ＩＳＳＮ　　0386—5878
土木研究所資料　第3374号

土　木　研　究　所　資　料

平成6年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成７年10月

建設省土木研究所

Copyright © (1995) 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3374号1995年10月

平成６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
環境部　緑化生態研究室
河川部　都市河川研究室
材料施工部　施工研究室　土質研究室
　　化学研究室
地震防災部　振動研究室　動土質研究室

要旨

本報告書集は，平成６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36編294ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化

序　　文

本報告書は，平成６年度に建設省土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果をとり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，試験研究費，下水道事業調査費，河川事業調査費，建設技術研究開発経費，科学技術庁予算の科学技術振興調整費，及び環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費，地球環境研究総合推進費によって実施されている。

平成６年度における新規課題は，①塩素消毒技術の高度化に関する研究（試験研究費），②再生水供給施設における水質管理手法に関する調査（下水道事業調査費），③再生水の消毒に関する調査（下水道事業調査費），④下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査（下水道事業調査費），⑤下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査（下水道事業調査費），⑥超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査（下水道事業調査費），⑦下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査（下水道事業調査費），⑧河川とその流域における総合的な浄化対策に関する研究（河川事業調査費）⑨建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発（建設技術研究開発費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成６年度に終了した課題には，①水環境の効果的な保全手法に関する研究(試験研究費)，②下水処理水の水質変動に関する研究（試験研究費），③りんの超高度除去と回収システムの開発に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費）④下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究（地球環境研究総合推進費），⑤汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究（地球環境研究総合推進費），⑥固定化徴生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査（下水道事業調査費），⑦バイオセンサーの実用化に関する研究（下水道事業調査費），⑧下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査（下水道事業調査費）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下水処理施設の補修・更新方法に関する調査(下水道事業調査費)，②小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査(下水道事業調査費)，③発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する研究（下水道事業調査費），④下水処理水の評価基準に関する調査（下水道事業調査費）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。

今後，下水道事業を円滑に進めていく上で技術上の問題は少なくない。なかでも，①中小都市に適した技術の開発，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，⑦老朽化した施設の改築技術の確立等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，下水道と公共用水域の水質汚濁防止の基本問題を常に念頭においた研究姿勢を保っていきたいと考えている。

最後に，平成６年度の調査・研究を実施するにあたって種々ご援助頂いた各位に深甚なる感謝の意を表するとともに，この報告書が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７年10月

下水道部長　京　才　俊　則

目　次

頁

序　文

概要約集 …… 1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水管渠の流量に関する研究 …… (下水道研究室) …… 37
2. ディスポーザー導入に対応した
　　高度処理施設の開発に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 47
3. 塩素消毒技術の高度化に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 53
4. 下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 63
5. 水環境の効果的な保全手法に関する研究 …… (水質研究室) …… 71
6. 下水処理水の水質変動に関する研究 …… (水質研究室) …… 81

Ⅱ　科学技術振興調整費による研究

1. 下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル …… (汚泥研究室) …… 87

Ⅲ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. りんの超高度除去に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 93
2. 下水汚泥の無害化処理に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 105

Ⅳ　地球環境研究総合推進費による研究

1. メタン・亜酸化窒素の放出源及びその放出量の
　　解明に関する研究 …… (新下水処理研究官・三次処理・汚泥研究室) …… 115
2. 汚泥からのメタンガス回収・有効利用に
　　関する研究 …… (新下水処理研究官・汚泥研究室) …… 123

Ⅴ　下水道事業調査費による研究

1. 新しい下水輸送システムの開発に関する調査 …… (下水道研究室) …… 135
2. 下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 141
3. 新しい役割に対応した計画手法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 153
4. 下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 159
5. 固定化微生物を用いた高度処理プロセスの
　　実用化に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 169
6. 小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 179
7. 再生水供給施設における水質管理手法に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 193
8. 再生水の消毒に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 201
9. 発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査 … (汚泥研究室) …… 207

10. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 217
11. 中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 225
12. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 231
13. 下水処理水の評価基準に関する調査 …… (水質研究室) …… 237
14. 下水処理施設における有機塩素化合物の
影響に関する調査 …… (水質研究室) …… 249
15. バイオセンサーの実用化に関する調査 …… (水質研究室) …… 257
16. 面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査 …… (水質研究室) …… 267
VI 下水道事業調査費により他部の研究
1. 下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査 …… (緑化生態研究室) …… 273
2. 超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の
計画に関する調査 …… (都市河川研究室) …… 279
3. 中小規模の下水管路工事における施工の安全化に
関する調査 …… (施工研究室) …… 287
4. 下水道管渠の変形防止に関する調査 …… (土質研究室) …… 293
5. 下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査 … (化学研究室) …… 299
6. 下水道施設の液状化被害の予測及び
対策に関する調査 …… (振動・動土質研究室) …… 305
VII 河川事業調査費による研究
1. 河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査 … (水質研究室) …… 311
VIII 建設技術研究開発経費による研究
1. 下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査
(社会資本の維持更新・機能向上技術の開発) …… (下水道研究室) ……319
2. 建設副産物の発生抑生・再生利用技術の開発
(再生利用のための基準化に関する研究) …… (土質・化学・汚泥研究室) …… 329
付 録
平成6年度 下水道関係刊行報告書一覧 …… 337
平成7年度 下水道関係調査研究課題表 …… 339

概　要　約　集

下水管渠の流量に関する研究		本文 37 ページ	平成 6 年度
全体計画	試験研究費 平成 5 ～ 8 年度	下水道研究室	

(目的)

下水管渠の更新においては，既存管渠の流下能力を正確に把握することが必要である。現実の下水管渠は多くのマンホールを抱え，そこにおける管の接合，段差など水理的に複雑な要素が多い。従来の計算では，概略の損失水頭を与えており，合理的でない部分があった。このような問題を含め，下水管渠の流量に関する水理については未解明な部分も多い。このため，下水管渠の流量に関する研究を実施する。

(結果)

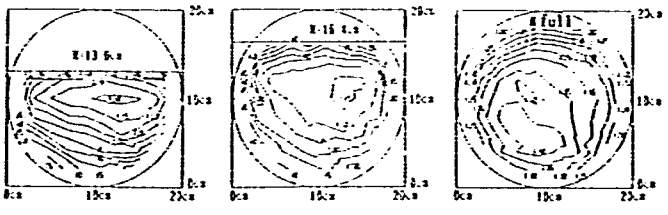
(1) 下水管渠の流量に関する研究

管径 0.2 m，長さ 12 m の透明アクリル製円形管渠模型を作成し，流水断面主方向流速をプロペラ流速計を用いて測定した。勾配は水平とし管内水位は 4.8-20 cm 間で 7 通り設定した。

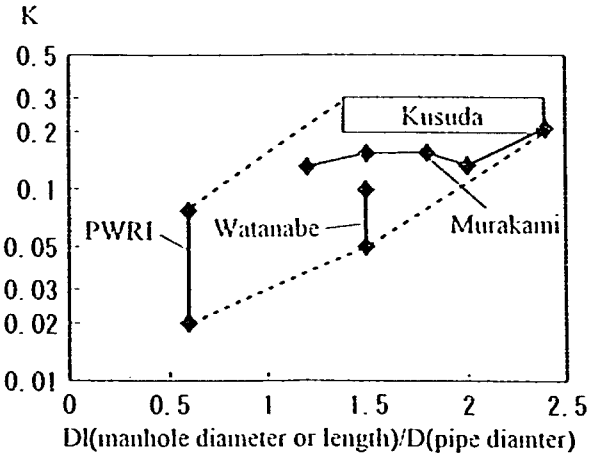
断面流速分布は流水断面のほぼ中央で最大となる同心円状となったことを確認した。次に 1 点流速測定法の可能性について検討した。この方法は，点流速、水深，および予め算出された点補正係数 Kp（＝平均流速／点流速）から流量を算出する手法である。実験の結果、Kp は水路勾配および管内水位により変化することがわかった。

(2) 下水管路模型によるマンホール部のエネルギー損失の計測

正確な管路施設の流下能力の把握を目的として，管径 0.2m，長さ 18.5m の透明アクリル製円形管渠および矩形マンホール模型を作成し，水圧をマノメータにより計測し，管路の粗度係数，および管路とマンホールのエネルギー損失係数を求めた。勾配は水平とし，水位を 20-120 cm までの 4 通り，流速は 0.16 m/s - 1.26 m/s の 5 通りを設定した。管路の粗度係数は n = 0.0095 ± 0.0005 となり既往値とほぼ一致した。マンホール損失係数は Km = 0.02 ～ 0.10 と既往値より小さい値となった。その理由として，(マンホールの長さ) ／ (管径) の値が既往の実験と比べ小さいことが考えられた。



図—1 The velocity Distribution



図—2 Relation of Coefficient and Dl/D

研究担当者：田中 修司，梯原 隆，深谷 渉

キーワード	下水管渠, 流量, 流速, 損失水頭, マンホール

ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究		本文47ページ	平成6年度
全体計画	試験研究費　平成5～8年度	三次処理研究室	

(目的)

ディスポーザーとは，台所で発生する生ゴミを粉砕して下水管へ流す装置であり，ごみ処理の効率化，台所などの生活環境向上等の利点がある。しかし，既施設の処理能力では，ディスポーザー導入に伴う過大な負荷に対応できず，処理機能を悪化させることが考えられ，現状の下水処理施設では受け入れ困難である。一方で，潤いのある水環境の創造のため，現状以上に高度な処理水質を求める市民の要望が年々高まっている。従って，本研究では，ディスポーザー導入時を想定した高負荷下水を既存の下水処理施設敷地内で高度処理することが可能となる，新しい処理技術の開発を目的とする。

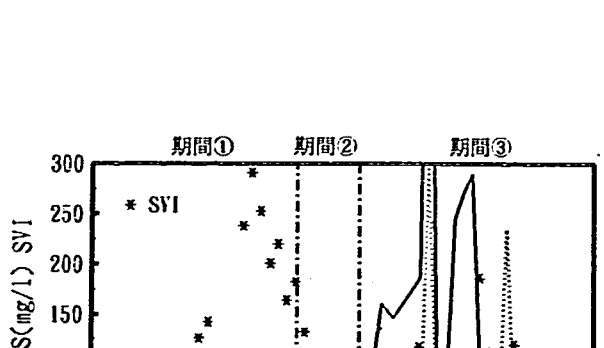
(結果)

本年度は，昨年度設計，製作した高負荷対応型高度処理実験施設によるプラント実験を行った。実験期間は，運転方法等の相違より，期間①～③の3期間に分けられ，期間①は，標準活性汚泥法により，期間②～③は，A_2O法により運転を行った。期間③では，実験施設流入水として，汚泥処理系返流水の混入する下水を用いたため，通常の下水を用いた期間①，②に比べ，負荷の増大があった。以下，高負荷化の水処理系に及ぼす影響等について得られた知見を示す。

(1) 流入水SS濃度とSVIとには，相関関係は認められず，高負荷時にも，汚泥のSVIは良好であった（図－1)。しかし，過大なSS負荷によって，最終沈殿池でのSSのキャリーオーバーが認められた。SVIは良好であることから，余剰汚泥引抜速度を高めることが効果的であるが，硝化に必要なSRTを確保するために，引抜速度を高めることには制約がある。従って，生物反応タンク前段での効果的なSS除去，または，微生物の固定化によるSRTの確保が必要と考えられた。

(2) 生物反応タンク好気槽のDOを一定（2mg/l）となるよう曝気量を制御しても，ORPの変動があり，低ORP時には，実質的なA-SRTの低下から，処理水D-BODの悪化（図－2）及びDN除去率の低下が認められた。

(3) りん（PO_4-P）は，高負荷時（期間③)，通常時に対して89%の負荷増があったが，A_2O法により良好に除去された。



図－1　流入水SS，処理水SS及びSVIの変化

図－2　好気槽ORPと処理水D-BODとの関係

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 穣，吉澤 正宏

キーワード	ディスポーザー，高負荷下水，高度処理，固液分離，固定化

塩素消毒技術の高度化に関する研究		本文 53 ページ	平成 6 年度
全体計画	試験研究費 平成 6 ～ 9 年度	三次処理研究室	

(目的)

塩素消毒は，放流水の衛生学的安全性を保つため，日本のほとんどすべての処理場で行われている消毒法である。しかしながら，近年，水道水中の微量汚染物質に関心が持たれ，また，自然界の生物保護の動きが高まる中，放流水の水質についても要求が厳しくなることが考えられる。

本研究では，生物処理レベルと消毒効率の関係，および，消毒方法が消毒副生成物の生成ならびに水生生物に与える影響を明らかにすることにより，塩素消毒技術を高度化することを目的とする。

(結果)

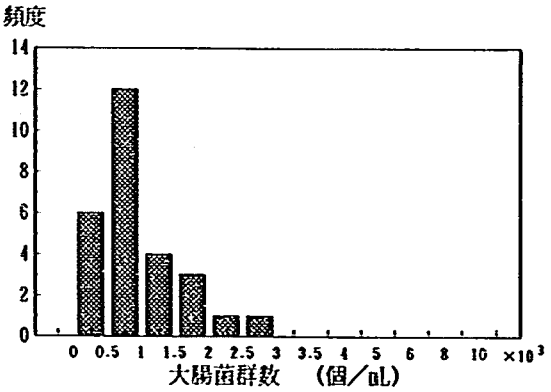
本年度は，研究の初年度として，日本の処理場における塩素消毒の実態を下水道統計によって把握するとともに，各種処理法の処理水について 2 ケ月にわたる大腸菌群数の測定を行い，大腸菌群数の程度と変動特性を調査した。

(1) 塩素消毒の実態

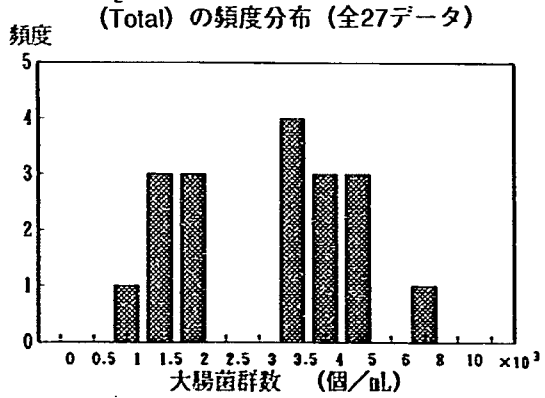
塩素消毒は，ほとんどの処理場で毎日行われている。塩素添加濃度に関しては，下水道施設設計指針中に 2 ～4 mg/L という数値が見られるが，大多数の処理場において，それよりも小さい 2 mg/L 以下の値となっており，放流水中の大腸菌群数もほぼ 100 個/mL 以下となっている。

(2) 各種処理法の処理水中の大腸菌群数の特性

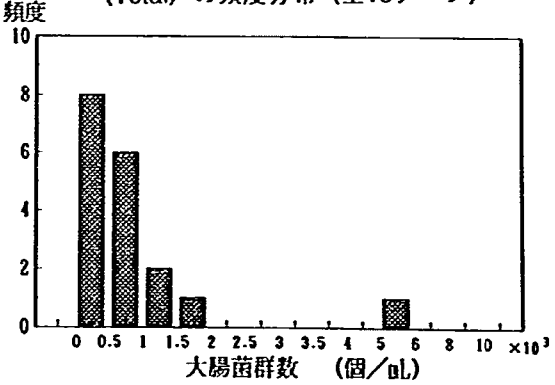
測定対象としたのは，A_2O 法，オキシデーションディッチ，流動床型生物膜処理法，高負荷の活性汚泥法である。A_2O 法と生物膜法の処理水中の大腸菌群数を図－1，2 に示す。A_2O 法については，すべてのデータが3,000 個/mL 以下であり，低い濃度分布となっているのに対し，生物膜法では，3,000 個/mL を越えるものが 40 %と多かった。しかし，図－3 に示すように，遠心分離によって SS を除去した後は，大腸菌群数の分布は，A_2O 法と同じようになったことから，砂ろ過の適用によって，生物膜法処理水の大腸菌群数を低下させることができると考えられる。オキシデーションディッチについては，A_2O 法と同じ傾向を示したが，高負荷活性汚泥法では，遠心分離後も大腸菌群数が高かった。低い大腸菌群数を得るには，生物処理における負荷が適当である必要がある。



図－1 A_2O法処理水中の大腸菌群数 (Total) の頻度分布 (全27データ)



図－2 生物膜法処理水中の大腸菌群数 (Total) の頻度分布 (全18データ)



図－3 生物膜法処理水中の大腸菌群数 (遠心分離上澄水) の頻度分布 (全18データ)

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 穣

キーワード	塩素消毒，高度化，消毒副生成物，水生生物

下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究		本文63ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成4～8年度	汚泥研究室	

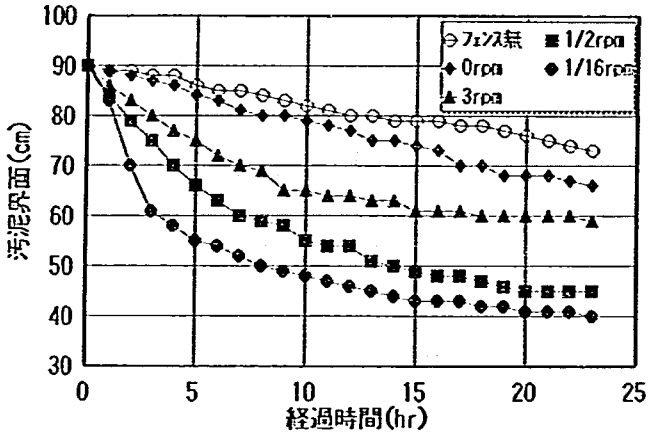
(目的)

本研究は，既存の濃縮プロセスと脱水プロセスの効率化に寄与するために，下水汚泥の濃縮や脱水に作用している主要因子の解明を行い技術的な対策手法を検討するとともに，合わせて下水汚泥の新たな水分制御技術の開発に資することを目的とする基礎的な研究である。

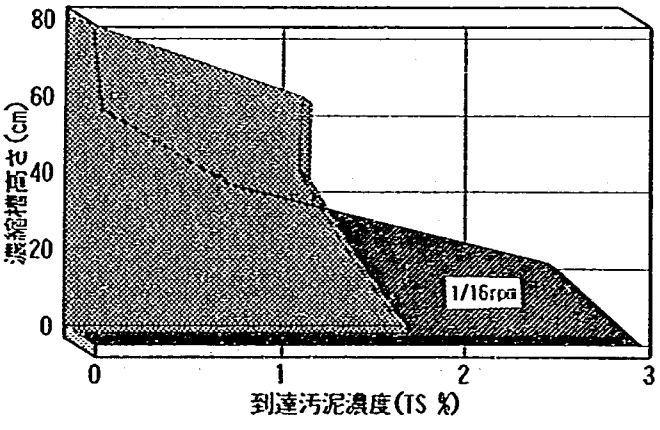
(結果)

本年度は，下水汚泥の重力濃縮法におけるピケットフェンスの効果を，OD法の余剰汚泥を供試汚泥として，内径60 cm，高さ1 mの透明合成樹脂製の沈降筒に可変速モーター付きのピケットフェンスを取り付けた濃縮槽を使用し，24時間の回分式実験から調べた結果，以下のような知見が得られた。

① ピケットフェンスは初期沈降速度を大幅に改善する。
② 投入汚泥1％に対するピケットフェンスの最適外周速度は0.12 m/min以下である。
③ 最適なフェンスの敷設間隔は5 cm付近であった。
④ ピケットフェンスの直径が太いほど，等速沈降過程が明確に現れ，遷移区間を短縮できることが分かった。
⑤ 初期沈降速度の改善は圧密時間の確保に作用し24時間後の到達汚泥濃度を改善する。24時間後の濃縮槽最下部の汚泥濃度3％を得ることができた。



図—1 ピケットフェンスの有無の沈降曲線
(ピケットフェンス：φ10mm,10本)



図—2 到達汚泥濃度
(24時間後の濃縮槽内の汚泥濃度分布)

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，重力濃縮，ピケットフェンス，圧密

水環境の効果的な保全手法に関する研究		本文71ページ	平成6年度
全体計画	試験研究費 平成3年度～6年度	水質研究室	

(目的)

一般に，公共下水道をはじめとした生活排水を対象とした水質保全施設は，その処理水質で性能評価がなされる。処理水質が基準を満たしているかどうかの判断は下水道法では日最大値，水質汚濁防止法では日最大及び日平均値に照らし合わせて行われる。実際には，処理水質は時々刻々と変化しているが，常時水質測定をすることが実態的に不可能なので，限られた測定データから変動性を考慮した上で基準の到達度の信頼性をどのように評価すべきか検討する必要がある。そこで本研究では，まず，そもそも水質保全施設の処理水質の変動性とはどの程度のものであるかについて，特に農業集落排水施設とコミュニティプラントを対象に調査研究を行った。今年度は，変動性に関する3～5年度のデータをとりまとめるとともに，農業集落排水施設の処理機能を把握するために各処理プロセスごとの水質調査を行った。

(結果)

本研究では，8箇所の農業集落排水施設及びコミュニティプラントを対象にその処理水質変動について検討を行った。その結果，変動係数は大腸菌群数が最も高く，以下 NH_4-N，NO_2-N，SS，ATU-BOD，BOD，NO_3-N，COD，TN，D・PO_4-P，水温，PO_4-P，pH の順となった。これらの値は，過去の研究例を参考にすると BOD，COD，SS，TN は下水処理場の方が変動係数が大きく，大腸菌群数，NH_4-N は本調査の値の方が大きい。また各処理場の各水質項目毎に処理水質データを対数正規確率紙にプロットし，回帰直線を引き，その時の相関係数によって対数正規分布の適合度を評価した結果，SS が最も適合度が高く，以下大腸菌群数，ATU-BOD，pH，COD，PO_4-P，BOD，NO_2-N，TP，D・PO_4-P，水温，TN，NH_4-N，NO_3-N の順となった。さらに表－1に示す目標水質非超過確率の大小で処理施設の信頼性を評価すると，表－2に示すように8箇所中7箇所の処理施設で，SS のほうが BOD より処理信頼性が高かった。

表－1　各処理施設の処理目標水質

	A	B	C	D	E	F	G	H
BOD(mg/l)	20	20	20	20	8	20	20	20
SS(mg/l)	50	50	50	50	5	50	40	70

表－2　各処理施設の目標水質非超過確率

	A	B	C	D	E	F	G	H
BOD	0.978	0.955	0.968	0.369	1.000	0.666	0.884	1.000
SS	0.999	1.000	0.999	1.000	0.969	1.000	0.936	1.000

研究担当者：田中 宏明，松宮 洋介

キーワード	処理水質，変動性，信頼性，農業集落排水施設，コミュニティプラント

下水処理水の水質変動に関する研究		本文81ページ	平成6年度
全体計画	試験研究費 平成3～6年度	水質研究室	

(目的)

下水処理施設から放流される処理水質の評価は，通常平均値で扱われることが多いが，処理水質は時間的に変動しており，処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水処理場の処理機能を的確に評価するためには，平均的な処理水質とともにその変動特性についても把握する必要がある。その一つの方法として統計的手法が考えられ，米国やヨーロッパ諸国においては，処理水質の評価に統計的手法を用いている場合が多いが，わが国の水質規制では処理水質評価に最大値や平均値以外の統計的手法は用いられていない。下水処理施設の処理機能を総合的に評価するためには，平均的な処理水質とともに変動パターンについても考慮する必要があり，さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析する必要がある。

本研究は，下水処理場の流入水，処理水の水質変動特性について分析を行うことにより，処理水質及び処理機能の適正な評価手法を明らかにし，施設の信頼性向上に資することを目的とする。

(結果)

本年度は，UV計を用いたCODモニターにより測定した処理水質データを統計解析し，以下のことが明らかになった。

① 2時間間隔で1年間測定した時系列データ（4,380個）を順序統計として整理し，対数正規確率紙にプロッティングし，対数正規分布で表せることを確認した。対数正規分布に従うデータは，観測値の対数変換値の平均と標準偏差から水質濃度の非超過確率を計算することが可能であることから，50％，75％，90％，95％値を測定した。

② 測定頻度と平均値の関係を求めるため，全データから毎日1回［D(1)］，2日に1回［D(2)］，3日に1回［D(3)］，4日に1回［D(4)］，5日に1回［D(5)］，6日に1回［(6)］，1週間に1回［W(1)］，2週間に1回［W(2)］，1月に1回［M(1)］と一定間隔でデータの抽出を行い，統計解析した。毎日1回のデータから求めた50％値を1とし，各々の測定頻度のデータから求めた50％値と比較した結果，毎日1回との差を5％程度に保つには，2週間に1回以上の間隔で測定する必要があることが明らかになった。

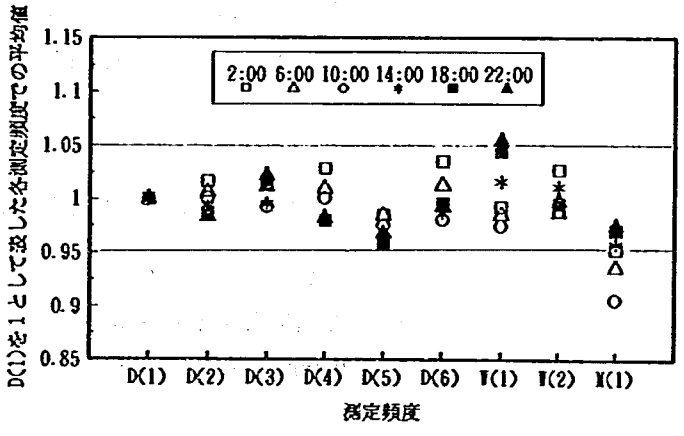


図 測定頻度と50%値の関係

研究担当者：田中宏明，小森行也

キーワード	処理水質，水質変動，対数正規分布

下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル		本文87ページ	平成6年度
全体計画	科学技術振興調整費 平成5～6年度	汚泥研究室	

(目的)

日本の大都市では下水汚泥の最終処分地の確保が困難になってきており，下水汚泥を減量化するため焼却等の処理技術だけでなく，建設資材化など有効利用技術の研究開発と実用化が進んでいる。一方，ドイツの下水汚泥有効利用はこれまで緑農地利用が中心であったが，近年の下水汚泥中の有害物質に対する規制の強化等によって，建設資材化についての研究開発が進められてきている。

本共同研究は，焼却灰をレンガ等の二次製品に加工する日本の技術，下水汚泥を石炭，都市ゴミと混焼するドイツの省エネルギー技術が進んでいることから，両者の技術を持ち寄り省エネルギー，リサイクル型技術の確立を目指して実施するものである。

(結果)

平成6年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① ドイツの下水汚泥焼却処分は15％に過ぎないが，将来は農業利用とともに推進していく必要がある。ドイツの下水汚泥焼却施設の現状を調査し，その特徴について整理した。「表－1」

② ドイツの下水汚泥混焼技術は省エネルギー技術としても優れており，都市ゴミ，石炭との混焼を例にその長所，課題を整理した。「表－2」

③ 日本での下水汚泥建設資材化の中で大きな割合を占めるレンガ，ブロックについて原料，再生品を収集し，品質試験を行った。品質試験では基準の検討のための基礎資料が得られた。

表－1 下水汚泥単独焼却

	都市名	供用開始	炉形式	焼却能力 千tDS/年
1	Berlin	74	流動床炉	8.7
2	〃	63	〃	44.6
3	Bochum	74	〃	6.5
4	Bonn	81	〃	7.5
5	Bottrop	79	〃	24
6	Braunlage	67	多段炉	2.5
7	Dueren	75	流動床炉	10
8	Duesseldorf	82	多段炉	11
9	〃	76	〃	13
10	Frankfurt	81	複合炉	33
11	Karlsruhe	82	流動床炉	11.8
12	Kleve	75	〃	4.3
13	Stuttgart	62	複合炉	22
14	Ulm/Donau	79	流動床炉	8.1
15	Wuppertal	77	〃	10.3

表－2 下水汚泥混合焼却

	都市名	供用開始	焼却能力 都市ゴミ	下水汚泥
			(千t/年)	(千t/年)
1	Bamberg	77	140	7.5
2	Bielefeld	82	115	12.5
3	Goeppingen	75	150	31.5
			(t/h)	(t/h)
4	Ingolstadt	78	24	3
5	Krefeld	74	36	22.5
6	Marktoberdorf	74	3	1
7	Muenchen	64	40	24
8	Wuerzburg	84	25	7.2
9	Geiselbullach	70	12	4

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明

キーワード	下水汚泥，建設資材，都市ゴミ混焼，省エネルギー，リサイクル

りんの超高度除去に関する研究		本文93ページ	平成6年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費 平成4～6年度	三次処理研究室	

(目的)

水域の富栄養化防止の観点から，従来のりん除去法をさらに上回る処理能力を持つりん除去法が必要となる場合が予想される。本研究では，下水処理水中のりん濃度を富栄養化の限界と言われている0.01 mg/Lのオーダーまで低下させる処理を実現することを目標としている。安定した処理を行うため，単独及び総合的りん除去プロセスの検討と低濃度りんの分析とプロセス制御への適用性に関する検討が必要であると考えられる。

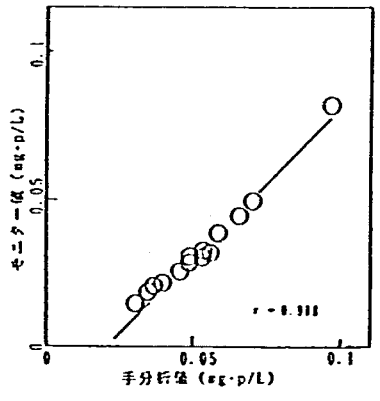
(結果)

6年度は，吸着法によるりん除去に関する検討として昨年度制作したパイロットプラントを利用し，吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を継続実施した。マイクロフロック生成によるりん除去に関しては，新たにパイロットプラントを制作し，凝集剤投入量や砂ろ過におけるろ過速度の違いが，りん除去率に及ぼす影響の検討を行った。自動分析装置に関しては，りんの測定範囲を低レベルに限定し，マイクロフロックパイロットプラント処理水のりん濃度の測定を行うとともに，手分析値等との比較を行った。本年度の結果を以下に要約する。

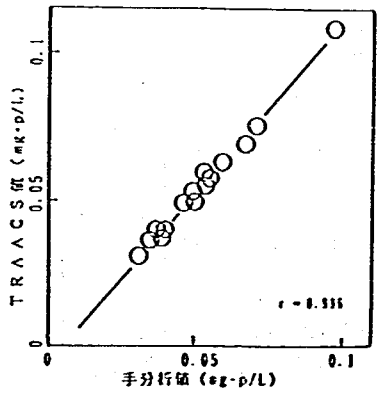
① 吸着法によるりん除去に関する検討としては，パイロットプラントの運転結果から，平均りん濃度3.6 mg-p/Lの流入水を充填活性アルミナの容積あたり約500倍通水したが，破過点に達することなく良好にりんが吸着除去され，その吸着処理水の平均りん濃度は0.05 mg-p/Lであった。しかし，実下水処理水中の共存物質の影響によって，単位重量あたりのりん吸着性能は，純粋を使用した室内実験結果と比較すると約40％低下することが明らかとなった。

② マイクロフロック生成によるりん除去に関しては，パイロットプラントの運転結果から，凝集剤の注入量を理論当量の3～5倍量とすることで高いりん除去率が得られるが，SSの発生量が増加することが明らかとなった。しかし，3倍量と5倍量添加において，そのSS発生量及びSS中のりん含有量に大差がない。ろ過速度については，50～200 m/日の範囲で検討を行ったが，りん除去に及ぼす影響は現れなかった。しかし，ろ過速度を上昇させることにより，ろ過継続時間が短縮される。

③ 自動分析装置に関しては，分析機器の特性や測定サンプルの分析条件等（測定濃度範囲の制約，サンプルの前処理）を考慮することで，低レベルのりん濃度の推移をある程度把握できるのではないかと考えられた。しかし，ラボレベルの精度を要求するのであれば，プロセス用に適した低濃度対応の光学系の開発，さらには，安定した発色条件の維持のために，浮遊物除去系の開発が必要であると考えられた。(図参照)



図―1 モニター値と手分析値の比較



図―2 TRAACS値と手分析値の比較

研究担当者：高橋 正宏，諏訪 守，与儀 和史

キーワード	下水処理水，りん除去，吸着，マイクロフロック，制御

下水汚泥の無害化処理に関する研究		本文105ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成4～7年度	汚泥研究室	

(目的)

有機物や窒素，りんの含有量が多い下水汚泥の再利用の研究は，重要な研究の1つである。平成4年度に発生した150万t(DS)の下水汚泥のうち有効利用は，緑農地が約13％であり建設資材が約7％であるが，欧米に比べて緑農地利用率が低い状況である。

下水汚泥が土壌還元されにくい理由の一つは，バーク堆肥等他の有機質肥料より重金属含有量が多いためと考えられる。一方，最近の農地は有機物が不足しており，外国から有機質肥料や土壌改良材輸入することで補っているのが現状である。

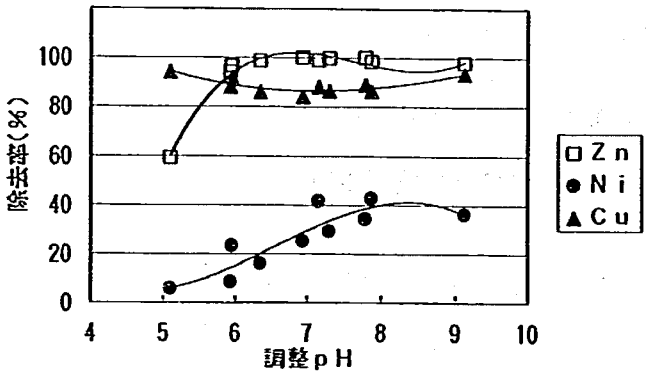
従って，本研究では，酸やキレート剤等を用いて下水汚泥から重金属を抽出除去し，土壌への重金属の蓄積を軽減すると同時に有機質や窒素，りん等を補給し土壌の健全な環境保全に寄与できるような下水汚泥の有効利用を促進させる等の総合的な評価を行うことを目的として実施するのである。

(結果)

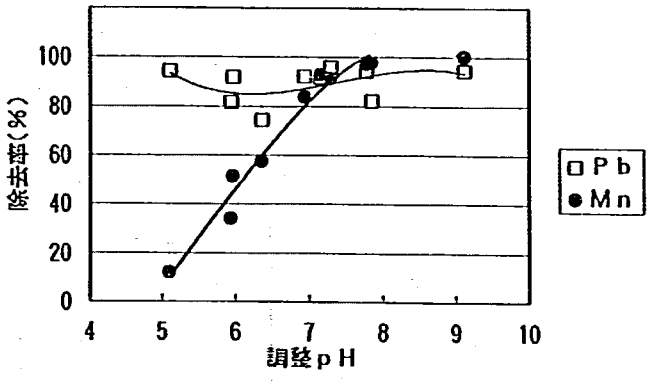
平成6年度に行った調査結果は次のとおりである。

(1) 酸により余剰汚泥及びOD法汚泥から溶出した重金属の凝集沈殿除去実験を行った。その結果，塩化第二鉄及びキレート剤が無添加であっても，pHを7～8程度に上昇させれば，溶出液中のCd，Zn，Pb，Mnは90％以上除去できることを確認した(図－1，2)。また，塩化第二鉄の添加は凝集沈殿法による重金属の除去には必要ないことを明らかにした。さらに，pH調整だけの凝集沈殿では充分除去できないNi，Cuに対しては，キレート剤の使用が有効であることを確認した。

(2) 下水汚泥中の重金属の分析方法として，高周波誘導結合プラズマ発光分析法(ICP-AES)による多元素同時分析法及びその前処理法に関して検討した。その結果，最適な前処理法は酸を用いたマイクロウェーブ解析法であった。また，下水汚泥試料に対するICP-AESの定量下限を把握した。



図－1 調整pHと除去率の関係(余剰汚泥)



図－2 調整pHと除去率の関係(余剰汚泥)

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，平山 孝浩

キーワード	汚泥，重金属，形態，抽出

メタン・亜酸化窒素の放出源及びその放出量の解明に関する研究	本文115ページ	平成6年度
全体計画	地球環境研究総合推進費 平成2～6年度	新下水処理研究官 三次処理研究室・汚泥研究室

(目的)

地球温暖化の原因とされている CH_4, N_2O の放出源及び放出量については，いくつかの見積もりがなされているが，その範囲は大きく振れており，精度の高い推定がなされていないのが実情である。また，下水道施設からの放出量についても，これまでほとんど調査がなされておらず，実態が知られていない。

本研究では，下水処理場からの CH_4, N_2O の放出量について，各プロセス毎に測定を行い排出係数を求めるとともに，下水処理プロセスからの総放出量を日本および地球全体について見積もることを目的としている。また，同様に生活排水処理施設である屎尿単独浄化槽からの CH_4, N_2O の放出量についても実態調査を実施し，放出量の評価を行うものである。

本年度は，夏期・秋期の浄化槽の調査を行い，過年度の結果とあわせ国内での放出量を試算した。高分子系流動焼却炉からの N_2O の放出挙動を検討するとともに，溶融炉からの放出量について調査した。これらの結果を基に下水処理場からの放出量を，国内，全球のそれぞれについて試算した。

(結果)

(1) 浄化槽の処理人口は平成3年度末で3,389万人，設置数は約700万基であり，この内単独浄化槽が672万基と大部分を占める。夏期および秋期における単独浄化槽からの CH_4, N_2O の放出量を調査し，冬期の結果と併せて国内での放出量を試算したところ，CH_4 7.7 Gg/y, N_2O 1.2 Gg/yという結果が得られた。

(2) 高分子系流動焼却炉の運転条件の変動に伴う CH_4, N_2O の放出挙動を調査した。炉内温度差を60℃以上に保ったままフリーボードの温度のみを上昇させることで，CH_4, N_2O の放出量をともに抑制できることが明らかとなった。

(3) 汚泥溶融炉からの N_2O の放出実態を調査した。排出係数は約10 g N_2O/t で他の焼却炉に比べ小さく，無視できる程度であった。

(4) これまでに得られた結果を総括し，下水処理場からの CH_4, N_2O の放出量を，国内（表－1），全球（表－2）のそれぞれについて試算した。

表—1 メタン・亜酸化窒素の国内放出量の試算値（平成4年度）

温暖化ガス	処理水量 焼却汚泥量	排出係数	排出係数 の範囲	放出量 [t/y]
CH4	11×10^9 m3/y	730 mgCH4/m3	260～1210	8,030
N2O (水処理)	11×10^9 m3/y	10 mgN2O/m3	1～20	110
N2O (汚泥処理)	3.39×10^6 t/y	＊ gN2O/t	330～1200	2,830

＊ 高分子流動炉：1200, 高分子多段炉：750, 石灰系：300, その他：750

表—2 メタン・亜酸化窒素の全球放出量の試算値（1990）

温暖化ガス	処理水量 焼却汚泥量	排出係数	放出量 （日本以外） [Gg/y]	全球 放出量 [Gg/y]
CH4	106×10^9 m3/y	730 mgCH4/m3	77	85
N2O (水処理)	106×10^9 m3/y	10 mgN2O/m3	1.1	1.2
N2O (汚泥処理)	6.44×10^6 t/y	750 gN2O/t	4.8	7.6

研究担当者：竹石 和夫，鈴木 穣，松原 誠

キーワード | CH_4, N_2O, 単独浄化槽，汚泥焼却炉，溶融炉，温室効果ガス放出量

汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究		本文123ページ	平成6年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成4～6年度	新下水処理研究官・汚泥研究室	

(目的)

下水汚泥の嫌気性消化によって発生するメタンガスは，これまで主に消化タンクの加温に用いられているが，地球温暖化ガスの放出の抑制ならびに新たなエネルギー源としての観点から，有効利用の一層の促進が望まれている。また，汚泥には窒素・リン等植物への肥効成分が多く含まれているため，肥料資源としても汚泥のリサイクルを積極的に進めていく必要がある。

本年度は，中小規模下水処理場における嫌気性消化法と発生ガスの利用に関して運転管理の実情をアンケート調査するとともに，消化ガス発電システムの適用性，消化ガスの都市ガスとしての利用性について検討した。また，コンポストプロセスからの亜酸化窒素の発生機構について，室内実験による検討を行った。

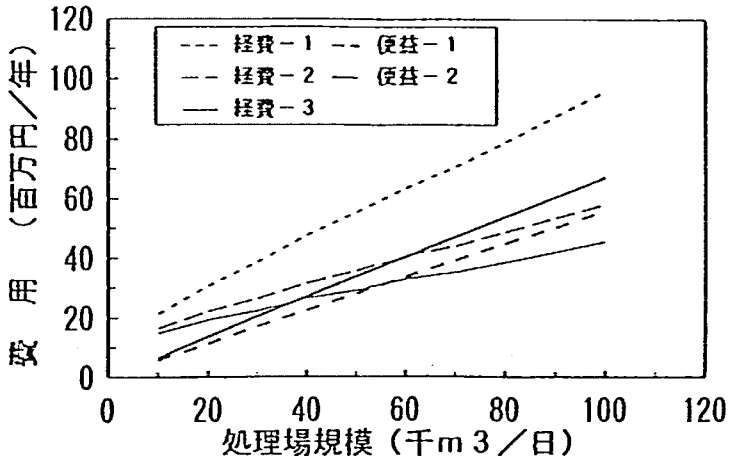
(結果)

(1) 嫌気性消化法を採用している下水処理場に対して，その運転管理や消化ガスの有効利用についてアンケート調査を行った結果，46処理場から回答があり，嫌気性消化法について汚泥の減量化等の効果が挙げられている一方，運転管理の困難性，関連機器の腐食，硫化水素対策，ガスホルダーの容量不足，資格者の確保難等の問題点が挙げられた。

(2) 消化ガス発電システムの適用性について検討した結果，その適用限界の処理場規模は日平均下水処理水量40,000 ㎥/日程度と想定され，60,000 ㎥/日以上の規模になれば明確に利益が生じるというものであった（図－1）。

(3) 消化ガスの都市ガスとしての適用性について検討した結果，消化ガスは単独での利用はできず，他の高カロリーかつ燃焼速度の速いガスとの混合利用が必要なことが分かった。そこで，LPGとの混合利用を検討した結果，適用可能なことが確認されたが，都市ガスへの利用に際しては消化ガス中の硫化水素濃度を13 ppm以下に落とすことが条件となる。

(4) 下水汚泥のコンポスト化の過程で，亜酸化窒素が放出される場合があることが明らかになった。実験で得られた放出率は，脱窒及び消化量のN当たり，それぞれ0.54～0.92，0.94 NO-w/N-wであった。



経費－1：減価償却費（国庫補助なし）＋運転経費
経費－2：減価償却費（国庫補助あり）＋運転経費
経費－3：運転経費
便益－1：基本料金の低減を見込まない
便益－2：基本料金の低減を見込む

図－1　消化ガス発電システムの適用性

研究担当者：竹石 和夫，落 修一

キーワード	下水汚泥，嫌気性消化，メタンガス，消化ガス発電，都市ガス，コンポスト，温室効果ガス

新しい下水輸送システムの開発に関する調査		本文135ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～6年度	下水道研究室	

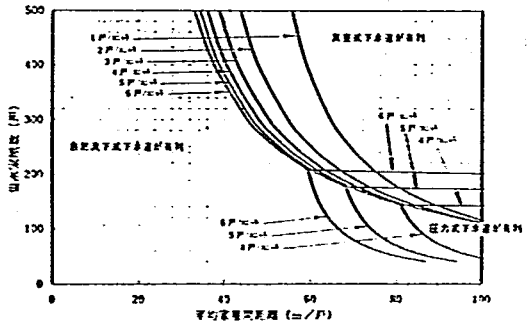
(目的)

本調査は，圧力式下水道システム（以下，圧力式），真空式下水道システム（以下，真空式）等の新しい下水輸送システムの合理的かつ効率的な設計を目的として，統一的な調査研究を実施するものである。

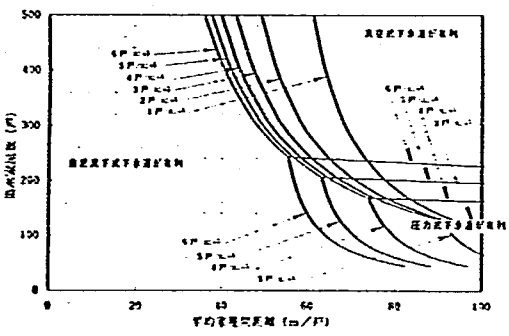
(結果)

平成6年度は，集水家屋数と平均家屋間距離をパラメータとした費用関数を導くことにより，圧力式，真空式，自然流下式の各システムの最も経済的となる範囲を視覚的に表現することを試みた。図－1～4に適用範囲を示すとともに，得られた知見を下記に示す。

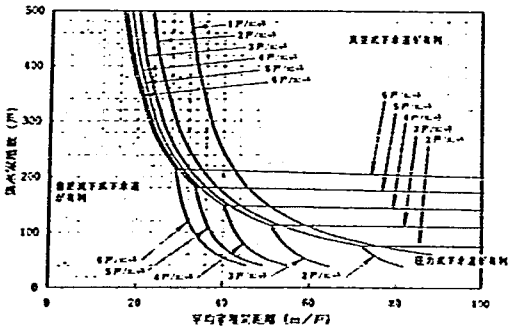
① 自然流下式は平均家屋間距離が短いところで有利である。
② 真空式は平均家屋間距離が長く，集水家屋数が多いところで有利である。
③ 圧力式は平均家屋間距離が長く，集水家屋数が少ないところで有利である。
④ 圧力式・真空式は1ユニットあたりの接続家屋数が多くなるほど，有利な範囲が拡大する。
⑤ 土質条件が悪いところほど，管渠を浅く埋設できる圧力式・真空式が有利となる。
⑥ 時間最大汚水量のピーク比は，十数人以下の人口規模においてはGiffi の式が適用できる。



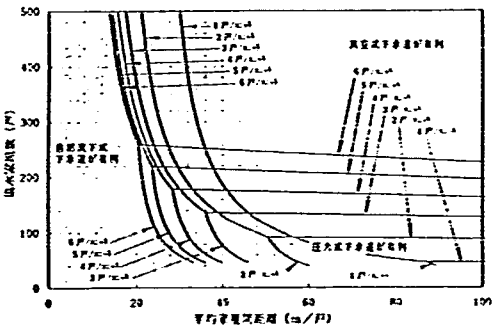
図—1 各集水方式の適用範囲(普通土，割引率0％)



図—2 各集水方式の適用範囲(普通土，割引率3.7％)



図—3 各集水方式の適用範囲(軟弱土，割引率0％)



図—4 各集水方式の適用範囲(軟弱土，割引率3.7％)

研究担当者：田中 修司，高島 英二郎

キーワード	圧力式下水道，真空式下水道，平均家屋間距離，集水家屋数

下水処理施設の補修・更新方法に関する調査		本文141ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業報告費 平成3～7年度	下水道研究室	

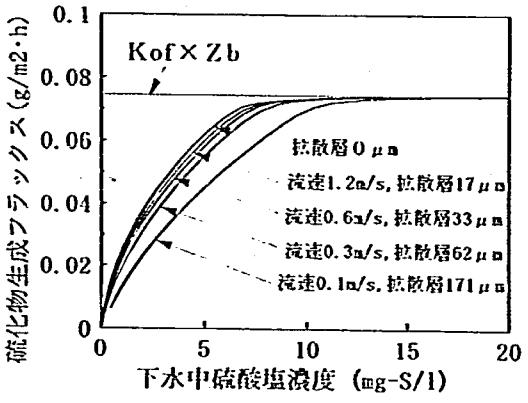
(目的)

下水道施設の整備・普及拡大に伴って，近年，施設の経年変化や劣化・腐食等により補修・更新を必要とする下水処理施設が増加しており，適切な施設の保全・更新手法の確立が求められている。このため，本調査は既存下水処理施設の適正かつ合理的な保全・維持管理を可能とする技術の確立を図ることを目的として，劣化を受けた下水処理施設や劣化する可能性のある施設の適切な保全・診断方法及び，合理的な補修・更新手法の整備と開発を行うものである。

(結果)

(1) 下水道施設における生成硫化物量の予測に関する検討

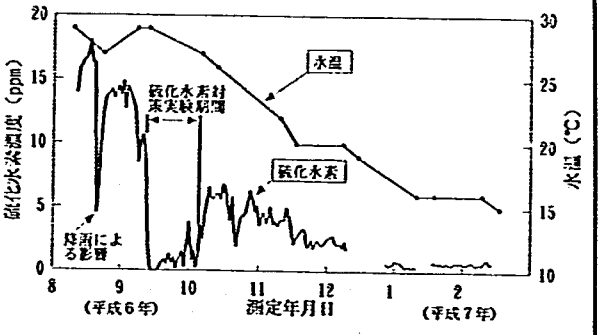
下水道施設（圧送管施設）における硫化水素の生成可能性や生成量を適切に予測するために，生物膜モデルを用いて各種因子が硫化水素生成速度に及ぼす影響について検討を行った。管径100mm ・生物膜厚500 μm の場合について管壁からの硫化物生成フラックスを計算した結果（図－1参照），硫化物生成フラックスは硫酸塩の生物膜への浸透程度により大きく異なり，硫酸塩が生物膜に完全浸透している場合には，硫化物フラックスは一定値となり，硫酸塩が生物膜の一部分しか浸透していない場合の硫化物フラックスは，下水中硫酸塩濃度及び流速に依存すること等を明らかとした。



図－1 硫酸塩濃度と硫化物生成フラックス

(2) 硫化水素対策のための計測・点検手法

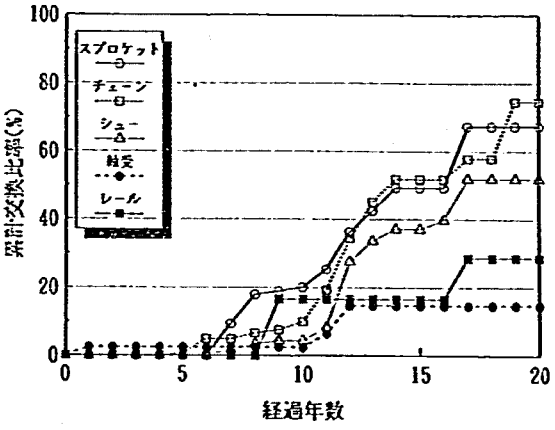
合理的硫化水素対策のための計測・点検手法を確立するため，硫化水素連続計測機を中継ポンプ場下流マンホールに設置し，約7 箇月間気相中硫化水素濃度の連続計測を行った（図－2参照)。実測の結果，気相中硫化水素濃度は時間変動や月間変動が大きく，一時的なスポット計測により種々の硫化水素対策の検討を行うことは適切でないと考えられた。また，測定期間内に硫化水素抑制実験が行われ，気相中硫化水素濃度の連続計測により注入薬品量を制御する方法が有効であると考えられた。



図－2 気相中硫化水素連続計測結果

(3) 処理場機械設備における補修・更新及び劣化要因

下水処理場における機械設備の劣化状況等を明らかとするため，政令都市等を対象としたアンケート調査を実施し，各設備（型式）毎の修繕実施回数や主要機械設備の改築理由と内容，各部材の経年変化毎の部材交換率を求めた（図－3参照)。なお，本アンケートにおいては，各種機器名や部材名等を全てコード化し，入力・解析等を簡易にパソコンで行えるようにしており，本アンケート手法を処理場改築修繕データベースとしてシステム化し，データの蓄積を図っていけば，処理場内機械設備の合理的な補修・更新が可能になると考えられた。



図－3 終沈チェーンフライト部材交換比率

研究担当者：田中 修司，北川 三夫，深谷 渉

キーワード	下水処理施設，硫化水素，生成予測，圧送管，計測診断，機械設備，修繕理由

新しい役割に対応した計画手法に関する調査		本文153ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成4～7年度	下水道研究室	

(目的)

本調査は下水道資源の多目的利用の意義および効果を評価するとともに問題点の整理をおこない，その望ましい方向性を明らかにすることを目的として実施するものである。6年度は下水汚泥の有効利用を取りあげ，その意義，生産流通状況の調査，コスト分析，問題点の把握等をおこなった。

(結果)

(1) 下水汚泥製品の生産流通形態を調査するために，全国の自治体に対してアンケート調査を実施した。得られた知見を下記に示す。

① 緑農地利用に関しては大きく5つのパターンに分類でき，中でも民間業者委託によるコンポスト化の件数が84件と最も多い。

② 建設資材利用に関しても大きく5つのパターンに分類できるが，緑農地利用と比較して実施件数は少ない。

(2) 下水汚泥有効利用にかかる施設建設費・運転費等を比較するために，全国の自治体に対して実施したアンケート調査を処理形態別にまとめた。その結果を以下に示す。

表—1 汚泥処理施設の建設費等調査結果

	焼却				レンガ焼成				溶融				コンポスト				乾燥			
	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②
件数	103	105	105	101	3	3	3	3	8	4	4	3	29	29	27	29	15	13	14	13
平均	4,375	139	77	36	3,942	317	129	14	13,832	71	45	42	1,145	14	11	112	303	15	5	35
標準偏差	7,846	209	111	39	410	145	27	5	17,055	55	21	1	1,638	20	22	105	203	8	4	29

注) 1. 能力は施設能力、実績は実績処理量、能力当り建設費(①/②)の単位は百万円／(t/日)
2. tは全て脱水ケーキでのtである。(レンガ焼成についても)

表—2 汚泥処理施設の運転費・処理委託費・売却収入等の調査結果 単位：円／脱水ケーキt

	1. 業者委託埋立			2. 自ら	3. 焼却							4. 溶融			
	委託費	内訳		ケーキ埋立	焼却炉	3－1	3－2	3－3 灰の売却		3－4レンガ焼成		溶融炉	4－1	4－2スラグ売却	
		運搬費	処分費	埋立費	運転費	処分費	委託費	売却収入	販売経費	運転費	売却収入	運転費	処分費	売却収入	販売経費
件数	280	206	205	16	106	83	14	6	2	3	2	8	2	5	4
平均	18,608	6,773	11,380	4,132	19,705	1,638	1,074	83	714	5,449	1,655	21,104	998	446	263
標準偏差	9,579	4,813	7,357	2,602	30,318	1,452	457	74	99	2,179	801	9,825	332	223	282

	5. 業者委託コンポスト			6. 下水道コンポスト			7. 乾燥	
	委託費	内訳		施設	売却	販売	施設	7－1
		運搬費	処分費	運転費	収入	経費	運転費	売却収入
件数	153	93	94	26	18	4	15	6
平均	16,569	5,871	10,901	40,068	4,708	1,646	29,398	2,635
標準偏差	6,357	3,961	4,200	42,907	6,602	1,447	38,924	2,074

注) 灰の処分費等も含めて全て脱水ケーキのt当りに換算してある。

研究担当者：田中 修司，高島 英二郎

キーワード	アンケート調査，生成流通形態，建設費，施設運転費

下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査		本文159ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成5～10年度	下水道研究室	

(目的)

都市域における浸水対策，水質改善をより一層改善するためには，現在の主流であるオフサイト施設のみならず，各戸貯留・浸透などのオンサイト施設の普及拡大を図るほか，施設の機能向上が必要である。また従来の雨水管の設計法ではオンサイト施設が考慮されていないため，設計手法の再検討が必要である。一方貯留された雨水は現在下水処理場へ送水・処理されているが，処理場の能力に限界があるため貯留水の現地処理が求められている。さらに都市域の適切な水循環に資するため，現地処理水の利用を，オンサイト貯留水の利用と併せて検討する必要がある。これらを総合して，雨水対策施設の設計方法をより合理化する。併せて合流式下水道改善対策をまとめる。

(結果)

(1) 屋根雨水の水質

オンサイト雨水貯留施設に貯留された雨水の利用可能性の検討を目的として，屋根排水雨水を1994年6月より1995年3月まで約20回採水，分析した。初期雨水を除いた雨水（初期カット雨水）に対する初期雨水（約1mm 相当）の平均濃度比は，SSなどの粒子性の指標で20倍程度，TPなどの粒子性の割合が大きい指標で10倍程度と大きな値となった。一方溶解性指標では1 －3 倍程度の値であった。従って初期雨水の除去は主に粒子性物質の除去に効果があると考えられる。一方初期カット雨水の全窒素および全リンの平均濃度は1.5mg/l および0.1mg/l となり，霞ケ浦の水質環境基準値（全窒素0.4mg/l,全リン0.03mg/l）を上回った。従って初期雨水の除去は栄養塩除去の一手法としても位置づけられる。さらに平均水質と水道水質基準との比較より初期カット雨水の上澄水は若干の濁りや着色の点を除けば非常時や緊急時に飲料に用いることが可能であるといえる。

他に水質自動計測調査，雨天時負荷量モデル調査，合流改善用雨水貯留施設調査を実施した。

表 Summary of Roof Runoff Concentrations

Items		After First Flush mean	min.	max.	First Flush mean	min.	max.	Drinking Water Standards
Turbidity	(unit)	0.7	0	－3	4.4	1	－11	2
Color	(unit)	3.8	0	－11	11.7	4	－23	5
SS	(mg/l)	10.6	0.0	－48	290	40	－520	
TS	(mg/l)	25	5.4	－69	290	71	－600	500
VS	(mg/l)	8.7	1.0	－21	36	15	－70	
Sand	(mg/l)	1.7	0.31	－2.7	41	7	－78	
K-N	(mg/l)	0.96	0.39	－2.6	2.5	1.1	－8.1	
NH_4-N	(mg/l)	0.60	0.04	－1.56	1.0	0.02	－3.2	
NO_2-N	(mg/l)	0.01	0.00	－0.03	0.02	0.01	－0.06	
NO_{2+3}-N	(mg/l)	0.54	0.2	－1.22	0.88	0.3	－1.7	
T-P	(mg/l)	0.10	0.02	－0.24	0.48	0.09	－0.76	
PO_4-P	(mg/l)	0.05	0.01	－0.17	0.05	0.01	－0.12	
D-CODcr	(mg/l)	6.5	3.8	－9.3	9.2	4	－16	
DOC	(mg/l)	1.3	0.0	－2.3	2.9	0.7	－5.8	
SO_4	(mg/l)	5.2	1.5	－20	5.9	1.9	－20	
Zn	(mg/l)	0.35	0.09	－0.98	0.62	0.25	－0.84	1
Cu	(mg/l)	0.034	0.008	－0.070	0.115	0.08	－0.17	1
Pb	(mg/l)	0.095	0.013	－0.158	0.28	0.28	－0.28	0.05
Cd	(mg/l)	0.003	0.002	－0.005	0.006	0.006	－0.006	0.01
Fe	(mg/l)	1.5	0.31	－2.8	15	5.9	－2.5	0.3

研究担当者：田中 修司，榊原 隆，深谷 渉

キーワード	オンサイト雨水貯留，雨水利用，初期汚濁，雨水処理

固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査		本文169ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成2～6年度	三次処理研究室	

(目的)

微生物の固定化は，対象微生物のリアクター内における滞留時間を長くするとともに，他の細菌との競合に有利な状況をもたらす。このため，固定化法の適用により，対象微生物が高濃度に維持され，反応速度の向上，処理の安定化等が期待できる。

本調査では，窒素除去プロセス，あるいは窒素・りんの同時除去プロセスの処理時間の短縮と処理の安定化を図るため，固定化法を硝化細菌に適用し，硝化の安定化および脱窒速度の向上のための条件を明らかにすることを目的とした。

(結果)

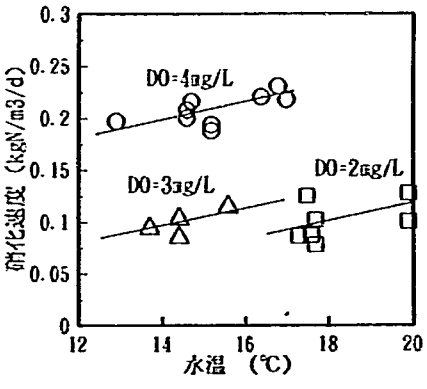
硝化細菌の固定化には，長さ5mm,径4mm の中空円筒（ポリプロピレン製，比重1.025g/cm³）を用いた。

(1) A_2Oプロセスへの固定化法の適用

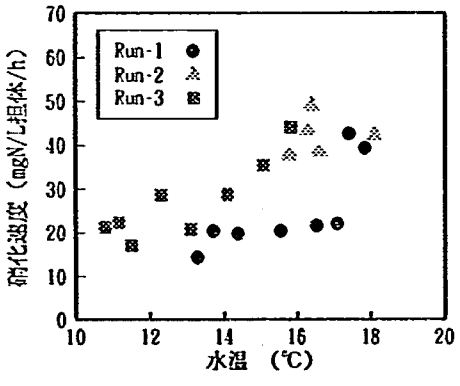
滞留時間8時間，好気槽に40%の体積割合で担体を投入した処理において，良好な窒素・りん除去が行われた。しかし，好気第1 槽の硝化速度は，図－1に示すように，DO濃度に強く影響され，高い硝化速度のためには高いDO濃度が必要であった。この理由として，好気第1 槽へは，少量ながらも溶解性有機物の負荷があり，担体上において硝化細菌と従属栄養細菌の競合が生じた結果，硝化細菌が生物膜の深部に追いやられたことが考えられる。また，好気槽のDO濃度は，無酸素槽における脱窒速度にも影響を与えたが，これは高いDO濃度によって，活性汚泥中有機物の酸化が過剰に進行したことが原因であると考えられる。

(2) 固定化法を用いた嫌気－硝化－脱窒法

本処理法の特色は，滞留時間の短い硝化槽を脱窒槽の前に設置し，硝化液の循環を行わずに脱窒を行う点にある。硝化槽における硝化速度を図－2 に示す。硝化槽の前段に嫌気槽があるだけの場合（Run-1）には，硝化速度は小さい値となったが，前曝気槽を硝化槽の前に設置した場合（Run-2）および流入量の半分を脱窒槽にステップ流入させた場合（Run-3）には，硝化槽への有機物負荷が減少することより，硝化速度が高く保たれた。脱窒速度については，Run-2では小さい値となったが，Run-3では，溶解性有機物が脱窒槽に流入することより高くなった。



図－1 DO濃度条件ごとの水温に対する硝化速度（第1好気タンク（No.3））



図－2 実験条件ごとの水温に対する硝化速度

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 穣

キーワード	固定化微生物，硝化，生物学的窒素除去，生物学的りん除去

小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査		本文 179 ページ	平成 6 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 3 ～7 年度	三次処理研究室	

(目的)

都市部における下水道の普及に伴い，比較的小規模な市町村での下水道普及に下水道事業の力点が移動しつつある。一方，水質環境基準の達成等公共用水域の水質保全上の観点から，また，下水処理水の再利用の観点から，下水道における高度処理の必要性が高まっている。比較的小規模な下水処理施設も例外ではなく，高度処理の導入が求められている。

本調査は，小規模下水処理施設において，安定した栄養塩類除去を簡易な維持管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的としている。

(結果)

6 年度は，コンクリート廃材を用いたりん除去に及ぼす廃材の前処理の検討を行うとともに，昨年度に作成したパイロットプラントを利用し，破過点等の調査の継続をした。また，小型実験装置を用いて藻類を利用したりん・窒素除去に関する調査を行うとともに，オキシデーションディッチ法において，汚泥管理をできる限り簡素化した硝化・脱窒運転の条件を得るための調査を行った。調査結果を以下に要約する。

① コンクリート廃材の炭酸化がりん除去能力に与える影響を室内実験により検討したが，炭酸化のりんの除去能力に与える影響は小さく，りん除去能力の増加を計るためには前処理として熱処理が必要であると考えられた。

② コンクリート廃材処理水の高pH対策実験として，鹿沼土との併用によりpH低下対策を検討したが，カラム充填割合1：1における併用効果は通水倍量で約30倍が限界であった。

③ パイロットプラントを用いた鹿沼土，軽量コンクリート，コンクリート廃材の破過点調査において，各々の処理水りん濃度が恒常的に0.5mg-p/L を上回った段階でのりん除去量は鹿沼土90g,軽量コンクリート190g，コンクリート廃材240gであった。

④ 下水二次処理水程度の栄養塩は，藻類（*Scenedesmus*）培養反応槽において良好に除去されたが，担体付着藻類ではその効果は小さかった。また，藻類（*Scenedesmus*）による栄養塩除去特性は，環境要因により異なり，最適運転条件についての検討が必要である。

⑤ オキシデーションディッチ法を用いた窒素除去では，好気性脱窒の特性を評価したが，無酸素脱窒の性能には及ばなかった。(図参照)

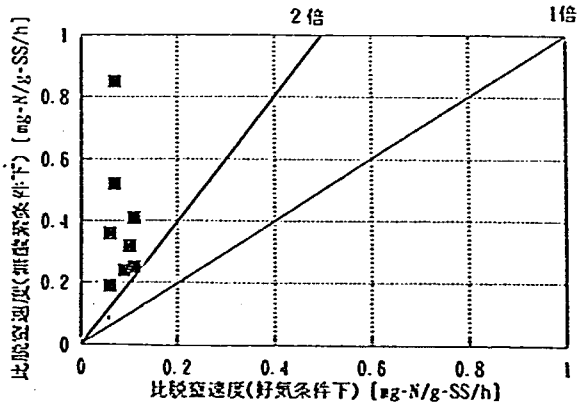


図　好気・無酸素条件下の比脱窒速度の関係

研究担当者：高橋 正宏，諏訪 守，与儀 和史

キーワード	小規模下水処理場，栄養塩除去，コンクリート廃材，藻類，オキシデーションディッチ

再生水供給施設における水質管理手法に関する調査		本文193ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～9年度	三次処理研究室	

(目的)

下水処理水の再利用において，再利用施設に安定した水質の再生水を供給するためには，再生処理安定化と共に，送水する間に生じる水質の劣化を防止することが重要である。本調査は，再生処理施設から再生水供給点までの送水過程で生じる水質の変化を把握し，再生水供給点における水質が必要な水準を満たしているようにするための手法を明らかにすることを目的として行うものである。

平成6年度は，本調査の初年度に当たり，再利用施設における水質変化の実態を把握するための現地調査及び，送水過程における水質変化に影響を与える要因を把握するための室内実験を行った。

(結果)

(1) 再生水質の変化に関する実態調査

実態調査は処理水の再利用を行っている代表的な8箇所の施設を対象として行った。これらの施設の概要を表に示した。

表 調査対象施設の概要

	二次処理法	再生処理法	利用水量 (m3/d)	利用目的	受水槽までの距離 調査点A	調査点B	送水管口径	管渠材質	管渠延長
A	AO法	砂ろ過-オゾン-塩素消毒	1130.0	水洗用水	2000m	8000m	75～200mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	循環 27km
B	標準法	凝集-塩素消毒-ろ過-逆浸透-オゾン	42.3	修景用水	86m	－	32mmφ	塩化ﾋﾞﾆﾙ管	86m
C	標準法	塩素注入-砂ろ過	10560.0	修景用水	5300m	8700m	300～600mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	8.7km
D	標準法	塩素消毒-凝集剤注入-砂ろ過	4096.0	修景用水	1672m	－	400～500mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	1.67km
E	標準法	塩素注入-砂ろ過(A)-塩素消毒(B)	2700.0	水洗用水	3000m	800m	100～400mmφ	塩ビライニングﾀﾞ鋳鉄管	循環 0.8km
F	標準法	凝集剤・塩素注入-砂ろ過-オゾン	38200.0	修景用水	8700m	10700m	500～700mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	10.7km
G	標準法	凝集沈殿-砂ろ過-オゾン-塩素消毒	1120.0	水洗・修景	1450m	2700m	200～300mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	2.7km
H	標準法	凝集沈殿-砂ろ過-活性炭-塩素消毒	38.5	修景用水	300m	1000m	100mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	1km

二次処理法の略記；AO法：嫌気好気活性汚泥法、標準法：標準活性汚泥法

実態調査の結果，再生水の水質は送水の間にSSや鉄の濃度がわずかに増加すること，塩素注入が不十分な場合は色度や大腸菌群数が増加する傾向にあること等が明らかになった。図は再生処理施設出口の残留塩素濃度と単位送水距離あたりの大腸菌群数の増加率との関係を示したものである。

一方，懸念された外観（色，臭い，濁り）等の悪化は認められず，有機物濃度の変化もほとんど認められなかった。

(2) 室内模擬管渠による実験結果

25℃に制御した恒温庫内に，長さ20mと40mのシリコンゴム製チューブを模擬管渠として設け，模擬再生水として膜分離活性汚泥処理水を循環させた。膜処理水と模擬管渠流出水の水質を比較した結果，SSや色度のわずかな増加，DOの減少など，実態調査と同様の結果が得られた。しかし，細菌数の変化については大腸菌群数が減少し，実態調査とは異なる結果になった。

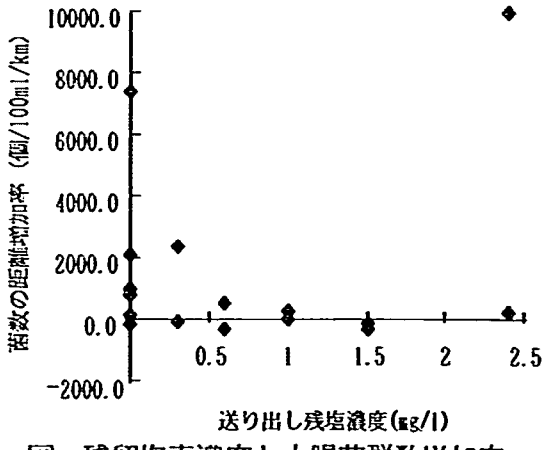


図 残留塩素濃度と大腸菌群数増加率

研究担当者：高橋 正宏，小越 真佐司

キーワード	下水再利用，再利用水質，再生水質変化，送水過程

再生水の消毒に関する調査		本文201ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～9年度	三次処理研究室	

(目的)

従来の消毒技術である塩素消毒法は，その効果において我が国の水域の衛生学的安全性を十分守ってきた技術であるが，再生水が高度に大量に利用される施設においては，塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。

このため，本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため，利用目的別に最適な消毒法を検討し，塩素消毒法の見直しを計るとともに，ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

(結果)

6年度は，本調査の初年度にあたり，単一消毒法による各種微生物の耐性把握に関する調査，下水及び下水処理水中の消毒指標微生物等の調査，消毒指標としてのファージの適用性に関する検討を行った。本年度の結果を以下に要約する。

① ウイルス代替指標として有望視されているファージは，塩素，紫外線，オゾン消毒法に対し大腸菌やポリオウイルスなどよりも消毒耐性が高いと考えられるが，実際の下水処理水中での消毒効果やその阻害の程度が把握されていないため，今後それらの検討を行う必要があると考えられる。

② 各下水処理プロセスにおける消毒指標微生物等の除去効率は，一時処理において大腸菌群などの細菌群は概ね50～70%の範囲内であるが，ファージについてはその除去効果はあまり期待できないものであった。二次処理においては，細菌群とファージの除去率はほとんど同一であるが，塩素消毒におけるファージの耐性は細菌群と比較すると高いものであった。腸球菌群においても大腸菌群などと比較すると若干塩素耐性が高いことがわかった。また，二次処理水中，放流水中にはファージが比較的多く存在しており，消毒プロセスにおいてその消長を把握する上で，消毒指標として利用できるのではないかと考えられる。

③ 消毒指標としてのファージの適用性に関する検討として，下水高度処理水中での消長調査を行った。その結果から有機物濃度の比較的低い高度処理水中ではQβファージ，T4ファージとも滅菌状態でも急速な濃度減少は現れていない。また，宿主菌存在下においてその菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼさないことがわかった。(図参照)

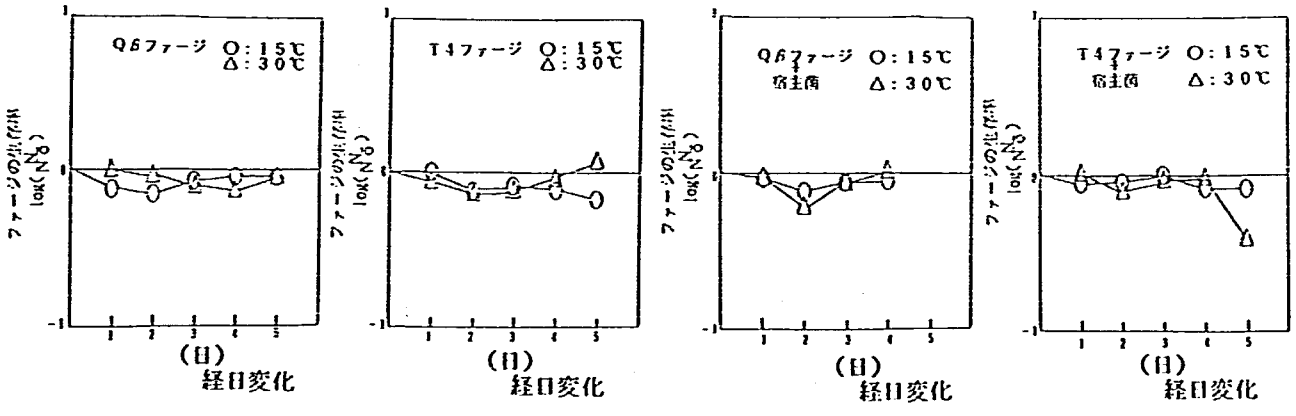


図 ファージの消長

研究担当者：高橋 正宏，小越 真佐司，諏訪 守

キーワード	再生水，消毒，大腸菌群，ファージ

発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査		本文207ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～7年度	汚泥研究室	

(目的)

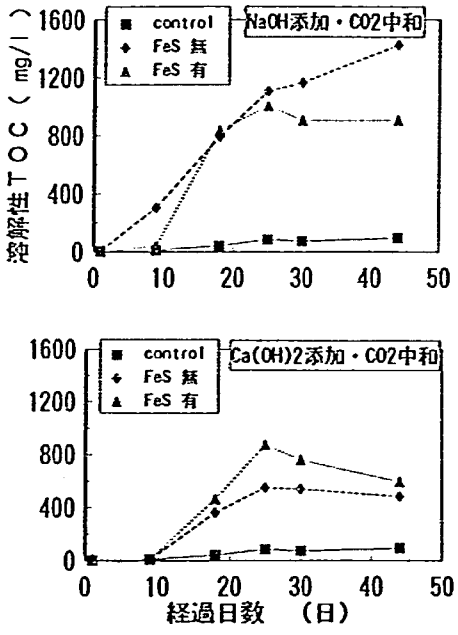
本調査は，下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために，水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目し，主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより，これらの汚泥の特性を生かした汚泥製品を既存の汚泥処理プロセスの中で効率的に生産する手法について調査研究するものである。

(結果)

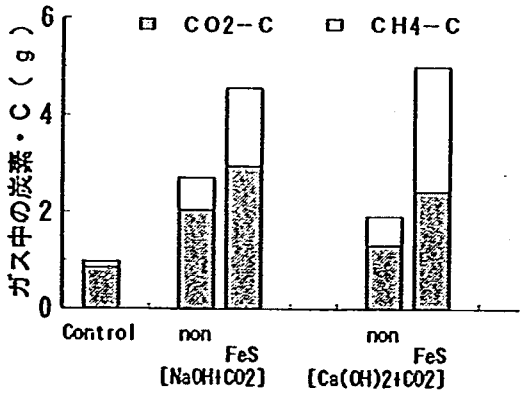
平成6年度は，余剰活性汚泥を主原料に焼モミガラを添加材とした高品質コンポスト化法を確立するための実験を行うとともに，最初沈殿池汚泥の嫌気性消化を促進させる方法を見出すための基礎的な実験を行い，以下の結果を得た。

① 余剰活性汚泥に焼モミガラを添加する高品質コンポスト化法において，円滑な発酵を図るための仕込み条件は，高分子系助剤により脱水した余剰活性汚泥に対して，焼モミガラの添加率を20～30w/w（DS-%）の範囲内で設定し，且つ含水率を50～52,3w/w（%）に調整すればよいものであった。

② 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化の促進に関して，基質にセルロースを用いた実験を行った結果，炭酸塩添加は主に酸発酵を，硫化鉄添加は主にメタン発酵を促進させる効果が認められた（図－1，図－2)。しかし，これらの効果発現の作用については未解明である。



図－1 溶解性TOCの経日変化



図－2 実験期間中に発生したCO_2及びCH_4ガスの全量

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，有効利用，嫌気性消化，コンポスト，肥効成分，重金属

下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査		本文217ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費　平成3～7年度	汚泥研究室	

(目的)

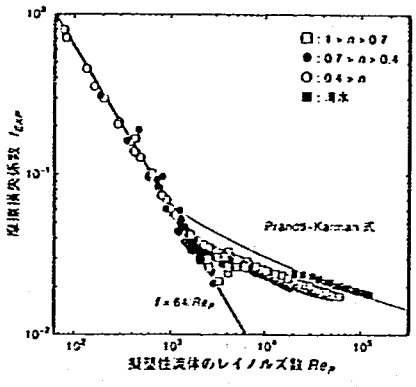
下水汚泥の発生量は下水道の普及に伴い年々増加しており，汚泥を集約処理することにより，効率的に処理処分ならびに資源化・有効利用する技術が検討されている。本調査では汚泥の輸送方法として液状汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性についての検討および送泥管の圧力損失の予測方法についての検討を行い，これらを総合して効率的な送泥計画を策定するための技術指針を作成する事を目的としている。また，集約後汚泥の処理プロセスとして高濃度汚泥の高温嫌気性消化法をとりあげ，高濃度汚泥輸送と組み合わせた新しい集約処理システムの確立を目指す。

(結果)

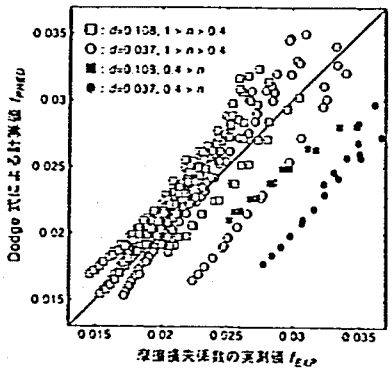
(1) 下水汚泥の流動特性に影響を及ぼす各因子について検討した結果，汚泥が高濃度化するほど温度上昇による流動性の改善効果は失われた。腐敗に伴う粘度の低下はTSの低下が原因と考えられた。一度流動化した汚泥を静置したときの粘度の回復率は小さく，送泥システムを設計する際には粘度が低下する方向のみを考慮すればよいと考えられた。ホモジナイザーを用いて汚泥の粒子径を小さくしても流動特性には大きな影響がなかった。汚泥のレオロジー定数は汚泥種類に関係なく体積濃度の関数で表現され，体積濃度が流動特性の評価指標として適当であると考えられた。

(2) 送泥管の圧力損失の予測について検討した結果，摩擦損失係数 f と擬塑性流体のレイノルズ数 Re_p との関係について，層流域では，管種，管径によらず $f = 64/Re_p$ の関係が成立した（図－1)。滑管乱流域では，構造粘度指数 $n \geqq 0.4$ の場合はDodgeらの半理論式にほぼ従ったが，$n < 0.4$ の場合は予測精度が悪かった。粗管乱流域では，n の影響は顕著ではなく，$f = 0.0486\ Re_p^{-0.0672}$ [$4 \times 10^3 < Re_p < 10^5$] の関係が成立した（図－2)。汚泥の臨界レイノルズ数 Re_pcr は n が小さくなるほど小さくなり，$n < 0.4$ では $Re_pcr < 2100$ であった。汚泥倍率については，管径によらず滑管の方が粗管よりも大であった。

(3) 高温高濃度嫌気性消化のバッチ実験を行った結果，消化ガス発生総量は基質汚泥負荷率，撹拌の有無，汚泥層厚によらずほぼ一定（約500～600 mL/投入 g-VS）であった。負荷率が高い場合，撹拌がない場合および汚泥量が多い場合に，それぞれ初期ガス発生速度が低くなり，また消化日数が長くなった。汚泥濃度が低い方が初期ガス発生速度は大きく，消化日数を短くできると考えられる。



図－1　摩耗損失係数fと擬塑性流体のレイノルズ数 Re_p との関係



図－2　滑管乱流域の摩耗損失係数の予測値と実測値

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明，松原 誠

キーワード	下水汚泥，集約処理，管路輸送，嫌気性消化

中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査		本文225ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成5～8年度	汚泥研究室	

(目的)

今後下水道の拡充にともなって，増加すると考えられる中小規模下水処理場で発生する下水汚泥の処理においては，複数の処理場から汚泥を集めて処理し，その有効利用を図っていくことになる。特に中小市町村ではその後背地が緑農地である場合が多く，下水汚泥のコンポスト化あるいは乾燥汚泥肥料が有望である。汚泥の乾燥は燃料化および肥料化に対する有効な操作であるが，これまで大規模処理場の焼却あるいは溶融の前処理行程として広く用いられたにもかかわらず，中小規模用のシステムとして総合的に検討されていない。したがって，本調査では地域特性を含めた中小規模用の乾燥汚泥有効利用システムを開発し，下水汚泥の有効利用を一層推進することを目的とするものである。

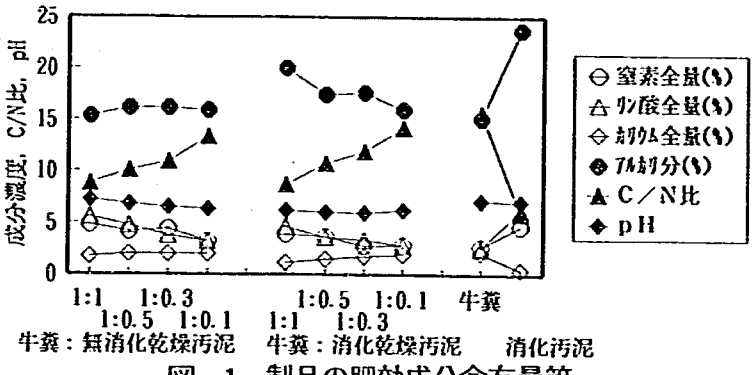
(結果)

乾燥下水汚泥と牛糞の融合コンポスト実験を行った結果，以下のことが明らかになった。

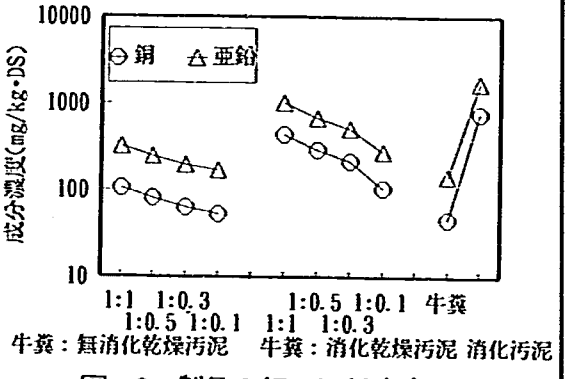
(1) 乾燥下水汚泥と牛糞を混合しコンポスト化する場合，副資材の添加無しであっても，仕込み時含水率が60%程度であれば円滑な好気性発酵がなされる。

(2) 牛糞に比較して下水汚泥は易分解性有機物の含有率が高いため，牛糞単独よりも両者を混合しコンポスト化させた場合に発酵温度が高くなり，それが長時間持続する。

(3) 下水汚泥と牛糞を混合した場合には，牛糞単独の場合に比べ窒素やりん酸含有量が高く，逆にC/N比が低くなり，下水汚泥単独の場合に比べカリウム含有量が高くアルカリ分・銅・亜鉛含有量は低くなり，それぞれ単独で行う場合より高品質な製品が得られる。(図－1，2)



図－1 製品の肥効成分含有量等



図－2 製品の銅，亜鉛含有量

また，消化ガスを乾燥に優先的に用いる嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に及ぼす濃縮・消化汚泥含水率，脱水汚泥の含水率，有機物含有量，消化ガス発生率の影響についてシミュレーション計算により検討した結果，以下のことが明らかになった。

(1) 本システムの熱収支には脱水汚泥含水率が大きく影響し，脱水汚泥含水率の低下に伴い，補助燃料使用量は減少する。しかし，同時にスクラバー温排水量が減少し，消化タンクの加温がスクラバー温排水だけでは不十分となり，それを補うための補助燃料が必要となるため，脱水汚泥含水率が低下するにつれ補助燃料使用量の減少率は低下する。

(2) 濃縮・消化汚泥含水率と脱水汚泥含水率における処理成績の向上，消化ガス発生率の上昇及び将来の生活様式の変化に伴う有機物比の上昇に伴い，本システムで必要とされる補助燃料が半減される可能性がある。

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，平山 孝浩

キーワード	乾燥下水汚泥，畜産廃棄物，コンポスト，熱収支

下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査		本文231ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～9年度	汚泥研究室	

(目的)

下水汚泥の建設資材利用は，焼却灰や溶融スラグ自体を土質改良材や路盤材などに利用する場合と，焼成レンガやインターロッキングブロックなどに加工して利用する場合などに分けられ，それぞれ実用化されている。しかしながら，製造時の品質管理，利用後の挙動や特性等についての追跡調査が十分になされていないこと，また，利用時の規格基準が未整備であることから普及が遅れている。

本調査は，下水汚泥の建設資材の追跡調査等のデータを解析することにより，各利用用途毎の品質の向上について検討を行い建設資材利用の推進に役立てることを目的として実施する。

(結果)

平成6年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① 下水汚泥有効利用の現状

下水汚泥有効利用の現状についてアンケート調査を実施し，各利用用途の実施状況，建設資材再生品の追跡調査内容及び品質基準設定状況を明らかにした。「表－1」

② 再生品の品質管理の検討

原料である焼却灰，溶融スラグ，再生品である焼成レンガ，ブロックを収集し，それぞれの物理化学的試験及び再生品の品質試験を行った。「表－2」

表－1 下水汚泥有効利用状況

	原料	建設資材	自治体製造	民間等製造	計
1	脱水ケーキ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	1	1
2	〃	セメント添加剤	0	3	3
3	焼却灰	土質改良材	2	1	3
4	〃	路床材、路盤材	2	0	2
5	〃	焼成レンガ	6	0	6
6	〃	透水性ブロック	0	1	1
7	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	1	3	4
8	〃	タイル	0	1	1
9	〃	陶管	0	1	1
10	〃	軽量骨材	1	0	1
11	〃	セメント添加剤	0	3	3
12	溶融ｽﾗｸﾞ	路床材、路盤材	5	0	5
13	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	3	3
14	〃	透水性ブロック	1	0	1
15	〃	結晶化ガラス	1	0	1
計			19	17	36

表－2 下水汚泥再生品の物理的特性

項目	単位	焼成レンガ A	B	C	D
曲げ強度	(kgf/cm²)	386	383	154	218
圧縮強度	(kgf/cm²)	800	706	546	735
滑り抵抗					
(乾燥)		84～90	81～84	86～89	85～90
(湿潤)		64～66	70～75	48～58	60～63
吸水	(%)	0.81	0.90	7.42	1.94
磨耗	(g)	0.016	0.011	0.021	0.018

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明，松原 誠

キーワード	下水汚泥，建設資材，品質管理，安全性評価

下水処理水の評価基準に関する調査		本文237ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～7年度	水質研究室	

(目的)

現代社会の中で使われている化学物質の種類は，増加の一途をたどってきた。これらの化学物質は，日常生活で使われているものも多いため，下水として排水され，最終的に下水処理場からの放流水として公共用水域に排出される可能性がある。また，これらの物質が直接公共用水域に排出される場合と比較して，下水道は各化学物質の持つ危険性を削減する働きをしている可能性もある。本調査は，下水や下水処理水に含まれる様々な物質を化学的，生物学的に評価する手法を検討することにより，下水道の果している役割を多面的に評価することを目的とする。

(結果)

○ 微量化学物質の分析方法の検討

揮発性有機化合物（VOC）の分析方法の検討を行い，下水試料の分析時に障害を与えると考えられる共存物質の内，界面活性剤について，P&T-GC/MS及びHS-GC/MSによる分析に与える影響を調査した。その結果，P&T-GC/MSは，MBAS 5mg/L以上で分析が不可能となった。また，HS-GC/MSではMBAS15～20mg/Lで回収率が30～40%に低下する物質があった。MBASが5mg/L以上含まれる検水については希釈等の操作が必要であることが明らかとなった。

○ 生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討

硝化菌とタマミジンコを用いた水質評価方法に関する基礎的検討を行った。

凍結濃縮によって試料の濃縮を行う場合，溶解性物質の濃度が高くなることにより，試験結果が影響される可能性がある。塩化ナトリウムを用いて試験を行った結果，タマミジンコ，硝化菌ともに3,000mg/L 程度の添加により試験結果に影響が現れた。これは，下水試料の10倍程度の濃縮に相当し，濃縮方法の検討の必要性が明らかとなった。

VOC が硝化菌におよぼす影響を調査した。その結果，VOCの添加方法等の問題点が明らかとなったが，比較的短時間（24時間）で低濃度の薬品による影響を評価することができた。

○ 下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

トリハロメタン生成能（THMFP）に関する全国調査を行った。その結果，高級処理の下水処理場からの放流水のTHMFPは，算術平均で139 μg/Lであった。(図参照)

○ 遺伝毒性試験の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

下水試料に変異原性試験を適用する上で必要となる，検水の濃縮方法に関する検討を行った。今後，下水の評価に適した変異原性試験方法およびその結果の評価方法の検討が必要である。

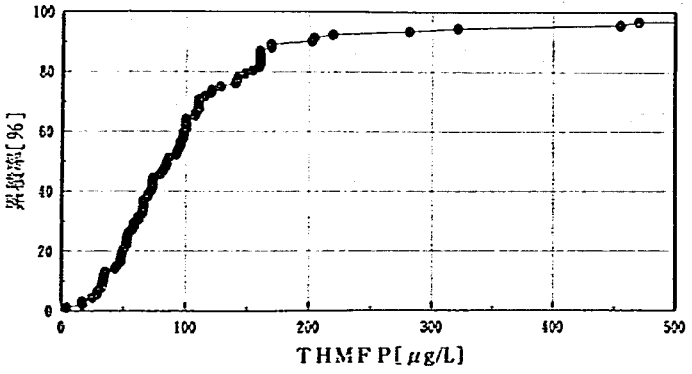


図 下水処理水中のTHMFP累積分布

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，豊田 忠宏

キーワード	微量化学物質，VOC，実態調査，バイオアッセイ，硝化菌，ミジンコ，枯草菌

下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査		本文249ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～7年度	水質研究室	

(目的)

公共用水域の水質汚濁に係る環境基準は，人の健康の保護及び生活環境の保全に関しそれぞれ定められている。人の健康を害する有害物質については，人の健康の保護に関する環境基準としてその基準値が定められているが，従来から重金属類がほとんどでありアルキル水銀，有機リン，PCBの例を除けば，個々の有機物が規制されることはなかった。しかし，平成4年12月に水道法により飲料水中の総トリハロメタン等いくつかの有機塩素化合物と農薬等が規制され，あるいは平成5年3月に有機塩素化合物，農薬等15項目が環境基準値に追加された。また，水質汚濁防止法の排水基準では，平成元年4月にトリクロロエチレン，テトラクロロエチレンの2物質が規制され，平成5年12月には有機塩素化合物，農薬等13項目が追加された。

このように，環境中の微量化学物質についての社会的関心の高まりの中で，下水処理においてもこれらを含む微量化学物質の挙動，処理への影響など，早急に解明する必要が生じている。

(結果)

ベンチスケールの活性汚泥処理実験装置を用い，有機塩素化合物を含む下水が活性汚泥処理に及ぼす影響について調査した結果，以下のことが明らかになった。

(1) 一時的な化学物質の流入による活性汚泥処理への影響と化学物質の挙動

2-クロロフェノール（2-CP）の高濃度溶液を一時的に添加する形で調査した結果，1％程度の高濃度であっても，流入が一時的な場合にはBOD等で処理水質を評価する場合には大きな影響はみられず，また，活性汚泥沈降性も影響を受けなかった。しかし，2-CPそのものは除去されないまま流出するため処理水D-TOCは上昇した。2-CPは連続的に流入している場合には活性汚泥が馴致し，除去できることが分かっているが，一時的に高濃度で流入する場合には処理場では除去されないことが確認された。

(2) 多種類化学物質の同時添加における活性汚泥処理への影響と化学物質の挙動

新たに排水基準での規制対象となった項目を含め，14項目の有機有害物質を規制濃度で同時に添加し活性汚泥処理への影響を調査した結果，低水温期に硝化阻害（下図参照）がみられたが，その他には大きな影響は見られなかった。

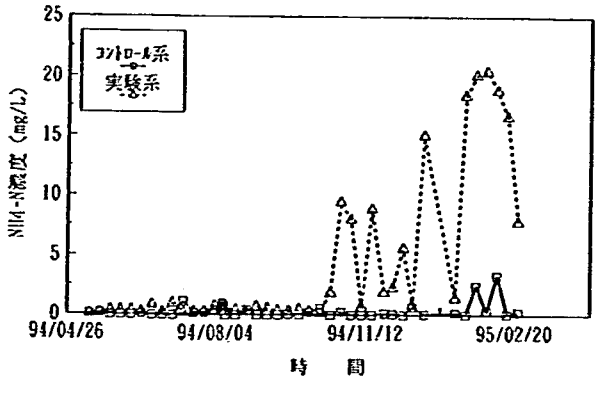


図 NH_4-N経時変化

表 化学物質添加後の平均水質（幾何平均）

	コントロール系		実験系	
	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(℃)	15.6～27.3	7.8～27.6	－	6.9～27.8
pH (-)	6.65～7.34	6.92～7.78	－	6.94～8.21
BOD (mg/L)	150 91～190	8.6 3.3～31	130 62～190	10 4.2～51
SS (mg/L)	74 30～120	12 1～93	69 37～110	7.0 2～33
D-TOC (mg/L)	49 9.1～66	9.9 7.6～17	50 16～67	9.8 7.1～16
D-COD_{cr} (mg/L)	85 31～120	23 16～35	84 30～130	22 17～33
NH_4-N (mg/L)	20 11～24	0.07 0.01～3.3	19 9.6～23	1.8 0.1～20
NOx-N (mg/L)	0.08 0.01～0.5	16 9.7～21	0.06 0.01～0.26	7.8 0.23～18
透視度 (cm)	5 1～8	46 22～100	－	64 23～100

上段：平均値、下段：範囲（但し、水温、pHは範囲）

研究担当者：田中宏明，小森行也，南山瑞彦

キーワード	有機塩素化合物，2-クロロフェノール，活性汚泥処理，硝化菌

バイオセンサーの実用化に関する調査		本257文ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～6年度	水質研究室	

(目的)

下水道施設の維持管理には，処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセス制御用に多くの物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが用いられているが，下水処理のプロセス制御のための重要な項目が，必ずしもこれらのセンサーを用いて計測されるわけではない。

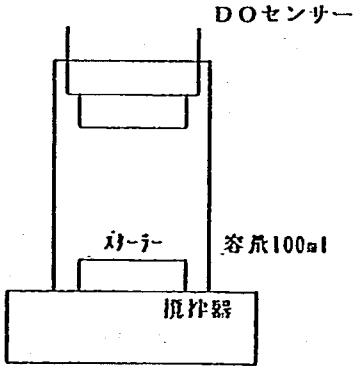
下水処理場の放流水の水質監視としては，BODの測定が義務づけられており，下水処理プロセス制御の為の指標としても重要度が高い。しかし公定法によるBODの測定は測定に5日間を要し，その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスに反映させることは困難である。そのためBODの短期間での測定の要望は高い。本調査は，このような背景からBODを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し，実用化のための調査を行うことによって，下水道の維持管理に資するために実施するものである。

(結果)

(1) 昨年度開発した前処理装置を，装置の問題点や維持管理性の向上等の面から改良し，処理場での設置調査を行った結果，前処理装置によって通常26～28℃で制御されている水温が，融雪水の流入で15℃にまで低下し，水温の制御が十分に行われなかった。そのため，飽和DOについても十分な制御が，なされなかった。また標準液については，pHが交換時から徐々に低下し，一週間で4.5 程度にまで下がった。

(2) 設置調査の結果から，室内で問題点についての実験を行った結果，設置調査によって問題になった水温，DOの制御については，調整槽内の滞留時間を5分以上とれば，水温，DOともに十分な制御が行われることが分かった。また標準液についても，リン酸塩の濃度を高くすることで，pHの低下を抑制出来ることが分かった。

(3) 昨年度の調査で，従来リセプターとして使用してきた微生物（Ⅰ－1 株）の処理水に対する活性が，非常に小さくなってきていることが分かった。そのため従来の菌株や，設置調査場所の放流先より採取した菌株などの，数種類のものについて新たに分離培養を行い，図－1のような装置を用いて，処理水に対して活性の高い微生物の検索を行った。



図－4 微生物探索実験装置

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，豊田 忠宏

キーワード	BOD,バイオセンサー，モニター，下水処理場，処理水

面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査		本文267ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成4～7年度	水質研究室	

(目的)

下水道システムが対象とする汚水は，生活系の排水や有機性の工場排水であり，森林，田畑等の面的汚濁源からの排出負荷量については処理の対象となっていないのが現状である。水理学的滞留時間の比較的長い湖沼やダム貯水池及び希釈効果の少ない渇水期の河川においては，下水や工場排水を高度に処理しても面的汚濁源からの負荷によっては望ましい水質レベルを維持することが困難な場合がある。本調査はこのような観点から，山地河川を主な対象として面的汚濁源からの流出負荷量を評価するものである。本年度においては，筑波山麓の2つの流域を選定し，雨天時における流量と水質の測定を実施した。そして，昨年度までの結果と共に，汚濁負荷の流出特性を比流出負荷量と比流量の関係をもとに評価を行った。

(結果)

(1) 調査結果より，各汚濁物質の比流出負荷量（L/A）と比流量（Q/A）との間には

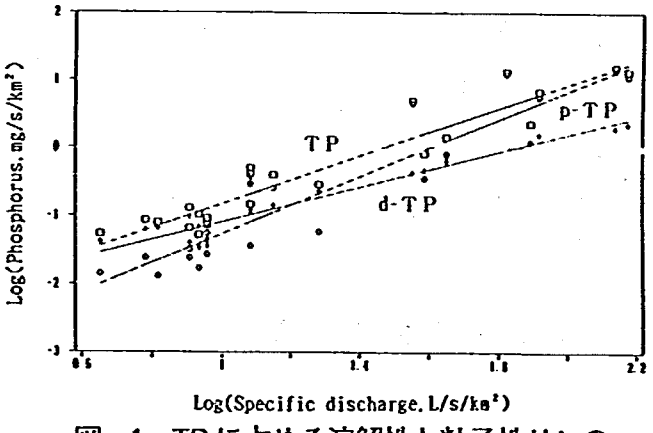
$$(L/A) = a\,(Q/A)^{b}$$

なる指数式が成立することが確認された。

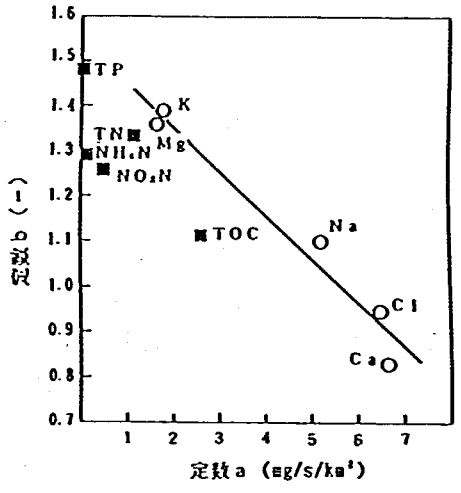
(2) 定数aについて，窒素とリンの場合には森林面積比率との相関が認められる。また，リンについては森林面積比率だけでなく，土壌のリン吸着係数等の考慮の必要があると思われる。(図－1)

(3) 定数a，bの関係から，定数bは定数aの影響を受けていると考えられる。特にCl及びアルカリ土類金属（Ca，Mg，K，Na）については高い相関が認められた。(図－2)

(4) 定数bは各物質の溶解度に関係していると考えられる。アルカリ土類金属（Ca，Mg，K，Na）について検討したところ，溶解度との関連性が認められた。



図—1 TPに占める溶解性と粒子性リンの割合と流量規模の影響



図—2 定数aとbの関係

研究担当者：田中 宏明，長谷川 清

キーワード	面的汚濁源，森林面積比率，リン吸着係数，溶解度

下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査		本文273ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～9年度	緑化生態研究室	

(目的)

下水汚泥と剪定枝葉を同時に堆肥化することにより，これらの堆肥化の合理化を図るとともに，より良い堆肥を製造することが望まれている。そのため，2年度から4年度において混合堆肥の試作を行ってきた。また，5年度には試作堆肥を用いた植栽試験を開始している。これを受けて6年度は植栽試験の追跡調査を実施し，堆肥の効果の確認や障害等について把握するものである。また，剪定枝葉のリサイクルの事例について調査を行った。

(結果)

(1) 植栽試験の追跡調査

試作堆肥の内容と性状を表－1に示す。

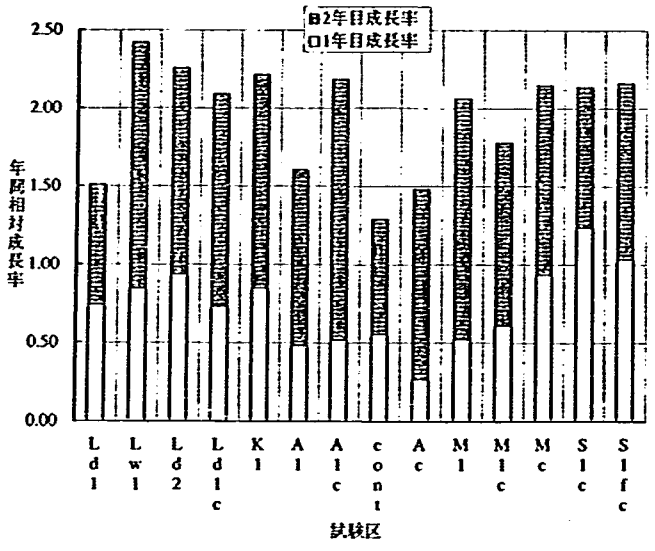
樹木の成長量に係る調査結果（代表として樹高の成長率）は図－1に示すとおりである。堆肥混合区は対象区よりも生育良好であり，なかでもLw1は2年間で最も高い成長を示した。また，ほとんどの試験区で2年目の成長が1年目の成長を上回っており順調な成長が認められた。対照区との樹高成長比較で有意差（5％）が確認できたのは，Lw1，Ld2，K1，A1c，M1であった。

木炭混合を比較してみると，2年目の成長がLd1とLd1c，A1とA1cで混合区が良好となっているもののM1とM1cでは逆の結果となっており，木炭混合が樹木成長に与える影響は明確ではない。

根系調査では，対照区に比較して試作堆肥混合区で掘り出した根系量が多くなっていることや侵入が深くなっていることが確認できた。また，堆肥混合層において細根が発達しており堆肥が成長に効果を発揮していることがうかがえた。

表－1 試作堆肥の内容と性状

試作堆肥の名称	試作堆肥の混合物組成		施用量			
	汚泥	混合物（木質物）	(kg)	性状	取扱性	臭気
Ld1	1容	枝葉乾燥粉砕物1	16.5	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭
Lw1	1容	枝葉生粉砕物1	21.5	木質のみ目立つ	良	弱キノコ臭
Ld2	2容	枝葉乾燥粉砕物1	25.0	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭
Ld1c	1容	枝葉乾燥粉砕物1+炭0.2	24.0	水分少、木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭
K1	1容	建築廃材粉砕物1	41.5	3-5cmの塊が目立つ、やや水分多	やや不良	弱カビ臭
A1	1容	枝葉A粉砕物1	28.5	1-2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭
A1c	1容	枝葉A粉砕物1+炭0.5	33.0	サラサラしている、水分適度	極めて良	無臭
対照区			0.03			
Ac	1容	炭0.5	46.0	2-3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	無臭
M1	1容	枝葉M粉砕物1	38.5	2-3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭
M1c	1容	枝葉M粉砕物1+炭0.5	35.0	2-3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭
Mc	1容	炭1	51.5	炭+汚泥	普通	無臭
S1c	1容	木粉1+炭0.5	44.5	やや湿った砂状	極めて良	弱カビ臭
S1fc	1容	炭0.5+糖	29.0	黒色（炭色）	普通	汚泥臭



図－1 相対成長率の経年変化（樹高）

(2) 剪定枝葉のリサイクルの事例

横浜市グリーンコンポストプラント，大阪市緑のリサイクルセンター，JA京都北コンポストステーションにおける堆肥化事例について，施設，材料，堆肥化手法，利用方法等について把握した。

研究担当者：半田真理子，藤原宣夫，飯塚康雄

キーワード	緑化，剪定枝葉，堆肥化，リサイクル

超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査	本文279ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～9年度	都市河川研究室

(目的)

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は限られた規模の降雨を対象にその整備が計られているため計画規模以上の降雨（超過降雨）があった場合には地表に湛水する。湛水による総被害額を軽減する立場からすると，一部の地域で水深の大きな湛水とするより，広い地域に浅い湛水とするのが有利であることから，都市雨水排除システムは，計画規模以下の降雨を完全に排水する一方で，超過降雨に対しては，浸水を分散させ，総被害額を最小にするように機能することが望ましい。本調査の目的は，超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にとどめるために有効な対策を明らかにし，都市の形態に応じて様々な対策を選択し適用できるようにすることにある。

(結果)

平成6年度に行った調査の内容と結果は次のとおりである。

① 既往の雨水対策の超過降雨対応型システムへの適用性

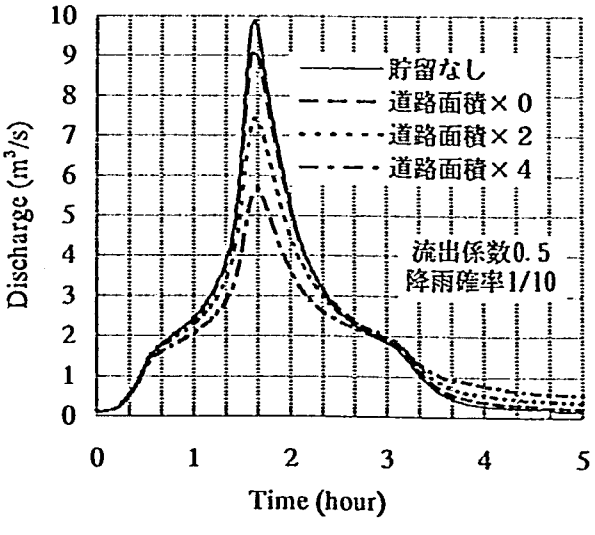
既存の流出抑制策の超過降雨対応型システムへの適用可能性について表－1にまとめる。評価項目は水理機能を満足するかどうか，経済性や土地の制約を考えたときの既存の対策（計画規模）から超過降雨対応への拡張性，超過降雨対応のみでの新規導入可能性である。新規導入とは計画規模までは流出抑制効果を持たせず，超過降雨時に流出抑制効果を発揮することを意味する。

② 超過降雨対応型治水構造物の具体例と治水効果

道路側溝や下水道などの都市排水路網に連結している雨水マスを例に取り，超過降雨時に道路貯留を行なった場合の治水効果について検討した。超過降雨対応型の雨水マスは，計画規模かそれ以下の降雨の場合には速やかに雨水を排除する機能を果たし，かつ，超過降雨の際にはある程度の路面湛水を許容して下流への流出を抑制するというねらいがある。面積61haの下水道整備域を対象に上記マスによる道路貯留の効果を数値モデルを用いて解析した。超過降雨時に道路面積の0～4倍の周辺範囲からの流出も受け入れると仮定すると，流末での流量は，道路貯留がないときに比べると，受入面積に応じて6～9割に減少することがわかった（図－1）。

表－1 既存対策の適用性

			水理機能1)	経済性2)	土地制約3)	新規導入4)
雨水貯留	兼用調整池	専用調整池	○	×	△	×
		多段貯留	○	×	△	△
		池面貯留	○	○	△	△
		地下貯留	△	×	△	×
		床下貯留	△	×	△	×
		管内貯留	×	×	△	×
		空線貯留	△	△	△	×
	棟間貯留		○	○	△	△
	駐車場貯留		○	○	△	△
	校庭貯留		○	○	△	△
	公園貯留		○	○	△	△
	屋根貯留		○	○	△	△
	各戸貯留		○	○	△	△
雨水浸透	浸透井		×	△	△	△
	透水性舗装		×	△	△	△
	浸透マス/トレンチ		×	△	△	△
	浸透池		×	△	△	△



図－1 道路貯留がハイドログラフに及ぼす効果

1)：○－超過降雨時に流出抑制効果を有する、×－超過降雨時の流出抑制効果が小さい
2)：○－安価に拡張できる、△－条件によっては安価に拡張できる、×－相応の費用を要する
3)：○－拡張する際の深さや広さに特に限界はない、△－限界がある、×－深さや広さの拡張は無理
4)：○－超過降雨時だけの利用として新規導入が可能、△－条件によっては可能、×－無理

研究担当者：栗城稔，木内豪，田中義人

キーワード	都市雨水対策，超過降雨，浸水被害，道路貯留

中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査		本文287ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成5～8年度	施工研究室	

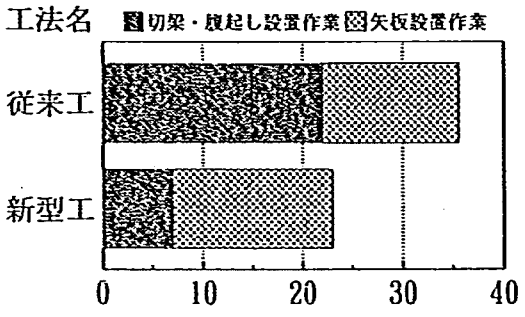
(目的)

中小規模の下水道管路工事においては，土留め工の崩壊や作業員と建設機械の接触による人身災害，施工不良に伴う不明水の流入や交通解放後の路面沈下が施工上の問題点となっている。これらの工事は，一般に技術開発力を有していない中小の施工業者によって行われる。このため，これらの施工業者に代わって，安全かつ合理的な施工及び施工管理技術の開発を行うものである。これまでの調査結果から特に土留め工の安全性の向上と埋戻し工の合理化へのニーズが高いことが確認されている。6年度は，土留め工においては，安全性に優れた支保工設置器具を製作し，試験施工及び改良を行い，最終的に実現場に適用し，改善効果を確認した。また，埋戻し工においては，「狭隘部締固め機械」を用いて試験施工を行い，締固め効果及び施工性を調査した。

(結果)

(1) 土留め工における作業測定結果

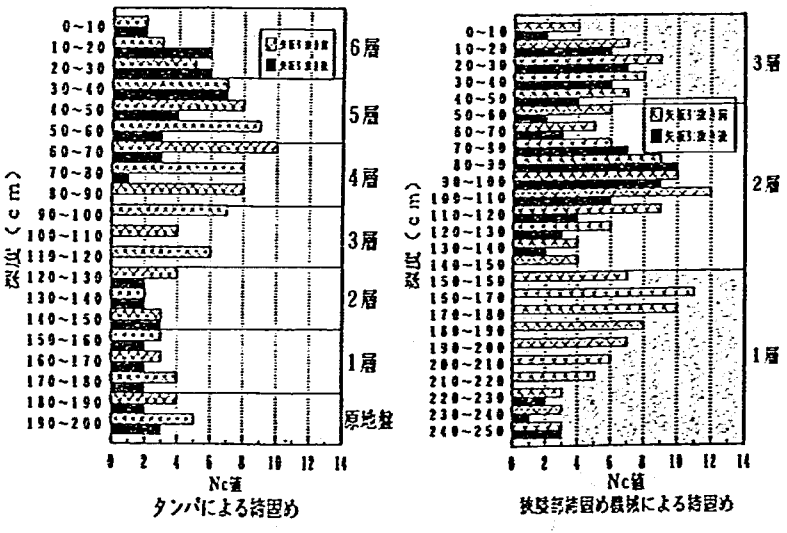
図－1に試験施工における掘削長4m（使用矢板30枚）当りの従来工と新型工（支保工設置器具を用いた工法）の土留め作業時間を算出した結果を示す。新型工は，支保工設置器具を用いることにより，無補強状態の掘削溝内での作業をなくすとともに，施工時間は，従来工法に対して30%短縮させることができた。



図－1 土留め工作業時間（4m当り）

(2) 締固め効果の比較

図－2にタンパ及び狭隘部締固め機械を用いて締固めた埋戻し部における，矢板引抜き前と引抜き後の土研式貫入試験結果を示す。矢板引抜き前の平均Nc値は，30cmまき出しのタンパで5.2，平均まき出し厚が70cmの狭隘部締固め機械は平均6.7であり，締固め機械を用いることにより，まきだし厚を従来の2倍の厚さとしても締固め可能であることが確認できた。しかしながら，両方とも矢板引抜き後の中・下層部において緩みが生じており，交通解放後における路面沈下は，締固め不足の他に矢板引き抜き後に発生する緩みも寄与していると考えられ，さらに厚層で締固めが可能な機械の開発が望まれる。



図－2 土研式貫入試験結果

研究担当者：苗村 正三，市村 靖光，森 芳徳

キーワード	下水道開削工事，安全性，施工改善，土留め，埋戻し

下水道管渠の変形防止に関する調査		本文293ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費　平成5～9年度	土質研究室	

(目的)

塩化ビニル管などの可撓性管を下水道管渠として用いる場合，施工時の矢板引抜きに伴う管側部の埋戻し材のゆるみや地盤の不同沈下の影響により管に過大なたわみ（変形）が発生し，管の破損などの問題が生じる恐れがある。そこで矢板引抜き時における可撓性管の変形防止工法として，ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法と流動化処理土を用いた埋戻し工法を採りあげ，それらの効果を実物大模型実験および解析により検証した。

(結果)

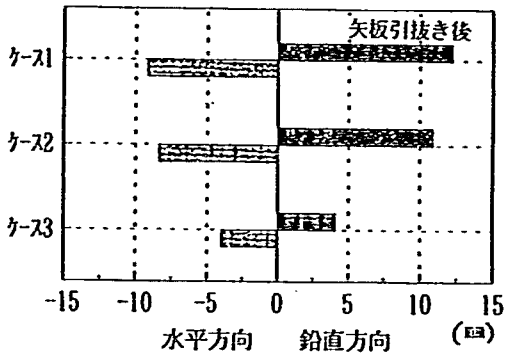
(1) 実物大模型実験

ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法は，現地盤に自立性があり矢板根入れ部分の引抜き跡が空洞化するような場合には，管の変形をある程度抑制する効果がある。また，流動化処理土を用いて管周囲を埋め戻すと，矢板引抜きにともなう管の変形が大幅に抑制される。したがって管の変形防止工法として極めて有効である。

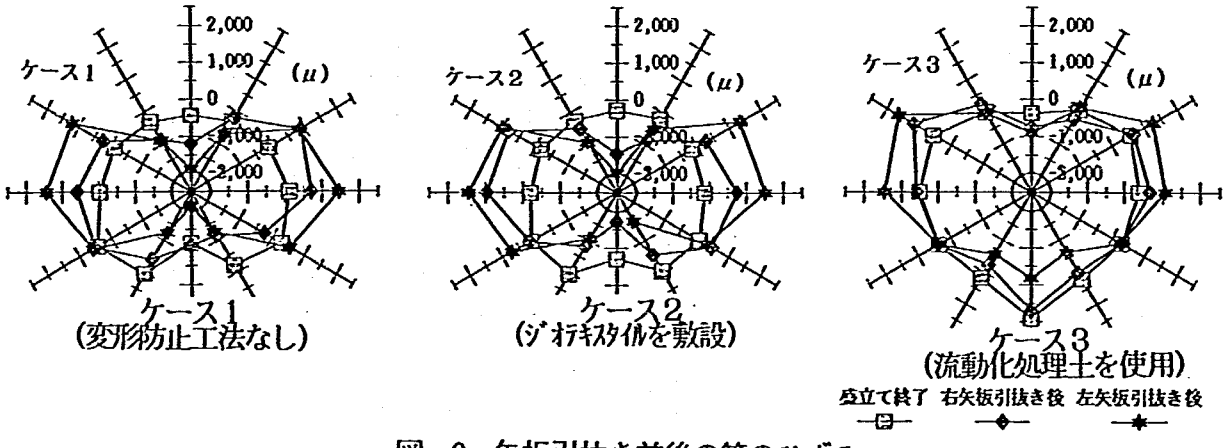
(2) 解析による管側部に作用する水平土圧の評価

管側部に作用する水平土圧について，土被り圧γhに作用土圧係数Kを乗じた三角形分布としてモデル化し，矢板引抜き前後のKにより水平土圧を評価した。

矢板引抜き前のKはどのケースにおいても概ね0.9前後の値である。一方矢板引抜き後のKについては，変形防止工法を採らない場合には0.5まで減少するが，ジオテキスタイルを敷設した場合は0.55と管側部への水平土圧の減少を若干抑制することができる。また流動化処理土を用いた場合は，矢板引抜き後でもKは0.77と管側部への水平土圧が十分に働いており，管の変形防止工法として極めて効果の高いことを確認した。



図—1　矢板引抜き後の管の変形量



ケース1
(変形防止工法なし)

ケース2
(ジオテキスタイルを敷設)

ケース3
(流動化処理土を使用)

図—2　矢板引抜き前後の管のひずみ

研究担当者：三木博史，森 範行，藤井厚企

キーワード	可撓性管，矢板引抜き，ジオテキスタイル，流動化処理土

下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査		本文299ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成3～6年度	化学研究室	

(目的)

硫化水素による下水処理場コンクリートの腐食事例では，腐食したコンクリート壁面の酸の強さは硫酸濃度で5％に達する場合もあるといわれている。コンクリートは高アルカリ性を有していることから，強い酸性の環境に接した場合，コンクリート自体で防護するには限界があり，腐食を防止するためには何らかの防食対策を施す必要がある。コンクリートの防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，ライニング防食を中心に防食の評価方法や材料選定方法などを明らかにしていくことを目的とする。

(結果)

下水道コンクリートのライニング防食材に関する試験調査結果から，それらの品質規格（案）として防食材のみの品質規格を表－1に，またコンクリートに防食材を塗布したものの品質規格を表－2に示す。

表—1 防食材のみの品質規格（案）

項　目	品　　質
混合均一性	主剤，硬化剤を混合したときに塊がなく均一なこと
可使時間	主剤，硬化剤を100gのｽｹｰﾙで混合したときに使用できる時間が1時間以上であること
硬化時間	硬化時間が12時間以内であること
だ　れ	だれを生じないこと

備考：試験方法は，別途に示す「下水ｺﾝｸﾘｰﾄ用ﾗｲﾆﾝｸﾞ 防食材の試験方法」による

表—2 コンクリートに防食材を塗布したものの品質規格（案）

項　　目		品　　質
防食材とｺﾝｸﾘｰﾄとの接着強度（浸漬前，気乾養生）		15kgf/cm² 以上，またはｺﾝｸﾘｰﾄの凝集破壊
耐酸性（5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと
	質量変化	浸漬後の質量変化が±5％以内であること
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が20％以内であること
耐酸性（5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装，浸漬前に切り傷を入れる）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが著しく生じないこと
耐ｱﾙｶﾘ性（飽和水酸化ｶﾙｼｳﾑ 60日浸漬温度40℃，全面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと
	質量変化	浸漬後の質量変化が±3％以内であること
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が10％以内であること
耐水性（水道水60日浸漬，浸漬温度40℃，一面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が10％以内であること
防水性　（試験温度20℃）		透水量は，0.5 g以下であること
耐衝撃性　（試験温度20℃）		塗膜にわれが生じないこと
ｸﾗｯｸ追従性（試験温度20℃）		ｸﾗｯｸ追従性における伸び量は，0.3 ㎜以上であること
ガス透過性（試験温度20℃）		ガス透過性は，0.5 cm²・cm／cm²・S・cmHg以下であること
耐摩耗性　（試験温度20℃）		摩耗量は，10㎎以下であること

備考：試験方法は，別途に示す「下水ｺﾝｸﾘｰﾄ用ﾗｲﾆﾝｸﾞ 防食材の試験方法」による

研究担当者：坂本 浩行，新田 弘之

キーワード	下水処理場，硫化水素，コンクリートの腐食，防食材料

下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査		本文305ページ	平成6年度
全体計画	下水道事業調査費 平成6～8年度	振動・動土質研究室	

(目的)

既存の下水道施設，特に管路などは液状化層に埋設されることが多く，地震が生じた場合，液状化による管路の浮上がりが生じることが多い。よって，下水道施設の合理的な震前対策計画及び効率的な震後復旧のためには，下水道施設の液状化による被害の予測手法及び対策工法を検討することが必要となる。そこで，本調査では，釧路沖地震などでの管渠被害特性の統計解析及び管渠・マンホールの浮上がりに関する模型振動実験を行った。

(結果)

(1) 過去の地震における管渠被害の傾向

釧路沖地震，北海道南西沖地震，北海道東方沖地震の管渠被害を調査した結果次のことがわかった。

① 釧路沖地震，北海道南西沖地震では，液状化による管渠の浮上がり被害が多い。(図－1)

② 本管及びその継手の破損はマンホール近くに多い。

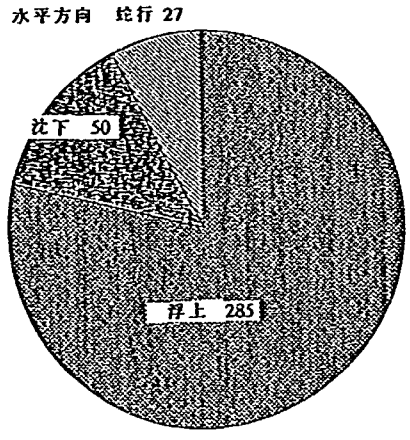
③ 本管継手の破損は浮き上がり変状した箇所に多い。

(2) 振動台実験

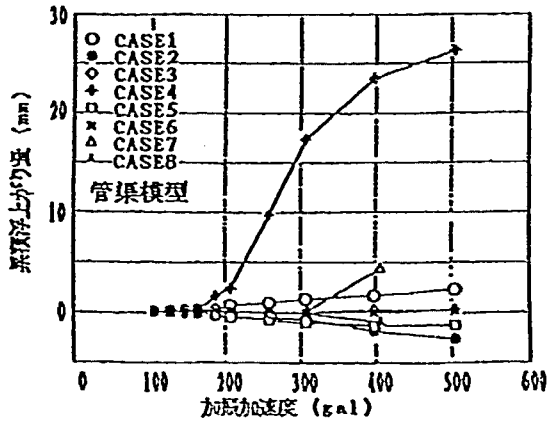
① 管渠模型では，埋戻し部がゆるく液状化しやすい場合のみに浮上がりが生じ，管径が大きく見かけの比重が小さいケース（CASE4）のほうが浮上がり量が大きかった。砕石または安定処理土による埋戻し，あるいはコンクリート基礎を用いたケース（CASE 2, 6, 8）では浮上がりが生じなかった。(図－2)

② 管渠付きマンホール模型では，原地盤が液状化すると比較的大きな浮上がりが生じ，原地盤の下方あるいは全体が埋戻し部を押し込む形で地盤が変形した。浮上ったマンホールの下には管渠側の埋め戻し部のまわり込みが生じ，いずれのケースも浮上がり量は管渠のみのケースよりも極めて大きかった。

③ 浮上がりの生じたケースでは，浮上がり安全率が 0.9 ～ 1.0 程度に低下すると浮上がりを開始した。



図—1 下水道管の被災パターン（釧路市）



図—2 模型の累積浮き上がり量と加振加速度の関係

研究担当者：萩原 良二，松尾 修，二宮 嘉朗，古関 潤一，東 拓生，林 裕士

キーワード	下水道施設，液状化，浮上がり

河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査		本文311ページ	平成6年度
全体計画	河川事業調査費 平成6～8年度	水質研究室	

(目的)

水質改善が遅れている河川，湖沼等の水質改善を図るためには，下水道整備を早急に行う必要がある。また，一方で，下水道未整備地域を中心に家庭雑排水や小規模工場排水に対して，河川や水路で直接浄化事業が展開されている。さらに閉鎖性水域の富栄養化対策として，このような事業が行われることもある。このような浄化事業は近年，増加の一途を辿っているが，効果評価が十分にされているとはいい難く，また現存の浄化施設に関する情報も限られている。そこで建設省河川局河川環境対策室や各地方建設局技術事務所水質試験課等とともに河川，水路等での直接浄化事業に対し，その現状を調査し，効果の評価を行うとともに，必要に応じて改善策を検討すること，さらには「清流ルネッサンス21」を始めとする河川の総合的な水質保全計画立案と緊急対策の実施に資することを目的とした調査を始めている。6年度は，河川直接浄化施設に関するアンケート調査を行い，水質研究室でとりまとめを行うとともに，生活排水で汚濁した都市河川に関する負荷量調査を行った。

(結果)

アンケートの結果，全国で実施されている河川及び水路の直接浄化事業の概要をとらえることができた。河川及び水路の直接浄化事業は，地方公共団体を中心に展開されており，れきや浄化用の特殊材を用いた浸漬型接触酸化法が主流である。これらの事業は生活排水で汚濁した河川や水路に対して実施されており，BOD，SS濃度の低減を目標に行われているケースが多い。施設の維持管理として汚泥除去を行っている施設は約半分程度である。汚濁した都市河川の実態調査をもとに施設規模と水質目標の設定の関係について検討した。汚濁した都市河川を所定の目標水質まで河川浄化施設を用いて浄化する際に浄化施設の処理水質濃度を一定と仮定する。この時，負荷量の日変動係数の大きな河川ほど，河川水質を日平均的に目標値を満足するに必要な浄化施設の設計流量よりも，河川水質を常時，目標を満足するのに必要な設計流量の方がはるかに大きくなるが，通日の負荷削減効果は余り変わらない場合があることがわかった。

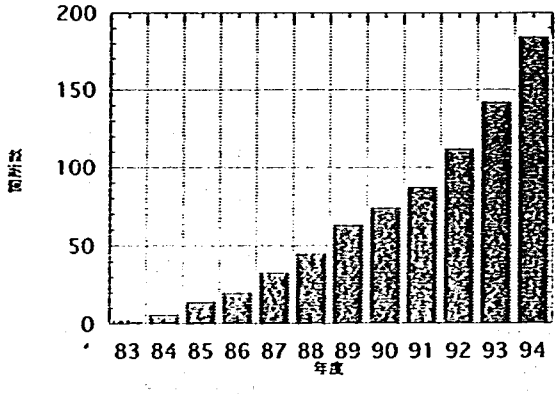


図　事業実施箇所数の推移

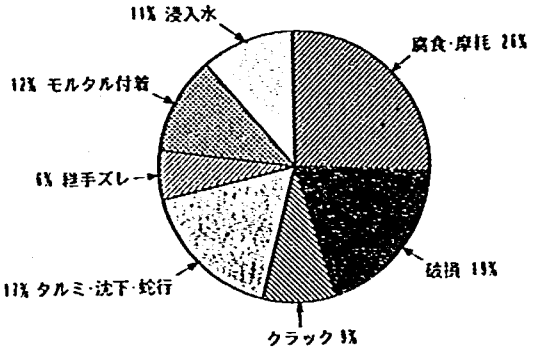
研究担当者：田中 宏明，松宮 洋介

キーワード	直接浄化事業，アンケート調査，維持管理，都市河川，負荷量調査

下水処理施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査		本文319ページ	平成6年度
全体計画	建設技術研究開発経費 平成5～7年度	下水道研究室	

(目的)

都市内の重要なライフラインとして快適な市民生活を支えている下水道施設は，着々とそのストック量が増加しており，これに伴って下水道施設の維持管理に要する費用が増加するとともに，過去建設された施設が耐用年数を迎え，その補修・更新費も急激に増加することが予想されている。このような状況下，本調査では今後とも増加していく下水道施設を常時適正かつ合理的に保全していくため，整備された下水管路施設に必要となる維持管理・更新費の低減化及び，施設の高寿命化を可能とする技術や手法の開発を行うものである。



注）対象都市9都市，コンクリート管改築延長41,405m

図—1 コンクリート管における改築要因

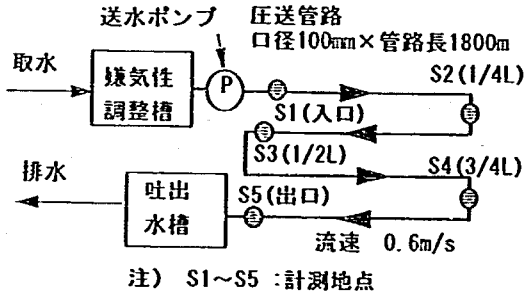
(結果)

(1) 下水管路施設における改築・修繕要因

政令13都市を対象としたアンケート調査より，過去5カ年間で改築を行った管路施設の劣化原因を明らかとする（図—1参照）とともに，TVカメラ点検結果を解析し，各劣化現象毎の経過年数別発生頻度（各劣化現象発生箇所数／TVカメラ調査延長）を求めた。これらの解析の結果，「腐食・摩耗」が最も高い改築原因であるとともに，経過年数の増加に応じて単位延長当たりの発生頻度も高いことから硫化水素による腐食対応策を確立することが最も緊急度が高く，かつ硫化水素対応策の確立により維持更新費を効率的に低減できると考えられた。

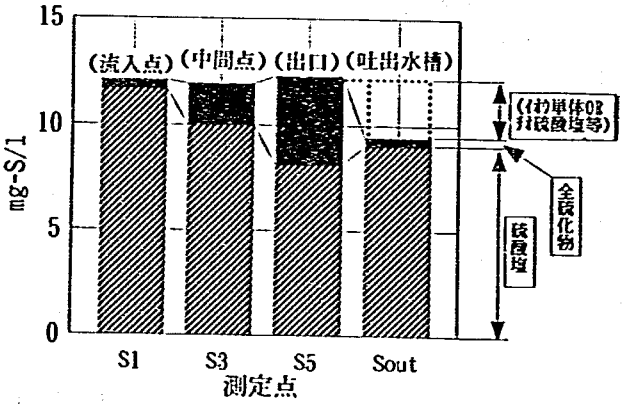
(2) 硫化水素対応策及びLCCの試算

各種文献や実績値に基づいて，各種硫化水素対応策（空気及び塩鉄注入法）の原理や諸元（必要機器 単位注入量等）について検討を行うとともに，これらの諸元に基づいて建設費と維持管理費を総合的に考慮したLCCを試算し，LCCを用いた各種手法の選択手法や最適性判断基準を示した。



注） S1～S5 ：計測地点

図—2 腐食防止対策実験施設模式図



図—3 圧送実験施設におけるイオウの収支

(3) 腐食防止対策実験施設における生成硫化物酸化実験

腐食防止対策実験施設（管径100mm，延長約1.8kmの圧送管路施設：図—2参照）において，流速0.6m/sで圧送させた下水中に生成した硫化物を酸化・除去するために，圧送管出口に設けた吐出水槽内部に水中撹拌曝気装置を設置し，同方式による生成硫化物の酸化除去特性を調査した（図—3参照）。同図に示すように圧送管入り口（S1）から圧送管出口（S5）まで一定割合で増加している全硫化物は吐出水槽内でほぼ完全に酸化・除去され，入り口（S1）における全硫化物濃度まで減少した。また，下水中の放散可能硫化水素濃度も150ppm（S5）から5ppm（S1）まで減少した。なお，同水槽気相中の硫化水素濃度は平均3ppmであり，生物脱臭で充分除去可能な濃度であった。

研究担当者：田中 修司，北川 三夫，深谷 渉

キーワード	改築，修繕，硫化水素，酸化，LCC，圧送管

建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発		本文329ページ	平成6年度
全体計画	建設技術研究開発経費 平成5～6年度	汚泥研究室	

(目的)

資源有効利用や環境負荷の低減などから，土木分野では建設事業以外の分野から排出される廃棄物の活用が求められている。一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰は，最終処分場の処理区分において発生土・建設汚泥などの建設発生材が安定型であるのに対し，管理型となっている。そのため，これらの再利用に際しては環境に対する安全性を配慮する必要がある。

本研究は，一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰並びにこれらを原料とした再生材の溶出特性を調査し，安全性評価手法の基礎的資料を得ることを目的としている。

(結果)

平成6年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① 下水汚泥焼却灰について環境庁告示法の溶出試験を行った結果，今回収集したサンプルは全て産業廃棄物の判定基準を満足していた。「表－1，2」

② 海外の溶出試験方法の代表としてEP法による試験を行った結果，規制項目に関する溶出量には大きな影響が無いことが分かった。「表－3」

表—1 サンプル

	事業主体	原材料	再生品
1	A県	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ
2	〃	〃	〃
3	B県	〃	〃
4	C市	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ(透水性)
5	〃	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ
6	D市	〃	〃
7	E県	溶融ｽﾗｸﾞ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
8	F県	〃	〃
9	G市	焼却灰	〃

表—2 試験結果（環告法）

(単位:mg/l)

	1 A	2 A	3 B	4,5 C	6 D	7 E	8 F	9 G	産廃判定基準
最終pH	10.0	6.54	11.1	6.80	8.03	7.12	7.58	7.35	
As	N.D.	0.010	N.D.	0.023	0.023	N.D.	N.D.	0.045	0.3
Cd	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.3
Cr	N.D.	N.D.	0.163	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.006	1.5
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.014	N.D.	N.D.	0.3
Se	0.061	0.041	0.045	0.050	0.076	N.D.	N.D.	0.058	0.3

表—3 試験結果（EP法）

(単位:mg/l)

	1 A	2 A	3 B	4,5 C	6 D	7 E	8 F	9 G
As	0.011	0.026	0.034	0.019	0.014	N.D.	N.D.	0.046
Cd	N.D.	0.012	0.005	0.008	0.005	0.005	N.D.	N.D.
Cr	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.010	N.D.	N.D.
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005	N.D.	N.D.
Se	0.014	0.023	0.015	0.006	0.015	N.D.	N.D.	0.013

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明

キーワード	一般廃棄物，下水汚泥，建設資材，安全性評価

Ⅰ．試験研究費による研究

１．下水管渠の流量に関する研究

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　榊原　　隆
深谷　　渉

１．はじめに

管渠の流下能力を把握することは、下水道計画の策定、下水管渠の設計、および維持管理において最も基本的な事項の１つである。特に既存管渠の更新計画において新規増補管渠の必要流量を決定する際には、既存管渠の流下能力を正確に把握することが必要不可欠である。

流下能力を把握するためには、流量を正確に測定することが必要である。しかしながら下水管渠内の流量測定は、測定機器の設置箇所が限定されており、かつ設置そのものが困難であること、下水の流量変動が大きく、変動幅の全ての測定が可能な、万能な機器が存在しないこと、下水中の固形物や油分による障害が大きく保守管理が容易でないこと等の問題を抱えている。

他方マンホールにおけるエネルギー損失については、従来の下水管渠の設計の中で十分考慮されていない。これは、マンホールでの損失水頭の値が流れの状態によって大きく変化するといわれており、モデル化が困難なためと考えられる。

これらの問題を含め、下水管渠の流量に関する問題は、特に水理学的な観点より古くから研究されているが、未解明な部分が多い。これらを明確にするため、下水管渠の流量に関する研究を実施する。研究計画を表－１に示す。

表－１　研究計画

年　度	内　容
５年度	文献調査，流量観測用管渠模型・管渠網模型製作
６年度	流量測定，マンホール損失水頭測定
７年度	流量測定，マンホール損失水頭測定
８年度	流量計測方法の確立，損失水頭算定方法の確立 総合評価

２．下水管渠の流量に関する研究

２．１　目的

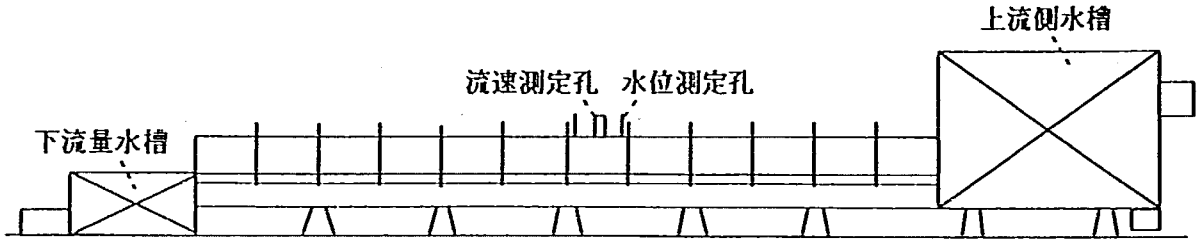
管渠や下水処理場などの適切な運転および維持管理には、流量の測定が不可欠である。しかしながら大都市部においては、土地の確保の問題により堰等による流量測定用構造物の建設が困難であり、また管渠内を流れるのが固形物を含んだ下水であることから、流量計などの精密機器での測定が難しく、管渠内における流量を把握することが非常に困難となっている。

下水道研究室では、平成５年度から管渠内の流量測定に関する研究を行っており、初年度は文献調査

及び実験装置の製作を行った。６年度は、その実験装置を用いた水理実験を行い、円管内における流れの現象について検討を行うとともに、１点流速測定法による平均流速の算出について検討した。

２．２　実験方法

実験は、図－2.1に示す実験装置を用いて行った。管渠は、直径200㎜、全長12ｍとし、透明アクリルを用いて製作した。また勾配可変装置も設置した。管渠中央部には、流速測定用の測定孔と水位測定用の測定孔を設置し、実験装置最下流に設置した量水槽内の三角堰を用いて、流量が測定できるようにした。



図－2.1　実験装置概要

実験は、表－2.2の実験ケース一覧表に示すように、予備実験３ケースと本実験７ケース、計１０ケース行った。水路勾配は水平とし、流速測定孔における管内水深を７通りに変化させて定流通水を行った。

実験における測定項目は、管内水位、流速、流量、動水勾配、水温とした。

管内水位は、前述した測定孔において触針式の水位計を用いて計測を行った。流速は、プロペラ流速計を用いて鉛直方向２㎝ピッチ、横断方向２㎝ピッチで計測を行った。流量は、三角堰越流水深を定期的に計測することにより把握した。動水勾配は、１～２ｍおきに設置されたマノメータの水位差から求めた。

表－2.1 実験ケース一覧表

実験ケース	水路勾配	設定水深
予備実験－１	0/1000	10.0
予備実験－２	0/1000	20.0
予備実験－３	0/1000	20.0
本実験Ⅰ－１	0/1000	6.0
本実験Ⅰ－２	0/1000	8.0
本実験Ⅰ－３	0/1000	10.0
本実験Ⅰ－４	0/1000	12.0
本実験Ⅰ－５	0/1000	14.0
本実験Ⅰ－６	0/1000	16.0
本実験Ⅰ－７	0/1000	20.0

２．３　実験結果

実験全７ケースの結果一覧表を表－2.3に示す。ここで予備実験において、予備実験-1ではプロペラ流速計及び電磁流速計、予備実験-2ではプロペラ流速計のみ、予備実験-3では電磁流速計のみの流速測定を行った。その結果、電磁流速計での測定では側壁近傍及び水表面での測定が困難であること、電磁流速計設置向きのずれにより流速計の値に大きな誤差を含むことが明らかとなった。そのため、本実験の

流速測定には電磁流速計は用いず、プロペラ流速計のみを使用することとした。

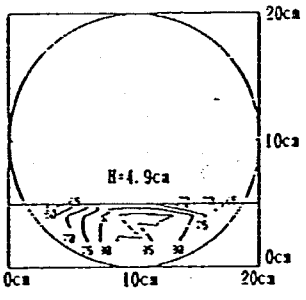
表－2.2　実験結果一覧表

実験ケース	管内水深 cm	動水勾配	堰流量からの算出			流速分布からの算出		
			堰流量 cm^3/s	平均流速 cm/s	粗度係数	計算流量 cm^3/s	平均流速 cm/s	粗度係数
予備実験－1	7.79	1/333	9363.6	84.3	0.009	-	-	-
予備実験－2	20.00	1/174	31153.6	99.0	0.010	34061.0	107.7	0.010
予備実験－3	20.00	1/170	31146.7	99.0	0.010	29970.2	94.7	0.010
本実験Ⅰ－1	4.83	1/286	4727.2	80.8	0.007	4648.0	78.6	0.007
本実験Ⅰ－2	7.89	1/363	10850.0	94.2	0.008	11310.0	99.3	0.007
本実験Ⅰ－3	10.36	1/471	15602.0	94.9	0.007	17540.0	106.8	0.006
本実験Ⅰ－4	12.20	1/571	20532.0	102.3	0.007	21357.0	106.4	0.007
本実験Ⅰ－5	13.02	1/888	21980.0	101.5	0.009	21672.0	100.0	0.009
本実験Ⅰ－6	16.35	1/1176	25961.0	94.5	0.007	27638.0	100.2	0.006
本実験Ⅰ－7	20.00	1/175	36010.0	114.5	0.007	39641.0	126.2	0.007

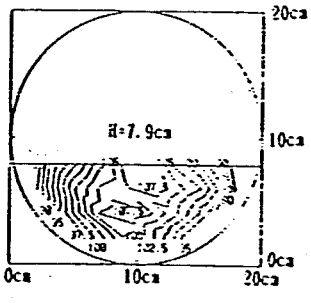
2．4　考察

2.4.1　平均流速と流速分布

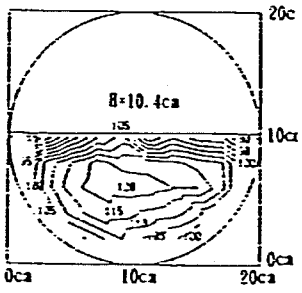
管内の平均流速は２種類の方法で算出が可能である。一つは、三角堰流量と管内水深から算出する方法であり、もう一つは実測流速の平均値から算出する方法である。異なる方法で算出された２種類の平均流速を比較すると、ともに管径の６～７割水位時に最も大きな平均流速が示し、一旦水位の上昇と共に平均流速は減少するが満管時に再度大きな値を示す傾向が見られた。また各ケースにおける流速測定結果を等流速線図（図－2.1～2.7参照）として図化した。これによると、４割水深以下の場合に流速分布（流速コンター）は縦長になり、それ以上になると横長になった。また最大流速位置は、横断方向に見ると、４割水深以上の場合に左右にズレる傾向にあり、特に右側にズレる傾向が強く見られた。鉛直方向では、最大流速は管径の１／２（水深10cm）以上の位置に発生しえないことが分かった。



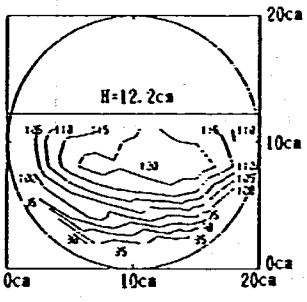
図－2.1　実験Ⅰ－1



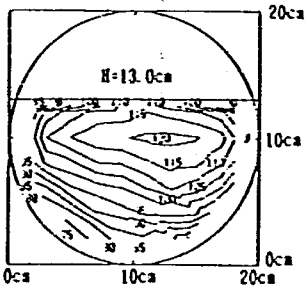
図－2.2　実験Ⅰ－2



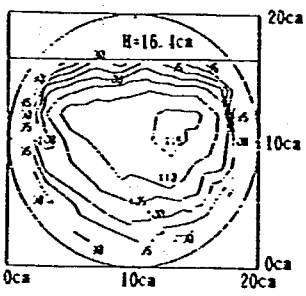
図－2.3　実験Ⅰ－3



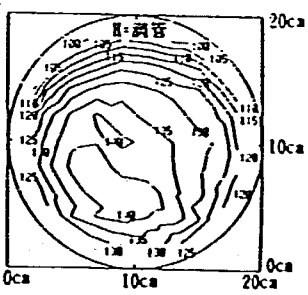
図－2.4　実験Ⅰ－4



図－2.5　実験Ⅰ－5



図－2.6　実験Ⅰ－6



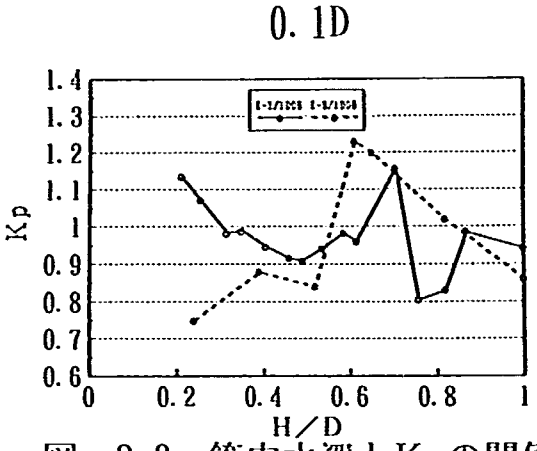
図－2.7　実験Ⅰ－7

2.4.2　1点流速測定法の検討

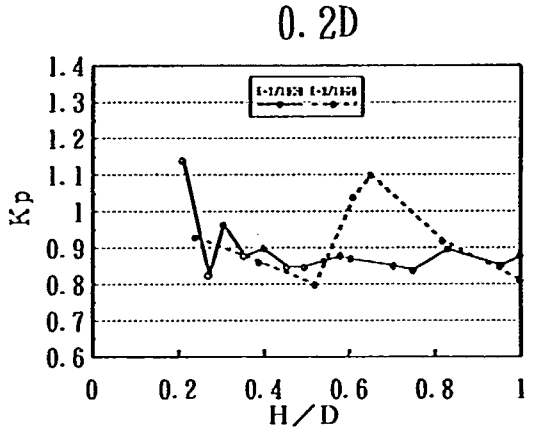
流量算定方法の1つとして1点流速測定法の可能性について検討した。この方法は、ある水深における横断面中央部の1点流速を得て、その流水断面における平均流速を点流速の関数として事前に得ておき、流量を算出するものである。

すなわち、点補正係数をKp（＝平均流速／点流速）と定義し、Kpが水路勾配や管内水位によらず一定であれば、どのような条件下でも、点流速と管内水位が分かれば流量が求まることになる。点流速は、電磁流速計あるいは超音波流速計を用いた方法が開発されており、また管内水位をも超音波水位計等により測定可能であるので、この1点流速測定法は簡便かつ実用的な方法といえる。

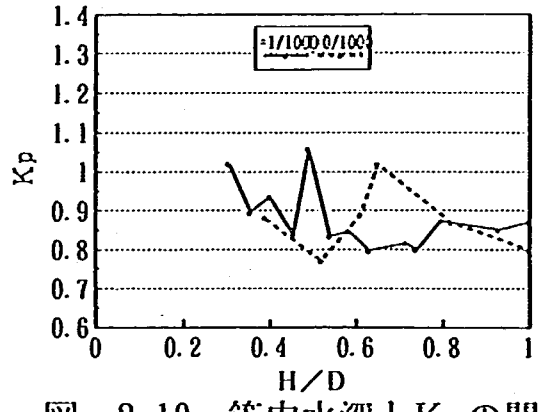
今年度行った実験では、水路勾配を水平、1/1000とし、管内の水位を変化させることで、Kpに対する水深及び水路勾配の影響について検討した。点流速の測定水深は、水深の変動に対応可能であるという観点から、0.1D（管径の1割水深位置）、0.2D、0.3Dの各断面中央部を選択した。0.1D、0.2Dのケースについて、横軸にH／D、縦軸にKpをとったグラフを図－2.8～2.10に示す。



図－2.8　管内水深とKpの関係



図－2.9　管内水深とKpの関係



図－2.10　管内水深とKpの関係

水路勾配が水平の場合、Kp値は概ね0.9～1.2の範囲をとり、H／Dの増加につれKp値は増加し、H／D＝0.6付近で極大となった後、減少する傾向にあった。一方、水路勾配が1/1000の場合は、水平の場合と比較するとKpの変動幅が小さくなり、概ね0.8～1.0の値をとった。また水平勾配時のようなグラフの傾向は見られず、H／Dの増加に対してKp値は低下する傾向にあった。

以上のように、Kp値は管内水位および水路勾配により変化した。1点流速測定法を用いる場合、管内水位および水路勾配を予め知る必要がある。今年度の実験では、2通りの水路勾配の場合のみ検討を行ったので、管内水位および水路勾配がKpに対してどれだけ影響するかを一般化するには十分でない。そのため、今後はこれらの要因の影響評価を行う必要があると考えられる。

2.4.3 粗度係数

マニングの式から、粗度係数nを算出した。ここでも（1）と同様に、三角堰流量及び実測流速の平均値から算出してみると、ともにほぼ同等の0.006～0.009の値を得た。この値は、一般的に知られる塩ビ管やアクリル管の粗度係数0.008～0.010に非常に近い。

なお、式中で用いられる動水勾配は、測定地点に最も近い上下流のマノメータの水位差より求めた。動水勾配は、管内水深が大きくなるほど緩勾配になる傾向にあった。

2．5 今後の課題

今回の実験は水路勾配を水平及び1/1000で行った。しかしながら下水道管渠はその布設地域の地形に大きく左右されるため、布設勾配も様々である。今後は勾配を幾通りにも変化させ、様々な条件下での流れの現象について実験検討を行い、1点流速測定法の実用化の検討を行う。

3．下水管路模型によるマンホール部のエネルギー損失計測

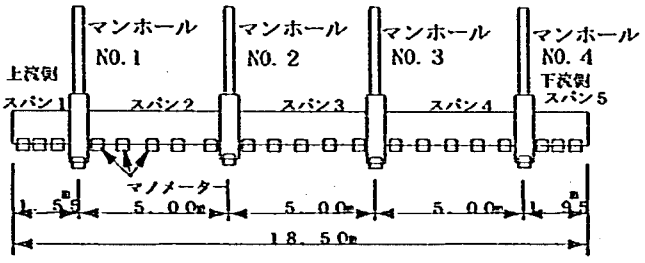
3．1 目的と背景

下水管のマンホールにおいては、管路の平面的な折れ曲がり、縦断的な段差、枝線からの流入水の落下、流量増加時の渦流の発生など、様々なエネルギーの損失がみられる。このエネルギー損失は開水路流および管路流のいずれにおいてもみられるが、管路の流下能力の計算で用いられる損失項目にはマンホール損失が考慮されていないものが多い。これは、エネルギー損失の値が流れの状態によって大きく変化するといわれており、モデル化が困難な点があるためと考えられる。そこで、下水道管路模型を作成しマンホールにおけるエネルギー損失を測定したより正確な管路施設の流下能力の計算を行うための基礎データを得ることを目的とする。

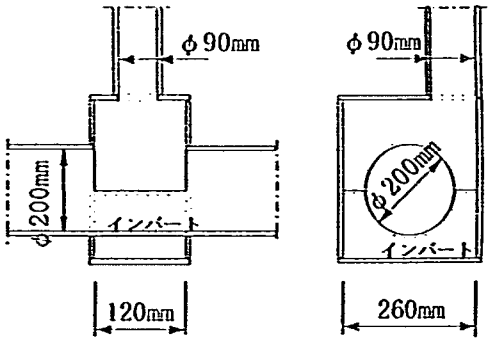
3．2 模型の概要

実験装置は、管路模型、揚水ポンプ、高架水槽、下流側水槽で構成される。管路模型(図－3.1)は、管径2000㎜の管渠を想定し、その1/10の縮尺の内径200㎜、延長18.50㎜のものを透明アクリルを用いて製作した。マンホール模型(図－3.2)の形状及び寸法は下水道施設設計指針に従うものとし、内径2000㎜管路の中間点として標準的に用いられる6号マンホールとした。これはインバートを有するタイプである。マンホールは管路模型中に5m間隔に4箇所設け、上流側から順に、NO.1、NO.2、NO.3、NO.4とした。高架水槽は、揚水ポンプによる水の供給を受け管路模型に安定した水量を供給することを目的として設置した。管路模型への供給水量の調節は、高架水槽と管路模型の間の導水管路に設けたバルブの操作により実施した。下流側水槽の出口には越流高さの調節が可能な越流堰があり、これにより管路模型内の水位が調節可能である。

流量の計測装置として、管路模型の上流側の導水管路部に電磁流量計(φ300㎜)を設けた。また、管路模型区間における損失水頭を計測する事を目的として、管路模型区間にマノメーターを0.20～1.00m間隔で38本設置した。



図－3.1 管路模型側面図



図－3.2 マンホール模型詳細図

3．3　実験方法

1）実験条件と計測

実験条件は、管路流状態のマンホールにおけるエネルギー損失量の把握、およびエネルギー損失に対する流速や水位の影響の明確化を目的として設定した。すなわち表－3.1に示す模型内の水位と流速の組み合わせを考慮して、水位を4通りに設定し、各水位に対し流速を5通り設定し、計20通りの実験ケースを設定した。水位設定は、最下流に設置したマノメーターの水位で行った。模型内の水位は模型の管底を基準とした。管路模型の勾配はゼロとした。各実験は、再現性を評価するためにそれぞれのケースについて2回づつ行った。データ計測は、模型管路部の水位低下と模型内流量及び水温について行った。模型管路部の水位低下は、各実験ケースごとにマノメーターの水位を0.5㎜単位で読みとり記録した。マノーメーターの水位は、特に流速が大きい実験ケース(V>0.63m/s)では1～2㎜の変動がみられた。このときは変動水位の平均値を読みとる事とした。一方、流速が小さいケース(V<0.32m/s)では、隣合うマノメーター水位の差分が小さいため間欠的に読みとった。模型内流量の計測は、電磁流量計により実験開始時と終了時の2回行い、その平均値をとった。水温は、下流側水槽の出口において流量と同様に、試験開始時と終了時の2回計測を行った。

表－3.1　模型内水位と流速の組み合わせ

項目	実験条件	決定根拠
水位(cm)	20, 30, 40, 120	管径の1倍、1.5倍、2.0倍、5.0倍
流速(m/s)	0.16, 0.32, 0.63 0.95, 1.26	実際の下水道管路内の流速の 0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0m/sに対応

2）計測データの整理

得られたマノメーター水位に対し必要な補正を行った後、管路およびマンホールにおける損失水頭と損失係数を、次のような方法で計算した。

＜管路部の動水勾配線の決定＞

図－3.2に示すスパン1からスパン5の管路部における動水勾配線を、回帰計算等によりそれぞれ求めた。このとき、動水勾配線は直線と仮定した。

＜管路部の粗度係数の計算＞

管路部の粗度係数は、動水勾配線の傾きから次式を用いて算出した。なお、動水勾配線の傾きは回帰計算による回帰直線の傾きを用いた。

$$n=R^{2/3}\cdot I^{1/2}/V$$

ここに、n:粗度係数、R:径深(m)、I:動水勾配、V:模型内平均流速(m/s)

＜マンホール損失係数の計算＞

前述の方法で得られた動水勾配線をマンホール部分まで延長し、マンホール部分において生じた段差分をマンホール損失水頭とした後、次式を用いて損失係数を算出した。

$$Km=\Delta h\cdot 2\cdot g/V^2$$

ここに、Km:マンホール損失係数、Δh:マンホール損失水頭(m)、g:重力加速度(=9.8m/s²)、V:平均流速(m/s)

ここで流速が0.16m/sおよび0.32m/sのケースは、マノメーターの読みとり水位差に占める読みとり誤差が大きくなり正確なマンホール損失水頭を算出するのが困難と考えられたので、マンホール損失水頭ならびに損失係数の計算ではこれらを除外した。

3．4　結果と考察

1）管路部の粗度係数

第1回および第2回の管路スパン別の粗度係数の平均値をみると、NO.1が0.0110と0.0070、NO.2が0.0095と0.0106、NO.3が0.0096と0.0089、NO.4が0.0085と0.0093、NO.5が0.0086と0.0094となり、ほぼ0.0095±0.0005の範囲にあり、一般にいわれているアクリル模型の粗度係数（n=0.008～0.010）とほぼ一致した。実験値の分布をみると最上流スパンのNO.1および最下流スパンのNO.5でばらつきが大きかった。その理由として、スパンNO.1直前やスパンNO.5直後の流れの乱れや変化の影響が考えられる。

次に模型内平均流速の影響をみると、流速が大きいほど管路部粗度係数は小さくなり、また値のばらつきも小さくなる傾向がみられた。一般に流速が増加するﾚｲﾉﾙｽﾞ数も増加し、摩擦損失係数あるいは管路粗度係数も減少することが知られている。滑らかな円管路の摩擦抵抗式として$1/\sqrt{f}=2\log_{10}(Re\cdot\sqrt{f})-0.8$　・・・(1)を仮定し（fは摩擦損失係数、Re:ﾚｲﾉﾙｽﾞ数）、摩擦損失係数と粗度係数の間に$f=124.5n^2/D^{1/3}$・・・(2)が成立すると仮定すると、模型内流速がV=0.63m/sからV=1.27m/sになると、計算上の粗度係数は水温9°Cでn=0.0092からn=0.00862へ、水温21°Cでn=0.00896からn=0.00836へそれぞれn=0.0006

程度減少する。今回の実験では、第1回目(水温21°C)は模型内平均流速がV=0.63m/sの時平均粗度係数がn=0.0095、V=1.27m/Sの時n=0.0088、第2回目(水温9°C)ではV=0.63m/sの時n=0.0095、V=1.27m/sの時n=0.0087と、流速の増加とともに粗度係数が減少する傾向を再現できた。さらに粗度係数の減少量も0.0007～0.0008となり、式(1),(2)による計算値とほぼ一致した。

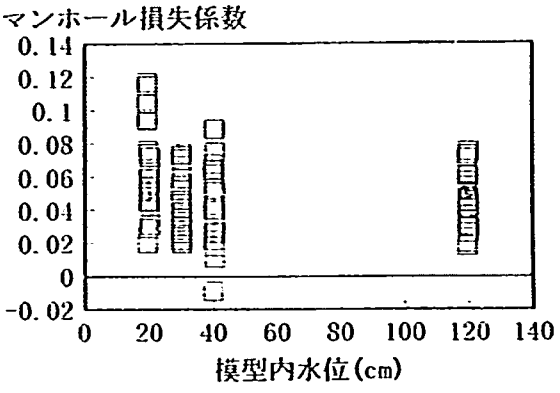
管路模型内水位の影響をみたが、粗度係数の計算値のばらつきが大きく明確な傾向が見られなかった。

水温変化の影響をみると、式(1)(2)より第2回目の粗度係数は第1回目よりn=0.0003程度値が上昇することが予測された。第1回目と第2回目の実験による平均粗度係数は、模型内平均流速がV>0.63m/sの時、スパンNO.1ではn=0.0091→0.0073、スパンNO.2ではn=0.0094→0.0097、スパンNO.3ではn=0.0091→0.0093、スパンNO.4ではn=0.0087→0.0093、スパンNO.5ではn=0.0092→0.0095と、スパンNO.1を除いて平均粗度係数が増加する傾向を再現できた。さらに粗度係数の減少量もスパンNO.2～NO.5で0.0002～0.0006となり、計算値とほぼ同程度の値となった。

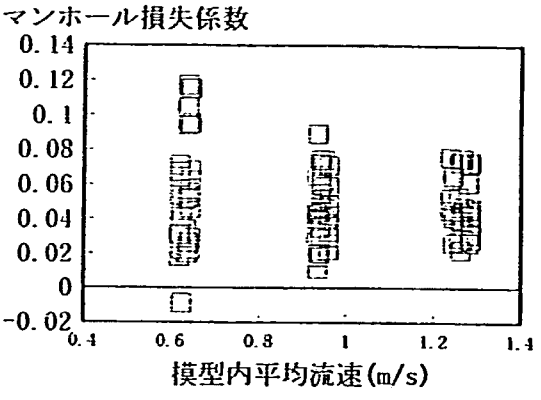
2）マンホール損失係数

第2回のマンホール別の損失係数を図－3.3に示す。NO.1マンホールからNO.4マンホールにかけて値が漸減する傾向がみてとれる。値の範囲および平均値（かっこ内）はNO.1から順に0.04～0.08(0.067)、0.03～0.06(0.049)、0.03～0.06(0.050)、0.02～0.04 (0.029)であった。NO.1マンホールの平均損失係数が大きいのは、管路模型直近上流の導水管に90°曲管があり、この部分で管内の流れに大きな乱れが発生し、これが流速分布の形状に影響を与えているためと考えられる。一方、NO.4マンホールの損失係数が小さいのは、管路模型出口の下流側水槽の存在によりNO.4マンホール付近の流速分布がより均一化される影響を受けているためと考えられる。

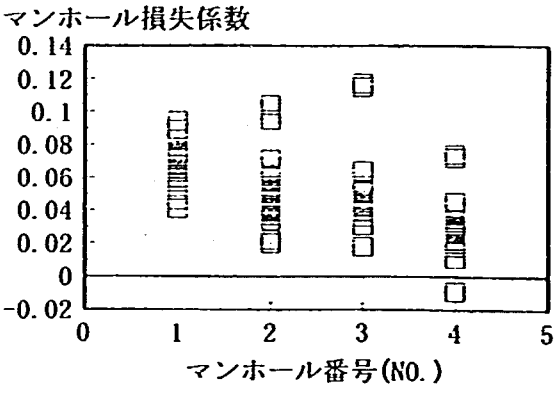
次に模型内平均流速の影響を図－3.4に示す。模型内平均流速がV=0.63m/sのとき、Km=0.02～0.12とばらつきが大きいが、V=1.26m/sと大きくなるとKm=0.02～0.08とばらつきも比較的小さくなる。さらに模型内水位の影響を図－3.5に示すが、マンホール損



図－3.3 マンホール損失係数（模型内水位の影響）



図－3.4 マンホール損失係数（模型内流速の影響）



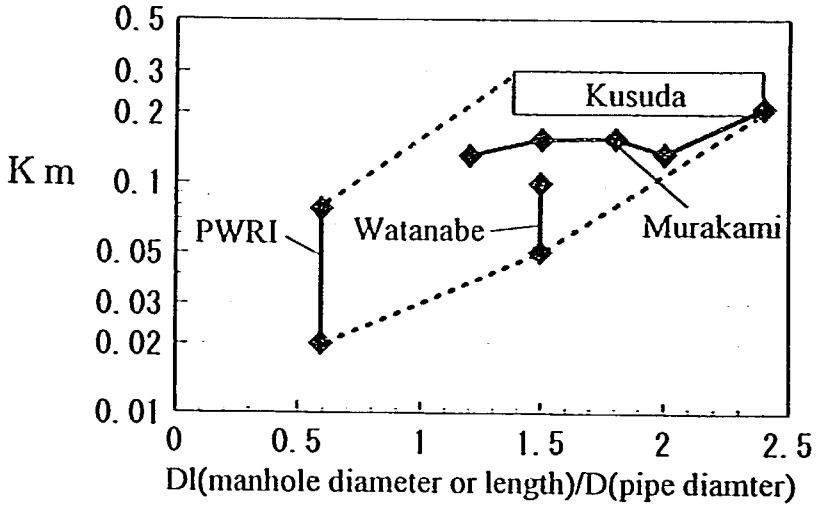
図－3.5 マンホール別損失係数

失係数の計算値のばらつきが大きく、模型内水位との明確な傾向が見いだせなかった。

3）マンホール損失係数の既往の実験値との比較

管路流の状態にあるマンホール損失係数の既往の実験値および実験条件を今回の実験値とともに表－3.2にまとめて示す。今回の実験結果によるKm値は既往値の中で最小の渡辺の実験値0.05-0.10よりさらに小さい。その理由として、管径に対する流れ方向の長さが短いことが指摘される。すなわちマンホールの長さが短いとマンホール上流側からの流線の大部分はそのまま下流側に引き継がれ、マンホール内部で乱れる割合が少なくなると考えられる。図－3.6に各実験におけるKm値の範囲を示すが、（マンホールの長さ）／（管径）に依る傾向がみてとれる。

ここで管路の急拡・急縮による損失係数を用いて計算した値はKm=0.41となった。この値はマンホール長さが十分長い場合で損失係数の最大値を示すものと考えられる。従ってマンホールの長さを長くすれば損失係数はこの値に近づいて行くと思われる。



図－3.6　ﾏﾝﾎｰﾙ損失係数Kmの値の範囲

表－3.2　　マンホール損失係数の既往の実験値と実験条件

実験者	Km	ｲﾝﾊﾞｰﾄ	ﾏﾝﾎｰﾙの形状	ﾏﾝﾎｰﾙ径	管径
宇井ら	0.35	なし	円形	15cm	10cm
渡辺	0.05～0.1	あり	円形	15cm	10cm
村上ら	0.13～0.21	あり	円形	6-12cm	5cm
脇田ら	0.2-0.3	あり	円形	7-12cm	5cm
今回実験	0.02-0.08	あり	矩形	12cm×26cm	20cm

3．5　今後の課題

今回の実験により、直線区間の中間マンホールの損失係数が明らかになったが、同時に流量の乱れや変化が近くにみられるマンホールでは管路内の流速分布が変化し、損失係数に影響を与えていることが

示唆された。そこで、今後の検討課題としてマンホール近傍の管路内の流速分布を計測し、マンホール損失係数と管路内流速分布の関係を明らかにしていく必要がある。また、マンホール損失係数は、マンホールの形状やマンホールと管路の接続形態によって変化することが知られている。今後、これらについても代表的マンホール形状や接続形態を考慮して実験を行い、損失係数を把握していく必要がある。さらに管路流と並行して開水路流の損失係数の把握も行う必要がある。

<参考文献>

1)宇井、安川：管路接続用チャンバーによるエネルギー損失、第31回水理講演会論文集、1987

2)渡辺：都市下水道流域の流出解析と流出抑制に関する基礎的研究、学位論文、1989

3)村上、桜井：下水道マンホールの水理に関する検討、重点領域研究「自然災害」研究報告集「都市域における異常出水の予測とその流出抑制工法に関する研究」、1990

4)脇田、森山他：雨水管路マンホール部におけるエネルギー損失の実験的研究　土木学会西部支部研究会講演集、pp. 364-365、1992

6)B. C. Yen : Urban drainage hydraulics and hydrology:from art to science, Proc. of the fourth international conference on urban storm drainage, 1987

7)B. C. Yen et al. : Advances in hydroscience, Academic Press, England, 1986

8)水理公式集　(社)土木学会、1985

9)建設省土木研究所下水道部：平成5年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3294号、pp. 135-140、1994

10)岩佐義朗：水理学、朝倉書店、

２．ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣
研　究　員　吉澤　正宏

１．はじめに

ディスポーザーとは台所の流し台の下に設置して、厨芥（生ごみ）を回転刃により粉砕し下水管へ流す家庭用電化製品である。（図－１）

この装置を利用することにより、台所で発生する生ごみを直接下水道へ流すことができるため、ごみ処理への負荷の低減や家庭での生活環境の向上が図られる。本装置は米国において広く普及しており、今後わが国においてもディスポーザー使用に対する国民のニーズが高まる可能性がある。米国における下水道計画は20～30年前からディスポーザー導入を前提としているため、ディスポーザーの普及による下水道施設への悪影響は特にないといわれている。

図－１　ディスポーザー

ディスポーザー排水の下水に与える影響は、これまでの報告書[1]によれば、流量について排水量原単位で約1.1倍増加し、水質項目については、負荷量原単位でBOD及び溶解性BODがおよそ1.6倍、SSが1.3倍、T-Nが1.15倍、及びT-Pが1.3倍の増加があるとしている。殊に、有機物負荷の増大が想定され、ディスポーザーの影響は無視できないものと推測される。現在、わが国の下水施設はディスポーザー導入には対応していないため、下水管渠内、水処理、汚泥処理それぞれにおける技術上の問題が考えられる。水処理に関しては、ディスポーザー導入にともなう負荷の増大に対処するため、施設の容量を大きくする必要があるが、ディスポーザーの効果が特に大きいと思われる大都市等の人口稠密地域においては施設拡張のための用地の確保が困難な状況にある。その一方で、最近の環境問題に対する国民の関心の高まりから、潤いのある水環境を創造するため現状以上に高度な処理水質を求められており、この面でも処理施設の機能向上のための新たな用地需要が生じると思われる。本研究はディスポーザー導入時に想定される高い流入負荷条件においても既存の下水処理施設の大幅な拡張をともなわずに高度処理が可能となるような新しい処理技術を、バイオテクノロジーの一つである微生物の固定化技術を応用することにより実用化しようとするものである。

２．平成５年度までの調査結果

平成５年度においてはディスポーザー100％普及時の流入下水水質を文献値から想定し、人口稠密地域の既存下水処理場の施設容量不足量を試算し以下の知見を得た。

(1)BOD除去は、反応タンク内MLSS濃度を高くすることで対応可能である。但し、この場合、汚泥の沈

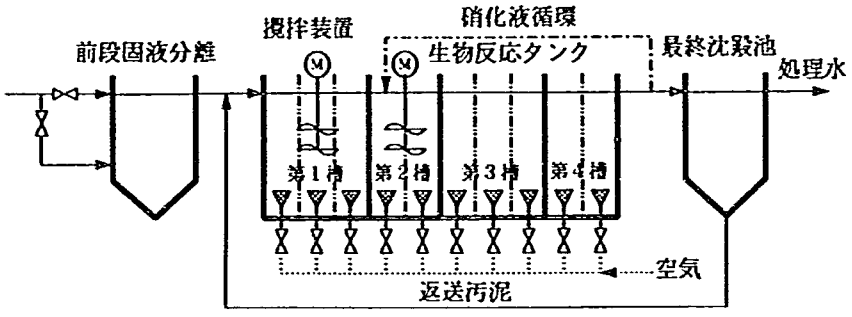
降性の悪化が考えられ、最終沈殿池の機能向上等の対応が必要となる。

(2)窒素除去を目的に循環式硝化脱窒法を用いる場合、全ての処理場でタンク容量は不足する。硝化内生脱窒法では更に不足率は拡大し、窒素除去を考慮する場合には前段固液分離の高効率化、微生物固定化技術の応用等の対応が必要になると考えられる。

3．平成６年度の調査結果

本年度は、図－２に示す高負荷対応型高度処理実験施設に、流入水として茨城県霞ヶ浦浄化センター流入下水を用いて水処理実験を行った。生物反応タンクは、全容積10m³、槽内は10等分割可能になっており、実験中３枚の隔壁を用意して４槽に分割した。分割方法等、実験条件を表－１に示した。また、前段固液分離は、通常の最初沈殿池として、又は充填材ろ過池としても利用できる構造になっている。水質の測定項目及び測定方法は表－２の通りである。

期間Ⅱにおいて、同センター汚泥処理施設からの返流水を流入下水中に受け入れたことにより本実験施設流入水の高負荷化が生じている。汚泥処理系返流水は、生下水とは性状を異にするところが大きく、この高負荷化を直接ディスポーザー排水受入時の負荷増と考えることはできないが、高負荷の水処理系に及ぼす影響の基本的な問題点を抽出することは可能であると考えられ以下これについて検討した。



図－２　実験装置

表－１　実験条件

期間	Ⅰ		Ⅱ
	①	②	③
	6/9～9/29	10/6～11/24	12/1～3/30
運転方法	標準法	A2O法	A2O法
	第1,3槽＝3m3	第１槽　＝嫌気ﾀﾝｸ　1m3	
	第2,4槽＝2m3	第２槽　＝無酸素ﾀﾝｸ　3m3	
	(全槽好気ﾀﾝｸ)	第3,4槽＝好気ﾀﾝｸ　4m3,2m3	
管理方法	ORP制御(+80mV)	DO制御(2mg/1)	DO制御(2mg/1)
HRT(d)	7.14	7.14	7.14
返送率(%)	69	69	69
硝化液循環率(%)	－	100	100
A-SRT(d)	14.6	8	8
MLSS(mg/1) (平均値)	1910～3830 (2629)	1640～3940 (2395)	2260～7280 (4904)

表－２　測定項目及び測定方法

測定項目	測定方法
水温	温度計による
pH, DO, ORP	電極法による
SS, MLSS, MLVSS, BOD	下水試験法に掲載の方法による
D-CODcr, NH4-N, NO2-N	ﾃｸﾆｺﾝｵｰﾄｱﾅﾗｲｻﾞｰによる
NOx-N, K-N, PO4-P, T-P	
T-CODcr	HACH迅速水質分析計DR/700による

（1）最初沈殿池としての前段固液分離操作について

ここでは、前段固液分離操作として 1)最初沈殿池による場合、2)充填材ろ過による場合、のうち1)の最初沈殿池による場合についてその特性を示すものである。最初沈殿池における滞留時間は2.6hr、水面積負荷は31m/dである。

期間Ⅰ及び期間Ⅱにおける実験施設流入下水の主な性状を表－3に示す。汚泥処理系からの返流水による高負荷化は、期間Ⅰに対する期間Ⅱの増加率として最下段に示した。その増加率は、T-Pが最も大きく370%、次いでSS 298%、T-COD_{Cr} 189%、T-BOD 154%等であるが、SS由来の増加を除けばD-BOD 142%、PO_4-P 89%の増加が大きい。NH_4-N、D-COD_{Cr}の増加は殆どなくそれぞれ4%、10%増程度にとどまっているものの、総じてディスポーザー排水受入時に想定される負荷増に比して、はるかに大きくなっている。

表－3　実験施設流入下水の性状

期間	SS	T-BOD	D-BOD	T-COD	D-COD	NH4-N	T-N	PO4-P	T-P
Ⅰ	157.0	162.6	75.7	348.1	95.9	29.10	38.68	2.72	4.46
Ⅱ	625.2	412.2	183.5	1041.2	104.5	30.30	74.59	5.13	20.97
増加率(%)	298	154	142	199	9	4	93	89	370

増加率＝(Ⅱ－Ⅰ)/Ⅰ×100%

表－4　最初沈殿池の除去効果

期間		SS	T-BOD	T-COD	T-N	T-P
Ⅰ	初沈流出水	60.2	108.7	199.7	25.12	2.75
	除去率(%)	61.7	33.1	42.6	35.1	38.3
Ⅱ	初沈流出水	166.1	171.8	382.4	40.70	11.60
	除去率(%)	73.4	58.3	63.3	45.4	44.7
増加率(%)		176	58	91	62	322

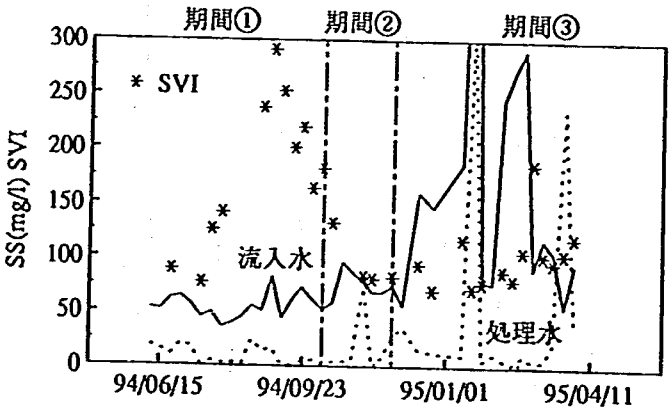
増加率＝(Ⅱ－Ⅰ)/Ⅰ×100%

期間Ⅰ及び期間Ⅱにおける最初沈殿池としての除去効果を表－4に示す。返流水中のSS成分の沈降性は生下水に比べればやや良好であるためか、期間Ⅱの除去率はT-Pの除去率を除いては10～20%高まり、生物反応ﾀﾝｸへの負荷の増加率は流入下水のそれの約半分となった。

（2）SS及び有機物除去について

活性汚泥法の最も基本であるSS及び有機物(BOD)の除去について高負荷化の及ぼす影響を検討した。

図－3に生物反応ﾀﾝｸ流入水（以下、流入水と略）SS濃度、処理水SS濃度及び活性汚泥のSVIの変化を示す。SVIは通常の生下水を用いていた夏期において悪化している以外良好な値を示している。このように、流入水SS濃度とSVIとには、相関はなく高負荷時においても活性汚泥のSVIは良好であった。しかしながら、過大なSS負荷が最終沈殿池でのSSのキャリーオーバーを招き、処理を悪化させていた。SSの流出を避けるためには、汚泥のSVIは良好であることを考えれば余剰汚泥の引抜き速度を高めることが効果的であるが、その場合、SRTが低下することによる硝化への影響が考え



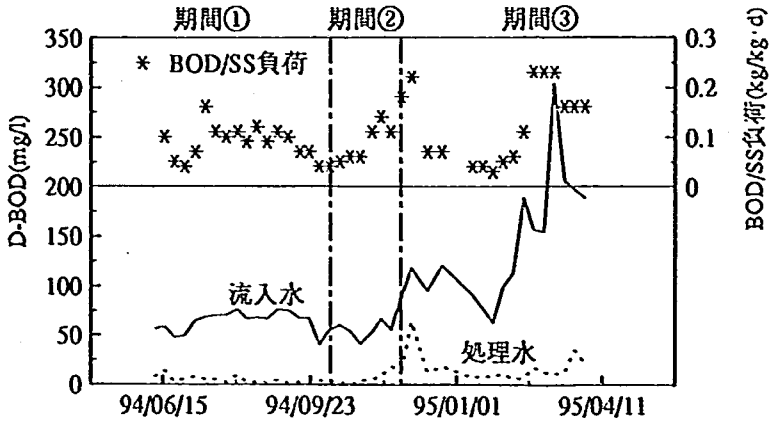
図－3　流入水SS，処理水SS及びSVIの変化

られ、生物反応ﾀﾝｸ前段での効果的なSS除去または微生物の固定化によるSRTの確保が重要であることが改めて確認された。

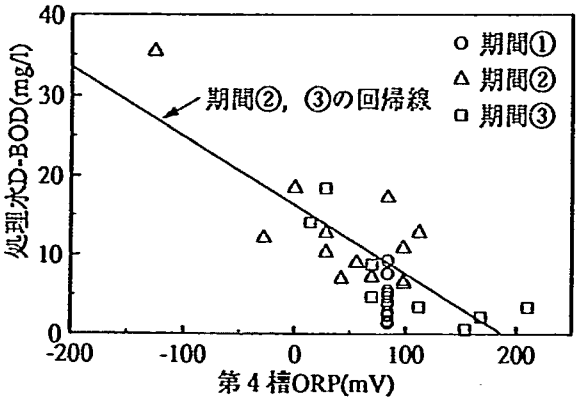
有機物指標としてBOD、特にSS成分の影響を除いた溶解性BODについて、流入水BOD、処理水BOD及びBOD/SS負荷の変化を図－4に示した。BOD/SS負荷は、高負荷時にも流入水SS濃度が上昇したことによる生物反応タンク内MLSSの高濃度化によって0.25kg/kg・dを越えることはなかったが、処理水BODは悪化傾向が窺えた。ここで、処理水BODと生物反応タンク第4槽におけるORPとの関係を図－5に示した。処理水BODとORPとの間には、期間②及び期間③において

処理水BOD(mg/l)＝16.28－0.0867*ORP(mV)

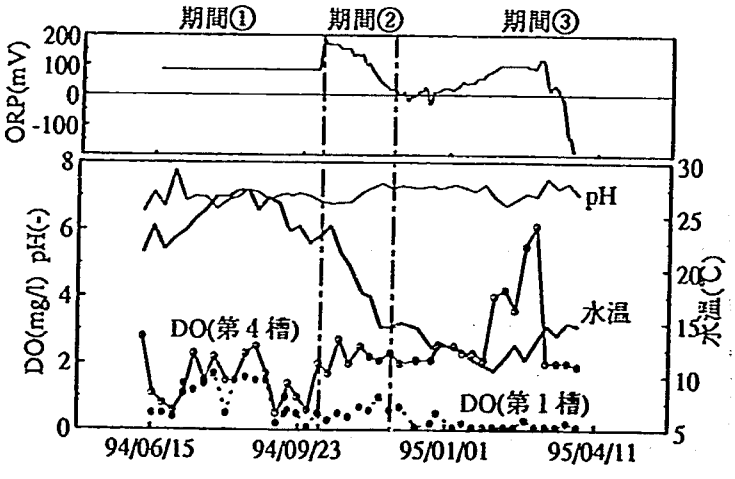
で表される直線関係が認められる。高負荷時、生物反応タンク第4槽のDO≧2mg/lは、通常時と同等またはそれ以上であり、BOD/SS負荷も高くはなかったが、ORPが低かったために有機物除去が抑制されたと言える。なお、処理水BODと生物反応タンク第4槽のDOとは明確な相関関係を見出すことはできなかった。生物反応タンク第4槽のDO及びORPは、期間①においては、ORP値を+80mVに、期間②及び期間③にはDO値を2mg/lになるよう曝気量の自動制御を行った。ORP制御時における同槽のDOは、平均値を中心として短変動する傾向が窺えるが、DO制御時のORPはより長い時間での変動を示した（図－6）。この変動はpHの変動幅に比して大きく、水温の変化を理由とはしないようである。また、前述のように有機物除去とORPとに、更に窒素除去の点でも図－7のようにDN（溶解性窒素）除去率とORPとに関係が認められることから、良好な処理水質を得るための適切な運転管理方法について検討する必要があると考えられる。



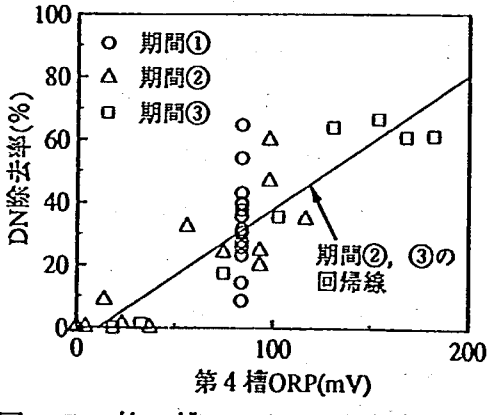
図－4　流入水BOD，処理水BOD及びBOD/SS負荷の変化



図－5　第4槽ORPと処理水D-BODとの関係



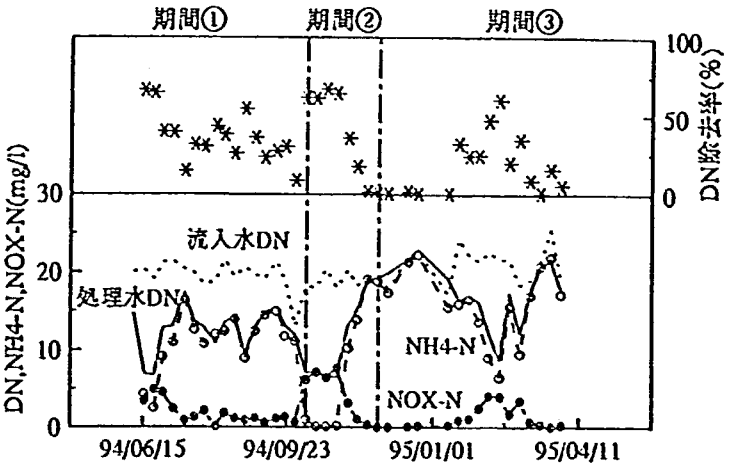
図－6　ORP,DO,pH及び水温の変化(特記以外第4槽)



図－7　第4槽ORPとDN除去率の関係

（3）窒素、りん除去について

図－8に流入水、処理水のD-N、第4槽におけるNH_4-NとNO_x-Nおよび生物反応タンクにおけるD-N除去率を示す。本年度、窒素除去に関しては生物反応タンク第4槽のORPが高くなった（約+90mV以上）一時期に硝化が生じた他は実験期間のほとんどにおいて硝化は進まず、良い除去率は得られなかった。高負荷時における処理水中への高いSSの流出SSがSRTに与える影響は、約10%SRTを低下させる程度と小さく、標準法による運転を行っていた時期には、十分なSRTが確保されていたにも関わらず硝化は行われておらず、図－7のような結果が得られたことからも、曝気量が足りずORPが低かったことによる実質的なA-SRTの低下が主原因と考えられる。



図－8　窒素及びDN除去率の変化

なお、11月17日（通常時）及び1月19日（高負荷時）の生物反応タンク最終槽の活性汚泥を供試試料として硝化試験[2]を行い、比硝化速度を求めたところ0.79mg/gSS・hr(17.0℃)及び0.41mg/gSS・hr(18.5℃)となった。高負荷後の比硝化速度がほぼ半減しているが、これは図－6に見るように、1月19日は、反応タンク最終槽が長らく低いORPに維持されていた直後にあたり、最も硝化細菌の生育にとって不利な状況にあったためと考えられる。11月17日も、ORPは低いが、ORPの高い状態から徐々に低下している中途段階であったため、1月19日よりも硝化細菌の活性が残っていたと考えられる。

次に脱窒速度についてであるが、脱窒速度に影響を及ぼす因子としては、基質としてのNO_x-N濃度、有機物（BOD、COD等）濃度やDO濃度等があげられる。無酸素タンクのDO管理がなされ、DO≒0mg/lであるならばDO濃度の影響は考えなくて良い。また、基質濃度の影響はMonod式で表されるが、その半飽和定数は極めて小さく、下水処理の通常のNO_x-N濃度では、基質濃度に依らない0次反応としてよいとされ、一般に脱窒速度は有機物濃度のMonod式で与えられている[3]。このことは、汚泥の比脱窒速度が表－5のように混合液中の有機物濃度（$D\text{-}COD_{Cr}$を参考に示す。本来的にはtotalで示すべきであるが測定していなかった。）により変化することを表す。無酸素タンクには嫌気タンク混合液と硝化循環液とが、1.69：1の比で流入し、無酸素タンク混合液となるが、この比で混合した汚泥混合液と無酸素タンクから採取した汚泥混合液の有機物濃度は異なり、従って表－5にもあるように、比脱窒速度も異なってくる。

このように無酸素タンクが有する脱窒速度は無酸素タンクにおける有機物濃度と関係づけられるが、通常、設計に便利なようにBOD-SS負荷の一次関数として無酸素タンクの脱窒速度を与えている[4]。高負荷下水では、（MLSS濃度一定ならば）BOD-SS負荷の上昇にとも

表－5　生物反応タンクにおける比脱窒速度

供試汚泥採取タンク	D-CODCr (mg/l)	比脱窒速度 (mg/gSS・hr)
嫌気タンク	49.7	1.67
無酸素タンク	44.7	1.27
好気タンク(第4槽)	38.8	1.33
嫌気タンク+好気タンク*	45.6	1.50

*嫌気タンク：好気タンク(第4槽)＝1.69：1の比で混合

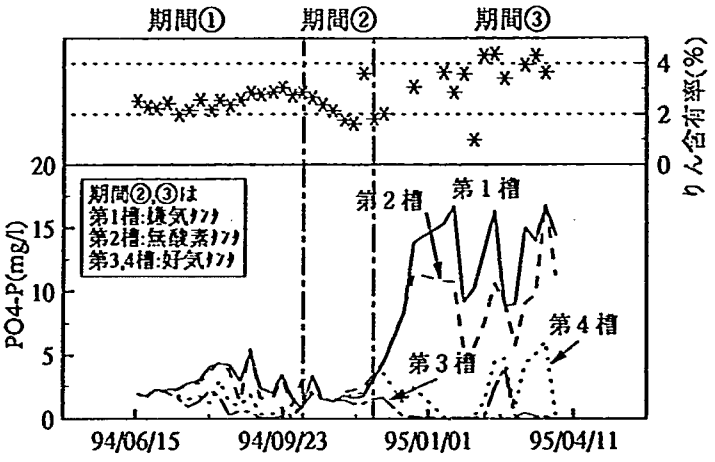
ない脱窒速度も上がり有利に作用するが、Monod式から示されるように上限値は存在する。実験施設より採取した同一の活性汚泥混合液に、有機物としてメタノールを添加して、脱窒試験[2]を行ない、表－6の結果を得た。本結果からは17.0℃においては1.8～1.9mg-N/g-SS・hr程度がほぼ上限になるものと考えられる。

表－6　D-CODCrと比脱窒速度

D-CODCr (mg/l)	比脱窒速度 (mg/gSS・hr)
44.6	1.73
69.6	1.93
99.2	1.79

供試汚泥：好気ﾀﾝｸ(第4槽)
水温：17.0℃

図－9は、生物反応ﾀﾝｸ各槽における、PO_4-P濃度と活性汚泥のりん含有率の変化を示したものである。期間①では全面曝気を行っていたものの生物反応ﾀﾝｸ各槽におけるPO_4-P濃度の分布から、疑似嫌気好気的な状況になっており、りん除去は概ね良好に行われていた。期間②におけるA_2O法による運転の初期段階ではまだ嫌気ﾀﾝｸのDOが十分低下しておらず、りんのはきだしは行われていない。好気ﾀﾝｸでの取り込みも行われていないが、理由は不明である。期間③以降は、嫌気ﾀﾝｸのDO＝0.1mg/lとなり、同時期において89%の負荷増になったにも関わらず、好気ﾀﾝｸにおいて良好にりんの摂取が行われ、処理水中の溶解性りん濃度は0.03～0.55mg/l、平均0.28mg/l（除去率94.8%）、また処理水SS濃度の特に高い（30mg/l以上）日を除外した処理水中の全りん濃度は0.23～0.85mg/l、平均0.42mg/l（除去率96.3%）であった。摂取されたりんは、活性汚泥のりん含有率の上昇すなわち期間①で2.50%、期間③で3.85%により確実に系外に除去された。このように、りんの高負荷化は従前の方法により対処が可能であることが知られた。



図－9　PO4-P濃度及び活性汚泥のりん含有率の変化

4．まとめ

平成6年度の調査の結果、次のようなことが分かった。

(1)高いSS負荷は、活性汚泥のSVIには直接影響を及ぼさないが、窒素除去に必要なSRTを確保するため、引抜き速度を高めることができずに最終沈殿池からのSSのキャリーオーバーを招く。

(2)生物反応ﾀﾝｸDOを一定(2mg/l)に制御してもORPの変動があり、低いORPによって有機物除去及び硝化反応は抑制される。

(3)りん除去は、89%の負荷増に対してもA2O法により良好に行われる。

参考文献

1)昭和63年度下水道関係調査研究年次報告書集　建設省土木研究所　平成元年10月

2)平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集　建設省土木研究所　平成5年10月

3)Manual Nitrogen Control　U.S. EPA　Sep. 1993

4)高度処理施設設計資料　建設省／高度処理会議　平成6年2月

３．塩素消毒技術の高度化に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣

１．はじめに

現在、水質に関する規制項目は、人の健康を守るものとして重金属項目が、また、生活環境を保全するものとしてBOD、大腸菌群数等の項目が規定されている。しかし最近は、産業の高度化、水の循環利用の拡大、閉鎖性水域の富栄養化などにより、微量化学物質、窒素・りん等が新たに規制項目として加えられ、また、水系ウイルスに対する関心も高まるなど、水質に関する要求は常に多様化かつ厳しくなる状況にある。

このような中で、下水処理における塩素消毒についても要求が多様化しており、生態系への優しさ、水利用体系における位置付け等の観点から、塩素消毒技術を再評価することが求められている。

２．研究の目的

塩素消毒は、下水処理水の衛生学的安全性を確保するために、広く用いられている消毒法であり、現行のBOD，SS、大腸菌群数等を処理の目的とした高級処理では、十分その役割を果たしている。しかし、下水処理水が備えるべき水質に対する要求は、ますます多様化する傾向にあることから、塩素消毒技術を諸要求のもとに再評価し、より高度な塩素消毒技術を確立する必要がある。

本研究では、下水処理レベルと消毒効果の関係、消毒方法と消毒副生成物の関係、および消毒方法の水生生物への影響について実験的検討を行い、塩素消毒技術の高度化を図ること目的とする。

３．平成６年度の調査内容

平成６年度は、塩素消毒に関する文献調査を行うとともに、下水道統計データの解析と簡単な現場調査により、処理場における塩素消毒の実態の把握を試みた。また、各種の処理法について、生物処理水中の大腸菌群数をほぼ２ヶ月にわたり測定し、塩素消毒の前提となる生物処理水中の大腸菌群の濃度および変動の特徴を把握することを試みた。

４．平成６年度の研究結果

４．１　文献調査

(1)塩素消毒に関わる水質基準等

塩素消毒には、衛生学的項目および微量化学物質項目が関係する。

衛生学的項目については、表－１に示すとおりである。下水処理場からの放流水について直接に法的規制がかかるのは、下水道法の大腸菌群数が3,000個/mL以下という基準である。しかし、処理水の再利用をはかる場合には、大腸菌群数に関する基準がさらに厳しくなり、さらに散水利用の場合には残留塩素保持の条件が付加される。一方、処理水の放流先水域にも、類型ごとに大腸菌群数の基準値が定められており、下水処理水もこの基準の達成に寄与することが求められている。現在は、環境基準のうちBOD濃度のみが、下水道整備により達成すべき基準として、流域別下水道整備総合計画における検討の対象となっているが、今後は、衛生学的観点からの下水道システムのあり方についても検討が必要になるものと考えられる。

表－１　下水処理水に関係する衛生学的基準

法令・指針等	適用・区分	基準・指針値	
		大腸菌群数	残留塩素
下水道法施行令 放流水質の技術上の基準	下水処理後の 放流水	3,000個/mL	－
下水処理水循環利用技術指針(案) （日本下水道協会）	水洗便所用水	10個/mL	－
	散水用水	検出されないこと	0.4mg/L(結合)
修景・親水利用マニュアル(案) （建設省、高度処理会議）	修景用水	1,000個/100mL	－
	親水用水	50個/100mL	－
公害対策基本法 水質汚濁に関わる環境基準	AA(自然環境保全)	50MPN/100mL	
	A(水浴等)	1,000MPN/100mL	
	B	5,000MPN/100mL	
水浴場水質判定基準 （水質環境基準検討会報告書）	快適（目標値）	100個/100mL	
	適（許容限度）	1,000個/100mL	

微量化学物質項目については、塩素消毒に関係のあるものとして、公害対策基本法の水質汚濁に関わる要監視項目中に、クロロホルムがある。これは、主として処理水中のフミン質と塩素が反応して生成する可能性がある物質であり、指針値としては0.06mg/L以下となっている。

資料[1]によると、ヨーロッパ諸国においては、下水処理水に対して衛生学的な基準を設けている国は少ない。大腸菌群数の基準があるのは、フィンランド、ハンガリー、イタリアであり、このうちイタリアについては、関連機関からの要請がある場合に基準を設定することとなっている。クロロホルムについては、ポルトガルのみが1mg/Lとかなり高い値を設定している。このほか、活性塩素の上限濃度を設定している国が、スイス、デンマークなど６カ国あり、その値は、スイスで0.05mg/Lとかなり低く、その他の国で0.5mg/Lほどである。これらの国における下水処理の一般的方法および消毒方法（有無も含めて）は明らかではないが、塩素濃度に上限値を設けていることは注目すべきことである。

(2)塩素消毒の基礎[2),3)]

下水処理でよく用いられている次亜塩素酸塩は、水中でHOClまたはOCl^-の形態で存在し、pHが低いほどHOClの割合が大きくなる。反応性および殺菌作用はHOClの方が強い。HOClはいろいろな物質を塩素化あるいは酸化するが、反応は求電子反応であり、塩素の置換だけが起きれば塩素化反応、生成した塩素化合物からHClの脱離が起これば酸化反応となる。

水中にアンモニアが存在すると、HOClはアンモニアと反応して速やかにクロラミンを形成する。pHが中性域で、塩素の添加濃度がアンモニア性窒素濃度の5倍以下であれば、生成するクロラミンはNH_2Cl（モノクロラミン）となる。クロラミンはHOClよりも著しく反応性が弱いため、塩素化力が小さいのが特徴である。しかし、HOClよりは弱いがクロラミンにも殺菌力があるため、必要な滞留時間が確保されれば確実な消毒が可能である。水中にアンモニアが存在せず有機性窒素が存在する場合には、ほとんど殺菌作用のない有機性クロラミンが形成される。

塩素消毒における殺菌では、塩素添加当初にいくらかのラグタイムがあった後、指数関数的に細菌濃度が減少する。その減少は、次式で表される。

$$y/y_0=(ct/b)^{-n}$$

ここに

y ：t時間後における細菌濃度

y_0：当初の細菌濃度

c ：t時間後における残留塩素濃度

t ：接触時間

b, n ：係数

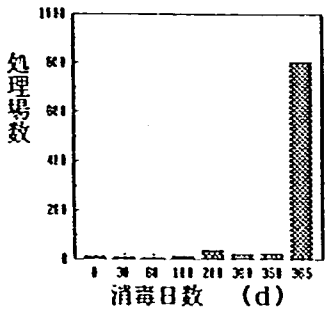
4．2　塩素消毒の実態

(1)下水道統計データの解析

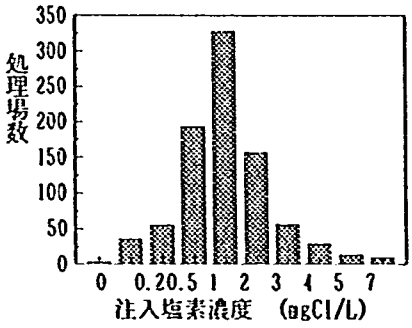
下水道施設設計指針によると、15分の接触時間で処理水の大腸菌群数を3,000個/mL以下にするためには、活性汚泥処理水で2～4mgCl/L、散水ろ床処理水で3～10mgCl/Lの塩素注入が必要であるとされている。

実際の処理場での塩素消毒の現状を把握するために、下水道統計中の塩素消毒に関するデータを集計し、図－1～3に示した。消毒を行っている日数は、ほとんどの処理場で1年間毎日であり、処理水質の管理あるいは処理水質への影響の点で、塩素消毒が重要な意味を占めていることがわかる。また、平均の塩素注入濃度は1～2mgCl/Lの範囲にピークがあり、下水道施設設計指針に示された注入濃度範囲よりも低濃度で塩素注入が管理されていることがわかる。このような塩素消毒の後での放流水中の大腸菌群数は、多くの処理場において100個/mL以下と、基準値の3,000個/mLよりもかなり低い濃度になっている。

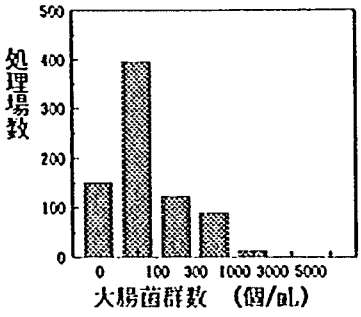
小規模な処理場においては、塩素消毒の管理が中規模程度以上の処理場に比べて厳密でないこともあると考えられるため、特定環境保全公共下水道について、注入塩素濃度と塩素消毒後の大腸菌



図－1 消毒日数の分布

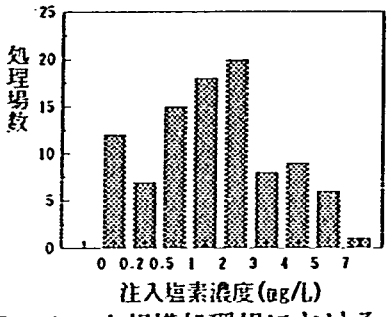


図－2 注入塩素濃度の分布

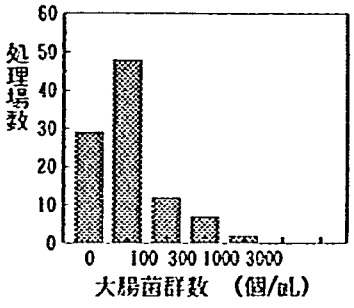


図－3 放流水中大腸菌群数の分布

群数の実態について調べた。これを図－4～5に示す。注入塩素濃度に関しては、1mg/Lよりも低い濃度で塩素消毒を行っている処理場数が多く、一方、高濃度側の処理場数も幾分多いのが特徴である。放流水の大腸菌群数に関しては、中規模以上の処理場も含めた場合と同様に低濃度の値となっているが、大腸菌群数が0個/mLである処理場の割合が増加している。以上のデータから、小規模な処理場においては、低濃度の塩素消毒が行われているものの、放流水中の大腸菌群数は低く抑えられており、しかし、塩素注入量が過多気味な処理場が一部あるようである。



図－4 小規模処理場における注入塩素濃度の分布



図－5 小規模処理場における放流水中の大腸菌群数の分布

なお、放流先水域の環境基準類型がA以上である処理場の比率は、公共下水道で27%(=209/775)（河川：127/595、海域：76/164、湖沼：6/16）、流域下水道で38%(=33/86)、特定環境保全公共下水道で82%(=54/66)であり、特定環境保全公共下水道の場合に放流先水域から要求される条件は厳しい。このほか、生物処理の程度に対して塩素注入量がどう管理されているかを調べるため、処理水BOD濃度を処理程度の指標として検討したが、明確な傾向は見られなかった。また、注入塩素濃度と大腸菌群の不活化率の関係も興味あるところであるが、ほとんどの処理場の大腸菌群数データが、塩素消毒前あるいは塩素消毒後のどちらか一方であったため、検討を行うことができなかった。

(2)処理場調査

標準活性汚泥法、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ、高速散水ろ床法の各処理法について、塩素消毒の簡単な調査を行った。結果を表－2に示す。なお、注入塩素濃度は、処理場の維持管理者から聴取した値である。

放流水中の残留塩素は、そのほとんどが結合型の塩素であり、遊離塩素の濃度は低い値となっている。アンモニア濃度がかなり低いｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁにおいても残留塩素はほとんどが結合型となっ

ていることから、下水処理水の塩素消毒においては、クロラミン等の結合型塩素が消毒の主要な担い手になっていると考えられる。また、塩素添加直後に採取した試料においても、残留塩素はほとんどが結合型であり遊離塩素の濃度はごく低濃度であったことから、処理水中のアンモニアは短時間のうちに塩素と反応し、有機塩素化合物の生成に対しては、これを抑制する方向で働くことが推測される。

高速散水ろ床法においては、注入塩素濃度に対して残留塩素濃度の値が減少しているが、これは、処理水中の溶解性有機物濃度が高めであることが原因である可能性があり、今後のさらなる調査が必要である。

表－2　塩素消毒に関する処理場の簡易調査結果

水処理法	pH　水温　塩素の種類	濃度(mg/L)						
		注入塩素	残留塩素		DOC	SS	NH_4-N	NO_3-N
			遊離	結合				
標準活性汚泥法	6.5　19.8　NaOCl	1	0.02	0.8	8.5	3.6	1.3	7.7
ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ	6.4　15.7　$Ca(OCl)_2$	1.5	0.06	1.5	5.5	5.0	0.1	1.3
高速散水ろ床法	6.8　15.2　Cl_2gas	2.8	0.02	1.5	23.5	29.3	10.1	1.2

4．3　生物処理水中の大腸菌群数

嫌気-無酸素-好気法(A_2O法)、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ、生物膜処理法（中空円筒の固定化担体を30%充填した流動床）、高負荷の嫌気-無酸素-好気法(高負荷A_2O法)の各処理法について、処理水中の大腸菌群数を通日および長期間にわたり測定し、大腸菌群数の処理特性を調査した。なお、生物膜処理法については、試料を生物反応タンクから直接採取したため、30分間静置後の上澄水を試料とした。また、SSが処理水の大腸菌群数に与える影響を調べるため、処理水のSS濃度を測定するとともに、処理水の遠心分離（3,000rpm、2分間）を行って上澄水の大腸菌群数を測定した。なお、SSを含むトータル試料の大腸菌群数測定に当たっては、超音波破砕を2分間行った。

表－3に、各処理法の処理条件を示す。この期間、汚泥処理返流水中のSSが生下水に混入し、生下水のSS濃度が500～1,500mg/Lと高くなり処理が悪化したため、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁおよび生物膜法では、流入水を一次処理水に変更して処理を行った。以下の図中には、流入水変更後のデータだけを掲載している。なお、高負荷A_2O法においては、装置の構造上、流入水を変更することができなかったため、全期間、生下水を流入させた。

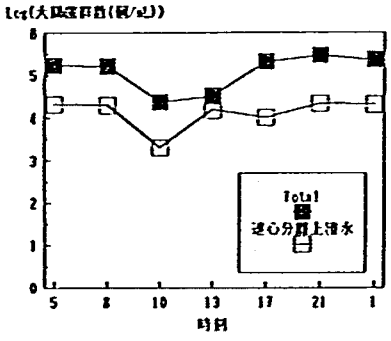
表－３　各種処理法の処理条件

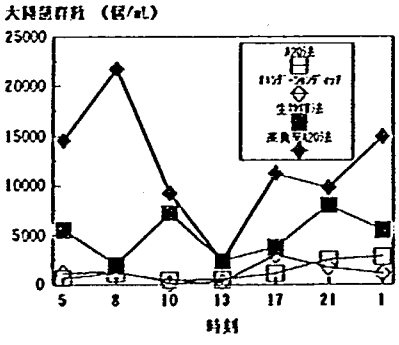
処理法	流入水		HRT (h)		DO(mg/L)
	生下水	一次処理下水	好気	全体	
A_2O法	－	○	5.6	10	3
ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ	～19d	20d～		33	0.1～0.5
生物膜法	～15d	16d～	4.3		5
高負荷A_2O法	○	－	4.3	7.1	2

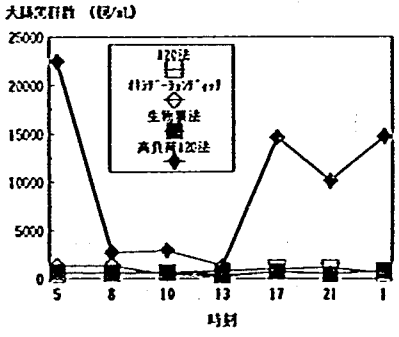
(1)日間変動

流入水および各処理水の、大腸菌群数(Total)の日間変動を図－６～９に示す。流入水中の大腸菌群数は、トータルで約10^5個/mL、遠心分離上澄水で約10^4個/mLであり、昼前に濃度が低下する傾向を示した。処理水のトータルの大腸菌群数は、A_2O法とｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁで低く安定した傾向を示したが、生物膜法と高負荷A_2O法においては、最大値がそれぞれ8,000個/mL、20,000個/mLと高く、また、数値も変動した。処理水中のSS濃度も生物膜法と高負荷A_2O法で高く、最大値がそれぞれ100mg/L、230mg/Lであったが、これは、生物膜処理水中には沈降しにくいSSが多く含まれること、また、流入水中の高濃度SSにより高負荷A_2O法の処理状況が良好ではなかったことが原因であると考えられる。

遠心分離によりSSを分離した処理水では、図－８に示すように、生物膜法の場合に、A_2O法およびｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁと同程度の濃度にまで低下し、その値も安定していたが、高負荷A_2O法の場合にはあまり濃度の低下は見られなかった。これは、生物膜法の場合には、大腸菌群のかなりの割合がSSに付着して存在しており、SSが重力沈降しにくいために処理水中の大腸菌群数の値が大きくなっているためと考えられる。また、高負荷A_2O法の場合には、活性汚泥が大腸菌群を吸着しきれない状況が生じているものと考えられる。





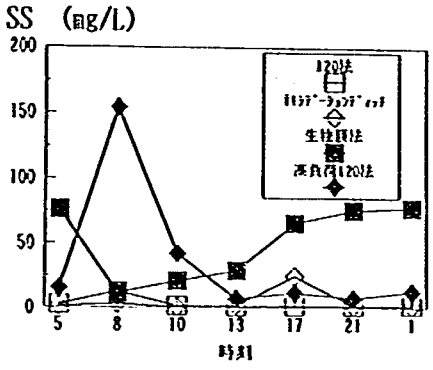


図－６ 流入水の大腸菌群数　図－７ 処理水の大腸菌群数(Total)　図－８ 処理水の大腸菌群数(遠心分離上澄水)

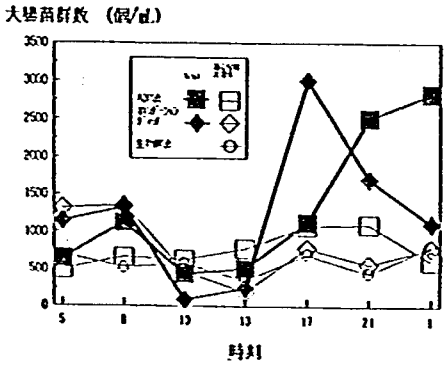
ところで、3,000rpmほどの遠心分離により除去可能なSSは、高速砂ろ過によってもある程度除去することができると考えられるため、生物膜法の場合には、砂ろ過によって処理水中の大腸菌群数を低下させることが可能であると考えられる。しかし、高負荷で運転している活性汚泥法の場合には、砂ろ過でも除去できない形態で大腸菌群が存在し、その値もかなり変動することから、大腸菌群数の低下のためには、処理条件と大腸菌群数の関係を解明し、処理条件をコントロールすること

が必要である。

図－10に、処理が良好であったA_2O法、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁについて、処理水中のトータルと遠心分離上澄水の大腸菌群数の日間変動を示す。図中には、生物膜法の遠心分離上澄水のデータもあわせて示している。遠心分離上澄水の場合、変動の幅はかなり小さいが、トータル試料の場合にはある程度の変動を示す。



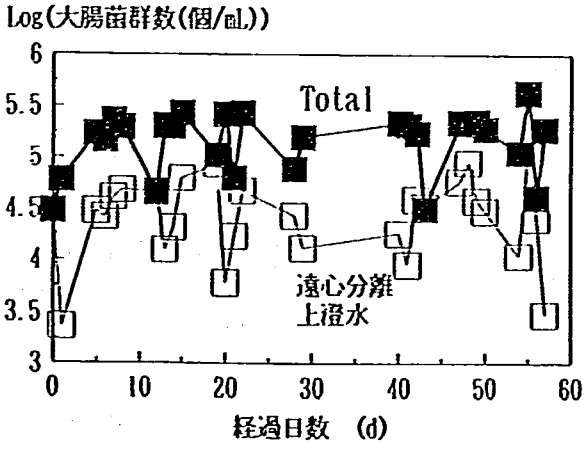
図－９　処理水ＳＳ濃度



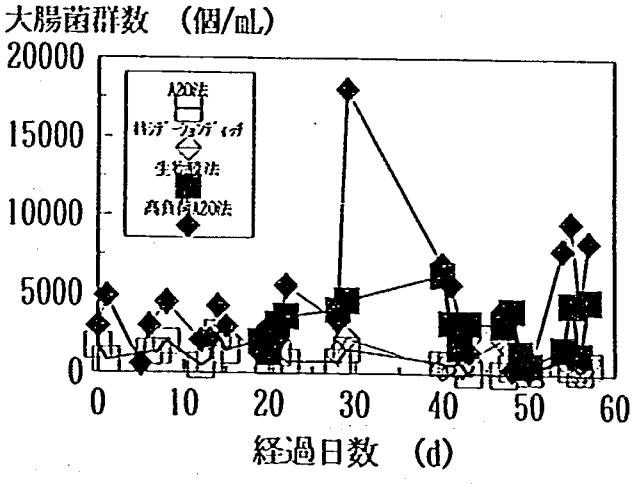
図－１０　良好な処理水の大腸菌群数の日間変動

(2)長期的変動特性

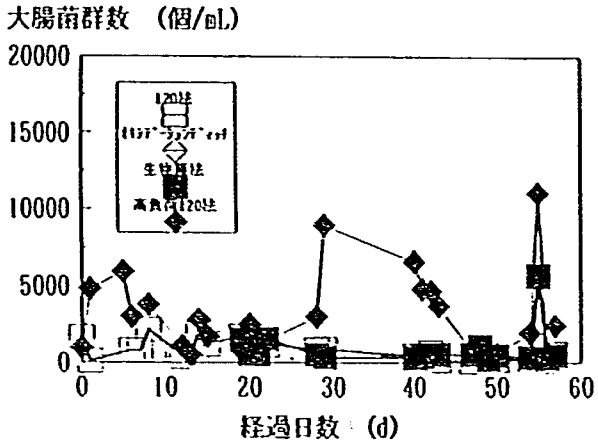
図－11～14に、流入水（生下水）中および処理水中の大腸菌群数（Total，遠心分離上澄水）、およびSS濃度を示す。流入水中のトータルの大腸菌群数は$10^{4.5}$～$10^{5.5}$個/mL、遠心分離上澄水では10^4～10^5個/mLであった。処理水中のトータルの大腸菌群数は、A_2O法とｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁで低い値を示したが、生物膜法および高負荷A_2O法ではかなり高い濃度が測定された。処理水中のSS濃度は、A_2O法とｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁでほぼ5mg/L以下であったが、生物膜法では50～100mg/Lと平均的に高く、高負荷A_2O法では大きく変動した。処理水中から遠心分離によりSSを除いた上澄水中の大腸菌群数は、生物膜法ではA_2O法と同程度の低い濃度となったが、高負荷A_2O法では依然高い濃度であった。この理由として、(1)日間変動に記述したのと同じことが、この場合にも当てはまるであろう。



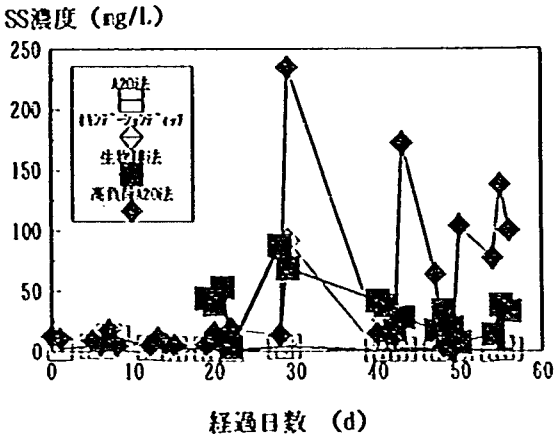
図－１１　流入水中の大腸菌群数



図－１２　処理水中の大腸菌群数（Ｔｏｔａｌ）

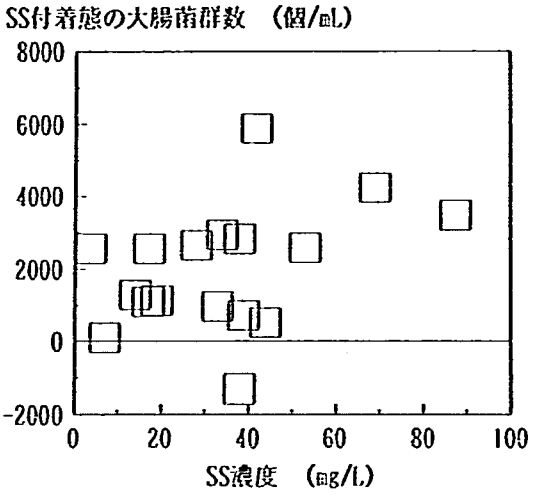


図－１３　処理水中の大腸菌群数（遠心分離上澄水）



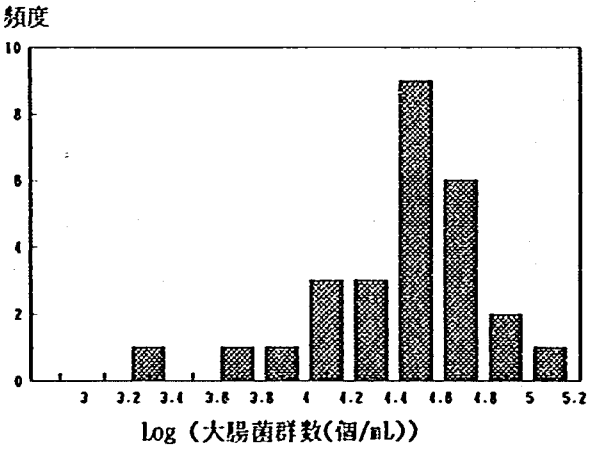
図－１４　処理水のＳＳ濃度

ところで、生物膜法においては、流入水が生下水であったときにも、処理水の遠心分離上澄水中の大腸菌群数の濃度は低かった。このことは、SS濃度が高くても、流入水中の大腸菌群はSS付着態へと変換されることを示している。これは、浮遊生物法において、SS濃度が高いために所期のSRTが確保できず、非付着性の大腸菌群の処理が悪化したことと対照をなすものである。なお、生物膜法における、SS濃度とSSに起因する大腸菌群数(＝(トータルの大腸菌群数)－(遠心分離上澄水中の大腸菌群数))とは、図－15に示すようにある程度の相関を示し、その係数は$5*10^4$個/mgSS程度であった。その他の浮遊生物法においては、両者の間にはっきりとした相関は認められなかった。



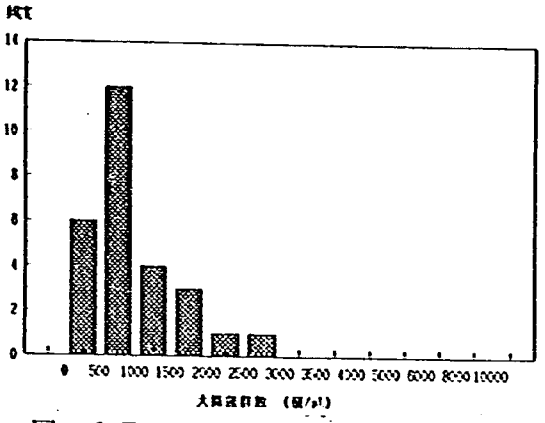
図－１５　ＳＳ濃度とＳＳ付着態大腸菌群数の関係

図－16～20に、流入水(遠心分離上澄水)、A_2O法処理水(Total)、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ処理水(Total)、生物膜法処理水(Total，遠心分離上澄水)の大腸菌群数の頻度分布を示す。流入水では、$10^{4.4}$～$10^{4.6}$個/mLの範囲に分布のﾋﾟｰｸがあり、対数値が正規分布に似た分布形を示した。A_2O法では、500～1000個/mLの範囲にﾋﾟｰｸがあり、全試料3,000個/mL以下であった。ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁでは、流入水トラブルによりサンプル数が少ないものの、A_2O法と同様な傾向を示した。生物膜法では、Total試料において、3,000個/mL以上を示す割合が40%と高いが、遠心分離上澄水の場合には、ほぼ2,000個/mL以下と低い値となった。

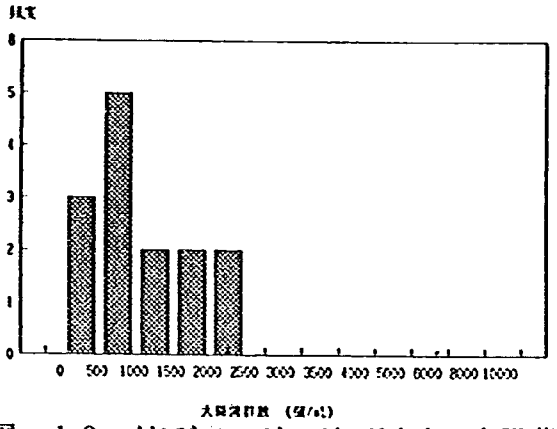


図－１６　流入水中の大腸菌群数（遠心分離上澄水）の頻度分布

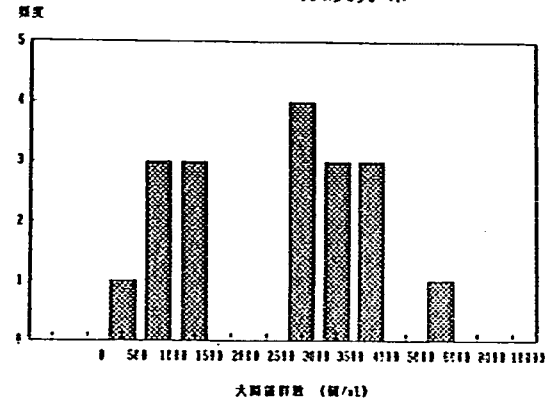
以上のことから、好気時間が６時間ほどの活性汚泥法や、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁでは、運転が良好に管



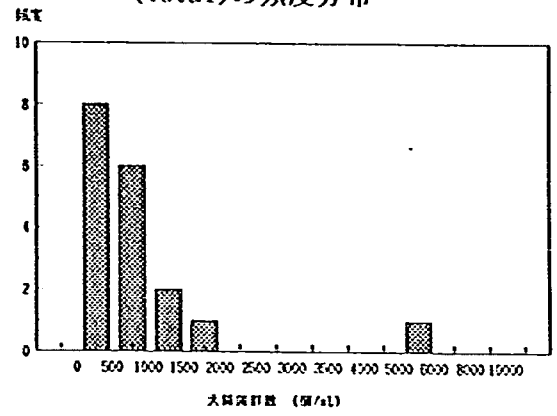
図－１７　A2O法処理水中の大腸菌群数(Total)の頻度分布



図－１８　ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ処理水中の大腸菌群数(Total)の頻度分布



図－１９　生物膜法処理水中の大腸菌群数(Total)の頻度分布



図－２０　生物膜法処理水中の大腸菌群数（遠心分離上澄水）の頻度分布

理されていれば、処理水中の大腸菌群数は、500～1,000個/mLにﾋﾟｰｸを持つ比較的低濃度の値を取るものと考えられる。一方、生物膜法においては、SSに付着した形で濃度の高い大腸菌群が処理水中に流出する。生物膜法の大腸菌群数を低下させるには、砂ろ過が有効であると考えられる。

5．おわりに

本年度の調査結果をまとめると、以下のようになる。

1)文献調査により、塩素消毒に関連する水質基準と、塩素消毒技術の基礎についてとりまとめた。

2)下水道統計および簡易な現場調査により、塩素消毒の実態を把握した。塩素消毒は、ほとんどすべての処理場で毎日行われており、その添加濃度は、多くの処理場で2mg/L未満と小さい値であった。添加された塩素は、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁのように処理水のアンモニア濃度が低い場合でも、遊離塩素として存在するものは少なく、多くがアンモニアとの結合型で存在していた。塩素処理後の大腸菌群数は多くの処理場で100個/mL未満であった。

3)各種処理法の処理水について、大腸菌群数の特性を調査した。その結果、好気時間が6hほどである嫌気-無酸素-好気法、およびｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁにおいては、処理水中の大腸菌群数の分布のﾋﾟｰｸが500～1,000個/mLにあり、全体に低濃度となっていたが、生物膜法においては、SSに付着して流出す

る大腸菌群が多く、40%の試料が3,000個/mL以上であった。しかし、生物膜法処理水については、砂ろ過等によりSSを除去することにより、大腸菌群数濃度を低下させることができると考えられる。

参考文献

1）欧州水質汚濁防止連合特別研究班：ヨーロッパ諸国における下水処理水の水質基準（訳文）、下水道協会誌、Vol.28, No.325-329, 1991

2）Handbook of clorination

3）丹保憲仁,編著：水道とトリハロメタン、技報堂出版、1983

４．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
北村　友一

１．はじめに

汚泥処理技術において、その新たな展開を図って行くための根幹的な要素は汚泥中の水分の容易な制御にあると思われる。現在これにかかわっている汚泥処理技術として濃縮、脱水、乾燥等のプロセスがあるが、そこでは相当の労力と薬品、エネルギーが投入されており、これらのプロセスは汚泥処理の効率化を図る上で最も改善が必要とされるプロセスでもある。特に濃縮プロセスと脱水プロセスは現在の汚泥処理において根幹を成す不可欠なものとなっており、ここの改善が汚泥処理系全体の改善につながるものである。

２．研究目的及び方法

本研究は、既存の濃縮プロセスと脱水プロセスの効率化に寄与するために、下水汚泥の濃縮や脱水に作用している主要因子の解明を行い技術的な対策手法を検討するとともに、合わせて下水汚泥の新たな水分制御技術の開発に資することを目的とする基礎的な研究である。

本研究では、発生してくる液状汚泥の濃縮による濃厚化から濃厚な液状汚泥の脱水による固形状化までが研究の対象であり、濃縮と脱水に作用している主要因子の解明を中心に行い、合わせて効果的な凝集方法についても検討する。また、濃縮性は主に汚泥の自然沈降による重力濃縮法により、脱水性は主に自由水の自重による汚泥粒子からの離脱（水切り）状況により評価するものである。

３．研究結果

前年度までの研究は、重力濃縮法の性能向上のためには初期沈降速度を大幅に改善することが重要であり、その一法として供給汚泥に希釈操作を施す希釈濃縮法が有効であることを明らかにした。

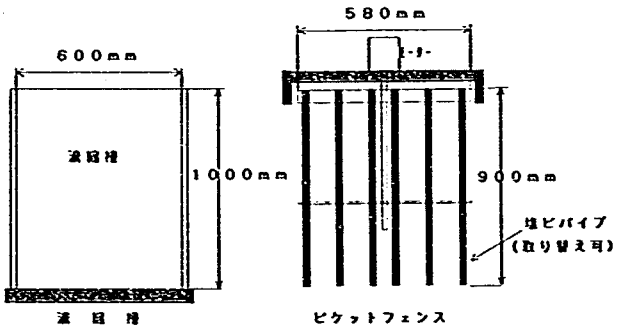
本年度は沈降過程や圧密過程に対するピケットフェンスの効果を調べる実験を行った。

３．１　実験方法

実験は、土木研究所オキシデーションディッチ法パイロットプラントの余剰活性汚泥を供試汚泥とし、図－１に示した実験装置3台を用いて、温度制御が無い屋内において冬期に行った。実験装置は、内径60cm、深さ1mの透明合成樹脂製の濃縮槽と可変速モーター付きのピケットフェンスからなり、フェンス部は塩化ビニル製パイプで敷設径が変えられる。

実験条件は表－１のとおりである。実験は、ピケットフェンスの径や配置、回転数を変えて、濃縮時間が24時間の回分式により行った。濃縮の状況は、形成される汚泥界面の経時的な変化をタイマー

作動の写真撮影から読み取った。また、24時間経過時点における汚泥相の濃度分布を測定した。汚泥の粘度は、共軸円筒型回転粘度計(Haake、RV20)を用いて測定した。なお、汚泥の分析法は以後注釈が無い限り下水試験方法に依った。



図－1　実験装置の概要

表－1　実験条件

実験番号	RUN 0	RUN1			RUN2			RUN3		
フェンスの直径 (cm)	無	φ10			φ30			φ50		
フェンスの本数 (本)	無	10、22、4			12、8、4			8、6、4		
フェンスの回転数(rpm)	無	0、1/16、1/8、1/4、1/2、1、2、3、4			1/16、1/2、1			1/16、1/2、1		
フェンスの配置図		22本	10本	4本	12本	8本	4本	8本	6本	4本
敷設間隔 φ L		1.7	1 5 1	1 14 1	3 2 3	3 4.5 3	3 1 2 3	2.5	5 5 5	5 10 5

3．2　実験結果

実験に用いた供試汚泥の性状は、実験期間を通じて大きく変わるものではなかった。この平均的な性状を表－2に示した。

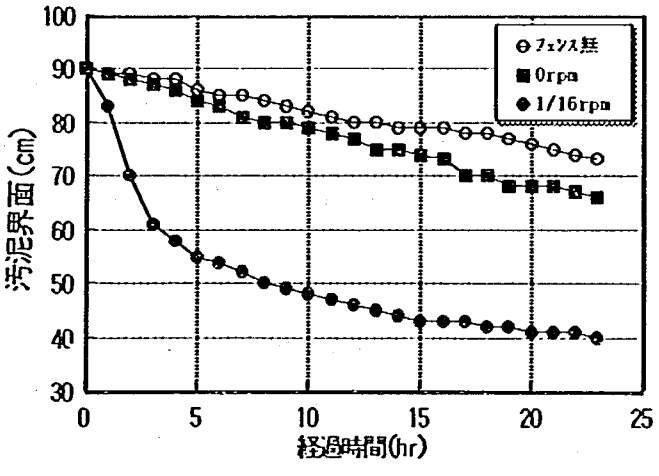
表－2　供試汚泥性状(平均)

種　類	TS (g/l)	VS (g/l)	SS (g/l)	VSS (g/l)	VSS/SS	SVI*	比 重	水温 (℃)
OD法余剰汚泥	12.02	9.24	11.66	9.08	0.779	142	1.0057	13

*余剰汚泥を10倍に希釈して測定

(1) ピケットフェンスの有・無

図－2は、ピケットフェンスの有無から得られた一般的な汚泥界面沈降現象である。ここで、ピケットフェンス有とは、直径10mmのピケットフェンスを10本取り付けたものである。ピケットフェンスは設置しただけでは殆ど効果が無く、フェンスを回転させることにより初期沈降速度を大きく改善することがわかる。ピケットフェンスによる濃縮性能改善は報告[1]～[5]されているが、その最適な敷設条件を詳細に検討している例はほとんどない。以下に、本実験中で敷設条件等を変化させた結果を示す。

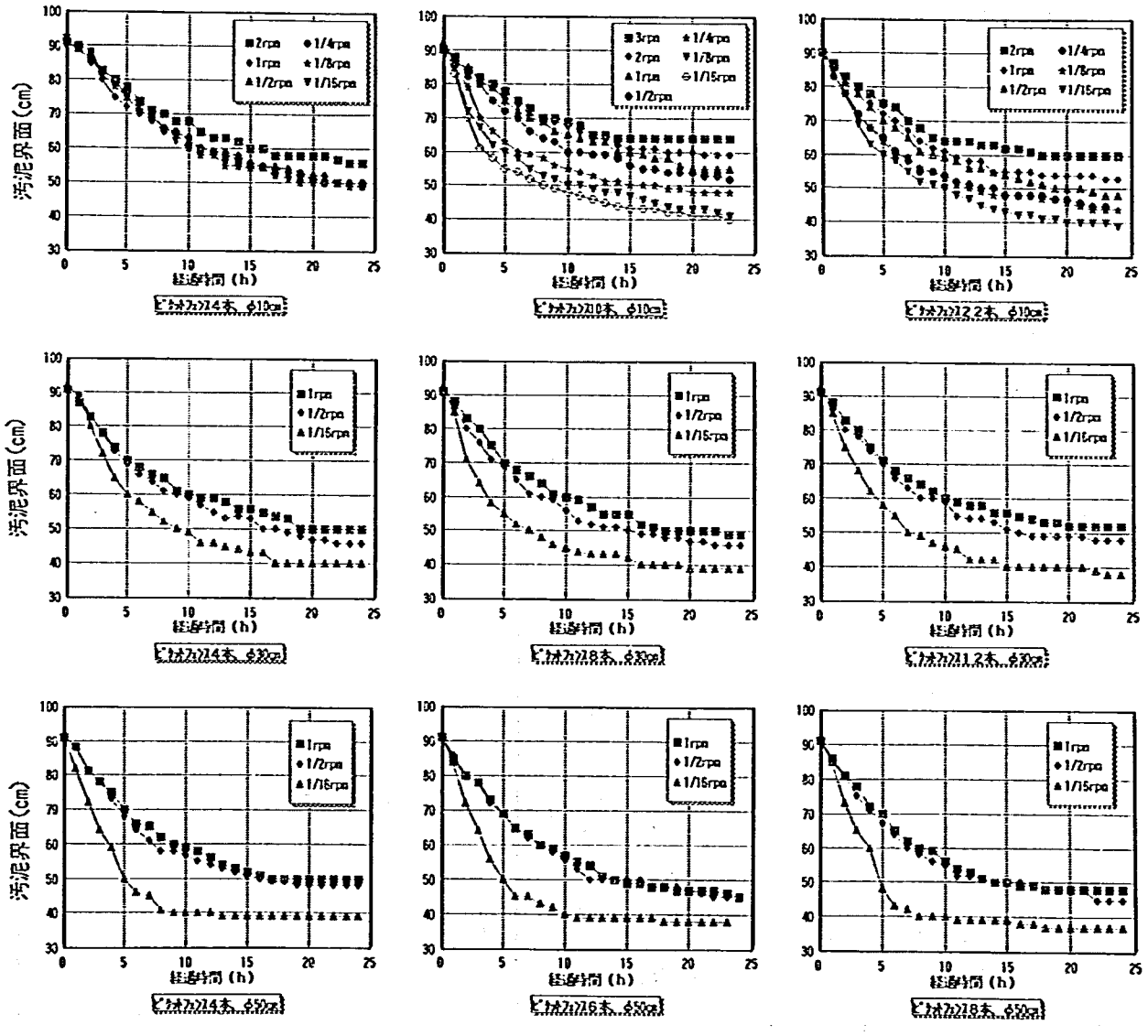


図－2　ピケットフェンスの有無の沈降曲線

（2）ピケットフェンスの回転による沈降曲線の変化

汚泥の沈降過程は、一般に、沈降初期にみられる等速沈降過程と、等速沈降過程から圧密過程に入るまでの間に沈降速度が時間的に変化する遷移区間に分けられる。重力濃縮の効率化は、汚泥の沈降過程に左右され、遷移区間の短縮、消滅化が重要であると考えられる。

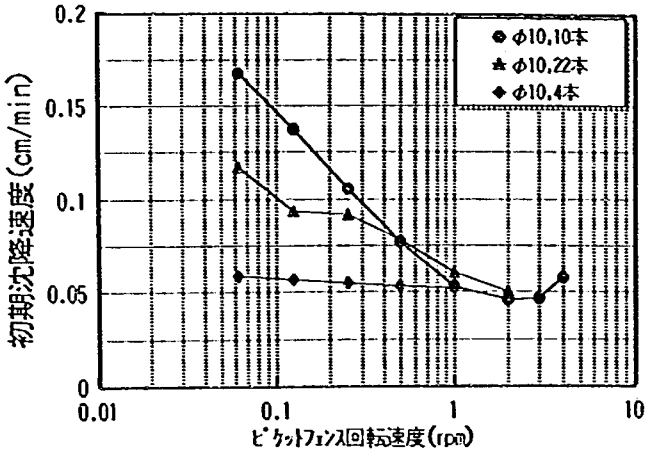
図－3は、ピケットフェンスの敷設条件と回転速度を変化させたときの沈降曲線である。沈降曲線はピケットフェンスの敷設条件や回転数により大きく異なることがわかる。さらに、詳細にみると、ピケットフェンスの回転数が遅くなるほど初期沈降速度は速くなり、濃縮性能を高めることが分かる。ピケットフェンスの回転速度1/16rpmで比較すると、φ50mmのケースは、φ10mmとφ30mmのケースより等速沈降過程が明瞭に現れて、遷移区間を短縮し、圧密過程に短時間で到達している。これは、ピケットフェンスの直径が太いほど、フェンス後方に形成される垂直方向の排水通路が大きなものとなっていたことから、φ50mmのケースはφ10mm、φ30mmのケースより排水通路の形成が容易に且つ長時間維持され、汚泥相からの水抜きが順調に進んでいたものと思われる。



図－3　ピケットフェンスによる汚泥沈降曲線の変化

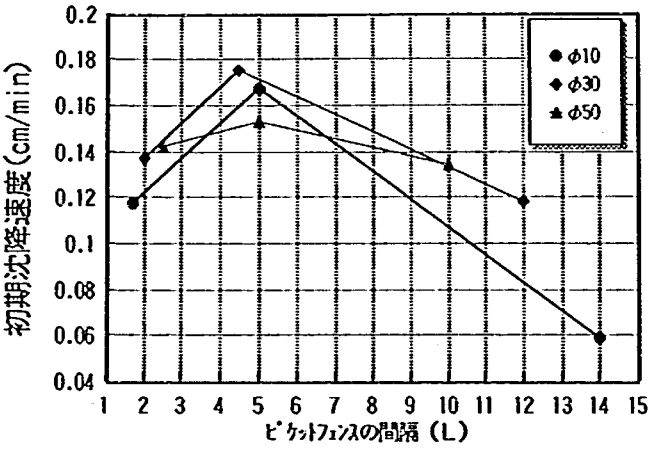
（３）初期沈降速度への影響

図－４は、フェンスの径が同一の条件下で敷設数と回転速度を変えたときの初期沈降速度の結果である。初期沈降速度はフェンスの回転速度が遅いほど改善され、初期沈降速度が最大となる回転速度は1/16rpmよりも遅い領域にあることが示された。また、初期沈降速度にはフェンスの敷設数が大きく影響していた。そして、同図と同様の傾向が他のフェンス径でも得られた。



図－４　フェンスの回転速度と初期沈降速度の関係

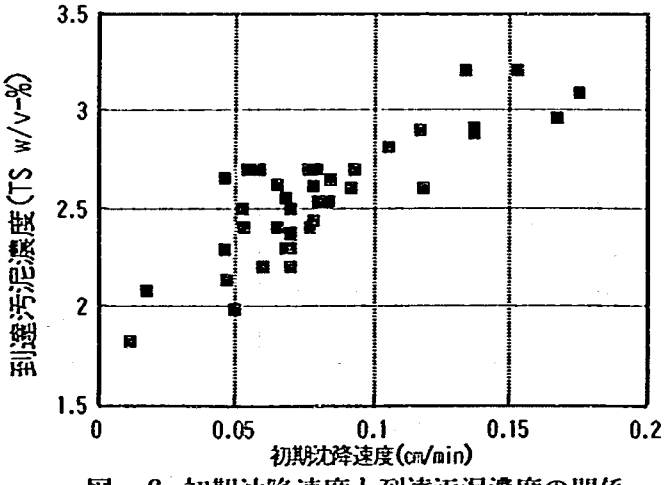
図－５は、初期沈降速度が各フェンス径で最も良い成績を示した1/16rpmのケースについて、フェンス間隔との関係で表したものである。初期沈降速度はフェンスの径よりもフェンスの間隔に影響され、フェンスの間隔が３～５cmの範囲で最大を示した。この最適となる範囲よりもフェンス間隔が広い領域では、フェンス後方に形成される垂直排水通路までの汚泥相内水分の移動距離が長くなり、水分移動の透水抵抗の影響が顕在化してくるものと考えられる。一方、フェンス間隔がこれより狭い領域ではフェンスの回転とともに汚泥相も回転する現象が明瞭に観察されたことから、この現象が汚泥粒子の沈降を妨げると考えられる。



図－５　フェンスの間隔と初期沈降速度の関係

（４）到達汚泥濃度

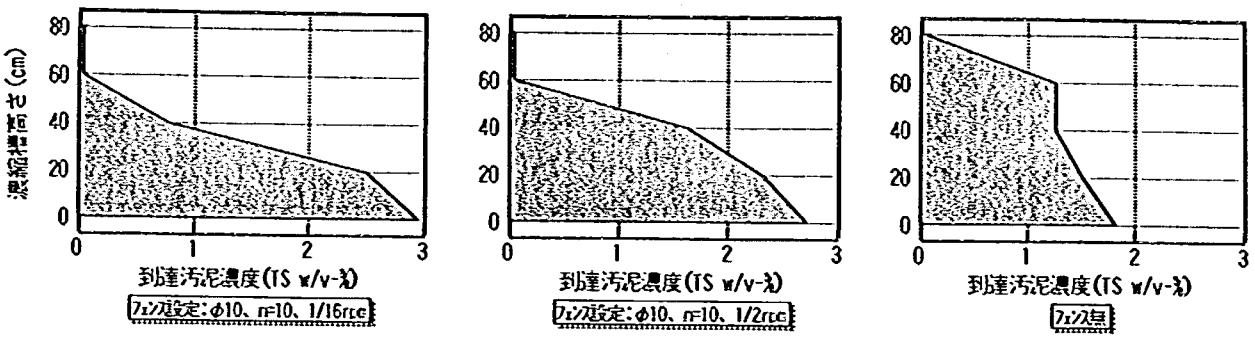
２４時間経過後の濃縮槽最下部の汚泥濃度を到達汚泥濃度と定義し、初期沈降速度との関係を全ての実験について表したのが図－６である。到達汚泥濃度は、初期沈降速度が大きくなるほど改善されている。この改良効果は汚泥の圧密作用に起因していると考えられ、ここでは、実験条件上、圧密加重は全てのケースでほぼ一定とみなせることから、初期沈降速度の増加は圧密開始時間を早めたことによる圧密時間のより長い確保に働いた効果が



図－６　初期沈降速度と到達汚泥濃度の関係

大きいものと思われる。汚泥の圧密作用に対するピケットフェンスの影響は、圧密加重（汚泥相の高さ）を十分に確保できていなかったことから、実験結果から詳細に解析、評価できなかった。

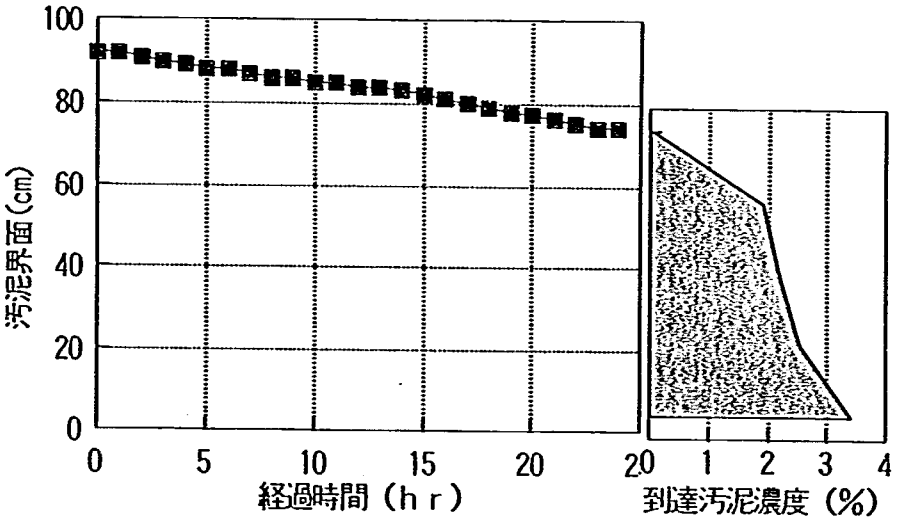
一方、本実験から得られた汚泥濃度分布からは、到達汚泥濃度はいずれのケースにおいても更に濃くなる傾向を示していた。また、本実験では容易に30g-TS/ｌの到達汚泥濃度を達成していたことから重力濃縮法によるそれ以上の濃縮性能の改善余地は十分に有ると思われた。２４時間後の濃縮槽内の汚泥濃度分布の例を図－７に示した。



図－７　２４時間後の濃縮槽内濃度分布

（５）圧密加重の効果

圧密加重の効果をみるため、表－１の実験条件以外に、ＲＵＮ３で圧密に達したと思われる汚泥を供試汚泥とし、φ５０、６本、１／１６rpmの条件での実験を試みた。汚泥沈降曲線と２４時間後の槽内汚泥濃度分布を図－８に示す。このとき投入汚泥濃度は１．９５(TS-w/v-%)であり、そして２４時間後の到達汚泥濃度は３．４%に達した。



図－８　圧密過程の沈降曲線と到達汚泥濃度

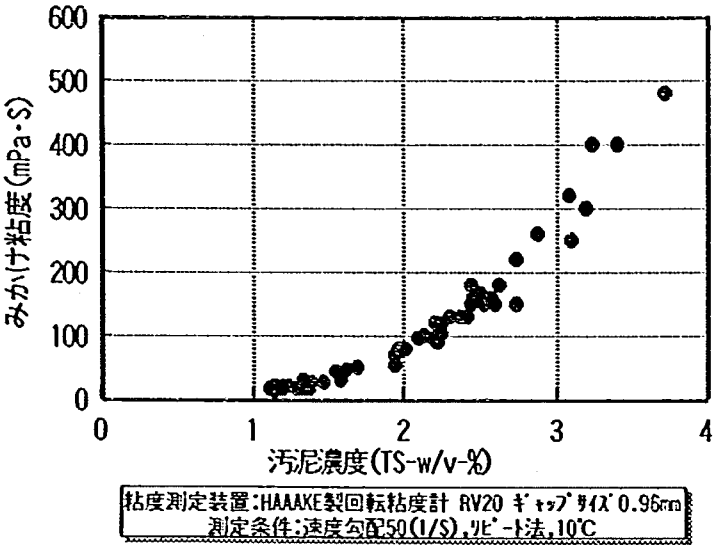
この結果には、圧密時間を長く取ったことによる効果も反映されているが、圧密加重が増加したことによる効果も大きいと思われる。また、到達汚泥濃度は、更に増加する傾向を示しており、重力濃縮法においても機械濃縮法で得られている４%台の汚泥濃度を達成する可能性を秘めているものと思われる。

（６）重力濃縮と汚泥の粘性

汚泥の沈降は、汚泥の密度が水よりもわずかに大きいことから、密度差により沈降するが、その沈降速度は非常に小さいため、粘性抵抗を受ける。また、ピケットフェンスによる重力濃縮においては、

汚泥の粘度とピケットフェンスの敷設間隔との関係を把握することにより、汚泥の粘性からフェンスの効果的な配置を決定することも可能であると考えられる。以上のことから汚泥の粘度は重力濃縮の重要な因子であると思われる。今回の実験では、汚泥の粘度と沈降特性の関係は見い出せなかったが、今後、汚泥の粘性から汚泥の沈降特性を検討する必要があると考えられる。

図－９に本実験でサンプリングした汚泥の粘度を測定した結果を示す。汚泥の粘度は濃度とともに増加する傾向が得られた。



図－９　汚泥濃度とみかけ粘度の関係

（７）WRc設計基準[6]との比較

表－２は、本実験で得られた結果と、英国用水研究センター(Water Reserch Centre:WRc)の濃縮槽設計基準を比較したものである。

フェンスの周速は、WRcでは外周速3m/min以下となっているが、本実験では、外周速0.12m/min(1/16rpm)以下に最適速度があるように思われた。また、本実験では外周速5.7m/min(3rpm)以上で撹拌作用が高まり、沈降を妨げるようであった。

フェンスの径については、本実験ではφ10mm、φ30mm、φ50mmの３種類で比較した結果、φ50mmのケースが良好な成績を示した。この径は、WRcの推奨基準50～60mmと近い値であった。

フェンスの間隔は30～50mmが最適であった。WRcでは300～400mmを推奨している。

表－２　ＷＲｃ設計基準と実験結果の比較

ピケットフェンス設計基準(ＷＲｃ)			実験結果
項　目	推奨設計	解　　説	
フェンスの速度	外周速度　3m/min	約10m/minでは乱れが生じる。 3m/min以下が適している。	外周速度0.12m/min以下
杭の形	円形または角型	断面形の違いによる影響は少ないと思われる	円形のみで実験
杭の幅	50-60mm	幅が広い方が適していると思われる。	50mm
杭の間隔	300-400mm(中心間)	400mm以上の間隔では効果が少ない。	30-50mm
フェンスの逆回転	6時間毎に逆回転または、タンク1回転毎に15S間停止し逆回転	逆回転無しではフェンスに汚泥等が付着するおそれがある。	回転方向一定で実験

3．3　実験結果のまとめ

下水汚泥の重力濃縮法へのピケットフェンスの効果を濃度が約1 TS-w/v-% の余剰汚泥を用いて調べた結果、ピケットフェンスによる緩速撹拌は、汚泥の沈降過程の改良には非常に有効な方法であり、引き抜き汚泥濃度を高めたり、濃縮時間を短縮することが可能であることが分かった。この結果は、重力濃縮性能の悪化で悩んでいる施設において、ピケットフェンスを効果的に敷設することで濃縮性能の改善がはかれる可能性が高いことを示唆している。以下に本実験より得られた知見をまとめた。

（1）ピケットフェンスは初期沈降速度を大幅に改善する。

（2）投入汚泥は1 TS-w/v-% に対するピケットフェンスの最適回転速度は1／16 rpm（最大外周速度 0.12m/min)以下である。

（3）初期沈降速度はフェンスの径よりもフェンスの間隔に影響し、最適なフェンスの敷設間隔は5cm付近であった。

（4）ピケットフェンスの直径が太いほど、等速沈降過程が顕著に現れ、遷移区間を短縮できることが明らかとなった。

（5）初期沈降速度の改善は圧密時間の確保に作用し24時間到達汚泥濃度を改善する。今回の実験では、到達汚泥濃度3 TS-w/v-% を容易に達成できた。

4．今後の問題点

ピケットフェンスは、重力濃縮を改善することが明らかとなったが、以下のような課題が残されている。

（1）投入汚泥濃度の違いによるピケットフェンスの影響を探る。

（2）圧密過程時のピケットフェンスの影響を探る。

（3）ピケットフェンスの効果が最も発揮されるフェンスの回転速度、形状、配置等の詳細な検討。

（4）ピケットフェンスによる重力濃縮機能が効果的に発揮される濃縮槽の開発およびスケールアップ。

（5）連続実験から濃縮効果の安定性を評価する。

（参考文献）

(1)建設省土木研究所汚泥研究室：汚泥性状の改善に関する調査報告書（I）、土木研究所資料第2334号、pp. 39-40、(1986)
(2)寺町和宏、高桑哲男：好気性・嫌気性消化汚泥の沈降性に関する実験的検討、下水道協会誌、Vol. 23、No. 264、pp. 50-60、(1986)
(3)東京都下水道局計画部技術開発課：重力濃縮実験調査報告書（I）、pp. 94-144、(1982)
(4)建設省都市局下水道部、日本下水道事業団：汚泥管理手法の改善に関する調査　下水汚泥の処理処分に関する調査、試験部報告53-008、pp. 24-27、(1978)
(5)G HOYLAND, Ph. D, M DAY: An Evalution of Picket Fences for Assisting the consolidation of Sewage Sludges, Wat. pollut. control, pp. 291-303, (1986)
(6)G HOYLAND, A DEE, M DAY: Optimum Design of Sewage Sludge Consolidation Tanks., J Inst Water Environ Manage, Vol. 3, No. 5, pp. 505-516, (1989)

5．水環境の効果的な保全手法に関する研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　松宮　洋介

1．はじめに

一般に、公共下水道をはじめとした生活排水を対象とした水質保全施設は、その処理水質で性能評価がなされる。公共下水道では、処理水の放流先に環境基準点がある場合、流域別下水道整備総合計画により、環境基準がクリアされるような計画処理水質レベルが決定され、ない場合は下水道法に定められた基準がかけられる。また水質汚濁防止法の上乗せ基準により、より厳しい規制がかけられることもある。これらの各基準を水質保全施設が実際に守っているかどうかの判断は下水道法では日最大値、水質汚濁防止法では日最大及び日平均値に照らし合わせて行われる。しかし実際には、処理水質は時々刻々と変化しているが、常時水質測定をすることが実態的に不可能なので、限られた測定ﾃﾞｰﾀから基準の達成度の信頼性をどのように評価すべきか検討する必要がある。平均値での評価では、時たま大きく基準を超えるが、普段は基準以下の水質であるために平均値では基準以下という水質保全施設を考えた場合、その処理場は、例えば、BODについて、時折、瞬間的な大きな負荷の排出により一時的かつ局所的に放流先に酸欠現象をもたらし、生態系へ悪影響をもたらしている可能性がある。以上のように、処理水質の平均値や最大値のみで水質保全施設を評価することは費用効果及び放流先の生態系保護の観点から不十分になる可能性があるため、処理水質の変動性も考慮に入れる必要があると考えられる。特に放流先の生態系保護のためには、処理水質のみならず、処理水量さらには放流先河川の流量と水質を考慮に入れる必要性が生じてくると考えられる。そこで本研究では、まず、そもそも水質保全施設の処理水質の変動性とはどの程度のものであるかについて、特に農業集落排水施設とｺﾐｭﾆﾃｨﾌﾟﾗﾝﾄを対象に調査研究を行った。今年度は、変動性に関する3～5年度のﾃﾞｰﾀをとりまとめるとともに、農業集落排水施設の処理機能を把握するために各処理ﾌﾟﾛｾｽごとの水質調査を行った。

2．調査対象施設

調査対象としてＡからＨの農業集落排水施設及びｺﾐｭﾆﾃｨﾌﾟﾗﾝﾄを選んでおり、概要を表-1に示す。

表-1　調査対象施設の概要

	A農集排	B農集排	C農集排	D農集排	Eコミプラ	F農集排	Gコミプラ	Hコミプラ
採択年度	1984	1985	1980	1986	不明	1988	不明	不明
竣工年度	1985.12	1986.10	1984	不明	1978	1989.11	不明	不明
供用開始年度	1987.7	1988.11	1988	1989	1979.2	1991.11	1970	1975
処理方式	接触曝気法	接触曝気法（2段階）	接触曝気法	嫌気ろ床併用接触曝気法（2段階）	二次処理：長時間曝気法 三次処理：接触曝気＋砂ろ過	嫌気ろ床併用接触曝気法	長時間曝気法	長時間曝気法
計画人口（人）	240	550	230	930	2690	420	4000	1200
処理人口（人）	236	537	212	945	1078	375	2175	838
計画水量（m3/day）	65	149	62	268	560	114	800	456
処理水量（m3/day）	81	257	69	278	282	91	497	268
曝気槽　滞留時間（h）	15.3	18.6+4.1	16.5	9.3+4.2	47.4+8.7	12.1	33.4	49.1
BOD容積負荷（kg/m3/日）	0.24	0.25	0.22	0.39	0.08	0.29	0.12	0.09
最初水面積負荷(m3/m2/日)	16.2	19.1	12.0	14.4	3.9	10.1	11.0	5.3
管路延長（km）	1.1	5.8	1.2	7.1	不明	4.4	不明	不明
総事業費（万円）	14500	31400	12900	52700	不明	34100	不明	不明
計画人口一人当たりの建設費（万円）	60	57	56	53		61		
汚泥引き抜き頻度（回/年）	12	4	2	2			約100	
汚泥搬出先	下水処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場
維持管理体制	不明	不明	利用者による管理組合から民間委託	利用者による管理組合から民間委託	不明	利用者による管理組合から民間委託	民間委託	民間委託
保守点検頻度（回/月）	不明	不明	約2	約4	不明	約2	約30	約30

3．実態調査方法

AからHまでの処理施設に対する管理者による水質調査は年1回のみであったため、処理水質の変動性を評価するためのデータが不足していた。そこで、3～5度に原則2時間ﾋﾟｯﾁの終日調査を実施した。また、6年度は農業集落排水施設（C、F）において各ﾌﾟﾛｾｽごとの水質調査を行った。6年度の水質調査は原則として2時間ﾋﾟｯﾁで採水したものを等量ｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄして分析に供した。調査実施年月日を表-2に示す。測定水質項目は、原則として、水温、pH、生物化学的酸素要求量(BOD)、溶解性BOD(D-BOD)、全有機炭素(TOC)、溶解性TOC(D-TOC)、N-ｱﾘﾙﾁｵ尿素によって硝化抑制したBOD(ATU-BOD)、100度における過ﾏﾝｶﾞﾝ酸ｶﾘｳﾑによる酸素要求量(COD)、浮遊物質(SS)、亜硝酸性窒素(NO2-N)、硝酸性窒素(NO3-N)、ｱﾝﾓﾆｱ性窒素(NH4-N)、全窒素(TN)、全りん(TP)、りん酸ｲｵﾝ態りん(PO4-P)、溶解性りん酸ｲｵﾝ態りん(D-PO4-P)、大腸菌群数を対象とし、水質試験方法は下水試験方法[1]によった。

表-2　調査実施年月日

	A	B	C	D	E	F	G	H
変動性調査	1991/7/16	1991/6/18	1992/9/8	1992/9/8	1991/8/27	1993/4/15	1993/6/1	1993/6/1
	1991/10/16	1991/9/18	1992/11/11	1992/11/11	1991/11/19	1993/9/28	1993/10/27	1993/10/27
	1992/1/12		1992/12/15	1992/12/15			1993/12/7	1993/12/7
	1992/8/25		1993/4/15	1993/9/28				
	1992/10/6							
処理機能調査			1994/8/3			1994/8/24		
			1994/12/6			1994/12/6		
			1995/1/17			1995/1/17		

4．結果

4．1　変動係数による変動性評価

各処理施設の流入及び処理水質の各水質項目ごとの変動性について、変動係数（標準偏差／平均値）を用いて評価を行った。流入及び処理水質の変動係数を表-3、-4に示す。尚、表中の値は少数第3位を四捨五入したものである。また流入水質、処理水質のﾃﾞｰﾀ数を表-5、-6に示す。

表-3　流入水質の変動係数

	水温	pH	BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	0.14	0.05	0.83	0.78	0.75	0.80	0.99	0.73	0.70	0.83	0.96	0.82	1.44
B	0.03	0.03	1.49	1.19	1.29	0.45	1.64	1.20	0.81	0.61	0.83		1.00
C	0.18	0.04	0.51	0.46	0.96	2.21	3.03	0.38	0.27	0.34		0.41	
D	0.14	0.03	0.37	0.34	0.61	0.82	0.47	0.40	0.28	0.26		0.37	
E	0.15	0.05	0.64	0.43	0.68	0.76	1.09	0.46	0.55	0.41	0.40		1.42
F	0.17	0.02	0.32	0.28	0.59	0.39	0.61	0.31	0.25	0.25		0.27	
G	0.11	0.05	0.38	0.30	0.43	0.76	0.97	0.46	0.37	0.55		0.56	
H	0.11	0.05	0.40	0.34	0.56	1.18	3.98	0.45	0.35	0.52		0.50	
平均	0.13	0.04	0.62	0.51	0.73	0.92	1.60	0.55	0.45	0.47	0.73	0.49	1.28

表-4　処理水質の変動係数

	水温	pH	BOD	ATU-BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	0.16	0.03	0.48		0.18	0.65	0.80	0.70	0.13	0.10	0.33	0.28	0.44	1.85
B	0.02	0.01	0.30		0.11	0.22	0.25	0.06	0.68	0.13	0.23	0.16		0.69
C	0.22	0.03	0.31		0.22	0.50	0.38	0.41	0.80	0.34	0.16		0.12	
D	0.18	0.03	0.33		0.20	0.63	0.43	0.28	0.15	0.12	0.14		0.06	
E	0.21	0.01	0.68		0.08	0.82	1.08	0.30	0.70	0.22	0.04	0.04		0.94
F	0.20	0.04	0.55	0.26	0.19	0.57	0.47	0.60	0.79	0.09	0.05		0.06	
G	0.13	0.03	0.76	0.97	0.52	1.32	1.01	0.58	1.04	0.46	0.17		0.14	
H	0.13	0.05	0.45	0.53	0.13	0.35	0.66	0.15	0.97	0.15	0.20		0.11	
平均	0.16	0.03	0.48	0.59	0.20	0.63	0.63	0.39	0.66	0.20	0.17	0.16	0.15	1.16

表-5　流入水質のﾃﾞｰﾀ数

	水温	pH	BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	61	61	61	61	61	61	60	61	61	61	37	24	37
B	24	24	24	24	24	24	22	24	24	24	24		24
C	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48		48	
D	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48		48	
E	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24		19
F	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23		23	
G	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36		36	
H	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36		36	

表-6　処理水質のﾃﾞｰﾀ数

	水温	pH	BOD	ATU-BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	61	61	61		61	61	61	61	61	61	61	37	24	37
B	24	24	24		24	24	24	24	24	24	24	24		24
C	48	48	48		48	48	48	48	48	48	48		48	
D	47	47	48		48	48	48	48	48	48	48		48	
E	24	24	24		24	24	24	24	24	24	24	24		19
F	22	22	23	23	23	23	23	23	23	23	23		23	
G	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36		36	
H	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36		36	

流入水質の変動係数が最も大きかったのはHのNO3-Nで約3.98であった。一方、流入水質の変動係数が最も小さかったのはFのpHで約0.02であった。水質項目毎の流入水質の変動係数はNO3-Nが約1.60で最も高く、以下大腸菌群数、NO2-N、SS、D-PO4-P、BOD、NH4-N、COD、PO4-P、TP、TN、水温、pHの順となった。

処理水質の変動係数が最も大きかったのはAの大腸菌群数で約1.85であった。一方、処理水質の変動係数が最も小さいのはBのpHで約0.01であった。水質項目毎の処理水質の変動係数は大腸菌群数が約1.16で最も高く、以下NH4-N、NO2-N、SS、ATU-BOD、BOD、NO3-N、COD、TN、D-PO4-P、TP、水温、PO4-P、pHの順となった。

流入水質と処理水質の変動係数を比較するために、水質項目毎に、（処理水質の変動係数）／（流入水質の変動係数）を計算した。結果を表-7に示す。

表-7　水質項目毎の（処理水質の変動係数）／（流入水質の変動係数）の値

	水温	pH	BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	1.15	0.58	0.58	0.22	0.86	1.00	0.71	0.18	0.14	0.40	0.29	0.54	1.29
B	0.63	0.37	0.20	0.09	0.17	0.56	0.04	0.56	0.16	0.38	0.19		0.70
C	1.21	0.88	0.61	0.48	0.52	0.17	0.13	2.09	1.26	0.48		0.30	
D	1.27	1.03	0.90	0.61	1.04	0.52	0.61	0.37	0.42	0.56		0.15	
E	1.41	0.24	1.06	0.19	1.20	1.42	0.28	1.52	0.40	0.10	0.10		0.67
F	1.17	1.55	1.75	0.66	0.98	1.19	0.99	2.53	0.35	0.19		0.21	
G	1.18	0.54	2.03	1.75	3.05	1.32	0.60	2.27	1.26	0.32		0.25	
H	1.19	1.00	1.12	0.37	0.64	0.56	0.04	2.18	0.43	0.38		0.21	
平均	1.21	0.72	0.78	0.39	0.86	0.69	0.24	1.20	0.45	0.35	0.22	0.31	0.91

（処理水質の変動係数）／（流入水質の変動係数）が一番大きいのは、GのSSであり、一番小さいのはHのNO3-Nであった。水質項目毎に見ると、水温のみ処理水質の変動係数が流入水質の変動係数より大きいが他の項目では、処理水質の変動係数が流入水質の変動係数より小さいことがわかった。

水質項目ごとに各処理施設の流入水と処理水の変動係数の相関係数を計算した結果を表-8に示す。

表-8　流入水質の変動係数と処理水質の変動係数の相関係数

水温	pH	BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
0.98	0.07	-0.38	-0.36	-0.66	-0.15	-0.46	-0.19	-0.28	0.84	0.96	0.93	0.70

水温、TP、D-PO4-P、PO4-Pの流入水と処理水の変動係数の相関係数が0.8を越えており、流入水質変動が処理水質変動に影響を与えている可能性があると考えられる。

中村らは3箇所の公共下水道処理場の通日試験ﾃﾞｰﾀの平均値と標準偏差を調べている[3)]。これをもとに各処理場（I～J）の各水質項目の変動係数を計算すると表-9のようになる。この時のﾃﾞｰﾀ数は表-10の通りである。

表-9　下水処理場の各水質項目の変動係数

	BOD		COD		SS		大腸菌群数	
	流入	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理
I処理場	0.38	0.93	0.93	0.31	1.2	0.55	0.8	0.83
J処理場	0.36	0.68	0.3	0.15	0.63	0.53	0.68	0.92
K処理場	0.34	0.62	0.28	0.16	0.8	1.31	ﾃﾞｰﾀなし	ﾃﾞｰﾀなし
平均	0.36	0.74	0.50	0.21	0.88	0.80	0.74	0.87

表-10　下水処理場調査のﾃﾞｰﾀ数

	BOD		COD		SS		大腸菌群数	
	流入	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理
I処理場	131	131	131	131	131	131	131	131
J処理場	96	94	96	95	96	92	48	96
K処理場	90	91	90	91	91	91	0	0

流入水質についてBOD、COD、大腸菌群数は下水処理場の方が変動係数が大きく、SSは本調査の値の方が大きい。処理水質について、BOD、COD、SSは下水処理場の方が変動係数が大きく、大腸菌群数は本調査の値の方が大きい。

4．2　対数正規分布の当てはめ

水処理施設の処理水質は経験的に対数正規分布に従うことが知られている[2)]。本研究では各処理場の各水質項目毎に処理水質ﾃﾞｰﾀを対数正規確率紙にﾌﾟﾛｯﾄし、回帰直線を引き、その時の相関係数によって対数正規分布の適合度を評価した。一例としてGのBODのﾌﾟﾛｯﾄの様子を図-1に示す。

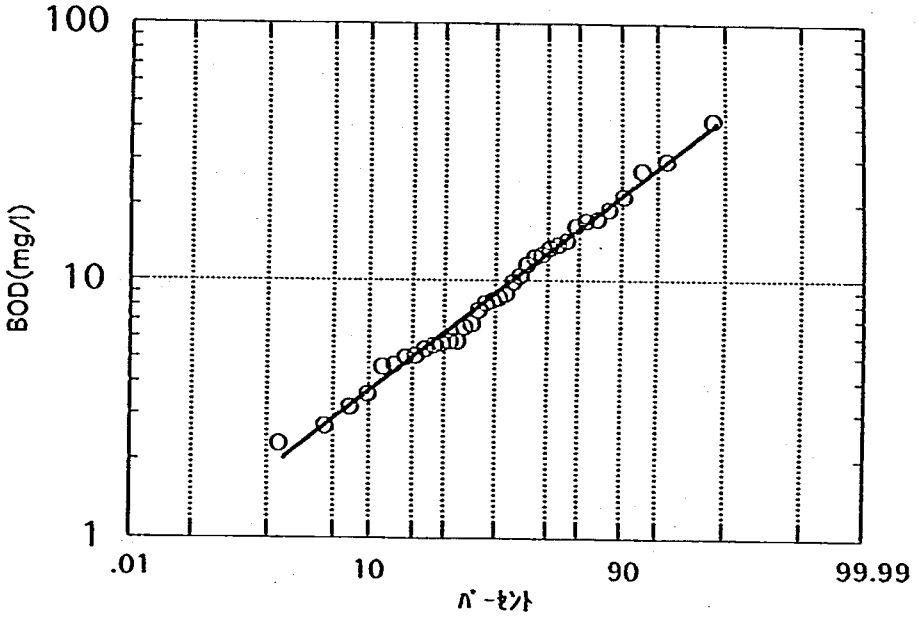


図-1　GのBODの対数正規確率紙上へのﾌﾟﾛｯﾄ

流入水質、処理水質の相関係数を表-11、表-12に示す。

表-11　流入水質の相関係数

	水温	pH	BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	0.84	0.93	0.92	0.96	0.98	0.96	0.70	0.96	0.97	0.94	0.92	0.97	0.85
B	0.79	0.87	0.68	0.64	0.63	0.72	0.72	0.84	0.74	0.99	0.96		0.97
C	0.92	0.97	0.98	0.99	0.94	0.77	0.95	0.96	0.90	0.98		0.95	
D	0.92	0.94	0.98	0.98	0.94	0.91	0.94	0.97	0.98	0.97		0.98	
E	0.86	0.96	0.96	0.95	0.91	0.93	0.95	0.93	0.98	0.97	0.97		0.97
F	0.76	0.96	0.96	0.97	0.94	0.84	0.75	0.92	0.97	0.97		0.97	
G	0.93	0.97	0.94	0.97	0.94	0.90	0.97	0.97	0.95	0.92		0.93	
H	0.95	0.96	0.98	0.95	0.96	0.95	0.65	0.97	0.94	0.73		0.86	
平均	0.87	0.95	0.93	0.93	0.91	0.87	0.83	0.94	0.93	0.93	0.95	0.94	0.93

表-12　処理水質の相関係数

	水温	pH	BOD	ATU-BOD	COD	SS	NO2-N	NO3-N	NH4-N	TN	TP	D-PO4-P	PO4-P	大腸菌群数
A	0.83	0.93	0.84		0.98	0.96	0.83	0.97	0.98	0.96	0.99	0.92	0.95	0.92
B	0.84	0.78	0.77		0.86	0.92	0.82	0.58	0.56	0.83	0.71	0.74		0.93
C	0.92	0.95	0.98		0.97	0.96	0.96	0.59	0.98	0.70	0.73		0.93	
D	0.86	0.96	0.84		0.93	0.97	0.89	0.97	0.92	0.85	0.93		0.98	
E	0.69	0.86	0.84		0.93	0.88	0.50	0.72	0.71	0.76	0.91	0.90		0.93
F	0.77	0.88	0.94	0.88	0.82	0.83	0.85	0.62	0.50	0.69	0.91		0.93	
G	0.90	0.97	1.00	0.94	0.80	0.97	0.87	0.61	0.59	0.69	0.89		0.93	
H	0.9	0.9	0.93	0.96	0.9	0.97	0.82	0.91	0.86	0.9	0.84		0.71	
平均	0.84	0.90	0.89	0.93	0.90	0.93	0.82	0.75	0.76	0.80	0.86	0.85	0.91	0.93

流入水質の相関係数が最も大きかったのはCのCODで約0.99であった。流入水質の相関係数がもっとも低かったのはBのSSで約0.63であった。流入水質の水質項目ごとの相関係数はD-PO4-Pが約0.95で最も高く、以下pH、PO4-P、NH4-N、TP、大腸菌群数、TN、COD、BOD、SS、NO2-N、水温、NO3-Nの順となった。

処理水質の相関係数が最も大きかったのGのBODで約1.00であった。処理水質の相関係数がもっとも低かったのはFのNH4-Nで約0.50であった。処理水質の水質項目ごとの相関係数はSSが約0.93で最も高く、以下大腸菌群数、ATU-BOD、pH、COD、PO4-P、BOD、NO2-N、TP、D-PO4-P、水温、TN、NH4-N、NO3-Nの順となった。

Eの処理水質のNO2-N、B、Cの処理水質のNO3-N、B、Fの処理水質のNH4-Nは相関係数が0.6未満であり、他の処理施設の各水質項目の相関係数に比べ小さい。そこで、正規確率紙にﾌﾟﾛｯﾄし、回帰直線を引き、その時の相関係数を求めた。結果を表-13に示す。

表-13　正規確率紙上の回帰直線の相関係数

EのNO2-N	BのNO3-N	CのNO3-N	BのNH4-N	FのNH4-N
0.79	0.61	0.79	0.97	0.77

表-13のいずれの水質項目も対数正規確率紙上の相関係数より正規確率紙上の相関係数が大きくなっている。つまり、これらの分布は対数正規分布より正規分布に近いことがわかる。図-2に相関係数の最も大きかったBのNH4-Nの正規確率紙上へのﾌﾟﾛｯﾄの様子を示す。

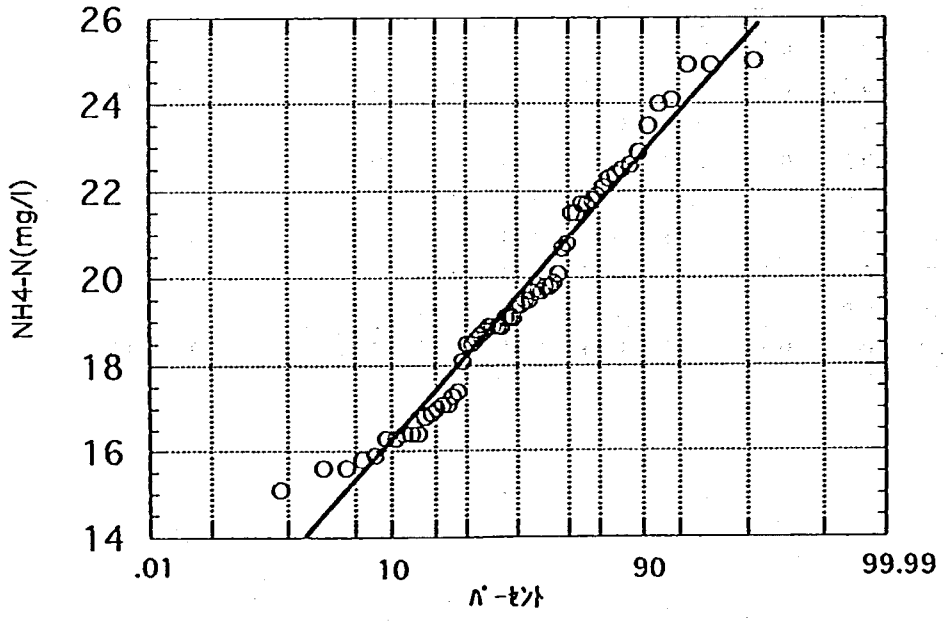


図-2　BのNH4-Nの対数正規確率紙上へのﾌﾟﾛｯﾄ

4．3　目標水質達成確率による評価

処理水質は対数正規分布に従うと仮定し、調査によって得られた処理水質結果から、その分布特性（母数）を推定し、各処理場に対して設定されている目標水質の非超過確率を求め、その値によって各処理施設の性能評価を行った。対数正規分布とは、確率変数Xの自然対数ｌｎXが正規分布に従う時のXの分布であり、確率密度関数は次式のようになる。但し、λ、ζはそれぞれｌｎXの平均値と標準偏差である。

$$f_x(x)=\frac{1}{\sqrt{2\pi}\zeta x}\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln x-\lambda}{\zeta}\right)^2\right] \quad 0\leq x<\infty$$

さらに、この分布のもと、Xの値がX＜ａとなる確率は

$$P(x\leq a)=\int_0^a f_x(x)\,dx$$

となる。この式を利用し各処理施設の目標水質非超過確率を計算した。ここでは目標水質として各処理施設のﾊﾟﾝﾌﾚｯﾄや仕様説明書に記載のあるBODとSSの処理目標値を採用した。目標水質を表-14に、結果を表-15に示す。

表-14　各処理施設の処理目標水質

	A	B	C	D	E	F	G	H
BOD(mg/l)	20	20	20	20	8	20	20	20
SS(mg/l)	50	50	50	50	5	50	40	70

表-15　各処理施設の目標水質非超過確率

	A	B	C	D	E	F	G	H
BOD	0.9784563	0.9552001	0.9679821	0.3687293	0.9995217	0.6656123	0.8839460	0.9998483
SS	0.9990858	1.0000000	0.9992773	0.9999992	0.9692531	0.9999975	0.9364105	0.9999999

信頼性とは「与えられた空間的、時間的条件のもとで、機器、部品、システム等がそこに期待されている機能を故障なしに実現する確からしさ」と定義される[1]。したがって、求められる処理水質を満足する確率、つまり目標水質非超過確率は、水処理施設の信頼性の一面であると考えられる。目標水質非超過確率の大小のみで処理施設の信頼性の大小を決めるとすれば、BODについて最も信頼性の高い処理を行っているのはHであり、以下、E、A、C、B、G、F、Dの順となった。SSについてはBが最も信頼性の高い処理を行っており、以下、H、D、F、C、A、E、Gの順となった。またEを除いて、他の処理施設全てで、SSの処理信頼性がBODの処理信頼性より高かった。

施設規模と処理信頼性の関係を調べるために、図-3に計画流入水量とBOD目標水質非超過確率をﾌﾟﾛｯﾄしたが、この時の相関係数は0.13であり、無相関であった。

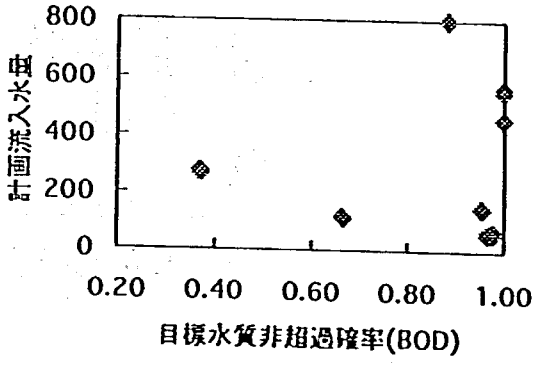


図-3　計画流入水量と目標水質非超過確率

4．4　C及びFの各処理ﾌﾟﾛｾｽでの水質調査結果

C及びFの処理施設フローを図-4、-5に示す。図中の番号は採水地点を示す。さらに水質調査結果の概要を表-16～21に示す。また各調査時における平均水温、流入水量／計画水量を表-22に示す。

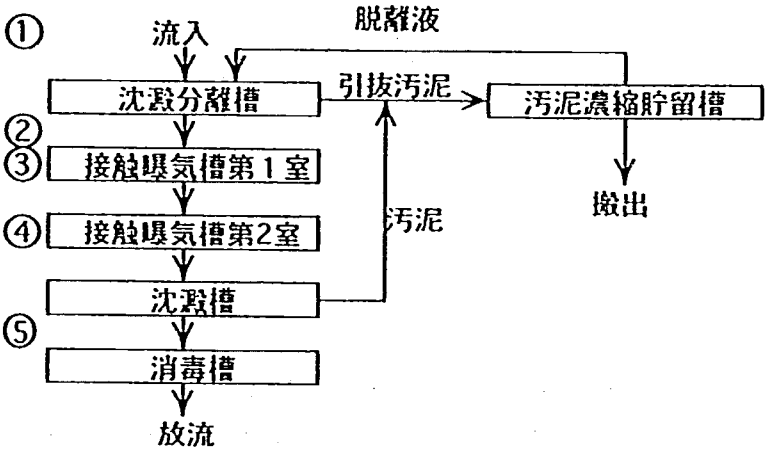


図-4　Cの処理ﾌﾛｰ

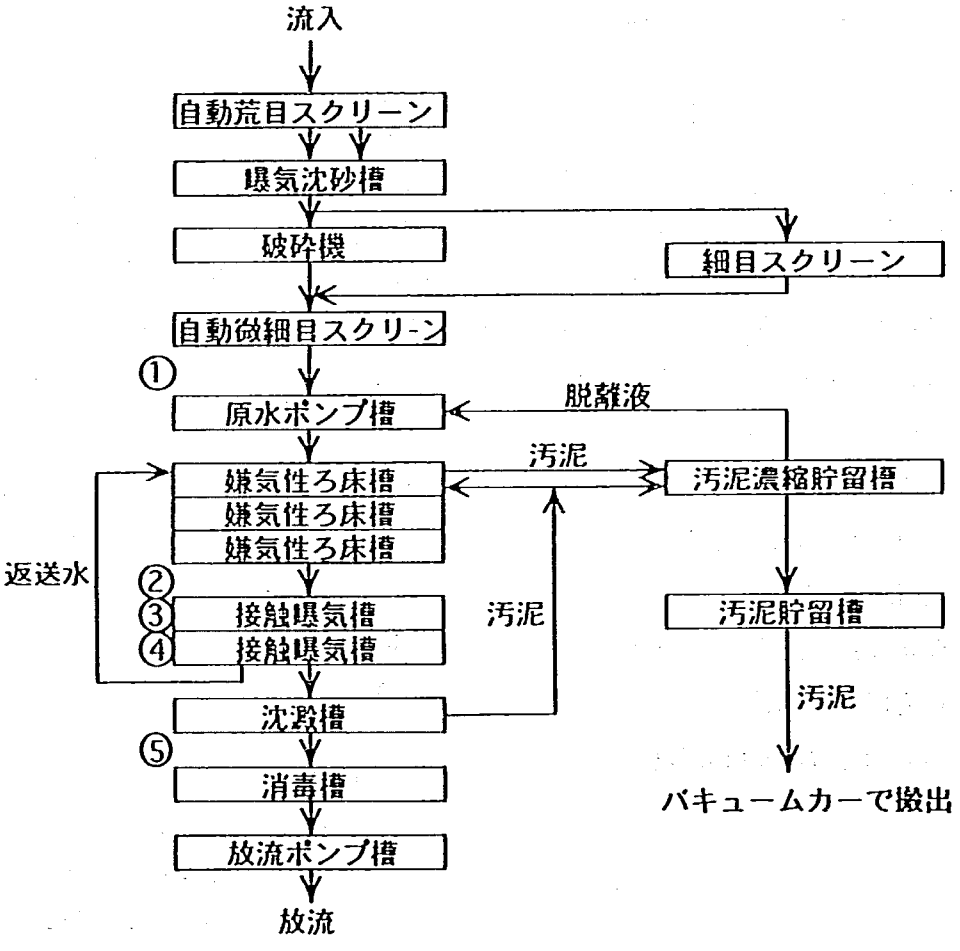


図-5　Fの処理ﾌﾛｰ

表-16　Cの各処理プロセスでの水質調査結果（第1回調査、94年8月）

	BOD	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
流入水	145.2	157.5	62.2	66.5	41.7	0.09	0.48	11.20	1.17	19.82	2.44
沈殿分離槽流出水	104.9	88.9	56.5	58.9	39.5	0.01	0.01	20.36	1.61	30.54	3.68
接触曝気槽第一室	52.6	56.2	13.2	25.2	18.8	0.01	0.01	20.65	1.56	34.67	4.82
接触曝気槽第二室	42.4	24.0	7.0	23.5	13.4	0.07	0.07	13.63	1.21	22	2.85
沈殿槽流出水	31.1	22.1	8.0	22.5	13.3	0.06	0.06	15.00	1.45	22.79	2.53

注）単位は(mg/l)

表-17　Cの各処理プロセスでの水質調査結果（第2回調査、94年12月）

	BOD	SS	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
流入水	129.7	112.2	105.3	39.4	67.2	56.9	0.42	2.64	16.31	1.88	28.57	2.69
沈殿分離槽流出水	59.6	96.0	64.4	19.7	62.6	33.7	0.08	0.22	25.58	1.67	30.61	3.40
接触曝気槽第一室	60.0	90.0	19.6	1.5	21.9	9.0	0.35	1.31	15.60	1.11	25.05	3.31
接触曝気槽第二室	16.6	77.5	9.6	1.3	11.4	6.5	0.11	15.71	0.93	1.27	21.67	2.92
沈殿槽流出水	3.7	10.5	3.5	0.7	10.3	6.1	0.13	15.55	0.90	1.29	18.62	1.55

注）単位は(mg/l)

表-18　Cの各処理プロセスでの水質調査結果（第3回調査、95年1月）

	BOD	SS	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
流入水	133.8	117.6	132.8	54.7	80.8	50.8	0.26	2.71	14.90	1.85	29.04	3.00
沈殿分離槽流出水	77.8	65.5	77.8	39.1	69.9	49.3	0.05	0.60	26.53	2.00	33.78	3.38
接触曝気槽第一室	57.4	124.6	21.8	4.2	42.9	13.8	0.09	1.38	16.25	0.86	25.53	2.78
接触曝気槽第二室	18.3	117.3	17.6	1.7	28.6	9.6	0.23	12.77	1.25	1.21	19.33	2.80
沈殿槽流出水	9.0	16.0	6.1	1.6	15.1	10.0	0.30	12.46	1.51	1.31	15.94	1.63

注）単位は(mg/l)

表-19　Fの各処理プロセスでの水質調査結果（第1回調査　94年8月）

	BOD	SS	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
自動細目スクリーン透過水	124.6	127.7	104.3	46.5	55.6	29.3	0.01	0.07	16.79	1.66	27.05	2.86
嫌気性ろ床槽流出水	54.6	47.5	35.2	26.5	39.4	20.2	0.00	0.01	21.87	1.69	26.95	2.25
接触曝気槽第一室	23.8	20.2	16.3	6.8	15.9	6.8	0.17	0.85	19.21	1.78	22.74	1.94
接触曝気槽第二室	12.8	5.3	20.8	4.0	10.7	2.9	0.37	7.12	11.30	2.05	19.26	2.00
沈殿槽流出水	12.8	4.8	3.9	4.3	10.8	4.1	0.36	5.24	13.34	1.94	19.99	1.92

注）単位は(mg/l)

表-20　Fの各処理プロセスでの水質調査結果（第2回調査、94年12月）

	BOD	SS	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
自動細目スクリーン透過水	128.5	141.1	126.5	61.5	87.4	51.2	0.1	0.4	26.28	2.13	33.25	3.54
嫌気性ろ床槽流出水	49.7	52.5	45.4	24.1	54.8	28.7	0.0	0.1	21.34	1.82	29.17	2.85
接触曝気槽第一室	23.3	87.9	18.9	3.4	44.9	12.5	0.2	1.8	16.28	1.51	27.18	3.16
接触曝気槽第二室	15.5	97.3	12.0	1.4	42.0	8.7	17.0	2.9	15.30	1.57	24.9	3.53
沈殿槽流出水	8.8	7.2	3.5	0.7	13.0	8.9	0.2	3.4	16.13	1.59	37.09	3.24

注）単位は(mg/l)

表-21　Fの各処理プロセスでの水質調査結果（第3回調査、95年1月）

	BOD	SS	ATU-BOD	D-BOD	TOC	D-TOC	NO2-N	NO3-N	NH4-N	D-PO4-P	TN	TP
自動細目スクリーン透過水	130.3	131.9	130.5	52.7	72.7	44.7	0.01	0.43	17.71	2.06	29.38	3.36
嫌気性ろ床槽流出水	60.1	45.3	59.0	30.2	54.8	32.8	0.01	0.04	29.19	2.22	31.17	2.80
接触曝気槽第一室	38.3	40.5	21.5	7.4	32.0	17.5	0.02	0.12	27.73	2.07	30.36	2.92
接触曝気槽第二室	8.9	5.8	4.9	3.8	16.3	13.3	0.06	0.58	24.47	2.19	24.62	2.21
沈殿槽流出水	8.1	4.4	4.0	2.3	15.7	12.8	0.06	0.65	24.62	2.20	24.27	2.12

表-22　C、Fの水質調査時における平均水温及び日流入汚水量

	流入水量 (m3/日)			流入水平均水温 (℃)		
	第1回調査	第2回調査	第3回調査	第1回調査	第2回調査	第3回調査
C	115.6	65.6	62.9	24.0	16.3	14.7
F	112.6	101.6	92.3	24.4	16.6	13.4

Cの第1回調査時は調査日前日に処理施設への落雷があり、電気系統が故障し、流入が停止していた。調査日は運転を再開したが、前日の汚水も併せて大量の汚水流入(当日の流入汚水量はで計画流入水量の約1.9倍であった。)があったため、処理水質が他の2回の調査に比べ悪くなっている。Cの第2回、3回調査の沈澱分離層流出水のNH4-Nは0.9、1.51(mg/l)であり、その時の処理施設のTN除去率はそれぞれ約35%、約45%であった。一方、Fの各水質調査の沈澱分離層流出水のNH4-Nは13.34、16.13、24.62(mg/l)であり、その時の処理施設のTN除去率は約26%、約-12%、約17%であった。以上から窒素に関しては、第1回調査の異常時を除けばCのほうがFより処理状況がよいことがわかる。

5．まとめ

水質保全施設を正しく評価するためには、処理水質変動を考える必要がある。本研究では、8箇所の農業集落排水施設及びコミュニティプラントを対象にその処理水質変動について検討を行った。その結果、変動係数は大腸菌群数が最も高く、以下NH4-N、NO2-N、SS、ATU-BOD、BOD、NO3-N、COD、TN、D･PO4-P、TP、水温、PO4-P、pHの順となった。これらの値は、過去の研究例を参考にするとBOD、COD、SS、TNは下水処理場の方が変動係数が大きく、大腸菌群数、NH4-Nは本調査の値の方が大きい。また各処理場の各水質項目毎に処理水質ﾃﾞｰﾀを対数正規確率紙にﾌﾟﾛｯﾄし、回帰直線を引き、その時の相関係数によって対数正規分布の適合度を評価した結果、SSが最も適合度が高く、以下大腸菌群数、ATU-BOD、pH、COD、PO4-P、BOD、NO2-N、TP、D･PO4-P、水温、TN、NH4-N、NO3-Nの順となった。さらに目標水質非超過確率の大小で処理施設の信頼性を評価すると、8箇所中7箇所の処理施設で、SSのほうがBODより処理信頼性が高かった。

6．今後の課題

本研究において、水処理施設の中で特に農業集落排水施設とｺﾐｭﾆﾃｨﾌﾟﾗﾝﾄについて処理水質変動の基礎的検討を行った。今後、放流先の生態系保護のために、水処理施設の処理水質のみならず、処理水量、さらに放流先の水質、水量についても、同時に変動性を考慮した評価手法を検討する必要がある。

<参考文献>

1）日本下水道協会「下水試験方法」1985.3.

2）"Technical Guidance Manual For Performing Waste Load Allocations: Permit Averaging Periods", U.S.EPA, 1984.9.

3）中村, 高島「下水処理水の水質変動に関する研究」土木研究所資料第3215号, 1993.10.

4）中山伊知郎編「現代統計学大辞典」東洋経済新報社, 1962.

６．下水処理水の水質変動に関する研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　小森　行也

１．はじめに

下水処理施設から放流される処理水質の評価は、通常平均値で扱われることが多いが、処理水質は時間的に変動しており、処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水処理場の処理機能を的確に評価するためには、平均的な処理水質とともにその変動特性についても把握する必要がある。

その一つの方法として統計的手法が考えられ、米国[1]ヨーロッパ諸国[2]においては、処理水質の評価に統計的手法を用いている場合が多いが、わが国の水質規制では処理水質評価に最大値や平均値以外の統計的手法は用いられていない。

下水処理施設の処理機能を総合的に評価するためには、平均的な処理水質とともに変動パターンについても考慮する必要があり、さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析する必要がある。

２．研究目的

本研究は、下水処理場の流入水、処理水の水質変動特性について分析を行うことにより、処理水質及び処理機能の適正な評価手法を明らかにし、施設の信頼性向上に資することを目的とする。

6年度は、水質ﾓﾆﾀｰ(COD)の連続ﾃﾞｰﾀの解析を行い、通常の水質管理で実施されている月2回、あるいは週1回のﾃﾞｰﾀの妥当性についての評価を行った。

３．研究方法

Ａ下水処理場のＣＯＤモニターにより測定した処理水質データを統計解析した。ＵＶ計を用いたＣＯＤモニターのデータであり、１時間間隔で測定したデータを２時間間隔で抽出したものを１年間分用いて解析した。

先ず、４，３８０個の時系列データを順序統計として整理し、対数正規確率紙にプロッティングし、対数確率分布で表せることを確認した。

また、全データと従来から実施されている毎日、週１回或いは月２回のデータとその変動を比較するため、同じように一定間隔で抽出し、これらのデータを同様に解析した。さらに、抽出する間隔を細かくし、データの間隔と水質変動の関係を求めた。

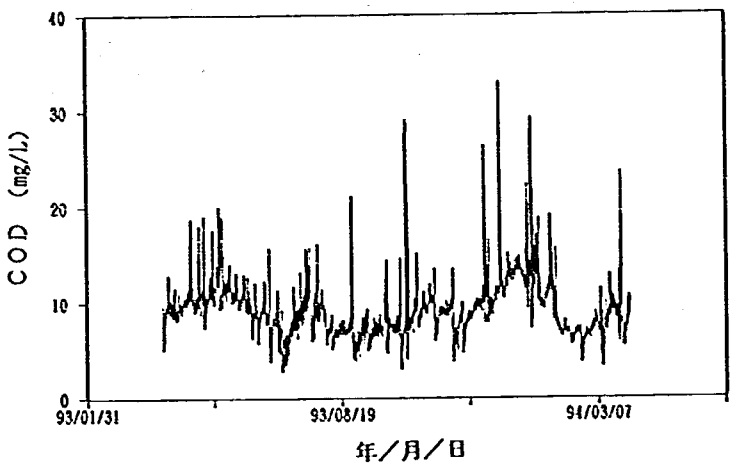
下水処理水の水質変動は、日変動、季節変動が一般的にはよく知られているが、４，３８０個のデータから２時、４時、６時・・・２４時の各時刻の定時データを抽出し、その平均値の比較から日変動を確認した。また、月別にデータの集計を行い月平均値の比較から季節変動を確認した。

4．研究結果

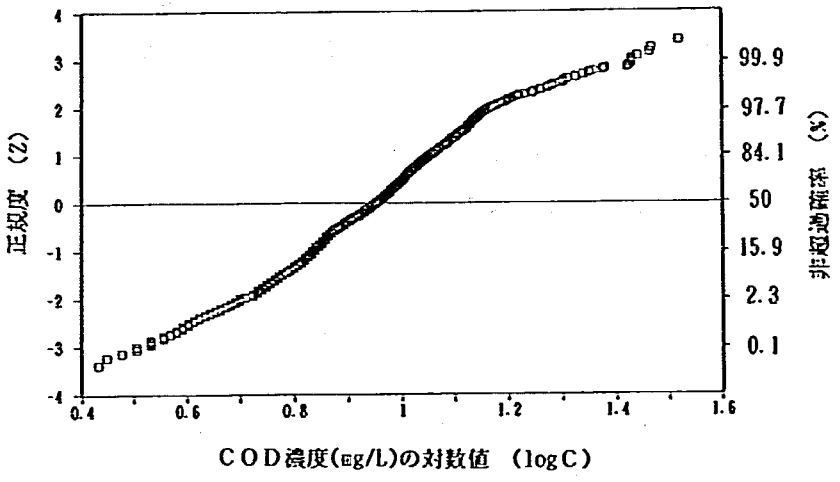
ＣＯＤモニターの時系列水質データ４，３８０個を、順序統計として整理し、その処理特性の解析を試みた。サンプル数ｎのデータを水質濃度の小さいものから順番に並べた順序ｉ番目のものの非超過確率をｉ／（ｎ＋１）として表し、これを標準正規分布の累積確率

$$p = 1/\sqrt{2\pi}\int_{-\infty}^{z}\exp(-x^2/2)dx$$

のｚ、つまり正規度として表現した値と水質濃度の対数値の関係をプロットした。これは、対数正規確率紙にプロッティングすることに相当する[3]。時系列データを図－１、対数正規確率紙にプロッティングしたものを図－２に示した。また、全データの平均、標準偏差等を表－１に示した。図－２から、ＣＯＤモニターの全データは両端部でややはずれているものの対数正規確率紙上でほぼ直線を示しており、概ね対数正規分布に従うことが分かる。５年度に示したとおり、対数正規分布に従うデータは、観測値ｘの対数ｙ＝ｌｏｇｘが正規分布をとるわけであるから、ｙの平均値を$\bar{y}$、標準偏差をＳｙとすると、標準正規分布表からｙの５０％値は$\bar{y}$、７５％値は$\bar{y}+0.67Sy$、９０％値は$\bar{y}+1.28Sy$、９５％値は$\bar{y}+1.64Sy$というように、求めたいｙの各％値は標準正規分布表から読み取れるＺを用いて、$\bar{y}+ZSy$で計算することができる。したがって、ｘの各％値は１０の（$\bar{y}+ZSy$）乗で計算することができる。このように、あるデータの集団が対数正規分布に従うことが分かっていれば、平均と標準偏差の２つの値のみによって分布の特性を表現することができる[4][5]。この関係を利用して求めた各％値（Parametric法）と図－２から読みとった各％値（Non-parametric法）も合わせて表－１に示した。



図－１　ＣＯＤの経時変化



図－２　対数正規確率紙へのプロッティング

表－１　全データの平均値、標準偏差、各％値

					Parametric法				Nonparametric法			
n	AVG	STD	MIN	MAX	50%	75%	90%	95%	50%	75%	90%	95%
4380	9.2	2.61	2.7	33.1	8.8	10.6	12.5	13.7	9.0	10.4	12.3	13.5

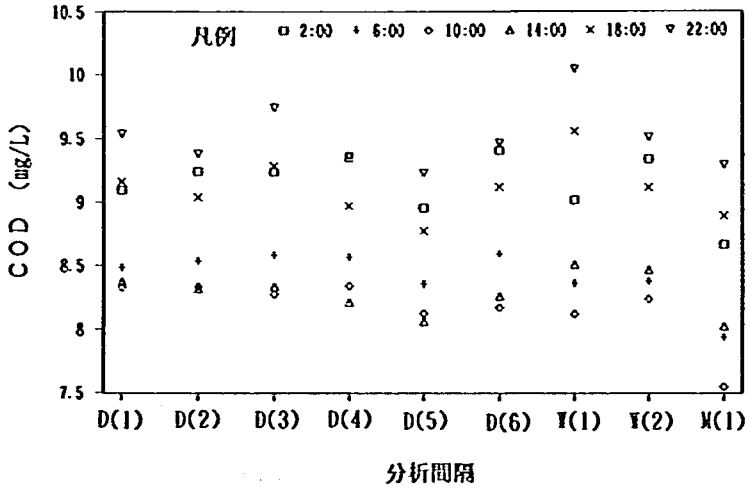
表－2　一定時間で抽出したデータの平均値、標準偏差、各%値

		n	AVG	STD	MIN	MAX	Parametric注 50%	75%	90%	95%	Nonparametric注 50%	75%	90%	95%	Parametric/Nonparametric 50%	75%	90%	95%
2:00	D(1)	365	9.4	2.48	4.2	27.0	9.1	10.8	12.5	13.7	9.3	10.6	12.3	13.6	0.978	1.019	1.016	1.007
	D(2)	183	9.6	2.73	5.3	27.0	9.2	11.0	12.9	14.2	9.4	10.7	13.0	14.0	0.978	1.028	0.992	1.014
	D(3)	122	9.6	2.92	4.2	27.0	9.2	11.1	13.1	14.5	9.4	10.5	13.0	15.2	0.979	1.057	1.008	0.954
	D(4)	92	9.8	3.20	5.5	27.0	9.3	11.3	13.5	15.0	9.3	11.0	13.6	15.1	1.000	1.027	0.993	0.993
	D(5)	74	9.2	2.16	5.4	15.2	9.0	10.5	12.1	13.1	9.4	10.3	11.7	13.6	0.957	1.019	1.034	0.963
	D(6)	62	9.9	3.33	5.3	27.0	9.4	11.5	13.7	15.3	9.5	10.7	13.5	15.4	0.989	1.075	1.015	0.994
	N(1)	53	9.4	2.58	5.3	18.1	9.0	10.8	12.8	14.2	9.4	10.7	13.4	13.6	0.957	1.009	0.955	1.044
	N(2)	27	9.7	2.87	5.7	18.1	9.3	11.3	13.5	14.9	9.6	11.3	13.6	18.1	0.969	1.000	0.993	0.823
	N(1)	12	9.0	2.24	5.9	13.5	8.7	10.3	12.1	13.2	9.7	10.3	10.7	13.5	0.897	1.000	1.131	0.978
4:00	D(1)	365	9.0	2.35	4.2	27.0	8.7	10.4	12.1	13.2	9.0	10.2	11.8	13.2	0.967	1.020	1.025	1.000
	D(2)	183	9.2	2.57	4.8	27.0	8.9	10.5	12.4	13.6	9.0	10.4	12.4	13.8	0.989	1.010	1.000	0.986
	D(3)	122	9.2	2.78	4.4	27.0	8.9	10.7	12.6	13.9	9.2	10.5	12.4	13.9	0.967	1.019	1.016	1.000
	D(4)	92	9.3	2.96	4.9	27.0	8.9	10.7	12.7	14.1	8.9	10.4	13.2	13.9	1.000	1.029	0.962	1.014
	D(5)	74	8.9	2.13	5.0	15.0	8.6	10.1	11.7	12.8	9.0	10.2	11.1	13.3	0.956	0.990	1.054	0.962
	D(6)	62	9.4	3.22	4.8	27.0	9.0	11.0	13.2	14.7	9.2	10.6	13.1	13.9	0.978	1.038	1.008	1.058
	N(1)	53	9.0	2.33	4.9	14.1	8.6	10.4	12.3	13.6	9.2	10.7	12.2	13.1	0.935	0.972	1.008	1.038
	N(2)	27	9.1	2.44	4.9	14.1	8.8	10.5	12.5	13.8	9.0	10.7	13.1	14.1	0.978	0.981	0.954	0.979
	N(1)	12	8.7	2.16	5.4	13.3	8.4	10.0	11.6	12.8	8.8	10.2	10.5	13.3	0.955	0.980	1.105	0.962
6:00	D(1)	365	8.8	2.32	3.7	26.7	8.5	10.1	11.8	13.0	8.7	10.0	11.7	12.7	0.977	1.010	1.009	1.024
	D(2)	183	8.8	2.46	4.3	26.7	8.5	10.2	11.9	13.1	8.7	10.1	11.7	12.8	0.977	1.010	1.017	1.023
	D(3)	122	9.0	2.82	3.9	26.7	8.6	10.4	12.4	13.8	8.8	10.2	12.1	13.3	0.977	1.020	1.025	1.038
	D(4)	92	8.9	2.83	4.3	26.7	8.6	10.3	12.2	13.5	8.7	10.0	12.5	13.1	0.989	1.030	0.976	1.031
	D(5)	74	8.6	2.17	4.5	16.6	8.4	9.9	11.5	12.6	8.6	9.8	11.0	13.1	0.977	1.010	1.045	0.962
	D(6)	62	9.0	3.16	4.3	26.7	8.6	10.6	12.7	14.2	8.9	10.2	12.1	12.9	0.966	1.039	1.050	1.101
	N(1)	53	8.7	2.52	4.2	16.0	8.4	10.2	12.3	13.7	8.9	10.5	12.2	12.7	0.944	0.971	1.008	1.079
	N(2)	27	8.7	2.33	4.3	13.2	8.4	10.1	12.0	13.3	8.9	10.5	12.5	13.2	0.944	0.962	0.960	1.008
	N(1)	12	8.3	2.29	5.0	13.1	7.9	9.6	11.4	12.6	8.4	10.2	10.2	13.1	0.940	0.941	1.118	0.962
8:00	D(1)	365	8.8	2.49	2.8	29.4	8.4	10.1	12.0	13.2	8.6	10.0	11.8	12.8	0.977	1.010	1.017	1.031
	D(2)	183	8.8	2.60	4.0	29.4	8.5	10.1	11.9	13.2	8.6	10.1	11.8	12.8	0.988	1.000	1.008	1.031
	D(3)	122	9.0	3.16	2.8	29.4	8.5	10.6	12.8	14.4	8.8	10.1	12.4	13.5	0.966	1.050	1.032	1.067
	D(4)	92	8.9	3.04	4.0	29.4	8.5	10.3	12.3	13.6	8.6	10.1	12.4	13.3	0.988	1.020	0.992	1.023
	D(5)	74	8.6	2.44	4.3	20.4	8.3	9.9	11.6	12.8	8.4	9.7	10.9	12.9	0.988	1.021	1.064	0.992
	D(6)	62	9.0	3.47	4.0	29.4	8.5	10.6	12.9	14.5	8.8	10.3	12.4	13.3	0.966	1.029	1.040	1.090
	N(1)	53	8.7	2.62	3.7	16.3	8.3	10.3	12.5	14.9	8.8	10.4	12.4	13.0	0.943	0.990	1.008	1.077
	N(2)	27	8.6	2.34	4.0	13.3	8.3	10.1	12.0	13.4	8.8	10.4	12.4	13.3	0.943	0.971	0.968	1.008
	N(1)	12	8.2	2.39	4.6	12.9	7.8	9.6	11.5	12.6	8.2	10.3	10.3	12.9	0.951	0.932	1.117	0.992
10:00	D(1)	365	8.7	2.57	2.7	21.1	8.3	10.2	12.2	13.6	8.6	10.0	12.0	13.2	0.965	1.020	1.017	1.030
	D(2)	183	8.7	2.53	3.0	21.1	8.3	10.1	12.1	13.5	8.6	10.1	12.3	13.3	0.965	1.000	0.984	1.015
	D(3)	122	8.7	2.96	2.7	21.1	8.3	10.3	12.6	14.2	8.6	10.0	12.6	13.7	0.965	1.030	1.000	1.036
	D(4)	92	8.7	2.67	3.6	21.1	8.3	10.2	12.2	13.5	8.5	10.0	12.3	13.5	0.976	1.020	0.992	1.000
	D(5)	74	8.5	2.60	3.9	20.4	8.1	9.9	11.8	13.2	8.3	9.9	11.7	13.3	0.976	1.000	1.009	0.992
	D(6)	62	8.7	3.05	3.0	21.1	8.2	10.4	13.0	14.8	8.7	10.0	12.7	13.7	0.943	1.040	1.024	1.080
	N(1)	53	8.6	2.64	3.2	14.4	8.1	10.2	12.5	14.1	8.6	10.4	12.6	13.0	0.942	0.981	0.992	1.085
	N(2)	27	8.6	2.61	3.8	14.4	8.2	10.2	12.4	13.9	8.6	10.4	12.6	14.4	0.953	0.981	0.984	0.965
	N(1)	12	8.0	2.57	4.3	13.3	7.5	9.4	11.6	13.0	8.0	10.0	10.3	13.3	0.938	0.940	1.126	0.977
12:00	D(1)	365	8.6	2.73	3.2	29.1	8.2	10.0	12.0	13.3	8.3	9.8	11.9	13.3	0.988	1.020	1.008	1.000
	D(2)	183	8.6	2.89	3.2	29.1	8.2	10.0	12.0	13.4	8.1	9.8	12.3	13.1	1.012	1.020	0.976	1.023
	D(3)	122	8.5	2.60	3.2	16.2	8.1	10.0	12.1	13.5	8.4	9.8	12.3	13.5	0.964	1.020	0.984	1.000
	D(4)	92	8.3	2.30	4.3	14.7	8.0	9.6	11.3	12.5	7.9	9.6	12.3	12.9	1.013	1.000	0.919	0.969
	D(5)	74	8.5	3.39	3.4	29.1	8.0	10.0	12.1	13.6	8.0	9.5	11.2	13.3	1.000	1.053	1.080	1.023
	D(6)	62	8.3	2.52	3.2	13.7	7.9	9.8	12.0	13.4	8.4	9.8	12.3	13.1	0.940	1.000	0.976	1.023
	N(1)	53	8.6	2.85	3.4	16.2	8.2	10.2	12.6	14.2	8.2	10.1	13.1	13.6	1.000	1.010	0.962	1.044
	N(2)	27	8.4	2.48	4.4	13.5	8.0	9.8	11.8	13.2	8.1	9.8	12.3	13.5	0.988	1.000	0.959	0.978
	N(1)	12	7.9	2.48	4.8	13.3	7.5	9.3	11.2	12.5	8.1	9.9	10.0	13.3	0.926	0.939	1.120	0.947
14:00	D(1)	365	8.7	2.38	3.4	26.5	8.4	9.9	11.6	12.7	8.4	9.9	11.6	12.7	1.000	1.000	1.009	1.000
	D(2)	183	8.6	2.15	4.0	15.8	8.3	9.8	11.4	12.5	8.4	9.8	11.7	12.8	0.988	1.000	0.974	0.977
	D(3)	122	8.6	2.18	4.0	15.8	8.3	9.9	11.5	12.7	8.6	9.9	11.8	13.0	0.965	1.000	0.975	0.977
	D(4)	92	8.4	2.05	5.1	13.5	8.2	9.5	11.1	12.1	8.1	9.7	11.5	12.5	1.012	0.990	0.965	0.968
	D(5)	74	8.3	1.91	3.4	13.7	8.1	9.4	10.9	11.8	8.1	9.4	10.3	12.8	1.000	1.000	1.058	0.922
	D(6)	62	8.6	2.34	4.0	15.8	8.3	9.9	11.8	13.0	8.5	10.0	11.8	13.1	0.976	0.996	1.000	0.992
	N(1)	53	8.8	2.25	4.1	13.0	8.5	10.2	11.9	13.1	8.9	10.2	12.6	12.8	0.955	1.000	0.944	1.023
	N(2)	27	8.7	2.22	5.7	13.0	8.5	10.0	11.6	12.7	8.3	10.6	12.8	13.0	1.024	0.943	0.906	0.977
	N(1)	12	8.3	2.08	5.4	12.9	8.0	9.5	11.0	12.0	9.0	9.7	10.2	12.9	0.889	0.979	1.078	0.930
16:00	D(1)	365	9.1	2.40	4.4	24.0	8.8	10.4	12.1	13.2	8.9	10.2	12.0	12.9	0.989	1.020	1.008	1.023
	D(2)	183	9.1	2.39	4.6	24.0	8.8	10.4	12.0	13.1	8.8	10.1	12.2	13.1	1.000	1.030	0.984	1.000
	D(3)	122	9.0	2.38	4.5	24.0	8.7	10.2	11.9	12.9	8.8	10.0	11.8	12.8	0.989	1.020	1.008	1.008
	D(4)	92	8.8	1.99	4.5	13.5	8.6	10.0	11.5	12.5	8.6	10.0	12.0	12.7	1.000	1.000	0.958	0.984
	D(5)	74	8.9	2.54	4.4	24.0	8.6	10.2	11.8	12.9	8.4	10.0	11.2	12.6	1.024	1.020	1.054	1.024
	D(6)	62	9.1	2.32	5.0	15.8	8.8	10.4	12.1	13.3	8.8	10.5	12.2	13.4	1.000	0.990	0.992	0.993
	N(1)	53	9.4	2.54	4.5	20.0	9.1	10.9	12.7	14.0	9.5	10.6	12.7	13.1	0.958	1.028	1.000	1.069
	N(2)	27	9.2	2.01	6.4	13.1	9.0	10.4	11.8	12.8	9.1	10.5	12.3	13.1	0.989	0.990	0.959	0.977
	N(1)	12	8.7	2.01	5.9	12.6	8.4	9.8	11.3	12.3	9.2	10.1	11.5	12.6	0.913	0.970	0.983	0.976
18:00	D(1)	365	9.5	2.48	4.4	22.8	9.2	10.8	12.6	13.7	9.2	10.6	12.4	13.6	1.000	1.019	1.016	1.007
	D(2)	183	9.3	2.18	4.4	17.0	9.0	10.6	12.2	13.3	9.1	10.5	12.3	13.5	0.989	1.010	0.992	0.985
	D(3)	122	9.6	2.73	5.6	22.8	9.3	11.0	12.9	14.1	9.4	10.9	12.4	14.0	0.989	1.009	1.040	1.007
	D(4)	92	9.2	2.07	4.4	17.0	9.0	10.4	11.9	13.0	9.1	10.2	12.3	13.1	0.989	1.020	0.967	0.992
	D(5)	74	9.0	1.91	5.1	14.0	8.8	10.1	11.6	12.5	8.7	10.2	11.5	12.3	1.011	0.990	1.009	1.016
	D(6)	62	9.4	2.18	5.7	14.6	9.1	10.7	12.3	13.4	9.2	10.8	12.4	13.5	0.989	0.991	0.992	0.993
	N(1)	53	10.0	3.31	5.2	22.8	9.6	11.6	13.9	15.4	9.6	11.1	13.1	19.4	1.000	1.045	1.061	0.796
	N(2)	27	9.3	1.78	6.6	12.8	9.1	10.4	11.6	12.5	9.3	10.7	12.2	12.8	0.978	0.972	0.951	0.977
	N(1)	12	9.2	2.44	6.5	14.6	8.9	10.5	12.3	13.4	9.5	10.5	12.7	14.6	0.937	1.000	0.969	0.918
20:00	D(1)	365	9.8	2.91	3.8	33.1	9.4	11.2	13.2	14.5	9.4	11.0	11.6	11.9	1.000	1.018	1.138	1.218
	D(2)	183	9.5	2.31	3.8	19.1	9.3	10.9	12.7	13.8	9.4	10.9	12.7	14.1	0.989	1.000	1.000	0.979
	D(3)	122	9.9	2.84	5.8	23.8	9.6	11.4	13.3	14.6	9.6	11.2	13.3	14.1	1.000	1.018	1.000	1.035
	D(4)	92	9.4	2.19	4.1	16.7	9.2	10.8	12.4	13.5	9.0	10.9	12.4	13.3	1.022	0.991	1.000	1.015
	D(5)	74	9.3	2.01	4.2	14.1	9.1	10.5	12.1	13.1	9.0	10.5	11.9	13.0	1.011	1.000	1.017	1.008
	D(6)	62	9.7	2.26	5.8	15.7	9.4	11.0	12.7	13.8	9.5	11.0	13.0	14.1	0.989	1.000	0.977	0.979
	N(1)	53	10.3	3.44	5.8	23.8	9.8	11.9	14.3	15.8	9.8	11.6	13.5	18.8	1.000	1.026	1.059	0.840
	N(2)	27	9.5	1.77	6.9	13.0	9.4	10.6	11.8	12.7	9.4	10.5	12.0	13.0	1.000	1.010	0.983	0.977
	N(1)	12	9.6	2.60	6.8	15.7	9.3	11.0	12.8	14.1	9.9	11.0	13.1	15.7	0.939	1.000	0.977	0.898
22:00	D(1)	365	9.9	2.85	3.6	27.7	9.5	11.4	13.5	14.8	9.6	11.1	13.6	14.9	0.990	1.027	0.993	0.993
	D(2)	183	9.7	2.48	3.6	19.2	9.4	11.2	13.1	14.3	9.5	11.1	13.2	14.5	0.989	1.009	0.992	0.986
	D(3)	122	10.2	3.27	5.5	27.7	9.7	11.8	14.0	15.6	9.6	11.4	14.5	16.3	1.010	1.035	0.966	0.957
	D(4)	92	9.7	2.45	4.6	17.0	9.4	11.1	12.9	14.1	9.2	11.2	13.0	14.6	1.022	0.991	0.992	0.966
	D(5)	74	9.5	2.30	4.0	17.8	9.2	10.9	12.6	13.8	9.3	10.7	12.2	13.5	0.989	1.019	1.033	1.022
	D(6)	62	9.8	2.58	5.5	17.0	9.5	11.3	13.2	14.5	9.6	11.2	13.9	14.6	0.990	1.009	0.950	0.993
	N(1)	53	10.6	3.79	5.9	27.7	10.0	12.3	14.8	16.5	10.1	11.8	15.6	17.6	0.990	1.042	0.949	0.938
	N(2)	27	9.7	1.87	7.2	13.3	9.5	10.8	12.1	13.0	9.5	10.6	12.6	13.3	1.000	1.019	0.960	0.977
	N(1)	12	9.6	2.33	6.3	13.7	9.3	10.9	12.6	13.8	9.9	11.3	13.5	13.7	0.939	0.965	0.933	1.007
24:00	D(1)	365	9.8	2.74	3.9	27.0	9.4	11.3	13.2	14.5	9.6	11.0	13.4	14.5	0.979	1.027	0.985	1.000
	D(2)	183	9.6	2.45	3.9	22.5	9.3	11.0	12.8	14.0	9.3	11.0	12.4	13.7	1.000	1.000	1.032	1.022
	D(3)	122	9.8	2.61	5.3	18.2	9.5	11.3	13.2	14.5	9.5	11.2	13.6	15.2	1.000	1.009	0.971	0.954
	D(4)	92	9.6	2.57	5.4	22.5	9.3	11.0	12.8	14.0	9.3	11.2	12.4	13.7	1.000	0.982	1.032	1.022
	D(5)	74	9.6	2.42	4.7	18.2	9.3	11.0	12.8	14.0	9.4	10.7	12.4	13.7	0.989	1.028	1.032	1.022
	D(6)	62	9.5	2.43	5.3	16.2	9.2	11.0	12.8	14.1	9.3	11.2	13.3	14.4	0.989	0.982	0.962	0.979
	N(1)	53	10.1	3.22	5.6	27.0	9.8	11.7	13.7	15.1	10.1	11.5	13.3	13.5	0.970	1.017	1.030	1.119
	N(2)	27	9.7	1.79	7.2	13.5	9.5	10.7	12.0	12.8	9.4	10.7	12.0	13.5	1.011	1.000	1.000	0.948
	N(1)	12	9.5	2.17	5.9	13.7	9.2	10.8	12.4	13.5	9.8	11.4	11.9	13.7	0.939	0.947	1.042	0.985

次に、４３８０個の全データから通常の水質管理で実施されている毎日、定時の分析を想定し、一定間隔で３６５個のデータを抽出した。さらに、分析間隔と収集データの解析結果の比較を行うために、１日に１回（D(1)）、２日に１回（D(2)）、３日に１回（D(3)）・・・６日に１回（D(6)）、週１回（W(1)）、２週に１回（W(1)）、月１回（M(1)）毎のデータ抽出も行い、統計解析を行った。また、時間変動特性についても調査する目的で、２時間間隔すべての時刻のデータについて解析を行った。その結果を表－２に示した。

測定値ｘの対数ｙの平均ｙと標準偏差Ｓｙから計算した各％値と対数正規確率分布図から読み取った各％値の比較を行った結果、それらの値はほぼ等しくなっており、測定間隔をある程度長くとってもパラメトリックな処理を行い対数正規分布で近似する場合には、５０％、７５％、９０％、９５％の各値は大きな誤差を伴わずに推定できることが分かった。

表－２の集計結果をもとに分析間隔と平均値の比較を行った。対数正規分布の場合には幾何平均値に相当する５０％値を用い、分析間隔と平均値の関係を図－３に示した。図－３に示した２時、６時、１０時、１４

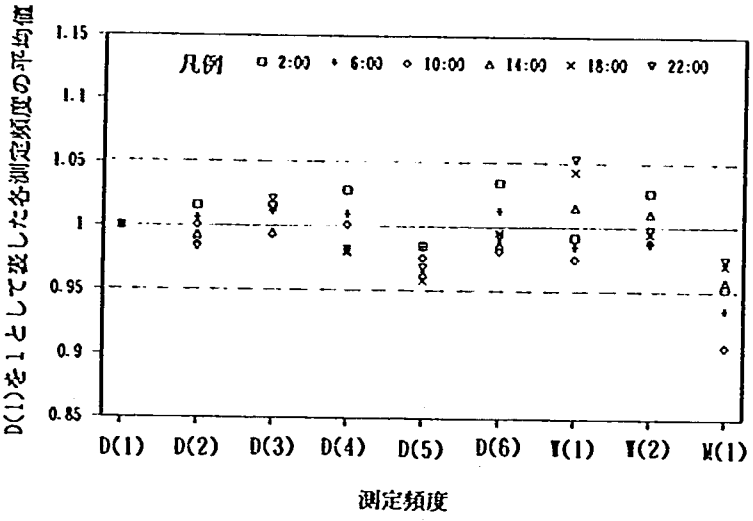


図－３　分析間隔と平均値の関係

表－３　測定頻度と各％値の関係

50%値	2:00	4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	24:00	AVG
D(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D(2)	1.016	1.013	1.006	1.004	1.001	0.999	0.993	0.997	0.987	0.983	0.984	0.983	0.997
D(3)	1.016	1.015	1.011	1.010	0.993	0.991	0.995	0.987	1.013	1.016	1.021	1.004	1.006
D(4)	1.028	1.019	1.010	1.007	1.001	0.979	0.981	0.970	0.975	0.976	0.982	0.987	0.993
D(5)	0.985	0.987	0.984	0.981	0.975	0.983	0.963	0.977	0.958	0.962	0.968	0.985	0.976
D(6)	1.035	1.027	1.012	1.006	0.981	0.969	0.986	0.997	0.995	0.997	0.993	0.978	0.998
W(1)	0.992	0.988	0.985	0.981	0.975	0.998	1.016	1.034	1.044	1.044	1.054	1.034	1.012
W(2)	1.027	1.002	0.987	0.981	0.989	0.982	1.011	1.017	0.995	0.993	0.998	1.008	0.999
M(1)	0.953	0.960	0.936	0.924	0.906	0.919	0.958	0.956	0.970	0.986	0.975	0.976	0.952
75%値	2:00	4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	24:00	AVG
D(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D(2)	1.023	1.018	1.056	1.000	0.997	1.001	0.988	0.997	0.978	0.970	0.976	0.974	0.994
D(3)	1.031	1.031	1.033	1.041	1.014	1.001	0.995	0.986	1.020	1.013	1.033	1.002	1.016
D(4)	1.053	1.038	1.022	1.017	0.999	0.962	0.970	0.962	0.964	0.956	0.968	0.977	0.991
D(5)	0.973	0.979	0.978	0.975	0.972	0.998	0.950	0.978	0.939	0.938	0.952	0.975	0.967
D(6)	1.065	1.060	1.046	1.043	1.022	0.986	1.000	1.002	0.987	0.978	0.987	0.974	1.013
W(1)	1.008	1.003	1.014	1.012	0.999	1.025	1.023	1.046	1.074	1.063	1.077	1.036	1.032
W(2)	1.050	1.018	1.002	0.994	1.002	0.985	1.007	0.998	0.958	0.941	0.946	0.955	0.988
M(1)	0.957	0.961	0.948	0.943	0.927	0.929	0.952	0.947	0.973	0.979	0.955	0.956	0.952
90%値	2:00	4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	24:00	AVG
D(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D(2)	1.030	1.023	1.006	0.997	0.994	1.004	0.983	0.997	0.970	0.959	0.969	0.966	0.992
D(3)	1.045	1.045	1.053	1.070	1.033	1.010	0.995	0.985	1.026	1.010	1.043	1.060	1.026
D(4)	1.076	1.056	1.033	1.026	0.996	0.948	0.960	0.954	0.951	0.938	0.955	0.967	0.988
D(5)	0.963	0.972	0.971	0.971	0.970	1.011	0.938	0.979	0.921	0.917	0.938	0.967	0.960
D(6)	1.094	1.091	1.078	1.078	1.062	1.091	1.013	1.007	0.979	0.961	0.982	0.971	1.026
W(1)	1.023	1.017	1.040	1.041	1.022	1.051	1.029	1.057	1.102	1.080	1.098	1.039	1.050
W(2)	1.072	1.034	1.016	1.005	1.014	0.988	1.003	0.980	0.926	0.895	0.901	0.909	0.979
M(1)	0.962	0.963	0.960	0.960	0.947	0.938	0.946	0.938	0.975	0.972	0.938	0.938	0.953
95%値	2:00	4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	24:00	AVG
D(1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D(2)	1.034	1.026	1.006	0.995	0.993	1.005	0.980	0.997	0.966	0.953	0.965	0.962	0.990
D(3)	1.053	1.054	1.065	1.088	1.044	1.016	0.995	0.984	1.029	1.008	1.049	0.999	1.032
D(4)	1.090	1.066	1.040	1.031	0.995	0.939	0.954	0.949	0.943	0.928	0.948	0.962	0.987
D(5)	0.957	0.968	0.968	0.968	0.968	1.020	0.931	0.980	0.911	0.905	0.929	0.962	0.955
D(6)	1.111	1.110	1.097	1.099	1.085	1.010	1.021	1.009	0.974	0.951	0.979	0.959	1.035
W(1)	1.031	1.025	1.057	1.058	1.036	1.066	1.033	1.063	1.119	1.090	1.111	1.040	1.061
W(2)	1.085	1.042	1.025	1.012	1.021	0.989	1.001	0.971	0.908	0.871	0.876	0.883	0.974
M(1)	0.964	0.964	0.967	0.971	0.955	0.944	0.943	0.933	0.976	0.968	0.928	0.927	0.954

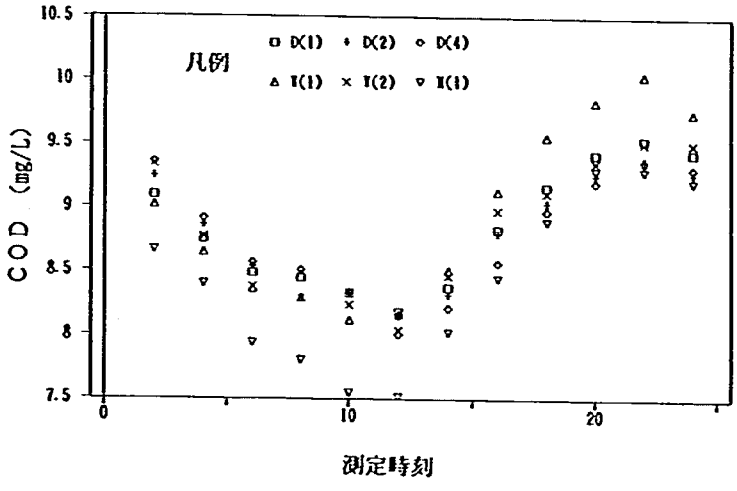
時、１８時、２２時のデータとも２週間に１回のデータの平均値まではほぼ一定の値を示しているものの、月１回のデータの平均値は若干低くなる傾向が見られる。通常の水質管理では、最も分析頻度が多い項目でも毎日１回の測定であるので、それ以下の分析頻度のデータの平均値が、毎日１回のデータの平均値に対してどの程度となるのかを計算し、表－３に示した。また、表－３に示す５０％値の計算結果の一部を図－４に示した。測定頻度を少なくしても、２週間に１回程度であれば平均値の偏りも５％以内に収まるものの、月１回では１０％程度低い場合が見られた。



図－４　測定頻度と平均値の関係

下水処理場の処理水質は時間的、季節的な変動がかなりあり、季節変化が卓越している箇所、時間変動が卓越している箇所、時間変動、季節変化が同じ程度に現れる箇所と特徴が様々であることが、平成３年度の本研究により確認されている。

ここで、ＣＯＤモニターの連続データから抽出した様々な測定頻度のデータを用いて時間変動或いは季節変動について考察する。



図－５　処理水質の日間変動

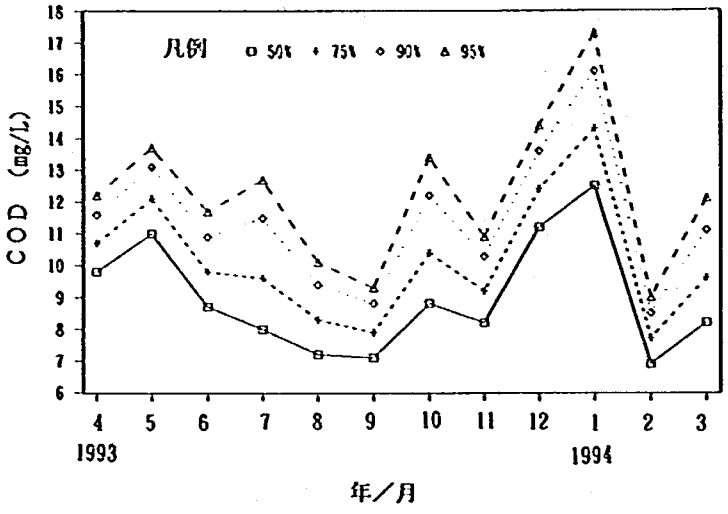
測定値ｘの対数変換値ｙの標準偏差Ｓｙから推定した各時刻の５０％値を図－５に示した。毎日１回（D(1)）、２日に１回（D(2)）、４日に１回（D(4)）、週１回（W(1)）、２週に１回（W(2)）、月１回（M(1)）のデータの平均値を示したが、いずれも次に述べるような同様の日間変動傾向を示すことが分かった。午前１０時に最小の値を示し、午後１０時に最大値を示していた。通常の運転管理において、水質分析用試料の

表－４　月平均、標準偏差、各％値

		n	AVG	STD	MIN	MAX	Parametric法 50%	75%	90%	95%	Nonparametric法 50%	75%	90%	95%	Parametric/Nonparametric 50%	75%	90%	95%
1993	APR	720	9.9	1.47	5.0	25.6	9.8	10.7	11.6	12.2	9.8	10.3	11.1	11.6	1.000	1.039	1.045	1.052
	MAY	744	11.1	1.64	7.3	23.0	11.0	12.1	13.1	13.7	10.9	11.8	12.0	13.4	1.009	1.025	1.092	1.022
	JUN	720	8.8	1.48	3.8	15.8	8.7	9.8	10.9	11.7	8.8	9.7	10.5	11.1	0.989	1.010	1.038	1.054
	JUL	744	8.3	2.26	2.6	17.8	8.0	9.6	11.5	12.7	8.1	9.6	11.0	12.1	0.988	1.000	1.045	1.050
	AUG	744	7.4	1.72	3.9	23.7	7.2	8.3	9.4	10.1	7.2	7.9	9.4	9.9	1.000	1.051	1.000	1.020
	SEP	720	7.2	1.20	4.3	16.3	7.1	7.9	8.8	9.3	7.2	7.8	8.4	8.8	0.986	1.013	1.048	1.057
	OCT	744	9.1	2.62	3.0	29.1	8.8	10.4	12.2	13.4	9.0	10.2	10.9	12.0	0.978	1.020	1.115	1.117
	NOV	720	8.3	1.32	3.7	13.6	8.2	9.2	10.3	10.9	8.6	9.1	9.6	10.0	0.953	1.011	1.073	1.090
	DEC	744	11.3	2.11	7.7	33.1	11.2	12.4	13.6	14.4	11.0	12.4	13.4	14.0	1.018	1.000	1.015	1.029
1994	JAN	744	12.8	2.91	7.2	35.4	12.5	14.3	16.1	17.3	12.6	13.6	15.1	17.0	0.992	1.051	1.066	1.018
	FEB	671	7.0	1.25	3.6	16.2	6.9	7.7	8.5	9.0	6.9	7.2	7.7	8.6	1.000	1.069	1.104	1.047
	MAR	744	8.4	2.24	3.2	23.8	8.2	9.6	11.1	12.1	8.3	9.2	10.2	11.2	0.988	1.043	1.088	1.080

採取は一般的に午前１０時頃に行われているようであるが、Ａ下水処理場の場合、一日の平均的な値を示す時刻は、午前２時と午後６時頃であった。

季節変動の解析では、１時間間隔で測定したＣＯＤモニターの連続データを月別に集計し、その結果を表－４に示した。また、測定値ｘの対数変換値ｙの標準偏差Ｓｙから推定した５０％値、７５％値、９０％値、９５％値の月別変動を図－６に示した。８月、９月が低く１２月、１月が高くなる傾向が見られた。



図－６　各％値の月間変動

５．今後の課題

本研究では、下水処理施設の処理水質の評価に、従来から用いられている平均値による方法だけでなく、時系列データを順序統計として整理し、処理水質データが対数正規分布に従うことを見いだした。対数正規分布に従うデータは、その観測値ｘの対数変換値ｙの平均値$\bar{y}$と標準偏差Ｓｙから５０％値、７５％値、９０％値、９５％値の推定が可能であり、処理水質特性を容易に表現することができる。

しかし、本研究でまとめたデータは、一部の特定の処理場のデータであり、また、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、大腸菌群数の４項目についての、下水処理場の水質管理のなかでも最も一般的な項目のみである。今後は、窒素、りん、ＴＯＣ、重金属等の項目についても調査を実施する必要がある。また、さらに多くの処理場のデータ解析を実施し、統計的手法の有効性を確認する必要がある。

参考文献

１）Metcalf & Eddy:Wastewater Engineering, 3rd edition (1991)

２）京才 他訳:ヨーロッパ諸国における下水処理水の水質基準、下水道協会誌, Vol.28, No.325～No.331(1991)

３）田中 他:2,4-ジクロロフェノールを含む下水の活性汚泥処理、第30回下水道研究発表会講演集(1993)

４）P.M.Berthouex, Ian Hau:Difficulties related to using extreme percentiles for water quality regulations, Research Journal WPCF, Vol.63, No.6 (1991)

５）USEPA:Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control, Appendix E. Lognormal Distribution and Permit Limit Derivations (1985)

II. 科学技術振興調整費による研究
(個別重要国際共同研究)

１．下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明

１．はじめに

日本の下水道は平成５年度末の処理人口普及率が１９％であるが、大都市と地方都市では整備状況は大きな格差があり政令指定都市では９割を超える普及率となっている。今日ではこれらの大都市を中心とした地域において下水汚泥の最終処分地の確保が困難になってきており、下水汚泥を減量化するため焼却等の処理技術だけでなく、建設資材化など有効利用技術の研究開発と実用化が進んでいる。一方、ドイツの下水汚泥有効利用はこれまで緑農地利用が中心であったが、近年の下水汚泥中の有害物質に対する規制の強化等によって、建設資材化についての研究開発が進められてきている。

本共同研究は、焼却灰をレンガ等の二次製品に加工する日本の技術、下水汚泥を石炭、都市ゴミと混焼するドイツの省エネルギー技術が進んでいることから、両者の技術を持ち寄り省エネルギー、リサイクル型技術の確立を目指して実施するものである。

２．ドイツの下水汚泥処理・利用技術

２．１　下水汚泥処理処分

(1)下水汚泥処理処分の状況

ドイツでの下水汚泥処理処分において、有効利用されているのは農業利用の２５％に過ぎず、その多くが埋立処分されている。また、表１－１にヨーロッパ各国の下水汚泥の処理処分の状況を示す。日本と比べて一般的に農業利用の割合が高く、焼却の割合が低くなっている。

表１－１　下水汚泥の処理処分
(1990、平成２年)
(単位：％)

	農業利用	陸上埋立	焼却	海洋還元
ｵｰｽﾄﾘｱ	28	35	37	
ﾍﾞﾙｷﾞｰ	57	43		
ﾃﾞﾝﾏｰｸ	43	29	28	
ﾌﾗﾝｽ	27	53	20	
ﾄﾞｲﾂ	25	60	15	
ｷﾞﾘｼｬ	10	90		
ｱｲﾙﾗﾝﾄﾞ	23	34		43
ｲﾀﾘｱ	23	55	11	
ﾙｸｾﾝﾌﾞﾙｸﾞ	80	20		
ｵﾗﾝﾀﾞ	53	29	10	8
ﾎﾟﾙﾄｶﾞﾙ	80	12		8
ｽﾍﾟｲﾝ	61	10		29
ｽｳｪｰﾃﾞﾝ	60	40		
ｽｲｽ	50	30	20	
ｲｷﾞﾘｽ	51	16	5	28
日本	13	26	60	1

(2)廃棄物の技術基準

ドイツにおいて「一般廃棄物の技術指導」(Technical Instruction on Residential Waste) が実行されると下水汚泥の処分時にＴＯＣ３％以下、強熱減量５％以下が要求されることとなり、脱水ケーキや乾燥汚泥をそのまま埋立処分することができなくなる。将来は焼却等の処理または農業利用を進めることになるが、下水汚泥の発生量が多くまた農業利用の機会が少ない都市域では焼却を行うこととなる。さらに、焼却灰の有効利用についても考慮する必要があり、日本で実施されている下水汚泥の建設資材利用を検討することとしている。

ドイツの「一般廃棄物の技術指導」では、上記基準の他に表１－２に示す重金属等の基準も要求している。分類１は建物を壊した場合に発生するコンクリート塊、ブロック、レンガといった無機の廃棄物に、分類２はその他の廃棄物に適用される。また、参考にドイツの飲料水基準、並びに対応する日本での基準も示す。

2．2　焼却施設

ドイツの下水汚泥の焼却施設は、単独焼却施設が１５箇所と都市ゴミとの混合焼却施設が９箇所で稼働している。また、この他の汚泥焼却施設として６箇所の化学工場の施設がある。これらの施設は、地域的にドイツ西部のデュッセルドルフを中心とする市街地が連続する区域と、ミュンヘンを中心とするドイツ南部区域に集中している。

表１－２　各種基準の比較

項目	単位	ドイツ			日本	
		溶出量		含有量	溶出量	含有量
		埋立１	埋立２	飲料水	産廃基準	飲料水
pH値	－	5.5-13	5.5-13	6.5-9.5		5.8-8.6
導電率	μS/cm	10000	50000	2000		
TOC	mg/l	20	100			
ﾌｪﾉｰﾙ類	mg/l	0.2	50	0.0005		0.005
As	mg/l	0.2	0.5	0.01	0.3	0.01
Pb	mg/l	0.2	1	0.04	0.3	0.05
Cd	mg/l	0.05	0.1	0.005	0.3	0.01
Cr+6	mg/l	0.05	0.1	0.05	1.5	0.05
Cu	mg/l	1	5			1
Ni	mg/l	0.2	1	0.05		(0.01)
Hg	mg/l	0.005	0.02	0.001	0.005	0.0005
Zn	mg/l	2	5	5		1
ﾌｯ素化合物	mg/l	5	25	1.5		
NH4-N	mg/l	4	200	0.5		
ｼｱﾝ化合物	mg/l	0.1	0.5	0.05	1	0.01
AOX	mg/l	0.3	1.5			
蒸発残留物	%	3	6			

注：（　）は監視項目

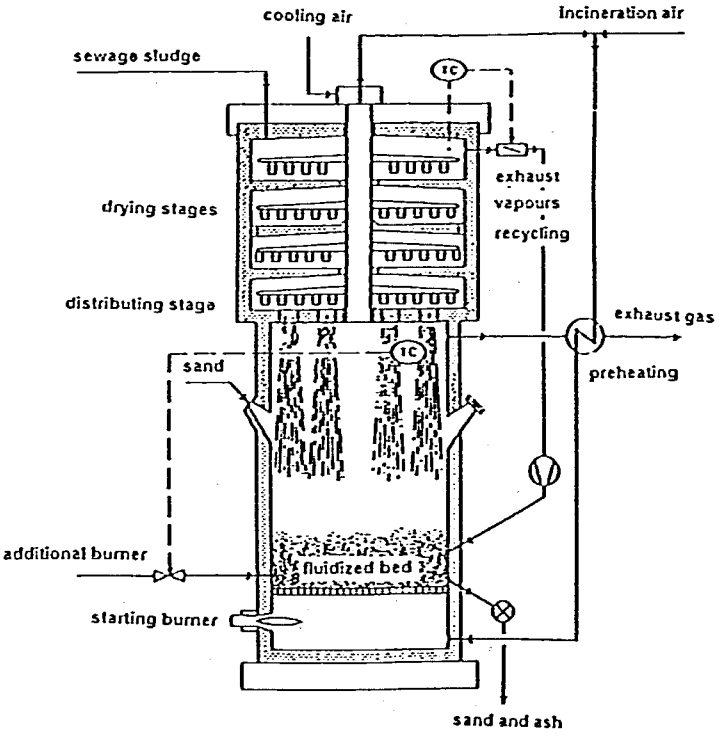
(1)下水汚泥単独焼却施設

表１－３に下水汚泥単独焼却施設の一覧を示す。炉形式では流動床炉の割合が多く、この他に多段炉、複合炉（多段炉－流動床炉）がある。この複合炉は、図１－１に示すように流動床炉の排熱を利用して上部の多段炉で乾燥を行うシステムになっている。

表１－３　下水汚泥単独焼却

		供用開始	炉形式	焼却能力 千tDS/年
1	Berlin	'74	流動床炉	8.7
2	〃	'63	〃	44.6
3	Bochum	'74	〃	6.5
4	Bonn	'81	〃	7.5
5	Bottrop	'79	〃	24.0
6	Braunlage	'67	多段炉	2.5
7	Dueren	'75	流動床炉	10.0
8	Duesseldorf	'82	多段炉	11.0
9	〃	'76	〃	13.0
10	Frankfurt	'81	複合炉	33.0
11	Karlsruhe	'82	流動床炉	11.8
12	Kleve	'75	〃	4.3
13	Stuttgart	'62	複合炉	22.0
14	Ulm/Donau	'79	流動床炉	8.1
15	Wuppertal	'77	〃	10.3

図１－１　複合炉



(2)下水汚泥混合焼却施設

表１－４に下水汚泥混合焼却施設の一覧を示す。混合割合は下水汚泥１に対して都市ゴミが２０～１．６までとばらつきがある。下水汚泥の割合を高くするためには、脱水ケーキ中の水分が多いことから、①都市ゴミと下水汚泥の十分な混合、②排熱を利用した都市ゴミと下水汚泥の事前乾燥入などが必要となる。

表 1 - 4　下水汚泥混合焼却

		供用開始	焼却能力 都市ゴミ	下水汚泥	ゴミ:下水	下水汚泥形態	下水汚泥脱水形式
			(千t/年)	(千t/年)			
1	Bamberg	'77	140	7.5	20:1	消化汚泥	遠心
2	Bielefeld	'82	115	12.5	10:1	〃	フィルタープレス
3	Goeppingen	'75	150	31.5	5:1	生汚泥	〃
			(t/h)	(t/h)			
4	Ingolstadt	'78	24.0	3.0	8:1	生汚泥	ベルトプレス
5	Krefeld	'74	36.0	22.5	1.6:1	〃	遠心
6	Marktoberdorf	'74	3.0	1.0	3:1	〃	〃
7	Muenchen	'64	40.0	24.0	1.7:1	消化汚泥	〃
8	Wuerzburg	'84	25.0	7.2	3.5:1	生一部消化	フィルタープレス
9	Geiselbullach	'70	12.0	4.0	3:1	消化汚泥	—

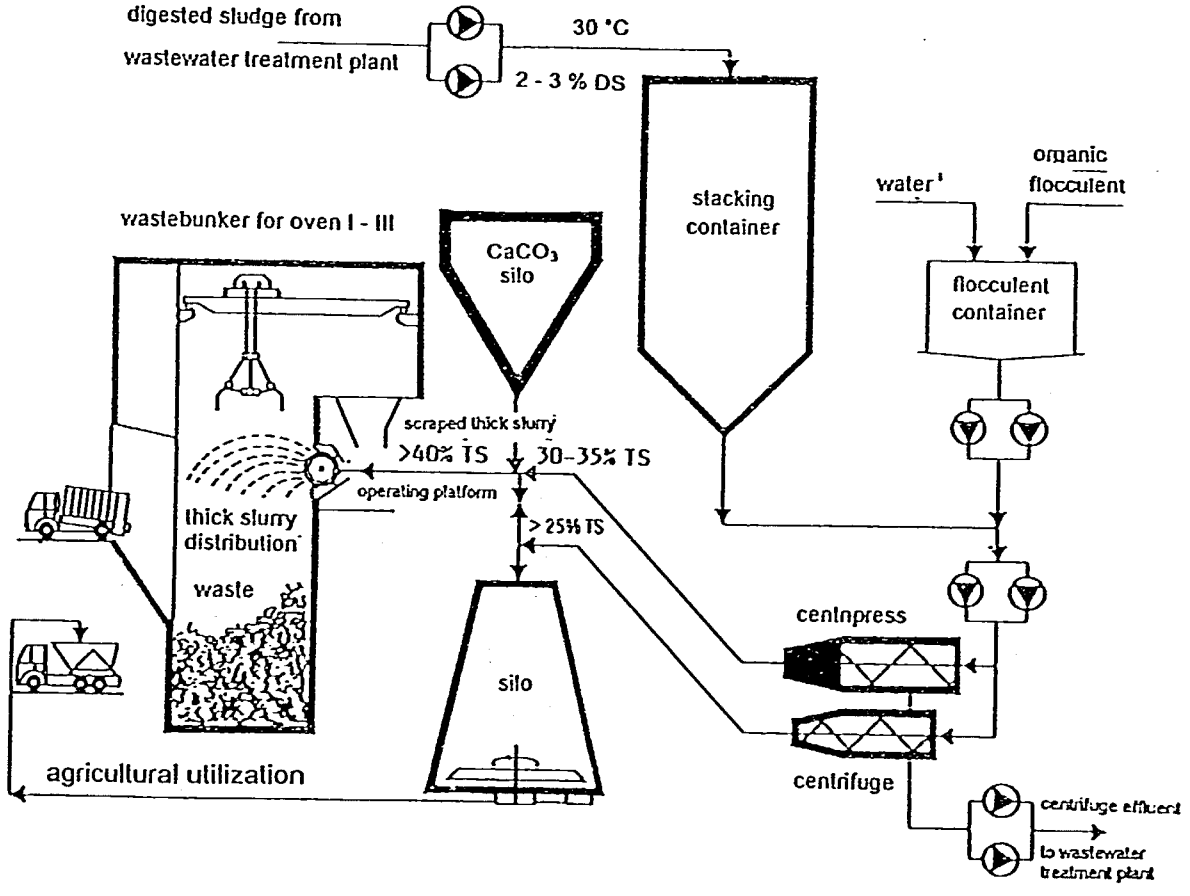
2．3　省エネルギー技術

(1)下水汚泥と都市ゴミの混焼

図1－2にバンベルグにおける下水汚泥と都市ゴミの混焼の模式図を示す。消化汚泥は遠心脱水機により含水率を35%に調整されたのち、直接都市ゴミ貯留槽の上にふりかけられる。水分バランスにより貯留槽の状態や都市ゴミとの混合は大きく影響を受け、バンベルグの経験では貯留槽での悪臭や燃焼効率の悪化を抑制することができる。

都市ゴミの混焼では未処理の下水汚泥の割合は概ね10%に制限される。量を増やすためには、汚泥を事前に乾燥し焼却炉の中に噴霧しなくてはならない。汚泥の粒径によっては汚泥と都市ゴミとの分離が生じて

図 1 - 2　下水汚泥と都市ゴミの混焼



しまう。また、燃焼による損傷や火床からの落下の増加を防ぐために、事前の粒状化が必要となる。さらに、汚泥中の無機物濃度により、混焼では灰やダストの増加が生じている。

(2)火力発電所での下水汚泥と石炭の混焼

ドイツでは１３箇所の火力発電所で下水汚泥と石炭の混焼が行われている。混焼は汚泥の熱量を利用し、有害物を安全に処理する理想的な処分と考えられる。火力発電所の溶融炉では低質石炭が好まれ、約１，５００℃の高温で燃焼したのちスラグとして排出される。そのため、重金属は水冷されたスラグの結晶構造の中に固定されることとなる。

石炭の熱量と整合させるため、汚泥は固形分約９０％まで乾燥しなくてはならない。汚泥は主に発電所のエネルギーと、副次的に下水処理場の消化ガスを利用して乾燥させることができる。しかし、乾燥過程や貯蔵時の自然発火の防止、乾燥、粉砕段階での粉体爆発の危険を考慮しなくてはならない。図１－３にＳＴＥＡＧ（North-Rhine-Westphalia）での混焼の模式図を示す。このプロセスで得られる水冷スラグは道路工事の路床材やコンクリート骨材として用いることができる。

図１－３　火力発電所での下水汚泥と石炭の混焼

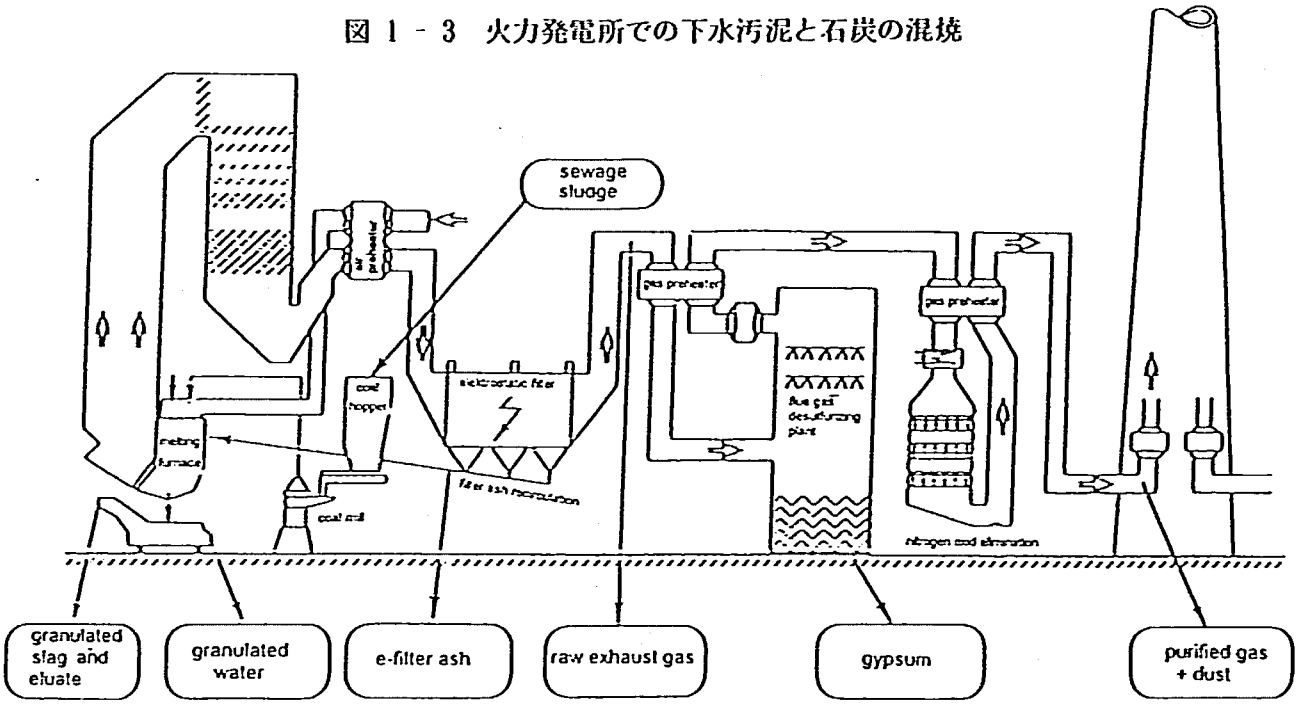


表２－１　下水汚泥再生品

	原料	建設資材
A	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ
B	〃	〃
C	〃	〃
D	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ(I型)
E	〃	透水性ﾌﾞﾛｯｸ
F	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
G	溶融ｽﾗｸﾞ	〃
H	〃	〃
I	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ

３．日本における下水汚泥の建設資材化

下水汚泥の建設資材利用は、焼却灰や溶融スラグ自体を土質改良材や路盤材などに利用する場合と、焼成レンガやインターロッキングブロックなどに加工して利用する場合とに分けられ、それぞれ実用化されている。建設資材の品質調査に当たり、下水汚泥の利用用途のなかで大きな割合を占めるレンガ、ブロック及びその原料である焼却灰、溶融スラグを収集した。その一覧を表２－１に示す。

3．1　建設資材の原料の物理的特性

焼却灰、溶融スラグを建設資材の原料として利用する場合、比重、粒度分布等の物理的特性を把握し、その特性に適した資材化が望ましい。この調査結果を表２－２に示す。焼却灰の密度は２．５～２．７とばらつきは少なく、含水比は加湿前のため概ね０％であった。また、溶融スラグはインターロッキングブロックの原料とするため粒度調整が必要である。

表２－２　下水汚泥原料の物理的特性

項目	(単位)	焼却灰 A	B	C，E	D	F	I	溶融スラグ G	H
密度	(g/cm3)	2.45	2.56	2.65	2.55	2.85	2.55	-	-
含水比	w(%)	0.10	0.10	0.10	0.30	0.20	0.10	3.80	3.60
粒度試験									
礫　分	2～75mm(%)	0	0	0	0	0	0	37	100
砂　分	75μm～2mm	6	11	8	2	25	10	61	0
ｼﾙﾄ分	5～75μm	67	64	64	72	57	54	2	-
粘土分	5μm未満	27	25	28	26	18	36	18	-
均等係数	Uc	9.47	10.40	8.11	9.24	20.20	11.30	3.47	1.70
曲率係数	U'c	1.91	1.30	0.93	1.40	1.38	1.03	1.16	1.01
最大粒径	(mm)	0.85	0.43	0.25	0.25	0.85	0.85	9.50	26.50
比重		-	-	-	-	-	-	2.68	2.56
吸水率	(%)	-	-	-	-	-	-	1.35	2.48

ケイ素、アルミニウム等の化学成分組成を知ることにより、原料の品質確保を行うことも必要である。この調査結果を表２－３に示す。焼成レンガの原料となる焼却灰A～D、ＩはSiO_2が３０～４０％となっていた。また、Ｆは焼却灰でもSiO_2は低く、Fe_2O_3が高くなっていた。

表２－３　高分子系焼却灰、溶融スラグの化学成分組成

(単位:%)

	焼却灰 A	B	C，E	D	F	I	溶融スラグ G	H
SiO2	32.50	39.90	34.90	28.70	19.70	36.80	27.60	45.10
Al2O3	14.60	13.20	14.00	11.00	10.70	19.20	8.70	10.10
Fe2O3	6.50	9.40	12.50	13.30	25.80	9.00	30.30	9.40
CaO	16.30	12.70	8.10	11.60	13.40	8.70	11.80	24.50
K2O	1.50	1.70	1.80	2.60	0.80	1.70	2.50	0.30
P2O5	24.30	18.30	23.70	29.90	27.10	21.20	12.30	9.80

3．2　建設資材の品質調査

焼成レンガに関して現在用いられている品質基準を表２－４に示す。また、今回収集した焼成レンガについて品質試験を行った結果を表２－５に示す。圧縮強度、曲げ強度はコンクリート試験法（JIS A 1106、1108）を基本とした。

圧縮強さは普通レンガ（JIS R 1250）では半丁もののレンガを、インターロッキングブロック協会では円柱形供試体を用いることになっている。しかし、今回は切り出しが困難であったため、建築レンガ（JIS A 5213）の試験方法を参考に、幅と高さが等しい供試体を用いている。また、耐摩耗性は当初建築材料及び建築構成部分の摩耗試験方法（JIS A 1451）を用いる予定であったが、やはり台形供試体の切り出しが困難であったため、陶磁器質タイル（JIS A 5209）の試験方法を用いた。

表２－４　焼成レンガの品質基準の策定状況

項目	基準値	備考
圧縮強さ	300kgf/cm²以上	JIS R 1250
	330kgf/cm²以上	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ協会
曲げ強さ	50kgf/cm²以上	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ協会
吸水率	10 %　以下	JIS R 1250
	16 %　以下	JIS A 5213
耐摩耗性	0.1 g　以下	JIS A 5209
滑り抵抗		
(乾燥)	45 BPN　以上	ASTM E 303
(湿潤)	45 BPN　以上	ASTM E 303

圧縮強さは試料の形態は異なるが、普通レンガ、インターロッキングブロック協会の基準を十分満足していると考えることができる。その他の試験結果は上記の基準を満足していた。

3．3　建設資材の安全性試験

建設資材利用の促進のためには品質管理とともに、再生品の安全性の確認が必要となる。表２－６に各国での廃棄物に関する溶出試験方法を示す。今後は、これらの方法を考慮して再生品に係る溶出試験方法を確立していく必要がある。

表２－５　下水汚泥再生品の物理的特性

項目	単位	焼成レンガ A	B	C	D
曲げ強度	(kgf/cm²)	386	383	154	218
圧縮強度	(kgf/cm²)	800	706	546	735
滑り抵抗					
(乾燥)		84～90	81～84	86～89	85～90
(湿潤)		64～66	70～75	48～58	60～63
吸水	(%)	0.81	0.90	7.42	1.94
磨耗	(g)	0.016	0.011	0.021	0.018

表２－６　各国の溶出試験方法

影響変数	ドイツ 標準溶出試験 DEV－S4	スイス 溶出試験 CO2-TEST	US－EPA 抽出法	ISO 6961-1982 長期溶出試験	OBERMANN & CRE MER 1992 pH固定試験	日本 環境庁告示法
溶媒	イオン交換水	イオン交換水 CO２連続投入	イオン交換水 0.5N酢酸投入	イオン交換水 合成海水他	イオン交換水 (HNO_3または$NaOH$)	イオン交換水 試験前pH＝6
pH値	未調整	pH＝ 4- 4.5	pH＝ 5	未調整	pH＝ 4または11	未調整
溶出時間 (接触時間)	24時間、 1溶出	48時間、 2溶出 24時間後溶媒交換	24時間、 1溶出 酢酸４ml/試料g	通常1年間、18溶出 1、3、7、10日間 14、21日間後 その後月 1回	24時間、 1溶出 30分後までにpH固定	6時間、 1溶出
試料性状	有姿のまま 粉砕試料	有姿のまま 円筒形試料	比表面積≧3.1cm² または粒径＜9.5mm	円筒形または立方体試料	6mm粒子の均等試料	有姿のまま
溶媒／試料比	乾燥重量で 10:1	試料重量で 10:1	乾燥重量で 20:1	試料周囲に1cmまたは10cmの溶媒	乾燥重量で10:1 最大で質量10%の酸またはアルカリ	乾燥重量で10:1
撹拌	転倒循環 1rpm	試料周辺ガス散布	スターラー撹拌	静置	水平振とう (振動テーブル)	水平振とう

4．おわりに

(1)ドイツの下水汚泥焼却処分は１５％に過ぎないが、将来は農業利用とともに推進していく必要がある。ドイツの下水汚泥焼却施設の現状を調査し、その特徴について整理した。

(2)ドイツの下水汚泥混焼技術は省エネルギー技術としても優れており、都市ゴミ、石炭との混焼を例にその長所、課題を整理した。

(3)日本での下水汚泥建設資材化の中で大きな割合を占めるレンガ、ブロックについて原料、再生品を収集し、品質試験を行った。品質試験では基準の検討のための基礎資料が得られた。

(参考文献)

C.F.Zeyfried, B.Biebusch:"Sewege sludge disposal in Germany - possibilities of utilization as construction material", German Japanese Workshop at the Nuclear Research Center in Karlsruhe, October 4-6, 1994

III. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．りんの超高度除去に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
研　究　員　諏訪　　守
　　與儀　和史

1.　はじめに

平成５年に「海域における窒素及びりんに係わる環境基準」が告示されるなど、公共用水域の水質に関心が高まっており、下水道の普及率も平成５年度に５０％近くに達しようとしている。下水道の普及も相まってＢＯＤ、ＣＯＤ等の環境基準については全国の観測地点の75.2%において達成されているが、湖沼などの閉鎖性水域に限ると依然として達成率が低く44.6%（平成４年度）にすぎない。この原因は、通常の下水処理法である活性汚泥法で除去が不十分な窒素、りんなどの栄養塩類が、閉鎖性水域に蓄積し”アオコ”に代表される植物プランクトンが異常増殖するためである。栄養塩類除去、特にりん除去を目的とした高度処理法として、凝集剤添加活性汚泥法、生物学的りん除去（嫌気－好気活性汚泥法）等が実用化され、琵琶湖や霞ヶ浦などの流域で実施設が運転されているが、これらの処理法の処理水中のりん濃度は0.5㎎/ℓ程度であり、湖沼等における望ましい環境基準（Ａ類型）0.01㎎/ℓを大幅に上回っている。ダム湖、山間の湖沼など、自然環境の保全された流域中に下水道を事業化する場合、当該水域へのりん負荷の大部分を下水処理水が占める場合があると思われる。このような場合には、当該水域の富栄養化防止の観点から、現行の高度処理法を上回るりん除去法が必要になることが予想される。

本研究は、下水処理水中のりん除去に関して、従来の高度処理法を大幅に上回る除去法の開発を目的に実施するものである。

2.平成５年度の研究結果

①吸着法によるりん除去に関する検討としてパイロットプラントを製作、りん吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を実施した。室内実験においては、プラントで使用している活性アルミナの吸着等温線の作成、最適ｐＨの検討を行った。その結果、同一ロットの活性アルミナでは吸着時のｐＨによって吸着量に大きな差があり、ｐＨ４以下が最適条件であった。昨年度用いた活性アルミナの比較から、ロットや製造時期の違いにより吸着量はもとより、比表面積などの物性が大きく異なることが明らかとなった。

②マイクロフロック生成によるりん除去に関する検討として、設定ｐＨ、凝集剤投入量の違いによるフロック生成量、生成粒子径及び膜分離によるりん除去率の基礎的検討を行った。処理水系での実験の結果、添加する金属塩凝集剤各々の溶解度が最小となる領域でりん除去率が最大となるが、共存物質による凝集剤の消費のため、凝集剤の添加量は溶解性りん除去に必要な理論当量の３倍量程度としないと高いりん除去率は得られなかった。生成粒子の分布範囲は10μ㎜以下の粒子がほとんどであり、1.0～0.1μ㎜とろ過孔径を小さくしても、りん除去率は変化しなかった。このため、精密ろ過程度によ

る固液分離によって、生成粒子は除去できるものと考えられた。また、生成粒子体積が多い程、りん除去率も高くなる傾向であり、初期りん濃度が高い程生成体積量が多いため、りん酸化合物由来の粒子が多いと考えられた。さらに、理論当量の３倍量の凝集剤を添加しても、単位生成体積あたりのりん含有量は20%程度しか低下しないため、汚泥発生量はそれ程増加しないことが明らかとなった。

③自動りん分析装置をりんモニターとして吸着法プラントに取り付け、手分析値との比較を行い、りん除去プロセスへの適用に関する検討を行った。その結果、モニター値は手分析値に比べ若干低い値を示しているようであり、0.2mg-p/L以下の領域においては分析値がやや不安定になる傾向が伺えた。今後分析計の信頼性の確保のためには、安定した発色条件の維持や低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられた。

3．平成６年度の研究結果

本研究は、処理水中のりん濃度、0.01mg/Lレベルの安定した処理を目標とした、単独及び総合的りん除去プロセスの検討と、プロセス制御用の低濃度りん分析計の適用性に関した検討を行うものである。具体的な検討内容としては、①りん吸着剤として金属酸化物等を用いて吸着特性などの把握を行い、この結果に基づきパイロットプラントを製作し、その設計操作条件等の検討をする、②マイクロフロックの性状、生成量、固液分離性についての基礎的検討と、りん除去システムへの適用性に関する評価をする、③低濃度りんの安定したモニターのために必要な改善点に関する検討及び評価をする。

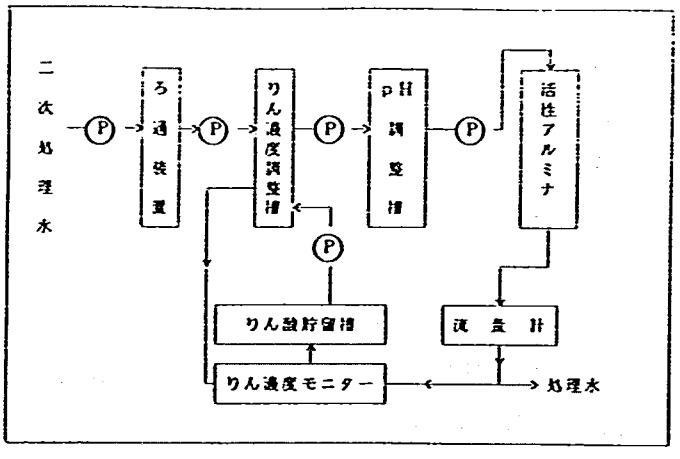
本年度は、吸着法によるりん除去に関する検討として、昨年度制作したパイロットプラントを利用し、吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を継続実施した。

マイクロフロック生成によるりん除去に関する検討として、新たにパイロットプラントを製作し、凝集剤投入量や、砂ろ過におけるろ過速度の違いが、りん除去率に及ぼす影響の検討を行った。

自動分析装置に関しては、りんの測定範囲を低レベルに限定し、マイクロフロックパイロットプラント処理水のりん濃度の測定を行うとともに、手分析値との比較を行った。

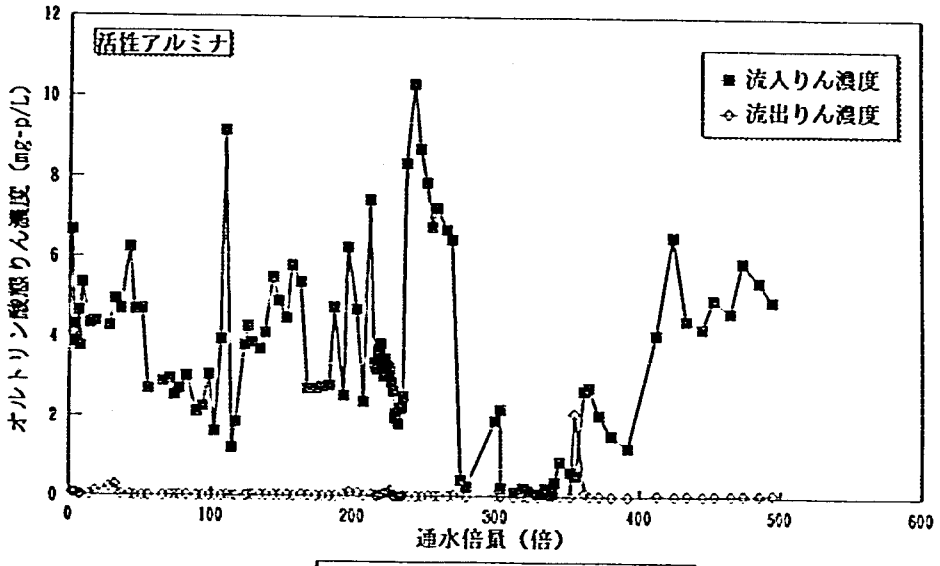
3.1 パイロットプラントを用いた破過点調査

昨年度に引き続きＫ下水処理場内に設置した吸着式パイロットプラントを用いて吸着剤の破過点調査を実施した。パイロットプラントの概要を図－１に示す。プラントに充填してある活性アルミナは、住友化学工業社製の粒径2～4mmのものを用いた。基本性状等は昨年度の報告書を参照されたい。通水条件等は昨年度と同様でりん濃度を5mg-p/L、流入水のｐＨが4になるようｐＨを調整した後、吸着槽へ通水した。当初流入水のｐＨは処理水のｐＨが４以下になるよ

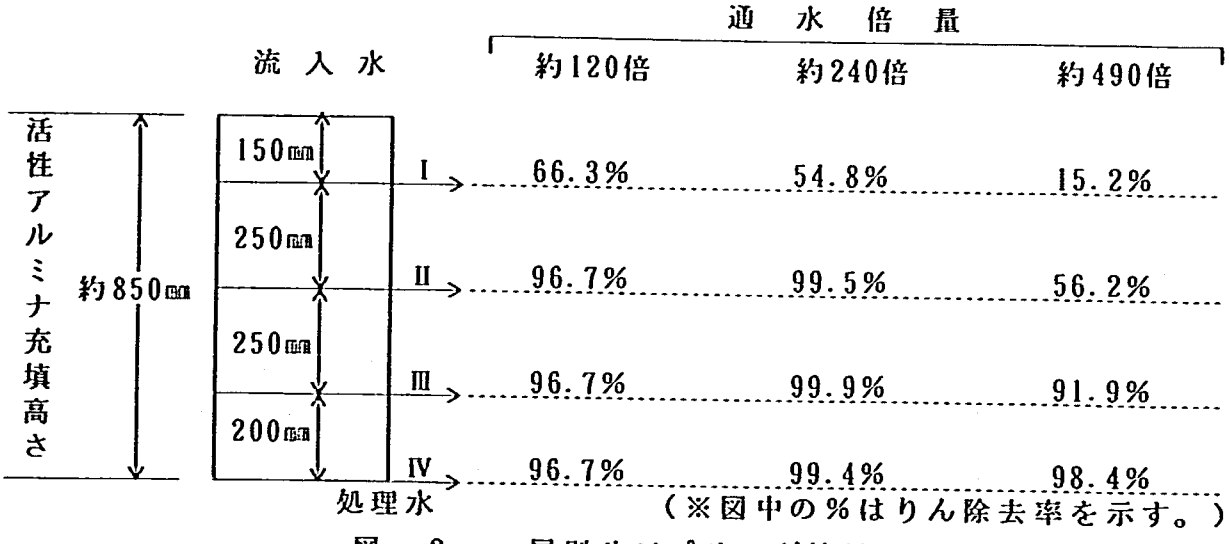


図－１　　パイロットプラント概略図

う設定したが、活性アルミナの溶解と考えられる処理水の白濁現象が生じたため流入水のｐＨを４とした。この時の処理水のｐＨは６～７の範囲内であった。吸着槽は0.5×0.5×2.0mの容量で、活性アルミナの投入量は、かさ容量で0.2m³（かさ比重0.8、重量約160Kg）、通水量は0.3m³/日とした。通水結果を図－２に示す。尚、図－２に示したりん濃度は自動比色分析装置(TRAACS 800、ﾌﾞﾗﾝﾙｰﾍﾞ社)を用い、モリブデン青法（アスコルビン酸）により測定を行ったものである。通水倍量が400倍を越えた時点においてもりん濃度が0.1mg-p/L以下となっており、比較的良好にりんが吸着除去されている。このため、通水倍量が340倍時点から設定通水量を0.60m³/日とし、調査を実施した。通水全期間中の処理水のりん濃度は0.1mg-p/L以下となっており、その平均濃度は0.05mg-p/Lであった。通水倍量が約500倍の時点においても吸着処理水のりん濃度が低レベルに維持されていることから、吸着層内の活性アルミナは全て破過していないと考えられる。このため、吸着層内の破過状況を把握するために層別サンプリングを行った。



図－２　りん濃度の推移



図－３　層別サンプリング結果

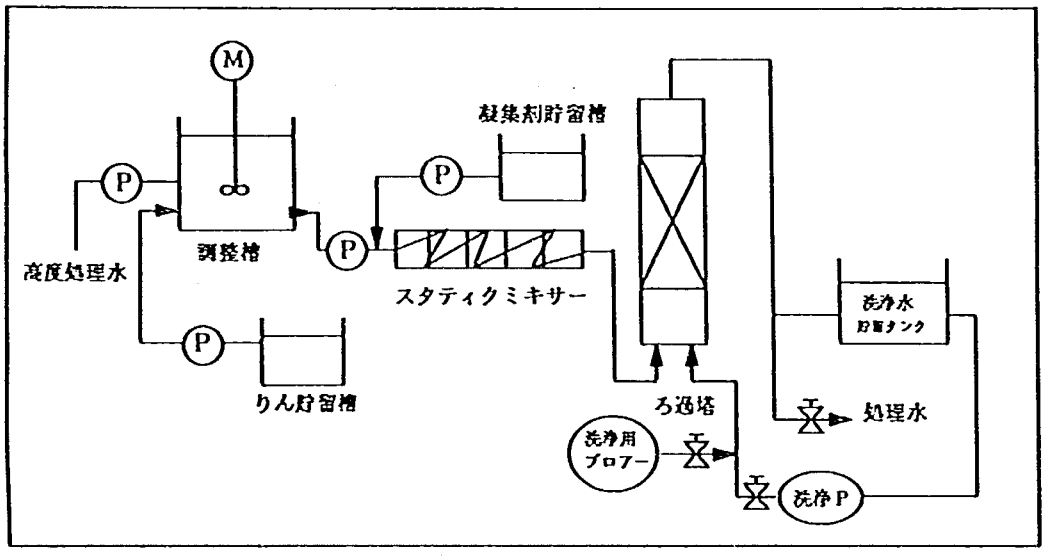
各々通水倍量が120倍、240倍、490倍時点のものであるサンプリング結果を図－３に示す。通水倍量が約120倍、約240倍の時点で、Ⅰまでの層内はりん除去率が約60%程度となっており破過点に達していると考えられ、Ⅱより下の層内でりんが吸着除去されているものと考えられる。しかし、通水倍量が490倍時点においては、Ⅱより上の層内で約60%程度のりん除去率となっていることから、この層内は破過点に達してしまい、Ⅲより下の層内でりんの吸着除去が行われているものと考えられる。通水期間中の累積りん除去量（(流入水りん濃度－処理水りん濃度)×通水量）を計算すると約360ｇになり、Ⅲまでの層内でりんが全て吸着除去されたと仮定して単位重量あたりの吸着量を推定すると3.3mg-p/gとなる。Ⅲまでの層内のりんの濃度分布を考慮して、その平均濃度を平衡りん濃度と仮定し、昨年度の室内実験から得た、処理水りん濃度と活性アルミナ単位重量あたりのりん除去量の関係式に代入して、活性アルミナの吸着量を計算すると21.7mg-p/gとなる。しかし、この計算値は吸着反応後のｐＨが４以下での条件であることから、活性アルミナのりん吸着に及ぼす最適なｐＨ条件である。一方、プラントでの吸着処理水の最終ｐＨは６～７の範囲内であることから、最適な吸着のｐＨ条件の範囲外となる。昨年度の室内実験結果から、吸着反応後の最終ｐＨが４以下の場合とｐＨが６～７でのりんの吸着能力の違いを推定すると、約４倍量の違いが生じている。このため、最適吸着条件下での計算値をプラントの条件下として補正すると、単位重量あたりのりん吸着量は約5.4mg-p/gとなり、実際のプラントでは、室内実験で得られた単位重量あたりのりん吸着量の約60%程度の性能であった。これは、活性アルミナは水中のりん酸イオンと、それ以外の陰イオンについても吸着除去するためで、様々な陰イオンが含まれている下水処理水を使用したことに起因するものと考えられた。

実下水処理水を用いたパイロットプラント運転結果から、平均りん濃度3.6mg-p/Lの流入水を充填活性アルミナの容積あたり約500倍通水したが、破過点に達することなく良好にりんが吸着除去され、その吸着処理水平均りん濃度は0.05mg-p/Lであった。しかし、実下水処理水中の共存物質の影響によって活性アルミナの単位重量あたりのりん吸着性能は、純水を使用した室内実験結果と比較すると約40%低下することが明らかとなった。

3.2　マイクロフロックを用いたりん除去に関する検討

昨年度のマイクロフロック生成によるりん除去に関する検討結果は、添加する金属塩凝集剤各々の溶解度が最小となる領域でりん除去率が最大となったが、共存物質による凝集剤の消費のため、凝集剤の投入量は溶解性りん除去に必要な理論当量の３倍量程度としないと、高いりん除去率は得られなかった。しかし、３倍量添加においては理論当量に比べ、単位生成固形物体積あたりのりん含有量は約20%しか減少していないため、汚泥発生量はそれ程増加しないことが明らかとなった。生成粒子は10μm以下の粒子がほとんどであり、1.0～0.1μmとろ過孔径を小さくしてもりん除去率は変化しなかった。このため、今年度は生成したマイクロフロックの分離のために砂ろ過法を適用した場合、凝集剤注入量や砂ろ過によるろ過速度の違いが、りん除去率に及ぼす影響を検討するために、マイクロフロックパイロットプラントを制作し、実処理水を用いて実験を行った。パイロットプラントはＫ下水処理場内に設置、原水には高度処理水（嫌気-無酸素-好気法と凝集剤添加活性汚泥法の処理水を混合して急速ろ過を行ったもの）を用いた。パイロットプラントの概要を図－４に示す。パイロットプ

ラントはりん濃度調整槽、スタテックミキサー（内径11mm、長さ2,100mm）、砂ろ過塔（内径285mm、ろ層厚2,300mm）などより構成される。尚、ろ過塔のろ層構成は高橋ら[1]の報告を参考に表－1に示すように決定した。また、実験条件を表－2に示す。実験方法は高度処理水にりん酸を添加し、所定のりん濃度にした後、スタテックミキサーで凝集剤を混合し砂ろ過塔へ送水、ろ過水のりん濃度を測定した。実験は凝集剤添加量3段階、ろ過速度5段階、設定りん濃度2段階の合計9ケースについて行い、ろ過継続時間はろ過塔に設置した水銀マノメーターの圧力損出水頭が水柱換算で約2m以上に達するか、あるいは短絡流の発生した時点で終了した。



図－4　マイクロフロックパイロットプラント

表－1　ろ過塔ろ層構成

粒径(mm)	層厚(mm)
0.6(有効径、	700
1.25 均等係数1.4以下)	200
2～3	300
3～6	300
8～12	300
20～35	500
ろ過材は珪砂	計 2,300

表－2　実験条件

使用原水	高度処理水
凝集剤	ﾎﾟﾘ塩化ｱﾙﾐﾆｳﾑ
pH	無調整
添加量	1.5，3，5倍量
設定ﾘﾝ濃度	0.5，1.0mg-p/L
ろ過速度	50，75，100
	150，200m/日

パイロットプラントの運転結果を表－3に示すが、ろ過後水平均りん濃度は、ろ過後水のりん濃度が低レベルに安定した段階からのものである。尚、りん濃度の測定は自動比色分析装置(TRAACS 800、ﾌﾞﾗﾝﾙｰﾍﾞ社)を用い、モリブデン青法（アスコルビン酸）により測定を行ったが、原水りん濃度は、手分析法（モリブデン青法、アスコルビン酸）によっても併せて実施した。また、各条件下でのスタテックミキサーのG値：平均速度勾配(1/S)と滞留時間t(sec)を以下の式[2]より計算し、その結果を表－4に示した。

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \qquad P = \gamma Q h$$

$$t = V / Q$$

ここに、 G値：平均速度勾配(1/S)　　μ ：水の粘度(Kg/m・s)

h ：損失水頭(m)　　γ ：水の比重量(kN/m³)

P ：消費動力(KW)　　Q ：流量(m³/scc)

V ：スタティクミキサー容量(m³)

各条件下での平均速度勾配G値は、約530～3,500以上であり、下水処理プロセスの混合操作の位置づけとしては、急速混和操作及び接触ろ過における急速混和に相当するG値であると考えられた。[2)]

表－3　パイロットプラント運転結果

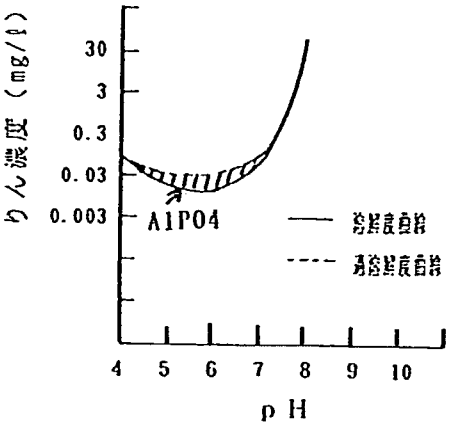
実験 No.	凝集剤注入量	原水 リン濃度 (mg-p/L)	ミキサー混合水 (mg-p/L)		ろ過後水平均 (mg-p/L)		平均リン除去率		ろ過継続時間 (h)	ろ過速度 (m/日)	ろ過水量 (m³)
			T－P	D-PO4P	T－P	D-PO₄P	T－P	D-PO₄P			
Ⅰ	1.5倍量	0.93	0.89	0.48	0.29	0.29	68.8 %	68.8 %	48		12.8
Ⅱ	3倍量	0.97	0.79	0.04	0.05	0.03	94.8 %	96.9 %	26		6.9
Ⅲ	5倍量	0.96	0.82	0.10	0.04	0.02	95.8 %	97.9 %	17	100m/日	4.5
Ⅳ	3倍量	0.48	0.32	0.12	0.09	0.09	81.3 %	81.3 %	59		15.7
Ⅴ	5倍量	0.52	0.47	0.03	0.02	0.03	96.2 %	94.2 %	42		11.2
Ⅵ	5倍量	0.96	0.77	0.11	0.05	0.04	94.8 %	95.8 %	45.5	50m/日	6.1
Ⅶ	5倍量	0.99	0.88	0.06	0.05	0.04	94.9 %	96.0 %	30.3	75m/日	6.1
Ⅷ	5倍量	0.61	0.63	0.07	0.09	0.05	85.2 %	91.8 %	21.5	150m/日	8.6
Ⅸ	5倍量	0.52	0.44	0.04	0.03	0.03	94.2 %	94.2 %	17.5	200m/日	9.3

原水設定りん濃度1mg-p/L、ろ過速度100m/日、ケースⅠの理論当量の1.5倍量の添加においては、あまり高いりん除去率が得られずT－P、溶解性PO_4-Pとも68.8%であった。これは、水酸化物等共存反応物の生成に凝集剤が消費されたためであると考えられる。しかし、この時の砂ろ過後水のT－P濃度と溶解性（GF/B 公称孔径1.0μmでろ過）PO_4-P濃度が同一であり、懸濁性りんがほぼ0であることより、生成したりんの不溶性化合物は砂ろ過によって補足されていることが示された。また、スタテックミキサー混合後の溶解性PO_4-P濃度が、原水のりん濃度に対して約50%の濃度であることから、りん不溶性化合物はスタテックミキサー内のみならず、砂ろ過層内でも生成されているものと考えられる。ケースⅡの3倍量の添加においては処理水の溶解性PO_4-P平均濃度も0.03mg-p/L、除去率が96.9%と高く、ケースⅢの5倍量の添加においては処理水の溶解性PO_4-P平均濃度が0.02mg-

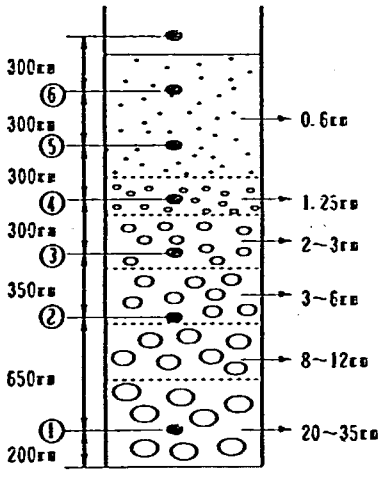
表－4　G値と滞留時間

ろ過速度	G値(1/S)	t(scc)
50m/日	530	5.4
75m/日	1,090	3.6
100m/日	1,600	2.7
150m/日	2,280	1.2
200m/日	〉3,500	0.9

p/Lで、除去率が97.9%となり３倍量の添加よりもさらに高度にりんが除去されている。３、５倍量添加のスタテックミキサー混合後の溶解性PO_4-P濃度は、原水のりん濃度に対して４～10%の濃度であることから、りん酸イオンとの反応に凝集剤が充分存在していれば、りんの不溶性化合物はスタテックミキサー内で短時間に生成されるものと考えられる。原水設定りん濃度0.5mg-p/L、ろ過速度100m/日、ケースⅣの３倍量の添加においては、処理水の溶解性PO_4-P平均濃度が0.09mg-p/L、除去率が81.3%、となっており原水りん濃度が低くなることにより、りん除去率も低下している。昨年度の室内実験でも同様な結果が得られており、共存イオンによる化合物の生成がりんの除去率に影響を及ぼしているものと考えられる。ケースⅤについては、凝集剤の添加量を５倍量とすることでケースⅣよりも高いりん除去率が得られている。ケースⅥ～Ⅸではろ過速度を50～200m/日に変化させたが、処理水のりん濃度に大きな違いは現れていない。しかし、ろ過速度を上昇させることによってろ過継続時間が短縮するとともに、短絡流が生じるまでのろ過層内の損失水頭値が小さくなるものと考えられた。また、参考のために図－５にりん酸アルミニウムの溶解度曲線を示すが、砂ろ過後水のｐＨが７前後であることから、処理水のりん濃度は溶解度曲線とほぼ同じ（ケースⅠ、Ⅳ除く）濃度となっている。ろ過継続時間すなわちろ過水量（ろ過継続時間×ろ過速度）については、原水りん濃度及び凝集剤注入量に左右され、高いりん除去率を得るためにはろ過水量が減少してしまう。原水設定りん濃度が0.5mg-p/L、５倍量添加のケースⅤ、Ⅷ、Ⅸの平均ろ過水量は9.7m3であるのに対し、原水設定りん濃度が1.0mg-p/L、５倍量添加のケースⅢ、Ⅵ、Ⅶでは平均ろ過水量が5.6m3に減少することから、原水りん濃度が約２倍に増加することによってろ過水量は約40%減少する。よって、高いりん除去率を維持するとともにろ過継続時間を長くするためには、ろ過層内でのフロックの補足状況を把握した上で最適なろ材の粒径構成等を検討する必要があると考えられる。このため、ケースⅣより砂ろ過層内の生成粒子の補足状況を把握するため、各層別に圧力損失水頭の測定を行った。表－５に各層別の圧力損失水頭の測定結果を、図－６にろ過塔内ろ材の構成を示す。



図－５　りん酸化合物の溶解度



図－６　ろ層構成図

表－５　ろ過層内の損失水頭の推移

ケース	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅶ	Ⅷ	Ⅸ
	ろ過継続時間（h）					
ポイントNo	59	42	45.5	30.3	21.5	17.5
①	238.4	225.5	269.3	204.3	151.5	208.6
②	208.2	226.9	265.3	165.8	103.3	154.4
③	75.9	86.8	96.0	74.8	35.4	47.3
④	36.3	35.5	17.0	42.8	19.4	27.0
⑤	19.7	22.5	9.7	24.6	11.3	16.1
⑥	16.3	16.9	8.5	14.9	4.9	19.6

水柱換算(cm)

圧力測定ポイントが②から③で大きな圧力差が生じていることから、測定ポイントの③から下部の層内で大部分の生成粒子が補足されているものと考えられる。洗浄等によってろ過塔内の砂が移動していると考えられたことから、ケースIX終了時にろ過塔を分解して②から③までのろ材について、簡易的にふるい分けを行った。その結果を表－6に示す。粒径が1～2.36㎜のろ材は約30%となっており、上層から下層へとろ材の移動があるものの、粒径が1㎜以上のろ材は約90%を占めていることから、比較的粒子径の粗いろ材で固液分離の行える可能性が伺えた。これは、ろ過層内でマイクロフロックが成長していることに起因しているものと考えられる。ケースIのスタテックミキサー混合後の溶解性PO_4-P濃度が、原水のりん濃度に対して約50%であったものが、ろ過後ではその割合が約30%に減少していることからも、ろ層内でのマイクロフロック形成が裏付けられる。また、ケースIX終了後ろ過塔層内別のＳＳ補足状況を把握するために、ろ材を層別に取り出した後、洗浄しＳＳ量を測定した。測定結果を表－7に示す。ろ過塔下部よりポイント③までの層内で、全体のＳＳ量の約70%を占めていることから、ろ過層内の損失水頭の結果を反映したものとなっている。表－8に砂ろ過によって補足されたＳＳ量と、そのＳＳのりん含有量を示す。補足ＳＳ量は、砂ろ過塔を洗浄しそのＳＳ濃度と洗浄水量から求め、りん含有量は処理水の溶解性PO_4-P濃度の平均値に通水量を乗じて除去りん量を算出し、ＳＳのりん含有量を求めた。ケースIの1.5倍量の添加においてＳＳ中のりん含有量は9.5%であるのに対し、ケースII、IVの3倍量では平均で4.9%に減少、ケースIII、V～IXの5倍量では平均で4.4%なっており、凝集剤の添加量の増加にともなってＳＳ中のりん含有量は減少している。しかし、3倍量と5倍量添加においてＳＳ中のりん含有量は、大差がないものとなっている。また、単位除去りん量あたりのＳＳ発生量は、凝集剤の添加量が理論当量の1.5倍量で10.5g、3倍量の平均で20.8g、5倍量の平均で23.2gであり、高いりん除去率を得るためにはＳＳの発生量も増加する。しかし、3倍量と5倍量添加において、ＳＳ中のりん含有量と同様に、そのＳＳの発生量に大差がないものとなっている。

表－6　ふるい分け結果

ポイント ②～③		
粒径（㎜）	構成比	累計
1.0 以下	11	11
1.0～2.36	33	44
2.36～4.0	23	67
4.0～5.6	16.5	83.5
5.6 以上	16.5	100

（%）

表－7 層内のSS補足状況

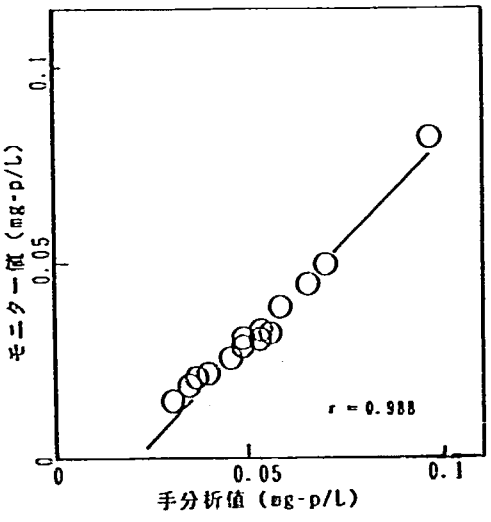
ケース IX		
ろ過塔	補足量(g)	
下部より	構成比	累計
0-50cm	20.2	20.2
50-80cm	27.8	48.0
80-110cm	25.2	73.2
110-140cm	14.0	87.2
140-160cm	8.2	95.4
160-230cm	14.2	109.6

表－8　補足ＳＳ量とりんの含有量の関係

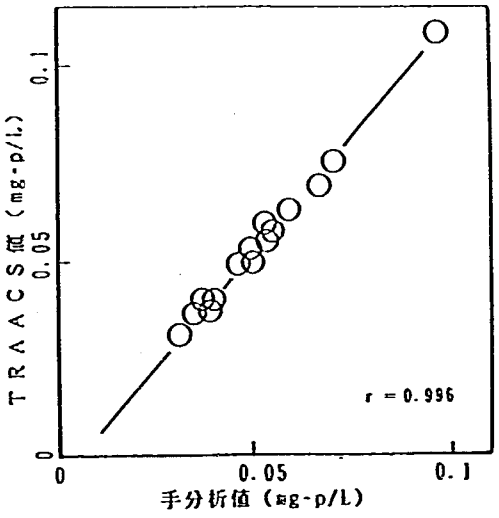
実験No.	補足SS量(g)	リン含有量(%)	SS量/リン1g
I	86	9.5	10.5 g
II	142	4.6	21.9 g
III	125	3.4	29.6 g
IV	120	5.1	19.6 g
V	131	4.2	23.9 g
VI	111	5.1	19.8 g
VII	127	4.6	21.9 g
VIII	95	5.1	19.7 g
IX	110	4.2	24.1 g

3.3 自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関する検討

本研究においては、吸着法やマイクロフロック生成によるりんの超高度除去手法等について検討を行った。吸着法の場合、自動りん分析装置を利用し吸着剤の破過点を確認することは吸着剤の再生等の決定時期に有効であると考えられる。また、マイクロフロック生成によるりん除去においては、流入りん濃度を把握することによって凝集剤の添加量を適正にコントロールできるとともに、りん除去状況の把握が行えると考えられる。さらには、各下水処理プロセスでのりん除去量の把握が行えれば各プロセスのりん除去配分等の最適化に資することも可能となるであろうと考えられる。ただし、本研究においてはりんが低濃度であるため、低濃度りんの安定した分析のために必要な改善点に関する検討及び評価の実施を行わなければならない。本年度は、昨年度利用した自動比色分析装置でマイクロフロックパイロットプラント処理水（溶解性）のりん濃度の測定を行い、低濃度のりんが含まれた下水試料における分析の安定性に関する検討を行った。尚、昨年度の結果から0.2mg-p/L以下の領域において分析値がやや不安定になる傾向が伺えたことから、自動比色分析装置のりん測定範囲を0～0.1mg-p/Lと昨年度よりも低レベルに限定し測定を行った。使用した自動比色分析装置は、分解系を有しないオルトりん酸態りん専用の可搬式装置であり、分析法は、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法（波長880nm、光路長5cm）によるものである。また、自動比色分析装置の分析値と比較するために手分析及びTRAACS 800、ブランルーベ社製自動比色分析装置によるりん分析も行った。手分析法、TRAACS 800についてもモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法（波長880nm、光路長5cm）によった。分析比較結果を図－7、8に示す。全体的に線形を保っており相関係数も良いものとなっているが、



図－7　モニター値と手分析値の比較



図－8　ＴＲＡＡＣＳ値と手分析値の比較

モニター値は手分析値やTRAACSによる分析値に比べ若干低い値を示しているようである。これは、ほとんどのサンプルにおいて一定に約0.02mg-p/L低くなっていることから、分析機器の特性によるものと考えられる。また、昨年度は0.2mg-p/L以下の領域において分析値がやや不安定になる傾向であったが、今年度はそれよりも低レベルにもかかわらず比較的安定した結果であった。これは、自動比色分析装置の測定範囲を0～0.1mg-p/Lと低く設定するとともに、分析サンプルを浮遊物の含まない溶解性としたことに起因するものと考えられた。TRAACSによる分析値は手分析値とほぼ一致しており、安定

したものとなっている。一般に水質測定機器はラボ用、プロセス用、携帯用等に大別されるが、測定精度や安定性、保守点検性等のかねあいから、目的に合致した機器選定を行う必要があると考えられる。今回使用した自動比色分析装置は、プロセス用から携帯用に位置づけられるが、分析機器の特性や測定サンプルの分析条件等（測定濃度範囲の制約、サンプルの前処理）を考慮することで、低レベルのりん濃度の推移をある程度把握できるのではないかと考えられた。しかし、ラボレベルの精度を要求するのであれば、プロセス用に適した低濃度対応の光学系の開発さらには、安定した発色条件の維持のために、浮遊物除去系の開発が必要であると考えられた。

4. まとめ

本研究は、下水処理水中のりん除去に関して従来の高度処理法を大幅に上回る除去法の開発を目的に実施したものである。６年度に行った研究結果を以下に示す。

① 吸着法によるりん除去に関する検討として、パイロットプラントを利用し、りん吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を実施し、吸着法によるりん除去性能の評価を行った。その運転結果から、平均りん濃度3.6㎎-p/Lの流入水を充填活性アルミナの容積あたり約500倍通水したが、破過点に達することなく良好にりんが吸着除去され、その吸着処理水平均りん濃度は0.05㎎-p/Lであった。しかし、実下水処理水中の共存物質の影響によって、活性アルミナの単位重量あたりのりん吸着性能は、純水を使用した室内実験結果と比較すると約40%低下することが明らかとなった。

② マイクロフロックを用いたりん除去に関する検討として、新たにパイロットプラントを制作し、実下水処理水を利用して凝集剤注入量や砂ろ過によるろ過速度の違いが、りん除去性能に及ぼす影響を評価した。その結果から、原水りん濃度が約1.0㎎-p/Lに対し、凝集剤注入量が理論当量の３倍量以上とすることによって高いりん除去率が得られたが、原水りん濃度が約0.5㎎-p/Lの場合には凝集剤注入量を５倍量としないと高いりん除去率が得られなかった。また、凝集剤５倍量添加において、原水設定りん濃度を0.5から1.0㎎-p/Lにあげると、ろ過水量は約40%減少した。単位除去りん量あたりのＳＳ発生量は、凝集剤の添加量が理論当量の1.5倍量で10.5g、３倍量の平均で20.8g、５倍量の平均で23.2gであり、高いりん除去率を得るためにはＳＳの発生量が増加することが明らかとなった。しかし、３倍量と５倍量添加において、そのＳＳ発生量及びＳＳ中のりん含有量に大差がないものとなっている。ろ過速度については、50～200㎥/日の範囲で検討を行ったが、りん除去能力に及ぼす影響は現れなかった。しかし、ろ過速度を上昇させることにより、ろ過継続時間が短縮される。

③ 自動りん分析装置を用いて、マイクロフロックパイロットプラント処理水（溶解性）のりん濃度の測定し、その測定値と手分析値及びTRAACS による分析値の比較を行い、りん除去プロセスへの適用に関する検討を行った。その結果、モニター値は手分析値やTRAACSによる分析値に比べ若干低い値を示しているようであるが、その値はほとんど一定であることから分析装置の特性ではないかと考えられた。また、0.2㎎-p/L以下の領域において分析値がやや不安定になる傾向であった昨年度と比較すると、今年度は0.1㎎-p/L以下の測定範囲でも安定したものとなっている。これは、自動りん分析装置のりん測定範囲を０～0.1㎎-p/Lに低く限定したことと、分析サンプルを浮遊物

の含まない溶解性に変更したことによるものと考えられた。しかし、ラボレベルの精度を要求するのであれば、プロセス用に適した低濃度対応の光学系の開発さらには、安定した発色条件の維持のために、浮遊物除去系の開発が必要であると考えられた。

以上の結果から、２手法のりん除去法はともに従来のりん高度処理法を上回る性能を有していることが明らかとなったが、導入に際しての解決すべき問題点もある。今後の課題として活性アルミナを利用した吸着法に関しては、りんの吸着容量が破過点に達した場合の再生手法の確立、及び再生利用による活性アルミナの使用限界を把握する必要がある。また、マイクロフロックを用いたりん除去に関しては、凝集剤の添加によってＳＳの発生量が増大することから、その低減手法の検討を行わなければならないと考えられる。

また、自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関しては、ラボレベルの精度を要求するのであれば、プロセス用に適した低濃度対応の光学系の開発、さらには、安定した発色条件の維持のために、浮遊物除去系の開発が必要であると考えられた。

参考文献

1)高橋正宏ら、「担体投入型生物処理システムの処理性能に関する一考察」下水道協会誌論文集 Vol.31、No.379 (1994)

2)水質環境工学：－ 下水の処理・処分・再利用 －、技報堂出版

3)土木研究所下水道部：”平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集”、土木研究所資料 No.3294,pp87-94 (1994)

２．下水汚泥の無害化処理に関する研究

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
平山　孝浩

研究期間　平成４年度～平成７年度
平成６年度当初予算額　21,929千円

Research on Safe Application of Sewage Sludge to Lands

(FY 1992-1995)

Haruki WATANABE, Shuichi OCHI and Takahiro HIRAYAMA
Sludge Management Division, Water Quality Control Department,
Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

Sewage sludge which contains much organics, nitrogen and phosphorus is one of the important resources to be reused. In FY 1992, the beneficial use of sewage sludge which generated about 150 million tons as dried solids (DS) is about 13% to agricultural and green lands, about 6 % as construction materials. One reason why sewage sludge can not be so much applied to lands is caused by rather high concentration of heavy metals in comparison with other organic fertilizers like bark compost and animal excreta compost.

The purpose of this study is to develop extraction methods of heavy metals from sewage sludge using acids or chelate reagents and to evaluate the soil conservation after land application of treated sewage sludge.

The summary of the study in FY 1994 is as follows.

(1) We conducted chemical precipitation to remove heavy metals in the extracts, which were obtained after the extraction of activated sludge using nitric acid at pH2. As the results, Cd, Zn, Pb and Mn were almost removed from the extracts by elevating pH to more than 7 without coagulant. In the case of Ni and Cu, the dose of chelate reagent with pH control was needed to get high removal rate of them.

(2) We investigated the multielement determination by inductively coupled plasma emission spectrometry (ICP-AES) and pretreatment of sewage sludge for ICP-AES. As the results, the most suitable pretreatment for ICP-AES was microwave decomposition with acids. The detection limit of elements by ICP-AES was also determined.

１．はじめに

資源の再利用が社会的に要請される中でゴミの分別収集や再利用が一般的に広まりつつあり、下水汚泥も有機物の含有量が多く、植物の主栄養素である窒素やりん酸を２～５％程度含有しているので再利用可能な重要な資源の１つとして認識されており、コンポスト化などの処理をして緑農地利用されている。しかし、その量は発生量全体の約13%である。今後も中小都市の下水道整備が進められて行くが、流入下水の主体が生活排水となるところが多くなり、それを処理することによって発生した汚泥は廃棄物として処分するのではなく、資源として有効利用する方向で検討して行くことが必要と考えられる。

これまで、下水汚泥の緑農地利用の割合が小さい原因の一つに重金属の含有量が他の有機質肥料に比べて高いことが挙げられている。しかし、工場排水規制が厳しく行われている今日では、生活排水由来、すなわち人々の日常生活から排出

されたものが下水中に入り、下水処理の過程で汚泥に移行したものが多いことが認識されるようになった。このため、本研究では汚泥中の重金属を発生源で除去するのは限界があると考え、汚泥処理過程でできるだけ除去できないか検討することとした。

2．研究目的

本研究で除去の対象となる重金属は、カドミウム（Cd）等の有害金属と動物や植物にとっては必須元素であるが土壌への蓄積が問題になっている亜鉛（Zn）、銅（Cu）とする。除去の程度は下水汚泥コンポストを緑農地へ連用しても、植物への影響や土壌への蓄積が問題にならず、かつ、技術的及び経済的な面など総合的に評価して最も効率のよい手法の確立を行うことを目的に実施する。

3．研究方法

鉱物からの金属の溶出方法は種々実用化されているが、下水汚泥中の重金属を溶出除去することを目的として溶出方法が検討されたことは極めて少ない。このため、本研究においては下水汚泥中の重金属の溶出方法として以下の３種類の方法を検討することとした。

①酸による溶出
②電解処理法による溶出
③バクテリアリーチング法による溶出

これら３種類の方法の中から最も実用化の可能性の高い方法を更に検討するとともに、汚泥から溶出された重金属の除去方法を検討する。重金属を溶出除去した汚泥については、それを用いて植物栽培試験を行い、肥料としての安全性の確認や有機物の供給による土壌保全効果などについて総合的な評価を行う。

本年度は下水汚泥から溶出された重金属の除去方法としてキレート剤を用いた凝集沈殿法を検討するとともに、下水汚泥中の重金属の分析方法として高周波誘導結合プラズマ発光分析法の適用を検討した。

4．研究結果

4.1 凝集沈殿法による溶出重金属除去実験

前年度までに、酸による溶出ではCd、Zn、Niに比べCu、Crが溶出し難く、これに比べ電解処理法では若干CuとCrが、バクテリアリーチング法ではかなりCuが除去されることが明らかになった。しかしながら、電解処理法あるいはバクテリアリーチング法は酸によるpH調整に加え、さらに電気分解あるいはバクテリアリーチングを行うものであり、３種類の溶出方法の中では酸による溶出が最も簡便であり、実用的であると考えられる。

酸による重金属の溶出を適用した場合、下水汚泥から溶出された重金属を含む溶液については、重金属の再蓄積をさけるため水処理系に返流する前に何らかの方法で重金属を除去する必要がある。ここでは、下水汚泥から溶出された重金属の除去方法の一つとして、キレート剤を用いた凝集沈殿法に関する基礎的実験を行った。

4.1.1 実験方法

実験には埼玉県A下水処理場の余剰汚泥（SS濃度1.2%）と茨城県K処理場のオキシデーションディチ法の汚泥（以下、OD法汚泥とする。）をSS濃度として３％程度に濃縮したものを用いた。まず、希硝酸を用いて汚泥のpHを２に制御しながら約18時間撹拌した後に、遠心分離し上澄み液と汚泥に分画した。この上澄み液を凝集沈殿法による溶出重金属除去実験に用いた。

溶出重金属除去実験の撹拌にジャーテスターを用い、図4.1.1に示す手順で行った。まず、金属水酸化物形成などのpH調整による凝集沈殿効果を確かめるため、キレート剤及び塩化第二鉄を添加せず、pHの調整のみによる凝集沈殿実験を行った。すなわち、図4.1.1の①~③を省略し、④おける調整pHを５、６、6.5、７、7.5、８、９とし、⑤以降はフロー図の通り実験を行った。

次にキレート剤及び塩化第二鉄の効果をそれぞれに確認するため、キレート剤のみ（フロー図の③を省略）、塩化第二鉄のみ（フロー図の②を省略）、キレート剤及び塩化第二鉄を添加した実験を行った。この実験では、図4.1.1の①における調整pHは、余剰汚泥の場合には５、OD法汚泥の場合には３と

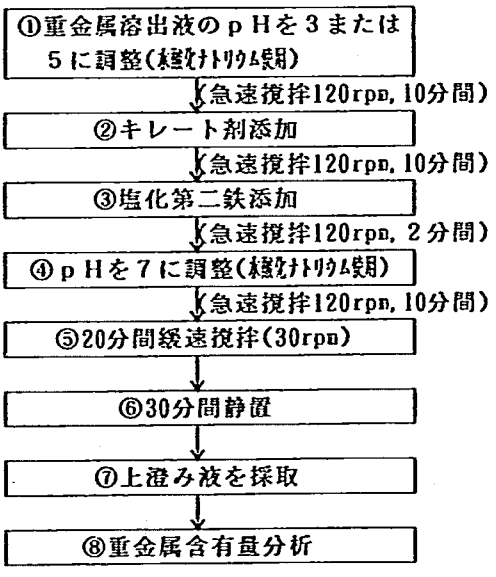


図4.1.1　凝集実験フロー

表4.1.1 実験に用いたキレート剤の性質

	A(M社製)	B(M社製)	C(U社製)	D(U社製)
外観	黄淡色透明			赤褐色透明
形態	液状			
適用pH	3～10		4～12	
平均分子量	8～12万	15～20万	−	−
キレート形成基	-NH-CS_2Na,-SNA	-NH-CS_2Na	−	−
1当量	165g	413g	−	−
選択性あるいは対象重金属	Hg^{2+}>Ag^{2+}>Cu^{2+}>Pb^{2+}>Cd^{2+}>Zn^{2+}>Ni^{2+}>Co^{2+}>Fe^{2+}>Mn^{2+}	Ag^{2+}>Hg^{2+}>Cu^{2+}>Sb^{2+}>Pb^{2+}>Cd^{2+}>Ni^{2+}>Zn^{2+}>Co^{2+}	Hg, Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr等	Hg, Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr等

表4.1.2 試料の重金属含有量及び酸による溶出率

		Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Mn
余剰汚泥	酸溶出前汚泥(mg/kg・DS)	−	1778	391	940	35.5	178
	酸溶出後汚泥(mg/kg・DS)	−	750	110	849	34.8	30.4
	上澄み液(mg/l)	−	12	3.3	3.2	0.059	1.6
	溶出率(%)	−	57	72	10	1.8	83
OD法汚泥	酸溶出前汚泥(mg/kg・DS)	4.4	754	72.7	265	18.5	−
	酸溶出後汚泥(mg/kg・DS)	1.9	555	38.8	233	16.7	−
	上澄み液(mg/l)	0.043	13	1.4	2.6	0.19	−
	溶出率(%)	57	26	47	12	10	−

注)溶出率は酸溶出前の汚泥中の重金属に対するそれと酸溶出後分画された汚泥中の重金属の差の百分率とした。

した。また、この実験で用いたキレート剤は、ゴミ焼却場の排煙洗浄水、メッキ工場排水に含まれる種々の重金属除去に用いられているもので、その主な性質を表4.1.1に示す。

重金属の分析は酸処理前後の汚泥と重金属除去実験後に採取した上澄み液について行った。上澄み液には微細なSS成分が含まれるため、GF/B1μmでろ過し、マイクロウェーブ分解装置を用い有機物を分解した後、さらにGF/B1μmでろ過した溶液について重金属(Cd、Zn、Ni、Cu、Pb、Mn)含有量を分析した。Cd、Zn、Ni、Cu、MnはICP発光分析法(米国パーキンエルマー社製optima3000使用)、Pbは原子吸光法(米国パーキンエルマー社製5100PCフレーム/ZLファーネス使用)により分析した。

4.1.2 実験結果と考察

(1)酸による重金属の溶出

酸処理前の汚泥、酸処理後分画された汚泥と上澄み液の重金属含有量及び重金属の溶出率を表4.1.2に示す。ここで、溶出率とは、酸溶出前の汚泥中の重金属に対する酸溶出後分画された汚泥中の重金属の差の百分率として求めたものである。

余剰汚泥においてZn、Niに比べCuが溶出し難い傾向は、昨年度行われた実験[1]の結果と同様である。また、Zn、Niに比べPbが溶出しがたく、Mnが溶出しやすい傾向が確認された。OD法汚泥においてもCuとPbが溶出し難いのは余剰汚泥と同様であるが、ZnとNiも余剰汚泥に比べると溶出率は低かった。

(2)凝集沈殿法による溶出重金属の除去(添加剤無し)

金属水酸化物形成などのpH調整による凝集沈殿効果を確かめるため、キレート剤及び塩化第二鉄を添加せず、図4.1.1の①～③を省略し、④おける調整pHを5、6、6.5、7、7.5、8、9とした凝集沈殿実験を行った。

試料に余剰汚泥を酸処理し分画した上澄み液を用いた場合の調整pHと30分静置後の沈殿物のSS濃度及び沈降率の関係を図4.1.2に示す。ここで、沈降率とは水面高さに対する界面高さの百分率として求めたものである。各調整pHの全てに

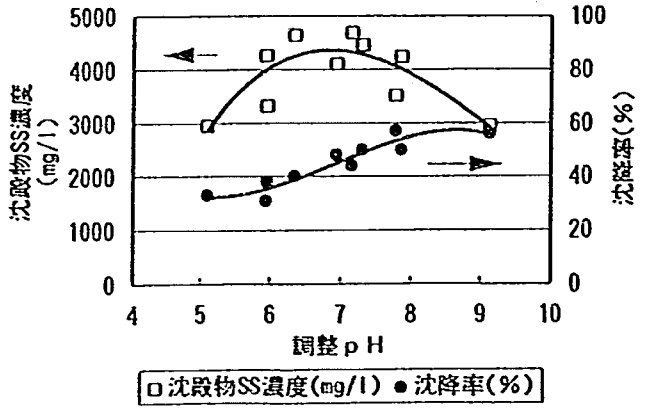


図4.1.2　調整pHと30分静置後の沈殿物SS濃度及び沈降率の関係(余剰汚泥)

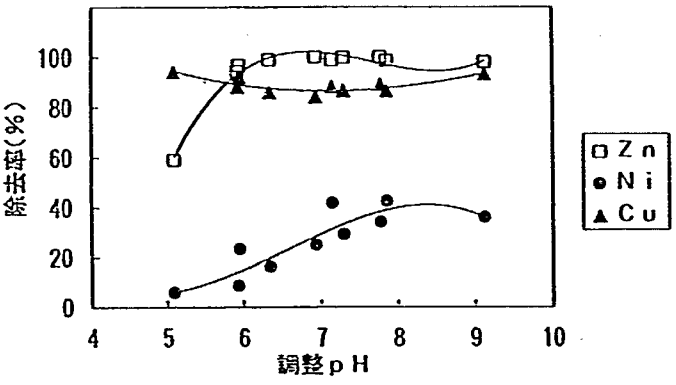


図4.1.3　調整pHと除去率の関係(余剰汚泥)

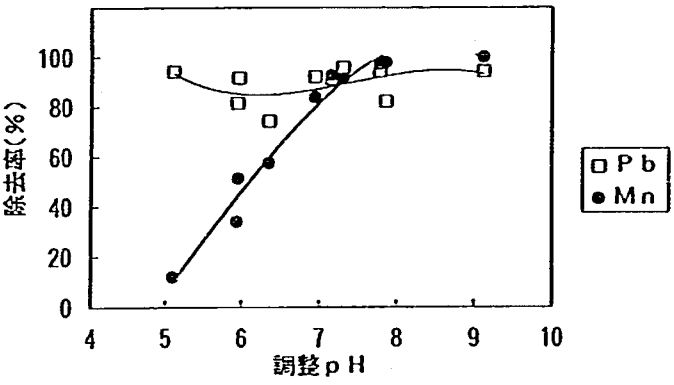


図4.1.4　調整pHと除去率の関係(余剰汚泥)

おいて良好な沈降性を示したが、pHが高いほど若干沈降性が劣る傾向があった。また、沈殿物のSS濃度は3000～4500mg/lであり、pH7付近でピークを示した。これらの結果から、SS除去の効率性を考えた場合、調整pHは8以下にすることが望ましいと考えられる。

同様に余剰汚泥を処理し得られた上澄み液を用いた場合の調整pHと重金属（Zn、Ni、Cu、Pb、Mn）の除去率の関係を図4.1.3及び図4.1.4に示す。ここで、凝集沈殿による重金属の除去率は凝集沈殿前の溶液中の重金属に対する凝集沈殿後採取された上澄み液中の重金属の差の百分率として求めたものである。Znの除去率はpH5で60%程度であるが、pHが6以上であれば95%以上となった。Niの除去率はpH5で6%でしかないが、pHの上昇に従って緩やかに上昇し、pHが7以上であれば30～40%となった。CuとPbの除去率はpHが5～9の範囲ではその変化に特徴的な傾向は見られず、それぞれ85～95%、75～95%であった。Mnの除去率はpH5で12%でしかないが、pHの上昇従って急激に上昇し、pHが7以上であれば85～100%となった。

以上の結果より、酸により汚泥から溶出された重金属の除去をpH調整による凝集沈殿法により行う場合には、pHを7～8程度まで上昇させることによって、Niの場合を除けば十分効果があるといえる。

(3) 凝集沈殿法による溶出重金属の除去（添加剤使用）

キレート剤及び塩化第二鉄の効果をそれぞれに確認するため、キレート剤のみ、塩化第二鉄のみ、キレート剤及び塩化第二鉄を添加した実験を行った。ここでは、図4.1.1の①における調整pHは、余剰汚泥の場合には5、OD法汚泥の場合には3とし、④における調整pHは7前後とした。

キレート剤にB（表4.1.1参照）を用いた場合の重金属（Cd、Zn、Ni、Cu、Pb、Mn）の除去率を図4.1.5及び図4.1.6に示す。余剰汚泥の場合、塩化第二鉄のみを添加した場合の重金属除去率は、測定した全ての重金属おいて、添加剤を用いない場合とほぼ同値であった。これは、凝集沈殿実験に用いた溶液において、すでにFe濃度が塩化第二鉄に換算して330ppmであったため、さらに塩化第二鉄を100ppm添加しても重金属の除去に影響を及ぼさなかったものと考えられる。OD法汚泥では、添加剤無しの実験を行っていないが、凝集沈殿実験に用いた溶液のFe濃度が塩化第二鉄に換算して105ppmであったので、ほぼ同様の傾向を示すと推察される。また、過去の調査[2]では、余剰汚泥のFe濃度は一般的に10000mg/kg・DS程度であり、今回用いた汚泥のFe濃度22000mg/kg・DS（余剰汚泥）、7800mg/kg・DS（OD法汚泥）と同程度であるので、他の処理場の余剰汚泥から酸により溶出した重金属を凝集沈殿により除去する場合においても、塩化第二鉄の添加は必要ないと推察される。

一方、キレート剤のみあるいはキレート剤及び塩化第二鉄を添加した場合、余剰汚泥ではNiとCuの除去率が、添加剤無しあるいは塩化第二鉄のみ添加した場合に比べ明らかに高かった。また、OD法汚泥では塩化第二鉄のみ添加した場合に47%であったCuの除去率が、キレート剤を添加した場合にほぼ100%となったが、Niの除去率はキレート剤の添加量を

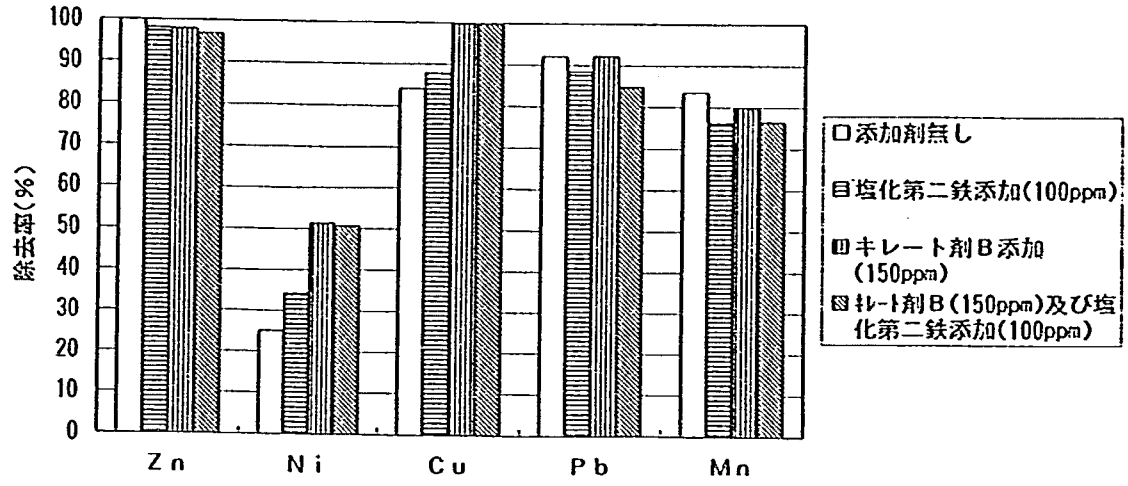


図4.1.5　添加剤による重金属除去の効果(余剰汚泥)

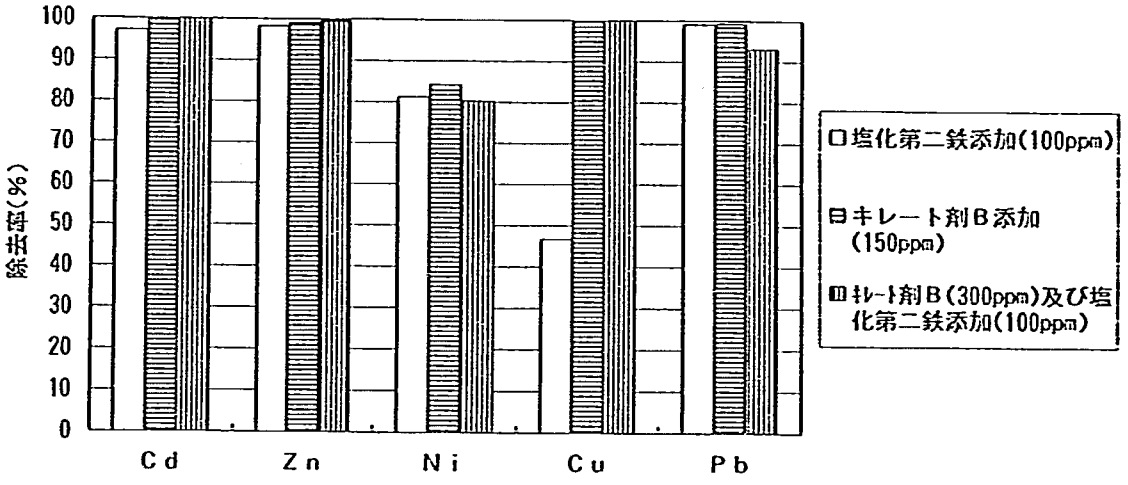


図4.1.6　添加剤による重金属除去の効果（OD法汚泥）

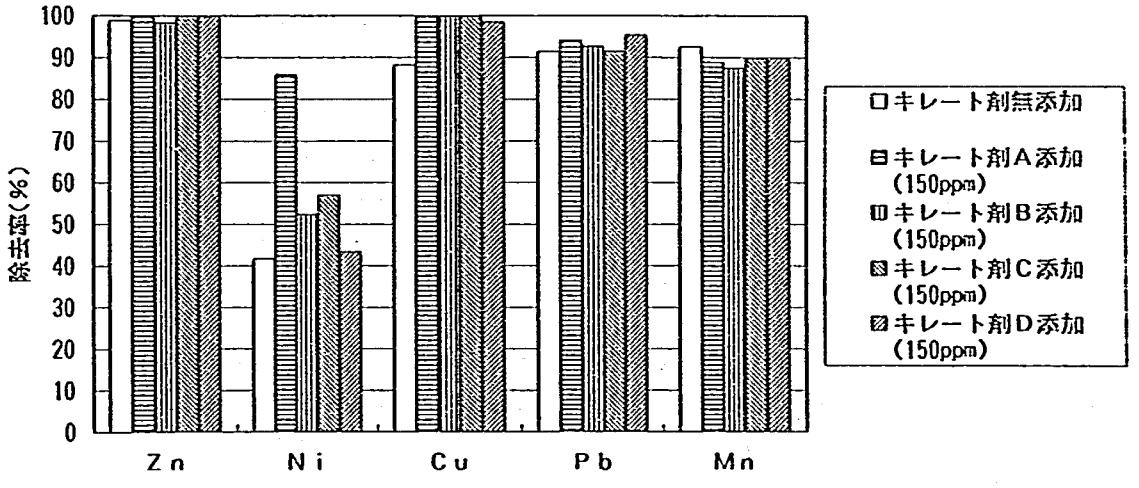


図4.1.7　各種キレート剤による重金属除去の効果(余剰汚泥)

変化させてもほぼ同程度であった。よって、今回実験に用いた余剰汚泥とOD法汚泥より溶出したNiは、存在形態が異なるものと推察される。

図4.1.7に今回実験に用いた各種のキレート剤を添加した場合の重金属（Zn、Ni、Cu、Pb、Mn）の除去率を示す。ある一定量の重金属除去に必要なキレート剤の量は、その種類によって異なるが、ここでは全てのキレート剤を一律に150ppmとなるように添加したので、キレート剤の種類によりNiとCuの除去率は異なるものと考えられるが、ほとんどのキレート剤において無添加の場合より除去率が高かった。従って、余剰汚泥の場合のNiとCu及びOD法汚泥の場合のCuがpH調整だけでは除去されない場合には、キレート剤の使用が有効であるといえる。

4.2 下水汚泥中の重金属の多元素同時分析

従来より重金属の分析には原子吸光光度法（以下、AASと略記する）が用いられてきたが、分析感度、精度が優れており高周波誘導結合プラズマ発光分析法（以下、ICP-AESと略記する）が普及してきている。ICP-AESは2～3桁の濃度測定範囲を持つことから、広範囲の濃度の元素を含む試料について多元素同時あるいは逐次分析が可能であるため、多くの分野で利用されている。ICP-AESによる環境試料の分析に関しては、種々報告され、その適用性についても確認されている[3]。しかし、下水汚泥の分析例については共存元素の干渉補正が難しかったことからほとんど報告がなかったが、ICP-AESの性能が著しく進歩したことから、その適用が可能となった。ここでは下水汚泥の重金属の分析におけるICP-AESの適用性について、前処理法及び共存物質による干渉に関して検討を行った。

4.2.1 対象元素、試薬、試料及び装置

分析対象とする元素は、Al、As、B、Ba、Ca、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Hg、K、Li、Mg、Mn、Mo、Na、Ni、P、Pb、Sb、Se、Si、Ti、Znとした。

検量線作成及び測定精度を求めるために使用した試薬は、AASでは原子吸光用標準溶液1,000mg/ℓを適宜希釈したものであり、ICP-AESではICP用多元素混合標準溶液と単元素混合標準溶液を適宜混合希釈したものである。その他の試薬は精密分析用試薬あるいは特級試薬を用いた。

分解率及び測定精度を求めるために使用した標準試料は、BCR（ベルギー）CRM277「estuarine sediment」、BCR（ベルギー）CRM145R「sewage sludge」、NIES（国立環境研究所）No.2「池底質試料」（以下、「河口底泥」、「下水汚泥」、「池底質試料」とする）である。

下水汚泥中の重金属測定では、濃縮汚泥、脱水汚泥、乾燥汚泥、汚泥焼却灰、汚泥コンポストなどの様々な形態を対象とするが、ここでは干渉を及ぼす共存物質の乾物当たり濃度が高い汚泥焼却灰を、下水汚泥分析時の測定精度を求めるための試料として使用した。脱水工程で用いられた凝集剤が高分子凝集剤である焼却灰を3種類、石灰と塩化第二鉄である焼却灰を3種類使用した（以下、「高分子系焼却灰」、「石灰系焼却灰」とする）。

試料の前処理方法として検討したマイクロウェーブ分解法に使用した装置は、伊国マイルストーン社製MLS1200MEGAである。

ICP発光分析装置は米国パーキンエルマー社製optima3000であり、原子吸光光度計は米国パーキンエルマー社製5100PCフレーム/ZLファーネスである。

4.2.2. 試料前処理方法の検討

下水汚泥は有機物を多く含有するので、ICP-AESあるいはAASによりその含有金属元素等を分析する場合、有機物を分解する必要がある。有機物を分解する方法は湿式酸化法、乾式灰化法等[4]があるが、いずれも多くの労力と時間がかかる。近年、対高圧高温密閉容器にマイクロ波を当てることにより、有機物の酸化分解を短時間で行えるマイクロウェーブ分解装置が普及してきている。これは、密閉容器を用いるため前処理中に揮散損失しやすい元素の分析にも使用可能である。ここでは、標準試料を測定対象として湿式酸化法とマイクロウェーブ分解法を比較検討するとともに、分解時に使用する酸の種類について検討した。

（1）湿式酸化法とマイクロウェーブ分解法

表4.2.1に示すそれぞれの前処理法で標準試料を調整し、ICP-AESによりAl、Ca、Fe含有量を分析した。一例として標準試料「池底質試料」の保証値及び分析結果を表4.2.2に示す。ここで、分解率とは保証値に対する測定値の百分率として求めたものである。また、測定値の測定精度に関しては、2～3回の測定の変動係数が10%以下であることを確認している（以下、同様）。ほとんど全ての試料において湿式酸化法に比較してマイクロウェーブ分解法の分解率が高かった。

（2）マイクロウェーブ分解法に使用する酸の検討

下水汚泥焼却灰を王水（4ml）、過塩素酸（4ml）、塩酸（3ml）・硝酸（1ml）・硫酸（1ml）の混合溶液の3種類の酸を使用しマイクロウェーブ分解法で前処理し、ICP-AES及びAASにより4.2.1に示した元素の含有量を分析した。表4.2.3に分析結果の一例を示す。波長が記されている元素はICP-AESで分析した元素であり、記されていないAs、Seは水素化物発生-吸収管-原子吸光光度法、Hgは還元気化ー原子

表4.2.1 湿式酸化法とマイクロウェーブ分解法
(a) 湿式酸化法

1. 試料約2.0g(乾物)をケルダールフラスコに採取する。
2. 王水40mlを加え、加熱する。
3. 乾固(液量3～5ml程度)近くまで蒸発させる。
4. 室温まで放冷する。
5. 有機物が多い場合は2～4を数回繰り返す。
6. 塩酸(1:10)を20ml加える。
7. 若干加熱し、壁面に付着した試料をとるように振り混ぜる。
8. 室温まで放冷し、100mlにメスアップする。
9. ろ過(GF/Bl μm)し、測定試料とする。

(b) マイクロウェーブ分解法

1. 試料約0.2g(乾物)を分解容器に採取し、王水4mlを加える。
2. 以下の加熱条件(出力,時間)で分解する。
   (1)250W,1分間
   (2) 0W,1分間
   (3)250W,1分間
   (4)400W,5分間
   (5)600W,5分間
   (6) 0W,5分間
   (7)空冷,5分間
3. 室温程度まで水冷する。
4. 容器内の分解溶液を洗い取り、100mlにメスアップする。
5. ろ過(GF/Blμm)し、測定試料とする。

表4.2.2 湿式酸化法とマイクロウェーブ分解法の比較(標準試料「池底質試料」)

元素	保証値	湿式酸化法		マイクロウェーブ分解法	
		測定値	分解率	測定値	分解率
Al	106000	65200	62	80700	76
Ca	8100	4890	60	5220	64
Fe	65300	54200	83	61800	95

単位) 保証値及び測定値はmg/kg・DS, 分解率は%

吸光光度法、Pbはフレームレス原子吸光光度法で分析した。高分子系焼却灰では、過塩素酸を用いた場合にHgが全く検出されず、混合溶液を用いた場合にHg、Seが検出されない場合があった。これら以外には使用する酸の種類による大きな相違は認められなかった。石灰系焼却灰では、過塩素酸を用いた場合のほぼ全ての元素の測定値が他の場合に比較して非常に低くなった。また、混合溶液を用いた場合にHg、Seが全く検出されなかった。以上の結果より、下水汚泥に含まれる元素をICP-AES、AASにより分析するための前処理方法は、測定元素により使い分けるのでなければ、ここで検討した方法及び酸の中では王水を用いたマイクロウェーブ分解法が最も優れていると判断された。

表4.2.3 分析に使用する酸の比較(下水汚泥焼却灰)

元素	波長 (nm)	高分子系下水汚泥焼却灰			石灰系下水汚泥焼却灰		
		王水	過塩素酸	混合液	王水	過塩素酸	混合液
Al	396	138000	124000	134000	39000	1260	38300
As	–	10	10	6.2	7.1	5.0	4.9
B	249	83	43	74	115	1.1	63
Ba	233	5670	5150	5680	3750	118	34
Ca	422	55200	50600	52100	360000	11800	356000
Cd	–	2.2	2.7	1.8	5.3	1.0	7.0
Co	228	13	13	17	8.6	0.28	8.2
Cr	206	49	28	53	53	1.7	59
Cu	324	945	922	951	481	16	528
Fe	238	41400	35600	39900	69300	2300	67700
Hg	–	0.06	0.00	0.19	0.11	0.00	0.00
K	766	6660	5660	6310	2140	62	2010
Li	670	12	13	12	6.7	0.25	7.7
Mg	280	11000	9980	10800	6770	216	6710
Mn	257	1730	1790	1720	631	21	678
Mo	202	16	27	7.0	4.9	0.44	10
Na	589	3600	3400	3620	2510	63	2150
Ni	221	51	53	52	47	1.4	49
P	213	103000	97200	101000	29100	982	29200
Pb	–	86	78	42	66	14	26
Sb	206	8.8	21	43	9.2	0.57	7.6
Se	–	0.11	0.00	0.00	0.15	0.06	0.00
Si	212	1990	3940	1570	21500	49	27000
Ti	334	978	746	1350	943	27	966
Zn	202	9430	8270	9500	1370	48	1600

(単位 mg/kg・DS)

表4.2.4 内部標準法と検量線法の比較
(標準試料「下水汚泥」)

元素	波長 (nm)	内部標準法	検量線法	保証値 (参考値)
Al	396	21000	21500	39705
Ca	422	48500	47900	66780
Co	228	5.59	5.85	(5.61±0.31)
Cr	206	316	312	(307±13)
Fe	238	12400	12300	17485
K	766	982	996	2905
Mg	280	5450	5380	9044
Mn	257	144	149	(156±4)
Ni	221	250	245	(247±7)
Zn	202	1990	1980	(2137±50)

(単位 mg/kg・DS)

4.2.3 ICP-AESの下水汚泥への適用

(1) 物理的干渉

ICP-AESを用いて含有元素を分析する際には、酸濃度等の相違から試料液の粘性が異なる場合などに、試料の導入効率の相違から測定値の信頼性が低くなる可能性があり、これは一般的に物理的干渉と呼ばれている。物理的干渉を補正する測定方法として内部標準法がある。標準試料を測定対象とし、4.2.1に示した元素で標準試料の保証値がある元素を内部標準法と検量線法により分析した。前処理方法は酸に王水を用いたマイクロウェーブ分解法とした。一例として表4.2.4に標準

表4.2.5 ICP-AESの検出限界値

元素	波長 (nm)	当所の精製水	市販の精製水	超音波ネブライザー使用
As	188	0.166	0.252	0.0039
B	249	0.0108	0.0092	0.0004
Ba	233	0.0053	0.0082	0.0002
Ca	422	0.0060	0.0240	-
Cd	214	0.0036	0.0045	0.0004
Co	238	0.0137	0.0115	0.0004
Cr	206	0.0179	0.0133	0.0005
Cu	324	0.0092	0.0074	0.0002
Fe	259	0.0093	0.0268	0.0005
K	766	0.163	0.0675	-
Li	670	0.0095	0.0107	0.0002
Mg	280	0.0001	0.0021	-
Mn	260	0.0034	0.0032	0.0002
Mo	202	0.0195	0.0260	0.0021
Na	589	0.0139	0.0144	-
Ni	232	0.0404	0.0317	0.0004
P	213	0.0462	0.1241	0.0029
Pb	216	0.436	0.408	0.0096
Sb	217	0.158	0.107	0.0017
Se	203	0.427	0.328	0.0120
Si	251	0.0209	0.0361	0.0070
Ti	336	0.0087	0.0064	0.0001
Zn	202	0.0107	0.0066	0.0002

(単位 mg/l)

試料「下水汚泥」の分析結果及び保証値を示す。内部標準法、検量線法ともに多量に含まれる元素(表4.2.4ではAl、Ca、Fe、K、Mg等)において測定値と保証値の差が大きくなる傾向はあったが、測定方法の間では有意な相違は認められなかった。

ここで測定に用いた検量線用標準溶液及び測定試料溶液の酸濃度は、0.1~0.5Nである。酸濃度がこの範囲内であれば、検量線法よりも操作が複雑な内部標準法を用いる必要はないと判断された。

(2) ICP-AESの検出限界

機器の検出限界濃度はブランクの標準偏差の3倍に相当する元素濃度と定義される[4]。市販の精製水(水道水を源水フィルターに通し、続いて逆浸透膜に通した後、イオン交換樹脂を通し、最後に蒸留した水)あるいは当研究所で得られる精製水をブランクとして用いた場合、さらに超音波ネブライザーを使用した場合のICP-AESの検出限界濃度を求めた。その結果を表4.2.5に示す。As、Pb、Seの検出限界濃度が比較的高かった。また、超音波ネブライザーを使用するとほぼ全ての元素においてその検出限界濃度が1~2桁下がることが確認された。

表4.2.6 多量含有元素濃度

元素	高分子系焼却灰	石灰系焼却灰
Al	300	100
P	200	100
Ca	100	1000
Fe	100	200
K	50	-
Mg	50	50
Si	-	50

(3) ICP-AES定量限界

定量下限はブランクの標準偏差の10倍に相当する元素濃度と便宜的に定義されることがある[4]が、実試料を測定する場合、発光分析では測定対象元素に近い発光波長を持つ共存元素により光学的干渉を及ぼすことから、試料の共存元素の種類、量によって測定対象元素の定量下限値は異なる。ここでは下水汚泥焼却灰を測定対象とし、ICP-AESによる多元素同時分析方法及び定量下限を検討した。

下水汚泥に多量に含まれ、光学的干渉が大きいと予想される元素の種類及びその分析溶液状態での濃度を表4.2.6に示す。これらの値は下水汚泥焼却灰のAl、Ca、Fe、K、Mg、P、Siの含有量をICP-AESにより分析し、試料の種類ごとにその元素の最も高い分析結果を参考にし決定した。多量元素の分析に関しても以下に述べる方法で同様に定量下限を求め、表4.2.6に示した程度の濃度であれば定量可能であることは確認した。

ICP用標準溶液を混合希釈し、表4.2.6に示した元素以外の測定対象元素の濃度が5.0, 0.5, 0.05, 0.005mg/ℓとなる溶液を作成し、この溶液それぞれに表4.2.6に示した元素がその濃度で含有されるように調整し、試料とした。

この試料を検量線用標準溶液として用い、検量線法によりその試料自身を分析した。また、高分子系焼却灰用試料は超音波ネブライザーを用いた場合に関しても検討した。

分析結果の一例を表4.2.7に示す。これらの分析結果をもとに各試料ごとに各元素の定量下限を決定した。すなわち、調整濃度と測定濃度の差が調整濃度の1割以下となる濃度を定量下限とし、1元素に対し測定波長が複数ある場合はその定量下限が最も低い波長を最適測定波長とした。それぞれの試料における最適測定波長と定量下限を表4.2.8に示す。各試料間で同一測定対象元素の最適測定波長及び定量下限が異なる場合が若干あった。これは試料に多量含まれる元素の種類及びその含有量の相違により光学的干渉が各試料おいて異なるためであると考えられる。また、超音波ネブライザーの使用時の定量下限が高くなる元素が多かった。これは超音波ネブ

表4.2.7　調整試料の分析結果
(高分子系焼却灰用)

元素	波長 (nm)	調整濃度 (mg/l) 0.005	0.05	0.5	5
As	188	-0.073	0.0136	0.431	4.40
As	193	0.0839	0.0253	0.257	4.80
B	182	0.811	-0.087	0.083	4.19
B	249	0.150	0.0085	0.257	4.67
Ba	233	0.0096	0.0437	0.416	4.50
Ba	455	0.0073	0.0450	0.431	4.46
Cd	214	0.0072	0.0415	0.445	4.51
Cd	228	0.0144	0.0412	0.435	4.50
Co	228	0.0095	0.0398	0.435	4.51
Co	238	-0.295	0.0392	0.009	4.96
Cr	205	0.0119	0.0449	0.442	4.50
Cr	206	0.0120	0.0424	0.443	4.48
Cu	224	0.0817	0.0025	0.365	4.51
Cu	324	0.0011	0.0296	0.426	4.49
Li	670	0.0067	0.0407	0.427	4.48
Mn	257	0.0037	0.0436	0.417	4.53
Mn	260	-0.004	0.0432	0.417	4.49
Mo	202	0.0057	0.0439	0.426	4.51
Mo	203	-0.006	0.0538	0.423	4.54
Na	588	-0.082	0.0585	-0.018	4.95
Na	589	0.139	-0.013	0.433	4.47
Ni	221	0.0090	0.0421	0.420	4.53
Ni	232	0.0144	0.0412	0.435	4.50
Pb	216	0.0311	0.152	-0.168	5.01
Pb	283	0.307	-0.207	0.127	4.97
Sb	206	0.0288	0.0271	0.438	4.50
Sb	217	0.0297	0.0398	0.405	4.46
Se	196	0.158	0.0059	0.353	4.74
Se	203	0.402	0.0949	-0.150	4.72
Si	212	0.0412	0.0438	0.367	4.55
Si	251	0.0805	0.0229	0.400	4.42
Ti	334	0.0034	0.0397	0.420	4.56
Ti	336	0.0022	0.0369	0.414	4.51
Zn	202	0.0092	0.0414	0.455	4.53
Zn	213	0.0595	0.0098	0.396	4.56

単位 (mg/l)

ライザー使用による測定感度の上昇が、測定対象元素と共存元素の双方においてほぼ同等あるいは共存元素の方が高かったためと考えられる。

5．今後の課題

本年度は、酸により下水汚泥から溶出した重金属の凝集沈殿除去実験を行い、pHを7～8程度にすればCd、Zn、Pb、Mnは90%以上除去できることを確認するとともに、この際塩化第二鉄の添加は必要ないことを明らかにした。さらに、

表4.2.8　各対象試料の定量下限

元素	高分子系焼却灰 波長 (nm)	通常測定	超音波ネブライザー使用	石灰系焼却灰 波長 (nm)	通常測定
As	188	5	0.5	188	0.5
B	249	5	0.5	249	5
Ba	233	0.05	0.5	233	0.5
Cd	214	0.05	0.5	214	0.05
Co	228	0.05	0.005	228	0.5
Cr	206	0.05	0.05	205	0.05
Cu	324	0.5	0.5	324	0.5
K	–	–	–	766	0.5
Li	670	0.05	5	670	0.05
Mn	257	0.05	5	257	0.05
Mo	202	0.05	0.05	203	0.5
Na	589	0.5	5	589	0.5
Ni	221	0.05	5	232	0.5
Pb	–	不可	不可	216	5
Sb	206	0.5	5	206	0.5
Se	196	0.5	0.5	196	5
Si	212	0.5	5	–	–
Ti	334	0.5	5	334	0.5
Zn	202	0.05	0.5	202	0.05

(単位 mg/l)

pH調整だけでは充分除去できないNi、Cuに対しては、キレート剤の使用が有効であることを確認した。また、下水汚泥のICP-AESによる多元素同時分析法及びその前処理法に関して検討し、最適な前処理法とICP-AESの定量下限を把握した。今後は、重金属を溶出除去した汚泥の肥料としての安全性の確認や有機物の供給による土壌保全効果などについて総合的な評価を行う。

最後に、本調査の分析等について御協力いただいた新日本環境調査株式会社の佐藤誠一氏に謝意を表します。

参考文献

1）岡澤ら，「下水汚泥の無害化処理に関する研究」，土木研究所資料第3294号，pp 95-104
2）例えば落ら，「発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査」，土木研究所資料第3146号，pp 195-206
3）例えば中村ら，「誘合結合プラズマ発光分析法による工場排水中重金属の逐次定量」，水質汚濁研究，Vol. 12，No. 9，pp. 589-595，1989
4）原口紘烈，ICP発光分析の基礎と応用，講談社サイエンティフィック，1986

IV. 地球環境研究総合推進費による研究

１．メタン・亜酸化窒素の放出源及びその放出量の解明に関する研究

新下水処理研究官　竹石　和夫
三次処理研究室　鈴木　穣
汚泥研究室　松原　誠

［要旨］　メタン・亜酸化窒素の下水処理プロセスからの放出量について調査を行った．
単独浄化槽での放出量調査（夏期・秋期）を実施し，過年度の結果（冬期）とあわせて国内での総放出量を試算した．高分子系流動焼却炉において運転条件の変動に伴う N_2O の放出挙動を調査した．また汚泥溶融炉からの N_2O 放出実態を調査したが，その排出係数は他の焼却プロセスと比べ無視できる程度であった．これまでに得られた結果を総括し，下水処理場からの CH_4，N_2O の放出量を国内，全球のそれぞれについて試算した．

［キーワード］ CH_4，N_2O，下水処理，下水汚泥，単独浄化槽

１．序

CH_4，N_2O の放出源及び放出量についてはいくつかの見積もりがなされているが，その範囲は大きくふれており精度の高い推定がなされていないのが現状である．今後これらのガスの放出量について，予想される放出・吸収源の抽出，及び放出源での測定を積み重ねていく必要があり，また放出メカニズムの解明と放出抑制策の確立も重要となってくる．

下水処理場において，CH_4 は嫌気条件下で発生し，N_2O は水処理の硝化・脱窒過程，および汚泥処理の焼却過程で発生する．しかしこれら温室効果ガスの下水処理場からの放出について測定された例は少なく，いわば１つのミッシングソースであったと考えることができる．

２．研究目的

本研究では，下水処理場からの CH_4，N_2O の放出量について，各処理プロセスごとに測定を行いその排出係数を求めるとともに，下水処理プロセスからの総放出量を日本及び地球全体について見積もることを目的としている．

本年度は，夏期と秋期の単独浄化槽からの CH_4，N_2O の放出量，高分子系流動焼却炉および汚泥溶融炉からの N_2O の放出量について調査を行った．またこれまで得られた成果を総括し，下水処理場および単独浄化槽からの CH_4，N_2O の総放出量の試算を行った．

3．平成６年度の研究結果

3．1　単独浄化槽からのメタン・亜酸化窒素の放出量

3．1．1　研究方法

浄化槽の処理人口は、平成３年度末で3,389万人と総人口の27.3%を占める。浄化槽総設置数は、平成３年度末で約700万基であり、この内し尿処理のみを行う単独浄化槽が672万基と大多数を占める。本年度は、単独浄化槽から夏期および秋期に排出されるCH_4およびN_2Oについて調査を行った。

沈殿分離室、接触曝気室、沈殿室から構成される単独浄化槽３基について、接触曝気室から排出されるガスの量と濃度、および沈殿分離室内のガス濃度変化を測定することにより、浄化槽からのCH_4，N_2O，CO_2排出量を把握した。また、処理水のDOC，IC，NH_4-N，NOx-N濃度も測定した。なお、夏期の調査は２時間間隔の通日で行い、秋期については、夏期調査をもとに１日の平均的なデータが得られる時刻を選定し、その時刻に調査を行った。

表１　浄化槽の処理条件

浄化槽 No		No.1	No.2	No.3
槽の型式		６人槽	７人槽	７人槽
槽の容積(m³)		1.28	1.41	1.41
使用人数(人)		3	4	3
曝気量(L/min)	〔夏期〕	16	24.5	28
〃	〔秋期〕	24	23.5	28

調査対象とした浄化槽の処理条件を表１に示す。各浄化槽は、冬期の調査時以来、槽内汚泥の引抜きおよび清掃は行っていない。調査当日の水温は、夏期の場合で２１℃、秋期の場合で１７℃であった。

3．1．2　研究結果

夏期調査におけるNo.3浄化槽について、接触曝気室から排出されるガス中のCH_4，N_2O，CO_2濃度の経時変化を図１に示す。CO_2，N_2O濃度はある程度安定しているのに対し、CH_4濃度は、流入水量が増加すると思われ就寝前および朝に高くなる傾向を示す。CO_2およびN_2Oの大部分が接触曝気室で生成されると考えられるのに対し、CH_4は沈殿分離室で生成され、それがトイレ排水流入によって接触曝気室に押し出されて、曝気により気相中に放出されると考えられるため、このような変動を示すものと推察される。

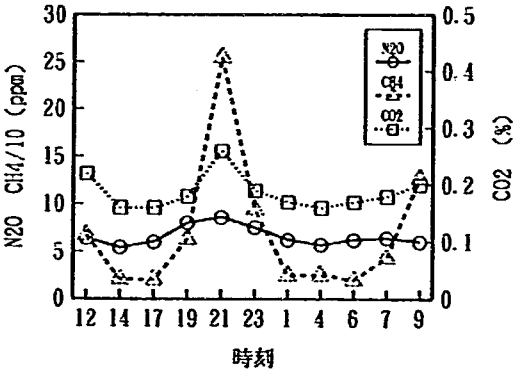


図１　接触曝気室からの放出ガス濃度の経時変化
(No.3浄化槽)

浄化槽から排出される炭素および窒素の量を、排出形態ごとに図２～５に示す。処理水に溶存して流出する物質の量は、水量原単位50L/人/dを用いて算出した。

炭素については、夏期におけるCO_2の排出量が秋期のそれを大きく上回り、排出原単位の21gC/人/dよりも大きい。これは、夏期までに沈殿分離室に蓄積した固形性有機物が、高水温下で嫌気性分解を受けて可溶化し、接触曝気室に流入したためであると考えられる。CH_4に関しては、夏期のNo.2槽および秋期のNo.2，No.3槽について、データの一部ががサンプリングミスにより欠損しているが、測定されているデータを用いて排出量を求めると、表２のようになる。接触曝気室からの放出量が沈殿分離室のそれよりも多く、また水温が夏期から秋期に低下するに伴い放出量が減少する。

窒素については、各槽で処理の特徴が異なっており、No.1槽は硝化無進行、No.2槽は夏期のみ硝化進行、No.3槽は常に硝化進行の系である。これは、浄化槽に対する有機物負荷の差異が原因であると考えられる。硝化が夏期のみに急激に進行するNo.2槽では、約100ppmとかなり高濃度の

N_2Oが放出される。硝化の進行しないNo.1槽や、常に硝化が起きているNo.3槽では、このような高濃度のN_2Oは測定されなかったことから、硝化が急激に進行するような場合に多量のN_2Oが放出される可能性がある。夏期のNo.2槽のデータは、特殊なケースと考えられることから、以後の放出量算定には用いないこととした。表2に、調査データを平均して求めたN_2O排出量を示す。しかし、高水温期における放出量については、不確定的要素が大きいことに注意する必要がある。

以上のデータおよび昨年度のデータから、日本全国の浄化槽から放出されるCH_4, N_2Oの量を計算すると、表3のようになる。1年間の放出量は、CH_4で7.7Gg、N_2Oで1.2Ggと試算される。

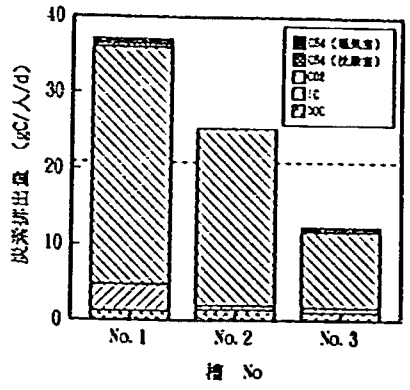


図2　形態ごとの炭素排出量
（夏期［高水温］）

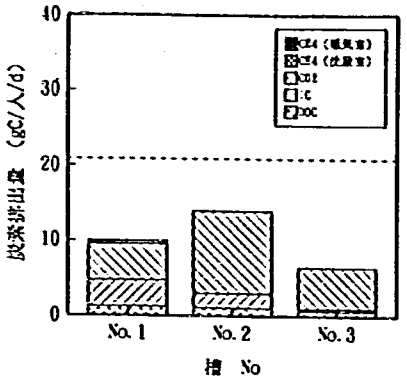


図3　形態ごとの炭素排出量
（秋期［中水温］）

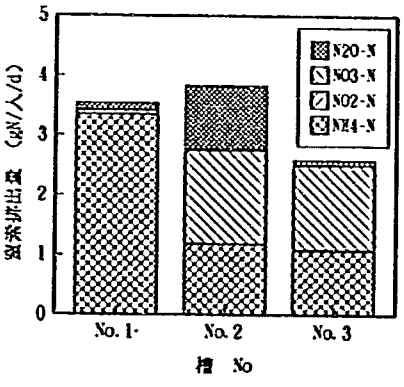


図4　形態ごとの窒素排出量
（夏期［高水温］）

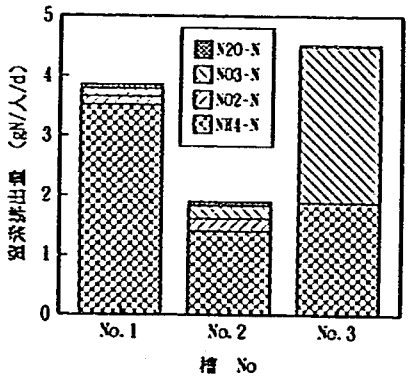


図5　形態ごとの窒素排出量
（秋期［中水温］）

表2　CH_4, N_2Oの排出量および流入負荷に対する転換率

	CH_4				N_2O	
	排出量(gCH_4/人/d)			転換率 $\frac{CH_4\text{-}C}{TOC}$	排出量 (gN_2O /人/d)	転換率 $\frac{N_2O\text{-}N}{T\text{-}N}$
	沈殿	曝気	計			
高水温期	0.37	0.60	0.97	3.5%	0.16	1.1%
中水温期	0.13	0.30	0.43	1.5%	0.083	0.6%
低水温期	-	-	0.46	1.6%	0.058	0.4%

表3　単独処理浄化槽からのCH_4, N_2O放出量（日本全国）

期間	CH_4(Gg)	N_2O(Gg)
高水温期（6～9月）	4.0	0.7
中水温期（4.5.10.11月）	1.8	0.3
低水温期（12.1.2.3月）	1.9	0.2
年間	7.7 Gg/y	1.2 Gg/y

3．2　汚泥焼却炉からの亜酸化窒素の放出量

3．2．1　実施設高分子系流動焼却炉における実験

これまでの調査結果より，汚泥焼却炉の中でも高分子系流動炉の N_2O 排出係数が大きいことが明らかとなっている．そこで実施設（処理能力：160t/day）の高分子系流動炉を用いて，運転条件の変動に伴う N_2O の放出挙動を調査し，その削減を行うための運転条件についての検討を行った．

焼却炉運転条件を炉内酸素濃度 5～14%，フリーボード温度 730～850℃の範囲で 12 通り設定した．運転条件の変更は，投入汚泥量を固定し流動空気量と補助燃料量を調節することにより行った．試料採取はサイクロン出口で行い，N_2O, NO_x, HCN, NH_3, O_2, CO_2, CO および流量を測定した．供試汚泥は含水率 82%，強熱減量 83%，固形物中窒素含有率 5.5% であった．

炉内酸素濃度及び炉内各部温度と N_2O 放出量との関連について検討したところ，特にフリーボード温度の影響が顕著であり，温度の増加に伴い N_2O 放出量は減少した（図6）．これは高温の場合ほど N_2O が分解しやすいためと考えられる．また，これまでに調査した他の高分子系流動炉の結果も本図とよく一致することが確かめられた．ここで，N_2O 放出量の単位には投入汚泥量の影響を受けない N 変換率 ($gN\text{-}N_2O/gN\text{-}$汚泥) を用いている．

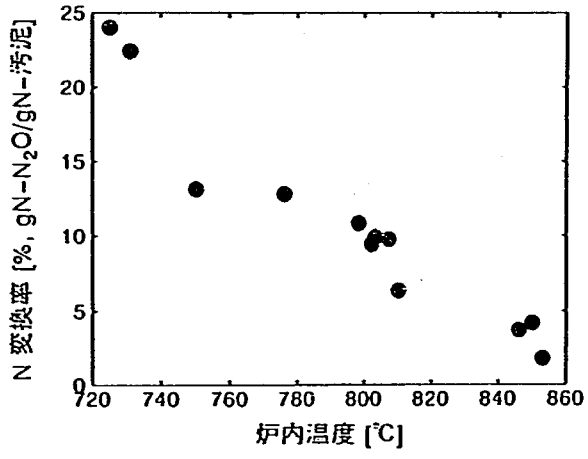


図6　炉内温度と N_2O 放出量

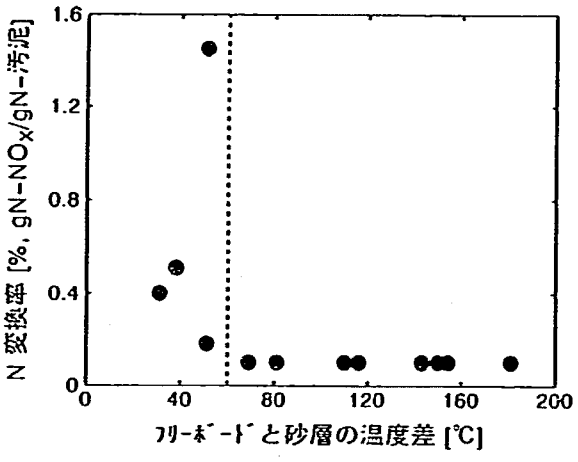


図7　フリーボードと砂層の温度差と NO_X 放出量

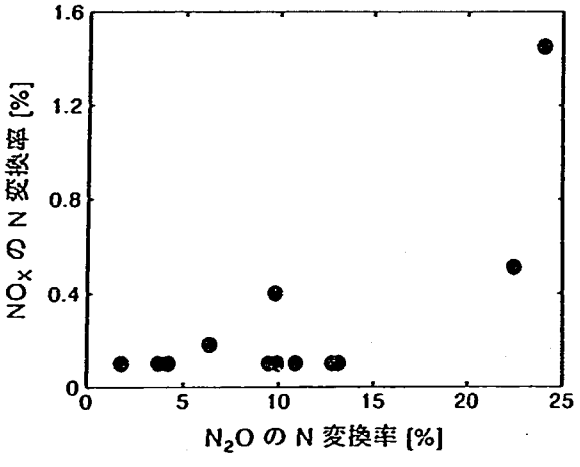


図8　N_2O 放出量と NO_X 放出量の関係

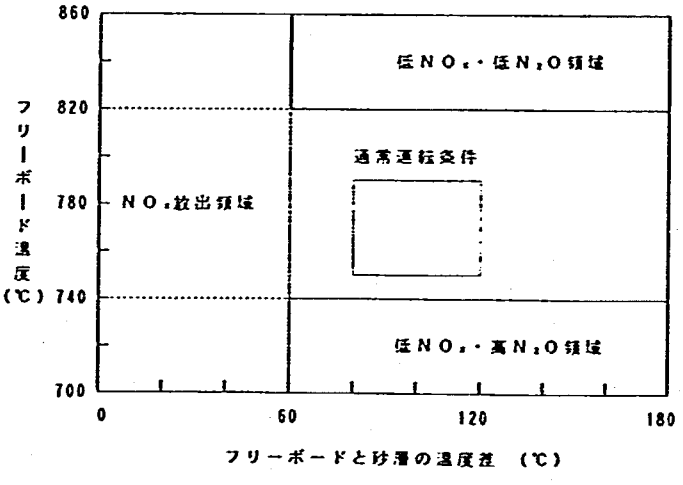


図9　N_2O と NOx の放出挙動

一方，NOx は多くの実験条件において十分に除去され測定下限以下であったが，酸素濃度が約 12% 以上，炉内温度差がおよそ 60 ℃以下の場合に放出されることがわかった（図７）．焼却炉内において生成した NOx は，HCN, NH_3 等の還元性ガスとの反応により除去されると考えられるが，酸素が豊富で燃焼が炉の下部で完結してしまうような条件においては，この還元除去のプロセスが十分に機能しないものと推察できる．

以上の結果より，N_2O と NOx の放出量の関係は，一般にいわれているような負の相関にはならなかった（図８）．よって高分子系流動炉の場合，運転条件の設定により NOx を増加させずに N_2O のみを減少させることが可能である．具体的には炉内温度差を 60 ℃以上に保ったままフリーボードの温度のみを上昇させるような運転を行えばよい（図９）．しかし，焼却温度を上げることは炉の早期劣化や CO_2 放出量の増大につながり，総合的な温暖化への影響やコスト等の観点からの再評価が必要である．

３．２．２　汚泥溶融炉からの放出実態

汚泥溶融により処理される汚泥量は，平成４年度で総発生汚泥量（固形物ベース）の 3.2% を占め，今後も増加する傾向にある．溶融炉にはいくつかの種類があるが，ここでは代表的な２つのタイプ（コークスベッド炉，表面溶融炉）について N_2O 放出量を調査した．

結果を表４に示す．汚泥溶融炉の排出係数はおよそ 10gN_2O/t と見積もられるが，これは高分子流動炉のおよそ 1/100 程度であり，総放出量を算定する際には無視できる大きさと考えられる．溶融炉の排出係数が小さい原因として，炉内温度が高く N_2O が分解すること，及び石灰系汚泥（もしくは塩基度調整剤）を含んでいることが考えられる

表４　溶融炉からの N20 放出量

処理場	炉形式	処理能力 [tDS/日]	投入汚泥量 [ケーキ/時]	炉内温度 [℃]	炉出口排ガス性状			排出係数
					O2 [%]	NOx [ppm]	N2O [ppm]	[gN2O/ケーキ]
A	ｺｰｸｽﾍﾞｯﾄﾞ	10	高分子：1.5 石灰系：0.7	1,300	4.4	82	3.1	16.6
B	表面溶融	25	高分子：4.0 *	1,300	10.0	94	1.3	7.3

＊　塩基度調整剤として石灰を混入

４．下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の見積もり

４．１　国内放出量

これまでに得られた結果より平成４年度の年間総放出量を算定した．基礎統計資料として下水道統計（平成４年度版）を使用した．CH_4 の排出係数は冬期夏期の平均値を用いた．水処理からの N_2O の排出係数はエアレーションタンクのみを考慮した．その値は硝化の進行の程度により異なるが同様に平均値を用いた．汚泥処理からの N_2O の排出係数は汚泥焼却のみを考慮し，炉形式，凝集剤により４つのタイプに分けて排出係数を適用した．

試算結果を表５に示す．ここで留意しなければならない事項は以下の通りである．

１）CH_4 と水処理からの N_2O については，排出係数がラフな平均値であるため試算の精度が低いと考えられる点．特に N_2O については，水処理の過程における微妙な条件の違いにより排出係数が大きく変動するため，生成メカニズムの解明も含めてさらに調査が必要と考えられる．

表5 メタン・亜酸化窒素の国内放出量の試算値（平成４年度）

温暖化ガス	処理水量 焼却汚泥量	排出係数	排出係数 の範囲	放出量 [t/y]
CH4	11×10^9m3/y	730 mgCH4/m3	260～1210	8,030
N2O (水処理)	11×10^9m3/y	10 mgN2O/m3	1～20	110
N2O (汚泥処理)	3.39×10^6t/y	＊ gN2O/t	330～1200	2,830

＊　高分子流動炉：1200, 高分子多段炉：750, 石灰系：300, その他：750

２）嫌気性消化プロセスにおいて生成する CH_4 は全量 CO_2 に転換するものとして考慮していない点．これに対し EPA 等における放出量の見積もり[1]は，嫌気性消化プロセスより生成する CH_4 のみを対象としており，試算方法が大きく異なっている．なお調査対象とした２処理場はともに嫌気性消化を実施していた．

３）N_2O 放出量の大半は汚泥焼却によること．焼却による N_2O 放出量の年間増加率は約 5% と計算されるが，これは焼却総量の増加と高分子流動炉の比率の増加が原因である（図１０）．

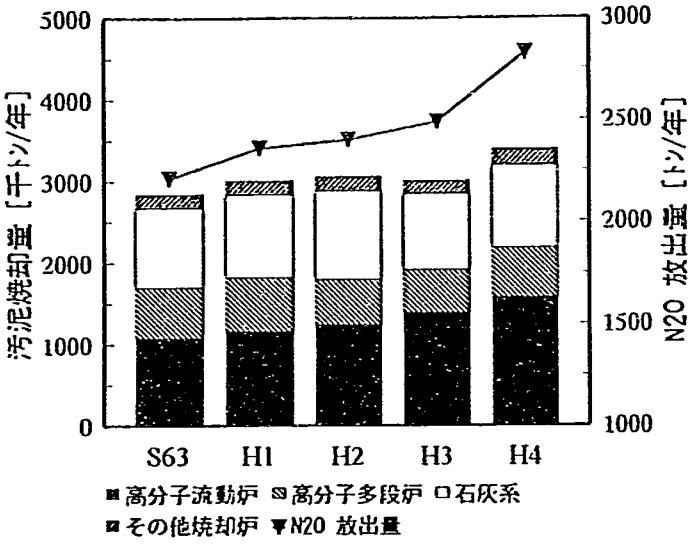


図10 汚泥焼却量とN2O放出量の経年変化

４．２　全球放出量

以下の項目を無視して試算を行った．

１）処理されずに環境中へ放出される排水．

２）下水処理場で処理されても統計データが利用できないもの．

３）処理水，処分汚泥の環境中での影響．

対象国は統計データが利用できる OECD 諸国に限定された．利用したデータは国別の人口，下水道普及率，汚泥発生量と焼却率である（表６）．さらに，排水量の原単位として 620 L/capita/day を，脱水汚泥の含水率として 75% を仮定した．試算結果を表７に示す．

CH_4 と水処理からの N_2O の排出係数は国内試算と同じものを用いた．汚泥処理からの N_2O の排出係数は平均的な高分子多段炉の値 750gN_2O/t を用いたが，日本での焼却率の高さを反映して国内比率が大きい．また今後は汚泥の海洋投棄の禁止，

表６　全球放出量の見積もりに用いた基礎統計データ

対象国	人口 [万人]	下水道 普及率 [%]	汚泥 発生量 [千tDS/y]	焼却 割合 [%]
Canada	2,652	70	–	–
USA	24,998	74	5,570	14
N. Zealand	339	42	–	–
Austria	771	72	250	37
Belgium	985	23	–	–
Denmark	514	98	150	28
Finland	499	76	–	–
France	5,644	68	900	20
Germany	7,948	86	2,750	10
Greece	1,005	10	–	–
Iceland	26	6	–	–
Ireland	350	11	–	–
Italy	5,766	61	800	11
Luxembourg	37	90	–	–
Netherlands	1,494	93	280	10
Norway	424	57	–	–
Portugal	1,053	21	–	–
Spain	3,896	53	–	–
Sweden	856	95	–	–
Switzerland	671	90	250	20
Turkey	5,869	1	–	–
UK	5,724	87	1,500	5
合計	71,521	–	–	–

全世界	529,200
割合 [%]	13.5

＊ 人口：　国連，人口統計年鑑による1990年の人口
＊ 普及率：　OECD, Environmental Data 1993.
＊ 汚泥焼却：　USAのみ，UNEP, Environmental Data Report 1993-94.
他は，Korrespondenz Abwasser 1993. 1, 40. Jahrgang.

埋立基準の強化等により日本以外の諸国でも汚泥焼却率が増加すると予想され，それに伴って N_2O 放出量も増加するものと考えられる．

表7　メタン・亜酸化窒素の全球放出量の試算値（1990年）

温暖化ガス	処理水量 焼却汚泥量	排出係数	放出量 （日本以外） [Gg/y]	全球 放出量 [Gg/y]
CH4	106×10^9 m3/y	730 mgCH4/m3	77	85
N2O (水処理)	106×10^9 m3/y	10 mgN2O/m3	1.1	1.2
N2O (汚泥処理)	6.44×10^6 t/y	750 gN2O/t	4.8	7.6

5．まとめ

1）夏期および秋期における単独浄化槽からの CH_4, N_2O の放出量を調査し，過年度の結果とあわせて日本国内での放出量について試算した．

2）実稼働の高分子流動炉において運転条件の変動に伴う N_2O の放出挙動を調査し，N_2O, NOx の放出量をともに抑制するための砂層温度，フリーボード温度を明らかにした．

3）汚泥溶融炉からの N_2O 放出実態を調査した．排出係数は約 $10gN_2O/t$ で他の焼却炉に比べ小さく無視できる程度であった．

4）これまでに得られた結果を総括し，下水処理場からの CH_4, N_2O の放出量を国内，全球のそれぞれについて試算した．

［引用文献］

1) U.S. EPA : Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–1993, EPA 230–R–94–014, September 1994.

［研究発表の状況］

1. 水落，松原，竹石，佐藤：＂下水汚泥流動焼却炉からの N_2O 放出量 －凝集剤と炉内温度の影響について－＂，第３１回下水道研究発表会講演集，pp. 658–660 (1994).
2. 松原，水落：＂下水処理場からの亜酸化窒素放出量調査＂，環境衛生工学研究，Vol. 8, No. 3, pp. 63–68 (1994).

２．汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究

新下水処理研究官　　竹石　和夫
汚泥研究室　主任研究員　落　　修一

［要旨］現在その大部分が廃棄物として処分されている下水汚泥の有効利用を促進するため、汚泥の嫌気性消化プロセスの問題点を調査するとともに、消化により生産されたメタンガスを活用するためのガス発電システムの適用性、および都市ガスとしての利用性について検討した。また、他の汚泥有効利用法であるコンポストプロセスからの亜酸化窒素の発生機構について、室内実験による検討を行った。

［キーワード］メタンガス、下水汚泥、エネルギー回収、有効利用、温室効果ガス

１．序

下水の処理に伴って発生する汚泥は有機物を多く含むことから、下水処理の分野では従来より汚泥の減量と安定化を目的とした嫌気性消化が行われてきた。嫌気性消化によって発生するメタンガスは、これまでも汚泥消化タンクの加温用熱源として使われてきているが、地球温暖化ガスの放出の抑制ならびに新たなエネルギー源としての観点から、メタンガスの有効利用を一層推進していくことが望まれている。

一方、汚泥には窒素やリン酸に代表される植物への肥効成分が多く含まれているため、汚泥の質の管理次第では良好な肥料となり得るものであり、汚泥資源のリサイクルは、地球上の肥料資源の枯渇という観点からも推進されるべきものである。本研究は、以上のように汚泥をエネルギー源あるいは肥料資源として捉え直し、地球環境問題の観点から適切な汚泥の処理・有効利用について、そのシステムを検討、評価するものである。

２．研究内容

４年度は、汚泥の嫌気性消化によって発生するメタンガスの有効利用について、エネルギー資源としての観点からその潜在的な有効利用量について検討を行うとともに、消化ガス発電システムについて、その電力回収効率、システムの熱収支、及びシステムの安定性について検討した。

５年度は、汚泥資源のリサイクルのための緑農地利用に着目し、そこで有効な手段となるコンポスト及び乾燥プロセスについて、地球温暖化ガスの発生量を調査するとともに、汚泥からのエ

ネルギー回収システムである嫌気性消化プロセスとコンポストプロセス、もしくは乾燥プロセスとの組み合せシステムについて、経済性、エネルギー消費量、地球温暖化ガス放出量等について検討、評価した。

6年度は、嫌気性消化法と発生ガスの利用に関して、中小規模下水処理場における本法の運転管理の実状をアンケート調査するとともに、消化ガス発電システムの適用性及び消化ガスの都市ガスとしての利用性について検討した。また、前年度に明らかとなったコンポストプロセスからの亜酸化窒素の発生について、その詳細を把握するための室内実験を行った。

3．平成6年度の研究結果

本年度は、嫌気性消化法と発生ガスの利用に関して、中小規模下水処理場における本法の運転管理の実状をアンケート調査するとともに、消化ガス発電システムの適用性及び消化ガスの都市ガスとしての利用性について検討した。また、前年度に明らかとなったコンポストプロセスからの亜酸化窒素の発生について、その詳細を把握するための室内実験を行った。

3.1　嫌気性消化法と発生ガスの利用に関する調査

本調査は、メタンガスの有効利用を推進して行くに際しての課題を、生産者である下水道事業の担当者の意見・要望として抽出し、今後の技術開発や改善策への取り組みに資することを目的としたものである。

3.1.1　調査方法

(1) 運転管理に関するアンケート調査

近年、中規模以上の下水処理場においても嫌気性消化法を採用しない事例が増えてきている。本アンケート調査は、この要因を明らかにし、今後の嫌気性消化法の在り方や最適化の検討に資するために実施したものである。調査は、嫌気性消化法を採用している全国の中小規模下水処理場（日平均汚水処理量：約 5,000～50,000 ㎥/日）の中から、稼働率が高く且つ処理場規模や地域を考慮して５０カ所を選定し、嫌気性消化法の運転実績と本法を採用したことによる効用や問題点、課題等について意見を徴集した。

(2) 消化ガス発電システムの適用性の検討

消化ガス発電は、余剰となった消化ガスの有効利用方法として着目され、昭和５０年代後半から導入されるようになり現在１６カ所の下水処理場で稼動している。しかし、ここ数年来の導入実績は無く、導入に際して何らかの問題があるものと推察される。ここでは、消化ガス発電システムの導入費用及び運転経費等をメーカーヒヤリングにより求め、これらの経費と発電により生じる便益とを比較することにより、本システムの適用性を処理場規模を考慮して検討した。また、本システムを導入している４カ所の処理場に対してその運転実績や意見等についてアンケート調査した。

(3) 消化ガスの都市ガスへの利用性の検討

消化ガスを都市ガスに供給・利用している我国唯一の例として北見市がある。そこでは、都市ガス源としての消化ガスの量や品質の安定供給のために種々の工夫がなされている。ここでは、消化ガスを都市ガスへ供給・利用して行く際の一般的な水準を明らかにするために、都市ガス側の技術的水準や条件を考慮し、消化ガスの供給の手法について検討した。

3.1.2 調査結果

(1) 運転管理に関するアンケート調査

アンケートの回答は、北海道及び東北地方：１０カ所、関東地方：９カ所、中部及び北陸地方：８カ所、近畿・中国及び四国地方：９カ所、九州地方：１０カ所の計４６カ所の処理場から得られた。回答のあった処理場の水処理方式及び汚泥処理方式の内訳はそれぞれ表－１及び表－２の通りである。

アンケートからは運転実績データ等も得られているが、ここでは、意見として得られた事項についてその概要を示す。

表－１　水処理方式別処理場数

水処理方式	処理場数
高速散水ろ床法	2
同上＋標準活性汚泥法	1
標準活性汚泥法	36
同上＋高速エアレーション沈殿池法	1
高速エアレーション沈殿池法＋酸素法	1
スティブエアレーション法	1
嫌気好気法＋凝集剤添加循環法	1
オキシデーションディッチ法	1
回転生物接触法	2
計	46

表－２　汚泥処理方式別処理場数

汚泥処理方式	処理場数
濃縮－消化	1
濃縮－消化－乾燥	1
濃縮－消化－脱水	31
濃縮－消化－脱水－乾燥	1
濃縮－消化－脱水－乾燥－焼却	5
濃縮－消化－脱水－コンポスト	4
濃縮－消化－脱水－焼却(コンポスト)	1
濃縮－消化－脱水－溶融	2
計	46

1)　消化ガスの有効利用

消化ガスの有効利用に関して、有効利用用途、設備面及び維持管理面の問題点についての複数回答による意見集計結果をそれぞれ表－３，４，５に示す。ここで注目される点としては、有効利用用途では将来ともガス発電がないこと、設備面の問題点では関連施設の腐食とガスホルダーの容量不足が大きいこと、維持管理面の問題点では硫化水素対策や消化ガスの量が少ないこと及び有資格技術者の確保等が上げられる。

表－３　消化ガス有効利用用途

内　容	現在		将来	
	回答数（件）	割合（%）	回答数（件）	割合（%）
消化タンク加温	38	70.3	29	60.4
消化ガス発電	0	0	0	0
ガスエンジン補助燃料	0	0	0	0
汚泥焼却炉の補助燃料	4	7.4	5	10.4
汚泥乾燥炉の補助燃料	3	5.6	5	10.4
処理場内の暖房・給湯等熱源	3	5.6	2	4.2
処理場内の照明（ガス燈）	1	1.8	1	2.1
消化ガスの場外への直接供給	2	3.7	4	8.3
処理場外へ熱供給	0	0	0	0
その他	3	5.6	2	4.2
計	54	100.0	48	100.0

表－４　有効利用に関する設備面の課題と問題点

内　容	現在		将来	
	回答数（件）	割合（%）	回答数（件）	割合（%）
関連設備の腐食	14	27.5	4	8.5
ガスホルダーの容量不足	7	13.7	3	6.4
返流水路の腐食	2	3.9	0	0
その他	1	2.0	3	6.4
問題ない	5	9.8	3	6.4
無回答	22	43.1	34	72.3
計	51	100.0	47	100.0

2) 嫌気性消化プロセス

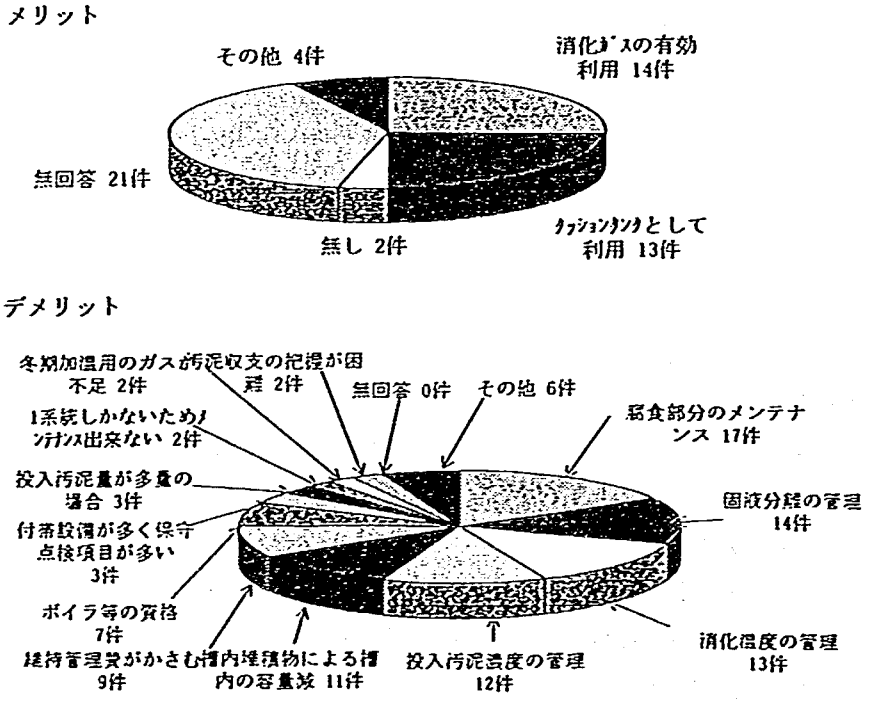
嫌気性消化プロセスに関して、施設配置や建設、運転方法の難易、施設整備等の維持管理、汚泥処理システムとしての効果及び水処理システムや環境への影響等について意見収集した。施設配置や建設面からは表－6のとおりデメリットの要因が多く上げられメリットが有るとしたものは1件のみであった。また、運転方法の難易に関しては易しい14件(30%)に対して、難しい32件(70%)であった。これらの結果は、図－1に示す施設設備の維持管理に対する意見にも反映されているものと思われ、負の要因が幅広く挙げられている。汚泥処理システムへの効果に関しては表－7のとおり汚泥の減量化が多く挙げられている。ここで注目されることは、消化の汚泥脱水への効果に関して肯定的な意見と否定的な意見とがほぼ同数、同率あったことである。表－8は水処理システムや環境への影響に関する意見である。メリット

表－5　有効利用に関する維持管理面の課題と問題点

内　容	現在		将来	
	回答数（件）	割合（%）	回答数（件）	割合（%）
消化ガス中水分の凍結	3	6.3	1	2.0
ボイラ技師確保等の法制度	1	2.1	4	8.0
消化ガス量の不足	4	8.3	3	6.0
硫化水素除去等のガスの安全性	5	10.4	3	6.0
消化タンク停止時への対応等のエネルギーの安定供給	3	6.3	2	4.0
その他	1	2.1	2	4.0
問題なし	4	8.3	3	6.0
無回答	27	56.2	32	64.0
計	48	100.0	50	100.0

表－6　施設配置や建設面からみた嫌気性消化プロセス

メリット	件　数	割合(%)	デメリット	件　数	割合(%)
な　い	7	15.2	用地の確保	19	27.2
あ　る	1	2.2	建設費の増加	14	20.0
無回答	38	82.6	爆発の危険性	10	14.3
			関連設備機器の増加	8	11.4
			ガス等配管の困難性	3	4.3
			無回答	15	21.4
			その他	1	1.4
計	46	100.0	計	70	100.0



図－1　施設整備等の維持管理面に関する意見構成

としては悪臭の抑制が圧倒的に多く、デメリットとして脱離液の水処理への影響が多く指摘されていた。

(2) 消化ガス発電システムの適用性の検討

1) 消化ガス発電システム導入による便益性の検討

消化ガス発電に要する費用（減価償却費＋運転経費）と便益を比較することにより、本システム導入の便益性を検討した。ここで、減価償却費の対象は機械、電気、土木・建築等に要する経費とし、運転経費には補修費、補機用電力、冷却水、運転人件費を含むものとした。これらの基礎数値にはメーカーヒヤリングより求めたものを参考とした。また、減価償却費は国庫補助(3/4相当と仮定)が有る場合と無い場合について求めた。一方、発電による便益に関しては、発電機の設置時の位置付けが常用か否かにより契約電力、特に基本料金に差異が生じる。

表－7　汚泥処理システムとしての効果

メリット	件数	割合(%)	デメリット	件数	割合(%)
汚泥の減量化	31	56.3	脱水しづらい	7	14.0
脱水効率の向上	9	16.4	汚泥移送管の閉塞	4	8.0
薬注量の減少	3	5.5	低濃度汚泥による脱水設備への過負荷	4	8.0
無回答	12	21.8			
その他	0	0	なし	3	6.0
			無回答	30	60.0
			その他	2	4.0
計	55	100.0	計	50	100.0

表－8　水処理システムや環境への影響

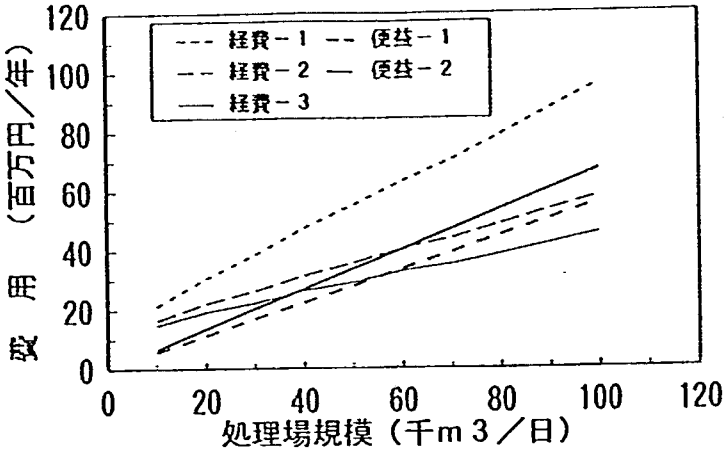
メリット	件数	割合(%)	デメリット	件数	割合(%)
悪臭の抑制	25	42.3	脱離液等の水処理への影響	18	34.0
汚泥の質の安定化	9	15.3	臭気発生	4	7.5
汚泥の衛生面向上	7	11.9	カロリー減で焼却等に影響	3	5.7
埋立て地の確保	3	5.1	地球温暖化ガスの放出	2	3.8
無回答	10	16.9	なし	1	1.9
その他	5	8.5	無回答	22	41.4
			その他	3	5.7
計	59	100.0	計	53	100.0

表－9　検討に用いた主要数値・係数等

減価償却費	利子率：6.2 %
	耐用年数：15 年
	設備建設費：ﾒｰｶｰﾋｱﾘﾝｸﾞを参考
運転経費	補修修理費等；発電機能力　410KW ≦ ﾒｰｶｰﾋｱﾘﾝｸﾞを参考
	300KW ≦ 7.5円/kwh－発電量
	150KW ≦ 8.0円/kwh－　〃
	150KW ＞ 9.0円/kwh－　〃
	補機電力費：補機電力量：消化ガス発電量の５%
	電力単価　：12円/kwh（高圧電力単価の平均）
	運転人件費：人員：２人
	単価：5,000,000円/人･年
	冷却水費　；使用水量：発電機能力　410KW≦ ﾒｰｶｰﾋｱﾘﾝｸﾞ
	150KW≦ 0.3 m³/hr
	150KW＞ 0.2 m³/hr
	冷却水単価：100円/m³
消化ガス発生量	平均流入ＳＳ濃度：200 mg/l，ＳＳ除去率：95 %，汚泥発生量：ＳＳ除去量
	消化ガス発生量　：投入汚泥量（m³/日）の16倍
	投入汚泥濃度　：3 w/v-%
消化ガス発電量	発電量原単位　：1.8 kwh/m³-gas（消化ガス発電による平均的な値）
発電便益	電力単価　：12円/kwh
	基本料金単価　；高圧甲契約：1,200円/kw
	高圧乙契約：1,600円/kw
	基本料金は、契約種別により異なるため、処理場規模別の契約電力を次式から求め、この値から消化ガス発電分を差し引く操作を行った。
	$W = 730.9 \cdot X^{(-0.3333)} \cdot X \cdot 10^{(-3)}$
	ここで、W：契約電力(KW)、X：水処理能力(m³/日)
	出典：「電力使用合理化の手引」(社)日本下水道協会，1989)

また、契約違反には契約超過金が果たされるため、ここでは発電機の稼働率を１００％まで高めた運転を行うものとし、発電機編成を３台（通常運転２台、予備機１台）として設備費用にも計上した。そして、同じ発電機編成下で発電機の設置時位置付けを常用とするケースとしないケースについて便益計算を行った。本検討に用いた代表的な数値、係数を表－９に示す。

解析結果を図－２に示す。同図では、発電便益の経費を上回った段階で発電による利益が生じることを表す。これより、発電に要する費用として国庫補助が無いとした場合（経費－１）には、いずれの処理場規模においても消化ガス発電による利益は生じていない。一方、国庫補助が有るとした場合（経費－２）は、基本料金の低減を見込んだ便益－２において 60,000 m³／日 以上の規模から利益が生じている。また、この規模以上では運転経費のみを見込んだ（経費－３）と基本料金の低減を見込まない便益－１との関係からも利益が生じている。利益を計上する上で最も緩やかな条件である運転経費のみ（経費－３）と基本料金低減を見込んだ便益－２の間で利益が生じるのは約 40,000 m³／日 以上の規模からである。本検討手法によれば、この処理場規模付近が費用便益から見た消化ガス発電システム導入の限界と言える。



図－２　消化ガス発電システムの適用性解析結果

経費－１：減価償却費（国庫補助無し）＋運転経費
　　－２：減価償却費（国庫補助有り）＋運転経費
　　－３：運転経費
便益－１：基本料金の低減を見込まない
　　－２：基本料金の低減を見込む

消化ガス発電システム導入の費用面からの限界処理場規模が、比較的大きな処理場規模と言える 40,000 m³／日 付近（処理人口：８万～１３万人に相当）に存在した原因は、図－２からも分かるように、運転経費（経費－３）が高いことにある。従って、この費用の削減が図られない限り消化ガス発電システムの幅広い円滑な普及は望めない。

2)　ガス発電システムに対する現場からの意見

アンケートに挙げられた代表的な意見は次のように集約された。

［消化ガス発電システムの運転管理］

- 供用後１０年が経過し、機器の老朽化が著しく、年４回の定期点検が欠かせない。
- 点検整備に係わる費用が膨大であり、この経費は発電機の運転時間を延ばし稼働率を上げるほど増加する。また、潤滑油や重油、冷却用水等の費用も無視できない。

［下水処理場としての効用］

- 処理場内電気使用量の６～８％を賄っているが、安定供給のためには予備機が必要である。
- 常用発電とすることにより、昼間消費電力量のピークカットが図られ、電力料金が安価となる特別電気料金制度の適用が受けられる。
- 余剰ガスの有効利用方法として見学者に好評である。しかし、費用と手間の掛かる設備であると感じている。

［その他］

- 年間を通じて安定的な発電を目指す必要があるため、ガス発生量の変動を考慮して発電機容量が低い設備となる。関連して、消化ガス発生量の変動への対応や他の処理場で発生する

消化ガスの運用を図りたいが、消化ガスの長期保存や輸送の方法がない。

- 消化ガス発電設備の点検修理時の対応に配慮するために、受変電設備やボイラー設備のバックアップの必要から二重の設備投資となる。
- 今後改善を図りたい事項として、二次冷却水及び排気ガス中の余熱利用がある。
- 汚泥処理システム全体のエネルギー効率アップのために、熱回収の対応を進めるほど処理プロセスが複雑化し、付帯設備の消費エネルギーやメンテナンスコストも無視できなくなり、故障等で稼働率が低下するとコスト回収が困難となる。

(3) 消化ガスの都市ガスへの利用性の検討

都市ガスは、各種の単体ガスの混合物であり、用いる原料や製造法によって石炭系の石炭ガス、水性ガス、増熱水性ガス、発生炉ガス、及び石油系の油ガス、石油廃ガス、天然ガス、ＬＰＧに大別されている。ガス事業便覧（平成５年版,（社)日本ガス協会）によれば、都市ガスの大部分を液化天然ガスと石油系ガスが占め、液化天然ガスの増産が年々の需要増加を賄ってきている。都市ガスは、平成５年３月現在、２４４の私営・公営の一般ガス事業者により供給されている。一方、地方の小都市や農山漁村等の都市ガスの製造工場がない地域ではＬＰＧに依るところが大きく、平成２年度末では約 2,400万世帯が利用している。

都市ガスの運用に当たっては、利用者の保護、事業者の健全な発展、公共の安全性、公害防止等を目的にしたガス事業法に準拠しなければならない。ここでは、特に消化ガスを扱う技術上の観点から、ガス事業法に基づいた消化ガスの燃焼性、安全性、供給形態等について検討した。

1) 消化ガスの燃焼性

ガス事業法では、ガスの燃焼性を数値的に表現するために、ウォッペ指数（ＷＩ）と燃焼速度指数（Ｃｐ）を定義し、これらの関係からＬＰＧを除く１５種類の都市ガス（13A, 12A, 11A, A, 7C, 6A, 6B, 6C, 5A, 5AN, 5B, 5C, 4A, 4B, 4C ）に分類している。

[ウォッペ指数（WI）]

$$WI = Hg \cdot s^{-(1/2)}$$

ここで、 Hg : ガスの発熱量(kcal/Nm³)
s : ガスの空気に対する比重

[燃焼速度指数（Cp）]

$$Cp = K \cdot \{H_2 + 0.6(CO + CmHn) + 0.3(CH_4)\} \cdot s^{-(1/2)}$$

ここで、
K ：ガス中の酸素の含有率により定めた定数
H_2：ガス中の水素含有率（容量%）
CO： 〃 一酸化炭素含有率（容量%）
CmHn： 〃 メタン以外の炭化水素（容量%）
CH_4： 〃 メタン含有率（容量%）

ここで、一般的な消化ガスの性状をメタン含有率：６５%、二酸化炭素：３５%、総発熱量：6,200 kcal/Nm³、比重：0.896 としてウォッペ指数と燃焼速度指数を求め、どの都市ガスグループに属するかを判定したところ、それぞれ WI:6,550, Cp:20.6 となり、いずれのグループにも属さず消化ガス単独の供給・利用はできないものであった。その原因は、消化ガスの発熱量が相対的に小さいこともあるが、燃焼ガス組成がメタン単独であるために燃焼速度指数が相当に低いことにある。

この解決法として、消化ガス中の炭酸ガスを除去して発熱量を高めること、他の燃焼ガスと混

合して用いることが考えられる。ここでは、今後、嫌気性消化法の普及を主に地方都市を中心に進める必要があることから、消化ガスの混合相手方としてＬＰＧを想定した検討を行った。また、消化ガスからの炭酸ガスの除去技術も開発されつつあることから、消化ガス中の二酸化炭素含有率を３５％から５％に低減した場合を想定し検討を行った。

検討結果を表－１０に示す。消化ガスのみでは都市ガスの範疇には入らないのが、ＬＰＧとの混合によりそれが可能となり、更に炭酸ガスを除去することにより適用範囲も広がっている。

ここで重要なことは、今後、都市ガスのＣＯ中毒対策や設備の安全・保安対策、環境対策、省エネルギー設備への適用性及び消費者ニーズ等の面から、都市ガス性状の高カロリー化が図られて行く状況にあり、消化ガスの活用に際しても11A, 12A, 13A等の高カロリーのグループの性状が求められることである。

表－１０　消化ガスとＬＰＧとの混合による都市ガス化への検討結果

混合割合(%)			脱炭酸なし			脱炭酸あり		
			ガスの燃焼性		燃焼範囲	ガスの燃焼性		燃焼範囲
空気	消化ガス	LPG	ｳｫｯﾍﾞ指数	燃焼速度指数		ｳｫｯﾍﾞ指数	燃焼速度指数	
30	5	65	13.765	41.1	－	14.028	42.0	－
	10	60	13.039	39.2	－	13.437	40.6	－
	15	55	12.588	38.1	A	13.125	40.0	A
	20	50	11.917	36.3	－	12.726	39.2	A
	25	45	11.226	34.5	－	12.315	38.3	－
	30	40	10.435	32.4	6A	11.665	36.8	－
	35	35	9.963	31.2	－	11.313	36.1	－
	40	30	9.197	29.2	5AN	10.858	35.2	6A
	45	25	8.438	27.2	－	10.388	34.2	－
	50	20	7.556	24.9	－	9.646	32.5	5A
40	5	55	12.118	40.8	12A	12.376	41.8	11A
	10	50	11.357	38.5	11A	11.751	40.1	11A12A
	15	45	10.884	37.2	－	11.409	39.3	11A
	20	40	10.176	35.0	－	10.969	38.2	－
	25	35	9.456	32.9	－	10.516	37.1	－
	30	30	8.615	30.4	A	9.810	35.2	－
	35	25	8.081	28.9	－	9.417	34.3	－
	40	20	7.305	26.6	－	8.909	33.1	－
	45	15	6.504	24.2	－	8.381	31.9	A
	50	10	5.564	21.4	－	7.567	29.8	－
50	5	45	10.026	41.2	13A	10.274	42.5	－
	10	40	9.214	38.3	13A	9.590	40.2	13A
	15	35	8.700	36.5	12A	9.207	39.0	13A
	20	30	7.935	33.8	11A	8.712	37.5	12A13A
	25	25	7.183	31.0	－	8.199	36.0	12A
	30	20	6.500	28.6	－	7.642	34.3	11A
	35	15	5.706	25.7	－	6.972	32.1	11A
	40	10	4.870	22.6	－	6.388	30.3	－
	45	5	4.014	19.5	－	5.776	28.5	－
	50	0	3.235	16.8	－	5.116	26.5	－

2）消化ガスの安全性

ガス事業法では、供給ガス（天然ガス又はプロパン、ブタン若しくはプロピレンを主成分とするガス及びこれらに空気を混入したガスを除く）の有害成分について含有基準及び検査義務を表－１１のとおり定めており、検査結果の記録は１年間保管することになっている。

表-１１　都市ガス中の有害成分の含有基準

検査対象成分	こえてはならない値（温度0度，圧力1.013250ﾊﾞｰﾙのもとにおける乾燥したガス1㎥につき）	検査場所	検査周囲
硫黄全量（Total S）	0.5 g／Nm³	ガスホルダーの出口（ホルダーがない場合は通産大臣が指定する場所）	毎週１回
硫化水素（ H_2S ）	0.02g／Nm³		
アンモニア（ NH_3 ）	0.2 g／Nm³		

この基準に対して、消化

ガスでは主に硫化水素が問題となる。消化ガス中には 2,000～3,000 ppm の硫化水素が含まれており、0.02 g/Nm³に相当する 13 ppm 以下にまで除去する必要がある。現在、嫌気性消化プロセスにおける脱硫後の硫化水素濃度は 10～300 ppm の範囲にあり、都市ガスへの利用を図る場合には脱硫装置の更なる除去性能の向上と性能の安定化を図らなければならない。

3) 供給形態

消化ガスの供給形態としては、下水道管理者が利用者に直接供給する場合と、一般ガス事業者に供給する場合が考えられる。ここでは、これらに係わる法的な規制の面からの整理を行い、その要約を表－１２に示した。

表－１２　消化ガス供給形態別の主な法的規制

下水道管理者が利用者に直接供給する場合	・ 下水道管理者側に「ガス主任者選任届」が必要 ・ 有資格者の確保が必要 ・ 供給条件の届出、工事計画届出書、ガス主任技術者届、準用事業開発届出書等の手続きが必要
下水道管理者が一般ガス事業者に供給する場合	・ 下水道管理者が卸供給事業者となる ・ ガス主任者は置かなくてもよい ・ 卸供給条件認可申請書、準用事業開始届出書等の手続きが必要

3.1.3 考　察

嫌気性消化システムの実状や消化ガス発電システムの適用性、消化ガスの都市ガスへの利用性等について、アンケートによる調査と検討を行った結果、運転管理の担当者から嫌気性消化法や消化ガスの有効利用について多くの問題点や課題が寄せられた。これらの意見や検討結果をまとめると、今後、取り組むべき事項として次のことが挙げられる。

(1) 嫌気性消化法に関しては、①関連施設の防食対策、②性能の向上・安定化を図った脱硫（硫化水素対策）技術の開発、③汚泥の投入・引抜きを含めた消化プロセスの容易な運転法の開発が挙げられる。

(2) 消化ガスの有効利用の観点からは、直接的には①ガスホルダーの十分な容量確保、②硫化水素の効果的な除去が挙げられる。また、今後取り組むべき課題として③炭酸ガスの除去による消化ガスの高品質・高カロリー化、④利用用途拡充に欠かせない消化ガスの長期貯留及び輸送技術の開発がある。

(3) 一方、汚泥処理プロセスは大型且つ精密な機器より構成されており、これらの定期点検や整備には多くの経費が投入されている。これらのノウハウはメーカーに依る所が大きく、それに係わる経費が削減されない限り、消化ガスの有効利用の円滑且つ効果的な推進は望めないと考えられる。現在、その経費は、機器の耐用年数の間に概ね単体価格に相当する額が必要となっており、更なる機器の長寿命化と性能の信頼性向上が望まれる。

3.2　コンポスト化過程における亜酸化窒素発生に関する実験

3.2.1 実験方法

実験は、保温加工してある内径10cm、高さ60cmの発酵槽４台を用い、表－１３の実験条件により３０℃の恒温室で実施した。N_2O の発生は脱窒作用と硝化作用に起因していると想像されることから、これらの現象を読みとるための仕込み条件として、酸化態の窒素の含有率が高いコンポストを種コンポストとして用いた。また、下水汚泥のコンポスト化における硝化作用は、仕込み時に副資材を混合しているケースで活発に認められることから、副資材としてモミガラを混合

するケースも設定した。一方、硝化細菌は６０℃以上で不活性化することから、発酵初期の３日間を６０℃の恒温庫内で発酵させるケースについても実施した。

表－１３　実験条件

実験ケース名	仕込み条件 混合比率（DSベース） 主原料：種ｺﾝﾎﾟｽﾄ：モミガラ	含水率（％）	発酵環境
３０－無	1 : 0.5	50	３０℃恒温室にて発酵
３０－モ	1 : 0.5 : 0.25	55	
６０－無	1 : 0.5	50	発酵初期３日間は６０℃恒温庫、その後、３０℃恒温室にて発酵
６０－モ	1 : 0.5 : 0.25	55	

（注）主原料：余剰活性汚泥に高分子凝集剤を加えて脱水、風乾後 5㎜ 以下に粉砕したもの
種ｺﾝﾎﾟｽﾄ：H市コンポスト（破砕モミガラと下水汚泥の混合コンポスト、７０日間発酵）
モミガラ：H市コンポスト工場の破砕モミガラ

実験は５週間行い、この間、発酵温度を連続測定しながら発酵排ガスと発酵物の性状の変化を調べた。また、切り返し時には必要に応じて供給空気量の変更と発酵中水分の調整を行った。ガス組成の分析はガスクロマトグラフ（TCD:N_2, O_2, CO_2　ECD:N_2O）により、発酵物の性状分析は下水試験法（1984）と肥料分析法（1992）によった。

3.2.2　実験結果

(1) 発酵状況

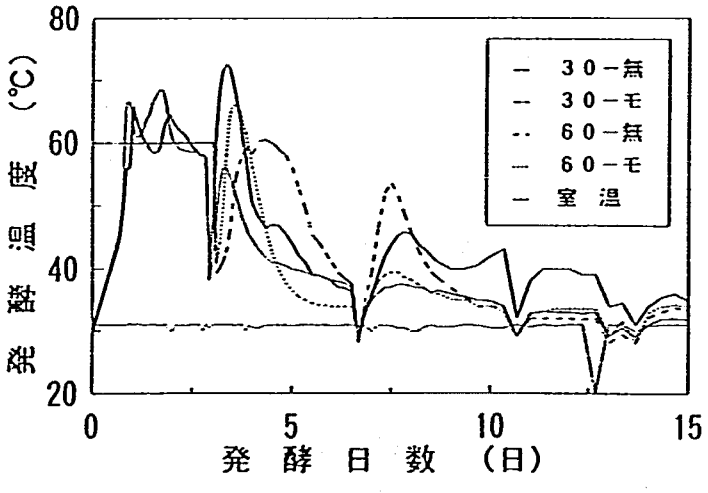
実験に用いた原料及び仕込み時調整試料の性状・成分組成を表－１４に示した。

実験では、各ケースの仕込み量約５ℓに対して実験開始時の空気供給量を 500 ml/min に設定して発酵を図った。

表－１４　実験に用いた原料及び仕込み時調整試料の性状・成分組成

		含水率（w/w-%）	pH（-）	EC（mS/cm）	VS/DS（-）	N（w/DS-%）	C/N（-）	NOx-N（mg/DSkg）
原料	余剰活性汚泥	3.68	6.16	4.0	0.744	7.71	4.8	32.0
	モミガラ	9.20	5.45	0.48	0.783	0.382	104	41.2
	種コンポスト	37.8	7.47	3.7	0.422	2.47	9.1	471
仕込み時	モミガラ 無し	49.3	6.76	3.7	0.633	6.11	5.4	140.5
	モミガラ 有り	55.2	6.80	3.6	0.668	5.29	6.2	134.8

図－３は、実験前半における発酵温度の経日変化である。各ケースは仕込み後間もなく発酵が始まり早々に６０℃以上に達した。そして、その高温発酵期が３～４日間維持された。６０℃恒温庫内にセットした６０－無と６０－モのケースについては、その間発酵温度をモニターしていなかったが、ここでも発酵が旺盛となり庫内温度からみて６０℃以上になっていたものと思われる。各ケースにおける空気供給量は、その後の発酵温度の低下に従い随時低減させ、１４日目以降は 100 ml/min に固定



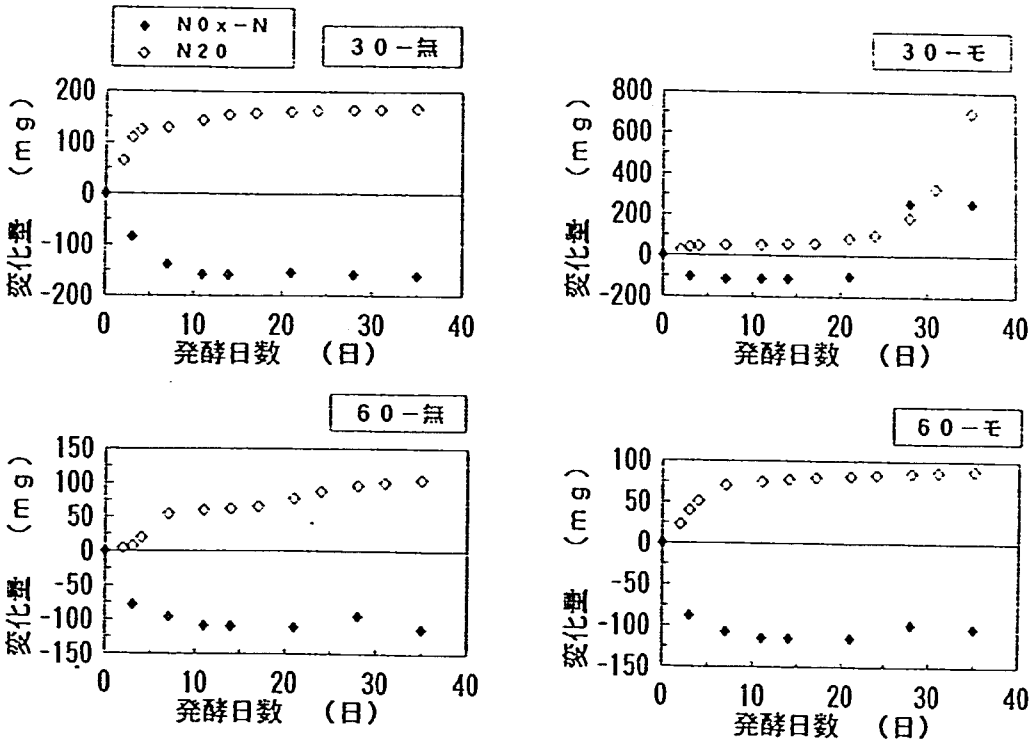
図－３　実験前半における発酵温度の変化

した。なお、図中の急激な発酵温度の低下が見られるポイントは切返し操作によるものである。

(2) 発酵物中の酸化態窒素と排ガス中の亜酸化窒素の変化

図－4は、発酵過程における発酵物中の酸化態窒素（NO_x-N）と排ガス中の亜酸化窒素（N_2O）の累積変化量を表したものである。

これより、亜酸化窒素の放出は、酸化態窒素の変化に応じていたことが読みとれる。発酵初期における双方の急激な変化は旺盛な発酵にともなう脱窒作用の発現によるものと思われる。



図－4　発酵過程における発酵物中酸化態窒素と排ガス中亜酸化窒素の累積変化量

しかし、この発酵旺盛期でも排ガス中の酸素濃度は 14 O_2 v/v-%以上が確保されていた。このことは、発酵槽内は平均的には好気的雰囲気にあったものの、発酵物表面及びその内部では微生物の酸素要求が強く酸素欠乏となり、硝酸呼吸等に代表される脱窒作用が発現したと推察される。一方、発酵後期では、30－モのケースみで双方が著しく増加し、これは活発な硝化作用の発現によるものである。

本実験から得られたデータから、コンポスト化過程における亜酸化窒素の発生率を求めると、それぞれ単位脱窒量当り 0.54～0.92 N_2O-w/N-w、単位硝化量当り 0.94 N_2O-w/N-w であった。

3.2.3 考　察

下水汚泥のコンポスト化過程から発生する亜酸化窒素は、その原因を硝化作用に求めることができる。脱窒作用が顕在化する条件としては2つあり、1つは、原料に酸化態窒素が多く含まれていることであるが、下水汚泥の場合この可能性は少ない。他の1つは、仕込み時の植種のために混合される返送コンポスト中に酸化態窒素が多く含まれていることであるが、それはコンポスト化過程での硝化作用の発現に由来するものである。

従って、コンポスト化過程において亜酸化窒素の放出を抑制するためには硝化作用の発現を抑える必要がある。しかし、その良否は、緑農地土壌における脱窒作用と硝化作用のそれぞれから

の亜酸化窒素の発生率と、コンポスト製造過程での発生率に基づいた地球環境レベルでの総合的な検討・評価を待たなければならない。それによって、コンポストに含有される窒素のあるべき形態が定まるものと思われる。

なお、本実験で得られた亜酸化窒素の発生率については、更に実験や調査を進め、地球環境保全上の検討に耐え得るものとして行く必要がある。

4. ま と め

平成6年度は、嫌気性消化法と発生ガスの利用に関する調査と、コンポスト化過程における亜酸化窒素発生に関する実験を行った。その結果の概要を以下にまとめた。

① 嫌気性消化法を採用している下水処理場に対して、その運転管理や消化ガスの有効利用についてアンケート調査した結果、46カ所から回答があり、嫌気性消化法について汚泥の減量化等の効果が挙げられている一方、運転管理の困難性や関連機器の腐植、硫化水素対策、ガスホルダーの容量不足、有資格者の確保難等が挙げられた。

② 消化ガス発電システムの適用性について検討した結果、その適用限界の処理場規模は日平均下水処理量40,000m³/日程度と想像され、60,000m³/日以上の規模になると明確に発電利益が生じるというものであった。

③ 消化ガスの都市ガスへの適用性を検討した結果、消化ガスは単独での利用はできず、他の高カロリー且つ燃焼速度の速いガスとの混合利用が必要であり、ここでは、ＬＰＧとの混合利用を検討して利用可能であることを確かめた。都市ガスへの利用に際しては、消化ガス中の硫化水素濃度を13 ppm以下に落とすことが条件となる。

④ 下水汚泥のコンポスト化においても、亜酸化窒素が放出される場合があることが確認された。実験から得られた亜酸化窒素の放出率は、脱窒及び硝化量のＮ当り、それぞれ 0.54～0.92, 0.94 N_2O-w/N-w であった。

[謝 辞]

本研究では、嫌気性消化法の運転管理や消化ガスの有効利用の調査に関して、多くの自治体関係者、メーカーに協力を仰ぎ、貴重な意見や指摘、多くの運転管理データを頂いた。また、コンポストの実験では自治体から試料の提供を受けた。ここに、厚く御礼申し上げる。

[引用文献]

1.「電力使用合理化の手引」（社）日本下水道協会, 1989
2.「ガス事業便覧」平成5年版,（社）日本ガス協会
3.「ガス事業法令集」平成5年版,（社）日本ガス協会

[研究発表の状況]

1. 佐藤和明, 水落元之 「下水汚泥のメタンガス回収量に関する調査」第30回環境工学研究フォーラム講演集, vol 30, pp 97～99, 1993.12, 土木学会

V．下水道事業調査費による研究

１．新しい下水輸送システムの開発に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　高島英二郎

１．はじめに

近年、新しい輸送方式として圧力式下水道システム、真空式下水道システム（以下、圧力式、真空式と記す）が開発されている。これらについては実用化の段階にあるがより合理的な設計内容とする必要がある。本調査は、これらの新しい下水輸送システムの統一的な調査研究を実施するものである。

２．圧力式、真空式の適用範囲に関する調査

２．１　調査方法

自然流下方式、圧力式、真空式について、平坦な地盤においてどの方式が最も経済的になるかを判別する概略的なめやすを作成した。費用比較は、以下の方法で年価を計算し、それを比較することによった。

年価　＝　建設費×ｉ(１＋ｉ)^{n}／{(１＋ｉ)^{n}－１}　＋　維持管理費

ここで、ｎは耐用年数であり、土木・建築構造物は50年、機械・電気設備は15年とした。割引率ｉについては０％（割引率を無視又は利子率と物価上昇率が相殺される）と3.7%の２ケースについて計算した。ｉ＝3.7%は、昭和52年度から平成５年度までの地方債の政府資金利率の平均（6.3%）と物価上昇率の平均（下水道デフレーターの上昇率の平均：2.6%）の差により求めた。ｉ＝０のときは、建設費×ｉ(１＋ｉ)^{n}／{(１＋ｉ)^{n}－１}＝建設費／ｎとなる。各ケースの設定・積算条件を表－１に示す。

表－１　費用比較における設定・積算条件

	自然流下式		圧力式	真空式
計画水量	日平均汚水量250ｌ/人･日 日最大は日平均の1.25倍、時間最大は日最大の２倍、地下水量10%		平均汚水量250ｌ/人･日 Giffの式により時間最大を算出	日平均汚水量250ｌ/人･日 Giffの式により時間最大を算出
管径・管種	φ150、φ200　ＶＵ		φ75　ＶＰ	φ100　ポリエチレン管
土被り等	最小土被り1.2m、勾配0.3% 土被り４ｍでﾏﾝﾎｰﾙﾎﾟﾝﾌﾟで揚水		土被り　1.2m	土被り　1.2m
土留工等	普通土	軟弱土	木矢板工 管頂30cmまで購入土埋戻し （それより上は発生土埋戻し）	木矢板工 管頂30cmまで購入土埋戻し （それより上は発生土埋戻し）
	掘削深～2.5m　木矢板工 掘削深2.5m～　建込簡易土留工 管頂30cmまで購入土埋戻し	軽量鋼矢板工 全て購入土埋戻し		
管基礎	砂基礎　１０ｃｍ			
材料等価格	管材料　物価版		圧送管　物価版 ＧＰユニット　メーカー見積り ＲＣ　1.2kw　1,500千円 1.5kw　1,530 2.2kw　1,680	真空下水管　メーカー見積り 真空弁ユニット　メーカー見積り 353千円（公道下設置） 真空ポンプ場　メーカー見積り 例　500m^{3}/d　土木建築14,390千円 機械電気15,356
本工事費	直接工事費×１．７		直接工事費×１．５	直接工事費×１．５
維持管理費	自然流下管　清掃費 マンホールポンプ場　電気料金 点検人件費 消耗部品費		ＧＰユニット　電気料金 点検人件費 消耗部品費	真空弁ﾕﾆｯﾄ　消耗部品費 点検人件費 真空ﾎﾟﾝﾌﾟ場　電気料金 点検人件費 消耗部品費

2．2　各集水方式の費用関数

費用比較対象地域の特性を表すパラメータとして家屋数と平均家屋間距離等を用い、自然流下方式、圧力式、真空式それぞれの費用関数を作成した。以下の式における記号の定義は次の通りとする。また、1家屋当たり人口は3.5人／戸とした。

Y：年価（円／年）

N：集水家屋数（戸）

L：平均家屋間距離（m／戸）

n：1ユニット当り接続家屋数（戸／ユニット）

自然流下方式の費用関数は、数多くのモデル地区において積算した結果から以下のように設定した。適用範囲は総管渠延長（N×L）で1,000～13,000mである。

①自然流下方式費用関数

普通土　i＝0　　Y＝1774.4NL－881800

普通土　i＝3.7%　Y＝3364.1NL－1293000

軟弱土　i＝0　　Y＝2482.3NL－1109700

軟弱土　i＝3.7%　Y＝4928.0NL－1796400

圧力式、真空式の場合は1ユニットに接続する家屋数が多いほど、すなわちユニット数が少ないほど経済的であるため、1ユニット当たりの接続家屋数を1～6戸に変化させて費用比較を行った。ちなみに、真空式メーカーへのアンケート結果によると、真空弁の能力から1ユニットの最大接続戸数は8戸であるとのことであったが、真空式対象地域内全てのユニットが8戸接続するとは考えにくいため、6戸までについての結果を後に示した。圧力式または真空式の管渠は、圧送管または真空下水管と、1ユニットに複数家屋接続する場合の自然流下管から成る。これらの管渠の配置を、まず単純に図－1のように考えた。図－1の1戸／ユニットの場合は自然流下管はなく、全て圧送管または真空下水管となる。これに対し、例えば3戸／ユニットの場合は、ユニットの数が1/3に減る代わりに、管路延長の2/3分の自然流下管を付け加える必要がある。この自然流下管で圧送管または真空下水管と並行するものについては、経済的な施工のため、圧送管ま

1ユニット当たり接続家屋数	イメージ図	延長
1戸/ユニット	単独施工　単独施工　単独施工　単独施工	真空下水管・圧送管 単独施工：X (m) 同時施工：0 (m)
2戸/ユニット	同時施工　単独施工　同時施工　単独施工	真空下水管・圧送管 単独施工：$\frac{1}{2}$ X (m) 同時施工：$\frac{1}{2}$ X (m)
3戸/ユニット	同時施工　同時施工　単独施工　同時施工	真空下水管・圧送管 単独施工：$\frac{1}{3}$ X (m) 同時施工：$\frac{2}{3}$ X (m)
n戸/ユニット	同時施工　同時施工　単独施工　同時施工	真空下水管・圧送管 単独施工：$\frac{1}{n}$ X (m) 同時施工：$\frac{n-1}{n}$ X (m)

図－1　圧力式・真空式の管渠の布設イメージ

たは真空下水管と同時施工（以下、単に「同時施工」と記す）とする。ただし、この考え方だと管路は圧送管または真空下水管の単独施工区間と、同時施工区間しかないことになる。実際には管路の上流端部について自然流下管の単独施工区間がある（昨年度報告書の図－５参照）とともに、実際の管路は枝分かれが多くある、すなわち上流端部となる区間も多いため、昨年度行ったモデルケースによる最適配置結果をもとに、図－１の同時施工延長の1/3は自然流下管の単独施工になることとした。

圧力式、真空式の各構成要素の費用関数は以下の通りである。

イ．圧力式

GPユニット年価　i＝0　　Y＝（5888.7n＋168384）N／n

i＝3.7%　Y＝（6760.9n＋215452）N／n

管渠m当り年価（円／年・m）	圧送管	同時施工	自然流下
i＝0	876	1342	859
i＝3.7%	1935	2966	1897

ロ．真空式

真空弁ユニット年価　i＝0　Y＝35640N／n

（耐用年数は50年とした）　i＝3.7%　Y＝70222N／n

真空ポンプ場　i＝0　Y＝3524.9N＋5378400

i＝3.7%　Y＝4167.7N＋7216000

管渠m当り年価（円／年・m）	真空下水管	同時施工	自然流下
i＝0	843	1310	859
i＝3.7%	1863	2895	1897

これらを用い、圧力式、真空式の費用関数は以下の通りとなる。

②圧力式費用関数

i＝0　Y＝（876／n＋1181(n－1)／n）NL＋（5888.7＋168384／n）N

i＝3.7%　Y＝（1935／n＋2610(n－1)／n）NL＋（6760.9＋215452／n）N

③真空式費用関数

i＝0　Y＝（843／n＋1160(n－1)／n）NL＋（3524.9＋35640／n）N＋5378400

i＝3.7%　Y＝（1863／n＋2562(n－1)／n）NL＋（4167.7＋70222／n）N＋7216000

２．３　各集水方式の適用範囲

２．２に示した各費用関数を用いて、普通土または軟弱土、i＝0または3.7%のそれぞれにおける各集水方式が最も経済的となる範囲を図－２～５に示す。これらの図から明らかなことは以下の通りである。

① 自然流下式は平均家屋間距離が短いところで有利である。

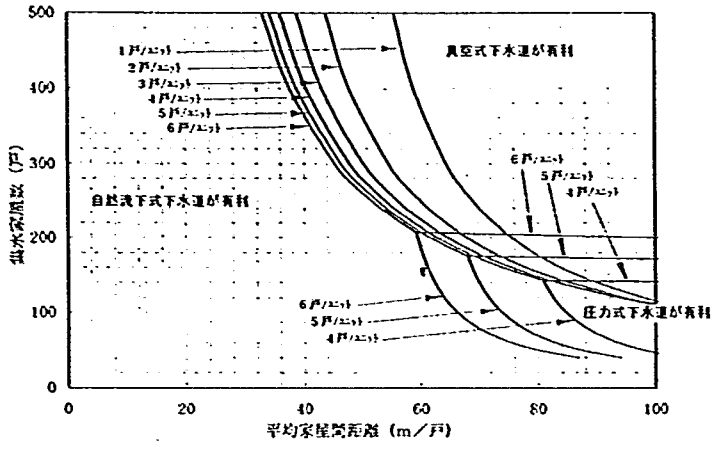
② 真空式は平均家屋間距離が長く、集水家屋数が多いところで有利である。

③ 圧力式は平均家屋間距離が長く、集水家屋数が少ないところで有利である。

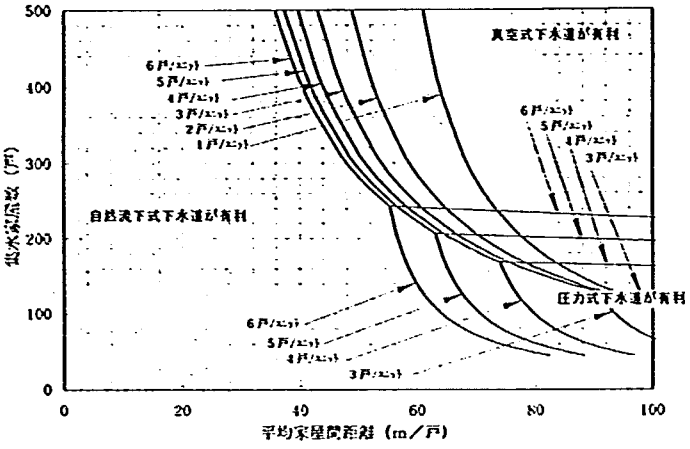
④ 圧力式、真空式は１ユニットに接続可能な家屋数が多くなるほど有利な範囲が広がる。

⑤ 土質条件が悪いところほど、管渠を浅く埋設できる圧力式、真空式が有利となる。

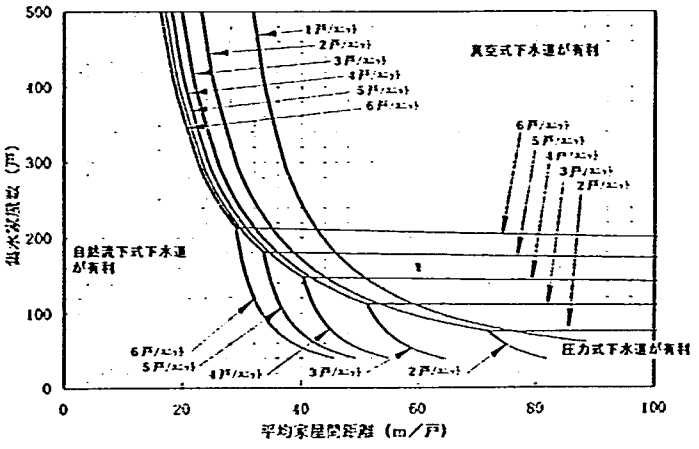
実際の集落のデータをこれらの図にあてはめてみると、圧力式または真空式が経済的となる場合は比較的



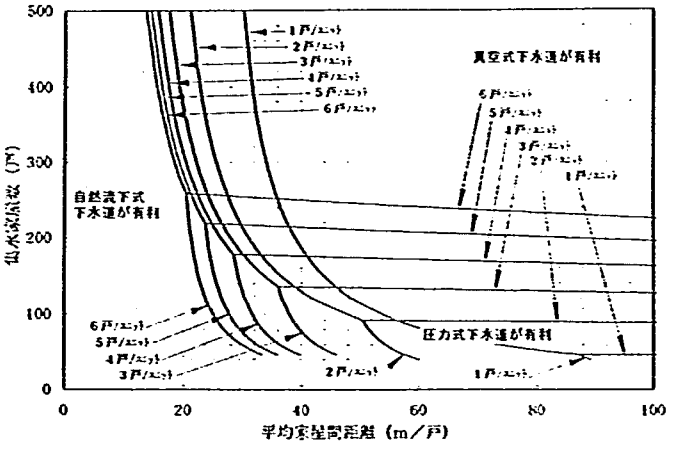
図－２　各集水方式の適用範囲（普通土、ｉ＝０）



図－３　各集水方式の適用範囲（普通土、ｉ＝3.7%）



図－４　各集水方式の適用範囲（軟弱土、ｉ＝０）



図－５　各集水方式の適用範囲（軟弱土、ｉ＝3.7%）

少ない結果となった。ＧＰユニット、真空弁ユニット等の価格の低減等が、圧力式、真空式の今後の普及にあたっての課題であると考えられる。また、今回の結果は平坦な地形の場合であり、計算条件をかなり単純化しているため、個別のケースにおいては地形等の条件を取り入れた検討が必要である。

３．時間最大汚水量等に関する調査

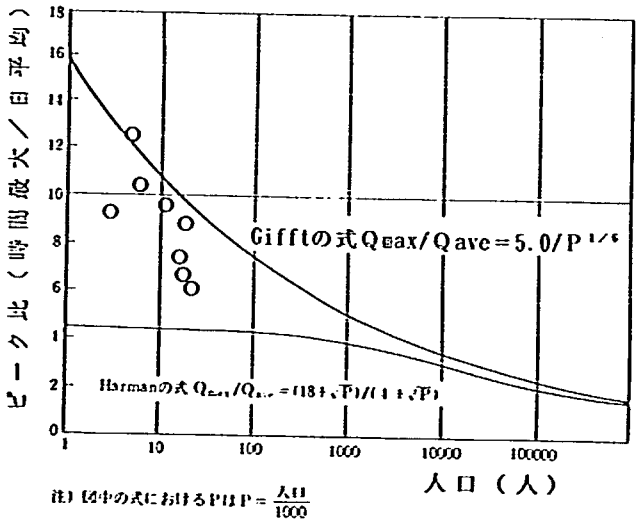
ＧＰユニット等の設計に際しては、１家庭から数家庭の規模における時間最大汚水量が重要な要因となる。これを測定するために、Ａ市の真空式下水道システムの７つの真空弁に開閉動作を検出するための作動検知器（マグネットスイッチ）を設置し、弁の開閉記録をとった。真空弁は、１回の開閉動作で40ﾘｯﾄﾙの汚水を吸入するため、弁の開閉ごとに40ﾘｯﾄﾙの排水があるものとした。解析データは平成５年11月から平成６年10月までの１年間分としたが、弁によっては欠測によりデータ数が少ないものもある。データ解析結果を表－２に示す。表－２には、日平均汚水量、１人当りの日平均汚水量、年間最大の時間汚水量、日最大日の時間最大汚水量、瞬時最大汚水量として10分当り汚水量の年間最大値、及び日平均を１としたときの各ピーク比等を示した。

図－６は時間最大汚水量（年間最大）のピーク比を、Giffの式、Harmanの式とともに示したものである。この結果から、数人から十数人の人口規模におけるピーク比はGiffの式の値以下にほぼおさまっており、Giffの式は安全側の値をとるものとして妥当であると見なせる。さらに、図－７は10分最大汚水量と時間最

表－２　小人口規模における汚水量のピーク比

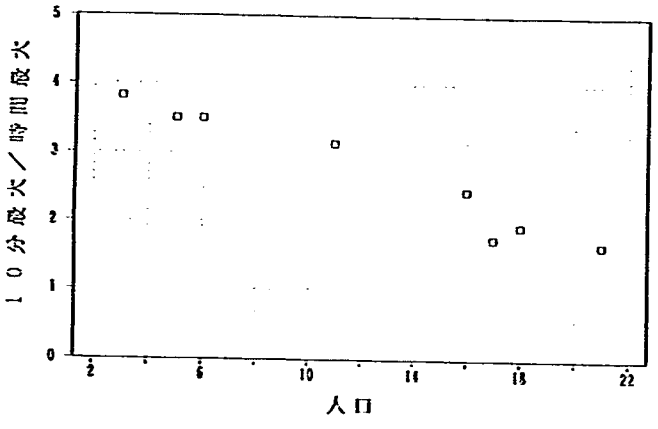
			真空弁No.	1	2	4	5	6－1	6－2	7	8
			接続戸数	3	1	2	4	3	4	1	3
			接続人数	16	5	6	18	17	21	3	11
			測定日数	302	365	363	215	167	178	313	294
汚水量 m³/日			日平均	2.82	0.91	1.10	3.01	3.43	4.56	1.13	2.08
			1人当り日平均	176L	182L	183L	167L	202L	217L	377L	183L
			日最大（発生日）	4.96 5/6(金)	1.80 3/13(日)	1.68 7/16(土)	4.68 7/17(日)	6.60 4/28(木)	7.92 8/14(日)	2.00 12/30(木)	4.88 8/14(日)
	時間最大	年間最大（発生日）		21.12 10/23(日)	11.52 9/17(土)	11.52 3/25(金)	26.88 12/12(日)	23.04 3/19(土)	27.84 7/26(火)	10.56 8/24(水)	20.16 5/10(火)
	時間最大	日最大日		19.20	7.70	6.72	17.30	20.16	23.04	8.60	19.20
			10分最大	51.84	40.32	40.32	51.84	40.32	46.08	40.32	63.36
ピーク比			日平均	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
			日最大	1.76	1.98	1.53	1.55	1.92	1.74	1.77	2.35
	時間最大	年間最大		7.49	12.66	10.47	8.93	6.72	6.11	9.35	9.59
	時間最大	日最大日		6.81	8.46	6.11	5.75	5.38	5.05	7.61	9.23
			10分最大	18.38	44.31	36.65	17.22	11.76	10.11	35.68	30.46

注）No.6については途中で接続戸数が1戸増えたため、その前後に分けて整理を行った。



注）図中の式におけるP は $P=\frac{人口}{1000}$

図－６　時間最大汚水量のピーク比



図－７　10分最大汚水量と時間最大汚水量の比

大汚水量の比と、人口との関係を示したものであり、両者には相関が見られ、５人程度の規模で3.5、20人程度の規模で1.7～1.9の値をとった。

表－２から他に分かったことを以下に記す。

①　年間における時間最大汚水量が発生する日は日最大汚水量の発生日と一致しなかった。

②　日最大汚水量の発生日は主に休日であった。

③　数人から十数人の人口規模における日最大汚水量と日平均汚水量の比は、No.８のみ2.3とやや高いが、他は1.5～2.0であった。

４．圧力式、真空式の維持管理状況調査

圧力式の既存の施設については、佐世保市のハウステンボスを除き、ＧＰユニット設置数が３～６台と小

規模であり、また、ハウステンボスのＧＰユニットについては全てハウステンボスが管理しておりデータが入手できなかったため、真空式で既にかなりの数の接続人口がある２箇所の維持管理実績を示す。

４．１　維持管理費実績

２箇所の真空式の概要及び維持管理費の実績を表－３に示す。箇所Ａ、Ｂいずれについても施設としては完成しているが、家庭の接続がまだ途中段階である。箇所Ａについては集水量が増大するに従って維持管理費のm³当り単価が下がっている。また、箇所Ａについて水道料金が大きいのは、真空ポンプの羽根・軸の封水及び冷却、圧送ポンプの軸封水を水道水で行っているためである。

表－３　既設の真空式概要及び維持管理費

箇所			A		B
整備面積			60ha		12ha
計画人口			3300人		630人
計画戸数			792戸		215戸
真空ポンプ場設計水量（時間最大）			m³/日 1724		m³/日 504
供用開始年月			H4.5		H3.4
			H5年度	H6年度	H5年度
接続人口			682	1345	319
集水実績(m³/年)			43000	130000	31000
真空ユニット弁数	1弁式	計画	130		61
		稼働	51	77	35
	2弁式	計画	25		7
		稼働	17	22	7
維持管理費 千円	ポンプ場	点検補修	618	1030	933
		電気料金	1079	1500	920
		水道料金	305	590	9
		その他	118	50	73
	ユニット点検補修			965	318
	合計		2120	4135	2253
	m³当り(円)		49	32	73

４．２　故障発生状況

表－３と同じ箇所の故障発生状況を表－４に示す。真空弁の故障の原因は主に異物の詰まりとコントローラ作動不良であった。この他、集水タンク真空度の異常低下による警報は出たが原因が不明であった現象が多数回あった。真空弁の異物のつまりは、排水設備接続工事時のコンクリート殻、小石等の混入や、使用者のごみの排出に起因するものであり、この解決のためには工事業者、使用者への指導の徹底が必要である。また、真空もれの発生した真空弁の特定は現在では、①真空ポンプ場の仕切弁の操作による系統の特定、②真空もれの音を頼りにしたユニット１箇所ずつの点検、によるため大きな手間がかかっているのが現状であり、迅速な特定方法の開発が自治体担当者から望まれている。

５．まとめ

自然流下方式、圧力式、真空式の経済比較により、平坦な地形の場合のそれぞれの適用範囲のめやすを作成した。また、供用中の真空弁ユニットの稼働記録から、１家庭から数家庭の規模における時間最大汚水量等のピーク比を求め、小人口規模においてはGiffの式を適用することが妥当であることを確認した。さらに、３年程度の維持管理実績がある真空式の維持管理費及び故障発生状況について調査した。新しい下水輸送システムは日本においてはまだ歴史が浅い段階であり、信頼性、経済性の向上がさらに望まれるものと考えられる。

表－４　既設の真空式の故障回数

箇所			A	B
記録期間			H5.4～12,H6.4～8 14月	H3.4～6.10 43ヶ月
稼働中弁数(H5)			85	49
故障箇所・回数	真空ポンプ場	真空ポンプ	5	32
		水位計誤動作	4	2
		圧送ポンプ		3
		排水ピット内真空弁		10
		封水ポンプ	3	3
		遠隔通報装置		1
		計	12	51
		1年当たり	10	14
	真空弁ユニット	真空弁	51	20
		1年・1弁当り	0.51	0.11

謝辞　本調査に協力及び貴重なデータを提供していただきました関係各機関の方々に深く感謝いたします。

参考文献
土木研究所資料　圧力式下水道システム技術指針（案）
土木研究所資料　真空式下水道システム技術指針（案）

２．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　北川　三夫
深谷　　渉

１．まえがき

我国の下水処理場の整備は昭和30年代急速に進展し、平成4年度末における全国の処理場数は、948箇所を数えるとともに、全国の処理場で処理される下水量は、年間約110億m³近くまで達してきた（【図－１】参照）。一方、下水道施設の整備・普及拡大に伴って、近年、既存処理施設の経年変化や劣化、腐食等により補修・更新を必要とする下水処理施設が増加してきており、適切な施設の保全手法や更新手法の確立が求められている。このような背景から、本調査は、既存下水処理施設の適正かつ合理的な保全及び維持管理を可能とする技術の確立を図ることを目的として、劣化を受けた下水処理施設の適切な診断手法及び合理的な補修・更新手法の整備と開発を行なうものである。

２．調査の目的

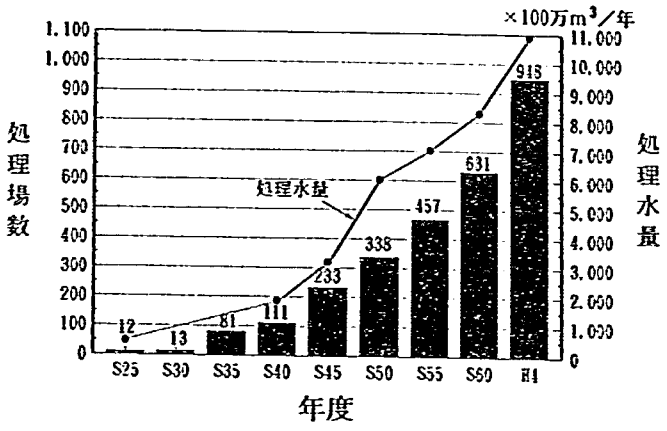
下水道施設の合理的補修・更新手法を確立するには、以下に関する調査及び検討が必要となる。

①下水道施設における劣化状況（劣化現象やその発生頻度、発生箇所等）の把握

②下水道施設の劣化原因や劣化因子の解明

③整備済み下水道施設の合理的点検手法の確立（点検・計測項目の明確化、点検・計測方法の確立・耐久性評価手法の確立）

④合理的かつ適正な対策手法の確立（劣化原因除去技術、構造物材料の耐久性向上技術等）



【図－１】我国における処理場数と処理水量の推移

３～４年度においては、主として前記①～②に関して、・全国200自治体における硫化水素腐食に関するアンケート調査、・汚泥性状や汚泥貯留に伴う硫化水素生成に関する調査、・覆蓋された曝気槽内での二酸化炭素生成量や生成因子に関する調査等を実施した。また、５年度は、前記①～④について検討を行うため２処理場と１管路施設を対象とした下水道施設の劣化状況等に関する実態調査及び、13政令都市を対象とした下水処理施設の改築・修繕に関するアンケート調査等を実施し、コンクリート構造物において最も多く発生している劣化現象（硫化水素によるコンクリート腐食）や、硫化水素の生成条件、腐食したコンクリートの計測・診断手法等に関する検討を行った。

６年度は、昨年度調査より明らかとなった下水道コンクリート構造物において最も多い修繕・改築原因である硫化水素による腐食に焦点を当て、生物膜モデルを用いた生成硫化物予測手法や、腐食防止対策実験施

設を用いた生成硫化物量に関する検討を行うとともに、硫化水素対策のために求められる施設の計測・点検手法に関する検討(前記②～③に対応)を行った。また、下水処理場における補修・更新費のかなりの割合が機械・電気設備に関するものであると考えられることから、処理場機械設備の劣化状況や各種機械設備の部材交換頻度等を明らかにするために、政令都市等を対象としたアンケート調査を行った(前記①～②に対応)。

3．調査結果

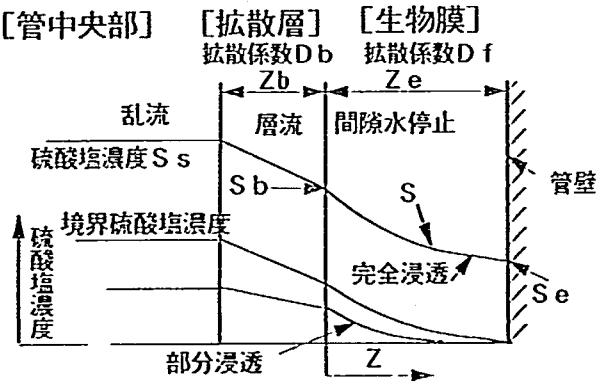
3．1　下水道施設（圧送管路施設）における生成硫化物量の予測

下水道施設を長期間、有効に機能させるためには、施設の計画や設計の段階において、施設の耐久性が低下する恐れのある箇所を事前に把握し、これを防止するための対策を講じていくことが合理的である。つまり、下水道施設内における硫化水素の生成可能性や生成量を適切な手法により予め予測することができれば、その予測結果に基づいて合理的な対策を講じることも可能となる。このような硫化水素の予測手法に関しては、下水道施設の中でも溶存酸素の影響が無い圧送管路施設において特に多くの研究が行われてきた。一方、これらの検討はいずれも諸外国で実施されたものであり、我国における検討例は少ない。加えて、これらの予測式は実験的に求めた経験式あるいは特定の水理条件（拡散層の影響が無い場合[1]、流速が一定の場合[2]）下における生物学的モデルを用いた検討であることから、現状では種々の条件下における生成硫化物量を適切に予測することや、種々の因子が硫化物生成速度に与える影響を把握することは困難である。

このため、6年度はこれまで提案されてきた生物学的モデルを包括的に取り扱い、種々の条件下の圧送管路施設における生成硫化物量の予測手法を示すとともに、同モデルを用いて各種因子が硫化水素生成速度に及ぼす影響について検討を行った。また、6年度設置した腐食防止対策実験施設を用いて圧送管路施設における生成硫化物量に関する調査を行った。

3．1．1　圧送管中における生成硫化物予測のための生物学的モデル

圧送管内における硫化物の生成は、主として管壁に付着した生物膜内で生じ、この場合の硫化物の生成は、①下水中から生物膜表面への基質の移動、②生物膜内での基質の移動、③生物膜内での基質利用速度に依存する。また、圧送管中の基質の拡散特性は下水の流れの状態に応じて異なり、下水が乱流状態にある場合の関係を示せば【図－2】及び【表－1】のようになる。



【図－2】圧送管壁近傍の濃度・流れ特性

ここで、①下水中から生物膜表面への基質の移動に関しては、Fickの第一法則が成立し、境界層での硫酸塩フラックスは(1)式で表される[1),2),3)]。

$$Re = \frac{-Db \times (Sb - Ss)}{Zb} \quad \text{---------(1)}$$

Re:硫酸塩フラックス(g/㎡・h)，Db:硫酸塩の下水中拡散係数(㎡/h)，Zb:拡散層厚(m)
Sb:生物膜表面硫化物濃度(mg/ℓ)，Ss:下水中硫酸塩濃度(mg/ℓ)

【表－1】圧送管壁における流れ特性

	下水の流下状態	輸送機構	生物反応
管中央部	乱流	乱流拡散 濃度一定	－
管壁近傍	層流	分子拡散	－
生物膜内	膜内の間隙水は停止状態	分子拡散	硫酸塩還元反応

拡散層厚(Zb)に関しては、水理学上の粘性底層とは異なる値を持つことが知られており、ここでは文献[4]に示されている（２）式を用いて拡散層を計算することとする。ただし、摩擦速度を求めるために必要な摩擦損失は、Hazen-Williams式を用いる。

$$Zb = \delta \times \left(\frac{13}{14}\right)^{1/3} \times Sc^{-1/3} \quad \cdots\cdots\cdots(2)$$

δ：粘性低層厚(m)=11.6×ν/U*、Sc:シュミット数
ν：動粘性係数(m²/s)、U*：摩擦速度(m/s)

$$Df \times \frac{d^2S}{dZ^2} = \frac{Kof \times S}{Km + S} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots(3)$$

Df:生物膜内硫酸塩拡散係数(m²/h)、S:生物膜内硫酸塩塩濃度(mg/ℓ)
Z:生物膜表面からの距離(m)、Km:硫酸イオンに対する半飽和定数(mg/ℓ)
Kof：動力学0次速度定数(g/m²・h)

一方、②生物膜内での基質の移動及び③生物膜内での基質利用速度は、・生物膜内での硫酸塩還元反応はMonodの式に従う・硫酸塩の拡散についてはFickの第２法則が成立する・有機物濃度が律速でないとした場合、（３）式で表すことができ、生物膜表面での硫酸塩フラックスは、（４）式で求められる。

$$Re = -Df \times \left.\frac{dS}{dZ}\right|_{Z=0} = (2 \times Kof \times Df)^{1/2} \times \{(Sb-Se) - Km \times \log_e\left(\frac{Km + Sb}{Km + Se}\right)\}^{1/2} \quad \cdots\cdots\cdots(4)$$

Re：硫酸イオンフラックス(mg/m²・h)、Sb：生物膜表面の硫酸イオン濃度(mg/ℓ)

ここで、生物膜内で消費された硫酸塩は全量硫化物まで還元され、硫化物生成フラックスは生物膜表面及び境界層内硫酸塩フラックスと等しいとすれば、【表－２】に示す方法により任意の圧送管内中の硫酸塩濃度に対する硫化物生成フラックスを求めることができる。

【表－２】生物膜モデルによる硫酸塩フラックス計算手順

①	任意のSeを与えて、(3)式を数値積分して生物膜内の硫酸塩濃度分布(生物膜表面硫酸塩濃度：Sb)を求め、(4)式から、硫酸塩フラックスを求める。
②	(1)式と(4)式を連立させ、①で求めたSb及びSeに対するSsを求める。
③	求めたいSsにおける硫酸塩フラックスが得られるまで、上記①及び②を繰り返す。

３．１．２　種々の因子が生成硫化物量に及ぼす影響

有機物濃度が硫化物生成速度に関して律速とならない場合、硫化物生成速度に影響を与える因子は、硫酸塩濃度・流速（拡散層厚）・生物膜厚・管径（径深）等であり、前述の生物膜モデルを用いればこれらの因子が硫化物生成速度に及ぼす影響を把握することができる。６年度はこれらの因子が硫化物生成速度に及ぼす影響を把握するため、【表－３】に示す圧送管路施設を対象として、前節で示した生物膜モデルを用い各種計算を行った。

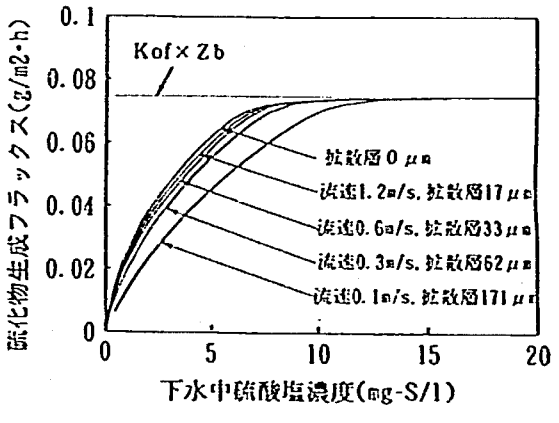
【表－３】圧送管路諸元

管口径	φ100mm
生物膜厚	500μm
流速（）内は拡散層厚を示す。	0.1m/s(171μm)
	0.3m/s(62μm)
	0.6m/s(33μm)
	1.2m/s(17μm)

【表－４】計算に用いた諸係数

諸係数	計算に用いた値
動力学係数（Kof）	150g-s/m²・hr[1]
半飽和定数（Km）	0.100mg-s/ℓ[1]
下水中拡散係数（Db）	3.46×10^{-5}m²/hr[1]
生物膜中拡散係数（Df）	2.77×10^{-5}m²/hr[1]

計算で用いた諸係数を【表－４】に、計算結果を【図－３】に示す。下水中硫酸塩濃度が約10mg-S/l以上の時は、下水中の硫化物生成フラックスは一定値(動力学計数kof×膜厚Zb)を示している。これは、【図－２】に示すように、下水中硫酸塩濃度が約10mg-S/l以上の時は、生物膜全体に硫酸塩が浸透(完全浸透)しているためである。一方、下水中硫酸塩が10mg-S/ℓ以下の時は、生物膜表面での硫酸塩濃度が小さいため、生物膜の一部分にしか硫酸塩が供給されず(部分浸透)、硫化物生成フラックスは硫酸塩濃度に依存することとなる。また、生物膜表面に達する硫酸塩は拡散層の影響を受け、



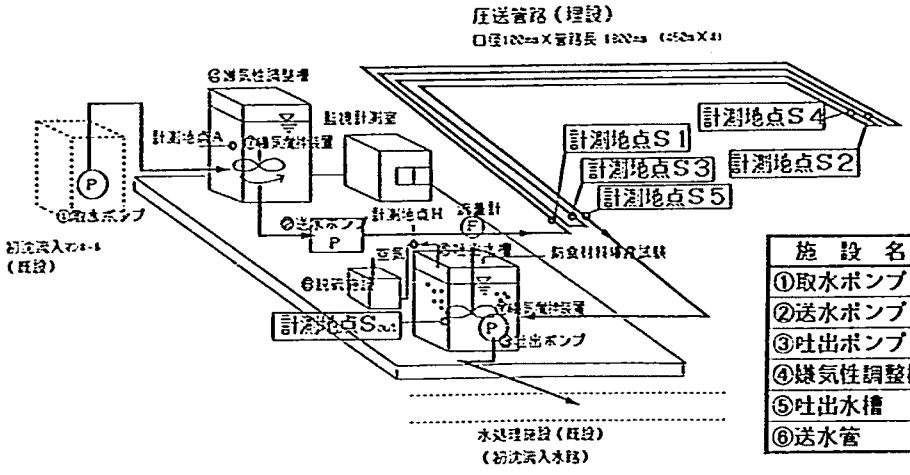
【図－３】硫酸塩濃度と生成硫化物フラックス

拡散層の厚さは流速に依存する。従って、流速が小さいときは拡散層が厚くなり生物膜表面に到達する硫酸塩が小さくなるため、硫化物生成フラックスは小さくなる。逆に、流速が大きくなれば拡散層が薄くなるため、硫化物生成フラックスは大きくなり、拡散層がほとんど無視できるまで流速が増加すると、流速の影響は見られなくなる。

以上のように、生物学的モデルに基づいた場合、硫化物生成フラックスは、硫酸塩の生物膜への浸透程度により大きく異なり、硫酸塩が生物膜に完全浸透している場合には、硫化物フラックスは一定値となる。また、硫酸塩が生物膜の一部しか浸透していない部分浸透の場合には、硫化物生成フラックスは、下水中硫酸塩濃度及び流速に依存することとなる。

3．1．3　腐食防止対策実験施設を用いた実験

圧送管路施設における生成硫化物量について検討を行うため、６年度設置した腐食防止対策実験施設(口径100㎜×延長1800mの圧送管路)を用いた実験を行った。実験施設の概要及び施設の諸元を【図－４】に示す。同実験施設では、初沈流入水を既設の初沈流入マンホールから①取水ポンプで取水し、④嫌気性調整槽内に滞留させ嫌気状態にした下水を②送水ポンプで圧送管路内に任意の流速で流すことができる。また、圧送管有効延長をＬとした時、入口(S1)・1/4Ｌ(S2)・1/2Ｌ(S3)・3/4Ｌ(S4)・出口(S5)の5地点で測定可能である。



流速=0.6m/Sの時の計測点距離と経過時間

計測地点	S1	S2	S3	S4	S5
距離(m:S1~)	0	420	822	1253	1669
経過時間(分:S1~)	0	12	23	35	46

実験施設の諸元

施　設　名	仕　　様
①取水ポンプ	φ80mm，0.6m³／分，揚程5m
②送水ポンプ	φ100mm，0.6m³／分，揚程52m(26m×2台)
③吐出ポンプ	φ80mm，0.6m³／分，揚程5m
④嫌気性調整槽	縦4m×横4m×高さ3.5m
⑤吐出水槽	縦3m×横3m×高さ3.5m
⑥送水管	φ100mm，延長約1,800m

【図－４】腐食防止対策実験施設の概要と諸元

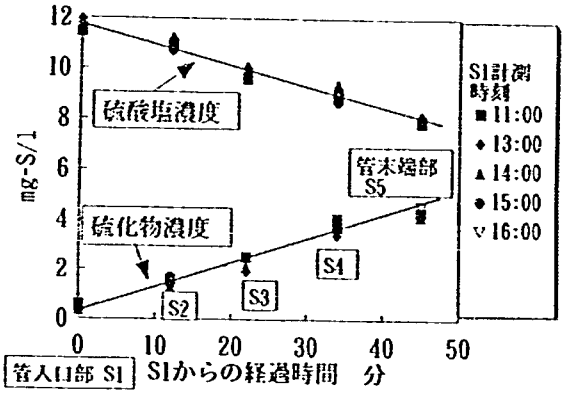
測定項目は、各測定点での水温・ｐＨ・全硫化物・放散可能硫化水素・ＢＯＤ・S-ＢＯＤ・ＣＯＤ・S-ＣＯＤ・ＳＳ・有機酸(酢酸・プロピオン酸・乳酸)であり、全硫化物及び放散可能硫化水素はヘッドスペース法[5]により測定した。【表－５】に今回測定を行った諸条件を示す。なお、今回の測定は下水を一定速度(0.6m/S)で３ケ月間圧送させ、管路内に充分な生物膜が形成されるとともに圧送管出口で硫化物が定常的に生成されていることを確認した後に実施した。

今回腐食防止対策実験施設で計測した各測定地点における硫酸塩濃度と硫化物濃度の変化を【図－５】に示す。同図の横軸は計測点Ｓ１からの経過時間を示しており、Ｓ２～Ｓ５の各測定点においては、Ｓ１計測時刻後のＳ１からの各下水滞留時間に応じて測定を行った(例えば

【表－５】腐食防止実験施設における実験条件

諸　　元	数　　値
圧送管内流速	0.6m／秒（圧送管径100mm）
下水流量	0.28m³／分
圧送管内滞留時間	47.5分（Ｓ１～吐出水槽間）
嫌気性調整槽水位	2.8～3.0m（水槽内下水滞留時間159～170分）
吐出水槽水位	2.4～2.8m（水槽内下水滞留時間76～89分）
吐出水槽内曝気風量	0.6m³／分(下水体積比=1.4～1.7m³-air/m³-汚水-h)
同水槽上部引抜風量	0.6m³／分

11:00にＳ１で計測した場合、Ｓ２ではＳ１～Ｓ２までの滞留時間である12分後[11:12]に計測を行った)。今回の実験では測定時刻を変えて５回計測したが、同図に示すように硫酸塩及び硫化物濃度の時間変動は少なかった。これは、【表－６】に示すように、今回硫酸塩及び硫化物の測定と同時刻に計測した各測定点での下水性状の変化が小さかったためであると考えられる。



【図－５】硫酸塩濃度と硫化物濃度の変化

【表－６】各下水性状計測結果

測定項目	単位	計測地点 S1	S2	S3	S4	S5
水温	℃	15.7~16.8	16.1~16.4	16.2~16.3	15.7~15.9	15.4~15.9
DO	mg/ℓ	0.0~ 0.1	0.0~0.2	0.0	0.0~0.2	0.0~0.1
ORP	mV	-240~-140	-290~-230	-250~-230	-310~-260	-250~-270
pH		7.0~ 7.2	6.9~ 7.3	7.0~ 7.2	6.8~ 7.3	6.9~ 7.2
BOD	mg/ℓ	266~ 406	310~ 372	340~ 408	359~370	262~ 388
S-BOD	mg/ℓ	55~ 62	42~ 58	41~ 59	42~ 55	40~ 59
CODmn	mg/ℓ	172~ 232	182~ 217	175~ 232	195~ 237	195~ 242
S-CODmn	mg/ℓ	51~ 57	48~ 55	49~ 59	44~ 57	51~ 59
TOC	mg/ℓ	48~ 51	44~ 52	46~ 52	44~ 50	45~ 50
酢酸	mg/ℓ	9.1	14.9	12.0~13.2	14.2~17.6	16.8
ﾌﾟﾛﾋﾟｵﾝ酸	mg/ℓ	3.0	5.2	3.1	2.9~ 3.5	3.6~ 4.2

また、今回の測定では硫酸塩及び硫化物とも、Ｓ１からの距離（滞留時間）に従ってほぼ直線的に減少しており、硫酸塩ﾌﾗｯｸｽは硫酸塩濃度の影響をほとんど受けていない。これは、前節の生物膜モデルで説明したように硫酸塩が生物膜内に完全浸透(【図－２】参照)しており、硫酸塩ﾌﾗｯｸｽが一定値(動力学係数Kof×生物膜厚Zb)をとっていると考えられる。このため、各計測地点での５回計測を行った硫酸塩濃度の平均値を求め、これらから最小二乗法で硫酸塩減少速度(mg-S/ℓ・hr)を求めた(【図－５】参照)。一方、硫酸塩が生物膜内に完全浸透している場合、硫酸減少速度（mg-S/ℓ・hr）と硫酸塩ﾌﾗｯｸｽの間には、(6)式が成立する。

$$\text{硫酸塩減少速度(mg-S/ℓ・hr)} = Re \times A / V = Kof \times Zb \times \pi D / (L \cdot \pi D^2/4) = Kof \times Zb / R \cdots (6)$$

Re：硫酸塩ﾌﾗｯｸｽ(mg-S/㎡・hr)，A：管壁表面積(㎡)，V：管ﾎﾞﾘｭｰﾑ(㎥)，　Kof：動力学係数(mg-S/㎡・hr)，Zb：生物膜厚(m)，　D：直径(m)，L：管延長(m)，R：径深(m)

今回【図－５】から求めた硫酸塩減少速度(4.74mg-S/ℓ・hr)と、実験施設から測定した生物膜厚（386μm）から、（６）式により動力学係数を求めるとKofは、288g/㎡・hrとなった。ここで、実験施設における生物膜厚は、【表－７】に示す方法で計測した。Kofの値については、過去【表－８】に示すような値が報告されており、今回の値はデンマークにおける家庭排水よりも高い値を示した。今回実験に用いた下水は返流水を含む最初沈殿池流入水でありＢＯＤ等の有機物濃度が高かったためであると考えられる。

【表－７】生物膜厚計測方法

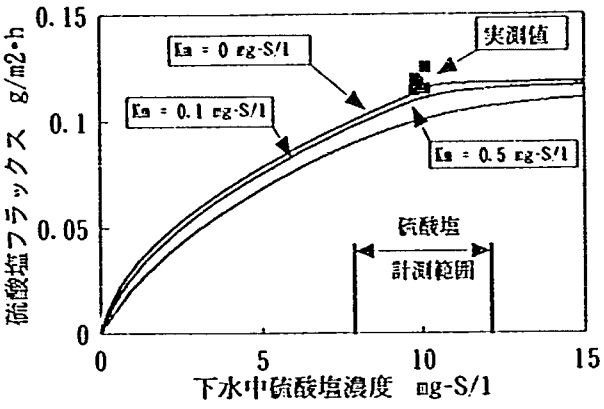
手順	計測方法
①	実験終了後、圧送管内下水を完全排水
②	S1～S5計測点の圧送管の一部(長さ50cmの両ﾌﾗﾝｼﾞ鋳鉄管)の取り外し
③	管壁付着生物膜が残らないようシリンダー内に掻き取る
④	生物膜容積を計測し、管壁表面積から生物膜厚を求める

上記で計算したKofと【表－４】に示す拡散係数を用いて、今回の実験施設における硫酸塩と硫酸塩フラックスを前節で示した生物学モデルにより計算した。結果を【図－６】に示す。生物膜モデルによる計算結果によると、今回の下水性状におけるＫｍ(半飽和定数)は、文献[1]に示されているように（デンマークに

【表－８】Kofの文献値

動力学係数 (g-S/m²・hr)	対象下水	有機物濃度 (mg/ℓ)	備考
120～ 170	家庭排水	S-CODcr=170～490	水温20
190～ 270	家庭排水＋と殺場	S-CODcr=230～490	ﾃﾞﾝﾏｰｸ
300～ 480	家庭排水＋缶詰工場	S-CODcr=280～570	文献(1)
1790～2980	人工下水（乳酸）	790（乳酸）	
625	家庭排水＋製紙工場	CODcr=305～718 BOD=230～300	文献(2) ｵｰｽﾄﾗﾘｱ

おける家庭排水でKm=0.05mg-S/ℓ）、非常に小さい値(0～0.1mg-S/ℓ)であると考えられる。また、同図より今回の実験条件においては、ちょうど硫酸塩が生物膜に完全浸透している状態から不完全浸透になる境界あたりにあったと考えられる。今回の検討では、実際の圧送管路施設の計測結果から、生物膜モデルに必要となる動力学係数(Kof)と半飽和定数(Km)を試算したが、今後は室内実験等によって種々の下水性状条件下(種々の有機物濃度、不完全浸透から完全浸透状態までの硫酸塩濃度)における諸係数を求めていき、同モデルの圧送管路施設における適用性について検討を行っていく必要がある。



【図－６】生物膜ﾓﾃﾞﾙによる計算値

３．２　硫化水素対策のための計測・点検手法

硫化水素により劣化を受けた既存施設について合理的な硫化水素対策を行うには、①下水中における硫化水素生成原因の検討や、②気相中生成硫化水素濃度の確認を行うとともに、③既存下水道施設の劣化程度の把握を行い、これらの結果に基づいて最適な補修・更新方法を決定する必要がある。また、空気注入や各種薬品注入法等の硫化水素抑制対策を行う場合には、④注入空気量や各種注入薬品量の最適制御や、⑤これら手法の硫化水素抑制効果の確認が非常に重要である。そして、①～⑤までの事項を効率的に実施するためには、これらの各項目の目的に合致した適切な計測項目を効率的に計測できる機器が求められている。

例えば、自然流下管において前記①の硫化水素生成原因の検討を行う場合、硫化水素生成因子である下水嫌気状態の程度（ＤＯ・ＯＲＰ）や、硫酸塩濃度・有機物濃度、及び生成硫化物量（②気相中硫化水素濃度・下水中溶存及び全硫化物濃度）を現地において効率的に計測できれば、これらの計測結果を流れ方向に整理することにより、硫化水素生成箇所（ＤＯ・ＯＲＰの低下箇所や硫化物濃度上昇箇所）と生成硫化物拡散箇所（気相中硫化水素上昇箇所）が明確になり、各種合理的対策の立案(ex.硫化物生成箇所における生成条件の変更、生成硫化物拡散箇所における防食塗装の実施等)も可能となる。また、前記④各種薬品注入量の制御や、⑤抑制効果の確認を行う場合には、例えば硫化水素抑制対象箇所において下水中硫化物濃度や気相中硫化水素濃度を連続計測できれば、これらの測定結果により各種薬品の注入量を合理的に制御することもできる。

以上のようなことを勘案して、適切な硫化水素対策を行うために現状で必要と考えられる計測項目と現在市販されている計測機器及び計測方法をまとめたものを【表－９】に示す。これらの計測方法の中で、ＢＯＤ・ＳＳ・SO_4^{2-}等に関しては、現地での測定は困難であり室内計測を行う必要があるが、気相中硫化水素濃度やＤＯ・ＯＲＰ等については携帯用の計測機器も市販されており現地で簡易に計測できる。また、下水中の硫化物濃度に関しては、下水道試験法には室内で実施するヨウ素滴定法及び、メチレンブルー吸光光度法が記載されているが、これらの室内試験方法では試料運搬中に下水中硫化水素が拡散及び酸化されやすいことから、現地で簡易に精度良く計測できる方法（例えばヘッドスペース法等）が望ましい。

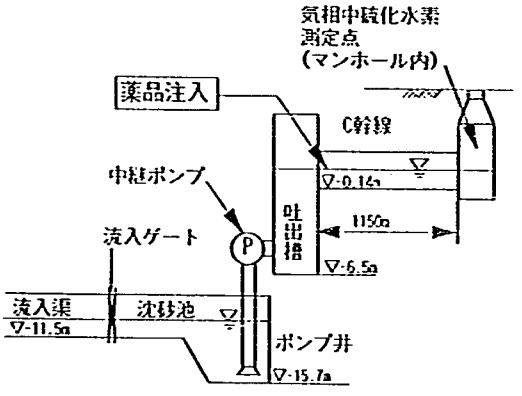
一方、前記①～⑤までの検討を行う際には、一時的なスポット計測ではなく、時間変動や日変動さらには、年間を通じた連続計測結果に基づいて、生成原因の解明や硫化水素抑制対策の制御等を実施する必要がある

が、【表－９】に示した現状の携帯用計測機器は、測定結果の記録装置を内蔵しているものが少ない、あるいは現地据え置き型ではない等の理由によって計測期間中は常時観測する人間が現地にいなければならず、下水道施設内で時事刻々変化する下水性状を連続計測することは大変困難である。

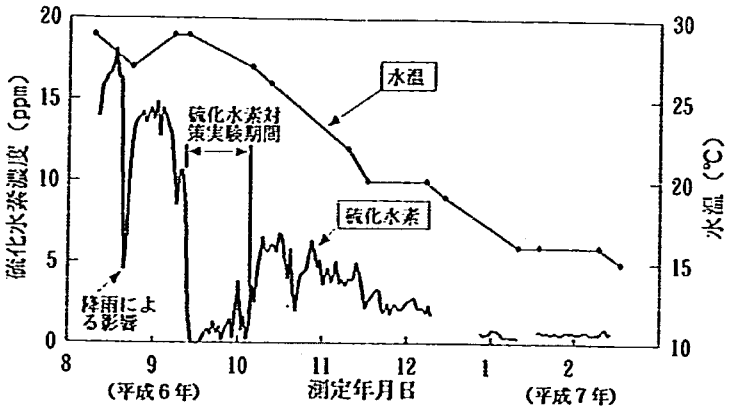
【表－９】硫化水素対策のための計測項目と計測方法

計測対象	計測項目(単位)	計　測　方　法
気温	H_2S濃度　(ppm)	・携帯用H_2S計(酸素濃度及び可燃性ガスが同時に測定できるものもある) ・検知管
	気温	・温度計
下水中	硫化イオン(mg/1)	・室内試験（サンプル採取）
	全硫化物　(mg/1)	・ヘッドスペース法（現地計測）
	溶存硫化物(mg/1)	・ヘッドスペース法（現地計測）
	ｐＨ	・携帯用pH計（現地計測）
	ＤＯ　(mg/1)	・携帯用DO計（現地計測）
	ＯＲＰ　(mg/1)	・携帯用ORP計（現地計測）
	ＢＯＤ　(mg/1)	・室内試験（サンプル採取）
	ＳＳ　(mg/1)	・室内試験（サンプル採取）
	水温　(℃)	(pH計に付属)
ｺﾝｸﾘｰﾄ	表面pH	・リトマス試験法
	中性化深さ	・ハンマー ・フェノールフラレイン法 （１％エタノール溶液）
	ｺｱｰｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞによる室内試験	・室内pH試験 ・硫酸イオン測定 ・フェノールフタレイン法 ・Ｘ線マイクロアナライザー

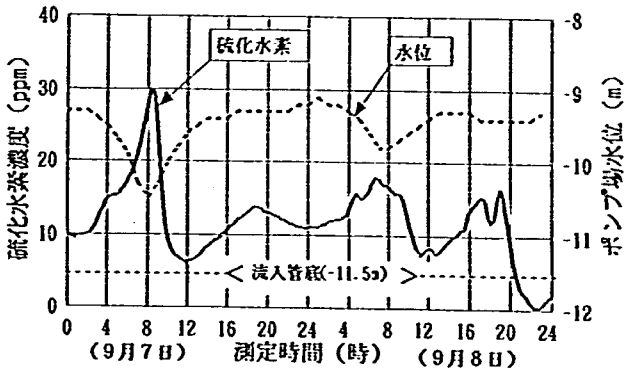
このため６年度は、合理的な硫化水素対策のための計測・点検手法の基礎的検討を行うために、脱水機室等の室内における脱臭装置の制御用に開発された気相中硫化水素連続計測器をＡ県流域下水道の中継ポンプ場下流マンホール内に設置し（【図－７】参照）、平成６年８月から平成７年２月中旬までの約７箇月間、マンホール内気相中硫化水素濃度の連続計測を行った。なお、同計測器は空気吸引器と硫化水素濃度センサーからなっており、硫化水素センサーからの情報は、ＡＤボードを介してパソコン内に取り込むとともにフロッピィディスクに記録・保存し、今回の解析に用いた。また、マンホール内の空気は計測機器内に24時間連続吸引するとともに、計測値は５分に１回自動的にディスクに記録させ、２週間に１回計測器の保守点検を兼ねてデータを回収した。測定期間内における連続測定結果を【図－８】に、日間変動の例を【図－９】に示す。なお、【図－８】には、１日における全データ(288個:24時間×60分/5分)から求めた日平均値を示すとともに、【図－９】には5分毎の各計測値を示した。



【図－７】硫化水素連続計測地点の概要



【図－８】硫化水素濃度連続計測結果(７ヶ月間)



【図－９】硫化水素濃度連続計測結果(9月8日)

両図に示すように連続測定期間中においては、マンホール内気相流下水素濃度に大きな月間変動及び日間

変動、時間変動が認められ、7箇月の連続測定期間内では日平均値で最大約18ppm（8月中旬）～最小1ppm（1月上旬）までの値を示した。このように気相中硫化水素濃度は、時間的変動が大きいことから、前述のような一時的なスポット計測により種々の硫化水素対策の検討を行うことは適切ではないと考えられる。

日平均値変動の理由としては、水温の変化による硫酸塩還元細菌の活性度や生成硫化水素の溶解度による影響の他、降雨の影響(ex. 8月下旬における急激な硫化水素濃度の減少)も認められる。一方、【図－9】に示した各時刻における気相中硫化水素とポンプ井水位の間には相関が認められることから、気相中硫化水素の時間変動の理由としては、ポンプ井水位の変動に伴って下水滞留時間が変化することによる下水中生成硫化物量の影響が考えられる。今回の計測では、ポンプ井内の水質測定を実施しなかったことから、本マンホール内において生成している気相中硫化水素の原因解明を行うことは困難であるが、仮に【表－9】に示した水質項目に関して気相中硫化水素濃度と同様に連続計測を行えば、硫化水素生成原因の特定化、更には合理的な硫化水素対策の立案（硫化水素生成原因がポンプ井内の下水の滞留によると特定できれば、ポンプ井内の空気注入や常時低水位運転等による下水の嫌気化防止策を講ずれば良い）も可能となる。

測定期間中、9月中旬から10月まで一時的に気相中硫化水素が大きく減少している期間は、A県において実施された圧送管出口における薬品注入実験期間中であり、9月15日前後においてはほとんど気相中硫化水素濃度は検出されていない。なお、同実験においては最適薬品注入率や最適薬品注入制御法等を検討するために、種々の実験条件(薬品注入率)下での硫化物の抑制効果の確認が行われたため、実験期間内では少量の硫化水素が認められた期間もある。以上のように、各種の硫化水素対策手法の効果確認を行う場合、気相中硫化水素濃度の連続計測は有効な手法であり、計測地点における情報を薬品注入地点にフィードバックさせて薬品注入量の制御に用いることができれば、適切な硫化水素対策も可能となる。ただし、この場合には薬品注入地点と計測地点との間の流下時間に応じた情報の時間差がある（薬品注入後、流下時間だけ経過した時点での薬品効果情報しか得られない）ため、これを補う情報処理プロセスが必要となる。

【図－8】においては、途中12月中旬と1月中旬にデータの空白期間が認められるが、この理由は室内環境とは異なったマンホール内の特有な環境による計測機器の異常（高い湿度による電子機器の故障・連続した高濃度の硫化水素ガス及び結露等によるセンサーの劣化等）に伴うものである。したがって、今後は計測機器にとっては劣悪な環境下にあるマンホール内でも高濃度の気相中硫化水素ガスを安定的に連続計測・記録できる機器の開発が必要となると考えられる。

3．3　処理場機械設備における補修・更新及び劣化要因

下水処理場における施設を分類すると、土木・建築施設と機械・電気設備に大別することができ、土木・建築施設(コンクリート構造物)に関しては、5年度において13政令都市における処理場コンクリート構造物に関して、劣化が生じている処理施設及びこれらの劣化が生じた原因等に関するアンケート調査を実施し、最も多く発生している劣化原因は硫化水素によるコンクリートの腐食であることを明らかとした。一方、機械・電気設備については、発注比率が土木・建築施設と比較して低いものの、標準耐用年数が約50年と言われいる土木・建築施設と比較して約20年以下と短いものが多いことから、機械・電気設備の改築・修繕費用に占める割合は高いと考えられる。このため、6年度においては、下水処理場における機械設備の劣化状況

や劣化発生状況、各種機械設備の部材交換頻度等を明らかにするために、政令都市等を対象とした「大都市における下水道施設（機械設備）の改築・修繕等に関するアンケート」調査を実施した。

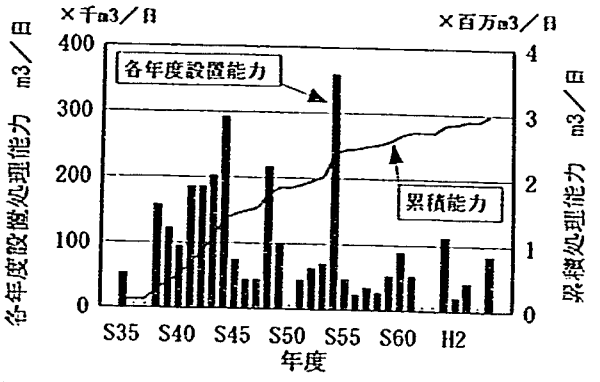
3．3．1　アンケートの概要

6年度実施したアンケート対象自治体は、(社)日本下水道協会に設けられている技術委員会幹事会設備分科会所属の10都市(神戸市除く)と東松山市の計11都市であり、アンケートには各都市内で比較的古くから供用を開始している1処理場(大阪市においては2処理場)について記入を依頼した（【表－10】参照）。なお、今回アンケート対象の12処理場の合計下水処理量は約250万ｔ／日であり、これは6年度における全国の処理場下水処理量の約8％である。12処理場における各年度水処理設備設置能力は【図－10】に示す通りであり、昭和40年代に約2/3の設備が設置されている。

【表－10】アンケート対象都市の概要

都市名	処理場名	処理水量 (m3／日)			供用開始年度
		全体	設置済	流入水量	
札幌	創成川下水処理場	144,000	144,000	115,910	S42
仙台	南蒲生下水処理場	506,800	506,800	359,000	S39
東京	葛西処理場	940,000	400,000	328,000	S56
横浜	南部下水処理場	225,000	225,000	206,000	S40
名古屋	岩塚下水処理場	150,000	150,000	153,100	S44
京都	鳥羽処理場	1,273,081	989,000	726,950	S14
大阪	中浜下水処理場	300,000	288,000	243,282	S35
大阪	千島下水処理場	125,000	79,000	53,000	S38
広島	大州下水処理場	47,500	47,500	47,790	S55
福岡	中部下水処理場	300,000	300,000	222,343	S41
東松山	市野川終末処理場	53,200	21,300	19,280	S52
横須賀	上町浄化センター	54,900	35,200	35,200	S39
合計	－	4,119,481	3,185,800	2,509,855	－

【図－10】各年度設置能力の推移



アンケートは、平成5年度において設置されている機械設備の概要（設置年度・機種名・型式・台数）と平成5年度から過去11年間において改築・修繕を行った機械設備の改築修繕実施年度・対象機器設置年度・機種名・型式・修繕部位・台数・理由・発見方法・工事費について行った。なお、機種名は【表－11＆12】に示す様に、中分類と小分類に分けて各々代表的な設備名をコード化した。また、各々の小分類の設備毎に代表的な型式や部材名についても【表－13＆14】の汚泥掻寄機の例に示すようなコード化を行うとともに、改築・修繕内容【表－15】及び、理由【表－16】についてもコード化した。入力に際しては、各様式が保存してあるフロッピィディスクを各都市に送付し、パソコンにより各項目コード入力してもらった。なお、送付したフロッピィディスクには、各項目に関してコード入力を行うことによりそのコードの内容が全て自動的に表示されるような機能を付加した。

【表－11】中分類

ｺｰﾄﾞ	設備名
1	沈砂池
2	主ﾎﾟﾝﾌﾟ
3	最初沈殿池
4	ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ
5	送風機
6	最終沈殿池
8	塩素混和池
9	処理水再利用
10	汚泥消化
11	汚泥加温
12	ガス貯留
13	汚泥洗浄
14	汚泥脱水
15	汚泥焼却

【表－12】小分類

ｺｰﾄﾞ	設備名	ｺｰﾄﾞ	設備名
1	ｹﾞｰﾄ	15	クレーン
2	堰	16	曝気用送風機
3	除塵機	17	空気ろ過器
4	除砂機	18	給排気ﾌｧﾝ
5	搬送機	19	脱臭設備
6	し砂洗浄機	20	汚泥掻寄機
7	し渣脱水機	21	ｽｶﾑ除去装置
8	ｽｸﾘｰﾝ分離機	22	散気装置
9	沈砂洗浄機	23	ろ過器
10	ﾎﾞﾝﾌﾟ	24	脱流器
11	電動機	25	ﾎﾞｲﾗﾝﾀ
12	減速機	26	汚泥脱水機
13	内燃機関	27	タンク
14	弁類		

【表－13】汚泥掻寄機型式

ｺｰﾄﾞ番号	型式名
1	ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ
2	2階層式ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ
3	中央駆動懸垂形
4	中央駆動支柱形
5	周辺駆動形
6	ﾐｰﾀﾞ形
99	その他

【表－14】ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ部材

ｺｰﾄﾞ	部材名
33	駆動装置
100	ﾁｪｰﾝ
79	ｽﾌﾟﾛｹｯﾄ
113	ﾃｰﾀﾙｱｯﾌﾟ
146	ﾌﾗｲﾄ
58	軸
60	軸受
178	ﾚｰﾙ
29	給油装置
40	鋳製ﾌﾟﾘｯｼﾞ
178	ﾚｰﾙ
179	ﾚｰﾙｱｰﾑ
143	ﾌｨｰﾄﾞｱｰﾑ
70	ｽｸﾚｰｽｸﾚｰﾊﾟｰ
86	ｾﾝﾀｰｶｰｼﾞ
99	その他

【表－15】改築修繕内容

ｺｰﾄﾞ	名　称
1	部材交換
2	分解整備
3	潤滑油交換
4	塗装
99	その他

【表－16】改築・修繕理由

ｺｰﾄﾞ	理由名
1	異常電源
2	部分放電
・	・
・	・
・	・
6	作動不良
7	振動
8	疲労
9	磨耗
10	衝撃
11	摩擦
12	欠損
・	・
・	・
・	・
41	排水地区拡張
42	部品の入手
99	その他

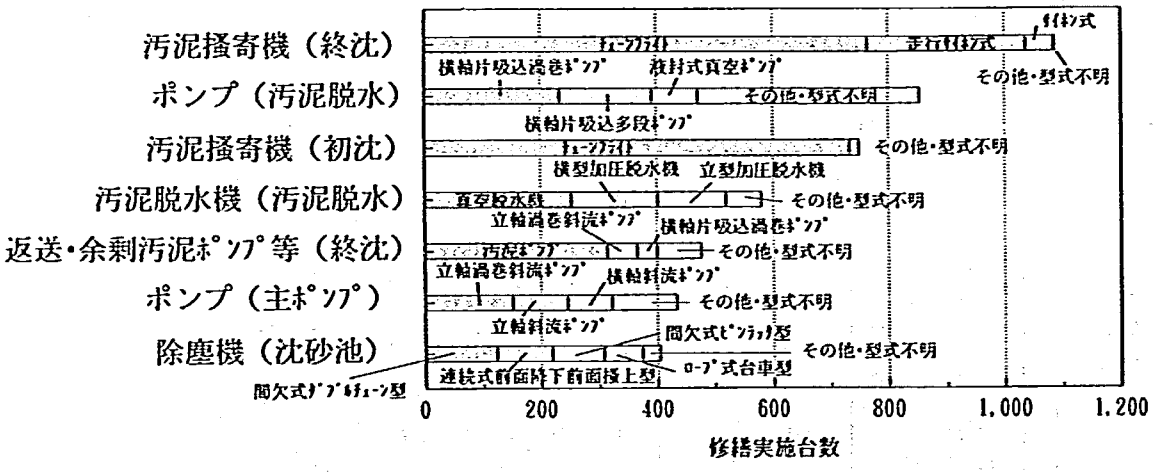
3．3．2　改築・修繕実施状況

ﾃﾞｰﾀ入力が有効であった11処理場において入力されたアンケート結果をパソコン処理し、各項目毎にコードで分類・整理した。【表－１７】は、各施設(中分類)・設備(小分類)ごとに、修繕（更新改良等による部材交換・整備点検・塗装等）を実施した台数の多い順位に整理した結果である。５年度から過去11年間(対象11処理場中2処理場は過去4年間、1処理場は過去6年間)において、最も多く修繕が行われた設備は、最終沈澱池の汚泥掻寄機であり、以下汚泥脱水機棟内のポンプ(汚泥供給ポンプ等)、最初沈澱池汚泥掻寄機、汚泥脱水機と続いている。また、過去11年の間に行った修繕台数を平成５年度に設置されている各設備の設置台数で割れば、設置した機械設備１台当たりの11年間における概略の修繕回数を求めることができる。ただし、過去11年の間に設置された機器もあることから、この修繕回数は概略の数値である。また、ここで言う修繕の内容は部材交換・塗装・分解整備を含むものである。この結果、11年当たり最も修繕が多い設備は、汚泥脱水機であり、以下沈砂池における除砂機、曝気用送風機、主ポンプ内燃機関と続いている。

【表－１７】　各設備毎の修繕実施台数

順位	コード番号	施設名	コード番号	設備名	修繕実施台数（a）	現在設置台数（b）	(a)/(b)	設置台数当り順位
1	6	最終沈殿池	２０	汚泥掻寄機	1087	364	2.99	⑥
2	１４	汚泥脱水	１０	ポンプ	854	282	3.03	⑤
3	3	最初沈殿池	２０	汚泥掻寄機	750	254	2.95	⑦
4	１４	汚泥脱水	２６	汚泥脱水機	581	68	8.54	①
5	6	最終沈殿池	１０	ポンプ(返送・余剰汚泥P.)	477	230	2.07	14
6	2	主ポンプ	１０	ポンプ	435	226	1.92	15
7	1	沈砂池	3	除塵機	406	138	2.94	⑧
8	3	最初沈殿池	２１	スカム除去装置	368	405	0.91	19
9	1	沈砂池	4	除砂機	353	96	3.68	②
10	1	沈砂池	5	搬送機	349	127	2.75	⑨
11	１４	汚泥脱水	5	搬送機	299	130	2.30	⑩
12	5	送風機	１６	曝気用送風機	247	74	3.34	③
13	3	最初沈殿池	1	ゲート	224	531	0.42	20
14	7	塩素混和池	１０	ポンプ(薬液注入P.)	174	78	2.23	12
15	8	処理水再利用	１０	ポンプ	168	126	1.33	17
16	2	主ポンプ	１３	内燃機関	139	43	3.23	④
17	2	主ポンプ	１１	電動機	134	117	1.15	18
18	9	汚泥濃縮	１０	ポンプ(汚泥引抜P.)	131	97	1.35	16
19	１０	汚泥消化	１０	ポンプ(汚泥引抜P.)	128	57	2.25	11
20	5	送風機	１１	電動機	128	60	2.13	13

修繕回数の多い上位７設備に関して、過去11年間で修繕を行った設備の型式内訳を【図－１１】に示す。ただし、この数値は各型式の過去11年間の累計修繕台数であり、各型式設備１台当たりの修繕比率(部材交換・点検・塗装等実施頻度)は、各型式の５年度における各型式設置台数から計算を行う必要がある。同図の結果、最も累積修繕台数の多いものは、終沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄであり、以下初沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ、返送余剰汚泥ポンプの汚泥ポンプ(詳細型式不明)、真空式汚泥脱水機と続いている。



【図－１１】　改築・修繕台数型式内訳

【表－１８】及び【表－１９】は、【図－１１】において累積修繕台数の最も多かった終沈及び初沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄについて、その構成部材ごとにその台数を修繕内容(部材交換・塗装・分解整備等)と理由により分類したものである。累積修繕台数の多かった終沈・初沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄの修繕理由及び修繕内容は、部材に関わらずそのほとんどが摩耗による部材交換であり、その実施頻度は、ｽﾌﾟﾛｹｯﾄ・ﾁｪｰﾝ・ｼｭｰ・軸受け･ﾚｰﾙの順に多い。

また、【図－１２】は終沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄに関して、修繕台数の多い部材毎にﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ設置年度からの経過年数に応じた各部材累計交換比率を示したものである。ここで、累積交換比率とは、各経過年数以下の時点で各部材について交換を行った比率である。例えば、【図－１２】において経過年数15年の時点でのｽﾌﾟﾛｹｯﾄの累計交換比率が約50％とあるのは、施設設置後15年間が経過したﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ100台当たり、50台が過去15年の間でｽﾌﾟﾛｹｯﾄを交換しており、残りの50台が当初設置したｽﾌﾟﾛｹｯﾄを交換することなく引き続き使用していることを意味している。同図より、いずれの部材に関しても経過年数が６年以下ではほとんど交換されていないと考えることができる(軸受けに関しては約10年間)。また、最も交換頻度が高かったｽﾌﾟﾛｹｯﾄとﾁｪｰﾝに関しては、経過年数6年以降ほぼ直線的に増加しており、今回の解析結果では経過年数20年時点で７割のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄにおいては、過去20年の間に交換が行われている。逆に、20年間に渡ってｽﾌﾟﾛｹｯﾄとﾁｪｰﾝを使用できる確率は、約3割であると考えることができる。

【表－１８】初沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ改築・修繕理由と内容

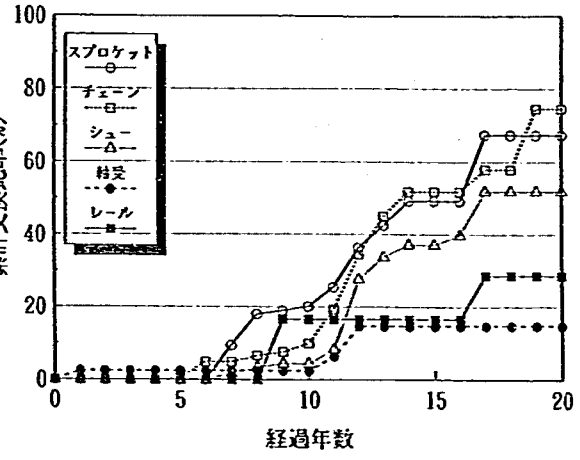
No.	部材名	工事台数	摩耗		欠損	腐食	汚損等	信頼性		その他
			交換	塗装	交換	交換	塗装	交換	整備	
①	スプロケット	149	142	1			4	2		
②	シュー	103	103							
③	チェーン	95	86		1	6				2
④	駆動装置	56	11				13	6	12	14
⑤	軸	42	27			2	12			1

以下、⑥レール：34台、⑦軸受：31台、⑧配管類：28台、
⑨カバー：22台、⑩スリーブ：22台

【表－１９】終沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ修繕理由と内容

No.	部材名	工事台数	摩耗		欠損	腐食	疲労
			交換	反転	交換	塗装	交換
①	スプロケット	128	118		2	8	
②	チェーン	106	104	2			
③	シュー	65	64		1		
④	軸受	62	59			2	1
⑤	レール	57	56		1		

以下、⑥駆動装置：39台、⑦安全装置：29台、⑧軸：25台、
⑨配管類：22台、⑩減速機20台



【図－１２】終沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ部材交換比率

【表－２０】汚泥ﾎﾟﾝﾌﾟ修繕理由と内容

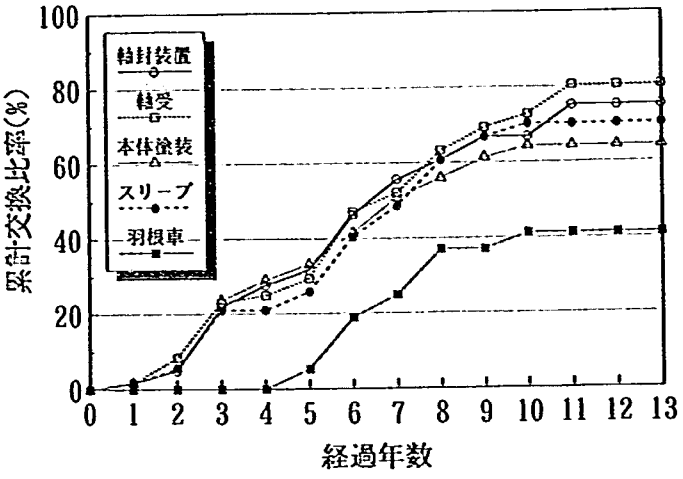
No.	部材名	工事台数	摩耗		腐食	
			交換	整備	塗装	交換
①	軸封装置	39	31			8
②	軸受	39	37	2		
③	本体	35			35	
④	スリーブ	30	30			
⑤	羽根車	14	14			

以下、⑥軸：11台、⑦配管：11台、⑧ケーシング：9台、
⑨配管類：7台、⑩電動機：6台

【表－２０】は、汚泥脱水機棟における汚泥ポンプ（型式：横軸片吸込渦巻きポンプ）について、終沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄと同様に、その構成部材ごとにその台数を修繕内容（部材交換・塗装・分解整備等）と理由により分類したものであり、【図－１３】は、修繕台数の多い部材毎に経過年数に応じた各部材累計交換比率を示したものである。累積修繕台数の多かった汚泥ポンプの修繕理由及び修繕内容は、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ同様部材に関わらずそのほとんどが摩耗による部材交換であり、その実施頻度は、軸封装置・軸受・本体・ｽﾘｰﾌﾞ・羽根車の順に多い。また、軸封装置・軸受・本体・ｽﾘｰﾌﾞの累計交換比率は、経過年数約１年後から増加しており、13年間に渡ってこれら部材を交換しないで使用できる確率は、約２～３割であると考えることができる。た

だし、上記に示した累計交換比率に関しては、昭和48年以降に設置されたﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄと渦巻きポンプについて、昭和58年以降の部材交換実績に基づいて解析を行っている。なお、参考のため【表－２１】には真空汚泥脱水機の構成部材ごとにその部材交換台数を修繕内容（部材交換・塗装・分解整備等）と理由により分類したものを示す。

以上のように、今回のアンケートの手法を用いれば、過去修繕を実施してきた履歴を容易に解析でき、過去に修繕の手間が多くかかってきた機種とその原因（交換部材とその理由）を特定化することや、各機器の信頼性（経過年数に応じた交換比率）及び適正な定期点検頻度等を求めることも可能となる。したがって、本アンケート手法を処理場改築修繕データベースとしてシステム化し、データの蓄積を図っていけば、処理場内に数多く存在する機械設備のより合理的な補修・更新が可能となると考えられる。



【図－１３】汚泥ﾎﾟﾝﾌﾟ部材交換比率

【表－２１】真空汚泥脱水機修繕理由と内容

No. 部材名	工事台数	摩耗 交換	摩耗 整備	閉塞 交換	腐食 汚損等 交換	腐食 汚損等 整備	その他
① ワイヤー	120	117	3				
② 配管類	32	4		9	18	1	
③ ろ材	22				8		14
④ 軸受	12	9	1			1	1
⑤ 弁類	9	7	1			1	

以下、⑥グリッド：8台、⑦減速機：8台、⑧アジテータ：6台、⑨本体：4台、⑩配管：4台

4．まとめ

６年度調査においては、昨年度明らかとした下水道コンクリート構造物において最も多い修繕・改築要因である硫化水素による腐食に焦点を当て、生物膜モデルを用いた生成硫化物量予測手法に基づいて、種々の因子が硫化物生成速度に及ぼす影響について考察するとともに、腐食防止対策実験施設を用いて圧送管路施設における硫化物生成速度に関する検討を行った。今後、腐食防止対策実験施設を用いて種々の条件下における硫化水素生成速度に関する実験を行い、同予測手法の適合性について検討を行う必要がある。また、合理的な硫化水素対策のために必要となる計測項目や計測方法について検討するとともに、気相中硫化水素濃度を約７ケ月連続計測し、自動計測機器を用いた場合の有効性等を明らかとした。今後は、気相中硫化水素濃度以外の他の計測項目に関しても、適切な計測方法や計測機器さらには、得られたデータの解析手法等を明らかとし、合理的な硫化水素対策点検手法を確立していく必要がある。一方、下水処理場においてはコンクリート構造物と比較して耐用年数の短い機械・電気設備も多く設置されていることから、６年度においては、政令都市等を対象としたアンケート調査を行い、処理場機械設備の劣化状況や各部材交換頻度等を明らかとした。今後、本アンケート手法を処理場改築修繕データベースとしてシステム化し、データの蓄積を図ることにより、処理場内に数多く存在する機械設備のより合理的な補修・更新が可能となると考えられた。

<参考文献>

1）P. H. Nielsen et.al., Effect of Sulfate and Organic Matter on the Hydrogen Sulfide Formation in Biofilms of Filled Sanitary Sewers, JWPCF, Vol. 60, No. 5, 1988/5

2）G. A. Holder, R. Van Oorschot and J. Hauser, Experimental and Theoretical Studies of Sulfide Generation in Sewage Systems, Wat. Sci. tech. Vol. 21, 1989

3）E. J. La Motta External Mass Transfer in a Biological Film Reacter :Biotechnology and Bioengineering, Vol. 13, P-1359-1370, 1976

4）小林清志、飯田嘉宏 新版移動論 朝倉書店（1989）

5）片岡春男，吉本国春，石川邦男，ﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽ法による硫化物の測定，下水道協会誌，Vol. 31, No. 373, 1994/8

３．新しい役割に対応した計画手法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　高島英二郎

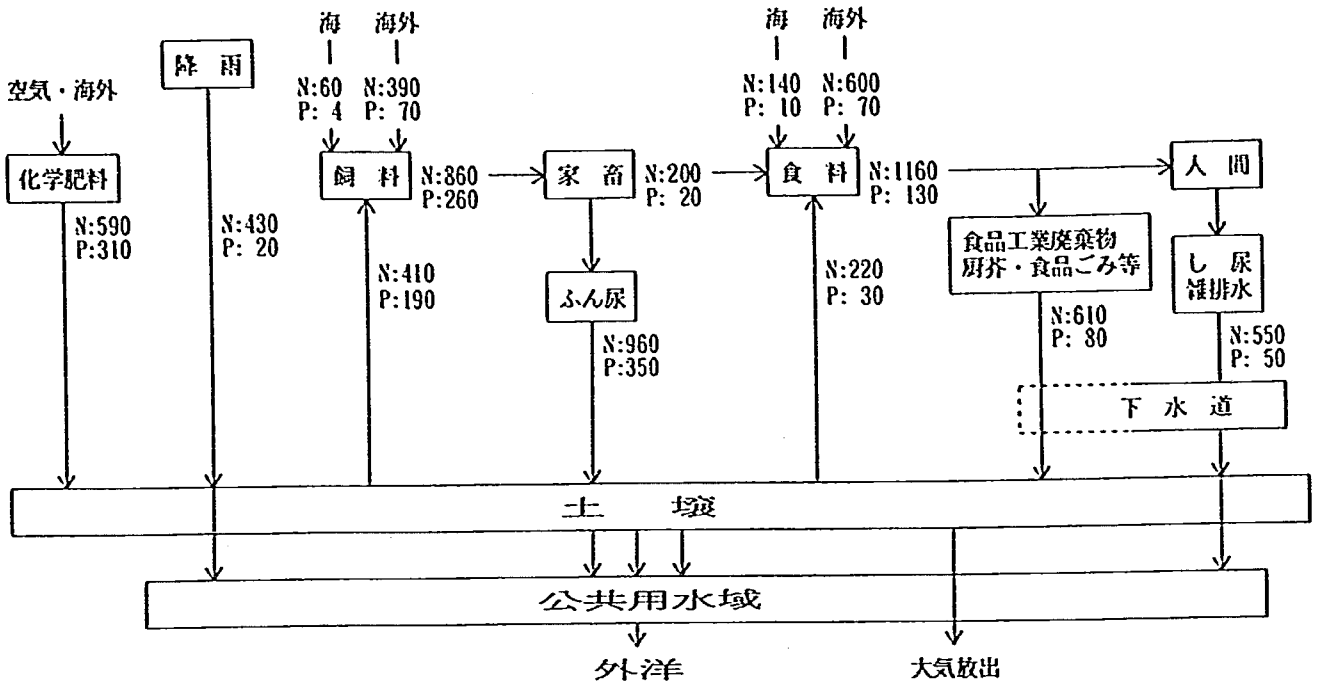
１．はじめに

下水道事業の基本的な役割は下水の排除と処理である。これに加え、近年、下水道の持つ様々な資源を積極的に利用し都市の発展や住民の利便等に寄与しようとするいわゆる下水道資源の多目的利用が試みられている。このうち下水道の施設を用いた多目的利用としては処理場・ポンプ場の上部空間利用や管渠空間の利用があり下水道からの発生物を用いた多目的利用としては処理水、汚泥、下水の熱の利用等があげられる。下水道資源の多目的利用は資源の効率的な活用という面等から今後も積極的に推進されるべきものではあるが、下水道事業を進めていく上でこのような多目的利用がどのような意義や効果または問題点を持っているのか明確にされていないのが現状である。このような背景をふまえ、本調査は下水道資源の多目的利用の効果や必要性を評価するとともに問題点の整理を行い、その望ましい方向性を明らかにすることを目途として実施するものである。平成６年度は上記多目的利用のうち下水汚泥の有効利用を取り上げ、その意義、流通状況の調査、コスト面による評価、問題点の把握等を調査した。

２．窒素・りんの循環から見た下水汚泥有効利用の評価

図－１に、各種資料[1)]から計算した日本全体としての窒素（Ｎ）・りん（Ｐ）の年間循環量の概略を示す。ただし、これには肥料、食料に関わるものを含むが、それ以外の工業に関わるものは含まれていない。これによると、日本国土外から日本国土に流入するＮは2,210千トン、Ｐは480千トンである。流入するＮの中で最も多くを占めるのは食飼料輸入による分、Ｐの中では化学肥料として使われる分である。参考に、この量を日本の国土面積と平均降水量1700㎜で割って水質に換算した値はＮ3.4㎎/l、Ｐ0.75㎎/lとなる。一方、国土内へ流入したＮ、Ｐは水域経由で外洋へ流出するほか、脱窒等の大気放出によっても流出するが、国土内への蓄積も多いものと推測される。

国内で排出されるＮ、Ｐは、化学肥料の水域への流失を除くと、家畜ふん尿、食品廃棄物、し尿・雑排水の計で、Ｎ2,120千トン、Ｐ480千トンとなる。このうち家畜ふん尿の量はＮ960千トン、Ｐ350千トンと最も大きく、公共用水域の水質保全上、家畜ふん尿への対策の寄与度が大きいことが分かる。また、下水汚泥を緑農地利用しようとする際にも、家畜ふん尿は最大の競争相手であると言える。下水道で受け入れる対象となり得る分は、し尿・雑排水の全体と食品廃棄物の半分とすると、Ｎ850千トン、Ｐ90千トンとなる。このうち仮に全体を肥料等としてリサイクルできるとすれば、化学肥料として国土外から流入するＮの全体、Ｐの29％を削減できることになる。このように、下水汚泥等の緑農地利用を推進することはＮ・Ｐ資源の有効活用の点から重要であるほか、日本国土に流入するＮ・Ｐの量を削減できる点から水質保全にも寄与できるものと考えられる。



図－1　日本全体としてのN・Pの循環量（食料・肥料以外の工業を除く）　単位：千トン/年

3．下水汚泥製品の生産流通形態

3．1　緑農地利用に関わる下水汚泥の生産流通形態の分類

全国の自治体へ下水汚泥の有効利用状況についてアンケート調査を実施した結果、緑農地利用に関わる下水汚泥の生産流通形態は概ね以下のように分類することができた。なお、未回答の自治体等があるため、件数についてはだいたいのめやすである。

パターン1（44件）：脱水汚泥のまま使用者へ供給する。この中に、使用者側で堆肥化している場合、複数の使用者で組織される組合へ供給している場合もある。多くが無料であるが、処分費等が支払われている場合、民間会社に売却している場合もある。

パターン2（44件）：下水道事業の中で脱水汚泥をコンポスト化または乾燥し、直接使用者へ供給する。有料の場合と無料の場合がある。

パターン3（11件）：下水道事業の中で脱水汚泥をコンポスト化または乾燥し、農協、民間会社、公社によって製品を販売する。この中に、コンポスト化施設の運転も民間会社又は公社に委託している場合もある。

パターン4（7件）：焼却灰を民間会社に売却または処分委託して緑農地利用する。

パターン5（84件）：脱水汚泥を民間会社が処分委託を受けてコンポスト化する。

パターン5については脱水汚泥を産業廃棄物として民間会社に処分委託しているものであり、民間会社でコンポスト化した後、どのように流通しているかを自治体において把握していない例が多く見られた。

3．2　建設資材利用に関わる下水汚泥の生産流通形態の分類

下水汚泥の建設資材利用は規模の大きい自治体等（エースプランを含む）での取り組みが多い。また、試験段階のものも多く、建設資材利用については品質の安定化・向上等の技術の確立が急がれている段階のものが多い。建設資材利用に関わる下水汚泥の生産流通形態は概ね以下のように分類することができた。

パターンA（7件）：下水道事業の中で溶融スラグ化を行い、使用者へ供給する。

パターンB（5件）：下水道事業の中でレンガ製造を行い、使用者へ供給する。

パターンC（８件）：焼却灰をタイル、ブロック、レンガ等製造業者へ原料として供給する。

パターンD（２件）：焼却灰を埋め戻し土改良用に利用し、下水道工事施工業者へ供給する。

パターンE（５件）：脱水汚泥または焼却灰をセメント工場に処分委託し、セメント原料として利用する。

４．下水汚泥処理処分・有効利用のコスト分析

コスト面から下水汚泥有効利用の問題点及びあり方を探るために、有効利用のみに限らず各形態の汚泥処理処分に要しているコストについて、全国の自治体等（エースプランを含む）からデータを収集した。消化の有無や脱水時の凝集剤の種類等によってその後のコストは影響を受けるが、今回は脱水までの費用は含めず、脱水ケーキの処理処分・有効利用に要しているコスト（消費税込み、平成５年度実績）を調査した。44都道府県12指定市からの回答の集計結果を以下に記す。

４．１　建設費

焼却、レンガ焼成、溶融、コンポスト化、乾燥の各施設の建設費等についてまとめた結果を表－１に示す。なお、レンガ焼成の建設コストを横並びで比較するためには、焼却コストとの和として見るべきである。施設能力（脱水ケーキｔ/日）当たり建設費はコンポスト化が平均で112百万円と非常に高く、コンポスト化施設建設費の低減が望まれるところである。

４．２　施設運転費、処分委託費、売却収入等

汚泥処理・有効利用施設の運転費、処分委託費等についてまとめた結果を表－２に示す。表中の番号及び項目の意味は以下の通りである。

１：脱水ケーキを産廃処分業者委託で埋立処分、２：脱水ケーキを下水道管理者自ら埋立処分

３：焼却、３－１：灰を埋立処分、３－２：灰を業者委託（委託費支払）により有効利用、

３－３：灰を売却し有効利用、３－４：灰を使ったレンガ焼成（下水道事業で）

４：溶融、４－１：スラグを埋立処分、４－２：スラグを売却し有効利用

５：業者委託によるコンポスト化、６：下水道事業としてコンポスト化

７：乾燥、７－１：乾燥汚泥を売却し緑農地利用

なお、下水道管理者以外の公的機関へ委託し脱水ケーキを処分している場合（34件）は表－２に含まれていない。表－２の見方は、例えば３－１の焼却灰を埋立処分しているときの平均コストは(19,705+1,638)=21,343円/ｔ、３－４のレンガを製造しているときは(19,705+5,449-1,655)=23,499円/ｔ、６の下水道事業

表－１　汚泥処理施設の建設費等調査結果

	焼　却				レンガ焼成				溶　融				コンポスト				乾　燥			
	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②	建設費 百万円 ①	能力 t/日 ②	実績 t/日	①/②
件数	103	105	105	101	3	3	3	3	8	4	4	3	29	29	27	29	15	13	14	13
平均	4,375	139	77	36	3,942	317	129	14	13,832	71	45	42	1,145	14	11	112	303	15	5	35
標準偏差	7,846	209	111	39	410	145	27	5	17,055	55	21	1	1,638	20	22	105	203	8	4	29

注)1. 能力は施設能力、実績は実績処理量、能力当り建設費(①/②)の単位は百万円／(ｔ/日)
2. ｔは全て脱水ケーキでのｔである。（レンガ焼成についても）

表－２　汚泥処理施設の運転費、処分委託費、売却収入等の調査結果　単位：円／脱水ケーキｔ

	1．業者委託埋立			2．自ら埋立	3．焼却							4．溶融			
	委託費	内訳			焼却炉	3－1	3－2	3－3 灰の売却		3－4 ｾﾒﾝﾄ焼成		溶融炉	4－1	4－2 スラグ売却	
		運搬費	処分費	埋立費	運転費	処分費	委託費	売却収入	販売経費	運転費	売却収入	運転費	処分費	売却収入	販売経費
件数	280	206	206	16	106	83	14	6	2	3	2	8	2	5	4
平均	18,608	6,773	11,380	4,132	19,705	1,638	1,074	83	714	5,449	1,655	21,104	998	446	263
標準偏差	9,579	4,813	7,357	2,602	30,318	1,452	457	74	99	2,179	801	9,825	332	223	282

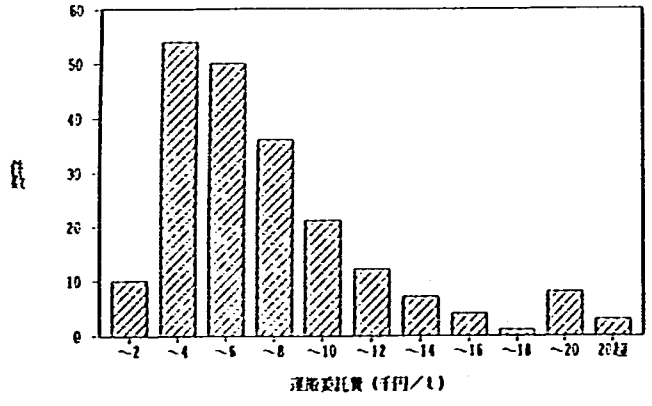
	5．業者委託コンポスト			6．下水道コンポスト			7．乾燥	
	委託費	内訳		建設	売却	販売	建設	7－1
		運搬費	処分費	運転費	収入	経費	運転費	売却収入
件数	153	93	94	26	18	4	15	6
平均	16,569	5,871	10,901	40,068	4,708	1,646	29,398	2,635
標準偏差	6,357	3,961	4,200	42,907	6,602	1,447	38,924	2,074

注）灰の処分費等も含めて全て脱水ケーキの
ｔ当りに換算してある。

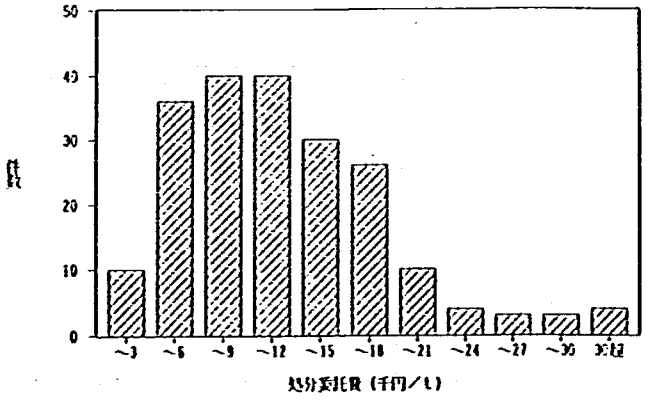
でコンポスト化しているときは(40,068-4,708+1,646)=37,006円/ｔとなる。また、物を販売するときは、運搬費、人件費等の販売経費が必要となるが、表－２には販売経費についても回答のあったものを入れてある。汚泥製品は現状では低価格のものしかないため、売却収入より販売経費の方が大きくなるケースもあった。

業者委託による埋立と業者委託によるコンポスト化を合わせた件数は433に上っており、非常に多くの自治体が下水汚泥の処分を民間に頼っているのが現状である。また、業者委託によるコンポスト化を除き、有効利用を行なう方がコストが高くなっているのが現状である。特に、下水道事業によるコンポスト化はランニングコストについても非常に高くなっており、大きな課題である。しかし、今後埋立処分地が不足していくとともに埋立処分費も上昇していくことが予想される。したがって、現状でのコスト比較のみによらず有効利用を推進するとともに、有効利用のコスト削減への努力を行う必要がある。

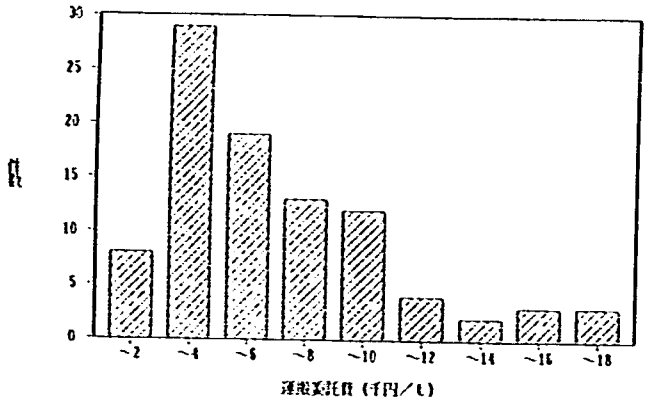
図－２～５は、脱水ケーキの業者委託費の分布について、埋立処分する場合(１)の運搬費（図－２）と処分費（図－３）、コンポスト化(５)の場合の運搬費（図－４）と処分費（図－５）の別に表したものである。運搬委託費、処分委託費ともさまざまであるが、脱水ケーキの運搬費でｔ当たりで２万円以上も払いおそらくは遠距離に運搬している箇所もある。埋立処分委託費は３～18千円/ｔ、コンポスト処分費は６～15千円/ｔに多くが分布している。



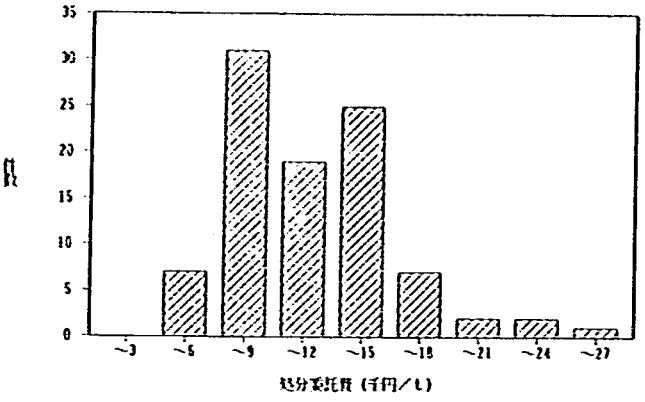
図－２　埋立(1)の業者委託費（運搬費）



図－３　埋立(1)の業者委託費（処分費）



図－4　コンポスト処分(5)の業者委託費（運搬費）



図－5　コンポスト処分(5)の業者委託費（処分費）

5．下水汚泥有効利用の問題点の把握

自治体アンケート及び有効利用実施自治体へのヒアリング調査による、下水汚泥有効利用の現状における今までに述べた以外の問題点は以下の通りである。

下水道事業者または公社が製品を製造・販売する場合、価格の設定によっては既存の市場に影響を与え民業の圧迫になる可能性がある。この点では、民間に材料を供給し、民間において製造・販売する方が民業への影響は少ない。また、販売のための営業活動については民間の方が行いやすい面もある。しかし、下水汚泥の供給先について責任を持つという点からは、この方法では汚泥製品の最終供給先が不明になるおそれがある。民間による販売促進を進めるためには、汚泥製品の品質・安全面での管理が課題である。

下水汚泥の緑農地利用に関して、民間会社（産業廃棄物処理業）が処分委託を受けてコンポスト化している件数が一番多い。地域によっては、下水道事業の中で作っているコンポストと、他の下水道箇所から汚泥を受け入れて民間会社が作っているコンポストが市場で競合しているという例もあった。この場合、仮に公共事業で作っているコンポストが非常に低価格に設定され市場を席巻してしまえば、その民間会社が圧迫されるほかに、そこに汚泥処分を委託している自治体にとっても汚泥処分に困ることになる。汚泥有効利用の民間委託については、民間であるがゆえの不安定性が存在することは否定できない。

農業利用を進める上では、現状の日本における農業の動向について不安要因がある。たとえば、減反により水田の麦畑への転換が推進されていた時期にはコンポストの需要が大きかったが、農政の方針変更によって需要が落ちたという例もあった。農業利用への供給量を本格的に増やしていくためには、農政と協調して進めていくことが必要であろう。また、ゴルフ場での利用量についても景気に影響されやすいという問題がある。緑農地利用に限らず、汚泥製品を一般の市場へ供給する限りは、社会動向、景気等の影響を必ず受けるという不安定要因がある。汚泥製品の一般市場への流通に関して公的な強制力を働かせることは無理があるため、一般市場への供給量を適度な範囲にとどめるとともに、公共事業の範囲に供給先を常に確保しておくことも、汚泥の安定的な処分のためには必要であると思われる。

農家においては、下水汚泥コンポストに対して窒素、りんの肥効成分はあまり期待せず、有機質による土壌改良、石灰系汚泥の場合は石灰による土壌の酸性矯正を期待して使用していると見受けられた。このような場合に、コンポスト使用が化学肥料削減につながらず、土壌への窒素、りんの過剰投入につながる可能性

もある。その防止のためには、肥効成分についても調整された汚泥肥料の開発を行うことも1つの方法と考えられる。

また、汚泥の有効利用にあたっての問題点として臭気をあげていた自治体も多かった。ヒアリング調査で訪問した2箇所の民間（産業廃棄物処理業）のコンポスト施設については、周辺に民家が見あたらない所に立地していたが、このように、汚泥の有効利用施設については場合によって水処理施設と別の場所に立地させることも必要であろう。施設を周辺住民への影響の極力少ない場所に立地させることは、コスト削減につながる可能性もある。

コストの問題については、製造コスト削減のため必要最小限の施設内容にするとともに、公共団体担当者においても常にコスト削減の意識をもつことが必要である。また、運転開始後も製品の改良がやりやすいように、工程の修正がききやすい生産ラインにしておくべきである。さらに、製品を販売するということは品質管理、貯蔵、運搬、営業にコストがかかるということになる。汚泥製品の価格設定によっては、販売価格でこれをまかなうことすら容易ではない。下水汚泥の有効利用の方法選定にあたっては、これらについても検討しておく必要がある。

下水汚泥は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律上の取扱いで、占有者が自ら利用するか他人に有償売却する場合は有用物となるが、そうでなければ産業廃棄物として扱われることになっている[2)]。このように、有償かそうでないかによって産業廃棄物かどうかの判定がなされることは、下水汚泥有効利用の足かせの1つになっている。たとえば、汚泥製品について、有償であると需要があまり生じないが、無償であれば産業廃棄物となり多くの規制がかかってくるという場合もあると思われる。有償かそうでないかという判定以外に、下水汚泥の性状による取扱い方法の判定基準が求められていると思われる。自治体からのアンケートの中に、肥料取締法に定める特殊肥料としての基準を満たし届出が受理された下水汚泥については産業廃棄物として見なさず農家へ無料で配布できる旨明確に規定してほしいという意見もあった。また、農業集落排水処理施設の汚泥等の一般廃棄物とも共同処理が可能な手法を制度として確立してほしいとの意見もあった。

以上、下水汚泥有効利用を推進していく上での問題点を大きく分けると、臭気、コスト、品質・安全性の保証、供給先の安定性、供給における公的関与のあり方、産業廃棄物としての取扱いにまとめられる。

6．まとめ

下水中の窒素・りん資源に注目し、日本における窒素・りんの循環の観点から下水汚泥有効利用の評価を試みた。また、コスト面からの分析、アンケート、ヒアリング調査を通じて、下水汚泥有効利用の現状におけるさまざまな課題が明らかになった。今後、有効利用のコスト削減、有効利用を推進しやすい制度面、体制面の整備等が望まれるところである。

謝辞　アンケート、ヒアリングにご協力いただきました関係各機関の方々に深く感謝いたします。

参考文献

1)農林水産省農蚕園芸局肥料機械課　肥料受払統計(1993)．日本下水道協会(1993)　流域別下水道整備総合計画調査指針と解説．農林水産大臣官房調査課　食糧需給表(1992)．科学技術庁資源調査課編　四訂日本食品標準成分表(1982)．高橋英一(1984)　施肥農業の基礎，養賢堂．農林水産省統計情報部　農林水産統計月報(1993.8)

2)厚生省水道環境部編　新廃棄物処理法の解説

４．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　榊原　　隆
深谷　　渉

１．はじめに

都市域における浸水対策および水質改善対策の一層の促進のためには、現在の主流であるオフサイト施設のみならず、各戸貯留や浸透ます等のオンサイト施設の普及拡大を図るほか、施設の機能向上が必要である。また従来の雨水管の設計方法ではオンサイト施設が考慮されていないため、設計手法の再検討が必要である。一方合流式下水道の雨水滞水池等に貯留された雨水は現在下水処理場へ送水・処理されているが、処理場の能力に限界があるため貯留水の現地処理が求められている。さらに都市域の適切な水循環に資するため、現地処理水の利用を、オンサイト貯留水の利用と併せて検討する必要がある。これらを総合して、雨水対策施設の設計方法をより合理化し、併せて合流式下水道改善対策をまとめる。

２．屋根雨水の水質

２．１　目的

各戸貯留施設、雨水浸透ますなどのオンサイト型雨水貯留浸透施設は、浸水対策、水質改善対策の目的だけでなく、地下水涵養、地域の水循環に資する観点から多くの事例がみられる。しかしながらこれらのオンサイト施設の雨水処理能力を考慮した下水道計画は現実には立案されていない。たとえば雨水浸透ますで5㎜/hrの雨水浸透が見込まれるとき、この分を差し引いて管渠を設計することは可能であるが、実際に採用されるには至っていない。その大きな理由は、オンサイト施設がたとえば宅地内に設置された場合、貯留や浸透が担保されるか（施設設置後に貯留用の凹地が埋められたり、直接下水管に接続されることはないか）という点である。

確かに宅地内に設置される立場からは余計な施設であり、なるべくならば自分のところには設置されたくないだろう。その考え方を覆して喜んで設置してもらうには、設置された施設の効用が直ちにもしくは短期間で設置者に直接跳ね返る必要があると考えられる。効用でまず最初に考えられることは貯留雨水の利用である。その事例は学校等の公共施設、および民間のビル等に多くみられるところである。

これらの貯留施設への貯留水は、散水およびトイレ洗浄水として用いられているが、各家庭で貯留された雨水については、その利用用途が十分に検討されていない。また、その水質についても蓄積された利用可能なデータは多くないのが現状である。そこで、オンサイト施設への貯留雨水の可能性を探るため、担保可能な水質を求めるための調査を実施した。

また、家庭、事業所等のポイントソースからの負荷量の削減が進むなかで、屋根、道路等のノンポイントソースの負荷量の割合が増大している。ノンポイントソースの中で最も除去が必要とされる窒素とリンの降

雨そのものの負荷がどの程度であるかを知るためにデータを得ることも目的とする。

2．2　方法

茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センター内に設置された土木研究所湖北総合実験施設の建屋屋根（全面積84㎡、うち対象集水面積28㎡）排水のうち初期雨水20ﾘｯﾄﾙ（雨量約1㎜分）をポリタンクに集めた。ポリタンクが満杯になった後は、雨水（ここでは初期ｶｯﾄ雨水と呼ぶ）を容量200ﾘｯﾄﾙ（雨量7.1㎜相当）のドラムカン製貯留槽に導水した。降雨後、引き抜き量を計測し、槽底部コックから貯留雨水を採水し、各種水質項目を測定および分析した。分析項目を表－2.1に示す。なお測定および分析は下水試験方法に基づき実施した。

表－2.1　分析項目

濁度、色度、浮遊物質(SS)、蒸発残留物(TS)、強熱減量(VS)、砂分、ｹﾙﾀﾞｰﾙ性窒素(K-N)，ｱﾝﾓﾆｱ性窒素(NH4-N)，亜硝酸性窒素(NO2-N)、亜硝酸性窒素および硝酸性窒素(NO2+3-N)、全リン(TP)，オルトリン酸リン(PO4-P)，溶解性重クロム酸法化学的酸素要求量(D-CODcr)、溶解性全有機性炭素(DOC)
亜鉛(Zn)、銅(Cu)、鉛(Pb)、ｶﾄﾞﾐｳﾑ(Cd)、鉄(Fe)

2．3　結果

採水は平成６年６月から平成７年３月まで実施した。採水回数は20回であり、うち初期雨水は平成６年10月より９回採水した。表－2.2に初期カット雨水および初期雨水の各水質項目の単純平均値、最小値、最大値を示す。また表－2.3に平成５年度調査結果と合わせて示す。

表－2.2　屋根排水雨水の水質－平成６年度調査

項目		初期カット雨水		初期雨水		水道水質基準
		平均値	最小値－最大値	平均値	最小値－最大値	
濁度	(度)	0.7	0 － 3	4.4	1 －11	2
色度	(度)	3.8	0 －11	11.7	4 －23	5
SS	(mg/l)	10.6	0.0 －48	290	40 －520	
TS	(mg/l)	25	5.4 －69	290	71 －600	500
VS	(mg/l)	8.7	1.0 －21	36	15 －70	
砂分	(mg/l)	1.7	0.31 － 2.7	41	1.1 － 8.1	
K-N	(mg/l)	0.96	0.39 － 2.6	2.5	0.02 － 3.2	
NH4-N	(mg/l)	0.60	0.04 － 1.56	1.0	0.01 － 0.06	
NO2-N	(mg/l)	0.01	0.00 － 0.03	0.02	0.3 － 1.7	
NO2+3-N	(mg/l)	0.54	0.2 － 1.22	0.88	0.09 － 0.76	10
T-P	(mg/l)	0.10	0.02 － 0.24	0.48	0.01 － 0.12	
PO4-P	(mg/l)	0.05	0.01 － 0.17	0.05	4 －16	
D-CODcr	(mg/l)	6.5	3.8 － 9.3	9.2	0.7 － 5.8	
DOC	(mg/l)	1.3	0.0 － 2.3	2.9	0.0 － 2.3	
SO4	(mg/l)	5.2	1.5 －20	5.9	1.9 －20	
Zn	(mg/l)	0.35	0.09 － 0.98	0.62	0.25 － 0.84	1
Cu	(mg/l)	0.034	0.008－0.070	0.115	0.08 －0.17	1
Pb	(mg/l)	0.095	0.013－0.158	0.28	0.28 －0.28	0.05
Cd	(mg/l)	0.003	0.002－0.005	0.006	0.006－0.006	0.01
Fe	(mg/l)	1.5	0.31 －2.8	15	5.9 －2.5	0.3

2．4　考察

2．4．1初期雨水と初期カット雨水の比較

初期雨水と初期カット雨水の平均水質の比（倍率）を表－2.2に示す。SSや砂分など粒子性の指標では20倍以上の値を示した。また粒子性の割合が大きいと考えられるT-Pで５倍、Feで10倍と大きな値となった。これに対し溶解性の指標では１から３倍の値を示したことから、初期雨水のカットは主として粒子性物質の除去に大きな役割をもつことが示唆された。

表－2.3　屋根排水雨水の水質－平成５年度調査
（対象雨水は初期雨水と初期カット雨水の区別がない）

項目		平均値	最小値－最大値
pH		6.1	3.5 － 8.4
BOD	(mg/l)	1.6	0.0 －11
COD	(mg/l)	3.0	0.0 －17
SS	(mg/l)	12	0.0 －46
大腸菌群数(個/ml)		20	

次に、ノンポイントソースのなかで最も除去が必要とされる窒素とリンの濃度について考察する。初期雨水および初期カット雨水の全窒素の平均濃度は3.3mg/lおよび1.5mg/l、全リンの平均濃度は0.48mg/lと0.1mg/lとなった。いずれも霞ヶ浦の暫定環境基準（全窒素1.1mg/lおよび全リン0.09mg/l）を上回る結果となった。また既往の調査例（全窒素でＹ市3.7mg/l、Ｋ１市1.5mg/l、Ｋ２市1.7mg/l、全リンでＹ市0.21mg/l、Ｋ１市0.058mg/l、Ｋ２市0.071mg/l）とほぼ同程度の結果となった。

前述のように初期雨水濃度は初期カット雨水の数倍の濃度であるため、初期雨水のカットは汚濁負荷の削減に効果的であるといえる。

2．4．2基準値との比較

初期カット雨水貯留水水質と水道水質基準との比較を表－2.2に示す。

得られた平均水質は、水道水質基準における殆どの項目（濁度、色度、TS、NO2+3-N、Zn、Cu、Cd）について基準値を下回ったが、いくつかの項目（Pb, Fe)で基準を上回った。昨年度の結果はすべての項目で水道水質基準を上回った。これは昨年度は初期カットを実施していない雨水を対象としたが、今年度は初期カット雨水を対象としたことによる。

また得られた最大値をみると、濁度、色度以外は水道水質基準を下回っている。またD-CODcrやDOCの最大値がそれぞれ9.3mg/l、2.3mg/lという結果は、過マンガン酸消費量に換算すると水道水質基準値の10mg/lを下回っているといえる。

この検討結果より、初期カット雨水の上澄水は濁りや着色がある点を無視すれば、非常時、緊急時に飲料水として用いることが可能であるといえるが、平成５年度の結果をみると、大腸菌群数の平均値が20個/mlとなり、水道水質基準を満たさない。これは鳥の糞便などに由来するものと推察される。初期カット雨水を対象とした調査を今後実施し、飲料水としての利用についてさらに検討する必要がある。

2．4．3季節変動の有無

季節変動の有無についてはデータ数が少ないため明確にすることはできない。

2．4．4一雨あたり屋根負荷量

得られた濃度に降雨量を乗じて一雨あたり屋根負荷量を算出し、その平均値を求めたところ、全窒素で0.13kg/ha、全リンで0.012kg/haとなった。これらの平均値は文献値（全窒素0.093kg/ha, 全リン0.0056kg/ha）

のそれぞれ1.4倍および2.2倍と数倍に相当する。昨年度の結果（BOD、COD、SSで文献値の10^{-1}倍程度）より相対的に大きな数値となったが、ほぼ同オーダーであると考えられる。

2．4．5無降雨日数との関係

無降雨日数の増加につれて、初期雨水および初期カット雨水の濃度も増加すると考えられる。この仮説を検証するため、SS、砂分、NH4-N、NO2+3-N、PO4-Pを対象として、水質比（得られた水質/平均水質）をY軸に、無降雨日数をX軸にとり相関傾向をみたが、分布はばらついており明確な傾向が見いだせなかった。

2．5　今後の検討課題

今後の検討課題を整理すると以下のようになる。

1）各用途の可能性：屋外利用として、庭・緑地・植木への散水、洗車等が、屋内利用としてトイレフラッシュ水、洗濯水等が考えられる。

2）量の確保：特に定期的な使用など、常に一定量を確保する必要がある場合には、集水面積を大きく取り、夏期の連続した無降雨日数に対処可能な容量を備えたタンクが必要である。これらについての考察は、今後実施することとする。

3）質の確保－処理の有無：各家庭で貯留されることを想定すると、ドラムカン内に砂利等を敷いたろ過処理が考えられる。

4）各施設の設置可能性：特に屋内利用の際必要となるポンプや配管の設置スペースやコストの検討が必要となる。

3．合流式下水道雨天時自動計測システムによる計測

上記システムは平成2年度に排水面積約100haの合流式下水道区域に設置された。5分毎に雨量、水位、流速等の水文・水理量を計測し、晴天時は30分毎に、雨天時には5分毎にpH、水温、濁度、電気伝導度を自動連続計測するとともに、5分間に0.6㎜以上の降雨がある場合には10分毎の自動採水を4時間継続する。

平成3年度および4年度は自動連続計測項目である濁度がSSと相関が強いこと、また電気伝導度が溶解性BOD、溶解性COD、およびDOC等とある程度相関があることを示した。また平成5年度には、上記システムにより観測された雨量と濁度の測定結果より、降雨初期汚濁による濁度の濃度増加が無降雨日数および最大降雨強度と相関があることを示した。

平成6年度から7年度にかけては、以上の考察を継続するとともに、以下の課題を検討する。

①雨天時負荷量の特性、特に晴天時負荷量の日変動との比較

②降雨による希釈効果による濃度減少が電気伝導度で表せるものとし、その速度と降雨因子との関係

③有効な重金属指標の探求

④降雨の混入率とアンモニア性窒素、硝酸性窒素の存在比の関係

4．雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

4．1　目的

近年海外ではコンピュータ技術の進歩と相まって、様々な雨水流出モデルや汚濁負荷量モデルがパッケージ化、モジュール化されて制作、販売されている。

これらのモデルにはその原理、取り扱い性等において、今後のわが国の流出モデルや汚濁負荷量モデルの検討の際に参考にすべき考え方も多い。そこで表記調査を表－4.1の研究計画に基づき実施する。

表－4.1　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査－研究計画

平成６年度	文献調査（モデルに関する文献収集、文献内容の整理）
	モデルの選択（比較表の作成、モデルの選定）
	試運転調査の準備（HYDROWORKSの購入、調査項目の選定と試運転）
平成７年度	モデルの購入、モデルの試運転、購入モデルの基本式・適用条件の整理
平成８年度	課題の整理、総合検討、最終報告

４．２　文献調査

モデルに関する文献（マニュアル、紹介、解説）を収集し、その内容を調査した。対象モデルを表－4.2に示す。これらはいずれも入手可能であり、かつ広く使われているものである。

４．３　モデルの選択

収集した文献内容を整理し、モデルの開発経緯、モデルの基本式などの特徴を抽出し、表－4.3に比較表として示す。

整理の結果、各モデルは米国系のSWMM、欧州系のHYDROWORKS、LHU、MOUSEに分類される。このうち、LHUを除いては既に水質モジュールが完成されている、あるいは近日中に完成予定である。

よって、試運転ならびに評価の対象モデルとして、SWMM、HYDROWORKS、MOUSEを選択する。

表－4.2　文献調査対象モデルとその概要

モデル名	開発機関名
HYDROWORKS	英国ｳｫｰﾘﾝｸﾞﾌｫｰﾄﾞ水理研究所
MOUSE	デンマーク水理研究所
HYSTEM-EXTRAN	ドイツハノーバー大学
LHU	フランス
SWMM	米国EPAなど
OTTHYMO	カナダ
MIKE11UD	ニュージーランド

４．４　試運転調査の準備

準備の対象モデルとして、HYDROWORKSを選定し、これを購入した。次に試運転項目を設定した。設定にあたっては、既存の排水システムの流下能力の解析を利用の主目的と想定した。

試運転の結果を表－4.4にまとめる。なお、現時点ではHYDROWORKSは水質モジュールを公開していないため、試運転は降雨モデル、流出モデル、水理モデルに限定された。

表－4.3　モデルの特徴の比較

用　途	HYDROWORKS	HYSTEM-EXTRAN	MOUSE	SWMM	LHU	OTTHYMO	MIKE 11 UD
モデルの開発経緯	1975年に研究開発に着手 1987/88年に流出モデルSPIDA 1993年水質モジュールMOSQUITO 1991年これらの総合モデルとして開発	1962年にルーバ大学で開発に着手 1965年に解析モデルとして利用	1960年代に研究開発に着手 1965/67年に最初のヴァージョン 1967年商品化	1969-71年にEPAにて開発 1976年にEXTRAN開発 1991年にバージョン4.2	1970年代半ばにCAREDASを開発 1993年CAREDASCEDRE統合 1995年LHUが開発される	1973年にHYMOモデル開発 1987年にOTTHYMO開発	1980年代初期MIKE 11 1992年MIKE 11 UDを開発
基本式の開発経緯 1）流出機構 2）水理モデル	二重線形貯留法 サン・ヴノン式 プライスマン 暗示4点法	標準単位図法 非線形貯留法 サン・ヴノン式 オイラー明示法	等到達時間法 非線形貯留法 サン・ヴノン式 アボット6点 暗示法 Diffusive Wave法 Kinematics Wave法	非線形貯留法 サン・ヴノン式 オイラー明示法 Kinematics Wave法 非線形貯留法	標準単位図法 マスキンガム法 サン・ヴノン式 プライスマン 暗示4点法	標準単位図法 非線形貯留法 サン・ヴノン式 オイラー明示法	時間／面積法 非線形貯留法 サン・ヴノン式 アボット6点 暗示法
パラメーターと決定方法 1）有効降雨の算出 ・不浸透区域 ・浸透区域 ・流域総量	 不浸透係数 ホートンの浸透能 凹地貯留深 蒸発 UK流出率法 SCS法	 湿潤・凹地貯留 ネウマンスはホートンの浸透能 特になし	 不浸透係数 ホートンの浸透能 凹地貯留深 蒸発、湿潤 NAM	 凹地貯留深 ホートンスはグリーン・アムトの浸透能 凹地貯留深 蒸発、不浸透係数、融雪	 不浸透係数 ホーナー法 SCS法	 凹地貯留深 ホートンの浸透能 SCS法 比例法	 不浸透係数 ホートンの浸透能 凹地貯留深 蒸発、湿潤 NAM
データ項目	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ 結節部データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ 結節部データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ 結節部データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ 結節部データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ	流域データ 降雨データ 流出データ 管渠データ 堰等の制御データ 結節部データ
出力項目	・テキスト報告 結果のまとめ、洪水、浸水の確率解析等 ・グラフ表示 管渠平面、縦断表示、水深、流量、流速等結果の表示 ・外部・内部装置 AutoCADへの接続	・テキスト報告 結果のまとめ ・グラフ表示 管渠平面表示、水深、流量等結果の表示 ・外部・内部装置 AutoCADへの接続	・テキスト報告 結果のまとめ、洪水、浸水の報告、水位等結果表 ・グラフ表示 管渠表示、水深流量等結果の表示 ・外部・内部装置 AutoCAD, GIS	・テキスト報告 結果のまとめ、洪水、浸水の確率解析等 ・グラフ表示 管渠平面、縦断表示、水深、流量、流速等結果の表示・XP-SWMM ・外部・内部装置 AutoCADへの接続	・テキスト報告 ・グラフ表示 管渠平面、縦断表示、結果の表示 ・外部・内部装置 AutoCADGISへの接続	・テキスト報告 結果のまとめ ・グラフ表示 流出量のグラフのみ ・外部・内部装置 EXTRANへの取り込み	・テキスト報告 結果のまとめ、洪水、浸水の報告、水位等結果表 ・グラフ表示 平面、縦断表示 水深、流量、流速等結果の表示 ・外部・内部装置 AutoCAD, GIS
適用範囲	・管渠ネットワークの調査・管理 ・リアルタイム制御 ・水質・負荷量計算	・管渠ネットワークの調査・管理 ・リアルタイム制御 ・水質・負荷量計算	・管渠ネットワークの調査・管理 ・リアルタイム制御 ・水質・負荷量計算	・管渠ネットワークの調査・管理 ・リアルタイム制御 ・水質・負荷量計算	・管渠ネットワークの調査・管理 ・リアルタイム制御 ・水質・負荷量計算	・総合的な計画策定	・河川水質のモデル作成 ・自然災害：都市域の洪水、津波
仕様 1）使い易さ 2）支援	・ウインドウ環境 ・データ入力時のエディター機能 ・計算結果の時間推移が画面再生可能 ・オンライン支援 ・教育モジュール	・ウインドウ環境 ・データ入力用表作成機能 ・計算結果の時間推移が画面再生可能 ・オンライン支援 ・教育モジュール	・ウインドウ環境 ・データ入力用表作成機能 ・計算結果の時間推移が画面再生可能 ・オンライン支援	・XPインターフェイス ・計算結果の時間推移が画面再生可能 ・XP-SWMMのためのオンライン支援	・ウインドウ環境 ・データ入力用表作成機能 ・計算結果の時間推移が画面再生可能	・グラフの打出し ・教育用の簡易プログラム	・ウインドウ環境 ・データ入力用表作成機能 ・計算結果の時間推移が画面再生可能 ・オンライン支援

表－4.4　試運転結果のまとめ

平成６年度の調査

１．降雨モデル

任意の降雨パターンを入力できることを確認

２．流出モデル

任意の流出係数を設定できることを確認

３．水理モデル

上流側に排水面積1haの流域を設定、一定降雨強度を与え、晴天時流量や
マンホール損失を無視した定常流、マニング式による手計算とモデル計算を比較

自然流下流れと圧力流れ：概ね一致を確認
分岐合流、ループ管　：水量の配分が理論通りであることを確認
ポンプ場　：ポンプの運転操作に伴う水位、流量、流速の変化状況を確認
堰越流　：越流水深が手計算とほぼ一致することを確認
オリフィス流　：オリフィスにおける水深が手計算とほぼ一致することを確認
洪水を伴う流れ　：モデル計算のみ

今後の調査事項

洪水時の流れ、複雑な系におけるサーチャージ状態の流れ、ポンプ場、貯留池

４．５　まとめ

今年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

１）選定されたモデルを対象として文献収集を行い、モデルの特徴を整理、比較した。

２）HYDROWORKSを対象とした試運転を実施した。

５．合流式下水道越流水対策用貯留施設に関する実態調査

５．１　目的

雨水調整池、雨水滞水池、雨水浸透マスなどの雨水流出抑制施設は、浸水の解消や水環境の改善・保全を図る有効な施設として、現在全国各地で建設されている。

これらの建設にあたっては、既存の施設の実態、問題点を把握し計画設計に反映させる必要がある。しかし施設の実態を把握し整理した資料で公開されているものは少ない。

当研究所では、これらの資料を整備する目的で平成５年度より雨水流出抑制施設の実態調査を行っている。本稿では平成６年度に実施した合流式下水道越流水対策用雨水貯留施設調査の結果を紹介し、今後の同施設の計画や設計の際に改善すべき点や留意点を明らかにする。

５．２　調査方法

全国の下水道事業による合流式下水道越流水対策用雨水貯留施設（計画中も含む）を対象施設とした調査を平成６年度に実施した。調査は調査表を郵送し、回答を依頼するアンケート形式で実施した。調査対象施設は雨水滞水池、雨水調整池、貯留管とした。調査項目は、計画（施設の種別等）、設計（施設容量、事業費等）、運転（排水時間等）、維持管理・その他（土砂除去方式等）とした。

５．３　調査結果

5．3．1　回答状況

全国31自治体より回答があり、施設の総数は80であった。地域別施設数は、北海道3、東北2、関東52、中部6、近畿8、中国四国4、九州沖縄5であり、関東に施設が多い。都市規模別市町村数および施設数(かっこ内の数字)は、政令指定都市11(59)、一般都市20(21)（人口30万人以上8(9)、10万人以上8(8)、10万人以下4(4)）となった。政令指定都市に施設が集中していることがわかる。

5．3．2　計画

施設を名称から判断して滞水池、貯留管に分類した。それぞれの施設数は71、9であった。

目的別の施設数をみると、「越流対策のみ」が68、「浸水対策および越流対策」が12であった。越流対策の背景別の施設数（複数回答可）をみると、「汚濁負荷削減」が49と多く、次いで「浸水対策」が27施設あった。浸水対策を直接の目的とはしないが施設建設の背景として抱えている施設が27-12=15施設あることがわかる。「水質保全」が14、「環境基準の達成」が3の順であった。

供用開始年毎の施設数（回答数61）をみると、1970年代で2、1980年代で11であったのが、1990年～1994年の５年間に18と大きく増加した。しかし1995年～1999年14、2000年～2004年10、2005年以降6と今後は減少傾向にある。

5．3．3　設計

地上型（堀込み型を含む）、地下型別の施設数は、地上型が42、地下型が38とほぼ同数である。設置場所はポンプ場内が36、処理場内が29と下水道施設内に設置したものが多く、下水道施設以外の土地に設置したものは道路下3、ポンプ場近隣2、その他3と少ない。

滞水池の形式はいわゆる（３Ｑ－Ｑ）分の遮集の有無や滞水池が満杯後の運転操作によってⅠ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳの４つの方式に分類される（文献　参照）。この形式別施設数をみると、Ⅰ型10、Ⅱ型13、Ⅲ型21、Ⅳ型14とⅢ型が（計画汚水量１Ｑを上回ると滞水池に全量流入し滞水池が満杯になると３Ｑが処理場に遮集される）最も多く、Ⅱ型（計画遮集量を上回ると滞水池に流入し、滞水池が満杯になるとそれ以降の流入水は直接放流される）がそれに次ぐ。

施設の設計目標別施設数は、回答76のうち、「分流式なみ」が40、「滞水池容量を5㎜程度」が19、「年間越流負荷量を5%に削減」が8となった。他に「年間越流負荷量を30%」、「年間越流負荷量を50%」の回答がみられた。

平均および最大設計貯留量は、滞水池（データ数59）22千㎥および108千㎥、貯留管（データ数8）55千㎥および256千㎥であった。また貯留量１㎥当たりの事業費（以下単価という）の平均および最大値は滞水池20万円および97万円、貯留管39万円および63万円となった。これらは平成５年度の浸水対策貯留施設の結果（平均値で滞水池16万円、貯留管22万円）より少し高めの値である。この設計貯留量をＸ軸に、単価をＹ軸に取り、データの分布状況よりスケールメリットの有無をみたが、滞水池、貯留管ともに明確な傾向が認められなかった。

さらに設計貯留量を排水面積で除した値（単位㎜）を単位面積当たりの施設規模とし、この施設規模別の施設数を求めると、回答数79のうち、0～1㎜が4、1～2㎜が11、2～3㎜が12、3～5㎜が12、5-6㎜が23、6-10㎜が11、10～15㎜が5、15㎜以上が1であった。

施設の事業費を合計すると、回答のあった55施設で約2,980億円となる。これを供用開始年で整理し、年平均事業費を求めると、1976～1989年までの14年間は57億円であったが、1990年より1994年までの5年間は129億円と大幅に増加した。今後の雨水対策事業の進展に伴い、この金額も増加すると考えられる。

施設の計画にあたって代替案との比較を行った施設数は回答数61のうち19と３割にすぎなかった。

5．3．4　運転

運転方式は、回答数64のうち、バッチ27、連続35、その他2であった。

排水先は回答数64のうち、処理場（含む水処理施設）が47、ポンプ場および管きょが16、河川等公共用水域が1であった。

排水時間は、回答数48のうち、6時間以内が4、6～12時間が23、12～24時間が13、24～48時間が6、48時間以上が2を占めた。

施設の使用日数は、回答数20のうち、0～40日5、41～60日9、61～80日2、81日～100日が3、100日以上が1であった。施設の運転方法により使用日数に違いがでるのは当然であるが、殆どの施設は40日以上使用するといえる。

水質調査は80施設中51施設と全体の６割以上の施設で行われているが、定期的に実施されているところはなく、不定期に年２回実施する施設が47あった。他は1,3,4,12回がそれぞれ１施設であった。

構造上の工夫点の回答例として、流量計の設置、上部空間利用、送水ポンプの回転数制御等がみられた。

5．3．5　維持管理・その他

維持管理上の問題点として、予測した事項については、回答数66のうち、堆積物の発生が28、臭気の発生が29、清掃作業が2、返送方法が3、その他が14であった。堆積物の発生に対する除去方法は、フラッシュ洗浄が21、人力が1、移動式機器が2、その他が１であった。臭気の発生に対する対処は、ファンによる換気が4、活性炭吸着が5、土壌脱臭が2、その他が4であった。対処の結果については回答数18のうち半数以上の11施設で効果あり、比較的効果あり、問題なしと回答されていたが、問題あり、効果あるが問題ありが5回答を占めた。必要とする改善点として、返送先の変更、夜間電力の利用、堆積物の除去等が挙げられた。

対策前後の事業効果予測として、越流負荷量の減少量を平均値でみると、流量が83㎜/年から22㎜/年と７割以上削減されるほか、BODが34kg/ha/年から4kg/ha年、CODが26kg/ha年から11kg/ha年、SSが42kg/ha年から18kg/ha年と大きく削減される。

年間越流回数も平均値で61から33と大きく削減された。

浸水対策との併用利用を実施している施設数は17あり、その方法は、降雨予測法4、現地雨量計法2、季節による使い分け4、その他7であった。

上部利用を行っている施設は24あった。その用途として、公園、テニスコート、ゲートボール場、建築物等が挙げられた。

対外的PR・説明方法として、パンフレットの配布、掲示板の設置、施設見学等が挙げられた。

洗浄水の水源は、回答数57のうち、流入下水37、水道水4、処理水14、その他2であった。

5．4　考察

今後の計画・設計・運転・維持管理上の改善点、留意点を以下に列挙する。

1)貯留量1㎥当たり事業費（単価）は滞水池20万円、貯留管39万円であり、平成５年度に実施した浸水対策貯留施設の結果（滞水池16万円、貯留管22万円）と比べて高いものになっている。またスケールメリットは認められなかった。建設する施設の単価が高くなる場合は、多目的利用など便益の大きい施設が望まれる。

2)水質調査を実施している施設数の割合は全体の６割を占めたが、年２回の不定期調査が殆どであった。その原因として放流先が下水道施設で直接河川等の公共用水域に放流する場合がないことが挙げられる。しかし貯留施設の数が増加し、下水処理場流入水に占める割合が大きくなると、貯留水の性状が下水処理に影響を与えることが考えられるので定期的な水質調査が必要である。

3)代替案との比較を行っている施設数は19で全体の２割と少ない。雨水貯留施設は多額の費用を要することを考え合わせると代替案の比較は今後必ず実施すべきと考えられる。

4)事業効果の予測事例が37施設でみられた。今後もこうした整備効果の表現もなるべく具体的な数字を用いて行うべきである。

参考文献

１）建設省土木研究所下水道研究室、「下水管路施設設計の合理化に関する調査報告書（Ⅲ）」、土木研究所資料第1487号、pp. 39-40（1979）

５．固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣

１．はじめに

琵琶湖、霞ヶ浦、東京湾などの閉鎖性水域の水質保全や、重要な水源となっている河川、湖沼の利水価値の保全のため、下水の高度処理は、重要な行政課題となっている。特に、水域の富栄養化防止という観点から、りん・窒素等の栄養塩類の除去の普及が今後の課題となっている。

現在までの技術では、下水処理場で窒素除去を行うためには、比較的容量の大きな反応タンクを必要とする。このため、敷地面積に余裕のない処理場においては、窒素除去の処理を行うことが困難な状況にある。また、りんの除去についても、より効率的な手法の開発が待たれている。

本調査は、これらの課題を解決するため、微生物の固定化法を窒素・りんの高度処理に適用し、処理技術の向上を図るものである。

２．研究の目的

微生物の固定化は、対象とする微生物の反応タンク内滞留時間を長くし、また、他の細菌との競合に有利な状況をもたらすことにより、微生物の濃度を高く維持し、反応速度の向上と処理の安定化を図るものである。

本調査では、結合固定化法を硝化細菌に適用し、安定的固定化の条件および窒素除去の効率化について検討した。

３．平成５年度までの調査結果

本調査は、平成２年度より開始された。

(1)平成２年度の調査結果

従来の活性汚泥法による窒素除去方法について、処理可能な最小の生物反応タンク滞留時間の検討を行ったところ、硝化・内生脱窒法、嫌気-無酸素-好気法ともに８ｈでの処理が可能であった。また、多段反転流式バイオリアクターでは、エアーリフト循環の導入とエアレーションタンクにおける有機物除去を促進することで、酸素供給量に関する限界を緩和させることが可能であった。

(2)平成３年度の調査結果

循環式硝化脱窒法および嫌気－無酸素－好気法について、好気タンクに結合固定化担体を投入して処理を行い、高負荷条件でも硝化・BOD除去が良好である結果を得た。しかし、低水温期から担体の馴養を開始した場合には、長期間にわたって硝化が促進されず、馴養は高水温期に行う必要があることが明らかになった。

自己固定化法を用いたバイオリアクターでは、標準活性汚泥法よりも高い負荷で運転を行った場合でも、確実な有機物の除去と発生汚泥量の減量が可能であった。しかし、パイロットプラント実験において、低水温期には溶解性BODの除去が不十分となる傾向がみられた。

(3)平成4年度の調査結果

①組成の異なる人工下水を担体単独で処理し、有機物除去と硝化の活性を調べたところ、基質中の有機物濃度が通常の下水の1/10程度であれば、担体の硝化速度は、滞留時間が2時間の高負荷においても無機基質の場合と同じであった。担体上の硝化細菌量は、担体保持生物量を流出SS量で除して求めた見かけのSRTの影響を受けていた。

②嫌気-無酸素-好気（担体添加）法のパイロットプラント実験において、冬期に好気タンクのDO濃度を下げたところ、好気タンクの硝化速度が低下した。硝化の安定化には、低水温期においてDO濃度を適度に保つことが必要である。りんの除去は良好であった。

③担体投入曝気槽-上向流式生物反応槽のパイロットプラント実験を行ったところ、担体投入曝気槽は十分なBOD除去能力を有していたが、低水温期に硝化速度が低下し、上向流式生物反応槽はSSの除去がすぐれていたが、有機物負荷不足のために脱窒率は40～80%であった。

④嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法のベンチスケール実験を行ったところ、硝化は担体付着微生物により、また、脱窒は浮遊汚泥により主として担われていた。また、下水が直接好気タンクに流入する硝化-内生脱窒法でも、担体付着微生物の硝化速度は大きな値を示した。りん除去は、水温低下とともに返送汚泥中にNOxが残留したことにより、悪化した。

(4)平成5年度の調査結果

①活性汚泥が共存する担体処理系においては、活性汚泥の有機物除去速度が大きければ、処理系に対する有機物負荷が大きい場合でも、担体への有機物負荷が軽減され、担体上に硝化細菌が保持される。また、活性汚泥については、SRTが硝化細菌を保持できないように短く管理されていても、担体から剥離する硝化細菌によって、ある程度の硝化速度を示す。

②好気タンクに担体を添加した嫌気－無酸素－好気法パイロットプラント実験においては、2槽ある好気タンクのうちの第1槽におけるDO濃度管理が、硝化、脱窒、りん除去に関して重要であった。また、適度な余剰汚泥の引き抜きも、りん除去に関して重要であった。

③好気タンクに担体を添加した嫌気-好気-無酸素法（循環なし）のベンチスケール実験においては、好気タンクの担体の硝化速度は、前段の嫌気タンクにおける有機物除去だけでは十分な値を示さなかった。また、得られたデータから、脱窒速度および担体硝化速度に対する水温の影響が求められた。

④担体投入曝気槽と上向流式生物反応槽からなるパイロットプラントの処理実験においては、硝化のための有機物負荷の上限が求められ、また、自己造粒汚泥形成による良好な脱窒が達成された。

4．平成6年度の調査内容

円筒形プラスチックの結合固定化担体を用い、以下の2種類の実験を行った。

①平成5年度に引き続け、好気タンクに担体を添加した嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントの処理を行い、窒素・りん除去および硝化・脱窒の活性について調査した。流入水には、最初沈殿池流出水を使用した。

②好気タンクに担体を添加した嫌気-好気-無酸素法（循環なし）のベンチスケール実験を行い、担体の硝化速度および無酸素タンクでの脱窒速度について検討し

た。流入水には、最初沈殿池流出水を使用した。

5. 平成6年度の研究結果

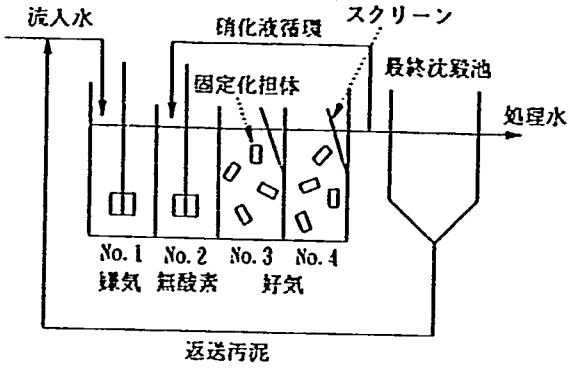
5. 1 好気タンクに担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラント実験

昨年度の実験では、好気第1タンクのDO濃度管理が、硝化、脱窒、りん除去に関して重要であり、また、適度な余剰汚泥の引き抜きも、りん除去に関して重要であった。このため、今年度は、好気第1タンクのDO濃度管理をより確実に行うことを目的として、曝気量のDO濃度による自動制御を行うとともに、SRTを14d(A-SRTは7d)に管理して処理実験を行った。

5. 1. 1 実験方法

実験に用いたパイロットプラントの処理フローを図－1に示す。原水には、下水処理場の沈殿処理下水を用い、好気槽には、体積比で40%の担体を添加した。

運転条件は、HRT:8h(嫌気槽：2h，無酸素槽：2h，好気槽：4h)，MLSS:2,500～4,000mg/L，汚泥返送率：50%，硝化液循環率：150%、SRT：14d(A-SRTは7d)とした。好気第1タンクのDO濃度は、硝化の状況に応じて2，3，4mg/Lに設定した。



図－1 固定化方法を用いた窒素・りん除去プロセスの概要

水質分析の対象とした試料は、流入水と処理水についは1日間のコンポジットサンプル、その他については、スポットサンプルとした。

用いた固定化担体の物理性状を表－1に、運転条件を表－2に示す。

表－1 担体仕様

材質	ポリプロピレン
比重	1.025g/cm3
形状	円筒形
長さ	5mm
外径	4mm
かさ比重	0.271g/cm3

表－2 運転条件

滞留時間	計 8 h
嫌気タンク(No.1)	2 h
無酸素タンク(No.2)	2 h
第1好気タンク(No.3)	2 h
第2好気タンク(No.4)	2 h
汚泥返送比（対 流入水量）	0.5
硝化液循環比（対 流入水量）	1.5
固形物滞留時間(SRT)	14 d

5. 1. 2 実験結果

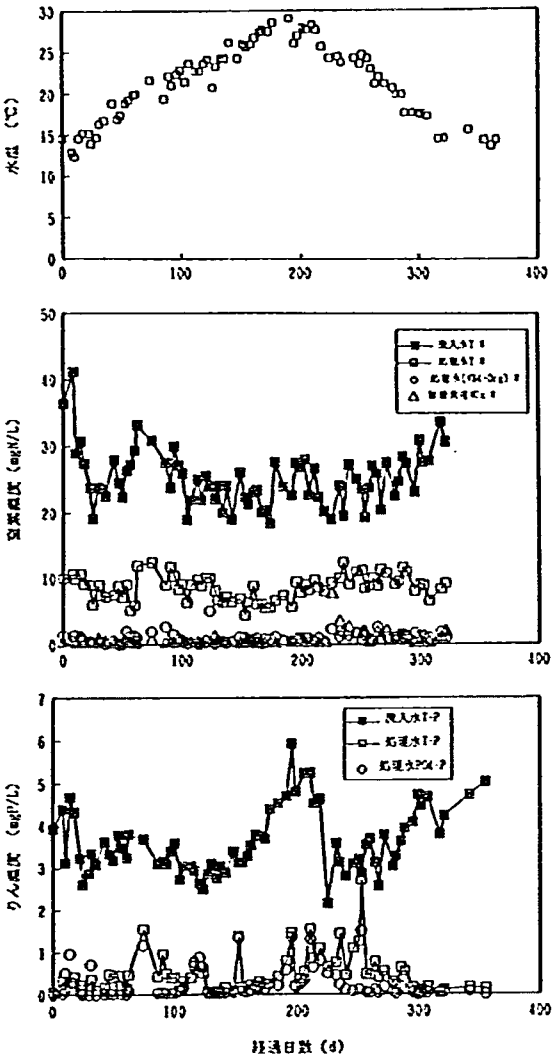
(1)処理水質

窒素・りんの除去結果を水温とともに図－2に示す。

窒素については、好気滞留時間が4hと短いにもかかわらず、処理水中のアンモニア性＋有機性窒素(NH_4+Org-N)の濃度が低く、年間を通してほぼ完全硝化が達成されている。また、無酸素タンクにおいては硝酸・亜硝酸性窒素(NOx-N)の濃度が低く、好気タンクから循環されたNOx-Nが良好に脱窒されている。計算される脱窒

速度が1.5～2mgN/(gMLSS･d)と高い値となっているが、これは、好気・無酸素タンクの容量が小さいため、有機物負荷が0.1～0.15 kgBOD/(kgMLSS･d)と大きく、活性汚泥の有機物保有量が多くなっており、脱窒に使用される電子供与体の量が多いことが原因であると考えられる。

りんについても良好な処理が行われており、一般的に除去が悪化する雨天時にも、処理の悪化は見られなかった。これは、活性汚泥の保有する有機物量が多く、雨天時の下水濃度低下の影響が相対的に小さかったためと考えられる。80日目および200日目あたりでりん除去が急に悪化しているが、この原因は明らかではない。曝気強度あるいは水温等が関係している可能性があるため、今後の研究において検討を行うことを予定している。250日目あたりの処理水質の悪化は、最終沈殿池から汚泥が流出したためである。

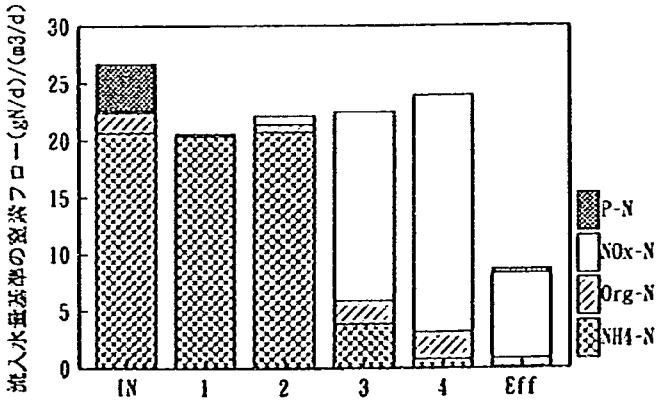


図－2　窒素・りんの処理結果

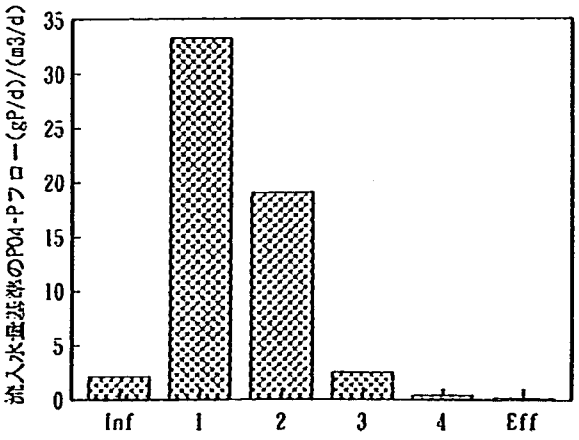
(2)処理過程における窒素・りんフロー

処理過程における窒素・りんフローの例を、図－3，4に示す。データは水温が20℃以下のものを用いており、活性汚泥による硝化の影響は小さいと考えられる。なお、縦軸の数値は、各物質のフローを流入水量で除した値で表しており、流入水量基準の各物質の濃度と考えることができる。

流入水中の窒素は、無酸素タンクまではほとんど変化を受けずに通過するが、固定化担体の充填された好気タンク（第3、4タンク）において、アンモニア性窒素が硝酸性窒素に酸化される。好気タンク内の固定化担体上に、硝化細菌が良好に保持されていることがわかる。



図－3　処理過程における窒素フローの変化



図－4　処理過程におけるPO4-Pフローの変化

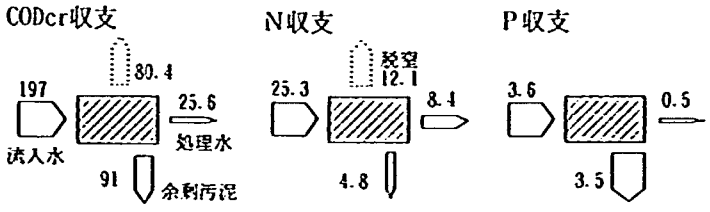
その後、硝化された窒素は、一部が返送汚泥として返送されるなかで脱窒され、

半分が無酸素槽に循環されて脱窒される。循環されなかった硝酸性窒素は処理水中に流出する。

りんに関しては、嫌気タンクでポリりん酸蓄積細菌からりん酸イオンが放出され、それが無酸素タンクおよび好気タンクで過剰に摂取されることにより、水中から除去される。本プロセスの活性汚泥のりん含有率は、5～8%gP/gVLVSSであり、通常の活性汚泥のりん含有率約1%に比べて、多量のりんを蓄積している。嫌気タンクでは、この蓄積りんのうち約10%が水中に放出されている。

(3)物質収支

全期間を通しての有機物、窒素、りんの物質収支を図－5に示す。



図－5　CODcr, N, Pの収支 (mg/L)

有機物を表すCODcrについては、流入負荷の40%が生物反応により無機化され、また、47%が余剰汚泥として系外に除去されることにより、全体で87%が本処理プロセスにより除去されている。

窒素に関しては、流入負荷の48%が脱窒反応により窒素ガス化され、また、19%が余剰汚泥として系外除去されることにより、全体で67%が本処理プロセスにより除去されている。処理水の窒素濃度を形態別に見ると、硝酸性窒素が6.9mg/L, 有機性+アンモニア性窒素が1.5mg/Lであることから、さらに窒素除去率を上げるためには、本処理プロセスの後に脱窒プロセスを設置する必要がある。

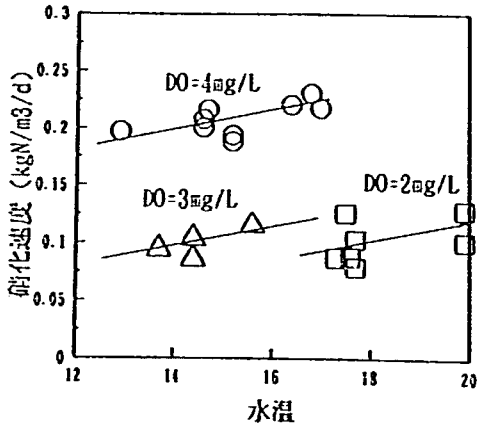
りんに関しては、流入負荷が汚泥に移行して系外に除去されており、除去率は86%である。処理水中のりんは、粒子性と溶解性が約半分ずつを占めており、突発的なりん除去の悪化の改善および処理水中への浮遊物の流出防止により、除去率はさらに向上するものと考えられる。

(4)プロセスの留意点

1)固定化微生物による硝化

活性汚泥は処理プロセス内を流下し、種々の環境条件を経験するのに対し、固定化微生物は同一の場所に留まり、その場の環境条件に強く影響される。好気性微生物である硝化細菌にとって、常に好気条件に置かれることは好都合であるが、反面、好気タンクを流れ方向に分割した場合、流入側に近いタンクでは、残存する溶解性有機物や低い溶存酸素(DO)濃度のため、硝化細菌にとっては厳しい環境になる。

図－6に、好気第1タンクにおける硝化速度をDO濃度条件ごとに示す。硝化速度は、DO濃度条件の影響を強く受け、DO濃度が高いほど硝化速度は大きくなる。このことは、水温の低下によって減少する硝化速度を、DO濃度管理により調節することができることを意味する。しかし、通常の処理場では、DO濃度は好気タンク末端で2mg/Lほどで運転管理されており、DO濃度を4mg/Lで運転するのは、過大な曝気量を必要とし不経済である。



図－6　DO濃度条件ごとの水温に対する硝化速度
(第1好気タンク (No.3))

また、有機物負荷がほとんどない場合、固定化微生物の最大の硝化速度は、水温15℃で0.4k

gN/(m³・d)ほどが得られており、本実験の好気第1タンクで得られた大きさ（ただしDO濃度:4mg/L）の2倍である。これは、有機物負荷がない場合には、固定化担体上に硝化細菌が純枠に近い形で大量に増殖するのに対し、有機物負荷がある場合には、有機物を利用する従属栄養細菌と硝化細菌の競合が固定化担体上で起き、硝化細菌の量が制限されるためであると考えられる。

以上のことから、好気タンクの流入側で固定化微生物による硝化を行うことは、高いDO濃度を必要とし、また、十分な硝化速度が得られないことから、得策ではない。好気タンクの前半部分は、担体を添加しない好気タンクとし、流入水中の有機物濃度を低下させて、引き続くタンクで硝化速度の大きな固定化微生物による硝化を行わせるのが良いであろう。なお、前段に設置すべき好気タンクの容量、および、後段におけるDO濃度と固定化微生物の硝化速度の関係については、今後の検討課題である。

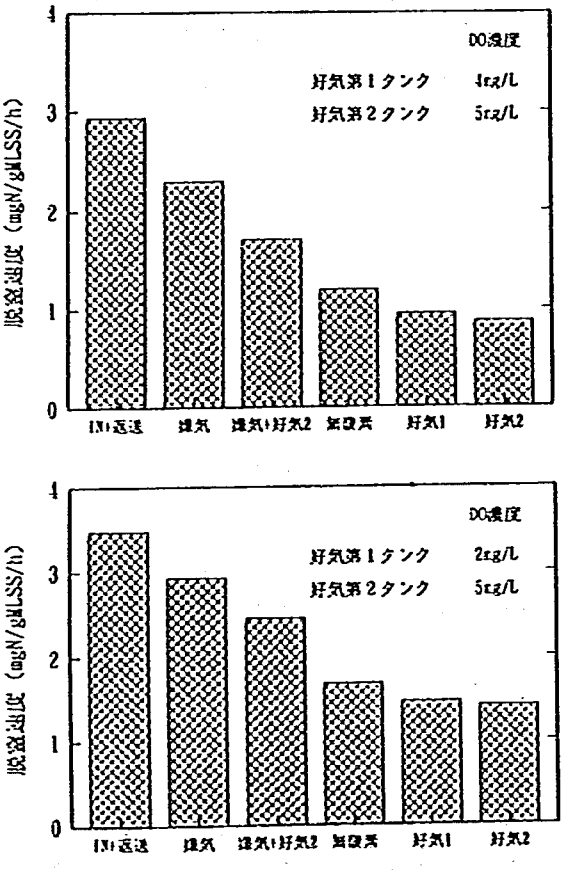
2)活性汚泥による脱窒

本プロセスでは、タンクの容量が小さいため活性汚泥に対する有機物負荷が高く、従来のプロセスに比べて高い脱窒速度が得られている。しかし、運転条件によっては、脱窒速度が低下する。

図－7に、DO濃度条件を変化させた場合の各処理過程における活性汚泥の脱窒速度を示す。

DO濃度を、好気第1・2タンクでそれぞれ2.5mg/Lとした場合に比べて、4.5mg/Lと高く設定した場合には、活性汚泥の脱窒速度が低下する。これは、DO濃度が上昇することにより、活性汚泥の保有する有機物の分解が進み、脱窒に利用できる電子供与体の量が減少するためであると考えられる。

また、各条件下において、無酸素タンクで期待される脱窒速度（嫌気タンクおよび好気第2タンク汚泥の混合後の脱窒速度）は、嫌気タンク汚泥および好気第2タンク汚泥それぞれの脱窒速度の平均値となっている。つまり、循環される硝化混合液のために、無酸素タンクでの脱窒速度は低下する。このため、プロセスの窒素除去率を上げるために硝化液の循環量を増加させても、無酸素タンクでの脱窒速度が低下し、かえって窒素除去率を低下させることになる。



図－7　処理過程における脱窒速度

以上のことから、DO濃度は脱窒にとっても重要であり、適正な値に制御する必要がある。また、硝化液循環量も最大の脱窒量を得るような値に設定する必要がある。

5.2　好気槽に担体を添加した嫌気-好気-無酸素法のベンチスケール実験

昨年度は、担体硝化の安定性、内生脱窒速度に対する水温・好気時間の影響の関係について検討した。その結果、嫌気タンクにおける有機物除去だけでは低水

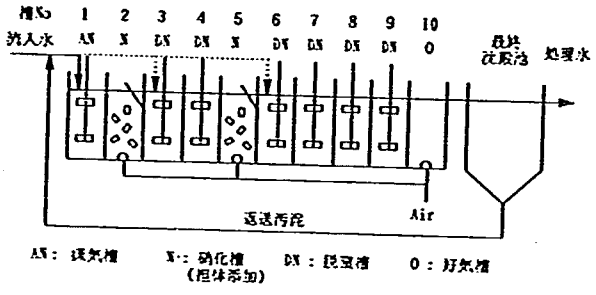
温期に硝化速度が低下すること、内生脱窒速度は、水温15℃以上では循環法に匹敵する大きさであるが、低水温で極端に低下することが明らかになった。また、有機物負荷が極めて小さい条件下における硝化速度が求められ、各水温に対する最大の硝化速度が把握された。

昨年度の結果から、担体の硝化速度には、昨年度求められたように最大値が存在することから、その量を越えて担体に負荷をかけるのは、有機物負荷も高くなるため適当ではない。そこで本年度は、下水の流入方式をステップ方式とし、担体に対するアンモニア負荷を担体の能力に見合ったものにするとともに、有機物負荷も減少させることとした。この方式はまた、下水中有機物を脱窒に有効に利用させることにもなる。

なお、担体の硝化速度を高く保つための方法として、嫌気タンクの一部(30%)を好気タンクに変更し、第2槽の前段で有機物負荷を低下させる方法についても検討した。

5．3．1　実験方法

実験装置を図－8に示す。生物反応槽は、連続する10個の槽（各槽の容積は約10L）から構成され、第1槽を嫌気槽、第2槽および第5（あるいは6）槽を担体添加の硝化槽（体積比で30%の担体を添加）、第10槽を担体無添加の好気槽(Run-1のｹｰｽ-1では担体添加)、その他の槽を脱窒槽とした。2段ステップ流入の場合には、第3槽をステップ流入槽、さらに3段ステップ流入では、第3槽および第6槽をステップ流入槽とした。原水は都市下水（合流式＋分流式）の最初沈殿池越流水とした。担体は、ポリプロピレン製の円筒形で、外径が4㎜、長さが5㎜である。



図－8　実験装置

実験条件を表－3に示す。Run-1ではステップ流入の効果を把握することを目的とし、Run-2では最大の窒素除去効果を得るステップ流入比について検討した。また、Run-3では、流入水を生下水とし、SSとしての有機物負荷を増加させた場合の脱窒効率について検討した。

水質分析用の試料は、流入水と処理水については1日間のコンポジット、その他についてはスポットサンプルとした。

表－3　実験条件

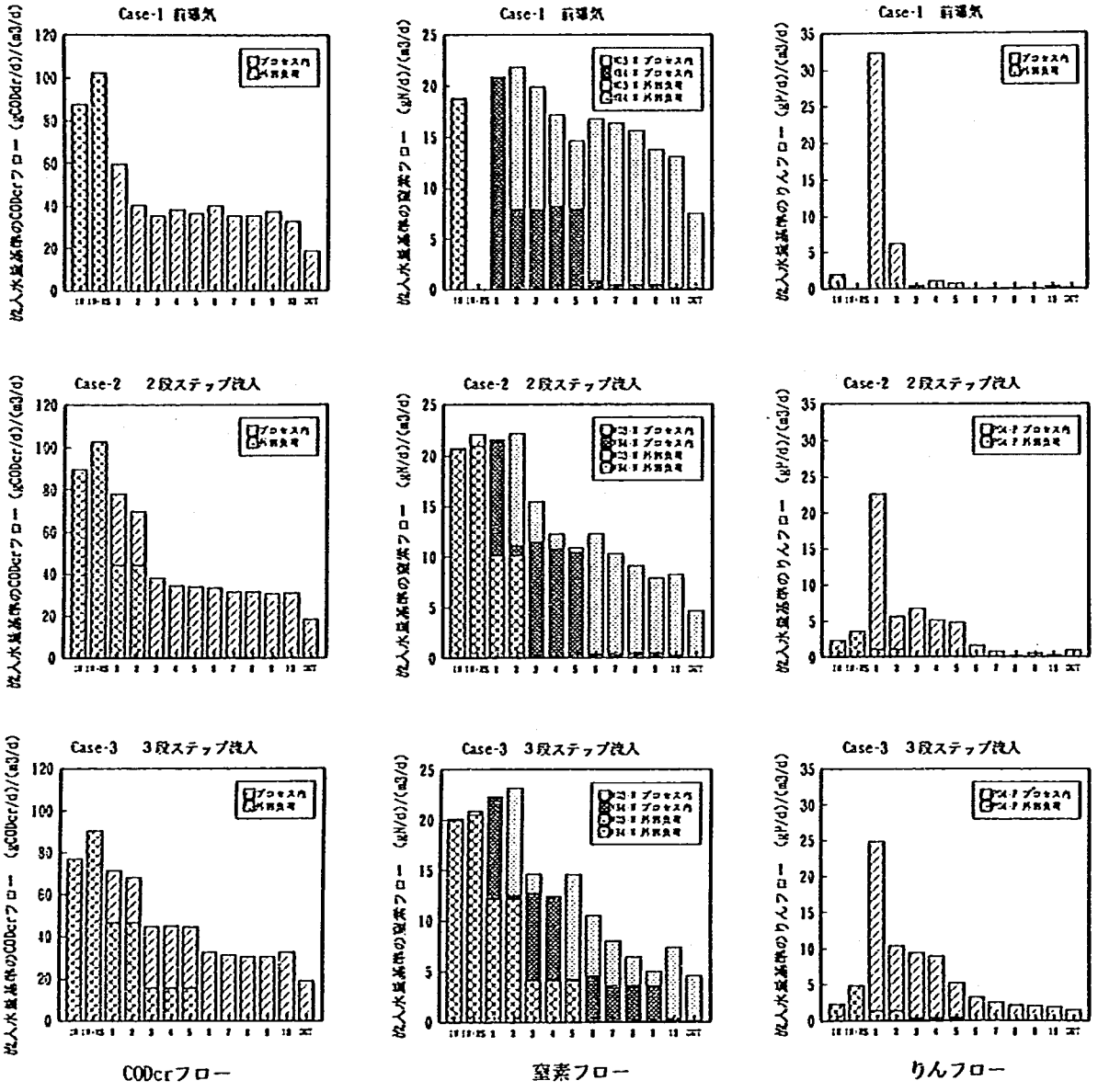
	Run-1			Run-2			Run-3
	Case-1	Case-2	Case-3	Case-1	Case-2	Case-3	
流入水	a	a	a	a	a	a	b
HRT(h)	10	10	10	8	8	8	8
流入方式	通常	2ｽﾃｯﾌﾟ	3ｽﾃｯﾌﾟ	2ｽﾃｯﾌﾟ	2ｽﾃｯﾌﾟ	2ｽﾃｯﾌﾟ	2ｽﾃｯﾌﾟ
ｽﾃｯﾌﾟ流入比	-	1:1	2:2:1	1:1	3:2	3:1	3:2
汚泥返送比	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
水温(℃)	11-15	15-22	21-24	24-28	27-30	27-30	21-23

a:一次処理下水　　b:生下水

5．3．2　実験結果

(1)ステップ流入の効果

Run-1における溶解性CODcr、窒素、りんのプロセス内のフローを図－9に示す。縦軸は、各物質のフローを流入水量で除しているため、流入水量を基準としたそれぞれの物質の濃度と見なすことができる。全体での物質フローの変化を把握する必要があることから、プロセス流入以前のステップ流入負荷も外部負荷として図中に表している。



図－9　流入方式ごとのプロセスにおける物質フロー (Run-1)

窒素に関しては、どのケースでも良好な硝化速度を示した。これは、Case-2, 3のCODcrについて明らかなように、ステップ流入させることによって、第1好気タンク(No.2)に対する有機物負荷が小さかったことによると考えられる。Case-1では、嫌気タンクから第1硝化タンクへの有機物負荷 20(gN/d)/(m3/d)のうち、前曝気による削減量が4(gN/d)/(m3/d)と小さかったが、担体の硝化速度は大きく保たれていた。溶解性有機物で表される以外に、何らかの効果があったものと考えられる。

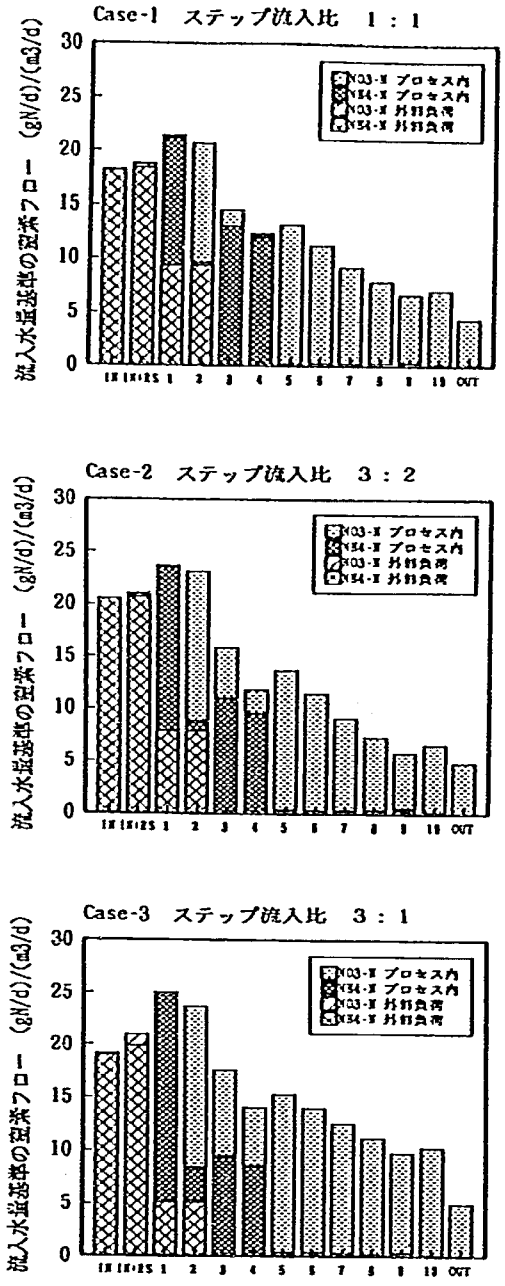
脱窒に関しては、ステップ流入のケースの方が効率的であった。これは、第3

槽における脱窒速度が、ステップ流入水中の溶解性有機物により大きかったことによる。CODcrで見る溶解性有機物フローが、Case-1では、嫌気および第1好気タンクで減少し、第3槽において既に低くなっているのに対し、Case-2, 3では、ステップ流入により直接に第3槽に供給されて除去され、脱窒に有効に使用されていることがわかる。最終的な窒素濃度は2段ステップと3段ステップで差がなく、3段ステップとすることの効果は小さいと考えられる。

りんに関しては、ステップ流入した場合に好気タンクおよび無酸素タンクでのりんの摂取が悪化し、3段ステップ流入においては、処理水中のりん濃度が高くなった。このため、りん・窒素の同時除去にとっては、3段ステップ流入は好ましくないと考えられる。

(2)ステップ流入比の影響

ステップ流入比を1:1, 3:2, 3:1に設定したRun-2の、プロセス内の窒素フローを図－10に示す。水温が24℃以上と高く、また、最初の無酸素タンク群が2槽という固定した条件下ではあるが、ステップ流入比が3:2の場合に窒素の除去が最も良好であった。流入比が3:1の場合には、第3槽への有機物負荷が少ないために、第3槽での脱窒除去量が小さく、また、流入比が1:1の場合には、第4槽においてNOx-N濃度が消失してしまい、第4槽が脱窒タンクとして有効に機能しなかったことが、窒素除去が劣った原因である。



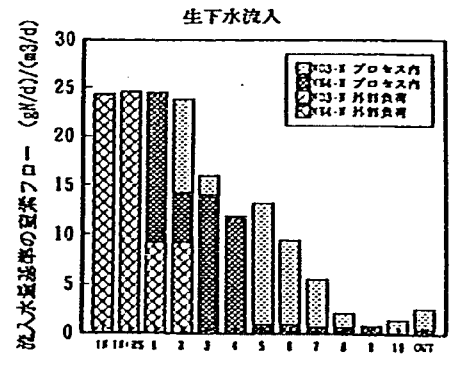
図－10 窒素フローに対する流入ステップ比の影響
(Run-2)

硝化速度および脱窒速度は、水温の影響を強く受けて変動するため、年間を通して最大の窒素除去を得るには、各水温でのこれらの速度を把握し、好気・無酸素タンクの適切な容量配分を行い、適切な流入比を設定する必要がある。

(3)SS性有機物負荷増大の影響

生下水を流入水として40日間処理を行った後の、プロセス内の窒素フローを図－11に示す。他のRunと比べて、後半の無酸素タンクでの窒素除去量が大きく、内生脱窒速度が大きくなっている。窒素除去率を上げるためには、プロセスに対するSS負荷を上げることが望ましいと考えられる。

しかし、本実験においては、生下水を供



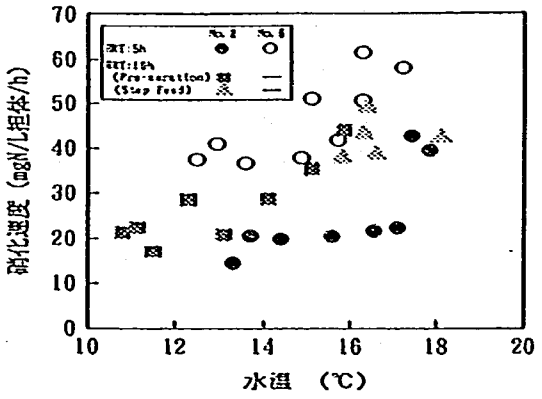
図－11 窒素除去に対する生下水流入の影響
(Run-3)

給することによってスクリーンに目詰まりが度々生じた。SS負荷を上げることは、窒素除去の面ではプラスに作用するが、処理装置の保全面では、かなりマイナス要因となる。担体を分離しながら、流入水中の粗大SSによる目詰まりが生じないスクリーンの開発は、一つの技術的課題であるだろう。

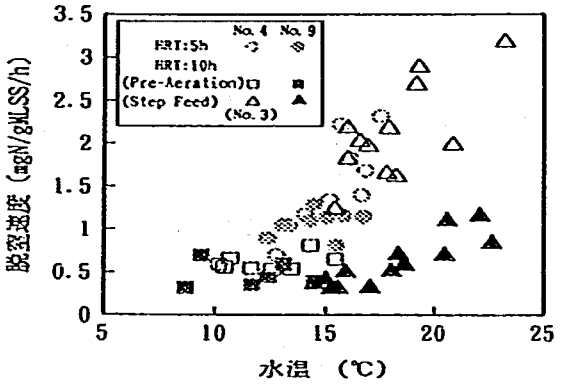
(4)硝化速度および脱窒速度

Run-1における硝化速度および脱窒速度を図－１２，１３に示す。図中には、昨年度の滞留時間5hにおける処理結果も合わせて示している。

昨年度とは滞留時間が異なるため単純な比較はできないが、本年度採用したステップ流入および前曝気により、第１好気タンクにおける硝化速度が向上し、最大の硝化速度と考えられる昨年度の第２好気タンクでの値に近い値となっている。



図－１２　実験条件ごとの水温に対する硝化速度



図－13　各実験条件における水温に対する脱窒速度

また、脱窒については、ステップ流入により第３槽における速度が向上した。後半の脱窒タンクにおける脱窒速度は昨年度と同程度であった。

５．おわりに

①好気タンクに担体を添加した嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントの運転をDO濃度制御で行い、良好な処理結果を得た。また、プロセスにおける活性汚泥の脱窒速度を把握することにより、脱窒速度に関連する因子と運転管理上の留意点を明らかにした。さらに、得られたDO濃度と硝化速度の関係からプロセスの改善策を提案した。

②好気タンクに担体を添加した嫌気-好気-無酸素法についてステップ流入の効果を検討し、２段のステップ流入方式において良好な処理結果を得た。また、ステップ流入比が処理水質に与える影響についても検討した。さらに、生下水を流入させSS性有機物負荷を増大させることにより、内生脱窒速度を増加させることができた。

参考文献

１）（社）日本下水道協会：「高度処理施設設計マニュアル（案）」，平成６年

６．小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
研　究　員　諏訪　　守
　　與儀　和史

1.　はじめに

平成５年に「海域における窒素及びりんに係わる環境基準」が告示されるなど、公共用水域の水質保全が急務となっている。一方、下水道の建設が大都市から中小都市へ移行しつつあるため、今後供用開始される小規模な下水処理施設（対象人口10,000人以下）においても、高度処理の導入が求められると考えられる。しかし、運転管理要員が常駐することが比較的少なく、運転費用が安価で簡素な維持管理が要求される傾向にある小規模下水処理施設においては、熟練した技術者の管理を要する従来の高度処理法を単純に小規模化し、導入することは運転費用、維持管理能力等から困難である。

このため本調査は、小規模処理場において安定した栄養塩類除去を、簡素な管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的に実施するものである。

2.　平成５年度までの調査結果

本調査は、これまで安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査、藻類を利用した窒素・りん除去実験、オキシデーションディッチパイロットプラントを用いた硝化・脱窒運転に関する調査を継続実施しており、それらの概要について以下に述べる。

2.1　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

コンクリート廃材は熱処理をすることにより、りんの除去量が大きくなるが、熱処理による重量減少割合が５％以上とすることによって、りん除去量が増加することが明らかとなった。また、コンクリート廃材によるりんの除去機構は、吸着作用よりも凝集作用が卓越していると考えられた。吸着パイロットプラントによる破過点調査は、通水初期ではあるがコンクリート廃材、鹿沼土、軽量コンクリートとも良好にりんが除去されている。

2.2　藻類利用による栄養塩類除去実験

藻類（*Scenedesmus sp.*）（１系）、二次処理水中に存在の可能性がある藻類（２系）、河川より採取した珪藻類（３系）、各々３種類の藻類とも栄養塩類の除去の可能性が示された。しかし、１、２系においては藻類の増殖に起因すると考えられるＫ－Ｎ濃度の増加がみられた。

2.3　オキシデーションディッチパイロットプラントを用いた硝化・脱窒運転に関する調査

オキシデーションディッチにおいて、間欠的な曝気強度の変更により好気時間を短縮し、脱窒速度を向上させることができた。

3.　平成６年度の調査結果

6年度は、コンクリート廃材を用いたりん除去に及ぼす廃材の前処理の検討を行うとともに、平成5年度に作成したパイロットプラントを利用し、破過点等の調査の継続をした。また、小型実験装置を用いて藻類を利用したりん・窒素除去に関する調査を行うとともに、オキシデーションディッチ法において、汚泥管理をできる限り簡素化した硝化・脱窒運転の条件を得るための調査を行った。

3.1 コンクリート廃材の炭酸化がりん除去能力に与える影響把握実験

前年度の調査結果から、コンクリート廃材を熱処理することにより、りんの除去能力の増大が計られることが確認された。これは、コンクリート廃材中の炭酸カルシウムが、熱処理によって酸化カルシウムと二酸化炭素に解離されることに起因するものであると考えられた。本調査で利用しているコンクリート廃材は、再生砂としての利用を目的に、あらかじめ粉砕され野外に放置されていたものであるので、炭酸化が進行している可能性が高い。このため、りん除去を目的にコンクリート廃材を利用する上で、炭酸化の影響を把握しなければならないと考えられることから、以下に示す実験を行った。実験には炭酸化の影響を受けないよう、粉砕する前のコンクリートを購入し、実験開始直前に粉砕したものを粒径1～2㎜に調整し水洗した後乾燥させたもの（ケースⅡ）と、比較対照のために直前粉砕し熱処理したもの（ケースⅠ）及びコンクリート廃材（ケースⅢ）を用いてりん除去実験を行った。使用原水は、蒸留水にりん酸二水素カリウムを溶解し、りん濃度を100㎎-p/L、ｐＨ７に調整したものを用いた。実験は各々のコンクリート2ｇを原水200㎖に添加、24時間振透させた後、コンクリート混合液をGF-Bろ紙でろ過し、ろ液りん濃度をモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法により測定した。りんの減少量よりコンクリート１ｇ当たりのりん除去量を求めた。実験結果を表－１に示す。

表－１　各種コンクリートのりん除去量

りん除去剤	ケースⅠ	ケースⅡ	ケースⅢ	ケースⅣ
りん除去量	9.9 ㎎-p/g	3.5 ㎎-p/g	2.6 ㎎-p/g	8.6 ㎎-p/g
最終ｐＨ	12.1	8.0	8.2	11.1

※（ケースⅣは屋外に放置してあったコンクリート廃材を熱処理したもの、昨年度のデータ）

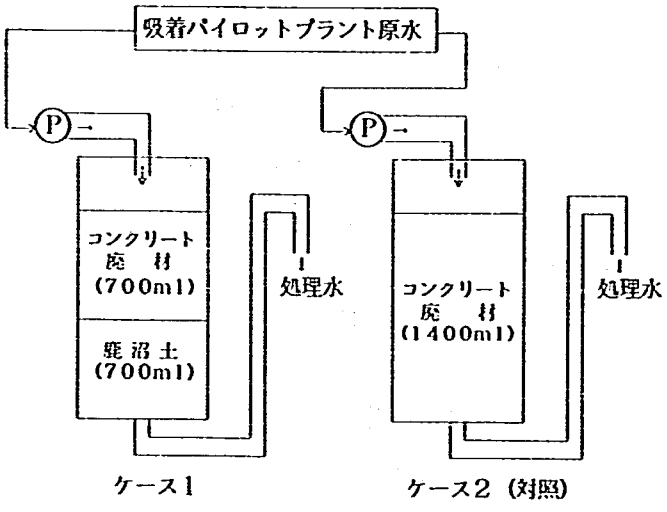
実験に先立ち、りん除去実験に用いる各々のコンクリートの炭酸化を推定するために、フェノールフタレイン溶液で染色試験を行った。[1)] 未処理コンクリートはごくうすく紫色になる程度であるのに対し、直前粉砕のものは赤紫、熱処理を行ったコンクリートは直前粉砕のものよりも鮮やかな赤紫であった。このことから、直前粉砕コンクリートは未処理コンクリートに比べ炭酸化の影響を受けていないものと考えられた。一方、直前粉砕コンクリートのりん除去量は直前粉砕熱処理及び熱処理のものと比較した場合、各々6.4㎎-p/g、5.1㎎-p/g少なく、未処理のものと比較すると0.9㎎-p/g多くなっている。直前粉砕のものに比べ、未処理のものは炭酸化の影響によってりん除去量が若干量減少して

いるが、熱処理を行ったものはりん除去量が大きく増加していることから、コンクリート廃材のりん除去能力は、炭酸化による減少分よりも、熱処理による増加分の方が大きいと考えられた。以上の結果から、コンクリート中の生成化合物の70～80%を占めるケイ酸カルシウムが、熱処理により酸化カルシウムと二酸化ケイ素に分離され、りん除去能力が増大しているのではないかと考えられた。よって、コンクリート廃材利用によるりん除去は、炭酸化の影響を受けていないコンクリート廃材でもある程度のりん除去量が得られるが、熱処理を行うことによってりん除去量を増加させることができると考えられる。

3.2 処理水の高ｐＨ対策実験

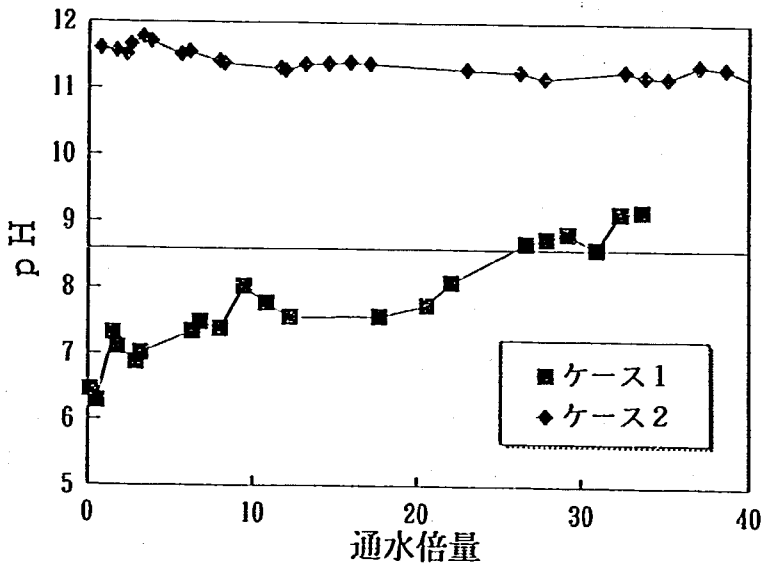
コンクリート廃材や軽量コンクリートを利用したりん除去では、その処理水のｐＨが約10～12にまで上昇してしまい、ｐＨの低下対策を講じなければ公共用水域へ放流できない。

このため、高ｐＨ対策手法の検討を目的として、以下に示すカラム実験を行った。カラム実験の概要を図－１に示す。ケース１として鹿沼土との併用（カラム投入割合１：１）、ケース２としてコンクリート廃材のみの対照としカラム通水実験を行った。鹿沼土は酸性土であることから、ｐＨの低下効果を期待し利用した。実験結果を図－２に示す。コンクリート廃材のみの対照カラムでは、処理水のｐＨは11～ 12の高い範囲内で推移している。ケース１のカラムについては、通水初期でｐＨが7～8となっており、鹿沼土との併用効果が現れているが、通水量が約30倍を越えた時点からｐＨが９付近となり、併用効果の限界を示す結果となっている。このため、今後はコンクリート廃材を利用する上での、新たな処理水ｐＨ低下対策の検討が必要であると考えられた。



通水量 約2．1L／日

図－１ 処理水のｐＨ低下対策実験

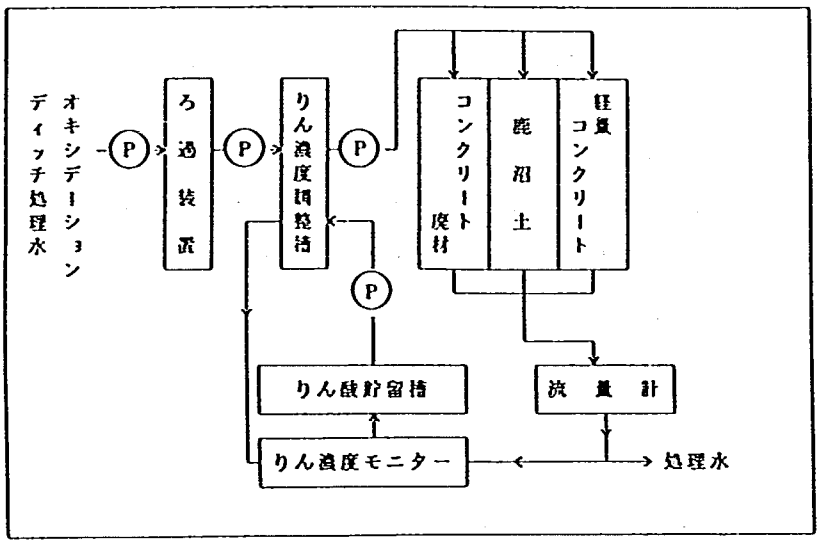


図－２ 処理水ｐＨの推移

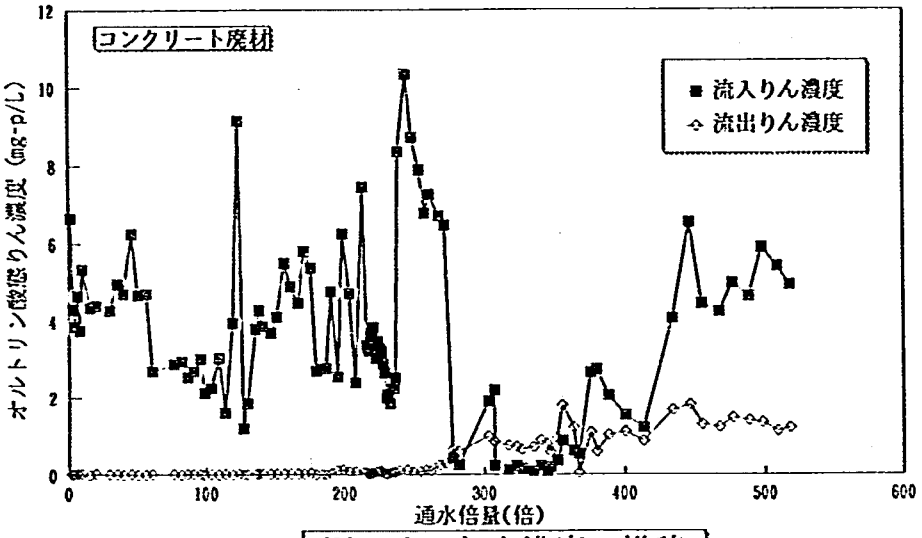
3.3 パイロットプラントを用いた破過点調査

５年度に引き続きＫ下水処理場内に設置したパイロットプラントにおいて、りん除去剤の破過点調査を実施した。パイロットプラントの概要を図－３に

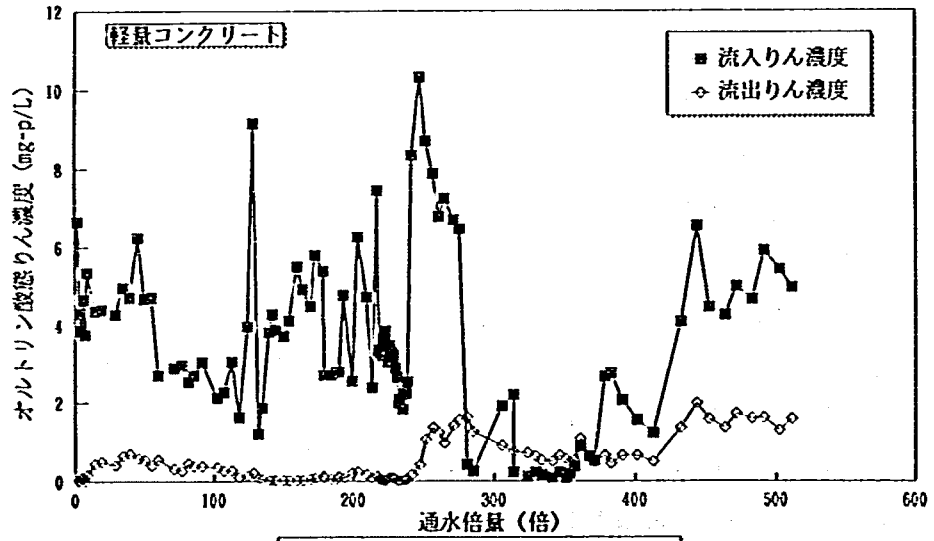
示す。流入原水にはオキシデーションディッチ処理水を用い、りん濃度が5mg-p/Lになるようにりん酸を添加、通水量を0.3m³/日に設定し通水した。プラント内に充填してあるりん除去剤は、熱処理を行ったコンクリート廃材、軽量コンクリート、鹿沼土の3種類であり、各々の投入量はかさ容量で0.2m³とした。　図－4、5、6に流入水、処理水のりん濃度の推移を示す。尚、りん濃度の測定値はスポット採水による自動比色分析装置（TRAACS 800、ブランルーベ社）を用い、モリブデン青法（アスコルビン酸）による分析値である。通水初期においてはコンクリート廃材、鹿沼土ともりんが良好に除去され、処理水のりん濃度は0.1mg-p/Lとなっている。軽量コンクリートにおいてはやや除去性能が不安定であり、処理水のりん濃度は0.5mg-p/L程度ではあるが、通水量が約100倍を越えた時点より0.1mg-p/L以下となって良好にりんが除去されている。懸濁性りん濃度についても特に図中には記していないが、各々の除去剤ともほぼ0であった。コンクリート廃材などは昨年度の回分実験から、りんの除去機構



図－3　パイロットプラント概略図

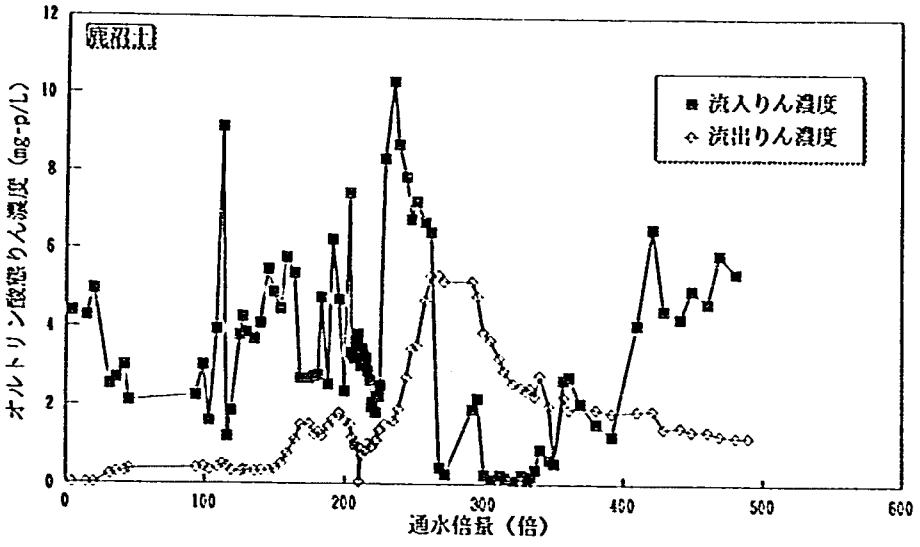


図－4　りん濃度の推移



図－5　りん濃度の推移

がカルシウムとアルカリ度の移行にともなうアパタイトの生成による凝集作用によって行われていると考えられ、微細な懸濁性のりん成分が生成していることが確認された。しかし、パイロットプラントにおいては、発生したＳＳ分がろ過作用により補足されたか、または、晶析作用によってりんが除去されているものと考えられた。尚、通水倍量が300倍時点での流入水のりん濃度の低下は、りん酸注入ポンプの故障によるものである。　鹿沼土は通水倍量が約150倍、軽量コンクリートは約250倍、コンクリート廃材は約280倍より処理水のりん濃度が上昇し始め、恒常的に0.5mg-p/Lを上回ってきている。この段階での累積りん除去量（(流入りん濃度－流出りん濃度)×通水量）は鹿沼土で約90ｇ、軽量コンクリートで約190ｇ、コンクリート廃材で約240ｇである。今回のプラントでの単位重量あたりのりん除去量は、鹿沼土（かさ比重0.4）で1.13mg-p/g、軽量でコンクリート（かさ比重0.48）で2.02mg-p/g、コンクリート廃材（かさ比重1.1）で1.10mg-p/gであった。各々の除去剤の処理水りん濃度が恒常的に0.5mg-p/Lを上回る段階までのりん濃度を平衡りん濃度と仮定し、昨年度の室内実験から得た処理水りん濃度と除去剤単位重量あたりのりん除去量の関係式に代入して各々の除去剤の除去量を計算すると鹿沼土で0.65mg-p/g、軽量コンクリートで0.35mg-p/g、コンクリート廃材で11.9mg-p/gであった。プラントでのりん除去量に比べ室内実験からの計算値は低い値となっているが、これは処理水のりん濃度を平衡濃度と仮定したためであり、実際の層内でのりんの濃度分布を考慮すると各々の計算値は鹿沼土1.04mg-p/g、軽量コンクリート1.20mg-p/g、コンクリート廃材31.6mg-p/gであった。鹿沼土においてはプラントと計算値でのりん除去量がほぼ一致しているが、軽量コンクリートはプラントでのりん除去量が大きくなっている。これは、軽量コンクリートのりん除去機構が吸着作用によるものと、それ以外の晶析あるいは凝集作用が加わって大きくなったものと考えられる。コンクリート廃材は計算値に比べプラントでのりん除去量が大幅に小さいものとなっており、吸着層内でコンクリート廃材自体が部分的に固化したり、あるいは、発生したＳＳ分が目詰まりして短絡流を起こしている可能性があると推定される。このため、今後は層内の洗浄等を実施し、りん除去効率の回復検討を行う。さらには、コンクリート廃材では、現在2.4m/日の通水速度で調査を実施しているが、この通水速度ではりん除去に必要なカルシウムやアルカリ度が過剰に溶出していると推定されることから、りん除去能力の増加を計るために、通水速度を現在よりも高速化する予定である。



図－６　りん濃度の推移

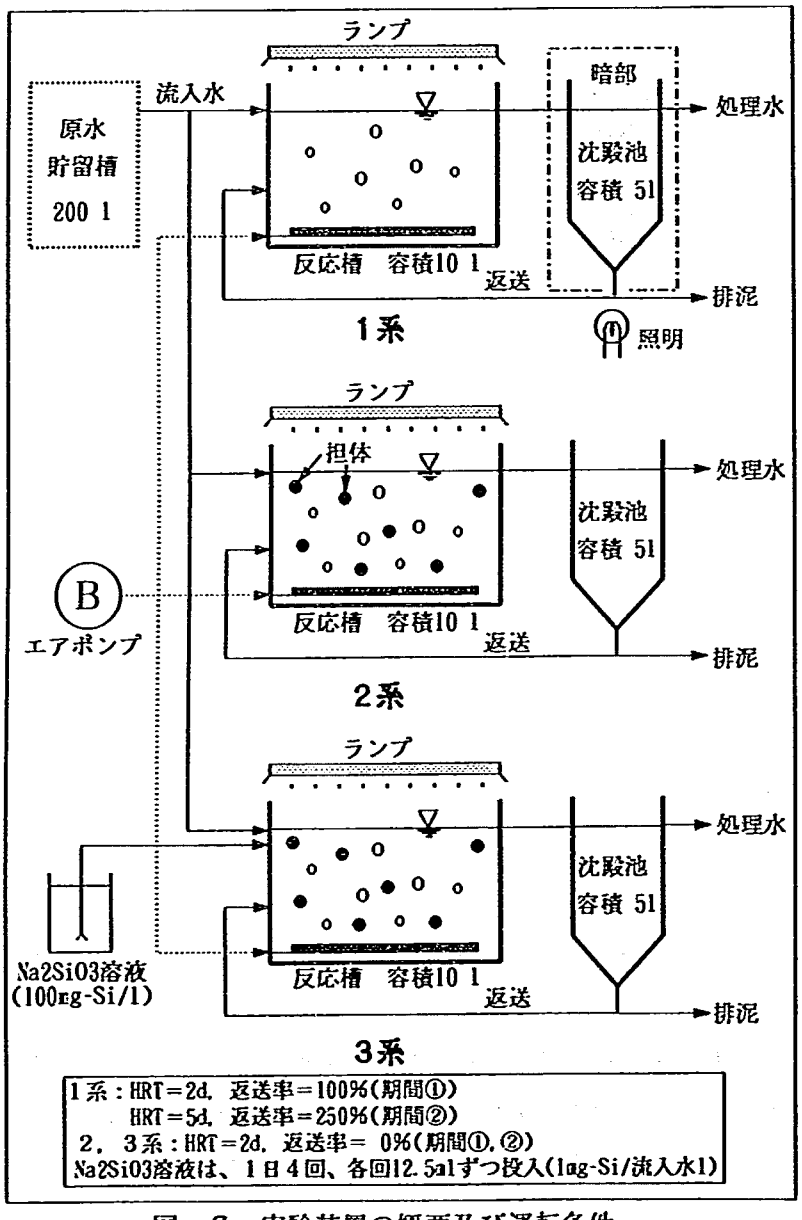
4. 藻類を利用した窒素・りん除去実験

4.1 連続実験

本実験は、二次処理水の仕上げ処理すなわち栄養塩類の除去を目的に、藻類を利用し、その適用性について検討を行うものである。

図－7に実験装置の概要及び運転条件を示す。原水には、期間①(～95/01/24)、期間②(95/01/25～)ともオキシデーションディッチパイロットプラントの二次処理水を用いているが、期間①では、$NaNO_3$及びKH_2PO_4を適宜添加し、硝酸性窒素を10mg/l、オルト態りんを3mg/lと、二次処理水の約２倍の濃度としている。期間②では、基本的に二次処理水をそのまま用いるものとしているが、パイロットプラントの処理状況に応じ若干の調整を行い、ほぼ硝酸性窒素5mg/l、オルト態りん1.5mg/lとしている。

１系は、走光性藻類を利用しようとするもので、*Euglena gracilis* klebs NIES48を前培養したものを添加して実験を開始した。反応タンク内に走光性藻類が優占種となるよう、沈殿タンクは下部にのみ光を当て、増殖した走光性藻類を集め、固液分離を行うとともに一部を反応タンクに返送した。２系は、下水中に存在すると考えられる藻類のうち担体付着性のあるものを利用しようとするもので反応タンク内に固定化担体を投入している。この担体は、材質がポリエステル系の球状繊維で、粒径3～5mmのものを15V/V%の投入率で投入した。３系は特に珪藻類の利用を考え、２系と同じ装置に、定量ポンプにより珪酸塩（Na_2SiO_3）の添加を行ったものである。



図－７　実験装置の概要及び運転条件

表－２には、反応タンク内における植物プランクトンの定性・定量分析結果を示す。分析は期間②で行った。期間①とはSS量に差異があるが、顕微鏡観察によっては、各系とも、両期間において定性的に大きな変化はないものと考えられる。

１系は、添加した走光性藻類の*Euglena gracilis*は、完全に

*Scenedesmus*にとって代わられてしまっている。処理水を一週間光を当てながら放置した場合、出現種のほとんどが*Scenedesmus*と*Synedra*であったが、本実験条件の下では*Scenedesmus*が最も優位に生育することができるものと考えられる。したがって、*Euglena gracilis*を利用しようとする場合その生育に適した運転条件について検討する必要があると考えられる。2系及び3系の液中の出現細胞数、出現種及びその比率は似通っている。やはり、*Scenedesmus*が最も多くなっている。出現細胞数は1系の1/10以下であった。担体付着藻類は両者に違いが見られ、2系では藍藻綱の*Phormidium*が、3系では珪藻綱の*Achnanthes*が総出現細胞数の70%以上を占めていた。また総出現細胞数は1系の8.5～15倍あり、担体によって藻類の高密度化を図ることができた。

表－2　植物プランクトンの存在比率

出現種名	1系	2系		3系	
	液中	液中	担体付着	液中	担体付着
	%	%	%	%	%
藍藻綱	0.5	9.4	71.5	12.5	14.1
Phormidium sp.	+	+	71.5	+	12.8
珪藻綱	0.0	5.3	11.8	0.2	77.1
Achnanthes	-	+	10.0	+	72.6
緑藻綱	99.3	55.9	10.3	60.6	15.6
Klebsormidium sp.	-	12.1	+	-	+
Scenedesmus spp.	99.3	39.2	+	60.1	+
微小鞭毛藻類	0.2	29.4	6.4	26.7	0.2
総出現細胞数	(100%)	(100%)	(100%)	(100%)	(100%)
(数/ml，数/担体ml)	67281	5373	3834600	4811	6754000
(数/混合液ml)			575190		1013100

＊全ての系で総出現細胞数の10%に満たない種については記していない
+：10%以下存在　　-：存在しない

表中、2系及び3系の槽内SSは、担体付着SSを担体投入率から混合液1 1当たりに換算したもの(mg/混合液 1)である。担体1 1当たりには表中の値を1/0.15倍すればよい。窒素除去率は、NO_x-N+NH_4-Nの除去率として示した。期間①では、全ての系で窒素・りんとも除去率は、15～20%にとどまった。期間②では、1系で高い除去率が得られ、特に窒素除去率は90%を越えた。1系返送水中のSS濃度16.3mg/l（実測値）、栄養塩濃度を処理水と同じとし、藻体の死滅は考慮しないとして、反応タンクのまわりでSS及び溶解性の栄養塩濃度の物質収支をとれば、増加SS量当たりの栄養塩除去量は、期間①で0.045mg-N/mgSS、0.0075mg-P/mgSS、期間②で0.066mg-N/mgSS、0.0083mg-P/mgSSであった。HRTの長い期間②の方が死滅速度の影響が大きく現れるから、実際には両者の差はもう少し縮まるものと考えられ、本質的な違いはないと思われる。また、これらの値は、藻体中の窒素及びりん含有率として妥当な値である。

表－3　運転結果

項目	原水	1系	2系	3系
pH	7.0	8.4	8.3	8.3
(-)	7.2	8.8	8.4	8.5
水温	22.6	23.1	22.6	22.8
(℃)	23.1	24.9	23.6	24.6
アルカリ度	93.2	89.6	85.8	57.2
(mg/l)	115.9	115.5	84.6	90.5
槽内SS	-	46.8	172.0	729.0
(mg/l)	-	36.2	309.0	298.0
SS	5.6	6.2	4.2	3.2
(mg/l)	4.4	4.8	6.4	0.4
NH4-N	2.88	0.29	0.08	0.06
(mg/l)	1.65	0.07	0.08	0.07
NOX-N	18.79	17.90	18.31	18.54
(mg/l)	4.52	0.45	5.43	4.05
窒素除去率	-	16.1	15.1	14.1
(%)	-	91.6	10.7	33.2
PO4-P	2.98	2.41	2.56	2.54
(mg/l)	2.01	1.30	1.92	1.80
りん除去率	-	19.2	14.3	14.9
(%)	-	35.2	4.2	10.4

上段:期間①　　下段:期間②

2系、3系では、3系での窒素除去率は期間①

より改善されているが、他は期間①での除去率よりも更に低下している。また、3者を比較することより、2系＜3系＜1系の順に除去効果が大きくなっていることが分かる。二次処理水程度の水を処理する場合、1系では十分に栄養塩除去効果があると認められた。

4.2 回分実験

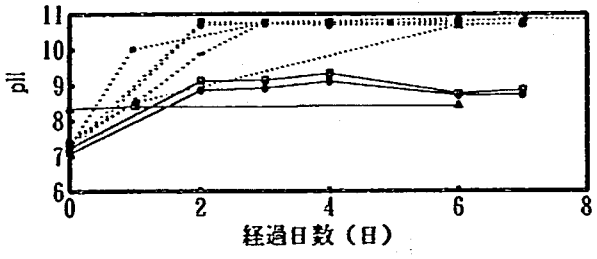
(1)処理水に適宜$NaNO_3$又はKH_2PO_4を加え、表－4の条件で回分により藻類の栄養塩除去特性を調べる実験を行った。供試藻類は連続実験1系の反応タンク中の藻類（*Scenedesmus*）とし、いずれも実験開始直前に反応タンクより混合液を採取、数回にわたり遠心分離器（3000rpm 10min）によって基質洗浄を行ったものを用いた。実験は2lビーカーを用い、1回につき120ml程度混合液を採取しpH、水温、ｱﾙｶﾘ度、SS及び栄養塩濃度を測定した。

表－4 回分実験条件

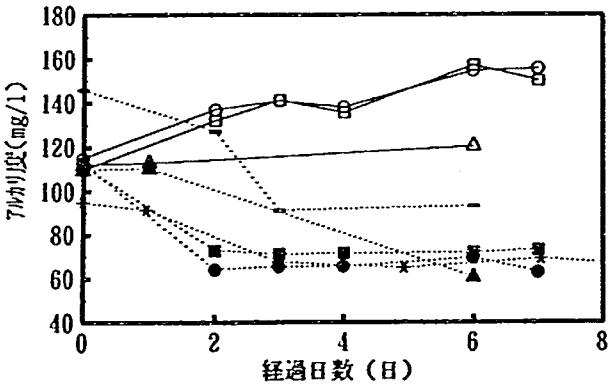
番号	図－8.10.11	初期栄養塩濃度 NOX-N	初期栄養塩濃度 PO4-P	備考
①	○	6.12	6.70	曝気撹拌
②	□	6.07	3.56	
③	△	0.37	3.16	
④	●	5.88	6.57	機械撹拌（ｽﾀｰﾗｰ）
⑤	■	5.85	3.58	
⑥	▲	0.33	3.13	
⑦	*	5.83	0.10	
⑧	－	0.38	0.19	

図－8.1～8.3にpH、ｱﾙｶﾘ度及びSSの変化を示す。pHは曝気撹拌条件（以下、条件1と記す）で8.40～9.15、機械撹拌条件（以下、条件2と記す）で10.69～10.88であった。光合成作用により液中のpHは、約11まで上昇するが、条件1のように曝気撹拌により二酸化炭酸が供給される場合には、pHは8.5前後になることがわかる。ｱﾙｶﾘ度は、炭素源として藻体に吸収されると考えられ、条件2では、SS（藻体）の増殖のある初期の段階でいずれも50mg/l程度の減少がある。二酸化炭酸が常に飽和状態にあると考えられる条件1ではｱﾙｶﾘ度はほぼ変わらないものと考えられたが、漸増傾向が窺われる。但し、SSの増殖の小さかった条件1③では、ｱﾙｶﾘ度は微増するにとどまっていたことから、このｱﾙｶﾘ度の上昇は藻類の増殖が関与している可能性があると考えられた。

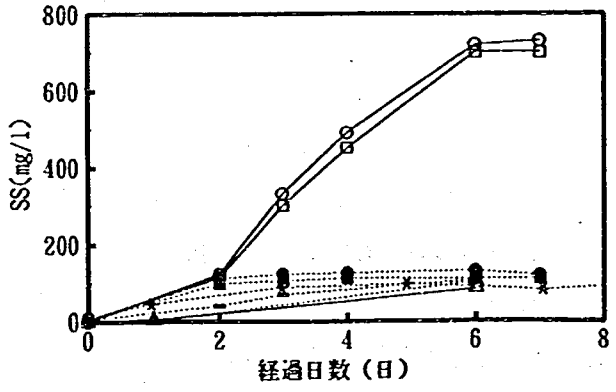
SSの増殖は、条件1の①及び②で大きいが、これらとそれぞれほぼ同程度の栄養塩濃度を有する条件2の④及び⑤は、最初の2日目までこそ、それらと同程度の増殖量を示したものの、



図－8.1 pHの変化



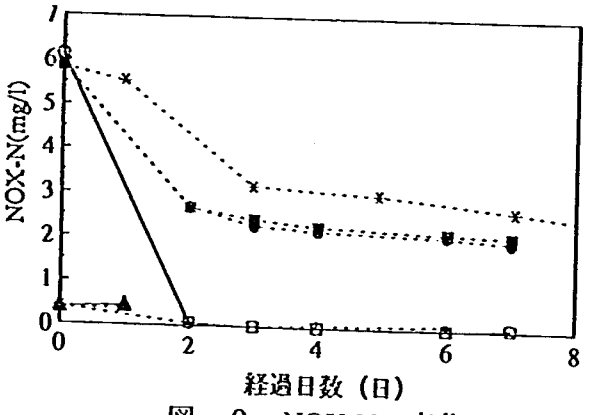
図－8.2 ｱﾙｶﾘ度の変化



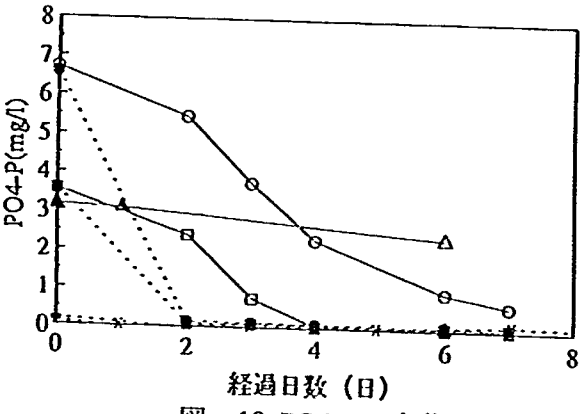
図－8.3 SSの変化

そこでほぼ飽和状態に達していることから、条件２では炭素が増殖制限基質になっているものと考えられる。両者を顕微鏡で観察すると①、②では細胞の大きさがほぼ等しく個々に分散しているのに対し、④、⑤ではそのような細胞に生育不良と思われる微細な顆粒が付着し、それらがいくつか結びついて小塊をなしている様子が見られた。

図－９及び図－10はNO_x-N及びPO_4-Pの変化を示したものである。除去速度は、窒素については条件１の方が、りんについては条件２の方が速く、本実験の中では、少なくとも１日当たり窒素3mg/l（条件１）、りん3.5mg/l（条件２）が藻類により除去された。別に、機械撹拌による場合のりん除去特性について、採水間隔を短く設定して行った実験結果を図－11に示す。りんの除去速度は5.8mg-P/d、この間のSSの平均増殖速度は43.5mgSS/dであったことから、増殖SS量当たりのりん除去量は0.13mg-P/mgSSと計算される。この値は、一般的な藻類の組成式$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4$から求められるりん含有率＝0.87%の10倍以上であり、これまでの報告[3]にあるようにりんの過剰摂取が行われていることが分かる。また、同図からは、窒素はりんの摂取がほぼ終了した時点から積極的に取り込まれることが知られる。なお、条件１の0～2日の詳細な窒素除去特性については現在実験中である。



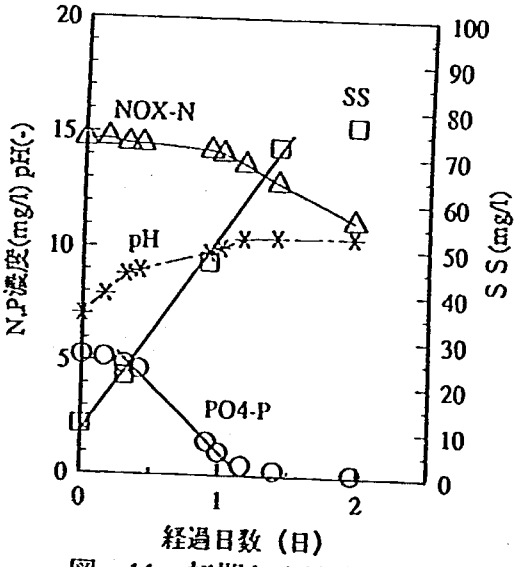
図－９　NOX-Nの変化



図－10 PO4-Pの変化

一方、条件１におけるりんは、図－8.3及び図－10よりSSの増加に従って除去されていく様子が分かる。窒素が増殖制限基質になったと考えられる③では、SSの増加があまりなく、従ってりん除去もよく行われていない。増殖SS量当たりのりん除去量は各時間とも0.009～0.011mg-P/mgSSとほぼ一定であり、これは先の組成式によるりん含有率にほぼ等しく、りんは細胞の構成要素として必要量摂取されたことが分かる。すなわち、この場合、藻類によるりんの過剰摂取は行われない。連続実験１系において、窒素除去は良好であったがりん除去率が低かったことは、本実験の①、②と符合するものである。

また、条件２では、SSがもはや増加しなくなったところで窒素の除去も停止した。SSの増加量に対する窒素の除去量は、藻類の窒素含有率に比べ

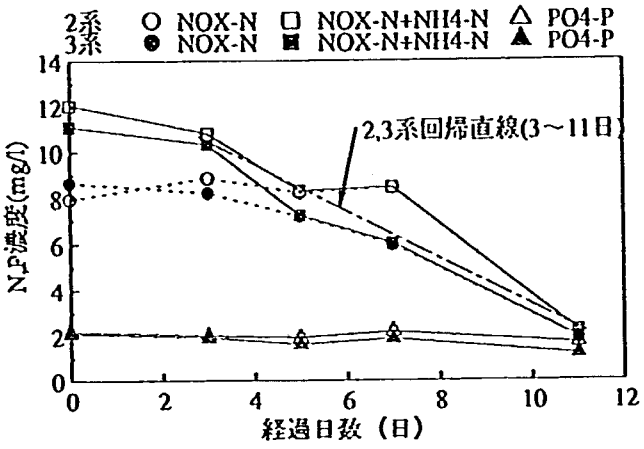


図－11　初期りん除去特性

低かった。顕微鏡観察に見られた生育不良と思われる微細な顆粒物質のためではないかと考えられる。

以上、藻類による窒素・りん除去特性は環境要因によって大きく異なっており、栄養塩除去のための最適運転条件について検討するための一つの知見が得られたものと考えられる。

(2)担体付着藻類の栄養塩除去特性について回分実験により検討した。実験は連続実験の実験装置を用い、流入水ポンプを停止させて行った。反応タンク内から担体を取り出した後、新しく原水を入れ替えた(10 l)。これに担体を投入し回分実験を行った。投入率は、担体100mlをSS測定のため使用したので、はじめ14%であったが、試料採取を液のみ1回約120mlずつ計5回行ったため、終了時の投入率は15%となった。担体付着藻類のSSは、表－3中期間②のSSとして示されている値である。光は、連続実験の時と同様、明時間14hr、暗時間10hrとした。図－12に窒素及びりんの変化を示す。pH及びｱﾙｶﾘ度は上述(1)の曝気撹拌の場合（①、②）と同様の結果であった。また、液中のSSは実験期間内であまり変化はなく、2系で平均4.4mg/l、3系で平均5.1mg/lであった。2系及び3系の担体付着藻類間で窒素及びりんの除去曲線に差異は認められないことが図－12から分かる。



図－12　担体付着藻類による栄養塩除去特性

図中に示すように3～11日で窒素（NO_x-N+NH_4-N）の除去速度は、1.0mg-N/dとあまり大きくはない。担体容積当たりでは、0.7mg-N/担体l･dである。また、3系の担体付着SSは2系のそれの約2倍あるため、担体付着SS量当たりの除去速度では3系は2系の約1/2にしかならない。3系のSSは珪藻網に属する藻類が全出現細胞数の約80%と珪藻が主体であった。珪藻はSS中にシリカ成分が30～40%存在することから、窒素・りんの含有率は、一般的な藻類の0.6～0.7であり、SS量当たりの摂取可能量としては本結果のようになるものと考えられる。実際に2系及び3系の担体付着SSのTN及びTPを測定したところ3系は2系のほぼ0.6であった。本実験での3系の担体は、高密度に珪藻を固定化させていたために、SS量当たりでは不利な条件の下、担体量当たりでは2系と同程度にまで窒素除去能力が高められたと言える。りんは実験期間中わずかに減少するにとどまっており、りん除去に関しては今後の検討課題となった。

4.3　藻類の有機態窒素利用可能性について

下水処理水中には、生物学的処理法を用いている限り、活性汚泥微生物によっては（通常の処理時間内では）生分解不可能な有機態窒素が、残留する。このような有機態窒素が、環境中に放出された場合にどれほどの影響があるか、すなわち、環境中で藻類の増殖を招く等富栄養化現象を引き起こすのかどうかについて検討することを試みた。

連続実験での溶解性有機態窒素（D-OrgN）の動向について表－5にまとめた。これより、流入水よ

りもD-OrgNは減少することが窺えるものの、もともと流入水中に含まれるD-OrgNは、0.7～0.9mg-N/lと低く、はっきりとは言えず、なお処理水中の有機態窒素の環境中での影響について検討する必要があるものと考えられた。

表－5　連続実験におけるD-OrgNの動向

	原水	1系	2系	3系
D-OrgN	0.68	0.61	0.48	0.45
(mg/l)	0.93	0.68	0.64	0.55

上段：期間①　　下段：期間②

5．オキシデーションディッチにおける窒素除去

近年、生物学的硝化脱窒の研究の過程で、ある程度の溶存酸素（DO）が存在する場合に、硝化と脱窒が同時に進行する現象が報告され、返送汚泥ラインに嫌気性の汚泥滞留槽を設け、好気性脱窒菌を集積し、好気性脱窒により窒素除去を行うプロセスの研究[4]等が進められている。オキシデーションディッチ（OD）において、もしも好気条件下で処理水の窒素の目標値をクリアすることが可能な程度の脱窒能力を活性汚泥が有しているなら、間欠運転等のDO管理が不要な、簡易な操作で窒素除去を行うことができる可能性をこれらの報告は示している。そのため6年度は、好気条件下での脱窒が、どの程度の脱窒能力を有しているのかを把握する実験を行った。

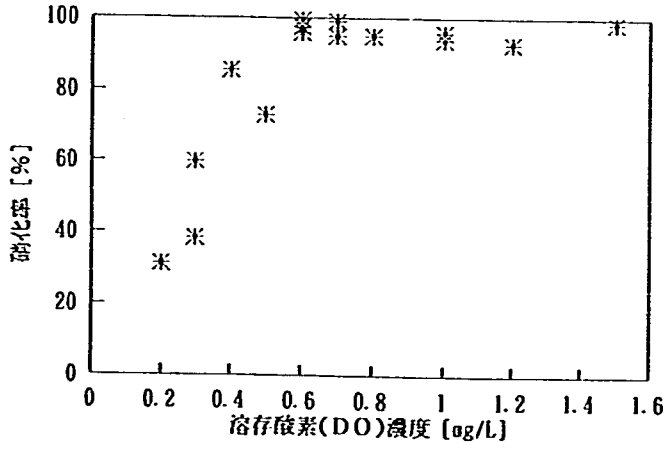
実験施設は平成3、4、5年度に用いたオキシデーションディッチパイロットプラント[5]である。

実験は、MLSSを3段階に変更し、その各々でディッチ内のDO濃度が一定となるよう、エアレーション装置の回転数を調整した。各ケースにおける実験条件を表－6に示す。又、随時ディッチ内の活性汚泥を用いて、無酸素状になるように調整して回分実験で脱窒速度を求める実験を行った[6]。

表－6　実験条件一覧

MLSS設定値 [mg/l]	4500					3500							2500		
MLSS実測値 [mg/l]	4330~4470					3010~3710							2630~2830		
HRT [h]	38.4					38.4							38.4		
溶存酸素濃度 [mg/l]	0.8	0.6	0.5	0.3	0.3	0.2	0.7	1.5	0.6	1.2	1.0	0.7	0.6	1.0	0.4
SRT [日]	87.0~101.8					37.5~49.5							17.3~18.9		
BOD/SS負荷 [kg-BOD/kg-SS・日]	0.028~0.033					0.026~0.045							0.034~0.042		
水温 [℃]	24.4~27.0					19.5~26.1							15.5~16.4		

図－13、14、15はDO濃度と硝化率、脱窒率、T－N除去率の関係である。図中のデータは全実験期間において、DOを一定に設定した各ケースの平均値である。DOは、エアレーション装置から最も遠く、安定した値を示すと思われる地点で測定した。硝化率は、流入水中のケルダール窒素から汚泥中に移行したものを差し引いた窒素量を分母とし、その分母から処理水中に流出したケルダール窒素を差し引いた窒素量を分子とした百分率で



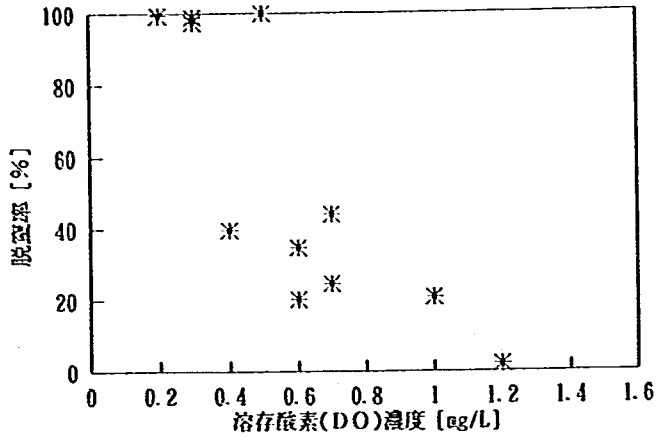
図－13　溶存酸素(DO)濃度と硝化率の関係

ある。脱窒率は、流入水中の全窒素から処理水中に流出したケルダール窒素と汚泥中に移行したものを差し引いた窒素量を分母とし、その分母から処理水中に流出したNO_xを差し引いた窒素量を分子とした百分率である。図－13よりＤＯ濃度と硝化率には正の相関が見られ、ＤＯが0.6mg/l以上になると90%以上の硝化率が得られている。図－14より、ＤＯが上がるにしたがって、脱窒率が低下していることがわかる。図－15で、ＤＯが0.5mg/l近傍で最も窒素除去率が高くなっていることが分かる。ＤＯが0.5mg/l以下では硝化が律速となり、ＤＯが0.5mg/l以上では脱窒が律速となり、それぞれ窒素除去率が低下しているものと考えられる。

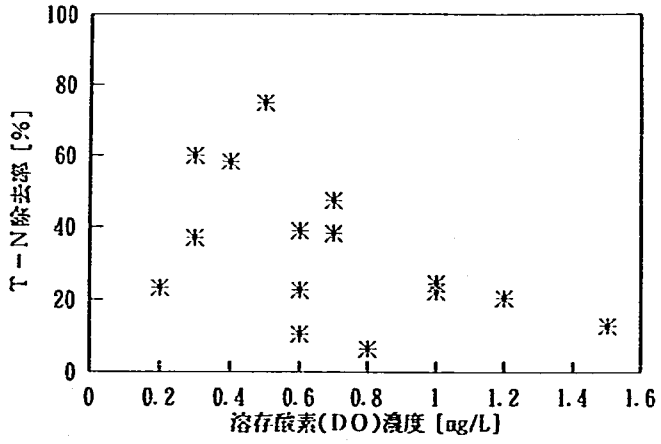
次に、ディッチ内における好気条件下での比脱窒速度と同じ活性汚泥を用いた回分試験により求めた無酸素条件下における比脱窒速度を比較したのが図－16である。縦軸は回分試験による無酸素状の比脱窒速度で、好気的な状態で行う脱窒と比較して、２倍以上の比脱窒速度を示しており、無酸素状態で脱窒させることが、いかに有効であるかがわかる。

ＯＤ法においては、硝化速度に比べて脱窒速度が遅く、窒素除去率を上げるためには脱窒を効率的に進めることが大切である。今回の実験より、好気性条件下における脱窒速度は無酸素条件下におけるそれよりも大幅に小さいことが示されたため、ＯＤ法の運転においては無酸素状態を十分設定する必要性が示された。

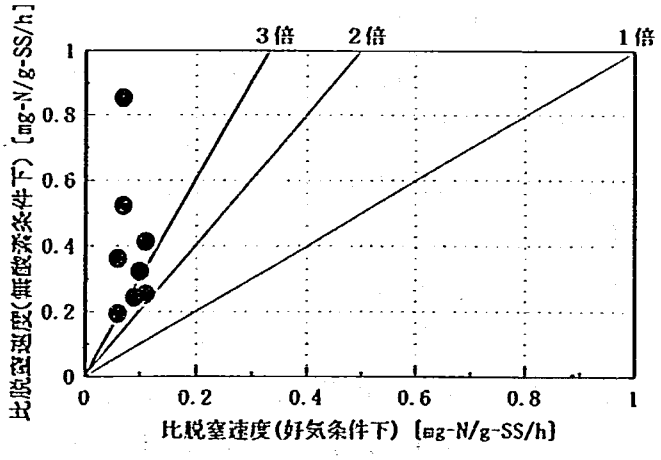
図－17は、本年度の連続曝気条件下での単位汚泥当たりの酸素供給量（ＯＣ／ＳＳ）と硝化率の関係を示したものである。ＯＣ／ＳＳが5.25[1000*kg-02/kg-SS/h]以上からは、硝化率が90%以上と良好な結果が得られてい



図－14　溶存酸素(ＤＯ)濃度と脱窒率の関係

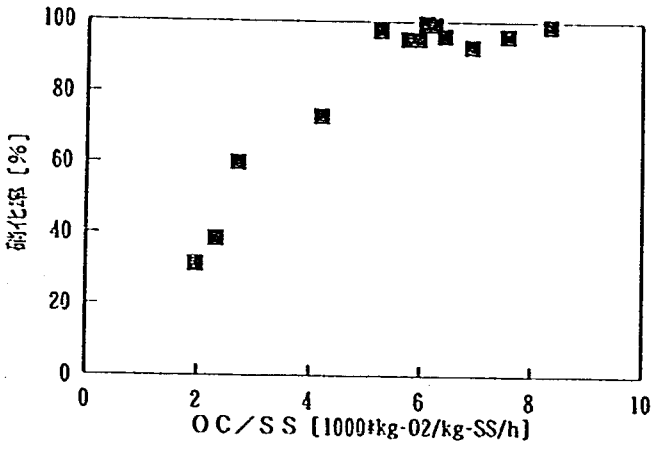


図－15　溶存酸素(ＤＯ)濃度とＴ－Ｎ除去率の関係

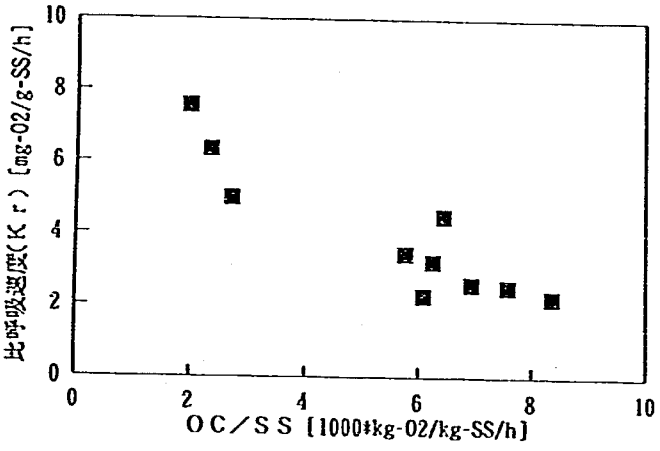


図－16　好気・無酸素条件下の比脱窒速度の関係

るが、昨年度の実験（間欠曝気）ではＯＣ／ＳＳが3.81[1000*kg-02/kg-SS/h]でも硝化が良好に行われていた。ＯＣ／ＳＳが5.25[1000*kg-02/kg-SS/h]より小さい3.81[1000*kg-02/kg-SS/h]でも硝化が良好に行われた原因は、ディッチ内のＤＯレベルに関係すると考えられる。つまり間欠曝気時の好気時間は20分であり、20分間の酸素供給量を比較すると間欠曝気、連続曝気、それぞれ、3.10[1000*kg-02/kg-SS/20min]と1.75[1000*kg-02/kg-SS/20min]になり、前者の方が酸素供給量が多かった。この間のＤＯは間欠曝気時にはかなり上昇したが、連続曝気時にはＤＯは低いままであった。デッィチ内のＤＯを高く維持することによって硝化速度を高めることができる[7]ので、前者のように比較的短時間な好気時間でも、酸素量の適切な供給によって効率的に硝化を行うことができる。



図－17　ＯＣ／ＳＳと硝化率の関係



図－18　ＯＣ／ＳＳと比呼吸速度(Ｋｒ)の関係

図－18は、ＯＣ／ＳＳと比呼吸速度（Ｋｒ）の関係を示した図で、酸素供給の増加に応じてＫｒは減少している。Ｋｒは活性汚泥中に蓄積された未酸化の有機性基質量と正の相関を示すと考えられ[8]Ｋｒの値によりディッチ内の酸化の状態がわかる。汚泥のため込み運転によりMLSSを2000mg/lから5000mg/l程度まで上昇させても，ＳＳ当たりの有機物負荷が減ることによりＫｒが減少するので、必要酸素量はMLSSに比例して増加するわけではない。このため、ＯＣ／ＳＳを適切に設定することによってMLSSの変動に一定の間欠曝気で対応できる可能性がある。

6．本年度の調査結果

本調査は、安定した栄養塩除去を簡素な管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的に実施するものである。６年度に行った調査結果を以下に示す。

① コンクリート廃材の炭酸化がりん除去能力に与える影響を室内実験により検討したが、炭酸化のりんの除去能力に与える影響は小さく、りん除去能力の増加を計るためには前処理として熱処理が必要であると考えられた。

② コンクリート廃材処理水の高ｐＨ対策実験として、鹿沼土との併用によりｐＨ低下対策を検討したがカラム充填割合１：１における併用効果は通水倍量で約30倍が限界であった。

③ パイロットプラントを用いた鹿沼土、軽量コンクリート、コンクリート廃材の破過点調査におい

ては、各々の処理水りん濃度が恒常的に0.5mg-p/Lを上回った段階での単位重量あたりのりん除去量は鹿沼土1.13mg-p/g、軽量コンクリート2.02mg-p/g、コンクリート廃材1.10mg-p/gであった。実際の層内でのりんの濃度分布を考慮し、昨年度の室内実験から得た処理水りん濃度と除去剤単位重量あたりのりん除去量の関係式に代入して各々の除去剤の除去量を計算すると鹿沼土で1.04mg-p/g、軽量コンクリートで1.20mg-p/g、コンクリート廃材で31.6mg-p/gであった。鹿沼土はプラントでのりん除去量と計算値でほぼ一致するものであったが、軽量コンクリートは若干の違いが生じた。また、コンクリート廃材はプラントでのりん除去量と計算値で大きな違いが生じており、今後これらの原因について検討する必要があると考えられた。

④下水二次処理水程度の栄養塩は、藻類（*Scenedesmus*）培養反応槽において良好に除去されたが、担体付着藻類ではその効果は小さかった。また、藻類（*Scenedesmus*）による栄養塩除去特性は、環境要因により異なり、最適運転条件についての検討が必要である。

⑤オキシデーションディッチ法を用いた窒素除去では、好気性脱窒の特性を評価したが、無酸素脱窒の性能には及ばなかった。

参考文献

1)セメント協会：" セメント・コンクリート化学とその応用"

2)土木研究所下水道部：" 平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集"、土木研究所資料 No. 3294, pp179-192 (1994)

3)国立公害研究所：" 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)"、pp281-291、国立公害研究所報告第６号

4)深瀬哲朗、" 生物学的窒素除去"、Vol. 20 No. 2 1994 pp. 28～33、造水技術

5)土木研究所下水道部：" 平成３年度下水道関係調査研究年次報告書集"、土木研究所資料 No. 3146, pp165-172 (1992)

6)土木研究所下水道部：" 平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集"、土木研究所資料 No. 3215, pp185-194 (1993)

7)日本下水道事業団技術開発部："オキシデーションディッチ法の技術資料", 技術開発部技術資料 60-007, pp. 36-37, 下水道事業団業務普及協会(1986)

8)森山克美, 高橋正宏, 原田良誠, 北村武之, "硝化・内生脱窒法における脱窒反応速度に関する研究" Vol. 29 No. 339 pp. 65～73、下水道協会誌論文集

7．再生水供給施設における水質管理手法に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越真佐司

1．はじめに

再利用の普及拡大と大規模化に伴って、再生水が利用施設に到達するまでの間に水質が劣化し、臭気の発生や外観の悪化を来すことが懸念される。このような再生水質の劣化をあらかじめ防止し、所定の水質の再生水を供給するためには、輸送・貯留の間に生じる水質の変化を把握し、水質劣化防止のための薬剤の注入や、劣化を見込んだ再生処理水質の設定などの対策を講じておく必要がある。本調査は、再生水処理施設から再生水の供給点に至る過程で生じる水質の変化を評価して、これに基づく水質安定化のための手法を明らかにし、処理水再利用の普及・推進に資することを目的として実施するものである。

平成６年度は、本調査の実施初年度に当たり、再利用施設における水質の実態調査を実施した。また、貯留や輸送による下水再生水の水質変化について室内実験による検討にも着手した。

2．平成６年度の調査結果

2．1　再生水利用施設における水質に関する実態調査

下水処理水を利用している代表的な再利用施設において、再利用水の水質に関する現地調査を行い、水質に関する現状の把握を行った。

2．1．1　現地調査方法

本年度の調査は再生処理施設からの送り出し地点と、再利用施設の再生水受け入れ地点を調査地点とし、各地点で、スポットサンプリングで、簡易計器による水質の現場測定および分析用試料の採取を行った。調査の対象とした再生水利用施設は規模や再生処理方法が異なる８施設で、うち６施設については高水温期と低水温期の２回調査を行った。また、同一の再生処理施設からの再生水を複数の再利用施設で利用している場合には受け入れ側調査地点を複数として、送水距離の違いによる影響を検討するこ

表−1　調査対象施設の概要

	二次処理法	再生処理法	利用水量 (m3/d)	利用目的	受水槽までの距離 調査点A	調査点B	送水管口径	管渠材質	管渠延長
A	AO法	砂ろ過-オゾン-塩素消毒	1130.0	水洗用水	2000m	8000m	75～200mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	循環 27m
B	標準法	凝集-塩素消毒-ろ過-逆浸透-オゾン	42.3	修景用水	86m	—	32mmφ	塩化ﾋﾞﾆﾙ管	86m
C	標準法	塩素注入-砂ろ過	10660.0	修景用水	5300m	8700m	300～600mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	8.7km
D	標準法	塩素消毒-凝集剤注入-砂ろ過	4096.0	修景用水	1672m	—	400～500mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	1.67km
E	標準法	塩素注入-砂ろ過-塩素消毒	2700.0	水洗用水	3000m	800m	100～400mmφ	塩ビライニング鋳鉄管	循環 0.8km
F	標準法	凝集剤・塩素注入-砂ろ過-オゾン	38200.0	修景用水	8700m	10700m	500～700mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	10.7km
G	標準法	凝集沈殿-砂ろ過-オゾン-塩素消毒	1120.0	水洗・修景	1450m	2700m	200～300mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	2.7km
H	標準法	凝集沈殿-砂ろ過-活性炭-塩素消毒	38.5	修景用水	300m	1000m	100mmφ	ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	1km

二次処理法の略記；AO法：嫌気好気活性汚泥法、標準法：標準活性汚泥法

表－２－（１）　現場計測方法

項　目	測定方法
水温	ｶﾞﾗｽ製棒状温度計による
pH	ｻﾞｰﾓﾌﾟﾗﾝﾄﾏﾙﾁpH計(ｶﾞﾗｽ製複合電極)による
DO	ｻﾞｰﾓﾌﾟﾗﾝﾄﾏﾙﾁDO計(ｶﾞﾙﾊﾞﾆｾﾙ式)による
残留塩素	比色式(ｏ－ﾄﾘｼﾞﾝ)簡易測定器による

表－２－（２）　水質分析方法

項　目	分　析　方　法
Mアルカリ度	下水試験方法による
酸度	〃　　酸度(pH8.3)による
浮遊性物質	下水試験方法による
蒸発残留物	〃
強熱減量	〃
TOC	〃　燃焼－赤外線分析法による
鉄	〃　原子吸光法による
色度	上水試験方法による
大腸菌群数	下水試験方法(ﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀ法)による
一般細菌数	下水試験方法による

ととした。調査対象施設及び調査地点の概要は表－１に示す通りである。

２．１．２　測定及び分析方法

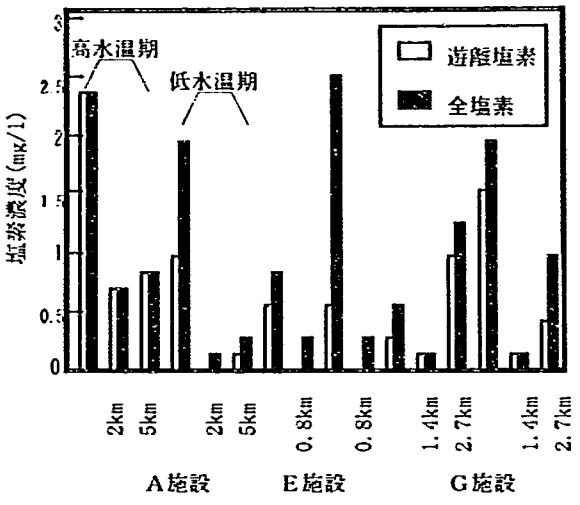
現場測定項目と測定方法を、表－２－（１）に示した。また、採取試料は直ちに冷蔵して分析所に輸送し、　表－２－（２）に従って水質分析を行った。

２．２　実態調査の結果

２．２．１　送水中の水質変化

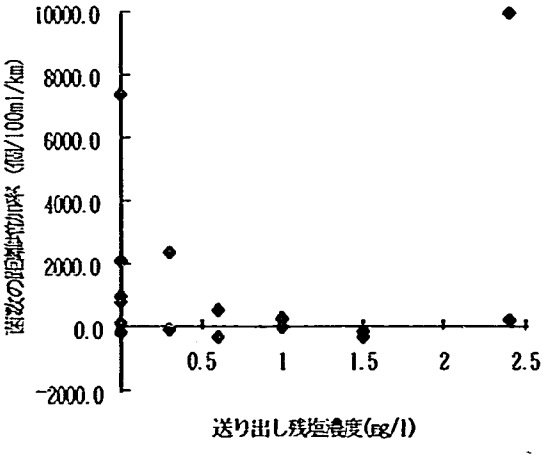
（１）残留塩素と細菌類

図－１は現場測定で得られた残留塩素濃度の変化を、送り出しの時点で塩素注入が行われている施設について現したものである。送水距離の長いほうの調査点のデータが右側に示されており、再生処理施設出口のデータは距離の表示のないバーである。残留塩素は送水の間に消費されて減少して行くが、送水距離の長い調査点の方が送水距離の短い調査点より残留塩素濃度が低くない場合や、再生処理施設出口より残留塩素濃度が高くなる場合も示されている。これらの現象は再生処理水質の変動や試料採取地点の貯留条件等の影響によるものと考えられる。また、低水温期に残留塩素濃度の低下が大きい傾向にある。



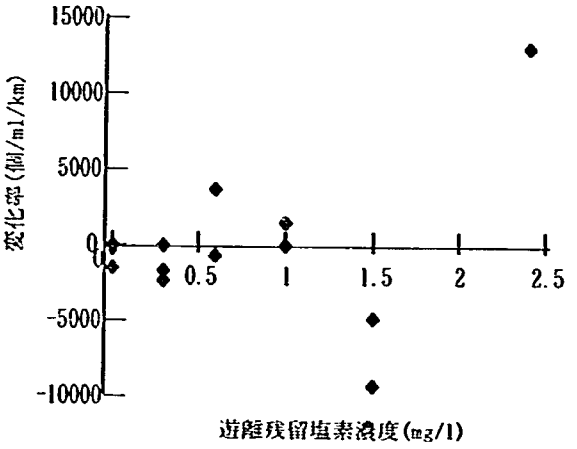
図－１　残留塩素濃度の変化

図－２は再生処理施設出口の遊離残留塩素濃度と送水距離１ｋｍあたりの大腸菌群数の増加数との関係を示したものである。特異な例を除けば、送り出し地点での遊離残留塩素濃度が高いほど菌数の増加抑制ないし削減効果が高い。一方、残留塩素がなくとも菌数の増加が少ない場合もある。図－３に示すように一般細菌数の場合、残留塩素がない場合や低い残留塩素濃度でも減少傾向を示す場合があり、残留塩素の抑制効果は大腸菌群数の場合ほど明瞭ではない。



図－２　残留塩素濃度と大腸菌群数増加率

表－３は、各調査地点の大腸菌群数を示したものである。表－３によれば、最終段での塩素消毒が行われている施設では送り出し時点での大腸菌群数が少なく、かつ、Ａ施設以外では利用先に供給される水中の大腸菌群数も少なく、ほとんどの地点では水洗用水または修景用水としての指針（案）（「下水処理水循環利用技術指針（案）」：昭和５６年、建設省、及び「下水処理水の修景・親水用水利用水質検討マニュアル（案）」：平成２年、建設省・高度処理会議）を満たす数値となっている。Ａ施設の調査点のうち、再生施設から近距離の方で２回の調査でともに供給点より高い大腸菌群数が検出されたのは、下水処理場からの処理水の他に屋根からの雨水や同施設独自の循環施設からの水を再生水として利用するための水槽が、同一の場所に複雑に配置された、独特の受水施設の構造によるものと推定される。



図－３　遊離残留塩素と一般細菌数の変化

表-３ 再生水中の大腸菌群数の変化

	施設	季節	供給水	受水槽
塩素添加	A	高水温	360	20300
			360	1400
		低水温	85	580
			85	69
	B	高水温	13	216
	G	高水温	242	62
			242	49
		低水温	600	150
			600	190
	E	高水温	271	13
		低水温	85	520

（２）その他の水質の変化

表－４にＳＳ、鉄、色度及びＤＯの分析結果を示した。

表－４　再生水中のＳＳ、鉄、色度及びＤＯの変化

	施設	季節	ＳＳ		鉄		色度		ＤＯ	
			再生水	受水槽	再生水	受水槽	再生水	受水槽	再生水	受水槽
塩素添加	A	高水温	0.6	0.4	0.07	0.14	7	6	8.7	7
			0.6	1.1	0.07	0.08	7	7	8.7	6.5
		低水温	1.7	2.2	0.12	0.13	8	6	11	5.7
			1.7	2.3	0.12	0.2	8	8	11	8.8
	B	高水温	0	0	0.01	0.05	0	0	7.2	8.5
	G	高水温	0.6	0.6	0.02	0.03	3	3	7.7	7.1
			0.6	0.8	0.02	0.02	3	3	7.7	8.2
		低水温	1.4	1.6	0.05	0.06	3	3	9.2	7.9
			1.4	2.2	0.05	0.07	3	3	9.2	8.8
	E	高水温	0.5	0.5	0.02	0.11	3	3	10.2	7.7
		低水温	1	0.8	0.24	0.62	15	10	6.2	4.7
塩素無添加	C	高水温	0.6	0.7	0.03	0.03	18	15	2.5	2.5
		低水温	0.9	0.6	0.08	0.05	14	15	0.7	1.5
	D	高水温	0.4	0.5	0.03	0.05	12	11	8.1	7.6
		低水温	0.6	0.9	0.06	0.08	13	15	7.7	7.6
	E	高水温	0.4	2	0.02	0.11	12	14	1.1	7.4
		低水温	0.8	0.7	0.06	0.08	25	25	0.7	1.5
	F	高水温	1	2	0	0.01	0	0	8.2	7.2
			1	1.8	0	0.01	0	0	8.2	7.6
		低水温	1	2.8	0.11	0.09	10	15	9.2	7.5
			1	2.3	0.11	0.3	10	20	9.2	7.5
	H	低水温	1.2	0.7	0.11	0.09	12	12	11.8	11.9

ＳＳと鉄は、わずかであるが送水の間に増加する傾向を示す場合が多く、全調査地点２２のうち、ＳＳでは１４地点で、鉄では１５地点で、再生処理施設出口より利用先に届いた水中でその濃度が増加していた。色度は、塩素消毒が行われている施設の再生水では送水中の増加が認められ

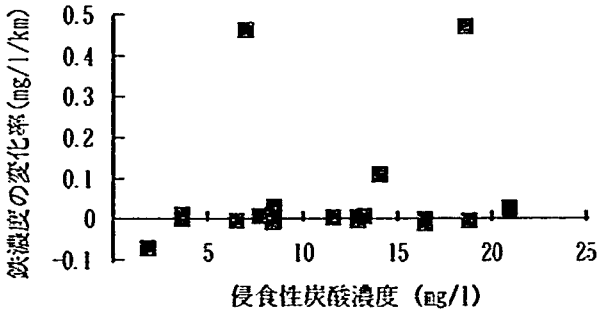
なかったのに対し、塩素消毒が行われていない施設の再生水では増加する場合が、減少及び変化のない場合とほぼ同数あった。DOは2施設で低い濃度であった他は、かなり高濃度であり、送り出し地点で飽和に近い施設もあった。送水の間にDOは減少するが、送り出し時点でDOが低い場合は調査点では増加している場合があった。

分析結果を表示しなかった水質項目は特徴的な変化のなかったものである。例えば、Mアルカリ度の送水中の変化は、ほとんどないか数10 mg/l以下の減少であった。TOC、蒸発残留物、カルシウムなどは変化が少なく、大部分の施設で安定した値となっていた。また、感覚的に外観（濁り、臭気、着色）の変化が認められたのは1ヶ所だけで、再生処理施設から利用先までの間に外観の低下はほとんど生じていなかった。

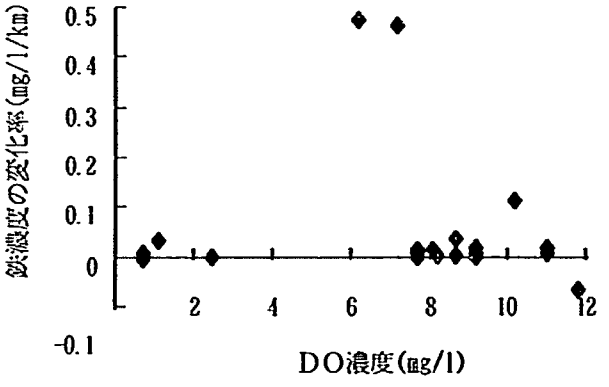
2．2．2　管渠への影響

前節で述べた結果の中で、大部分の再利用施設で送水中に鉄濃度が、わずかながら増加することが認められた。これは管渠に使用されている鉄材がわずかに溶出しているためと考えられる。

管渠の鉄材の化学的な腐食を考える上で重要な役割を果たすのは酸と溶存酸素である。下水再生水中の酸としては遊離炭酸が主要なものである。これらの物質の濃度と送水距離1kmあたりの鉄の増加率との関係を示したのが、図－4、5である。図－4は遊離炭酸のうち腐食作用が大きいと考えられている侵食性遊離炭酸濃度（再生処理施設出口の値）と鉄の増加率、図－5は再生処理施設出口の溶存酸素濃度と鉄の増加率の関係を各々示したものである。



図－4　侵食性炭酸濃度と鉄濃度の変化



図－5　送り出しDOと鉄濃度の変化

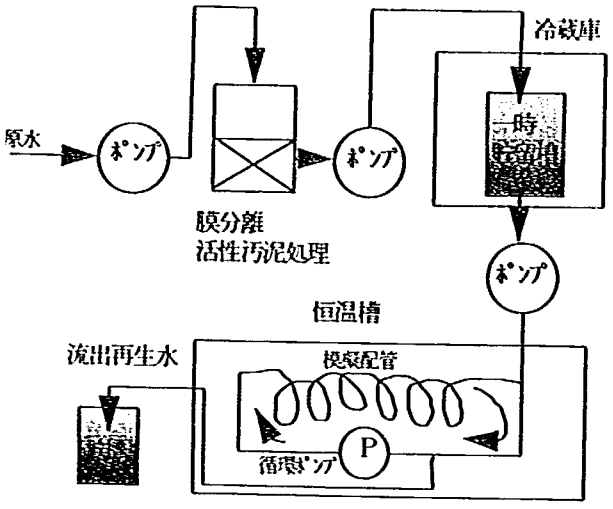
鉄の濃度の増加率は低い場合がほとんどで、侵食性炭酸濃度や溶存酸素濃度の高低との相関関係は不明瞭であるが、侵食性炭酸濃度が5 mg/l以下あるいはDO濃度が4 mg/l以下の場合は比較的高い鉄濃度の増加率は見られない。従って、送り出しの際に再生水中の溶存酸素が低いか侵食性炭酸濃度が低い場合は鉄材の溶出は抑制されるものと考えられる。このような推定が妥当であるならば、管渠の防食が必要な場合に再生処理施設でとりうる対策としては、石灰注入等による侵食性炭酸濃度の削減や脱気処理等によるDO濃度の削減が有効であると考えられる。

2．3　室内実験による検討

送水中の水質変化の要因を検証するため、実験室内で模擬再生水と模擬管渠による送水実験を行った。本年度は送水距離や流下時間が水質の変化に及ぼす影響を検討することとした。

2．3．1　実験方法

模擬再生水は、K処理場流入生下水を中空糸状膜を分離膜とする膜分離活性汚泥処理によって処理して得られた下水二次処理水とした。送水実験は、模擬再生水を供給水として、２５℃に保った恒温庫内の外形２．５mm、内径１．５mmのシリコンチューブ製の模擬管渠２本（長さ４０m及び２０m）に所定の滞留時間で流出するように定流量で送水して行った。模擬管渠内は一定の流速を得るよう、別のポンプで強制的に循環させた。実験装置の概要を図－６に示した。また、生下水の処理条件及び、模擬管渠の運転条件を表－５に示した。表－５でA系はチューブ全長が４０mの実験系、B系はチューブ全長が２０mの実験系を示している。



図－６　模擬送水実験装置

表－５　模擬送水実験条件

下水処理条件		模擬管渠実験条件			
				実験 1	実験 2
流入水	0.1mmふるい通過生下水	共通	温度	25℃	
処理法	循環式硝化脱窒法		送水量	1 l/d	0.65 l/d
HRT	硝化 4時間		循環量	18 l/d	
	脱窒 4時間		チューブ材質	シリコンゴム	
循環率	300%		内径	1.5 mm	
SRT	20日	A系	チューブ延長	40 m	
固液分離	中空糸状MF膜		滞留時間	約50分	約80分
処理量	25 l/d	B系	チューブ延長	20 m	
処理温度	20~25℃		滞留時間	約25分	約40分

２．３．２　水質分析項目及び分析方法

室内実験において、管渠輸送による水質変化の検討のために行った測定・分析項目とその方法は、表－６に示すとおりである。なお、模擬再生水供給装置の原水は原則として毎週２回K処理場で採取した生下水を冷蔵庫に貯蔵して使用した。水質分析用の試料としては、細菌学的試験では試料採取口から試験直前に採取したものとした他は、数日間分の流出液を貯留したものとした。水質分析の頻度は原則として週に１回であるが、装置運転上の問題などにより所定の頻度で試料の採取が困難な場合があった。

表－６　測定・分析方法（室内実験）

項目	測定・分析方法	備考
pH	ガラス電極型ガラス複合電極による	
DO	ポーラログラフィック電極による	
Mアルカリ度	下水試験法（MR混合指示薬）による	
温度	DO計温度補償電極の指示値による	
SS	下水試験法（ガラス繊維ろ紙法）	流出水のみ分析
TOC	下水試験法（燃焼赤外線分析法）	
ケルダール性窒素	自動比色分析計による	
硝化態窒素	〃	
色度	上水試験法による	
大腸菌群数	上水試験法（メンブレンフィルター法）による	
一般細菌数	下水試験法による	
全細菌	上水試験法による	

２．４　室内実験の結果

２．４．１　実験１の結果

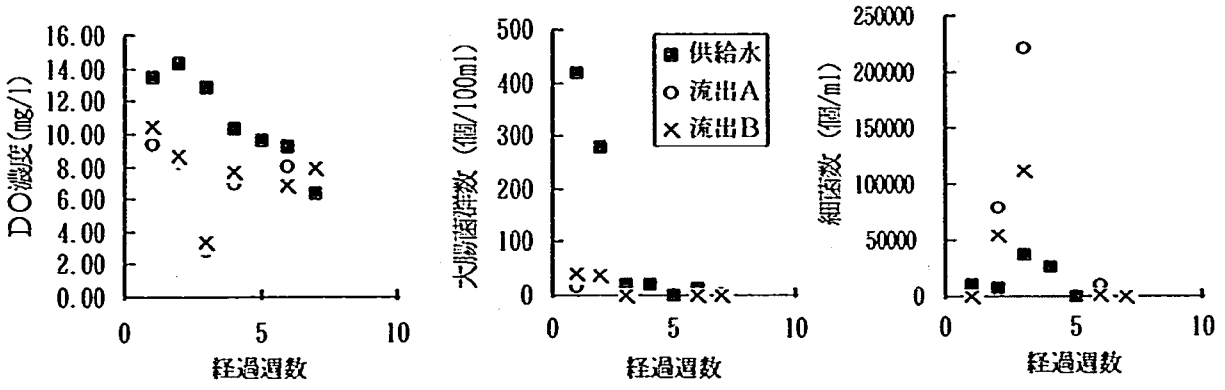
模擬管渠内の滞留時間はA系約５０分、B系約２５分で、模擬配管内の循環流速は約０．１２m/sで

あった。７週の実験期間中、送水の間に一定の傾向の水質変化が認められたのは、ｐＨ、ＤＯ、ＴＯＣ、色度、大腸菌群数、一般細菌数及び全細菌数であった。これらの項目の変化の傾向を表－７に示した。これらの項目のうち、ＤＯ、ＴＯＣと大腸菌群数は送水の間に減少する傾向を示し、その他は増加する傾向を示した。また、送水距離の長短による差が現れたのはｐＨと一般細菌数であった。ＤＯ、大腸菌群数及び一般細菌数の変化の様子を図－７に示した。

表－７　水質変化の傾向（実験１）

項目	送水による変化	ﾁｭｰﾌﾞ長さの影響
ｐＨ	増加	Ｂ＞Ａ
ＤＯ	減少	Ａ≒Ｂ
ＴＯＣ	減少？	Ａ≒Ｂ
ＮＯｘ-Ｎ	不定	Ａ≒Ｂ
色度	微増加	Ａ≒Ｂ
大腸菌群数	減少	Ａ≒Ｂ
一般細菌数	増加	Ａ＞Ｂ
全細菌	増加	不定

ﾁｭｰﾌﾞ長さ：Ａ＞Ｂ



（１）ＤＯの変化　　（２）大腸菌群数の変化　　（３）一般細菌数の変化

図－７　模擬管渠流下による水質変化

２．４．２　実験２の結果

模擬管渠内の滞留時間はＡ系約８０分、Ｂ系約４０分で、模擬配管内の循環流速は実験１と同一である。実験条件変更後３週の実験期間中、一定の傾向の水質変化が認められたのは、ｐＨ、ＤＯ、ＮＯｘ－Ｎ、色度、大腸菌群数、一般細菌数、及び全細菌数であった。これらの項目の変化の傾向を、表－８に示した。結果は実験１の場合とほぼ同じであるが、ＴＯＣとＮＯｘ－Ｎが実験１とは異なった傾向を示した。また、送水距離による違いでは一般細菌数の増加が短距離でより多くなるという実験１とは反対の結果になった。

表－８　水質変化の傾向（実験２）

項目	送水による変化	ﾁｭｰﾌﾞ長さの影響
ｐＨ	増加	Ａ≒Ｂ
ＤＯ	減少	Ａ≒Ｂ
ＴＯＣ	不定	不定
ＮＯｘ－Ｎ	微増	Ａ≒Ｂ
色度	微増	Ａ≒Ｂ
大腸菌群数	減少	Ａ≒Ｂ
一般細菌数	増加	Ｂ＞Ａ
全細菌	増加	不定

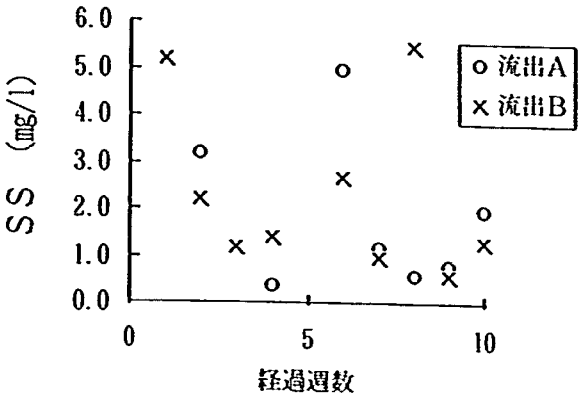
ﾁｭｰﾌﾞ長さ：Ａ＞Ｂ

２．５　実態調査結果と室内実験結果との比較

送水の間に生じる水質の変化として、実態調査の結果と室内実験の結果が一致しているのは、ＤＯの減少とＳＳの増加及び色度のわずかな増加である。一方、細菌数の変化については異なった結果が得られた。即ち、実験１、２に共通して大腸菌群数の減少が認められたのに対し、実態調査の結果では反対に大腸菌群数の増加が多くの点で見られた。これは、現場で土壌由来の大腸菌群の混入・増殖等が生じていたものと推察されるが、今後の検討が必要である。他方、一般細菌数は実態調査結果では塩素消毒の有無に関わらず施設によっても時期によっても増減の傾向が必ずしも一定していないのに対し、室内実験では、多く

の分析結果において増加していた。室内実験で模擬配管に供給された処理水のＴＯＣは平均で 10mg/l 程度であり、実際の再生水より相当有機物濃度の高い処理水であったことが一つの原因であったと考えられる。

図－８は模擬管渠流出水のＳＳの変化を示したものである。供給水である膜処理水中のＳＳは膜透過直後は０であるから、流出水中のＳＳは模擬配管に付着が認められたスライム剥離物やその原因となった微生物の増殖によるものである。図に示されたようなＳＳの変動は、人為的なあるいは自然の剥離が生じた場合に時々高い値を示しているものと考えられる。実態調査でもＳＳが増加する例がかなりあり、模擬配管と類似のスライム付着現象が生じている可能性がある。



図－８　ＳＳの変化

３．まとめと今後の課題

本年度は調査実施の初年度に当たり、問題点の抽出をはかるため再利用施設における再生水質の実態調査を実施した。その結果、再利用施設に到達している再生水の水質が必ずしも供給計画の段階で想定されていた水質に達していない場合のあることが明らかになった。そのような施設は再生処理施設からの送り出しに際して塩素注入が十分に行われていない施設に多く見られた。また、再生水への塩素注入は細菌類の増殖抑制に有効であるばかりでなく、今回の調査で明らかになったように色度の変化抑制など水質保持の点でも有効であることが判明した。従って、特に理由のない場合は処理水の再利用では積極的に塩素注入を行うべきであると考えられる。一方、水生生物の飼育などの目的で塩素注入が困難である場合には、現行程度の除菌・消毒では十分でない場合もあり、新たな細菌類の増殖抑制技術の開発が必要であることが明らかになった。

室内実験では一般細菌の増加が配管の内部で生じることが明らかになったが、その原因の一つは実験に用いた模擬再生水の高い有機物濃度であると考えられた。微生物の増殖は水質の変化や外観の低下、配管の腐食などにも影響を与えるものと考えられるので、これらを保持するための有機物の内容と濃度について適切な水準を明らかにしていくことも今後の課題である。

8．再生水の消毒に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越真佐司
研　究　員　諏訪　　守

1．はじめに

近年、生活様式の高度化に伴い、水需要の増大や異常気象による渇水問題がクローズアップされてきている。このような背景から下水処理水の水資源としての有効利用が注目されており、我が国で発生する下水処理水の約１％にあたる0.85億m^3（平成４年度）が工業用水、修景用水等として現在再利用されている[1]。また、下水処理水は都市域における安定した供給源でもあるため、これからの需要の増大が予想される。

現在、下水処理水を環境水中に排出する際には、消毒などによって大腸菌群数を3000個／mL以下に削減することが定められている。しかし、現行指標が定められた頃と比較すると病原微生物に関する知見が一段と拡大した現在、下水処理水の直接再利用が行われるようになった状況なども考慮して、その妥当性について他の病原微生物等との対比によって改めて検討すべきであると考えられる。特に多くの感染症の病原体と考えられるウイルスの指標として、何が適当な指標となるかについては十分な調査・研究が必要である。下水中には様々なウイルスが存在すると考えられるが、現在検出可能とされているウイルスは、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等で測定がなされているが、現時点では極めて限られたデータであり、定量性も十分でない。そこで改めてデータの蓄積が望まれるが、取り扱いの安全性、専門的技術を必要とすることなどにより特定の分析機関でしか計測できないのが現状である。そこでウイルス代替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。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、未だ十分解明されていないようであるが、腸管系ウイルスの研究手法として大いに注目されている。

また、従来の消毒技術である塩素消毒法は、その効果において我が国の水域の衛生学的安全性を十分守ってきた技術であるが、再生水が高度に大量に利用される施設においては、塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。

このため、本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、利用目的別に最適な消毒法を検討し、塩素消毒法の見直しを計るとともに、ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

2．平成６年度の調査

平成6年度は本調査の初年度にあたり、単一消毒法による各種微生物の耐性把握に関する調査、下水及び下水処理水中の消毒指標微生物等の調査、消毒指標としてのファージの適用性に関する検討を行った。

2.1 単一消毒法による各種微生物の耐性把握に関する既往の調査

塩素消毒法は、その効果において我が国の水域の衛生学的安全性を十分守ってきた技術であるが、再生水が高度に大量に利用される施設においては、塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。また、放流先の水生生物を保護する見地から、新たに供用開始された一部の下水処理場でも紫外線やオゾン消毒の導入が計られている。土木研究所でも昭和63年度～平成2年度において大腸菌群をはじめとしてファージ、ウイルスについて、塩素、紫外線、オゾン消毒法による耐性実験を行っており、以下その結果の概要について表－1示す。

表－1 各種消毒法による細菌・ファージ・ウイルスの耐性

	K12株	B 株	*E.fa.*株	Qβ	MS2	T4	ポリオ1	ポリオ2
塩素濃度(mg/L)	0.3	0.3	0.5	1.5	1.5	1.5	0.1※	0.1※
生存率(%)	0.1以下	0.1以下	0.1以下	約 20	約 10	約 40	0.1以下	0.1以下
紫外線(mW・S/cm²)	1	1	1	1	1	1	1	1
生存率(%)	51	50	59	77	72	10	60	61
オゾン濃度(mg/L)	0.4	0.4	0.4	1.0	1.0	1.0	0.1	0.1
生存率(%)	約 1	約 1	約 1	約 50	約 15	約 20	0.2	0.2

※ 接触時間 5分間

各種消毒法による耐性実験は、希釈水に生理食塩水を用いてその微生物濃度が10^3～10^4濃度/mLになるよう調整した後行った。塩素消毒において添加濃度が0.3～0.5mg/L、接触時間15分間で各種細菌とも0.1%以下の生存率であるのに対し、ファージについては1.5mg/Lでも生存率が約10～40%と強い耐性を示している。しかし、ポリオウイルスについては耐性が弱いものとなっており、ファージとの耐性の大きな違いや既往の調査[2)3)]結果から、今後さらに検討する必要があると考えられる。紫外線消毒では、単位線量あたり(1mW・S/cm²)の生存率が、細菌群では約50～60%、Qβ、MS2ファージでは約70～80%、T4ファージでは10%、ポリオウイルスでは約60%であり、細菌群に比較してファージ、ウイルスは紫外線耐性が強い結果となった。T4ファージはその核酸がDNAであるため、RNA型のファージ、ウイルスと比較すると紫外線感受性が高く、耐性が弱いものとなっている。オゾン消毒による耐性では、ファージは細菌群と比較して強いが、ポリオウイルスは弱いことから今後塩素消毒と同様、さらに検討する必要があると考えられる。また、以上の耐性実験は希釈水に生理食塩水を用いているため、実際の下水処理水中での消毒効果やその阻害の程度を新たに把握する必要があると考えられることから、今後それらの検討を行う予定である。

2.2 消毒指標微生物等の実態調査

本実態調査は消毒法の検討を行うのに先立ち、大腸菌群等のふん便汚染となる細菌群とファージなどの各下水処理プロセスにおける挙動を測定することを目的として行った。調査は茨城県外のA、B

下水処理場（ともに分流式）及び県内のC下水処理場（一部合流式）について行った。採水は流入水の高負荷時のサンプルを採取、以下各処理プロセスの採水は施設滞留時間により推定して行った。各サンプルについて大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌群数、ファージを測定した。測定方法はファージは、重層寒天法又は直接プラーク法、大腸菌群数はデソ培地、ふん便性大腸菌群数はM－FC培地、腸球菌群数はKF培地の平板培養法あるいはメンブレンフィルター法によった。尚、ファージ測定の際に使用した宿主菌株を表－2に示す。尚、この宿主菌株は（財）発酵研究所より分与されたものである。

調査結果を表－3に示す。各処理場流入水とも大腸菌群数は10^5～10^6濃度、ふん便性大腸菌群数、腸球菌群数とも10^4～10^5濃度となっており、ふん便性大腸菌群や腸球菌群は大腸菌群と比較すると1オーダー低いものとな

表－2　宿主菌株

Escherichia coli K12(F⁺) IFO 13965
Escherichia coli B　　IFO 13168

表－3　各処理プロセスにおける消毒指標細菌群とファージの推移

		大腸菌群数 (個/mL)	ふん便性大 (個/mL)	腸球菌群数 (個/mL)	K12株ファージ (PFU/mL)	B株ファージ (PFU/mL)	残留塩素 (mg/ℓ)
A処理場	流入下水	10×10^5	54×10^4	60×10^4	88×10^0	42×10^1	－
	一次処理水	30×10^4	17×10^4	79×10^3	21×10^1	34×10^1	－
	二次処理水	26×10^2	12×10^2	28×10^1	523/100mL	435/100mL	－
	放流水	5×10^0	2×10^0	14×10^0	137/100mL	5/100mL	0.04
B処理場	流入下水	39×10^4	24×10^3	83×10^3	19×10^2	62×10^1	－
	一次処理水	14×10^4	11×10^3	46×10^3	25×10^2	11×10^2	－
	二次処理水	11×10^2	38×10^1	86×10^1	1035/100mL	214/100mL	－
	放流水	69×10^0	400/100mL	89×10^0	441/100mL	70/100mL	0.08
C処理場	流入下水	30×10^4	54×10^3	25×10^3	75×10^1	12×10^1	－
	一次処理水	89×10^3	36×10^3	10×10^3	41×10^1	14×10^2	－
	二次処理水	29×10^2	58×10^1	75×10^1	58 /100mL	38 /100mL	－
	放流水	－	4 /100mL	110/100mL	18 /100mL	1/100mL	0.15

っている。各処理場一次処理における除去率は大腸菌群で約64～70%で平均68%、ふん便性大腸菌群で約33～69%、平均52%、腸球菌群で約45～87%、平均64%となっており、各細菌群の除去率は概ね平均で50～70%の範囲内であった。二次処理においては各処理場各細菌群とも一次処理と比較すると、その除去率は安定したものとなっており平均で約98%となっている。塩素消毒による大腸菌群、ふん便性大腸菌群の不活化率は平均で約98%、腸球菌群で約95%であり腸球菌群は大腸菌群などと比較すると若干塩素耐性が高いものとなっている。

流入水のファージ濃度はK12株ファージで10^1～10^3濃度、B株ファージで10^2濃度で推移しており、ふん便性大腸菌群数と比較するとその濃度は1～4オーダー低いものとなっている。一次処理におけるファージ濃度は6ケース中4ケースについて流入水濃度よりも増加しており、沈殿処理による除去効果が期待できないものとなっている。これは、沈殿処理過程での増殖あるいは返流水の影響によるものと考えられるが大腸菌群などの細菌群の除去率と比較すると不安定であった。二次処理におけるファージの除去率は平均で約99%であり大腸菌群などの細菌群の除去率とだいたい一致するものであ

ったが、塩素消毒による不活化率はK12株ファージで平均約67%、B株ファージで平均約88%となっており大腸菌群などの細菌群と比較すると塩素耐性が極めて高いことがわかった。

以上の調査結果から、各処理プロセスにおける大腸菌群などの細菌群やファージの除去効率が明らかとなった。一次処理における大腸菌群などの細菌群の除去効果は概ね平均で50～70%の範囲内であるが、ファージについてはその除去効果はあまり期待できない。二次処理における細菌群とファージの除去率はほとんど同一であり、またどちらもその除去効率が安定している。塩素消毒におけるファージの耐性は細菌群と比較すると高いものであった。また、腸球菌群においても大腸菌群などと比較すると若干塩素耐性が高いことがわかった。

2.3 消毒指標としてのファージの適用性に関する検討

ファージを消毒指標として用いる際にその適用性の検討を行った。すなわち、病原ウイルスは環境水中で減少する可能性があるのに対し、宿主菌の存在する環境水中で増殖の可能性があるファージは、病原ウイルスの指標として適当であるのかを確認するために、下水高度処理水中におけるファージの消長調査を行った。実験にはC下水処理場の高度処理水（りん窒素除去+砂ろ過）を0.45μmのメンブレンフィルターで除菌した後、紫外線ランプを照射し水中に残存している野生株ファージを滅菌した水を用いた。この滅菌処理水中にファージの純粋株のみを添加した状態のものと、純粋株ファージと宿主菌の混合状態のものを調整し、各々の調整水を15℃及び30℃で培養を行いファージの経日変化（消長）を調査した。ファージの添加濃度は1mL当たり10^2濃度、宿主菌は1mL当たり10^3濃度とした。使用したファージはRNAファージのQβファージ、DNAファージのT4ファージの2種類とし、宿主菌については実態調査で用いた表－2のものと同一である。尚、宿主菌の純粋性を確認するため添加前にIDテスト（日水製薬社製EB-20）を行い、*E.coli*株であることを同定してある。ファージ数の測定法は、軟寒天培地中に宿主菌株に1晩培養液とサンプルを混ぜ、寒天培地平板上に拡げて培養する重層寒天法とした。また、ファージ測定及び宿主菌増殖の際に用いた培地組成を表－4に示す。宿主菌数の測定は、表－4に示した寒天培地又はデソ培地の平板培養法とした。

実験に使用した滅菌処理水の性状を表－5に示すが、有機物濃度等、低濃度であり良好に処理されているものと考えられる。また、宿主菌、ファージの培養液添加による高度処理

表－4 培地組成

ポリペプトン	1%
酵母エキス	0.5%
Nacl	0.5%
MgSO4・7H2O	0.02%
MnSO4・4H2O	0.005%
ブドウ糖	0.15%
上層は寒天0.7%添加 下層は寒天1.1%添加 $CaCl_2$ 0.1mol 0.1cc	

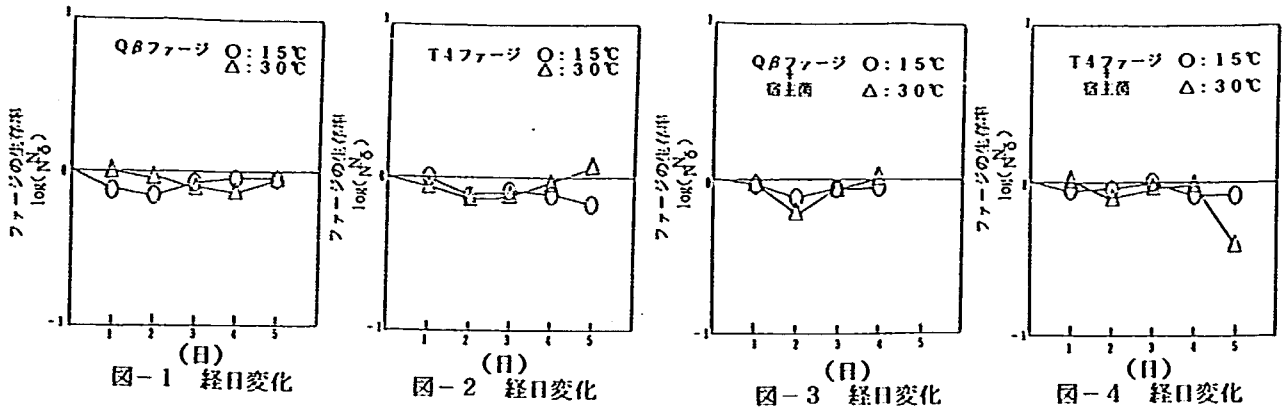
表－5 水質性状

項 目	ﾌｧｰｼﾞのみ	株菌混合
pH	7.38	7.13
BOD	2.1	1.9
CODcr	19.9	18.9
TOC	6.77	5.72
K－N	0.76	0.77
NH4-N	0.22	0.09
NOX-N	8.48	8.02
NO2-N	0.20	0.20
PO4-P	0.28	0.27

※ pH以外は全て(mg/L)である。

表－6 宿主菌数の変化

	E.coli K12		*E.coli* B	
	15℃	30℃	15℃	30℃
添加濃度	32E2	26E2	30E2	28E2
5日後	47E1	43E3	45E1	28E3



図－1　経日変化　図－2　経日変化　図－3　経日変化　図－4　経日変化

図－1～4　ファージの消長

水中の有機物等の濃度変化はない。尚、宿主菌、ファージ消長実験開始前に野生株ファージの有無を確認するたに直接プラーク法により[4] 100mL中のK12株、B株の野生株ファージ数を測定したが、検出されていない。各々の条件でのファージの消長を図－1～4に示す。Qβ、T4ファージとも15℃、30℃の滅菌状態及び宿主菌存在下でも急速な増殖あるいは急速な減少状態は現れていない。培養開始から5日後の滅菌状態でのQβファージは、15℃、30℃で約10%の減少、宿主菌存在下（4日後）では0～約10%の減少しているものであった。滅菌状態でのT4ファージでは、15℃の5日後で約30%の減少、宿主菌存在下の30℃でT4ファージでは約60%減少しておりQβファージと比較した場合、ややその消長が不安定であると考えられる。表－6に宿主菌数の変化を示す。5日後の各々の宿主菌数は15℃で約1/10、30℃で10倍以上となっており、宿主菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼしていない。

以上の結果から、有機物濃度の比較的低い高度処理水中では、Qβファージ、T4ファージとも滅菌状態でも急速な濃度減少は現れていない。また、宿主菌存在下においてその菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼさないことがわかった。一方、神子らは[5] 下水中でのファージの増殖について実験を行っている。有機物濃度の高い下水中ではDNAファージは増殖の可能性が高く、RNAファージについても25℃以上になることによって増殖するとしている。このため、有機物濃度や宿主菌数の違いによる宿主菌の活性状態により、ファージの消長に影響があると考えられることから、ファージを消毒指標として利用する場合には対象とする下水処理水の水質性状を考慮する必要があると考えられる。

今回の実験においては5日間という培養期間であったが、実際に下水処理水の再利用においては、この実験期間は長いと考えられる。よって、今後ファージの消長に影響を及ぼすと考えられる有機物濃度や宿主菌数の違いによる宿主菌の活性状態等の影響を明確にする際には、短時間におけるファージ消長把握を行う予定である。

3. まとめ

本調査は、下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、利用目的別に最適な消毒法を検討し、塩素消毒法の見直しを計るとともに、ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。6年度に行った調査結果を以下に示す。

① ウイルス代替指標として有望視されているファージは、塩素、紫外線、オゾン消毒法に対し大腸菌やポリオウイルスなどよりも消毒耐性が高いと考えられるが、実際の下水処理水中での消毒効果やその阻害の程度が把握されていないため、今後それらの検討を行う必要があると考えられる。

② 下水処理場における実態調査結果から、各処理プロセスにおける大腸菌群などの細菌群やファージの除去効率が明らかとなった。一次処理における大腸菌群などの細菌群の除去効果は概ね平均で50～70%の範囲内であるが、ファージについてはその除去効果はあまり期待できない。二次処理における細菌群とファージの除去率はほとんど同一であり、またどちらもその除去効率が安定している。塩素消毒におけるファージの耐性は細菌群と比較すると高いものであり、腸球菌群においても大腸菌群などと比較すると若干塩素耐性が高いことがわかった。また、二次処理水中、放流水中にはファージが比較的多く存在しており、消毒プロセスにおいてその消長を把握する上で、消毒指標として利用できるのではないかと考えられる。

③ 消毒指標としてのファージの適用性に関する検討として、下水高度処理水中での消長調査を行った。その結果から有機物濃度の比較的低い高度処理水中では、Qβファージ、T4ファージとも滅菌状態でも急速な濃度減少は現れていない。また、宿主菌存在下においてその菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼさないことがわかった。

最後に、本調査における消毒指標微生物等の実態調査はA、B、C下水処理場の協力を得て実施したものであり、また、本調査の実験の一部は長岡技術科学大学の学生、山地洋樹君の協力を得た。ここに、調査に関係された皆様に対して感謝の意を表します。

参考文献

1)建設省都市局下水道部監修、日本の下水道、平成5年

2)丹保、南部監訳、「ウエーバー水質制御の物理化学的プロセス」、朝倉書店　1974.

3)矢野一好ら、「下水中のウイルスの消長とその不活化に関する研究」　用水と廃水、Vol. 27、No. 7、No. 12　(1985)

4)諏訪　守ら、二次処理水の塩素消毒における消毒指標細菌とファージの不活化特性　土木学会第45回年次学術講演会

5)神子直之ら、大腸菌ファージを用いた水のウイルス的安全性の管理手法　環境工学研究論文集、Vol. 31 (1994)

9．発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
北村　友一

1.　まえがき

下水道の整備・拡充にともない、下水処理場から発生する汚泥の量は増加の一途をたどる。従来、発生した汚泥の大部分は安定化処理を施された後、埋立て処分されてきた。しかし、昨今の廃棄物処分をめぐる社会情勢には逼迫したものがあり、資源のリサイクルや有効活用を推進する気運が高まってきている。

本調査は、下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために、水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目して、主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより、これらの汚泥の特性を生かしたより付加価値の高い汚泥製品を効率的に生産する手法について調査、研究するものである。

2.　調査の目的及び方法

一般的に、最初沈殿池汚泥の性状は、炭水化物の含有率が高く、脱水性が良い。一方、余剰活性汚泥は、蛋白性物質の含有率が高く、脱水性が悪いという特徴を有している。本調査では、これらの特徴を踏まえ、既存の汚泥処理プロセスのなかで別々に処理し、高品質の汚泥製品が得られる効果的な汚泥処理システムを見出ださなければならない。そのためには、大きく３つの調査、研究が必要と思われる。ひとつは、原料となる最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の組成、性状の精密な把握と高品質化製品への可能性の検討であり、２つ目は、これらの汚泥を別々に処理することによる既存のユニットプロセスへの影響把握であり、そして最後のひとつは、効果的プロセスの構築と評価、及びそれによる汚泥製品品質の評価である。

3.　平成５年度までの調査結果

平成５年度までに得られた調査結果の概要は以下の通りである。

3.1　平成３年度調査

(1) 分別嫌気性消化法を採用している実施設の調査より、最初沈殿池汚泥は分別嫌気性消化に適しているが、余剰活性汚泥は難分解性の糖や蛋白質等の含有率が高いことから分別嫌気性消化には向かない。余剰活性汚泥を分別嫌気性消化したときの消化成績は、消化温度：３６℃において混合汚泥の消化と比べた場合、消化日数がそれの約２倍（６４日）と長くなっていたことにより消化率は向上していたが、ガス発生率はそれ以下の成績であった。

(2) 余剰活性汚泥を原料としたコンポストのN，P，Kの含有率は、混合消化汚泥のコンポストよりも高く、特にKの含有率は１％を超えて他のN，Pとバランスのとれた含有率になることが明らかとなった。また、重金属の濃度は混合消化汚泥のコンポストの約６０％の濃度になっており、余剰活性汚泥から得られるコ

ンポストは、肥効成分に富み、且つ重金属含有量が少ない高品質の製品となる可能性が大きいことが示唆された。

3.2 平成4年度調査

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験の一環として、消化日数：３０日、消化温度：３５～６０℃の連続実験を行い、当条件下の消化特性を調べた。その結果、消化率は消化温度が５０℃よりも高くなると向上するものであったが、それはメタンガス発生率には反映されず、メタンガス発生率は消化温度に関係なくほぼ同等の成績を示すものであった。

(2) コンポスト化の基礎的な実験を行った結果、仕込み時の含水率は発酵に対して大きく影響し、仕込み時の含水率が高いほど発酵は円滑に進むものであるが、余剰活性汚泥単独の場合は含水率が５０%を越えると発酵物の塊状化が起こり、発酵が抑制されるものであった。

(3) 平成３年度に引続き余剰活性汚泥単独のコンポスト化実験を行い、製品中の肥効成分や重金属類の含有率からその有効性が再確認された。しかし、発酵過程で起こる発酵物の塊状化が問題として残った。

3.3 平成5年度調査

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験の一環として、消化日数：２０日、消化温度：３５～６０℃の連続実験を行い、当条件下の消化特性を調べた。その結果、消化率は消化温度が高いほど向上するものであったのに対して、消化ガスの発生率は消化温度５０℃付近に良好な成績を示すものであった。

(2) 余剰活性汚泥単独のコンポスト化における塊状化防止と高品質化を兼ねた添加材を見い出すためのコンポスト化実験を行った結果、焼モミガラを添加材とする方法が最も良好な成績を示した。また、添加材検索のための各種有機質廃材の組成・性状分析からは稲ワラと刈り草はカリウムの含有率に優れ、炭化操作を施さなくても高品質コンポストの製造上、優良な添加材となる可能性が示された。

4. 平成6年度の調査結果

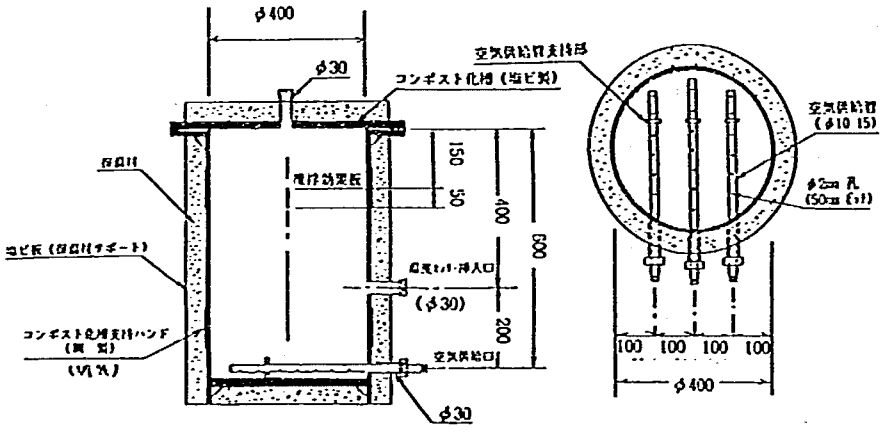
平成６年度は、余剰活性汚泥を主原料に焼モミガラを添加材とした高品質コンポスト化法を確立するための実験を行うとともに、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化を促進させる方法を見出すための基礎的な実験を行った。

4.1 余剰活性汚泥と焼モミガラによるコンポスト化実験

本実験は、余剰活性汚泥に焼モミガラを添加するコンポスト化法について、焼モミガラの添加率と仕込み時の含水率の影響を調べるために行ったものである。

4.1.1 実験方法

実験は、余剰活性汚泥に対する焼モミガラ添加率の影響を調べる実験（ケース１）と、焼モ



図－１　実験に用いた発酵槽の概要

ミガラの同一添加率下における仕込み時含水率の影響を調べる実験（ケース２）を行った。実験は、図－１に示した発酵槽からなる実験装置４台を用い、表－１の実験条件により各ケース３０日間の発酵を行った。実験装置は、空気が流量計を介して発酵槽に供給されるとともに、発酵槽内の発酵温度が連続モニター出来るようになっている。実験では、定期的に切返しを行うとともに、その時点の代表的な試料を採取して発酵状況を調べた。試料の分析は下水試験法（1984）と肥料分析法（1992）によった。

表－１　実験条件

実験ケース名		仕込み条件 混合比率（DSベース） 余剰活性汚泥	種コンポスト	焼モミガラ	含水率 (%)
RUN 1	対照	1	0.1		50
	焼モ 10％	1	0.1	0.1	50
	焼モ 20％	1	0.1	0.2	50
	焼モ 30％	1	0.1	0.3	50
RUN 2	対照	1	0.1		50
	含水率 40％	1	0.1	0.3	40
	含水率 50％	1	0.1	0.3	50
	含水率 60％	1	0.1	0.3	60

（注）余剰活性汚泥：高分子凝集剤を助剤に脱水、風乾後 5㎜以下に粉砕
種コンポスト：上記の余剰活性汚泥のみを原料としたコンポスト
焼モミガラ　：モミガラを蒸し焼き・炭化したもの

4.1.2　実験結果

(1) 発酵状況

実験に用いた原料と、仕込み時及び３０日間発酵後の混合物の一般的な性状を表－２に示した。

実験では、初期の仕込量約５００ℓに対して通気量を開始時点で６ℓ／分、実験開始後１日から２日間経過した期間までを４ℓ／分、それ以降を２ℓ／分に設定して発酵を行った。

表－２　原料及び仕込み時と３０日間発酵後の一般的な性状

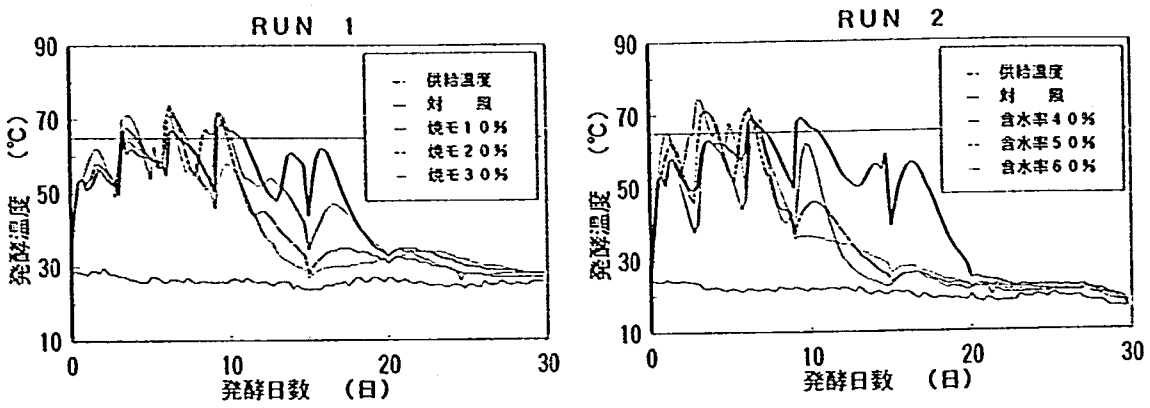
		発酵物量 (l)	含水率 (w/w-%)	嵩比重 (-)	pH (-)	EC (mS/cm)	VS/DS (-)	C／N (-)
原料	余剰活性汚泥		5.8	0.74	6.1	7.2	0.742	5.1
	種コンポスト		12.9	0.72	7.7	4.9	0.614	5.5
	焼モミガラ		2.6	0.13	7.4	0.3	0.604	220
	(モミガラ)		5.8	0.11	6.4	1.1	0.803	380
仕込み時	RUN1 対照	51.5	50.2	0.63	6.8	3.8	0.730	4.9
	焼モ １０％	51.5	50.2	0.55	6.8	3.7	0.718	5.6
	焼モ ２０％	50.9	49.9	0.51	6.9	2.7	0.705	7.1
	焼モ ３０％	52.1	50.1	0.45	6.8	2.9	0.697	7.7
	RUN2 対照	50.9	51.4	0.65	6.9	3.5	0.734	5.0
	含水率４０％	51.5	42.0	0.38	6.7	3.3	0.708	6.7
	含水率５０％	51.5	49.7	0.44	7.0	1.3	0.708	6.8
	含水率６０％	50.9	60.6	0.53	7.1	2.9	0.709	6.7
３０日目	RUN1 対照	36.2	50.3	0.62	7.3	5.9	0.653	4.7
	焼モ １０％	34.9	47.5	0.56	7.2	6.0	0.647	5.2
	焼モ ２０％	38.0	46.9	0.49	7.0	5.3	0.633	6.3
	焼モ ３０％	37.4	45.6	0.44	7.2	5.0	0.629	7.1
	RUN2 対照	34.9	50.3	0.70	7.5	5.9	0.659	4.6
	含水率４０％	38.6	35.4	0.38	7.6	4.0	0.661	7.8
	含水率５０％	37.4	47.9	0.45	7.4	4.5	0.646	8.9
	含水率６０％	31.3	60.1	0.65	7.3	4.9	0.630	7.1

切返し時の状況観察からは、ＲＵＮ１では、対照系と焼モミガラ添加率１０％のケースにおいて３日間経過以降に一部の発酵物に塊状化が起こり始め、その後徐々に大きさや割合が増加して３０日目には５～１０㎝のものが多数発生していた。焼モミガラ２０％のケースでも塊状化が認められたが、発酵後期では減少した。焼モミガラ３０％のケースでは塊状化は生じなかった。ＲＵＮ２では、対照系と仕込み時含水率６０％のケースで塊状化が起こり、その程度は発酵日数の経過とともに拡大する傾向にあった。仕込み時含水率５０％のケースでは３０日目に塊状化の形跡が極僅かに残るものであったが、発酵期間を通じて切返しや取り扱いに支障となるものではなかった。一方、含水率４０％のケースでは塊状化は起こらなかった。

(2) 発酵温度と発酵物の変化

発酵温度の経日変化を図－２に示す。いずれの仕込み条件においても仕込み後間もなく発酵温度が上昇し、

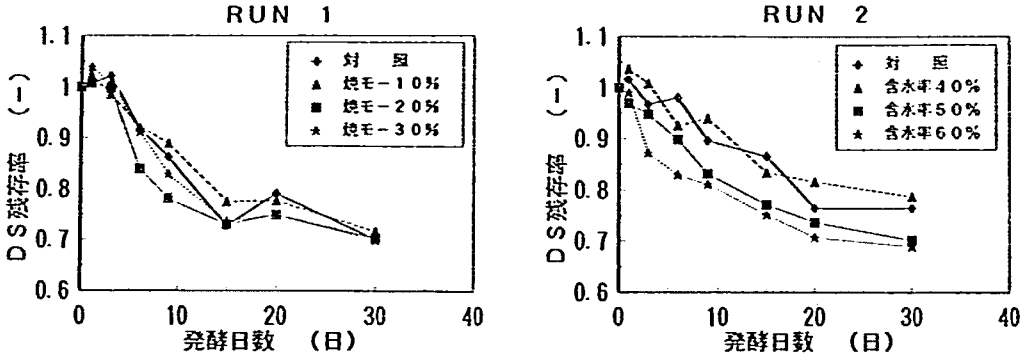
早々に旺盛な発酵が認められた。この発酵が旺盛な高温発酵期においては、仕込み条件により到達温



図－２　発酵温度の経日変化

度や高温期の継続期間に差異が生じ、焼モミガラの添加率が高く且つ仕込み時の含水率が高いケースほど到達温度が高くなるとともに高温発酵期が早く終了する傾向を示した。また、「下水汚泥コンポストの指標・その２（昭和６５年１月，下水汚泥資源利用協議会）」に示されている「６５℃以上を２日間以上保つ」の条件は殆どのケースが満足していたが、ＲＵＮ２の仕込み時含水率４０％のケースだけは６５℃以上には達したものの、それを２日間持続することはできなかった。

図－３は、「焼モミガラは発酵・分解しない」と仮定して、発酵物中からこれに相当する分を差し引き、主に余剰活性汚泥の発酵にともなう分解・減少傾向をＤＳ残存率でみたものである。これらの図では、発酵初期においてＤＳ残存率の減少傾向が強いほど発酵・分解が円滑に進んだことを示している。図中のデータにはある程度の誤差の存在が認められるものの、傾向として、円滑な発酵・分解のためには仕込み時の含水率が高いほど良く、また、焼モミガラの添加も寄与していることが認められる。そして、これらの傾向は、前掲の高温発酵期における発酵温度の傾向に反映されているものである。



図－３　焼モミガラ分を除いたＤＳの経日変化

(3) 肥効成分及び重金属類の含有率

コンポスト製品中の肥効成分や重金属類の含有率は、仕込み時における原料中の含有率により決定付けられると言える。表－３に、原料及び仕込み時と３０日間発酵後における混合物中の肥効成分と重金属類の含有率を示した。

原料とした余剰活性汚泥は、一般的なものよりもリン酸の含有率が高く、カリ分は幾分少ないものであった。これは、余剰活性汚泥が得られた下水処理場のエアレーションタンクが嫌気・好気法に近い運転法が取られていたことによるものと思われる。一方、添加材とした焼モミガラ中の肥効成分や重金属類の含有率は余剰活性汚泥や種コンポストに比べて遥かに低いものであったが、これがコンポストの成分上の優劣に大き

く影響するものではなかった。

３０日間経過後の含有率は、有機物の発酵・加水分解に起因して、仕込み時よりも窒素は幾分減少し、それ以外の肥効成分や重金属類の含有率は高まっている。しかし、これによる含有率の変化は、製品品質上の価値を大きく左右するような値や変化幅ではなく、いずれのケースにおいても成分上良好なコンポストの範疇に入る性状の製品が得られていたと言える。

表－３　原料及び仕込み時と３０日間発酵後の肥効成分と重金属類の含有率

		肥効成分 (W/W-DS %)			金属類 (mg/kg-DS)				
		N	P2O5	K2O	Cu	Zn	Cd	Hg	As
原　料	余剰活性汚泥	7.1	11.4	1.3	200	490	1.1	0.22	2.8
	種コンポスト	5.1	9.0	1.0	320	920	2.2	0.79	4.6
	焼モミガラ	0.20	0.19	0.47	3	23	N.D	N.D	0.5
	(モミガラ)	0.10	0.12	0.36	3	16	N.D	N.D	0.4
仕込み時	RUN１　対　照	7.4	11.2	1.3	210	650	1.3	0.55	4.4
	焼モ　１０%	6.2	10.3	1.2	180	560	1.2	0.52	3.4
	焼モ　２０%	5.1	9.2	1.4	160	510	1.0	0.24	2.3
	焼モ　３０%	4.8	8.9	1.3	160	510	1.0	0.42	2.4
	RUN２　対　照	7.2	11.2	1.6	210	620	1.1	0.05	2.3
	含水率４０%	5.8	8.9	1.7	160	480	1.0	0.55	1.8
	含水率５０%	5.6	8.7	1.4	160	480	0.8	0.31	1.8
	含水率６０%	5.7	8.7	1.4	160	470	1.0	0.03	1.8
３０日目	RUN１　対　照	6.4	14.0	1.6	240	750	1.6	0.71	4.9
	焼モ　１０%	6.0	12.4	1.7	230	680	1.3	0.74	3.7
	焼モ　２０%	5.2	11.7	1.7	200	640	1.3	0.60	2.7
	焼モ　３０%	4.8	10.5	1.6	190	590	1.2	0.57	3.4
	RUN２　対　照	6.7	13.1	1.8	250	750	1.5	0.20	2.5
	含水率４０%	4.9	9.8	1.8	180	540	1.1	0.40	2.3
	含水率５０%	4.4	10.5	1.8	200	600	0.9	0.27	2.4
	含水率６０%	4.9	10.1	1.6	190	560	1.2	0.14	2.3

4.1.3 考　察

本実験では、焼モミガラの添加率を余剰活性汚泥に対して乾燥重量当り１０，２０，３０%に変え、また、焼モミガラ添加率３０%の条件下で仕込み時の含水率を４０、５０、６０%と変えて、そのときの発酵状況を調べた。その結果、傾向としては、発酵そのものには焼モミガラの添加率が高いほど、また、仕込み時の含水率が高いほど良好な環境となるものであった。しかし、実用的には焼モミガラの添加率はその入手を考えると低いほど良く、また、仕込み時の含水率は発酵そのものや水分調整操作の円滑化のためには出来るだけ高く設定できるほうが好都合となる。本実験で得られた結果に基づき、余剰活性汚泥に焼モミガラを添加するコンポスト化法について円滑な発酵を図るための仕込み条件を総括すると、焼モミガラの添加率を２０～３０%の範囲に設定して、そのときの仕込み時の含水率が５０～５２，３%の間に入るよう調整すれば良いものと思われる。

4.2 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化促進のための基礎実験

最初沈殿池汚泥の嫌気性消化を効果的なものとするためには、その主成分である炭水化物、特にセルロースに代表される難分解性のものの加水分解・可溶化を促進させる必要がある。本実験は、この促進化法を見出すために、純粋なセルロースパウダーを基質として嫌気性消化への炭酸塩と硫化物の介在の効果を定性的に調べた基礎実験である。

4.2.1 実験方法

実験は、図－４に示した培養器１０台を用い、表－４に示した実験条件により全て３０℃の恒温室で実施した。実験は３段階で構成され、ＲＵＮ１はアルカリ添加・炭酸塩化と硫化物の有無による効果をみるため

のものであり、ＲＵＮ２は同一炭酸塩濃度下における硫化物添加濃度の違いの影響を、そして、ＲＵＮ３は炭酸塩添加濃度の違いによる効果をみたものである。

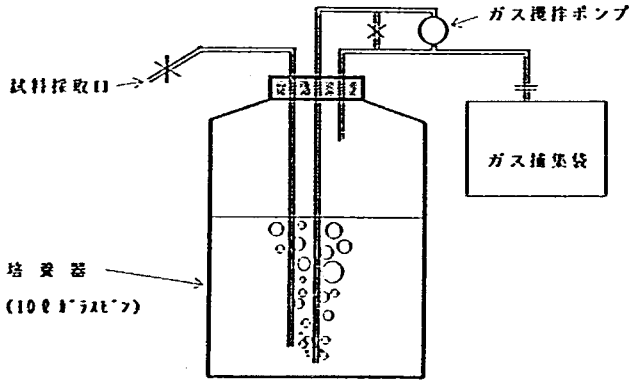
実験に用いた培養液には、全てのケースで表－５に示した基礎培地に、基質としてのセルロースパウダー（東洋ろ紙 No.A）が 5 g/l 混合されている。また、植種には当所で連続培養されていた嫌気性消化汚泥（VSS/SS : 0.42）が 200～300 SS-mg/l 添加されている。そして、本実験に係わる分析は全て下水試験法（1984）によった。

表－４　実験条件

実験区分		置換ガス 気相	液相	添加物質		CO_2ガスによる初期pH設定
RUN 1	control	N_2	N_2			任意
	A 1	CO_2	CO_2			5
	A 2	CO_2	CO_2		FeS(1g/l)	5
	A 3	N_2	N_2		FeS(1g/l)	任意
	B 1	N_2	CO_2	NaOH (1g/l)		7
	B 2	N_2	CO_2	NaOH (1g/l),	FeS(1g/l)	7
	C 1	N_2	CO_2	$Ca(OH)_2$(1g/l)		7
	C 2	N_2	CO_2	$Ca(OH)_2$(1g/l),	FeS(1g/l)	7
	D 1	N_2	CO_2	$Na_2S \cdot 9H_2O$(2.5g/l)		7
	D 2	N_2	CO_2	$Na_2S \cdot 9H_2O$(2.5g/l),	FeS(1g/l)	7
RUN 2	control	N_2	N_2			任意
	$NaHCO_3$(5g/l)	N_2	N_2	FeS : 0. 0.05. 0.1. 0.2. 0.5. 1 g/l		任意
	$CaCO_3$ (6g/l)	N_2	N_2	FeS : 0. 0.1. 0.5 g/l		任意
RUN 3	control	N_2	N_2			任意
	$NaHCO_3$	N_2	N_2	$NaHCO_3$: 0.1. 0.2. 0.5. 1. 2. 5 g/l		任意

表－５　嫌気性消化実験用の基礎培地組成

Tap water	1.000 ml.	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	10 mg
NH_4Cl	2 g.	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	5 mg
K_2HPO_4	0.5 g.	$MnSO_4 \cdot 4\text{-}6H_2O$	1 mg
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 g.	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5 mg
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.1 g.	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 mg

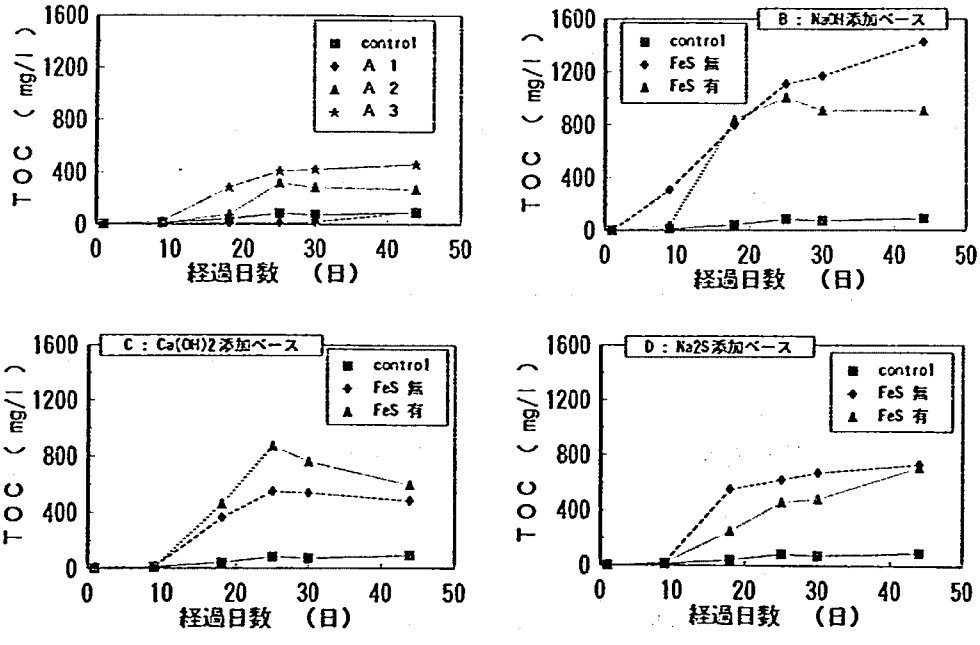


図－４　培養器の概要

4.2.2　実験結果

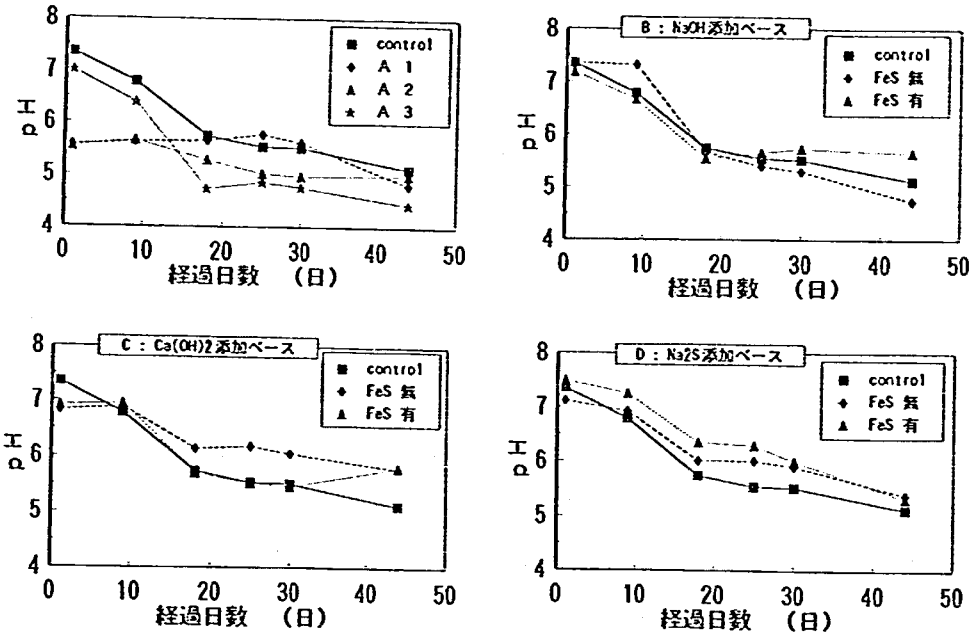
(1) アルカリ添加・炭酸塩化と硫化物添加の効果（RUN 1）

ＲＵＮ１の実験における溶解性ＴＯＣ濃度とｐＨの経日変化をそれぞれ図－５と図－６に示した。また、図－７は、各ケースにおいて実験終了（４３日目）までに発生したCO_2ガスとCH_4ガスの総量である。溶解性ＴＯＣの

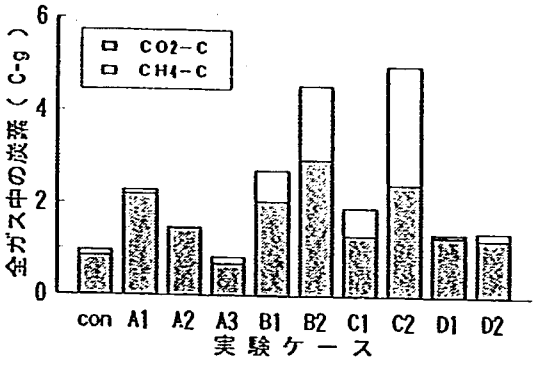


図－５　溶解性ＴＯＣの経日変化（ＲＵＮ１）

増加は、酸発酵が進行していたことを表しており、ｐＨもそれにともない低下している。ＴＯＣの増加傾向からは、何も添加していない対照系やＣＯ₂ガスパージのみのケース（Ａ１）よりも、それ以外の添加物があったケースの方が酸発酵に有効であったことが伺われる。特に、ＮａＯＨとＣａ（ＯＨ）₂を添加してＣＯ₂ガスで中和したケースでは酸発酵が活発であったことを示している。また、この２つのケースでは、ＦｅＳの添加による効果があったことも現れている。そして、双方のケースの実験後半においてＴＯＣの増加抑制や減少が見られるのは、その時点からメタン発酵が顕在化してきたことによるものである。このことは、図－７の発生ガス組成からも読みとれ、特にメタン発酵に対してＦｅＳ添加が効果的であったことが顕著に現れている。



図－６　ｐＨの経日変化（ＲＵＮ１）



図－７　実験期間中にガスとして発生した全ＣＯ₂及びＣＨ₄量（ＲＵＮ１）

一方、Ｎａ₂Ｓ添加のケースでは、前者２つのケースと同じ炭酸ガス中和操作が施されたにもかかわらず、前者ほどの効果発現はない。これには、中和操作により生じたＨ₂Ｓ濃度の増加、或いは高ＨＳ⁻濃度が発酵を制限する方向に作用していた可能性が考えられる。

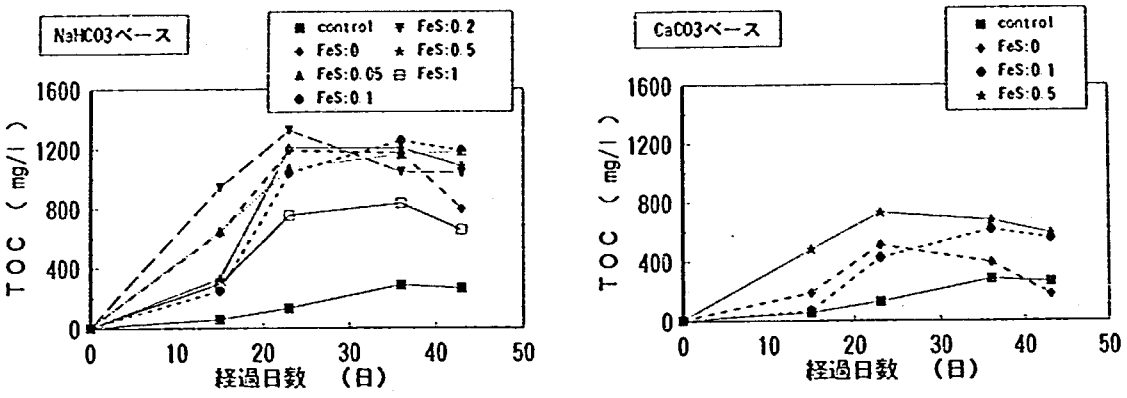
アルカリを添加しなかったＡシリーズのケースでは酸発酵が緩慢であり、メタン発酵も殆ど生じていない。しかし、わずかな傾向としてＦｅＳ添加（Ａ２，Ａ３）による酸発酵への効果が読みとれる。

(2) 同一炭酸塩下における硫化物濃度の影響（ＲＵＮ ２）

ここでは、ＲＵＮ１の実験で良好な成績を示したＮａＯＨ及びＣａ（ＯＨ）₂を添加・炭酸中和したケースを取り上げ、炭酸塩としてＮａＨＣＯ₃とＣａＣＯ₃の純物質を用いて、そこでのＦｅＳ添加濃度の影響を調べたものである。

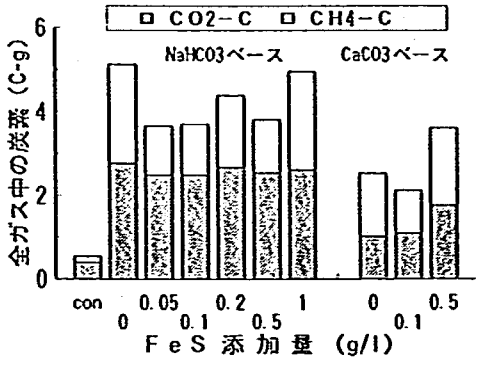
図－８は、溶解性ＴＯＣの経日変化であり、図－９は実験期間中（４３日間）に発生したガス中の全ＣＯ₂とＣＨ₄の量である。ここで、本実験におけるｐＨは、実験後半に対照系で３．８まで低下し、ＮａＨＣＯ₃添加のケースでは６．６まで、ＣａＣＯ₃添加のケースでは５．５まで低下していた。

酸発酵に対しては、$CaCO_3$添加ベースよりも$NaHCO_3$添加ベースの方が有効な結果を示している。しかし、それぞれの添加ベースにおいてのＦｅＳ添加濃度の違いによる明確な差異は確認できない。図－９より、メタン発酵は$NaHCO_3$と$CaCO_3$の双方のケースにおいて同程度の進行があったことが伺われるが、ここでもＦｅＳ添加濃度の違いによる明確な差異は認められない。



図－８　溶解性ＴＯＣの経日変化（ＲＵＮ２）

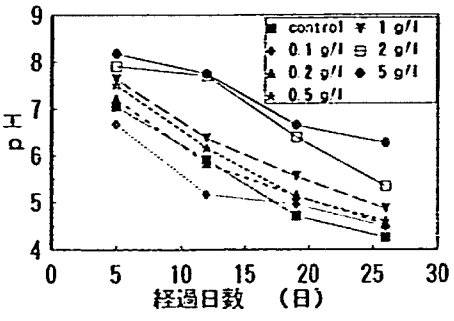
本実験で示された酸発酵に対する$NaHCO_3$と$CaCO_3$による効果発現の違いは、双方の解離・溶解の難易の差によるところが大きいと考えられる。



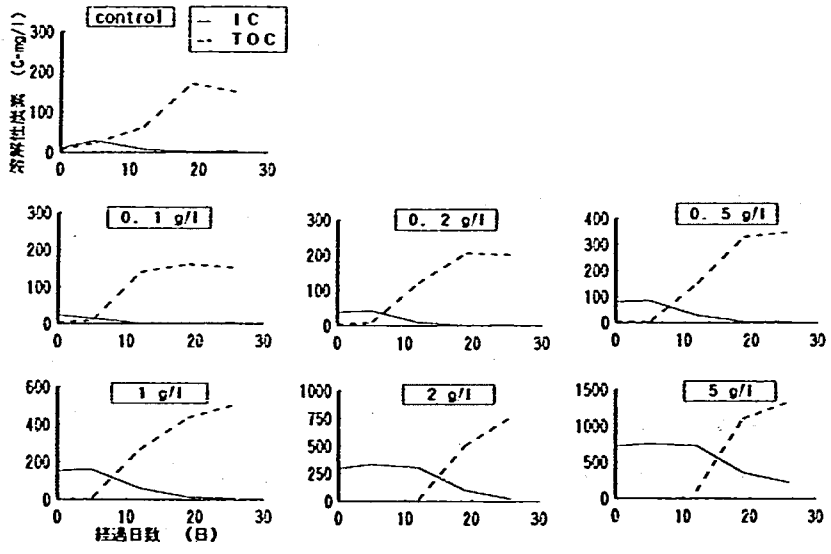
図－９　実験期間中にガスとして発生した全CO_2及びCH_4量（ＲＵＮ２）

(3) 炭酸塩濃度の影響（ＲＵＮ ３）

図－１０は、$NaHCO_3$添加濃度の違いによる溶解性ＴＯＣとＩＣの経日変化である。また、図－１１にはｐＨの経日変化を示した。



図－１１　ｐＨの経日変化（ＲＵＮ３）



図－１０　溶解性ＴＯＣとＩＣの経日変化（ＲＵＮ３）

これより、$NaHCO_3$の添加濃度が高いケースほど酸発酵が効果的に進んでいる。そして、酸発酵の進行（ＴＯＣの増加）傾向とＩＣの減少傾向の間には有意な関係が認められる。この現象をｐＨの変化傾向と重ね合わせてみると、$NaHCO_3$添加の効果は、酸発酵におけるｐＨ低下抑制に働くｐＨ緩衝剤としての作用にあるとも考えることができる。

4.2.3 考　察

セルロースの嫌気性消化に対する炭酸塩と硫化物の効果を、それぞれＮａ－塩、Ｃａ－塩及びＦｅＳの形で添加して定性的に調べた結果、これらの添加はいずれもセルロースの嫌気性消化にとって有効な作用があることが示された。特に、炭酸塩の添加は酸発酵の促進に効果的であった。しかし、それによる効果は、ｐＨ緩衝機能としての効果発現の可能性が示されたことから、効果発現の要因が遊離炭酸による発酵への直接的なものか、或いはｐＨ緩衝剤として作用しているかを正確な炭素収支が得られる条件下で詳細に調べる必要がある。

一方、ＦｅＳの添加効果は、ＲＵＮ１の実験からはどちらかというとメタン発酵に効果的に作用しているような傾向が伺われた。しかし、この添加率を変えたＲＵＮ２の実験からは、その効果を表す有意な現象は読みとれなかった。また一方では、ＲＵＮ１の実験でNa_2S添加・炭酸中和したケースからはH_2S或いはHS^-によると思われる発酵制限作用も認められた。このように、嫌気性消化法におけるイオウ（Ｓ）の存在形態別の作用については不明なところが多い。今後、更に詳細な実験・検討が必要である。

4.3 まとめ

平成６年度に調査した結果を以下にまとめた。

① 余剰活性汚泥による高品質コンポスト化法の開発に関して、発酵時の塊状化防止と高品質の維持・向上を図るための焼モミガラ添加法の確率を目指した実験を行った。その結果、本法による円滑な発酵を図るための仕込み条件は、余剰活性汚泥に対して焼モミガラの添加率を２０～３０ w/w (DS-%) の範囲内で設定し、そのときの仕込み時含水率を５０～５２．３ w/w (%) に調整すればよいものであった。

② 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化法に関して、その消化促進方法を見出すためのセルロースを用いた基礎的な実験を行った結果、炭酸塩添加は主に酸発酵を、硫化物添加は主にメタン発酵を促進させる効果があることが認められた。しかし、これらの効果発現の作用については未解明である。

5. 今後の課題

本年度までの調査により、余剰活性汚泥を原料とする焼モミガラ添加による高品質コンポスト化法の実用化の目途は立ったと思われる。しかし、実用化を考えると焼モミガラを必要量入手することは困難であることから、今後は独自にその簡易な製造方法を開発する必要がある。一方、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化法に関しては、セルロースを用いた基礎的な実験から炭酸塩や硫化物の添加が消化促進に効果があることが示された。今後は、ここで得られた結果を再確認するとともに、効果発現作用の解明のための実験を進めなければならない。

最後に、焼モミガラ添加による高品質コンポスト化の実験は愛知県建設技術研究所の協力を得て実施したものである。ここに関係者の方々に厚く御礼申し上げる。

10. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明
研　究　員　松原　　誠

下水道の普及に伴って発生する汚泥量は年々増加してきており，その処理・処分が大きな課題となっている．また今後，中小都市ならびに町村への下水道普及を図るにあたっても，将来的な汚泥処理の処分・利用についての対応を用意することが求められている．これらの汚泥問題の解決策の一つが集約化である．

本調査は，集約処理システムの効率化をおもに汚泥輸送の観点から検討することを目的として，平成３年度より実施している．

２．調査の目的

本調査では汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性についての検討および送泥管の圧力損失の予測方法についての検討を行い，これらを総合して効率的な送泥計画を策定するための技術指針を作成することを目的としている．また，集約後汚泥の処理プロセスとして高濃度汚泥の嫌気性消化法をとりあげ，高濃度汚泥輸送と組み合わせた新しい集約処理システムの確立を目指す．

３．平成５年度までの調査結果

１）送泥技術の概要，汚泥集約処理の現状について総括し，液状汚泥の輸送について管路輸送と車両輸送の比較を行った．汚泥管路輸送の実態調査を行った．

２）流動曲線の形状および管路輸送の観点から検討した結果，下水汚泥の流動特性を表現するモデルとしては，擬塑性流動モデルが適当であった．

３）回転粘度計を用いた汚泥の粘度測定方法について検討し，粗大粒子やチクソトロピーの影響のある場合の測定，補正方法について決定した．

４）汚泥輸送実験装置（管径 36.8㎜，測定部長さ 20m，滑管）を用いて管路輸送実験を行った．層流域の圧力損失は水と同じ予測式で計算できるが，乱流域ではこれが適用できなかった．乱流域では Dodge らの式が有効であるが，必ずしも精度が高くなかった．

５）バッチ式の消化実験を行った（中温高濃度）．濃度 10% までの汚泥については比較的良好に消化が進行した．汚泥濃度が高いほどアンモニア濃度が高く，これが消化を阻害していると考えられる．

６）バッチ実験により高温高濃度消化と中温高濃度消化の比較を行った．しかし，温度条件の違いによるガス発生量やＶＳ分解率の差異は十分に確認できなかった．

4．平成6年度の調査結果

4．1　下水汚泥の流動特性調査

4．1．1　調査方法

5年度の調査結果より，チクソトロピー量と平衡流動状態の流動曲線を同時に測定する回転粘度計の速度勾配制御方法を図1のように決定した．ここで Dmax = 150 [1/s]，t = 3 [min] と設定した．チクソトロピーについては Dmax における初期のせん断応力τ0と 30分経過後のせん断応力τ30を用いて評価を行うことができる．今年度は，この方法により供試汚泥の粘度測定を行い，流動特性に影響を及ぼす各因子についての検討を行った．

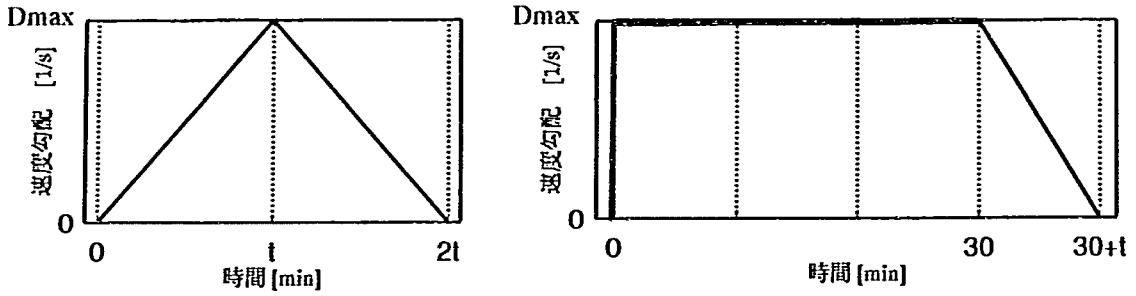
1）温度の影響：　同一の消化汚泥を濃度調整した4種類の供試汚泥を用い，20，35，50℃で流動特性を測定した．これらは室温，中温嫌気性消化，高温嫌気性消化の各温度に相当する．

2）腐敗の影響：　汚泥が長時間貯留され腐敗した場合の流動特性の変化を測定した．貯留は10，20，30℃の各温度で24日間行った．供試汚泥は余剰濃縮汚泥を3段階に濃度調整したものを用いた．

3）粘度の回復過程：　いったん流動化した汚泥の粘度がどのように回復していくかを余剰濃縮汚泥を用いて検討した．経時変化は流動化させてから48時間後まで測定した．

4）粒子径の影響：　供試汚泥にチクソトロピー性のない消化汚泥と濃縮汚泥を選択し，これらの粒子径をホモジナイザーにより3段階に低下させて流動特性を測定した．

5）各種汚泥の流動特性と体積濃度の関係：　供試汚泥に4処理場，11種類の汚泥を用い，20℃における流動特性を測定した．各レオロジー定数やチクソトロピー量の簡易な評価指標として体積濃度が妥当であるか検討した．



(1) チクソトロピーがない場合　　(2) チクソトロピーがある場合

図1　　速度勾配の制御方法

4．1．2　調査結果

1）温度の影響

Dmax における見かけ粘度とＴＳとの関係を図2に示す．図よりＴＳ 3.2% では，温度を20から50℃に上げることは，見かけ粘度の観点からＴＳを0.8%も下げることに相当するが，ＴＳ 5.2% の場合には，わずかに0.2%下げることにしかならない．よって汚泥が高濃度化するほど温度上昇による流動性の改善効果は失われることがわかる．これは汚泥全体としての粘度に及ぼす溶媒部分の影響が，高濃度化に伴って相対的小さくなり，汚泥粒子部分の影響が大きくなることを表していると考えられる．

チクソトロピー量τ0/τ30（平衡流動時応力に対する初期応力の比）とＴＳとの関係を図3に示す．チクソトロピー量はＴＳや温度によらずほぼ一定で，概ね 1.5～1.6 の範囲にあった．

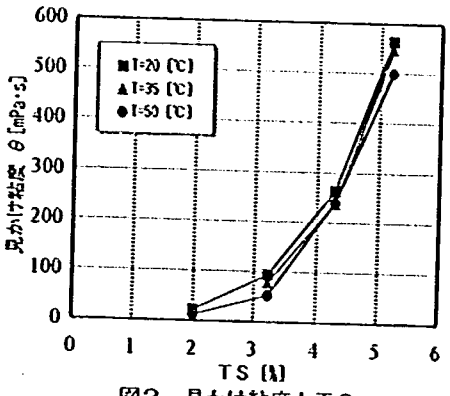


図2　見かけ粘度とＴＳ

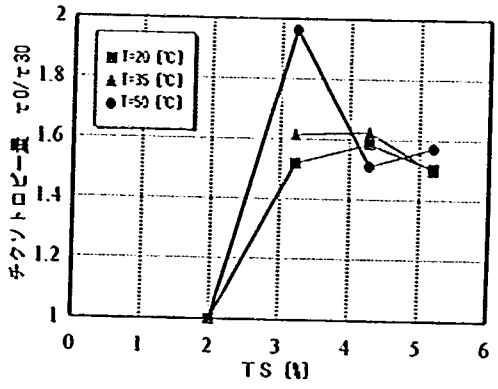


図3　チクソトロピー量とＴＳ

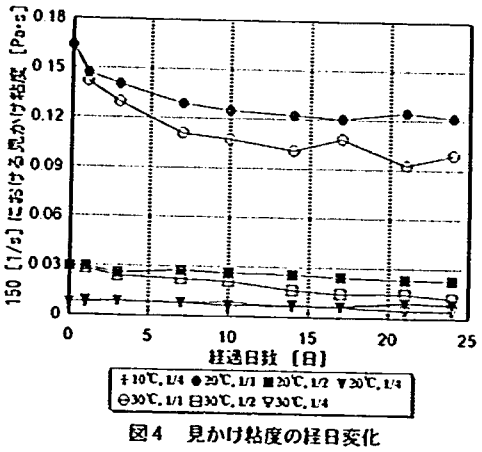


図4　見かけ粘度の経日変化

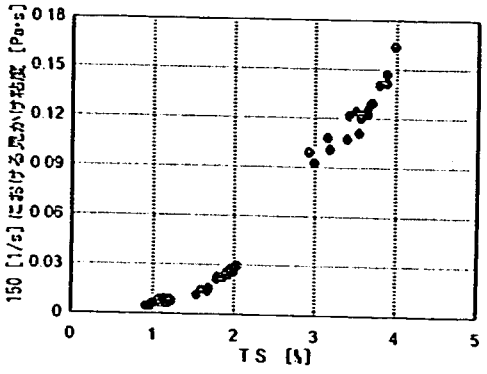


図5　ＴＳと見かけ粘度の関係

2）腐敗の影響

Dmax における見かけ粘度の経日変化を図４に示す．貯留温度が30℃の汚泥は24日間でアルカリ性発酵期まで腐敗が進行しており，特に見かけ粘度の低下率が大きかった．見かけ粘度とＴＳの関係を図５に示す．両者の間にはよい相関があり，腐敗に伴う粘度の低下はＴＳの低下にその原因を帰することができると考えられる．このことから，腐敗の進行とともに増加する溶解成分の寄与は小さいものと推測される．

3）粘度の回復過程

チクソトロピー性により，一度流動化した汚泥の粘度は静置することによりある程度にまで回復する．しかし，回復には時間を要し，その間に汚泥が腐敗し粘度が低下するため，粘度の回復現象は表面的には現れてこない．見かけの粘度回復率は，τが$\tau 0$にまで回復したときの値を 100% として，約 15% であった．よって送泥システムを設計する際には粘度が低下する方向のみを考慮すればよい．

4）粒子径の影響

粒子径を低下させても流動特性には大きな影響がなかった．今後は粒子径を分級により低下させた場合や，粒度調整が簡単に行える無機系の試料を用いてこれを確認する必要がある．

5）各種汚泥の流動特性と体積濃度の関係

流動特性の評価指標として体積濃度はＴＳより適当であり，汚泥のレオロジー定数は汚泥種類に関係なく体積濃度の関数で表現できる．チクソトロピー量$\tau 0/\tau 30$の値は，汚泥の種類によらず約1.5程度であった．本項の詳細については文献 1）を参照されたい．

4．2　送泥管の圧力損失の予測に関する調査[2)]

4．2．1　調査方法

今年度は，汚泥輸送実験装置に内径 108㎜ の滑管（SUS）と内径94㎜ の粗管（ダクタイル鋳鉄管内面モルタルライニング：DIP）を増設して，送泥管の圧力損失の予測方法について更に検討を加えた．

実験装置は２つの独立した送泥ループからなる．各ループは全長 55m で，直管部 20m の圧力損失を差圧計により，流速を電磁流量計により測定する．表１に各送泥管の概要を示す．

供試汚泥は８種類で，霞ヶ浦浄化センターの余剰汚泥，濃縮汚泥，およびこれらを脱水汚泥や処理水により濃度調整したものを用いた．供試汚泥量は１実験につき 0.8m³ である．汚泥の流動特性は，実験時の温度で測定した．供試汚泥の性状について表２に示す．

表１　各送泥管の概要

送泥管	ループ１	ループ２	
	測定部１	測定部２	測定部３
管種	SUS	SUS	DIP
流速係数　CH	150	155	130
相対粗度　k/d [-]	0	0	0.003
内径　d [m]	0.037	0.108	0.094
測定部長さ L [m]	20	20	20
助走部長さ L' [m]	4	2	2
最大流速　Vmax [m/s]	3	1.8	2.4
最小流速　Vmin [m/s]	0.1	0.4	0.6

表２　供試汚泥の性状

Run No.	汚泥種類	濃　度 [%]	温　度 [℃]	擬塑性粘度 K [Pa·s]	構造粘度指数 n [-]
1	余剰	0.77	39	0.024	0.62
2	1＋処理水	0.59	36	0.006	0.81
3	濃縮	1.20	38	0.041	0.62
4	3＋処理水	0.90	35	0.011	0.78
5	余剰	1.42	31	0.068	0.61
6	5＋脱水	2.36	40	0.362	0.41
7	6＋脱水	3.67	37	0.997	0.34
8	7＋脱水	4.08	32	2.070	0.34

4．2．2　調査結果

１）摩擦損失係数と擬塑性流体のレイノルズ数の関係

Darcy-Weisbach の摩擦損失係数 f_{EXP} と擬塑性流体のﾚｲﾉﾙｽﾞ数 Re_P との関係を図６～８に示す．

層流域については管種，管径によらず清水の場合と同様な関係 $f = 64/Re_P$ が成り立った．しかし滑管乱流域では f と Re_P の関係が清水の場合とほぼ平行に推移し，かつ n が小さいほど f が小さくなる．Dodge ら[3)]は，擬塑性流体（高分子溶液）を用いた管路輸送実験から同様な結果を得て，

$$1/\sqrt{F} = (4.0 / n^{0.75}) \log (Re_P \cdot F^{1-n/2}) - (0.40 / n^{1.2}) ; \quad f = 4F \quad \cdots\cdots (1)$$

という半理論式を導いている．滑管乱流域（遷移領域を除く）の f_{EXP} を式 (2) による計算値 f_{PRED} と比較したものが図９である．n が 0.4 以上の場合は実測値と計算値がほぼ一致するが，$n < 0.4$ の場合には予測精度が悪く，さらに管径の影響も生じてくることがわかる．これは Dodge らの実験において，この領域のデータが不十分で，予測式に反映されていないためと考えられる．よって，本予測式を高濃度汚泥にも適応しうる汎用性の高いものとするためには，$n < 0.4$ のデータも含めて式中の係数を再評価する必要がある．またこのとき，管径の影響についても考慮しなければならない．

一方，粗管乱流域では滑管の場合ほど n の影響が顕著ではなかった．よって f と Re_P の関係を両対数紙上で直線近似することができる．今回の実験データからは次のような関係式が得られた．

$$f = 0.0486\, Re_P^{-0.0672} \qquad [4 \times 10^3 < Re_P < 10^5] \quad \cdots\cdots (3)$$

式中の係数に汎用性を持たせるためには，各種の粗度に対する検討が必要である．

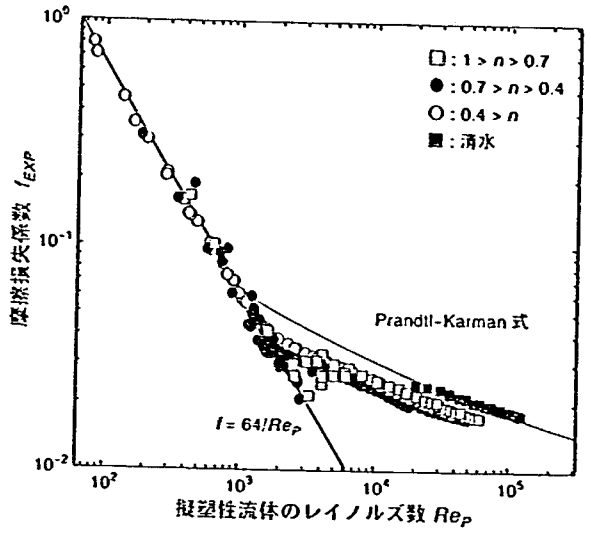


図 6　汚泥管路輸送実験の結果 (SUS, d=0.037)

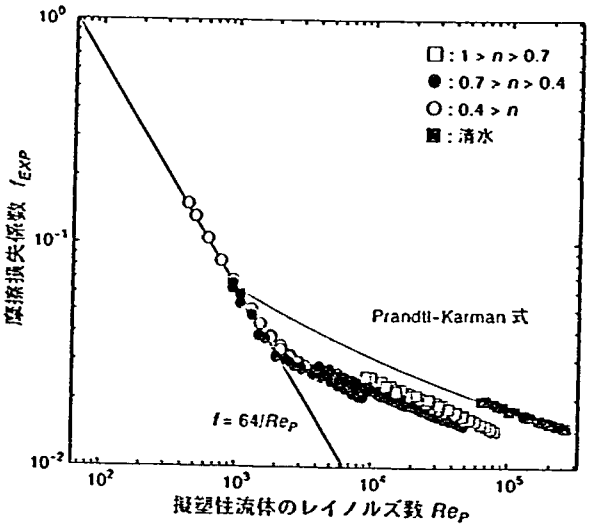


図 7　汚泥管路輸送実験の結果 (SUS, d=0.108)

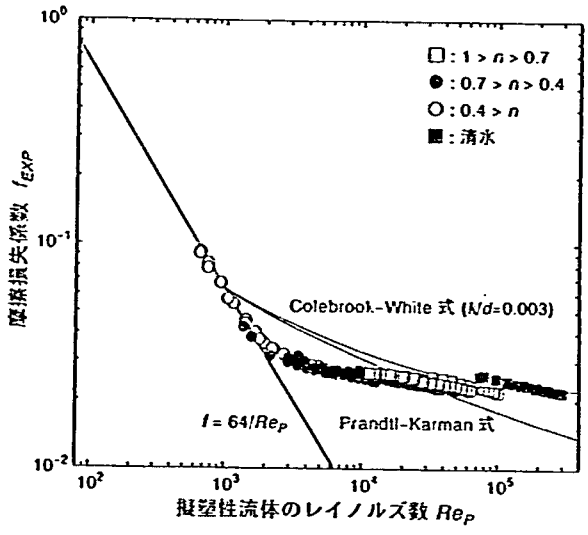


図 8　汚泥管路輸送実験の結果 (DIP, d=0.094)

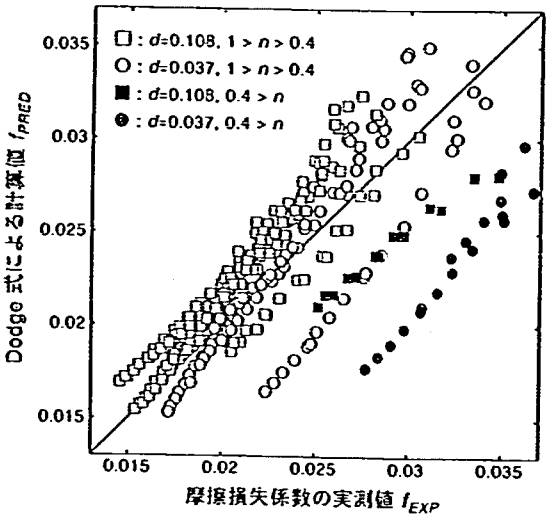


図 9　滑管乱流域の摩擦損失係数

2）臨界レイノルズ数

臨界レイノルズ数 Re_{pcr} は透明管による管内流動状態の観察および圧力損失の測定結果から判断した．Re_{pcr} には層流→乱流，乱流→層流の２つの場合があるが，両者に大きな差は見受けられなかった．Re_{pcr} を n で整理したものが図１０である．n が大きいときは Re_{pcr} が清水の臨界レイノルズ数 2,100 より大きいが，n の低下とともに Re_{pcr} も小さくなり，$n < 0.4$ では $Re_{pcr} < 2{,}100$ となった．

3）汚泥倍率による予測

汚泥倍率とは，清水の圧力損失に対する汚泥の圧力損失の比であり，汚泥濃度との関係式は簡便法として乱流域の圧力損失の予測に用いることができる．下水道協会の設計指針もこの考え方に基づいており，1994 年版では汚泥倍率と汚泥濃度との関係も新しいものに改められた．

本実験で得られた汚泥倍率を新旧の設計指針の関係式とともにプロットしたのが図１１である．ここで滑管の場合の倍率は流速 1m/s での値を用いた．汚泥倍率は管径によらず滑管の方が粗管よりも大きく，また滑管のデータは旧式に，粗管のデータは新式により近かった．

しかし実施設では管種，使用年月等により管粗度も異なり，また汚泥のレオロジー特性を代表する値として汚泥濃度は必ずしも適当ではない．これらのことから，より精度の高い簡便法を確立するためには，今後も多種多様な汚泥，管種について実験を積み重ねていく必要がある．

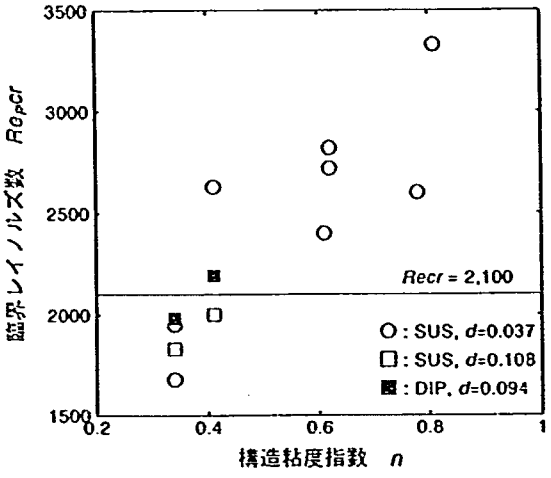


図１０　臨界レイノルズ数の測定結果

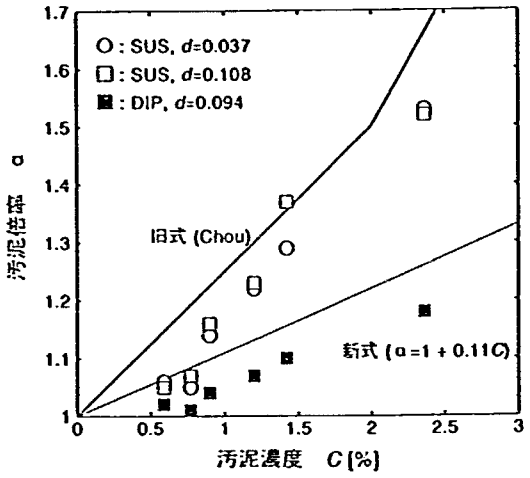


図１１　汚泥倍率と汚泥濃度の関係

４．３　高温高濃度嫌気性消化実験

４．３．１　目的および実験方法

５年度に濃度２～９％の汚泥を用いて高温高濃度消化実験を行い，ガス発生に及ぼす温度および濃度の影響について考察したが明確な結果が得られなかった．その原因としては次のようなことが考えられる．

・高温消化の実験に種汚泥に中温消化汚泥を用いたこと．

・馴致が不十分で種汚泥からのガス発生量が大きかったこと．

今年度はこれらの問題点を改善し，対象を高温消化に絞って実験を行った．

実験は図１２のフローに基づいて４回のバッチ実験を行った．Run 1 では基質汚泥を負荷率 5% で投入し，種汚泥の馴致を行った．Run 2, 3 では基質汚泥負荷率，撹拌，汚泥層厚の影響を検討した．Run 4 では基質汚泥量と種汚泥量が一定の場合の汚泥濃度の影響を検討した．

供試汚泥は種汚泥にＳ処理場の高温消化汚泥を，基質汚泥に同処理場の消化槽投入汚泥（混合濃縮汚泥）を用いた．これを容量 6L の広口のガラス瓶に所定量投入・混合し，上部空隙を窒素ガスによって置換して嫌気状態とした．ガラス瓶は恒温槽内に静置して常に 50℃に保った．発生するガスはテドラーバッグに捕集し，ガスメーターにてその量を測定した．またガス成分は GC-TCD で分析した．撹拌は１日１回ガラス瓶を振ることによって行った．

表３　供試汚泥の性状

Run	汚泥種類	pH	TS [%]	VS [%]	SS [%]	VSS [%]	T-N [%]	T-C [%]
2	種	7.8	4.67	2.61	4.15	2.31	3.8	27.3
	基質	5.4	5.69	4.72	5.04	4.19	6.0	43.1
3	種	8.2	4.12	2.40	3.46	1.85	4.3	29.9
	基質	5.6	6.08	5.00	5.37	4.44	5.5	41.1

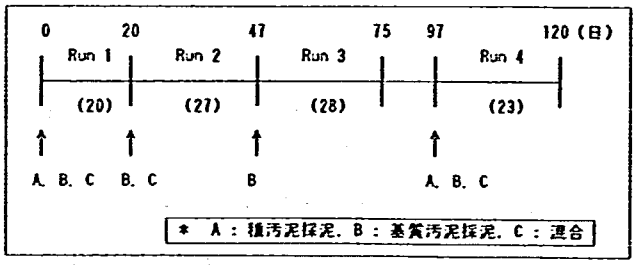


図１２　実験フロー

４．３．２　実験結果

Run 1 でガスの出きった消化汚泥を種として順次 Run 2, 3 を行った．基質汚泥は各 Run ごとに採泥し，これを濃度調整して用いた．Run 2, 3 における供試汚泥の性状を表３に示す．実験開始時にこ

れらを基質汚泥が全汚泥量の 0～50%，全汚泥量が 2～2.5L となるように混合した．各 Run において 1 ケースだけ撹拌を行わない条件を設定した．また同じく 1 ケースだけ全汚泥量が約 4L となる条件を設定し汚泥層厚の影響を検討した．

各 Run におけるガス発生曲線を図１３に示す．ここでガス発生量はブランク（負荷率 0%）の結果を用いて，種汚泥起源のガス量を減じて評価している．最終的なガス発生総量は負荷率，撹拌の有無，汚泥層厚によらずほぼ一定（投入VS当たり約 500～600 mL/g-VS）であるが，実験初期のガス発生速度は負荷率が高いほど小さくなる傾向にあった（図１４）．また消化日数も負荷率が高いほど長かった．

バッチ実験における総ガス発生量が連続実験における 1 日当たりガス発生量にほぼ等しいとすれば，負荷率の逆数は連続実験を行った場合の消化日数に相当すると考えることができる．この消化日数とガス発生曲線から求められる消化日数とを比較したものが図１５である．両者が交わるのは消化日数約 12日であり，高温高濃度消化の消化日数をこの程度に設定できることを示唆している．なおこのときの VS容積負荷は約 4g-VS/L であった．

また撹拌が無い場合，および汚泥量が多い場合は，それぞれ消化日数が長くなり初期ガス発生速度も小さいが，総ガス発生量は他の条件と差がなかった．よって，消化日数を短くして消化槽容積の低減を図る場合にはある程度の撹拌が必要であり，また逆に消化日数を長くとれる場合には無撹拌でも所定のガス量が得られるものと考えられる．

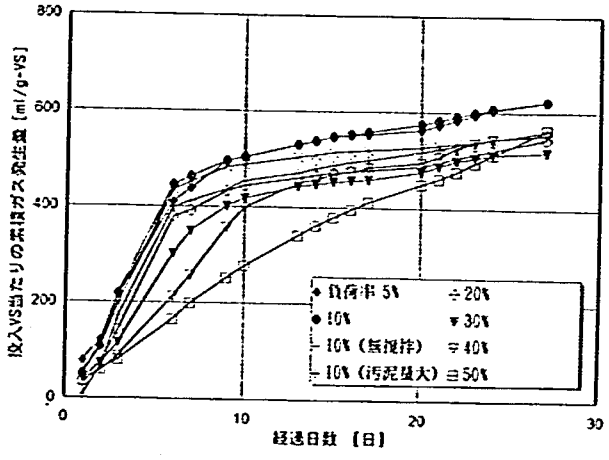


図１３(1)　ガス発生曲線(Run 2)

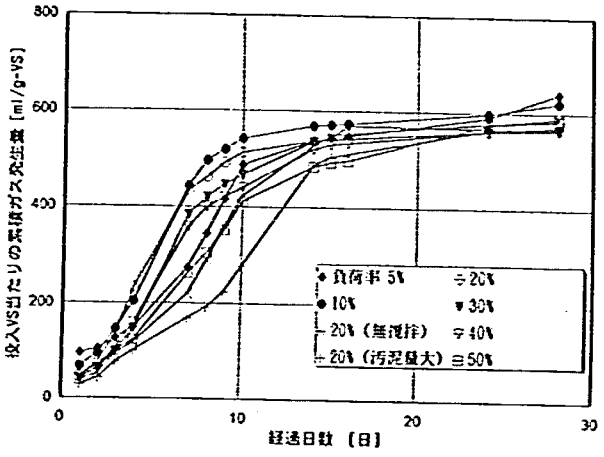


図１３(2)　ガス発生曲線(Run 3)

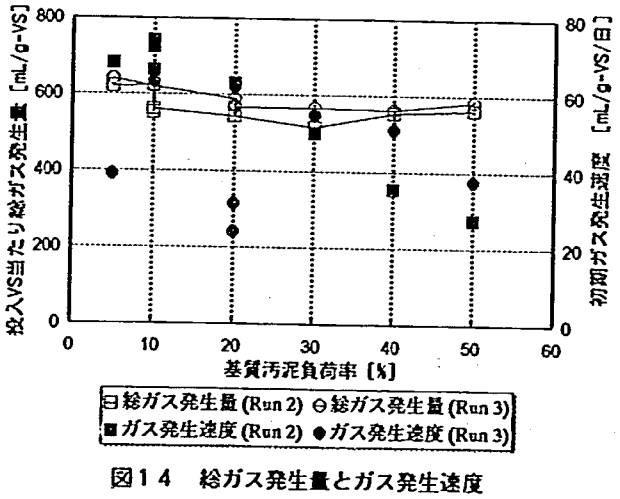


図１４　総ガス発生量とガス発生速度

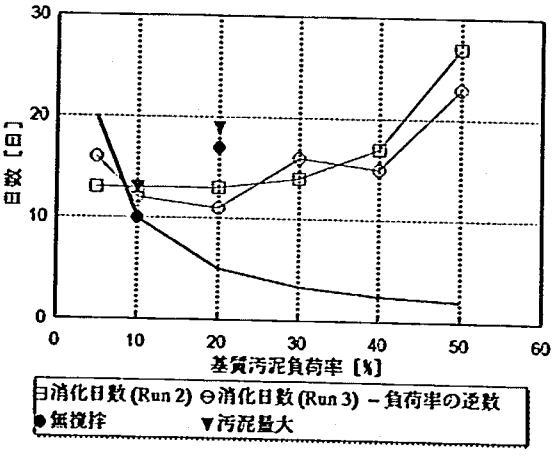


図１５　消化日数

Run 4 における供試汚泥の性状と各ケースの混合条件を表4に示す．各ケースとも種汚泥，基質汚泥の量を一定とし（4-5，4-6 は 1/2），加える水の量で濃度を調整した．負荷率は Run 2，3 の結果を考慮し，水を加えない場合で 20% となるように設定した．撹拌はすべてのケースについて行った．

ガス発生曲線を図１６に示す．総ガス発生量は Run 2，3 と同様に約 500～600 mL/g-VS であったが，汚泥濃度が低い方が多少少ない傾向にあった．これは撹拌の不足が原因と考えられる．また初期ガス発生速度は汚泥濃度が低い方が大きく，低濃度消化の方が消化日数を短くすることができるものと考えられる．

以上の結果より，低濃度消化の場合には消化日数の面より消化槽容積を削減することができ，高濃度消化の場合には消化汚泥量の面から同様に消化槽容積を削減することができる．どちらの方がメリットが大きいかを，消化層加温熱量，前後の処理プロセスの建設費・維持管理費等の観点より総合的に検討する必要がある．また今後は，この実験結果を連続消化実験により確認する必要がある．

表４　供試汚泥の性状と混合条件

供試汚泥性状	汚泥種類	pH	TS [%]	VS [%]	SS [%]	VSS [%]	T-N [%]	T-C [%]
	種	8.0	5.28	3.02	4.43	2.39	3.9	28.5
	基質	5.7	6.27	5.17	5.48	4.57	6.0	45.9

ケース	種汚泥 [g]	基質汚泥 [g]	蒸留水 [g]	汚泥総量 [g]	実験開始時 TS [%]	実験開始時 VS [%]	実験終了時 TS [%]	実験終了時 VS [%]
4-1	1610	404	0	2014	5.48	3.45	4.94	2.80
4-2	1603	402	291	2296	4.78	3.02	4.20	2.39
4-3	1601	400	1216	3217	3.41	2.15	2.89	1.65
4-4	1612	404	2026	4042	2.73	1.72	2.37	1.34
4-5	803	201	1697	2701	2.04	1.28	1.70	0.96
4-6	803	200	3030	4033	1.36	0.86	1.18	0.65
4-7	1656	0	0	1656	5.28	3.02	4.84	2.70

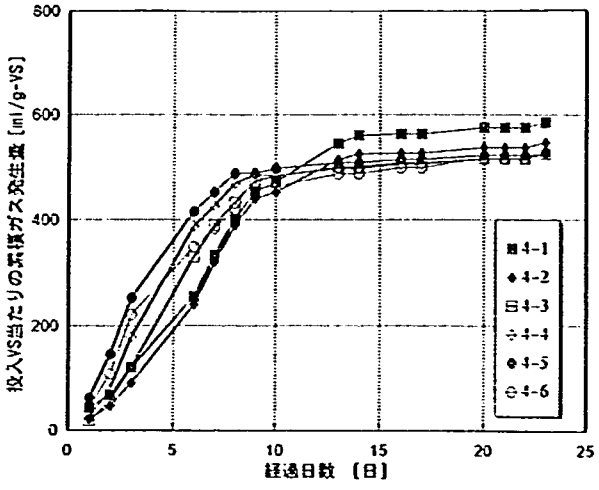


図１６　ガス発生曲線(Run 4)

５．まとめ

平成６年度の調査結果をまとめると以下の通りである．

１）下水汚泥の流動特性について調査し，回転粘度計の速度勾配の制御方法を決定した．また温度の影響，腐敗の影響，粘度の回復過程，粒子径の影響，各種汚泥の流動特性と体積濃度の関係について検討した．

２）送泥管の圧力損失の予測について調査した．実験装置を増設し管径，管壁粗度の影響について検討した．また臨界レイノルズ数，汚泥倍率による予測法方についても検討した．

３）高温高濃度嫌気性消化実験を行った．前年度の実験上の問題点を改善し，バッチ実験により基質汚泥負荷率，撹拌，汚泥層厚，汚泥濃度の影響について検討した．

参考文献

1). 加藤，松原，渡部，下水汚泥の流動特性について，第32回下研（投稿中）．
2). 松原，渡部，加藤，下水汚泥の管路輸送における圧力損失の予測，第32回下研（投稿中）．
3). Dodge, *et al.* :Turbulent flow of non-Newtonian systems, A.I.Ch.E. Journal, Vol. 5, No. 2, 1959.

11. 中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
研　究　員　平山　孝浩

１．はじめに

これまで下水処理場で発生する汚泥の大部分は脱水汚泥で処分あるいはコンポスト化して緑農地利用されてきたが、今後下水道がさらに普及していくと、中小規模の下水処理場数は飛躍的に増加していくと考えられる。したがって、各所で発生する少量の汚泥をどのように処理し、利用していくかということが大きな課題になっている。このため、中小規模の下水処理場で発生する下水汚泥の処理においては、複数の処理場から汚泥を集めて効率的に処理し、その有効利用を図っていくことが必要になる。特に中小市町村ではその後背地が緑農地である場合が多く、下水汚泥の乾燥あるいはコンポスト化によって土壌改良材や肥料としての利用が有望であると考えられる。

２．調査目的

汚泥の乾燥は燃料化および肥料化に対する有効な操作であるが、これまで大規模処理場の焼却あるいは溶融の前処理行程として広く用いられたにもかかわらず、中小規模用のシステムとして総合的に検討されていない。したがって、本調査では地域特性を含めた中小規模用の効率的な乾燥システムを検討し、下水汚泥の有効利用を一層推進することを目的に調査を実施するものである。

３．平成５年度までの調査結果

本調査は平成５年度から実施しており、平成５年度は、緑農地利用下水汚泥の品質及びその他の有機質肥料を含めた有機質肥料の使用状況・流通機構について調査した。その結果、緑農地利用下水汚泥の品質すなわち重金属含有量及び肥効成分等含有量に関する基礎資料を得た。また、近年の有機質肥料の生産量の推移から、有機質肥料の需要が増加傾向にあることから、今後の下水汚泥の有機質肥料としての有効利用が有望であることが示唆された。

４．平成６年度の調査結果

平成６年度は、乾燥下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化法を確立するための基礎的な発酵実験を行うとともに、嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に及ぼす濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥の含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の影響についてシミュレーション計算により検討した。

4．1 乾燥下水汚泥と牛糞の融合コンポストに関する基礎実験

4．1．1 目的

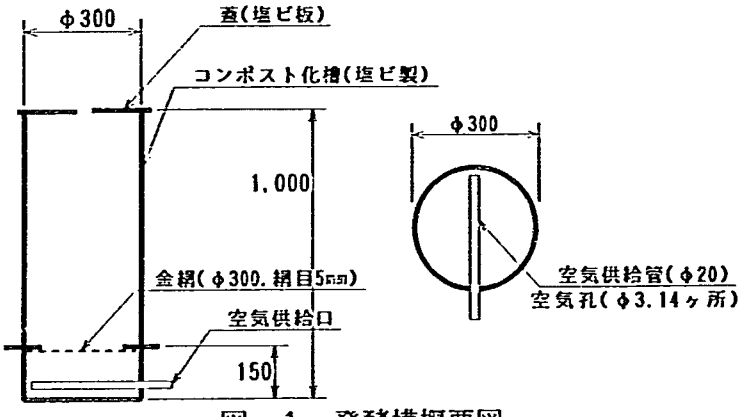
下水汚泥には有機物、窒素、りん酸が程良く含まれているため、古くから緑農地利用されてきた。下水汚泥は他の有機性廃棄物に比べ易分解性有機物を多く含むため、比較的短時間で好気性発酵がなされるが、窒素、りん酸に比べカリウムが不足する傾向がある。一方、畜産廃棄物の一つである牛糞は、下水汚泥よりもカリウムを多く含み肥効成分のバランスはよいが、易分解性有機物が少ないため発酵温度が低く、十分な腐塾のためには多くの時間を要する。よって、双方の有する性状・成分上の有用な特徴を融合させることにより、円滑な発酵と製品の高品質化を図ることが可能と考えられる。ここでは、下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化法を確立するために基礎的な発酵実験を行った。

4．1．2 実験方法

発酵実験では下水汚泥として下町の無消化乾燥汚泥と日市の消化乾燥汚泥を用い、牛糞は農林水産省畜産試験場乳牛舎で採取し天日乾燥させたものを用いた。予備実験により含水率が65%以上では発酵物が団子状態となるため円滑な好気性発酵が困難であることが判明したので仕込み時含水率を60%に設定した。実験は表－1に示す混合比率で牛糞と各乾燥汚泥を混合し、含水率を調整した後図－1に示す発酵槽に仕込み91日間発酵させた。この間、切り返しを一定期間ごとに行い、発酵物の性状・組成を分析するとともに、発酵温度を連続計測した。

表－1 実験条件

発酵日数	91日間
混合比率（乾燥重量比）	牛糞:乾燥汚泥=1:1, 1:0.5, 1:0.3, 1:0.1, 1:0(牛糞単独), 0:1(乾燥汚泥単独)（乾燥汚泥が2種類であるから計11通り）
仕込み時含水率	約60%
投入量	40～54ℓ, 15～30kg
切り返し及び試料採取頻度	1, 5, 9, 15, 21, 32, 45, 63, 91日目
通気量	5～7.5ℓ/min →（段階的に減量）→ 0ℓ/min(63日目から自然通気)



図－1 発酵槽概要図

4．1．3 実験結果と考察

発酵実験に用いた各乾燥汚泥と牛糞の性状・組成を表－2に示す。下水汚泥には窒素、りん酸が多くカリウムが少ない傾向はここでも確認された。また、牛糞には下水汚泥に比べカリウムが多く、銅・亜鉛等の重金属が少なかった。

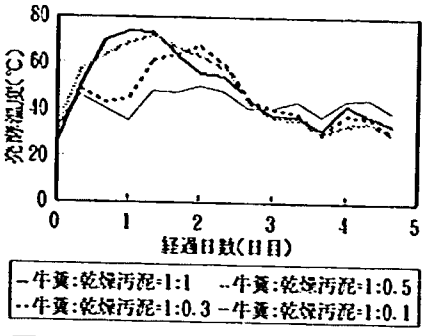
表－2 原料の性状・組成

	無消化乾燥汚泥	消化乾燥汚泥	牛糞
窒素(N)全量	8.2%	4.5%	2.5%
りん酸(P2O5)全量	7.4%	5.5%	2.1%
カリウム(K2O)全量	1.2%	0.4%	1.7%
炭素－窒素比（C／N比）	5.7	6.8	17.2
アルカリ分	12%	20%	13%
pH	5.9	5.4	7.2
銅(Cu)	127ppm	657ppm	30ppm
亜鉛(Zn)	371ppm	1485ppm	115ppm

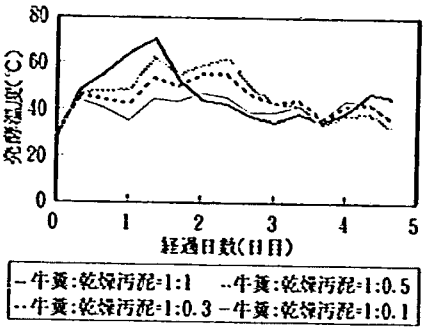
注）%, ppmは乾物当たりの重量／重量単位

(1) 発酵過程

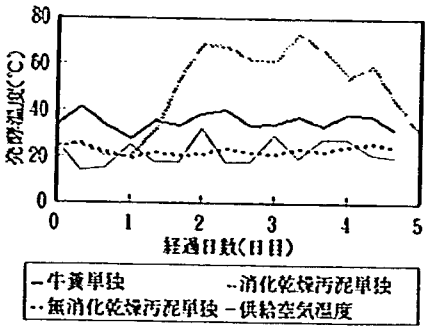
発酵実験開始直後には発酵温度、含水率、強熱減量の急激な変化がみられ、10日目以降にはそれらの変化は緩やかなものとなった。無消化乾燥汚泥単独のケースでは、温度上昇あるいは好気性発酵に伴う変化が認められなかったため、再度条件を変え仕込みなおしたが発酵しなかったことから中止した。



図－２　発酵温度の経時変化
（牛糞＋無消化乾燥汚泥）

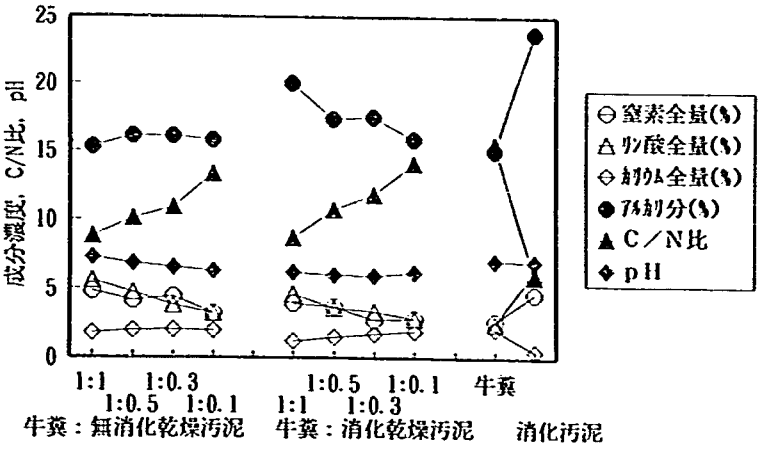


図－３　発酵温度の経時変化
（牛糞＋消化乾燥汚泥）

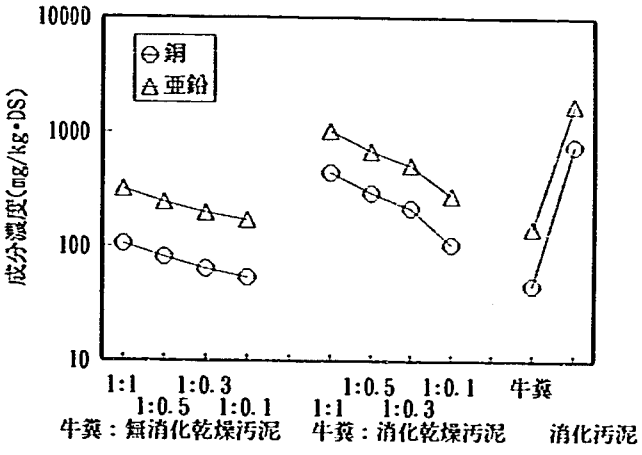


図－４　発酵温度の経時変化
（牛糞単独，乾燥汚泥単独）

発酵温度の経時変化を図－２～４に示す。消化乾燥汚泥単独のケースで最も発酵温度が高くなり、長時間持続したが、牛糞単独のケースでは急激な温度上昇は認められなかった（図－４）。また、下水汚泥と牛糞を混合したケースでは下水汚泥の混合比率が高いほど発酵温度が高く、長時間持続する傾向があった（図－２、３）。これは牛糞に比べ下水汚泥に易分解性有機物が多いため、下水汚泥の混合比率が高いケースほどその分解に伴う発熱量が多いためと考えられる。発酵物含水率は全てのケースにおいて実験開始直後に１～３％程度上昇し、10日目以降緩やかに減少しながら、91日目には仕込み時よりも２～７％減少して50～60％となった。発酵物中の有機物は91日目には20～30％減少しており、下水汚泥の混合比率が高いほどその減少率が高かった。よって、牛糞に比べ下水汚泥は易分解性有機物含有率が高いことが確認された。有機物が分解されることにより、発酵物中の肥効成分・重金属等の乾燥物当たりの濃度及びＣ／Ｎ比は上昇した。



図－５　製品の肥効成分含有量等



図－６　製品の銅、亜鉛含有量

(2) 最終製品の品質

91日目の発酵物の肥効成分・アルカリ分含有量、Ｃ／Ｎ比、ｐＨ及び銅、亜鉛含有量を図－５、６に示す。下水汚泥と牛糞を混合した場合には、牛糞単独の場合に比べ窒素やりん酸含有量が高く、逆にＣ／Ｎ比が低くなり、下水汚泥単独の場合に比べカリウム含有量が高くアルカリ分・銅・亜鉛含有量は低かった。下水汚泥と牛糞を混合することにより、双方の有する性状・組成上の有用な特徴が生かされ、それぞれ単独でコンポスト化を行う場合よりも高品質な製品が得られた。

4．2 嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に関する調査

4．2．1　調査目的

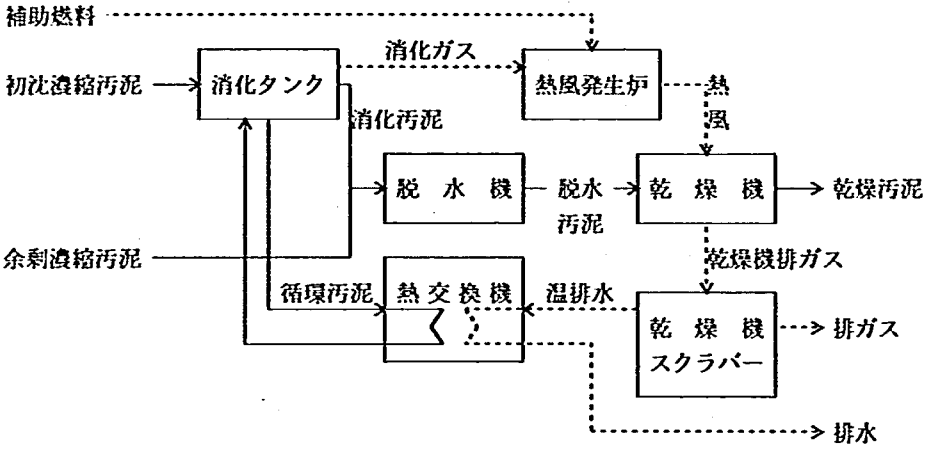
乾燥汚泥を直接緑農地に利用する場合、下水汚泥中に存在する種子及び病原菌の死滅が必要であり、高温の燃焼ガスと直接接触する直接熱風乾燥が最も適していると考えられる。この直接熱風乾燥には多量のエネルギーが必要とされるので、消化ガスを効率よく利用する嫌気性消化－乾燥プロセスが汚泥に含まれる未利用エネルギーを有効に利用した乾燥方法として検討されてきた[1)]。ここでは、発生汚泥の種類毎すなわち最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の成分組成や性状を生かすため、濃縮、消化プロセスを汚泥種類毎に別々とする汚泥処理フローを想定し、嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に及ぼす濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥の含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の影響についてシミュレーション計算により検討した。

4．2．2　調査方法

今回検討対象としたシステムの汚泥処理フローを、ユニットプロセスも含めて以下に示す。ここでは、沈降性、消化ガス発生率の良好な最初沈殿池汚泥を単独で重力濃縮、消化した後に、遠心濃縮された余剰汚泥とともに脱水、乾燥することとした。

最初沈殿池汚泥：重力濃縮 ⟶ 消化 ┐
余剰活性汚泥：遠心濃縮 ⟶ ┘⟶ ベルトプレス脱水 ⟶ 熱風乾燥 ⟶ 乾燥汚泥

今回検討対象とした嫌気性消化－乾燥システムの概略を図－7に示す。ここでは、消化ガスを乾燥機の熱源として優先的に使用し、その不足分を補助燃料で補い、消化タンクの加温には乾燥排ガスのスクラバー排水を用いることとした。



図－7　嫌気性消化－乾燥システム概略図

また、今回のシステムの熱収支に関して検討した項目を、設定した条件とともに表－3に示す。実運転においては、濃縮・消化汚泥含水率と脱水汚泥含水率及び消化ガス発生率とは相関があるはずなので、ここでは便宜的にこれらを切り離した検討と各項目間の相関

表－3　検討項目及び設定条件

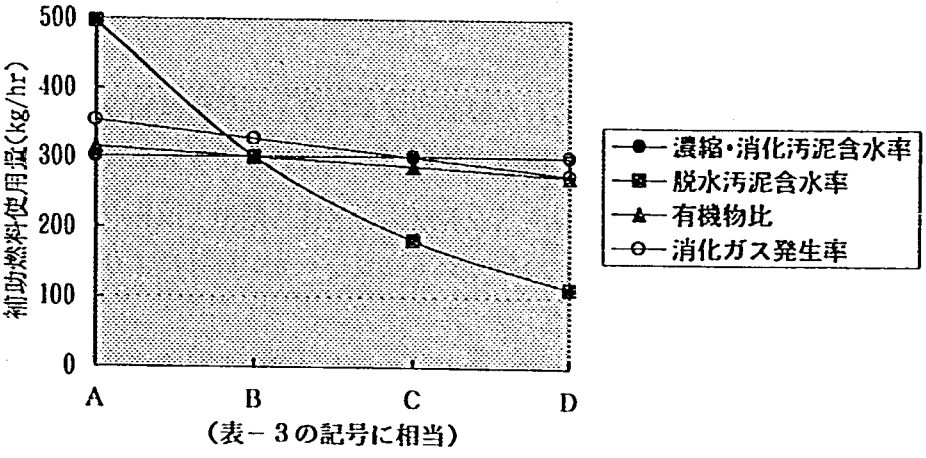
検討項目		単位	各項目別に検討する場合の設定条件[注2)]				各項目間の相関を考慮した設定条件[注3)]	
			A	B	C	D	α	β
濃縮・消化汚泥含水率[注1)]	(重力濃縮汚泥含水率)	%	98	97	96	95	97	95
	(遠心濃縮汚泥含水率)		97	96	95	94	96	94
	(混合汚泥含水率)		97.5	96.5	95.5	94.5	96.5	94.5
脱水汚泥含水率		%	85	80	75	70	80	75
有機物比		%	70	75	80	85	75	80
消化ガス発生率		m^3/kg・VS	0.3	0.4	0.5	0.6	0.5	0.6

注1)濃縮及び消化汚泥含水率は一連の数値として取り扱う。
注2)検討対象でない項目は「太字部分」に固定とする。
注3)全ての検討項目を一連の数値として取り扱う。

表－4　検討対象項目以外の主な設定条件

全体	消化	脱水
流入下水量：100,000m³/日 流入SS負荷量：18t/日 最初沈殿池SS除去率：40% 最初沈殿池汚泥含水率：98% 余剰活性汚泥含水率:99.5%	消化率：50% 消化タンク固形物回収率：80% 消化温度：35℃ 消化タンク熱損失：20% 消化ガス発熱量：5,000kcal/m³ 消化ガス密度：1.1kg/m³	脱水機固形物回収率：90% 凝集剤：高分子
濃縮		乾燥
重力濃縮固形物回収率：80% 遠心濃縮固形物回収率：90%		乾燥汚泥含水率：40% 乾燥機全体熱損失：11.33% 熱風発生炉熱損失：7.08% スクラバー熱損失：0%

を考慮した検討を行った。各項目別の検討では、検討対象でない項目は表－3の「太字部分」の条件を標準状態とした。なお、これら以外の条件は文献[2]等を参考にして標準的な数値を設定した。その主な設定条件を表－4に示す。



図－8　各検討項目の変化に伴う補助燃料使用量の変化

4.2.3　調査結果と考察

各検討項目毎に、表－3のA、B、C、Dの値に設定し、それぞれ物質収支及び熱収支を計算した。例えば、脱水汚泥含水率の影響を検討する場合には、濃縮・消化汚泥含水率を97,96,96.5%、有機物比を75%、消化ガス発生率を0.5m³/kg･DSに固定して、脱水汚泥含水率を85%(A)、80%(B)、75%(C)、70%(D)と変化させ計算した。それらの計算結果から、各検討項目の変化に伴う補助燃料使用量（消化ガス換算）の変化を図－8に示す。濃縮・消化汚泥含水率、有機物比及び消化ガス発生率の変化に伴う補助燃料使用量の変化は小さく、その変化は直線的である。これらに比べ、脱水汚泥含水率の低下に伴う補助燃料使用量の減少は大きく、その変化は直線的ではなく、脱水汚泥含水率が低下するにつれ補助燃料使用量の減少率は低下する。これは脱水汚泥含水率の低下に伴い乾燥に必要な熱量は低下するが、同時にスクラバー温排水量が減少し、消化タンクの加温がスクラバー温排水だけでは不十分となり、それを補うための補助燃料が必要となるためである。

次に、濃縮・消化汚泥含水率と脱水汚泥含水率における処理成績の向上、消化ガス発生率の上昇及び将来の生活様式の変化に伴う有機物比の上昇を考慮して、つまり、汚泥処理機能全体として表－3のαからβに向上したと仮定した。各設定条件で物質収支及び熱収支を計算した結果、設定条件がαの場合、補助燃料使用量は消化ガスに換算して301kg/hrとなり、βの場合143kg/hrとなった。よって、この嫌気性消化－乾燥プロセスでは、濃縮及び脱水性能の向上と将来の生活様式の変化に伴い、必要とされる補助燃料が半減される可能性があると考えられる。ただし、今回の結果はあくまで机上の計算によるものなので、本システムを実際に用いる場合には、熱交換機のスケール付着等の実施設上の課題に関する検

討がさらに必要である。

5．今後の課題

乾燥下水汚泥と牛糞の融合コンポスト実験を行った結果、以下のことが明らかになった。

(1)乾燥下水汚泥と牛糞を混合しコンポスト化する場合、副資材の添加無しであっても、仕込み時含水率が60%程度であれば円滑な好気性発酵がなされる。

(2)牛糞に比較して下水汚泥は易分解性有機物の含有率が高いため、牛糞単独よりも両者を混合しコンポスト化させた場合に発酵温度が高くなり、それが長時間持続する。

(3)下水汚泥と牛糞を混合しコンポスト化することにより、それぞれ単独で行う場合より高品質な製品が得られる。

今後は今回の発酵実験で得られた製品の安全性等を幼植物試験等で確認するとともに、下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化法の実用化の問題点を抽出するため、より大規模な発酵実験を行う予定である。

また、嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に及ぼす濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥の含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の影響についてシミュレーション計算により検討した結果、以下のことが明らかになった。

(1)消化ガスを乾燥に優先的に用いる本システムでは、熱収支に及ぼす影響は、濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の中では、脱水汚泥含水率が最も大きい。

(2)脱水汚泥含水率の低下に伴い、補助燃料使用量は減少するが、消化タンクの加温に補助燃料が必要となるため、その変化は直線的にはならず、脱水汚泥含水率が低下するにつれ補助燃料使用量の減少率は低下する。

(3)検討項目間の相関を考慮した検討により、本システムでは濃縮及び脱水性能の向上と将来の生活様式の変化に伴い、必要とされる補助燃料が半減される可能性がある。

参考文献

1)水落ら，「下水汚泥のエネルギー利用に関する調査」，土木研究所資料第3215号，pp. 195-200

2)日本下水道協会，「下水道施設計画・設計指針と解説」，1994

12. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明
研　究　員　松原　誠

１．はじめに

下水汚泥の建設資材利用は、焼却灰や溶融スラグ自体を土質改良材や路盤材などに利用する場合と、焼成レンガやインターロッキングブロックなどに加工して利用する場合とに分けられ、それぞれ実用化されている。しかし、製造時の品質管理や利用後の挙動や特性等についての追跡調査などが十分になされていないのが現状である。

本調査は、下水汚泥再生品の追跡調査等のデータを解析することにより、各利用用途毎の品質の向上について検討を行い建設資材利用の推進に役立てることを目的とするものである。

２．調査内容

下水汚泥の建設資材利用については、平成２～５年度に「焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査」を実施し、高分子系焼却灰の二次製品への利用、溶融スラグの路盤材、コンクリート骨材への利用及び着色スラグの製造について成果を得ることができた。

平成６年度からは、これら既存の有効利用技術を踏まえ、利用を促進するために必要な品質管理について検討するとともに、新しい利用用途についても提案を行うため「下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査」を実施する。主な検討項目は、①建設資材の現場施工データの追跡調査及びデータの解析、②品質管理方法の検討、③品質基準に関する検討、④焼却灰、溶融スラグの新しい利用用途の開発である。

平成６年度は本調査の初年度に当たり、以下の項目について検討を行った。

(1)下水汚泥有効利用の現状

(2)再生品の品質管理の検討

(3)再生品の安全性評価手法の検討

表１－１　下水汚泥有効利用状況

	原料	建設資材	自治体製造	民間等製造	計
1	脱水ケーキ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	1	1
2	〃	セメント添加剤	0	3	3
3	焼却灰	土質改良材	2	1	3
4	〃	路床材、路盤材	2	0	2
5	〃	焼成レンガ	6	0	6
6	〃	透水性ブロック	0	1	1
7	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	1	3	4
8	〃	タイル	0	1	1
9	〃	陶管	0	1	1
10	〃	軽量骨材	1	0	1
11	〃	セメント添加剤	0	3	3
12	溶融ｽﾗｸﾞ	路床材、路盤材	5	0	5
13	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	3	3
14	〃	透水性ブロック	1	0	1
15	〃	結晶化ガラス	1	0	1
計			19	17	36

注：１都市で複数の建設資材を製造している場合は、建設資材毎に計上している。

3．平成６年度の調査

3．1　下水汚泥有効利用の現状

3．1．1　下水汚泥有効利用調査

(1)有効利用用途

建設資材利用の現状を把握し現場施工データを収集するため、２１自治体を対象にアンケート調査を実施した。その結果を表１－１に示す。自治体が製造している再生品は、焼却灰を用いた焼成レンガや溶融スラグの路盤材など技術的に確立されているものが多い。また、民間等が製造する場合を含めてレンガ、ブロックが１６ケースと大きな割合を占めている。

(2)有効利用量の推移

表１－２にアンケート調査による自治体製造の建設資材生産量の推移をまとめている。改良土が多く、自治体資料によると年間約１万ｔの焼却灰を消費している。焼成レンガはここ数年の生産量の伸びが大きく、レンガ１個が２．５kgであることから平成５年度には約５千ｔの焼却灰を消費している。また、表１－３に民間等製造の建設資材への原材料としての下水汚泥供給量の推移を示している。土質改良材、セメント添加剤での下水汚泥の需要が伸びており、平成３年度以降有効利用量が増加していることが推定される。

表１－２　下水汚泥建設資材の生産量の推移（自治体製造）

	建設資材	元年度	２年度	３年度	４年度	５年度
3	改良土（m3）	20,100	47,500	54,300	51,600	54,200
5	焼成レンガ（千個）	0	0	990	1,338	1,842
7	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ（m2）	550	930	600	110	260
12	スラグ路盤材（ｔ）	0	0	0	0	1,309

表１－３　原材料としての下水汚泥供給量の推移（民間等製造）

（単位：ｔ）

	建設資材	元年度	２年度	３年度	４年度	５年度
1	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	0	0	0	264
2	セメント添加剤	0	76	1,720	1,310	2,786
	脱水汚泥計（ｔ）	0	76	1,720	1,310	3,050
3	土質改良材	934	923	543	1,079	1,494
6	透水性ブロック	308	366	598	712	1,400
7	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	36	74	607	643
8	タイル	0	6	6	2	6
9	陶管	630	239	32	30	100
11	セメント添加剤	165	424	579	774	2,286
	焼却灰計（ｔ）	2,037	1,994	1,832	3,203	5,929
13	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	66	30	65	675	789
	スラグ計（ｔ）	66	30	65	675	789
	合計（ｔ）	2,103	2,100	3,616	5,188	9,768

注：建設資材の番号は表１－１の番号に対応している。

3．1．2　再生品の追跡調査

(1)追跡調査内容

表１－４に自治体製造の建設資材に関する追跡調査の内容を示す。土質改良材、路盤材等実績が積み重ねられてきたもののほか、焼成レンガなど最近急速に普及してものについて実施されている。

表１－４　建設資材再生品の追跡調査（自治体製造の事例）

	原料	建設資材	試験施工箇所	追跡調査内容
3	焼却灰	土質改良材	処理場内、下水道管渠面整備埋戻	支持力、ＣＢＲ試験、路面性状、溶出
4	〃	路床材、路盤材	試験工区	支持力、路面性状、現場密度、溶出
5	〃	焼成レンガ	処理場内歩道、門壁	はく離、割れ、白華、発藻及び凍結
12	溶融ｽﾗｸﾞ	路床材、路盤材	処理場内、試験工区	支持力、路面性状現場密度、溶出
14	〃	透水性ブロック	処理場内	透水性、滑り抵抗

(2)再生品の品質基準

表１－５に各再生品の品質基準の策定状況を示す。追跡調査が行われている建設資材に関して、ＪＩＳ規格等既存の品質基準に基づいて策定されている。

3．2　再生品の品質管理の検討
－レンガ、ブロックを事例として－

3．2．1　原料の品質管理

品質管理の検討に当たり、表２－１に示す９種類の高分子系焼却灰と溶融スラグ、及びそれらを原料として再生された建設資材を収集した。

高分子系焼却灰、溶融スラグを建設資材の原料として利用する場合、比重、粒度分布等の物理的特性を把握し、その特性に適した資材化が望ましい。表２－２に調査結果を示す。焼却灰の密度は２．５～２．７とばらつきは少なく、含水比は加湿前のため概ね０％であった。粒度分布は全て流動床炉のためかよく一致していた。一方、溶融スラグの比重は粒調砕石の基準２．４５を満足していた。粒度分布は２㎜以上の礫分が水砕スラグのGは３７％、空冷スラグのHは１００％と、インターロッキングブロックの原料とするには粒度調整を行う必要があると考えられる。

次に、ケイ素、カルシウム、鉄、アルミニウム等の化学成分組成のＸ線蛍光分析の結果を表２－３に示す。焼却灰はＦでケイ素が低く、鉄が高い結果となった。また、溶融スラグはリンが低く、Ｇで鉄が高い結果となった。焼成レンガ原料として高分子系焼却灰を利用する場合、SiO_2が３５～４０％で、Al_2O_3、Fe_2O_3、CaO がそれぞれ１０～１５％が望ましいとした報告もある。[1)]

Ｆはケイ素の含有量が低く、焼成レンガの原料としては成分調整の必要があると考えられる。

表１－５　建設資材再生品の品質基準（自治体製造の事例）

	原料	建設資材	品質基準項目
3	焼却灰	土質改良材	修正ＣＢＲ、粒度
4 12	焼却灰 溶融ｽﾗｸﾞ	路床材、路盤材	比重、吸水率、すり減り減量、修正ＣＢＲ
5 7	焼却灰 溶融ｽﾗｸﾞ	焼成レンガ、インターロッキングブロック	吸水率、圧縮強さ、曲げ強さ、耐摩耗性、滑り抵抗

表２－１　下水汚泥再生品

	原料	建設資材
A	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ
B	〃	〃
C	〃	〃
D	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ（I型）
E	〃	透水性ﾌﾞﾛｯｸ
F	〃	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
G	溶融ｽﾗｸﾞ	〃
H	〃	〃
I	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ

表２－２　下水汚泥原料の物理的特性

項目	(単位)	焼却灰 A	B	C，E	D	F	I	溶融スラグ G	H
密度	(g/cm3)	2.45	2.56	2.65	2.55	2.85	2.55	－	－
含水比	w(%)	0.10	0.10	0.10	0.30	0.20	0.10	3.80	3.60
粒度試験									
礫　分	2～75mm(%)	0	0	0	0	0	0	37	100
砂　分	75μm～2mm	6	11	8	2	25	10	61	0
ｼﾙﾄ分	5～75μm	67	64	64	72	57	54	2	－
粘土分	5μm未満	27	25	28	26	18	36	18	－
均等係数	Uc	9.47	10.40	8.11	9.24	20.20	11.30	3.47	1.70
曲率係数	U'c	1.91	1.30	0.93	1.40	1.38	1.03	1.16	1.01
最大粒径	(mm)	0.85	0.43	0.25	0.25	0.85	0.85	9.50	26.50
比重		－	－	－	－	－	－	2.68	2.56
吸水率	(%)	－	－	－	－	－	－	1.35	2.48

表２－３　高分子系焼却灰、溶融スラグの化学成分組成

(単位:%)

	焼却灰 A	B	C，E	D	F	I	溶融スラグ G	H
Si02	32.50	39.90	34.90	28.70	19.70	36.80	27.60	45.10
Al203	14.60	13.20	14.00	11.00	10.70	19.20	8.70	10.10
Fe203	6.50	9.40	12.50	13.30	25.80	9.00	30.30	9.40
CaO	16.30	12.70	8.10	11.60	13.40	8.70	11.80	24.50
K20	1.50	1.70	1.80	2.60	0.80	1.70	2.50	0.30
P205	24.30	18.30	23.70	29.90	27.10	21.20	12.30	9.80

3．2．2　再生品の品質管理

(1)再生品の品質基準

焼成レンガに関する再生品の品質基準の策定状況を表２－４に示す。圧縮強さは普通レンガ（JIS R 1250）、インターロッキングブロックの２つの基準のどちらかが用いられている。吸水率は普通レンガ、建築レンガ（JIS A 5213）の２種類が使われている。また、耐摩耗性は陶磁器質タイル（JIS A 5209）、滑り抵抗は英国道路研究所（ASTM E 303）の規格が用いられている。

表２－４　焼成レンガの品質基準の策定状況

項目	基準値	備考
圧縮強さ	300kgf/cm²以上	JIS R 1250
	330kgf/cm²以上	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ協会
曲げ強さ	50kgf/cm²以上	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ協会
吸水率	10 %　以下	JIS R 1250
	16 %　以下	JIS A 5213
耐摩耗性	0.1 g　以下	JIS A 5209
滑り抵抗		
(乾燥)	45 BPN　以上	ASTM E 303
(湿潤)	45 BPN　以上	ASTM E 303

(2)品質試験結果

表２－５に焼成レンガの品質試験結果を示す。圧縮強度、曲げ強度についてはコンクリート試験方法（JIS A 1108、1106）を基本として実施した。圧縮強度の円柱供試体は切り出しが困難であったため、建築レンガの試験方法を参考に、幅が高さと等しい試料を用いた。これらの試験結果は上記の基準を満足していた。

表２－５　下水汚泥再生品の物理的特性

		焼成レンガ			
項目	単位	A	B	C	D
曲げ強度	(kgf/cm²)	386	383	154	218
圧縮強度	(kgf/cm²)	800	706	546	735
滑り抵抗					
(乾燥)		84～90	81～84	86～89	85～90
(湿潤)		64～66	70～75	48～58	60～63
吸水	(%)	0.81	0.90	7.42	1.91
磨耗	(g)	0.016	0.011	0.021	0.018
耐凍害性		0/3	0/3	0/3	0/3
耐ひび割れ性		3/3	0/3	0/3	3/3

耐ひび割れ性、耐凍害性についても陶磁器質タイルの規格に基づき試験を行った。しかし、耐ひび割れ性のオートクレーブ試験ではA、Dで割れの発生が認められた。耐ひび割れ性については普通レンガなど他の規格では定められておらず、再生品の検査項目とするか今後検討が必要と考えられる。

3．3　再生品の安全性評価手法の検討

3．3．1　安全性評価

建設資材利用の促進のためには品質管理とともに、再生品の安全性の確認が重要となる。しかし、安全性評価手法は定められておらず、環境への影響を配慮するうえにも、その試験方法の確立が重要な課題となっ

表３－１　各国の溶出試験方法

影響変数	ドイツ 標準溶出試験 DEV－S4	スイス 溶出試験 CO2-TEST	US－EPA 統一溶出方法	ISO 6961-1982 長期溶出試験	HAM et al, 1980 産業廃棄物溶出 試験方法	OBERMANN & CRE MER 1992 pH固定試験
溶媒	イオン交換水	イオン交換水 CO2連続投入	イオン交換水 試験前 CO2飽和	イオン交換水 合成海水他	合成埋立溶出 アルカリ溶液／酸	イオン交換水 (HNO3またはNaOH)
pH値	未調整	pH＝ 4- 4.5	未調整	未調整	未調整	pH＝ 4または11
溶出時間 （接触時間）	24時間、 1溶出	48時間、 2溶出 24時間後溶媒交換	14日間、11溶出 30秒、2、7時間 1、2、3、4日間 5、8、14日間後	通常1年間、18溶出 1、3、7、10日間 14、21日間後 その後月 1回	72時間、 3溶出 24時間毎に溶媒、 試料を交換	24時間、 1溶出 30分後までにpH 固定
試料性状	有姿のまま 粉砕試料	有姿のまま 円筒形試料	円筒形試料	円筒形または立方 体試料	有姿のまま	6mm粒子の均等試 料
溶媒／試料比	乾燥重量で 10:1	試料重量で 10:1	試料表面積の10倍	試料周囲に1cmま たは10cmの溶媒	乾燥重量で10:1か ら7.5:1、5:1	乾燥重量で10:1 最大で質量10%の 酸またはアルカリ
撹拌	転倒循環 1rpm	試料周辺ガス散布	静置	静置	水平回転3.5rpm	水平振とう （振動テーブル）

ている。また、焼却灰、溶融スラグ等は再生品の原料となり環境中で使用されることから産業廃棄物の判定基準を満足している必要があると考えられる。表３－１に各国の廃棄物に関する溶出試験方法を示す。

３．３．２　溶出試験

(1)試験方法

表３－２に原料と再生品に関する溶出試験方法を示す。原料の溶出は「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法（環告法）」（昭和４８年環境庁告示第１３号）と米国環境保護庁（ＥＰ法）の試験方法を基本とした。再生品の溶出は試料の形態を有姿のままとし溶出時間を２４時間とするほかは、環告法とほぼ同様の試験方法とした。

表３－２　溶出試験条件

	テスト１ (環告法に準拠)	テスト２ (EP法)	テスト３
溶媒	イオン交換水	同左	イオン交換水
ｐＨ値	当初ｐＨ＝６ 溶出中は未調整	０．５Ｎ酢酸を添加 ｐＨ＝５に維持 (最大酢酸添加量＝４ml/g)	当初ｐＨ＝６ 溶出中は未調整
溶出時間	６時間	２４時間	２４時間
試料性状	有姿のまま	比表面積３．１ cm²/g以上 または粒径９．５㎜未満	有姿のまま
溶媒／試料比 (体積重量比)	１０／１及び ２０／１	２０／１	１０／１
撹拌	水平振とう	スターラー	撹拌機
検液	GF/Bろ紙でろ過	同左	GF/Bろ紙でろ過

環告法：「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」
（昭和４８年環境庁告示第１３号）
ＥＰ法：ＵＳＥＰＡ、Test Method for Evaluating Solid Wastes(1982)

重金属の分析にはＩＣＰ発光分析（ＩＣＰ）、原子吸光分析（ＡＡＳ）を使用した。表３－３に各元素の定量下限を示す。溶出液中で相対的に高濃度となるCa、Ｋ、Mg、Na、Siを検量線溶液中に添加することでマトリックスマッチングを行い化学的干渉の低下を図っている。しかし、マトリックス元素の影響で微量元素の定量下限はＩＣＰの検出限界よりかなり高く約0.5ppmとなることから、溶出液中の濃度が低い規制項目はＡＡＳを用いて測定を行った。

表３－３　溶出試験の定量下限

(単位：mg/l)

測定	元素	定量下限	備考
ＩＣＰ	Al, Fe, Zn他	0.5	
	K, Na, Si	1	ﾏﾄﾘｯｸｽ元素
	Ca, Mg	10	〃
ＡＡＳ	Hg	0.001	水素化物発生
	As	0.005	〃
	Se	0.007	〃
	Cd, Cr, Pb	0.005	ﾌﾚｰﾑﾚｽ

(2)試験結果

表３－４に環告法（テスト１）の試験結果を示す。ｐＨ値がＡ、Ｂで当初の設定から高くなったが、溶出量への影響はみられず、溶出量は判定基準を満足していた。また、表３－５にＥＰ法（テスト２）の試験結果を示す。試験終了までｐＨ値は５に維持されていたが、環告法と比較して明確な相違はみられなかった。

表３－４　環告法の溶出試験結果

(単位：mg/l)

元素	A	B	C，E	D	F	G	H	I	産廃判定基準
最終pH	10.0	11.1	6.80	6.54	7.35	7.12	7.58	8.03	
As	N.D.	N.D.	0.023	0.010	0.045	N.D.	N.D.	0.023	0.3
Cd	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.3
Cr	N.D.	0.163	N.D.	N.D.	0.006	N.D.	N.D.	N.D.	1.5
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.014	N.D.	N.D.	0.3
Se	0.061	0.045	0.050	0.041	0.058	N.D.	N.D.	0.076	0.3

表３－６にBの各条件での試験結果を示す。テスト１の10/1と20/1を比較すると、K、Naは単位重量当たりの溶出が一定であるが、元素によっては試料が増加すると溶出が抑制される結果となった。また、テスト２ではｐＨ値を下げることにより溶出液中の重金属濃度が増加することが推定された。さらに、テスト３では再生品とすることで溶出がかなり抑制されることが分かった。

表３－５　ＥＰ法の溶出試験結果

（単位：mg/l）

元素	A	B	C，E	D	F	G	H	I
As	0.011	0.034	0.019	0.026	0.046	N.D.	N.D.	0.014
Cd	N.D.	0.005	0.008	0.012	N.D.	0.005	N.D.	0.005
Cr	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.006	0.01	N.D.	N.D.
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005	N.D.	N.D.
Se	0.014	0.015	0.006	0.023	0.013	N.D.	N.D.	0.015

表３－６　溶出試験結果（サンプルB）

（単位：mg/l）

	テスト１		テスト２	テスト３
pH設定値	-	-	pH=5	-
溶媒試料比	10/1	20/1	20/1	10/1
最終pH値	11.1	11.1	5.00	6.19
As	N.D.	N.D.	0.034	N.D.
Cd	N.D.	N.D.	0.005	N.D.
Cr	0.163	0.067	N.D.	N.D.
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Se	0.045	0.040	0.015	N.D.
Al	13.9	14.6	N.D.	N.D.
Ca	313.5	207.8	647.6	N.D.
K	20.8	10.3	31.5	N.D.
Mg	N.D.	N.D.	68.6	N.D.
Na	43.3	23.1	45.7	N.D.
P	N.D.	N.D.	9.5	N.D.

３．３．３　暴露試験

降雨、凍結等による建設資材への長期的な影響を検討するため、表２－１に示すレンガ、ブロック等について屋外での暴露試験を実施した。平成７年度以降に重金属の溶出特性や強度の変化等について調査を行う予定である。

施工に当たっては、各レンガの面積を１㎡とし、互いの影響を避けるため１ｍ以上離して敷設を行った。また、路床の上にクッション砂を３㎝以上敷き込み、排水性等の改良を図っている。

４．まとめ

(1)下水汚泥有効利用の現状についてアンケート調査を実施し、各利用用途の採用状況、建設資材再生品の追跡調査内容及び品質基準設定状況を明らかにした。

(2)原料となる焼却灰、溶融スラグ、再生品であるレンガ、ブロック等を収集し、それぞれの物質的特性及び再生品の品質試験を行った。

(3)再生品の安全性評価手法の検討を行うための基礎資料を得るため、原料、再生品の溶出試験を実施した。原料の環告法による溶出では判定基準を下回る結果となったが、ｐＨ値の影響を受けやすいことが分かった。また、再生品については原料を大きく下回る結果となった。

(4)長期的な安全性の確認のため、暴露試験を行った。

（参考文献）

1) Ramesh Babu, Alan K. Wong, Nancy A. McNelly:"Pilot Study of an Innovative Bioash Brick Manufacturing Technology", The Management of Water and Wastewater Solids for 21th Century(WEF)

13. 下水処理水の評価基準に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　南山　瑞彦
豊田　忠宏

１．はじめに

現代社会の中で使われている化学物質の種類は、増加の一途をたどってきた。これらの化学物質は、日常生活で使われているものも多いため、下水として排水され、最終的に下水処理場からの放流水として公共用水域に排出される可能性がある。また、これらの物質が直接公共用水域に排出される場合と比較して、下水道は各種の化学物質を削減する働きをしている可能性もある。しかしながら、下水道の各過程におけるこれらの物質の存在及び除去の実態は十分把握されているとはいいがたい状況にある。この原因の一つは、現在一般に行われている水質分析だけでは、下水及び下水処理水の持つ性質、特にそれらに含まれる微量物質の動態と影響を十分評価することができないためである。このことにより、下水道の持つ機能の把握と、下水処理水が放流先に及ぼす影響の評価を困難としていると思われる。

本調査は、従来下水処理の対象としていた物質（ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、窒素、りん等）以外に下水や下水処理水に含まれる様々な物質を化学的、生物学的に評価する手法を検討することにより、下水道の果たしている役割を多面的に評価することを目的とする。

２．平成５年度までの調査結果

2.1　下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

下水処理場において、流入下水、一次処理水、二次処理水（塩素消毒前）を採水し、総括的な有機物の濃度としてBOD_5、ＴＯＣ、ＣＯＤ、総トリハロメタン（ＴＴＨＭ）、全有機ハロゲン化合物（ＴＯＸ）およびそれらの前駆物質（ＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸＦＰ）を測定した。その結果、二次処理までの水処理施設によって、BOD_5は97%以上、COD_{Mn}は86%、ＴＯＣは72%の除去が行われており、ＴＯＸＦＰとＴＨＭＦＰについてもCOD_{Mn}とほぼ同程度の除去がなされていた。また、ＴＯＸとＴＴＨＭの下水中での存在量は、ＴＯＸＦＰやＴＴＨＭＦＰに比べ約１～２桁小さい値を示した。また、上記各試料について、ＸＡＤ-２樹脂とアセトン、ジクロロメタンを用いた液-固抽出をおこなった後、ｐＨを酸性、塩基性、中性に調整して分画し、ガスクロマトグラフ質量分析計（ＧＣ/ＭＳ）を用いて分析した。その結果、検索された主要な物質で流入下水、一次・二次処理水で共通に現れているものは少なかった。また、Ｕ．Ｓ．ＥＰＡまたはＷＨＯでの飲料水水質の規制項目に挙げられている化学物質のうち、本調査で検出されたものはジクロロベンゼンとジエチルフタレートのみであった。

2.2 下水処理水中の微量物質の分析方法に関する調査

2.2.1 揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討

平成５年に新たに環境基準に加えられた微量化学物質の測定にあたり、下水道での水質分析を中心とした問題点についてアンケート調査を行った。また、パージアンドトラップ-ＧＣ/ＭＳ法（P&T-ＧＣ/ＭＳ法）について、比較的高濃度の試料の分析時の問題点に関する基礎検討を行った。P&TとＨＳを比較した結果、高濃度のＶＯＣの混入が予想される排水については、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳの方が有利であることが示唆された。

下水処理場でのＶＯＣの実態調査を行ったところ、濃度は低いが、多くの物質が検出された。

2.3 下水処理水の総合評価手法に関する基礎的検討

2.3.1 生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

下水処理水が生物におよぼす影響を調査するために、タマミジンコ（*Moina macrocopa*）を用いた慢性毒性の試験方法の手法を検討した。生存日数、産仔回数、産仔数を指標として影響の強さを検討した。試験に用いるコントロール条件として蒸留水、ベネック培養液、水道水（脱塩素）を検討した結果、蒸留水が最も適していた。また、下水分野への適用時に問題となると考えられるアンモニア性窒素については、タマミジンコの生涯産仔数のＥＣ$_{50}$（ＥＣ:Effective Concentration）即ち50%の影響を与える濃度が100㎎-N/L程度であった。

硝化菌を供試生物として用い、24時間代謝阻害性試験によって化学物質の影響評価が可能であることが示唆された。ジクロロフェノール（ＤＣＰ）について試験を行ったところ、ＤＣＰの2,4体のＥＣ$_{50}$が0.037㎎/L、2,6体では1.3㎎/Lであった。

硝化菌とタマミジンコを用い、実際の下水の一次及び二次処理水が生物におよぼす影響の評価を行った。その結果、一次処理水よりも二次処理水の方が生物への影響が低下していた。また、主として家庭下水が流入する下水処理場よりも、主として工場排水を受けている下水処理場の下水の影響が大きく評価された。試験方法については、対照系よりも生存期間が長くなる場合がある等、いずれの供試生物についてもさらに試験方法及び解析方法の検討が必要であることが明らかとなった。

2.3.2 遺伝毒性試験の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

遺伝毒性評価のために標準物質を用いた液体Rec-Assay法の基礎的検討、および下水処理場の一次及び二次処理水を用いた液体Rec-Assay法及びumuテストによる水質評価を試みたところ、試験方法の検討の必要性が示唆された。

3．平成６年度の調査内容

６年度は５年度に引き続き、以下の調査を行った。①微量化学物質の分析方法の検討では、揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析について、P&T-ＧＣ/ＭＳ（パージアンドトラップ-ガスクロマトグラフ質量分析法）とＨＳ-ＧＣ/ＭＳ（ヘッドスペース-ＧＣ/ＭＳ）を用い、共存物質が分析値に与える影響に関する検討を行った。②生物への影響による水質評価に関する基礎的検討では、硝化菌及びミジンコを用いた試験の検討を

行った。③下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査では、トリハロメタン生成能に関する実態調査を行った。④遺伝毒性試験の基礎的検討では、umuテスト等の遺伝毒性試験に用いる検水の濃縮方法に関する検討を行った。

3.1 微量化学物質の分析方法の検討

環境基準及び排水基準として追加が決まった新規項目のうちＶＯＣの分析法については、P&T法やＨＳ法を前処理法として用い、ＧＣ/ＭＳやＧＣ(ECD、FID)を用いる方法が測定方法として規定されている。また、中沸点有機化合物（農薬類）の分析法については、抽出の後、高速液体クロマトグラフ（ＨＰＬＣ）およびＧＣ/ＭＳ又はＧＣが使用されるよう規定されている。しかしながら、これらの分析法は、下水及び排水への適用性が十分検討されたとはいいがたく、サンプル中のＳＳや共存物質の影響、高濃度排水への適用性、試料の保存性等が分析値に影響を与えると考えられるため、単純に下水道の管理、特に特定事業場の監視に応用することができるとは考えにくい。６年度は、P&T-ＧＣ/ＭＳとＨＳ-ＧＣ/ＭＳに関して、界面活性剤が分析値に与える影響に関する検討を行った。

3.1.1 揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討

一般に実下水には界面活性剤が混入している。ＶＯＣの分析に用いられるＨＳ法では気液平衡によっていること、また、P&T法では曝気により発泡することから、界面活性剤が分析時の妨害の一因となると考えられる。そこで、実下水等に混入する界面活性剤の濃度に相当するＭＢＡＳ濃度とした検水に、ＶＯＣ標準液を添加し、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳ及びP&T-ＧＣ/ＭＳの問題点を調査した。

(1)調査方法

下水処理場の流入水及び処理水に相当する界面活性剤溶液に対して、ＶＯＣ標準液を10、100μg/Lの２段階の濃度で添加したものを測定し、その回収率を評価した。使用した界面活性剤は、界面活性剤の標準品としてドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム、市販の無りん洗濯洗剤３種類を使用した。調査に先立ち、家庭下水が主に流入するＡ処理場にて、流入水及び処理水のＭＢＡＳ濃度を測定したところ、流入水で５～11mg/L、処理水で0.05～0.5mg/Lであった。これらの値に基づき、界面活性剤の濃度を決定した。

対象とした物質は、排水基準項目の中のＶＯＣであるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、四塩化炭素、ジクロロメタン、1,2-ジクロロエタン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,2-トリクロロエタン、1,1-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、1,3-ジクロロプロペン、ベンゼンの11項目と、要監視項目のクロロホルム、トランス-1,2-ジクロロエチレン、1,2-ジクロロプロパン、p-ジクロロベンゼン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレンおよびトリハロメタン類のブロモジクロロメタン、ジブロモクロロメタン、ブロモホルムの計22成分である。これらの物質について、界面活性剤を加え、ＨＳ法、P&T法を用いたＧＣ/ＭＳで測定を行った。

ＧＣの前処理法であるP&T法とは、水中にとけ込んでいるＶＯＣを、ヘリウムで曝気することで強制的に気相に追い出し、一度 2,6-ジフェニル-p-フェニレンオキシドポリマーとシリカゲル及び活性炭か

らなる吸着カラムで捕集する。その後再度加熱し、吸着カラムから脱着させ、ＧＣの手前で液体窒素を利用したコールドトラップにより、－130℃で冷却、凝縮し、ＧＣ/ＭＳに全量注入し測定を行う方法である。また同じく前処理法であるＨＳ法とは、ＶＯＣのとけ込んだ水を、バイアルビン（容量24mL）に一定量（10mL）入れ、30分程度恒温槽で60℃に保温すると、バイアルビンの中の気相と液相の間でＶＯＣが平衡状態に近くなる。この時、その平衡となった気相部分をＧＣ/ＭＳにスプリットで注入し測定を行う方法である。本調査に使用した装置の機種及び組み合わせを表-1に示す。

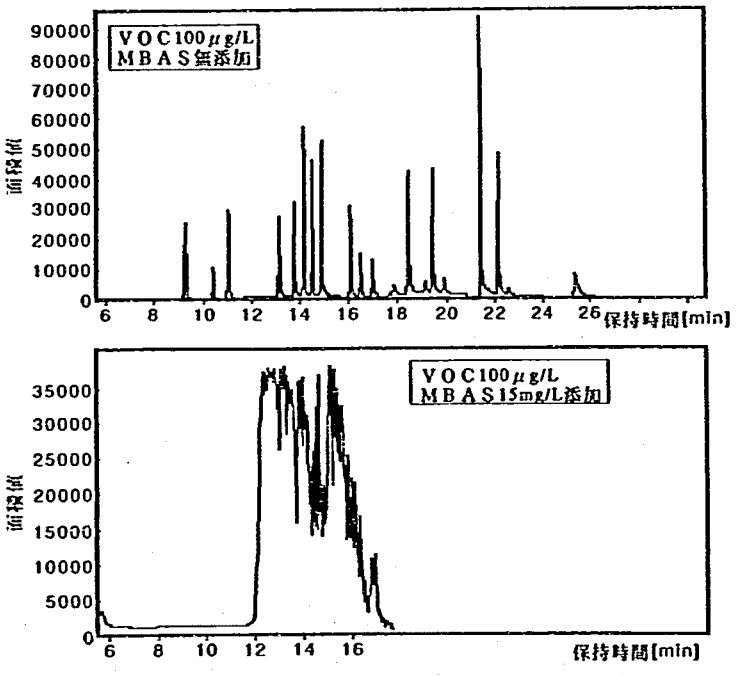
調査に用いた濃度標準液は、原液として市販されている高濃度標準原液（GLscience社製）を、純水を煮沸してＶＯＣ成分を追い出した水で希釈して調製した。希釈の際、標準原液に含まれる溶媒であるメタノールが、各濃度標準液中で一定濃度となるように注意した。また目的物質が揮発性の物質であるため、保管時にはアンプルに封入し、－15℃の冷凍庫で保存した。また使用時にも、室温での長時間の放置は避けた。

表－１　使用した分析装置

前処理装置	ＧＣ（カラム，内径，長さ）	ＭＳ
P&T法（Tekmar Lsc2000）	AQUATIC、0.25μm、60m	四重極型
ＨＳ法　（YHP　HP7694）	J&W1301、0.25μm、60m	四重極型

(2)調査結果

P&T法を前処理に用いた場合に得られたクロマトグラムを図-1に示す。図-1ではＭＢＡＳ濃度15mg/Lの検水の測定で得られたクロマトグラムと純水の測定で得られたクロマトグラムを比較している。ＭＢＡＳ添加試料から得られたクロマトグラムは、ピークが形成されておらず、定性、定量ともに不可能であった。ＭＢＡＳ濃度５mg/Lの試料の測定では、10%程度の回収率の低下が見られたが、測定は可能であった。一方、下水処理場処理水中のＭＢＡＳ濃度に相当する洗剤溶液を添加した試料の測定では、純水とほぼ同じ結果が得られた。



図－１　クロマトグラムへの界面活性剤の影響

ＨＳ法ではＭＢＡＳ添加量にかかわらず、測定不可能にはならなかった。しかし、m,p-キシレン、o-キシレン、ブロモホルム、p-ジクロロベンゼンについては、ＭＢＡＳ濃度５mg/LでのＶＯＣ回収率が80～90%、ＭＢＡＳ濃度15～20mg/Lの試料での回収率が30～40%となった。これらの物質については、処理水相当の洗剤を添加した試料でもＶＯＣ回収率が80～90%であった。上記以外の物質では、ＭＢＡＳ濃度15～20mg/Lの試料であってもＶＯＣ回収率は80～90%程度であった。

界面活性剤の入った試料をP&T法で測定する場合、ＭＢＡＳ濃度が0.05～0.5mg/L程度の検水（処理水相当）の測定は可能であるが、ＭＢＡＳが5mg/L以上含まれる検水（流入水相当）については、P&T法で測定を行うことは困難であり、検水の希釈を行って測定することが必要であると考えられる。またＨＳ法の場合にも、界面活性剤の入った検水の測定では、測定値が実際の検水中の濃度よりも低い値を示す場合があるため、検水の希釈を行い界面活性剤の影響を低下させることが望ましいと思われる。ただし、測定対象物質の濃度も低下するため注意を要する。今後、実下水等をP&T法、ＨＳ法で分析する場合に影響を与えると考えられるＳＳや油などについても検討を加え、下水への適用性を考慮した分析法の整備をさらに進める必要があると考えられる。

3.2　生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

わが国の水質規制は、個々の規制対象物質の定量を行い、基準値と比較することによって行われている。しかしながら、試料が生物に与える影響は、規制対象（健康項目）の個々の物質の性質によってのみ現れるものではなく、複数物質の相互の影響、規制対象外の微量物質の影響等にも依存すると考えられる。また、個々の項目に関して、適切な水質分析を行うこと自体が困難な場合がある。本来、健康項目に関連する物質は、その物質が及ぼす生物への影響で判断されるものであると考えられることから、より総合的・本質的な水質の把握を行うためには、生物を用いた水質の評価手法の開発が必要であると思われる。６年度は、５年度に引き続き、下水や下水処理水の総合的な水質評価を目的として、硝化菌及びタマミジンコ（*Moina macrocopa*）に与える水質評価法に関する基礎的検討を行った。

3.2.1　ミジンコへの影響による水質評価に関する基礎的検討

下水処理水が生物に及ぼす影響を評価する場合、検水を濃縮することが必要となる。凍結濃縮によって試料の濃縮を行う場合、溶解性物質の濃度が高くなることにより、浸透圧も高くなる。そのため、試験結果が影響される可能性がある。そこで、培養液に塩化ナトリウムを段階的に添加し試験を行った。試験方法は４年度[1]と同様である。主な条件を表-2に示す。また、培養液として使用したModerately hard合成水の組成を表-3に示す。これらはU.S.EPAの方法[2]を参考にして決定した。試験に用いたタマミジンコは、日本全国に分布するとされているミジンコ目ミジンコ科の一種である[3)4)]。試験には生後24時間以内の個体を使用した。水質の評価には、タマミジンコの生存日数・産仔数・産仔回数を用いた。

表－２　ミジンコ試験の条件

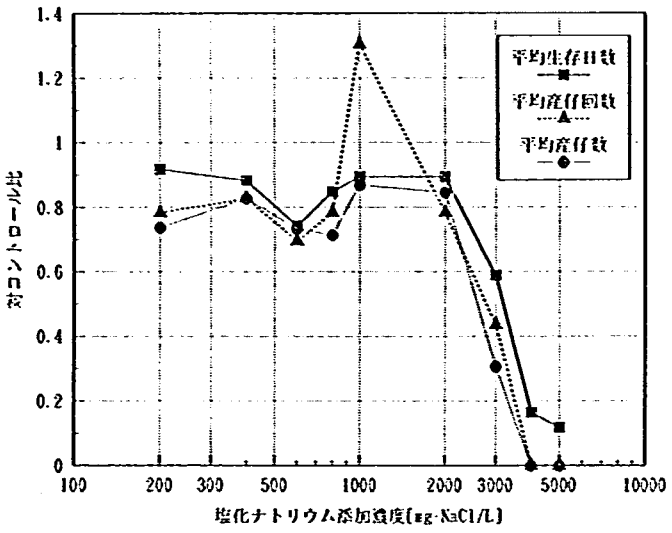
温度	25±1℃
明暗時間	明:暗＝16時間:８時間
容器	15mL
個体数	１個体/容器
検水交換	ほぼ１日おき
餌	ドライイースト
試験期間	全個体が死亡するまで

表－３　Moderately Hard 合成水

$NaHCO_3$	96.0 mg/L
$CaSO_4 \cdot 2H_2O$	60.0 mg/L
$MgSO_4$	60.0 mg/L
KCl	4.0 mg/L
pH	7.4～7.8
硬度	80～100mg$CaCO_3$/L
ｱﾙｶﾘ度	60～ 70mg$CaCO_3$/L

試験結果を図-2に示す。培養液に塩化ナトリウムを2,000mg/L加えた場合には、生存日数、産仔回数、総産仔数ともに大きな影響を受けなかったが、3,000mg/L程度からその影響が顕著になった。さらに、5,000mg/Lを越えるとタマミジンコの生存日数は１日未満となった。溶解性物質濃度は処理場によって異なると考えられるが、家庭排水が

主に流入するＩ処理場（６年９月）及びＪ処理場（７年３月）の下水を分析した結果、溶解性物質は300～400mg/Lであった。この場合、下水試料を10倍程度濃縮することにより、溶解性物質が試験結果に影響することが十分予想される。本調査ではこれまで、下水試料の濃縮に全成分を濃縮するという目的から凍結濃縮法[5]を用いてきたが、より高い濃縮率を必要とする試料の場合は、試料中の全物質の濃度を高くするという濃縮方法ではなく、濃縮目的物質種を限定し、塩化ナトリウム等の塩濃度を低く抑える濃縮法の使用が必要となると考えられる。



図－２　塩化ナトリウムがタマミジンコに与える影響

3.2.2　硝化菌への影響による水質評価に関する基礎的検討

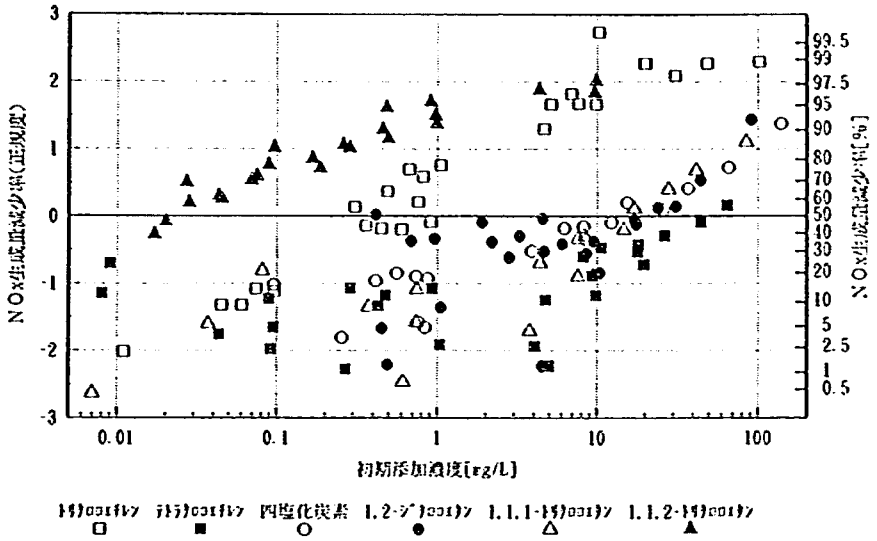
硝化菌を用いた毒性評価は、硝化菌の化学物質に対する感受性を、増殖のためのエネルギー獲得のための呼吸速度への阻害性で評価するものである。硝化菌（アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）は、比較的毒物に対して高い感受性を示すとされている[6]ことから、毒性評価のための供試生物として有望であると考えられる。また、硝化菌は、流入下水中の物質が下水処理の硝化過程へ及ぼす影響を把握するという意味でも有用な評価指標であると考えられる。

(1)試験方法

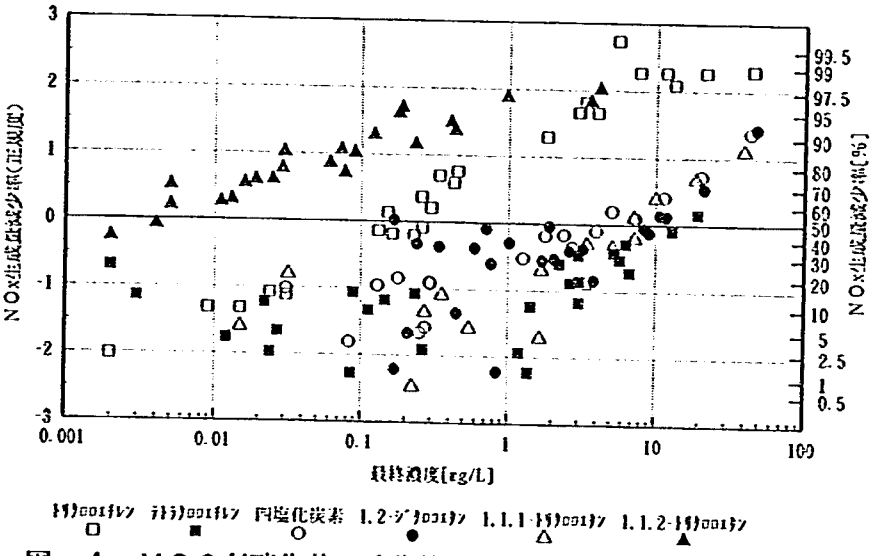
試験は、培養液中の微生物が消費した酸素を電気分解により自動的に補充し、補充量を記録する装置（クーロメータ）を用いて行った。検水中の物質が生物に与える影響の差異を把握するため、供試後24時間での硝化菌の代謝阻害性により水質評価を行った。試験の詳細については４年度[1]とほぼ同様である。試験に使用した微生物は、アンモニア性窒素100mg-N/Lと人工下水（BOD_5換算濃度50mg/L）を基質として与えて連続培養した硝化菌（混合系）である。試験には、pHの緩衝能力のあるPramer培地[7]を用い、調査対象となる薬品を加えた。培養は24時間行い、呼吸速度、硝化速度を測定した。コントロール系についても試験を行い、薬品添加系とコントロール系の硝化菌の硝化能力を比較することにより調査対象薬品の代謝阻害性を評価した。５年度は、ジクロロフェノール（ＤＣＰ）の2,4体と2,6体を用い、硝化菌の代謝阻害性が明確に異なることを判断することができることを確認した。６年度は、揮発性有機化合物（ＶＯＣ）および塩化ナトリウムを添加した場合の硝化菌への影響に関する試験を行った。試験に用いたＶＯＣは、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,2-トリクロロエタンであり、それぞれ単独で硝化菌培養液に添加した。これは、硝化菌による生物検定を、排水基準のための分析のスクリーニング法として利用する場合の可能性を確認するために行った。また、塩化ナトリウムの添加試験は、試料濃縮時の塩濃度の許容範囲の確認のために行った。

(2)試験結果

ＶＯＣ添加試験の結果を図-3,4に示す。縦軸(正規度軸)はＶＯＣ添加時にNO_2-NとNO_3-Nの生成量の和（ＮＯx-Ｎ）がコントロール系での生成量に比べて減少した比率をあらわしたものであり、横軸(対数軸)はＶＯＣ濃度をあらわしている。ＶＯＣは、試験装置の気相部のために、試験中の液相濃度が変化する。図-3はＶＯＣ添加初期濃度を、また、図-4は最終濃度をもとに作成した。図-3,4に示すとおり、テトラクロロエチレン、四塩化炭素、1,1,1-トリクロロエタンの低濃度域での試験結果がばらついた。1,2-ジクロロエタンは、初期濃度0.4～20mg/L（最終濃度0.2～10mg/L）の範囲でＮＯx生成量減少率50%程度の値が散見された。これらは、試料の揮発性のために、一定の状態で硝化菌に薬品を接触させることができていないためであると考えられる。硝化菌の代謝阻害が薬品との接触の初期段階でほぼ決定してしまうとすると、揮発性の高い物質の場合、正確には初期接触濃度は把握できない。水中濃度が試験中に大きく変化する物質の場合、代謝阻害性に与える影響の代表となる濃度の算出方法の検討が必要である。また、植種時期による菌の硝化能力や感受性の差も測定値のばらつきをもたらすと思われることから、硝化菌の品質管理の方法を検討する必要がある。



図－３　ＶＯＣが硝化菌の硝化能力に与える影響(初期添加濃度基準)



図－４　ＶＯＣが硝化菌の硝化能力に与える影響(最終濃度基準)

試験の結果得られたEC_{50}をまとめて表-4に示す。トリクロロエチレンと、

表－４　ＶＯＣが硝化菌に与える影響の評価結果

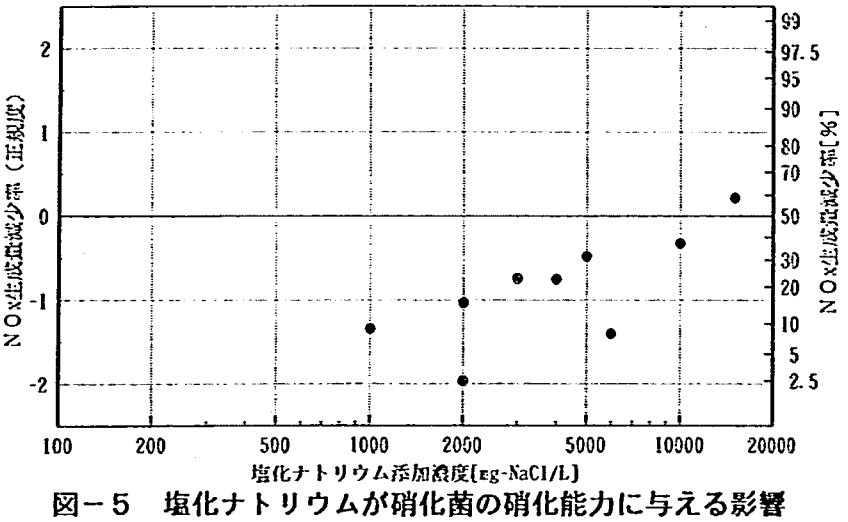
	硝化菌のEC_{50}[mg/L]		排水基準	ヘンリー定数[8]	水生生物への影響
	初期濃度より算出	最終濃度より算出	[mg/L]	[atm-m³/mol]	(*Daphnia magna*) LC_{50}[mg/L][9]
トリクロロエチレン	0.41	0.14	0.3	1.03×10^{-2}	94(48h)
テトラクロロエチレン	41	12	0.1	1.49×10^{-2}	4(16d)
四塩化炭素	14	3.9	0.02	3.04×10^{-2}	35(48h)
1,2-ジクロロエタン	20	9.8	0.04	9.7×10^{-3}	220(48h)
1,1,1-トリクロロエタン	17	7.6	3	8×10^{-3}	—
1,1,2-トリクロロエタン	0.017	0.0032	0.06	1.2×10^{-3}	43

1,1,2-トリクロロエタンのＥＣ$_{50}$は排水基準値と同程度以下であったが、その他の物質については排水基準の方が低い値となった。これらの値が、ＶＯＣ添加量を正しく反映していると仮定すると、硝化菌によって排水基準の分析のためのスクリーニングを行うにはＮＯx生成量20%減少の値を用いる等、評価方法の検討が必要である。

硝化菌による評価値と他の指標による値を比較するため、表-4にはミジンコのＬＣ$_{50}$（ＬＣ:Lethal Concentration）も示した[9]。添加方法自体に問題があると思われるテトラクロロエチレンを除き、硝化菌の方が短時間で低濃度の薬品により影響を受けることが明らかとなった。表-4では明記されていないトリクロロエタンについては、1,1,2体が1,1,1体に比べてラットの経口ＬＤ$_{50}$（ＬＤ:Lethal Dose）では毒性が高いとされている[9]。今回の試験でも1,1,2体の方が低濃度で硝化菌に影響を与えていた。しかしながら、これらの結果も各薬品の毒性の差に基づくものか、添加方法に基づく差であるかが明確ではないため、薬品の添加方法に関する検討が必要である。

塩化ナトリウム添加試験の結果を図-5に示す。3,000mg/LでＮＯx生成量が20%程度減少した。下水試料に本法を適用する場合、試料を濃縮する必要が生じる。タマミジンコでの結果と同様、濃縮によって試料中の塩分濃度が高くなると、硝化阻害が発生し、試験結果に影響を与える可能性が示唆された。

今後、ＶＯＣへの適用方法（試料添加方法等）、各種化学物質による影響の差、下水試料への適用方法（試料濃縮方法等）、結果の評価方法（実下水処理における硝化阻害との相関、他の生物を用いた水質評価との相関、結果の数値化方法等）、硝化菌の品質管理の方法等の検討が必要である。



図－５　塩化ナトリウムが硝化菌の硝化能力に与える影響

3.3　下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

６年度は、実下水処理場における総トリハロメタン生成能（ＴＴＨＭＦＰ）に関する実態調査を行った。ＴＴＨＭＦＰは、「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」に基づく特定排水基準として規制される場合がある。

3.3.1　調査方法

土木研究所で行ったＴＴＨＭＦＰの測定については、主に上水試験方法[10]に基づいて行った。上水試験方法では、試料のpHを７とし、20℃で塩素を24時間反応させ、生成量を分析する。ただし、24時間後の遊離残留塩素は１～２mg/Lとしている。下水試料には、アンモニア性窒素、有機物等の塩素を消費する物質が多く含まれている[11]。このため、これらの物質の影響を軽減するために、試料のＴＯＣを測定し、ＴＯＣ１～５mg/Lとなるように希釈した後、塩素化の操作を行った。

土木研究所では、10ヶ所の下水処理場から、流入下水、処理水等、計23検体の試料を提供していただき、それぞれろ過・未ろ過のＴＴＨＭＦＰを測定した。また、土木研究所でこれまでに行った測定の結果、地方自治体、日本下水道事業団の測定結果を加え、約650件（内、未ろ過放流水に関する結果は163件）の測定結果を得た。これらの結果を以下の点に基づき選別した。

・高級処理水を対象とした。

・規制の考え方はＳＳを含む排水を対象とすることから、ろ過をしていない試料の測定値のみを対象とした。

・塩素化24時間後の遊離残留塩素が１～２㎎/Lに入っていないデータを取り除いた。

・同一試料について、遊離残留塩素が１～２㎎/Lの間で複数個報告された場合、遊離残留塩素が最も１㎎/Lに近いデータを使用した。

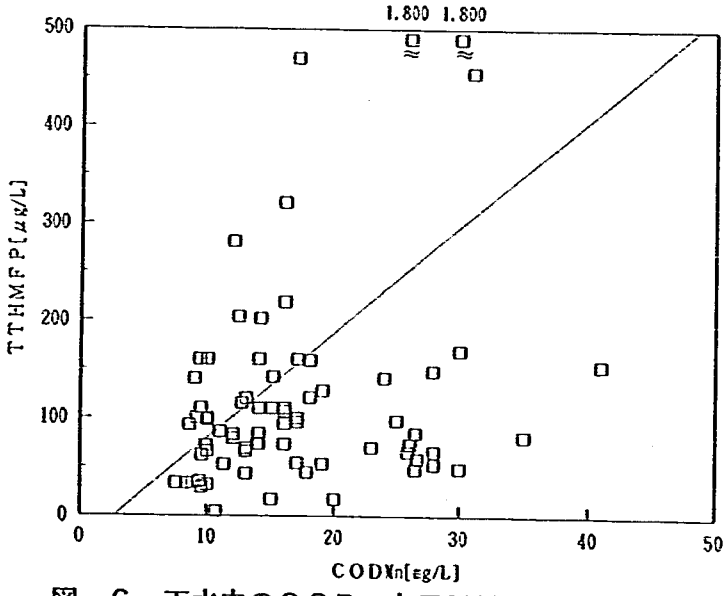
・無希釈で測定している場合は、アンモニア性窒素、ＴＯＣの値の低い検水のＴＴＨＭＦＰのみを対象とした。

・データに不安があるものを取り除いた。すなわち、出所が不明のデータや、同一箇所で複数回測定されているもののうち、理由が不明確で、極端に低濃度となっているデータは、信頼性が低いと考えられたので除外した。

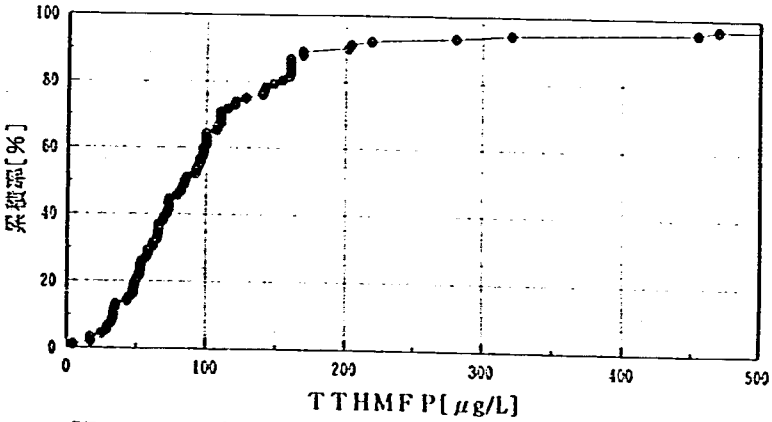
これらにより、データ数は91件となった。

3.3.2　調査結果

COD_{Mn}とＴＴＨＭＦＰを比較し、図-6に示す。COD_{Mn}とＴＴＨＭＦＰの間にはほとんど相関はなかった（$R^2=0.08$）。データの累積度数分布を図-7に示す。高級処理の放流水（未ろ過）のＴＴＨＭＦＰの算術平均は139μg/L（最小値4.2μg/L、最大値1,800μg/L）であった。また、ＴＴＨＭＦＰを順序で処理した場合、50%値は84.7μg/L（90%値202μg/L、95%値321μg/L、99%値1,800μg/L）であった。対数正規分布としてまとめた場合、ＴＴＨＭＦＰが高い５～６ヶ所が対数正規分布から逸脱していた。これらは生成した各トリハロメタンの中で、臭素が含まれるものの値が高く、海水の混入等の理由によるものと考えられる。臭素は塩素に比べて重い、また、臭素は反応速度が速いとされていることから[12]、



図－６　下水中のCOD_{Mn}とＴＴＨＭＦＰの関係



図－７　下水処理水中のＴＴＨＭＦＰの累積分布

反応時間を24時間に限定すれば値が大きくなる等の理由で、ＴＴＨＭＦＰの値が高くなっているものと考えられる。ＴＴＨＭＦＰが高い処理場の中には、臭素系もやや高いが、ＣＯＤの処理レベルから判断すると、運転管理自体に問題があると考えられる処理場も存在した。最大値を示した処理場については、処理水中のＴＯＣやアンモニア性窒素が非常に高かったため、このような試料への測定方法自体の適用性に難点があると推察される。ＴＴＨＭＦＰ値が低い処理場は、測定当時、供用開始直後で水量が少なく、水質が非常に良かったとされており、代表的な下水処理水の示す値であるかどうかは疑問である。

3.4　遺伝毒性試験の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

水道水や環境水の安全性を評価する方法として、生物に対する生理的な毒性の評価方法の他、生物の遺伝情報に対する毒性（変異原性）を評価する方法が開発されつつある。一般的な変異原性試験には、発ガン性試験のスクリーニング試験として始められたAmes試験の他、微生物、哺乳類培養細胞、植物、昆虫、実験動物など様々な試験材料を用いる試験が考案されている。しかしながら、これらの試験を下水のように多くの成分を含む検水の評価に適用することは非常に困難である。５年度までに、液体Rec-Assay法および簡易umuテストを用いた調査を行った。液体Rec-Assay法は、枯草菌(*Bacillus subtillus*)の正常株（H17株、Rec^+）と、ＤＮＡ修復欠損株（M45株、Rec^-）の２種類の菌株の化学物質に対する致死感受性の差を用いて変異原性を評価する方法である[13]。また、umuテストは、ＤＮＡ損傷時にみられる修復反応（ＳＯＳ反応）を、ＳＯＳ遺伝子の発現を検知することでＤＮＡの損傷の程度を把握し化学物質の変異原性を評価する方法である[13]。６年度は、下水試料に変異原性試験を適用する上で必要となる試料濃縮法について、umuテストを用いて検討を行った。濃縮は、ろ紙（No.5A）でろ過した試料について、ＸＡＤ-２（ｐＨ２またはｐＨ10）を用いメタノールまたはジクロロメタンによる溶出、ＯＤＳ結合シリカゲルのC_{18}（ｐＨ未調整[14]）を用いメタノールによる溶出、および多孔質ポリスチレン樹脂のＣＳＰ800[15]（ｐＨ２[16]）を用いジクロロメタンによる溶出の３種類について行った。これらは、最終的にＤＭＳＯ（Dimethyl Sulfoxide）に溶解させ、umuテストの試料とした。その結果、ＸＡＤ-２を用いた場合に比べ、C_{18}、ＣＳＰ800を用いた場合に変異原が高いという判定結果が得られた。本調査ではこれまでＸＡＤ-２を用いた検水の濃縮を行ってきたが、今後、より適切な濃縮方法の検討が必要である。

これまで、液体Rec-Assay法、umuテストを試みてきたが、現時点ではこれらの方法による下水の水質評価を行うことは困難である。下水について液体Rec-Assay法を行うとしばしば修復欠損株の生存率が正常株の生存率を超えてしまう逆転現象がおこるが、この現象については理由が明らかになっておらず、酵素系への毒性によるという考え方もあるようである[17]。下水中には多くの物質が存在していることから、単一の機構によって生物への影響が発現するとは考えにくい。このため、ＤＮＡ損傷性のみを評価の対象とする変異原性試験を下水に適用するにあたって、得られた結果がＤＮＡ損傷に基づく結果か、酵素の破壊等、他の要因により引き起こされた結果かの吟味が必要となる。これは、これらの方法で得られた結果を適切に評価するための数値化手法が不十分であることにも起因しており、今後の検討が必要である。

4．まとめ

○微量化学物質の分析方法の検討

ＶＯＣの分析方法の検討では、下水試料中のＶＯＣ分析時に障害を与えると考えられる共存物質の内、界面活性剤について、P&T-GC/MS及びHS-GC/MSによる分析に与える影響を調査した。その結果、P&T-GC/MSは、ＭＢＡＳ5㎎/L以上で分析が不可能となった。また、HS-GC/MSではＭＢＡＳ15～20㎎/Lで回収率が30～40%に低下する物質があった。ＭＢＡＳが5㎎/L以上含まれる検水については希釈等の操作が必要であることが明らかとなった。今後、実下水等をP&T法、ＨＳ法で分析する場合に影響を与えると考えられるＳＳや油などについても検討を加え、下水への適用性を考慮した分析法の整備を進める必要がある。

○生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

硝化菌とタマミジンコを用いた水質評価方法に関する基礎的検討を行った。

下水試料の場合、生物への毒性がほとんど見られないため、生物検定を行うには濃縮が必要である。凍結濃縮によって試料の濃縮を行う場合、溶解性物質の濃度が高くなることにより、試験結果が影響される可能性がある。塩化ナトリウムを用いて試験を行った結果、タマミジンコ、硝化菌ともに3,000㎎/L程度の添加により試験結果に影響が現れた。これは、下水試料の10倍程度の濃縮に相当する。今後、より高い濃縮率を必要とする試料の場合は、試料中の全物質の濃度を高くするという濃縮方法ではなく、濃縮目的物質種を限定し、塩濃度を低く抑える濃縮法の使用が必要となると考えられる。さらに、今後、試験に影響する因子の検討、より簡易で安定的な試験方法の開発、使用するミジンコ種の検討等を進める必要があると考えられる。

各種化学物質が硝化菌に与える影響を評価する一環として、ＶＯＣがおよぼす影響を調査した。その結果、ＶＯＣの添加方法等の問題点が明らかとなったが、比較的短時間（24時間）で低濃度の薬品による影響を評価することができた。また、硝化菌によって排水基準の分析のためのスクリーニングを行うには、EC_{20}で評価する等の試験結果の評価方法の検討が必要であることも明らかとなった。今後、ＶＯＣへの適用方法、各種化学物質による影響の差、下水試料への適用方法、結果の評価方法、硝化菌の品質管理方法等の検討が必要である。

○下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

ＴＴＨＭＦＰに関する全国調査を行った。その結果、高級処理の下水処理場からの放流水のＴＴＨＭＦＰは、算術平均で139μg/Lであった。

○遺伝毒性試験の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

下水試料に変異原性試験を適用する上で必要となる、検水の濃縮方法に関する検討を行った。今後、下水の評価に適した変異原性試験方法およびその結果の評価方法の検討が必要である。

参考文献

1)土木研究所下水道部:"平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集", 土木研究所資料No. 3215, pp. 233-252, 建設省土木研究所(1993)

2)U.S.EPA:"Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms 2nd ed.", EPA/600/4-89/001(1989)
3)水野寿彦,高橋永治編:"日本淡水動物プランクトン検索図説", pp. 135-152, 東海大学出版会(1991)
4)岡田要,内田清之助,内田亨監修:"新日本動物図鑑[中]", pp. 446-448, 北隆館(1965)
5)Baker, R. A. :Water Research, 1, 61(1967)
6)土木研究所水質研究室:"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(2)", 土木研究所資料No. 2972, pp. 29-56, 建設省土木研究所(1991)
7)Lewis, R. F., Pramer, D. :J. Bacteriol., 76, 524(1958)
8)日本水道協会:"上水試験方法－解説編", pp. 428-429, 日本水道協会(1993)
9)森田昌敏,石黒智彦編:"新しい水質環境基準とその分析法", pp. 17-27, 環境科学研究会(1993)
10)日本水道協会:"上水試験方法", pp. 389-391, 日本水道協会(1993)
11)土木研究所下水道部:"窒素の除去に関する調査報告書(1)", 土木研究所資料No. 1476, pp. 3-8, 建設省土木研究所(1979)
12)Symons, J. M., et al. :J. AWWA, Vol. 85, No. 1, 51(1993)
13)土木学会衛生工学委員会:"環境微生物工学研究法", pp. 363-370, 技報堂出版(1993)
14)森田昌敏,石黒智彦編:"新しい水質環境基準とその分析法", pp. 318-320, 環境科学研究会(1993)
15)浦野紘平ら:水環境学会誌, 17, 451(1994)
16)浦野紘平ら:水環境学会誌, 17, 461(1994)
17)松井三郎ら:用水と廃水, 35, 320(1993)

14. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　小森　行也
研　究　員　南山　瑞彦

１．はじめに

公共用水域の水質汚濁に係る環境基準は、人の健康の保護および生活環境の保全に関しそれぞれ定められている。人の健康を害する有害物質については、人の健康の保護に関する環境基準としてその基準値が定められているが、従来から重金属類がほとんどでありｱﾙｷﾙ水銀、有機ﾘﾝ、PCBの例を除けば、個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、平成4年12月水道法により飲料水中の総ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ等いくつかの有機塩素化合物と農薬等が規制されたり、あるいは平成5年3月に15項目の有機塩素化合物、農薬等が環境基準値に追加されるようになり、一般社会においても有害な有機物に対する問題認識が高まりつつある。また、水質汚濁防止法の排水基準では、平成元年4月にﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの2物質が追加され、平成5年12月にはさらに13項目の有機塩素化合物、農薬等が追加されている。

環境中の微量化学物質についての社会的関心の高まりの中で、下水処理においてもこれらを含む微量な有機物がどのような挙動を示しているか、処理への影響は無いのか等、早急に解明する必要が生じている。これまでの調査[1)2)]によれば、微量ではあるが多種類の有機化学物質（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）が下水から検出されているが、これらの物質についても環境基準、排水基準等の規制物質同様下水処理施設での挙動、下水処理への影響等について調査を進めていく必要がある。

２．調査目的

本調査は、下水中から検出された微量化学物質のうち、生分解性が低く、毒性も高い物質が多くみられる有機塩素化合物、あるいは、環境基準項目に新たに加えられた有機塩素化合物、農薬等を対象に活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動及び処理ﾌﾟﾛｾｽ、作業環境への影響について調査することを目的としている。

6年度は、一時的に高濃度の化学物質が流入した場合の活性汚泥処理への影響調査と低濃度ではあるが多種類の化学物質が同時に流入している場合の活性汚泥処理への影響調査について実施した。

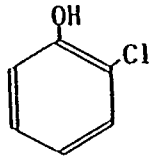
３．調査方法と結果

３．１　一時的な化学物質の流入による活性汚泥処理への影響と化学物質の挙動

実下水を用いて運転している活性汚泥処理実験装置に2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)を一時的に添加し、活性汚泥処理への影響調査を実施した。本調査では、何らかの事故等により高濃度の有機塩素化合物が一時的に下水処理場に流入した場合、活性汚泥処理にどのような影響を及ぼすのか実験的に求めることを目的とした。

3．1．1 供試化学物質

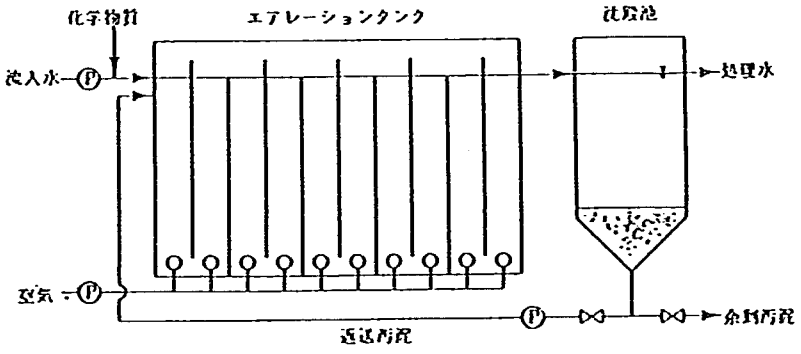
実験に使用した2-CPは、化学式C_6H_5ClOで示される分子量128.5の液体であり、その構造を図-1に示す。引火点71℃、融点8.8℃、沸点175.6℃でｴﾀﾉｰﾙ、ｴｰﾃﾙに可溶、冷水に難溶の性質を持っている。主な用途は染料中間物、農薬の原料である[3]。2-CPはｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類の特徴である水に著しい異臭味を与える性質を有している為、ﾌｪﾉｰﾙ類として水道水質では0.005mg/L以下、水質汚濁防止法と下水道法では特定事業場に対して5mg/L以下に排出が規制されている。



図－1　2－CP

3．1．2 実験方法

図-2に示した実験装置を表-1に示す運転条件で連続運転し、処理水質が安定したところで、2-CPを添加し、2-CP添加による活性汚泥処理への影響を調査した。2-CPの添加は、2-CP濃度約1(V/V)%の一次処理水溶液を200mL用意し、一時的に添加した。ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ第1槽で瞬時に拡散したとしてその濃度は約200mg/Lに相当する量である。なお、図-2に示した実験装置は、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100L)と沈殿池(50L)からなる連続型の実験装置であり、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸは10槽に区切られている。運転条件は標準活性汚泥法に準じた値を設定したが、十分硝化が起こるようにSRTは15日程度となるように余剰汚泥の引抜きを行った。



図－2　活性汚泥処理実験装置

表－1　運転条件

流　入　水	一次処理水
流 入 水 量	288L/日
ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間	8 時間
沈 殿 時 間	4 時間
沈殿池水面積負荷	2.3m³/m²・日
汚 泥 返 送 率	25 %

各水質項目の分析方法は下水試験方法[4]、Standard Methods[5]に基づいて行った。なお、2-CPについては、5C濾紙でろ過した後G-205カラムを装着したGC(FID)に水溶液のまま直接注入する、直接分析(検出限界1mg/L)により行った。

3．1．3 実験結果と考察

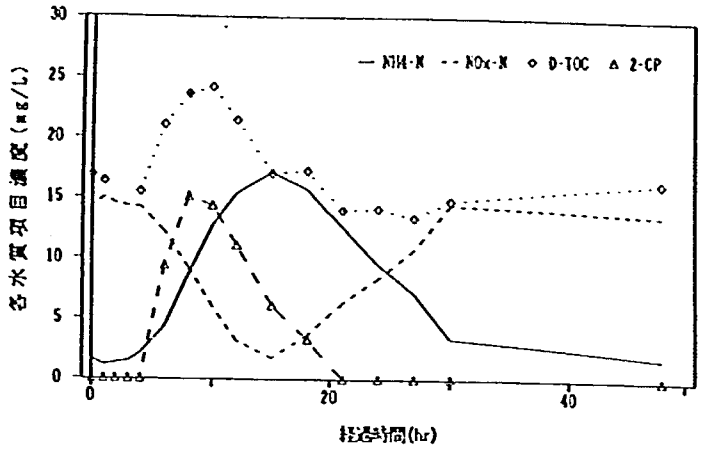
2-CP添加前の平均水質を表-2、2-CP添加後の処理水質の変動を図-3に示した。2-CP添加前のBOD除去率は96%、D-TOC除去率は83%であり良好な処理が行われていたことが分かる。また、硝化率[NO_x-N/(NH_4-N+NO_x-N)×100]を処理水中のNH_4-N、NO_x-Nから計算すると99%であり、十分硝化が起っていた。

表－2　2-CP添加前約1ヶ月間の平均水質

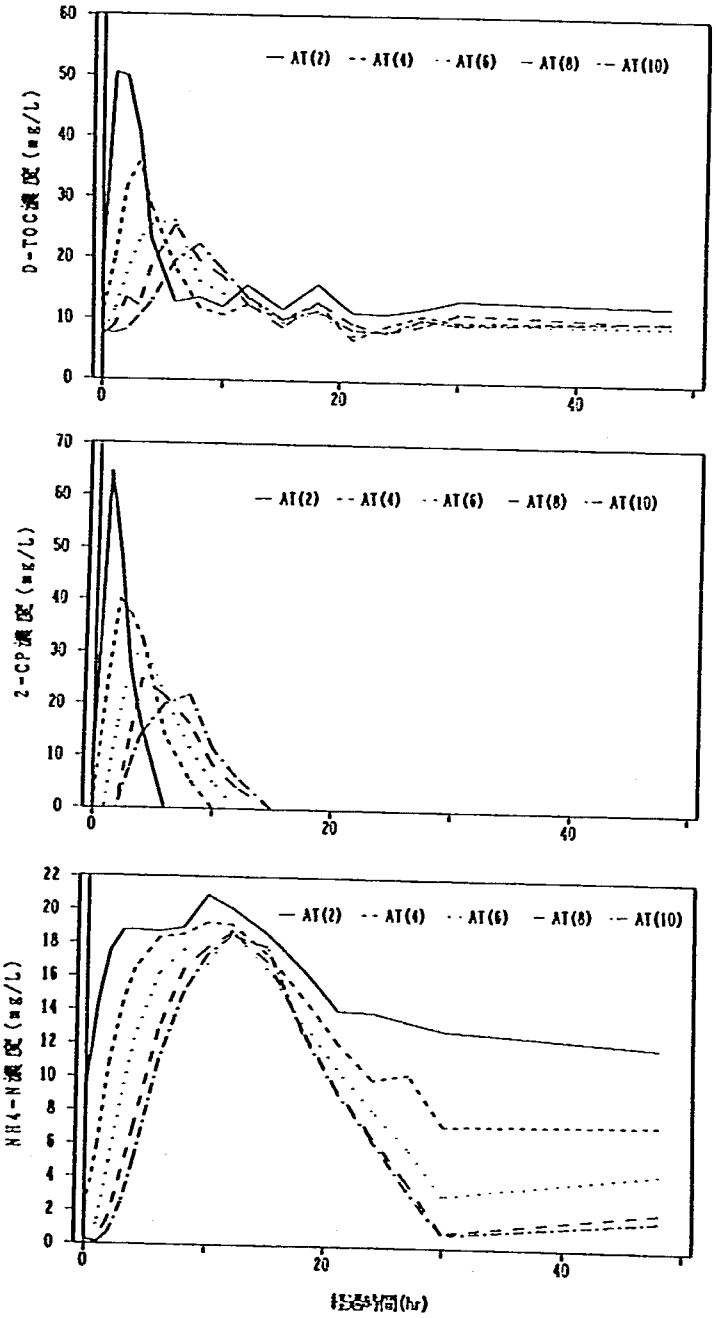
	BOD (mg/L)	D-TOC (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	NO_x-N (mg/L)	MLSS (mg/L)	SVI (mL/g)
流入水	151	56.7	20.2	0.09	2,340	104
処理水	5.7	9.4	0.23	17.5		

図-3から、添加後6時間で実験装置からの2-CPの流出が見られ、約10時間で最大濃度に達した後、20時間後にはすべて流出している様子が分かる。この2-CPの流出と同時にD-TOC、硝化が影響を受けている。D-TOCについては、2-CP流出によるTOC分を差し引くとその値は一定となり、D-TOCの濃度上昇は2-CPの流出によることが分かる。NH_4-Nの流出、NO_x-Nの減少は2-CPの流出が見られ始めるとともに始まっており、硝化が阻害されている。その後2-CPが検出限界以下になってから10時間程度遅れて硝化は回復している。活性汚泥の沈降性を示す指標のSVIは、2-CP添加後も安定して100前後の値を示しており、汚泥沈降性への影響は見られなかった。また、2-CP添加後1日目、2日目、3日目の処理水BODは、それぞれ13.5mg/L、11.8mg/L、10.1mg/Lであり、少し高い値を示しているものの大きく処理水質が悪化していることは無く、8日目では6.1mg/Lとなり添加前の値に回復していた。これらから、一時的に高濃度の有機塩素化合物が流入してもBODで評価される有機物の流出、汚泥沈降性の著しい悪化は見られないが、化合物そのものの流出に伴うD-TOCの流出がみられ、一時的に硝化が阻害されることが確認された。

さらに、今回の実験では、10槽に区切られたそれぞれのｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(AT)においてD-TOC、2-CP、NH_4-Nの時間変動を調査したのでその結果を図-4に示す。D-TOCの変動は2-CPの変動とほぼ一致しており、この変動は2-CP流出によることが推察される。このD-TOCから2-CPのTOC分を差し引くと図-5になるが、AT4、AT6、AT8、AT10は、ほぼ一定の値



図－３　２－ＣＰ添加後の処理水質の変動

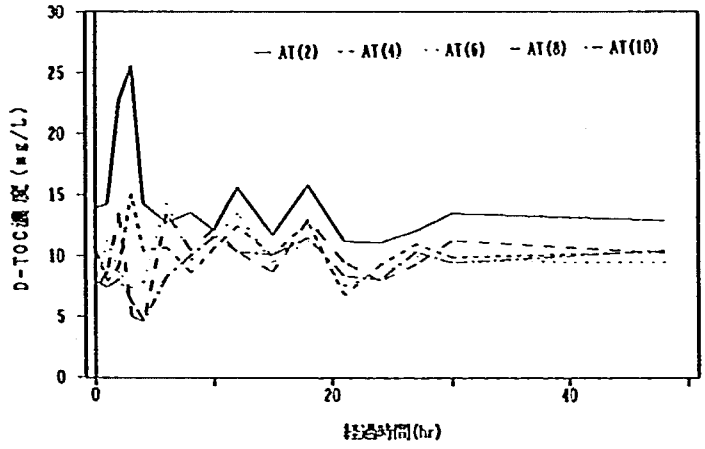


図－４　２－ＣＰ添加後のＡＴ内水質変動

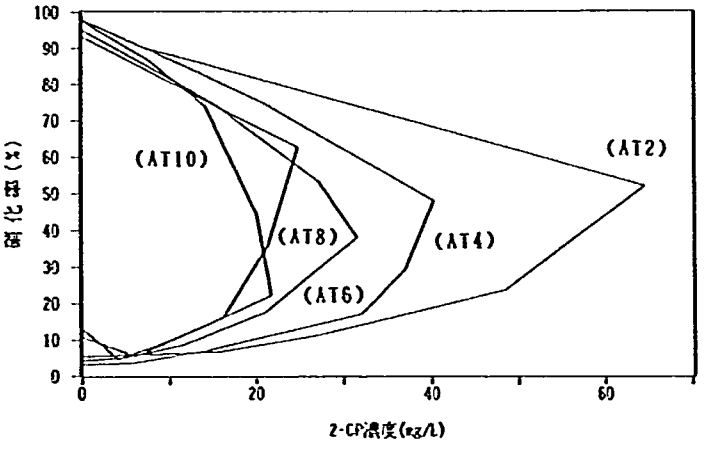
であり、2-CP分がD-TOCに加算されていたことが分かる。しかし、AT2では2-CP分差し引き後も一時的に高い値を示しており、D-TOC除去に影響が見られる。

図-4のNH$_4$-Nの変動から、2-CPの変動とともにNH4-Nが流出し硝化が阻害されていく様子がみてとれるが、NH4-NとNOx-Nのﾃﾞｰﾀから硝化率を計算し、反応槽中の2-CP濃度と硝化率の関係を図-6に示した。どの反応槽においても同様の傾向を示している。反応槽中の2-CP濃度が高くなるに従い硝化率が低下し、2-CPが最大濃度に達した後も硝化率はさらに低下している。硝化の回復は2-CPが検出限界以下になってから起っている。図-6では分かりにくいが、図-4から硝化は2-CP濃度が検出限界以下になってから徐々に回復していることが分かる。2-CPは硝化細菌に対し1mg/L程度の低濃度で影響を与えることが報告されており[6]、本調査において2-CPが検出限界以下になっても硝化の回復がすぐに起らなかったのは、2-CPが低濃度で残留していた可能性もある。

なお、本実験は処理水温が10℃程度の12月に実施したものであり、今後は水温の高い時期についても調査を行う必要がある。



図－５　２－ＣＰ添加後のＡＴ内Ｄ－ＴＯＣ変動
（２－ＣＰ流出による変動を補正）



図－６　ＡＴ内２－ＣＰ濃度と硝化率の関係

３．２ 多種類化学物質の同時添加における活性汚泥処理への影響と化学物質の挙動

環境基準項目に新たに追加された有害物質14項目を流入水に同時添加し、活性汚泥処理に与える影響とそれぞれの化学物質の処理水残留性について調査を行った。

３．２．１ 供試化学物質

本実験に使用した化学物質は、環境基準に新たに追加された揮発性有機塩素化合物、農薬等の14項目であり、表－3にそれぞれの物質の概略[3)7)]を示した。ほとんどの化合物が難水溶性の物質である。

３．２．２ 実験方法

３．１ の実験と同様、図－2に示した実験装置を表－1の条件で2系列運転し、処理水質が安定したところで一方の系に上記14項目を連続注入し、他の系はそのまま化学物質無添加のｺﾝﾄﾛｰﾙ系とした。化学物質の添

表－3　添加化学物質一覧

化合物名	示性式	物性
ジクロロメタン	CH_2Cl_2	mp. -96.7℃、bp. 39.8℃、水に微溶
四塩化炭素	CCl_4	mp. -23℃、bp. 76.7℃、水に難溶
1,2-ジクロロエタン	CH_2ClCH_2Cl	mp. -35.4℃、bp. 83.5℃、水に微溶
1,1-ジクロロエチレン	$CCl_2=CH_2$	mp. -122.5℃、bp. 31.7℃、水に難溶
シス-1,2-ジクロロエチレン	CHCl=CHCl	mp. -80℃、bp. 60℃、水に不溶
1,1,1-トリクロロエタン	CH_3CCl_3	mp. -32.96℃、bp. 74.1℃、水に難溶
1,1,2-トリクロロエタン	$CHCl_2CH_2Cl$	mp. -35℃、bp. 114℃、水に不溶
トリクロロエチレン	ClCH=CCl_2	mp. -86.4℃、bp. 87.2℃、水に難溶
テトラクロロエチレン	$CCl_2=CCl_2$	mp. -22.4℃、bp. 121.2℃、水に不溶
1,3-ジクロロプロペン	$ClCH_2CH=CHCl$	(E)体 bp. 112.2℃ (Z)体 bp. 104.3℃
チウラム	$C_6H_{12}N_2S_4$	mp. 154℃、水に難溶
シマジン	$C_7H_{12}ClN_5$	mp. 225～227℃、水に不溶
チオベンカルブ	$C_{12}H_{16}ClNOS$	mp. 3.3℃、bp. 126～129℃、水に不溶
ベンゼン	C_6H_6	mp. 5.53℃、bp. 80.1℃、水に不溶

示性式欄のチウラム、シマジン、チオベンカルブは化学式を示した

表－4　ストック溶液の調製方法

①	ジクロロメタン	3.0 mL
	四塩化炭素	0.25 mL
	1,2-ジクロロエタン	0.64 mL
	1,1-ジクロロエチレン	3.3 mL
	シス-1,2-ジクロロエチレン	6.2 mL
	1,1,1-トリクロロエタン	4.4 mL
	1,1,2-トリクロロエタン	0.83 mL
	トリクロロエチレン	4.1 mL
	テトラクロロエチレン	1.2 mL
	1,3-ジクロロプロペン	0.33 mL
	ベンゼン	2.3 mL
	を蒸留水20 Lに溶解する	
②	チウラム1.2gを少量の水で糊状に練った後、蒸留水20Lに溶解する	
③	シマジン0.6gを蒸留水20Lに溶解する	
④	チオベンカルブ2gを蒸留水20Lに溶解する	

加方法は表－4に示すストック溶液①、②、③、④を調製し、流入水量(200mL/min)の100分の1量(2mL/min)を連続的に注入する方法によった。ストック溶液の化学物質濃度は、流入水中の濃度が排水基準の10倍となるように設定した。揮発性有機化合物は同一ガラス瓶に、農薬はそれぞれ別のガラス瓶にストックし、これらストック溶液の調製は1週間に2回行いストック瓶に追加補充した。

本実験における水質分析方法は、下水試験方法[4]、Standard Methods[5]に基づいて行った。なお、14項目の化学物質の分析方法は表－5に示すとおり、環境庁告示に掲げる方法により行った。

表－5　分析方法一覧表

ジクロロメタン 四塩化炭素 1,2-ジクロロエタン 1,1-ジクロロエチレン シス-1,2-ジクロロエチレン 1,1,1-トリクロロエタン 1,1,2-トリクロロエタン トリクロロエチレン テトラクロロエチレン 1,3-ジクロロプロペン ベンゼン	環境庁告示第５９号 付表６．２による方法
チウラム	環境庁告示第５９号 付表７による方法
シマジン チオベンカルブ	環境庁告示第５９号 付表８．１による方法

３．２．３ 実験結果と考察

コントロール系、実験系について化学物質添加後の実験装置の運転管理状況を表－6、平均水質を表－7、化学物質の分析結果を表－8に示す。実験は5月に装置の運転を開始し、8月に化学物質の添加を始め2月末まで実施した。

BOD-SS負荷は標準活性汚泥法に比べて若干低く、汚泥日令、SRTが長い運転になっていることが分かる。

表－6　実験装置の運転管理状況

	BOD-SS負荷 (kg/kg·日)	BOD容積負荷 (kg/m3·日)	MLSS (mg/L)	汚泥日令 (日)	SRT (日)	エアレーション時間 (時間)	汚泥返送率 (%)
コントロール系	0.17	0.43	2500	12	13	8	25
実験系	0.17	0.37	2200	11	14	8	25

表－7　化学物質添加後の平均水質（幾何平均）

	コントロール系		実験系	
	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(℃)	15.6～27.3	7.8～27.6	－	6.9～27.8
pH (-)	6.65～7.34	6.92～7.78	－	6.94～8.21
BOD (mg/L)	150 91～190	8.6 3.3～31	130 62～190	10 4.2～51
SS (mg/L)	74 30～120	12 1～93	69 37～110	7.0 2～33
D-TOC (mg/L)	49 9.1～66	9.9 7.6～17	50 16～67	9.8 7.1～16
D-COD_{cr} (mg/L)	85 31～120	23 16～35	84 30～130	22 17～33
NH_4-N (mg/L)	20 11～24	0.07 0.01～3.3	19 9.6～23	1.8 0.1～20
NOx-N (mg/L)	0.08 0.01～0.5	16 9.7～21	0.06 0.01～0.26	7.8 0.23～18
透視度 (cm)	5 1～8	46 22～100	－	64 23～100

上段：平均値、下段：範囲（但し、水温、pHは範囲）

表－8　化学物質分析結果（μg／L）

	ジクロロメタン (200)		四塩化炭素 (20)		1,2-ジクロロエタン (40)		1,1-ジクロロエチレン (200)		シス-1,2-ジクロロエチレン (400)		1,1,1-トリクロロエタン (3000)		1,1,2-トリクロロエタン (60)	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
1/18	18.3	ND	ND	ND	7.25	5.43	6.02	ND	14.9	ND	6.12	ND	8.95	1.40
1/25	131	0.665	31.9	ND	81.7	2.53	60.8	ND	126	0.164	78.7	ND	60.7	4.51
1/31	123	1.28	441	ND	417	8.51	158	0.702	934	1.42	783	ND	228	1.58
2/1	334	6.58	114	ND	166	16.8	128	ND	366	0.484	219	ND	152	37.2
2/7	5.96	0.337	0.725	ND	2.30	2.44	0.884	ND	3.73	ND	2.61	ND	3.37	0.499
2/8	17.0	0.855	1.28	ND	5.23	5.99	2.52	ND	9.02	ND	5.23	ND	8.46	2.21
2/14	2.08	ND	ND	ND	7.42	7.44	1.40	ND	0.744	ND	0.618	ND	0.606	ND
2/15	13.9	ND	5.60	ND	10.3	0.224	2.55	ND	16.7	ND	15.8	ND	12.2	ND
最高	334	6.58	441	ND	417	16.8	158	0.702	934	1.42	783	ND	228	37.2
最低	2.08	ND	ND	ND	2.30	0.224	0.884	ND	0.744	ND	0.618	ND	0.606	ND

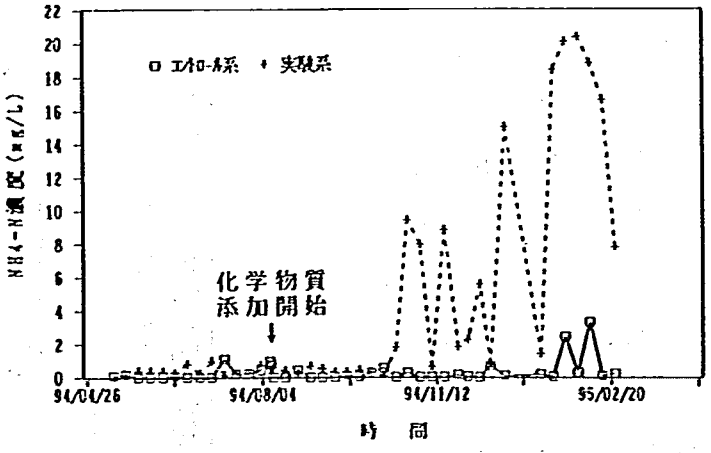
	トリクロロエチレン (300)		テトラクロロエチレン (100)		1,3-ジクロロプロペン (20)		クロラム (60)		シマジン (30)		チオベンカルブ (200)		ベンゼン (100)	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
1/18	7.86	ND	3.35	ND	2.93	ND	ND	186	5610	35	269	63	4.96	ND
1/25	75.4	ND	23.3	ND	34.0	ND	ND	ND	47	51	272	293	46.3	0.914
1/31	552	0.950	150	1.91	195	ND	ND	ND	527	40	496	351	223	1.03
2/1	200	ND	48.7	ND	89.4	ND	ND	ND	6120	70	220	268	94.4	ND
2/7	1.93	ND	0.711	ND	ND	ND	ND	ND	192	39	667	401	1.12	0.225
2/8	4.66	ND	1.19	ND	ND	ND	ND	ND	128	30	430	194	2.42	0.301
2/14	0.413	ND	0.227	ND	ND	ND	ND	22	118	17	304	ND	0.683	0.830
2/15	10.3	ND	3.21	ND	ND	ND	ND	40	109	34	485	ND	5.60	0.445
最高	552	0.950	150	1.91	195	ND	ND	186	6120	70	667	401	223	1.03
最低	0.413	ND	0.227	ND	ND	ND	ND	ND	109	17	220	ND	0.683	ND

注：(1)化学物質名横の（ ）内の数値は排水基準値を示す。
(2)ND:検出限界以下

化学物質添加後約6ヶ月間の平均水質(ﾃﾞｰﾀ数26)を示した表－7で、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系、実験系の値を比較して、大きく異なっているのは、流入水BOD、処理水NH_4-N、処理水NO_x-Nである。流入水分析試料はｺﾝﾄﾛｰﾙ系では一次処理水そのものであるが、実験系では一次処理水に14項目の化学物質が添加された後に採取した混合液である。実験系の流入水BODの値がｺﾝﾄﾛｰﾙ系に比べ若干低い値となっているが、これは化学物質添加によりBOD酸化細菌が何らかの阻害をうけているものと考えられる。このことは、溶解性有機物を測定している、D-TOC、D-CODcrの値がほぼ同じことからみても、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系、実験系の流入水有機物濃度に差はみられない。この結果から、有害化学物質が高濃度に含まれる下水の場合、BODが若干低めになることが推察される。

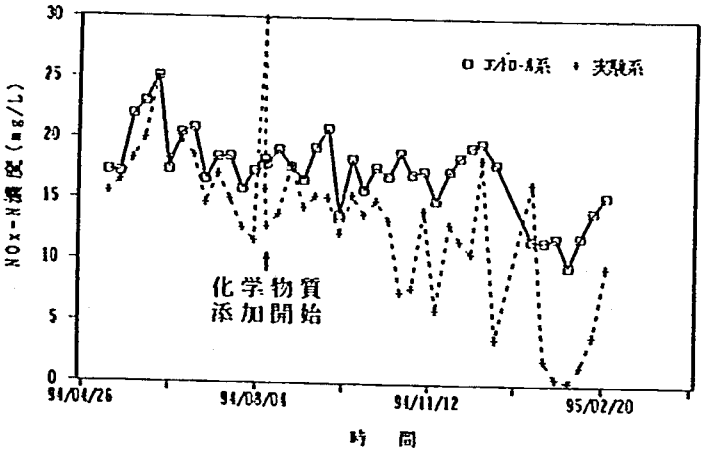
処理水質でｺﾝﾄﾛｰﾙ系と実験系が大きな違いをみせているNH_4-N、NO_x-Nの経時変化図を図－7、8に示した。化学物質添加当初は、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系、実験系の間に大きな違いは見られないが、処理水温が10℃程度と低くなる１１月以降、時々硝化が抑制されていることが分かる。硝化細菌は、低水温時に活性が低下することが知られている[8]が、この水温が低い時期は化学物質の添加により更に不安定になっている。

実験期間中、化学物質の分析は1月18日から2月15日の約1ヶ月間に8回集中して測定した。表－8の化学物質の分析結果が示すとおり、流入水、処理水ともその濃度は測定ごとに大きく変動していた。供試化学物質が難水溶性であること、添加量が微量(2mL/min)であること、多くの化学物質は揮発性であること等に原因していると考えられる。今回添加した14項目の化学物質の中で1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、ｼﾏｼﾞﾝ、ﾁｵﾍﾞﾝｶﾙﾌﾞの4物質が処理水中に若干残



図－７　ＮＨ４－Ｎ経時変化

留したものの、他の物質についてはほとんど残留することはなかった。流入水濃度が排水基準の濃度を越えていた日の分析ﾃﾞｰﾀを用いて、それぞれの化学物質の除去率を計算すると次のような結果になった。ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ98.0%、四塩化炭素100%、1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ94.9%、1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ99.6%、ｼｽ-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ100%、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ100%、1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ89.1%、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ99.8%、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ98.7%、1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ100%、ｼﾏｼﾞﾝ85.8%、ﾁｵﾍﾞﾝｶﾙﾌﾞ66.8%、ﾍﾞﾝｾﾞﾝ99.5%である。



図－８　ＮＯｘ－Ｎ経時変化

ただし、1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝは流入水濃度が排水基準濃度を越える日がなかったため、最大濃度となった日のﾃﾞｰﾀを用いて計算した。また、ｼﾏｼﾞﾝ、ﾁｵﾍﾞﾝｶﾙﾌﾞでは処理水濃度が流入水濃度を越える日がいくつか見られたが、このﾃﾞｰﾀは除いて計算した。ﾁｳﾗﾑについては、流入水中で検出された日がなく除去率の計算はできなかった。ﾁｳﾗﾑは非常に不安定な物質であることが知られているが、本実験結果もそれを示している。しかし、処理水中で検出された日がみられたが、その原因は不明である。ﾁｳﾗﾑの活性汚泥処理での除去特性については、流入水中で検出できる濃度に添加する方法を工夫するなどして、さらに詳しい調査を行う必要がある。

なお、表－8のNDは検出限界以下を示しているが、環境庁告示第59号付表6.2の方法により分析した11項目の揮発性物質については、それぞれ1μg/Lである。しかし、ﾍﾞｰｽﾗｲﾝが安定しておりS/N比が10程度の場合には1μg/L以下であってもその濃度を求めた。逆に1μg/L以上で検出された場合でもﾍﾞｰｽﾗｲﾝが不安定でありS/N比が5以下のものについてはNDとした。環境庁告示第59号付表7の方法により分析した農薬のﾁｳﾗﾑの検出限界は20μg/L、付表8.1の方法により分析した農薬のｼﾏｼﾞﾝ、ﾁｵﾍﾞﾝｶﾙﾌﾞの検出限界は15μg/Lである。

4．今後の問題点

1）活性汚泥処理への有機塩素化合物の影響について、2-CPの高濃度溶液を一時的に添加する形で調査した結果、1%(V/V)程度の高濃度であっても、流入が一時的な場合にはBOD等で処理水質を評価する場合には大きな影響は見られず、また、汚泥沈降性も影響を受けなかった。しかし、2-CPそのものは除去されないまま流出するためD-TOCは上昇した。2-CPは連続的に流入している場合には活性汚泥が馴致し、除去されることが報告[9]されているが、一時的に高濃度で流入する場合には処理場を素通りすることになり、有害物質が公共用水域に流出する結果を招く。今後は、このような一時的に流入する有害物質の除去対策についても検討が必要である。

2）新たに環境基準に追加された14項目の有機塩素化合物、農薬等について活性汚泥処理への影響と処理水への残留性について調査した結果、水温が10℃程度になる冬場に硝化が抑制される傾向が見られた。硝化促進型の運転を行っている処理場においては対策を検討する必要がある。また、処理水中に多量に残留す

る有害物質はなく、高い除去率を示していた。しかし、水処理系からの有害物質の除去は確認されたものの、その除去機構は不明であり、今後、物質収支を求め除去機構の調査・検討を行う必要がある。

参考文献

1)安中・渡部・小森: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(1)、土木研究所資料第2313号(1986)
2)中村・小森: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(2)、土木研究所資料第2972号(1991)
3)化学工業日報社:12394の化学商品、化学工業日報社(1994)
4)日本下水道協会:下水試験方法、日本下水道協会(1984)
5)APHA, AWWA, WEF:Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed., APHA(1992)
6)中村、小森:土木研究所資料第2509号(1987)
7)有機合成化学協会:有機化合物辞典、講談社(1993)
8)下水道研究室:生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去、土木研究所資料第1664号、(1981)
9)小森、渡部:第19回水質汚濁学会講演集, 日本水質汚濁学会(1985)

15. バイオセンサーの実用化に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　南山　瑞彦
豊田　忠宏

１．　調査の目的

下水道施設の維持管理にあたっては、処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて、水温，ｐＨ等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては、精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーについては、精度、感度、維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。

下水処理場の放流水の水質監視としては、ＢＯＤの測定が義務付けられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし、公定法によるＢＯＤの測定は測定に５日間を要し、その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難であり、ＢＯＤの短期間での測定の要望は高い。

本調査は、このような背景から下水処理水のＢＯＤを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し、それを実用化するための調査を行うことによって、下水道の維持管理性を向上させることを目的とする。

２．　平成５年度の調査内容

５年度の調査は、４年度の調査で得られた知見により、新たに改良を行ったＢＯＤセンサーを処理場に設置して長期稼働調査を行い、改良の有効性を把握する目的で行った。その結果として実際の稼働状況下で得られた知見は次の通りである。

１）緩衝液や試料水の間でのＤＯの差が、測定に対して影響を与えるため、対策としてＢＯＤセンサーに、水温とＤＯの制御を目的とした前処理装置を設置し、稼働調査を行った。結果として緩衝液，標準液，試料水の間でのＤＯの差は小さくなりＤＯの変動が測定に与える影響は抑制された。

２）採水した水をセンサーに移送する流路の中で、微生物系スライムの発生が起こり、移送中の検水の飽和ＤＯが微生物スライムの生物呼吸により減少させられるため、対策として流路の洗浄工程を設け新たに洗浄用の流路を増設した。その結果、流路内での微生物系スライムの発生は抑制された。

3）センサーの検量線作成用の標準液が、一週間程度で劣化を起こすため、劣化防止策として紫外線の照射を行った結果、標準液の急激な劣化は抑えられた。またこの紫外線の照射は、微生物系スライムの発生抑止にも効果があった。

3．　平成６年度の調査内容

本年度の調査では、まず平成４年度以来行ってきている、横浜市中部処理場と札幌市創生川処理場でのＢＯＤモニターの現場設置調査において、実用化に向けて改良・簡略化を行った前処理装置と、従来得られている知見に対して更に改良を行ったセンサーを組み合わせた装置を使用し、ＢＯＤモニターの稼働性について調査を行った。それと同時に、処理場での設置調査に使用しているＢＯＤモニターと同じ装置を用いて、前処理装置のもつ特性について室内実験で検討を行った。リセプターとして使用している微生物（Ｉ－１株）が、処理水に対して活性を失っている問題の改良のため、従来使用してきた微生物を新たに冷凍保存状態からの培養によるリセプターの改良を行うと共に、新たに２つの処理場の処理水に対して活性をもつ微生物の探索も行った。

３．１　使用したＢＯＤセンサー本体の概要

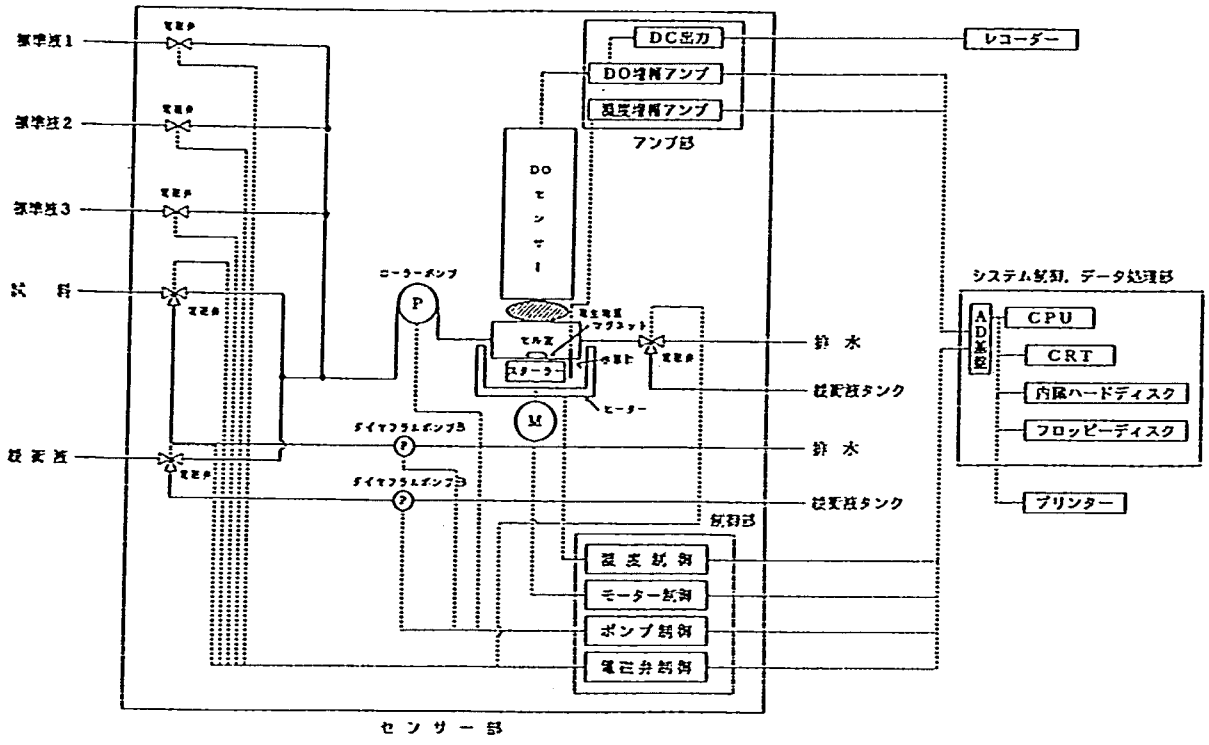
本調査に使用した装置の概要を説明する。ＢＯＤセンサーは、図－１に示すようなセンサー部，制御部，データ処理部，採水部及び図－２に示す前処理部によって構成されている。

センサー部は１台のＢＯＤセンサーに３基あり、測定部に加え、標準液，緩衝液，試料をフローセルに送るためのローラーポンプ、非測定時に緩衝液と試料について流路を切り替えて流すためのダイヤフラムポンプなどで構成される。測定部は、処理場放流先水路より分離した微生物（Ｉ－１株）を、ＰＶＡ－ほう酸法固定した生物膜と、トランスデューサーとして使用する、ガルバニ型酸素電極からなる微生物電極、そして試料測定のためのフローセル、及びフローセル内を３０℃に維持するためのヒーター、フローセル内の試料水の拡散速度をあげるためのマグネットスターラー等によって構成されている。

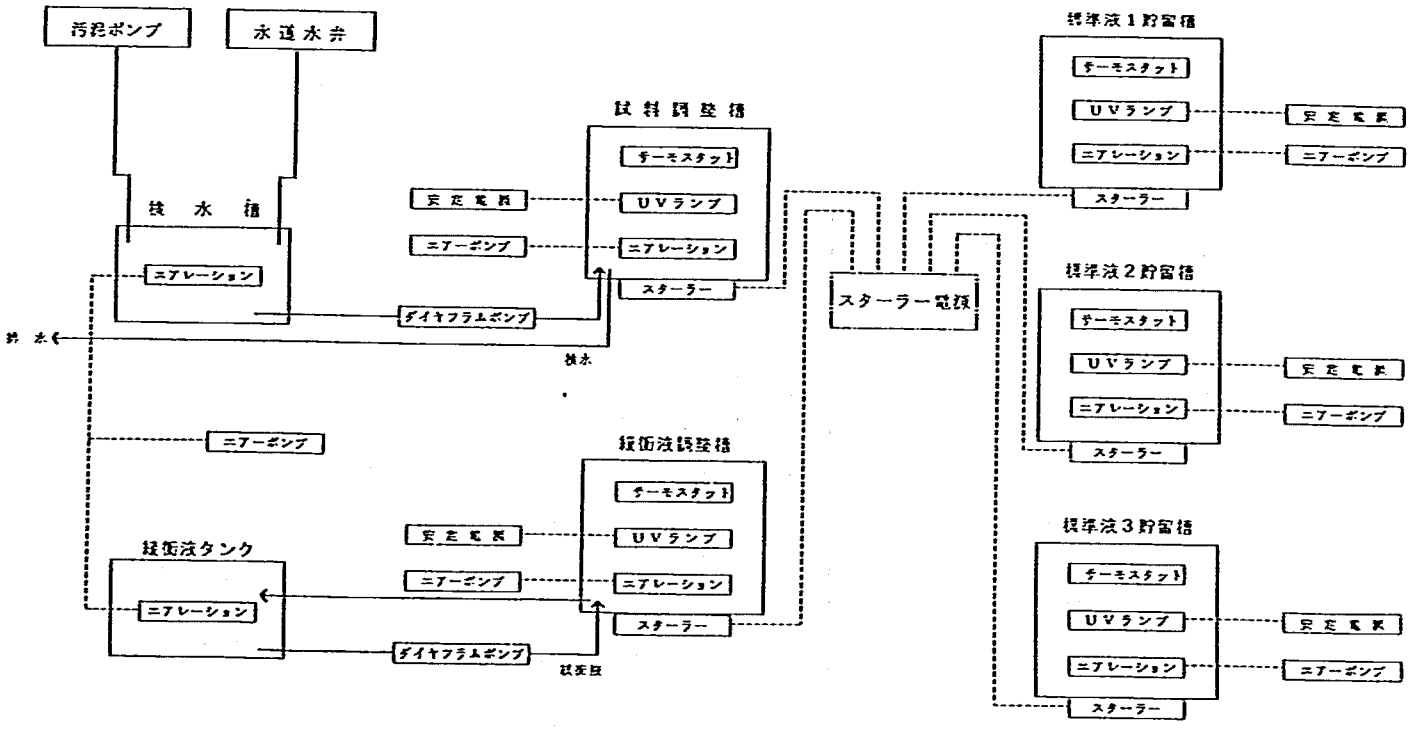
制御部は、３基のセンサー部を同時に制御できるようになっており、パーソナルコンピューター(NEC FC-9801U)，プリンター，センサー部の出力をアナログ量として記録できるレコーダーからなる出力機器から構成されている。

採水部は、処理場の最終沈殿池越流水をポンプにより20ｌ/minで20ｌの検水槽に投入するようになっている。試料の採取はタイマーを用いて制御される。

前処理部は、エアーポンプによるＤＯ制御部と、ヒータによる水温制御部により構成されている。また制御効率をあげるため、採水部によって一端20ｌの検水槽に採水された試料を、ダイヤフラムポンプによって２次的に1ｌ調整槽への連続注水しＤＯ，水温の調整を調整槽で行う事とした。ダイヤフラムポンプは、調整槽内での滞留時間を十分にとれるように、昨年度のものより流量が小さく流量可変タイプのものを使用した。これにより調整槽内の滞留時間が従来3分程度しかとれなかったものが、5分以上とれるようになり十分な温度制御ができるようになった。これらの操作を標準液、緩衝液についても同様に行った。またそれぞれの調整槽の中で



図－1　ＢＯＤバイオセンサーシステムセンサー部の構成



図－2　ＢＯＤバイオセンサーシステム前処理装置部の構成

ＵＶによる殺菌を行うことで調整槽の中での微生物の繁殖を抑えることとした。

３．２　ＢＯＤセンサーの設置調査

３．２．１　設置調査内容

昨年と同じように、機械の運転状況と問題点の把握を目的とした連続稼働実験を行い、点検，維持管理を行った。ＢＯＤセンサーの稼働状況は２４時間稼働で毎正時測定した。検量線は、

表－１　ＢＯＤセンサーの維持管理

管　理　項　目	頻度	内　　容
検水槽の点検	毎日	採水口及び上水から正常な採水の確認，その異常時の異物の除去，採水ポンプの稼働の点検，送水及び採水パイプ部分の点検，採水フィルター及び移送チューブの確認
前処理装置部の点検	毎日	曝気装置，水温調節ヒーターの確認，紫外線ランプの点灯確認，水温，ＤＯの測定
ＢＯＤセンサー部の点検	毎日	センサー出力，センサーチューブ，センサーポンプ，ディスプレイ装置，記録装置の点検
その他の点検	毎日	検量線更新の確認，計測日報の回収，プリンター印字可ランプの確認
緩衝液の交換	毎週	下水試験方法第１編第３章第１８節２のＢＯＤ希釈水の作成方法により毎週２０ｌ作成
標準液の交換	毎週	合成下水により３濃度（１０，２０，３０㎎/ｌ ＢＯＤ）の標準液を１．８ｌ作成
検水槽の洗浄	随時	検水槽の付着物等を洗浄
採水・排水チューブの交換	随時	汚れが著しいとき
採水フィルターの交換	随時	汚れが著しいとき
エアフィルターの交換	随時	汚れが著しいとき
センサー内セル室の洗浄	随時	汚れが著しいときセンサー部，セル室の付着物を洗浄
プリンター用紙の補充	毎月	プリンター用紙を１カ月分補充
センサー内移送チューブ交換	毎月	センサー内の移送チューブを交換，ジョイントの洗浄
レコーダー記録紙の交換	毎月	レコーダー記録紙を交換
ＨＤ記録データの回収	毎月	ハードディスク内の測定データをフロッピーディスクに回収
微生物膜の交換	適時	微生物膜を交換
微生物膜の活性度判定	適時	標準液の傾き，再現性等より活性度を判定
プリンターインクリボン交換	適時	プリンターインクリボンを交換
レコーダーペンの交換	適時	レコーダーペンを交換

10, 20, 40ppmの、３種類の濃度の標準液を使って１日１回自動的に校正を行った。維持管理の内容を表－１に示す。水質監視用モニタリング装置としての使用を目的としているので、メンテナンスは比較的簡易に設定しており、毎日の維持管理は、主に実験に使用しているＢＯＤセンサーの、稼働性を確認するための点検を目的としたものが多いが、本年度は装置の簡略化のため、昨年度使用した前処理装置と異なり水温，ＤＯの制御に水温センサー，ＤＯセンサーを使用していないので、定期的に水温，ＤＯの測定も行った。また週に１度の点検には、消耗する試薬の維持管理を行い、月に１度用紙の補充などの消耗品の補充を行うとともに、維持管理上重要な移送チューブの交換なども行った。

３．２．２　設置調査の結果

（１）維持管理

昨年度導入した水道水による洗浄の効果によって、検水槽，チューブ類，フィルター類の汚れやつまりについては、ほとんど問題が起きず、チューブ類の交換については１ヶ月に１度の交換で十分であった。またヒータや曝気装置、紫外線ランプなど前処理装置についても、めだったトラブルはなかった。しかし採水フィルターが散気棒の近くにあるとエアーをかむことがあった。これは採水量の多いチューブ洗浄時にのみ起きていたが、センサー測定時の採水に切り替わる際に移送チューブ内に残ったエアーがセル室に通水されるため、出力が不安定になることがあった、散気棒の位置を採水フィルターより離すことで対処を行った。また前処理装置の試料水，緩衝液，標準液の各調整槽の管理状況を以下に示す。

1)試料（処理水）調整槽

日常管理において水温の測定を行っていたが、通常26～28℃で管理されていたものが、特に札幌では、融雪水が流入すると水温は15℃前後まで下がり、飽和ＤＯ濃度も大きく変化する。処理水はセンサー部で30℃に加温されるがこの温度における飽和ＤＯ濃度と15℃における濃度にかなりの差があるため、前処理装置内とセンサー部で水温の差が大きくなることは、センサー部でのＤＯ測定の阻害となる可能性が考えられる。

処理水のｐＨは6.5～7.5でほぼ一定であった。

2)緩衝液及び標準液調整槽

緩衝液及び標準液の調整槽内での水温はほぼ26～28℃に管理され、ＤＯの制御についても問題なく行われていた。しかし標準液のｐＨについては交換時から徐々に低下し、一週間後には4.5程度にまで低下した。

（２）自動計測状況

センサーの出力は、生物膜に活性がある場合、センサーに処理水を通水させると生物膜が有機物分解を起こすことによりＤＯが消費されることがセンサーの出力として表示されるが、緩衝液から処理水へ通水が切り替わる際それぞれのＤＯ制御が同一に制御されておらずおらず、生物膜の活性の変化以外のＤＯ変化の要因によって、誤ってＢＯＤセンサーの出力の変化があると認識されてしまう、緩衝液の測定時の方がＤＯが大きくなることがある。

今年度の調査でも、このＤＯの増加する出力がしばしば見られたので、前処理装置でのＤＯ制御，センサー部でのエアーの混入などの妨害要素の排除が必要となってくる。

これらの設置調査によって得られた知見に関して室内での調査を行った。

3．3　ＢＯＤセンサーを用いた室内調査

昨年度の現場設置調査で使用した、ＢＯＤセンサーの前処理装置の、有効性を評価するため、室内実験での調査を行った。調査の内容と結果を以下に述べる。

3．3．1　ＤＯの制御についての実験

現在のＢＯＤセンサーにおいては、検水のＤＯの調整は、前処理部でＤＯセンサーとエアー曝気を組み合わせた制御を行い、セル室内での温度制御により過飽和のＤＯを飽和に制御する構造になっている。しかし昨年度の調査では、試料のＤＯは3～7mg/lの間で変動しており、特にＤＯの低い場合に確実に制御出来ない場合があった。そのため室内実験を行い適正なＤＯ制御のための検討を行った。

（１）実験方法

センサー内でのＤＯの変動状況を確認するために飽和ＤＯに調整した検水を微生物膜をはずした状態のセンサーに速やかに導入し、セル室直後で検水を捕集、ＤＯをウインクラー・アジ化ナトリウム変法で測定した。また移送チューブ内でのスライムのＤＯ消費を確認するために、スライムの付着したチューブと付着無しのチューブの２種類のチューブにより実験を行った。また前処理部でエアー曝気により、ＤＯが飽和に達するまでに必要な滞留時間の確認を行った。

（２）実験結果

実験の結果を表－２に示す。２種類のチューブでの実験の結果チューブ内でのＤＯの変動はどちらのチューブを使用した場合でもごくわずかなものであった。この結果センサー内では、長時間移送チューブ内で水が停滞しない限り飽和ＤＯの変動は少なく、前処理部でＤＯを飽和一定に制御すれば内部でのＤＯの減少は生じないと判断された。

表－２　センサー内でのＤＯ変動試験結果（微生物膜無し）　　単位：mg/l

ｾﾝｻｰNo.	移送チューブ（付着無し）			移送チューブ（付着あり）		
	注入ＤＯ	流出ＤＯ	濃　度　差	注入ＤＯ	流出ＤＯ	濃　度　差
1	8.2	8.1	0.1	8.2	7.9	0.3
2	8.2	8.2	0.0	8.2	7.9	0.3
3	8.2	8.1	0.1	8.2	8.0	0.2
平　均	8.2	8.15	0.05	8.2	7.95	0.25

表－３　ＤＯが定常になるまでの曝気時間

注水ＤＯ(mg/l)	2.3	3.5	4.1	5.5	6.2	7.3	8.5	9.4
定常ＤＯ(mg/l)	7.8	7.8	7.9	7.8	7.9	7.9	8.0	7.9
曝　気　時　間	4'22"	4'20"	4'05"	3'52"	3'15"	2'51"	2'40"	3'10"

水温：28.0℃　曝気：連続曝気

また表－３には、前処理槽内でＤＯが定常になるまでに必要な曝気時間を示したが、この表

から前処理槽内でＤＯが定常になるためには最低でも５分間必要であることが分かった。

３．３．２　水温の制御実験

昨年度使用していた前処理装置では、ＤＯの飽和濃度を試料水や緩衝液の間で一定とするため、またセンサーの中の微生物膜の十分な活性を得るという２つの目的から水温センサーとガラスヒータの連動により水温の制御を行っていたが、ヒータが異常加熱を起こすという問題が発生した。またＤＯの制御のためにも、適正な水温制御を行う必要があるが、本年度の調査では融雪水が流入した場合に水温が15℃程度までにしか制御されなかった。この対策としてダイヤフラムポンプの流量を小さくすることで調整槽内での滞留時間を長くし、水温を高く調整すること等が考えられる。そのためヒータの水温制御効率の程度を調査するための実験を行った。

（１）実験方法

あらかじめ水温の異なる検水を調整し、前処理槽におけるヒータの加温状況を測定しながら、水温が定常状態になるまでに必要な滞留時間の測定を行った。またセンサーのセル室における水温の制御状況を確認するために、水温の異なる検水を前処理部を通さず直接センサーに導入しセル室直後での水温を測定した。

（２）実験結果

水温が定常となるのに必要な滞留時間を表－４に示した。この結果から、5℃程度の低温水を28℃に制御するためには、約3分の滞留時間が必要であることが分かった。３．３．１の結果と併せて考えると、この装置で調整槽内の滞留時間を5分間とれば、前処理装置で十分な水温，ＤＯの制御を行うことが出来るということが分かった。また表－５には、セル室での水温制御の実験の結果を示したが、表では注入される水温に関わらず30℃前後での温度制御が行われている。この結果から、前処理部での温度制御自体が、微生物膜の活性に対して与える影響は少ないと考えられる。

表－４　水温が定常になるために必要な曝気時間

注水水温（℃）	5.0	7.1	10.3	13.2	15.5	20.2	25.3
定常水温（℃）	27.9	28.0	28.0	28.0	27.9	28.0	28.1
滞留時間	3'15"	2'50"	2'32"	2'11"	1'47"	1'02"	0'34"

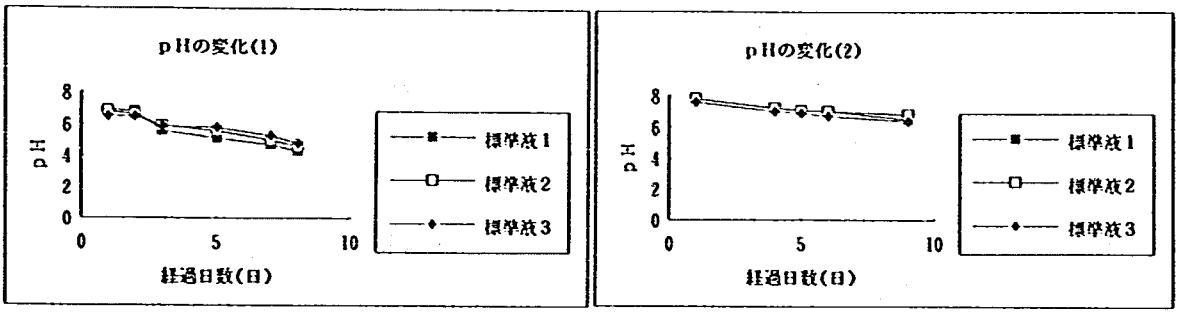
表－５　セル室における水温の制御状況

注入水温（℃）		5.0	10.2	15.8	20.1	24.8
セル室通過後水温(℃)	センサー１	31.0	31.4	31.3	31.2	31.2
	センサー２	31.2	31.2	31.3	31.3	31.4
	センサー３	31.1	31.2	31.1	31.0	31.5
	平均	31.1	31.3	31.2	31.2	31.4

３．３．３　標準液のｐＨ低下防止実験

標準液については、昨年度の設置調査で濃度低下を抑えるためにＵＶの照射を行ったが、ｐＨの測定を行ったところ、ｐＨが低下していることが分かった。原因としては、ＵＶ照射によ

るものと考えられる。対策として、標準液はＢＯＤ測定用の希釈液（蒸留水にＡ，Ｂ，Ｃ，Ｄ液を等量入れたもの）をベースに人工下水を混ぜ合わせたものであるが、その内ｐＨ調整機能のあるＡ液（含リン酸塩）を２倍にして希釈液を作成し実験を行った。実験結果としてＡ液の濃度の変更前と変更後の比較グラフを図－３として示す。グラフからリン酸緩衝液の濃度を高くすることで、ｐＨの低下が抑えられていることが分かる。



図－３　標準液のpH低下防止実験結果

３．４　有用微生物の探索と特性把握

昨年度処理場で行った実稼働調査の際に、従来使用していた微生物（Ｉ－１株）が処理水に対する活性が非常に小さくなっていることが分かった。原因としてはいくつか考えられるが、微生物の保存が桜井培地による継代培養によって行われてきたため、長期に渡る培養によって微生物の処理水に対する基質特異性に変化が生じたり、他の微生物等による汚染が生じたことなどで、処理水に対して資化性を示さなくなったこと、また２次処理水のＢＯＤ成分が、Ｉ－１株が分離された処理水成分と大きく異なっているため、Ｉ－１株では代謝できないこと等が考えられた。本年度の調査ではＩ－１株を処理場より分離した際に、冷凍保存しておいた株をもう一度培養し直すと共に、実際に稼働試験を行っている処理場の放流先より集菌・培養を行った菌を使用して、それらの菌の特性を把握すると共に新たな有用微生物の探索を行った。

３．４．１　実験概要

下水処理水に対して活性の高い単離微生物を検索し、その特性を把握するために単離微生物によるＤＯ消費速度特性を測定した。実験に使用した供試微生物の種類を表－６に、実験に使用した装置を図－４に示した。また実験では充填水として緩衝液，合成下水標準液10ppm，30ppm，処理水（横浜中部下水処理場，札幌創生川処理場）を使用した。

表－６　供試微生物

Ｉ－１株	冷凍保存していたＩ－１株
Ｉ－２株	Ｉ－１株を札幌処理水で馴養した菌株
ASS-１株	活性の高い活性汚泥
Ｓ－１株	札幌創生川処理場で採取し分離・培養した菌株①
Ｓ－２株	札幌創生川処理場で採取し分離・培養した菌株②
Ｙ－１株	横浜中部下水処理場で採取し分離・培養した菌株

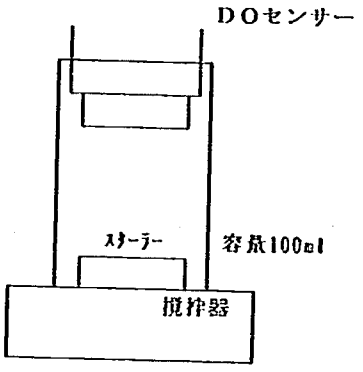
また実験は以下の手順で行った。

1)供試菌株を緩衝液で洗浄し、遠心分離操作を行った後、湿潤状態で0.5g採取する。

2)実験容器に1)の供試微生物及び充填水（緩衝液，標準液10ppm，30ppm，処理水（横浜，札幌））を入れて、上部にＤＯセンサーをセットする。この際外部から空気が入らないように注意して密栓する。

3)撹拌を行いつつ、ＤＯが安定するまで経時的にＤＯを測定する。

4)供試微生物及び充填水を順次変更しながら、2)～3)の操作を繰り返し行う。

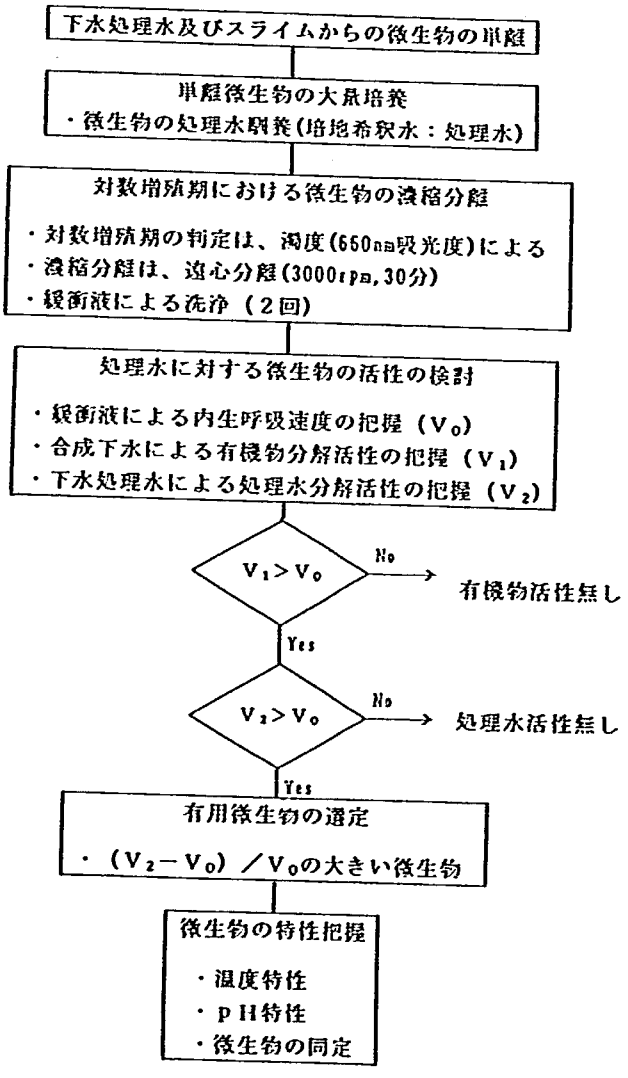


図－４　微生物探索実験装置

３．４．２　実験結果

この結果、今回用いた供試微生物では、微生物ごとに実験時の活性状態が異なっていた。そのため実験条件を一致させるために、対数増殖期の微生物を使用する必要があることが分かった。また全体的に処理水に対する活性が低いので、供試微生物の培養時の培地希釈水に処理水を用いて微生物の処理水馴養を行う必要があると考えられる。

また有用微生物の検索手法として図－５に示すようなフローを考え、有用微生物の探索については、今後もこの手法に基づく方法で、継続してゆく必要がある。



図－５　有用微生物の検索フロー

４．　まとめと今後の課題

平成４年度から行ってきた設置調査により、ＢＯＤセンサーに発生してきたＤＯの制御，標準液の劣化，移送チューブ内での微生物の増殖等、といった問題点については、前処理

装置によるＤＯ，水温の制御や、紫外線の照射による標準液の劣化防止、水道水による洗浄工程の導入等といった方法でほぼ解決されてきている。また今年度の調査で前処理装置の具体的な機能を明らかにすることが出来た。しかし、実際に実用化という面では、装置的に複雑であることや、それにともなうメンテナンス等の点で問題を抱えている。また新たな有用微生物の探索についても課題を残しており、今後も探索を続けてゆく必要がある。

最後に調査にご協力頂いている札幌市下水道局と横浜市下水道局の担当者の方々に感謝の意を表します。

－参考文献－

1）中村、田中、豊田（１９９３）バイオセンサーの実用化に関する調査，土木研究所下水道部”平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集”

2）田中、南山、豊田（１９９４）バイオセンサーの実用化に関する調査，土木研究所下水道部”平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集”

3）科学分析部会 バイオテクノロジー専門委員会（１９９０），日本規格協会 ＪＩＳ Ｋ ３６０２-1990”微生物電極による生物化学的酸素消費量（ＢＯＤ$_4$）計測器”

16. 面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　長谷川　清

河川、湖沼等の公共用水域の水質保全、水質改善等のために、下水道施設などの整備が必要である。しかしながら、下水道施設が対象とする汚水は、生活系の排水や有機性の工場排水であり、森林や田畑など面源からの負荷については用水や肥料の適正管理が主体で、処理の対象とはなっていないのが現状である。水理学的滞留時間の長い湖沼や内湾あるいは希釈効果の少ない渇水期の河川においては、下水や工場排水を高度に処理したとしても、面源からの負荷によっては十分な水質レベルが維持できないことも考えられる。本調査はこのような観点から、濃度は低いが水量が多いこともあり、負荷量としては無視しえない山地河川からの流出負荷量を評価する基礎的資料の収集を目的としている。

２．平成５年度までの調査結果

平成５年度までの調査では、以下のような点が明らかになった。

①調査流域に占める森林の割合が９０％以上の山地を貫流する約３０河川について調査した結果によれば、晴天時での平均水質は、ＴＯＣが3.6mgl^{-1}、(NH_4+NO_x)-Nが0.42mgl^{-1}、ＴＰが0.023mgl^{-1}であった。このように、水田、田畑等の土地利用が余り行われていない山地河川であっても、窒素、リンの各濃度は既に富栄養化レベルに達している。

②山地河川の晴天時における比流量の範囲は５～５０ L/s/km^{-2}、平均１３ L/s/km^{-2}であった。

③これら水質と流量の測定結果から各物質の比流出負荷量（Ｌ／Ａ）を算定すると、比流量（Ｑ／Ａ）との間には、（Ｌ／Ａ）＝ａ（Ｑ／Ａ）^{b} なる指数関係が認められた。

④上式での定数ａとｂの物理的な意味を測定結果で考察すると、定数ａは土壌中に存在する対象物質の存在量または含有率、定数ｂは土壌中に存在する対象物質が流水（地下水、表流水等）によって溶解し、供給される速度にそれぞれ関係しているものと考えられる。

⑤多くの物質は、比流出負荷量と比流量との間に線形関係が認められるが、土壌中における存在量が少ない物質やアンモニア態窒素のように土壌中での移動に際して酸化されて減少する物質は流水への供給能力あるいは供給速度に限界があるため、上記のような線形関係が認められない。

３．平成６年度の調査結果

３．１　調査流域の概要

平成６年度の調査は、雨天時における負荷量の流出特性を評価するために、筑波山麓を流れる山口川と椿作沢において実施した。山口川の対象流域は３２０haで、９９．７％は森林である。一方、椿作沢の対象流

作沢において実施した。山口川の対象流域は３２０haで、９９．７%は森林である。一方、椿作沢の対象流域は１５６haで、森林が５１．２%、ゴルフ場が４８．８%をそれぞれ占めている。

3．2　調査内容

水質分析用試料は自動採水器を使用し、天気予報を参考にして２～３時間間隔で採水を継続した。水質の測定項目は、ＴＯＣ、NH_4-N、NO_X-N、PO_4-P、T-P、Ｃｌ、SO_4、COD_{MN}、電導度等である。流量については、土木研究所河川部水文研究室が同河川に設置している自記水位計（水研６２型）を用いて自記記録を行った。この水位結果から流量への変換は、以下に示す沖の式[1]（複断面四角せき）を適用して算出した。

沖の式：堰の越流深（ｈ）が$0 < h \leqq 0.300$ｍの範囲では、

$$Q = C b_A h^{3/2}$$

$$C = 1.838(1+0.0012/h)\{1-\sqrt{(h/b_A)/10(1-(h/b_A)/10D_A}\} \times [1+1/2\{b_A/B(h+D_A)\}^2]$$

ここで、$b_A = 0.5$、$D_A = 0.3$、$B = 5.8$

堰の越流深（ｈ）が$0.300 < h \leqq 1.70$ｍの範囲では、

$$Q = C b_B h_D + 2/3 \times 0.58692 \times b_A\sqrt{2g}(H^{3/2} - h_D^{3/2})$$

$$C = 1.838(1+0.0012/h_D)\{1-\sqrt{(h_D/b_B)/10(1-(h_D/b_B)/10D_B}\} \times [1+1/2\{b_B h_D/B(h_D+D_B)\}^2]$$

$h_D = h - 0.30$

ここで、$b_A = 0.5$、$b_B = 5.0$、$D_B = 0.6$、$B = 5.8$

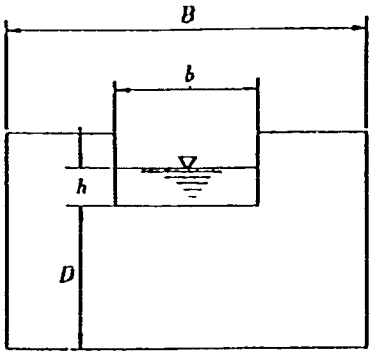


図１　複断面四角堰

なお、式中の単位はｍ，secである。堰の背後の池面積は約４０m^2である。

3．3　調査の結果

１）調査内容

山口川での雨天時における流出負荷量調査は、表１のような期間について実施した。

表１　調査時期と調査内容

	調査期間	調査内容	比流量(l/s/k㎡) 最小	最大
第１回	1994/06/28 ～ 07/04	３時間間隔	17.59	31.18
第２回	1994/07/08 ～ 07/11	３時間間隔	18.74	72.13
第３回	1994/09/22 ～ 09/25	３時間間隔	20.40	92.81
第４回	1994/09/28 ～ 10/01	３時間間隔	23.52	105.0

これらのすべてのデータ（ｎ＝９０）について、比流出負荷量と比流量との関係を式（１）の回帰式に当てはめて、定数ａ、ｂを算出すれば表２のようになる。ただし、同表には山口川以外に、前年度に実施した河川及び文献値等についても記載してある。

表2　比流出負荷量の回帰式における定数aとb

－土地利用比率(%)－

河川名	別所	山口	平川	小桜	間黒	宝川	花指[1]
森林　(X1)	100	99.7	97.6	88.7	66.9	58.6	30
畑　(X2)			0.7	1.1	6.5	12.3	50
水田　(X3)			1.7	2.0	20.1	26.1	10
果樹園 (X4)				3.6	2.2	3.0	
集落　(X5)				0.9	2.9		
その他 (X6)		0.3		3.7	1.4		

－定数a－

評価項目	別所	山口	平川	小桜	間黒	宝川	花指	a
Cl		8.61		2.75	9.60	5.11		6.52
COD_{Mn}		0.978	1.56				3.87	2.14
NH_4N		0.085		0.055	0.29*	0.028	0.039	0.10(*0.05)
NO_xN		0.194		0.94	1.34	0.393	0.263	0.63
T－N		0.230	0.307	1.11	1.64	2.75	0.663	1.12
T－P	0.0025	0.006	0.008	0.05	0.05	0.03	0.071	0.03
Na				3.40	7.20	5.13		5.24
K				0.86	3.2	1.33		1.80
Mg				0.84	2.55	1.36		1.58
Ca				2.81	9.31	7.89		6.67
EC		45.4				50.8		48.1
TOC				2.00	4.13	1.53		2.55

－定数b－

評価項目	別所	山口	平川	小桜	間黒	宝川	花指	b
Cl		0.82		1.00	0.89	1.08		0.95
COD_{Mn}		1.51	1.41				1.22	1.33
NH_4N		0.83		1.10	0.89*	1.94	1.29	1.21(*1.29)
NO_xN		1.51	1.02	1.24	1.11	1.38	1.28	1.26
T－N		1.48	1.21	1.41	1.14	1.61	1.11	1.33
T－P	1.76	1.51	1.41	1.35	1.57	1.48	1.27	1.48
Na				1.15	1.05	1.10		1.10
K				1.57	1.34	1.27		1.39
Mg				1.47	1.41	1.19		1.36
Ca				0.73	0.95	0.81		0.83
EC		1.09				1.19		1.14
TOC				1.09	1.14	1.14		1.12

2）定数aについて

前年度の結果でも論じたとおり、定数aの物理化学的意味は対象流域内に存在する対象物質の存在量に関係しているもので、土壌、地質をはじめ土地利用別に投与される肥料の量などが影響していると考えられる。

例えば、森林面積比率が減少し、田畑等の農業利用率が高まると、窒素（TN）やリン（TP）の定数aは大きくなる傾向にある。窒素についてみると、花指川のデータを除いて両者の相関をとると次式のようになる。　a_{TN} (mg/s/km²) $=-0.054X_1+5.7$、　$R^2=0.932$　……（1）

$=0.054X_U+0.3$

ここで、X_U（$=100-X_1$）は森林以外の土地利用面積率である。

同様に、リンについて両者の相関を求めれば式（2）となる。

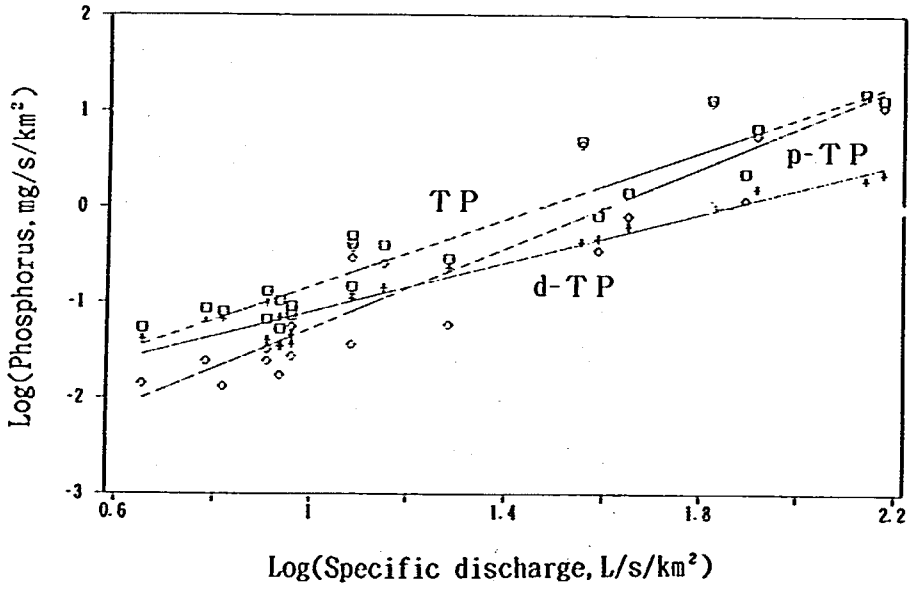
a_{TP} (mg/s/km²) $=-0.00083X_1+0.095$、　$R^2=0.682$　……（2）

$=0.00083X_U+0.012$

窒素の比流出負荷量については、森林ないしはその他の土地利用比率との間にかなり高い相関性が得られる。このことは、窒素形態の主成分である硝酸態窒素が土壌粒子との間に吸着・脱着反応を示さないため、土地利用形態の変化に関係せず、単に農耕利用に伴う肥料散布量に関係しているためと考えられる。

一方、リンについては、森林面積比率が減少するとともに、定数aは増加する傾向を示すものの、かなりのバラツキを示す。これは、窒素と同様に農耕利用に伴う肥料散布の量的相違を反映しているとともに、土壌粒子との吸着・脱着反応が大きく寄与していることも影響している。このため、土地利用比率だけでなく、土壌のリン吸着係数等の要素も考慮する必要があることを示唆した結果になった。

図2は、森林面積比率100%の別所川（多摩川支川）の観測結果を用いて上記の現象を検討したものである。



観測結果

測定濃度範囲（mg/l）

SS：2－359

TP：0.006－0.201

p-P：0.002－0.185

D-P：0.004－0.016

図2　TPに占める溶解性と粒子性リンの割合と流量規模の影響

晴天時及び雨天時の観測により、比流量の測定範囲(6－150 L/s/km²)は比較的広範囲に及んでいるので、比流出負荷量と比流量との検討を行うには適切なデータといえる。この流量変動範囲内における溶解性リンの濃度は平均でD-P＝0.010mg-P/l であり、濃度変化は殆どない。即ち、流量の増加に従って増加するTP流出負荷量はそのほとんどが粒子性リンの増加によるものとなる。この場合の（L_{TP}／A）と（Q／A）との関係は（3）式のように表せる。

$$(L_{TP}/A) = 0.0025 \times (Q/A)^{1.76} \quad 、R^2 = 0.908 \quad \cdots\cdots\cdots (3)$$

3）定数bについて

比流出負荷量と比流量との関係式（L/A）＝a（Q/A）^{b}において、定数bは、降水が土壌表面上を直接流出する場合や地中を浸透する場合の対象物質の移動性を表現した定数と考えられるので、土壌粒子に対する対象物質の吸着・脱着反応、イオン交換反応、水に対する溶解度、河川に流出するまでの経過時間（反応時間）などが影響因子として考えられる。また、これらの影響因子の他に、土壌中での対象物質の存在量が影響する。存在量が多ければ流出量も多くなるが、流量の増加率にともなって供給速度が増加することはないので流出負荷量との間には線形関係が認められなくなる。このような場合にはb＜1となる。表3に定数aとbの平均値と関連物質の溶解度及び土壌中の平均的存在量を示す。

図3に定数aとbとの関係を示す。両者の関係から、定数bは定数aに影響を受けていると考えられる。即ち、土壌中の存在量に関係する物質の供給量aは、その量を増加させると供給速度係数bは減少することになる。特に、アルカリ土類金属であるCa、Mg、K、Na及びClの物質については定数aに対する定数bの比率が高く、両者には式（3）のような関係が認められる。

$$b = 1.546 - 0.0963 \times a 、 \quad R^2 = 0.954 \quad \cdots\cdots\cdots\cdots (3)$$

このような関係が成り立つならば、比流量に対する比流出負荷量のデータを統計的に処理することにより得られる定数bから定数aはかなりの高い精度で予測できることになる。

定数aは、式(3)の a＝16.1－10.4×b から算定されるので、比流出負荷量は式（4）で推定することが可能となる。

$$(L/A) = (16.1 - 10.4b)(Q/A)^b \quad \cdots (4)$$

一方、総窒素（TN）、NH_4-N、NO_x-N、及びTOCの定数bは定数aに対して若干小さな値をとる。日本の土壌は酸性土壌が広く分布しており、岩手県から愛知県までの範囲から採取した47検体の試料を分析した結果では

pH＝5.69±0.16（4.33－7.04）となっており、pHが7以上の試料は1検体のみで

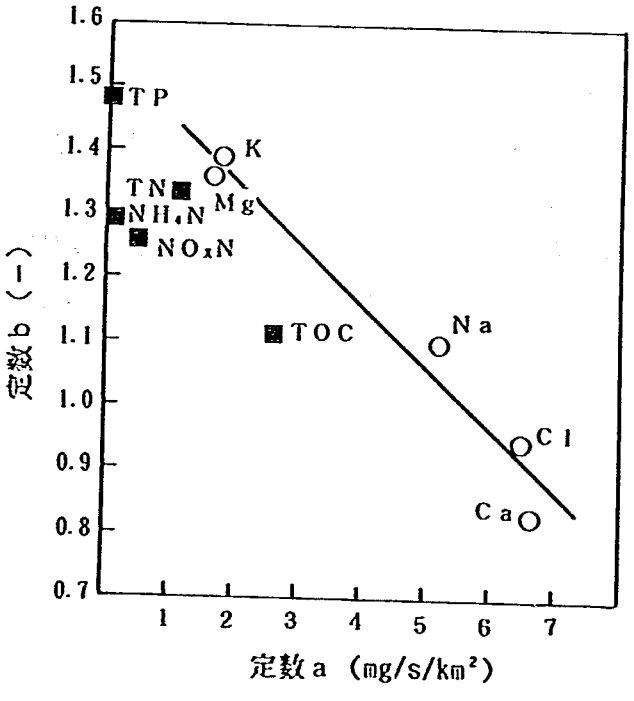


図3 定数aとbとの関係

あった。このような酸性土壌は、降水が土壌を通過するときに溶解し易い炭酸カルシュウムを溶脱することによる結果から生じる。前年度で既に述べたように、河川水中のアルカリ土類金属の濃度は、各金属の溶解度を反映し、Ｎａ＞Ｋ＞Mg＞Caとなっている。定数ｂはこの溶解度を反映するものと考えられるが、KとMgについては、確かに1.39と1.36と大きいが、Ｎａは1.1と小さく、定数ａが大きいことが影響している。即ち、図３の回帰直線からの解離が上方に大きい程、溶解度が大きいことを示しており、前述した仮定を支持する結果となっている。

表３　定数ａとｂ及び対象物質の特性

対象物質	定数 a			定数 b			土壌中の存在量[2]	溶解度(at20℃)[3]
	平均値	最小	最大	平均値	最小	最大	(mg/g-soil)	(mg/g-water)
Ca	6.67	2.81	9.31	0.83	0.73	0.95	3.59±0.90	154(as CaCl2)
Mg	1.58	0.84	2.55	1.36	1.19	1.47	1.15±0.24	90(as MgCl2)
K	1.80	0.86	3.20	1.39	1.27	1.57	2.37±0.81	134(as KCl)
Ｎａ	5.24	3.40	7.20	1.10	1.05	1.15	1.85±0.26	104(as NaCl)
Ｃｌ	6.52	2.75	9.60	0.95	0.82	1.08		160(as NaCl)
Ｆｅ							3800±500	165(as FeCl3)
ＴＯＣ	2.55	1.53	4.13	1.12	1.09	1.14	25.0±10.0	
ＴＮ	1.12	0.23	2.75	1.33	1.11	1.61	1.56±0.47	

参考文献

１）鈴木誠治、田淵俊雄「農業地域の小河川における降雨時の水質と流出負荷に関する研究」
農業土木学会論文集第１１４号、Dec.1984

２）安中徳二、長谷川清「下水二次処理水の土壌処理」、土木研究所資料No.2321号、昭和61年３月

３）国立天文台編「理科年表（平成５年）」、丸善

VI. 下水道事業調査費による他部の研究

１．下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査

緑化生態研究室　室　　長　半田真理子
主任研究員　藤原　宣夫
研　究　員　飯塚　康雄

１．まえがき

近年の環境問題や環境保全の高まりの中で、下水を処理した後に発生する汚泥の有効利用については積極的に推進していくことが望まれている。また、下水道普及率の高まりとともに下水汚泥の発生量も年々増大しており、その処理処分にあたってはより一層の減量化等が避けられない問題となっている。このような状況の中で、下水汚泥を緑地に肥料または土壌改良材として有効利用することの役割は大きい。

一方、緑化の分野においては、緑の重要性の高まりによる緑量の増加とともに樹木の剪定枝葉の発生量が増大しており、その処理処分は下水汚泥と同様に問題となっている。そのため、剪定枝葉においても有効利用としての堆肥化が着手されている。

このような背景から、下水汚泥と剪定枝葉を同時に堆肥化することにより、これらの堆肥化の合理化を図るとともに、より良い堆肥を製造することが望まれている。そのため、２年度から５年度において「下水汚泥の施用方法に関する調査」を実施し、混合堆肥の試作を行ってきた。また、５年度には試作堆肥を用いた植栽試験を開始している。これを受けて６年度は植栽試験の追跡調査を実施し、堆肥の効果の確認や障害等について把握するものである。また、剪定枝葉のリサイクルの事例について調査を行った。

２．調査目的

本調査は、下水汚泥と剪定枝葉を混合して堆肥化することにより、互いの特性（下水汚泥：窒素分に富む、剪定枝葉：炭素分を多く含む）を生かしたバランスのよい堆肥を製造する手法を確立する。また、堆肥の円滑な利用を推進していくための緑地還元システムについて検討することを目的としている。

３．調査方法

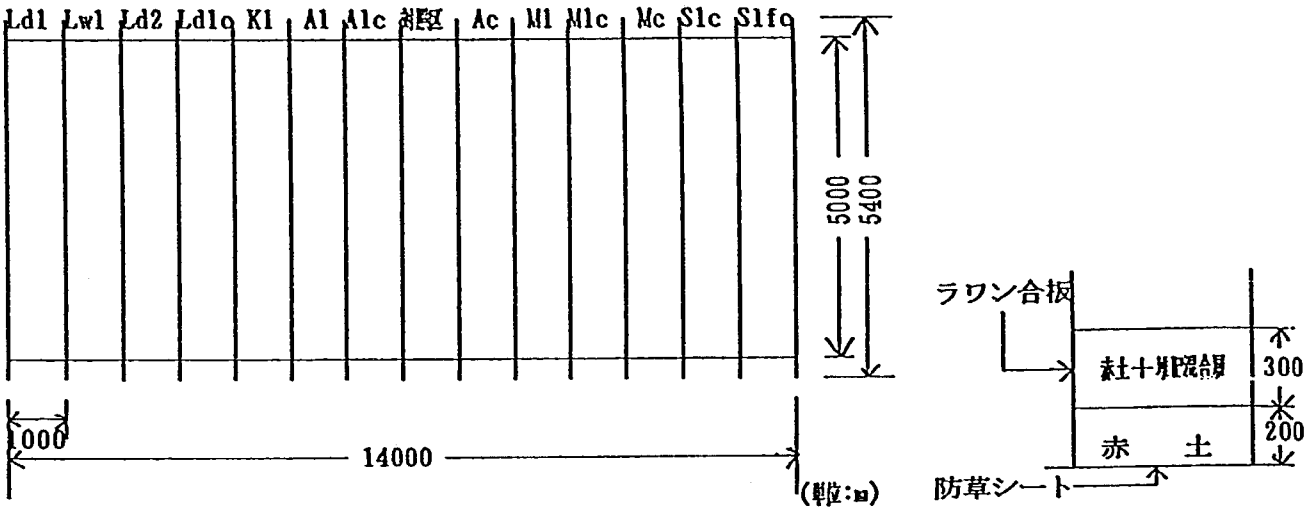
3.1　剪定枝葉の堆肥化事例調査

剪定枝葉の堆肥化現況を把握するために事例調査を行った。事例対象として、横浜市、大阪市について資料を収集し整理した。

3.2　植栽試験追跡調査

植栽試験は、図－１に示す形状で関東ローム土で造成され、各区には表－１の試作堆肥(下水汚泥に剪定枝葉の粉砕物、建築廃材の粉砕物、炭、木粉等を混合して発酵させ堆肥化したもの)が窒素分として１㎡あたり５０ｇ相当、地表から２０㎝までの表土層に混合され、マテバシイがポット苗で５本植栽

されている。植栽は平成５年４月に行った。また、対照区には化成肥料(６－４－３)を１㎡あたり１０



注) 図中の記号Ｌｄ１、Ｌｗ１等については表－１参照。

図－１　試験植栽区

表－１　試験に用いた試作堆肥の内容と性状

試作堆肥の名称	試作堆肥の混合物組成		施用量 (kg)	性状	取扱性	臭気
	汚泥	混合物（木質物）				
Ｌｄ１	１容	枝葉乾燥粉砕物1	16.5	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭
Ｌｗ１	１容	枝葉生粉砕物1	21.5	木質のみ目立つ	良	弱キノコ臭
Ｌｄ２	２容	枝葉乾燥粉砕物1	25.0	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭
Ｌｄ１ｃ	１容	枝葉乾燥粉砕物1+炭0.2	24.0	水分少、木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭
Ｋ１	１容	建築廃材粉砕物1	41.5	3~5cmの塊が目立つ、やや水分多	やや不良	弱カビ臭
Ａ１	１容	枝葉Ａ粉砕物1	28.5	1~2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭
Ａ１ｃ	１容	枝葉Ａ粉砕物1+炭0.5	33.0	サラサラしている、水分適度	極めて良	無臭
対照区			0.83			
Ａｃ	１容	炭0.5	46.0	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	無臭
Ｍ１	１容	枝葉Ｍ粉砕物1	38.5	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭
Ｍ１ｃ	１容	枝葉Ｍ粉砕物1+炭0.5	35.0	2~3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭
Ｍｃ	１容	炭１	51.5	炭＋汚泥	普通	無臭
Ｓ１ｃ	１容	木粉1＋炭0.5	44.5	やや湿った砂状	極めて良	弱カビ臭
Ｓ１ｆｃ	１容	炭0.5＋籾	29.0	黒色（炭色）	普通	汚泥臭

注) 図中の容とは容積のこと。

ｇ相当施用してある。

追跡調査は植栽木（マテバシイ）の生育状況調査として、樹高、葉張り、根元径、活力度について、６年１２月に行った。なお、活力度については、科学技術庁方式により①樹勢、②新梢の伸長量、③葉色、④葉形、⑤葉の大きさ、⑥ネクロシス、⑦幹色と枝条色、⑧梢端や枝条の枯損、の８項目についての４段階評価を行った。ただし、苗木であることを考慮して樹形等の項目は省略した。また、堆肥混合層での樹木の根系の発達を確認するために根系調査を行った。根系調査は各区の代表的な生育をしてい

る１本について行った。調査方法は、まず根株から１５cm程度離れたところで、根系を切断しないように注意しながら横１００cm、縦５０cm、深さ５０cmのトレンチを掘削し、根株の方向に根系を掘り出して露出させた。その後、縦、横それぞれにスケールを置き、根系の形態、分布の状態をスケッチした。

4. 調査結果

4.1 剪定枝葉の堆肥化事例調査

4.1.1 横浜市グリーンコンポストプラント

横浜市グリーンコンポストプラントは、横浜市内の公園、道路、学校等の緑地から発生する植物廃材を収集して堆肥化を行っている。堆肥化の手順は、主な材料となる剪定枝葉と腐熟の速度の違う草と竹、笹等を取り除いた後、破砕、粉砕機により２～３cmのチップにする。チップは、野積み場で２m程度の高さに堆積し、散水、切り返しを行って約６ヵ月間発酵させ堆肥となる。堆肥は、公園、街路樹および市が行う公共事業の植栽をはじめ、市内の農家にも利用されている。

4.1.2 大阪市緑のリサイクル事業

大阪市では、花博記念公園鶴見緑地内に建設した施設において、市内全域で発生する公園樹、街路樹の剪定枝等を堆肥化、チップ化（マルチング材）している。面積約6，０００㎡の施設では、剪定枝置場、破砕機、強制発酵機（密閉型）で構成されており、約2．５ヵ月間で堆肥化が可能となっている。製造した堆肥は山砂やほかの改良材と混合して草花栽培用の土として市民に配布している。

4.1.3 堆肥化手法

事例調査等により把握した剪定枝葉の堆肥化は、一般的に次のような手順で行われている。

（1）粉砕

収集した剪定枝葉は空缶・ビン、ビニール、袋等のゴミを除いた後、機械によって粉砕（２～３cm程度）して細かくする。細かく粉砕するほど組織の破壊は速くなり、腐熟に必要な期間が短くなる。また、均等な大きさにすることにより、均質な堆肥をつくることができる。なお、より均質な堆肥とするため、広葉樹、針葉樹別に堆肥化することもある。

（2）堆肥化材料の調整

粉砕されたチップは、そのままの状態で堆肥化できるが、微生物による分解を短期間とする場合には、次に示す調整を行う。

1）堆肥化を促進する微生物を混入する。

2）C/N比（材料の全炭素含量と全窒素含量の比率）を25～40程度に調整（剪定枝葉の場合、炭素分が多いため、尿素などの窒素分を添加）する。

3）pHを6.5～8.0程度に調整する。

4）含水比を60～80%程度に調整する。

（3）発酵

調整された堆肥化材料は、高さ１～２m程度に堆積する。その後、約10日～１ヵ月置き程度に切り返し（堆積した材料の再混合）を行って撹拌しながら、３ヵ月から６ヵ月程度かけて完熟させる。屋

内施設で堆積させる場合には、下から強制的に通気を行うことで発酵を促進することが可能となる。

堆積された材料は、時間の経過にしたがって、体積の減少、腐熟による温度の増減、微生物相、生物相の変化が起こる。温度の上昇、下降は微生物の活動によって起こり、腐熟の進行の指標となる。まず、堆積物中で好気性微生物の活動が盛んになり温度が70～75℃の高温となる。徐々に温度は下降するが、切り返しによって堆積物中に空気を送り込むと、微生物の活動が活発になり温度が再上昇する。そして、この作用が小さくなった時（40℃～外気温）が発酵完了であり、その後は熟成させる。

（4）篩い分け、袋詰め

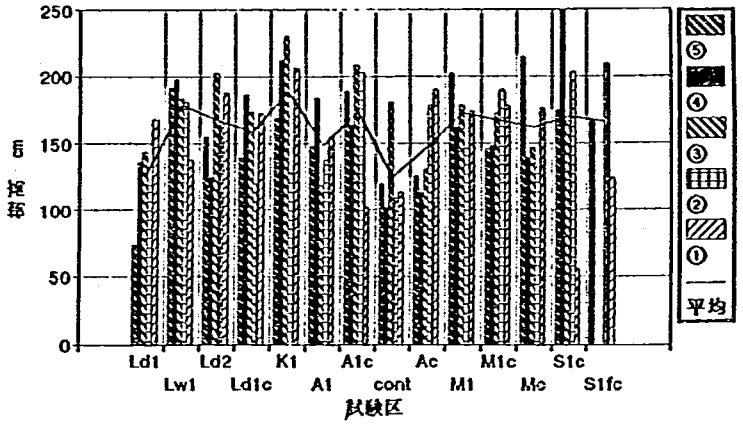
発酵が終了して堆肥となったものは、通常そのままで使用するが、より良い堆肥とするために篩い分けを行うこともある。また、利用形態に応じて袋詰めするものもある。通常、これらの作業は機械化されている。

4.2　植栽試験追跡調査

4.2.1　樹木生育状況調査

(1)　樹高

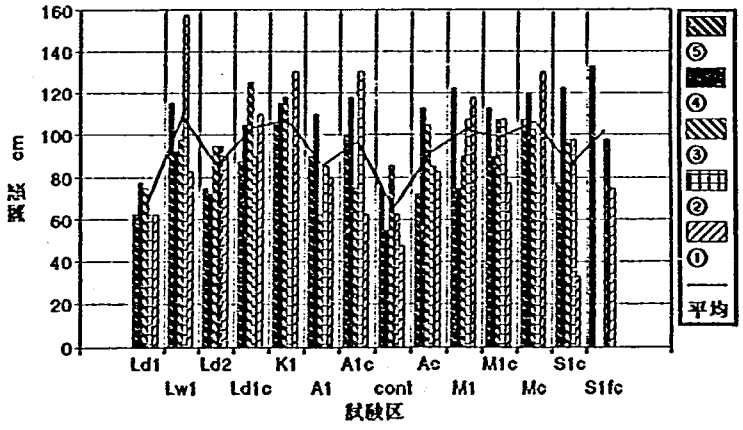
樹高の測定結果を図－２に示す。各区において多少のバラツキがみられるものの、樹高平均値での比較をすると試作堆肥を用いたすべての区で対照区の１２５cmよりも高い結果となっている。なかでもＫ１区が１８９cmと最も高く、その他にＬｗ１区、Ａ１ｃ区、Ｍ１区、Ｓ１ｃ区が１７０cm以上と高い値となっている。また、植栽２年目の１年間における成長量で比較すると、Ａ１ｃ区が９１cmと最もよく、その他にＭ１区、Ｌｗ１区、Ｋ１区が８０cm以上となり、対照区の４０cmと比較して２倍以上の成長が確認された。なお、新梢は徒長枝のようなものもみられたので、この結果を堆肥の効果に直接結び付けるのは注意が必要である。



図－２　樹高の測定結果

(2)　葉張り

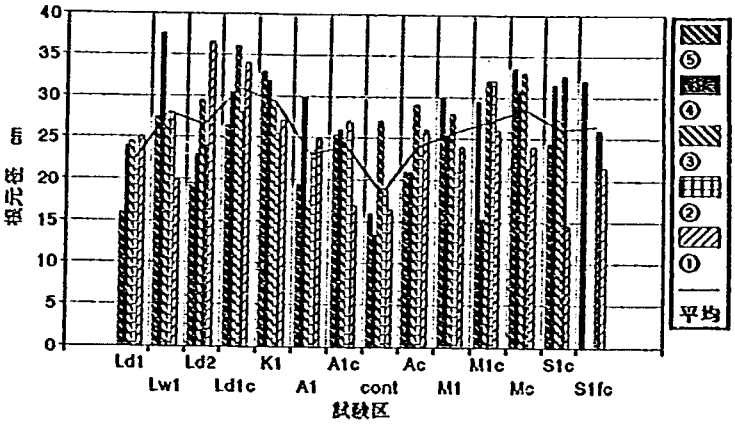
葉張りの測定結果を図－３に示す。葉張りは対照区の６５cmに比較してＬｗ１区が１０９cmと最も高くなっており、その他にＫ１区、Ｍｃ区、Ｌｄ１ｃ区、Ｍ１区、Ｓ１ｆｃ区が１００cm以上となっている。年間生長量では、対照区の２１cmに比較してＡ１ｃ区が５４cmと最も高く、他にＭ１区、Ｍ１ｃ区、Ｍｃ区、Ｌｄ１ｃ区、Ｋ１区、Ｌｗ１区、Ａｃ区が４５cm以上と２倍以上となっている。



図－３　葉張りの測定結果

(3) 根元径

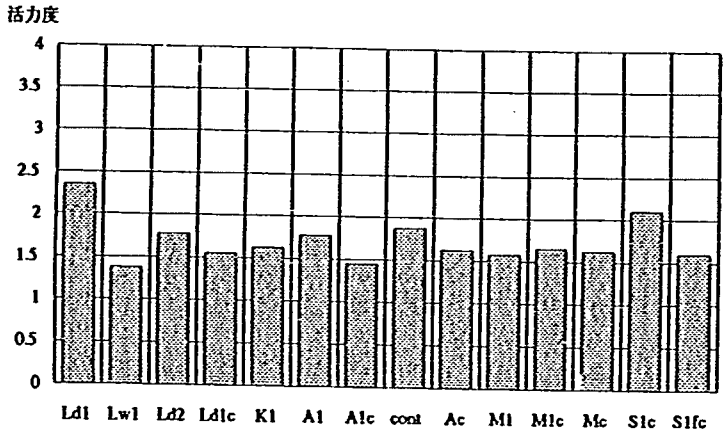
根元径の測定結果を図－４に示す。根元径は対照区の１８cmに比較してＬｄ１ｃ区が３１cmと最も高く、Ｋ１区、Ｍｃ区、Ｌｗ１区で２８cm以上となっている。年間生長量では対照区の７cmに比較すると、すべての区で１０cm以上となっており、なかでもＬｄ１ｃ区では１７cm、Ｋ１区、Ｌｗ１区、Ｍ１区では１４cm以上と２倍以上となっている。



図－４　根元径の測定結果

(4) 活力度

活力度の測定結果（８項目の平均値）を図－５に示す。活力度はほとんどの区において１～２の間にあり、差が確認できなかった。ただし、１～２の値は樹木の良好な生育を現しており、堆肥による障害がないことがわかる。



図－５　活力度の測定結果

4.2.2　樹木根系調査

樹木の根系スケッチ図を堆肥の代表的なタイプ別（Ｌｄ１区：汚泥＋剪定枝葉乾燥粉砕物、Ｌｗ１区：汚泥＋剪定枝葉生粉砕物、Ｌｄ１ｃ区：汚泥＋剪定枝葉乾燥粉砕物＋炭、Ｋ１区：汚泥＋建築廃材粉砕物、対照区：化成肥料、Ｍｃ区：汚泥＋炭、）に図－６に示す。掘り出した根系の量を比較すると、すべての試作堆肥混合区において対照区をうわまわっていることがわかる。また、根系の侵入も深く違いがみられた。樹木の根系は、堆肥を混合した層（地表から２０cm程度）において細根が発達しており、これにより養分吸収を行っていることがうかがえる。そのため、堆肥による根系へ与える障害は現時点ではないと考えられる。また、混合した堆肥は、ほとんど分解されておりはっきりと確認できるほどの状態では残っていなかった。

4.2.3　まとめ

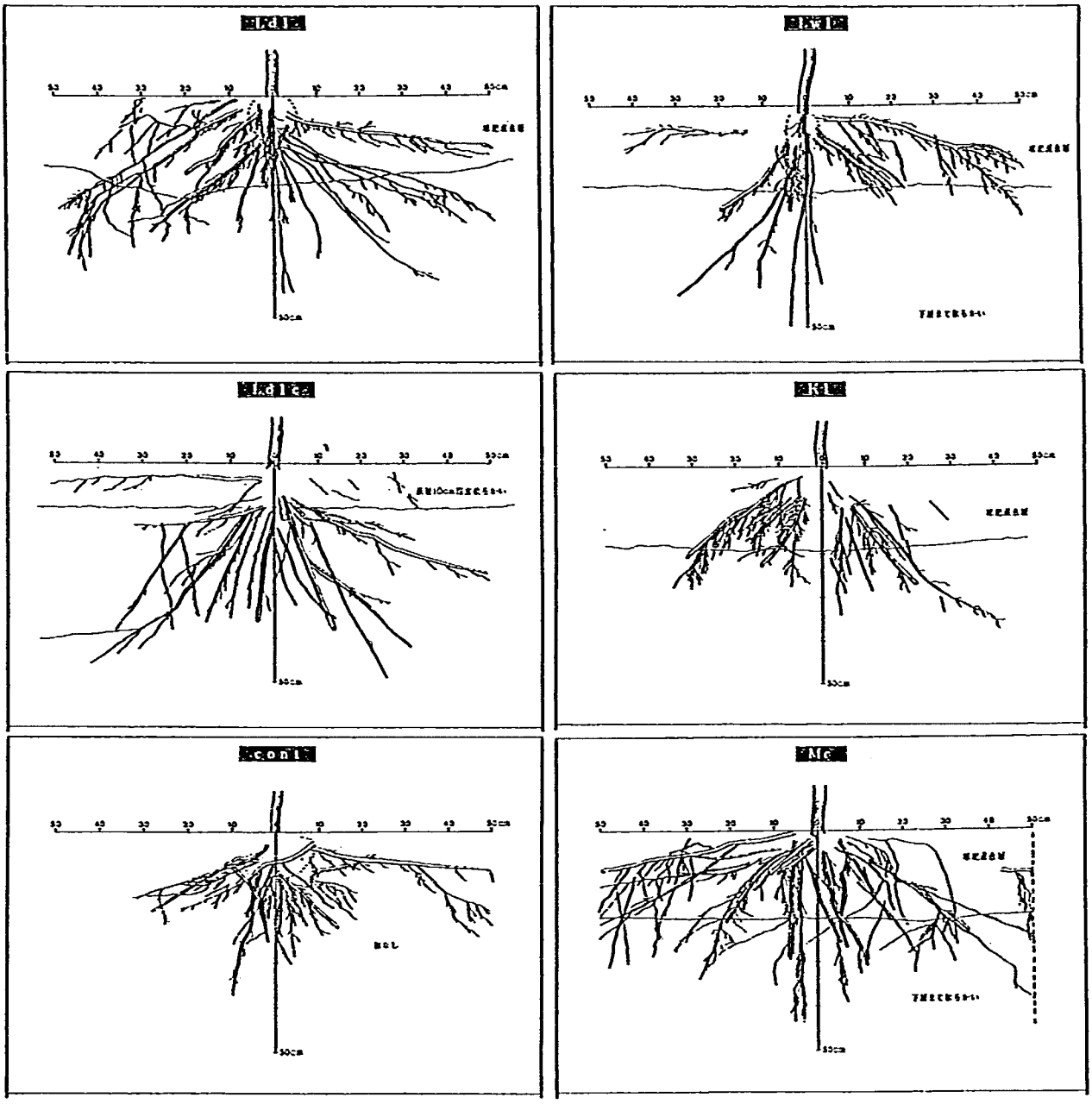
以上のとおり、樹木の生育状況調査及び根系調査を行った結果をまとめると次のようになる。

（1）試作堆肥混合区における樹木の生育は、対照区と比較していずれの区でも良好である。

（2）試作堆肥混合区のなかで比較的生育が良好なものとしては、Ｌｗ１区、Ｋ１区、Ｌｄ１ｃ区、Ｍｃ区があげられる。

（3）比較的生育が劣るものとしては、Ｌｄ１区、Ａ１区があげられる。

（4）試作堆肥混合区における樹木の根系は、対照区と比較するとすべての区で良好である。



図－６　樹木の根系状況

（５）堆肥による根系発達障害は認められなかった。

５．今後の問題点

植栽試験における樹木の生育状況は根系の状況も含めて良好であり障害もほとんどないことが確認できた。ただし、植栽後２年という短期間で植物もまだ小さいため今後の追跡調査が必要である。なお、本試験で用いた試作堆肥の製造は少量であったため手作業で行っているが、大量の堆肥を製造することを考慮した場合には製造手法の検討が課題としてある。また、製造された堆肥の利用方法として、利用対象地に応じた施用量や施用方法の検討を行う必要がある。

２．超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査

都市河川研究室　室　　長　栗城　稔
研　究　員　木内　豪
田中　義人

１．まえがき

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は限られた規模の降雨を対象にその整備が図られている。その規模は一般に５年から10年であり、これを越える規模の降雨（以下、超過降雨と呼ぶ）があった場合には地表に湛水が生じたり、予想以上の流量を下流に放出することになる。この湛水の発生状況には、下水道施設、排水先である都市河川の改修状況、道路の排水システム、宅地開発に伴う地形改変の方法が大きく影響を与えると考えられる。湛水による被害は最大水位が床下と床上では大きく異なるため、総被害額を軽減する立場からすると、一部の地域で水深の大きな湛水とするより、広い地域に浅い湛水とするのが有利である。すなわち、都市雨水排除システムは、計画規模以下の降雨を完全に排水する一方で、計画規模を越える降雨に対しては、これによる浸水を分散させ、総被害額を最小にするように機能することが望ましい。このようなことから、超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にとどめるために有効な対策を明らかにし、都市の特性に応じて様々な対策を選択し適用する必要がある。

２．調査の概要

初年度にあたる６年度では、超過降雨を考慮した雨水排除システム（超過降雨対応型システム）の考え方を整理するとともに、既往の雨水対策を超過降雨対応型システムに適用可能かどうかについて検討し、いくつかの事例を収集した。また、路面の排水システムを超過降雨対応型にして路面貯留を行った場合の治水効果を算定した。さらに、既存の下水道施設の超過降雨時の応答特性を検討するための水理模型を製作した。

３．調査結果

３．１　超過降雨を考慮した都市雨水排除システムの考え方

本システムは下水道計画や総合的な治水対策の一環としての流域整備計画における計画規模を上回る超過降雨に対する浸水被害リスクの分散を意図するものである。下水道計画では一般的に降雨の生起確率年で5年から10年程度を設定し、また、総合治水対策では概ね10ヶ年程度で時間雨量50㎜相当（年超過確率1/5～1/10）の降雨に対する治水上の安全を確保することを目標としていることから、超過降雨としては1/10程度から下流河川の流下能力の範囲を想定する。

超過降雨対策を構造物対策で行おうとすると、どうしても計画規模達成のための構造物対策と競合してしまう面がある。例えば、暫定的な調整池を恒久化する際に超過降雨への対応のみを期待すると

いうような役割分担は一般には考えられず、総合的な治水対策の理念からも計画規模達成のための流域対応という位置づけが本来望ましい。したがって、超過降雨対応型のシステムはどちらかといえば流域内の流出抑制対策の延長上に位置するものとし、そのときの付加的なコストをいかに最小にするか、必要な土地はいかに工面するか、どのくらいの維持管理が必要かということが重要になる。逆にコストがかかりすぎるならば計画規模の引き上げに過ぎなくなってしまう。超過降雨対応という概念と類似のものに二重の計画規模を設定する雨水防御の方法があり、これについては事例を後述する。

さて、超過降雨対応型の構造物にはどのような水理・水文的特性が要求されるだろうか。はじめに述べたように、超過降雨対応型治水構造物には超過降雨時における雨水の分散による浸水被害の最小化と流出抑制が期待される。雨水の分散化を図る構造物としては既に小規模の浸透施設や貯流施設が各地で数多く用いられているが、貯留施設では計画規模までの降雨に対する流出抑制効果はあっても、貯留容量を上回る流入に対してはもはや流出抑制効果は期待できないので超過降雨対応型にするには容量を増す必要がある。浸透施設は超過降雨に対しても一定の流出抑制効果はあるが、計画レベルで流出抑制効果が位置づけられていれば超過降雨時にも浸透の効果は除外して考えなければならない。

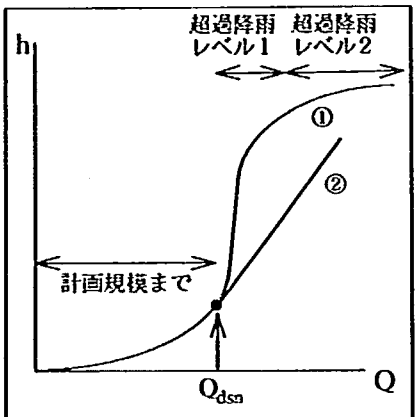


図-1 水深(h)と流量(Q)の関係

超過降雨対応型の構造物に要求される水理特性を水深（貯留高さ）と流量の関係で表したのが図-1で、①は超過降雨対応型の場合、②は従来型の関係で、両者では計画流量Q_{dsn}以上の流量に対する応答が異なる。図-1で、計画規模までは$h = aQ^b$と表される。例えば、流域と河川の関係を考えると、河川の計画規模相当までの降雨は流域から排除しても支障はない。①の場合、超過降雨のレベル1になると、超過降雨に対しては水深や貯留高の変化量(dh/dQ)は計画規模までの降雨に比べて大きくなり、そのため、流量や流出量の変化は小さい。これにより、超過降雨のときでも河川への負荷を最小限にし、その分を流域で一旦貯留（あるいは浸透）することになる。

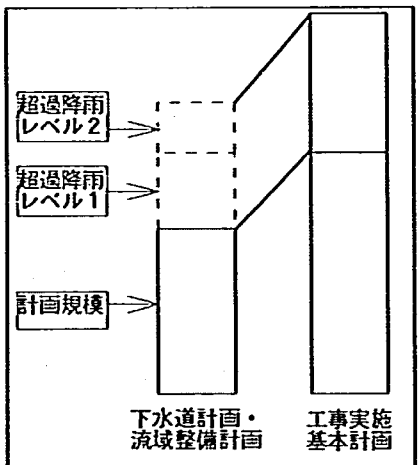


図-2 超過降雨対策の位置づけ

これは、流域内に暮らす人々の生活や経済活動に支障のない範囲であれば少々の水たまりができてもその頻度さえ低ければ構わないという考え方に基づいている。さらに、超過降雨のレベル2では、降雨規模が非常に大きい場合に流域内の貯留により対応しようとすると流域内の浸水被害が大きくなる可能性があるので、排水先でもかなりの量を受け入れてもらい、一方の排水元の流域でも許容されうる範囲で最大限の貯留を行う。この基本的な考え方も雨水の分散化であるが、一種の"痛みわけ"である。

図-2に示すように、工事実施基本計画など設計外力の大きな長期計画（確率年100年以上）に対しては本システムの機能を計画の中に位置付けるという方法も有り得る。

3．2　既往の雨水対策の超過降雨対応型システムへの適用性

既存の流出抑制策の超過降雨対応型システムへの適用可能性について表-1にまとめる。評価項目は前述した水理機能を満足するかどうか、経済性や土地の制約を考えたときの既存の対策（計画規模）から超過降雨対応への拡張性、超過降雨対応のみでの新規導入可能性である。新規導入とは計画規模までは流出抑制効果を持たせず、超過降雨時に流出抑制効果を発揮することを意味する。

既に流出抑制策として利用されているところで新規導入を図るには無理があるので、その場合は拡張性が問題となる。計画規模からの拡張に際しては、例えば堀込み式の多段貯留では池の周囲に公園を配したり、セットバックを大きくとったりして超過降雨対応が可能である（図-3）。また、側溝や水路と棟間貯留を組み合わせることによる超過降雨のみへの対応も可能であろう（図-4）。雨水浸透施設の水理機能は基本的にはベースカットなので超過降雨時の効果は小さい。複数の施設の組み合わせにより効果を出すことができると考えられるが（図-5）、使用頻度の割にコストがかかるという問題がある。

表-1 既存対策の適用性

			水理機能	経済性	土地制約	新規導入	備考
雨水貯留	専用調整池		○	×	△	×	専用的な施設の拡張には相応のコストがかかる
	兼用調整池	多段貯留	○	×	△	△	周辺の土地利用によっては拡張可能、微地形の利用で新規可能
		池面貯留	○	○	△	△	周辺の土地利用によっては拡張可能、微地形の利用で新規可能
		地下貯留	△	×	△	×	容量に限界があり超過降雨との併用は無理、コスト高
		床下貯留	△	×	△	×	容量に限界があり超過降雨との併用は無理、コスト高
		管内貯留	×	×	△	×	容量に限界があり超過降雨との併用は無理
		砕石空隙貯留	△	△	△	×	他の貯留施設との併用で可能、施設費用が安価
	棟間貯留		○	○	△	△	宅地開発時の微地形の利用で新規可能
	駐車場貯留		○	○	△	△	流出抑制策として利用されていなければ新規可能
	校庭貯留		○	○	△	△	流出抑制策として利用されていなければ新規可能
	公園貯留		○	○	△	△	流出抑制策として利用されていなければ新規可能
	屋根貯留		○	○	△	△	流出抑制策として利用されていなければ新規可能
	各戸貯留		○	○	△	△	流出抑制策として利用されていなければ新規可能
雨水浸透	浸透井		×	△	△	△	他の貯留施設との併用で新規可能
	透水性舗装		×	△	△	△	他の貯留施設との併用で新規可能
	浸透ﾏｽ/ﾄﾚﾝﾁ		×	△	△	△	他の貯留施設との併用で新規可能
	浸透池		×	△	△	△	他の貯留施設との併用で新規可能

水理機能：○－超過降雨時（設計水深以上の時）に流出抑制効果を有する、×－超過降雨時の流出抑制効果が小さい
経 済 性：○－安価に拡張できる、△－条件によっては安価に拡張できる、×－相応の費用を要する
土地制約：○－拡張する際の深さや広さに特に限界はない、△－限界がある、×－深さや広さの拡張は無理
新規導入：○－超過降雨時だけの利用として新規導入が可能、△－条件によっては可能、×－無理

リスクの分散化による治水対策として真間川流域水防都市構想[2)]が挙げられる。この構想の中では、流域全体をいくつかのブロック流域に分割し、各ブロック内の貯留を基本単位とする考え方を提案しており、ブロック分けは地形、日常の生活圏、行政区域、河川施設の整備状況、市街地の動向、土地利用の状況、都市計画などの条件を考慮することとしている。さらに、具体的な貯留対策として個人

住宅の敷地を貯留・浸透池として利用したり、道路を一時的な遊水池として利用する方法が提案されている。

オーストラリアでも類似の都市雨水対策が行われている。これは、Major/Minor排水ネットワークという考え方で、1970年代初めより北米で展開されてきたものである[3]。Major排水システムでは、歩道、車道、空き地、遊水地等の配置がある規模の計画流量を流しうるように設計され、Minorシステムでは縁石、排水溝、湿地帯、地下管路（下水道）、マンホール等により小規模の洪水に対応できるように設計される。Major/Minor排水ネットワークは超過降雨対応システムとは異なり、雨水の分散による流出抑制効果というよりは、副次的な排水システムをMinorシステムに組み込んでMajorシステムとし、雨水排除能力を高めるという色彩が強いようである。Minorシステムの計画規模は10年未満であるのに対し、Majorシステムでは100年程度を計画降雨の再現期間としている。

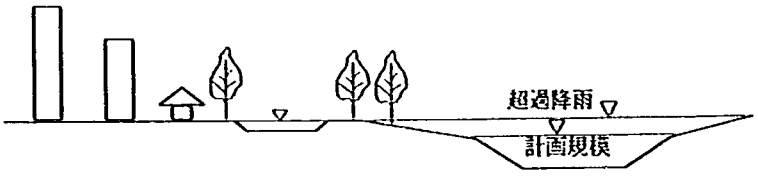


図-3　多段貯留による超過降雨対応

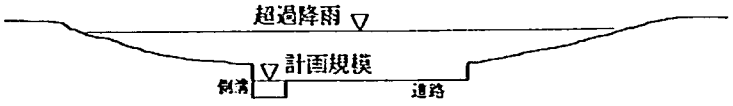


図-4　棟間貯留による超過降雨対応

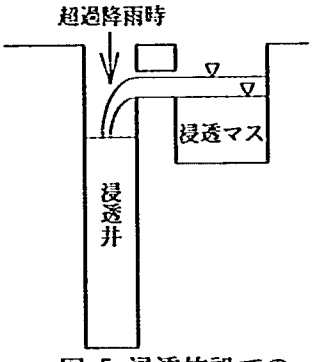


図-5 浸透施設での超過降雨対応

3．3　超過降雨対応型治水構造物の具体例と治水効果

3.3.1　定式化

3.1で説明した概念に基づく構造物の具体例として道路側溝や下水道などの都市排水路網に連結している雨水マスを超過降雨対応にして道路貯留を行なった場合の治水効果について検討した。

雨水マスの機能は路面排水を迅速に行うことにある[4]が、超過降雨対応型では、計画規模かそれ以下の降雨の場合には速やかに雨水を排除する機能を果たし、かつ、超過降雨の際にはある程度の路面湛水を許容して下流への流出を抑制するというねらいがある。ここでは平坦な路面に対して図-1に示した概念を満たす図-6のような雨水マスの構造を対象とする。

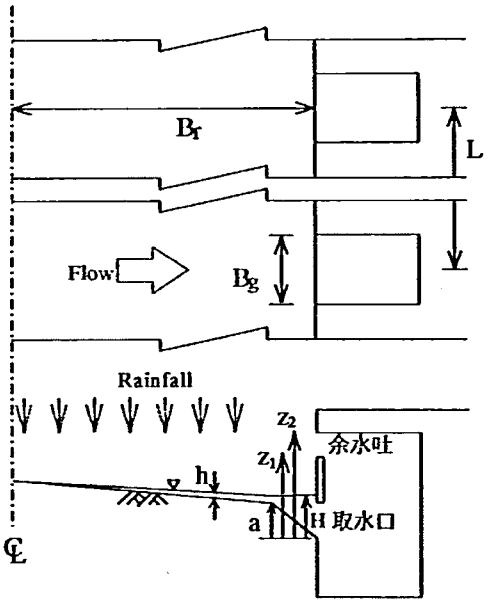


図-6　超過降雨対応型の雨水マスの構造

平坦な道路の場合、雨水マスを利用した道路貯留の効果を把握するための基礎式は以下のように表される。路面上の雨水の流れはkinematic wave式(1)で表し、雨水マスからの流出量Q_{out}と道路からの流入量Q_{in}の差が道路面上に貯留されるとする（式

$$\frac{\partial q}{\partial x}+\frac{\partial h}{\partial t}=r,\ q=\alpha h^{m},\ \alpha=\sqrt{i}/n,\ m=5/3 \quad (1)$$

$$\frac{dV}{dt}=Q_{in}-Q_{out} \quad (2)$$

h: 路面上の水深、q: 単位幅流量、r: 降雨強度、n: マニングの粗度係数、i: 道路の横断勾配

(2))。貯留現象と路面上のkinematic wave流れは互いに影響しあわないと仮定する。雨水マスには計画規模以下の雨水を取り込む取水口と越流水を取り込む余水吐がある。流出量Q_{out}は雨水マス前面の水位Hに応じて式(3)～(5)のように変化すると仮定する。なお、流出係数Cは一定値を用いた。計画規模以下の降雨に対しては道路交通への影響を考えて1)の状態での流下としなければならない。取水口の高さaと幅B_gは雨水マスの間隔L（1つの雨水マスが受け持つ道路延長）、降雨規模、流達時間等を考慮して決定する必要がある。

1) $H \le a$のとき　$Q_{out} = B_g H\sqrt{gH}$　(3)

2) $a \le H \le z_1$のとき　$Q_{out} = CaB_g\sqrt{2gH}$, C=0.6　(4)

3) $z_1 \le H$のとき　$Q_{out} = CaB_g\sqrt{2gH} + C_s B_g (H - z_1)^{3/2}$　(5)

$$C_s = 1.785 + 0.237(H - z_1)/z_1$$ 5)

$$t_c = \frac{6.993 B_r^{0.6} n^{0.6}}{r^{0.4} i^{0.3}}$$　(6)

B_r(m): 道路幅員/2、r(mm/hr): 降雨強度、n: マニングの粗度係数、i: 道路の横断勾配、t_c(min.)

3.3.2 オンサイトでの流出抑制効果

超過降雨対応型雨水マスの流出抑制効果を見るため、式(1)～(5)を用いた調節計算を行なった。流出抑制効果を支配するパラメータとして道路横断勾配i、取水口の大きさ(a, B_g)、道路半幅B_r等を対象とし、雨水マス下流への流出量Q_{out}、道路面上の浸水深、浸水時間等により評価した。なお、浸水とは雨水マス前面の水位Hに関してH>aとなった状態を意味する。

図-7は、流入量、流出量、湛水深H（=前面水位）の時間変化の計算結果を示しておりa = 5 cm, B_r = 5.0 mである。到達時間は式(6)を用いた[6]。この図より取水口前面の水深がa(= 5 cm)を上回った時点から流出抑制効果が発揮されていることがわかる。なお、コンクリートやアスファルトの道路横断勾配は通常1.5～2%に設定される[1]が、ここでは横断勾配を1%として計算した。また、横断勾配1%の場合について流入量Q_{in}と流出量Q_{out}、浸水深、浸水時間の関係を取水口の高さa毎に示したものが図-8～10である。ここで、東京都の下水道設計に用いられる降雨強度式のうちw=1/2の降雨に対して雨水マスの設計を行なって設計流量Q_{dsn}を求めた。外力はw=1/2, 1/3, 1/5, 1/10, 1/30, 1/50の中央集中型降雨波形（全継続時間60分）とした。流達時間は式(6)により算出した。図より取水口の間口高さaが大きいほど流出抑制効果が高く、a=7.0cmでは設計流量の3倍以上の流入に対して設計流量の1.1倍程度の流出に留まっている。しかし、浸水深(H-a)は取水口前面で約4cmで、浸水幅はいずれの外力に対してもa=7.0cmの時が最も大きくw=1/50に対しては路面の8割以上が浸水した。また、浸水時間は外力規模の増加に伴い長くなり、w=1/50に対しては24～36分程度となった。

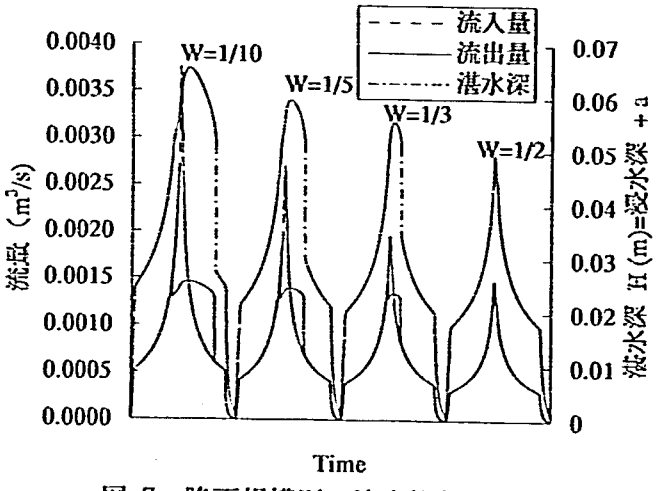


図-7　降雨規模別の流出抑制効果

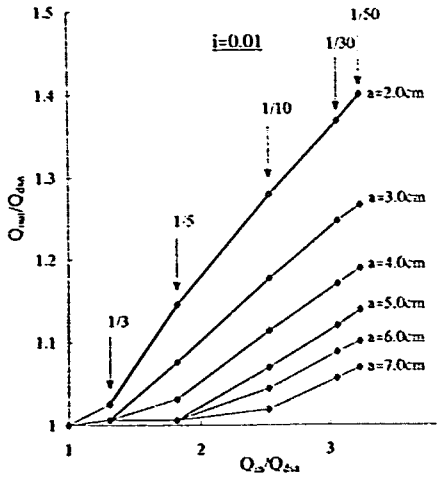


図-8　流出量に与える影響

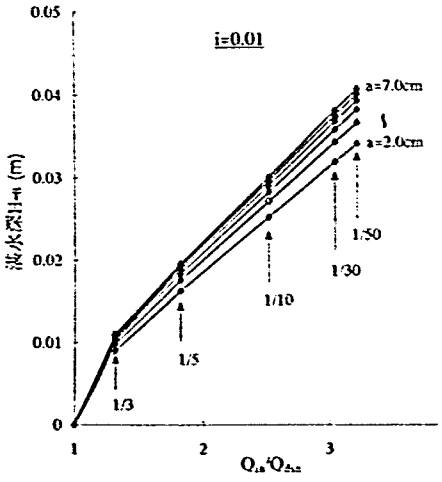


図-9　浸水深に与える影響

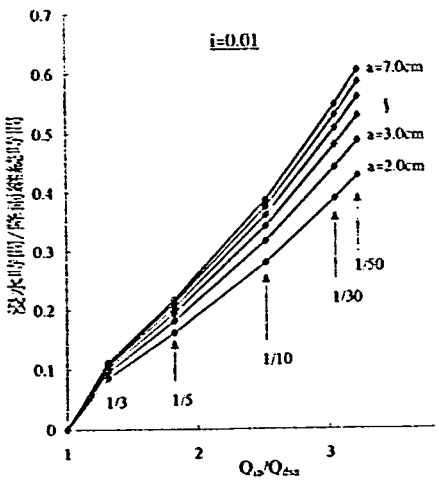


図-10　浸水時間に与える影響

道路横断勾配の影響について同様に調べてみたところ、勾配が大きくなるほど流出量は増加する一方、浸水幅、浸水時間は減少する傾向にあることがわかった。これは、道路勾配が大きいと貯留容量が少なくなることに起因している。また、道路半幅B_rの影響についても計算したところ、道路幅が大きいと流入量Q_{in}も増大するため勾配一定のもとでは、道路幅の増大に伴って湛水深が大きくなりQ_{out}/Q_{dsn}を指標とする流出抑制効果も小さくなることがわかった。

以上のように流出抑制と路面浸水はトレードオフの関係にあるため、超過降雨に対して適当な雨水マスの形状を決めるには、浸水幅と浸水時間から交通に及ぼす時間損失を算出し、流出抑制効果（道路貯留のかわりに各戸貯留施設等で同等の流出抑制効果を発揮するにはどの程度の費用がかかるか）と比較を行う必要がある。

3.3.3　小流域における合成された流出抑制効果

1)検討の概要

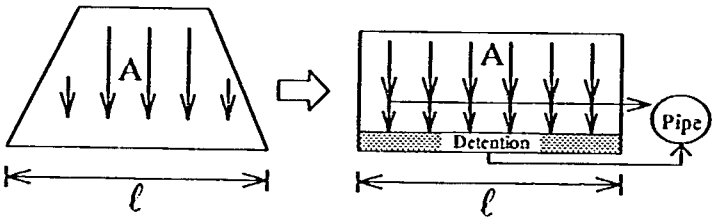
3.3.2の検討から、道路面上に落下した雨水を道路上で最大4cm程度の浸水を許容して貯留すれば、雨水を直ちに排除した場合に比べピーク流出量を最大30%程度に削減できることがわかった。しかしながら、実際の都市域地表面の雨水流下経路は非常に複雑で、歩道に降った雨は道路に流れ出る可能性もあるが、道路以外の民地などからの流出は一部地面に浸透しながらも、直接排水系統（側溝や下水道）に流れ込むので、必ずしも流域全体に降った雨水が道路という調節池を通過するとは限らない。そこで、そのような流下経路の違いを考慮して、流域全体で見た場合の道路貯留の効果というものがどのくらいなのかを分布型の流出モデルを用いて試算した。

計算対象とした流域は面積61haの下水道排水区である。本排水区の下水道計画における流出係数は0.5である。流域の土地利用は住宅地が全体の面積の約65%、工業用地が約16%、空き地・公園・緑地が約5%、道路は約10%を占める(ちなみに、東京都23区の道路面積は約20%にのぼる）。実際の流域では地盤の高低差があり、道路にも縦断勾配があるから、水平な道路を対象とした雨水マスの機能が適用できない状況もあると考えられるが、丘陵地を除けば、道路の縦断勾配を少なくしたり、交差点部で盛土するなどして戦略的に超過降雨時における道路面の調節池化を図ることができると考えられる。

2)流出モデル

使用したモデルは下水道管路網内の流れを不定流式（あるいは拡散波近似式）により詳細に追跡できるもので、マンホールでの貯留効果を考慮し、開水路流れから圧力流れ、さらに地表面に浸水する状況まで計算できるものである[7]。

本モデルでは単位集水域を一旦矩形に変換してからkinematic wave式を適用する。直接排水系統に流出する分はkinematic wave式により算定され、残りの分は道路上に一時貯留される。道路貯留の基礎方程式は前述の通りであるが、取水口の形状によっては流出量の最大値を設計値Q_{dsn}の一定率α以下に抑えることができることと調節時におけるQ_{out}の時間的な変化が小さいことがわかったので、式(6),(7)のように簡略化した調節計算を流出モデルの中に組み込んだ。



ここに、V:道路貯留量、α：3.3.2の調節計算から求まるQ_{out}の最大値/Q_{dsn}でα=1.122となった。

$$Q_{out} = Q_{in} \quad (\text{when } Q_{in} < \alpha Q_{dsn}) \qquad (6)$$

$$dV/dt = Q_{in} - Q_{out},\ Q_{out} = \alpha Q_{dsn} \quad (\text{when } Q_{in} > \alpha Q_{dsn}) \qquad (7)$$

3)適用結果

本排水区における調節計算結果を図-11に示す。道路半幅は5mとし、取水口はw=1/3に対して浸水が生じないように設計した。道路の流出係数は1.0で、道路へ流出してくるのは道路自体と周辺の境界領域からの雨水に限られるとし、境界領域の面積は道路面積の0%、200%、400%と設定した。排水区全体の流出係数が0.5であることを考慮すると流出量に対する寄与率としてはそれぞれ20%、40%、60%と考えることができる。対象降雨には東京都の10年確率中央集中型降雨（継続時間は３時間）を用いた。道路自体からの雨水を貯留しただけ（寄与率20%）では排水区全体での流出抑制という点ではあまり効果がないが、周辺領域からの流入も受け入れると、面積率40%では75%程度に排水区末端での最大流出量を削減できることがわかる。これは1/10の降雨が見掛け上1/5以下になったのに等しい。ただし、この場合、湛水深は約10cmとなることから、道路交通に大きな障害が生じることが予想される。また、計画規模以下の降雨では、境界領域からの雨水の受け入れを行わないような工夫が必要である。既存の道路のみではなく、公共用地や業務用駐車場にも同様の施設を用いることも可能であり、他の超過降雨対応型施設との組合わせでより大きな効果を発揮することができるであろう。

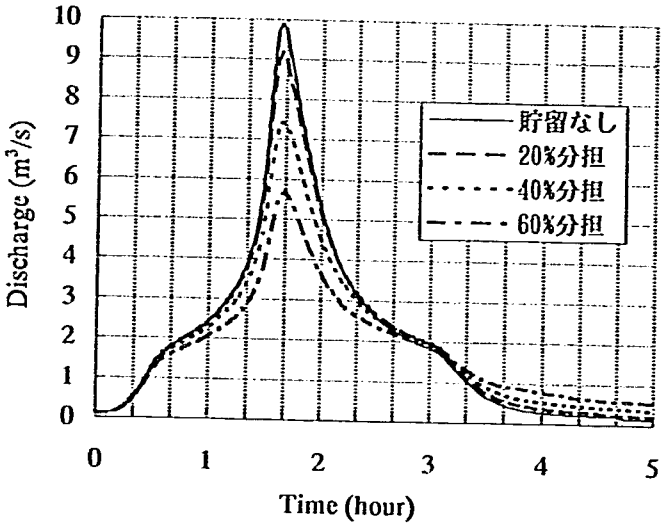


図-11　道路貯留がハイドログラフに及ぼす効果

3．4　下水道の超過降雨への応答に関する水理模型

前節まで扱ってきた対策はオンサイトでの雨水の貯留や浸透が主であったが、最近では、都市化が下水道施設の計画を上回って進行してしまった場合に、管路の増強ばかりではなく、下水管の貯留能

力をフルに活用しつつ、圧力管による運用を行って雨水の排除能力を高めようという動きもある。このような計画は雨水の排水先の河川の流下能力とのバランスの上に成り立つものであり、下水道からの排水量を正確に推定できなければならない。そこで、既存の下水道施設が圧力管となるような超過降雨時の応答特性を検討するための水理模型（図-12）を製作した。

本模型はアクリル製で、実施設の1/20～1/30程度の大きさを目安にしている。本模型は内径10cmの主管１本と内径7cmの枝管３本、９ヶ所のマンホール（うち２ヶ所は合流部）、各マンホール上部に取り付けられた氾濫原から成り、途中所々での水位と最下流での流量が計測できる。

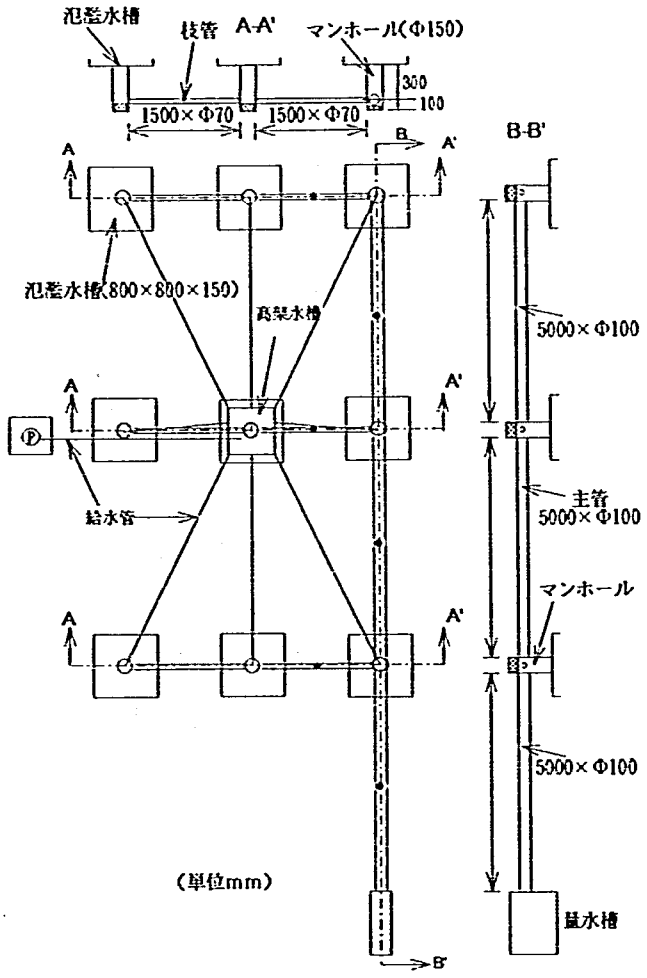


図-12　下水道管路網の水理模型

4．まとめ

本年度は既存の雨水対策について超過降雨対応型システムへの適用性を検討すると共に、１つの有力な対策となりうる道路貯留の効果について数値モデルによる検討を行った。その結果、超過降雨時の道路貯留対策を流域全体に適用した場合、道路自体の流域に占める面積が10%でその２倍程度の面積（流出係数0.5）からも集水すると仮定すると最大流量を75%に抑制できることがわかった。

今後は、都市の微地形や土地利用などと街区・宅地レベルでの雨水の詳細な流れの関係を把握した上で、各種の対策を提案し、それらの複合的な治水効果を定量化する必要がある。

参考文献

1)熊谷純一郎、原田幸雄編：雨水貯留施設の計画と設計－住宅団地の雨水流出抑制、1986.
2)真間川流域研究会：水防都市構想－真間川流域の治水と街づくりの提案、1983.
3)栗城稔：オーストラリアの都市洪水対策、下水道協会誌、Vol.31、No.376、1994.
4)日本道路協会、道路土工排水工指針、pp.25、S62.6.
5)土木学会編、昭和46年版水理公式集、pp.256.
6)Morgali, J. R., and R. K. Linsley, J.Hyd.Div., A.S.C.E., Vol.91, no.HY3, 1965.
7)建設省土木研究所総合治水研究室、都市域の流出・氾濫モデルについて、1993.3.

３．中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査

施工研究室　室　　長　苗村　正三
研　究　員　市村　靖光
　　森　　芳徳

１．　まえがき

中小規模の下水管路の埋設工事は、開削施工で行われる事例が多いが、場合によっては作業効率の低下や施工不良を招き、その結果として供用後の路面沈下や不明水の流入が生じることがある。また、比較的掘削深さの小さい現場では、危険に対する認識の薄さから作業手順が不徹底となり、土砂崩壊を生じることもあり、時として人身事故も発生している。このため、５年度の調査結果から特に土留め工の安全性の向上と埋戻し工の合理化へのニーズが高いことが確認されている。６年度は、土留め工においては、安全性に優れた支保工設置器具を製作し、試験施工及び改良を行い、最終的に実現場に適用し、改善効果を確認した。また、埋戻し工においては、「狭隘部締固め機械」を用いて試験施工を行い、締固め効果及び施工性を調査した。

２．　調査目的

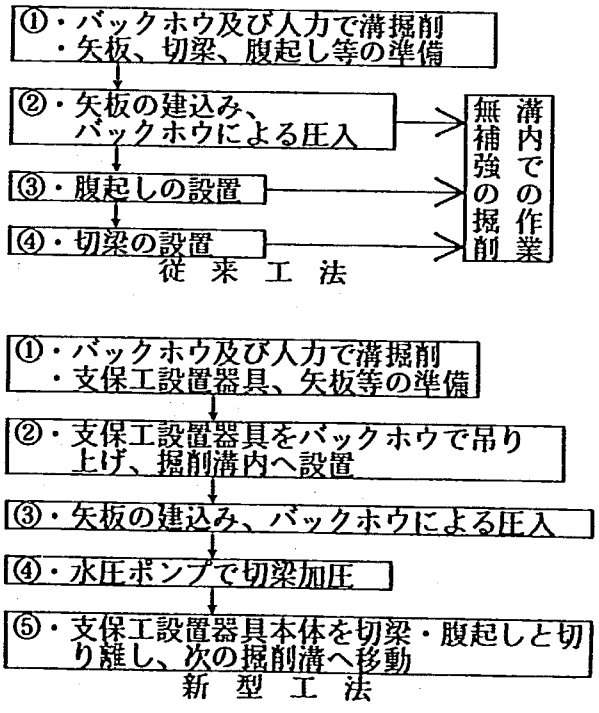
本調査では中小規模の下水道開削工事における掘削から土留め、埋戻し、締固めに至る一連の施工及び施工管理方法の確立を図ることを目的としている。

３．　調査方法

３．１　土留め工

３．１．１　安全性を考慮した支保工設置器具の製作

一般に、掘削深さが１．５～３．０ｍ程度の土留め工は、当て矢板工法が採用される。当て矢板工法は、簡便ではあるが、矢板を設置する時、作業員が長時間にわたり無補強の掘削溝内に入る必要があり、土砂崩壊災害の危険性の高い工法である。このため、掘削溝内に作業員が入らずに、切梁・腹起しをセットした器具をバックホウで溝内へ吊り下ろすことにより、安全性を向上させ、経済的にも低コストの中小施工業者向けの支保工設置器具を製作した。



図－１　土留め方法の作業手順

3．1．2　試験施工

土工管理実験場において、従来の土留め方法（以下、従来工法と称す）と、今回、製作した支保工設置器具を用いた土留め方法（以下、新型工法と称す）を用いた試験施工を行い、作業状況をビデオで撮影し、安全性・施工性に関する評価・検討を行った。図－１に従来工法と新型工法の作業手順を示す。従来工法は、施工業者が通常行っている作業手順で行い、新型工法は、無補強状態の掘削溝へ入らずに矢板を設置することを前提に作業を行った。試験施工は、新たに製作した表－２に示す３種類の支保工設置器具を用い、表－１に示す通り８ケース行った。施工環境は、実際の狭隘な現場条件を再現するために、道路側壁、地中埋設管、空中障害物を設置した。

表－１　試験ケース

施工条件	ケース	CASE１	CASE２	CASE３	CASE４
	開削寸法	W0.8×h1.5×L4.0m		W1.0×h1.8×L8.0m	
	土留め方法	新型（TYPE Ⅰ）		従来型	新型(TYPE Ⅱ)
	締固め方法	タンパ		タンパ	
	締固め仕様	－		－	
	巻出し厚	－		３０ｃｍ	
	埋戻し材料	発生土		川　砂	
	作業員数	現場監督、普通作業員５名		現場監督、普通作業員５名	
	使用機械	ダンプ２台、バックホウ１台		ダンプ２台、バックホウ１台	
	使用矢板	Ⅰ型（W25cm×h1.8m）		Ⅰ型（W25cm×h2.0m）	
施工環境	道路幅員	－		４ｍ	
	側壁高	－		２ｍ	
	空中障害物	－		架空電線	
	地中障害物	－		鉄管φ２０ｍｍ（深さ１ｍ）	
	土質	粘性土		粘性土	
施工条件	ケース	CASE５	CASE６	CASE７	CASE８
	開削寸法	W1.2×h2.5×4.0m	W1.2×h2.5×L8.0m		W1.2×h1.8×L4m
	土留め方法	新型(TYPE Ⅱ)	従来型(2段切梁)	新型(TYPE3:1段)	新型(TYPE3:2段)
	締固め方法	タンパ	狭隘部締固め機械を用いた転圧		
	締固め仕様	－	水平板＋垂直板	水平板	水平板
	巻出し厚	３０ｃｍ	1.0+1.0+0.5m	1+1+0.5m / 2.5m	1.3+0.5m
	埋戻し材料	川砂	山砂	山砂	改良土(石灰混合)
	作業員数	現場監督、普通作業員5名	現場監督、普通作業員５名		
	使用機械	小旋回型バックホウ１	ダンプ２台、小旋回型バックホウ２台（１台は締固め機専用）		
	使用矢板	Ⅰ型(W25cm×h3m)	Ⅰ型(W25cm×h3m)		Ⅰ型(W25cmXh2.5m)
施工環境	道路幅員	４ｍ	４ｍ		
	側壁高	２ｍ	２ｍ		
	空中障害物	架空電線	架空電線		
	地中障害物	鉄管φ20mm	鉄管φ20mm		
	土質	粘性土	粘性土		

表－２　支保工設置器具の各タイプの特徴

		安全性	施工性							
TYPE	試験ケース	無計器の掘削部内へ入らない。	車輪による移動	上下方向へのスライド	ウィンチによる上下方向のスライド	バックホウの吊り上げによる設置	2段支保への対応	任意の掘削幅への対応	構造の簡素化軽量化	器具の分割化
Ⅰ	1~2	○	○	○						
Ⅱ	4~5	○	○	○	○		○	○		
Ⅲ	7~8	○	○			○	○	○	○	○

３．１．３　実現場での適用と改善効果の調査

つくば市内の下水道管布設工事現場において、ＴＹＰＥⅢの支保工設置器具を用い、現場での適用性を調査した。現場の施工条件は、表－３に示す通りで、道路片側に一部ブロック壁があるものの空中・地中ともに施工する上での障害物は、存在しなかった。施工は、完全通行止めのため、４０ｍを一気に掘削しながら順次土留めを行い、その後塩ビ管を４０ｍ布設後、一気に埋戻すという作業手順で行われた。周辺地盤は、過去に他の埋設管を布設した形跡もなく、地下水も見られない完全に自立する粘性土地盤であった。

また、従来工法と新型工法の作業状況をビデオで撮影し、得られたデータに基づき作業分析等を行い、安全性・施工性の改善効果を明らかにした。

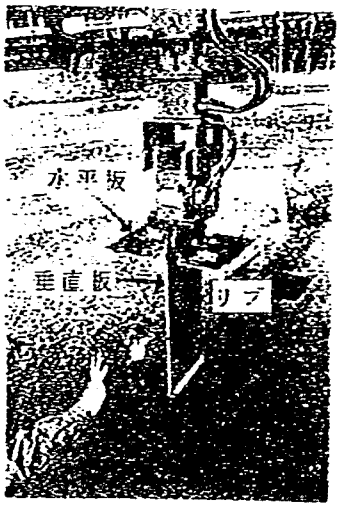
表－３　現場施工条件

道路幅員	約４ｍ
掘削幅	１．０ｍ
掘削深さ	１．５～１．７ｍ
施工延長	４０ｍ
埋設管種	φ２００塩ビ管
土　質	自立する粘性土
地中障害物	特になし

３．２　埋戻し工

３．２．１　試験施工

現状の埋戻し方法は、一般にタンパ等を用い、３０ｃｍ巻出しで何層にも分けて締固めを行うため、施工性が悪い。従って、厚層巻出しにして締固めを行える方法が望まれる。そこで、従来の締固め方法とバックホウのバケット部分に写真－１に示す油圧締固めユニットを装着した狭隘部締固め機械を用いた締固めの試験施工を行い、締固め効果と適用性の調査を行った。締固めユニットの仕様を表－４に示す。試験ケースは、表－１のＣＡＳＥ１～ＣＡＳＥ５までは従来のタンパを用いた締固めを行い、ＣＡＳＥ６～ＣＡＳＥ８において狭隘部締固め機械を用いた締固めを行った。



写真－１　狭隘部締固め機械

表－４　狭隘部締固めﾕﾆｯﾄの仕様

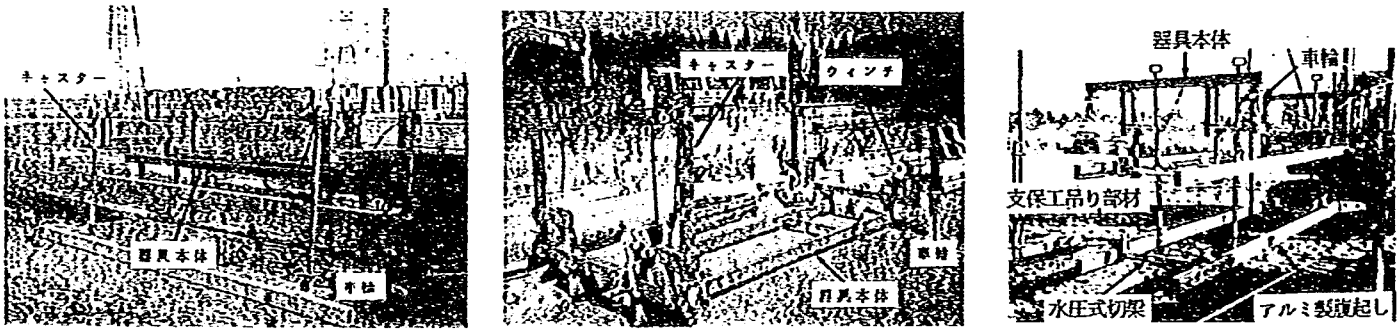
駆動方式	油圧モータ
振動数	1800～2600vpm
起振力	700～1500kg
振　幅	1.5～2mm
水平転圧板	B580mmXH500mm
垂直転圧板	B450mmXH1000mm
質　量	260kg

4．　調査結果

4．1　土留め工

4．1．1　支保工設置器具の製作

製作した支保工設置器具ＴＹＰＥⅠ、ＴＹＰＥⅡ、ＴＹＰＥⅢを、写真－２に示す。各ＴＹＰＥの特徴は、表－２に示した通りである。



ＴＹＰＥⅠ　　ＴＹＰＥ－Ⅱ　　ＴＹＰＥ－Ⅲ

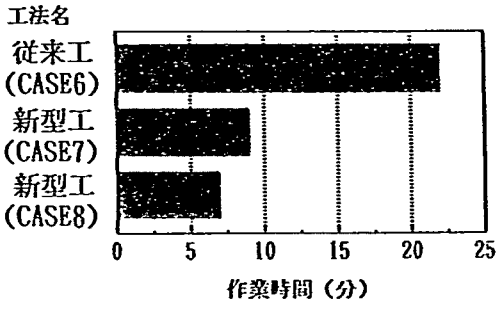
写真－２　支保工設置器具

4．1．2　試験施工

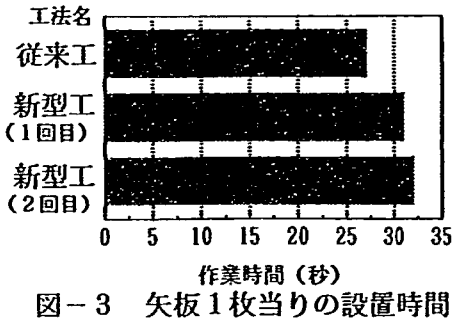
従来工法とＴＹＰＥⅢを用いて行った試験ＣＡＳＥ６～８の作業分析の結果について述べる。

ＣＡＳＥ６（従来工）の矢板設置時及び切梁・腹起し設置時には、作業員１名が無補強の掘削溝内に３０分間入っていたが、ＣＡＳＥ７、ＣＡＳＥ８（両方とも新型工法）では、全く入らずに作業が行うことができた。また、ＣＡＳＥ６では、掘削溝内で作業員とバックホウの接触の危険性も見られた。

図－２に切梁・腹起しの設置作業時間を示す。新型工法の切梁・腹起しの設置時間は、（器具の設置）→（切梁加圧）→（装置の撤去）の３工程の合計で表示している。ＣＡＳＥ７は１段支保であるが、２段支保であるＣＡＳＥ６の半分以下の作業時間で行うことができた。また、ＣＡＳＥ８は、２段支保であるにも関わらず、ＣＡＳＥ７同様、半分以下の作業時間で行うことができた。これは、従来工法は、上段を設置終了後、下段を設置するという作業手順が取られるが、新型工法の場合、２段を同時に設置できるためである。また、矢板の建込み作業は、従来工法では作業員が圧入するまで矢板を保持する必要があったが、新型工法では、支保工設置器具及び腹起しが矢板挿入のガイドとなったため、保持する必要がなくなり作業員とバックホウの近接作業を回避することができた。



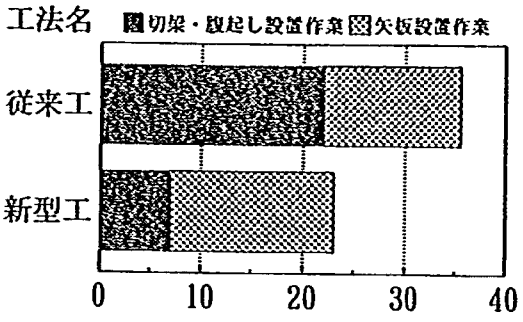
図－２　切梁・腹起し設置時間



図－３　矢板１枚当りの設置時間

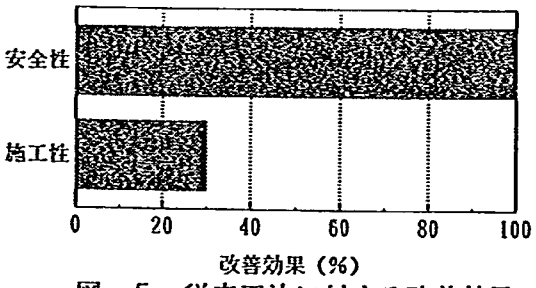
4．1．3　実現場での適用と改善効果

図－3に実現場で行った従来工法と新型工法の矢板1枚当たりの設置・圧入作業時間の平均を示す。従来工法が27秒、新型工法が31～32秒であり、従来工法に比べ4～5秒多く費やされている。しかし、この程度の作業時間の差は、作業員が作業を習熟することにより、無くすことが可能であると考えられる。また、無補強の掘削溝内での作業は、従来工法では、掘削・土留め作業において32分間見られたが、新型工法では全く見られなかった。



図－4　土留め工作業時間（4m当り）

図－2及び図－3のデータに基づいて、掘削長4m（使用矢板30枚）当りの従来工と新型工の土留め作業時間を算出した結果を図－4に示す。新型工法は、作業員が無補強の掘削溝内に全く入らずに従来工法の7割程度の作業時間で行えることになる。この結果、図－5に示す通り、新型工法を採用することによって安全性で100%、施工性で30%の改善効果が見込まれる。



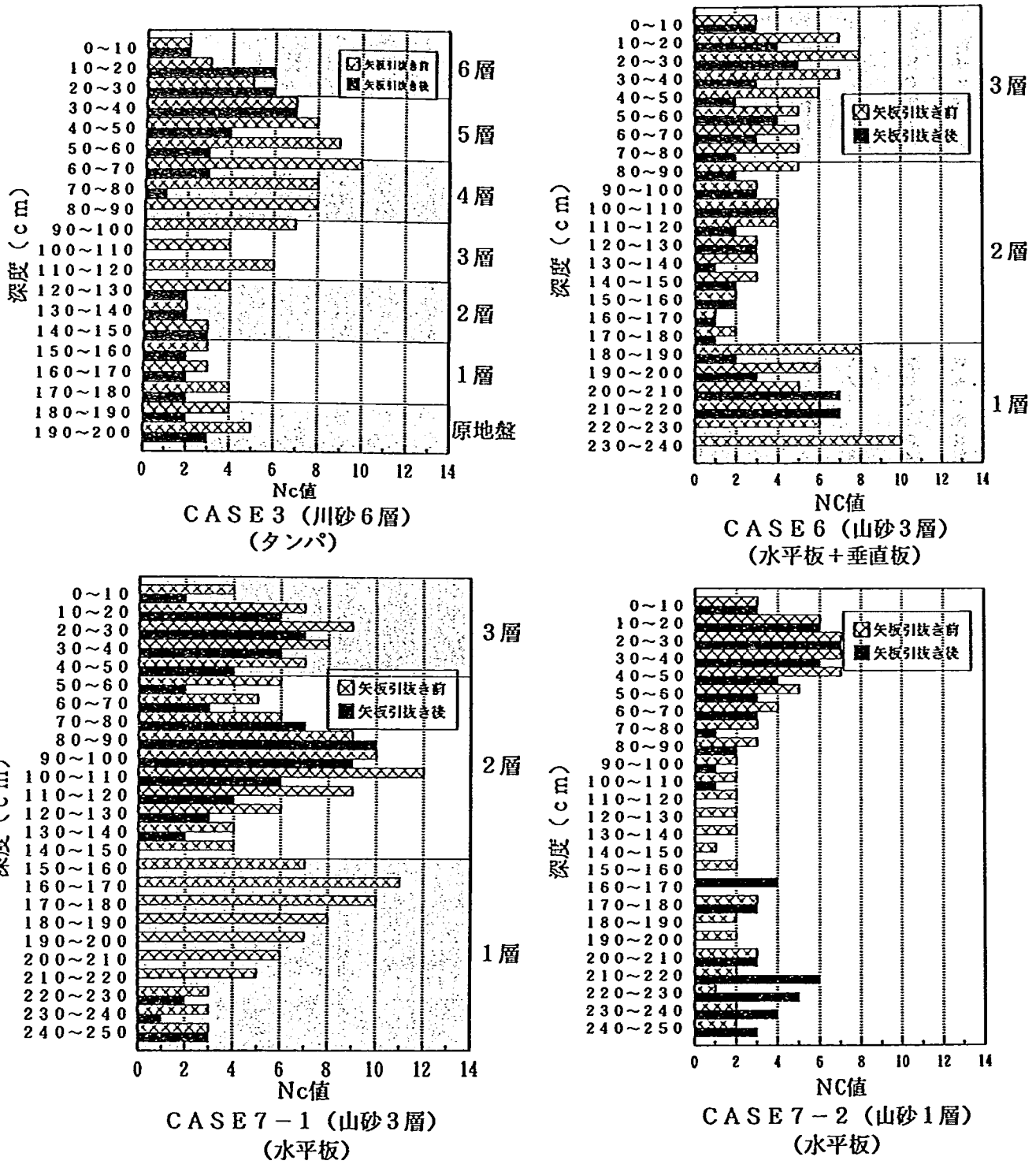
図－5　従来工法に対する改善効果

また、実現場でTYPEⅢの支保工設置器具使用後に現場監督と作業員に対してヒアリング及びアンケート調査を行った。その結果、安全性・施工性ともに高い評価を得たが、実用性を高めるためには、従来の当て矢板工法では施工が困難な地下水が高い現場や過去に他の埋設管の埋戻し履歴が見られる現場等、土砂崩壊の可能性が非常に高い現場への対応も求められた。

4．2　埋戻し工

4．2．1　試験施工

狭隘部締固め機械は、締固めユニットの水平板にバックホウの重量を載荷させ、リブ付の垂直板に高周波の振動を与えることにより、垂直板が挿入されている深さ（1m）まで締固めを行うことを目的に開発された機械である。図－6にCASE3（タンパ）及びCASE6～7（狭隘部締固め機械）の埋戻し工において、矢板引抜き前と引抜き後に行った土研式貫入試験結果を示す。全体的に矢板引抜き後の中・下層部において、緩みが生じている。このことから、交通解放後における路面沈下は、締固め不足の他に矢板引き抜き後に発生する緩みも寄与していると考えられる。従来のタンパを用いて6層に分けて締固めたCASE3と狭隘部締固め機械を用いて3層に分けて締固めたCASE7－1を比較すると、全体的にCASE7－1の方が締固め効果が現れている。このことから、狭隘部締固め機械は、深さ方向に対して、タンパの2倍以上の締固め能力があることが確認できた。CASE6とCASE7－1を比較すると、水平板と垂直板を用いて締固めたCASE7－1よりも、水平板のみで締固めたCASE6の方が締固め効果が現れている。この原因としては、垂直板引き抜き部の緩みの発生、垂直板を取付けたことによる作業性の悪さなどが考えられる。また、CASE7－2の結果から、水平板だけの締固めにおいては、深さ60～70cmまで締固めの効果が現れることが確認できたが、タンパを用いたCASE3より小さい貫入抵抗であった。



図－６　土研式貫入試験結果

５．　今後の問題点

中小規模の下水道開削工事における土留め工において、無補強状態の掘削溝内に入らずに土留めを施工できる器具を製作し、実現場で適用することにより、従来工法に対し安全性が向上することが確認できた。今後は、地下水の高い現場や過去に埋戻し履歴のある箇所等の掘削溝側壁の崩壊の危険性が極めて高い地盤において、掘削後直ちに矢板等で補強可能な土留め装置を考案する予定である。埋戻し工においては、振動による締固めだけでなく、埋戻し地盤内に埋戻し材を強制的に挿入させながら振動締固めを行う等、その他の方法を組み合わせた締固め方法を検討し、より合理的な施工法、施工管理法の確立を図る予定である。

４．下水道管渠の変形防止に関する調査

土質研究室　室　　長　三木　博史
研　究　員　森　　範行
藤井　厚企

１．　まえがき

近年、下水道管渠として塩化ビニル管やＦＲＰＭ管等の可撓性管が用いられるケースが増えている。通常、これらの可撓性管を埋設する場合には管のたわみ量を管径の５％以下に抑えるよう設計がなされるが、施工時の矢板引抜きに伴う管側部の埋戻し材のゆるみや地盤の不同沈下の影響などから管に過大なたわみ（変形）が発生し管の破損や老朽化などの問題が生じる恐れがある。そこで矢板引抜きをともなう施工を行う場合、あるいは地盤の不同沈下の生じやすい軟弱地盤上に可撓性管を敷設する場合の管の変形防止工法の開発が必要である。

５年度は、矢板引抜き時における可撓性管の変形防止工法として、ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法と流動化処理土を用いた埋戻し工法を採りあげ、それらの効果を２次元土槽での模型実験および解析により検討した。その結果、特に流動化処理土を用いた埋戻し工法の変形防止効果が極めて高いことを見いだした。そこで６年度は上記の２つの工法について実物大模型実験を行い、その効果を検証した。

２．　実物大模型実験

2.1　実験方法

図-１に実験ピットの構造を、表-１に実験ケースを示す。埋設管は呼び径500㎜、厚さ15.6㎜の塩化ビニル管（ＶＵ管）に計器（ひずみゲージ、変位計）を取付けたものである。現場

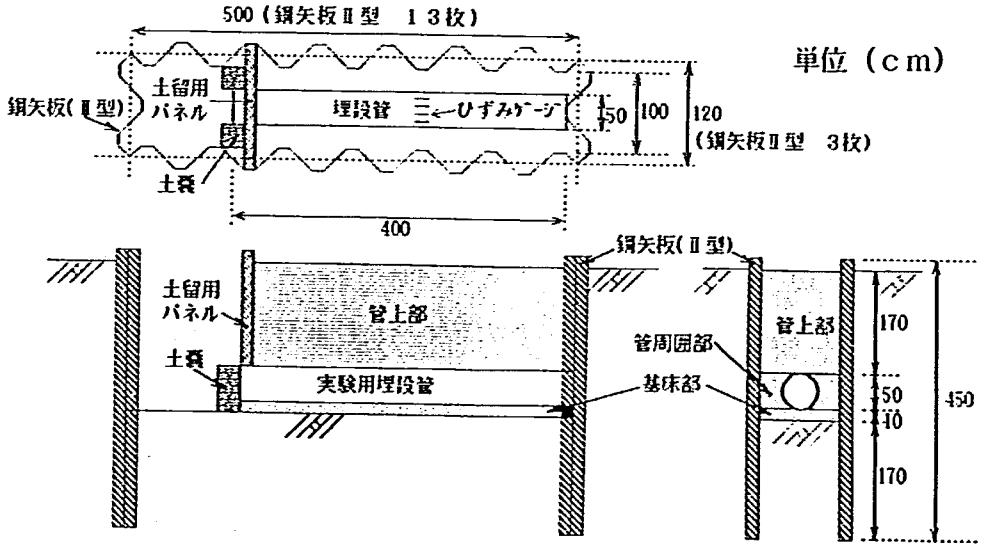


図-１　実験ピットの構造

の地盤は、地表面から約3mの深さまではN値が2～4の関東ローム層であり、それ以深はN値が14程度の細砂層となっている。この地盤に鋼矢板（Ⅱ型、長さ4.5m）を深さ3.9mまで打込み、その後、深さ2.2mまで掘削してピットを作製した。

表-1　実験ケース

実験ケースNo.	基床部および管周囲部の材料	ｼﾞｵﾃｷｽの敷設の有無
1	砂質土	無
2	砂質土	有
3	流動化処理土	無

(1)実験ケースNo.1, No.2について

まずピット内の所定位置に基床部の砂質土を仕上り厚10cmで盛り立てた。なおケースNo.2では、あらかじめ原地盤と矢板の境界部分に幅50cmのジオテキスタイルを折返して敷設した（図-2参照）。次に埋設管を基床部上に設置し、砂質土を用いて埋戻した。この際、管周囲部は木だこを用い1層の仕上り厚25cmで、管上部は振動ｺﾝﾊﾟｸﾀｰを用いて1層の仕上り厚30cmで締固めた。なお砂質土の締固め度は、ケースNo.1では90%、ケースNo.2では89%であった。埋戻し完了後、表面を平滑に均し、3時間程度放置したのち図-3に示す順序で矢板を引抜いた。管のひずみ及び変形量の計測は、矢板を1枚引抜く毎に行った。

表-2　砂質土および流動化処理土の物性

砂質土	産地	茨城県霞ヶ浦産　川砂
	湿潤密度	1.58(g/cm³)
	c，φ	c=0.002(kgf/cm²)，φ=39(°)
流動化処理土	原料土	関東ローム　※茨城産
	固化剤	セメント系固化材
	一軸強度	1.025(kgf/cm²)※打設から24時間後
	流動性	340(mm)　※ｼﾘﾝﾀﾞｰ法による

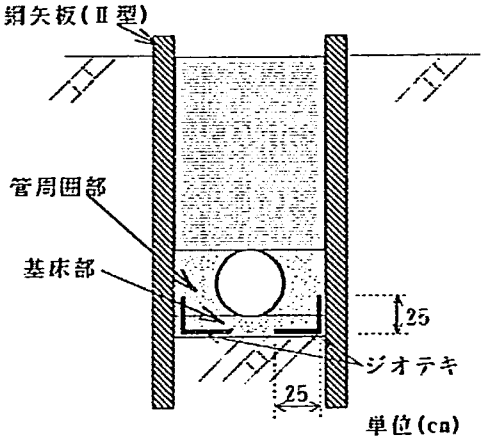


図-2　ｼﾞｵﾃｷｽﾀｲﾙの敷設方法

(2)実験ケースNo.3について

まずピット内の所定位置に基床部の流動化処理土を仕上り厚10cmとなるよう打設した。24時間養生した後、埋設管を基床部上に設置し、管周囲部に流動化処理土を打設した。流動化処理土の物性は表-2に示す。24時間気中養生後、上記(1)と同様の方法で管上部に砂質土を埋戻し、矢板引抜きを行った。なお砂質土の締固め度は87%であった。管のひずみ及び変形量の計測は、矢板を1枚引抜く毎に行った。

2.2　実験結果

矢板引抜き前後での管の変形量を図-3に、管のひずみを図-4に示す。どのケースにおいても矢板引抜き前（埋戻し完了時）は、管のひずみ及び変形量がかなり小さい。これは、管周囲の埋戻しが良好な状態で行われたため管側部への水平方向拘束力が十分に働いたためと考えられる。

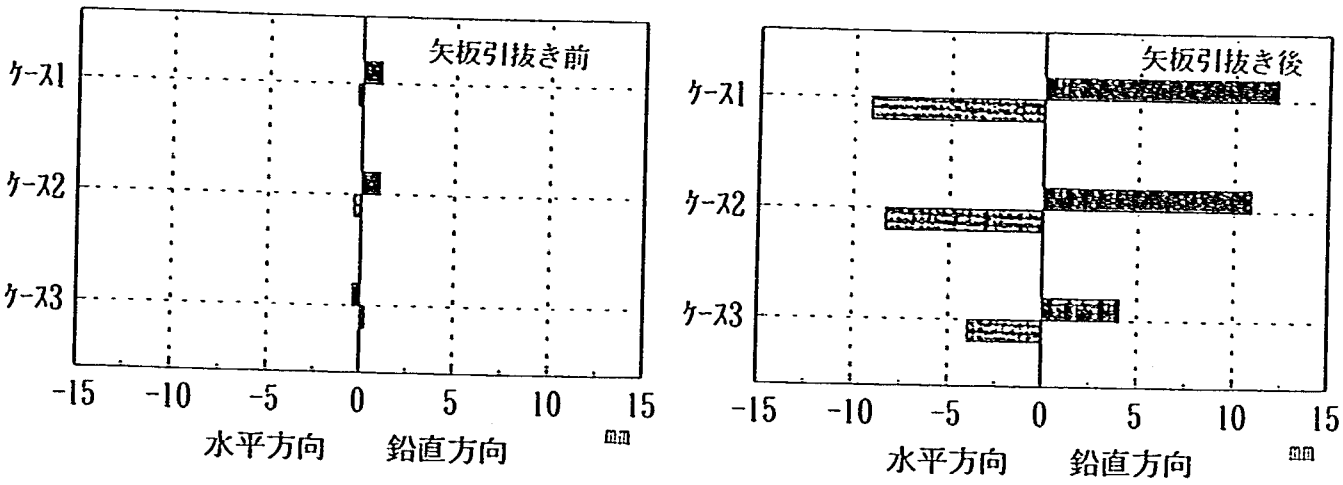


図-3　矢板引抜き前後の管の変形量

ジオテキスタイルを敷設したケースNo.2では、ケースNo.1よりも矢板引抜き後の管の変形量およびひずみが小さい。現場の地盤は主に関東ロームで構成され比較的自立性に富むことから、矢板根入れ部分の引抜き跡が空洞化しやすい。その部分に管周囲部の埋戻し材が流出し管側部がゆるむことが、管の変形を増加させる要因の1つとなっている。これに対しケースNo.2では、ジオテキスタイルの折り上げ部分が矢板の根入れ部分に生じる空洞の上部をふさぎ、管周囲部の砂質土がその空洞に流出するのを防ぐため、管の変形が抑制されたものと考えられる。ただしケースNo.1とNo.2で管の変形量を比較すると、ジオテキスタイルの敷設による変形抑制効果は約10%とやや小さい。また、流動化処理土を用いたケースNo.3では、ケースNo.1と比較して、矢板引抜き前後での変形量やたわみの増加が大幅に抑制されている。これは硬化後の流動化処理土は自立性（粘着力）を持つため、矢板引抜きに伴って管周囲部があまり変位せず、管側部のゆるみが小さいためである。

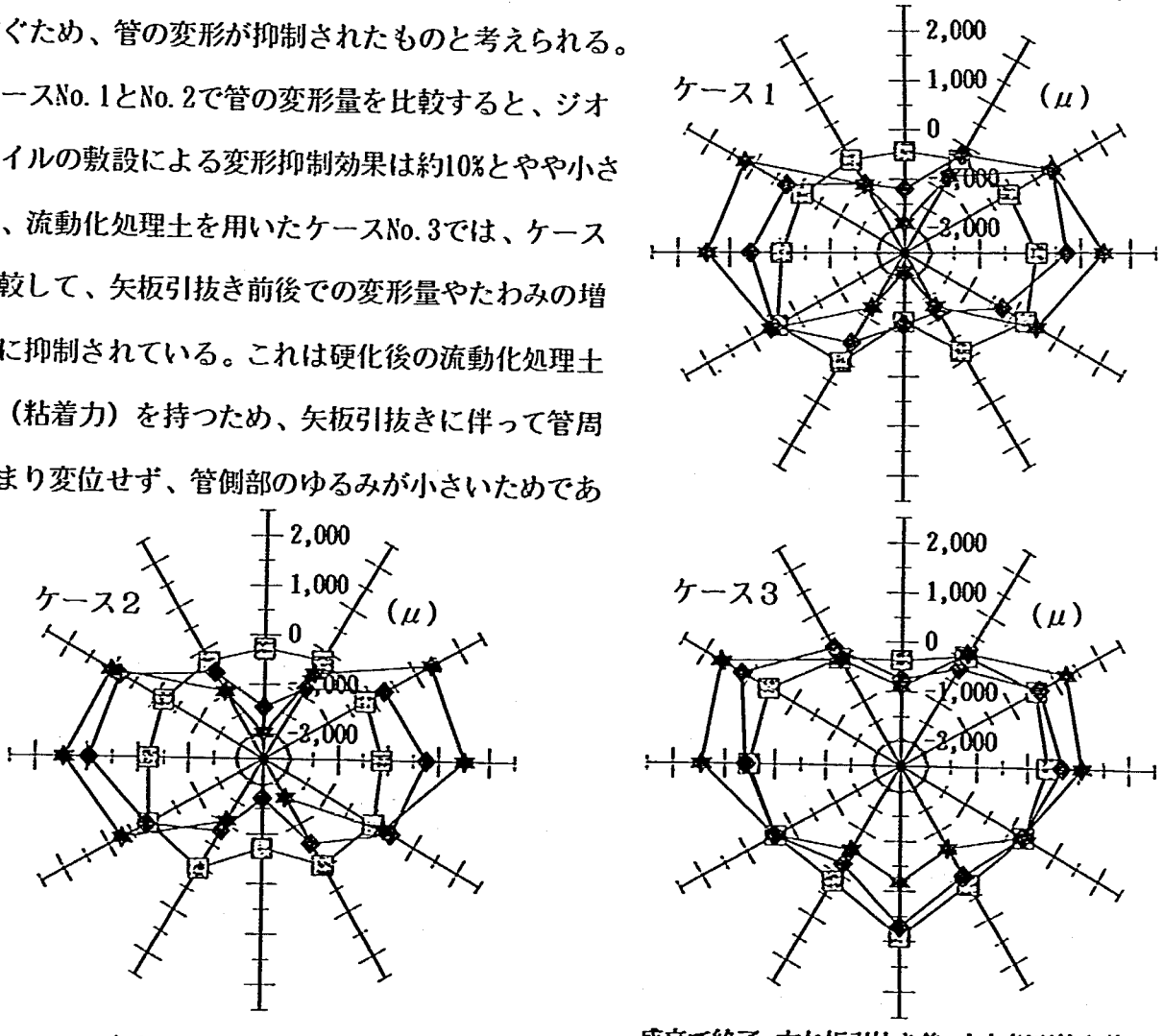


図-4　矢板引抜き前後の管のひずみ

3．　解析による管側部に作用する水平土圧の評価

3.1　解析方法

4年度および5年度の小型模型実験により、①管頂部に作用する鉛直土圧は矢板引抜き前後にそれほど変化せずその大きさは土被り圧γh_1程度であること、②管側部に作用する水平土圧は、矢板引抜きにともなって埋戻し材がゆるむ場合には、土圧が減少しそれが管の変形（たわみ）を増加させる原因となること、を確認している。そこで5年度は管に作用する土圧について、鉛直土圧は管頂部における土被り圧γh_1が作用するものとし、管側部に作用する水平土圧は土被り圧γhに作用土圧係数Kを乗じた三角形分布であるとしてモデル化した（図-5参照）。このモデルを用いて、カスチリアーノの定理にもとづく管の構造解析を行った。その際、管の変形量について各実験ケースにおける実測値と一致する解析値の得られる作用土圧係数Kを見い出し、そのときの管のひずみの解析値と実測値を比較したところほぼ近似した解を得ることができ、図-5のモデルはほぼ妥当なものであることが分かった。6年度は上記と同様のモデル及び手法によって解析を行い、矢板引抜き前後の作用土圧係数Kを算出し、それにより管側部に作用する水平土圧を評価した。この際、管底部に作用する鉛直方向反力の支持角としては、塩ビ管埋設時の設計において一般的に用いられている120°を採った。また塩ビ管の弾性係数はE=30,000kgf/cm²とした。

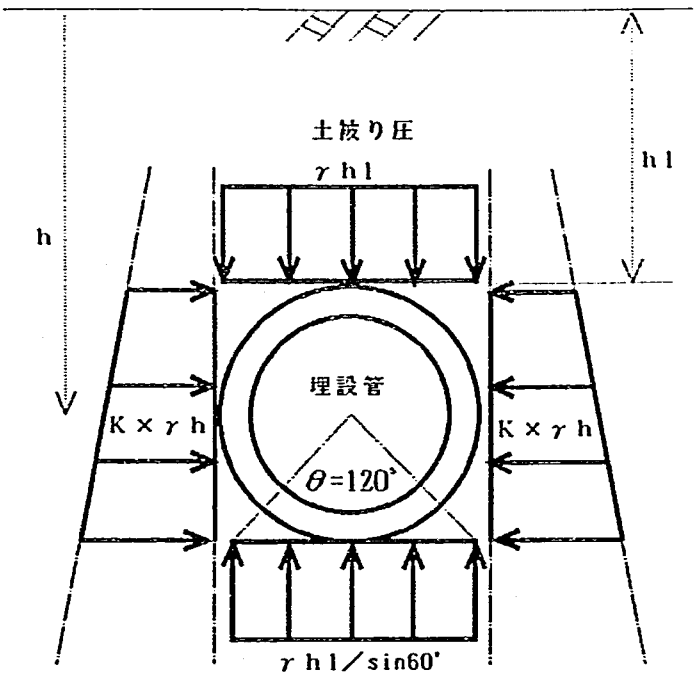


図-5　埋設管に対する作用土圧のモデル

3.2　解析結果

各ケースについて、矢板引抜き前後における管のたわみ量の実測値に一致する解析値が得られる作用土圧係数Kは表-3のとおりである。表-3のKを用いた場合に解析により得られる管のひずみの解析値と、管のひずみの実測値を図-6に示す。図-6より実測値に近似した解析値が得られていることがわか

表-3　矢板引抜き前後における作用土圧係数K

ｹｰｽ	Kの値		Kの減少率
	引抜き前K_1	引抜き後K_2	(%)　※1
1	0.87	0.50	42.5
2	0.90	0.55	38.8
3	0.95	0.77	18.9

※1　Kの減少率：$(K_1-K_2)\times 100/K_1$

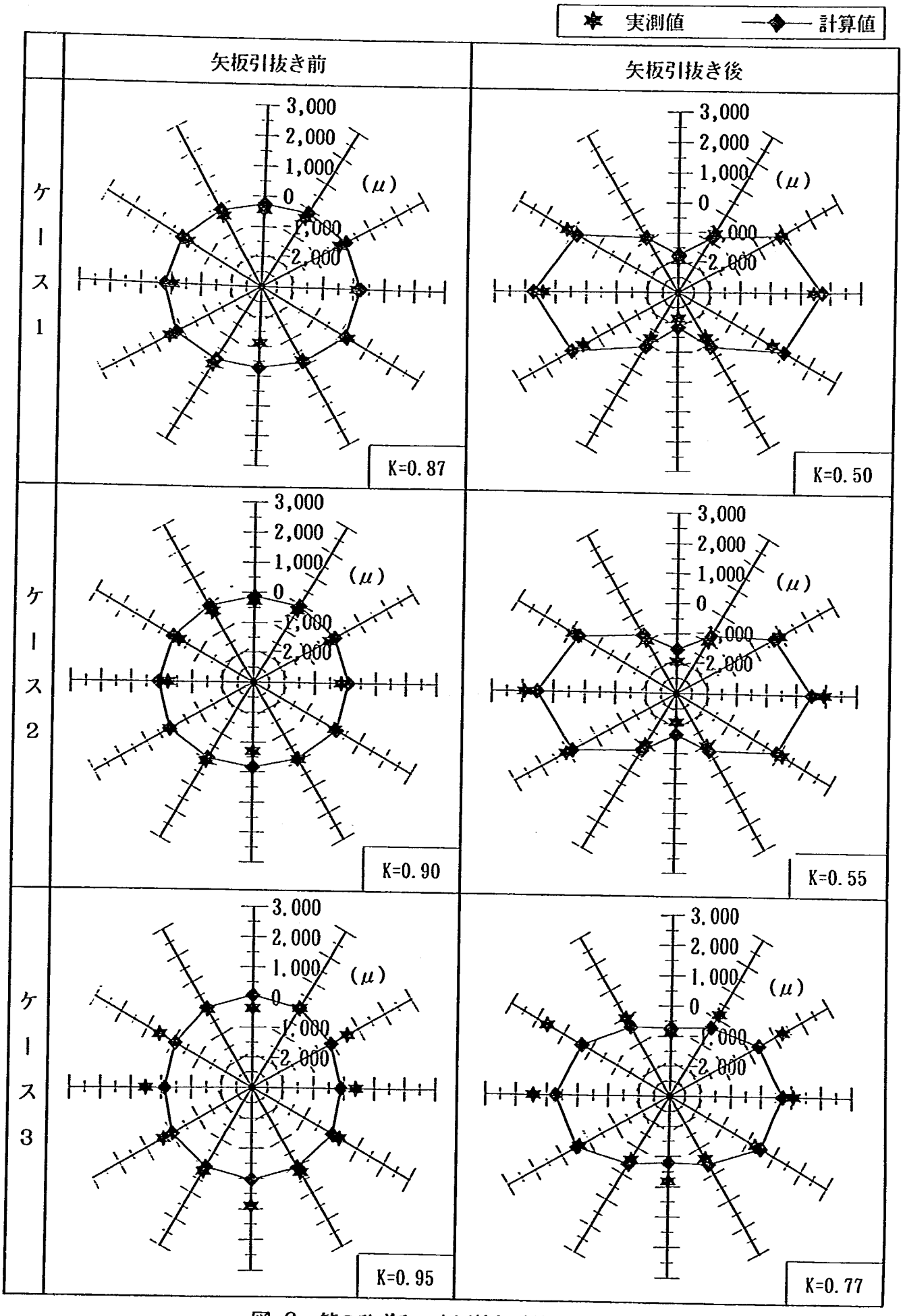


図-6　管のひずみの実測値と計算値の比較

り、今回の実物大模型実験においても図-5のモデルはほぼ妥当なものであった。

表-3において、矢板引抜き前のKはどのケースにおいても概ね0.9前後の値である。一方、矢板引抜き後のKについては、変形防止工法を採らない場合（ケース1）では0.5まで減少したのに対し、ジオテキを敷設した場合（ケース2）では0.55と若干大きくその効果が表れている。また流動化処理土を用いた場合（ケース3）は矢板引抜き後のKが0.77と他に比べて非常に大きく、管側部への水平土圧が十分に働いており、管の変形防止工法として極めて効果が高い。

4．まとめ

(1)ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法は、現地盤に自立性があり矢板根入れ部分の引抜き跡が空洞化するような場合には、管の変形をある程度抑制する効果がある。

(2)流動化処理土を用いて管周囲を埋め戻すと、矢板引抜きにともなう管の変形が大幅に抑制される。したがって管の変形防止工法として極めて有効である。

(3)管に作用する土圧について、鉛直土圧については管頂部における土被り圧γh_1が作用するものとし、管側部に作用する水平土圧については土被り圧γhに作用土圧係数Kを乗じた三角形分布であるとして図-5のようにモデル化し、管の構造解析を行った。この際、矢板引抜き前後における管のたわみ量の実測値に一致する解析値が得られる作用土圧係数Kを算出し、そのKにより管側部に作用する水平土圧を評価した。

矢板引抜き前のKはどのケースにおいても概ね0.9前後の値である。一方矢板引抜き後のKについては、変形防止工法を採らない場合には0.5まで減少してしまうが、ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設すると0.55となり、管側部への水平土圧の減少を若干抑制することができる。

また流動化処理土による埋戻しを行った場合は、矢板引抜き後でもKは0.77と高く、管側部への水平土圧が十分に働いている。したがって矢板引抜き時における管の変形防止工法として極めて効果の高いことが確認された。

５．下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査

化学研究室　室　　長　坂本　浩行
研　究　員　新田　弘之

１．まえがき

近年，下水処理場や下水管路においては，二酸化炭素による中性化や硫化水素に起因した微生物作用によるコンクリートの劣化が問題になっている。一方，下水道整備の進展に伴って下水道施設のストック量が増大していることから，今後これらの施設の維持管理を合理的に進めるうえで，下水道施設コンクリートの防食は重要なことになって行くものと思われる。本調査では，硫化水素による下水処理場コンクリートの損傷を対象にして，その防食対策を確立しようとするものである。

６年度は前年度に引き続き，コンクリート防食材の耐酸性試験や材料を選定する場合の評価試験方法に関する調査を行うともに，コンクリートライニング防食材の品質規格について提案した。

２．調査目的

硫化水素による下水処理場コンクリートの腐食事例では，腐食したコンクリート壁面の酸の強さは硫酸濃度で５％に達する場合もあるといわれている。コンクリートは高アルカリ性を有していることから，強い酸性の環境に接した場合，コンクリート自体で防護するには限界があり，腐食を防止するためには何らかの防食対策を施す必要がある。

コンクリートの防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，コンクリートのライニング防食材を中心に防食材の評価試験方法や材料選定方法などを明らかにしていくものである。

３．調査方法

これまでに，下水コンクリートのライニング防食材の試験として，防食材の施工性，耐酸性，耐アルカリ性，耐水性，防水性などに関する諸性状について，各種ライニング防食材を用いて試験を行った。これらの試験内容と最終的に品質規格（案）に取り入れた試験条件を表－１～２に示す。

表－１　防食材のみの試験項目

試験項目	試験条件	品質規格（案）試験条件
混合均一性，可使時間，硬化時間，だれ	JIS K 5400「塗料一般試験方法」などに準じる。	左　同

表－2　コンクリートに防食材を塗布したもの試験項目

試験項目	溶液濃度	浸漬温度	材　令	品質規格（案）試験条件
耐酸性	1，5，10%濃度の硫酸	20，40，60℃	7，15，30，60日	硫酸溶液濃度5%，浸漬温度40℃，材令60日
耐アルカリ性	飽和水酸化カルシウムおよび10%カセイソーダ	20，40，60℃	7，15，30，60日	飽和水酸化カルシウム，浸漬温度40℃，材令60日
耐水性	水道水	20，40，60℃	7，15，30，60日	浸漬温度40℃，材令60日
防水性	JIS A 1404「建築用セメント防水剤の試験方法」に準ずる			左　同
耐衝撃性	JIS K 5400「塗料一般試験方法」6.13.2に準ずる			左　同
クラック追従性	スレート板に防食材を塗布した後，引張試験を行う			左　同
ガス透過性	JIS K 7126「プラスチックフィルムおよびシートの気体透過度試験」に準じる			左　同
耐摩耗性	試験荷重は，500，1,000，1,500g			試験荷重は，1,000g

4．調査結果

これまでの調査結果をもとに，下水コンクリート用ライニング防食材の品質規格（案）および試験方法をまとめると以下のとおりである。

4.1 下水コンクリート用ライニング防食材に要求される性能

下水コンクリート用ライニング防食材に要求される性能をあげると表－3の通りである。

表－3　下水コンクリート用ライニング防食材に要求される性能

要求性能	摘　　要
防食材の作業性	防食材を施工する場合の作業性を確保するために，混合均一性，可使時間，硬化時間，だれなどに優れているものでなければならない
防食材とコンクリートとの接着性	コンクリートの防食性を確保するためには，防食材はコンクリートとの接着性に優れているものでなければならない
耐酸性	下水環境では、酸の強さは硫酸濃度で5%に達する場合もあるといわれており，これらの状況に耐久性を有する耐酸性が要求される

耐ｱﾙｶﾘ性	防食材は高いアルカリ性であるコンクリートに塗布されるので、これらに対する安定性のあるものでなければならない
耐水性（背面水に対する）	背面や側面から水が浸透した場合，塗膜のはがれが生じ易くなる。そのため，防食材には背面からの水に対しても接着性に優れたものが要求される
防水性	防食材には，酸，ｱﾙｶﾘ，水などを阻止するための防水性能が要求される
耐衝撃性	作業時に衝撃荷重を与えられる場合もあるので，防食材には耐衝撃性に優れるものが要求される
ｸﾗｯｸ追従性	コンクリート構造物では，クラックが発生するので，防食材にはｸﾗｯｸ追従性が要求される
ガス透過性	下水環境では、硫化水素ガスなどが発生するので，防食材にはガス透過性を阻止する性能が要求される
耐摩耗性	下水では，砂混じりの流速があるため，防食材には耐摩耗性が要求される

4.2 2　下水コンクリート用ライニング防食材の品質規格（案）

1）適用範囲

本品質規格（案）は，ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂，ｴﾎﾟｷｼ樹脂，ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂などを用いた下水コンクリート用ライニング防食材に適用する。

2）品質規格（案）

下水コンクリート用ライニング防食材の品質規格（案）として，防食材のみの品質規格を表－4に，また，コンクリートに防食材を塗布したものの品質規格を表－5に示す。

表－4　防食材のみの品質規格（案）

項　目	品　　質	試験方法
混合均一性	主剤，硬化剤を混合したときに塊がなく均一なこと	別途に示す「下水ｺﾝｸﾘｰﾄ用ﾗｲﾆﾝｸﾞ防食材の試験方法」による
可使時間	主剤，硬化剤を100gのｽｹｰﾙで混合したときに使用できる時間が1時間以上であること	
硬化時間	硬化時間が12時間以内であること	
だ　れ	だれを生じないこと	

表－5　コンクリートに防食材を塗布したものの品質規格（案）

項　目		品　質	試験方法
防食材とｺﾝｸﾘｰﾄとの接着強度（浸漬前，気乾養生）		15kgf/cm² 以上，またはｺﾝｸﾘｰﾄの凝集破壊	別途に示す「下水ｺﾝｸﾘｰﾄ用ﾗｲﾆﾝｸﾞ防食材の試験方法」による
耐酸性（5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと	
	質量変化	浸漬後の質量変化が±5%以内であること	
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が20%以内であること	
耐酸性（5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装，浸漬前に切り傷を入れる）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが著しく生じないこと	
耐ｱﾙｶﾘ性（飽和水酸化ｶﾙｼｳﾑ 60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと	
	質量変化	浸漬後の質量変化が±3%以内であること	
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が10%以内であること	
耐水性（水道水60日浸漬，浸漬温度40℃，一面塗装）	外　観	浸漬後の塗膜にわれ，ふくれ，はがれが生じないこと	
	接着強度	浸漬後の接着強度の低下率が10%以内であること	
防水性　（試験温度20℃）		透水量は，0.5 g以下であること	
耐衝撃性　（試験温度20℃）		塗膜にわれが生じないこと	
ｸﾗｯｸ追従性（試験温度20℃）		ｸﾗｯｸ追従性における伸び量は，0.3 mm以上であること	
ガス透過性（試験温度20℃）		ガス透過性は，0.5 cm³・cm／cm²・S・cmHg以下であること	
耐摩耗性　（試験温度20℃）		摩耗量は，10mg以下であること	

下水コンクリート用ライニング防食材の品質試験方法

〔I〕防食材

1）混合均一性

JIS K 5400「塗料一般試験方法」4.8 に準じる。

2）可使時間

JIS K 5400「塗料一般試験方法」4.9 に準じる。

3）硬化時間

JIS K 5400「塗料一般試験方法」6.5 に準じる。

4）だ れ

防食材の規定の塗布量を30×15cmのスレート板に均一に塗布した後，垂直に傾け，だれの有無を評価する。

〔II〕コンクリートに防食材を塗布したもの

1）浸漬前の防食材とコンクリートとの接着性試験

30×15×5 cmのコンクリート供試体に防食材を塗布し，浸漬前の接着強度を測定する。

各試験体に4×4 cmの接着板をエポキシ系接着剤を用いて張り付けた後，携帯型の付着試験機を用いて試験温度20℃で接着強度を測定する。試験個数は3個としその平均値で表示する。

2）耐酸性試験（塗膜が正常な場合の耐久性）

浸漬条件は，5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，コンクリート面は全面塗装で供試体寸法30×15×5 cmのもの。

①外観観察

試験体の色調，われ，はがれなどの外観変化状況を肉眼観察する。また，必要に応じて写真撮影する。

②質量変化

浸漬後の試験体を試験槽から取り出し，水道水で洗浄した後，乾燥した清浄な布でぬぐい，感量0.1gの電子天秤を用いて質量を測定し，浸漬前の供試体の質量との対比で質量変化を求める。

③接着力試験

各試験体に4×4 cmの接着板をエポキシ系接着剤を用いて張り付けた後，携帯型の付着試験機を用いて試験温度20℃で接着強度を測定する。試験個数は3個としその平均値で表示する。浸漬前の接着強度との対比で接着強度変化を求める。

3）耐酸性試験（塗膜に欠陥があった場合の耐久性）

浸漬条件は，5%硫酸60日浸漬，浸漬温度40℃，全面塗装，浸漬前に塗膜にコンクリートに達するまでの切り傷入れ供試体寸法30×30×5 cmのもの。

コンクリート試験体に防食材を全面塗布した後，カッターで塗装面に5 cm角の切り傷を9個入れる。その後，浸漬試験を行い塗膜のわれやはがれ状況を観察する。

4）耐アルカリ性

浸漬条件は，飽和水酸化カルシウム 60日浸漬，浸漬温度40℃，コンクリート面は全面塗装で供試体寸法30×15×5 cmののもの。

外観観察　質量変化および接着力試験は，耐酸性試験（塗膜が正常な場合の耐久性）と同様に行う。

5）耐水性

浸漬条件は，水道水60日浸漬，浸漬温度40℃，コンクリート面は一面塗装で供試体寸法30×15×5 cmのもの。

外観観察および接着力試験は，耐酸性試験（塗膜が正常な場合の耐久性）と同様に行う。

6）防水性

防水性試験は，JIS A 1404「建築用セメント防水剤の試験方法」に準じる。φ15×5㎝のコンクリート試験体1面に，防食材を塗布し防食材表面から3kgf/㎠の水圧をかけコンクリート面への透水量を測定する。

7）耐衝撃性

衝撃性試験は，JIS K 5400「塗料一般試験方法」6.13に準ずる。30×30×5㎝のコンクリート試験体面に防食材を塗布し，防食材の表面に球体が撃突したときの塗膜のわれ，はがれ抵抗性を測定する。

8）クラック追従性

スレート板に防食材を塗布した後，引張試験を行う。

9）ガス透過性

ガス透過性試験は，JIS K 7126「プラスチックフィルムおよびシートの気体透過度試験」に準じる。各防食材で設計基準厚さ0.45㎜のフィルムを作製し，気体透過度を測定する。

10）耐摩耗

耐摩耗試験は，JIS K 7204「摩耗輪によるプラスチックの摩耗方法」に準じる。φ10㎝のスレート板に防食材を塗布し，防食材の摩耗量を測定する。摩耗輪の種類は，CS－17，試験荷重は1,000gとする。

〔Ⅲ〕コンクリート供試体の作製方法

①コンクリートの品質：呼び強度 210kgf/㎠，スランプ8㎝，骨材の最大寸法20㎜、空気量4％。

②供試体形状　：30×30×5㎝，または30×15×5㎝。

③供試体の作製　：JIS A 1132「コンクリートの強度試験用供試体の作り方」に準ずる。コンクリート打設後、3時間程度静置した後、上面の余分なコンクリートをかき取り、木ごてで仕上げを行う。

④供試体の養生　：コンクリート打設後、24時間以内に型枠を取外し20℃の気中に14日間養生する。

⑤ｺﾝｸﾘｰﾄ面の表面処理：防食材塗布前のコンクリートの表面は、ワイヤーブラシを用いて表層のレイタンスを除去する。

⑥コンクリートの水分：防食材塗布前のコンクリートの水分がは8％程度以下とする。水分の確認は、高周波のコンクリート・モルタル水分計を用いる。

5．今後の問題点

下水コンクリート用ライニング防食材の材料を選定する場合の，ライニング防食材の品質規格（案）および評価試験方法を作成した。これらを用いることによって，下水コンクリートの硫化水素に起因する損傷を防止することができると考えられる。しかし，ライニング防食材による防食工法は，防食材の塗装厚さが、0.5 ～1.0 ㎜程度と薄く，過酷な環境や長期の耐久性を期待するには懸念がある。

したがって，今後はより耐久性を確保するために，新材料を利用した防食工法についても研究を進め，コンクリートの損傷に係わる維持管理の軽減を図ることが必要と考えられる。

６．下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査

振動研究室　室　　長　萩原　良二
主任研究員　二宮　嘉朗
東　拓生
動土質研究室　室　　長　松尾　修
主任研究員　吉関　潤一
林　裕士

１．まえがき

既存の下水道施設、特に管路などは液状化層に埋設されることが多く、地震が生じた場合、液状化による管路の浮き上がりが生じることが多い。実際、釧路沖地震など、下水道施設などのライフライン施設の機能停止による市民生活への影響が大きいことが指摘されている。現在、下水道施設が普及した地域にとっては、下水道施設は市民生活に必須のものとなっており、下水道を震後においても機能させることは、下水道管理者として重要な責務といえる。平成６年度は、釧路沖地震などでの管渠被害特性の統計解析、管渠・マンホールの浮き上がりに関する模型振動実験を行った。

２．研究目的

下水道施設の合理的な震前対策計画および効率的な震後復旧に資するため、下水道施設の液状化による被害の予測手法および対策工法を検討する必要がある。

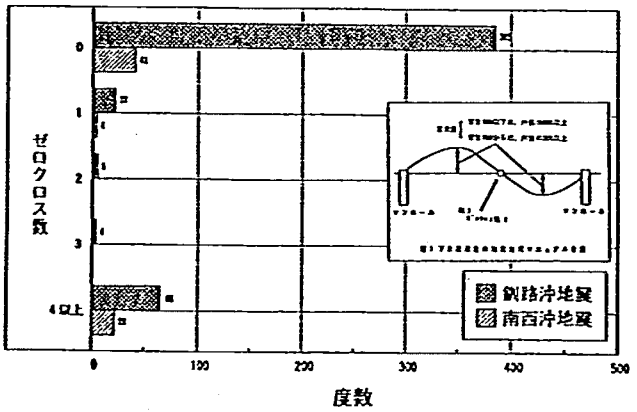
３．過去の地震における管渠被害の傾向（振動研究室）

平成５年と６年に、発生した釧路沖地震、北海道南西沖地震、北海道東方沖地震による下水道管渠の被害について整理した。管渠被害に着目すると釧路沖地震については釧路町、釧路市、北海道南西沖地震では長万部町、北海道東方沖地震では標津町、中標津町がそれぞれ被害が多い。

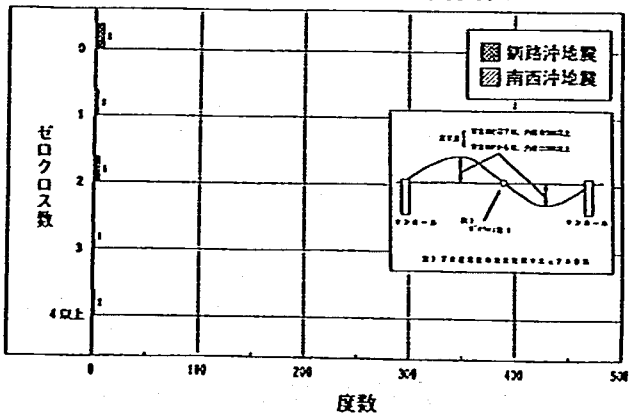
図-1に鉛直方向変状と水平方向変状を示す。釧路沖地震と北海道南西沖地震においては、明らかに鉛直方向変状が水平方向変状より卓越している。図-2に浮上がりと沈下、水平変状の割合を示す。これは釧路市のものであるが、図-1とあわせて管渠浮上による変状が多いことがわかる。

図-3に管渠破損とマンホールとの位置関係を示す。本管部の破損は管口部近くに多いが、マンホールと本管との取付部は少なく、その近傍に多い。これは本管取付箇所はマンホールと管渠の振動特性が異なることなどの関係で、大きな応力が発生しやすいと考えられるが、かなり剛に接合しているため、取付部で少なく、その近くで破損が多い結果になったものといえよう。

図-4に管渠変形と破損関係を示す。本管継手部の破損は変形部で卓越している。取付管接合部では無変形箇所の方に破損が多い。同様に図-5にたるみ・水平方向蛇行箇所と破損との関係を示す。本管部継手と取付管継手はたるみ箇所、蛇行箇所で多い。本管部については、管口



(a) ゼロクロス- 鉛直方向変状



(b) ゼロクロス- 水平方向変状

図-1　ゼロクロス数（鉛直水平方向変状）
（釧路沖地震と北海道南西沖地震）

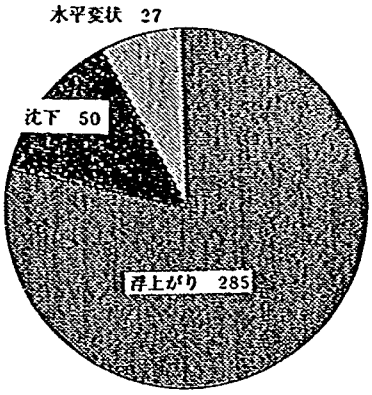
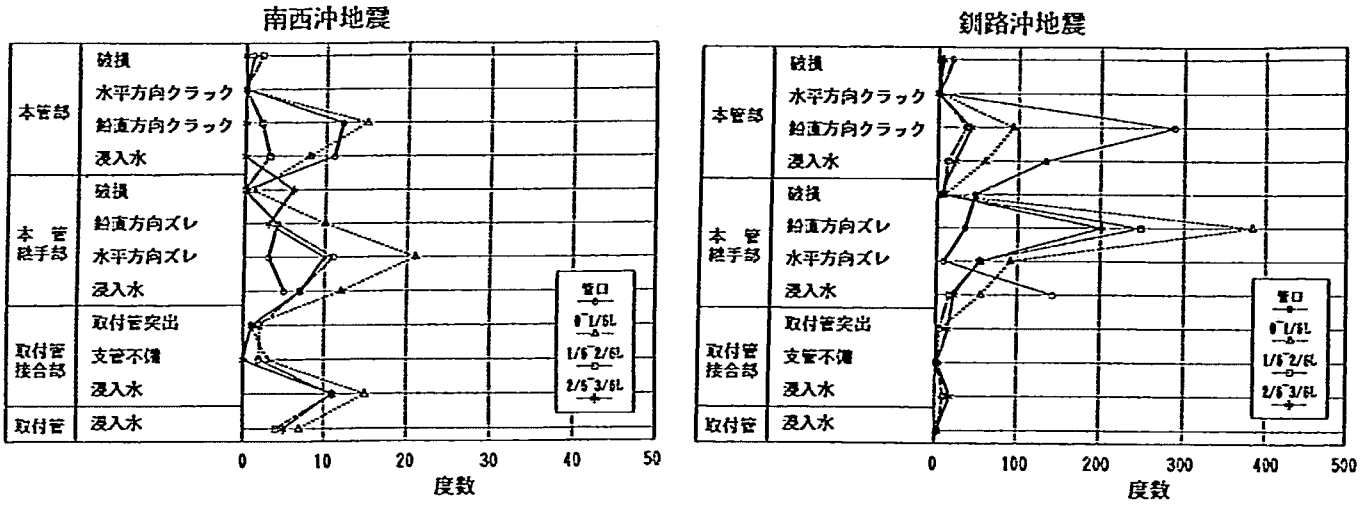


図-2 被害管渠の変形分類
(釧路沖地震-釧路市)



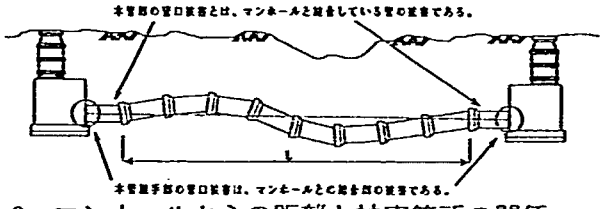


図-3 マンホールからの距離と被害箇所の関係
(釧路沖地震と北海道南西沖地震)

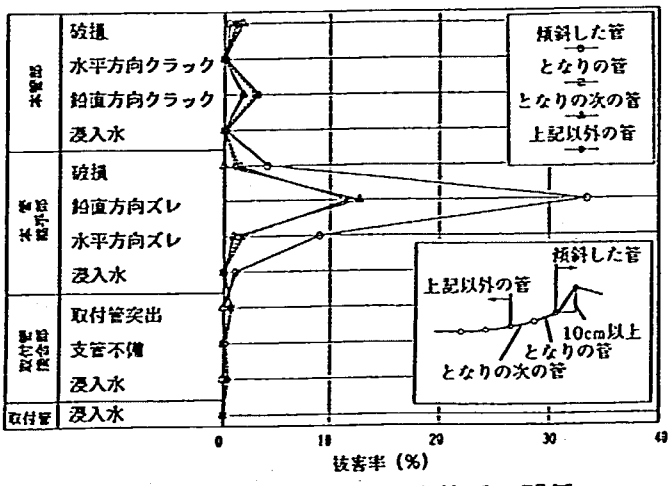


図-4 傾斜した管と被害箇所の関係
(釧路沖地震-釧路市)

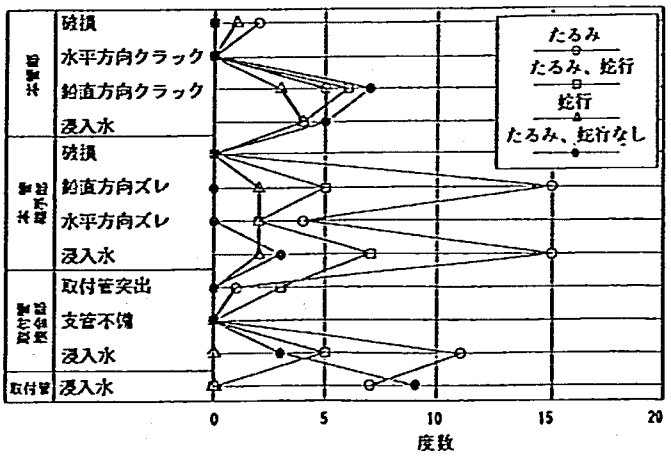
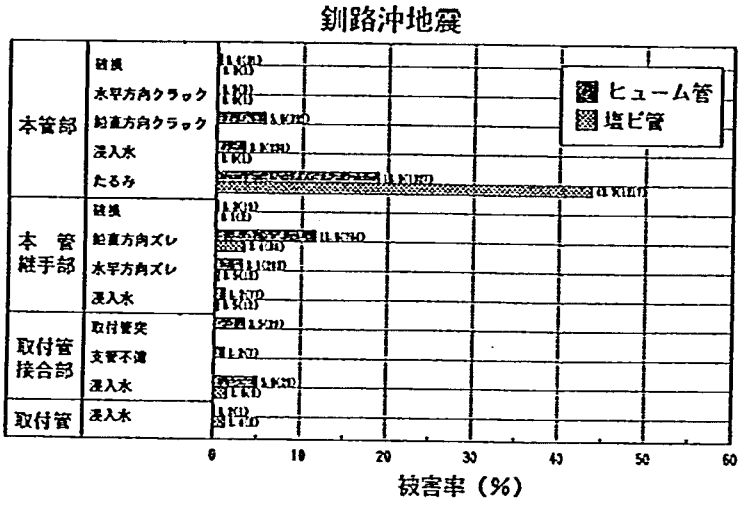


図-5 変形と被害の関係
(釧路沖地震-釧路市)



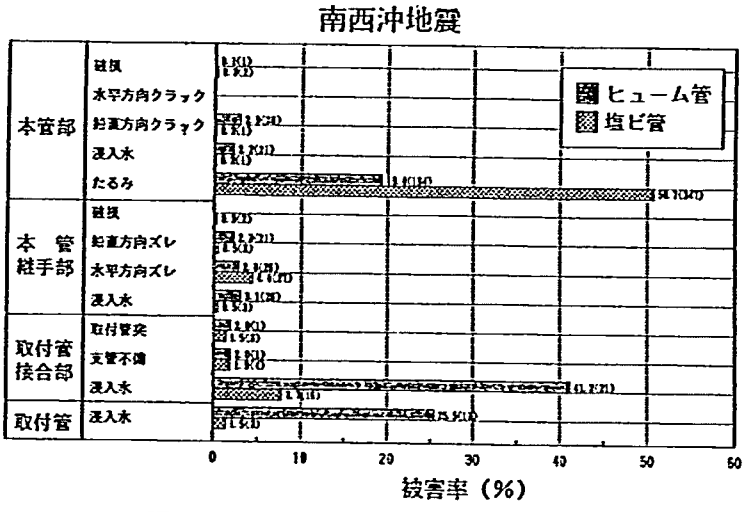
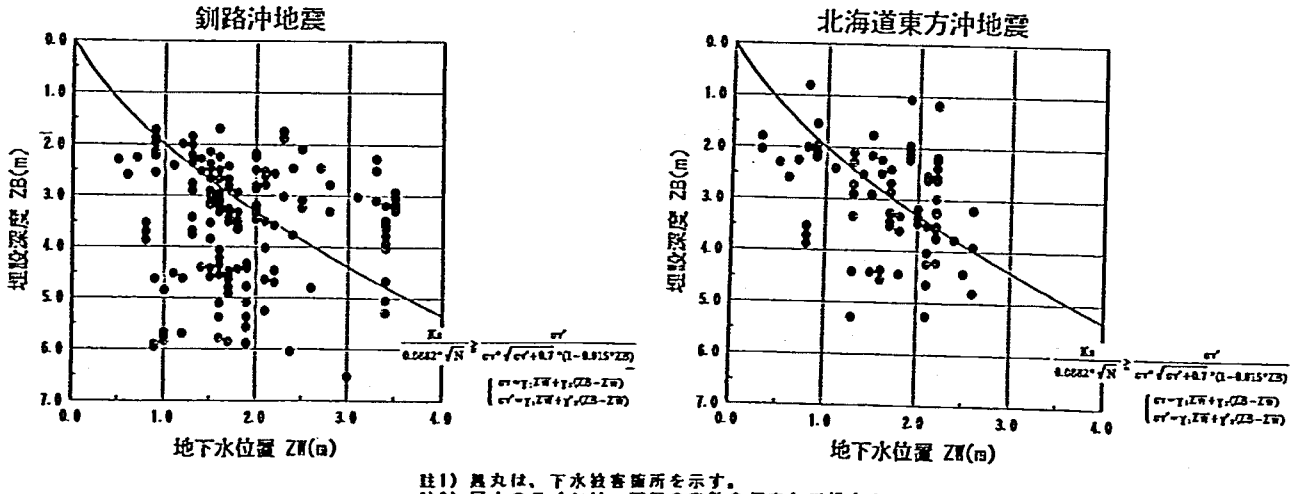


図-6　管種と被害の関係
（釧路沖地震と北海道南西沖地震）



註1）黒丸は、下水被害箇所を示す。
註2）図中のラインは、下記の定数を仮定して場合の
FL=1を示す。
平均粒径　D_{50} = 0.35 mm
細粒分含有率　Fc = 10 %
単位体積重量　γ = 1.9 tf/m3
N値　N = 5
地表面設計水平深度　Ks = 0.15

図-7　被害箇所の埋設深度と地下水位の関係
（釧路沖地震と北海道東方沖地震）

での破損が多いため、たるみも蛇行もしていない箇所での破損が多い結果となった。

図-6に材質別の破損を示す。塩ビ管は変形しやすいためたるみが多いが、ヒューム管はクラックなどの破損が多い。

図-7に被害箇所の埋設深度と地下水位の関係を示す。浮上がり変状などの被害予測は液状化判定の指標となるFL値を基に予測することが考えられる。その場合の簡便な手法として、埋設深度と地下水位の関係から予測手法について検討したものであが、傾向はほぼ一致している

今後、無被害箇所のプロットをすることによって、危険度レベルを評価していく予定である。

4．下水道管路施設の振動台実験（動土質研究室）

4.1 実験目的

下水道の管路施設である管渠及びマンホールの埋戻し方法、管径、基礎の形式、原地盤部の液状化強度が地震時浮上がり量へ及ぼす影響を調べるために模型振動実験を実施した。

4.2 実験方法

模型断面と模型条件を図-8、表-1に示す。CASE1～8は管渠模型を、CASEA～Cはマンホール模型を対象とするものである。模型寸法は実物の約1/6相当である。地盤内、管渠模型下端等に加速度計と間隙水圧計を設置し、また管渠模型の浮上がり量を変位計で計測した。管渠模型の下には、木材をはしごのように組み隙間を砕石で埋めたはしご胴木基礎、及び管渠模型下端とコンクリートが付着するようにしたコンクリート基礎を設置した。また、マンホール模型の下には、はしご胴木基礎と同様に木材を井桁の形に組み隙間を砕石で埋めた井桁基礎を設置した。原地盤部は豊浦砂を用いて液状化層は空中落下法により相対密度Dr=60%、非液状化層は締固めによりDr=90%となるように作成した。埋戻し部は7号硅砂を用いて密度を2通りに変えた場合、7号砕石と6号砕石を4:1の重量比で混合したものを用いた場合、及び硅砂と超微粒子セメントを1:0.03の重量比で混合した安定処理度を用いた場合の計4通りの条件で作成した。土槽側面のアクリル面に接する部分に色砂でメッシュを作成し、実験終了時にマンホール模型周囲の砂の移動状況が確認ができるように模型の周囲の30cm四方の部分を色砂で埋戻した。MODEL3の原地盤は非液状化層とし、加振時の過剰間隙水圧の移動を防ぐために埋戻し部側面との境界をビニールシートで覆った。その後、二酸化炭素を通気し、脱気水で地盤表面まで飽和させた。MODEL1,2は各ステップごとの加振加速度の増分の小さいステップ加振を行ったが、地盤が徐々に締まって浮上がりが生じにくくなった可能性があるため、MODEL3,4では加振加速度のステップを間引き、あわせて模型の比重を軽くした。

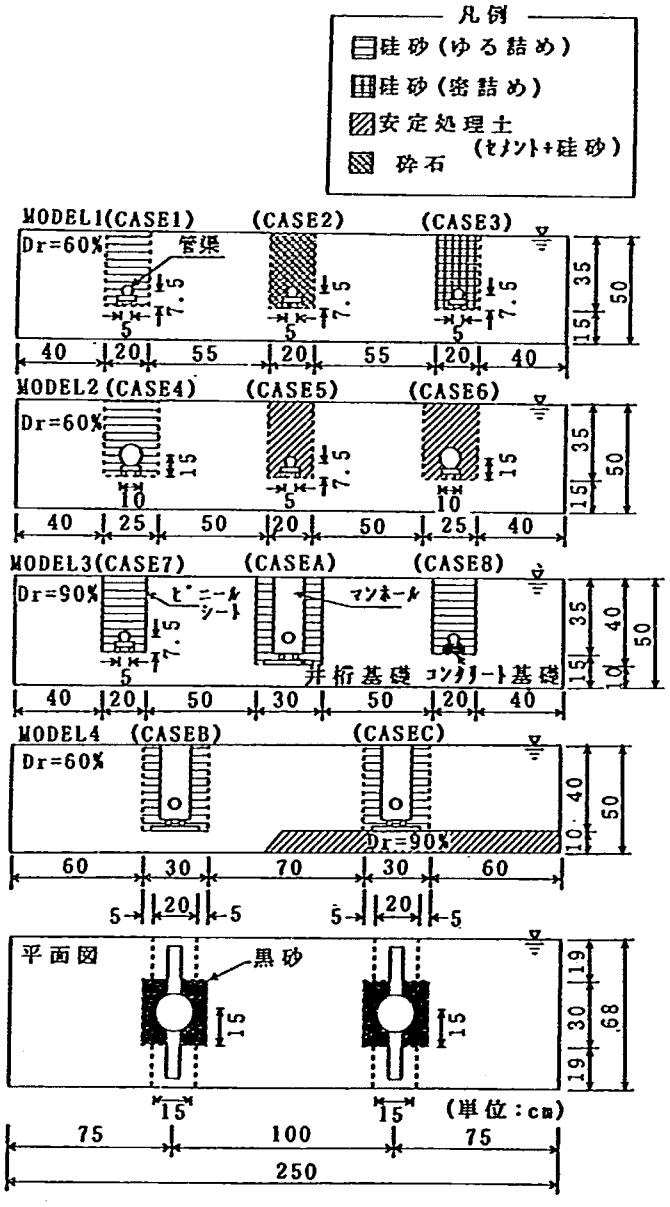


図-8 模型断面

4.3 実験結果及び考察

(1)管渠模型の結果

模型の累積浮上がり量と加振加速度の関係を図-9に示す。緩い埋戻し部のケースについて見ると、管径の大きいCASE4は160galで浮上がり始め、全ケース中最も浮上がり量が大きかったのに対し、管径の小さいCASE1

とCASE7は300gal以降の加振ステップでわずかに浮上がった。密な埋戻し部のCASE3、コンクリート基礎を用いたCASE8では浮上がりは生じなかった。埋戻し部が砕石で過剰間隙水圧の消散が早いCASE2、安定処理土を用いたCASE5、CASE6については逆に沈下が生じた。

最も浮上がり量の大きかったCASE4の加振毎の浮上がり量と浮上がり安全率の関係を図-10に示す。浮上がり安全率が1.0を下まわると同時に急激に浮上がりが生じた。

(2)管渠付マンホール模型の結果

模型の累積浮上がり量と加振加速度の関係を図-11に示す。300galまではCASEB、CASEC、CASEAの順に浮上がり量は大きくなったが、最終ステップの400galでCASEAはCASEB、CASECよりも大きく浮上がった。また、いずれの浮上がり量も図-9に示した管渠のみの場合よりも極めて大きかった。

CASEAの浮上がり量と浮上がり安全率の関係を図-12に示す。浮上がり安全率が0.9程度を下まわると浮上がりが生じ、この傾向はCASEBも同様だった。一方、CASECについては浮上がり安全率は1.1程度を下まわったところで浮き上がりが生じたが、これは間隙水圧の測定精度に問題があったものと考えている。

表-1　模型条件

模型番号		模型形状	模型の比重	原地盤(豊浦砂)	埋戻し部	基礎の種類	加振条件
MODEL1	CASE1	φ51mmの管渠模型	0.750	Dr=60%	硅砂(緩詰め) Dr=35%	はしご胴木基礎	正弦波 5Hz 20波 加振 加速度 103, 124 144, 163 186, 207 259, 307 398, 505 gal
	CASE2				砕石		
	CASE3				硅砂(密詰め) Dr=90%		
MODEL2	CASE4	φ100mmの管渠模型	0.650	Dr=59%	硅砂(緩詰め) Dr=34%		
	CASE5	φ51mmの管渠模型	0.750		安定処理土		
	CASE6	φ100mmの管渠模型	0.650				
MODEL3	CASE7	φ51mmの管渠模型	0.600	Dr=91%	硅砂(緩詰め) Dr=32%		正弦波 5Hz 20波 加振 加速度 166, 212 262, 310 407gal (407galのみ100波)
	CASE8				硅砂(緩詰め) Dr=35%	コンクリート基礎	
	CASEA	φ51mmの管渠模型付φ146mmのマンホール模型	(マンホール模型) 1.100 (管渠模型) 0.600 平均 (1.029)		硅砂(緩詰め) Dr=29%	マンホール部 井桁基礎 管渠部 はしご胴木基礎	
MODEL4	CASEB			Dr=61% CASECはマンホール下のみ Dr=92%	硅砂(緩詰め) Dr=31%		
	CASEC				硅砂(緩詰め) Dr=32%		

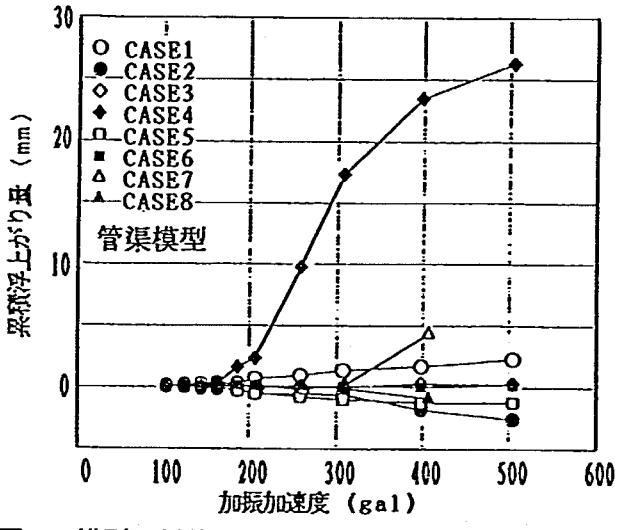


図-9　模型の累積浮き上がり量と加振加速度の関係

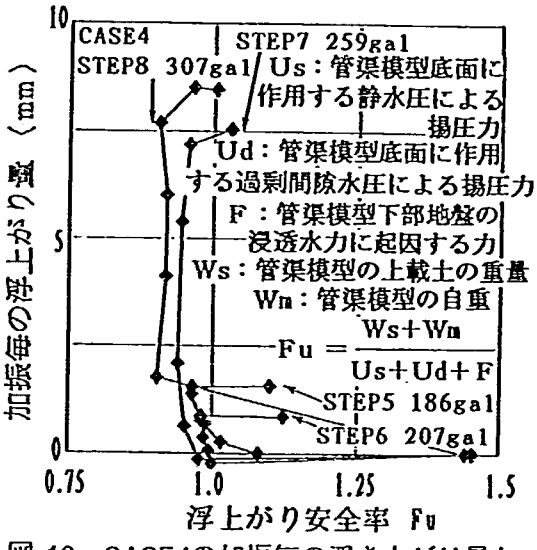


図-10　CASE4の加振毎の浮き上がり量と浮き上がり安全率の関係

解体時に原地盤と埋戻し部の砂の移動状況を観察したところ、CASEBでは、下方では原地盤が埋戻し部を押し込み、上方では埋戻し部が原地盤を押し広げていた。一方、CASEAでは全般的に原地盤が埋戻し部を押込んでいた。これは、CASEAの非液状化層が最終ステップの400gal加振時に実際には液状化したことによると考えられる。なお、いずれのケースも浮上がったマンホールの下には、図-13に示すように管渠模型側の埋戻し土のまわり込みが観察された。

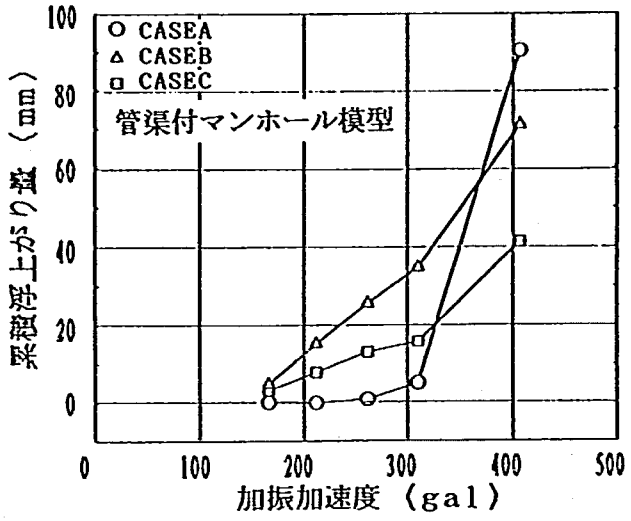


図-11　模型の累積浮き上がり量と加振加速度の関係

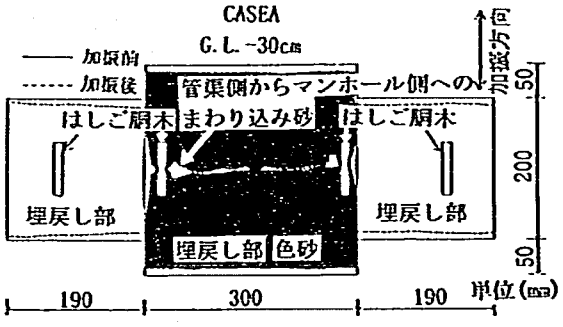


図-13　マンホール模型底面震度（加振前）における
管渠側からマンホール側への砂の回り込み状況

ΣUs：管渠、ﾏﾝﾎｰﾙ模型底面に作用する
静水圧による全揚圧力
ΣUd：管渠、ﾏﾝﾎｰﾙ模型底面に作用する
過剰間隙水圧による全揚圧力
ΣF　：管渠、ﾏﾝﾎｰﾙ模型下部地盤の
浸透水力に起因する合力
ΣWs：管渠、ﾏﾝﾎｰﾙ模型の上載土の全重量
ΣWm：管渠、ﾏﾝﾎｰﾙ模型の全自重

$$Fu=\frac{\Sigma Ws+\Sigma Wm}{\Sigma Us+\Sigma Ud+\Sigma F}$$

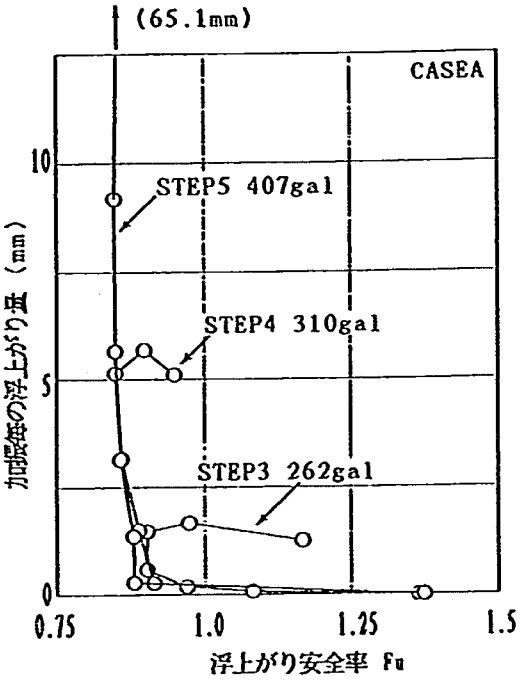


図-12　CASE4の加振毎の浮き上がり量と
浮き上がり安全率の関係

5．まとめ

(1)過去の地震における管渠被害の傾向

釧路沖地震、北海道南西沖地震、北海道東方沖地震の管渠被害を調査した結果、次のことがわかった。

1)釧路沖地震、北海道南西沖地震では、液状化による浮き上がり被害が多い。

2)ヒューム管はクラックなどの破損が多く、塩ビ管はたわみなどの変状が多い。

3)本管の破損はマンホールとの取り付け管に多く、本管継手の破損は取り付け部には少ないが、マンホール近くで多い。

(2)振動台実験

1)管渠模型では、埋戻し部がゆるく液状化しやすい場合のみに浮上がりが生じ、管径が大きく見かけの比重が小さいケースのほうが浮上がり量が大きかった。砕石または安定処理土による埋戻し、あるいはコンクリート基礎を用いたケースでは浮上がりが生じなかった。

2)管渠付マンホール模型では、原地盤が液状化すると比較的大きな浮上がりが生じ、原地盤部の下方あるいは全体が埋戻し部を押し込む形で地盤が変形した。浮上がったマンホールの下には管渠側の埋戻し部のまわり込みが生じ、いずれのケースも浮上がり量は管渠のみのケースよりも極めて大きかった。

3)浮上がりの生じたケースでは、浮上がり安全率が0.9～1.0程度に低下すると浮上がりを開始した。

Ⅶ. 河川事業調査費による研究

１．河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　松宮　洋介

１．はじめに

水質改善が遅れている河川、湖沼等の水質改善を図るためには、下水道整備を早急に行う必要がある。また、一方で、下水道未整備地域を中心に家庭雑排水や小規模工場排水に対して、河川や水路で直接浄化事業が展開されている。さらに閉鎖性水域の富栄養化対策として、このような事業が行われることもある。このような河川及び水路での直接浄化事業は近年、増加の一途を辿っているが、効果評価が十分になされているとはいい難く、また現存の浄化施設に関する情報も限られている。そこで建設技術協議会技術管理部会水質連絡会（建設省河川局河川環境対策室、土木研究所水質研究室、北海道開発局開発土木研究所環境研究室、建設省各地方建設局技術事務所水質試験課で構成）では、平成6年度から河川、水路での直接浄化事業に対し、その現状を調査し、効果の評価を行うとともに、必要に応じて改善策を検討すること、さらには「清流ルネッサンス21」を始めとする、河川の総合的な水質保全計画立案と緊急対策の実施に資することを目的とした調査を始めている。6年度は連絡会として、河川直接浄化施設に関するｱﾝｹｰﾄ調査を行い、水質研究室でとりまとめを行うとともに、生活排水で汚濁した都市河川に関する負荷量調査を行った。

２．目的と方法

２．１　アンケート調査

アンケート調査は全国のどこで、どのような直接浄化事業が行われているかについて、実態を把握するために行った。アンケートは建設省の各地方建設局から都道府県の土木部河川課を通じて、市町村も含めて、関係する部局の全てに依頼するように努めた。アンケートを行った内容は１．事業名、２．事業主体、３．供用開始時期、４．事業実施場所、５．事業概要（浄化手法、浄化水量、浄化目標、対象水域の汚濁原因）、６．水質調査の有無、項目及び頻度、７．維持管理の有無及びその内容についてである。

２．２　負荷量調査

河川直接浄化施設を導入するにあたっては、まず浄化対象の河川について基本的知見を得る必要がある。特に、生活排水で汚濁した都市河川では、流量、水質、負荷量が大きく時間変動することが予想される。そのような河川で一定流量の河川水を取水し、浄化する施設を導入することを想定した場合、どのような基本的な計画を立てるべきかが問題になる。そこで6年度は生活排水で汚濁した都市河川として松戸市内の3河川を対象に負荷量調査を行った。

松戸市内を流れる新坂川、春木川、坂川を対象に図-1の地点で24時間負荷量調査を行った。調査実施日は、新坂川で平成7年2月14日～15日、春木川、坂川で平成7年2月28日～3月1日である。調査項目は、生物化学的酸素消費量(BOD)、N-アリルチオ尿素によって硝化作用を抑制したBOD(C-BOD)、溶解性BOD(D-BOD)、二クロム酸カリウムによる化学的酸素消費量(COD_{cr})、溶解性(D-COD_{cr})、浮遊物質(SS)、強熱減量(VSS)、総窒素(TN)、総リン(TN)、アンモニウム態窒素(NH4-N)、硝酸態窒素(NO3-N)、亜硝酸態窒素(NO2-N)、オルトリン酸態リン及び流量である。分析方法は河川水質試験方法（案）によった。

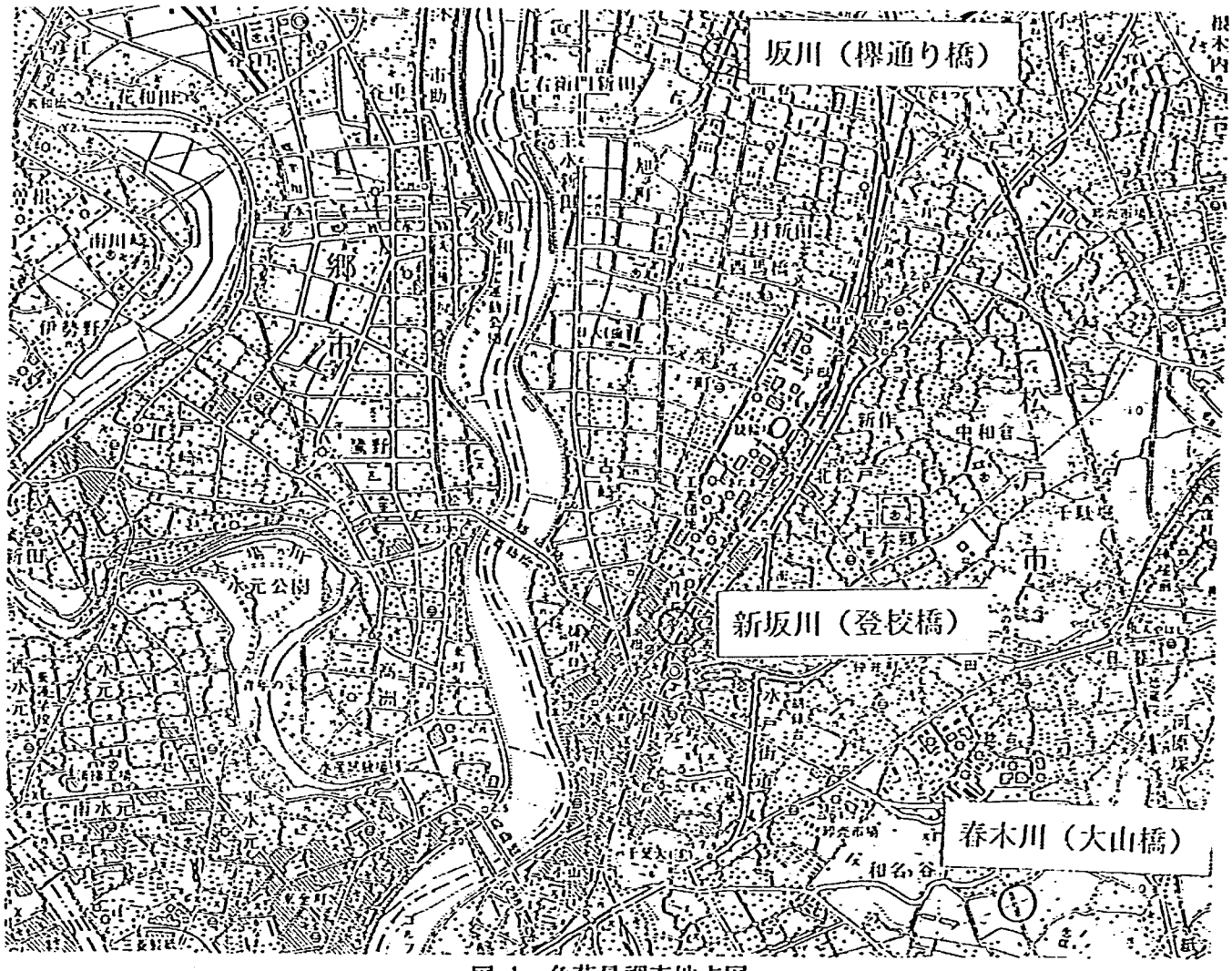


図-1　負荷量調査地点図

3．結果

3．1　アンケート調査

回収されたサンプル数は221であった。このうち、河川、水路を対象とした事業は全部で186事業であった。以下の検討はこの186事業を対象に行った。

事業主体別割合

事業主体について、6割以上が市町村事業でしめられていた。国が主体の事業は全て建設省事業であった。その他としては、県と市町村が共同で行う事業が5箇所あり、市町村と住民が共同で実施する事業及び団地が行う事業が1箇所ずつあった（図-2）。

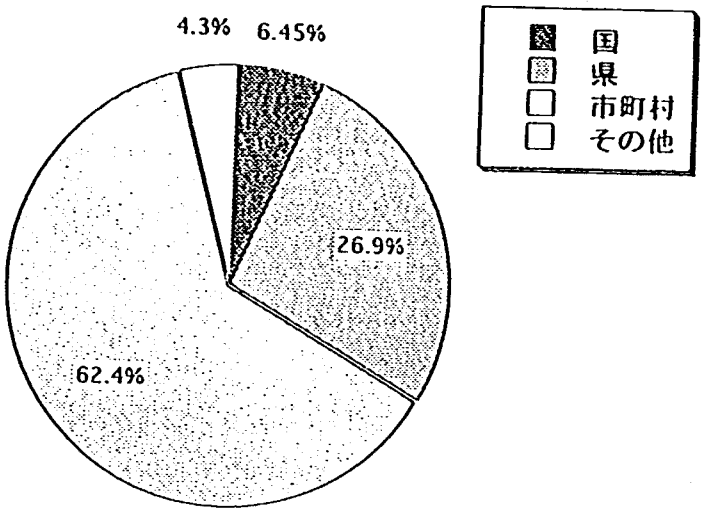


図-2　事業主体別割合

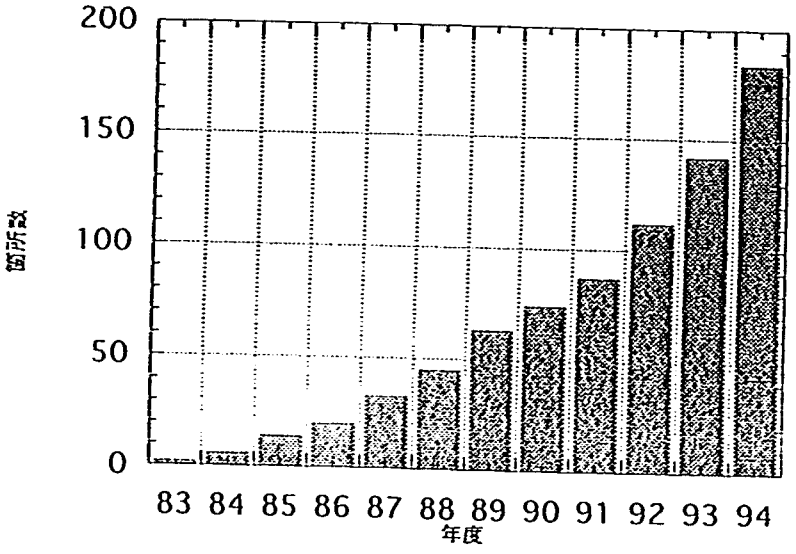


図-3　事業実施箇所数の推移

事業実施箇所数の推移

事業実施箇所数は83年以前で2事業であったのが、94年には184事業（図-3）に増えている。尚、2事業については供用開始年度が未記入のため不明であった。

浄化手法別割合

浄化手法は、”れきや浄化用の特殊材等を水中に完全に浸漬して生物膜の働きにより浄化を行う方法”（以下、浸漬型接触酸化法と呼ぶ）が9割以上を占めていた。それ以外では植生浄化が5箇所、浸漬型接触酸化法と土壌処理法を組み合わせた事業が3箇所、接触酸化法と植生浄化法を組み合わせた事業が3箇所、好気性ろ床法が2箇所、活性汚泥法、砂ろ過法、回転円板法、散水ろ床法がそれぞれ1箇所あった。

浸漬型接触酸化法における接触材別割合

浸漬型接触酸化法に用いられている接触材としては、栗石、砕石等のれきが42.4%で最も多く、続いてハニカム、リングレース等の名称で呼ばれている浄化用の特殊材が39.6%、木炭、竹炭等の炭を用いた接触材を用いたものが10.8%であった。その他として、、ヤクルト容器、かき殻等の廃材を用いた事業が3箇所、人

工芝を用いた事業が2箇所、まゆ玉を用いた事業が2箇所、れきと特殊材を同時に用いた事業が2箇所、れきと木炭を同時に用いた事業が1箇所あった。

曝気施設の有無別割合

曝気に関しては、29.9%の事業が曝気のための機械設備を設けていたが、68.8%の事業にはなかった。その他として、曝気を河川の自然の落差を用いて行うとしている事業が1.3%あった。

浄化水量による施設規模別割合

1日当たりの浄化水量で、それぞれの事業で導入された直接浄化施設の規模を分類してみると、501～5,000(m³/日)の施設が39.7%で最も多く、続いて5,001～50,000(m³/日)の施設が24.4%、51～500(m³/日)の施設が21.2%、50(m³/日)以下の施設が8.33%、50,000(m³/日)より大きい施設が6.41%であった。

施設の浄化目標有無別割合と施設の浄化目標項目別度数

浄化施設の流出水に対して、何らかの水質目標値を設定している事業は82%あった。これらの施設のうち、BODでの施設浄化目標を持つ施設は140箇所であり、同様にSSで68箇所、TPで12箇所、TNで11箇所、CODで10箇所、また、その他として陰イオン界面活性剤の一種であるLAS（直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩）で4箇所、pHで2箇所、大腸菌群で1箇所、アンモニウム態窒素で1箇所、水道水のカビ臭問題の原因物質の一種である2-MIB（2-ﾒﾁﾙｲｿﾎﾞﾙﾈｵｰﾙ）で1箇所であった。

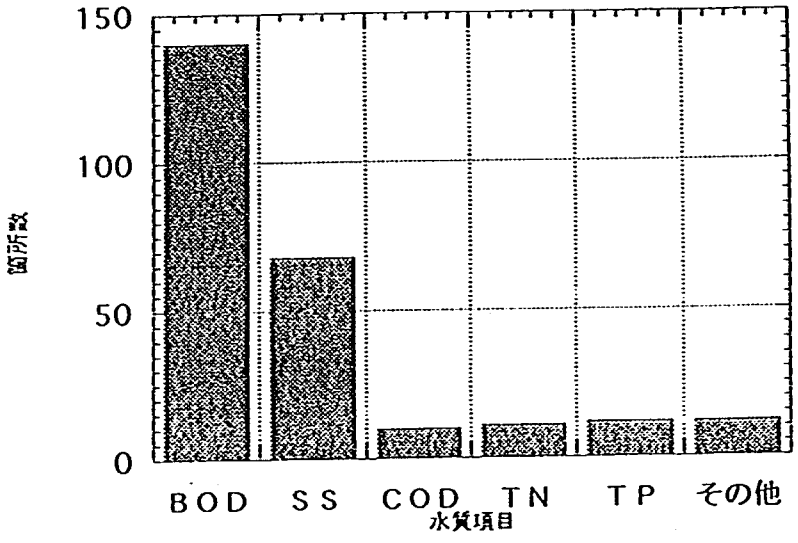


図-4　施設の浄化目標の水質項目別度数（重複あり）

施設の計画水質値別割合

計画流入BOD濃度、つまり施設が処理対象としているBODの濃度は、0～20(mg/l)が32.4%で最も多く、続いて21～40(mg/l)が24.3%、41～60(mg/l)が15.3%、81(mg/l)以上が14.4%、61～80(mg/l)が13.5%であった。

計画流出BOD濃度、つまり施設が処理水として環境中に戻そうとしている目標BOD濃度は0～5(mg/l)が33.3%、6～10(mg/l)が25.8%、11～20(mg/l)が25.8%、21(mg/l)以上が15%であった。

計画BOD除去率では、61～80%の除去率を見込んでいる施設が42%で最も多く、続いて40%以下の施設が26.1%、41～60%が21%、81%以上が10.9%であった。

事業実施水域の汚濁原因別度数

事業を実施した水域の汚濁原因としては、生活排水をあげる事業が最も多く172箇所あり、続いて工場排水が16箇所、下水処理水が10箇所、その他としては面源負荷を挙げた施設が2箇所、畜産排水を挙げた施設が3箇所あった。尚、事業によっては複数の汚濁原因を挙げている場合もあった。

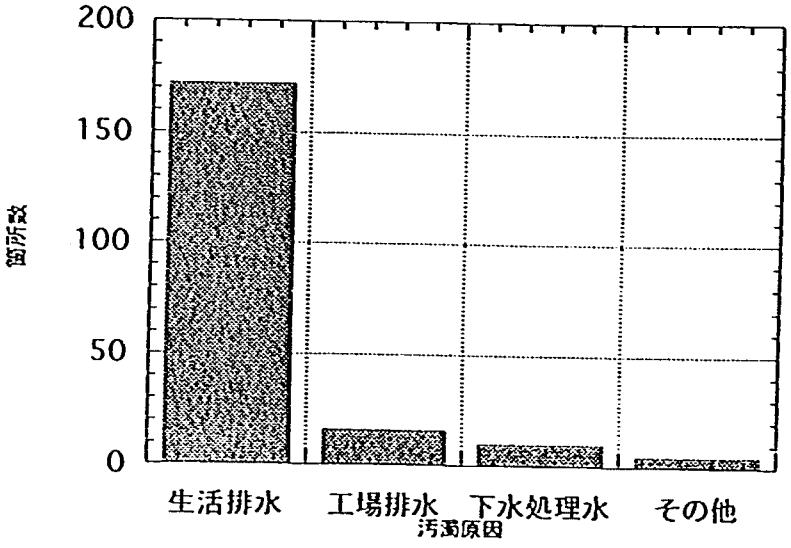


図-5　施設導入水域の汚濁原因別度数（重複あり）

維持管理実施状況別割合

浄化施設の維持管理実施状況に関しては、汚泥処分を含めた維持管理を行っている施設が53.9%あり、汚泥処分以外の、機械設備の保守、流入付近のゴミ除去、施設周辺の草刈り等の維持管理のみ実施している施設は25.6%あった。また全く維持管理を行っていない施設も20.6%あった。

水質調査実施頻度別割合

浄化施設に対する1年間当たりの水質調査の回数は、9～12回が30.3%で最も多く、続いて0回が26.7%、1～4回が24.8%、5～8回が13.3%、13回以上が4.85%であった。

3．2　負荷量調査

各河川でのBOD濃度、流量、BOD負荷量について図-6～11に示す。

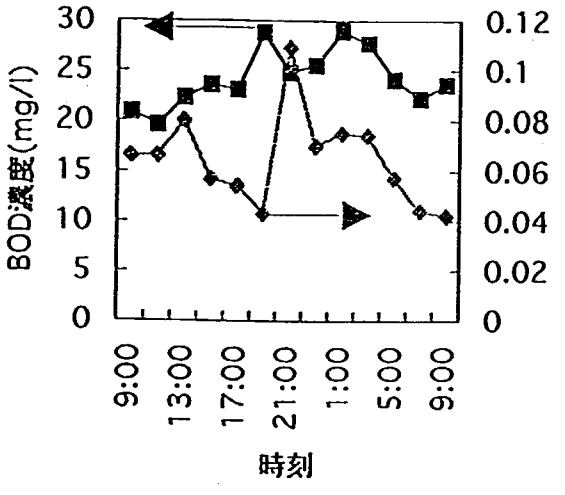


図-6　新坂川のBOD濃度、流量

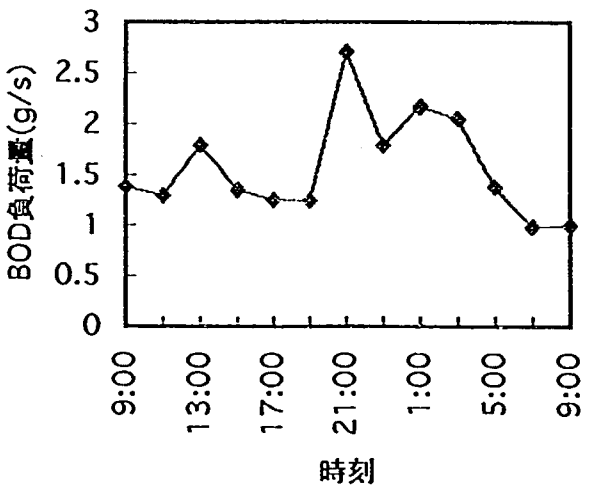


図-7　新坂川のBOD負荷量

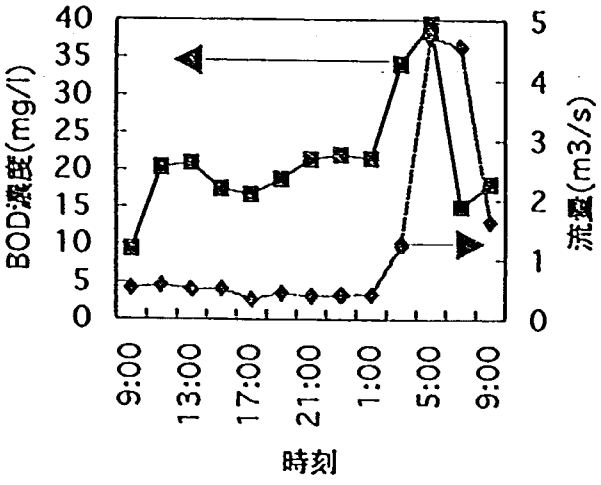


図-8　春木川のBOD濃度、流量

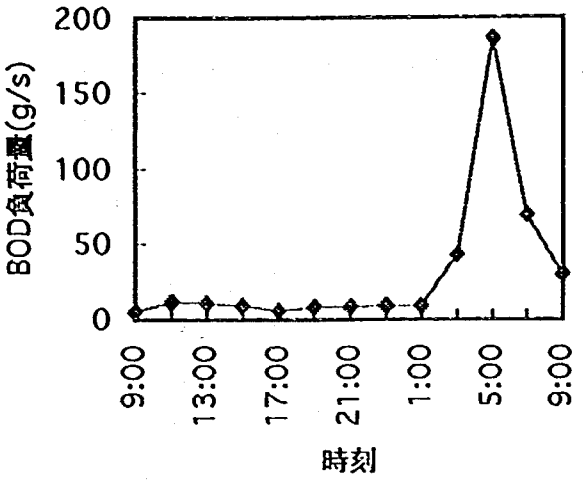


図-9　春木川のBOD負荷量

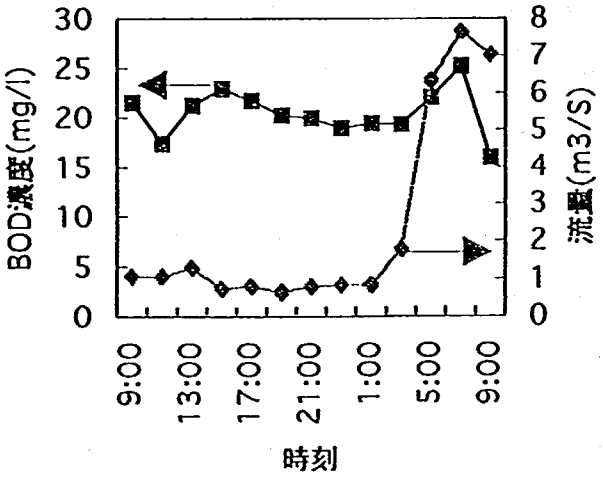


図-10　坂川のBOD濃度、流量

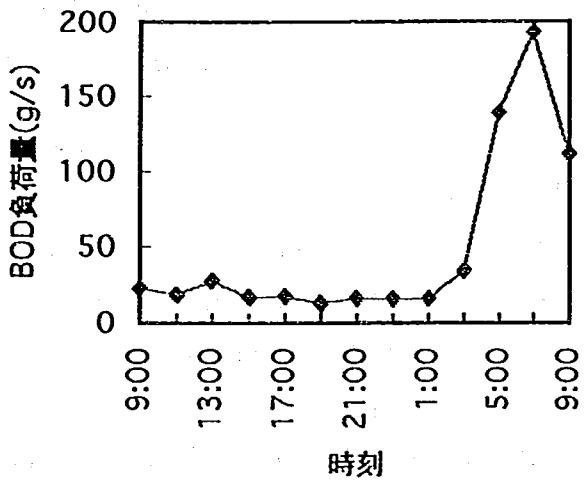


図-11　坂川の負荷量

新坂川でのBOD濃度のﾋﾟｰｸは19:00と1:00に二回訪れている。一方、流量と負荷量のﾋﾟｰｸ21:00である。21:00の負荷量のﾋﾟｰｸは翌日9:00の負荷量の約2.7倍である。春木川は、BOD濃度、流量、BOD負荷量のﾋﾟｰｸが5:00に同時に訪れており、この時の負荷量は前日の9:00の値の約38倍にも相当する。坂川もBOD濃度、流量、負荷量のﾋﾟｰｸが同時に7:00に訪れており、前日の19:00の値の約15倍に相当する。

各河川の各水質項目の時間平均値を表-1に示す。また本表には、流入下水の一般的水質として、文献1)に報告されている2箇所の農業集落排水施設の流入水質を併記した。

表-1　新坂川、春木川、坂川及び流入下水の水質

	新坂川	春木川	坂川	3河川平均	流入下水
BOD(mg/l)	24.3	21.4	20.8	22.2	130.6
ATU-BOD(mg/l)	19.3	17.7	19.8	18.9	
D-BOD(mg/l)	11.5	8.8	12.2	10.8	52.1
CODcr(mg/l)	55.0	61.2	55.2	57.1	216.9
D-CODcr(mg/l)	32.8	31.0	38.2	34.0	97.1
SS(mg/l)	23.3	34.4	14.8	24.1	125.7
TN(mg/l)	9.37	14.53	11.47	11.79	30.06
TP(mg/l)	0.91	1.53	1.40	1.28	3.07
NH4-N(mg/l)	7.72	11.07	8.64	9.14	18.80
NO3-N(mg/l)	1.47	1.11	0.11	0.89	1.55
NO2-N(mg/l)	0.45	0.36	0.05	0.28	0.19
PO4-P(mg/l)	0.58	1.12	0.91	0.87	1.98

各河川の平均水質はBOD、SSで流入下水水質の約20%、COD_{cr}で約30%、TN、TPで約40%の濃度である。

4　浄化施設導入計画に関する考察

必要浄化流量

水質(C)、流量(Q)の河川に対して、水量(Q')で取水し、取水した河川水を一定水質(C')まで浄化するような施設を用い、河川水質を目標水質(Cs)まで浄化する計画を考える。浄化後の河川水は、放流後、瞬時に完全混合すると仮定すると、この時C,Qは次の式を満足する必要がある。

$$\frac{C'Q' + C(Q-Q')}{Q} \leq Cs$$

浄化目標として対象河川の水質が常時目標値を満たす場合と日平均的に目標値を満たす場合の2つのｼﾅﾘｵを考える。つまり、C,Qとして浄化対象河川の日最大値と日平均値を当てはめる2通りのｹｰｽを想定する。両ｹｰｽともCsは各河川共通の環境基準値であるBOD濃度10(mg/l)を設定し、C'は処理BOD濃度0(mg/l)となる処理を仮定する(Cs=10、C'=0)。C,Qとして河川の流下負荷量CQが日最大となる時の値を当てはめると、坂川、新坂川、春木川で浄化すべき流量(Q')はそれぞれ、約5,620(m^3/日)、約304,000(m^3/日)、約399,000(m^3/日)となった。次に、C,Qとしてそれぞれの日平均値を採用すると新坂川、春木川、坂川で浄化すべき河川流量(Q')はそれぞれ、約3,400(m^3/日)、約55,700(m^3/日)、約88,800(m^3/日)以上となった。これらの結果から、後者に対する前者の比、つまり、((常時、河川水質が目標値を満たすときの設計流量)／(日平均的に河川水質が目標値を満たすときの設計流量))は、それぞれの河川で、約1.65、約5.46、約4.49になる。一方、2時間ﾋﾟｯﾁの負荷量調査の結果から、BOD負荷量の変動係数はそれぞれ0.31、1.69、1.33であった。ここから負荷量の変動係数の大きな河川ほど、河川水質を日平均的に目標水質にする場合における浄化施設の設計流量に対する常時、河川水質を目標水質にする場合の浄化施設の設計流量の割合が大きいことが確認できる。

負荷削減率

河川浄化施設を導入した時の河川の汚濁負荷量の削減率は

$$\frac{\Sigma\,(C-Cs)\,Q}{\Sigma\,CQ}$$ （但し、Σは時間方向の離散ﾃﾞｰﾀの総和を示す。）

となる。常時、目標水質をｸﾘｱする時の負荷削減率を、Cs=10、C､Qとして負荷量調査の結果を用いて計算するとそれぞれの河川で約0.59、約0.61、約0.55であった。一方、日平均的に河川水質が目標水質を満足する場合、つまりC､Qとして日平均値を用いる（但し、この場合は総和記号Σは意味をなさなくなる。）と負荷削減率は約0.59､約0.53､約0.52となった。両者の比を取るとそれぞれの河川で、約1.00、約1.14、約1.06となる。必要浄化流量、負荷削減率に関する考察から、負荷量変動が大きな河川ほど、設計流量を大きくする割には負荷削減率は大きく改善されないことがわかる。

5．まとめ

河川及び水路の直接浄化事業は、地方公共団体を中心に展開されており、れきや浄化用の特殊材を用いた浸漬型接触酸化法が主流である。これらの事業は生活排水で汚濁した河川や水路に対して実施されており、BOD、SS濃度の低減を目標に行われているケースが多い。施設の維持管理として汚泥除去を行っている施設は約半分程度である。

汚濁した都市河川を所定の目標水質まで河川浄化施設を用いて浄化する際に浄化施設の処理水質濃度を一定とした計画論においては、負荷量の日変動係数の大きな河川ほど、河川水質を日平均的に目標水質にする場合における浄化施設の設計流量よりも、常時、河川水質を目標水質とする場合に必要な設計流量の方がはるかに大きくなるが、負荷削減効果は余り変わらない場合がある。

＜参考文献＞

1)田中,高島,松宮「農業集落排水施設及びｺﾐｭﾆﾃｨﾌﾟﾗﾝﾄの機能調査報告書」土木研究所資料第3347号,(印刷中)

Ⅷ. 建設技術研究開発経費による研究

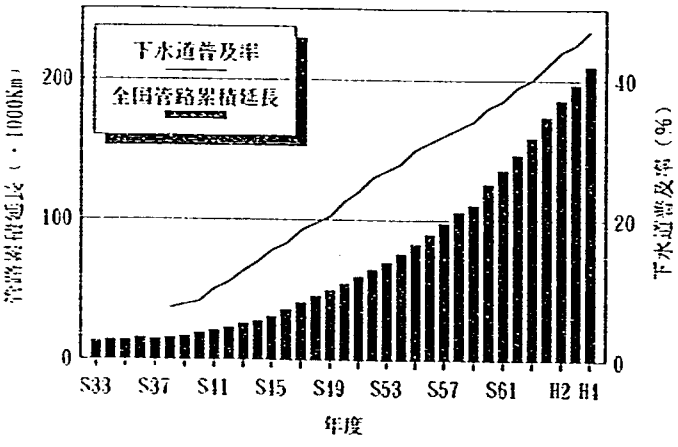
１．下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査

（社会資本の維持更新・機能向上技術の開発）

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　北川　三夫
深谷　　渉

１．まえがき

我国における下水道整備は、昭和30年代から目覚ましい勢いで伸びてきており、平成４年度末における下水道普及率は47%に達するとともに、管路施設延長は約21万kmまで増加した【図－１参照】。都市内の貴重なライフラインである下水管路施設は着々とそのストック量が増加しており、これに伴って施設の維持管理に要する費用が増加するとともに、過去建設された施設が耐用年数を迎え、その補修・更新費も急激に増加することが予想される。したがって、今後とも増加する下水管路施設を適正かつ合理的に保全していくためには、整備された下水道施設に必要となる維持・更新費の低減化や施設の高寿命化等を可能とする技術や手法の開発が求められている。また、これらの課題を解決できる各種手法や技術の最適性を評価する場合の指標としては、施設の耐用年数期間中に必要となる設置費と維持管理費を総合的に考慮したライフサイクルコスト(以下ＬＣＣと記す)が有効である。



【図－１】我国における下水管路延長と普及率の推移

このため、調査初年度である５年度においては、今後とも増加していく下水管路施設の維持管理・更新費を低減できる技術や手法を開発するための基礎資料を得るため、政令13都市を対象としたアンケート調査による下水管路施設の維持管理（点検・補修・更新等）の実態把握調査及び、下水管路施設におけるＬＣＣ把握のための基本諸元の収集及びＬＣＣの試算等を行った。引き続き、６年度においては、維持・更新の要因分析を行うとともに、下水管路施設の維持・更新費を低減できる各種手法の諸元等について検討を行った。

２．調査の目的

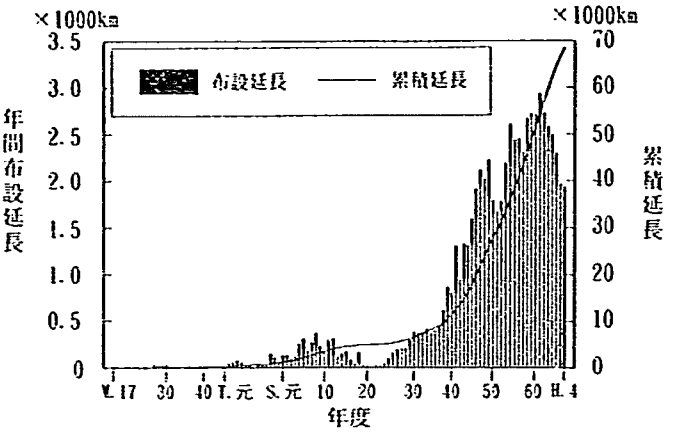
都市内の重要な社会資本である下水管路施設において、今後とも増加していく維持・更新費を低減できる技術を開発するための基本方針を確立するため、６年度においては、前年度実施したｱﾝｹｰﾄ結果を更に解析し、改築・更新事業において最も緊急に対策の確立が求められている劣化現象に関する検討を行うとともに、管路施設の維持・更新費を低減できると考えられる各種手法の諸元を整理し、ＬＣＣを試算した。また、６年度設置した腐食防止対策実験施設における圧送管出口での生成硫化物酸化手法に関する検討を行った。

3．調査結果

3．1　政令都市における下水管路施設の維持・更新の実態

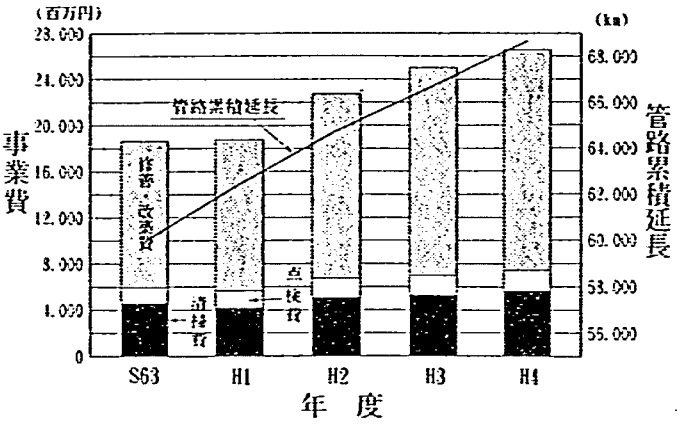
3．1．1　アンケート対象13政令都市の概要

5年度実施したアンケートは、日本下水道事業団と共同で実施したものであり[1),2)]、アンケートを行った13政令都市の全体の行政人口は約27百万人（22%）、処理区域人口は約25百万人（44%）、処理区域面積は約23万ｈａ（33%）である［本文中の（　）内は全国合計値に占める13政令都市全体の割合を示す］。また、平成4年度末における13政令都市全体の管路延長は約69千ｋｍであり、これは全国管路総延長の約33%を占める。13政令都市全体の管路延長の推移を【図－2】に示す。



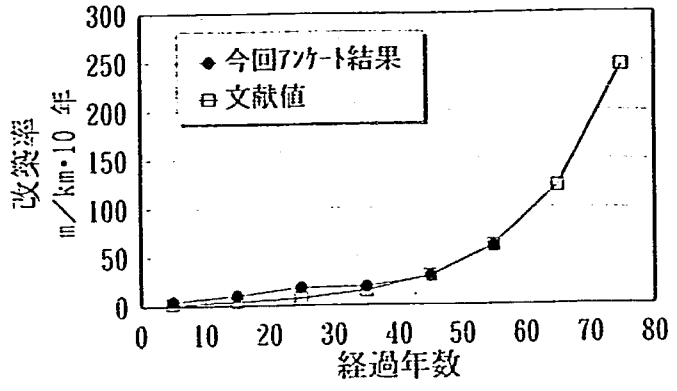
【図－2】13政令都市における下水管路布設延長の推移

13都市内においては明治17年から管路施設の布設が開始され、途中第二次大戦等の影響はあったが、それ以降目ざましい勢いで管路施設延長が増加していった。一方、昭和61年以降は1年間当たりの管路布設延長は減少に転じており、新規の下水管路施設の建設は一応ピークを越えた状態にあり、今後は整備された施設の適正な保全や更新がこれまで以上に重要な課題となってきている。



【図－3】政令都市における管路施設維持管理費の推移

【図－3】は、過去5ケ年間の13政令都市全体での管路維持管理（清掃・点検・修繕改築）費用の推移を示したものである。最も事業費の多いものは修繕・改築費用であり、ここ5ケ年の間で約1.4倍に増加した。清掃及び点検費用は修繕・改築費用と比較すると少ないが、年々その実施額が増してきている。今後は、これまで以上に経過年数の多い管路施設が増加することから、維持管理費用も増加していくと考えられる。



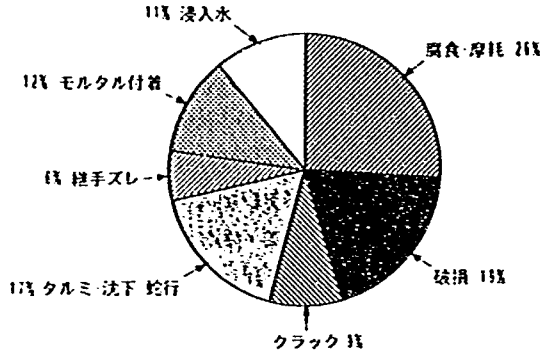
【図－4】管路施設の経過年数と改築率の関係

3．1．2　管路施設の改築・更新の実態

【図－4】は、過去改築を行った管路施設について、管路施設の布設年度から改築年度までの経過年数ごとに、1年間当たりの平均改築率（各経過年における改築実績延長／各経過年における管路施設布設総延長）

を算出し、その結果を10年ごとにまとめたものである[1]。同図中の白抜きのデータはアメリカの文献[3]によるものであり、その傾向は概ね一致している。このように、管路布設後の経過年数の増加とともに劣化した施設の割合は増加しており、これに伴って管路施設の維持更新のために必要となる費用も増大していくことが予想される。

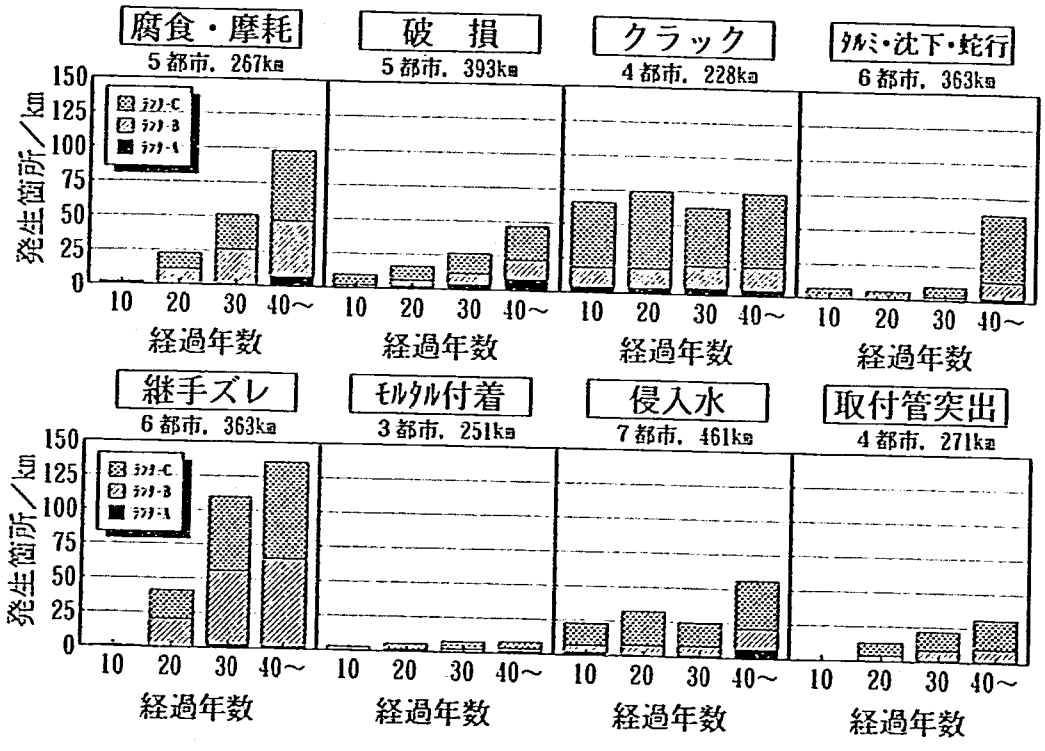
一方、管路施設に発生する劣化現象には、①腐食・摩耗、②破損、③クラック、④タルミ・沈下・蛇行、⑤継ぎ手ズレ、⑥モルタル付着、⑦浸入水があり、施設の維持・更新費を効率的に低減させるためには、このような管路施設に生じる種々の劣化現象に応じた維持・更新費低減技術を確立することが合理的である。このようなことから、昭和63年度から平成４年度までの過去５ケ年間において改築・修繕を行ったコンクリート管を対象として、改築が必要となった劣化原因を解析した結果[2]を【図－５】に示す。解析の対象とした都市は、アンケート対象である政令13都市の中で有効データが得られた９都市である。改築要因として最も多い劣化現象は、腐食・摩耗であり、過去５年間で改築されたコンクリート管延長（約41km）の約１／４は、腐食・磨耗が原因となっている。



注）対象都市９都市，コンクリート管改築延長41,405m

【図－５】コンクリート管における改築要因

【図－６】は、13政令都市において昭和63年から平成４年度までの５ケ年間に行われたＴＶカメラ点検結果を分析し、各劣化現象毎の経過年数別発生頻度（各劣化現象発生箇所数／ＴＶカメラ調査延長）を求めた結果である。



【図－６】　管路施設における劣化現象発生頻度

ここで、ランクＡは「緊急に対策を要する」レベルであり、ランクＢは「２～５年の間に処置」、ランクＣは「当分処置しなくて良い」レベルである。また、これら各種劣化現象におけるランクの具体的な定義（例えば

A市における劣化現象「クラック」のレベルAは5㎜以上、レベルBは2～5㎜、レベルCは2㎜未満）は、各政令都市において同一ではないため、各劣化現象ごとに共通な基準を有する都市のデータを抽出し、解析を行った（【図－６】の各劣化現象名の下には今回解析対象とした都市数及び管路延長を示した）。

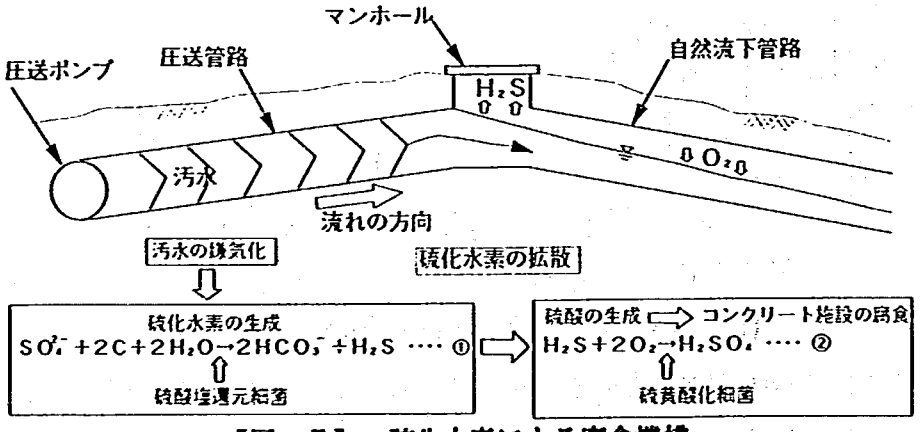
クラックを除いた各劣化現象においては、経過年数の増大とともに、劣化発生頻度は増加しており、経過年数が４０年以上で改築を行った管路施設で最も多く見られる改築劣化原因（ランクＡ～Ｃまでを含む）は、①継ぎ手づれ、②腐食・摩耗、③クラック、④浸入水、⑤タルミ、・・・の順である。また、経過年数４０年以上についてランクＡのみで比較した場合に多い劣化原因は、①破損、②腐食・摩耗、③浸入水、④クラック、⑤たるみ・・・の順である。

以上より、管路施設においては「腐食・摩耗」が最も高い改築原因であるとともに、経過年数の増加に応じて単位延長当たりの発生頻度も高いことから、最も緊急度の高い劣化現象であると考えられる。また、コンクリートの腐食に関しては他の劣化現象とは異なり、条件さえ整えば供用開始後数年で腐食が進行することや、一旦コンクリートに腐食が生じた部位においてはその強度が全く期待できず、最悪の場合には道路陥没が発生すること等の特徴を有していることから、本調査においては、管路施設における維持更新費を低減すべき緊急度の高い劣化現象として管路施設の腐食に焦点を当てることとする。

３．２　硫化水素によるコンクリート腐食対応策

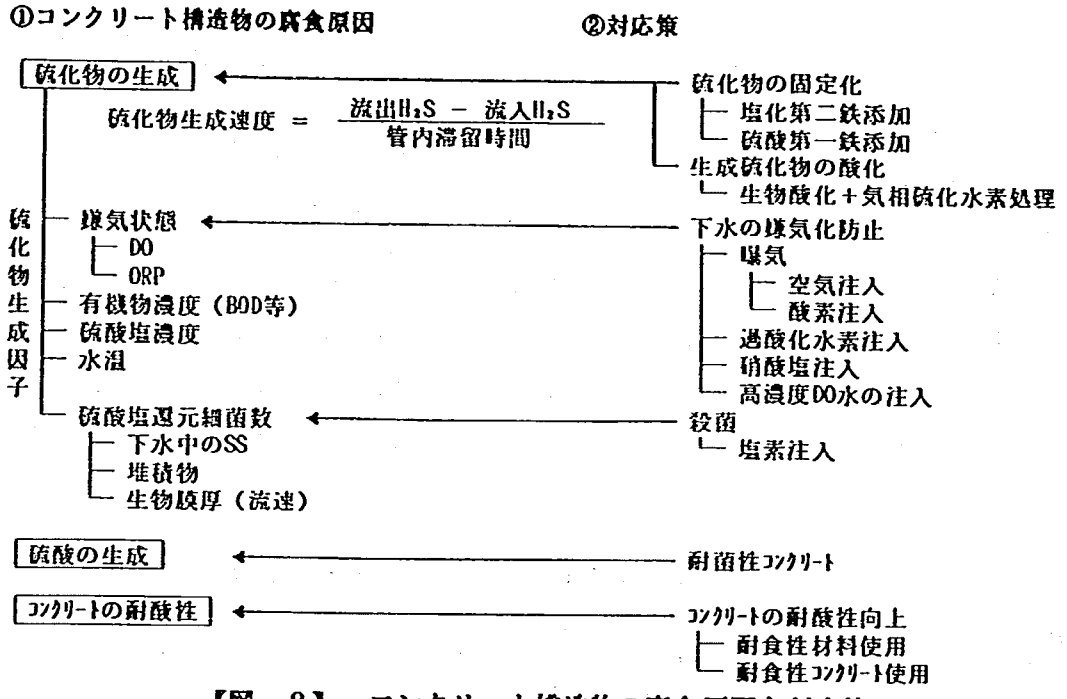
３．２．１　硫化水素対応策

コンクリート腐食という問題に対する基本的な対応策は、コンクリートの腐食が起きる環境又は条件を変更することにある。つまり、コンクリート腐食機構は、**①嫌気的条件下での下水中の硫酸イオンの還元（硫化水素の生成）、②下水中の硫化水素の大気中への拡散、③気相中での硫化水素の酸化（硫酸の生成）、④硫酸によるコンクリートの腐食という４段階からなり、これら４段階が全て生じる時に初めてコンクリートが腐食を受ける（【図－７】参照）のであるから、コンクリート腐食問題に対応するには、これらコンクリート腐食機構の１部分を変更してやれば良い。例えば、嫌気条件下での硫化水素の生成という問題に対しては、空気や酸素を下水中に注入して好気的条件にしてやれば対応できるし、硫化物の生成という基本的な問題に関しては、塩化第二鉄等の金属塩を注入し生成硫化物を固定化（塩鉄の場合には硫化物イオンと反応して不溶性の硫化鉄となる）してやれば対応できる。



【図－７】　硫化水素による腐食機構

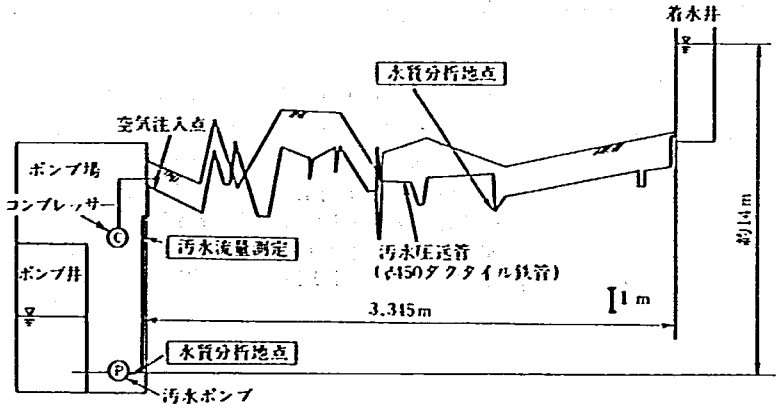
このような観点から、コンクリート腐食原因とこれまで提案されたあるいは日本で実施されてきた腐食対応策の関係を【図－８】に示す。本調査においては、各種文献[4),5)]に基づいて各対応策の原理や必要機器、各薬品の単位注入量、各種手法の選択基準等について検討を行った。アメリカにおける文献[6)]によれば、これら各手法の選択や注入薬剤の種類、注入率等の決定に際しては、各々の都市で現地条件や下水性状が異なるため、ベンチスケールや現地での試験によって各手法の諸元を把握した後、経済性やその硫化物抑制効果等を総合的に検討した上で、最終的に使用する薬品や注入率等が決定されている。



【図－８】　コンクリート構造物の腐食原因と対応策

３．２．２ 空気注入法のＬＣＣの試算

前記の各種硫化水素対策において、現在までの我国における主要な対応策は、防食材料の塗布が主流となっており、硫化水素抑制対策は数カ所の都市（神戸市及び秋田県[7)]：空気注入、千葉県[8)]：塩化第二鉄の注入）で実施されている。６年度は、秋田県の空気注入事例に関してLCCを試算した。秋田県における管路施設は、管径φ450、延長3,345ｍであり、管路縦断図を【図－９】に示す。



【図－９】　秋田県における圧送管路施設

試算するケースとしては現在の流量（1,814m³／日）の場合と全体計画流量時（16,128m³／日）の２ケースとする。

ここで、空気注入法に関しては、曲がりのある圧送管路中に空気を注入した場合には損失が増加する（ポンプの必要全揚程が増加する）ことが知られており、現在流量時におけるポンプ揚程の増加程度は実測値を用い、全体流量時の増加程度は文献[9]により計算した。

また、空気注入対策費用（設置費及び維持管理費）は、［空気注入する場合の揚程が増加したポンプ設備に要する費用］と［空気注入を考慮しない場合のポンプ設備に要する費用］の差とした。本条件下における空気注入法に関する諸元を【表－１】に、これらの諸元に基づいてＬＣＣを試算した結果を【図－１０，１１】に、計算過程(現在流量時)を【表－２】に示す。試算に当たっては利子率を５％、物価上昇率を２％とした。試算の結果、ポンプ・コンプレッサー等の標準耐用年数である使用期間20年時点での年平均コストは、現在流量のケースで268万円／年、全体流量のケースで556万円／年（いずれの場合も設置費を含む）であった。

【表－１】ＬＣＣを試算した空気注入法の諸元

空気注入無しの場合	
圧送管施設	φ４５０，Ｌ＝３，３４５ｍ
ポンプ設備①	５．６m³／分×２６．８ｍ×３５ＫＷ×３台（１台予備）
空気注入有りの場合の主要施設	
圧送管施設	φ４５０，Ｌ＝３，３４５ｍ
ポンプ設備②	５．６m³／分×３７．５ｍ×５５ＫＷ×３台（１台予備）
コンプレッサー ③	２．０Nm³／分×１５ＫＷ×２台
空気タンク④	容量７００ｌ
その他 ⑤	空気流量計，記録計，配管・弁類等
現在流量（１，８１４m³／日）時の空気注入費用	
設置費（②－①＋③＋④＋⑤）	12,500千円
維持管理費（②－①＋③の電気代）	1,400千円
全体流量（１６，１２８m³／日）時の空気注入費用	
設置費（②－①＋③＋④＋⑤）	12,500千円
維持管理費（②－①＋③の電気代）	3,800千円

【表－２】空気注入法によるＬＣＣ試算結果（現在流量時）

使用年数 A	価格上昇率 B	設置費 C	維持管理 D	維持管理費（物価上昇） E=C*B	総費用合計 F=C+E	現価への換算 現価係数 G	現価 H=F*G	現価累計 I	年平均コスト計算 資本回収係数 J	年平均コスト K=I*J
0	1.000	12,500	0	0	12,500	1.000	12,500	12,500		
1	1.020	0	1,400	1,428	1,428	0.952	1,360	13,860	1.050	14,553
2	1.040	0	1,400	1,457	1,457	0.907	1,321	15,181	0.538	8,164
3	1.061	0	1,400	1,486	1,486	0.864	1,283	16,465	0.367	6,046
4	1.082	0	1,400	1,515	1,515	0.823	1,247	17,711	0.282	4,995
5	1.104	0	1,400	1,546	1,546	0.784	1,211	18,922	0.231	4,371
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
18	1.428	0	1,400	2,000	2,000	0.416	831	31,851	0.086	2,725
19	1.457	0	1,400	2,040	2,040	0.396	807	32,658	0.083	2,702
20	1.486	0	1,400	2,080	2,080	0.377	784	33,442	0.080	2,683

【参考】ｉ＝利子率、ｎ＝使用年数、ｅ＝物価上昇率とする．

①現価係数（G）＝［1／（1＋i）ⁿ］ →将来の費用を現在の時点に複利を用いて換算するための係数

②現価累計（I）＝$C+\sum_{n=0}^{n} Dn\,(1+e)^n\,[1/(1+i)^n]$ →現価累計（I）：一切の費用を現在の時点で評価した総合計額

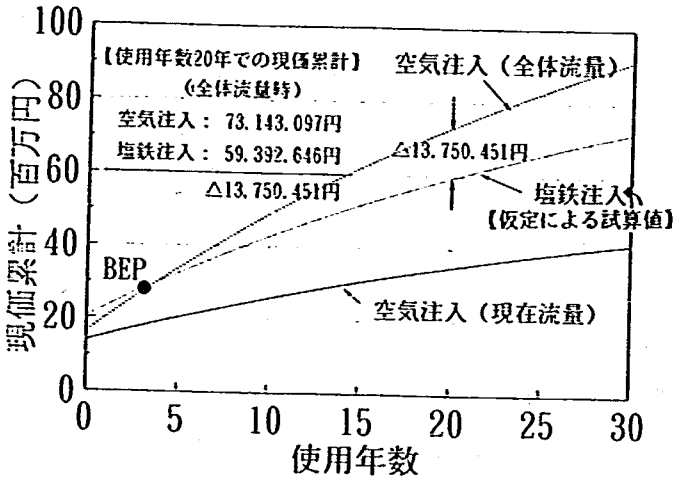
設置費（C）：設計費　及び建設費

各年維持管理費 Dn：ｎ年後における維持管理費

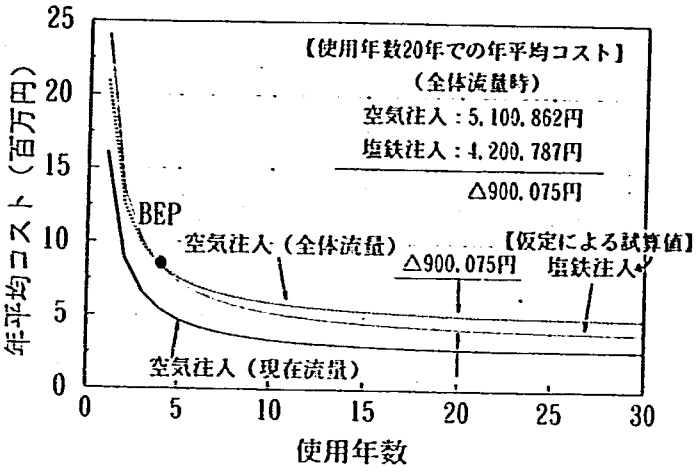
（現在の物価で計算した値；物価上昇を算入する前の価格）

③資本回収係数（J）＝［i（1＋i）ⁿ／（（1＋i）ⁿ－1）］ →現時点での総合計金額をｎ年間の利子込み平均価格に換算するための係数

④年平均コスト（K）＝I・［i（1＋i）ⁿ／（（1＋i）ⁿ－1）］ →取得コスト（設置費）と施設使用全期間に必要な維持費の合計を年平均値で示したもの



【図－１０】ＬＣＣ試算結果（原価累計）



【図－１１】ＬＣＣ試算結果（年平均コスト）

３．２．３　ＬＣＣを用いた硫化水素対策評価手法

ＬＣＣは、数種の対策技術の経済性評価を行う場合に有効な指標であり、対象とする各種技術のＬＣＣ（原価累計と年平均コスト）を試算し、比較することで各技術の優位性を客観的に評価できる。今回の条件においても、ベンチスケールや現地実験等により各種対策手法の諸元（薬剤等の単位注入率等）が決定できれば、ＬＣＣによる他の手法との経済評価も可能である。しかしながら、現状ではこれら諸元が明確ではないことから比較は困難である。このため、本調査では千葉県で実績のある塩鉄注入法を仮に前述の秋田県の事例に適用した場合を想定して、ＬＣＣを用いた経済性評価手法を例示することとする。ただし、生成硫化物当たりの塩化鉄単位注入量は千葉県での実績（生成硫化物4㎎／1に対し鉄として27.5㎎／1注入）が適用でき、全体流量時の生成硫化物量は滞留時間に比例すると仮定する。これらの仮定はＬＣＣを用いた経済性評価手法の説明のために行ったものであり、実際の塩鉄単位注入量や生成硫化物は下水性状（滞留時間・有機物濃度・アルカリ度・ＯＲＰ・反応時間等）により大きく異なる。このため、実際の注入率は現地試験等により決定する必要がある。このような仮定に基づいた場合、必要塩鉄注入量は下水流量に関係なく一定となる（塩鉄注入法の諸元は【表－３】参照）。

以上のような仮定に基づいて塩鉄注入のコストを試算した結果を空気注入のＬＣＣを示した【図－１０】及び、【図－１１】に併せて示す。今回仮定した塩鉄注入量の条件下で両者の評価を行うとすれば、現在流量時においては空気注入の方が有利となる。一方、全体流量時では、両者の損益分岐点（ＢＥＰ）は約４年であり、４年未満では空気注入が有利であり、４年を超えると塩鉄注入の方が有利となる。また、仮に当初より全体流量が流入した場合の使用期間20年における塩鉄注入法の有利性は、原価累計で約27百万円、年平均コストで約1.5百万円／年と評価される。

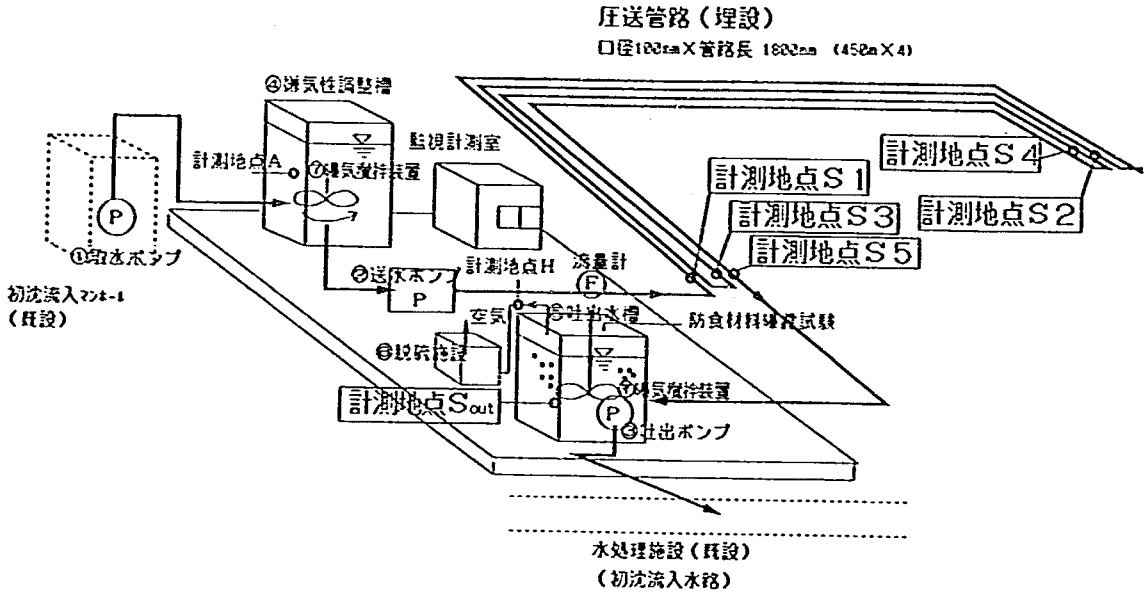
【表－３】塩化第二鉄注入の場合の仮定と諸元

塩鉄の単位必要注入量① →生成全硫化物4㎎／1当たり鉄として27.5㎎／1（千葉実績）	
現在流量（１，８１４m³／日）時	
生成硫化物量（実測値）	3.0㎎／1
単位必要鉄量（①より仮定）	3×27.5／4＝20.6㎎／1
日必要鉄量	20.6×1,814／1000＝37.4kg／日
年間必要塩化第二鉄量 （製品として）	103,660kg×25円／kg ≒ 2,600千円／年
全体流量（１６，１２８m³／日）時	
生成硫化物量（仮定）	滞留時間に比例 (3／7hr)×0.8hr＝0.34㎎／1
単位必要鉄量（①より仮定）	0.3×27.5／4＝2.34㎎／1
日必要鉄量	2.34×16,128／1000＝37.4kg／日
年間塩化第二鉄量（製品ﾍﾞｰｽ）	2,600千円／年
塩化第二鉄注入設備 → 17,900千円	
・薬注ポンプ（0.1～0.7l／分：インバータ付）×2台（1台予備）	
・薬液タンク（１２m³：ＦＲＰ製）	
・その他（制御盤，移送弁，配管材等）	

以上より、今回仮定した条件下で、これら２手法の選択を行うとした場合には、今後の流入水量の伸びの程度や利子率（金利）、物価上昇率等を想定して、各種条件下におけるＬＣＣを試算し、これらの結果を踏まえて総合的に両者の優位性を決定することとなる。

３．２．４　腐食防止対策実験施設における生成硫化物酸化手法

【図－７】に示したような硫化水素対応策手法に関しては、国内における実施事例が無いものが多く、実施事例があった場合においてもその実施個所が限られていることから、今後は、種々の条件下における各種対策技術の効果を確認し、より経済的かつ安定的な硫化水素対策手法を開発していく必要がある。このため、６年度においては、【図－１２】に示すような圧送管路施設における腐食防止対策実験施設を設置した。



【図－１２】腐食防止対策実験施設の概要

圧送管路及び吐き出し水槽等の諸元は【表－４】に示す通りであり、下水は処理場内の初沈流入マンホールから①取水ポンプより取水し、④嫌気性調整槽から②送水ポンプによって下水が延長約1.8㎞、口径φ100㎜の圧送管に送られる。また、圧送管出口には⑤吐出水槽を設置し、同水槽内の③吐出ポンプにより下水は水処理施設に返送される（本文中の○内数字は【図－１２】中の数字に対応する）。なお、圧送管入口及び出口においては、各種硫化水素対策施設（空気注入施設及び薬注施設等）を設置できる構造となっているとともに、圧送管有効延長をＬとした時、入口・1/4Ｌ・1/2Ｌ・3/4Ｌ・出口の計５点で圧送管内下水の水質が測定可能である。

【表－４】腐食防止対策実験施設の諸元

施　設　名	仕　　様
①取水ポンプ	φ80mm，0.6m³／分，揚程5m
②送水ポンプ	φ100mm，0.6m³／分，揚程52m(26m×2台)
③吐出ポンプ	φ80mm，0.6m³／分，揚程5m
④嫌気性調整槽	縦4m×横4m×高さ3.5m
⑤吐出水槽	縦3m×横3m×高さ3.5m
⑥送水管	φ100mm，延長約1,800m

圧送ポンプの最大吐出量は0.6㎥／分であり、圧送管内の流速は0～1.3m/Sの範囲で一定量に調整可能である。また、嫌気性調整槽及び吐出水槽内の水位変動巾(各水槽内の下水の滞留時間)は、各水槽内に20㎝間隔で設置したフリクトレベルスィッチによる取水及び吐出ポンプの運転制御により、20㎝ピッチで変更できる。

本施設においては、圧送管出口に当たる吐き出し水槽内部に水中撹拌曝気装置を設置しており、同水槽内で圧送管中で生成した硫化物を酸化して除去することとしている。６年度は同方式（生成硫化物酸化手法）における硫化物の除去特性（酸化能力）を確認するための基礎調査を行った。今回行った調査の諸元を【表－５】に示す。なお、調査は圧送管路実験施設完成後、下水を一定速度（0.6m/S）で３ケ月間圧送させ、圧送管路内部に十分な生物膜が形成されるとともに圧送管出口において硫化物が定常的に生成されていることを確認した後に実施した。測定項目は、水温、ｐＨ、ＤＯ、硫酸イオン、吐き出し水槽気相部の硫化水素濃度及び、文献[1]に示されているヘッドスペース法による下水中の全硫化物及び放散可能硫化物である。また各測定は、【図－１２】における、圧送管出口（Ｓ５：1660m）、及び完全混合槽と見なせる吐き出し水槽の内部（Sout：1710m）で５回計測するとともに、圧送管入り口（Ｓ１：0m）、圧送管中間点（Ｓ３：820m）で１回計測した（本文中の距離は計測点Ｓ１からの延長を示す）。

【表－５】生成硫化物酸化調査の諸元

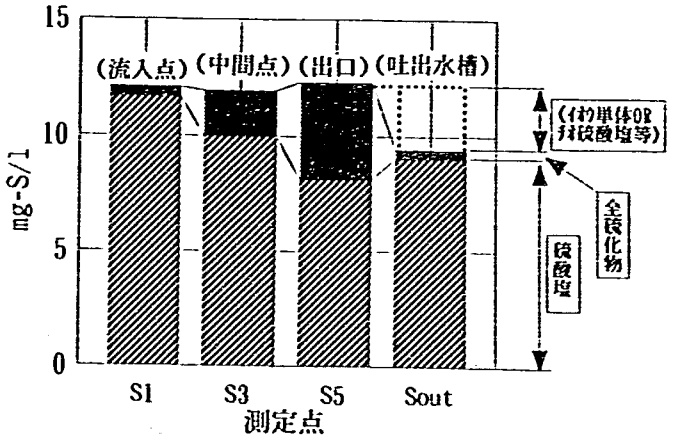
諸　元	数　値
圧送管内流速	0.6m／秒（圧送管径100mm）
下水流量	0.28m³／分
圧送管内滞留時間	47.5分（Ｓ１～吐出水槽間）
嫌気性調整槽水位	2.8～3.0m（水槽内下水滞留時間159～170分）
吐出水槽水位	2.4～2.8m（水槽内下水滞留時間76～89分）
吐出水槽内曝気風量	0.6m³／分(下水体積比=1.4～1.7m³-air/m³-下水･h)
同水槽上部引抜風量	0.6m³／分

結果を【表－６】に、イオウ関連物質の収支を示した図を【図－１３】に示す。圧送管入口（Ｓ１）から圧送管出口（Ｓ５）までは、硫酸塩還元細菌により硫酸塩が硫化物に還元され、硫酸塩の減少分だけ全硫化物はほぼ一定割合で増加している。一方、圧送管出口で約４mg-S/l存在していた全硫化物は、曝気撹拌されている吐出水槽内（Sout）で下水中の溶存硫化物が酸化されることにより、ほぼ圧送管入口（Ｓ１）における全硫化物濃度（約0.4mg-S/l）まで減少している。ヘッドスペース法による放散可能硫化物も、圧送管内部で直線的に増加していきＳ５では約150ppmまで増加するが、吐出水槽内部では約5ppmまで減少している。曝気撹拌を行っている吐出水槽内部では、下水中に存在する硫化水素が気相中に放散していくことが考えられるが、今回の実験では水槽内で測定した気相中硫化水素濃度は平均３ppmであり、生物脱臭装置で十分除去可能な濃度であった。また、Soutにおいては、イオウの収支が一致していないが、気相放散硫化水素濃度から計算したイオウ流出量は非常に少なく無視できる量であることから、水槽内部に流入した硫化物（約４mg/l）は、その一部（約１mg/l）が硫酸塩（SO_4^{2-}）まで酸化され、残りはイオウ単体（S°）あるいはチオ硫酸（$S_2O_3^{2-}$）等の形態で存在しているものと考えられる。

【表－６】生成硫化物酸化調査の結果

	S1（流入点）	S3（中間点）	S5（出口点）	Sout（吐出水槽）
全硫化物（mg-S/l）	0.42	1.92	4.17 (4.00～4.33)	0.40 (0.40～0.42)
放散可能硫化物（ppm）	30	70	148 (140～160)	5 (3～7)
硫酸塩（mg-S/l）	11.67	10.00	8.12 (7.87～8.27)	9.62 (8.77～9.27)
水温（℃）	7.80	17.10	16.68 (16.2～17.1)	16.50 (16.4～16.5)
ｐＨ	7.45	7.51	7.47 (7.27～7.58)	7.59 (7.45～7.65)
ＤＯ（mg/l）	0.10	0.30	0.26 (0.20～0.40)	2.80 (2.00～3.60)
水槽内気相中硫化水素（ppm）	3.16 (2.7～4.3)			

注）S5及びSout欄における上段の数値は５回の測定値の平均値を示し、下段の（ ）内の数値は各測定値の最小値と最大値を示す。



【図－１３】腐食防止対策実験施設におけるイオウの収支

以上のように今回の基礎調査においては、同方式により比較的良好な硫化物の除去が認められたが、今後は硫化物の酸化に影響を及ぼす種々の因子［硫化物酸化速度（酸化反応時間）、空気注入量（対下水量比）、流入硫化物濃度、生成すると考えられるイオウ単体及びチオ硫酸の流下方向への影響等］について検討する必要がある。特に、本方式では圧送管出口において硫化物を酸化させるための反応槽が必要となることから、実際の圧送管路施設にこの方式を採用する場合には、いかに短時間で効率よく硫酸塩まで酸化させることができるかが重要となる。

4．まとめ及び今後の課題

13政令都市を対象とした下水管路施設における維持管理の実態把握・改築更新事業の分析を行った結果、都市内の重要なライフラインである下水道施設は着々とそのストック量が増大しており、これに伴って施設の維持・更新に要する費用が増加するとともに、経過年数の増加に伴って改築を要する管路延長も増加する傾向が認められた。したがって、今後とも増加する下水管路施設を適正かつ合理的に保全していくには、整備した下水管路施設に必要となる維持・更新費を低減する必要があり、これを実施する場合には最も高い改築要因である管路施設の腐食に対応できる技術を開発することが合理的であると考えられた。このため、本調査ではこれまで提案あるいは国内数カ所で実施されている各種硫化水素対応策の諸元や手法について検討を行うとともに、空気注入法についてＬＣＣを試算しＬＣＣ法による経済性評価例を示した。また、腐食防止対策実験施設の圧送管出口における硫化物酸化手法について基礎的調査を行い、良好に硫化物が除去されていることが確認できた。

なお、今回ＬＣＣを試算した空気注入法を含む各種対策技術の今後の課題としては、種々の条件下における①対策技術の効果の確認、②各種薬剤等の単位注入率（空気注入率・薬剤注入率）の設定手法、③対策技術の効率的制御手法の開発等がある。また、今回実験を行った生成硫化物の酸化手法については、硫化物の酸化に影響を及ぼす種々の因子について検討を行い、本手法を実際の圧送管施設に適用する場合には、短時間で効率よく硫酸塩まで酸化させることができる手法を確立していく必要がある。

＜参考文献＞

1）田中修司，北川三夫，森澤智文，下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査，土木研究所資料第3294号，平成５年度下水道関係調査研究年次報告書，平成６年10月，土木研究所

2）木下勲，西澤宏，下水管路施設の再生マニュアルの作成に関する調査－平成５年度調査－，建設省都市局下水道部，日本下水道事業団，平成６年３月

3）Robert A. Zinzerian, Robert D. Martin, From Prevention to Prediction, Water Environment and Technology, August 1993

4）US EPA, Design Manual "Oder and Corrsion Control in Sanitary Sewarage System and Treatment Plants", 1985

5）ASCE -Manuals and Reports on Engineering Practice- No.69, Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems, 1989

6）US EPA, Detection, Control, and Collection of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Wastewater Systems, September, 1992

7）佐藤秀郎，木下勲，田中直也，圧送汚水幹線への空気注入の事例，月刊下水道，1995-4

8）吉本国春，室谷英和，圧送管における硫化物生成の制御，土木学会論文集 No.468／IV-19，1993.6

9）亀田泰武，森田泰治郎，200㎜管における気液二相流実験，混相流，Vol.7，No.3，1993

10）ライフ・サイクル・コスティング　－手法と実例－，日本プラントエンジニア協会ライフサイクルコスト委員会，日本能率協会，昭和56年3月発行(G)

11）片岡春男，吉本国春，石川邦男，ヘッドスペース法による硫化物の測定，下水道協会誌，Vol.31，No.373，1994/8

2．建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発
(再生利用のための基準化に関する研究)

土質研究室　室　　長　三木　博史
研　究　員　森　　範行
野口　典孝
化学研究室　室　　長　坂本　浩行
主任研究員　西崎　　到
研　究　員　新田　弘之
汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明

1．まえがき

建設事業の進捗に伴い建設現場から発生する発生土の量は年々増加する傾向にある。しかし、都市化の進展等により発生土の処分地の確保は一層困難になっているきており、このため発生土の再生利用が求められている。発生土を再生利用する場合、土に石灰やセメント等を添加・混合することによる土質改良がしばしば行われる。このような改良土内部を浸透して出てくる浸出水はpH12程度の高ｱﾙｶﾘ性を示すが、周辺土壌の土にはｱﾙｶﾘを中和する緩衝能力を持っており、高ｱﾙｶﾘの浸透水の影響はある限られた範囲内で収まると考えられる。そこで改良土からの浸出水のｱﾙｶﾘの影響が及ぶ深度を測定するための降雨浸透試験を行うとともに、ｱﾙｶﾘ浸透深さを予測するための数値解析手法の適用性の検討を行った。

さらに、資源の有効利用という観点から建設事業以外の他分野から排出される廃棄物についても再生利用が求められている。特に土木分野では大量の材料を使用するので、廃棄物を建設材料として再生利用が可能になれば、省資源・省エネルギーの観点からも効果的である。ここでは、再生利用できる可能性のある廃棄物として、一般廃棄物焼却灰や下水汚泥焼却灰を対象として、土木分野での再生利用した場合に問題となる化学的安全性を中心に調査を行う。

前年度に行った予備的調査の結果、再生材の安全性を評価する場合、溶出試験が最も一般的であるが、試験条件によって溶出量が大きく異なるため、その条件を定める必要がある。そこで、今年度は一般廃棄物や下水汚泥の焼却灰を中心に再生材の原料となる焼却灰及び一部の再生材の溶出特性を調べて、溶出試験に必要な基礎的知見を得ることにした。

2. 土中でのアルカリ浸透深さに関する調査

2.1 降雨浸透試験

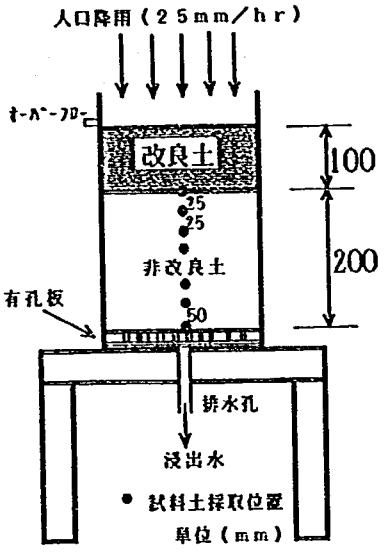
2.1.1 試験方法

試験装置を図-1に示す。また試験ケースおよび試験に用いた試料土の物性を表-1に示す。

表-1　試験ケース

ケース	非改良土							改良土
	試料土	粒度特性(%)			乾燥密度 γ_d g/cm³	土のpH	アルカリ中和能力 C(mol/g)	
		砂	シルト	粘土				
1	川砂	92	8		1.715	8.6	2.06×10^{-4}	山砂に消石灰を4%混合したもの。
2	山砂	81	13	6	1.798	6.9	3.92×10^{-4}	
3	関東ローム	8	51	41	0.839	6.2	2.41×10^{-3}	

※乾燥密度 γ_d は、川砂と山砂は1/2Ecで、関東ロームは1/4Ecで締固めたときのもの。



図－1　試験装置

(1)供試体作製

まず試験器下面から層厚20cmとなるよう、非改良土を充填した。

この際、2.5kgfランマーを用い5cm×4層で締固め、締固めｴﾈﾙｷﾞｰは山砂と川砂については1/2Ec、関東ロームについては1/4Ecとした。その上に、山砂に4%（山砂の乾燥土重量に対する比）の消石灰を添加・混合した改良土を、層厚10cmとなるよう充填した。この際、2.5kgfランマーを用い5cm×2層で締固め、締固めｴﾈﾙｷﾞｰは1/2Ecとした。その後、試験器の上端部をシートで覆い7日間養生した。

(2)試験および計測

試験器の上部から人口降雨（25mm/hr，水道水）を、ｹｰｽ1，3では96時間、ｹｰｽ2では135時間与えた。その後、図-1の●で示す位置から試料土を採取した。採取した試料土についてJSFT211-1990に基づくｐＨ測定試験を行った。なお降雨試験中は随時、排水孔からの浸出水のｐＨを測定した。

2.1.2　試験結果

図-2に、降雨終了後に各位置で採取した試料土のｐＨを示す。

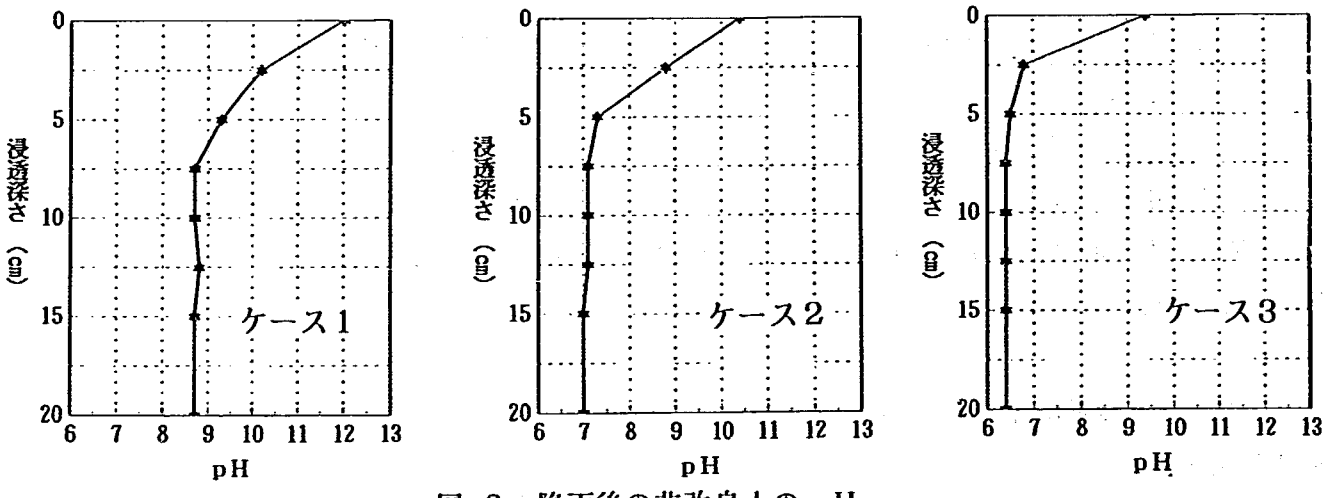


図-2　降雨後の非改良土のｐＨ

非改良土のｱﾙｶﾘ中和能力が大きいほど、アルカリの浸透深さは小さくなっている。また試験中に排水孔から採取した浸出水のｐＨは、どのｹｰｽにおいても全く変化なく中性のままであった。

2.2 数値解析によるアルカリ浸透深さの予測

アルカリ浸透深さを定量的に予測することを目的として、アルカリ浸透深さの計算式と浸透流解析を組み合わせて今回の試験をシュミレートし、その適用性を検証した。

2.2.1 解析方法

5年度は様々な土質の土についてアルカリ中和能力を測定した。アルカリ中和能力（mol/g）は、土1g（乾燥重量）当りに中和されるOH^-イオンのモル量を表したものである。降雨により改良土から浸出する高アルカリ水のｐＨ値をｐＨとすると、その浸出水中に含まれるOH^-イオン濃度は

［OH^-イオン濃度］$=10^{(-14.17+pH)}$（mol/ℓ）　　・・・・式①

となる。今、この浸出水Q(ℓ)が土に浸透した場合、浸出水中のOH^-イオンを中和するのに必要な土量W(g)は以下のようになる。

$$\text{中和に必要な土量}W(g)=\frac{10^{(-14.17+pH)}\ (\text{mol}/\ell)\times Q(\ell)}{\text{土のアルカリ中和能力}C(\text{mol/g})} \quad \cdots\cdots\text{式②}$$

ここで浸出水の浸透する断面積をA(cm^2)、土の乾燥密度をγ_d(g/cm^3)とすると、アルカリの浸透深さH(cm)は次式で与えられる。

$$H(cm)=\frac{W(g)}{A(cm^2)\times\gamma_d(g/cm^3)} \quad \cdots\cdots\text{式③}$$

そこでまず飽和-不飽和浸透流解析により、降雨試験中に改良土から浸出した浸出水の流速V(ℓ)を求めた（図-3参照）。各試料土の飽和時の透水係数を表-2に示す。浸透流解析にあたっては、吸引法によるｐＦ試験の実測値から、Van Genuchtenのモデルを用いて体積含水率と比透水係数との関係を求め、計算を行った。浸透流解析により求めた浸出水の流速および単位面積(A=1cm^2)当たりの浸出水の総量Q(ℓ)を図-4に示す。

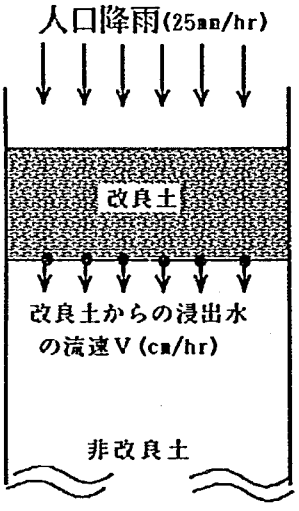


図-3　浸出水の流速の計算点

表-2　透水係数

試料	透水係数 (cm/sec)
川砂	1.82×10^{-3}
山砂	6.0×10^{-5}
D-A	1.95×10^{-4}
改良土	1.73×10^{-5}

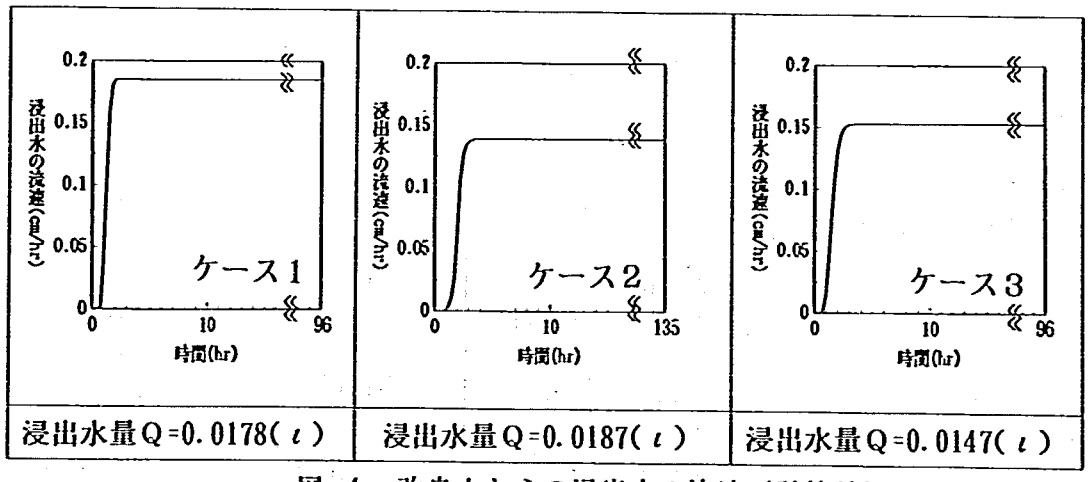


図-4　改良土からの浸出水の流速（計算値）

このQ(　)と表-1に示した各非改良土のアルカリ中和能力C（mol/g）、乾燥密度γ_d(g/cm^3)を用いて、式①～③により計算したアルカリ浸透深さを図-5に示す。なお改良土からの浸出水のｐＨ値は、4年度の試験結果をもとにpH=12.0とした。図-5より、解析値は実測値とかなり近似している。解析値と実測値がやや

ずれるのは、解析値は土粒子によるアルカリの中和が最大限行われると仮定して算出されているが、実際にはｐＨが徐々に低下することからも分かるように中和反応の程度が深度によって異なるためと考えられる。ただしアルカリの浸透深さを概略的に把握する際には、この手法は非常に有効である。

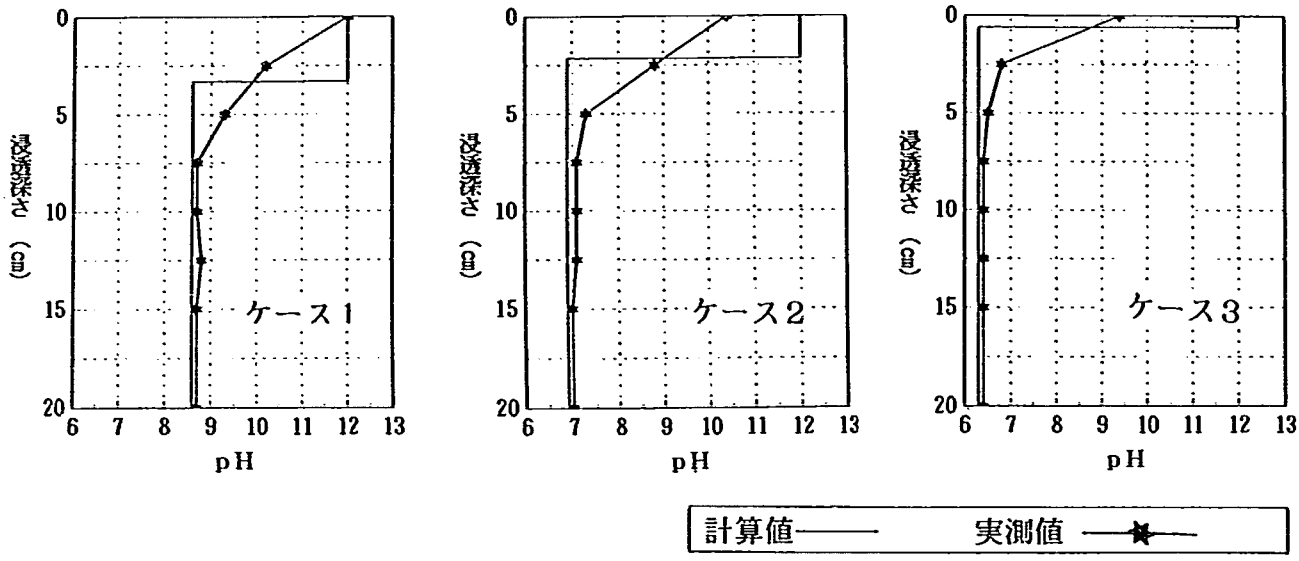


図-５　ｱﾙｶﾘ浸透深さの解析値および実測値

2.3　まとめ

浸透流解析と、土のアルカリ中和能力Ｃを用いたアルカリ浸透深さの計算式を組合わせてアルカリ浸透深さを算出すると、実測値に近似した値を得ることができる。したがってこの手法はアルカリ浸透深さを予測するのに有効である。

今後はこの解析手法を用いて、改良土を盛土などに適用した場合、改良土からの高アルカリ浸出水を中和し周辺環境への影響をなくすために必要な非改良土層の厚さ、覆土の必要性などについて検討してゆきたい。

3.　一般廃棄物焼却灰の溶出特性に関する試験

3.1　サンプル

今回収集したサンプルは、一般廃棄物焼却灰とスラグ再生品等で、表-3に示すものを収集した。

表-3　サンプル

ｻﾝﾌﾟﾙ	工場名	焼却炉種類	焼却灰種類	再生品
1a	A市清掃工場I	ｽﾄｰｶ炉	焼却灰	なし
2a	A市清掃工場II	流動床炉	焼却灰	透水性ﾌﾞﾛｯｸ
2b			スラグ	
3a	B市清掃工場	ｽﾄｰｶ炉	焼却灰	建材用ﾀｲﾙ
3b			スラグ	
4a	C市清掃工場	流動床炉	焼却灰	なし
5a	D市清掃工場	流動床炉	焼却灰	なし
6b	E県清掃工場	ｽﾄｰｶ炉	スラグ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ

3.2　試験条件

溶出試験は、表-4に示すような条件で実施した。すなわち、溶出時間の影響、溶出溶媒の影響、ＥＰ法（米国環境保護庁）との比較、試料の影響等について試験調査した。

表-4　溶出試験条件

	テスト1 （環境庁告示法に準ずる）	テスト2 （溶出時間の影響）	テスト3 （ＥＰ法に準じる）
溶媒	蒸留水	蒸留水	蒸留水
pH調整方法	当初pH＝6 溶出中は無調整	当初pH＝6 溶出中は無調整	0.5N酢酸を添加 pH＝5に維持 （最大4ml/g）
溶出時間	6時間	3，6，24時間	24時間
試料形状	2mmふるい通過分	2mmふるい通過分	2mmふるい通過分
溶媒／体積比	10/1	10/1	20/1
攪拌	振盪機 200回/min	振盪機 200回/min	スターラー
検液作製	0.45μmメンブレンフィルター	0.45μmメンブレンフィルター	0.45μmメンブレンフィルター
試験サンプル	全サンプル	サンプル1a	サンプル1a

3.3　結果

（1）環境庁告示法による溶出物質の調査

テスト1では、まずサンプル1aを用いて環境庁告示法（土壌環境基準）に基づき一般廃棄物焼却灰の溶出試験を行い、ほぼ前項目について分析を行った。結果を表-5に示す。焼却灰は高温に曝されたものなので揮発性の有機塩素化合物の含有はないものと予想されたが、予想通りこれらの物質の溶出は全くなかった。また、重金属類は多く含有しているものと予想されたが、これらの物質はほとんど溶出しておらず、唯一検出された鉛も土壌環境基準（0.01mg/l）以下であった。これは、溶出液のpH値が非常に高いために金属の溶出を抑制したものと考えられる。

さらに、今回収集したサンプルについて環境庁告示法で溶出試験を行い、溶出する可能性の高い重金属類を中心に分析した。結果を表-6に示す。いずれのサンプルでもpH値が非常に高くなっていることがわかる。溶出量では、焼却灰（a）の溶出量には大きなばらつきがあり、特に流動床焼却灰（サンプル2a）の鉛の溶出量が非常に高くなっていることがわかる。また、土壌環境基準値以下ではあるが六価クロムや水銀が溶出しているものもあった。またサンプル2bはサンプル2aをスラグ化したものであるが、溶出量が非常に少なくなっていることがわかる。これよりスラグ化することにより重金属の溶出量を大幅に抑制できることがわかった。

表-5　試験結果（ｻﾝﾌﾟﾙ1a：焼却灰）

		テスト1 溶出6時間
最終pH	(-)	11.3
カドミウム	(mg/l)	N.D.
シアン	(mg/l)	N.D.
有機燐	(mg/l)	N.D.
鉛	(mg/l)	0.004
六価クロム	(mg/l)	N.D.
砒素	(mg/l)	N.D.
総水銀	(mg/l)	N.D.
アルキル水銀	(mg/l)	N.D.
ＰＣＢ	(mg/l)	N.D.
ジクロロメタン	(mg/l)	N.D.
四塩化炭素	(mg/l)	N.D.
1,2-ジクロロエタン	(mg/l)	N.D.
1,1-ジクロロエチレン	(mg/l)	N.D.
シス-1,2-ジクロロエチレン	(mg/l)	N.D.
1,1,1-トリクロロエタン	(mg/l)	N.D.
1,1,2-トリクロロエタン	(mg/l)	N.D.
トリクロロエチレン	(mg/l)	N.D.
テトラクロロエチレン	(mg/l)	N.D.
1,3-ジクロロプロペン	(mg/l)	N.D.
ベンゼン	(mg/l)	N.D.
セレン	(mg/l)	N.D.

N.D.；不検出

表-6　試験結果（各種サンプルの結果）

	テスト1						
	サンプル1a	サンプル2a	サンプル2b	サンプル3a	サンプル4a	サンプル5a	サンプル6b
最終pH (-)	11.3	12.3	9.7	12.8	10.7	7.9	9.6
カドミウム (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.002	N.D.
シアン (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
鉛 (mg/ℓ)	0.004	58.300	0.022	4.120	0.130	0.023	0.022
六価クロム (mg/ℓ)	N.D.	0.01	0.04	0.13	N.D.	0.08	N.D.
砒素 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
総水銀 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	0.0005	N.D.	N.D.	N.D.
アルキル水銀 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

（2）溶出時間の影響の調査

テスト2では環境庁告示法を元にして、溶出時間の影響をみた。結果を表-7に示す。溶出時間を変化させても溶出に大きな影響は認められなかった。これも、一般廃棄物焼却灰に抽出溶媒を添加した直後からpHが急激に上昇しているために金属等の溶出を抑制したものと考えられる。

表-7　試験結果（サンプル1a：焼却灰）

	テスト2			テスト3
	溶出3時間	溶出6時間	溶出24時間	(EP法)
最終pH (-)	11.1	11.3	10.7	9.4
カドミウム (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
シアン (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
鉛 (mg/ℓ)	0.010	0.004	0.004	0.006
六価クロム (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
砒素 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
総水銀 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
アルキル水銀 (mg/ℓ)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

（3）ＥＰ法との比較

テスト3では、海外での溶出試験の例として、ＥＰ法との比較を試みた。結果を表-7に示す。今回のサンプル（1a）では、ＥＰ法で溶出試験を行っても、溶出量は大きくならなかった。ＥＰ法は添加酢酸量に上限が定められており、このサンプルでは試験開始後約2時間で酢酸添加量の上限まで達し、その後はpHコントロールが行われなかった。このために、溶出試験の大半は高いpH値で試験が行われており金属の溶出が抑制されたものと考えられる。

3.4　まとめ

（1）焼却灰には有機塩素化合物は含まれていない可能性がみられた。

（2）環境庁告示法により数種の焼却灰およびスラグの溶出試験を行った場合、サンプルにより溶出量に大きなばらつきがでた。特に鉛の溶出量が多く産業廃棄物基準（0.3mg/ℓ）以上のものもあった。

（3）溶出時間を長くしても溶出量には大きな影響がなかった。

（4）EP法を用いてもあまり溶出量に影響がなかった。

4. 下水汚泥焼却灰の溶出特性に関する試験

4.1 サンプル

今回収集したサンプルを表－８に示す。原料である焼却灰、溶融スラグと、焼成レンガ、インターロッキングブロック等の再生品を収集した。

表－８　サンプル

	事業主体	炉形式	原材料	再生品	備考
1	A県	流動床炉	焼却灰	焼成ﾚﾝｶﾞ	長方形
2	〃	〃	〃	〃	Ｉ型
3	B県	〃	〃	〃	長方形
4	C市	〃	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ（透水性）	〃
5	〃	〃	〃	焼成ﾚﾝｶﾞ	〃
6	D市	〃	〃	〃	〃
7	E県	表面溶融炉	溶融ｽﾗｸﾞ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	波型
8	F県	旋回溶融炉	〃	〃	長方形
9	G市	流動床炉	焼却灰	〃	波型

4.2 試験条件

溶出試験は、表－９に示す条件で実施した。原料についてはテスト１、２、再生品についてはテスト３を行った。

表－９　試験条件

	テスト１（環告法に準拠）	テスト２（EP法）	テスト３
溶媒	イオン交換水	同左	イオン交換水
ｐＨ値	当初ｐＨ＝６ 溶出中は未調整	０．５Ｎ酢酸を添加 ｐＨ＝５に維持 （最大酢酸添加量＝４ml/g）	当初ｐＨ＝６ 溶出中は未調整
溶出時間	６時間	２４時間	２４時間
試料性状	有姿のまま	比表面積３．１ ㎠/g以上 または粒径９．５㎜未満	有姿のまま
溶媒／試料比（体積重量比）	１０／１及び ２０／１	２０／１	１０／１
撹拌	水平振とう	スターラー	撹拌機
検液	GF/Bろ紙でろ過	同左	GF/Bろ紙でろ過

環告法：「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」
（昭和４８年環境庁告示第１３号）
ＥＰ法：ＵＳＥＰＡ、Test Method for Evaluating Solid Wastes(1982)

4.3 結果

（１）環告法による溶出量

今回収集したサンプルを環告法で溶出させたときの結果を表－１０に示す。pH値は特にサンプル１、３で当初の設定から高くなったが、溶出量への影響はみられなかった。検出された溶出量はいづれも産業廃棄物に係る判定基準（埋立処分）よりも１オーダー小さい値であった。

表－１０　試験結果（環告法）

（単位:mg/l）

	1 A	2 A	3 B	4,5 C	6 D	7 E	8 F	9 G	産廃判定基準
最終pH	10.00	6.54	11.08	6.80	8.03	7.12	7.58	7.35	
As	N.D.	0.010	N.D.	0.023	0.023	N.D.	N.D.	0.045	0.3
Cd	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.3
Cr	N.D.	N.D.	0.163	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.006	1.5
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.014	N.D.	N.D.	0.3
Se	0.061	0.041	0.045	0.050	0.076	N.D.	N.D.	0.058	0.3

海外での溶出試験の代表としてＥＰ法の試験を行った結果を表－１１に示す。各サンプルとも試験終了時までpH値は５に維持されていた。環告法と比較し明確な相違はなかったが、あらたにCdでの溶出がみられたのに対し、Seでの溶出が全般的にやや抑制される結果となった。

表－１１　試験結果（EP法）

（単位:mg/l）

	1 A	2 A	3 B	4,5 C	6 D	7 E	8 F	9 G
As	0.011	0.026	0.034	0.019	0.014	N.D.	N.D.	0.046
Cd	N.D.	0.012	0.005	0.008	0.005	0.005	N.D.	N.D.
Cr	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.010	N.D.	N.D.
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005	N.D.	N.D.
Se	0.014	0.023	0.015	0.006	0.015	N.D.	N.D.	0.013

（３）各条件での結果

表－１２に各条件での試験結果の例を示す。テスト１の溶媒試料比10/1と20/1を比較すると、 K、Naは試料が倍になると溶出量も倍になっていたが、Al、Seは溶出量が一定であった。これは、元素相互の影響と考えられる。また、テスト２のＥＰ法ではMg、Pで新たに溶出がみられるなどpH値の低下により溶出量が増加することが推定された。テスト３では再生品である焼成レンガの溶出試験を行ったが、溶出はみられなかった。再生品とすることで溶出がかなり抑制されること分かった。

表－１２　試験結果（サンプル３）

（単位:mg/l）

pH設定値 溶媒試料比	テスト１ - 10/1	 - 20/1	テスト２ pH=5 20/1	テスト３ - 10/1	検出限界
最終pH値	11.08	11.06	5.00	6.19	
As	N.D.	N.D.	0.034	N.D.	0.005
Cd	N.D.	N.D.	0.005	N.D.	0.005
Cr	0.163	0.067	N.D.	N.D.	0.005
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.001
Pb	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005
Se	0.045	0.040	0.015	N.D.	0.007
Al	13.9	14.6	N.D.	N.D.	0.5
Ca	313.5	207.8	647.6	N.D.	10
K	20.8	10.3	31.5	N.D.	1
Mg	N.D.	N.D.	68.6	N.D.	10
Na	43.3	23.1	45.7	N.D.	1
P	N.D.	N.D.	9.5	N.D.	0.5

4.4　まとめ

（１）環告法による溶出試験を行った結果、今回収集したサンプルはすべて産業廃棄物に係る判定基準を満足することが分かった。

（２）海外の溶出試験法の代表としてＥＰ法による試験を行った結果、溶出量には大きな影響がないことが分かった。

（３）試料溶媒比を変化させたとき、元素によって溶出量にばらつきがでた。また、再生品とすることで溶出量がかなり抑制されることが分かった。

付　　録

付録１.平成６年度　下水道関係刊行報告書一覧

全国下水汚泥緑農地利用製品調査報告書

土木研究所資料 第3289号 1995年７月
下水道部 汚泥研究室

要旨

近年資源の再利用が社会的に要請されてきているが，下水汚泥は有機物の含有量が多く，植物の主栄養素である窒素やリン酸を２～５％程度含有しているので，再利用可能な資源の１つとして認識されており，コンポスト化等の処理をして後，緑農地利用がなされている。

本報告書は，緑農地利用されている各地の下水汚泥の品質を調べるため，建設省と地方公共団体の協力を得て全国調査を実施し，その結果をとりまとめたものである。本調査に御協力いただいた関係各位に厚くお礼を申し上げるとともに，本調査結果を参考にして品質の一層の向上と，下水汚泥の緑農地利用の推進に役立てていただければ幸いである。

キーワード：下水汚泥，有効利用，緑農地利用，コンポスト，乾燥汚泥

釧路沖地震により浮上した下水道マンホールの調査

土木研究所資料 第3275号 1994年４月
下水道部 下水道研究室
地震防災部 振動研究室
地震防災部 動土質研究室

要旨

1993年１月15日に発生した釧路沖地震により，釧路町の国道44号線沿いに敷設された汚水マンホールが地上に突出する被害が生じた。本調査は，これらの被災マンホールと周辺の無被災のマンホールを対象として，釧路町の協力のもとで建設省土木研究所と日本下水道事業団が地震後に実施したマンホールの被災状況と原地盤及び埋戻し土の地盤条件，液状化強度特性の調査，及びマンホールの地震時浮上がりに対する安定性と浮上がりメカニズムに関する検討結果をとりまとめたものである。

キーワード：液状化，マンホール，浮上がり

流動炉における排ガス成分の挙動解明及び削減に関する共同研究報告書

共同研究報告書 第109号 1994年12月

新下水処理研究官
下水道部 汚泥研究室
名古屋市下水道局建設部

要旨

CO_2 の増加による地球温暖化の可能性が検討されて久しいが，最近では亜酸化窒素（N_2O）やメタン，フロンといった微量成分の温室効果への寄与の増大が指摘されている。下水処理場におけるおもな N_2O の放出源は汚泥焼却炉であり，特に窒素酸化物（NO_x）の放出抑制に効果の大きい流動焼却炉の場合に N_2O 放出量が大きいといわれている。

本報告書は，実稼働の下水汚泥流動焼却炉を用いて，焼却炉運転条件の変動に伴う N_2O，NO_x の放出挙動について調査するとともに，その削減を目標とした運転条件について検討を行った結果についてとりまとめたものである。

キーワード：下水汚泥，流動焼却炉，亜酸化窒素，窒素酸化物，地球温暖化

付録2. 平成７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. 下水管渠の流量に関する研究 2. 下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 3. 新しい役割に対応した計画手法に関する調査 4. 下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査 5. 小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査 6. 下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査
三次処理	1. ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究 2. 塩素消毒技術の高度化に関する研究 3. 窒素の超高度除去に関する研究 4. 小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査 5. 再生水の消毒に関する調査 6. 再生水供給施設における水質管理手法に関する調査 7. 下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査
汚泥	1. 下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究 2. 下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル 3. 下水汚泥の無害化処理に関する研究 4. 温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術 5. 発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査 6. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査 7. 中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査 8. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査 9. 建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発
水質	1. 水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究 2. 下水処理水の評価基準に関する調査 3. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査 4. 面的汚濁源からの汚濁負荷の流出特性に関する調査 5. バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査 6. 河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査
緑化生態	1. 下水汚泥の施用方法に関する調査
都市河川	1. 都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査
施工	1. 下水道管路の合理的な施工方法に関する調査
土質	1. 下水道管渠の変形防止に関する調査
化学	1. 下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査
振動 動土質	1. 下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査

平成６年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386－5878
土木研究所資料第3374号
平成７年10月(１９９５)

下　水　道　部

要　旨　本報告書集は，平成６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36編294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

郵便はがき

50円切手をはって下さい

〒305-□□

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3374号　　部

上記のとおり受領しました。

所　属（住所）

氏　名　　印