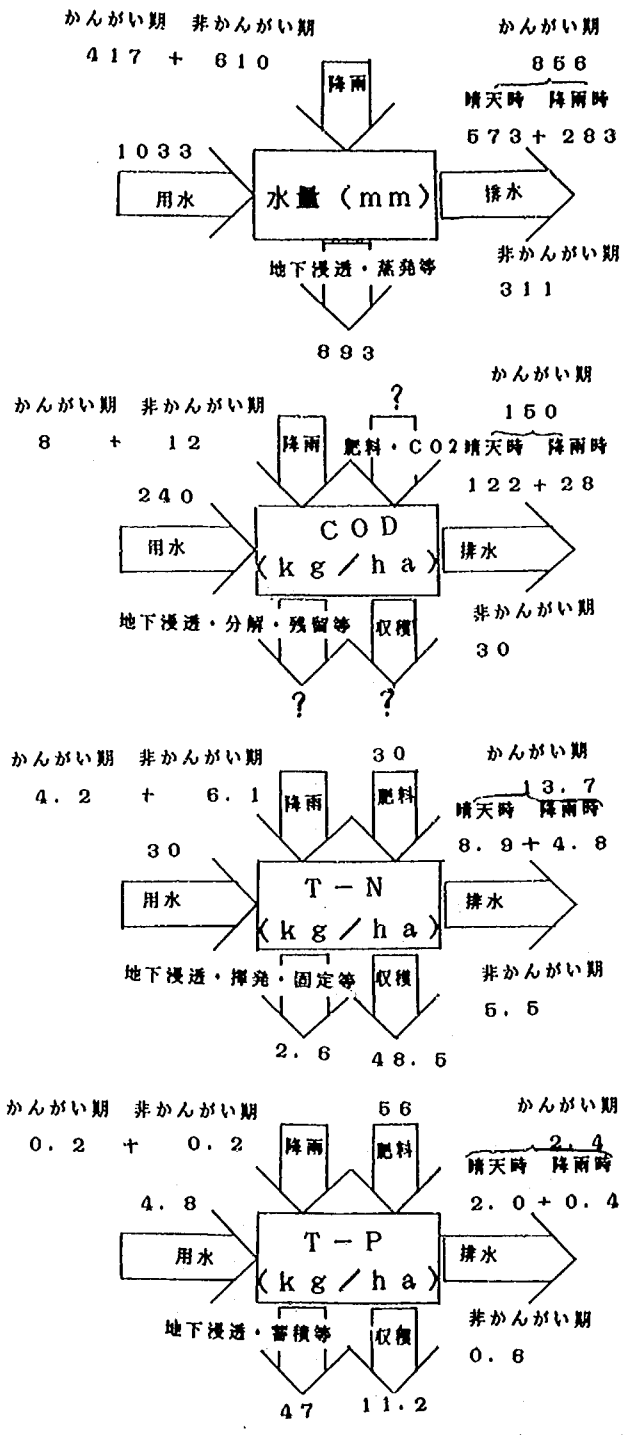


図－4　降雨量と排水負荷量の関係

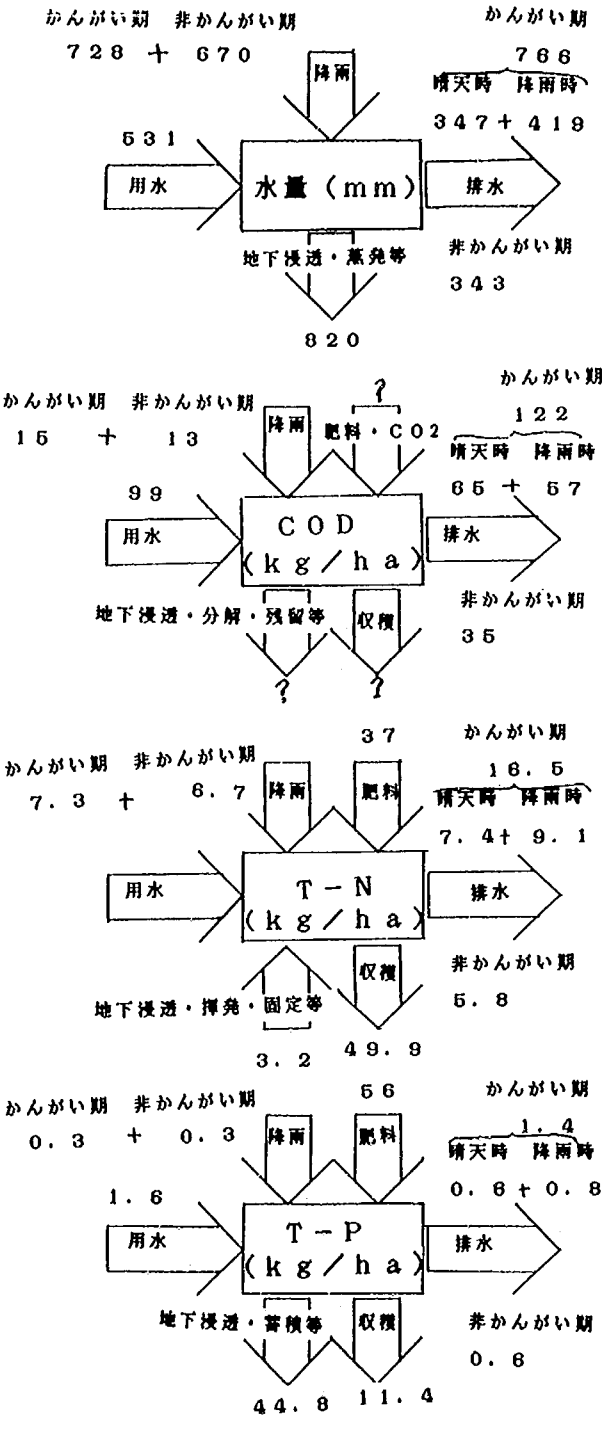
4．　今後の課題

汚濁負荷量原単位に関する研究は昭和59年度より５年間にわたって行ってきた。本研究においては文献に基づく原単位調査結果の整理とともに、比較的調査事例の少ない面源負荷、イベントや商業用途に伴う発生負荷等を現地において調査してきた。これらは、過去に行われて来た地道な調査に新たに加えられた一例であるにすぎない。このような汚濁負荷量の原単位調査は、まだまだ集積データが少なく、調査条件による整理も困難な場合があり現況ではより多くの調査機関が体系的かつ機能的に調査を続けることが必要である。特に、下水道に取り込まれることがなかった面源的データの集積と、点源における今後の社会活動に伴う変化についての予測手法の確立は是非必要である。

最後に、本研究にご協力いただいた関係各機関に感謝申し上げる次第である。

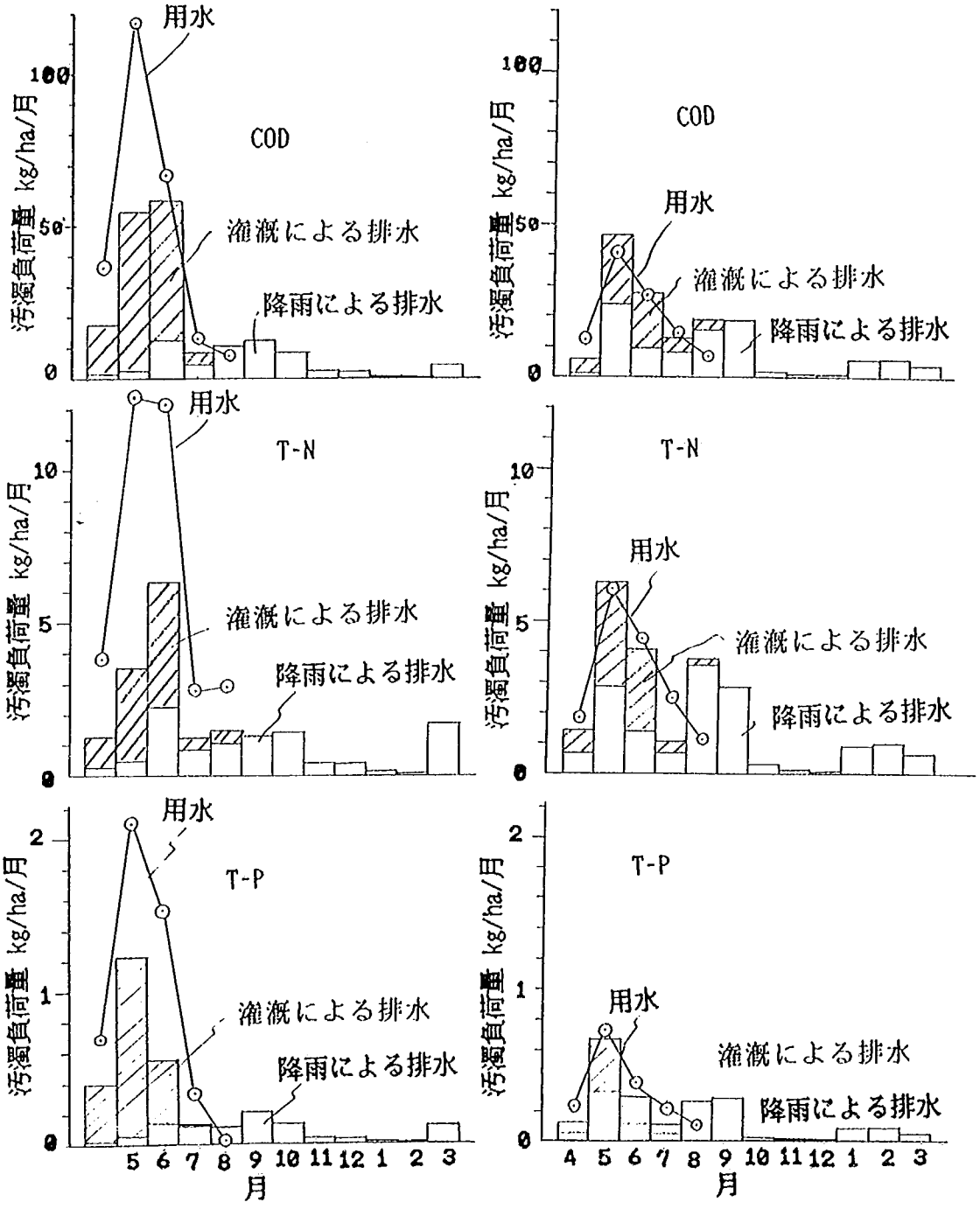


昭和６２年度（Ｓ６２．４～６３．３）



昭和６３年度（Ｓ６３．４～Ｈ１．３）

図－５　調査水田における水量・物質収支の試算



昭和６２年度（Ｓ６２．４～６３．３）　　昭和６３年度（Ｓ６３．４～Ｈ１．３）

図－６　　調査水田における用排水負荷量の季節変動

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　長谷川 清
〃　酒井 憲司

1．はじめに

都市域における雨水の速やかな排除により市街地の浸水を未然に防ぐことは勿論、公共用水域の水質汚濁を防止し、水洗化による生活環境の向上を図るものとして、下水道は重要な都市施設として位置付けられている。下水道整備の進行に伴い、一旦どぶ川化した河川に清流が蘇ったり、鮭が再び川に帰ってきたという報告も聞かれるようになった。

しかしながら、下水道の整備が完了していない地域や、あるいは全くの未整備地域では、し尿浄化槽による水洗化を果たしたものの、却って地域内の河川の水質汚濁が進行してしまったという話も耳にする。この原因は、し尿浄化槽からの排水水質が河川の水質を保全するに足らないという点もあるが、さらに大きな原因として雑排水の水質及びそれによってもたらされる負荷量が地域内の河川の水量・水質からみると非常に大きなインパクトを持つという点が考えられる。このため、最近ではし尿と雑排水とを同一の施設で処理する小型合併浄化槽（戸別合併浄化槽）も普及しつつある。また、極めて小規模な地域排水処理システムも下水道の代替施設として建設が行われている。このような分散型処理装置は、比較的最近になって普及してきたこともあって、処理の程度や安定性に関する公表データが乏しくそれらの施設の水質保全に果たす役割が不明確なものが多い。

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経済性の把握等を行い、分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし、水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

2．昭和６２年度までの調査結果

(1)水路浄化施設１５箇所の実態調査を行った結果、①ＢＯＤの除去率と施設内の滞留時間との間に正の関係があること、②エアレーションが多くの場合ＢＯＤ除去率の向上をもたらしていること、③水路内に直接施設を設置し、雨天時の流入水量の制御が出来ないものは処理効率が極めて悪いこと、等が明らかとなった。

(2)豚舎からの排水を活性汚泥法によって処理し、処理水をさらに土壌によって処理する系における水収支を測定した結果、トレンチによって土壌帯に導いた原水のうち約25％は蒸発散等によって系外に出ていくことが明らかとなった。また、土壌帯の栄養塩の分布を測定したところ、窒素については殆どが酸化された硝酸態であり、トレンチ下部の砕石層およびその下部に存在していた。総リン（T－P）とカリウム（K）については、トレンチの上下部にほぼ均等に分布していた。

(3)戸別合併浄化槽の処理機能について４時間毎のスポット採水による２４時間調査と、１回のみのスポット採水による調査を行ったところ、処理水質は季節、時間及び家庭によって大きく変動していた。処理水のＢＯＤを悪化させる要因としては、浮遊性固形物（ｓｓ）の流出に伴うＣ・ＢＯＤの上昇と、不完全な硝化に伴うＮ・ＢＯＤの上昇の双方が見られた。

３．昭和６３年度の調査

３．１　戸別合併浄化槽の処理機能調査

３．１．１　調査方法

前年度に引続き、Ｈ市において戸別合併浄化槽の処理機能に関する調査を実施した。調査の対象となった４軒は、既に１年以上６人槽の小型合併浄化槽を使用している。以後、４軒は各々Ｋ，Ｙ，Ｅ，Ｆで表すものとし、その家族構成を表－１に示す。調査対象の合併浄化槽は、嫌気ろ床・接触曝気方式のもので、その容量等については表－２に示す。なお、参考までに処理水ＢＯＤが２０㎎/l以下となる合併浄化槽の、構造基準で定める６人槽の容量も併記した。

表－１　調査対象家庭の家族構成

人数	構成
Ｋ　４	夫婦、中学生、小学生
Ｙ　６	夫婦、老人、小学生2、乳児
Ｅ　４	夫婦、中学生、小学生
Ｆ　２	夫婦

表－２　調査対象浄化槽の容量

	対象基(㎥)	構造基準(㎥)
嫌気ろ床	1.91	1.90
接触曝気槽	1.20	1.20
沈殿槽	0.38	0.38
消毒槽	0.03	

調査は、５、８、11、２月の計４回、いずれの調査においてもスポット系と混合系の２つを実施した。スポット系においては４時間毎の２４時間採水を行い、各々の試料について分析を行った。混合系においては、消毒槽に溜った処理水を水中ポンプで２００Ｌのポリタンクに汲み上げ、１００Ｌ溜る毎にそこから２Ｌの採水を行って残りを排水した。５、８月の調査では、この２Ｌの試料を全量混合したものを分析したが、11、２月の調査では、各２Ｌの試料毎に分析した。この他、嫌気槽、好気槽の水質についても所要の調査を行った。

3．1．2　調査結果と考察

（1）BODの処理機能

戸別合併浄化槽の処理水の分析結果をまとめると表－3のようになる。この結果から先ず言えることは、戸別合併浄化槽からの処理水の特性を把握する方法として、4時間毎のスポット採水による方法は不適切という点である。S.63.11とH.1.2 における調査から混合試料のBODの変動係数を求めるとCV=0.40～0.80 となるが、これは処理水を100L溜めて得られたもので、瞬時に採水した試料の場合にはもっと大きな変動が予想される。特に、浄化槽からの負荷量を捉えようとする調査においては、スポット採水による方法は不十分であると言えよう。

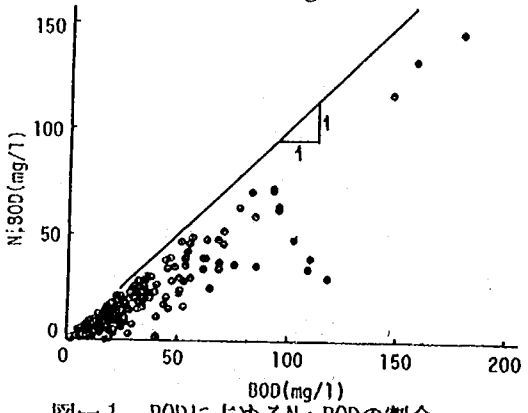
処理水BODの値を高める要因を検討するため、処理水のN・BODとBODとの比較を行った。図－1は、今までの調査結果を図示したものであるが、BODに占めるN・BODの割合は高いもので8割に達し、不完全な硝化により処理水中に残留するアンモニア性窒素の影響が大きいことがうかがえる。風呂場からの排水や洗濯による排水があるときは流量が一時的に増加し、浮遊性固形物（ｓｓ）の流出によるBODへの影響も想定される。図－2は、11月と 2月

表－3　処理水のBOD

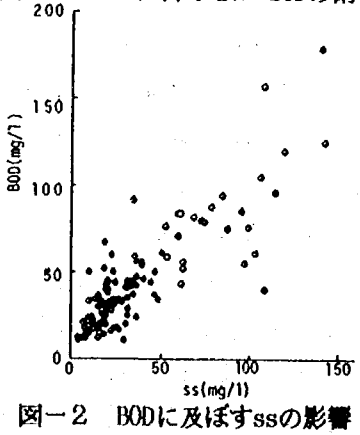
(mg/l)

	S.63.5	S.63.8	S.63.11	H.1.2	平均＊
K	46	25	21	45	34
	54	29	35	58	44
Y	39	32	41	37	37
	48	40	81	64	56
E	34	32	35	31	33
	63	73	31	57	58
F	12	16	17	**	15
	12	16	27		19

注意：上段はスポット試料、下段は混合試料の値
＊スポット試料については水質単純平均、混合試料については流量加重平均
＊＊調査日に不在
混合試料の全平均BOD＝４８ mg/l

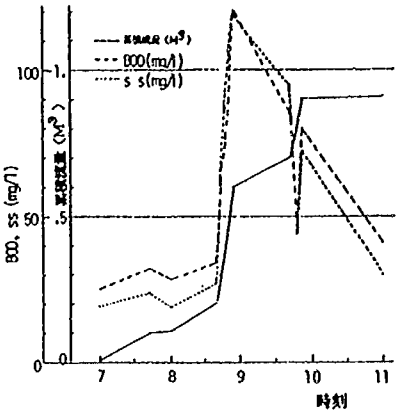


図－1　BODに占めるN・BODの割合



図－2　BODに及ぼすssの影響

の調査結果を図示したものであり、流量増加の影響を示唆している。流量変動の影響を端的に表している一例が図－３であり、8:40分から8:54分までの14分間に400 l もの排水が生じ、BODは34 mg/l から120 mg/l まで、ｓｓは27 mg/l から119 mg/lまで上昇した。ただし、この間におけるTOCは11～33mg/lとなっており、BOD，ｓｓの変動に比較すると変化は小さいと言える。また、酸化態窒素は 6.9～8.4 mg/l，アンモニア性窒素は6.1 ～13.9 mg/l（K－Nとしては、14.5～24.4 mg/l）の範囲で残留している。従って、図－３に示すような流量変動に伴うBODの上昇の原因は次のように推定できる。①先ず接触曝気槽における生物膜の剥離、あるいは沈殿堆積していた剥離生物膜の巻き上げが排水量の急激な変化によって生じた（ｓｓの上昇）②しかしながら、このｓｓは相当無機化が進んでおり、有機物濃度の上昇はｓｓ上昇分ほどには高くない（TOCの安定）③ｓｓの起源としては剥離生物膜が主体であり、ｓｓ中にはかなりの硝化菌が生息している（不完全な硝化の進行）④従って、BOD試験でのアンモニア性窒素の酸化による溶存酸素消費量の増大、即ちBOD上昇が顕著に生じた。



図－３　累積排水量とBOD,ssの変動

（２）有機物負荷の処理機能

BOD以外の有機性汚濁指標としてCOD（Mn）及びTOCについても測定を行った。混合系についての結果を整理すると表－４のようになる。この結果から判断すると、このように小規模な施設にしては、概ね満足のいく有機物処理が行われていると言えよう。

COD（Mn），TOC以外の有機性汚濁指標として有機酸及び動植物油の測定も行ったが、嫌気槽で見られた有機酸、動植物油は好気槽では殆ど検出されなかった。

表－４　処理水のCOD(Mn),TOC

	S.63.5	S.63.8	S.63.11	H.1.2	Av
COD(Mn)(mg/l)					
K	30	20	29	36	29
Y	18	24	33	36	28
E	32	26	21	33	28
F	8	20	27	--	18
TOC(mg/l)					
K	11	9	11	25	14
Y	8	8	9	22	12
E	12	22	19	28	20
F	6	8	12	--	9

1)データは全て混合系を用いた。
2)TOCは、H.1.2を除いて全て溶解性（S-TOC)として測定した。

（３）栄養塩類の処理機能

戸別合併浄化槽のように住宅の付帯施設として設けられた処理施設は、処理水の放流先が住宅に隣接する水路という点で、在来の下水道とは根本的に異なる。特に、排水路が部分的にでも閉塞になっている場合には、BODと同様に処理水中の栄養塩類は重要となる。有機性窒素及びアンモニア性窒素が酸化されることにより水中の溶存酸素が消費されること、そ

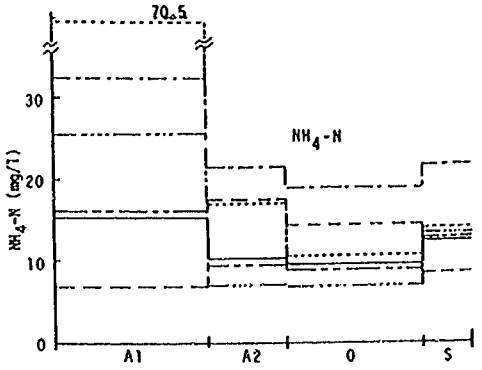
して戸別合併浄化槽の処理水はこのような現象による酸素消費が事実として生じていることは、既にＢＯＤの処理機能のところで述べた通りである。従って、このような溶存酸素の消費が水路内の嫌気化を招き、悪臭の発散をもたらすことは十分に可能性のあることとして認識されねばならない。栄養塩類の問題はこの他にも、空間スケールをもう少し広げ、時間スケールをもう少し長くとって考えると、河川の富栄養化、あるいは湖沼・海域の富栄養化として捉える必要がある。水路あるいは河川の富栄養化は、所謂「あおこ」の問題ではなく、ＢＯＤにつながる溶存酸素の問題である。詳細は文献[1]にゆずるが、要は河床に附着そう類が増殖する結果、水中のＢＯＤはどんなに低くとも、夜間における溶存酸素濃度は附着そう類の呼吸による酸素消費のため極度に低下するということである。湖沼・海域の富栄養化はまさに「あおこ」、赤潮の問題であり説明を要しまい。

表－５は、混合系での調査における戸別合併浄化槽処理水の、アンモニア性窒素（NH4-N），ケルダール窒素（K-N），総窒素（T-N）を示したものである。

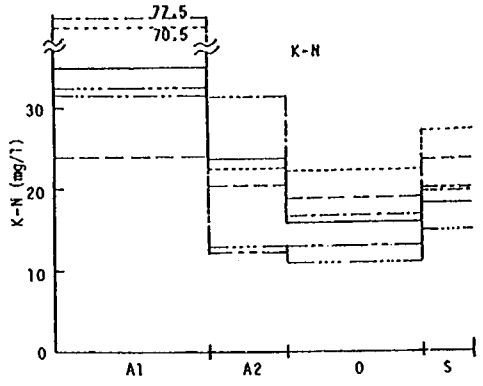
表－５　処理水のNH4-N、K-N、T-N

	NH4-N(mg/l)				K-N(mg/l)				T-N(mg/l)			
	S.63.5	63.8	63.11	H.1.2	S.63.5	63.8	63.11	H.1.2	S.63.5	63.8	63.11	H.1.2
K	9.2	6.7	9.3	6.0	16.3	11.9	11.8	16.2	21.2	17.6	16.0	17.4
Y	8.5	7.2	9.0	8.3	11.9	15.2	15.1	20.8	21.5	28.1	28.7	26.7
E	5.2	7.6	7.1	7.4	9.9	12.6	9.2	18.4	13.2	13.6	11.6	18.8
F	2.8	2.4	4.9	-	3.9	-	8.9	-	15.9	18.2	30.9	-

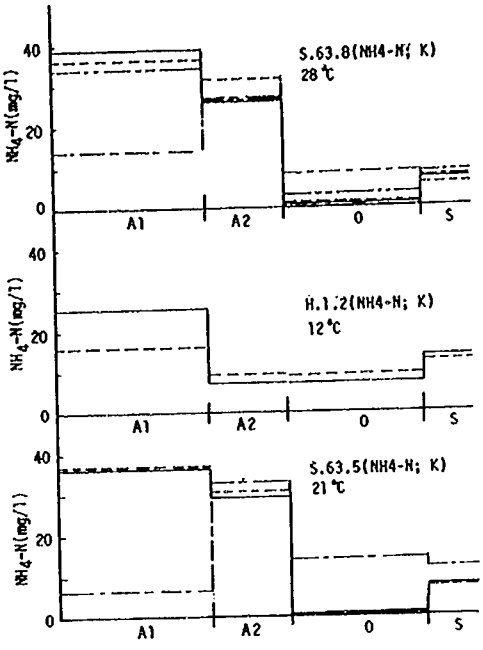
先ずT-Nについて見ると、１年間における４軒の平均処理水濃度は約20 mg/lであり、都市下水の２次処理として通常見られる値となっている。次にNH4-N及びK-Nについてみると滞留時間が約３日もある接触酸化処理プロセスにしては、値が高過ぎるきらいがある。特に水温が20 ℃を超えている５月から１１月の間の処理水中のアンモニア性窒素の残留は、積極的に硝化を進める接触酸化法では考えられない数値である。そこで、浄化槽の各槽別の水質変化を追った結果が図－４、５である。今回調査対象とした合併浄化槽は、嫌気槽が第１槽（Ａ１）と第２槽（Ａ２）とに別れており、その後に好気性の接触曝気槽（Ｏ）と最終沈殿池（Ｓ）が設けられている。図－４、５は各々H.1.2 の調査時のアンモニア性窒素（NH4-N)とケルダール窒素（K-N）の濃度分布を示している。調査は8:00と15:00の２回、各槽の同時採水を行ったものであるが、最終沈殿池からの流出がある場合には流出水をそれ以外の場合には沈殿池の上澄水を（Ｓ）のサンプルとした。また、図の横軸は各槽の容量の大きさによってスケールをとった。調査時が冬場であり、水温が１２℃と低かったので、NH4-NのＡ２槽とＯ槽の値には大きな差がでていない、即ち硝化が余り進んでいない。しかしながら、NH4-NについてもK-NについてもＡ１槽からＯ槽までは窒素除去が進んでいるにも拘らず、



図－4　各槽別のNH4-N(H.1.2)



図－5　各槽別のK-N(H.1.2)



図－6　時期別の各槽別NH4-N(対象K)

最終沈殿池で共に濃度上昇が見られる。最終沈殿池で生ずる現象の中で水質に与える影響が大きいものは、堆積汚泥の分解による細分化ー分散、及び可溶化であろう。即ち、戸別合併浄化槽のように小さな排水処理施設の場合、生物学的排水処理において最も重要な作業の一つとして考えられる「汚泥管理」が必ずしも十分に遂行されるわけではなく、仕上げのプロセスとして位置付けられている最終沈殿池で逆に水質悪化を起こしてしまっている。調査対象浄化槽はいずれも年１回の頻度で汚泥引抜きを実施している。S.63.5の調査終了後に汚泥引抜きのあったK基を対象に、時期別の各層のアンモニア性窒素の分布を調べた結果が図－６である。図は汚泥の堆積期間を念頭に置いたため、堆積期間が各々３ヶ月、９ヶ月、１２ヶ月としてS.63.8，H.1.2，S.63.5の調査順にまとめてある。沈殿池からの流出が生じている場合には、Ｓ槽の水質はO槽の水質に、O槽の水質はＡ槽にそれぞれ影響されているので沈殿池堆積汚泥の影響は顕著ではない。流出が生じていない場合には、堆積汚泥の影響が顕著に現れており、O槽よりもＳ槽のNH4-N 濃度の方が高くなっている。特に、８月と５月のデータでは、O槽にあたる接触曝気槽で100 %近い硝化が起こっているにも拘らず、処理水中には10 mg/l 前後のアンモニア性窒素が検出されている。即ち、３ヶ月の汚泥堆積で既に処理水質への悪影響が見られるということになる。ちなみに、沈殿池からの流出が生じていない15:00頃のデータを比較すると８月、２月、５月における沈殿池内でのアンモニア性窒素

濃度の上昇量は各々６．３，６．５，７．１mg/l となる。

窒素についての沈殿池堆積汚泥の影響と同様な影響が処理水中のリンについても当てはまる。混合系での調査における処理水中の総リン（T-P）についてまとめると、表－６のようになる。

表－６　処理水中のT-P

	S.63.5	S.63.8	S.63.11	H.1.2	AV
K	2.58	2.18	2.31	2.08	2.29
Y	2.65	3.32	3.41	3.61	3.25
E	1.30	1.04	1.16	1.33	1.20
F	1.72	2.28	3.91	-	2.64

単位：mg/l

４．おわりに

戸別合併浄化槽の処理機能について、春夏秋冬１年に渡って調査した結果を報告した。結果は、今までマスコミで報道されているものや、雑誌等で述べられているものと相当の隔たりを生ずるものとなった。この原因は本文にも述べたが、処理水の全量採水による混合試料の作成という、今までの合併浄化槽の調査においてはなかった採水方法を導入した点にあろう。工場排水の処理施設や、都市下水の処理施設における調査では、処理水を全量取水する調査はあり得ないし、またその必要性もあり得ない。しかしながら、戸別合併浄化槽のような極めて小規模な処理施設を対象とした調査では、従来の規模の大きい処理施設の調査と同様な方法で処理施設の機能を評価しては、誤った結論を導きかねないという点に注意する必要があろう。

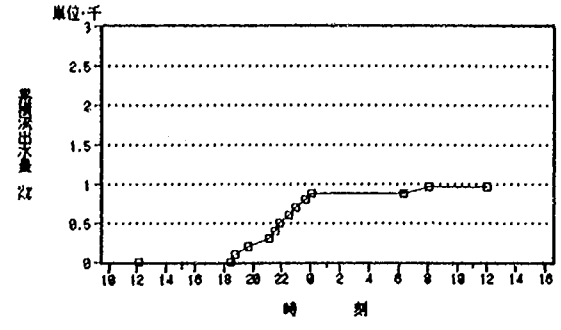
合併浄化槽の水質保全上の位置付けについては、今のところ「何もしないよりは良い」というのが偽らざる実感である。勿論、場所によっては今のままの処理機能で十分というところもあり得るが、都市部については無論のこと、ある程度住宅が集まったような地域においても水質保全上の最終フィルターとするには未だ解決すべき問題点が多々あると言える。特に、我が国の現行の水質保全の仕組からみると、このような小規模な処理施設はその排水水質に水質汚濁防止法上の規制がかかるわけではなく、無過失に公共用水域の汚濁原因となる可能性もある。

最後に、この調査はH市の４軒の方々の協力があって初めて可能になったものであり、あらためて御礼を申し上げます。また、この種の調査は人海戦術に頼る他なく、この点ではあの真夏の蒸し暑いなかも、防寒着ですっぽり包まっても震えが止まらなかった冬空のもとでも、文句は言いながらも調査に協力してくれた方々にも御礼を申し上げるとともに、平成元年度の調査について再度協力をお願いする次第である。

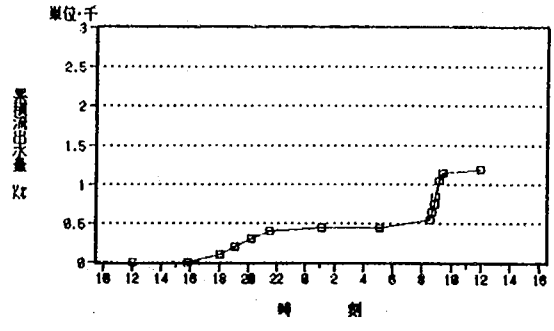
参考文献

1）中村・古賀：河川の富栄養化に関する調査、昭和６３年度河川事業調査費報告、建設省土木研究所（投稿中）

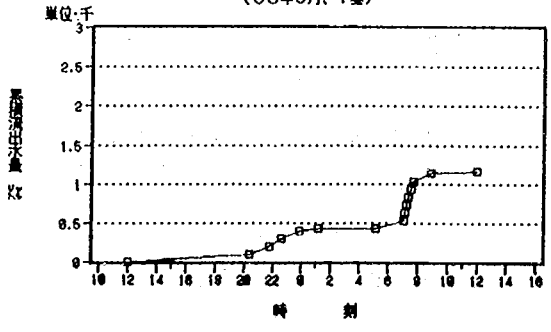
参考資料（排水量に関する付図）



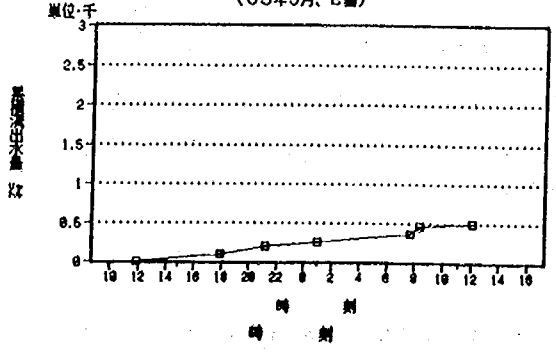
付図－１－１　浄化槽からの累積流出水量
（63年5月、K基）



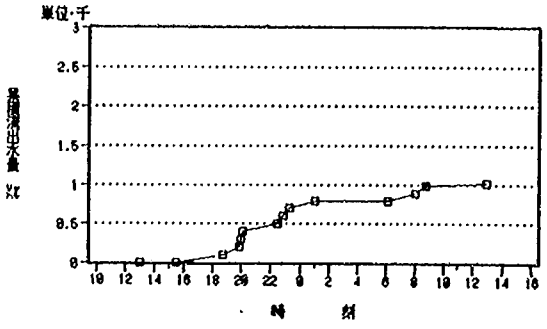
付図－１－２　浄化槽からの累積流出水量
（63年5月、Y基）



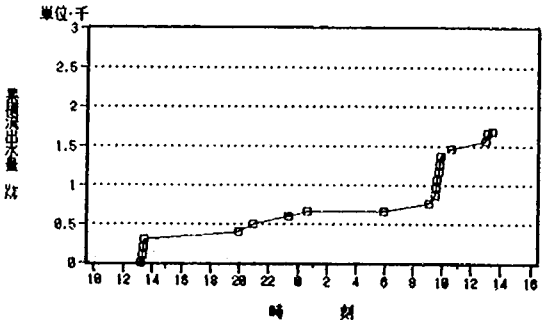
付図－１－３　浄化槽からの累積流出水量
（63年5月、E基）



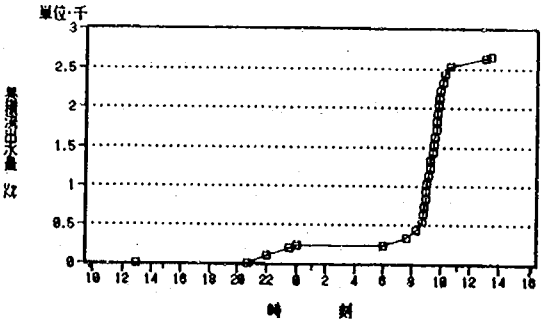
付図－１－４　浄化槽からの累積流出水量
（63年5月、F基）



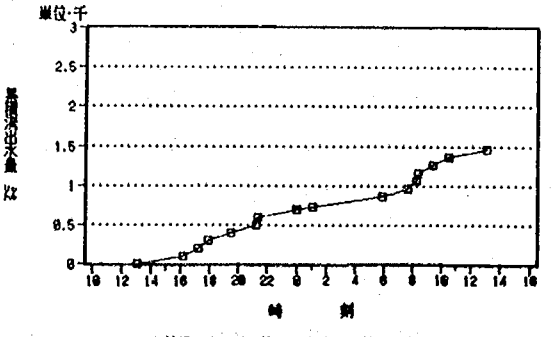
付図－２－１　浄化槽からの累積流出水量
（63年8月、K基）



付図－２－２　浄化槽からの累積流出水量
（63年8月、Y基）



付図－２－３　浄化槽からの累積流出水量
（63年8月、E基）



付図－２－４　浄化槽からの累積流出水量
破線は推定　（63年8月、F基）

3．下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　塩路　勝久

1．はじめに

下水道の整備が地方中小都市に及ぶにつれて投資効果の低下が予想されるためこれまで大都市で行われてきた下水道整備手法に加え、より機動的・弾力的な整備手法の開発が望まれている。一方、比較的整備の進んだ大都市地域においては、維持管理の時代を迎え、多数の処理場やポンプ場及びそれらを結ぶ膨大な管渠網をより効率的に管理していく必要性が高まっている。さらに、これらの地域においては下水道の持つ多様な機能を利用する下水道施設の多目的利用が検討、実施されつつある。

本調査は、このような下水道事業を取巻く環境の変化を把握し、要求されるニーズに的確に対応することを目標とし、以下の課題について調査を行なうものである。

① 下水道の統合的・広域的な管理手法に関する調査
② 下水道の多目的利用に関する調査
③ 下水道整備の総合的な効率化に関する調査

初年度の昭和６３年度は、上記課題のうち、①及び③に関する課題として、以下の調査を実施した。

(1) 広域的管理を前提とした下水道整備の機動的・弾力的整備手法に関する調査
(2) 下水道圧送管に関する基礎的調査

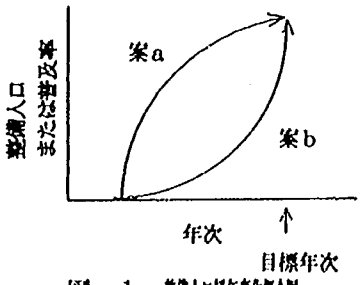
2．広域的管理を前提とした下水道整備の機動的・弾力的整備手法に関する調査

2．1 調査目的

地方都市でその中心市街地が複数あるような区域に下水道を計画する場合、その区域をいくつの処理区に分割するか（すなわちいくつの処理場を設置するか）が基本的な検討項目となる。その分割の方法としては、対象区域に１つの処理場を建設する場合（以下、集中処理という）から、ある程度合理的な範囲で多数の処理場を設置する場合（以下、分散処理という）まで、多数の代替案が考えられる。そして、それらの代替案のうちから１つの案を採用することとなるが、その際の判断材料の主要なものの１つとして、経済性の検討が行われる。流域別下水道整備総合計画調査指針と解説（以下、流総指針という）によれば、その際の手順として、原則として以下のような考え方が示されている。

①２０年後に予想される要件（人口等）に対応した下水道施設（数種の代替案）を計画する。

②それぞれの代替案につき、施設の建設費及び供用開始後３０年間の維持管理費の合計を算出し、それを代替案ごとの経済性比較の判断材料とする。



図－１　整備人口経年変化概念図

建設費＋維持管理費の合計額だけで比較するというこのような手法は、各代替案において便益が一定であると仮定していることになる。すなわち、Ｂ／Ｃ分析においてＢは一定として、Ｃのみの比較を行っている。これについては、いずれの代替案においても２０年後に予想される処理対象人口をすべて処理する計画であるから、一見Ｂは一定で良いと考えられるかもしれない。しかしながら図－１の概念図に示すように、たとえ２０年後の整備量が同じであっても、案ａと案ｂでは便益が同じであるとは言いがたい。このような反省から、事業実施時においては、２条管方式の採用や、初期対応施設の設置といった各種の工夫がなされている。また、流総指針においても、中間年次の経済性を検討することが定められているが、その具体的な手法については明らかにされていない。

さて、下水道事業においては、事業開始当初には投資した事業費に対して処理人口の伸びが大きくなるような、またある程度整備が進んで維持管理費が増大してくると維持管理費が低廉となるような施設計画が要求される。すなわち、このような経済性の面から言えば、事業開始当初においては分散処理を、ある程度事業が進めば集中処理を採用することが適当であると思われる。このような考え方の１つとして、暫定処理場という考え方もあるが、多くの場合には、建設当初より、最終的な姿のみをめざして建設されることが一般的である。この理由としては、

①費用比較を行う場合、先述したようなＢ＝一定という仮定のもとでの比較では、建設費が多額となるこのような考え方は採用されにくいこと。

②二重投資となる可能性があること。

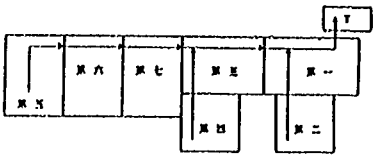
等があげられる。しかしながら、もしこのような方法が採用された場合、図－１に示す案ａのような整備人口の経時変化をたどるのであれば、これを加味した便益を用いてＢ／Ｃ分析を行えば、一見二重投資に見えるこのような整備手法も実は単位投資額当たりの便益が大きいという結果となる可能性もある。

このような考え方に従って、以下では、最終的には集中処理をめざしながらも、事業着手当初は人口密度の高い地区に小規模処理場を設置し、集中処理の幹線が到達した時点でそれにつなぎ込む整備形態を「機動的展開」と呼び、集中処理、分散処理と併せて具体の地域を対象にケーススタディを実施し、機動的展開の計画論的な検討を行った。

２．２ ケーススタディの条件

ケーススタディの条件を以下に示す。

①計画区域は図－２に示す通りである。計画区域は第１～第７地区に分割されており、それぞれの区域の計画諸元は表－１に示す通りである。



図－２　ケーススタディ計画区域

表－１　計画諸元

地区名	面積 (ha)	人口 (人)	人口密度 (人/ha)	幹線延長 (km)	日最大水量 (㎥)
第一	781	40,000	51.2	3,900	22,600
第二	441	21,000	47.6	2,000	11,885
第三	802	45,000	56.1	4,600	25,435
第四	143	11,000	76.9	2,000	6,215
第五	259	20,000	77.2	2,000	11,300
第六	320	20,000	62.5	1,500	11,300
第七	277	16,000	57.8	1,500	9,040
合計	3,023	173,000	57.2	17,500	97,745

②検討する代替案は集中処理、分散処理、機動的展開の３つとする。

ａ．集中処理は、地区に１つの処理場（図－２参照）を設置することとし、下流の地区より整備を始め、各地区ごとにまず幹線を築造し、然るのちに面整備を行って、１つの地区内の整備がすべて終了すれば、次の地区に移るという整備方法を取ることとする。処理場については、流入水量の増加に合わせ、４期に分けた段階的整備をおこなうこととする。

ｂ．分散処理は、各地区ごとに１つの処理場を設置することとし、人口密度の高い地区より順に整備をはじめ、１つの地区が完了すれば次の地区に移るという整備方法を取ることとする。

ｃ．機動的展開については、最も人口密度の高い第５地区に処理場を設置して地区内の下水道整備を行い、然るのちにａ．と同じ集中処理による整備を始め、幹線が第５地区に達した時点で第５地区の排水を幹線につなぎ込むものとする。

③年間の投資額は一定とし、その額を５０億円と仮定した。

④建設費、維持管理費の算出は以下に示す方法で行った。

ａ．集中処理の処理場の費用関数は、「小規模下水道の整備手順の最適化に関する調査」（Ｓ．６０．３　日本下水道事業団）により、次の通りとした。

全体建設費　　$C=820Q^{0.598}$

第１期建設費　$C=425Q^{0.565}$

Ｃ：建設費（百万円）　　Ｑ：日最大水量（千㎥／日）

また、分散処理の処理場の費用関数には、集中処理の場合の全体建設費の費用関数を用いた。

ｂ．必要処理場用地面積は、集中処理の場合１㎥／㎡／日、分散処理の場合１．５㎥／㎡／日とした。

ｃ．用地費は、モデルとした都市の実勢より、５万円／㎡とした。

ｄ．幹線管きょの費用関数は、流総指針の推進管の値（○８００以上）及び○４００～○８００の開削工法の値をならした次の関数とした。

$C=0.27D$　　Ｃ：建設費（千円／ｍ）　　Ｄ：管径（㎜）

e．面整備単価は、モデルとした都市の実績より２５百万円／ｈａとした。

⑥年間減価償却費は定額法で算定するものとし、減価償却は供用開始後始まるものとした。耐用年数は、次の通りとした。

処理場土木・建築　　３５年
〃　機械・電気　　１２年
管きょ　　３５年

⑧処理施設における工事費の工事別比率は、「小規模下水道の整備手順の最適化に関する調査」を参考にし、土木・建築：機械・電気＝５５：４５（ただし集中処理の第１期については６５：３５）とした。

⑦維持管理費に関する費用関数は流入率（処理水量／現有処理能力）が５０％以上の４８処理場の実績値より推定した。この場合、処理場においては管理本館等の共通施設は初期に一括して建設されることが多いため、整備率（現有能力／全体計画水量）も考慮できる形式とした。回帰分析より次の式を得た。

$M=79.07Q^{-0.340}R^{-0.202}$　　（重相関係数＝0.791）

M：㎥当り維持管理費（円／㎥）　　Q：処理水量（千／㎥・日平均）　　R：整備率

2．3 結果と考察

総建設費及び建設期間を表－２に示す。ただし機動的展開については、最終年度１００百万円の残事業費となったため、前年度に繰り上げている。建設費は、低い順に集中処理、機動的展開、分散処理となっている。

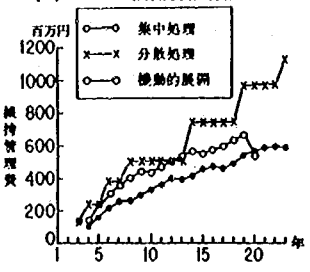
表－２　総建設費及び建設期間

	建設費（用地費含む）（百万円）	建設期間（年）
集中処理	100,600	21
分散処理	111,500	23
機動的展開	105,100	21

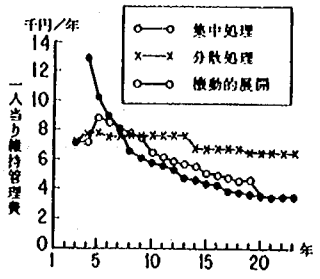
図－３に維持管理費の年度ごとの推移を示す。維持管理費は集中処理、機動的展開、分散処理の順に安価となった。全体完成時の維持管理費で比較すると、集中処理５９４百万円に対し、分散処理１１２４百万円となった。ただし分散処理については流入水量の伸びが早いので維持管理費が多くなるのは当然なので、図－４に、各年度の維持管理費を処理人口で割った１人当り維持管理費の経年変化を示した。これによれば、供用開始当初は、分散処理、機動的展開の１人当り維持管理費が集中処理に比べ大幅に低く、これが逆転するのは事業着手後７～８年であることがわかる。その後は、集中処理と分散処理の差は開く一方であるが、機動的展開については集中処理同様維持管理費の低減が見られる。ただし、現実には分散処理の場合には、巡回管理等の導入によりこれほど高くはならないものと思われる。

表－３に建設費及び共用開始後３０年間の維持管理費の合計を示す。

図－３　維持管理費経年変化



図－４　1人当り維持管理費経年変化



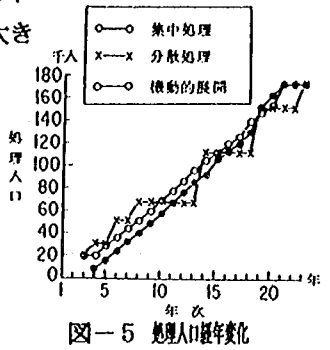
これによれば、集中処理が最も経済的となり、集中処理を１とすると分散処理１．１７，機動的展開１．０５となっている。

このように、建設費＋維持管理費の合計という指標を用い、２０年後の時点で判断すると集中処理が最も経済的となる。ところが、図－５は年度ごとの処理人口の伸びを示したものであるが、毎年一定の投資額に対し、事業開始より１０年目あたりまでは分散処理の処理人口の伸びが最も大きいことがわかる。これは、分散処理が人口密度の高い区域から順次整備できるからである。表－３の費用比較では、このようなことが評価されない。そこで、このことを評価するため、２３年間の総建設費（表－２参照）を毎年の処理人口の２３年間の合計（以下、累積処理人口）で割った値を表－４に示す。累積処理人口は図－５のグラフとＸ軸で囲まれた面積であり、２３年間のうちで下水道で処理した延べ人数を示している。従って表－４に示す値は、２３年間のうちで、延べ人口１人当り（１人年当り）を処理するのに要した建設費を示していることとなる。１人当りが排出する汚濁負荷量を一定と仮定すれば、この数値はまた、単位汚濁負荷削減量当りの投資額を示していることとなる。表－４によれば、延べ処理人口１人当りの投資額は機動的展開が最も小さくなり、以下集中処理、分散処理の順となった。機動的展開を１とすれば、集中処理１．０４，分散処理１．１１である。分散処理は事業開始当初の処理人口の伸びにもかかわらず、後年度の処理人口の伸びが鈍いことと、総事業費が大きいことにより効率的とはなっていない。それに代わり、機動的展開が最も効率的となっている。機動的展開と集中処理との値の差はわずか４％程度であるので、誤差や不確定要素を考えれば機動的展開が最も効率的であると言切ることは難しいが、少なくとも集中処理と同程度の費用効果を有するものと考えてもさしつかえないものと思われる。

さて、以上は建設費のみに着目した考察であったが、維持管理費用についても既に図－３に示したような差があることがわかっており、これを含めた総合的な評価法として、処理原価を比較する方法（処理原価比較法）を用いて評価を行った。処理原価は当該年度までの累積の処理原価とし、以下の式で算出されるものである。

表－３ 建設費維持管理費合計

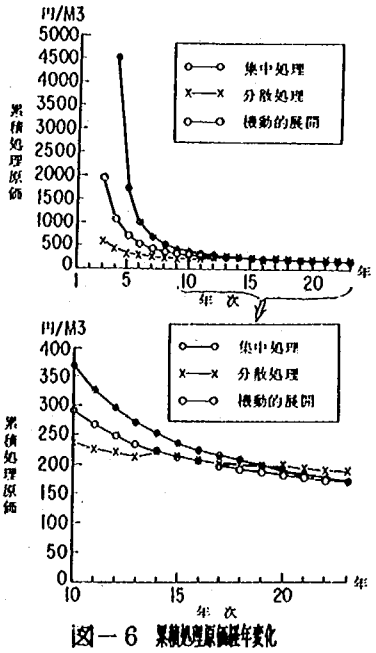
	建設費＋３０年間の維持管理費（百万円）
集中処理	１１４，６３５
分散処理	１３４，８１５
機動的展開	１２０，４０４



図－５ 処理人口経年変化

表－４ 建設費／累積処理人口

	建設費／累積処理人口（千円／人）
集中処理	５４．３
分散処理	５７．９
機動的展開	５２．２



図－６ 累積処理原価経年変化

$$\text{累積処理原価} = \frac{\text{用地費} + \Sigma\text{毎年の減価償却費} + \Sigma\text{毎年の維持管理費}}{\Sigma\text{毎年の有収水量}}$$

処理原価比較法はその算定式から明らかなように分子が費用、分母が有収水量となっており、有収水量は整備効果の表現形態の一つとみなしうるため、費用対効果分析の一種である。

図－６に各年度迄の累積処理原価を示す。図－７によれば、累積の処理原価は当初は分散処理が最も安価であるが、１４年目当りで機動的展開が最も安価となり、２３年目では、機動的展開、集中処理、分散処理の順で投資効果が高いという結果になった。２３年目では、機動的展開と集中処理ではほとんど差が出ないが、少なくともこの検討によっても機動的展開が集中処理と同程度の費用効果をもつものと考えてもさしつかえないものと考えられる。

以上、上流地区の人口密度が高い地区に一時的に小規模処理場を設置する機動的展開は、集中処理に比べ総事業費が増加すること、一度設置した処理場を廃止するため二重投資となる恐れがあること等によりその採用が難しいものと思われているが、地域によっては、これらの費用の増加分を加味しても、その費用効果は集中処理と同等程度以上となる可能性のあることが示された。

３．下水道圧送管に関する基礎的調査

３．１ 調査目的と調査手法

下水道の整備が地方中小都市に及ぶにつれて、これらの地域では人口密度が小さいため、従来の自然流下方式による下水道整備手法ではその整備効率の低下が懸念されるようになった。そこで、近年ではさまざまな工夫がなされているが、下水をポンプで圧送する方式も多く用いられるようになっている。しかしながら下水道事業としてのこの方式に対する統一された設計、施工の考え方は現在なく、またその安全性、緊急時の対応方法等についても確立された考え方はない。

以上の背景をふまえ、下水道圧送管に関する技術的対応法を確立するための予備的調査として、以下に示す基礎的な調査を実施した。

① 現在主として用いられている水道管の管種、管径及び規格の整理。

② 水道管における被害の原因等の文献調査

３．２ 調査結果

水道管の規格はＪＩＳ（日本工業規格）及びＪＷＷＡ（日本水道協会規格）において定められている。規格の対象となっている管種を表－５に、水道管の規格管径について調査した結果を表－６に示す。表－６には比較のため下水道用塩ビ管、強化プラスチック管についても併せて示した。また、水道管規格のうち検査項目について比較を行ったものが表－７である。管の材質により検査内容は変わっているが、

表－５ 水道管管種一覧

JWWA	
A 111	水道用プレストレスコンクリート管
G 113	水道用ダクタイル鋳鉄管
G 115	水道用ステンレス鋼管
H 101	水道用鋼管
K 116	水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管
K 118	水道用耐衝撃性硬質塩化ビニル管
K 127	水道用ゴム輪形硬質塩化ビニル管
K 129	水道用ゴム輪形耐衝撃性硬質塩化ビニル管
K 132	水道用ポリエチレン粉体ライニング鋼管
K 133	水道用エポキシ樹脂粉体内外面コーティング鋼管
JIS	
A 5301	水道用石綿セメント管
A 5302	水道用コンクリート管
A 5303	水道用遠心力鉄筋コンクリート管
G 3442	水道用亜鉛めっき鋼管
G 3443	水輸送用塗覆装鋼管
G 5526	ダクタイル鋳鉄鋼
H 4312	水道用鋼管
K 6742	水道用硬質塩化ビニル管
K 6762	水道用ポリエチレン管

表－6　水道管管径規格

水道管の規格（350㎜以下）																						
管　種	規　格	10	15	15	20	25	30	32	40	45	50	65	75	80	90	100	125	150	200	250	300	350
① 水道用遠心力球状黒鉛鋳鉄管	JIS, JWWA												○			○		○	○	○	○	○
② 水道用亜鉛メッキ鋼管	JIS	○		○	○	○		○	○		○	○		○	○	○	○	○	○	○	○	
③ 水道用塗覆装鋼管	JIS													○		○	○	○	○	○	○	○
④ 水道用塩ビライニング鋼管				○	○	○		○	○		○	△		○		○	△	○	△	△	△	△
⑤ 水道用石綿セメント管	JIS										○		○			○	○	○	○	○	○	○
⑥ 塩ビ管	JIS, JWWA		○		○	○	○		○		○		○			○		○				
⑦ 水道用耐衝撃性硬質塩化ビニル	JWWA		○		○	○	○		○		○					○		○				
⑧ ポリエチレン管	JIS		○		○	○	○		○		○											
⑨ 水道用ステンレス鋼鋼管	JWWA		○		○	○	○		○		○											
⑩ 下水道用硬質塩化ビニル管	JSWA															○	○	○	○	○	○	○
⑪ 下水道用強化プラスチック複合管	JSWA																		○	○	○	○
400㎜以上																						
管　種	規　格	400	450	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1350	1500	1600	1650	1800	2000	2100	2200	2400	2600	
① 水道用遠心力球状黒鉛鋳鉄管	JIS, JWWA	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	
② 水道用亜鉛メッキ鋼管	JIS																					
③ 水道用塗覆装鋼管	JIS	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○									
④ 水道用塩ビライニング鋼管																						
⑤ 水道用石綿セメント管	JIS	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○									
⑥ 塩ビ管	JIS, JWWA																					
⑦ 水道用耐衝撃性硬質塩化ビニル																						
⑧ ポリエチレン管	JIS																					
⑨ 水道用ステンレス鋼鋼管	JWWA																					
⑩ 下水道用硬質塩化ビニル管	JSWA	○	○	○	○	○	○															
⑪ 下水道用強化プラスチック複合管	JSWA	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○		○	○	○					

表－7　管種別検査項目

検査項目 ＼ 管種番号	A5302 81	A5303 85	G3442 65	G3443 87	G5526 82	H4312 81	K6742 79	K6762 82	A111 78	G113 82	G115 82	H101 88	K116 87	K118 79	K127 88	K129 88	K132 86	K133 83
形状，寸法，質量	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
外　観	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
分析試験				○		○					○	○						
無関内圧クリープ試験								○										
灰分試験								○										
外面被覆厚さ試験（皮膜厚さ試験）			○										○				○	
顕微鏡試験					○					○								
シールコートの検査									○									
溶出試験（溶解試験）							○	○						○	○	○	○	○
接着力試験（密着力試験）													○				○	
水圧試験（kgf/cm²）				○	○		40 1分	25 2分	○	○	25 1分	25 1分		40 1分	40 1分	40 1分		
空圧試験																		
外圧試験	○	○																
内圧試験		○																
引張試験				○	○		○	○		○	○	○		○	○	○		
曲げ試験			○			○							○				○	○
硬さ試験					○					○								
へん平試験				○	○		○			○	○		○	○	○	○	○	○
押広げ試験						○						○						
落錘試験														○		○		
衝撃試験																	○	○
加熱針入れ試験							○							○	○	○		
ピンホール試験													○				○	○
過流探傷試験				○							○	○						
適用内圧			10.0 kgf/cm² 以下			7.5 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下			10.0 kgf/cm² 以下	10.0 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下	7.5 kgf/cm² 以下	10 kgf/cm² 以下	10 kgf/cm² 以下

形状、外観や強度（水圧、引張等）についてはほとんどの管で検査対象とされている。

次に水道管における被害の原因等の文献調査（全２５文献）の結果の概要を以下に示す。

①管の破損は継手よりも管体でおこりやすい（鋳鉄管では管体に、塩ビ管では継手部で破損しやすいという報告もあった）。

②小口径管ほど破損しやすい。

③破損は冬季が多い。

④破損は、地盤のＮ値、埋設深度等と関係している。特に埋設深度と関係が深い。

４．今後の検討課題

今後の検討課題は、以下の通りである。

①下水道整備の機動的・弾力的整備手法に関しては、検討精度をあげた検討を行うとともに、機動的・弾力的整備手法が有利となる地区等の条件、また、最も効率的となる、一時的に設置する小規模処理場の規模の決定方法等の検討を行う必要がある。併せて、既にある程度集中処理が進んでいる処理区において機動的・弾力的整備手法を適用する際の計画論的な整理を行う必要がある。

②広域的な管理を検討する際の基礎となる維持管理費の推定方法について精度をあげた検討を行う必要がある。

③下水道施設の多目的利用とその考え方について事例収集等基礎的な調査を実施する必要がある。

④下水道圧送管について、下水道事業における実態について調査する必要がある。

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の内部生産が起こり、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。

2．62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、年間総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。また、下水道整備に伴い、排出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。

②手賀沼湖内では冬期においても藻類の生産がみられ、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。また、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、T－N、T－Pは下沼より上沼の方が高い傾向にある。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。

③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、内的外的汚濁要因の整理を主目的に現況再現のための試算を行った。

④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ペクレ数で表現される湖の混合特性を考慮した空間表現方法を選択する必要があることが分かった。

⑤大堀川、大津川の晴天時流量は8万m3／日、9万m3／日程度であり、降雨量と流出高の関係は、降雨量が70～80mm程度までは0.2～0.3の流出率であるが、降雨量

が 120～ 150mmでは流出率が大きくなる傾向にある。また雨天時の流出負荷量は、晴天時に比べかなり大きく降雨量の増大に伴い増加する傾向にある。このため流入負荷量把握のためには雨天時を含めた詳細な調査が必要である。

⑥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し、またそのために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かった。

3．63年度調査の内容

3．1　分解速度調査

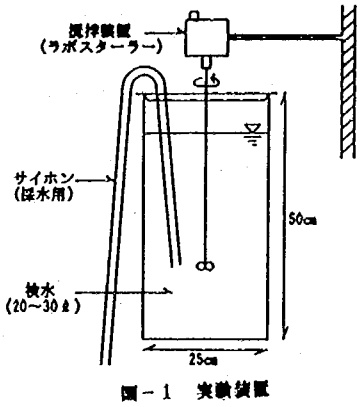
手賀沼の湖内の有機物・栄養塩類等が生物的な分解により溶解無機化する速度を実験により求めた。

3．1．2　調査方法

昭和63年の早春に手賀沼の根戸下地点（以下上沼という）と手賀沼中央（以下下沼という）で採取した試料を、湖水のままのもの（ケースA）と湖水をろ過したもの（ケースB：ろ紙の孔径は0.45μm）に分け、各々を図－1に示す容量30L のアクリル製容器に撹拌装置（ラボスターラー）及び採水用のサイフォンをセットした実験装置に移した。撹拌装置の回転数は、粒子性物質が沈降しない程度（約 150～200rpm）とした。次いで、実験装置を10°Cと20°Cに設定した恒温室（暗室）に静置し、実験開始後0，1，2，3，5，7，10，30日目に試水をそれぞれ採水し、分析した。

3．1．3　調査結果

ケースAでは上沼、下沼ともに POC,PON,POPは分解により減少し、逆にIN(NH_4-N+NO_2-N+NO_3-N)やIP(D·PO_4-P) は増加している。窒素については、NH_4-NはNO_2-Nを経てNO_3-Nへと変化している。２０℃では５日目頃からNO_3-Nが増大している。一方、１０℃では１０日目まではNH_4-NからNO_{2+3}-Nへの移行は余り大きくなかった。しかし１０℃も２０℃の場合も３０日目にはNH_4-Nは殆ど存在せずNO_3-Nに変わっている。ケースAとケースBの差から、粒子態有機性窒素は次第に溶解されて溶解態有機性窒素となった後、１０℃の場合NH_4-Nに、２０℃の場合NO_3-Nまで変化していることが分かった。また、リンについてはケースBでも溶解態有機性リン（D·T-PからD·PO_4-Pを引いたもの）がD·PO_4-Pへと変化しているが、ケースAとケースBの差から粒子態のリンが、可溶化し、さらに無機化してD·PO_4-Pとなることが確かめられた。このように湖内の有機物が逐次分解され、溶解態、無機態へと変化していることが確認された。



図－1　実験装置

1次反応的に、粒子態成分が可溶化し、溶解態成分が無機化するとすれば、分解定数kは、形態別の水質項目ごとに表－1のようになった。この結果、次の事が分かる。

①粒子態有機物が溶解無機化する分解速度は２０℃のリン成分を除いて、上沼の方が下沼のものより大き

い。特に１０℃ではその差が大きく、下沼については温度依存性が強くなっている。水質項目間の分解速度はいずれも同じ条件ではオーダー的に同じである。②溶解態の有機物（窒素、リンを含む）が無機化する速度は炭素、窒素については概ね上沼も、下沼も同じ大きさである。１０℃より２０℃の方が無機化速度が大きく、温度依存性が強い。

３．２　生産力調査（現場実験）

手賀沼湖内の水質の内部変化状況把握のため、８月初めに藻類の１次生産力を現場法で調査した。

３．２．１調査方法

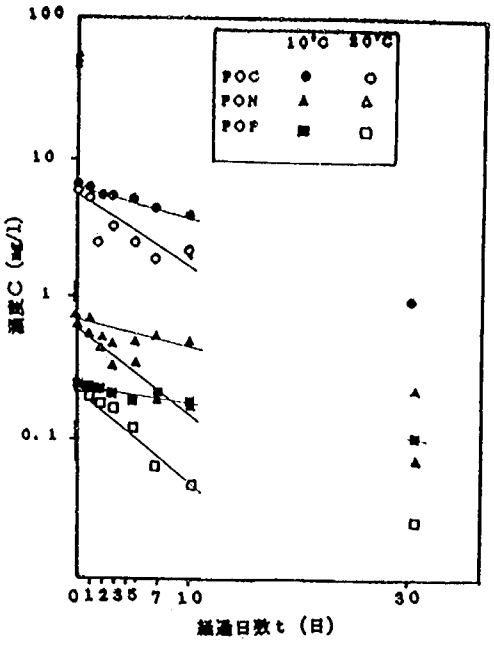
手賀大橋と曙水門において採取した試水を透明なガラスビン（明ビン）とアルミフォイルで包んで遮光したガラスビン（暗ビン）につめたあと密閉し、曙水門の湖の表層10cmにつり下げ、日中２～３回透明な採水ビン及び暗ビンを回収し、DO，有機物，無機性炭素(IC)、窒素、リンの変化を分析した。

３．２．２調査結果

①明ビンは２～３時間までは急激なＤＯの上昇が起こったが、夕方まで吊っていたビンは上昇率が低下することが多く、午前だけのケースよりＤＯ値が低下する場合も出ている。これが強光阻害によるものか、呼吸量の増大によるものか不明であるが、短期間のＤＯ上昇率から１次生産速度を純生産量ベースでもとめると、手賀大橋は0.8～3.6mgO_2/hr、曙水門は0.7～1.4mgO_2/hrとなり、表層付近の高い光強度を受けて（原位置で約30000Lux)非常に大きな生産性を示した。

②連続して３日間吊した明ビンは２日目が有機物量がピークとなった。また２日目までで、増加したCOD_{Mn}の速度は約４～５ｍｇ／Ｌ／日であった。

③ＤＯの上昇量と有機物ベースでの生産量との関係を見るため、ＤＯとＴＯＣ，ＣＯ



図－２　粒子態成分の経時変化（ケースＡ：下沼）

表－１　粒子態成分の分解速度　（１／日）

	上沼		下沼	
	10℃	20℃	10℃	20℃
POC	0.109	0.150	0.046	0.097
PON	0.099	0.130	0.031	0.133
POP	0.108	0.133	0.026	0.173
PCOD	0.131	0.133	0.046	0.097

注）１次反応により分解するとして0～10日間のデータを用いて求めた定数ｋである。

表－２　溶解態物質の分解速度　（１／日）

	上沼		下沼	
	10℃	20℃	10℃	20℃
DOC	0.014	0.040	0.00	0.051
DON	0.007	0.035	0.001	0.051
DOP	0.019	0.056	0.019	0.045
DCOD	0.002	0.038	0.008	0.050

注）１次反応により分解するとして、0～10日間のデータを用いて求めた定数ｋである。

D_{Mn}の変化量を調べた。この結果、DOの増加量に対しTCは0．25倍の減少量に対し、TOCでは0．87倍、COD_{Mn}では0．68倍の増加量が見られ、異なる結果が得られた。DOが過飽和状況であることや短時間での有機物の増加量が比較的小さいこと等が原因として考えられるが、生産量算定のための指標の選定について今後検討が必要である。

④生産が認められる場合、TOC，COD_{Mn}のほか、D・COD，D・TOCの増加も見られ、光合成による藻類生産の影響は粒子態ばかりでなく、溶解態有機物の増加をもたらせることが確認された[1)]。また、溶解態の無機性窒素（$NO_{2+3}-N$，NH_4-N）無機性リン（$D \cdot PO_4-P$）の減少も見られた。

⑤暗ビンを用いた結果から藻類の呼吸速度を求めると、計測時間の長さにより異なり、半日の短期間では0.45～1.0 mgO_2/hrであったが、3日間置いたものは0.12～0.18mgO_2/hrと日中の呼吸量の方が通日のものより大きい傾向にあり、藻類の呼吸速度が昼夜で異なる事が示唆された[2)]。

3．3流入負荷量調査

手賀沼流入する汚濁負荷量を把握するため、2大河川の大堀川（呼塚）と大津川（申沼橋）において晴天時と雨天時の汚濁負荷量調査を継続して実施した。

3．3．1　調査方法

大堀川と大津川に水位計を設置し、水位データを連続的に計測した後、別途求めた水位－流量曲線から流量に変換した。また、水質データは自動採水器を用いて採取し、分析に供した。また降雨量のデータは流域で観測されている4箇所の時間データをティーセン分割して算定した。

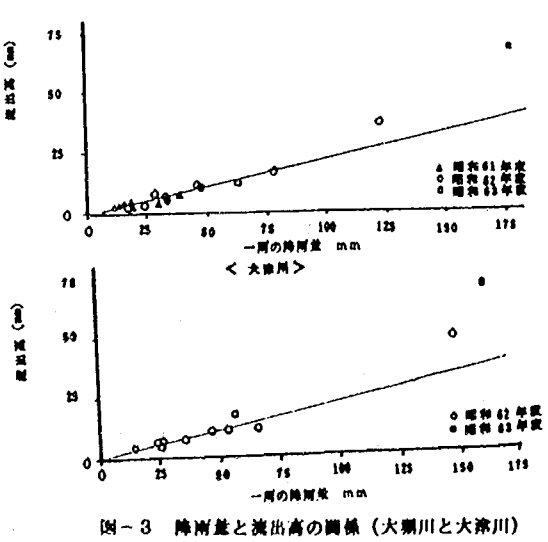
3．3．2調査結果と考察

（1）今年度と過年度の降雨量と一雨による流出高との関係をまとめると図－3のようになる。ここでは調査時点の晴天時の流量をあらかじめ差し引いてプロットしている。降雨量と流出高の関係は降雨量100mm前後のデータが十分ではないので大降雨時の流出高の把握は不十分ではあるが、小降雨の流出率はともに30%程度でほぼ一定しているが、大堀川では100mm、大津川では120mm付近から流出率が高まることが確認された。

また、今年度と過年度に得られた一雨による流出高と汚濁負荷の流出量との関係を図－4に示した。この結果次のような傾向が見られる。

①大堀川と大津川の流出負荷量は、流域の単位面積当りに換算すると比較的似た値を示している。

②流出負荷量と流出高の関係は、水質項目により、相関性が異なる。例えば、BOD・COD・T-N・T-Pは小降雨の時から中降雨にかけて流出負荷量が、大きく増大するが、大降

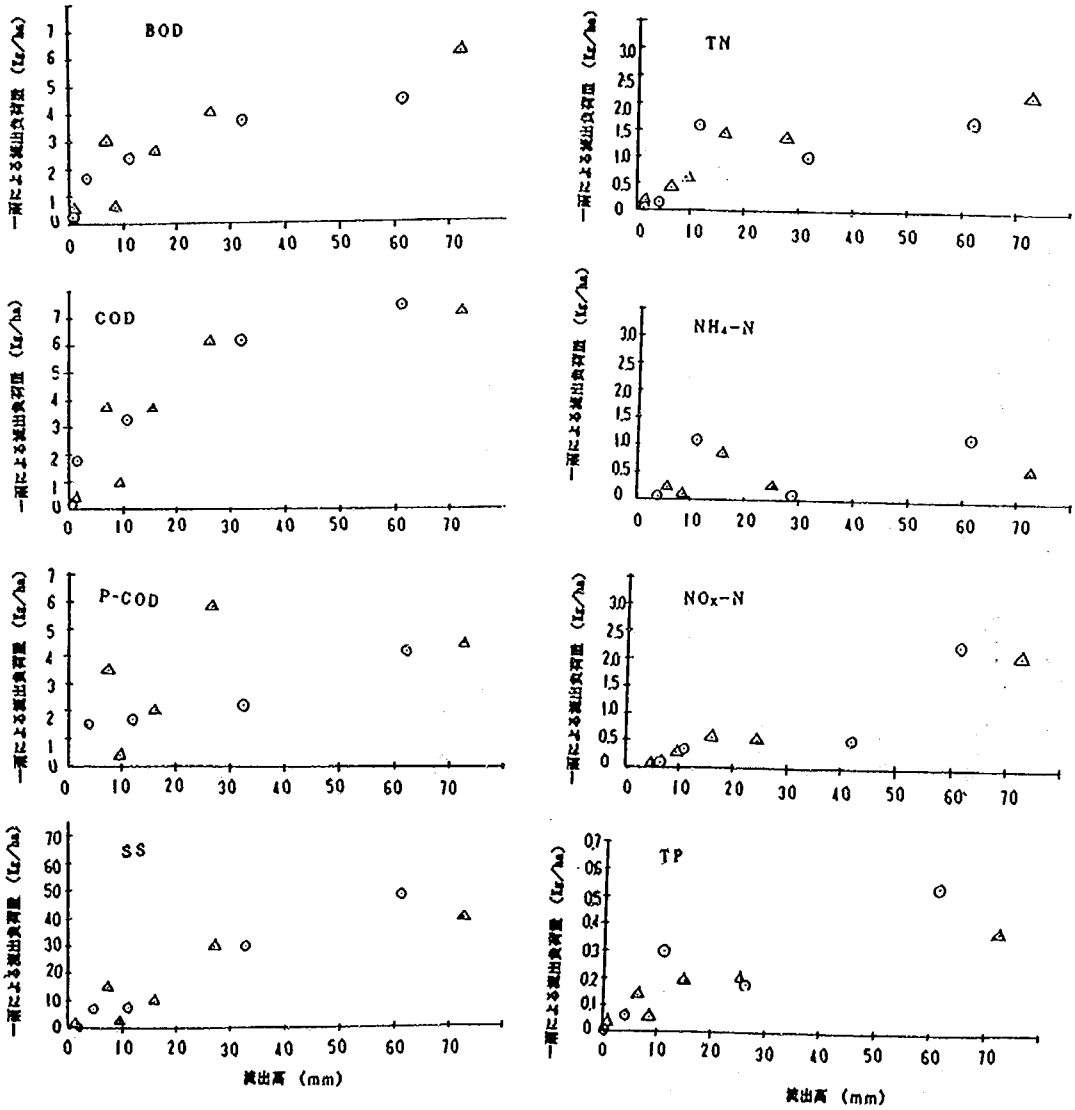


図－3　降雨量と流出高の関係（大堀川と大津川）

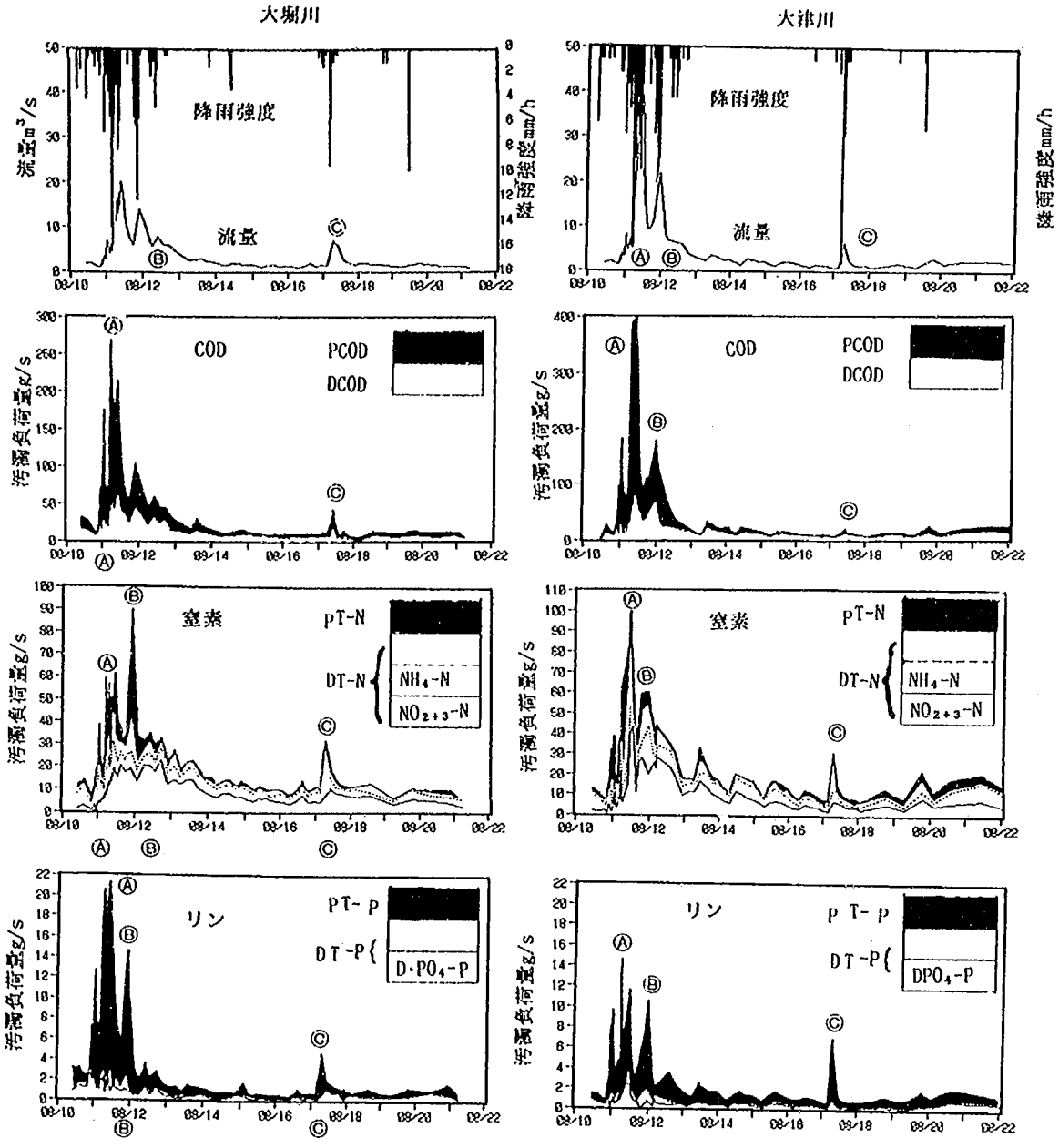
雨時の流出量頭打ちになる傾向が見られる。これは、流域内に堆積している粒子態を主とした負荷量が大きく影響しているためと思われる。この事は、小降雨から中降雨時に流出する負荷量の変動の幅が大きいことからも示唆されている。これに対してNO_x-Nは、流出高が、大きくなると急速に流出する負荷量が増大している。流域の表面に堆積されている量が少なく、大降雨時の降雨の流出率が高まる傾向と一致する事から中間流出に伴う負荷の増大が原因しているものと思われる。また、NH_4-Nは流出高との相関性はほとんど見られない。

（2）今年度の８月１０日に得られた降雨は大堀川流域で175mm、大津川流域で160mm程度と本調査の観測中で最大の降雨量となった。この結果を形態別に流出した汚濁負荷量の経時変化を図－５に示している。この特徴を述べると次のようになる。

①全ての粒子態成分は流量が増加して掃流力が大きくなる時に流出しているが、形態により流出状況が異なる。（COD）については最も流量が大きくなる時期（図－５



図－４　一雨による比流出負荷量　　（凡例　　○大堀川・△大津川）



図－5　汚濁負荷量の経時変化　（大堀川、大津川）

のA）と次に流量のピークが来る時期（B）を比はあたべると、Aに比べてBの流出負荷量がかなり減少した。また、その1週間後（C）に流出した負荷量は前回に比べ遥かに少なかった。一方、粒子態リンの流出負荷量はBではAに比べ余り減少していない。またCでも比較的多量の流出負荷量となった。この原因が何に基づくのかは今後検討が必要ではあるが、流域に堆積している粒子態ＣＯＤの堆積量には限界があり流量の増加により掃流力の増加に対し敏感に対応して流出しなかった可能性がある。ＢＯＤ、ＳＳについてもＣＯＤと同様の傾向が見られた。一方、リンについては流域内に堆積しているポテンシャルがかなり大きく、ＣＯＤに比べ掃流力の増加に敏感に対応して流出する事が示唆された。

②溶解態はａ）粒子態物質が増大するときに負荷量が増大するが、比較的短時間で平水時の負荷量レベルにもどるグループ、ｂ）降雨にともない負荷量が増大していき、降雨終了後も流量の逓減に合わせてゆっくりと減少するグループに大別されてる。ａ）のとしてNH_4-N，Ｄ・PO_4-P，Ｄ・ＴＰが、また、ｂ）のグループとしてNO_3-Nが分類される。ａ）は平水時には主に生活排水等の人の生活にともなう汚濁源から流達してくると思われるが、降雨時に負荷量の増大が見られる理由は、流域に存在する堆積物や底泥の掃流にともない回帰量が増大するためと考えられる。また、降雨が地下に浸透し、浅層地下水を押し出してその一部が中間流出してくる事が知られており、その中にNO_3-Nが多く含まれている。このためNO_3-Nの流出負荷量の多くが中間流に由来しているものと思われる。。一方、Ｄ・ＣＯＤは、概ねｂ）の挙動をしているが、 NO_3-Nと異なって粒子態ＣＯＤが増加する際に負荷量の増加が見られることがあった。このことから、ＤＣＯＤはａ）のグループの性格をも有していると思われる。

4．まとめと今後の課題

今年度の結果をまとめると次のようになる。

①手賀沼湖水を用いて粒子態成分の分解速度を求めた結果、上沼と下沼での粒子態有機物の分解速度が異なるが、溶解態有機物の分解速度は同程度であった。

②表層付近の夏の藻類生産速度を求めると1時間当りかなり大きな値が得られたが、測定方法によって値が異なる結果となった。

③大堀川と大津川で流出負荷量を調査し、降雨量と降雨によって増加する流量と流出負荷量の関係をまとめた。また、大降雨時の水質項目ごとの流出特性を整理した。

今後、季節的に分解速度と藻類生産速度を求める事を中心に、湖内の物質変遷過程を整理していく他、流域から湖内に流入する負荷量の流出モデルの作成を行う予定である。

5．参考文献

1)W.M.Darley:Algal Biology:A Physiological Approach(1982)、2)岩熊他：霞ケ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動国公研報告第6号(R-6-79)

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
研究員　塩路　勝久
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、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、その重要性は論を待たないところであり、従来から幅広く議論され、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無かった。

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ディスポーザーの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査
③圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

2．過年度の調査結果

2．1 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「個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、以下の結果を得た。

①4基の戸別合併浄化槽の排水及び戸別合併浄化槽により汚水を処理している住宅団地の排水が流入する河川等の水質を調査した結果、時間オーダーでコンスタントにはもちろんのこと、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ことがわかった。特に、戸別合併浄化槽の処理水質は各家の生活様式に左右されることが推測された。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の利点もあり、これらの評価も今後、重要である。

2．2 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、以下の課題である。

(1)ディスポーザー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)圧力式下水道システムに関する調査

このうち、(1)については、昭和６３年度にまたがる一連の調査であり、「３．昭和６３年度の調査結果」でまとめて整理した。また、(2)については、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するとともに、文献調査、現地調査により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を調査し、日本におけるマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。

３．昭和６３年度の調査結果

昭和６３年度は、前年度に引続き、調査課題のうち②及び③に関して以下の調査を実施した。

(1)ディスポーザー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)圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

3．1 ディスポーザー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、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、焼却あるいは埋め立て等の処分を行い、一方、屎尿と雑排水は下水処理場における処理がなされている。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ーにより粉砕して屎尿、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、このようなシステムを採用している事例が見受けられる。

日本においても、ディスポーザーはその利便性により使用に対する要望があるといわれている一方、下水道施設や公共用水域に対するインパクトを懸念する声も強い。

本調査は、以上の背景をふまえ、各家庭にディスポーザーが設置され、ディスポーザー排水が下水道へ流れ込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。６３年度は６２年度に引続き、実験的にディスポーザーを設置した住家をフィールドに、ディスポーザー排水の水質・水量・負荷量、ディスポーザー使用状況、ディスポーザー使用に伴うゴミ発生量・ゴミ質

の変化、ディスポーザー使用者の意見について調査した。なお、この調査は冬季、春季、夏季、秋季の計４季行ったが、冬季については６２年度分の調査であり、既に昨年度の報告書でその結果について報告がなされている。しかしながら、今回の報告はこの一連の調査のまとめということで、以下では冬季調査分についても合わせて取りまとめた。

３．１．２調査方法

首都圏にあるＴ市の一般住宅（全戸数８戸）において、ディスポーザーを使用しない場合と使用した場合について、以下の項目について調査を行なった。

① 家庭排水量、水質の変化
② ゴミ量、ゴミ性状の変化
③ 水道水使用量の変化
④ 電気使用量の変化
⑤ 配管内調査
⑥ 住民に対するアンケート調査

調査期間は、表－１に示すとおりである。すなわち、冬季、春季、夏季、秋季の４期間に、それぞれディスポーザーを使用せずに１週間、使用して１週間調査を実施した。採水方法は以下の通りである。すなわち、調査期間中、早朝６時から深夜２４時まで、各家庭からの排水を全量ポンプ井に集め、１時間ごとにこのポンプ井に溜まった排水を水中ポンプで貯留タンク（２００ℓポリタンク）に送り、水量の測定を行なったのち、よく攪拌してサンプリングした。このサンプルを流量比例させてコンポジットサンプルを作成し、分析に供した。なお、コンポシットサンプルは原則として、６時～１２時、１３時～１６時、１７時～２０時、２１時～２４時の１日４コンポジットサンプルを作成し、分析に供したが、土曜日曜及び水曜のＢＯＤ，ＣＯＤ等については、２時間ごとのコンポジットサンプルを作成し、分析に供した。土曜、日曜については、排水量が多いと予測されたため、このような時間間隔としたものである。水曜については、休日（土曜、日曜）とその他の曜日での変動をある程度把握できるようにするためである。次に、各季を通じ、ディスポーザーを使用しない１週間と、ディスポーザーを使用している１週間それぞれの各家庭からのゴミを全量収集し、縮分法により２０ｋｇ程度のサンプルとし、ディスポーザーを使用した場合と使用しない場合のゴミ量、ゴミ性状の変化を調査した。また、調査期間中、各戸のメーターにより、水道及び電気の使用量を記録し、ディスポーザーの影響を調査した。さらに、ディスポーザー設置前（冬季調査前）及び秋季調査終了後に宅内の排水管及びディスポーザー排水が流入する公共下水道管の調査を実施した。すなわち、宅内の排水管は検査用ファイバースコープ（ＰＳ１１－３０００Ａ）とカメラを用い、また公共下水道管には自

表－１　調査期間

（昭和63年）

	ディスポーザー使用せず	ディスポーザー使用
冬季	2月25日(木)～3月2日(水)	3月24日(木)～3月30日(水)
春季	5月16日(月)～5月22日(日)	5月30日(月)～6月5日(日)
夏季	8月29日(月)～9月4日(日)	9月12日(月)～9月18日(日)
秋季	11月7日(月)～11月13日(日)	11月21日(月)～11月27日(日)

走式のテレビカメラを用いて管内部の目視を試みた。次に、調査期間中の食事回数と各々の人数、ディスポーザー使用時間、使用者の意見等の内容を含むアンケート票を各戸に配布し、回収して整理した。

3．1．3調査結果

3．1．2に示した調査項目のうち、主要なものの結果について以下に示す。

表－2に排水量原単位の測定結果を示す。排水量原単位は、夏季を除き、ディスポーザーの使用により平均で約1．1倍に増加した。夏季については、ディスポーザーを使用せずに測定した1週間のうちの半分が夏休みにかかっていたため、水使用量が多かった可能性がある。

表－2　排水量原単位の変化

		冬季	春季	夏季	秋季	加重平均
排水量原単位（ℓ／人・日）	無	177.1	199.5	230.0	185.8	197.8
	有	200.2	265.4	199.5	204.0	216.5
有／無		1.13	1.33	0.87	1.10	1.09

表－3に、各水質項目負荷量原単位の変化を示す。主要な水質項目についてこの結果をまとめると、以下の通りである。

表－3　各水質項目負荷量原単位の変化

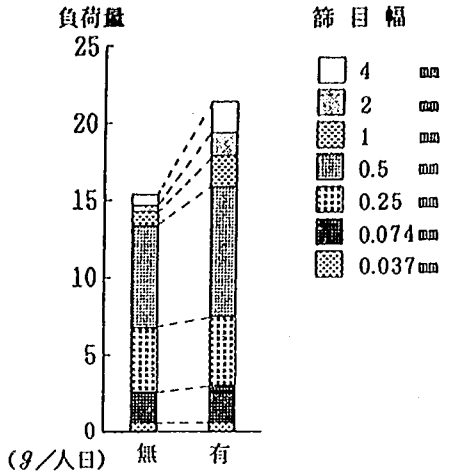
（単位：g／人・日　ただし強熱減量は%）

	冬季			春季			夏季			秋季			加重平均		
	ディスポーザー		比	ディスポーザー		比	ディスポーザー		比	ディスポーザー		比	ディスポーザー		比
	①無	②有	(②/①)	①無	②有	(②/①)	①無	②有	(②/①)	①無	②有	(②/①)	①無	②有	(②/①)
BOD	40.8	57.4	1.41	38.1	59.8	1.57	33.5	56.1	1.67	25.7	46.6	1.81	34.7	55.0	1.59
S-BOD	20.3	28.4	1.40	18.0	23.6	1.31	12.6	19.9	1.58	8.0	20.4	2.55	14.9	23.1	1.55
COD	19.7	29	1.47	18.1	26.3	1.45	16.8	20.4	1.21	16.2	27.7	1.71	17.8	25.8	1.45
S-COD	11.6	16.9	1.46	10.6	13.6	1.28	8.0	7.7	0.96	7.4	14.5	1.96	9.4	13.1	1.39
SS	30.7	37.7	1.23	35.6	50.5	1.42	29.0	36.2	1.25	33.4	41.9	1.25	32.2	41.4	1.29
強熱減量	53.4	71.1	1.33	55.9	59.4	1.06	51.2	61.7	1.21	61.2	63.0	1.03	55.4	63.8	1.15
T-N	8.8	6.9	0.78	7.7	8.2	1.06	5.8	7.7	1.33	6.2	10.0	1.61	7.1	8.2	1.15
Org-N	5.2	5.9	1.13	4.4	5.0	1.14	1.2	2.3	1.92	2.3	4.2	1.83	3.3	4.3	1.30
S-org-N	4.0	3.8	0.95	3.2	3.1	0.97	0.4	0.3	0.75	1.1	2.8	2.55	2.2	2.5	1.14
T-P	0.8	0.9	1.13	0.8	1.0	1.25	0.7	1.0	1.43	0.6	0.8	1.33	0.73	0.93	1.27
S-P	0.5	0.6	1.20	0.5	0.5	1.00	0.5	0.5	1.00	0.4	0.6	1.50	0.48	0.57	1.19
ノルマルヘキサン	3.6	2.6	0.72	2.3	2.9	1.26	2.8	5.3	1.89	3.6	6.3	1.75	3.0	4.3	1.43
硫化物	0.005	0.002	0.40	0.005	0.007	1.40	0.001	0.014	14.00	0.012	0.01	0.83	0.006	0.008	1.33
硫酸イオン	3.5	3.6	1.03	2.6	4.6	1.77	3.1	3.3	1.06	3.2	3.9	1.22	3.1	3.8	1.23

（注）強熱減量の平均については単に各測定値を単純平均したものである。

①ＢＯＤ及びＳ－ＢＯＤは、いずれも加重平均の負荷量原単位で概ね１．６倍とディスポーザーの使用により大幅な伸びを示している。一般的に考えれば、ディスポーザーの使用により固形物由来のＢＯＤが増加するのではないかと考えられるが、調査結果より見ると、ＢＯＤ及びＳ－ＢＯＤの伸びの割合が同程度である。すなわち、溶解性のＢＯＤについても固形物由来のＢＯＤと同程度の割合で増加していることになる。

②ＳＳについては、加重平均の負荷量原単位で概ね１．３倍の増加となっている。また、どのような粒径の固形物が増加しているかを調べるため、粒度分布の測定を実施した。秋季調査におけるその結果を図－１に示す。これによれば、篩目幅１㎜以上の篩で補足される固形物の負荷量原単位がディスポーザーの使用により大幅に増加していることがわかる。また、同０．０７４㎜から同０．０３７㎜の範囲の固形物はディスポーザーの使用によりそれ程増加していない。このような傾向は、他の調査期間についても同様であった。ただしこれは、ディスポーザーの種類、性能にも大きく影響されるものと思われる。



図－１　粒度分布の変化（秋季）

③Ｔ－Ｎについては、加重平均の負荷量原単位で概ね１．１５倍の増加となっている。また、Ｔ－Ｐについても、同じく概ね１．３倍の増加となっている。これらの増加割合はＢＯＤ等の増加割合よりも小さい。Ｔ－Ｎについては、家庭排水中の窒素分の多くは屎尿に由来していることを考え合わせれば説明のつく現象である。

表－４にゴミの発生量及び成分の分析結果を示す。ゴミの発生量原単位（１人１日排出量）は、ディスポーザーの使用により重量ベースで概ね２割程度の減少となっている。また、成分の分析結

表－４　ゴミの発生量及び成分の分析結果

		春季			夏季			秋季			加重平均(または合計)		
		無	有	比	無	有	比	無	有	比	無	有	比
総発生量(g)		33,418	23,329	—	24,435	19,295	—	23,925	23,400	—	81,778	66,024	—
延在宅人数(人)		148	134	—	132	148	—	134	135	—	414	417	—
１人１日排出量(g/人日)		226	174	0.77	185	130	0.70	179	173	0.97	198	158	0.80
見掛比重(Kg/ℓ)		0.146	0.086	0.59	0.132	0.067	0.51	0.148	0.084	0.57	0.142	0.079	0.56
三成分	全水分(%)	60	41	0.68	63	40	0.63	55	46	0.84	59	42	0.71
	全灰分(%)	9	7	0.78	4	5	1.25	4	3	0.75	6	5	0.83
	可燃分(%)	31	52	1.68	33	55	1.67	41	51	1.24	35	53	1.51
低位発熱量(Kcal/Kg)		1,530	2,730	1.78	1,400	2,930	2.09	1,840	2,420	1.32	1,562	2,679	1.69
総発熱量(Kcal/Kg)		5,170	5,470	1.06	5,250	5,830	1.11	5,220	5,420	1.04	5,209	5,557	1.07

（注）低位発熱量は実測値である。

果によれば、水分が６０％程度から４０％程度へ減少し、その分、可燃分の割合が増加している。これに伴って、低位発熱量が概ね１．７倍程度に増加し、発熱量も概ね１．１倍程度に増加している。これらは、水分の多い厨芥類が大幅に減少したためである。

テレビカメラによる公共下水道管内の目視によれば、管内の異常な堆積物は特に認められなかった。また、ファイバースコープによる建物内配管の目視によっても、配管内の異常な堆積物は特に認められなかったが、調査期間中建物内配管に３回つまりが発生し（それぞれ場所は別）高圧洗浄を行なった。ただし洗浄の結果、さびコブ等が排出され、このつまりが純粋にディスポーザーの設置の影響かどうかは不明である。また、調査終了後、宅地内の地下埋設管を清掃したところ、多量の固形物が回収された。

表－５　ディスポーザー使用後の感想調査結果

質問項目	３月 調査開始直後			１１月 調査終了時			備考
	夫	妻	計	夫	妻	計	
1．ディスポーザを使って良かったか。							
①　大変良かった。		1	1	2	1	3	
②　良かった。	6	6	12	4	5	9	
③　期待した程ではなかった。	1		1	2	1	3	
④　期待はずれだった。		1	1			0	
⑤　その他	1		1			0	
2．ディスポーザを使って良かった点。							
①　家の中が衛生的になった。	6	5	11	5	6	11	
②　周辺環境が快適になった。			0			0	
③　ごみ出しの煩雑さが解消された。	1	3	4	1	3	4	
④　その他			0			0	
3．ディスポーザを使って良くなかった点							
①　音・振動について。	6	6	12	5	5	10	
②　性能について。	3	2	5	2	1	3	
③　故障について。			0	1	2	3	
④　その他	1	2	3	1	1	2	
4．良くなかった点							
1）音・振動（自宅）							
①　気にならない程度	1	2	3	2	1	3	
②　テレビの音が聞こえなくなる。	6	5	11	4	5	9	
③　テレビの音が全く聞こえなくなる。	1		1	1	1	2	
④　その他		1	1	1		1	
2）音・振動（隣家）							
①　殆ど聞こえない	8	8	16	6	5	11	
②　多少聞こえる。			0	2	2	4	
③　うるさく聞こえる。			0			0	
④　その他			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	3	3	6	
②　その他	4	4	8	3	2	5	
5．ディスポーザを購入したいと思いますか							
①　購入したい。	1		1	5	4	9	
②　もう少し安ければ購入したい。	6	3	9		1	1	
③　安くなっても購入しない。	3	3	6	1	1	2	
④　その他	3	2	5	2	1	3	

表－５に、アンケートにより調査したディスポーザー使用の感想調査の結果を、ディスポーザーの使いはじめである冬季調査開始直後の時点と、使用を開始して十分時間が経過した秋季調査終了の時点とを比較して示した。この結果より特徴的な事項をまとめると以下の通りとなる。

①ディスポーザーを使用して良かったかという質問に対して、多くの人が「良かった」、または「たいへん良かった」と答えており、特に冬季調査時点では１人であった「たいへん良かった」が、秋季調査終了後では３人となっている。

②ディスポーザーを使って良くなかった点について聞いたところ、音・振動に対する苦情が飛び抜けて多かった。

③ディスポーザーを購入したいと思いますかと聞いたところ、冬季調査時点では「購入したい」１人、「安くなっても購入しない」６人であったのに対し、秋季調査終了後では、それぞれ９人、２人と逆転しており、①の結果と合わせて、ディスポーザーを長く使用するに従い、使用者がその利便性を評価していることがうかがえる。

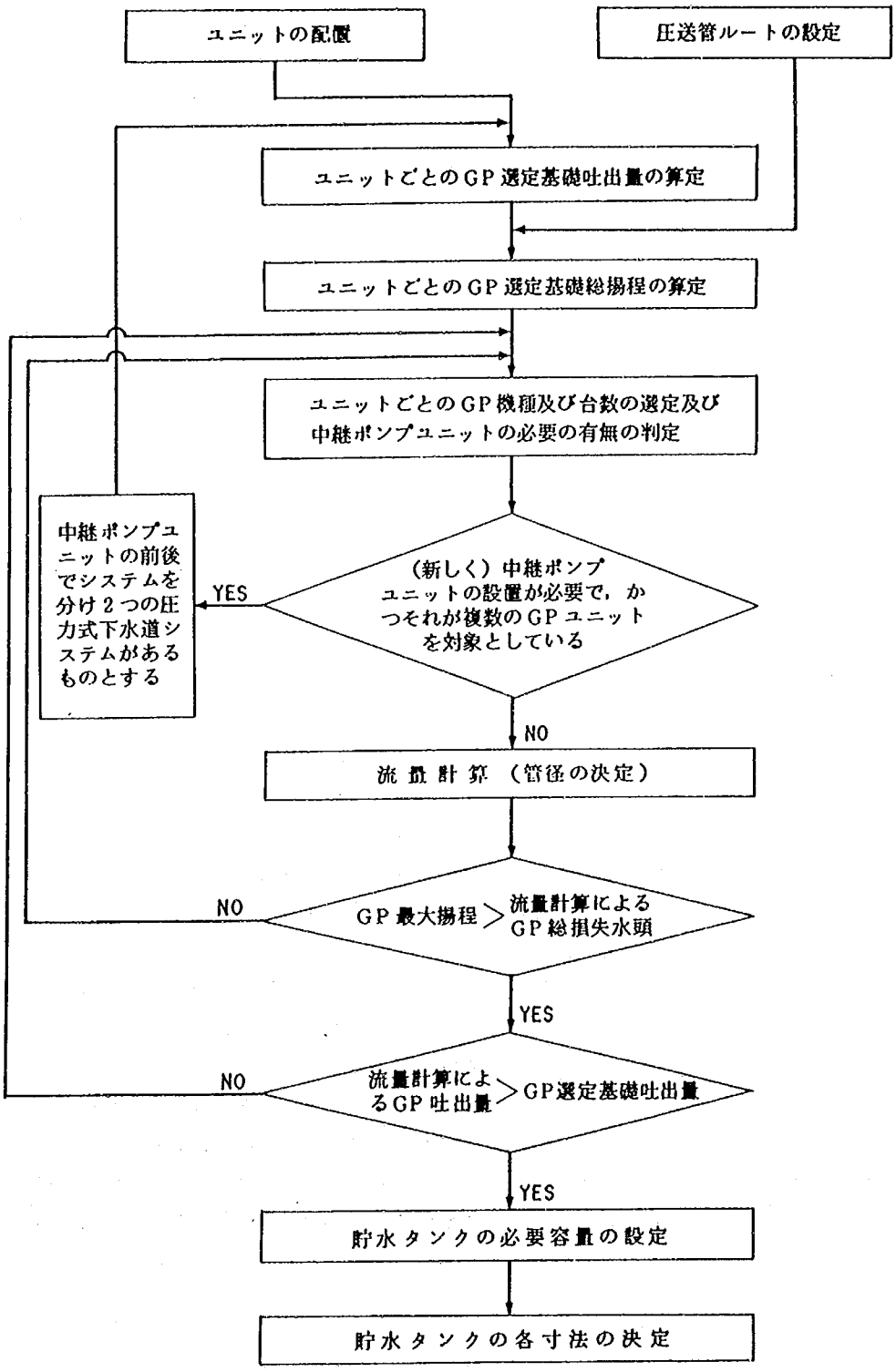
アンケート調査によれば、ディスポーザーの使用形態として、大きく分類すると、１日に発生する厨芥を１日１回集中的にディスポーザーにより処理する形態（１日１回程度の使用頻度；季節によっても若干の違いはあるが、概ね３家庭であった）と厨芥が発生するたびにディスポーザーにより処理する形態（１日３～４回の使用頻度；同５家庭）の家庭とに分れた。両者を含め、平均的な使用時間は１日３～５分程度で、１回当り１～２分程度であった。

3．2 圧力式下水道システムに関する調査

圧力式下水道システムに関する調査としては、昭和６３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つくば市大角豆地区に設置した実規模実証実験施設の建設、維持管理を通じて得られたデータ等をもとにして、圧力式下水道システムに関する技術指針の原案の作成の検討を行った。圧力式下水道システムの設計手順は図－２に示すとおりである。以下においては、これらの検討作業のうち、システム設計上重要と思われるピーク水量（時間最大水量）及びグラインダーポンプ（以下ＧＰ）の同時運転台数の検討を取り上げ、その経過を報告するものとする。

3．2．1 ピーク水量（時間最大水量）の検討

圧力式下水道システムは既に海外において実用化されている技術であり、その設計は原則として１日のうちのピーク水量を基にしている。しかしながら海外諸国と日本では、水の使用形態に大きな違いがあるものと予想される。特に、日本においては風呂おけにお湯を充たした入浴方法を取っているので、風呂を排水したときの水量が大きく、したがってピーク水量が大きくなる可能性がある。たとえば、米国SWPA の Submersible Sewage Pumping Handbook によれば、夕方の４時間の間に１日の水量の６０％が流入するものと仮定している。これに対し、図－３は日本における延べ家庭数（観測家庭数×１家庭当たり観測日数）１５６の家庭の１日当りの排水量と時間最大水量の関係を示したものである。この図によると、時間最大水量５００ℓ～６００ℓがほぼ日常的に流出し



図－2　圧力式下水道システム設計手順（案）

ていることがわかる。すなわち、日水量の1／2～1／3が1時間の間に流出していることになる。時間最大水量は、

①ＧＰの選定

②貯水タンクの容量の設定

③同時運転台数の設定

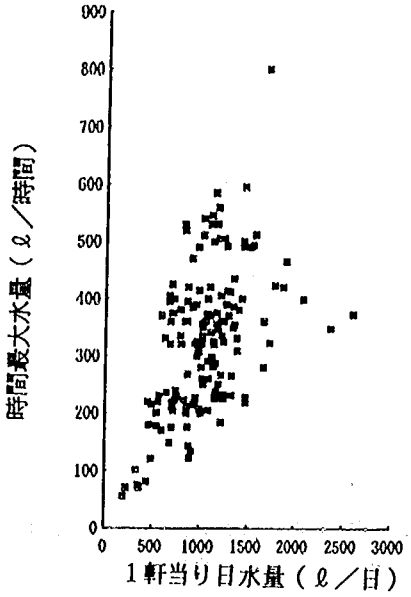
と、圧力式下水道システムの重要な部分の決定にかかわっているため、この時間最大水量を適切に設定することが経済的・効果的なシステムを構築するうえで重要なポイントとなる。

3．2．2ＧＰの同時運転台数の検討

ＧＰの同時運転台数は圧送管を設計するうえで重要な項目であり、対象とする複数台のＧＰのうち、1日に1回程度の確率で同時に運転される最大の台数のことである。海外諸国においては、さまざまな台数が提案されている。たとえば、表－6は、米国の Environment-One 社が提案している同時運転台数である。一方、表－7は、つくば市大角豆地区の実証実験施設より得られた同時運転台数の実測値である。大角豆地区の同時運転台数は表－6のそれと比べ、小さめの値が出ている。同時運転台数は、ＧＰの能力や貯水タンクの容量に影響されると考えられるが、住民の水使用形態にも大きく影響されるものと考えられる。従って、圧力式下水道システムを日本に適用するに際しては、この同時運転台数についても日本独自の台数を設定する必要があるものと考えられる。

3．3 真空式下水道システムに関する調査

真空式下水道システムに関する調査とし



図－3　日水量と時間最大水量の関係

表－6　E-One 社の同時運転台数

GP 系列のシステム内の全体数量 ……（ユニット数）	同時に運転される最大の数量
1	1
2-3	2
4-9	3
10-18	4
19-30	5
31-50	6
51-80	7
81-113	8
114-146	9
147-179	10
180-212	11
213-245	12
246-278	13
279-311	14
312-344	15

表－7　実証実験施設の同時運転台数

（単位；延べ回数　：　全７３日）

全ＧＰ数	２台同時運転		３台同時運転	
		1日当り回数		1日当り回数
2-A	5	0.086	0	-
2-B	6	0.082	0	-
4	45	0.62	0	-
5	56	0.77	0	-
6	105	1.44	5	0.068
7	124	1.70	6	0.082
8	183	2.51	11	0.15

注）２－Ａ，２－Ｂとは、全ＧＰ数が２台である管路が２区間あったため、それを区別したものである。

ては、昭和６３年度は、主として文献調査により海外諸国における真空式下水道システムの計画・設計・維持管理に関する実態を調査し、日本におけるマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。また、真空式下水道システムに関する共同研究の一環として、Y市処理場内の沈砂池に対応性・耐久性テストモデルプラントを設置した。このプラントを使用して、異物の侵入に対する対応性テストを実施したところ、一般家庭より流入するであろうと考えられる異物によるつまり、故障等の異常は認められなかった。

４．今後の検討課題

平成元年度以降残されている検討課題としては、以下の通りである。

①ディスポーザー排水の処理性調査、汚泥処理への影響調査、管きょ内における堆積状況調査を実施し、ディスポーザーが下水道施設へ与える影響を明らかにすること。

②圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する技術開発を行うとともに、圧力式下水道システムに関しては早期に技術指針を作成すること。真空式下水道システムに関しては、引続き基礎的資料の収集に努めるとともに、技術指針の作成に着手すること。

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である管内貯留方式に関して昭和60年度より調査研究を進めてきた。今年度は最終年度として、①P市A幹線における管きょ洗浄調査、堆積物調査、負荷量調査およびポンプ運転水位の変更による放流量削減効果調査、②雨天時下水の貯留による水質経時変化実験を行なったのでその結果を報告する。

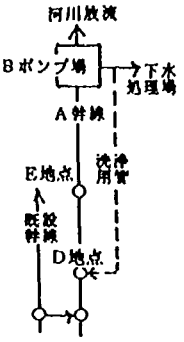


図1　A幹線とBポンプ場

2．P市A幹線における洗浄調査、堆積物調査

2．1　A幹線の概要

調査対象としたA幹線は、合流式下水道地区の浸水対策用に建設された。その概略図を図1に示す。最大管径6m、貯留量30,000m³（5割水深時）、排水面積 1100haであり、下流側にBポンプ場（最大排水能力57.5m³／秒）を有する。豪雨時にポンプによる雨水排除を行う一方、小降雨時に管渠内貯留を行い、降雨終了後に貯留水を下水処理場に送水し、越流汚濁負荷削減を行っている。また貯留水は幹線洗浄用としてA幹線上流のD地点に送水可能である。幹線底面は、図2に示すように平坦部と側溝部からなる。平坦部から側溝部へは2％の勾配がついており、洗浄された平坦部の堆積物は側溝部に流れ込むようになっている。

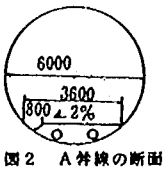


図2　A幹線の断面

2．2　洗浄調査の概要

洗浄調査の結果の概要を表1に示す。第2、3、4回調査でのE地点およびBポンプ場流入地点での流量観測結果によれば、E地点では送水した洗浄水の23～28％のみが観測されたが、Bポンプ場ではほぼ全量が到達していることから、洗浄水の残りの部分は管の途中から幹線内に流出したと考えられる。

表1　洗浄調査の結果の概要

調査回	調査日	送水時間 hr	送水量 m³ (a)	送水量 m³/分	観測流量 E地点 m³/日 (b)		観測流量 Bポンプ場流入地点 m³/日 (c)	
						(b)/(a)		(c)/(a)
1	88.3.18	3	4770	26.5				
2	88.5.17	3	4310	23.9	1200	(0.28)	3700	(0.86)
3	88.10.20	3.5	5160	24.6	1422	(0.28)	4599	(0.89)
4	88.12.19	2.75	4180	25.3	954	(0.23)	4032	(0.96)

4回の調査を通じて、幹線平坦部にはところどころに数mm程度の堆積物しか存在しなかったので、洗浄による平坦部の堆積物除去効果は確認できなかった。一方幹線側溝部の堆積厚を洗浄の前後で測定し

たところ、3回目調査では10cmから9cmに減少した(ある1地点での結果)が、4回目調査では洗浄前と洗浄後の堆積深がそれぞれ2.5～13cm、0.5～16cmとばらつきの多い結果となり、明確な結論を見いだせなかった。

2．3　堆積物調査

洗浄時に管内堆積物を採取、分析を行なった。堆積物は汚泥状の有機質と砂状の無機質があり、両者の性状が異なっていたので、汚泥、砂を別々にまとめた結果を表2に示す。

堆積物の性状は、各項目とも昨年度実施した降雨前後の堆積物調査結果と殆ど同じ値であり、また、側溝部の砂と平坦部の砂の比較を行なうと、含水率、強熱減量、全炭素、有機炭素、硫酸イオン濃度は側溝部が低かったが、比重、硫化物濃度は側溝部が高かった。

表2　洗浄前後の堆積物の性状

		比重	含水率(%)	強熱減量(%)	全炭素(%)	有機炭素(%)	硫化物(mg/g)	硫酸イオン(μg/g)
汚泥								
	平均	2.499	72.8	38.9	14.6	120.7	2.4	290
	最大	2.702	84.6	56.4	29.6	28.1	8.4	530
	最小	2.316	52	17.5	5.1	1.9	0.4	130
平坦部砂								
	平均	2.597	21.9	1.46	0.673	0.3	0.745	204
	最大	2.693	27.3	4.3	2.7	1.5	3.2	350
	最小	2.433	17	0.5	0.1	0.1	0.01	44
側溝部砂								
	平均	2.635	19.7	1	0.425	0.175	1.31	89.5
	最大	2.653	21.2	1.3	0.6	0.2	3.1	290
	最小	2.592	18.5	0.8	0.3	0.1	0.03	10

3．負荷量調査

3．1　調査の概略

D地点、Bポンプ場流入地点、放流水、下水処理場送水の各地点での負荷量調査の結果を表3、4、5にまとめる。採水、分析については自動採水器により、水位上昇を検知して採水を開始し、15分おき

表3　A幹線負荷量調査結果一覧（その1）

No.	date	降雨量(mm)	10分強度(mm)	流量(m³) D地点	流量(m³) Bﾎﾟﾝﾌﾟ場	流量(m³) 送水	流量(cum) D地点	流量(cum) Bﾎﾟﾝﾌﾟ場	流量(cum) 放流	流量(cum) 送水	BOD平均水質(mg/l) D地点	BOD平均水質(mg/l) Bﾎﾟﾝﾌﾟ場	BOD平均水質(mg/l) 放流	BOD平均水質(mg/l) 送水	COD平均水質(mg/l) D地点	COD平均水質(mg/l) Bﾎﾟﾝﾌﾟ場	COD平均水質(mg/l) 放流	COD平均水質(mg/l) 送水	SS平均水質(mg/l) D地点	SS平均水質(mg/l) Bﾎﾟﾝﾌﾟ場	SS平均水質(mg/l) 放流	SS平均水質(mg/l) 送水
1	62.09.11	22.8	5.8	6.59	4.78	1.82	72550	72550	52600	20050	-----	123.0	22.40	25.9	----	164.0	15.50	27.2	-----	1488.0	19.9	19.4
2	62.09.24	23.5	2.8	5.12	3.49	4.39	56360	54860	38400	15360	4.29	45.3	4.94	56.5	10.0	33.9	6.32	53.2	8.0	76.0	10.4	184.0
3	62.10.11	7.7	0.4	0.38	----	0.81	4270	5170	-----	8970	12.90	-----	-----	34.0	10.0	-----	-----	43.0	29.0	------	-----	51.9
4	62.10.16	4.5	0.9	0.88	----	0.97	9750	9750	-----	10750	8.69	-----	-----	29.8	13.0	-----	-----	40.0	7.0	------	-----	138.0
5	62.10.24	29.5	1.9	7.31	4.70	2.74	80460	80460	51800	30160	29.90	41.0	20.40	16.5	22.9	33.0	15.70	13.3	48.9	49.9	23.3	48.7
6	62.10.30	19.3	8.0	7.58	5.56	1.96	83420	83420	61200	21620	18.90	-----	-----	15.1	17.9	-----	-----	14.8	49.9	------	-----	53.6
7	62.11.03	11.5	0.8	0.89	----	0.89	9800	9800	-----	9800	67.00	48.4	-----	34.4	43.9	37.7	-----	29.4	129.0	76.8	-----	79.1
8	62.11.27	17.7	2.0	3.24	2.38	1.59	35650	38650	26250	17500	16.90	-----	78.80	27.8	13.9	-----	65.50	21.3	12.0	------	225.0	49.4
9	62.12.05	9.7	0.5	0.28	----	0.46	3120	3120	-----	5120	8.91	-----	-----	14.5	14.0	-----	-----	15.5	29.0	------	-----	51.9
10	63.01.04	8.8	1.3	1.14	----	----	12600	5600	-----	-----	20.00	-----	-----	----	13.9	-----	-----	----	43.0	------	-----	-----
11	63.01.07	5.3	0.6	0.65	----	----	7200	1000	-----	-----	120.00	-----	-----	----	64.0	-----	-----	----	200.0	------	-----	-----
12	63.01.21	9.2	2.4	2.65	----	2.61	29210	28810	-----	28710	60.90	-----	-----	36.9	41.0	-----	-----	42.8	180.0	------	-----	84.9
13	63.02.23	10.3	0.5	0.34	----	0.53	3840	3840	-----	5840	19.00	-----	-----	78.7	15.0	-----	-----	57.5	30.9	------	-----	144.0
14	63.02.29	8.6	0.3	0.16	----	0.40	1800	1800	-----	4400	48.00	-----	-----	45.6	48.0	-----	-----	49.7	130.0	------	-----	103.0
15	63.03.11	24.8	2.7	8.68	7.79	1.37	95510	96610	85700	15110	65.90	55.4	145.00	33.6	41.0	43.4	85.70	29.7	129.0	211.0	379.0	86.6
16	63.03.14	11.8	1.2	2.16	----	2.11	23760	23560	-----	23260	-----	109.0	-----	27.6	----	64.9	-----	25.4	-----	239.0	-----	68.3
17	63.03.17	17.9	0.7	0.47	----	0.72	5220	6620	-----	7920	100.00	-----	-----	63.0	46.9	-----	-----	56.9	119.0	------	-----	280.0
18	63.03.25	19.7	1.0	2.81	----	2.91	30940	30940	-----	32040	-----	-----	-----	21.1	----	-----	-----	17.5	-----	------	-----	20.8
19	63.04.07	23.3	0.8	3.06	----	2.32	33740	33800	-----	25520	54.80	20.1	-----	23.6	42.0	21.8	-----	20.9	169.0	30.1	-----	29.7
20	63.04.12	27.8	1.2	6.97	5.31	1.99	76670	76700	58500	21930	71.00	42.5	68.80	52.8	38.9	40.8	45.80	27.2	139.0	68.8	211.0	99.8
21	63.04.29	5.4	0.5	1.39	----	1.44	15300	15900	-----	15880	20.90	20.4	-----	32.3	20.9	21.2	-----	35.6	19.0	25.4	-----	37.3
22	63.05.03	11.6	1.7	3.30	2.62	1.92	36300	39600	28900	21200	31.90	34.8	100.00	14.1	25.0	31.0	61.20	15.7	85.9	44.9	316.0	34.6
23	63.05.07	33.3	2.5	11.80	9.85	2.36	130300	130300	108400	26020	26.00	36.8	56.00	15.7	20.0	28.3	41.00	10.6	85.1	188.0	223.0	40.3
24	63.05.11	37.5	3.9	9.49	7.47	2.10	104460	104900	82200	23150	31.00	27.5	62.40	26.4	25.0	22.4	30.00	24.3	70.0	67.3	192.0	82.9
25	63.09.03	55.3	10.2	27.40	25.00	2.31	301500	301500	275300	25480	96.80	57.5	55.90	33.9	84.9	48.3	35.90	24.0	149.0	94.0	200.0	67.1
26	63.11.23	11.6	1.3	2.40	1.73	1.51	26400	32300	19100	16610	79.90	48.1	62.80	50.0	57.9	38.8	56.00	36.0	159.0	88.4	439.0	180.0
27	01.01.19	50.6	4.1	19.70	17.90	1.76	217000	217000	197900	19460	48.80	46.3	68.20	45.0	28.0	36.9	45.90	43.9	100.0	76.3	219.0	94.0
28	01.02.16	63.2	4.4	13.80	13.00	----	152640	147200	144000	-----	38.90	27.9	55.90	----	29.0	26.9	40.90	----	68.1	80.1	240.0	-----

表 4　A幹線負荷量調査結果一覧（その２）

No.	date	降雨量 (mm)	10分強度 (mm)	BOOD負荷量(Kg) D地点	B&ﾝﾌﾟ場	放流	送水	COD負荷量(Kg) D地点	B&ﾝﾌﾟ場	放流	送水	SS負荷量(Kg) D地点	B&ﾝﾌﾟ場	放流	送水
1	62.09.11	22.8	5.8	-----	8930	1180	521	------	11900	819	546	-----	108000	1050	390
2	62.09.24	23.5	2.8	242.0	2490	190	868	564.0	1860	243	818	451	4170	402	2840
3	62.10.11	7.7	0.4	55.5	-----	-----	305	42.7	-----	-----	386	124	------	-----	466
4	62.10.16	4.5	0.9	84.8	-----	-----	321	127.0	-----	-----	430	68	------	-----	1490
5	62.10.24	29.5	1.9	2410.0	3300	1060	500	1850.0	2660	814	402	3940	4020	1210	1470
6	62.10.30	19.3	8.0	1580.0		-----	328	1500.0	-----	-----	320	4170	------	-----	1160
7	62.11.03	11.5	0.8	657.0	475	-----	338	431.0	370	-----	289	1270	753	-----	776
8	62.11.27	17.7	2.0	606.0	-----	2070	488	499.0	-----	1720	373	428	------	5930	865
9	62.12.05	9.7	0.5	27.8	-----	-----	75	43.7	-----	-----	80	91	------	-----	266
10	63.01.04	8.8	1.3	252.0	-----	-----	----	176.0	-----	-----	---	542	------	-----	----
11	63.01.07	5.3	0.6	864.0	-----	-----	----	461.0	-----	-----	---	1440	------	-----	----
12	63.01.21	9.2	2.4	1780.0	-----	-----	1060	1200.0	-----	-----1230		5260	------	-----	2440
13	63.02.23	10.3	0.5	73.0	-----	-----	460	57.6	-----	-----	336	119	------	-----	845
14	63.02.29	8.6	0.3	86.4	-----	-----	201	86.4	-----	-----	219	234	------	-----	454
15	63.03.11	24.8	2.7	6300.0	5360	12500	509	3920.0	4200	7350	314	12400	20400	32500	1310
16	63.03.14	11.8	1.2	-----	2590	-----	642	------	1530	-----	592	-----	56500	-----	1590
17	63.03.17	17.9	0.7	522.0	-----	-----	499	245.0	-----	-----	451	626	------	-----	2220
18	63.03.25	19.7	1.0	-----	-----	-----	678	------	-----	-----	561	-----	------	-----	668
19	63.04.07	23.3	0.8	1850.0	681	-----	603	1420.0	740	-----	534	5730	1020	-----	759
20	63.04.12	27.8	1.2	5450.0	3260	4030	1160	2990.0	3130	2680	597	10700	5280	12400	2190
21	63.04.29	5.4	0.5	321.0	325	-----	514	321.0	338	-----	566	291	404	-----	593
22	63.05.03	11.6	1.7	1160.0	1380	2910	300	908.0	1230	1770	333	3120	1780	9160	735
23	63.05.07	33.3	2.5	3390.0	4810	6080	409	2610.0	3700	4450	277	11100	24600	24200	1050
24	63.05.11	37.5	3.9	3240.0	2890	5130	613	2610.0	2360	2470	564	7310	7070	15800	1920
25	63.09.03	55.3	10.2	29200.0	17366	15400	866	25600.0	14566	9910	612	45200	28366	55100	1710
26	63.11.23	11.6	1.3	2110.0	1556	1200	831	1530.0	1256	1070	598	4220	2856	8400	2990
27	01.01.19	50.6	4.1	10600.0	10050	13500	876	6080.0	8010	9100	856	21700	16560	43500	1830
28	01.02.16	63.2	4.4	5950.0	4120	8060	----	4430.0	3970	5900	---	10400	11800	34560	----

表 5　A幹線負荷量調査結果一覧（その３）

No.	date	降雨量 (mm)	10分強度 (mm)	負荷量比 (B&ﾝﾌﾟ場/D地点) BOD	COD	SS	送水/(放流+送水) BOD	COD	SS	送水/(放流+送水) BOD	COD	SS	(放流+送水)/D地点流入 BOD	COD	SS
1	62.09.11	22.8	5.8	-----	----	----	0.31	0.40	0.27	----	----	----	----	----	-----
2	62.09.24	23.5	2.8	10.29	3.30	9.25	0.82	0.77	0.88	0.79	0.43	0.89	4.37	1.88	7.19
3	62.10.11	7.7	0.4	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	5.50	9.04	3.76
4	62.10.16	4.5	0.9	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	3.79	3.39	21.82
5	62.10.24	29.5	1.9	1.37	1.44	1.02	0.32	0.33	0.55	0.44	0.44	0.31	0.65	0.66	0.68
6	62.10.30	19.3	8.0	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	0.21	0.21	0.28
7	62.11.03	11.5	0.8	0.72	0.86	0.59	----	----	----	----	----	----	0.51	0.67	0.61
8	62.11.27	17.7	2.0	-----	----	----	0.19	0.18	0.13	3.42	3.45	13.86	4.22	4.19	15.88
9	62.12.05	9.7	0.5	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	2.70	1.83	2.94
10	63.01.04	8.8	1.3	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----
11	63.01.07	5.3	0.6	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----
12	63.01.21	9.2	2.4	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	0.60	1.03	0.46
13	63.02.23	10.3	0.5	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	6.30	5.83	7.10
14	63.02.29	8.6	0.3	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	2.33	2.53	1.94
15	63.03.11	24.8	2.7	0.85	1.07	1.65	0.04	0.04	0.04	1.98	1.88	2.62	2.06	1.96	2.73
16	63.03.14	11.8	1.2	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----
17	63.03.17	17.9	0.7	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	0.96	1.84	3.55
18	63.03.25	19.7	1.0	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----
19	63.04.07	23.3	0.8	0.37	0.52	0.18	----	----	----	----	----	----	0.33	0.38	0.13
20	63.04.12	27.8	1.2	0.60	1.05	0.49	0.22	0.18	0.15	0.74	0.90	1.16	0.95	1.10	1.36
21	63.04.29	5.4	0.5	1.01	1.05	1.39	----	----	----	----	----	----	1.60	1.76	2.04
22	63.05.03	11.6	1.7	1.19	1.35	0.57	0.09	0.16	0.07	2.51	1.95	2.94	2.77	2.32	3.17
23	63.05.07	33.3	2.5	1.42	1.42	2.22	0.06	0.06	0.04	1.79	1.70	2.18	1.91	1.81	2.27
24	63.05.11	37.5	3.9	0.89	0.90	0.97	0.11	0.19	0.11	1.56	0.95	2.16	1.77	1.16	2.42
25	63.09.03	55.3	10.2	0.59	0.57	0.63	0.05	0.06	0.03	0.53	0.39	1.22	0.56	0.41	1.26
26	63.11.23	11.6	1.3	0.74	0.82	0.68	0.41	0.36	0.26	0.57	0.70	1.99	0.96	1.09	2.70
27	01.01.19	50.6	4.1	0.95	1.32	0.76	0.06	0.09	0.04	1.27	1.50	2.00	1.36	1.64	2.09
28	01.02.16	63.2	4.4	0.69	0.90	1.13	----	----	----	1.35	1.33	3.32	1.35	1.33	3.32

に１ℓをサンプリングした。昭和62年度P市実施分の24回（62.9.11～63.5.11）と昭和63年度土木研究所実施分の４回（63.9.3～1.2.16）の計28回行った。

３．２　A幹線への流入量、放流量、送水量

排水面積を1100haとしたとき、調査対象降雨の総降雨量582mmに対する流入量、放流量、送水量の総量をmmで表すと、それぞれ150mm、110mm、41mmであった。これを１降雨あたりの平均でみると、それぞれ5.4mm，3.9mm，1.5mmであった。ただし放流のあった14回のみを対象とすると、流入量9.5mmに対し、放流量は8.0mmであった。

それぞれの降雨に対し、降雨量と流入量、放流量、送水量との関係をみると、流入量、放流量ともに降雨量と強い相関がみられた。送水量と降雨量の間にも比較的強い相関がみられたが、降雨量が増加しても、送水量は頭打ちとなった。

３．３　負荷量、平均水質

１）D地点流入水

降雨強度が大きいほど既設幹線内流量、流速、掃流力が大きくなり、D地点流入水水質も高くなることが予想された。10分間最大降雨量とD地点流入水水質の間にBOD、CODにおいてわずかに正の相関がみられたが、SSは明確な相関が現われなかった。また降雨量とD地点流入負荷量は比較的正の相関が強かった。全調査の平均BOD、COD、SSはそれぞれ47、36、91mg/lであった。

２）Bポンプ場流入水

D地点流入水と同様に、降雨強度が大きいほど、掃流力が大きくなり、Bポンプ場流入水水質が高くなることが予想された。しかし、D地点流入水と同様、10分間最大降雨量とBポンプ場流入水水質の間にBODCODにおいてわずかに正の相関がみられたものの、SSについては明確でなかった。全調査の平均BOD、CODSSはそれぞれ42、37、146mg/lであった。BOD、CODはD地点流入水と同程度であるが、SSは２倍近い値となった。これは、採水地点が導水渠の底から20cmのところにあるため、巻き上げられた堆積物の影響を大きく受けた第１回調査の値が異常に大きかったためである。第１回調査の値を除いた平均を求めると、それぞれ38、32、85mg/lとなり、いずれもD地点流入水を下回った。その理由は、Bポンプ場流入水の採水においては、全28回中16回までが降雨前に採水口が水没状態であったことから、Bポンプ場流入水の流速が低下したため、運搬された負荷は沈殿をうけ、低濃度の水を採水したためと考えられる。

３）Bポンプ場流入水とD地点流入水の比較

Bポンプ場流入水水質とD地点流入水水質の比は、流入水負荷の沈殿、管内堆積物の掃流に左右されるが、降雨強度が大きいほど管内堆積物の掃流量が増大し、（Bポンプ場流入水水質／D地点流入水水質）あるいは（Bポンプ場流入水負荷量／D地点流入水負荷量）が増加すると予想された。図３、４に示すように、これらの値と10分間最大降雨量との間には正の相関がみられた。

４）放流水

図５、６に示すように降雨量と放流水負荷量、10分間最大降雨量と放流水負荷量の間は、明確に正の相関があった。

５）放流水と送水の比較

降雨量、10分間最大降雨量とＣ処理場送水負荷量／（放流負荷量＋Ｃ処理場送水負荷量）は、明確に負の相関があった。全調査の平均はBOD、COD、SSでそれぞれ22％ 、22％、21％とかなり低い値となった。これに対する平均のＣ処理場送水量／（放流量＋Ｃ処理場送水量）は19％であったが、雨量が少なく、Ｃ処理場送水量／（放流量＋Ｃ処理場送水量）が多い場合にはＣ処理場送水負荷量／（放流負荷量＋Ｃ処理場送水負荷量）も増加すると考えられる。大きな降雨が含まれている最後の４回の調査を除いた第１～24回調査結果を用いると、平均はBOD、COD、SSでそれぞれ23％、24％、26％となった。これに対する平均のＣ処理場送水量／（放流量＋Ｃ処理場送水量）は25％であった。

放流水とＣ処理場送水を平均水質で比較すると、BOD、CODでそれぞれ1.9倍、1.6倍であるのに対し、SSでは2.4倍と大きくなっていた。

６）放流負荷量と流入負荷量の比較

放流負荷量／流入負荷量については、BODとCODについては、その値は平均値で１程度であったが、SSでは殆どの降雨において放流負荷量が流入負荷量を上回った。また（放流負荷量＋Ｃ処理場送水負荷量）／流入水負荷量についても、SSではその値が１をかなり上回り、流入水負荷量以上の汚濁負荷量が貯留幹線より排出された結果になった。貯留管内での汚濁物の生産はなく、また沈砂池からの揚砂によって堆積物は外部に除去されているので、（放流負荷量＋Ｃ処理場送水負荷量）／流入水負荷量は理論的には、１以下になるはずである。しかしながら、特にSSについて１をかなり上回った理由については、対象降雨として放流のあるものを多く選んだため、沈砂池の堆積物が巻き上げられて流出したことが影響しているものと推定される。

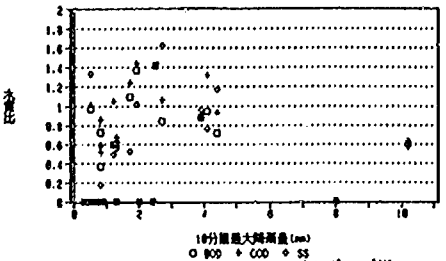


図３　10分間最大降雨量と（Ｂポンプ場流入水質／Ｄ地点流入水質）の関係

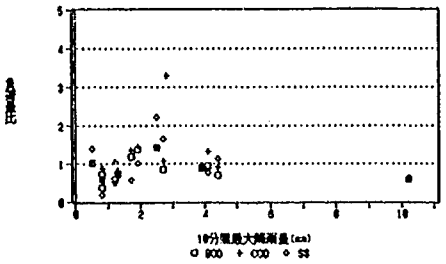


図４　10分間最大降雨量と（Ｂポンプ場流入負荷量／Ｄ地点流入負荷量）の関係

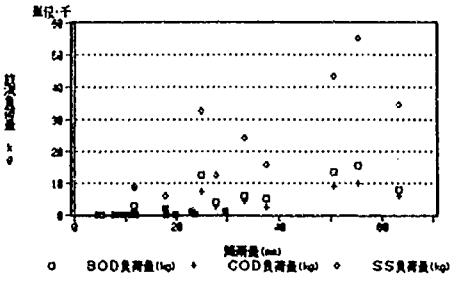


図５　降雨量と放流負荷量の関係

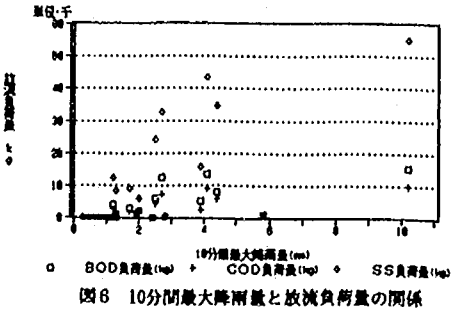


図６　10分間最大降雨量と放流負荷量の関係

3．4　結論

A幹線、Bポンプ場におけるD地点流入水、Bポンプ場流入水、放流水、C処理場送水の水質調査より、降雨強度の増加により幹線内堆積物の掃流量の増加がみられることを、Bポンプ場流入水水質、（Bポンプ場流入水水質／D地点流入水水質）、（Bポンプ場流入水負荷量／D地点流入水負荷量）が10分間最大降雨量と相関があることより確認した。

表6　洗浄による掃流負荷量（単位kg）

	BOD	COD	SS
1回目調査	401	558	2960
2回目調査	207	181	677
3回目調査	57	41	108
4回目調査	134	79	460

3．5　A幹線、Bポンプ場内堆積物量の推定と堆積物の除去

1）A幹線：　側溝部分に深さ10cmの堆積がBポンプ場より1kmみられたと仮定する。堆積物の横断方向の面積は0.0238㎡であるから、体積として1000×0.0238＝23.8m³、湿潤比重を1.5、含水率を70%とすると、重量として23.8×1.5×(1-0.7)＝10.7トンが堆積したこととなる。

2）Bポンプ場　Bポンプ場の沈砂池のうち、沈砂が堆積しているピット等の面積は推定で166㎡。堆積深さを50cmと仮定すると体積として83m³。湿潤比重を1.5、含水率を70%とすると、重量として83×1.5×(1-0.7)＝37トンが堆積したこととなる。

3）堆積物の除去　前述のように、特に降雨強度が大きいときは、放流時に流入水負荷を上回る堆積物による負荷排出がみられる。堆積物の除去方法としては、次に示すように管内堆積物の洗浄、沈砂池堆積物の搬出、幹線および沈砂池貯留水の処理場への送水が挙げられる。

①管内堆積物の洗浄の効果を流下洗浄水と送水洗浄水の水質の差より求めると表6のようになった。1回の洗浄により、108～2960kgの堆積物（SS換算）の除去効果が期待される。

②沈砂池堆積物の搬出は最も効果的な除去手法であるが、現状では搬出は年数回しか行われていないので、搬出の頻度を多くすることが望ましい。

③幹線、沈砂池貯留水の処理場への送水は、貯留水中のBOD、CODの除去には有効であるが、堆積しているSSの除去はあまり期待できない。

4．A幹線における放流量削減効果調査

4．1　背景と目的

前述のようにA幹線への流入水は、豪雨時には、幹線最下流のBポンプ場より排水される一方、小降雨時には管渠内に貯留される。貯留水は降雨終了後にC下水処理場へ送水される。

Bポンプ場雨水放流ポンプの起動および停止は水位による。すなわち管渠水位が一定水位にまで増加したときに、放流ポンプが起動する。また、放流ポンプの運転による管渠内貯留水の吐出により管渠水位が一定水位にまで減少したときに放流ポンプは停止する。

ここで、放流ポンプ起動水位、放流ポンプ停止水位を現在の設定より高くすると、放流ポンプからの

排水量が減少し、越流汚濁負荷がより削減されることが期待される。

以下では、Bポンプ場の運転記録に基づき、放流ポンプ起動水位、放流ポンプ停止水位を様々に設定したときの放流ポンプ排水量削減量を求めた結果について述べる。

4．2　実績運転記録の整理

1）整理の方法と結果

Bポンプ場の運転記録から、放流のあった降雨に関して初期水位（降雨前水位）、ポンプ起動水位、最高水位、ポンプ停止水位、最終水位（ポンプ停止後に、安定したときの水位）、ポンプ運転時間を読み取り整理したところ、以下のようにまとめられた。

・ポンプ起動水位は、最低 -19m、最高 -17.3m、平均 -17.7mであった。いくつか例外を除けば、-17.5m前後に集中していた。

・最高水位は、最低 -18.5m、最高 -16.8m、平均 -17.6mであった。2つの例外を除き、最高水位はポンプ起動水位と同じであった。もしポンプ排水量が制御可能であれば、ポンプ起動水位より高い水位においてポンプ運転を行うことができる。

・ポンプ停止水位は最低-19.6m、最高-19.2m、平均 -19.4mと安定していた。

・最終水位は最低 -19.1m、最高 -18.1m、平均 -18.8mと幅があった。

・最終水位とポンプ停止水位との差は 0.3～ 1.1m、平均 0.6mであった。

4．3　設定した仮定条件

①　ポンプ起動水位を現状とする場合

最高水位は2つの例外を除けばポンプ起動水位と等しく、最終水位との差は平均で-17.7-(-18.8)=1.1mであった。従って、最高水位が上昇しない限り、高々1.1mだけしか最終水位を上昇させることは出来ない。そこで、ポンプ起動水位を実績値とし、最終水位を-18.5m、-18.0mと設定したときのポンプ排出量を求めた（仮定1、2）。

②　ポンプ起動水位を上昇させる場合

排水ポンプが全く起動しなかったと仮定したとき、17降雨中 5降雨については、管頂水位-15mを上回ったが、他の12降雨については、-17.8m～-15.4mの最終水位を示した。ここで、ポンプ起動水位を現在の平均-17.7mより高く設定すれば、その水位に達しない降雨については全量貯留が可能であり、またポンプ排水が行われても、最終水位を高くすることが可能である。そこでポンプ起動水位を-17.5m、-17.0m、-16.5m、-16.0mに設定し、最終水位をポンプ起動水位より1m低く設定したときのポンプ排水量を求めた（仮定3、4、5、6）。また同じポンプ起動水位の条件で最終水位を実績値としたときのポンプ排水量も合わせて求めた（仮定7、8、9、10）。

表7　ポンプ排水量削減率

仮定1．6.8%	仮定3．7.6%	仮定7．1.5%
仮定2．17.9%	仮定4．19.6%	仮定8．5.5%
	仮定5．31.2%	仮定9．11.1%
	仮定6．43.3%	仮定10．25.1%

4．4　結果と考察

以上の仮定に基づき計算した排水量削

減率（＝排水量の減少量／実績放流ポンプ排水量（1,233,000㎥））を計算した結果を表７に示す。

仮定１と３、２と４を比較すると、両者の間に大きな削減率の差がみられない。このことは、ポンプ起動水位を高く設定してもポンプ排水量は大きく削減されないことを示す。また、仮定３と７、４と８、５と９、６と１０の間に大きな削減率の差がみられた。このことは、最終水位あるいはポンプ停止水位を高く設定すると、ポンプ排水量は大きく削減することを示す。

４．５　結論

①ポンプ起動水位を高く設定してもポンプ排水量の削減に大きく寄与しない。

②ポンプ停止水位を高く設定すると、ポンプ排水量の削減に大きく寄与する。

５．雨天時下水の貯留による水質経時変化実験

５．１　はじめに

雨水滞水池や貯留管などの雨水貯留施設に貯留された雨水は、降雨終了後、その全量が主として流入水量が減少する夜間に下水処理場に送水されているが、今後の滞水池、貯留管の運転方法として、以下の点を検討する必要があると考えられる。

１）処理場への返水に長時間を要する場合、貯留水の腐敗が進行し、処理場における処理性に支障をきたすおそれがある。

２）貯留中の沈殿作用により、貯留中の上澄はかなり清澄化されているので、これを全量処理場へ送水し、処理を行うより、施設のある現場で処理を行ったほうが経済的となり、かつ地域によっては処理水の有効利用が高い便益をもたらす可能性が考えられる。

３）雨水滞水池、貯留管を、浸水対策と越流水対策の併用利用を行うことも考えられる。この場合、貯留水を速やかに処理場に送水するか、現地処理を行う必要がある。

以上の点を解決するための基礎資料を得るため、雨天時下水を貯留し、貯留水の上澄、底泥を採取、分析する水質経時変化実験を行ったので、その結果を報告する。

５．２　方法

建設省土木研究所湖北総合実験施設に設置した貯留塔（直径20cm、高さ1.2m）に茨城県湖北流域下水道霞ケ浦浄化センター沈砂池粗目スクリーンの流入側で採水した雨天時下水を入れ、数日間放置した。採水条件を表８に示す。採水時の希釈倍率（採水時流量／晴天時平均流量）は、全流入量ベースで1.2～1.5であり、一部合流地区からの流量ベースでも、それぞれ1.8、1.3、1.5、1.0と小さかった。また、３回目は少し遅れたものの、１回目、２回目、４回

表８　採水条件

		88.3.1	88.8.2	88.9.20	89.1.23
採水年月日					
採水時刻		15:30	9:35	17:10-30	10:30
採水時刻までの雨量(mm)		5	8	21	7
前回降雨日と		88.2.27	88.7.28	88.9.15	89.1.20
日降雨量(mm)		3	71	3	13
採水時刻における流量(m³/hr)	全体	1760	1530	1850	1550
	一部合流	1460	1175	1280	1210
	分流	300	355	570	335
採水時刻における晴天時平均流量(m³/hr)	全体	1141	1260	1235	985
	一部合流	825	877	781	645
	分流	316	383	454	340
希釈倍率	全体	1.5	1.2	1.5	1.6
	一部合流	1.8	1.3	1.8	1.9
	分流	0.9	0.9	1.3	1.0

目はいずれもファーストフラッシュを採水した。これらより、かなり高濃度の下水を採水したことが予想された。

測定、分析項目を以下に示す。測定、分析は下水試験方法(1984年版)によった。ガス濃度の測定は、理研計器GX-110で行った。1）上澄の水温、上澄　2）底泥のpH、ORP　3）上澄のBOD、SS、硫酸イオン、硫化物　4）5tのポリびんに詰めた雨天時下水の底泥のMLSS、MLVSS、硫酸イオン、硫化物、酸素ガス濃度、硫化水素ガス濃度　5）実験終了時における貯留塔の汚泥量、MLSS、MLVSS、硫化物

5．3　結果と考察

測定、分析結果を表9に示す。以下、上澄、底泥の順に項目別に特徴を述べる。

（1）上澄

1）水温：　放置中の平均水温は、1回目、4回目がそれぞれ11.7℃、11.0℃と低かったが、2回目は27.8℃と高く、3回目は、24.4℃と2回目より少し低かった。後述するように上澄のORP、硫酸イオン、硫化物、底泥のORP、硫化物はこの水温の高低が濃度の大小に反映していた。

2）pH：　1回目、2回目は初期値がそれぞれ6.3、6.7と低く、3回目、4回目は初期値がそれぞれ7.3、7.4と高かったが、2日目以降ほぼ7.0付近の値を示したが、2回目、3回

表　9　貯留塔を用いた水質変化実験　　単位 mg/l　　SO4:硫酸イオン S2:硫化物 O2:酸素ガス濃度 H2S:硫化水素ガス濃度

第1回調査　1988.3.1-1988.3.6

経過時間	経過日数	上澄 水温(℃)	pH	ORP(mv)	BOD	SS	SO4	S2	底泥 pH	ORP(mv)	CODcr	MLSS	MLVSS	SO4	S2	O2(%)	H2S(ppm)
0	0	12.6	6.3	160	205	594	32	0	6.7	160	473	594	320	32	0		
24	1	10.5	6.1	-330	75	36	35	0	7	-110		2630	1690	32	0.9	20.5	1.5
48	2	13.8	6.9	-140	75	31	37	0.4	6.1	-400		2360	1560	28	1	19.6	8
72	3	12.5	7.1	-40	77	24	28	0.3	6.1	-410		2630	2080	24	1.5	19.3	20.5
96	4	9.8	6.9	-100	74	25	33	0.4	5.7	-400		2690	1740	21	1.4	17.4	30
144	6	11.9	7.1	-210	73	16	30	1	5.4	-410		2430	1520	20	2.1	13.8	72
沈降堆底泥(汚泥量850ml)												5050	3190		21.7		

第2回調査　1988.8.2-1988.8.9

経過時間	経過日数	上澄 水温(℃)	pH	ORP(mv)	BOD	SS	SO4	S2	底泥 pH	ORP(mv)	CODcr	MLSS	MLVSS	SO4	S2	O2(%)	H2S(ppm)
0	0	22.1	6.7	160	98	220	29	0	6.6	170	233	220	129	29	0		
24	1	26.3	6.8	-160	28	19	28	0.7	6.4	-410		1730	898	27	1.7	19.7	57
48	2	27.6	6.7	-180	31	12	22	2.4	6.4	-405		3800	1930	22	3.1	17.8	117
72	3	29.2	6.8	-220	37	9	12	3.5	6.2	-410		3160	1580	13	3.6	17.2	65
96	4	27.6	6.7	-200	35	6	12	3.5	6	-405		2490	1210	19	3	15.8	
144	6	28	6.8	-220	35	9	16	7.1	6.4	-410		4410	1890	25	4.2	9.7	
168	7	28	7	-200	41	10	12	5.9	6.6	-425		3600	1530	3	4.3	20.8	
沈降堆底泥(汚泥量150ml)												8600	4090				

第3回調査　1988.9.20-1988.9.28

経過時間	経過日数	上澄 水温(℃)	pH	ORP(mv)	BOD	SS	SO4	S2	底泥 pH	ORP(mv)	CODcr	MLSS	MLVSS	SO4	S2	O2(%)	H2S(ppm)
0	0	23.2	7.3	180	68	349	23	0	7.3	180	179	349		23	0		
24	1	26.7	7.1	60	17	16	20	0	6.3	-320		10290	3170	20	0.8	20	
48	2	25.1	6.8	-105	14	14	18	0.6	6	-405		13680	4040	16	1.4	19.6	2
72	3	23.9	6.8	-160					5.7	-405						18.4	2
96	4	23	6.8	-160	19	9	15	1.7	5.7	-405		1290	480	12	1.5	19.3	3.5
144	6	23.8	7.1	-160	19	8	13	1.3	5.8	-405		7040	1970	15	4.7		
168	7	23.7	6.8	-170		8	13	1.6	5.9	-405		5090	1420	9	1.7	15.9	8.5
沈降堆底泥(汚泥量960ml)												5700	1520		16.8		

第4回調査　1989.1.23-1989.1.28

経過時間	経過日数	上澄 水温(℃)	pH	ORP(mv)	BOD	SS	SO4	S2	底泥 pH	ORP(mv)	CODcr	MLSS	MLVSS	SO4	S2	O2(%)	H2S(ppm)
0	0	11.3	7.4	220	213	324	30	0	6	220		324	237	30	0		
24	1	11.4	7.1	-20	63	35	33	0	6	-320		3840	2410	34	0.6	18.5	0.5
48	2	10.9	7	-40	66	23	29	0.2	6	-375		3170	2330	29	0.8	19.7	9
72	3	10	7	0	72	25	30	0.4	6	-400		2510	2430	30	1	18.4	14
96	4	10.4	7	-40	69	20	30	0.1	6	-370		4200	2370	29	1.3	15.1	45
120	5	11.7	7.1	-70	98	18	30	1	6.1	-370		5380	3900	20	1.5	16.5	45
沈降堆底泥(汚泥量900ml)												7030	5220		20.5		

目は若干低めであった。

3）ORP：　1回目はバラつきが大きかったが、2回目、3回目、4回目は3日後にほぼ一定値となりその後安定した。

4）BOD,SS：　各回とも1日目で一定値となり、その後殆ど変化しなかった。4日目のBOD,SS濃度は原水濃度のそれぞれ28～36%、3～6%に減少した。原水濃度が高いほど一定後の水質は大きくなる傾向がみられた。

5）硫酸イオン、硫化物：　1回目、4回目の硫酸イオンの濃度減少は殆どなく、硫化物の初期増加率もわずかであったが、2回目、3回目の硫酸イオンは大きく減少し、硫化物の初期増加率も大きかった。2日目の硫化物濃度を比較すると、1回目 0.4mg/l、2回目 2.4mg/l、3回目 0.6mg/l、4回目 0.2mg/lと水温が高いほど濃度が高い傾向がみられた。

（2）底泥

1）ORP：　初期値から1日目値までの減少量は、1回目270mv、2回目580mv、3回目500mv、4回目540mvと水温が高いほど減少量も大きくなった。しかし、2日目以降は-400mv付近で各回とも殆ど変化がなかった。

2）硫酸イオン、硫化物：　上澄同様、硫酸イオン濃度減少は1回目、4回目が小さく、2回目、3回目が大きかった。一方硫化物濃度増加率は、1回目、4回目が大きく、2回目、3回目が小さかった。なお、データにバラつきがあるものの、硫酸イオン、硫化物はほぼ一定の割合で減少、増加し続ける傾向がみられた。なお、貯留塔の底泥を実験終了時に引抜き、硫化物濃度を測定した。いずれもポリビンの底泥の硫化物濃度の10～20倍の値を示した。

3）MLSS、MLVSS：　MLSSは微増の傾向がみられたが、MLVSSは一定の傾向がみられなかった。

4）ガス濃度：　酸素濃度は各回ともかなりの減少を示した。2回目は最低9.7%まで減少した。硫化水素濃度は増加の傾向を示した。2回目は検出限界値の125ppmを超過した。酸素濃度、硫化水素濃度とも、水温との相関はみられなかった。

5．4　結論と今後の課題

以上の結果をまとめると以下の通りである。

1）上澄水のBOD,SS濃度は、原水濃度のそれぞれ28～36%、3～6%に減少し、原水濃度が高いほど一定後の水質は高くなった。

2）上澄のBOD,SS濃度は1日までに大きく減少した後は殆ど変化しなかった。

3）高水温（20～25℃）では低水温（10～15℃）に比べて、上澄のpH、ORP、硫酸イオン濃度が低く、上澄、底泥の硫化物濃度および底泥のORP減少速度が大きかった。

今後の課題としては、硫化物濃度と処理性の関係の検討、貯留水の返水中における下水処理場の処理機能調査、実施設における上澄、底泥の水質経時変化調査、上澄の現地処理実験などを行い、データの蓄積を図る必要がある。

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、今後の規制強化の動向によっては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。

2．６２年度までの調査成果

本調査は昭和５５年度よりの９年間で、多岐に渡る調査を行ってきたもので、昭和５５年度から昭和６１年度までの調査結果の概要については、昭和６２年度の本報告書を参照されたい。昭和６２年度の調査の概要は以下の通りである。

（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の物理化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は検出されなくなったが中間生成物のため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、通常より高い水温の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。

3　昭和６３年度の調査結果

最終年度に当たる本年度の調査内容は、以下の５項目である。

(1) 昨年度は20℃にて、ポリプロピレン製の結合固定化担体を用いた三相混合流動床によるPVAの生物学的除去の可能性が明らかになったため、本年度は10℃の低水温時で同様の効果が得られるかを確認し

た。

(2) 実下水にPVAを添加してポリプロピレン製の結合固定化担体を用いた三相混合流動床によるPVAの生物学的除去実験を行った。

(3) 結合固定化担体として、ウレタンフォーム（スポンジ）を用いた二相式反応槽によるPVAの除去実験を行った。

(4) 実際の繊維染色工場排水と家庭下水の混合排水を用いて、長時間SRT活性汚泥法による処理実験を行った。

(5) 布染め工場で用いられている18種類の染料、助剤の生物分解性を調査した。

3.1 １０℃における三相混合流動床によるPVAの除去実験

６２年度と同様の実験装置で、ポリプロピレン担体を用いた三相流動床(HRT 6、12 時間) ２台と、活性汚泥法１台の実験装置を、表３－１に示す運転経過で運転した。実験開始後は３台とも流入PVA濃度50mg/1で運転し、活性汚泥法（Ａ系）、担体固定法（Ｂ系）の水理学的滞留時間は12時間、担体固定法（Ｃ系）で6時間に設定した。担体固定法では沈殿池に溜った浮遊汚泥を全量引き抜いた。活性汚泥法では50日間の馴致期間（汚泥を極力引き抜かない）の後、汚泥滞留時間（SRT）が20日になるように引き抜き量を調整し、HRTを6時間にしたが、PVAの分解が不完全なのか、汚泥が糊で丸く固まるような状況となり沈殿池からの汚泥の流出が続き、MLSS濃度が急速に低下した。（図３－１参照）このため、流入PVA濃度を25mg/1に下げたところ汚泥の状況が改善され、以後MLSSの維持と言う点では安定した。なおSRTの計算には、処理水中に流出したSS量、および期間中の汚泥の増減を加味しており、設定値よりは短くなっている。

表３－１ 三相混合流動床および活性汚泥法の運転条件

Ａ系：活性汚泥法						
経過日数	0	49	60	135	164	196	250	331
HRT(h)	12			6				
SRT(day)	83		20	14	12		16	21
In PVA (mg/l)		50			25			
Ｂ系：担体固定化法								
経過日数	0		120		193		250	331
HRT(h)				12				
SRT(day)		37		42		29	32	
In PVA (mg/l)				50				
担体添加量 (%)			25			35	15	
Ｃ系：担体固定化法								
経過日数	0	50	120		193	250	298	331
HRT(h)				6				
SRT(day)	32		20	61		28	10	
In PVA (mg/l)				50				
担体添加量 (%)			25			35	15	

B系、C系における担体付着汚泥濃度、および浮遊汚泥濃度の推移を図３－２、３に示す。浮遊汚泥濃度は、沈殿池に溜った汚泥が逆流したときに一時的に高い値となるが、通常は300mg/l以下と非常に少ない。それに対し付着汚泥濃度（MLSSに換算）は平均で10,000～20,000mg/lと活性汚泥法の４～６倍の値を示している。

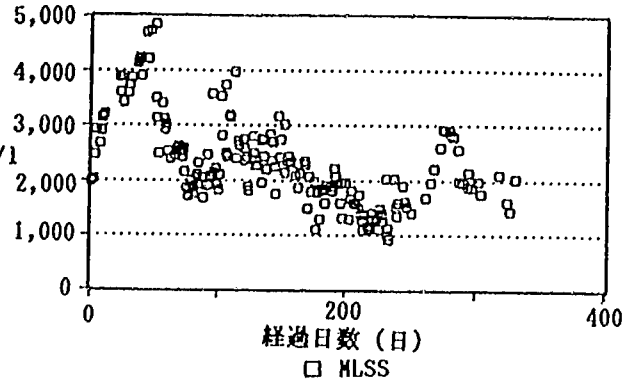


図３－１　Ａ系（活性汚泥法）MLSSの経日変化

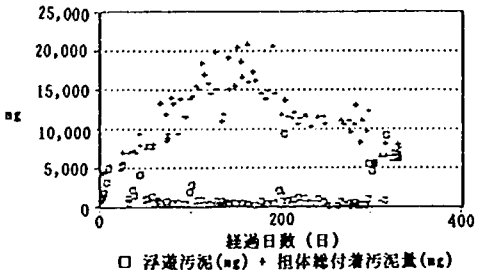


図３－２　Ｂ系（HRT 12 h）付着汚泥、浮遊汚泥量の経日変化

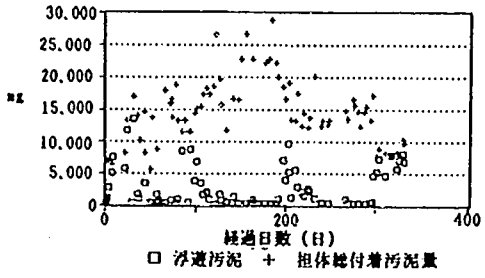


図３－３　Ｃ系（HRT 6 h）付着汚泥、浮遊汚泥量の経日変化

図３－４～６に各系列におけるPVA除去の経時変化を示した。Ｂ系は、流入PVA濃度50mg/lに対し処理水で概ね20mg/l以下となっていたが、更に付着汚泥量を増加させ除去率を向上させようと投入担体量を25%から35%に増加したところ、除去率は却って悪化した。これは、担体量の増加により槽内全体では流動性が悪化し死水域が増加したため、実質の水理学的滞留時間が短くなったこと、および死水域以外の流動部では攪拌強度が強くなり、汚泥の剥離が進行したことによると考えられる。（図

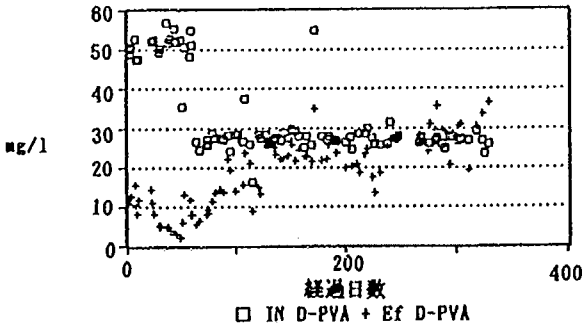


図３－４　Ａ系（活性汚泥法）流入、流出PVA濃度の経日変化

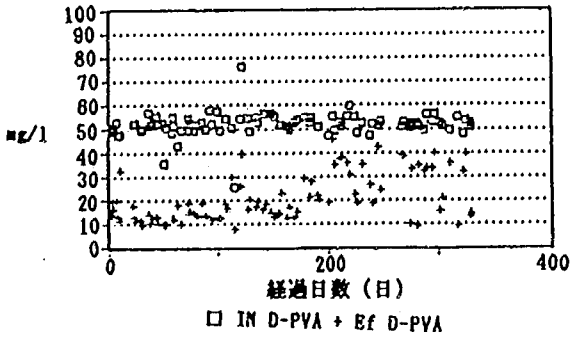


図３－５　Ｂ系（HRT 12 h）流入、流出PVA濃度の経日変化

3－2で190日目以降付着汚泥濃度の減少が見られる。）

C系における処理水PVA濃度は、担体充填率25%で20～25mg/1とまずまずであったが，充 填率35%で40mg/1と大きく悪化した。この原因はB系と同様である。活性汚泥法における除去は流入PVA濃度27～31mg/1に対し、処理水で20～25mg/1であり、余り良好ではない。今後は、適正なリアクターと固定化担体（形状、および投入量）の組み合わせを工夫し、PVA除去活性の高い汚泥をより大量に、効率よく（排水と担体が充分接触する＝担体の流動が良好に行われる）保持することにより、更に除去率を上げる工夫が必要である。

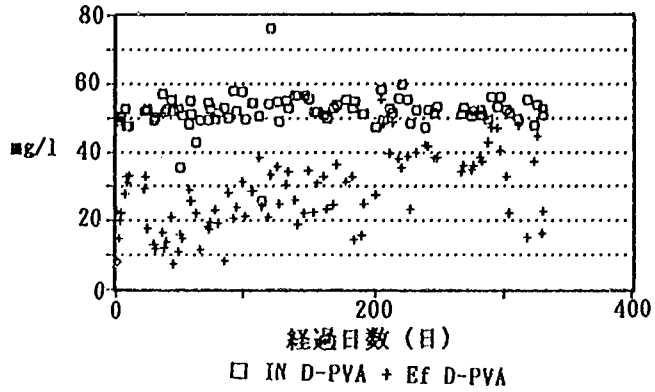


図３－６　C系（HRT 6 h）流入、流出PVA濃度の経日変化

３２　結合固定化担体を用いた流動床によるＰＶＡ添加都市下水の処理

１）実験方法

62年度の室内実験により、人工下水での結合固定化法の有効性が示唆されたため、実下水にPVAを添加し、本法の実用性を調査することとした。実験装置は図３－７に示す100ℓの活性汚泥実験装置２台であり、都市下水処理場の沈殿下水にPVAを添加し、その濃度は約50mg/1となるよう調整した。このうち、１台は標準活性汚泥法の運転を行い、コントロールとして評価した。もう１台は３１で用いたポリプロピレン製の結合固定化担体を体積比で18%添加した。本実験装置は、10ℓの曝気槽をカスケード式に10個直列に配したものであり、そのままでは全ての担体が最下流の曝気槽に押し流されてしまう。そこで各曝気槽に担体を20%づつ投入し、曝気槽の上部を目幅２mmのプラスチック製の網で覆い、担体が各槽から流出するのを防いだ。ただし、最上流の曝気槽には担体を投入しなかった。これは、ここから担体を含まない浮遊汚泥のみの余剰汚泥をポンプで毎日一定量引き抜くためである。

装置の運転条件を表３－２に示す。両系とも初期の運転は、SRT15日の活性汚泥法処理であり、1988年4月（経過日数0日目）より、担体を添加せずにSRT8日の条件にし、PVA除去能力が悪化することを確認した。1988年7月（経過日数89日目）にB系にウレタンフォーム製のスポンジ担体を投入したが、１か月後には強度の低下により破損が著しくなったためスポンジ担体を網で掬いとって除去した後、３２２で用いたポリプロピレン製担体に置き換えた（経過日数137日目）。

活性汚泥法（A系）、結合固定化法（B系）とも、同じ条件であり（浮遊汚泥を基準にしたSRTは同じだが、実質のSRTは、付着汚泥の分だけB系が長くなる）、違いは担体の有無のみである。

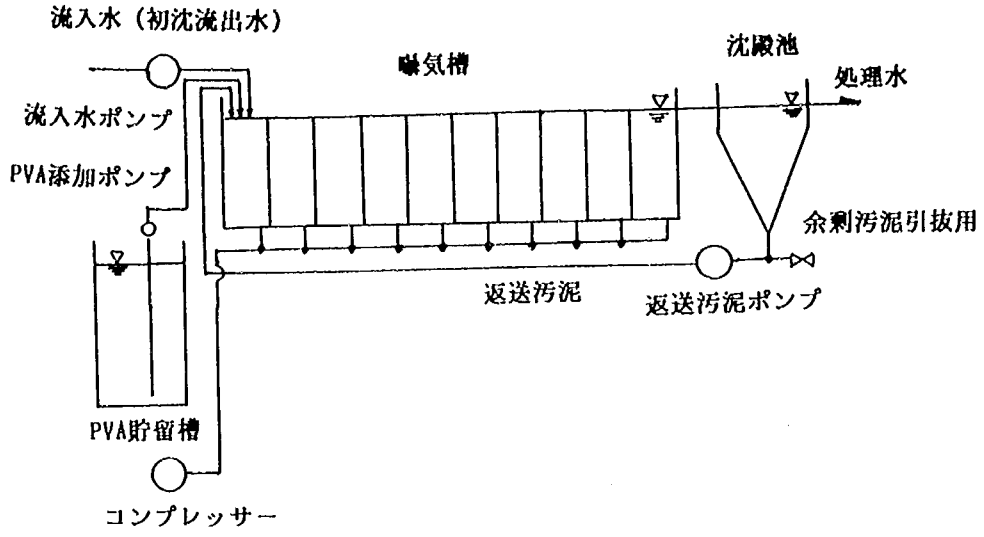


図３－７　実験装置の概要

２）実験結果

図３－８、９にA，B両系のPVA除去率の変化を示す。初期にSRTの短縮によってPVA除去率は低下傾向にあるが、A系においては水温の上昇と共に除去率は回復し、40～80%を示した。B系においてはスポンジ担体投入後約１箇月の馴致期間後に、PVA除去率は70～90%と大幅に向上した。ポリプロピレン担体投入後は、B系の除去率が大幅に変動しているが、これは担体投入に伴うトラブルのため装置の運転が安定しなかったためである。そのトラブルとは　①　担体の流出を完全にくい止めることが困難なため、担体が最終沈殿池まで流入し、返送汚泥ポンプの閉塞を引き起こした。②　担体流出防止用のプラスチック網が小型の巻き貝（姫モノアラ貝）の絶好の繁殖地となり大量発生した貝が汚泥を食べてしまった。等であり、このような状況がなければ除去率は高いところで

表３－２　PVA添加都市下水の処理実験条件

装置	A	B
水理学的滞留時間（h）	6	6
固形物滞留時間（日）（浮遊汚泥基準）	4	4
固定化担体投入体積割合　%	0	18
流入水中PVA濃度　(mg/l)	50	50
汚泥返送率　%	30	30
曝気槽中央部DO　(mg/l)	4-6	4-6

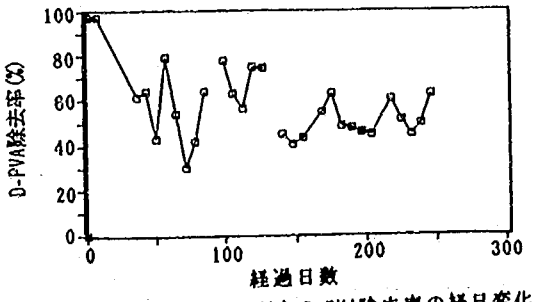


図３－８　A系（活性汚泥法）D-PVA除去率の経日変化

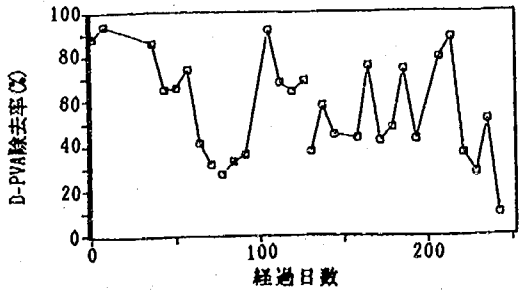


図３－９　B系（結合固定化法）D-PVA除去率の経日変化

安定したものと思われる。

3.3　二相式反応槽におけるPVA除去実験

三相混合流動床においては付着汚泥が強い攪拌力により剥離してしまい、PVA分解菌のような増殖速度の遅い細菌群を安定的に保持することが難しいという弱点がある。二相反応槽は図３－１０に示すように、生物の増殖する生物反応槽内では曝気を行わず、酸素の供給は別途の曝気槽で行い、酸素を付加した流入水および循環水を生物反応槽に供給するものである。生物反応槽には結合法固定化担体を充填し、担体表面にPVA分解細菌などの目的とする微生物を増殖させる。

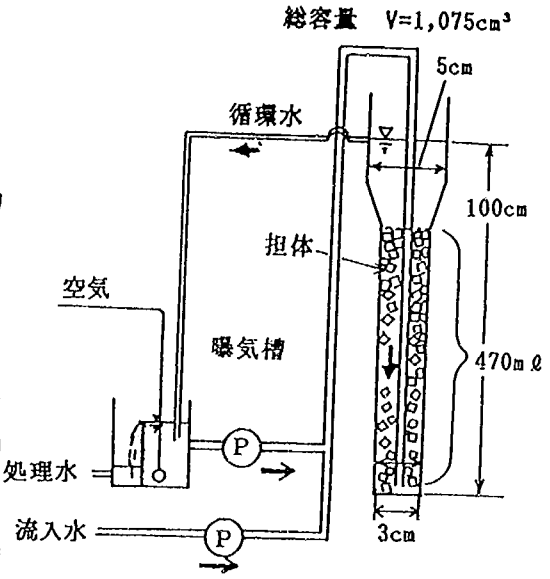


図３－１０　二相式リアクターの概要

表３－３　二相式リアクターの運転条件

カラムNo.1			
経過日数	0	97	224
流入水量 (ml/min.)		20	
循環水量 (〃)	60		100
流入PVA濃度 (mg/l)		40	
カラムNo.2			
経過日数	0	97	224
流入水量 (ml/min.)		5	
循環水量 (〃)	15		40
流入PVA濃度 (mg/l)		40	

1）　実験方法

図３－１０に示した実験装置２台を用いた。各装置の運転条件は表３－３に、用いた人工下水の組成は表３－４に示す。使用した結合固定化担体はウレタンフォーム（ブリジストン社製エバーライトスコット　HR-30、セル範囲 27～33ケ／25mm）を1cm×0.5cm×0.5cmに切断したもので、生物反応槽の空塔容積 470mlまで充填した。実験開始時には PVA分解能を有する活性汚泥を10ml植種した。

表３－４　人工下水の組成

KH_2PO_4	(19)
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	(6)
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	(94)
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	(0.6)
NH_4Cl	(75)
PVA	(40)

2）　実験結果

図３－１１に第２系列におけるPVA、pH の経時変化を示す。最終的な運転条件は担体充填部滞留時間（空塔容量基準）94分、循環水量8倍、担体充填部上向流速 6.4cm/min.、循環水量を含めた場合の担体充填部接触時間 10.4分であった。実験初

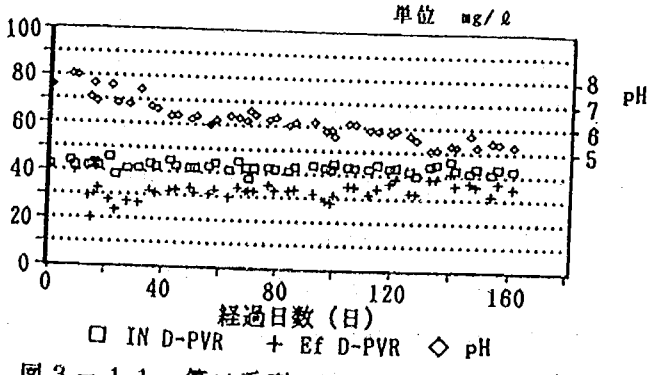


図３－１１　第二系列　D-PVA pH の経日変化

期において 25%程度のPVA除去率が得られたが、このときの処理水中の溶存酸素濃度が1mg/l以下と低かったため、酸素不足による除去率の限界があるものと考え、循環水量を流入水の３倍から８倍に増加させた。処理水中の溶存酸素濃度は 3mg/lに上昇したが、処理水のpHが低下し、結果的にPVA除去は全く進行しなくなった。PVA分解細菌の活性はpH6.5以下で急激に低下するという報告があり[1]、PVA除去率の低下はpHの低下によるものであろう。同時に測定している窒素関係のデータよりpH低下の原因は硝化が進行したためであった。

本実験に用いた型式のリアクターは酸素供給量を増やすためには循環水量を増加させなくてはならず、出来るだけ酸素要求量の低い排水を処理することが望ましい。このためには、硝化による酸素利用を引き起こさないよう、本リアクターに流入する以前に硝化を完了している必要があろう。

なお、本リアクターにおける酸素の収支は、表３－５に示すよう、前半（循環水量３倍）では消費酸素量の約90%が有機物や窒素の酸化に利用されているが、後半（循環水量８倍）では酸素収支が合わなくなった。その原因については現在のところ不明である。

表３－５　本リアクターにおける酸素の収支

期間（経過日数）	0～96日	97～161日
消費酸素量	101	197
D-COD_{Cr}減少量 (1)	90	82
NH_4-Nの酸化に用いられた酸素量 (2)	2	20
(1)＋(2)	92	102

単位：mg/日

３４　繊維染色工場排水と家庭下水混合排水の長SRT運転活性汚泥法による処理

PVA含有家庭下水の長SRT運転活性汚泥法による処理実験により、難分解性といわれる物質であっても処理の可能性があることが示されたため、実際の繊維染色工場排水について、家庭下水との混合処理により難分解性COD成分の処理が行われるかを調査することとした。

１）実験方法

実験は、主として家庭下水を受け入れているＡ処理場の最初沈殿池越流水と、布染めを行っているＢ工場の総合排水を 7:3 の割合で混合した排水を用い、３２で用いた装置と同様の活性汚泥実験装置により、長SRT運転活性汚泥法による処理を行った。装置の運転条件を表３－６に、Ｂ工場の総合排水の代表的水質を表３－７に示す。

表３－６　実験装置の運転条件

水理学的滞留時間	10 時間
固形物滞留時間	30 日
汚泥返送率	100 %
送風量	15～20 l/分
工場排水混入率	30 %

運転開始時にＡ処理場の活性汚泥をMLSSとして5,700mg/l投入し、40日間余剰汚泥の引き抜きを行わずに馴致運転を行った後、所定の運転条件とした。

２）実験結果

流入水、処理水中のCOD_{Mn}の経時変化を図３－１２に示す。流入水のCOD_{Mn}は200～250mg/lとかなり高

く、処理水中に50mg/l程度残留している。図３－１３は処理水中のD-COD_{Mn}とPVAの関係を示したもので

表３－７　Ｂ工場総合排水の代表的水質

排水規模（m^3/day）	2010			
採水日	9/28,29	1/30,1	1/27,28	平均
採水時間帯	9-24 0-8	9-24 0-8	9-24 0-8	
水温（℃）	35.6 ～37.0	7.5 ～33.0	25.0 ～26.0	
pH	7.8	9.8	7.5	8.4
SS(mg/l)	88	95	66	83
BOD(mg/l)	420	410	400	410
D-BOD(mg/l)	370	270	340	327
COD_{Mn}(mg/l)	590	650	640	627
D-COD_{Mn}(mg/l)	550	630	550	577
HB-COD_{Mn}(mg/l)	120	310	290	240
PVA(mg/l)	150	210	150	170
T-N(mg/l)	72	46	66	61
D-BOD/BOD	0.88	0.66	0.85	0.80
D-COD_{Mn}/COD_{Mn}	0.93	0.97	0.86	0.92
COD_{Mn}/BOD	1.40	1.59	1.60	1.53
D-COD_{Mn}/D-BOD	1.49	2.33	1.62	1.77
PVA/HB-COD_{Mn}	1.25	0.68	0.52	0.71
HB-COD_{Mn}/D-COD_{Mn}	0.22	0.49	0.53	0.41

あり、処理水中にPVAが残留するとD-COD_{Mn}濃度が高くなる傾向にある。図３－１４はPVA-SS負荷とPVA除去率の関係を示したもので、冬季（水温15℃以下）では、PVA除去率90%以上を得るためには、PVA-SS負荷を0.01kg-PVA/kg-SS･日以下にする必要があることが判る。

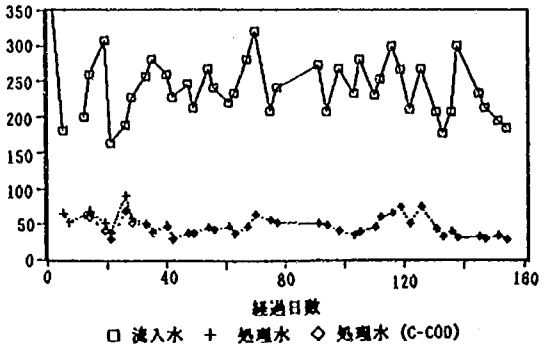


図３－１２　流入水、処理水中のCOD_{Mn}の経日変化

図３－１３においてPVAがほぼ完全に除去されたときの残留D-COD_{Mn}は30～40mg/lであり、この部分が、本装置の運転条件では除去不能のCOD成分に相当する。前年度までの調査結果で述べた通り、家庭下水を処理した場合の残留COD_{Mn}は13mg/l程度であり、工場排水中の難分解性成分がかなり残っていると考えられる。

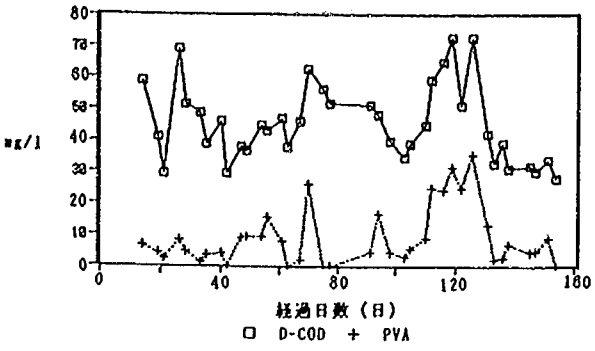


図３－１３　処理水中のD-COD_{Mn}とPVAの関係

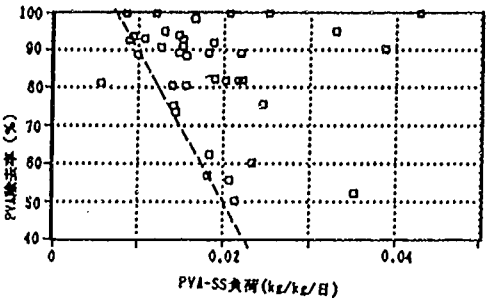


図３－１４　PVA-SS負荷とPVA除去率の関係

３.５　布染め工場で使用されている薬剤の生物分解性

布染め工場で使用されている薬剤のなかには長SRT運転活性汚泥法による処理でも除去困難な物質があることが判明したが、これらの物質の生物学的処理の可能性を調査するため、振盪培養による薬剤分解性細菌群の集積培養を試みた。

１）実験方法

Ｂ工場より、比較的大量に使用されている薬剤（780～8,500kg/月）18種類を分けてもらい、初期DOCが50mg/lとなるようにBOD希釈水で希釈し、30mlのL字試験管に15ml分取し３.４の実験装置の活性汚泥を１滴添加しシリコ栓をしたのち、振盪培養器で20rpm、25℃の培養を一ケ月間行った。用いた薬剤のおおよその種類、Ｂ工場での使用量、1g当たりのDOC,COD_{Mn},COD_{Cr},BOD_5の測定結果を表３－８に示す。なおBOD_5の植種には、３.１で述べた活性汚泥を用いた。No.7の薬剤は大量の無機炭素（炭酸塩）を含み、有機炭素は検出されなかった。分解性の評価は初期DOCと一ケ月後のDOCを測定して評価した。染料については着色度[2]も測定を行った。

２）実験結果

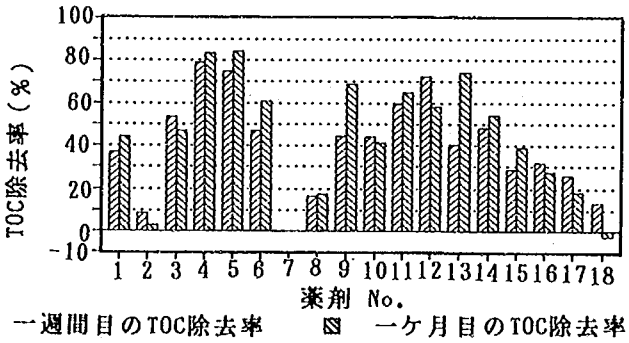
培養開始より１週間目、一ケ月目の各薬剤のTOC除去率を図３－１５に示す。一ケ月後のDOC除去率が

表３－８　Ｂ工場使用薬品の水質原単位と使用量

種類	試料No.	TOC (mg/g)	COD_{Mn} (mg/g)	COD_{Cr} (mg/g)	BOD_5 (mg/g)	TOC 50mg/ℓの時のpH	B工場での使用量(kg/月)
染色助剤	1	286	96.8	295	0	7.16	—
	2	176	248	460	0.672	6.67	1,640
	3	332	360	947	0	6.51	—
	4	56.2	7.64	89.9	26.4	3.57	—
	5	235	31.8	609	232	6.00	—
	6	88.4	71.8	207	0.163	6.48	4,300
	7	—	—	—	—	10.7	8,500
	8	329	44.9	797	0	6.62	—
	9	530	450	1440	70.6	6.43	1,200
	10	113	38.5	347	8.38	6.68	2,000
	11	237	115	670	36.1	6.57	—
	12	167	189	514	0	6.64	1,400
	13	249	107	765	113	6.62	2,000
	14	246	193	441	0.467	6.62	1,460
染料	15	320	483	841	28.5	6.25	780
	16	502	723	1380	0	6.59	2,000
	17	386	695	874	3.46	6.75	2,730
	18	107	148	299	0	6.48	2,000

注）　上記以外に尿素を5,500kg/月使用
＊　　空欄はデータ不足のため不明

40%以下であったのはNO.2,8,16,17,18の5種類の薬剤であり、他のものについては比較的良好な分解性を示した。BOD_5の低いNO.6,9,12 も良好な分解性を示していることから、植種に用いた3.4の実験装置の活性汚泥は、これらの薬剤を分解する能力を有していたと思われる。分解性の悪い５種類の薬剤のうちNO.8は毒性がある助剤であり、16,17,18は染料である。これらは薬剤の使用目的からみて、生物学的、化学的に安定な物質と考えられその分解は困難である。表３－９に染料の着色度の変化を示したが、比較的DOC除去率の高いNO.15であっても、着色度の減少率は21%に留まっており、他の染料については殆ど減少が見られなかった。今後、植継ぎ、集積培養を繰り返しこれらの薬剤の分解性が向上するかを確認する予定である。



▨ 一週間目のTOC除去率　　▧ 一ケ月目のTOC除去率

図３－１５　各薬剤の振盪培養時のTOC除去率

表３－９　染料の着色度の変化

No.	名称	初期着色度	一ケ月後の着色度
15	カチオン染料	76.2	60.0
16	分散染料	13.4	13.8
17	直接染料	93.2	92.3
18	反応染料	72.0	72.5

4　まとめ

昭和６３年度の成果をまとめると以下の通りである。

(1) ポリプロピレン製結合固定化担体を用いた三相混合流動床による、PVA含有人工下水の処理実験を10℃の条件で行い、PVA除去活性は低下したが、付着汚泥量の適正な保持と、担体と排水の効率的接触を保証すれば、処理可能という見通しを得た。

(2) 家庭下水にPVAを添加し、ポリプロピレン製結合固定化担体を用いた三相混合流動床による処理実験を行った。実験装置の運転上のトラブルが無ければ、室内実験と同様の処理効果が挙げられた。

(3) ウレタンフォーム製結合固定化担体を用いた二相反応槽によるPVA含有人工二次処理水の処理実験を行い、アンモニアが存在すると窒素酸化が優先し、PVA除去が進まないことを確認した。

(4) 実際の繊維染色工場の排水と家庭下水の混合排水について、長SRT運転活性汚泥法の適用性を調べる実験を行い、PVAの除去については良好であったが、未だ残留するCOD_{Mn}が30～40mg/lあり、その対策が必要であった。

(5) 繊維染色工場で使用される薬剤の生物分解性を、振盪培養法で調査し、染色助剤の多くは良好な分解性を示したが、一部の助剤、染料の殆どは、一回の培養では分解性が悪く、植継ぎによる分解菌の集積の効果を確認する必要がある。

なお、3.4、3.5の研究は愛知県建設技術研究所との共同研究として行ったものであり、装置の運転、分析など関係各位のご協力を感謝します。

昭和55年度より行ってきた本調査より、難分解性ＣＯＤ成分の除去に対する考え方が、ある程度方向づけられるようになってきた。

難分解性ＣＯＤ成分と一口に云っても、その成分は非常に多岐に渡っており、従来の天然系（フミン酸、リグニン、人の胆液由来のウロビリンなど）、合成物質系（合成洗剤、合成糊、染料など）と云った大まかな分類では、その性質を分別することはできない。

下水処理における難分解性ＣＯＤ成分の取り扱いは除去プロセスとの対応で分類することが最も適切であろう[3-6]。つまり、標準的な二次処理で除去困難なＣＯＤ成分を難分解性ＣＯＤ成分とし、それらを例えば長ＳＲＴ運転法活性汚泥処理で除去できる生物分解可能な有機物、凝集沈殿処理で除去できる高分子疎水性有機物等に分類して、対策を検討することが必要である。

下水処理場において、何らかのＣＯＤ対策が必要とされる場合の対策（案）フローシートを図４－１に示す。

具体的な対策については非常に多岐にわたると考えられ、実施に当たってはコスト、維持管理作業の点で現実的な手法を選択することが肝要である。以下に具体的対策の考え方を示す。

(1) 発生源対策としては、原料、工程の変更により、難分解性ＣＯＤ成分の発生負荷量を減少させることが、最も効果的である。このことは、工場排水のみでなく、下水処理場内の汚泥処理系からの返流水や、処理場受入し尿などからの負荷についても重要なポイントである。

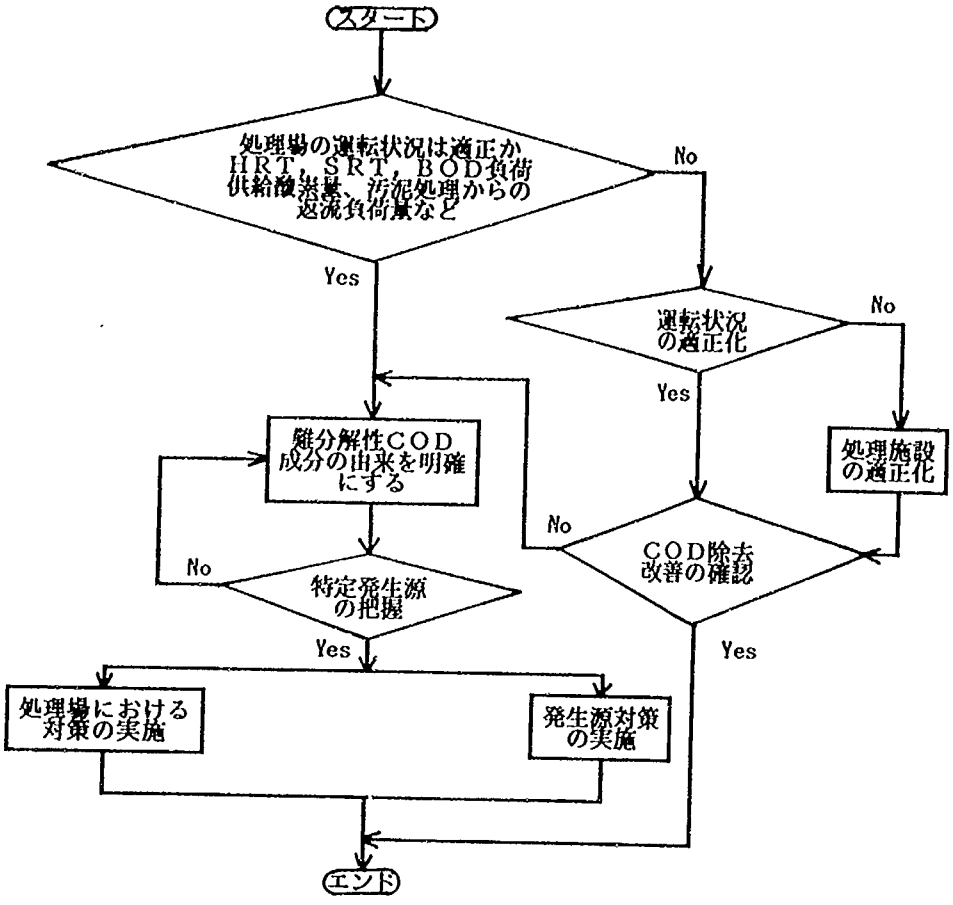


図４－１　処理場におけるＣＯＤ対策フローシート（案）

(2)　処理プロセスの改良、新設により難分解性ＣＯＤ成分を処理しなくてはならない場合には、処理対象とする難分解性ＣＯＤ成分の主たる構成物質についての知識が必要となる。

(3)　ＰＶＡのように、一定の条件（流入負荷量、水温など）のもとで、活性汚泥法の運転条件を可能な範囲で変更することにより、分解可能な有機物があり、これについては比較的対策が容易である。処理対象とする物質が分解可能か否かについては文献調査[6]によりある程度の目途を付けることが出来るが、確認のための処理実験を行うことが望ましい。

(4)　生物分解が非常に困難な物質については、物理化学的処理を行わざるを得ないが、コスト、維持管理作業の点で大きな負担となる可能性が高い。一般的に、物理化学処理は高濃度の排水を処理対象とすると相対的なコストは低下する。

(5)　難分解性ＣＯＤ成分の除去に適用できる物理化学処理法としては、凝集沈殿法、活性炭吸着法、無機系吸着剤を用いる方法、フェントン法、オゾン酸化（紫外線併用法を含む）法、電気透析法などの膜

法がある。

(6) 疎水性の有機物の場合、高分子であれば凝集沈殿法が、低分子の場合は活性炭吸着法が効果的である。しかし何れにしても施設の新設、維持管理費の増大等の問題がある。

(7) 親水性で低分子の場合にはフェントン法、オゾン酸化（紫外線併用法を含む）法等が有効であるが、前者ではｐＨ調整の必要があり[7]、後者の場合オゾン単独では効果が薄く、紫外線併用法の効果は大きいが、紫外線は透過率の点から通常の排水には用いることが出来ないと云う問題がある。

(8) 親水性（疎水性でもよい）で高分子の場合は膜法を用いることが出来る。しかし施設の新設、維持管理費の増大等の問題がある。

人間の都市生活より排出される汚濁物をできるだけコントロールすると云う意味で、難分解性ＣＯＤ成分に代表される、制御困難な物質の分解、除去技術の開発は将来的には重要な課題となろう。土木研究所においては、微生物の固定化技術の開発により、従来の活性汚泥法ではあまり活躍していなかった特殊な微生物群を排水処理に利用できるようにしたり、実際にそのような微生物群を培養し処理に利用しようと云った研究を行っており、これらの成果については、次年度以降他の課題の中でまとめていく予定である。

参考文献

1） 橋本・尾崎、活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究（第４報）、下水道協会誌、No.17、Vol.195、1980 8、pp24～34

2） 建設省土木研究所、工場排水等に起因する着色の評価方法と脱色に関する調査報告書、土木研究所資料第1366号、昭和53年3月

3） 丹保・亀井、処理性評価のための水質変換マトリックス［Ｉ］、水道協会雑誌第５30号，昭和53年11月、pp8～18

4） 丹保・亀井、処理性評価のための水質変換マトリックス［Ⅱ］、水道協会雑誌第531号，昭和53年12月、pp15～24

5） 丹保・亀井・西村・福士、、処理性評価のための水質変換マトリックス［Ⅲ］、水道協会雑誌第532号，昭和54年1月、pp37～44

6） 建設省都市局下水道部、下水中の難分解性有機物に関する調査報告書、昭和62年3月

7） E.Gilbert, Increasing biodegradability by treatment of industrial wastewater containing aromatic compounds and EDTA with H_2O_2/F^{2+}(fenton's reagent)-laboratory scale experiments, Proceedings 2nd Japan-German Workshop onwastewater and sludge tratment, Oct.1984.

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
〃　　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６２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・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。

（３）循環式硝化脱窒法に付加する凝集剤として、硫酸ばん土はリンの不溶化、バルキング抑制、汚泥濃縮性などの点で、ＰＡＣや鉄塩より優れた性能を有する。しかし、注入率が高いと硝化を抑制するので注意が必要である。

（４）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。硫酸ばん土をアルミとして流入オルトリンに対して等モル程度添加し、硝化槽末端のＤＯを0.5mg/l程度に管理したところ、T-P 0.5～1mg/l, T-N 5（低水温期は5～10）mg/l の処理水が得られた。

（５）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。

（６）硝化・内生脱窒法では、初沈バイパスの場合の方が初沈を通した場合より脱窒量が多かった。

（７）硝化・内生脱窒法では、硝化槽ＤＯレベルが脱窒量に影響を与えることがわかった。

3．昭和６３年度の調査結果

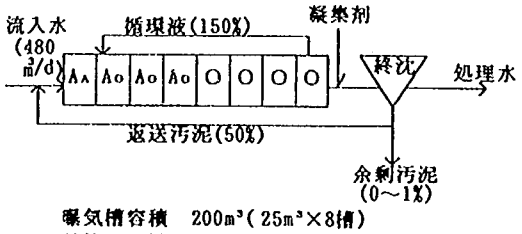
3．1　京都パイロットプラントにおける凝集剤添加循環式硝化脱窒脱リン法に関する調査

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検討を行ない、アルミニウム系凝集剤２種（ばん土とＰＡＣ）の比較を６１年度に、アルミ系凝集剤と鉄系凝集剤の比較を６２年度に実施した。

本年度は、凝集剤注入量を処理水リン濃度を基に変化させる、フィードバック制御法を考案し、これをA_2O法に適用して、生物脱リン機能と凝集剤添加の相互補完手法を試みた。

3．1．1　実験方法

最初にフィードバック制御法の効果を確認するため、前年度と同様に実験装置２系列を並列に運転し、一方を制御系列、他方を定量注入系列として硫酸ばん土を添加した。効果を確認できたので６月以降は、装置のフローを図－１に示す一系列のA_2O運転に切り替えた。６月以降の運転条件を表－１に、凝集剤注入量制御方式の概要を図－２に示した。凝集剤は、硫酸アルミニウムを使用した。本装置は、比色式リンモニターを検出器として用いる為、制御装置に届くリン濃度の信号は、検出に必要な時間（約50分）だけ前の検出点リン濃度となる。従って、検知したリン濃度が設定値を超過してから注入量を増加させたのでは、実際の変動の後をかなり遅れて追従することになり、制御の実効がないと考えられる。そこで、本装置では、検知したリン濃度の変化から制御を行なう時点の注入点リン濃度を予測し、この予測値に基づいて凝集剤注入量を増減させることにした。この方法で、注入点の濃度予測をするために考慮しなければならない遅れ時間は、リンの検知に要する時間と凝集剤注入点からリンの検出点まで水塊が到達するのに要する時間の合計となる。その時間は当プラントで110分程度であるが、実際の制 御では、濃度変化の測定時間と凝集反応の安定時間が加わるため、制御信号を出すまでの時間



曝気槽容積　200m³（25m³×8槽）
最終沈殿池　50m³

図－１　実験装置フローシート

表－１　運転条件

実験区分		期間	流量 (m³/d)	リン添加率 (mg/l)	Al下限注入率 (mg/l)	目標 P－D (mg/l)
I	1	6.13- 6.18	480	0	1.0	0.1
	2	6.19- 7. 1	(定量)	0	0.5	0.1
II	1	7. 2- 7.18	480	0	0.5	0.1
	2	7.19- 8.24	(定量)	0	0.5	0.1
III	A1	8.25- 9. 4	480	2	0.5	0.1
	A2	9.30-10. 6	(定量)	2	0.0	0.2
	B1	9.12- 9.21	480	0	0.0	0.2
	B2	10.14-10.27	(変動)	0	0.5	0.2
	C	その他のIII	480･定量	0	0.0	0.2

表－２ 注入量制御（5.27～6.2）と定量注入('87.6月)の比較

	BOD(mg/l) 流入	BOD(mg/l) 流出	T-N(mg/l) 流入	T-N(mg/l) 流出	$P\text{-}D_{hydro}$(mg/l) 流入	$P\text{-}D_{hydro}$(mg/l) 流出	Al注入率 (mg/l)
注入量制御	84	5	20	7.0	1.84	0.07	1.8
定量注入	76	4	21	7.2	1.47	0.34	2.0

はさらに長くなり、本実験では200分程度 になった。この様に、本法では注入量の制御がかなり長い時間間隔で行なわれるため、短時間のうちに生じる変動を抑制することは困難であり、半日～一日周期以上の、緩やかで振幅の大きい変動が抑制されることを目標として、諸定数を定めた。

制御装置の運転は、63年3月末から開始したが、途中で演算プログラムの改良等を行ったため、5月末からの定常運転となった。

3．1．2　実験結果及び考察

＜注入量制御の結果＞

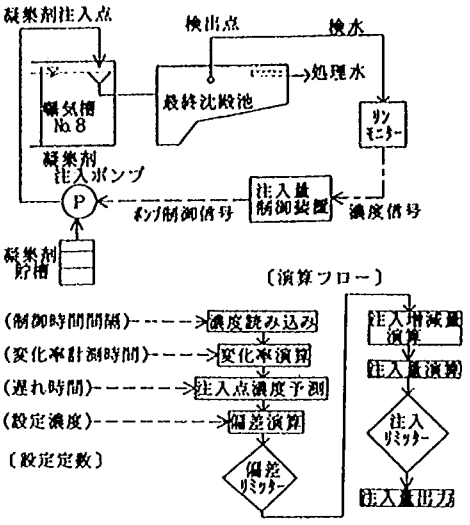
図－3は凝集剤注入量制御に伴うリン濃度の変化の様子と凝集剤注入率の変化の様子とを示したものである。凝集剤注入量が変化したあと、ほぼ一定の時間遅れでリン濃度の変化が検知されており、凝集剤注入量の制御が有効であったことを示している。

A_2O運転の直前の1週間の処理結果は表－2に示す通りである。この時の制御目標濃度は0.1mg/ℓであったが、処理水リン濃度はほとんど目標値以下に保たれ、同表中に示した、昨年同時期の定量注入(Alt2mg/ℓ)時よりも低い処理水リン濃度を得ることができた。この期間の少し前に行った追跡調査において、僅かながらリンの放出・摂取反応が認められたことからみて、生物脱リン反応によるリン除去の効果が加わったものと考えられる。

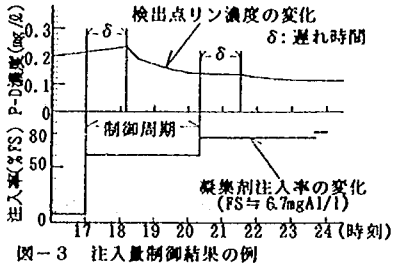
＜A_2O法との組み合わせ運転結果＞

実験は6月から10月までの5ケ月間行ない、6月は循環法からA_2O法への馴致期間、7月からの2カ月は定常運転、8月末から10月末までは、種々の条件に対する検討実験期間とした。

結果は表－3及び図－5に示す通りで、日平均値では制御目標値がほぼ達成されており、制御は有効であった。



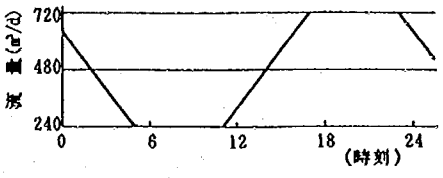
図－2　凝集剤注入量制御装置の概要



図－3　注入量制御結果の例

表－3　A_2O法への適用実験結果

区分		P-D(mg/l)		アルミニウム注入率 (mg/l)	BOD(mg/l)		T-N(mg/l)	
		INF	EFF		INF	EFF	INF	EFF
I	I-1	0.98	0.06	1.56	65	2.4	18.1	5.6
	-2	1.00	0.07	1.39	58	2.2	16.8	5.5
II	II-1	1.01	0.07	1.74	63	2.5	18.7	5.9
	-2	0.92	0.08	1.45	56	2.2	14.3	5.1
III	A-1	2.59	0.10	2.69	65	1.9	18.0	5.3
	-2	2.70	0.20	3.94	118	2.1	17.9	6.2
	B-1	1.03	0.13	0.96	64	4.0	16.4	5.7
	-2	1.19	0.12	0.64	141	4.9	19.0	6.1
	C	0.91	0.17	1.40	92	2.3	16.2	5.4



図－4　流量変動パターン

表－4に雨天時と晴天時の運転結果を示す。雨天時には流入リン濃度が低いにもかかわらず凝集剤注入量が多くなっており、生物脱リン機能の低下を凝集剤注入量の増加で補っていることがわかる。他方、晴天時の凝集剤注入量は流入リンに対して等モル以下であり、生物脱リンが好調で凝集剤が節約されている。従って、本法は生物脱リンと凝集剤添加法の相互補完方法として有用であると考えられる。

実験の後半では、流入リン濃度が高くなった場合や、流量変動があった場合の有効性を検討した。結果は先に表－3、図－5に示した通りで、本制御法はこれらの条件に対しても十分対応可能であることが判った。しかし、所期の目的である一日周期程度の緩やかな変動に対する制御において、長時間目標濃度を上回る場合もあり、更に改良が必要である。

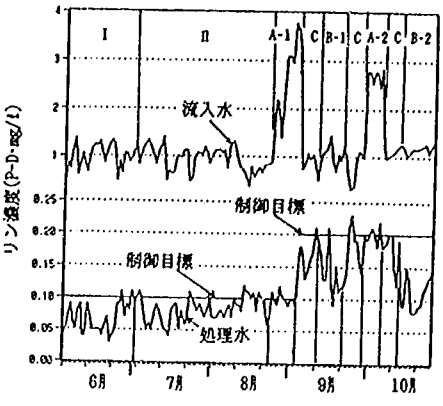
＜処理水ＳＳの沪過性＞

表－５は処理水を300m/dの定量または変動沪過で処理した結果である。沪材はアンスラサイト（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）である。ＳＳ除去率、78～92%、ＢＯＤ除去率31～62%、リン除去率40～72%となっており、浮遊物の沪過性は良好であった。

＜余剰汚泥の濃縮・脱水性＞

攪拌機付きの沈降筒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、吸引圧力-550mmHg、吸引２分、乾燥２分（１ｻｲｸﾙ６分）の条件でリーフテストを行なった。

表－６は、このようにして行った濃縮及び脱水試験の結果である。濃縮汚泥の濃度は３%を越える場合があり、沪過速度も１０kg/㎡/hを越える場合があって、降雨が多かったためか前年度よりも良い結果であった。



図－５　溶解性リン濃度の変化

表－４　雨天時と晴天時の比較

	総雨量 (mm)	INF P-D (mg/l)	EFF P-D (mg/l)	Al注入率 (mg/l)
晴天時(8/5～11)	16.5	1.11	0.08	0.82
雨天時(8/12～18)	101.5	0.65	0.10	1.84

表－５　沪過処理の結果

区分		SS(mg/l)			BOD(mg/l)			T-P(mg/l)		
		INF	EFF	除去率(%)	INF	EFF	除去率(%)	INF	EFF	除去率(%)
I	I-1	8.0	1.3	84.4	2.4	1.5	36.2	0.29	0.11	63.2
	-2	5.8	1.1	81.0	2.2	1.4	36.4	0.27	0.09	66.7
II	-2	9.2	1.2	87.2	2.2	1.3	42.9	0.35	0.12	66.5
III	A-1	3.6	0.8	77.8	1.9	1.3	31.6	0.20	0.12	40.0
	-2	6.0	1.0	83.3	2.1	1.3	38.1	0.37	0.21	43.2
	B-1	11.4	1.1	90.4	2.5	1.2	52.0	0.46	0.14	69.6
	-2	15.6	1.9	87.8	4.9	2.2	55.1	0.54	0.15	72.0
	C	10.7	0.8	92.2	3.3	1.3	61.2	0.47	0.16	65.5

表－６　汚泥試験の結果

実験区分	24時間到達濃度(%)	濃縮倍率(倍)	薬注率(%) Fe Cl₃	消石灰	沪過速度 Kg/㎡/h
I 2	2.16	3.1			
II 1	1.97	2.7			
2	2.83	3.7	11.9	59.6	9.8
III A1	3.34	3.7	14.7	73.2	11.7
A2	3.17	3.4			
B1	3.37	3.4			
B2	3.16	3.6	14.0	69.8	11.2
C	2.68	3.7			

3．2　好気－嫌気－好気法による窒素・リンの生物学的同時除去に関する調査

本プロセスは、ＯＲＰ制御を装備した硝化脱窒同時反応槽（好気槽）－リン吐き出し槽（嫌気槽）－リン摂取槽（好気槽…再曝気槽を兼ねる）という生物反応槽の構成であり、混合液の循環ライン、硝化槽と脱窒槽の区別が無い。本報告では、浜松市瞭ケ丘浄化センターの実施設を用いた実験によりこのプロセスの設定ＯＲＰ値と窒素除去、リン除去の特性について検討した。

3．2．1　調査法

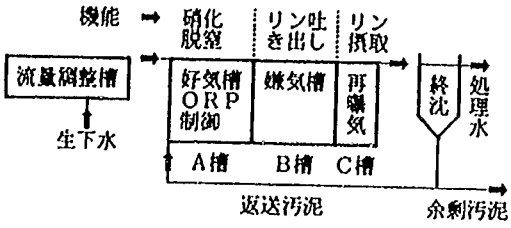
本報では63年1月～8月のデータを解析した。施設フローを図－6に示す。最初沈殿池は無く、下水は沈砂池へ流入後、流量調整槽を経由して生物反応槽へ導入されている。好気槽（A槽）の撹拌曝気は空気配管を装備した水中撹拌機を槽底部に設置して行った。この撹拌曝気はA槽ＯＲＰが一定になるよう制御された。嫌気槽（B槽）は水中撹拌機により撹拌した。再曝気槽（C槽）は定量曝気とした。

運転条件を表－7に示す。ＯＲＰ値は、飽和塩化銀電極を比較電極としたときの実測値である。

3．2．2　調査結果

＜窒素除去の概要＞

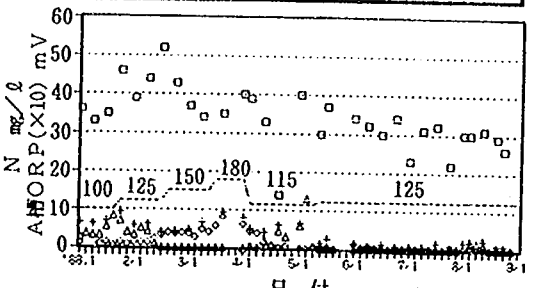
図－7に窒素の経日変化を示す。処理水Ｔ－ＮはＯＲＰ125mVの場合は2mg/ℓ以下であった。これ以外のＯＲＰ値のときは5～10mg/ℓであり、100、115mVのときはNH_4-Nが残留、150、180mVのときはNO_3-Nが残留している。このように、処理水Ｔ－Ｎの濃度と窒素の形態変化は、A槽の設定ＯＲＰ値によく連動している。なお、B槽、C槽での窒素濃度の増減、形態の変化はほとんどなかったので、同図の処理水濃度はA槽での値にほぼ等しいと解釈して支障はない。従って、本法ではA槽のＯＲＰ制御を行うことにより、A槽におい



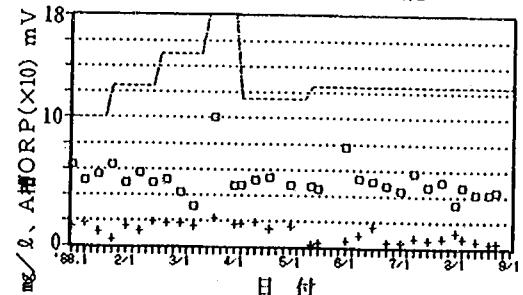
図－6　実験施設フロー

表－7　運転条件

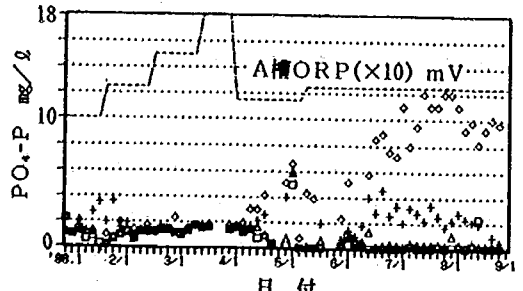
流入水量	900～1100(1000)㎥／日
生物反応槽滞留時間	15～17(16)時間
（A槽:8時間，B槽:6時間，C槽:2時間）	
汚泥返送比	60～90(80)%
ＭＬＳＳ	2800～3200(3000)mg／ℓ
ＢＯＤ－ＳＳ負荷（A槽に対し）	0.1～0.16
ＴＮ－ＳＳ負荷（A槽に対し）	0.02～0.04
ＳＲＴ	17～25日　　ＳＡＴ　10～16日
A槽ＯＲＰ設定値	100→125→150→180
	→115→125ｍＶ（段階的に変更）



図－7　窒素系の経日変化



図－8　Ｔ－Ｐの経日変化

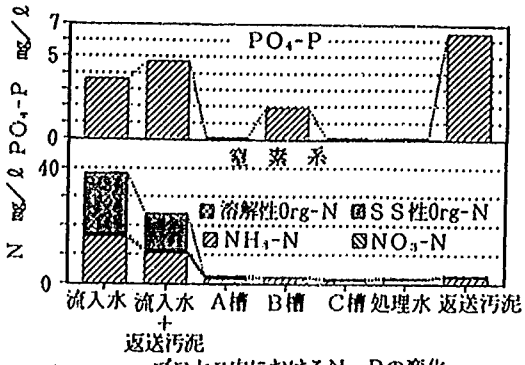


図－9　プロセス内におけるPO_4-Ｐの経日変化

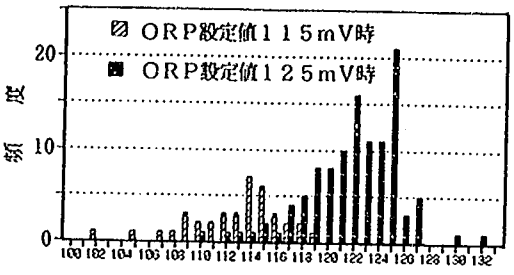
て硝化反応と脱窒反応が同時に進行していることになる。

＜リン除去の概要＞

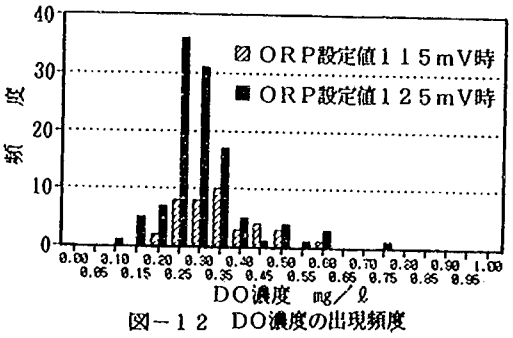
図－８にＴ－Ｐの経日変化を示す。流入水Ｔ－Ｐは4～6mg/ℓである。処理水Ｔ－ＰはＯＲＰ値が100、125mVのとき1mg/ℓ以下(PO_4-Pとしては0.2～0.6mg/ℓ)であった。このように、リンに関しても窒素の場合と同様、処理水Ｔ－Ｐ濃度は、Ａ槽の設定ＯＲＰ値によく連動していると云える。次に図－９に本プロセス内の各点におけるPO_4-P濃度を示す。ＯＲＰ値が高く、リン除去が悪い時期(2～3月)ではＡ槽、Ｂ槽、返送汚泥、処理水のすべての採水点においてPO_4-Pの値はほぼ同様な値1.4～1.8mg/ℓを示している。一方、ＯＲＰ値125mVで窒素除去も良好な時期（6～8月）、及び125mVより低いＯＲＰ値100mVの時期（1月）と115mVの時期（4～5月中旬）では、Ａ槽と処理水でPO_4-Pがほぼ0.4mg/ℓ以下となり、リン吐き出し槽であるＢ槽で2～4mg/ℓの値となっている。また、返送汚泥中でも4～12mg/ℓのPO_4-Pが検出されている。ここで、図－９と図－７の両図を比較すると、Ｂ槽でリン吐き出しがあり、リン除去が良好な時期は生物処理水中のNO_3-N濃度が極めて低い(零に近い）ことが分かる。これは前述のようにＢ槽でのNO_3-N濃度が低いことを意味している。ＯＲＰ制御でＡ槽NO_3-Nを2mg/ℓ以下にすることにより、Ｂ槽NO_3-Nを0.2mg/ℓ以下にでき、リン除去を達成できることが分かった。



図－１０　プロセス内におけるN、Pの変化
（昭和63年8月9～10日 通日試験）



図－１１　ORP値の出現頻度



図－１２　DO濃度の出現頻度

＜プロセス内における窒素・リンの挙動＞

ＯＲＰ制御により処理が良好であるときのプロセス内の窒素とリンの代表的な挙動を図－１０に示す。窒素についてはＡ槽で処理水と同レベルの処理がなされ、リンについてはＢ槽あるいは返送汚泥でリンの吐き出し、Ｃ槽で摂取がなされていることがわかる。

＜ＯＲＰ制御とＤＯ濃度の関係＞

図－１１、１２にＯＲＰ設定値115、125mV時のＯＲＰとＤＯ測定値の出現頻度を示す。ＯＲＰ値は各設定値により明確に差が現われているが、ＤＯではほとんどその出現ＤＯ値に差がなく、むしろＯＲＰ値に対して逆転している。このことは本法におけるＡ槽の制御項目として、ＯＲＰ値が、ＤＯ濃度よりも適していることを示唆していると考えられる。

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、最初沈殿池の有無の処理特性に及ぼす影響が残されていた。本項は、この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。

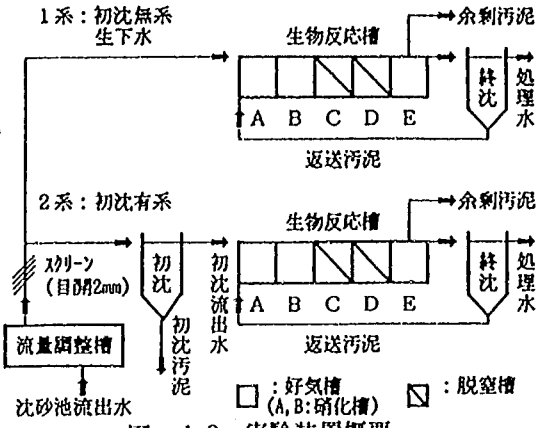
3．3．1．実験概要

図－１３に実験装置を示す。実験には同一の装置を２機用いた。初沈無系では初沈を使用せず生下水　を生物反応槽への流入原水とし、初沈有系では初沈を設置し、その初沈流出水を流入原水とした。A～E槽は各１００ℓの容量である。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。実験は、1988年４月より５ケ月間行われた。両系列とも硝化槽A、Bの曝気量は、硝化槽BのＯＲＰ値が一定となるよう自動制御された。硝化効率が初沈の有無に関係なく同一でないと、初沈の有無が脱窒効率に及ぼす影響を適切に評価できない。このため、各系列で「B槽でNH_4-Nを０．５mg/ℓ程度残留するＯＲＰ値」として、B槽NH_4-N濃度の推移状況を観察し、適宜ＯＲＰ設定値を修正した。脱窒槽C、D槽は攪拌機により緩速攪拌した。初沈の水面積負荷は１４㎥／㎡日、滞留時間１．１時間であった。その他、生物反応槽滞留時間２０時間、汚泥返送比１００%、ＭＬＳＳ3000mg／ℓとした。

3．3．2．実験結果と考察

＜処理結果＞

表－８に維持管理結果、表－９に処理成績を示す。表－８によると初沈無系のＢＯＤ－ＳＳ負荷は初沈有系の約２倍弱であった。初沈無系のＴ－Ｎ負荷は、約１割高い程度であった。また、初沈で除去されるＳＳ成分がＢＯＤ値の約50%を占め、窒素のほとんどは溶解性であることが分かる。



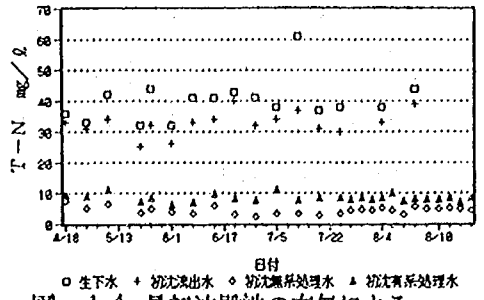
図－１３　実験装置概要

表－８　維持管理結果　（平均値）

項　　目	１系 初沈無系	２系 初沈有系
ＢＯＤ－ＳＳ負荷（kg/kgSS･日）	0.170	0.096
Ｔ－Ｎ負荷　　（kg/kgSS･日）	0.040	0.034
余剰汚泥発生量（ｇ／日）	38.2	27.9
ＳＲＴ（日）	32	45
ＳＡＴ（日）	13	18
ＭＬＳＳ（mg／ℓ）	2,900	3,000
B槽ＯＲＰ値（mV） ＊：平均値　[最小～最大]	140＊ [125～150]	130＊ [125～150]
Ｔ－Ｎ除去率（%）	89	73

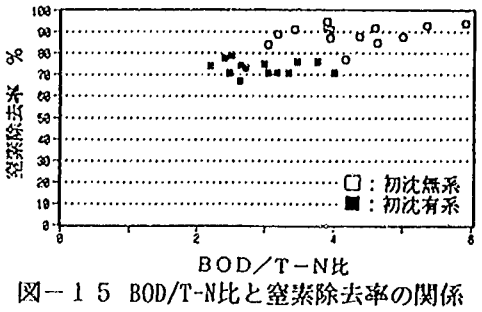
表－９　処理結果（平均値、単位：mg／ℓ）

水質項目	生下水	初　沈 流出水	初沈無系 処理水	初沈有系 処理水
水　温　℃	23	23	23	23
ｐＨ	7.0	7.1	7.0	6.7
アルカリ度	140	130	60	40
ＳＳ	270	96	15	12
ＣＯＤ	65	49	10	9.5
ＢＯＤ	170	94	8.3	7.5
ＴＯＣ	150	86	21	18
Ｄ－ＣＯＤ	32	31	7.8	7.0
Ｄ－ＢＯＤ	46	42	2.6	2.9
Ｄ－ＴＯＣ	49	46	11	7.9
Ｔ－Ｎ	40	32	4.2	8.6
Ｄ－Ｔ－Ｎ	25	25	3.7	8.0
NH_4－Ｎ	18	19	1.0	1.3
NO_2－Ｎ	0.1未満	0.1未満	0.1未満	0.1未満
NO_3－Ｎ	0.2	0.1	1.5	5.6
Ｏｒｇ－Ｎ	21	13	1.5	1.5
Ｔ－Ｐ	6.8	5.2	2.7	2.6
PO_4－Ｐ	2.0	1.9	2.3	2.5

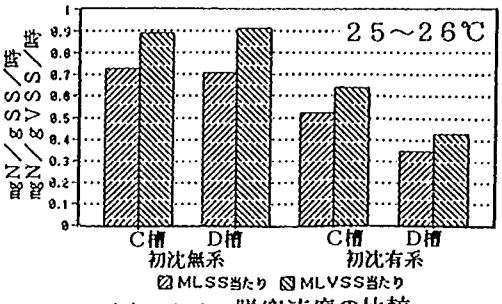


図－１４　最初沈殿池の有無による
Ｔ－Ｎの比較

本実験では、両系列とも設定ＭＬＳＳ濃度を3000mg／ℓとした。この濃度を維持するには、同表に示されるように、初沈無系、有系でＳＲＴ、ＳＡＴ、余剰汚泥発生量に差が生じた。これは流入原水中に含まれるＳＳ濃度が表－９に示すように生下水、初沈流入水で異なるためである。両系列において硝化菌の増殖に必要なＳＲＴ、ＳＡＴは確保されていた。Ｔ－Ｎ除去率は、初沈無系の方が89％であり、端的には、有機物／全窒素比の高い条件が窒素除去に適していることが示された。



図－１５ BOD/T-N比と窒素除去率の関係



図－１６ 脱窒速度の比較

＜窒素除去＞

図－１４にＴ－Ｎの分析結果を示す。両系列の処理水に残留するＮH_4-Ｎは両系とも１mg／ℓ程度であり硝化効率は同様であった。このため図－１４の処理水Ｔ－ＮのほとんどはNO_3-Ｎであり、初沈有系では脱窒反応が窒素除去を律速しているといえる。

図－１５にＢＯＤ／Ｔ－Ｎ比と除去率の関係を示す。表－９にも示されたように、初沈を設けることによりＴ－Ｎ除去率が平均で約20％低下することが認められる。

両系のＣ槽（第１脱窒槽）、Ｄ槽（第２脱窒槽）汚泥を用いた回分実験により（内生）脱窒速度を求めた。結果を図－１６に示す。初沈無系ではＣ、Ｄ槽で同程度の速度であるのに対し、初沈有系ではＤ槽の値がＣ槽の値より更に低下していることが分かる。

４．まとめと今後の検討課題

凝集剤注入量のフィードバック制御による処理水リン濃度の制御について検討した結果、同法はリンの制御法として十分な性能を有すること、A_2O法との組合せによって安定した窒素・リンの同時除去法となることが判った。また、その時発生する汚泥は、濃縮性・脱水性ともに良好であった。

好気－嫌気－好気法においては同時除去に適したＯＲＰ値が存在し、これを制御することにより同時除去が達成できることが実証された。また、窒素だけを除去対象とすれば生物反応槽滞留時間８時間程度で可能なことが示された。脱窒の機構、Ｂ槽の適当な滞留時間などについては今後の課題としたい。

最初沈殿池が硝化・内生脱窒法の窒素除去率に及ぼす影響について、パイロットプラント実験を実施した。その結果、最初沈殿池を設けないほうが、本法に適してることが明らかとなった。

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　南山　瑞彦
課肪　守

1. はじめに

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、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より多く除去することは、処理水放流先での富栄養化防止という観点から、また、今後増大するであろう処理水のアメニティ利用の観点から重要となるであろう。

処理場の親水性の向上、さらに、処理水水質の向上を可能とする手段の一つとして、水生生物を利用した処理水浄化法が挙げられる。水生植物は、その生長過程において水中から窒素・リン等を吸収するとされている。そのため、水生植物を水質浄化に利用するという研究が、内外を問わず、盛んに行われている(1)(2)。しかしながら、これまで行われてきた水生生物による水質浄化の研究は、主に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である。下水処理水は、自然水域の水質に比べて高濃度の窒素、リンを含む場合がある。また、放流水質も流入水量、水質の変動をうけ、日間でもかなりの変化がある。これら下水処理水の持つ特殊性のため、自然水域における研究の成果を直接下水処理水に応用することは困難であると考えられる。また、汚水処理への水生生物の利用を目指した実験も行われている。しかし、それらは主に、二次処理の代替法として水生生物を利用することを目的としており、ＢＯＤの除去に力点を置いている。従って、窒素・リン等の栄養塩類の除去という分野には直接応用できないと考えられる。

本調査は、下水処理場内に水生生物を繁茂させたポンド施設を設けることにより、処理水水質の一層の改善・安定化を図ると共に、処理場敷地空間の親水公園化の構想を具現化することを目的として調査、研究を行うものである。

2. 昭和62年度までの調査結果

1) 水生生物を利用した水質浄化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。「水生生物は、用水路の流水機能を阻害するため、環境の悪化を引き起こすという一面を持つ。その反面、水生生物、特にホテイアオイは、繁殖力が旺盛であり、栄養塩類の吸収効率が良いことから、水質の浄化に利用することが可能である。水生生物は、その生長過程において

気象条件等の自然環境の影響を強く受けるため、個々の植物の特性をふまえつつ、対象とする環境に最適な植物種の選定およびその管理手法に注目して調査を進める必要がある。」

2) 処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用い、調査を行った。調査対象は、浮遊性植物としてホテイアオイ、また、沈水性植物としてクロモを用いた。この調査によって、以下に示される結果を得た。

① ポンド施設実験槽内流況特性

トレーサー調査を行い、槽内の流況特性の把握を試みた。その結果、槽内には短絡流が発生していることが確認された。また、各槽の流出パターンをデルタ応答と仮定して、槽列モデルで解析した。その結果、実験槽は、室数が1～2に相当する特性を持っていることがわかった。

② ホテイアオイの生長速度

ホテイアオイは、その密度が0.8kg-dry／m^2程度までは指数関数的に生長し、夏期の生長速度係数は0.05[1/day]を上回った。また、ホテイアオイの生長速度と日射量の間には正の相関が認められた。しかし、滞留時間を12時間から48時間まで変化させて生長速度を比較したところ、明確な差異は生じなかった。

③ 水生生物による水質改善

滞留時間を12時間とした調査では、クロモ、ホテイアオイともに窒素・リンに対する目だった浄化効果はなかった。しかしながら、ホテイアオイを用い、滞留時間を48時間に延長した結果、浄化効果は増大し、繁殖力の強い夏期においては、かなりの水質改善効果を得ることができた。

ホテイアオイの窒素、リン及びカリウムの含有率は、茎葉の方が根よりも高い値となっている。また、クロモは、ホテイアオイよりも、窒素・リンの植物体含有率が高く、ＤＯの増加にも寄与する。ただし、クロモは、栽培管理面での問題がある。

ＤＯ及びｐＨは、ホテイアオイ槽よりも藻類の繁茂しているクロモ槽及びコントロール槽で高く、特に、昼間上昇する傾向がある。逆に、ホテイアオイ槽は低く、日変化も小さい。

④ 実験槽内で形成される生物相

槽内に出現するプランクトンの出現種数は、植物プランクトン・動物プランクトンとも20～30種程度で明確な差異は見られない。

⑤ ホテイアオイの通年生長実験

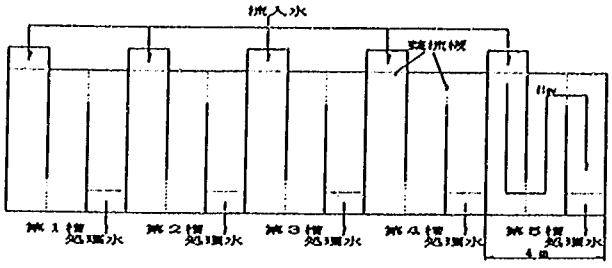
ホテイアオイは、下水処理水のように冬期でも水温の高い（15℃前後）水を用いることにより、簡易な保温施設内であっても越冬させることができる。また、ある程度の生長も期待できる。

3. 昭和63年度の調査結果

3.1 実験施設の概要

実験は、茨城県霞ヶ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。ポンド施設の概略を図-1に示す。施設は、防水加工を施した鉄筋コンクリート製であり、合計５槽の実

験槽から成っている。各槽の大きさは、長さ、幅及び高さがそれぞれ4m、4m及び1mである。各実験槽は、短絡流を防ぐため、コンクリートブロックによる仕切り壁と整流板を用いて3区画に分けられている。なお、各槽とも底部は厚さ20cmの砂層となっている。流入水は、三次処理水と希釈用の水道水である。三次処理水と水道水の温度差ができるだけ小さくなるように、水道水配管を三次処理水中に浸漬し熱交換を行った。流入水量はバルブで調整した。槽内水深は、流出側をオーバーフロー式とすることで設定した。



図－1　　ポンド施設概略図

表－1　　ポンド施設運転条件

	水生生物	流　入　水	滞留時間	設定流量	設定水深
第1槽 (P-1)	ホテイアオイ クロモ	三次処理水	48時間	0.22 m^3/hr	0.7 m
第2槽 (P-2)	ホテイアオイ フナ	三次処理水			
第3槽 (P-3)	ホテイアオイ	三次処理水			
第4槽 (P-4)	ホテイアオイ	三次処理水：水道水 ＝ 1 : 1			
第5槽 (P-5)	ホテイアオイ	三次処理水：水道水 ＝ 1 : 3			

3.2　調査内容

ポンド施設を用い、表-1に示す実験条件を設定した。

1)　流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響（第3槽、第4槽、第5槽）

一般に植物は、空間あるいは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。ホテイアオイの空間的な生長制限については、0.8kg-dry／m^2程度までが生長制限を受けない限界値であるという結果を得ている。また、栄養源に起因する生長制限については、滞留時間を変化させることによって検討している。そして、滞留時間を12時間から48時間まで変化させて比較したところ、生長速度には明確な差異が生じないという結果を得た。そこで、本年度は、三次処理水に水道水を混合することにより、栄養塩濃度を下げるという実験条件を設定し、栄養源がホテイアオイの生長制限要因として働く濃度の限界値をもとめる。

2)　複数の水生生物を用いた水質浄化

複数種の水生生物を利用し高度な生態系を実現することは、浄化施設の維持管理（藻類等の除去等）のため、また親水公園等での修景利用のため、有効であると考えられる。

①　異なった植生の水生植物を複合することにより、水質浄化の効率化が可能であると考えられる。前年度までの結果から、クロモ等の水質浄化効果の有効性が示唆されてはいるが、藻類等の発生により十分な浄化効果を発揮することができていない。そこで本年度は、浮標性植物により藻類発生が抑えられる濃度まで栄養塩類を除去した後に、沈水性植物による栄養塩類除去を行う

ことを試みた。実験では、前2区画分に浮標性植物としてホテイアオイを植え、最終区画に沈水性植物であるクロモを植えた。（第１槽）

② 実験槽中に発生する藻類の除去と、水生植物に対して有害な小動物を駆除するために、淡水魚を実験槽に放流した。当初はフナのみの放流であったが、視認が困難であったため、朱色のワキンを加えた。（第２槽）

3.3 調査結果

3.3.1 植物体の生長特性

水生生物の生長速度を把握するため、実験槽内に存在するホテイアオイの湿重量（現存量）を測定した。そして、測定時に、ホテイアオイの一部を排除することにより、空間的な生長制限の発生を抑えた。夏期の一時期の第１槽を除いて、0.8kg-dry／㎡を越えていないため、空間的な生長制限の影響はほとんどないと考えられる。

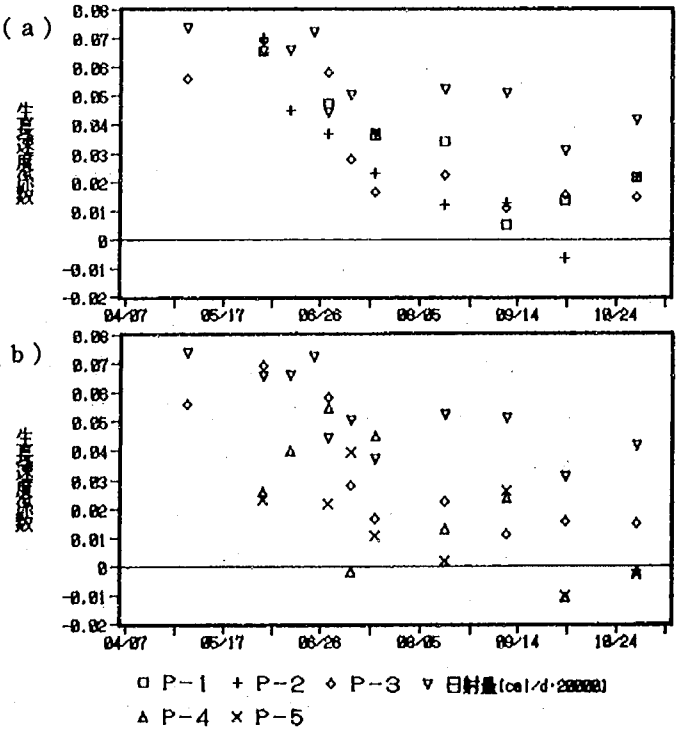
前年度までの現存量調査の結果をもとに、調査期間中植物体が指数関数的に生長したものとして、その生長曲線を次式で表すこととする。

$$Wt = W0 \cdot \exp(\lambda \cdot t)$$

ここで、Wt：ｔ日後の現存量[kg-dry／㎡]、W0：初期現存量[kg-dry／㎡]、λ：生長速度係数[1/day]、ｔ：経過時間[day]である。この生長速度係数を用い、本年度のホテイアオイの生長状況を図-2に示す。横軸は調査日、縦軸は生長速度係数[1/day]である。本来、生長速度係数は期間に対して定義されるものであるが、ここでは測定期間の最終日にプロットした。

植生の違いが生長速度係数に与える影響を、図-2(a)に比較して示す。生長速度係数は、第１槽で他の槽よりもやや大きめの値を示していることを除くと、ほとんど同様の傾向で推移していることがわかる。また、6月末から7月にかけて、一様に生長速度係数が落ち込んでいる。これは、図-2(a)に併載したように、日射量が減衰したことが主な原因で発生したと考えられる。

栄養塩濃度が生長速度係数に与える影響を、図-2(b)に比較して示す。



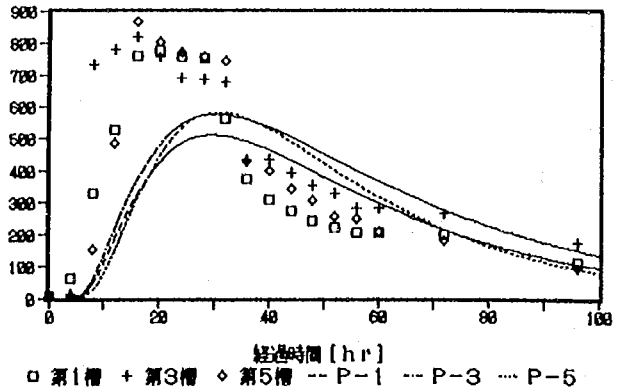
図－２ 生長速度係数の推移

無希釈の三次処理水を用いた場合（第３槽）と三次処理水を2倍に希釈した水を用いた場合（第４槽）は、春期から夏期にかけて比較的似通った傾向で生長速度係数が推移している。しかし、4倍希釈三次処理水の場合（第５槽）は、生長速度係数がはるかに小さいことがわかる。また、日射量が減衰した8月以降は、第４槽、第５槽のホテイアオイの生長速度係数が比較的似通った傾向で推移し、最終的に枯死した。これらが栄養塩濃度に起因する現象であるとすると、日射量等の影響を受けるものの、三次処理水の4～2倍希釈の栄養塩濃度までが生長制限を受けない限界値であることになる。すなわち、水生生物を用いた処理施設には処理濃度の限界が存在し、滞留時間等の運転管理上の最適値が存在することが示されたことになる。また、流入する下水処理水の濃度範囲によっては、栄養塩除去の面において逆効果となる可能性があることが示されている。

3.3.2　トレーサー調査

トレーサー調査は、植物体投入前の流況及び植物体投入による整流効果を検討するため、前年度までに３回行っている。本年度は、植物体の生長特性の項で触れたように、各実験槽間のホテイアオイの繁茂状況に大きな差が生じた。そこで、植物の繁茂状況による流況の違いを検討するため、代表的な繁茂状況を呈する実験槽（第１槽、第３槽、第５槽）についてトレーサー調査を行った。第３槽は、本年度の実験において基準となる条件設定であることから選択した。第５槽は、ホテイアオイの繁茂状況がかんばしくない実験槽の代表として選択した。また第１槽は、槽の一部を開水面としていることから選択した。

結果を図-3に示す。横軸は経過時間[hr]、縦軸はトレーサー濃度[ppb]である。流出曲線を混合拡散モデルにもとづいて解析した結果、滞留時間は約38時間であった。本来設定した滞留時間が48時間であることから、実験槽内に滞水域が存在し、短絡流が発生していることがわかる。流出曲線のピークは、第３槽、第５槽、第１槽の順に現れている。これは、短絡流に対して各実験槽の繁茂状況の違いが微妙な影響を与えているためであると考えられる。しかし、各槽の滞留時間は37～39時間であり、有意な差としては現れていない。したがって、全体的な実験槽の混合状態は、繁茂状況や植生の違いよりも実験槽の形状自体に依存していると考えられる。なお、完全混合槽列モデルにもとづいたカーブフィッティングおよび完全混合槽列モデルと混合拡散モデルとの相関から、図-3の流出曲線は槽数2～3に相当する曲線であると考えられる。このことから、下流になるに従って、ある程度栄養塩濃度が減少すると考えられる。



図－３　　流況特性（曲線は混合拡散モデル）

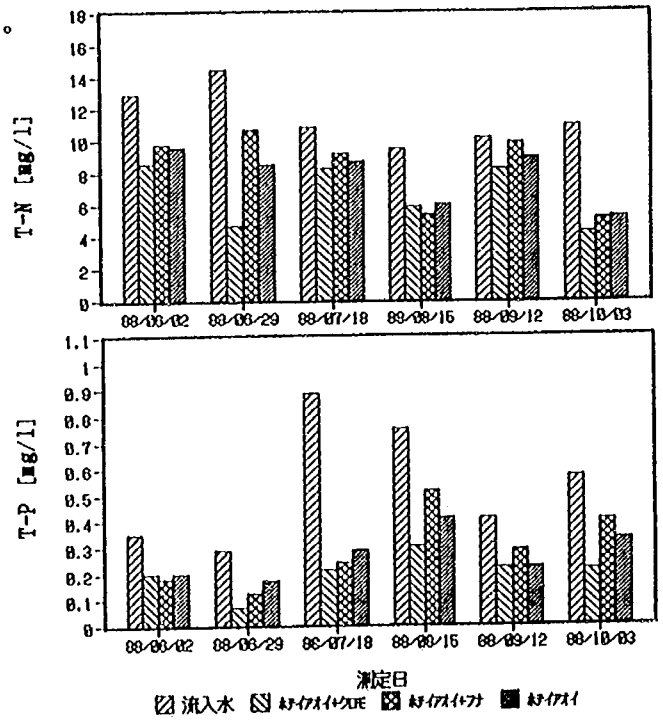
3.3.3　植物体の成分調査

水生生物の栄養塩吸収能力を把握するため、植物体内の栄養塩物質を定量した。その結果、T－Nが夏期から秋期にかけて減少する傾向にあるものの、特に有意な季節的変動としては特定できなかった。また、水中の栄養塩濃度の違いが、植物体中の栄養塩物質含有量におよぼす影響も、低栄養塩濃度水で育てたホテイアオイの栄養塩物質含有量が少ない傾向にはあるが、特に有意な差として現れているとは考えにくい。このように、栄養塩物質の植物体内含有量については、特に有意な変動を確認することができず、期間中、ホテイアオイの茎葉でT－Nが30,000mg/kg-dry、T－Pが4,500mg/kg-dry前後であった。またホテイアオイの根でT－Nが18,000mg/kg-dry、T－Pが2,000mg/kg-dry程度であった。

3.3.4　水質改善効果

水生生物による栄養塩類除去効果を把握するため、実験槽への流入水および各実験槽からの処理水について窒素・リン濃度をもとめた。

植生の違いがホテイアオイの栄養塩除去能に与える影響を、図-4に示す。T－NもT－Pも全期間を通じて除去されていることがわかる。植生の違いは、栄養塩除去能に対して大きな影響を与えてはいないようであるが、ホテイアオイと共にクロモを植えた第1槽における栄養塩除去が比較的良好に行われている。ただし、第1槽のクロモを植えた区画では藻類の発生が抑えられると予想していたが、実験期間中、多くの藻類が発生しクロモのみがはたす浄化効果を分離して整理することができなかった。

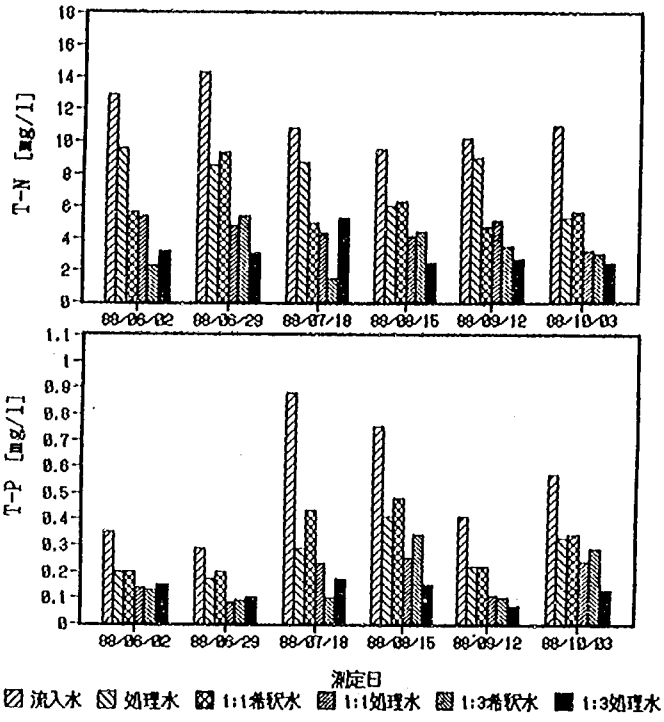


図－4　栄養塩除去能の推移（植生の違い）

栄養塩濃度がホテイアオイの栄養塩除去能に与える影響を、図-5に示す。全期間を通じて、三次処理水の無希釈水及び2倍希釈水を流入させたホテイアオイ槽において、ある程度の処理が行われている。しかしながら、三次処理水を4倍に希釈した水を流入させたホテイアオイ槽では、夏期の一時期を除いて、窒素・リンがほとんど吸収されておらず、時期によっては水質が悪化していることがわかる。これは、ホテイアオイの枯死による植物体内の栄養塩物質の回帰や、底質からの溶出が原因であると考えられる。

図-5から、ホテイアオイを用いた処理を行う場合、T－Nで約2mg/ℓ、T－Pで約0.15mg/ℓの濃

度で生長制限に至り、この値以下の濃度では十分な処理を行うことができなくなる可能性があるという結果が得られる。しかし、この濃度範囲はホテイアオイが枯死するような濃度範囲であるとは考えにくい。仮に、窒素・リン濃度の低下以外の理由でホテイアオイが枯死したとすると、真の生長制限限界値はより低い値である可能性がある。特に本年度は、植物体の生長特性の項でも言及した通り、日射量が少なかったため、生長制限限界値が高めに推移したとも考えられる。また、第4槽、第5槽におけるホテイアオイの枯死は、流入口に近い株から発生していたことから、三次処理水の希釈に用いた水道水が含む何等かの物質の影響で、ホテイアオイが枯死したとも考えられる。したがって、無条件に本年度の実験で得られた値を使用することには無理があると考えられる。



図－5　栄養塩除去能の推移（栄養塩濃度の違い）

3.3.5　生物相調査

流入水中栄養塩濃度の差及び水生生物の植生の違いが生物相に与える影響を把握するため、植物・動物プランクトンの同定・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、夏期から秋期にかけてFragilaria属が優先種となっている槽が多い。また、春期には前年度と同様に、緑藻類が出現している。そのほか、夏期に藍藻類、夏期から秋期にかけて鞭毛藻類も出現している。各実験槽で設定した植生の違いは、植物プランクトンの出現種に対しては大きな影響を与えていないが、クロモを植えたことにより一区画分が開水面となった第1槽では、春期から夏期にかけて他の槽に比べ細胞数が非常に多かった。また、フナを放った第2槽では、フナによる藻類の捕食により細胞数が減少すると予想していたが、夏期から秋期にかけて総細胞数が最も多かった。水道水によって希釈した栄養塩濃度制限槽（第4槽、第5槽）では、プランクトンの個体数が非常に少なかった。

2)　動物プランクトン

各槽とも年間を通してケンミジンコ等の節足動物が比較的多く出現している。夏期から秋期にか

けては、原生動物の出現が多くなる傾向にある。水道水によって希釈した栄養塩濃度制限槽では、プランクトンの個体数が少なかった。

プランクトン以外の小動物としては、水面がホテイアオイによって覆われる以前は、主にアメンボが棲息し、ホテイアオイが覆った後はサカマキガイ等が棲息していた。流入水に水道水を混入した実験槽では、小動物も個体数が少なかった。

4. まとめ

ホテイアオイを用いた三次処理水浄化実験を行い、「流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響」および「複数の水生生物を用いた水質浄化」について検討した。

1) 流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響

① 水中の栄養塩濃度の違いは、植物体中の栄養塩物質含有量に対してほとんど影響をおよぼさなかった。

② ホテイアオイの、栄養塩濃度に由来すると考えられる生長制限限界値は、T－Nで約2mg/ℓ、T－Pで約0.15mg/ℓであった。しかしながら、本年度の実験は日射時間が短い等の特殊な条件下で行わざるをえなかったため、無条件にこの値を応用することには無理がある。

2) 複数の水生生物を用いた水質浄化

① 植生の違いは、栄養塩除去能に対して大きな影響を与えてはいないようであるが、ホテイアオイと共にクロモを植えた槽における栄養塩除去が比較的良好に行われた。

② 植生の違いは、植物プランクトンの出現種に対しては大きな影響を与えていないが、実験槽の一区画分が開水面となった第1槽では、春期から夏期にかけて細胞数が他の実験槽より多かった。また、フナを放った第2槽では、夏期から秋期にかけて総細胞数が最も多かった。

5. 今後の課題

これまでの調査結果をふまえ、今後の課題として検討すべき点をまとめる。

① 処理場の敷地を利用した親水空間を創造する上での、水生生物の役割及び植栽に関する検討。

② 三次処理水を利用した修景施設における水生生物の利用のために必要となる、基礎的特性の把握。

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,"水生生物を利用した水質改善",用水と廃水,24,87(1982)

(2)"Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater treatment",EPA Design Manual,EPA/625/1-88/022

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示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の活性汚泥処理プロセスでの挙動及び処理プロセス、作業環境への影響について解明する必要がある。

2．昭和６２年度までの調査結果

１）2,5-ｼﾞｸﾛﾛｱﾆﾘﾝ(2,5-DCA)を添加した人工下水を用い活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、0.71～71.4mg/ℓの添加濃度ではBOD除去率は90%以上を示した。

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(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)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）一次処理水に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(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)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(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果9.7mg/ℓ添加でも有機物除去機能に対する影響はなかった。

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(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、0.44mg/ℓ添加でも有機物除去機能に対する影響はなかった。

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(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、14.3mg/ℓ添加では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み

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添加でも有機物除去機能に対する影響はなかった。

9）一次処理水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98μg/ℓで二次処理水中のTOXは67μg/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最小増殖阻止濃度(MIC)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低い濃度であり、高い感受性を示した。

12）一次処理水に1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ(1,4-DCB)を0.89mg/ℓ添加し活性汚泥処理実験（連続）を行った結果、SS、BOD、CODの除去機能には影響がなかった。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が認められなかった。

13）一次処理水に1,4-DCBを1.45mg/ℓ 添加し活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行い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共に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わかった。

3．昭和63年度の調査内容と調査結果

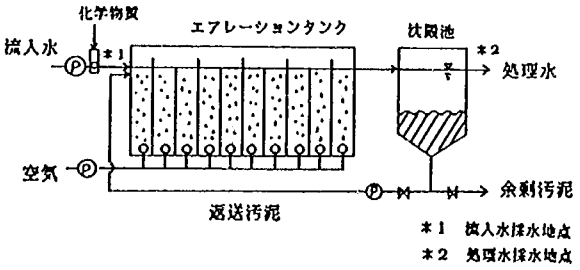
3．1　連続処理システムにおける2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙの挙動

3．1．1　供試化学物質

2,4-Dichlorophenol(2,4-DCP)は無色の結晶で、加熱分解または酸との接触により有毒塩化物を発生する物質である。水に難溶でｴﾀﾉｰﾙ、ｴｰﾃﾙに可溶、用途は染料中間体である。動物に対して毒性があり、ラットへの経口投与に対するLD$_{50}$は、580mg/kgである[1]。

3．1．2　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が10槽）であり、沈澱池有効容積は50ℓである。本装置は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内のﾊﾟｲﾛｯ



図－1　実　験　装　置　（連続流式）

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

ﾄﾌﾟ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、2,4-DCPを水に溶かした後小型定量ポンプを用い一次処理水と同時に2mℓ/minで連続注入した。

３．１．３　分析方法

2,4-DCPの分析は、試料を濾過した後XAD-2樹脂吸着法により行った。内径10～20mmφ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I-ﾃﾙ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

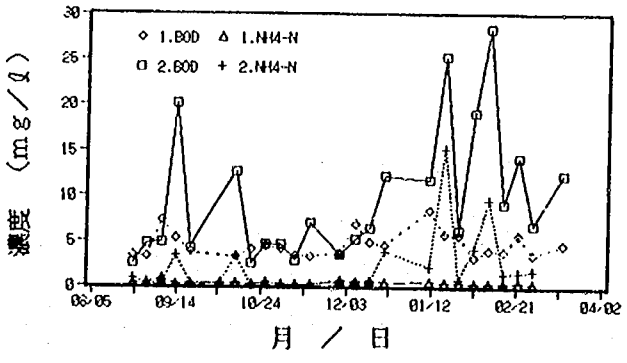
実験期間中の運転管理状況と水質分析結果を表－２、３に示した。ｺﾝﾄﾛｰﾙと実験系を比較し処理水質に違いが見られるのはBOD、NH_4-Nの２項目である。図－２にその経時変化を示す。ｺﾝﾄﾛｰﾙのBOD、NH_4-Nは実験期間を通し安定しているが、実験系の処理水からは時々NH_4-Nの流出があり、硝化が不安定となっている。また、NH_4-Nの流出時にBODの値が高くなっているが他の有機物指標（COD、D-TOC）で比較するとほぼ同じでありBODの上昇はNH_4-Nの酸化によるものと考えられる。このNH_4-Nの酸化によるDO消費分を補正したBODの平均値は4.4mg/ℓとなりｺﾝﾄﾛｰﾙと同様の値となった。2,4-DCPについては、表－３に示すように流入水中の98%が除去されているが、処理プロセス中での除去メカニズムは不明である。

表－２　運転管理状況　　平均値

	BOD-SS負荷 kg/kg・日	BOD容積負荷 kg/m日	MLSS mg/l	汚泥日令 日	SRT 日
1.ｺﾝﾄﾛｰﾙ	0.036	0.22	1990	16	17
2.実験系	0.037	0.21	1990	16	17

表－３　水質分析結果　　平均値

	1 ｺﾝﾄﾛｰﾙ		2 実験系	
	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(℃)	14～24	8～28	14～24	8～28
pH	6.7～7.1	6.8～7.6	6.7～7.1	6.7～7.5
SS (mg/l)	39.4	7.7	42.7	7.4
BOD (mg/l)	75.1	4.6	74.3	9.6
COD (mg/l)	46	11.2	49	11.3
D-TOC (mg/l)	39.4	12.5	40.7	10.9
NH4-N (mg/l)	20.6	0.4	20.3	2.17
NOx-N (mg/l)	0.002	16.5	0.006	16.7
D-T-N (mg/l)	21.7	18.2	21.3	19.8
T-N (mg/l)	24.3	18.9	24.6	20.3
透視度 (cm)	—	82	—	70
2,4-DCP (mg/l)	—	—	0.93	0.018



図－２　処理水（BOD、NH_4-N）の経時変化

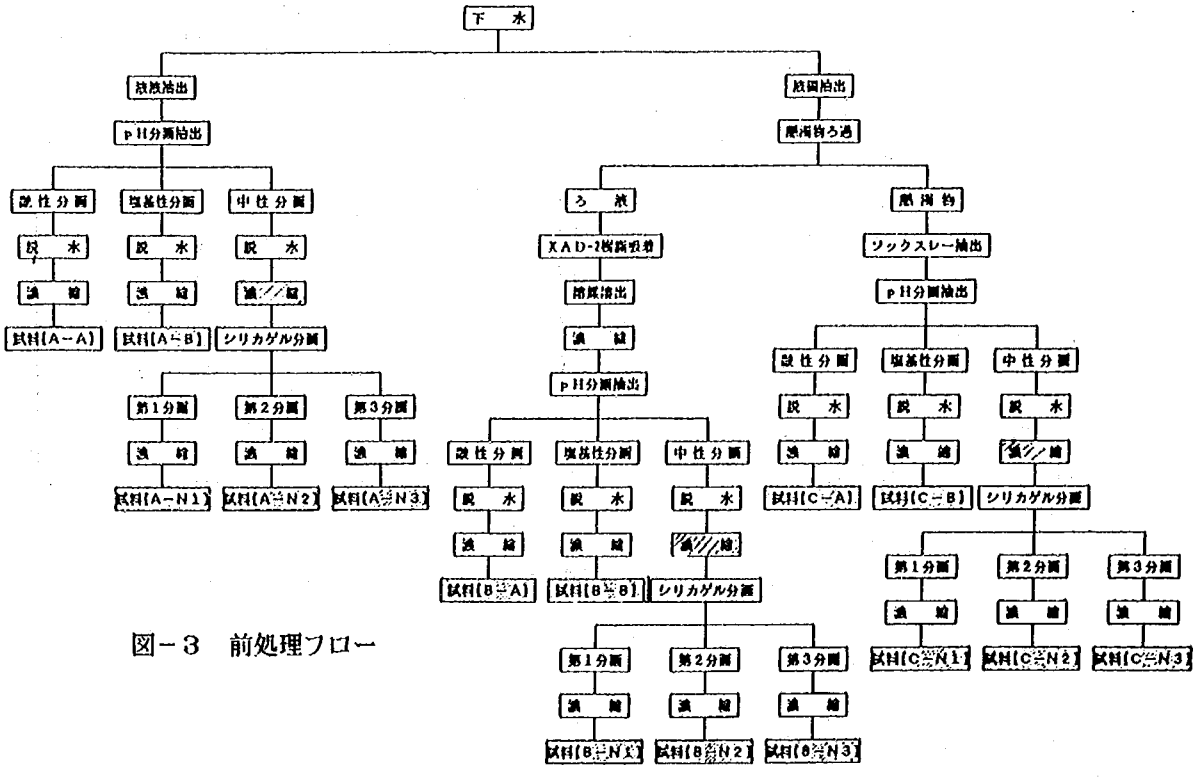
３．２　GC-IR-MSによる下水中に含まれる微量化学物質の検索

下水中に含まれる微量化学物質の検索を、ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｰ赤外線吸収ｽﾍﾟｸﾄﾙｰ質量ｽﾍﾟｸﾄﾙ装置(GC-IR-MS)を用いて行う場合の問題点について検討した。試料の前処理はGC/MSを用いた環境中の化学物質検索ﾏﾆｭｱﾙ[2]を参考にした。

検討試料はK処理場流入水にO-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、2,5-ｼﾞｸﾛﾛｱﾆﾘﾝ、2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙの３物質を各々１mg/ℓとなるように添加したものとした。検討した前処理方法を図－３、検討結果を表－４に示す。液-液抽出と液-固抽出を比較した場合、液-液抽出は最初の抽出段階で操作性に問題があり下水には適用しにくい。この問題とは下水と溶媒を分液ﾛｰﾄに入れ、振盪した時ｴﾏﾙｼﾞｮﾝを起こし長時間放置しても消えず、水と溶媒の分離が非常に難しいことである。これに比べ、液-固抽出は下水を直接通水すると閉塞等の問題があり通水前に濾過する必要があるが、操作そのものは簡単である。

これらの溶媒抽出の後それぞれ酸性分画、塩基性分画、中性分画に分ける処理を行い酸性分画、塩基性分画については脱水、濃縮後GC-IR-MSによる測定を行う。中性分画については更にｼﾘｶｹﾞﾙ分画を行った後、脱水、濃縮しGC-IR-MSで測定する。

以上の前処理について検討した結果、液-液抽出は最初の抽出段階で水と溶媒の分離が困難であり下水の前処理としては不適切である。液-固抽出の酸性分画、塩基性分画、中性分画は妨害物質、抽出率等に問題はなく下水の前処理として適用することができる。しかし、中性分画を更に分画する場合は処理する液量が少ないことから操作時の損失を考えると抽出率に問題がある。液-固抽出の懸濁物質については、ｿｯｸｽﾚｰ抽出での抽出率が不明であり更に検討が必要である。



図－３　前処理フロー

表－4　検討結果

前処理法 ＼ 検討評価			操作性			GC-IR-MS		摘要
			最大処理量	妨害抽出率	再現性	物質数	感度	
液液抽出		酸性分画	1 L	×		△	△	液液抽出時ｴﾏﾙｼﾞｮﾝが多く抽出液中の水分量が多くなり各分画の抽出率が悪い．最大処理量が１Ｌと少なく感度に問題有り．
		塩基性分画		×		×	×	
		中性分画		×		○	△	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第１分画		×		(△)	(△)	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第２分画		×		(△)	(△)	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第３分画		×		(△)	(△)	
液固抽出	溶解物質	酸性分画	20 L	○		△	○	抽出時のｴﾏﾙｼﾞｮﾝはほとんどない．樹脂吸着時懸濁物が妨害となりあらかじめ濾過操作が必要となる．溶媒抽出時の液量が処理に影響されないため大量処理にむく
		塩基性分画		○		×	×	
		中性分画		○		○	○	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第１分画		△		(○)	(△)	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第２分画		△		(△)	(△)	
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第３分画		△		(△)	(△)	
	懸濁物質	酸性分画	1 L	△				抽出時のｴﾏﾙｼﾞｮﾝはほとんどない．濾紙のｿｯｸｽﾚｰ抽出時の抽出率が不明．あまり多くの濾紙は処理できない．
		塩基性分画		△				
		中性分画		△				
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第１分画		△				
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第２分画		△				
		ｼﾘｶｹﾞﾙ第３分画		△				

1）空欄については更に検討を要し現段階では判定できない
2）ＧＣ－ＩＲ－ＭＳの判定の（）はGCによる予備分析による
3）○：良い－△：どちらともいえない－×：悪い

また、今回の検討でＫ処理場流入水より検出された物質でIRとMSで検索した結果、同一物質と判定され信頼性が高い物質を表－５に示した。

標準添加した物質でO-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙが検出されていないが、O-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙがIRの吸収をもたないためであり、MSでは高い感度で検出された。

表－５　検索結果　（Ｋ処理場）

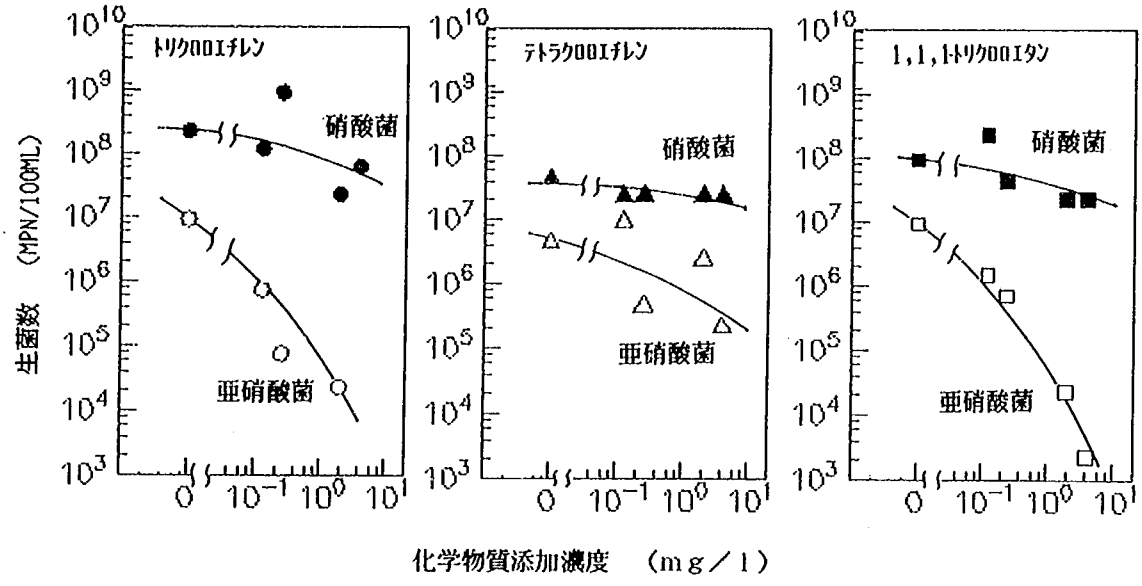
吉草酸アミド	カフェイン
2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	1,4-ｼﾞｴﾁﾙﾍﾞﾝｾﾞﾝ
2-(2-ﾌﾞﾄｷｼ)-ｴﾀﾉｰﾙ	安息香酸メチル
フタル酸	2-ﾒﾁﾙﾌﾟﾛﾍﾟﾆﾙﾍﾞﾝｾﾞﾝ
フタル酸ジイソブチル	ナフタレン
フタル酸bis-(2-ﾒﾄｷｼｴﾁﾙ)	2,5-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉﾘﾝ

３．３　硝化菌の化学物質感受性

下水への排出が規制されている３物質（ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ)について硝化菌の感受性を調査した。硝化菌測定培地にそれぞれの化学物質を溶解（0.125、0.25、2、4mg/ℓ）し、硝化菌の増殖を比較した。実験結果を図－４に示す。亜硝酸菌の測定結果から３物質とも添加濃度が高くなると生菌数が減少しており高い感受性を示した。なかでもﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝは著しく減少しており非常に高い感受性を示した。ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝのMICは0.125mg/ℓ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴ

チレンのMICは0.25mg/ℓであった。これに比べ、硝酸菌は化学物質を添加した培地でもコントロールと同様の生菌数が測定されており感受性は低い。

上記３物質の硝化菌に対する感受性は亜硝酸菌の方が硝酸菌より高いという結果になり昭和61年度に調査した４物質と同様の結果であった。



図－４　硝化菌の化学物質感受性試験結果

４．まとめ

本年度実施した調査結果をまとめると下記のとおりである。

１）連続流式活性汚泥処理実験装置を用い、2,4-DCPが処理に与える影響を調査した結果、SRTを長くとった運転条件にも関わらず処理水にNH_4-Nの流出が時々あり硝化が抑制された。

２）GC-IR-MSによる下水中微量化学物質の検索を行った結果、その前処理として液-固抽出が有効であった。

３）下水道への排出が規制されている有機塩素化合物（３物質）について、硝化菌の感受性を調査した結果、亜硝酸菌の方が硝酸菌より高い感受性を示した。

参考文献

１）産業中毒便覧，医歯薬出版，１９８１

２）GC/MSを用いた環境中の化学物質検索マニュアル、環境庁保健部保健調査室

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
主任研究員 小越 眞佐司
飯坊 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病原性細菌・ウイルス等の消長、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。

2．６２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潅漑水として、水稲に悪影響を及ぼさない。

２）上記潅漑水を用い、慣行水量の１０倍量までの連続潅漑を行ったところ、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）連続潅漑栽培による水田の浄化効果は、潅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考えられる。

４）比較的規模の大きい沪過施設を有する１００のの処理場について調査し、採用頻度の高い沪過池の構造や維持管理に関する現況と、主要な問題点等を把握した。

５）活性汚泥混合液のﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰによる連続沪過実験を行ない種々の孔径と圧力について検討したところ、孔径0.5μmのテフロンフィルターで0.4kg／cm²の時、約40ℓ／m²／hの流束が得られた。

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６３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項目の調査、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

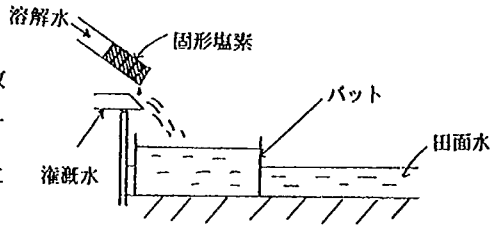
昭和５６年度より湖北総合実験施設内の試験圃場において、下水処理水を潅漑用水として用いた水稲の栽培実験を行ってきている。６３年度も６２年度に引き続いて水稲を栽培し、処理水に含まれる各種の成分が稲の成育・収穫および水田土壌に及ぼす影響等について検討した。

3．1．1．６３年度の栽培条件

（１）圃場の改良

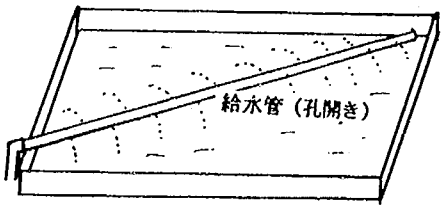
６３年度は全区画に、田面水位を一定に保つためのレベルセンサーを取り付けたほか、２区と４区で次のような改良を行った。

２区の給水口に塩素注入ができるよう、図－１の様な改造を行った。固形塩素を溶解して、流入水に塩素を添加するための水は、流入水ポンプと連動する上水供給ポンプによって固形塩素筒上部に供給した。



図－１　塩素添加装置

４区には、処理水の影響が田面全体に均等に表れるよう供給管を図－２のように配置した。



図－２　均等潅漑方式

（２）気象条件

稲作期間中の気温は、出穂開花期まで低温で、その後は平年並になった。降水量は平年に比べて多く、特に７月中旬以降は平年の２倍近い雨量となった。因に、湛水期間中の平均降水量は6.3mm/dであった。

また、栽培期間中の平均日照時間は、2.5時間／日であり、最近で最も少なかった６１年より0.3時間少なく、好天が続いた６０年と比較すると40%にしか過ぎない。更に、穂の形成期に当たる７月と収穫直前の９月に少なかったことが全般的な作柄不良につながったと考えられる。

（３）６２年度の栽培条件

昭和６３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。潅漑用水は７区が霞ケ浦浄化センター内の水道水、その他は霞ケ浦浄化センターの３次処理水で、４、６、９区には硫安をアンモニア性窒素として10mg/l、リン酸１ナトリウムをリンとして３mg/l添加した。潅漑方法は、３区を慣行水量の約１０倍の連続潅漑としたほかは、慣行水量を目

標とした断続潅漑方式とした。

表－1　栽培条件

区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
潅がい水量(㎥/10a)	3925	8754	14518	5002	4114	2524	3988	5846	2996	6347
NH4-N (mg/l)	0.46	1.32	0.24	3.17	0.64	3.16	0.6	0.31	2.51	0.76
(負荷量) (kg/10a)	1.8	11.6	3.5	15.9	2.6	8.0	2.4	1.8	7.5	4.8
NOX-N (mg/l)	10.71	10.01	10.37	9.75	9.76	9.7	1.19	9.83	10.01	9.45
(負荷量) (kg/10a)	42.0	87.6	150.6	48.8	40.2	24.5	4.7	57.5	30.0	60.0
K-N (mg/l)	1.59	3.18	1.8	5.45	1.7	5.25	1.31	1.38	3.71	1.41
(負荷量) (kg/10a)	6.2	27.8	26.1	27.3	7.0	13.3	5.2	8.1	11.1	8.9
T-N (mg/l)	12.34	13.19	12.17	15.2	11.45	14.95	2.49	11.21	13.2	10.86
(負荷量) (kg/10a)	48.4	115.5	176.7	76.0	47.1	37.7	9.9	65.5	39.5	68.9
FERT.-N (kg/10a)	8	8	8	1.25	8	0	8	2.5	1.25	4
窒素負荷量(kg/10a)	56.4	123.5	184.7	77.3	55.1	37.7	17.9	68.0	40.8	72.9
PO4-P (mg/l)	0.24	0.51	0.26	1.58	0.32	2.03	0.09	0.25	1.14	0.31
(負荷量) (kg/10a)	0.94	4.46	3.77	7.90	1.32	5.12	0.36	1.46	3.42	1.97
T-P (mg/l)	0.3	0.51	0.3	1.44	0.36	1.43	0.13	0.33	1.48	0.34
(負荷量) (kg/10a)	1.18	4.46	4.36	7.20	1.48	3.61	0.52	1.93	4.43	2.16
FERT-P (kg/10a)	8	8	8	2	8	0	8	8	2	8
リン負荷量(kg/10a)	9.18	12.46	12.36	9.20	9.48	3.61	8.52	9.93	6.43	10.16
その他	水収支	塩素添加 0.5mg/l	掛け流し	二次処理並 施肥1/4	慣行標準	二次処理並 施肥なし	対照区	慣行1/4	二次処理並 施肥1/4	慣行1/2

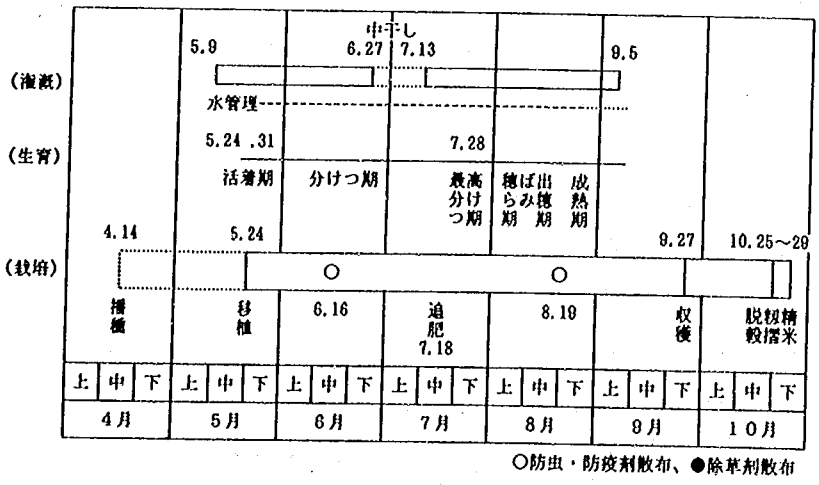
3．1．2　栽培経過

６３年度の栽培経過は図－３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）圃場改造の影響

固形塩素による流入水への塩素注入を行った２区では潅漑水量が昨年度の2.5倍に増加した。２区の潅漑水量の増加は、丁度塩素注入を開始したときから、



図－３　栽培カレンダー

期を一にして生じており、塩素注入によって水口付近を中心に、土壌の透水性が変化したものと思われる。

潅漑水が、田面に均等に流入するよう給水管を改造した４区では、従来方式で潅漑を行った他の区で

見られる水口部分だけが過剰に繁茂する状態が消失し、ほぼ、区全体が一様な生育状況になった。

（２）栽培結果

栽培結果を表－２に示した。

イ．収量

今年度の各区の玄米収量は、基肥の少ない区で収量が少なくなる傾向を示し、特に８～９区は対照区の収量を下回った。

表－２　昭和６３年度栽培結果

区画 / 項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
玄米収量 (kg/10a)	528	530	614	454	558	394	452	410	424	422
一穂粒数 (個)	90.8	89.2	101.3	115.5	92.5	90.7	79.9	87.3	92.2	84.3
精籾千粒重 (g)	20.4	22.9	23.1	22.1	21.9	23.7	23.6	22.5	23.2	23.3
籾藁比	0.741	0.887	0.912	0.834	0.79	0.685	0.77	0.965	0.728	0.748
稔実歩合 (%)	85.3	86.7	85.2	89.5	86.4	85.5	87.1	85.6	85.6	87.3
登熟歩合 (%)	94.3	90.4	92.9	87.3	89	95.8	94.3	95.5	94.6	92.2
倒伏率 (%)	25	38.6	70.6	0	100	0	0	0	27.2	0
座折荷重 (g)	377.8	409.2	710.4	750.4	706.7	653.3	576.6	640.7	747.4	644.8
倒伏指数	1519	1529	904	718	955	668	774	670	588	608
草丈 (cm)	117.6	119.7	121	114.1	125.3	106	109.9	107	103.2	108
かん長 (cm)	89.4	93	94.6	86.5	98.8	83.2	82.8	80.9	81.9	83.3
第5+6節間長 (cm)	4.5	3.9	2.7	2.7	6.9	2.1	1.8	0.9	0.8	3
上位三葉長 (cm)	40.5	43.7	43.3	41.9	43.4	39.8	41.1	40.9	37.9	41.1
葉色	3.8	3.7	3.6	4.7	3.8	4.4	2.7	2.8	3.4	1.9
有効分けつ数(本)	15.7	16.9	15.4	12.3	16.4	11.8	14.3	14.4	12.3	11
有効穂数 (本)	15.2	15.5	14.5	11.2	16	10.5	13.2	12.4	11.1	10.9
穂揃い期 (日)	81	81	80	80	81	78	78	78	78	78

６区は施肥を行なわなかったことに加えて、アンモニアの潅漑水への添加が不十分であったため、極端に少ない収量になった。また、３区は天候不順にもかかわらず過去最高の収量となった。

収量の少なかった、４、８、９、１０区について収穫物調査の結果から、その要因を検討してみると、表－３のように整理できる。各区とも穂数の少なかったことが、主な原因になっているが、穂数の減少につながる条件としては、有効分けつ数が確保できなかった（基肥窒素の不足）ことや、穂の形成が十分できなかった（幼穂形成期の栄養欠如～追肥不十分）ことなどが考えられる。

表－３　収量減少の原因

区	減収要因
４区	登熟歩合の低下（窒素過剰）
８区	穂数が少ない
９区	穂数が少ない
１０区	〃
	〃

ロ．生育

ほとんどの区では７月１１日ごろ（移植後４８日頃）が最高分けつ期であったと考えられる。しかし、施肥を行なわなかった６区は７月２８日頃、また、対照区の７区も７月２８日頃に最高分けつを示した。従来と比較すると、今年度は分けつ数の少ない区が多かった（表－５）。

表－５　最高分けつ数の変化

年度	最高分けつ数	出現時期（移植後の日数）
６３	１３～２０	４８
６２	１６～２２	５４
６１	１８～２３	４０
６０	１９～２６	５６

草丈の伸長は例年と大差の無い結

表－４　植物体の窒素・リン吸収

項目 / 区画		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
窒素	稲体 (kg/10a)	11.04	17.44	13.64	15.31	16.83	11.54	11.51	12.23	10.52	9.81
	吸収率 (%)	19.56	14.12	7.39	19.81	30.55	30.58	64.22	17.97	25.80	13.45
	浮草等 (kg/10a)	3.23	3.29	3.33	2.79	2.48	2.40	0.00	1.68	2.20	2.27
	吸収率 (%)	5.72	2.67	1.80	3.61	4.50	6.37	0.00	2.47	5.39	3.11
	計 (kg/10a)	14.26	20.73	16.97	18.10	19.31	13.94	11.51	13.91	12.72	12.08
	吸収率 (%)	25.27	16.79	9.19	23.41	35.04	36.95	64.22	20.44	31.19	16.57
リン	稲体 (kg/10a)	1.45	2.71	2.23	2.16	2.61	1.99	2.28	1.84	2.25	2.01
	吸収率 (%)	15.76	21.73	18.08	23.44	27.53	55.11	26.74	18.51	34.99	19.83
	浮草等 (kg/10a)	0.40	0.58	0.48	0.58	0.29	0.37	0.00	0.22	0.34	0.28
	吸収率 (%)	4.37	4.64	3.90	6.34	3.08	10.33	0.00	2.24	5.22	2.72
	計 (kg/10a)	1.85	3.29	2.72	2.74	2.90	2.36	2.28	2.06	2.59	2.29
	吸収率 (%)	20.13	26.37	21.98	29.78	30.62	65.44	26.74	20.75	40.21	22.55

果であったが、成熟期から完熟期にかけて雨天が続いたため、黒穂（稲麹病？）が発生し、収量減の一因になった。なお、稲麹病は晩植や窒素過剰に起因するとされている。

ハ．倒伏

倒伏は下位節間の伸長が著しかった５区で激しく、倒伏率は、ほぼ１００％であった。

５区の倒伏の原因としては、中干し後の追肥の過剰や、生育初期に湛水深が大きかったこと、潅漑水量が多かったこと（特に中干し後）などが考えられる。

（３）水田による処理水の浄化

表－４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。流出水量がある程度把握できる１区及び３区について、潅漑水量と潅漑水中の窒素・リン濃度、流出水量と流出水の窒素・リン濃度、及び植物体の収穫量と窒素・リン含有量から窒素・リンの収支を推定した。結果を表－６に示す。

前年度の推定では、３区の窒素・リン除去率共に本年度よりも高い値であったが、これは、かけ流し水量が前年度より３０％程度増加したためであると考えられる。なお、算定に当たっての仮定は前年度と同じであるが、３区の流出量は、流量計によるデータが取れなかったため、供給水量の約７０％が流出したものとして計算した。

（４）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調査した結果は表－７の通りであった。収穫物に含まれる重金属の量を前年度の結果と比較すると、Ｃｄの含有量が葉と玄米（特に葉）で増加し、Ｚｎの含有量が３区と１０区の玄米で高いことが示されている。しかし、これらの区でも他の部位

表－６　窒素・リン収支の推定結果

	１区（中干し後）		３区（全期間）	
	窒素	リン	窒素	リン
負荷量(kg/10a)	33.3	0.82	184.7	12.36
流出量(　〃　)	15.1	0.35	123.0	3.35
除去率(　％　)	54.7	57.3	33.5	72.9
吸収量(kg/10a)	----	----	14.5	2.37
その他(　〃　)	----	----	47.2	6.64

１区の負荷量は施肥分を含まない

表－７　重金属含有量

項目	区画	3	5	7	8	１０
上位三葉	Ｃｄ(mg/kg)	0.06	0.1	0.07	0.06	0.08
	Ｚｎ(mg/kg)	22	21.1	27	19.9	17.7
	Ｃｕ(mg/kg)	3.22	1.76	1.85	2.17	2.49
玄米	Ｃｄ(mg/kg)	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
	Ｚｎ(mg/kg)	37.7	16.6	24.6	28.4	39.9
	Ｃｕ(mg/kg)	4.66	3.72	3.52	3.63	3.77
土壌（移植前）	Ｃｄ(mg/kg)	0.23	0.22	0.19	0.13	0.16
	Ｚｎ(mg/kg)	68.6	68.4	87.8	70.9	66.5
	Ｃｕ(mg/kg)	55.1	52.7	47.1	38.9	47.4
土壌（収穫後）	Ｃｄ(mg/kg)	0.25	0.19	0.25	0.21	0.22
	Ｚｎ(mg/kg)	86.1	71.6	93.4	66.2	62.8
	Ｃｕ(mg/kg)	56.8	47.7	51.7	45.4	47

表－８　食味試験の結果

試料	外観	香り	味	粘り	硬さ	総合
５区	×	△	×	×	×	×
７区	△	△	△	△	△	△
８区	△	△	△	△	×	△
１０区	△	△	△	△	△	△

表－９　細菌試験の結果

区画	調査日	6.16	7.14	7.28	8.18	8.29
3	F.coli.	17	130	22	15	13
	一般細菌	1200	5600	9100	110	640
5	F.coli.	0	3	10	88	86
	一般細菌	69	1400	600	85	1200
7	F.coli.	8	0	7	2	0
	一般細菌	710	120	500	450	42
8	F.coli.	360	10	54	10	43
	一般細菌	1500	6000	1100	610	750
10	F.coli.	1	1	16	8	19
	一般細菌	940	1200	660	410	450

や土壌では特に異常な値は検出されていない。なお、７区土壌中のＺｎ濃度は年々増加する傾向にあったが、今年度は減少に転じている。

（５）食味調査結果

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３９人（うち女子１５人）で、その年齢は２１歳～７２歳であった。調査結果を表８に示した。試験の結果、５区は市販米より劣る評価、７、８、１０区は市販米と同等の評価となった。５区は全面倒伏となった区画であり食味の低下は避けられなかったようである。

（６）　一般細菌等の測定結果

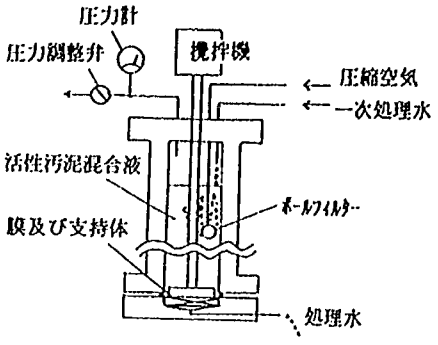
各区中央で採水した田面水中の糞便性大腸菌群数と一般細菌数の測定結果を表－９に示す。

田面水中の一般細菌数は、10^2～10^3であったが、水道水を潅漑した７区では１オーダー低い値であった。一方、糞便性大腸菌は５回の調査時に処理水潅漑区ではほぼ毎回検出され、７区でも３回検出された。しかし、７区の検出数は一般細菌の場合と同様、他区より１～２オーダー低く、大雨による増水時に他区から混入したものと思われる。

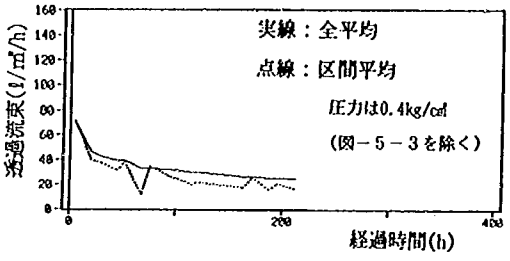
３－２　精密沪過の基礎的検討

（１）目的

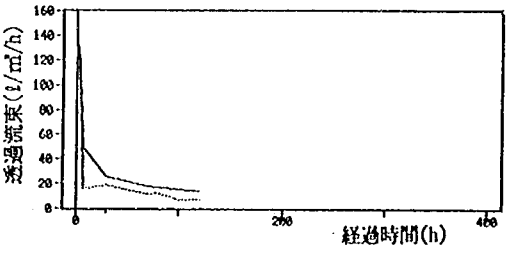
精密沪過法は孔径が数μから０．１μ程度までのフィルターによって固液分離をする方法である。本法によれば浮遊物はほぼ完全に除去され、使用する孔径によっては細菌類もほぼ完全に除去することができる。しかし、抵抗の大きいフィルターを使用するためにフィルターを透過させるのにエネルギーを消費することと、フィルターの目詰まりによって度々フィルターの洗浄または交換を必要とする。そこで、種々のフィルターを用いて本法の基本的な性能を把握し、下水処理への適用可能性



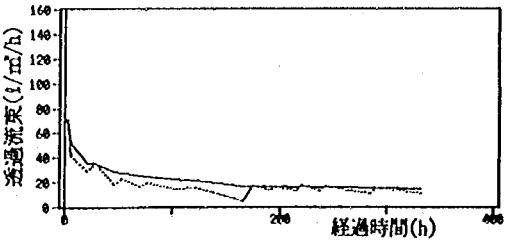
図－４　加圧式連続膜処理装置



図－５－１　透過流束の変化
（セルロース:0.45μm）



図－５－２　透過流束の変化
（セルロース:0.20μm）



図－５－３　透過流束の変化
（ＰＴＦＥ:0.50μm, 0.2kg/cm²）

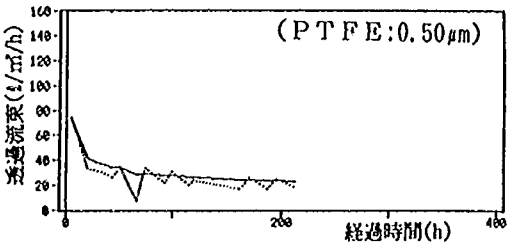
を検討するために調査を実施している。

（２）実験方法

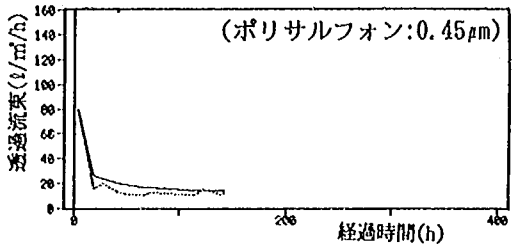
６３年度はセルロース系、テフロン系およびポリサルフォン系のメンブランフィルターについて、図--４に示す連続型簡易膜分離活性汚泥処理装置を用いて一次処理水の処理実験を行った。なお、一回の実験期間は一週間を目安にして行い、その前に透過流量が１００mℓ／日以下になると中止した。

（３）結果

実験の結果得られた各経過時間までの透過流束の変化を図－５－１～５に、各実験の水質分析結果を表－１０に示す。



図－５－４　透過流束の変化



図－５－５　透過流束の変化

透過流束は実験の初期には６０～１５０ℓ/m²·h程度の大きい値が得られたが、経過時間の増加と共に急激に減少し、膜の種類によっては、10 ℓ/m²/h 以下まで低下した。比較的高い値を、長時間維持できた膜はセルロース系の膜であり、テフロン系のものはこれにやや劣り、ポリサルフォン系の膜は透過流束が極めて小さかった。下水処理場で膜処理を行う場合、必要膜面積を曝気槽面積の１０倍程度に抑えるものとすれば、少なくとも６０ℓ/m²·h程度の透過流束が保持されなければならない。今回の検討条件の範囲内では、この値を満たすことはできなかった。

表－１０　膜処理の水質

0.2kg/cm	INF	EFF		INF		
		PTFE 0.5	ACET 0.45		ACET 0.2	PSUL 0.45
BOD	90.60	0.80	0.50	114.00	1.00	1.40
COD	58.60	8.10	8.20	51.70	5.80	6.80
NH4-N	15.00	5.20	3.10	20.80	0.58	0.39
D K-N	20.90	10.70	5.50	24.20	2.07	3.34
NO3-N	tr.	17.60	16.90	0.36	18.00	18.70
T-P	1.53	1.61	1.57	1.90	0.56	0.58
大腸菌群数	84000	16	0	101000	20	66
一般細菌数	89000	17	14	128000	23	26

0.4kg/cm	INF	EFF		INF		
		PTFE 0.5	ACET 0.45		ACET 0.2	PSUL 0.45
BOD	99.30	0.10	0.30	139.00	1.30	1.20
COD	44.60	6.40	6.90	67.90	7.20	6.70
NH4-N	16.90	1.27	1.81			
D K-N	8.32	8.00	2.38			
NO3-N	0.07	14.00	11.00			
T-P	1.24	0.66	0.73			
大腸菌群数	94000	42	24		0	184
一般細菌数	75000	40	9		27	102

(単位:mg/l,但し，細菌類は，個/ml)

活性汚泥処理の条件
MLSS:1000～2600mg/l
SRT :10日
HRT :12～96時間

膜の種類
PTFE:テフロン系
ACET:セルロース系
PSUL:ポリサルフォン系

膜処理水の水質は何れの場合も良好であったが、細菌類は、最も孔径の小さい0.2μmの場合でも処理水中に検出された。しかし、その数はわずかなものであり、処理水の抽出用チューブ等の汚染による可能性も考えられるので、今後検討する予定である。

３．３　急速沪過池維持管理項目の検討

下水処理場に設置されている急速沪過装置の維持管理実態調査の結果を踏まえて、現場で行うべき維持管理作業としてはどのようなものがあるか検討し、その項目を整理して表－１１にまとめた。

表－１１　沪過池維持管理項目

日常の運転管理に関する項目	沪材の交換・補充に関する項目	障害およびその対策、他
沪過に関する項目	交換時期	生物による障害
１）沪過速度	補充時期	１）繊毛虫等
２）損失水頭	沪材の調査	２）ユスリカ
３）水質	沪材に関する項目	３）藻類
４）水量	１）砂の選定基準	異物による障害
５）その他	２）アンスラサイトの選定基準	凍結による障害
洗浄に関する項目	３）篩い分け試験	マッドボール
１）洗浄条件	４）沪材の敷き込み	沪材の流出
２）洗浄間隔および時期	５）支持砂利の選定基準	
３）洗浄水量の確保	下部集水装置等の点検	
４）洗浄効果		
５）その他		
施設全体に関する項目		
１）主要機器類の異常の有無		
２）沪過池躯体の異常の有無		
３）沪層の異常の有無		

４．まとめと今後の検討課題

６３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を含む処理水で灌漑をした場合でも、基肥窒素が不足すると生育が不良となり、収量が減少した。したがって、アンモニア性窒素濃度が高い処理水を使用する場合は、施肥量の削減には限界があり、水管理によって窒素過剰を防ぐ必要があるものと思われる。

（２）処理水灌漑による重金属の蓄積は、土壌では認められなかった。玄米中の含有量については次年度の結果もあわせてどのような傾向にあるのか検討をする予定である。田面水中の細菌数のレベルは処理場放流水としては低い値であるが、環境水のレベルとしては、C類型以下であると考えられる。

（３）三種類の材質が異なる膜を用いて行なった精密沪過の実験の結果、セルロース系の膜がもっとも良い結果を与えた。しかし、実用上十分な性能ではなく、初期の高い流束を維持する方法について、今後更に検討する必要があると考えられる。

12. 下水汚泥の燃料化に関する調査

汚泥研究室　室長　大嶋　吉雄
研究員　増田　隆司
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、一部が緑農地及び建設資材に利用されている。

埋立処分は、処分適地の減少などの理由から、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. 前年度までの調査結果

(1) 汚泥の燃料的特性に関する調査を行い、①下水汚泥の有機物の割合は、食生活の変化の影響を受けているが、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、4000kcal/kg.DS程度であることがわかった。

(2) 汚泥の脱水に関する調査を行い、わが国における脱水プロセスの処理成績を整理し、脱水性の向上を目的としてベルトプレス脱水実験を行い、凝集剤の種類と添加方法、ろ布走行速度、汚泥洗浄の有無が脱水性に与える影響を調査し、重力ろ過部での脱水性を示す指標として、水抜け率を提案した。

(3) 下水汚泥燃料化プロセスのエネルギー収支に関する調査を行い、焼却発電、消化ガス発電、蒸発乾燥等のプロセスにおいて生産されるエネルギーについて純抽出エネルギーを指標として評価した。また、この際の影響因子として、施設のスケールメリット、汚泥性状をとりあげ、その影響についても調査した。

3・昭和６３年度の調査概要

昭和６３年度の調査項目は以下のとおりである。

（１）浄化槽汚泥の脱水性に関する調査

（２）脱水汚泥の嫌気性消化に関する調査

（３）脱水プロセスへの新材料の適用に関する調査

４．浄化槽汚泥の脱水性に関する調査

4.1 目的

わが国の下水道整備は、その中心が大都市域から中小都市域、あるいは農山村等の集落へと移行しつつある。一方、下水道未整備区域においては、浄化槽等の設置により地域環境の整備が行われている。この様な状況から、今後は、汚泥処理としても様々な地域で発生した様々な汚泥を効率的に処理を行うことが望まれる。本調査は、戸別合併浄化槽から発生した汚泥の脱水特性を把握するための調査を行った。

4.2 実験方法

対象汚泥は、Ａ県のＢ市の住宅地で２年半～３年間使用されている戸別合併浄化槽４基より採取したもので、採取時期は、昭和63年５月，８月の２回である。また、槽の型式、規模は、図4-1 に示す様にすべて嫌気ろ床・接触曝気方式の６人槽である。汚泥を採取場所別に分類すると、図4-1 中の嫌気１槽目の堆積汚泥（Ａ１）と２槽目の堆積汚泥（Ａ２）、及びこれに接触曝気槽の汚泥を混合したもの（混合）の３種類である。

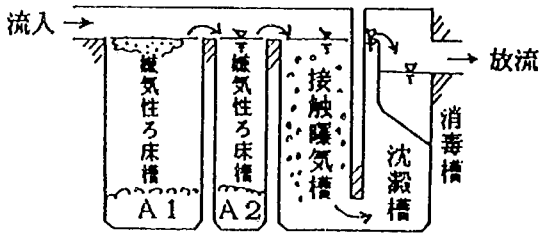


図４－１ 浄化槽概略図（６人槽）

表４－１ 脱水条件

設定項目	条件
ろ布幅	0.35(m)
重力ろ過時間	3.0(min)
くさび圧力	0.03(kg/cm²)
〃 圧搾時間	60(sec)
ろ布速度	1.0(m/min)
ロール面圧	0.2, 0.4, 0.6(kg/cm²)
ポリマー濃度	0.2(%)
〃 添加率	0.7(%-DS)
ポリマー	K社製 高カチオン，分子量900万

調査対象とした戸別浄化槽は、ａ，ｂ，ｃ，ｄ宅の４基であり、使用人数は、ａ，ｃ宅が４人、ｂ宅が６人、ｄ宅が２人である。このうち、ｃ宅は、ディスポーザ，トイレ洗浄剤，入浴剤を使用している。汚泥の引抜きは、各槽において62年３～５月に、また、63年５月の汚泥採取後にａ，ｃ，ｄ宅において行われている。

これら各槽から発生した汚泥を対象に、表4-1 に示す脱水条件に従ってベルトプレス式脱水試験（下水試験方法，1984年版参照）を行った。

4.3 実験結果及び考察

脱水試験の結果として、重力ろ過部の１分後の水抜け率（昭和62年度年次報告書参照）とロール圧搾後のケーキ含水率との関係を図4-2 に示す。比較対象として、茨城県下のM処理場の下水汚泥のデータも記載した。また、表4-2 に供試汚泥の性状と脱水試験結果を示す。

図4-2 より、嫌気槽２槽目の汚泥（Ａ２）のケーキ含水率は、ｃ基汚泥を除き約86～87%でありM市余剰汚泥と同程度の高含水率であった。これに対し、嫌気槽１槽目の汚泥（Ａ１）の

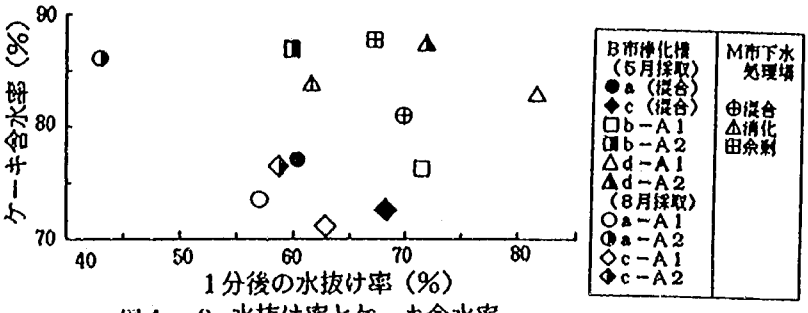


図４－２ 水抜け率とケーキ含水率

表４－２ 汚泥性状と脱水試験結果

項　　目	a－A1	a－A2	a－混合	b－A1	b－A2	c－A1	c－A2	c－混合	d－A1	d－A2
ｐ　Ｈ　（－）	6.2	6.5	6.3	5.1	6.6	6.1	6.5	5.4	6.3	6.8
Ｔ Ｓ（mg/l）	29,800	13,300	11,800	18,600	9,400	26,200	22,100	15,000	3,700	7,800
Ｖ　Ｓ　（％）	71	74	73	86	80	69	52	83	78	73
試料固形物量（g）	25	25	25	25	25	25	25	25	10	25
フロック径（mm）	1	2	2	5	3	1	2	7	5	2
重力ろ過後のケーキ厚さ（mm）	22	37	28	23	34	20	20	25	12	35

ケーキ含水率は、すべて各々の嫌気槽２槽目の汚泥（Ａ２）の値を下まわっていた。ａ，ｂ，ｄ基の嫌気２槽目の汚泥（ａ－Ａ２，ｂ－Ａ２，ｄ－Ａ２）のケーキ含水率が他に比べ悪かった理由は、腐敗が進行していたことが主原因と考えられるが、初期汚泥濃度が低かったために、水の量が相対的に多くなり重力ろ過部での水抜けが安定化せず、その状態でロール圧搾を行ったために圧搾部での水きりが円滑に行われなかったことも考えられる。

ｄ基嫌気槽１槽目の汚泥は、82.8%と他の１槽目の汚泥よりも高く、M市混合汚泥よりも高くなり、消化汚泥と同程度の高含水率となった。これは、前述の様に初期汚泥濃度が低いことや、ｄ基の使用人数が２人と他に比べて少ないために１日当たりの流入水量も少ないことが推測され、汚泥が槽内に堆積している時間が他に比べて長いために腐敗が進行し、汚泥フロックの微細化や溶解成分の増加等により、含水率が悪化したものと考えられる。

ａ，ｃ基の嫌気槽，接触曝気槽汚泥を混合した汚泥（ａ混合，ｃ混合；嫌気槽１槽目汚泥が全体の９割以上を占める）の含水率は、各々の嫌気槽１槽目の汚泥（Ａ１）のそれに比べやや低下する傾向にあるがこれは採取時期が違うことと、脱水性の悪い嫌気槽２槽目の汚泥（Ａ２）の影響と考えられる。

重力ろ過部の１分後の水抜け率もケーキ含水率と同様に、各々嫌気槽１槽目の汚泥（Ａ１）の方が、２槽目の汚泥に比べ凝集フロックの径が大きいこと（特にｂ，ｄ基）などから、良好な結果となった。

ｃ基の汚泥は、嫌気槽１槽目の汚泥で含水率71%、２槽目の汚泥でも76%と実験試料中最も脱水性が良好であった。これは、ｃ宅がディスポーザを使用しており、図4-3 に示す有機成分の分析結果を見ても、ｃ基の汚泥は、ａ基の汚泥に比べ分解性糖がＴＯＣ（全有機炭素）の35%と多く、そのほとんどが

多糖類でありその中に含まれるセルロースの量もＴＯＣの約９％と多いため、脱水性に良い影響を与えたものと考えられる。また、下水汚泥（茨城県下Ｋ処理場の初沈汚泥）は浄化槽汚泥に比べ、炭水化物中に占めるセルロースの割合が多い他は、有機成分の組成割合に大差は見られなかった。

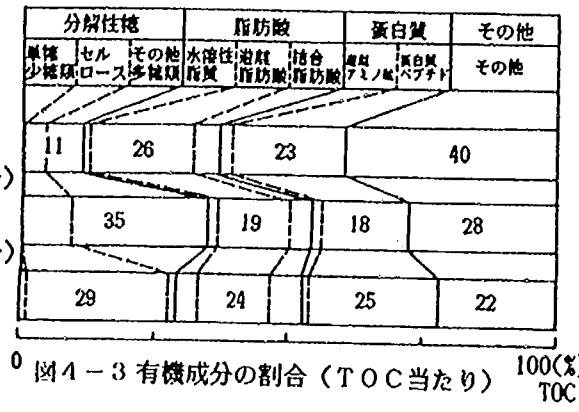


図４－３ 有機成分の割合（ＴＯＣ当たり）

最後に、嫌気槽１槽目には堆積汚泥と、トイレットペーパー，油分を主としたスカムが存在していたが本調査では前者のみを採取した。また、２槽目の堆積汚泥は色が黒く１槽目に比べより嫌気化しており、嫌気槽２槽目・接触曝気槽下部には、１槽目に比べ汚泥の堆積が少なかった様に思われる。

５．脱水汚泥の嫌気性消化に関する調査

5.1 目的

下水汚泥の嫌気性消化は、従来より汚泥の安定化及び減容化を目的として広く用いられているが、最近では、発生するガスを利用して消化ガス発電を行う等、燃料化プロセスとしても注目を集めている。現在、全国の下水処理場のうち約40%が嫌気性消化を採用しているが、臭気対策、脱離液対策、ガス回収効率の改善等、今後検討すべき課題も残されている。本調査では、従来の濃縮→消化→脱水というプロセスの視点を変え、脱水汚泥の嫌気性消化を行うことにより、脱離液処理問題の解決及び施設のコンパクト化の可能性を検討する。昭和63年度は、脱水汚泥からのガス発生量と阻害要因とを調査した。

5.2 実験に用いた汚泥

種汚泥は、茨城県湖北流域下水道霞ケ浦浄化センターから採取した消化汚泥を脱水したものを用いた。投入汚泥は、東京都新河岸処理場から採取した脱水汚泥（初沈汚泥と余剰汚泥を混合し、脱水した汚泥）を用いた。表5-1 に種汚泥、投入汚泥及び実験終了後の汚泥の分析結果を示す。

表５－１　汚泥分析結果

		pH	含水率(%)	強熱減量(%)	アンモニウム窒素(mg/g)	有機態窒素(mg/g)	有機態炭素(mg/g)	総リン(mg/g)
種汚泥		8.0	81.7	49.3	3.76	38.2	217	2.65
投入汚泥		6.1	81.9	79.3	3.65	36.9	358	5.26
実験終了時	ケース１	7.8	82.5	48.2	3.80	36.4	210	2.70
	ケース２	7.6	83.0	47.5	3.81	35.4	213	2.70
	ケース３	6.5	82.6	51.2	3.95	25.5	232	2.92
	ケース４	6.8	82.3	53.2	3.90	36.8	235	3.00
	ケース５	6.2	82.6	55.4	4.52	38.7	244	2.95
	ケース６	6.4	82.7	54.9	4.58	37.4	250	2.98

5.3 実験方法

実験は、図5-1 に示す実験装置を用いて行った。表5-2 に実験条件を示す。実験開始時には、種汚泥と投入汚泥を混合し、装置内をヘリウムガスで置換し、嫌気状態とした。なお、汚泥の撹拌は１日２回

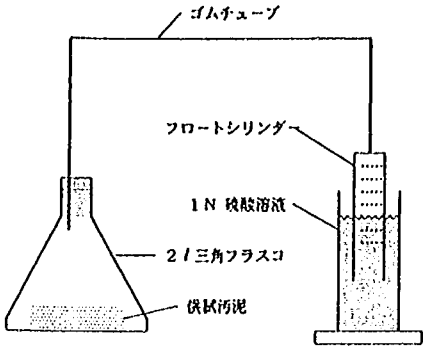


図５－１　実験装置の概要

表５－２　実験条件

ケース	種汚泥TS(g)	投入汚泥(%)※	設定温度(℃)	撹拌
1	150	0	35	あり
2	150	0	35	なし
3	150	10	35	あり
4	150	10	35	なし
5	150	20	35	あり
6	150	20	35	なし

装置を振とうして行った。

5.3 調査結果

図5-2 に各実験条件におけるガス総発生量を示す。この図から、種汚泥の固形物量に対する投入汚泥の固形物量の割合が10%（以下、投入10%とする。）の場合及び20%（以下、投入20%とする。）の場合のいずれもガスの発生は可能であり、実験開始20日目までに全体の約７割のガスが発生している。なお、種汚泥だけを用いたケース１、２においてもかなりのガス発生が見られた。

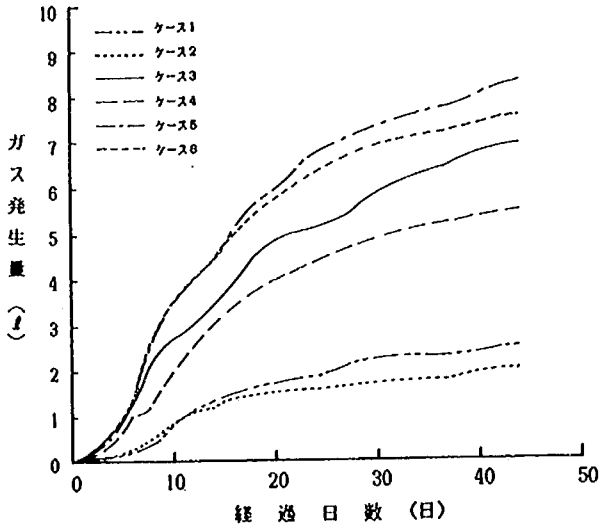


図５－２　ガス総発生量

図5-3 には投入ＶＳ当たりのガス発生量を示す。ここで、ガス発生量は、各ケースのガス発生量から種汚泥のガス発生量（ケース１又はケース２）を引いた値を投入ＶＳで除したものである。この図から、投入10%としたケース３、４の方が投入20%としたケース５、６よりも発生量が大きいことがわかる。ケース３におけるガス発生量は、44日で0.37l/g であり、この値は通常の混合汚泥の嫌気性消化に比べやや低い値であった。投入20%とした場合には、種汚泥に対して投入負荷量が大きいことが阻害要因になったと考えられる。また、投入汚泥量が同じ場合は、撹拌ありの方がガス発生量が多い。この傾向は投入10%の場合により顕著であった。投入20%のケース５は、フラスコ中の汚泥量が多いために、本実験の撹拌方法では撹拌がしにくか

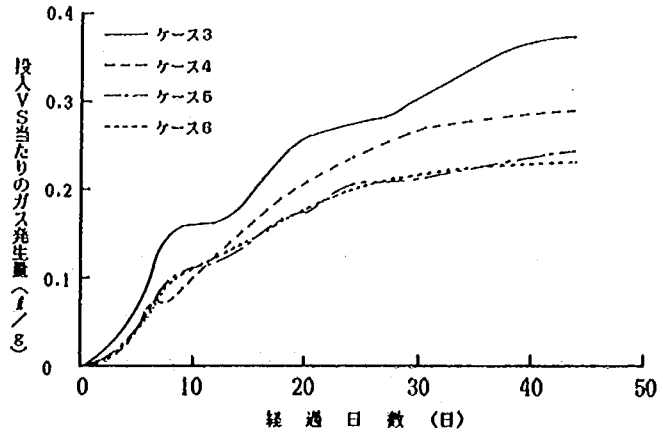


図５－３　投入ＶＳ当たりのガス発生量

った。したがって、ケース５のガス発生量については、先に述べた負荷量の問題以外にも撹拌効率の低下が阻害要因になった可能性がある。

図5-4 に発生ガス中のメタンガスの濃度を示す。この図から、メタン濃度は投入20%の方がやや安定しているが、投入10%、20%とも大きな差異はなく、実験開始８日目頃から上昇し、その後は50%程度となっている。この濃度は、通常の嫌気性消化の場合よりやや低い値である。先にも述べたように、本実験では種汚泥からもかなりのガス発生量があり、このメタン濃度が40%弱と低いことが全体のメタン濃度の低下に影響している。

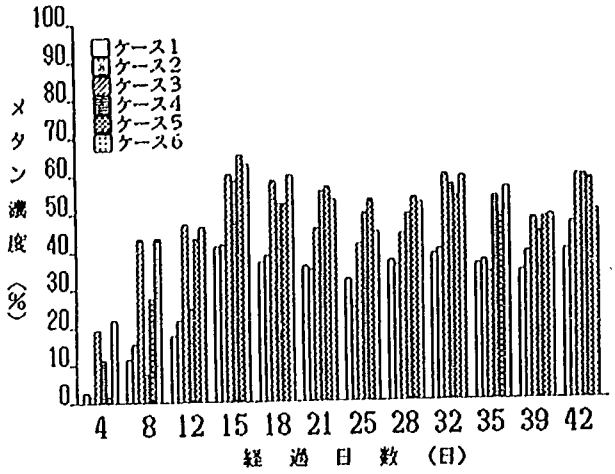


図５－４　発生ガス中のメタン濃度

図5-5 には投入ＶＳ当たりのメタン発生量を示す。ここで、メタン発生量は各ケースにおける発生量から種汚泥のメタン発生量を引いた値を投入ＶＳで除したものである。この図から、投入10%で撹拌ありとしたケース３が他のケースの1.5倍以上の発生量となっている。また、投入20%においては撹拌の有無による差は見られない。

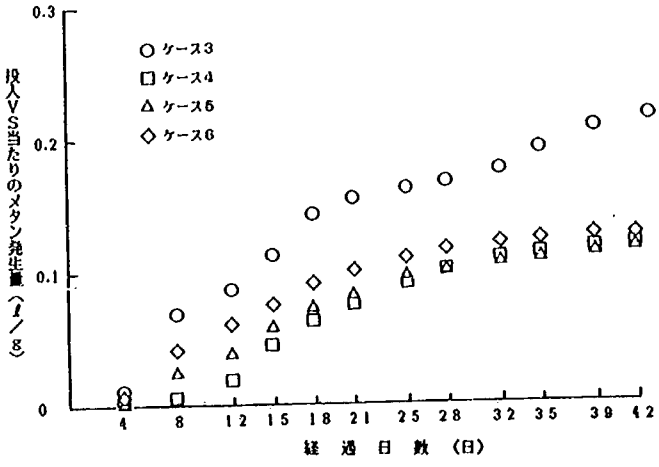


図５－５　投入ＶＳ当たりのメタン発生量

5.4 まとめ

脱水汚泥の嫌気性消化実験の結果、含水率80%程度の脱水汚泥からのガス発生は可能であることがわかった。投入ＶＳ当たりのガス発生量は、種汚泥に対する投入汚泥量を固形物量で10%とし、撹拌を行った場合が一番多く、44日間で0.37l/g であった。また、投入汚泥量を20%とした場合及び撹拌を行わなかった場合は、投入ＶＳ当たりのガス発生量が低下しており、種汚泥に対する投入負荷量及び撹拌方法が消化に影響を与えていると考えられる。

今後は、撹拌効率の改善による消化日数の短縮を図るとともに、投入ＶＳ当たりのガス発生量の増加可能性を検討する必要があると考えられる。

6．脱水プロセスへの新素材の適用に関する調査

6.1 目的

近年、科学技術の進歩は目覚ましいものがあり、これらの先端技術によって開発された新材料はその他の部門へも応用が考えられようとしている。下水道分野においても、これらの新材料の利用を近い将来検討する必要があると考えられる。

下水汚泥プロセスの中でも脱水プロセスは、脱水機構の複雑さ及び汚泥性状の多様さ等から新材料の適用可能性が高いと考えられる。脱水性の改善は、下水汚泥の燃料的価値の向上にもつながり、燃料化プロセスの導入にあたっても重要な要素である。脱水プロセスへの新材料の適用を考える場合、①既存の脱水プロセスの改善、②新しい脱水プロセスの開発、の二つのアプローチが考えられる。本調査では上記の二つのアプローチについて、導入が可能と考えられる新材料の抽出を検討するものである。

6.2 調査内容

図6-1 に調査の基本フローを示す。既存プロセスの改善については、実際の下水処理場において維持管理上問題となっている箇所の抽出を行い、新材料による効率及び耐久性の改善可能性を検討した。なお、調査は加圧脱水機を使用している仙台市南蒲生下水処理場において実施した。

新しい脱水プロセスの開発については各種分野で開発利用されている新材料を、その特性毎に分類し、下水道分野へ適用する場合の利用用途について検討した。

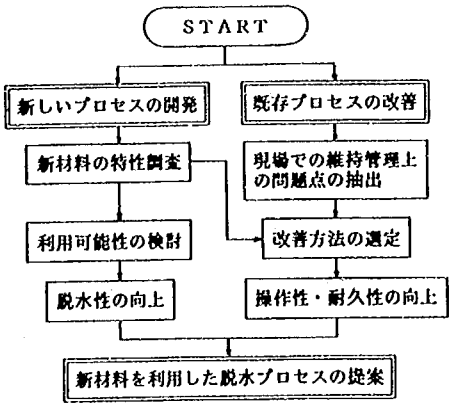


図６－１　調査の基本フロー

6.3 調査結果

(1) 既存プロセスの改善

図6-2 に加圧脱水機の概要を示す。現場での維持管理担当者による維持管理上の改善箇所を表6-1 に示す。また、改善箇所の中で評価Aとしたものについて、その材質、故障頻度、改善の理由及び改善方法を表6-2 に示す。これらの表から、加圧脱水プロセスの場合、維持管理上最も支障となる点は、凝集剤として添加し

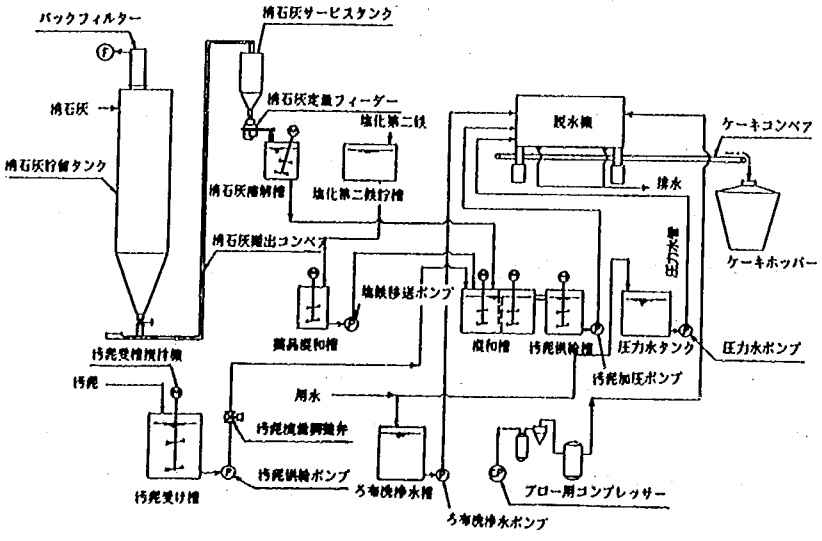


図６－２　加圧脱水機の概要

表６－１　改善箇所とその評価

改善箇所	評価	改善箇所	評価
フィルタープレート	B	塩鉄移送ポンプ	B
パッキン	C	バッグフィルター	C
ソリッドスリーブ	C	（消石灰給廃回収用）	
シュート（ろ液）	C	消石灰搬出コンベア	
ダイヤフラム	B	掻き上げ用パッキン	C
圧搾ノズル	C	消石灰貯留タンク	B
ろ布	B	消石灰サービスタンク	B
ローラーチェーン	B	消石灰フィーダー	A
シール（クッション）	C	消石灰溶解槽本体	A
ろ布洗浄ホース	C	消石灰溶解槽電極棒	A
給液板	A	汚泥流量調整弁	C
ボール弁シート	B	ﾌﾛｰ用ｺﾝﾌﾚｯｻｰ	
雑排水管	A	アフタークーラー	C
薬注汚泥用配管	C	吐き出し用ﾁｪｯｸ弁	C
石灰溶解水管	A	混和槽及び供給槽	
コンベア用ロール軸受	B	撹拌機用インペラ	A
汚泥受槽撹拌器ｼｬﾌﾄ	C	汚泥受け槽本体	C
薬品混和槽電極棒	B	圧力水管	C
汚泥供給槽差圧輸送器	B	凝集剤	A
雑排水水中ポンプ	A		

A：大きな障害となり改善が強く望まれるもの。
B：障害となり改善が強く望まれるもの。
C：障害は少ないが改善が望まれるもの。

表６－２　改善箇所と改善方法

改善箇所	材質と故障頻度	改善の理由	改善方法
給液板	天然ｺﾑ＋ｽﾃﾝﾚｽ 3～6個／年	汚雑物がつまりやすくまた、変形しやすい。	供給汚泥の汚雑物の除去が必要。
雑排水管	鋼管 1回／2～3月	管内面に石灰スケールが付着し、流れを阻害する。	スケールが付着しにくい高分子材料のライニングかコーティングが必要。
石灰溶解水管	塩ビ管 1回／2～4週	管内面に石灰スケールが付着し、流れを阻害する。	スケールが付着しにくい高分子材料のライニングかコーティングが必要。
雑排水水中ポンプ	鋳鉄 1回／3～4月	スケール付着により、過負荷になり運転不能になる。	スケールが付着しにくい高分子材料のライニングかコーティングが必要。
消石灰フィーダー	鋼板＋ｽﾃﾝﾚｽ 1～2回／年	正確な添加量の把握が困難。	滑りやすい材料の選定と開口部の構造変更必要。
消石灰溶解槽電極棒	チタン 3～4回／年	石灰溶解液に対する感度が悪く、検知しないことがある。	石灰の付着しにくい材料の選定又は超音波センサー等による測定を検討する。
混和槽及び供給槽撹拌機用インペラ	鋳鉄＋ｺﾑﾗｲﾆﾝｸﾞ 1回／2週	汚雑物が絡みつきく、スケールも付る。	スケールが付着しにくく耐食性に優れた材質の選定が必要。
凝集剤	塩化第二鉄 消石灰	塩鉄による機器の及び消石灰によるールの付着。	新しい凝集剤の検討。

ている石灰によるスケールの付着によるものと考えられる。したがって、今後は新材料の中からスケールの付着しにくい高分子系コーティング材料の選定を行う必要がある。

(2) 新しい脱水プロセスの開発

表6-3 に下水道分野への適用の可能性があると考えられる新材料を示す。適用用途は大きく分けて、①機械部品の耐久性向上に寄与する材料、②分離効率の向上に寄与する膜材料、③汚泥性状の改質に寄与する技術、である。①については、既存プロセスの改善につながるものであり、今後は②、③について、適用用途を絞って適用方法、経済性を検討する。

表６－３　新材料の下水道分野への適用可能性

新材料の種類	下水道分野への適用性
アモルファス材料	表面改質による機械部品の耐食性、耐摩耗性の向上
プラズマ処理	有機物質の表面改質による脱水プロセスの改善
精密ろ過膜	固液分離膜としての脱水プロセスへの適用
気体分離膜	高酸素空気によるエアレーション、消化ガスの分離
透過気化膜	消化ガス回収装置への適用
チタン及び合金	機械部品の耐久性の向上

6.4 まとめ

以上述べたように、現在既に開発されている新材料の中にも下水道分野への適用が可能なものがあると考えられる。しかしながら、その適用方法については、具体的検討を行っていないことから、今後は脱水プロセスへの膜利用等利用用途を決め、その効果を把握することが必要と考えられる。

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　古雄
研究員　増田　隆司
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、陸上及び海面埋め立てが全処分量の約3/4 を占めている。しかし、大都市を中心に処分適地の減少から今後安定的に埋め立て処分を継続していくことは困難になると考えられる。このような背景から、下水汚泥の有効利用に対する要請は一層高まるであろう。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）において種々の利用用途について物理・化学的な特性の評価を行い、利用方法を提案した。しかし、変動する下水汚泥成分と品質の関係及び実用化にあたっての流通体制等の課題が残されている。そこで、本調査で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. 前年度の調査内容

(1) 石灰系焼却灰の化学分析、X線回折及び電子顕微鏡による観察を行い、水硬性に寄与する物質を明らかにした。

(2) 石灰系焼却灰を加圧造粒して土質改良材として利用する際の、造粒物の強度及び改良土の強度について室内実験を行った。

(3) 下水汚泥水砕スラグを粒度調整し、コンクリート骨材として利用する際のモルタル試験を行い、粒度調整による強度改善の可能性を示した。

(4) 下水汚泥スラグのセメント原料への利用可能性を調査するため、X線回折及び示差熱分析を行い、若干の潜在水硬性があることを確認した。

(5) 下水汚泥スラグを建設資材として利用する際の流通体制を確立するため、具体の地域を選定し、スラグ製品の需要、供給量の検討を行った。

3．昭和６３年度の調査概要

昭和６３年度の調査項目は、次のとおりである。

(1) 下水汚泥焼却灰の水和に関する調査

(2) 造粒焼却灰の土質改良材への利用に関する調査

(3) 下水汚泥スラグの結晶化に関する調査

4．下水汚泥焼却灰の水和に関する調査

4.1 目的

石灰系焼却灰は、カルシウム含有量が大きく水硬性があることから、土質改良材、路盤材等への利用が進められているが、焼却灰の性状と水和特性との関係については未だ解明されていない点が多い。

そこで、本調査においては、焼却時の条件及び焼却灰の物理・化学的特性と水和特性との関係を把握し、有効利用時の材料品質を示す指標を確立することを目的とする。

4.2 調査に用いた焼却灰

表４－１　焼却条件

	A 灰	B 灰	C 灰	D 灰	E 灰	F 灰	G 灰	H 灰	I 灰	J 灰	K 灰	L 灰
炉 型 式	流動炉	多段炉	流動炉	多段炉	多段炉	流動炉	多段炉	多段炉	多段炉	流動炉	流動炉	多段炉
焼却温度 (℃)	850	800	850	800	700	750~800	800	800	800	820	850	850~900

調査は全国１２ケ所の処理場から発生する焼却灰（石灰系11ケ所、C灰のみ高分子系）を用いて行った。表４－１に各灰の焼却条件を、図４－１には化学分析結果を示す。なお、化学分析は、JIS R 5202（ポルトランドセメントの化学分析法）及びJIS K 0102により行った。ただし、P_2O_5は土壌養分分析法12.2により行った。

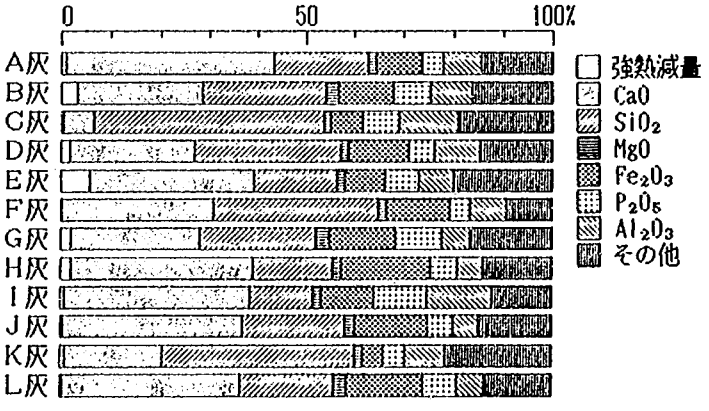


図４－１　焼却灰の化学分析結果

4.3 調査方法

(1) 含水比、強熱減量試験

12種類の焼却灰について、吸湿による性状の変化を見るために、室温30度、湿度95%の状態で保管し、含水比、強熱減量の測定を行った。保管日数は0、14、28、60日とした。なお、測定方法は下水試験方法に準じた。

(2) 水和速度試験

12種類の焼却灰について、(1) と同様の保管条件で水和速度試験を行った。試験方法は次のとおりである。

試料（焼却灰）300gと蒸留水(25℃)400ccを市販の魔法瓶に入れ、ガラス棒でよく撹拌し30分経過後の温度上昇を測定する。なお、試料として焼却灰に$Ca(OH)_2$を10%添加したものについても試験を行った。

4.4 調査結果

表4－2に含水比、強熱減量の経時変化を示す。保管前（乾灰）の含水比はE灰を除きすべて1%以下となっている。

強熱減量の変化は大きく分けて、①乾灰では1%以下と小さいが保管による含水比の増加とともに大きくなる。（A灰、F灰、H灰、I灰、J灰、L灰）②乾灰の状態から大きく、保管による変化は小さい。（B灰、D灰、E灰、G灰）③保管前後とも小さい。（C灰、K灰）の3種類に分類できる。強熱減量の増加は、水和反応により生成する結晶水によるものと考えられる。したがって、①に属する焼却灰は水和反応性が大きいと考えられる。

表4－2 含水比・強熱減量の変化

	保管前	14日後	28日後	60日後
A灰	0.0 0.0	2.4 2.1	5.0 4.8	6.0 6.5
B灰	0.4 3.1	1.2 4.4	2.5 4.3	3.6 5.0
C灰	0.6 0.6	0.6 0.8	0.7 0.5	0.6 0.6
D灰	0.4 1.4	1.4 2.3	2.7 2.2	3.2 2.9
E灰	5.0 6.8	3.3 8.0	4.0 4.9	4.4 5.7
F灰	0.04 0.1	0.6 0.7	1.1 0.6	1.4 1.5
G灰	0.6 2.1	1.8 2.6	3.5 2.5	4.1 2.9
H灰	0.2 1.0	1.6 6.1	3.4 3.3	3.7 3.5
I灰	0.0 0.6	0.8 1.8	2.1 2.3	4.2 4.9
J灰	0.1 0.0	2.2 4.4	4.0 3.7	4.3 4.9
K灰	0.6 0.2	0.6 2.6	0.8 0.2	0.9 0.4
L灰	0.06 0.3	0.7 2.8	2.2 1.1	3.3 2.0

上段：含水比（%）、下段：強熱減量（%）

図4－2に保管前の焼却灰の水和速度結果を示す。A灰、J灰は、焼却灰単体で20~30℃と大きな温度上昇を示している。これらの灰は水と混合することで、急激に水和反応を起こしたものと考えられる。また、E灰、F灰、H灰、I灰も5~10℃程度の温度上昇が見られる。

次に、$Ca(OH)_2$を添加した場合、I灰は無添加の時より約25℃も温度上昇が大きくなった。また、H灰、L灰も5℃前後温度上昇が大きくなった。これらの灰は、アルカリによる刺激を受けてCa化合物の水和が促進されたと考えられる。

なお、各灰（単体）とも保管日数の増加とともに温度上昇は小さくなり、60日保管ではほとんど温度上昇が認められなくなった。

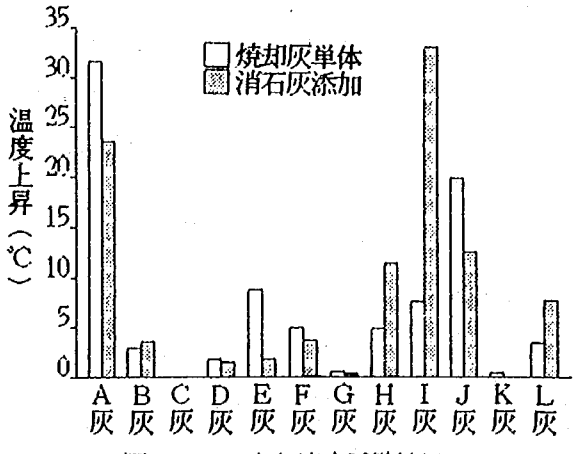


図4－2 水和速度試験結果

4.5 まとめ

石灰系焼却灰の水和に関する調査の結果から、焼却灰を水和特性により分類すると表4－3のようになる。なお、E灰はグループⅣに分類したが、Ca含有率が高いことからグループⅡの要素もあると考えられる。石灰系焼却灰を土質改良材として利用する場合には、焼却灰の水和反応性が土質改良効果に影響することから、本調査で行った試験により土質改良効果を予測できるものと考えられる。その際、水

和速度試験が簡易かつ水和特性を良く表すことから最も有効な判定指標と考えられる。

表4－3　焼却灰の分類

		グループⅠ	グループⅡ	グループⅢ	グループⅣ
焼却灰の種類		A，J	H，I，L	F，(K)	B，D，(E)，G
特徴	炉型式	流動床焼却炉	多段焼却炉	流動床焼却炉	多段焼却炉
	焼却温度	高い（800℃以上）	高い（800℃以上）	低い（800℃以下）	低い（800℃以下）
	水和速度	単体で急激に温度上昇が認められる。	単体では温度上昇小さいが、$Ca(OH)_2$を添加すると温度上昇は大きくなる。	単体及び$Ca(OH)_2$添加のいずれの場合も温度上昇は小さい。	単体及び$Ca(OH)_2$添加のいずれの場合も温度上昇は小さい。
	強熱減量	保管日数の増加とともに増加する。これは、焼却灰中のCa化合物の水和が進み、$Ca(OH)_2$が生成したものと思われる。	保管日数の増加とともに増加する。これは、焼却灰中のCa化合物の水和が進んだためと思われる。	保管日数の増加とともに、やや増加する。	保管前から大きく、養生後もあまり変化がない。焼却温度が低いため、未燃分が残存していたと考えられる。
	Ca含有率（CaO以下）	高い（35%程度以上）	高い（35%程度以上）	低い（20～30%程度）	低い（20～30%程度）
	Caの形態	大部分はCaOを含む化合物である。この化合物は、水を加えることで急激に水和反応を起こし$Ca(OH)_2$を生成する。また、少量のf-CaOが含まれている。	CaOを含む化合物であり、水を加えることで徐々に水和反応が進む。また、この反応はアルカリを添加することで刺激を受け、急激に進行する。	大部分はCaOまたは$Ca(OH)_2$を含む化合物であるが、水和反応は起こりにくく、アルカリによる刺激も小さい。また、ごく少量のf-CaOが含まれているものと考えられる。	CaOまたは$Ca(OH)_2$を含む化合物であるが、水和反応は起こりにくく、アルカリによる刺激も小さい。
土質改良効果		大きい。 単体で利用可能と考えられる。	大きい。 単体及び生石灰との混合で利用可能と考えられる。	生石灰との混合利用が良いと考えられる。	生石灰との混合利用が良いと考えられる。

5．造粒焼却灰の土質改良材への利用に関する調査

5.1　目的

石灰系焼却灰は水硬性があることから土質改良材としての利用が進められているが、焼却灰は粉状であることから運搬時及び現場での飛散が問題となる。本調査では、焼却灰を加圧・造粒することで、より一層の減容化を図るとともに取り扱いやすさを改善し、より幅広い用途への利用可能性を検討することを目的としている。昭和６３年度は、焼却灰の性状と造粒物の特性の関係について調査を行った。

5.2　調査方法

調査は 4.2で性状を示した12種類の焼却灰を用いて行った。なお、図５－１に各灰の粒度分布を示す。造粒には、図５－２に示す鉄製のブランジャーを使用した。供試体は約40ｇの試料をもとに、耐圧試験機で加圧（成形荷重10ｔ）し、直径40㎜、高さ19~25㎜の円柱体とした。なお、試料

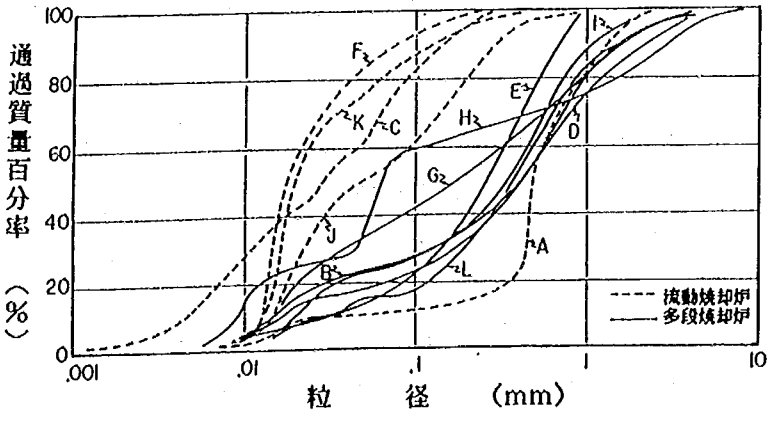


図５－１　焼却灰の粒度分布

としては、上述の12種類の焼却灰単体（以下、単体とする。）及び焼却灰と生石灰を６：４で混合した複合体（以下，複合体とする。）を用いた。これらの供試体について、造粒直後及び土中養生後の破壊、引張強度を圧縮試験機で測定した。また、土中養生後の膨張量についても測定した。

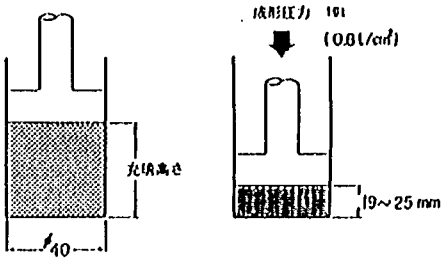
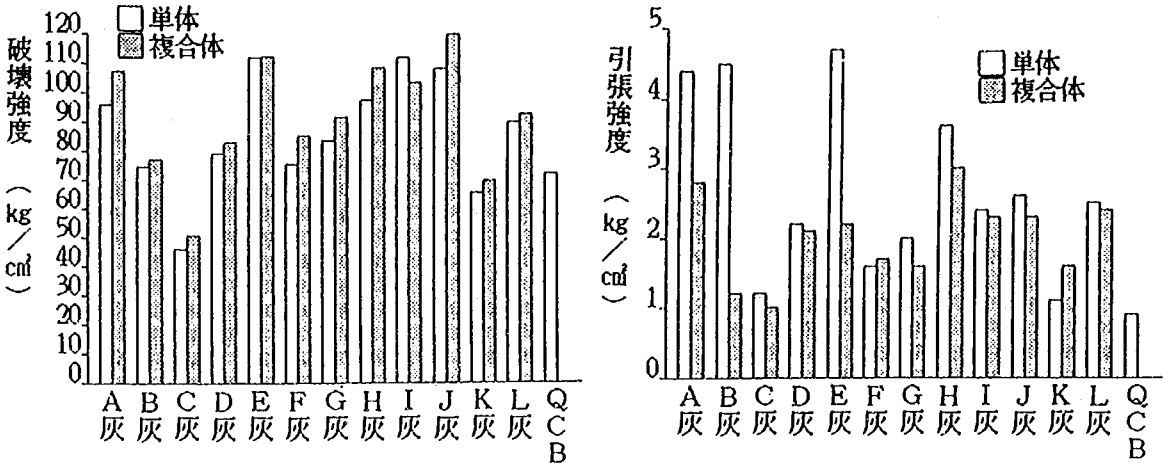


図５－２　鉄製プランジャー

5.3　調査結果

5.3.1 造粒後の強度

図５－３に造粒後の破壊、引張強度を示す。破壊強度は、単体より複合体の方が若干大きく、全試料とも同様の傾向を示した。市販の土質改良材ＱＣＢ（セメントと生石灰の混合造粒物、以下、ＱＣＢとする。）との比較では、高分子系のＣ灰がかなり小さい他は同等かそれ以上の強度を示している。また、引張強度は単体の強度が大きく複合体にすると小さくなる。特に、Ａ灰、Ｂ灰、Ｅ灰でその傾向が顕著である。ＱＣＢとの比較では各灰とも同等以上の強度を示している。



a）破壊強度　　b）引張強度

図５－３　造粒後の強度

以上の結果から、細粒分の多い灰は若干造粒しにくい傾向にあるが、石灰系焼却灰の造粒物の強度はＱＣＢと同等以上であり、加湿せずに運搬、現場混合が可能と考えられる。

なお、造粒時の収縮率（造粒後の高さ／充填時の高さ）は各灰とも40~60%程度であった。

5.3.2 造粒焼却灰の土中養生後の強度と膨張量

φ15cmのモールドに９個の造粒物（単体）とローム土を入れ（１層あたり３個、３層締め固め）、水浸養生後再度取り出した造粒物の破壊、引張強度を表５－１に示す。この表から、各灰とも経過日数とともに強度が増加している。この強度は、４章で述べた水和反応性の大小とほぼ一致しており、水和反応により硬化したことがわかる。

図５－４には養生28日後の膨張量を示す。この図から、単体では各灰ともほとんど膨張は見られなかった。しかしながら、複合体では大きな膨張効果が得られ、大きいものでは３倍近い膨張量であった。パイルとして利用する場合は、吸水と膨張の効果が重要なことから複合体が有効と考えられる。

表５－１　土中養生後の強度

	破壊強度 (kgf/cd)				引張強度 (kgf/cd)			
	３日	７日	１４日	２８日	３日	７日	１４日	２８日
A灰	335.0	397.0	403.0	411.3	12.2	13.8	15.5	15.6
B灰	46.8	81.3	96.2	102.0	2.9	5.4	6.1	6.6
C灰	43.5	44.1	45.2	45.5	0.59	0.62	0.70	0.72
D灰	85.4	97.8	110.0	112.1	3.6	5.3	6.8	6.9
E灰	120.3	123.7	126.4	132.3	7.2	8.0	8.5	8.7
F灰	193.6	208.2	219.5	234.9	10.0	12.1	12.6	15.9
G灰	66.2	69.9	83.0	99.1	2.0	2.0	3.1	3.7
H灰	221.9	227.3	247.0	255.6	12.2	14.9	15.0	15.2
I灰	262.9	339.6	340.6	340.6	17.1	19.0	19.7	20.0
J灰	315.2	365.0	372.9	397.9	13.8	17.5	19.2	19.6
K灰	177.2	207.0	212.1	236.3	14.4	16.0	17.3	20.0
L灰	234.9	283.5	287.9	290.0	23.6	25.2	26.0	26.3

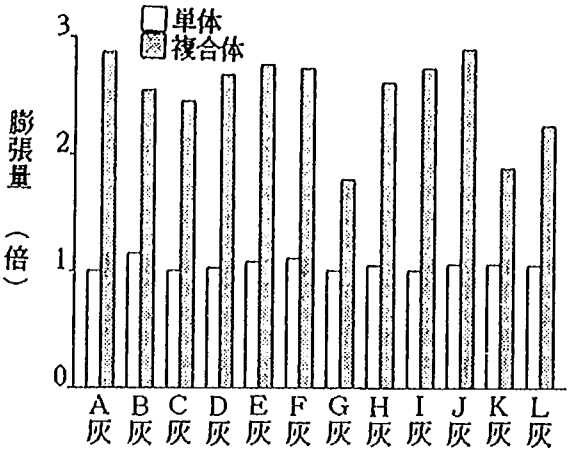


図５－４　土中養生後の膨張量

5.4　まとめ

以上の結果から、石灰系焼却灰は粒度の違いにより造粒のしやすさに差があるものの造粒は可能であり、加湿をすることなく運搬ができ、現場混合用の土質改良材として有望と考えられる。また、造粒物は水分の存在下で水和反応を起こし硬化する。このとき、生石灰との複合体は大きな膨張効果が得られパイルとしての利用も可能と考えられる。

今後は、その土質改良効果を粉体焼却灰及び市販土質改良材と比較するとともに、実プラントを設置する場合の経済性についても検討する。なお、本調査は、東北工業大学土木工学科　江成敬次郎、伊藤孝雄両助教授の御指導によるものである。

６．下水汚泥スラグの結晶化に関する調査

6.1　目的

下水汚泥スラグの有効利用用途として、路盤材、コンクリート骨材への利用が進められている。しかしながら、その際のスラグ強度と汚泥の性状及び溶融条件との関係については未だ解明されていない点が多い。そこで、本調査では、スラグ強度の指標としてスラグの結晶化に着目し、汚泥の灰分組成、溶融時の冷却方法の違いによる結晶化への影響を調査するとともに、路盤材、コンクリート骨材として利用する際の品質を判定する指標を確立することを目的としている。

6.2　調査に用いたスラグ

調査は 4.2で性状を示した焼却灰のうちA灰、C灰、F灰、G灰、I灰、L灰を電気炉で溶融し、スラグとしたものを用いて行った。表６－１に溶融条件を示す。A灰、C灰、I灰、L灰は1400℃の温度

条件では流動性が悪く、水砕スラグを作ることができなかった。そこで、A灰、I灰、L灰は8℃/分で、C灰は大気中で急冷した。

6.3 試験方法

スラグの結晶構造を調べるために、各試料についてX線回折を行った。また、結晶化の程度を調査するために、ピクリン酸、メタノール溶液による不溶残分試験[1),2)]（以下，P－M残分試験とする。）を行った。試験方法は次のとおりである。

試料0.5gにピクリン酸4.5g、メタノール30ccを加えて10分間撹拌する。さらに水20ccを加えて30分間撹拌し、No.6ろ紙でろ過する。メタノールで2回、約40℃の蒸留水で8回洗浄した後乾燥し、800℃で恒量になるまで強熱し、冷却後秤量し、P－M残分とする。

表6－1　溶融条件

溶融温度	1300℃	1400℃			
冷却条件	3℃/分	3℃/分	8℃/分	急　冷	水　砕
A灰	○	○	○		
C灰		○		○	
F灰	○	○			○
G灰	○	○			○
I灰		○	○		
L灰	○	○	○		

6.4 調査結果

X線回折の結果をまとめたものを表6－2に示す。この結果から、焼却灰の成分と結晶化の関係では、塩基度（CaO/SiO_2）の大きい方が結晶化しやすいことがわかる。また、塩基度のほぼ等しいF灰とG灰では、ケイ素の含有率が小さいG灰の方がよく結晶化している。検出された結晶物質の種類も焼却灰の成分組成により異なっている。冷却方法と結晶化の関係では、一般的にいわれているように、冷却速度が小さい方が結晶化が進行しており、水砕スラグは完全にガラス質であった。しかしながら、ケイ素の含有率の大きいC灰、F灰は、3℃/分の冷却条件でもほとんど結晶化しなかった。また、A灰では、3℃/分と8℃/分の冷却条件とで生成する物質が若干異なっている。なお、溶融温度と結晶化の関係は、今回の結果からは明確な傾向は見られないが、G灰のように結晶化の程度にやや差の出るものもあ

表6－2　スラグのX線回折試験結果

スラグの種類	塩基度	SiO_2%	検出された主な結晶物質	結晶化
A灰(1300℃-3℃/分)	2.17	19.5	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
A灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
A灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
C灰(1400℃-3℃/分)	0.13	46.9	Fe_2O_3	△
C灰(1400℃-急冷)				×
F灰(1300℃-3℃/分)	0.90	34.1	$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	△
F灰(1400℃-3℃/分)			$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	△
F灰(1400℃-急冷)				×
G灰(1300℃-3℃/分)	1.08	24.0	$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite) $Ca_5(PO_4)Cl$(Chlorapatite)	◎
G灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_5(PO_4)Cl$(Chlorapatite) $(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	○
G灰(1400℃-急冷)				×
I灰(1400℃-3℃/分)	2.93	12.9	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
I灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
L灰(1300℃-3℃/分)	1.89	19.2	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
L灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
L灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎

[結晶化]　◎：結晶化が大きい。　○：かなり結晶化している。
△：ほとんどガラス質。　×：ガラス質。

った。

表6－3に、P－M残分試験の結果を示す。P－M残分は、高炉スラグ中のガラス質成分を選択的に溶解する[2]といわれているが、本試験の結果からは、結晶度の高いスラグの方が残分が少ない結果となった。P－M残分試験は、塩基性の化合物を弱酸を使って溶解させる方法[1]であるから、今回のように成分組成の大きく異なる試料に対しては適用しにくい可能性がある。しかしながら、ガラス質のC灰、F灰は、ピクリン酸とメタノールを添加して撹拌を開始した直後から黄色い雲母状の物質が大量に析出し、水を添加した時点で消失した。このことは、ガラス質の物質についても何らかの反応が起きていることを示している。

表6－3　P－M残分試験結果

単位：%

溶融温度	1300℃	1400℃			
冷却条件	3℃/分	3℃/分	8℃/分	急冷	水砕
A灰	39.81	38.60	43.32		
C灰		99.40		99.26	
F灰	80.59	86.80			72.61
G灰	48.00	64.40			85.74
I灰		52.32	52.74		
L灰	42.43	58.52	52.34		

6.5　まとめ

X線回折試験の結果から、下水汚泥スラグは、塩基度が大きく、ケイ素の含有率が少ない方が結晶化しやすく、同一冷却条件においても結晶化に大きな差があることがわかった。今後、成分組成及び結晶化の程度とスラグの強度の関係を明らかにし、有効利用にとって有利なスラグ取り出し方法の検討を行うことが重要と考えられる。また、P－M残分試験の結果から、結晶化の違いにより残分量に差が出ることがわかったが、今後、残分のX線回折等を行うことにより、溶解した物質の同定を行う必要がある。さらに、ピクリン酸より取り扱いの容易な試薬を見い出すことで結晶化の判定指標を確立することが重要と考えられる。

参考文献

1）高島三郎：シリカセメントおよびフライアッシュセメントにおける混合材の分離と定量（ピクリン酸処理法）　セメント技術年報　11/1957

2）竹村　明、喜多一弘、天野文夫：高炉スラグの物性とその水和反応性について　セメント技術年報　37/1983

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立処分されているが、埋立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こたえることができるように、製品の多様化を図ることが重要である。この一環として、花卉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ことを目的に、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年度までの調査の概要

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なった。その結果は、以下のようなものであった。

(1)消化脱離液を液肥として用いた場合、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して希釈施用した場合には、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成長が遅く、結実・結果までの期間が長い傾向にあった。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成長速度がまさっていた。

3．昭和63年度の調査結果

昭和63年度は、下水汚泥コンポストを用いた緑化用ブロックの製作について検討した。また、焼却灰

から肥効成分のりんを回収することを目的として、焼却灰からのりん溶出試験を実施した。

３．１　下水汚泥コンポストを用いた緑化用ブロックに関する実験

３．１．１　実験の目的

下水汚泥コンポストの農業利用は、土壌中の亜鉛濃度に関する管理基準（120mg/kg乾土）の存在が隘路となっているため、伸び悩んでいる状況である。このため最近では、この管理基準が適用されない都市公園や緑地等の都市緑化事業への利用が積極的に進められてきている。

都市緑化への下水汚泥コンポストの利用に際しては、コンポスト製品を使用しやすい形態で供給することが今後の需要を拡大してゆくうえで重要である。このような見地から、本実験では下水汚泥コンポストを用いた緑化ブロックを開発することを目的とし、本年度はその予備実験として、試作した緑化ブロックを用いた植物栽培実験を実施した。

３．１．２　実験方法

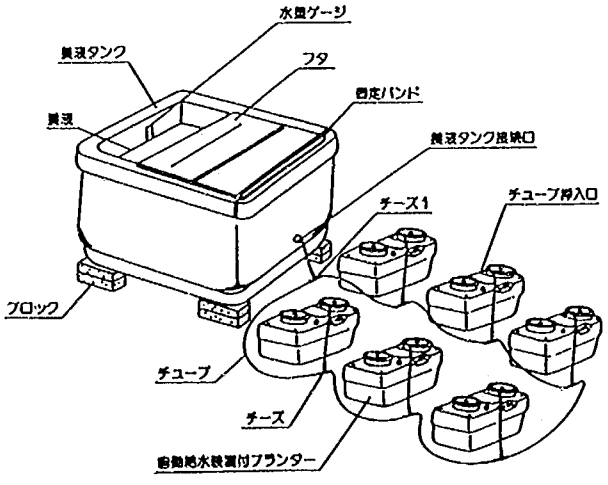
(1)実験用緑化ブロックの作成

実験に用いた緑化用ブロックは、市販の緑化用ブロック（Ｊ社製、木屑を圧縮成形したもの）をほぐした木屑と、H市下水汚泥コンポスト（石灰系脱水汚泥、モミガラ添加）を以下の比率で混合し、栽培用ポットにいれて２ｋｇの重しを１分間静置して締め固めたものである。本実験は予備的実験であるので、特に接着剤等を用いたブロックの固化までは行なっていない。木屑とコンポストの混合比率（容量比）は以下に示す５種類とした。

Ｃａｓｅ－１　　コンポスト：木屑＝０：１
Ｃａｓｅ－２　　コンポスト：木屑＝１：４
Ｃａｓｅ－３　　コンポスト：木屑＝１：１
Ｃａｓｅ－４　　コンポスト：木屑＝４：１
Ｃａｓｅ－５　　コンポスト：木屑＝１：０

(2)栽培実験装置と栽培植物

植物栽培実験は、図－１に示すロックウール方式、プランタータイプの養液栽培装置を用いて行なった。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個の栽培用ポットを有する。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。通常は栽培植物は、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が、本実験ではロックウールブロックの替わりに前項でのべたＣａｓｅ－１～５のコンポスト、木屑混合物を使用した。



図－１　養液栽培実験装置

(3)栽培植物と栽培方法

栽培植物種は次の４種類とし、各２株ずつ１プランターで栽培した。

①花卉類　　カーネーション、フリージア

②観葉植物　ポトス、つた

上記植物種の各ポットへの移植手順は以下のとおりであった。

カーネーション：種子を購入しロックウールにまいて発芽させた後、しばらく栽培を続けて、植物体長が約３cmになった時点で栽培装置に移植した。

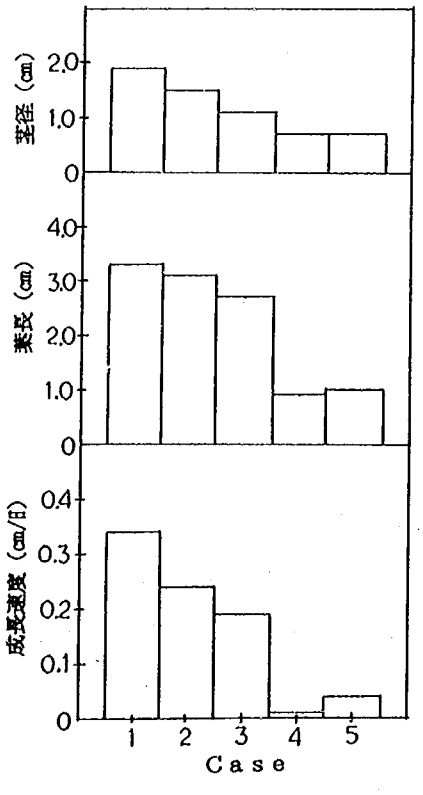
フリージア：球根を購入し、栽培装置に移植した。

ポトス、つた：苗を購入し、栽培装置に移植した。

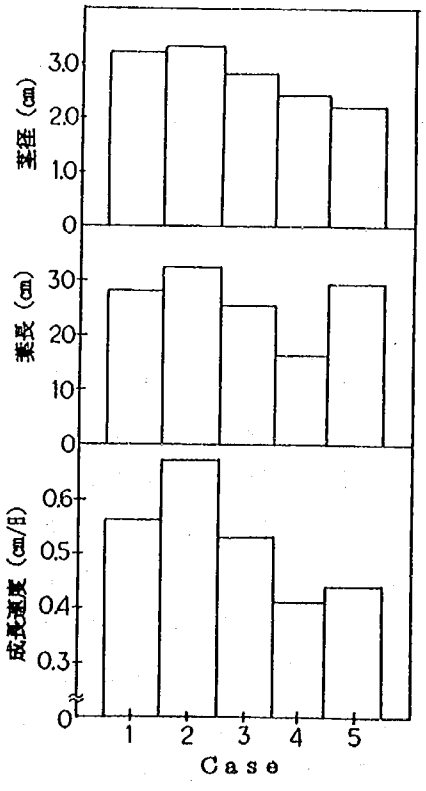
培養液は水道水を用い、栄養塩類はまったく添加しなかった。また、温室内は20～25℃に制御したが湿度はとくに制御しなかった。

(4)測定項目

植物の成育状況を把握するために、週１回地上部分の全長、葉長、茎径を測定した。葉長については全長の１／２の高さの葉について、また茎径は地上２cmの高さにおいて測定した。また、実験終了時には、地上部分の重量及び植物体の成分分析を行なった。分析方法は「下水試験方法」に拠った。栽培実験は、７週間継続した。



図－２　カーネーションの成育状況



図－３　フリージアの成育状況

3．1．3　実験結果

(1)植物の成長速度

図－2にカーネーションの平均成長速度及び終了時の葉長、茎径を各ケース毎に示す。各値は、各ケース2株ずつの平均値である。図に見られるように、成長速度はコンポストを混合しなかったＣａｓｅ－1で最も大きくＣａｓｅ－2，3と小さくなり、Ｃａｓｅ－4、5では成長が見られなかった。この傾向は、葉長と茎径についても同様であり、コンポストの混合比率が大きいほどカーネーションの成育が悪い結果となっている。

図－3には、カーネーションの場合と同様にフリージアについて、平均成長速度と実験終了時の葉長茎径を示した。フリージアの場合には成長速度はコンポストと木屑を、容量比で1：4で混合したＣａｓｅ－2が最も大きく、Ｃａｓｅ－1がこれにつぎ、その後はコンポストの混合比率が大きくなるほど成長速度は小さくなっている。葉長、茎径についても傾向は同じであった。表－1にカーネーションとフリージアについて、栽培実験終了時の地上部の植物体重量測定結果（2株の平均）を示す。植物体重量測定結果についても、成長速度と同じ傾向を示している。

表－1　栽培終了時の植物体地上部重量測定結果

植　物　名	Case-1	Case-2	Case-3	Case-4	Case-5
カーネーション	2.6	1.9	0.6	0.2	0.5
フリージア	10.0	13.6	4.0	3.2	3.5

（g）

コンポストの混合比率が大きくなると成育状況が悪化する理由については、コンポストが水を吸って膨潤したため、コンポスト混合比率の大きいものについては、通気性が悪化したことが一つの原因ではないかと推定される。

ポトスとつたについては、両方とも栽培実験中に、ほとんど成長がみられなかった。

3．1．4　まとめと今後の課題

(1)栽培実験に供した4種類の植物のうち、カーネーションではコンポストを混合しないものが成育が最も良好であり、コンポスト混合比率が大きくなるほど成育状況は悪化した。

(2)フリージアでは、コンポストと木屑を容量比1：4で混合したものが、最も成育が良好であった。

(3)成育状況の良否には、コンポストの膨潤による通気性の悪化が一因であると考えられるため、今後は固化を行なったコンポスト混合緑化ブロックを用いた検討を行なう必要がある。

3．2　焼却灰からの肥効成分の回収に関する実験

3．2．1　実験の目的

下水汚泥焼却灰は、有機分を含まないため脱水汚泥と比較して性状が安定しており取り扱い易くその分有価物質の回収には有利であると考えられる。焼却灰中には、Ｓｉ，Ｃａ，Ｆｅ，Ａｌ，Ｐ等多くの金属類が含有されているが、この中でもりんは焼却灰中の重量の６～14%程度（P_2O_5として）が含まれており、比較的含有量の大きい部類に入る。本研究は焼却灰中のりんを回収して肥料として有効利用することを目的とするものである。りんの回収を行なう場合、りん鉱石からのりん製造工程では、りん鉱石を希硫酸処理して有効りん酸16～20%の過りん酸石灰を得ることが最初の工程であり、焼却灰を原料とする場合にも同様な工程が必要であると考えられる。このため、本年度は焼却灰からのりん回収の予備実験として、酸処理による焼却灰からのりん溶出実験を行なった。

３．２．２　実験方法

溶出実験には、Ａ，Ｂ，Ｃの３種類の焼却灰を供試試料として用いた。これらのうち、脱水助剤として消石灰を用いているのは、ＡのみでありＢ，Ｃはいずれも高分子凝集剤を用いて脱水した汚泥の焼却灰である。焼却炉の形式は、Ａが多段炉であり、Ｂ，Ｃは流動床式焼却炉である。表－２に供試試料のりん含有量測定結果を示す。溶出試験は、次の手順で行なった。

供試試料２００ｇを１ℓビーカーに採取し、蒸留水を加えて懸濁させ、１ＮのH_2SO_4を加えて初発ｐＨを調整し全量を５００mℓとした後、ジャーテスタを用いて４０ｒｐｍで攪拌した。実験に供した。初発ｐＨは、以下の４通りに調整した。

①無調整（H_2SO_4無添加）
②ｐＨ＝５
③ｐＨ＝３
④ｐＨ＝１

表－２　各試料のりん含有率

試料名	りん含有率（ｍｇＰ／ｇＤＳ）
Ａ	４４．０
Ｂ	６１．２
Ｃ	３５．１

攪拌は２４時間継続したが、スタート時、30分後、１時間後、２時間後、４時間後、６時間後、24時間後に懸濁液から50mℓを採取し１μｍＧＦ／Ｂろ紙によりろ過してｐＨとオルトリン酸態リン（以下、PO_4-Ｐ）を測定した。

３．２．３　実験結果

表－３に実験結果を示す。Ａ～Ｃでは、懸濁液のｐＨはいずれも時間とともに上昇した。これは、焼却灰から時間とともにアルカリ分が溶出してくるためと考えられる。Ａ～Ｃの懸濁液ろ液中のPO_4-Ｐ濃度は、スタート時あるいは30分後が最も高く、時間の経過とともに低下してゆく傾向がみられた。これは、焼却灰中のPO_4-Ｐは酸性条件下で容易に溶出するものの、攪拌を継続すると時間経過とともにアルカリ分が溶出しｐＨが上昇するために、PO_4-Ｐが不溶性塩として析出してゆくためであると考えられる。とくに石灰系焼却灰であるＡ灰では無調整のもので初発ｐＨが10．2と、高分子系のＢ，Ｃ灰に比較して高く、また懸濁液中のPO_4-Ｐ濃度もＢ，Ｃ灰に比較して低い値である。

表－４は、Ａ～Ｃ試料の溶出実験において得られた最も高い懸濁液濃度を用いて、各試料からのりん溶出率を計算した結果である。りん溶出率は、200gの試料中に含有されていりん量に対する懸濁液中のPO_4-P量の比率である。ただし、計算にあたっては焼却灰の比重は既往の焼却灰比重の測定結果より一律に2.95とした。(1)

りん溶出率は、Ｃ灰で最も高いが10.7%にとどまっており、石灰系焼却灰のＡ灰ではわずかに1.6%にとどまっている。

３．２．４　まとめと今後の課題

(1)希硫酸を用いて焼却灰からのりん溶出実験を行なった結果、懸濁液中のりん濃度は溶出開始時に最も高くその後は懸濁液ｐＨの上昇とともに減少した。りん溶出率は、最も高いものでも10%程度にとどまり、石灰系焼却灰で最も低かった。

(2)今後は、りん溶出率を向上させるための方法及び析出物の分析等を行なうことが必要である。

表－３　りん溶出実験の結果

試料名	溶出時間	初期条件							
		無調整		ｐＨ 5		ｐＨ 3		ｐＨ 1	
	(hr)	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P
A	0	10.21	88.96	5.83	110.3	3.51	289.6	1.20	323.7
	0.5	10.31	0.07	6.72	27.7	6.03	88.3	3.02	289.6
	1	10.42	0.33	7.18	20.1	6.29	65.7	3.44	238.3
	2	10.73	0.03	7.50	11.4	6.54	31.9	5.30	217.0
	4	10.72	0.03	7.70	12.3	6.90	20.3	5.68	187.1
	6	10.70	0.01	7.83	6.3	7.31	11.9	5.95	10.7
	24	9.76	0.02	8.27	3.2	7.81	2.9	6.35	21.4
B	0	8.71	0.97	5.11	187.6	2.28	934	1.97	1628
	0.5	8.74	5.74	6.23	136.1	4.52	758	2.57	2092
	1	9.91	6.64	6.36	93.1	4.90	604	3.17	1063
	2	9.87	3.69	6.58	58.8	5.32	367	4.01	1085
	4	10.42	0.56	6.85	22.8	5.55	299	4.58	896
	6	10.50	0.12	6.98	28.8	5.68	346	4.60	939
	24	10.53	4.05	6.97	9.4	5.72	136	4.62	582
C	0	7.72	2.33	5.13	18.4	3.07	166	1.66	1744
	0.5	6.78	0.74	6.24	18.3	4.80	278	2.28	545
	1	7.32	0.43	6.36	17.2	4.88	308	2.35	582
	2	7.63	0.30	6.58	13.2	5.07	282	2.39	562
	4	8.99	0.40	6.74	10.1	5.19	265	2.42	545
	6	8.54	0.61	7.22	8.9	5.40	260	2.57	459
	24	8.59	0.11	7.39	5.3	5.57	158	2.52	271

表－４　各試料からのりん溶出率

試料名	りん溶出率(%)
A	１．６
B	７．２
C	１０．７

〈参考文献〉

（１）「下水汚泥の建設資材としての利用方法」　昭和62年２月　土木研究所資料第２４４０号　p13

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当っては、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

昭和63年度は、以下に示す処理方式に関する調査を行った。

1) 水・汚泥同時処理法
2) 前段砂沪過接触酸化法

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合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、生物処理部 2.6m³、固液分離部0.89m³、汚泥貯留部0.95m³、浮上汚泥貯留部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。

下水は最初固液分離部に入り、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。生物処理部で剝離した生物膜や固液分離部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、生物処理部に入り込まぬよう設けたものである。

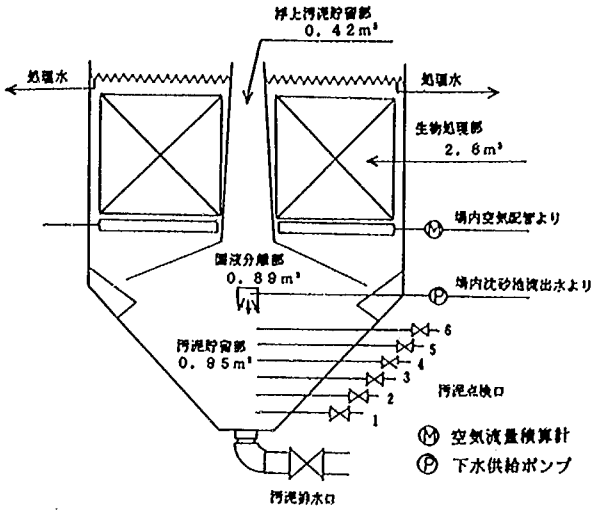
生物処理部には、接触材としてφ45mm、長さ70cmのモール状のヒモ材を合計370m設置している。また、その下部には図－２に示すような微細気泡散気装置を合計８本設置している。散気装置のスリット長は、1.0mで有孔数は１本当り6700個である。

昭和63年度は、水温及び有機物負荷の処理性に与える影響を調べるため、表－１に示すような条件で実験を行った。

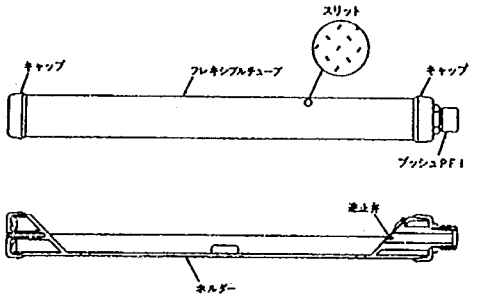
３．１．２　調査結果

（１）　処理特性

各実験ケースでの平均的な処理水質を表２に示す。ＲＵＮ１の流入水ＢＯＤは127mg/lであり、それに対する処理水ＢＯＤ18mg/lと処理水質は良好であった。処理水溶解性ＢＯＤも7.9mg/l と低く、生物処理が良好に行われていたことがうかがわれる。ＳＳに関して



図－１　処理装置概要



図－２　微細気泡散気装置概要

表－１　実　験　条　件

		BOD容積負荷 (kg/m³・日)	処理装置滞留時間 (hr)
ＲＵＮ１	高水温	０．２	２４
ＲＵＮ２	高水温	０．３	１８
ＲＵＮ３	高水温	０．４	１２
ＲＵＮ４	低水温	０．３	１８
ＲＵＮ５	低水温	０．４	１２

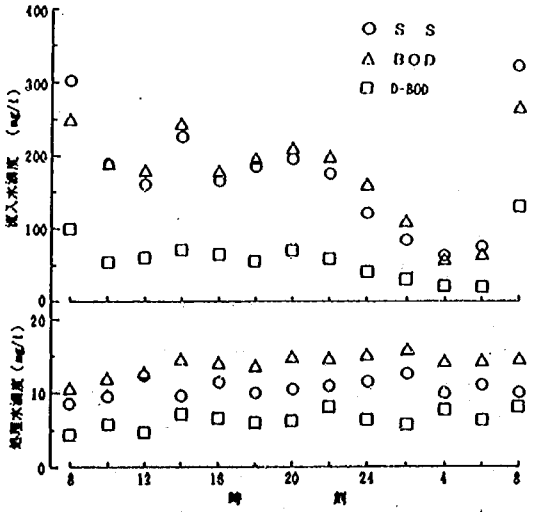
表－２　流入水と処理水の平均的な水質　（ｍｇ／１）

	RUN 1		RUN 2		RUN 3		RUN 4		RUN 5	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水　温（℃）		24.0		25.7		17.4		11.6		12.7
ＳＳ	154	17	119	21	144	28	168	20	153	23
BOD_5(ATU)	127	18	105	28	161	48	207	55	190	58
D-BOD_5(ATU)	35.1	7.9	31.6	13.7	31.6	17.7	48.3	31.1	41.9	26.9
K-N	32.0	30.2	26.0	24.5	31.2	28.6	48.7	42.5	39.2	36.1
NH_4^+-N	22.0	24.2	18.7	21.4	23.3	25.3	28.3	33.8	24.9	29.7
$(NO_2^-+NO_3^-)$-N	0.31	0.37	0.40	0.25	0.25	0.07	0.27	0.12	0.35	0.05
T-P	3.39	2.46	3.31	2.24	3.03	2.50	4.03	3.45	4.10	2.59
PO_4^{3-}-P	2.00	2.02	1.57	1.64	1.93	1.72	2.45	2.66	2.33	2.14

も流入水154mg/l に対し処理水17mg/lとＢＯＤ同様良好であり、最終沈殿池を有していないにもかかわらず固液分離も良好に行われていた。昭和62年度の実験で、低水温時にＲＵＮ１と同負荷で実験を行ったが、処理水質は良好である結果を得ている。このことから、ＢＯＤ容積負荷0.2kgBOD/m^3・日の処理条件では夏季、冬季ともに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。NH_4^+－Ｎに関しては流入水に比して処理水の値が高いが、このことは汚泥貯留部に貯留されている汚泥中の有機性窒素が、汚泥貯留時間の経過とともにNH_4^+－Ｎに分解され処理水中に溶出しているものと考えられる。

ＲＵＮ２～５は、有機物負荷を高くした場合の処理性を検討したものである。有機物濃度の上昇に伴い処理水質は悪化する傾向にありBOD 容積負荷0.3kgBOD/m^3・日以上の処理条件ではＳＳ、ＢＯＤともに20mg/l以下の水質を得ることは困難であると考えられた。

ＲＵＮ２とＲＵＮ４及びＲＵＮ３とＲＵＮ５は、同じ有機物負荷で水温の相違による処理性を検討したものである。ＲＵＮ２とＲＵＮ４を比較すると、流入水質が異なり直ちに判断できないが、生物処理という観点から処理水溶解性ＢＯＤで比較するとＲＵＮ２で13.7mg/l、ＲＵＮ４で31.1mg/lであり、水温の高いＲＵＮ２の方が処理性は良好である。さらに、ＲＵＮ３とＲＵＮ５の比較においても、水温の高いＲＵＮ３の方が処理性は良好であった。



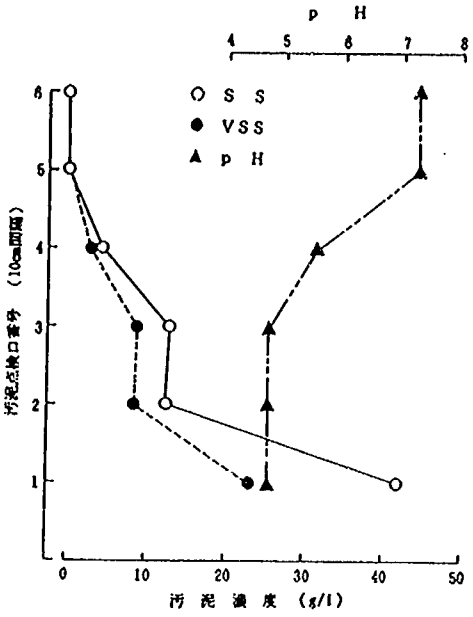
図－３　流入水質及び処理水質の経時変化

図－３は、処理水質の日間変動を把握するために、

RUN1において24時間調査を行った結果である。流入水濃度の時間変動は、朝の8時頃に鋭いピークと14時、20時頃にピークが現われており団地の生活パターンを裏付けているものと考えられる。処理水質はSSで10mg/l前後、BODで10～15mg/l、溶解性BODで5mg/l前後と、非常に安定した処理水を得ることができた。

（2） 汚泥の濃縮・貯留性

処理装置下部に貯留されている汚泥の濃縮状況を把握するため、汚泥貯留部の深度毎に汚泥を採取し、その特性を調査した。調査結果の1例を図－4に示す。装置底部での汚泥濃度は約4％と、汚泥の濃縮性は非常に良好であると考えられる。また、装置底部貯留汚泥のVS/SS 比が約50%、pHの値は5以下となっており汚泥の嫌気性発酵が活発に進行しているものと考えられる。



図－4 汚泥の濃縮・貯留状況

各実験ケース終了後、汚泥の引抜きを行い汚泥発生量を求めた。結果を表－3に示す。全実験期間を通じての汚泥発生量は、除去SS量当たりで41.2～63.8%（平均47.3%）、除去BOD量当たりで42.2～67.0%（平均51.7%）であり、貯留期間中に汚泥の嫌気性発酵により顕著な減量化が図られていた。

表－3 汚泥発生量 (%)

	除去SS量当り	除去BOD量当り
RUN1	35.1	44.2
RUN2	52.6	67.0
RUN3	41.2	42.2
RUN4	43.7	42.5
RUN5	63.8	62.8

（3） 汚泥の処理性

本装置引き抜き汚泥の脱水性を検討するため、RUN1～3実験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った。ベルトプレス脱水は、沪布速度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回行った。使用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。試験結果を表4に示す。脱水ケーキ含水率は、RUN1で最適薬注率0.8% で74.5%、RUN2では最適薬注率0.4% で76.7%であった。RUN1、2ともに脱水ケーキ含水率は、最適薬注率を越えると上がる傾向にあった。しかしRUN3は、今回の

表－4 脱水ケーキ含水率 (%)

薬注率 (%)	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0
RUN1	76.0	75.3	75.3	74.5	74.9
RUN2	77.4	76.7	76.7	77.0	
RUN3	78.3	77.4	75.8		73.7

薬注率では最適値がみつからず、薬注率1.0% において脱水ケーキ含水率は73.7%であった。以上のことから、ＲＵＮ３においては薬注率1.0% で脱水ケーキ含水率73.7%が得られたが、ＲＵＮ１、ＲＵＮ２の結果から総合的に判断すると、本装置引き抜き汚泥の脱水性は薬注率0.4～0.6%で脱水ケーキ含水率は75～77%程度になると考えられる。

３．１．３　まとめ

1)今回、有機物負荷及び水温に対する処理性を検討した結果、ＢＯＤ容積負荷0.2kgBOD/m³・日においてＳＳ、ＢＯＤともに20mg/lを下回り高級処理並の処理水質を得た。また、水温が高い程処理性は良好であった。

2)汚泥貯留部の汚泥の濃縮状況を調べた結果、汚泥濃度は約４％と良好であった。

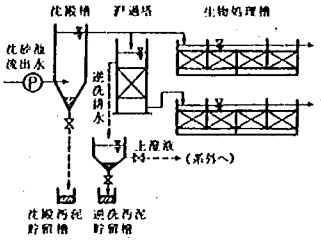
3)本処理装置の汚泥発生量は、除去ＳＳ量当たりで平均47.3%、除去ＢＯＤ量当たりで平均51.7%であった。

4)処理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った結果、薬注率0.4～0.6%で脱水ケーキ含水率は75～77%程度になると考えられた。

３．２　前段砂沪過接触酸化法

前段砂沪過接触酸化法は、沈殿処理後の下水をさらに砂沪過することによって、後段の生物処理にかかる粒子性有機物負荷を低くして処理の効率を向上させるとともに、エネルギー位の高い流入下水中の有機固形物の回収を図った処理法である。

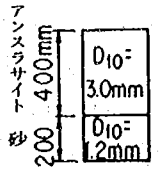
本年度は、有機固形物の回収及び処理効率の向上に関する砂沪過処理の効果について調べた。



図－５　処理フロー

３．２．１　実験方法

処理フローを図－５に示す。本処理法は、沈殿処理、沪過処理、生物処理の３つの単位処理プロセスが直列に組み合わされることによって構成されている。沪過処理の生物処理へ与える効果を調べるために、沪過を行う系列と行わない系列の２系列を設けた。生物処理槽は４段に分割されており、流下に伴う水質変化が把握できるようになっている。



図－６　沪過塔充填材

図－７　生物処理槽接触材

沪過は、前年度の実験結果より図－６に示すような２層沪過とし、生物処理槽には図－７に示すような接触材（ポリプロピレン製）を表－５に示すように充填した。

沈殿槽の沈殿汚泥は、１日１回以上の頻度で引き抜かれ、沈殿汚泥槽に貯留される。また、沪過塔は、

1日1回逆洗され、逆洗排水は約1時間の沈殿の後、汚泥は逆洗汚泥貯留槽に引き抜かれ、上澄み液は系外に排出される。生物処理槽の底部に堆積した汚泥は2週間に1回引き抜かれ、接触材充填部の洗浄は、処理が悪化した時点において行った。

表－5　接触材充填条件

	生物処理槽	
	1段当り	1系列(4段)
充填部体積 [m^3]	0.521	2.08
表面積 [m^2]	52.1	208
充填部空隙率 [%]	93	93

表－6　実験条件

生物処理槽(1系列)への流量 [m^3/日]	10	20
沈澱槽滞留時間 [Hr]	7.2	3.6
沪過速度 [m/日]	62.5	125
逆洗速度 [m/min]	1.51	1.51
逆洗水量比 [%]	8	4
生物処理槽滞留時間(接触材充填部当り) [Hr]	5.0	2.5
空気倍率	29	14

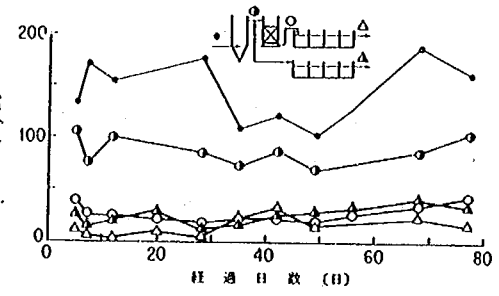
実験は、長期間にわたり装置全体の処理特性及び汚泥発生量を調べるケースと、処理開始後の短期間における生物処理槽の処理特性を調べるケースの2つについて行った。実験条件を表－6に示す。測定は、水温、pH、SS、BOD、溶解性BOD、MLSS、MLVSSについて行った。採水は1日間のコンポジットとし、溶解性ＢＯＤはＧＦ／Ｂで沪過した検水について分析した。実験の最後に、生物反応槽内の有効空隙率を調べるために、塩化リチウムを用いたトレーサー実験を行った。

3．2．2　実験結果

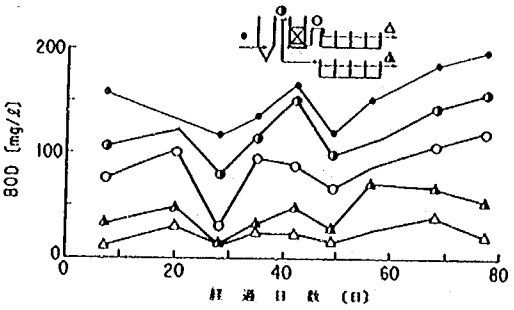
1）長期間処理

約2ヶ月半にわたる連続処理を行い、沈殿、沪過、生物処理の各処理において除去されるＳＳ，ＢＯＤの量を把握するとともに、発生する汚泥量を調べた。また、生物処理槽の各段における処理性の経時変化を調べた。

図－8、9に処理装置全体の処理状況の経日変化を示す。沈殿処理水のＳＳ70～100mg/lに対する沪過処理水のＳＳは 20～40mg/lであり、沪過処理を持つ系列ではＳＳのほとんどが沪過塔において除去されているため、生物処理槽でのＳＳ除去量が小さい。これに対し、沪過処理のない系列では、生物処理槽のみにおいてＳＳが除去されるため、生物処理槽でのＳＳ除去量が大きくなっている。ＢＯＤの除去については、溶解性ＢＯＤの除去も加算されるため、沪過処理による除去量よりも生物処理による除去量の方が大きくなっている。沈殿処理、沪過処理で除去される固形物及び沪過処理水中の固形物について、測定されたＳＳとＢＯＤの関係を図－10に示す。沪過塔で除去される固形物は、沪過処理水中の固形物に

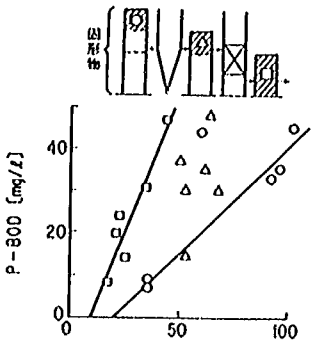


図－8　装置全体での処理(SS)の経日変化

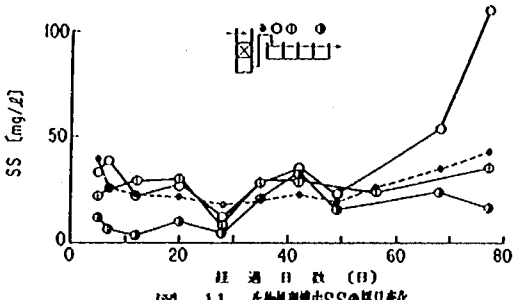


図－9　装置全体での処理(BOD)の経日変化

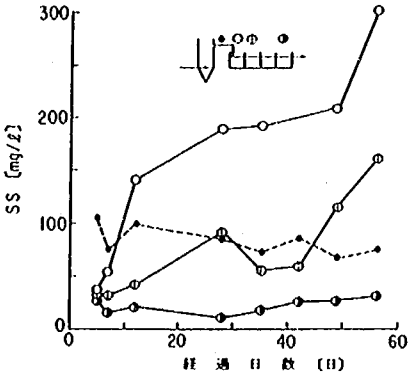
比べて、ＳＳに対するＢＯＤの割合が小さくなっていることから、ＳＳの除去ほどには沪過処理によるＢＯＤ除去効果は大きくないと考えられる。　図－11～14に、生物処理槽におけるＳＳ及び溶解性ＢＯＤの経時変化を示す。ＳＳについては、前段の槽から処理が悪化し、それが後段の槽に移っていく傾向が見られる。しかし、その悪化の速度は、沈殿処理水流入の場合の方が沪過処理水流入の場合よりもかなり大きくなっており、これは、前者でＳＳ負荷が高いことが原因であると考えられる。また、溶解性ＢＯＤについては、沪過処理水流入の場合に、かなり長期間にわたって全ての段において良好な処理が行われているのに対し、沈殿処理水流入の場合には、20日目ごろからあとでは、前段の２段ではほとんど処理が行われず、後段の２段だけで処理が行われる状態となっている。図－15に、生物処理槽の下部に堆積した汚泥量の経日変化を示す。沈殿処理水流入の場合、まず前段で汚泥が発生をはじめ、日数経過とともにそれが後段に移っていく傾向を示している。発生量の最大値はほぼ２mg-MLSS/l-処理水量であり、沈澱する汚泥量が少ないことがわかるが、これは、生物処理で発生した汚泥のかなりの部分が接触材充填部に捕捉されるためと考えられる。一方、沪過処理水流入の場合は、前段よりもむしろ後段で発生する傾向を示しており、その量は沈殿処理水流入の場合よりも少ない。



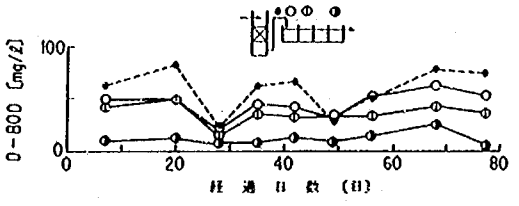
図－10　除去困難物のSSとBODの関係



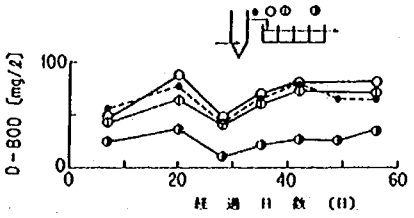
図－11　生物処理槽内SSの経日変化（沪過処理水流入）



図－12　生物処理槽内SSの経日変化（沈澱処理水流入）

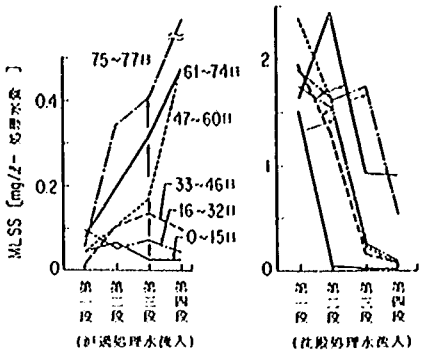


図－13　生物処理槽内D-BODの経日変化（沪過処理水流入）

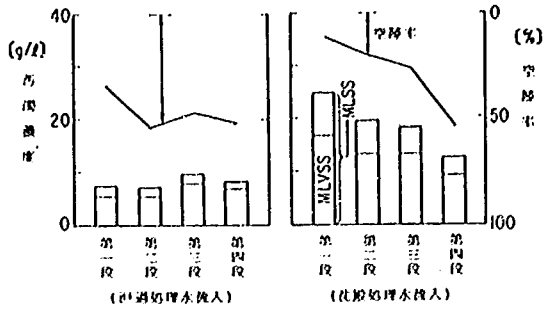


図－14　生物処理槽内溶解性BODの経日変化（沈澱処理水流入）

実験終了時に生物処理槽のトレーサー実験と汚泥量測定を行い、各段における有効空隙率と汚泥濃度を求めた。その結果を図－16に示す。有効空隙率は、沪過処理水流入の場合、第１段で35%、それ



図－15　生物処理槽沈殿汚泥量の経日変化



図－16　生物処理槽接触材充填部の汚泥濃度と空隙率

以後で約50%であるが、沈殿処理水流入の場合は、第１段より順に10、20、25、50%となっており、沈殿処理水流入の場合の目詰まり度合いが著しいことがわかる。これにともなって、接触材充填部体積当たりの汚泥濃度は、沪過処理水流入の場合、7,000～10,000mg/lであるが、沈殿処理水流入の場合には、第１段で36,000mg/lとかなり高く、第４段でも13,000mg/lと大きい値を示している。汚泥の占める体積当たりで計算される汚泥濃度は、沪過処理水流入の場合で約15,000mg/l、沈殿処理水流入の場合で約26,000mg/lと、沈殿処理水流入の方が高く、また、汚泥の有機分比は、沪過処理水流入の方が高くなっている。このように汚泥の性状に差が生じたのは、流入ＳＳの負荷の違いが原因であると考えられる。

表－７　除去SS・BODと汚泥発生量

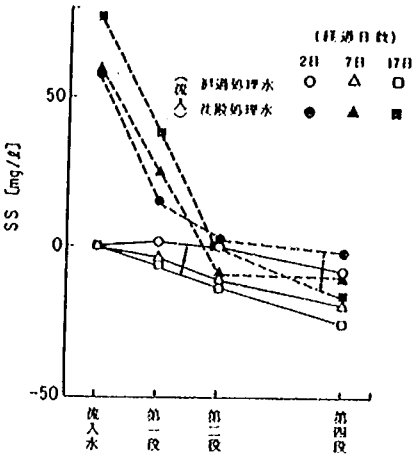
	沪過塔有りの処理系列			沪過塔無しの処理系列
	沪過塔	生物処理槽	Total	生物処理槽
除去量				
BOD[kg]	49.2	92.2	141.4	114.6
SS [kg]	92.1	14.6	106.7	91.8
汚泥発生量				
MLSS [kg]	38.8	17.8	56.6	45.6
MLVSS[kg]	29.3	14.3	43.6	31.8
汚泥発生率				
MLVSS/BOD	0.60	0.16	0.31	0.28
MLSS/SS	0.42	1.22	0.53	0.49

表－７に、各単位処理プロセスごとの除去ＢＯＤ・ＳＳ及び汚泥発生量を示す。沪過処理と生物処理を組み合わせた処理の場合、ＳＳの大部分が沪過処理によって除去されるのに対し、ＢＯＤは、その除去の65%が生物処理によるものであり、一方、汚泥発生量は、ＳＳの大部分を除去する沪過塔からの汚泥が70%と多くを占める。前年度の実験では、沪過塔から発生する汚泥の脱水性・消化ガス発生量は、沈殿槽汚泥と同様に良好であるという結果が得られており、沪過塔からの汚泥発生量が多いということは、汚泥処理及び有価資源回収にとって好ましいものと考えられる。除去ＳＳ及び除去ＢＯＤ当たりの汚泥発生量については、沪過塔での除去ＳＳ当たりの汚泥発生量が少なく、嫌気分解が行われていることが示唆され、また、生物処理槽における除去ＢＯＤ当たりの汚泥発生量が0.16と少ないことから、沪過によるＳＳ除去の効果が現われているものと考えられる。全体的には、沪過処理と生物処理の組合せによる汚泥の発生率は、生物処理だけの場合とほぼ同程度である。

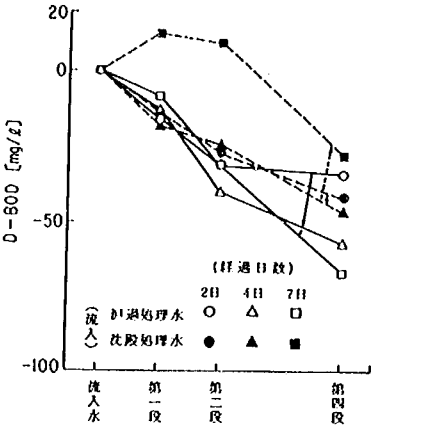
２）処理開始初期の処理

生物処理槽に汚泥が過剰に蓄積される前の、初期の生物処理槽処理特性を調べるため、処理開始直後から約３週間処理実験を行い、処理特性を調べた。負荷の影響を調べるため、20m³/日（滞留時間3.1時間）と10m³/日（滞留時間6.2時間）の２つの流量を設定した。

流量が20m³/日の場合の、生物処理槽における水質（SS,D-BOD）の経時変化を図－17、18に示す。グラフは比較を容易にするため、沪過処理水の水質を０にとり、他の水質はそれとの差で表している。ＳＳについては、沈殿処理水流入の場合、処理開始よりすぐに第１・第２段において急速に除去され、第３段以降は沪過処理水流入の場合とほぼ同じ傾向を示すが、沪過処理水流入の場合には、処理開始当初は除去されないＳＳが日数経過によって０次的に除去されるようになる。沪過処理では、前年度までの調査において、ほぼ20μm以上の下水粒子が除去されることがわかっていることから、本生物処理におけるＳＳの除去速度はＳＳの粒径によって異なり、粒径の大きいＳＳほど速く除去されるものと考えられる。溶解性ＢＯＤについては、初期においては、沪過処理水流入の場合と沈殿処理水流入の場合とでほぼ同様な除去を示すが、１週間ほど経過した後には、沈殿処理水流入の場合に第１、第２段での処理が悪化する。各実験条件におけるＳＳ、溶解性ＢＯＤ、ＢＯＤの除去速度（接触材充填部体積当り）を表－８に示す。異なる流量間においては溶解性ＢＯＤ及び沪過処理水中ＳＳの除去速度はほぼ同じであるが、沈殿処理水中ＳＳの除去速度は、流量の大きい方が大きくなっている。



図－17　生物処理槽におけるSS除去の経日変化



図－18　生物処理槽における溶解性BOD除去の経日変化

表－８　生物処理槽におけるSS・溶解性BOD除去速度

	沪過処理水流入		沈澱処理水流入	
流量 [m³/日]	10	20	10	20
SS除去速度 [kg/m³・日]	0.18	0.19	0.77	1.5
D-BOD除去速度 [kg/m³・日]	0.43	0.57	0.49	0.52

生物処理槽におけるＳＳ及び溶解性ＢＯＤの除去機構について考察すると、ＳＳについては、沈殿処理水中の比較的大きなＳＳが生物処理槽前段で急速に除去され、それが溶解性ＢＯＤの除去の悪化をもたらしているため、大きなＳＳの除去は好気的生物分解によるものではなく、吸着作用によるものと考えられる。また、沪過処理水中の小さいＳＳの除去は、長期間処理をおこなっても溶解性

ＢＯＤ除去の悪化をもたらしにくいため、生物分解によるものと考えられる。溶解性ＢＯＤの除去は生物分解によるものと考えられるが、沪過処理水流入の場合と沈澱処理水流入の場合とで、ＳＳ除去速度が異なっても溶解性ＢＯＤの除去速度は変わらないため、基本的に、溶解性ＢＯＤの除去機構とＳＳ(微:大)の除去機構は、独立であると考えられる。なお、ＳＳ(微:大)の除去速度が、流量変化により変化したことの理由は明確ではなく、今後の研究課題である。

３．２．３　まとめ

前段砂沪過接触酸化法の長期間処理を行った結果、ＳＳの大部分は沪過塔において除去され、ＢＯＤはその70%ほどが生物処理槽において除去された。生物処理槽へのＳＳ負荷が小さいため、生物処理は長く良好に保たれた。生物処理槽における除去ＢＯＤ当たりの汚泥発生量は少なく、全体の汚泥発生量の70%を沪過塔からの汚泥が占めた。沪過と生物処理を合わせた処理における全汚泥発生量は、生物処理単独で処理を行った場合の汚泥発生量と同程度であった。

処理開始初期の処理状況を調査した結果、沪過処理で除去されるような径の大きなＳＳは、生物処理槽において急速に除去されるが、沪過処理水中の径の小さなＳＳの除去速度は遅かった。また、溶解性有機物の除去速度は、沪過によってＳＳ負荷を下げても増加しなかった。

以上のことから、本処理法における沪過処理は、下水中固形物の回収及び生物処理へのＳＳ負荷を下げることについて効果があることがわかった。

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ゆくと考えられる。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、小規模下水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、小規模下水処理場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年度までの調査内容

昭和60年度は本調査の初年度であり、小規模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ための実態調査を中心として調査を実施した。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（水処理能力10,000㎥/日以下）を対象にして、各処理場の運転状況、処理状況、維持管理状況等について現地調査を行なった。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、小規模処理場の特徴について検討した。

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なった。

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最初沈殿池の有無と汚泥性状に関する実態調査

昭和62年度は、汚泥貯留とその濃縮・脱水性への影響及び貯留中の発生臭気についての実態調査及び汚泥の好気性消化に関する実験を実施した。

3．昭和63年度の調査結果

3．1　汚泥貯留に関する実験

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移動脱水車で巡回処理する。　等の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。このため、汚泥貯留の方法についての基礎的データを得ることを目的として、昭和61年度より室内実験により汚泥貯留の濃縮性・脱水性に与える影響や臭気の発生に関して検討してきた。昭和63年度は、この結果にもとづいて間欠曝気による汚泥腐敗防止効果及び臭気発生防止効果に関して検討した。

3．1．2　実験条件と実験方法

(1)供試汚泥

汚泥貯留実験は、実験Ⅰと実験Ⅱの2ケースを行なった。供試汚泥としては、実験Ⅰでは標準活性汚泥法のK処理場（合流式、一部分流式）の混合汚泥を、実験Ⅱでは長時間エアレーション法のG処理場の余剰汚泥を用いた。これらの汚泥は、いずれも採取後すみやかに実験に供した。

(2)貯留方法

供試汚泥は、容量約80ℓのポリバケツ2つに各々約60ℓを入れ、土木研究所水質水文共同実験棟内の20°C恒温室において貯留した。ポリバケツの一方には散気球を入れ、エアポンプとタイマーにより空気量10ℓ/分で1時間連続曝気－3時間休止というパターンで間欠的に曝気を行なった。ポリバケツの他方は静置貯留とし、1日1回サンプリング時に人力により内容物を均一に攪拌した。ポリバケツは、両方共にサンプリング時以外はフタをして21日間貯留した。

(3)サンプリングと分析方法

貯留汚泥は、毎日午前10時に採取して分析に供した。分析に当たっては、まず臭気分析用試料の採取を行なった後に、内容物を十分に混合して理化学試験用試料を採取した。臭気分析用試料の採取は、ポリバケツのフタを少し開け、その隙間に吸引用チューブを差し込んで、真空ビンあるいはエアポンプによる吸引をおこなった。間欠曝気貯留は、試料採取時には曝気休止中であった。

表－1に分析方法を示す。表－1に示した以外の項目はすべて「下水試験方法」

表－1　分析方法

分析項目	分析方法
汚泥粒径分布	250μmフルイろ過，残渣のTS及び通過分のレーザー粒径測定装置による粒径分布測定　計算方法は下記
濃縮性	ビケットフェンスつき5ℓ濃縮試験筒による汚泥界面測定（測定時間：汚泥投入後 0.5，1，2，4，6，24時間）
アンモニア	環境庁告示第9号（昭和47年5月）別表第一 硼酸水捕集後、インドフェノール吸光光度法
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（昭和47年5月）別表第二 1ℓガス採取用真空ビン採取後、ガスクロマトグラフ分析法

汚泥粒径分布計算式：TS－(250μmふるい残分TS)＝250μm以下試料TS

$$\text{全体に対する構成率} = \frac{250\mu\text{m以下試料TS}}{\text{TS}} \times \text{各粒径測定構成率}$$

に準拠した。

3．1．3　実験結果

(1)汚泥性状の変化

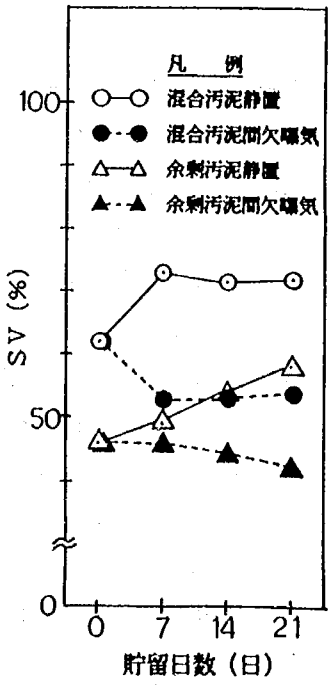
実験Ⅰでは、貯留汚泥のTS及びVSは間欠曝気貯留、静置貯留共に貯留日数の経過に伴って減少傾向を示した。貯留21日目のTSは、初期値（24.9g/l）を100とすると、静置貯留で89.2、間欠曝気で86.2であった。VS（初期値16.6g/l）については同様に貯留21日目で静置貯留が83.4、曝気貯留が79.7であった。このように間欠曝気貯留のほうがTSとVSの減少率はやや大きい。

また、実験Ⅰでは貯留開始時に5.3であったpHは、静置貯留中にはほとんど変化が見られなかったのに対して間欠曝気貯留では最終的に6.7まで上昇した。これは、酸発酵現象により生成した有機酸が曝気により好気的に生物分解除去されたことが主要な理由であると考えられる。

実験Ⅱでは、貯留21日目のTSは初期値(14.8g/l)を100とすると静置貯留で96.0、間欠曝気貯留で94.8 VS（初期値9.3g/l)については同様に静置貯留で93.3、間欠曝気貯留で90.6であり、実験Ⅰと同様に間欠曝気で減少率がやや大きい。またpHについては静置・間欠曝気貯留共に貯留中にほとんど変化は見られなかった。貯留開始時及び貯留終了時の汚泥粒度分布測定結果によると、実験Ⅰ・実験Ⅱともに貯留期間中には著しい汚泥粒度分布変化は認められず、また貯留方法の相違による差もなかった。

(2)汚泥濃縮性の変化

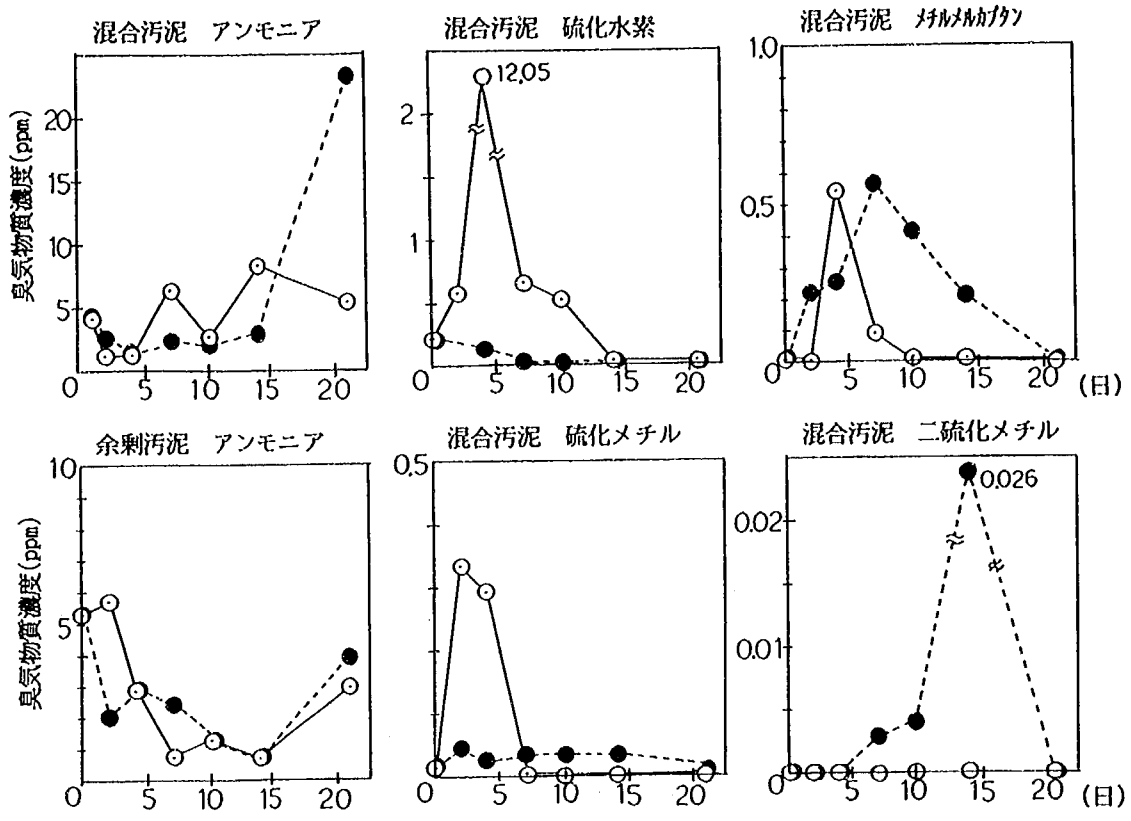
前年度の調査結果では、貯留日数の経過に伴い腐敗が進行し、重力濃縮が困難になることがわかったが、本年度は間欠曝気による濃縮性悪化防止効果について調査した。重力濃縮実験はピケットフェンス付の５ℓ濃縮筒により行なった。図－１に24時間到達SV値の貯留に伴う経時変化を示す。この図に見られるように、実験Ⅰ、実験Ⅱ共に静置貯留では貯留０日目の値と比較して、貯留日数の経過とともにSVは上昇してゆくのに対し、間欠曝気貯留では逆に若干の改善が見られている。このように、貯留中に間欠曝気を行なうことにより、貯留中の汚泥腐敗を防止し重力濃縮性の改善効果が期待できる。



図－１　24時間到達SV値の変化

(3)貯留中の臭気発生

図－２に実験Ⅰのポリバケツヘッドスペース空気中のアンモニア、硫化物４項目（硫化水素、メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル）及び実験Ⅱのポリバケツポリバケツヘッドスペース空気中のアンモニアの濃度変化を示す。実験Ⅱにおいては、硫化物は二硫化メチルが間欠曝気貯留において貯留開始後10日目にわずかに検出された外は、硫化物は静置貯留、間欠曝気貯留のいずれにおいても検出されなかった。



図－２　各臭気成分の経時変化（いずれも、○――○は静置貯留、●----●は間欠曝気貯留）

実験Ｉでは、硫化物４項目の内、硫化水素及び硫化メチルは間欠曝気貯留では、静置貯留と比較して濃度が小さく、特に硫化水素は間欠曝気貯留ではほとんど検出されなかった。メチルメルカプタンについてはピーク濃度は静置貯留、間欠曝気貯留ともに同程度であるが、静置貯留の方が早くピークに達した後、すみやかに減少しているのに対し、間欠曝気貯留ではピーク濃度が出現するのが遅く、その後の減少も遅い。二硫化メチルについては、静置貯留では検出されなかったのに対して間欠曝気貯留では７日目以降に検出された。アンモニアについて見ると実験Ｉの間欠曝気貯留で貯留終了時に大幅な増加が見られている。これは、曝気によりpHが上昇したため、アンモニアの揮散が生じたためと考えられる。

以上は、貯留21日間全期間の結果であるが、現実的に巡回管理等で汚泥の貯留を行なう場合には、貯留日数は最大７日間程度と考えられる。このことから、特に貯留７日目までの臭気発生状況をまとめると以下のようである。

・アンモニア

混合汚泥、余剰汚泥ともに発生が見られた。貯留方式の相違による濃度差は小さかった。

・硫化水素

余剰汚泥では、静置貯留・間欠曝気貯留ともに発生しなかった。混合汚泥では、静置貯留において

発生し、貯留４日目でピークに達した後、７日目までには消失した。

・メチルメルカプタン

余剰汚泥では、静置貯留・間欠曝気貯留ともに発生しなかった。混合汚泥では、静置貯留・間欠曝気貯留共に発生し、静置貯留では貯留４日目にピーク濃度に達したのに対し、間欠曝気貯留では貯留では貯留７日目でピークに達した。ピーク濃度は、両貯留方式ともに同程度であった。

・硫化メチル

余剰汚泥では、静置貯留・間欠曝気貯留ともに発生しなかった。混合汚泥では、静置貯留において発生が多く、これに比較して間欠曝気貯留では少なかった。

・二硫化メチル

余剰汚泥では、静置貯留・間欠曝気貯留ともに発生しなかった。混合汚泥では、静置貯留では発生が多く、間欠曝気貯留では７日目に検出された。

３．１．４　まとめと今後の課題

(1)汚泥貯留を行なう場合、静置貯留では貯留に伴い濃縮性が悪化するのに対して、間欠曝気貯留では濃縮性の改善効果が見られた。

(2)汚泥貯留中の発生臭気については、余剰汚泥を貯留する場合には静置貯留・間欠曝気貯留ともに硫化物の発生は見られないが、アンモニアは両貯留方式ともに発生した。これに対して、混合汚泥を貯留する場合には、アンモニアに加えて硫化物が発生した。硫化物濃度は、硫化水素・硫化メチルについては静置貯留のほうが高かったが、メチルメルカプタンについては両貯留方式で濃度差は小さかった。

(3)今後は間欠曝気貯留について適正空気量、曝気間隔、曝気方式等について検討を行なう必要がある。また、臭気対策については、小規模処理場では水処理方式はＯＤ法、長時間エアレーション法等が主体であることから判断して余剰汚泥のみの貯留を行なうケースが多いと考えられるため、アンモニア臭対策を主体に検討する必要がある。

３．２　無加温嫌気性消化に関する実験

３．２．１　実験の目的

嫌気性消化法において加温を行なわない無加温消化法は、加温消化法に比較してより簡単であるため中小規模下水処理場の汚泥処理プロセスとしての可能性が期待されている。本実験は、このための基礎的データとして、無加温嫌気性消化法の消化機能と必要消化日数を明らかにすることを目的として室内消化実験を行なったものである。

３．２．２　実験条件と実験方法

(1)実験方法

室内消化実験は、無加温嫌気性消化を実施しているＡ処理場（秋田県内）にて行なった。図－３に実験に用いた消化実験装置の概略を示す。

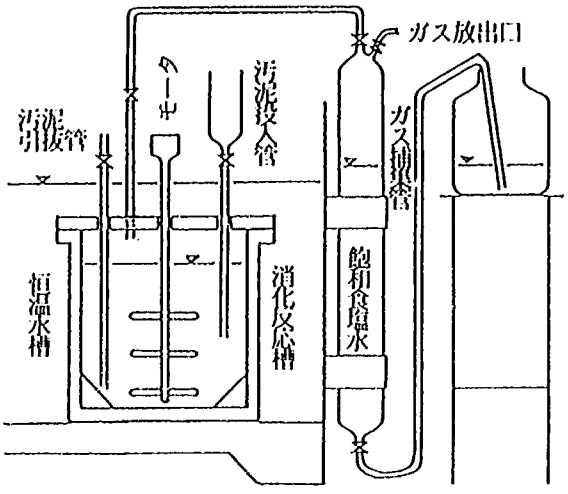
消化実験は、１日１回汚泥の投入・引抜を行なうフィルアンドドロー方式で行なった。ただし、休日が入る場合には、前日に２倍量を投入・引抜した。

投入汚泥は、Ａ処理場の混合汚泥である。消化日数は、25日、50日、75日の３ケースとし、各々の消化日数に対して、消化温度10°Ｃ及び20°Ｃの２通りの消化温度で実験した。

(2)サンプリング及び分析方法

毎日の投入・引抜汚泥は、100mℓずつ冷蔵庫に貯蔵保管し、２週間分の混合汚泥試料を作成したものを分析に供した。発生ガス量は原則として毎日測定した。

分析方法は、「下水試験方法」によった。



図－３　消化実験装置の概略図

３．２．３　実験結果

表－２に室内消化実験の結果をまとめた。表中の消化率は、「下水道施設設計指針と解説」ｐ447の式によって計算した。表－２の実験結果をもとに、消化温度と消化率の関係について検討した。また、室内消化実験のデータに加えて、データを補完する意味で実施設による無加温消化法運転データとしてＡ処理場、Ｔ処理場（岡山県内）、Ｉ処理場（沖縄県内）の無加温嫌気性消化槽運転データをも検討に用いた。表－３にこれらの実施設運転データを示す。

表－２　室内消化実験の結果

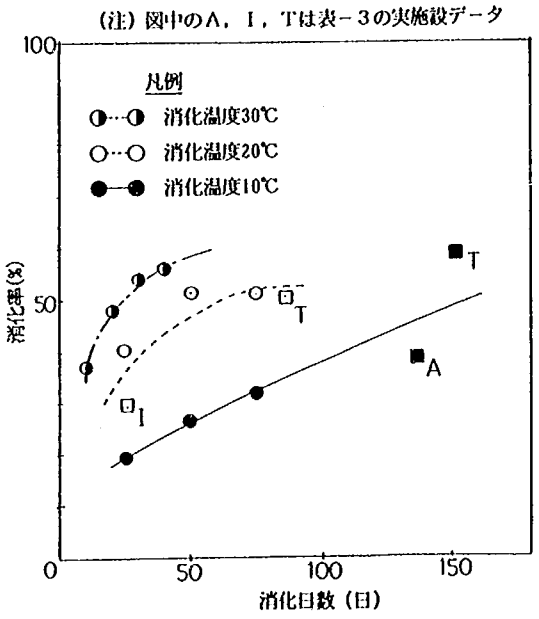
消化温度(℃)	消化日数(日)	投入TS(g/l)	投入有機物比(%)	引抜TS(g/l)	引抜有機物比(%)	消化率(%)	有機物分解率(%)	投入VS当り発生ガス量(l/gVS)
１０	７５	44.6	59.2	33.1	49.6	31.8	37.1	0.28
	５０	47.0	58.9	36.5	51.3	26.2	31.5	0.23
	２５	43.6	58.0	35.5	52.7	19.2	26.0	0.16
２０	７５	36.3	63.0	32.4	45.5	50.9	35.3	0.36
	５０	33.7	61.0	34.9	43.2	51.4	26.7	0.29
	２５	38.8	64.6	29.2	52.1	40.3	39.3	0.32

表－３　無加温嫌気性消化法の実施設運転データ

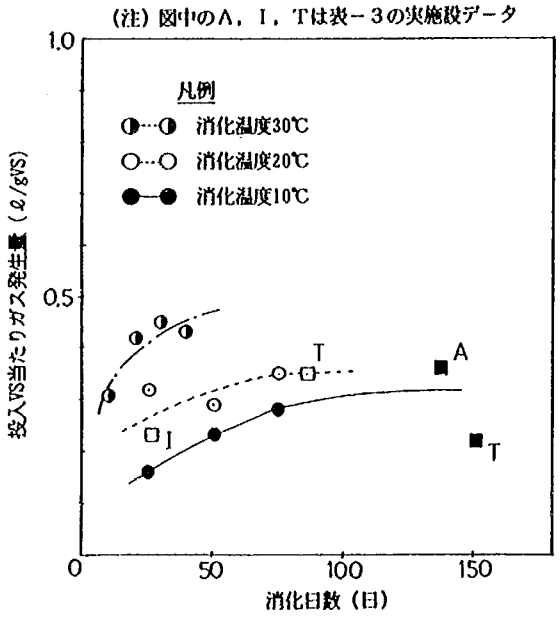
	消化温度(℃)	消化日数(日)	投入TS(g/l)	投入有機分比(%)	引抜TS(g/l)	引抜有機物比(%)	消化率(%)	投入VS当り発生ガス量(l/gVS)
Ａ処理場（夏）	10.2	137	42.2	59.0	44.0	47.0	38.4	0.36
Ｔ処理場（夏）	19.7	86	21.0	79.7	31.3	66.1	50.3	0.35
Ｔ処理場（冬）	10.0	151	39.0	84.8	33.5	69.8	58.6	0.22
Ｉ処理場（冬）	20.9	26	14.3	77.2	22.2	70.6	29.1	0.23

これらの実施設運転データは、消化温度が10°C あるいは20°C 前後で安定している時期の月平均データである。また、消化温度30°C のデータは土木研究所における既往の実験データを用いた。(1)

図－4は、以上のデータを用いて消化日数と消化率の関係を、消化温度をパラメータとして整理したものである。この図に見られるように、消化率は消化日数が長くなるほど高くなる傾向が見られる。また。同一消化日数では、消化温度が高いほど消化率が向上している。図より判断すると、消化温度30°C、消化日数20日の条件で得られる消化率（約50%）を得るためには、消化温度20°C では約60日、消化温度10°C では150日以上の消化日数が必要であると考えられる。



図－4　消化日数と消化率の関係



図－5　消化日数と投入VSガス発生量の関係

図－5は同様なデータを用いて消化日数と投入VS当たりガス発生量の関係を、消化温度をパラメータとして整理したものである。投入VS当たりガス発生量は、消化率と同様に消化日数が長いほど大きく、また消化日数が同一であれば消化温度が高いほど大きい傾向が見られる。図から判断すると、消化温度10°C 及び20°C においては、消化日数を延長しても消化温度30°C、消化日数20日の条件で得られる投入VS当たりガス発生量（約0.4ℓ/g投入VS)のレベルには到達しないと考えられる。

また、消化温度20°C における消化日数75日の消化実験終了後、汚泥投入を行なわずに攪拌のみを継続して、ガス発生量が低レベルで安定してから消化温度を急激に30°C に上げた場合には、再度かなりの量のガス発生が見られた。この再度のガス発生の主因は、消化温度上昇に伴い生物活性が高まったためであると考えられ、消化温度が低い場合にはガス発生量が低レベル安定した状態でも中温消化に比較して、未分解の有機物が消化汚泥中に多く残存しているものと推定される。

3．2．4　まとめ

(1)中温消化において得られる消化率（約50%）を無加温消化で達成するためには、必要消化日数は消化温度20°Cでは60日、消化温度10°Cでは150日以上であると考えられる。

(2)消化温度10°C及び消化温度20°Cでは、投入VS当たりガス発生量は中温消化に比較して小さく、消化日数を延長しても、中温消化のガス発生量レベルには到達しないと考えられる。

＜参考文献＞

(1)「汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査」　昭和52年３月　建設省土木研究所

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
下水道研究室研究員　塩路勝久

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、施設管理等に係る業務量が増大するとともに、内容的に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、これらの情報を体系的に整備し、適宜に提供できるデータベースネットワークシステムの構築が要求されている。

このような背景を踏まえて、本調査では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具体化することを最終的な目標とし、本年度は流域下水道関連の予算要望調書の収集処理システムを開発するとともに下水道統計データの効率的な収集・処理・編集とデータベース化の方法について検討を行った。

2．調査目的

下水道施設の整備を促進しその管理運用を図るため、下水道の調査計画、研究及び維持管理に係わる実務的なデータベースネットワークシステムの構築に資する。

3．調査方法

各都道府県の流域下水道担当者を対象として、予算要望調書の収集処理システムで収集すべきデータ項目や蓄積媒体に関するアンケート調査を実施し、得られた意見・要望等を踏まえてパソコンをベースとした収集処理システムを作成した。また、現在、調書により収集されている下水道統計データの電子情報による収集方法を提案するとともに、データベースがネットワーク化された段階でのオンラインによる利用を想定して、その前提となる下水道データベースを作成した。さらに、下水道データベースをより有意義なものとするためにマッピングシステムと関連付けた利用について調査を行った。

4．調査結果

4．1　下水道情報の収集処理システムの開発

予算要望調書は、その利用において多様な集計作業を必要としており、また各年の予算編成時期にお

いては、この作業を短期間に行うことが要求される。そこで下水道データベース作成の第一段階として市町村あるいは、県から予算要望調書を収集するための収集システム及び収集されたデータの集計等を容易に行うための処理システムを開発した（以下、収集システムと処理システムを合わせて、収集処理システムと呼ぶ）。

（1）システムの基本構想

流域下水道事業関連の予算要望調書を対象とした場合、データの規模はパソコンでの対応が可能な範囲であるため、パソコンで利用が可能なシステムを作成することとした。

収集処理システムの基本構想は、以下の通りである。

・対象調書－－－－－流域下水道事業予算要望調書のうち、元年度要望総括表（様式Ｃ－１）、及び流域下水道整備状況（様式Ｃ－６－２）を対象とする。

・収集システム－－－市販のソフトを用いたパソコンによるオフライン入力とする。

・処理システム－－－収集データを一括して集計処理する。（同ソフトを利用）

なお、流域下水道事業予算要望調書を対象とした理由は次の通りである。すなわち、現在、予算要望調書の集計はパソコンを用いており、この入力作業の自動化が望まれている。また、公共下水道調書を対象とした場合、収集の対象が市町村となり、データ量も膨大となることが予想されるのに対し、流域下水道調書の場合には、県が対象となるため、データ量や機器保有の面で対応が容易である。

（2）事前調査

各県の下水道事業担当課における現況の機器の保有状況及び市販ソフトの利用状況を把握するためのアンケート調査を行い、収集処理システムの構成について検討した。アンケートの結果から、ハードウェアは PC-9801シリーズ、また、ソフトウェアはマルチプラン（Ver2.0,3.1）を用いることとした。

（3）収集処理システムの開発

①収集処理システムの機能

収集処理システムは収集システム及び処理システムとから構成され、それらの機能は以下の通りである。

・収集システム－－－－入出力機能、入力チェック機能、保存機能等

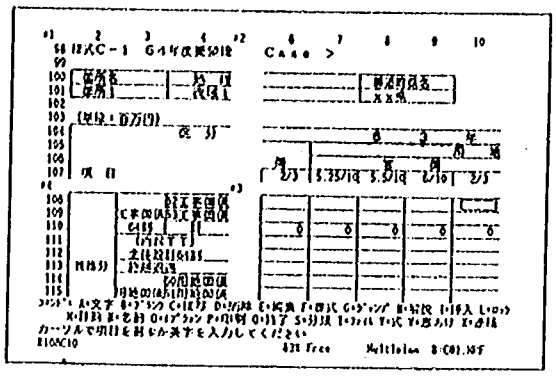
・処理システム－－－－収集された各県ファイルから全国集計等が容易に行えるようにするためのマザーファイルの作成機能

②収集処理システムの入出力方法

データの入出力等の各処理は、マルチプランのシステム用フロッピーディスク（ＦＤ）及び様式Ｃ－１用あるいは様式Ｃ－６－２用のＦＤをパソコンにセットし、メニューの選択及びそれぞれのガイダンスに従って対話的に操作することにより実行できる。

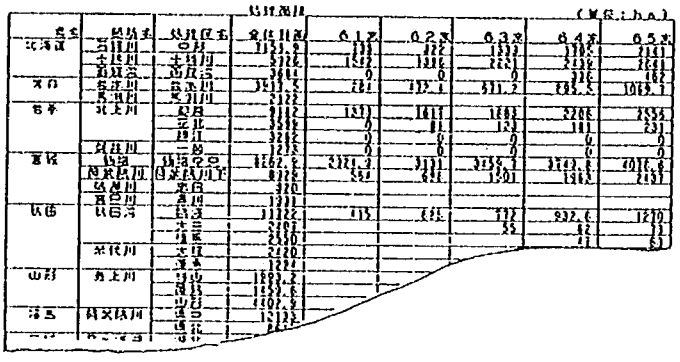
本システムの処理画面の例を図－１に示す。この図の（ａ）は収集システムの画面で６４年度要望調書総括表のデータの入力状態を示したものであり、また（ｂ）は処理システムの画面で各都道府県の下水道の整備状況データを集計した結果を示したものである。

(a)



(b)

整備状況集計ファイル例



図－1　入出力画面の例

（4）システムの適用性

収集システムの試行においては、概ね各県の対応は良好であり入力等での問題点は少なかった。この結果から入力方法が分かり易いものであれば収集システムの導入の可能性がかなり高い状況にあると考えられる。

なお、今回は流域下水道関連の調書を対象としたが本システムを他の調書の収集に応用する場合は、担当部所が市町村となるため、担当人員、保有機器等の状況について充分な調査及び検討が必要である。また、データ量が多くなるため現在最も有効と判断されているフロッピーディスクを用いたオフラインによる収集処理の方法をそのまま適用することは難しく、より効率的な収集システムの開発が必要である。

4．2　下水道統計データベースの構築

各事業体（市町村、県等）から収集される下水道統計情報は、下水道協会でまとめられワープロによりデータベース化されている。したがって、下水道統計データベース整備においては、当面はこれを利用することが有効な手段と考えられる。そこで、昭和６１年度下水道統計（行政編）データの一部をデータベース化するとともに、今後の整備方法、利用方法について検討を行った。

（1）下水道統計データベースのデータ構造

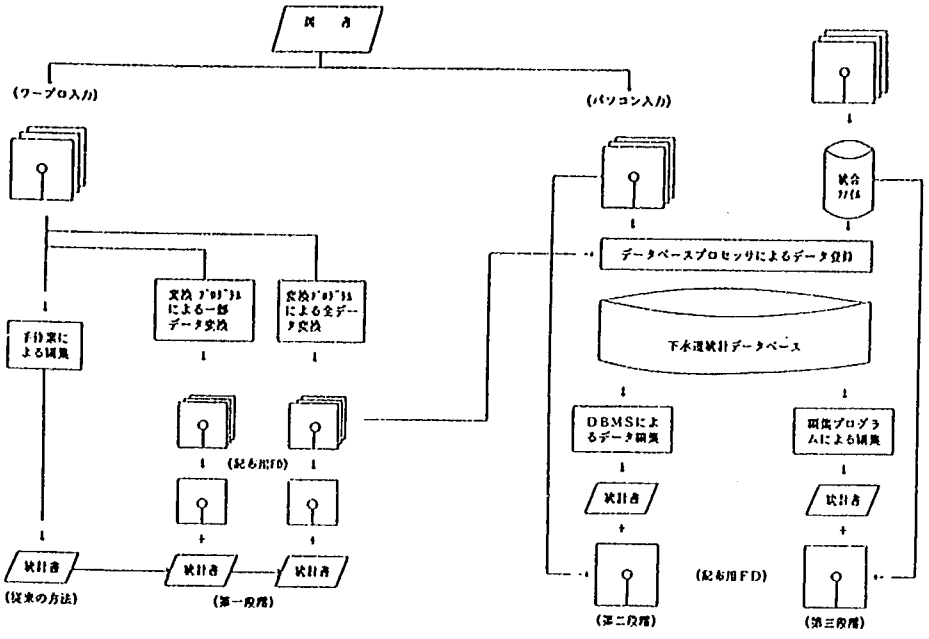
下水道統計書における各データ項目の構造を整理して、下水道統計データベースのデータ構造を明らかにする。下水道統計は財政編及び行政編があるが、財政編については殆どが数値情報であり調書様式

そのままでデータベース化が可能であると考えられるのでここでは、下水道統計の行政編についてデータ項目の構造を整理した（省略）。なお、下水道統計書のデータベース化にあたって留意すべき事項について以下に示す。

①括弧書きの取扱い　②二段書きの取扱い　③文字データの記入方法　④その他重要事項の取扱い

（2）下水道統計データベース整備方法

下水道統計データベースの整備方法を図－２に示す。



図－２　整備方法（処理フロー）

第一段階：調書に基づきワープロで入力されたデータを利用してデータベースを整備する。但し、統計書の編集は従来通り手作業で行う。

第二段階：調書に基づきパソコンで入力されたデータを利用して、データベースを整備するか、あるいは、データ収集の段階からパソコンにより収集（ＦＤを用いたオフライン収集）されたデータを用いてデータベースを構築する。統計書の編集は、データベースの機能を利用して行うこととする。

第三段階：データ収集から編集までのすべての作業をシステム化する。

ここでは、第一段階のワープロデータの変換により下水道統計データベースを整備する方法について検討する。

データ変換の手順は、以下の通りである。

（手順１）ワープロファイルからパソコンアスキーファイルへの変換

①「文豪１５Ｄデータ」を「文豪５Ｖデータ」へ変換＝＝＞変換ツールは、「DD-CONV.GA」

②「文豪５Ｖデータ」を「アスキーファイル」へ変換＝＝＞変換ツールは、「NPｺﾝﾊﾞｰﾀV1.1」

（手順２）アスキーファイル上での修正

①数値内の「，」の削除　②空白の削除　③罫線の削除　④項目間の区切り文字の挿入「，」

⑤その他（タイトル行の削除等）

（手順３）表計算ソフトへの読み込み及び表計算ソフト上での修正

①表計算ソフトへの読み込み（マルチプラン）

②行間の削除

③二段書き、括弧書きの修正

以上の手順により下水道統計ワープロデータはマルチプランファイルに変換される。マルチプランファイルがデータベースファイルとなるが、大型電子計算機のデータベース入力には、さらに以下の手順が必要である。

①「県名」、「事業名」、「地方公共団体名」を各レコードに記入

②文字データにおける「〃」表示の修正

③数値データにおける「－」を「０」に修正

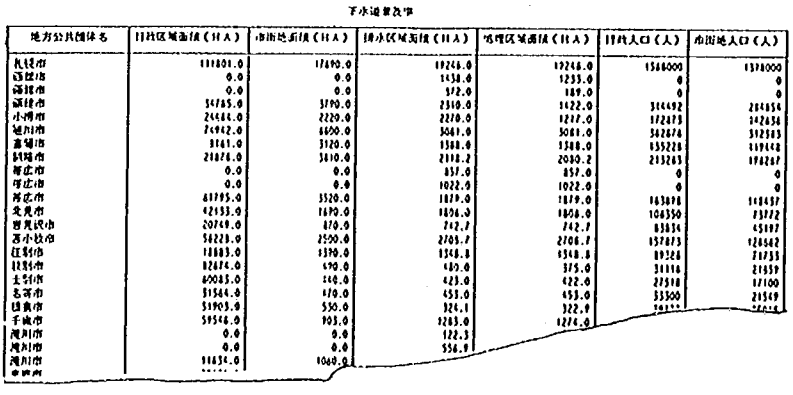
④①、②、③以外の修正事項

⑤データベースソフトへの読み込み

以上の手順により、ワープロデータを利用した下水道統計データベースの整備が可能となる。なお、下水道統計データの収集～編集～利用を効率よく行うためには、第二段階、第三段階への移行が必要と考えられる。

（３）昭和６１年度下水道統計データベースの構築

当面構築するデータベースのデータ項目は、「下水道統計（行政編）」の数値情報の内で特に利用頻度が高いと判断される下水道普及率に関する項目とした。



地方公共団体名	行政区域面積（ＨＡ）	市街地面積（ＨＡ）	排水区域面積（ＨＡ）	処理区域面積（ＨＡ）	行政人口（人）	市街地人口（人）
札幌市	111801.0	17690.0	10246.0	10246.0	1566000	1378000
函館市	0.0	0.0	1438.0	1233.0	0	0
小樽市	0.0	0.0	172.0	169.0	0	0
旭川市	34785.0	5790.0	2310.0	1422.0	364492	284854
小樽市	24484.0	2229.0	2270.0	1217.0	172473	142434
旭川市	74942.0	6650.0	5061.0	5061.0	362674	312503
室蘭市	8161.0	3120.0	1588.0	1588.0	155228	119148
釧路市	21076.0	5810.0	2198.2	2030.2	213263	198287
帯広市	0.0	0.0	857.0	857.0	0	0
北見市	0.0	0.0	1022.0	1022.0	0	0
苫小牧市	41795.0	3520.0	1879.0	1879.0	163898	114437
美唄市	42153.0	1670.0	1656.0	1656.0	106350	73772
芦別市	20749.0	870.0	742.7	742.7	63834	45997
江別市	54228.0	2550.0	2706.7	2706.7	157873	126562
赤平市	18883.0	1390.0	1348.8	1348.8	89326	70735
紋別市	82674.0	490.0	480.0	375.0	30116	21559
士別市	69083.0	440.0	423.0	422.0	27918	17100
名寄市	51544.0	470.0	453.0	453.0	33500	20549
岩見沢市	51903.0	550.0	324.1	322.9	50111	29149
千歳市	59546.0	993.0	1283.0	1274.0	66111	49111
滝川市	0.0	0.0	122.3			
滝川市	0.0	0.0	556.9			
滝川市	11434.0	1060.0				

図－３　データベースの検索例

図－３はデータベースに登録してある全項目の中から任意に指定した項目についてのみデータを一覧表として出力したものであるが、データベースマネージメントシステムの有する機能を用いることにより、この他にもＤＩＤ人口普及率、総人口普及率及び水量普及率等の下水道整備の指標となる数値デー

タの分析ならびに図表等の出力も可能となる。

4．3　下水道マッピングシステムにおけるデータベースの活用

近年の電子計算機及び図形処理技術の進歩を背景として、道路管理システムを始め他企業においてもマッピングシステムの開発計画が盛んであり一部実際に稼働している。このような状況の中で、下水道台帳の効率的な整備・保管のためにコンピュータによるマッピングシステムの導入が望まれている。

建設省都市局下水道及び日本下水道協会が行ったアンケート調査によれば、マッピングシステムの導入により、台帳の利用可能性の増大、更新・修正の容易性、省力化を指向している都市は全体の８割強にのぼっている。これらの都市において指向されているマッピングシステムの機能は、従来の台帳に記載しているデータの維持管理業務だけでなく、地図情報、施設の属性情報の他に統計情報等を合わせ持つデータベース構想となっている。

したがって、ここで構築した下水道データベースが単独で利用されるだけでなくマッピングシステムとともに各種業務で利用されることになればその効果はより大きなものとなる。

5．今後の課題

下水道データベースネットワークシステム構築の第１段階として、流域下水道関連の要望調書の電子情報化による収集システムを作成するとともに、下水道統計データのうち下水道普及率を対象として下水道データベースを構築した。このようにデータの収集から処理・提供に至るまでの一貫した作業が電子情報化されることにより、下水道事業の円滑な推進に寄与することができる。

今後は、維持管理業務を重視した場合のデータベースの活用の観点から、マッピングシステムとの複合利用の方法等について検討することが必要である。

2．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、昭和61年度に提案した下水道管路耐震計算法（案）に基づいて、離脱防止性能を有する下水道管渠継手及びマンホールと管渠の取合い部の試設計を行った。また、平面的に曲率を有する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　ヒューム管継手部およびマンホール取付部の耐震構造の検討

地震による下水道管渠継手部およびマンホールと管渠の取付部の被害形態に関する検討結果を基に、管渠継手部では抜け出しに、またマンホール取付部では取付管とマンホールとの相対変位に、それぞれ対応できる構造を試設計するものである。

3．2　曲がり部のあるシールドトンネルの地震時断面力の検討

曲がり部のあるシールドトンネルでは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、地震の入射角を変化させてケーススタディー的に検討した。

4．調査結果

4．1　ヒューム管継手部およびマンホール取付部の耐震構造の検討

（1）　耐震構造の基本方針

写真1～3は、昭和58年日本海中部地震による管渠継手部およびマンホール取付部の代表的な被害事例を示したものである。また図1は、日本海中部地震による能代市におけるヒューム管の被害状況を示したものである。図1からわかるように、管渠被害は継手部に集中しており、その被害形態は、写真1に示したような継手部の目地はなれに代表される。継手部では過度の目地はなれを防止する機能が無いために、写真1のような被害が発生した。また、地盤の圧縮ひずみにより管体に圧縮力が発生し、その端部のマンホールとの取付部において、写真2に示すような管渠のマンホール内への突出

被害が発生した。この突出は、管渠同志が連結されていないため、マンホールの外側に引き戻されることがなく、逆に地震動のくり返しにより累積していくものと思われる。一方、管体への被害は、図2に示すように、マンホールへの取付管に多く発生しており、写真3のように、振動特性の違う取付管とマンホールとを剛結していたために、この箇所で被害が多く発生した。

ここでは、これらの被害を軽減することを目的として、管渠継手部の離脱防止構造の試設計およびマンホールと管渠の取付部の可撓性継手構造の試設計を行うこととした。

（2） 管渠継手部の離脱防止性能の試設計

試設計の対象とした管渠は、φ250およびφ1000のB形ヒューム管とφ2000のNC形ヒューム管である。これら現行のヒューム管に対して、昭和61年度に提案した下水道管渠の耐震計算法で定義した、継手伸縮性能（可能抜け出し量）および離脱防止性能のランクを求め、離脱防止装置の具備すべき目標値を設定する。この目標値に適応する離脱防止装置の試設計を行い、そのコストを算定する。

また、上記のヒューム管にとらわれない形状として、φ250の管渠を対象とした離脱防止装置の試設計を行うこととする。

表1および2に継手の伸縮性能と離脱防止性能の評価基準および組合せマトリックスを示す。また、図3は継手部の伸縮性能と離脱防止性能との限界曲線を示したものである。これらの図表から、対象とした各ヒューム管に設置すべき離脱防止装置の性能のランクを求めると表3のようになる。これによると、B形φ250のヒューム管のみ管本体の引張強度が低いため、表2に示した組合せをクリヤーできない。このような場合には管本体の引張強度を増加させたうえで離脱防止装置を設けるのがよいが、ここでは表3に示した目標値に沿って離脱防止装置の試設計を行うこととする。

図4に各ヒューム管および現行のヒューム管にとらわれない管に対して試設計された離脱防止装置を示す。また表4は、これらの離脱防止装置に対して、耐久性、施工性、製作費用等について評価した結果をまとめたものである。

現行のヒューム管に取り付ける離脱防止装置は、基本的に緊結プレートとインサートおよびボルトから成っており、径によって異なるが1つの継手部に2～6個設置することとした。緊結プレートの片側のボルト孔は管軸方向に長く、過度の抜け出しに対してはこのボルト孔端部にボルトがぶつかることにより抵抗する構造となっている。なお、φ250のヒューム管は管本体の肉厚が少なく、インサートの根入れが浅いため、インサートの引き抜けを防止する観点から鋼板にインサートを溶接し、この鋼板を管本体に埋込む構造とした。

現行のヒューム管にとらわれない管としては、まずφ250の管の継手部の伸縮性能を表1のE-1ランクにするため、図4に示すようにポリプロピレン樹脂製のソケットを設置し、そのうえで離脱防止装置を設置することとした。離脱防止装置は前述のヒューム管に対して設置したものと同様である。

製作費用は表4に示すとおりである。これによるとφ1000およびφ2000のヒューム管に設置する離脱防止装置は、管本体の価格の3～5％程度の費用で製作できる。これに対して、φ250のヒューム管および現行のヒューム管にとらわれない管では、離脱防止装置の製作費用は管本体価格の、それぞれ、92％および162％に達してしまう。これは、φ250のヒューム管の価格が安い（5000～7000円程度）ことに加え、管本体の肉厚が不足しているために用いる埋込み鋼板のコストが高いためであり、この点を解消すれば十分実用可能であると考えられる。

（3） マンホールと管渠の取付部の耐震構造の試設計

試設計の対象としたマンホールは、1号および3号マンホールの2種類である。取付管としては、1号マンホールに対してはφ250のB形ヒューム管を、また3号マンホールに対してはφ600のb形ヒ

ューム管を、それぞれ設定した。取付管の伸縮性能（マンホール内への突き出し量）としては30cmとし、管渠がマンホール外に抜け出さないように離脱防止装置を設置することとした。可撓角としては2°および4°まで対応できるような構造とすることとした。試設計に当たっては、現在市販されているマンホールジョイントを用いる方法と、マンホールジョイントを用いない方法とのそれぞれにつき、検討することとした。

図5に試設計したマンホールと管の取付部の耐震構造を示す。また表5はこれらの取付部の耐震構造に対して、耐久性、施工性、製作費用などについて評価した結果をまとめたものである。

市販のマンホールジョイントを使用した取付部の耐震構造は、離脱防止装置の設置が問題となるが、ここでは図5に示すように、1号マンホールの場合には取付管に設置された支持バンドがマンホールに取り付けられた支持パイプの突起にぶつかることにより、また、3号マンホールの場合にはマンホールに取り付けられた支持パイプと取付管に巻き付けられた支持バンドとを結ぶボルトが抵抗することにより、それぞれ抜け出しに対応することとした。

市販のマンホールジョイントを使用しない場合の取付部の耐震構造としては、曲げに対して可撓性を有するパイプを用い、このパイプにさや管をかぶせ、さや管内で管渠の伸縮に対応させる構造とした。離脱防止装置は、前述の3号マンホールに用いたものと同様である。

製作費用は表5に示すとおりであるが、マンホール1箇所当りの部材・施工費に対する比を示すと、マンホールジョイントを使用した場合は6～7%、可撓性パイプを使用した場合は18%程度の額となる。

（4） まとめ

過去の下水道管渠の地震被害のうち、多く被害の発生している管渠継手部およびマンホールと管渠の取付部に着目し、これらの部分の耐震化対策として離脱防止装置を試設計し、耐久性、施工性および製作費用に対して評価を加えた。その結果、比較的安価な離脱防止装置の試設計が可能であったが、小口径管（ϕ250）では管本体の価格に対して高価となったため、今後小口径管継手部の安価な離脱防止装置の試設計を行う必要がある。

4．2 曲がり部のあるシールドトンネルの地震時断面力の検討

（1）解析方針

近年、シールドトンネル掘進技術の進展により、都市内の軟弱地盤中において非常に小さな曲率半径（R＝15～50m程度）でカーブするシールドトンネルの施工が可能となり、下水道事業においても広く用いられている。しかしながら、過去の震害事例をみると、ガスや水道等の連続した小口径管路の曲がり部で被害が多く発生しており、このことから考えると、曲がり部のある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、動的解析により曲がり部のある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および表層地盤を示す。外径3．8mの標準RCセグメントであり、二次覆工は無筋コンクリートである。なお図7には、比較のために動的解析を行った直線シールドトンネルを点線で示している。表層地盤は、実際の建設例を参考として、これを簡略化したものであり、6%の基盤傾斜区間を有するN値5、Vs＝140m/sの砂質土とした。

シールドトンネルはリング継手の剛性を考慮した全断面有効のはりとして、直線部は20m毎の直

線はり要素に、曲がり部は中心角１５°の曲がりはり要素に、それぞれモデル化した。また、地盤は、図７に示すような多質点のばね～マス系にモデル化した。

解析ケースは、加振方向を０°から９０°まで１５°づつ変えた７ケースと、直線トンネルに対する軸方向加振（０°）と軸直角方向加振（９０°）の２ケースとした。入力地振動としてはＬ２を用いた。

（３）　解析結果

図８に直線トンネル位置の地盤の軸方向変位と軸直角方向変位の最大値分布を示す。軸方向変位と軸直角方向変位は、いずれも傾斜区間とＧＬ-29.5mの平坦区間の境界付近で最大となっており、軸方向変位の最大値は加振方向０°のとき6.63cm、軸直角方向変位の最大値は加振方向９０°のとき6.55cmであった。

図９にシールドトンネルの軸力および曲げモーメントの最大値の分布を示す。曲がり部の軸力は加振方向１５°の時に発生しており、1229tfであった。この値は、直線トンネルの軸方向加振時の最大軸力2038tfに比べ、60%程度の値に減少している。これに対して、曲がり部の曲げモーメントは、直線トンネルに比べて大きくなり、最大値409tf･mは、軸力の最大値と同じく加振方向１５°の時に発生した。この値は、直線トンネルの軸直角方向加振時の最大値248tf･mの約1.8倍に相当する。

上述の最大軸力および最大曲げモーメントによる曲がり部におけるシールドトンネルの引張応力は、それぞれ28.8kg/cm^2、15.5kg/cm^{2}となり、引張応力の合計値44.3kg/cm^{2}に対して二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、セグメントおよびリング継手に生じる応力は大幅に増加すると考えられる。したがって、曲がり部のシールドトンネルでは、リング継手の金具面板およびアンカー鉄筋の耐力が問題となろう。

（４）　まとめ

直径3.8mの曲がり部のあるシールドトンネルに生じる地震時断面力を動的応答解析により検討した結果、直線状のトンネルに比較して、曲がり部では大きな曲げモーメントが発生することがわかった。これはシールドトンネルの二次覆工が無筋であれば、引張により二次覆工にクラックが生じる程度の応力度である。したがって、こうした場合には、二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）シールド管渠と構造物との接続部に着目して、地震応答解析により耐震性を検討する。

２）鋼製シールドセグメントの部分供試体を用いて、動的載荷実験により軸方向の変形・破壊特性を検討する。

３）本課題５か年の研究成果の取りまとめ

＜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）川島、杉田、加納、岡本：曲がり部のあるシールドトンネルの動的応答解析、第44回土木学会年次学術講演会概要集、平成元年10月

写真１　管継手部の目地はなれ被害
（ゴム輪の離脱、周辺砂の流入）

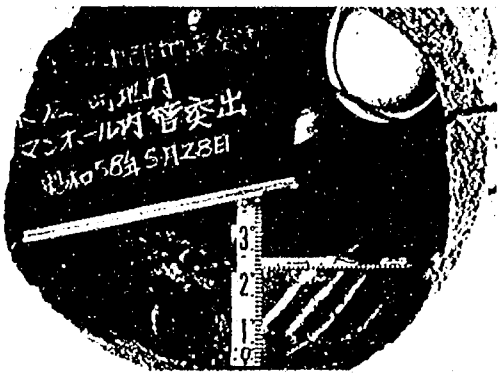


写真２　マンホール内への取付管の突出

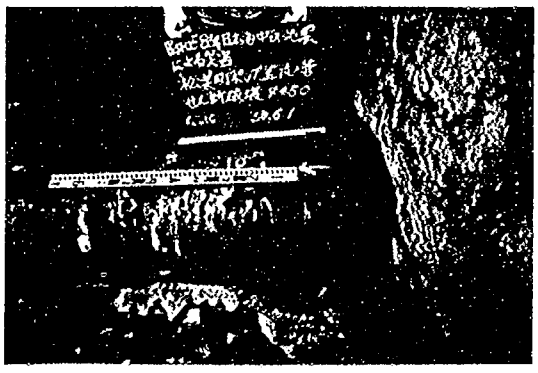


写真３　マンホール取付管の折損

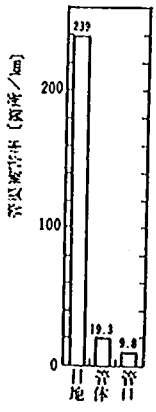


図１　日本海中部地震による
ヒューム管の被害状況
（能代市）

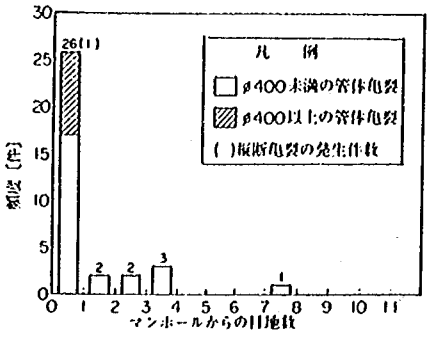


図２　マンホールを起点とした管体被害の
発生位置（能代市、ヒューム管）

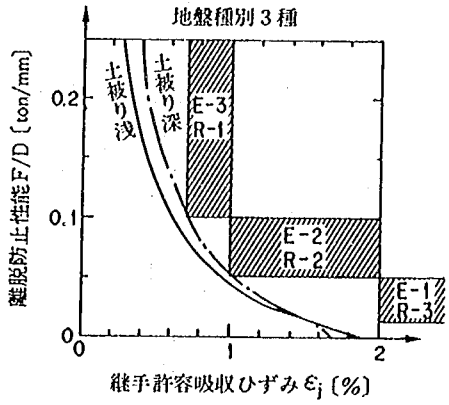


図３　管継手部の伸縮性能と離
脱防止性能との限界曲線

表１　継手の耐震性評価基準

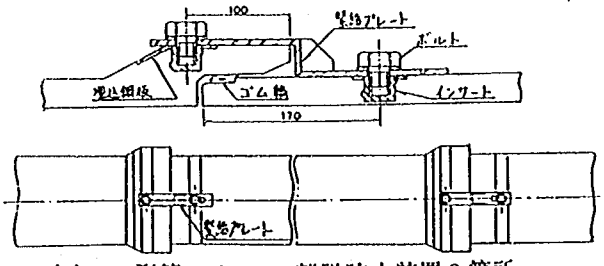
	区　分	性　　能
伸縮性能	E－1	0.02ℓ㎜以上
	E－2	0.01ℓ～0.02ℓ㎜未満
	E－3	0.007ℓ～0.01ℓ㎜未満
離脱防止性能	R－1	0.1Dtf以上
	R－2	0.05D～0.1Dtf未満
	R－3	0.01D～0.05Dtf未満

表２　継手部の伸縮性能と離脱防止性能との組合せマトリックス

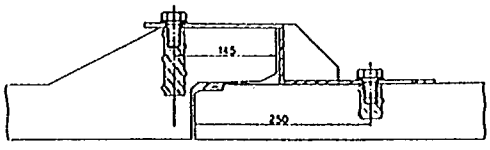
		伸縮性能		
		E－3	E－2	E－1
離脱防止性能	R－1	○	—	—
	R－2	—	○	—
	R－3	—	—	○

表３　現行のヒューム管に設置する離脱防止装置の性能

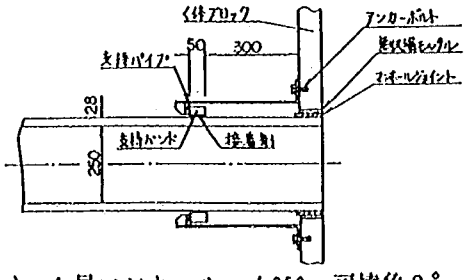
呼び径	伸縮性能のランク	管本体の引張強度から評価される離脱防止性能のランク	図３の限界曲線から求まる性能		目標値	
			伸縮量(㎜)	離脱防止強度(tf)	伸縮量(㎜)	離脱防止強度(tf)
φ250(B形)	E－2	R－3	2.8	5	2.8	5
φ1000(B形)	E－1	R－3	5.1	0	5.1	10
φ2000(NC形)	E－1	R－3	4.5	0	4.5	20



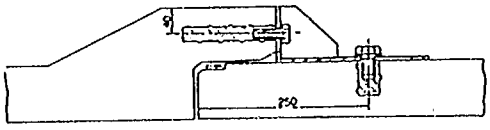
(a)　B形管、φ250、離脱防止装置２箇所



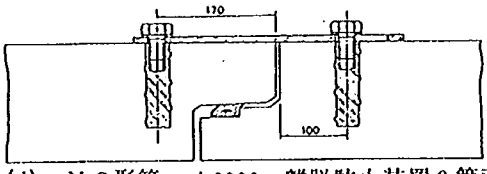
(b)　B形管、φ1000、離脱防止装置４箇所



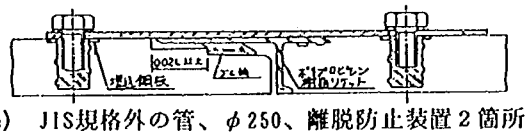
(a)　１号マンホール、φ250、可撓角２°



(c)　B形管、φ1000、離脱防止装置６箇所

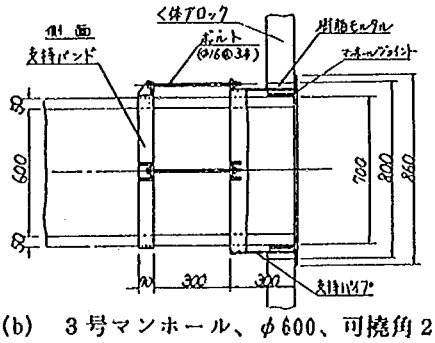


(d)　NC形管、φ2000、離脱防止装置６箇所

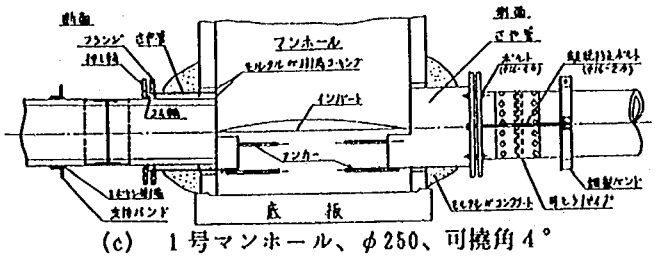


(e)　JIS規格外の管、φ250、離脱防止装置２箇所

図４　試設計した管継手部の離脱防止装置



(b)　３号マンホール、φ600、可撓角２°



(c)　１号マンホール、φ250、可撓角４°

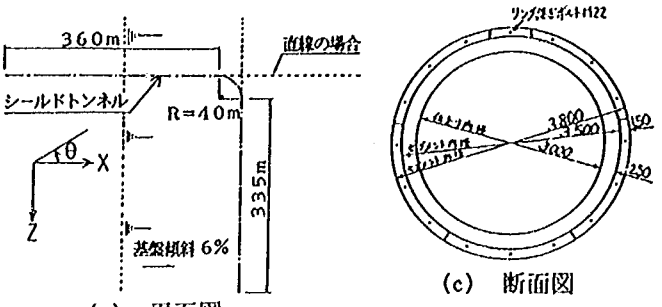
図５　試設計したマンホール取付部の耐震構造

表4　試設計した管継手部の離脱防止装置に対する評価

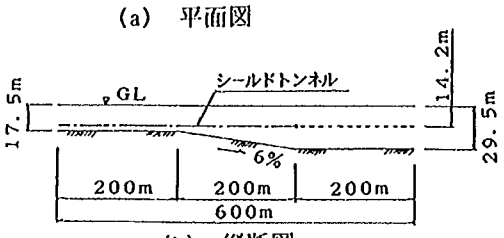
呼び径	種　類	伸縮性能	離脱防止強度	耐　久　性	施　工　性	製作費用（材工共）
φ250	JIS A 5303 B形	E-2ランク (28mm)	R-3ランク (5.0tf) 離脱防止装置（緊結プレート）2箇所。円周に鋼板を埋込みインサートの引張耐力を増した。	離脱防止装置金具の露出部はすべて亜鉛メッキの防錆処理をしている。設計では錆しろ1mmを見ているので、無処理で、例えば0.02mm/年腐食するとすれば、50年間保持できる。	B形と接合まで同じであるが、接合後、離脱防止装置の装着があるので、接合歩掛は50%増と考えられる。	埋込鋼板　(2箇所) 4,000円 インサート(D29×25　4本) 240円 ボルト　(M20×20　4本) 160円 ワッシャ　(M20　4枚) 50円 緊結ﾌﾟﾚｰﾄ (2枚) 1,060円 計 5,510円 (対外圧管1種t₁-A管定価比 0.92)
	ポリプロピレン製ソケット付ヒューム管	E-1ランク (45mm)	R-3ランク (12.5tf) 離脱防止装置（緊結プレート）2箇所。	離脱防止装置金具の露出部は上記と同様に防錆処理をしている。ソケット部に用いたポリプロピレン樹脂は、微生物などによる腐食に対して、いかなる環境下でも安全であることが確認されており、耐久性は十分である。	ポリプロピレンソケットはB形に比して接合しやすいまた、形状がスリムであるので、床掘りなどの必要がなく土工は低減される。離脱防止装置の装着手間を考えると、B形に比して接合歩掛の10%増と推定される。	埋込鋼板　(2箇所) 3,000円 ｿｹｯﾄﾎﾟﾘﾌﾟﾛﾋﾟﾚﾝ 1,500円 インサート(D35×50　4本) 640円 ボルト　(M24×30　4本) 250円 ワッシャ　(M24　4枚) 70円 緊結ﾌﾟﾚｰﾄ (2枚) 700円 ｺﾝｸﾘｰﾄ増 (1338kgf) 5,800円 計 11,960円 (対外圧管2種t₁-A管定価比 1.62)
φ1000	JIS A 5303 B形	E-1ランク (51mm)	R-3ランク (10tf) 離脱防止装置（緊結プレート）4箇所。	離脱防止装置金具の露出部は亜鉛メッキ防錆処理をしている。錆しろは1.1mmである。	B形と接合までは同じであるが、離脱防止装置の装着に手間がかかるので、接合歩掛の10%増と推定される	インサート(D29×50 D29×100 8本) 1,120円 ボルト　(M20×30　8本) 320円 ワッシャ　(M20　4枚) 100円 緊結ﾌﾟﾚｰﾄ (4枚) 2,400円 計 3,940円 (対外圧管1種t₁-A管定価比 0.05)
	JIS A 5303 B形	E-1ランク (51mm)	R-3ランク (10tf) ソケット部端面にインサートを埋め込むため上記呼び径1000よりインサート径は小さい。離脱防止装置は6箇所となる。	同上	上記に比して離脱防止装置の装着に手間がかかるので接合歩掛の15%増と見込む	インサート(D22×135 D29×50 12本) 1,470円 ボルト　(M14×30 M20×30　12本) 370円 ワッシャ　(M14 M20　12枚) 120円 緊結ﾌﾟﾚｰﾄ (6枚) 2,100円 計 4,060円 (対外圧管1種t₁-A管定価比 0.05)
φ2000	JIS A 5303 NC形	E-1ランク (45mm)	R-3ランク (20tf) 離脱防止装置（緊結プレート）6箇所。	同上 錆しろは1.7mmである。	NC形と接合までの施工は変わらず、接合後の離脱防止装置の装着手間はNC形の接合歩掛の10%増と考えられる。	インサート(D35×125　12本) 4,350円 ボルト　(M24×40　12本) 800円 ワッシャ　(M24　12枚) 320円 緊結ﾌﾟﾚｰﾄ (6枚) 2,600円 計 8,000円 (対外圧管1種t₁-A管定価比 0.03)

表5　試設計したマンホール取付部の耐震構造に対する評価

マンホール種類及び取り付け管	伸縮量及び可とう角	離脱防止強度	耐　久　性	施　工　性	製作費用（材工共）
1号 φ250	30cm 2°	R－3ランク (5tf)	鋼材については年間0.02mm腐食するとして、50年間で1mmを設計の上で見込むと共にボルト、インサートのねじ部は亜鉛メッキとし、支持バンド支持パイプ等はタールエポキシ樹脂にて塗装するので、耐久性は十分である。	支持パイプは現場でホールインアンカーを打込みボルト締めするので、取り付け角度の微調整ができる。マンホールジョイント、モルタル等の施工歩掛は変わらないが、ホールインアンカーの打込み、支持バンド、支持パイプの取り付けを行うので、3割は多くなると思われる。	マンホールジョイント　800円 アンカーボルト　1,000円 支持バンド　5,000円 支持パイプ　8,000円 計　14,000円 （対1号マンホールの部材・施工費比0.07）
3号 φ600	30cm 2°	R－3ランク (10tf)	同上	マンホールジョイント、モルタル等の施工歩掛は変わらないが、支持バンド、支持パイプの取り付けを行うので、2割は多くなると思われる。支持パイプはユニホールの内側から取り付けるので、インバート打設後の取り付けには工夫が必要である。	マンホールジョイント　3,000円 アンカーボルト　2,000円 支持バンド　8,000円 支持パイプ　20,000円 計　33,000円 （対3号マンホールの部材・施工費比0.06）
1号 φ250	30cm 4°	R－3ランク (10tf)	同上 なお、可とう管はゴム製のため地中では半永久的である。	取り付け部の止水工事は、ボルトを均等に締付けることが必要である。他に可とう管の取り付け等があり、施工歩掛は3割は多くなると思われる。	CSパイプ（1本）　19,000円 鋼　管（1本）　5,000円 フランジ　（2枚）　8,000円 支持バンド（1本）　5,000円 計　37,000円 （対1号マンホールの部材・施工費比0.18）



(a) 平面図　　(c) 断面図



(b) 縦断図

図6　解析対象シールド管渠および地盤条件

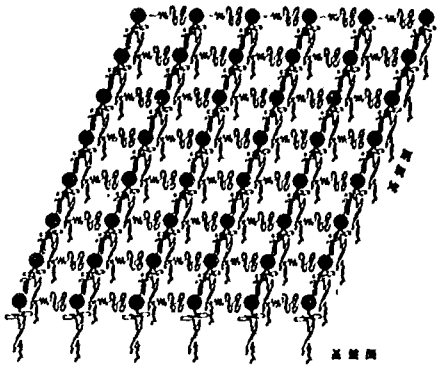
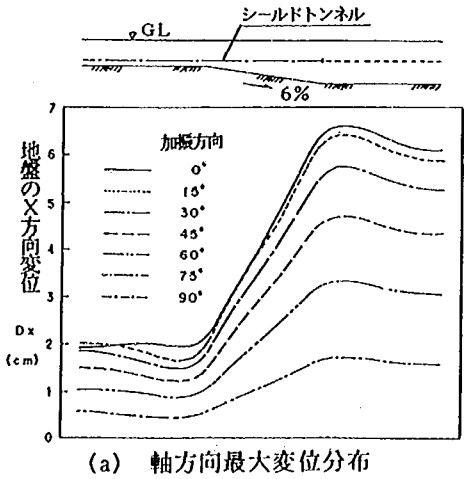
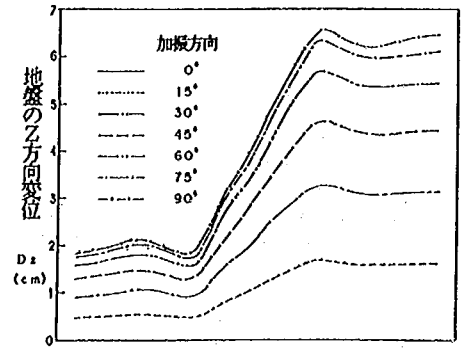


図7　表層地盤の解析モデル

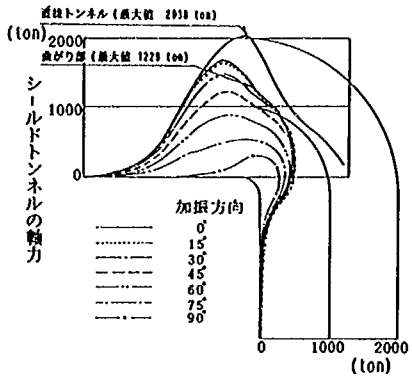


(a) 軸方向最大変位分布

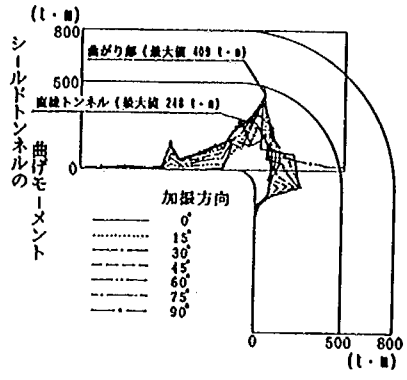


(b) 軸直角方向最大変位分布

図8　地盤の最大応答変位の分布



(a) 軸力の分布



(b) 曲げモーメントの分布

図9　トンネルの最大断面力の分布

3．下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査

施工研究室　室　長　苗村正三
研究員　境　友昭
下坪賢一

1．まえがき

近年、下水道管路において下水管の老朽化や過度の上載荷重などにより管路接合部等にひびわれや目地切れなどにより管周辺の水（不明水）が流入し、管路の流下能力の低下や管内堆積土の増加を招いているところも見られる。また、管路に生じた穴から周辺地盤が流入し地盤の緩みが進行し、しいては上部地盤に空洞を生ずる例がある。このような状況の中で、修復工法には管の種類や管の被害形態、程度等により様々なものがある。管の被害が大きい場合は新管敷設やライニング工法など高価な方法で、また、目地切れやひびわれなど軽微な被害箇所ではグラウティングやコーキング工法など様々な止水工法が採用されている。これらの方法は施工精度や耐久性などの面で問題が多い。また、管内部の調査については最近ではテレビカメラなどを用いて比較的大きな破損箇所を発見できるようになっているが、管周辺地盤にどのような被害が生じているかは把握できないのが現状である。

そこで、本課題では管部あるいは管接合部の軽微な破損や周辺地盤の空洞や緩みに対し有効的な調査方法を検討するとともに、破損箇所および周辺地盤に対し効果的な補強方法を提案するものである。

2．調査目的

下水道管路の軽微な破損箇所周辺の状況を非破壊で調査する方法を確立するとともに、効果的な補強方法を提案し、下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てる。

3．調査方法

3．1　下水管周辺の空洞探査手法に関する調査

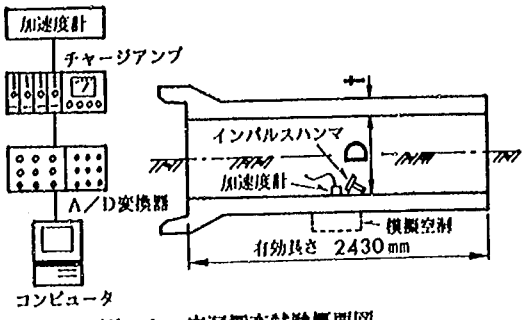
下水管周辺の空洞探査は合理的な補修を行うため、管周辺に生じた空洞や緩みを非破壊的に調べるものである。今回の手法は空洞部および空洞部以外のところを打撃し、その時に測定される管内部の振動波形の相違から空洞の有無を確認しようとするものである。試験概要を図－1に示す。内径Dが800㎜と1200㎜、肉厚tが66㎜と95㎜、有効長さLは共に2430㎜の2本のヒューム管を管外径の半分まで地盤中に埋設し、管の底部に模擬空洞を作製して試験を行った。なお、作製した模擬空洞の形状、寸法は図－2の通りである。

図－1に示す管内面に加速度計を取り付け、インパルスハンマー（重量約200g）で加速度計の直近傍を軽打した。表－1に測定ケースを示す。なお、②と④は空洞の中の状態がそれぞれ空気、水の時に、空洞位置からはずれたところ（右端から60cm）で打撃試験を行ったもので、④のときには空洞から水がオーバーフローしていた。なお、加速度波形は図－1に示すように加速度計の出力をチャ

ージアンプで増幅し、サンプリング間隔５０μsecでA/D変換を行った後、電子計算機付属のフロッピーディスクに記録している。

3．2　空洞充填材の適用性に関する試験

ここでは、管接合部に生じた目地切れなどから管周辺の土砂が流入し管周辺に空洞を生じた場合の補強技術の一環として、空洞箇所への充填材として、各種市販の止水剤の適用性を調べた。



図－１　空洞探査試験概要図

3．2．1　空洞充填材が具備すべき性質

①適度な硬化時間を有し、その設定が容易で安定していること（施工性）

②粘性は硬化時間まで一定で、かつ低いこと（流動性）

③硬化時に若干膨張性があり、硬化後も極度に収縮しないこと（膨張性）

④乾燥湿潤など環境変化で劣化しないこと（耐久性）

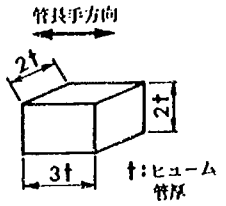
⑤弾力的で変形に追随できること（たわみ性）

⑥透水させないこと（止水性）

⑦コンクリート管、ヒューム管と接着性が良いこと（接着性）

⑧適当な大きさの空洞まで浸透すること（浸透性）

⑨周辺環境に悪影響がないこと（無公害性）



図－２　模擬空洞

表－１　測定ケース

NO.	打撃箇所
①	ヒューム管天端
②	管底部（空洞無し）
③	管底部（空洞有り）
④	管底部（空洞無し）
⑤	管底部（空洞内水有）

3．2．2　試験材料および試験項目

試験に用いた材料は表－２に示すとおり６種類である。試験項目は3．2．1を考慮して、表－３に示す通り７試験項目に対して１２種類の試験を実施した。表－３には試験条件や試験数も併記している。

4．調査結果

4．1　下水管周辺の空洞探査手法に関する調査結果

図－３(1),(2)には、測定された加速度波形例をヒューム管径別に表している。これより、ケース毎で測定された周波数、および波形の減衰の程度が異なっていることがわかる。そこで、図－４には各ケース毎で観測された周波数を示している。また、図－５は第一発生波の振幅が５％まで減衰するのに要した時間を比較したものである。これより、管の下に空洞がある③は空洞が無い②に比べて測定周波数は小さくなり、波形の減衰時間は空洞が有る③の方が長くなっている。これより、管底下に空洞が有る場合は管の振動で空洞の振動が誘発されるが、空気の振動数が管の振動数よりも小さいため、

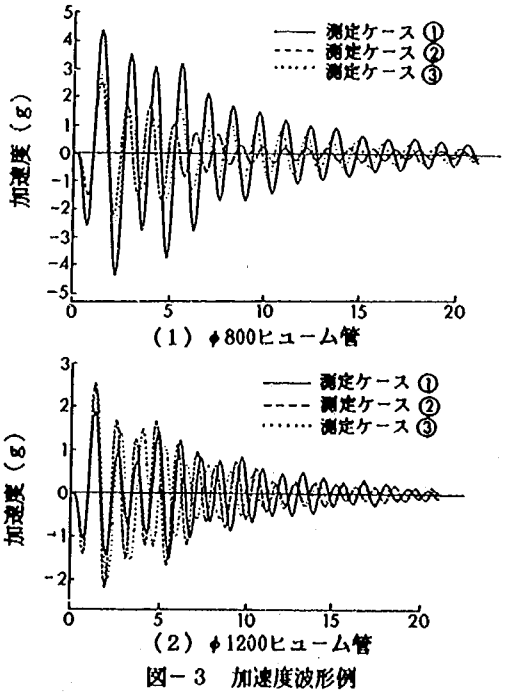
表－２　試験材料

NO.	材料の種類
1	アスファルト乳剤系
2	セメントーアスファルト乳剤系
3	ウレタン系
4	アスファルトーウレタン系
5	セメントーセメント系
6	セメントーシリカ系

表－3　試験の種類および試験条件

試験項目		施工性	流動性		強度性			耐久性			止水性	接着性	浸透性
試験方法		配合試験	B型粘度計	フローコーン	コーン試験	強度性試験	ブリージング試験	乾湿繰返し試験	一軸圧縮試験	曲げ試験	透水試験	圧縮せん断粘着力試験	浸透試験
材種番号	①	○	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	②	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	③	○	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	④	○	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	⑤	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	⑥	○	－	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
試験条件	試験温度	4水準 5,10,20,30℃			1水準 20℃								
	材令	当日			3h,6h 1d,3d 7d,28d	24h	24h	1d乾 1d湿 10CYCLE	3h,1d,7d,28d		3h 28d	7d 28d	当日
	供試体形状	200cc ﾋﾞｰｶｰ容器		－	φ65 ×12	250cc ﾌﾟﾗｽﾁｯｸ	φ50× 200	φ50× 100	φ50× 100	40×40 ×160	φ101 ×63.5	70×70 ×2	ｶﾞﾗｽ管φ 1.2,3.5

空洞が周波数を減少させていると考えられる。また、管の下の空洞内に水が有る⑤は、空洞が無い④に比べて振動に対する抵抗が大きくなり、測定周波数は水が無い④に比べて大きくなり、減衰時間は短くなる。以上より、下水管の下に空洞が存在する時には測定される周波数が小さくなり、加速度波形が減衰するのに要する時間は長くなる傾向がある。このことを利用して下水管の周辺地盤の状況を検査できると思われる。ただし、管接合部では今回のような単純なモデルではなく管が二重になることから、模擬空洞の作製に関して検討が必要である。また、空中に露出している①で打撃した結果と管底部に空洞が有る③の場合では、減衰に要する時間は③の方が短くなっているが周波数は③の方が小さくなっており、以上述べた結果と矛盾するものとなった。これより、①と③では振動するモードが異なり、単純には比較できないようである。

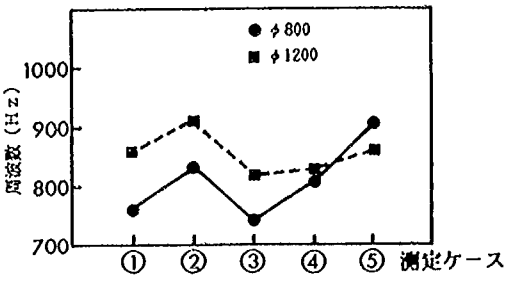


図－3　加速度波形例

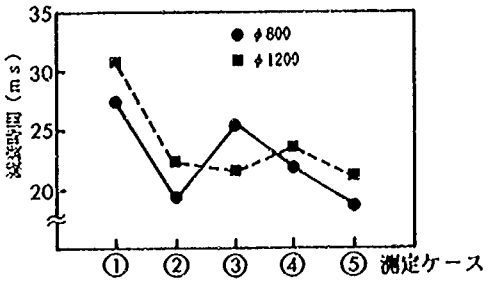
4．2　空洞充填材の適用性に関する試験結果

（1）施工性および流動性

図－6には、各種充填材の試験温度と硬化時間の関係を示す。いずれの材料も温度が高くなるほど硬化時間が短くなる。その中で、ウレタン系の硬化時間が最も短く、アスファルト－ウレタン系が最も長い硬化時間を示した。最適な硬化時間は施工面から制約されることが多く、一義的には決



図－4　周波数の比較



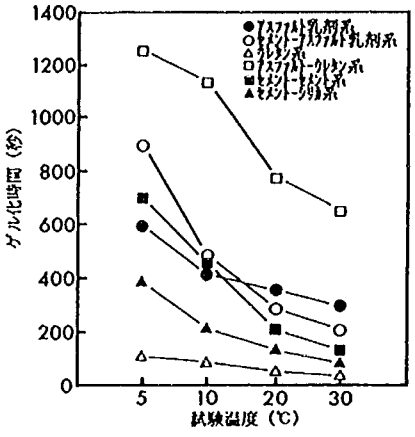
図－5　減衰時間の比較

まらないため、ここで材料の良否は言えない。

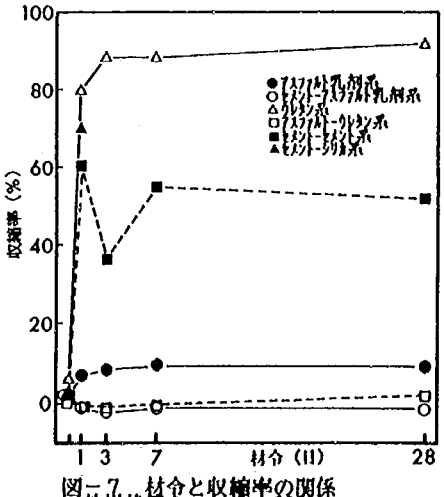
流動性試験からはウレタン系、セメントーセメント系およびセメントーシリカ系の混合直後の粘性は水と同程度の低粘性で、アスファルト乳剤系、セメントーアスファルト乳剤系およびアスファルトーウレタン系は高粘性であった。アスファルトーウレタン系以外の材料は水量の加減によって粘性の調整が可能であるが、材料の乾燥収縮を考慮すると適当な添加水量を設定する必要がある。

（2）膨張性

図－7には、乾燥状態におけるコンテナ試験で得られた材令と収縮率の関係を示す。図においてウレタン系は1週間以内で9割程度まで収縮している。これよりウレタン系は乾燥状態では使用できないことがわかる。また、セメントーシリカ系は材令1日で約70％体積収縮し、その後表面にひびわれが多数発生し、自己崩壊した。セメントーセメント系は材令1日目から3日目に急激な変化が見られるが、この試験では注水量から収縮量を求めるため、材料が吸水して実際の収縮率よりも大きく表れたものである。その他の材料は0から10％の収縮率であった。



図－6　試験温度と硬化時間の関係



図－7　材令と収縮率の関係
（乾燥状態のコンテナ試験）

これに対し、材料をメスシリンダー内に投入した膨張性試験では図－8に示すようにウレタン系はコンテナ試験と逆に膨張する結果を得た。これはウレタン系が内部の水と反応して炭酸ガスを発生するが、メスシリンダーでは炭酸ガスの逃げ場が無く膨張したものと考えられる。このように材料の露出面積によって膨張性に大きな違いが見られた。

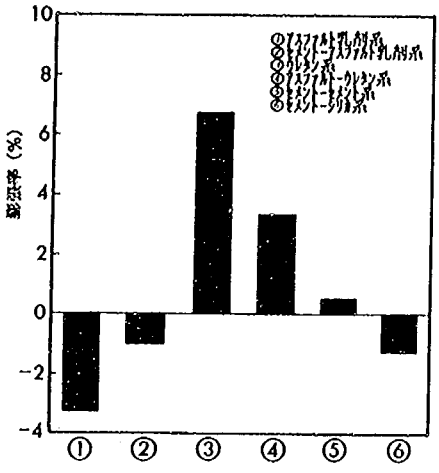
なお、全材料においてブリージングは認められなかった。

（3）耐久性およびたわみ性

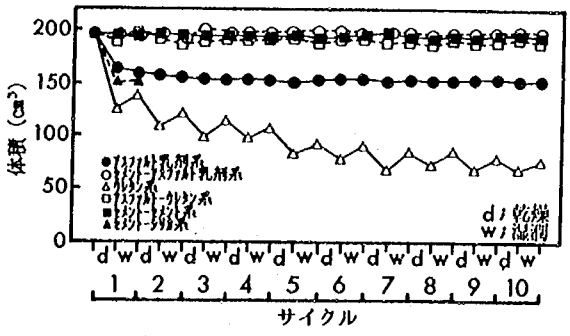
図－9には、乾湿繰り返し試験結果を経過サイクルと体積変化で表す。これより、ウレタン系は

初期の乾燥収縮が大きく、その後は乾燥収縮と吸水膨張を繰り返すが、徐々に収縮が続く。セメントーシリカ系は体積収縮が著しく１サイクルでひびわれが多数発生し、測定不可能となった。また、アスファルト乳剤系は初期の自重収縮が大きい以外はほとんど変化はない。他の材料はほとんど体積変化は無かった。

図－１０には、各種材料の一軸圧縮強度を測定材令で表したものである。これより、セメント系は圧縮強度が大きく、ウレタン系やアスファルト乳剤系とは大きく異なっている。曲げ試験においても同様な傾向が認められた。なお、一軸圧縮強度の大きい材料は破壊ひずみが小さく、一軸圧縮強度の小さい材料は破壊ひずみは認められなかった。管接合部等では管の曲げ変形に対して材料の追従性が要求される。これより、強度特性ではセメント系が優れているが、たわみ特性ではアスファルト系やウレタン系が優れていると言える。ただし、今回は室内での強度試験であり実際の使用環境と違うため、湿潤状態での試験結果も加味しなければいけない。



図－８　材料の種類と膨張率の関係
（乾燥状態の膨張性試験）



図－９　乾湿繰返しによる体積変化

（４）止水性

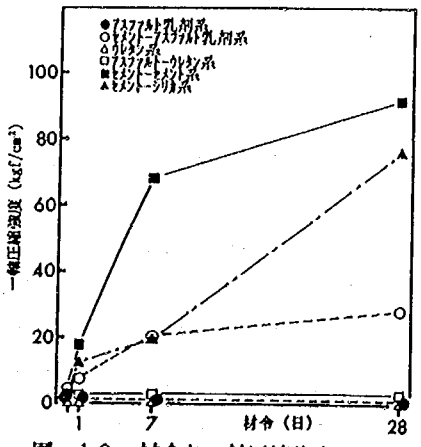
全材料において材令２８日の透水量は０であり、止水性に優れたものであった。

（５）接着性

２枚のコンクリートブロックに2㎜厚の材料を挟んでせん断試験を行ったものであるが、測定された接着強度は図－１１のようであり、せん断変形量は図－１２に示すようにウレタン系が変形追従性が高い。また、破壊形態はアスファルト乳剤系のみが材料自体が破壊する凝集破壊であったが、それ以外は材料とブロックの間ですべりを生ずる界面破壊であった。

（６）浸透性

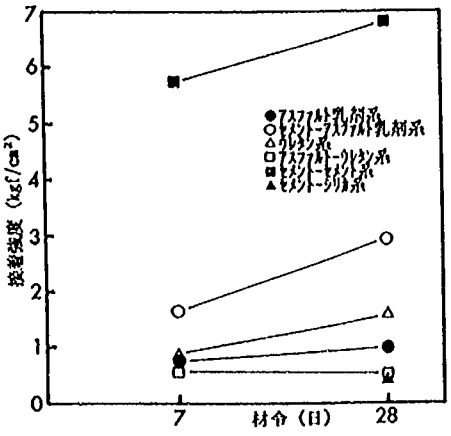
試験は径の異なるガラス管数本を材料内に同一速度で挿入し、その時の浸透した高さを測定するものである。材料の粘度が低いほど浸透高さが高くなることを確認した。



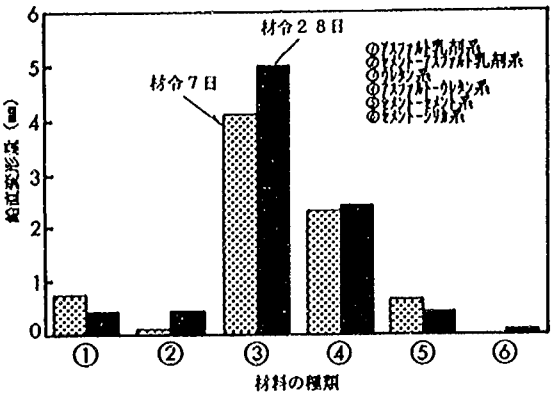
図－１０　材令と一軸圧縮強度の関係

（７）環境への影響

現場において空洞充填を行った後の周辺環境への影響の有無を調べるために行ったものである。



図－１１　材令と接着強度の関係



図－１２　材料の種類と圧縮せん断試験における剛性変形量

一軸圧縮試験後の供試体を水に浸漬し、その浸漬水のｐＨを測定した。それより、セメント系ではｐＨ１２付近でセメント粉を水に溶かした程度の値であるが、それ以外は中性に近い値となった。ただし、アスファルトーウレタン系においては反応剤が毒性を持つため、施工時に未反応分が残らないようにすることが課題である。

５．まとめと今後の問題点

昭和６３年度の調査結果をまとめると以下のとおりである。

（１）下水道管の下に空洞が存在する場合には、存在しない場合に比べて測定される加速度の周波数が空気の影響を受けて小さくなり、加速度波形の減衰する時間は長くなる。

（２）下水道管下の空洞に水が充満している場合には、振動に対する抵抗が大きくなるため、空洞だけの場合に比べて測定される加速度の周波数が大きくなり、加速度の減衰時間は短くなる。

（３）セメント系の材料は圧縮強度が大きく、たわみ性のほとんど無い材料であった。また、シリカを含んだものは乾燥状態における収縮クラックが大きく、湿潤状態でしか使用できない。

（４）ウレタン系の材料は乾燥状態での体積収縮が大きく、圧縮および曲げ強度はほとんど期待できない。しかし、たわみ性が大きく、接着性も良く、止水剤としては期待できるものであった。

（５）アスファルト乳剤系はたわみ性の十分ある材料である。

（６）アスファルトーウレタン系は総合的に評価の高いものとなった。しかし、反応剤が毒性があり、未反応分が残らないようにすることが課題である。

今後の問題点は以下のとおりである。

（１）下水管周辺の空洞探査技術に関しては、さらにデータの収集を行い、今回の試験結果の確認を行うとともに、打撃試験結果から定量的な空洞探査手法を確立することが必要である。

（２）幾つかの材料を選定し物理試験と力学試験を試験室において行い、材料の特性を把握した。今後は各種の条件下における材料の特性について試験を実施するとともに、施工時における問題点、経済性等について調べることが必要である。

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　須見　徹太郎
永友　嘉嗣

1.まえがき

都市域は人口が集中し、また資産の集積度が高く、水害に対する被害ポテンシャルは、他の土地利用の流域と比べて非常に高い。このため外水氾濫が生じたときに、大きな被害が生じるのはもちろんであるが、他の土地利用の場合ではあまり問題とならないような内水湛水によっても相当の被害が生じる。

下水道と河川とは共に、このような都市域の排水に大きな役割を果たしている。下水道施設は都市の面的な排水を受持ち、河川は排水施設の根幹として流域全体からの排水を行っている。従って都市域の浸水に対し適正な安全度を確保するためには、河川と下水道との調和の取れた施設整備が必要であり、そのためには都市域の総合的な雨水処理計画の策定が望まれる。

しかしながら、実際には河川事業と下水道事業との間で、設計流量の算定基準、計画対象降雨の確率規模等について計画論の相違があり、それぞれ独自の基準により施設整備を行っているのが実状である。また、都市域及びその近郊の河川は、流域の都市化に伴う流出量の増大、あるいは市街地における工事費の増大等により、一般の河川に比べ相対的に安全度が低い場合が多く、このような場合受け皿である河川の流下能力不足により、都市域の雨水排水施設はその出口において排水量が制限され、排水ポンプの運転規制や下水道吐口の断面縮小など、河川への負担を軽減する対策が取られることもある。

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、幹線貯留型、貯水池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。これらの施設は、各々の施設計画に基づき計画・設置されるが、都市域の総合的な雨水処理計画を考える際には、これらの施設個別の水理特性だけではなく、施設が流域全体の流出特性に対しどのように影響するかを把握することが重要である。また、流域特性と施設の関係が明らかになれば、総合的な雨水処理計画の方法論が明かとなることが期待される。

2.調査の目的及び概要

本調査は、都市雨水流出抑制施設を対象として、これらの施設が流域の流出特性に対してもつ影響を物理的な流出モデルを用いて明かにしようとするものである。またこれらの結果を用いて、流域に多数分散する施設の影響を簡単なモデルで集約する手法を検討し、さらに実流域においてこれらの施設の影響の評価を行い、もって総合的な都市雨水排除計画の検討に資することを目的としている。

本調査は、昭和６２年度を初年度とする３か年計画で行う予定である。初年度の昭和６２年度には、下水道事業で設置した流域抑制施設の実態調査、流出抑制施設の種別毎の水理特性のモデル化の検討、

及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ない基礎資料の整備を図った。これを受けて昭和６３年度には流域流出モデルの検討、及びこのモデルを用い実流域の流出抑制施設が流域流出特性へ及ぼす影響の把握を行った。

3.調査成果

3.1 流域流出モデルの検討

今回の調査のように流出抑制施設など流域内に分布する人工的な施設の影響を流出モデル上で表現する必要がある場合には、検討に用いる流出モデルは、流域内部で生じる現象の物理的な素過程をなるだけ忠実に表現できるものでなければならない。そこで今回の調査では、モデル自体の検討に先立ち、まず既往の流出モデルの概念の整理を行った。

流出モデルは一般に集約型のモデルと離散型のモデルに分類できる。下水道や河川の流量計画で一般に用いられる合理式・貯留関数法・修正ＲＲＬ法などのモデルは、集約型の流出モデルである。これらは、一つの流域を単一の概念モデルあるいは経験モデルで表現するため、流域内部に存在するような流出抑制施設をモデル上で直接表現することは出来ない。ここで経験モデルとは何等物理的な方程式に基づかないものを、また概念モデルとは連続の式のみに依存し組み立てられたモデルを意味している。このようなモデルでは、計算される流域の流出特性は、モデルのパラメータのみに依存している。通常、モデルのパラメータとしては、降雨流量等の観測データ等から同定された経験的な値を用いる。このため、流量計画のための流出量計算としては実績の水文量と対比しやすくよく用いられる。

一方離散型の流出モデルは、対象とする流域内を、細かく機能分割したサブシステムにより表現し、流出現象を流域内での流水の物理的な運動により説明しようとするものである。このため流出現象の素過程を追跡し、流域内の物理的に記述できるエレメントが流出に及ぼす影響等を把握するのに適している。しかしながらこのタイプのモデルは、以下の短所を有している。

①システムが複雑なためモデル全体の同

表－１　離散型流出モデルの例

モデル名	メッシュ法	貴国モデル	ネットワーク雨水流出モデル	ＳＨＥモデル
雨量損失モデル	メッシュ内の土地利用区分により、決定する。（１８区分）	凹地貯留＋浸透	凹地貯留＋浸透	樹冠遮断 浸透 蒸発散
斜面モデル	メッシュからマンホールまでの距離に応じた流達時間分遅らせた合成	kinematic wave	修正ＲＲＬ法	二次元地表流 二次元地下水流（飽和） 鉛直不飽和浸透
河道・下水管路モデル	kinematic wave	dynamic wave または 簡易モデル kinematic wave SURKNET model		dynamic wave
備考	10m x 10m メッシュ都市流域モデル	都市流域モデル 流域内浸水考慮（水平湛水）	流域内浸水考慮	山地流域モデル

定が難しい。

②入力データが多くまた計算にも時間がかかる。

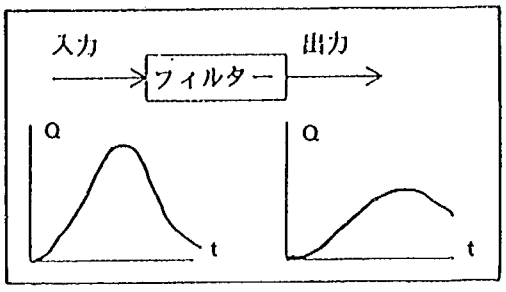
①からは、解析結果を評価する場合に得られた流出量の絶対値の信頼性があまり期待できないこと、②からは広大な流域に対してのモデルの適用が困難なことが解る。また、モデルの性格上、各エレメントの物理特性が予め与えられていなければならないという制約がある。

離散型の流出モデルには以上のような問題点があるものの今回の調査においては、流域に分布する流出抑制施設の影響を把握する意味から、離散化型の流出モデルを用いた流出解析を行って分析することとした。

3.2 マルチフィルターモデル

前節で述べた、離散化型流出モデルの例としては、メッシュ法[1]、豊国モデル[2]、ネットワーク雨水流出モデル[3]、ＳＨＥモデル[4]等が挙げられる。これらの詳細については、それぞれの元論文に譲ることとし、ここではその概略を表－１にまとめるにとどめる。これらのモデルは、いづれも流出抑制施設の応答解析を行うためには一長一短があるため、今回新たに離散型の流出モデルとしてマルチフィルターモデルを作成することとした。以下モデルの原理について述べる。

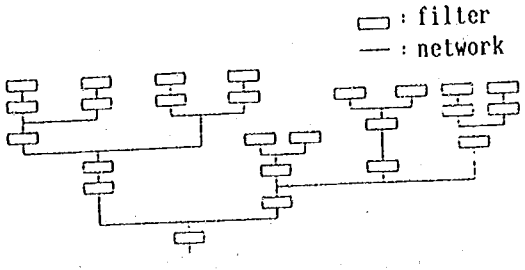
モデルでは、流域要素として、斜面・水路・貯水池等を考える。これらの流域要素は、要素内に流入する流入水・降雨を一時的に滞留させる、あるいは浸透・蒸発散により系外へ排除するといった機能を持っており、各々の要素が図－１に示すような入力波形を変形し出力する一種の遅波過程と見なすことが出来る。ここで、このような要素群の機能を各々図－２で示すようなフィルターで表現すれば、全体モデルは図－３に示すようなフィルター群の樹状のネットワークとして表すことが出来る。



図－１　フィルターの一般概念図

フィルター	フィルターの概要	モデル式
貯留関数	Q, t	$Q_0=\beta V^{\alpha}$ 又はQ～V曲線 $\frac{dv}{dt}=Q_i-Q_0$
遅延フィルター	Δt	$Q_0(t)=Q_i(t-\Delta t)$
ベースカット	Q_B	$Q_0=Max\ (0, Q_i-Q_B)$
レベルカット	Q_L	$Q_0=Min\ (Q_i, Q_L)$ $V=\int(Q_i-Q_0)dt$
矩形放流	Q_R	$Q_0=\begin{cases}Q_i\\Q_R\\Q_i+V/dt\end{cases}$ $V=\int(Q_i-Q_0)dt$
unit graph		$Q=\int_0^{\infty}Q_i(t-\tau)u(\tau)d\tau$
有効降雨	Rsa	$f_1=$ Rsaモデル

図－２　フィルターの特性

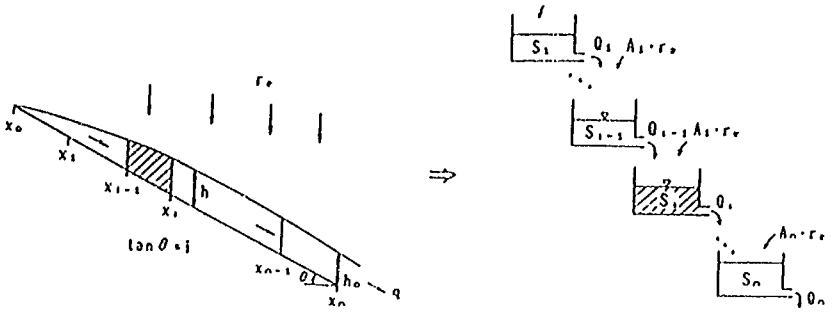


図－３　フィルターのネットワーク図

ここで問題となるのは、流出の素過程における物理現象が総て図－２で示すフィルターにより表

せ得るかということである。

まず損失雨量について考察する。雨量損失の生じる原因は、地下への雨水の浸透・大気中への蒸発散・地表の植生による樹冠遮断・地上の不陸による凹地貯留等である。これらの各々について、地表植生・地質・表土の含水比・地下水位・気温・湿度・地表の微地形等の物理的な諸条件により説明しようと試みることは、今回の様な調査では本質的ではない。一方、一般の流出解析で用いる損失モデル、即ち凹地貯留＋浸透モデル、f1・Rsaモデルは、容易にフィルター化できる。そこでマルチフィルターモデルでは、地表条件から損失雨量を簡単に計算できるこれらの損失モデルを用いる。



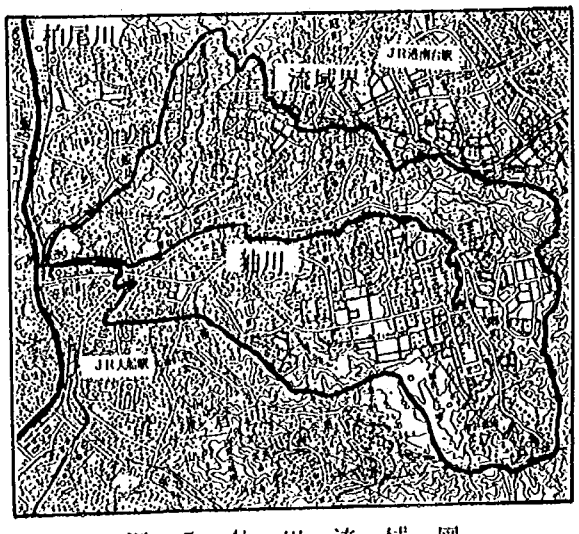
図－4　kinematic wave 方程式の多段貯水池モデル化

斜面からの流出は、地表を流下する表面流成分、地中の浅い部分をつたい流出する中間流成分、及び地下に浸透し遅く流出する長期流出成分に分けられることが知られている。低水解析などを行う場合中間流出、長期流出成分は無視し得ないが、ここで取り扱う現象が概ね市街化された小流域での短期の洪水流出であることを考えるならば、地表流のみを考慮すれば十分であろう。地表流の方程式としては、一次元のkinematic wave式を用いる。高棹らは、一次元のkinematic wave式を図－4に示すような多数の貯水池を直列につないだ多段貯水池モデルにより近似できることを示した[5]。マルチフィルターモデルでは各個の貯水池を各々貯留関数型のフィルターで表現し斜面流の計算を行う。

水路、下水管等については、斜面と同様kinematic wave式により計算することが出来る。流出抑制施設については、昨年度の報告で施設種別に各々モデル化の考察を行っている。これらのモデルはそのままマルチフィルターモデルに組み込むことが可能である。

3.3 流出抑制施設の流域流出特性への影響の検討

昨年度実態調査を行った神奈川県の境川水系独川（図－５）の流域諸元をマルチフィルターモデルに組込み、流出抑制施設の影響について検討した。独川は、流域面積14.07km²、流路延長7.2km の二級河川であ



図－５　独　川　流　域　図

る。流域は、位置的に首都圏に近く、流域の開発面積率は６４％である。流出抑制施設は、流域内に２５箇所設置されており、これらの総貯水容量は約３３万m³である。

検討は、降雨規模５ケース×２（施設の有無）の計１０ケースについて行なった。入力降雨波形は、表－２に示す横浜中央気象台降雨強度式を用いた中央集中型２４時間降雨波形とした。モデルで用いた諸元は、1/5,000 の地形図、下水管路網図及び河川縦横断図から読み取り、またモデルのパラメータは、表－３、４に示すものを用いた。

表－５に検討結果の一覧を、また図－６に計算結果の一例を示す。

ピーク流量で見ると、施設の有無による流量差が大きいのは、1/30～1/50の降雨規模のときである。これは、施設自体の設計規模が概ね1/30程度であり、このときの貯留効率が最も良いためであると考えられる。また1/200 といった大きな降雨に対してもある程度のピーク流量低減効果が現れる。このことは、外力が施設規模を超過し貯水池がオーバーフローした後も、降雨初期に貯留した容量による効果がピーク流量に対し何等かの影響を持つことを示している。今後施設計画規模の相違による流量低減効果の評価手法などをを検討する際には、上述の現象の生じるメカニズムについて明らかにし、これを定量的に評価する必要があるだろう。

表－２　降雨強度式

降雨強度	降雨強度式
1/6.3 50mm/hr	$I = \frac{1025}{t^{0.667}+5.153}$
1/10	$I = \frac{1452}{t^{0.78}+7.5}$
1/30	$I = \frac{2731}{t^{0.77}+13.4}$
1/50	$I = \frac{3516}{t^{0.80}+16.7}$
1/100	$I = \frac{4811}{t^{0.83}+21.7}$
1/200	$I = \frac{4811\times1.2}{t^{0.83}+21.7}$

表－３　モデルで用いたｆ１、Rsa、等価粗度

土地利用形態		f1	Rsa	等価粗度
山地		0.25	150	1.0
水田		0.0	50	2.0
市街地	一般市街地	0.7	55	0.03
	下水道整備	0.8	55	0.01

(mm)

表－４　モデルに用いた粗度係数

流路種別	粗度係数
自然河道	0.035
改修河道	0.030
下水路・下水管	0.015
氾濫原	0.1

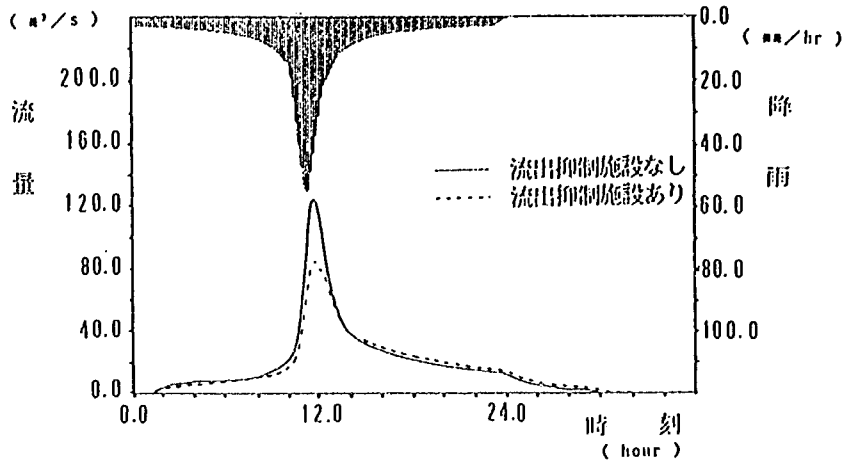
降雨のピーク発生時間から流出のピーク発生時間を流達時間と定義すると、施設の有無による流達時間の差の最も大きかったのは降雨規模1/100 のときであるが、1/30～1/100 の間では、余り有意な差は生じていない。また1/200 のケースでは施設有の場合の流達時間は、1/30～1/100 の施設有ものと同程度であり、流達時間差が他と比較して小さいのは、施設無の場合の流達時間が他と比較して長いためである。これは、1/200 の施設無のケースでは、下流河道において相当の氾濫を生じており、これが流達時間に影響しているためと考えられる。以上より流出抑制施設が流達時間に及ぼす影響は、かなり大きな降雨規模のものを除き概ね一定であることが解る。

表－５　計算結果一覧表

降雨規模	ピーク流量 (m³/s)				流達時間 (min)			
	施設無	施設有	差	比	施設無	施設有	差	比
1/10	124.59	84.78	39.81	0.68	29	30	-1	1.03
1/30	159.87	116.26	43.61	0.73	28	45	-17	1.61
1/50	175.61	130.42	45.19	0.74	27	43	-16	1.59
1/100	201.85	167.66	34.19	0.83	27	49	-22	1.81
1/200	246.00	228.41	17.59	0.93	42	45	-3	1.07

降雨規模	ピーク流出率				オーバフローした池の比率（容量比）	河道氾濫ボリューム (m³)	施設実効比貯留量 (mm)
	施設無	施設有	差	比			
1/10	0.81	0.55	0.26	0.68	0.46	734	10.18
1/30	0.81	0.63	0.18	0.78	0.66	8567	16.74
1/50	0.81	0.64	0.17	0.79	0.73	11917	16.58
1/100	0.81	0.69	0.12	0.85	0.80	18396	14.28
1/200	0.72	0.68	0.04	0.94	0.99	36819	6.76

ここでは流達時間内の平均有効降雨に対するピーク流量の比をピーク流出率と定義する（合理式などで用いるピーク流出率と



図－６　流出抑制施設の有無による流出特性の変化（降雨規模１／１０）

の値を示す。1/200 での値が異なるのは先に述べた河道氾濫の影響であると考えられる。このことは、さらに流達時間が概ね同程度の値を示すことを考え合わせると、今回検討したような流域条件下にあっては流出条件は流域の地理的幾何形状（流路網、斜面分布等）に支配され、外力規模に対して独立であることを示唆している。このような推論が正しいとすれば、流域内の流出現象に相当程度の線形性が成り立つということになり、流域の集約化等の手法を考える際の参考となる。一方、施設が有る場合のピーク流出率は、もはや一定値に収まらず外力規模との相関を有している。これは、貯水池の非線形性が斜面・水路に比べ強いためであると考えられる。

施設の貯留効率を示す指標として、施設実効比貯留量Ｖｅ を以下の様に定義した。

$$Ve = \Delta Q^{*}T^{*}/A$$

ここにΔＱ；施設設置によるピーク流量低減量、Ｔ；流達時間＊２、Ａ；流域面積である。Ｖｅ は、実際の施設比容量、Ｖ０ ＝337(千m³)／14.07(km²)＝24.0(mm) に近いほど施設の効率が良いことを示す。今回の計算では、1/30の降雨に対する効率が最も高く16.74mm(16.7/24.0 ＝0.7)である。

4.今後の課題

今後は、他の流域特性の流域でのケーススタディを行うと共に、一般的な場合についての流出抑制施設の効果の検討を行い、これらにより得られた結果を一般化する手法を検討する予定である。

5.参考文献

1)市川、Pavic,D.；メッシュ法の都市河川流域への適用、 第31回水講、1987.2
2)豊国、渡辺；大規模な都市雨水排水システムにおける流出シミュレーション、第31回水講、1987.2
3)蔵重、平井；内水排除計画におけるネットワーク雨水流出解析手法の提案、第31回水講、1987.2
4)Anderson,M.G.、Burt,T.O.；HYDROLOGICAL FORECASTING、JohnWiley & Sons、1985
5)高棹、椎場、中北、張；KINEMATIC WAVEモデルの集中化、第29回水講、1985.2

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

公共緑化工事においては、工事の大規模化に伴って良質な植栽土壌の確保が困難な状況になりつつあり、安価な土壌改良資材を用いた経済的な土壌改良手法の確立が求められている。

一方、近年の下水処理施設の急速な整備に伴い、下水処理の最終過程で発生する汚泥の処理処分の方法が重要な課題となってきているが、汚泥には有機物が豊富に含まれていることから、これを肥料又は土壌改良資材として緑地に利用する試みがなされている。当研究室における昭和62年度までの調査においても概ねその効果が確認され、それらをもとに「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」（昭和62年 3月、建設省都市局）が作成されている。しかし重金属及び細菌による汚染に対する不安や生理的嫌悪感を払拭しきれないという問題の他、下水汚泥は緑地利用を目的として製造されるものではないため、汚泥の品質、施用方法等によっては植物の生育に障害が現われることもあり緑地での利用はあまり進んでいないのが実情である。このためこれらの問題点についてより詳細な調査を行い使用者の不安を除く努力が求められている。また乾燥化、コンポスト化等の処理を行わない消化脱水汚泥は安価な反面、悪臭や高い含水率のため取扱性に難があるという問題を抱えており、経済的な土壌改良等を進めるうえで最大の障害となっている。

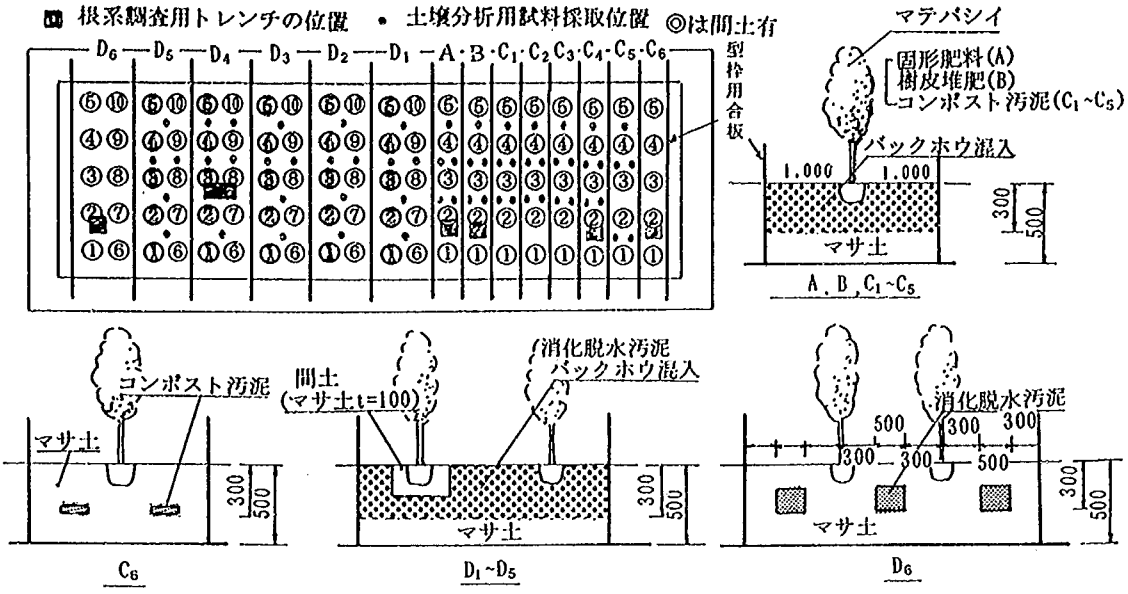
本調査は、コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の緑地への施用に係る効果及び植物に対する生育障害の状況を把握することの他、消化脱水汚泥の取扱性を改善する手法の開発等を目的として行った。

2．調査方法

調査は①土壌改良効果に関する調査及び②消化脱水汚泥の取扱性改良に関する調査から成る。

2-1．土壌改良効果に関する調査

昭和62年 9月に土木研究所構内に設置したコンポスト汚泥及び消化脱水汚泥（以下この両者をまとめて「汚泥類」という。）を用いた植栽試験地において、植栽樹木の生育状況調査及び植栽地の土壌調査を行うことにより汚泥等の施用効果を確認した。植栽試験地の概要を図－1に、植栽試験の概要を表－1に示し、調査の項目及び方法ついての概要を以下に示す。なお植栽樹種は全てマテバシイである。



図－１　植栽試験地の概要

（１）樹木の成長量

①樹高（地表から樹木の最も高い頂芽まで）

②枝幅（東西、南北の２方向）

③根元径（地上 5cmの部位の長径）

④葉色（新旧各3葉をグリーンメーターで）

⑤活力度（科学技術庁方式の評価基準）

（２）樹木の根系発達状況

生育状況等から各試験区を代表する樹木を選定し、図－１に示す根元付近に設けたトレンチにより根系の発達状況及び土壌の状態を観察した。

（３）土壌の理化学性

①土壌硬度（長谷川式土壌貫入計で地表面下60cmの深さまで連続的に測定）

②土壌化学性（図－１に示す位置から採取した試料をよく粉砕撹拌した後、表－４に示す項目及び方法で分析）

表－１　植栽試験の概要

試験区 / 混入資材・区名		面積	施用量 kg	施用量 kg/m²	混入深 m	混入量 kg/m²	窒素量 g/m²
固形肥料	A	18.0	28	1.6	0.30	5.2	192
樹皮堆肥	B	18.0	540	30.0	0.48	62.5	—
コンポスト汚泥	C_1	18.0	120	6.7	0.48	13.9	89
	C_2		240	13.3	0.48	27.8	178
	C_3		360	20.0	0.50	40.0	267
	C_4		500	27.8	0.43	64.6	371
	C_5		620	34.4	0.53	65.0	460
	C_6		360	地表面下30cm溝状施用			
消化脱水汚泥	D_1	18.0	500	15.9	0.40	39.7	61
	D_2		1,000	31.7	0.43	73.8	122
	D_3		1,500	47.6	0.46	103.5	183
	D_4		2,000	63.5	0.43	147.7	245
	D_5		2,500	79.4	0.44	180.4	306
	D_6		1,500	地表面下30cm溝状施用			

表－２　消化脱水汚泥の諸元

水分	82.6%(含水率) 474.6%(含水比)
容積重	0.85(湿潤密度)
pH(H_2O)	7.8 (乾物換算で 1:10) 8.3 (生 1:5)(*)
EC	2,800μS(乾物換算で 1:10) 1,200μS(生 1:5)(*)

(*)生の1:5は乾物換算で1:29

2-2.消化脱水汚泥の取扱性改良に関する調査

消化脱水汚泥に表－３に示す資材を混入撹拌し、取扱性の改善度合を調べた。消化脱水汚泥は霞ケ浦

湖北流域霞ケ浦浄化センターから入手したもので、その諸元を表－２に示す。

次に調査の項目及び方法を示す。

①取扱性の難易（目視及び触感により粉状になりやすいものほど高く評価）

②臭気の程度（嗅覚により臭気の少ないものほど高く評価）

③pH(H_2O)（表－４と同一方法）

④電気伝導度（EC）（表－４と同一方法）

表－３　混入資材の諸元

試料	含水率 %	含水比 %	比重-1	比重-2	pH(H_2O)	EC μS	測定条件
ﾊﾟｰﾗｲﾄ	42.9	75.2	0.17	0.23	10.8	70	1:10
珪酸ｶﾙｼｳﾑ粒	13.4	15.5	0.59	0.59	10.7	520	1:5
ｾﾒﾝﾄ	0.2	0.2	1.23	1.51	13.0	7,600	1:5
ｵｶﾞｸｽﾞ2mmﾊﾟｽ	10.9	12.2	0.21	0.26	5.5	200	1:10
ﾋﾟｰﾄﾓｽ	45.6	83.8	0.09	0.15	3.9	170	1:20
ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ	8.7	9.5	0.67	0.78	10.1	1,700	1:5
焼結ﾋﾞｵﾗｲﾄ	5.2	5.4	0.46	0.50	6.1	24	1:10
ﾊﾟｰﾐｷｭﾗｲﾄ	24.9	33.2	0.18	0.18	7.3	51	1:5
赤土(2mmﾊﾟｽ)	44.5	80.3	0.68	0.81	6.4	45	1:5
山砂(2mmﾊﾟｽ)	8.7	9.5	1.01	1.26	6.5	20	1:5

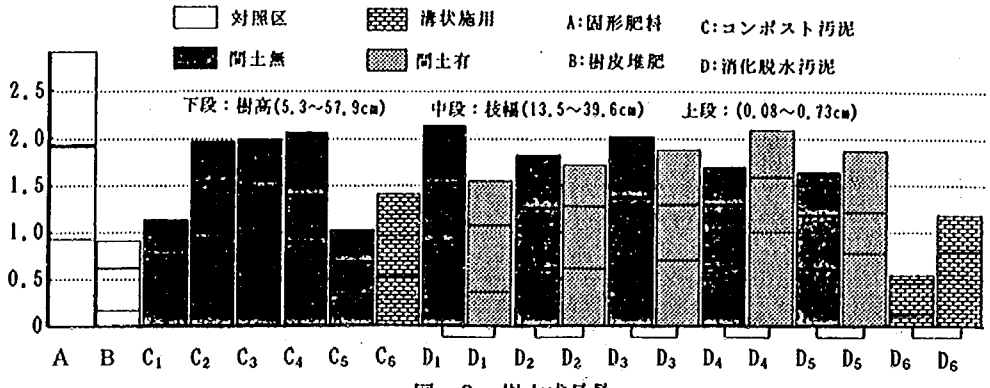
比重－１軽く詰めた時のかさ比重
比重－２少し固く詰めた時のかさ比重
測定条件－原物(1)と水との重量混合比
注）ﾊﾟｰﾗｲﾄは防散処理品（水を含ませてある）なのでやや比重が大きい

３．調査結果

3.1土壌改良効果に関する調査

（１）樹木の成長量

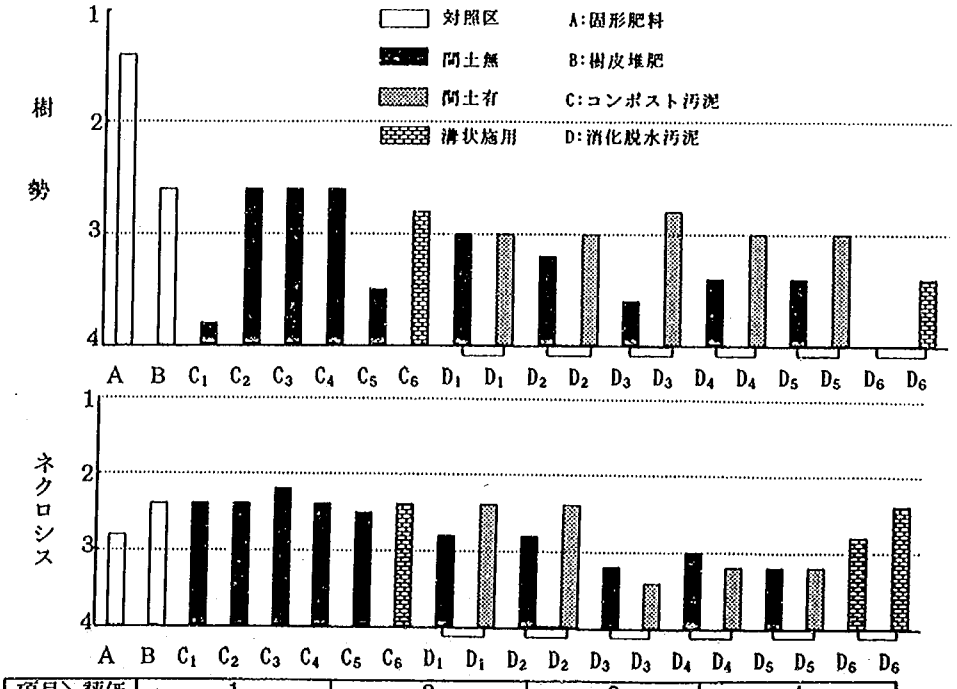
樹木の成長量に係る調査結果を図－２に示す。これは地上部の成長量を総合的に評価する目的で、測定項目（樹高、枝幅、根元径）毎の最大値を「１」として各試験区の測定値を換算し、各試験区毎に３つの測定項目の値を重ね上げたものである。これによると最大の成長量を示したのは固形肥料のＡ区であり、次いでコンポスト汚泥のC_2、C_3、C_4、消化脱水汚泥（間土無）のD_1、D_3、同（間土有）のD_4の６試験区がほぼ同様な成長量で続いている。この結果から汚泥類の適正施用量を判断すると、コンポスト汚泥ではC_2～C_4の施用量である13.3～27.8Kg/㎡付近が適正量であり、C_5の34.4Kg/㎡は明らかに過剰であるといえる。消化脱水汚泥（間土無）では施用量による差があまり顕著でないが、投資効果と



図－２　樹木成長量

いう観点に立てばD_1の15.9Kg/㎡付近が適量であるといえる。しかし消化脱水汚泥でも厚さ10cm程度の間土を施した場合は63.5Kg/㎡（D_4）前後が適正であるといえる。同一試験区を間土の有無で比較するとD_4の63.5Kg/㎡以上では間土を施した方の成長量が上回っていることから、施用量を増やす場合は間土の施用が必要であるといえる。溝状施用区はコンポスト汚泥（C_6）、消化脱水汚泥（D_6）ともに小さな成長量に止まっているが、樹木と汚泥等の間隔が50cmも離れていることから今後根系が発達するに伴って効果が現われてくるものと考えられる。しかし植栽初期の成長促進は重要であるので、この方法を採用する場合は初期成長のための施肥等を別途考慮する必要があろう。いずれにしても施工方法については、このあと2～3年の成長状況を確認した上で総合的に判断する必要がある。

樹木の活力度のうち、「樹勢」及び「ネクロシス（植物組織、特に葉面部の壊死）の程度」を図－3に示す。「樹勢」ではA区を筆頭に、コンポスト汚泥ではC_2～C_3区、消化脱水汚泥（間土無）ではD_1、同（間土有）ではD_3が良好であり、成長量と同様な結果となっている。生育阻害要因の有無を知る指標となる「ネクロシスの程度」では、消化脱水汚泥区での発現が多い。汚泥類による生育阻害要因としてしては窒素過多が知られているが、より窒素量の多いコンポスト汚泥区での発現が少ないこと、また消化脱水汚泥区でも少量施用で間土を施した試験区での発現が少ないことから、ここにおけるネクロシス発現の要因は窒素過多以外の消化脱水汚泥特有のものによると考えられる。



項目＼評価	1	2	3	4
樹勢	旺盛な生育をし、被害が全くない。	多少被害があるがあまり目立たない。	明らかな異常が認められる。	生育劣悪で回復の見込みがない。
ネクロシス	ない。	わずかにある。	かなり多い。	著しく多い。

図－3　樹木活力度

（2）樹木の根系発達状況

コンポスト汚泥のC_4区ではコンポスト汚泥の分布が均等でなく、根の伸長はコンポスト汚泥の手前で停止し先端部が枯れているのが観察された。コンポスト汚泥を溝状に施用したC_6区でもコンポスト汚泥の 5cm程手前で停止し、先端部が枯れているのが観察された。消化脱水汚泥でも撹拌が不十分なため汚泥塊が点在し、D_4（間土無）では汚泥塊の中に根が侵入しているのが観察された。そのうち樹芯付近のものは腐敗しているが、樹芯から20cm離れたものは生きている。D_4（間土有）では根の分布が間土部分に集中しており、汚泥塊に侵入した根は腐敗していた。消化脱水汚泥を溝状に施用したD_6区では、一部の根が汚泥中に伸長しているのが観察された。

コンポスト汚泥区で根の枯損がみられたのは、今回の製品がC/N≒6.54という肥料に近い性質の製品であったことが原因と考えられる。一般にC/N=15前後の有機質では肥料効果の他に腐植効果も期待でき根に障害を与えることはないが、鶏糞や油粕のようにC/N値が10以下のものでは過剰施用による害を生じ易いといわれている。このためコンポスト汚泥の使用にあたってはそのC/N値を確認することが重要であり、C/N=10付近を境に土壌改良剤、肥料のいずれの用途に使用するかを判断する必要がある。なお、C/N値が30を越える有機物は窒素飢餓等を生じる恐れがあるので土壌中への混入は避けることが望ましい。

消化脱水汚泥中に根が侵入し枯れているのは、土壌中の消化脱水汚泥の状態が雨量（土壌水分）や気温（地温）等によりかなり劇的に変化していることをうかがわせる。すなわち消化脱水汚泥の腐熟化が比較的穏やかな時期には根が侵入できても、その後の気象条件の変化（多雨、高温）により腐熟化が激しくなると汚泥中の根は枯死するものと考えられる。

（3）土壌の理化学性

土壌硬度では、植物の生育上問題となるS値（20mmφ先端角60°のコーンに重さ 2Kgの落錘を50cmの高さから落下させた場合の貫入深cm）が1.0を越えるものはみられず、試験区間の差も認められなかった。

土壌の化学分析の結果を表－4に示す。pH(H_2O)、電気伝導度(EC)は、汚泥類の施用量に応じて多少の変動が認められるが、植物の生育阻害要因という観点ではいずれも問題は認められない。その他の測定項目については測定

表－4　土壌分析結果

試験区	pH (H_2O)	EC μS	全炭素 %	全窒素 %	C/N	EX-K me/100g	CEC me/100g	全燐酸 %
A	5.0	59	0.08	0.02	4.0	0.25	9.5	0.05
B	6.3	28	1.44	0.10	14.4	0.41	11.1	0.16
C_1	6.1	11	0.21	0.03	7.0	0.19	11.8	0.07
C_2	5.8	15	0.32	0.05	6.4	0.20	10.0	0.11
C_3	5.7	20	0.38	0.07	5.4	0.17	9.7	0.13
C_4	5.9	20	0.55	0.09	6.1	0.17	9.8	0.18
C_5	5.8	17	0.41	0.07	5.9	0.18	8.2	0.13
C_6*	5.4	396	—	—	—	—	—	—
D_1	5.9	11	0.19	0.03	6.3	0.15	6.9	0.07
D_2	5.6	14	0.40	0.07	5.7	0.14	7.5	0.14
D_3	5.3	20	0.28	0.05	5.6	0.14	7.5	0.10
D_4	5.3	18	0.41	0.07	5.9	0.15	7.1	0.15
D_5	5.0	30	0.73	0.13	5.6	0.24	8.5	0.28
D_6*	5.7	640	—	—	—	—	—	—
土壌**	6.4	10	<0.1	<0.1	<0.1	0.07	5.3	—
ｺﾝﾎﾟｽﾄ**	—	—	27.87	1.78	15.7	—	—	6.27
汚泥**	—	—	27.45	2.14	12.8	—	—	6.05

注 *)コンポスト汚泥(C_6)及び消化脱水汚泥(D_6)単体の分析値
**)施工時(昭和62年 9月)の分析値

(分析方法)
- pH(H_2O)　:ガラス電極法(1:2.5)
- EC(電気伝導度)　:ガラス電極法(1:5・25℃換算)
- 全炭素(有機炭素)　:チューリン法
- 全窒素　:ケルダール法
- 全燐酸　:バナドモリブデン法
- CEC(塩基置換容量)　:セミミクロショーレンバーガー法
- EX-K(置換性カリウム):1N-酢酸アンモニウム浸出液-原子吸光計

値のバラツキが大きく、一定の傾向を把握することはできない。これは汚泥類の分布が均一でないこと等に起因していると考えられる。

2-2. 消化脱水汚泥の取扱性改良に関する調査

調査結果を表－5に示す。これを資材別にみると次のように要約できる。

①ベントナイトのような粉末状の資材を混入すると水分はよく吸収されるが、ベタベタした状態は解消されくい。

表－5　資材混入による消化脱水汚泥の取扱性改良結果

混入資材	混入率(体積%)	取扱性	臭気	pH (H_2O)	EC (μS)	評価
パーライト	10	×～△	×	6.7	1,950	取扱性やや良
	20	○	△	6.4	2,200	
ケイ酸カルシウム	10	△	×	7.1	2,100	アンモニア臭強
	20	○	×	7.3	2,300	
	40	◎	×	8.9	1,200	
セメント	5	○	×	8.7	1,200	アンモニア臭強烈
オガクズ	5	△	△	6.5	1,600	取扱い性良好
	10	×～△	△	6.3	1,700	発芽障害有り
	20	◎	○	6.3	1,700	
ピートモス	10	△	△	6.4	1,800	取扱性難
	20	△～○	△	6.3	2,100	
ベントナイト	5	×	△	6.6	2,100	取扱性極めて難
バーミキュライト	20	○	○	7.7	1,500	取扱性やや良
	40	○	◎	7.8	1,300	
焼結ゼオライト	10	△	△	8.3	1,100	取扱性やや良
	20	△～○	△	8.1	1,000	
	40	○～◎	△	7.6	830	
赤土	10	△	×	6.1	1,900	多量混入(1:1)では
	20	△	△	6.0	2,000	取扱性極めて良好
	50	△～○	○	7.3	1,300	
	100	○～◎	◎	7.0	920	
山砂	10	△	△	6.2	1,900	取扱性難

②ポルトランドセメントやケイ酸カルシウムのようなアルカリ性の資材を混入すると強いアンモニア臭を発する。

③オガクズは取扱性の改善には効果があるが、発芽障害が認められる。

④赤土は少量では効果が小さいが、100%（1:1）程度まで増量すると取扱性、臭気とも大きく改善される。赤土は安価に入手できることから、効果、経済性ともに今回の供試材料中最も好ましい資材である。

4．今後の課題

今回の調査により汚泥類の適正施用量については一定の目安が得られ、他の調査事例等を参考にすることにより信頼できる数値を示すことが可能になったと考えられる。しかし施用効果が肥料効果及び土壌改良効果のいずれによるものかという点、土壌改良効果有りとした場合具体的に何が改善されたかという点等については依然として不明であり、施工方法の検討と併せて今後の継続的な調査が必要である。施工方法に関しては施工業者の間に汚泥類に対する生理的嫌悪感から拒否反応を示す者が少なくなく、努めて人力を排除した工法が求められる。例えばポンプ圧送機等を用いて土壌中に直接注入する工法等が考えられるが、これは施用形態としては今回の溝状施用と同じであり、溝状施用についてはこのような観点からも引き続き調査していく必要がある。

消化脱水汚泥の取扱性改良に関しては、汚泥と同量の赤土を混入することによって実用上支障のない程度まで改善されることが分かった。これは埋め立て処分等に付されるものも含めて汚泥の前処理の方法として有望なことを意味しているが、実用化には資材（赤土）の安定入手を図るため赤土以外の土壌について適性を確認する必要がある他、設備の開発等の課題が残されている。

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　襄之

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。62年度は、乾灰，湿灰と状態の違う２つの焼却灰を使用し、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。その結果、乾灰は湿灰よりも吸水反応，ポゾラン反応ともに優れていること、また焼却灰を他の土質改良材と組み合わせて用いた方が、焼却灰単体で用いるよりも大きな土質改良効果が得られることがわかった。また、焼却灰を利用した改良土を用いた埋戻しの試験施工を名古屋市下水道局と共同で行った。

今年度は、焼却灰の土質改良効果を焼却灰の化学成分・組成および水和速度から簡易に判定・評価する手法を見い出すことを目的として、１２種類の焼却灰を用いた土質改良実験を行い、焼却灰の物性の違いによる土質改良効果の違いを一軸圧縮強さ，ＣＢＲ値によって確認した。また、62年度と同様に保

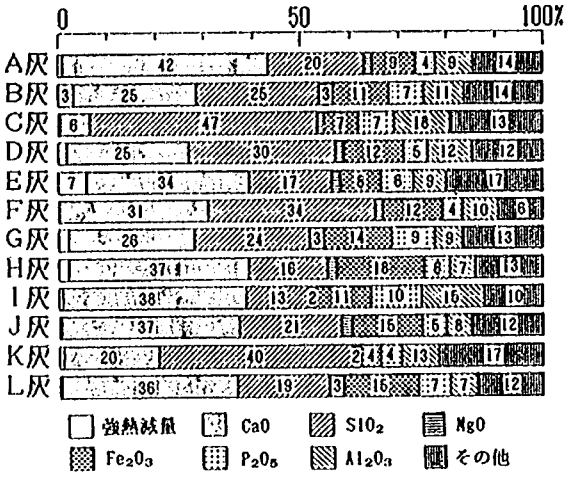
管による焼却灰の品質変化が土質改良効果に及ぼす影響などについても検討を加えた。

3．試験方法

3－1　試験に用いた焼却灰の化学成分と保管条件

今回の試験に用いた焼却灰は１２種類の石灰系焼却灰で、乾灰を使用した。それらの焼却灰の化学成分および強熱減量を、図－１に示す。また、水和速度を表－１に示す。なお、化学成分、強熱減量および水和速度のデータは、汚泥研究室が分担して行った実験結果を用いた。

焼却灰の保管は30±2℃，湿度95%の試料保管箱中に試料を薄く広げた状態にして行い、保管期間は採取直後，14，28，60日の４条件とした。そして、それぞれの保管期間を経過した焼却灰を、粘性土，砂質土と混合し、改良型フォールコーン試験等による土質試験を行った。



図－１　今回の試験に用いた焼却灰試料の強熱減量，化学成分の一覧表

表－１　今回の試験に用いた焼却灰試料の水和速度の一覧表

試料名	A	B	C	D	E	F
水和速度(℃)	26.9	3.3	0	2.0	9.0	5.0
試料名	G	H	I	J	K	L
水和速度(℃)	1.7	4.8	7.8	20.0	0.4	3.6

3－2　焼却灰の化学成分の違いによる土質改良効果の比較試験

表－２に示すような物性をもつ粘性土，砂質土に所定の保管日数を経過した焼却灰を混合して改良土を作製し、その改良土の7，28日養生後の土質改良効果をみるため改良型フォールコーン試験を実施した。また、A～Cの３試料については、一軸圧縮試験，CBR試験を実施し改良型フォールコーン試験と相関を求め、その相関からD～Lの各試料を一軸圧縮強さq_u，CBR値を推定した。供試体の作製にあたっては粘性土，砂質土とも自然含水比状態（粘性土W=24.6%，砂質土W=20.6%）のものを用いた。焼却灰の配合量は、粘性土は乾燥重量に対する重量百分率で10%，砂質土は乾燥重量に対する重量百分率で5%とした。なお、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100㎖の容器に満たした。養生は、供試体の表面をラップフィルムで覆い、20±2℃の養生箱の中で乾

表－２　試料土の物性

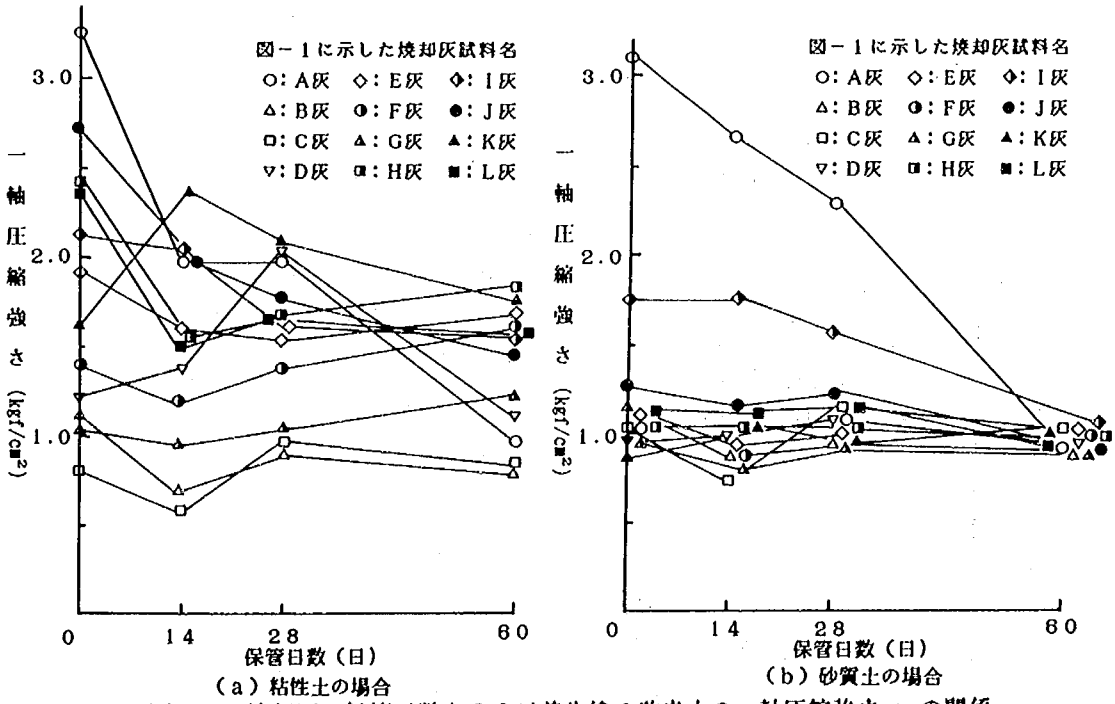
		粘性土	砂質土
粒度組成	礫分	2(%)	13(%)
	砂分	9(%)	44(%)
	シルト分	42(%)	41(%)
	粘土分	47(%)	2(%)
コンシステンシー	液性限界	39．3(%)	39．3(%)
	塑性限界	39．3(%)	39．3(%)
	塑性指数	22．0	17．9
日本統一土質分類		CL	SC
比重		2．658	2．652

燥しないようにして行った。

4．試験結果

4－1　焼却灰の保管日数と土質改良効果の関係

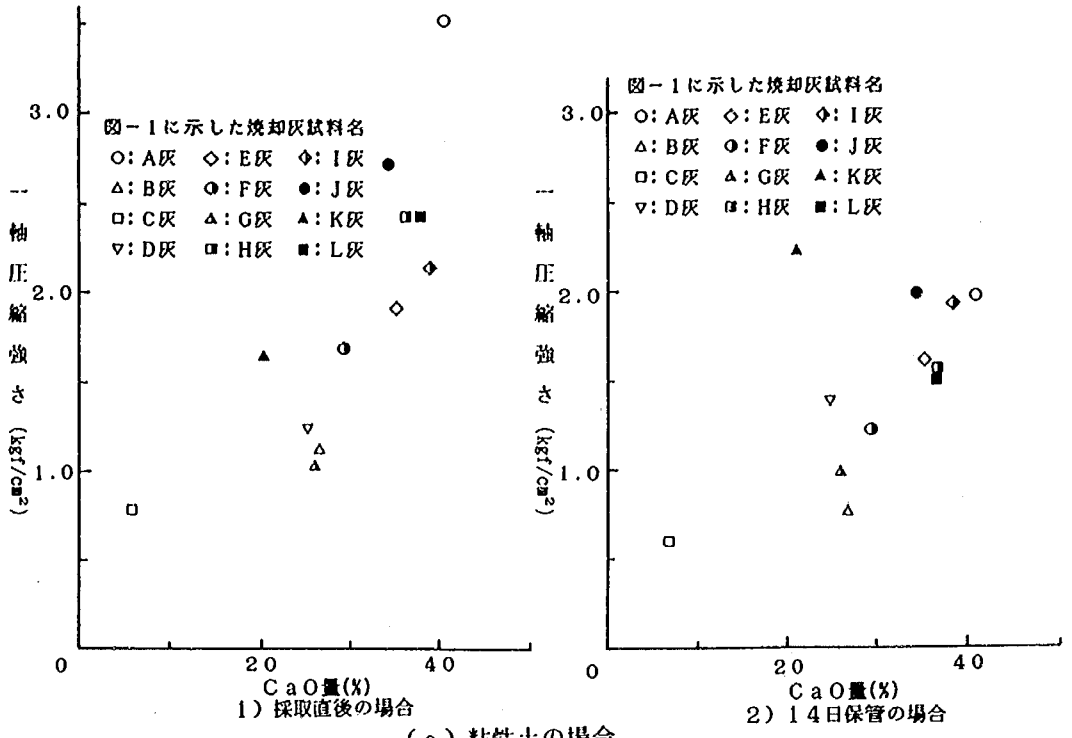
焼却灰の保管日数と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係を図－２に示す。これらの図より、今回の試験で使用した焼却灰では、ＣａＯ量が多く、水和速度の高い焼却灰（Ａ灰，Ｊ灰，Ｉ灰）では、採取直後の焼却灰を使用した場合は大きな強度を発現するが、保管日数の増加とともに強度の発現が大きく低下することが認められる。これは、１４日保管の間に、焼却灰の強度発現に寄与する吸水作用に関係する成分が、空気中の水分を吸収してしまい反応が鈍化してしまったためと思われる。一方、ＣａＯ量が少なく、水和速度の低い焼却灰（Ｃ灰，Ｇ灰）では、採取直後から強度発現は小さいが、保管による強度低下も少なく一定した強度を発現していることが認められた。また、他の焼却灰はこれらの中間的な特性を示すことがわかった。



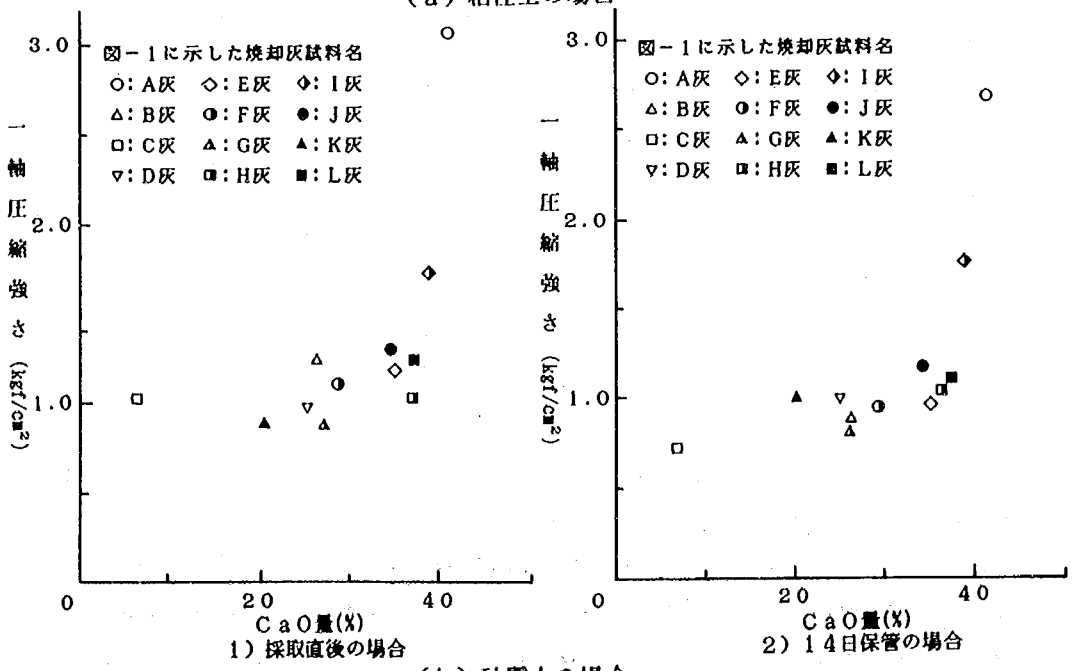
図－２　焼却灰の保管日数と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係

4－2　焼却灰中のＣａＯ量と土質改良効果の関係

焼却灰のＣａＯ量と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係を図－３に示す。これらの図より、焼却灰中のＣａＯ量が大きいほど強度発現が大きいことがよみとれ、ＣａＯ量が焼却灰の土質改良効果を知る一つの指標になると考えられる。ただし、ＣａＯ量が一定でも保管期間が長いものは、保管期間の短いものより強度の発現が小さくなっており、保管による焼却灰の品質劣化が認められる。したがって、焼却灰の土質改良効果の予測を精度よく行おうとするとＣａＯ量のみに着目するするだけでは不十分で、保管によるカルシウムの劣化を評価できるような指標を提案する必要があると言える。



（a）粘性土の場合



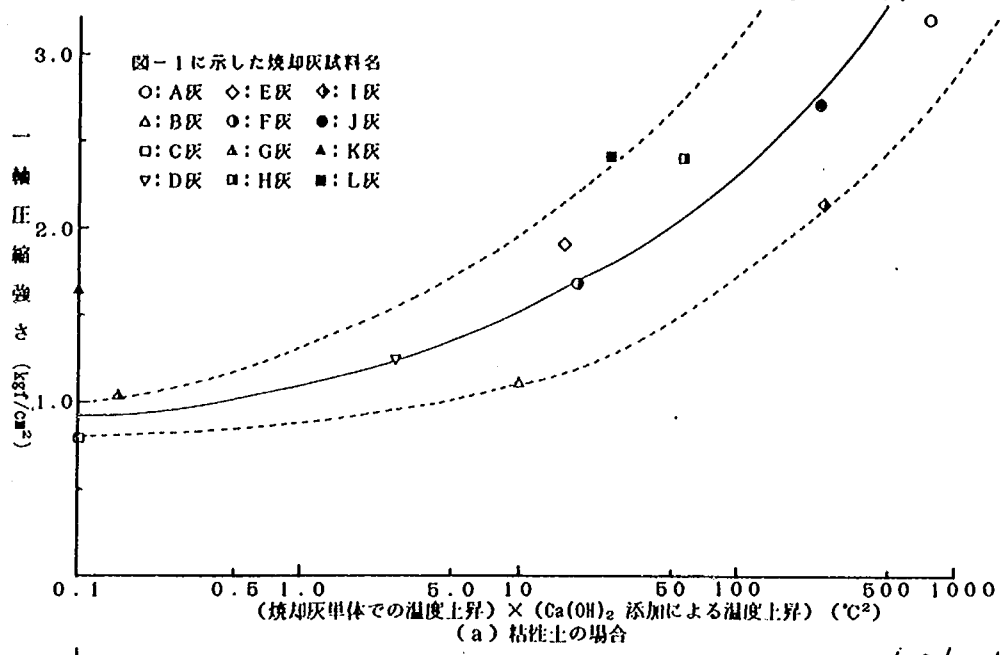
（b）砂質土の場合

図－3　焼却灰のＣａＯ量と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係

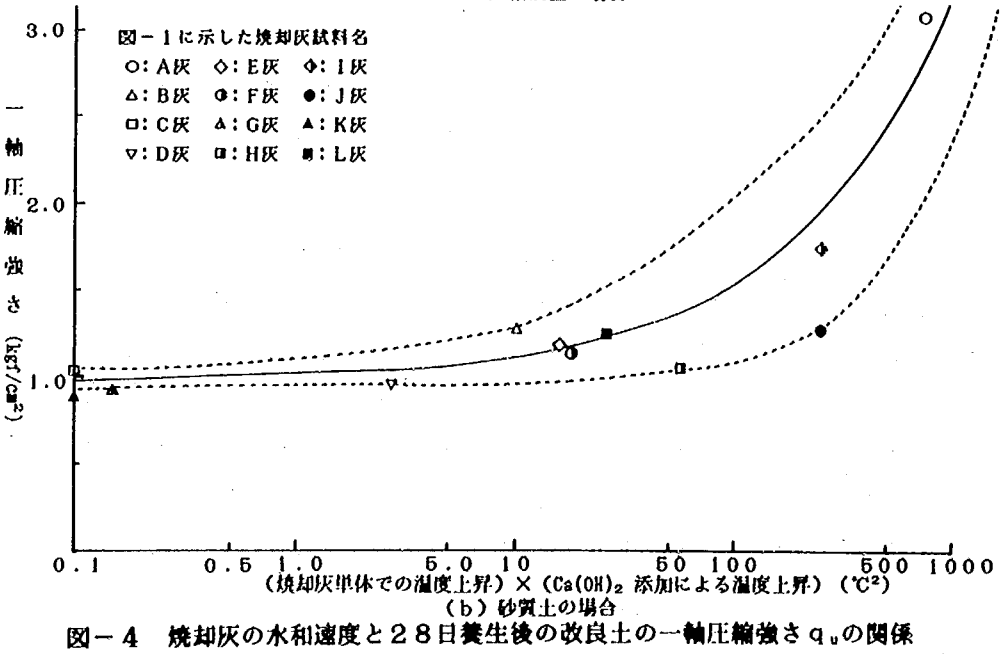
4－3　焼却灰の水和速度と土質改良効果の関係

焼却灰の保管による品質変化を簡易に判定できるような焼却灰の品質判定手法として、ここでは水和

速度試験をとりあげた。なお、今回の試験で使用した焼却灰では、焼却灰単体での水和速度と土質改良効果の相関はそれほど良くなかったので、焼却灰に消石灰を10%添加しアルカリ刺激を加え焼却灰の水和反応を活性化させた水和速度試験を行って土質改良効果との相関を調べた。その結果を焼却灰の水和速度と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係として図－４に示す。これらの図より、アルカリ刺激を加えた水和速度の値が高いものほど土質改良効果が大きいことがわかり、アルカリ刺激を加えた焼却灰の水和速度を知ることによって土質改良効果の予測も可能であると考えられる。



（ａ）粘性土の場合



（ｂ）砂質土の場合

図－４　焼却灰の水和速度と２８日養生後の改良土の一軸圧縮強さq_uの関係

5．まとめと今後の課題

焼却灰の土質改良効果の判定・評価手法に関して、以下に示すようなことがわかった。

1）ＣａＯ量が多く、水和速度の高い焼却灰は、採取直後は大きな土質改良効果を有するが、１４日保管の間に強度発現が大きく低下している。一方、ＣａＯ量が少なく、水和速度の低い焼却灰では強度の発現はそれほど大きくないが、保管による土質改良効果の低下も少ないことが認められた。

2）焼却灰中のＣａＯ量が大きいほど強度発現が大きいが、ＣａＯ量が一定でも焼却灰の品質変化により土質改良効果が低下するために、ＣａＯ量のみでは焼却灰の土質改良効果を十分には検討できない。

3）保管による焼却灰の品質変化を含めた土質改良効果を判定する指標としては、アルカリ刺激を加えた水和速度試験が簡便かつ有効であることが明らかになった。

4）以上の結果をまとめ、土質改良材として利用する場合の焼却灰の分類の目安を示すと表－３のようになる。

表－３　今回の試験に用いた焼却灰の分類

		グループⅠ	グループⅡ	グループⅢ	グループⅣ
焼却灰の種類		A，J，I	H，L	B，D，E，F，K	C，G
特徴	土質改良効果（強度発現）	大	中	中	小
	保管による強度低下	大	中	中	小
	ＣａＯ量	３５％以上		３５％以下	
	水和速度	200 ℃² 以上	20 ～200 ℃²	20℃² 以　下	
	土質改良材としての利用方法の検討	焼却灰単体での使用が可能であると思われる。	焼却灰単体でも、使用可能であるが混合量を多くする必要有り。他の土質改良材とブレンドして使用することも可能であると思われる。		他の土質改良材とブレント使用が適当と思われる。

グループⅠは、土質改良効果、ＣａＯ量、および水和速度も大きいが保管による劣化が大きい。土質改良材として利用する場合は、保管に十分注意すれば単体としての利用が可能である。グループⅡ，Ⅲは、土質改良効果、ＣａＯ量、水和速度、および保管による劣化は中程度である。ただし、グループⅡは図－５で示したようにアルカリ刺激によって反応が大きくなるので、生石灰やセメントと混ぜ合わて使用することが効果的である。グループⅣは、土質改良効果、ＣａＯ量、および水和速度も小さいが保管による劣化も小さい。グループⅢ，Ⅳの焼却灰を土質改良材として利用する場合は、他の土質改良材（セメント，消石灰）とブレンド使用することが望ましい。

V 河川事業調査費による研究

1．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、この自浄作用ともに附着性そう類等による有機物の合成活動（一次生産）も同時に行われている。このような河川における一次生産は「内部生産」とか、あるいは自浄作用に対比して「自濁作用」と呼ばれている。多量に発生した附着性そう類は、死滅して内部の有機物を溶出したり、あるいは剥離して懸濁態有機物となって下流の有機物濃度の上昇の原因となる。さらに景観上の問題や、上水の異臭味などの問題の原因ともなる。内部生産によって水中の溶存酸素濃度が上昇することはともかく、ｐＨの上昇や夜間におけるそう類の呼吸にともなう溶存酸素濃度の減少は、少なからず水棲生物に対しても影響をもつであろう[1,2]。

我が国ではこのような富栄養化の進行しやすい河川が比較的多く、河川における有機物及び溶存酸素の収支を図って水質汚濁解析を行う場合に最も重要視しなければならない現象の一つとして認識されている。また、このような現象を無視した水質保全対策は効果的なものとならない可能性も多分にある。

河川における内部生産速度を測定する方法として現在２つの方法が知られている。一つは附着性そう類そのものの変化量を捉えるものであり、他方は特定の水質項目（溶存酸素、炭酸）の変化量から推定するものである。本調査は、河川の富栄養化による附着性そう類の増殖が、河川水中の有機物濃度及び溶存酸素濃度に与える影響を定量的に把握し、水質保全施策に資することを目的として実施している。

2．昭和６２年度までの調査結果

（1）大型還流水路での実験結果より、水中及び底泥境界面での酸素消費がない場合には次式によって一次生産量を推定することができる。

［溶存酸素変化量］ ＝ ［再曝気量］ ＋ ［一次生産量］

（2）上式の形の溶存酸素収支モデルによって一次生産量を推定する場合、推定精度に対する再曝気係数の影響は非常に大きい。

（3）実河川では、水深、水温が一次生産速度に影響している。

3．昭和６３年度の調査

3．1　BODと溶存酸素の収支モデル

3．1．1　Streeter-Phelps のモデル [3]

流水中のBODと溶存酸素の収支を図った最初のモデルとして知られているが、基本的には次式で示すように、BODの生物学的分解に伴う酸素消費と再曝気による酸素補給のみを溶存酸素収支に関連する現象として捉えている。

$$\frac{dD}{dt} = Kd \cdot L - Ka \cdot D \qquad (1)$$

$$\frac{dL}{dt} = - Kd \cdot L \qquad (2)$$

Thomas [4]は、BODの除去には酸素消費を伴わない沈降・吸着などの現象もあると考え(2)式にかわって次の式を提案した。

$$\frac{dL}{dt} = - (Kd + Ks) \cdot L \qquad (3)$$

以上のモデルまでが、BODと溶存酸素の収支を図るプロトタイプと言えよう。

3．1．2　O'connor[5]，Camp[6]，Dobbins[7] のモデル

O'Connorは、河川における酸素の輸送においては advection（移流）が卓越していると考え、次式のような溶存酸素収支モデルを提案した。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = U\frac{\partial C}{\partial x} - Kd \cdot L - Ka \cdot (Cs - C) \qquad (4)$$

Campは、Streeter-Phelps及びThomasのモデルに、底泥面からのBOD供給と光合成による酸素供給を加え、

$$\frac{dL}{dt} = - (Kd + Ks) \cdot L + B \qquad (5)$$

$$\frac{dD}{dt} = - Ka \cdot D + Kd \cdot L - P \qquad (6)$$

を、提案した。さらにCampは、河川におけるBODと溶存酸素の輸送においても流下方向の混合（乱流拡散）が無視できないとした。定常状態（$\partial C/\partial t = 0$）においては、

$$E\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - U\frac{\partial L}{\partial x} - (Kd + Ks) \cdot L + B = 0 \qquad (7)$$

$$E\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U\frac{\partial C}{\partial x} + Ka \cdot (Cs - C) - Kd \cdot L + P = 0 \qquad (8)$$

となる。Dobbinsは、BODの供給が底泥面のみならず横流入によってももたらされる点や、底泥面及び水中植物等による酸素消費を考慮して、定常状態においては、

$$E\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - U\frac{\partial L}{\partial x} - (Kd + Ks) \cdot L + L_{add} = 0 \qquad (9)$$

$$E\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U\frac{\partial C}{\partial x} + Ka \cdot (Cs - C) - Kd \cdot L - Db = 0 \qquad (10)$$

で表されるモデルを提案した。(9)式は(7)式を一般化したものであるが、溶存酸素については(8)式のP項と(10)式のD_a項との双方を考えねばならず、それぞれ単独では不完全なものとなっている。

以上のモデルにおける仮定をまとめると、①BODの除去は生物学的分解によるものと沈殿吸着等によるものがあり、ともに、一次反応式で表せること、②酸素消費は、BODの生物学的分解によるものの他、BOD濃度とは関係なく底泥面で生ずるもの及び水中植物の呼吸によるものがあること、③酸素供給は、再曝気によるものと光合成によるものとがあること、のようになる。

3．1．3 Hansen-Frankel[8,9], O'connor[10]-Di Toro[11]のモデル

HansenとFrankelは、光合成による酸素補給が周期関数で与えられると考え、BODの減少に伴う項を除いて記述すると、

$$\frac{dD}{dt} = -Ka \cdot D + Pm \cdot COS(\omega t + \phi) \qquad (11)$$

によって、溶存酸素収支が表されるとした。また、底泥のBOD密度Ldを考え、Ldは直接、酸素消費によって減少するもの、溶出によって減少するもの、そして水中の固形性BODの沈殿によって供給されるものからなると仮定し次のように表した。

$$\frac{1}{H}\frac{dLd}{dt} = -Kb \cdot Ld - B - \frac{Ksd\,Ls}{Kd\,t} \qquad (12)$$

この項の第3項は沈殿による供給であるが、水中BOD，Lsについては、

$$\frac{dLs}{dt} = -K \cdot Ls + B \qquad (13)$$

とした。但し、Kは、脱酸素係数Kd、沈降・吸着等によるBOD減少係数Ks及び附着性生物によるBOD減少係数Krの和（K＝Kd＋Ks＋Kr）である。

O'connorとDi Toroは、光合成による酸素供給が半サイクルで生ずると考え、光合成による酸素供給関数として次の型を提案した。

$$\begin{aligned} &P(t) = Pm \cdot SIN[(\pi/p) \cdot (t - t_a)] && t_a \leqq t \leqq t_a + p \\ &P(t) = 0 && t_a + p \leqq t \leqq t_a + 1 \end{aligned} \qquad (14)$$

即ち、日照が生ずる時刻t_aから酸素生産が始まり、一日のうちのpの割合の時間の間のみ光合成が続くと仮定したものである。

記　号　の　説　明

B	：底泥からのBOD溶出速度	Ks	：沈降・吸着によるBOD減少係数
C	：溶存酸素濃度	L	：最終BOD濃度
Cs	：飽和溶存酸素濃度	L_{add}	：横流入及び底泥からのBOD減少係数
D	：DO不足量（Cs－C）	Ld	：底泥面のBOD密度
Db	：底泥・水中植物による酸素消費速度	Ls	：水中のBOD濃度
E	：流下方向乱流拡散(混合)係数	P	：光合成による酸素供給速度
H	：平均水深	Pm	：光合成による最大酸素供給速度
K	：Kd＋Ks＋Kr	p	：光合成が起こる時間の割合
Ka	：再曝気係数	t	：時間
Kb	：底泥面での脱酸素係数	U	：流下方向平均流速
Kd	：水中の脱酸素係数	x	：距離（流下方向）
Kn	：硝化による脱酸素係数	ω	：光合成によるDO供給関数の周期
Kr	：附着生物によるBOD減少係数	φ	：光合成によるDO供給関数の位相

3．2　実河川における調査

3．2．1　調査方法

今までの調査結果より、河川の富栄養化に伴う附着性そう類の増殖が河川水質に与える影響は、水域内での有機物負荷の増大とDO変動の振幅の拡大が主たるものと考えられる。有機物負荷の増大は、死滅そう類からの有機物の溶出や生物膜の剥離によって下流のCODが上昇することであり、過年度の調査からも明らかとなっている。他方、DO変動の幅が拡大することについては、従来の調査は一次生産量を把握するという観点からDOの上昇側の変動に焦点をあてていた。しかしながら、上流側から特定のBOD負荷の伝幡がないにもかかわらず、増殖した附着性そう類の呼吸に伴ってDOの減少が見られることも事実である。このような現象はStreeter-Phelps 流の考えからすれば、新たなBOD負荷が供給されたことと等しい。そこで今年度は、そう類の呼吸に伴うDOの減少に焦点をあてた調査を実施した。調査地点は多摩川と秋川との合流点であり、双方の河川について合流点より100M 上流地点および合流点より100M 下流の本川の３箇所である。調査地点は、富栄養化による附着性そう類の増殖が見られるとともに上流からのBOD負荷が比較的小さく、そう類の呼吸に伴うDO低下への影響を定量化するのに適している場所である（図－１）。

図－１　調査地点

調査は光合成活動が比較的小さい冬期を選び、２時間毎の４８時間連続観測を行った。調査項目及び方法をまとめると表－１のようになる。

3．2．2　調査結果

（1）気象

調査日は快晴であり、気温は夜間に記録した最低の２℃から日中最高の２１℃まで変化した。気温の変化に伴い水温も変化したが、st.1の変動が最も大きく、変動幅は６～15℃であった。

（2）流況

流量については、St.1=1.4～1.7m³/s、St.2=4.1～4.4m³/s、St.3=5.2～7.1m³/sのような変動があった。なお、河床を通しての水の交換がなければSt.3の流量は、St.1とSt.2の流量の和になるはずであるが、必ずしも一致していない。流速については、St.2が最も大きく、平均で0.77m/s、St.1及びSt.3については、それぞれ 0.38m/s、0.52m/sであった。また、平均水深については、St.1、St.2、St.3それぞれ 0.35m、0.50m、0.57mであった。

表－1　調査項目と調査方法

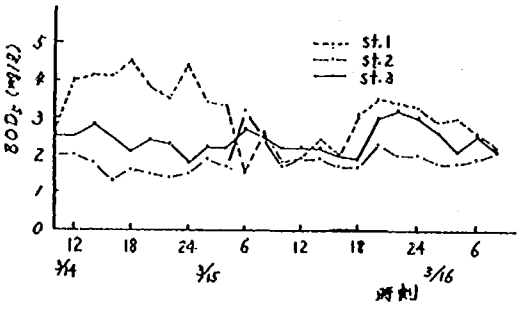
項目	測定方法及び使用機器	測定回数
気候	持参（アルコール）温度計を使用して測定	3地点×11回／調査×1調査
水候	〃	〃
DO	現場測定（セントラル科学 DC-11型を使用）	〃
pH	現場測定（現場数 H－7 VPを使用）	〃
流速及び水中流速	現場測定（現場数 TYPE2501－A）を使用して測定	1地点×11回／調査×1調査

項目	分析方法	検出限界	検体量
BOD	JIS 10101 に基づき実施	0.1mg/l ×1	[illegible]
溶解性BOD（S－BOD）	同上	0.1mg/l ×1	〃
クロロフィルa	脇水先物生産研究法に基づき実施	1μg/l	〃

注）×1：現場下限値

（3）水質

まず、BOD₅の経時変化を図－3に示す。秋川のSt.2については日変動が小さく、概ね2mg/l以下であった。St.3は、St.1とSt.2との混合であり、流量の大きい秋川の水質によって平均2.3mg/lを示している。なお、BOD₅に占めるS・BOD₅の比率は、平均的に80％程度であった。



図－2　BOD₅の日変動

DOについては、8.0～8.9mg/lの間で変動したが、飽和率で見た変動は64.4～84.6％であった。pHの変動は7.8～8.2であり、それほど大きな変動ではないが、つねにアルカリ側にシフトしていることが認められた。

水中のクロロフィルaは、プランクトンネットを用いて採取したが、どの地点においても低い値を示し、最大はSt.3で観測された0.012μg/lであった。平均的な濃度は0.005μg/lであり、水中の浮遊性そう類によるDO変動への影響は小さいと考えられる。

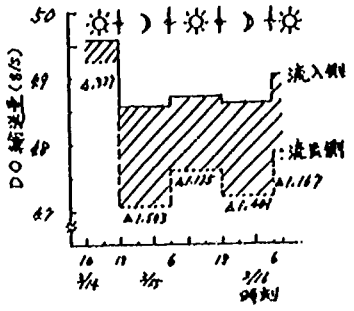
（4）附着性そう類

河床の附着性そう類を剥離して、その種類及び細胞密度を測定した。St.1については、横断方向に5箇所採取したものを別々に、St.2及びSt.3については、同じく横断方向に5箇所で採取したものを混合して検鏡した。測定結果をみると、藍藻類については Homoeothrix janthina、緑藻類については、stigeoclonium sp.が見られたが、種類的には、珪藻類が多かった。3箇所のクロロフィルaの附着密度は、St.1＝2.2μg/cm²，St.2＝11μg/cm²，St.3＝42μg/cm²の通りであった。

3．2．3　附着性そう類の呼吸によるDO低下

3箇所における溶存酸素濃度が、BOD₅が低いにもかかわらず飽和値からかけ離れている理由の一つとして附着性そう類の呼吸による酸素消費が考えられる。図-3は、St.1とSt.2から

供給された酸素量とSt.3から下流へ出ていく酸素量を比較したものである。流下時間はSt.1～St.3が約7.5分、St.2～St.3が約5.3分であり、図－２のＢＯＤ。変化を見てもこの間におけるＢＯＤ。の生物化学的分解は無視し得る。図－５の斜線部分は流入と流 出の差であり、St.1、St.2とSt.3の区間において減少した酸素量を示す。この間における酸素収支は、



図－３　上、下流におけるDO収支

〔溶存酸素変化量〕＝〔流入酸素量〕－〔流出酸素量〕＋〔再曝気〕－〔BOD分解〕＋〔光合成生成〕－〔呼吸〕

となるが、流下時間が10分以下であること、溶存酸素飽和率が70～80％程度であること、及びＢＯＤ。が平均で3mg/l以下であることを考慮すると、再曝気及びＢＯＤ分解による酸素収支への影響は、ほとんど無視し得ると考えられる。従って、酸素収支に影響を与える因子は光合成と呼吸であると考えられる。

呼吸に伴う酸素消費から、極めて大まかな推定でＢＯＤ当量を推定すると、ｔ＝7.5分、Kd＝0.15/日として、

$$Lo = \frac{(1.503+1.401)/2 \times t \times 60}{1 - \exp(-Kd \times t)} = 836.7 \text{ kg}$$

河床面積は約4,700 m^2 であるから、附着性そう類のＢＯＤ換算は、178 $gBOD/m^2$となる。

４．まとめ

河川の富栄養化による附着性そう類の呼吸に伴い、流水中の溶存酸素濃度が低下する。これは、従来の溶存酸素収支モデルの考え方においては、新たなＢＯＤ負荷が供給されたことに等しい。 本年度に実施した実河川調査における河床附着性そう類の呼吸による溶存酸素消費量のＢＯＤ換算値は178 $gBOD/m^2$であり、上流側から供給されるＢＯＤ値に比べ、無視できないものであることが分った。

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、15回水濁研究年講、1981
2．桜井善雄：千曲川中流水域の富栄養化、下水道協会誌、１９７３
3．Streeter,H.W.,and E.B.Phelps:A study of pollution and natural purification of the Ohio river, U.S.Public Health Service, Bulletin 146, 1925
4．Thomas,H.A.:Pollution load capacity of streams, Water & Sewage Works, 1948
5．O'Connor,D.J.:The effect of stream flow on waste assimilation capacity, Prc. of17 th Purdue Conf., 1962
6．Camp,T.R.:Water and Its Impurity, Chapman and Hall Publ., 1963
7．Dobbins,W.E.:BOD and oxygen relationships in streams, Prc.ASCE, JSE Div., 1964
8．Hansen,W.W.,and R.J.Frankel:Economic evaluation of water quality,a mathematical model of dissolved oxygen concentration in freshwater streams,UC Berkley, 1965
9．Frankel,R.J.,and W.W.Hansen:Biological and physical responses in a freshwater dissolved oxygen model, Advances in Water Quality Improvement, 1968
10．O'Connor,D.J.,and D.M.Di Toro:The distribution of dissolved oxygen in a stream with time varying velocity,Water Resources Research, 1968
11．O'Connor,D.J.,and D.M.Di Toro:Photosynthesis and oxygen balance in streams,Prc. ASCE, JSE Div., 1970

2．異常水質時の緊急対策に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　渚
研　究　員　小森　行也

1．　はじめに

現在、河川の水質管理の一環として、河道整備・維持流量の確保等による流況安定化、浄化用水の導入及び河川浄化施設による河川水質保全、及び水質自動監視装置による河川水質の連続観測などが行われている。これらは、定常的な汚濁源を念頭においた長期的な施策と言える。河川の水質管理としては、これら長期的施策の他に、極度な渇水時あるいは工場等における事故に伴う有害物質の流出時に想定される異常水質に対して対策を行う、短期的な施策も必要とされる。

しかしながら、異常水質時に緊急的な対策を行うような短期的施策は、制度的にも十分ではなく、場所によっては一時的であるにせよ、異常水質が大きな社会問題となる。

本調査では、通常想定し得ないような物質が河川に流入して異常水質を惹き起こす場合を念頭に、所要の技術的対応のあり方について検討を行うものである。なお、本調査は技術管理業務連絡会水質部会の共通テーマとして位置付けられており、土木研究所水質研究室と河川局河川計画課及び各地建技術事務所、北海道開発局開発土木研究所との共同研究として実施している。

2．　調査の全体計画

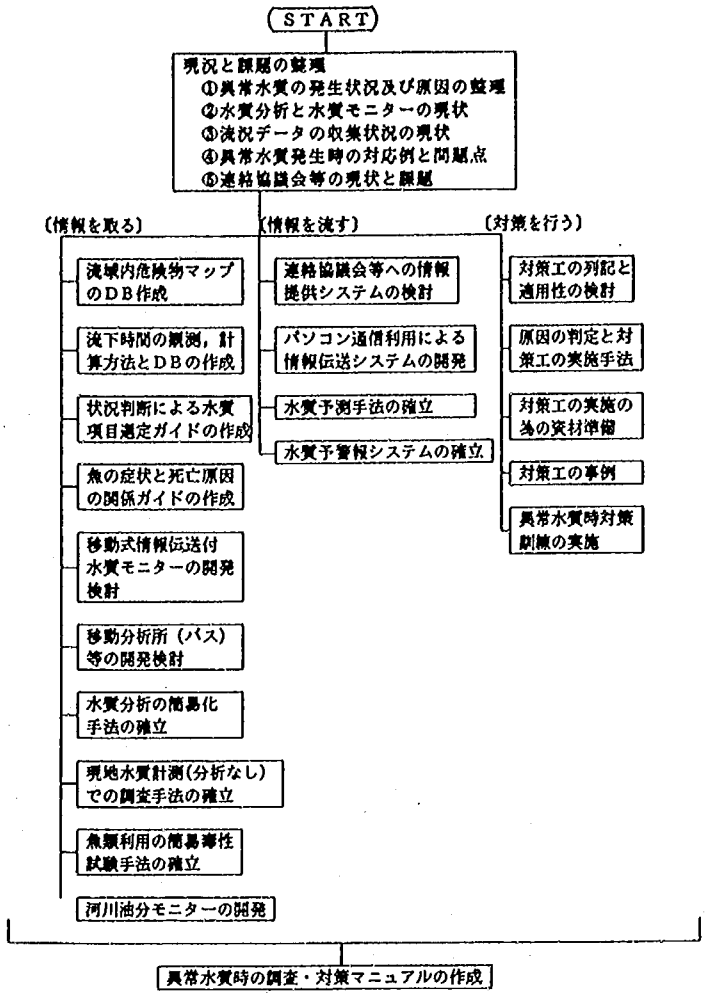
本調査は、昭和63年度より平成２年度までの３ケ年を予定しており、各地建等の分担分も含めて全体計画を表すと図－１のようになる。「現況と課題の整理」を別にすれば、調査は情報取得、情報伝達及び対策工の３つに大別される。最終的には、本調査の成果は「異常水質時の調査・対策マニュアル（案）」としてまとめる予定である。

3．　昭和63年度の調査

3．1　異常水質時の現状と課題の整理

3．1．1　異常水質の発生状況及び発生原因の整理

異常水質の発生は、毒物等の流入と流況変動（渇水、洪水）によるものがある。このうち毒物の流入について関東地方建設局管内についてみると、昭和50年～53年に急増したが、それ以後横バイ状態となっており、年平均で25件程度となっている。また内容別には、油の流出と魚の浮上が圧倒的に多い（表－１）。



図－1　調査の全体計画

表－1　各河川の水質汚濁事故内容別発生件数一覧表
（昭和45年12月～昭和62年3月）

事故内容 / 河川	油の流出	魚の浮上	臭い水	異常値	その他（水の汚濁等）	（件数）計
久慈川	2	2 (1)				4(1)
那珂川	6	4			4(1)	14(1)
利根川	35(4)	20	3	3	9	70(4)
鬼怒川	8	7		1	2	18
渡良瀬川	22	18	1	2	3	46
鬼怒川	4	5			2	11
小貝川	2	2			2(1)	6(1)
江戸川	31	12		4	3	50
中川・綾瀬川	13	15		1		29
荒ヶ瀬	1	6		1		8
荒川	26	17(1)	2	6	5	55(1)
入間川	21	17(1)		3	1	42(1)
多摩川	47(4)	47(6)	2	4	7(1)	107(11)
鶴見川	1	8(2)			3	12(2)
神奈川	4	12		1	1	18
富士川					2	2
小　計	222(8)	192(11)	8(0)	26(0)	44(3)	492(22)

（）は内書きで昭和61年度件数

３．１．２　異常水質分析と水質モニターの問題点の整理

河川の水質状況の把握は、建設省を始め、県・市等において、通常月に１回程度実施されている。この定期的な調査では、突発的に発生する水質事故に対応するには不充分であり、より精度の高い監視体制が望まれ、建設省では、昭和46年から、主要河川を対象に、水質モニターを設置し、水質事故等の情報把握に努めてきた。現在、128 箇所のモニターが稼働しているが、異常水質項目としてシアン測定装置を設置している箇所もある。水質モニターの計測上の問題点としては、送水管内での移送中による水質の変化、採水部でもあるポンプの位置（水質の代表性、流況による取水の欠足）等が挙げられている。

３．１．３　流況データ及び流域データ収集状況の現状整理

異常水質の発生に伴い、必要となる流況データとしては、１つは、その河川の流下に伴う流達時間であり、異常水質の水塊がどのように流下、拡散していくかの目安として重要である。もう一つは、支川あるいは樋管等の存在と、その流入水量、排水量の把握である。また流域に関するデータとしては、第一に利水状況の把握であり、上水、工水、農水の取水位置、取水量及び取水時期等の情報を十分把握しておく必要がある。次に流域内で有害物質を取扱っている事業場の把握であり、特定施設の種類、排水量、排水水質等について調査しておき排出の可能性のある物質について整理しておく必要がある。

３．１．４　異常水質発生時の対応例と問題点の整理

異常水質の発生にあたっては、当該河川の工事事務所が中心となり対応しているのが現状である。一般的な対応例は図－２に示すような措置フローに従って行われている。これらの対応措置において、よく問題とされる点を表－２にまとめた。

３．１．５　連絡協議会等の現状と問題点

各地方建設局ごとに、関連する工事事務所、都道府県との間で、連絡協議会（例えば関東地方建設局関東地方水質汚濁対策連絡協議会）があり渇水等を含む異常水質に対して、水質保全と各種対策について協議及び協力体制をとることを目的としたシステムがある。

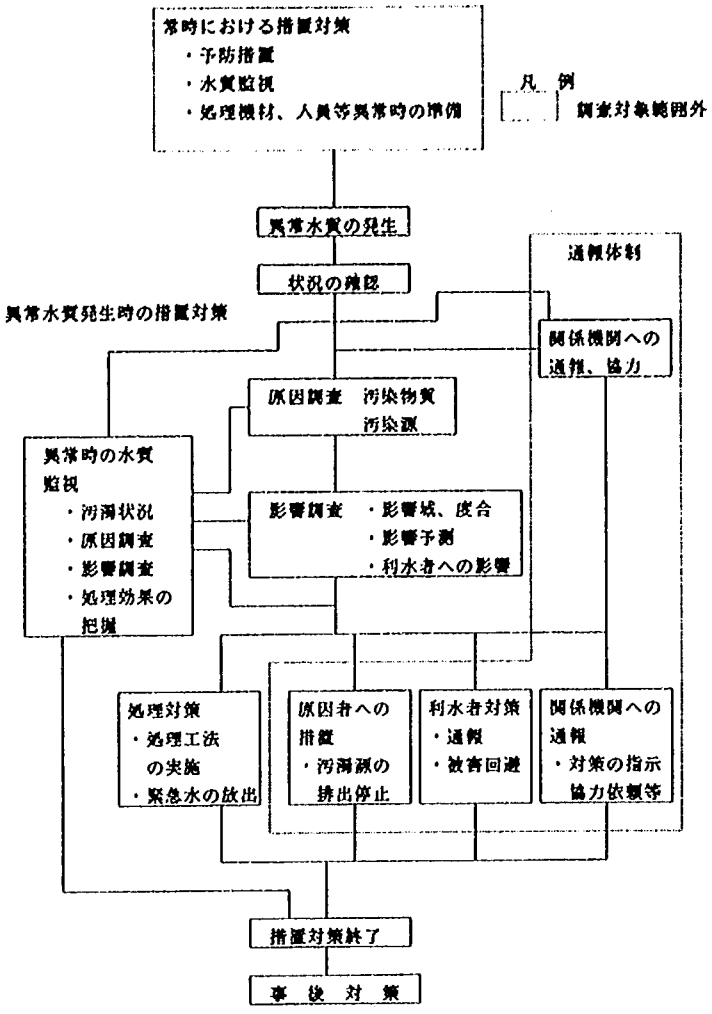
現況において、実際の異常水質時の運営等にあたって問題となっていることを列記すると以下のようなことがあげられる。

① 連絡協議会内の連絡網が十分でない。
② 協議会メンバーの異常水質時の役割が明確でない。
③ 渇水のような、その症状が徐々に表れてくるものは、連絡協議会で協議し、協力体制をとることが可能であるが、毒物混入等による異常水質は突発的であり、その対応が急がされるケースがほとんどで、この場合の協力体制の強さが必要である。

３．２　現地水質計測（採水・室内分析なし）による調査手法ガイドの作成

３．２．１　市販の現地水質測定機器及び簡易分析の実用化の整理

異常水質に係わり、測定が必要となる主な水質項目は、pH、シアン、フェノール、カドミウム、鉛、水銀、六価クロム、ヒ素、強酸、強アルカリ、油、ＤＯ等が一般



図－2　異常水質発生の措置対策フロー

表－2 異常水質発生時の対応上の問題点と対策案

項目	問題点	対策案
情報の伝達	異常水質時の第一報が市役所や警察などに通報され、流域管の各担当事務所にはいってこないことがある	パンフレット、看板等による啓蒙活動が必要（連絡先の一本化……例えば 110番、119番のような考え方）
	異常水質の刻々の状況及びデータがすみやかに伝達されない	連絡協議会等の伝達機構の検討（ファックス通信などの利用等――現況より後退）
	マスコミ等への情報伝達がすみやかにいっていない	河川情報センター等での臨時ニュースによる情報提供
原因及び影響調査	データの解析による影響範囲や影響時間の割り出しがおくれる	流達時間などの十分な把握 シミュレーション等の整備 汚濁図マップの完成
	採水、分析体制が確立されていないため、異常水質の規模に応じた対応ができていない	水質分析体制の見直し
対策	油分についてはオイルフェンス等の対策があるが、その他の汚染物質に対する対策がこれといってなく希釈効果が最も有効な方法となっている（導水路等による浄化用水の導入）	63年 荒川のシアン流出、江戸川での油流出時に実施
	原因の発見から対策実施までのマニュアルがなく、その場その場での対応となっている	調査マニュアルの作成 異常水質を想定した訓練の実施（63年 関東地方建設局で実施）

的である。これらの項目の現場での測定方法は、基本的に次の２つの目的により決まってくる。一つは、全体の目安としてでよいから早く結果が知りたい場合、もう一つは、その場で比較的精度の高い結果を得たい場合（正規の方法を再度やらない）である。前者の場合は、パック方式、試験紙型、検知管方式、簡易機器型（比色等）等による対応が考えられる。これは、操作が簡単であり、誰でもできるものである。後者の場合は、イオンメーターあるいは公定法に準じた機器を用いた方法による対応が考えられる。

３．２．２　現在考えられる現地調査用水質計器の整理

（１）計測技術の整理

異常水質時を対象とした調査手法ということで、ここでは、水質センサーを中心とした現地調査手法ガイドの作成を試みた。

現在水質センサー（投げ込み式）として実用化され、実際に用いられているものは、表－３のとおりである。

表－３　投げ込み式水質センサ

項　目	測定方式（原理）	測定範囲
pH　計	ガラス電極法（複合電極、カートリッジ式）	0～14(±0.2以内)
ＥＣ計	電磁誘導法　交流４極法	1～100,000μs/cm
ＤＯ計	カルバニ法(カートリッジ式) 隔膜ポーラロ方式	0～20ppm
ORP計	白金電極方式	-1000～+1000mV
濁　度　計	後分球方式	0～500ppm

これらを組み合わせ、現場用の水質計も市販されている。センサー部の重量も５～８kg（水中約１／２）であり、作業上も一人で取扱いが可能である。

また、これ以外に重金属あるいはシアン等の毒物を計測する水質計器は無いため、将来的にはバイオセンサー（毒物センサー）による毒物流下の測定を考えればよいと思われる。基本的には、現場で専門技術者無しに調査を行う場合の異常水質の有無の判定は水質センサーとバイオセンサーによる計測を中心とした方法がよいと考えられる。また、異常が判定された場合には次の階段へ移り、採水による現地測定及び分析、水質検査車による分析、室内へ搬入し分析する方向となる。毒物センサーについては現在硝化菌を用いた研究が最も進んでおり、有機塩素系の影響の判定が可能となっている。基本的な考え方としては、特定の毒物に対して、活性が低下するバイオアッセイが種々あると考えられ、今後の研究により多くの毒物に対するセンサーの開発が可能となろう。また、採水した試料について測定可能な水質センサーとしては表－４に示すものがある。但し、イオンメータを使用する場合には作業スペースが必要であり、車として、ライトバンあるいはワゴン車が必要である。この場合、安定した平地として２ｍ×１ｍ程度が必要となる。

この他、毒物流出事故事例から測定が必要と考えられる項目と、現在の簡易分析方法を整理すると表－５のとおりである。吸光光度計、ガスクロマトグラフあるいは赤外線分析計は一般的には、室内分析機器であり、現場への持込は難しい。現場調査用としての水質計器は、水質検査車などに搭載するなどの方法をとる必要があるため、センサー型水質計及びイオン電極を用いた測定方法が、実用化の可能性があり、これらの組み合わせによる調査手法が中心となる。また、上記のうち、六価クロム、フェノールについては、比色による簡易分析があり、それを取り入れる方

向とする。但し、それ以外の項目については、採水を行い、しかるべき設備の所で分析する方がよく、現場での測定からは除くものとした。また、油分については現在までの事例でみると、明らかに目視でその存在は確認できるため、原因不明に対する調査とは別扱いとした方がよいと考えられる。

表－4　採水試料の測定装置

項　目	測定原理	測定方法	測定範囲
①シアン	イオン活量	シアン電極法	0.01～260 mg/ℓ
② Cu	〃	Cuイオン電極法	0.003～10^5 mg/ℓ
③ Cd	〃	Cdイオン電極法	0.1～10^5 mg/ℓ
④ Pb	〃	Pbイオン電極法	1 ～10^4 mg/ℓ
⑤フッ素	〃	Fイオン電極法	0.01～15 mg/ℓ

表－5　異常水質時に測定が必要な水質項目と簡易分析方法

項　目	測定方法	測定機器	定量限界	
			公定法	検定率
フェノール	吸光光度法	吸光光度計	0.005	0.05
PCB	ガスクロマトグラフィ	ガスクロマトグラフ	0.0005	–
六価クロム	吸光光度法	吸光光度計	0.01	0.1
鉛　類	ガスクロマトグラフィ	ガスクロマトグラフ	0.001	0.1
有機水銀	〃	ガスクロマトグラフ	0.05	–
油　分	四塩化炭素抽出	赤外線分析計	0.01	0.5
水　銀	原子吸光光度法	原子吸光光度計	0.0005	0.001

4．おわりに

異常水質時の対応を考える場合、どこまでを「異常」とするか水質部会において大きな議論となった。生活排水や工場排水のたれ流しによって水中のＤＯが減少し、その結果酸欠で魚が浮き上がることも確かに異常な事態ではある。しかしながら、ここではこのような事態を対象として異常水質を捉えていない。ここで取り上げている異常水質は、「通常」想定されていないような汚濁源から汚濁負荷の流入があった場合、あるいは「通常」想定されていないような汚濁物質の流入があった場合に惹起される河川水質上の問題を念頭に置いている。現在諸々の水質保全施策が実施されているが、その全ては通常想定される汚濁源による水系の汚濁を防止するためのものであり、長期的な施策である。冒頭でも述べたが、通常想定されていないような汚濁源、あるいは汚濁物質による水質汚濁は場合によって水系の水利用体系に致命的な影響をもたらす。この意味では本調査で対象としている短期的施策の確立は急務と言えよう。

「情報を取ること」について今回調査を行ったが、水質保全の原点が物質管理にあることを考えると必ずしも十分な調査結果となっていない。流域内の工場等でどのような物質が貯蔵されているかの定性的な把握の方法も制度的に十分出来ず、定量的な調査に至ってはなおさら不可能というのが現在の偽らざる真実である。河川の水質管理を考える上で、制度的に流域内の物質貯蔵量を把握出来るような方法を見出さないと、異常水質時の緊急対策の確立は不完全なものとなってしまおう。

次年度については、情報を取ることと合わせて、情報の伝達についても調査を行う予定である。

Ⅵ 建設技術研究開発経費による研究

1.バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発
1.1.微生物バンクの開発に関する研究
1.1.1.排水処理に係わる微生物バンクの整備手法に関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
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　まえがき

排水処理に係わる微生物、特にその主役たる細菌群に関するまとまった情報は驚くほど少ない。従来、細菌学の対象は、病原性細菌や、発酵、製薬等の生物化学工業に関与する細菌が主であった。これは、自然界に分布する細菌の極めて限られた一部にすぎず、細菌の王国の全容は依然として未知のベールに被われている。排水処理に係わる細菌群は、多種類の細菌が混在し、競争、共生、関係を通じて複雑な生態系を形成していると考えられ、従来の細菌学の手法のように、特定の細菌を純粋分離し、その性質を研究する手法のみでは、菌の分離すら不可能な場合もある。「排水処理に係わる微生物バンク」は、細菌の保存のみならず、分離、培養方法、排水処理との係わりや利用方法、自然界における生態、遺伝情報等を総合的に集積、整備していくことを目指した、新たな微生物バンクを構築しようとするものであり、従来の細菌学とは、異なった体系をもつ環境細菌学（仮称）の確立に大きく寄与するものとなろう。

2　研究の目的

本研究においては、「排水処理に係わる微生物バンク」を整備するための技術的課題に検討を加えるものとする。バンクは微生物を保存する保存バンクと、微生物の特性に関する情報を集積する情報バンクに分けられる。保存バンクでは種々の菌の凍結乾燥法による保存を行い、保存状態のチェックを適宜行う。情報バンクでは、本バンクで整備すべき微生物の分類、バンクの構成、バンクに取り込むべき情報の整理、本バンクを微生物学の専門家以外の人が利用する際の手引きの整備等を行う予定である。

3．研究結果

61年度は微生物バンクを、「保存バンク」と「情報バンク」に分けること、及び情報バンクの対象微生物、情報バンクの項立てと取り込むべき情報の骨子等について決定した。62年度は、情報バンクの菌株基本データベースのフォーマットを作成した。このフォーマットに従って記入した9種類の菌（セルロース分解菌、水銀高感受性菌等）のデータベース例もあわせて作成した。

63年度は、本バンクの情報と実際の排水処理技術との具体的関係をまとめた「排水処理に係わる微生物情報バンクの排水処理技術への適用」、どのような要件を満たした菌株を本バンクに収録すべきかを検討した「データベース収録ガイドライン」を作成した。データベースのみでは一般の技術者の利用が困難であるため、収録菌株の特徴や下水道との係わりを判り易くまとめた「収録菌株の解説」を各菌株データベース毎に付けるとともに、微生物学の基礎知識をまとめた「排水処理に係わる微生物バンク活用の手引き」を作成し、本バンクの利用のし易さを計った。

また、菌株基本データベースのフォーマットに若干の修正を加え、文献調査により下水道との係わりが深い菌株26株について、データベース、および収録菌株の解説を情報バンクに収録した。

3.1 排水処理に係わる微生物情報バンクの排水処理技術への適用

「排水処理に係わる微生物情報バンク」は、「菌株基本データ」、「実用化技術情報」、「酵素・遺伝子情報」の3本柱の構成となっている。

菌株基本データは、主に単離された菌株レベルで、分類、生理的特性、他の微生物との定性的係わり（生態）が記述されている。

実用化技術情報では、排水、汚泥処理プロセス中（混合培養系）での特性、制御手法などが記述され、酵素遺伝子情報では、菌株を将来的に遺伝子レベルで取り扱う場合に備え、遺伝子と酵素に関する情報が記述されることとなっている。

従来の微生物学では、単離された菌株の生理的特性を研究し、そこで得られた純粋培養系における結果を、医学における細菌学の臨床的応用や、発酵工学における発酵槽の制御など純粋系よりは多少複雑な系にも適用してきた。しかし、排水処理に係わる微生物（群）は、排水中の複雑な基質を、多種類の微生物の協力、競合によって浄化しており、純粋系で得られた結果が実フィールドに直ちに応用できる例は、限られたものとなる。例えば、生物学的脱リン、脱窒は排水処理に広く用いられている技術であるが、実フィールドより採取した汚泥から純粋菌株を単離しその性質を研究しても、現場での脱窒、脱リン現象を、定量的に説明出来ないのが現状である。これらの現象は活性汚泥中の細菌群の相互作用を仮定して初めて説明できると考えられている。一方、ノカルディアなどの放線菌が、活性汚泥プロセスにおいてスカムの原因となることから、放線菌の成育条件を研究し、スカム対策に役立てようとする試みも行われており、この場合は、単離された菌株の情報も、プロセス制御に役立つものと思われる。

排水処理に係わる微生物の情報を、実際のフィールドに応用するためには、対象となる菌株が、多様な生物相や基質の中でどのような役割を荷っているかを解明する必要があり、従来はその作業の困難さのため、活性汚泥は生物学的「Black Box」として扱われることが多かった。しかし、最近のバイオテクノロジーへの関心の高まりとともに排水処理に関わる微生物の研究も進展し、前述のように一部の菌株については、純粋培養系での情報が混合培養系での挙動の予測、制御に役立つ例も見られている。

本情報バンクの目標は、最終的には生物学的「Black Box」を解明することにあり、そのため混合培

養系での「実用化技術情報」や、「酵素・遺伝子情報」を整備しなくてはならないが、当面は純菌のデータである「菌株基本データ」の整備が軸となると考えられる。このような背景を考慮して、本バンクの排水処理への適用にあたっては、以下の３通りの方向でそれぞれに適したやり方をもって進めることが必要であろう。

(1) 嫌気性細菌のうち、利用できる基質が限定されている菌株、バルキングの原因となる糸状細菌、臭気や腐食に関与する硫酸塩還元細菌や硫黄酸化細菌など純粋培養系の情報が、実フィールドでの現象の理解や、制御に有用な情報となりうる菌株がある。この種の菌株については、実フィールドにおける環境条件を考慮しつつ、積極的に純粋系におけるデータの利用を図る。

(2) BOD成分の除去はもちろん、脱窒、脱リン、難分解性有機物除去等に関与する細菌（群）は、混合培養系での複数の細菌の相互作用下においてその能力を最大限に発揮するものと考えられるため、純粋培養系におけるデータのみでは、その評価が困難であろう。このため、「菌株基本データ」中の「生態」の項の充実を図り、微生物相互間の関連を重視するよう努める。

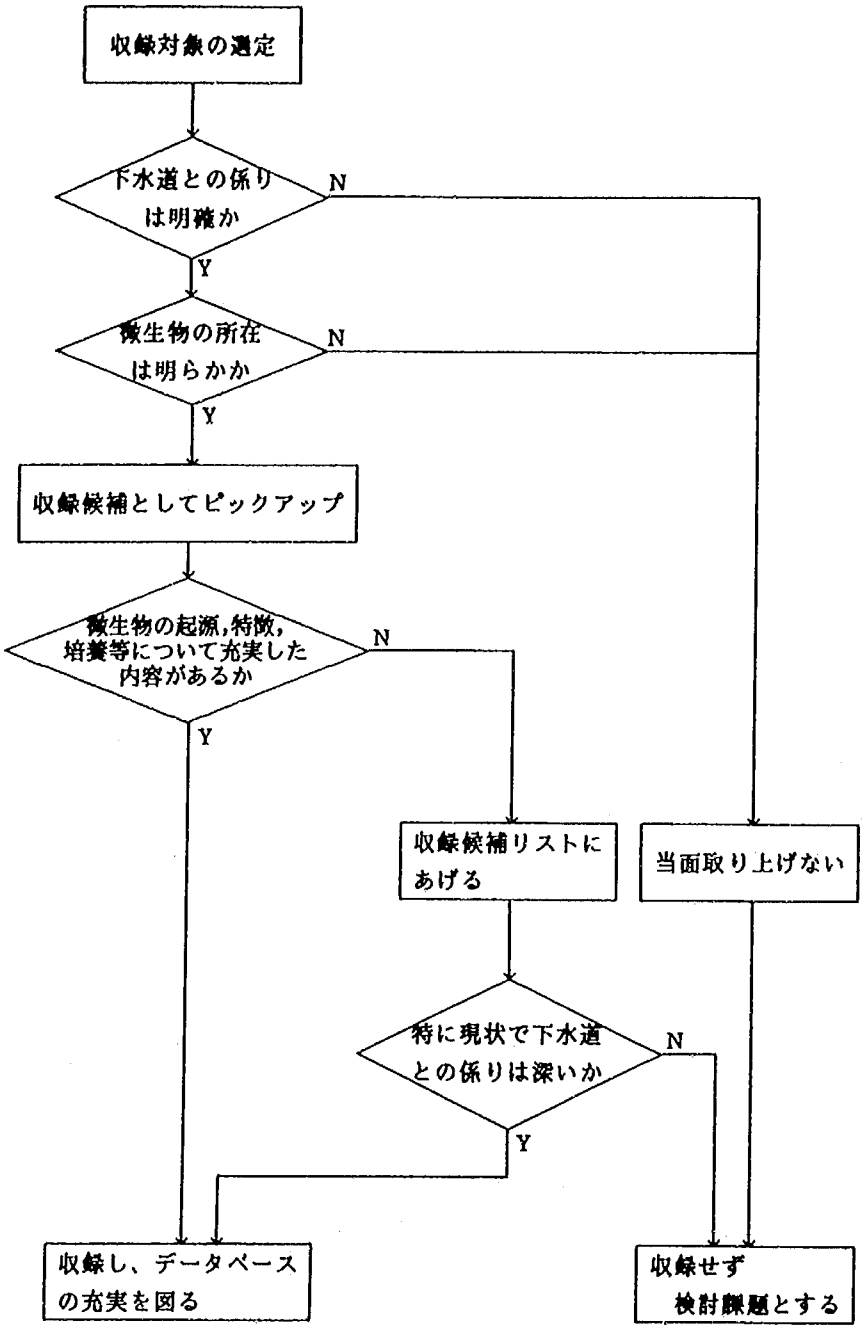
(3) 重金属耐性細菌、重金属高感受性細菌、シアンなどの毒物分解細菌、各種の走性（例えば走化性、走熱性、走光性）をもつ細菌など、従来の排水処理プロセスでは考慮されていない細菌については、純粋培養系におけるデータより、新しいプロセスを創造するといった利用法と、とりあえず新しいプロセスの実験を開始し、発生してくる微生物の特性を解析し、データ化を図り、プロセスの改良に役立てる、といった２通りの取り扱いが考えられる。

３２　データベース収録ガイドライン

「排水処理に係る微生物バンク」のうち、菌株の基本的情報のデータベースは、環境微生物学としての分類方法、研究方法を検討する基礎としての情報整理をも兼ね備えると考えらる。また、利用者が菌株の直接利用や情報収集の手段として利用できることも重要である。従ってこのデータベースへの収録は、下水道に深くかかわりのある機能をもった菌株であると同時に菌株の所在が明らかであるという条件を満たすことが第一である。さらに、菌株を扱う人にとっても必要で十分な文献情報が提供できるデータベースの作成が必要である。データベースへの収録の考え方は図－１に示すものである。

３３　収録菌株の解説

微生物情報バンクの「菌株基本データベース」は、菌株に関するデータのエッセンスをまとめたものであり、一般の下水道技術者がその内容を直ちに理解するにはやや専門的過ぎるきらいがある。このため、各収録菌株についてその性質、特徴、下水道との係わりなどを判り易く解説する「収録菌株の解説



注）　文献に正式に記載されている菌株は少なくとも著者が所有しているものとみなす。

図－1　菌株基本データ収録の考え方

」を添付するものとした。

3.4　63年度の収録菌株

63年度は、昭和63年7月29日現在の日本科学技術情報センター(JICST)のJOISによる文献情報検索を行い、菌株情報を拾い出した。拾い出された論文題名、キーワードより判断し、排水処理に係わりがあるものについて本論文を取り寄せた。収集した論文の内容を、3.2のガイドラインに添って判断し、最終的に26種の菌株について、「菌株基本データベース」、「収録菌株の解説」を作成した。検索のキーワード（検索式）、検索件数、収集論文数は以下の通りである。

検索式	件数	収集論文数
イオウサイキン	66	4
シヨウサンカセイキン	194	10
コウゴウセイサイキン×ハイスイシヨリ	30	3
ダツチツキン	118	5
メタンセイセイサイキン×タイシヤ（メタボリズム）	194	11
ビセイブツブンカイ×オセンブツシツ	520	23

63年度の収録菌株のリストを表－1に示す。

3.5　排水処理に係わる微生物バンク活用の手引き

一般の下水道技術者が本バンクを利用する場合、微生物学の基礎的知識がある程度必要となるため、「排水処理に係わる微生物バンク活用の手引き」を作成し、本バンクの利用者の範囲が出来るだけ広くなるよう心掛けた。

4　今後の課題

収録菌株の充実のためには、積極的に文献情報の収集を行わなくてはならないが、本年度 JICSTのJOISによる検索では、26種の菌株が収集された。この数が少ないと判断するかどうかには異論があろうが、実際にはこれよりも多数の文献情報があるものと考えられる。JOIS等の検索システムはキーワードの設定がかならずしも本バンクの目的と合致しないので、キーワードの選択にかなりの工夫を凝らさないと目的とする情報のすべてを網羅することは困難である。今後、本バンクの実際の運用に当たっては、特定の細菌を専門的に研究している研究者の協力を得て、広範囲の情報を収集することが必要となろう。

表－1　データベース作成菌種一覧（昭和63年度）

No.	名称（慣用名）	機能名	下水道との係り
1	*Nitrosomonas europaea*	アンモニア酸化細菌	窒素の酸化
2	*Nitrobacter sp.*	亜硝酸酸化細菌	窒素の酸化
3	*Thiothrix sp.*	硫黄酸化細菌	硫黄化合物の酸化 バルキングの原因菌
4	*Beggiatoa sp.*	硫黄酸化細菌	硫黄化合物の酸化 バルキングの原因菌
5	*Thiospheara pantotropha GB17*	硫黄酸化細菌	硫黄化合物の酸化
6	*Rhodopseudomonas sp.*	光合成細菌	高濃度有機物除去
7	*Rhodospirillum rubrum*	光合成細菌	高濃度有機物の去
8	*Flavobacterium sp.* *(Pseudomonas sp.)*	難分解性物質分解細菌 有機塩素化合物・ クロルヘキシジン分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
9	*Alcaligenes eutrophus H850*	難分解性物質分解細菌 有機塩素化合物・ ＰＣＢ分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
10	*Acinetobacter sp. GJ70*	難分解性物質分解細菌 有機塩素化合物・ ハロゲン化アルカン分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
11	*Rhodococcus sp. TTD-1* *(放線菌)*	難分解性物質分解細菌 芳香族炭化水素・ チオフェン分解菌	難分解性物質の除去 臭気の除去 イオウ化合物の酸化
12	*Acinetobacter calcoaceticus SH-1*	難分解性物質分解細菌 芳香族炭化水素・ フェノール分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
13	*Pseudomonas sp. K172*	難分解性物質分解細菌 芳香族炭化水素・ フェノール分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去 窒素の除去
14	*Pseudomonas sp. S100*	難分解性物質分解細菌 芳香族炭化水素・ フェノール分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去 窒素の除去
15	*Desulfovibrio desulfuricans DG2*	難分解性物質分解細菌 合成高分子・ポリエチレン グリコール分解細菌	難分解性物質の除去 汚泥のガス化

表－1　データベース作成菌種一覧（昭和63年度）

（つづき）

No	名称（慣用名）	機能名	下水道との係り
16	*Bacteroides sp. PG1*	難分解性物質分解細菌 合成高分子・ポリエチレン グリコール分解細菌	難分解性物質の除去 汚泥のガス化
17	*Clostridium sphenoides X-4*	難分解性物質分解細菌 合成高分子・ キシラン分解細菌	難分解性物質の除去 汚泥のガス化
18	*Clostridium sp. XY-6*	難分解性物質分解細菌 合成高分子・ キシラン分解細菌	難分解性物質の除去 汚泥のガス化
19	*Thiobacillus thioparus TK-1*	難分解性物質分解細菌 農薬その他・ 有機リン分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
20	*Thiobacillus thioparus AK-1*	難分解性物質分解細菌 農薬その他・ 有機リン分解細菌	難分解性毒性合成有機物の除去
21	*Desulfobacterium rubrum*	硫酸塩還元細菌	硫黄化合物の還元
22	*Alkaligenes sp. (6-AN-3-16)*	脱窒細菌	窒素の除去
23	*Pseudomonas sp. 220A*	脱窒細菌	窒素の除去
24	*Methanobacterium thermoautotrophicum RTAE-1*	メタン生成細菌	汚泥のガス化
25	*Methanobacterium ivanovii*	メタン生成細菌	汚泥のガス化
26	*Methanosarcina barkeri 227*	メタン生成細菌	汚泥のガス化

1.1.微生物バンクの開発に関する研究
1.1.2.*Beggiatoa*の分離と代謝特性に関する研究

新下水処理研究官　　京才俊則
三次処理研究室　室長　佐藤和明
〃　主任研究員　高橋正宏

1　はじめに

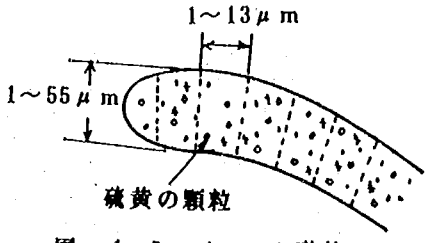
*Beggiatoa*は、排水処理の分野において古くから知られる糸状性細菌の一種である[1]。硫化水素を酸化する能力を有しており酸素供給が不足している活性汚泥に良く出現するため、汚泥の状態を診断する上での一つの指標生物となっている[2]。我が国の下水処理場においてもしばしば見られるが、これが優占種となり、バルキングのような障害を起こすことは稀である。

バイオフォーカスWTにおいて開発中のバイオリアクターの中には、嫌気性と好気性のバイオリアクターの組み合わせで処理を行うもの、意図的に酸素供給量を制限して、嫌気性細菌と好気性細菌を同時に働かせようとするものなどがあり、このようなバイオリアクター内では硫化水素の存在下で酸素が供給され、*Beggiatoa*の好む成育環境が提供されるため、しばしばこれが優占種となる。

土木研究所の開発した多段反転流式バイオリアクター[3]における自己造粒汚泥の形成機構にも、嫌気性細菌の一種である硫酸塩還元細菌の生成する硫化水素を利用する*Beggiatoa*が関わっているとみられており、今後排水処理の分野における*Beggiatoa*の重要性はますます増加するものと思われる。本研究においては排水処理の分野で出現する*Beggiatoa*の硫黄酸化能力と成育条件の関係に着目し、その利用と制御方法を明らかにしようとするものである。

2　*Beggiatoa*の分類学的特性

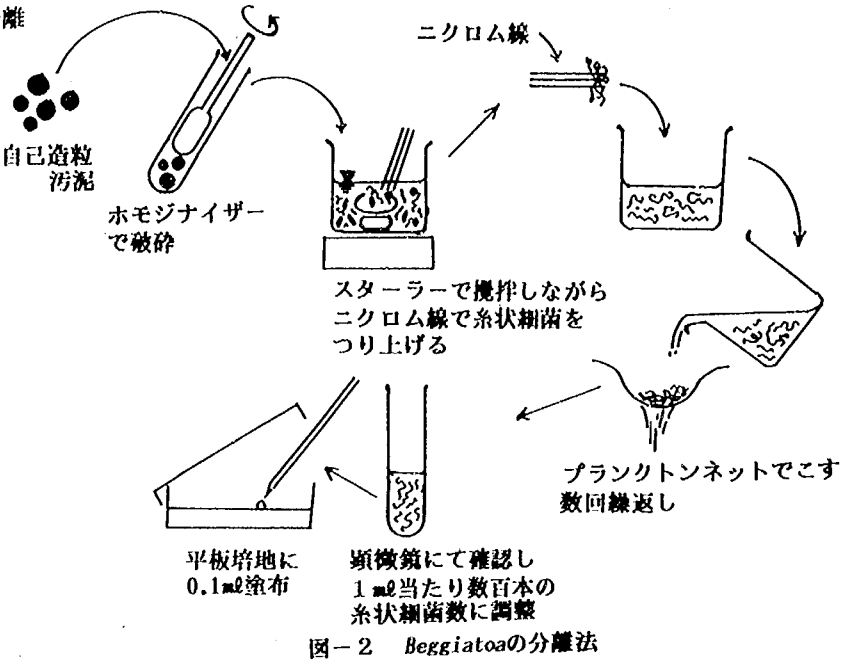
*Beggiatoa*は、グラム陰性で滑り運動を行う無色の糸状性細菌であり好気性または微好気性細菌である（図－１参照）。硫化水素の存在下で増殖させると硫黄の小粒を細胞内に蓄積し、poly-β-hydroxybutyric acid、ボルチンの顆粒が観察されることもある[4]。一般に従属栄養細菌と云われており、化学独立栄養との報告もあったが確認されなかった[4]。細胞の大きさは幅１μm以下から55μmまで、長さも１μm以下から13μmまでの広がりを持った菌株が幾つか報告されている[4]。Nelsonら[5]の最近の研究によると、海水性の*Beggiatoa*の一種は、硫化水素と微量のビタミン類を含む無機培地において良く増殖し、通性化学独立栄養と考えられる。淡水性の*Beggiatoa*では、独立栄養性は報告されていない。



図－１　*Beggiatoa*の形状

3　*Beggiatoa*の分離

*Beggiatoa*の分離方法は以下の通りであり、概ね河野の方法[6]に従った。



図－2　*Beggiatoa*の分離法

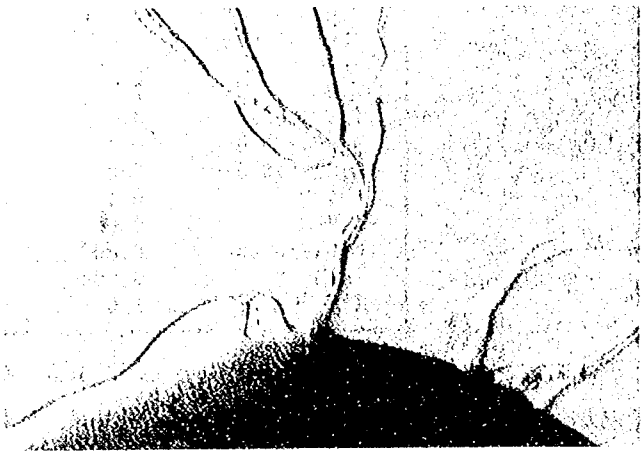
分離源として多段反転流式バイオリアクターの自己造粒汚泥を用いた。図－2に示すようにガラス製ホモジナイザーで汚泥を破砕し、ニクロム線で糸状性細菌を釣りだし、カタラーゼを400U/ml添加した生理食塩水に分散させる。この液をプランクトンネットで過し、残渣を再び生理食塩水に分散させる操作を2～3回行い、糸状性細菌を洗浄する。1ml当たり数百本の糸状性細菌濃度になるようプランクトンネットによる　過濃縮や希釈操作で調整した液を、表－1に示す平板培地に0.1ml塗布し、25℃で10日間培養する。

表－1　*Beggiatoa*分離用平板培地1ℓ当たりの組成

乳酸ナトリウム	1.0 g	ビタミン液*100ml当たり	
$Na_2S \cdot 9H_2O$	0.5 g		
HEPES Buffer	2.38 g (0.01M)	パントテン酸カルシウム	0.1 g
カタラーゼ	40 Unit	ナイアシン	0.1 g
以上は当日調整		ビオチン	0.005 g
$(NH_4)_2SO_4$	0.5 g	シアノコバラミン	0.005 g
$MgSO_4 \cdot 2H_2O$	0.1 g	葉酸	0.1 g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.05 g	ピリドキシン	0.1 g
KH_2PO_4	0.11 g	p-アミノ安息香酸	0.1 g
K_2HPO_4	0.085 g	コカルボキシラーゼ	0.1 g
$FeCl_2 \cdot 6H_2O$	0.002 g	イノシトール	0.1 g
EDTA	0.003 g	塩酸チアミン	0.1 g
ビタミン液*	1.0 ml	リボフラビン	0.1 g
寒天	15 g		

この培地では、まず雑菌のコロニーが多数出現し培地表面を覆うが、やがて雑菌のコロニーの下に*Beggiatoa*が数十本固まった糸状になって網状に広がってくるのが観察される（写真－1）。ほとんどの雑菌のコロニーは培地表面に広がるのみであるが、*Beggiatoa*の先端は寒天培地の中に潜り込んでいることが多く、その部分をガラス棒を引き伸ばした針を用いて実体顕微鏡下で採取し、新たな寒天培地に植

え付ける。植え付けに当たってはある程度まとまった量の*Beggiatoa*を採取し、新たな寒天培地の内部に押し込むように植えつけると、*Beggiatoa*は短時間（一週間以内）に数ミリオーダーのコロニーを形成することが出来る。この操作を、一回当たり40点程度、数回繰り返すことにより、雑菌を含まない*Beggiatoa*のコロニーを得ることが出来る（写真－２）。



写真－１　雑菌コロニーより広がる*Beggiatoa*　×　60

このようにして得られた*Beggiatoa*のコロニーの純粋性を確認するためには、コロニーより採取した*Beggiatoa*を液体に懸濁させ、平板培地に再び塗布して純粋なコロニーが得られることを確認しなければならないが、現在のところ成功していない。*Beggiatoa*はある程度まとまった量を寒天培地内に押し込むよう植え付けると、平板培地でも増殖するが、バラバラにされた菌体を培地表面に塗布しただけでは増殖することが出来ないようである。分離の最初の段階においては雑菌コロニーの下でのみ増殖可能なことからも、空中の酸素の存在が*Beggiatoa*の増殖を阻害するものと思われる。

写真－２　純化した*Beggiatoa*のコロニー

現在純化の確認は、1000倍の光学顕微鏡観察により行っている。

4　*Beggiatoa*の大量培養

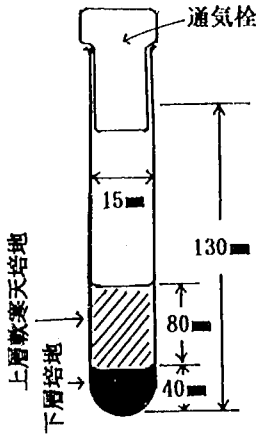
Nelsonは、培地上部の酸素分圧を大気の約五分の一にし、液体培地で*Beggiatoa*の培養を行った[7]。また、軟寒天を上層に設けた二層培地での培養も行っている[6]。本研究においては、後述のように硫酸塩還元細菌と*Beggiatoa*の共生のメカニズムを研究する目的があるため、二層培地を用い、*Beggiatoa*の大量培養を行うこととした。

4.1　培養方法

表－2　*Beggiatoa*培養用二層培地の組成

①　上層軟寒天培地　1ℓ当たり		②　下層培地　1ℓ当たり	
乳酸ナトリウム（但し無機培地では除く）	0.5 g	$Na_2S \cdot 9H_2O$	0.36 g
カタラーゼ	40 unit	寒天	15 g
寒天	2 g	$(NH_4)_2SO_4$	0.5 g
$(NH_4)_2SO_4$	0.5 g	$MgSO_4 \cdot 2H_2O$	0.1 g
$MgSO_4 \cdot 2H_2O$	0.1 g	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.05 g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.05 g	KH_2PO_4	0.11 g
KH_2PO_4	0.11 g	K_2HPO_4	0.085 g
K_2HPO_4	0.085 g	$FeCl_2 \cdot 6H_2O$	0.002 g
$FeCl_2 \cdot 6H_2O$	0.002 g	EDTA	0.003 g
EDTA	0.003 g	ビタミン液*	1.0 ml
ビタミン液*	1.0 ml		
		*表－1と同じ	

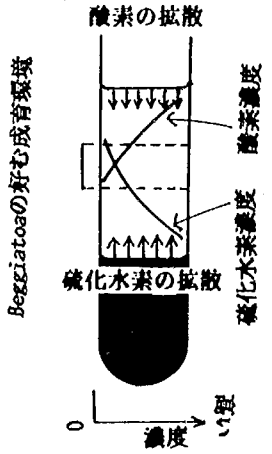
用いた二層培地の組成を表－2に、形状を図－3に示す。本培地においては、下層培地中の硫化水素は上層培地に徐々に拡散し、上層培地からは空気中の酸素が下方に向かい拡散していく。硫化水素は酸素と接すると化学的に酸化されるため、上層の軟寒天培地中のある点において、酸素濃度と、硫化物濃度が非常に低くなるところが出現する（図－4参照）。このような地点は*Beggiatoa*が好む環境であると考えられ、ここで大量培養を行おうとするものである。調整した二層培地は、硫化水素と酸素が上層内で平衡に達するよう二日間放置した。*Beggiatoa*を接種しない状態での上層内における硫化水素（S^{2-}）濃度分布の例を図－5に示す。硫化物の分析方法はメチレンブルー法を改良したNelson[7]の方法による。また、今回分離した*Beggiatoa*が、硫化水素のみをエネルギー源として用いる事が出来る化学独立栄養であるかどうかを確認するため、一部の培地には、微量のビタミン類以外には有機物を添加しなかった。3.で純化が完了したと思われるコロニーからガラス針で採取し、軟寒天培地上に2-3 mm押し込むように接種し、25℃で静置培養した。



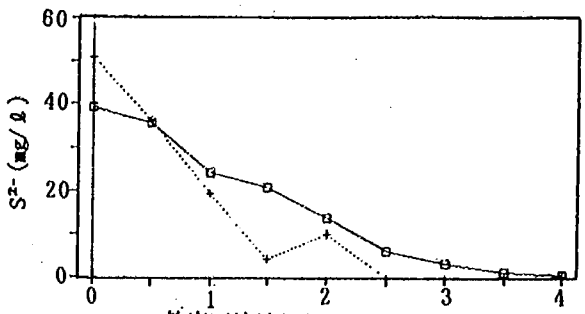
図－3　二層培地

4.2　実験結果

写真－3に接種後2週間目の二層培地における*Beggiatoa*の増殖の様子を示す。右側が上層に乳酸ナトリウムを含む培地、左が有機物を含まない無機培地である。何れの培地においても*Beggiatoa*の増殖が見られたが、培地の種類によって*Beggiatoa*の増殖する位置が明らかに異なった。乳酸ナトリウムを含む培地では表面より2.5mmの位置から17mmまでの比較的広い範囲に増殖が見られたが、無機培地においては表面より10mmの位置に幅2 mmの狭いバンド状に増殖した。乳酸ナトリウム培地においては、エネルギー源となる有機物



図－4　二層培地中での酸素と硫化水素の分布概念図



図－5 軟寒天培地内におけるS^{2-}の分布の例

写真－3 二層培地における *Beggiatoa*の増殖

が全層に渡って存在するため*Beggiatoa*は、酸素濃度のみに依存してその増殖する場所を選択するのに対し、無機培地においては表面および下層培地よりの拡散によって運ばれる酸素と硫化水素の同時に存在する、極めて狭い範囲でしか増殖が出来ないものと思われる。培地の違いによる増殖速度の違いについて現在検討中であるが、菌体量の測定に問題があり、未だ成功していない。

5 *Beggiatoa*と硫酸塩還元細菌の共生系の作成

多段反転流式バイオリアクターの自己造粒汚泥においては*Beggiatoa*と硫酸塩還元細菌が硫黄化合物の還元と酸化を仲立ちとして共生関係にあると考えられているが、実際の汚泥で確認することは困難である。現在、4.の二層培地を応用した両細菌による共生系の実験を準備している。実験では先の二層培地の下層部分に硫酸塩還元細菌用培地を用い、硫酸塩還元細菌を植種した後、上層培地を加え、ある程度硫化水素が発生したのちに*Beggiatoa*を接種する予定である。

このとき、乳酸ナトリウムを含む培地と無機培地でどの程度*Beggiatoa*の増殖速度や菌体量に差があるのか、また、硫酸塩還元細菌を接種しない場合のそれらの値はどうなるか等の観測から*Beggiatoa*が自己造粒汚泥で果たしている役割を解明したいと考えている。

参考文献

1) D. H. Eikelboom, Filamentous organisms observed in activated sludge, Water Research, Vol.9, pp356-388, 1975

2) D. Jenkins 'etal, Causes and control of activated sludge bulking, Water Pollution Control (South Africa Brunch Biennal Conference), pp455-472, 1984

3) 高橋正宏、多段反転流式バイオリアクターの特性、第25回衛生工学研究討論会講演集1989 2月

4) Bergey's Manual of Determinative Bacteriology 8th Edition, Williams & Wilkins Co., p113

5) D. C. Nelson 'etal, Growth pattern and yield of a Beggiatoa sp. in Oxygen-Sulfide Microgradients, Applied and Environmental Microbiology, Vol.52, No.2, Aug. 1986, pp225-233

6) 河野、私信

7) D. C. Nelson 'etal, Microoxic-anoxic of Beggiatoa spp. :Microelectrode survey of marine and freshwater strains, Applied and Environmental Microbiology, Vol.52, No.1, July 1986, pp161-168

1.1.微生物バンクの開発に関する研究
1.1.3.活性汚泥の凍結乾燥保存に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
下水道研究室　室長　竹石　和夫
研究員　鈴木　穣
小沢　登

1．目的

微生物の保存方法には、継代培養法、凍結乾燥法等、数多くの保存方法がある。その中でも凍結乾燥による保存は、大多数の細菌に適用可能であり、幅広く用いられている。

本研究は、活性汚泥という混合培養系の微生物を凍結乾燥することにより、以下に示す３ケースへの適用を考え、その保存の可否を人工下水及び実下水による処理実験を通じて調べた。

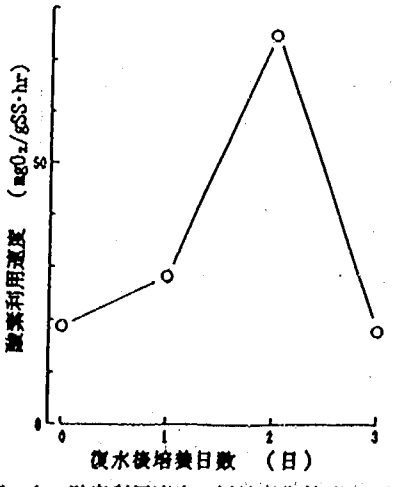
（１）観光地等、流入下水量の変動が大きい下水処理場における水量増加時の活性汚泥処理の立ち上げ
（２）小規模下水処理場の供用開始時の種汚泥としての利用
（３）活性汚泥処理トラブル時の対応

2．活性汚泥の凍結乾燥方法に関する実験

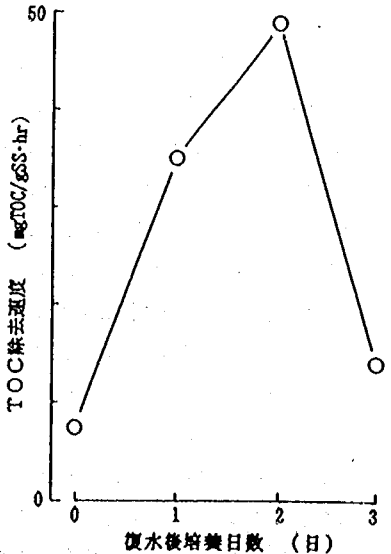
2．1　実験方法

本実験では、まず保護剤（20%スキムミルク溶液）添加の有無、保護剤濃度による凍結乾燥前後の活性汚泥の活性への影響を調べた。

活性汚泥の凍結乾燥方法は、活性汚泥を遠心分離して濃度を高めた後、凍結温度−50℃前後、乾燥時間は一昼夜とした。凍結乾燥汚泥の復水及び培養は、人工下水（ＢＯＤ＝130mg/l)で行った。保護剤は活性汚泥5mlに対し45ml添加した。



図−1　酸素利用速度の経日変化(保護剤添加)

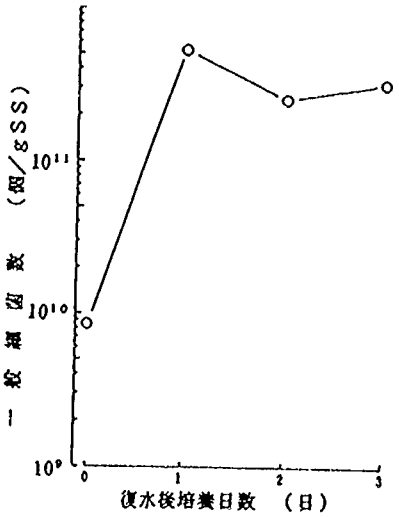


図−2　ＴＯＣ除去速度の経日変化(保護剤添加)

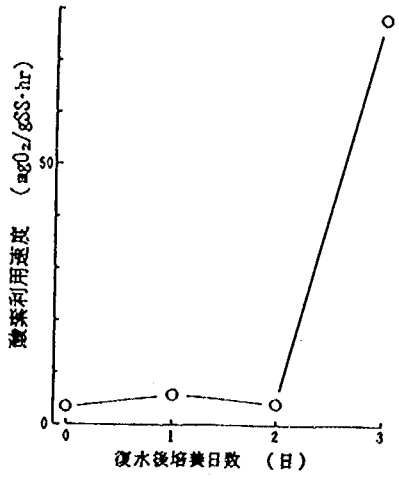
また、培養方法はバッチ式である。

2．2　実験結果

凍結乾燥時に保護剤を添加した場合の実験結果を図－1、2に示す。酸素利用速度は、培養日数の経過に伴って高くなり、特に1～2日にかけて急激に高くなった。TOC除去速度は、酸素消費速度と同様な傾向を示すが、培養日数1～2日において両者の間に差が見られた。凍結乾燥前後において、細菌数の変化を調べるために一般細菌数を計測した。計測結果を図－3に示す。凍結乾燥前の一般細菌数は5.3×10^{11}個/gSSであった。復水直後の一般細菌数は、10^9 オーダーであり、凍結乾燥を施すことによりかなりの細菌が死滅するものと考えられる。しかし、培養開始後1日で凍結乾燥前の細菌数とほぼ同数に戻り、それ以降は安定していた。

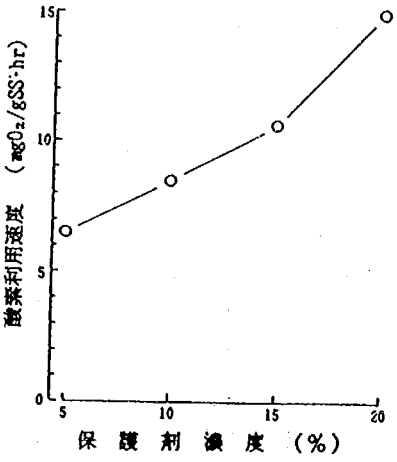


図－3　一般細菌数の経日変化（保護剤添加）



図－4　酸素利用速度の経日変化(保護剤無添加)

図－4は、保護剤無添加時の酸素利用速度の経日変化である。保護剤添加時と比較して、復水後2日目までの活性は明らかに低い傾向にある。しかし、2～3日にかけて活性は急速に高くなり、保護剤添加時の2日目と同様な酸素利用速度が得られた。このことから、復水後の活性の立ち上がりは保護剤を添加したほうが高くなるが、保護剤無添加でも3日程度で凍結乾燥前の活性に戻ると考えられる。また観察結果より、保護剤添加、無添加にかかわらず、復水直後の活性汚泥はフロックが形成されず分散状態にあったが、時間の経過とともにフロックが形成されることが確認された。



図－5　保護剤濃度と酸素利用速度の関係

図－5は、保護剤を添加した場合の保護剤の濃度と、復水直後の酸素利用速度との関係を示したものである。保護剤濃度が高くなるにつれて活性は高くなる傾向にある。このことから、単位汚泥量当たりの保護剤の量が多いほど復水後の活性は高くなると考えられる。しかし、保護剤を添加した場合、復水後の異常な発泡や、有機物負荷の増大を招くことになるので使用しないことが望ましい。

3．人工下水による処理実験

3．1　実験方法

２の実験結果より、凍結乾燥汚泥の復水後の活性が良好であることがわかったので、次に人工下水による連続処理実験を行った。

本実験以降は凍結乾燥時に保護剤の添加は行っていない。

実験は、容積５ℓの活性汚泥実験装置を用い、凍結乾燥を施していない系（標準系）及び凍結乾燥を施した系（凍結系）の２系列で行った。実験時のBOD-SS負荷は0.3kgBOD/kgSS･日に設定して行った。

3．2　実験結果

復水後のＢＯＤの経日変化を図－６に示す。処理開始後１日目より処理性は良好であり、実験期間を通じて標準系とほぼ同程度の処理水質を得ることができた。図には示していないが、ＣＯＤについてもＢＯＤと同様処理性は良好であった。

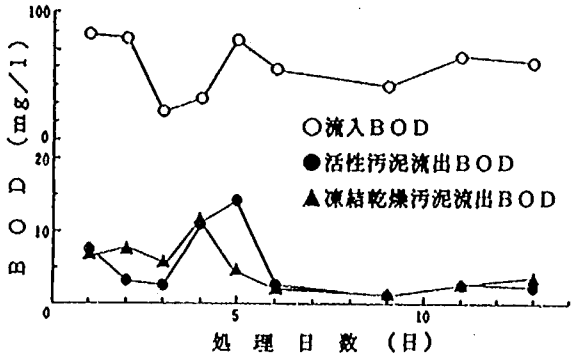
図－７は、活性汚泥の酸素利用速度の経日変化を示したものである。処理開始後１日目において、標準系に比して凍結系が明らかに低いが、10日目以降においては両系の間に有意な差は見られなかった。

図－８は、流入水のアンモニア性窒素及び処理水の酸化態窒素の経日変化を示したものである。標準系においては処理開始時より安定して硝化が起きていた。一方、凍結系においては処理開始後４日目までは、殆ど硝化が進まなかったが４～５日目にかけて急激に硝化活性が高くなった。

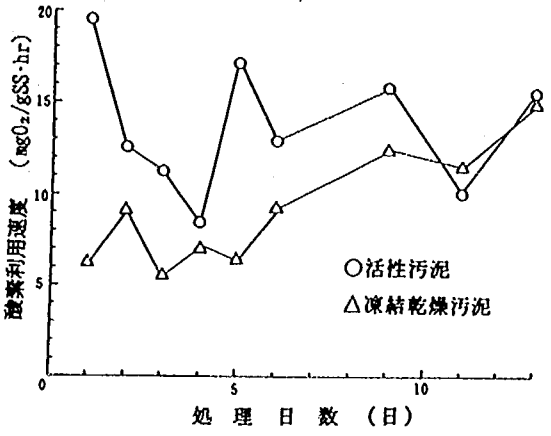
4．実下水による処理実験

4．1　実験方法

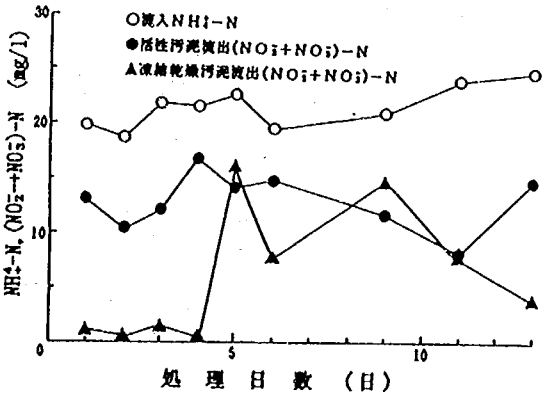
人工下水による処理実験結果より、凍結乾燥汚



図－６　ＢＯＤの経日変化



図－７　酸素利用速度の経日変化



図－８　流入水ＮＨ$_4^+$－Ｎ，処理水ＮＯ$_3^-$－Ｎの経日変化

泥による処理性が良好であったため、実下水による連続処理実験を行った。

実験は、容積30ℓの曝気槽及び沈殿池を用いて標準系及び凍結系の２系列で合計32日間行った。実験時のBOD-SS負荷は、0.2～0.3kgBOD/kgSS･日であった。余剰汚泥は、沈殿池の汚泥界面をみながら適時引抜きを行った。硝化細菌数は、ＭＰＮ法により測定した。

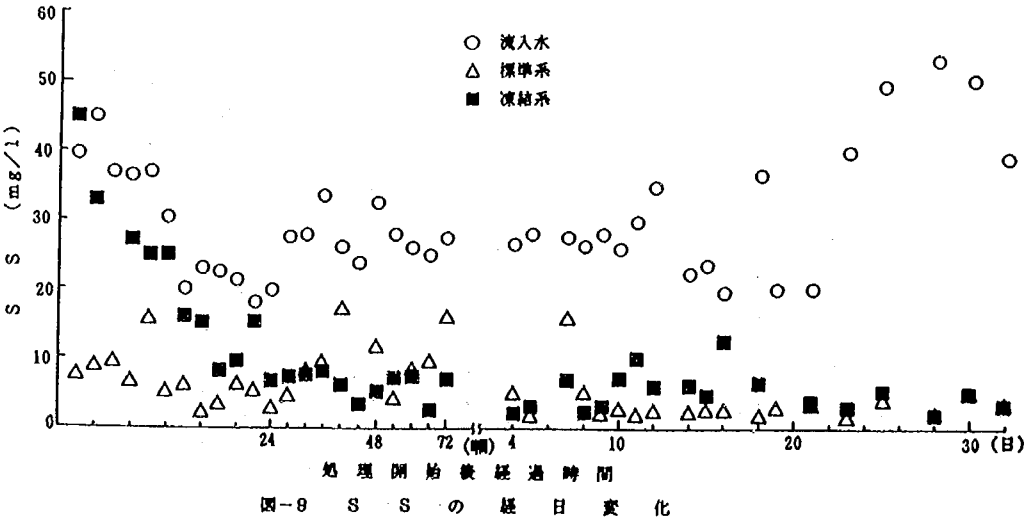
４．２　実験結果

処理実験期間中のＳＳ、ＢＯＤ、Ｄ－ＢＯＤの経時変化を図－９～11に示す。

ＳＳは流入水濃度が低いことも影響していると思われるが、復水後約24時間で標準系と同様な水質となった。しかし、復水後しばらくの間は微細なＳＳが流出していた。これは、前述のように活性汚泥の凍結乾燥処理に原因するもので、復水直後の活性汚泥はフロックが形成されず分散状態となるためフロックが形成されるまでのしばらくの間、微細なＳＳの流出が起こるものである。しかし、時間の経過とともにフロックが形成され凍結乾燥前の状態に戻る。

処理水ＢＯＤは、ＳＳに比して回復は遅く20mg/lを下回るまでに３日程度を要した。さらに、３～10日目までは若干処理性は不安定ではあるが20mg/lを越えることはなく、10日以降においては安定して良好な処理水が得られた。

溶解性ＢＯＤは、処理開始後順調に回復し24時間後には10mg/l程度となり、２日目以降は極めて良好な処理性を示した。



図－９　ＳＳの経日変化

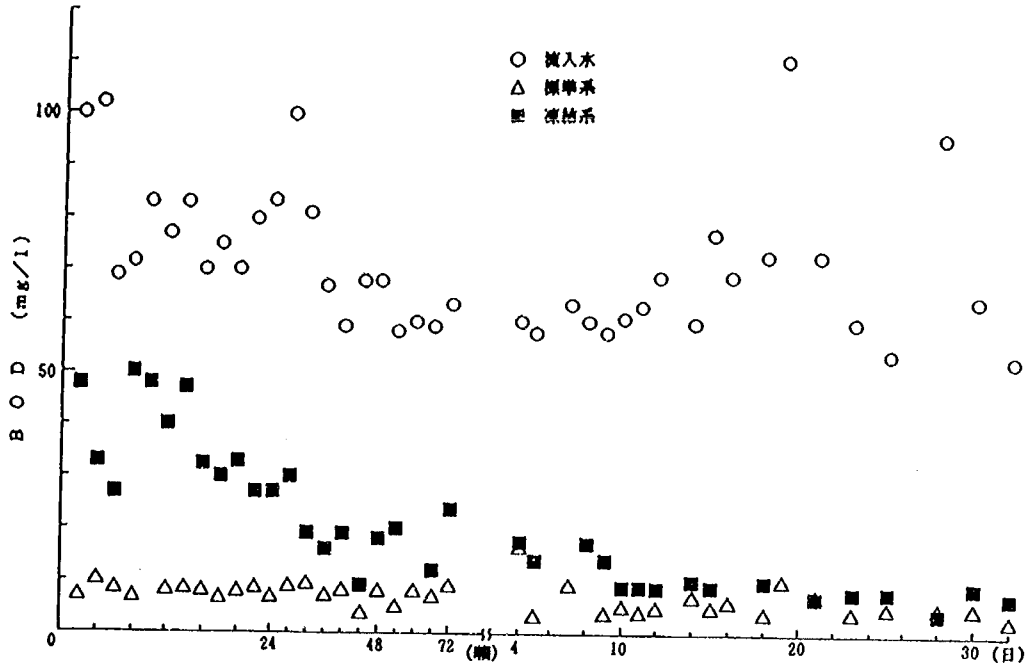


図-10 BODの経日変化

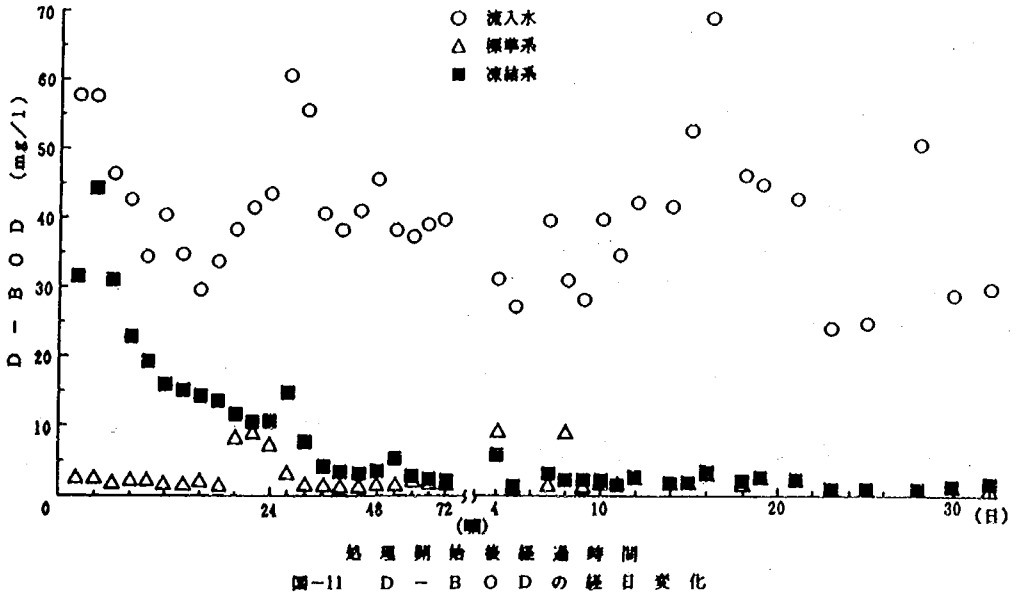
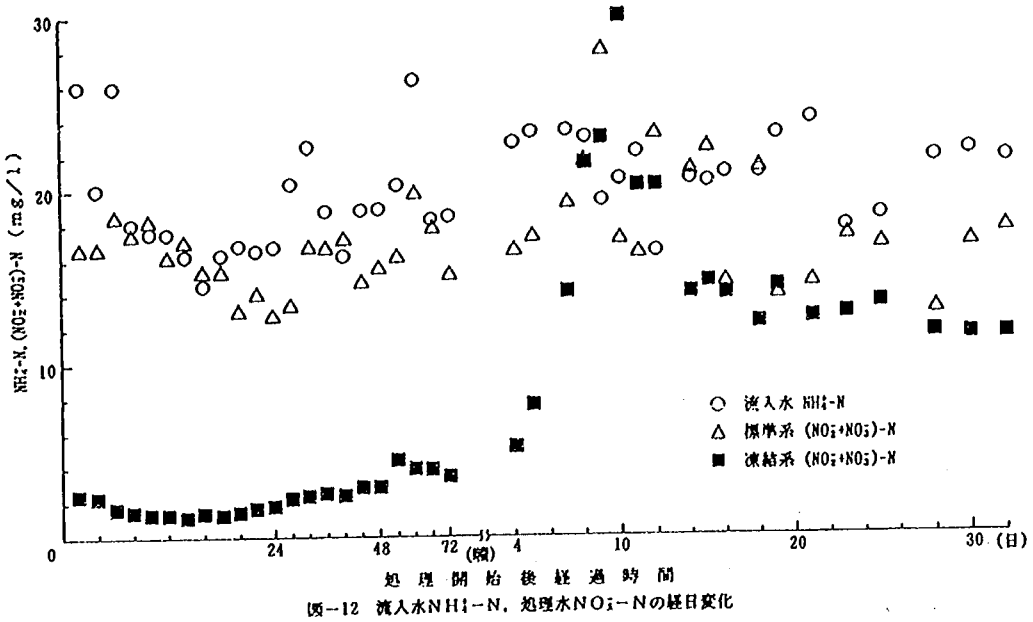
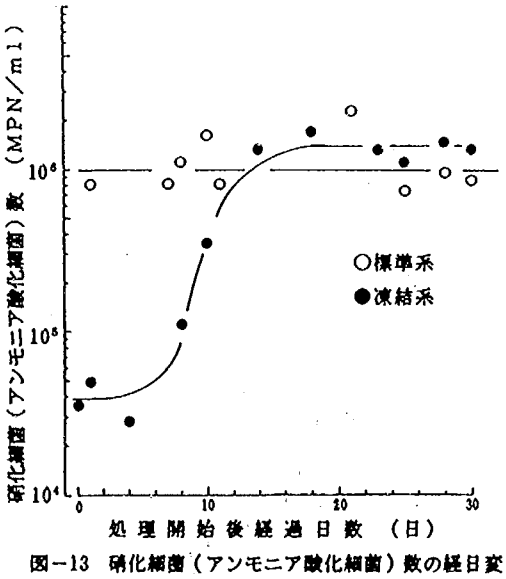


図-11 D-BODの経日変化



図－12 流入水NH4－N，処理水NO3－Nの経日変化

実験期間中の流入水のアンモニア性窒素及び処理水の酸化態窒素の経日変化を図－12に、硝化細菌数（アンモニア酸化細菌）の経日変化を図－13に示す。標準系においては、実験期間中を通して安定して硝化が起きており、硝化細菌数も10^6 個／ml前後で安定していた。一方、凍結系においては処理開始後３日目までは低い硝化活性を示したが、４～８日目にかけて高くなり、それ以降は標準系と同様安定した硝化活性を示した。復水直後の硝化細菌数は、標準系と比較して約１オーダー低く、凍結乾燥を施すことによりかなりのダメージを受けるものと考えられる。実験期間中の硝化細菌数の挙動は、処理開始後６～14日にかけて増殖し、それ以降は標準系とほぼ同数で推移した。この結果は、図－12の窒素の挙動を裏付けるものであり、復水後硝化が安定して起きるまでには８日間程度必要であると考えられる。



図－13 硝化細菌（アンモニア酸化細菌）数の経日変化

実験期間中の汚泥発生量は、除去ＢＯＤ量当り標準系73

%、凍結系89%であり凍結系の方が多い結果となった。

5．まとめ

(1)活性汚泥の凍結乾燥方法に関する実験を行った結果、復水直後の呼吸活性は保護剤を添加した方が高くなるが、保護剤を添加しなくても3日程度で凍結乾燥前の活性に戻る。

(2)凍結乾燥汚泥による人工下水の連続処理実験を行った結果、処理開始後1日目より処理性は良好であった。

(3)凍結乾燥汚泥による実下水の連続処理実験を行った結果、ＳＳは処理開始後1日で標準系と同様な水質を得た。ＢＯＤは、ＳＳに比して回復は遅く20mg/lを下回るまで3日程度を要し、溶解性ＢＯＤは1日で良好な処理性を示した。硝化については、3日目までは低い活性を示したが4～8日目にかけて高くなり、それ以降は安定した活性を示した。

1.2.遺伝子操作の処理微生物種への適用に関する研究
1.2.1.改良微生物の生態学的および進化的安定性に関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
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　まえがき

排水処理に改良微生物を適用するにあたって技術的問題は色々あろうが、有用な遺伝的性質（或いは遺伝情報）の安定性という側面においては、それは３つに分けられるのではないだろうか。一つは、遺伝子をある微生物細胞に入れた場合その細胞内でその遺伝子が安定に活性を保ち、保持される事である。これには、例えばプラスミドベクターによって遺伝子をある微生物に導入し組み換え微生物を作った場合に、このプラスミドが宿主に生理的に安定に保持される事も含まれよう。これをここで遺伝情報の生理的安定性と呼ぶことにする。二つめに、有用な遺伝情報が生理的に安定であったうえで、その微生物がある処理系において他の微生物との相互作用（例えば、種間競争や捕食）によって数が減少せず、個体群が安定にそこに維持されること。これを同様に、遺伝情報の生態学的安定性と呼ぶことにする。最後に、生態学的に安定であったうえで、その有用な性質を持った微生物がそれ自体から生じ得る有用な性質を失った変異体に取って代られない安定性（進化的安定性）が必要である。これは、有用な性質を失った同種の他の遺伝型の個体との種内競争に敗けるか否かということであるから、正確にいえば、一種の生態学的な安定性である。しかし、突然変異の出現とその増加が無視し得ない進化的時間幅の生態学的安定性であるので、生態学的時間幅での生態学的安定性と区別して特にこれを進化的安定性と呼ぶことにする。本研究は、二番目と三番目の安定性即ち、生態学的安定性と進化的安定性に焦点を当て、改良微生物を排水処理に適用する為の技術的問題についての基礎的研究を行なった。

2　研究目的

どのような特性をもった処理微生物を開発、導入すればこれが処理系の生物的相互作用下で生態学的、進化的にも安定に存続しその“有用な特性”を処理系に活用できるか、という問題を前年度より扱ってきた。前年度においては、腸内細菌（Enterobacteriaceae）に属す７つの細菌株、*Escherichia vulneris* JCM1688、*Escherichia blattae* JCM1650、*Enterobacter cloacae* JCM1232、*Enterobacter aerogenes* JCM1235、*Citrobacter freundii* IFO12681、*Citrobacter freundii* IFO13539、*Citrobacter freundii* IFO13545 を用い、種内競争系の長期培養及びこれにおける各個体群の生態的特性（比増殖率及び分散性）及び生理、生化学的特性の変化を調べ、（１）それらの特性の変化とその変化の限界値に、属或いは、種、株によって差があるか、また（２）選択圧がかかっている制限基質への適応が他の基質に対する特性にどういう影響を及ぼすかという点について実験的解析をした。これ

等の結果から解ったことは、どの株も植え継ぎ回数とともに比増殖率が高まり、やがてプラトウに達していることである。このプラトウのレベル（値）が細菌の種（或いは株）によって異なっていることが解った。更に、種によってプラトウ値が異なるばかりか、*C. freundii* に見られるように同種で異なる株間で値が異なっていることも解った（表１）。これらの結果をもとに、次の問題点に焦点を当て生態的特性の進化的安定性についてさらに実験を行なった。

（１）世代と共に増加し、安定化（収束）した比増殖率を持つ細菌のこの遺伝的性質は、突然変異誘発という遺伝的攪乱に対して安定であるのか。（２）細菌個体群間の長期（即ち、突然変異体の出現が無視できない時間幅）の種間競争系の競争の結果（両個体群密度の動態）を決めるものは何か。

表１　植え継ぎ回数３０、４０、５０、６０、７０回の各細菌個体群のグルコースでの比増殖率（／h）± S．D

Species	No. of Transferes				
	30	40	50	60	70
E. blattae	.569±.036	.599±.005	.640±.029	.632±.012	.674±.039
E. vulneris	---	.722±.014	.726±.012	---	.754±.024
E. cloacae	.788±.649	.793±.044	.743±.005	.808±.030	.782±.026
E. aerogenes	---	.842±.037	.868±.026	.888±.027	.855±.022
C. freundii IF012681	---	.704±.008	.720±.008	.736±.027	.757±.016
C. freundii IF013545	---	.710±.017	.750±.028	.742±.029	.784±.021
C. freundii IF013539	---	.777±.027	.765±.021	.773±.011	.819±.013

３　研究方法

３．１．１　ＮＴＧ（N-metyl-N-nitro-N-nitrosoguanidine）による突然変異の誘発

植え継ぎ回数４０回の *E. blattae* 1-40、*E. cloacae* 1-40、*E. vulneris* 1-40（"1-" はレプリケイトの通し番号）をそれぞれ以下の方法でＮＴＧを処理した。それぞれの細菌浮遊液を１mℓとり L-broth 培地に接種し、これを３７℃で一夜で培養し遠沈集菌した。これをリン酸緩衝液で２回洗浄した後、終濃度１００μg／mℓ のＮＴＧを含む同緩衝液約８mℓ を加え、４０分間３７℃で静置した。遠沈にて２回洗浄した後、細菌浮遊液を液体Ｔ培地に１mℓ接種し３０℃で一夜培養した。これをＮＴＧ処理細菌個体群とし、以後それぞれ *E. blattae* NTG 40/0、*E. cloacae* NTG 40/0、*E. vulneris* NTG 40/0（"/0" は、処理後のうえ継ぎ回数が０であることを意味する）とする。

３．１．２　ＮＴＧ処理個体群の長期培養（serial transfer）

ＮＴＧ処理した細菌個体群 *E. blattae* NTG 40/0、*E. cloacae* NTG 40/0、 *E. vulneris* NTG 40/0 のそれぞれの３０回の植え継ぎ培養を行なった。途中１０回ごとにサンプルをとり各個体群（それぞれ40/10, 40/20, 40/30とする）の比増殖率を求めた。比増殖率の測定は、前年度と同様分光光度計による５５０ｎｍでの吸光度による増殖曲線から求めた。これらの結果をＮＴＧを処理しない対象実験の結果と比較した。

３．２　種間競争実験

各本株（maternal strains）と単独で７０回培養した個体群とを用いて、以下に示すような様々な組合せで、種間競争実験を行なった。ここで用いた培地は、長期植え継ぎ培養に用いたものと同じＴ培地（無機塩と０．００５％グルコースからなる）である。次の二種の種間競争実験を連続植え継ぎ実験によって行なった。

(i)　*E. blattae* 1-70 と *E. cloacae* 1-70
(ii)　*E. blattae* maternal と *E. cloacae* maternal
(iii)　*E. vulneris* 1-70 と *E. blattae* 1-70
(iv)　*E. vulneris* maternal と *E. blattae* maternal
(v)　*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13539 1-70
(vi)　*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13545 1-70

ここで、各場合において、二種の個体群密度を識別して計数するために使う選択培地を決定するにあたって各細菌の各種の糖の資化性能を調べ、次のことが解った。即ち、*E. blattae* 1-70 と *E. blattae* maternal はキシロースを資化でき、*E. cloacae* 1-70 と *E. cloacae* maternal はできない。*E. vulneris* maternal と *E. vulneris* 1-70 は、マンニトールを資化できるが、*E. blattae* maternalと *E. blattae* 1-70はできない。*C. freundii* IFO13539 と *C. freundii* IFO13545 は、キシロースを資化できる。これらの結果にもとずき、それぞれ次の選択（或いは識別）培地で生菌数を調べた。

(i),(ii)；　両種の合計をグルコースT寒天培地で、*E. blattae* 1-70 、*E. blattae* maternal をキシロースT寒天培地で生菌数測定した。

(iii)；　マンニトールEMB寒天培地（*E. vulneris* 1-70 は濃紫色のコロニーで、*E. blattae* 1-70は白色のコロニー）で生菌数測定した。

(iv)；　(iii)に同様（*E. vulneris* maternal は濃紫色のコロニーで、*E. blattae* maternal は白色のコロニー）で生菌数測定した。

(v),(vi)；　キシロースEMB寒天培地（*C. freundii* IFO13539 と *C. freundii* IFO13545は濃紫色のコロニーで、*E. cloacae* 1-70 は白色のコロニー）で生菌数測定をした。

4　研究結果

4．1　NTGによる突然変異の誘発実験　（比増殖率のプラトウの値は、突然変異誘発という遺伝的攪乱に対して安定であるか？）

NTGを処理した細菌と処理しない対照系の比増殖率の測定値を表2に示す。

表2　NTG処理後の細菌個体群の比増殖率（／h）± S. D

Species		No. of Transfores 40	50	60	70
E. blattae	NTG	.653±.053	.667±.007	.661±.024	.704±.042
	control	.599±.005	.640±.029	.682±.012	.674±.039
E. vulneris	NTG	.721±.025	.745±.028	.745±.052	.776±.028
	control	.722±.014	.726±.012	---	.754±.024
E. cloacae	NTG	---	.799±.020	.848±.053	.797±.031
	control	.793±.044	.743±.005	.808±.030	.792±.026

NTGを処理した各個体群と対照区の６０回、７０回（NTG処理個体群では処理後それぞれ２０回、３０回）の細菌個体群の比増殖率の平均値の検定を Duncan の multiple range test により各種内での全ての組み合わせで行なった。結果は、どれも有意な差はなかった。

4．2　種間競争系の結果

4．2．1　プラトウに達した個体群間の種間競争の結果　（プラトウに達した細菌個体群間に競争的優位性の差があるか？）

E. blattae 1-70 と *E. cloacae* 1-70 の種間競争系において、*E. blattae* は減少しやがて絶滅した（図1）。この結果は、表1に示す両個体群の比増殖率の大小関係と一致している。次に、*E. vulneris* 1-70 と *E. blattae* 1-70 との競争では、*E. blattae* は減少した（図2）。同様に、この結果は表1に示す両個体群の比増殖率の大小関係と一致している。*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13539 1-70 及び、*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13545 1-70の競争系の個体群密度の変化を図3、4に示す。これらの組合せは、表1の結果では比増殖率に有意差がなかった。しかし、この結果に見られるように混合培養系の結果では *C. freundii* IFO13545 1-70及び *C. freundii* IFO13539 1-70の方がそれぞれ *E. cloacae* 1-70よりこの系において競争的に優位である事が解った。以上の結果から、プラトウに達した細菌個体群間には、それらの間の種間競争系における競争的優位性の差があるということがわかった。

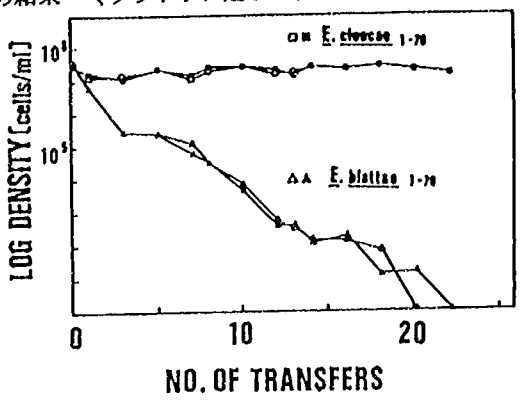


図1　*E. cloacae* 1-70 と *E. blattae* 1-70 の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を2回繰り返し、2つの結果を示した。

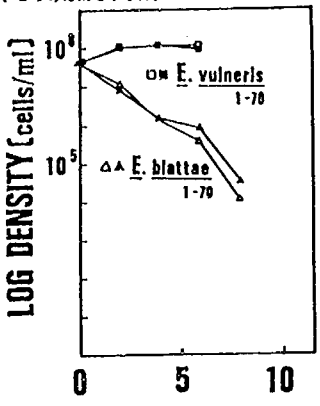


図2　*E. vulneris* 1-70 と *E. blattae* 1-70 の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を2回繰り返し、2つの結果を示した。

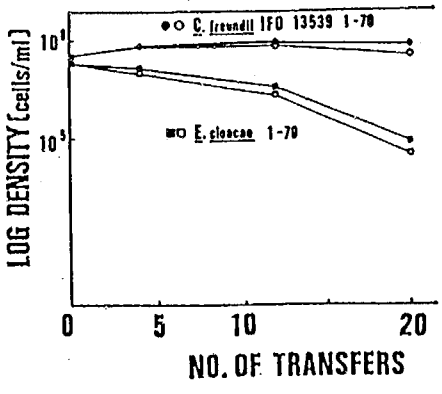


図3　*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13539 の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を2回繰り返し、2つの結果を示した。

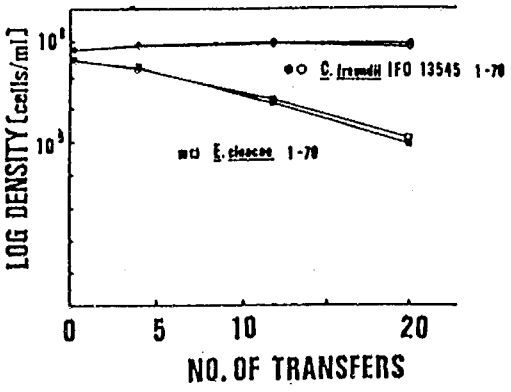


図4　*E. cloacae* 1-70 と *C. freundii* IFO13545 の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を2回繰り返し、2つの結果を示した。

4．2．2　本株の個体群間の種間競争の結果　（プラトウに達する以前の細菌個体群間の競争の結果を決めるものは何であるか？）

E. vulneris maternal と *E. blattae* maternal の混合培養系において、接種後８回あたりまで *E. vulneris* は減少したが、これ以後は逆に *E. vulneris* が増加しはじめ、*E. blattae* は減少しはじめた（図５）。この結果から、培養開始初期と、８回以降では両個体群の競争的優位性が逆転したことがわかる。

E. blattae maternal と *E. cloacae* maternal の混合培養系における両個体群密度の変化を図６に示した。ここでは *E. blattae* の個体群密度は単調に減少し約３０回で絶滅した。次に同様の組合せで、*E. blattae* maternal の接種密度を少なくし（約１０^{3}cells/ml）混合培養を行なった（図７）。２回のくりかえし実験のうち一方の培養では *E. blattae* は絶滅した。しかし、他方では４回あたりから *E. blattae* が増加しはじめ、１９回をピークに再び減少した。

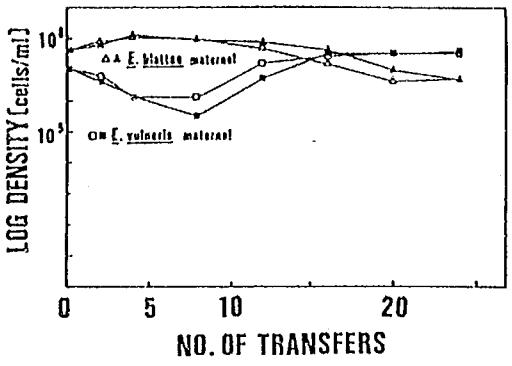


図５　*E. vulneris* maternal と *E. blattae* maternal の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を２回繰り返し、２つの結果を示した。

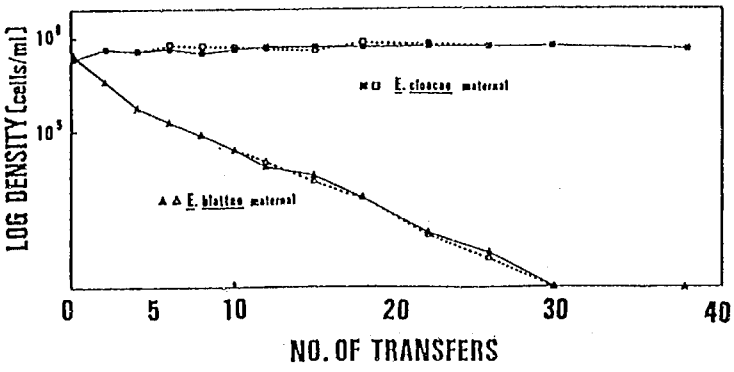


図６　*E. cloacae* maternal と *E. blattae* maternal の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を２回繰り返し、２つの結果を示した。

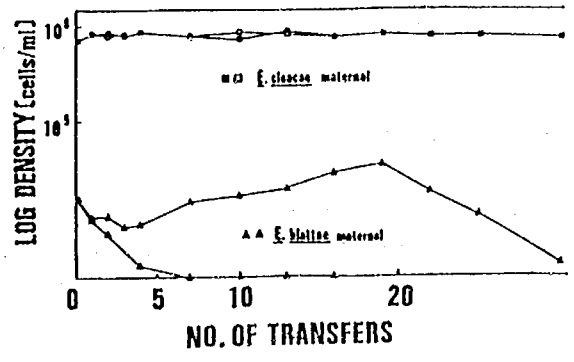


図７　*E. cloacae* maternal と *E. blattae* maternal の混合培養（植え継ぎ培養）での個体群密度の変化。生菌数測定は植え継ぎ直前に行なった。同じ培養実験を２回繰り返し、２つの結果を示した。

そこで、 *E. blattae*が増加しつつある１０回の時点で 生菌数測定用の平板培地（キシロースT寒天培地）から*E. blattae*のコロニーを５つ分離した。これを２回純化した後、混合培養実験と同じ培地（T培地）で増殖曲線を調べた。この結果を、*E. blattae*maternal と *E. cloacae* maternal の増殖曲線と比較して図８に示した。尚、この５つの分離株の増殖曲線はどれも同じであったので、図には５つの内１つの結果のみを示してある（この株は、*E. blattae* mutant として示してある）。この結果から、*E. blattae* mutant は *E. blattae* maternal 及び *E. cloacae* maternal よりも増殖曲線の傾き（比増殖率）が高いことがわかる。

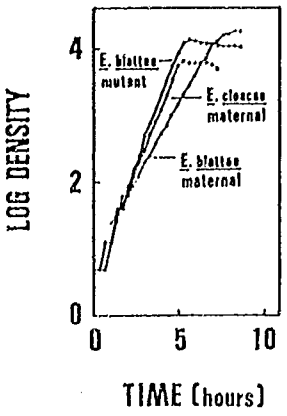


図８ *E. blattae* の分離株（*E. blattae* mutant）、*E. cloacae* maternal と *E. blattae* maternal の増殖曲線 。ここでは縦軸に吸光度（550 nm）×１０００の自然対数をとってある。

４．３ 考察

前年度の実験結果を含め、本実験結果は次のようにまとめられる。

I (i) 細菌個体群の適応度は或る系において適応度のより高い突然変異体の出現により次第に高まった。

(ii) しかし、この増加はやがて限界となる値に収束した。

(iii) この限界値に収束した細菌の適応度値は突然変異誘発（ＮＴＧ処理）による遺伝的攪乱に対し安定であった。

II (i) この限界値は種によって異なる。同種であっても株間で異なる場合があった。

(ii) 遺伝的に同一な細菌（即ち、クローン）は同じ限界値を持つ。

III 異なる限界値に達した個体群（異なる種）を混合培養し両個体群密度の変化を調べた結果、値が高い方の個体群が残り低いほうは絶滅した（図１）。

以上の結果をどのように説明し得るであろうか。やや抽象的ではあるが次のように考えてみよう。まず、細菌のゲノムの遺伝情報空間を考える（図９）。或る環境（系）においてこの各点には適応度値が１つ対応しているとする。つまり、１つの細菌個体はこの空間の１つの点で表され、これに対応した適応度値を持つとする（ここでは、適応度値は、他の点（他の遺伝型の個体）の密度や頻度には依存しないと仮定する）。或る点（個体）のある近傍を考えよう。この中の点は、この個体から突然変異によって次世代に生じ得る点とする。近傍は変異し得る確率的な範囲であり、この大きさは様々に定められよう。ここでは次世代で点突然変異によって変わり得る範囲として近傍を考えることにする。

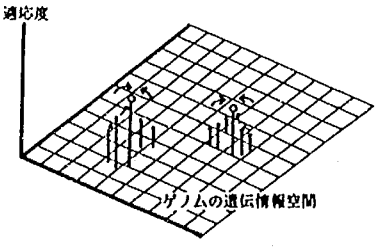


図９ 生態的特性の進化的安定性の機構についての概念図

或る点のみから成る個体群が世代の経過に伴いその近傍内のより適応度の高い個体（点）が出現、増加し置き変わる。これにより個体群の遺伝的な組成、性質（その個体群がどの点をどれくらい含むか）が変化する（結果Ⅰ(i)）。しかしこの変化は、次のような点の出現により安定化するはずである。つまり、その近傍内のどの点の適応度値よりもその点の値の方が高いような点が出現するとこの

遺伝型の個体が個体群に増加し、安定に存続し、個体群の遺伝的組成は安定化する（結果Ⅰ(ii)(iii)）。この遺伝型の適応度は変異体より高く、これに侵入されない意味で進化的に安定である。このような点は、その近傍において極大値であって、最大値とは限らない。これは重要なことである。もしこのような極大値がゲノムの遺伝情報空間に複数あれば（近傍の大きさによってこの数は異なるはず）、個体群がこの空間のどの点を初期値とするかによって異なる極大値に向う場合があるはずである。種或いは株系統の異なる細菌ではゲノムの遺伝的組成はかなり異なっているだろうから異なった極大値に達する場合がある。実験結果Ⅱ(i)、(ii) はこれで説明できよう。そして、異なった極大値に達した個体群の間で競争が生じると高い値の方が残り、低い方は絶滅する（結果Ⅲ、図１）のである。

以上の考察から次のことが予測できる。即ち、初期と安定化した時点での適応度値（本実験系では比増殖率）の大小関係が異なる場合、個体群間の競争系において、個体群の生態的特性の遺伝的変化を無視できる生態学的時間の場合とこれが無視できない進化的時間の場合とでは競争の結果が異なる場合があるのではないか。この点に関し実験結果を見てみよう。

図５を見ると、培養開始後８回あたりまでは *E. vulneris* は減少している。これは、この系での *E. vulneris* maternal の適応度が *E. blattae* maternal より低い事に他ならない。しかし、８回以後は、*E. vulneris* が増加しはじめ、逆に *E. blattae* は減少しはじめた。図２や表１に示されているように、*E. vulneris* は、*E. blattae* よりも比増殖率の進化的に安定な限界値が高い。このように、初めは適応度が低く競争により個体群密度が減少しても、それがある突然変異体の出現によって適応度の大小が逆転することがありうるのである。

もう一つの例は、*E. blattae* maternal と *E. cloacae* maternal の場合である。図１、６、１０、及び表２から解るように *E. blattae* maternal は *E. cloacae* maternal より競争的に劣位で、しかも適応度の上限値（プラトウ）についても *E. blattae* は *E. cloacae* より低い。この為 *E. blattae* maternal と *E. cloacae* maternal の競争系でも *E. blattae* 1-70 と *E. cloacae* 1-70 の競争系においても、*E. blattae* は単調に減少した（図１、６）。しかし、図７、８に示されるように、*E. blattae* の個体群中には様々な突然変異体が出現し、一時的ではあるが、これらの或るものはその頻度を増していることがわかった。図９での考察を仮定すると、いくら突然変異を繰り返しても進化的に安定な適応度の極大値をこえることができないために、この値のより高い *E. cloacae* との競争系においては、*E. blattae* はいずれは絶滅すると考えられる。

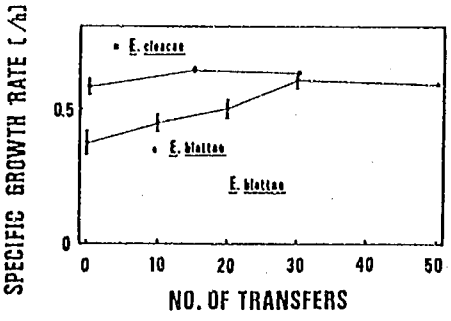


図１０ *E. cloacae* と *E. blattae* の比増殖率の変化

以上のような仮説及び実験的事実は、排水処理にどのような改良微生物を導入すれば良いかという問題に重要に係わってくる。次に、この点を踏まえ一つの試論として具体的な提案をしてみる。

4．4　生態学的かつ進化的に安定な改良微生物群集

これまで得られた結果をもとに排水処理技術への適用を考えてみる。ここで、処理すべき物質（微生物にとっての基質）が複数含まれ、これをａ，ｂ，・・ｎとしよう。そこで、各基質において、様々な細菌株を長期種内競争培養を行ない極大値の中から最大値を示すストレイン（種）を選ぶ。つまり、基質ａにおいて進化的に安定な極大値に達したものの中で最大の適応度値を持つものを種Ａと名付け、それぞれ同様に種Ｂ，Ｃ・・Ｎとするこの種Ａ，Ｂ，・・・Ｎをまとめて改良微生物群集と名付ける。

この微生物群集はどんな特性を持っているであろうか。次のことが推測されよう。まず、第一に各種は、自然突然変異に対して安定な適応度の極大値に達しているのであるから、進化的に安定（同種の突然変異体侵入不可能）であろう。そして第二に、各種は、少なくとも１つは他の種より利用効率の良い基質（例えば種Ａにとっては基質ａ）があるので、これらの構成する競争系は、資源を分割しているのでこの競争系は安定であろう。

しかしながら、いくつか問題点はある。各種は、各基質の混合状態での進化的安定性は必ずしも確かめられてはいない。又、群集として各種を混合した状態では、種間の基質の消費型の競争のみでなく、もし干渉型の競争の影響が無視しえないかたちで顕れれば系が不安定になる場合もあるであろう。この改良微生物群集の特性は詳細において、まだ解決すべき問題点はあるが、近似的には先の考えが成り立つと見て差支えないだろうし、生物工学的技術への応用化の一つの試みとしての価値はあろう。

最後に、このような改良微生物群集の構成種の対象になる微生物ついては、一つとしては自然界から分離しそれをスクリーニングし選べばよいであろう。もう一つはなんらかの生物工学的技術で作りそれらをスクリーニングする方法が考えられる。後者については、２．２　「細菌の適応度に係わる生態的特性の遺伝的操作について」で扱う。

5　今後の問題点

本研究においては、細菌の適応度の遺伝的変化を追跡する目的から、細菌の或る系での適応度或いは競争的優位性の値（或いはその近似値）が実験的に測定しやすいように培養系を非常に単純なもの（serial transfer culture)にした。今後は、より現実の排水処理系に近い培養系において、特に細菌の利用する基質（処理すべき物質）の定常状態での平衡濃度に着目し、同様の観点で実験及び、数理的解析をする必要がある。

1.2.遺伝子操作の処理微生物種への適用に関する研究
1.2.2.細菌の適応度に係わる生態的特性の遺伝的操作に関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
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　まえがき

従来の手法で現在も盛んに研究されていることであるが、或る有用な性質を発現する特定の遺伝子をプラスミドに挿入し、これをある微生物に取り込ませ改良微生物を作る方法がある。しかしながらこの方法は、微生物個体のその有用性を担う遺伝子や遺伝子群のみを改良の対象にするがゆえに、その微生物のリアクター内の適応度を決める他の様々な質的及び量的形質は改良の対象から洩れてしまう。例えば、基質に対する特性にとどまらず、付着やフロックを作る性質は、リアクター外への流失率（系内での一種の死亡率）や捕食者による被食率に重要に影響を持つはずである。又、或る分解除去対象となる物質の分解能力はその分解能を持つか否かという質的形質のみが要求されるのではなくこの性質の効率、即ち量的形質も重要な関心事である。このように考えると、リアクター内で改良微生物がその有用な性質を失わず、量的にも満足される処理を完遂するために要求される改良微生物の形質は非常に多く複雑である。例えばその基質での増殖効率という量的形質は、非常に多くの遺伝子がそれに関与していることは明らかであろう。従ってこの観点において、従来の手法を排水処理系へ単純に適応することの限界を指摘するならば、それが操作の対象とする遺伝子の数があまりに少なすぎるということであろう。しかしこのような目的で非常に多くの遺伝子を目的どうりに操作するということは現状では不可能であろう。

2　研究目的

本研究では、排水処理系という混合培養系で適用される微生物の改良技術の基礎として、多くの遺伝子の関与する量的形質としての生態的特性をどのように遺伝的に操作し得るのかという問題に焦点を当て実験を行なった。ここでは特に、多くの遺伝子を対象にするために染色体レベルの組み換えに着目して、細菌の生態的特性が染色体レベルの組み換えによってどのように変わるのか、ということを大腸菌の Hfr 株と F^- 株を用いて実験的に解析した。

3　研究方法

実験には、Hfr 株として *Escherichia coli* K12 JE5879 (*suc, man*) を、F^- 株として *E. coli* K12 ME7767 (*ara, mal, xyl, mtl, lac, suc, str, gal*)を用いた（共に、国立遺伝学研究所遺伝実験生物保存研究センターより入手）。これらの染色体（ゲノム）レベルの組み換えを、接合中断により

3段階の組み換え体のタイプをつくり（図1）、それらの生態的特性を調べ親株（JE5879 、ME7767 ）と比較した。図2にJE5879の染色体の伝達の開始点と方向を示す。環状染色体の12の座位から反時計まわりに受容菌（F^-）へ伝達される。Hfr との接合により Hfr の染色体DNAが F^- の染色体 上のどの位置まで挿入されたかを知る目安として、F^- と Hfr の糖の資化性についての遺伝子マーカーを用いた。このような方法によりゲノムレベルの組み換えによって、多くの遺伝子が関与していると考えられる細菌の生態的特性が、どのように変わるかを調べた。

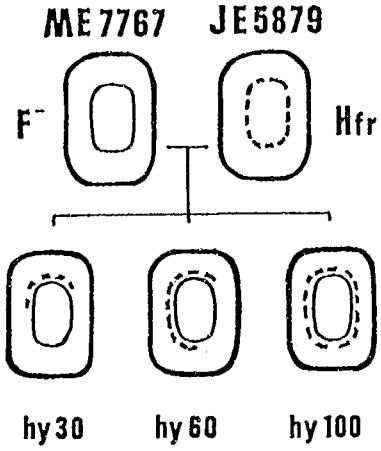


図1　染色体DNAの組み換えの度合いの異なる3種類のハイブリッドと親株との関係。

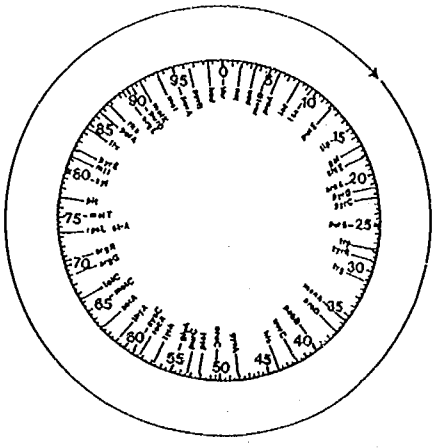


図2　JE5879の染色体伝達方向。12の座位から反時計まわりに伝達される。

3．1　接合実験

JE5879 と ME7767 をそれぞれT寒天培地で4回の純粋化をおこなった。これらをそれぞれ、L-broth 培地で一夜前培養をした。これらが増殖曲線の定常期になった時点で、JE5879 を6ml、ME7767を3mlそれぞれ300ml三角フラスコに入れ混合した。これを37℃で180分間静置した。この間、30分、60分、100分、180分後にそれぞれサンプルを約1ml とり、これを試験管ミキサー（ブレンダー）で30秒攪拌した。この後これを適当に希釈し、マルトース及び、キシロース、ガラクトースの3種類のストレプトマイシンを含むEMB寒天培地に播きインキュベーターで増殖させた。これを1－2日間培養（30℃）した後、糖の分解による酸生成能のある濃紫色のコロニーを白金耳でランダムに10個と

表1　T培地の組成

K_2HPO_4	1.2g (/liter)
KH_2PO_4	0.4g
$(NH_4)SO_4$	0.5g
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.1g
NaCl	0.01g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.02g
GLUCOSE	0.05g

り、それぞれを分離した培地と同じもので２回純化した。これらは、L-broth 寒天斜面培地に接種し４℃で保存した。T培地（表１）での増殖曲線測定の時は、これをT培地に一白金耳接種し一夜培養しこれから前培養として再びT培地に０．５ml接種し増殖させた。これを増殖曲線測定用培地への接種に使った。

３．２　増殖曲線の測定

T培地での増殖曲線を、分光光度計（６連セルポシショナ付島津分光光度計 UV-160）により２０分間隔で５５０nm での吸光度により求めた。同培地で一夜前培養した細菌浮遊液を１／１０００になるように１０ml の培地の入った試験管（１６．５×１６５mm）に接種し、これを図３に示すフローセル系にセットした（図３）。これは、ペリスタポンプによる培地の循環により、分散性の低い細菌がセル底部に沈降しないようにしている。このフローセルを分光光度計にセットし吸光度をモニターした。尚、培養温度は、チューブからの発熱があるので UV-160 のセルブロックの温度を３０．６℃、試験管は３０℃のウォーターバスに入れ、全体が３０℃になるようにした。

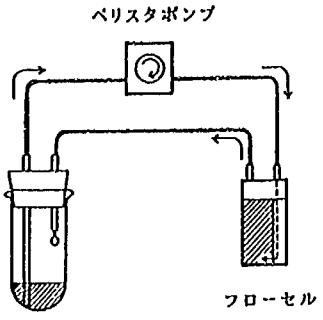


図３　増殖曲線測定に用いたフローセル系の模式図。

4　研究結果

４．１　実験結果

接合中断実験における各選択培地での生菌数の変化を図４に示す。０－３０分の間に *mal*（マルトース）を組み換えたもの、３０－６０分の間に *xyl*（キシロース）を組み換えたもの、そして６０－１００の間に *gal*（ガラクトース）を組み換えたものが出現したことがわかる。

ここで、３０分後のマルトース・ストレプトマイシンＥＭＢ平板培地から１０個のコロニー、６０分後のキシロース・ストレプトマイシンＥＭＢ平板培地から１０個のコロニー、及び１００分後のガラクトース・ストレプトマイシンＥＭＢ平板培地から１０個のコロニーを分離した。これらをそれぞれ hy30、hy60、及び、hy100 とする。これらの組み換え体（合計３０株）の遺伝子マーカーについて組み換えの結果を表２に示した。

JE5879、ME7767、及び hy100 の各組み換え体の増殖曲線を調べた。この内代表的なものを図５に示す。尚、この増殖曲線は、横軸の時間０において縦軸の対数密度（吸光度×１０００の自然対数）の値が０．５になるように重ね合わせたものである。従って、横軸の０は接種時刻ではない事を注意しておく。JE5879 に関しては、この測定の再現性が悪く図に示していないが、ME7767 よりもかなり増殖率が低いことはわかっている。この結果から、hy100 の組み換え体の増殖曲線には増殖率や定常期の密度の異なる様々なものがあることがわかる。ここに示した hy100-7 は、親株よりも増殖率が高く定常期の密度も高いが、増殖率に関しては hy100-9 より低い。又、hy100-9 は

hy100-7 や親株より増殖率は高いが定常期の密度は両者より低いことわかる。hy100-8 増殖率は ME7767 とほとんど同じである。

次に、JE5879、ME7767、hy100 の各組み換え体の静置状態での増殖における細胞の分散性の特性を次の方法で観察した。即ち、細菌浮遊液を１／１０００になるように１０ml の培地の入った試験管（１６．５×１６５ mm）に接種し、３０℃で静置培養して増殖の定常期の細胞の分散状態を観察した。この結果 JE5879、hy100-1、-2、-3、-6、-7、-8 が均一な分散状態で、ME7767、hy100-4、-5、-9 が小さな（０．１mm 位）フロック状態であった。また、hy-10 はガラス壁に付着していた。

表２　各株の性状（糖の資化能）。

strain	ara	lac	mal	mtl	xyl	suc	man	gal
JE 5879 (Hfr)	+	+	+	+	+	−	−	+
ME 6878 (F⁻)	−	−	−	−	−	−	+	−
hy30-1	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-2	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-3	−	+	+	−	−	−	+	−
hy30-4	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-5	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-6	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-7	−	+	+	−	−	−	+	−
hy30-8	−	−	+	−	−	−	+	−
hy30-9	−	+	+	−	−	−	+	−
hy30-10	−	+	+	−	−	−	+	−
hy60-1	+	+	−	+	+	−	+	−
hy60-2	+	+	−	+	+	−	+	−
hy60-3	+	+	−	+	+	−	+	−
hy60-4	+	+	−	+	+	−	+	−
hy60-5	+	+	+	+	+	−	+	−
hy60-6	−	−	+	+	+	−	+	−
hy60-7	−	−	−	+	+	−	+	−
hy60-8	+	+	−	+	+	−	+	−
hy60-9	−	+	+	+	+	−	+	−
hy60-10	+	+	−	+	+	−	+	−
hy100-1	+	+	−	−	−	−	+	+
hy100-2	−	+	−	−	−	−	+	+
hy100-3	+	+	−	−	−	−	+	+
hy100-4	−	+	−	−	−	−	+	+
hy100-5	+	+	+	−	−	−	+	+
hy100-6	−	+	−	−	−	−	+	+
hy100-7	+	+	−	−	−	−	+	+
hy100-8	−	+	−	−	−	−	+	+
hy100-9	+	+	−	−	−	−	+	+
hy100-10	−	−	−	−	−	−	+	+

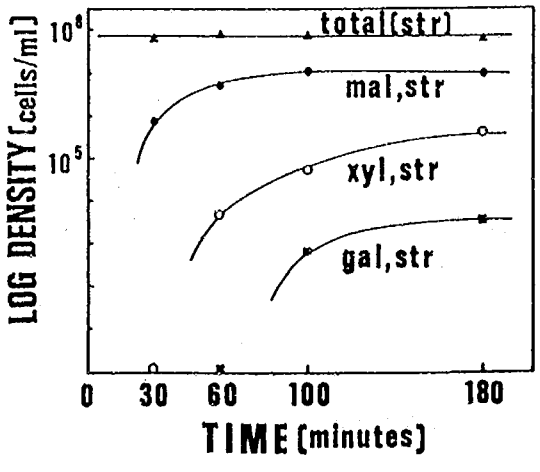


図４　各選択培地での組み換え体の数の時間変化。

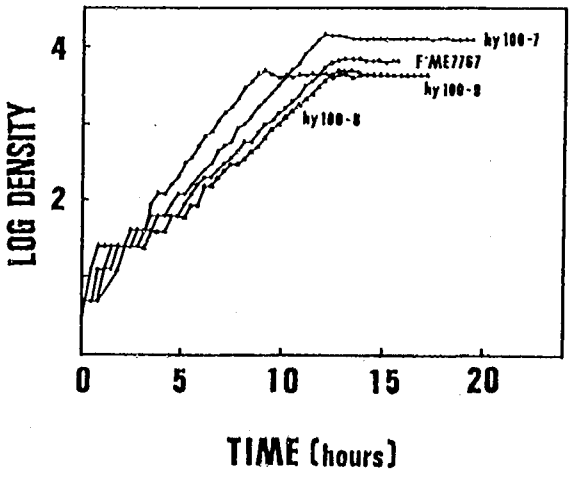


図５　ＭＥ７７６７とｈｙ１００－７，－８，－９の増殖曲線。

4．2　考察

現在のところ、hy-30、-60 の生態的特性についてはまだ不明であるが、ｈｙ－１００についての結果から染色体レベルの組み換えにより比増殖率や、最大密度、細胞の分散性といった生態的特性がかなり変わることがわかった。これらの特性は、混合培養系においても細菌の適応度に重要に係わることは間違いないであろう。

比増殖率が組み換えによって親株より高くなったことは、例えば高等植物で知られる雑種強勢（heterosis、hybrid vigor）といわれる現象と同じである。ただし、半数体である細菌のこの現象を二倍体(diploid) 或いは倍数体（polyploid）の植物と同様に論じることはできないであろう。細菌のこの現象の機構は、今後詳細に解析する必要があろう。

5　今後の問題点

本研究の延長として、細菌の生態的特性の遺伝的解析をより詳細に行なう必要がある。この結果に基づいて、排水処理系に用いる改良微生物についての遺伝子操作技術を確立することが期待される。

1.3.下水処理用バイオリアクターに関する研究
1.3.1.気体透過性膜を用いたバイオリアクターに関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　穣

1.　まえがき

好気性生物処理における酸素供給方式には、散気方式、機械攪拌方式等があるが、下水処理場で使用されるエネルギーの多くは酸素供給のための動力で占められており、下水処理に要するエネルギーを削減するためには酸素供給方式の改善が必要である。

ところで、最近の膜に関する技術の進歩によって、疎水性素材が立体網目構造を持つことにより、耐水圧を持ちながら通気性もある膜が開発されている。この膜をチューブ状に成形してチューブ内に送気を行うことで、小さい送気圧で膜表面から酸素を水側に供給し、好気的処理を行うことが可能であると考えられる。本研究では、この気体透過性膜を用いた下水処理に関する実験を行った。

2.　前年度までの研究結果

気体透過性膜チューブによる溶存酸素供給速度を、異なる空気供給速度、水の攪拌強度、水圧、チューブ気孔率に対して非定常法により測定した。その結果、水圧の変化は溶存酸素供給速度に影響を及ぼさないが、空気供給速度及び水の攪拌強度の増加は溶存酸素供給速度を増加させることがわかった。空気供給速度の増加により溶存酸素供給速度が増加するのは、チューブ内から水側への酸素の溶け込みによるチューブ内酸素分圧の低下が、空気供給速度の増加によって小さくなるためであり、また水の攪拌強度の増加により溶存酸素供給速度が増大するのは、チューブ表面での酸素移動の液境膜が薄くなり、水側における酸素移動の抵抗が小さくなるためであると考えられた。チューブ気孔率の増加も溶存酸素供給速度を増加させたが、その増加の程度は気孔率の増加ほどは大きくなかった。また、チューブ表面に生物膜を付着させ、チューブから酸素を供給して人工下水の処理を行ったところ、異なる気孔率のチューブについて処理状況はほぼ等しく、気孔率の違いは基質除去速度に影響を及ぼさないことがわかった。

3.　研究目的

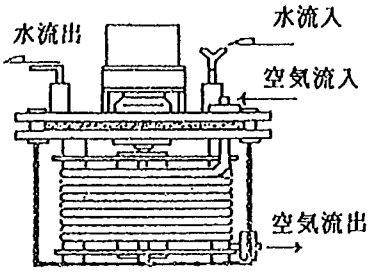
昨年度に引き続き、気体透過性膜チューブの酸素供給速度及び下水処理特性を調べることを目的とする。具体的には、チューブを通しての酸素移動の大きさを定量的に求めるとともに、送気に必要な空気圧を調べる。また、人工下水及び実下水を用いて本処理法の処理特性を調べるとともに、硝化・脱窒反応の同時進行の可能性についても検討する。

4．　研究方法

本研究で用いた気体透過性膜チューブの特性を表－１に、実験装置を図－１に示す。実験槽は密閉系であり、気体透過性膜チューブは巻き付け具に巻き付けて実験槽内にセットする。スターラー付きのＤＯ電極を実験槽に取り付けることにより、密閉状態で溶存酸素濃度が測定できる。基質供給速度、空気供給速度、攪拌速度は任意に変化させることが出来る。表－２に装置の主要諸元を示す。

表－１　気体透過性膜チューブの特性

材質	：	ポリ４フッ化エチレン
内径	：	3　mm
肉厚	：	0．5mm
最大孔径	：	2　μm
気孔率	：	２５％　　５０％
耐水圧	：	＞1kg/cm² 0.9kg/cm²



図－１　実験装置概要

表－２　実験装置主要諸元

槽内水体積	：	5.76　l
水温	：	20　°C
チューブ長	：	30　m
チューブ表面積	：	0.38　m²

4．1　清水実験

清水を用いて、定常法での溶存酸素供給速度と、空気送気時の空気圧力損失を求めた。

・溶存酸素供給速度実験

設定空気供給速度（20、40、80、120ml/min）で空気を流し、槽内ＤＯがほぼ４mg/lとなるように、低ＤＯ水を供給しながら、ＤＯが定常となった時点において、流入・流出水のＤＯ流入・流出空気の流量及び酸素濃度を測定して溶存酸素供給速度を求めた。

・送気による空気圧力損失実験

実験槽内に満たした清水を空気で飽和させた後、設定空気供給速度（20、40、60、80、110ml/min)で空気を流し、流入側の空気圧を測定して空気圧力損失を求めた。

4．2　人工下水による処理実験

人工下水を用いて基質の除去特性を調べるとともに、処理において供給される酸素量と除去される基質量の比較を行い、また、硝化・脱窒反応の同時進行に関する実験を行った。人工下水組成と測定項目を表－３に、実験条件を表－４に示す。

表－３　人工下水組成及び測定項目

人工下水組成（mg／l）

デキストリン	23	NH_4^+-N	15
肉エキス	49	PO_4^{3-}-P	3.5
酵母エキス	56	SO_4^{2-}-S	18
ペプトン	49		

測定項目

水温　pH　DO
D-TOC　SO_4^{2-}-S　S^{2-}
K-N　NH_4^+-N　NO_2^--N
生物膜厚　空気供給速度
排出空気の酸素濃度

・基質除去特性実験

連続処理における基質除去速度・生物膜厚の経時変化を調べるとともに、定期的に回分での基質除去実験（空気あるいは純酸素を送気）を行い、最大基質除去速度を求めた。また、異なる基質負

荷量・攪拌速度での処理における、定常状態での基質除去速度を調べた。

・酸素供給量と基質除去量の比較実験

連続処理において、流入・流出空気の流量及び酸素濃度を測定することによりチューブからの酸素供給速度を求め、基質除去速度との比較を行った。

・硝化・脱窒実験

アンモニア性窒素を主成分とした無機基質により硝化細菌をチューブ表面に培養した後、有機基質を含んだ人工下水を供給して、硝化反応と脱窒反応の同時進行を起こさせることの可能性について検討した。

表－4　実験条件

	基質除去特性実験			酸素供給量／基質除去量 実験	硝化・脱窒実験
	連続処理				
気体中 (%)	50	50	25	50	50
	20	6, 10 20	20	20	20
	30	80	80	20	30
(rpm)	200	200	20, 200 400	400	200

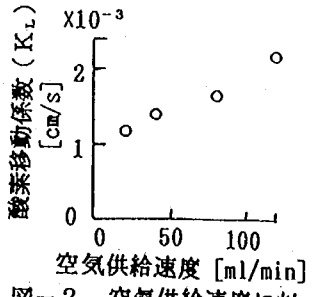
4．3　実下水による処理実験

実下水への本処理法の適用性を調べるため、下水処理場の一次処理水を供給下水として、異なる3ケースの下水供給速度（25、50、92ml/min)について処理実験を行った。

5．　研究結果

5．1　清水実験結果

空気供給速度に対する酸素移動係数を図－2に示す。空気供給速度の増加とともに酸素移動係数も増加する。このとき、流出空気の酸素濃度も15.9%から19.5%まで増加したため、酸素移動係数の増加は、チューブ内酸素濃度が空気供給速度の増加によって全体的に上昇したためと考えられる。酸素移動係数の大きさは、水路薄層流における水面からの酸素溶け込みにおける値と同程度である。なお、空気供給速度が0の時には酸素供給速度もほとんど0になると考えられるため、低空気流量側では、酸素移動係数は急激に低下するものと考えられる。



図－2　空気供給速度に対する酸素移動係数

空気供給速度に対するチューブ内での空気圧力損失を表－5に示す。チューブ内での空気圧力損失は小さく、送気に必要なエネルギーは小さくてよいことがわかる。

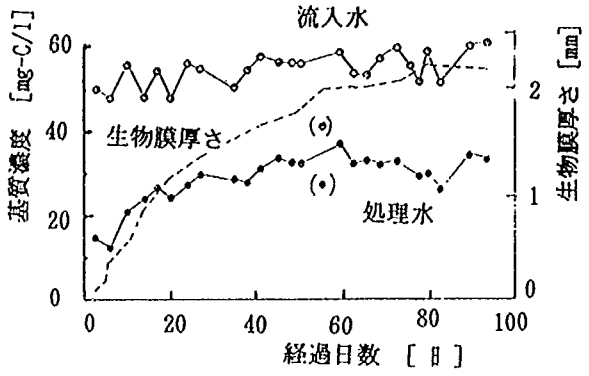
表－5　空気圧力損失

20	6.43	(0)
40	10.25	1．6
60	15.74	3．7
80	19.85	5．2
110	25.73	7．5

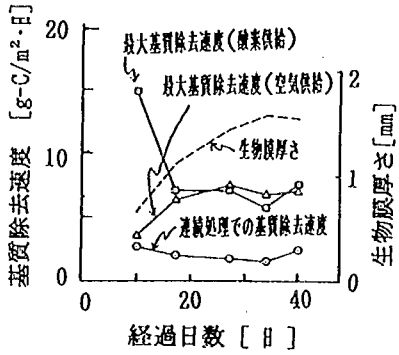
5．2　人工下水による処理実験結果

連続処理を行ったときの、処理水質及び生物膜厚さの経時変化を図－3にしめす。処理水質は、日数経過とともに悪化するが、長時間経過後は定常となる。生物膜厚さは、

処理水質が定常となった段階においてもしばらく増加を続け、やがてある値に漸近する傾向を示す。回分での基質除去実験（空気及び純酸素を供給）により求めた最大基質除去速度を図－４に示す。処理開始初期においては、純酸素送気の場合の最大基質除去速度が、他の基質除去速度に較べてかなり大きいが、日数が経過して生物膜が厚くなると、純酸素供給の場合の最大基質除去速度は大きく低下し、空気供給の場合のそれと等しくなる。生物反応は酸素濃度律速から基質濃度律速に変わり、日数経過後は、送気の酸素濃度を高めても基質除去速度は増加しないことがわかる。これらのことから、送気に酸素を用いるとすれば、その効果が期待できるのは生物膜形成初期だけであり、定期的な生物膜の剥離を必要とする。生物膜微生物の検鏡結果によれば、日数経過とともに糸状性細菌が優先種となったことから、ここで見られた基質除去特性の変化は、生物種の変化も原因の一つとなっていたものと考えられる。

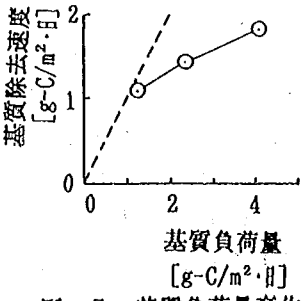


図－３　処理水質・生物膜厚の経時変化

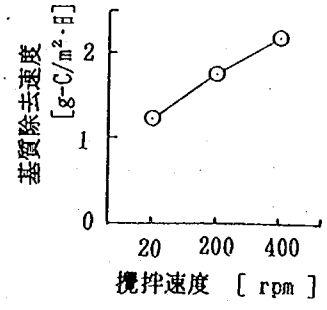


図－４　最大基質除去速度の経時変化

基質負荷量及び攪拌速度の変化に対する、定常状態における基質除去速度を図－５、６に示す。基質負荷量の増加によって基質除去速度も増加するが、その増加割合は大きくはない。一方、攪拌速度の増加は、基質除去速度を増加させるが、これは、生物膜への基質輸送が促進されたためであると考えられる。生物処理への酸素供給速度及び基質除去速度の経時変化を図－７に示す。ここでは、生物処理に使用された酸素を、チューブ内から供給された酸素と硫化物イオンに還元された硫酸イオン中の酸素の合計と考え、また、比較を容易にするために、基質除去速度は有機物の完全酸化を仮定したときの酸素消費速度に換算した。処理の初期においては、供給される酸素量に比較して除去される有機物量が多く、活

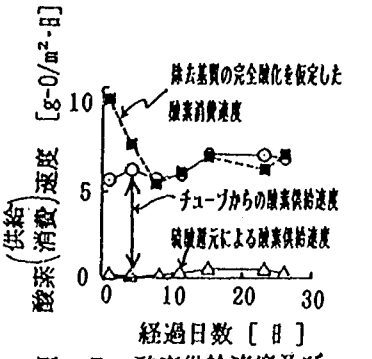


図－５　基質負荷量変化に対する基質除去速度



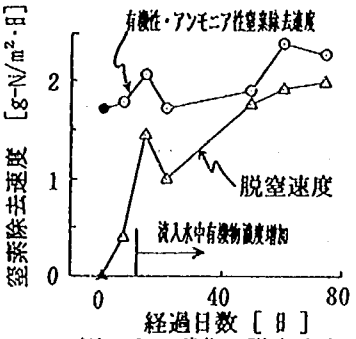
図－６　攪拌速度変化に対する基質除去速度

発な生体合成が行われていることがわかるが、日数経過後は有機物除去速度が減少し、有機物除去がほとんど酸化分解によるものだけという状態になる。これは、生物体の槽内滞留時間が長くなるとともに内生呼吸量も増加し、次第に多くの酸素量が内生呼吸に使用されるようになるためと考えられる。基質除去速度を良好に保つためには、定期的に生物膜を剝離させて、生物の槽内滞留時間を長くしないことが重要である。なお、この図より、チューブからの酸素供給速度は日数経過によっても低下せず、ほぼ一定量であることがわかる。

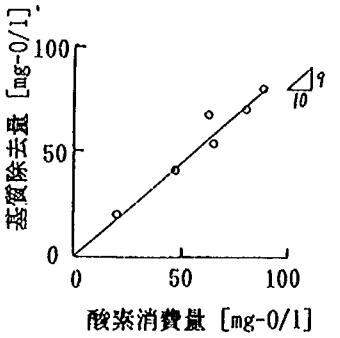


図－７　酸素供給速度及び基質除去速度の経時変化

無機基質による硝化細菌培養後、有機人工下水を供給した場合の有機性・アンモニア性窒素の除去速度及び脱窒速度の経時変化を図－８に示す。有機性・アンモニア性窒素の除去速度は有機人工下水供給後も低下せず、硝化細菌による硝化能力は良好に保たれている。脱窒速度は、７日目まで有機基質濃度が低かったためその速度が小さいが、有機基質濃度を上げてから後は良好な値を示し、５０日目以降は、硝化された窒素の大部分が脱窒されている。脱窒反応による消費酸素量と除去有機物量の関係を図－９に示す。除去有機物量は、完全酸化を仮定したときの酸素量に換算している。除去有機物量と消費酸素量はほぼ等しく、除去された有機物はほとんど酸化分解されていることがわかる。チューブからの酸素供給速度は、硝化・脱窒を伴わない有機基質除去のときとほぼ等しく、有機物除去速度は1.9～2.3 g-C/m²·日であった。



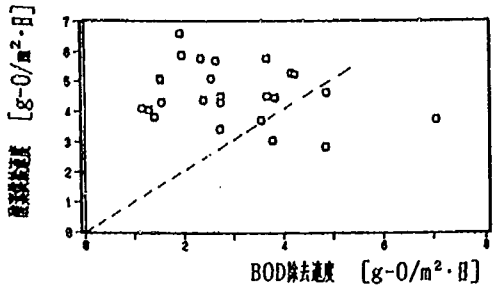
図－８　硝化・脱窒速度の経時変化



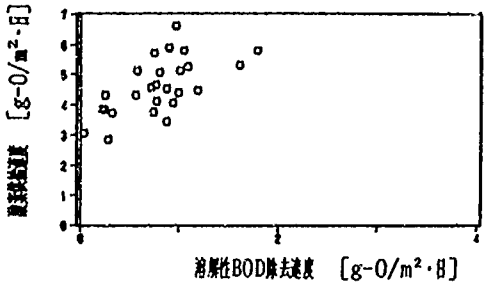
図－９　脱窒反応における消費酸素量と除去有機物量の関係

５．３　実下水による処理実験結果

一次処理下水を処理したときの酸素供給速度とＢＯＤ除去速度の関係を図－１０に示す。酸素供給速度よりもＢＯＤ除去速度が小さく、また、回転生物接触法等の通常の生物膜処理法に比べてもＢＯＤ除去速度が小さい。これは、通常の生物膜処理法では、生物分解に加えて吸着作用によってもＢＯＤが除去され、完全酸化を受けないうちに剝離生物膜とともに系外に除去されるが、本処理法においては、生物膜が剝離せず、吸着された下水粒子の酸化分解にも酸素が使用され、また生物滞留時間の長さから内生呼吸も大きくなるため、ＢＯＤ除去量が小さくなっているものと考えられる。参考に、溶解性ＢＯＤ除去速度と酸素供給速度の関係を図－１１に示す。溶



図－１０　酸素供給速度とＢＯＤ除去速度の関係



図－１１　酸素供給速度と溶解性ＢＯＤ除去速度の関係

解性ＢＯＤの除去以外にも供給された酸素が消費されている。

６．　まとめ

清水実験により、空気供給速度に対する酸素供給速度と送気時の空気圧力損失を調べ、酸素移動係数は水路薄層流における値とほぼ等しく、チューブ内での空気圧力損失はかなり小さいことがわかった。

また、人工下水及び実下水を用いた処理実験を行い、良好な処理速度を保つためには生物膜の定期的剝離が必要であること、および硝化と脱窒を同時に行わせることが可能であることがわかった。

1.3.下水処理用バイオリアクターに関する研究
1.3.2.光利用型バイオリアクターに関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
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　まえがき

処理水が環境中に放出された場合、そこで藻類が異常増殖しない程度に処理水の窒素やリンの濃度を低く制限することが要求されている。この目的で、処理系において藻類自身にこれらの除去を行なわせることは理にかなっているだろう。又、CO_2の増加による気候の温暖化が問題になっている昨今では、CO_2を同化する光合成を利用する処理システムは、この点でも利用価値を持つであろう。しかし、この方法では藻類体自身による汚濁が問題となる為、処理水と藻類の分離（固液分離）を工夫しなければならない。藻類をリアクター内に付着させたり、固まらせたりすることにより分離を行なうことは可能であろう。しかし、生物体と処理水との接触面積が大きい方が除去効率は良いだろうということを考えると、細胞が分散状態で増殖する事が望ましい。このように高効率の為に細胞を分散させ、しかも処理水との分離を効率良く行なうことを可能にする事は重要な課題である。

2　研究目的

本研究では、分散状態で増殖する単細胞藻類でしかも走行性を持つ鞭毛藻類を用いて、処理効率、及び処理水と微生物との分離の効率が良い窒素、リンの除去リアクターの基礎的研究を行なった。ここでは、第一段階として、藻類の走行性により固液分離を行なうことが可能かという点に焦点を当て、とくに細菌の存在しない条件での実験を行なった。

3　研究方法

走行性を持つ藻類として鞭毛藻類のミドリムシ、*Euglena gracilis* klebs NIES 48 を用いた。２種類の培養装置を用いて、実験（実験１と実験２）を行なった。実験１で用いた培養装置（ミドリムシの走行性を固液分離に利用したリアクター）の構造を図１Ａ（タイプA型）に示す。又、実験２で用いた培養装置を図１Ｂ（タイプＢ型）に示す。タイプＡとＢとではミドリムシを光で集める槽（集光槽）の構造がそれぞれ縦型と横型という違いがあり、培養槽への培地供給はタイプＡで１５０ml/day 、タイプＢで８０ml/day にした。これら以外は全て同じである。

両タイプとも以下に示す条件で実験を行なった。培地組成を表１に示す。培養温度は２２．５±１．５℃ で行なった。光照射は１２時間周期で明暗を繰り返した。これに同調するように、暗期には培養系のエアーポンプ以外の全てのポンプを停止させ、明期に再開した。照度は培養槽付近が４００１lx となるようにした。ただし、鏡で反射した集光槽の光の窓付近では２０００ lx であった。培養槽中の培地の容量は２５０ml である。

培養の開始に先立ち、２００ml の液体培地を含むバッチ培養で前培養した。定常期に達した *E. gracilis* の培養浮遊液を２ml とり、培養槽右側の口から接種して培養を行なった。

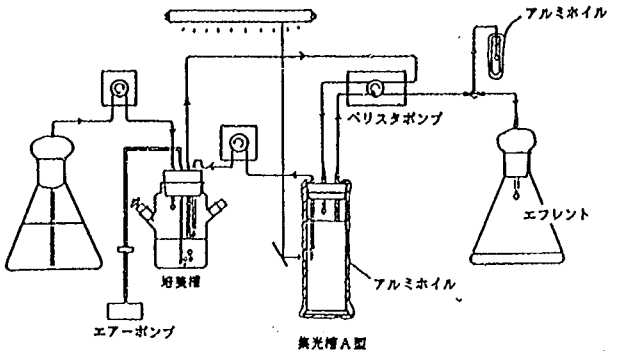


図１Ａ　タイプＡの培養系の概念図

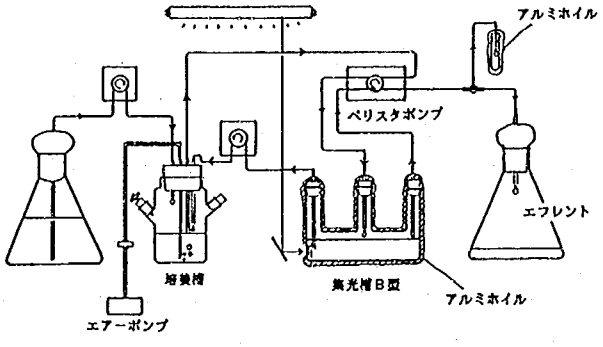


図１Ｂ　タイプＢの培養系の概念図

培養槽及びエフレントのミドリムシの生物量（個体群密度）の測定は、次のように行なった。培養槽のサンプルは培養槽右側の口から採った。エフレントのサンプルは、集光槽とエフレントフラスコの間にある三方コックの操作によりサンプル採取試験管側へ流方向を変え、初めの３－４ml をチューブとコック内の洗浄用として流して棄てた。この後、１－２ml のサンプルを採った。それぞれ採ったサンプルを適当に希釈し、細胞をピクリン酸で固定したのち１ml 容量の画線入りスライドグラスで細胞数を顕微鏡下で直接計数し求めた。

表１　培地組成

$MgSO_4$	０．５	g
K_2HPO_4	０．０５	g
クエン酸	０．０２	g
ペプトン	０．５	g
グルコース	０．２	g
純水	１０００	l

4　研究結果

4．1　実験１の結果

接種後のミドリムシ密度の変化を図２に示す。培養槽及びエフレントにおいて共にミドリムシは増加し定常状態に至った。ミドリムシの各時点の密度及び増殖曲線の傾きは、培養槽においてより高かった。培養開始後３８日のミドリムシの密度は培養槽では６．７７×１０^4(cells/ml)であったのに対し、エフレントにおいては３．２６×１０^4(cells/ml)であった。

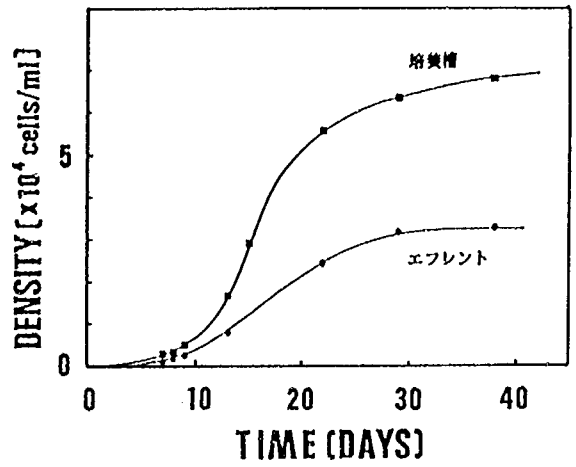


図２　タイプＡにおける培養槽及びエフレント中の *E. gracilis* の個体群密度の変化

4．2　実験２の結果

ミドリムシの個体群密度の変化を図３に示す。ここでは、タイプＡの培養系に対し培養槽の密度はより高く、エフレントにおける密度は逆により低かった。表２にこの結果のミドリムシ密度の比（エフレントの密度／培養槽中の密度）を示した。接種後十数日後をピークにして、エフレント中のミドリムシ密度は減少し培養槽の密度に対する比も０．９％となった。

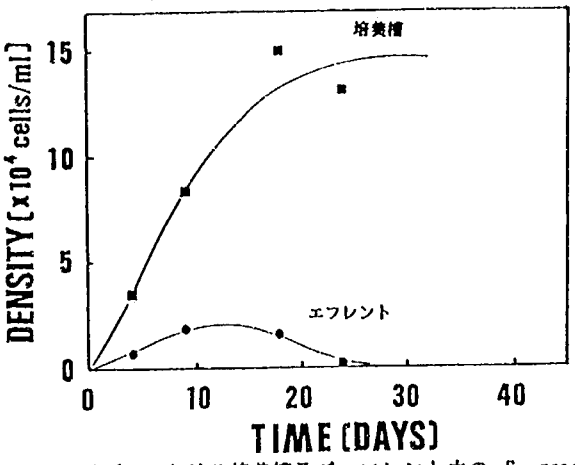


図３　タイプＢにおける培養槽及びエフレント中の *E. gracilis* の個体群密度の変化

表２　タイプＢにおけるエフレントと培養槽における
ミドリムシ密度の比の変化

接種後の日数	4	9	18	24
エフレントの密度/培養槽中の密度	0.191	0.221	0.100	0.009

4．3　考察

タイプＡ、Ｂともにミドリムシを含む培養液は、培養槽から集光槽に入りここで光に向う性質を持つ個体が再び培養槽に返送される構造になっている。タイプＡでの分離がＢより悪かったことは、集光槽のスポット光の当たる返送採取部位とエフレントフラスコへ流失させる採取部位の位置がＡの場合のほうが互いに距離が近かった為であろうと考えられる。Ｂにおいては中央から入り左右に別れて分離するので分離の率が良かったのであろう（図１Ａ，Ｂ）。

ミドリムシは、光に向う性質（走行性）を持つことが知られているが、本研究においてはこの性質を次のような方法で利用した。即ち、集光槽のスポット光で生物を集め培養槽に戻すことにより、１）走行性を持つ個体の系内における流失という死亡率（密度非依存的死亡率）を下げる、２）集光槽で水と生物体が分離されるのでエフレント中の生物量が少ない、３）集光槽での光による分離は、走行性能のより高い個体に正の淘汰をかけるので時間と共に系内のミドリムシの走行性能は高まると考えられる。タイプＢの実験で、培養槽とエフレントにおける密度の比が次第に減少することが解った（表２）が、この結果が　３）で述べたことによるのかは、この結果だけで判断することはできないが興味深いことである。今後より長期の培養実験で確かめる必要があるだろう。

5　今後の問題点

本研究において、走行性を持つ藻類を用いこの性質を利用して固液分離を行なうことが可能であることが解った。今後このシステムの水質の分析を通して、走行性を利用したリン・窒素の除去バイオリアクターとしての各種パラメータ（例えば、返送率、培養槽と集光槽の体積比など）についての詳細な実験及び数値的解析が必要であろう。又、藻類と細菌との相互作用の影響について調べることも重要な課題である。

1.3.下水処理用バイオリアクターに関する研究
1.3.3.結合固定化法バイオリアクターによるポリビニルアルコールの除去に関する研究

新下水処理研究官　　京才俊則
三次処理研究室　室長　　佐藤和明
〃　主任研究員　高橋正宏

1　はじめに

通常の都市下水を処理している下水処理場において、処理水中のＣＯＤ濃度は、凡そ20mg/l以下であり、現在のところ問題となる値ではないが、充分な前処理が出来ない小規模事業所の排水を受け入れている処理場や、汲取りし尿（浄化槽汚泥を含む）の投入を行わざるを得ない処理場においては、ＣＯＤ総量規制への対応が困難となる場合が考えられる。前者で、問題となる小規模事業所排水としては、染色排水、皮革排水などが下水に流入する例が多い。これらの排水中の難分解性ＣＯＤ成分の把握は、使用原料の種類の多さ、変動などのため、非常に困難であるが、このうち染色排水中に含まれるポリビニルアルコール（PVA）は使用量も多く、染色の糊抜き工程などで多くの場合時季を問わずに発生する物質で、これまでの調査において[1]難分解性成分として位置付けられている。

染色工場排水そのものを想定した高濃度のPVAを含有する排水の活性汚泥処理については橋本ら[2]がその適用性を検討済みである。

本研究においては、主にPVAをモデル物質として結合法担体を用いた付着生物型流動床による処理実験を行い、これらの処理法の適用性を検討した。

2　実験の目的

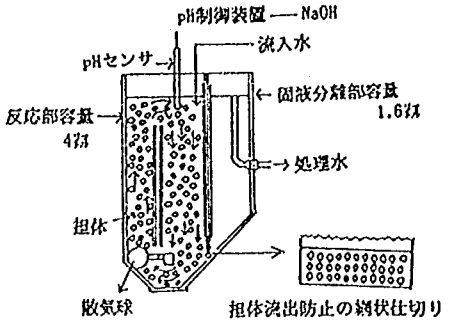
活性汚泥法において、汚泥滞留時間を50日以上にすることにより、PVA分解能を有する細菌群を保持できるため、処理可能であることが橋本ら[2]により示されているが、実施設でこの運転条件を維持することは、非常に困難である。そこで、簡易な手法で汚泥滞留時間を増加させる方法として、結合固定化担体を、従来の曝気槽に投入し、担体に付着した汚泥の効果により実質的な汚泥滞留時間を延長するプロセスの検討を行った。

3　ＰＶＡ含有人工下水を用いた室内実験

3.1　実験方法

用いた実験装置は図－１に示すように、透明アクリル製の総容量 5.6ℓ（反応槽容量4ℓ）の反応槽と

沈殿部が一体となった型式のものである。ただし、反応槽と沈殿部は、プラスチックの網で出来た間仕切りにより仕切られており、反応槽内の担体が沈殿部に流出しないようになっている。硝化によるpHの低下を防ぐため、NaOH(0.1 N)により、pH自動調整をした。



図－1　実験装置の概要

流入水は表－1に示すPVA含有人工下水で、PVA（重合度500）添加量は 50mg/lとした。 使用した結合固定化担体はφ3mm×H 3mm，比重1.025のポリプロピレン製の担体である。微生物の付着性を高めるため表面は特殊加工により細かな凹凸が付いており、全体の形状としてはストロー状で、中空部分にも微生物を保持することが出来るようになっている（写真－1参照）。

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

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。水質測定項目は表－2に示す通りである。但し、付着汚泥量は、担体30個を静かに引き上げ、その110℃、60分における乾燥重量と、2N塩酸煮沸洗浄後の同様な条件で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。

実験はまず 20℃の恒温室内で、HRT 6,12 時間の 2系列の流動床型実験装置を用いて行った。このときの主な運転条件は、表－3に示す通りである。余剰汚泥として、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り（ 1～2回／週）、汚泥の返送は行わなかった。

写真－1　結合固定化担体の形状

次に 10℃の恒温室内で同じ装置を用いて同様の実験を行ったが、このときにはコントロールとして、活性汚泥法の運転も行った。使用した活性汚泥実験装置は、流動床型実験装置と同じ形状であるが、反応槽と沈殿部の間の間仕切りは取り外し、沈殿部に溜った汚泥が自由に反応槽へ戻れるようにした。

3.2　結果とその評価

(1)　20℃における実験

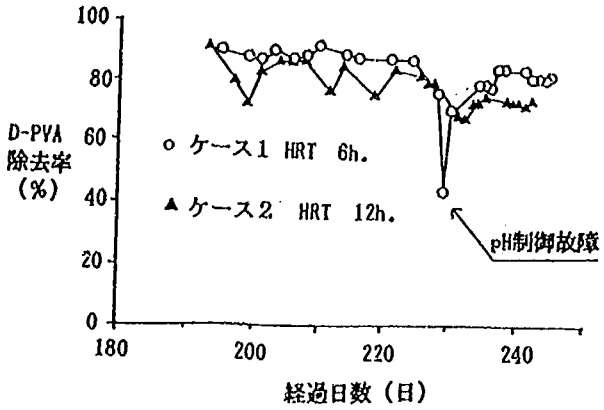
図－2に溶解性PVAの除去率の推移を示した。HRT 12時間のケース1は安定して80%程度の除去率を示しており、pH制御装置の故障でpHが 12以上に上昇した異常事態からの回復も早かった。ケース2で

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。

表－２ 水質分析項目

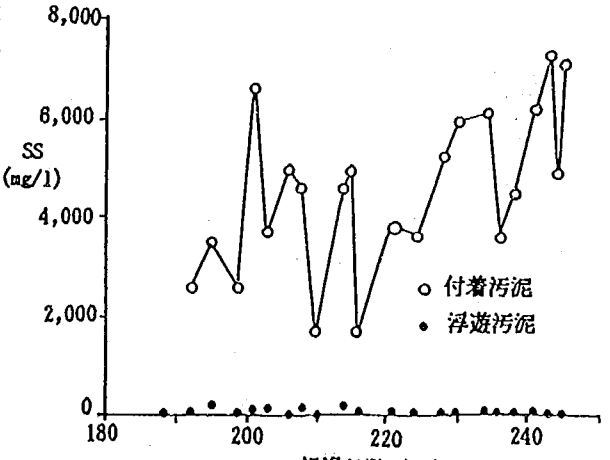
MLSS MLVSS
COD_{Mn} SS
以上は下水試験法
PVAはよう素比色法

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）。結合固定化担体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留意すべきであろう。



図－２ D-PVA除去率の推移

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、他の研究[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。



図－３ ケース２における付着汚泥と浮遊汚泥の推移

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。

(2) 10℃における実験

本実験は、ポリプロピレン担体を用いた三相流動床(HRT 6,12時間) ２台と、活性汚泥法１台の実験装置を表－５に示す運転経過で運転した。実験開始後は３台とも流入PVA濃度 50mg/lで運転し、活性汚泥法（Ａ系）、担体固定法（Ｂ系）の水理学的滞留時間は 12時間、担体固定法（Ｃ系）で 6時間に設定した。担体固定法では沈殿池に溜った浮遊汚泥を全量引き抜いた。活性汚泥法では 50日間の馴致（

表－３　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

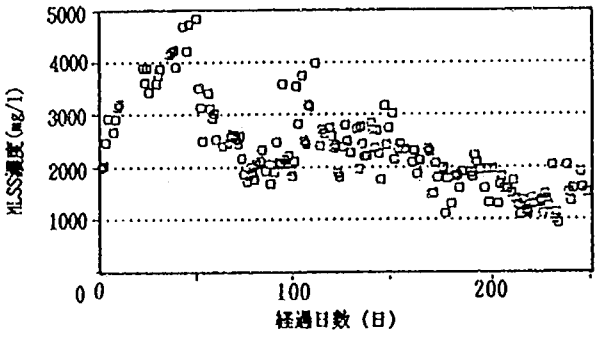
表－４　運転状況のまとめ

	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

表－５　三相混合流動床および活性汚泥法の運転条件

A系：活性汚泥法												
経過日数	0		49	60			135	164	196		250	331
HRT(h)	12								6			
SRT(day)	83		20			14	12		16		21	
In PVA (mg/l)	50								25			
B系：担体固定化法												
経過日数	0				120			193		250		331
HRT(h)								12				
SRT(day)		37				42			29		32	
In PVA (mg/l)							50					
担体添加量 (%)			25						35		15	
C系：担体固定化法												
経過日数	0		50		120			193		250	298	331
HRT(h)								6				
SRT(day)	32		20			61			28		10	
In PVA (mg/l)							50					
担体添加量 (%)			25						35		15	

汚泥を極力引き抜かない）の後、汚泥滞留時間（SRT）が 20日になるように引き抜き量を調整し、HRTを 6時間にしたが、PVAの分解が不完全なのか、汚泥が糊で丸く固まるような状況となり沈殿池からの汚泥の流出が続き、MLSS濃度が急速に低下した。（図－４参照）このため、流入PVA濃度を 25 mg/lに下げたところ汚泥の状況が改善され、以後 MLSSの維持と言う点では安定した。なおSRTの計算には、処理水中に流出した SS量、および期間中の汚泥の増減を加味しており、設定値よりは短くなっている。



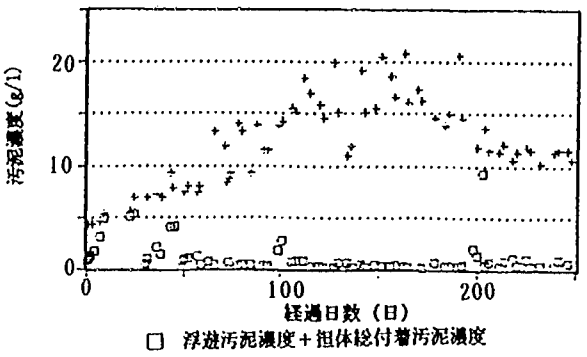
図－４　活性汚泥法におけるＭＬＳＳ経時変化

B系、C系における担体付着汚泥濃度、および浮遊汚泥濃度の推移を図－５、６に示す。付着汚泥濃

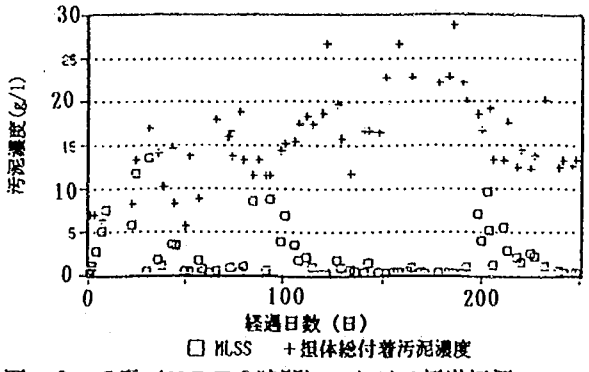
度は、沈殿池に溜った汚泥が逆流したときに一時的に高い値となるが、通常は 300mg/l以下と非常に少ない。それに対し付着汚泥濃度（MLSSに換算）は平均で10,000～20,000mg/lと活性汚泥法の４～６倍の値を示している。

図－７～９に各系列における PVA除去の経時変化を示した。B系は、流入 PVA濃度 50mg/lに対し処理水で概ね 20mg/l以下となっていたが、更に付着汚泥量を増加させ除去率を向上させようと投入担体量を 25％から 35％に増加したところ、除去率は却って悪化した。これは、担体量の増加により槽内全体では流動性が悪化し死領域が増加したため、実質滞留時間が短縮したこと、および死領域以外の流動部では撹拌強度が強くなり、汚泥の剝離が進行したことによると考えられる。（図－５で 190日目以降付着汚泥濃度の減少が見られる。）

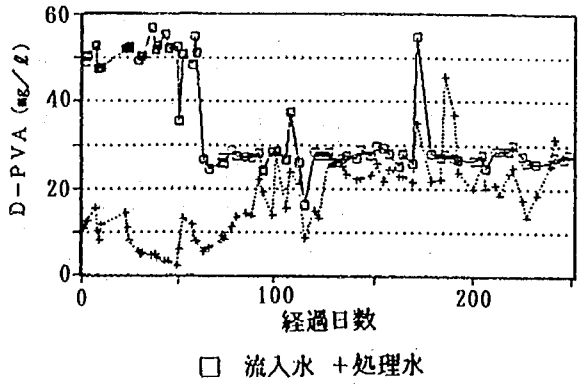
C系における処理水PVA濃度は、担体充填率 25％で 20～25mg/lとまずまずであったが，充填率 35％で 40mg/lと大きく悪化した。この原因はB系と同様である。活性汚泥法における除去は流入PVA濃度 27～31 mg/lに対し、処理水で 20～25mg/lであり、余り良好ではない。今後は、適正なリアクターと固定化担体（形状、および投入量）の組み合わせを工夫し、PVA除去活性の高い汚泥をより大量に、効率よく（排水と担体が充分接触する＝担体の流動が良好に行われる）保持することにより、更に除去率を上げる工夫が必要である。



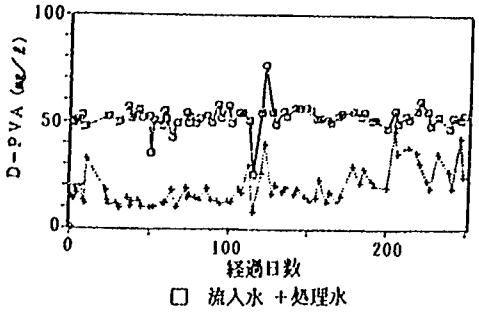
図－５　B系（ＨＲＴ12時間）における浮遊汚泥、付着汚泥濃度の経時変化



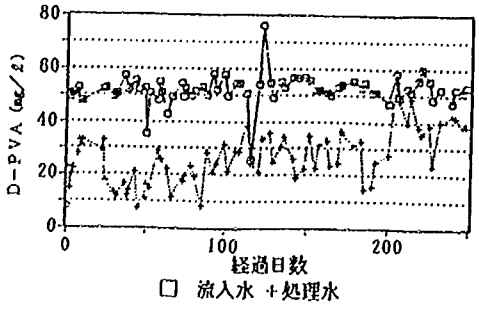
図－６　C系（ＨＲＴ６時間）における浮遊汚泥、付着汚泥濃度の経時変化



図－７　A系（活性汚泥法）におけるＤ－ＰＶＡ除去の経時変化



図－8　B系（HRT12時間）におけるD－PVA除去の経時変化

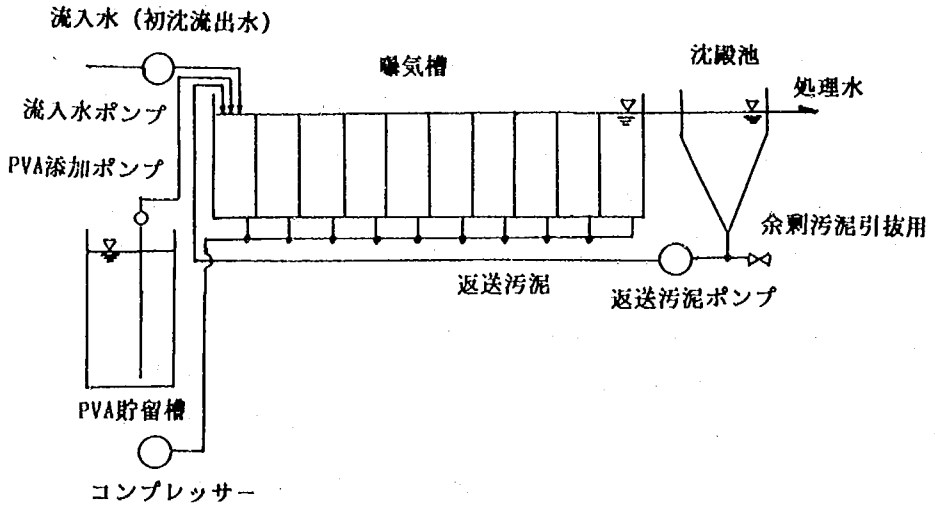


図－9　C系（HRT六時間）におけるD－PVA除去の経時変化

4　結合固定化担体を用いた流動床によるPVA添加都市下水の処理

4.1　実験方法

3の室内実験により、人工下水での結合固定化法の有効性が示唆されたため、実下水にPVAを添加し、本法の実用性を調査することとした。実験装置は図－10に示す 100ℓの活性汚泥実験装置2台であり、都市下水処理場の沈殿下水にPVA50mg/lを添加した。このうち、1台は標準活性汚泥法の運転を行い、コントロールとして評価した。もう1台は3で用いたポリプロピレン製の結合固定化担体を体積比で18%添加した。本実験装置は、10ℓの曝気槽をカスケード式に 10個直列に配したものであり、そのままでは全ての担体が最下流の曝気槽に押し流されてしまう。そこで各曝気槽に担体を 20%づつ投入し、曝気槽の上部を目幅 2mmのプラスチック製の網で覆い、担体が各槽から流出するのを防いだ。ただし、最上流の曝気槽には担体を投入しなかった。これは、ここから余剰汚泥（浮遊汚泥）をポンプで毎日一定量引き抜くためである。



図－10　実験装置の概要

装置の運転条件を表－６に示す。両系とも初期の運転は、SRT15日の活性汚泥処理であり、１９８８年４月（経過日数 0日目）より、担体を添加せずに SRT 8日の条件にし、PVA除去能力が悪化することを確認した。１９８８年７月（経過日数 89日目）にB系にウレタンフォーム製のスポンジ担体を投入したが、１か月後には強度の低下によりボロボロになってしまったためスポンジ担体を網で掬いとって除去した後、３で用いたポリプロピレン製担体に置き換えた（経過日数 137日目）。

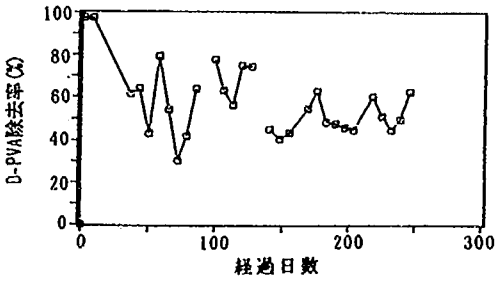
表－６　PVA添加都市下水の処理実験条件

装置	A	B
水理学的滞留時間（h）	6	6
固形物滞留時間（日）（浮遊汚泥基準）	4	4
固定化担体投入体積割合　％	0	18
流入水中PVA濃度　(mg/l)	50	50
汚泥返送率　％	30	30
曝気槽中央部DO　(mg/l)	4-6	4-6

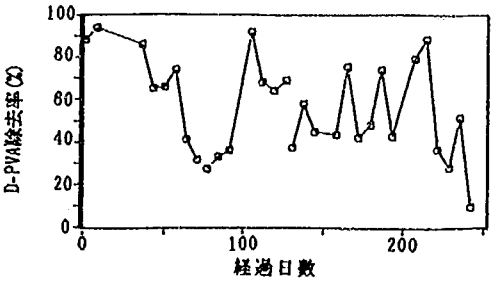
活性汚泥法（A系）、結合固定化法（B系）とも、同じ条件であり（浮遊汚泥を基準にした SRTは同じだが、実質の SRTは、付着汚泥の分だけB系が長くなる）、違いは担体のある無しのみである。

4.2　結果とその評価

図－１１、１２にA，B両系の PVA除去率の変化を示す。初期に SRTの短縮によって PVA除去率は低下傾向にあるが、A系においては水温の上昇と共に除去率は回復し、40～80％を示した。B系においてはスポンジ担体投入後約１箇月の馴致期間後に、PVA除去率は 70～90％と大幅に向上した。ポリプロピレン担体投入後は、B系の除去率が大幅に変動しているが、これは担体投入に伴うトラブルのため装置の運転が安定しなかったためである。そのトラブルとは　①　担体の流出を完全にくい止めることが困難なため、担体が最終沈殿池まで流入し、返送汚泥ポンプの閉塞を引き起こした。②　担体流出防止用のプラスチック網が小型の巻き貝（姫モノアラ貝）の絶好の繁殖地となり大量発生した貝が汚泥を食べてしまった。等であり、このような状況がなければ除去率は高いところで安定したものと思われる。



図－１１　A系（活性汚泥法）
D-PVA除去率の経時変化



図－１２　B系（結合固定化）
D-PVA除去率の経時変化

5　まとめ

(1)　結合法固定化担体を曝気槽に投入することにより、水温 20℃、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) 同様の実験を水温 10℃で行った。固定化担体の投入は活性汚泥法に比べると効果があるが、COD 20mg/l以下とするためには担体がリアクター内で十分流動化し、かつ汚泥の剝離を最小とする必要があろう。

(3) 実下水（沈殿下水）に PVAを添加し、結合固定化法による処理実験を継続中であるが、実験上のトラブルが起こらなければ、活性汚泥法に比べ PVA除去率が向上する可能性がある。

参考文献

1）昭和 60年度下水道関係調査研究年次報告書集「下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する研究」、建設省土木研究所、土木研究所資料 第2402号、pp.179～186, 1986年10月

2）橋本ら、「活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究（第５報）」、下水道協会誌、Vol. 17 ,No.198, pp.19～29, 1980年11月

3）1）に同じ

1.3.下水処理用バイオリアクターに関する研究
1.3.4.窒素除去用バイオリアクターに関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
三次処理研究室　室長　佐藤和明
三次処理研究室　主任研究員　森山克美

1．まえがき

バイオリアクターにおいては、担体等に菌体を固定化することにより菌体の流出が防げ、リアクター内の菌体濃度を高く維持でき、反応速度の向上等が期待できる。

本研究では、窒素除去バイオリアクターにおける菌体の固定化方法として包括固定化法を選択し、菌体を固定化するのに適した材料、方法を検討するとともに、その固定化菌体を用いたリアクターに関する開発検討により、実用性の評価と設計及び維持管理に関する指標を得ることを目的としている。

2．６２年度までの調査結果

これまでに得られた調査結果の概要は、以下の通りである。

2．1　固定化微生物担体の処理性能に関する研究

包括固定化担体の開発に当たっては、①固定化微生物の活性度とその持続性、②担体の機械的、化学的耐久性、③基質の透過性、拡散性、④大量生産性、供給コスト、⑤リアクターへの適応性（流動性、担体分離方法）⑥安全性（活性汚泥に対する毒性）等を評価基準として種々検討を行ってきた。これまでに明らかになってきた事項を以下に示す。

① 硝化菌の固定化材料として、活性、強度とも優れているポリエチレングリコール系樹脂（ＰＥＧ）を選定した。

② 上記樹脂では、NH_4-Nの透過に問題は無いが、DO濃度の透過性がNH_4-N程ではないので、粒径の小さな担体が好ましい。

③ 上記樹脂を用いて担体を作成する場合、硝化馴養汚泥を固定化した方が活性の立ち上がりが早いが、呼吸活性の低い処理場汚泥をそのまま固定化しても、活性度の発現、回復は可能であった。また、馴養時の水温は、２０℃と３０℃では３０℃の方が活性の立ち上がりが早かった。

2．2　リアクターに関する研究

処理性能、担体の流動性並びに担体の分離方法等について検討した。リアクター形式は、循環式硝化脱窒法の硝化槽内に固定化硝化菌の担体を入れることにより、硝化反応の促進を図ったものである。その結果、

① NH_4-N濃度２０㎎／ℓの合成下水を連続的に通水することにより活性の立ち上げが約３週間で達成でき、処理水中のNH_4-N濃度は、２㎎／ℓ以下となった。

② 連続処理実験を浮遊汚泥のＭＬＳＳ濃度約2,500mg/ℓとし脱窒槽、硝化槽それぞれの滞留時間を３hrとして硝化槽から脱窒槽への混合液循環比３００%、汚泥返送率１００%で検討した結果、ＢＯＤ、ＳＳをそれぞれ20mg／ℓ以下に、またＴ－Ｎを10mg／ℓ以下に処理できることが分かった。

③ 硝化槽内の浮遊汚泥と固定化担体それぞれの硝化速度を測定した結果、低水温時には反応の大部分を担体が担っていることが分かった。

④ 担体の流動試験を行った結果、担体充填率15～20%の場合、空気量として 1.25㎥/㎡・hr、また充填率30%の時には、2.5㎥/㎡·hrで、概ね担体が流動することが明らかになった。流動のための最小流速は0.07～0.1m/secであると判断された。また、上記の空気量は、硝化反応に必要な空気量以下であることが推定された。

⑤ 酸素供給方式については、ペレット充填率０～20%の範囲で、全面曝気、エアリフト型いずれも充填率が高くなるにつれて$K_{L}a$が若干低下することが分かった。又、散気方式による$K_{L}a$の差はほとんど認められなかった。

２．３ 固定化担体の製造方法に関する研究

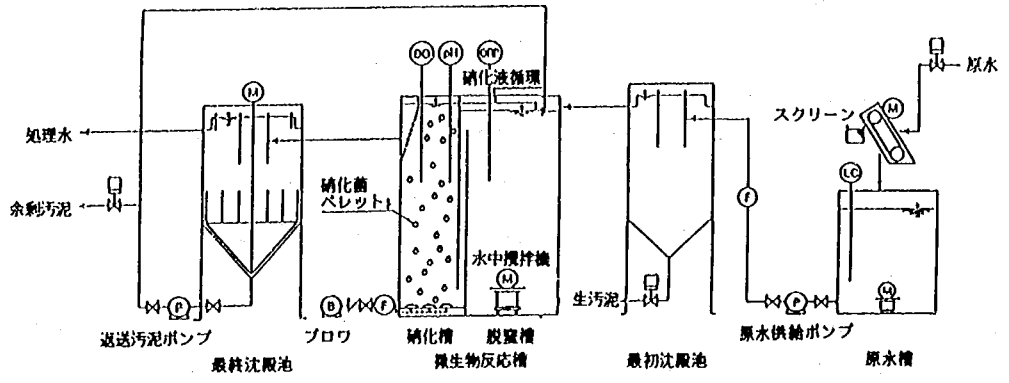
固定化硝化菌担体を用いた窒素除去プロセスの実用化を進める上で、大量製造方法の開発は重要な項目である。製造方法について、数種の方法を試験した結果、滴下形成が最も優れたものであった。

３．６３年度研究結果

３．１ 実験施設概要

処理量４８㎥／日のパイロットプラントを使用した。フローシートを図－１に示す。装置仕様は表－１に示すとおりで、２系列同時運転が可能であるが、今回の実験にはNo.1の系列を使用した。最初沈殿池の初沈汚泥は電磁弁をタイマーで作動させて引き抜きを行うため、弁の部分が異物で詰まらないようにあらかじめ、目開１mmの簡易スクリーンを設けた。

実験用原水（沈後水）は脱窒槽上部より流入し、混合液は中央の仕切り板上部にあるウェッジワイヤ



図－１ パイロットプラントフローシート

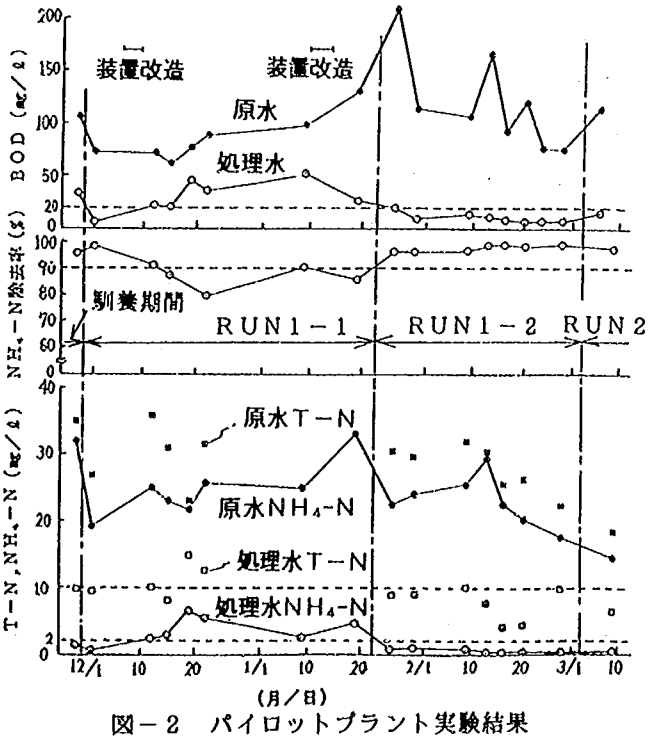
ーを設置した開口部をへてペレット整流板の下部から硝化槽へ導かれる。さらに硝化槽上部にはペレットの流出を防止するため、大きさ５００×９００㎜、目開き１㎜のウェッジワイヤーを設けてある。このウェッジワイヤーから出た混合液は、硝化液循環水路に設けた流量調節スリットを通った後、一部は最終沈殿池に導かれ、一部は脱窒槽に循環される。硝化槽の容積は４．０㎥であり脱窒槽との比は１：１．５となっている。

表－１　装置仕様

最初沈殿池	１．２mW×２．４mL×５．０mH×６㎥×２槽
微生物反応槽	１．２mW×３．０mL×３．８mH×１２㎥×２槽
最終沈殿池	２．２mø×３．８mH×６㎥×２槽

表－２　パイロットプラント実験条件

項目 ＼ 期間		馴養期間	RUN１－１	RUN１－２	RUN２
		11/7～24	11/25～1/22	1/23～3/2	3/2～
処理水量（㎥／日）		21	31.5	31.5	42
滞留時間（hr）	生物反応槽	12	8	8	6
	脱窒槽	7.5	4.8	4.8	3.6
	硝化槽	4.5	3.2	3.2	2.4
ペレット充填率（%）		7.5	7.5	7.5	7.5
空気量Nm／H、（ ）内は送気倍率		200（6.3倍）	200（6.3倍）	200（6.3倍）	230（5.5倍）
循環比（%）		450	300	300	300
汚泥返送率（%）		40	40	40	40



図－２　パイロットプラント実験結果

硝化槽には散気ディスクを設置し、反応に必要な酸素の供給、担体と微生物混合液との混合・撹拌を行った。脱窒槽には水中ポンプを設置し、混合液の撹拌を行った。

３．２　実験結果

実験結果を図－２に示す。昭和６３年１１月７日にパイロットプラントに通水を開始してから約３週間、硝化菌固定化担体の馴養を行った後、滞留時間を目標の８時間に設定し、処理性能を検討した。

ＲＵＮ１－１の期間には、一時期、処理水質が悪化した時期があったが、これは循環量の調整難、脱窒槽での短絡流等の装置上原因であった。このため生物反応槽の改造を行い、平成元年１月２３日より、ＲＵＮ１－１と同じ運転条件で連続処理実験を行った。これがＲＵＮ１－２である。その結果、図－２に示すように１ケ月以上にわたり安定してＢＯＤを１０㎎／ℓに、Ｔ－Ｎを７㎎／ℓに、ＳＳを７㎎／ℓに処理することができた。ちなみに、この時の脱窒槽の平均ＢＯＤ負荷は０．５６kgＢＯＤ／㎥日、また硝化槽の平均Ｔ－Ｎ負荷は０．２２kgＮ／㎥日であり、水温１０～１２℃の低温での処理性能として良好な結果を得た。

ＲＵＮ１－２でＢＯＤ、Ｔ－Ｎを目標値以下に処理できたことから、さらに滞留時間を６時間に短縮し、連続処理実験を行った。これがＲＵＮ２である。原水中のＴ－Ｎ濃度がやや低くなっているが、処理水のＢＯＤ及びＳＳを目標の２０㎎／ℓ以下に、Ｔ－Ｎを目標の１０㎎／ℓ以下に除去できた。

４．まとめ及び今後の課題

昭和６２年度までの調査において、ベンチスケールでの実験ではあるがポリエチレングリコール系樹脂による硝化細菌の包括固定化担体は、２次処理水の硝化あるいは硝化促進型循環変法に用いたときに有効であることが確認されている。そこで、本年度はバイオリアクターとして実用化することを前提とした、パイロットプラントによる実証実験を行った。

硝化促進型循環変法としての処理性能は、水温１０～１２℃、硝化槽滞留時間３時間、脱窒槽滞留時間５時間、循環率３００％、Ｔ－Ｎ硝化槽容積負荷０．２２kgＮ/㎥日の条件で、処理水のＴ－Ｎを１０㎎／ℓ以下にできた。

今年度の調査結果は低水温期における処理性能を主体としたものとなったが、パイロットプラントにおいては年間を通じた処理性能の安定性について調査を行うとともに、水量および水質の負荷変動が硝化反応、脱窒反応に与える影響その他について調査する予定である。

1.4.汚泥処理用バイオリアクターに関する研究

新下水処理研究官　　京才　俊則
汚泥研究室　室　　長　　大嶋　吉雄
〃　　主任研究員　　村上　孝雄

まえがき

下水汚泥は、下水処理に伴い必ず発生するものであり、今後の下水道整備の進展につれてその発生量はますます増大することが予想される。このため、下水汚泥を効率的に処理・処分することは将来的に非常に重要な課題である。下水汚泥は、有機物を多く含み腐敗しやすく、取り扱いが困難なものであるが、反面嫌気性消化によってエネルギー源であるメタンガスの回収が可能であり、また糖類、脂質、タンパク質等の有機物やさまざまな金属類を含有している。

本研究は、「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発」の一環として、バイオテクノロジーの応用により、汚泥処理過程における処理時間の短縮、減容化の促進、メタンガス回収量の増大と有機物や金属類等の汚泥中の有価物回収技術を開発することを目的とするものである。

4．1　可溶化ー嫌気性消化汚泥の処理処分に関する研究

4．1．1　目的

下水汚泥の嫌気性消化プロセスについて、処理時間短縮やガス発生量増大等の効率化を図る場合には汚泥の可溶化工程が律速となることが知られている。特に余剰汚泥は、蛋白性物質を多く含有し、最初沈殿池汚泥に比較して消化が困難である。この問題を解決するための手段として、余剰汚泥に可溶化処理を施して、分解の促進を行なうことを検討してきた。この結果、いくつかの可溶化プロセスが開発されてきており、余剰汚泥に対して従来よりも高い消化率・ガス発生量が得られている。しかしながら、このような可溶化処理を施した嫌気性消化プロセスでは、消化汚泥や消化脱離液の性状については従来プロセスと異なることが予想される。本研究は、可溶化処理を施した嫌気性消化汚泥についてその適正な処理・処分方法を明らかにすることを目的とするものである。

4．1．2　供試試料

昭和63年度は、可溶化ー嫌気性消化汚泥について、その濃縮性、脱水性、脱離液の性状・処理性を検討した。検討対象とした可溶化ー嫌気性消化汚泥は、「汚泥処理用バイオリアクターの開発」について土木研究所と共同研究を行なっている民間企業3社のパイロットプラントあるいはベンチスケールプラントから採取した消化汚泥である。これらの可溶化ー嫌気性消化プロセスの概要は、以下のようなものである。

A：90℃で1hr熱処理ー70℃で酸発酵ー酵素（プロテアーゼ）添加ーセラミック担体を充填した嫌

気性固定床リアクターでメタン発酵

B：60℃で1hr熱処理--セメントボールを担体とした上向流嫌気性流動床リアクターで嫌気性消化

C：常温でNaOHを最終濃度で0.05Nとして添加ー湿式ボールミルで摩砕ー従来型消化槽で嫌気性消化

A～Cはいずれも余剰汚泥を対象としたプロセスである。供試消化汚泥は、Bについてはパイロットプラント、A，Cはベンチスケールプラントから採取した。試料採取時のプロセスのHRTは、Aでは約5日間、Bでは約10日間、Cでは約2日間であった。また、脱離液に関する検討においては、K処理場の従来型中温嫌気性消化脱離液を対照として用いた。

4．1．3　実験方法

(1)汚泥性状測定

・TS，VS，VSS　「下水試験方法」による。

・汚泥粒度分布　所定量の供試汚泥を250μmのフルイで分画し、残さについては重量を測定。フルイ通過分については、レーザ光散乱式粒度分布測定装置（日機装、マイクロトラック）により粒度分布を測定した。

(2)汚泥の濃縮性調査

・重力濃縮試験　容量5ℓのピケットフェンス付濃縮筒に汚泥を投入して、20℃恒温室内で24時間、1/5rpmで攪拌を行い、汚泥界面の経時変化を測定した。

・遠沈管試験　遠心分離器を用いて以下の条件で遠心分離を行い、沈殿物の濃度その他を測定した。回転数～2000rpm, 3000rpm, 4000rpm（それぞれ遠心力450G, 1000G, 1790G）の3通り。遠心分離時間～60sec, 300sec, 900secの3通り。

(3)汚泥の脱水性

・CST測定　各供試汚泥に対し、3種類の高分子凝集剤（強カチオン、中カチオン、弱カチオン）を量を変えて添加し、CST値を測定した。

・ベルトプレス脱水試験　「下水試験方法」による。

(4)脱離液性状測定

脱離液は、遠心分離によって得た。分析方法は「下水試験方法」による。溶解性成分については、供試汚泥を1μmGF/Bろ紙でろ過し、ろ液を分析に供した。

(5)ゲルクロマトグラフィー

各脱離液を1μmGF/Bろ紙でろ過したものを試料とした。また、対照としてK処理場の従来型嫌気性消化槽の脱離液も測定した。ゲルクロマトグラフィーの測定条件は、以下の通りである。

・カラム　Sephadex G-25M

・ゲルベッド　カラム径　2.6cm、カラム長　25cm

・溶離液　　蒸留水
・流出速度　　1 mℓ/分
・試料添加量　　5 mℓ
・フラクション分取量　5 mℓ
・分子量評定物質　　ブルーデキストラン　分子量　2×10^6
　　ビタミンB_{12}　　〃　　1338
　　グルコース　　〃　　180
　　KNO_3　　〃　　101
・測定項目　　紫外部吸光度（波長　220nm、260nm）、TOC

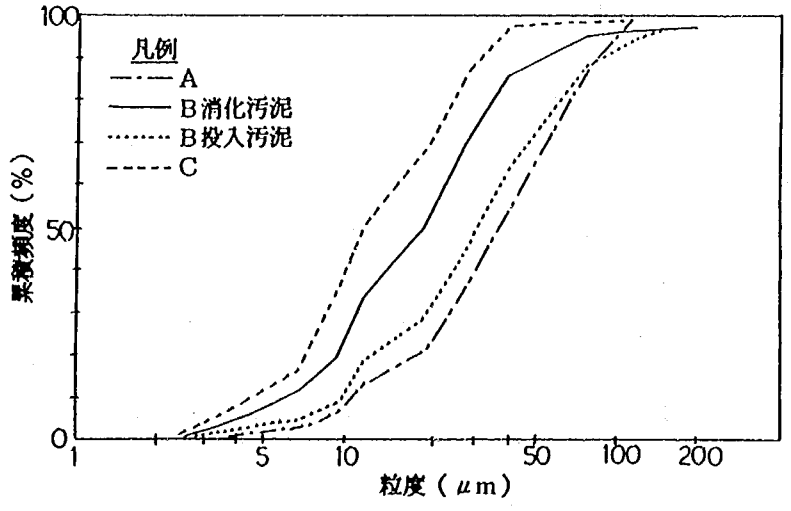
4．1．4　実験結果

(1)汚泥性状

表－1に供試汚泥の性状を示す。また、図－1に粒度分布測定結果を示す。図中には、参考としてBプロセス投入余剰汚泥の粒度分布も示した。B消化汚泥は、投入汚泥に比較するとかなり粒度は小さくなっている。ボールミルにより物理的摩砕をおこなっているC消化汚泥は、粒径が最も細かくなっている。外観でもC消化汚泥は非常に微細なコロイド状を呈していた。

表－1　供試消化汚泥の性状

	A	B	C
TS （mg/l）	10,424	4,860	31,676
VS （mg/l）	7,628	2,820	18,698
VS/TS （%）	73.2	58.0	59.0
SS （mg/l）	7,266	3,674	—
VSS（mg/l）	5,208	2,108	—
VSS/SS （%）	71.7	57.4	—

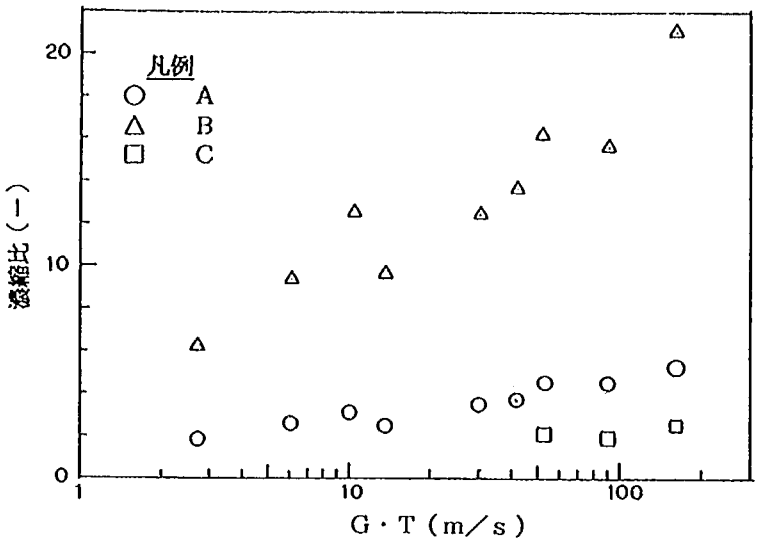


図－1　各消化汚泥の粒度分布測定結果

(2)濃縮性試験

重力濃縮試験の結果では、C汚泥は24時間後でも全く汚泥界面が観察されなかった。これは、前掲図－1に見られるように、A，B汚泥と比較して粒径が細かいためと考えられる。また、遠沈管試験の結果を図－2に示す。図の濃縮比は、遠沈後の沈殿物濃度を供試汚泥濃度で割ったものである。

図に見られるように、B汚泥が濃縮比が最も高くA汚泥がこれに続いているが、この差には初期濃度の影響があると考えられる。C汚泥については、GT値（遠心力×遠沈時間）が小さい場合には遠心分離が不可能であり、またGT値を大きくしても得られた濃縮比は小さいことから、遠心分離効果は期待できないと考えられる。



図－2　遠沈管試験における各汚泥の濃縮比

(3)脱水性試験

ＣＳＴ試験の結果では、いずれの汚泥についても強カチオン系高分子凝集剤が最もＣＳＴ改善効果が大きかった。各汚泥について、最も小さいＣＳＴ値が得られた強カチオン系高分子凝集剤添加量（対ＴＳ）は、A汚泥で３％ 、B汚泥で１％ 、C汚泥では５％であった。

ベルトプレス脱水試験では、強カチオン系高分子凝集剤添加量は、ＣＳＴ試験で最も小さいＣＳＴ値が得られた添加率を中心としてその範囲を決定したが、いずれも脱水性は悪く脱水不可能の場合がほとんどであった。唯一、B汚泥で凝集剤添加率２％のケースで圧搾脱水まで行なうことができたが、この場合にもサイドリークが生じ、また汚泥ケーキ含水率も83.6%にとどまった。以上の結果から判断すると、本実験において検討した条件ではベルトプレスによる脱水は難しいと考えられる。

(4)脱離液性状測定

表－2に、脱離液の性状測定結果を示す。ただし、C汚泥については脱離液を得ることが困難であったため、原液を希釈して測定を行なったが、数項目については測定ができなかった。表に見られるよう

に、対照としたD汚泥と比較すると、B汚泥は脱離液性状に大きな差はないがA汚泥では溶解性有機物（D-TOC, D-BOD, D-COD）が高い傾向が見られる。

また、BOD/TOC比についてみると、A汚泥が1.8、B汚泥が3.7、D汚泥が2.3といった値であるのに対してC汚泥では、0.02と非常に低い値となっており、生物的に難分解性の有機物を多く含むことが示唆されている。

(5)脱離液ゲルクロマトグラフィー

図－3に各脱離液のゲルクロマトグラムを示す。ただし、図中の矢印つきA，B，C，Dはそれぞれブルーデキストラン、ビタミンB_{12}、グルコース、KNO_3に対応する。

表－2　脱離液性状分析結果

	A	B	C	D
SS (mg/l)	1,167	390	—	163
VSS (mg/l)	1,027	303	—	147
VSS/SS (%)	88.0	77.6	—	90.2
TOC (mg/l)	620	41.3	3,250	106
D-TOC (mg/l)	297	36.0	—	69.3
BOD (mg/l)	1,115	153	71.2	239
D-BOD (mg/l)	538	35.8		92.5
COD (mg/l)	1,308	246	7000	272
D-COD (mg/l)	593	87.8	—	160
T-N (mg/l)	1,103	462	3473	541
NH_4-N (mg/l)	883	380		473
T-P (mg/l)	158	65.6	325	62.4
PO_4-P (mg/l)	143	41.9	(319)	57.1

()内、ろ過不可のため、原液（上澄水）を希釈して測定した値。

A汚泥脱離液についてみると、高分子量画分及び低分子量画分ともにTOC濃度は比較的高く、また紫外部吸収度も同様に高分子量画分から低分子量画分にかけて分布をしている。このことから、この脱離液中には低分子量から高分子量にわたって有機物が存在していると考えられる。

B汚泥脱離液については、紫外部吸収度で高分子量画分、低分子量画分に2つのピークが生じているが、TOCでは高分子量画分にしかピークが見られず、またその濃度が小さいことから、低分子量画分のピークは無機物であり、分子量の大きい有機物が脱離液中に若干量残存しているものと考えられる。

C汚泥脱離液については、高分子量から低分子量まで広い範囲でTOC、紫外部吸収度ともにピークが見られる。また、TOCは低分子側でのピークが大きく、全体的に高い値を示している。D汚泥脱離液は従来型中温消化槽のものであり、TOCは高分子量画分、低分子量画分ともにピークが出現しているが、低分子量側の濃度が高い。紫外部吸収度でも同様に高分子量画分と低分子量画分でピークが出現している。

4．1．5　まとめと今後の課題

(1)可溶化－嫌気性消化汚泥の脱水方法について、強カチオン系高分子凝集剤を用いてベルトプレス脱水試験を行なった結果、実験の条件では脱水は困難であった。このため、凝集剤の選択や脱水機種について、さらに検討する必要がある。

(2)可溶化－嫌気性消化汚泥脱離液については、その性状やゲルクロマトグラムが従来型嫌気性消化脱離液とかなり異なるものがあるので、今後はその適正な処理方法について検討する必要がある。

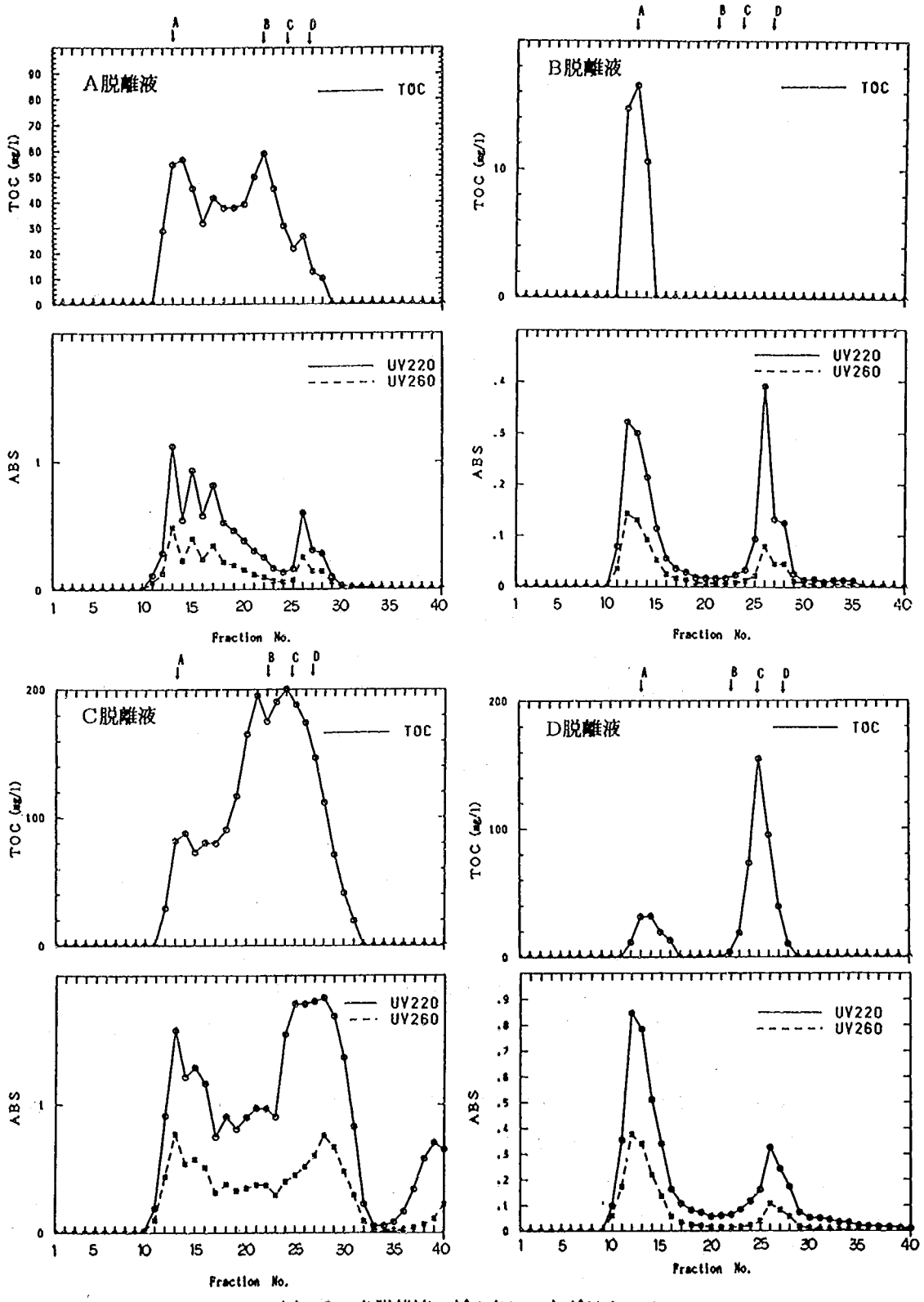


図--3　各脱離液のゲルクロマトグラム

4．2　汚泥成分の分析に関する研究

4．2．1　研究目的

下水汚泥の有効利用は、コンポストなどの緑地利用、焼却灰などの建設資材利用などが現在までに実用化されているが、さらにバイオテクノロジーを応用することにより、下水汚泥から有益で付加価値の高い資源を創出することは、下水道システムの社会的価値を向上させ、下水汚泥の有効利用の範囲を拡大させるために必要である。

下水汚泥から有価資源の回収を図るためには、①下水汚泥の質的性状を正確にかつ精密に測定すること（分析方法の検討も含む）、②回収すべき資源の設定と技術的可能性を検討すること、③創出される資源の市場的価値と経済性を検討することなどが必要となる。本研究の目的は、これらの点について調査・検討することである。

4．2．2　研究方法

63年度は、嫌気性消化プロセス中における汚泥成分構成の経時変化を詳細に測定するとともに、嫌気性消化に対して、汚泥の好気的処理プロセスであるコンポスト過程における汚泥成分の経時変化をも測定した。また、この他に下水汚泥以外の様々な汚泥の成分を測定して下水汚泥の成分と比較した。成分分析の対象とした汚泥は、以下のものであった。

(1)嫌気性消化汚泥

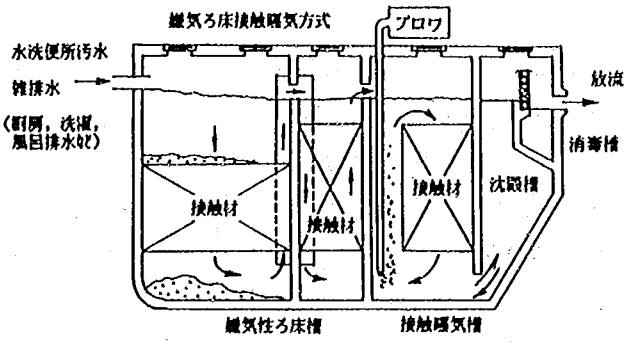
K処理場（合流式、一部分流式）の混合濃縮汚泥をサンプリングし、ただちにポリバケツに入れて30℃恒温室に貯蔵し、時々手動で静かに攪拌を行ない、以下の日時にサンプリングした。

①貯留開始時、②貯留開始後１日目、③同３日目、④同７日目、⑤同100日目

これら試料のうち、②～④は酸発酵段階における汚泥であり、⑤は消化終了後の汚泥であると考えられる。サンプリングは、ポリバケツ内容物を均一に混合してから行い、3000rpmで20分間遠心分離を行った遠沈残さを分析に供した。

(2)コンポスト汚泥

K処理場のコンポスト化施設から、①発酵開始時、②発酵開始後３日目、③同16日目、④同60日目の汚泥をサンプリングした。K処理場のコンポスト施設は、消化・遠心脱水汚泥を対象とするもので、横型スクープ式の施設である。サンプリングは、発酵槽から時間の経過に伴った投入汚泥の移動を追ってサンプリングした。試料のうち、②は一次発酵中のもの、③は一次発酵終了時のもの、④は二次発酵終了時のものに相



図－４　合併浄化槽の概略図

当する。

(3)浄化槽汚泥

H市内の二軒の民家（A，B）に設置された各々の合併式浄化槽から採取した汚泥。図--4に合併式浄化槽の概略図を示す。汚泥は、嫌気槽2槽と好気槽1槽からそれぞれサンプリングしたものを混合したが、大部分は嫌気槽からの発生汚泥であった。また、B家ではディスポーザを設置している。採取した汚泥は3000rpmで20分間遠心分離してその遠沈残さを分析に供した。

(4)し尿処理場汚泥

つくば市内のし尿処理施設において採取した脱水汚泥を分析に供した。このし尿処理場は、し尿のみを処理しており、現在のところ浄化槽汚泥は入っていない。処理方式は好気性消化を採用しており、その消化日数は12日である。また、脱水は遠心脱水機により行なわれる。

(5)MRBプロセス発生汚泥

MRBプロセス（多段反転流式バイオリアクター）は、自己固定化によりグラニュール化した汚泥を用いた処理方法であり、K処理場内バイオフォーカスヤードにパイロットプラントが設置されている。

このパイロットプラントでは、余剰汚泥に相当する汚泥は後段から第2段目に返送されている。試料は第2段目から引き抜き、3000rpmで20分間遠心分離して、遠心残さを分析に供した。

(6)可溶化－嫌気性消化汚泥

前述4．1．2中のBプロセスのパイロットプラントから投入余剰汚泥と消化汚泥をサンプリングした。試料採取時では、嫌気性流動床リアクターは、HRT10日で運転されていた。採取した試料は他の試料と同様に3000rpmで20分間遠心分離して、遠心残さを分析に供した。

表－3に分析項目及び分析方法を示す。分析方法は、62年度までに用いてきたものと同様である。

表－3　分析項目及び分析方法

種別	項目	分析方法
炭水化物	分解性糖	硫酸分解アンスロン法
	難分解性糖	分解性糖残渣重量法
	分解性多糖類	単糖・少糖類除去硫酸分解アンスロン法
	単糖・少糖類	分解性糖－分解性多糖類の計算による
	セルロース	サウスゲート法準拠
脂質	水溶性脂質	水蒸気蒸留滴定法
	非水溶性脂質	クロロホルム・メタノール抽出重量法
	脂肪酸	ケン価測定法
	遊離脂肪酸	酸価測定法
	結合脂肪酸	脂肪酸－遊離脂肪酸の計算による
蛋白性物質	蛋白性物質	加水分解ニンヒドリン法
	遊離アミノ酸	ニンヒドリン法
	蛋白質・ペプチド	蛋白性物質－遊離アミノ酸の計算による
一般的性状	TOC	CNコーダ又はTOC計法
	TN	CNコーダ又はケルダール法
	TS	重量法
	VTS	重量法

4．2．3　結果と考察

(1)嫌気性消化汚泥

嫌気性消化工程における各汚泥成分の比率の経時変化を図--8に示す。変化が大きかった成分としては、酸発酵段階では分解性糖のうちでもグルコースの減少が著しく、7日目までに急激な減少が見られた。これに対して分解性多糖類は逆に増加を

示している。

この傾向は、乾泥１ｇ当たりの各成分量でも同様であった。増加した分解性多糖類はセルロースが分解して生成したもので、最終的には単糖・少糖類まで分解されるものであると考えられる。

脂質についてはメタン発酵段階で著しく減少しており、メタン発酵の進行とともに消費されたことを示している。

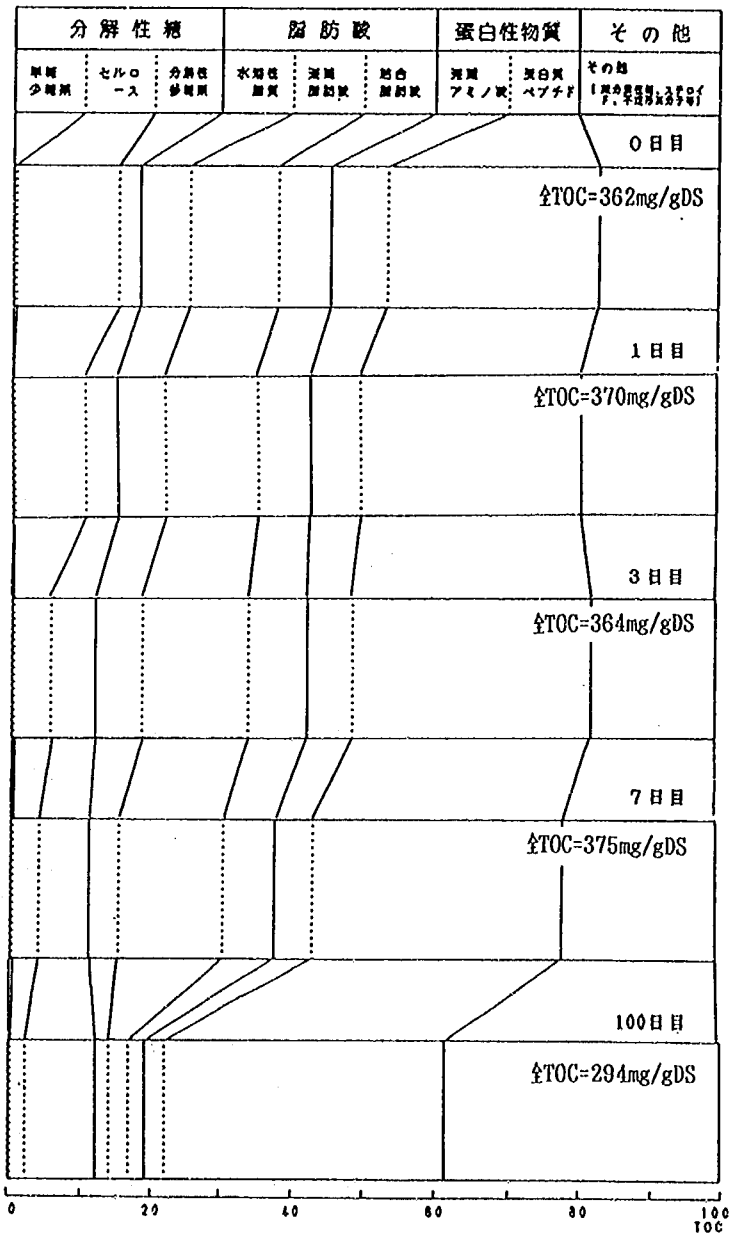
蛋白性物質については、大きな変化は見られていないが、全体的に減少した。

(2)コンポスト汚泥

コンポスト汚泥については、一次発酵終了時で脂質が減少しているが、その他についてはあまり大きな変化は認められなかった。これは、Ｋ処理場のコンポストの原料が消化汚泥であり、すでに嫌気性処理による分解を経ているためと考えられる。

(3)浄化槽汚泥

浄化槽汚泥については、特徴として成分組成中の遊離脂肪酸の割合が高かった。これは汚泥が嫌気槽からのものが大部分であるために嫌気性消化の途中段階にあること及び家庭雑排水中の食用油の影響が考えられる。また、調査対象とした２軒のうち、Ｂ家の２回目の調査では炭水化物のうち分解性多糖類が多かった。これはＢ家でディスポーザを使用しているため、でんぷん・グリコーゲン等を多く含有する食物残さが粉砕されて流入したことが原因であろうと推定される。



図－５　嫌気性消化工程での汚泥成分構成比の変化

(4)し尿処理場汚泥

し尿処理場脱水汚泥の成分構成は、好気性消化をおこなっているため蛋白性物質が多く、余剰汚泥に似ている。しかしながら、余剰汚泥と比較して炭水化物中のセルロース含有量が大きく、これはし尿中のトイレットペーパーの存在によるものと考えられる。

(5)ＭＲＢプロセス発生汚泥

図－６にＭＲＢプロセス発生汚泥の成分構成比率を示す。ＭＲＢプロセス発生汚泥は、余剰汚泥に比較して脂肪酸の比率が高く、成分構成的には図－５に示した嫌気性消化汚泥の酸発酵段階のものに類似している。これは、ＭＲＢプロセスが嫌気条件と微好気条件を組合せたプロセスであるため、発生汚泥はすでにリアクター内で酸発酵しているためであると推定される。

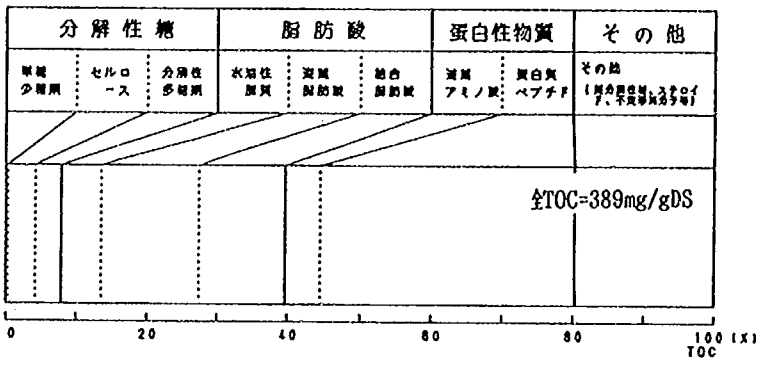


図--６　ＭＲＢプロセス発生汚泥の成分構成比

(6)可溶化－嫌気性消化汚泥

可溶化－嫌気性消化汚泥では、脂肪酸の残存量は小さくＨＲＴ＝10日という短い消化時間でもメタン発酵は良好であったことを示している。また、蛋白性物質は投入汚泥と消化汚泥を乾泥ベースで比較すると17.9%減少しており、(1)の混合汚泥の嫌気性消化の場合の蛋白性物質減少率が8.4%であること、また62年度の調査では嫌気性消化後に、蛋白性物質の増加が観察されたことを考えると蛋白性物質の減少割合は大きいと言える。

４．２．４　まとめ

(1)嫌気性消化では、酸発酵段階でセルロースの減少が著しく、これに伴って分解性多糖類が増加した。また、メタン発酵段階では脂肪酸の減少が顕著であった。

(2)消化汚泥を対象としたコンポスティング工程においては、汚泥成分構成には発酵中あまり大きな変化は見られなかった。

(3)ＭＲＢプロセス発生汚泥は、成分構成的には酸発酵段階の汚泥に類似している。

1.5.バイオセンサーに関する研究
1.5.1.ＢＯＤセンサーに関する研究

新下水処理研究官　　京才俊則
水質研究室　室長　　中村栄一
主任研究員　　田中宏明

１．研究目的

現在、公共用水域の水質モニタリング、処理水の水質監視及び排水プロセス制御等に水質、汚濁質センサーが用いられているが、物理量及び電気化学量の測定が中心となっている。しかし、水質、汚泥質等の本質に基づく物質（項目）の連続測定には精度、感度や維持管理などの点において必ずしも満足のいく状態ではないのが現状である。本研究は、これらの改善策の一環として生体反応の活用による各種のセンサー（バイオセンサー）を開発し、環境計測及び排水処理プロセス制御等の向上を計っていくことを目的として行うものである。

２．62年度までの研究成果

①ＢＯＤセンサー用生体反応素子を試作し比較した結果、T.cutaneumをゼラチン固定化したもの、土壌細菌群や活性汚泥細菌群をＰＶＡで固定化したものが、比較的良好であり、グルコース・グルタミン酸標準液と合成下水のいずれに対しても相関性の高い検量線が引けることが分かった。特に土壌細菌群は両者に対しての活性が高かったが、実際に河川水、実下水、処理水を測定した場合、手分析値とかなりのかい離が生じ、特に２次処理水や河川水については、センサーによる測定値は手分析値に比べかなり小さな値となった。

②下水道、河川、環境等での水質計測機器の需要調査を行い現在のモニターの問題点を整理し、今後モニターロボット化を行うに当っての留意事項を整理するとともに、今後の自動化がのぞまれる水質項目特にバイオセンサーの開発が期待される項目を整理した。

３．63年度調査の内容

昨年度までの成果より、ＢＯＤセンサーの環境試料に対する感度を上げることによりＢＯＤ$_5$に近づける必要があることが分かったが、この方法として①ＢＯＤセンサー検量線作成用標準液の検討②ＢＯＤセンサー用高分解性微生物の探索③ＢＯＤセンサー制御システムのノイズ及びドリフトのリダクションが考えられる。このうち①及び③についての検討実験を行った。

3．1　BODセンサー用標準液の調整実験

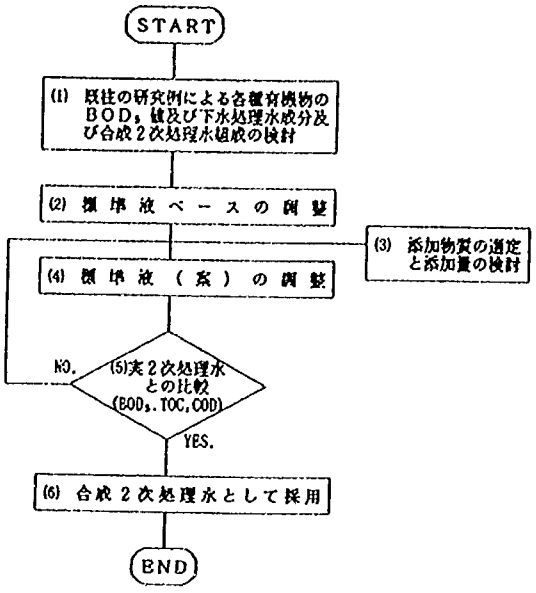
BODセンサー用標準液は、計測時における検量液としての役割を有するとともに、有用微生物検索のスクリーニングのための基質としても活用されうる可能性がある。図－1に示すフローに従い、既往の文献に示された2次処理水の成分分析結果と合成2次処理水の組成を参考として標準液（案）を調整し、実処理水との比較検討を行った。

3．1．1　合成2次処理水組成の検討

合成2次処理水の組成例[2]を表－1の右欄に示すが、これは既往合成下水の濃度レベルを下げたものであり、生物分解性の難易度という観点からは課題が残っている。ここでは、この合成2次処理水をベースに2次処理水中に含まれる、フミン質、タンニン、リグニン、陰イオン界面活性剤等に対応する難分解性の物質を選定し、添加した。組成の検討にあたっては、標準液（案）全体のTOCが10mg／Lとなるように文献1）に示された各種物質の比率を参考とし添加し、標準液（案）5ケースを表－1のように設定した。

3．1．2　標準液（案）の評価

各標準液（案）に対してBOD$_5$、COD$_{Mn}$、COD$_{Cr}$、TOCを分析するとともに下水処理場18カ所の2次



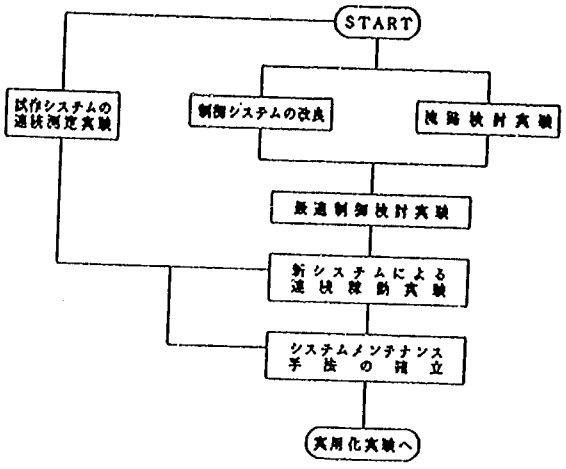
図－1　合成2次処理水用の標準液の検討フロー

表－1　標準液（案）の組成とその水質分析値　単位　mg/l

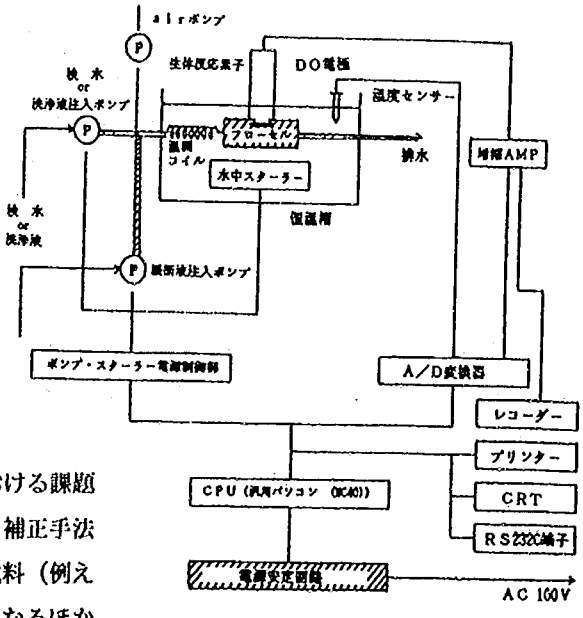
組成と分析結果	成分		試料 NO.1	NO.2	NO.3	NO.4	NO.5	2)橋本,古川人工2次処理水	実2次処理水平均値
有機成分	肉エキス		7.207	3.243	－	2.523	1.802	6.000	
	ペプトン		10.811	4.865	－	3.784	2.703	9.000	
	ニトロフミン酸		－	4.246	4.246	4.246	4.246	－	
	タンニン酸		－	4.175	4.175	4.175	4.175	－	
	リグニンスルフォン酸Na		－	2.427	2.427	2.427	2.427	－	
	ラウリル硫酸Na		－	0.942	0.942	0.942	0.942	－	
	アラビアゴム		－	－	10.563	2.347	4.695	－	
無機成分	(NH4)2SO4		7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	
	K2HPO4		7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	
	NH4HCO2		19.8	19.8	19.8	19.8	19.8	19.8	
	Fe2(SO4)2		0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	
	MgSO4 ・ 7H20		0.081	0.081	0.081	0.081	0.081	0.081	
	MnSO4 ・ H20		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
	CuSO4 ・ 5H20		0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	
	Hg(CH3COO)2 ・ 4H20		0.142	0.142	0.142	0.142	0.142	0.142	
	K2SO4A12(SO4) ・ 2H20		0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	
	COCl2 ・ 6H20		0.069	0.069	0.069	0.069	0.069	0.069	
	NaSi2O3 ・ 6H20		0.026	0.026	0.026	0.026	0.026	0.026	
	CaCl2 ・ 2H20		0.069	0.069	0.069	0.069	0.069	0.069	
生化学分析結果	全炭水化物	(グルコースとして)		0.64	9.12		6.69		
		(炭素換算濃度)		0.26	3.65		2.28		
	全蛋白質	(グルタミン酸として)		6.89	0.99		4.54		
		(炭素換算濃度)		2.81	0.40		1.85		
	全脂質	(グリセリンとして)		－	－		－		
		(炭素換算濃度)		－	－		－		
水質分析結果	BOD5		9.5	6.4	4.0	5.8	5.3		
	CODMn		5.1	8.4	13.6	9.7	10.0		
	CODcr		11.6	14.9	21.1	15.7	17.3		
	TOC		9.8	10.1	10.2	10.1	9.8		
	ATU-BOD		8.1	5.5	3.4	4.9	4.5		
	BOD/CODMn		1.86	0.76	0.29	0.60	0.53		0.41
	C-BOD/CODMn		1.59	0.65	0.25	0.51	0.45		0.26
	BOD/CODcr		0.82	0.43	0.19	0.37	0.31		0.17
	C-BOD/CODcr		0.70	0.37	0.16	0.31	0.26		0.11
	BOD/TOC		0.97	0.63	0.39	0.57	0.54		0.50
	C-BOD/TOC		0.83	0.51	0.33	0.49	0.46		0.31

注1）実処理水は18処理場の平均値である 注2）「－」は値がゼロで空欄は未測定又は不明である

処理水との比較を行った。次に、表－１に示す組成の標準液試料のうち NO.２，３，５の３試料について、炭水化物、蛋白質、脂質等の生化学分析を行った。２次処理水の既往分析事例では炭水化物と蛋白質の炭素換算比率は概ね１：１であり[1]、その他の主な有機成分は生化学的組成の炭素換算比率で含有させている。NO．５の生分解性を下水処理場５箇所の２次処理水と比較すると、分解反応が１次反応とした場合、２４時間の生分解反応係数ｋ（１／日）はＡＴＵ－ＢＯＤでNO．５の標準液は０．２１に対し、２次処理水は０．２７、ろ過試料で０．２７となり、ほぼ同等の生分解性を示した。以上よりNO．５の標準液が合成２次処理水として相応しいと考えられる。



図－２　制御システムの開発改良実験のフロー



図－３　連続計測システムの基本構成

３．２　ＢＯＤセンサー制御システムの開発改良実験

バイオセンサーシステムの実用化における課題の一つに、計測値の平滑化及びドリフト補正手法の確立がある。出力のノイズは低濃度試料（例えば２次処理水等）の測定に大きな障害となるほか、ドリフトは長期にわたる連続計測での再現性、精度にも大きな影響を与える。ここでは、出力ノイズやドリフトの原因を明らかにし、ハードウェア及びソフトウェアの両面から改良を加え、さらに長期にわたる実用化試験を行い、計測値の処理及びシステムのメンテナンス手法を確立することを

表－２　連続計測実験のケース設定

ケース No.	計測頻度	他の条件
①	１回／１時間	・基質濃度　100ppm(BOD_5) 移送量 7.5ml/min×５min/回 ・活性膜使用
②	１回／２時間	
③	１回／４時間	・30℃　pH 7.0 通気型　15ml/min
④	１回／日	

目的とする。このため今年度は次の２項目の実験を行った。

① 連続計測実験・・・・・・・計測頻度等が計測値に及ぼす影響の把握

② 最適制御手法検討実験・・・ノイズの発生とシステム制御因子との関係の把握

①及び②は相互に関係しているため図－２に示すフローに従って実験をすすめている。

３．２．１　試作システムの連続測定実験

（１）実験方法

実験装置は、４本のバイオセンサーを各々の計測条件の下に制御可能とした計測システムである（図－３）。これらを表－２の操作因子の下で基質投入頻度を変化させ実験した。

（２）実験結果および考察

実験結果として、ベース出力値（緩衝液移送時の出力値）とピーク出力値（基質移送時の出力値）の差（出力値）を10日間の移動平均値とした経時変化を図－４に示す。これらをもとに、実験結果に対して考察を加えると次のようになる。

①30日間を通じた計測値の変動傾向は１回／１hrの計測ケースでは、30日間を通じて大きな変動傾向を見い出すことはできず、ほぼ一定の計測値が得られているが、その他のケースでは、計測頻度が少ないほど計測値のドリフト傾向が大きくなっている。

②計測値のドリフトの原因としては、固定化微生物の活性低下がまず考えられる。特に、計測開始期におけるドリフトが著しいのは、生体膜の馴養期間に１時間に５分の割合で基質投入を行っていたため計測時の投与基質量とのアンバランスが生じたことが原因と考えられる。

③計測開始から15～20日以降の計測値の変動は小さくなっており出力値の大きさが問題とならなければ、馴養期間を長くとることにより、安定した計測値を得る可能性がある。また計測頻度が不定期な場合は、非計測期間における微生物膜への基質や栄養塩の投与により、微生物活性を安定させることも考えられる。

３．２．２　最適制御手法検討実験

（１）実験方法

実験システムの基本構成は図－３に示す通りであり、本実験で検討，改良を行う部分は図中の斜線部分である。また、本実験に用いた生体反応素子及び標準液等は活性汚泥をPVA で固定化したもの及びグルコース・グルタミン酸標準液100 mg/Lである。実験ケースは次の通りである。

①　流路検討実験

流路の材質，形状を種々変更して実験を行った。材質はタイゴンチューブとシリコンチューブを用い、内径は前者が0.8 , 1.6, 2.4mm, 後者が1.0, 2.0,3.0mmを用いて実験を行った。この時のチューブの長さは３０cmである。次にチューブの長さだけを２０～６０cmの間で１

0cmごとに変えて比較した。この時用いた材質はタイゴンチューブの内径 1.6mmのものである。

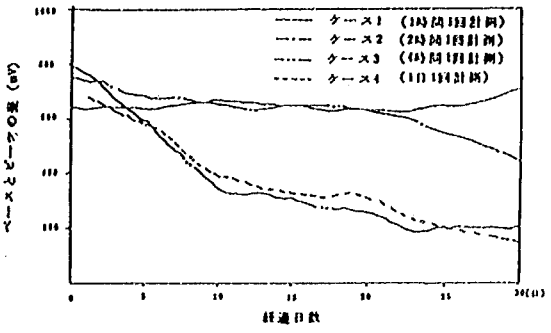
② 制御因子検討実験

表－3に示す条件下で基質移送量，送気量を種々変更して実験を行った。まず、送気量を１５ml／分で一定とした時の基質移送量と緩衝液移送量を各々 5.ml／分から10.ml／分まで７段階に変化させた。また、基質移送量と緩衝液移送量を各々7.5ml／分に固定し、送気量を１５～６０ml／分まで７段階に変化させた。

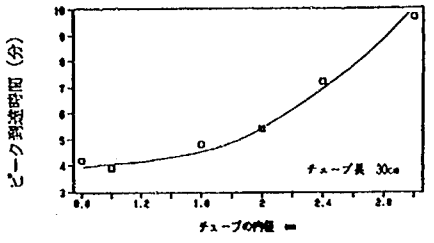
３．４．２ 実験結果

①流路検討実験

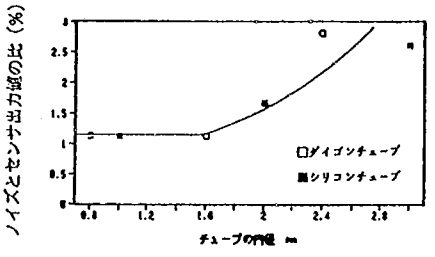
流路検討実験結果を図５～６に示している。流路径に関しては、径が大きくなるほどノイズ幅も大きくなるとともにピーク到達時間，ベース到達時間についても径が大きくなるほどまた、流路の長さが長くなるほど長くなる。流路の長さに関しては、ノイズ幅との間に明確な傾向は認められず、むしろ径による影響因子の方が大きい。従って、ノイズ幅の点からは流路径の小さいものが、また計測時間の点からも流路径が小さく、流路長の短いものを使用した方が有利であるが、流路径や長さを小さくとりすぎると流路内の目づまり、流路接続部などの取り扱いが困難となることから、内径1.6 mm，



図－4 センサ出力値の経時変化（10日間移動平均）



図－5 流路検討実験：内径によるノイズへの影響



図－6 流路検討実験：内径によるピーク到達時間への影響

表－3 制御因子検討実験実験結果（基質投入後５分）

実験条件 (ml/min)				実験結果 (mV)		備考
ケース No.	バッファー	サンプル	エアー	ピーク	ノイズ幅	
2－1	5	5	15	500	10	
2－2	6	6		610	10	
2－3	7	7		680	10	
2－4	7.5	7.5		720	10	
2－5	8	8				▽エアー移送系へ逆流
2－6	9	9				
2－7	10	10				
2－8	7.5	7.5	15	720	10	
2－9			20	830	10	
2－10			25	880	15	
2－11			30	940	10	
2－12			40	1120	13	▽サンプル移送系へ逆流
2－13			50	1430	18	
2－14			60	1700	20	

流路長３０cm程度が適当であると考えられる。一方、流路の材質については定量ローラーポンプ部の強度及び流量の安定性の点から、タイゴンチューブが望ましいと考えられる。

②制御因子検討実験

制御因子検討実験の実験結果をまとめて表－３に示している。同表より、サンプル移送量，送気量と出力値との関係は空気量を一定として、バッファーとサンプル量を増加させると出力値は増大するが、ノイズ幅の大きさは変わらないのでノイズの相対比率は小さくなる。しかし、一定量を越えるとエアー移送系へ逆流して計測不能になる。一方、バッファーとサンプル量を一定としてエアー量を増加すると、出力値は増加するがノイズ幅も若干増加し、一定量を越えるとサンプル移送系へ逆流する。

つまり、サンプル移送量，送気量ともに大きくするほどセンサとしての分解能が向上するが、サンプル移送圧力と空気圧力のかみあいでサンプル液が空気移送系へ逆流したり、あるいはその逆が生じる結果となったが、サンプル系への逆流には逆流防止弁によって対処するものとし、システム制御条件を液移送量なバッファーとサンプルとも7.5mL／min，送気量は50～60mL／minを選定した。

４．まとめ

今年度の結果をまとめると

①BODセンサー用標準液（案）を検討し、肉エキス、ペプトンの他に難分解性のフミン質、タンニン、リグニン、界面活性剤、アラビノース等の成分を含むものが、水質及び生化学分析や生分解性から２次処理水に近いことが分かった。

②長期のセンサー計測に当っては、測定頻度が少ないと生物電極の活性が低下することが分かった。

③ノイズリダクションは移送系の管径や長さの他、エアーとサンプルの移送量の選定が大きな影響を及ぼすことが分かった。

今後、標準液（案）を用いた検量線の補正と高分解能力をもつ微生物の探索を行い、センサー部の改良を行うとともに実際の処理水や河川を用いたBOD センサー試作機の長期稼働実験を行いシステムとしての改良を加えることが必要である。

５．参考文献

１）村上、渡辺、小森：「下水処理場および公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究」昭和51～昭和54年度

２）橋本、古川「鹿沼土と水生生物による２次処理水の高度処理の高度処理に関する研究」水道協会雑誌　Vol.57,Vo.4,1988/4

1.6.固液分離装置に関する研究
1.6.1.上向流式沈澱法の検討に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
三次処理研究室　室長　佐藤　和明
主任研究員　小越　真佐司

1．研究の目的

下水処理用バイオリアクターは下水中に含まれる汚濁物質の浄化を、最近のバイオテクノロジーを応用して効率良く行うためのシステムであり、その主体は、微生物を高密度に保持することができる反応容器である。しかしながら、生物による作用は主として溶解性またはコロイド状物質の摂取・分解であり、下水中に多量に含まれる浮遊性物質と固定化担体から水中に漏出してくる生物体あるいは余剰の生物体等については、一たん別の方法で、これを除去しなければならない。

水中の浮遊物等の分離・除去は物理的手法単独または化学的手法との組み合わせによって行われるがどのような方法がもっとも効果的であるかは組み合わせるバイオリアクターの特性や全体システムの性格によって変化する。したがって、使用するべき技術の開発・選定及び評価は、システム全体のバランスを考慮して行わなければならない。本研究は現在開発中の下水処理用バイオリアクターと組み合わせて使用する固液分離装置として、上向流式の沈殿池を取り上げ、その基本的な諸特性と、凝集剤添加との組合せによる効率化等について、検討するものである。

2．６２年度までの研究成果

昭和６２年度までの研究の成果の概要は以下の、各項のとおりである。

（１）最近研究開発が行われている固液分離技術の中では、汙過処理に関するものが多く、適用範囲が拡大する傾向にある。

（２）生下水の直接凝集について検討した結果、アニオン系高分子凝集剤をばん土と併用したときに少ない注入率で高い濁質除去効果が得られた。

（３）スラッジブランケット型沈殿池の予備的な検討を行なった結果、造粒される可能性があることが判った。

3．６３年度の研究成果

６３年度は、スラッジブランケット型の上向流式沈殿池に関して、その基本的な特性を明らかにするため、上向流速と固形物の除去特性の関係及び凝集剤注入に関する検討を行なった。

3．1　上向流速と固液分離特性に関する検討

3．1．1　実験装置

図－1に示す実験装置を用いて、実験を行なった。本実験装置は、外径３００mm、内径２００mmの透明アクリル製の円筒であり、固液分離部分の高さは１．５m、底部円錐部の勾配は７５°である。

本装置には、偏流の防止とガス抜きの為のピケットフェンスが設けられている。このピケットフェンスは縦型であるが、水平型の攪拌翼も取り付けられている。更に、汚泥の引抜き管理を自動で行なうため、レベルセンサーも取り付けてある。

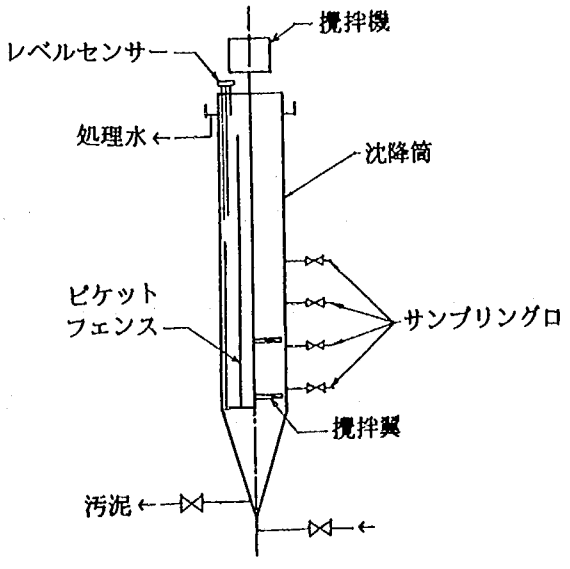
汚泥の引抜きは、発生状況に応じて、タイマーの設定により、１日に数回～１０回程度自動的に原水流入ポンプを停止し、底部の排泥用電磁弁を開いて行なう。一回当たりの引抜き量は、レベルセンサーにより一定量に設定されている。

3．1．2　実験方法

種々の流速で、本装置の運転を行ない、流入水、処理水の浮遊物濃度及び、固液分離部に形成された汚泥界面内の浮遊物濃度を測定した。各流速での運転期間は表－１に示された通りである。

流入水は、霞ケ浦湖北流域下水道石岡幹線の流入生下水で、処理場流入管内から微細目スクリーン（目開き３㎜）を通して、直接ポンプアップしたものである。

分析用のサンプルは、流入水については実験室内の生下水中継槽から、処理水は汚泥引き抜き後再び汚泥界面が上昇して沈殿筒の最上部に到達するまでの間に沈殿筒内上部の上澄液を、汚泥は界面以下の位置にある最も深いサンプリング孔から、それぞれ採取した。



図－１　　上向流式沈殿実験装置

表－１　　実験区分

区分	期　　間	上向流速
1	S63.11. 9-11.27	8.5cm/min.
2	11.28-12.14	12.5　〃
3	12.15-12.23	10.0　〃
4	H 1. 1. 9- 1.23	5.0　〃
5	1.25- 1.30	7.0　〃
6	1.31- 2. 8	3.0　〃
7	2. 9- 2.17	7.5　〃
8	2.18- 2.23	3.0　〃

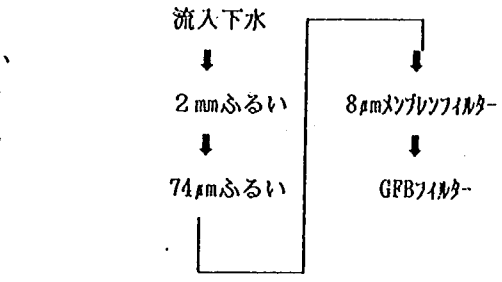
また、浮遊物濃度の外、流入生下水及び処理水の粒径分布についても適宜分析した。浮遊成分の粒径分布については、前年度までの調査結果より得られた、最適と考えられる方法（ふるい・沪紙法）で分画した。また、一部の資料については、画像処理によって、浮遊物の粒度分布を測定した。

図－２に、ふるい・沪紙法の概要を示しておいた。

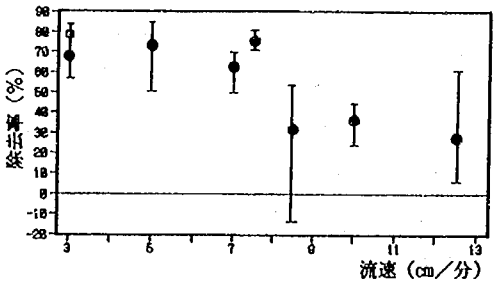
３．１．３　実験結果

実験の結果を、図－３、４に示す。

図－３は、上向流速と浮遊物除去率の関係について示したものである。図中の●は平均値を、実線は各速度で求められた浮遊物除去率の分布範囲を示している。本図により、一般的な沈殿池と同様に上向流式沈殿池でも、上向流速が増加が増加すると反対に浮遊物除去率が低下していくことが判る。しかし、上向流速が５cm／分以下では、流速の変化に対する浮遊物除去率の変化の程度は、上向流速が５～１０cm／分の範囲にある場合に較べて緩やかであるか、ほとんどない。今回の実験結果では、上向流速７cm／分以下では、浮遊物除去率５０％以上が保たれており、初期の目的である１００m／日で最 初沈殿池程度の除去率を達成できた。

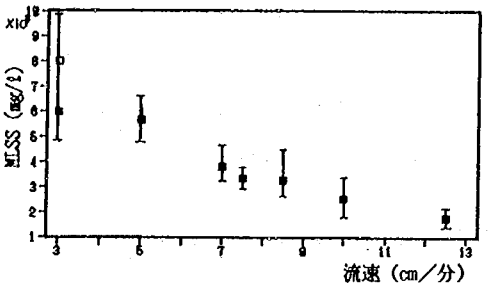


図－２　　ふるいわけ方法



図－３　浮遊物除去率と流速の関係

図－４は、界面下の汚泥濃度と上向流速との関係を示したものである。図中の■は、各上向流速での平均濃度を示しており、実線は汚泥濃度の分布範囲を示している。浮遊物除去率の場合と同様に、汚泥濃度は上向流速の増加とは反対に減少する傾向を示している。上向流速７cm／分では３０００～５０００mg／ℓの濃度となっており、従来の初沈引き抜き汚泥濃度と比較すると１／２～１／１０の値である。実際の装置では、汚泥の濃縮部分を設けることにより、引き抜き汚泥濃度を高めることが可能と考えられる。



図－４　汚泥濃度と流速の関係

図－５は、流入生下水と、上向流沈殿池処理

水に含まれている浮遊物の粒径分布を計った結果である。粒径分布測定のサンプルは、上向流沈殿池の流速を短時間のうちに（１～３時間間隔で）変えて、採取したものであり、図--３、４の各点に対応しない。また、短時間で流速を変化させたため、界面下の汚泥濃度が十分にその流速に対応していない状態で得られたサンプルも含まれており、必ずしも、正確に上向流速と粒径別除去率との関係を表しているとは云えない。図－６は、上向流沈殿池と同じ機構（ただし、沈殿分離部分の距離が極めて短い）のＭＲＢ第１段の粒径毎の除去率分布を示したものである。ここで、流速はＭＲＢ最上部のせき付近の値をとっている。図－６によれば、各粒径とも流速の増加と相反して除去率が低下しており、浮遊物全体としての傾向と同じである。しかし、８μm以下の部分については、全体に除去率が悪く、上向流式沈殿池で得られた同程度の流速における除去率より、低い値となっている。このことは、沈殿分離部分が短いことによるものと考えられる。

図－７は、画像処理装置によって得られた流入水と処理水の粒径分布曲線である。沈殿によって、およそ７０μm以上の比較的大きな粒子はほとんどど除去されていることがわかる。また、流速の増加と共に１０～４０μm付近の粒子の比率が増加してくることが示されている。

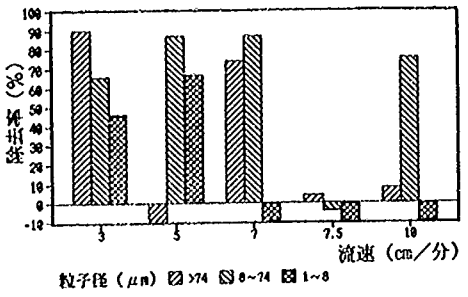
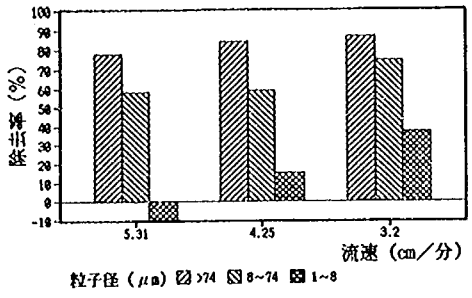
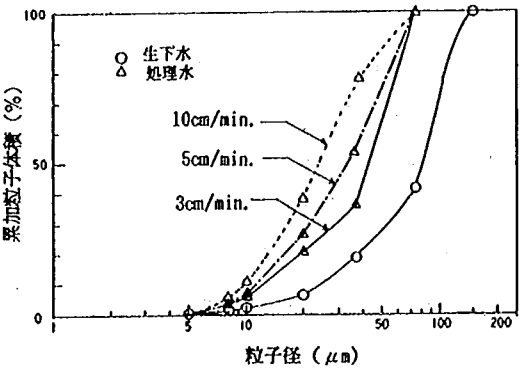


図--５　粒径別除去率分布



図－６　粒径別除去率分布（ＭＲＢ）



図－７　沈殿処理による粒径分布の変化（画像処理）

３．２　凝集剤の添加効果に関する検討

３．２．１　実験装置

実験に用いた上向流式沈殿池は、先に図--１に示したものと同一の装置であり、流入管内にロタリーポンプによって、硫酸アルミニウム（以下ばん土）を注入できるようにした。注入点は、生下水移送ポンプと沈殿池の流入部の間の流入部よりの部分である。

3．2．2　実験条件

実験は、上向流速をおよそ１０cm／分の一定値として、凝集剤の注入率を変化させ、注入率と浮遊物除去率および界面下の汚泥濃度との関係について検討した。

実験期間と凝集剤注入率を表－２に示す。

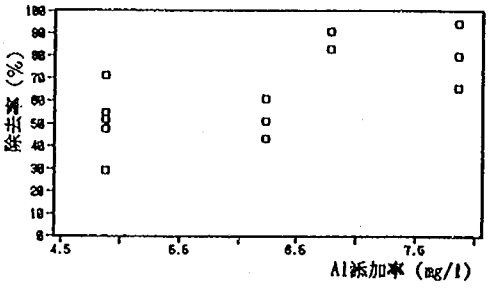
流速が速いことと、凝集剤を添加したことにより、汚泥界面の上昇速度が増加し、タイマー設定による界面の制御が困難になった。そこで、凝集剤添加期間中は、サンプリングの前にいったん汚泥を通常の方法で引き抜き、原水の流入を開始した後界面の上昇速度が安定したところで処理水を採取した。凝集効果によって異なるが、この時、越流部と界面の間の間隔は５０～１００cmであった。

表－２　凝集剤注入率

区分	期　　間	注入率
1	H 1. 3. 1- 3.10	4.9mg/ℓ
2	3.11- 3.23	7.9　〃
3	3.24- 3.27	6.2　〃
4	3.28- 3.31	6.8　〃

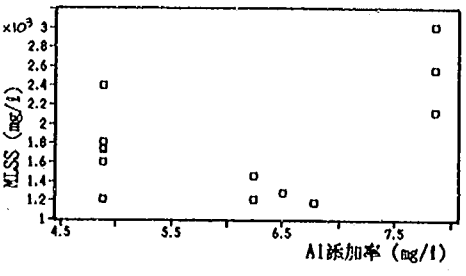
3．2．3　実験結果

凝集剤添加率と浮遊物除去率との関係を図－８に示した。図－８によれば、凝集剤注入率の増加と共に浮遊物の除去率も増加しており、前年度のジャーテストの結果と同じ傾向を示している。



図－８　凝集剤添加率と浮遊物除去率

図－９は、凝集剤添加率と界面下の汚泥濃度との関係を示したものである。汚泥の濃度の凝集剤添加率による変化はほとんど認められず、概ね１０００～３０００mg／ℓの範囲に分布している。従って、界面下の汚泥濃度は浮遊物の除去率によらず、ほぼ流速によって決まるものと考えられる。また、この分布範囲は、図－４において得られた流速１０～１３cm／分での汚泥濃度の分布範囲より少し低濃度側に位置している。このことは、凝集剤の添加によって浮遊物の除去率は増加するが、凝集剤によって形成されるフロックの密度が低下することによるものではないかと思われる。しかしながら、時として、汚泥の集塊化が非常に強く生じる場合があり、汚泥界面が急激に低下して外観上極めて濃密な汚泥層が生じたり、グラニュールが形成されたりすることが観察された。このような状況が常時維持されていると

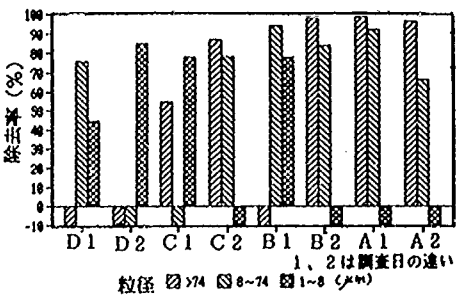


図－９　凝集剤添加率と汚泥濃度

界面下の汚泥濃度も高く、界面の管理も容易になるものと思われるので、その条件等について、今後検討する必要があると考えられる。

3．3　共同研究各社固液分離装置の粒径別除去特性

固液分離装置の開発に関して共同研究を行っている４社のパイロットプラントの流入水と処理水に含まれる浮遊物の粒径分布について、ふるい・沪紙法によって調査した。調査用のサンプルは処理装置の滞留時間を考慮して採取した。



図－１０　共同研究各社装置の粒径別除去特性

調査結果から、各粒径区分毎の除去率を求め、図－１０に示した。図で除去率がマイナスと表示されているのは、その粒径区分で浮遊物が増加したことを示している。Ｃ社とＤ社の装置は、７４μm以上の大きい粒子の除去率が悪いが、別の日に調査したＣ社のデータでは反対に、８μm以下の画分で除去率がマイナスになっている。Ｂ社の装置も傾向が一定していない。このように各社の傾向が２回の調査で一致していないので、それぞれの装置の分離特性について、現段階では明確に判断できない。しかし、Ａ社の装置は２回とも同じ傾向を示しており、８μ以下の粒子の除去は期待できないが、８μ以上の粒子については効率良く除去できると云うことができる。

4．まとめと今後の検討課題

上向流沈殿池については、凝集剤の添加も含めて、基礎的な性能について検討を行い、上向流速や凝集剤添加率と浮遊物除去性能との間に、一定の関係が見出された。このことは、常時流量の変動を受ける下水処理場に適用する際に重要な点であり、今後、流量の変動を受けながらも安定した除去性能を発揮させるための手法について、あるいは、他の代替手法について、十分検討する必要があるものと考えられる。

1.6.固液分離装置に関する研究
1.6.2.処理場流入水中の浮遊成分の粒径分布に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
三次処理研究室　室長　佐藤　和明
主任研究員　小越　真佐司

1．研究の目的

下水処理用バイオリアクターは下水中に含まれる汚濁物質の浄化を、最近のバイオテクノロジーを応用して効率良く行うためのシステムであり、その主体は、微生物を高密度に保持することができる反応容器である。しかしながら、生物による作用は主として溶解性またはコロイド状物質の摂取・分解であり、下水中に多量に含まれる浮遊性物質と固定化担体から水中に漏出してくる生物体あるいは余剰の生物体等については、一たん別の方法で、これを除去しなければならない。

水中の浮遊物は様々な大きさの粒子によって構成されており、微生物分解の速度が分解の対象となる粒子の大きさによって異なることが浅野ら[1]によって指摘されている。したがって、バイオリアターの処理効率を上げるには、流入水中の分解速度の遅い物質を前処理によって除去し、分解性の高い物質だけをリアクターに供給することが要求される。一方、下水処理場には様々の規模のものが存在し、処理区域の特性も異なる為、その流入水質は種々多用である。本研究は、前処理用固液分離装置の性能を評価するに当たって、処理場流入水中の浮遊物の粒径分布と処理区域の特性との関係および有機性浮遊物粒子の生分解性と粒子サイズとの関係について明らかにすることを目的としている。

2．６２年度までの研究成果

昭和６２年度までの研究の成果の概要は以下の、各項のとおりである。

（１）下水中の粒子の粒径分布の測定方法として、ふるい・沪紙法、電気抵抗法、画像処理法について比較調査を行いふるい・沪紙法では小粒子の占める割合が大きくなることが判った。

（２）流入下水中の固形成分を除くことによって、比較的大きい粒径に分布の多いＢＯＤが多く除かれることになり、リアクター流入水のＣ／Ｎ，Ｃ／Ｐ比等が変化する。

（３）流入下水中のＢＯＤの粒径別の分布を、規模の異なる幾つかの処理場について調査した結果、処理場までの流達時間の違いによって粒径分布の変わることが推測された。

（４）粒径別の有機物の好気的分解速度を検討し、１μm以下のものが、それ以上のものよりかなり分解性が高いことが推定された。

３．６３年度の研究成果

６３年度は、流入下水中の有機物粒子の粒径分布と処理場規模との関係について実態調査を行った。また、流入水中の浮遊性有機物粒子の粒径別生分解性について、好気状態と嫌気状態のそれぞれについて検討した。

３．１　処理場規模と粒径分布に関する検討

３．１．１　調査対象処理場

調査の対象として選定した下水処理場は、表－１に示す５つの処理場である。何れも分流式の処理場（一部合流式の場合も分流式の流入幹線から採水）である。

調査は、１月下旬に降雨等の影響がなるべく少ない日を選んで実施した。

表－１　調査処理場の概要

処理場	処理人口	処理面積
H	507,014人	5,792ha
K	59,863	1,135
M	16,788	708
T	11,369	131
F	3,100	30

３．１．２　調査方法

調査用の試料は、処理場への負荷が最も多い時間帯と、最も少ない時間帯を選んで、同じ日に、処理場の汚泥系列からの返送水の影響を受けない地点を選んで採取した、スポットサンプルである。

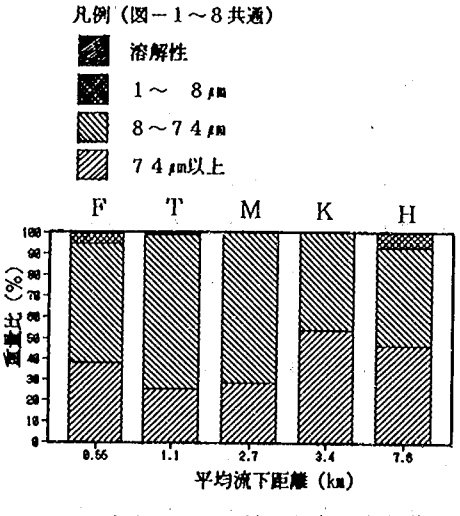
採取した試料は、その場で直ちにふるい・沪紙法によって分画し、濁度を測定した後２４時間以内に分析所に運んで分析を行った。

分析項目は、ＴＳ，ＢＯＤ，Ｋｊ－ＮおよびＴ－Ｐである。分析方法は、下水試験方法に準拠した。

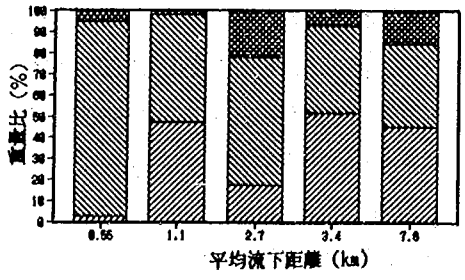
３．１．３　調査結果

＜浮遊物の分布＞

浮遊物は、１μm以下のＴＳを差し引いて計算によって求めた。下水処理場まで到達するのに要する時間が増加すると、緩く固まっている粒子が分解されて小さくなったり、微生物による分解作用を受けたりすることによって、全体に小粒子の占める割合が増加すると考えられる。今回の測定結果から計算した処理場流入下水中の浮遊物質の粒度分布を、図－１、２に示す。横軸は処理区域面積の平方根によって表した平均流達距離（ｋｍ）である。浮遊物の



図－１　生下水のＳＳ粒径分布（高負荷時）



図－２　生下水のＳＳ粒径分布（低負荷時）

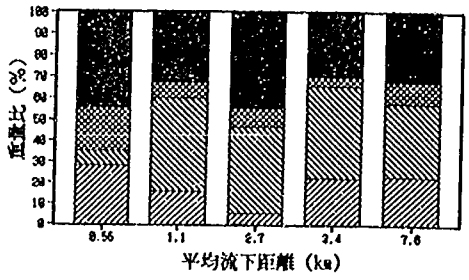
粒径分布と流達距離の関係は一様ではなく、流下距離の長い処理場K、Hでは８μ以下と７４μ以上の双方が多く含まれている。また、高負荷時は、全ての処理場で８μ以下の微細な粒子がほとんど含まれない結果となっている。

＜ＢＯＤの分布＞

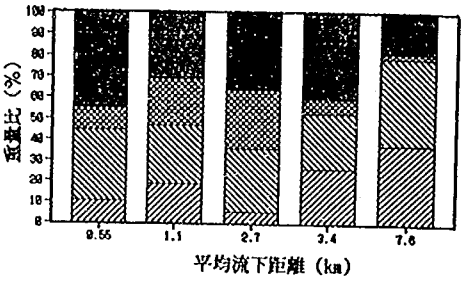
ＢＯＤの分布を図－３、４に示す。高負荷時、低負荷時ともに、浮遊物の割合としては少なかった１～８μの粒子の占める割合が大きくなっている。溶解性のＢＯＤと８μ以下の粒子によるＢＯＤとの合計について見ると、低負荷時はH処理場を除いて４５～６５％の範囲にあり（H処理場はこれより低い範囲になる）、高負荷時はF処理場を除いて３５～５５％の範囲にある（F処理場はこれより高い範囲にある）。一昨年度の結果と同様に、高負荷時は浮遊成分の割合が多くなる傾向にあることを示しているが、流下距離の短いF処理場では逆の傾向になっている。今年度の調査結果では、流下距離と溶解性成分の割合との間に、距離の増加と共に溶解性成分が減少すると云う昨年度の調査で得られたような、明確な関係は得られなかった。しかし、低負荷時の図４を見ると、傾向としては流下距離の増加と共に大きい粒径に属するＢＯＤ成分の割合が増加している。この傾向が一般的なものであるとすれば、流下距離が長くなるにしたがって、溶解性や、数μ程度の微細な粒子は、流下中に次第に集合して粒径が大きくなると考えることができる。

＜ケルダール性窒素の分布＞

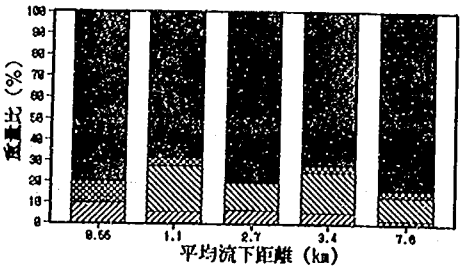
ケルダール性窒素（以下Ｋ－Ｎ）の粒径分布を図－５、６に示す。Ｋ－Ｎはほとんどが溶解性であり、高負荷時には、浮遊性の成分が多少増加する。それでも高々３０％であり、高効率の固液分離装置と接続するリアクターでは、Ｃ／Ｎ比が通常の一次処理



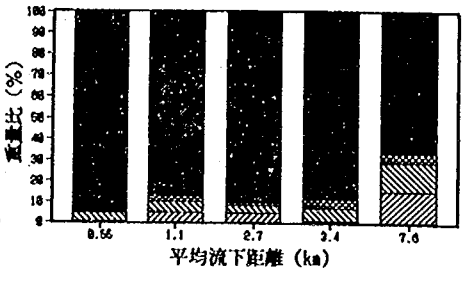
図－３　生下水のＢＯＤ粒径分布（高負荷時）



図－４　生下水のＢＯＤ粒径分布（低負荷時）



図－５　生下水のＫ－Ｎ粒径分布（高負荷時）

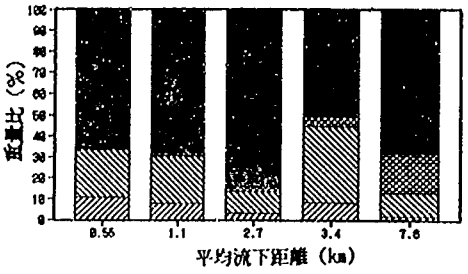


図－６　生下水のＫ－Ｎ粒径分布（低負荷時）

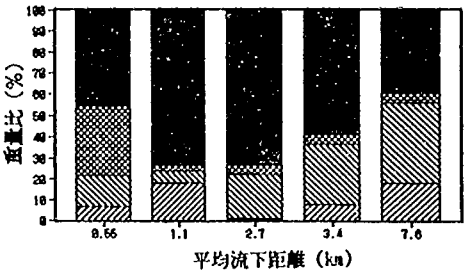
水より相当低下することを考慮する必要があるものと思われる。なお、流下距離の長いH処理場では、高負荷時、低負荷時ともに他の処理場より浮遊性のK－Nの占める割合が多い。

＜全リンの分布＞

全リン（以下T－P）の分布を、図－7、8に示す。K－Nほど極端ではないが、T－Pも溶解性の占める割合が多い。高負荷時と低負荷時を比較すると、低負荷時のほうが溶解成分の占める割合の高い処理場と、ほとんど変わらない処理場とがある。また、低負荷時についてみれば、8μ以上の浮遊性の割合は、流下距離の増加とともに高くなっている。



図－7　生下水のT－P粒径分布（高負荷時）



図－8　生下水のT－P粒径分布（低負荷時）

3．2　粒径別生分解性の検討

3．2．1　調査方法

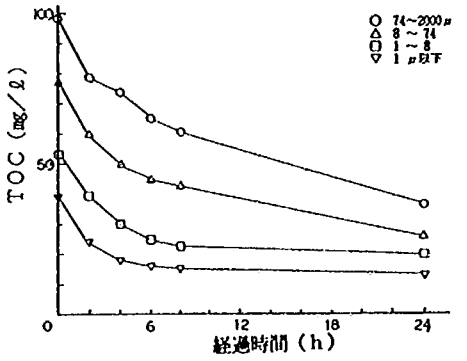
湖北処理場の流入下水をふるい・沪紙法で2㎜ふるい通過液、74μmふるい通過液、8μmメンブレンフィルター通過液およびGFBフィルター通過液に分け、それぞれについて、好気性微生物（湖北処理場活性汚泥）および嫌気性微生物（MRB造粒汚泥）を植種し、各微生物による分解性を検討した。

3．2．2　好気性生分解性

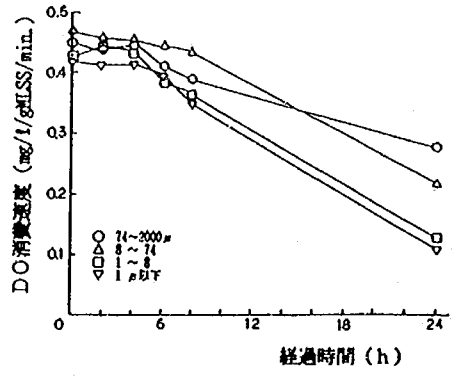
好気性微生物による生分解性は、活性汚泥の酸素消費速度と、混合液のTOC濃度の変化から推定した。

実験結果を、図－9、10、11に示す。

図9には、TOCの減少は24時間に渡って連続していることが示されているが、初期の減少量が大きく、特に、粒径の小さい画分では4～6時間でほとんど分解が終了していることがわかる。図10の酸素消費速度測定結果で、今述べた傾向が裏付けられる。即ち、全画分の合計の酸素消費速度は24時間で少し低下するが、粒径の小さい画分の酸素消費速

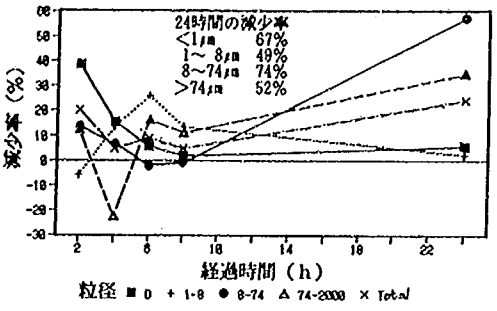


図－9　TOCの経時変化（好気）



図－10　DO消費速度の経時変化（好気）

度は４～８時間の間に急速に低下しており、この間に分解の終了する成分が多いことを示している。図１１は画分毎の初期ＴＯＣに対する減少率の経時変化を示したもので、粒径が大きいほど分解が遅くなる傾向が示されている。しかし、２４時間後の分解率には粒径との間の相関性は認められない。したがって、上述の分解性に関して示された粒径との関係は、易分解性成分の割合の違いと理解することができる。

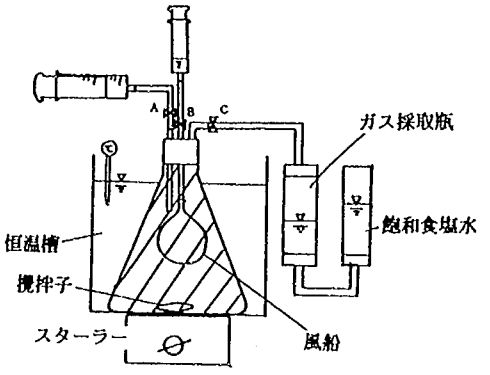


図－１１　粒径別ＴＯＣ減少率の経時変化
（好気）

３．２．３　嫌気性生分解性

＜実験装置＞

嫌気性分解速度の測定に用いた実験装置を、図－１２に示す。分析用試料の採取はコックＣを閉じた後コックＡ、Ｂを開き、Ａより試料を採取するとともにＢより同量の水を容器内の風船に注入する。試料採取時以外はコックＡ、Ｂを閉じ、コックＣを開く。



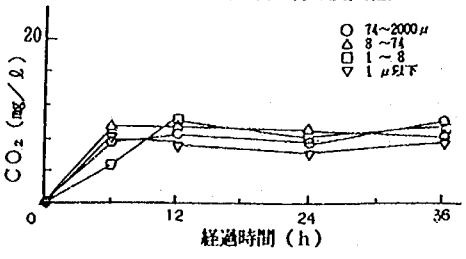
図－１２　嫌気生分解実験装置

＜分析＞

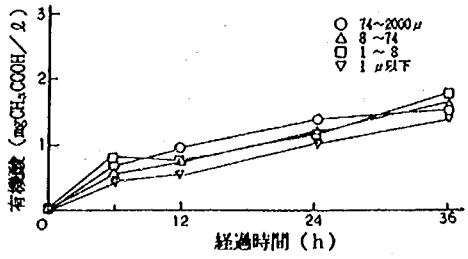
嫌気性分解速度を検討するために、混合液のＴＯＣ、有機酸を分析した。また、ガスの発生量も測定した（水中に溶存しているものについては、混合液のＩＣで代替した）。

＜結果＞

混合液中のＩＣ濃度の変化を図－１３に、有機酸濃度の変化を図－１４に、ＴＯＣ濃度の変化を図－１５に示す。



図－１３　ＩＣ濃度の経時変化
（開始時：０）



図－１４　有機酸濃度の経時変化
（開始時：０）

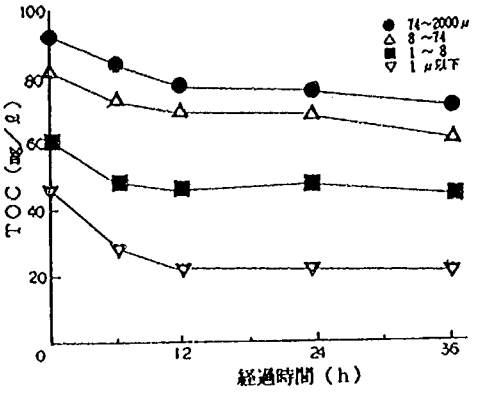
ＩＣの変化はガス発生量が測定できなかった為、その代替指標として測定したものである。８μm以下の画分だけが濃度の増加が遅れているほかは、６時間後には、一定の値となり、その後は増加していない。従って、ＩＣの変化を嫌気性分解の指標とすることはできないと考えられる。

有機酸濃度は、全期間、全画分で増加しており、

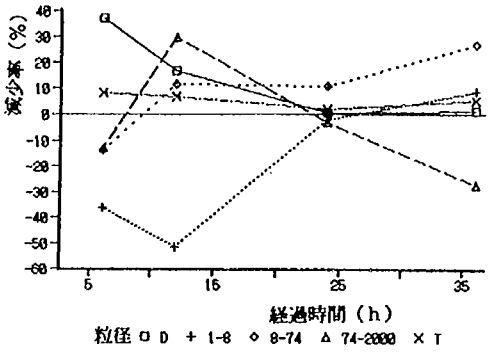
粒径別の分解性の差は良くわからない。

ＴＯＣの変化は１μm以下の画分では初期の１２時間で減少量が多くなっている。その他の画分については図１５では良くわからない。図１６は、図－１１と同様に、画分毎のＴＯＣ分解率の経時変化を求めたものである。１μm以下の溶解性の成分は初期の６時間が最も減少率が高く、その後次第に低下している。図でマイナスの減少率が示されている部分は、ＴＯＣが増加することは考え難いので、浮遊性粒子の存在によって溶解性成分も含めて分解速度が低下したことを示すものと考えられる。１～７４μmの浮遊性成分については初期には分解されず、その後次第に減少率が上昇している。

嫌気性の分解速度は、特に、浮遊性成分について非常に遅いようであり、画分毎の分解性の差については、更に長時間の実験によって検討する必要があるものと思われる。



図－１５　ＴＯＣの経時変化（嫌気）



図－１６　粒径別ＴＯＣ減少率の経時変化

（嫌気）

４．まとめ

今年度の研究結果を要約すると以下の通りである。

（１）流入下水中のＢＯＤ成分の粒径分布と流下距離との間には、６２年度調査の結果ほど明らかな関係ではないが、流下距離の増加にともなって、大きい粒径画分の占める割合が増加する傾向が認められた。

（２）粒径区分毎の有機成分の好気的生分解性についてＴＯＣの減少と、酸素消費速度の変化とから検討した結果、粒径が大きくなるにしたがって、分解性の良い成分の含まれる割合が少なくなっていく傾向にあることがわかった。

（３）嫌気性の生分解性については、溶解性の成分だけの場合、分解が速やかに行われるのに対し、浮遊性の成分が混在する場合は分解速度が遅くなることがわかった。

《参考文献》

（１）T.Asano et.al."Characterizattion of the size distribution of contaminants in wastewater : Treatment and reuse implications " JWPCF Vol.57 No.7,pp805-816,1985

1.7.新下水処理システムの開発に関する研究
1.7.1.多段反転流式バイオリアクターの開発に関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
三次処理研究室　室　長　佐藤和明
三次処理研究室　主任研究員　高橋正宏

1　はじめに

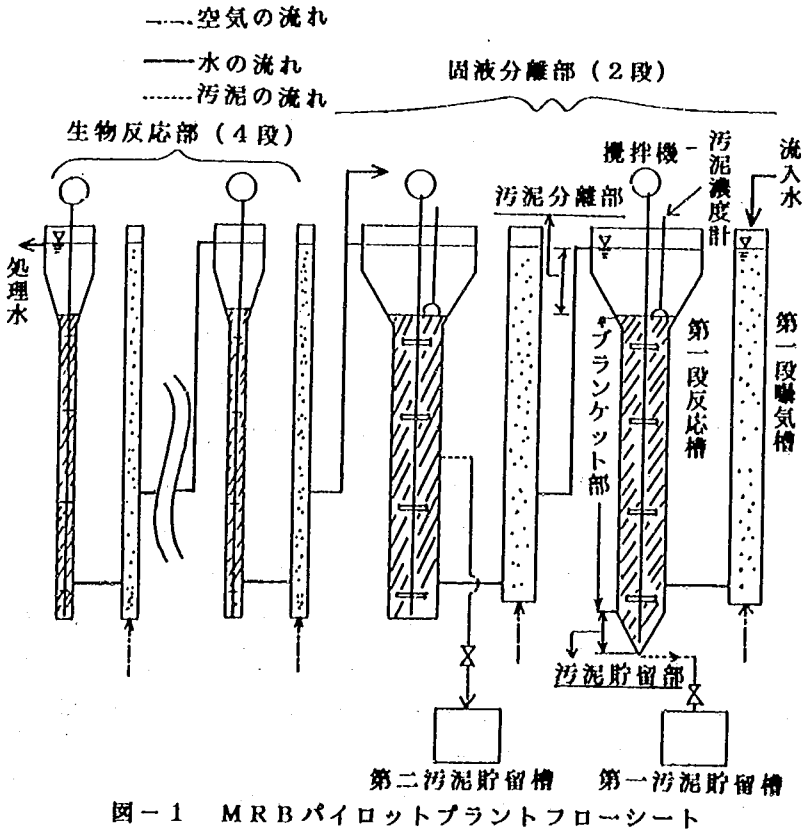
多段反転流式バイオリアクター（ＭＲＢ）は、昭和６３年度よりパイロットプラント実験を開始した。パイロットプラント実験の目的は実装置化への諸データの収集にあり、同時にスケールアップ時の諸問題の解決策の検討もプラントの運転を通じて行なうものである。

2　パイロットプラントの設計諸元

ＭＲＢパイロットプラントのフローシートを図－１に示す。プロトタイプＭＲＢと異なる点は

(1) 生下水を受け入れるよう、前段に固液分離用リアクターを設けた。ただし２段目よりの流出水の半量のみが３段目以降に流入するようになっており、３段目以降のサイズは１、２段目の半分になっている。

(2) 滞留時間を短縮するため曝気槽と反応槽の体積比を 0.7:1 から 0.13:1に変更した。



図－１　ＭＲＢパイロットプラントフローシート

(3) エアーリフト効果により、各曝気槽で損失水頭が生じることが予想されるため曝気槽への流入点を

上部から下部へ変更した。

(4) 反応槽に可変速の緩速攪拌機を設置し、自己造粒汚泥が常時流動するようにした。

(5) 曝気槽に消泡ポンプを設置した。

(6) 余剰汚泥の引抜きを自動化した。等である。

装置の諸元を表－1に示す。流入水量はプログラムタイマーで0～456㎥／日の範囲で任意に設定できる。送気量の範囲は0～1,036㎥／日である。反応部の上向流速は最大30cm/分（432m/日）であり、プロトタイプの3倍の上向流速を取ることができるようになっている。曝気槽の滞留時間は平均流量に対して約5分であり、完全混合槽を仮定した場合、流出DO濃度は5mg/lを確保するように設計した。

表－1 MRBパイロットプラントの諸元

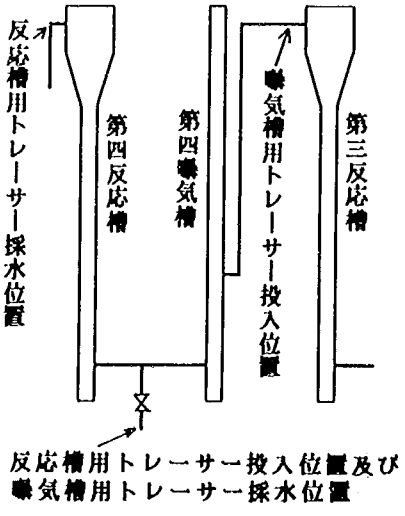
		固液分離部	生物反応部
処理水量	m^3/day	112～450	56～225
送気量 （1槽当たり）	Nm^3/day	72～260	43～130
曝気槽直径	m	0.45	0.3
曝気槽滞留時間* （〃）	min.	5.0	5.0
反応槽ブランケット部直径	m	1.2	0.85
反応槽ブランケット部滞留時間* （〃）	min.	25.6	25.6
反応槽ブランケット部上向流速*	cm/min.	30	30
反応槽汚泥分離部直径	m	2.0	1.4
反応槽汚泥分離部滞留時間* （〃）	min.	10.5	10.5
全滞留時間*	min.	246	

*：日平均流量 225(113)m^3/dayに対し

3 実験結果

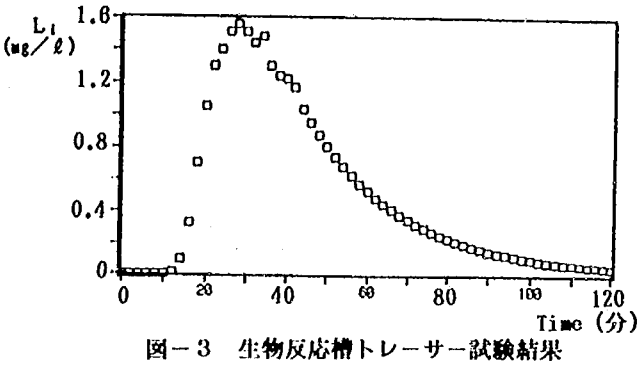
3.1 水理学的検討

自己造粒汚泥が安定して形成された時点で、曝気槽、反応槽の混合攪拌状態を調べるため、トレーサー試験を行った。このときの流入水量は3段目以降で120m^3/日、曝気量は各段とも96Nm^3/日、反応槽の攪拌装置は幅 5cm、長さ 27cmのパドルが 60cm間隔で取り付けてあり、攪拌速度は 3.1rpm （周速5.3 m/ 分）であった。用いたトレーサーは塩化リチウム溶液である（曝気槽 1,000mg/l as Li, 反応槽 10,000mg/l as Li ）。トレーサーは図－2に示す地点に、ポンプで注入した。注入に要した時間は曝気槽で10秒、反応槽で40秒程度であり、パルス投入として扱った。トレーサー投入後直ちに各槽の流出部で採水（曝気槽30秒間隔、反応槽2分間隔）を行い、炎光分析計によりリチウムの分析を行った。



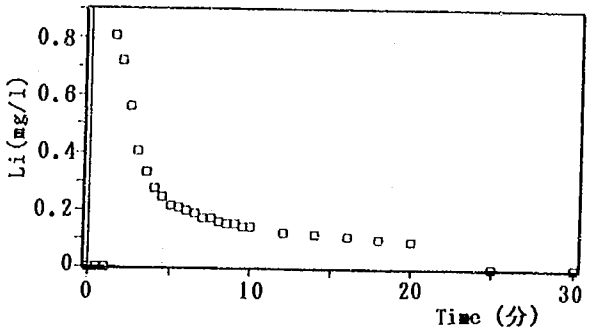
図－2 トレーサーの投入、採水位置

反応槽の実験結果を図－３に、曝気槽の結果を図－４に示す。反応槽の理論滞留時間は35.5分であるが、リチウム濃度のピークは25分で観測された。このときのペクレ数　Pe=ul/D、混合拡散係数 D はそれぞれ 8.86, 8m²/h となり、比較的乱流拡散の影響が大きいと考えられる(u:平均流速、l:代表長)。



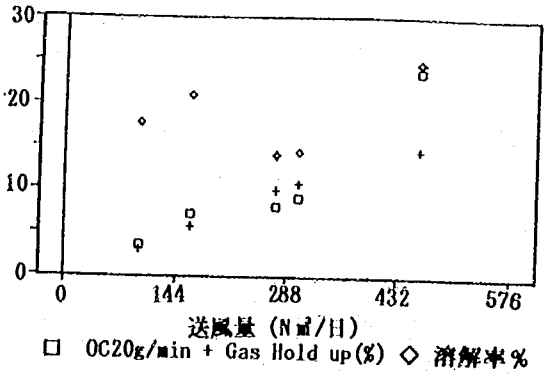
図－３　生物反応槽トレーサー試験結果

曝気槽はほぼ完全混合槽と見なせるが、平均滞留時間3.15分となった。この値は理論滞留時間4.7分に対し大幅に短く、曝気槽の構造から考えて、槽の上部が死領域になっており、酸素供給効率が設計値より低下しているものと思われた。



図－４　曝気槽トレーサー試験結果

なお曝気槽の散気装置の能力についての清水実験も行っている。ここではその結果のみを図－５に示す。送風量 96～300Nm³/日の範囲内での酸素溶解効率は 14～21%であり、曝気槽内での短絡流が無ければ充分な酸素供給能力を有している。300Nm³/日を超えると、曝気槽内の気泡の存在割合が著しく大きくなり、溶存酸素計での測定が困難となった。この実験におけるガスホールドアップの割合も示してあるが、最大 15%程度まで上昇した（１段当たり75cmの水面上昇に相当する）。



図－５　曝気槽清水実験のまとめ

３.２　固液分離リアクターの特性

初期の半年間は固液分離リアクターのみの運転を行った。立ち上がりの二か月間における運転条件は表－２に示す通りである。表－３の観測、分析項目を、毎週水、金曜日の午前十時に測定した。反応槽内の汚泥濃度測定は、縦方向に四箇所設置した採水口より採取した汚泥を等量混合して試料とした。

立ち上がり時の各反応槽におけるSSの処理性能を図－６に、反応槽内MLSS濃度の推移を図－７に示す

。初期のうちは汚泥の引き抜きを行わず反応槽内の汚泥濃度と、処理水SS濃度の関係を観察したところ、反応槽内汚泥濃度が10,000mg/lを越えると、処理水中にSSがリークする傾向が見られた。このため、超音波式汚泥濃度計の上限を初期には 7,000、途中より4,000mg/lに設定し、水面下1mの地点で上限を越えた場合に汚泥を自動的に引き抜く運転法に切り替えた。自動汚泥引き抜きを行った場合の問題点とその解決策は以下の通りである。

表－２　MRBパイロットプラント
固液分離部のみの運転状件

経過日数 日	生下水 流入水量 m^3/day	送気量 Nm^3/day	汚泥 引き抜き
0～20	450	240	なし
20～41	〃	〃	手動
41～50	288	〃	〃
50～65	〃	0	〃
65～71	〃	〃	自動
71～100	不安定	〃	〃

表－３　MRBパイロットプラント測定分析項目

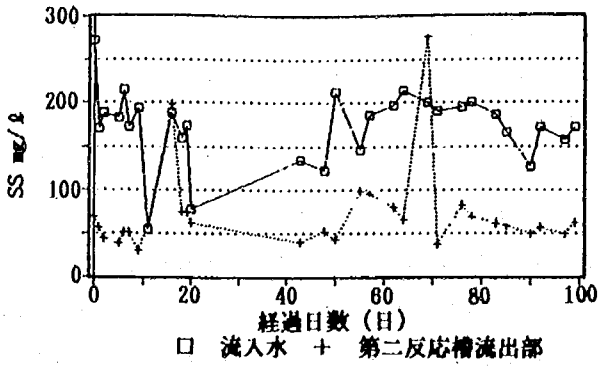
	流入水	処理水	反応槽内
水温	○	○	○
透視度	○	○	
pH	○	○	
酸化還元電位	○	○	○
溶存酸素	○	○	○
SS	○	○	
BOD	○	○	
D-BOD	○	○	
COD	○	○	
MLSS			○
MLVSS			○
SVI			○
余剰汚泥SS		○	
余剰汚泥VSS		○	
余剰汚泥発生量		○	
流入水量		○	
送気量		○	

① スカムの浮上などのノイズを汚泥濃度計が拾うため、誤作動（頻繁な引き抜き）があった。→汚泥濃度計の指示が上限を越えた場合に、一定(15分間)の待時間を設け、その間連続して上限オーバーの場合に汚泥を引き抜く。

② 引き抜き汚泥の濃度が時として5%を越えるため、汚泥引き抜き間隔が長くなると引き抜き管内で汚泥が固まり、引き抜き弁が開放されても汚泥が排出されない。→一回当たりの汚泥引き抜き量を減少させ、ある程度頻繁に少量ずつの引き抜きを行った。

３３　生物反応槽の運転

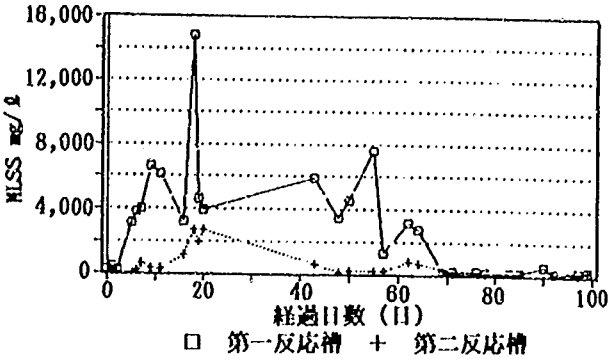
1988年10月より生物反応槽の運転を開始した。プロトタイプのMRBにおいては、汚泥の植種を行わなくても約3週間で自己造粒汚泥の形成が見られたため、本パイロットプラントにおいても当初は全水理学的滞留時間4時間（反応部の上向流速15cm/min.でプロトタイプの流



図－６　ＭＲＢ固液分離部のＳＳ除去の推移

速の1.5倍に相当する）で汚泥の植種を行わず約1箇月間運転した。しかし生物反応部に汚泥は蓄積されず、何らかの問題があるものと考えられた。

自己造粒汚泥の核となる固形物を補給するため第１槽からの引き抜き汚泥を第３槽目に投入し、汚泥ブランケットを形成させ、約１箇月間運転したが今度は汚泥ブランケット内に硫酸塩還元細菌が増殖せず汚泥ブランケットはいつまで経っても生汚泥の様相を呈しており、徐々にプラントから流出していった。



図－７　ＭＲＢ固液分離部反応槽内ＳＳの推移

ここまでの運転経験よりMRBのような水理学的負荷の高いプラントにおいては、硫酸塩還元細菌を系内に増殖させることは困難なのではないかといった疑問が生じた。硫酸塩還元細菌の増殖のためには酸化還元電位が非常に低くならなくてはならず、酸化還元電位の低下のためには硫酸塩還元細菌を含む嫌気性細菌の増殖が必要であるが、汚泥の返送なしで高い水理学的負荷のかかるMRBにおいては、それらの細菌が系内から常に流出してしまい、大量に増殖することができないのではないかと思われた。プロトタイプにおける自己造粒汚泥の容易な形成は、使用した下水が最初沈殿池越流水であり、本処理場施設の汚泥消化施設からの返流水による嫌気性細菌の流入が常時あったためと思われる。

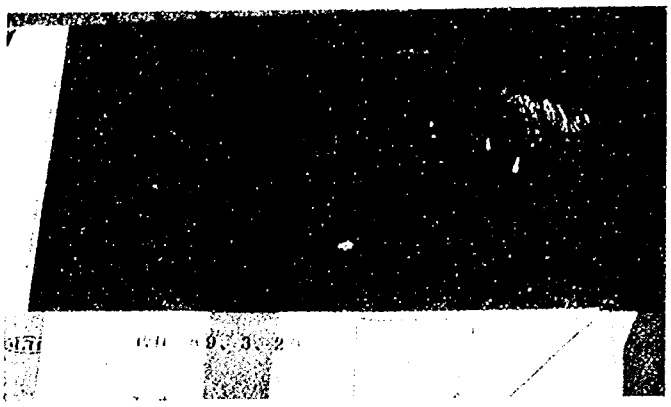
嫌気性細菌を補充し、系内の酸化還元電位を低下させるため、12月に本処理場の嫌気性消化汚泥を2,000-3,000mg/lとなるよう２段目以降の反応槽に投入した。嫌気性汚泥のブランケットは安定的に形成されたが、３週間経過しても自己造粒汚泥の形成が見られなっかったため、プラント施設の見直しを行ったところ送気量が設定値（このときは各曝気槽に対して2Nm³/h）を大幅に下回っており酸素供給が不足していたことが分かった。送気量を上げたところ（風量計の不具合のため送風量は不明）翌日には *Beggiatoa*の増殖が観察され、１週間後には粒径 2mm程度の米粒形の自己造粒汚泥が形成された（写真－１参照）。

風量計を交換し、改めて 2Nm³/hの送風量で曝気をし、運転中の溶存酸素濃度を測定したところ、曝気槽上部では 7-8mg/lの溶存酸素が存在したが、下部にいくほど低下し３.１で述べた死領域の存在が懸念されたため、送風量を 4Nm³/hに増加させ混合状況の改善を計った。この後、 *Beggiatoa*の増殖は順調に

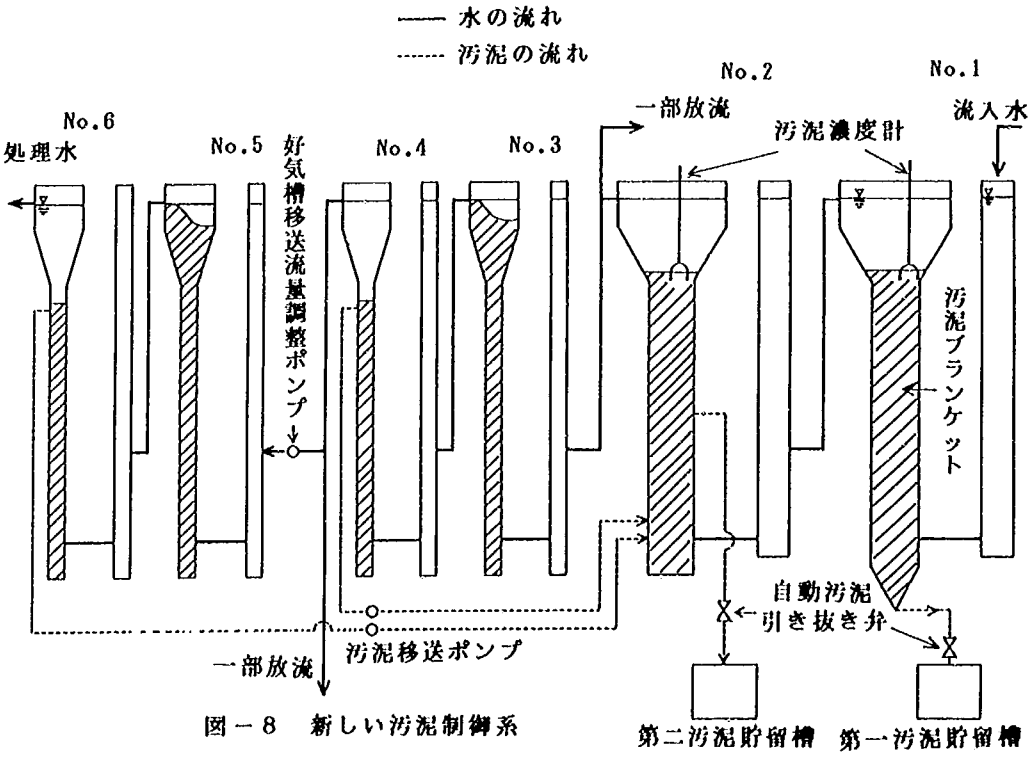
進行し、現在の自己造粒汚泥は粒径 5mm程度にまで成長したものが多い。現在の流入水量は 225m³/dayであるが、午前中の2時間は、取水管渠の水位が低下するため 28m³/dayに低下させており、日によっては水位低下が甚だしいため、流入を停止することもある。この間自己造粒汚泥は反応槽低部に沈降する

が、所定の流量に回復すると再び流動を再開する。

自己造粒汚泥の形成が順調に進むようになると各段での汚泥界面の制御を検討しなくてはならなくなった。現在の制御方法を図－８に示す。生下水中の生汚泥は１段目で凡そ除去されるためここの汚泥界面計により、汚泥レベルを検知し、自動的に引き抜いている。



写真－１　ＭＲＢパイロットプラントの自己造粒汚泥（二段目）



図－８　新しい汚泥制御系

２段目から４段目については自己造粒汚泥を高濃度に保持することを目的とし、４段目の反応部上端から２段目の下部に常時汚泥を返送することとした。このときの返送量は流入水量に対し1%程度と非常に少量であり、４段目からの自己造粒汚泥の越流を防止するという目的で行うものである。２段目には１段目と同じように汚泥濃度計による自動引き抜き機構が取り付けてあり、汚泥界面の上昇が検知されると汚泥の引き抜きが始まる。（ここでは１段目と異なり底部に汚泥貯留部が無いため引き抜き位置は

反応槽中段である）３段目では汚泥界面の制御を行わず、自由に汚泥は４段目に越流する。

５段目、６段目は仕上げに好気性処理を行うため、嫌気性細菌を含む自己造粒汚泥が流出して影響を与えないように、４段目と汚泥の縁を切ったものである。汚泥レベルの管理は４段目と同様に、６段目反応槽上端に２段目への返送ラインを設ける予定である。このような改造の結果、MRBの汚泥管理は、１段目における生汚泥、２段目における余剰汚泥の引き抜きに集約される。

１月末に測定したMRBの処理成績（コンポジットサンプル）を表－４に示す。処理水SSは 36mg/lで未だ問題があるが、このSSには自己造粒汚泥より剥離した*Beggiatoa*がかなり含まれており、剥離の防止が処理水質改善の一つの方策となろう。また、溶解性BODも30mg/l程度あるが、これは５段目での好気性汚泥ブランケットの形成が進んでいないことによる。

表－４　１月末におけるMRBの処理成績

		流入水	処理水
水温	℃	15	13
透視度	cm	5	13
pH		7.5	7.4
SS	mg/l	234	36
BOD	mg/l	198	55
D-BOD	mg/l	61.5	29.1
COD	mg/l	90.5	34.7

４　今後の課題

生物反応槽における自己造粒汚泥の形成は、硫酸塩還元細菌を含む嫌気性汚泥の存在下で、溶存酸素を含む排水を流入させることによりパイロットプラント規模でも成功した。自己造粒汚泥の安定性は非常に良好である。

しかし、パイロットプラントの運転により、種々の問題点も明らかとなった。

(1)　最終段に好気性汚泥のブランケットが形成されることが、処理水質安定の条件であるが、現在のところ安定的な好気性汚泥ブランケットの形成に成功していない。

(2)　流入水中の洗剤が、曝気槽で大量に発泡し、通常の消泡ポンプでは対応できない。

(3)　曝気槽におけるエアーリフト効果、装置内配管の損失水頭等、装置の水理学的条件が複雑である。

(4)　自己造粒汚泥より剥離した*Beggiatoa*は、容易に反応槽から流出し、処理水中に残留する。

(5)　パイロットプラントにおいては覗き窓があるため汚泥ブランケットの位置は容易に確認できるが、実プラントにおいては何らかの工夫が必要である。

(6)　汚泥返送を行わなかった時期の第二槽、第四槽と汚泥の縁を切った後の第五槽において自己造粒汚泥の形成が観察されなかった。

(7)　スカムの除去機構が必要である。

上記の問題に対しそれぞれ以下の対応策があろう。

(1)　好気性汚泥ブランケットの形成にとって、15cm/minという現在の上向流速が大きすぎる可能性があり、５段目、６段目での水理学的負荷の低減を検討する。

(2)　曝気槽を半密閉構造とし、発生した泡は流入部に導き、流入水により消泡する。

(3)　配管などを簡単にする。

(4) *Boggiatoa*が剝離しないような条件（上向流速、攪拌強度、酸素供給量、流量変動、汚泥引き抜き条件など）を実験的に明らかにする。

(5) 今後検討する。

(6) 自己造粒汚泥の形成には、関連する細菌群または物質の連続的供給が必要なのかも知れない。そのメカニズムを明らかにする。

(7) スカムボードを設置する。

また、ＭＲＢから発生する汚泥の性状について、現在検討中である。

Ⅶ 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　長谷川 清
〃　　酒井 憲司

1．調査目的

水質汚濁の進んだ河川において、最近河川水を直接浄化する施設（河川浄化施設）が各地で建設されている。河川浄化施設としては、比較的安価という理由から礫を用いた礫間浄化法を採用している事例が多い。この工法の特徴は、礫表面に付着増殖した微生物の働きによって水中の有機物の分解を図り、さらに固形物成分を礫のろ過作用により除去するという点にある。しかしながら、増殖した微生物の一部は礫からはく離し、捕捉された固形物とともに汚泥として礫間に蓄積していくことになる。従って、適当な時期に蓄積した汚泥の除去を図らないと、汚泥が腐敗したり、あるいは礫層が閉塞して浄化施設の処理機能に重大な支障をきたすと考えられる。

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の確立のための基礎的知見の収集を目的とし、近畿地方建設局大和川工事事務所の依頼により実施したものである。

2．過年度の調査結果

（1）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。排泥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。

（2）水処理効率及び排泥効率に及ぼす礫径の影響を把握するため、礫径が5～10cmの系と、10～20cmの系とで比較実験を行った。その結果、浮遊性固形物（ss）の捕捉率及び排泥効率の点では10～20cmの系が優れていた。

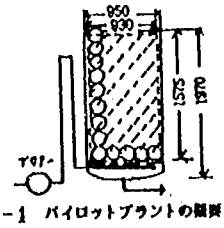
（3）多摩川の支川野川における河川浄化施設を対象として処理効率の調査を行った。
礫間浄化法の処理機能として、流入固形物の単なる捕捉のみならず、溶解性成分（TOC）の除去も行われていることが明らかとなった。

3．昭和63年度の調査

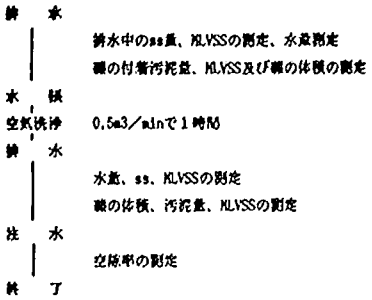
3．1　排泥効率調査

実験プラントは前年度と同様に図－1に示す装置に礫を充填し、表－1の実験条件で通水を行

った。なお、同表には比較のため前年度の運転条件も記載した。又、洗浄方法は図－２に示す手順によった。



図－１　パイロットプラントの概要



図－２　礫間の洗浄プロセス

表－１　排泥効率調査の実験条件

	A系	B系
充填粒径（cm）	１０～２０	５～１０
礫の体積（L）	４７７	４７４
容積容量（L）	７１２	７１５
供給水量（L／分）	２（S,63）	２(S,63)
	６（S,62）	６(S,62)
供給空気量（m3／分）	0.1(S,63)	0.1(S,63)
	0.1(S,62)	0.1(S,62)
洗浄用空気量（m3／分）（１時間）	0.5(S,63)	0.5(S,63)
	0.5(S,62)	0.5(S,62)

（１）礫間洗浄法による浮遊性固形物（ss）除去量について

流入水質及び処理水質は変動が激しいので昭和６３年４月８日から平成元年２月２２日までのすべてのデーターの平均値を用い、２つの系の処理効率を評価した。結果は次に示す通りである。

流入水中のss濃度＝34.9±5.6mg／L

A系の処理水中のss＝17.9±3.9mg／L

B系の処理水中のss＝18.3±4.9mg／L

F検定：F（1.7）＞Fa（1.6）

従って、A系とB系とでは浮遊性固形物（ss）に対する除去率に有意な差はないと言える。

又、処理水量2.88m^3／日を用いて、礫槽内に貯留される固形物量を各実験区間ごとに試算し、排泥実験結果と比較すると表－２に示す結果となった。

この結果、洗浄効果は礫径の大きいA系の方が約１０％高い。

表－２　礫間接触酸化槽のパイロット実験結果

実験No.	流入経過日数	A系 予想貯留量1)	A系 実測値	A系 排泥効率	B系 予想貯留量	B系 実測値	B系 排泥効率2)
9th	４８	1.66	2.86	0.87	0.76	0.60	0.62
10th	４１	2.20	2.06	0.88	2.01	1.48	0.74
11th	５８	1.82	0.68	0.72	2.09	0.91	0.78
12th	６６	2.55	3.63	0.81	3.57	3.53	0.89
13th	５５	6.46	3.98	0.94	5.94	4.28	0.82
14th	４１	2.28	4.49	0.87	2.09	5.03	0.76
平　均		2.83	2.95	0.85	2.73	2.64	0.77

1）予想貯留量（kg・day）＝（SSin−SSout）×2.88m3/d×実験期間÷1000

2）排泥効率＝（洗浄による排泥量）＋（洗浄による排泥量＋洗浄後の礫付着汚泥量）

（2）本実験結果に対する考察

i） A（径１０～２０cm）、B（径５～１０cm）両系を比較すると、汚泥の捕捉率には差がないが、A系の方が排泥効率は高い。

ii） しかしながら、昭和６２年度の結果のように、排泥効率に大きな差が生じなかった理由は定かではない。

iii） 礫槽内の流速を計算すると昭和６２年度は約1.57cm／分、昭和６３年度は0.52cm／分であり、水流による汚泥のはく離、巻き上げへの影響は昨年度よりも小さいと考えられる。

iiii） 空気量は汚水の５０倍（S,６２年度は16.7倍）と過剰に供給されており、気泡の上昇により付着汚泥のはく離や礫間内の堆積汚泥の巻き上げが生じている可能性もある。

３．２ 実施設における浄化能力調査

礫間浄化法における浄化能力を把握するため、多摩川支川の野川及び平瀬川の浄化施設の調査を行った。野川、平瀬川双方とも、河道内に堰を設けて取水口における所要の水位を維持している。このため、流入河川水質は堰による背水の影響を受けない地点で調査を行い、さらに浄化施設の取水口及び放流地点で流入水及び処理水の水質を調査した。

（1）浄化能力の日間変動調査

野川及び平瀬川における浄化能力の日間変動調査結果を各々表－３，４に示す。

浮遊性固形物（ss）については双方とも堰上流の堪水部で沈殿が進んでおり、４０～６０％の除去率が見られる。さらに礫間浄化施設内で６０～７０％の除去が行われ、全体として８０～９０％の除去率となっている。

ＢＯＤについては、堪水部での除去率は２０％前後であるが、礫間浄化施設内で６０～７０％の除去が行われており、全体として７０～７５％の除去率となっている。

窒素については、ケルダール窒素（Ｋ－Ｎ）の除去は野川で１０％、平瀬川で０％とほとんど除去されていないが、脱窒によるＮＯx －Ｎの除去が進んでいると考えられ、Ｔ－Ｎとして１５～３０％の除去が図られている。ただし、平瀬川については堪水部でＮＨ4－Ｎ，Ｋ－Ｎの濃度上昇があり、底泥からの溶出による影響が出ていると考えられる。

リンについては窒素とは逆に、野川で底泥からの溶出と考えられる影響が出ており、堪水部での濃度上昇が見られる。

流入河川の水質変動は堪水域が緩衝地帯となって吸収し、浄化施設への流入水質の変動はほとんどないと考えられる。

（2）有機物組成の変化

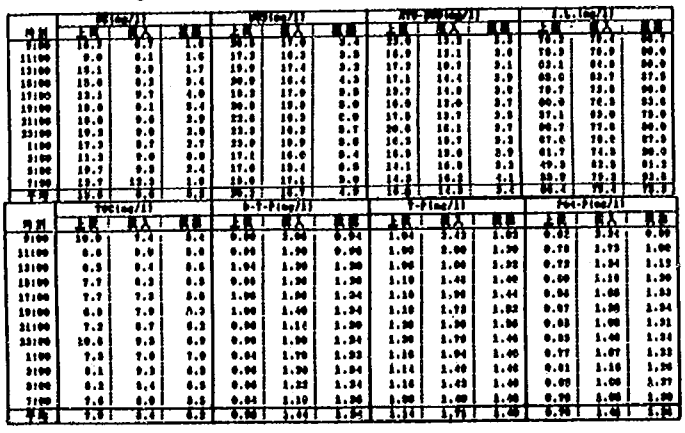
礫間接触酸化法の浄化過程においては、堆積汚泥からの溶出や生物代謝物質の生成が考えられる。これらの有機物はＢＯＤ等の項目で全量が測定されるので、個々の成分について、量的な検

討はされていない。そこで、有機成分の分画を行い、礫間接触酸化法の浄化特性を把握するために、本調査を実施した。

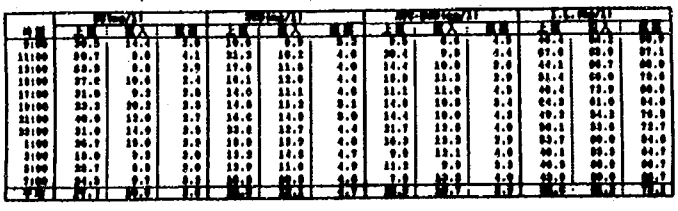
昨年度、野川浄化施設において、高温期、低温期に本調査を実施したが、有機成分の内、分子量1,000 ～2,000 の物質の除去が大きいことが認められた。本年度は野川浄化施設の継続調査とともに平瀬川の河川浄化施設についても、調査を実施し礫間接触酸化の浄化特性を把握した。

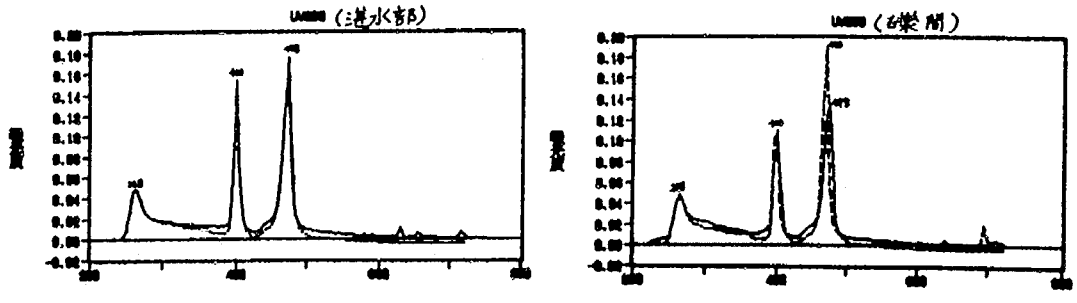
調査は上流河川水、浄化施設流入水及び処理水を約２０倍濃縮し、ゲルろ過を行って各クラクションの挙動をみた。測定はＵＶ２２０とＵＶ２６０の吸光度及びＴＯＣで行った。平瀬川の礫間浄化施設の結果の一例（ＵＶ２６０）を図－３に示すが、ＵＶ２２０，ＴＯＣについても同様な傾向であり、顕著な除去が行われている分子量範囲は確認できなかった。

表－３



表－４





図－３

付　　録

付録1.　昭和63年度　下水道関係刊行報告書一覧

下水道高度処理計画及び高度処理導入プログラムに関する研究報告書

— 二次処理水質の評価，高度処理の費用，高度処理導入の考え方 —

土木研究所資料　　第2633号　　1988年5月　　下水道部三次処理研究室

要　旨

我が国の下水道普及率は，昭和62年度末現在で，39%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，ごく限られた地域において実施されているにすぎない。しかし，長期的視点に立った場合，「水資源としての下水処理水の再利用」及び，「水質改善の費用効果」等の観点から，高度処理の必要性，適用性は高まってくるものと思われる。こうした中で，国や個々の自治体が高度処理計画・プログラムを策定するにあたって明らかにしておかねばならない課題として以下が残されている。①現況二次処理水質の評価，②既設高度処理施設及び処理水再利用の評価，③高度処理のコストの提示，④高度処理導入の考え方の明示。このうち②は既に，土木研究所資料第2416号として提示した。本報告書は，上記のうち①，③，④について検討した結果をまとめたものである。

キーワード：下水道，高度処理，再利用，二次処理，三次処理，水質保全，費用効果

戸別合併浄化槽の処理機能に関する調査報告書

土木研究所資料　　第2669号　　1988年11月　　下水道部水質研究室

要　旨

近年，各家庭において，し尿と生活雑排水を合わせて処理する合併処理浄化槽の普及が進みつつある。従来たれ流しの状態にあった生活雑排水をも処理の対象に含めたことにより家庭からの汚濁物の排出の削減という期待がもたれるところであるが，どのような水質の水が放流されているかについては不明な点が多い。この点を解明するため実際に合併浄化槽を設置している家庭を対象としてスポット採水及び24時間全量採水による調査を行った。

本報告書はその調査結果から戸別合併浄化槽の処理及び流出水の実態，汚泥の性状等についてとりまとめたものである。

キーワード：戸別合併浄化槽，生活雑排水，嫌気ろ床，接触曝気

長時間エアレーション法の生物学的窒素・リン除去プロセスへの改善技術調査

土木研究所資料　第2747号　1989年3月　下水道部三次処理研究室

要　旨

本報告書は，長時間エアレーション法で設計された既存施設に窒素あるいはリン除去の機能を導入する改善技術についてまとめたものである。本報告で検討された改善技術は，①好気－嫌気－好気法による窒素・リンの生物学的同時除去，②硝化・内生脱窒法である。後者については実施設調査とともに最初沈殿池の有無が窒素除去に及ぼす影響をパイロットプラントを用いて調査した。好気－嫌気－好気法では第1好気槽のORP制御を行うことにより，滞留時間8時間の第1好気槽で硝化，脱窒反応が同時進行し，全窒素濃度が高水温期に第1好気槽で5㎎／ℓ，処理水で2㎎／ℓ以下であった。このとき処理水PO_4－P濃度0.5㎎／ℓ以下が得られた。硝化・内生脱窒法では，3年間にわたる調査の結果，窒素除去の安定性が実証され，また本法におけるアルカリ度回収の機構，硝化菌保持のための制御手法とその解析法が示された。硝化・内生脱窒法における最初沈殿池の有無は，脱窒反応に必要な有機物量に影響を与えるため，最初沈殿池を設けない方が窒素除去率が良好であった。

キーワード：活性汚泥変法，硝化・内生脱窒法，硝化，脱窒，窒素除去，生物脱リン，リン除去

下水処理水の農業利用に関する調査報告書（第3報）

土木研究所資料　第2752号　1989年3月　下水道部三次処理研究室

要　旨

下水処理水を灌漑水として水稲を栽培し，処理水に含まれる窒素成分等が，稲の生育・収穫および水田土壌に与える影響を調査した。

また，処理水が水田を通過する間に浄化される程度について検討した。

窒素の影響は，硝酸態のみである場合と，アンモニア態が存在する場合とでは異り，過剰の障害は，アンモニア態が存在する場合に強くあらわれることが追認された。また，灌漑方式によっても影響は異り，連続的に供給される場合には，強い影響がでることがわかった。

水田の浄化機能は，稲や田面に繁茂する浮草・藻類等による吸収より，むしろ，土壌による吸着や，土壌微生物による脱窒作用による部分が大きな役割りを果していることが推察された。

キーワード：下水道，再利用，農業利用，水稲栽培

下水性状の生化学的特性に関する研究

土木研究所資料　第2753号　1989年3月　下水道部下水道研究室

要　旨

下水中の固形物の特性を把握するため，いくつかの下水処理場や実験施設の様々な下水を対象とした粒径分画調査を行い，流域面積の大きい処理場ほど，粒径の全範囲にわたって均等に固形物が存在する等の結果を得た。また，嫌気性処理における最適な指標を開発するため，室内実験を行い，硫酸イオンと他の水質項目の相関を明らかにした。

キーワード：下水道，固形物，粒径分画，嫌気性処理，指標

難分解性CODの除去に関する実験報告書（第　2　報）

土木研究所資料　第2754号　1989年3月　下水道部三次処理研究室

要　旨

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く，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。

本報告書においては，汚泥滞留時間を長く取り，従来の活性汚泥法では除去困難であった難分解性物質（代表的物質としてポリビニルアルコール＝PVAを使用）を生物学的に除去する長SRT運転活性汚泥法，同様の観点からの結合法固定化担体を用いた流動床型バイオリアクターの下水処理への適用性を検討し，これらの方法により，COD除去率のかなりの向上が見込めることが明らかとなった。また，PVAの物理学的処理法（活性炭吸着，オゾン＋紫外線，凝集沈殿法）の検討を行ったが，その除去はかなり困難であった。

キーワード：難分解性物質，活性汚泥法，固形物滞留時間，ポリビニルアルコール，COD総量規制，活性炭吸着，オゾン，紫外線，凝集沈殿法，排水処理

汚濁負荷の原単位に関する調査報告書(1)

土木研究所資料　第2766号　1989年3月
下水道部水質研究室

要　旨

汚濁負荷量原単位および下水道計画および下水道施設の設計のための最も基礎的な資料の一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因って変化するほか，地域的にも異なる性格を有するものである。また，湖沼の富栄養化も問題になるなど従来の有機汚濁を始めとした原単位の他，窒素，リンなどの新たな指標の収集整理も必要となってきた。

本報告書では，汚濁負荷に関する調査研究を文献情報に基づき体系的に収集，整理するとともに，資料データの比較的少ない項目について現地調査の結果をまとめたものである。

(1)はこのうち前者について収納している。

キーワード：汚濁負荷量原単位，BOD，COD，T－N，T－P，文献調査

下水処理における微生物の固定化方法に関する報告書

土木研究所資料　第2767号　1989年3月
下水道部下水道研究室
三次処理研究室
汚泥研究室

要　旨

建設省の総合技術開発プロジェクト「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発」において，下水処理における微生物の固定化技術の開発は，広範囲に渡る検討が加えられた。本報告書は，それらの成果をまとめたものであり，従来，個々の固定化法の研究は散見されていたものの，各固定化方法の長所，解決すべき問題などの全体的な位置づけは，本報告書によりかなり明らかになったと考えられる。

本報告書では，以下の3種類の固定化方法を扱った。

(1) 包括固定化法

包括固定化法は，包括材の選択に関する研究が行われ，PVA－ほう酸法，PVA－冷凍法，寒天－アクリルアミドモノマー法，アクリルアミドモノマー法，およびポリエチレングリコール法が，包括担体の強度，残存微生物活性などの観点から有望な方法として検討された。

(2) 結合固定化法

結合固定化法に用いられる固定化担体の材質は，各種のセラミックス，合成樹脂，珪砂などの天然石，セメント等が検討されているが，大きさ，形状については固定床型リアクターと，流動床型リアクターで大きく異なっている。

(3) 自己固定化法

自己固定化法は，上向流式の汚泥床型リアクターを用い，包括剤や，結合担体を用いずに微生物自身の作用により固定化を行うものである。嫌気性，好気性，嫌気微好気性の三方式のリアクターが開発された。

キーワード：排水処理，包括固定化法，結合固定化法，自己固定化法，バイオリアクター，固定化担体

付録 2.　平成元年度下水道関係調査研究課題表

担当研究室	課　　題
下水道	1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 2. バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 3. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 4. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 5. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査 6. 下水道による住環境の改善に関する調査
三次処理	1. 下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究 2. バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 3. 水質環境を確保するための生活排水等の高度処理技術の確立に関する研究 4. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 5. 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 6. 下水処理水の再利用に関する調査 7. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査
汚泥	1. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 2. バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 3. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 4. 下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査 5. 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 6. 下水汚泥の燃料化に関する調査 7. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査
水質	1. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 2. バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 3. 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 4. 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 5. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 6. 異常水質時の緊急対策に関する調査 7. 河川の富栄養化に関する調査
システム	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
施工	1. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査
総合治水	1. 都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査
耐震	1. 下水道施設の耐震性に関する調査
緑化	1. コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査
土質	1. 下水道管渠の作用土圧に関する調査

昭和63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2787号
平成元年10月（1989）
下水道部

要旨

本報告書集は，昭和63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45編350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，バイオテクノロジー

郵便はがき

41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.

No.

配布先氏名

配布先住所

土木研究所資料第2787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　＊＊