ＩＳＳＮ　　0386－5878
土木研究所資料　第3528号

土　木　研　究　所　資　料

平成８年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成９年10月

建設省土木研究所

Copyright©(1997)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。

永久保存

土木研究所資料
第3528号　1997年10月

平成８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
積算技術研究センター　システム課
耐震技術研究センター　振動研究室　動土質研究室

要旨

本報告書集は、平成８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38編286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８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，測量及び試験費，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８年度における新規課題は，①熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究，②下水処理水の安全性向上に関する研究（以上，試験研究費），③下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），④管渠の整備効果に関する調査，⑤汚水管の機能改善に関する調査，⑥移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査，⑦汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査，⑧中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査，⑨下水道での有害化学物質の管理に関する調査，⑩生態系からみた下水処理水の評価法に関する調査，⑪流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査（以上，下水道事業調査費），⑫河川水質と水生生物相との関係の把握（建設技術研究開発経費），⑬利根川水系水質実態調査，⑭毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査（以上，測量及び試験費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成８年度に終了した課題には，①下水管渠の流量に関する研究，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，③下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究（以上，試験研究費），④中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査，⑤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，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（以上，下水道事業調査費），⑦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（河川事業調査費），⑧建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発（建設技術研究開発経費）があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①塩素消毒技術の高度化に関する研究（試験研究費），②下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査，③再生水供給施設における水質管理手法に関する調査，④下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査（以上，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８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9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)…… 39
2. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究……(下水道・三次処理研究室)…… 47
3. 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)…… 63
4. 塩素消毒技術の高度化に関する研究……(三次処理研究室)…… 75
5. 下水処理水の安全性向上に関する研究……(三次処理研究室)…… 85
6. 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)…… 91
7. 水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究……(水質研究室)…… 99

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 窒素の超高度除去に関する研究……(三次処理研究室)……105
2. 下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究……(水質研究室)……115

Ⅲ　地球環境研究総合推進費による研究

1. 温室効果ガス放出抑制のための
   下水処理システム対策技術……(新下水処理研究官・汚泥・三次処理研究室)……129

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 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)……133
2. 小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査……(下水道研究室・システム課)……143
3. 管渠の整備効果に関する調査……(下水道研究室)……153
4. 汚水管の機能改善に関する調査……(下水道研究室)……163
5. 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)……175
6. 再生水の消毒に関する調査……(三次処理研究室)……183
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……(三次処理研究室)……189
8. 移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査……(三次処理研究室)……201
9. 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)……209
10. 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)……215
11. 汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査……(汚泥研究室)……223

12. 中小都市における広域的な
汚泥処理システムの開発に関する調査……(汚 泥 研 究 室)……229
13. バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査……(水 質 研 究 室)……235
14. 下水道での有害化学物質の管理に関する調査……(水 質 研 究 室)……243
15. 生態系からみた下水処理水の評価法に関する調査……(水 質 研 究 室)……249
16. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査……(水 質 研 究 室)……257

V 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)……265
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)……271
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)……279
4. 下水道管渠の変形防止に関する調査……(土 質 研 究 室)……285
5. 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……(化 学 研 究 室)……291
6. 下水道工種の体系化に関する調査……(シ ス テ ム 課)……297
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……(振動・動土質研究室)……303

VI 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)……309

VII 建設技術研究開発経費による研究
1. 河川水質と水生生物相との関係の把握……(水 質 研 究 室)……315
2. 建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発……(化学・汚泥研究室)……323

VIII 測量及び試験費による研究
1. 毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査……(水 質 研 究 室)……331
2. 利根川水系水質実態調査……(水 質 研 究 室)……333

付録
付録1. 平成8年度 下水道関係刊行報告書一覧……335
付録2. 平成9年度 下水道関係調査研究課題表……336

概　要　約　集

下水管渠の流量に関する研究		本文39ページ	平成８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）

本研究は、下水道管渠の流量測定に適した測定方法の確立を目的に、水理実験により得られた流水断面の流速分布や流れの特性から、新しい流量測定法を提案するものである。また、流下能力を阻害すると考えられるマンホールのエネルギー損失を計測することより、既存管渠の流下能力を最大限まで活用する方法の確立を目指すものである。

（結果）

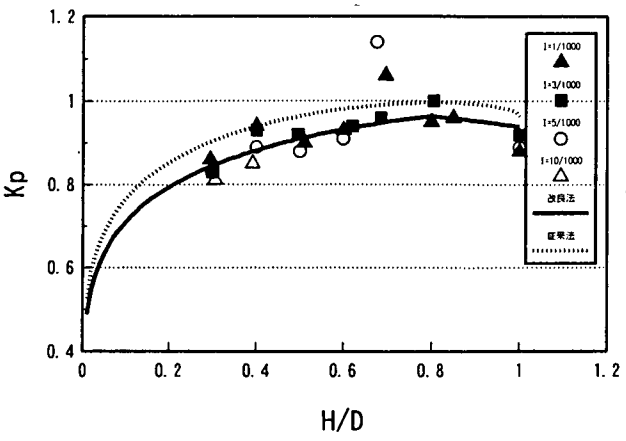
得られた結果を以下に示す。

（１）下水管渠に適した流量測定方法の確立

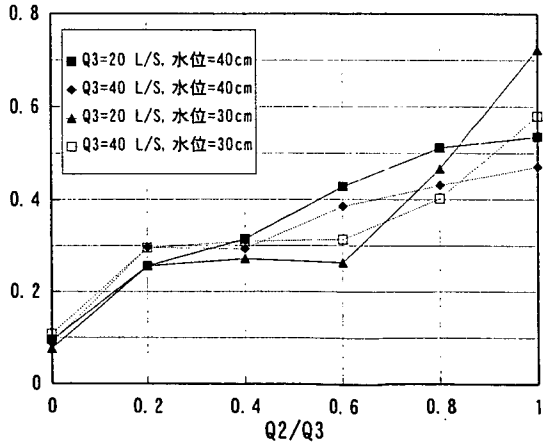
下水管渠に適した流量測定方法の確立を目的に測定方法の検討を行った。測定方法については、既存の１点流速測定型流量算出法の検討を行った。この測定法は、任意の点流速と補正係数（平均流速／点流速から平均流速を算出し流量を得るものであるが、補正係数を得る課程で用いられる流速分布の対数則における径深の定義を改め、最大流速発生水深の径深を用いる方が、より正確に実際の補正係数を表すことが明らかになった（図－１参照）。改良の結果、従来法での流量誤差が 7.9 ％であったのに対し、改良法では 3.7 ％に減少した。

（２）マンホール部におけるエネルギー損失係数の測定

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ために、管路流における３方向マンホール（上流および下流管径＝ 0.2m,横直角流入管径＝ 0.1m）におけるエネルギー損失を、横流入量比を変化させて測定し、主流方向及び横流入方向のエネルギー損失係数を計算した。その結果、横流入量比が増すにつれ、損失係数が増大する傾向を得た（図－２参照）。



図－１　従来法と改良法の補正係数の比較



図－２　横流入量と損失係数の関係

研究担当者：田中修司、榊原　隆、深谷　渉

キーワード	流速測定方法、流速分布、最大流速位置、３方向マンホール、エネルギー損失係数

熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究		本文47ページ	平成８年度
全体計画	試験研究費　平成８～12年度	下水道研究室・三次処理研究室	

（目的）

政府開発援助（ODA）の増大に伴って、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国への下水道施設の計画・建設に関する援助も増大している。わが国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、これをそのままこれらの開発途上国に適用することは、自然条件、社会条件、費用、要求水準等からみて、必ずしも最適はならない場合が多い。このため、熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国の状況に適した下水道技術の確立を目的として研究をおこなうものである。

（結果）

(1)　下水道データベースの作成

下水道関係の調査、計画、設計、運転管理の支援を目的としたデータベースを作成した。資料としてJICA 集団研修カントリーレポート等を用い、これを国名、対象範囲、項目、資料の４つの分類基準により分類した。作成されたデータベースは 27 ヶ国、45 地域に及んだ。データベースの充足率（得られたデータの数は 267 ／必要とされる項目数 1,215）は 22 %と低かった。特に法律、整備方針、水量・水質原単位、予算などの項目は全体の充足率を下回った。処理方式は 18 ヶ国 201 処理場のものが判明し、一般都市では安定池法、OD 法、エアレーティドラグーン法が中心であることが分かった。水量原単位は直接の資料がなく、下水処理場の能力を計画人口で除して求めた。この値は多くの国で平均給水量を上回ったことから、生活排水以外の排水が多く見込まれていることが推定された。水質原単位も直接の資料がなく、水量原単位と下水処理場流入水濃度を掛け合わせて求めた。おおむね BOD で 25-35（グラム／人・日）、SS で 30-70（グラム／人・日）を示し、文献値の範囲内にあった。さらにこれら原単位と GNP との関係を解析したが、明確な傾向は見いだせなかった。

(2)　下水処理法の検討

通性池による下水処理実験を行い、水理学的滞留時間(HRT)に対する処理特性を明らかにした。SS除去については、処理水の SS は 80 ～ 111mg/ℓ と高濃度で、流入水の SS より１～５割程度増加し流出した。処理水は緑色を呈し、ｸﾛﾛﾌｨﾙ a は 340 ～ 730 μg/ℓ で、かなりの量の藻類が発生した。有機物は HRT が長いほど良好に除去されたが、藻類等の SS が除去されることなく流出したため、T-BOD の除去率は D-BOD より３割も低い値となった。槽内の混合状態については、槽内の状況把握から、槽内が温度躍層により不十分な混合状態となり、上層における水平方向の流れの中で浄化が起きていることが推察された。

表　各水質項目の実験結果（平成８年９月～10月の平均値）

水質項目	流入水	処理水			
		HRT ５ｄ HRT4.9d	HRT １５ｄ HRT14.7d	HRT ３０ｄ HRT28.7d	HRT ４５ｄ HRT42.2d
T-BOD [mg/ℓ]	103	74(28)	51(50)	41(60)	51(50)
D-BOD [mg/ℓ]	57	23(60)	11(81)	8(86)	9(84)
NH4-N [mg/ℓ]	22	15(32)	8(64)	4(82)	3(86)
PO4-P [mg/ℓ]	1.51	0.78(48)	0.29(81)	0.31(79)	0.06(96)
SS [mg/ℓ]	74	91	111	84	80
大腸菌群数[個/mℓ]	1.1×10^{6}	3.5×10^{5}(67)	2.1×10^{5}(81)	7.6×10^{4}(93)	6.7×10^{4}(94)

注）HRT の上段は設定値、下段は実測値。（）の数値は除去率（%）である。

研究担当者：田中修司、榊原　隆、鈴木　穣、小越真佐司、与儀和史

キーワード	ODA、熱帯・亜熱帯、下水道、計画、データベース、処理方式、原単位、通性池

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63ページ	平成８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）

ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰとは，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，ごみ搬出労苦の軽減，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，ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ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，ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ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）

食堂厨芥のﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ粉砕物を生下水に加えたﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水を，担体投入型A2O法ﾍﾞﾝﾁｽｹｰﾙ実験装置に導入し，高度処理に及ぼす影響について調査した。得られた主な結果を以下に示す。

(1)湿潤厨芥100ｇ(含水率83.0%)当たりの汚濁発生量は，SSで13.0ｇ，１mmフルイ通過(SS＝6.6ｇ)分のT-COD_{Cr}で11.8ｇ，同T-N0.17ｇ，同T-P0.017ｇ及び溶解性COD_{Cr}2.7ｇとなった。

(2)粉砕厨芥のSSは，比較的沈殿しやすい100μm以上のものが多く，SSで約40%，T-COD_{Cr}で約50%，T-N・T-Pで約10%増のﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水は，最初沈殿池においてSS分が効果的に除去された。従って，最初沈殿池流出水としては，SSで５%，SS由来のCOD_{Cr}で８%程度の増加(T-N・T-Pの増加はほとんど認められない)にとどまった。但し，溶解性COD_{Cr}として，最初沈殿池流出水で50%を超える増加があった。

(3)ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水処理では，有機物やりん除去，又，日間の比較的低負荷時における窒素除去は良好に行われたものの，日間の高負荷時においては，完全硝化が達成されず，処理水中にNH_4-Nが残留した(図参照)。これは，ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水処理系では，その高い流入有機物量のために汚泥発生量が多くなり，十分なSRTを確保することができず，系の有する硝化能力が減少したためと考えられた(表参照)。

(4)ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水の高い有機物はまた，脱窒速度の向上に有効であった。ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水の高度処理では，無酸素槽を小さくすることができる代わりに，完全硝化を達成するために好気槽容量を確保すること，又は，硝化速度確保の点で有利な固定化担体の添加量を増加させることが必要である。

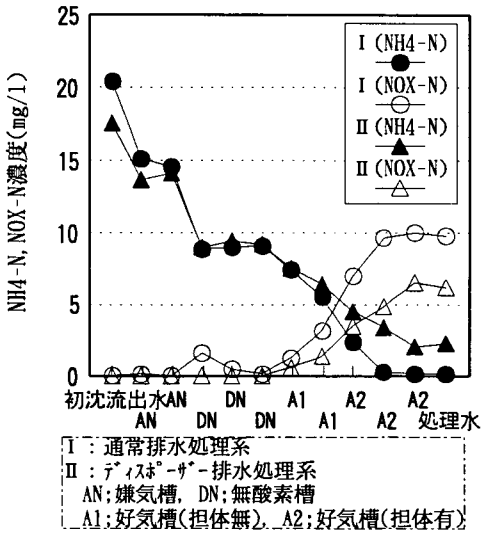


図　流下方向水質変化

表　単位容積当たりの硝化速度

	浮遊活性汚泥	固定化担体
Ⅰ	4.8 mgN/l•h	26.5 mgN/担体l•h
Ⅱ	2.4 mgN/l•h	22.5 mgN/担体l•h

Ⅰ：通常排水処理系，Ⅱ：ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ排水処理系

固定化担体の有する硝化速度は，Ⅰ系とⅡ系とであまり相違しないが，浮遊活性汚泥の硝化速度は，Ⅱ系でⅠ系の半分となった。

研究担当者：鈴木　穣，吉澤　正宏

キーワード	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ，厨芥，高度処理，固定化担体

塩素消毒技術の高度化に関する研究		本文75ページ	平成８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今後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果の関係、および、消毒方法が消毒副生成物の生成および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。

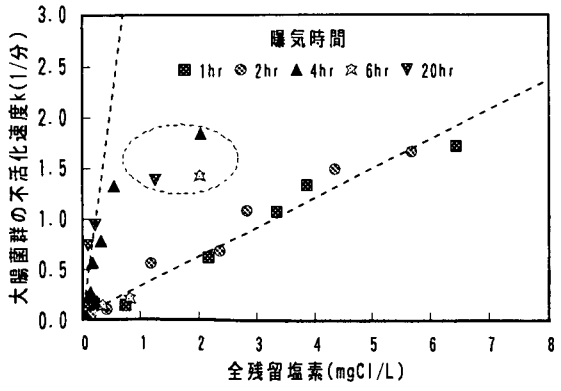
（結果）

昨年度に引き続き、生物処理の程度および塩素添加濃度が、消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べる実験を行った。硝化の進行した活性汚泥を用いて一次処理下水の好気処理（曝気時間：1, 2, 4, 6, 20 h）を行い、処理水に塩素を 0.3 ～ 10.8mgCl/L 添加して、経時的に残留塩素濃度、大腸菌群数、トリハロメタン、TOX 等を測定した。

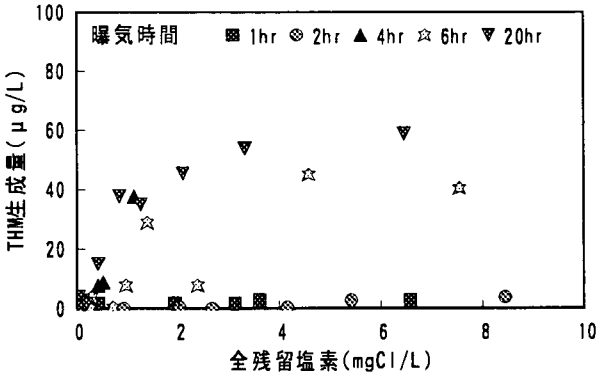
曝気時間１，２時間の場合には、処理水中に NH_4-N が残存したが、曝気時間が４時間以上の場合には、NH_4-N はほぼ完全に硝化されていた。これに対応して、残留塩素の基本的な存在形態は、曝気時間１，２時間の場合には結合型、曝気時間４時間以上の場合には遊離型となっていた。

大腸菌群の不活化速度が大腸菌群濃度に比例すると仮定して、その比例定数 k（不活化速度定数）（1/分）を求め、全残留塩素濃度に対してプロットした（図－１）。遊離塩素を主体とする曝気時間４，20 時間の場合には、不活化速度定数は、結合塩素主体の曝気時間１，２時間の場合の１４倍程度の大きさとなった。

塩素添加後３０分における残留塩素濃度とトリハロメタン生成量の関係を図－２に示す。塩素が結合型であった曝気時間１，２時間の場合にはトリハロメタンはほとんど生成されず、遊離塩素が残留した曝気時間４時間以上の場合には、トリハロメタンが生成され、またその濃度が残留塩素濃度の増加とともに増加する傾向を示した。



図－１ 全残留塩素濃度に対する大腸菌群不活化速度定数
（k=-d(ln 大腸菌群数）/d 接触時間）



図－２全残留塩素に対するTHM生成量

研究担当者：　鈴木　穣，　重村　浩之，　安井　孝行

キーワード	塩素消毒、高度化、消毒副生成物、水生生物

下水処理水の安全性向上に関する研究		本文85ページ	平成８年度
全体計画	試験研究費　平成８～11年度	三次処理研究室	

（目的）

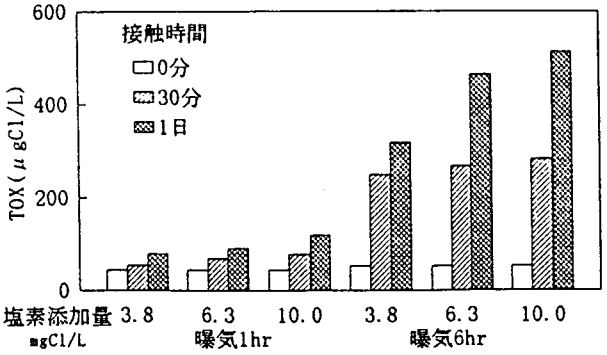
下水処理水の衛生学的安全性を確保するために消毒を強化すると、トリハロメタン等の微量有害物質の生成が促進される。このため、環境水の安全性を確保するには、有害物質の生成を抑制することができ、かつ消毒効果の高い紫外線、オゾン、二酸化塩素などの代替消毒方法の検討が必要である。本研究では、代替消毒方法の紫外線やオゾンなどの消毒効果を判定し、実用化に向けた検討を行うとともに、副生成物の観点から安全性について検討を加え、下水処理水の安全性を向上させることを目的とする。

（結果）

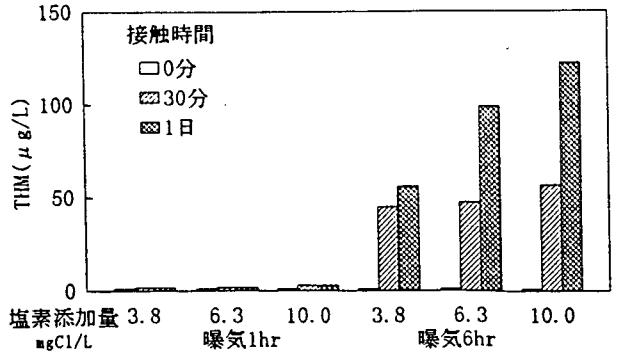
８年度は、本研究の初年度になることから、副生成物生成の観点から塩素消毒法の問題点を再確認することを目的として、塩素消毒法における副生成物生成の継時変化について実験的に検討を行い、基礎的データの収集を実施した。さらに、オゾン消毒法の副生成物に関する知見等のとりまとめを実施した。

その結果、アンモニアが残留した曝気時間１時間の場合には、副生成物はほとんど生成されなかったが、アンモニアがほぼ硝化された曝気時間６時間の場合には、ある程度の副生成物が生成され、塩素が高濃度のときには、接触後30分以降も生成量が増加した（図－１，２）。

オゾン消毒法における副生成物については、ホルムアルデヒド以外にも最近、臭素酸等が注目されてきており、前駆物質や発生経路の違いにより多種であるため、今後検討が必要である。



図－１　塩素添加量が高い場合の各接触時間でのTOX濃度



図－２　塩素添加量が高い場合の各接触時間でのTHM濃度

研究担当者：鈴木　穣、諏訪　守、安井　孝行

キーワード	消毒、塩素消毒、オゾン消毒、副生成物

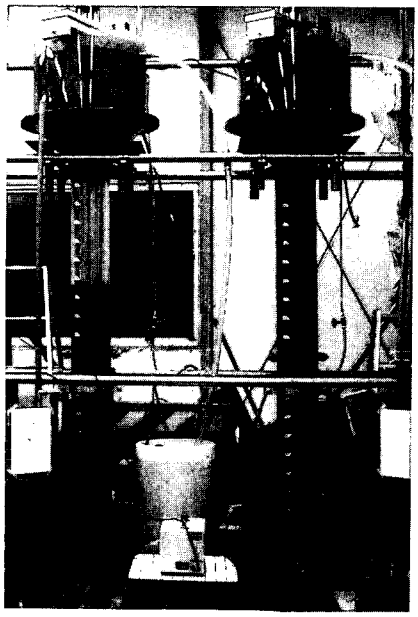
下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究		本文91ページ	平成８年度
全体計画	試験研究費　平成４～８年度	汚泥研究室	

（目的）

汚泥処理プロセスにおいては，水分制御を司る濃縮プロセスや脱水プロセスの性能が後続プロセスの消費エネルギーや生成物品質に係わる処理成績を大きく左右する。中でも現有プロセスにおいては濃縮プロセスの出来，不出来が全体プロセスに大きく影響している。下水汚泥の濃縮には従来より重力濃縮法が用いられてきているが，その性能の低下が指摘されて久しく，維持管理が容易で省エネルギーな方法である本法の性能回復が強く求められている。本研究は，主に重力濃縮法の機能回復・改善に主眼を置き，機能発現を支配している要因を明らかにしてプロセスの設計，運転方法の在り方を検討するものである。

（結果）

ここでは，最も濃縮しづらいオキシデーションディッチ法の余剰活性汚泥を供試汚泥とした実験，研究を行ってきた。本年度は研究の最終年度に当たり，これまでの研究知見に基づき，検証のためのモデルの試作（写真－１）による実験を行い，目標の成績を得た（例えば，表－１：濃縮倍率３倍を得る運転法）。一方，実験の過程からはこれ以上の成績が十分に望めることが示唆され，本法は更なる可能性を秘めた有用なプロセスであることが示された。



写真－１　試作装置の設置状況

表－１　試作装置による運転成績の一例
（濃縮倍率を３倍に設定した運転法）

汚泥投入方式		連続投入	
投入汚泥量　(m^3／day)		0.200	
水理学的滞留時間　(HRT：hr)		25.0	
水面積負荷　(m^3／m^2・day)		0.7	
固形物負荷 (kgTS／m^2・day)		6.3	
投入汚泥性状	濃度　(gTS／l)	7.67 ～ 8.91	
	VS／TS　(－)	0.79 ～ 0.82	
希釈率　(－)		0.167	1
沈降ゾーン・HRT　(hr)		2.9	17.5
濃縮汚泥濃度　(gTS／l)		22.0 ～ 24.2	19.60 ～ 23.8
分離液性状		清澄	清澄

研究担当者　：　尾崎 正明，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，濃縮，重力濃縮法，沈降分離，汚泥の圧密，ピケットフェンス

水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究		本文99ページ	平成８年度
全体計画	試験研究費　平成7～10年度	水質研究室	

（目的）

「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基本方針」が求めているような、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能（THMFP）濃度での指定水域の水質予測を行うためには、単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず、流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要があるが現在十分にはわかっていない。このためモデル化を行うために、THMやTOXなどの消毒副生成物の原因となる生成能の、水域での消長の把握を行っている。

（結果）

１）還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

還流水路を河川のモデルとして使用し、富栄養化した河川の河床に付着藻類が繁茂する条件を想定するため、硝酸カリウム及びリン酸水素二ナトリウムをそれぞれ、20mg/l、2mg/lになるように水路に投入し、約２ヶ月間水を循環運転させ水路に藻類を付着させた。その後、運転を循環から流下に切り替え、採水間隔１時間で２４時間通水実験を行った。

その結果、河床の付着藻類の面積あたりのTHMFPは5.0（kg/km²･日）となり、合田等の報告による代カキ期の田と同程度の高い値となった。

２）湖沼内でのTHMFP特性の調査

手賀沼、牛久沼とその流入河川及び霞ヶ浦で採水した試料を希釈してTOC濃度を5mg/lに調整し、過剰の塩素（50mg/l）と長時間反応させて生成したTTHMを測定した。その結果、１日目の値に対するピークの値の比は試料により2～4.5と異なる結果となった。また、時間とともに生成していくTTHMの生成量については、反応時間無限大の時生成されるTTHM（TTHMFPmax）に対して一次反応式で近似できる場合が多かった。また、その関係から求めたTTHMの最終生成量であるL_0と反応係数kはゆるやかではあるが負の相関があった。特に牛久沼については下流に行くに従いL_0大きくなり、kが小さくなる傾向がみられ、環境水の特性をL_0、kで表現できる可能性があることが示唆された。

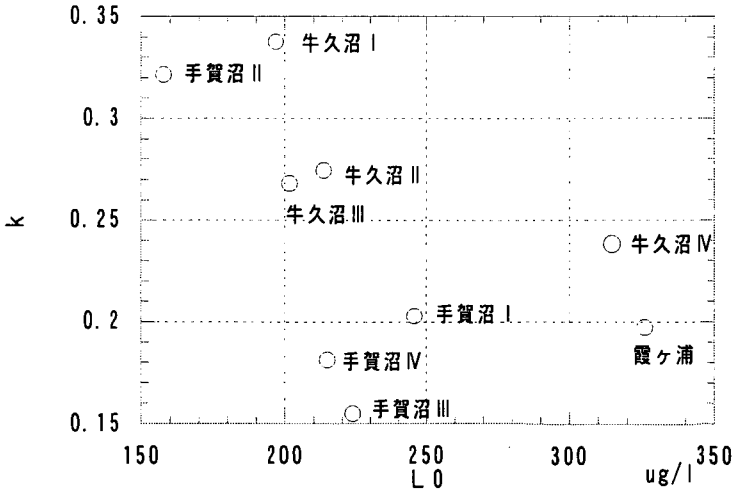


図　L₀とｋの関係

研究担当者：田中　宏明、横田　敏宏

キーワード	THMFP、TOXFP、水道水源、藻類、富栄養化

窒素の超高度除去に関する研究		本文105ページ	平成８年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成７～９年	三次処理研究室	

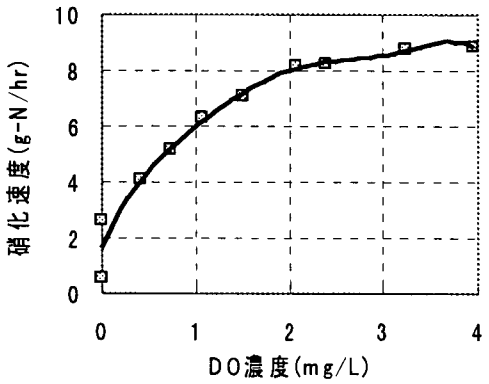
（目的）

下水道の分野では各種の生物学的窒素除去法（循環式硝化・脱窒法、硝化・内生脱窒法など）が実用化されているが、処理水中の窒素濃度は約 5mg/L が安定した除去の限界となっており、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度 0.2mg/L を大幅に上回っている。一方、既存の生物学的窒素除去技術で可能な限り除去を行った後に残留する窒素成分（有機態窒素が大部分）が、自然生態系に与える影響についての知見も不足しているため、富栄養化防止のためにはどの程度の窒素除去が必要かも不明である。本研究は、処理水中の窒素について、富栄養化に対する寄与の度合いを明らかにするとともに、富栄養化防止という観点から、現状の生物学的窒素除去法の処理の安定化、及び現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としている。

（結果）

(1)　既存の窒素除去技術の高度化に関する研究

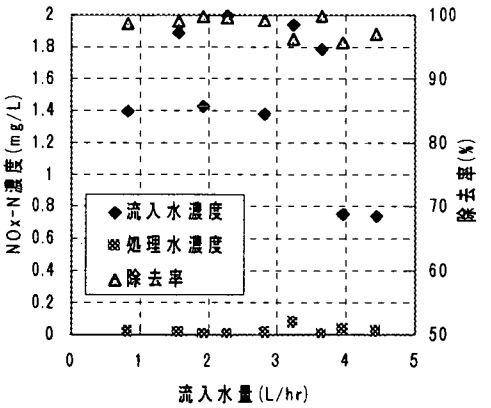
窒素・りんの高効率除去のために、嫌気・好気法と硝化・内生脱窒法を組み合わせた処理法を用いたパイロットプラントで下水処理実験を行い、その処理成績などについて検討した。正常運転時には T-N の平均除去率は 86.2%、処理水の平均 T-N 濃度は 4.58mg/L と良好な成績を収めていた。今後、さらなる除去について検討する。また、図－１に示すように、好気槽の DO 濃度と硝化速度の間に相関があり、DO 濃度が 2mg/L 以下になると、硝化速度が急激に低下することが確認された。



図－１　高度処理パイロットプラントにおける、好気槽のDO濃度と硝化速度の相関

(2)　吸着剤を用いた窒素の超高度除去

現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発に関する研究として、吸着剤を用いた窒素除去法についての実験を行った。高度処理パイロットプラント処理水を用いた短期間での実験では、NOx-N については陰イオン交換樹脂を用いた場合に、除去率が 95 %以上、処理水 NOx-N 濃度が 0.1mg/L 以下と、良好な処理成績を示した（図－２）。有機態窒素(Org-N)については粒状活性炭を用いた場合に平均除去率 57.2%が得られた。粒状活性炭によってどのような種類の Org-N が除去されるかについては、今後検討する必要がある。



図－２　陰イオン交換樹脂による、高度処理パイロットプラント処理水中の NOx-N の処理成績

研究担当者：鈴木穣、重村浩之

キーワード	高度処理、栄養塩類、硝化、内生脱窒、吸着剤、有機態窒素

下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究		本文115ページ	平成８年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成８～１１年度	水質研究室	

（目　的）

平成５年１２月に水質汚濁防止法に基づく人の健康に係る水質項目（有害物質）に関する排水基準が改正され、下水処理施設においても、新たに９種類の揮発性有機物と３種類の農薬の排出が規制されることとなった。これを受け、下水道に接続する特定事業場からの排水の受け入れについても、排水基準と同様の規制が新しく行われることとなった。しかしながら、排水中の有害物質が基準値以下の場合、また、家庭等、規制対象外の施設からの有害物質の流入の可能性も否定することができない。そのため、下水道での対応策について検討が必要である。現在のところ、これらの物質の下水処理施設での除去状況、気相や汚泥への移行に関する知見が不十分であるため、下水道における動態の解明ならびにそれに基づく対応策が望まれている。

本研究の目的は、都市で主に採用されている下水処理法である活性汚泥法で、新たに規制された揮発性有機物（ＶＯＣ）の挙動を明らかにし、処理水への残留率と気相・汚泥への移行状況を把握するものである。

（結　果）

平成８年度は、ＶＯＣの大気中、汚泥中の分析方法の検討を行った。また、活性汚泥処理実験におけるＶＯＣの挙動調査に用いる活性汚泥処理実験装置を製作した。

１．ＶＯＣ分析方法の検討

①大気分析

大気中ＶＯＣの分析は、大気試料を何らかの方法で採取し、ＧＣ又はＧＣ／ＭＳ等で分析する方法が用いられている。一般に用いられている採取方法（バッグ採取法、キャニスター採取法、固体捕集法）について、それぞれの長所、短所を整理した。

②汚泥分析

振とう抽出法、高速溶媒抽出法による汚泥中のＶＯＣ分析について検討を行った。実試料（活性汚泥）を用い２つの方法について比較した結果、高速溶媒抽出法の方が数倍高い効率でＶＯＣを抽出することができた。（下図参照）

２．ＶＯＣ挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作

最初沈殿池、エアレーションタンク、最終沈殿池で構成されるＶＯＣ挙動調査用活性汚泥処理実験装置（２組）を製作した。大気へ放出されるＶＯＣの捕集が容易におこなえるよう覆蓋を設けてある。

研究担当者：
田中　宏明
小森　行也
南山　瑞彦
豊田　忠宏
石井　信之

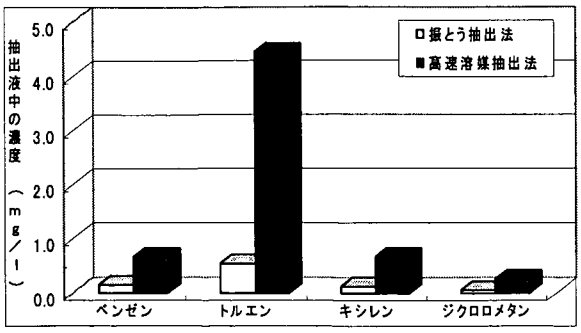


図　　抽出効率の比較

キーワード	下水処理施設、ＶＯＣ、挙動、大気分析、汚泥分析

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		本文129ページ	平成８年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成７～９年度	新下水処理研究官 三次処理研究室・汚泥研究室	

（目的）

下水道施設から排出される温室効果ガスとしてメタンガスや亜酸化窒素があり、本研究では下水汚泥の処理システムにおける温室効果ガスの排出メカニズムを明らかにし、下水道における温室効果ガスの排出抑制方法の確立を図ることを目的としている。

（結果）

(1) 水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

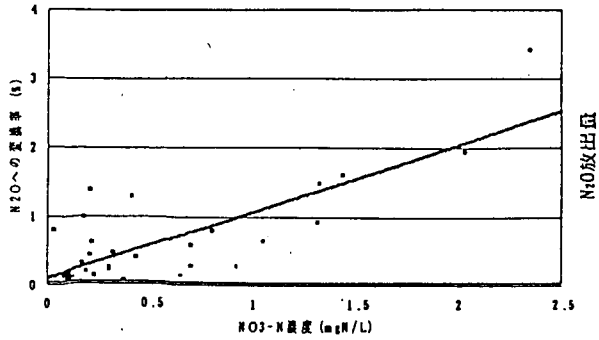
固定化担体を添加した循環式の嫌気－無酸素－好気法において、定期的に好気槽からの亜酸化窒素量と槽内水質を測定した。脱窒が良好に行われていた高水温期の亜酸化窒素生成量は、無酸素槽でも好気槽でも微量であり、流入水量当り約 43mg/m^3 であった。低水温期の生成量は無酸素槽で 0.47g/m ^{3}、好気槽で 0.17g/m ^{3}、総排出量として 0.64g/m ^{3} であり、高水温期の 15 倍になった。低水温期に無酸素槽の硝酸性窒素濃度が高くなると亜酸化窒素生成量も高くなるので、低水温期に無酸素槽の硝酸性窒素濃度を低下させることが課題である（図－１）。

(2) 汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

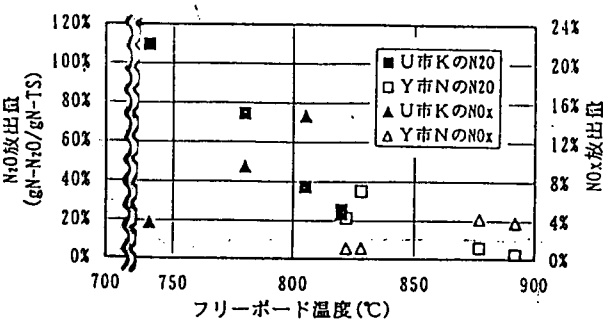
流動焼却炉による高分子脱水汚泥の焼却時のフリーボード温度と供給汚泥の窒素量当りの亜酸化窒素、窒素酸化物への転換率を示すと図－２のようになる。フリーボード温度を 850 ℃以上、砂層との温度差を 50 ℃以上にすればよいことが確認されたが、炉の劣化影響、費用負担等の課題が残された。

(3) 消化ガスの有効利用

消化ガスの利用促進上の課題は余剰ガスの利用方法の確立であり、場内でのガス発電以外の方法を開発するには余剰ガスの貯留・輸送が課題となる。可燃性ガスの貯留・輸送技術は確立されているが多くの法規制があり、制度的な問題点を解決することが実用化上重要となる。



図－１　無酸素槽硝酸性窒素濃度VS 流入窒素の亜酸化窒素転換率



図－２　フリーボード温度と亜酸化窒素、窒素酸化物への転換率

研究担当者：中村栄一、鈴木　穣、與儀和史、落　修一、平山孝浩

キーワード	メタン、亜酸化窒素、下水処理、汚泥

下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査		本文133ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～９年度	下水道研究室	

（目的）

都市域における浸水対策および水質改善をより一層促進するためには、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。

（結果）

(1)　屋根雨水水質測定調査

屋根雨水のうち、1mm 相当の初期雨水および 7mm 相当の初期カット雨水の分析を平成 7 年度が 19 回、8 年度が 16 回（一部 5 回）実施した。7,8 年度の平均値は 6 年度の平均値とほぼ同様であった。また初期カット雨水の平均水質は、6 年度の鉛、全年度の鉄、8 年度の大腸菌群数を除いて水道水質基準の値を下回った。大腸菌群は鳥の糞等に由来すると考えられたが確認をしていない。その値は SS な他の項目との相関があることが期待されたが、明確な関係は得られなかった。

(2)　浸透水の地下水への影響調査

土木研究所構内の浸透実験施設に路面洗浄水を注入し浸透水の濃度を調査した。供試水濃度が高い場合有機物や重金属は高い除去率を示した。供試水濃度の大小によらずに浸透水の濃度が同程度の値を示した。浸透水濃度は殆どの項目で水道水質基準以下となった。特に重金属は基準を大きく下回った。高濃度の重金属濃度を供試水とした室内補足実験でも鉛、亜鉛濃度は高い除去率を示した。

(3)　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

雨水流出モデルおよび汚濁負荷量モデルである Hydroworks、Mouse、XP-SWMM を用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量の結果では、ともにピーク位置と高さともに概ねよく実測値に合致した。負荷量の結果では、各モデルとも概ね波形の追随は可能であるが、ピーク部分で一致をみてもピーク前後のフラットな部分では乖離がみられた。また各モデルの我が国への適用性の評価を様々な観点より行った。汚濁負荷量モデル部分の論理性については問題ないと評価された。

表－１　浸透水等の濃度

項目	単位	散水 原水 (Run2)	Run1 浸透 供試水	Run1 浸透水	Run2 浸透 供試水	Run2 浸透水	Run4 浸透 供試水	Run4 浸透水	水道水質 基準
PH		7.0	7.3	6.9	7.2	7.3	7.0	7.0	5.8-8.6
EC	μS/cm	51	91	172	90	461	66	309	－
蒸発残留物	mg/L	69	120	160	1,510	342	322	237	500
強熱減量	mg/L	53	107	133	1,130	313	261	231	－
BOD	mg/L	0.2	2.2	1.5	7.5	0.4	0.9	0.1	－
TOC	mg/L	2	4.8	0.1	150	0.9	14	0.2	－
$KmnO_4$消費量	mg/L	15	17	6	475	15	61	4	10
NO 3-N	mg/L	1.2	1.7	0.9	1.9	1.5	0.9	1.3	10
Fe	mg/L	0.09	0.06	0.11	12	0.08	4.4	0.03	0.3
Pb	mg/L	0.000	0.000	0.001	0.022	0.000	0.004	0.000	0.05
Cu	mg/L	0.000	0.003	0.002	0.101	0.001	0.019	0.001	1.0
Zn	mg/L	0.005	0.024	0.043	0.431	0.014	0.099	0.016	1.0
Benzene	mg/L	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.01

研究担当者：田中修司、榊原　隆、深谷　渉

キーワード	屋根雨水、雨水浸透、路面排水、雨水流出モデル、汚濁負荷量モデル

小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査		本文143ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～９年度	下水道研究室・システム課	

（目的）

下水道整備の対象が中小市町村へ移行し、また、下水道施設建設費のうち管路施設建設費は７割を占めていることから、中小市町村の下水道事業の進展のためには管路施設建設費を削減することが重要である。そこで本研究では、管路施設建設費削減のための具体的な方策を検討することを目的とし、管渠、マンホールについて、コスト削減効果が大きいと思われる案を抽出しコストの試算を主に行った。

（結果）

（1）管渠について

①小規模下水道処理区モデルを全県域汚水適正処理構想の集計結果を利用し河道位数理論に基づき管渠を次数分類することにより作成した。このモデルでは１次管渠は全体に対し本数が72%、延長が53%、敷設費が46%を占め、１次管渠を対象とした方策がコスト削減について効果的である。

②土被りが減少することによるコスト削減効果の試算を、①のモデルを対象として行った。全管渠で土被りが50cm減少した場合、コストは7.8%削減されることが分かった。

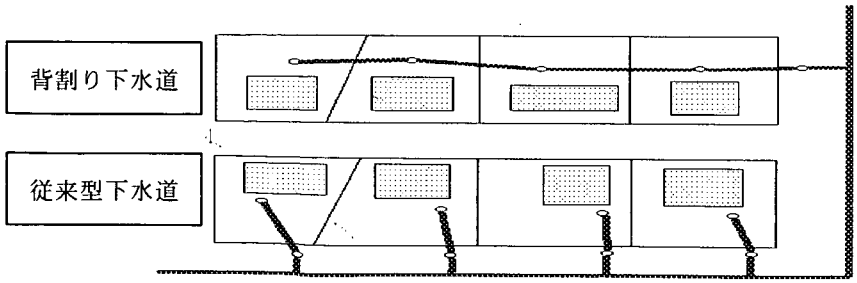
③管渠の勾配が緩やかになることによるコスト削減効果の試算を、標準的な下水道工区（工事区間700m、開削工事により最小土被り1.2mで口径200mmの円管を敷設）を対象として行った。勾配が3‰の場合に対して、勾配が2‰では5%、勾配が1‰では13%コストが削減されることが分かった。

④海外で構築されているコスト抑制型下水道システムを導入した場合のコスト削減効果の試算を、我が国の都市部、農村部に典型的な地区を対象として行った。背割り下水道（図―1）、簡易化下水道、小口径重力式下水道によるコスト削減率はそれぞれ、都市部で71%、6%、16%、農村部で15%、6%、-8%（つまり8%コスト上昇）であった。背割り下水道は公共部分の管渠延長を大幅に短縮できコスト削減効果が大きく、特に整然とした街区を持つ都市部で顕著である。

（2）マンホールについて

①マンホール配置状況調査を、９つの小規模処理区を対象とし行った。マンホール箇所区分は、起点15%、会合点13%、方向変化部50%、直線部中間22%という割合で、方向変化部のうち中心角が30°以下のものは66%と大きく、設置箇所数削減のためには方向変化部の曲管使用が有効と考えられる。

②現行の基準による設置に対して、マシンホールの導入、マンホール設置箇所の減少によるコスト削減効果を試算した。起点をマシンホールにするだけで、マンホール・マシンホールの設置費は8%削減され、加えて直線部中間・方向変化部でマンホールとマシンホールを交互に設置すると30%削減される。起点をマシンホール、直線部中間と中心角30°以下の方向変化部において最大間隔50mでマシンホール、中心角30°超の方向変化部でマンホールにすると52%削減され、加えて最大間隔を100mにすると63%コストが削減される。マシンホール導入によるコスト削減効果が大きいことが分かった。



図―1　背割り下水道と従来型下水道の比較

研究担当者：田中修司、阿部徹、小川文章、川島正、金谷寛之

キーワード	小規模下水道、コスト縮減、管渠、コスト抑制型下水道システム、マンホール、マシンホール

管渠の整備効果に関する調査		本文153ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～９年度	下水道研究室	

（目的）

下水道は環境保全をその目的の一つとする社会資本であるが、その環境保全効果に対する合理的な評価手法は未だ確立していない。こうしたなかで本調査では、下水道における汚水管の整備効果に着目し、管渠の整備効果を明確にするとともに、その合理的な評価手法について検討することを目的としている。

（結果）

文献調査及び現地調査より、下水道の管渠（汚水管。以下同じ）整備によって発生する効果の内容を明にするとともに、その特性を調査した。また文献等から管渠の整備効果を定量的に評価するための手法について検討した。

(1)管渠整備による効果項目

管渠の整備効果として発生しうる効果のうち、現地調査で発現頻度の高かった効果は「悪臭の防止」「街並みの景観向上」「地域内水路の清流の復元」であった。

(2)管渠整備効果の受益範囲

管渠整備による効果の受益対象者は、住宅地においては調査対象地区内及び近隣の住民にほぼ特定されると判断された。一方で、不特定多数者が集まる商業地・観光地等では受益対象者の範囲が広がるため、住宅地とは区別して考える必要がある。

(3)管渠整備効果の地域特性

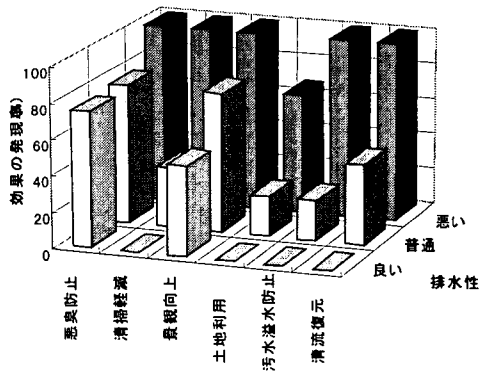
管渠整備による効果は、地区の排水性が悪いほど、また地区内の水路量が多いほど、発現する頻度が高かった。しかし土地利用状況とは明確な関係が見られなかった。

(4)下水道未整備地域の周辺環境の実態

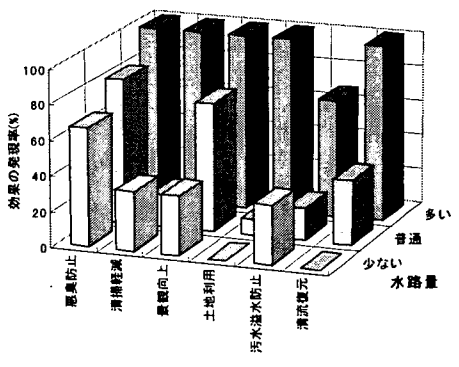
下水道未整備地区では、雑排水は一般に雨水とあわせて居住地区外へ排除されるが、管渠の整備効果が一般にあまり顕在化しないのは、この雨水排除施設による汚水排除が一因と思われる。

(5)管渠整備効果の評価手法

管渠整備効果の評価手法として、代替費用法や波及効果の定量化（積み上げ）による場合、周辺環境の改善効果の主要部分の評価が困難であり過小評価の傾向があると予想される。仮想金銭化法(CVM)では、特に管渠整備効果（主に周辺環境改善効果）を評価しようとする場合、被験者がその範囲を誤認してしまう「部分－全体バイアス」に留意する必要がある。



図－１　地域の水はけと管渠整備効果の発現



図－２　水路存在量と管渠整備効果の発現

研究担当者：田中 修司、岡本 誠一郎、小川 文章

キーワード	管渠、整備効果、費用便益分析、排水性、ヘドニック価格法、ＣＶＭ

汚水管の機能改善に関する調査		本文163ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～１２年度	下水道研究室	

（目的）

近年ほとんどの都市で採用されている分流式の下水道施設において、整備後年数の経過とともに管路の腐食、管内の雨水や地下水の浸入、土砂堆積など各種の機能障害が報告されおり、今後は施設の老朽化等により障害の発生が増加する可能性が高い。こうした状況を背景に、本調査ではこれまでに十分解明されていない分流式汚水管における各種機能障害の実態を明らかにするとともに、汚水管の主要な機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法の検討を目的とする。

（結果）

(1)汚水管における硫化物生成に関する調査

本年度調査では、下水管渠内での硫化物生成と有機物（特に有機酸）との関係について、硫化物生成リアクターと実験用圧送管路における実験をもとに検討した。さらに現地調査を実施した。

①硫化物生成と有機酸等の挙動

リアクター実験結果から、供試管内での硫化物生成時には、プロピオン酸が酢酸に分解していたと推定され、この過程に硫酸塩還元細菌が関与していたと判断された。実験管路における調査でも、硫化物生成の進行に伴い、下水中のプロピオン酸の減少と酢酸の増加が認められ、同時に下水中の硫酸イオンが減少した。

②現地試験における有機酸等の挙動

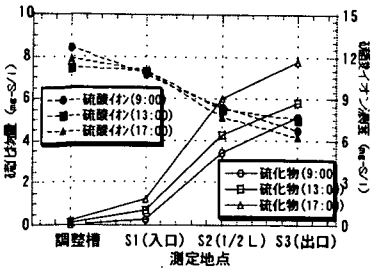
実際の下水道施設における調査結果では、硫化物生成の多い時間帯には酢酸濃度の上昇が確認された。一方で、硫化物生成の多い時間帯にプロピオン酸も蓄積されるのが確認された。これは硫酸塩還元反応とともに、下水中の有機成分の嫌気性分解反応も進行していた結果と考えられる。

③硫化物生成の制御因子

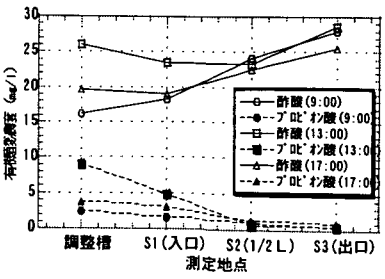
リアクター、実験管路、二ヶ所の現地調査の全ての測定結果より、ORPが－100mV以上の場合は硫化物生成がほぼ抑制されており、ORP値が硫化物生成を判断する制御因子として有用であることが裏付けられた。

(2)汚水管への浸入水に関する調査

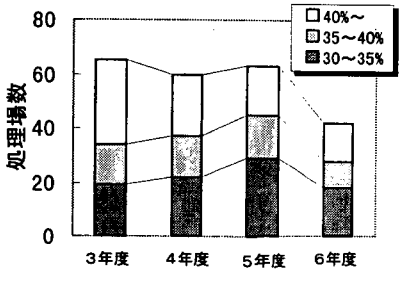
本年度は浸入水に関する調査の初年度として、既存統計資料により浸入水の実態把握を行った。「下水道統計」の集計結果から、現在供用中の下水処理場の約５％～８％にあたる40～60箇所程度で、不明水の割合が30%以上となっていることが分かった。また集計結果でも不明水量と降水量には一定の関係が見られたことから、下水道への不明水には全国的にみても相当量の雨水浸入水（降雨による地下水浸入の増加を含む）が含まれていることが示唆された。



図－１　硫化物と硫酸ｲｵﾝ（実験管路）



図－２　有機酸の変化（実験管路）



図－３　不明水の多い処理場数（晴天時水量の30%以上）

研究担当者：田中 修司、岡本 誠一郎、深谷 渉、井川 洋一

キーワード	分流式、汚水管、機能障害、硫化物、有機酸、浸入水、雨水浸入

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175ページ	平成８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）

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変化し、臭気の発生や外観の悪化を来すことが懸念される。本調査は再生水処理施設から再生水利用施設に至る過程で生じる水質の変化について検討し、安定した水質で再生水の供給ができるよう適切な水質変化防止策を明らかにすることを目的としている。

（結果）

前年度までの再生水利用施設実態調査では移送中の水質変化として、微生物（細菌類）の増減、色度・浮遊物の増加、残留塩素の消費等が生じていた。また、実際の再生水中の大腸菌群の主な構成細菌属は、*Escherichia, Klebsiella, Enterobacter* 等であり、その構成割合は移送の過程では大きく変化しなかった。一方、室内模擬管渠での移送実験では、移送中にケルダール性窒素の酸化が生じており、硝化細菌の増殖が考えられた。

平成８年度は、上記の結果をもとに実際の再生水移送管付着物調査を実施した。また、室内実験では水質変化抑制と付着物生成に関する検討を行った。調査結果は以下に示すとおりであった。

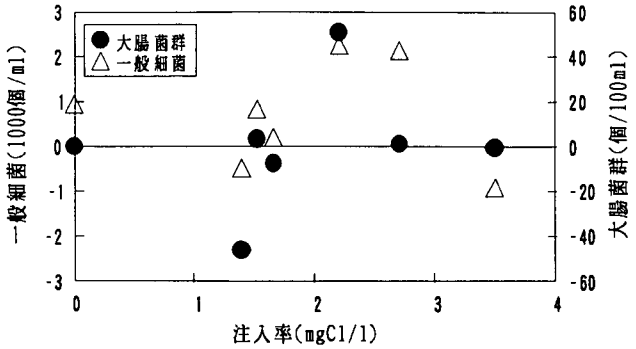
(1)実際の再生水移送管渠内壁面は付着物量が少なく、有機物の割合も低いものであった。これは、再生水中の残留塩素濃度が高いことが影響していると考えられる。

(2)上記付着物からは、従属栄養細菌の外に硝化細菌が検出された。

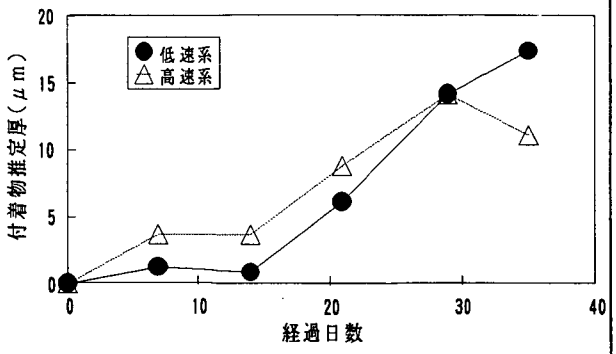
(3)室内実験で塩素注入による細菌増殖の抑制を検討した結果、3.5mg/l 程度までの塩素注入率（残留塩素は 0.1mg/l 未満）で、細菌類の増殖を１００％抑制することはできなかった(図－１)。

(4)流速が異なる模擬管渠で付着物量の経時変化を調べたところ、流れが早い場合は流れのせん断力によって厚さが一定に抑制される傾向が見られた(図－２)。

(5)模擬管渠内面付着物中には従属栄養細菌と硝化細菌が生存し、硝化細菌の増加と共にケルダール性窒素の酸化量が増加した。



図－１　塩素注入率と細菌の増減



図－２　付着物の厚さの変化

研究担当者：鈴木　穣，小越 眞佐司

キーワード	下水再利用、再生水質、水質変化、移送過程、付着物

再生水の消毒に関する調査		本文183ページ	平成８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、埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染症が発生し、最近では病原性原虫類やウイルスといったこれまで検討対象とされなかった微生物が問題となってきている。

このため、本調査では下水処理水の再利用に合致した高度な消毒を行うため、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法及び除去法を調査し、原虫・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。

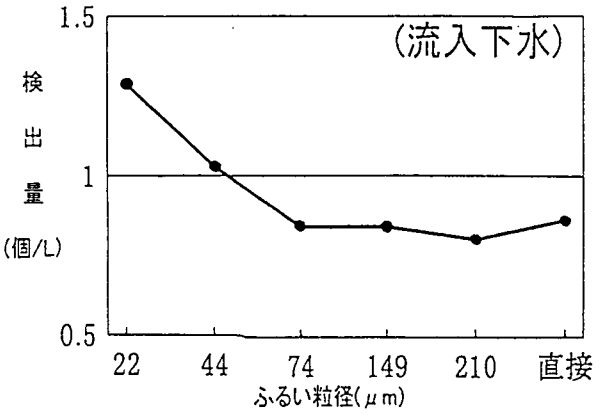
（結果）

８年度は主に埼玉県越生町でのクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例に鑑み、下水及び処理水中からクリプトスポリジウムのオーシストを濃縮・回収方法等について検討を行った。検討結果を以下に示す。

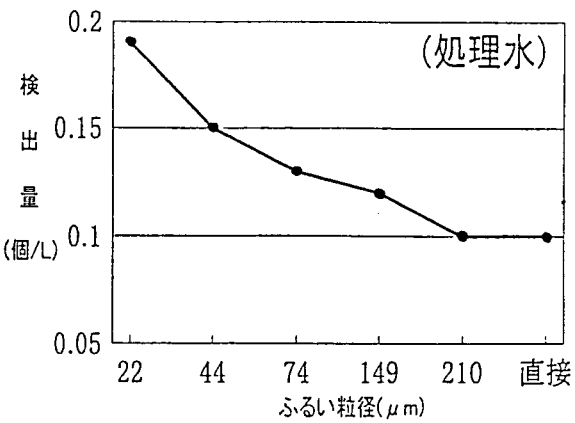
(1) 平膜のメンブランフィルターによって下水及び処理水中からオーシストを濃縮する方法では、比較的高い回収率が得られるものと考えられた。

(2) しかし、この方法により下水及び処理水を濃縮した場合、オーシスト集積液中の懸濁物により、蛍光染色のためのフィルターへの通水量の減少と懸濁物による検鏡妨害により、オーシストの検出効率が低下した。このため、ふるいによって懸濁物除去の前処理を行ったところ、分析水量及び検出効率を向上させることができた(図－１,２)。

(3) 下水道処理区域内にクリプトスポリジウム感染者が１人存在すると仮定し、排出するオーシスト数を基に流入下水中の平均オーシスト数を推定すると、流入水量が 5,000m3/日規模の下水処理場の場合には、約 200 個/L 、100,000m3/日規模の場合には約 10 個/L となった。



図－１　オーシストの検出効率



図－２　オーシストの検出効率

研究担当者：鈴木　穣、小越真佐司、諏訪　守

キーワード	再生水、消毒、原虫、ウイルス

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		本文189ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～11年度	三次処理研究室	

（目的）

下水処理場は，水質汚濁防止施設として良好な処理水質を得ることを主目的としている。しかし，下水処理場は，エネルギーを使用して，下水中の物質を汚泥や排気ガス等に変換する物質変換システムでもある。下水処理場の評価基準が，消費エネルギー，排出ガス，資源の有効利用，水環境への影響と多様化してきていることから，本調査では，これらの評価基準のもとに下水処理システムを最適化し，環境に対する負荷を最小にすることを目的とする。

（結果）

(1)下水処理場の物質フロー及びエネルギー消費構造

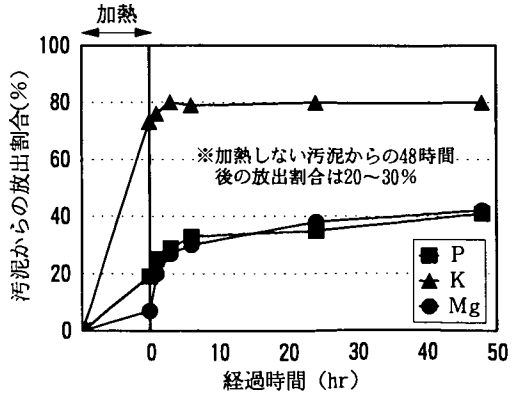
我が国において最も実施例の多い処理方式（標準活性汚泥法），規模（計画晴天時日最大処理水量10,000～50,000m³/d）であるＣ処理場（汚泥処理系＝濃縮－消化－脱水）を対象にCOD_{Cr}，窒素，りん及び金属（Ｋ，Ｍg）に関する物質フロー及び使用機器毎のエネルギー消費について調査した。処理水量当たり機器別使用電力量は，ブロワのみで全体の約60％を，次いで汚水ポンプ，脱水機，ガス攪拌ブロワ，返送汚泥ポンプと続き，以上５機器で全体の87％を，主要10機器で93％を占めた。

(2)生物学的りん除去に伴う有用資源（Ｋ，Ｍg）の回収

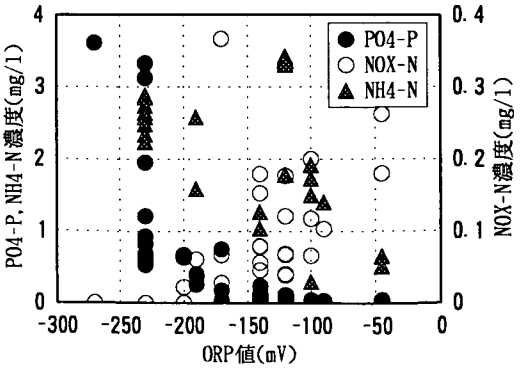
生物学的りん除去によって汚泥中に移行したりん，Ｋ及びＭgは，嫌気的雰囲気下に置かれることより再び水中に溶出した。凝集剤添加の効果を実態調査により調べたところ，りんの放出は抑制されるもののＫ，Ｍgについては溶出することが明らかになった。また，その他の溶出抑制の方法として汚泥の加熱処理(85℃，10分間)及び薬剤添加を検討したが，薬剤添加にりんの溶出抑制効果があった他は，効果無し或いは溶出を助長した(例えば，図－１)。この他，遠心濃縮プロセスは重力濃縮プロセスよりも再溶出量が少ないという利点を有するものの，汚泥処理系全体として嫌気的雰囲気下に汚泥が滞留する部分が多い場合には，その利点が生かされにくい状況が認められた。

(3)窒素・りん処理水質の高度化

窒素・りんの良好な処理水質を得るための内生脱窒法について，内生脱窒槽の制御手法について検討した。曝気によって槽内ORPを制御したところ，槽内の窒素・りん濃度について図－２の関係が求められた。槽内ORPを-200mV以上に制御することより急激なりんの再放出を回避できる他，-50mV付近に制御することより低無機態窒素濃度を維持することの可能性も示された。



図－１　加熱処理汚泥からのＰ，Ｋ，Ｍg放出



図－２　ORP制御値と窒素・りん濃度の関係

研究担当者：鈴木　穣，吉澤　正宏，竹廣　喜一郎

キーワード	下水処理システム，エネルギー，資源，環境負荷，最適化

移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査		本文201ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～９年度	三次処理研究室	

（目的）

地方における下水道整備の方法として、暫定的な小規模施設を離散的に存在する集落毎に設置し、下流端から逐次建設されてくる幹線管渠が到達するのに先だって下水処理を行い水質保全効果を早期に発現させる方式がある。ここで建設される処理施設の経済性を高めるため、１カ所使い捨てではなく、移設しながら使用期間を延ばす方式が考えられている。そのような方式に適した処理方式として、幾つかの方式を提案しその機能、特性、経済性等を明らかにすることを目的として実施するものである。

（結果）

移設可能な処理施設として、素掘り反応槽に機械式固液分離装置を組み合わせる方式を提案し、ここで使用する移設可能な装置について民間企業との共同研究によって開発を行うこととした。公募の結果、膜分離装置の開発を２社と、撹拌曝気装置の開発を３社と共同で実施することになった。これらの機器の性能と処理施設としての機能を実証するため、素掘り式反応槽のパイロットプラントを建設し、年度後半より実験を開始した。また、素掘り方式による移設可能な下水処理場建設コストを試算し、好気性ろ床法による下水処理施設と建設費の比較を行った。

初年度の結果は以下の通りであった。

(1) 長時間活性汚泥法の嫌気好気変法により、素掘り反応槽でも表－１に示す通りの高度な処理水質を得られることが実証された。

(2) 表－１のうち、細菌類の数値は共同研究開始時点で設定した目標を下回る数値であった。これらは固液分離膜及び膜モジュールに問題があるものと推察される。

(3) 素掘り方式の下水処理施設の機械電気を除く土木建設費は、処理水量が３００m^3／日の場合、表－２に示す通りの試算結果となった。暫定処理施設として実績のある好気性ろ床法式と比較すると、特に地盤条件が良くない場合に、基礎工事にかかる費用が少ない分だけ安価であるという結果になった。

表－１ 素掘り式処理結果 （上段平均、下段範囲）

	流入	処理水
ＢＯＤ (mg/l)	96.2	2.2
	66.4-115	0.4-11.6
ＣＯＤMn (mg/l)	57.6	6.0
	44.6-66.9	4.8-6.8
Ｔ－Ｎ (mg/l)	28.4	8.9
	21.3-34.5	2.0-18.1
大腸菌群数	1.9E+006 (個/ml)	5.4 (個/100ml)
	1.6E+006～2.2E+006	0 ～ 14

表－２ 建設費の試算結果（単位：円）

地盤条件	処理方式	土木建築費
良　好	素掘り式	4,332,000
	好気性ろ床	5,044,000
軟　弱	素掘り式	4,521,000
	好気性ろ床	12,198,000

研究担当者：鈴木 穣, 小越眞佐司, 与儀和史

キーワード	移設式処理場、膜分離、活性汚泥法、高度処理

中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査		本文209ページ	平成8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）

下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化に関する実用規模実験（野積み方式、容積約10m^3、自然通気、切り返し頻度1週間に1～5回）を三期に分けて行った結果，その実用化に必要な基礎データを得るとともに、以下の知見を得た。

(1) 発酵の進行に伴い含水率が減少し、含水率が25%以下になると発酵温度が急激に低下し発酵が抑制される。このため、良好な発酵を持続するには、水分を補給する必要があるが、水道水ではなく牛尿を添加すれば肥効成分含有率の上昇が期待できる(図-1,2)。

(2) 仕込み時含水率を60%程度に設定すれば、仕込み時直後から良好な発酵状態となり、65℃以上の発酵温度を長期間維持できる。

(3) 冬期においても、仕込み時含水率を60%程度にすれば、夏期と同程度の旺盛な発酵が可能である。

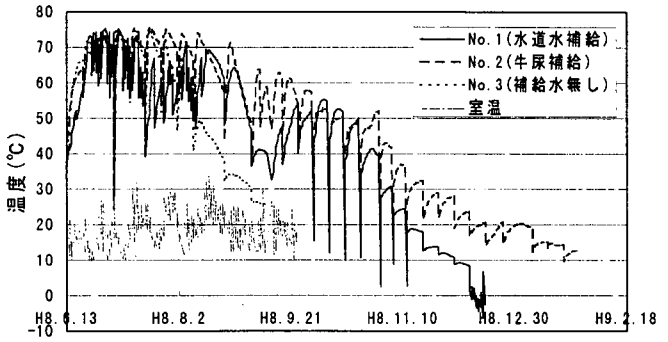


図-1 発酵温度の経日変化

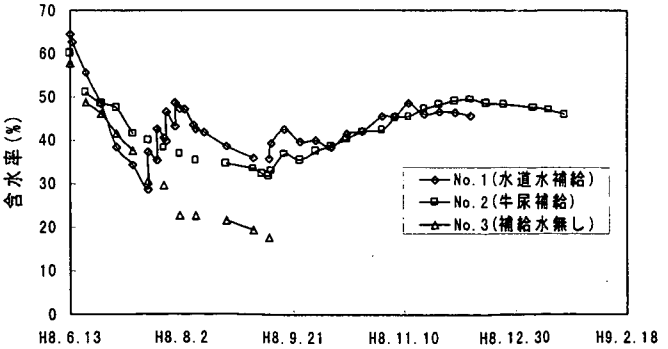


図-2 含水率の経日変化

研究担当者：尾崎　正明，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

下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査		本文215ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～平成９年度	汚泥研究室	

（目的）

下水汚泥は建設資材として利用することができる。焼却灰や溶融スラグは、土質改良材や路盤材などに直接利用されたり、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される場合もある。しかし、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や、利用時の品質基準が未整備であることなどから普及が遅れている。

本調査は、下水汚泥から作られた建設資材の追跡調査等のデータを解析し、各利用用途毎の品質の向上について検討し、その結果を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。また、下水汚泥から製造した粉体の新しい利用用途について検討を行った。

（結果）

平成８年度におこなった調査および結果は次のとおりである。

（１）下水汚泥再生品の安全性評価手法

焼却灰、溶融スラグおよび、それらを原料とした再生資材の溶出試験をおこなった。その結果、再生資材に加工することで有害重金属の溶出が抑制され、ほぼ土壌環境基準値以下となることがわかった。

（２）下水汚泥建設資材の品質試験

焼却灰、溶融スラグを原料とした建設資材について品質試験をおこない、平成７年度におこなった同様な試験の結果と比較した。その結果、建設資材の品質には変動があり、品質基準を満たさないものが製造される可能性のあることがわかった。

（３）粉体の特性と利用に関する調査

粉体に加工した下水汚泥を、高流動コンクリートの混和材として用いることの可能性を検討する目的で、粉体の物理試験をおこなった。そして得られたデータをフライアッシュと比較した。その結果、用いた粉体がフライアッシュの品質規定値に一つ以上適合しないのは１０試料中４試料であることがわかった。

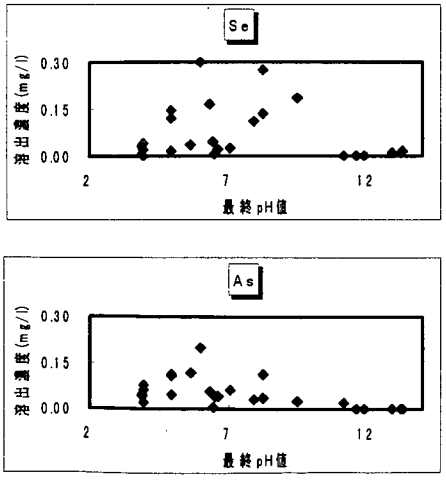


図　最終pHと溶出濃度の関係(焼却灰)

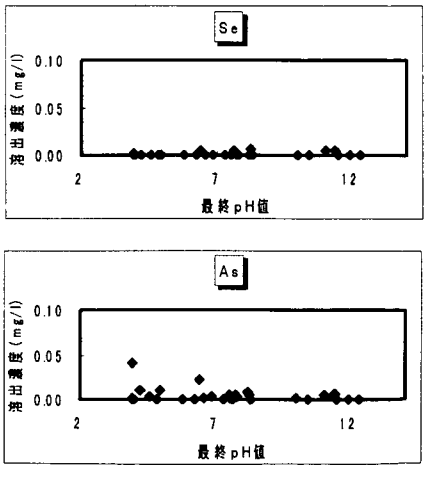


図　最終pHと溶出濃度の関係(焼却灰製品)

研究担当者：尾崎正明、久保忠雄、山下洋正

キーワード	下水汚泥、建設資材、品質管理、安全性評価、高流動

汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査		本文223ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～１０年度	汚泥研究室	

（目的）

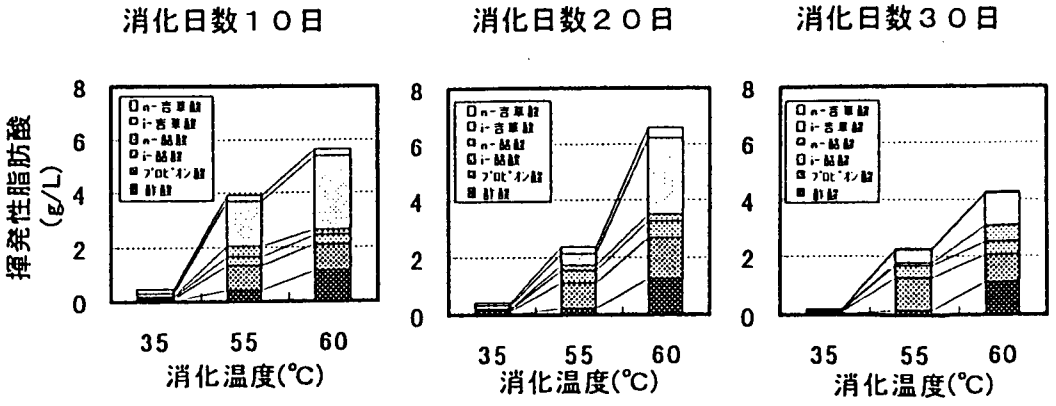
下水道システムを活用した都市系排出物，中でも厨芥の輸送・処理が期待されており，その場合，処理する汚泥は最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，汚泥性状も繊維質を多く含む炭水化物主体へと変化して行くことが予想される。汚泥処理プロセスにおいては，これらの変化の推移に対して，当面は既存の処理システムの中で対応して行かなければならない。本調査は，汚泥処理量や質の変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，焼却等に及ぼす影響を明らかにして対応策を検討するとともに，資源・エネルギー回収を一層進めるためのプロセス改善・開発を目指すものである。

（結果）

本年度は，処理汚泥量の増加や質の変化の影響を最も受けやすいと思われる嫌気性消化プロセスと焼却プロセスを取り上げ影響の度合いを調べた。

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を消化温度：３５，５５，６０℃，消化日数：１０，２０，３０日の条件により，有効容積が１００Ｌの消化槽による連続実験で調べた結果，消化温度：３５℃では全ての消化日数でほぼ同等の良好な消化成績を示したのに対して，消化温度：５５℃では同等の成績を得るのに消化日数：２０日以上を必要とした。そして，消化温度：６０℃においてはいずれの消化日数でも良好な成績は得られなかった。一例として，消化液中の揮発性脂肪酸の結果を図－１に示した。

(2) 脱水汚泥の高カロリー化が焼却プロセス（炉）に及ぼす影響について，流動床方式を対象に焼却設備メーカー数社の協力を得て詳細に調べた結果，脱水汚泥の保有熱量が概ね７００ kcal/kg-WB よりも低い自燃域にある汚泥までであれば現有プロセスの設備と運転方法の軽微な変更により対応が可能であると認められた。



図－１　消化温度，消化日数の違いと消化液中に残存した揮発性脂肪酸

研究担当者　：　尾崎 正明，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，汚泥の性状，汚泥処理，嫌気性消化法，焼却プロセス

中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査		本文229ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成8～11年度	汚泥研究室	

（目的）

今後中小都市での下水処理場建設が進むにつれて，そこで発生する汚泥をどのように収集し，処理・処分・利用していくかが大きな課題になってきている。中小都市では，個々の施設規模が小さく，維持管理技術者の確保も困難であり，複数の処理場の間で汚泥処理施設の共同化を図る必要がある。

本調査では，汚泥の効率的な収集方法としての管路輸送および集約後汚泥の処理プロセスとしての高濃度嫌気性消化法ならびにこれらの代替手段について，中小都市における適用性を技術的に検討し，中小都市における広域的な汚泥集約処理システムの確立を目指す。

（結果）

(1)　下水汚泥の管路輸送について調査し，以下に示す送泥管の圧力損失の予測式を検証した。

滑管乱流域：$1/\sqrt{f}=A_n\cdot\log\{Re_P\cdot(f/4)^{1-n/2}\}+B_n$,

粗管乱流域：$1/\sqrt{f}=1.14-2\cdot\log[k/d+\{Re_P\cdot(f/4)^{1-n/2}\}^{-An/2}\cdot10^{0.57-Bn/2}]$,

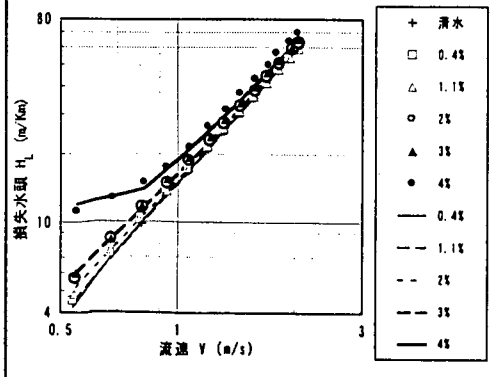
層　流　域：$f=64/Re_P$，ここに，$A_n=1.53/n^{0.642}$，$B_n=1.96\cdot n^{1.34}$　$(0.2<n<0.9)$

$n=0.492\cdot TS^{-0.538}\cdot kv^{-0.218}\cdot VS^{-0.228}$，$K=0.127\cdot TS^{3.70}\cdot kv^{2.14}\cdot VS^{0.967}$,

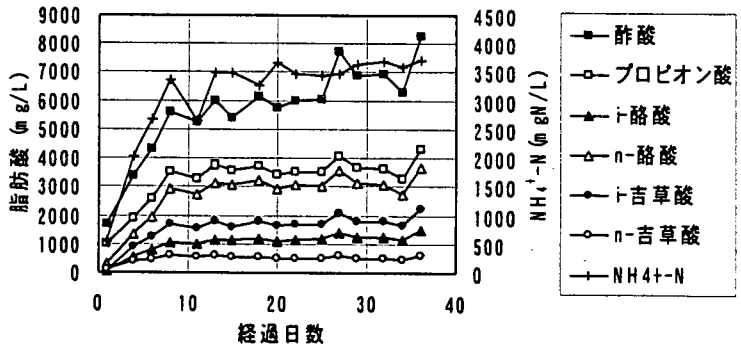
$K_T=K_{20}\cdot\mathrm{Exp}\{-A(T-20)\}$，$A=0.0154\cdot K_{20}{}^{0.1583}$

送泥管として，内径99mm～106mm，粗度$k/d=0.0002$～0.007の炭素鋼鋼管（STPG），硬質塩化ビニル管（VP），ダクタイル鋳鉄管（DIP）および陶管（CP）を用いて，様々な管壁粗度の条件下において圧力損失予測式を検証した結果，工学的に十分な精度が得られることが確認された（図－1参照）。

(2)　高温高濃度嫌気性消化について調査し，液状汚泥と脱水汚泥を混合して高温高濃度・間欠攪拌で嫌気性消化を行う方法について，パイロットプラントを用いた実験により検討した。結果として，ドラフトチューブを用いた攪拌機構は，濃度が10～15%，温度55℃条件下で有効に機能すること分かった。しかし，嫌気性消化特性については，濃度10%，温度55℃の条件下では，メタンガス発生速度が小さく，中間物質である脂肪酸が大量に蓄積した。同時にNH_4^+-Nが4000mgN/L近くまで蓄積していたことから，遊離NH_3による阻害である可能性が高いと考えられた。また，汚泥が高粘性であるため，ガスの放出は攪拌時にのみ観察された（図－2参照）。以上より，液状汚泥と脱水汚泥を混合して間欠攪拌で高温嫌気性消化する方法は適切でないと考えられ，個別に処理されるべきと判断された。



図－１　損失水頭の予測（DIP，d=0.103，k/d=0.007）



図－２　脂肪酸およびNH_4^+-Nの経時変化

研究担当者：尾崎　正明，久保　忠雄，山下　洋正

キーワード	下水汚泥，集約処理，広域処理，中小都市，管路輸送，嫌気性消化

バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査		本文235ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成７～10年	水質研究室	

（目的）

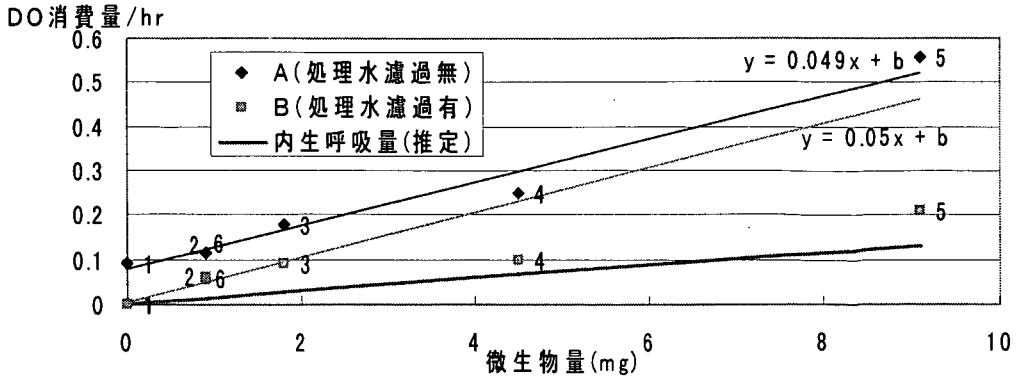
下水道施設の維持管理にあたっては、処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて、水温，ｐＨ等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては、精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーについては、精度，感度，維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。下水処理場の放流水の水質監視としては、ＢＯＤの測定が義務付けられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし、公定法によるＢＯＤの測定は測定に５日を要し、そ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、バイオセンサーの実用化に関する調査で得られた知見を元に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。

（結果）

（１）ＢＯＤセンサーのＤＯをコントロールするために、センサー部手前に再曝気槽を設置し、試料に対して再曝気を行うことでセンサー部でのＤＯの回復が見られた。

（２）再曝気槽を設置した状態で、処理場での稼働試験を行った結果、セル内でのＤＯを一定に制御することが出来るようになったが、標準液に対しても活性を示さなくなる現象が起こった。また、活性の見られなくなった膜を交換し、再曝気を行わない状態で測定を行うと活性を示すが、再曝気を開始すると活性が低下していくといった現象が見られた。原因としては、再曝気槽内での微生物増殖によるＢＯＤ成分の消費や、微生物自体の活性の低下などが考えられる。

（３）反応素子として使用している微生物（S-1 株）の活性度を判定するために、実験室内でバッチ式，連続式での酸素消費量測定試験を行った。その結果、S-1 株は処理水に対してある程度の活性度を示す結果が得られた。また、処理水中に含まれる微生物に由来する酸素消費が大きいという結果も得られた。



図－１　S-1株処理水活性度判定試験結果

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

下水道での有害化学物質の管理に関する調査		本文243ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～１１年度	水質研究室	

（目　的）

現在、生産・使用されている数万種に及ぶと言われている化学物質は、生活に欠くことのできない有益な物質であることは言うまでもないが、人の健康を害するものも少なくない。これらの有害化学物質については、環境への排出が規制されている。しかし、まだ多くの化学物質の環境や下水道への排出は未規制のままである。生活排水、工場排水等を処理した後、環境へ戻している下水道においては、今後一層、さまざまな有害化学物質を適切に管理することが重要な課題となる。下水道に定常的・突発的に流入しているさまざまな有害化学物質についての情報収集・整理、下水道での動態予測、人の健康に与える影響評価方法の確立等、有害化学物質の管理方法を確立する必要がある。

（結　果）

平成８年度は、下水処理場における揮発性有機物（ＶＯＣ）の実態調査を行い、調査方法の課題について整理した。また、２－クロロフェノール（２－ＣＰ）を供試化学物質としてベンチスケールの活性汚泥処理実験装置を用い、何らかの水質事故等により一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響について調査した。

１．下水処理場におけるＶＯＣの実態調査

ＶＯＣ（ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、ﾄﾙｴﾝ、1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ｷｼﾚﾝ、塩化ﾒﾁﾙ、ｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ、ｱｸﾛﾚｲﾝ、塩化ﾋﾞﾆﾙﾓﾉﾏｰ、ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ）１４項目について下水処理場での水質、大気調査を行った。調査結果の概要及び調査の課題は、以下の通りである。

①流入水中のＶＯＣ濃度は、かなり大きな変動を示していた。

②物質収支を求めるにあたっては、出来るだけ試料採取間隔を短くする必要がある。

③返流水中に比較的高濃度で存在する項目もあり、汚泥処理系での実態を調査する必要がある。

④５処理場において延べ９回実施したＶＯＣ実態調査結果から、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝについて物質収支を求め下表に示した。流入負荷量の２０％あるいは１１０％程度を排出負荷量として捕らえた場合もあるが、なかには流入負荷量の２００、４００倍の排出負荷量となっている場合があった。

２．一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響調査

同じ負荷量の２－ＣＰを一時的に短時間で添加する場合と一回の添加量を少なく長時間にわたって添加する場合とで処理への影響を比較した。同一の有害物質が処理系に入る場合、負荷が分散される場合より、一時的に高負荷で流入する方が処理に大きな影響を与えることが分かった。

表－５　揮発性有機物調査結果(物質収支)

下水処理場名		A－１	A－２	B－１	B－２	C－１	C－２	D－１	D－２	E
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	排水	0	19	65	95	0	0	0	0	0
	大気	5	2	290	55	250	25	220	15	420
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	排水	0	14	59	94	0	0	0	0	0
	大気	21	3	72	24	250	7	17300	5000	200
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	排水	4	1	59	76	-	0	0	0	0
	大気	18	1	320	35	-	110	4	2300	39000

（流入物質量を100とした場合の相対値）

研究担当者：田中宏明、小森行也、南山瑞彦、豊田忠宏、竹歳健治、石井信之

キーワード	下水処理、ＶＯＣ、水質事故、硝化阻害、物質収支

生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査		本文249ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～11年度	水質研究室	

（目的）

近年、下水道の普及が進むにつれ、水環境における下水道の占める役割が大きくなりつつある。従って、下水処理水が放流先水域の生態系に与える影響をより多角的に評価する必要がある。そこで、本調査では、フィールドにおける生物相調査や実験室でのバイオアッセイにより、下水処理水の水質が生態系に与える影響を把握することを目的としている。平成８年度は、水生生物を用いたバイオアッセイに着目し、バイオアッセイを用いた評価手法の開発を行うとともに、下水や下水処理水の評価にこれらの方法を適用することを目的とした。

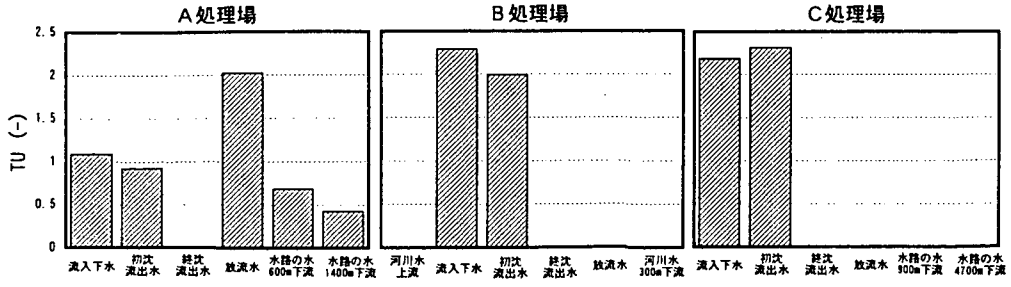
（結果）

(1)　緑藻セレナストラムを用いた藻類増殖阻害試験及びアフリカツメガエルの卵を用いたカエル胚催奇形性試験について条件検討を行い、基本的な試験条件を決定した。また、重金属等の標準毒性物質を用いてこれらの試験を行った結果、従来報告されている試験と同程度の毒性値が得られた。

(2)　上記の２種類の試験と発光細菌の発光阻害を毒性の指標とするマイクロトックス急性毒性試験、及び変異原性試験である *umu* テストを用いて、３ヶ所の下水処理場（Ａ：高濃度塩素消毒、Ｂ：低濃度塩素消毒、Ｃ：オゾン消毒）及びその放流先河川で採水したの試料の毒性及び変異原性の評価を行った。その結果、すべてのバイオアッセイで下水処理場での生物処理により各生物に対する毒性及び変異原性が低減していることが確認された。しかしながら、高濃度の塩素消毒を行っている場合、塩素処理の微生物や藻類に対する影響がみられた。また、オゾン処理による変異原性の低減効果が認められた。一例として、藻類増殖阻害試験の結果を図－１に示した。

(3)　凍結濃縮及び固相濃縮した下水試料を用いて、オオミジンコを用いた毒性試験、マイクロトックス急性毒性試験、硝化細菌を用いた毒性試験を行った結果、バイオアッセイに用いる試料の前処理として、濃縮は回収率等の問題はあるが、毒性の検出を容易にすることができるという点において有効であると考えられた。しかし、濃縮方法の選択や試験の操作には、試料や生物種の特性を考慮し、適切な処置をとることが重要であることが明らかとなった。

(4)　下水処理場における流入水及び処理水の変異原性の時間変動及び季節変動を *umu* テストを用いて調べた結果、流入水の変動が大きいのに対して、処理水は例外もあるが、比較的変動が小さいことが分かった。



図－１　藻類増殖阻害試験による下水試料の毒性評価

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，松原 正明，原田 新

キーワード	バイオアッセイ，下水処理水，生態系，水生生物，毒性，変異原性

流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査		本文257ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～12年度	水質研究室	

（目的）

河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きくなってきている。上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が増加し、本来の自然系水循環に対し十分に大きな規模になると、その流域の水循環系全体の水量・水質が人工系水循環に左右される状況になりうる。そのような中で水環境の保全を図るためには、流域全体に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握し、流域全体で水質、水量に関して総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果の実証的な調査は少ないのが現状である。

本調査は、河川流域の水や様々な汚濁物質の循環に対して下水道整備が与える影響や効果、またそれにかかる資源投入量等を把握し、今後、総合的な水管理を行っていくために、下水道整備における改善課題を検討するものである。

（結果）

手賀沼流入河川の一つである大津川流域で、晴天時に負荷量調査を行った結果を以下に示す。

(1)対象流域の違いによる影響

下水道整備が進んでいる河川流域では、整備が進んでいない流域に比べ、河川流量の変動が小さくなるとともに、比流量・比流出負荷量の両方について減少傾向がみられた。（表－１）

表－１　各対象流域における晴天時観測結果と流域フレーム(H6)

ブロック名	日流量	日負荷量(g/ha/day)				人口密度(人/ha)					土地利用面積比率(%)				流域面積
	(m3/ha/day)	BOD	COD	TN	TP	流域全体	下水道水洗化人口	非下水道水洗化人	浄化槽処理人口*1	雑排水未処理人口*2	市街地	水田	畑地雑地	林地	(ha)
3流域合計	10.53	97.30	121.91	48.36	9.30	52.58	16.33	36.25	29.88	29.60	54.85	4.31	30.62	10.22	3,261
大津川本川	12.36	118.14	144.84	53.84	10.28	45.65	9.17	36.48	28.89	30.77	48.08	5.72	36.53	9.67	2,400
名戸ヶ谷排水路	1.95	4.63	6.65	12.53	0.34	83.49	62.66	20.83	17.55	19.45	79.39	0.00	11.85	8.76	437
増尾排水路	9.01	74.94	110.94	54.27	13.02	59.93	9.05	50.88	48.20	33.49	67.89	0.78	16.50	14.85	424

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

また流出水を基底成分と変動成分に簡易的に分離して、流域フレームと比流量・比流出負荷量の関係を分離成分毎に検討したところ、基底成分については土地利用比率と関係が深く、変動成分は主に処理形態別人口密度と相関が高かった。

(2)下水道整備の進捗に伴う影響

今年度の観測結果とほぼ同流域での過去の調査データを比較したところ、下水道の普及に伴って比流量と比流出負荷量共に減少していた。（表－２）

表－２　観測結果と流域フレームの変遷

観測時期	日流量	日負荷量(g/ha/day)				人口密度(人/ha)					土地利用面積比率(%)			対象流域
	(m^3/ha/day)	BOD	COD	TN	TP	流域全体	下水道水洗化人口	非下水道水洗化人	浄化槽処理人口*1	雑排水未処理人口	市街地	水田	畑地・林地他	面積(ha)
1980/11	19.60	324.00	264.00	201.00	39.50	40.31	0.00	40.31	24.39	30.64	35.62	9.08	55.30	3,669
1990/09	18.79	191.71	174.79	102.62	15.98	52.07	12.02	40.05	31.70	31.48	48.02	6.51	45.46	3,669
1996/08	10.53	97.30	121.91	48.36	9.30	46.37	14.40	31.97	26.35	26.11	55.69	6.19	36.01	3,261

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

また下水道水洗化人口密度や土地利用比率といった一部の流域フレームと比流出負荷量との間に高い相関がみられた。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，横田 敏宏，竹歳 健治

キーワード	流域管理、水循環、下水道整備、汚濁負荷量

下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査		本文265ページ	平成８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）

下水道普及率の向上とともに下水汚泥の発生量は年々増大しており、近年の環境問題に対する関心の高まりのなかで、その処理・処分にあたっては有効利用の積極的な推進が求められている。一方、緑化の分野においても緑の重要性の高まりによる樹木の増加とともに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積極的な有効利用が求められている。

このような背景から、本研究で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、これらの材料の特性を活かした質の高い堆肥を製造し、緑地にリサイクルすることを目的としている。

（結果）

(1)　堆肥に関する現況調査

現在、国内で生産されている各種堆肥の製造、流通、需要、使用箇所について聞き取り調査を行った。

その結果、堆肥の製造は、いずれも微生物の活動により有機物を分解安定化させ、植物生育に有用な物質に変化させる方法を採用してた。堆肥に含まれる成分の化学的な分析は可能であっても、品質の総合的評価は、原材料、製造過程の差が著しいため、現状では「全国農業協同組合中央会」により出された「有機質肥料等推奨基準に係わる認証要領」以外に公的な基準はない。

堆肥の生産量・流通に関しては不明な点が多いが、現状では、堆肥の製造が、産業廃棄物の減容、リサイクル手段となっている場合が多いため、製造単価が抑えられ、輸送費等のコストの掛からない生産地の近隣で消費されている。

下水汚泥と剪定枝葉の混合し製造した堆肥（以下、下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥という）は、肥料と土壌改良材の性質を兼ね合わせており、植栽工事での利用に向く資材であると考えられる。また、のり面での植生吹付工におけるバーク堆肥の使用量は、植栽工事の３～５倍あるといわれており、今後のり面緑化の必要性の増大によって使用量拡大の可能性が考えられる。

(2)　植栽試験調査

植栽試験は、土木研究所で製造した下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥を施用した土壌に樹木（マテバシイ、Ｈ＝1.0m）を植栽し、その生育における効果や有害性について検証を行った。

その結果、下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥施用区では、生育障害の発生はなく、良好な生育を示した。特に、消化脱水汚泥と剪定枝葉粉砕物の混合により製造された堆肥の植栽試験区の樹木生長が良い傾向を示した。一方、市販のバーク堆肥を施用した区では、下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥や下水汚泥堆肥施用区に比べ、樹高、根元径、葉張とも生長量が劣る傾向が見られた。

また、土壌分析の結果から、下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥の施用土壌では樹木生育の指標となる炭素と窒素の割合を示すＣ／Ｎ比は、概ね良好とされる10前後の値を示し、無機態窒素も他の試験区に比べて問題のある数値ではなかった。バーク堆肥施用区の土壌は、Ｃ／Ｎ比が20に近い高い値を示すとともに、無機態窒素量が他の試験区に比べて低く、性質は劣っていた。

これらから、本試験で使用した下水汚泥・剪定枝葉混合堆肥は、植物の施用に関して問題のない性質であると考えられた。

研究担当者：田中　隆、秋山　千秋、飯塚　康雄

キーワード	下水汚泥、剪定枝葉、堆肥、リサイクル、植物、Ｃ／Ｎ比、無機態窒素、窒素飢餓

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271ページ	平成８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）

下水道の雨水排除計画の規模を超える超過降雨が発生した場合、地表に大きな湛水が生じたり、下水道に計画以上の流量が流れたりする。湛水による被害は最大水深が床上のほうが、床下に比べて大きくなるため、一部地域で水深の大きな湛水とするよりも、広い地域に小さな湛水とするほうが全体の被害は減少する場合が多い。そこで、都市排除システムを考える上で、超過降雨に対して、湛水を広く浅く分散させ、全体の被害を最小にすることが望ましい。本調査は、超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にするための有効な対策を、都市の特性に応じて検討するするものである。

（結果）

（１）計算モデルの改良

下水道排水区模型（以下単に「模型」という、図１）において、マンホール合流損失、摩擦損失、　マンホールの曲がりによる損失などの検証実験を行い、その結果を数値計算モデル（ＰＷＲＩモデル）に反映させ、精度向上を行った。

（２）逆流防止施設を設置した水理模型実験

模型のポンド部の一部に逆流防止施設を設置し、施設を設置したポンドを除いて流入量を与えて、実験を行った。各ポンドの水位は、施設が有の場合、無の場合に比較して、若干水位は上昇した（図２）ものの、全体の湛水量は減少することが確認された。（図３）

（３）ポンプ排水施設を設置した水理模型実験

模型下流部でポンプ排水を行い、その影響が各ポンドの湛水量に与える影響を把握した。ポンプ排　水量を変えて、実験した結果、ポンプに近いポンドほどポンプ排水の影響を受けることが確認された。

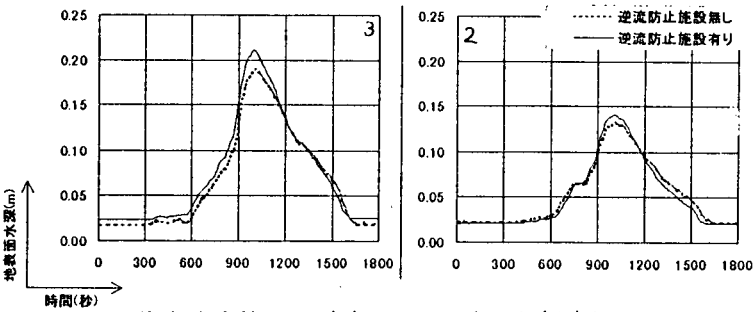


図２逆流防止施設の有無によるポンド部水深
（ポンド３、２）

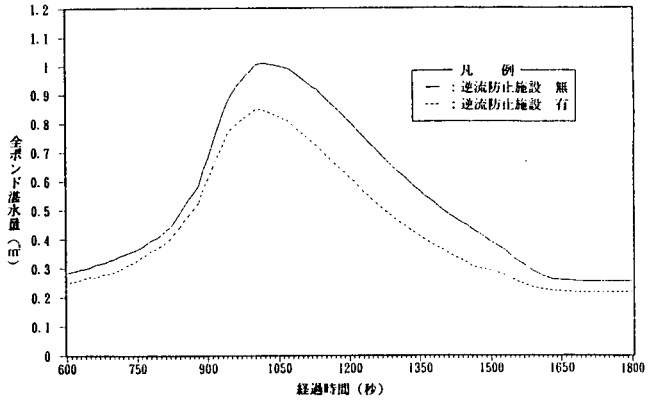


図３逆流防止施設の有無による全湛水量

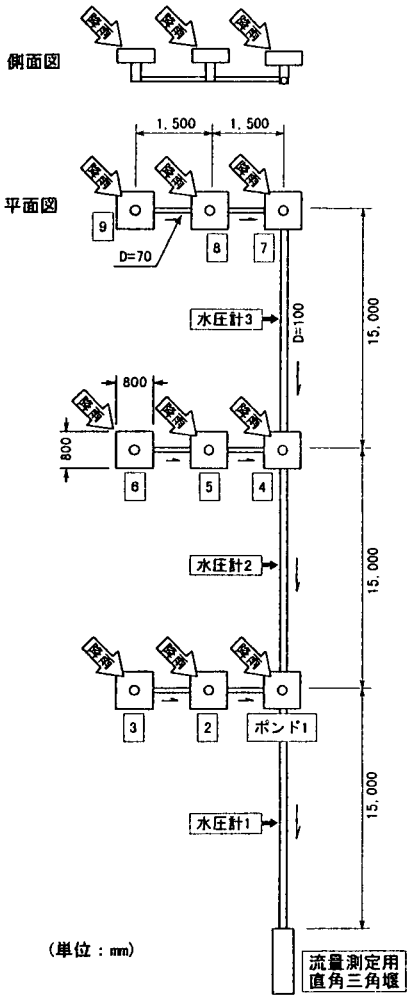


図１下水道排水区模型

研究担当者：末次忠司、大谷　悟、田中義人

キーワード	超過降雨、都市雨水排除システム、ＰＷＲＩモデル、逆流防止施設、ポンプ

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279ページ	平成８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）

本調査は、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。８年度は本課題の最終年度であるため、可動式支保工装置（以下５Ｓ装置と称す）の実用化レベルまでの改良を行い、土留め工と埋戻し工に関して、従来の施工法と改善方策に基づいた施工法の試験施工を行い、改善効果の確認を行った。最終的には５Ｓ工法の現場施工を行い、現場適用性の確認も行った。

（結　果）

（１）改良型５Ｓ装置を用いた試験施工

８年度に改良を行った５Ｓ装置を用いて、表－１に示す条件で試験施工を行った。その結果、従来工法に対し、土留め工で５Ｓ工法を採用した場合、作業員が掘削溝内に全く入らずに作業が行え、最大で４０％の作業時間の縮減が図れた。埋戻し工においてもアタッチメント式コンパクターを採用することにより最大で１ｍの圧層まき出しが可能となり、タンパーによる締固め作業に対して苦渋性の低減と２０％程度の作業時間の縮減が可能となり、また図－１に示すように矢板引抜き部の緩みに対しても締固め効果が得られ、路面沈下の抑制にも有効であることが確認できた。また、これまでの現場撮影データを参考に全体工程における土留め工と埋戻し工の作業時間の縮減効果を試算すると、図－２に示すように１５～２０％程度の効果が期待できることが確認できた。

表-1 試験施工条件

ケース	ケース1	ケース2	ケース3
土留め方法	当て矢板工法	5S工法	
掘削寸法	B1.2m×L8m×H1.8m		
使用支保	アルミ製水圧式切梁・腹起しによる1段		
使用矢板	鋼矢板		FRP製軽量矢板
作業員数	現場監督1名、作業員4名、オペレーター1名、ドッカ運転手2名		
掘削機械	バックホウ(0.23m3) 1台		
締固め機械	タンパー	アタッチメント式コンパクター	
締固め条件	30cm×7層	80cm×3層	100cm,80cm,50cm

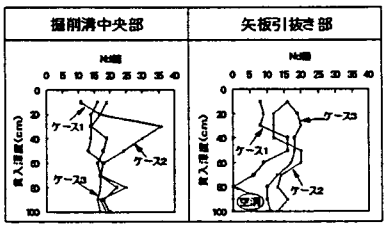


図-1 土研式貫入試験結果

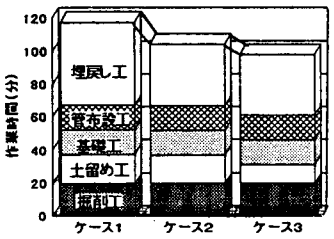


図-2 試験施工における全工程作業時間の試算

（２）現場施工

表－２に示す現場条件において、５Ｓ工法の現場施工を行い、現場適用性の調査を行った。その結果、図－３に示すように従来の当て矢板工法の６割程度の作業時間で行え、実現場においても十分に活用できることが確認できた。

表-2 現場施工条件

現場名	A現場	B現場
土留め方法	当て矢板工法	5S工法
掘削寸法	B1.1m×L4m×H1.5m	B1.2m×L4m×H1.8m
使用支保	松丸太の切梁・腹起しによる1段	アルミ製水圧式切梁・腹起しによる1段
作業員数	現場監督1名、作業員5名	現場監督1名、作業員4名

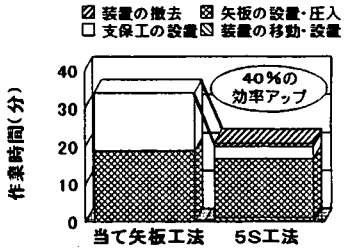


図-3 実現場での土留め工作業時間

今後は、安全な土留めの施工ガイドラインを作成するとともに、自治体等に５Ｓ工法等の安全で施工性の優れたな土留め工法の採用を働きかけていく予定である。また、これらの新工法の採用によりどの程度のコスト縮減が見込めるのかの検討も行う必要があると考えられる。

研究担当者：塚田　幸広、市村　靖光、森　芳徳

キーワード	下水道開削工事、安全化、土留め、埋戻し、５Ｓ工法

下水道管渠の変形防止に関する調査		本文285ページ	平成８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）

軟弱地盤などに下水道管渠を敷設した場合、埋設管とマンホールなどの構造物との間には、沈下挙動の違いから不同沈下が生じやすい。その際、管には管軸方向の曲げが作用し、管体などに損傷を引き起こす可能性がある。したがって、軟弱地盤など不同沈下の生じやすい箇所に管渠を敷設する場合の管路の損傷を防止する工法の開発を目的とする。

（結果）

(1)　不同沈下を受ける埋設管路の変形挙動の調査

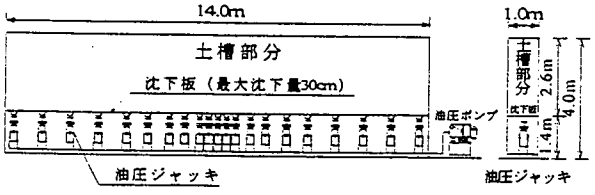
不同沈下の影響を受ける埋設管路の変形挙動を把握するため、継手間隔を変化させた模型管路に対し地盤沈下発生装置を用いた不同沈下実験を行った(図－１)。その結果、撓性管の場合には、主に管自体の可撓性により、管体曲げ応力が緩和され、継手間隔が管体曲げ応力に及ぼす影響は比較的小さいが剛性管では管路の可撓性が継手のみに依存し、継手間隔が管体曲げ応力に大きく影響するので、継手間隔を小さくするなどの対策が必要であるといったことが明らかになった。

(2)　管路の変形解析方法の検討

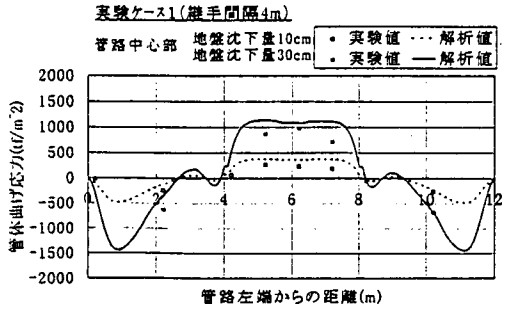
「地盤変位の影響を考慮した弾性床上の梁」モデルを用いて管路の管軸方向の変形挙動解析を行い、その適用性を検討した。その結果、管体曲げ応力の解析値は実験値と近似しており(図－２)、実用上良好な適用性を有することがわかった。

(3)　管渠勾配を容易に修正する工法の開発

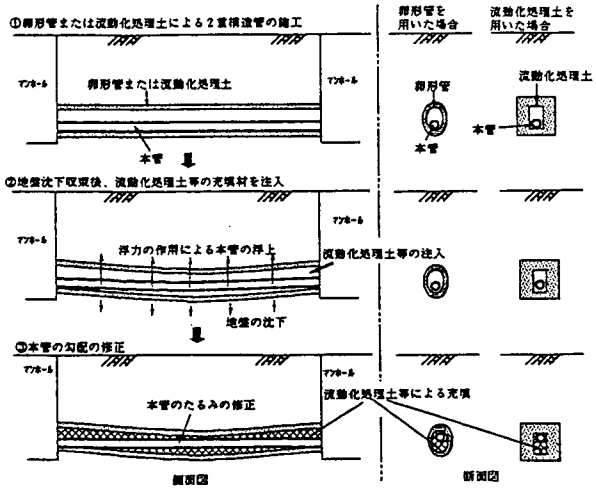
管渠の勾配を容易に修正することのできる工法として、管渠をそれよりも管径の大きい鞘管、もしくは流動化処理土で作製した鞘により囲んだ状態で埋設し、不同沈下が収まった段階で高流動性の流動化処理土もしくはモルタル等を注入して管路のたるみを修正する工法を提案し、その効果について模型実験により検証した。その結果、本管に生じる浮力により、本管は浮上し勾配は修正される(図－３)。また、注入された処理土は時間経過とともに硬化し、周囲が補強されることが確認された。



図－１　実験装置の概要



図－２　管体曲げ応力の実験値と解析値の関係



図－３　管渠の敷設方法及び管渠勾配の修正方法

研究担当者：三木　博史、森　範行、田中　正

キーワード	不同沈下、流動化処理土、可撓性管、継手

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		本文291ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成７～10年度	化学研究室	

（目的）

下水道施設コンクリートは、下水から発生する硫化水素に起因した劣化が問題になっており、これに対して各種の防食工法が行われている。しかし、現在の防食技術は必ずしも確立されておらず、維持管理の面からは、より耐久性の優れた防食材料の利用技術の開発が望まれている。

本研究では、各種の防食工法の耐久性を明らかにするとともに、さらに耐久性向上をはかる目的で新材料を用いた防食工法について利用開発を行う。

（結果）

(1)　プラスチック板型防食材単体の薬液浸漬試験

接合部がない場合では、硫酸溶液では高密度ポリエチレン製、水酸化ナトリウム溶液ではオルソ型ポリエステル製のもので大きな重量変化が見られた。一方接合部のある場合には、40℃の硫酸溶液及び水酸化ナトリウム溶液全般で大きな変化が見られた。

(2)　プラスチック板型防食材を施したコンクリートの供試体の性状

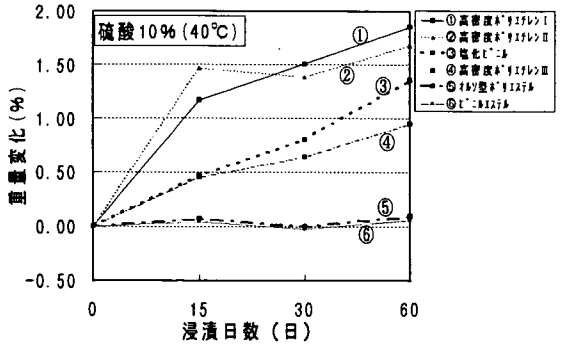
高密度ポリエチレン製のものがいずれの場合でも大きな重量変化が見られ、また塩化ビニル製のものでも重量変化が見られた（図－１）。

(3)　厚膜型被覆防食材を施したコンクリート供試体の性状

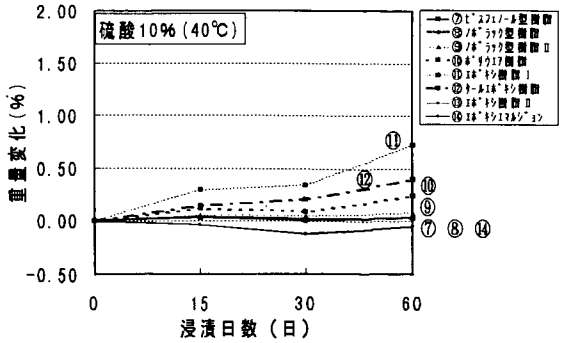
硫酸溶液ではエポキシエマルジョンで重量が減少し、エポキシ樹脂で若干重量が増加した。水酸化ナトリウム溶液ではエポキシエマルジョンの重量が減少した。飽和水酸化カルシウム溶液ではポリウエア樹脂、エポキシ樹脂、エポキシエマルジョンで重量が増加した（図－２）。また60日間浸漬後の塗面の接着強度を測定した結果、膜厚の違いによる明確な影響は見られなかった。次に各試験溶液に浸漬し耐薬品性を見たところ、硫酸溶液ではエポキシ樹脂及びタールエポキシ樹脂、水酸化ナトリウム溶液ではタールエポキシ樹脂、飽和水酸化カルシウム溶液ではノボラック型ビニルエステル樹脂、ポリウエア樹脂、タールエポキシ樹脂及びエポキシ樹脂でそれぞれ接着強度が低下していた。

(4)　耐摩耗性評価

プラスチック防食材では塩化ビニル製のものが大きくなり、厚膜型被覆防食材ではビスフェノール型ビニルエステル樹脂、エポキシ樹脂、タールエポキシ樹脂で大きくなった。



図－１　プラスチック板型防食材を施したコンクリート供試体浸漬試験結果



図－２　厚膜型被覆防食材（厚さ1mm）を施したコンクリート供試体浸漬試験結果

研究担当者：　坂本 浩行、新田 弘之

キーワード	硫化水素、防食工法、プラスチック板型防食材、厚膜型防食材

下水道工種の体系化に関する調査		本文297ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～10年度	システム課	

（目的）

建設省では、公共事業における調査・計画・設計・積算・契約・施工管理・維持管理といった一連のプロセスについて、合理的、かつ、一貫性のある新たな積算大系として新土木工事積算大系（以下、「新大系」という。）の整備を行っている。工事工種の体系化とは、新大系における中核をなす整備項目であり、公共土木工事を請負施工に付する場合の工事内容について、階層別に工種を細分類すると共に、工種用語の標準化及び契約等に係る表示単位を標準的に規定することをいう。河川・道路事業についてはほぼ概成し、その成果を活用している。

本研究は、下水道事業分野における工事工種の体系化について、工事内容や現行の積算体系の特性を考慮して、その体系構造を構築し、実際に体系化を行うものである。

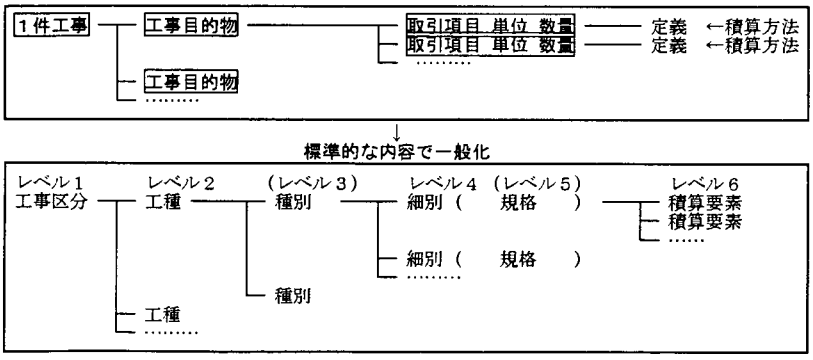
（結果）

(1)　下水道事業分野の工事工種大系の構造検討（体系ツリー図の作成）

下水道工事工種の体系化として、図－１に示すように工事内容をレベル１～６までの階層構造として表現した（体系ツリー図の作成）。レベル１からレベル３までは主として工事の発注ロットや一定の構造を持つ部位を表すための総称を表示するレベルである。また、レベル４は工事を構成する基本的な単位目的物であり単位と共に契約数量を表示するレベルである。この表示方法にて下水道分野の様々な工種を体系化した。

(2)　積算要素表の検討（細別モジュール表の作成）

基本的な工事単位目的物を表すレベル４は具体的な積算要素の集合体として表現することが必要であり、個々の積算項目に対応する歩掛や代価表との関係を表示する必要がある。このため、各レベル４に対応する積算要素表（細別モジュール表）を作成した。なお、体系ツリー図及び細別モジュール表とも平成８年度はレベル１「管路」工事区分についてのみ検討した。



図－1　工事工種体系の考え方

研究担当者：阿部　徹，川島　正

キーワード	新土木工事積算大系，積算・契約，工種の体系化

下水道施設の液状化被害の予測および対策に関する調査		本文303ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～８年度	振動研究室・動土質研究室	

（目的）

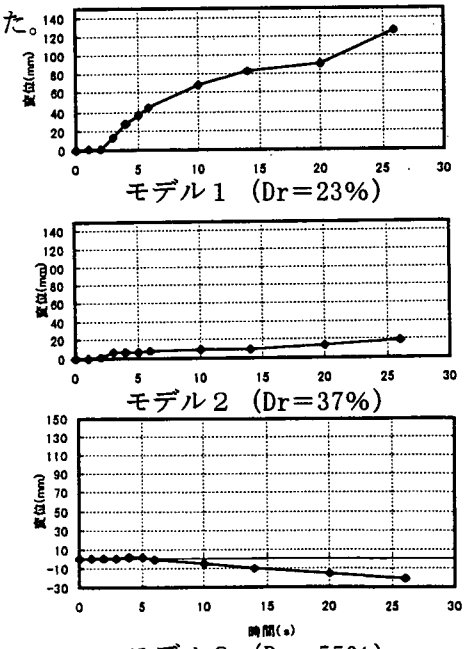
下水道管路は地下水位以深に埋設されることが多く、地震が生じた場合、液状化による管路の浮上がりが生じることが多い。そこで、下水道施設の液状化による被害の予測手法及び対策工法について検討することを目的とし、液状化層に埋設された下水道管渠に対して振動台実験を行った。これにより埋戻し部の締固め程度と下水道管渠の浮上がり特性の関係についての検証、及び砕石により埋戻した場合の埋戻し位置の違いによる浮上がり特性に関する検証を行った。

（結果）

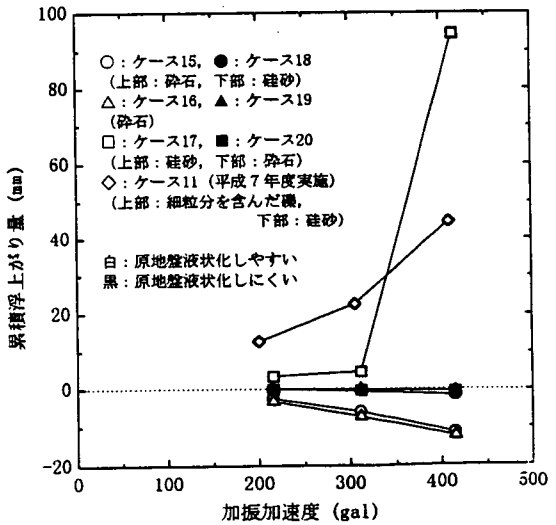
埋戻し部を締固めた場合では、各模型とも埋戻し部は液状化に至ったが締固めの相対密度が高いほど浮き上がりにくいことが確認された。特に一番相対密度が高いモデル３では、一旦僅かな浮上がりが生じてから沈下する傾向が認められた（図－１）。

砕石で埋め戻した場合では、原地盤部が液状化しにくいものはほとんど浮上がりが生じなかった。これに対し、原地盤が液状化しやすい場合では埋戻し上部が硅砂で下部が砕石のケースのみ400gal加振で大きな浮上がりが生じた（図－２）。また、模型解体時に埋戻し部を観察したところ、この一番大きく浮き上がったケースでは、上部の硅砂部分に大きな変化が見られたが、管渠が埋設してあった下部の砕石部分には変化は見られなかった。

各模型について浮上がり安全率を算定したところ浮上がりが生じたケースでは、浮上がり安全率Ｆｕが1.0より低下すると浮上がりを始めた。ただし、浮上がりが生じなくてもＦｕ<1.0となるケースも存在した。



図－１　模型の浮上がり量の時刻歴
（埋戻し部：締固め、正弦波３Hz, 150gal）



図－２　加振加速度と累積浮上がり量との関係
（埋戻し部：砕石埋戻し、正弦波５Hz）

研究担当者：田村　敬一、東　　拓生、小林　　寛
松尾　　修、佐々木哲也、近藤　浩市

キーワード	下水道管渠、液状化、浮上がり、締固め、砕石埋戻し、振動台実験、浮上がり安全率

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309ページ	平成８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）

河川及び水路での直接浄化施設は近年、増加の一途をたどっているが、効果評価が十分になされているとは言い難く、また現存の浄化施設に関する情報も限られている。

そこで本研究は、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とを目的とする。

（結果）

（１）アンケート調査

全国の直接浄化施設で行われている維持管理の頻度・内容、問題点・課題などを把握するために市町村も含めて関係する部局に対してアンケート調査を行い２４７の回答があった。その結果

・規模に関わらず「一般的で実績がある。」「維持管理が容易である」を浄化手法の選択理由に挙げているものが多い。

・0 ～ 50m³/日、5,000 ～ m³/日の規模の浄化施設で前処理施設の設置割合がそれ以外の規模と比べて低くなっている。

・水路・スクリーンなどの清掃については月１回、週１回の２つの回答で半数を占めており、電気・機械設備の点検については月１回が半数近くになっている。また、汚泥の処理・処分については年１回、年２回、年３回の回答で８割以上を占める。

・汚泥の排泥方法は「ﾊﾞｷｭｰﾑｶｰ等による引き抜き・搬出」、処分方法は「廃棄物処分業者に委託」がそれぞれ約７０％であった。

（２）汚泥貯留量予測実験

維持管理が貯留汚泥にどのような影響をもたらすかを明らかにするため、千葉県松戸市の坂川ポンプ場に実験装置を設置し運転を行った。実験装置では、晴天時に比べて雨天時の SS 除去濃度が約 10 倍高かった。また、貯留汚泥の有機成分率は 35 ％程度で曝気の有無で違いはみられなかった。曝気ありは曝気なしに比べ、BOD、C-BOD 除去率が約 10 ％向上した。

（３）「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－河川、湖沼、ダム貯水池等の浄化手法についての総合的検討」のとりまとめ

これまで全国各地で実施されている各種水域浄化手法を概説し、そのうち河川・湖沼等公共用水域で適用実績の多い手法について解説するとともに、土木研究所、各地建技術事務所で過去３年間に新しい取り組みとして行われた浄化技術の開発についての研究成果をとりまとめた。さらに、及び各地の浄化施設の稼働状況についてアンケートを行った結果を報告書としてとりまとめた。

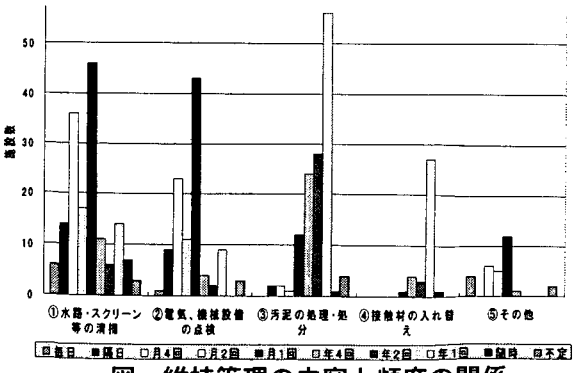


図　維持管理の内容と頻度の関係

研究担当者：田中　宏明、横田　敏宏

キーワード	河川直接浄化、維持管理、アンケート、汚泥

河川水質と水生生物相との関係の把握		本文315ページ	平成８年度
全体計画	建設技術研究開発調査費　平成８～12年度	水質研究室	

（目的）

近年、環境基本法では生態系の多様性を維持するとの新たな視点が盛り込まれ、建設省においても環境政策大綱や河川審議会、都市計画審議会において河川や都市空間での生態系保全施策の必要性が強く打ち出され、国民のニーズもそれを支持している。このため本研究では、水生生態系を保護するための水質条件としてはどのようなものが必要か、またその条件設定のためにどのような調査研究方法があるのかを文献的に調べるとともに、限られた我が国での情報を補うために河川などの水質とそこに形成される水生生物相の関係についての基礎的知見を得ることを目的とする。

（結果）

(1) 水生生物を用いた水質の評価・管理手法の現況

水環境の評価法として従来の化学分析とは別に生物学的な視点からの評価法というものが考えられてきている。このような生物学的評価にはいくつかのアプローチがあり、現地における生態学的調査による汚濁指数や多様性指数等、また実験室等で実施される微生物学的試験、生理生化学的試験、バイオアッセイ等が挙げられる。これらは、それぞれの特性を考慮して効果的に組み合わせることで評価に用いる必要がある。８年度では上記のアプローチのうちバイオアッセイに着目し、バイオアッセイを用いた水質管理方法をレビューした。米国では、水生生物を守るための有害物質の水質環境基準が定められている。この基準は、水生生態系を構成する代表的な種を用いてバイオアッセイを行い、これらの生物に悪影響を与えない濃度として設定されている。また、米国では、表流水への排水者に対する許可制度があり、有害物質の測定の他に、排水の毒性をチェックするために、定期的にバイオアッセイを行うことが義務付けられている。排水の基準は、バイオアッセイの結果を基に、放流先の生物がほとんど影響を受けることが無いように定められている。排水の毒性が基準値を上回った場合、排出者はその対策を講じることが法的に義務付けられている。

(2) 生物相実態調査

水生生物相と水質との関連を把握する際の基礎資料を得るため、河川中の生物相と水質について現地調査を行った。調査は流量の全量またはほとんどが下水処理水となっていて水質要素を主に下水処理水質の変化として把握できると考えられる３ヶ所の都市河川で行った。夏、秋、冬の３回にわたって行った調査のうち、例として夏期調査の主な項目について結果を表－１に示す。これらの調査結果をみると、付着藻類についてはa川とb川の塩素消毒の影響を受けている地点では *Chlorolobion* sp.が全ての調査時期で優占した。一方、底生動物については塩素の影響がある場合はｲｼﾋﾞﾙやｴﾘﾕｽﾘｶ等が主に出現し、塩素の影響がない場合はｻﾎｺｶｹﾞﾛｳやｺｶﾞﾀｼﾏﾄﾋﾞｹﾗの割合が多くなった。さらにﾋﾒﾓﾉｱﾗｶﾞｲ、ｻﾎｺｶｹﾞﾛｳ、ｺｶﾞﾀｼﾏﾄﾋﾞｹﾗ等はNH_4-N濃度が概ね1mg/*l* を超えると出現がみられなくなった。これらのことから、残留塩素濃度およびNH_4-N濃度と生物相との間に何らかの関係があることが示唆された。

表－１　各河川の処理水放流口における主な調査結果（夏期調査）

		a川	b川	c川
付着藻類	優占種１位	*Chlorolobion* sp.	*Chlorolobion* sp.	*Stigeoclonium* sp.
	出現種数	3	12	14
底生動物	優占種１位	（出現種無し）	エリユスリカ亜科	サカマキガイ
	出現種数	0	9	9
水質 (mg/*l*)	総残留塩素	>2.0	ND	－
	NH_4-N	2.70	0.06	ND

注）表中の－は流入する処理水がオゾン消毒であるため測定していないことを示す

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，松原 正明，原田 新

キーワード	水質評価，バイオアッセイ，水生生態系，付着藻類，底生動物

建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発		本文323ページ	平成８年度
全体計画	建設技術研究開発経費　平成４～平成８年度	化学研究室・汚泥研究室	

（目的）

土木分野では、資源の有効利用や環境負荷の低減を目的として、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。最終処分場の区分において、発生土・建設汚泥などの建設発生材は安定型である。しかし一般廃棄物焼却灰および下水汚泥焼却灰は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、安全性に配慮する必要がある。

本研究は、一般廃棄物焼却灰および下水汚泥焼却灰ならびに、これらを原料とした再生材の溶出特性を調査し、安全性評価手法に関する基礎的資料を得ることを目的とする。

（結果）

平成８年度におこなった調査およびその結果は次のとおりである。

各国の溶出試験を参考にして、酸性雨等の影響も考慮した溶融スラグおよびそれを原料とした再生資材（製品）の溶出試験をおこなった。その結果以下のことが明らかになった。

（１）原料である溶融スラグから、土壌環境基準を上回る重金属の溶出が認められても、製品である再生資材からの溶出は基準以下に抑制されることがわかった。

（２）同じ試験方法でも、試料粒径を小さくすれば溶出する重金属があることが確認された。

（３）重金属の含有量と溶出量には関連性が認められなかった。

（４）酸の種類と溶出量の関連性は確認できなかった。

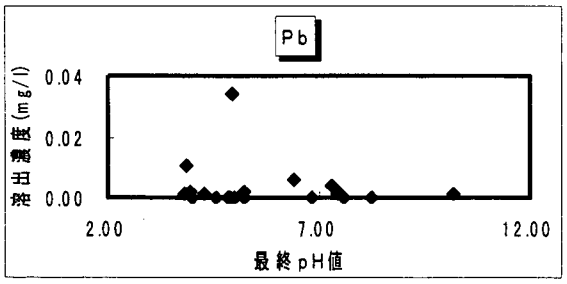


図　最終pH値と溶出濃度の関係（溶融スラグ）

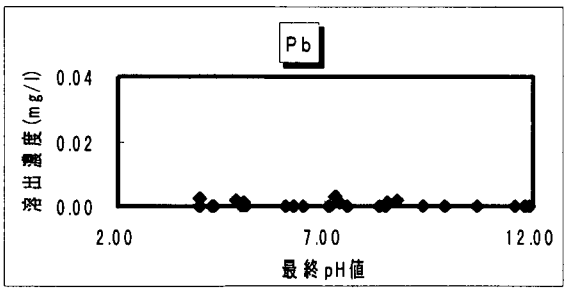


図　最終pH値と溶出濃度の関係（溶融スラグ製品）

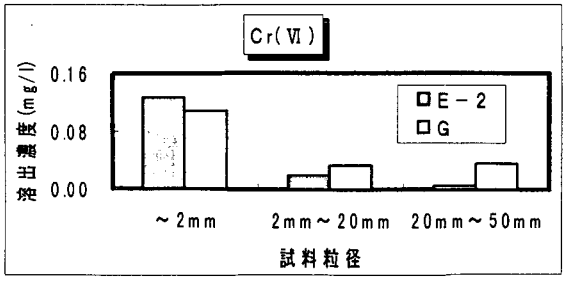


図　試料粒径の溶出量への影響（CO_2飽和法）

研究担当者：坂本浩行、新田弘之、尾崎正明、久保忠雄

キーワード	一般廃棄物、下水汚泥、建設資材、安全性評価

毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査		本文331ページ	平成8年度
全体計画	測量及び試験費　　平成8年度	水質研究室	

（目的）

河川等において、毒性物質が流入した際の検出・対応方法としては、現在のところ、河川管理者の直接的な監視、もしくは他の数種の水質センサーによる異常値の検出からの類推等に頼る以外方法がないのが現状である。それらの毒性物質を早期に発見することは非常に重要であり、そのために毒性物質を対象とした対象としたモニタリングを行うことが有効である。

本調査では、その様な毒物の流入に対して、迅速に検出し対応することが出来る、硝化細菌を用いたバイオセンサーを利用した毒物モニターを実用化し、河川水質監視に適用することを目的とし、実施するものである。

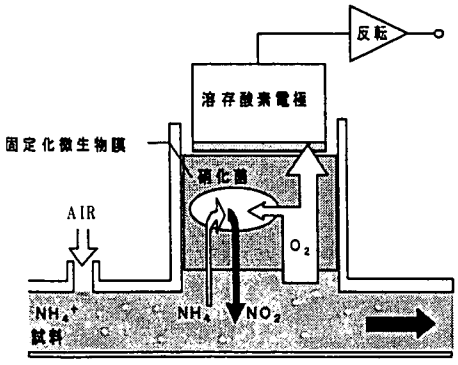
（結果）

(1)反応素子として用いている硝化細菌(*Niotosomonas europaea*)の標準毒性物質に対する応答性として、重金属についての検討を行った。その結果、センサーへ試料を20分通水した時の出力が10%低下する濃度を検出可能濃度としたとき、カドミウムでは7mg/l以上，鉛では3mg/l以上，6価クロムでは4mg/l以上，亜鉛は50 mg/l以上，銅は250mg/l以上から検出可能であることが分かった。

(2)硝化細菌の溶媒に対する阻害作用についての検討を行った結果、20分でセンサー出力が20%以上低下する濃度としてアルコール類は、メタノールで24mg/l以上、エタノールで790mg/l以上で阻害作用を示すことが分かった。アセトンについては、2400mg/l以上の比較的高い濃度まで阻害が認められなかった。この結果から、転溶させる溶媒としては、アセトンが適当であると考えられた。

(3)河川水に対してのモニター性を試験するために江戸川工事事務所槻戸水質監視所において稼働試験を行った。当初は砂濾過装置によって試料の前処理を行っていたが、濁質が多くなった場合に砂濾過装置では十分な濁質の除去が行えずモニター内の流路を閉塞させる問題が生じた。そのため、小型の中空糸膜モジュールを用いた濁質除去装置を試作し室内での実験を行った結果、カオリン濁度1000度の溶液での連続運転で1ヶ月以上安定した吸水を行うことが出来た。

(4) 工場排水に対する応答性の試験のため、工場排水比率の高い下水処理場での流入水，放流水について室内用毒物センサーをでの検討を行った結果、10 倍凍結濃縮試料に対してセンサーの出力低下が認められた。



図－1　バイオセンサーの構成

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，横田 敏宏，豊田 忠宏

キーワード	毒物，バイオセンサー，河川管理，水質監視

利根川水系水質実態調査		本文333ページ	平成８年度
全体計画	測量及び試験費　　平成８年度	水質研究室	

（目　的）

利根川水系の取・排水が交錯しつつあるなか、流域における土地利用、人口、産業活動が大きくなってきている。流域内の排水対策は、下水道施設や浄化槽等を中心として進んできており、ＢＯＤとしてみた場合には水質の改善がみられる。しかしながら、環境基準にない栄養塩類等についての動向は、悪化がみられるものがある。水利用そのものが今後一層高度化していく中、これからの利根川水系の水質の動向が水利用の変化、、社会・流域活動の変化にともない、どのようになるかを把握することは、水質保全に関する施策を実施していく上で重要である。

本調査の目的は、利根川水系の水質実態調査、水利用の実態を把握し、利根川水系全体の水循環、汚濁物質の循環を明らかにするものである。

（結　果）

平成８年度は、既往のデータ収集と利根川水系の水質実態調査をおこなった。

１．流域の自然条件、社会・経済活動状況調査

利根川における水量、水質観測の行われている地点から検討対象地点を選定し、その地点に対する流域分割を行った。この流域分割においては、既往の「利根川流域別下水道整備総合計画」等を参考に行った。この分割された小流域毎に昭和５５年、６０年、平成２年、７年のデータを整理した。

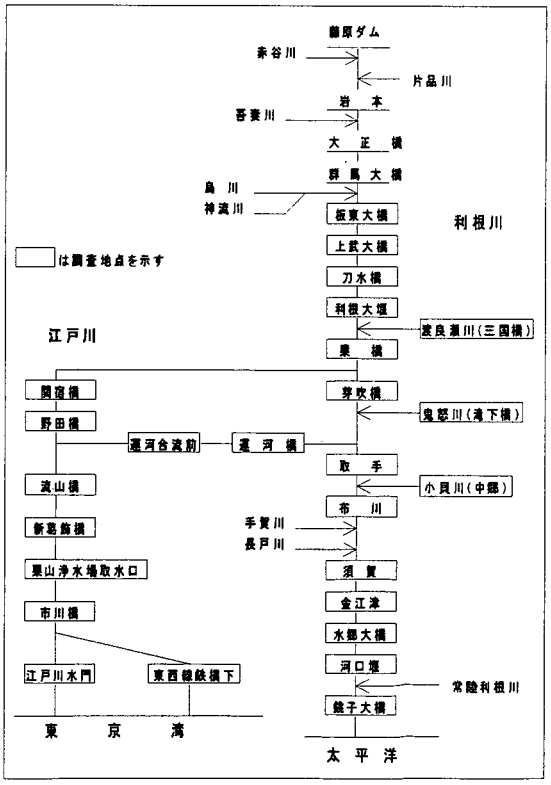
２．水質実態調査

利根川水系全体で８０ヶ所ある水質観測地点のうち、利根川本川と江戸川の２６ヶ所（図－１）において平成８年９月～平成９年１月まで月１回水質実態調査を行った。調査項目は、Ｄ－ＴＯＣ、ＴＯＸ、ＴＯＸＦＰ、ＴＨＭＦＰ、クロロフィルａ等である。

ＴＯＸの各調査地点の平均値は１０～６０μｇ／ｌであったが、２４時間後の遊離塩素が１ｍｇ／ｌとなるような塩素添加により生成したＴＯＸは１００～３００μｇ／ｌであり、各地点におけるＴＯＸＦＰはかなり高い値を示していた。

利根川本川のクロロフィルａは下流に行くに従い高くなる傾向を示しており、板東大橋で平均７μｇ／ｌであったものが河口堰では平均６１μｇ／ｌであった。

DDVP、BPMC、CAT、TPN、ﾌﾟﾛﾋﾟｻﾞﾐﾄﾞ、ﾀﾞｲｱｼﾞﾉﾝ、IBP、MEP、ﾁｵﾍﾟﾝｶﾙﾌﾞ、ｲｿﾌﾟﾛﾁｵﾗﾝ、ｲｿｷｻﾁｵﾝ、CNP、EPN、ﾁｳﾗﾑ、ｵｷｼﾝ銅の１５項目の農薬について分析を行った結果、全ての地点でいずれも定量限界以下であった。



図－１　水質調査地点

研究担当者：田中宏明、小森行也
横田敏宏、竹歳健治

キーワード	利根川、水質調査、トリハロメタン生成能、農薬

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
研　究　員　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。

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により、正確な流量を把握・測定することが困難な状況にある。

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。

本研究では、流量測定法の1つである1点流速測定型流量算出法の改良による、高精度の流量測定法の確立と、水理条件の違いによるマンホールでのエネルギー損失係数の算出を目的に、実験及び検討を行った。

2．下水管渠の流量に関する研究

昨年度までに、流量測定方法を確立するための基礎資料となる円管内における流れの特性の把握を行った。ここでは管渠模型により、水路勾配や水深の実験条件を変化させた水理実験を行い流速分布図を作成した(**図－2.3参照**)。また、実際に行われている流量測定の現状を把握するために、測定現場やメーカー等から測定方法や機器仕様等の情報を得た。今年度は、得られた実験結果を基に、下水道管渠の流量測定に有効であると考えられる、1点流速測定型流量算出法(以下「1点流速測定法」)の検討を行った。この測定法は、任意の点流速と補正係数(平均流速／点流速)から平均流速を算出し流量を得るものである。この方法を用いた場合、実際の流量と実験結果から算出した流量の誤差は7.9％であった。そこで、さらに精度を向上させるために、補正係数を得る課程で用いられる流速分布の対数則の径深の定義を改め、最大流速発生水深の径深を用いると、より正確に実際の補正係数を表すことが明らかになった。この改良により、流量誤差が3.7％に減少した。

2.1　1点流速測定法の検討

(1) 1点流速測定法の概要

1点流速測定法は、あらかじめ定めた位置における点流速Vpを測定し、点補正係数Kpを乗じて平均

流速Vmを算出し、それに流水断面積を乗じ流量を把握する方法である。点流速Vpを測定する点は、測定時の作業効率や流下物等の影響を考慮し、管渠中心を通る鉛直線上の底から0.1D（D＝管径）が採用されることが多い。この方法は、流下物の影響や大きな測定設備やスペースを考慮する必要が少なく、簡単に流量が把握でき、不明水調査や管渠破損箇所の推定、ポータブル的な（不定点）流量調査に役立てることができると考えられる。

（2）測定原理

1点流速測定法で用いられる点補正係数Kp（＝Vm／Vp）は、次式(a)～(d)より式①を導く。

（a）流速分布の対数則（粗面）　$Vp=u_*(8.5+5.75\log\frac{y}{k})$

（b）平均流速公式（粗面）　$Vm=u_*(Ar+5.75\log\frac{R}{k})$

（c）マニング式　$Vm=\frac{1}{n}R^{2/3}Ie^{1/2}$

（d）摩擦速度u_*　$u_*^2=gRIe$

$$Kp=\{1+ng^{1/2}R^{-1/6}(8.5-Ar+5.75\log\frac{y}{R})\}^{-1} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots 式①$$

ここに、Vp:点流速, Vm:平均流速, u_*:摩擦速度, y:点流速測定水深, k:粗度高, R:径深, n:粗度係数, Ie:エネルギー勾配である。なお式中のArは、次式に示す径深と粗度係数の関係で表される。

$$Ar=\frac{1}{g^{\frac{1}{2}}}\cdot\frac{R^{\frac{1}{6}}}{n}-34.5\log\frac{R^{\frac{1}{6}}}{n}+5.75\log C \qquad (C=\frac{k}{n}_6=0.0417^{-6})$$

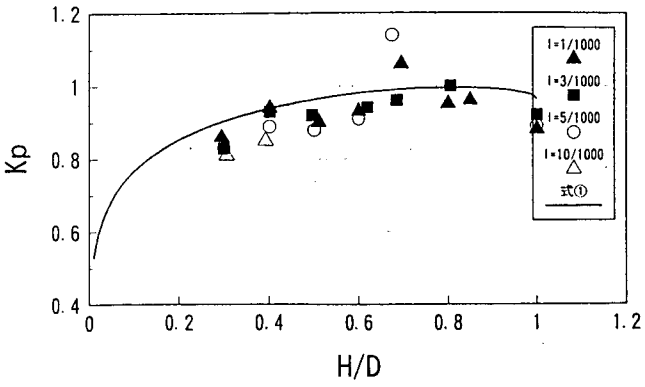
したがって平均流速は、予め測定しておいた粗度係数と水位測定から得られた径深、そしてArを用いて、式①からKpを算出し、そのKpと点流速Vpを乗ずることにより求まることになる。

（3）測定精度

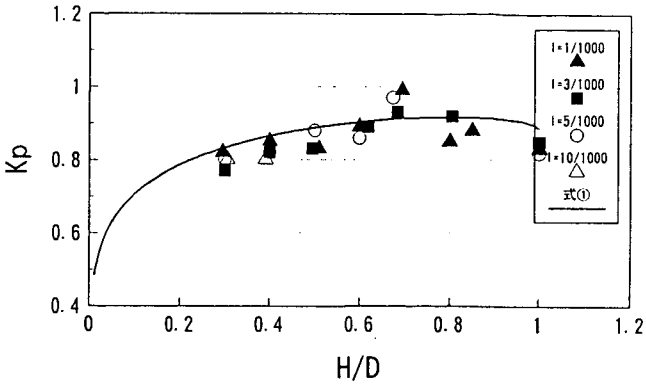
管渠模型（直径D=200mm, 全長L=12m, 透明アクリル製）実験の結果を基に、式①の測定精度を得た。用いた実験データは、4通りの水路勾配（I=1/1000, 3/1000, 5/1000, 10/1000)において、各々管内水深を約2cm間隔で変化させ、管内水深、流速、流量、動水勾配などを測定した結果である。なお流速は、プロペラ流速計(φ5mm)を用いて計測を行い、流量は三角堰で把握した。

図－2.1において、0.1Dで流速を計測した場合の、実験で得られたKp値（堰流量から逆算した平均流速／点流速：以下「実Kp値」）と、式①より得られたKp値（以下「計算Kp値」）を比較した。グラフ中のマーカーは水路勾配別の実Kp値であり、実線は式①による計算Kp値を示す。横軸のH／Dは、管内水深(H)／管径(D)であり、式中の粗度係数nは、土木研究所の実験における平均値0.01を用いた。なお参考までに、測点0.2Dのグラフを**図－2.2**に示す。

グラフより明らかなように、計算Kp値は実Kp値の変動傾向と似た傾向を示すが一致しない。とくにH／Dが0.6前後において最も大きな違いが生じ、点流速測定点（以下「測点」）が管底に近いほど、両者の差が小さくなる傾向にあった。このKpの違いを流量の誤差として表すと、実際の流量と式①を用いて算出した流量との誤差は、全実験（23ケース）の平均で約7.9％であった。



図－2.1　Kp値の比較図＜測点0.1D＞

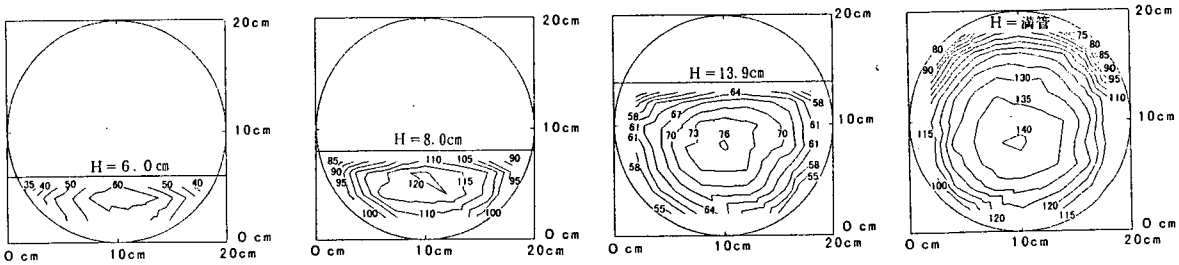


図－2.2　Kp値の比較図＜測点0.2D＞

2.2　1点流速測定法の改良

ここでは、流速分布に関する、実現象と対数則の考え方の相違に着目したKp法の改良について述べる。

対数則の流速分布の仮定では、流水断面の流速が最も早いのは水面近くであるが、実際の最大流速は管内水深の４～６割の位置に存在する（**図－2.3参照**）。よって、従来の対数則から求められた流速分布と、実際の流速分布とは必ずしも一致しない。したがって、このKp法を用いる場合には、実現象に沿った分布形を表す対数則を用いて、新たにKp式を作成、提案する必要があると考えられる。



水路勾配＝3/1000
H/D＝0.3

水路勾配＝5/1000
H/D＝0.4

水路勾配＝1/1000
H/D＝0.7

水路勾配＝1/1000
H/D＝1.0

図－2.3　流速分布図（抜粋）

（1）Kp式の改良

①ベース式の誘導

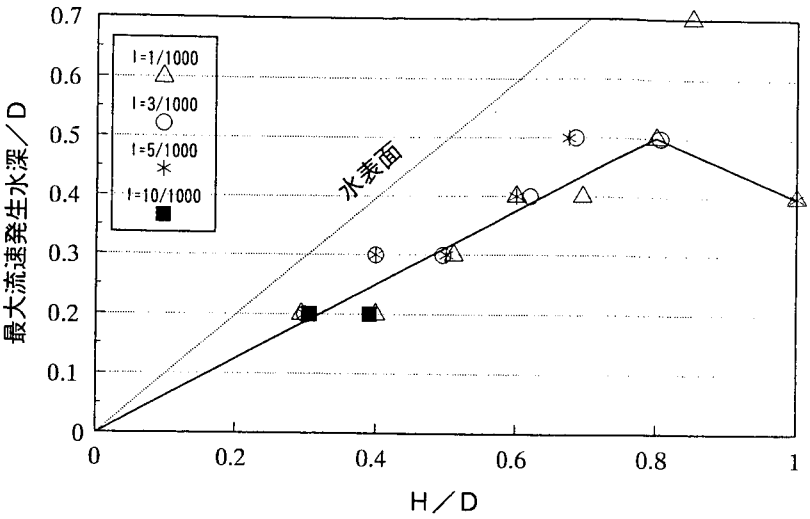
ここでは、式①とは式の誘導方法を若干変えた式②を、以下に述べる改良式のベース式として提案する。式①では、式の誘導の過程で(b)の平均流速公式を用いるが、ここでは(b)の代わりにマニング式を用いて、式②を導いた。なお式中のｋは、粗度係数と粗度高の関係：$n=0.0417\cdot k^{1/6}$　で表される。

$$式②\cdots\cdots\cdots \quad Kp=\left\{n g^{1/2} R^{-1/6}\left(8.5+5.75\log\frac{y}{k}\right)\right\}^{-1}$$

式①と式②は式の形は異なるが、図－2.1･2と同等の精度でKp値を得ることができる。

②式の改良～最大流速位置推定モデルの適用～

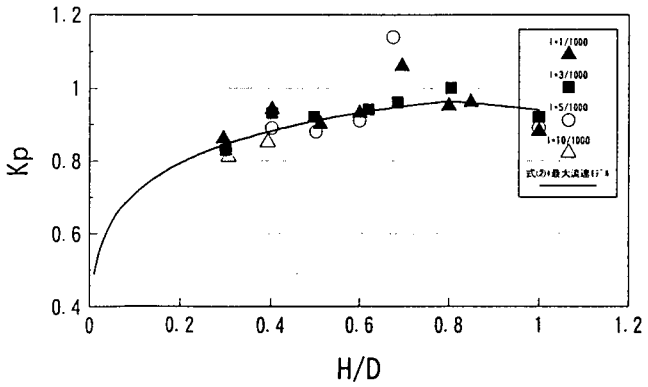
式②をベースに、さらに精度良い測定を目指すために、実際の流速分布形に沿うような対数則を用いたKp式を提案する。実際の流速分布形を対数則で表すことは困難であるため、ここでは最大流速の存在する水深より下で、対数則が成立すると仮定し改良を行う。



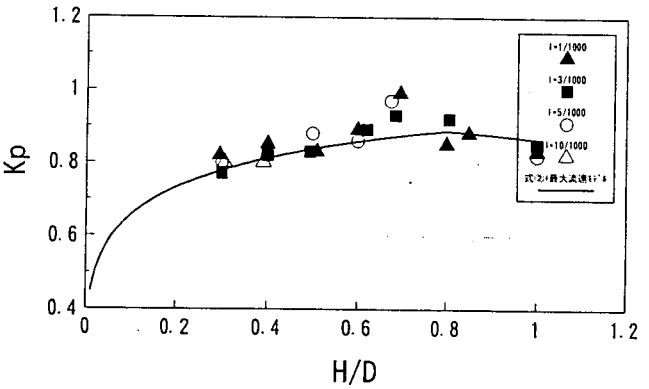
図－2.4　最大流速推定モデル

改良には、最大流速位置の水深における径深を、従来の径深Rの代わりに与えることが適当であると考えれる。この代わりの径深を仮径深Rmとすると、対数則の改良としては単純にRがRmに代わる。式②のKp式も同様で、RをRmに代えることになるが、仮径深Rmを用いるには最大流速の発生位置を把握する必要がある。しかしながら最大流速位置を瞬時にかつ正確に測定することは困難であり、また測定できたとしても１点流速測定法の特性上、測定項目の増加などは受け入れ難い。よって、ここに最大流速位置推定モデルを作成することとした。

図－2.4に、実験結果から作成した最大流速推定モデルを示す。このモデルにおける最大流速位置は、H／D＜0.8において５H／８で表され、H／D＞0.8では－H／２の傾きで最大流速位置が下降し、満管時に最大流速位置が管径の４割に位置することになる　本モデルを用いた場合の、実Kp値と計算Kp値の比較図を**図－2.5･6**に示す。式②で求められた**図－2.1･2**と比較し、最大流速位置推定モデルを用いた方が実Kp値をより適切に表していることが分かる。



図－2.5　Kp値の比較図＜測点0.1D＞



図－2.6　Kp値の比較図＜測点0.2D＞

（２）従来方法との精度比較

最大流速推定モデルを用いたKpの算出式（ベース式は式②）を用いて流量を算出し、実流量との比較を行った。その結果、従来方法（式①）では実際の流量との誤差が平均で約7.9％であったが、最大流速推定モデルを用いることで、誤差が約3.9％と減少した。

2.3. まとめと今後の課題

従来の１点流速測定法の基礎となる対数則を改良し、新たな式を提案した。ここでは、対数則で表される流速分布形を、実際の流速分布形に近くなるよう径深を修正する方法で行った。その結果、新しい式を用いて算出した補正係数Kpが、実Kp値と非常に良い整合性を得ることができた。またその結果、流量換算時の測定誤差が、従来の約半分となる約3.7%での測定が可能となった。

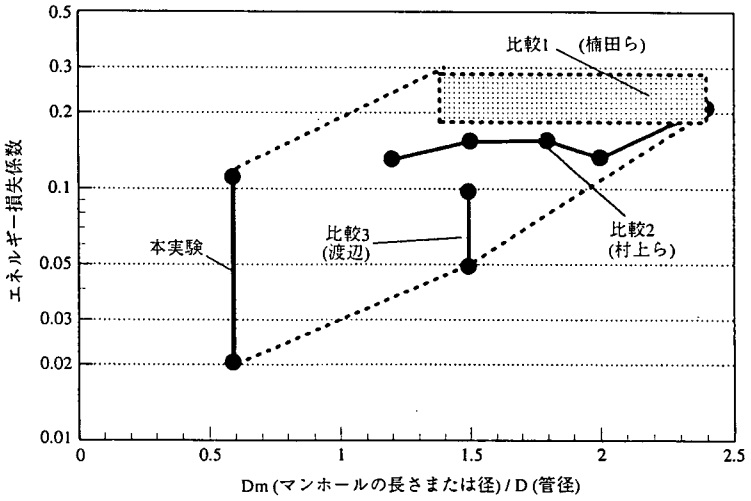
3．下水管路模型によるマンホール部のエネルギー損失計測

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、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　過年度の調査結果

内径0.2mの下水管きょ模型およびインバート付きの２方向流れマンホール模型を用いた実験を行った。サーチャージ流れにおける管路の粗度係数はマニングのｎ値として0.009～0.010を得た。この結果は既往の経験値とよく一致した。次にサーチャージ流れにおけるマンホールのエネルギー損失係数として　0.02から0.12を得た。この結果を既往の実験値と比較すると、小さな値となった。その理由としてマンホールの長さDmと管径D



図－3.1　エネルギー損失係数に対するマンホール長さの影響

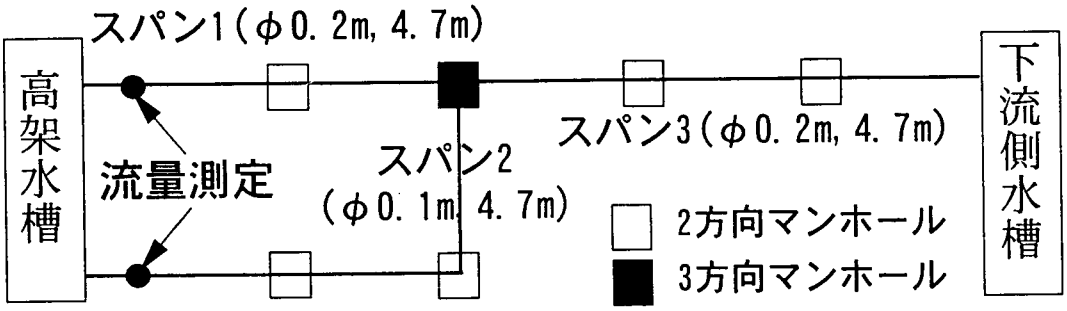
の比Dm/Dが他実験のそれと比べて小さいため、マンホール内での流線の乱れが生じにくいことを指した。図－3.1によりDm/Dがエネルギー損失係数に影響を与えることを示唆した。

平成８年度は、過去に実験の例が少ない、３方向流れマンホールにおけるエネルギー損失係数を測定したので以下に報告する。

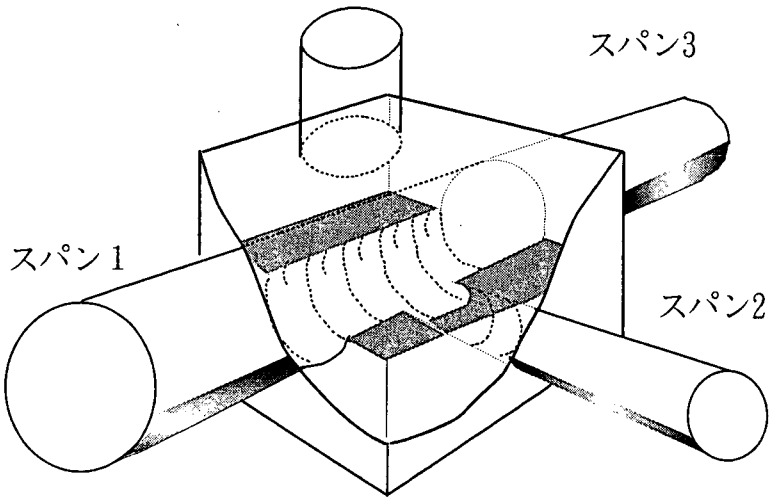
3.3 模型の概要

実験装置は、図－3.2に示すように管路模型、揚水ポンプ、高架水槽、下流側水槽で構成される。管路模型は、管径2mおよび1mの管渠を想定し、その1/10の縮尺の内径0.2m、および0.1mのものを透明アクリルを用いて製作した。後述の３方向マンホールに対して上流側からのφ0.2mの主流をスパン１、φ0.1mの横流入をスパン２、φ0.2mの下流側をスパン３とした。マンホール模型は２方向のものと３方向のものから成る。このうち３方向マンホール模型は、図－3.3に示すようにインバートを有し、管底接合するタイプである。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、それぞれの管路模型の上流側の導水管路部に電磁流量計を設けた。また、管路模型区間におけるピエゾ水頭を計測するため、管路模型区間にマノメーターを0.20～1.00m間隔で設置した。



図－3.2　管路模型



図－3.3　３方向マンホール模型

3.4 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、水位、および全体流量に対する横流入量比の影響の明確化を目的として設定した。すなわち表－3.1に示すように水位を２通り、各水位に対し流速を2通り、横流入量比を６通り、計24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を用いて行った。模型内の水位はφ0.2mの管路の管底を基準とした。管路模型の勾配はゼロとした。データ計測は、模型管路部のピエゾ水頭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0.5mm単位で読みとり記録した。マノメーターの水位は、流速が1.26m/sの場合大きな変動がみられた。このときは変動水位の平均値を読みとることとした。一方、流速が0.63m/sの場合は、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
（Ｑ２：スパン２の流量，Ｑ３：スパン３の流量）

ケース名	水位 m	流速（実物流速）m/s	流量Ｑ3　L/s	横流入流量比 Q2/Q3
A 0, 2, 4, 6, 8, 10	0.4	0.63 (2.0)	20	0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0
B 0, 2, 4, 6, 8, 10	0.4	1.26 (4.0)	40	0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0
C 0, 2, 4, 6, 8, 10	0.3	0.63 (2.0)	20	0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0
D 0, 2, 4, 6, 8, 10	0.3	1.26 (4.0)	40	0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0

2）損失係数の算出

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、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。

・圧力水頭hi

各スパンにおけるピエゾ水頭の値から回帰計算により動水勾配線をそれぞれ求めた。このとき、動水勾配線は直線と仮定した。次に各スパンの動水勾配線をそれぞれ３方向マンホールの中心まで延長し、圧力水頭hiを外挿により求めた。

・速度水頭$vi^2/2g$

各スパンの流量から流速viをもとめ、速度水頭$vi^2/2g$を計算した。

・損失係数Kij

損失係数を次式で定義した。

$$Kij = \{(vi^2/2g+hi+zi)-(vj^2/2g+hj+zj)\} /(vj^2/2g)$$

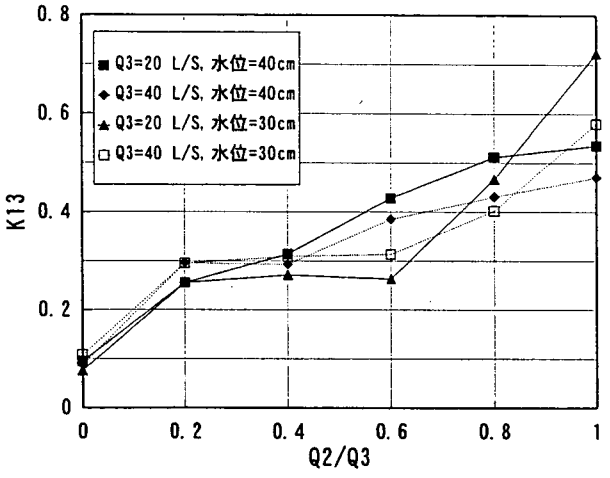
ここに、Kij:マンホール損失係数、g:重力加速度(=9.8m/s^2)、ｚ:位置水頭、ｉ:マンホールの上流側スパン名、ｊ：マンホールの下流側スパン名、である。

3.5 結果と考察

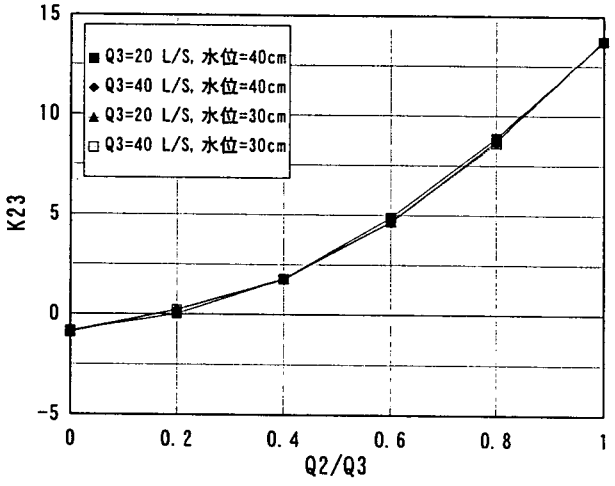
横流入量比を横軸に、損失係数を縦軸に示したグラフを図－3.4･5に示す。図－3.4は損失係数としてK13を、図－3.5はK23をとった。

K13の場合、Q2/Q3=0.0では値は0.1前後となった。今回使用した３方向マンホールの長さDmは0.36mであり、Dm/D=1.8となる。図-3.1にみられるように、いくつかの実験結果より判断すると、２方向流れでDm/D=1.8の場合のエネルギー損失係数は0.1から0.3の間の値をとると考えられる。３方向流れであってもQ2=0の場合は２方向流れの結果を援用できると仮定すると、今回の結果は妥当なものと考えられる。Q2/Q3=0.2および0.4では、損失係数は0.25から0.30の間となった。このとき実験ケースによる違いは殆どみられなかった。しかしQ2/Q3=0.6以上ではケースにより損失係数にばらつきがみられた。このときの水位あるいは流量（流速）の影響は明らかにできなかった。

K23の場合、Q2/Q3=0.0ではスパン1からの圧力がスパン2に影響し、損失係数はマイナスの値をとった。Q2/Q3の増加に従い、下に凸の加速度的な増加をみせた。このときは流量や水位による差異はみられなかった。



図－3.4 横流入量と損失係数の関係
（損失係数＝K13の場合）



図－3.5 横流入量と損失係数の関係
（損失係数＝K23の場合）

3.6 今後の課題

３方向マンホールのエネルギー損失を計測し、流入量比と損失係数の関係を考察した。適当な横流入流量比としては管径比から考えると、0.2前後である。この流量比付近の実験を詳細にする必要があると思われた。また設定した流入量比から考えて、下流側のスパン３の管径を大きくすべきであると考えられた。また横流入量のスパン２の上流側の流れの安定化を図ることが必要と思われた。さらに、横流入条件として、今回の90度以外に60度など他の角度による実験も必要と思われた。

〈参考文献〉
山本, 田村, 「超音波による下水･排水流量の一測定方式」, 計測自動制御学会論文集vol14, No.5, 1978. 10,
城居ら, 「下水道管渠内における流量測定に関する調査」, 第31回下水道研究発表会論文集P719～722, 1994
B. C. Yen et al., Advances in hydroscience, Academic Press, England, 1986

2．熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究

下水道研究室　室　長　田中　修司
主任研究員　榊原　隆
三次処理研究室　室　長　鈴木　穣
主任研究員　小越 真佐司
与儀　和史

1．はじめに－背景と目的

政府開発援助（ODA）の増大に伴って、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国への下水道施設の計画・建設に関する援助も増大している。わが国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、この技術をこれらの開発途上国にそのまま適用することは、自然条件、社会条件、費用、要求水準等からみて、必ずしも最適にはならない場合が多い。このため、熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国の状況に適した下水道技術の確立を目的として研究をおこなうものである。

調査のフローを図1に示す。調査は5ヶ年を予定しており、初年度の平成8年度には、下水道データベースの作成および処理法の開発を行った。

全体研究計画及び年次計画（8年度~12年度）

調査研究項目	8年度	9年度	10年度	11年度	12年度
1. 下水道データベースの作成	―	―			
2. 下水処理・高度処理方法の検討	―	―	―	―	―
3. 水質保全・処理目標の検討			―	―	
4. 汚水収集、雨水排除計画手法の検討			―	―	―
5. 処理水、汚泥の有効利用の検討			―	―	―
6. 地域環境改善効果の評価				―	―

図－1　調査のフロー

2．下水道データベースの作成

2．1背景と目的

熱帯、亜熱帯地域における下水道計画の策定、施設の設計、および建設に関しては、わが国は古くから関わってきた。その代表例としては日清戦争後日本の領土となった台湾における、バルトンおよびその弟子の浜野弥四郎による台北市等での事例が前世紀末から今世紀初頭にかけてみられる。また満州等でも下水道建設がなされたようである。ただし、これらはいずれも居留した日本人の住居や事務所等を対象とすることを念頭においたもので、現在のODAとは考え方を異にする点に注意が必要である。これらの活動は第二次世界大戦前まで継続されたしかし。戦後1940年代および50年代の復興期ならびに60年代の高度成長期前期にはこれらの諸国の下水道整備に対する関与はみられなかった。その後70年代の高度成長期後期にはいり、わが国同様これらの諸国の水質汚濁問題が顕在化する状況がみられる中、援助の必要が叫ばれ、1976年のエチオピア国アジスアベバ市の下水道計画調査を契機としてJICA（国際協力事業団）による援助が始まった。1996年3月までの援助実績をみると、長期専門家派遣が33件、短期専門家派遣が41件、マスタープランやフィージビリティスタディ作成の開発調査（事前調査および本格調査）が66件、無償援助が15件、有償援助が21件、プロジェクト方式技術協力が1件みられる。また集団研修として下水道技術コースが1973年から実施され、1995年までに282名の研修生を受け入れている。他に1991年

より都市雨水排水コース、1992年より維持管理コースがスタートし、毎年それぞれ5ないし8名の研修生を受け入れている。

これらの協力援助の状況を振り返ると、援助はJICAの開発調査が中心であり、管きょ、ポンプ場、処理場の実施設の建設事業の事例は少ない。また実施した開発調査の結果を生かした無償あるいは有償援助の実例がないことが特徴として挙げられる。その原因としては様々な要因が挙げられるが、厳しい見方をすれば、わが国が作成した下水道計画のマスタープラン、あるいはわが国の提案した処理方法がかかる諸国に受け入れられなかったという点が指摘される。受け入れられなかった理由を少し掘り下げて考えると、マスタープランなどの計画の作成時に提示した各種の数値の妥当性が十分でなかったことが可能性として挙げられる。

現在のこれらの国々の衛生状況や水質汚濁状況に対して、努力はなされているが、決して大きく改善されたとはいいがたく、我が国のODAによる諸問題の解決に期待されている部分は大きいといえる。今後とも、開発調査、実施設の建設、施設の運転管理の指導、更新改築事業の指導の要請が継続すると考えられる。そこで妥当性のある数値をもってこれらの調査、建設、指導などを支援するツールの開発およびデータの充実が必要となる。数値の妥当性に欠ける最大の原因は、用いた当該熱帯亜熱帯地域に関する信頼するに足る以下の種類のデータや資料の不足と考えられる。

下水道計画策定の最も基本となる自然条件（降雨量、地形図）、社会条件（人口、面積、経済力、法整備、行政組織）、各種の基礎数値（水道普及状況、水道使用量、水量原単位、計画に関わる河川の水量水質、資材単価、労働単価）

そこで従来行われた調査事例を集大成し、下水道関係の調査、計画、設計、運転管理を支援するデータベースを作成することにより、以下の効用を期待するものである。

①作業者が改めて文献調査や現地調査をする手間をはぶく

②必要とするデータの範囲の明示により、作業者がデータの不確実性を容易に把握できる

③不足するデータの種類が明確化されることにより、今後の調査において重点的に作業ができる

すなわち、迅速性、精確性、説得性、安心性、低コスト、高性能、緊急対応性に資するものである。このことにより、これら諸国の現場の状況にさらに適合した計画、設計、維持管理が行われ、ひいては地域環境や地球環境の改善を図ることができる。

このデータベースのユーザとしては、熱帯・亜熱帯地域において下水道関係の調査、計画、設計、維持管理に携わる日本のODA関係機関、及びこれらの機関より派遣される調査団、長期・短期専門家を念頭においている。

なお、同種のデータベースとして参考文献1）2）が挙げられるが、今回作成するデータベースは、これらの内容を補完し、かつ新しい解析や見方を加えるものと位置づけられる。

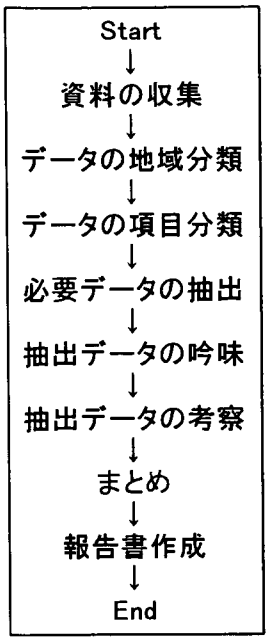
2．2　作業のフロー

作業のフローを図－2に示す。作業は2ヶ年で終了を予定しており、今年度は表－1に示す構成の中間報告書を作成した。

2．3　今年度の作業内容

2．3．1　方針の決定

上述のような作業フロー、報告書の目次案を決定した。



図－2　データベース作成のフロー

2．3．2　資料の収集

資料として、表－2に挙げるものを使用した。この中で基本的事項に関するものは公開された資料であり入手が容易である。また衛生及び下水道に関するものは、わが国の調査、実設計、実維持管理の事例や実績（JICA、OECF など）、海外の調査実績（WB、ADB など）に大別されるが、表－2の右欄の各機関へ文書で依頼し提供をうけた。

表－1　報告書の目次

第1部　序論
第1章　概説
1．1　背景と目的
1．2　対象とするユーザーの範囲
第2章　データベース（DB）の作成手順
2．1　全体フロー
2．2　資料収集範囲と方法
2．3　資料の吟味
2．4　資料の整理方法
第2部　本編
第3章　データベース（DB）の構造と概要
3．1　DBの構造
3．2　DBの要約
第4章　データベース（DB）
第5章　データベース（DB）の解析
5．1　処理方式
5．2　水量原単位
5．3　水質原単位
第3部　結論
第6章　結論
第7章　今後の課題と取り組み
7．1　データ整理
7．2　データベースの完成度
7．3　データの入手
A　引用文献
B　各情報源
C　過去のＪＩＣＡ等調査一覧

2．3．3　資料の吟味

上述の衛生及び下水道に関する資料の特徴について述べる。

a. JICA 下水道集団研修カントリーレポート

研修生の地位、所属、職種、業務内容をみると、幹部と一般職員、国（中央と出先の双方）と地方、技術と事務、下水道と下水道以外の保健部門・環境部門のそれぞれの間で大きな広がりをみせている。従って記述の内容に大きな差異がみられる。一般に職務内容に近い部分の記述は詳しくかつ精度が高く、遠い部分は粗略で精度が低いものと考えられるが、読み手はこの点を意識する必要がある。また計画・設計の諸元に係わるデータが殆どなく、維持管理の実態に係わる記述に現場の生の声というべき精彩のある表現がみられる点が特徴である。

表－2　資料一覧

1. 基本事項	
1) 主要経済指標等	
外務省経済協力局編「我が国の政府開発援助 ODA 白書 下巻（国別援助）1996」	
2) 気象	
天文台「理科年表 机上版 平成7年」	
「最新世界各国要覧 8訂正版」	
2. 衛生及び下水道	
a. JICA 下水道集団研修 カントリーレポート	日本下水道事業団技術開発研修本部
b. JICA 報告書	国際協力事業団
c. OECF 報告書	海外経済協力基金
d. ADB 報告書	アジア開発銀行東京事務所
e. WB 報告書	世界銀行東京事務所情報公開センター
f. その他	建設省土木研究所下水道研究室
	日本上下水道設計株式会社

b. JICA 報告書

開発調査報告書（マスタープラン(M/P)およびまたはフィージビリティ調査(F/S)に係わるもの）と無償資金協力報告書（基本設計調査に係わるもの）に大別される。これらにはそれぞれ事前調査報告書、本格調査報告書がある。

このうち開発調査の本格調査は、現地滞在

期間も2-4ヶ月と長く、しかも乾期と雨期に分けて実施されることが多く、詳細なデータ収集が可能な状況にある。また調査の性格上計画・設計諸元に関するデータの収集には力をいれており、また水量水質の実測調査も必要に応じて実施されるため、資料価値は高い。いっぽうフィージビリティ調査では事業費が積算されるが、その結果や過程のデータがどのような形で報告書に載せられるかは案件ごとに状況が異なるため、必要な情報が得られない場合がある。

無償資金協力の本格調査は、現地滞在期間が1-1.5ヶ月と開発調査に比べ短く、開発調査を踏まえたもの以外は計画設計諸元のデータの精度は落ちる。また事業費は公表資料からは総括表の形で一部の情報しか入手できない。

c. OECF報告書

予めマスタープラン調査あるいはフィージビリティスタディが実施された事業プロジェクトに対する融資実行の妥当性を評価するアプレーザル・レポートが公式のものである。これには組織・制度、財務分析、経済分析、融資実行計画に重点が置かれている。用いられるデータや資料は相手国政府提供の公式のものであり、データや資料としての信頼性は高い。ただしその性格上計画諸元に関する検討や建設費の詳細な積み上げは期待できない。

d. ADB報告書　および　e. WB報告書

いずれもOECF同様有償資金協力を基本としており、アプレーザル・レポートが中心である。

なお平成8年度はこのうちa（1991年より1996年まで）、b.のうち8冊、e.のうち5冊、および関係するその他の資料をもとにDBを作成した。

2．3．4　資料の整理方針

得られた資料のうち、何を生かし何を捨てるべきか、何が重要で何が要らないかという整理の方針を決定する必要がある。今回のデータベースはユーザとしてJICAの開発調査や無償資金協力に関連する調査を実施する者、あるいは現地で実際に維持管理を行うあるいは指導する者を想定している。従って、以下の項目が重要であると考えた。

A 行政組織、各種制度

B 排除方式、処理プロセス

C 計画設計の諸元（フレーム、原単位、建設単価）

D 維持管理の参考値（水量、水質）

2．3．5　DBの分類構造

収集資料を①文章、②図、③表　の3つの形態に分類した。これらをさらに①国名、②対象範囲、③項目、④資料　の4つの分類基準により分類し、コードを付した。コードの割り当て方法と項目は以下である。

①国名：国際オリンピック委員会が承認する世界各国・地域オリンピック国内委員会の略称であるローマ字3文字（スリーレター・コード）による表記を採用した（日本：JPN、中国：CHNなど）

②対象範囲：以下の3種類に分類した。

X1　　全国に関するデータ

X2　　特定の地域または都市（○○県）に関するデータ

X3　特定の地域または都市（□□市）に関するデータ

③項目：　社会経済1、気象1、下水道22、水道項目2、衛生設備1の全27項目からなる。

④資料：以下の6種類に分類した。

Y100　JICA下水道集団研修カントリーレポート

Y200　JICA報告書

Y300　OECF報告書

Y400　ADB報告書

Y500　WB報告書

Y600　その他

DBは市販の表計算アプリケーションに表－3のようにマトリックス状に配列され、必要に応じて引き出せる。例えば、ブラジルの連邦区の下水道整備状況は"BRAX2S04Y204"という認識コードをもつ。なお、独立した図表については、国名および対象範囲ごとに整理した通し図表番号毎にファイルを作成した。

表3　DBの要約

分類コード	大分類	中分類		例			
国名				ブラジル（BRA）			フィリピ（PHI）
対象範囲			X*	全国（X1）	連邦区（X2）	ポート・アレグロ（X3）	マニラ（X2）
項目	社会経済		A00	○			
	気象	首都	B00	○			
	下水道	概説（行政単位等）	S01			○	
		法律制度	S02				
		行政組織	S03		○	○	○
		下水道整備方針	S04				
		下水道整備状況	S05	○	○	○	○
		下水道計画概要	S06				
		排除方式	S07				
		処理方式	S08		○	○	○
		水量原単位	S09				
		水質原単位	S10				
		下水道予算	S11				
		建設費	S12				
		維持管理費	S13				○
		維持管理状況	S14				
		処理の状況	S15			○	
		下水道料金	S16				
		排水基準	S17				○
		環境基準	S18				
		工場排水	S19				
		水質汚濁状況	S20				
		再利用	S21				
		技術上の問題	S22		○		
	水道	水量原単位	W01				
		料金体系	W02				
		その他	W03				
	衛生施設	衛生施設整備状況	T01				○
資料			Y***	（Y204）	（Y204）	（Y205）	（Y204）（Y604）（Y702）

2．4　得られた主要な成果

上述の方法により作成されたDBの概要を総括する。次に主要な計画設計項目の中から処理方式、水量原単位、水質原単位を選択し、その状況を概観する。

2．4．1　総括

作成されたDBは27ヶ国、45地域におよんだ。45地域の内訳は、東アジア・東南アジアが14、南アジアが4、北アフリカ・中近東が7、北アフリカをのぞいたアフリカが5、中南米が12、太平洋地域が4となり、当然ながら我が国との援助協力の関係が深い東アジア・東南アジア、および中南米地域の情報が多い。

DBに必要とされる項目数は全部で45×27＝1,215であるが、今回DB化された項目数は267であり、充足率は267/1,215=22%と低い値にとどまった。これを項目別にみると、社会、気象、下水道の行政組織、下水道整備状況の4項目のみが50%を越え、他の項目は低い値にとどまった。特に、下水道の法律制度、下水道整備方針、水量原単位、水質原単位、予算、建設費、維持管理費、維持管理状況、処理状況、下水道料金、環境基準、水道水量原単位、水道料金、衛生施設整備状況の各項目は全体の充足率22%を下回った。

2．4．2　処理方式

表－4に各国および地域（都市）別の処理方式を示す。今回の調査範囲により18ヶ国201処理場の処理方法が判明した。処理場数を処理方式別にみると、活性汚泥法が73と最も多く、次いで安定池法の38、オキシデーションディッチ法（以下OD法）の20、エアレーティドラグーン法（以下AL法）の10と続く。ここで活性汚泥法の大半はアルジェリアの要リハビリデーション処理場であること、活性汚泥法は大都市において使われやすい状況を考えあわすと、一般都市では安定池法、OD法、AL法が中心といえる。

表－4　熱帯・亜熱帯における下水処理方式

国　名	地域または都市	活性汚泥法	接触安定化法	長時間エアレーション法	オキシデーションディッチ法	散水ろ床法	回転円盤接触法	安定化池法	エアレーティッドラグーン法	海中放流	処理方式不明	計
タイ	バンコク首都圏内											0
	運転中		1									1
	建設中	2										2
	計画中	3										3
	バンコク首都圏外											
	運転中	1			3		4	4	1			13
	建設中	1			11			9	6			27
	計画中										38	0
	計	7	1	0	14	0	4	13	7	0	38	46
中国	北京、天津、西安、成都	4			1							5
フィリピン	マニラ	1						1		1		3
	バギオ				1							1
スリ・ランカ	コロンボ									2		2
ネパール	カトマンズ							2				2
アルジェリア		51						1				52
エジプト		5										5
シリア		1				2		1	1			5
バハレーン	バハレーン	1										1
ガーナ	アクラ、クマシ、テマ、アコソンボ							2		2		4
ケニア	ナイロビ					1		1				2
	ナクル湖					1		1				2
マラウィ	リロングウェ			2	2			2				6
アルゼンティン	ブエノスアイレス				1	1					2	2
ブラジル	（連邦区）ブラジリア	3						1				4
	ポートアレグロ				1	1		2	1			5
ペルー	リマ							1				1
	チルピナ					1						1
	チョシーカ								1			1
ボリヴィア	コチャバンバ、タリジャ、サンタクルス							3				3
ホンジュラス	7タウン							7				7
パラオ	コロール、マラカル、アルカベサンの3島					1						1
	合　計	73	1	2	20	8	4	38	10	5	40	201

次に処理規模と処理方式との関係を見るためタイ国の事例を表－5に示す。これによると、処理能力が30,000m3/d未満ではOD法、回転生物接触法、安定池法、AL法が一般である。30,000m3/d以上になると活性汚泥法が多くなるが、AL法も使われている。他方我が国の公共下水道では近年OD法、回分法、および嫌気好気法ろ床法が急速に普及しているが、これらはいずれも5,000m3/d以下のものが大半を占めている。逆に広い用地を必要とする安定池法およびAL法の実績は全くない。これらのことより下水処理に対する研究や理解が進めばタイ国等でもOD法や回分法等が注目されることが予想される。

表-5 タイ国における処理能力規模別の下水処理方式

処理方式	処理能力規模（x 1,000 m³/d）						
	<5	5-10	10-30	30-50	50-100	100-200	200<
活性汚泥法	-	-	-	1	1	2	1
	-	-	1	-	-	-	-
コンタクト・スタビリゼーション法	-	-	-	1	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-
オキシデーション・ディッチ法	-	-	-	-	-	-	-
	2	5	7	-	-	-	-
回転生物接触法	-	-	-	-	-	-	-
	2	2	-	-	-	-	-
安定化池法	-	-	-	-	-	-	-
	3	2	7	1	-	-	-
エアレーティッドラグーン法	-	-	-	-	-	-	-
	-	2	2	2	1	-	-
	-	-	-	2	1	2	1
計	7	11	17	4	1	-	-

上段：バンコク首都圏内
下段：バンコク首都圏外

2．4．3　水量原単位

今回調査した資料に１人１日平均下水発生量や処理場流入量などの水量原単位について直接言及したものはない。従って下水処理場の処理能力を計画人口で除した値を１人１日平均下水量とした（表－６参照）。

表-6　１人１日平均下水量

国名	都市名	処理場名	計画人口	処理能力			１人１日下水量	
			（人）	生活排水（m³/d）	その他排水（m³/d）	計（m³/d）	（lpcd）	
タイ	バンコク首都圏	Si Phraya	100,000			30,000	300	コンタクト・スタビリゼーション法
		Rattanakosin	120,000			40,000	333	活性汚泥法
		Yannawa	485,000			195,000	402	活性汚泥法
		Nong Khaem	401,000			157,350	392	活性汚泥法
		Lard Burana	298,000			65,000	218	活性汚泥法
		Central Bangkok (St. 1)	800,000			350,000	438	活性汚泥法
		計	2,204,000			837,350	380	活性汚泥法
フィリピン	マニラ	アヤラ	85,000 *1			37,900	446	
インド（Maharashtra）	Thane		200,000			18,000	90	活性汚泥法
	Bhiwandi		100,000			5,500	55	沈殿法
	Silapur		400,000			54,000	135	沈殿法
	Kolhapur		250,000			10,000	40	沈殿法
	Nanded		120,000			8,900	74	沈殿法
		計	1,070,000			96,400	90	
アルジェリア	Baraki		750,000 *1			150,000	200	活性汚泥法
	Annabe		500,000 *1			67,000	134	活性汚泥法
	S. El Bhouzlane		25,000 *1			2,850	114	活性汚泥法
	Bejaia		80,000 *1			13,000	163	活性汚泥法
	Aokas		4,500 *1			450	100	活性汚泥法
	Tichy		1,200 *1			100	83	活性汚泥法
	Djelfa		88,000 *1			14,000	159	活性汚泥法
	Ouargla		87,000 *1			21,600	248	活性汚泥法
	Saida		78,000 *1			7,600	97	活性汚泥法
	Bounoura		60,000 *1			15,600	260	活性汚泥法
	T. Ouzou E.		28,000 *1			4,080	146	活性汚泥法
	T. Ouzou W.		25,000 *1			4,320	173	活性汚泥法
	D. B. Khedda		14,500 *1			1,770	122	活性汚泥法
	Tadmait		13,000 *1			2,420	186	活性汚泥法
	Boghni		13,000 *1			2,100	162	活性汚泥法
	Kolea		45,000 *1			10,000	222	活性汚泥法
	El Kala		25,000 *1			3,750	150	活性汚泥法
	ZerizerAsfour		3,000 *1			260	87	活性汚泥法
	Tiaret		60,000 *1			9,000	150	活性汚泥法
	Bechar		30,000 *1			9,000	300	活性汚泥法
	Sfisef		16,000 *1			4,080	255	活性汚泥法
	Telagh		12,000 *1			1,800	150	活性汚泥法
	Tilmouni		2,000 *1			200	100	活性汚泥法
	Ben-Badis		8,000 *1			950	119	活性汚泥法
	Es Senia		15,000 *1			1,500	100	活性汚泥法
	Misserghin		5,000 *1			500	100	活性汚泥法
	Tighennif		16,000 *1			2,600	163	活性汚泥法
		計	2,004,200			350,530	175	
シリア	Damascus		2,200,000			485,000	220	活性汚泥法
	Aleppo		2,000,000			255,000	128	エアレーティッドラグーン法
	Homs		655,000			135,000	206	散水ろ床法
	Hama		500,000			70,000	140	散水ろ床法
	Al Salamieh		70,000			7,000	100	安定化池法
		計	5,425,000			952,000	175	
バハレーン	バハレーン	Tubli	300,000 *1			164,363 *3	548	
			130,000 *2			164,363 *3	1264	
アルゼンティン	ブエノスアイレス	スード・オエステ	250,000			100,000	400	散水ろ床法
ブラジル	ブラジリア	North & South Wing	428,064 *2			133,128 *3	311	活性汚泥法
	Brazlandia	Brazlandia	33,753 *2			2,548 *3	75	安定化池法
	Sobradinho	Sobradinho	65,170 *2			7,429 *3	114	活性汚泥法
		計	526,987			143,105	272	
西サモア	アピア		36,000	5,320	2,205	7,525	209	海中放流（計画）

*1：換算人口　*2：予想接続人口　*3：実流入下水量　記載のないもの：計画人口，公称処理能力
ブラジリア（ブラジル）のNorth & South Wingは，実際はNorth WingとSouth Wingの２つに分かれるが地区の区分が判然としないため，合算し一場として表した。

ここで各国の値の平均値をみると、タイのバンコク首都圏は380（リットル／人・日、以下lpcdと記す）であり、インドの平均90 lpcd、シリアの平均175 lpcdと比べると際だって高い。この値の妥当性を他の資料の値から検証してみる。文献３によれば、マニラ首都圏中心部の１人１日平均下水量を給水量の７割として、地区平均として131 lpcdとしている。また文献４によれば、発展途上国の１人１日平均給水量は46～260 lpcdである。文献５によれば給水栓20万個以下の１人１日平均給水量は110～280 lpcdである。以上

よりバンコクのデータには生活排水以外の排水が付加されていることが推察される。

2．4．4　水質原単位

水質原単位も水量原単位同様直接の言及がみられなかった。従って前項で求めた水量原単位と下水処理場流入水濃度を掛け合わせて、1人1日汚濁原単位を算出した。結果を表―7に示す。値が極端なものを除くと、1人1日汚濁原単位はBODで25-35（グラム／人・日）、以下gpcdと記す）、SSで30-70 gpcdであった。これは文献6,7,8で示した値の範囲内にあった。

表-7　下水処理場流入・流出水質（計画，実績）

国名	都市名	処理場名	処理方式	処理能力/流入下水量			流入水		1人1日	1人1日	1人1日
				生活排水 (m^3/d)	工場排水 (m^3/d)	計 (m^3/d)	BOD_5 (mg/l)	SS (mg/l)	下水量 (lpcd)	BOD負荷量 (gpcd)	SS負荷量 (gpcd)
中国	北京	Gaobeidian	標準活性汚泥法	250,000	250,000	500,000	200.0	250.0	149	29.8	37.3
	天津	Eastern Suburb	標準活性汚泥法	280,000	120,000	400,000	280.0	240.0	125	35.0	30.0
	天津	Jizhuangzi	標準活性汚泥法	180,000	80,000	260,000	200.0	250.0	125	25.0	31.3
	西安	Beishiqiao	オキシデーションディッチ	105,000	45,000	150,000	180.0	255.0			
	成都	Sanwayao	標準活性汚泥法	70,000	80,000	150,000	200.0	260.0			
フィリピン	マカティ	アヤラ	活性汚泥法			37,850	196.2	75.1	133	26.1	10.0
		Dagat-Dagatan	安定化池			8,300	61.5	78.3	133	8.2	10.4
	バギオ	バギオ	オキシデーションディッチ				249.9	136.5			
エジプト	カイロ	Elgabal Al Asfar		1,000,000	-	1,000,000	300.0	300.0			
		Al Berka		60,000	-	60,000	300.0	300.0			
		Zenin		60,000	-	60,000	300.0	300.0			
		Al Mansoura		120,000	-	120,000	400.0	400.0			
		El Mehawafl Korba		60,000	-	60,000	400.0	400.0			
バハレーン	バハレーン	Tubli				164,000	164.0	199.0			
ケニア	ナイロビ	Kariobangi	散水ろ床				588.0	543.0			
							430.0	545.0			
		Dandora	安定化池				390.0	330.0			
							325.0	436.0			
	ナクル	Town	散水ろ床				500.0				
マラウィ	リロングウェ	Area 2	長時間エアレーション			230	145.0	270.0			
		Area 6	安定化池			80	80.0	343.0			
		Area 13	オキシデーションディッチ			521	102.0	163.0			
		Area 18A	長時間エアレーション			58	288.0	480.0			
		Area 18B	オキシデーションディッチ			737	260.0	260.0			
		Area 33	安定化池			472	147.0	220.0			
ブラジル	ブラジリア	South Wing	活性汚泥法			99,526		155.0	211		32.7
		North Wing	活性汚泥法			33,602		219.0	211		46.2
		Brazlandia	安定化池			2,548		336.0	211		70.9
		Sobradinho	安定化池			7,429		230.0	211		48.5

2．4．5　水量・水質原単位の推定

先述のように、水量・水質原単位は確かな情報として与えられる機会が殆どないため、過去の同様の調査や実績等から推定しているのが実状である。ここでは推定の方法の1つとして、データ取得の確実性が高い社会経済情報との関係を調べ、回帰式から求める方法を提案し、その可能性を考察するものとする。対象とした社会経済指標として1人あたりGNPを選んだ。これは殆ど全ての国で入手可能である。水量原単位の情報としては文献4、5、9を選んだ。なおこれらは全て1人1日平均給水量を示すものであった。水質原単位の情報としては文献6、7、8の資料を用いた。

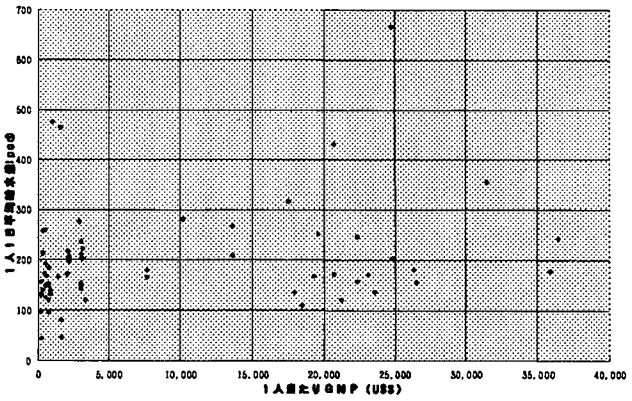


図-3　1人あたりGNPと1人1日平均給水量の関係

結果を図－3および図－4に示す。1人あたりGNP値の増加に伴い、原単位量も増加することが予測されたが、双方とも明確な傾向はみいだせなかった。

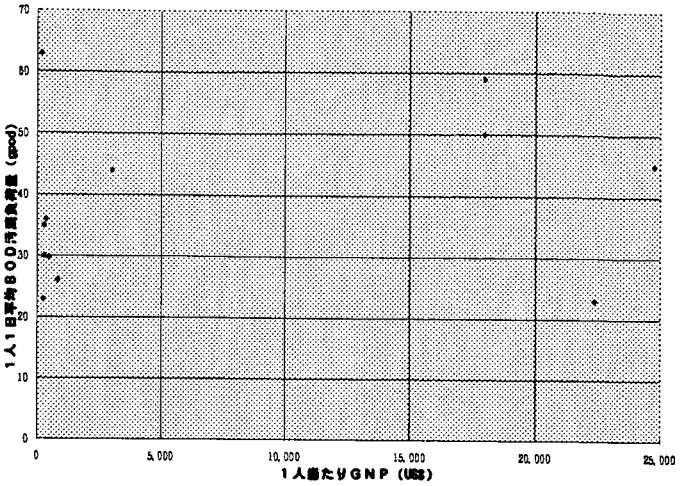


図-4　1人当たりGNPと1人1日平均BOD汚濁負荷量の関係

2．5　今後の課題

過去のJICA下水道集団研修レポートをもとに熱帯・亜熱帯地域に関する下水道データベースを作成した。この中で処理方法、水量原単位、水質原単位に着目し、その考察を行った。また水量原単位および水質原単位の推定方法を提案した。

今後の課題として、以下が挙げられる。

2．5．1　データの整理方法

今回調査では、目標とした調査項目に対し、報告書から得られた情報の充足率は大変低かった。充足率を向上するためには、データの抽出作業において今回報告書の項目単位としてデータを拾っていたものを図表を含めもっと詳細に拾い上げれば可能と思われるが、作業時間と労力の問題が残る。

また今回作成したDBはユーザの要望に応じてDBの管理者が操作し出力する形を想定している。つまりユーザがDBに自由にアクセスすることを念頭においていない。図表もオリジナルを管理者が保管し、要望に応じて貸し出す等を想定している。これらの利用形態については今後検討を進めたい。また報告書そのものをみたいとう要望への対応も考える必要がある。

2．5．2　データベースの完成度

平成8年度調査はJICA下水道集団研修レポートを中心にデータベースを作成したが、特に法律、水質原単位、下水道予算、建設費、維持管理費、下水道料金の各項目についてのデータが不足した。これについては9年度に中心的に取り組む必要がある。

またデータは存在するものの、中身の充実度に欠ける点も多くみられた。この点もできる限り補っていきたい。

2．5．3　データの入手

JICA下水道集団研修の参加者には、その国の下水道事情に関して一定様式に従った資料の提出を求めているが、ほとんどの参加者はこの様式とは別の構成で資料を作成している。今後はこれまでに得られた情報を念頭において、必要な情報が得られるように事前に参加者に要請することが望ましい。またJICAの開発調査関連のレポートも建設省あるいは日本下水道事業団など、JICA以外の場に一元的に収集保管されるシステムの構築が望ましい。

3．下水処理法の検討

政府開発援助(ODA)が増大し、予算は5年（1991～1995）連続で世界1位で、1兆円以上の予算額となっている。それに伴って下水道に関する援助も増大している。しかし、この援助に関しては、開発途上国に適した下水処理技術が適用されておらず、有効に機能していないという指摘も一部にある。このため、まず、問題点等の整理のため文献調査を行い、次いで、途上国に適した技術として、所要動力のいらない通性池に着目し、実験を行った。

なお、これまで通性池について実験的検討があまり行われていないことから、各水質項目ごとの水理学的滞留時間(HRT)に対する処理特性の把握を目的とし、槽内の有効利用の観点から、槽内の混合状態についても検討した。

3．1　文献調査

開発途上国における下水処理法を検討する上で、問題点または注意すべき点を整理する必要があるため、文献調査（表－8）を行った。

表－8　文献調査

問題点または注意点	内　容
一般的[1)]	1）下水道に対する認識が薄い。 2）水質保全に対する住民の意識が低い。 3）下水道に対するプライオリティが低い。 4）財政基盤が脆弱である。 5）専門技術者が少ない。 6）中堅技術者が少ない 7）体制が伴わない。
下水道施設整備の状況[1)]	多くの国あるいは都市は、下水管渠は整備しても資金不足で下水処理場の建設までには至らず、そのまま河海に放流しているのが実状である。
事業実施上のネック[1)]	資金的限界が最大の制約となっており、これに運転維持管理、不十分な資金回収、専門職員の不足、非専門職員の不足が続いている。
処理水の再利用[1)]	開発途上国の一部の国々、とくに乾燥地域にある国々では、砂漠、少降雨という厳しい自然条件の下で、下水は貴重な水資源の一部と考えられており、その有効利用は切実な課題となっている。このような国々では下水道はまさに再利用を目的として計画されることがある。
気候的特徴[1)]	開発途上国では一般に乾期と雨期の期分けが明確である。
指　標[10)]	「健康」問題がすでに解決している先進国では環境指標（BOD等）を重視するが、途上国では下痢症や寄生虫症等の健康指標が重要な指標である。
土　地[10)]	途上国のほとんどのメガロポリスは、都市化され、密度が高い。これらの地域には、限られた土地に適用可能な技術が必要である。

以上のことから、開発途上国には財政および技術上の制約要因があり、適正技術として簡易な技術が求め

られる場合がある一方で、大都市においては土地に関する制約から先端技術や高価な技術が求められる場合があることが明らかとなった。

3．2　通性池の概要

自然の沼地または人工的に掘削して造った浅い広い土地に下水を導いて長時間滞留させ、自然に発生する微生物の作用によって有機汚濁物を生物化学的に安定化される池が安定化池であり、通性池はその１つで、表層は好気性、底層は嫌気性となる。

通性池における光合成および呼吸に関する簡単化した生物化学反応を次に示す。

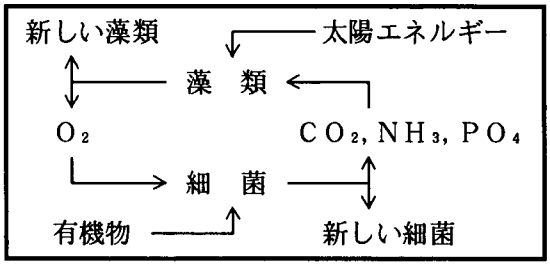
光合成：　　藻　類

$$CO_2 + 2H_2O + エネルギー \longrightarrow CH_2O + O_2 + H_2O \quad (1)$$

呼吸：　　細　菌

$$CH_2O + O_2 \longrightarrow CO_2 + 2H_2O \quad (2)$$

池内の細菌は、式（１）の光合成作用によってもたらされた酸素を用いて有機物を分解するが、この際生じる炭酸ガスは藻類の光合成作用に利用される。その共生作用は、図－５のように表すことができる。



図－５　藻類と細菌の共生作用

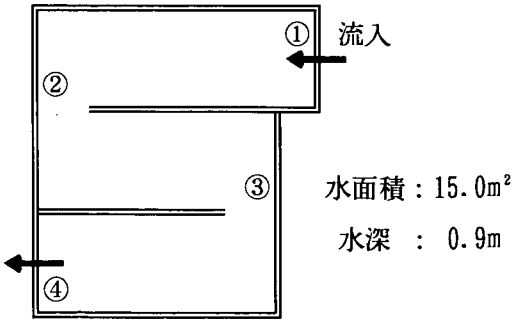
通性池の長所および短所を表－９に示す。

表－９　通性池の長所および短所

長　所	短　所
１）水量、水質変動に対する柔軟性がある。	１）広大な用地を要する。
２）維持管理にあまり手間を要しない。	２）嫌気性状態となった場合、臭気問題を生じる。
３）建設費および維持管理費が安価である。	３）処理水中に藻類やSSが流出し、放流水のBOD、SSが高くなることがある。

3．3　実験方法

実験は水面積15.0m²、水深0.9mの水槽（図－６）を４つ用い、生下水を流入水として、各槽のＨＲＴをそれぞれ５、15、30、45日に設定し、流出口をオーバーフロー式として実験を行った。①から④は槽内の水質調査時におけるサンプリングの位置を示しており、その位置で上層（水面）、中層（水面下40cm）、下層（水面下80cm）の水質を調査した。



図－６　実験水槽の概略図（平面図）

実験は、７月末から通水し始め、槽内の安定した９月から水質分析を行った。また、データの解析は処理

状況の良好な９～10月のデータを用いた。

３．４　実験結果

３．４．１　SS除去

各水質項目の実験結果を表－10に示す。SS除去については、処理水のSSは80～111mg/ℓと高濃度で、流入水のSSより１～５割程度増加し流出した。処理水は緑色を呈し、ｸﾛﾛﾌｨﾙaは340～730μg/ℓで、かなりの量の藻類が発生した。発生した藻類は５Ａろ紙をほとんど素通りし、ＧＦ/Ｂ(孔径：１μm)で捕捉されたことから、発生した藻類は数μm程度と推察される。

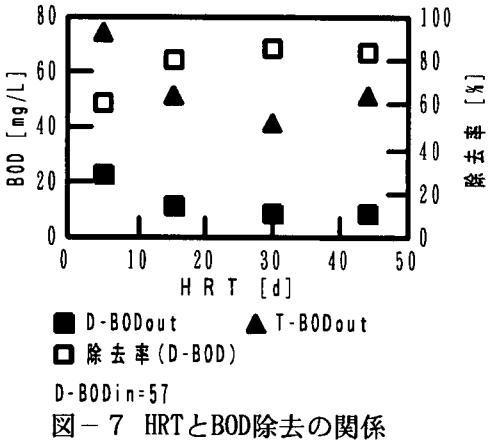
表－10　各水質項目の実験結果（平成８年９月～10月の平均値）

水質項目	流入水	処理水			
		HRT　5d	HRT１５d	HRT３０d	HRT４５d
		HRT4.9d	HRT14.7d	HRT28.7d	HRT42.2d
T-BOD　[mg/ℓ]	103	74(28)	51(50)	41(60)	51(50)
D-BOD　[mg/ℓ]	57	23(60)	11(81)	8(86)	9(84)
NH4-N　[mg/ℓ]	22	15(32)	8(64)	4(82)	3(86)
PO4-P　[mg/ℓ]	1.51	0.78(48)	0.29(81)	0.31(79)	0.06(96)
SS　[mg/ℓ]	74	91	111	84	80
大腸菌群数[個/mℓ]	1.1×10^{6}	3.5×10^{5}(67)	2.1×10^{5}(81)	7.6×10^{4}(93)	6.7×10^{4}(94)

注）HRTの上段は設定値、下段は実測値。（）の数値は除去率（%）である。

３．４．２　有機物除去

HRTとBOD除去の関係を図－７示す。HRTが長いほど良好に除去が行われた。しかしながら、D-BODとT-BODを比較してみると、処理水は藻類等のSSが除去されることなく流出したため、T-BODの除去率はD-BODより３割も低い値となった。



図－７　HRTとBOD除去の関係

３．４．３　窒素(N)・りん(P)除去

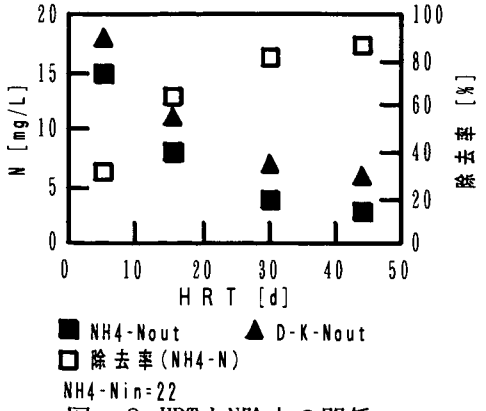
HRTとN及びP除去の関係を図－８、９に示す。図－７と同様な傾向でHRTが長いほど良好な処理水が得られた。除去されたD-BOD:D-K-N:D-Pの比をとるとHRT５日で50:10：1、HRT15～45日で約41:15:1となった。この比の違いは、槽中の微生物の構成の違いを示すものと考えられ、HRTを長くとると有機物除去に対してN及びP除去の割合が増加した。

３．４．４　大腸菌群の除去

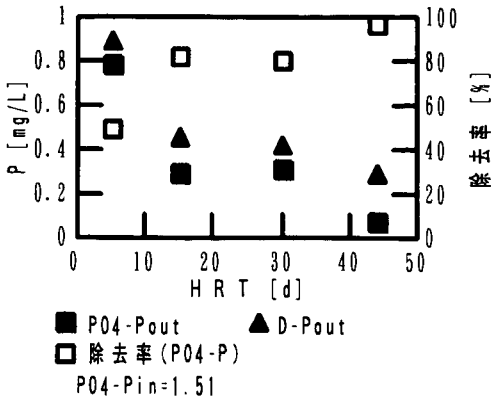
HRTと大腸菌群除去の関係を図－10に示す。標準活性汚泥法による処理水の大腸菌群数は、浄化機能が良好であれば、3000個/mℓ未満であると言われているが、その値に対して20～120倍程度の値になった。

槽内の大腸菌群数を図－１１に示す。上層でのみ減少し、中層および下層はほぼ一定である。これは、上層では太陽光の紫外線によって殺菌され減少するが、中層および下層は紫外線が届かないためであると考えられる。また、上層での減少も10^{4}個/mℓ程度までにとどまっており、さらなる除去を考えると、生物による

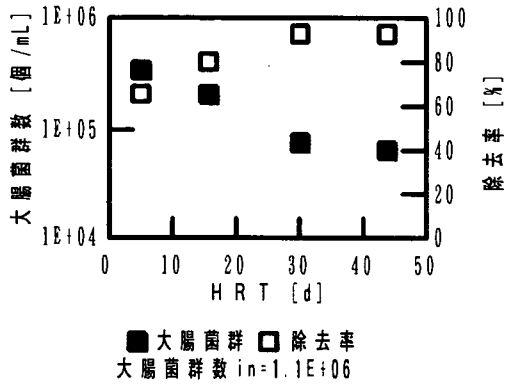
吸着を有効に利用する方策の検討が必要であると考えられる。



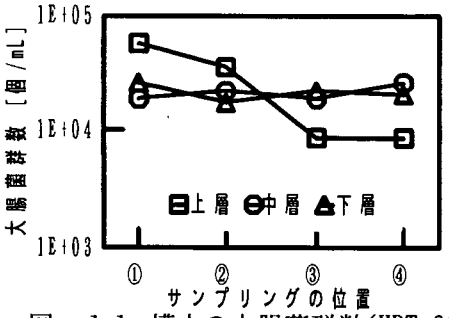
図－８ HRTとN除去の関係



図－９ HRTとP除去の関係



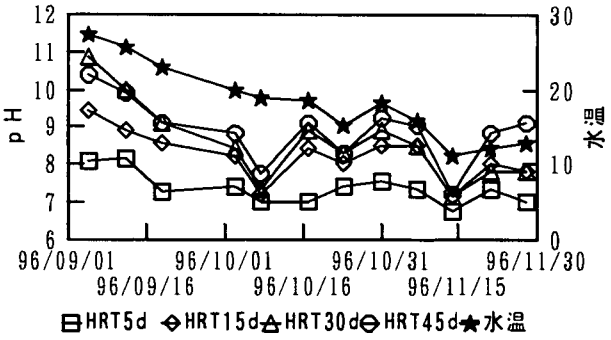
図－１０ HRTと大腸菌群除去の関係



図－１１ 槽内の大腸菌群数(HRT=30d)

３．４．５ ｐＨの挙動

処理水のｐＨの推移を図－12に示す。ｐＨは９月から徐々に下がり、10月以降はほぼ一定の傾向がうかがえる。９月の初旬にはｐＨが10～11に達しているかなり高い槽もある。高ｐＨになるのは、日中の活発な光合成作用時に式（１）の反応が大きく進行して炭酸ガスが不足し、液中に溶解している重炭酸の平衡式（３）が右にシフトするためである。高ｐＨは細菌の活性に対して阻害要因となるため、図－１の共生関係のバランスに悪影響を及ぼすものと考えられ、高ｐＨに注意する必要がある。



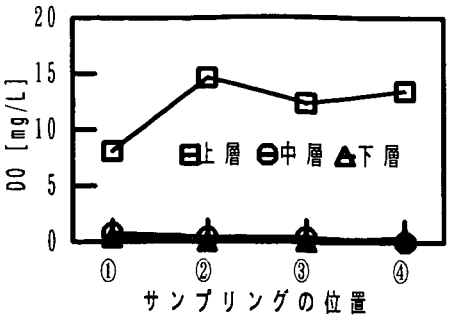
図－12 ｐＨの推移

$HCO_3^- \longleftrightarrow CO_2 + OH^-$ （３）

３．４．６ DOの挙動

槽内のDOを図－13に示す。上層が好気、中層および下層が嫌気状態で、上層と中層および下層では10mg/ℓ程度もDO濃度の違いがあり、上層のDOは中層および下層に効率的な酸素の供給が行われていないのがうかがえる。そのため、鉛直方向に仕切り板を設け、下方の細菌もDOを利用できるように槽内を改造すると、通性池として有機物の分解速度を向上させ、負荷の増大が可能であると考えられる。

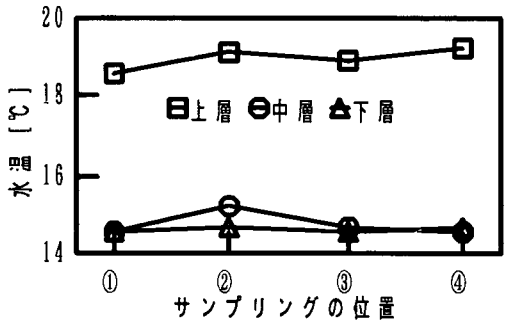
通性池は、溶解性成分の除去には効果的だが、SSが高濃度で流出する。このためSSの除去が可能で、藻類と細菌の共生関係のバランスのとれた通性池となるように、通性池の高度化を図っていく必要があると考えられる。



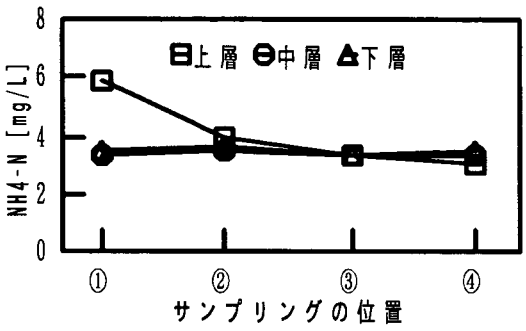
図－13 槽内のDO(HRT=5d)

3．4．7　槽内の混合状態

槽内の水温及びNH4-Nを図－14、15に示す。図－14に示すように中層および下層に比べ上層の水温は約4℃高い。また、図－15に示すように中層および下層のNH4-Nはほぼ一定の値であり、上層の水質から影響を受けていない。以上より、水深方向に生じる密度差のため、槽内は混合されず、上層における水平方向の流れの中で浄化が起きていると考えられた。



図－14 槽内の水温(気温:18.7℃, HRT=30d)



図－15 槽内のNH4-N(HRT=30d)

4．結論と今後の課題

8年度の結論と今後の課題をまとめると以下の通りである。

1）過去のJICA下水道集団研修レポート等をもとに熱帯・亜熱帯地域に関する下水道データベースを作成した。この中で処理方法、水量原単位、水質原単位に着目し、その考察を行った。また水量原単位および水質原単位の推定方法を提案した。

今後の課題として、データの整理方法の改善、データベースの完成度の向上、データの入手方法の改善が挙げられる。

2）下水処理法については、通性池による下水処理実験を行い、滞留時間に対する処理特性を明らかにした。槽内の状況把握により、槽内が温度躍層により不十分な混合状態となり、上層における水平方向の流れの中で浄化が起きていることが推察された。

今後の課題として、処理水SSの低濃度化、通性池の形状の検討、適正負荷の検討が挙げられる。

参考文献

1）建設省、（社）国際建設技術協会：開発途上国における都市排水・汚水処理技術適用指針（案）、平成5年3月

2）建設省都市局下水道部：途上国下水道整備マスタープラン策定支援指針の策定調査、平成8年3月

3）Nippon Jogesuido Sekkei Co., Ltd. & Tohmatsu & Co., "Study on Water Supply and Sewerage Master Plan of Metro Manila in the Republic of the Philippines - Final report", February 1996

4）Guillermo Yepes & Augusta Dianderas, "Water & Wastewater Utilities - Indicators 2nd Edition", Water and Sanitation Division, the World bank, May 1966

5）"Water Utilities Data Book - Asian and Pacific Region", Asian Development Bank, November 1993

6）Duncan Mara, "Sewage Treatment in Hot Countries", John Willy & Sons, September 1975

7）Daniel A. Okun & George Ponghis, "Community Wastewater Collection and Disposal", WHO 1975

8）WHO EMRO Technical Publications No.10, "Watstewater Stabilization Ponds - Principles of Planning & Practice", WHO Regional Office for the Western Mediterranean, 1987

9）（社）日本水道協会研修国際部，「水道事業の国際的統計」，水道協会雑第66巻第2号（第749号），平成9年2月

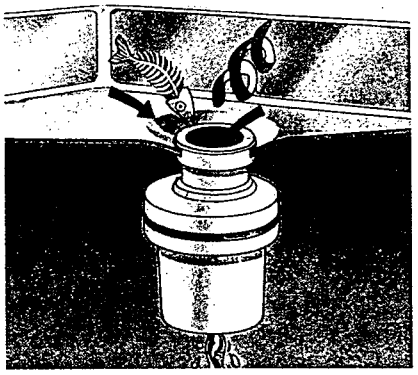
10）東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻国際環境計画（クボタ）講座：国際環境計画通信、No. 7～No. 10

３．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　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が直接下水道へ流されるため、①ごみ収集処理への負荷の低減　②下水管渠内での固形物の沈殿　③下水汚泥処理への負荷の増大　④家庭内の生活環境の向上といった影響を与えると考えられる。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。



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。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、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７年度までの調査結果

平成５年度は、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て以下の知見を得た。

(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・硝化内生脱窒法を用いる場合、全ての処理場でタンク容量は不足し、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。

平成６・７年度は、高負荷対応型高度処理実験施設を用いた実験調査、及びSS性有機物の脱窒・りん放出

に与える影響について調査を行い、以下の知見を得た。

(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)好気槽への供給空気量を風量一定で制御したとき、高有機物負荷時、反応タンクのDO濃度が減少し処理が悪化するときがあった。ディスポーザーの普及に際しては、負荷の変動幅は更に大きくなるものと考えられることから、風量一定制御では処理性能の維持に注意が必要である。

(3)粒径74μm以下のSS性有機物は、脱窒反応、りん放出に必要な有機物源として直接的間接的に利用される。脱窒反応においては、このようなSS性有機物の脱窒速度への寄与度合は有機物量（CODCr）に対して溶解性有機物の１/６程度となる。

(4)粒径74μm以上のSS性有機物は、脱窒反応、短時間内でのりん放出に対して効果は認められない。

３．平成８年度の調査内容

これまで、流入水SS濃度を高めるための生下水重力濃縮槽を備えた高負荷対応型高度処理実験施設（平成７年度下水道関係調査研究年次報告書集参照）を用いて主に高SS負荷下水の処理性能について検討してきた。しかし、このように調製した高SS負荷下水は、全てでディスポーザー排水を近似しているとは考えられない。そこで、本年度は市販のディスポーザーを用いて実際にディスポーザー排水を調製し、処理性能等について検討することとした。ディスポーザーに供した厨芥試料は、本土木研究所の食堂より発生する厨芥(調理過程で発生するような野菜くず等は殆どなく、主に残飯である）とした。当食堂の残飯は、流し台の排水口に設置された水切穴付の金かごの中に全量集められるようになっており、大部分の液状成分は水道水で洗い流されている。

厨芥の内容物は、採取日のメニューにより若干異なるが、その主なものを表－１に示す。また、供試厨芥の含水率等を表－２にまとめた。なお、残飯として発生する油分は、もちろんそのまま試料として採取したが、実験上の取り扱いを容易にするため、大量の油分を含むフライ、天ぷら等の揚げカスは残飯に混ぜないよう食堂側に配慮してもらい、試料の採取を行った。

表－１　主な厨芥内容物（目視による）

穀類：	ご飯、スパゲティ、中華麺、そば、うどん
野菜類：	キャベツ、ニンジン、モヤシ、タマネギ、白菜、タケノコ、ネギ、ジャガイモ、フライドポテト、トマト、キュウリ、ホウレンソウ、カボチャ、パセリ、レモン、シナチク、シメジ
肉類：	鶏、豚、牛、ハム
豆腐：	豆腐、厚揚げ、インゲン、トウモロコシ
海藻類：	ワカメ、コンブ
その他：	卵殻、シャケフライ

以下の各調査における水質項目の分析方法について、表－３に示す。表中、D-とは溶解性を意味する（以下も同様）。本表他の水質項目の分析方法については、各節に特記する

表－２　厨芥の含水率等

	最小値	最大値	平均値
含水率(%)	80.5	86.5	83.0
蒸発残留物(%)	13.5	19.5	17.0
強熱減量(%)	13.0	18.7	16.5
強熱残留物(%)	0.3	1.0	0.5

以外、全て下水試験方法によった。なお、本調査におけるCODとは、二クロム酸カリウムによる酸素要求量（COD_{Cr}）をいう。

また、実験には、実際の生下水としてK浄化センター流入下水を用いた。

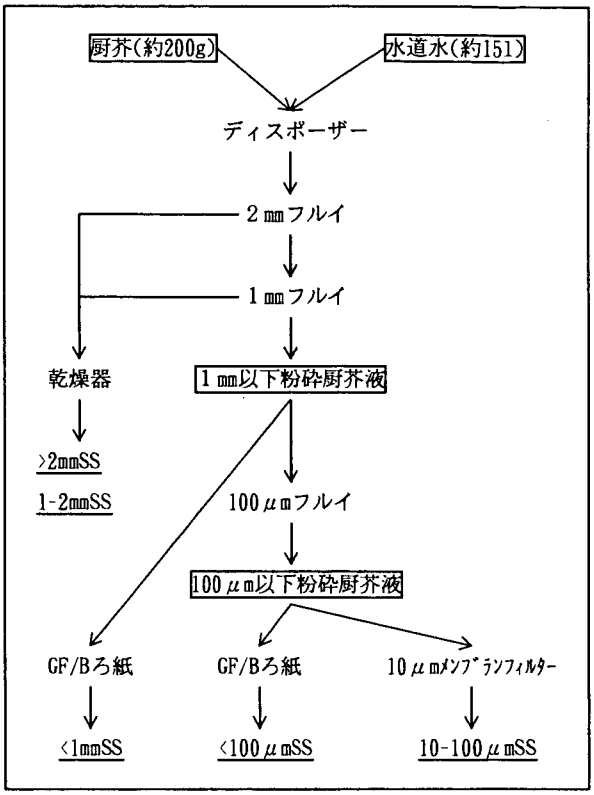
表－3　分析方法

項　目	分析方法
NH4-N, NO2-N, NOX-N K-N, PO4-P, T-P	TRRACS800(ブランルーベ社)による
D-COD	オートアナライザーII(ブランルーベ社)による
T-COD	HACH迅速水質分析計DR/700による
TOC	TOC-5000(島津)による

4．平成8年度の調査結果

4．1　粉砕厨芥による汚濁発生量に関する調査

厨芥約200g（湿潤重量）をディスポーザーによって粉砕し、粉砕厨芥の粒度毎の汚濁発生量（SS、COD(TOC)、T-N及びT-P）をフルイ（2mm、1mm及び100μm）又はろ紙（GF/B及び10μmメンブランフィルター）を用いて調べた。試料の調製方法を図－2に示す。目開き2mm及び1mmのフルイに捕捉された固形物は、フルイごと乾燥器に入れ、フルイの重量を差し引くことより乾燥重量として求めた。100μm～1mm範囲のSS、COD、T-N及びT-P濃度は、図－2の1mm以下粉砕厨芥液及び100μm以下粉砕厨芥液の両粉砕厨芥液の測定値の差から求めた。また、100μm以下粉砕厨芥液について、SSの測定と同様の方法により、孔径1μmガラス繊維ろ紙の代わりに孔径10μmメンブレンフィルターを用いて10～100μmのSS濃度を、そして差し引きから1～10μmのSS濃度を求めた。得られた結果は、厨芥100g(湿潤重量)当たりの汚濁発生量として表－4に示した。厨芥の含水率が83.0%であったから、湿潤厨芥100gの乾重量は17.0g、SSとして捕捉された量が13.0gなので、乾重量の2割程度が溶解成分に移行した計算になる。これにより溶解性有機物として、CODで2.7g、TOCで1.3gが発生しているものと考えられた。



図－2　試料の調製方法

表－4　厨芥100g当たり汚濁発生量（g）

		最小値	最大値	平均値
SS	2mm-	2.42	6.05	4.00
	1-2mm	1.63	3.00	2.48
	100μm-1mm	2.10	3.31	2.82
	10-100μm	2.11	3.45	2.56
	1-10μm	0.94	1.50	1.17
COD	100μm-1mm	2.13	6.43	4.35
	1-100μm	4.68	6.45	5.62
	-1μm(D)	1.54	4.40	2.66
	<1mm合計	—	—	12.63
T-N	100μm-1mm	0.039	0.116	0.082
	1-100μm	0.029	0.039	0.030
	-1μm(D)	0.054	0.061	0.057
	<1mm合計	—	—	0.169
T-P	100μm-1mm	0.003	0.012	0.006
	1-100μm	0.003	0.003	0.003
	-1μm(D)	0.004	0.011	0.008
	<1mm合計	—	—	0.017
D-TOC	-1μm(D)	0.88	1.68	1.28

次に、ディスポーザーの導入に伴っ

て増加する原単位を試算してみる。生ゴミの原単位を250ｇ/人日[2]とし、表－４に求められていない１㎜以上のSS分のCOD、T-N及びT-Pは、１㎜以上SS(ｇ)に表－４より得られる100μｍ～１㎜範囲のCOD/SS比（＝1.5）、T-N/SS比（＝0.03）及びT-P/SS比（＝0.002）を乗じて換算するものとすると、表－５のように求められた。SS、T-N及びT-P原単位は、文献[2]の値とほぼ同様の値（CODについては当文献に値なし)を示した。

表－５　ディスポーザー排水による原単位増加量

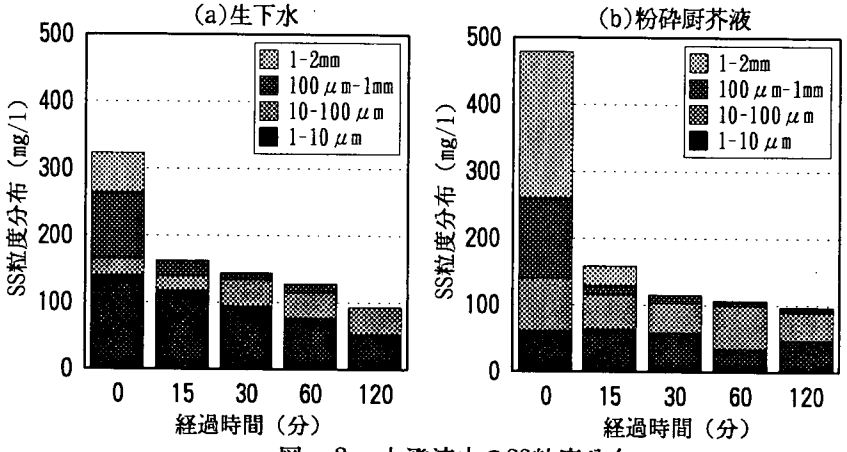
項　目	g/人日
SS	32.6
T-COD	54.5
D-COD	6.66
T-N	0.91
T-P	0.076

４．２　ディスポーザー排水の沈降性に関する調査

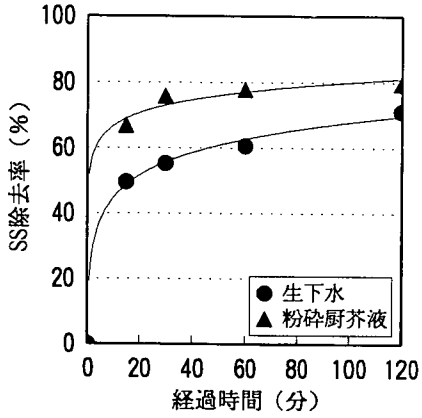
ディスポーザー排水の最初沈殿池での沈降特性について検討するため、以下のような実験を行った。なお、２㎜以上のSS成分はそのほとんどが比較的短時間のうちに沈殿するため、ここでは２㎜以下のSS成分について検討することとし、試料は予め２㎜のフルイを通して実験を行った。

４．２．１　回分実験

２１のメスシリンダーに生下水又は粉砕厨芥液（SS濃度が生下水程度となるよう粉砕厨芥と水道水で調製したもの）をよく混合して入れ、所定時間（15、30、60及び120分）経過後の上澄水１１を採取し、SS濃度を測定した。結果を図－３に示した。また、SSの除去率を図－４に示す。沈殿除去効果は100μｍ以上のSSで高く、特に１㎜以上の粗大SS分は生下水で15分、粉砕厨芥液で30分以内に全て沈殿除去された。100μｍ以上のSSは、粉砕厨芥液で約70％、生下水で約50％と粉砕厨芥液の方が多く、生下水よりも高いSSの除去率が得られることが分かる。



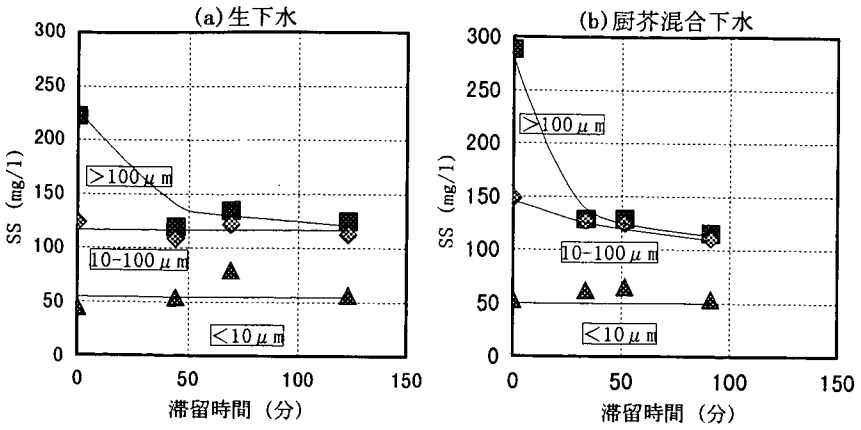
図－３　上澄液中のSS粒度分布



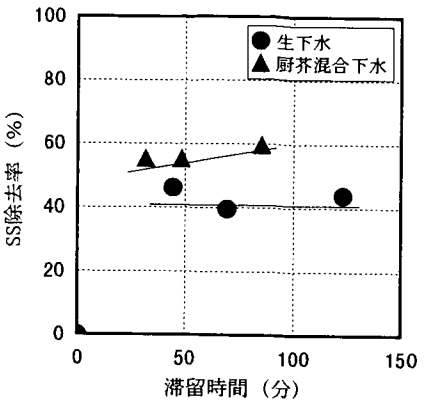
図－４　沈殿時間とSS除去率

４．２．２　連続実験

容積５１の小型円形沈殿池（断面積177cm²で、滞留時間50分が水面積負荷2.0m/dに相当する。水面積負荷の点ではあまり実際的とは言えず、主に滞留時間に関する検討である）に目開き２㎜のフルイを通した生下水又は厨芥混合下水（生下水由来のSS：粉砕厨芥由来のSS＝50：50となるよう生下水と粉砕厨芥液を混合したもの）を流入させ、流出水中のSS濃度を測定した。その結果を図－５に示す。生下水、厨芥混合下水とも同様の傾向で、100μｍ以下のSSの除去効果はほとんど無く、＞100μｍSSのほぼ全量が滞留時間50分程度以内に沈殿除去された。図－５(a)より生下水の100μｍ以下SSの除去効果を無いとすれば、同図(b)において、はじ



図－５　流出水中のSS粒度分布

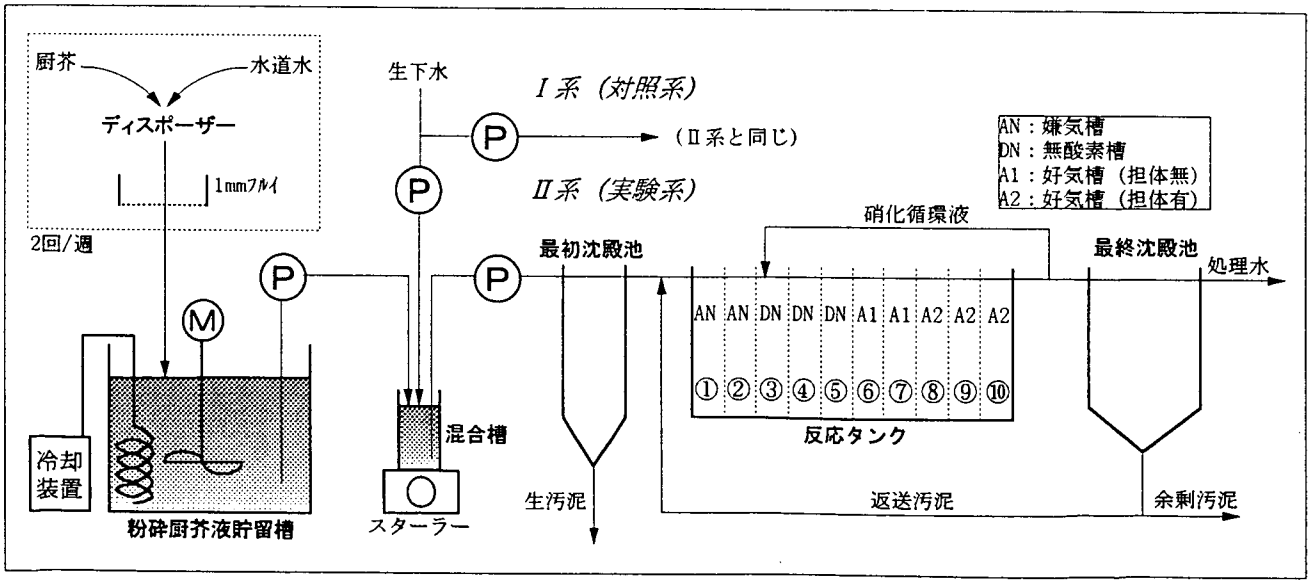


図－６　滞留時間とSS除去率

めの生下水由来SS：粉砕厨芥由来SS＝50：50は、滞留時間30分～50分の流出水では62：38、同85分の流出水では69：31と求められる。このように、最初沈殿池流出水の厨芥粉砕物による影響度合いは、流入水よりも低減されることが分かる。図－６は、SSの除去率として示したものであるが、沈殿効果の高いSS分を多く含む厨芥混合下水で生下水の場合よりも15%程度除去率が高くなった。連続実験であるため、回分実験結果に比べて除去率は低下していた。

４．３　ディスポーザー排水の高度処理に関する調査

ディスポーザー排水の高度処理に及ぼす影響を検討するため、図－７のようなベンチスケール実験を行った。実験は、対照系として通常排水としての生下水を処理するＩ系とディスポーザー排水として、生下水に粉砕厨芥液を添加できるような実験系としてのⅡ系と、２系列を運転した。以下に実験装置の各部について説明する。



図－７　実験装置

①粉砕厨芥液貯留槽（100ｌ）

厨芥3.0kg(湿潤重量）をディスポーザーで粉砕し、水道水で100ｌとした。但し、送液ポンプの正常な動作を確保する上から、１mm以上の粗大なSS分については、フルイを通すことより取り除いた。４．２の結果から分かるように、このようなSS分は大部分が生汚泥として引き抜かれるものと考えられ、生汚泥の発生量等を検討する際にはこの分を考慮する必要があるが、生物反応槽への影響を調査するためには、このように取り除くことに問題はないと考えた。粉砕厨芥液は、３～４日に１回の割合で新しく作り直すとともに、腐敗を防ぐため、槽内に投込式の冷却器を入れて４～５℃に保冷した。

②混合槽（500ml）

滞留時間にして１～２分程度のものである。生下水１ｌに対し厨芥1.5ｇの割合[注)]で混合した。

注)生ゴミの原単位250ｇ/人・日[2)]、また、排水量原単位を流総指針[3)]をもとに300ｌ/人日とすれば、生下水１ｌ当たりの厨芥量は0.83ｇである。１mmフルイを通すことで、約50%のSS（＞１mmSS/全SS＝6.5/13：表－４参照）が除去されるため、混合割合を約２倍とし、流入SS濃度がﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ普及時に想定される濃度に近くなるようにした。

③最初沈殿池（10ｌ）

円形沈殿池。実際の最初沈殿池と同程度の水面積負荷が得られるよう、内径を小さく(10cm)作製した。反応タンクのHRTを８ｈで運転する時、水面積負荷は38.5m/d、滞留時間は48minになる。生汚泥は、流入量の0.8%相当を３回/週の頻度で引き抜いた。

④反応タンク（100ｌ）

10槽に等分割され、No.１、２槽を嫌気槽、No.３～５槽を無酸素槽、No.６～10槽を好気槽とし、好気槽のうちNo.８～10槽に固定化担体を投入する担体投入型A_2O法で運転した。固定化担体の仕様は表－６のとおり、担体投入率は20v/v%とした。その他の運転条件等は、表－７のとおりである。

⑤最終沈殿池（50ｌ）

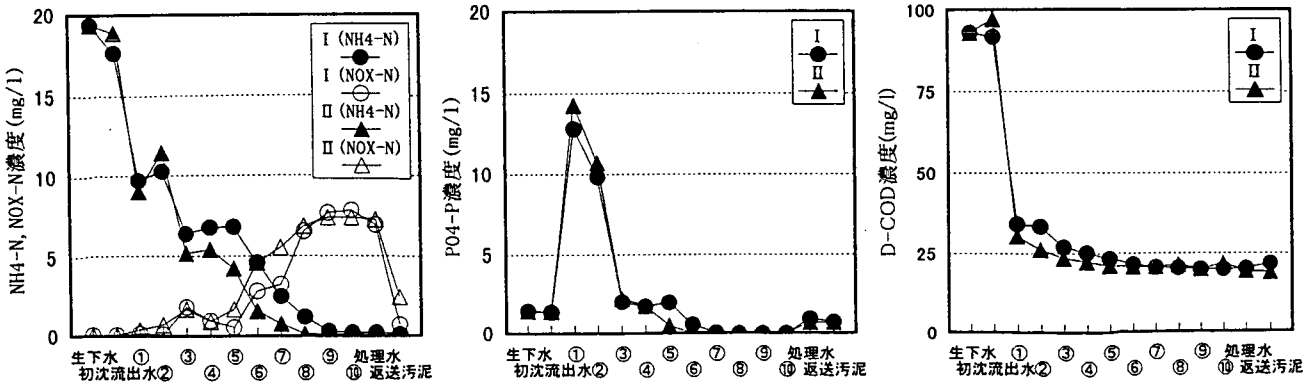
滞留時間４ｈの円形沈殿池。汚泥界面が一定となるよう適宜余剰汚泥を引き抜いた。

表－６　固定化担体仕様

材質	ポリプロピレン
比重	1.025g/cm^3
形状	円筒形
長さ	５mm
外径	４mm
かさ比重	0.271g/cm^3

表－７　実験装置の運転条件等

	Ⅰ系	Ⅱ系
ＨＲＴ	８（ｈ）	
汚泥返送率	50（%）	
硝化液循環率	100（%）	
水温(℃)	14.2	14.8
MLSS(mg/l)	2,916	3,001



図－８　流下方向の水質変化（Ⅱ系：ディスポーザー排水処理前）

はじめⅠ系、Ⅱ系とも生下水を通水し、処理が安定して両系とも同様の挙動を示すことを確認(図－８参照)した後（約１ヶ月後）、Ⅱ系に粉砕厨芥液を添加した。

４．３．１　流入水及び初沈流出水の水質

表－８に流入水及び初沈流出水の水質を示す。合わせてⅠ系に対するⅡ系の増加率((Ⅱ－Ⅰ)/Ⅰ×100％)を示した。流入水の増加率は、実地実験調査によって得られた増加率、BOD、D-BODが60％、SSが30％、T-Nが15％、及びT-Pが30％[1]とほぼ同程度のものと考えられる。溶解性の窒素・りんがⅠ系よりもⅡ系で若干小さくなっているが、これらを殆ど含まない粉砕厨芥液により、生下水が稀釈されたためである。SS由来の水質成分の増加以外に、溶解性有機物の増加率が高く、流入水のD-CODで約70％、D-TOCで約40％の増加、初沈流出水のD-BOD・D-TOCで約25％、D-CODで約55％の増加があった。

表－８　流入水及び初沈流出水の水質

水質項目	流入水			初沈流出水		
	Ⅰ(mg/l)	Ⅱ(mg/l)	増加率(％)	Ⅰ(mg/l)	Ⅱ(mg/l)	増加率(％)
SS	113	157	38.4	79	83	4.8
T-BOD	－	－	－	111.7	116.2	4.0
T-COD	236.5	357.5	51.2	218.5	269.8	23.5
T-KN	31.2	35.1	12.5	29.5	30.1	2.1
T-P	3.46	3.80	10.0	3.36	3.22	－
NH4-N	21.0	19.2	－	22.8	19.3	－
NOX-N	0.12	0.14	23.9	0.05	0.03	－
PO4-P	1.49	1.25	－	1.68	1.22	－
D-KN	24.1	21.9	－	24.6	21.9	－
D-P	1.71	1.68	－	1.90	1.56	－
D-BOD	－	－	－	67.8	86.2	27.1
D-COD	76.0	131.7	73.3	72.0	112.2	55.9
D-TOC	35.2	48.8	38.5	35.4	44.7	26.1

表－９に、Ⅰ系、Ⅱ系それぞれの最初沈殿池における除去率を示すが、4．２に述べた理由によりⅡ系で高い除去率が得られ、初沈流出水質の増加率は流入水質のそれより相当小さくなることが分かる。T-N、T-Pの増加はほとんど認められず、T-CODも、SS由来分のみならば、7.6％の増加率でしかない。このように最初沈殿池によって、ディスポーザー排水の高い流入負荷の増加は、溶解性有機物を除いて、１割にも満たない程度の増加に低減されることが分かった。このことは逆に、厨芥より発生するSSが、そのまま生汚泥発生量の増加になることを示す。

表－９　初沈における除去率(％)

水質項目	Ⅰ	Ⅱ
SS	30.4	47.3
T-COD	7.6	24.5
T-N	5.4	14.1
T-P	2.7	15.3

４．３．２　処理水質

流下方向（初沈流出水、嫌気槽末端(No.②槽)、無酸素槽末端(No.⑤槽)、担体無好気槽末端(No.⑦槽)、担体有好気槽末端(No.⑩槽)及び処理水）の平均的な水質変化を図－９に、処理水質の平均値及び処理水質の初沈流出水質に対する除去率を表－10に示す。Ⅱ系においても、SS、有機物及びりんに関してⅠ系と同様の高い除去率があり、良好な処理水質が得られた。処理水溶解性有機物（D-COD）がⅡ系で５mg/l程度高くなっているが、図－９の水質変化をみれば好気槽においてほとんど変化しておらず、また処理水のD-BODはⅠ系、Ⅱ系ともほとんど変わらないことから、この増分は生物難分解性有機物によるものと考えられ、生分解性有機

表－10　処理水質及び初沈流出水質に対する除去率

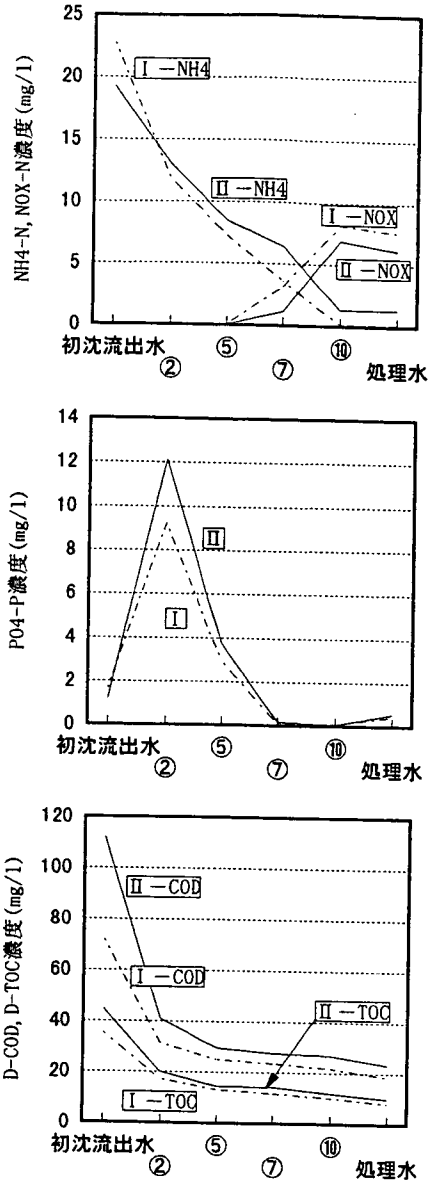
水質項目	処理水質(mg/l)		除去率(%)	
	I	II	I	II
SS	3.3	4.1	95.8	95.1
T-BOD	8.5	12.0	92.4	89.7
T-COD	24.5	29.8	88.8	89.0
T-N	8.97	9.94	69.6	67.0
T-P	0.44	0.76	86.9	76.4
NH4-N	0.19	1.37	99.2	92.9
NOX-N	7.66	6.19	—	—
PO4-P	0.35	0.56	79.2	54.2
D-KN	0.97	3.33	96.1	84.8
D-BOD	2.7	2.5	96.0	97.1
D-COD	18.7	23.4	74.1	79.1
D-TOC	8.5	10.2	76.0	77.2

物としてはディスポーザー排水の高い有機物負荷も問題なく処理可能であった。

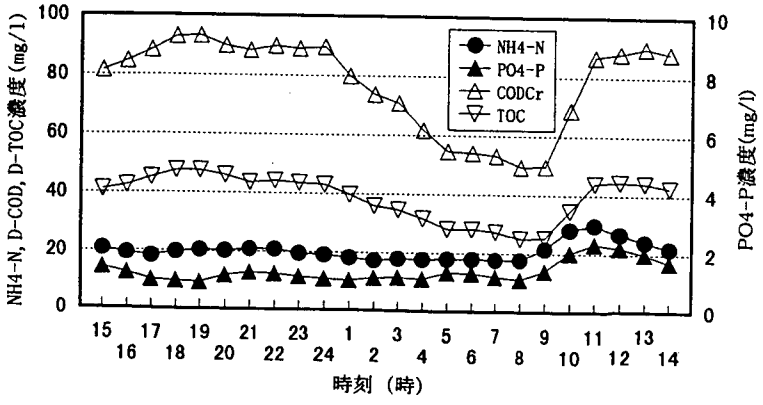
窒素については、II系で完全硝化を達成できず処理水中にNH_4-Nが残存していた。図－９の⑤～⑦におけるNO_x-Nの増加速度、すなわち硝化速度をみれば、I系に比べII系の方が小さくなっていることが分かる（具体的には以下の流入水質の時間変動による影響についての項で述べる）。II系では、高い流入有機物濃度のために汚泥発生量が多く、その結果、SRTが短くなって硝化細菌量が減少したためと考えられた。

（流入水質の時間変動による影響について）

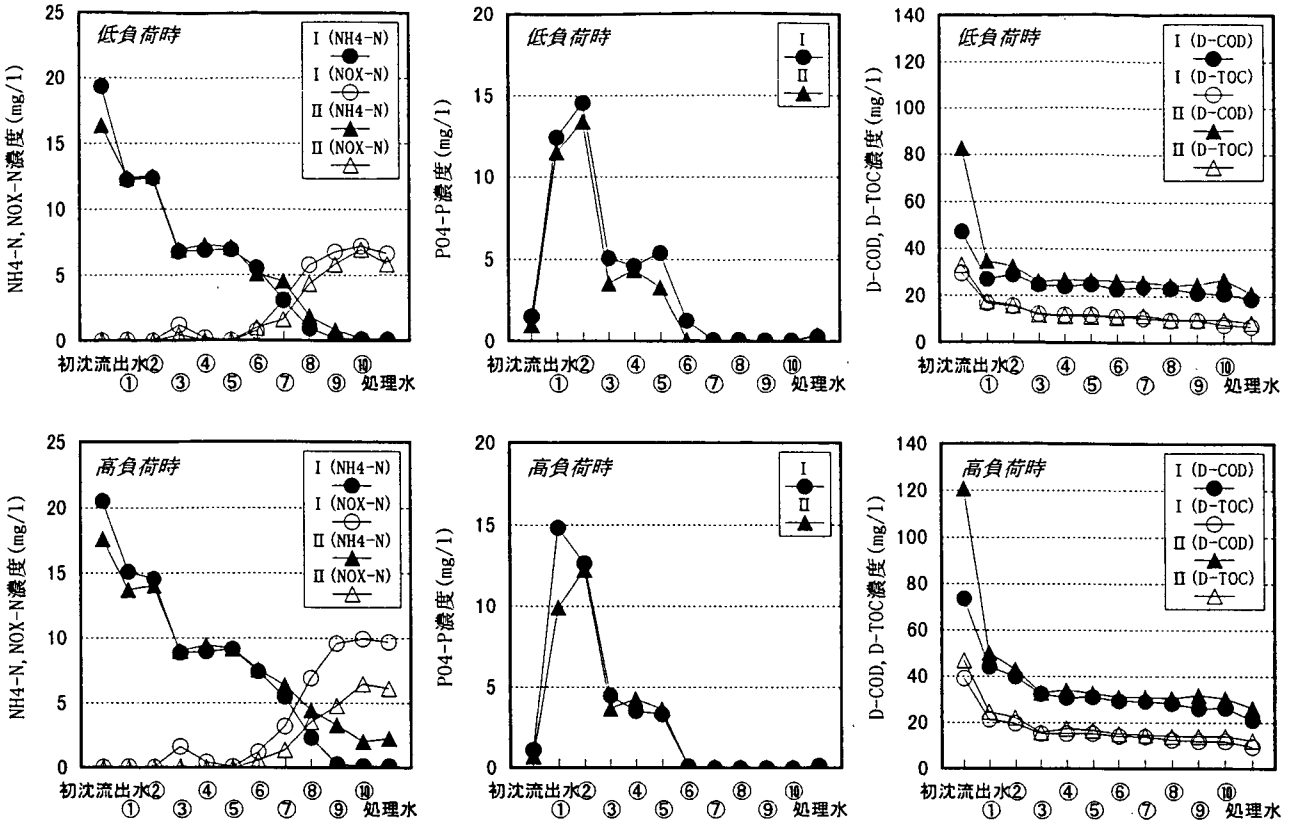
当K浄化センターの流入水（生下水）をオートサンプラーを用いて１時間毎に採水、流入水質の時間変動を調査して、図－10の結果を得た。これより有機物や窒素、りん濃度は昼間時間帯に高く、夜半から朝方にかけて低くなることが分かる。ここでは、低負荷状態が継続した後の7:00頃、及び高負荷状態の続く20:00頃にサンプリングを行い、流入水質の時間変動に対する影響について検討した。図－11は、反応タンク各槽及び初沈流出水、処理水について流下方向の水質の変化を見たものである。有機物やりんは、低負荷時も高負荷時も共に良好な処理水質を得ていた。窒素は、硝化細菌量の少ないと考えられるII系でも、低負荷時にはI系よりも遅れるものの完全硝化を達



図－９　流下方向の水質変化
（II系：ディスポーザー排水処理）



図－10　流入下水（生下水）の経時変化



図－11　低負荷時及び高負荷時における流下方向の水質変化

成していた。しかし、高負荷時には完全硝化を達成できずに2.3mg/lのNH_4-Nが処理水中に残存した。ディスポーザーの使用形態を考えれば、むしろここに示した高負荷時の処理成績程度にまで影響があると考える必要がある。反応タンクの硝化能力に与える影響は次のように計算される。⑤～⑦及び⑦～⑩（但し、基質濃度の影響を受けていないと考えられる範囲：低負荷時；⑦～⑧（Ⅰ、Ⅱとも）、高負荷時；⑦～⑧（Ⅰ）、⑦～⑩（Ⅱ））で硝化速度を求め、⑦～⑩での硝化速度の向上は全て担体付着汚泥によるものとすると、浮遊活性汚泥、固定化担体単位容積当たりの硝化速度は、表－11のようになる。浮遊活性汚泥の硝化速度は、Ⅱ系でⅠ系の半分しかないことが分かる。固定化担体の有する硝化速度は、担体単位量当たりではⅠ系、Ⅱ系であまり相違しないようであるが、担体付着汚泥量がⅡ系はⅠ系の60%増と実測されており、担体付着汚泥単位量当たりではⅡ系はⅠ系の半分程度にとどまる。Ⅰ系、Ⅱ系とも担体に付着している硝化細菌量はあまり変わらないが、Ⅱ系では従属栄養細菌も多量に付着しているためにこのような結果になったものと考えられる。表－11より、系全体の有する硝化能力（浮遊活性汚泥硝化速度×50ｌ＋固定化担体硝化速度×30ｌ×20%）は、Ⅰ系の399mgN/hに対し、Ⅱ系はその約６割255mgN/hと計算される。Ⅱ系にⅠ系と同じ硝化能力を持たせるためには、浮遊活性汚泥のみで不足分を補うときには容量を110ｌにする必要があり、固定化担体により補うときには担体投入量を40% V/Vにする必要がある。

表－11　単位容積当たりの硝化速度

	浮遊活性汚泥	固定化担体
Ⅰ	4.8 mgN/l•h	26.5 mgN/担体l•h
Ⅱ	2.4 mgN/l•h	22.5 mgN/担体l•h

以上のようにディスポーザー排水を受け入れる処理場では、有機物やりんの除去に関しては特に問題はな

いが、窒素除去に関しては影響が認められており、良好な窒素除去を維持するためには、好気時間を長くする、担体投入量を増やす等の対処が必要である。このうち、担体投入量を増加する方法が実用的であり、効果的であると考えられる。

4．3．3　脱窒に及ぼす影響

脱窒速度は、有機物負荷の増大に伴って大きくなる。現行の下水処理場においても、必要な脱窒速度を得るために最初沈殿池をバイパスする例もある。上記に見たように硝化に大きな影響を及ぼすディスポーザー排水であるが、生物が利用しやすい溶解性有機物を多く含み、かつ生物には比較的利用されにくく、大量に流入すれば処理性能に悪影響を及ぼすSS性有機物は、最初沈殿池において効果的に除去されるという特徴を有するため、脱窒には好都合であると考えられる。図－11を見ても、Ⅰ系では無酸素槽の最初の槽であるNo.3槽においてはまだNOx-Nが残存するのに対し、Ⅱ系では既に脱窒が完了しており、Ⅱ系の脱窒速度の大きいことが知られる。このように、ディスポーザー排水を受け入れる場合には、無酸素槽を小さくし、その代わり好気槽を大きくすることで高度処理を円滑に進めることが可能となるものと考えられた。

（汚泥の有機物含有率について）

表－12に返送汚泥の有機物含有率（＝VSS/SS）を示す（反応槽内活性汚泥についてもほぼ同値）。左欄は、Ⅱ系においてディスポーザー排水処理を開始する前の期間における値で、当然のことながら両系とも同程度、約81％を示した。右欄は、Ⅱ系でディスポーザー排水処理を開始した後に測定された値で、Ⅰ系の81.0％に対し、Ⅱ系では約４％高い84.8％を示した。このことは、最終沈殿池において、通常の場合より活発に脱窒反応が行われることを意味し、汚泥管理を適切に行わないと脱窒スカムの発生が予想される。

表－12　返送汚泥の有機物含有率(％)

	Ⅰ:通常排水 Ⅱ:通常排水	Ⅰ:通常排水 Ⅱ:ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰ
Ⅰ	79.6～83.6(81.3)	80.5～81.6(81.0)
Ⅱ	79.3～81.9(80.8)	84.2～85.5(84.8)

4．3．4　汚泥発生量と物質収支

初沈流出水質及び処理水質より余剰汚泥発生量を計算する。

余剰汚泥量(g/d)＝$(a \cdot \Delta C_{D\text{-}BOD} + b \cdot \Delta C_{SS})Q - c \cdot X \cdot V_A$

$\Delta C_{D\text{-}BOD}$：初沈流出水D-BOD－処理水D-BOD(g/d)

ΔC_{SS}　：初沈流出水SS－処理水SS(g/d)

Q　　：流入水量(l/d)

X　　：MLSS(g/l)

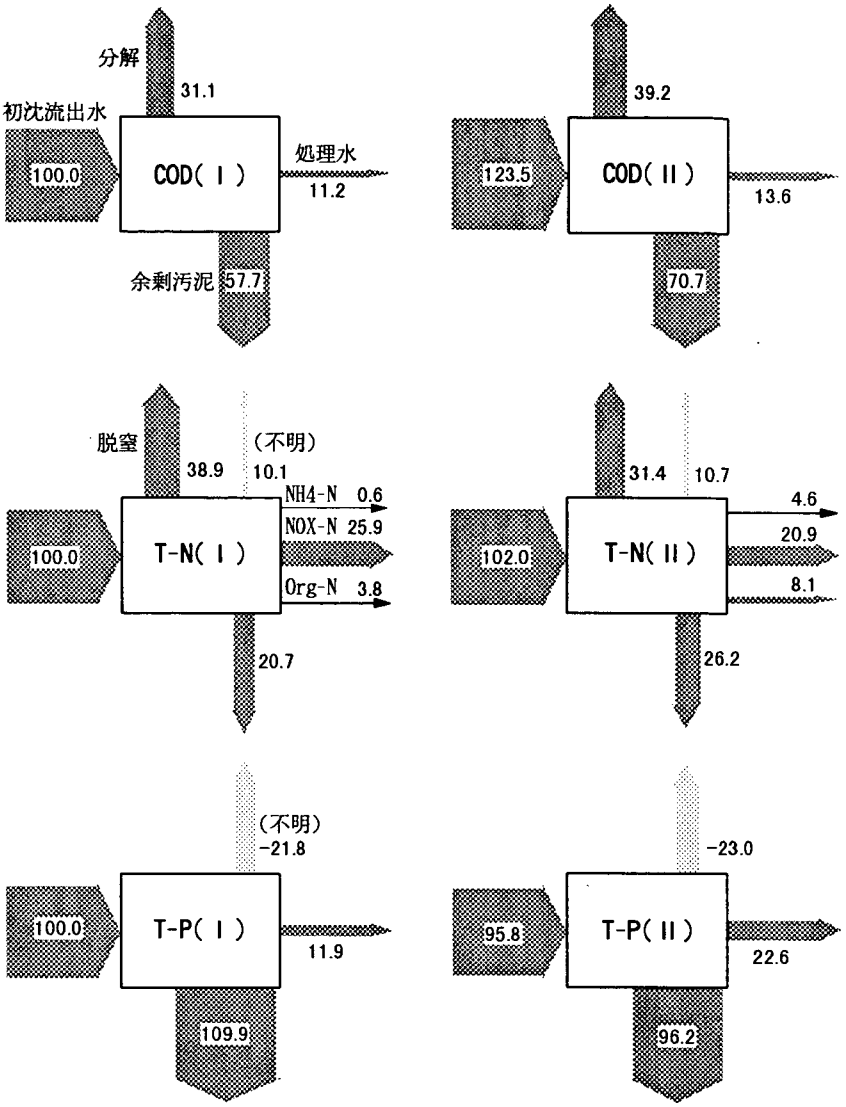
V_A　　：好気槽容量(l)

諸係数ａ，ｂ及びｃは、文献[4]値0.5～0.6、0.9～1.0及び0.025～0.035の中央値を用いると、余剰汚泥量はⅠ系で27.9g/d、Ⅱ系で31.8g/dと計算される。ディスポーザーが導入された場合、下水処理場において発生する汚泥量は、生汚泥がSSの増加量相当分として（現況の生汚泥発生量の）30～40％増（４．３．１）、余剰汚泥が（現況の余剰汚泥発生量の）約15％増となるものと考えられる。

表－13　汚泥単位量当たりのCOD(g/MLSSg)及び汚泥の窒素・りん含有率(％)

	ＣＯＤ	窒素	りん
Ⅰ	1.36	6.6	4.0
Ⅱ	1.46	7.3	3.1

計算された余剰汚泥量と汚泥単位量当たりのCOD、汚泥の窒素・りん含有率（表－13）をもとに反応槽まわりのCOD、窒素及びりんの収支をとって図－12を得た。図は、Ⅰ系の反応槽流入量を100％とした場合の割合で示した。ここで、CODの分解除去量は、収支合わせによって求めた。脱窒量は、処理水NO_x-N濃度×循環水量（硝化循環水量＋返送汚泥量）より求めた。汚泥単位量当たりのCODが、Ⅰ系で1.36g/g、Ⅱ系で1.46g/gとⅡ系で高いが、これは、上述したようにⅡ系で汚泥の有機物含有率が高いためであり、VSS 1 g当たりでは、それぞれ1.71g/g、1.73g/gと大差ない。りんの含有率は、Ⅰ系の4.0％に対し、Ⅱ系では3.1％とやや低く、りん蓄積細菌以外の従属栄養細菌が多いことを示している。



図－12　COD、窒素及びりんの収支

5．まとめ

食堂厨芥をディスポーザーによって粉砕し、これを生下水に加えることよりディスポーザー普及時の下水を模し、その水処理に与える影響、殊に高度処理に及ぼす影響について調査した。得られた結果は、次のとおりである。

(1)厨芥100ｇ（湿潤重量）当たりの汚濁発生量は、SSで13.0ｇ、１mmフルイ通過（SS＝6.6ｇ）分のT-CODで11.8ｇ、同T-N0.17ｇ、同T-P0.017ｇ及びD-COD2.7ｇであった。

(2)生下水及び粉砕厨芥液の２mmフルイ通過試料についてSSの粒度分布を調べ、比較的沈殿しやすい100μm以上のSSは、生下水で約50％、粉砕厨芥液で約70％となり、厨芥より発生するSSの高い沈殿除去率が示された。

(3)SSで約40％、T-CODで約50％、T-N•T-Pで約10％増のディスポーザー排水は、最初沈殿池においてSS分が効

果的に除去され、最初沈殿池流出水としては、SSで５％、SS由来のCODで８％程度の増加（T-N、T-Pの増加はほとんど認められない）にとどまった。しかし、最初沈殿池流出水で、溶解性BODで25％程度、溶解性CODで55％程度の増加が認められた。

(4)ディスポーザー排水の高度処理では、有機物やりんの除去に関しては特に問題はなかった。窒素除去に関しては、日間の比較的低負荷時においては良好に行われるものの、高負荷時には完全硝化が達成されなかった（水温15℃程度の時）。これは、高い流入有機物量のために汚泥発生量が多くなり、十分なSRTを確保することができなかったためである。良好な窒素除去を維持するためには、好気時間を長くする、担体投入量を増やす等の対処が必要であるが、担体投入量を増加する方法が実用的であり、効果的である。

(5)ディスポーザー排水の高い溶解性有機物量によって、反応タンクの脱窒速度が向上した。ディスポーザー排水の高度処理では、無酸素槽は小さくすることが可能である。

(6)ディスポーザー排水処理系の汚泥の有機物含有率（VSS/SS）は、通常排水処理系の汚泥の81.0％に対し、約４％高い84.8％を示した。

(7)ディスポーザーが導入された場合、下水処理場において発生する汚泥量は、生汚泥がSSの増加量相当分として（現況の生汚泥発生量の）30～40％増、余剰汚泥が（現況の余剰汚泥発生量の）約15％増となるものと考えられる。

＜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、土木研究所資料第2787号

2)楊・国安・大森、ディスポーザー排水の汚濁負荷量について、第31回日本水環境学会年会講演集、p.34、平成９年３月

3)流域別下水道整備総合計画調査－指針と解説、日本下水道協会、平成５年

4)建設省高度処理会議、高度処理施設設計マニュアル(案)、日本下水道協会、平成６年

４．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　鈴木　穣
研　究　員　重村　浩之
交流研究員　安井　孝行

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。これまで、下水処理水の塩素処理による消毒の効果や化学反応については多くの文献[1),2),3),4)]があるが、そのほとんどがアンモニア性窒素を含んだ二次処理水についてのものである。処理の高度化が進むなか、塩素消毒に関する処理水質向上の影響を把握する必要がある。

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．過年度の調査内容

平成６年度は、日本および諸外国における衛生学的項目、微量化学物質および残留塩素に関する基準を取りまとめるとともに、塩素消毒の化学、消毒作用についての文献調査を行った。また、下水道統計中の塩素消毒に関するデータを集計し、ほとんどの処理場で毎日消毒が行われていること、平均の塩素注入濃度は1～2mgCl/Lの範囲にピークがあること、また、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以下であることが明らかになった。

また、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。その結果、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た。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していた。しかし、SS 除去後の大腸菌群数は活性汚泥法と同程度であったため、砂ろ過を生物膜法処理水に適用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た。

平成7年度は、生物処理の程度および塩素添加濃度が消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べた。塩素の添加濃度が 0.25～1.0mgCl/L の範囲では、消毒副生成物の生成量は極めて少なく、また、処理程度および塩素添加濃度による差異も顕著ではない結果が得られた。

4．研究の内容と方法

平成8年度は、より高い塩素添加濃度において、生物処理のレベルが消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べるとともに、塩素消毒水が放流先生物相に与える影響を実験的に検討した。

4．1　生物処理レベルと消毒効果および消毒副生成物の関係

硝化反応が十分に進行しているオキシデーションディッチの返送汚泥と一次処理水を1：2の割合で混合し、所定時間曝気したのち、混合液の沈殿分離を行って上澄水を検水とした。曝気時間は、残留有機物濃度や硝化程度に関する条件に幅を持たせるため、1、2、4、6、20 時間の5ケースとした。

実験操作としては、検水 1L に所定量の次亜塩素酸ナトリウム溶液（約 120mg/L）を添加し、スターラで攪拌しながら、経時的にサンプリングを行った。塩素添加率は、低濃度域、中濃度域、高濃度域で各3段階(合計9段階)を設定した。設定値とその位置づけは以下のとおりである。

①低濃度域（0.3、0.6、1.2mgCl/L）：処理が良好な場合消毒設備の前で大腸菌群数が 3000 個/mL 以下となることも多い。平成6年度の検討結果では、平均塩素添加率 1～2mgCl/L の範囲にある処理場数がもっとも多く、1mgCl/L 以下のところも相当数ある。

②中濃度域（1.8、3.6、5.4mgCl/L）：『下水道施設計画・設計指針』[5]では、大腸菌群数 3000 個/mL 以下にするために必要な塩素注入率として、活性汚泥処理水で 2～4mgCl/L、散水ろ床処理水で 3～10mgCl/L を示している。

③高濃度域（3.6、7.2、10.8mgCl/L）：処理水を再利用する場合、放流するのに比べ厳しい処理水質が要求されている。『修景・親水利用マニュアル(案)』[6]では、衛生学的指針値として大腸菌群数を修景用水で 1000 個/100mL 以下、親水用水で 50 個/100mL 以下と定めている。また、処理場と処理水の利用する場所が離れている場合も多く衛生学的安全性の保持が望まれる。これらのケースで塩素消毒を適用する場合、当然のことながら、塩素注入率は放流する場合よりも高くする必要がある。

測定項目は、一般的な水質項目(pH、SS、D-TOC、D-CODcr、K-N、NH_4-N、NO_2-N、NO_x-N)、残留塩素(全、遊離)、消毒の指標微生物である大腸菌群数、消毒副生成物として全有機ハロゲン化合物(TOX)とトリハロメタン類(THM)である。それぞれの項目を測定した時間は表－1に示したとおりである。大腸菌群数、TOX、THM の測定サンプルは採取後直ちにチオ硫酸ナトリウムで脱塩素処理を行った。

なお、大腸菌群数はデスオキシコール酸塩培地による平板培養法、残留塩素はジエチル-p-フェニレ

ンジアミン(DPD)法、TOX は USEPA Method 450.1 1980（TOX 計：三菱化学 TOX-10 Σ）、THM はヘッドスペース/ガスクロマトグラフ(ECD)法（GC-ECD:島津 GC-17A,ECD-17）により測定した。一般的な水質項目の測定は『下水試験方法』[7]に準拠した。

表-1 各測定項目の測定時間

接触時間	0min	5min	10min	20min	30min
pH	○				○
SS	○				
D-TOC	○				○
D-CODCr	○				○
K-N	○				○
NH4-N	○				○
NO2-N	○				○
NO3-N	○				○
大腸菌群数	□	□	□	□	□
残留塩素		○			○
TOX	○				□
THM	○				□

（□:脱塩素処理, ○:無処理）

4．2　塩素消毒水の生物相への影響

直列6個の攪拌槽から構成される4系列の実験装置に、塩素添加率の異なる高度処理下水（硝化はほぼ終了）を連続的に供給し、4ヶ月経過後に、攪拌槽底部に設置したセラミックボール上の生物相を調査した。撹拌槽一槽あたりの水理学的滞留時間は約 20min、塩素添加率は、0, 0.5, 1, 2 mgCl/L とした。

5．研究結果

5．1　生物処理レベルと消毒効果および消毒副生成物の関係

原水の水質を表－2に、また、残留塩素、大腸菌群数の測定結果をそれぞれ図－1、図－2に示す。図の15枚のグラフは、横方向に左から曝気時間が短い順に、縦方向には上から塩素添加率が低濃度域、中濃度域、高濃度域の順で並べている。

1）原水水質

曝気時間が長くなるほど D-CODcr は減少する傾向にあった。また、硝化に関しては、曝気時間 1、2 時間では NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N が共存し、曝気時間 4 時間では NH_4-N は存在しないものの NO_2-N が 1mgN/L ほど残留し、曝気時間 6、20 時間では完全硝化が達成されていた。また、いずれの場合においても Org-N が若干量存在した。大腸菌群数に関しては、曝気時間が長いほど減少する傾向にあった。TOX は 34～83 μgCl/L 含まれていたが、曝気時間によるちがいは認められなかった。THM はいずれの場合もほぼゼロであった。

2）残留塩素

接触時間5分で消費された塩素は、曝気時間 1、2、4、6、20 時間でそれぞれ最大 1.8、2.2、8.9、2.4、3.8mgCl/L で、曝気時間 4 時間で塩素消費量が最も大きくなった。一方、残留塩素は、曝気時間 1、2 時間では結合塩素の割合が、曝気時間 6、20 時間では遊離塩素の割合が多かった。

塩素は有機物の酸化や塩素化、NO_2-N など還元性無機物の酸化、あるいは、自己分解によって消費される。また、NH_4-N や一部の Org-N と反応し、結合塩素（クロラミン）を生成する。このため、NH_4-N と低濃度の NO_2-N が共存していた曝気時間 1、2 時間では、結合塩素が残留したが遊離塩素はほとんど存在しなかった。NH_4-N が存在せず NO_2-N が残留した曝気時間 4 時間では、塩素は専ら NO2-N を酸化することに消費され、NO_2-N を完全酸化するまでは塩素は残留しなかった。完全硝化が達成されていた曝気時間 6、20 時間では、塩素は遊離塩素として残留した。

接触時間 30 分と 1 日における塩素の変化をみると、結合塩素は残留性が高く、一方、遊離塩素は 1 日でかなりの量が消失した。このため、結合塩素は遊離塩素に比べ消毒効果の持続が期待されるが、反面、放流水域・再利用先での影響が長期間あるいは広範囲となると考えられる。

表-2 原水水質

曝気時間	塩素添加率	pH	SS mg/L	D-TOC mgC/L	D-CODCr mgO2/L	T-N mgN/L	Org-N mgN/L	NH4-N mgN/L	NO2-N mgN/L	NO3-N mgN/L	大腸菌群 個/mL	TOX μgCl/L	THM μg/L
1	低濃度	7.3	10.4	7.8	18.9	13.2	0.0	8.3	0.7	4.2	3.0E+05	79	0.0
1	中濃度	7.3	13.4	5.9	21.7	11.7	1.0	5.8	0.4	4.5	2.3E+04	39	0.0
1	高濃度	7.4	8.0	6.0	20.1	10.3	0.0	6.0	0.3	4.0	3.0E+05	51	0.0
2	低濃度	7.3	3.6	8.4	15.5	12.5	1.0	3.7	0.8	7.1	7.2E+04	56	1.0
2	中濃度	7.4	5.0	7.6	19.9	14.4	1.5	7.0	0.2	5.7	3.3E+04	83	1.0
2	高濃度	7.4	10.2	8.0	18.1	14.0	0.0	4.2	0.4	9.4	1.3E+05	58	1.0
4	低濃度	7.3	2.4	6.8	12.0	9.8	0.4	0.0	0.0	9.4	2.6E+03	38	0.0
4	中濃度	7.3	2.8	8.8	13.3	14.2	0.6	0.1	0.0	13.6	8.1E+04	41	0.0
4	高濃度	7.1	1.8	13.6	16.2	14.6	0.7	0.1	1.0	12.8	9.7E+03	39	1.0
6	低濃度	7.2	3.8	7.6	14.6	8.6	0.9	0.6	0.0	7.0	3.4E+03	35	0.0
6	中濃度	7.5	2.4	8.8	14.7	12.4	0.6	0.0	0.0	11.8	2.9E+03	49	1.0
6	高濃度	7.4	2.0	8.3	14.3	10.8	0.4	0.0	0.0	10.4	2.0E+03	34	0.0
20	低濃度	7.2	8.0	8.7	14.4	19.5	0.4	0.0	0.0	19.2	7.7E+03	47	0.0
20	中濃度	7.2	1.8	8.8	16.7	16.9	0.5	0.1	0.0	16.4	9.5E+01	56	0.0
20	高濃度	7.2	6.0	0.0	14.1	17.3	1.2	0.0	0.0	16.1	4.6E+03	34	0.0

3）大腸菌群数

塩素添加率が低濃度域の場合、0.3mgCl/L では大腸菌群数はほとんど減少せず、0.6、1.2mgCl/L では接触時間 30 分でそれぞれ 0～2 オーダー、1～3 オーダー減少した。曝気時間が短いほど大腸菌群数の減少率は低い傾向にあり、曝気時間 1、2 時間では初期の大腸菌群数も多いため、接触時間 30 分でも大腸菌群数は 3000 個/mL より多くなった。したがって、塩素添加率が 1mgCl/L 以下では大腸菌群の不活化は不十分で、1mgCl/L 程度でも処理レベルが低ければ大腸菌群数の放流基準を達成できない場合があると考えられる。

塩素添加率が中、高濃度域の場合、曝気時間 4 時間の塩素添加率 1.8、3.6mgCl/L のケースを除けば、接触時間 30 分での大腸菌群数は 3000 個/mL 以下であった。曝気時間 4 時間の場合、残留した NO_2-N に塩素が消費されたため大腸菌群を不活化することができなかった。曝気時間 1、2 時間では、大腸菌群は比較的緩やかに不活化され、接触時間 30 分以内に 3000 個/mL 以下となった。このとき、塩素は結合塩素として残留した。結合塩素は遊離塩素と比べると殺菌効果は小さいが、残留する結合塩素が 0.5mgCl/L 以上あれば、接触時間 30 分以内に大腸菌群数 3000 個/mL 以下に不活化できた。一方、曝気時間 6、20 時間では、大腸菌群は急速に不活化され、接触時間 5 分で不検出（1 個/mL 未満）となった。このとき、塩素のほとんどが遊離塩素として残留しており、遊離塩素が 1mgCl/L 程度存在すれば、接触時間 5 分で大腸菌群数は 1 個/mL 未満となり、処理水再利用の衛生学的基準を満たすことができると

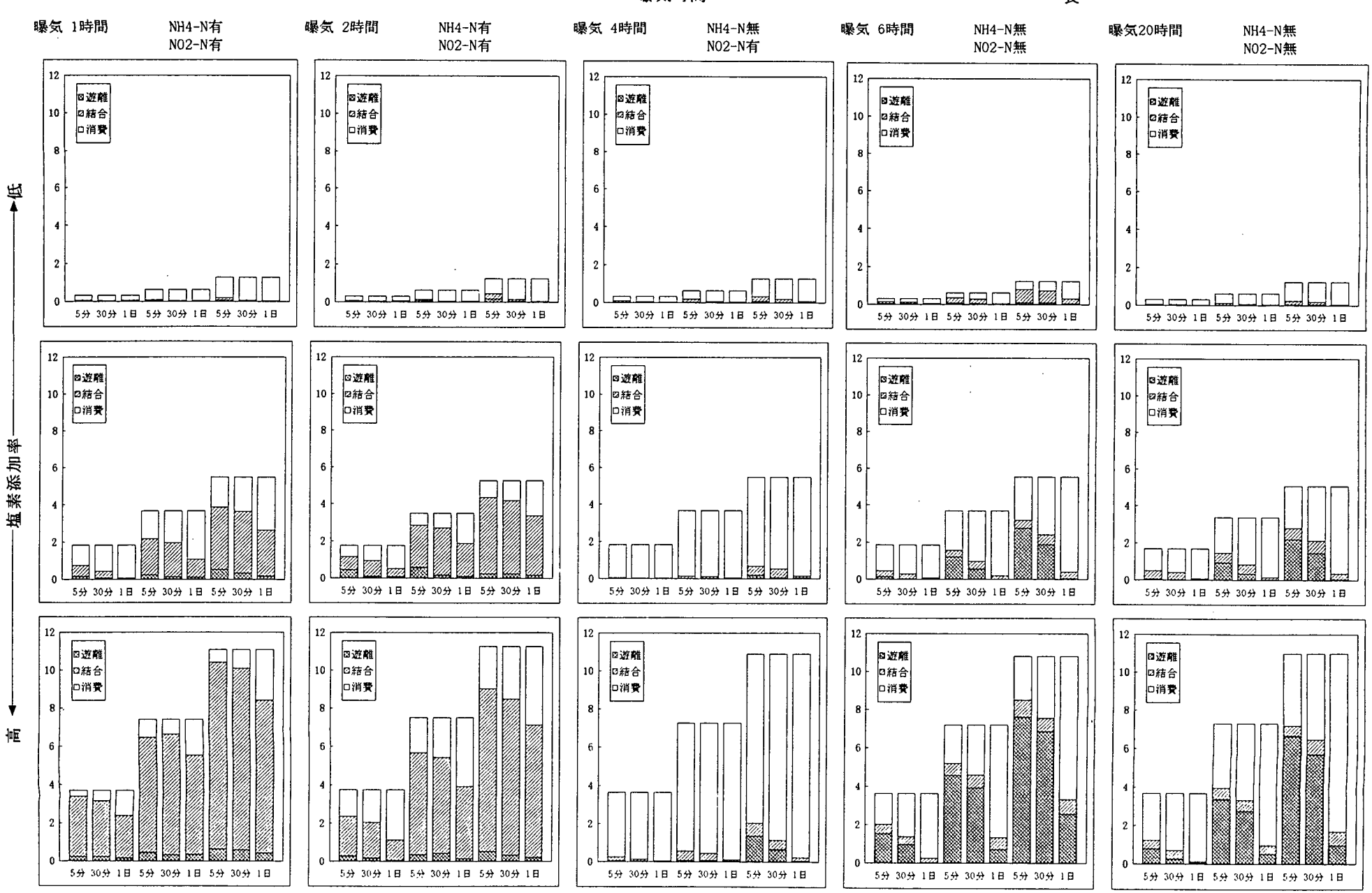


図-1 実験結果－残留塩素(mgCl/L)－

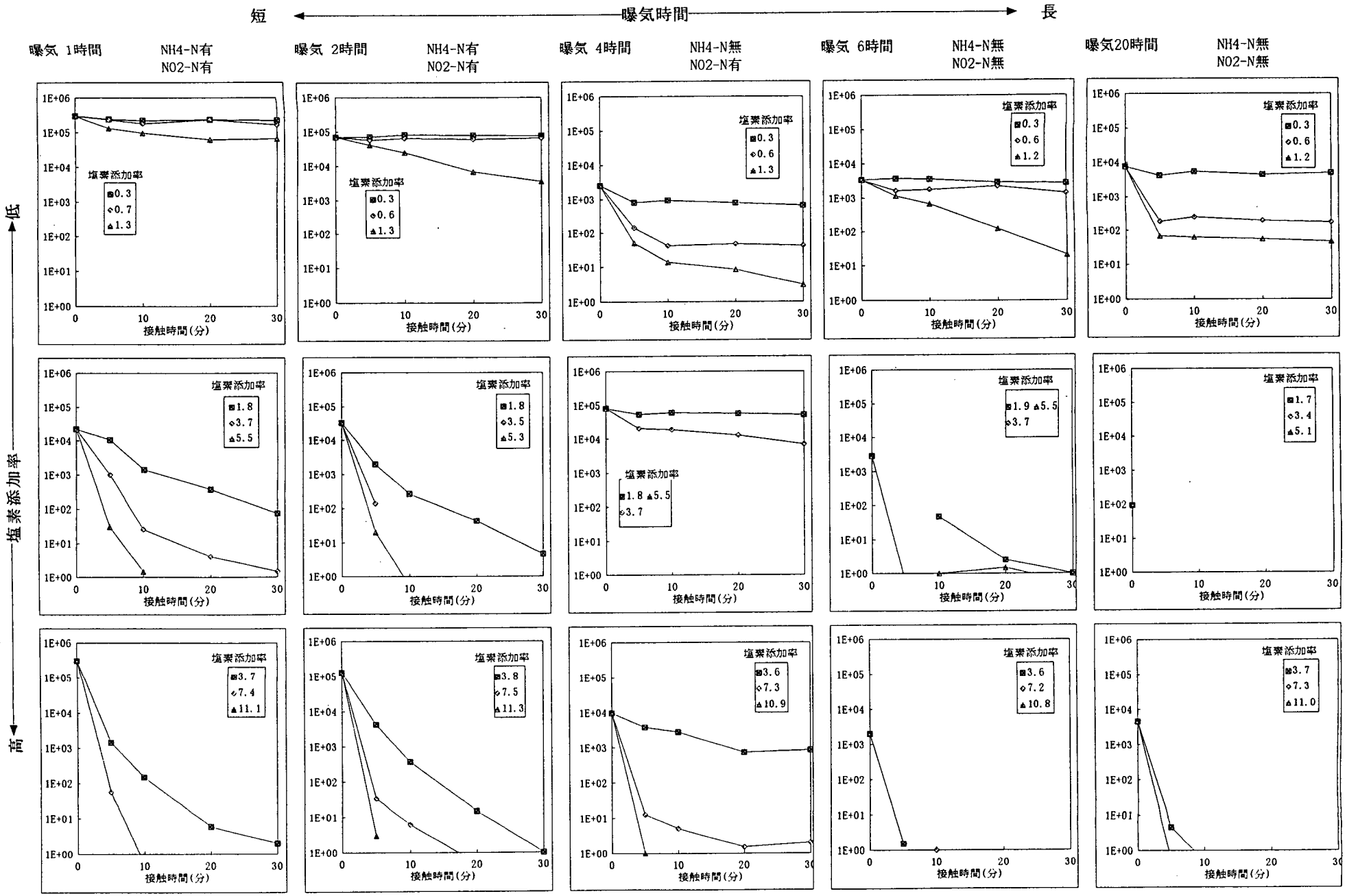


図-2 実験結果－大腸菌群(個/mL)－

考えられる。

消毒剤による微生物の不活化評価[8),9)]および不活化モデルには、さまざまなものが提案されている。Chick [10)]は微生物濃度の減少を式(1)に示す一次式で初めて定式化を行い、その後改良が加えられた。

$$dN/dt = -kN \quad \cdots\cdots(1)$$

N:微生物濃度、t:接触時間、k:微生物の不活化速度定数

反応速度定数kについて整理すると、式(2)が得られる。

$$k = -d(\ln N)/dt \quad \cdots\cdots(2)$$

Haas と Karra [11)]は、塩素消毒において遊離塩素と結合塩素が共存する場合、それぞれが独立して微生物を不活化すると仮定し、式(1)の反応速度定数 k を式(3)で示した。この式により、遊離塩素と結合塩素の消毒効果を分けて考えることができる。

$$k = k_f C_f^{nf} + k_c C_c^{nc} \quad \cdots\cdots(3)$$

k_f, n_f :遊離塩素に関する定数、C_f:遊離塩素濃度、k_c, n_c:結合塩素に関する定数、

C_c:結合塩素濃度

実験開始後0～5分間のデータを用いて、全残留塩素に対する大腸菌群の不活化速度定数を求め、これを図－3にプロットした。点線で囲ったデータは、大腸菌群の残存数が少なかったため、不活速度としての取り扱いに注意を要するものである。曝気時間 1、2 時間と曝気時間 20 時間について不活化速度定数kを求めると、式(4), 式(5)のように残留塩素の関数としてで近似された。

曝気時間 1、2 時間　　$k(1/min) = 0.29(L/(mgCl \cdot min)) \times C$ ……(4)

曝気時間　20 時間　　$k(1/min) = 4.1\ (L/(mgCl \cdot min)) \times C$ ……(5)

C:全残留塩素濃度(mgCl/L)

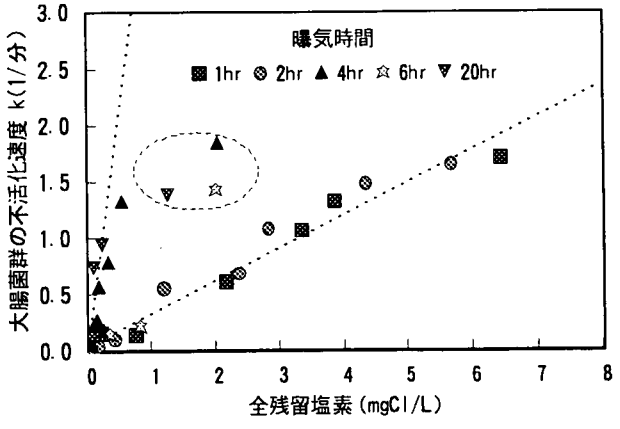


図-3 全残留塩素に対する大腸菌群の不活化速度 k
k=-d(ln 大腸菌群)/d接触時間

曝気時間1，2時間においては残留した塩素のほとんどが結合型であり、一方、曝気時間 20 時間においては、遊離塩素が主として不活化に寄与したと考えられることから、不活化速度定数の差は、塩素の存在形態の差によると考えられる。曝気時間２０時間においては残留塩素濃度の値が小さく、誤差等を含むデータであると考えられるが、本実験結果からは、遊離塩素を主体とする消毒の不活化速度定数は結合塩素に比べ１４倍程度高い値となった。

下水処理場での塩素消毒は残留塩素濃度により管理されてきたが、今日のようにさまざまな処理方式が採用され、処理場ごとに処理レベルが異なってきているため、遊離型と結合型に分けて残留塩素濃度を把握し、塩素消毒を管理していく必要がでてきている。

4）消毒副生成物－TOX、THM－

接触時間 30 分における残留塩素濃度に対する TOX 生成量、THM 生成量をそれぞれ、図－4，図－5 に示す。曝気時間 1、2 時間の場合、残留塩素が増加しても、TOX 生成量、THM 生成量はそれぞれ 50 μgCl/L、5 μg/L を越えることはなかった。曝気時間 4、6、20 時間の場合、TOX 生成量は、残留塩素の上昇とともに増加していくが、残留塩素 2mgCl/L 以上では 240 μgCl/L でほぼ一定となった。THM 生成量も同様の傾向にあり、残留塩素 4mgCl/L までは増加し、それ以上では 50 μg/L でほぼ一定となった。

原水中に NH_4-N が存在する場合には、塩素は NH_4-N と反応し結合塩素となり有機物との反応性を失うため、消毒副生成物がほとんど生成されない結果となったものと考えられる。一方、硝化反応が進行し NH_4-N が存在しない場合、塩素が遊離塩素のままで残留するため、これが有機物と反応して消毒副生成物が生成されたものと考えられる。

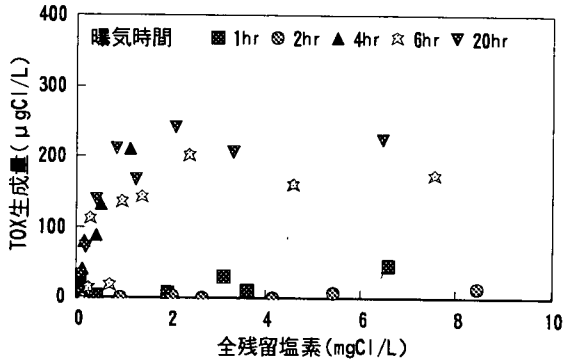


図-4 全残留塩素に対する TOX生成量

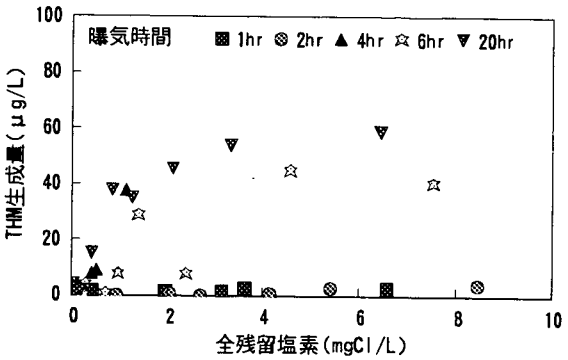


図-5 全残留塩素に対する THM生成量

5．2　塩素消毒水の生物相への影響

生物相の分析結果を表－3 に示す。塩素添加濃度は、それぞれ A:0，B:0.5，C:1，D:2mg/L である。塩素添加濃度が 0.5mg/L では、塩素無添加のケースと比べて、塩素処理水が直接流入する槽以外での原生動物総個体数に大きな差は見られない。塩素添加濃度が 1，2mg/L と増えるに従って、原生動物の総個体数が減少する結果となった。

表－3　生物分析結果

			A－1	A－2	A－3	A－4	A－5	A－6	B－1	B－2	B－3	B－4	B－5	B－6	C－1	C－2	C－3	C－4	C－5	C－6	D－1	D－2	D－3	D－4	D－5	D－6
昆虫		ユスリカ(+:出現、空欄:出現無し)	+	+	+	+	+	+																		
環形動物		ミミズの剛毛	++	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+				+	+		+
動物プランクトン	線虫類	NEMATODA	4			4				16				8												
原生動物	繊毛虫類	Trachelophyllium sp.	2																							
		Vorticella sp.	4	8												4										
	肉質鞭毛虫類	Arcella sp.										4				4				4						
		Centropyxis sp. (cf. aculeata)	4								4															
		Cryptodifflugia sp.	4		4						8															
		Euglypha sp.	4							4	4															
		Pyxidicula sp. (cf. patens)	4							4					4	8			4	16	4					
		Trinema sp.								4	4															
	鞭毛虫類	MASTIGOPHORA	12	8	4																					
	総個体数（個体/cm²）		38	16	8	4	0	0	0	28	20	4	0	8	4	16	0	0	4	20	4	0	0	0	0	0
藻類	藍藻類		++						+++	+	+	+	+	+				+	+	+	++	+	+	+	+	+
	珪藻類		+++	++	+	++	+	+	+	++	++	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	緑藻類		+						+							+	+									
バクテリア		Filamentous bacteria(糸状細菌)	+	+	+	+	+	+	+	+	+					+										

+++：多い　++：ある程度出現　+：出現している

6．まとめ

処理水質の向上や処理水再利用の普及が見られる現状に鑑み、塩素消毒技術を実験的に再検討した。その結果、硝化反応の進行状態により残留する塩素の形態が変化し、大腸菌群の不活化や消毒副生成物の生成に大きな影響があることが明らかになった。

有機物やSSの除去を目的とした二次処理においては処理水中にNH_4-Nが存在し、塩素を添加すると結合塩素が生成されるので、大腸菌群の不活化は比較的緩やかに行われ、消毒副生成物の生成量は少ない。ただし、結合塩素は残留性が高いため消毒効果が持続される代わりに、放流先や利用場所での影響が長期間あるいは広範囲にわたると考えられる。

生物処理において硝化を促進しているとき、反応がほぼ終了しNH_4-Nが存在しないがNO_2-Nが存在する場合には、塩素がNO_2-Nの酸化に消費されるために残留しない状態が起こり、大腸菌群を不活化できないことがある。

生物処理において硝化が完全に終了している場合には、塩素のほとんどは遊離塩素として残留するために、大腸菌群の不活化は大きな速度で行われるが、消毒副生成物が比較的多く生成される。
いずれの場合も残留塩素の管理を結合型か遊離型かを含めて十分に行う必要があり、場合によっては塩素添加率を残留塩素によってフィードバック制御することも考えられる。また、高い処理レベルが要求されるような処理水では、安全性の向上や生態系への配慮といった観点から、米国等で実施されているように、塩素消毒後の脱塩素処理の付加や代替消毒法についての検討が求められていくものと考えられる。

＜参考文献＞

1)White,G.C., The handbook of chlorination, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold Company, 1986

2)U.S.EPA, Municipal wastewater disinfection, design manual, EPA/625/1-86/021, 1986

3)建設省土木研究所，窒素の除去に関する調査，昭和51,52,53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1278, 1421, 1520号，1977,1978, 1979

4)宗宮功ら,塩素処理に関する基礎的研究(Ⅰ,Ⅱ,Ⅲ),下水道協会誌,Vol.16,No.185,No.187,1979,Vol.17,No.188, 1980

5) 建設省都市局下水道部監修，下水道施設計画・設計指針と解説 後編-1994年版-，日本下水道協会,1994

6)修景・親水利用マニュアル(案)，日本下水道協会，

7)下水試験方法-1984年版-，日本下水道協会，1985

8)河村清史，塩素による消毒，用水と廃水，Vol.32, No.4, pp.298-306, 1990

9)大垣眞一郎，関谷毅史，オゾンの消毒効果，水質汚濁研究，Vol.13, No.12, pp.801-805,1990

10)Chick,H., An investigation of the laws of disinfection, J. Hygiene, Vol.8, pp.92-158, 1908

11)Haas,C.N., Karra,S.B., Kinetics of microbial inactivation by chlorine-Ⅱ, kinetics in the presence of chlorine demand, Water Research, Vol.18, No.11, pp.1451-1454, 1984

５．下水処理水の安全性向上に関する研究

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　諏訪　守
交流研究員　安井　孝行

１．はじめに

下水道の普及率の向上に伴い、環境水中に占める下水処理水の割合が上昇するため、下水処理水は、環境水の安全性に対して大きな影響を持つようになる。一方、処理水の衛生学的安全性を確保するために消毒を強化すると、トリハロメタン等の微量有害物質の生成が促進される。このため、環境水の安全性を確保するには、有害物質の生成を抑制することができ、かつ消毒効果の高い紫外線、オゾン、二酸化塩素などの代替消毒方法の検討が必要である。本研究では、代替消毒方法の紫外線やオゾンなどの消毒効果を判定し、実用化に向けた検討を行うとともに、副生成物の観点から安全性について検討を加え、下水処理水の安全性を向上させることを目的とする。本研究は、ひいては、人の健康や環境の保護に資するものである。

２．８年度の研究結果

８年度は、本研究の初年度になることから、副生成物生成の観点から塩素消毒法の問題点を再確認することを目的として、塩素消毒法における副生成物生成の継時変化について実験的に検討を行い、基礎的データの収集を実施した。さらに、オゾン消毒法の副生成物に関する知見等のとりまとめを実施した。

２．１　目的

塩素消毒は、病原性微生物等、とりわけ、多くの病原性細菌に対して殺菌効果があり、下水処理水の衛生学的安全性を確保する上で、十分にその役割を果たしてきた。しかし、放流水中の残留塩素は、水生生物等に対して悪影響を及ぼすことが懸念される。また、トリハロメタン(THM)類を始めとする有機ハロゲン化合物(TOX)が消毒副生成物として生成されることも指摘されており、塩素処理工程での残留塩素の挙動[1) 2) 3)]や副生成物の生成[4) 5) 6)]について、多数の調査・研究が行われてきた。

最近では、高度処理等を実施している処理場も徐々に増加傾向にあることから、処理水の水質性状等が多様化するものと予想される。また、下水道の普及率の向上に伴い、環境水中に占める下水処理水の割合が上昇し、また、再生水として処理水の有効活用が行われてきている。このため、放流先あるいは再利用先での消毒処理水の挙動を知ることも必要である。

このため、本検討においては水質レベルの異なる下水処理水を用い、塩素消毒法における副生成物生成の継時変化について実験的に検討を行い、基礎的データの収集を実施した。

2．2 実験方法

水質レベルの異なる下水処理水（原水）として、一次処理水２容と返送汚泥１容とを混合し、所定時間曝気したのち沈降分離した上澄水を用いた。返送汚泥は硝化反応が十分に進行しているオキシデーションディッチから採取した。曝気時間は、有機物分解や硝化反応の程度が異なるようにするため、1、2、4、6、20時間の５ケースとした。得られた原水について、一般的な水質項目(pH、SS、D-TOC、D-CODcr、K-N、NH4-N、NO2-N、NO3-N)及びTOX、THMを測定した。

塩素消毒の操作は、原水１ℓに所定量の次亜塩素酸ナトリウム溶液(約120mg/ℓ)を添加し、スターラーで30分間攪拌した後、残留塩素やTOX、THMを測定した。さらに、残った検水を室温で１日放置し、下水処理水が放流水域や再利用先で希釈されない場合の残留塩素やTOX、THMの消長を把握するため、同様の測定を行った。塩素添加濃度は、塩素消毒施設の現状調査[7]、「下水道施設計画・設計指針と解説」[8]や、実際の再生水利用施設での適用値を参考に、0.5～10mg-Cℓ/ℓの範囲で６段階を設定した。

TOX、THMの測定サンプルは、採取後直ちにチオ硫酸ナトリウムで脱塩素処理を行った。残留塩素はｼﾞｴﾁﾙ-p-ﾌｪﾆﾚﾝｼﾞｱﾐﾝ(DPD)法、TOXはUSEPA Method 450,1 1980(TOX計：三菱化学TOX-10Σ)、THMはﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽ/ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌ(ECD)法(GC-ECD：島津GC-17A,ECD-17)により測定した。一般的な水質項目の測定は「下水試験方法」[9]に準拠した。

2．3 実験結果

2．3．1 原水の水質

実験に使用した原水の水質性状を表－１に示す。曝気時間が長いほど、SSをはじめとしてTOC、CODcr濃度は低下した。曝気を1、2、4時間行って得た原水では、NH4-N、NO2-N、NO3-Nが共存し、曝気時間が長くなるほど硝化反応が進行するため、NH4-Nは減少しNO3-Nが増加した。曝気6、20時間では、NH4-N、NO2-Nはほぼ存在せず、窒素のほとんどがNO3-Nであった。よって、曝気時間が6時間で硝化反応が完了していることがわかる。尚、有機態窒素(Org-N)は曝気1時間で4mg/ℓ、その他の曝気時間では1mg/ℓ程度残存していた。

TOXは41～53μgCℓ/ℓ含まれて、THMはいずれの曝気時間でも1μg/ℓであり、曝気時間による違いは認められなかった。

表-1 実験原水の水質

曝気時間 時間	pH －	SS mg/L	D-TOC mg/L	D-CODCr mg/L	T-N mg/L	NH4-N mg/L	NO2-N mg/L	NO3-N mg/L	TOX μgCl/L	THM μg/L
1	7.4	5.0	14.7	19.3	19.9	14.0	0.4	1.4	44	1
2	7.5	6.8	8.7	19.7	13.7	7.8	1.0	3.7	48	1
4	7.1	3.0	9.7	13.7	15.3	1.9	0.5	12.4	44	1
6	7.1	2.4	5.9	13.1	15.8	0.0	0.0	15.2	53	1
20	6.8	1.4	5.4	11.3	20.5	0.2	0.0	19.6	41	1

２．３．２ 残留塩素の挙動

曝気時間ごとの有効塩素の残留状況を塩素添加後の接触時間30分間と１日に分けてそれぞれ図－１、２に示す。塩素添加量が10mg-Cℓ／ℓのとき、接触時間30分における有効塩素の消費量は、3.7～4.7mg-Cℓ／ℓの範囲にあり、ほぼ同程度であった。残留塩素の形態は、NH4-Nの存在する曝気1、2、4時間では結合塩素として、硝化反応が完了している曝気6、20時間では遊離塩素として残留している。曝気6、20時間で残留している結合塩素は有機態窒素の一部と有効塩素が反応した有機性結合塩素であると考えられる。

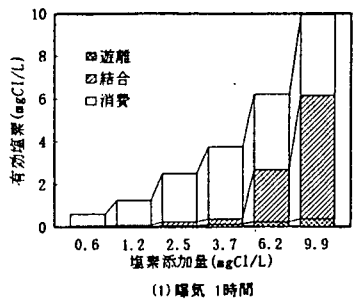
接触時間30分から１日の間での残留塩素の消長は、有効塩素が結合塩素として残留している曝気1、2、4時間の場合、塩素添加量6、10mg-Cℓ／ℓでそれぞれ40%、30%程度減少した。一方、有効塩素が遊離塩素として残留している曝気6、20時間の場合、塩素添加量6、10mg-Cℓ／ℓで残留塩素はそれぞれ80%、70%程度減少した。従って、遊離塩素よりも結合塩素は残留性が高く、消毒効果が長時間持続されることが期待できる。反面、放流水域や再利用先での影響が長期間、あるいは、広範囲に及ぶと考えられる。

２．３．３ 消毒副生成物-TOX、THM-の生成

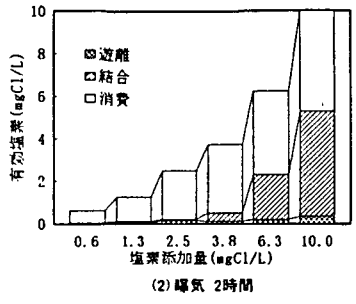
接触時間30分及び１日でのTOX、THM生成の継時変化について図－３に示す。接触時間30分での曝気1、2、4時間の場合、TOX、THM濃度は、塩素添加量に対して若干増加の傾向にあるが、各々生成量は100μgCℓ／ℓ、10μg/ℓ程度であり少ないものとなっている。さらに、接触時間が１日であっても各々生成量は同程度であった。接触時間30分での曝気6、20時間の場合、TOX、THMの生成量は、塩素添加量4mgCℓ／ℓ以下では塩素添加量の増加に伴い上昇するが、塩素添加量4mgCℓ／ℓ以上ではほぼ横ばいであった。TOX、THMの生成量は、各々最大で300μgCℓ／ℓ、60μg/ℓであった。また、接触時間が１日であっても塩素添加量が4mgCℓ／ℓ以下であれば、TOX、THMの生成量は接触時間が30分の場合と同程度である。しかし、塩素添加量が4mgCℓ／ℓ以上になることによって、TOX、THMの生成量は塩素添加量の増加に伴い上昇していることがわかる。

接触時間30分、１日でのTOX、THMの消長を詳しくみるために、曝気1、6時間における塩素添加量が高い場合（3.8～10mgCℓ／ℓ）でのTOX、THMの生成状況を図－４、５に示す。曝気1時間において、TOXは接触時間が長くなることにより増加していくが、生成量は比較的少なかった。THMは塩素添加量、接触時間に関係なくほとんど生成しなかった。一方、曝気6時間においては、TOX、THMの生成量が多くなるとともに、接触時間が長くなることによりさらに生成量が増加している。塩素添加量が10mgCℓ／ℓの場合、接触時間１日でのTOX生成量は500μgCℓ／ℓ、THMは水道水の基準値である100μg/ℓを越える122μg/ℓとなった。

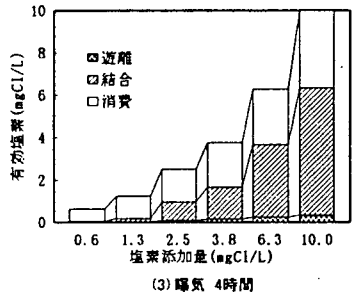
原水中にNH4-Nが存在する場合、塩素はNH4-Nと反応し結合塩素となり有機物との反応性を失うため、TOXやTHMの消毒副生成物はほとんど生成されない。一方、硝化反応が進行しNH4-Nが存在しない場合、塩素が遊離塩素のままで残留するので、これが有機物と反応し消毒副生成物が生成される。さらに、塩素を過剰に添加した場合や、処理水の再利用のために塩素を残留させて衛生学的安全性を確保する場合、遊離塩素が有機物と緩やかに反応し、消毒副生成物の生成量が増加する。



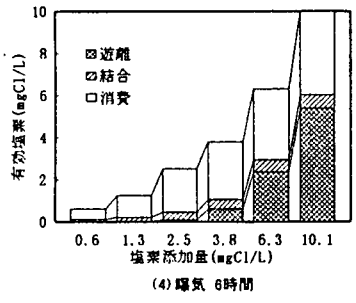
(1)曝気 1時間



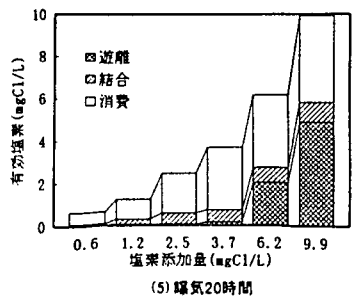
(2)曝気 2時間



(3)曝気 4時間

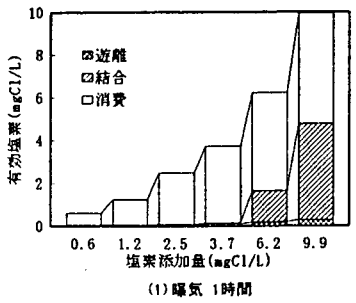


(4)曝気 6時間

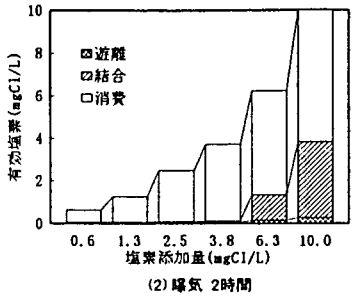


(5)曝気20時間

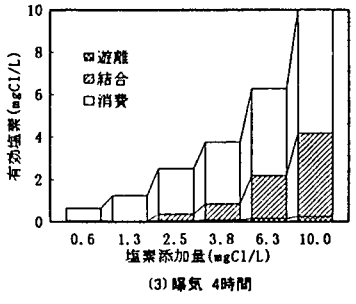
図-1 有効塩素の残留状況(30分)



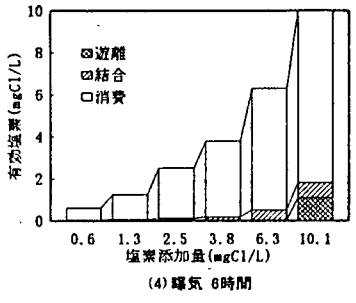
(1)曝気 1時間



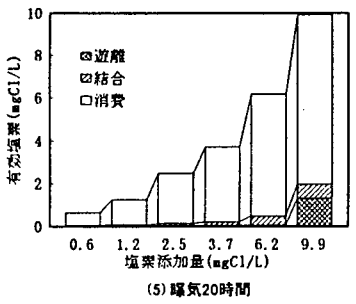
(2)曝気 2時間



(3)曝気 4時間

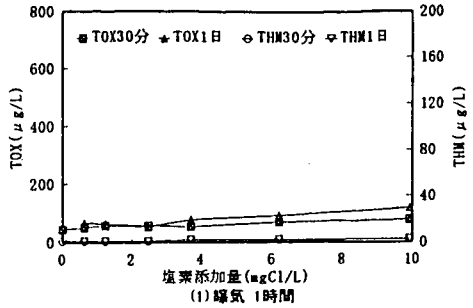


(4)曝気 6時間

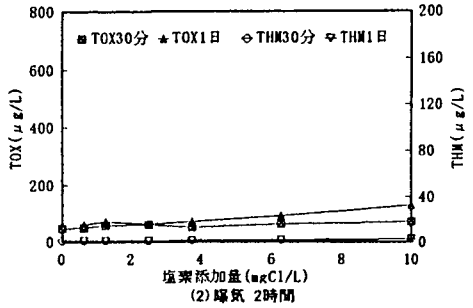


(5)曝気20時間

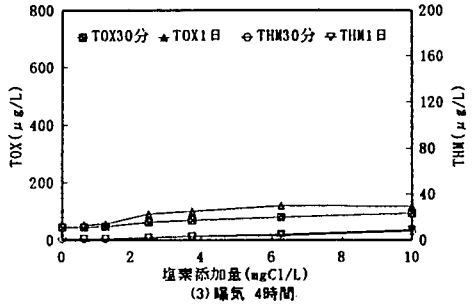
図-2 有効塩素の残留状況(1日)



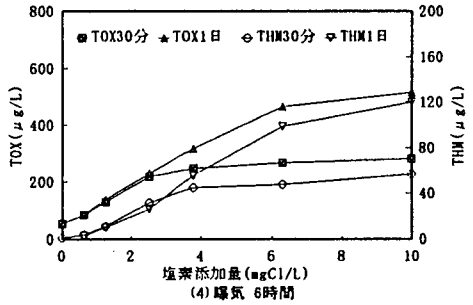
(1)曝気 1時間



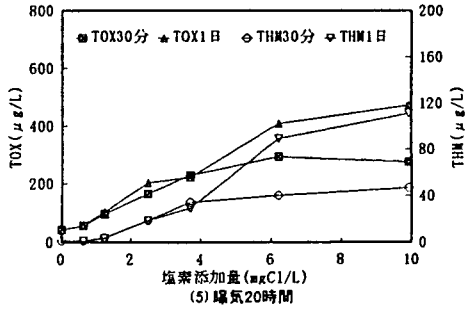
(2)曝気 2時間



(3)曝気 4時間



(4)曝気 6時間



(5)曝気20時間

図-3 TOX, THMの生成

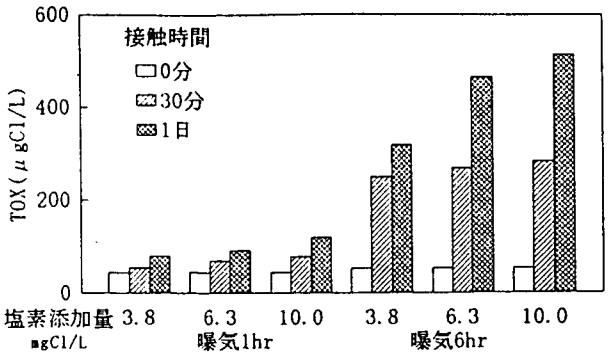


図-4 塩素添加量が高い場合の各接触時間でのTOX濃度

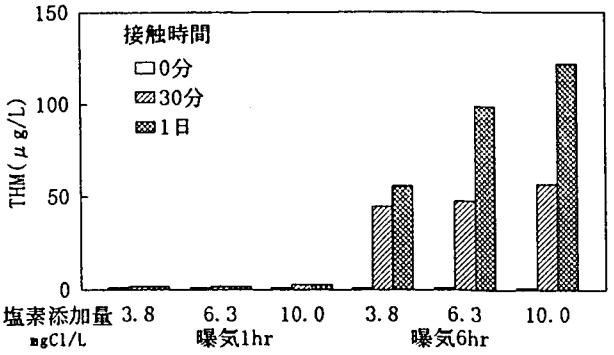


図-5 塩素添加量が高い場合の各接触時間でのTHM濃度

2．4 オゾン消毒法の副生成物

オゾン処理の副生成物に関する調査研究は、飲料水等利用の点から影響の大きい浄水分野で先行して実施され、総説等[10) 11)]がまとめられている。研究当初は、アルデヒド類が問題となっていたが、最近、発ガン性が指摘され、1993年に発行された新WHO飲料水水質ガイドラインでも取り上げられている臭素酸イオンが注目されている。

オゾン処理による副生成物は、前駆物質や発生経路により以下のように分類される。

(1)臭化物イオンとの反応生成物として、臭素酸(BrO_3^-)等

(2)有機物との反応生成物として、ホルムアルデヒド等

(3)次亜臭素酸と有機物との反応生成物として、ブロモホルム、臭化シアン等

(4)オゾン生成時の副産物からの生成物として、クロロピクリン前駆物質

などが生成される副生成物の代表的なものであると考えられている。

今後は、下水処理水のオゾン消毒において、これらの副生成物等の生成機構及び生成量の把握を行う予定である。

3．まとめ

8年度は、本研究の初年度になることから、副生成物生成の観点から塩素消毒法の問題点を再確認することを目的として、塩素消毒法における副生成物生成の継時変化について実験的に検討を行い、基礎的データの収集を実施した。さらに、オゾン消毒法の副生成物に関する知見等のとりまとめを実施した。

その結果、残留する塩素の形態によって、消毒副生成物の生成量と速度は大きく影響されることが明らかとなった。

オゾン消毒法における副生成物は、ホルムアルデヒド以外にも最近、臭素酸等が注目されてきており、前駆物質や発生経路の違いにより多種である。

参考文献

1) *Moore,E.W. , Fundamentals of chlorination of sewage and wastes, Water & Sewage Works, Vol.55,*

pp. 130-136 (1951)

2) *Haas,C.N.,Karra,S.B., Kinetics of wastewater chlorine demand exertion, J. WPCF, Vol*. 56, *No*. 2, *pp*. 170-173 (1984)

3) 鈴木祥広、丸山俊朗、高見徹、「下水処理水の塩素消毒によるﾓﾉｸﾛﾗﾐﾝの生成量とその減衰速度」下水道協会誌論文集、*Vol*. 33, *No*. 407, *pp*. 93-103 (1997)

4) *Jolly,R.L., Chlorine-containing organic constituents in chlorinated effluents, J. WPCF, Vol*. 47, *pp*. 601- (1975)

5) *Glaze,W.H., Formation of organochlorine compounds from the chlorination of a municipal secondary effluent, J. WPCF, Vol*. 47, *No*. 10, *pp*. 2511-2515 (1975)

6) 土木研究所資料、第1278、1421、1520号、昭和51、52、53年度、「下水道関係調査研究年次報告書集」

7) 土木研究所資料、第3374号、平成6年度、「下水道関係調査研究年次報告書集」

8) 建設省都市局下水道部監修、下水道施設計画・設計指針と解説 -1994年版-、日本下水道協会

9) 日本下水道協会、下水試験方法 -1984年版-

10) 山田春美、「オゾン処理特集：副生成物」副生成物とTHMFPの挙動、水道協会雑誌、*Vol*. 64, *No*. 10, *pp*. 21-26 (1995)

11) 森岡崇行ら、「オゾン処理特集：資料」総説：浄水処理におけるオゾン処理副生成物とその健康影響、水道協会雑誌、*Vol*. 64, *No*. 10, *pp*. 38-55 (1995)

6．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　尾崎　正明
主任研究員　落　　修一
北村　友一

1．まえがき

下水汚泥の処理において，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汚泥処理系全体の効率を向上させる上で非常に重要な工程に位置付けられる。

2．研究目的及び方法

本研究は，既存の濃縮プロセスや脱水プロセスの効率化に寄与するために，これらのプロセスの機能に作用している主要な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，併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。

下水汚泥の処理においては，最前段に位置する濃縮プロセスの性能が脱水プロセスを初めとする後続プロセスの処理成績を大きく左右する。従来，下水汚泥の濃縮には重力濃縮法が用いられてきたが，その性能の低下が指摘されて久しく，近年はこれに代わる機械濃縮法の導入が増加してきている。重力濃縮法は，エネルギー消費が少ない運転管理の容易な方法であることから，これの性能回復が強く求められている。

このようなことから，本研究では，主に重力濃縮法の機能回復・改善に主眼を置き，本法の機能を支配している要因を想定した基礎的な実験やモデルの試作・実験を行い，新たなプロセス設計手法を検討したものである。

3．平成7年度までの研究結果

重力濃縮法における濃縮機構は，濃縮槽に投入される汚泥が自然沈降する過程と，沈降した汚泥が自重により圧密される過程から説明できる。従来法における性能低下は，沈降しずらい状態の汚泥を投入していることにより濃縮槽内が沈降過程主体となっており圧密過程が確保できていないことにあった。

本法の性能を発揮させるには，濃縮槽内における沈降過程を短くして圧密過程を十分に確保する必要があり，沈降過程の改善には，投入する汚泥に希釈操作を施す方法が有効であることが示され，また，圧密の促進にはピケットフェンスが効果的に作用することが分かった。

4．平成８年度の研究結果

本年度は，重力濃縮槽を試作した実験と，得られた知見に基づく設計手法の検討を行った。

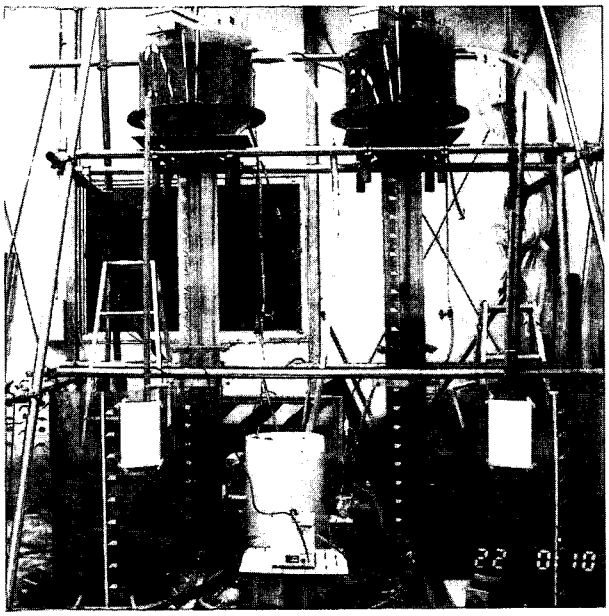
4.1　濃縮実験

4.1.1　実験方法

実験は，重力濃縮装置を２台試作して，投入汚泥にオキシデーションディッチ法による当所パイロットプラントの余剰活性汚泥を用い，汚泥の投入条件や装置内構造を変えた運転を行い濃縮状況を調べた。

試作した装置の設置状況を写真－１に示した。濃縮槽は有効容積が0.208 m^3ある透明－合成樹脂製の円筒形となっており，試作に当たり，径が大きい槽上部（φ600 mm × H700 mm）は投入汚泥の沈降ゾーンに，径が小さい下方部（φ200 mm × H2,000 mm）は圧密ゾーンに位置付けた。そして，２台の装置とも，沈降ゾーンには沈降汚泥の掻寄せ板を，圧密ゾーンにはφ10 mmの塩化ビニル製ピケットフェンスを隙間間隔５cmで４本取り付け，その回転速度を 1/16 rpmとした。

実験では，従来の設計手法[1),2)]を念頭に水理学的滞留時間（HRT）や水面積負荷を投入汚泥量により変え，引抜き汚泥量は投入汚泥量の１／３に固定した運転法を取った。また，装置の内の１台には沈降ゾーンにピケットフェンスを前述と同様の方法で８本取り付けた運転や，汚泥の投入をタイマー作動による間欠方式とした運転，当装置からの分離液により投入汚泥を希釈して投入する運転等も行った。試料の分析方法は下水試験方法(1984)に従った。



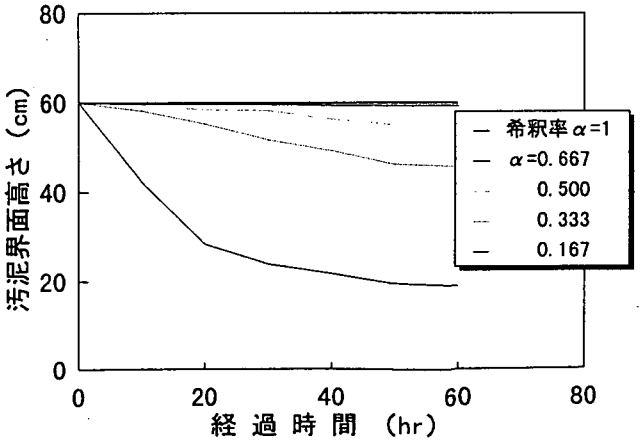
写真－１　試作装置の設置状況

4.1.2　実験結果

実験は，試作した装置が実装置に比して極小規模と成らざる得なかった（容積比：1/250～1/3,500）ために，投入汚泥の性状と必要流量に対応するポンプ選定の整合が取りずらく，長期の安定運転が困難であった。以下は，個々の運転条件において３～５日間運転した結果である。

(1) 投入汚泥の性状

投入した汚泥は，濃度がTS : 7.67～8.91 g/l, SS : 7.38～8.47 g/lの範囲にあり，強熱減量分はそれぞれVS/TS : 0.79～0.82，VSS/SS : 0.82～0.83であった。図－１は，投入汚泥の沈降性を，投入汚泥に下水処理水による希釈操作を施し，希釈率の違いによる汚泥界面の経時的な沈降量から調べたものである。用いた投入汚泥の原液は１時間の静置



図－１　投入汚泥の希釈率の違いと界面沈降状況

でも全く界面沈降が生じない非常に沈降性の悪い状態のものである。

$$\text{希釈率：}\alpha\ [-] = \text{投入汚泥量[M]} \ /\ (\text{希釈水量[M]} + \text{投入汚泥量[M]}) \qquad (1)$$

(2) 運転結果

運転結果を表－１に示した。濃縮汚泥の濃度や分離液の性状は，投入汚泥量に基づくＨＲＴや水面積負荷に大きく左右され，自明のことながら投入汚泥量が少ないほど良好な結果が得られた。これらの成績には，投入時の汚泥濃度と沈降ゾーンにおけるＨＲＴが大きく影響していたことが伺われ，沈降ゾーンでの個液分離とそこでの高濃度化の程度が全体成績を支配していた可能性が高い。間欠投入方式において分離液性状が悪化したのは，投入時の流量が設定の平均流量よりも一時的に１２倍の流量となることにある。一方，沈降ゾーンにピケットフェンスを敷設した効果は明瞭に読み取れない。しかし，最大の投入汚泥量であった 1,440 m^3/day のケースでの濃縮汚泥濃度がその１／２の投入汚泥量のケースと同等の成績を示したことや，分離液のＳＳが2,000 mg/l 程度と想定される濃度を大幅に下回っていることから，相当の効果発現があったものと推察される。

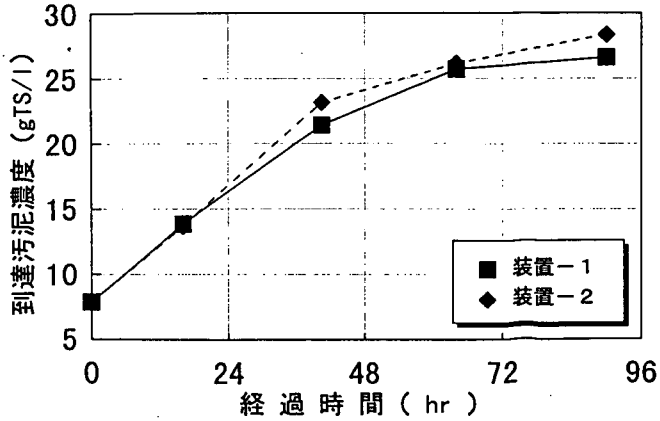
本実験において，目標とする濃縮汚泥濃度は引抜き汚泥量の設定に基ずいたTS ： 23 g/l 以上であり，分離液中には可能な限り汚泥固形物が含まれないことである。これをほぼ満足したものは投入汚泥量が 0.480 m^3/day 以下の運転法の所にあり，この結果を従来の設計手法で評価すると，ＨＲＴに関しては従来法で設定されている範囲内で良好な成績が達成できると言えるが，水面積負荷や固形物負荷は従来法の１／６程度まで負荷を下げる必要がある。

表－１　試作装置の運転結果

汚泥投入方式	連続投入					間欠投入(注)	
投入汚泥量 (m^3/day)	0.200		0.288	0.720	1.440	0.480	
水理学的滞留時間 (HRT : hr)	25.0		17.4	6.9	3.5	10.4	
水面積負荷 (m^3/m^2·day)	0.7		1.0	2.5	5.1	1.7	
固形物負荷 (kgTS/m^2・day)	6.3		8.1	20.0	40.0	13.3	
希釈率 (－)	0.167	1	0.125	1	1	1	
沈降ゾーン・ＨＲＴ (hr)	2.9	17.5	1.5	4.8	2.4	7.3	
沈降ゾーン・ピケットフェンス	－	－	－	－	有	有	－
濃縮汚泥濃度 (gTS/l)	22.0 ～ 24.2	19.60 ～ 23.8	12.60 ～ 14.04	13.70	13.85	16.38 ～ 20.6	10.65 ～ 24.2
分離液性状 (mgSS/l)	清澄	清澄	清澄	276	1,978	169	153

(注) 間欠投入は，１日８回，３時間毎に１５分間均等投入したものである。

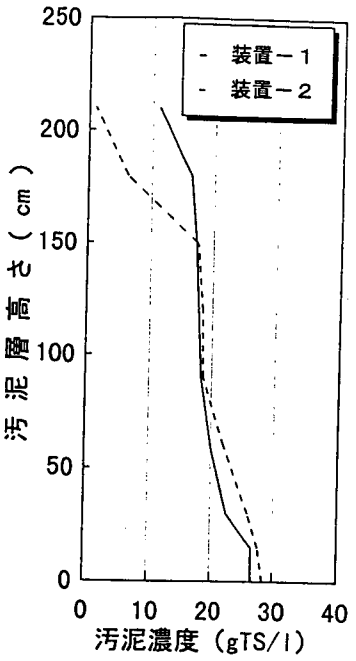
図－２は，試作装置における圧密ゾーンの性能について，槽全体に投入汚泥の原液を満たし，回分方式により槽最下部の汚泥濃度の経時的な変化を調べたものである。これより，直線的な変化を示している 20 gTS/l 以下の



図－２　槽最下部の汚泥濃度変化(回分試験)

範囲までが主に沈降作用による濃縮で，それ以上が圧密作用による濃縮と概ね位置付けられる。そして，沈降しずらい投入汚泥原液の沈降時間は２４時間程度を必要とし，圧密時間も同等以上を確保する必要があることを示している。

図－３は，図－２の最終試料時における汚泥層高さ方向の汚泥濃度分布である。これより，汚泥層高さ 100 cm 程までに明瞭な濃度勾配を伴った圧密現象がみられ，最下部の汚泥濃度は更に濃くなる現象を示している。それ以上の高さ 150 cm までの間には濃度変化が無い無効の領域があり，ここは，上部からの圧密汚泥と下部からの圧密排除水の双方の移動量が拮抗している領域と考えられ，結果として，圧密排除水の通水抵抗領域となり汚泥層下部における圧密作用を制限している可能性が高い。このことから，汚泥の圧密相高さは，圧密加重として効果的に作用するものであるが，それが過剰となると負に作用すると言える。このことは汚泥層上部における急激な濃度勾配からも読み取れ，圧密を効果的に発現させる汚泥層高さは想像以上に小さく１ｍ近傍にある可能性がある。ただし，ここでの結果は槽の径がφ:200 mm と非常に狭い条件で得られたものであり，現象としての信頼性はあると思われるものの，値としては壁面抵抗の影響や槽の径に対するピケットフェンス敷設の効果等，定量しずらい負の因子を含んでおり，これらが無視できる槽規模により確かめる必要がある。



図－３　92時間経過時点の汚泥濃度分布

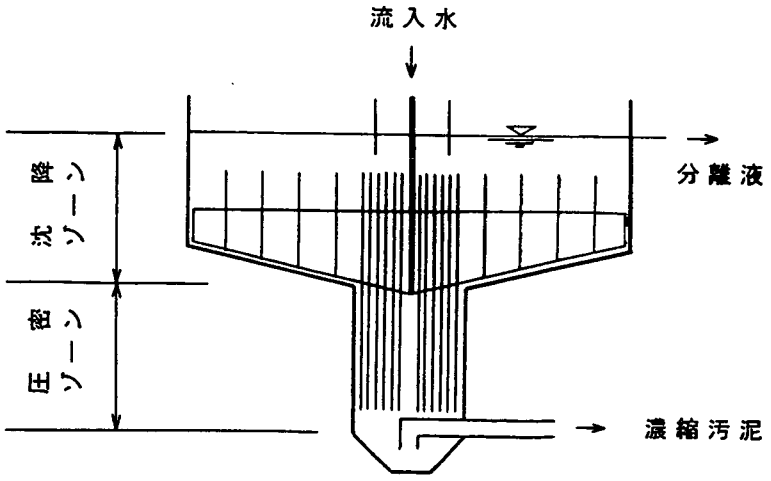
4.2　設計手法の検討

本研究の知見に基づくと，重力濃縮法の設計時に考慮すべき主要な事項は投入汚泥の沈降速度，濃縮および沈降促進のためのピケットフェンスとその移動速度であった。ここでは，計画汚泥投入量に対して濃縮槽の規模が従来の設計法[2)]と大きく変わらないことを前提に本法の機能発現を目指した設計手法を検討した。

図－４は，検討に基づく濃縮槽構造の設計説明図である。

4.2.1 必要面積

濃縮槽の平面形状は従来の設計手法と同様の円形とし，その必要面積は水面積負荷より求める。水



図－４　濃縮槽モデル

面積負荷は6 m^3／m^2・日とする。

ここでの水面積負荷は，濃縮槽の施設規模を従来法の場合（6.0～8.9 m^3／m^2・日）と大差無いものとすることにある。

4.2.2 有効容積

円滑な濃縮と機能維持のために，槽内における機能を主に沈降ゾーンと圧密ゾーンに分けた設計を行い，槽の有効容積を決定付ける。

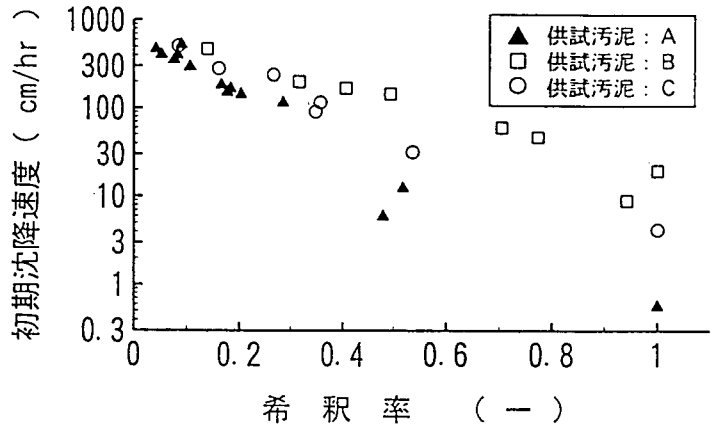
(1) 沈降ゾーン

投入汚泥の円滑な沈降・固液分離を図る沈降ゾーンとして，槽上部の水面より 2～2.5 mの深度を確保する。ここの沈降時間はＨＲＴとして 8～10 hr に相当する。

ここで，沈降ゾーンの機能発現を支配する要因は投入汚泥の初期・沈降速度であり，そのために以下の２つの条件を満足させる必要がある。これに従えば，当ゾーンの上部には清澄な分液ゾーンが形成される。

1) 投入汚泥の初期・沈降速度は，水面積負荷：6 m^3／m^2・日に相当する 0.25 m／hr 以上であること。

この条件が満足できない場合は，投入汚泥に希釈操作を施し，必要な初期・沈降速度を得る。図－５は，希釈率と初期・沈降速度の関係を調べた例であり，これらは（２）式の関係で表される。初期・沈降速度は希釈操作を施すことにより指数関数的に改善され，同一希釈率における改善の程度を左右する速度定数は投入汚泥の発生履歴により異なる汚泥種固有のものである。



図－５ 希釈率と初期沈降速度の関係（平成5年度成果より）

$$v_{(s)} = v_{max(s)}\, e^{-K(s)\cdot\alpha} \qquad (2)$$

ここで，$v_{(s)}$ ： 汚泥種(s)の初期・沈降速度 [$L\cdot T^{-1}$]

$v_{max(s)}$ ： 汚泥種(s)を構成している代表粒子の固有の沈降速度 [$L\cdot T^{-1}$]

$K_{(s)}$ ： 汚泥種(s)の速度定数 [－]

α ： (1)式による

2) 間欠投入方式においては，投入ポンプが停止している間に，１回当たりの投入汚泥相当量の界面沈降が得られる初期・沈降速度を確保する。

(2) 圧密ゾーン

圧密時間を２４時間確保する。このために，投入汚泥の原液濃度が最低３倍は濃縮されるものとし，１日分の投入汚泥原液量の１／３に相当する容積を確保する。これは，このゾーンの形状が沈降ゾーンの延長上にあるとすれば２ｍの深度に相当する。

4.2.3 ピケットフェンス

濃縮槽にはピケットフェンスを設ける。ピケットフェンスは，汚泥層内を非常に低速で移動する間に，その後部の直近傍に垂直方法のみずみちを形成して，汚泥相内にある水分の排除を円滑にし，汚泥の沈降と圧密を促す。そして，その効果は，敷設間隔が狭い程，移動速度が遅い程発揮されるものであるが，ここでは実用可能な範囲を考慮して敷設方法を定めた。ピケットフェンスは汚泥・掻寄せ機のアームを活用して次の方法により取り付ける。

(1) 形状及び材質

ピケットフェンスは角柱又は円柱形とし，その移動方向の幅又は径を 50～75 mmとする。角形の場合は，フェンスの移動方向後部の面が必ず移動方向に対して直角と成るよう取り付ける。材質は，耐腐食性のものとし，特別な強度を必要としない。

(2) 配　　置

ピケットフェンスは，槽の平面に対して，面の中心部から十字の方向に配置し，垂直に敷設する。

(3) 敷設間隔

ピケットフェンスの敷設間隔は，その隙間間隔を概ね以下の通りとする。

1) 水面より深度１ｍの範囲は，200～400 mmとする。

2) 水面より１ｍ以下の槽は，100～200 mmとする。

(4) 移動速度

ピケットフェンスの移動速度は，槽の外周速度をもって，１m/minとする。

4.2.4 補完設備

(1) 希釈設備

投入汚泥の沈降性が非常に悪い（6 m/day以上の初期・界面沈降速度が得られない）ことが想定される場合は希釈設備を設ける。希釈用水には，流入下水（最初沈殿池汚泥の引抜きポンプを代用できる）や処理水，当槽からの分離液を用いる。

(2) 汚泥投入部の整流・分散設備

汚泥投入時の水流により生じる下層部の乱れを極力避けるために，汚泥投入部に投入汚泥の整流・分散機能を持たせる。

(3) 汚泥掻寄せ機

汚泥掻寄せ機には掻寄せ板とピケットフェンスが取り付けられ，この回転速度を 4.2.3項で定めた外周速度１m/minとする。

(4) 引抜きポンプと緩衝ゾーン

引抜きポンプは，投入汚泥を連続投入する場合の流量の１／３量を目安に定格流量により選定し，過大な

能力選定は必ず避ける。間欠引抜きとする場合は，１回当たりの引抜き量を少なく設定するとともに，できるだけ低流量で引き抜く。

引抜きポンプ作動による上部汚泥層の吸い込みを防止するために，１回当たりの引抜き量の２～３倍に相当する容量の緩衝ゾーンを設ける。構造は可能な限り深度を深く（平面積を小さく）取る。

従来の設計，運転法においては，緩衝ゾーンの容積に比べて１回当たりの引抜き量が過大となるポンプ能力や作動時間が設定されている事例が多く，そこでは，濃縮された濃い汚泥とともに，上部の沈降過程にある希薄汚泥をも一緒に吸い込み，結果として濃縮汚泥は薄められて引き抜かれていた。

4.2.5 適用方法等

(1) 実施設計

実施設計に際しては，施工場所の地形や地質の関係から施工費が軽減されるならば，水面積負荷を指定値よりも小さく取り，相応の水深を減じることが可能である。これは濃縮効果を高める方向に作用する。逆に，水面積負荷を高める設計は現状ではできない。

(2) 既存施設の機能改善

従来の設計手法に基づき稼働している施設の機能を高めるには，必要に応じて以下の事項を施し，水面積負荷と汚泥投入時の初期・界面沈降速度の関係に配慮した運転管理を行う。

1) 施　工

① ピケットフェンス

② 汚泥投入部の整流・分散設備

③ 希釈設備

2) 運転法の変更

① 汚泥掻寄せ機 ： 回転速度を遅くする。

② 汚泥引抜きポンプ

a 目標とする濃縮倍率に見合った量を引き抜く。

b １回当たりの引抜き量を少なくし，引抜き頻度を多くする。

c 引抜き時の流量を減じて，時間を掛けて引き抜く。

③ 投入ポンプ

投入頻度を高め，設計投入容量（固形物量ではない）に見合う量（最初沈殿池汚泥引抜きポンプで確保する）を，時間的な平滑化を図り，投入する。

設計投入容量の確保は，場合によっては希釈操作を施す方向に作用し，これにより投入汚泥濃度が薄くなっても支障はなく，逆に濃い濃縮汚泥が得られる。

5．ま と め

本研究で得られた基礎的な実験の結果に基づき，容積規模が実用施設の概ね 1/250～1/3,500 の濃縮槽を試作して，沈降，濃縮しずらいオキシデーションディッチ法の余剰活性汚泥を供試汚泥に，濃縮性能を調べた結果，濃縮成績は主に沈降ゾーンにおける固液分離と高濃度化の程度に支配されているものであった。そ

して，試作装置の運転方法に基づく濃縮汚泥濃度の目標値：23 gTS/l以上も達成できた。運転成績からみた従来の設計手法については，ＨＲＴは妥当な範囲にあると思われたが，固形物負荷や水面積負荷は１／６以下に減じる必要があると認められた。最後に，これまでに得られた知見に基づき重力濃縮法の設計手法を検討した。得られた成果は，より実用に近い規模での検証に施され，必要な改良が加えられて行くことが望まれる。

［ 参考図書 ］

1) 建設省都市局下水道部監修「下水道施設設計指針と解説－1984年板－」，(社) 日本下水道協会

2) 建設省都市局下水道部監修「下水道施設計画・設計指針と解説－1994年板－」，(社) 日本下水道協会

７．水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究

水質研究室　室　長　田中　宏明
研究員　横田　敏宏

1. はじめに

水道水源を守るための新たな法律として、平成６年３月８日に「水道水源水質保全事業の実施の促進に関する法律」と「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」が公布された。都道府県知事は、指定地域において特定利水障害を防止するため指定水域の水質の保全に関し実施すべき施策に関する計画（以下、「水質保全計画」）を定めなければならないとしている。この中で水域の水質保全目標としては、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能（以下、「THMFP」）濃度を定め、将来における汚濁負荷量の推移を推計し、これに伴う指定水域の水質を予測するとともに、目標水質達成のための負荷量削減計画を策定することとしている[1)]。水質保全計画の策定にあたって、下水道の終末処理施設等の施設に対して排水規制が適用される。

THMFP濃度で指定水域の水質予測を行うためには、単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず、流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要がある。このため、THMFP濃度の湖内でのプランクトン増殖や河川における付着性の藻類等によるTHMFP濃度の寄与を調べ予測等に役立てることを目的として調査を行っている。

７年度は、室内実験により、藻類の対数増殖期及び死滅期におけるTHMFP、粒子性のP-THMFP、溶解性のD-THMFP、有機ﾊﾛｹﾞﾝ化合物生成能（TOXFP）、P-TOXFP、D-TOXFP濃度と種々の有機物指標の相関関係について調査を行った。その結果、対数増殖過程のP-THMFP及びP-TOXFPはｸﾛﾛﾌｨﾙ-aと並んで一次反応的に増大していく傾向が見られたが、それらの一次反応係数はchl-aの増殖速度係数ほどは大きくなかった。また、D-THMFP濃度は対数増殖期でも余り変化がなく死滅期にはやや低下する傾向が見られ、D-TOXFP濃度は対数増殖期に増加し、死滅期では横這いとなる傾向があった。

平成８年度は、

・河川中でのTHMFP及びTOXFPに対する付着性藻類の影響について還流水路を用いた実験
・牛久沼、霞ヶ浦、手賀沼の湖水を試料として、過剰の塩素と長時間反応させたTHM、TOX生成実験

を行った。

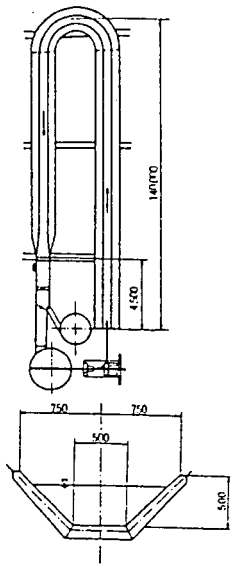
2. 還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

2. 1. 実験方法

2.1.1実験設備

還流水路施設を使用し河川のモデルとした。この施設は全長２９０mのステンレス製循環水路であって、深さ５００㎜、側壁上端部の幅１５００㎜の台形断面を有する（図－１参照）。　地下タンク（約1300m³）に貯留された水道水をいったん円形のタンクに揚水し、循環用ポンプで水路上端部に送り、傾斜1/1000の水路を自然流下させ再びタンクに戻すか、ゲート操作によりそのまま排水する仕組みになっている。

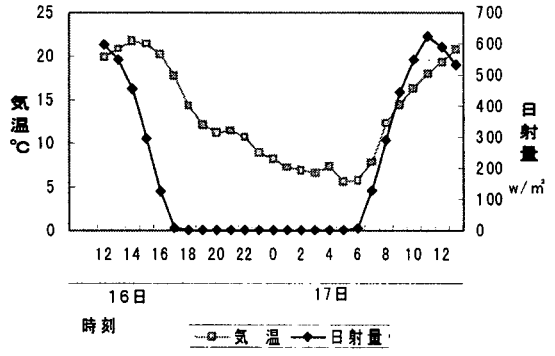
富栄養化した河川の河床に付着藻類が繁茂する条件を想定するため、硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムをそれぞれ、20mgN/l, 2mgP/lになるように水路に投入し、約２ヶ月水を循環運転させ水路に藻類を付着させた。



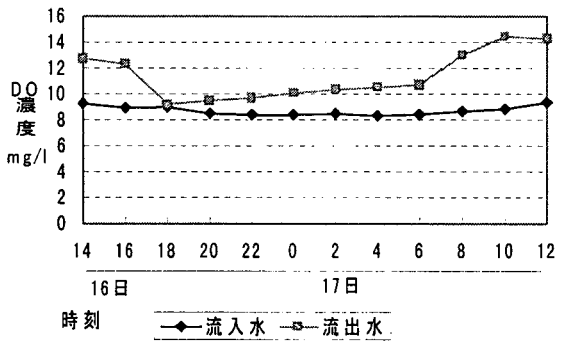
図－１　還流水路施設図
（単位：mm）

2.1.2実験条件及びサンプリング

藻類が水路に繁茂した状態で循環運転から流下運転に切り替え、その後３日の間隔を空けた後に実験を開始した。硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムは同じ濃度で継続して投入た。



図－２　日射量・気温の変化



図－３　流入出水DO濃度の変化

水理条件は、流量501l/min, 水深約２cm、流速4.81m/min、滞留時間1.04時間である。

10月16日13:00時より実験を開始し、17日13:00まで行った。採水間隔は、１時間で、上流のタンクを流入水、下流越流部を流出水として採水と同時に水温、pH、DOを現場測定した。またこれとは別に日射量については自動測定を実施した（図－２，３）。

また、付着藻類については流入部、中間部、流出部でそれぞれ0.1m²づつ、実験開始時及び終了時に同じ場所で採取した。

分析方法を表－１に示す。環境庁告示法では、塩素添加

表－１　分析方法[2) 3)]

分析方法	
CODcr	下水道試験方法（1984版）　第19節．5
TOC	河川水質試験方法（案）48.3.1
ＳＳ	下水道試験方法（1984版）　第11節．1
ｸﾛﾛﾌｨﾙa	河川水質試験方法（案）50.4.2
NH4-N	河川水質試験方法（案）46.1.3.3
NO2-N	河川水質試験方法（案）46.2.3.3
NO3-N	河川水質試験方法（案）46.3.3.3
T-N	河川水質試験方法（案）46.5.3.1
PO4-P	河川水質試験方法（案）47.1.3.3
T-P	ﾃｸﾆｺﾝｵｰﾄｱﾅﾗｲｻﾞによる
THMFP	環境庁告示第30号（H7.6.16）に準拠した処理の後GC(ECD、ﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽ法）で測定
TOXFP	環境庁告示第30号（H7.6.16）に準拠した処理の後三菱化学製全有機ﾊﾛｹﾞﾝ分析装置（TOX-10Σ）で測定

後のTHM濃度のみを測定し塩素添加前にすでに試料中に存在しているTHMも含めてTHMFPとしているが、ここでは塩素添加後のTHM濃度から塩素添加前つまり試料中にすでに存在していたTHM濃度を差し引いた純粋に塩素添加によって生成されたTHMを算出している。

2.2.結果

流出は、図－２の日射量をもとに10/16 13:00～18:00、10/17 6:00～13:00を昼、10/16 18:00～10/17 6:00までを夜とし、各時間500mlづつ採取混合し昼及び夜のコンポジットサンプルを作成した。また、流入は10/16 13:00～10/17 13:00までを全てコンポジットサンプルとした。TOXFPもそれに準じて定義した。流入水及び昼・夜の流出水の分析結果を表－２，３に示す。ここでTHMFPについてみると、水道水等に由来すると思われる臭素イオンが原因で$CHBr_3$（ブロモホルム）、$CHClBr_2$（ジブロモクロロメタン）、$CHCl_2Br$（ジクロロブロモメタン）の$CHCl_3$（クロロホルム）に対する生成量が多かった。

表－２　流入水及び流出水の水質

	COD mg/l	TOC mg/l	SS mg/l	クロロフィルa μg/l	K-N mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	PO4-P mg/l	T-P mg/l
流入	7.45	3.67	2.2	0.14	0.17	0.42	0.04	18.18	1.87	1.87
流出 昼	25.68	4.10	7.3	24.83	0.51	0.24	0.05	18.50	1.33	1.52
流出 夜	20.64	3.72	8.2	31.69	0.21	0.15	0.02	18.09	2.15	2.15

表－３　流入水及び流出水のTHMFP、TOXFP濃度

	THMFP μg/l	CH3CL μg/l	CHCL2Br μg/l	CHCLBr2 μg/l	CHBr3 μg/l	TOXFP μg/l
流入	40.44	8.45	10.26	12.70	9.03	47.50
流出 昼	45.69	22.25	12.44	8.93	2.07	203.94
流出 夜	22.06	12.66	5.91	3.49	0.00	149.07

THMFPについてみると、夜間は流入より流出のTHMFPが小さく生成量より沈降や吸着等の減少量が大きくなった。ここで、夜間はTHMFPが生成されず、昼間も夜間と同様にTHMFPが減少していると仮定すると昼のTHMFPの単位増加量CODあたりの生産量（g:THMFP/g:COD）は0.001、TOXFP（g:TOXFP/g:COD）は昼が0.009、夜が0.008となった。また、気相と酸素のやりとりがないとすると、単位増加量DOあたりのTHMFPの生成量（g:THMFP/g:DO）は0.007、TOXFP（g:TOXFP/g:DO）の昼は0.040、夜は0.059となった。

次に、上中下流の付着藻類をコンポジットしたものの実験開始前と終了後の分析結果から水路全体の量に換算した結果を表－４に示す。THMFPについて上記と同様に夜間はTHMFPが生成されず昼間も夜間と同様に沈降や吸着等がされていると仮定すると、単位増加量Chl-a、１日あたりの生産量（g:THMFP/g:Chl-a・日）は0.19、単位増加量COD、１日あたりの生産量（g:THMFP/g:COD・日）は0.06であった。TOXFPはChl-a、CODそれぞれ、0.71、2.12であった。また、河床の付着藻類の単位面積当たりについてはTHMFPが5.0（kg/km²・日）、臭素化されたTHM（$CHBr_3$、$CHClBr_2$、$CHCl_2Br$）の構成比率が高いためmg/l濃度が高くでる影響をなくすため分子量でTHMの各成分を$CHCL_3$に換算しても4.3（kg/km²・日）であり、合田等の報告[4]による代カキ期の田と同程度の高い値となり、TOXFPについては60.0（kg/km²・日）であった。

表－４　付着藻類の分析結果

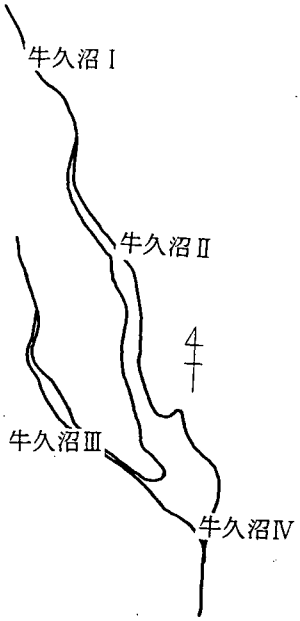
	COD	クロロフィルa
実験前	516.36 g	28.10 g
実験後	529.51 g	32.48 g
増加分	13.15 g	4.38 g

3.湖沼内でのTHMFP特性の調査

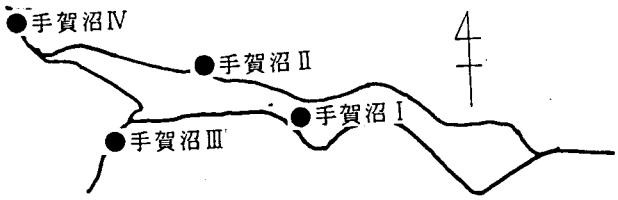
3.1.実験方法

平成8年1月26日に牛久沼及び流入河川４地点（図－４、Ⅰ：東谷田川、Ⅲ：西谷田川、Ⅱ・Ⅳ：牛久沼）、霞ヶ浦１地点（遊覧船乗り場）、手賀沼及び流入河川４地点（図－５、Ⅰ・Ⅱ：手賀沼、Ⅲ：大津

川、Ⅳ：大堀川）の合計９地点において湖水・河川水を採水し試料とし、SS、chl-a、TOC、波長260nmの紫外線吸光度（E260）、CODcr、NH4-N、規定の前処理方法でのTHMFP、TOXFP（残留塩素1～2mg/L、塩素投入後２４時間後に分析）について分析を行った。分析方法は表－１のとおりである。ここで、THMFP、TOXFPは還流水路実験と同様に試料中にすでに存在していたTHM、TOXを差し引いて算出した。



図－４　牛久沼の採水地点



図－５　手賀沼の採水地点

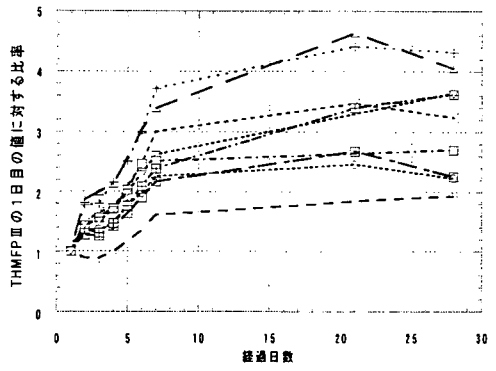
また、試料をそれぞれ、有機物濃度がTOCで5mg/Lになるように希釈し、塩素注入率が50mg/Lになるように次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加した後、pHを7±0.2に調整、約100mlのふらん瓶に分注し、恒温室中（20℃、暗所）に保管した。このふらん瓶に分注した試料を、所定の日時に順次開栓し、残留塩素、TOC、E260，CODcr、THM、TOXの各項目について分析を行った。

3.2.実験結果

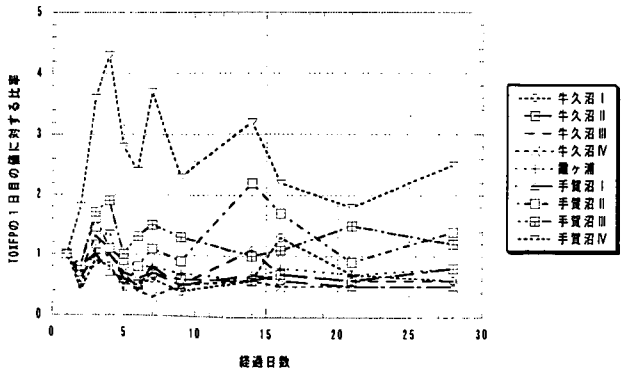
各試料のTOC5mg/l、塩素注入率50mg/lの条件で生成したTHM、TOX濃度の１日目の値に対する比率の時系列変化を図－６、７に示す。

ここで、THMについてはCHCLBr'が２つのピークを示し他の物質の含めて測定していたので、$CHCl_3$、$CHCl_2Br$、$CHBr_3$の３成分の合計をTHM（以下、「THMⅢ」）とした。

THMⅢについては、２１日目以降はほぼ一定となり２８日目の値が１日目に対し2～4.5倍を示し、TOXについては、３または４日目に１日目に対し１～4.3倍のピークを示しその後減少するものが多かった。有機物濃度



図－６　THMⅢの１日目の値に対する比率



図－７　TOXの１日目の値に対する比率

に反応速度が影響を受けているといわれているので、希釈し　てTOC濃度をそろえても試料によりピークの比

より３種類のグループに分けTHM生成速度を次式で示し、反応速度定数は温度の関数で、塩素注入率が高い場合の最大THM濃度は前駆物質濃度（指標としてE260）と注入塩素濃度で表現できるとしている。

$$THM=\sum_{i=1}^{3} Q_i\ (1-e^{-k2i\,t}) \qquad \cdots\cdots (1)$$

ここで　K_{2i}：iグループのTHM生成反応速度定数

$K_{21}=10K_{22}=100K_{23}$

t ：反応時間

Q_i：$CHCl_3$で表現したｉグループの濃度(ppb)

$Q_1+Q_2+Q_3=THMmax$（最大THM濃度）

そこでここでは、BODのように複数成分の前駆物質に対して一次反応として定式化、各試料毎に反応速度定数、最大THM濃度を与えるとし、

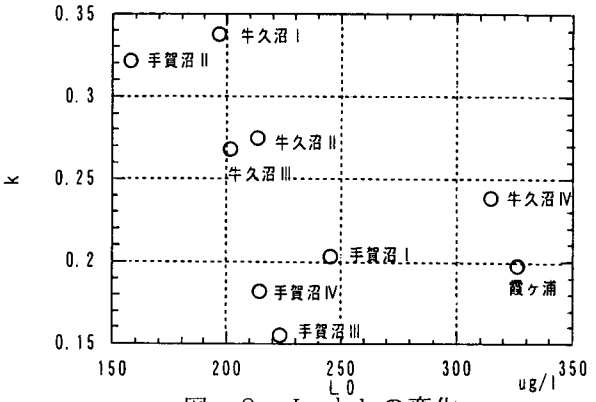
$$THM=L_0\times(1-e^{-k\,t}) \qquad \cdots\cdots (2)$$

ここで、ｋ：反応速度定数

L_0：最大THMⅢ濃度（反応時間無限大の時に生成されるTHMⅢ濃度）

と仮定する。

THMⅢについて（２）式により近似を行い、横軸にL_0を、縦軸にｋの値をプロットしたグラフを図－８に示す。近似したときのR^2は牛久沼Ⅰ、Ⅱ、Ⅲで、それぞれ0.844、0.825、0.665それ以外は0.9以上となりよい相関を示した。また、L_0とｋの関係をみると緩やかな負の相関を示し、特に牛久沼については下流に行くに従いL_0が大きくなり、kが小さくなる傾向がみられた。一方、手賀沼にはそのような傾向はみられなかった。



図－８　L_0とｋの変化

表－５　採水地点毎の水質指標の値

	ＳＳ	chl-a	E260	CODcr	ＢＯＤ	ＮＨ４	ＮＯ２	ＮＯ３	ＰＯ４	Ｋ－Ｎ	Ｔ－Ｐ
	mg/l	μｇ/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
牛久沼Ⅰ	19.3	2.1	0.113	22.0	2.3	1.57	0.05	2.16	0.09	1.51	0.07
牛久沼Ⅱ	4.5	35.4	0.104	15.7	2.1	0.10	0.04	2.48	0.02	0.65	0.05
牛久沼Ⅲ	9.7	35.4	0.104	12.2	3.7	0.06	0.03	2.36	0.01	0.81	0.03
牛久沼Ⅳ	8.7	20.5	0.112	24.7	2.5	0.12	0.02	1.84	0.01	0.78	0.02
霞ヶ浦	15.8	40.4	0.101	15.7	1.8	0.15	0.01	1.21	0.01	1.03	0.06
手賀沼Ⅰ	9.3	82.2	0.046	4.6	1.9	0.98	0.02	0.39	0.07	1.76	0.15
手賀沼Ⅱ	7.0	63.3	0.036	6.5	1.5	0.76	0.01	0.31	0.06	1.41	0.13
手賀沼Ⅲ	2.8	2.0	0.056	4.6	4.3	2.54	0.04	0.73	0.26	2.90	0.30
手賀沼Ⅳ	3.8	1.9	0.058	6.5	5.9	2.89	0.04	0.29	0.23	3.43	0.28

表－６　各水質指標とL_0、kのR^2

	SS	Chl-a	E260	CODcr	BOD	NH4-N	NO2-N	NO3-N	PO4-P	K－N	T－P
Lo	0.0619	0.0001	0.1683	0.1877	0.0222	0.1042	0.1571	0.0074	0.0877	0.0566	0.0761
k	0.1981	0.0193	0.0905	0.1944	0.2741	0.1675	0.017	0.2228	0.2652	0.3166	0.3672

次に、TOC濃度以外の水質指標によりそれぞれの湖沼の特性を明らかにするため、TOC濃度を5mg/lに希釈した試料の各水質指標を表－５に、各水質指標とL_0及びkの相関関係に直線を仮定したときのR^2を表－６に示す。手賀沼Ⅱのchl-a濃度が手賀沼Ⅲ、Ⅳの３０倍程度でL_0は６割程度の値でkは２倍程度の値だった。一方、手賀沼Ⅰはchl-a濃度が手賀沼Ⅲ、Ⅳの30倍程度でもL_0、kcの値ともⅢ、Ⅳよりやや高かった。さらに他の各水質指標についてもL_0及びkの間に相関はみられなかった。

4. まとめ

4.1. 還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

・河床の藻類の単位Chl-a増加量１日あたりのTHMFP生産量は0.19（g-THMFP/g-Chl-a・日）、TOXFP生産量は2.12（g-TOXFP/g-Chl-a・日）、河床の藻類の単位CODcr増加量１日あたりのTHMFP生産量は0.06（g-THMFP/g-CODcr・日）、TOXFPは0.71（g-TOXFP/g-Chl-a・日）であった。

・河床藻類の単位面積当たりのTHMFP生産量は5.0（kg/km²・日）であり、合田等の報告による代カキ期の田と同程度の高い値であった。

・ただし、実験に使用した水に含まれる臭素イオンの影響により、THMFPは汽水域以外の一般の河川水の場合より$CHCl_3$に対する$CHBr_3$, $CHClBr_2$, $CHCl_2Br$の割合が高く、臭素イオンの影響がない場合では上記の結果は低くなると考えられる。

4.2. 湖沼内でのTHMFP特性の調査

・試料を希釈してTOC濃度を一律にして、過剰の塩素と長時間反応させて生成したTHMⅢ($CHCl_3$+$CHCl_2Br$+$CHBr_3$)を測定した結果、試料により１日目の値に対するピークの値の比率は試料により異なる結果となった。また、THMⅢの生成量について一次反応式で近似できる場合が多かった。また、その関係から求めたTHMの最終生成量であるL_0と反応係数kはゆるやかではあるが負の相関があった。特に牛久沼については下流に行くに従いL_0大きくなり、kが小さくなる傾向がみられ、環境水の特性をL_0、kで表現できる可能性があることが示唆された。

（参考文献）

１）水道水質保全対策検討会：水道水質保全対策ガイドライン、平成7年1月24日衛水第13号厚生省生活衛生局水道環境部水道整備課長通知

２）建設省技術管理業務連絡会水質部会：河川水質試験方法、（財）土木研究センター、1982

３）（社）日本下水道協会：下水試験方法、1984

４）土木学会：低沸点有機塩素系化合物の生成要因物質の制御に関する研究、1984

５）水道協会：三成分並列逐次反応モデルによる全有機塩素化合物、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝの生成予測、水道協会雑誌・第719号　平成6年8月

II. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．窒素の超高度除去に関する研究

三次処理研究室　　室　長　鈴木　　穣
研究員　重村　浩之

１．まえがき

自然水域の水質は、平均的には、最近はやや改善の兆しが見えるとはいえ、湖沼、内湾などの閉鎖性水域においては未だ改善の方向に向かっているとは言い難い。また、下水道などの生活系排水処理施設の普及が進み、排水中の有機物による汚濁はかなり解消されたが、窒素・りんなどの栄養塩類の除去率が低く、水系によってはこれらの処理施設から排出される栄養塩類が、主たる富栄養化の原因となる場合も考えられる。このような水域の水質汚濁は、下水、工場排水などに含まれる窒素・りんによる富栄養化がその主要因となっているものと推定されていることから、これら下・排水に含まれる窒素・りんの高度除去技術の検討が必要となっている。

下水道の分野では、各種の生物学的窒素除去法（循環式硝化・脱窒法、硝化・内生脱窒法など）が実用化されているが、処理水中の窒素濃度は、約 5mg/L が安定した除去の限界となっており、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度 0.2mg/L を大幅に上回っている。一方、既存の生物学的窒素除去技術で可能な限り除去を行った後に残留する窒素成分（有機態窒素が大部分）が、自然生態系に与える影響についての知見も不足しているため、富栄養化防止のためにはどの程度の窒素除去が必要かも不明である。本研究は、処理水中の窒素について、富栄養化に対する寄与の度合いを明らかにするとともに、富栄養化防止という観点から、現状の生物学的窒素除去法の処理の安定化、及び現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としている。具体的な処理水質目標は、T-N＜0.2mg/L である。

平成７年度の研究結果をまとめると、以下の通りである。

（１）下水処理水中には、通常の生物処理時間内には分解除去不可能な溶解性有機物中の有機態窒素が 1mg/L 程度残留する。この溶解性の有機態窒素は、２週間以内という短期間では藻類（*Scenedesmus*）の増殖を招かない。しかし、長期的な、また種々の生物の存在する環境水中における富栄養化への影響については、今後調べる必要がある。

（２）既存の、連続的に自動測定可能な水質測定機器（pH、DO 及び ORP）によっては、脱窒槽の窒素の状況を把握することはできず、脱窒プロセスの最適制御は、これらによっては難しい。しかし、硝化プロセスについては、好気槽の NH_4-N 濃度と ORP にある程度の相関が認められ、ORP による硝化プロセス制御の可能性が示された。

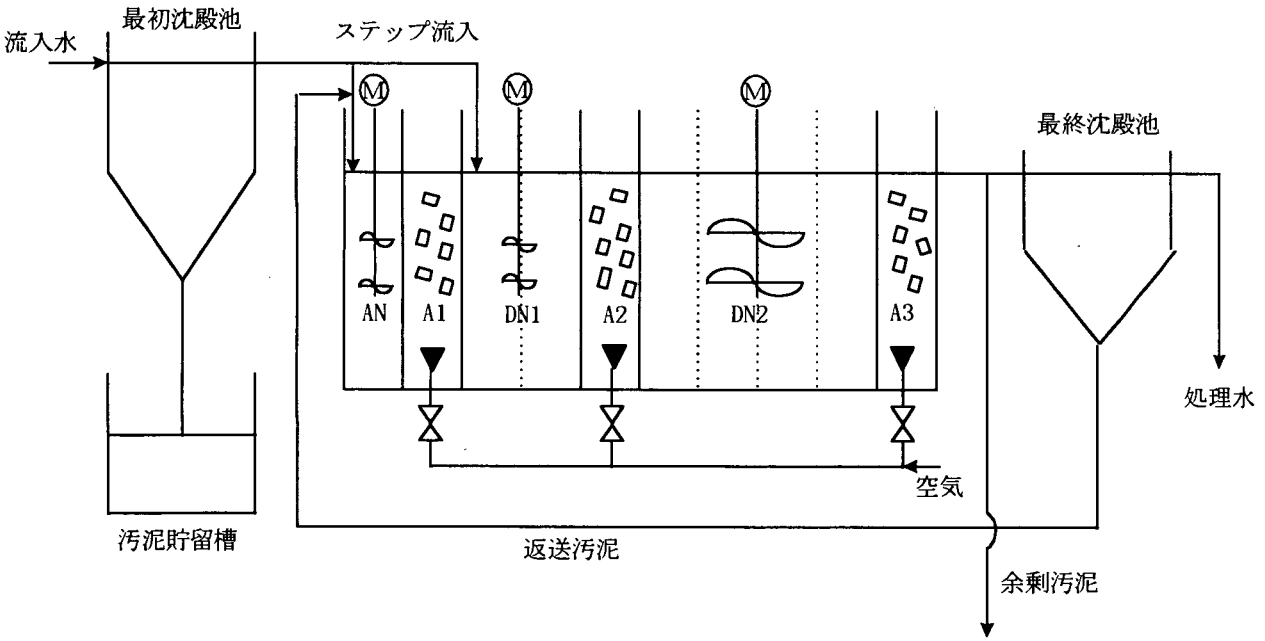
（３）処理水、反応槽内の正確な窒素濃度の把握を行い、最適な硝化・脱窒プロセスの制御を行うために、自動窒素分析装置（窒素モニター）の導入が考えられる。窒素モニターの下水処理への適用性について実験を行い、NH_4-N 濃度 0.2mg/L 以上、NO_X-N 濃度 1.3mg/L 以上において、窒素モニターによる測定値と比色分析装置による測定値はよく一致することが認められた。本研究の目標とする 0.2mg/L 以下という低濃度域でのモニターの適用性については、今後の調査によって明らかにする。

平成８年度は、現状の生物学的高度処理法の処理の安定化に関する研究として、嫌気・好気＋硝化・内生脱窒法を取り入れた生物学的高度処理プラントによる処理と、好気槽のDO濃度による硝化プロセス制御の可能性についての検討を行った。また、現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発に関する研究として、吸着剤を用いた物理化学的な窒素除去法についての実験及び検討を行った。

２．研究方法

２．１　既存の窒素除去技術の高度化に関する研究

窒素・りんの高効率除去のために、ここでは、嫌気・好気法と硝化・内生脱窒法を組み合わせた処理法を用いたパイロットプラントで下水処理実験を行い、その処理特性などについて検討した。嫌気・好気法は生物学的りん除去のため、硝化・内生脱窒法は循環式硝化・脱窒法よりも低い処理水窒素濃度を得るためである。本パイロットプラントは、平成７年度の報告で示されているA20法パイロットプラント[1)]の反応槽の槽割を、平成８年９月１８日に変更したものである。パイロットプラントの概要について、図－１に示す。



HRT：9.26hr　処理水量：25.9m³/d　ステップ流入比：1:1　汚泥返送比：68.3%
反応タンク容量：10m³　嫌気槽(AN)：1m³　好気第１槽(A1)：1m³　脱窒第１槽(DN1)：2m³
好気第２槽(A2)：1m³　脱窒第２槽(DN2)：4m³　好気第３槽(A3)：1m³
微生物固定化担体充填率：A1、A2及びA3槽すべて体積比で30%

図－１　嫌気・好気＋硝化・内生脱窒法パイロットプラントの概要

このパイロットプラントでは、反応槽の始めの方で嫌気・好気法、後の方で硝化・内生脱窒法による処理を行った。また、このプラントでは、AN槽とDN1槽に、１：１の割合でステップ流入を行った。反応槽の構成は、AN：嫌気槽、A1, A2, A3：固定化担体添加好気槽、DN1, DN2：脱窒槽で、DN1では流入水中

の有機物を利用した脱窒、DN2 では内生脱窒を行った。また、このプラントで使用した微生物固定化担体は、ポリプロピレン製の結合固定化担体[2)]（円筒状、内径 3mm、外径 4mm、長さ 5mm、比重 1.025）である。なお、パイロットプラントの流入水の水質について、表－１に示した。

表－１　高度処理パイロットプラントの流入水の水質

（平成８年 11 月６日～平成９年３月 26 日）

項目	NH_4-N	K-N	T-N	PO_4-P	T-P	CODcr
濃度(mg/L)	16.2～31.6	21.8～43.3	22.1～43.4	0.71～2.61	2.43～4.35	193～409

余剰汚泥は反応槽から最終沈殿池への移送ラインから手動運転で引き抜いた。平成８年 11 月６日～平成９年３月 26 日の余剰汚泥の引き抜き量は、11 月 14～16 日に 2900L、12 月５日に 2100L、12 月 12 日及び２月６～７日に 2900L、２月 13 日に 760L、３月５～８日に 2900L であり、その他の日には余剰汚泥を引き抜かなかった。12 月 12 日等に 2900L の余剰汚泥を引き抜いたことより、７日間に１回余剰汚泥を 2900L 引き抜くと考えると、SRT は 24.1d である。

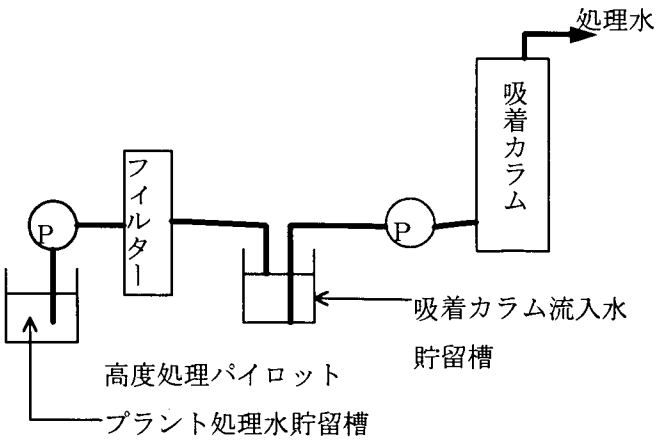
週１回、水温、pH、DO、ORP、CODcr、各態窒素及びりん等の水質分析を行った。全 CODcr の分析は HACH 迅速水質分析計 DR/700、溶解性 CODcr の測定は自動 CODcr 分析計（ブラン・ルーベ社製、オートアナライザーⅡ）、各態窒素及びりんの分析は自動比色分析計（ブラン・ルーベ社製、TRAACS800）で行った。

A1 槽の DO 濃度と硝化速度の相関をとるために、平成９年４月８日に、１時間おきに A1 槽の曝気風量を変更した。そして、曝気風量を変更する直前の A1 槽の DO 濃度を測定し、同時に AN 槽と A1 槽のサンプルを取水し、それを遠心分離と 0.45 μｍのメンブレンフィルターにより SS 成分を分離した後、NH_4-N 濃度、NOx-N 濃度及び PO_4-P 濃度を測定した。A1 槽の滞留時間については、AN 槽に最初沈殿池流出水が全量の半分の 0.54㎥/hr、返送汚泥が 0.738㎥/hr 流入してくるので、0.78hr である。この結果より、A1 槽の滞留時間は１時間より短いので、１時間おきのサンプリングは妥当であったと考えられる。

２．２　吸着剤を用いた窒素の超高度除去

現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発に関する研究として、吸着剤を用いた窒素除去法についての実験を行った。使用した吸着剤は、陰イオン交換樹脂（球状、有効径 0.4～0.53mm、比重 1.12）、粒状活性炭（ヤシガラと石炭からできた粉末活性炭を円柱状に固めたもの、粒子サイズ 3.35～4.75mm）及びゼオライト（硬質クリノプチロライト、平均粒径約 5mm）の３種類である。

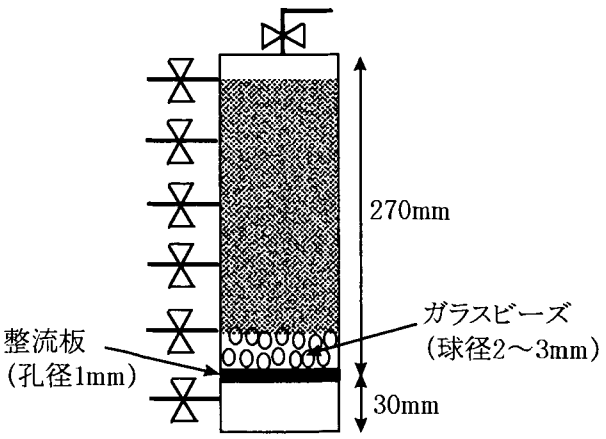
図－２に、本実験装置の構成を示した。本実験では、高さ 300mm（吸着剤充填部 240mm）、直径 50mm、吸着剤充填部容量 0.471L のカラ



図－２　吸着剤による窒素除去実験の実験装置

ムに吸着剤を詰め、前述の高度処理パイロットプラントの処理水を孔径 1.0 μmのカートリッジフィルターにかけたものを吸着カラムに通した。また、図－３にそのカラムの概略図を示した。

表－２に、本実験の実験条件を示した。ゼオライトを用いた実験については、吸着カラム流入水の NH_4-N 濃度が高濃度と低濃度のときに分けて実験を行った。カラムへ通水開始後 30 分～２時間後（滞留時間以上経過した後）に、フィルター通過後の吸着カラム流入水と吸着カラム処理水を採取し、pH、CODcr、及び各態窒素及びりんを測定し、処理成績を検討した。



図－３　吸着カラムの概略図

表－２　吸着剤を用いた窒素の超高度除去実験の実験条件

吸着剤の種類	陰イオン交換樹脂	ゼオライト (低濃度 NH_4-N)	ゼオライト (高濃度 NH_4-N)	粒状活性炭
流入水量(L/hr)	0.82～4.44	0.82～7.56	2.10～6.03	1.06～5.76
滞留時間(min.)	6.4～34.5	3.7～34.5	4.7～13.5	4.9～26.7
流入水 NH_4-N 濃度(mg/L)	—	0.30～0.73	11.9～23.1	0.21～1.12
流入水 NOx-N 濃度(mg/L)	0.74～2.00	—	—	0.93～2.00
流入水 Org-N 濃度(mg/L)	—	—	—	0.29～0.87

※　Org-N：有機態窒素

３．研究結果

３．１　既存の窒素除去技術の高度化に関する研究

表－３　高度処理パイロットプラントの処理成績

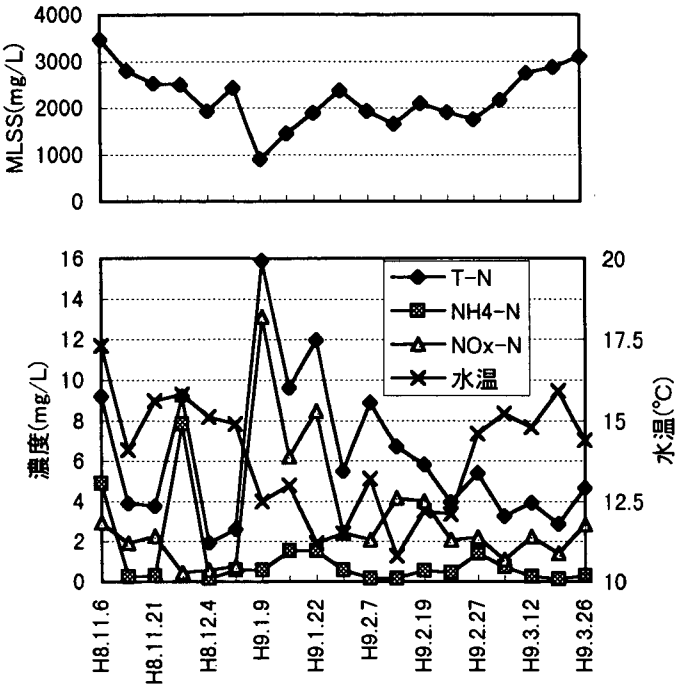
(平成９年２月 13 日～３月 26 日のデータの平均)

水質項目	T-N	T-P	CODcr
流入水濃度(mg/L)	33.2	3.36	289
処理水濃度(mg/L)	4.58	0.92	27.1
除去率 (%)	86.2	72.6	90.6

表－３に、嫌気・好気＋硝化・内生脱窒法を用いた高度処理パイロットプラントが正常に運転されていた時期の、パイロットプラントの T-N、T-P 及び CODcr の処理成績を示した。どの項目についても良好な処理成績を挙げており、本パイロットプラントが高度処理装置として十分に役割を果たすことが示された。しかし、本研究は、富栄養化防止という観点から、現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としており、さらに処理水質を向上させなければならない。

図－４に、パイロットプラントの処理水の T-N、NH_4-N 及び NOx-N 濃度と反応槽の水温及び MLSS 濃度の経日変化を示した。このグラフより、12 月に T-N 濃度が 2mg/L 台にまで低下しており、良好な処理によ

り生物学的処理のみでもT-N濃度がここまで低下することがわかった。なお、11月28日に処理水のT-N濃度が約9mg/L（NH_4-N濃度約8mg/L）まで上昇しているが、これは好気槽のDO濃度不足のため（A1槽0.8mg/L、A2槽1.5mg/L、及びA3槽3.0mg/L）、硝化反応が十分に進行しなかったからと考えられる。また、1月9日に処理水のT-N濃度が16mg/L（NOx-N濃度13mg/L）まで上昇しているが、これは、図－4に示すように、反応槽のMLSS濃度が890mg/Lに低下するまでに、DN2槽から反応槽の活性汚泥を誤って引き抜いてしまったため、プラントの脱窒能力が低下したからであると考えられる。



図－4　処理水の各態窒素と反応槽の水温及びMLSS濃度の経日変化

ここで、図－4の結果に関連して、反応槽内での窒素の挙動をみるために、パイロットプラントの反応槽内と反応槽外部での各態窒素フローの変化をみることとし、その結果を図－5に示した。ここでは全体的な窒素フローの変化を把握する必要があるので、反応槽流入以前のステップ流入負荷についても、反応槽外部のフローとして図中に表している。返送汚泥（RS）による窒素フローについては、最初沈殿池流出水（PS）とともに嫌気槽への流入フローとして表している。（a）は、パイロットプラント全体で良好な処理が行われていたときのデータである。好気槽でNH_4-Nが、脱窒槽でNOx-Nが減少しており、グラフからも良好な処理が行われていることがわかる。しかし、A2槽からDN2槽にかけてNOx-N濃度の減少の度合が小さく、脱窒反応が不十分であったので、この点について改善方法を検討する必要がある。なお、A3とOUTの間でフローが大幅に減少しているが、これは主として返送汚泥に含まれて窒素が処理水から分離されたためである。最終沈殿池から嫌気槽流入に至るまでの間に、返送汚泥中のNOx-Nは脱窒されていた。一方、好気槽のDO濃度が低かった（b）のデータでは、十分な硝化反応が得られていないために脱窒槽での窒素除去が不十分で、処理水窒素濃度が高い。また、処理水中にもかなりのNH_4-Nが残存した。（c）はDN2槽から反応槽の活性汚泥を誤って大量に抜いて反応槽のMLSS濃度が大幅に低下してしまったときのデータであるが、グラフより、脱窒反応がほとんど起こっておらず、処理水中に多くのNOx-Nが残存していたのがわかる。しかし、NH_4-Nについては、MLSS濃度が大幅に低下したにも関わらず、好気槽でかなりの割合で硝化されていた。この理由として、好気槽の固定化担体表面に大量の硝化菌が保持されていたためであると考えられる。なお、AN槽（嫌気槽）に大量のNOx-N内部フローがあるが、これは、（a）とは異なり、AN槽に流入する返送汚泥中に大量のNOx-Nが含まれていたためである。

図－5による以上の結果より、低DOや低MLSS濃度のために良好な硝化・脱窒反応が行われない場合

には、高濃度の窒素が処理水中に残存するので、優れた処理結果を出すには、DO 濃度や MLSS 濃度などを適正に管理することが必要であることがわかった。

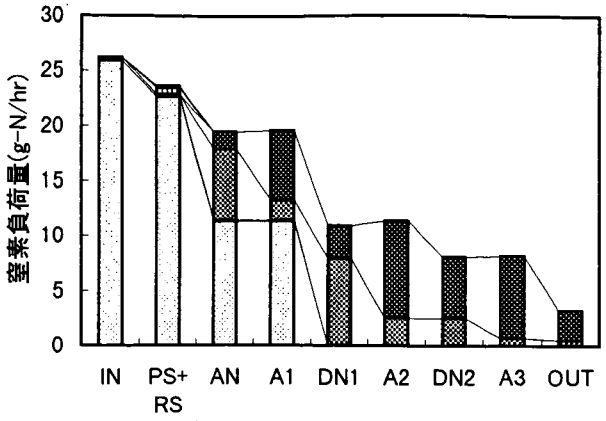
ここで、パイロットプラントの窒素除去に大きく影響を与える因子について調べるため、本パイロットプラントの好気槽の中で最も多くの NH_4-N 負荷量を受ける A1 槽について、硝化速度とその他の因子との関係について調べることとした。図－6 に、A1 槽の DO 濃度と硝化速度の関係を示した。この硝化速度は以下の式で求めた。

$$R\text{-}NH_4=(S_{AN}-S_{A1})\times Q$$

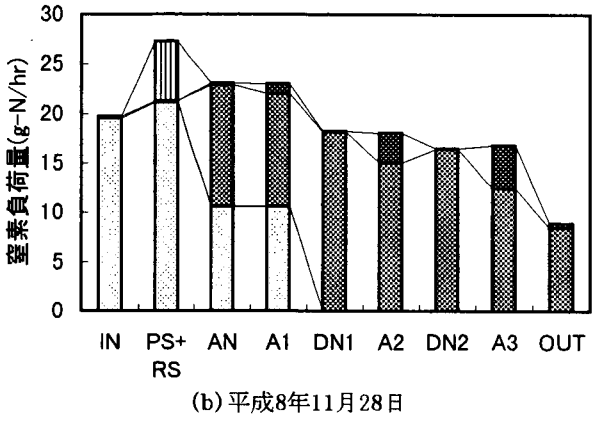
$R\text{-}NH_4$: A1 槽の硝化速度[g-N/hr]
S_{AN} : AN 槽の NH_4-N 濃度[mg/L]
S_{A1} : A1 槽の NH_4-N 濃度[mg/L]
Q : AN 槽及び A1 槽流出水の流量(m^3/hr)

この測定をしたときの AN 槽の NH_4-N 濃度は 7.01～7.45mg/L で、ほぼ一定であった。また、A1 槽の DO 濃度が 2mg/L 以上のとき、A1 槽の NH_4-N 濃度は 0.53～1.04mg/L の範囲内であった。グラフより、A1 槽の DO 濃度と硝化速度の間でかなり高い相関が得られ、DO 濃度が 2mg/L 以下になると、硝化速度が急激に低下することが確認された。この結果より、DO 濃度は硝化反応に大きな影響を与えており、硝化反応の制御において重要な因子になりうることがわかった。

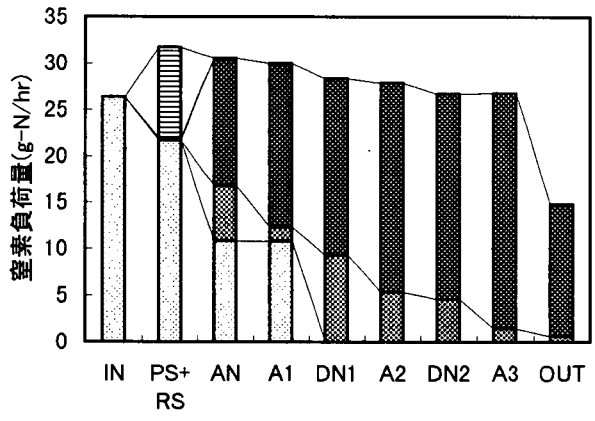
図－6 はある 1 日のみの短期的なデータを示しているので、長期的に見て A1 槽の DO 濃度と硝化速度の間に相関があるかどうかを調べてみることにした。図－7 に、4 か月間における A1 槽の DO 濃度と硝化速度の関係を示した。図中のすべてのプロットにおいて、A1 槽の NH_4-N 濃度は 1mg/L 以上であった。この間の AN 槽の NH_4-N 濃度が 2.96～11.0mg/L と大きく推移していたためか、



(a) 平成9年2月13日～3月26日の平均



(b) 平成8年11月28日



(c)平成9年1月9日



図－5　高度処理パイロットプラントにおける NH_4-N 及び NOx-N のフロー

※IN:流入水、PS:最初沈殿池流出水、RS:返送汚泥、OUT:処理水

図－６のような明確な相関は見られなかったが、全般的に DO 濃度が増加すると硝化速度も増加する傾向は確認できる。また、硝化反応は水温によっても影響を受けるため、水温を 10～14℃と 14～18℃の２種類に分けて硝化速度との相関をとることを試みたが、グラフより水温による硝化速度の違いは確認できず、水温が硝化速度に与える影響は、本実験からは確認できなかった。

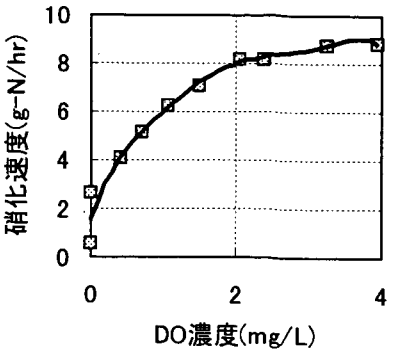
図－８には、A1 槽の NH_4-N 濃度と ORP の関係を示した。グラフより、こちらでも明確な相関が見られず、平成７年度の本研究の報告[1)]とは異なる結果となった。しかし、全般的には、ORP が減少すると NH_4-N 濃度が増加する傾向が見受けられた。

また、A2 槽及び A3 槽についても、NH_4-N 濃度と ORP の相関を調べてみた。その結果、A1 槽の場合（図－８）と同じように、弱い相関が見られた。

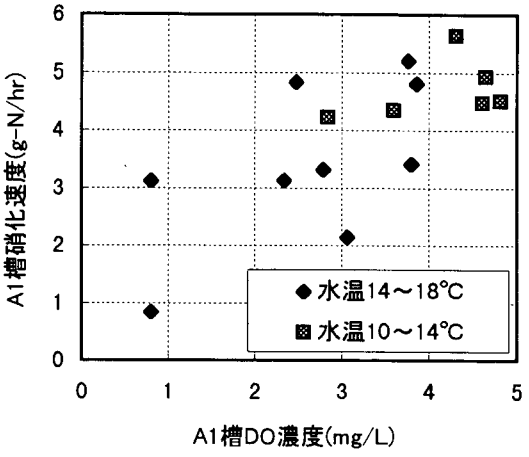
図－９に、A2 槽の DO 濃度と DN2 槽の脱窒速度の関係を示した。脱窒速度は、図－６の例に習って求めた。DO 濃度が 3mg/L 以下のときは脱窒速度が大きくなった。全般的には、DO 濃度が低くなると脱窒速度が大きくなる傾向が示されたが、明確な相関は得られなかった。

以上の結果より、良好な硝化反応のためには、反応槽の DO 濃度の管理が必要と考えられる。このことより、高度処理プラントの安定した硝化反応のための手段として、DO 濃度を入力データ、反応槽のブロアーの回転数を出力として用いる高度処理プラントの自動制御が考えられる。DO 濃度の安定化のために、反応槽のブロアーの曝気風量を制御することにより、処理水中の窒素が低濃度に安定化すると考えられる。平成９年度にこの自動制御について研究することとする。

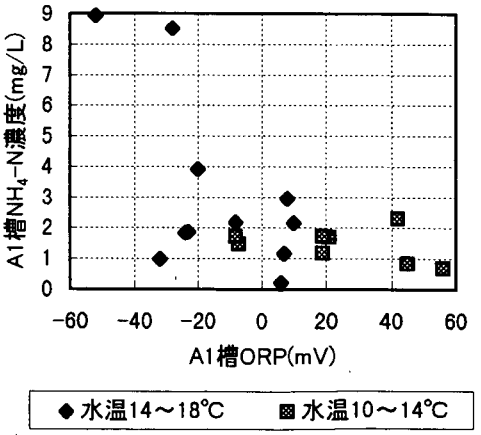
また、平成７年度の本研究の報告[1)]に掲載されている NH_4-N・NOx-N 自動モニターのデータも自動制御に利用できる。NH_4-N・NOx-N 自動モニターは、採水から測定までに約 30 分のタイムラグがあるため、主幹入力データとして自動制御に用いるのは難しいが、補助的な入力データとしては十分利用できると考えられる。また、本研究は、富栄養化防止の観点から、現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としているので、NH_4-N・NOx-N 自動モニターの低濃度域での適用性について、平成７年度に引き続き調査する必要がある。



図－６　A1 槽の DO 濃度と硝化速度の相関



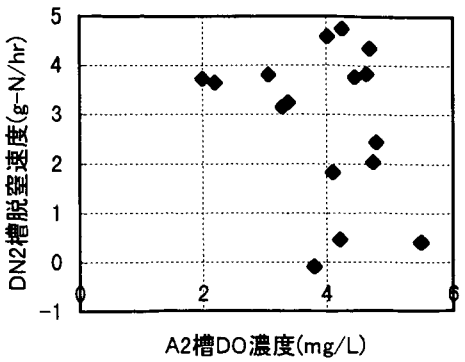
図－７　A1 槽の DO 濃度と硝化速度の関係
(平成８年 11 月６日～平成９年３月 12 日測定)



図－８　A1 槽の ORP と NH_4-N 濃度の関係
(平成８年 11 月６日～平成９年３月 26 日測定)

3．2　吸着剤を用いた窒素の超高度除去

図－10に、孔径1.0 μmのカートリッジフィルターで前処理した前述の高度処理パイロットプラントの処理水（吸着カラム流入水）を、陰イオン交換樹脂で処理したときのNOx-Nの処理成績について示した。NOx-Nの除去率は常に95%以上であり、処理水質も流入水量に関わらず、常に0.1mg/Lを下回っていた。本実験では吸着実験装置を数日程度しか動かしていなかったが、陰イオン交換樹脂は、短時間の実験の結果においては、窒素の超高度除去に適した物質であることがわかった。ただし、表－2より、この実験を行ったときのカラム流入水NOx-N濃度は常に2mg/L以下である。本実験に用いている高度処理パイロットプラントの処理水のNOx-N濃度は平成8年11月6日～平成9年3月26日の間に0.45～13.1mg/Lと大きく変動していたので、パイロットプラントの処理水のNOx-N濃度が2mg/L以上のときについても、処理成績を検討する必要がある。

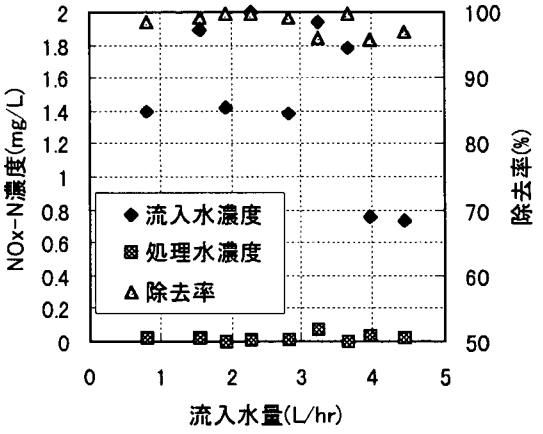


図－9　A2槽のDO濃度とDN2槽の脱窒速度の関係

(平成8年11月14日～平成9年3月26日測定)

さらに、陰イオン交換樹脂は、硝酸イオンと同じ陰イオンであるリン酸イオンについても、平均96.1%というかなり高い除去率と、処理水PO_4-P濃度が0.005～0.02mg/Lという処理成績を示しており、窒素と同じく富栄養化の原因物質であるPO_4-Pの除去にも有効であることが示された。

また、吸着装置への通水開始時に、陰イオンである炭酸水素イオンが陰イオン交換樹脂に吸着されることにより、処理水のpHが低くなるという報告[3)]がある。そのため、カラム流入水と処理水のpHを比較してみたが、流入水のpHが7.2～8.13に対して、処理水のpHが6.77～6.97と正常な範囲にあり、処理水質上問題になるほどのpHの低下は見られなかった。



図－10　陰イオン交換樹脂による、高度処理パイロットプラント処理水中のNOx-Nの処理成績

本実験に用いた陰イオン交換樹脂の乾燥密度（かさ密度）は約0.7g/cm^{3}であり、上向流で流速を速くして吸着カラムに水を流すと、樹脂が浮いてしまいカラム流出口をふさいでしまった。カラムを上向流式にしたのは短絡流を防ぐためであったが、下向流式についても検討する必要がある。また、通水開始時は樹脂間に気泡が多く含まれているため、樹脂が浮きやすいという問題もみられた。

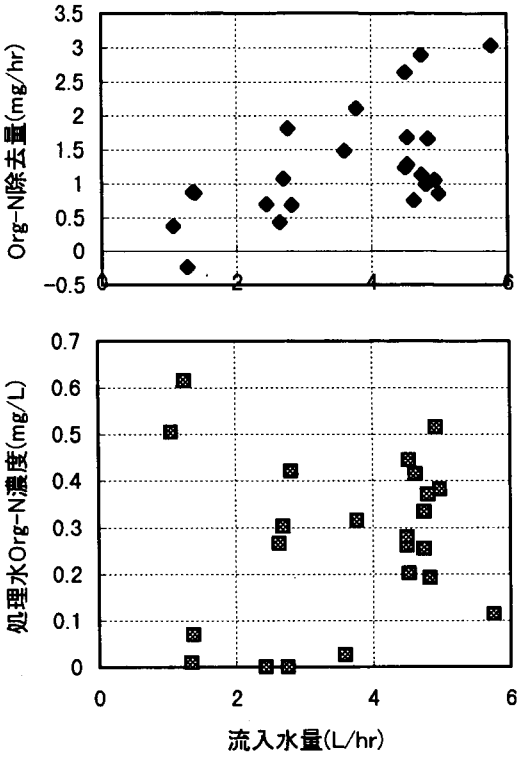
表－4は、ゼオライトで処理したときの、NH_4-Nの処理成績について示したものである。吸着カラム流入水のNH_4-N濃度が0.30～0.73mg/Lのとき、処理水NH_4-N濃度は0.54～0.70mg/Lで、NH_4-Nは除去されず、若干増加していた。一方、流入水のNH_4-N濃度が11.9～23.1mg/Lのとき、処理水NH_4-N濃度は1.24

～4.37mg/L で、除去率は 85.5%と高かった。しかし、図－４より、前述の高度処理パイロットプラントの処理水の NH_4-N 濃度はほとんどの時期で 1mg/L 以下であるため、本研究結果より判断する限りでは、ゼオライトは NH_4-N の超高度除去に適していないと考えられる。NH_4-N の除去については、高度処理パイロットプラントの反応槽の DO 濃度の最適化により、安定して低濃度に処理するように検討していく。

表－４　ゼオライトによる、高度処理パイロットプラント処理水中の NH_4-N の処理成績

流入水 NH_4-N (mg/L)	0.30～0.73 (低濃度 NH_4-N)	11.9～23.1 (高濃度 NH_4-N)
処理水 NH_4-N (mg/L)	0.54～0.70	1.24～4.37

図－11 に、粒状活性炭で処理したときの Org-N の処理成績について示した。Org-N の平均除去率は 57.2%で、半分以上除去されており、処理水の平均 Org-N 濃度は 0.265mg/L であった。また、グラフより、吸着カラムへの流入水量と粒状活性炭の Org-N 除去量について、全般的には流入水量の増加とともに、除去量も増加していく傾向が見られた。しかし、表－２より流入水の Org-N 濃度のばらつきが大きかったせいもあるが、流入水量と処理水の Org-N 濃度との相関はほとんどなかった。



図－11　粒状活性炭による、高度処理パイロットプラント処理水中の Org-N の処理成績

この理由については詳しくはわからないが、分析法の感度の問題も考えられる。Org-N 濃度の測定値は、サンプルに硫酸と二酸化セレンを含む試薬を加えて 350℃で加熱した後２．１に記載した自動比色分析計でインドフェノール吸光光度法を用いて K-N 濃度を求め、その値から同じく自動比色分析計でインドフェノール吸光光度法を用いて求めた NH_4-N 濃度の値を引いたものである。この方法での K-N 濃度の定量範囲の上限は 15mg/L であり、1mg/L を下回る Org-N 濃度の値は誤差が大きい可能性がある。Org-N 濃度の測定については、他の方法を検討する必要があると考えられる。

活性炭によって、どのような種類の Org-N が除去されるかについても不明である。活性炭の Org-N 除去特性を把握するには、まず、高度処理パイロットプラントの処理水中の Org-N の組成について調べる必要があると考えられる。

平成７年度の本研究の報告[1)]により、高度処理パイロットプラントの処理水中の Org-N は２週間という短期間では藻類の増殖に利用されなかったが、環境水中に放流するにあたっては、富栄養化防止の観点より、パイロットプラント処理水中の Org-N を含む有機物の長期的な生分解性についても検討する必要がある。

この他、粒状活性炭は、NOx-N についても平均 64.2%の割合で除去しており、陰イオン交換樹脂ととも

にNOx-Nの除去に有効であり、陰イオン交換樹脂のNOx-N除去能を補完できることが示された。しかし、除去率が48.0～79.9%とばらつきがあり、平均処理水NOx-N濃度が0.44mg/Lと、前述の環境基準（窒素濃度0.2mg/L）を若干上回っているので、活性炭のみをNOx-N除去用に使うのは適当ではない。

以上より、吸着剤による窒素の超高度除去には、陰イオン交換樹脂がNOx-N除去用に、及び粒状活性炭がOrg-N除去用に使用できることが示された。しかし、上記の実験はいずれも吸着カラムの運転継続時間が数日未満の短期的な実験である。実用化する場合には長期的な実験のデータが必要であるので、今後の研究としては、これらの吸着剤を処理に適用するときの長期的な持続性、及び実用化する場合にかかる費用についての検討が必要と考えられる。

4．まとめ

平成8年度の研究結果をまとめると、以下の通りである。

（1）本研究に使用した、嫌気・好気＋硝化・内生脱窒法を取り入れた高度処理パイロットプラントにおいて、正常運転時にはT-Nの平均除去率は86.2%、処理水の平均T-N濃度が4.58mg/Lと良好な処理成績を収めていたが、水域の富栄養化防止の観点より、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度0.2mg/Lと比較するとまだかなり高い濃度であるので、さらなる除去が必要である。また、本プラントの良好な窒素除去には、好気槽のDO濃度や反応槽のMLSS濃度などについて、硝化・脱窒反応が十分進行するように適正に運転管理することが不可欠であった。さらに、短時間において好気槽のDO濃度と硝化速度の間に大きな相関が示され、DO濃度が2mg/L以下になると、硝化速度が急激に低下することが確認された。以上の結果より、安定した窒素除去の手段として、好気槽のDO濃度を入力データとする自動制御が考えられた。この制御法の詳細な内容については、今後の検討課題である。

（2）吸着剤を用いた高度処理パイロットプラント処理水中の窒素の超高度除去について、NOx-N除去については主に陰イオン交換樹脂が、Org-N除去については粒状活性炭が有効であることがわかった。陰イオン交換樹脂は、カラムへの流入水量に関わらずNOx-Nを95%以上の除去率で良好に除去し、処理水NOx-N濃度も常に0.1mg/Lを下回っていた。粒状活性炭によるOrg-Nの除去についても、平均除去率が57.2%、処理水の平均Org-N濃度が0.265mg/Lであった。しかし、活性炭によってどのような種類のOrg-Nが除去されるかについては不明なので、パイロットプラント処理水中の有機態窒素の組成について調べる必要がある。

参考文献

1）建設省土木研究所：「平成7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3458号、 pp.85-92、1996

2）建設省土木研究所：「平成6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3374号、 pp.169-178、1995

3）日本水道協会：「水道施設設計指針・解説」、pp.319-321、1990

２．下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究

建設省土木研究所
下水道部水質研究室

室長　田中宏明
主任研究員　小森行也
主任研究員　南山瑞彦
研究員　豊田忠宏
重点研究支援協力員　石井信之

研究期間　平成８年度～１１年度
８年度当初予算額　２３，４０８千円

Fatal Prediction of Volatile Organic Compounds in Activated Sludge Process

(FY 1996-1999)

Hiroaki TANAKA, Koya KOMORI, Mizuhiko MINAMIYAMA,
Tadahiro TOYODA, and Nobuyuki ISHII

Water Quality Division, Water Quality Control Department,
Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

Chlorinated organic compounds have become a matter of increasing concern in the field of water quality management due to their small biodegradability and large toxicity. However, only a small number of organic compounds in production are regulated for discharge to public waters in Japan. In December, 1993, nine volatile organic compounds (VOCs) most of which are chlorinated organic compounds were supplemented for the effluent standard. Industrial discharger to public sewer system must set up a pretreatment facility, if necessary, in order to observe the effluent standard for the regulated VOCs. However the rest of VOCs, commonly utilized in home and industry, might be wasted to public sewers as sewage. Seventy percent of urban wastewater is now discharged to public sewers and biologically treated in wastewater treatment plants.

Thus, the fate of these compounds in biological treatment processes, particularly the activated sludge process which is popularly applied in urban areas in Japan, should be identified. If necessary, countermeasures should be taken in public sewerage. As the first step of control of such trace compounds in the activated sludge process, this study is aiming to identify the fate of VOC in the activated sludge process.

This study in FY 1996 can be summarized as follows:

(1) We selected the following eleven VOCs for the study and summarized characteristic of these VOCs:

trichloroethylene, tetrachloroethylene, dichloromethane, tetrachloromethane, 1,2-dichloroethane, 1,1-dichloroethylene, cis-1,2-dichloroethylene, 1,1,1-trichloroethane, 1,1,2-trichloroethane, 1,3-dichloropropene, and benzene.

(2) We reviewed three different sampling methods for VOCs in wasted gas by bag-sampling method, canister-sampling method and solid-adsorption method. Although these methods have both advantages and disadvantages,the bag-

sampling method and the solid-adsorption method are recommended when many samples are collected. On the other hand, canister-sampling method is recommended when a sampling is conducted for a long period.

(3) We compared with two different extraction methods of VOCs from activated sludge. Shaking extraction method using ethanol takes 53 hours, while accelerated solvent extraction method does 5 hours. The VOC concentrations in the extracted solvent were higher in the case of the accelerated solvent extraction method than the shaking extraction method. Therefore,the accelerated solvent extraction method is recommended from both the views of extraction efficiency and saving time.

(4) We made a physical model of activated sludge process to investigate fates of VOC in a wastewater treatment plant. The efficiency of oxygen transfer rate(E_A) of this model was found to be equivalent to that of aeration tanks actually used in the field.

(5) We conducted field surveys of VOCs in wastewater at actual wastewater treatment plants. Eleven out of 22 surveyed VOCs were detected in neither wastewater nor treated wastewater. Regulated VOCs were below the effluent standards or the guideline values in the most wastewater treatment plants.

1. はじめに

平成5年12月に水質汚濁防止法に基づく人の健康に係る水質項目（有害物質）に関する排水基準が改正されたことにより、下水処理施設においても、新たに9項目の揮発性有機物と3項目の農薬の排出が規制されることとなった。下水道に接続する特定事業場からの排水の受け入れについても、排水基準と同様の規制が行われる。そのため、下水処理施設に接続する特定事業場では、有害物質の排出基準を遵守できるように、必要に応じて除害施設の設置が義務づけられた。しかしながら、排水中の有害物質が基準値以下の場合は、そのまま下水道に流入する可能性がある。また、家庭等、規制対象外の施設からの有害物質の流入の可能性も否定することができない。そのため、下水道での対応策の検討が必要である。さらに、人の健康に影響を及ぼす可能性のある有害物質で、平成5年3月の水質保全局長通達により要監視項目に指定されている物質については、水質汚濁防止法、下水道法ともに規制対象項目としていないため、そのまま下水道に受け入れているのが現状である。将来の規制化を考慮し、削減対策を検討する必要がある。現在のところ、これらの物質の下水処理施設での除去状況、気相や汚泥への移行に関する知見が不十分であるため、下水道における動態の解明ならびにそれに基づく対応策が望まれている。

2. 研究目的

本研究は、都市で主に採用されている下水処理法である活性汚泥法で、新たに規制された揮発性有機物等の有機有害物質の挙動を明らかにし、処理水への残留率と気相・汚泥への移行状況を把握することを目的とする。本研究により得られる知見は、有機有害物質の除去対策検討の基礎資料となるものである。

平成8年度は、揮発性有機有害物質（以下、VOCという。）の大気、汚泥中の分析方法について検討を行い、適正な分析方法の確立を目的とした。また、活性汚泥処理施設におけるVOCの挙動調査に用いる実験装置の製作を行った。

3. 研究方法

3. 1 研究対象VOCの選定と特性の把握

本研究において研究対象とする有機有害物質を選定する。前述したように、本研究では平成5年の水質汚濁防止法に基づく排水基準の改正により、新たに追加された9項目の揮発性有害物質と既に規制がかけられていたトリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを加えた11項目を研究対象とする。研究対象VOC11項目の環境基準値、排水基準値を表－1に示す。ただし、汚泥からのVOCの回収と実下水処理場の実態調査は、要監視項目の一部を含めた22項目（表－4参照）を対象にする。

表－1　環境基準値、排水基準値

	環境基準値	排水基準値
トリクロロエチレン	0.03 mg/l以下	0.3 mg/l以下
テトラクロロエチレン	0.01 mg/l以下	0.1 mg/l以下
ジクロロメタン	0.02 mg/l以下	0.2 mg/l以下
四塩化炭素	0.002 mg/l以下	0.02 mg/l以下
1，2－ジクロロエタン	0.004 mg/l以下	0.04 mg/l以下
1，1－ジクロロエチレン	0.02 mg/l以下	0.2 mg/l以下
シス－1，2－ジクロロエチレン	0.04 mg/l以下	0.4 mg/l以下
1，1，1－トリクロロエタン	1 mg/l以下	3 mg/l以下
1，1，2－トリクロロエタン	0.006 mg/l以下	0.06 mg/l以下
1，3－ジクロロプロペン	0.002 mg/l以下	0.02 mg/l以下
ベンゼン	0.01 mg/l以下	0.1 mg/l以下

3. 2 VOC分析方法の検討

3. 2. 1 大気分析

大気中のVOCの分析は、何らかの手法により試料採取を行い、採取試料をGC、GC／MS等により分析する方法が一般に用いられている。大気試料の採取方法には、サンプリングバッグに採取するバッグ採取法、真空容器のキャニスターに採取するキャニスター採取法、目的成分を吸着剤に吸着捕集する固体捕集法があるが、それぞれの特徴を整理した。

3. 2. 2　汚泥分析

活性汚泥中のVOCの分析方法については、現在公定法が存在しないという状況である。しかし、下水処理場に流入するVOCの下水処理施設における物質収支を調査する上において、活性汚泥中のVOCの測定はなくてはならないものである。

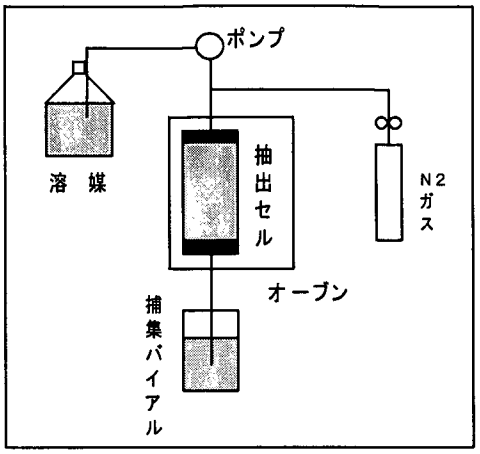
本研究では、汚泥中のVOCの分析方法について適正な方法の確立を目的として種々の検討を行った。

本研究では、土壌中のVOCの測定方法として検討されている宮本ら[1]の測定方法(以下、振とう抽出法という。)を下水汚泥に応用することから検討を始めた。また、固体試料中の種々の物質を抽出することを目的に開発された高速溶媒抽出装置(図－1)を用いた抽出方法(以下、高速溶媒抽出法という。)についても検討を行った。本装置(DIONEX、ASE－200)は、金属製の抽出セルに試料を適量入れ装置にセットしスタートする。すると、自動的に溶媒が適量加えられ、設定圧力、設定温度で設定時間保たれる。その後、窒素ガスにより溶媒は排出され捕集バイアルに集められるしくみである。抽出セルを24本セットし連続的に抽出が可能である。

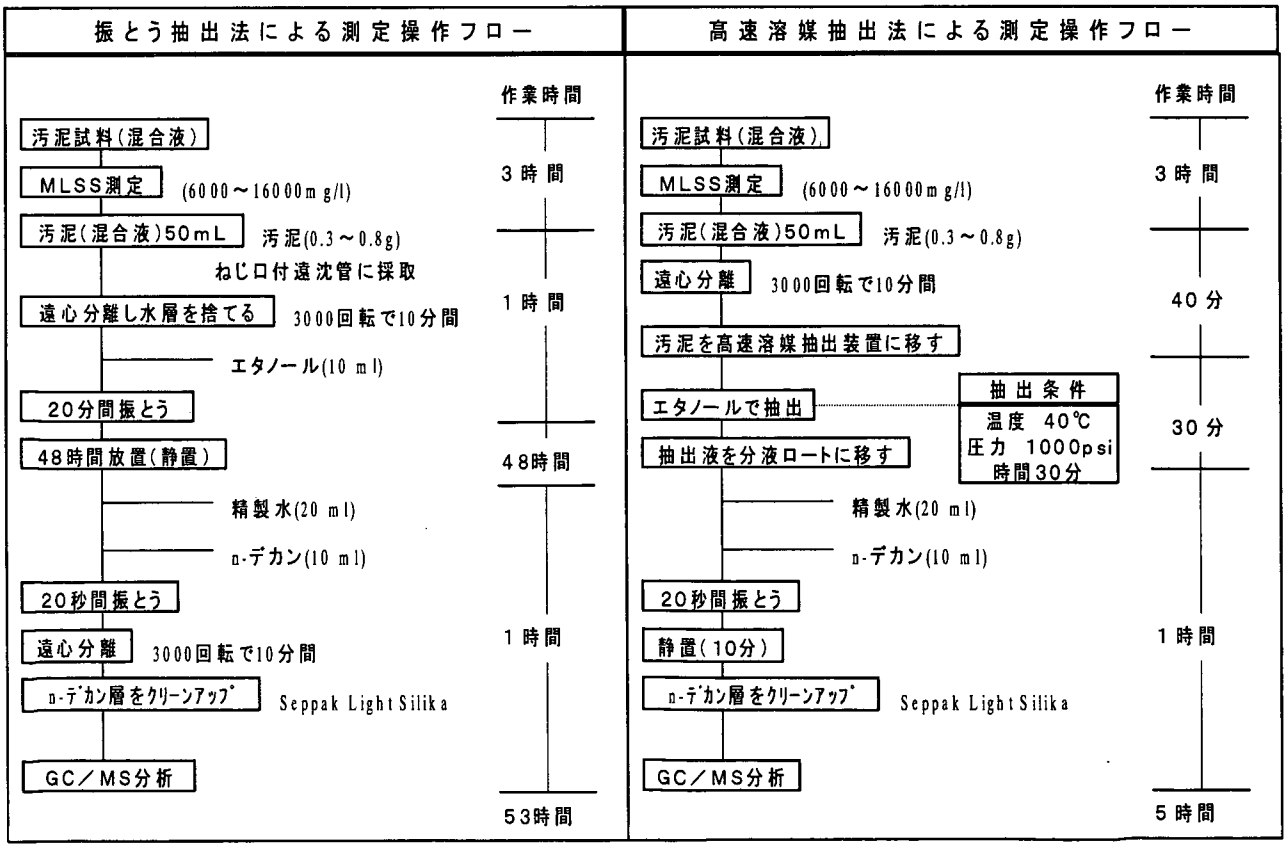
振とう抽出法及び高速溶媒抽出法の測定操作フローを図－2に示す。

遠心分離した活性汚泥を測定試料とし、振とう抽出法、高速溶媒抽出法の両方法により抽出した液を不純物除去カラム(Waters、Seppak Light Silika)でクリーンアップした後、表－2に示す条件のGC／MS(島津製作所、QP5000)を用いて分析した。

また、高速溶媒抽出法では、抽出温度、抽出圧力、抽出時間についてそれぞれ表－3の設定範囲内で条件設定が可能である。本調査では、表－3に示す検討条件について実験を行い、抽出効率の比較を行った。



図－1　高速溶媒抽出装置



図－2　抽出操作フロー

表－2　GC／MS測定条件

カラム	VOCOL　0．25mm×60m
昇温条件	40℃　→　110℃　→　200℃　→　220℃ 6min　4℃/min　0min　15℃/min　0min　20℃/min　5min
ｲﾝﾀｰﾌｪｰｽ温度	230℃
ｷｬﾘｱｰｶﾞｽ圧力	187．3 Kpa
試料導入方法	スプリット　1：10

表－3　高速溶媒抽出法の抽出条件

	設定可能範囲	検討条件
抽出温度	40～200℃	40，60，80℃
抽出圧力	1000～3000psi	1000，1500，2000psi
抽出時間	1～99分	30，60，90分

3．3　VOC挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作

VOCの挙動調査用実験装置の製作を行った。VOCの物質収支をとることが容易なように、以下の点を考慮し基本設計を行った。

①流入水量、エアレーション空気量、返送汚泥量の調整、測定が容易であること。

②排出される処理水の採取、大気の捕集が容易であること。

③標準活性汚泥法に準じた運転条件の設定が可能であること。

なお、実験装置の設計にあたっては、下水道施設計画・設計指針と解説[2)]を参考にした。

3．4　下水処理場におけるVOCの実態調査

下水処理場におけるVOCの実態把握を目的として5ヶ所の下水処理場において流入水、一次処理水、二次処理水の分析を行った。調査処理場は標準活性汚泥法を採用している都市下水処理場で、流入水量が60，000～180，000m3／日の処理場である。本調査は、揮発性有機物を含有する試料の採水を目的に開発されたVOCサンプラー（ISCO、6000VOS）により2時間間隔で24時間の試料採取を行い、環境基準項目、要監視項目等のVOC22項目について分析を行った。分析項目を表－4に示す。また、分析方法は環境庁告示第59号付表6の第2のヘッドスペース・ガスクロマトグラフ質量分析法に準じ、GC／MS（HP、GC5890、MSD5972、HS7694）を用いて行った。

表－4　分析項目

1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	ｼｽ-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ
ﾄﾗﾝｽ-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	ﾄﾙｴﾝ
ｼｽ-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	ﾄﾗﾝｽ-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ
四塩化炭素	ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	m,p-ｷｼﾚﾝ
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	o-ｷｼﾚﾝ
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ	p-ｼﾞｸﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ

4．研究結果

4．1　研究対象VOCの選定と特性の把握

本研究において研究対象とする有機有害物質を選定した。平成5年の水質汚濁防止法に基づく排水基準の改正により、新たに追加された9項目の揮発性の有害物質と既に規制がかけられていたトリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを加え11項目のVOCを研究対象とした。研究対象とした11項目のVOCについて、その一般的な物理化学的性状、用途、環境中での挙動[3)4)5)]をまとめ以下に示す。また、沸点、融点、水溶解度等の物理化学的性状を表－5に示した。

表－5　ＶＯＣの物理化学的性状[4]

物質名	化学式	分子量	沸点 (℃)	融点 (℃)	水溶解度 (mg/l)	蒸気圧 (mmHg)	比重	ヘンリー定数 (atm-m^3/mol)	オクタノール/水分配係数 (対数値)
トリクロロエチレン	Cl2C:CHCl	131.40	86.7	-86.4	1000 (25)	60 (20)	1.4649 (20)	1.03×10^{-2}	2.43
テトラクロロエチレン	Cl2C:CCl2	165.85	121.2	-22.35	150 (25)	14 (20)	1.6226	1.49×10^{-2}	3.40
ジクロロメタン	CH2Cl2	84.94	39.75	-96.8	13000 (25)	349 (20)	1.3255 (20)	2.68×10^{-3}	1.25
四塩化炭素	CCl4	153.2	76.54	-22.9	805 (20)	91.3 (20)	1.594 (20)	3.04×10^{-2}	2.64
1,2-ジクロロエタン	ClCH2CH2Cl	98.96	83.47	-35.36	8690 (20)	64 (20)	1.2529 (20)	9.77×10^{-3}	1.48
1,1-ジクロロエチレン	CH2:CCl2	96.95	31.7	-122.2	0.25 (20)	500 (20)	1.2132 (20)	-	1.48
CIS-1,2-ジクロロエチレン	ClCH:CHCl	96.95	60.63	-80.5	3500 (25)	208 (25)	1.2837 (20)	3.37×10^{-3}	1.86
1,1,1-トリクロロエタン	CH3CCl3	133.20	74.1	-32.62	347 (25)	123.7 (25)	1.3492	8×10^{-3}	2.49
1,1,2-トリクロロエタン	Cl2CHCH2Cl	133.40	113.8	-36.5	4420 (20)	16.7 (20)	1.4416 (20)	1.2×10^{-3}	2.07
1,3-ジクロロプロペン	ClCH2CH:CHCl	110.97	104.3	-	1000 ～2500	27.3 (25)	1.217 ～1.224	-	1.39
ベンゼン	C6H6	78.11	80.0	5.5	1750 (20)	76 (20)	0.8765	5.5×10^{-3}	1.94

注：（　）内の数値は温度（℃）を示す。

4．1．1　トリクロロエチレン

無色透明の重い可動性の液体であり、水に不溶、アルコール、エーテルその他の有機溶媒に可溶である。不燃性で、日光に対してあまり安定でない。溶剤としての溶解力はガソリンに比べ5～7倍ある。クロロホルムに似た臭気を持つ液体で、金属を腐食することは少ない。蒸気圧が高く、主に金属脱脂洗浄剤や溶剤として使われるとき揮散して、大気中へ移行する。生分解性や加水分解性は低い。

主な用途は、金属機械部品などの脱油脂洗浄、フロンガス製造、溶剤（生ゴム、染料、塗料、油脂、硫黄、ピッチ、カドミウムなど）、殺虫剤、羊毛の脱脂洗浄、皮革・膠着剤の洗浄、繊維工業、抽出剤（香料）、繊維素エーテルの混合剤である。

主な発生源はそれを使用する工場等であり、環境への侵入後は、蒸気圧の高さの為に、揮散して大気へ移行する。一方、比重が重く土壌吸着能が低いため地下水汚染を引き起こす。水中での生分解度は低いが嫌気的な条件が揃うと、ゆっくりとした分解が起こる。8週間で40％が分解したとの報告がある。大気中ではOHラジカルとの反応により分解し、半減期は5日程度と見積もられている。

4．1．2　テトラクロロエチレン

無色透明の液体でエーテル様の臭気があり、不燃性。有機溶剤としての溶解力はトリクロロエチレンよりやや弱いが、ガソリンよりかなり強い。蒸気密度は5．72と大きく、換気に注意しないと滞留する。高温で空気に触れると、熱分解し一酸化炭素、塩素、ホスゲンなどの有毒ガスを生成する。金属の腐食性はない。

主にドライクリーニング溶剤、フロンガス製造、原毛洗浄、溶剤（医薬品、香料、メッキ、ゴム、塗料）、セルロースエステルおよびエーテルの混合物溶剤として用いられている。

蒸気圧が高いため環境中では主に大気に移行し、また一部は地下浸透して地下水に達する。地表水中に放出された場合は、主に揮発によって水中から除かれる。嫌気的条件で、ゆっくりと分解し、トリクロロエチレンを生成する。大気中では、OHラジカルと反応して分解し半減期は数週間と見積もられている。

4．1．3　四塩化炭素

無色透明の重い液体で不燃性。水に溶けにくく、有機溶剤（アルコール、ベンゼン、クロロホルム、エーテル）と混和する。ナトリウム、カリウム、マグネシウム、バリウムなどの金属と爆発的に反応し、また水分の存在で加水分解を起こして塩酸を生ずる。水溶解度が低く、かつ蒸気圧が高いことから、環境中では大部分が大気中に移行する。

主にフロンガスの製造、機械器具の洗剤、不燃性の溶剤、芳香族抽出用、ドライクリーニング用（混用してベンジンを不燃性にする）、しみ抜き、殺虫剤、発煙、ワックス樹脂の製造、変圧器スイッチ油、ホスゲン原料として用いられている。

四塩化炭素は蒸気圧が高く、大気に移行する割合が高い。水中での分解はゆっくりである。微生物により、十分な馴化を行えば75

～95%の消失が得られている。地表面の四塩化炭素は一部は地下に浸透し、土壌には吸着されずに地下水に達する。地下水中での四塩化炭素の残留期間は数カ月から数年間と見積もられている。

4．1．4　ジクロロメタン

無色透明でエーテル様の臭気を持つ揮発性の液体で有毒である。およそ50倍容の水にとけ、有機溶媒とは混和する。不燃性で引火性のない液体である。湿気のない状態で常温では安定であるが、湿気があると徐々に加水分解を起こし、塩化水素やごく少量ながらホスゲンを生成する。このため、市販品には安定剤が添加されている。常温下では金属と反応しない。

主にペイント剥離剤、プリント基板洗浄剤、金属脱脂洗浄剤、ウレタン発泡助剤、エアゾール噴射剤、低沸点用有機溶剤(不燃性フィルム、油脂、アルカロイド、樹脂、ゴム、ワックス、セルロースエステルおよびエーテル用混合剤)、ポリカーボネイトの反応溶媒、冷媒、ラッカー用、織物および皮革、香料の抽出、分析用、リノリウム、インキに用いられている。

揮発性が高いことから大部分は大気に揮散する。水中での分解は遅く、大気中ではOHラジカルとの反応によってゆっくりと分解し、その半減期は53～127日と算定されている。オゾン破壊係数はフロンの1／1000程度である。

4．1．5　1，2－ジクロロエタン

無色で油状の液体。甘みがあり、クロロホルムのような臭気がある。麻酔性があり、肝臓障害を起こすことが知られている。可燃性で揮発し易く室内で容易に引火する。水に溶けにくく有機溶剤とは混和する。金属に対する腐食性はなく、アルカリ、酸に安定。

主に塩化ビニルモノマー原料、エチレンジアミン、合成樹脂原料(ポリアミノ酸樹脂)、フィルム洗浄剤、有機溶剤、混合溶剤、殺虫剤、医薬品(ビタミン抽出)、くん蒸剤、イオン交換樹脂に用いられている。

使用の形態から考えて、環境への放出先は大部分が大気であり、表層水及び地下水への直接的な流出は比較的小さい。1，2－ジクロロエタンは蒸発して大気へ移行する一方で、地下へと浸透し地下水汚染の原因となる。微生物による分解性が乏しい。さらに土壌吸着性や生物濃縮性も低い。大気中ではOHラジカルとの反応で分解され半減期は1ヶ月あるいはそれ以上である。

4．1．6　1，1，1－トリクロロエタン

無色透明の揮発性液体で特有の温和な甘い臭いを持つ。不燃性の液体。水に難溶で有機溶媒とは混和する。ゆっくり加水分解し、塩化水素を発生させる。揮発性が高いため、使用時に揮散して大気に移行する。水中に放出されても、主に表面から揮散する。

主として金属の常温洗浄及び蒸気洗浄に用いられる。不燃料溶剤のなかでは毒性が最も低く利用分野は広い。ドライクリーニング用溶剤、繊維のシミ抜き剤、エアゾール用に適している。

生分解性は極めて低く、十分に順化した環境での長期の培養ではじめて分解がみられる。半減期は海水で9ヶ月、地下水で231日が得られており、分解は好気条件よりも嫌気条件で進む。大気中では、太陽光下でOHラジカルとの反応により非常にゆっくりと分解しその半減期は6ヶ月から2．2年と推定される。大気圏の1，1，1－1トリクロロエタンは成層圏に到達し、オゾンを破壊する。

4．1．7　1，1，2－トリクロロエタン

特有の甘い芳香を持つ無色透明の液体で水より重い。蒸気圧が高く揮発性であるが不燃性。水に対する溶解度は低く、ほとんどの有機溶媒に可溶でエタノール、ジエチルエーテル、クロロホルムなどの塩素系溶剤とは混和する。

主な用途は1，1－ジクロロエチレン(塩化ビニリデン)の製造原料。その他、粘着剤やラッカー、テフロンチューブの生産に使用され、また油脂、ワックス、天然樹脂、アルカロイド、塩素系ラバーなどの溶剤として使用される。

1，1，2－トリクロロエタンは揮発性が高く、従って大気圏に依存しやすい。土壌吸着性は低く、一部は地下振とうして地下水を汚染する。微生物による分解性は低い。1，1，2－トリクロロエタンの生物濃縮性は無視できる程度に低い。大気中では、OHラジカルと反応して分解し半減期は24日。

4．1．8　1，1－ジクロロエチレン

無色ないし淡黄色の透明な重い液体でクロロホルムに似た甘い香りがする。沸点は低く揮発性であるが、蒸気は空気よりも重い。水には難溶で、アセトン、エーテル、エタノール、ベンゼンなど有機溶媒に溶ける。極めて酸化され易く、酸素と反応して過酸化物をつくる。

ほとんどは塩化ビニリデン樹脂の製造原料として消費されている。

環境中に見いだされる1，1－ジクロロエチレンは、塩化ビニリデンモノマーとして環境中に放出されたもの以外に、トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンの分解生成物としての可能性がある。揮発性物質であるため大気中に分布し易い。大気中においては反応性が高く、半減期は2日との見積もりもある。水中では化学的に比較的安定であり、河川中では半減期は1～6日と見積もられているが、地下水中ではもっと寿命が長いかもしれない。

4．1．9　シス－1，2－ジクロロエチレン

クロロホルム様の臭いを持つ無色透明の可燃性液体で若干の刺激性を伴う。沸点は低く揮発性であるが蒸気は空気より重い。水に難溶で有機溶媒(アセトン、エーテル、エタノール、ベンゼン等)によく混和する。酸化され易く、酸化剤と激しく反応する。環境に放出

された場合、水溶解度が低く蒸気圧が高い性質のため大部分が大気に揮散する。大気中では光化学的にOHラジカルと反応し分解する。

溶剤と染料抽出剤であり、香水、ラッカー、熱可塑性樹脂の製造、有機合成原料にも用いられている。。

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1，1，2，2－テトラクロロエタンの還元的な脱ハロゲン化によってシス－1，2－ジクロロエチレンが生成する。大気中ではOHラジカルによる二重結合への攻撃によって分解する。

4．1．10　1，3－ジクロロプロペン

水より重い淡黄色の液体でクロロホルムに似た刺激臭のある可燃性の液体。沸点は水とほぼ同じであるが、蒸気圧が高く、揮発性である。疎水性であり、水に溶けにくいが、アセトン、オクタン、トルエンなど殆どの有機溶剤に混合する。金属腐食性を有し、また酸化剤と激しく反応する。

ほとんどが土壌線虫専用の殺虫剤D－D剤の有効成分として用いられている。

揮発性が非常に高いため水中から速やかに揮発し、大気中に移行する。土壌吸着はされにくく地下水に到達する。

4．1．11　ベンゼン

無色の液体で特有の臭気がある。揮発性が高く、引火性があり、煙を出して燃える。沸点はあまり高くないが揮発性であり、蒸気圧が高く、その蒸気は空気よりは重い。冬期寒冷地では固化することがある。水に不溶、ほとんどの有機溶剤に可溶で氷酢酸、クロロホルム、四塩化炭素、アセトン、エタノール、エーテル、二硫化炭素、油と混ざる。

主に合成原料として染料、合成ゴム、合成洗剤、有機顔料、有機ゴム薬品、医薬品、香料、合成繊維（ナイロン）合成樹脂（ポリスチレン、フェノール、ポリエステル）、食品（コハク酸、ズルチン）、農薬（2，4－D、クロルピクリンなど）可塑剤、写真薬品、爆薬（ピクリン酸）、防虫剤（パラジクロロベンゼン）、防腐剤（PCP）、熱媒として用いられている。

揮発性が高く、水中のベンゼンは主として大気への蒸発によって除かれる。大気中では太陽光下で光化学反応をうけ消失する。水中での半減期は1～6日と推定されている。比較的水溶解度が高いため、ベンゼンの一部は水中に残存し土壌吸着係数が大きくないことから、地下水に到達する。水中のベンゼンは化学分解は受けないが微生物により分解される。

4．2　VOC分析方法の検討

4．2．1　大気分析

大気中VOCの分析は、大気試料を何らかの方法で採取し、GC又はGC／MS等で分析する方法が用いられている。大気試料の採取方法には、サンプリングバッグに採取するバッグ採取法、真空容器のキャニスターに採取するキャニスター採取法、固体の吸着剤に目的成分を吸着捕集する固体捕集法がある。それぞれの採取方法の概要を以下に示す。

1）バッグ採集法

フッ化ビニル、フッ素樹脂、アルミニウム等で作られているバッグに試料を直接採取する方法である。バッグに採取する方法は、手軽であり、また、GC、GC／MSに導入する際に、溶媒による抽出や加熱による脱着などの前処理を必要としないという長所がある。しかし、サンプルガスの成分とサンプルバッグの材質によっては、目的成分の吸着および透過が生じ、サンプルガスの組成が変化する可能性がある。通常用いられるサンプリングバッグの容量は1～10lであるが、100l以上の大容量のものもある。試料採取には定量ポンプ等を用い、採取量を確認する。

一般に市販されているサンプリングバッグは以下のバッグであり、その特徴を示す。

①フッ化ビニルバッグ

フッ化ビニルフィルム製で市販の有機溶剤に対して優れた耐性を有している。機械強度に優れ－70℃～150℃まで広い温度範囲で使用できる。一般的に、無機ガスから有機溶剤にまで広範囲に適している。

②フッ素樹脂バッグ

4フッ化エチレン－6フッ化プロピレン重合体により作られている。有機溶剤、酸、塩基に対して優れた耐性を有し、極低温（－200℃）から高温（＋200℃）まで広い温度範囲で使用できる。有機溶剤蒸気の吸着および透過性に関して優れた性能を有するため、有機溶剤蒸気のサンプリングに適している。

③アルミニウムバッグ

アルミニウムバッグは外膜よりポリエステル、ポリビニリデンクロライド、アルミホイル、ポリアミド、ポリエチレンの五層の構造である。機械的強度に優れ、ほとんど透過しない無機ガスおよびメタン、塩ビモノマーなどに対して最も優れたサンプリングバッグである。しかし、有機溶剤に対しては吸着性が高いため適していない。また、耐熱温度は65℃である。

2）キャニスター採取法[6)]

内面を光輝焼鈍処理したステンレス製容器、内面を酸化皮膜処理したアルミニウム製容器、またはこれと同等以上の性能を有する容器等に試料を直接採取する方法である。金属以外の部材が使用されている場合には、あらかじめ測定対象物質に対して影響のないことを確認する必要がある。特にフッ素樹脂、ポリイミド以外の材質についてはできる限り使用を避ける。

あらかじめ内部を真空にしておき、採取時にバルブを開けて大気圧になるまで採取する。この場合、整流器(マスフローコントローラまたはサーマルマスフローコントローラ)を使用することにより長時間連続して試料を採取することができる。大気圧以下で採取を終了する減圧採取法と加圧ポンプを用いて200kPa(約1500mmHg)程度まで採取する加圧採取法があり、採取方法により装置の構成が異なる。

①減圧採取法

フィルタ、マスフローコントローラ、バルブ、圧力計、試料採取容器から構成される装置を用い試料を採取する。試料採取終了時に圧力計により試料採取容器内部圧力を確認する。採取終了時の圧力はマスフローコントローラが一定流量を確保できる範囲内であることが必要であり、この圧力は一般に80kPa(大気圧の80%)程度である。したがって、通常用いられる6lの試料採取容器を用いる場合、24時間採取における採取流量は約3. 3ml／minである。

②加圧採取法

フィルタ、ポンプ、マスフローコントローラ、バルブ、圧力計、試料採取容器から構成される装置を用い試料を採取する。圧力計により試料採取容器内部圧力を確認する。採取時間を自動で設定できる装置では、バルブをポンプの後に配置する。採取終了時の圧力は200kPa程度とする。6lの試料採取容器を用いる場合、24時間採取における採取流量は約8. 3ml／minである。

3)固体捕集法

炭素系、高分子系等の吸着剤を充填した捕集管に大気試料を除湿しながら通気して測定対象物質を捕集する方法である。吸着剤から測定対象物質を脱離させる方法には、加熱する方法(加熱脱離法)と溶媒で抽出する方法(溶媒抽出法)がある。

①加熱脱離法

一般に加熱脱離法ではカーボンモレキュラーシーブ及びグラファイト化カーボンを二層に充填した捕集管を用いる。必要に応じて除湿しながら大気中の測定対象物質を一定流量で吸引捕集する。試料は直接捕集管に採取することが望ましいが、止むを得ず試料採取用の導管等を用いる場合は、測定対象物質が接する部分や配管類の材質は、ガラス管、ガラスライニングステンレス管または内面を光輝焼鈍したステンレス管や酸化皮膜処理を行ったアルミニウム管またはこれと同等以上の性能を有するものとする。試料を捕集した吸着管を加熱して、脱着する測定対象物質をトラップ管に濃縮する。このトラップ管に濃縮した試料を加熱脱離しGC、GC／MS等に導入し測定する。

②溶媒抽出法

カーボンモレキュラーシーブを充填した捕集管に大気試料を除湿しながら通気して、測定対象物質を捕集後、適切な溶媒で抽出する方法である。濃縮した測定対象物質は抽出時に希釈されるため、試料の捕集量を大きくする必要があり、捕集能力を考慮して保持能力の大きい吸着剤を用いなければならない。抽出液はGC、GC／MS等に導入して測定するが、繰り返し測定が可能である。捕集管のブランク値は問題とならない等の利点もあるが、抽出溶媒のブランク値が定量下限値に影響する。捕集管の捕集効率や溶媒による回収率をあらかじめ検討しておく必要がある。

上記した3通り(バッグ採取法、キャニスター採取法、固体捕集法)の大気採取法は、それぞれに長所、短所があり、簡単にまとめると表－6の通りとなる。数多くの試料を採取する場合は、バッグ法、固体捕集法が適しているが、長時間にわたり試料を採取する場合はキャニスターによる方法が適している。

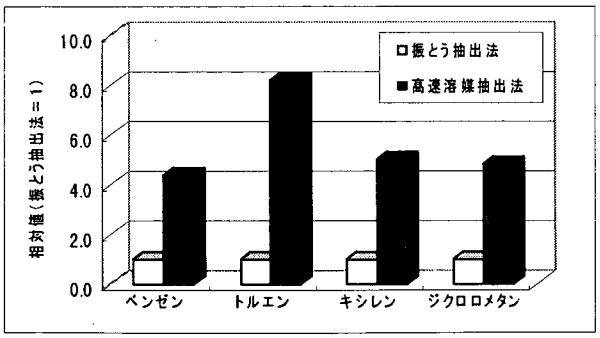
表－6　大気試料採取方法の特徴

		長所	短所
バッグ採取法		・測定対象物質の濃度にあわせて濃縮、希釈が可能である ・複数回、分析に供する事が出来る ・バッグの大きさを変えることで試料の採取量を変えられる	・バッグへの吸着作用の為、測定できない場合がある ・多量の試料を採取する場合は大がかりな装置が必要である ・試料の保管に大きなスペースが必要である
ｷｬﾆｽﾀｰ採取法		・複数回、分析に供する事ができる ・整流器を併用することで長期間、連続して試料を採取する事が出来る ・試料の保存性がよい ・容器は再利用が可能である	・容器の保管に大きなスペースが必要である ・容器の洗浄は専用の装置が必要である ・高価である ・多量の試料を採取するには向いていない
固体捕集法	加熱脱離法	・有害な試薬を使用しない ・捕集した試料の全量を機器分析に供する事が出来る ・試料の保管が容易である	・１度しか分析に供する事が出来ない ・濃度幅が広い場合は多成分の同時測定に適さない ・測定対象物質により、吸着剤の選択に注意を要する ・低沸点化合物は捕集効率が悪い
	溶媒抽出法	・測定対象物質の濃度に合わせて希釈が可能である ・複数回、分析に供する事が出来る ・試料の保管が容易である	・有害な試薬を使用する ・測定対象物質により、吸着剤の選択に注意を要する ・低沸点化合物は捕集効率が悪い ・捕集した試料の全量を機器分析に供する事は出来ない

4. 2. 2　汚泥分析

①振とう抽出法と高速溶媒抽出法の比較

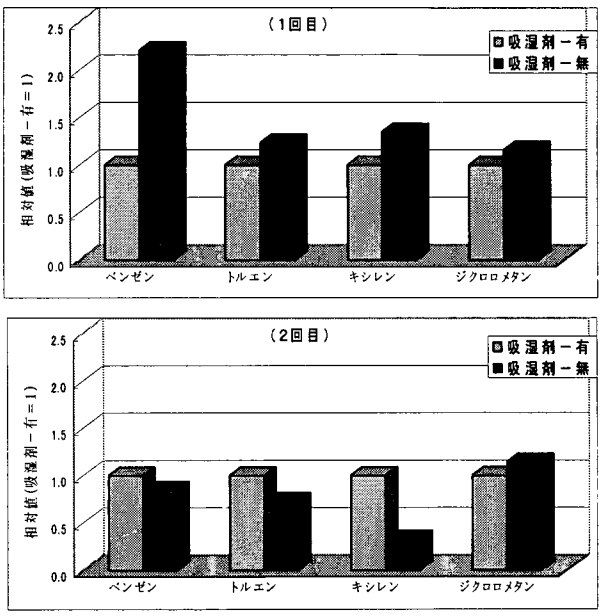
同一処理場の活性汚泥試料を用い、振とう抽出法と高速溶媒抽出法(40℃、1000psi、5分)によりVOCを抽出し、抽出効率の比較を行った。流入水量が165，000m³／日で工場排水の流入割合が大きい処理場で、標準活性汚泥法を採用している下水処理場の活性汚泥(返送汚泥)をサンプルとして、2つの方法によるVOCの抽出を試みた。抽出液中の分析項目は表－4に示す1，1－ジクロロエチレン以下22項目である。同一処理場の活性汚泥試料0．33g～0．8gを用い3回実施した調査のうち、抽出液中の濃度が比較的高濃度であったベンゼン、トルエン、キシレン、ジクロロメタンについて整理し、図－3に示した。両方法による抽出量を1g汚泥当たりに換算した後算術平均し、振とう抽出法での抽出量を1とした相対値で示した。振とう抽出法と高速溶媒抽出法を比較すると、4物質とも高速溶媒抽出法が効率よく抽出していた。抽出液中の濃度で比較するとベンゼンで4倍、トルエンで8倍、キシレン、ジクロロメタンでそれぞれ5倍の濃度であった。2つの方法の抽出に要する時間を比較すると、振とう抽出法では48時間の放置時間を含め全工程で53時間を要する。一方、高速溶媒抽出法は、5時間である。振とう抽出法は、抽出操作の途中にも遠心分離の工程があり操作が煩雑であるのに対し、高速溶媒抽出法は比較的操作が簡単である。高速溶媒抽出法は、高価な装置を使用するという短所はあるものの、抽出効率、抽出操作時間、操作性などは振とう抽出法に比べ優れていた。



図－3　抽出効率の比較

②高速溶媒抽出法における吸湿剤の使用の検討

上記の結果から、本研究においては汚泥試料からのVOCの抽出は高速溶媒抽出法によることとし、更に検討を加えた。遠心分離した後でも汚泥試料の含水率は90%以上あるため高速溶媒抽出装置の抽出セルに移す際など、薬サジから離れにくい、セル壁に付着する等取り扱いが難しく、上手く移せないことがある。このため、吸湿剤(Varian、Hydromatrix)と混合することにより取扱を容易することとした。吸湿剤の混合には数分を要するためVOCが揮散するおそれがある。まず、吸湿剤の混合の有無による比較検討を行った。同一処理場の活性汚泥試料を用い(1回目；0．8g、2回目；0．39g)比較検討した結果、ベンゼン、トルエン、キシレン、ジクロロメタンが比較的高濃度で抽出された。1回目、2回目の抽出結果を遠心分離汚泥1g当たりに換算した後、吸湿剤－有を1とした相対値で表し図－4に示した。この時の抽出条件は、抽出温度40℃、抽出圧力1000psi、抽出時間5分である。1回目の実験結果では吸湿剤－無の方が抽出効率が若干高い結果となっていた。しかし、2回目の実験結果では逆に吸湿剤－有の方が抽出効率が高い結果であった。この2回の実験結果から、吸湿剤の有無により、抽出効率に違いはあるものの規則的な傾向はみられなかった。吸湿剤の有無と抽出効率の関係については、更に詳しい検討が必要である。しかし、現段階においては、抽出セルへの移し替え操作が容易な吸湿剤添加による方法を採用することとし、更に検討を行った。



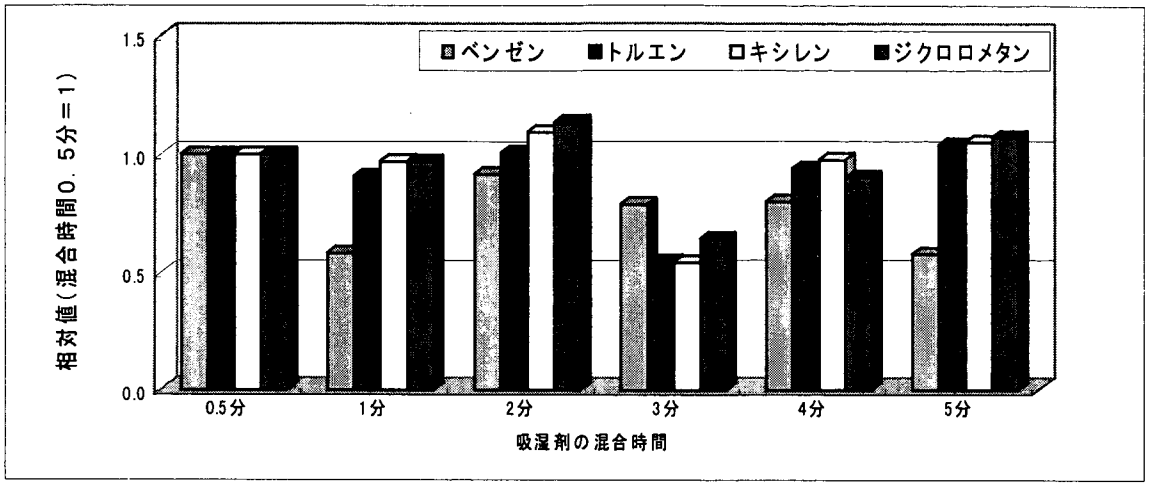
図－4　高速溶媒抽出法における吸湿剤の使用の有無と抽出効率の関係

③高速溶媒抽出法における試料と吸湿剤の混合時間について

先に述べたように、吸湿剤を添加し混合する操作には数分の時間を要する。VOCは揮発性であり、この数分間の間においても揮散等による減少が考えられる。ここでは吸湿剤の混合時間と抽出効率の検討を行った。遠心分離した汚泥試料に吸湿剤を加え、混合し抽出セルに封入するまでにかかる時間を30秒、1分、2分、3分、4分、5分としその抽出効率の比較検討を行った。同一処理場の活性汚泥試料約0．5gを用い抽出した結果、比較的高濃度で検出されたベンゼン、トルエン、キシレン、ジクロロメタンについて抽出結果を図－5に示した。吸湿剤の混合時間を30秒にした場合を1とした相対値で示したが、混合時間と抽出効率の間に強い相関関係は認められなかった。

混合に要する時間は30秒から5分と異なるものの、これらの結果をもとに抽出操作での分析精度を求めた。抽出操作全体の変動誤

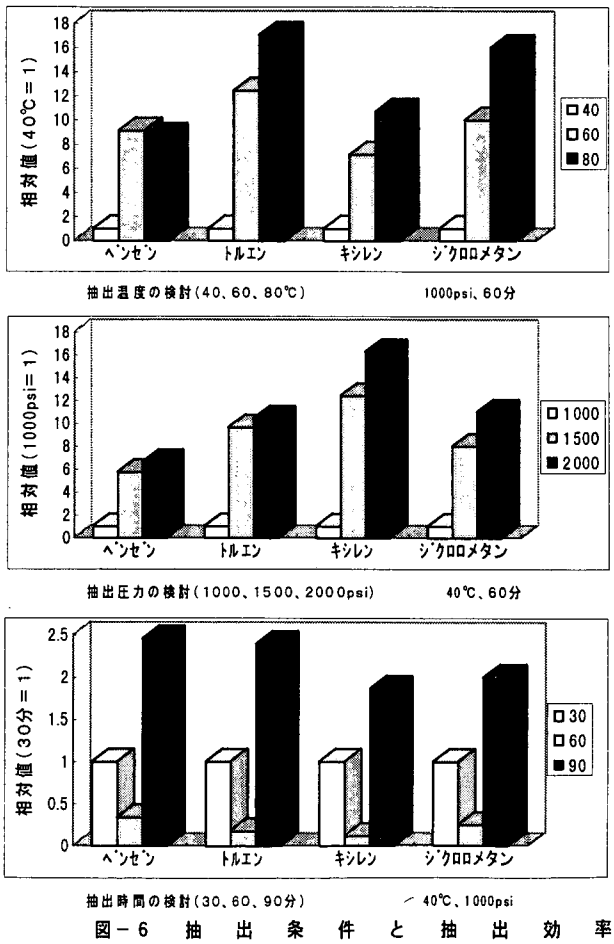
差を変動係数で示すとベンゼンで22%、トルエンで18%、キシレンで21%、ジクロロメタンで17%であり、抽出操作全体の変動誤差は約20%であった。



図－5　高速溶媒抽出法における吸湿剤の混合時間と抽出効率の関係

④高速溶媒抽出法における抽出条件の検討

また、本調査では、高速溶媒抽出法について抽出温度、抽出圧力、抽出時間等、抽出条件と抽出効率の検討を行った。同一試料を用いそれぞれ3つの条件を設定し検討を行ったが、抽出温度の検討では40℃、抽出圧力の検討では1000psi、抽出時間の検討では30分を1とした相対値で表し、図－6に示した。温度条件の検討結果では、40、60、80℃について比較検討を行ったが、抽出温度40℃と60℃を比較すると60℃の方が約10倍高い値を示している。さらに20℃高い80℃では40℃の15倍程度の濃度となった。この結果から抽出温度40から80℃の範囲では抽出温度の高い方が抽出効率が高かった。抽出圧力の検討結果では1000、1500、2000psiの圧力で抽出を行い、抽出効率の比較を行った。抽出圧力1000psiと1500psiを比較すると、圧力の高い1500psiの方が6倍から12倍高い濃度であった。さらに抽出圧力を高くし2000psiとした場合、抽出液中の濃度は1000psiの7から16倍となった。抽出圧力1000から2000psiの範囲では圧力の高い方が抽出効率が高かった。抽出時間の検討では30、60、90分について検討を行った。抽出時間30分と60分を比較すると30分より60分の方が低くなっている。しかし、90分では30分の2倍程度の濃度であった。抽出時間と抽出効率の関係は、はっきりした傾向がみられず再試験を行い確認する必要があるが、本実験の30分と90分を比べた結果では抽出時間が長い方が抽出効率が高くなることが示唆された。今回の検討は限られた条件であり、さらに詳しい検討が必要である。また、本調査では、抽出に用いた溶媒はエタノールのみであるが、今後は種々の抽出溶媒あるいは、複数の溶媒を用いさらに高効率で抽出する方法について検討する必要がある。



図－6　抽　出　条　件　と　抽　出　効　率

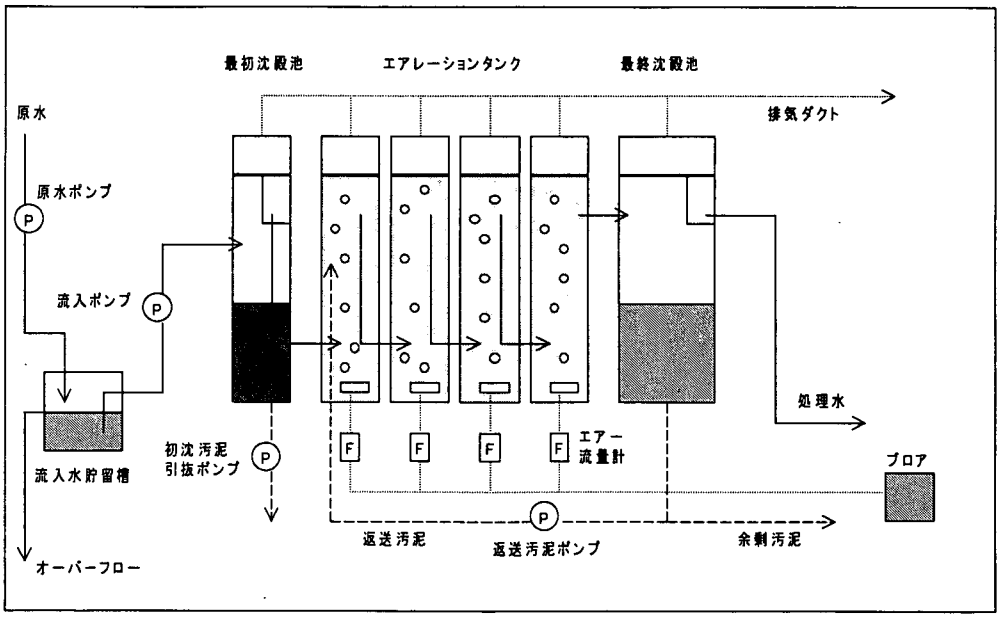
4．3　VOC挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作

流入水量を6m³／日、エアレーションタンクでの水理学的滞留時間(HRT)を8時間に設定し、実験装置の基本設計を行った。また、エアレーション効率を高めるため、散気深度を大きくすることを心がけ、実験室に設置可能な最大水深の2mを設定した。

実験装置の構成図を図－7、設計諸元・構成機器の能力等を表－7に示す。流入ポンプはコンバーター制御の流量可変式を用いているため、エアレーションタンクのHRTは4～12時間で運転が可能である。最初沈殿池の容積は0．5m³、エアレーションタンクの容積は2m³、最終沈殿池の容積は0．7m³である。なお、エアレーションタンクは4つに区切られており流下過程の調査が可能である。エアレーションタンク4つの散気管にはそれぞれエアー流量計がついており正確な流量測定が可能である。また、エアレーションされた空気は排気ダクトを通じ屋外へ放出されるように設計した。最初沈殿池、エアレーションタンク、最終沈殿池より構成される実験装置は、それぞれ2組あり、異なる運転条件での比較実験が可能である。

表－7　　実験装置の設計諸元等

装　置　名　称	設計諸元・能力等	数　量
原水ポンプ	流量：６０ｌ/分 (max)	1　台
流入水貯留槽	容量：５００ｌ　(径1000×700H) 滞留時間：約８分	1　基
流入ポンプ	流量：５．６ｌ/分 (max)	2　台
最初沈殿池	容量：０．５ｍ^3 (500×500×2000) 有効水深：２ｍ 水面積負荷：３２ｍ^3/m^2・日	2　基
エアレーションタンク	容量：０．５ｍ^3 (500×500×2000) 有効水深：２ｍ	8　基
最終沈殿池	容量：０．７ｍ^3 (500×700×2000) 有効水深：２ｍ 水面積負荷：２３ｍ^3/m^2・日	2　基
返送汚泥ポンプ	流量：３．４ｌ/分 (max)	2　台
エアレーションブロア	送気量：０．２ｍ^3/分 空気倍率：１８倍 (max)	1　台



図－7　活性汚泥処理実験装置

エアレーション装置の効率を確認するため、酸素移動効率を求める実験を行った。先ず、総括酸素移動容量係数(KLa)を求めた。KLaとは、エアレーションタンク内における酸素供給能力を示すもので、エアレーションタンクの設計においては、きわめて重要である。また、維持管理においては、KLaを測定することにより散気装置の目づまりなどをチェックすることができる。

通常KLaの測定は、非定常法、定常法のいずれかの方法によって行うが、本実験では清水による非定常法により測定した。

一般に、酸素の水への溶解速度は、次式で表される。

$dDO/dt = KLa(DOs - DO)$　　……(1)

積分すると

$\ln((DOs - DO_1)/(DOs - DO_2)) = KLa(t_2 - t_1)$　　……(2)

$\therefore\ KLa = (\ln((DOs - DO_1)/(DOs - DO_2)))/(t_2 - t_1)$　　……(3)

ここに、

DOs:エアレーションタンク内の飽和酸素濃度(mg／l)

DO:エアレーションタンク内の酸素濃度(mg／l)

DO_1:t_1時間後の酸素濃度(mg／l)

DO_2:t_2時間後の酸素濃度(mg／l)

KLa:総括酸素移動容量係数(1／時)

KLaの測定はエアレーション装置に清水を満たし、エアレーショ

ンしながら、亜硫酸ナトリウムを溶解し、溶存酸素濃度を0にする。引き続きエアレーションして溶存酸素濃度を上昇させる。

このとき、各時間における(DOs－DO)と時間tとの関係を片対数グラフに図示すると直線が得られ、この直線の傾きからKLaを求めることができる。

4つに区切られた内の1つのエアレーションタンク(0．5m³)においてエアー流量を5、10、15、20l/minに設定し実験を行った。このエアー流量は、エアレーションタンクでのHRTを8時間に設定した場合、空気倍率(G／Q比)はそれぞれ約5、10、15、20に相当する量である。各流量におけるエアレーション時間とDO変化の関係を図－8に示した。また、エアレーション時間とDOs－DOの関係を図－9に示す。図－9に示した直線の傾きからKLaを求め表－8に示した。

次に、酸素移動効率(E_A)を求める。

エアレーションの効率は、一般に、酸素移動効率や酸素移動動力効率で示される場合が多いがここでは、酸素移動効率を求めることにする。

E_Aは(4)式のように、反応タンクに送入された酸素の重量に対する溶解酸素重量の比で示すことができる。

$$E_A = KLa\cdot(DOs-DO)\cdot V\times10^{-3}/Gs\cdot\rho\cdot Ow\times100 \quad \cdots\cdots(4)$$

ここに、

E_A:酸素移動効率(%)

ρ:空気密度(＝1．293 kg／Nm³)

Ow:空気中の酸素含有量(＝0．233 O_2kg／空気kg)

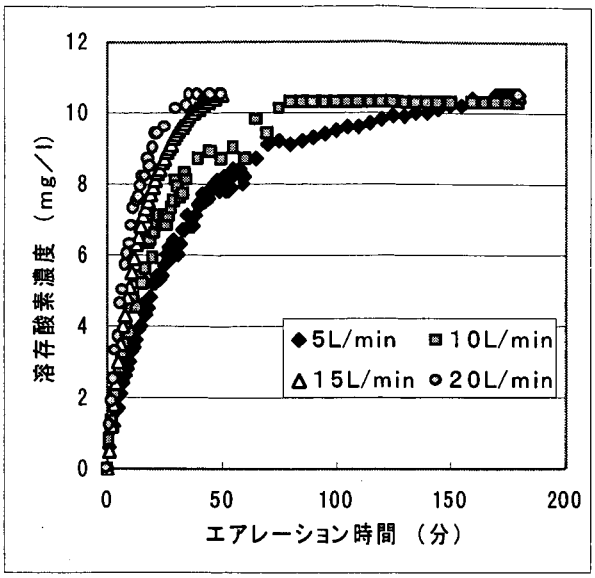
Gs:送風量(m³／時)

(4)式においてDO値は操作因子であり、他のデータと比較する際には、DO値によりKLaが異なるので、一般に、E_AはDO濃度が0のときの式(5)から求めている。

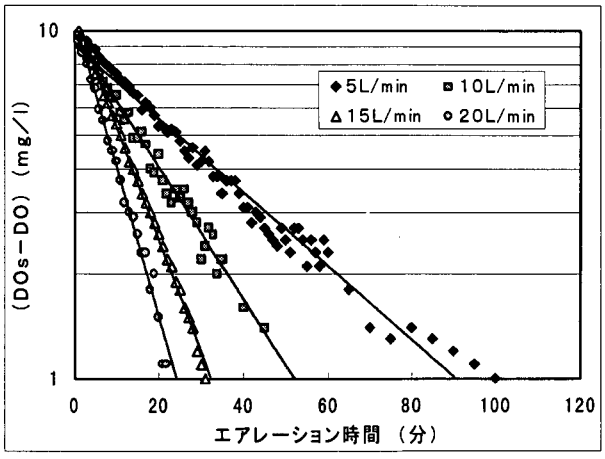
$$E_A = KLa\cdot DOs\cdot V\times10^{-3}/Gs\cdot\rho\cdot Ow\times100 \quad \cdots\cdots(5)$$

各送風量におけるKLa、E_Aの値を表－8に示した。

本実験装置のエアレーション効率は、一般の散気式エアレーション装置の粗大気泡の清水に対するE_Aの値(8～10%)[2)]と同等の値であった。



図－8 エアレーション時間と溶存酸素濃度の関係



図－9 エアレーション時間と(DOs－DO)の関係

表－8 各風量におけるＫＬａ、E_Aの値

送風量 (m³/日)	G/Q比	ＫＬａ (1/時)	E_A (%)	水温 (℃)
1.2	5	1.46	2.1	11.4
2.4	10	2.62	1.9	11.8
3.6	15	4.46	2.2	11.7
4.8	20	5.90	2.1	11.5

4．4　下水処理場におけるVOCの実態調査

標準活性汚泥法を採用している5ヶ所の都市下水処理場において流入水、一次処理水、二次処理水についてVOCの実態調査を行った。表－4に示す22項目について分析を行ったが、半数の11項目は、調査したどの処理場においても流入水、一次処理水、二次処理水から検出されなかった。検出された11項目について、検出検体数と測定検体数、さらに検出されたデータの幾何平均値を表－9に示した。検出された11項目についてみると、流入水、一次処理水中に検出されている項目はいくつかみられるが、その濃度は排水基準項目にあっては排水基準値、要監視項目にあってはその指針値を大きく下まわっていた。また、二次処理水では、2ヶ所の処理場において4項目が検出されたもののその濃度はどの項目も0.006mg／l以下であった。

表－　9　　実　態　調　査　結　果　　mg／l

	処理場名	流入水		一次処理水		二次処理水	
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	A	8/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	7/10	0.002	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	4/12	0.003	9/12	0.002
	D	8/12	0.007	8/12	0.005	0/12	ND
	E	12/12	0.005	12/12	0.007	5/12	0.004
ｼｽ-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	A	12/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	A	12/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	10/10	0.002	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.010	12/12	0.011	12/12	0.006
	D	10/12	0.005	12/12	0.003	0/12	ND
	E	12/12	0.003	12/12	0.002	9/12	0.001
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	1/12	(0.001)	7/12	0.002	0/12	ND
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	8/12	0.007	5/12	0.004	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	12/12	0.003	6/12	0.002	0/12	ND
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	12/12	0.006	12/12	0.016	5/12	0.003
ﾄﾙｴﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.284	12/12	0.075	0/12	ND
	D	6/12	0.003	8/12	0.002	0/12	ND
	E	12/12	0.020	7/12	0.009	0/12	ND
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	10/12	0.006	12/12	0.004	0/12	ND
	E	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
m,p-ｷｼﾚﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.115	12/12	0.080	0/12	ND
	D	6/12	0.002	3/12	0.001	0/12	ND
	E	2/12	0.001	7/12	0.001	0/12	ND
o-ｷｼﾚﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.041	12/12	0.029	0/12	ND
	D	6/12	0.002	3/12	0.001	0/12	ND
	E	6/12	0.002	9/12	0.002	0/12	ND
p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.005	12/12	0.004	10/12	0.002
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	8/12	0.001	5/12	0.001	0/12	ND

注：流入水、一次処理水、二次処理水の左の欄は分析検体数に対する検出検体数を表し、右の欄は水中濃度の幾何平均値を表す。ただし、平均値では検出されていないサンプルは除いた。
また、検出検体数が1の場合は、そのままの値を（ ）付きで示した。

5. まとめと今後の課題

5. 1 VOC分析方法の検討

5. 1. 1 大気分析

大気中のVOC分析は、大気試料を何らかの方法で採取し、GC又はGC／MS等で分析する方法が用いられている。大気試料の採取方法には、サンプリングバッグに採取するバッグ採取法、真空容器のキャニスターに採取するキャニスター採取法、固体の吸着剤に目的成分を吸着捕集する固体捕集法がある。これらの大気採取法にはそれぞれ長所、短所がある。数多くの試料を採取する場合は、バッグ採取法、固体捕集法が適しているが、長時間にわたり試料を採取する場合はキャニスターによる方法が適している。

今後は、バッグ採取法、キャニスター採取法、固体捕集法それぞれについて操作性、分析精度について検討を行う必要がある。

5. 1. 2 汚泥分析

振とう抽出法、高速溶媒抽出法について抽出効率の比較検討を行った結果、高速溶媒抽出法が効率よく抽出していた。また、高速溶媒抽出法は高価な装置を使用するという短所はあるものの、抽出操作に要する時間、操作性などは振とう抽出法に比べ優れていた。

高速溶媒抽出法の抽出温度、抽出圧力、抽出時間について抽出条件と抽出効率の比較検討実験を行った。抽出温度について検討した結果、40から80℃の範囲では抽出温度の高い方が抽出効率が高い結果となった。抽出圧力について検討した結果、抽出圧力1000から2000psiの範囲では圧力の高い方が抽出効率が高かった。抽出時間について検討した結果、はっきりした傾向がみられず再試験を行い確認する必要があるが、本実験の30分と90分を比べた結果では、抽出時間が長い方が抽出効率が高くなることが示唆された。

VOC含有量が既知の標準汚泥がないため、抽出率を求めることができなかっが、今後は、抽出率についての検討、また、さらに高効率で抽出する抽出条件の検討が必要である。

5. 2 VOC挙動調査用活性汚泥処理実験装置の制作

最初沈殿池（0. 5m^3）、エアレーションタンク（2m^3）、最終沈殿池（0. 7m^3）で構成される活性汚泥処理実験装置を2組制作した。エアレーション効率を高めるため、散気深度を大きくすることを心がけ実験室に設置可能な最大水深の2mとした。

エアレーション装置の効率を表す酸素移動効率を求めた結果、本装置のエアレーション効率は、一般の散気式エアレーション装置の粗大気泡の場合と同等の値であった。

今後は、本実験装置VOCの物質収支を求め、活性汚泥処理における有機有害物質の挙動を明らかにしていく。

5. 3 下水処理場におけるVOCの実態調査

標準活性汚泥法を採用している都市下水処理場において流入水、一次処理水、二次処理水についてVOCの実態調査を行った。VOC22項目について調査を実施したが、半数の11項目は調査したどの処理場においても流入水、一次処理水、二次処理水から検出されなかった。流入水、一次処理水中において検出された項目にあってもその濃度は、排水基準項目にあっては排水基準値以下、要監視項目にあってはその指針値を大きく下まわっていた。また、二次処理水では2ヶ所の処理場において4項目が検出されたもののその濃度はどの項目も0. 006mg／l以下であった。

今後も下水処理場におけるVOCの実態調査を継続していくが、水処理系の調査の他に大気、汚泥処理系の調査を実施する必要がある。

参考文献

1）宮本健一他、土壌の低沸点有機汚染物質含有量の測定方法、水環境学会誌、Vol.18、No.6、pp.477-488(1995)

2）建設省都市局下水道部監修、下水道施設計画・設計指針と解説（後編・1994年版）、日本下水道協会(1996.10)

3）環境庁水質保全局水質規制課監修、新しい排水基準とその分析法、環境化学研究会（平成6年7月）

4）平成3年度環境庁委託調査結果報告書、水質環境基準検討調査、（平成4年3月）

5）12996の化学商品、化学工業日報社、（1996年1月）

6）環境庁大気保全局大気規制課、有害大気汚染物質測定方法マニュアル、（平成9年2月）

III. 地球環境研究総合推進費による研究

１．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

三次処理研究室	室長	鈴木　穣
	交流研究員	竹廣　喜一郎
汚泥研究室	主任研究員	落　修一
	研究員	平山　孝浩

１．はじめに

地球の温度は日射エネルギーと地表面から放散される放射エネルギーとのバランスによって決定されている。大気中に赤外線を吸収する成分が増加すれば地球は温暖化する。赤外線吸収成分としてよく知られているのは二酸化炭素である。本研究で対象とするメタンや亜酸化窒素の大気中の濃度は二酸化炭素より低いが、１分子当たりの赤外線吸収能は数十倍から数百倍も大きく、近年の増加割合も大きいので地球温暖化防止のうえで重要な温室効果ガスとして認識されている。

下水道は公共用水域の水質保全上欠くことのできない重要な施設であるが、水処理、汚泥処理に伴うメタンや亜酸化窒素の放出抑制も視野に入れた下水道技術の開発が求められている。

２．研究目的

過年度に実施した調査より、下水処理過程でのメタン、亜酸化窒素の生成、および高分子凝集剤汚泥の流動炉による焼却過程での亜酸化窒素の生成が確認されている。本研究では、下水処理および汚泥焼却によるこれら温室効果ガスの排出抑制運転の方法の確立と汚泥消化ガスの有効利用方策の検討を行い、下水道による地球温暖化への影響を軽減することを目的としている。

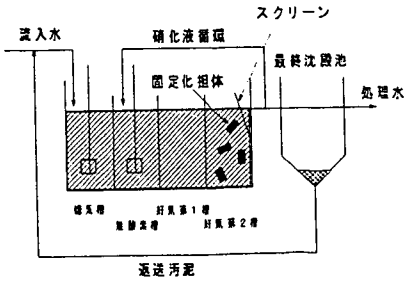
３．研究結果

3.1　水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

これまでの調査結果によると、固定化法を用いた生物学的窒素・りん除去プロセスからの亜酸化窒素の放出量は、脱窒速度が低下し無酸素槽に硝酸性窒素が存在した場合に、増加する傾向が見られた。このため、本年度は、硝酸性窒素の亜酸化窒素の放出量に対する影響を定量的に把握するとともに、亜酸化窒素の放出機構を明らかにすることを目的として実験を行った。

3.1.1　研究方法

好気槽の一部に固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法パイロットプラント（図-１）を実験に用いた。定期的に好気槽排ガス中の亜酸化窒素濃度および各槽の水質を測定するとともに、随時、液相中の溶存亜酸化窒素濃度を測定した。



図－１　実験装置概要

3.1.2　研究結果

高水温期および低水温期における亜酸化窒素のプロ

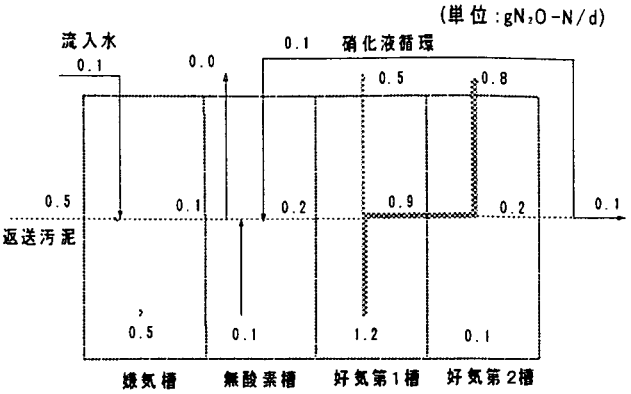
セス内フローを、図－２および図－３に示す。

脱窒が良好に行われていた高水温期には、無酸素槽での亜酸化窒素の生成は少なく、好気第１槽において亜酸化窒素が生成され、それが好気の２つの槽において曝気により大気中に放出されていた。

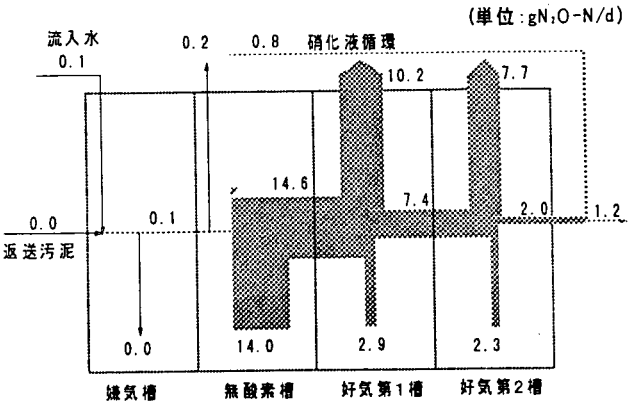
一方、硝酸性窒素が2mg/Lほど無酸素槽に残留していた低水温期には、無酸素槽で亜酸化窒素が大量に生成され、また好気槽での生成量も高水温期の４倍であった。無酸素槽で生成された亜酸化窒素は、大気中に放出されることなく好気槽に移流し、好気槽の曝気により大気中に放出されていた。

以上のことから、無酸素槽での亜酸化窒素生成量が放出量に大きな影響を与えること、生成された亜酸化窒素が曝気により大気中に放出されることが明らかになった。

無酸素槽での亜酸化窒素生成には、硝酸性窒素濃度が影響を与えるものと考えられる。定期測定により得られた無酸素槽の硝酸性窒素濃度と亜酸化窒素放出量の関係を図－４に示す。



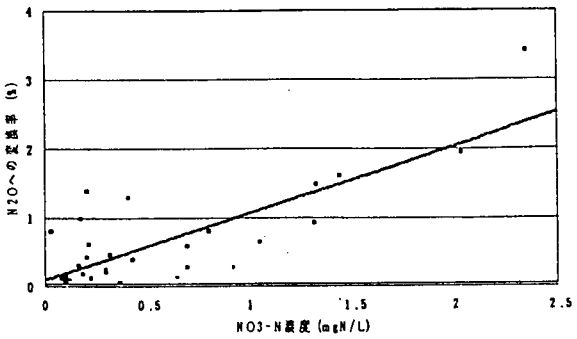
図－２　高水温期(24℃)の亜酸化窒素フロー



図－３　低水温期(14℃)の亜酸化窒素フロー

硝酸性窒素の低濃度域においてデータのばらつきが見られるものの、硝酸性窒素濃度が高いほど亜酸化窒素の生成量が大きいという傾向が得られた。低濃度域において生成量が大きいデータを除外して考えれば、無酸素槽における硝酸性窒素濃度を0.1mgN/L以下に制御すれば亜酸化窒素への変換率を0.5%以下に抑えることができると考えられる。

なお、低濃度域のデータのばらつきは、脱窒不良による生成以外にも亜酸化窒素生成に影響を与える因子があることを示している。今後、この点に関する検討も必要である。



図－４　硝酸性窒素濃度と流入窒素の亜酸化窒素への変換率の関係

3.2 汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

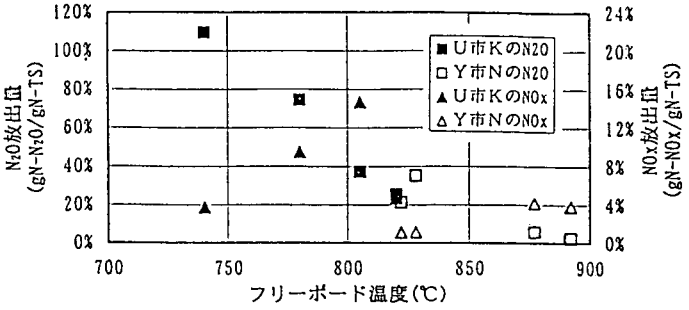
平成６年度におけるわが国の下水道からの汚泥発生量は、年間約148万DS-tonとなっているが、このうち58%に相当する86万DS-tonが焼却されている[1)]。わが国では、汚泥処分地の制約から焼却による処分は増加する傾向にあるが、最近採用が増加している、高分子凝集剤汚泥の流動焼却炉での焼却は、他の焼却方法に比較して汚泥中の窒素の亜酸化窒素転換率が高く[2)]、その排出抑制策の確立が急務となっている。

3.2.1 研究方法

高分子系汚泥の流動焼却炉の実炉を対象に、炉内(フリーボード)の燃焼温度を基本的操作因子としてN₂O、NOₓ等の生成量を測定した。

3.2.2 研究結果

汚泥焼却時のフリーボード温度と供給汚泥のTS中の窒素当りのN₂OおよびNOₓへの窒素転換率との関係を示すと図－5のようになる。昨年度の調査結果[3]においても述べたように、フリーボード温度を850℃以上、砂層との温度差を50℃以上に保てばN₂O、NOₓ双方の対策となるが、高温燃焼による炉の劣化や費用負担等についての課題解決が求められる。



図－5 燃焼温度とN₂O、NOₓ転換率との関係

3.3 消化ガスの有効利用

消化ガスの有効利用の課題は、余剰ガスの効果的な利用方法が無く焼却せざる得なくなっている中小規模施設での利用方法を見出すことである。本研究は、少ない余剰ガスの集約・集中化を図り量的利用価値を高め、地域的なエネルギーサイクルに組み込むことを目標としている。

3.3.1 方 法

本年度は，国内における可燃性ガスの貯留と輸送方法について技術資料[4)~9)]やヒヤリングから調査するとともに、これらの事業実施に関係する法や規制、基準の体系[10)]を調べた。また、本研究で開発している余剰ガス発生量予測モデルについて精度や利便性の向上を図る改良を加えた。

3.3.2 結 果

(1)既存貯留・輸送技術と法体系

貯留方法には球形式、円筒形式、平底円筒形式等があり、それぞれの形式には二重殻低温貯留の構造がある。また、球形式と円筒形式には加圧貯留ができる構造もある。輸送方法には導管輸送と車両輸　送があり、車両輸送は輸送時の容器により可搬式の小型と大型容器、自動車専用のタンクローリー容器、鉄道車両用のタンク車用容器等に分類される。また、ガスの貯留や輸　送を行うには脱硫装置や圧縮機を設ける必要がある。

ガスの製造、貯留、輸送は多くの法規が適用され、規則や基準は広範囲に及ぶが、主　要法規の体系を図－5に示す。タンクローリー輸送は、高圧ガス取締法の他に車両制限　法、道路運送車両法、道路交通法、貨物自動車運送事業法等も関係してくる。

(2)余剰ガス発生予測モデル

開発してきたモデルは主にマクロ解析用のものであったが、さらに精度を高め、消化　プロセスの設計に際して気象や地質・地中条件に応じた熱効率の高い施工方法の検討に　適用できるものとした。そこでは、昨年度のモデルでは一括した取り扱いとなっていた　地中部や消化槽内部、消化槽外壁材における充実化を図った。

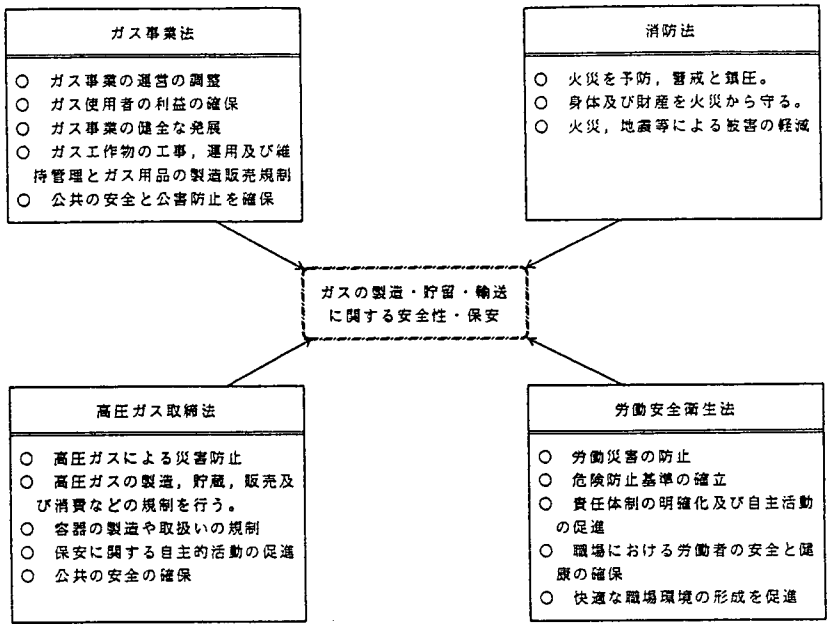
(1)式は、国内における年鑑の余剰ガス発生量を開発モデルで予測し、平均気温と関係付け一般化したものである。

$G_{(E)}$ ＝2．02T－5．02［但し，T＜13℃］

＝3．20T－20．1［但し，T≧13℃］

ここに、$G_{(E)}$：余剰ガス発生率［%］

T　：立地場所の年平均気温［℃］



図－5　貯留，輸送に関係する法体系

［参考文献］

1）建設省都市局下水道部（監）：日本の下水道、平成８年、日本下水道協会

2）竹石他：メタン、亜酸化窒素の放出源及びその放出量に関する研究、環境庁、平成７年９月

3）竹石他：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、土研、平成８年６月

4）（社）日本ガス協会：ガス事業便覧－平成７年度版－

5）（社）日本ガス協会：都市ガス工業概要Ⅰ、Ⅱ、平成４年６月、平成６年１月

6）「ガス工作物技術基準の解説－第５次改訂版－、㈱ぎょうせい

7）（社）日本ガス協会：供給管、内管指針［中圧編］、平成２年６月

8）（社）日本ガス協会：機械設備技術資料Ⅰ、Ⅱ編、平成７年４月

9）高圧ガス保安協会：高圧ガス保安技術、平成７年４月

10）（社）日本ガス協会：ガス事業法令集－平成８年度版－

IV. 下水道事業調査費による研究

1．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
研究員　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。

今年度は、「オンサイト貯留浸透に関する検討」、「雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査」の2つを大きな項目として調査研究を実施したので、この順番で以下に報告する。

2．オンサイト貯留浸透に関する検討

オンサイト貯留浸透施設は、降雨のあったその場で雨水の流出を貯留浸透機能により遅延化させるもので、浸水防止、合流式下水道雨天時汚濁流出の削減、地下水涵養に資する施設として約20年前から各地に設置されている。最近ではこれらの施設が適切な水循環の創出と保全に寄与することが広く認識されるようになり、特に住宅団地や工業団地の新規開発に伴って設置される事例が増加している。

これらのオンサイト貯留浸透施設の計画、設計、建設、維持管理に関しては、いくつかの解決すべき問題点が存在する。その代表的なものとして、民間住宅や用地における施設設置の普及促進、適切な維持管理による設置後の施設能力の担保、設置効果の定量化と下水道計画への反映が挙げられる。

これらの問題を解決するために実施した調査結果のうち、本報告では、屋根雨水水質測定調査、および浸透水の地下水への影響調査について述べる。

2．1　屋根雨水水質測定調査

オンサイト貯留浸透施設の民間の住宅で普及させるための一つの方策として、オンサイト貯留施設において貯留雨水を利用可能とすることが挙げられる。

この雨水利用が水質的に可能であるかどうかを調査するため、平成5年度より屋根（面積28m^{2}相当）への降雨を容量200L（降雨量約7mm相当）のドラム缶に集水し貯留させ、各種の水質項目を測定している。平成6年度より初期降雨（約1mm相当）を初期雨水として容量20Lのポリタンクに分離し、ドラム缶に集まるそれ以降の降雨を初期カット雨水として、それぞれを分析した。その結果貯留雨水の平均水質と水道水

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として利用可能であることを示した（参考文献１、２）。

平成７年度、８年度は、引き続き初期雨水および初期カット雨水の水質分析を実施した。分析回数は７年度が19回、８年度が16回であった。ただし８年度は幾つかの項目は前半の５回のみの測定である。表－２．１に７、８年度の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および８年度の最大値を示す。同表に平成６年度調査結果の平均値を合わせて示す。

平均値を比較すると、各年度の値はほぼ同様であったと考えられる。また初期カット雨水の平均水質は、６年度の鉛、全年度の鉄、８年度の大腸菌群数を除いて水道水質基準の値を下回った。また重金属類の値が６年度から８年度にかけて徐々に低くなったが、これは分析法および計算方法を変更した影響であると考えられる。今年度から調査項目に加わった大腸菌は他の項目と同じく、初期カット雨水より初期雨水の方が値が高いという結果であった。ここで大腸菌群は鳥の糞等に由来すると考えられたが確認をしていない。また値はSSなど他の項目との相関があることが期待されたが、明確な関係は得られなかった。値は気温に大きく影響され、7～8月の夏場において初期カット雨水で 10^2 (個／ml)のオーダとなった。それ以降は１回の例外を除いて、検出数は０から 10^0（個/ml）のオーダであった。

今後は大腸菌の由来の同定、簡易処理の可能性について検討する予定である。

表－２．１　屋根雨水排水の水質

（項目右の＊は８年度の測定数が５回であったもの）

項目		単位	初期カット雨水				初期雨水				水道水
			平均値（8年度）	平均値（7年度）	平均値（6年度）	最大値	平均値（8年度）	平均値（7年度）	平均値（6年度）	最大値	質基準
濁度		(度)	0.88	1.1	0.7	2	5.3	3.6	4.4	13	2
色度		(度)	2.4	4.0	3.8	4	6.6	9.2	11.7	12	5
SS		(mg/l)	19	24	10.6	68	145	166	290	363	
TS		(mg/l)	35	37	25	78	186	203	290	422	500
VS	*	(mg/l)	4.1	9.5	8.7	7.8	17	30	36	28	
砂分	*	(mg/l)	5.9	2.4	1.7	15	50	65	41	74	
K-N	*	(mg/l)	0.72	0.66	0.96	4.7	2.6	1.9	2.5	8.8	
NH4-N	*	(mg/l)	0.46	0.58	0.6	0.8	0.84	1.3	1	2.1	
NO2-N		(mg/l)	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.02	0.02	0.07	
NO3-N		(mg/l)	0.33	0.56	0.54	1.26	0.40	1.1	0.88	1.0	10
TP	*	(mg/l)	0.05	0.13	0.1	0.07	0.09	0.49	0.48	0.18	
PO4-P	*	(mg/l)	0.08	0.04	0.05	0.2	0.08	0.05	0.05	0.19	
D-CODcr	*	(mg/l)	3.8	5.3	6.5	7.7	25	8.0	9.2	107	
TOC	*	(mg/l)	2.9	1.7	1.3	6.5	3.2	2.7	2.9	8.0	
SO4	*	(mg/l)	3.6	3.1	5.2	4.7	4.4	6.4	5.9	7.8	
Zn		(mg/l)	0.26	0.25	0.35	0.60	0.48	0.53	0.62	0.98	1
Cu		(mg/l)	0.011	0.008	0.034	0.027	0.082	0.053	0.11	0.15	1
Pb		(mg/l)	0.010	0.014	0.095	0.046	0.036	0.044	0.28	0.11	0.05
Fe		(mg/l)	0.76	0.84	1.5	2.5	6.0	7.5	15	20	0.3
大腸菌群数		(個/ml)	16	—	—	55	195	—	—	643	0

2．2　浸透水の地下水への影響調査　／　浸透雨水の土壌での挙動に関する調査

2．2．1　背景と目的

浸水防止や地下水涵養等を目的とした浸透ますや浸透トレンチなどのオンサイト雨水浸透施設のうち、路肩や歩道に設置された施設は、歩道や交通量の少ない道路排水を主な対象としている。一方交通量の多い道路排水の地下浸透は、路面堆積物や付着物中の有害物質による土壌水や地下水汚染が懸念されることから事例は殆どない。今後オンサイト施設の普及を拡大するには、交通量の多い場所も取り込んでいく必要がある。そこで水質面から許容される交通量のガイドラインの作成を最終的な目的とし、路面散水により得た試験水を用いた雨水浸透水の水質調査結果をCEC(陽イオン交換容量)試験装置を用いた補足試験結果と共に示す。

2．2．2　方法

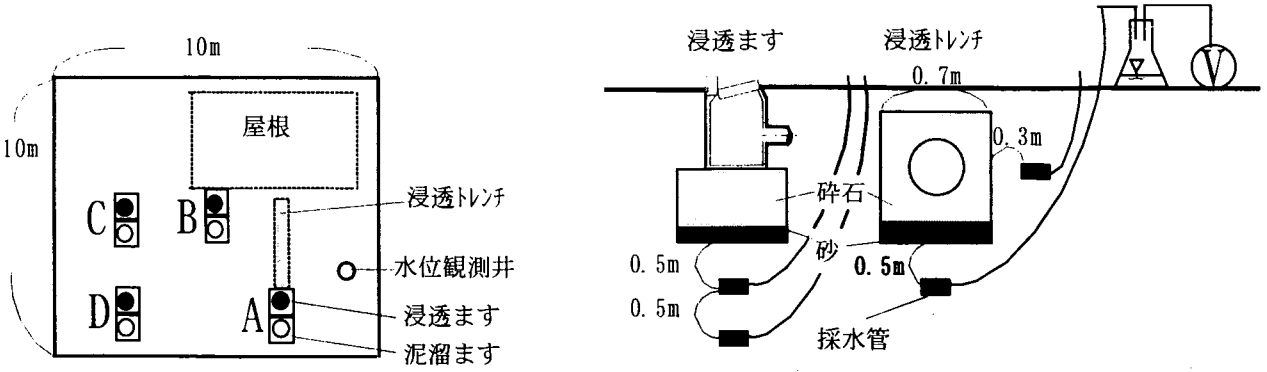
路面散水試験および雨水浸透試験の概要を表－2．2に示す。

表－2．2　試験の概要

Run	日付	地点	ブラシ洗浄	浸透ます	浸透量 m^3	浸透時間 分	浸透速度 L/分	最大吸引量 L/10分	最終吸引量 L/10分
1	96/3/29	P	なし	B	0.2	40	5	—	—
2	96/7/17	P	あり	A	0.5	46	10.9	2.4	0.23
3	96/7/19	Q	あり	A	0.5	57	8.8	2.2	0.22
4	96/11/20	P	あり	A	0.5	54	9.2	2.2	0.25
5	96/11/25	Q	あり	A	0.5	49	10.2	2.1	0.12

1）路面散水：比較的交通量の多いつくば市北大通り(P地点)および交通量の少ない同市吾妻中学校裏(Q地点)を対象とした。散水原水は、茨城県真壁町を流れる山口川の表流水とした。散水は交通量の少ない午前5時頃に路面にホースで約1時間散水した水約1 m^3 を0.2～0.5 m^3 回収し浸透施設への注水に供した。

2）浸透試験：土木研究所構内に設置した浸透施設（図－2．1）を用いた。施設は泥溜ますと浸透ますからなる二連ます(各W 0.5m×L 0.6m×H 1.1m)4組と浸透トレンチ(φ0.15m×L 2m)からなる。参考文献3を参考として浸透ますA,Bと浸透トレンチの下部および側部に浸透水採水装置（採水管(ニッソーロングストン AQ-08)と耐圧チューブ)を設置した。採水管の埋設位置は図を参照されたい。採水方法は耐圧チューブに採水ビンを介して真空ポンプ吸引により行った。以下の試験における浸透水は浸透ますの砂底面下 0.5m 地点の採水管から採水した。



図－2．1　浸透施設の概要

浸透ます下部にはW 0.7m×L 1.15mにわたり、砕石（単粒度砕石４号、層厚0.3m）と基礎砂（コンクリート骨材用洗砂、層厚 0.1m）を敷いた。浸透トレンチの周りの砕石は層厚0.6m、W0.7mであり、砂は層厚0.1mである。砕石および砂と原地盤の境界は目詰り防止のため透水シートで囲んだ。なお浸透ます B は面積 20m² の屋根からの雨水の浸透用である。また浸透ます C,D はます下部における重金属や有機物の蓄積濃度測定用であり、1997年3月および2001年3月に掘削予定である。なお実験に先立ち調査した原地盤の土質特性を表－２．３に示す。

表－２．３　原地盤(浸透ますAおよび浸透トレンチ付近)土質特性

項目	数値	項目	数値
比重	2.41～2.60	礫砂(75μm以上)	6～33％
含水率	40～54％	シルト(5-75μm)	58～37％
強熱減量VS	12～15％	粘土(5μm以下)	36～30％
透水係数	10^{-5}～10^{-6} cm/s	CEC(meq/100gDS)	9～14

２．２．３　結果と考察

１）浸透供試水の濃度比較：浸透供試水は蒸発残留物(TS)濃度を指標として、低濃度（Run1；120 mg/L）、高濃度（Run2,3；～1,500 mg/L)、中濃度（Run4,5；200～300 mg/L）に整理できた。TS以外の項目もほぼこの整理に従った。またRun2とRun3、およびRun4とRun5の浸透供試水の濃度には大きな違いがなかった。すなわちPとQの地点間の差がみられなかった。以上よりRun1、Run2、Run4を低濃度、高濃度、中濃度の代表と考え、散水原水、浸透供試水および浸透水の濃度を水道水質基準と併せて表－２．４にまとめた。なお散水原水濃度はRunによる大きな差はみられなかったためRun2で代表した。

供試水の濃度に違いが生じた原因として、洗浄前の路面堆積量、洗浄方法が挙げられる。Run1が低濃度であったのは洗浄水の回収量が少なく,ブラシ洗浄がなかったためと考えられる。またRun4,5がRun2,3に比べ低い濃度であったのは、Run2,3でブラシ洗浄した効果が持続したためと推定される。さらにPとQの地点間の差がみられなかったことを併せて考えると、交通量の大小よりもブラシ洗浄の有無の方が影響力の大きな因子であることが示唆される。

表－２．４　浸透水等の濃度

項目	単位	散水原水(Run2)	Run1 浸透供試水	Run1 浸透水	Run2 浸透供試水	Run2 浸透水	Run4 浸透供試水	Run4 浸透水	水道水質基準
pH		7.0	7.3	6.9	7.2	7.3	7.0	7.0	5.8-8.6
EC	μS/cm	51	91	172	90	461	66	309	—
蒸発残留物	mg/L	69	120	160	1,510	342	322	237	500
強熱減量	mg/L	53	107	133	1,130	313	261	231	—
BOD	mg/L	0.2	2.2	1.5	7.5	0.4	0.9	0.1	—
TOC	mg/L	2	4.8	0.1	150	0.9	14	0.2	—
$KMnO_4$消費量	mg/L	15	17	6	475	15	61	4	10
NO3-N	mg/L	1.2	1.7	0.9	1.9	1.5	0.9	1.3	10
Fe	mg/L	0.09	0.06	0.11	12	0.08	4.4	0.03	0.3
Pb	mg/L	0.000	0.000	0.001	0.022	0.000	0.004	0.000	0.05
Cu	mg/L	0.000	0.003	0.002	0.101	0.001	0.019	0.001	1.0
Zn	mg/L	0.005	0.024	0.043	0.431	0.014	0.099	0.016	1.0
Benzene	mg/L	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.01

2）浸透供試水と浸透水の比較：試験前の想定では、浸透過程で粒子性の物質が土壌中で捕捉吸着され浸透供試水に比べ浸透水濃度が低くなるのに対し、溶解性の物質は殆ど変化を受けないと考えた。得られた結果をみると、Run1では施設を使い初めた頃の影響かTSなど粒子性の成分を表す項目で浸透水の値が高くなったが、それ以降のRun2,4では電気伝導度(EC)および硝酸性窒素(NO3-N)を除く全ての項目で濃度が低くなった。特にTOCや全ての重金属の各項目は高い除去率を示した。また多くの項目において供試水濃度の高低にかかわらず浸透水濃度はほぼ同程度の値を示す傾向にあった。芳香族炭素化合物の代表としてベンゼン濃度を測定したが検出されなかった。

3）EC（電気伝導度）の増加：全てのRunで浸透水のECが高くなった原因を探るため、ビーカ中イオン交換水に土壌約5gを浸し陰イオン濃度をイオンクロマトグラフで検出したところ、塩化物イオン濃度2mg/L、硫酸イオン濃度5mg/Lの増加がみられた。さらに現地浸透試験を行い、蒸留水と水道水各100Lを混合した供試水の濃度と浸透水濃度を比較したところ、硫酸イオン濃度が15から67mg/Lと増加し、塩化物イオン濃度が38から4mg/Lに減少した。また硝酸イオン濃度は1.0から0.8mg/Lと変化した。これらの結果より土壌に吸着されていた硫酸イオンが脱着したことが示唆された。

4）浸透水濃度と水道水質基準との比較：Run2における過マンガン酸カリウム消費量(KMnO4)を除く全ての項目で水道水質基準を満たしていた。特に懸念される重金属では各項目とも基準を大きく下回った。

2．2．4　CEC実験装置を用いた補足試験

1)目的と方法：先述の浸透試験における供試水中の重金属濃度が十分高くなかったため、CEC実験装置を用いた補足試験を行った。6種類の供試水（鉛(Pb)濃度2.5、0.25、0.025mg/L亜鉛(Zn)濃度1、0.1、0.01mg/L）をそれぞれ現地の土壌約3gを詰めたφ1.7cmのガラス製浸透管に装置のミニポンプで4時間供給した。浸透管内下部にはガラスウールを詰めた。試験は同供試水につき5サンプルの測定を行い、供試水および浸透水の水質を分析した。なお供試水供給速度と通過速度を現地浸透試験の値と同程度にする調整をしたが、結果的に前者は1.8 L/m²/分で現地の1/5、後者は0.005 cm/sで現地の1/4であった。

2）結果と考察：供試水濃度と浸透水濃度を**表－2．5**に示す。浸透水濃度は5サンプルの結果のうち最大値と最小値を除いた3つの値の平均値である。またEC以外の項目はブランク値を考慮した値である。

表－2．5　CEC試験装置を用いた補足試験（単位はECはmS/cm、その他はmg/L）

	供試水濃度					浸透水濃度				
	Pb	Zn	EC	Ca	Mg	Pb	Zn	EC	Ca	Mg
1	2.5	—	19.4	ND	ND	ND		4.5	9.4	0.87
2	0.25	—	0.17	ND	ND	ND		4.0	3.1	0.40
3	0.025	—	0.10	ND	ND	ND		3.3	3.3	0.41
4	—	1	4.2	ND	ND		0.14	7.9	4.4	0.42
5	—	0.1	0.13	ND	ND		0.12	3.5	3.5	0.42
6	—	0.01	0.11	ND	ND		0.11	3.7	2.6	0.26

重金属の濃度変化をみると、高濃度の供試水にもかかわらず浸透水中のPb濃度は全て0.001mg/L以下と検出限界以下であった。Znは浸透供試水濃度にかかわらず、浸透水濃度がほぼ0.1mg/Lと検出限界付近で

あった。すなわち現地試験同様供試水濃度が高い場合には高い除去率が示されたが、供試水濃度が低い場合には濃度の逆転がみられた。陽イオン濃度ではCa、Mgにおいて浸透水濃度が供試水に比べて高くなっている。供試水中の重金属イオンと交換が起こったことを示すものと考えられる。

2．2．5　結論

土木研究所構内の浸透実験施設に路面散水水を注入し浸透水の濃度を調査した。供試水濃度が高い場合、有機物や重金属は高い除去率を示した。供試水の濃度の大小によらずに浸透水の濃度が同程度の値を示した。浸透水濃度は殆どの項目で水道水質基準以下となった。特に重金属は基準を大きく下回った。高濃度の重金属濃度を供試水とした室内補足実験でも鉛、亜鉛濃度は高い除去率を示した。

今後は実施設で重金属濃度を調整した供試水による浸透実験を実施する予定である。また不飽和浸透流れにおけるイオンの交換の理論的な解析も併せて実施したい。

3．雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

3．1　目的

海外でパッケージ化、モジュール化され販売されている雨水流出モデルおよび汚濁負荷量モデルを入手し、それらの原理や取り扱い性を調査し、今後のわが国への適用性を検討することを目的とした調査を表－3．1の研究計画に基づき実施した。平成8年度は最終年度であり、1）水量と濃度の実測値との比較、2）感度解析、3）従来モデルとの比較、4）我が国への適用性の評価を実施した。以下はこの中の1）、4）について述べる。

表－3．1　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査－研究計画

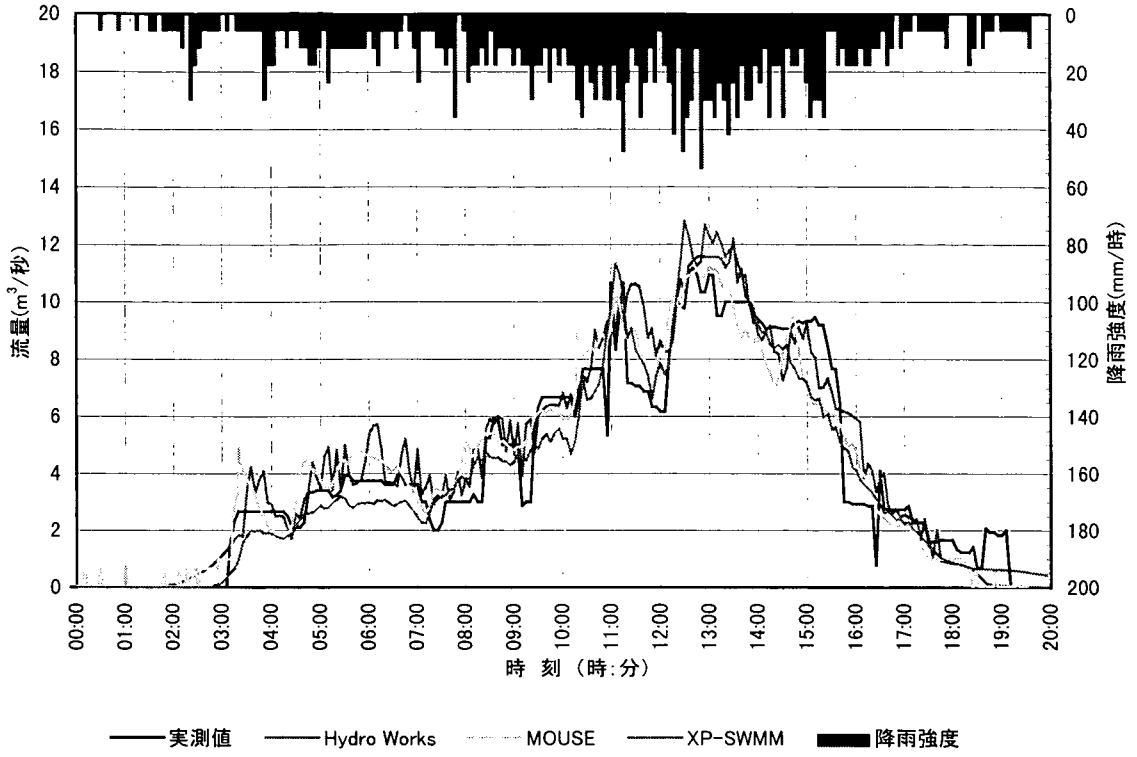
平成6年度	文献調査(モデルに関する文献収集、文献内容の整理) モデルの選択(比較表の作成、モデルの選定) 試運転の準備
平成7年度	モデルの試運転 モデルの基本式・適用条件の整理 実流域での検証(その1)
平成8年度	実流域での検証(その2) 感度解析 従来モデルとの比較 我が国への適用性の評価

3．2　水量と負荷量の実測値との比較

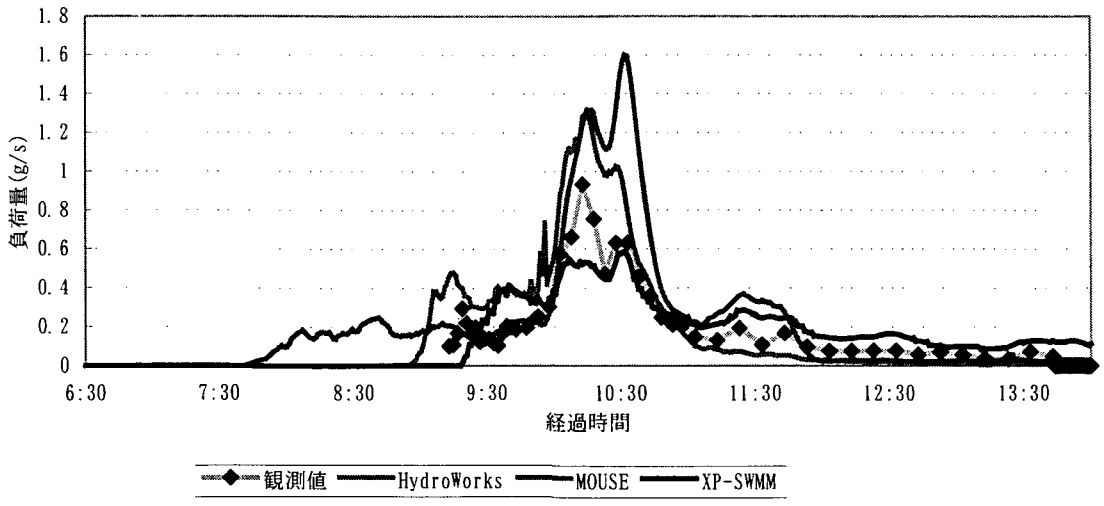
実流域を対象としたシミュレーションを行い、雨天時の水量と負荷量の観測値との比較を行った。使用したモデルはHydroWorks、MOUSE、XP-SWMMの3つである。

図－3．1にA市B排水区（合流式、ポンプ排水区住居商業混在地区、面積251ha）のポンプ場流入流量（実測値は吐出量）の結果を示す。各モデルともにピーク位置と高さともに概ねよく実測値に合致している。つぎに図－3．2および3．3にC市D排水区（分流式、商業地区、面積5ha）におけるBOD負荷量およ

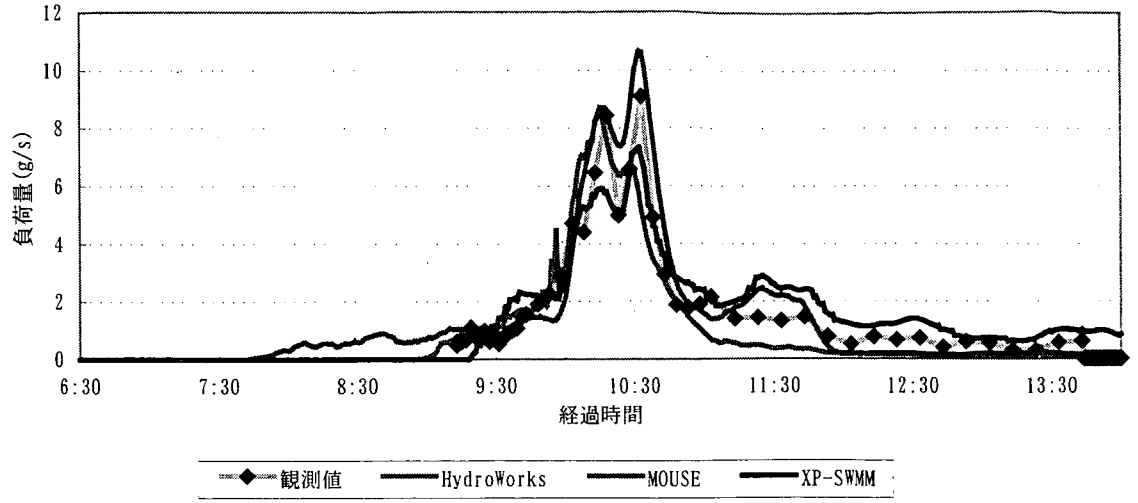
びSS負荷量の結果をそれぞれ示す。各モデルとも概ね波形の追随は可能であるが、ピーク部分で一致をみてもピーク前後のフラットな部分では乖離がみられた。



図－３．１　ポンプ場流入水量の比較



図－３．２　BOD負荷量の比較



図－３．３　ＳＳ負荷量の比較

３．３　我が国への適用性の評価

各モデルの我が国への適用性の評価を表－３．２の観点から行った。各モデルの評価をＡＢＣＤの４段階で行った。評価の例として、汚濁負荷流出モデルの論理性に関する評価の部分を表－３．３に示す。各モデルとも論理性については問題ないと評価された。なおこの結果については、単一の評価者が各モデルを横並びで評価したものではないこと、限られた時間、労力、情報量の中で作業されたこと、実測値との検証も限定された数しか実施されていないこと、特にこれらのモデルが作成されたのが数平方キロメートルの比較的大きな対象流域であったのに対し、検討対象流域はせいぜい１平方キロメートル程度であったことなどに留意する必要がある。

表－３．２　モデルの評価項目

評価項目の分類	評価項目
A. シュミレーションの本来機能	モデルの論理性, 明解性、事象の再現性、各種流域規模への適用性、制御構造物や機器のモデルへの組込みの可否及び設定の汎用性、特殊データやパラメーターの既定値の妥当性・根拠、必要データの種類及び入手の難易、キャリブレーションの可否・難易
B. 効果的かつ効率的なシミュレーション	解析所要時間, 従来モデルとの比較・優位性, 日本での設計習慣・解析思想への対応性, 結果の表示方法の妥当性・説得性, マニュアルの整備や明解さ, 疑問点への対応を含むソフト会社のサポート体制, トレーニングコースの有無・有用性, ユーザーグループの有無・情報の取得・利用の可否
C. 操作性、使い勝手の向上	結果データの選択性・他のアプリケーションへの取込み, 独自プログラムの組込みの可否・難易, アドインプログラム等の有無
D. モデル機能の向上、その他	日本での雨水に関する問題点・課題等への対応性, 改善要望等に対する対応, モデルの使用実績と使用方法, 対応パソコンの機種・仕様

表－3．3 雨水流出・汚濁負荷流出モデルの評価

評価項目の分類	評価内容	具体的評価項目	HydroWorks	Mouse	XP-SWMM	土研モデル（水質）
A-1-2 シミュレーションの本来機能に係わる評価項目（汚濁負荷流出）	解析モデルの論理性	地表面汚濁物質堆積モデル	基本的な考え方に他のモデルと同様であるが，堆積量の最大値と堆積物の減衰係数を考慮している点に特徴がある．現象の実態を考えるとおかしくはない．堆積速度，減衰係数については，マニュアルには明示されていないが，実績データより定めているであろうことから，概ね問題はない． ○	堆積モデルには直線的あるいは指数的に堆積する２つのモデルが用意されており，基本的な考え方は，他のモデルと同様である．各パラメータは実測データから定めており，特に問題はない． ○	堆積のモデル化には３種類用意してあり，実績データの種類や量から選択することとなる．基本的な考え方は他のモデルと同様である．各パラメータは実測データから決定することから理論的には問題ない． ○	路面等での初期堆積量（観測データがベース）を定め，残存負荷量の単位時間の変化量は負荷の補給率から，流出負荷の差分とした微分方程式により算出．残存負荷量の最大値は考慮されていない．係数等は実測データより設定するが，確立されてはいない． ○
		汚濁物質流出モデル	ＳＳの流出量が雨水流出量の増加に最も敏感に反応して増えるため定量化しやすいこと，汚濁物質の流出が基本的には雨水流出量に依存していることを考えると，ＴＳＳを中心にした解析を行い，他の物質についてはこれにPotency Factorを乗じて算出する方法は特に問題はない． ○	地表面からの汚濁物質の流出は雨滴による掃食と地表流による輸送力をモデル化している．また，汚濁物質は，溶解性のものと懸濁態物質に付着したものとに分け，汚濁物質の内容が把握できる点が他のモデルには見られないものである．基本式は実験および実測のデータから導き出されたもので，特に問題はない． ◎	基本的には雨水の流出量と水質や負荷量の関係式を実測データから決定することとしており堆積モデルと同様に理論的には問題ない．また，水質項目毎でも流出のモデル化を行うことが可能であり，より再現性の向上が期待できる． ◎	限界降雨を超える有効降雨強度に面積と初期堆積量を乗じ，負荷流出係数を乗じて算出．負荷流出係数は各汚濁物質毎に設定する必要がある．負荷流出係数に観測データを基に設定する必要があるが，必ずしも確立されてはいない． ○
		雨水桝モデル	地表面堆積物からの流出負荷が雨水桝の完全混合モデルに考慮されていないのは論理的でなく，できるだけ早急に改善されることが望ましいが，実質的にファーストフラッシュを簡易に表現できており，特別に支障はない． ○	雨水桝における堆積は，ユーザが設定した最大濃度まで線形関数で表現している．また，流出は雨水と桝内の水が完全混合するとしたモデルである．論理的には 特に問題がない． ○	他のモデルと同様に雨水桝に堆積する汚濁物質を上限値まで一次直線式で表現し，流入水と完全混合するとしたモデルである． ○	雨水桝モデルは考慮されていないが，合流式下水道を対象にしていることから，観測データを基に，負荷流出特性から管内の堆積負荷量とその負荷流出係数が定められている．負荷流出係数については確立されていない． ○
		管内移送モデル	一般的かつ明白な理論で構築されており，管内での沈殿，再浮上等も考慮されており，全く問題はない． ◎	MOUSE には，砂等の非粘着性沈殿物の輸送を取り扱うモデルと，溶解性物質の輸送を取り扱うモデルが用意されている．前者には４つの沈殿物輸送公式があり，流水抵抗だけで計算するモデル，粒径別に等級された沈殿物の輸送を厳密に計算するモデル，粒径別に等級された沈殿物の輸送を厳密に計算するモデル等で構成されている．一方，後者は質量保存則，フィックの拡散法則から導かれた理論式である．国内での適用は沈殿物の性状，流域の大きさ等から，後者の移流・拡散モデルで十分であると判断する． ◎	河川によく用いられる Shields 式としており，理論的には問題ない．ただし，日本の下水道で適用する場合，十分検証する必要がある． ○	管内の負荷量計算に関しては，雨水流出量を基に完全混合モデルを想定．沈殿・再浮上等は未考慮． ○
		水質モデル		他のモデルには見られないモデルであり，細菌の生存や，下水中の酸素条件を包括した物理的・生化学的な相互作用を表現した微分方程式から構成されている．放流先への大腸菌の存在を確認する指標として海外では用いられている． ◎		
		総合評価	一部に改善が望まれるサブモデルがあるが，概ね論理的なモデル構成となっている． ○	他のモデルと比較して多くのモデルが用意されており，データの入手に問題があるものの，学術的には高い評価を得ていると考えられる．また，河川，海域等の放流先の汚濁解析モデルとリンクさせることが可能である． ◎	管内移送モデルに関して，下水道に適用する場合の適合性に疑問が残るが，概ね問題ないと考えられる． ○	理論的なモデルと，経験的なモデルを組み合わせて簡易に水質計算ができる．それなりに論理的である．雨水桝モデルがないため，雨水管でのノンポイント負荷解析は困難． ○

3．4 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)海外でパッケージ化、モジュール化され販売されている雨水流出モデルおよび汚濁負荷量モデルである HydroWorks、MOUSE、XP-SWMM を用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量の結果では、 HydroWorks、MOUSE、XP-SWMM ともにピーク位置と高さともに概ねよく実測値に合致した。負荷量の結果では、各モデルとも概ね波形の追随は可能であるが、ピーク部分で一致をみてもピーク前後のフラットな部分では乖離がみられた。

(2)各モデルの我が国への適用性の評価を様々な観点より行った。汚濁負荷量モデル部分の論理性については問題ないと評価された。

4．全体のまとめ

4．1 オンサイト貯留浸透に関する検討

4．1．1 屋根雨水水質測定調査

屋根雨水のうち、1mm 相当の初期雨水および 7mm 相当の初期カット雨水の分析を平成 7 年度が 19 回、8 年度が 16 回（一部 5 回）実施した。7,8 年度の平均値は 6 年度の平均値とほぼ同様であった。また初期カット雨水の平均水質は、6 年度の鉛、全年度の鉄、8 年度の大腸菌群数を除いて水道水質基準の値を下回っ

た。大腸菌群は鳥の糞等に由来すると考えられたが確認をしていない。その値はSSなど他の項目との相関があることが期待されたが、明確な関係は得られなかった。

4．1．2　浸透水の地下水への影響調査

土木研究所構内の浸透実験施設に路面散水水を注入し浸透水の濃度を調査した。供試水濃度が高い場合有機物や重金属は高い除去率を示した。供試水の濃度の大小によらずに浸透水の濃度が同程度の値を示した。浸透水濃度は殆どの項目で水道水質基準以下となった。特に重金属は基準を大きく下回った。高濃度の重金属濃度を供試水とした室内補足実験でも鉛、亜鉛濃度は高い除去率を示した。

4．2　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

海外でパッケージ化、モジュール化され販売されている雨水流出モデルおよび汚濁負荷量モデルであるHydroWorks、MOUSE、XP-SWMMを用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量の結果では、HydroWorks、MOUSE、XP-SWMMともにピーク位置と高さともに概ねよく実測値に合致した。負荷量の結果では、各モデルとも概ね波形の追随は可能であるが、ピーク部分で一致をみてもピーク前後のフラットな部分では乖離がみられた。また各モデルの我が国への適用性の評価を様々な観点より行った。汚濁負荷量モデル部分の論理性については問題ないと評価された。

<参考文献>

(1)田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　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（1994）

(2) 田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　平成6年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3374号（1995）

(3)峰岸裕「雨水浸透・貯留における水質評価に関する研究」　平成7年度住宅都市試験研究所研究報告会、住宅・都市整備公団　住宅都市試験研究所（1995）

２．小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
研　究　員　小川　文章
交流研究員　金谷　寛之
システム課　課　　長　阿部　徹
主任研究員　川島　正

１．まえがき

全国の下水道普及率が50％を越え、下水道の整備対象が中小市町村へシフトしてきている。下水道施設の建設費のうち管路システムの建設費は全体の約７割を占めており、今後中小市町村の公共下水道事業の進展を図るためには、管路施設布設コストを削減することが必要と思われる。このような背景をふまえ、本調査は中小市町村における汚水処理計画及び施工の実態を詳細に調査し、コスト影響因子を抽出することにより、管路施設布設費削減のための具体的な方策について検討しようとするものである。８年度は、管路施設のうち主要部位である管渠及びマンホールについて、コスト削減効果が大きいと思われる案を抽出し、それらの効果について試算を行なった。特に管渠については、計算より求めた小規模モデル地区や実存する地区を対象に、海外で実施されている３つの下水道システムを我が国で採用した場合のコスト削減効果について試算した。また、マンホールについては、近年その設置数の多さが問題になっていることから、設置の必要性について再検討することを目的に、マンホールの配置状況に関する実態調査及びコスト削減効果のケーススタディを行なった。また、実験による検証が必要と思われる項目については、実験施設を製作し、各種実験を試みた。

２．管渠布設コスト削減効果の試算

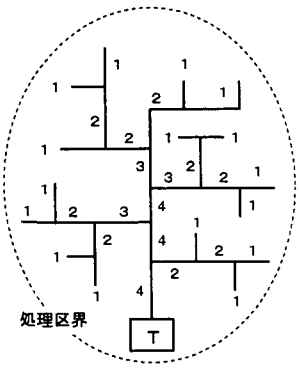
２．１　小規模下水道処理区モデルの作成

公共下水道では、処理人口１万人以下の処理区を「小規模処理区」と定義しており、７年度の調査から、今後下水道事業の実施を予定している箇所は相当程度が小規模処理区であることが明らかになった。このため、小規模処理区のコスト削減を目的として、多くの工事箇所で適用が可能と思われる各種のコスト削減案を抽出し、それらのコスト削減効果を試算することとした。ここではまず、コスト削減効果を試算する際のベースとなる「小規模下水道処理区モデル」を作成することとした。作成にあたっては、昨年度実施した全県域汚水適正処理構想の集計結果（表－1）、河川工学の１分野である河道位数理論に基づき管渠を次数分類（図－1）したうえで分析した小規模処理区の管渠網分析結果[1]等を用いた。このモデルを表－２に示す。モデル地区における管路施設布設費は合計3,029(百万円)であった。また１ｍ当たりの平均布設費用は105,846(円/m)であり、実態単価に近いもの

表－１　小規模下水道処理区の各種諸元

	処理区人口 (人)	処理区面積 (ha)	人口密度 (人/ha)
平均値	2,766	126	30
標準偏差	2,171	110	13

となっている。特に、末端管渠である１次管渠は本数で全体の72％、延長で53％、工事費で46％を占めていることから、１次管渠を対象としたコスト削減策を講じることが非常に重要であることが分かる。



図－１ 管きょ網の次数分類
(Strahler方式)

表－２ 小規模下水道処理区モデル及び管渠布設コスト試算

次数	管渠本数	平均延長	処理面積	合計延長	管径	勾配	土被り	1m当工事費	工事費
		(m)	(ha)	(m)	(mm)	(‰)	(m)	(万円/m)	(百万円)
1	168	90	0.47	15,120	200	3.0	1.34	9.3	1,403
2	47	158	1.89	7,426	250	2.0	1.63	10.6	784
3	13	276	7.63	3,588	300	1.3	1.97	12.0	431
4	4	482	30.76	1,928	400	0.9	2.36	14.0	271
5	1	844	123.97	844	500	0.6	2.83	16.6	140
合計	233	－	－	28,617	－	－	－	－	3,029
次数比	3.60	1.75	4.03	－	－	1.51	－	－	－

２．２ 管渠布設コスト削減効果の試算

７年度に実施した管渠のコスト影響因子調査から、管路施設部位別では管渠、マンホールにかかるコスト割合が高く、また作業別では仮設的作業である土留工等にかかるコスト割合が高いことが明らかになった。

ここでは管路施設のうち、特に管渠に着目して、末端管渠の延長や土被りを低減でき、コスト削減効果が大きいと考えられる策を３つ抽出し、それぞれの削減効果について試算を行った。

２．２．１ 管渠埋設基準の見直しによるコスト削減効果

道路法施工令第12条では、下水道本管の最低土被りは３ｍ（やむを得ない場合には１ｍ）と規定されているが、国道や県道においては、道路管理者により別途埋設基準が定められており、縦断占用の場合でも最低土被りは2.0～3.0mに規定されている場合が多い。なお、通常の市町村道では、水道管の設置レベルを考慮して1.2m以深に設置されている場合がほとんどである。ここでは試みとして、土被りを現状より50cm程度浅くした場合のコスト削減効果について、前述した小規模処理区モデルをもとに試算を行った。その結果を表－３に示す。

全ての次数の管渠において、６～８％コストが減少し、トータルでも7.8％のコストが削減できている。一般に、管渠の布設費は下水道施設建設費全体の約７割を占めるため、処理場等を含んだ下水道施設全体からみても５％程度のコスト削減が可能であると考えられる。ただし、実際に埋設深を浅くする場合には、上載荷重に対する管渠強度、道路舗装への影響等を十分に考慮する必要があると思われる。

表－３ 土被り50cm減によるコスト削減効果の試算

次数	土被り	1m当工事費	工事費	コスト削減率
	(m)	(万円/m)	(百万円)	
1	0.84	8.55	1,293	7.84%
2	1.13	9.64	716	8.67%
3	1.47	11.11	399	7.42%
4	1.86	13.12	253	6.64%
5	2.33	15.50	131	6.43%
合計	－	－	2,792	7.82%

２．２．２ 管渠勾配を緩くすることによるコスト削減効果

管渠勾配の大小は布設時の土工量に大きく影響するため、コスト削減のためには勾配を極力緩くすることが望ましいが、勾配が緩くなれば管内に流入する固形物等が堆積しやすくなる。このことについて、Yao[2)]は限界せん断応力に関する種々の文献を整理した結果、汚水管に必要な限界せん断応力は0.1～0.2kg/m^{2}であり、管径に対する水深比が0.4以下となるような水量の場合には、限界せん断応力に基づき設計した方が勾配を緩

くでき経済的であると述べている。さらに、Bakaline[3]はこの考え方を基本として、流量のみで決まる簡便な勾配算出式（$I_{min}=0.0055Q^{-0.47}$）を導き、実際に南米等の下水道設計に採用することで、大幅なコスト削減を実現している。

我が国においても、上記の考え方や管渠内で見られる実現象に基づいた設計手法により、管渠勾配を緩くすることができれば、布設コストを削減できる可能性は高いと考えられる。ここでは、標準的な下水道工区（工事区間700m、口径200mmの管渠を最小土被り1.2mで開削工事により布設）において、管渠勾配を３‰から１‰及び２‰に緩くした場合のコスト削減効果を試算した。表－４に示すように、勾配２‰の場合には５％、１‰の場合には13％のコストが削減できるという結果が得られた。このことから、管渠の緩勾配化は、我が国においても相当のコスト削減につながると考えられる。ただし、緩勾配化に伴う管内の堆積や閉塞に対する安全性を実地に検証しておくことが必要であると思われる。

表－４　管渠勾配低減によるコスト削減効果

工事項目	勾配別管渠布設費用					
	3‰	割合	2‰	割合	1‰	割合
土工	7,382,120	100%	6,758,000	92%	5,742,160	78%
土留工	8,713,880	100%	8,154,200	94%	7,147,480	82%
管布設工	4,090,480	100%	4,090,480	100%	4,090,480	100%
付帯工	4,139,545	100%	4,139,545	100%	4,139,545	100%
合計	24,326,025	100%	23,142,225	95%	21,119,665	87%

注1)マンホール、ます、取付管は含まない
注2)割合は3‰の場合を100%として算出

２．２．３　新しい下水道システムの採用によるコスト削減効果

海外諸国では財政的な制約等から、独自のコスト抑制型下水道システムを構築している例が多数見られる。代表的なものとしては、背割下水道、簡易化下水道、小口径重力式下水道等が挙げられるが、これらのシステムは我が国においても採用できる可能性が高く、地域条件によっては相当のコスト削減が見込める。ここでは、これら３システムを特徴の異なる２地区に適用した場合のコスト削減効果について試算を行った。

（１）　各システムの概要

①背割下水道

各家庭の排水を街区内を通る背割管を通じて収集し、街区の端にある接続点より下水本管に流入させるもので、下水本管の延長を短くすることができるため、布設コストの大幅な削減ができる。この方式を採用した場合、ブラジルでは従来方式の約４分の１、英国では約半額になると報告されている。

②簡易化下水道

従来の設計方法を見直し、個々の部位の仕様等を簡略化することで、コスト削減を図るもので、具体的には、管径・勾配を掃流力に基づいた考え方で決定することにより勾配を削減したり、管渠の歩道埋設により埋設深を浅くしたり、マンホール構造の簡略する等の様々なアイデアを組み合わせてコスト削減を図ろうとするものである。

③小口径重力式下水道

各家庭から排出された下水を一度腐敗槽に貯留し、固液分離を行ない、上澄みだけを下水本管に流すシステムである。固形分が下水本管に流入しないため、動水勾配による設計が可能となり、管渠埋設深を浅くできる。

（２）　各システムのコスト削減効果

上記３システムを採用した場合のコスト削減効果を検討するため、我が国の都市部及び農村部にみられる典型的な地区を対象として、従来手法及び３システムによる布設コストの比較を行った。検討対象地区は表

－５に示すように、整然とした街区を有する茨城県伊奈町勘兵衛新田地区（以下、Ａ地区）、及び旧来からの農村集落である新潟県紫雲寺町真中地区（以下、Ｂ地区）内の５ha程度の範囲を選択した。両地区を踏査し、家屋の水廻りや障害物の位置等を確認した上で、管渠のルートやマンホール（マシンホール）設置位置を決定した。両地区におけるコスト比較結果を表－６、表－７に示す。

Ａ地区では、特に背割方式のコスト削減効果が大きい。当地区は家屋配置が密で整然としている上、管渠網の中で末端部に位置しているため、背割管を布設することにより、従来方式では必要であった本管を大幅に削減できるためである。また、簡易化及び小口径重力式を採用した場合には、それぞれ６％、16％の削減にとどまった。両システムでは、最大のコスト影響因子である本管延長がほとんど短縮されず、施設や工事の低廉化にとどまるためである。

表－５ 検討地区の概要

地区	Ａ地区 茨城県伊奈町勘兵衛新田	Ｂ地区 新潟県紫雲寺町真中
面積(ha)	4.02	5.58
戸数(戸)	104	48
地区特性	小規模住宅開発地区	農村集落の中心地
家屋配置	規則的	不規則
処理区内位置	処理区の末端	処理区の中心
幹線管渠の通過	通過なし	通過あり

表－６ コスト比較結果(Ａ地区)

	金額（円）			
	在来方式	背割方式	簡易化方式	小口径重力式
本管	55,804,696	11,884,620	50,510,296	16,507,284
取付管	10,899,200	1,814,840	10,899,200	10,899,200
背割管	－	5,504,664	－	－
簡易マンホール	－	－	1,275,000	－
簡易水槽施設	－	－	－	28,841,072
直接工事費計	66,703,896	19,204,124	62,684,496	56,247,556
（対従来方式）	100%	29%	94%	84%

一方、Ｂ地区は農村集落の中心に位置しており、家屋の配置はＡ地区よりも粗で雑然としている。さらに、他の地区の排水を収集するために布設された600㎜の幹線管渠が地区の中心を通過しているため、背割方式を採用した場合でも、短縮できる管渠延長は限られてくる。このためＢ地区においては、背割方式を採用した場合でも15％のコスト削減率にとどまっており、小口径重力式にいたっては従来方式よりも割高になっている。しかし実際には、Ａ、Ｂ両地区のように極端な特性を有した地区は少なく、大半の地区は両地区の中間的な特性を有しているものと考えられる。そのため、処理区全域に３システムのいずれかを導入した場合のコスト削減効果は、両地区のケースの中間的なものとなり、削減の程度は当該処理区の家屋や障害物等の状況によって決まってくると考えられる。

表－７ コスト比較結果(Ｂ地区)

	金額（円）			
	在来方式	背割方式	簡易化方式	小口径重力式
本管	88,342,774	61,967,890	81,342,324	81,295,344
取付管	5,030,400	2,533,888	5,030,400	5,030,400
背割管	－	15,197,770	－	－
簡易マンホール	－	－	1,500,000	1,500,000
簡易水槽施設	－	－	－	13,311,230
直接工事費計	93,373,174	79,699,548	87,872,724	101,136,974
（対従来方式）	100%	85%	94%	108%

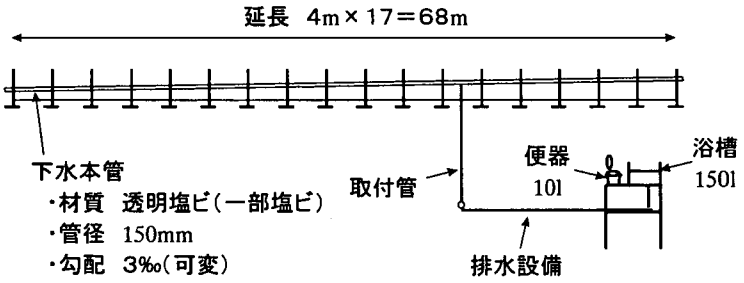
なお、背割方式については背割管の部分を排水設備として、個人に負担してもらうことも考えられる。この場合、公共サイドからみた建設コストはさらに低下するが、逆に１戸あたりの負担額はＡ地区で¥53,000/戸、Ｂ地区で¥317,000/戸となるため、Ｂ地区のような箇所では従来方法における平均負担額（15～20万円/戸）よりも増加してしまうことに注意する必要がある。

２．３　管内固形物流下実験施設の製作と実験結果

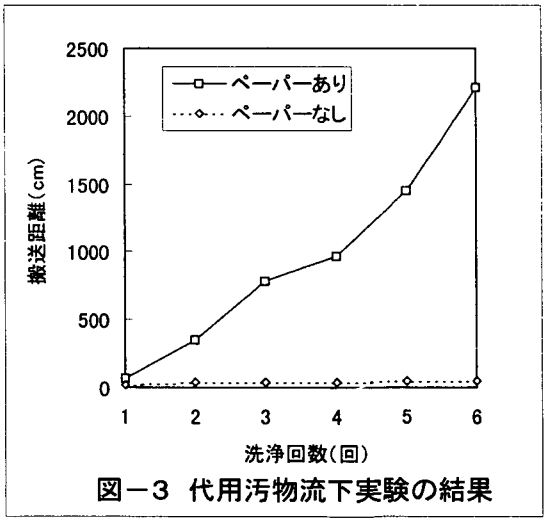
２．２で述べたように、管渠の緩勾配化は、コスト削減効果の高い案の一つである。しかし、1988年以前

に供用を開始した全国の200自治体に対するアンケート[4]によると、土砂の堆積(107件)や油脂の付着(105件)が過半数を越える自治体で発生している。また、東松山市で実施した既設管内の流下状況観測でも、従来手法で設計した下水本管に流入した硬質の大便が、途中何度も停滞しながら、相当程度下流に至るまでその形状を維持したまま流下していく現象が見られた。また逆に、汚物とともに流下するトイレットペーパーが堰のような役割を果たし、汚物の流下を促進させているシーンも多く見かけた。このため、管渠の緩勾配化にあたっては、管内固形物の堆積や閉塞に対する安全性を十分に検証しておく必要があると考え、図－２に示す透明塩ビ製の実物大管渠模型を製作した。８年度は、トイレットペーパーの有無による流下状況の差異を把握することに重点をおいて実験を行なった。実験方法は、便器内に代用汚物（ＰＶＡスポンジ製、比重1.05、長さ70mm、径20mm）と適度のトイレットペーパーを投入し、洗浄水とともに流すことを繰り返すといった単純なものである。なお、比較のため、ペーパーなしの場合の実験もあわせて実施した。図－３にその結果を示す。ともに２回目の洗浄時に便器に投入した代用汚物のその後の搬送距離を示している。ペーパーありの場合には、洗浄毎に確実に下流に移動していき、６回目の洗浄後には22m下流まで搬送されたのに対し、ペーパーなしの場合には２回目以降はほとんど移動しなくなり、50cm付近でほぼ停止した。

このように、流量の少ない末端管渠部では、従来の手法に基づいて勾配を設定していても、トイレ排水程度の水流だけで大きな固形物を流下させることは難しいが、実際の管渠内ではそれに付随するトイレットペーパー等が流下増進に大きな役割を果たしていることが分かった。このため、管渠内で起こっている実現象を引き続き詳細に調査分析し、緩勾配化に伴う管内堆積等の問題を検討していく必要があると思われる。



図－２ 実験装置の概要



図－３ 代用汚物流下実験の結果

３．マンホールコスト削減効果の試算

３．１　マンホール設置の全体調査

３．１．１　調査目的および調査項目

７年度調査より、マンホールの建設コスト削減は、設置箇所数を削減することが効果的と考えられた。一方、平成８年４月に日本下水道協会は「下水道用硬質塩化ビニル製小型マンホール」の規格を制定した。小型マンホールは、設置コストが従来のマンホールよりも軽減できるが、人が中に入れないことから、従来のマンホールと機能面での差異があり、両者は区別して考える必要がある。

そこで、管渠の維持管理性との整合を図りながら、従来のマンホールと小型マンホールの適正な配置方法

を検討し、これによりマンホールの建設コスト削減を目指すものとする。なお、本調査において、「小型マンホール」は、従来のマンホールと区別するため「マシンホール」と呼ぶことにする。８年度は、次の事項を調査した。

（１）マンホールの配置状況調査

設置要因別でのマンホールの設置状況について、既存の小規模下水道処理区を対象に調査した。

（２）マンホールのコスト削減に関するケーススタディ

（１）の結果から、マンホールの削減およびマシンホールの導入によるコストの削減幅を試算した。

３．２　調査内容

３．２．１　マンホールの配置状況調査

（１）検討方法

①対象処理区

調査は、計画処理人口１万人未満の小規模下水道を対象に、９処理（分）区を選定し実施した。各区域は、山間に位置するもの５区域（うち４区域は同一処理区）、平地に位置するもの３区域、都市部周辺に位置するもの１区域（地形的には山間に近い）である。

②基礎資料

調査は、下水道事業認可時点での資料を基礎とした。実施上のマンホールは、設置時点での周辺状況変化や既存埋設物との関係などから位置、深さ等に変更があるが、総体としてのマンホールの配置状況の概略は把握できると考えた。

③集計区分および集計方法

下水道施設計画・設計指針[5]では、マンホールの設置が必要とされる箇所を示している。本調査においては、１個１個のマンホールは、平面上の配置要因から、表－１に示す箇所区分を行った。

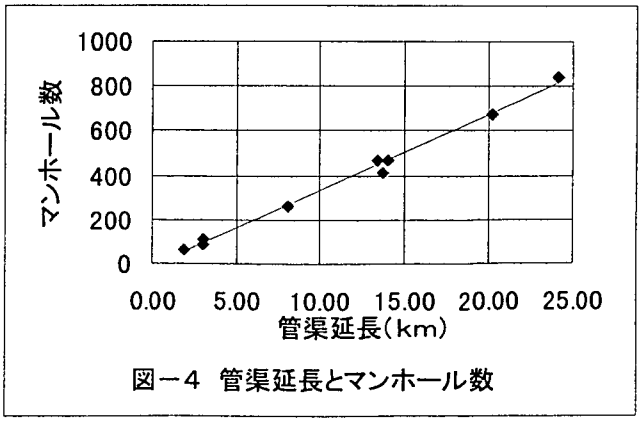
表－８　マンホール箇所区分

箇所区分	区分の定義
起点	管渠の起点をいう。
方向変化部	流下方向を変化させる箇所をいう。
会合点	管渠の合流点をいう。
直線部中間	上記のいずれにも該当しない中間マンホールをいう。

（２）マンホール配置状況の結果

①マンホール配置密度

マンホールの設置密度は、管渠延長当たりで把握した。図－４は、調査対象区域での管渠延長とマンホール数を示す。各区別のマンホール設置密度は、2.8～3.8箇所／100m（平均3.3箇所／100m）であり、区域によらず同程度の配置密度となっている。また、マンホールの平均設置間隔は、26.6～35.1m（平均30m）である。この値は、465都市を対象とした既存の管渠実態調査（内径500mm以下の管渠延長366,870m、該当



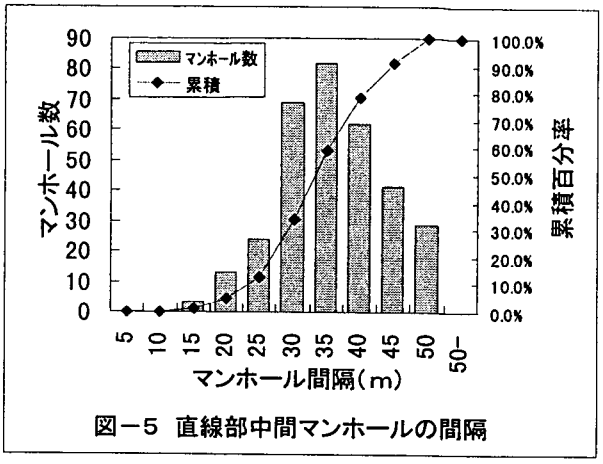
図－４　管渠延長とマンホール数

区間でのマンホール数11,985箇所）[6]の結果とも一致している。

なお、今回調査対象の直線部中間マンホール（323箇所）について、下流方向にある隣接マンホールまでの距離は、図－５に示すものである。中間マンホールの最大間隔は明らかに５０m基準で設定されている。

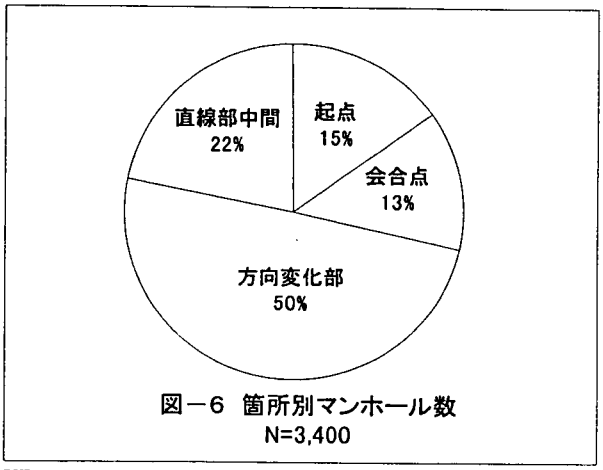
②箇所別マンホール配置数

調査対象の全マンホールについて箇所別の集計結果は、図－６のとおりである。この結果は、区域毎に見ても概ね近い傾向を示す。起点と会合点が、マンホール全体の15％と13％を占め、ほぼ同数である。残る72％程度を方向変化部と直線部中間でのマンホールが占める。起点と会合点は、処理区によらずほぼ一定の割合を示すが、方向変化部と直線部中間は、若干両者の比率に区域によって差があった。管渠は道路の線形に応じて配置され、かつ、直線配置するため、方向変化部でマンホールが設置される。したがって、道路線形の影響と思われる。



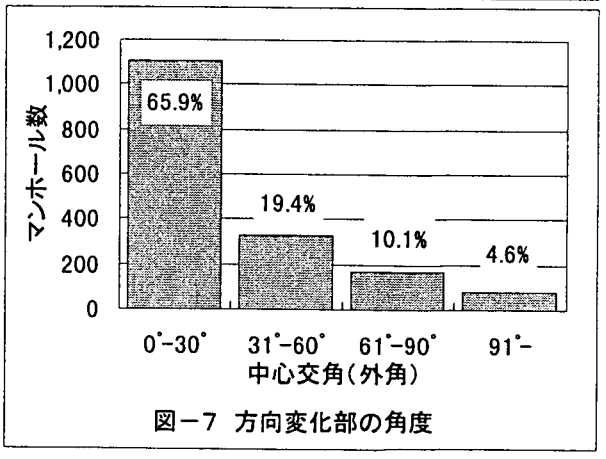
図－５ 直線部中間マンホールの間隔

現在、内径300㎜以下の小口径管渠でのマンホールの最大間隔基準は50m（ないし100m）を標準とされ、実際にも50mを基準に設置されている。設置箇所数を減らす方法として、最大間隔を見直す考え方がある。しかし、結果として寄与するのは、直線部中間マンホールのみであり、今回調査結果から顕著な削減効果は期待できない。したがって、設置箇所数削減のためには、方向変化部での曲管使用など抜本的なマンホール設置基準の見直しが必要となる。



図－６ 箇所別マンホール数
N=3,400

方向変化部における中心交角について、30°刻みでの分布をみた結果が図－７となる。中心交角30°以下の方向変化部が66％に達し、全マンホールでの割合でも32％を占め、浅い角度で曲がる箇所に多数のマンホールが配置されていることが分かる。



図－７ 方向変化部の角度

３．２．２ マンホールのコスト削減に関するケーススタディ

（１）ケーススタディの目的

米国では、管渠を45°曲管２個で連結し、同一管径のまま地表まで立ち上がった形状での清掃口を起点に設置する例がある。さらに、マンホールの設置間隔は、維持管理上の制約がない限り、内径600㎜以下の管渠で100m未満と考えられている。また、国内において、マシンホールに関する既存調査では管渠中間箇所にマン

ホールとマシンホールを交互配置する考え方が提案され[7]、既に一部の大都市の面整備において採用され始めている。

マンホールの設置コストを削減するには、①設置箇所を減らす、②マシンホールを導入する、ことの２つの方法が考え得る。管渠維持管理の実現性やその場合のコストの両面から検証が必要であるが、上記の具体的な対応方法を念頭にマンホールコスト削減の４ケースを想定し、どの程度にマンホール設置コストを抑制できるか把握する。

（２）ケース設定

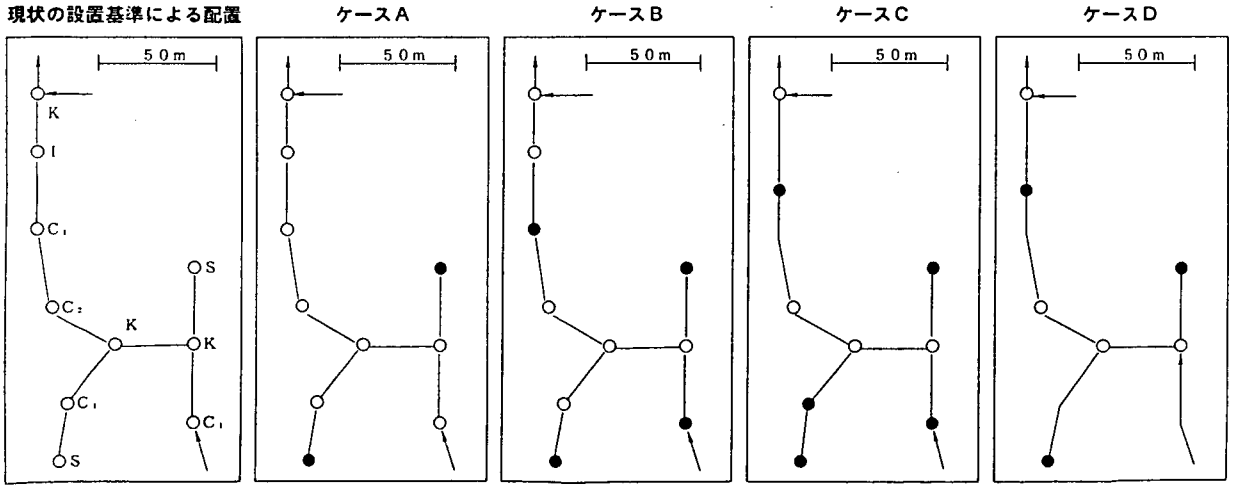
マンホールのコスト削減について、表－９のケースを想定する。ここでは、基本的に平面的な配置要因だけを念頭にしており、例えば、段差部などの縦断的な配置要因は無視している。また、各ケースのマンホールまたはマシンホールの配置をモデル的に示すと図－８のようになる。ケースＡとＢは、現在のマンホール設置基準を踏まえ、単にマンホールとマシンホールを使い分けて箇所付けする場合である。また、ケースＣとＤは、最大間隔規定を優先し、設置箇所自体の見直しを図ったうえでマンホールとマシンホールを使い分ける場合である。

表－９　コスト削減のケース

ケース名		A	B	C	D
基本的考え方		既存のマンホール設置基準と同じ。 マンホールとマシンホールの使い分けのみ		設置箇所数の削減を図る。	
配置優先位		第１位：直線部中間を除く全箇所 第２位：最大間隔規定による直線部中間箇所		第１位：起点、会合点、交角30°を超える方向変化部の全箇所 第２位：最大間隔規定による適宜中間箇所	
最大間隔		５０ｍ			１００ｍ
起点		マシンホール設置	マシンホール設置	マシンホール設置	
方向変化部	30°超	マンホール設置	マンホールとマシンホールの交互設置	マンホール設置	
	30°以下			箇所の区分に係わらず、最大間隔規定から適宜マシンホールを配置する。	
直線部中間		マンホール設置			
会合点		マンホール設置	マンホール設置	マンホール設置	

（３）算定および結果

各ケースとも今回のマンホール配置状況調査結果に基づき箇所数を算定した。算定は現行の設置基準で1,000箇所のマンホールを配置するケースを基準と



図－８　各ケースのモデル図

する。なお、マンホールおよびマシンホールの設置単価は、起点（深さ1.4m）とその他箇所（深さ2.5m）に分け、積み上げによる積算値（間接工事費を含む）を用いた。算定単価は、マンホール（起点）36万円／箇所、マンホール（その他箇所）41万円／箇所、マシンホール（起点）15万円／箇所、マシンホール（その他箇所）16万円／箇所である。

各ケース算定結果は、表－１０のとおりである。マシンホールを導入するだけでも相当に事業の効率的執行に寄与できると考えられる。例えば、ケースＢは、現行箇所のほぼ半数をマシンホールとするが、現行よりも30％程度のコストを削減できる。一方、比較的浅い角度で方向変化する箇所について、マンホールあるいはマシンホールの必要性を解除し最大間隔規定を優先する方法にすれば、必要箇所数は、ケースＣ（最大間隔50m）のとき、現行の75.5％、ケースＤ（最大間隔100m）のとき、現行の48％程度にできる。

表－１０　各ケースの算定結果

ケース名	区分	箇所数	設置コスト（百万円）	(1)に対するコスト削減率
現行の設置基準による配置	ﾏﾝﾎｰﾙ	1,000	402	(1)
ケースＡ	ﾏﾝﾎｰﾙ	847	347	8.0％
	ﾏｼﾝﾎｰﾙ	153	23	
	計	1,000	370	
ケースＢ	ﾏﾝﾎｰﾙ	490	201	30.2％
	ﾏｼﾝﾎｰﾙ	510	80	
	計	1,000	281	
ケースＣ	ﾏﾝﾎｰﾙ	302	124	51.6％
	ﾏｼﾝﾎｰﾙ	453	71	
	計	755	195	
ケースＤ	ﾏﾝﾎｰﾙ	302	124	62.5％
	ﾏｼﾝﾎｰﾙ	178	27	
	計	480	151	

今回のケース設定自体は、その妥当性を確認していない。特に問題となるのは、マンホールとマシンホールの使い分けである。両者は、管渠を適正に機能させるための維持管理の必要から設置される。管渠の維持管理とは、清掃、点検、調査、再生という広範な作業からなる。また、管種によっても作業方法に差が生じるとみられる。マンホールとマシンホールが、どのような維持管理作業に対して必要十分な機能を有するのかが重要な論点となる。その上で、管種に応じた個々の箇所での維持管理の必要性とその内容を把握することで、マンホールとマシンホールの箇所付けが可能となる。一方、設置箇所数の削減は、マンホールあるいはマシンホールの間隔の増大、従来箇所（特に方向変化部）でのマンホールあるいはマシンホールの廃止を意味する。この場合、維持管理作業の効率が低下することが想定され、それに伴う維持管理コストの増大が考えられる。ケースＤはケースＣに対して設置箇所数で64％であるが、設置コストでは77％でしかなく、維持管理コストが増大する割に設置コストが削減されないことも有り得る。

４．まとめ

管渠及びマンホールのコスト削減にかかる調査より以下の知見が得られた。

①管渠網の形態分析の結果、末端管渠である１次管渠は本数で全体の約70％、延長で約50％を占めており、管路施設のコスト削減については、特に１次管渠を対象とした方策が効果的である。

②埋設深の浅層化、緩勾配化、新システムの導入は管渠布設コスト削減効果が大きく、中でも新システムである背割下水道は公共部分の管渠延長を大幅に短縮できるため、特にコスト削減効果が大きい。

③処理区内の家屋配置状況によっては、必ずしもコスト削減をはかれない場合もあるため、従来手法との比

較設計を十分に行う必要がある。

④マンホールの設置間隔は、平均30mである。平面的な配置状況として、起点、会合点、方向変化部、直線部中間のマンホール数の比率は、それぞれ15%、13%、50%、22%である。このうち、方向変化部に設置されるマンホールのうち中心交角30°以下の浅い角度のものが、32%を占める。

⑤起点部をマシンホールとするだけでも、マンホールあるいはマシンホールの設置コストは８%削減できる。加えて、起点あるいは会合点の中間に位置する箇所の半数程度をマシンホールにすれば、約３０%削減できる。さらに、設置必要箇所を見直し、マンホールとマシンホールを適正に使い分けることで、約６０%のコスト削減も可能である。

＜謝辞＞本調査にご協力いただきました関係各機関の方々に厚くお礼申し上げます。

＜参考文献＞

1）田中・小川・金谷、下水管きょ網の形態特性の分析、第34回下水道研究発表会、1997.7

2）Kuan M. Yao, Sewer Line Design based on Critical Shear Stress, JOURNAL OF THE ENVIRONMENTAL ENGINEERING DIVISION, 1974.4

3）Richard J. Otis, Albert Wright, Alex Bakalian, Guidelines for the Design of Simplified Sewers, LOW-COST SEWERAGE, pp. 155-167

4）宮原　茂・笹部　薫・櫻井　真一、下水処理施設の補修更新方法に関する調査研究、平成３年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3146号

5）日本下水道協会、「下水道施設計画・設計指針の解説」、1994

6）建設省都市局下水道部・日本下水道協会、「管渠整備の促進方法に関する調査報告書」、1989

7）田中一朗他、マシンホールの提案、第３２回下水道研究発表会講演集、1995

３．管渠の整備効果に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　岡本誠一郎
研　究　員　小川　文章

１．はじめに

下水道をはじめとする各種排水処理施設の整備を計画する際には、建設・管理コスト面から最適な整備手法を選定しているのが一般であるが、整備後に得られる効果を十分に考慮した計画策定手法は未だ一般的ではない。これは下水道が、水洗化のように利用者に直接サービスを提供することによる効果と、受益の対象がより広範な効果――周辺環境改善や公共用水域の水質保全などの効果――をもたらす公共財の性格をあわせ持つものの、特に後者の効果を明確に評価する手法が確立していないことに一因があると考えられる。

一方、近年では、社会資本整備による便益評価のために提案されている多くの分析手法の中でも、仮想金銭化法(CVM)やヘドニック価格法などを中心に、環境への便益評価に関する調査研究が精力的に行われてきた。加えて海外ではこうした手法が、環境政策決定のためのツールとしても導入されつつあり、例えば米国では、水資源委員会(Water Resource Council)や陸軍工兵隊などでプロジェクト評価の際の費用便益分析にCVMが適用可能であるとされており、英国NRA(National River Authority)でもCVMやヘドニック価格法などについて同様の取り扱いをしている。さらに米国では、これまでの多くの研究・議論を踏まえて、廃棄物や油の流出によりダメージを受けた自然環境に対する汚染原因者への補償算定根拠としてCVMが適用可能であるとされるなど、環境に関する政策決定や行政手続き上のツールとして、各種の便益評価手法が適用されてきている。

こうした状況のなかで、環境保全を目的とする代表的社会資本である下水道においても、プロジェクト評価や基本計画策定の手法として環境便益を適切に評価し、かつこれを考慮した手法の確立が望まれるところである。

２．調査の目的

本調査は、下水道の整備による効果の中でも、特に分流式の汚水管整備による効果に着目して検討するものである。

下水道など集合型処理方式に固有の管渠システムは、合併処理浄化槽などの戸別処理方式との最も顕著な違いであり、管渠システムの効果を明確にカウントした計画策定が可能であるとすれば、排水処理施設の方式（個別処理又は集合処理）選定に影響してくる可能性がある。また現在下水道整備費の７割以上は管渠の整備にあてられており、管渠の整備効果を明確にしておくことは、公共事業の費用効果分析の観点からも重要である。

一方で、下水道における汚水管の整備効果はこれまで十分には整理されておらず、その効果を定量評価するなどの研究は少ない。このため本調査は、管渠の整備効果を明確にするとともに、その合理的な評価手法について検討することを目的とする。

平成８年度は、本調査の初年度として①下水道の管渠整備による効果の明確化と、②管渠の整備効果の評価手法について調査を行った。

３．管渠整備による効果の明確化

３．１　調査方法

下水道の管渠整備により、どのような効果が発生するかを明確にするとともに、その効果の特性を把握するため、文献調査及び現地調査を実施した。

まず文献調査では、既存文献で下水道の整備効果として上げられている事項の中から、主として管渠整備によりその効果が発現すると思われる項目を抽出した。さらに現地調査により、文献をもとに抽出した効果について検証した。

現地調査は、茨城県を中心に 10 市町 17 地点を選定して行った。調査地点は、地形、土地利用状況などにできるだけ偏りが生じないように選定した。調査はA～G市（町）は９、10 月に、H～J 市（町）は６月に実施し、一部地点は時期を変えて再調査を行っている。また、同じ住宅団地でありながら地形条件が大きく異なるB-2 ・ B-3 地点、低地で晴天時でも側溝に汚水の滞留がみられるC地点で住民ヒアリングを行った（計８世帯）。ヒアリングは、事前に地方公共団体等からの紹介を得て、調査対象者の了解を事前にとった上で実施した。D-3 地点では、観光と下水道整備との関係等について地方公共団体職員に対してヒアリングを行った。

この現地踏査及びヒアリング結果を基に、管渠整備効果の検証とともに、整備効果の範囲、特性、地域要件などについて考察した。

３．２　調査結果

３．２．１　管渠整備効果の項目の整理

これまでに下水道の整備効果の評価手法について検討された文献[1)2)]等から、管渠整備により効果が発生すると考えられる項目を抽出した結果を**表－１**の「**項目**」欄に示す。

管渠整備による効果は、主に家庭等からの汚水が周辺に滞留して周囲の水路に流入することなく、速やかに排除することにより現れる効果と考えられ、抽出した項目も多くが周辺環境の改善効果及びその波及効果として整理される項目であった。

ただし汚水管には、市街地等からの汚水を収集して確実に処理系に搬送するという機能があり、公共用水域の水質保全効果をも担っていると判断されるが、この効果は管渠系・処理系が一体となって発生するものであり、管渠の効果の部分を分離することは困難である。このため本調査では、公共用水域への水質保全効果への寄与については対象外とした。また「伝染病被害の軽減」については、文献等から、管渠による都市内の汚水排除による効果として抽出しているが、汚水処理による効果として分類すべき[3)]とも考えられる。一方「浸水家屋・路面の清掃消毒作業の軽減」は、住民ヒアリング（次項参照）で

指摘のあった項目だが、基本的には雨水対策により浸水が解消された地域では効果は発現しない項目である。

3．2．2　現地調査

調査により確認された管渠整備効果の状況を表－1に示す。今回の現地調査対象10市町17地点以外にも、下水道整備後ある程度の年数が経過した地点でも調査を実施しているが、具体的な効果の判別が困難であったために除外した。このため、管渠整備の「効果が確認された項目」の判別は、下水道未整備または整備直後（未接続家屋が残っている状態）の区域において生活排水や浄化槽処理水による影響が見られた場合に、近隣の下水道整備済区域等の状況を参考に、管渠整備が行われれば解消すると予測される項目を「効果が確認された項目」と判定し、表－1に「＋」とマークした。

現地調査の結果をまとめると以下の通りである。

(1)　文献によって管渠整備効果として抽出した項目は、概ね現地調査でその効果の発生が確認された。ただし「観光客の増大」は他の要因による変動も多いため、また「伝染病被害の軽減」は近年の実績がほとんどないことから、効果の確認は困難であった。

表－1　管渠整備による効果の項目とその発現状況（現地調査）

項目 ＼ 箇所名	A	B-1	B-2	B-3	C	D-1	D-2	D-3	E	F-1	F-2	G-1	G-2	H	I-1	I-2	J	文献 1)2)
【周辺環境の改善】																		
悪水路がなくなることによる環境の向上																		
・悪臭の防止	＋	＋	++	++	++	＋	＋		＋	＋		△	＋	＋	＋	＋		○
・清掃作業の軽減				++	++		＋							＋	＋	＋		◎
・街並みの景観向上	＋		++	＋	++		＋	△	＋	＋	＋			＋	＋	＋		○
・安全性向上（幼児等の事故減少）					＋				＋							＋		◎
・ハエ・蚊など害虫の減少				++	++										＋	＋		◎(注2)
暗渠化等による土地利用の促進					++									＋	＋	＋	＋	◎
排水の速やかな排除（溢水の軽減）				++	++		＋								＋	＋		◎
地域内水路の清流の復元				++	++			++		＋				＋	＋	＋		○
伝染病被害の軽減																		○
観光客の増大																		◎(注3)
【トイレの水洗化】																		
浄化槽管理からの解放			++		++												＋	◎(注4)
【雨水の排除】																		
浸水家屋・路面の清掃消毒作業の軽減				++	++													○
【その他】																		
住宅・宅地供給の促進（地域経済への波及）				△	△		△											○
情報ネットワーク構築による利便性向上 (注5)																		○

＋……効果が確認された項目
++……ヒアリング結果からも効果の発現が確認された項目（B-2,B-3,C,D-3地点のみ）
△……効果がわずかに確認されたもの、又は発現効果への管渠整備の寄与が明確でないもの
◎……既往文献1)2)で、効果の計量化が比較的容易とされ算定手法が提案された項目
○……既往文献1)2)で、効果は認められるが計量化が困難とされた項目

(注1)……調査地点B-2,B-3,C,D-3では住民等ヒアリングを実施した。
(注2)……資料収集が一般に困難であり、他の効果額と比較して小さいため、計量化を省略してもよいとされている1)
(注3)……下水道の寄与率（アンケート調査による）が得られた場合のみ算定2)
(注4)……し尿浄化槽の維持管理費、宅地占用費、汚泥収集費として算定1)
(注5)……下水管渠内への光ファイバー布設による効果

表－2　現地調査地点の地域要件

項目	＼ 箇所名	A	B-1	B-2	B-3	C	D-1	D-2	D-3	E	F-1	F-2	G-1	G-2	H	I-1	I-2	J
地域の排水性(水はけ)（注1）	良好	◎		◎									◎	◎				
	普通		◎				不明	◎	○	○	○	○			○	○		○
	悪い				◎	○											○	
開水路の量（側溝、用排水路）（注2）	少ない							○					○	○				
	普通	○	○	○	○		○		○	○	○	○				○		○
	多い					○									○		○	
地域形態（土地利用状況）		住宅	商業地 住宅	住宅	住宅	住宅	農村（集居）	商業地	住宅 観光地	住宅	住宅	商業地 住宅	住宅	住宅	住宅 農村	住宅	住宅 工業	農村（集居）
下水道整備状況	下水道整備済								○	○		○				○		
	下水道整備中		○					○				○	○	○			○	
	主に合併槽																	○
	主に単独槽	○		○	○	○	不明	○			○	○	○	○				
	汲取りが主														○			

◎……道路側溝以外に雨水排水管が埋設されている箇所

(注1) 排水性の区分	良好	丘陵地で水の滞留が起こらない又は雨水排水対策済で浸水の可能性がほとんど無い地域
	普通	「良好」,「悪い」のいずれにも当てはまらない地域
	悪い	平坦地・低地で、水路等に雨水(雨天時)や排水(晴天時)の滞留が見られ、数年に一度浸水のある地域
(注2) 水路量の区分	少ない	地域内に小河川・水路などの開水路が存在せず、道路側溝はすべて蓋掛けの地域
	普通	「良好」,「悪い」のいずれにも当てはまらない地域
	多い	地域内に小河川・用排水路等が多く、蓋なし道路側溝も目立つ地域

(2)　管渠整備による効果は、地点によって発生状況が大きく異なった。このうち「悪臭の防止」、「街並みの景観向上」、「地域内水路の清流の復元」の確認地点が多く、これら三つが管渠整備による主要な効果と考えられる。

(3)　現地踏査・ヒアリング双方の結果から、「悪臭の防止」「景観向上」「害虫の減少」はその認知に地域限定性が強く、悪水路の近傍や管理不良の浄化槽周辺の居住者は認知しているが、距離的に少し離れてしまうと、あまり影響を身近に感じない傾向がみられる。

3．2．3　効果の発現に関わる地域要因

管渠整備による効果は地点によって発現する効果が大きく異なったことから、効果の発現と関係の深いと考えられた以下の三つの地域条件との関係を調べた。

(1)地形・排水性　……地域内の雨水・汚水などの水はけの良し悪し

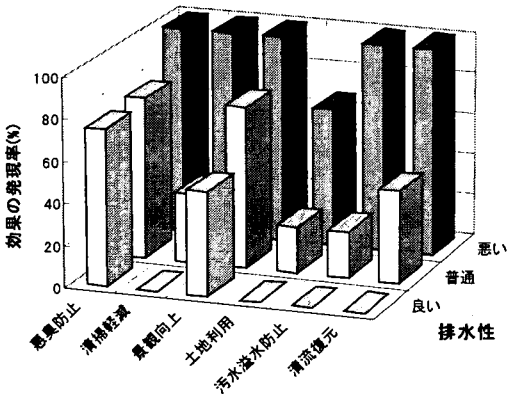
(2)開水路の量　……悪水路（ドブ）、用排水路、側溝、池沼などの自由水面の地域内存在量

(3)土地利用状況　……都市域（住宅地、商業地など）、農山村域（集居・密居、散居など）

現地踏査結果から、上記の三条件に関して各調査地点を表－２に示すように分類し、各グループにおける主な管渠整備効果の発現率（ =効果の発生が確認された地点数／グループの全地点数）を求めた。以下にその結果をまとめる。

(1)地形・排水性

地域の排水性と主な管渠整備効果の発現率との関係を図－１に示す。いずれの効果についても、排水性の悪いグループで効果の発現率が高くなっており、地域の排水の良し悪しと管渠の整備効果の発現には関連性があると判断できる。



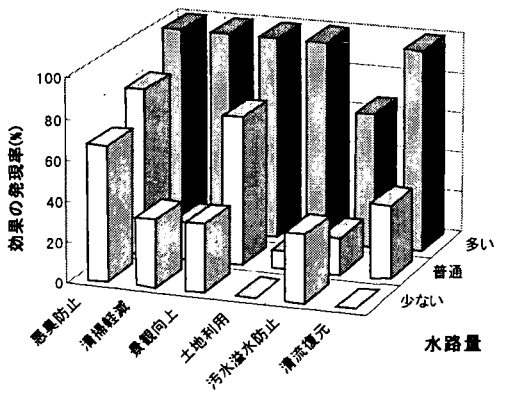
図－１　排水性と管渠整備効果

(2)開水路の存在量

地域の開水路の存在量と主な管渠整備効果の発現率との関係を図－２に示す。いずれの効果についても、水路の多いグループで効果の発現率が高くなっており、地域の開水路量と管渠の整備効果の発現には関連性があると判断できる。

(3)土地利用

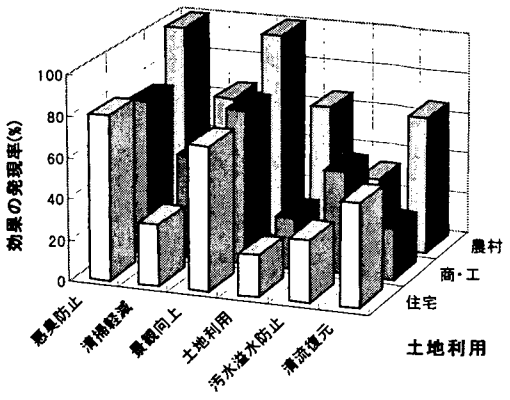
都市域（住宅地、商・工業地）および郊外・農村部の各グループにおける効果の発現率について、(1)(2)のような明確な傾向は確認できなかった（図－３参照）。現地踏査の範囲では、下水道未整備の商業地は住宅地に比べて悪臭の影響が強いように思われたが、今回の調査では効果の程度について一概に判断することは出来ない。



図－２　水路量と管渠整備効果

3．2．4　管渠整備効果に関する考察

評価すべき効果すなわち管渠整備を通じて供給される「財」がどのような性格を持ち、かつどのような範囲の財であるかを明確にすることは、適切な評価手法の選定や、実際のフィールドで効果の評価を行う際に重要である。例えば仮想金銭化法(CVM)では評価対象財の範囲が明確でない場合、バイアスが生じて結果に影響を与えうるとされている。そこで、調査結果より管渠整備による効果の特性についてまとめるとともに、考察を加えた。



図－3　土地利用と管渠整備効果

(1)管渠整備効果の受益範囲

調査結果より、管渠の整備効果は概ね「周辺環境の改善効果」すなわち地域のアメニティ（良好な居住環境）の部分として分類された。アメニティの性格は生活概念あるいは地域概念であり、住民の日常生活に密接に関連した範囲の環境とされる[4]ことから、管渠の整備効果も同様の性格を持つと考えられる。このうち「悪臭の防止」「景観向上」「害虫の減少」等は特に効果の範囲が限られており、上記の性格を裏付ける結果となった。

以上より、一般の住宅地では、管渠整備による効果の受益範囲は概ね住民の日常生活の範囲にとどまると判断される。この場合、効果の受益対象者は、ある住宅地を対象に調査したと仮定すれば、実質的にその住宅地の地区内および近隣の住民（駅までの通過交通者など）に限定されると考えて差し支えないと思われる。

一方で、商業地・観光地など不特定多数者が集まる地域では、受益対象者はより広範なものとなるため、住宅地の場合とは区別して考える必要がある。

(2)管渠整備効果の地域特性

管渠の整備効果は、主に雑排水の排除に起因する効果であるため、住宅周辺の水はけや排水の流下を受け持つ水路形態と密接な関係がある。図－1、図－2に示される調査結果より、地域の排水の良・不良及び地域内の開水路の存在量によってその効果発現には差があることが示唆された。



地区内の水はけが悪いため、晴天時は側溝に雑排水が、降雨後は雨水と雑排水が滞留し、周辺環境の悪化につながっている（写真は降雨後の状況）

写真－1　汚水等の滞留による周辺環境への影響（地点Cの例）

(3)下水道未整備地域の周辺環境の実態

「悪臭」「(水路等の)景観悪化」「害虫」など管渠整備効果に関連する障害は、認知の範囲が限定される性質があり、下水道（汚水管）を整備せずとも、汚水を地域外に排除さえすれば居住地区内の影響や障害を回避できる。こうした方法は公衆衛生の向上等のために古くより都市においては行われており、言わば下水道の原形とも言うべき手法である。

一方、我が国では、その気象条件より都市の雨水排除が重要であることから、住宅地等における雨水排水対策が何らかの形でとられていることが多く、晴天時はこれら雨水渠等は汚水排除に代用されることが多いと思われる（図－４参照）。

今回の調査結果でも、雨水管や雨水排水渠による居住エリア外への汚水排除により地区内の環境を保つ一方で、放流先の河川、水路、池沼等に著しい汚濁をもたらすという例が多く確認されている（調査地点 A,B-1,B-2,B-3,D-2,G-1,G-2）。しかしながら自らの居住地区外への環境悪化の転嫁とも言えるこのような状況を多くの住民が十分認知しているとは言い難く、管渠の整備効果という面から見た場合、この現象が管渠の整備効果を認知されにくい効果とする一因となっているとも思われる。

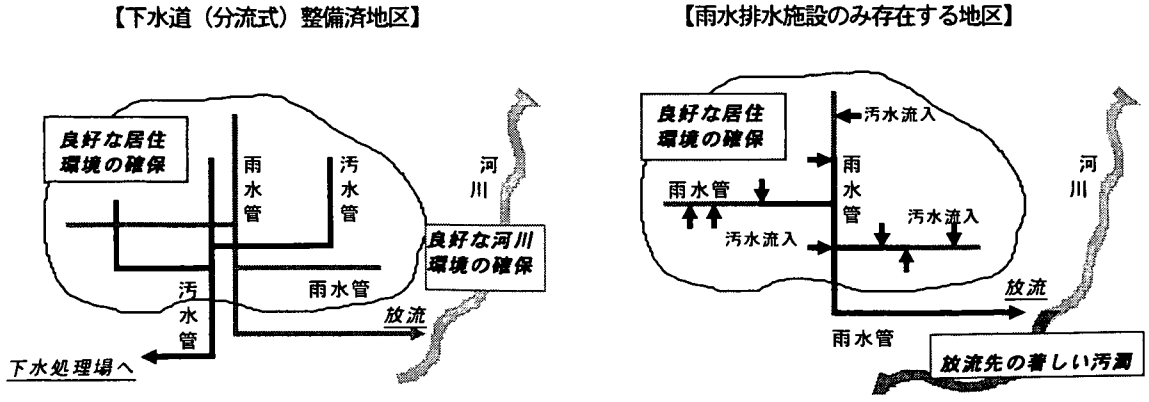
なお、このような状況は都市部のみでなく農村部でも確認されており（調査地点 D-1,H）、用排水分離が進むとこの傾向が顕著になると思われた。

(4)今後の調査課題

現地踏査では十分確認しきれなかったが、住民（特に主婦）へのヒアリング結果で確認された項目（「清掃作業の軽減」「ハエ・蚊などの害虫の減少」「浄化槽管理からの解放」「浸水家屋・路面の清掃作業の軽減」）もあり、今後とも十分なヒアリング調査が必要であると思われる。

また、今回の調査では、住民ヒアリングの際に管渠整備効果に対する支払い意志額調査等も行ったが、サンプル数が少なく、効果の程度を測定することは出来なかった。今後の調査では、次章で検討する仮想金銭化法(CVM)などの評価手法により効果の定量化を図ることが課題である。

また、地域要因による効果発現への影響をさらに明確にすることは、ある地域の評価結果から、同様の条件に属する地域の効果を類推するための基礎資料になると考えられ、引き続き検討を重ねる必要がある。



図－４　雨水管による汚水滞留の排除 イメージ図

4．管渠整備効果の評価手法

管渠の整備効果を定量的に評価するための手法について検討した。ここでは社会資本がもたらす非市場財――特に環境への効果――の主な計測手法について、文献調査等からその特徴を簡潔にまとめるとともに、現地調査結果を踏まえて管渠整備効果の評価への適用について考察した。

4．1　既存の評価手法の特徴

ここで便宜的に「既存の評価手法」と呼んだのは、算定そのものは比較的簡便な手法である①社会資本への投資による波及効果の定量化、②代替費用法、により効果する手法を示している。

① 波及効果の定量化は、社会資本整備(下水道整備)により増加する便益あるいは削減されるコストを計測する方法で、文献[1)2)]では周辺環境改善効果のうち「観光客の増加」や「清掃費用の減少」の算定に用いている。この方法では、下水道整備量と評価項目の変化量との関係把握が困難という課題がある。

② 代替費用法は機会費用概念によるもので、評価対象の非市場財(管渠整備による効果)を、同様な価値を持つ他の市場財で代替した場合に必要とされる費用をもって評価する手法である。文献[1)2)]では「汚水の速やかな排除」(汚水排除費用の減少)、「安全性向上」(事故防止対策の低減)などの算定に用いられている。課題としては、代替手段が無い又は非現実的な場合に説得力に欠けることがあげられる。

これらの手法は、評価対象とする財が非市場財である場合には適用の制約が大きく、現地調査で管渠の整備効果として最も多くの箇所で確認された「悪臭の防止」「景観の向上」「清流の復元」など主要項目の評価は困難である（**表－1参照**）。このためこれらの手法のみで管渠の整備効果を評価した場合には、一般に実態を過小評価する傾向にあると考えられる。

4．2　ヘドニック価格法 (Hedonic Value Method)

ヘドニック価格法は、環境の価値が土地価格などの資産価値に反映されるといういわゆるキャピタリゼーション仮定に基づき、資産価値の差額から特定の環境価値を推計する方法である。通常は、環境価値以外の資産価値への時間的影響（経済変動など）を排除することが困難なため、調査対象の環境（今回の場合は下水道整備の有無）に差がある異地点間の同時点での評価差額をみるクロスセクショナルな方法によることが多く、評価のために十分なサンプルデータが必要となる。また資産価値の変動に関連する主な要因をすべて分析に含めないと、調査結果に歪みを生じることとなる[5)]。

ヘドニック法による評価結果は、社会（あるいは取引当事者）の意識下にある下水道整備効果の総体といえるが、その効果に含まれる範囲を明確にすることは出来ないため、このうち管渠の整備による効果がどの程度かは不明である。下水道整備効果に関する既往研究では、下水道の場合、相対的に地域的な施行差が小さく完全な代替手段がないこと等から、整備による地価上昇額は比較的安定的であるとする報告がなされている[6)]。

なおヘドニック法とは直接関連はないが、国土利用計画法に基づく土地価格評価に使われている「土

地価格比準表」[7]では、地域要因による価格の格差率として、優良住宅地域及び標準住宅地域では下水道の有無により地価に4%の格差率を計上することとしている。

4．3　仮想金銭化法 (CVM: Contingent Valuation Method)

4．3．1　概説

仮想金銭化法(CVM)は、評価対象財の内容を被験者に説明した上で、その財の供給に費用を要するとした場合に、支払ってもよいとされる最大額を尋ね、得られた支払い意志額を基に評価対象財の価値を計測する手法である。本手法は、ある特定の良好な自然環境の（直接的利用を伴わない）非利用価値の評価など、他の手法では評価できない非市場財についても適用が可能である一方で、評価を仮想市場における被験者の価値判断によらねばならず、さまざまなバイアスが生ずる恐れがある。

基本的には評価対象範囲を問わないため、管渠整備効果の評価も可能であるが、バイアス回避に十分配慮した調査デザインが必要である。

4．3．2　バイアス発生に関わる要因

これまでにも海外を中心に、CVMにおけるバイアスの発生とその回避に関する研究が行われている。**表－3**にCVMにおける主要なバイアス要因[8]を示す。CVMに固有のバイアス要因に関する検討は、今後の具体的な調査デザインなどの機会に譲るとして、ここでは、CVMによる管渠整備効果の評価を想定した際に、バイアス発生に関わる下水道（管渠整備）特有の要因がどのようなものか、現地調査結果等をもとに簡潔に考察する。

表－3　CVMにおけるバイアス要因[8]

○歪めた回答をする誘因に起因するバイアス
- 戦略的バイアス
- 追従バイアス

○評価を暗示する手がかりに起因するバイアス
- 開始点バイアス
- レンジバイアス
- 関係バイアス
- 重要性バイアス
- 位置バイアス

○シナリオの誤認
- 理論的誤認バイアス
- 評価対象誤認バイアス
  （ｼﾝﾎﾞﾘｯｸﾊﾞｲｱｽ、部分-全体ﾊﾞｲｱｽ 等）
- 状況誤認バイアス
  （評価質問方法ﾊﾞｲｱｽ、調査構成ﾊﾞｲｱｽ等）

(1)部分－全体バイアス

部分－全体バイアスは、調査対象財の範囲が明確でない場合に、調査者が意図するよりも被験者がその範囲を広くあるいは狭く誤認してしまうことにより生ずるバイアスである[8]。

管渠整備効果の場合には、次のようなケースで部分－全体バイアスが発生しうると考えられる。

① 調査者が対象財として、管渠整備による主要な効果である「周辺環境改善」（3.2.4(2)で示した居住区の地区内及びその近隣）を意図しているのに対し、被験者が市域全体や下流域の環境改善効果などを想起した場合（地理的な部分－全体バイアス）。

② 調査者が対象財として、「周辺環境改善」を意図しているのに対し、被験者が自宅のトイレの水洗化や、河川・湖沼・海域など公共用水域の水質改善による便益も含めて想起した場合（便益の部分－全体バイアス）。

このため調査のデザインの際には、被験者に調査対象財の内容・範囲を十分理解してもらえるような説明が必要であると考えられる。特に郵送調査の場合にはこの点に留意する必要がある。

(2)調査構成バイアス

調査構成バイアスは、調査対象財を説明する目的で事前に被験者に資料を示すことに起因して生ずるバイアスである[8]。これは上記(1)の部分－全体バイアスに対するコメントとは裏腹の関係となるもので、調査時に被験者に対して調査対象財についての説明を行う以上は、回避し得ないバイアスであると考えられる。

ところで現地調査では、下水道未整備地区において居住地区内の汚水を雨水管等で排除することにより、居住地区内の環境を保っている図－4のようなケースが多く確認された。調査対象地区がこうしたケースに該当する場合と該当しない場合では、被験者の支払い意志額に相当の差が生じると予想される。一方でこのケースに該当する地区の調査時に、地区内排水の放流先河川の実態などについて説明することは、調査構成バイアスの要因とも考えられるが、この場合どちらが真の便益に近いかは一概に判断できない。こうしたケースに該当する地区、該当しない地区を、調査対象の属性ととらえ、被験者の支払い意志額にどのような差異が生ずるかをみながら慎重に判断する必要があると思われる。

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。

5．1　管渠整備による効果の明確化

(1)管渠整備による効果項目

管渠（汚水管。以下同じ）の整備効果として発生しうる効果（処理系と一体で発生する効果を除く）は、大部分が「周辺環境の改善」及びその波及効果として分類されるものであり、現地調査で発現頻度の高かった効果は「悪臭の防止」「街並みの景観向上」「地域内水路の清流の復元」であった。

(2)管渠整備効果の受益範囲

管渠整備による効果が認知される範囲は比較的限定されており、効果の受益対象者は、住宅地では概ね管渠整備が行われた地区の住民に特定されると判断された。一方で、不特定多数者が集まる商業地・観光地等では受益対象者の範囲が広がるため、住宅地とは区別して考える必要がある。

(3)管渠整備効果の地域特性

管渠整備による効果は、主に雑排水の排除に起因する効果であるため、調査対象地区の排水性（水はけ）や排水の流下を受け持つ水路等の量・形態と密接な関係があり、地区の排水性が悪いほど、また地区内の水路量が多いほど、整備効果が発現する頻度が高いと判断された。

(4)その他

下水道未整備地区では、雑排水は一般に雨水排除のための施設により居住地区外へ排除される形となっていたが、管渠の整備効果が一般にあまり顕在化しないのは、こうした雨水排除のための施設・対策が一因となっていると思われる。

5．2　管渠整備効果の評価手法

(1)　管渠整備効果の評価手法として、代替費用法や波及効果の定量化（積み上げ）による場合、周辺環

境の改善効果の主要部分の評価が困難なことから、過小評価の傾向があると予想される。

(2) ヘドニック価格法による下水道整備効果の評価については、既往の研究もなされているが、ヘドニック法では下水道の総体としての効果が把握されるため、評価額を効果の範囲や内容により分類することは出来ない。

(3) 仮想金銭化法(CVM)では、信頼性の高い便益評価を行うためには、この手法に特有のバイアスの回避が必要であるが、特に管渠整備効果（主に周辺環境改善効果）を評価しようとする場合、被験者がその範囲を誤認してしまう「部分－全体バイアス」に留意する必要があると思われる。

5．3　今後の調査課題

今後の調査課題としては、まず第一に、今回適用性を検討した仮想金銭化法(CVM)等の評価手法による調査の具体的なデザインを行い、管渠整備効果の定量化を図ることがあげられる。この際に、４．１で検討した手法等も含めてできるだけ多くの手法による比較検討が必要である。

また今回検討した地域要因による効果発現への影響をさらに明確にすることは、ある地域での評価結果をもとに他地域での効果を類推するための基礎資料になると考えられ、引き続き検討を重ねる必要がある。

＜謝辞＞

本調査に協力いただきました関係各機関、ヒアリング調査に快く応じて下さいました調査対象地点の住民の皆様に厚く御礼申し上げます。

＜参考文献＞

1)日本下水道事業団「中小都市における下水道事業の効果の計量化に関する研究調査報告書（昭和60年度）」,1986
2)建設省都市局下水道部流域下水道課「下水道整備に関する投資効果評価手法検討報告書」,1991
3)田口、田口「公衆衛生における下水道の重要性」,下水道協会誌,Vol.32,No.387,1995
4)宮本憲一「環境経済学」，岩波書店 pp. 55-59, pp. 121-123, 1989
5)D.W.ピアース, A.マーカンジャ, E.B.バービア (著) 和田憲唱 (訳)「新しい環境経済学－持続可能な発展の理論」，ダイヤモンド社, 1994
6)肥田野「ヘドニック・アプローチによる社会資本整備便益の計測とその展開」,土木学会論文集,No.449,1994
7)地価調査研究会「土地価格比準法（六次改訂）」,住宅新報社,1996
8)竹林、安田「河川経済調査手法の体系化の現状と今後の課題」,水文・水資源学会誌,Vol.8.No.1,1995

４．汚水管の機能改善に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　岡本誠一郎
研　究　員　深谷　渉
交流研究員　井川　洋一

１．はじめに

わが国の下水道は、主に低地の大都市部の整備が先行してきたという経緯から、大都市では合流式を採用しているところが多いが、公共用水域の水質保全に対する下水道の役割の高まりを背景に、近年の下水道ではほとんどが分流式を採用している。排除方式別の都市数は、分流式 1,789、合流式 35（平成６年度末）となっている。

こうした分流式の下水道施設でも、整備後年数の経過とともに硫化水素等による管路の腐食、管内への雨水や地下水の浸入、管渠内の土砂堆積など各種の機能障害の発生が報告されいる[1]。施設の適正な維持管理が行われなければ、今後は施設の老朽化の進行などにより障害の発生が加速度的に増加する可能性が高い。

２．調査の目的

下水道施設の機能障害については、これまでに我が国でも実際に障害や事故が発生した事例についてはいくつかの報告があるものの、全国的な実態となると、特に浸入水や管内堆積などについてはほとんど知られていないのが現状である。また、その発生のメカニズムや予測手法、予防のための対策についても、一部の分野を除くと必ずしも十分な調査研究が行われているとは言いがたい。

こうした背景を踏まえ、本調査では、これまでに十分解明されていない汚水管における各種機能障害の実態を明らかにするとともに、汚水管の主要な機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法を検討することを目的としている。

３．汚水管の機能障害の状況

文献[2][3][4]等をもとに、分流式下水道の汚水管に生ずる機能障害を**表－１**にまとめた。

表－１からも明らかなように、これらの障害とその要因は、必ずしも原因と結果が一対一に対応して独立に発生するものではない。例えば、管内での硫化物生成は悪臭だけでなく腐食の原因となるように、ある要因がもとで複数の障害が発生したり、また浸入水や不法投棄の防止対策が管路の密閉化を進め換気不足による障害の要因となるなど、ある障害やその対策が新たな要因となって別の障害を引き起こすことも考えられる。従って本調査では、個々の機能障害に対する発生機構及び対策の調査研究のみではなく、各種の障害要因の関連性に注目しつつ、その機構や対策について検討することも調査の重点事項である。

図－１は、過年度調査で実施した 13 政令指定都市へのアンケート結果より明らかになった管路施設の改

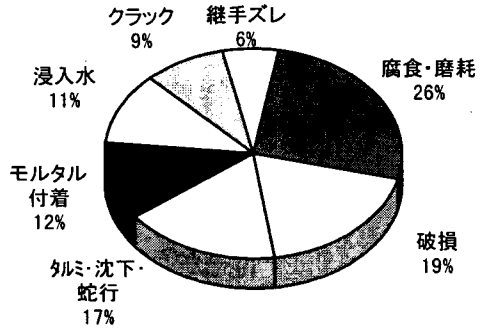
築要因である[1]。

各種機能障害の中でも、汚水管における硫化物生成及びそれに伴うコンクリート腐食は、改築要因として最も多い劣化現象であり、その対策の緊急性に鑑み、これまでに「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」(H3～H7)、「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」（H5～H7）等の調査において各種検討を行ってきた。平成８年度の本調査では、硫化物生成については、既往の土木研究所調査で課題として残っていた、硫化物生成と下水性状（特に有機物濃度）との関係を中心に調査した。

表－１　汚水管の機能障害の例

分 類	障害の要因	予想される障害
管渠本体の障害	硫化物の生成 悪質排水(酸など)の流入 外的要因（他の工事や取付管の取付不良等）	管の腐食・破損 （流下阻害、耐用年数の低下、道路陥没　等） 管からの漏水（地下水汚濁）
流下能力上の問題	堆積物 ・自然堆積物 堆積物 ・不法投棄 堆積物 （土砂、モルタル等）	下水排除不良 管の閉塞、下水の溢水 管の腐食・破損
	浸入水 ・地下水浸入 浸入水 ・雨水浸入	下水排除不良、下水の溢水 （処理コストの増大）
その他 *	硫化物の生成 管内換気の不足 薬品、油類、揮発性物質の流入	悪臭の発生 管内の酸欠等事故（維持管理時） 引火・爆発（可燃性物質の場合） 有害物質の気相中への放散

文献[2][3][4]をもとに作成
*「その他」は主に管内気相部における障害等



図－1　コンクリート管における改築要因[1]

平成８年度調査では、さらに汚水管の浸入水に関する調査を実施した。図－１では、浸入水は他の改築要因と比較して多くはないが、浸入水の原因ともなる管渠のクラック・破損・継手ズレの発生頻度とも併せて考えると、汚水管の重大な機能障害要因となる可能性がある。特に分流式下水道では、基本的に雨水と汚水を別系統の管渠で排除するため、汚水管への雨水の浸入という分流式特有の機能障害も生じうる。このため８年度は、浸入水（特に雨水浸入）による障害の実態把握を主な目的として調査を行った。

４．汚水管における硫化物生成に関する調査

ここでは、本調査における硫化物生成に関する調査課題を明確にするため、これまでに土木研究所で実施してきた調査研究成果とその課題点について簡潔にとりまとめた。

また平成８年度は、硫化物生成に関しては ①下水管渠内での硫化物生成要因に関する調査、②硫化物生成に関する現地調査、を実施しているので、調査結果を示すとともに考察を加えた。①の調査は、土木研究所の既往調査でも課題となっていた硫化物生成と有機物との関係について、室内リアクター実験及び腐食対策実験施設における実験により検討

表－２　硫化水素対策に関する共同研究

○下水道施設における経済的な硫化水素対策
　圧送管中の硫化水素抑制・除去技術の開発
　　①空気注入による硫化水素対策
　　②酸素注入による　〃
　　③硝酸塩注入による　〃
　　④キノン系薬剤注入による　〃
　腐食劣化施設の健全度診断技術の開発
　　⑤コンクリート構造物の劣化評価法の開発
　　⑥小型硫化水素濃度計の開発
○硫化水素の生物学的除去技術の開発　(⑦)

したものである。②の調査は、①の調査結果や既往調査結果（硫化物生成と硫酸イオン濃度との関係、硫化物生成の制御因子等）を検証することを目的に、実際の下水道施設二カ所で現地調査を行ったものである。

なお硫化水素対策技術の開発については、平成７年度より共同研究を公募しており、平成８年度はこれまでに応募のあった７技術（表－２参照）について共同研究を行った。この成果については、別途「共同研究報告書」として取りまとめることとしている。

４．１　既往調査の概要

４．１．１　圧送管における硫化物生成予測

硫化物の生成速度及び腐食の可能性を予測することは、既設の下水道施設の適正な維持管理や、新設の施設設計の上で重要である。

硫酸塩還元細菌は、硫酸塩を水素受容体（酸素源）、有機物（又は栄養塩類）を水素供与体（エネルギー源）として利用し、その結果として硫化物を生成している。下水道施設の中でも硫化物の生成しやすい条件である圧送管路については、これまでに硫化物生成速度の海外における各種の予測式が提案されている。これらの予測式は、硫酸塩還元細菌の水素供与体となる有機物量と、BOD または COD 濃度との間に一定の経験的関係を導き出したものが主である。しかし、これまでの土木研究所による硫化物生成速度の実験管路（図－３参照）における実測結果と、これら予測式の間には明確な相関が見いだされておらず[1]、合理的な予測手法の確立が課題となっている。

土木研究所の既往調査（６年度）では、これまで提案されてきている生物学的モデルを包括的に扱い、圧送管における種々の条件下での硫化物生成予測が可能なモデルを提案した[1]。これによれば、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、生成速度は硫酸塩の生物膜への浸透程度に依存することとなり、結果として硫酸塩が生物膜に完全に浸透している場合は一定値、部分浸透の場合には下水中硫酸塩濃度と流速に依存することとなる。この調査では生物膜モデルに必要となる諸係数（動力学係数 Kof、半飽和係数 Km）を実験管路での計測結果から試算しているが、さらに部分浸透から完全浸透までの硫酸塩濃度における諸係数を求めるなどにより、同モデルの実際の適用性について検討することが課題となっていた。

また、一般的には硫酸塩還元細菌の水素供与体となる有機物（実際は主に乳酸、プロピオン酸、酢酸などの有機酸）濃度が硫化物生成の制限となる場合も多いと考えられ、硫化物生成と下水中有機物との関連についての検討も重要な検討課題である。

４．１．２　硫化物生成の制御因子

下水道施設における硫化物生成可能性の予測や、生成抑制対策（空気・酸素、各種薬剤の注入手法等）の際の注入制御の面から、簡易に測定できる水質項目による硫化物生成の判定手法を確立することは有用である。

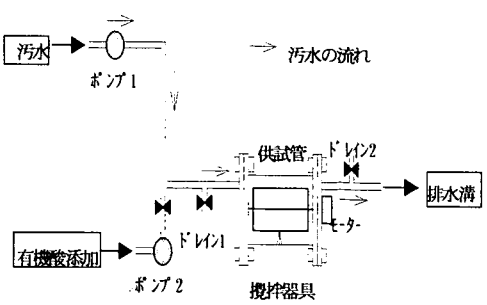
土木研究所では DO と酸化還元電位(ORP)に着目し、硫化物生成が抑制される DO,ORP の範囲について検討してきた。これらの調査結果から、硫化物生成が抑制される ORP と DO の範囲を特定してきたが、より多くの条件下でその実効性を確認することが必要である。

４．２　下水管渠内での硫化物生成要因に関する調査

4．2．1　調査方法

圧送管内での硫化物生成に関わる要因とその影響度の把握を目的として硫化物生成リアクター実験装置（図－2参照、以下リアクターという）を用いた実験を行った。

硫酸塩還元細菌が利用できる有機物の範囲は比較的狭く、乳酸、プロピオン酸など炭素数が3～4程度の有機酸が中心である[5]。そこでリアクターに供給される汚水中の有機酸濃度に着目し、硫化物生成量、生成速度などとの関連性を調査した。試料の分析は表－3に示す分析法によった。



図－2　硫化物生成リアクター実験装置

(1)硫化物生成実験

リアクター実験では、生物膜の付着した供試管（φ100×100mmL：ダクタイル鋳鉄管）に汚水あるいは汚水と有機酸を同時に供給することにより、供試管前後での汚水性状の変化や硫化物生成速度を知ることができる。なお、リアクターは20℃恒温室に設置し、撹拌器具の撹拌速度は、60 rpm、供給する汚水は後述する腐食防止対策実験施設に供給されているものと同じ汚水を用いた。

表－3　分析方法

分析項目	分　析　方　法
pH	pHメーター（ガラス電極法）
水温	温度計
酸化還元電位	ORPメーター （3.3mol/l 塩化銀複合電極）
溶存酸素	DOメーター
溶解性硫化物	ヘッドスペース法（検知管使用）
硫酸イオン	イオンクロマトグラフ法 （陰イオン交換型カラム使用）
酢酸、乳酸、プロピオン酸 他	イオンクロマトグラフ法 （有機酸分析用カラム使用）

実験(1)ではリアクターに汚水のみを供給し、硫化物の生成状況と有機酸の分析を行った。供試管内での汚水の滞留時間は、25、30、40、50 分の4条件とした。なお、硫化物生成速度は(1)式により求めた。

$$\text{硫化物生成速度} = \frac{S_{out} - S_{in}}{H} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots (1)$$

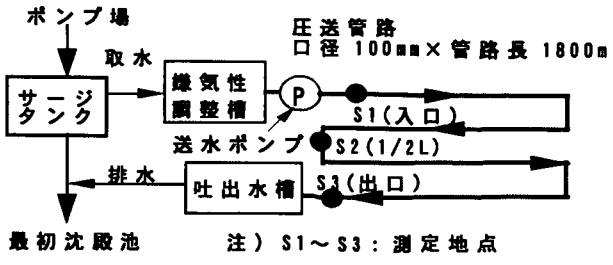
ここに　Sin　：流入汚水中の硫化物濃度(mg-S/l)
Sout：流出汚水中の硫化物濃度(mg-S/l)
H　：　滞留時間（h）

(2)有機酸添加実験

リアクターを2台用いて、1台はポンプ1で汚水を供給しながらポンプ2より有機酸水溶液を連続的に添加した。添加した有機酸は、供給下水から一般的に検出されるプロピオン酸と酢酸の2種類とし、有機酸濃度は 1000ppm、供給比率は汚水：有機酸＝9：1とした。また、もう1台は有機酸水溶液の代わりに蒸留水を添加した。いずれも供試管内の滞留時間は 40 分とした。

(3)　腐食対策実験施設における調査

平成6年度に設置した腐食対策実験施設の圧送管路（図－3参照、以下実験管路と



図－3　腐食対策実験施設

いう）の各測定ポイントより汚水を採取し、硫化物、硫酸イオン及び有機酸の分析を行った。なお、下水流速は0.6 m/s とした。なお、この際の下水の管内滞留時間は約50分である。

4．2．2　調査結果

(1)リアクター実験

各滞留時間での硫化物生成速度を表－3に示す。リアクターの硫化物生成速度は、図－3の実験管路における過年度調査における硫化物生成速度 6.88 mg-S/l·h とほぼ同様となっており、リアクターは硫化物生成に関して実験管路とほぼ同じ条件に設定されたと判断した。

汚水中の有機酸を分析した結果、主として酢酸、プロピオン酸、またわずかに酪酸等が認められた。リアクター前後での有機酸分析結果では、リアクターの供試管内では酢酸が増加し、プロピオン酸等が減少する傾向が認められた。硫化物生成量に対する酢酸の増加量を図－4、プロピオン酸の減少量を図－5に示す。これより供試管内で硫化物生成時にプロピオン酸の分解が生じていると考えられ、またそれほど明確ではないが、プロピオン酸の減少量及び酢酸の増加量が多いほど硫化物生成量が多い傾向も認められる。

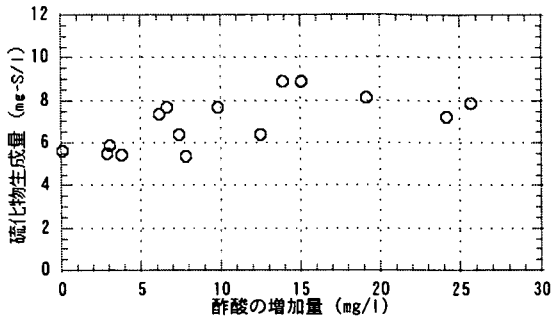
なお、リアクターの供試管は、①実験管路で生物膜を生成した供試管（No.1）、②リアクターで生物膜を生成した供試管（No.2）の2条件で生物膜を馴養済の供試管としたところ、硫化物生成速度は通水後、数日間で概ね安定し、No.1 と No.2 の供試管による差はほとんど認められなかった。

(2)有機酸添加実験

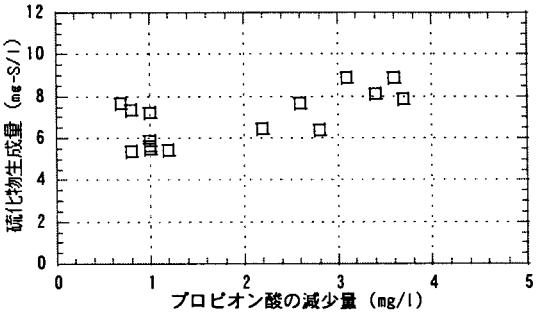
各種有機酸添加後の硫化物生成量の推移を図－6に示す。硫化物生成量は、プロピオン酸を添加した場合は無添加に比べて増加した

表－3　硫化物生成速度

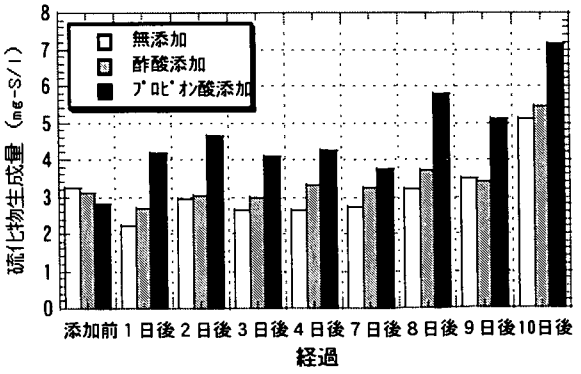
滞留時間	硫化物生成速度
25分	7.5 mg-S/l·h
30分	7.1 mg-S/l·h
40分	6.7 mg-S/l·h
50分	6.9 mg-S/l·h
平均	7.0 mg-S/l·h



図－4　硫化物生成量と酢酸の増加量



図－5　硫化物生成量とプロピオン酸の減少量



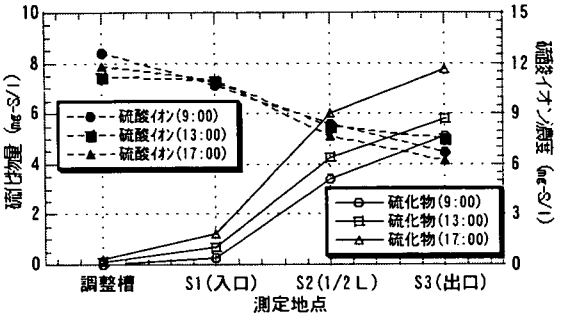
図－6　有機酸添加後の硫化物生成量

が、酢酸を添加した場合は無添加と顕著な差は認められなかった。

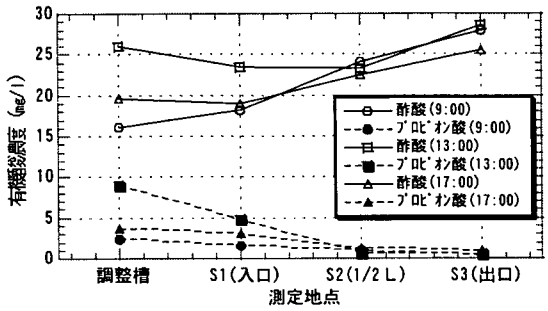
なお有機酸添加後７日目に、無添加と有機酸添加の硫化物生成量にあまり大きな差が見られないのは、降雨により下水性状が変化し、リアクター内での硫化物生成が減少したことによるものと思われる。

(3)実験管路における実験

実験管路では、より実際の下水道施設に近い条件での調査が可能である。実験では、圧送管路送水前の嫌気性調整槽、圧送管路入口、管路中間点(S2)、管路出口付近(S3)において送水中の下水性状変化と硫化物生成状況を把握するために採水・分析した。なお下水性状は時間により変動するため、測定は昼夜連続で行った。９時、13 時、17 時における調査結果を図－７、図－８に示す。管路内においても硫化物生成が進むにしたがい、プロピオン酸の減少と酢酸の増加が認められた。



図－７　硫化物と硫酸イオンの分析結果（実験管路）



図－８　有機酸の分析結果（実験管路）

４．３　現地調査

４．３．１　調査方法

A 県B公共下水道の圧送管路と、C 県 D 流域下水道の汚水管（自然流下）及び中継ポンプ場を対象に現地調査を行った。本調査は、実際の下水道施設における硫化物生成状況と、その生成に関与する要因と考えられる硫酸塩・有機酸等との関連性、特に管渠内における下水の流下や滞留過程での性状変化と硫化物生成の関連性についての知見を得ることを目的として、行ったものである。

調査地点の諸元等を表－４に示す。

表－４　現地調査地点の諸元

A県Ｂ公共下水道

調査日：　平成８年 12 月 17･18 日、平成９年２月 26･27 日

施設概要：圧送管路φ500mm　延長 9.8km。圧送ポンプは間欠運転(20～90min 間隔で約 10 分間送水)

調査方法：圧送管の空気弁７ヶ所に採水用バルブを設け、ポンプ場、圧送管末端を含む９ヶ所で採水分析

C県Ｄ流域下水道

調査日：　平成８年 11 月 20 日～22 日

施設概要：中継ポンプ場は常時運転で、揚水量のコントロールによりポンプ井水位の変動が時々ある。上流側の幹線管渠φ2200mm は自然流下管

調査方法：ポンプ井入口、ポンプ場より上流 489m および上流 1722m の人孔で採水分析

調査はいずれも表－４に記したサンプリング箇所で下水を一定の時間間隔で採水し、硫化物、硫酸イオン、有機酸およびその他項目（BOD、COD、TOC、ORP、DO、SS 等）の分析を行った。なお、B公共下水道の圧送管路では既に硫化水素対策のための設備工事を実施中であり、D流域下水道においても対策手法について検討に入っている。

4．3．2　調査結果

(1)圧送管路における調査（A県B公共下水道）

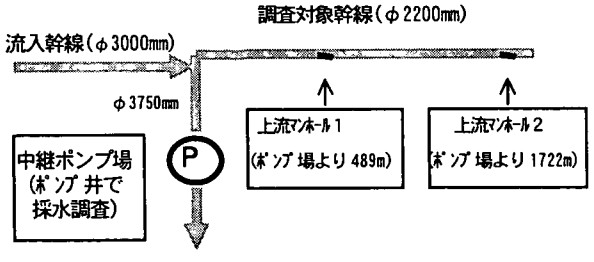
調査結果のうち、平成８年１２月調査における溶解性硫化物濃度と有機酸濃度との関係を図－９、図－10 に示す。図中のプロットは圧送管の上流（ポンプ場）から下流まですべての採水地点のデータをプロットしたもので、硫化物濃度の高いデータは概ね下流地点データとなっている。

調査結果から、圧送管内の酢酸濃度と硫化物濃度にはある程度の幅があるものの、酢酸濃度が高いほど硫化物濃度も高い傾向が見られた。プロピオン酸濃度との関係はさほど明確ではないが、酢酸と同様の傾向が見られた。なお、２回目の現地調査（９年２月）では、下水性状が１回目と異なった上、分析上の問題もあり十分に有機酸成分および濃度を確認することができなかった。

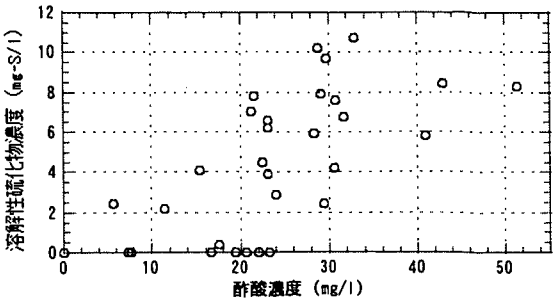
(1)自然流下管路・中継ポンプ場における調査（C県D流域下水道）

D流域下水道の中継ポンプ場のポンプ井では（図－11 参照）、ポンプ井水位上昇の際に管内に汚水が滞留・嫌気化し、硫化物が生成することがこれまでの調査で明らかになっている[1)]。図－12、図－13 にポンプ井、上流マンホール１及び上流マンホール２での各水質項目の経時変化(10/20 測定データ)を示す。

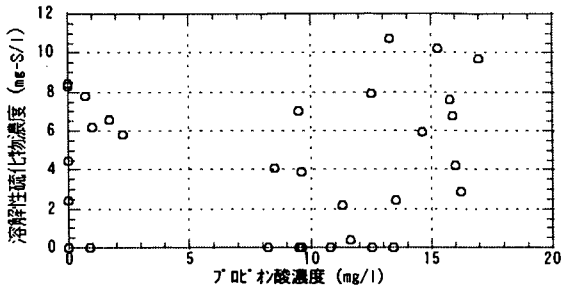
調査結果から、硫化物生成量の上昇に伴い、硫酸イオン濃度は減少傾向となる対応が見ら



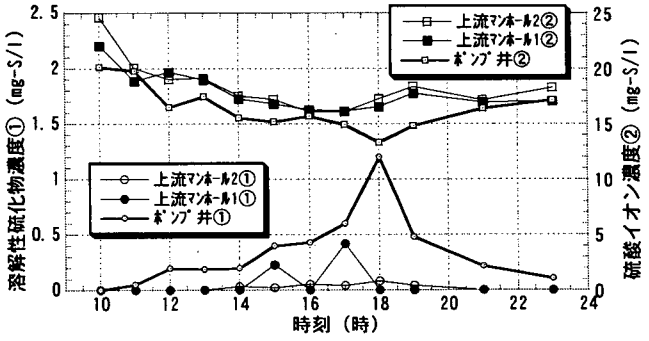
図－11　調査対象管路施設（D流域下水道）



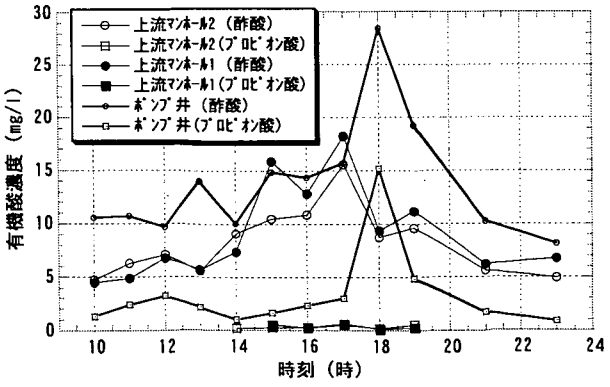
図－９　圧送管内の硫化物と酢酸濃度の関係



図－10　圧送管内の硫化物とプロピオン酸濃度の関係



図－12　硫化物および硫酸イオンの経時変化



図－13　有機酸の経時変化

れた。また、有機酸濃度との関係では、酢酸濃度とプロピオン酸濃度が上昇すると硫化物生成量が増加する関係が明確にみられた。硫化物生成量は、過年度調査でも確認されたとおり、ポンプ井水位と相関があり、ポンプ井水位が低下する際に硫化物が増加する傾向が見られた。

なお、上流マンホール２はポンプ井水位が高くなった場合に管内で滞留が起こる最上流端にあり、上流マンホール１は通常は管内滞留が生ずる範囲にある。下水の流下過程での性状変化についてみると、上流マンホール２ではほとんど生成していない硫化物が、次第にポンプ井に流下していく過程で硫酸イオンの減少とともに生成している状況が確認できた。

ポンプ井上流には調査対象幹線に流入幹線が合流しているが、今回は現場の事情から流入幹線の採水分析は実施できなかった。

４．４　硫化物生成に関する考察

４．４．１　下水性状と硫化物生成の関係

リアクター実験（硫化物生成実験、有機酸添加実験）、実験管路での調査、現地調査（圧送管路、自然流下管およびポンプ井）の結果より、下水性状と硫化物生成との関係について考察する。

(1)リアクター実験における有機酸等の挙動

リアクター実験結果より、管内生物膜による硫化物生成時には、プロピオン酸の分解が生じていることが明らかとなり、硫化物生成には有機物成分のうちプロピオン酸が密接な関係を持っていることが判明した。実験管路における調査でも、硫化物生成の進行に伴い、下水中のプロピオン酸の減少と酢酸の増加が認められ、同時に下水中の硫酸イオンが減少していた。なお、リアクターおよび実験管路への供給下水中からは乳酸はほとんど検出されておらず、また酢酸添加試験では硫化物生成量に変化が見られなかったことから、今回の実験条件下では、プロピオン酸が酢酸に分解される過程に硫酸塩還元細菌が関与した可能性が示唆された。その詳細な機構について今後の検討が必要である。

(2)実施設における有機酸等の挙動

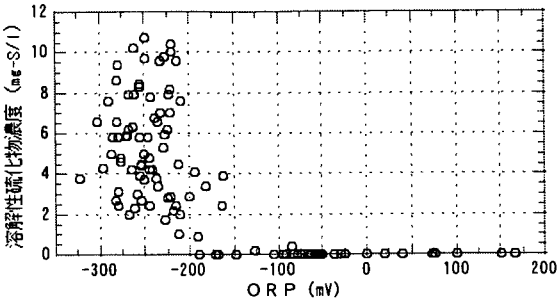
実際の下水道施設における調査結果では、硫化物生成の多い時間帯には酢酸濃度の上昇が確認された。その一方で(1)での調査結果とは反対に、硫化物生成の多い時間帯にプロピオン酸も蓄積されるのが確認された。今回調査対象とした施設のように、下水が嫌気状態となっている管内では、下水中の有機成分の嫌気性分解反応が進行していると考えられる。硫酸塩還元反応も含む各種生物反応が管内で進行しており、その結果が上記のような現象に至ったものと思われるが、今回の現地調査からではこれらの生物反応を特定することは困難である。

４．４．２　硫化物生成の制御因子

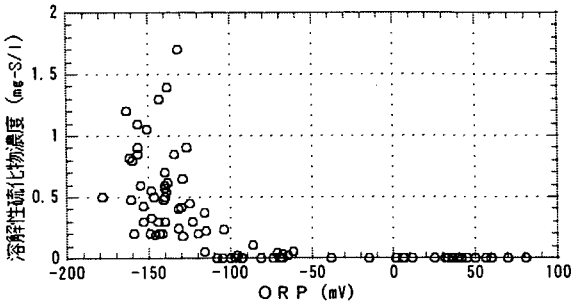
下水中で溶解性硫化物が生成しない、すなわち硫酸塩還元反応が進行しない条件を示す指標を明確にしておくことは、硫化物生成の予測や対策を講ずる上で重要である。土木研究所の過年度調査で、硫化物生成抑制のために必要なＯＲＰ（酸化還元電位）およびＤＯの条件（範囲）を示したが、今回さらにリアクター実験や現地調査等による検証データが得られたので報告する。

図－14～図－17 は、現地調査（２カ所）、実験管路、リアクターにおけるそれぞれの全測定データについて、溶解性硫化物濃度と ORP の関係を示したものである。この結果から、ORP が－100mV 以

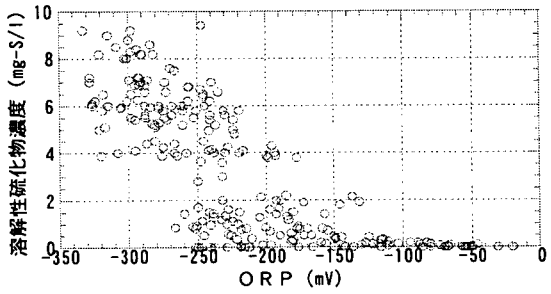
上の場合は硫化物生成がほぼ抑制されていると判断される。これらの結果から、ORP 値により硫化物生成の可能性がある程度判断可能であるといえる。なお ORP の測定では、ORP 計の指示値が安定するまでに時間がかかる（15 分程度）場合が多く注意を要する。一方、DO 値については、現地調査結果からは明確な閾値を判断できず、2mg/l 程度の値でも生成硫化物が測定されるケースがあったが、これはサンプリング条件の問題（人孔での取付管からの流入や圧送管末端の水流等による再曝気）に起因すると思われる。



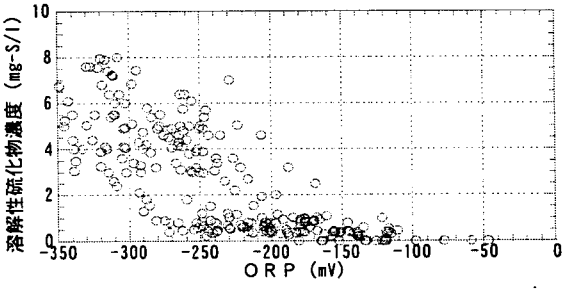
図－14　硫化物生成と酸化還元電位
（A県B公共下水道(圧送管)）



図－15　硫化物生成と酸化還元電位
（C県D流域下水道(自然流下)）



図－16　硫化物生成と酸化還元電位
（実験管路における硫化物生成実験）



図－17　硫化物生成と酸化還元電位
（リアクター実験）

5．汚水管への浸入水に関する調査

5．1　はじめに

分流式下水道は、基本的には汚水と雨水が別管路で収集されるシステムだが、汚水管には種々の原因により雨水や地下水が浸入することがある。

浸入水は、管渠継手やます・マンホール等の破損部から地下水が浸入する地下水浸入水と、分流式汚水管において排水設備やマンホール蓋など地上に開放された部分や雨水排水管の誤接続などにより浸入する雨水浸入水に分類される[6]。なおここでいう雨水浸入水には、降雨に起因して地下から管渠継手等を通じて浸入する間接的な水量(rainfall-induced infiltration)も含まれる。

ところで、こうした浸入水が大量になると、次のような機能の低下や阻害が発生するおそれがある[7]

と指摘されている。

・管路の流下能力不足……著しい場合には降雨時にマンホール等から下水が噴出する恐れもある
・処理水質の悪化　……処理施設が水量的に過負荷となることにより放流水質が悪化
・経費の増大　……処理場の維持・運転管理費等の経費が増大する
・管内土砂の堆積　……不明水の浸入と同時に土砂が流入し管内に堆積する
・その他　……管路周辺の土砂を管内に引込むことによる道路面の沈下や陥没、管路の不等沈下等

しかしながら、全国の下水道施設で実際にどの程度の浸入水があり、それに起因してどのような影響や障害が生じているかは明確ではない。本年度は浸入水に関する調査の初年度として、既存の統計資料から浸入水の概況の把握を試みた。

5．2　浸入水の実態に関する調査

5．2．1　調査方法

下水道への浸入水に関する実態は不明な点が多く、全国的な状況を判断しうる資料は少ない。ここでは「下水道統計」[8]より、平成３年度～６年度において、分流式下水道のうち「地下水及び不明水」として分類された（出典の原文では「その他」の分類。但し温泉排水、返流水など明らかに浸入水とは異なるデータは除外した）流入水量が晴天時平均下水量の30%を越える公共下水道（特環・特公は除く）・流域下水道の終末処理場を選別して、処理場数、不明水量について過去４年間の傾向を調べた。

5．2．2　調査結果と考察

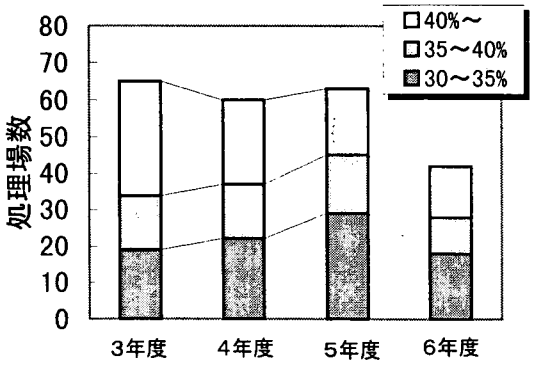
浸入水比率ごとの処理場数について図－16にまとめた。また、同じ終末処理場について、地域別の年間不明水量について図－17にまとめた。

この結果、現在供用開始している処理場のうち約５%～８%にあたる 40～60 箇所程度で、不明水の割合が 30%以上となっていることが分かった。これ

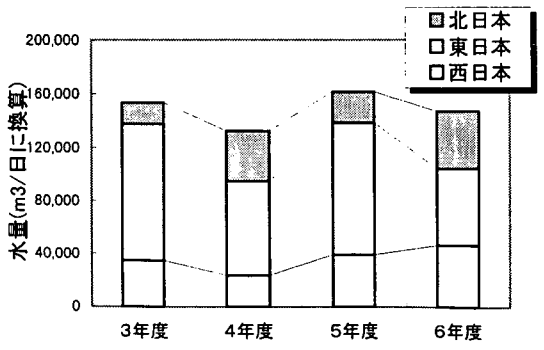
表－５　年降水量平年比　(%) [9]

	北日本	東日本	西日本
平成３年度*	106	135	118
平成４年度	97	96	93
平成５年度	100	113	136
平成６年度	94	76	67

* 平成３年度は北日本（太平洋側）、東日本（関東のみ）
西日本（中国地方太平洋側及び四国）の数値



図－16　不明水の多い処理場数



図－17　地域別不明水量（不明水率 30%以上の処理場）

らの処理場における不明水量を合計すると、日平均水量に換算して約15万m^3／日にのぼっていた。

つぎに不明水の多い処理場数や不明水量と各年度の気象条件との関係について調べた。表－5に示した地域別年降水量平年比[9]と比較すると、不明水の多い処理場は、記録的な渇水年であった平成6年度には大幅に減っていた。また不明水量をみると、6年度の西日本データ以外は降水量と不明水量に一定の相関が見られることが分かった。このことから、統計値の上から下水道への不明水には相当量の雨水浸入水（降雨による地下水浸入の増加を含む）が含まれていることが示唆された。

ただしこの統計資料で、各都市のデータが雨天時の雨水浸入によるピーク流量を明確に捉えているかは不明な上に、そもそも統計資料に流入水の内訳を示していない都市も多いことから、雨水混入の量的な状況までは判断し得ない。雨水混入に関する既往の報告としては、「下水道施設計画・設計指針と解説」[10]では、雨水混入比（雨天時ピーク流入水量／晴天時時間最大汚水量）が、調査対象26処理場中7箇所で3以上となっていたアンケート調査結果が報告されており、雨水浸入の事例の多さが示唆される。またいくつかの都市における実態調査事例や、雨天時の溢水発生区域における誤接と雨水混入比・溢水量の関係に関する研究[11]、タンクモデルによる雨水浸入水の予測[12]等がこれまでに報告されている。しかし雨水浸入に関する調査や対策は一般には個々の下水道事業者によっており、全国的な調査事例がこれまでにないことから、その実態は明確ではない。

一方、文献[13]では海外における雨水浸入、特に汚水の溢水（SSO：Sanitary Sewer Overflow）に関する各種の事例と対策手法が報告されている。SSOが発生するような状況では、①健康へのリスクの増大　②溢水の流出先水域への悪影響　③経済的損失　など悪影響の潜在的可能性があるとされ、対策の必要性が指摘されている。

こうしたことから、今後は我が国の下水道管理者へのヒアリング調査等により、汚水管の雨水浸入についての実態を把握することが重要である。

6．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。

6．1　汚水管における硫化物生成に関する調査

本年度調査では、下水管渠内での硫化物生成と有機物（特に有機酸）との関係について、硫化物生成リアクターによる実験と腐食対策実験施設における実験用圧送管路における実験をもとに検討した。さらにこの結果や、これまで土木研究所で実施してきた既往研究結果の検証のため、実際の下水道施設二ヶ所で現地調査を実施した。

(1)リアクター実験における有機酸等の挙動

リアクター実験の結果より、供試管内の生物膜による硫化物生成時には、プロピオン酸が酢酸に分解していたと推定され、この過程に硫酸塩還元細菌が関与していたと思われる。実験管路における調査でも、硫化物生成の進行に伴い、下水中のプロピオン酸の減少と酢酸の増加が認められ、同時に下水中の硫酸イオンが減少していた。

(2)実施設における有機酸等の挙動

実際の下水道施設における調査結果では、硫化物生成の多い時間帯には酢酸濃度の上昇が確認された。一方で(1)での調査結果とは反対に、硫化物生成の多い時間帯にプロピオン酸も蓄積されるのが確認された。これは硫酸塩還元反応とともに、下水中の有機成分の嫌気性分解反応も進行していた結果と考えられるが、今回の現地調査からはこれらの生物反応を特定することは出来なかった。

(3)硫化物生成の制御因子

リアクター、実験管路、二ヶ所の現地調査の全ての測定結果より、ORP が−100mV 以上の場合は硫化物生成はほぼ抑制されると判断された。過年度調査で報告したとおり、ORP 値が硫化物生成を判断する制御因子として有用であることが裏付けられた。なお DO 値については、現地調査では取付管からの流入や圧送管末端の水流などサンプリング上の問題から明確な閾値を判断する測定結果は得られなかった。

6．2　汚水管への浸入水に関する調査

本年度は浸入水に関する調査の初年度として、既存統計資料をもとにその実態把握のための調査を行った。この結果、「下水道統計」[8]の集計結果から、現在供用中の下水処理場の約５％～８％にあたる 40～60 箇所程度で、不明水の割合が 30%以上となっていることが分かった。また集計結果では不明水量と降水量には一定の関係が見られたことから、下水道への不明水には全国的にみても相当量の雨水浸入水（降雨による地下水浸入の増加を含む）が含まれていることが示唆された。

<謝辞>

硫化物生成に関する現地調査及び浸入水に関するヒアリング調査に協力いただきました関係各機関の方々に厚く御礼申し上げます。

<参考文献>

1) 田中、北川、深谷　「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」　平成６年度及び７年度 下水道関係調査研究年次報告書,1995,1996,建設省土木研究所
2) 下水道維持管理指針 管路施設編 1991 年版,（社）日本下水道協会
3) 下水道管路施設維持管理マニュアル （改訂版）,1991,下水管路維持協会
4) 「管渠維持管理講座 A to Z」　月刊下水道　Vol.17,No.15,1994
5) 竹内「硫酸塩還元細菌の生理生態」, 用水と廃水 Vol.31 No.4 1989
6) 下水道管路施設における浸入水防止対策指針, 1982,（社）日本下水道協会
7) 浜田「下水道における不明水問題の現状と課題」,月刊下水道,Vol.11,No.10,1988
8) 平成３年度版～６年度版　下水道統計（行政編）,（社）日本下水道協会編
9) 気象年鑑 1992 年版～1995 年版, 日本気象協会編
10)下水道施設計画・設計指針と解説 前編 1994 年版,（社）日本下水道協会
11)福田、佐藤「分流汚水管の誤接続の影響」　下水道協会誌 Vol.34 No.408 1997
12)和田、三浦、八谷「降雨浸入水発生機構のモデル化と予測シミュレーション」,第 32 回下水道研究発表会講演集,1996
13)U.S.EPA “National Conference on Sanitary Sewer Overflows (SSOs)”, 1995

５．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　鈴木　穣
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、臭気の発生や着色・濁り・浮遊物の増大により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、快適な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年度には、既存の再利用施設における水質の実態調査を実施して、1）輸送や貯留の過程で細菌の増殖が見られる場合があること、2）ＳＳ、鉄、色度が若干増加する場合が多いことなどを明らかにした。また、模擬管渠を用いた室内実験にも着手し、初期の結果として、3）管渠内を流下中に一般細菌が増加することや、4）管壁に増殖した生物膜のはく離によって再生水の浮遊物濃度が増加することが明らかになった。

平成７年度の調査では、６年度に引き続き、既存施設で調査を実施し、5）消毒のために注入された塩素は水温の高い夏季の方が速やかに消費されること、6）再生水中に残留している大腸菌群や一般細菌は、移送中に増加する場合もあるが、減少する場合の方が多く、夏季に減少の傾向が強いこと、7）一般細菌数を低く保つには相当強い消毒と十分な残留塩素の保持が必要であること、を把握した。また、実際の再生水中の腸内細菌類の調査を行い、8）再生水中に残留している大腸菌群を構成するのは主に、Escherichia属、Klebsiella属、Enterobacter属であり、その構成は移送後も大きく変化しないことを明らかにした。室内実験では、9）再生水の濁度の増加や色度の増加は微生物活動の結果と考えられ、微生物は管壁に付着して生育している可能性が高いこと、10）Ｋ－Ｎの硝化によるｱﾙｶﾘ度の消費とＮＯｘ－Ｎの増加が認められたことから、硝化細菌群の増殖の可能性が高いとが考えられた。次に、これらの水質変化を抑制するため、再生水に次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加したが、11）1mg/lまでの低濃度の塩素注入によって、一般細菌数を制御することはできなかった。

以上の結果に基づき、本年度からは水質変化の原因となっていると考えられる移送管壁面の生物膜とその制御手法について検討を加えて行くこととした。本年度は、供用開始後相当年数が経過し、過年度の調査によって水質の劣化が認められた下水処理水再利用施設において、送水管内部の付着物に関する実態調査を行い、実際の送水管における付着物の影響を検討することとした。また、模擬管渠による室内実験では、生物膜の生長と水質変化の関係について更に検討を加えること、水質変化の制御法として塩素消毒の効果を引き続き検討することとした。

2．平成８年度の調査結果

2．1　再生水利用施設における再生水輸送管の付着物に関する実態調査

下水処理水を水洗用水や修景用水として利用している期間が長く、過年度の実態調査によって再生水質の変化が認められたＡ市の下水再生水送水施設において、管渠内面の付着物の確認のための実態調査を実施した。

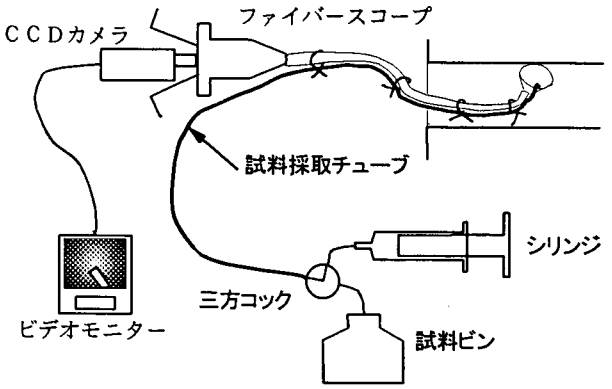
2．1．1　現地調査方法

（1）再生水送水管の内部調査方法

再生水送水管の内面の観察は、再生水送水管の径が１００mm程度の大きさであること、供用中の管渠であり、利用者への影響を少なくするため送水停止時間は極力短くすること、管渠の掘り出し、切断等を行わずに、配管途中に設けられた弁等の付属設備から送水管に到達して実施できること等の条件から、工業用のファイバースコープを用いて行うこととした。表－１に今回の調査で使用したファイバースコープの概要を示しておいた。

表－１　管内調査に用いたカメラの概要

形式	工業用ファイバースコープ （オリンパス工業製IF11C5-30）
直径	１１mm
長さ	３m
カメラ	ＣＣＤカラービデオカメラ
モニター	８インチカラーディスプレイ付 ＶＨＳビデオレコーダ



図－１　付着物採取方法

（2）再生水送水管内壁付着物の採取方法

ファイバースコープによって付着物の存在が確認された場合は、付着物の成分や構成生物を分析するため、これを採取する必要がある。そのため、図－１に示すように、ファイバースコープにやや硬質の樹脂チューブを抱かせ、その先端が画面上で確認できるようにレンズ先端より少し前に出して固定し、樹脂チューブの後端には注射器を接続して、これによって付着物を吸引して採取できるようにした。

（3）再生水管の直接調査

調査対象となったＡ市において、再生水の新規供給施設への送水管接続に伴って既設管の一部を切断除去する工事が実施されることとなったため、現場で切り出された管からの付着物の直接採取を行った。また、切断された管の前後についてファイバースコープによる内面の観察を行った。

（4）調査地点の概要

Ａ市における調査は、直接調査を含め３カ所で行った。３カ所の埋設送水管の供用開始後年数は、調査地点ａが約１０年，ｂが約２年，ｃが約１５年である。この間、管渠の清掃や交換は行われていない。管の材質は３地点ともダクタイル鋳鉄管の内面にモルタルライニングが施されたものである。なお、ｃ地点は直接調査地点である。また、ｂ地点は管の経路や利用水量から他の２点と比較すると水の動きが少ないと想定される地点である。

2．1．2現地調査の結果

（１）送水管内面の観察結果

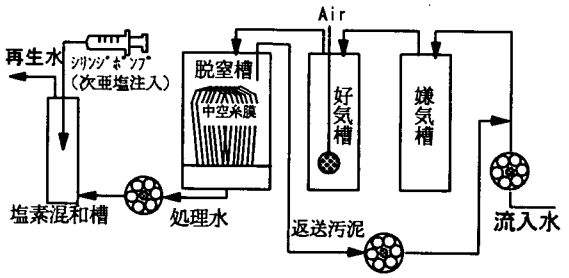
送水管内面の付着物は、ｂ点では他の２地点よりやや多かったが、何れにしても極めて少量であった。付着物は、管の内面を１ｍｍ以下の厚さで薄く覆っており、部分的に底部にやや厚く付着（もしくは堆積）している状況であった。観察できた範囲は、開口部から１ｍ程度の範囲内であったが、３地点とも錆こぶの発生や腐食・ひび割れ等の問題が生じている個所は見られなかった。モニター画面上での観察でも、また、ｃ地点で実際に切り出した管の肉眼による観察でも、管の内面には薄い付着物の被膜が認められる外は、極めて新鮮で滑らかであった。

表－２　再生水送水管内壁付着物分析結果

項　　目	ａ地点	ｂ地点	ｃ地点
強熱減量(%)	－	29.2	20.9
鉄　　(mg/g)	91.9	16.9	45.1
マンガン(mg/g)	19.4	5.3	5.1
大腸菌群(個/g)	ND	ND	ND
一般細菌(個/g)	1.6×10^{4}	2.8×10^{3}	4.6×10^{2}
従属栄養細菌(個/g)	－	3.8×10^{4}	4.0×10^{3}
亜硝酸菌(個/g)	－	5.1×10^{3}	ND
硝酸菌　(個/g)	－	1.9×10^{2}	ND

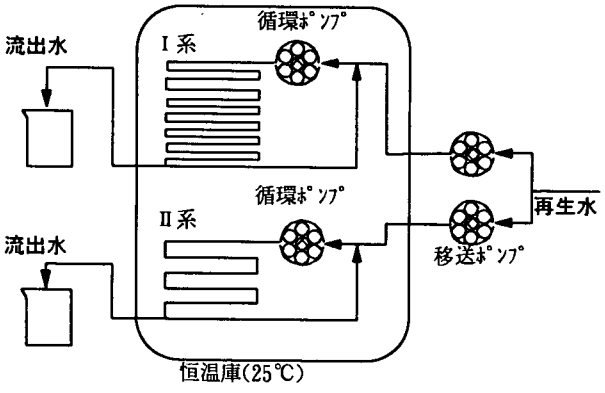
（２）付着物の採取と分析の結果

ｃ地点を除き、調査は管内が再生水で満たされている状態で行われた。先ず、モニター画面上で管内の付着状況を確認し、付着物に採取チューブの先端をこすりつけて厚みを確かめ、比較的厚みのあるところを選んだ。次に、ファイバー先端を回転させるなどして採取チューブを動かして付着物を剥離し、浮遊した付着物をチューブ後端に接続した注射器で吸引して採取した。このとき、付着物は浮遊物として再生水に混じって採取されるため、あらかじめ再生水を採取しておき、付着物浮遊液との分析値の差が剥離した付着物由来の成分によるものであるとした。一方、ｃ地点では切り出された管の内面を綿棒で拭い、分析室で綿棒に付着した物質を蒸留水中に洗い出して成分の分析を行った。



図－2(a)　膜分離活性汚泥処理装置

付着物の分析結果は表－２に示すとおりで、ｂ、ｃ地点の付着物は強熱減量が少なく、無機物が主体の付着物であった。ａ地点の付着物には他の地点より多くの鉄・マンガンが含まれていた。付着物中の一般細菌や従属栄養細菌の量は何れの地点でもわずかで、大腸菌群は検出されなかった。また、ｂ地点の付着物からは、従属栄養細菌より１桁少ない量の硝化細菌が検出された。別途分析した再生



図－2(b)　移送管路模型実験装置

水の水質分析では、高濃度（１ｍｇ／ｌ以上）の残留塩素が検出されており、このために付着物中の生菌数が少なかったものと考えられる。

表－３　再生水移送実験条件

項　　目	Ⅰ系	Ⅱ系
（塩素添加実験）		
循環管路長さ(m)	40	20
設定流量（ml/h）	30	30
循環流量（ml/h）	300	300
（付着生成実験）		
循環管路長さ(m)	40	40
設定流量（ml/h）	31	31
循環流量（ml/h）	300	1920
平均流速（m/s）	0.047	0.302
レイノルズ数	70	450
単位流路長当り損失水頭(滑管)	0.0012	0.0506

２．２　再生水移送中の水質変化に関する室内実験

再生水移送中の水質変化について、模擬管渠と膜分離活性汚泥処理水を再生水として用いた実験によって検討した。本年度は、低い濃度の塩素添加によって、移送中の水質変化の原因であると考えられる細菌の増殖を制御することと、再生水管内の流速が水質変化の原因となる付着生物膜の成長に与える影響について検討した。

２．２．１　実験方法

模擬管渠としては本年度も昨年度と同様に内径１．５ｍｍのシリコンゴムチューブを用いた。塩素添加の検討では、注入率を１～４ｍｇ／ｌの範囲で、期間ごとに設定値を変えて比較した。付着物の生成に関する検討では、塩素注入は行わず、模擬管の長さは４０ｍとし、２系統ある模擬管渠の一方の循環流速が他方と５倍程度異なる場合について比較した。模擬管渠の一部をテストピースとして一週間毎に採取し付着物の生成量を計量した。

実験装置の概要を図－２に、実験条件を表－３に示す。

模擬管渠に供給する再生水は、茨城県霞ヶ浦流域下水道霞ヶ浦浄化センターの流入下水を、膜分離活性汚泥法によって２０℃恒温実験室内で処理したものを使用した。この活性汚泥処理の条件は表－４に、処理結果は表－５に示した通りである。

表－４　膜分離活性汚泥処理の条件

処理方式	嫌気好気無酸素法
流入水	0.1mmふるい通過生下水 (4℃に貯留して供給)
設定処理量	2.0 l/日
嫌気槽容積	200ml又は、250ml
好気槽容積	300ml又は、250ml
無酸素槽容積	500ml(分離膜設置)
汚泥返送率	40%
固液分離	中空糸膜(孔径0.1μm)
その他	好気槽ＤＯ制御

模擬管渠への移送水量は再生水を供給するポンプ流量の調整によって設定したが、活性汚泥装置の処理水量が不安定な場合があり、平均的な移送流量はポンプ運転時間と模擬管渠流出液の貯槽に排出された水量から計算によって求めた。また、塩素は食品添加用次亜塩素酸ナトリウム溶液の希釈液をマイクロシリンジポンプを用いて、膜分離装置の処理水排出ポンプ出口側に設けた塩素混和槽に添加した。

表－５　膜分離活性汚泥処理結果

項　　目	流 入 水	処 理 水
TOC (mg/l)	67.6 (36.7-110)	11.3 (5.4-22.0)
T-N (mg/l)	37.2 (19.5-53.3)	13.7 (3.5-26.3)
K-N (mg/l)	37.1 (19.4-53.3)	6.1 (0.3-20.5)
T-P (mg/l)	3.55 (2.12-4.98)	2.72 (0.63-3.56)
大腸菌数群 (個/100ml)	1.48×10^{5} ($0.1\text{-}5.5\times10^{8}$)	10.2 (0- 124)
一般細菌数 (個/ml)	2.08×10^{6} ($0.2\text{-}6.0\times10^{6}$)	8.51×10^{2} ($2\text{-}1.4\times10^{4}$)

２．２．２ 実験結果及び考察

（１）塩素添加による再生水質変化の抑制

模擬管渠を流下する間に生じた水質の変化と、再生水が移送される前に添加された塩素濃度との関

係を、代表的な水質項目について図－３に、細菌について図－４に示した。図－３，４は共に、塩素注入率の設定が同じであった期間の水質分析結果の平均値を、その期間の平均の塩素注入率に対してプロットしたものである。平均の塩素注入率は、設定注入量を実際の処理水量で除して算出した値である。

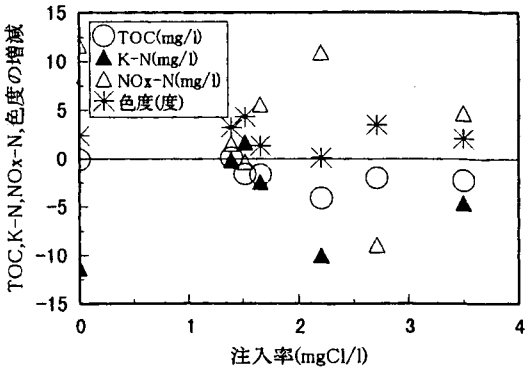
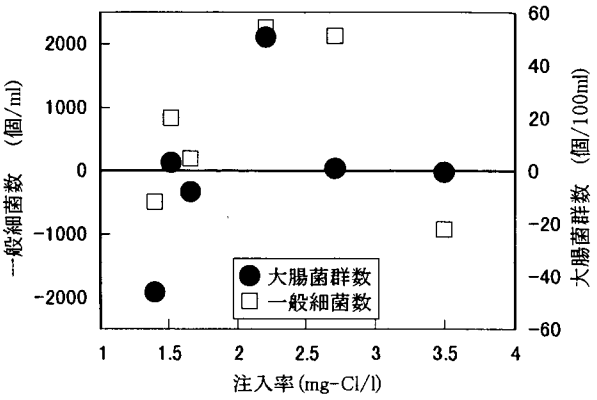


図-3 塩素注入率と水質変化(Ｉ系)

図－３からは、３．５ｍｇ／ｌ以下の塩素注入率では、ケルダール性窒素の減少が認められることから硝化反応の抑制が十分でないこと、有機物（ＴＯＣ）の減少も認められることから従属栄養細菌の活動抑制も十分ではないと考えられる。ただし、これらの微生物活動は塩素注入率が高い方では次第に抑制される傾向にある。



図－４ 塩素注入と細菌数の変化(Ｉ系)

図－４からは、２．５ｍｇ／ｌ以上の塩素注入率で大腸菌群数の増殖が抑制されるが、一般細菌数も抑制されるのは塩素注入率が少なくとも３．５ｍｇ／ｌ以上になってからであると考えられる。

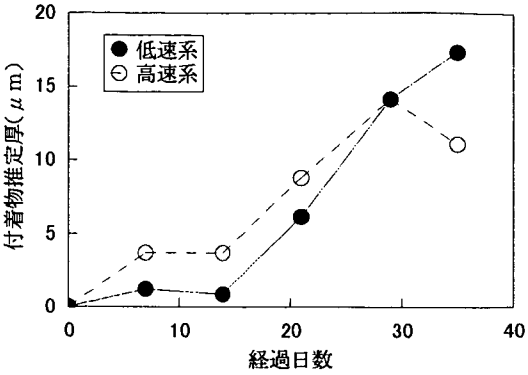
（２）模擬管渠内の付着物生成

模擬管渠として新しいシリコンチューブを用い、分析用に取り付けておいた５本のテストピースを１週毎に回収して付着していたスライムを剥離し、乾燥重量等の測定、成分の分析及び細菌試験を行った。表－６にその結果を示した。

表－６　模擬管渠付着物の分析結果

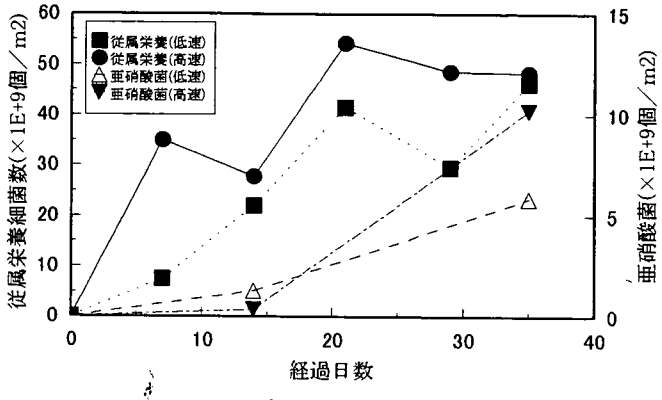
通水開始後の日数		付着物量 乾重(mg/m²)	鉄 (mg/m²)	マンガン (mg/m²)	一般細菌 (個/m²)	従属栄養細菌 (個/m²)	亜硝酸菌 (個/m²)	硝酸菌 (個/m²)
Ｉ系	7	63.7	0.09	0.02	1.22×10^{9}	7.45×10^{9}		
	14	45.2	0.71	0.95	3.63×10^{9}	2.20×10^{10}	1.27×10^{9}	2.04×10^{7}
	21	318.5	3.07	7.96	6.94×10^{9}	4.15×10^{10}		
	29	728.0	7.75	12.79	1.62×10^{10}	2.95×10^{10}		
	35	891.7	13.03	16.08	1.06×10^{10}	4.62×10^{10}	5.86×10^{9}	3.12×10^{8}
Ⅱ系	7	191.1	0.49	0.06	6.69×10^{8}	3.50×10^{10}		
	14	191.1	0.87	1.28	5.20×10^{10}	2.78×10^{10}	3.69×10^{8}	4.46×10^{7}
	21	454.8	3.03	4.78	6.56×10^{9}	5.43×10^{10}		
	29	728.0	4.19	6.65	2.32×10^{10}	4.86×10^{10}		
	35	573.2	4.57	7.23	1.73×10^{10}	4.84×10^{10}	1.02×10^{10}	7.01×10^{8}

乾燥重量をもとに、スライムの水分を５週目の分析で得た９５．２％とし、比重約１と仮定して、テストピースに付着したスライムの厚さを計算で求め、その変化を図－５に示した。図－５では５週経過時点でも管内流速が低いＩ系では依然として膜厚の増加が続いているが、管内流速が高いⅡ系では膜厚の増加は止まっていると考えられる。



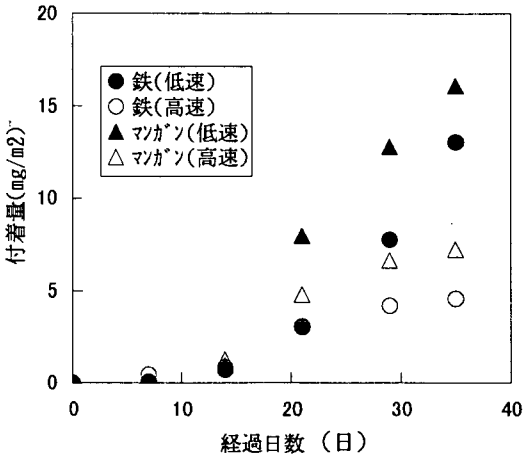
図－５ 付着物の厚さの変化

図－６は、付着物中の細菌数の変化を、従属栄養細菌と亜硝酸菌について示したグラフであり、何れも経時的な増加を示している。高速系では１週目から従属栄養細菌が多く付着しており、３週目以降は５×１０^{10}個／m^2 程度で、ほぼ飽和状態になったと考えられる。低速系は高速系より従属栄養細菌量は少ないが、２週目以降は同じ１０^{10}個／m^{2}台で推移している。亜硝酸菌は２週目と５週目に測定した。２週目の測定では高速系の方が亜硝酸菌数が少なかったが、増殖後の５週目では高速系の方が多い結果になった。



図－６ 付着物中の細菌数の変化

図－７は付着物中の鉄とマンガンの量を示したものである。鉄・マンガンとも低速系では５週目以降も依然として増加傾向が続くと考えられるのに対し、高速系では３週目から増加は頭打ちであり、５週目には付着物中の濃度が低速系の２分の１から３分の１以下と明瞭な差が表れた。



図－７ 付着物中の鉄・マンガン

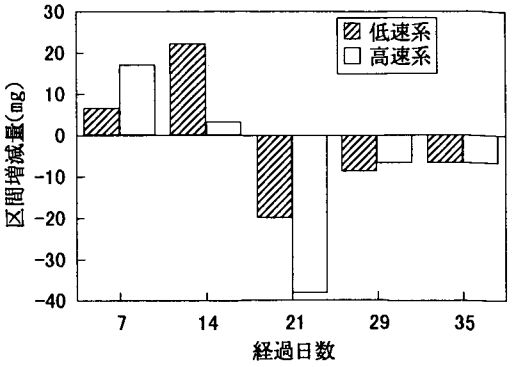
以上の結果から、模擬管渠の内面に付着したスライムは、従属栄養細菌、硝化細菌等の微生物と、鉄・マンガンなどの無機物が混じって構成されていると考えられる。管内流速の高い系では従属栄養細菌の量が安定すると共に付着物の量も安定してきたのに対し、管内流速の低い系では無機物の付着が進行しており、付着物量としても増加している。無機物の付着が付着物全体の増加にどの程度寄与しているかは不明であるが、鉄・マンガンの付着力は微生物の付着力に比べると弱く、高速系の流れの剪断力によって付着が阻止されたため、低速系の方が鉄・マンガン付着量が多くなったもの

と考えられる。

（３）付着物の生成に伴う水質の変化

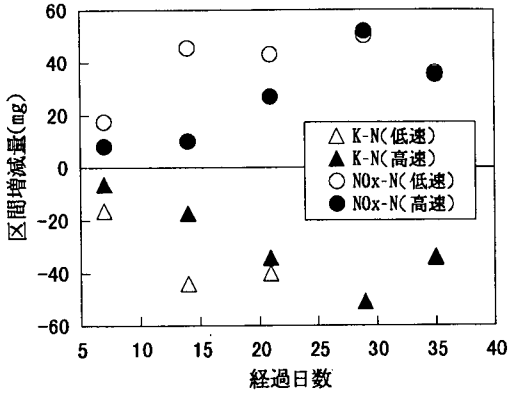
付着物の増加に伴って移送中に生じる水質変化の傾向がどう変わるか検討した。

図－８はＴＯＣの変化の傾向を示したグラフである。付着物量の少ない期間はＴＯＣは増加する傾向にあったが、付着物中の従属栄養細菌量が安定した３週目以降は、減少に転じ、次第に変化量は減少している。３週目以降のＴＯＣの減少は、従属栄養細菌による有機物の摂取が卓越したためであると考えられる。



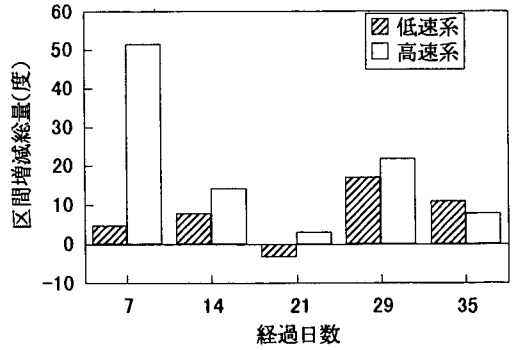
図－８ 移送中に生じたTOCの変化

図－９はケルダール性窒素と酸化態窒素の変化の傾向を示したグラフである。ケルダール性窒素は移送中に常に減少し、減少量は低速系では２週目以降、高速系では３週目以降ほぼ一定の水準に達して安定している。これに対応して酸化態窒素は移送中に常に増加し、増加量の変化傾向はケルダール性窒素減少量の変化傾向と一致しているから、これらは硝化の進行による変化である。一方、付着物中の硝化細菌試験の結果によれば、２週目から５週目にかけて硝化細菌は増加しており、当初は、低速系の方が高速系より亜硝酸菌数が多かった。上記のケルダール性窒素と酸化態窒素の増減傾向の変化と併せて考えると、硝化細菌は高速系でも３週目にはほぼ飽和の状態に達し、５週目の試験結果で得られた硝化菌数は、ほぼこの実験系における最大生息数であったと考えられる。



図－９ 移送中の窒素の変化

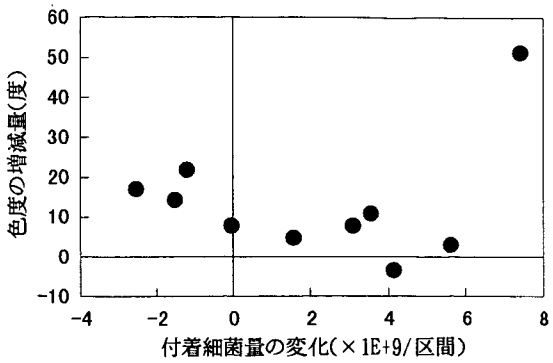
図－１０は色度の変化について示したグラフである。色度は第３週目（経過２１日）の低速系を除いて増加している。鉄やマンガンのような着色の原因となる無機物の濃度が低い本実験系では、このような色度の増加は、着色細菌の流出、色素を含む代謝産物の生成など、何らかの微生物活動に関連して生じたものと考えられる。図－１１は付着物中の従属栄養細菌が前の区間と比較して増加または減少した量とその区間の色度の増減量との関係を示したグラフである。右上の１点を除けば、色度の増加は、細菌数の増加がある水準を下回った時に生じ、色度増加の程度は、細菌数増加がある水準より低下する程度と関係がある、ということになる。



図－１０ 移送中の色度変化

２．３　移送中の再生水質の変化の原因と抑制手法に関する考察

本年度の調査の結果、Ａ市の再生水利用施設の送水管内の付着物には、室内実験の模擬管渠に付着したスライム中より４オーダー低い量の細菌しか存在しないことがわかった。また、室内実験によって、４ｍｇ／ｌ程度までの塩素注入率（移送後の残留塩素０．２ｍｇ／ｌ以下）では、微生物の活動を完全には抑制できないことがわかった。



図－11　従属栄養細菌と色度の増減量

Ａ市の施設では送り出しの時点で３ｍｇ／ｌの残留塩素が存在しており、室内実験と比較すると遙かに強い塩素消毒が実施されていた。このため、送水管内での微生物増殖とこれに伴う付着物の生成が抑制されたものと推定される。すなわち、高濃度の塩素注入によって移送中のスライム生成やそれに伴う水質の変化を抑制することが可能であると考えられ、塩素注入濃度とスライム生成抑制効果の関係などについて、詳細な検討が必要である。一方、実施設の付着物中にも模擬管渠の付着物中にも鉄とマンガンが検出された。付着物中の含有率は、Ａ市の施設では鉄１６．９～９１．９ｍｇ／ｇ、マンガン５．１～１９．４ｍｇ／ｇ、模擬管渠では５週目の付着物中で鉄８．０～１４．６ｍｇ／ｇ、マンガン１２．６～１８．０ｍｇ／ｇであった。細菌の量とは違って、実施設と模擬管渠の差は小さく、鉄は実施設の方が２～７倍高濃度であるのに対し、マンガンは模擬管渠と同程度の含有量であった。鉄はＡ市の施設では、付着物の重要な構成要素であり、管渠の古いａ点が管渠の新しいｂ点より高い含有率であったことから、付着を促す環境要因や長期的な蓄積について検討が必要であると考えられる。

３．まとめと今後の課題

再生水移送中の水質変化について実施設の管内面を調査し、付着スライムを採取して、微生物量、鉄・マンガン等の分析を行った。室内実験では塩素添加による水質変化を調査した。また、模擬実験管渠では付着物生成とこれに伴う水質変化等を検討した。その結果、次の（１）から（７）の事項が判明した。

（１）再生水中の残留塩素濃度が高く保持されていたためか、使用開始後１０年以上経過した再生水管でも内部に厚い堆積物や肥厚したスライムは無かった。

（２）上記管内のスライムは薄くて強熱減量が小さく、無機物を主体にすると考えられる。

（３）１～３．５ｍｇ／ｌ程度の塩素注入率で微生物による水質変化を０にすることは困難である。

（４）大腸菌群の増加抑制には２．５ｍｇ／ｌ以上の塩素注入が、一般細菌数の増加抑制には少なくとも３．５ｍｇ／ｌ以上の塩素注入が必要であると考えられる。

（５）管内に付着するスライムの厚さは流速の大きい系では薄く、流速の小さい系ではより厚くなる。

（６）特に鉄・マンガンの付着量は、流速が低いと多くなる。

（７）ＴＯＣや色度の変化は従属栄養細菌の量やその増減に関係していると考えられる。

これらの結果に基づき、最終年度は再生水質の移送中の劣化を制御する塩素注入等の方法について、供給水質との関係において検討を行い、実用的な手法を呈示する予定である。

６．再生水の消毒に関する調査

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
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１億m^3（平成５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。

さらに、平成８年６～７月にかけ埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例は、８千人以上にも及ぶ感染者が発生し、我が国における新たな水系感染症として大きな注目を集めた[2)]。このように、最近ではウイルスや病原性原虫類といったこれまで検討対象とされなかった微生物が問題となってきている。

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、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法及び除去法を調査し、ウイルス・原虫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７年度までの調査結果

７年度まで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たが、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た。

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た。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た。

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く、また無菌状態とした高度処理水中では、Ｑβファージ、Ｔ4ファージと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。

④下水中のウイルスを迅速かつ高感度に検出する手法の開発を目的に、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法(ELISA)についてウイルス検出効率の把握を行った。その結果、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法はウイルスを迅速に検出できるが、その検出感度は10^2～10^4PFU/mℓ濃度であることから、現時点においては組織培養法との併用が望ましいと考えられた。すなわち、組織培養法によってウイルスを検出した後、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法でそのウイルスを同定すれば現時点よりも迅速にウイルスを測定できる。

⑤新たな水中の病原体として注目されてきている*Cryptosporidium*及び*Giardia*の２種類の原虫について調査を行った。下水中にこれら原虫類の存在が推定されることから、今後、下水処理水を再利用する上でより高度の安全性を確保するためには、これら原虫類の存在を考慮しなければならないと考えられた。また、簡易な検出手法として、*Cryptosporidium*のオーシストでは蔗糖浮遊法、抗酸染色法について、*Gardia*のシストの検出ではホルマリンエーテル法により集積しヨード染色する方法について検討を行ったが、間接蛍光抗体法に比較して安定した検出結果が得られなかった。

3．平成８年度における調査

平成８年６～７月にかけ埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例は、８千人以上にも及ぶ感染者が発生し、我が国における新たな水系感染症として大きな注目を集めた。とりわけ、クリプトスポリジウムのオーシストが人等のふん便中に含まれて排出されることから、下水道を通じ下水処理場に流入してくることが予想される。このため、平成８年度は埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムによる集団感染事例に鑑み、下水中からオーシストを検出する際の濃縮・回収法等について検討を行った。

3.1 下水中からのオーシストの濃縮・回収法等の検討

本報告においては、下水及び下水処理水中から簡易かつ効率良くオーシストを回収することを目的として濃縮方法等の検討を行った。当初、オーシストの濃縮は、試料を遠心分離にかけ沈査を回収し、密度勾配遠心処理により沈査とオーシストを分離する方法でオーシストの集積液を作成した。しかし、清浄で懸濁物の少ない下水処理水や河川水の場合には、試料を遠心分離しても生成される沈査の量が少ないうえオーシストの回収率も２～３%程度と低かった。また、パーコール蔗糖液を用いて密度勾配遠心処理により、下水処理水の沈査からオーシストを分離しようとしても、最終沈殿池を経てきた懸濁物のため、オーシストの集積する分離界面上に懸濁物も集積してしまい良好に分離が行えなかった。このため、下記に示す方法によりオーシストの濃縮法を検討した。

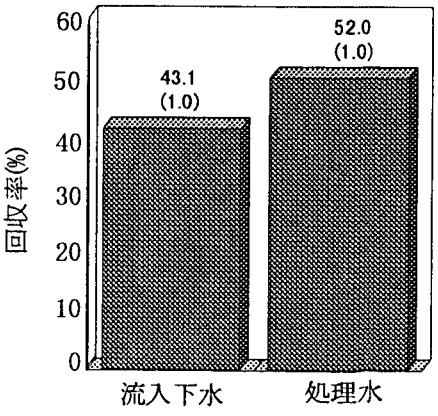
検討には、オーシストを添加したＡ下水処理場の流入下水及び砂ろ過水を用い、平膜のメンブランフィルターで試料のろ過を行いオーシストを捕捉させ、アセトンによりフィルターを溶解しオーシストを固定させる方法[3]を参考に、下水中からオーシストを濃縮した場合の回収率の把握を行った。オーシストの検出は、キット（HYDROFLUOR-Combo, ENSYS INC.）を用いて間接蛍光抗体染色し落射蛍光専用顕微鏡により計数した。

3.2 検討結果及び考察

検討結果を図－１に示す。オーシストの平均回収率は流入下水で約43%、砂ろ過水で約52%となっており比較的高い回収率が得られた。しかし、上記方法によって下水及び処理水の濃縮を行った場合、オーシスト集積液中に懸濁物等の存在が認められたことから、間接蛍光抗体染色を行う際に蛍光染色用フィルターへの通水量が減少し分析水量が少なくなることから、検出限界値が低くなる可能性が伺えた。

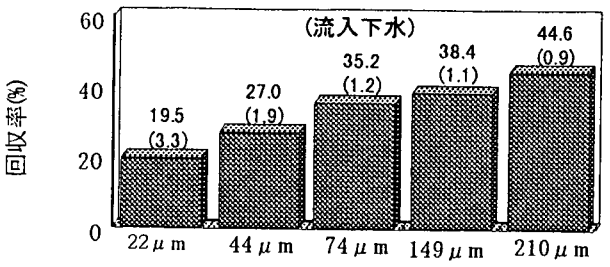
このため、検出限界値（分析水量）の向上を目的に、オーシスト集積液をふるい処理し、回収率に及ぼす影響や通水量の把握を行った。パーコー ル蔗糖液による密度勾配遠心処理によっても懸濁物とオーシストの分離について試みたが、オーシストの集積する分離界面上に懸濁物も集積してしまい良好に分離が行えなかったためにふるいを使用したものである。特に下水処理水の懸濁物については、その傾向が顕著であった。また、密度勾配遠心処理を行うことにより遠心分離操作が多くなることから、オーシストの回収率の低下も認められたためである。尚、ふるい処理には目開きが22～210μｍのものを用いた。

ふるい処理による検討結果を図－２、３に示す。流入下水の場合、目開きが44μｍのふるいでオーシスト集積液の通水量を約２倍、22μｍのふるいで約３倍量以上増加させられたが、平均の回収率が各々約30～20%に低下している。処理水の場合には、22μｍのふるいで通水量を約２倍量以上増加させられたが、平均の回収率が若干低下して約46%となっている。流入下水と比較すると処理水では、ふるい処理の影響が少ないものと考えられる。



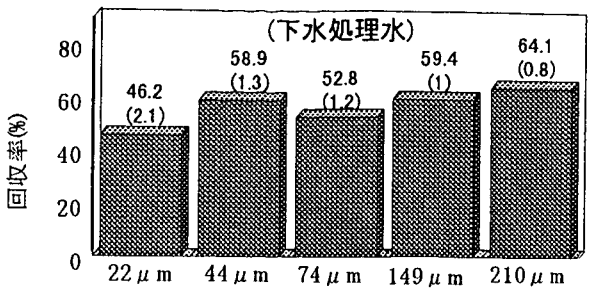
<グラフ内数値：回収率(上段)
及び通水量比(下段)の平均>

図-1　オーシストの回収率



<グラフ内数値:回収率(上段)及び通水量比(下段)の平均>

図-2 ふるいの粒径が回収率に及ぼす影響



<グラフ内数値:回収率(上段)及び通水量比(下段)の平均>

図-3 ふるいの粒径が回収率に及ぼす影響

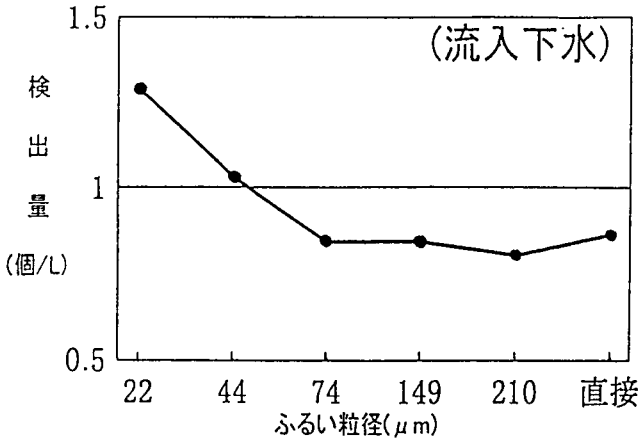
一方、ふるいの目開きが74μm以上になると通水量をあまり増加させられない。また、目開きが210μmのふるいでは、懸濁物があまり捕捉されないものとなっているので、懸濁物濃度がふるい処理しないものと同一として、蛍光染色用フィルターへの通水量の違いから回収率に及ぼす影響を処理水の検討結果より比較した。図－１に示した処理水の回収率は約52%であり、通水量比は１倍量である。図－３に示した210μmのふるい処理においては、通水量比を0.8倍量とすることで回収率は約64%に向上している。これは、蛍光染色用フィルターへの懸濁物負荷量を低下させることにより、フィルター上のオーシストが懸濁物に隠されることが少なくなり、回収率が向上するものと考えられた。

ここで、流入下水のオーシスト濃度を10個/ℓ、処理水のオーシスト濃度を１個/ℓと仮定、蛍光染色に用いるフィルター枚数を同一とし、蛍光染色用フィルターへの通水量と回収率の関係から、ふるい処理実施有無によるオーシストの検出効率を(1)式により比較した。

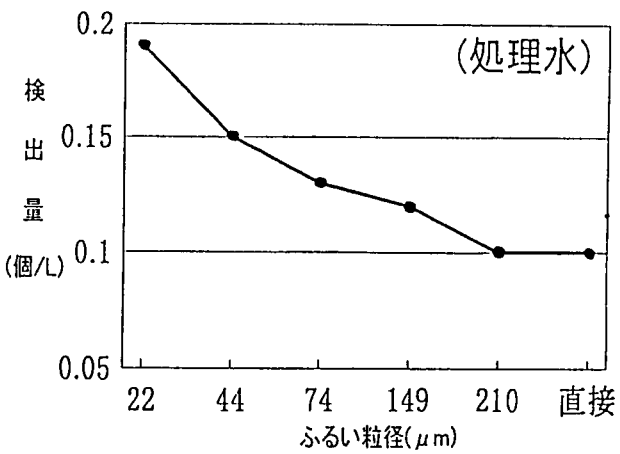
$$K = C \cdot (F/S) \cdot R \qquad (1)$$

ここに、K：検出濃度（個/ℓ）、オーシスト濃度（個/ℓ）、F：フィルターへの通水量（mℓ）、
S：オーシスト集積液量（mℓ）、R：回収率

比較結果を図－４、５に示す。流入下水、処理水とも目開きが22μmのふるい処理を行うことによ



図－4 オーシストの検出効率



図－5 オーシストの検出効率

り、オーシストの最大検出量が得られている。これは、蛍光染色用フィルターにオーシストの集積液を多く通水できるためであると考えられる。一方、ふるいの目開きが大きくなるにつれ通水量が減少することから、オーシストの検出量も低下している。さらに、ふるい処理実施有無によるオーシスト

の検出効率について整理したものを表－１に示す。ふるい処理を行うことにより検出濃度は約1.5～２倍になるとともに検出限界値（分析水量）も向上するものと考えられる。また、ふるい処理を行うことにより蛍光染色用フィルターへの懸濁物の影響が少なくなり、オーシストを検出するための検鏡時間を大幅に短縮することができると考えられた。

表－１　検出効率

	C	F	S	R	K
流入下水ふるい無	１０	1	5	0.43	0.86
流入下水２２μm	１０	3.3	5	0.20	1.32
処理水　ふるい無	1	1	5	0.52	0.10
処理水　２２μm	1	2.1	5	0.46	0.19

４．１人の感染者が存在した場合の流入下水中のオーシスト濃度の推定

クリプトスポリジウムに感染し発症した人が排出するオーシストは、下痢のピーク時において１日に約１０億個とされる[4]。クリプトスポリジウムのオーシストが人等のふん便中に含まれて排出されることから、下水道を通じ下水処理場に流入してくることが予想される。このため、下水処理区域内にクリプトスポリジウム感染者が１人存在した場合の流入下水中のオーシスト濃度の推定を行った。推定結果を表－２に示す。流入水量が5,000m3/日規模の下水処理場の場合には、流入下水中の平均オーシスト濃度は約200個/ℓ、100,000m3/日規模の場合には約10個/ℓとなる。比較的小規模な処理場の場合には、平均オーシスト濃度が高いことから検出しやすいと考えられるが、流入水量の多い大規模な処理場では希釈割合が大きいことから、平均オーシスト濃度が低くなるため、分析水量を多くしなければならないと考えられる。また、活性汚泥処理によるオーシスト除去効果を９０％として仮定し処理水中のオーシスト濃度を求めると、5,000m3/日規模の下水処理場の場合には、平均オーシスト濃度は約20個/ℓ、100,000m3/日規模の場合には約１個/ℓとなる。よって、処理水についても大規模な下水処理場であれば、分析水量の増加を計らなければならないと考えられる。

表－２　オーシスト濃度の推定結果

(処理区域内に感染者が１人存在と仮定)

流入下水量 (m3/日)	流入下水 平均ｵｰｼｽﾄ濃度	流入下水を測定し 回収率20%と仮定	処理水 ＊ 平均ｵｰｼｽﾄ濃度		処理水を測定し 回収率50%と仮定	
5,000	200個/ℓ	40個/ℓ	20個/ℓ	2個/ℓ	10個/ℓ	1個/ℓ
10,000	100個/ℓ	20個/ℓ	10個/ℓ	1個/ℓ	5個/ℓ	0.5個/ℓ
50,000	20個/ℓ	4個/ℓ	2個/ℓ	0.2個/ℓ	1個/ℓ	0.1個/ℓ
100,000	10個/ℓ	2個/ℓ	1個/ℓ	0.1個/ℓ	0.5個/ℓ	0.05個/ℓ
500,000	2個/ℓ	0.4個/ℓ	0.2個/ℓ	0.02個/ℓ	0.1個/ℓ	0.01個/ℓ

＊ 活性汚泥処理によるオーシスト除去効果を９０％（左値）、９９％（右値）として仮定。

5．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、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法及び除去法を調査し、ウイルス・原虫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。８年度は主に埼玉県越生町でのクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例に鑑み、下水及び処理水中からクリプトスポリジウムのオーシストを濃縮・回収方法等について検討を行った。検討結果を以下に示す。

① 平膜のメンブランフィルターによって下水及び処理水中からオーシストを濃縮する方法では、比較的高い回収率が得られるものと考えられた。

② しかし、この方法により下水及び処理水を濃縮した場合、オーシスト集積液中に懸濁物の存在が認められたことから、ふるい処理によって懸濁物とオーシストの分離を行えば、分析水量及び検出効率を向上させることができると考えられた。

③ 下水道処理区域内にクリプトスポリジウム感染者が１人存在すると仮定し、排出するオーシスト数を基に流入下水中の平均オーシスト数を推定すると、流入水量が5,000m3/日規模の下水処理場の場合には、約200個/ℓ、100,000m3/日規模の場合には約10個/ℓとなった。

今後は、これらクリプトスポリジウムを含めた原虫類の各下水処理プロセスでの消長を調査するとともに、調査箇所及び回数を増やしデータの蓄積を行う予定である。

最後に、本検討に関して大阪市立大学医学部医動物学教室 井関 基弘博士には多大なご指導・ご協力を得ました。ここに、記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８年

2) 例えば、埼玉新聞 (1996, 7, 20)

3) *J.E.Aldom and A.H.Chagla,"Recovery of Cryptosporidium oocyst from water by a membrane filter dissolution method "Letters in Applied Microbiology , Vol.20,pp.186～ 187 (1995)*

4) 井関基弘、「クリプトスポリジウム症」、臨床と微生物 Vol.20 No.6 1993

5) 諏訪 守ら、「下水中からのクリプトスポリジウムの濃縮方法について」第31回日本水環境学会年会講演集 (1997)

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

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　吉澤　正宏
交流研究員　竹廣 喜一郎

１．はじめに

下水処理場は、水質汚濁防止施設として、良好な処理水質を得ることを主目的としている。しかし、下水処理場は、エネルギーを使用して、流入する物質を汚泥や排気ガス等に変換する、いわば物質の変換システムである。下水処理場の評価基準が、消費エネルギー、排出ガス、資源の有効利用、水環境に与える影響等と多様化してきていることから、これらの評価基準のもとに下水処理システムを最適化し、環境に対する負荷を最小にする必要がある。

２．研究の目的及び方法

本研究は、多様な評価基準に対して最適な下水処理・資源回収システムを提示することを目的とする。そのため、本研究ではまず、下水処理場に対する要求を、処理水、汚泥、エネルギー、排出ガスについて整理するとともに、既存の下水処理場における物質フローとエネルギー消費構造を調査する。これにより、下水処理場における要素プロセス及び全体システムに関して入・出力特性を把握するとともに、多様な観点からプロセス及びシステムの評価を行う。この結果を受けて、システムの改良を目的として、要素プロセスの改良及び開発、要素プロセスの組み合わせ法の検討を行い、要求されるタイプ毎に最適なシステムを提示する。提示されたシステムについてはライフサイクルアセスメントを行い、システムの製造段階から維持管理までの長いスパンでの評価も行う。また、社会生活の変化に伴って起こりうる、あるいは政策的誘導によって生じうる流入下水条件の変化も想定し、対応するシステムについて検討する。

３．平成７年度の調査内容

（１）日本及びドイツの下水処理場における物質フロー（ＴＳ）及びエネルギー消費構造について調査を行った。

（２）生物学的りん除去法の水処理過程における有用資源（Ｋ、Ｍｇ）の挙動について調査し、それらの汚泥中含有率が、りん含有率と正の相関があり、生物学的りん除去法を行うことが、Ｋ、Ｍｇの回収率向上につながることを示した。

（３）固定化担体を投入したA_2O法のシミュレーションモデルについて検討した。

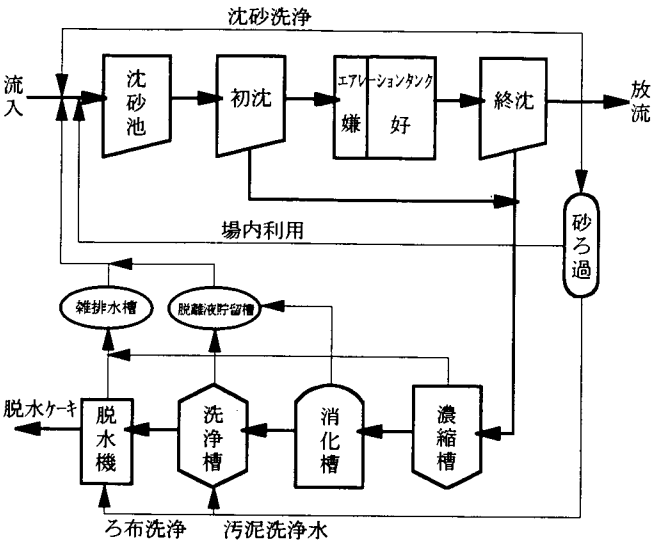
（４）窒素・りん処理水質の高度化について内生脱窒法に関する実験を行い、処理性及び維持管理上の留意点について明らかにした。

4．平成８年度の調査内容

4．1　下水処理場の物質フロー及びエネルギー消費構造

下水処理場における物質フロー及びエネルギー消費構造について把握するため、現地調査を行った。物質フローは、昨年度の報告にないＣＯＤ（二クロム酸カリウムによる化学酸素要求量をいう）、窒素、りん及び金属（Ｋ、Ｍｇ）について、また、エネルギー消費構造は各機器毎のエネルギー消費量を求め、その詳細を知ることを目的とした。選定する処理場は、我が国において最も一般的であることを条件に、処理方式別処理場数[1]で最頻値を示す計画晴天時日最大処理水量10,000～50,000m³/dの標準活性汚泥法で運転されている処理場とした。更に、調査の趣旨から、機器が適切な運転状況下にあることが必要なため、既に計画いっぱいの流入水量があることをもう一つの条件とし、茨城県内のＣ処理場を調査対象とした。

Ｃ処理場の処理プロセスは、図－１のとおりである。エアレーションタンクは、前1/3を無攪拌、無曝気の嫌気槽とする疑似嫌気好気法による運転方法をとっている。嫌気好気法は、生物学的りん除去法の１つであるが、当処理場においては、バルキングの防止を主目的に行っており、実際、りん除去はほとんど行われない。砂ろ過は、場内利用のため流入水量の２％程度の水量について行っている。その他、沈砂洗浄用に二次処理水をオートストレーナに通して利用している。当該規模では汚泥発生量が少なく、洗浄槽及び脱水機給泥タンクを貯留槽的に利用し、脱水機は年間750時間程度の運転となっている。また、脱水ケーキの一部はコンポストとして利用し、残りは系外に搬出されている。



図－１　Ｃ処理場処理プロセス

4．1．1　物質フロー

調査は、脱水機運転日の平成９年３月11日の午後に行った。当日、初沈流出水の水温は16.8℃であった。サンプルは、全てスポットサンプルである。図－２～図－６に、ＣＯＤ、窒素、りん及び金属（Ｋ、Ｍｇ）の物質フローを示す。当日のスポットサンプルでは、脱離液貯留槽及び雑排水槽の固形物量が当処理場の水処理年報（以下、年報という）による平均値に比べ著しく小さかったため、これらについては、年報の平均値を用いることとした。但し、年報にはＣＯＤ他の値はないので、当日のスポットサンプルにおける固形物量当たりのＣＯＤ量等を求め、換算した。濃縮分離液の固形物量も通常に比べ低く、図では、雑排水槽まわりの収支計算より求めた（年報にもデータがないため）。洗浄排水や脱水ろ液は常時排出されているわけではないので、比較的固形物量の少ないこれらの排水と固形物量の多い濃縮分離液や消化脱離液との混合割合の変化から、貯留槽、排水槽の固形物濃度が変化しやすく、スポットサンプルでは収支が合いにくいことが考えられる。同様の理由から、沈砂池流出水についても沈砂池まわりの収支計算より求めた（但し、引抜砂

分による変化はないとした）。脱水ケーキ分は、脱水機まわりの収支計算によった。図中の数字は、流入水をそれぞれ100％とした場合の比率（％）であり、数字は年間平均値から得られた値を、数字は収支計算によって得られた値であることを表す。流入量を、表－１に示す。

表－１　流入量(kg/d)

ＣＯＤ	2025
窒素	224.5
りん	19.55
カリウム	40.02
ﾏｸﾞﾈｼｳﾑ	120.0

（１）ＣＯＤ（図－２）

エアレーションタンクでの分解除去量は、エアレーションタンク・終沈まわりの収支計算によった。また、消化槽での分解除去量も収支計算によった。返流水による負荷増が約70％に達しているが、半分程度は生汚泥→濃縮分離液→返流水→生汚泥と水処理系と汚泥処理系とを循環しているものと考えられた。

（２）窒素（図－３）

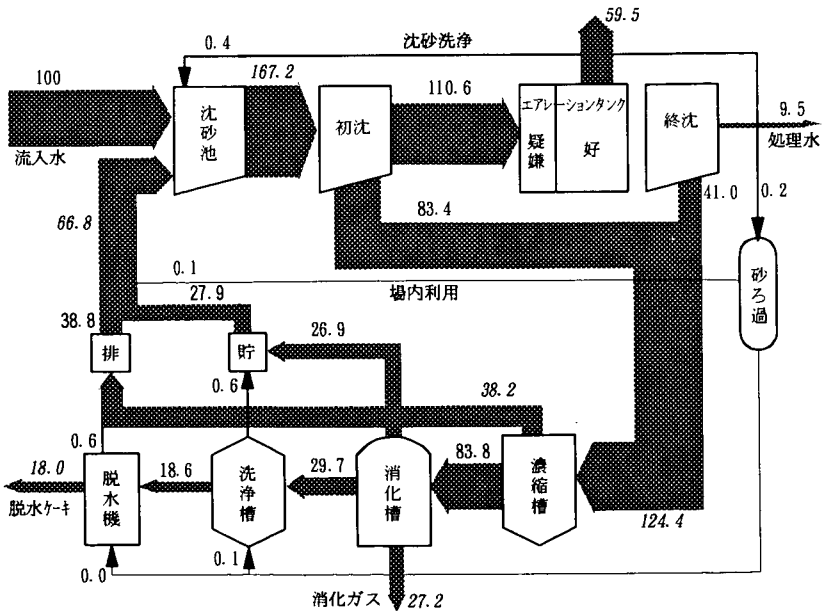
エアレーションタンクでの脱窒量は、エアレーションタンク・終沈まわりの収支計算によった。嫌気槽末端でのNO_x-N濃度はほぼ０、好気槽でほぼ完全硝化を達成しており、返送汚泥中のNO_x-N（＝余剰汚泥NO_x-N＝9.6mg/l）が嫌気槽で脱窒反応より消失したものである。調査時のスポットサンプルでは、56.4％の窒素除去率（処理水対流入水）があったが、平均的には３割程度（年報による）である。

（３）りん（図－４）

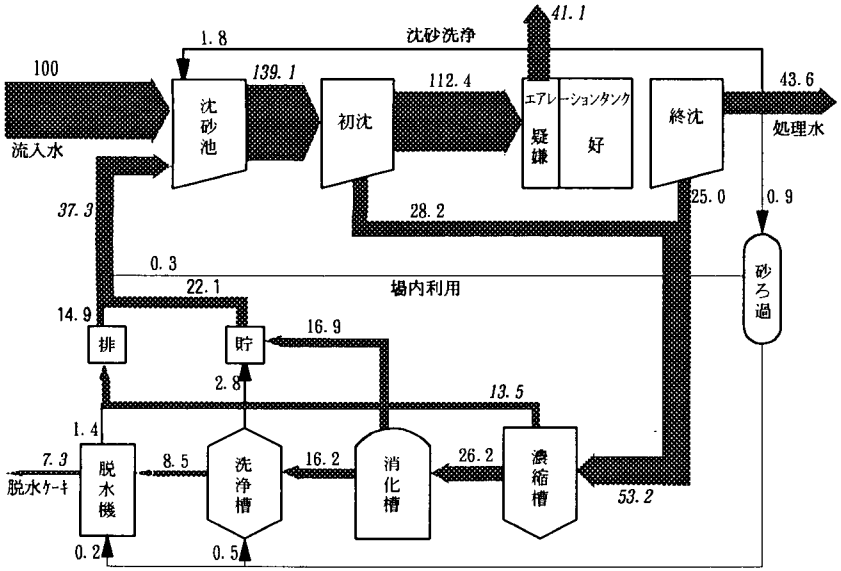
嫌気槽末端のPO_4-P濃度は、10.8mg/lとりんの放出が行われていた。調査日の前後では生物学的脱りんが比較的良好に行われていたと考えられ、余剰汚泥のりん含有率が3.9％と高い値を示していた。しかしながら、返流水による負荷増が200％近くあり、処理水りん濃度は流入水とあまり変わらない結果となった。

（４）金属（Ｋ、Ｍｇ）（図－５、図－６）

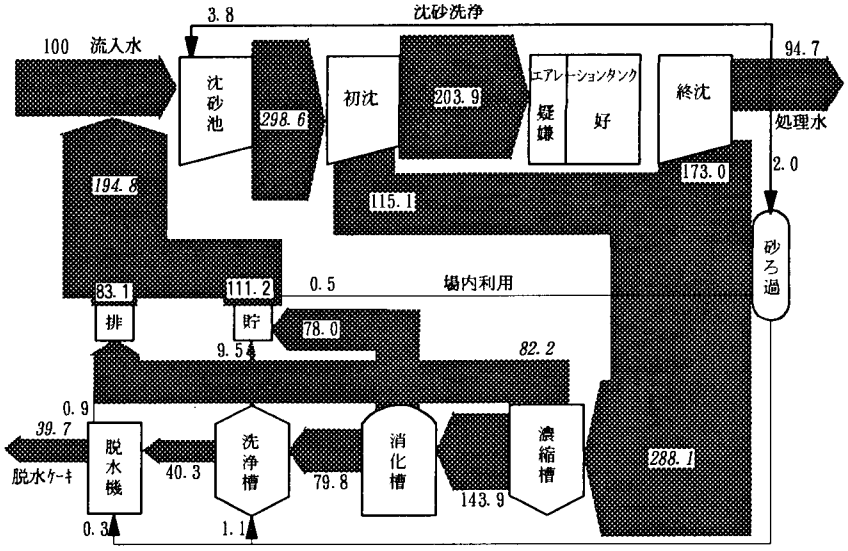
（３）に述べたとおり、生物学的脱りんが行われていたため、後述（４．２）する生物学的脱りん法を導入している高度処理施設とあまり変わらない水処理系から汚泥処理系への移行量があった。また、やはり後述同様、汚泥処理系の嫌気雰囲気下にある濃縮槽や消化槽より返流水に移行、流入量の15～30％が水処理系・汚泥処理系を循環し、処理水の金属（Ｋ、Ｍｇ）濃度は、流入水と変わらないことが分かる。



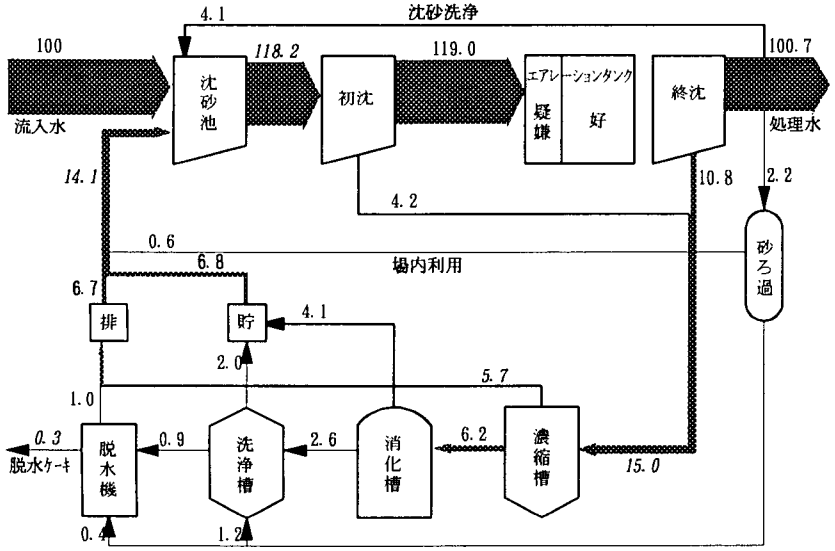
図－２　物質フロー（ＣＯＤ）



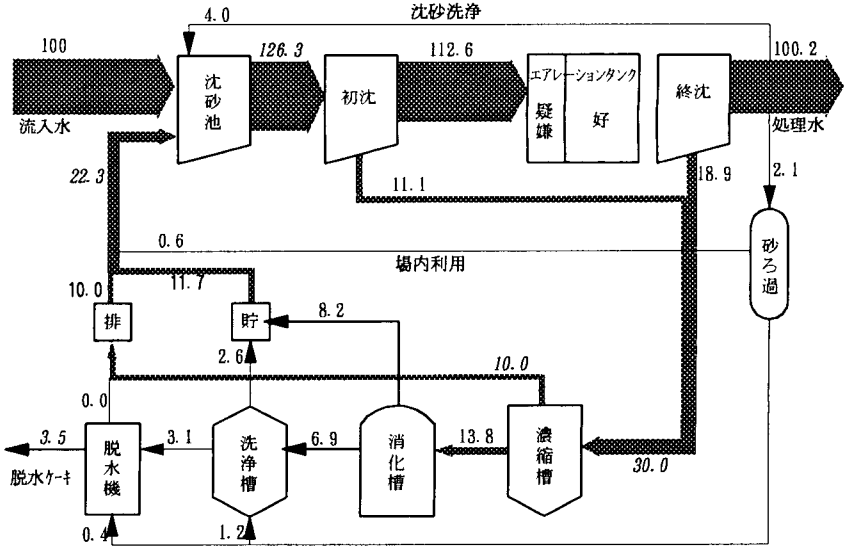
図－3　物質フロー（窒素）



図－4　物質フロー（りん）



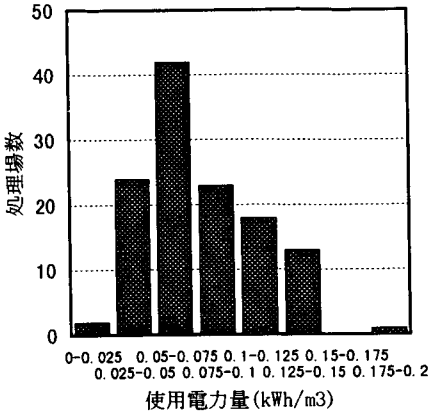
図－5　物質フロー（カリウム）



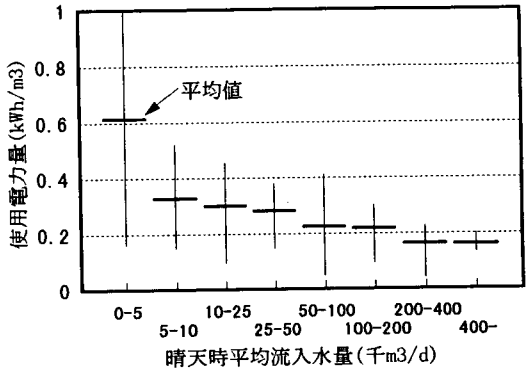
図－6　物質フロー（マグネシウム）

4．1．2　エネルギー消費構造の詳細

まず、首都圏（１都６県）の下水処理場（公共下水道及び流域下水道）を対象に、平成６年度版下水道統計[2]から処理水量当たりのエネルギー使用量についてとりまとめた。図－７は、場内ポンプの使用電力量である。図の範囲外、0.2kWh/m³を超える小規模処理場が９処理場あるが、総じて処理場規模にはあまり関係がなく、最頻値として0.05～0.075kWh/m³、大多数の処理場が含まれる0.025～0.15kWh/m³範囲内でその平均値は、0.078kWh/m³であった。Ｃ処理場は、当該年度で0.065kWh/m³、７年度で0.064kWh/m³と平均的な値であった。昨年度報告のＡ、Ｂ処理場も同様であった。水処理系での使用電力量は、処理場規模（処理水量）が大きくなると小さくなる傾向がある（図－８）。Ｃ処理場は、晴天時日平均流入水量5,300～6,000m³/d（平成６年度～平成７年度）で、使用電力量0.46～0.40kWh/m³であり、当該規模の平均的な値と言える。汚泥処理系での使用電力量は、その処理方式との関連付け等が必要であると考えられるが、大略、0.1kWh/m³前後の値であった。Ｃ処理場で0.14～0.12kWh/m³であった。以上のように、Ｃ処理場は比較的標準的なエネルギー消費構造を示し、その詳細を調査するのに適していると考えられた。

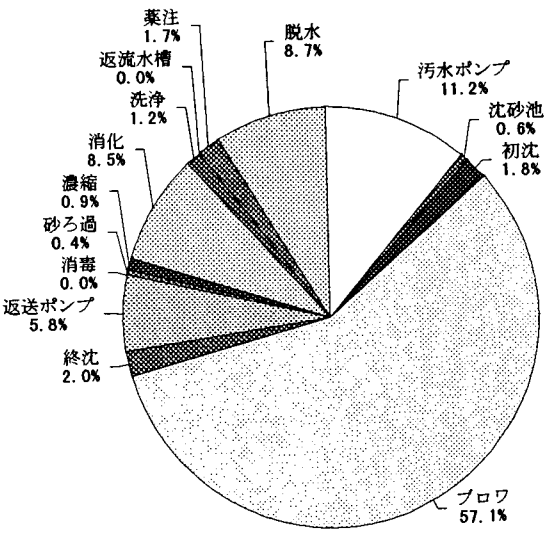


図－７　場内ポンプの使用電力量

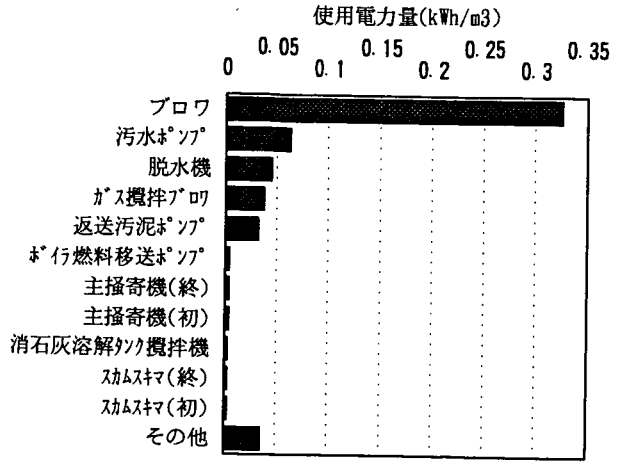


図－８　水処理使用電力量

図－９に示す。全体の使用量は0.574kWh/m³であった。内訳は、汚水ポンプ11.2%、水処理系67.7%、汚泥処理系21.1%であり、処理プロセス毎にみると、大きい方からブロワ（エアレーションタンク）57.1%、汚水ポンプ11.2%、汚泥脱水8.7%、以上３プロセスで75%超、続いて汚泥消化8.5%、返送汚泥ポンプ5.8%、以上５プロセスで９割以上を占める。次に使用電力量を機器毎に調べた。機器一覧を表－２に示す。これらの機器について使用電力量を求めたのが図－10である。大きい方から、ブロワ、汚水ポンプ、脱水機、ガス攪拌ブロワ、返送汚泥ポンプ、ボイラ燃料移送ポンプ、終沈汚泥掻寄機、初沈汚泥掻寄機、消石灰溶解タンク攪拌機、終沈スカムスキマ、以上10機器で全体の93%の電力使用量となった。使用電力量の面からエアレーションタンクの運転管理（曝気量、返送汚泥量）や汚泥消



図－９　処理プロセス別使用電力量の割合
（全使用量＝0.574kWh/m3）



図－10　機器別使用電力量

化、汚泥脱水の汚泥処理手法等の改善、改良にってエネルギー低減効果が大きいことが分かる。

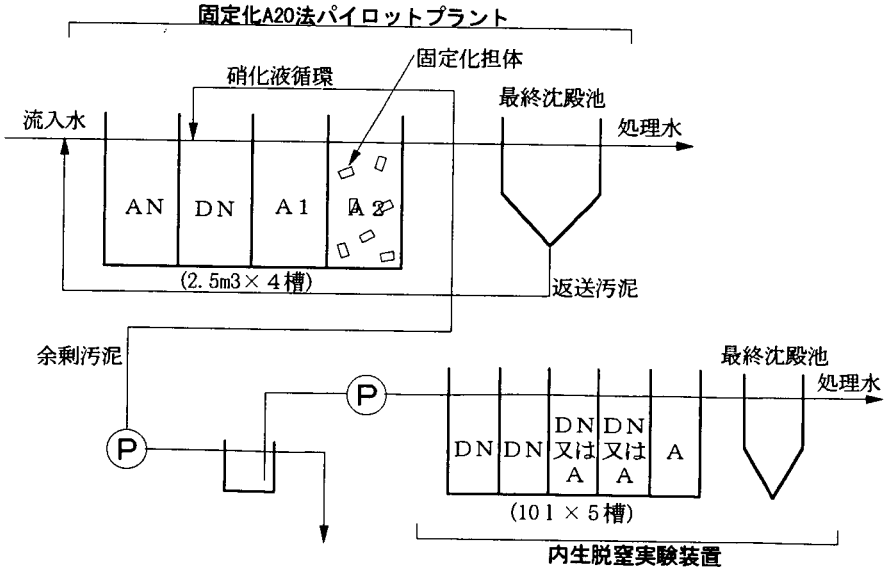
なお、このように汚泥消化は大きな電力使用量があるものの、消化ガスというエネルギー源を生み出す。C処理場においては、消化タンク（中温消化）の加温用に用いられ、重油使用量の低減が図られている。

表－2　機器一覧

水処理系(汚水ポンプ含む)	汚泥処理系
汚水ポンプ	(汚泥濃縮設備)
	濃縮タンク掻寄機
(沈砂池設備)	濃縮汚泥ポンプ
自動細目除塵機	
し渣搬出機	(汚泥消化設備)
沈砂掻揚機	消化汚泥ポンプ
沈砂搬出機	ガス撹拌ブロワ
洗砂ポンプ	ボイラ燃料移送ポンプ
	消化槽換気扇
(初沈設備)	
主掻寄機	(汚泥洗浄設備)
スカムスキマ	洗浄槽換気扇
初沈汚泥ポンプ	洗浄タンク撹拌機
	洗浄タンク掻寄機
ブロワ	洗浄汚泥ポンプ
(終沈設備)	(脱離液貯留槽・雑排水槽)
主掻寄機	脱離液貯槽撹拌機
スカムスキマ	
返送汚泥ポンプ	(薬注設備)
余剰汚泥ポンプ	消石灰溶解タンク撹拌機
消泡ポンプ	塩鉄希釈タンク撹拌機
	給泥ポンプ
(消毒設備)	洗浄汚泥貯留槽撹拌ポンプ
次亜塩素酸ソーダ注入機	凝集混和タンク撹拌機
(砂濾過設備)	(脱水設備)
砂ろ過機	汚泥圧入ポンプ
高架水槽揚水ポンプ	脱水機
	ケーキコンベア

4．2　生物学的りん除去に伴う有用資源回収に関する実験

現在、下水汚泥の緑農地利用を考えた場合に、汚泥中のK含有量が少ないことが問題となっており、何らかの対策が求められている。文献[3)4)]によると、標準活性汚泥法から得られる汚泥には0.3%程度のKが含まれているとされている。ところで、K，Mgは生物学的りん除去作用によって蓄えられたポリりん酸のカウンターイオンとして細胞内に存在する[5)]ため、生物学的りん除去による金属回収は、従来の標準活性汚泥法よりも高い回収率が得られることも知られている[5)]。従って、生物学的りん除去における汚泥中りん含有率を、高いレベルで安定的に確保できれば、K，Mgの回収率向上につながると考えられる。



図－11　実験装置の概要

表－３　実験装置運転条件

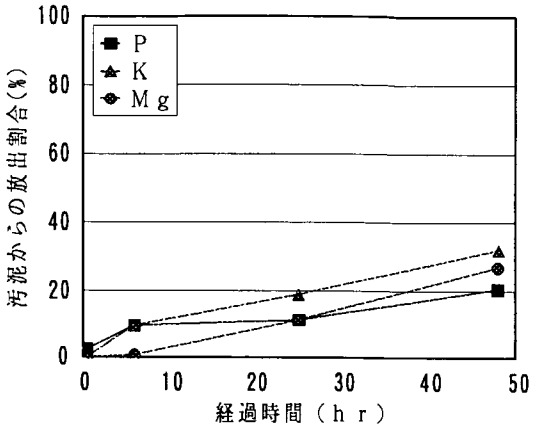
固定化A2O法パイロットプラント			
ＨＲＴ	8　(h)	曝気量(A1)	0.3～6.0　(m3/h)
ＳＲＴ	11.4～24.6　(d)	(A2)	10　～14　(m3/h)
返送率	50　%	(全)	11　～20　(m3/h)
循環率	150　%	内生脱窒実験装置	
担体投入率	40V/V%	ＨＲＴ	２～８　(h)

４．２．１　実験方法

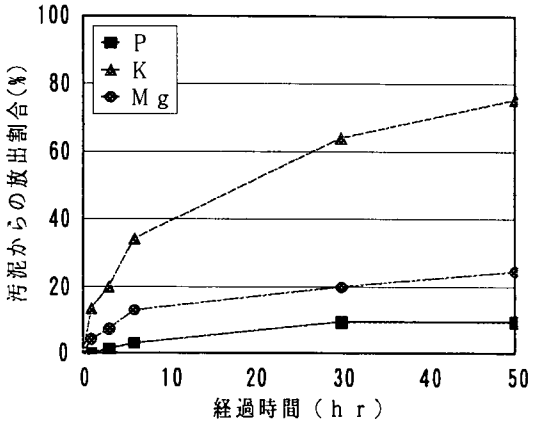
はじめに、回分実験で生物学的りん除去を行った汚泥を試料とし、嫌気的雰囲気が蓄積されたりん，Ｋ，Ｍｇにどの程度影響するかを調査した。試料には固定化A_2O法パイロットプラント（図－11、表－３）の返送汚泥（汚泥濃度10,000mg/l程度）を用いた。実験は、３ケース行った。ケース①は、採取した汚泥を嫌気状態で攪拌のみを行った場合、ケース②は、汚泥に薬品（ホルマリン 2.5%）を添加した場合、ケース③は汚泥を８５℃になるまで（約10分間）加熱した場合とし、それぞれについてＫ，Ｍｇ及びりんの変化を調査した。

つぎに、実際の汚泥処理工程の中でＫ，Ｍｇがどのような挙動を示すかについて、現地調査を行った。対象として、生物学的りん除去を行っている処理場と、凝集剤（ポリ鉄）併用型生物学的りん除去を行っている処理場を選定した。各処理場で、汚泥処理工程毎の試料を採取し、汚泥処理プロセスのフローを調査した。

サンプルの分析は、りんの分析にはブランルーベ社のTRACS800自動分析装置を用い、金属の分析はサンプルをマイクロウェーブ法で王水分解したものをＩＣＰ発光分析装置で測定した。



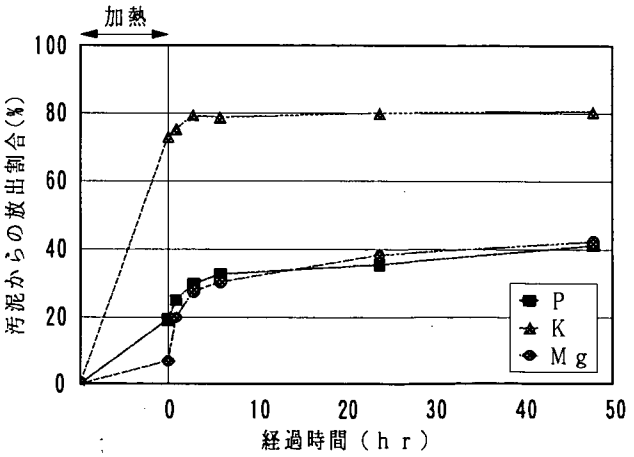
図－12　汚泥を嫌気状態で攪拌した場合(ｹｰｽ①)



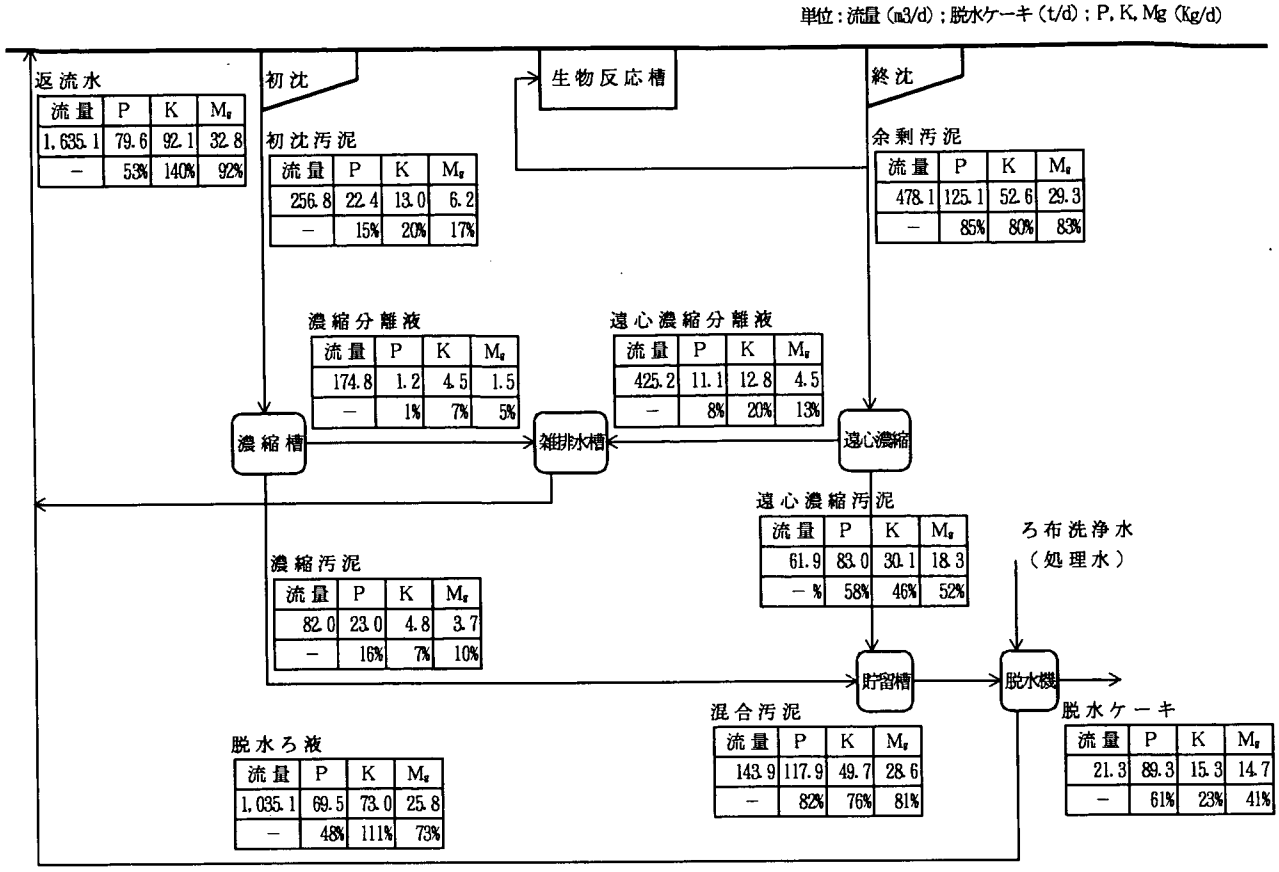
図－13　薬品を添加した場合(ｹｰｽ②)

４．２．２　結果及び考察

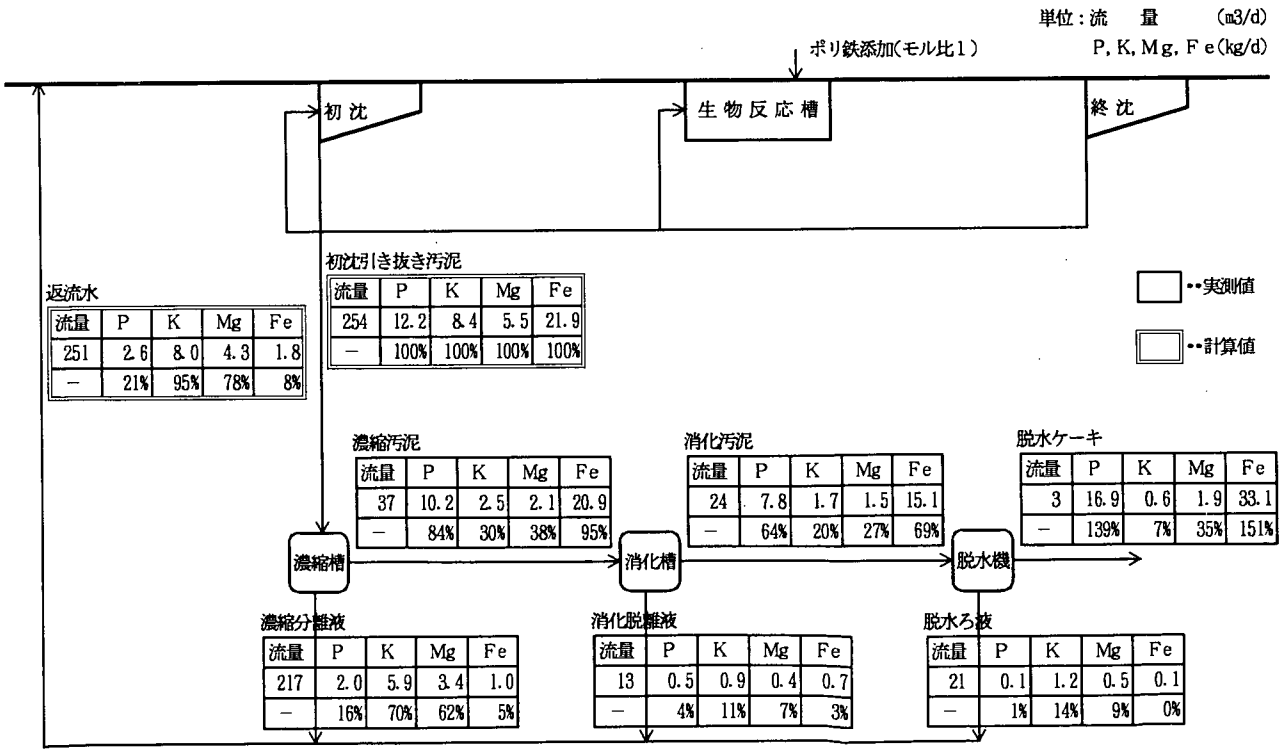
回分実験での結果を図－12～図－14に示す。どのケースも、時間経過とともにりん，Ｋ，Ｍｇが放出されていた。初期のりん含有量に対し、50時間程度で、ケース①は20%、ケース②は10%、ケース③は40%ほど放出されていた。また、加熱した場合には、加熱処理の前後でりんが20%程度、Ｋが70%程度放出されていいたため、有用資源の回収という面からは、加熱処理があまり好ましくないと思われる。一方、薬品添加処理であるが、



図－14　加熱処理を行った場合(ｹｰｽ③)



図－15　汚泥処理プロセスにおけるりん，K，Ｍｇのフロー



図－16　ポリ鉄を添加している処理場での汚泥処理プロセスにおけるりん，K，Ｍｇのフロー

これは再利用先での有用性や経済性等、検討事項も多くこの結果をそのまま用いることはできない。しかし、何らかの方法により、生物反応を抑制することができれば、りんやK，Mgの放出が抑制される可能性が示されたことは特筆できよう。

つぎに、実際の汚泥処理工程の中でK，Mgがどのような挙動を示すかについて、現地調査を行った。生物学的りん除去を行っている処理場での調査結果を図－15に、また凝集剤(ポリ鉄)併用型生物学的りん除去を行っている処理場での調査結果を図－16に示す。各ラベルの下側の数字は、汚泥処理系流入量を各々100とした場合の割合であり、また全てスポットサンプルによるデータである。

図－15を見ると、遠心濃縮よってK，Mgは比較的効果的に汚泥中に残存しているが、その後の貯留，脱水の各工程で放出されて返流水中に移行し、Kで汚泥処理系流入量の25%程度が、Mgで40%程度が脱水ケーキ中に残存するにとどまった。りんは、汚泥処理系流入量の5割程度が返流水に移行した。返流水中のK，Mgが高いが、これは脱水機のろ布洗浄に処理水を使っているためと思われる。

一方、図－16では、濃縮工程において、Kで汚泥処理系流入量の70%が、Mgで60%程度が返流水中に移行していた。濃縮工程だけを見る限り、生汚泥と余剰汚泥とをそれぞれ別個に濃縮し、しかも余剰汚泥の濃縮には遠心濃縮を採用している図－15の処理場の方がK，Mgの回収に有利である。

りんについて見れば、図－16の処理場では、20%程度しか返流水中に移行せず、また鉄も10%に満たないことから、りんは水処理過程で生物学的に除去され、汚泥処理過程で放出現象が起きても、ポリ鉄により凝集沈殿除去されることがわかる。Kはほとんど返流水中に移行しており、凝集剤添加による有用資源回収の効果は認められないが、返流水中のりんが少ないということは水処理に対してはより安定した処理を行いやすいといえる。

これらのことから、汚泥の緑農地利用等を行う場合には、有用資源となるりん，Kを放出させないための汚泥処理法が必要であり、そのことがひいては返流水中のりんなど水処理の負荷軽減にもつながるといえる。緑農地利用とより安定した水処理を行うという両側面に立った汚泥処理法の開発が望まれる。

4．3　窒素・りん処理水質の高度化に関する実験

内生脱窒槽の容量が十分大きいなど、流入する硝酸性窒素濃度に対して過大な脱窒能力があると、槽内は嫌気状態となってりんの再放出が生じ、それが後段の再曝気槽で摂取できる以上の量となれば処理水中に残留してしまうことを前年度に報告した。本年度は、窒素・りんの良好な処理水質を得るための内生脱窒槽の制御手法について検討した。実験は、前出の図－11に示す固定化A_2O法パイロットプラントの余剰汚泥（反応タンク混合液として引抜いている）の一部を導入するベンチスケールの内生脱窒実験装置である。

（回分実験による挙動）

図－17は、A_2O法好気槽出口の汚泥について回分脱窒試験を行った結果である。りんの再放出は硝酸性窒素がなくなるとほぼ同時に生じている。無酸素状態から嫌気状態への変化は、ORPがはっきりと示していることが分かる。pHは、無酸素状態下で7.0から7.1まで上昇し、嫌気状態になってからはほぼ横ばいに推移した。また、無酸素状態下では、脱窒に伴って分解された有機物から生じたCO_2によるものと考えられる溶解性無機

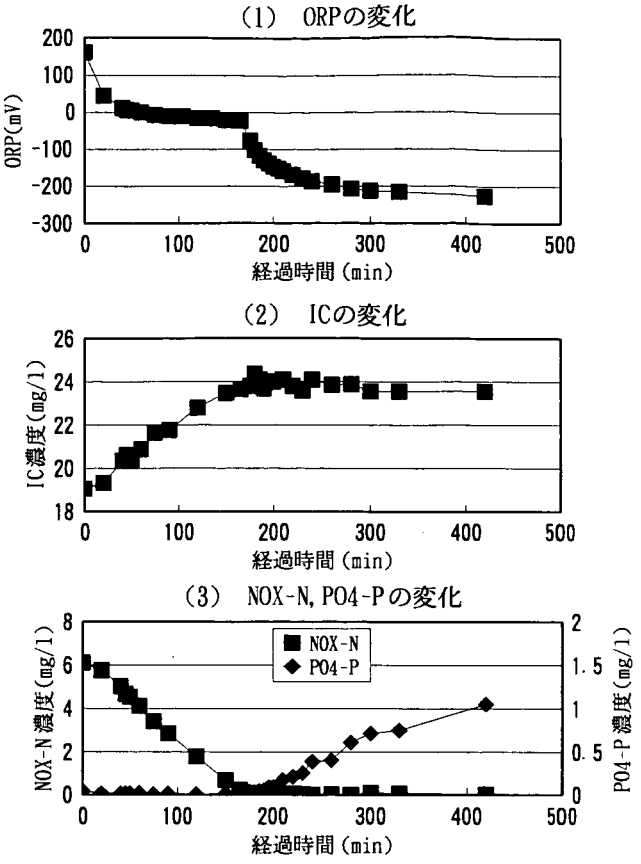
態炭素の増加（0.74gC/gN）があった。

（連続実験による挙動）

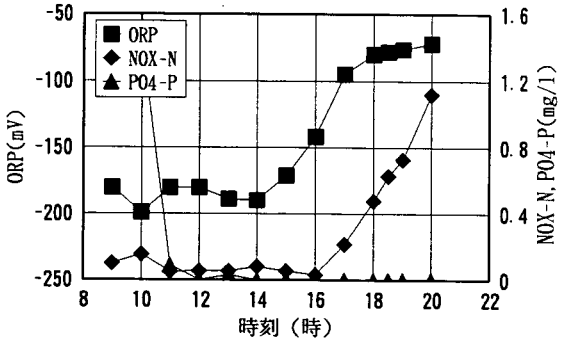
上記のように回分実験ではORPが槽内の状態をよく表すことが分かったが、実際、連続運転中の内生脱窒槽においてもORPが無酸素状態と嫌気状態との変化を表しうるのかどうか調査を行った。図－18は、流入下水の経時変化（図－19参照）によって生じた内生脱窒槽での変化である。計算上、流入下水に見える10時頃から始まる朝ピークは、図の脱窒槽には14～15時頃に到達している。16時頃までは、容量的に余裕があると見え、硝酸性窒素濃度はほぼ0であるが、17時以降、硝酸性窒素が残存する様子が分かる。ORPの値は既にピークが到達した思われる時刻付近から上昇傾向を示している。このように、実際にもORPは脱窒槽の状態を明瞭に表すことが知られ、ORPによる脱窒槽の適正制御の可能性が示された。なお、図－18のりん濃度の変化を見ると、回分実験のように嫌気状態→即りん放出とはなりにくいのではないかと考えられた。

（制御の実際）

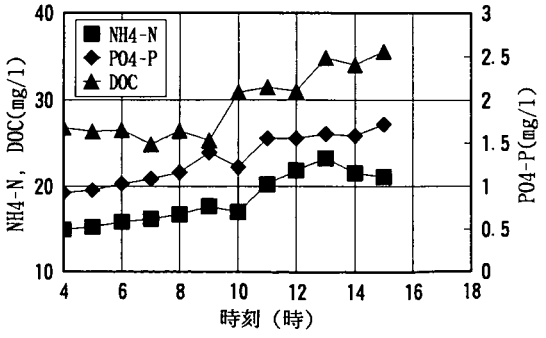
ORP制御装置（図－20）は、測定されるORPが設定した値（SP）よりも低下するとブロワのスイッチをONにし、SPに戻るまで10秒間ON、５秒間OFFを繰り返し、SP以上にあるときは、常時OFFとするものである。SP値を変化させ、槽内の各態窒素・りん濃度を測定した。得られた結果を図－21に示す。図に示した無制御系のデータとは、別な内生脱窒槽での槽内ORP値と窒素・りん濃度の関係であり、滞留時間を変化させることより、槽内の状態従ってORP値が変化するようにしたものである。実験期間の水温は、16.0～24.3（平均19.9）℃であった。



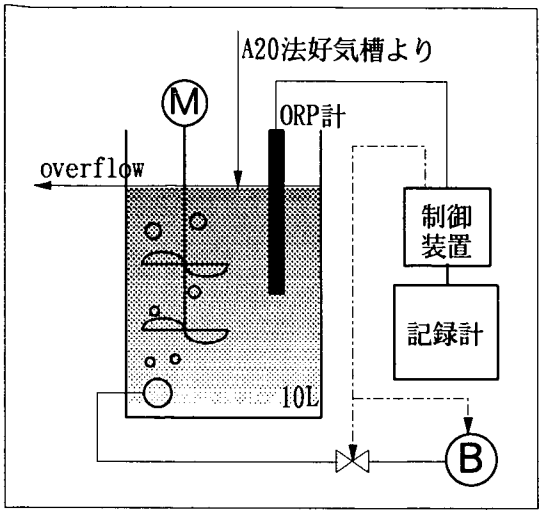
図－17　回分実験における水質の経時変化



図－18内生脱窒槽における水質の経時変化

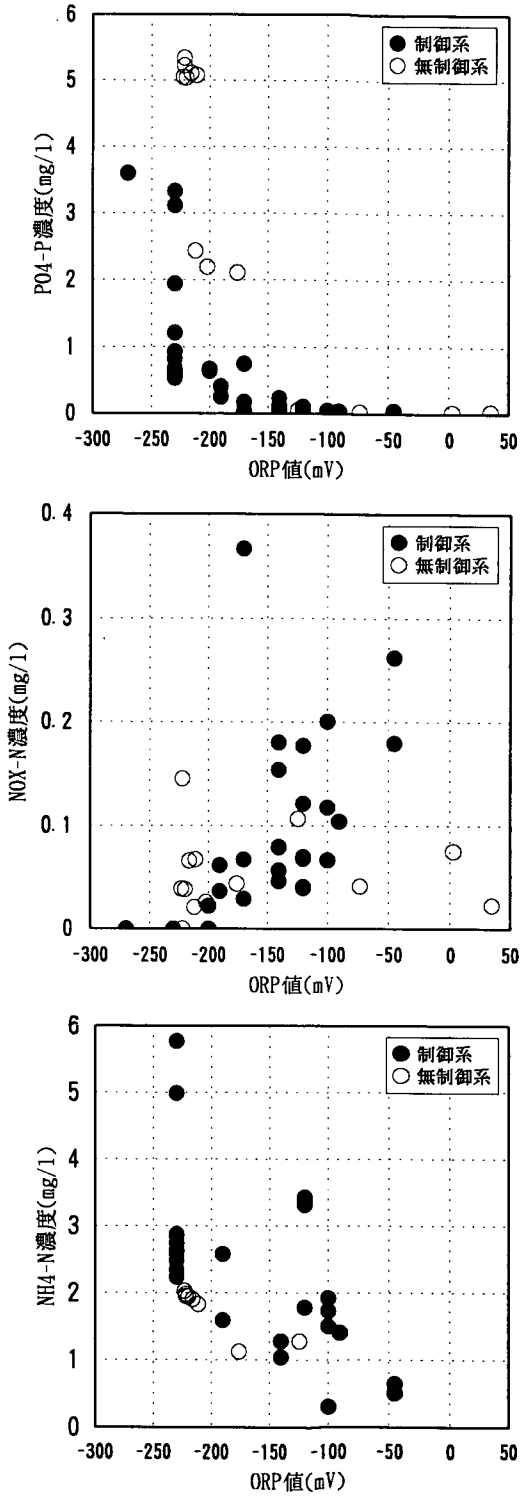


図－19流入水質の経時変化



図－20　ORP制御装置

PO_4-P濃度は、-150mV程度以上に制御される時、ほぼ0を、-150～-200mV程度なら1mg/l以下を保つことができる。-200mV以下になると急激にPO_4-P濃度は高くなる傾向が認められる。無制御系は、-150mV程度以上であれば同様にほぼ0であるが、それ以下で急激に高くなる傾向があった。NO_x-N濃度は、図の範囲内でほぼ0.3mg/l以下と低レベルにあるが、制御値との関係は比較的明瞭で、制御値が高くなるほどNO_x-N濃度は高くなる（概ね-200mVで0、-50mVで0.2mg/l）ことが認められた。これは、制御時の曝気により硝化が生じるためであり、曝気のない無制御系では図の-200mV～50mv範囲でORP値とは関係がなく、ほぼ0.05mg/lであった。NH_4-N濃度は、NO_x-N濃度とは逆に制御値が低くなるほど高くなる。これは、無制御系でも同様に生じており、有機物からの溶出と考えられる。その量は、-200mV程度で2～3mg/lに達しており、処理水質の高度化の観点からは無視し得ない量である。しかし、-50mV程度に制御されているときは、NH_4-N濃度は0.5～0.7mg/l程であり、この時でもNO_x-N濃度は0.3mg/l以下となっていることから、内生脱窒槽の適切なORP制御は、PO_4-Pの再放出を制御するのみならず、処理水中の溶解性無機態窒素濃度の低減（1mg/l以下）にも大いに効果があるものと考えられた。



図－21　ORP制御値と窒素・りん濃度の関係

5．まとめ

本年度の調査内容をまとめると次のようになる。

（１）我が国において最も多い処理方法、規模の下水処理場の一で実態調査を行い、ＣＯＤ、窒素、りん、Ｋ及びＭｇの物質フローを明らかにした。

（２）（１）の処理場において、機器毎のエネルギー（電力）消費量を求めた。最も消費量の多いブロワで全体の57%、主要10機器で全体の９割以上を消費することが知られた。

（３）生物学的脱りん法によりＫ、Ｍｇは、りんとともに標準法より高い含有率で汚泥中に移行するが、汚泥処理過程中の嫌気的雰囲気下で再放出され、水処理系に返流された。凝集剤添加を併用した場合にも、これらの金属は返流水中に移行した。このことから、有用資源であるＫ、Ｍｇをより多く回収するための汚泥処理手法の検討が今後必要と考えられた。

（４）内生脱窒法による窒素、りん処理水質の高度化について、りん再放出の制御手法を明らかにするとともに、処理水窒素の安定的低濃度化のための制御可能性を示した。

＜参考文献＞

1)日本の下水道（平成８年）：建設省都市局下水道部監修、平成８年９月

2)下水道統計－行政編－（平成６年度版）：日本下水道協会、平成８年４月

3)川崎市等々力環境センターにおける高度処理に関する技術評価報告書：川崎市下水道局・日本下水道事業団、平成２年３月

4)都市緑化における下水汚泥の利用－施用指針の作成－：建設省土木研究所、土木技術資料38-1(1996)

5)実施設における嫌気－好気活性汚泥法の運転管理手法に関する研究：村上孝雄、平成３年６月

6)固定化担体を用いたA_2O法パイロットプラントにおけるN_2O放出量及び資源回収に関する調査：古栃ら、第33回下水道研究発表会講演集、平成８年

８．移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
主任研究員　小越　真佐司
与儀　和史

１．はじめに

我が国における下水道普及率は平成６年度に５０％を超え、下水道整備事業の重点は、既に地方の中小都市やこれらの都市を含む流域に移ってきている。これらの地域では、下水道整備がなされるべき市街化区域が広大な処理区域内に分散して存在する場合が多いことから、既に下水道整備がなされた大都市を中心とする従来の下水道整備区域と比較して、処理人口規模の割に施設整備に長い期間を要する場合が多い。また、下水道幹線管渠は下流端から上流に向かって整備されるのが常であるから、水質環境保全上、早期に整備が図られるべき上流域の下水道施設整備が後回しになるという矛盾も生じる。

このような問題を解消するため、集落単位の面整備と簡易な仮設処理場の建設を行い、幹線管渠の到達や終末処理場の整備に先行して早期に下水道整備の実を上げることが可能である。既に、このような構想（フレックスプラン）に基づく仮設処理場の建設が行われたところがあるが、仮設処理場は幹線到達後に廃棄することになるため利用期間が短いと著しく不経済であり、一般性のある整備促進手法として全面的に採用されるには至っていない。

そこで、仮設処理場建設に伴う経済性の問題を軽減し一層の下水道普及促進を図るため、暫定処理施設として、一地点での使用期間が短くとも転々と移設することによって施設としての利用期間を延ばし、経済性を確保すること（ハイパーフレックスプランあるいはスーパーフレックスプラン）が検討されている。

本調査は上記のような構想に適合する移設が可能で簡易な処理方式を幾つか提案し、その経済性をはじめ、仮設処理施設として具備すべき維持管理性や処理機能、移設の施工上の問題点等を検討することを目的として平成８年度から２カ年の計画で実施するものである。

なお、調査期間が２年間と短いため、施設の機械装置等については民間企業との共同研究によって、移設可能施設への適用性や処理機能への対応性を検討することとし、経済性の評価や、移設の施工上の問題点等については、既存の資料に基づいて検討することとした。また、期間中に検討すべき移設可能施設の方式としては、仮設・暫定施設という観点から、次の様な方式を重点的に検討することとした。すなわち、処理施設の本体である反応槽は、現地の条件にあわせて柔軟に形状の変更が可能で、容易に築造したり取り壊したりすることができる素掘り式＋遮水シート構造で、機械装置のみを転用する（素掘り式の採用が困難な場合に必要な、すべての処理施設を一括して移設する方式は、机上の試算によって別途比較検討する）。下水処理方式については、処理の安定性と維持管理の容易さ等の点で優れている長時間活性汚泥処理法とし、沈殿池を用いない膜による機械的な固液分離方式を組合せることによって比較的長期間の無人運転を可能にする。同時に、水道水源への放流等、衛生学的に安全で有機物や窒素分について高度に処理された水質の処理水を放流しなければならない場合にも十分対応できることとした。

２．平成８年度の調査結果

平成８年度は、本調査の初年度に当たり、移設可能で簡易な下水処理施設に用いる曝気撹拌装置及び固液分離用膜装置について、民間企業との共同研究に着手した。共同研究は、公募の結果、移設可能な下水処理の開発として４社（曝気撹拌装置の開発として３社、固液分離装置の開発として２社、うち重複する会社１社）と実施することになった。また、実装置の試験設備となる簡易反応槽を湖北総合実験施設内に建設し、前処理装置と流入流出関係の既存設備改造工事等を実施した。年度後半より、同施設を用いた共同研究による簡易な下水処理の実験を開始した。

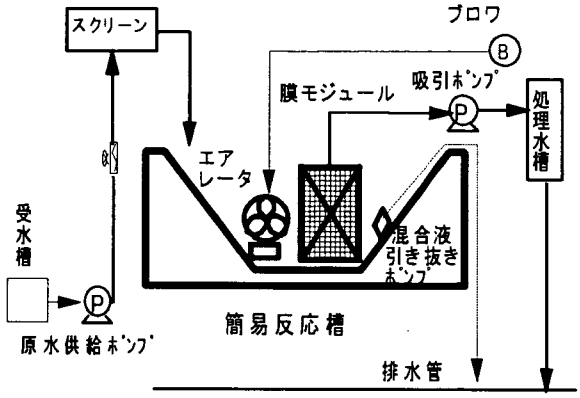
また、移設可能な処理施設として、長時間ｴｱﾚｰｼｮﾝ法と、かってフレックスプランで採用された実績のある好気性ろ床法との概略比較設計により、施設の建設にかかる費用等の検討に着手した。

２．１　移設可能で簡易な下水処理実験プラント

共同研究実施のため、湖北総合実験施設内に簡易反応槽と付帯設備からなる実験施設を建設した。

２．１．１　実験プラントの概要

実験プラントは、図－１に示したとおり、生下水の揚水ポンプ、夾雑物除去のための自動スクリーン、素掘り＋シート遮水式の簡易反応槽、及び混合液引き抜きポンプから成る。なお、撹拌曝気装置と固液分離装置は別途組み込まれ、固液分離装置には処理水排出ポンプが含まれている。簡易反応槽の容積は日処理水量５０m³（日間変動５０～１５０%）、滞留時間２４時間で、処理水を常時一定流量で排出しても流入水量変動は反応槽の水位変動として吸収されるように設計した。



図－１　簡易な下水処理実験施設フローシート

（１）揚水ポンプ

揚水ポンプは湖北総合実験施設内に既存の一軸ネジ式ポンプの制御系統を改造して使用した。主な改造点は、ポンプの能力が過大であるため、インバータによって低い一定の流速に設定した後、プログラム式コントローラのタイマー制御によって断続運転を行い、所定の流入水量変動が生じるようにしたこと、及び、反応槽水位の上限警報によって自動停止するようにしたことである。

（２）自動スクリーン

自動スクリーンは、微細な繊維状夾雑物の除去が可能なろ布走行式の装置で、スクリーン法による下水の固液分離法として、昭和５９年８月に建設技術評価規定（昭和５３年建設省告示第９７６号）第９条の規定に基づく評価（建技評第８３３０１号）を受けたものである。

（３）簡易反応槽

簡易反応槽は、図－２に示す通りの標準水深２m、最大水深２．５mの矩形水槽で、法面勾配４５度、ビニルシート遮水の素掘り式である。周辺実験装置からの加重に対する安全対策として、実際の素掘り反応槽とは異なり、鉄筋コンクリートＬ型擁壁を周囲に配置している。また、底部には水槽内

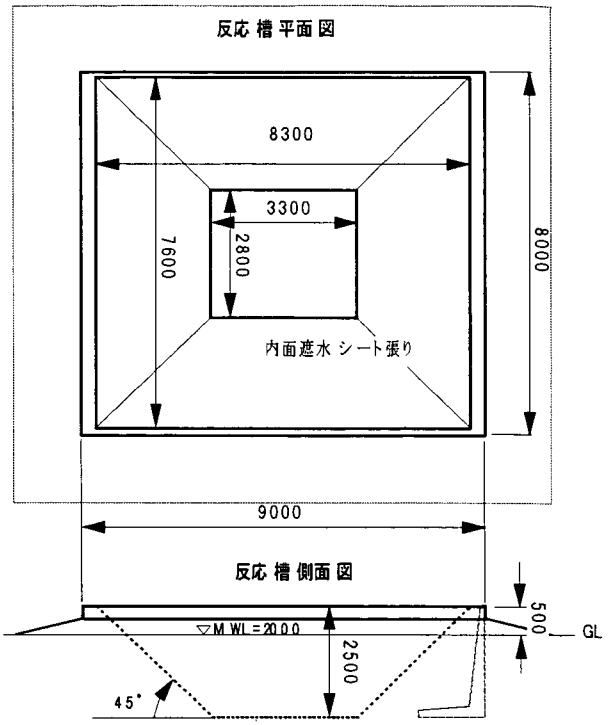
に設置される機器の安定支持のため厚さ１０ｃｍの無筋コンクリートベースを遮水シートの下に打設した。

（４）混合液引き抜きポンプ

定期的に一定量の反応槽内の活性汚泥混合液を排出して適切なＳＲＴ（汚泥滞留時間）を保つために設けた水中汚水ポンプで、必要に応じてタイマーで間欠運転できるようにした。また、引き抜き過ぎによる水位低下を防止するため、反応槽水位の下限警報によって自動停止するようにした。

２．１．２　移設式装置の概要

民間企業との共同研究によって開発する曝気撹拌装置、及び、固液分離のための機械式分離装置は、公募の結果、表－１に示す通りに決定した。各装置の概要は以下の通りである。



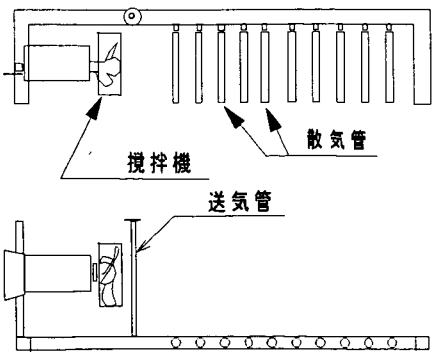
図－２　素掘り式簡易反応槽

（１）水中撹拌曝気装置の特徴

チューブ型ディフューザの後方から回転撹拌翼で水平流を送り、ディフューザから発生した気泡を押し流すことによって気泡の水中滞留時間を延ばし、浅い水深でも酸素溶解効率を高めることができる特徴を有する装置である（図－３）。ディフューザはゴムの反発弾性を利用した無閉塞型で、嫌気と好気を繰り返すための曝気の断続運転に適している。運転制御は、タイマーによる曝気時間の制御、溶存酸素計からの信号に基づく曝気用ルーツブロワ回転数の制御等を組み合わせて最適な処理条件を維持できるように工夫されている。

（２）スクリュー型撹拌曝気装置

中空軸の下端にスクリューを設けた撹拌曝気装置で、スクリューの回転によって撹拌を

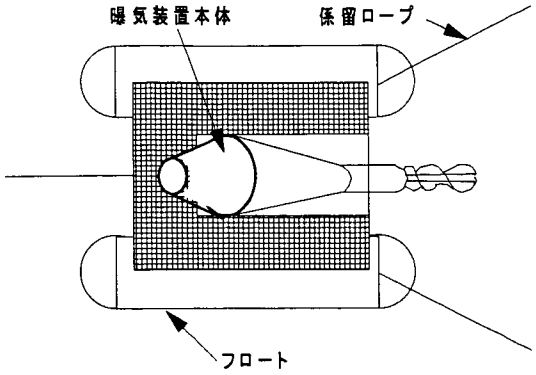


図－３　水中撹拌曝気装置

表－１　移設可能な下水処理装置の共同研究

会社	開発分野	応募された装置
A	曝気装置	水中撹拌曝気装置
B	曝気装置	ｽｸﾘｭｰ型撹拌曝気装置
C	曝気装置と固液分離装置	ｲﾝｼﾞｪｸﾀｰ式曝気装置 中空糸膜型固液分離法
D	固液分離装置	積層平膜型固液分離法

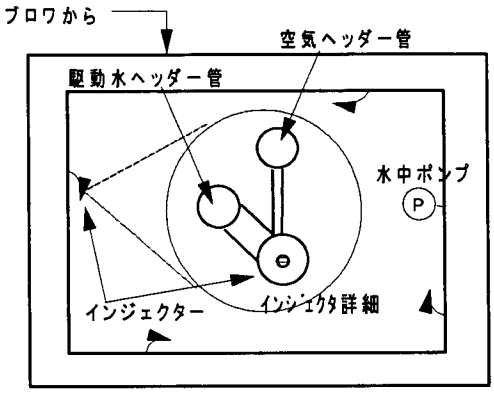
行うと共に、回転によって生じる中心付近の負圧を利用して中空軸の上端から空気を吸入し、撹拌流によって水中に分散させるものである。曝気が不要な場合は中空軸の途中に設けた弁を閉じて空気の吸入を停止させる。本装置は種々の設置方式が可能であるが、本実験では、反応槽内の水位変化に追従でき、移設の際の設置・搬出が簡便な、双胴フロートに固定する方式のものを採用している（図－４）。なお、スクリューの回転による装置の航走は３本の係留ロープによって防止する。タイマーによる運転時間制御もしくは曝気時間の制御と溶存酸素計等の信号に基づく曝気制御等を組み合わせ、幅広い運転方法に対応できる。



図－４ フロート式スクリュー型曝気装置

（３）インジェクター式曝気撹拌装置

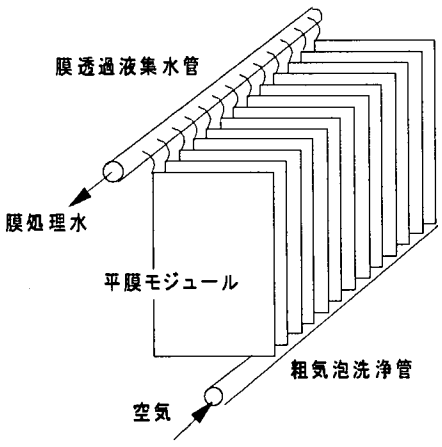
反応槽内の混合液を細いノズルから噴出させ、このときノズル付近に設けた空気管から供給される空気を吸引して噴出液に混合し、曝気撹拌を行う装置である。ノズルの向きや配置を調整することによって一定方向の流れが得られる（図－５）。曝気の制御は送気のＯＮ－ＯＦＦやブロワ送気量の制御によって行う。回転翼等によるよらず、噴流によって曝気・撹拌を行う点に特色を有する。



図－５ インジェクター式撹拌曝気装置

（４）積層平膜型固液分離装置

孔径０．４μｍの精密ろ過膜を両面に貼り合わせたモジュールを多数積層したユニットである。モジュール間の隙間に、ユニット下部に設けた散気管からの粗大気泡を上昇させ、そのとき生じる流れによって膜面上に汚泥が堆積していくのを防ぎながら長時間のろ過を可能にする方式である。膜の素材はポリオレフィン、膜面積２２５ｍ²で、透過液の排出は吸引ポンプによって行う。

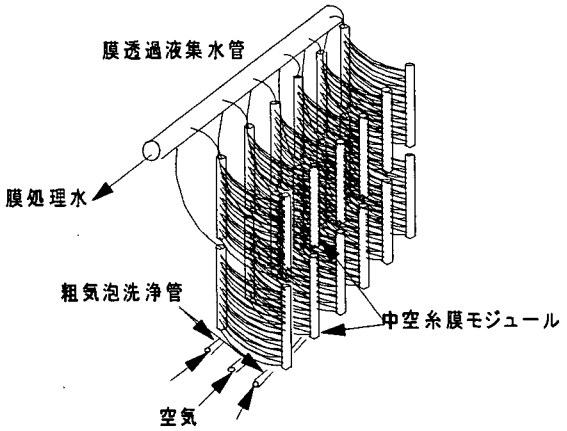


図－６ 積層平膜型固液分離ユニット

（５）中空糸膜型固液分離装置

中空糸状精密ろ過膜を２本の透過液遮集管の間に多数、すだれ状に張り渡したモジュールを、縦に２段、水平方向に必要数配置したユニットである。ユニット下部には上記の装置と同様に散気管を配

して中空糸膜モジュール間を粗大気泡が上昇するようにし、汚泥付着を防止しながら長期のろ過を可能にするものである。膜素材はポリオレフィン、膜面積300m²で、透過液の排出も上記と同様に吸引ポンプによって行う。



図－7 中空糸膜型固液分離ユニット

2．2 移設可能で簡易な下水処理に関するプラント実験

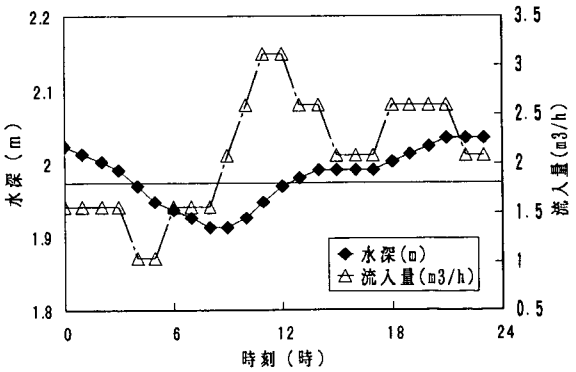
2．2．1 実験方法

実験プラントは平成8年末に完成し、表－2に示すような開発目標を定めた上、装置の搬入を平成9年1月に開始した。調査期間中に曝気装置3種と固液分離装置2種の全ての組合せを検討するため、1期間を11週間として全体を6期に分割した。平成8年度中に実施され、一応の処理結果が得られたのは、このうち第Ⅰ期分である。

表－2 移設可能な下水処理施設の目標処理水質

水質項目	処理目標	高度な処理目標
BOD(mg/l)	10以下	3以下
SS (mg/l)	1以下	1以下
pH	6～8.5	6～8.5
T－N(mg/l)		10以下
大腸菌群数（個/100ml）	1000以下	5以下
一般細菌数（個/ml）		1000以下

各期間とも、1日の処理水量は50m³で、膜分離装置からはその平均流量で常時排出することを標準とした。流入水量は平均流量の±50%の範囲内で一定の時間変動を与えることとした。このような流入・流出条件で想定される実験プラント反応槽内の水位変動を、流入水量の変動パターンと併せて図－8に示した。汚泥の引き抜きについては、反応槽内の活性汚泥濃度が1%程度に達した時点で検討することとし、同じ湖北総合実験施設内のオキシデーションディッチの活性汚泥混合液（汚泥濃度約3500mg／l）を反応槽内に満たして処理実験を開始した。

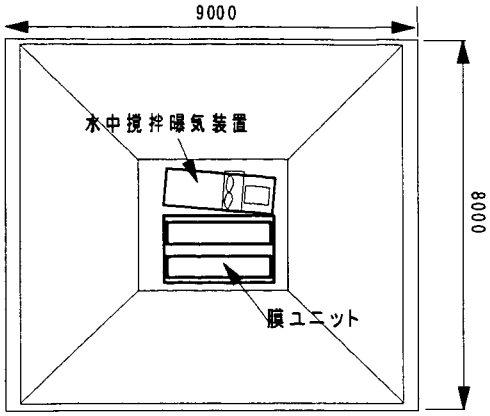


図－8 反応槽水位の変動

第Ⅰ期は、曝気装置がチューブ型ディフューザと水中撹拌機を組合せた水中撹拌曝気装置、固液分離装置が積層平膜型固液分離装置の組合せであり、反応槽内への機器の配置は図－9のとおりである。

実験開始前に三次処理水を反応槽内に満たし、撹拌機の回転速度と撹拌状態、曝気用ブロワの送風量と溶存酸素供給能力、膜分離装置の曝気による酸素供給能力等について検討し、必要な撹拌機の回転速度、曝気用ブロワの制御定数等を設定した。曝気用ブロワの運転はタイマーによる2時間サイク

ルの間欠運転とし、これにＤＯ制御による送風量制御と、嫌気運転中のＯＲＰ制御を組合せて運転した。また、処理状況に応じて１サイクル中の好気時間の設定や目標ＤＯ値の設定を変化させた。



図－９　第Ｉ期の機器配置

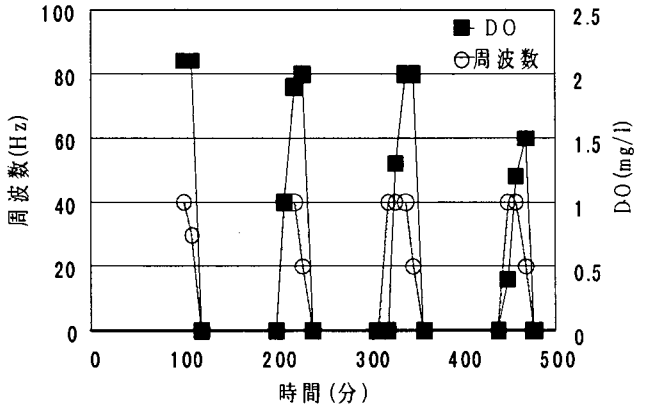
膜の閉塞防止のために行っている曝気によって反応槽内に供給される酸素量は、流入ＢＯＤの酸化に必要な酸素量に匹敵する量であると予想され、実際に活性汚泥処理開始後、曝気撹拌装置が嫌気運転中も混合液のＤＯ濃度が０にならないことが判明した。そこで、撹拌曝気装置の性能把握を重要な目的の一つとしている本実験では、閉塞防止用曝気装置を含む膜ユニット全体を周囲の活性汚泥混合液から分離し、膜ユニットを通過して酸素供給を受け再び反応槽内へとエアリフト効果によって循環する混合液の量をできるだけ制限することにした。

膜分離装置は連続吸引による膜の目詰まり進行を防止するため、１サイクル１０分のうち２分間吸引を停止する間欠運転を行い、平均流入量から計算されるより１．２５倍多い吸引流量に設定した。

２．２．２　実験結果及び考察

（１）撹拌曝気装置

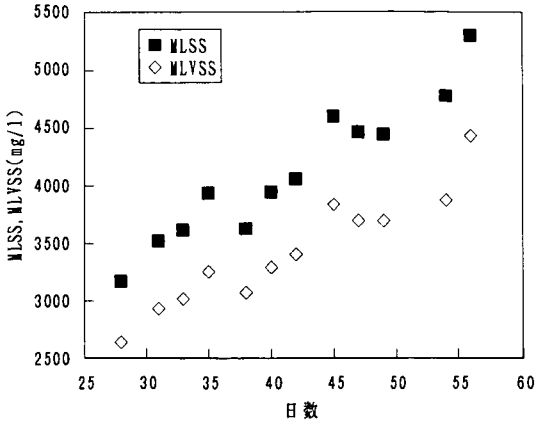
本実験プラントの反応槽の形状はすり鉢状の矩形で、水面に比べると膜装置等、機器の設置が可能な底部の平坦部は狭く、底部に設置する形式の撹拌曝気装置にとっては不利な設置位置をとることになった。撹拌流速の測定結果では、水中撹拌機吸い込み側斜め後方の浅い部分に１０ｃｍ／ｓｅｃ程度の最低流速の部分が生じた。しかし、曝気撹拌時には、その他の部分も含め、流速は１．５～２倍に増加し、十分に撹拌される状態になった。実験期間終了後、反応槽内の混合液を排出した際も槽内に汚泥等の堆積物は認められず、撹拌には問題がなかったと考えられる。ＤＯ制御も、図－１０に示したように、良好に行われた。



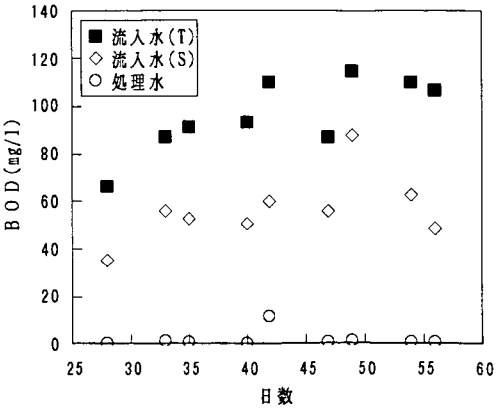
図－１０　ＤＯ制御結果の例

（２）膜分離装置

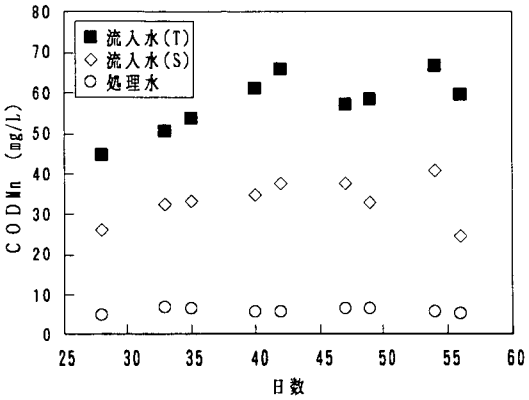
膜分離装置は、ユニットの設計時には無かった囲いを設けたため閉塞防止のための曝気による膜モジュール周辺の流れが変わったこと、曝気量を設計時より減少させたために噴気量の分布が不均等になり洗浄効果も不均等になったこと、等のため、膜モジュールの間隙に汚泥の堆積が生じた。しかし、膜の透過流量にはその影響は現れず、期間中常に安定した設定流量を維持できた。また、流量を一時的に５０％程度増加させることにも対応できた。



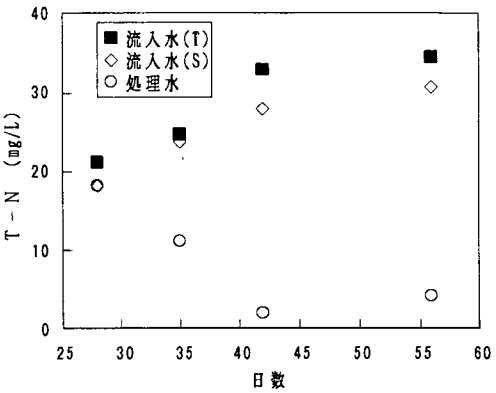
図－11 反応槽MLSSの推移



図－12 BODの除去結果



図－13 CODMnの除去結果



図－14 窒素の除去結果

（3）処理結果

図－11に反応槽内のMLSS濃度の変化を、図12～14に水質分析の結果を示した。表－3は細菌試験の結果である。各図の横軸は活性汚泥処理開始後の日数で、図に表示していない前半部分は膜装置の改造などを行った調整期間である。

表－3 細菌試験の結果（平均値）

	大腸菌群数（個／100ml）	一般細菌数（個／ml）
流入水	1．9×10⁶ (1.6～2.2×10⁶)	1．5×10⁶ (1.3～1.8×10⁶)
処理水	5．4 (0～14)	6．1×10³ (0.5～19×10³)

()内は範囲を表す。

MLSSは実験最終段階で約5000mg／lに達したが、目標濃度には達しておらず、汚泥の引き抜きは実施しなかった。BOD，COD_{Mn}の除去は良好で、処理水BODは1点を除き2mg／l以下であった。COD_{Mn}も5～7mg／lと低い値で安定していた。窒素の除去は、膜ユニットの囲いが完成した後、嫌気時間の延長やDO設定値の変更などで次第に脱窒反応が進行し除去率が向上した。最も良好な時点では処理水中のT－Nは2mg／lまで低下した。

細菌試験の結果によれば、膜処理水中の一般細菌数が10^3個／ｍｌを上回る場合が多く、大腸菌群も最高で１４個／１００ｍｌ検出され、何れも高度な処理の開発目標数値を達成できなかった。これらは、膜の公称孔径０．４μｍより大きい異常孔を通過したり、モジュールに生じた何らかの隙間を通過したり、吸引管のシール部分から侵入したりしたものと考えられる。これを改善するためには、膜ユニット周りの配管シールに万全を期すほか、膜モジュールの検査なども必要になると考えられる。

２．３　素掘り式反応槽に関する建設コスト試算

長時間曝気と膜分離を組合せ、反応槽を素掘り式の池にする場合と、好気性ろ床法によって処理を行う場合について、表－４に示すような装置を想定して、費用比較を行うこととした。本年度は、主要な構成要素である反応槽等の容器の建設費について試算を行った。結果は表－５に示すとおりで、素掘り式が最も有利になるのは軟弱地盤上に設置する場合であるということになった。電気・機械設備も含めた建設費の総合的な比較については、現在検討中である。

表－４　好気性ろ床法との比較条件（土木建築）
（処理水量３００m^3／日）

項　目	素掘り式	好気性ろ床法
調整槽(SS)	なし	５０m^3
最初沈殿池(SS)	なし	３０m^3
反応槽	３００m^3	２９m^3(SS)
処理水槽(SS)	なし	６３m^3
洗浄排水槽(SS)	なし	８５m^3
塩素混和池(SS)	３．４m^3	３．４m^3
汚泥貯留槽(SS)	４８m^3	４８m^3

(SS)は、鋼板製を示す。

３．まとめと今後の課題

移設可能で簡易な下水処理施設として、素掘り式反応槽と膜分離活性汚泥法の組合せ方式について検討を行うこととした。平成８年度は、共同研究による移設式装置の開発実験を行うためのプラントを建設し、第Ｉ期の実験を行った。実験の結果、処理水の水質は、細菌類を除き高度な開発目標（ＢＯＤ　３ｍｇ／ｌ以下、Ｔ－Ｎ　１０ｍｇ／ｌ以下）を達成することができた。次年度の共同研究による実験では細菌類の除去を含め処理水の一層の高度化を図ることが一つの課題である。

表－５　反応槽等建設費試算結果(単位：円)

基礎条件	処理方式	土木・建築費
良好	素掘り式	4,332,000
	好気性ろ床	5,044,000
軟弱	素掘り式	4,521,000
	好気性ろ床	12,198,000

上記処理方式のコストについての検討を開始し、施設の容器（土木・建築）部分についての試算を好気性ろ床法と比較して行った。素掘り式の土木建築費は好気性ろ床法より少ないが、その差が開くのは軟弱地盤上に設置する場合という試算の結果になった。今後、施設全体の初期投資額と移設費用を加えて試算を行うことにしているが、移設式施設の機能、安全性および環境影響等、試算の条件についても検討し、整理する予定である。

９．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 尾崎 正明
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一部は乾燥あるいはコンポスト化して緑農地利用されてきた。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６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７年度までの調査結果は以下のとおりである。

３．１ 平成５年度の調査結果

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。

３．２ 平成６年度の調査結果

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。

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モデルでは、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。

3．3 平成７年度の調査結果

下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化法に関して、実用化を目指した実用に近い規模の実験を行った結果、その実用化に必要な基礎データを得るとともに、以下の知見を得た。

(1)容積約１m^3の木製発酵槽を用いるコンポスト化法（自然通気、切り返し頻度25日に１回）では、仕込み時含水率を50%程度とし、副資材を用いて空隙を確保すれば、良好な好気性発酵がなされる。

(2)野積み方式のコンポスト化法（容積10m^3以上、自然通気、切り返し頻度１～３週間に１回）では、原料牛糞の乾燥操作及び敷料以外の副資材の添加をせず、仕込み時含水率が60～70%であっても円滑な発酵がなされる。

(3)下水汚泥に乾燥汚泥を用いた場合とコンポスト（１次発酵程度）を用いた場合では、融合コンポスト化における有意な差は無く、双方とも牛糞及び敷料の発酵促進に有効であった。

(4)牛糞は、コマツナの生育を阻害する可能性があるが、コンポスト化により阻害を解消することができる。また、牛糞単独に比べ下水汚泥を混合したコンポストを施用した場合にコマツナの収量が多く、汚泥コンポストより乾燥汚泥を混合した場合に収量が多い傾向がある。

4．平成８年度の調査結果

平成８年度は、平成７年度に引き続き、下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化法に関して、その実用化を目指した実用に近い規模の実験を行った。

4．1 目的

本年度は、平成７年度に行った大規模実験に関して、発酵期間の短縮化を図るため切返し頻度をより頻繁にした実験を行うとともに、含水率の低下に伴う水分補給及び製品の一層の高品質化について検討した。さらに、冬季における仕込みについても検討した。

4．2 実験方法

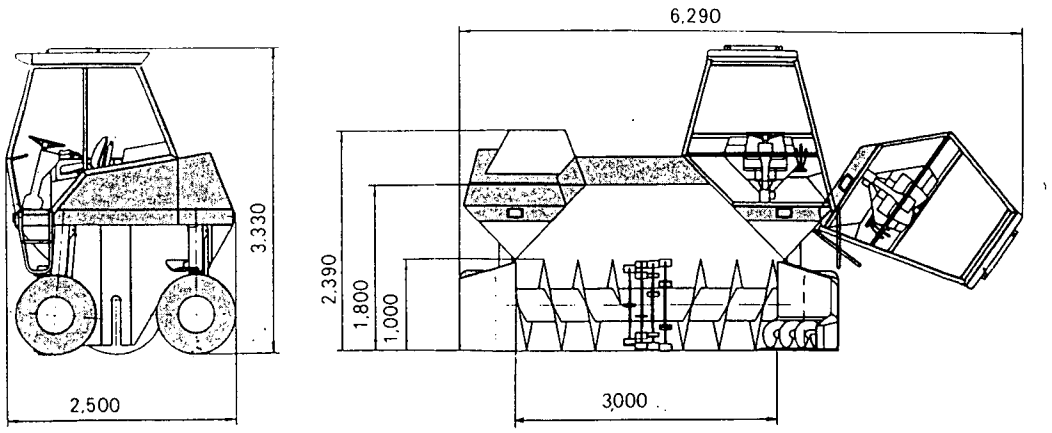
実験は、下水汚泥には消化乾燥汚泥を、牛糞には肉牛糞(RUN1, 3)と乳牛ふん(RUN2)を用い、夏期(RUN1)、

秋期(RUN2)及び冬期(RUN3)に１回づつ、北海道Ｓ町において、屋根付きコンクリート床盤(14.4m×27.0m)を用いて実施した。コンクリート床全体に日射があたるように、屋根には透明な材料が用いられている。また、南北の壁全体が開閉可能である。

実験は、**表－１**に示す混合比率で原料を高さ1.5～1.8m、底辺幅約3m、長さ約10mに畝積し、**図－１**に示す自走式切返し装置（ディーゼルエンジン搭載、油圧駆動、切返し可能幅4m、高さ1.8m）により２回混合攪拌し、その後、RUN1（夏期）では223日間(平成８年６月12日～平成９年１月21日)、RUN2（秋期）では132日間(平成８年９月11日～平成９年１月21日）、RUN3（冬期）では40日間(平成９年１月29日～平成９年３月10日)自然通気状態で発酵させた。その間、**表－１**に示す頻度で、同装置により切返しを行い、同時に分析試料を採取した。また、RUN1及び3のNo.1及び2では、発酵物の含水率がほぼ35%以上となるように、水あるいは牛尿を適宜切り返し直前に加えた。採取した試料の性状・組成を分析するとともに、発酵物の温度、コンクリート床上約5mにおける室内気温・湿度及びコンクリート床から約30m離れた地点における気象情報（風向、降雨量等）を連続測定した。分析は、下水試験法(1984)及び肥料分析法(1992)により行った。

表－１　実験条件

区分		原料牛糞	原料汚泥	混合比率	切り返し頻度	給水等の有無
RUN1 夏期	No. 1	肉牛糞 ・敷料：破砕バーク	消化乾燥汚泥 ・高分子凝集剤 ・直接熱風方式	牛糞：汚泥 ＝１０：５ (乾燥重量比)	１回／日(仕込み後約90日)，１回／週	水道水補給有り
	No. 2				１回／週	牛尿補給有り
	No. 3					補給無し
RUN2 秋期	No. 4	乳牛 ・敷料：麦わら		牛糞：汚泥 ＝１０：３(同上)	１回／週	補給無し
	No. 5			牛糞：汚泥 ＝１０：９(同上)		
RUN3 冬期	No. 1	RUN1と同じ		牛糞：汚泥 ＝１０：５(同上)	１回／週	補給無し
	No. 2				２回／週	水道水補給有り



図－１　自走式切返し装置概略図

4．3 実験結果及び考察

4．3．1 原料の性状・組成

実験に使用した原料の性状・組成を**表－２**に示す。

RUN2に用いた乳牛糞（敷料は麦わら）は、RUN1,3に用いた肉牛糞（敷料は破砕バーク）よりも含水率が高く、K_2Oの含有率が高かった。

消化乾燥汚泥は、全て同一の下水処理場のものであるが、原料採取時の運転状況が異なったため、RUN1,3とRUN2では含水率が大きく異なる結果となった。また、消化乾燥汚泥の肥効成分(N, P_2O_5, K_2O)の含有率は、全国平均値[1]以上であった。

表－２ 原料の性状・組成

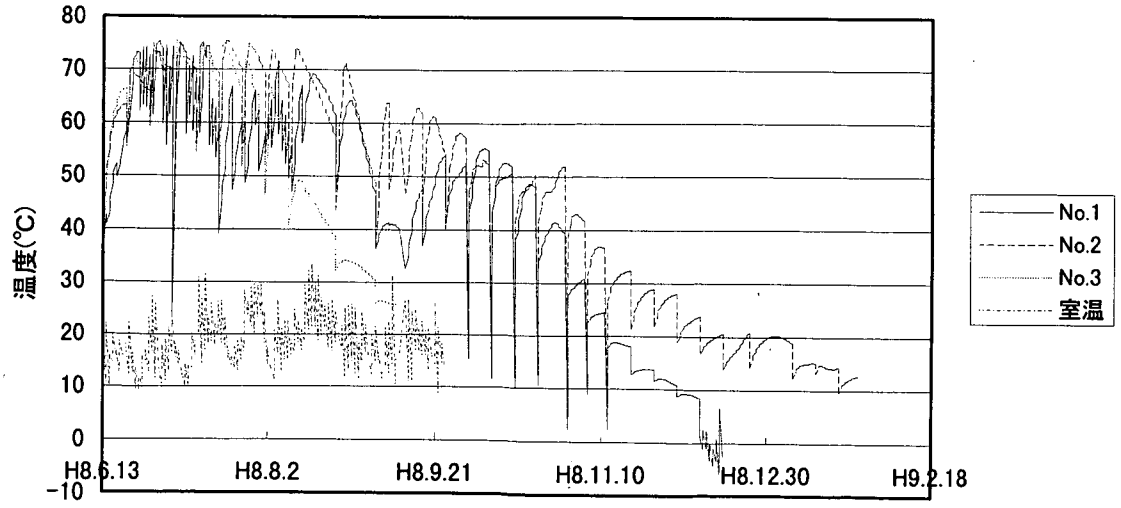
	牛 糞			消化乾燥汚泥		
	RUN1	RUN2	RUN3	RUN1	RUN2	RUN3
含水率(%)	70	83	69	23	35	25
VS/TS(%)	83	76	(86)	62	66	(66)
N(%･DS)	3.0	2.7	－	5.5	5.8	－
P_2O_5(%･DS)	1.9	2.1	－	7.4	7.0	－
K_2O(%･DS)	2.2	3.0	－	0.33	0.30	－
C/N比	14	16	－	6.5	6.8	－
ｱﾙｶﾘ分(%)	3.6	3.5	－	4.9	4.9	－
pH	7.7	8.8	－	7.0	7.6	－
Cu(mg/kg･DS)	<25	<25	－	510	650	－
Zn(mg/kg･DS)	93	110	－	840	950	－

注）カッコ書きは参考値

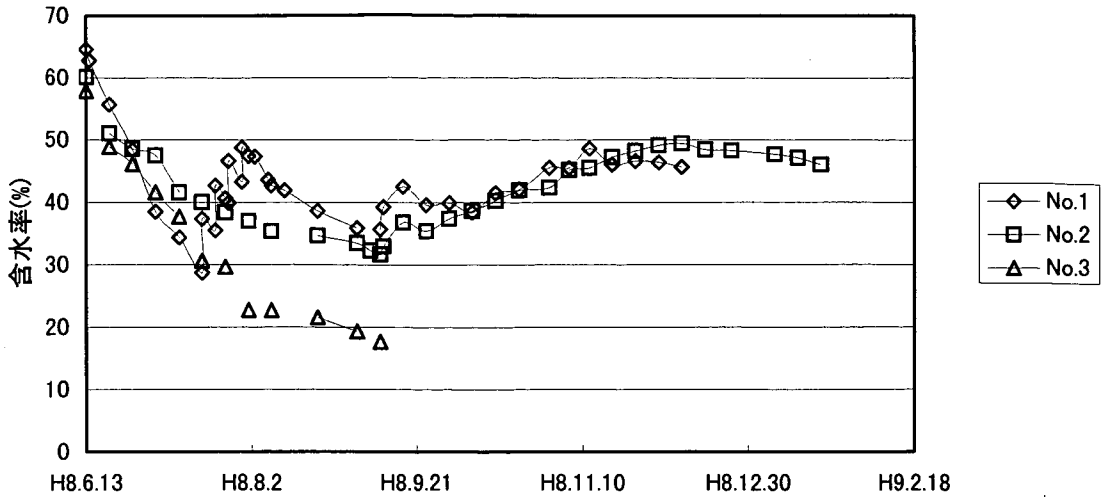
4．3．2 実験結果及び考察

（1） RUN1

RUN1における発酵温度と含水率の経日変化を**図－２，３**に示す。発酵温度は、仕込み後急激に上昇し、全てのケースにおいて65℃以上を20日以上維持した。また、含水率は、仕込み時に58～65%であり、発酵に伴い減少したが、No.1では、35日目から水道水(1000～500L)を、No.2では21日目から牛尿(500～400L)を随時切返し直前に加えたため、ほぼ35%以上を維持した。一方、水等を加えないNo.3では、およそ50日目に含水率が25%以下になり、発酵温度が急激に低下を始めた。No.1の発酵温度が、50日目以降も高温を維持したことから、No.3では、含水率の低下が発酵の律速因子となり[2]、発酵が抑制されたものと考えられる。



図－２ 発酵温度の経日変化(RUN1)



図－３ 含水率の経日変化(RUN1)

RUN1の発酵物(91日目)の性状・組成を**表－３**に示す。水分補給として水道水を用いたNo. 1に比べ、牛尿を添加したNo. 2の肥効成分(N, P_2O_5, K_2O)含有量は高く、Cu, Zn含有量は低い結果となった。また、No. 2では、仕込み時重量約６ｔの発酵物に、最終的に総量約８m^3の牛尿を添加した。

表－３ 発酵物の性状・組成(RUN1)

	91日目			日目	
	No. 1	No. 2	No. 3	No. 1	No. 2
含水率(%)	39	33	18	46	49
VS/TS(%)	65	68	70	67	69
N(%·DS)	3. 2	3. 4	3. 2	3. 5	3. 6
P_2O_5(%·DS)	5. 0	4. 3	3. 7	4. 9	4. 1
K_2O(%·DS)	1. 9	2. 3	1. 7	1. 9	3. 1
C/N比	11	11	12	9. 7	10
ｱﾙｶﾘ分(%)	5. 7	5. 0	4. 9	5. 6	5. 0
ｐＨ	6. 9	7. 4	7. 4	5. 6	7. 0
Cu(mg/kg·DS)	250	230	210	240	210
Zn(mg/kg·DS)	470	430	390	430	390

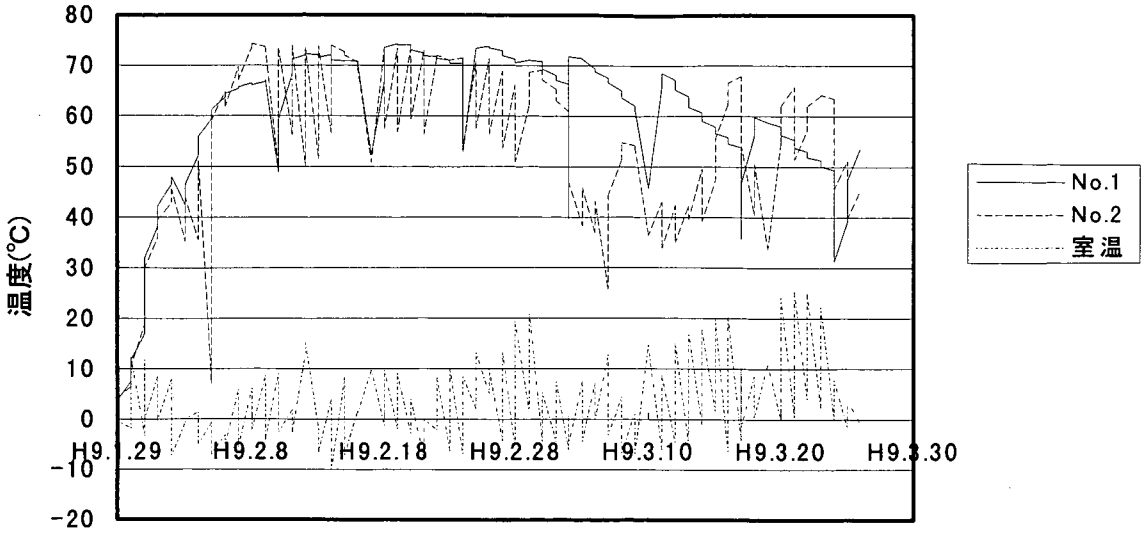
（２） RUN2

RUN2では、仕込み時含水率が、79%(No. 4)、71%(No. 5)であり、No. 5では仕込み直後に発酵温度が徐々に60℃程度まで上昇したが、No. 4ではほとんど上昇しなかった。その後、No. 4は、含水率が70%程度に低下した60日目前後から、発酵温度が上昇し始め、50℃程度まで上昇した。しかしながら、双方のケースともに、発酵温度が65℃以上となることはなかった。

RUN2で原料とした乳牛糞（敷料は麦わら）は、肉牛糞（敷料が破砕バーク）に比べ含水率が高く、さらに乾燥汚泥の含水率もRUN1, 3に比べ高かったので、仕込み時の発酵物の含水率がRUN1, 3をはるかに上回る結果となった。このため、RUN1, 3のような旺盛な発酵が見られなかったが、仕込み時含水率をRUN1, 3と同程度すなわち60%程度にすれば、仕込み時から良好な発酵状態とすることができるものと思われた。

（３） RUN3

RUN3の発酵温度の経日変化を**図－４**に示す。RUN3は、冬期の仕込みであったが、仕込み直後から旺盛な発酵が見られ、発酵温度が65℃以上を持続した期間が20日以上見られた。また、RUN3では、仕込み時含水率は62%であった。



図－4　発酵温度の経日変化(RUN3)

5．まとめ

昨年度に引き続き、下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化に関する実用規模実験を行った結果、その実用化に必要な基礎データを得るとともに、以下の知見を得た。

（1）発酵に伴い含水率は低下するが、含水率が25%以下になると発酵が抑制される。このため、良好な発酵を持続するには、水分を補給する必要があるが、水道水ではなく牛尿を添加すれば肥効成分含有率の上昇が望める。

（2）乳牛糞（敷料は麦わら）は、肉牛糞（敷料が破砕バーク）に比べ含水率が高いが、仕込み時含水率を60%程度にすれば、仕込み時から良好な発酵状態とすることができるものと思われた。

（3）冬季においても、仕込み時含水率を60%程度にすれば、夏季と同程度の旺盛な発酵が可能である。

参考文献

1)渡部ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」, 土木研究所資料第3294号, pp. 223-228

2)藤田,「コンポスト化技術」, 技報堂出版, p. 196, 1993

10．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　尾崎正明
主任研究員　久保忠雄
研　究　員　山下洋正

１．まえがき

下水汚泥の焼却灰および溶融スラグは、「資源」として建設資材に有効利用することができ、実際にも多種多様な製品が作られている。そしてその製造時の品質管理や、利用後の挙動、特性等についての調査は、製造者が個別に実施しており、特に重金属等の溶出についての統一的な安全性評価手法は確立されていない。今後、下水汚泥から作られた建設資材が広く用いられるようになるには、製品の品質管理とともに、製品が環境に与える影響についても配慮する必要がある。

２．調査目的

本調査は、下水汚泥再生品について物理的特性試験および有害物質に関する溶出試験を実施し、品質および安全性評価手法について検討することにより、建設資材利用の円滑な推進に寄与することを目的とする。また、下水汚泥から製造した粉体を、高流動コンクリートの混和材として用いることの可能性を検討することにより、新しい利用用途の開発のための基礎的な資料を得ることを目的とする。

表３－１　試料一覧

試料記号	原　料	再生資材
A	石灰系焼却灰	埋め戻し材
B	高分子系焼却灰	改良土
C	高分子系焼却灰	焼成レンガ
D	高分子系焼却灰	透水性ブロック
E-1	高分子系焼却灰	インターロッキングブロック
E-2	空冷スラグ	
F	水砕スラグ	透水性ブロック
G	水砕スラグ	インターロッキングブロック
H	空冷スラグ	路盤材

３．調査内容および結果

３－１．下水汚泥再生品の安全性評価手法

３－１－１．溶出試験の目的と概要

下水汚泥再生品からの重金属等の溶出について、統一的な安全性評価手法の確立を目的として溶出試験を行なった。現在溶出試験方法として、「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」環境庁告示第１３号(以下「環告法」）にもとづく検定方法が用いられている。環告法は、溶媒として脱イオン水（pH=5.8～6.3）を用いる。しかし重金属等の溶出は酸性域で多くなる傾向があるため、酸性雨の影響を含めた溶出試験方法の確立が重要となっている。そこで各国の廃棄物に関する溶出試験方法も参考にして、表３－１に示す下水汚泥再生資材およびその原料について、表 ３－２に示される方法で溶出試験をおこなった。図 ３－１は、それぞれの溶出試験方法の概念図である。酸性雨の影響を判断するために、溶媒の pH を低下させる目的で炭酸ガス、酢酸、硝酸を用いた。

３－１－２．溶出試験の結果と考察

図 3－1 溶出試験方法

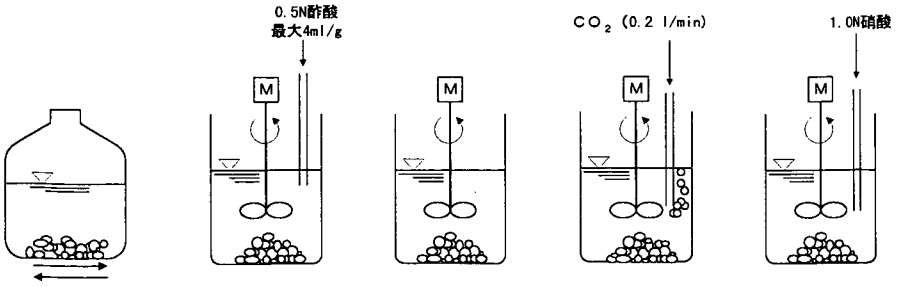


表 3－2 溶出試験方法

試験方法 / 項目	環告法 ①－a	US－EPA法 ②	CO_2飽和法 ③－a	CO_2連続法 ④	オランダ法 ⑤
試料性状	粒径2㎜以下に粉砕	比表面積3.1cm^2/g以上または粒径9.5㎜未満	粒径2㎜以下	有姿のまま	有姿のまま
溶媒	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	CO_2飽和水 (初期pH=4.0)	CO_2飽和水 (初期pH=4.0)	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)
pH値	溶出試験中は未調整	0.5N酢酸を添加 pH=5 (最大添加量=4ml/g)	溶出試験中は未調整	CO_2ガスを連続吹込み	1.0N硝酸を添加 pH=4
溶媒／試料比 (体積重量比)	10：1	20：1	10：1	10：1	100：1
溶出時間	6時間連続振とう 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	6時間連続攪拌 常温，常圧
ろ過	GF／Bろ紙 1.0μm 製品：1.0,0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm
攪拌方法	水平振とう 約200回／分	攪拌棒(テフロン) 約200回／分	攪拌棒(テフロン) 約200回／分	攪拌棒(テフロン) 約200回／分	攪拌棒(テフロン) 約200回／分
分析方法	ICP発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTIMA3000） Pb，Cd，Hg，Se，As：原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC） Cr(VI)：ジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（SHIMADZU製，UV－160）				

①－bは、試料性状が「粒径20～50㎜」で、24時間連続攪拌、その他は①－aと同じ。
③－bは試料性状が「粒径2～20㎜」、③－cは試料性状が「粒径20～50㎜」で、その他は③－aと同じ。

表 3－3 焼却灰の溶出試験結果

(mg／l)

焼却灰	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
A	含有量	－	40.758	0.541	N.D	0.266	356.497	N.D
	①－a	11.58	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	11.13	N.D	N.D	N.D	0.002	0.019	N.D
	③	11.88	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D	N.D
	④	6.49	N.D	N.D	N.D	0.004	0.039	N.D
	⑤	3.94	N.D	N.D	N.D	N.D	0.078	N.D
B	含有量	－	149.107	3.077	1.308	3.307	8.873	2.344
	①－a	12.88	0.010	N.D	N.D	0.008	N.D	0.072
	②	13.20	0.004	N.D	N.D	0.011	N.D	0.165
	③	13.28	0.003	N.D	N.D	0.017	N.D	0.268
	④	6.42	N.D	N.D	N.D	0.044	0.007	0.260
	⑤	3.98	0.001	0.003	N.D	0.020	0.022	N.D
C	含有量	－	223.896	5.757	N.D	2.601	12.961	0.247
	①－a	9.47	N.D	N.D	N.D	0.185	0.025	N.D
	②	4.98	N.D	0.005	N.D	0.143	0.104	N.D
	③	8.24	N.D	N.D	N.D	0.275	0.110	N.D
	④	5.99	N.D	0.001	N.D	0.300	0.199	N.D
	⑤	3.95	0.003	0.006	N.D	0.038	0.064	N.D
D	含有量	－	548.042	8.503	N.D	0.497	23.141	0.428
	①－a	6.59	N.D	N.D	N.D	0.019	0.039	N.D
	②	4.98	N.D	0.005	N.D	0.017	0.113	N.D
	③	7.04	N.D	N.D	N.D	0.027	0.060	N.D
	④	5.67	N.D	0.002	N.D	0.033	0.115	N.D
	⑤	3.92	0.001	0.014	N.D	0.005	0.046	N.D
E－1	含有量	－	152.499	4.300	N.D	N.D	11.378	0.303
	①－a	7.91	N.D	N.D	N.D	0.112	0.028	N.D
	②	4.99	0.004	0.004	N.D	0.118	0.048	N.D
	③	8.23	N.D	N.D	N.D	0.134	0.036	N.D
	④	6.30	0.001	0.001	N.D	0.165	0.055	N.D
	⑤	3.93	N.D	0.002	N.D	0.033	0.038	N.D

含有量はmg/kg･DS

原料である焼却灰の溶出試験結果を表 3－3に示す。Se と As については、ほとんどの試料で土壌環境基準値を上回る溶出が認められた。しかし産廃基準値を上回る溶出はいずれの重金属についても認められなかった。これらの焼却灰を用いて作られた再生資材の溶出試験結果を表 3－4に示す。この表によると、原料と再生資材が同一であるAの試料を除いて、いずれの試料でも再生資材にすることで、土壌環境基準値以下に溶出が抑制されていた。

再生資材B、C、DのAs の溶出量を比較すると、含有量は 8.57、13.77、10.20 mg/kg･DS とほとんどかわらないのに、再生資材Dだけが全ての溶出試験で溶出が確認された。また再生資材Bの Se と Cr(VI)、再生資材Dの Cr(VI)は含有が確認されても、溶出は確認されなかった。

原料である溶融スラグの溶出試験結果を表 3－5に示す。土壌環境基準を上回るのは、E－2、Gの試料を用いた、試験方法②、⑤における Pb であった。またこれらの溶融スラグを用いて作られた再生資材の溶出試験結果を表 3－6に示す。この表によると、Pb に関して

表 3－4 再生資材の溶出試験結果

(mg／l)

再生資材	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
A	含有量	－	40.758	0.541	N.D	0.266	356.497	N.D
	①－a	11.38	N.D	N.D	N.D	0.005	0.003	N.D
	①－b	12.30	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	11.42	N.D	N.D	N.D	0.002	0.007	N.D
	③－a	11.04	N.D	N.D	N.D	0.004	0.005	N.D
	③－b	－	－	－	－	－	－	－
	③－c	11.94	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	6.41	N.D	N.D	N.D	0.004	0.022	N.D
	⑤	3.95	N.D	N.D	N.D	0.001	0.040	N.D
B	含有量	－	63.871	0.736	0.629	0.458	8.573	0.295
	①－a	10.00	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	N.D
	①－b	11.47	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	5.77	N.D	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.29	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－b	－	－	－	－	－	－	－
	③－c	10.41	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	6.59	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	N.D
	⑤	3.99	0.001	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D
C	含有量	－	211.535	5.866	N.D	N.D	13.773	N.D
	①－a	7.61	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D	N.D
	①－b	6.25	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.82	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.27	N.D	N.D	N.D	0.006	0.005	N.D
	③－b	7.54	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D
	③－c	7.32	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.56	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	N.D
	⑤	3.95	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
D	含有量	－	530.694	2.682	N.D	N.D	10.206	0.263
	①－a	7.78	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	N.D
	①－b	6.85	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	N.D
	②	4.24	0.002	0.002	N.D	N.D	0.010	N.D
	③－a	8.21	N.D	N.D	N.D	N.D	0.008	N.D
	③－b	7.52	N.D	N.D	N.D	N.D	0.005	N.D
	③－c	7.77	N.D	N.D	N.D	N.D	0.006	N.D
	④	4.95	N.D	0.002	N.D	N.D	0.010	N.D
	⑤	3.96	0.002	N.D	N.D	N.D	0.001	N.D

表 3－5 溶融スラグの溶出試験結果

(mg／l)

溶融スラグ	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
E－2	含有量	－	150.148	0.517	N.D	N.D	0.326	N.D
	①－a	6.85	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.92	0.034	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.47	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.26	0.002	N.D	N.D	0.001	N.D	N.D
	⑤	3.79	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
F	含有量	－	77.235	N.D	N.D	N.D	0.169	N.D
	①－a	7.47	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.84	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.60	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.55	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.92	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
G	含有量	－	82.335	2.109	N.D	0.121	0.663	0.146
	①－a	6.41	0.006	N.D	N.D	N.D	N.D	0.007
	②	4.88	N.D	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.31	0.004	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	5.22	0.002	0.006	N.D	N.D	0.001	N.D
	⑤	3.87	0.011	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
H	含有量	－	2.683	N.D	N.D	0.387	0.194	N.D
	①－a	10.18	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	8.25	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	5.21	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

含有量はmg/kg·DS

は再生資材E、Gを含めて、全て土壌環境基準を下回る結果となった。しかし Cr(Ⅳ)については、土壌環境基準を上回るものが見られた。このように、原料からはほとんど溶出されないにもかかわらず、再生資材E、Gで土壌環境基準を上回る溶出がみられた原因としては、再生資材の製造過程での反応により溶出されやすくなった、あるいは他の原料からの溶出などが考えられる。

また再生資材Eの Pb の含有量はHの約 50 倍であるが、溶出量はかえってHだけが認められた。あるいは再生資材E、Gの Cr(VI)は、含有量が少なくても溶出量は他の重金属に比べて多いといえる。このように、重金属の含有が認められても必ずしも溶出しないことや、含有量の多い試料が溶出量も多いとはいえないことがわかった。図 3－2～6は、再生資材A～Hについて、最終 pH 値と溶出濃度の関係を示したものである。Pb、Cd、Se および As は環境基準オーダーであり、明確な傾向は見うけられなかった。一方で Cr(VI)は酸性域、アルカリ域のいずれでも溶出が確認された。しかし酸の違いによる溶出量の違いは確認できなかった。

また試料粒径の違いによる溶出量の違いを見るために、2mm 以下、2～20mm、20～50mm の試料粒径でCO_2飽和法による溶出試験をおこなった。図 3－7は、インターロッキングブロックE－2、Gで Cr(VI)についてその結果をあらわしたものである。試料Gの場合、粒径が小さくなるにしたがって、溶出量も増加することがわかる。また両試料とも、粒径が 2mm 以下になると溶出量が急激に増加した。

3－1－3．まとめ

（1）原料である溶融スラグから、土壌環境基準を上回る重金属の溶出が認められても、製品である再生資材からの溶出は基準以下に抑制されることがわかった。しかし逆に、製品になって土壌環境基準を上回る重金属の溶出があり、今後この原因を調査する必要がある。

（2）同じ試験方法でも、試料粒径を小さくすれば溶出する重金属があることが確認された。しかし実際の利用にあたっては、細かく砕いて使用することはないため、20～50mm 程度の粒径で溶出試験をして安全が確認されればよいと考える。

（3）含有量と溶出量との関連性は認められなかった。

（4）酸の違いによる溶出量の違いは確認できなかった。

表 3－6 再生資材の溶出試験結果

(mg／l)

再生資材	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
E	含有量	—	96.218	1.608	N.D	N.D	8.692	0.954
	①－a	12.25	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D	0.026
	①－b	10.65	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.009
	②	5.07	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	N.D
	③－a	11.56	N.D	N.D	N.D	0.006	N.D	0.126
	③－b	9.87	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	0.018
	③－c	9.35	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.006
	④	6.06	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.015
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
F	含有量	—	93.825	N.D	N.D	N.D	0.217	N.D
	①－a	8.49	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.21	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.46	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－b	7.52	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－c	7.23	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.31	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
G	含有量	—	32.276	0.885	N.D	0.107	4.110	2.474
	①－a	12.75	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	0.077
	①－b	12.11	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.054
	②	5.05	0.001	0.003	N.D	N.D	0.001	0.218
	③－a	12.53	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.108
	③－b	11.80	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.033
	③－c	11.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.036
	④	6.23	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	0.079
	⑤	3.99	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
H	含有量	—	2.075	N.D	N.D	0.460	2.352	N.D
	①－a	8.73	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.46	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.83	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.28	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－b	7.35	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－c	7.12	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.26	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

含有量はmg/kg･DS

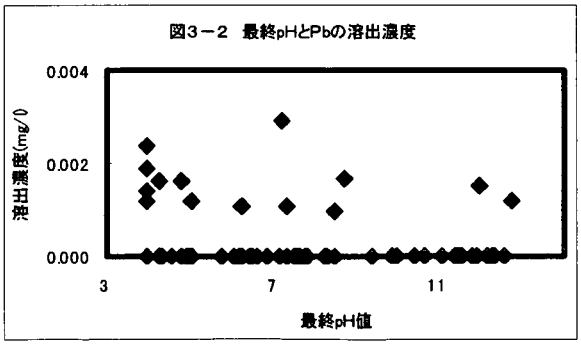


図3－2 最終pHとPbの溶出濃度

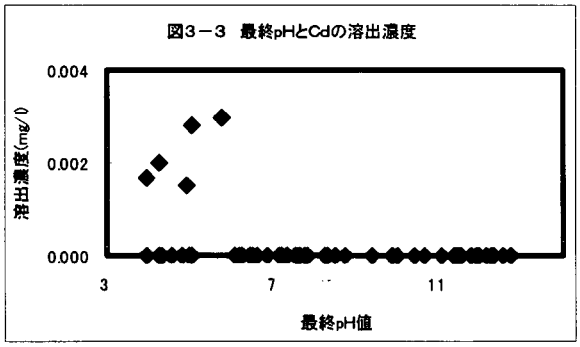


図3－3 最終pHとCdの溶出濃度

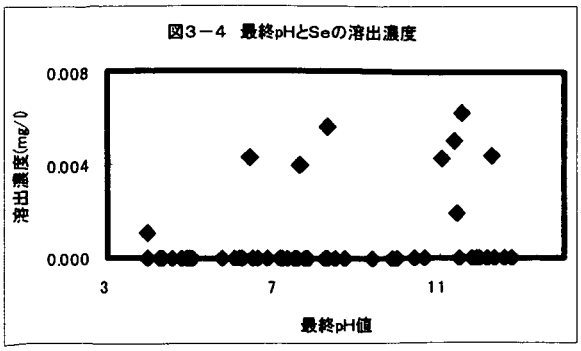


図3－4 最終pHとSeの溶出濃度

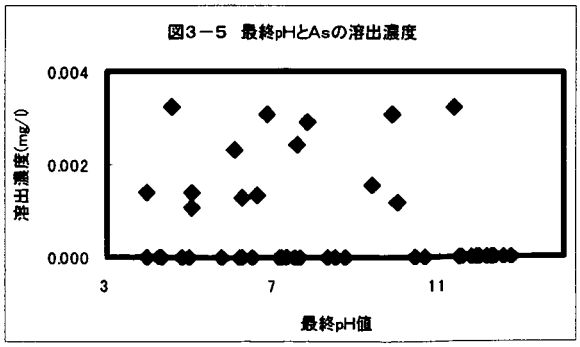
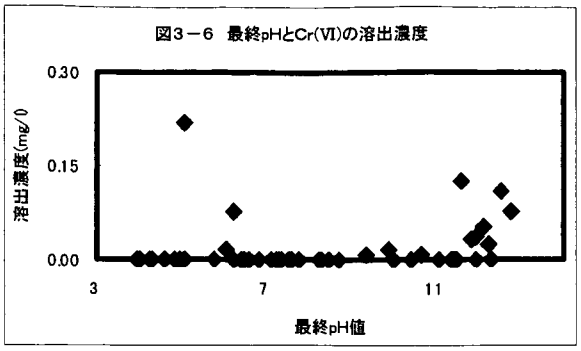
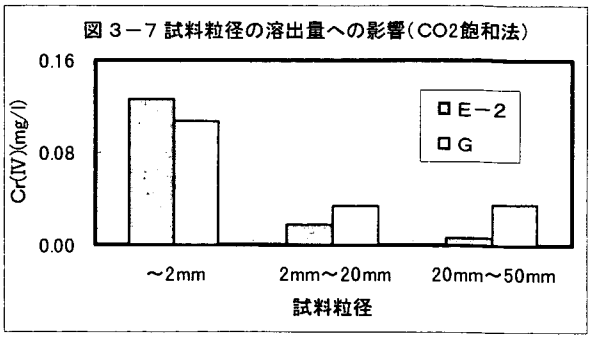


図3－5 最終pHとAsの溶出濃度





３－２．下水汚泥建設資材の品質試験

３－２－１．品質試験の目的と概要

平成７年度は、下水汚泥焼却灰や溶融スラグから自治体や民間企業が製造した建設資材を用いて、化学成分組成分析、密度試験、含水比試験、室内ＣＢＲ試験、含水比試験、ふるい分け試験、曲げ強度試験、吸水試験などをおこない、建設資材としての品質を調査した。平成８年度は、品質の季節的な変動を明らかにする目的で、表３－１で示される下水汚泥建設資材を使って、平成７年度と同様な試験をおこない、試験結果を比較検討した。

３－２－２．試験結果および考察

表３－７はＡ～Ｈの原料について、化学成分組成分析をおこなった結果である。この表よりＥ－１の試料の五酸化リン（P_2O_5）のように、最大で１３ポイントの変化がみられた。しかし成分比の大きい酸化カルシウム（Ｃａ0）や二酸化ケイ素（SiO_2）では最大でも８．５ポイントの変化であった。

表 3－7 焼却灰および溶融スラグの化学成分組成分析結果

		A		B		C		D		E－1	
		H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8
組成分析	酸化カルシウム(CaO)	27.8	33.59	24.80	30.29	9.58	11.21	8.26	6.29	8.68	12.74
	二酸化ケイ素(SiO_2)	32.2	25.97	40.60	34.12	42.50	36.12	43.20	38.98	47.50	39.72
	酸化第二鉄(Fe_2O_3)	12.5	15.94	4.57	5.76	4.04	7.27	9.33	12.78	5.64	6.45
	酸化アルミニウム(Al_2O_3)	7.09	5.82	14.10	9.62	24.70	18.20	25.40	16.45	24.70	17.59
(wt%)	五酸化リン(P_2O_5)	2.99	5.23	2.03	5.82	6.07	19.09	5.96	16.85	4.72	18.15

		E－2		F		G		H	
		H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8
組成分析	酸化カルシウム(CaO)	8.37	11.88	7.54	6.71	9.43	10.48	25.60	33.91
	二酸化ケイ素(SiO_2)	44.80	39.47	45.60	47.90	48.70	40.55	41.90	33.40
	酸化第二鉄(Fe_2O_3)	7.72	11.25	7.00	8.31	4.54	8.83	2.30	5.11
	酸化アルミニウム(Al_2O_3)	25.00	21.01	23.20	15.08	24.20	23.75	19.20	16.52
(wt%)	五酸化リン(P_2O_5)	3.64	14.29	3.63	6.51	3.54	10.76	2.55	8.07

表３－８はＡ～Ｅ－１の焼却灰について、密度試験、含水比試験、粒度試験、水和速度試験をおこなった結果である。この表より、焼却灰密度の１割程度の変動とともに、粒度の違いが認められた。特に試料Ａでは、均等係数が約１／５、最大粒径は約１／３になっていた。このように焼却灰によっては季節変動があり、土質改良材や路盤材として利用する場合には、粒度試験等の実施頻度を検討する必要がある。

石灰系焼却灰A、Bについて水和速度試験をおこなった結果、Aでは温度上昇がなく、Bでは１８度上昇した。含水比はAでは５７．７%と高く、Bでは０．１%と小さいことから、Aでは既に水和反応を引き起こす成分が減少していたと考えられる。しかし建設資材利用マニュアル(案) によると、水和速度試験で温度上昇が小さくても、焼却灰の土質改良効果が期待できる場合がある。したがって焼却灰を土質改良材とし利用する場合には、水和速度試験だけでなく、改良土の一軸圧縮強さやＣＢＲもあわせて検討する必要がある。

表 3−8 焼却灰の試験結果

		A		B		C		D		E−1	
		H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8
密度試験 ρ_s(g/cm^3)		2.99	2.87	2.30	2.39	2.30	2.47	2.62	2.70	2.30	2.39
含水比試験 w(%)		51.20	57.70	0.10	0.10	0.50	1.20	48.60	19.30	0.10	0.50
粒度試験	礫 分 2〜75mm(%)	12	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	砂 分 75μm〜2mm(%)	79	72	20	15	15	8	7	5	36	49
	ｼﾙﾄ 分 5〜75μm(%)	9	14	80	68	75	72	78	77	51	45
	粘度分 5μm未満(%)		8		17	10	20	15	18	13	6
	均等係数 Uc	11	54	−	12	9	9	6.6	8.1	18.2	11.20
	曲率係数 U'c	2.78	4.26	−	1.10	1.00	1.27	1.37	1.22	0.55	1.71
	最大粒径 mm	26.50	9.50	2.00	0.85	0.85	0.43	0.43	0.25	0.425	0.43
水和速度試験		0.07	0.00	7.67	18.17	−	−	−	−	−	−

表３−９はE−２〜Gの溶融スラグの、比重及び吸水率試験結果である。溶融スラグはすべて、絶乾比重は２．４５以上で、吸水率３．０%以下あり、道路用砕石の基準を満たしていた。またコンクリート骨材として利用する場合の基準である、絶乾比重２．５以上、吸水率３．０%以下も満たしていた。

表 3−9 溶融スラグの試験結果

		E−2		F		G	
		H7	H8	H7	H8	H7	H8
比重および吸水率試験	表乾比重(g/cm^3)	2.49	2.57	2.52	2.59	2.55	2.52
	絶乾比重(g/cm^3)	2.48	2.56	2.51	2.56	2.52	2.51
	見掛比重(g/cm^3)	2.51	2.58	2.53	2.64	2.58	2.54
	吸水率(%)	0.45	0.35	0.27	1.18	0.98	0.50
すりへり減量試験(%)		29.2	−	65.8	−	48.7	−

表３−１０は、C〜Gの建設資材についておこなった試験の結果である。またインターロッキングブロック協会では表３−１１の品質規格を定めている。

Eのインターロッキングブロックは、Ｈ７の曲げ強度試験では規格に適合していたけれども、Ｈ８の試験では不適合となった。D、Fの透水性ブロックは、Ｈ７の透水性試験ではいずれも規格に適合していた。しかしＨ８の試験ではいずれも不適合となった。また凍結融解試験とオートクレーブ試験ではＨ８とほぼ同じ結果が得られた。

アスファルト舗装要綱によると、歩道の滑り抵抗性は、湿潤状態で４０以上が規定されている。したがってEのインターロッキングブロックは、Ｈ７の試験では不適合であり、またＨ８の試験ではこの値を上回っていた。

表 3－10 再生材の試験結果

			C		D		E		F		G	
			H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8	H7	H8
曲げ強度試験 MPa(N/mm²)			31.92	42.07	3.39	7.87	5.27	3.57	4.81	16.87	5.67	11.63
圧縮強度試験(N/mm²)			104	194	6	15	20	39	21	44	35	41
吸水試験(%)			2.52	0.42	−	−	12.73	7.66	−	−	5.59	4.03
滑り抵抗性試験	乾燥状態	平均値	90	86	−	−	67	66	−	−	89	87
		範囲	90～91	85～88	−	−	66～69	66～66	−	−	88～89	86～87
	湿潤状態	平均値	70	60	−	−	30	43	−	−	75	81
		範囲	69～71	60～61	−	−	30～30	42～44	−	−	75～75	81～81
凍結融解試験			−	−	1回目に割れ発生	3回目に割れ発生	異常なし	異常なし	3～5回目に割れ発生	5回目に割れ発生	−	−
オートクレーブ試験			割れの発生を認む	割れの発生を認む	−	−	−	−	−	−	−	−
透水性試験	透水係数 k (cm/sec)		−	−	1.52×10^{-2}	4.87×10^{-3}	−	−	2.23×10^{-2}	1.67×10^{-3}	−	−

表 3－11 インターロッキングブロックの品質規格

種 類	曲げ強度	圧縮強度	透水係数
普通インターロッキングブロック	4.9 N/mm²	32 N/mm²	
透水性インターロッキングブロック	2.9 N/mm²	17 N/mm²	1×10^{-2} cm/sec

H7、H8の2年にわたる試験の結果、下水汚泥建設資材の品質には変動があり、品質基準を満たさないものが製造される可能性のあることがわかった。このため、安定的に建設資材を供給するには、製造時における品質管理が重要だといえる。

3－3．粉体の特性と利用に関する調査

3－3－1．調査の目的

セメント以外の粉体を比較的大量に用いることが可能なモルタルおよびコンクリートは、下水汚泥の建設資材利用としては重要な分野である。したがって、品質のよいコンクリート混和材を、大量にかつ安定的に製造するための技術開発が重要である。本調査では、液化脱水汚泥を焼却して作った粉体や、焼却灰を溶融して作った球状化粉体、また下水汚泥溶融スラグを直接粉砕して作った粉体を、高流動コンクリートの混和材として用いることの可能性を検討した。

表 3－12 粉体試料一覧

試料記号	製造方法および特徴
A－1	液化脱水汚泥焼却灰
A－2	液化脱水汚泥焼却灰
A－3	液化脱水汚泥焼却灰
B－1	焼却灰球状化
B－2	焼却灰球状化
B－3	焼却灰球状化
C－1	水砕スラグを粉砕、粒度調整
C－2	空冷スラグを粉砕、粒度調整
C－3	焼却灰球状化
D	スラグを粉砕

A－1～3あるいはB－1～3、C－3は、それぞれ製造時における含水率、燃焼量、空気比などが異なるため、出来た粉体の大きさや形状が異なっている。

高流動コンクリートは、材料分離低抗性と流動性に優れたコンクリートであり、ほとんど振動・締固めを必要としない。そして、混和材として水和反応しない微粉末を使用するため、下水汚泥再生品が混和材として有効利用できると考えられる。

本調査は、民間企業4社との共同研究である。土木研究所は平成8年度に、粉体の物理試験をおこなった。表3－12に試験で用いた粉体試料の一覧を示す。

3－3－2．粉体の物理試験

粉体のセメント混和材としての性能を確認する目的で、フライアッシュとの対比をおこなった。表3－13は、ＪＩＳ Ａ ６２０１で規定された試験をおこない、その物理的性質をフライアッシュと比較したものである。

表 3－13 物理試験結果

	比表面積 (cm^2/g)	比重	単位水量比 (%)	圧縮強度比(%)	圧縮強度比(%)
				28日	91日
A－1	10240	2.37	100	83.5	85.9
A－2	8380	2.30	101	83.0	83.6
A－3	9480	2.45	104	77.8	80.5
B－1	2100	2.32	101	65.5	69.9
B－2	－	2.20	105	42.6	45.6
B－3	2960	2.42	97	81.3	89.0
C－1	3700	2.96	96	94.1	105.8
C－2	1130	2.79	96	64.5	71.6
C－3	3300	2.78	99	75.4	91.5
D	4300	3.01	99	82.8	104.1
規定値	2400 以上	1.95 以上	102 以下	60 以上	70 以上

注)B－2の比表面積は、粗粒であり、試験液を吸引せず測定不能

物理試験の結果、Ｂ－１、Ｃ－２の２試料がフライアッシュの比表面積規定に不適合であり、Ｂ－２は測定不能であった。また比重はすべての試料が規定に適合していた。単位水量比の規定に適合しないのはＡ－３、Ｂ－２であった。また圧縮強度比の規定に適合しないのは、Ｂ－１、Ｂ－２の試料であった。

3－3－3．まとめ

粉体の物理試験の結果、フライアッシュの品質規定値に一つ以上適合しないのは、１０試料中４試料であった。

3－4．おわりに

下水汚泥建設資材の利用を増加させるためには、製品の品質と安全性をさらに高めることが必要である。また、新しい利用分野を開拓することも需要拡大にとって重要である。したがって、このための品質管理手法の開発や安全性評価手法の検討、あるいは新しい利用技術の開発が求められている。

11．汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　落　　修一
北村　友一

１．まえがき

生活様式の向上により下水の性状に変化が生じてきている。更に，今後の高度処理の進展・拡充に加え，下水道システムを活用した都市系排出物，中でも厨芥の輸送・処理が期待されてきており，これにより汚水処理プロセスで回収される固形物も質，量ともに大きく変化して行くことが予想される。例えば，過去の調査[1)]によると，厨芥流入に伴い汚水処理過程で発生する固形物の増加を都市人口規模別に１万人：1.51倍，10万人：1.62倍，100万人：1.64倍と予測し，それによる汚泥処理プロセスへの影響の大きさを指摘している。汚泥処理プロセスにおいては，処理汚泥量の増加や質的な変化の推移に対して当面は既存の処理システムの中で対応して行かなければならない。そこでは個々のプロセスにおける処理の性能や効率を高めることと併せて，処理固形物の増加分を資源の回収・有効利用に繋げることが重要である。

２．調査の目的及び方法

想像される下水中固形物量の増加は主に最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，その質は繊維質を多く含む炭水化物主体の性状へと変化して行くものと推察される。そして，この量的，質的変化に対応する汚泥処理システムを大幅なプロセスの改変，改築無しで確立して行く必要がある。本調査は，これらの変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，焼却等に及ぼす影響を明らかにして対応策を検討するとともに，資源・エネルギー回収を一層進めるためのプロセス改善，開発を目指すものである。

３．平成８年度の調査結果

本調査では，下水汚泥の量的，質的な変化による汚泥処理プロセスへの影響を表－１のように想定し，本年度は，受ける支障の度合いが最も大きいと思われる消化プロセスと焼却プロセスを重点に調査した。

表－１　想定される汚泥処理プロセスへの汚泥性状変化の影響

濃　縮	濃縮汚泥濃度が濃くなることが予想され，処理機能上は問題とならないが，高度に圧密・濃縮された汚泥の引き抜きが困難となる可能性が高い。
消　化	繊維質主体の高濃度・高負荷運転となるが，支障の程度は予測できない。影響度合いを把握するとともに，高負をエネルギー生産に繋げる必要がある。
脱　水	汚泥を構成する粒子群の粗大化が予想され，脱水効率は高まるものと思われる。
焼　却	固形物量の増加と低含水率化により投入汚泥の高カロリー化が進み，炉を中心とする高熱部材の劣化を早めることが予想される。

3.1 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化法に関する調査

嫌気性消化プロセスへの負荷量の増大に対処するためには，消化性能の高速化を図る必要がある。通常の下水汚泥については高温消化法による高速化が図られているが，最初沈殿池汚泥のみを対象としている事例は無いために，既存の高温消化法における最初沈殿池汚泥の消化特性を調べる実験を行った。また，今後増加が予想される繊維質について，その可溶化・酸発酵を促進させるための基礎的な実験も行った。

3.1.1 最初沈殿池汚泥の高温嫌気性消化特性に関する実験

最初沈殿池汚泥を用いた既存の中温消化法と高温消化法による連続実験を行い、嫌気性消化特性を調べた。

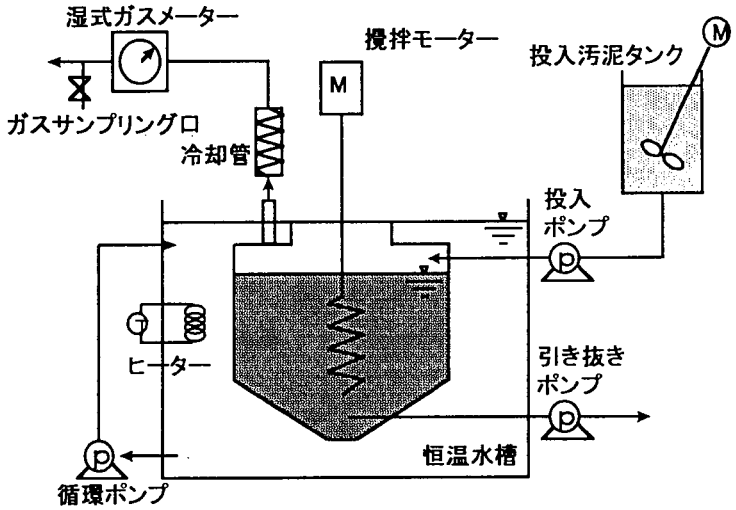
(1) 実験方法

実験は、図－１に示す反応槽の有効容積が 100 Lの実験装置３台を用い、表－２の条件により、最初沈殿池汚泥の連続消化運転を行った。実験では，最初に消化日数：３０日のケースから行い，そこでの安定した消化成績が十分の期間得られた後，随時，消化日数を２０日，１０日と短くして行く運転法を取った。汚泥の投入と引き抜きは、タイマー作動のポンプにより行い、その頻度を消化日数20日、30日では、１日４回、消化日数10日では１日８回とした。最初沈殿池汚泥は、実処理場の最初沈殿池から採取したものを重力濃縮して用いた。種汚泥は、実処理場の中温嫌気性消化槽より採取した消化汚泥を、約５ヶ月間、各温度条件下で馴養した。実験に係わる分析は、下水試験方法(1984)に従った。

(2) 実験結果

実験に用いた最初沈殿池汚泥の平均的な性状は，pH ： 5.7，TS ： 31.1 g/L，VS/TS ： 0.79，SS ： 26.1 g/L，VSS/SS ： 0.79であった。図－２は，各実験条件下で定常状態となっていた間のデータより求めた平均的な消化成績を表したものである。

消化温度３５℃の中温消化法においては，消化日数を１０日としても幾分かのガス発生率の低下が認められるものの，全体的に良好な消化成績を示している。これに対して，高温消化法の５５℃では，良好な消化成績が得られたのは消化日数：２０日までであり，更に高温の消化法とした６０℃のケースに至っては消化日数が３０日の段階から全く良好な成績は得られなかった。これらの成績をもたらした要因を，消化ガスの発生率や消化液中に残存して

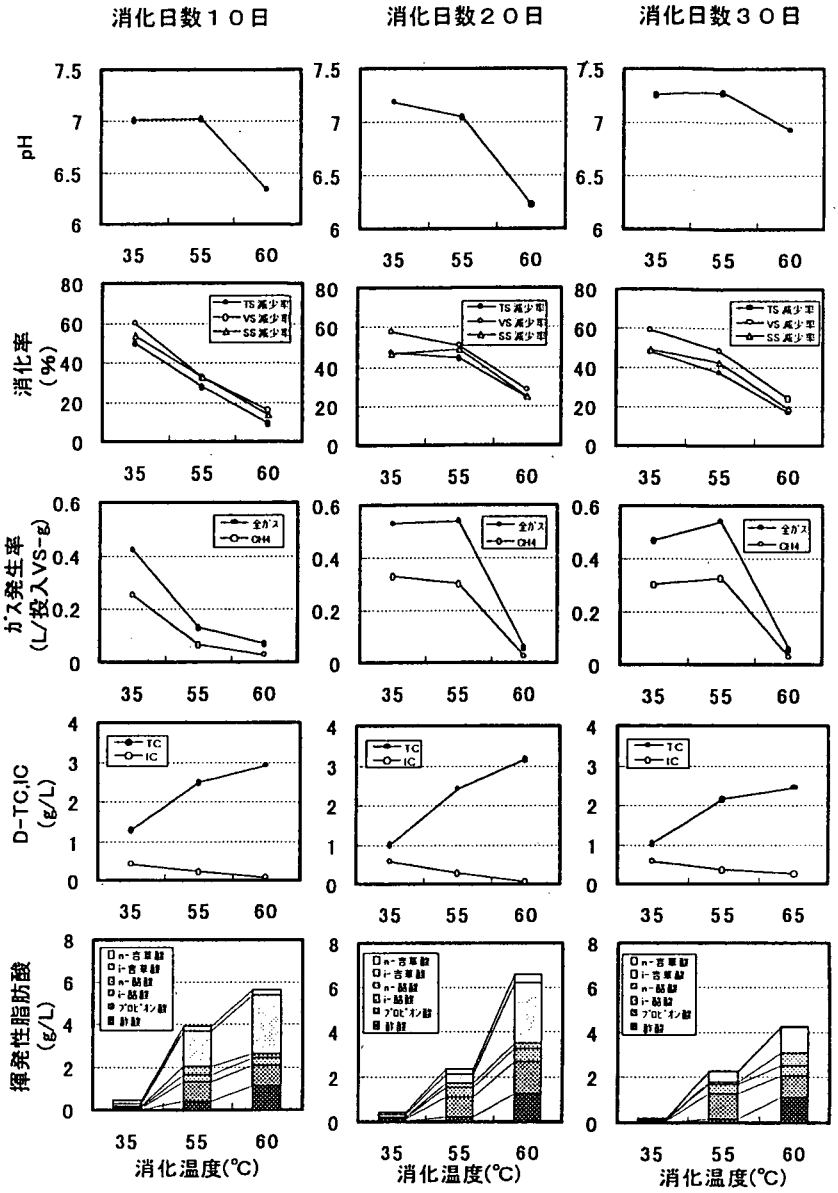


図－１　実験装置の概要

表－２　実験条件

消化温度（℃）	３５	５５	６０	運転期間
消化日数（日）	３０ ↓ ２０ ↓ １０	３０ ↓ ２０ ↓ １０	３０ ↓ ２０ ↓ １０	８ヶ月 ６ヶ月 ６ヶ月

いた揮発性脂肪酸濃度から推察すると，高温消化法においては固形有機物の可溶化，低分子化は図られていたものの高分子の揮発性脂肪酸が多量に蓄積しており，これをメタン発酵に資される酢酸にまで低分子化する酸発酵の過程が阻害されていた様子が読み取れる。また，６０℃のケースにおいては多量の酢酸が認められることから，この温度条件ではメタン発酵も阻害されていた可能性が高い。そして，５５℃のケースにおいて消化日数：２０日までは消化の機能が維持されていたことを考えると，高分子－揮発性脂肪酸の酸発酵活性と併せてメタン発酵の活性を高く維持することができれば，５５℃の高温消化法による高速消化も可能と思われる。



図－３　平均的な消化成績

3.1.2 繊維質の可溶化・酸発酵促進に関する基礎実験

当所は，繊維質の可溶化・酸発酵が炭酸イオンの介在により促進される現象を捕らえている[2)]。そこでの促進効果は，炭酸イオン供給のために炭酸カルシウムや炭酸水素ナトリウムを用いた実験での現象であったことから，ここでは，これらの炭酸塩添加で生じるＣａ$^{2+}$とＮａ$^{+}$による効果の有無を調べる実験を行った。また，繊維質の可溶化・酸発酵に対するｐＨの影響や炭酸イオン濃度の影響を調べる実験も行った。

(1) 実験方法

実験は，いずれも基質にセルロースパウダーを，培養液に表－３の

表－４　実験初期の培養液中ＩＣ濃度

設定 pH (－)	4	5	5.5	6	6.5	7	7.5	8	8.5
IC (mg/L)	18.4	31.8	55.2	109	169	213	231	242	244
$NaHCO_3$添加 (g/L)	0	0.2	0.5	1	2	5	7		
IC (mg/L)	5.8	21.7	57.8	114	223	551	785		

表－３　培養液組成

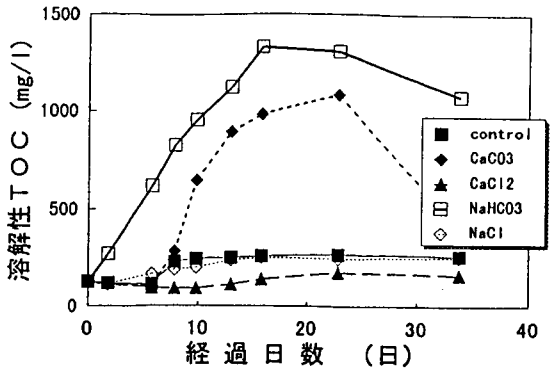
水道水	1 L
NH_4Cl	1 g
K_2HPO_4	0.5 g
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.1 g
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	10 mg
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	5 mg
$MnSO_4 \cdot 4\text{-}6H_2O$	1 mg
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5 mg
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 mg

組成のもを用い，30 ℃の恒温室で回分式により行った。Ca^{2+}とNa^{+}の効果を調べる実験は，Ca^{2+}とNa^{+}濃度が同じとなるよう $CaCO_3$，$CaCl_2 \cdot 2H_2O$，$NaHCO_3$，NaClを添加して，５ Lのガラス瓶を培養器に，少量の嫌気性消化汚泥を植種して行った。ｐＨと炭酸イオン濃度の影響は，20 ml容のＬ型試験管にて僅かの量の嫌気性消化汚泥を植種した培養を行い，セルロースの可溶化により生じる試験管内の濁の程度を610 nmの吸光度で測定する方法により調べた。

(2) 実験結果

1) Ca^{2+}とNa^{+}の効果

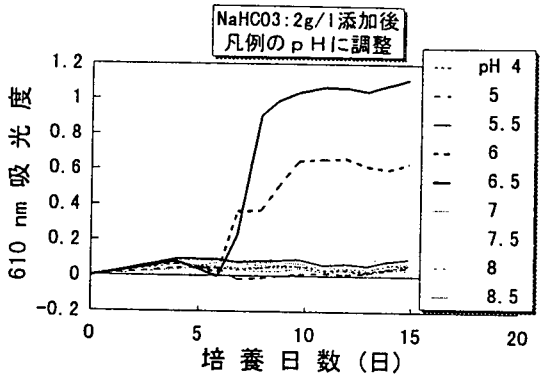
図－３は，セルロースの可溶化により生じた溶解性ＴＯＣ濃度の経時変化を示している。これより，$CaCl_2$とNaClの系では円滑な可溶化が認められず，繊維質の可溶化促進は炭酸イオン（HCO_3^-）添加による効果として良いものと思われる。



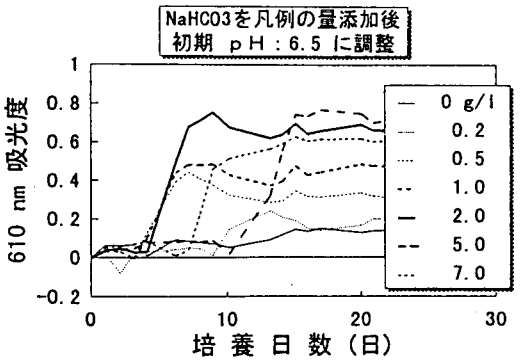
図－３ 溶解性ＴＯＣの経日変化

2) ｐＨと炭酸イオン濃度の影響

ｐＨに関する実験結果を図－４に，炭酸イオン濃度に関する結果を図－５に示した。これらの実験初期の培養液中ＩＣ（HCO_3^--C）濃度は表－４に示した。これらの結果は，セルロース可溶化の至適ｐＨは６～6.5の狭い範囲にあることを示唆し，至適ｐＨの範囲内であれば炭酸イオン濃度を高めても支障は生じないことを示している。



図－４ ｐＨの影響



図－５ 炭酸イオン濃度の影響

3.2 焼却プロセスへの影響調査

焼却に供せられる脱水汚泥の高カロリー化に備えるために，高カロリー化の程度が焼却プロセスの耐用年数に及ぼす影響を把握しておく必要がある。

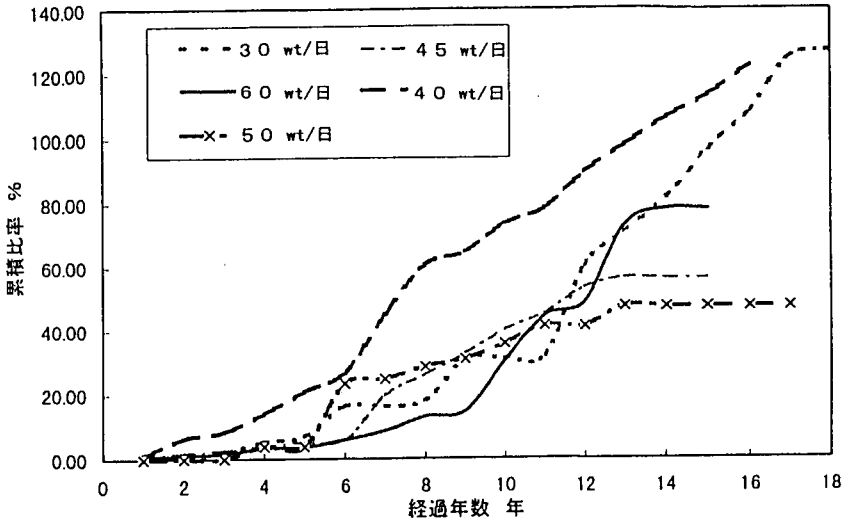
3.2.1 調査方法

調査は，国内・焼却炉メーカーの協力を得て実施した。調査では，現在主流となっている流動床方式による焼却プロセスを対象に，長期稼働中の実用炉１０ケースにおける補修・修繕実績に基づいたライフサイクルコスト（LCC）分析を行うとともに，高カロリー化が現状の 350 kcal/kg-WBから 1,000 kcal/kg-WBまで進むと仮定して，その間のカロリー推移における影響を調べた。

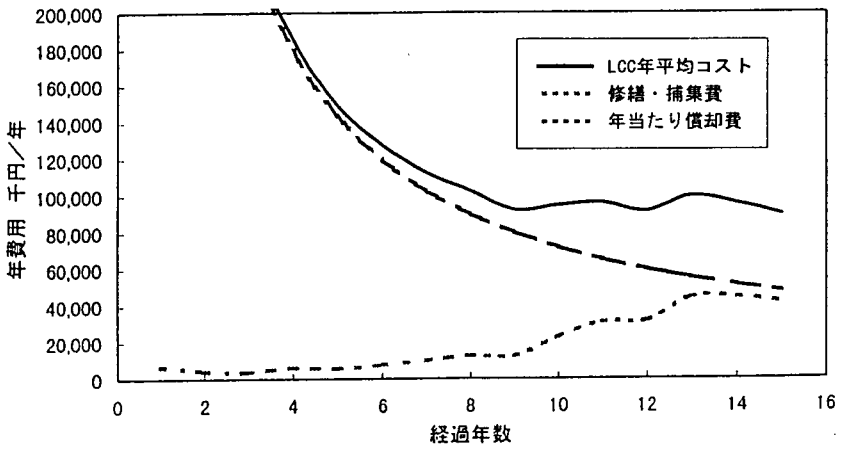
3.2.2 調査結果

(1) 現有炉の稼働実績評価

調査した実用炉の稼働年数は８年のものが１カ所で，他は10年以上である。図－６は，過年度に必要とした補修・修繕経費の累積額を初期建設費との比率で表した一例であり，図－７はここでの６０ wt/日のケースのＬＣＣ分析例である。一般的な傾向として，供用後４～６年で補修・修繕が必要となり，１０～１２年で大幅な補修・修繕を迎え，この時点までに初期投資相当額を必要としていたケースもあった。ＬＣＣ分析からは，供用後９～１０年で経済的寿命に達していると読み取れるものが５ケース，１６年のものが１ケース，他の３つのケースは16年以上経過しても経済的寿命に達しないような結果を示した。そして，いずれのケースでも初期投資の現在価値評価額を上回らないような補修・修繕費が当てられ，経済的寿命の延命化を図っている様子が伺われた。



図－６　初期建設費に対する補修・修繕経費の累積経年変化



図－７　ＬＣＣ分析例（図－６の 60 wt/日のケース）

(2) 高カロリー化の影響評価

焼却プロセスを構成している既存の機器，部材に対する高カロリー化の影響は，目的とする熱環境を経験した事例やデータが無く，定量的な予測，把握は出来なかった。しかし，関係技術者のいずれもが相当の支障がでるであろうことを危惧し，そこからは既存の知見で対処する方法として，表－５を得た。

脱水汚泥は，その保有熱量と炉内燃焼制御の関係から助燃域（燃焼に補助燃料を必要とする領

表－５　脱水汚泥の高カロリー化に対する流動床方式焼却炉の対処方法

脱水汚泥のカロリーレベル		焼却炉における対応方法
燃焼性区分	保有熱量区分	
助燃域	概ね 500 kcal/kg-WB 以下	既存の運転法の範囲で，大幅な変更無しで対応できる
自燃域	概ね 500 ～ 700 kcal/kg-WB	炉内温度（発熱量）に応じて供給する流動予熱空気の温度を制御（炉排ガスと常温空気の混合比率を変える）する。
過自燃域	概ね 700 kcal/kg-WB 以上	既存の炉方式では炉内温度の制御が難しく，対応出来ない。別の方式の炉により対応する。

域）汚泥，自燃域（保有熱量のみで燃焼が可能な領域）汚泥，過自燃域（自燃域の範疇にあり，燃焼発熱が旺盛で燃料に位置付けられる領域）汚泥に分類される。そして，概ね 700 kcal/kg-WB（過自燃発現点）よりも低カロリーの場合は既存炉での対応が可能であるが，それ以上となると，既存炉形式では発熱上昇を容易に制御出来なくなり別途方式の炉で対応する必要がある。このような過自燃域は火力発電の分野に相当し，脱水汚泥がこの領域に達した場合は焼却炉としてではなく，エネルギー生産・有効利用施設の一角として位置付けたシステムが容易に構築できる。一方，この領域に達するまでの自燃域においても熱回収・蒸気タービンによる発電が可能な保有熱量レベルがある（概ね，650 kcal/kg-WB）と思われ，この段階からエネルギー生産・有効利用を念頭に置いたシステム作りを検討すべきである。そして，関係技術者は下水汚泥の高カロリー化に対応する炉形式を検討・開発しており，自燃域に入った脱水汚泥には，炉のコンパクト化や熱効率の向上，制御性の容易さ等から，共通して循環流動床方式を挙げた。

4．ま と め

本年度行った調査の結果は次のようにまとめられる。

① 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化実験を消化温度：35，55，60 ℃、消化日数：10，20，30 日の条件で行った結果，消化温度：35 ℃では、消化日数を10日まで短縮した条件でも良好な消化成績が得られたのに対して，消化温度：55 ℃では，同等の成績を得るのに消化日数：20 日以上を必要とした。また，消化温度：60 ℃においては、いずれの消化日数でも良好な消化成績は得られなかったことから，既存の高温消化法による最初沈殿池汚泥の高速処理は困難と認められた。 そして，その機能向上には，高分子系揮発性脂肪酸を酢酸にまで低分子化する酸発酵の過程と酢酸からのメタン発酵の過程に係わる活性を高める必要が示された。

② 繊維質の可溶化・酸発酵促進のためのセルロースパウダーを基質とした基礎的な培養実験を行い，炭酸イオンが効果的に作用することを確かめた。また，可溶化の至適ｐＨは６～6.5と推察され，この領域のｐＨにあれば，炭酸イオンが高濃度となっても阻害しないものであった。

③ 流動床方式により稼働している 10カ所の焼却プロセスを対象に，維持管理実績に基づいた施設寿命について調べた結果，供用後 10～12年で経済的寿命に達していると思われるケースと 16年以上で達するケースがほぼ半数づつを占めた。そして，経済的寿命に達していると思われたケースにおいても，その経済効果バランスを保ちながら施設の延命化を図った運用がなされていた。

④ 脱水汚泥の高カロリー化が既存の流動床方式の焼却プロセスに及ぼす影響を調べた結果，脱水汚泥の保有熱量が概ね 700 kcal/kg-WBよりも低い自燃域の汚泥までであれば現有プロセスでの対応が可能であり，それ以上では新たなプロセスの導入が必要と示された。また，保有熱量が自燃域に達する場合は熱回収・エネルギー生産に繋げるシステム検討が可能となると思われた。

最後に，本調査には多くの方々の協力を仰いだ。そして，上述の③と④の成果は，焼却炉メーカー数社の協力と技術力に依存したものである。ここに記して，ご協力頂いた皆様方に感謝の意を表する。

［ 参考文献 ］

1) 厨芥の下水道による処理に関する調査報告書，建設省都市局下水道部，昭和61年10月

2) 平成７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3458号，pp201，平成８年10月

12．中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　久保　忠雄
研　究　員　山下　洋正

１．まえがき

今後中小都市での下水処理場建設が進むにつれて、そこで発生する汚泥をどのように収集し、処理・処分・利用していくかが大きな課題になってきている。これらの中小規模の下水処理地域においては，個々の処理場より発生する汚泥の量が少ないため，処理場ごとに汚泥処理施設を建設すると過大設備となり，経済的にもエネルギー的も非効率になると考えられる．また，熟練した維持管理技術者を十分に確保することも困難である．したがって，複数の処理場の間で汚泥処理施設の共同化をはかる必要がある．すでに大都市においては，汚泥の様々な集約化システムが実用化されているが，これらを規模の異なる中小都市にそのまま適用することは困難であるため，中小都市に適した集約化システムを開発する必要がある．

本調査は，中小都市における広域的な汚泥集約処理システムの確立を目的として，平成８年度より実施するものである．

２．調査の目的

本調査では，汚泥の効率的な収集方法としての管路輸送および集約後汚泥の処理プロセスとしての高濃度嫌気性消化法ならびにこれらの代替手段について，中小都市における適用性を技術的に検討する．また，中小都市において豊富な自然エネルギーを汚泥処理へ活用することについても検討を行う．これらの個別プロセスについての検討を総合して，中小都市における広域的な汚泥集約処理システムの確立を目指す．

３．平成８年度の調査結果

３．１　汚泥の管路輸送に関する調査

３．１．１　調査方法

汚泥研究室では，平成３年度～７年度に実施した課題「下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査」において，高濃度の下水汚泥を管路輸送する際の圧力損失予測式を提示している[1)]．８年度は，既設の下水汚泥管路輸送実験装置を用いて，さまざまな材質の送泥管を対象として輸送実験を行い，異なる管壁粗度の条件下における圧力損失予測式の適用可能性について検討した．

実験装置は汚泥貯留槽，汚泥ポンプ，送泥ループおよび計測機器からなる．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．送泥管の材質としては，内径106mm の炭素鋼鋼管（STPG，内面をサンドブラスト処理して人工的な粗度を形成），内径100mm の硬質塩化ビニル管（VP），内径103mm のダクタイル鋳鉄管（DIP，内面ライニングなし）および内径99mm の陶管（CP，釉薬なし）を使用した．表－１に各送泥管の概要を示す．

供試汚泥は，K処理場の余剰汚泥と脱水汚泥を混合して濃度調整したものを用いた．供試汚泥量は１実験につき 0.8m^3 である．汚泥の流動特性は，共軸二重円筒型回転粘度計 Haake RV20 を用いて実験時の温度条件で測定した．供試汚泥の性状について例を表－２に示す．

表－１　送泥管の概要

管　種	STPG	VP	DIP	CP
流速係数　CH	100	155	110	140
相対粗度　k/d [-]	0.009	0.0002	0.007	0.0007
内　径　d [m]	0.106	0.1	0.103	0.099
測定部長さL [m]	20	20	20	20
助走部長さL' [m]	2	2	2	2
最大流速　Vmax [m/s]	1.9	2.2	2	2.2
最小流速　Vmin [m/s]	0.5	0.6	0.5	0.6

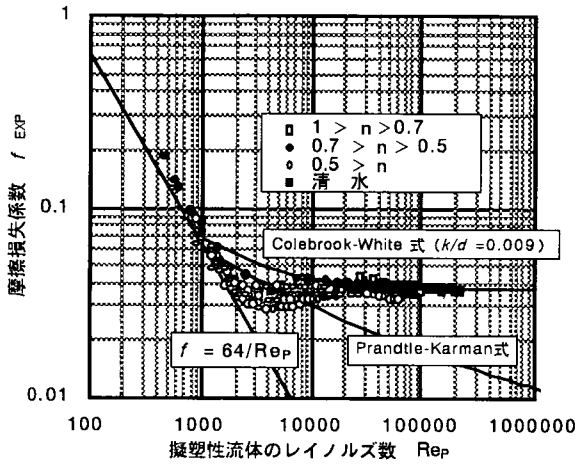
表－２　供試汚泥の性状

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	0.4	15.0	0.00369	1.055
2	余剰+ 脱水	1.1	14.0	0.01464	0.7947
3	余剰+ 脱水	2.0	11.5	0.03662	0.6778
4	余剰+ 脱水	3.0	15.7	0.1021	0.5993
5	余剰+ 脱水	4.0	14.2	0.454	0.4746
6	余剰	1.1	22.5	0.02	0.6062
7	余剰+ 脱水	1.9	22.5	0.04095	0.5793
8	余剰+ 脱水	2.9	23.5	0.1941	0.4628
9	余剰+ 脱水	3.9	30.3	0.40065	0.4439
10	余剰+ 脱水	4.9	39.5	0.58968	0.4706

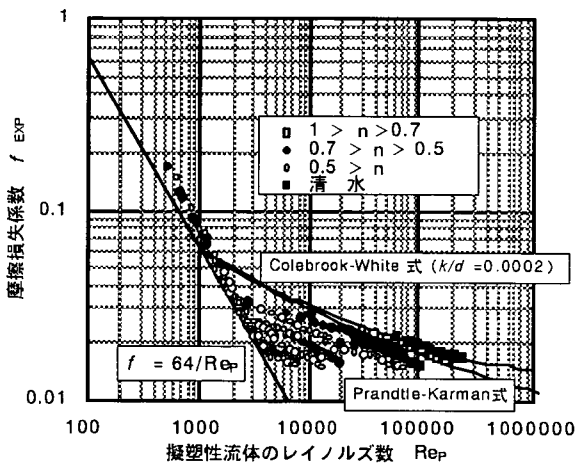
３．１．２　調査結果

１）摩擦損失係数と擬塑性流体のレイノルズ数の関係

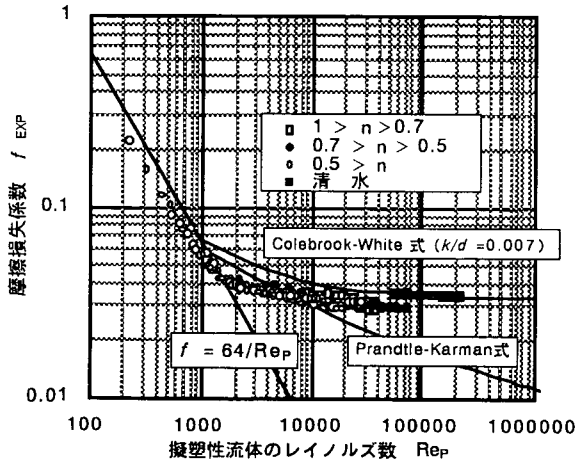
Darcy-Weisbach の摩擦損失係数 f_{EXP} と擬塑性流体のレイノルズ数 Re_P との関係を図－１～図－４に示す.



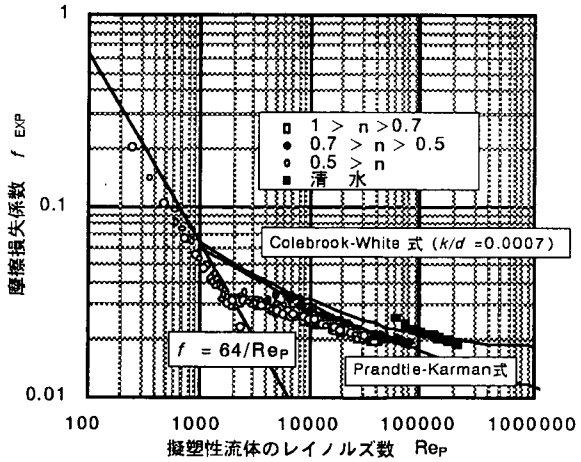
図－１　摩擦損失係数とRePとの関係
(STPG, d=0.106, k/d=0.009)



図－２　摩擦損失係数とRePとの関係
(VP, d=0.100, k/d=0.0002)



図－３　摩擦損失係数とRePとの関係
(DIPライニングなし, d=0.103, k/d=0.007)



図－４　摩擦損失係数とRePとの関係
(CP, d=0.099, k/d=0.0007)

ここで，既報[1]の圧力損失予測式は以下の通りである.

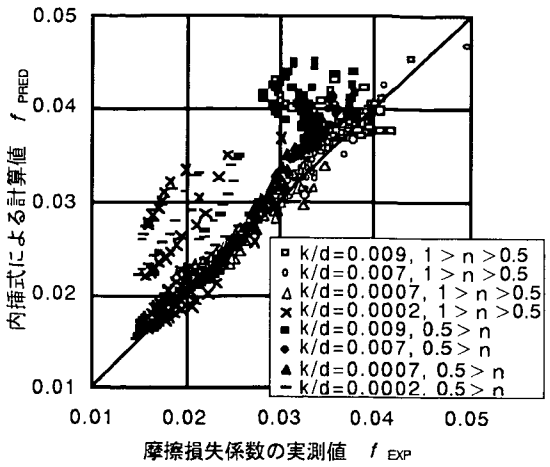
層　流　域：$f = 64/Re_P$,

滑管乱流域：$1/\sqrt{f} = A_n \cdot \log\{Re_P \cdot (f/4)^{1-n/2}\} + B_n$,

粗管乱流域：$1/\sqrt{f} = 1.14 - 2 \cdot \log[k/d + \{Re_P \cdot (f/4)^{1-n/2}\}^{-An/2} \cdot 10^{0.57-Bn/2}]$,

ここに，$A_n = 1.53 / n^{0.642}$，$B_n = 1.96 \cdot n^{1.34}$　$(0.2 < n < 0.9)$

粗滑遷移域の 実測値 f_{EXP} と，予測式による計算値 f_{PRED} とを種々の粗度（k/d=0.009，0.005，0.0007，0.0002）について比較した結果を図－5に示す．計算値と実測値のずれは，ほとんど±10%におさまっている．粗度k/d=0.0002および0.009において一部に過大な予測値がみられるのは，レイノルズ数2500～10000の層流と乱流の遷移域において，予測式では乱流を想定しているが，実験では乱流の発達が十分でなく低いf値が観測されたためと考えられる．下水汚泥のように夾雑物が多い試料について，遷移域における乱流の発達状態を高精度で予測するのは著しく困難であり，現実的には安全側で評価するほかない．したがって，本予測式は工学的に十分用いうる精度であるといえる．



図－5　粗滑遷移域の摩擦損失係数の予測
(k/d=0.009, 0.007, 0.0007, 0.0002)

2）汚泥性状と輸送時の圧力損失の関係

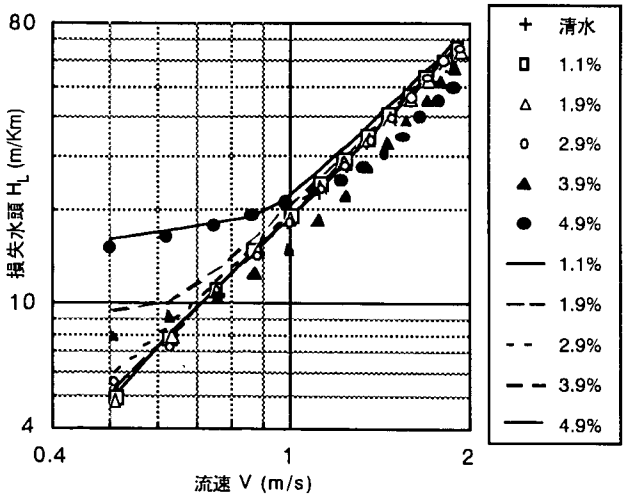
既報[1]において，各種汚泥の流動特性と温度Tとの関係ならびに濃度TS，体積濃度係数kvおよび有機物含有率VSとの関係を数式化したものとして，構造粘度指数 n および擬塑性粘度係数 K について，

$n = 0.492 \cdot TS^{-0.538} \cdot kv^{-0.218} \cdot VS^{-0.228}$,

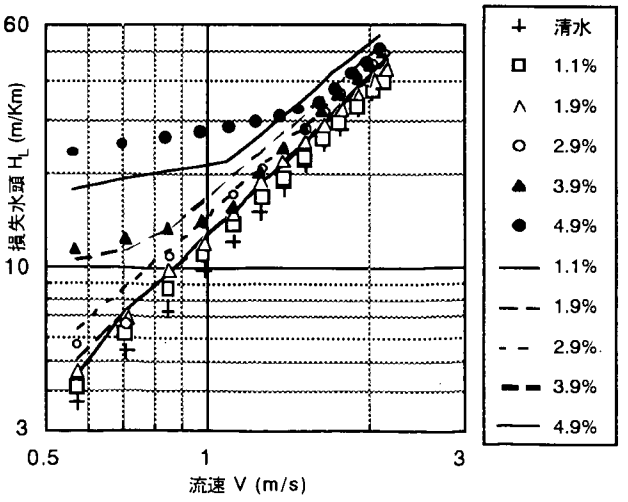
$K = 0.127 \cdot TS^{3.70} \cdot kv^{2.14} \cdot VS^{0.967}$,

$K_T = K_{20} \cdot \mathrm{Exp}(-A(T-20))$, $A = 0.0154 \cdot K_{20}^{0.1583}$

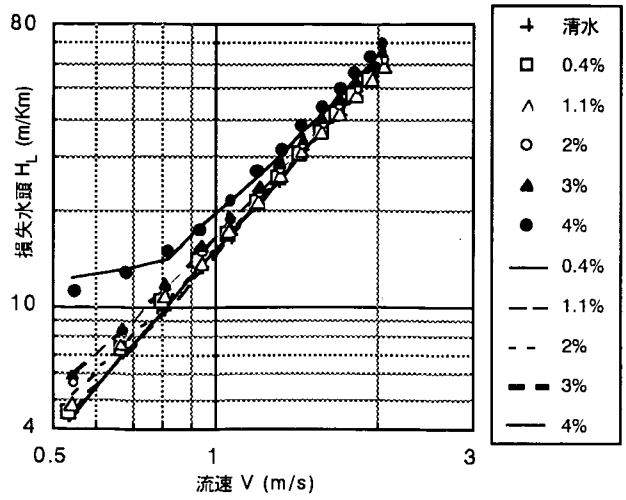
なる予測式を得ている．これらの式と上述の摩擦損失予測式を組み合わせることにより，輸送に供する汚泥の性状（体積濃度係数およびVS）および外的要因（温度）を調査した結果にもとづいて，ある送泥濃度と管径，設定流速における圧力損失を予測することが可能となる．例として種々の粗度（k/d=0.009, 0.007, 0.0007, 0.0002）の管（内径はいずれも約100mm）について，汚泥の性状および温度のみのデータに基づいて送泥濃度と管径，設定流速に対する損失水頭を算出し，実測値と比較したものを図－6～図－9にそれぞれ示す．ほとんどの場合について，粗管・滑管ともに計算値と実測値はよく一致しており，層流域と乱流域の境界もほぼ正しく表現されているので，圧力損失の予測式として実用可能と考えられる．



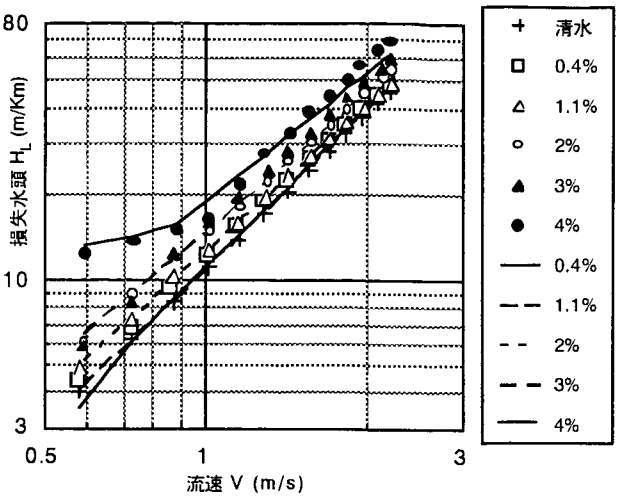
図－6　損失水頭の予測 (STPG, d=0.106, k/d=0.009)



図－7　損失水頭の予測 (VP, d=0.100, k/d=0.0002)



図－８　損失水頭の予測 (DIP, d=0.103, k/d=0.007)



図－９　損失水頭の予測 (CP, d=0.099, k/d=0.0007)

３．２　高温高濃度嫌気性消化に関する調査

３．２．１　調査方法

中小都市における広域的な汚泥処理システムで集約される汚泥は，処理場の規模や輸送距離により液状汚泥または脱水汚泥の形態をとるため，これらのさまざまな含水率の汚泥を混合して受入可能な高濃度嫌気性消化プロセスにより効率的に処理できると考え，その技術的可能性について検討を行った．実験には，容量約 240Ｌの高温嫌気性消化実験装置を用いた．本装置は，消化槽を温水槽内部に設置しており，温水槽の水を加温することにより，消化温度を35℃～60℃の範囲で一定値に制御・維持するものである．消化槽内の高濃度汚泥の攪拌にはドラフトチューブを用いており，攪拌スクリューを正転または逆転することによって，汚泥が下方または上方へドラフトチューブ内を移動する機構となっている．汚泥の供給はモーノポンプを用いて消化槽上部または下部の供給口より行い，汚泥の引抜きは下部の引抜き口を開放して重力落下させ，スクリューコンベヤで搬出して行った．本装置を用いて，消化装置の攪拌特性の把握および嫌気性消化特性の把握を行った．

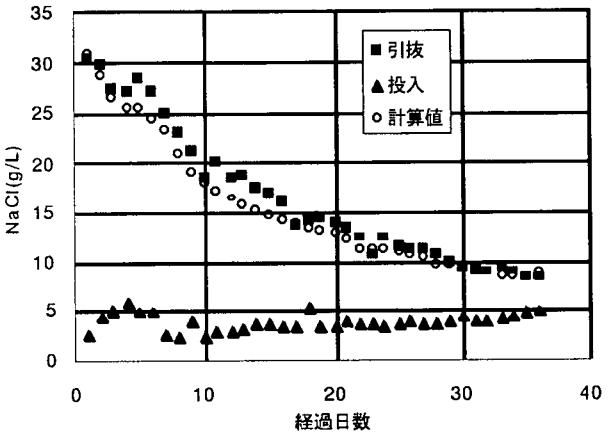
１）攪拌特性の把握：消化装置の攪拌特性を把握するために，トレーサー流過曲線およびトレーサー槽内分布を調べる実験をそれぞれ行った．まず，トレーサー流過曲線実験では，霞ヶ浦浄化センターより採取した最初沈殿池汚泥と脱水汚泥とを混合し，濃度約10％に調整した汚泥を消化槽に投入した．これに NaCl 5.85kgをトレーサー物質として投入し，21日間の連続運転を行った．12時間毎に消化槽からの汚泥の引抜，新しい汚泥の投入および 1時間の攪拌を行い，3滞留時間分の流過曲線を調査した．汚泥性状およびトレーサー応答について，投入汚泥および引抜汚泥を対象として分析を行った．連続運転終了後，トレーサー槽内分布実験のために，消化槽内を濃度約15％の混合汚泥に新たに置き換え，NaCl 5.85kgをトレーサー物質として投入した．直ちに攪拌を開始し，5分後，30分後，1時間後，2時間後および3時間後に消化槽内 8個所より250mLずつ試料を採取し，汚泥性状およびトレーサー応答について分析を行った．

２）嫌気性消化特性の把握：芝浦浄化センターより採取した高温嫌気性消化汚泥と霞ヶ浦浄化センターより採取した生脱水汚泥とを体積比で1:1で混合し，濃度約10％に調整した汚泥約240Ｌを消化槽に投入した．消化温度を55℃に設定して回分式で36日間の連続実験を行い，汚泥および発生ガスの性状を分析した．ガスの捕集は，ポリエチレン製のガスバッグを用いて行った．汚泥攪拌は１日４回，１時間ずつ行った．全ての実験について，汚泥性状の分析は下水試験方法に準じて行った．また，消化ガスの分析はガスクロマ

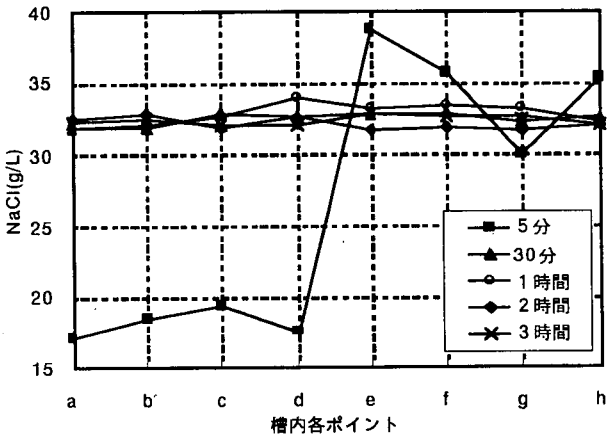
トグラフィーTCDによって行った.

3．2．2　調査結果

1）攪拌特性の把握：トレーサー流過曲線実験では，引抜汚泥の濃度は約10%で一定であったので，消化槽内の汚泥濃度はほぼ一定であったとみなせる．引抜汚泥中のトレーサー物質濃度の経時変化曲線および消化槽を単一の完全混合槽とみなした場合に運転条件から理論的に算出されるトレーサー物質の応答曲線を図－１０に示す．ここで，トレーサー物質であるNaClの濃度は，電気伝導度測定値からNaClのモル伝導率を用いて換算している．実測曲線および理論曲線はよく一致しているので，本実験装置の消化槽は消化温度55℃，汚泥濃度10%の条件下で単一の完全混合槽とみなせることが分かる．トレーサー槽内分布実験における，トレーサー物質の槽内分布の経時変化を図－１１に示す．ここで，サンプリング地点a～fは消化槽内の上部および下部を円周方向に４分割した位置に相当しており，攪拌開始後 5分ではトレーサー分布に偏りがみられるが，攪拌開始後30分以降では一様な分布となっている．したがって，１回の攪拌時間は30分以上とればよく，余裕をみて1時間とするのが妥当と考えられる．

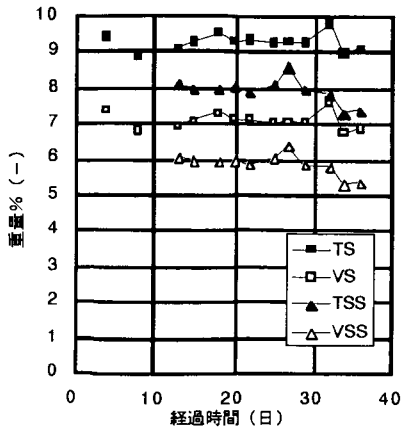


図－１０　　トレーサー流過曲線

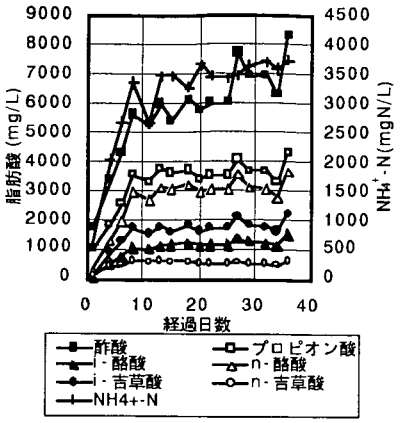


図－１１　　トレーサー槽内分布

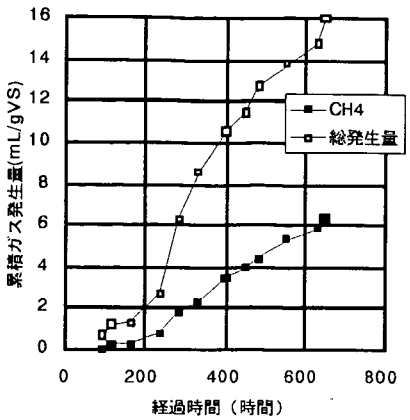
2）嫌気性消化特性の把握：消化槽内のpHは7.0～7.5の範囲にあり，比重は1.02付近であった．汚泥濃度の経時変化を図－１２に示す．TSおよびVSはほとんど変化していないが，TSSおよびVSSはそれぞれ1%程度減少している．したがって，固形物の可溶化は進行し始めているが，汚泥のガス化および有機物の無機化はあまり進行していないことになる．脂肪酸濃度および$NH4^+$-N濃度の経時変化を図－１３に示し，メタンガスの発生量の経時変化を図－１４に示す．投入有機物あたりのメタンガスおよび総ガス発生量は627時間経過後でそれぞれ 6mL/gVSおよび16mL/gVSであり，下水汚泥で一般的な総ガス発生量350～550mL/gVS[2)]の数%でしかない．消化槽内には大量の脂肪酸が蓄積しており，メタンガス化が十分に進行していないと考えられる．NH_4^+-Nの濃度が4000mgN/L近くに達していることから，pHが7.0～7.5の領域で50～150mg/L程度の遊離NH_3が存在すると算出され，これがメタン生成細菌の活動を阻害している可能性が高い．また，ガスの発生状況の目視観察から，汚泥攪拌時にのみガスが気相へ放出されており，非攪拌時には発泡状態となり汚泥界面が上昇することが分かった．これは，消化槽内の汚泥が高粘性であるためと考えられ，したがって低頻度の間欠攪拌による運転は困難であると考えられる．



図－１２　TS,VS,TSSおよびVSSの経時変化



図－１３　脂肪酸およびNH_4^+-Nの経時変化



図－１４　メタンガス発生量の経時変化

以上の調査結果より，55℃，濃度10～15％の汚泥の間欠攪拌による嫌気性消化について，ドラフトチューブを用いた攪拌方式で短時間に完全混合状態を達成できることが分かった．しかし，NH_3によるメタンガス発生の阻害および汚泥の高粘性によるガス放出の阻害のため，嫌気性消化プロセスとして適当でないと判断された．したがって，集約された液状汚泥および脱水汚泥は，混合せずに個々に対応したプロセスによって処理を行うのが現状では最適であると考えられる．

４．まとめ

平成８年度の調査結果をまとめると以下の通りである．

１）下水汚泥の管路輸送について調査し，様々な材質の管について圧力損失予測式の適用可能性について検討した．結果として，粗度k/dが0.0002～0.009の範囲の４種類の管について，摩擦損失係数と擬塑性流体のレイノルズ数との関係式があてはまることが分かり，また下水汚泥の性状に基づく圧力損失予測式によって，工学的に十分な精度で下水汚泥の管路輸送時の圧力損失が予測できることが示された．

２）高温高濃度嫌気性消化について調査し，液状汚泥と脱水汚泥を混合して高温高濃度・間欠攪拌で嫌気性消化を行う方法について，パイロットプラントを用いた実験により検討した．結果として，ドラフトチューブを用いた攪拌機構は，濃度が10～15％，温度55℃条件下で有効に機能すること分かった．しかし，嫌気性消化特性については，濃度10％，温度55℃の条件下では，メタンガス発生速度が小さく，中間物質である脂肪酸が大量に蓄積した．同時にNH_4^+-Nが4000mgN/L近くまで蓄積していたことから，遊離NH_3による阻害である可能性が高いと考えられた．また，汚泥が高粘性であるため，ガスの放出は攪拌時にのみ観察された．以上より，液状汚泥と脱水汚泥を混合して間欠攪拌で高温嫌気性消化する方法は適切でないと考えられ，個別に処理されるべきと判断された．

参考文献

1). 建設省土木研究所，下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査，平成７年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp.215-224，1996

2). 建設省土木研究所，ガスエンジンシステムのシミュレーションモデルに関する報告書，土木研究所資料第1934号，pp.53-60，1983

13．バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
研　究　員　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７年度までの調査概要

（１）微生物についての検討

従来使用してきた菌株（I-1株）が、処理水に対して活性を失ったので、新たに処理場放流口で採取し単離した微生物について有用性の調査を行った。その結果、現在実稼働調査を行っている下水処理場放流口より単離された菌株（S-1株）が処理水に対して有用であると判定された。

また、従来は微生物膜としてポリビニルアルコール（ＰＶＡ）による固定化を行っていたが、ＰＶＡでは酸素透過性が悪く、固定化する菌体量を一定に制御することも困難であった。そのため、菌体量の一定化が容易で、固定化も容易であるNucepore Polycarbonate Membrane Filter（ＮＰＭＦ膜）に変更した。

（２）ＢＯＤモニターの改良

ＢＯＤモニターについては、前処理装置の開発，流路構造の変更，センサー部構造の変更等の改良を行った。まず前処理装置の開発としては、センサー内の流路の汚染等によるＤＯ変動の影

響が、測定に対して無視できないという結果が得られた。そのため、検水のＤＯを一定にコントロールするためのエアレーション及び、飽和値を一定に保つための水温制御を行い、流路内での微生物の繁殖抑制のための紫外線による殺菌の前処理を行うシステムの開発を行った。

流路の汚染については、センサー内で検水が停滞する流路構造となっていたため、検水の停滞する箇所で微生物の繁殖が起こると考えられた。それに対してセンサー内の流路構造を改良することで、水が停滞しない構造とし、微生物の繁殖を抑制した。

また、従来センサー部の構造として密閉型のものを採用していたが、電磁弁の切り替え等の圧力の変動により擬似的なセンサーの出力が発生すること、エアーの混入時に出力が不安定になること、通水不良になる等の問題が発生することが知見として得られた。そのためセンサー部の構造を開放型に変更し、圧力の変動やエアーの混入等に対して緩衝効果を持つ構造に改良した結果、ある程度の容量で滞留する構造となったので、エアーの混入，通水不良についても解決された。

３．平成８年度の調査の目的

（１）　ＤＯ制御向上に関する検討

前処理装置によってサンプルのＤＯを飽和値とする制御を行っているが、センサー部に到達した検水のＤＯは、依然低下する傾向が見られた。そのため、ＤＯの制御効率を上昇させる方法について検討を行い、モニター型ＢＯＤセンサーの改良を行った。

（２）　固定化微生物に関する検討

微生物反応素子として利用しているS-1株の処理水に対する資化性の低下が見られた。原因としては、微生物の継体培養の際に桜井の培地を使用しているため処理水等の難分解性ＢＯＤに対する資化性が低下していると考えられる。そのため、再度微生物の有用性について検討を行った。

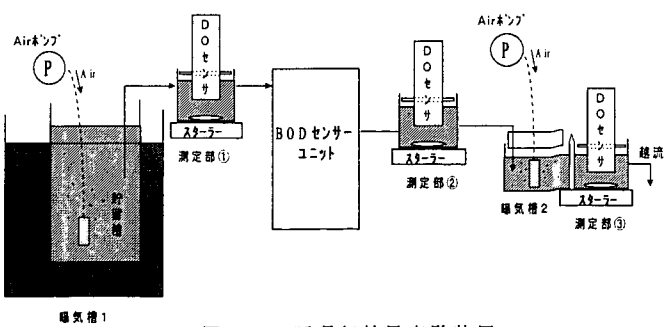
（３）可搬式ＢＯＤセンサーの検討

処理場でのモニター調査の他に、ＢＯＤセンサーの測定能力などに関する、機能性の調査を行う必要があると考えた。そのため、種々の処理場においてＢＯＤセンサーを用いた測定を行い、公定法との比較等のデーターを収集する目的で、可搬式のＢＯＤセンサーを試作した。

４．ＤＯ制御向上に関する調査

４．１　室内でのＤＯ制御改善の検討

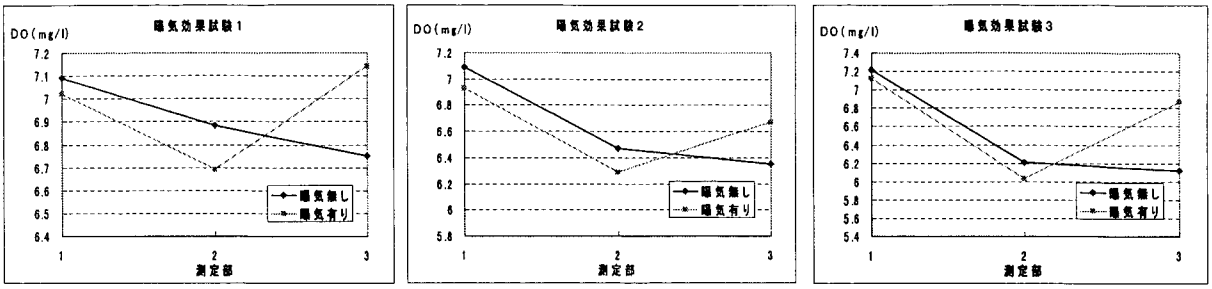
昨年度行った調査では、センサー部セル内でのＤＯの調整が十分に行われておらず、緩衝液、標準液、試料水間でのＤＯの変動が見られるため、前述した改良を行いＢＯＤセンサー直前で検水に対し再曝気を行い、センサーセル内でのＤＯを回復させる検討を行った。



図－１　再曝気効果実験装置

調査の方法としては、図－１の装置を用いて実験を行った。試料に対して曝気槽１で予め曝気を行い測定部①においてＤＯの初期値を測定し、1週間程度稼働して、ある程度汚れの付着したセンサー内を通水し、測定部②においてＤＯの減少量を測定する。次に再曝気を行い、センサーセル内で再曝気後、測定部③においてＤＯを測定し、ＤＯの回復効果を調査した。

再曝気を行ったものと、行わないものを比較した結果を図－２に示す。結果として、測定部②の検水についてはＤＯの低下が見られたが、再曝気槽で曝気を行った試料についてはＤＯの回復が見られた。この結果から再曝気によってある程度のＤＯの回復効果が得られることが分かった。



図－２　再曝気試験検討結果

４．２　モニター型ＢＯＤセンサーの改良

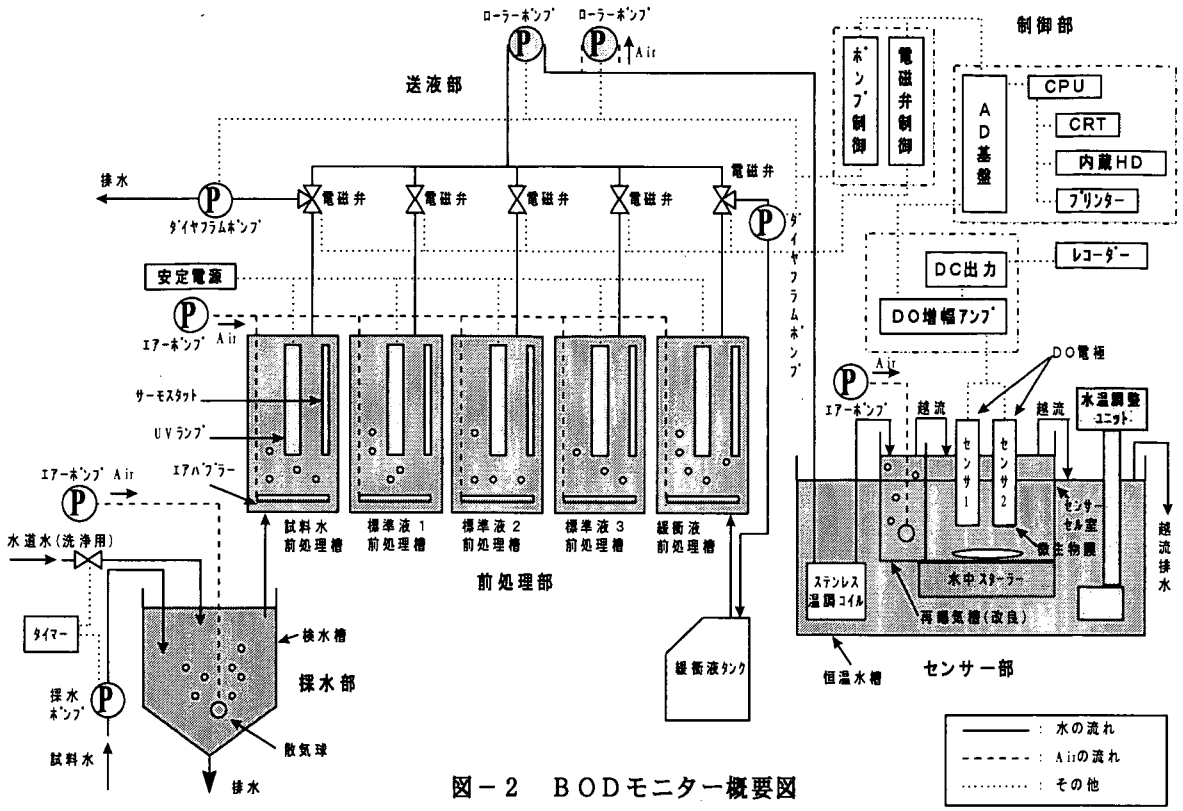
４．１の検討を踏まえ、センサー部の一部改良を行った。本調査に使用したモニター型ＢＯＤセンサーは、図－３に示すように採水部、前処理部、送液部、センサー部及び制御部によって構成されている。

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ている。

前処理部は、エアーポンプによるＤＯ制御部と、ヒーターによる水温制御部により構成されている。また試料水については、制御効率をあげるため、採水部から20lの検水槽に移送された試料を、ダイヤフラムポンプによって二次的に1lの調整槽へ連続注水し、ＤＯ，水温の調整を行う。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、流量が小さく流量可変タイプのものを使用した。標準液、緩衝液についてもＤＯ，水温については同様に調整を行う。またそれぞれの調整槽の中でＵＶランプ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。

送液部は、標準液，緩衝液，試料をセンサー部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等で構成される。

センサー部は、従来密閉されたフローセルを、平成7年度にカップ型の開放したセンサーセル室で行う形としている。また、平成7年度の調査で流路内でのＤＯの低下が見られたので、今年度の調査では新たにセンサーセル室を一部分離し、センサーの計測の直前で再曝気槽を設置し、検水のＤＯの回復を図った。構成としては、センサーセル室内の水温を30℃に維持するために水温調節ユニットと検水を同温度に維持するための内径2mm，長さ2.5mのステンレス性の温調コイル、セル室の検水の拡散速度を上げるためのマグネットスターラー、及び再曝気槽を曝気するためのエアーポンプで構成される。ＢＯＤセンサー本体は、使用する生物膜として、過年度に下水処理場放流水から分離されていた、処理水に対して活性の高かったS-1株を、微生物反応素子として固定



図－2　ＢＯＤモニター概要図

し、トランスデューサーとして、ガルバニ型酸素電極を組み合わせた微生物電極である。

制御部は、センサー部の制御、電磁弁・ポンプ等のコントロール及びデーターの出力を行うための部分で、パーソナルコンピューター，プリンター，アナログレコーダー、及びコントロール用のＡＤ基盤等から構成されている。

４．３　ＢＯＤセンサー処理場稼働試験

図－３のＢＯＤモニターを用いて、処理場での維持管理性及び動作性を確認するため、札幌市創成川処理場において約1ヶ月の間、二次処理水についてモニター調査を行った。

調査は1ヶ月間、下水処理場二次処理水をモニターし、センサーは24時間稼働で毎正時測定した。検量線はグルコース・グルタミン（ＧＧＡ標準液）3, 6, 10mg/lの3種類の濃度を使用し、1日1回自動的に校正を行った。水質監視用モニター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容易に設定しており、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に点検を行った。また週に1度の点検では、消耗する試薬の補充・交換を行い、月に1度用紙の補充など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等を行った。この調査から以下の現象が見られた。

1)再曝気槽を増設したことで、センサーセルの容量が大きくなり、センサーの出力に対してタイムラグを生じるようになった。

2)再曝気槽を設置することでセル内のＤＯが一定に制御され、ＤＯの回復効果は見られるようになったが、ＢＯＤセンサーの出力が標準液に対しても得られなくなる現象が見られた。

3)活性の見られなくなった膜を交換し、再曝気を行わない状況で測定すると活性を示すが、再曝気開始後は再び徐々に活性が低下し、最終的には活性が見られなくなる現象が起きた。

2)及び3)の原因としては、再曝気槽内での微生物の増殖が見られたことから、再曝気槽がリアクターの働きをし、ＢＯＤとして測定される物質、特に標準液が資化されていることが考えられた。このため、再曝気槽及びＢＯＤセンサー流路内での微生物の増殖を抑制する方法について検討する必要があると考えられた。またそれ以外の原因として、微生物自体の活性の低下も考えられるので、微生物の活性について次の様な検討を行った。

表－１　モニター型ＢＯＤセンサーの維持管理

メンテナンス項目	日常管理	詳細管理	
	毎日	毎週	随時
採水状態確認（処理水，洗浄水）	○		
目詰まり（移送チューブ）	○		
標準液残量	○		
緩衝液残量	○		
曝気状態	○		
水温調整状態	○		
紫外線ランプ	○		
検水槽の洗浄	○		
標準液交換		○	
緩衝液交換		○	
採水フィルター交換		○	
水温，ＤＯ測定		○	
測定用水槽の洗浄		○	
移送チューブの交換		○	○
エア・フィルターの交換			○
レコーダー用紙の交換			○
レコーダーペンの交換			○
プリンター用紙の補充		○	
プリンターインクリボンの交換			○
センサーユニット内チューブの交換		○	
記録データの回収		○	
固定化微生物活性度の確認		○	
採水及び公定法による水質分析		○	○
固定化微生物の交換			○

５．固定化微生物膜に関する検討

４．３のＢＯＤセンサー稼働試験において、センサーの出力値が得られない状況が発生した。そのため、微生物の活性度を判定し有用性を確認するため、バッチ方式及び連続方式での微生物

の酸素消費量を測定する実験を行った。実験方法としては、フラン瓶によるバッチ試験及びクーロメーターを使用した連続試験によって酸素消費速度を判定する方法を用いた。

5．1　バッチ式酸素消費量測定試験

リン酸緩衝液及び処理場二次処理水濾過・未濾過のサンプルに対して、S-1株懸濁液を添加しフラン瓶を用いて酸素消費量を測定した。

1）S-1株調整方法

・培養液は、処理場二次処理水を1μmの孔径のフィルターで濾過後、表－2に示す桜井培地を改良したものを121℃，15分オートクレーブで滅菌し、使用した。

・培養期間は、室温で5日間とした。

・得られた微生物懸濁液は、滅菌生理食塩水を用いて遠沈洗浄を3回繰り返し、OD_{660}=10に調整した。このときOD_{660}=10の懸濁液は100μlで0.1522mgの微生物量を含む。

表－2　桜井培地改良培地組成

組成	使用量
ペプトン	1g
酵母エキス	2g
グルコース	0.5g
処理水（孔径1μm濾過）	1l

2）実験方法

実験は、リン酸緩衝液、処理水（濾過無）、処理水（濾過有）について行った。処理水の濾過には孔径1μmの濾紙を使用した。試験水は、30℃で保温したサンプル100mlに対してS-1株懸濁液100μlを添加し、30分間曝気後、30℃，暗所にて静置する。その試験水に対して0，6，24時間後にウインクラーアジ化ナトリウム変法でＤＯの測定を行った。

3）実験結果

実験結果を表－3に示す。表からＤＯ消費量は、処理水（濾過無），処理水（濾過有），リン酸緩衝液の順に大きく、S-1株の処理水に対する活性が見られた。

表－3　バッチ式ＤＯ消費実験結果

経過時間	0時間	6時間			24時間		
	ＤＯ (mg/l)	ＤＯ (mg/l)	消費量 (mg/l)	消費率 消費量/初期DO	ＤＯ (mg/l)	消費量 (mg/l)	消費率 消費量/初期DO
緩衝液	7.32	7.30	0.02	0.00	7.29	0.04	0.01
処理水(濾過無)	7.12	6.67	0.45	0.06	4.93	2.19	0.31
処理水(濾過有)	7.12	6.84	0.28	0.04	5.86	1.27	0.18

5．2　連続式酸素消費量測定試験

創成川処理場の二次処理水の濾過及び未濾過サンプルに対して、S-1株懸濁液及び、S-1株ＮＰＭＦ固定化膜植種として用いて行った。

1）S-1株調整方法

・培養液は、５．１と同じものを用いた。

・培養期間は、室温で4日間とした。

・得られた微生物懸濁液は、滅菌生理食塩水を用いて遠沈洗浄を3回繰り返し、OD_{660}=10に調整した。

・微生物膜の調整は、得られた懸濁液200μlを濾過して吸着狭持法によって作成した。このときOD_{660}=10の懸濁液は200μlで0.3044mgの微生物量を含む。

・調整された懸濁液及び固定化膜は、滅菌生理食塩水で洗浄し、さらに一昼夜浸漬させることで、培養時に取り込んでいた分の基質を除去させた。

2）実験方法

実験は、濾過滅菌した処理水、及び対照系として濾過滅菌無しの処理水に対して、微生物添加量を変化させて添加し、クーロメータによって酸素消費量を測定した。処理水中の微生物の影響を除くため、濾過は孔経0.2μmの濾紙を用いて行った。試料は、30℃で保温したものに所定の微生物量を添加し、30分曝気後クーロメーターにセットした。微生物添加量を表－４に示す。

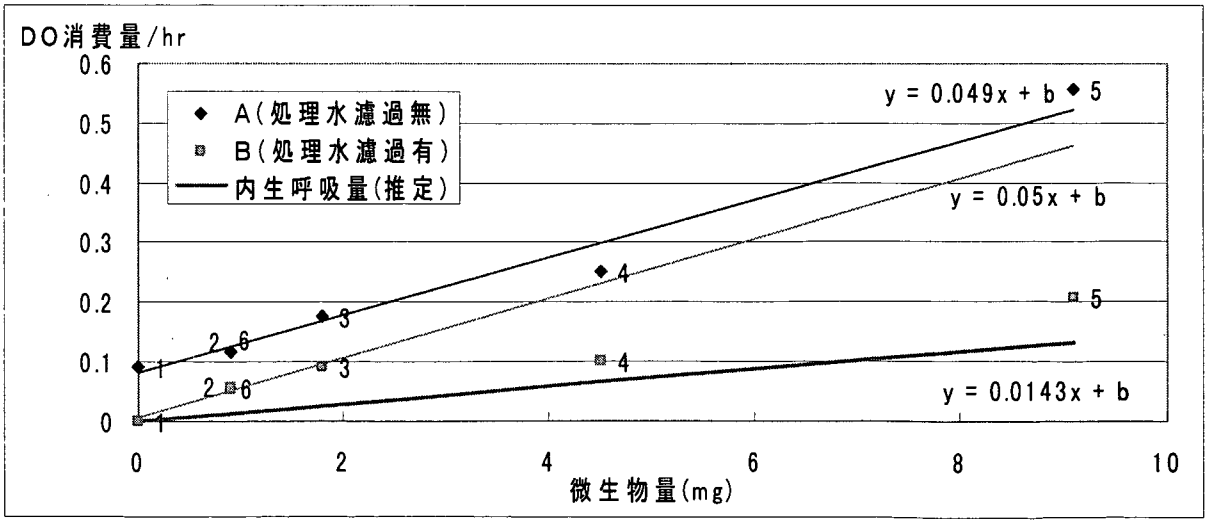
このときの試験条件で添加微生物量が0.9mgのものは、通常のＢＯＤモニターの微生物固定化量に相当する。

表－４　処理水添加条件

S-1株添加方法	無し	S-1株懸濁液（μl）				ＮＰＭＦ微生物膜
添加微生物量	0	600	1200	3000	6000	3枚
添加微生物量(mg)	0	0.9	1.8	4.5	9.1	0.9
試料　NO.	1	2	3	4	5	6

3）実験結果

実験結果を図－４に示す。図中のy=0.049x+b及びy=0.05x+bの直線は、それぞれＡ及びＢの直線区間と思われる、1～3の点に対して回帰直線を引いたものである。図から、濾過滅菌を行っていない処理水については、微生物添加量が0であってもある程度の酸素消費が起こっている。これは処理水中の微生物によるものと考えられるが、濾過を行った試料に対してS-1株を添加した試料については、微生物添加量が0の試料では酸素消費が全く起こっていないが、S-1株を添加したものについては、酸素消費が起こっている。５．１の結果から仮に内生呼吸による消費分を、緩衝液による24時間ＤＯ消費量と考えると、S-1株の内生呼吸による消費分は、0.33O_2mg/微生物(mg)/日程度であると考えられる。この値を元に内生呼吸量については推定した。



図－４　S-1株23時間後ＤＯ消費量

試料NO.（A）	1	2	3	4	5	6
ＤＯ消費量(mg/l)	2.07	2.65	4.08	5.76	12.8	2.66
試料NO.（B）	1	2	3	4	5	6
ＤＯ消費量(mg/l)	0.00	1.32	2.07	2.28	4.78	1.23

従って、この実験の基質存在下での呼吸速度は、各微生物の内生呼吸速度を大きく上回る活性

度が見られている。この結果から、S-1株は処理水に対してある程度の活性度を持っていると考えられる。また、処理水に含まれる微生物に由来している呼吸量も、かなり大きいことが分かる。

また、さらにＮＰＭＦ膜で固定化したものと懸濁状態のもので、ＤＯ消費の差が差がほとんど見られないことから、ＮＰＭＦ膜の有効性が示された。

６．今年度調査のまとめ

本年度の調査から、以下の結果が得られた。

１）センサー部流入ＤＯの変動による影響によって、ＢＯＤセンサーの測定値に影響を与えている。原因としては、流路内での微生物繁殖等によるＤＯ消費が考えられる。またそれに伴ってＢＯＤ成分が流路内で消費されることとなるので、流路内を薬液等で洗浄する工程を増設することを検討する必要があると考えられる。

２）処理場での稼働試験において、ＢＯＤセンサー出力値が得られない現象が起こった。原因としては微生物活性の低下が考えられるが、室内実験においての酸素消費量測定では処理水に対しての活性も見られた。しかし、培地を使用した継体培養を行ってきているのでいずれ活性を失う可能性も考えられる。そのため、微生物を安定して培養・供給する方法を検討する必要がある。また現在使用している菌についても、もう一度採取・単離する事で活性度を向上させる必要があると考えられる。

３）ＢＯＤセンサーについても、様々な改良を加えてきているため、内部の流路構造等が複雑化している。その結果、流路の汚染，ＤＯの減少等に対しても影響を及ぼしている可能性が高い。それらの状況を改善するためにも、センサー自体の構造を最適化する必要があると考えられる。

－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”土木研究所資料 NO.3215

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”土木研究所資料 NO.3294

３）田中、南山、豊田（１９９５）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６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.3374

４）田中、南山、豊田（１９９６）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７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.3458

５）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_5）計測器”

14．下水道での有害化学物質の管理に関する調査

水質研究室　室長　田中宏明
主任研究員　小森行也
主任研究員　南山瑞彦
研究員　豊田忠宏
竹歳健治
重点研究支援協力員　石井信之

１．はじめに

現在、生産・使用されている化学物質は数万種に及ぶと言われている。これらの化学物質は、生活に欠くことのできない有益な物質であることは言うまでもないが、人の健康を害するものも少なくない。人の健康を害する一部の物質については、環境への排出が規制されているところであるが、平成５年１２月、水質汚濁防止法の排水基準に新たに９種類の揮発性有機物と３種類の農薬が追加された。しかし、まだ多くの化学物質の環境や下水道への排出は未規制のままである。生活排水、工場排水等を処理した後、環境へ戻している下水道においては、今後一層、さまざまな有害化学物質を適切に管理することが重要な課題となる。下水道に定常的・突発的に流入しているさまざまな有害化学物質についての情報収集・整理、下水道での動態予測、人の健康に与える影響評価方法の確立等、有害化学物質の管理方法を確立する必要がある。

２．調査目的

下水道に流入してくる可能性のある有害化学物質に関する情報をﾃﾞｰﾀﾍﾞｰｽ化し、下水道に定常的・突発的に流入する有害化学物質の下水道施設での動態の予測、人を含めた環境への影響の評価方法を把握することにより、今後の規制の強化、突発的な事故への対応を図ること等を本調査の最終目標としている。

平成８年度は、下水処理場における揮発性有機物（VOC)の実態調査を行い、調査方法の課題について整理することを目的とした。また、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)を供試化学物質としてﾍﾞﾝﾁｽｹｰﾙの活性汚泥処理実験装置を用い、何らかの水質事故等により一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響を調査することを目的とした。

３．調査方法

３．１下水処理場におけるVOCの実態調査

本調査は、表－１に示す各機関で構成する「微量化学物質の挙動に関する検討会技術連絡会」の検討課題の一つとして実施した。調査に先立ち、調査を実施するに当っての調査要綱を作成し、下記の内容について確認した後調査を実施した。

表－１　微量化学物質の挙動に関する検討会技術連絡会構成機関

・建設省土木研究所	・日本下水道事業団
・札幌市下水道局	・東京都下水道局
・川崎市下水道局	・大和市下水道部
・横浜市下水道局	・横須賀市下水道局
・名古屋市下水道局	・京都市下水道局
・大阪市下水道局	・神戸市下水道局
・茨城県下水道課	

[VOCの実態調査要綱]

1）実態調査の目的

本調査は、下水処理場における微量化学物質の実態を明らかにし、有効な対策をたてるための基礎資料とすることを目的とする。

2）調査内容

①調査期日は、天候等が比較的安定した日を選び、降雨等により水量が大きく変化する日は避け、従来から実施している精密試験時に実施することが望ましい。

②調査地点は、下水処理場の中で代表的な処理場を選定するものとするが、次の点に留意する。

・比較的処理系統が単純かつｼﾝﾒﾄﾘｰで全体が把握しやすい。

・水処理･汚泥処理･焼却設備等の全工程がある。

・大気の採取地点（曝気槽、沈砂池等）が覆蓋されている。

・各採取地点の水量･大気流量が比較的測定しやすい処理場を選ぶ。

③調査項目は、基本項目について原則として実施し、要監視項目については可能であれば実施すること。

＜基本項目＞

ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、ﾄﾙｴﾝ、1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ

＜要監視項目＞

ｷｼﾚﾝ、塩化ﾒﾁﾙ、ｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ、ｱｸﾛﾚｲﾝ、塩化ﾋﾞﾆﾙﾓﾉﾏｰ、ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ

④調査方法

1)試料の採取方法

＜水質分析用試料の採取方法＞

VOC物質測定用試料の採取を実施する際には、ｻﾝﾌﾟﾙ中から物質が揮散しないように次の点に注意する。

・分析時に試料の分取が必要ない様に、直接分析用のｻﾝﾌﾟﾙﾋﾞﾝなどにｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行う。

・ﾊﾟｰｼﾞ&ﾄﾗｯﾌﾟのｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞは、可能な限り採取する試料の中にｻﾝﾌﾟﾙﾋﾞﾝを静かに沈め水中で密栓を行う。

・ﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽのｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞでは静かに採取した試料を、ﾊﾞｲｱﾙの壁面を伝わらせるようにして適量採取する。

・採取した試料は、長期の保存には適さないと考えられるので、採取後は速やかに分析する。

・保存する場合は５℃程度の冷蔵保存とし、確実に密栓できる容器で保存する。

・サンプルを輸送する必要がある場合には、水、保冷剤などを使用し、冷蔵状態で輸送する。

＜大気分析用試料の採取方法＞

VOC等については原則として容器採取法とﾁｭｰﾌﾞ捕集法を併用することとする。容器採取法は、EPAのTO-14のｶﾞｲﾄﾞﾗｲﾝで用いられているｷｬﾆｽﾀｰが望ましいが、本調査ではﾃﾄﾞﾗｰﾊﾞｯｸﾞによる方法を用いる。また、物質ごとの濃度ﾚﾍﾞﾙの差が大きかったり、ﾊﾞｯｸｸﾞﾗﾝﾄﾞが十分把握されていない等の問題点があるため、容器採取法の他にｶｰﾎﾞﾝ系の吸着剤によるﾁｭｰﾌﾞ捕集法も併行して実施する。採取試料に代表性を持たせるために採取時間はできるだけ長くとる必要性がある。

2)試料採取頻度

水質は、流入水のように水質変動が著しいことが予想される地点では数時間毎に採取することが望ましい

が、放流水のように比較的安定した水質を示す地点については１～２回/日程度のｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞでよい。

大気は、原則各地点とも１回/日とし、濃度変動が大きいと推定される地点については、追加ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞする。

3)流量測定

本調査は、24時間で収支をとることから、水質･大気とも出来るだけ正確に流量を測定する必要がある。

水質の流量については、各工程ごとに設置してある流量計の調査実施日のﾃﾞｰﾀを用いることとする。大気の流量については、原則として試料採取時に実測するものとする。

4)水質・大気の分析方法

水質の分析方法については、VOCのうち揮発性有機塩素化合物は平成７年度環境庁告示第17号により、ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞは上水試験法に準じるものとし、その他の項目は原則としてP&T･GC/MSによる分析方法を用いる。大気の分析方法については、ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞを除いて、すべてEPA TO-14のｶﾞｲﾄﾞﾗｲﾝに基づき一斉分析を行う。

３．２一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響調査

災害あるいは水質事故等により一時的に高濃度の化学物質が下水処理場に流入する場合、活性汚泥処理のBOD除去への影響がみられない場合においても、硝化プロセスが影響を受けることが実験により明らかになっている。

表－２　実験装置の運転条件

流入水	一次処理水
ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間	8 時間
ｴｱﾚｰｼｮﾝ空気量	36 m^3／日
沈殿池水面積負荷	2.3 m^3／m^2日
流入水量	290 l／日
沈殿時間	4 時間

本調査は、これらの影響の低減対策の一つとしてとして考えられる希釈効果について、その効果の把握を目的として行った。2-CPを供試化学物質として、ﾍﾞﾝﾁｽｹｰﾙの活性汚泥処理実験装置を用いて行った。

使用した実験装置は、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100l)と沈殿池(50l)からなる連続型の活性汚泥処理実験装置である。実験装置の運転条件を表－２に示す。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が２０日以上となるよう余剰汚泥の引き抜きを行った。

本実験は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所霞ヶ浦浄化センター内の土木研究所のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄで行った。一次処理水を流入水として連続運転している本実験装置の水質分析は原則として毎週１回行った。処理水質が安定したところで、高濃度の2-CPを一時的に添加し、2-CP一時添加までの処理水質と2-CP一時添加後の処理水質の変動、汚泥沈降性の変動などから活性汚泥処理への影響を調査した。

2-CP一時添加方法は、高濃度溶液の調整が難しいことから、原液のまま添加する方法を採用し、以下に示すように少しずつ添加した。

実験装置１：0.5mlづつ５分間隔で４回添加（10:00､10:05､10:10､10:15）

実験装置２：0.05mlづつ１０分間隔で４０回添加（10:00､10:10､10:20､‥‥16:20､16:30）

４．調査結果

４．１下水処理場におけるVOCの実態調査

上記調査要綱に従い表－３に示す８処理場においてVOCの実態調査を実施した。微量化学物質の挙動に関する検討会技術連絡会の構成機関が実施した調査結果をまとめ表－４に示す。調査回数はそれぞれの処理場において異なり、１

表－３　調査処理場の概要

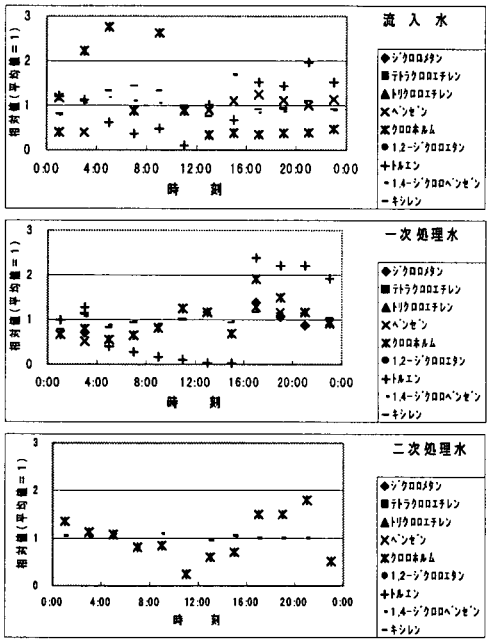
処理場名	処理方式	流入水量	汚泥処理施設
A	標準活性汚泥処理	60,000m^3/日	濃縮、脱水
B	標準活性汚泥処理	120,000m^3/日	濃縮、脱水
C	標準活性汚泥処理	280,000m^3/日	濃縮、脱水、焼却
D	標準活性汚泥処理	300,000m^3/日	濃縮、脱水
E	標準活性汚泥処理	110,000m^3/日	濃縮、脱水、焼却
F	標準活性汚泥処理	100,000m^3/日	濃縮、脱水
G	標準活性汚泥処理	180,000m^3/日	濃縮、脱水、焼却
H	標準活性汚泥処理	160,000m^3/日	濃縮、脱水、焼却

回から数回である。水質調査は、時間変動の把握を目的として１調査当たり４回から12回採取分析しているｹｰｽがあり、各調査地点の延べ分析回数は多いところで80回を超えている。表－４では、測定検体数、検出検体数（定量下限値を超えて検出された回数）と検出されたﾃﾞｰﾀの幾何平均値を示している。流入水、一次処理水、返流水では検出割合が高かったが、二次処理水、放流水では小さく、なかには全く検出されない項目もあった。ｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ、ｱｸﾛﾚｲﾝは調査８処理場のすべての調査地点において検出されなかった。

表－4　揮発性有機物調査結果

		水質調査結果 (mg/l)					大気調査結果 (μg/m^3)			
		流入水	一次処理水	二次処理水	放流水	返流水	沈砂池排気	初沈排気	エアタン排気	汚泥処理系排気
ジクロロメタン	検出/測定	47/77	46/62	9/86	6/32	18/24	18/19	16/17	24/24	16/18
	幾何平均値	0.005	0.004	0.002	0.002	0.002	10.1	25.8	58.9	11.1
テトラクロロエチレン	検出/測定	23/77	18/62	3/86	0/32	0/24	13/19	13/17	23/24	12/18
	幾何平均値	0.005	0.004	0.007	-	-	18.8	25.1	56.2	6.5
トリクロロエチレン	検出/測定	13/77	21/62	5/96	0/32	6/24	15/19	16/17	23/24	16/18
	幾何平均値	0.003	0.007	0.003	-	0.003	12.1	11.3	33.5	6.3
ベンゼン	検出/測定	11/77	17/62	0/86	0/32	4/24	14/19	12/17	18/24	13/18
	幾何平均値	0.008	0.003	-	-	0.002	13.1	20.3	17.9	9.7
クロロホルム	検出/測定	77/77	62/62	34/86	28/32	19/24	18/19	17/17	23/24	18/18
	幾何平均値	0.004	0.004	0.002	0.002	0.001	14.5	32.8	133	11.7
1,2-ジクロロエタン	検出/測定	4/77	1/62	0/86	0/32	0/24	0/15	2/13	5/20	2/14
	幾何平均値	0.003	(0.001)	-	-	-	-	2.8	2.7	0.5
トルエン	検出/測定	48/77	51/62	0/86	0/32	20/24	18/19	14/17	22/24	15/18
	幾何平均値	0.019	0.011	-	-	0.019	83.5	202	287	112
1,4-ジクロロベンゼン	検出/測定	35/77	32/62	22/86	10/32	12/24	14/19	15/17	24/24	13/18
	幾何平均値	0.002	0.002	0.001	0.001	0.003	8.8	8.3	27.6	5.2
塩化メチル	検出/測定	3/27	0/20	0/20	0/20	0/18	7/15	4/13	6/16	4/14
	幾何平均値	0.019	-	-	-	-	1.8	3.4	2.9	2.3
塩ビモノマー	検出/測定	0/27	0/20	0/20	0/20	0/18	12/15	13/13	16/16	12/14
	幾何平均値	-	-	-	-	-	38.1	35.1	54.9	24.5
キシレン	検出/測定	41/71	43/56	12/80	12/32	12/18	5/15	4/13	12/16	5/14
	幾何平均値	0.013	0.011	0.002	0.002	0.009	0.6	4.1	5.3	4.1
アクリロニトリル	検出/測定	0/27	0/20	0/20	0/20	0/18	3/15	2/13	3/16	3/14
	幾何平均値	-	-	-	-	-	4.5	1.9	1.9	0.8
アクロレイン	検出/測定	0/27	0/20	0/20	0/20	0/18	9/15	6/13	9/16	9/14
	幾何平均値	-	-	-	-	-	5.2	2.3	2.4	1.9
ホルムアルデヒド	検出/測定	2/27	0/20	0/20	1/20	0/18	11/15	8/13	9/16	10/14
	幾何平均値	0.200	-	-	(0.1)	-	4.1	3.7	6.4	4.6

また、本実態調査対象項目のうち、９項目について24時間の水質変動調査を行った。VOCｻﾝﾌﾟﾗｰを用い２時間間隔で試料を採取し分析を行った。一例として、Ａ処理場の流入水、一次処理水、二次処理水の水質変動を図－１に示す。各項目の水質変動を比較するため、２時間間隔で調査した12個のﾃﾞｰﾀの平均値を１とした相対値で表している。流入水、一次処理水は変動も大きく、多くの項目が検出されているが、二次処理水では水質変動も比較的小さく、検出される項目数も少なくなっている。他の調査処理場においても同様な傾向を示していた。



図－１　Ａ処理場における揮発性有機物の水質変動調査結果

大気調査は、７処理場において沈砂池排気、初沈排気、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ排気、汚泥処理系排気について実施した。時間変動を調査する目的で同一箇所において４回実施しているところもあり、延べ測定回数は多いところで24回となっている。測定検体数、検出検体数、検出ﾃﾞｰﾀの幾何平均値を表－４に示している。

長期間吸入することによって発がん性が指摘されている有害大気汚染物質のﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの３物質については、事業者の自主的取り組みを促進するとともに、大気汚染防止法付則の規定に基づき、これらを指定物質に指定し、工場又は事業場に設置される指定物質排出施設からの指定物質の排出の抑制に関する基準（排出抑制基準）が定められている。それぞれの基準値は50,000、150,000、150,000μg/m³である。下水処理施設は指定物質排出施設に含まれていないが、沈砂池排気、初沈排気、エアタン排気、汚泥処理系排気中の濃度は、基準値と比較すると、数千分の１以下であった。

水質、大気調査結果、水量、風量測定結果を基に下水処理場におけるVOCの物質収支を計算した。一例として５処理場のﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝについて、流入負荷量を100とした場合の排出負荷量（排水、大気）で表し表－５に示した。４処理場においてそれぞれ２回調査を実施しているが、調査結果が大きく異なっている。

表－５　揮発性有機物調査結果(物質収支)

		A－1	A－2	B－1	B－2	C－1	C－2	D－1	D－2	E
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	排水	0	19	65	95	0	0	0	0	0
	大気	5	2	290	55	250	25	220	15	420
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	排水	0	14	59	94	0	0	0	0	0
	大気	21	3	72	24	250	7	17300	5000	200
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	排水	4	1	59	76	-	0	0	0	0
	大気	18	1	320	35	-	110	4	2300	39000

（流入量を100とした場合の相対値）

流入負荷量の20％あるいは110%程度を排出負荷量として捕らえた場合もあるが、なかには流入負荷量の200、400倍の排出負荷量となっている場合があった。本調査結果は、処理場におけるVOCの収支を求めることの難しさを示している。

今後は、試料採取の検討、分析方法の検討、処理場で生成している可能性などについて十分検討していく必要があるが、下水処理場におけるVOCの実態調査の課題を整理すると以下のようになる。

１）今回の調査では、多くの処理場において試料採取はスポットサンプルであった。水質調査で示したように、流入水中のVOC濃度はかなり大きな変動を示している。物質収支を求めるにあたっては、出来るだけ試料採取間隔を短くするなどの工夫が必要である。

２）活性汚泥による吸着、分解についてのデータは非常に少なくその実態は不明である。活性汚泥中のVOCの分析方法を確立し多くの調査を実施する必要がある。

３）返流水中に比較的高濃度で存在する項目もあり、汚泥処理系での実態を調査する必要がある。汚泥処理プロセスでの生成の可能性がある物質もあり、詳しい調査が必要である。

４）水量、風量の測定精度を高め、水量、風量の収支を正確に把握する必要がある。

４．２一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響調査

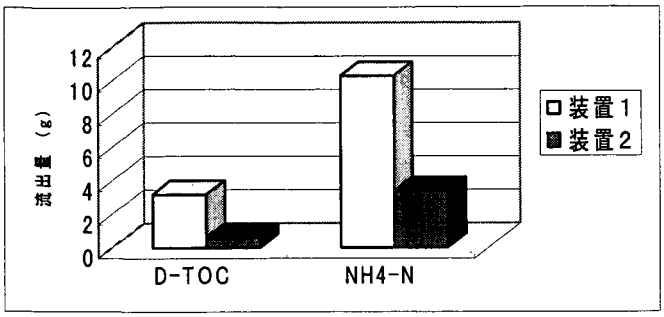
2-CP添加までの流入水質、処理水質を表－６に示した。装置２の処理水BODが約20mg/lであり若干高い値を示している。装置２では処理水SSの値も約14mg/lと装置１に比べ高い値を示しており、BODが高かったのはSS流出によるものと思われる。実験装置が小さいためか、同じ流入水を用い同一の運転条件で運転しているにもかかわらず同様の処理水質を得ることは難しい。

表－６　2－CP添加前約１ヶ月間の平均水質

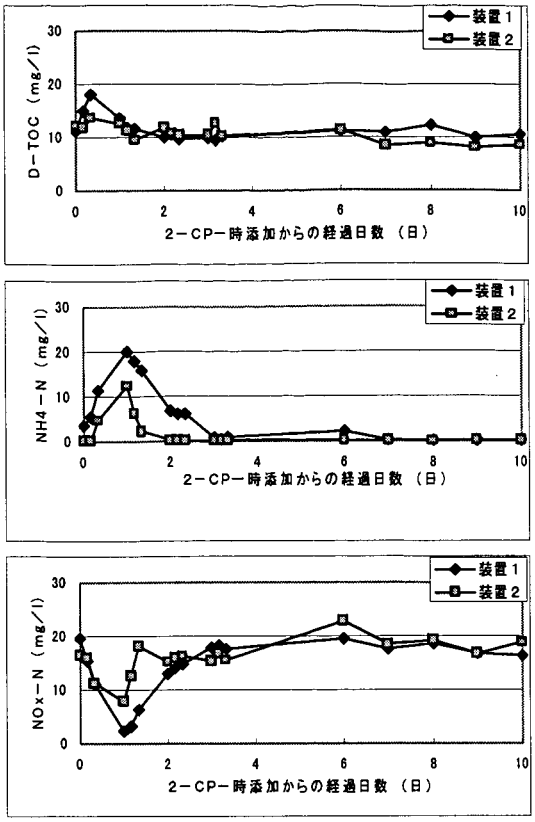
		流入水	実験装置１ 処理水	実験装置２ 処理水
水温	(℃)	16.4-17.7	8.3-12.2	7.8-11.7
pH	(-)	6.9-7.6	7.1-8.0	7.0-7.9
SS	(mg/l)	72.3	8.1	13.8
BOD	(mg/l)	116	6.9	19.5
D－TOC	(mg/l)	49.8	9.8	12.8
NH4－N	(mg/l)	20.5	1.1	0.3
NOx－N	(mg/l)	0.4	18.3	15.4
D－KN	(mg/l)	25.8	1.6	3.5
T－KN	(mg/l)	29.7	3.2	3.5

2-CP添加前約１ヶ月間の除去率はそれぞれ、SS除去率80%以上、BOD除去率83%以上、D-TOC除去率74%以上であった。また、処理水中のNH4-N濃度は平均で約1mg/lであり十分硝化が起こっていた。実験期間中の平均的なMLSS濃度は2570、2310mg/lで平均的なSRTは汚泥引き抜き量7.7g/日、7g/日より計算すると実験装置１、２とも33日であった。

次に2-CP添加後の処理水質を示す。2-CP添加後処理水質が一時的に変動した。2-CP一時添加後の処理水質の変動のうち、D-TOC、NH4-N、NOx-Nの経時変化を図－２に示した。2-CP添加後D-TOCが一時的に高くなっている。また、NH4-Nが一時的に高くなり、NOx-Nが一時的に低くなっている。2-CPは硝化阻害を有することが明らかになっている物質であるが、ここでも一時的に硝化が阻害されている。本実験は、同一負荷量で添加方法が異なる場合の影響の違いについて比較する実験であるが、D-TOC、NH4-N、NOx-Nそれぞれに影響の度合



図－３　２－ＣＰ－時添加実験で処理性能が回復するまでに流出したＤ－ＴＯＣ、ＮＨ４－Ｎの量



図－２　２－ＣＰ－時添加後の処理水質の変動

いが異なっている。一回の添加量を少なく長時間にわたって添加した実験装置２の方が、影響が小さくまた、回復までに要する時間が短い。2-CP一時添加から回復までの間に流出したD-TOCとNH4-Nの量を算出し図－３に示した。この流出量で影響度合いを比較すると、2-CPを15分で添加する場合に比べ、６時間30分かけて添加した場合では、D-TOCで６分の１、NH4-Nで３分の１に軽減されていた。この結果から、同一の有害物質が処理系に入る場合、負荷が分散される場合より、一時的に高負荷で流入する方が処理に大きな影響を与えることが示唆された。

また、2-CP一次添加後もSVIに変化はみられず汚泥沈降性に影響はみられなかった。

５．今後の問題点

５．１下水処理場におけるVOCの実態調査

１）流入水中のVOC濃度の変動は大きく流入負荷量を把握するためには、少なくとも数時間間隔での試料採取が必要である。流入水に比べ二次処理水中の変動は比較的小さいものの項目によっては流入水と同程度の変動を示すものがある。各処理場においてはその変動の特徴を把握した上で排出負荷量の調査を実施する必要がある。

２）活性汚泥による吸着、分解についてのデータは非常に少なくその実態は不明である。活性汚泥中のVOCの調査を実施する必要がある。

３）返流水中に比較的高濃度で存在する物質もあり、汚泥処理系での実態を調査する必要がある。汚泥処理プロセスでの生成の可能性がある物質もあり、詳しい調査が必要である。

４）物質収支を求める上において水量、風量の把握は重要であり、さらに測定精度を高める必要がある。

５．２一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響調査

一時的に流入する有害化学物質の活性汚泥処理への影響は、流入する化学物質の負荷量が同じ場合、負荷が分散される場合より、一時的に高負荷で流入する方が処理に大きな影響を与えた。しかし、今回の実験により確認したのは、負荷の分散時間の違いが２０倍程度の場合であり、分散時間の検討、分散方法の検討等さらに調査を進める必要がある。

15．生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
重点研究支援協力員　松原　正明
交流研究員　原田　新

１．はじめに

近年、下水道の普及が進むにつれ、放流先の水域に占める下水処理水量が増加してきている。また枯渇しつつある都市河川等の“維持流量の確保”や“快適な水辺空間の創出”等の要請に応えるために下水処理水を積極的に利用するなど、水環境における下水道の占める役割が大きくなりつつある。従って下水道は、これまで以上に水を基軸とした生態系や自然の循環システムを健全に保ち、人と自然、都市と自然との「共生」を図ること（建設省, 1996）が必要となっている。このため下水処理水や再利用水の水質評価に当たっては従来のような排水基準項目の遵守ばかりでなく、下水処理水が放流先水域の水環境、特に生態系に与える影響をより多角的に評価し、その影響を今後低減していく必要がある。しかしながら国内においては、生態系への水質の影響を評価するための調査や研究はきわめて限られている。そこで、フィールドにおける生物相調査や、バイオアッセイによる生物影響試験などによって、下水や下水処理水の水質が生態系へ与えている影響を評価する方法が考えられる。

２．目的

平成８年度は水生生態系に対する影響評価手法のうち比較的短期に試験をおこなうことができ、また水質以外の条件変動を少なく抑えることのできるバイオアッセイに着目した。そして、このバイオアッセイを下水や下水処理水に適用して新たな視点から見た処理水質の評価手法の開発・検討を行うことにより、処理水放流先水域における生態系への影響を把握することを目的とした。

３．調査内容

3.1　新たなバイオアッセイの検討

平成8年度は、水生生態系の一次生産者としての藻類、及び魚類とともに脊椎動物として重要な両生類のバイオアッセイを土木研究所として新たに着手した。

3.1.1　藻類増殖阻害試験

藻類を用いたバイオアッセイとして、培養が容易で毒性物質に対して比較的感受性が高い緑藻セレナストラム(*Selenastrum capricornutum*)を用いた増殖阻害試験について検討を行った。

(1)試験方法の検討

藻類試験は通常フラスコで行われるが、96穴マイクロプレートで行う方法がいくつか提案されている。ここではカナダの環境庁の方法[1]を基本とし、改良のための条件検討を行った。カナダの方法ではマイクロプレート中の細胞濃度を430nmにおける吸光度で測定するが、実際に培養液の吸光スペクトルを測

定したところ、440nm付近に極大ピークが見られた。また、440nmにおける吸光度と細胞濃度に高い相関が認められたため、細胞濃度の測定は440nmにおける吸光度で行うこととした。また、カナダの方法では培地中の N、P の濃度はそれぞれ4.20mg/L、0.186mg/Lであるが、環境試料を用いた試験の場合、試料中に含まれる N、P の影響でコントロールよりも増殖が促進される可能性があるため、N、P 添加濃度の検討を行った。N、P 濃度を通常の1/8倍から32倍まで変化させてマイクロプレート中で72時間培養を行い、吸光度を測定した。4倍濃度の時に増殖量が最大に達したため、試験時の N、P 濃度は4倍濃度とした。上記以外に、細胞の増殖量を増加させるために試験開始時の細胞濃度を通常の2倍の2×10^4 cells/mlにする、培養は静置ではなく120rpmの回転振とうで行う、分注操作を容易にするため培地と細胞懸濁液の添加量を2倍にするなどの点を改良した。以下に改良した方法の概略を示す。20μlの12倍濃度培地(N、P 濃度は通常の4倍)、200μlの試料、20μlの2.4×10^5cells/ml細胞懸濁液をマイクロプレートの各ウェルに分注し、24℃、4,000Luxで72時間振とう培養(120rpm)する。0時間と72時間における吸光度(440nm)をマイクロプレートリーダーで測定し、72時間の吸光度変化より阻害率Ｉを Ｉ(%)＝100×(Rc－R)／Rc(R：試験区における72時間の吸光度(440nm)変化、Rc：対照区における72時間の吸光度(440nm)変化)により求めた後、横軸に試料濃度(対数)、縦軸に阻害率Ｉをプロットし、回帰計算により50%増殖阻害濃度(IC_{50})、25%増殖阻害濃度(IC_{25})を求める。

(2)標準物質を用いた試験

標準毒性物質として硫酸亜鉛($ZnSO_4$)を用い、上記の方法で試験を行った(図-1)。硫酸亜鉛はZn^{2+}濃度換算で6.25μg/L～200μg/Lとなるように添加した。10μg/Lではほとんど増殖に影響はみられなかったが、100μg/L以上ではほぼ100%増殖が阻害された。阻害率50%前後のほぼ直線となる3つの値から回帰計算により IC_{50}を求めた結果、IC_{50}＝30.6μg/Lとなり、文献値[2](約30～70μg/L)に近い値となった。

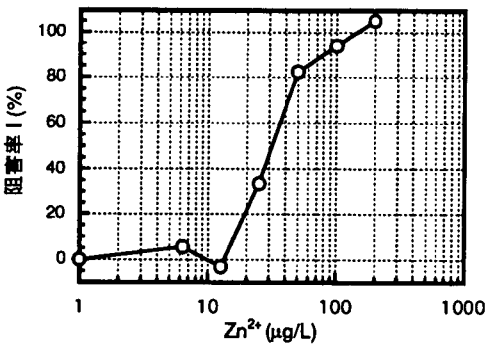


図-1　亜鉛を用いた藻類増殖阻害試験

3.1.2.カエル胚催奇形性試験

現在、バイオアッセイによる環境水の評価に両生類を適用した例はあまり数がない。また生物のライフサイクルの中で重要かつ感受性の高い時期は、発生の段階であると考えられる。よって、カエルの発生期における胚を対象としてバイオアッセイによる水質評価方法を検討することとした。

(1)試験方法の検討

試験はASTM(American Society for Testing and Materials)にアフリカツメガエル(*Xenopus laevis*)の胚に対する催奇性試験(FETAX：the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus)[3]として記載されている標準試験法に準じて次に述べる手順で行った。

①アフリカツメガエルにホルモンを注射して交尾を促し、産卵－受精をさせる。

②実体顕微鏡で観察して受精を確認後、試料の入ったシャーレに一定数（10～25個）ずつ入れる。

③24時間ごとにシャーレの中の状態を確認して死亡した個体を取り除き、試料水を交換する。

④96時間目までの死亡個体数、奇形の発生した個体数、平均体長の３観察点について測定する。

⑤測定結果と試料濃度の関係をグラフにプロットして、回帰計算により死亡については LC_{50}(半数致

死濃度)または LC_{25} (25%致死濃度)、奇形については EC_{50}(半数影響濃度)を計算する。体長についても同様のグラフを作成し、阻害の見られた最低の濃度区を MCIG(成長阻害最低濃度)として求める。

(2)標準物質を用いた試験

既存のデータとの比較のために、セレンと亜鉛を、試験物質としてはフェノールを用いた。試験した濃度範囲は0.1～30.0(mg/L)とした。また、今後環境試料を濃縮して適用する試験を行うことを想定し、濃縮試料を転溶させる有機溶媒の一つであるｼﾞﾒﾁﾙｽﾙﾎｷｼﾄﾞ(DMSO)について試験した。濃度範囲は0.1～10.0%(v/v)とした。

試験の結果をまとめると表-1のようになり、発生した奇形の状態は以下のようであった。

①セレン：腹腔の肥大，消化器官の萎縮

②亜鉛：脊椎の屈曲，尾部の萎縮

③フェノール：脊椎の萎縮や尾部の変形

④DMSO：腹部に水膨れ様の腫れ

表－1 供試物質と胚への影響のまとめ

	LC_{50}	EC_{50}	MCIG
ｾﾚﾝ(mg/l)	3.5	-	1.0
亜鉛(mg/l)	>30.0	(6.7×10^{2})	3.0
ﾌｪﾉｰﾙ(mg/l)	>30.0	-	>30.0
DMSO(%)	1.8	-	1.0

注) －は胚が死亡したため算出できなかったことを示す
>は設定濃度範囲で影響がみられなかったことを示す
括弧は回帰式による外挿値を示す

(3)考察

FETAXにおけるセレンの LC_{50}は既存の文献[4]によると72時間後で8.04mg/L、120時間後では2.64mg/Lであることから、今回の試験結果は妥当なものであったと判断される。亜鉛については、今回の試験濃度では死亡する個体が現れず、また奇形発生率も50%以下であったことから、今後環境水の毒性の強さを比較する際のリファレンスとして用いるにはさらに高い濃度まで試験を行う必要があると考えられる。フェノールについては、今回の試験濃度の範囲では影響が認められず、毒性比較に用いるには不適当であると考えられる。従って、重金属類以外のリファレンス物質として他の物質を検討する必要がある。DMSO については、今回試験した濃度範囲の中で全く影響が認められなかったのは0.3%以下であった。よって、溶媒として用いる際には試験溶液中の濃度が少なくとも0.5%を超えないようにすることが望ましいことが示された。従って試験濃度を高く設定する場合には他の溶媒も検討する必要がある。

3.2 下水処理場及び河川の水のバイオアッセイによる評価

家庭排水が主体の3ヶ所の下水処理場及びその放流先河川(せせらぎ)で水を採取し、4種類のバイオアッセイ、すなわち、マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験、カエル胚催奇形性試験、*umu* テストを用いて、毒性及び変異原性の評価を行った。

3.2.1 採水地点

A処理場は処理水を修景用のせせらぎに放流しており、塩素注入量が約5mg/Lと通常より高い。B処理場は低濃度(約0.1mg/L)の塩素で消毒を行っており、流量の少ない三面ばりの河川に放流している。C処理場は処理水の一部をオゾン処理した後、親水利用のせせらぎに放流している。採水は各地点についてスポットで行った。A処理場においては流入下水、初沈流出水、終沈流出水、放流水(せせらぎの最上流)、せせらぎの水(放流口下流600m地点)、せせらぎの水(放流口下流1400m地点)、B処理場においては流入下水、初沈流出水、終沈流出水、放流地点直上流の河川水、放流水、放流地点下流の河川水(放流口下流300m地点)、またC処理場においては流入下水、初沈流出水、終沈流出水、放流水(せせらぎの最上流)、せせらぎの水(放流口下流900m地点)、せせらぎの水(放流口下流4700m地点)、のそれぞれ6種類を採水した。マイクロトックス急性毒性試験には採水直後の水を未処理のまま用い、その他のバ

イオアッセイに用いた残留塩素を含む試料には採水時にアスコルビン酸ナトリウムを適量添加した。

3.2.2　マイクロトックス急性毒性試験

段階希釈した試料に海洋性発光細菌 *Vibrio fischeri* を5分及び15分間暴露した後、発光量を測定し、コントロールとの比較により、50％発光阻害濃度(EC_{50})、20％発光阻害濃度(EC_{20})を求めた。ここでは、5分間暴露と15分間暴露の EC_{50} の値から毒性単位(TU；Toxicity unit)[5]を TU＝100／EC_{50}により計算し、毒性を評価した(図-2)。流入下水の毒性はA、B、C処理場とも塩素消毒前までは処理の過程、特に生物処理によって減少する傾向がみられ、終沈流出水は毒性が認められないレベルであった。一方、消毒後の放流水では、塩素注入量の少ないB処理場及びオゾン処理を行っているC処理場においては有意な毒性が認められないレベルであったが、塩素注入量の多いA処理場においては放流水に流入下水よりも強い毒性が認められた。しかし、下流に向かうに従い毒性レベルは低下し、放流口の1400m下流では毒性は認められないレベルであった。A処理場放流水の毒性は主に塩素消毒の影響であると考えられ、放流先の近傍では少なくとも細菌レベルの生態環境に対して影響を及ぼしていることが示唆された。

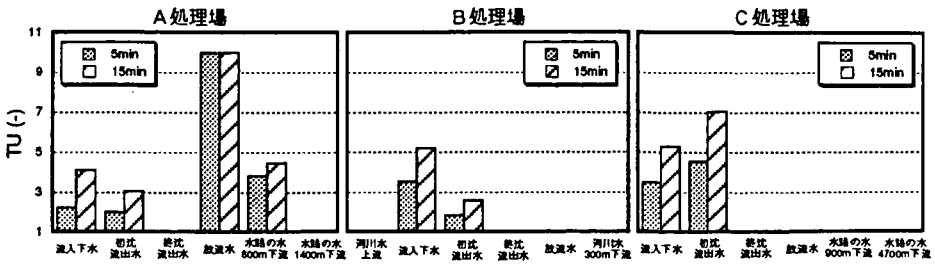


図-2　マイクロトックス急性毒性試験による毒性評価

3.2.3　藻類増殖阻害試験

供試藻として緑藻セレナストラムを用い、上記3.1.1(1)の方法に従い試験を行った。試料は0.45μmフィルターで除菌ろ過し、2倍希釈、3段階の希釈系列を調製して試験に供した。得られた IC_{50}(50％増殖阻害濃度)の値から TU＝100／IC_{50}として TU を求めた。図-3に藻類増殖阻害試験で得られた結果を示した。本試験においてもマイクロトックスの場合と同様に流入下水でみられた毒性が終沈流出水では検出されず、A、B、C処理場とも生物処理による毒性の低減効果が認められたが、塩素消毒後のA処理場の放流水で強い毒性がみられた。しかし藻類試験に用いた水は採水時にアスコルビン酸ナトリウムによる塩素の還元処理をしているため残留塩素の直接的な影響ではなく、その他の塩素処理によって副成された物質が原因と推察された。また毒性はA処理場放流地点下流で低減しているものの放流先1400m地点でも認められた。一方、塩素消毒レベルの低いB処理場、及びオゾン処理のC処理場の放流水では毒性は認められなかった。これらの結果より塩素注入量が多い場合は消毒した放流水により放流先の藻類が何らかの影響を受けることが示唆された。

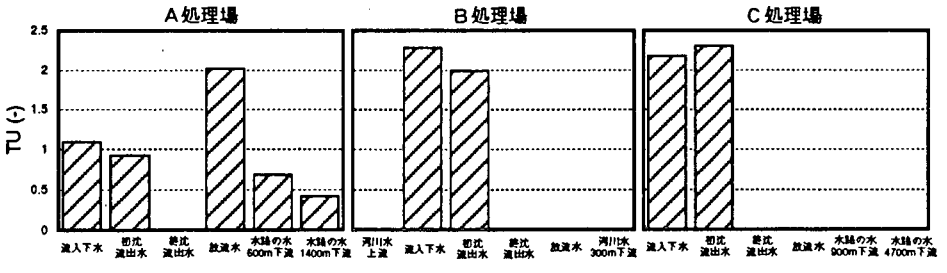


図-3　藻類増殖阻害試験による毒性評価

3.2.4. カエル胚催奇形性試験

前述の3.1.2(1)に従い試験を行った。試料は90%から22.5%まで2倍希釈、3段階に調製し試験に供した。ここでの死亡率は対照区(6系列)の平均死亡率からの過剰死亡率と定義している。また、特徴的な奇形の発生及び有意な成長阻害は認められなかった。得られた LC_{50}と LC_{25}は表-2のようになった。表中において括弧付きの数値は外挿した推定値であり、－は全ての濃度で対照との有意差がみられないことを示す。ここで有意差が認められないとは、死亡率が対照区の平均変動係数以内(7±3%程度)であったか、濃度依存性がなかったことを示す。表にみられるように、3処理場とも流入下水、初沈流出水では強い毒性がみられたが、終沈流出水等では試料濃度100%でも LC_{25}つまり供試体の1/4が死亡することはなかった。従ってこのような毒性の低い環境試料で影響をみようとする場合には無作用濃度など別の観点からも評価する必要がある。しかし今回の試験では対照区においてもある程度の死亡が認められたため、低濃度区及び毒性の低い試料における結果で有意な差が得られず無作用濃度等は計算できなかった。よって今後は、試験系を安定させ精度を上げる、曝露時間の延長や試料の濃縮による手法の改良、などを検討する必要がある。

表－2 各処理場におけるサンプルの LC_{50}及びLC_{25}

	(%)	LC_{50}	LC_{25}
A処理場	流入下水	42.4	29.8
	初沈流出水	46.3	32.4
	終沈流出水	(3.1×10^{3})	(2.9×10^{2})
	放流水	(2.6×10^{4})	(8.0×10^{2})
	水路の水600m下流	-	-
	水路の水1400m下流	-	-
B処理場	河川水上流	-	-
	流入下水	46.1	28.9
	初沈流出水	57.2	39.9
	終沈流出水	-	-
	放流水	-	-
	水路の水300m下流	-	-
C処理場	流入下水	58.4	38.4
	初沈流出水	56.3	35.3
	終沈流出水	(3.5×10^{4})	(9.9×10^{2})
	放流水	-	-
	水路の水900m下流	-	-
	水路の水4700m下流	-	-

3.2.5 *umu* テスト

試料はSep-Pak tC_{18}カートリッジを用いた固相抽出法により濃縮した[6]。試料を硫酸でpH2に調整した後、流入下水及び初沈流出水は400ml、処理水及び河川水は2Lをカートリッジに通水し、2mlのDMSOで溶出を行い、それぞれ200倍濃縮、または1000倍濃縮試料を調製した。*umu* テストは菌株として*Salmonella typhimurium* TA1535/pSK1002を用い、常法に従って行った[6]。得られた結果から試料濃度1倍当たりのβ-ガラクトシダーゼ活性を求め、変異原性を評価した。図-4に *umu* テストで得られた結果を示した。A、B、C処理場ともに流入下水と比較して終沈流出水の変異原性は弱く、特に生物処理による低減効果が認められた。A、B処理場において塩素消毒前後で変異原性は同レベルであり、塩素処理による変異原性の変化は認められなかった。B処理場の放流先の河川水の変異原性は非常に低いレベルであった。C処理場ではオゾン処理後の放流水の変異原性はほとんど検出されないレベルまで低下しており、オゾン処理により処理水中の変異原物質が修飾又は分解されたと考えられた。代謝活性化に関しては、いずれの試料についてもS9mixによる代謝により変異原性が若干強くなる傾向がみられた。

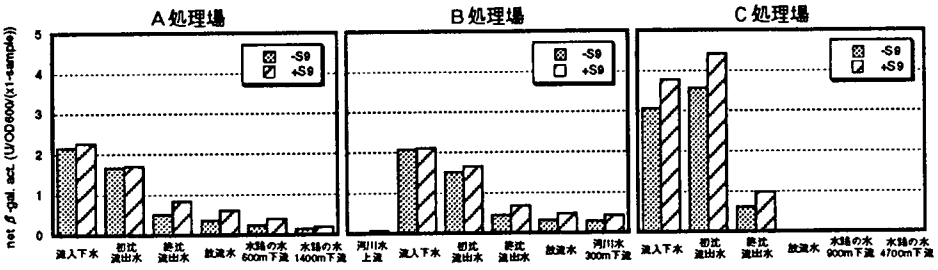


図-4 umuテストによる変異原性評価

3.3. 濃縮試料を用いたバイオアッセイの検討

3.3.1. 目的

環境試料は一般に毒性物質の濃度が低いため、そのままバイオアッセイに適用しても顕著な反応が現れない場合が多い。従って、試料間の特性比較を目的とする場合には、濃縮等の前処理によって試料の

毒性を高める必要がある。そこで、本調査では凍結濃縮法と固相濃縮法の２つの濃縮法を用いて試料の前処理を行い、濃縮の有効性および問題点を検討することを目的とした。

3. 3. 2. 試料および方法

(1)供試試料

主に工場排水を処理しているＤ下水処理場の流入下水および２次処理水の２つのサンプルをガラス繊維濾紙(GF/B)でろ過した後、前処理を行わない原水と、前処理として凍結濃縮[7]およびSep-Pak tC_{18}カートリッジを用いた固相濃縮[6]を行ったものの計６種を用いた。

(2)バイオアッセイ

①オオミジンコ（*Daphnia magna*）

遊泳阻害試験と繁殖試験を行い、試験方法は主にOECDの方法[8]に基づいて行った。遊泳阻害試験はミジンコを試験溶液中に入れ、穏やかに振動させた後、15秒経過しても泳がない個体の数を計測した。繁殖試験は試験期間中の産仔数および死亡数を計測した。

②発光細菌（*Vibrio fischeri*）

上記3. 2. 2 マイクロトックスを参照。

③硝化細菌（アンモニア酸化細菌，亜硝酸酸化細菌）

培養液中の微生物が消費した酸素を自動的に補充し、補充量を記録する装置（クーロメータ）を用いて試験開始後24時間での硝化細菌の代謝阻害による酸素消費量及び硝酸と亜硝酸の生成速度の相違を測定した。試験方法の詳細は４年度の報告[9]と同様である。

3. 3. 2. 結果

ミジンコに対する影響を、濃度との関係から遊泳阻害試験については NOEC(設定した濃度区の中で影響のみられなかった最大濃度)と EC_{100}(100%影響濃度)、繁殖試験については NOEC と LC_{100}(100%死亡濃度）として表-3にまとめた。凍結濃縮試料の流入水では繁殖試験において設定した最低濃度区でも個体の死亡がみられたため NOEC については計算ができず、固相濃縮試料については繁殖試験において対照区（溶媒のみ添加した区，培養液のみの区）の個体が全て死亡する現象が発生し試験を継続できなかった。よって、これらの項目については結果を得ることができなかった。一方、マイクロトックスは前述の方法と同様に、また硝化細菌は阻害率が50%前後の３濃度区の値から回帰計算により、それぞれ EC_{50}（半数影響濃度）を計算し表-4にまとめた。

表－３　ミジンコを用いたバイオアッセイのまとめ

凍結濃縮		遊泳		繁殖	
サンプル名		NOEC	EC_{100}	NOEC	LC_{100}
流入水	原水	10	80	2	15
	濃縮	$<10^{-15}$	150	$<10^{-7}$	100
処理水	原水	35	45	5	20
	濃縮	$<10^{-15}$	150	?	100

固相濃縮		遊泳		繁殖	
サンプル名		NOEC	EC_{100}	NOEC	LC_{100}
流入水	原水	45	100	13	50
	濃縮	250	>1000	-	-
処理水	原水	35	>100	6	50
	濃縮	125	1000	-	-

注）数値は未濃縮状態を100%とした場合の%.
?は結果が不明瞭であったことを示す.
－はコントロールが死亡し試験を中止したことを示す.

3. 3. 2. 考察

本試験に用いたサンプルでは、濃縮しない状態でも影響が顕著に現れ、また濃縮レベルを上げることで逆に実験に支障が生じた場合もあった。従って生物反応が現れにくい環境試料の特性を濃縮することによって明らかにするという目的については十分な検討を行うことができなかった。さて、ミジンコでの試験結果によると、固相濃縮

表－４　マイクロトックスと硝化細菌に対する影響

EC_{50} (%)	流入水				処理水			
	原水	凍結濃縮	原水	固相濃縮	原水	凍結濃縮	固相濃縮	
マイクロトックス	70. 7	230. 6	82. 0	612. 0	>90. 0	503. 7	309. 0	
硝化細菌	－	91. 62	29. 31	98. 26	49. 37	109. 60	152. 11	

注）数値は未濃縮試料を100%とした場合の換算濃度
－の項目は試験していない

試料と比べて凍結濃縮試料による毒性の方が高く計算され、濃縮方法の違いによって差が生じた。これは、固相濃縮では有機物質が選択されているのに対し、凍結濃縮では特に物質の選択は起こらないため幅広い毒性物質を対象にできたことが一つの理由として考えられる。また、凍結濃縮では試料中の塩類もあわせて濃縮されるため、試験溶液中の塩濃度が高くなり浸透圧が上昇したためミジンコの生育を阻害したとも考えられる。さらにマイクロトックスによる処理水の試験では、逆に固相濃縮試料の方が毒性は高くなっており、対象とする試料や生物種、濃縮方法によって特性に違いがあることが示された。ところで、ミジンコ繁殖試験における固相濃縮試料の試験で対照区の個体が死亡する現象が起こり、この現象は個々の容器にフタをすることで防げることが分かった。このことから濃縮試料中の揮発性化学物質が試験庫内を汚染した可能性がうかがわれた。よって、今後は揮発性物質の存在を考慮し、試験容器はフタ等により他の容器と隔絶するべきであることが示された。

3.4 下水処理場における変異原性の時間変動及び季節変動

3.4.1 方法

家庭排水が主体のE処理場の流入下水及び高度処理水を、時間変動については4時間毎に24時間(各6サンプル)、季節変動については2～3ヶ月毎に24時間コンポジットサンプルとして採水した。流入下水については100～200倍濃縮、高度処理水については500～1000倍濃縮試料を上記3.2.5の方法に従い調製した。得られた濃縮試料を用いて *umu* テストを行い、変異原性を評価した。

3.4.2 結果及び考察

変異原性の時間変動の結果を図-5に示した。流入下水については10:00のサンプルの変異原性が他の時間帯の2～3倍程度強く、し尿や雑排水の流入量がこの時間帯に多いためであると考えられた。従って、流入下水の1日の平均的な変異原性を調べるためには24時間コンポジットとして採水する必要があると考えられた。一方、処理水では時間による変動は小さく、流入下水が変動しても安定した処理が行われていることが示唆された。変異原性の季節変動の結果を図-6に示した。流入下水は日によって大きな変動がみられるが、処理水はほぼ一定の値を示すことが多かった。しかし、1月の試料では処理水の変異原性が通常より2～3倍強くなったが、これは季節変動より、むしろその日の処理の状態が原因であると考えられた。

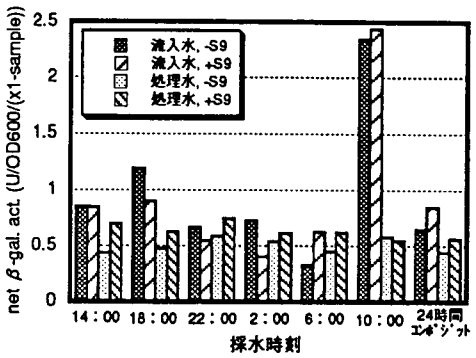


図-5 下水処理場における変異原性の時間変動

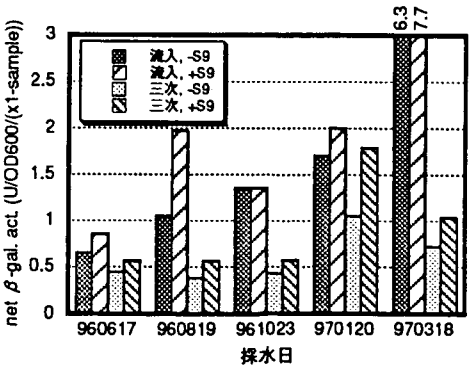


図-6 下水処理場における変異原性の季節変動

4. まとめと今後の課題

本調査で得られた結果をまとめると以下の通りである。

1)新たなバイオアッセイとして、藻類増殖阻害試験とカエル胚催奇形性試験について検討を行い、試験方法を確立した。

2)3ヶ所の下水処理場及びその放流先河川(せせらぎ)で水を採取し、4種類のバイオアッセイ、すなわち、

マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験、カエル胚催奇形性試験、*umu* テストを用いて、毒性及び変異原性の評価を行った結果、下水処理場での処理による毒性と変異原性の低減、塩素処理の藻類等への影響、オゾン処理による変異原性の低減などの知見が得られた。

3)バイオアッセイに用いる試料の前処理として、濃縮は回収率等の問題はあるが、毒性の検出を容易にできるという点で有効であると思われる。しかし、濃縮方法の選択や試験の操作には供試物質や生物種の特性を考慮し、適切な処置をとることが重要であることが明らかになった。

4)下水処理場における流入水及び処理水の変異原性の時間変動及び季節変動を *umu* テストを用いて調べた結果、流入水の変動が大きいのに対して、処理水は例外もあるが、比較的変動が小さいことが分かった。

以上のように本研究においては様々なバイオアッセイについて検討を行い、実際の下水試料、環境試料の評価に適用した。その結果、相対的な毒性評価にこれらの方法が有効であることが分かった。しかしながら、これらの方法は実験室での特定の生物に対する影響を調べる試験であり、得られた結果を実際の生態系への影響あるいは人に対する影響評価にいかに結びつけ、より現実的な指標にするかが今後の課題である。また、バイオアッセイによる毒性評価の結果と水質や実際の水生生態系への影響との関係を把握するためのデータは現在のところ乏しく、今後さらに多くのデータの蓄積を行うことが必要である。

5．謝辞

本研究を実施するに当たり、ご協力下さいました水質研究室スタッフに感謝いたします。特に、水質研究室の交流研究員である原田新氏にはデータ収集と解析についてご協力頂いたことに感謝いたします。

〈参考文献〉

1)Environmental Protection, Conservation and Protection, Environment Canada：Biological test method：Growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*, Report EPS 1/RM/25, 1992.

2) St.Laurent,B.C., P.MacQuairie, R.Scroggins and B.Troffier：Comparative assesment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures, Environ. Toxicol. Water Qual., Vol.7, pp35-48, 1992.

3) "Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-*Xenopus* (Fetax)[1]", Annual Book of ASTM Standards, E1439-91, 1993.

4) Browne,C.L., James N.Dumont：Toxicity of Selenium to Developing *Xenopus laevis* Embryos, Journal of Toxicology and Environmental Health, Vol.5, pp699-709, 1979.

5) USEPA：Technical support document for water quality-based toxics control, EPA/440/4-85/032, USEPA, 1985.

6) 松原正明、田中宏明、南山瑞彦：バイオアッセイの下水試料等への適用性の検討，第33回下水道研究発表会講演集，pp301-303，1996.

7) Baker,R.A :Water Research, 1, 61, 1967.

8) OECD：*Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test, OECD Gidelines for testing of Chemicals, Method 202, OECD, 1993.

9) 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.

16．流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査

水質研究室　室　　長　田中宏明
主任研究員　小森行也
研　究　員　横田敏宏
竹歳健治

1．はじめに

河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きなものとなってきている。特に下水道整備が進んでいる都市域では、上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が、本来の自然系水循環を経由する水量をすでに上回っているところもある。このように人工系の水循環が自然系に対して十分に大きい規模になってくると、人工系の水循環での水量・水質の状態がその流域の水循環系全体を支配する状況になり得る。そのため健全な水環境の保全には、流域の水循環系に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握して、流域全体で水質、水量に関して総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果の実証的な調査は少ないのが現状である。

本調査は、河川流域の水や様々な汚濁物質の循環に対して下水道整備が与える影響や効果、またそれにかかる資源投入量等を把握し、今後、総合的な水管理を行っていくために、下水道整備における改善課題を検討する目的で行うものである。

2．調査方法

2．1　調査内容

8年度は河川の流量・流出負荷量に対して、流域の下水道整備が与える影響を把握するため、過去に調査を行った下水道整備途上の汚濁河川で負荷量調査を行った。

2．2　調査対象河川

千葉県にある手賀沼の流入河川の1つである大津川で調査を行った。この手賀沼周辺の概略図を図－1に示す。手賀沼は流域の都市化により水質汚濁が進行し、近年では毎年のように全国の湖沼中、最も高いCOD値を記録している。

大津川での観測は図－1のA（大津川本川），B（名戸ヶ谷排水路），C（増尾排水路）の3地点で行った。本調査では過去の観測データも用いているが、昭和55(1980)年度の調査は図－1のX地点の上沼橋付近で、昭和62(1987)年度から平成2(1990)年度にかけての調査はY地点の中沼橋付近で観測を行った。なお、今回の観測点が過去の観測点と異なっているのは、平成6(1994)年度より中沼橋付近に設置された河川直接浄化施設の取水用ラバー堰による背水の影響を受けない地点を選定したためである。また、背水の影響を避けつつ、出来る限り流域全体からの負荷量を把握するため、観測点を3カ所

に分けて観測を行った。

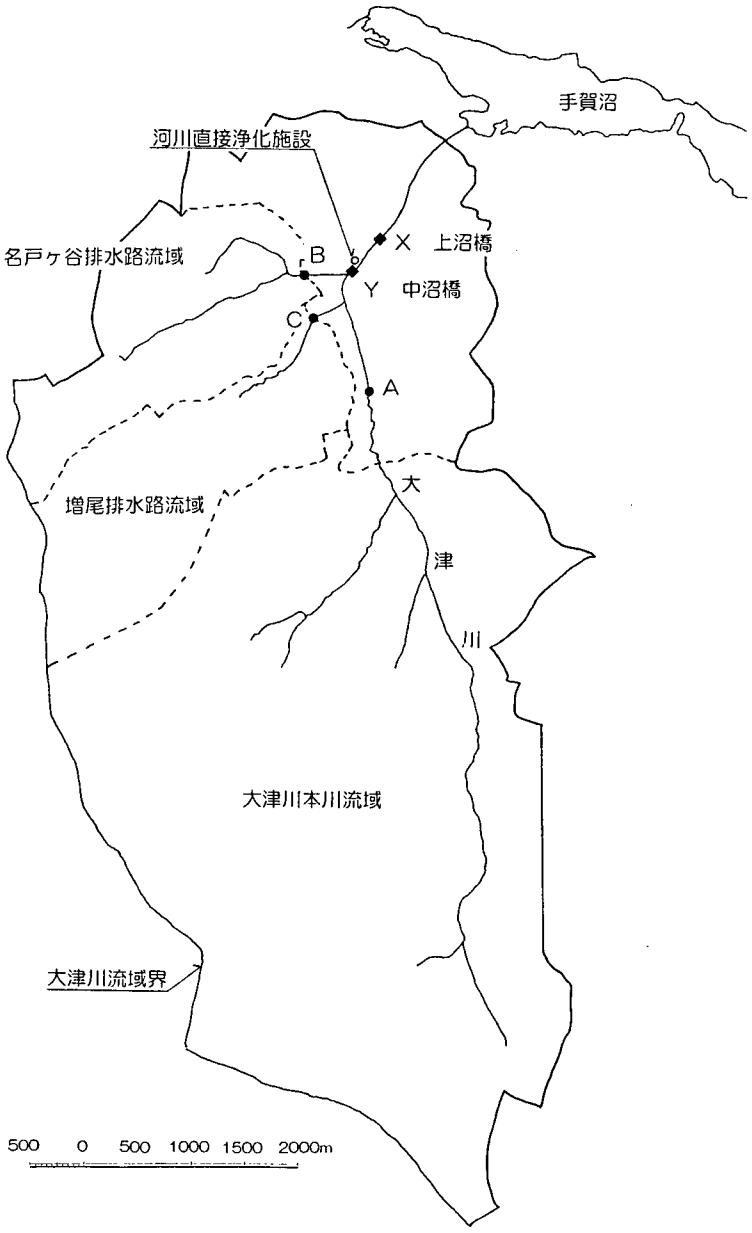
2．3　調査方法

流量観測については、図－1のA～C地点に千葉県が設置している自記式水位計の5分間隔（一部1時間間隔）の水位観測データから、流量の実測調査から作成した水位流量(H-Q)曲線を用いて、流量を算出した。

採水は流量観測と同じ地点にて、晴天時に1時間間隔で24時間連続採水を行った。

水質分析については採取した試料を持ち帰り、BOD_5, COD_{Mn}, TOC, 各態N, Pの項目について、河川水質試験方法（案）に基づき、分析を行った。

なお今回の調査では、観測点が3地点に分かれているため、大津川全体の流量・流出負荷量は3地点の観測値の和を用いた。



図－1　大津川流域概略図

3．調査結果

3．1　調査流域の状況

大津川流域は手賀沼（手賀川、下手賀沼を含む）の流域面積の約24%を占め、同じく約20%を占める大堀川流域と合わせ、この2河川で手賀沼の流域面積の半分弱を占めている。

平成6(1994)年度末現在の大津川流域の人口、流域面積や土地利用等といった流域フレームは表－1の通りである。また、過去の調査（昭和55(1980)年、平成2(1990)年）当時における流域フレームを表－2に示す。なお、本調査で用いた流域フレームは、平成6年については千葉県の資料[1]、またそれ

表－1(1) 大津川流域フレーム(H6)

ブロック名	流域面積(ha)	土地利用(ha)				流域人口(人)	下水道水洗化	合併浄化槽	単独浄化槽	くみ取り人口	非下水道水洗化人	浄化槽処理人口	雑排水未処理人
		市街地	水田	畑地・雑地	林地	① =②+③+④+⑤	人口(人) ②	人口(人) ③	人口(人) ④	(人) ⑤	口(人) ③+④+⑤	(人)*1 ③+④	口(人)*2 ④+⑤
流域全体	3,698	2,059	229	1,047	363	196,123	74,894	21,866	78,171	21,193	121,230	100,037	99,364
3流域合計	3,261	1,789	141	998	333	171,451	53,234	21,687	75,753	20,778	118,218	97,440	96,531
大津川本川	2,400	1,154	137	877	232	109,537	22,007	13,709	55,616	18,207	87,532	69,325	73,823
名戸ヶ谷排水路	437	347	0	52	38	36,493	27,389	601	7,068	1,434	9,103	7,669	8,502
増尾排水路	424	288	3	70	63	25,421	3,838	7,377	13,069	1,137	21,583	20,446	14,206

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

表－1(2) 各観測点における晴天時観測結果と流域フレーム(H6)

ブロック名	日流量	日負荷量(g/ha/day)				人口密度(人/ha)								土地利用面積比率(%)			
	(m^3/ha/day)	BOD	COD	TN	TP	流域全体	下水道水洗化人口	合併浄化槽処理人口	単独浄化槽処理人口	くみ取り処理人口	非下水道水洗化人口	浄化槽処理人口*1	雑排水未処理人口*2	市街地	水田	畑地・雑地	林地
3流域合計	10.53	97.30	121.91	48.36	9.30	52.58	16.33	6.65	23.23	6.37	36.25	29.88	29.60	54.85	4.31	30.62	10.22
大津川本川	12.36	118.14	144.84	53.84	10.28	45.65	9.17	5.71	23.18	7.59	36.48	28.89	30.77	48.08	5.72	36.53	9.67
名戸ヶ谷排水路	1.95	4.63	6.65	12.53	0.34	83.49	62.66	1.37	16.17	3.28	20.83	17.55	19.45	79.39	0.00	11.85	8.76
増尾排水路	9.01	74.94	110.94	54.27	13.02	59.93	9.05	17.39	30.81	2.68	50.88	48.20	33.49	67.89	0.78	16.50	14.85

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

表－2(1) 大津川流域フレームの変遷

観測時期	流域面積(ha)	土地利用(ha)				流域人口(人)	下水道水洗化	合併浄化槽	単独浄化槽	くみ取り人口	非下水道水洗化人	浄化槽処理人口	雑排水未処理人口
		市街地	水田	畑地・林地他		① =②+③+④+⑤	人口(人) ②	人口(人) ③	人口(人) ④	(人) ⑤	口(人) ③+④+⑤	(人)*1 ③+④	(人)*2 ④+⑤
1980/11	3,669	1,307	333	2,029		147,902	0	34,230	55,250	57,170	147,902	89,480	112,420
1990/09	3,669	1,762	239	1,668		191,030	44,090	31,440	84,860	30,640	146,940	116,300	115,500
1996/08	3,261	1,789	141	1,332		171,451	53,234	21,687	75,753	20,778	118,217	97,440	96,531

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

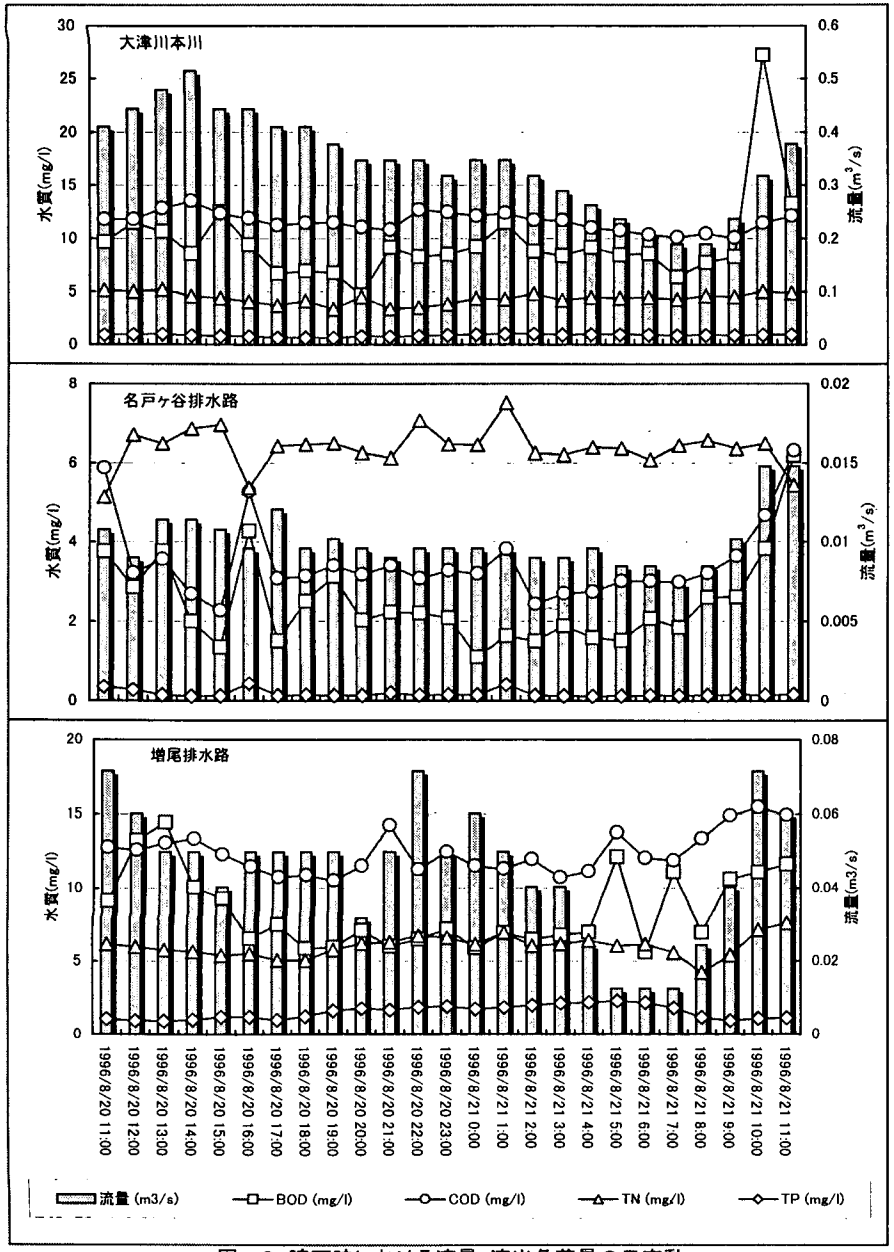
*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

表－2(2) 観測結果と流域フレームの変遷

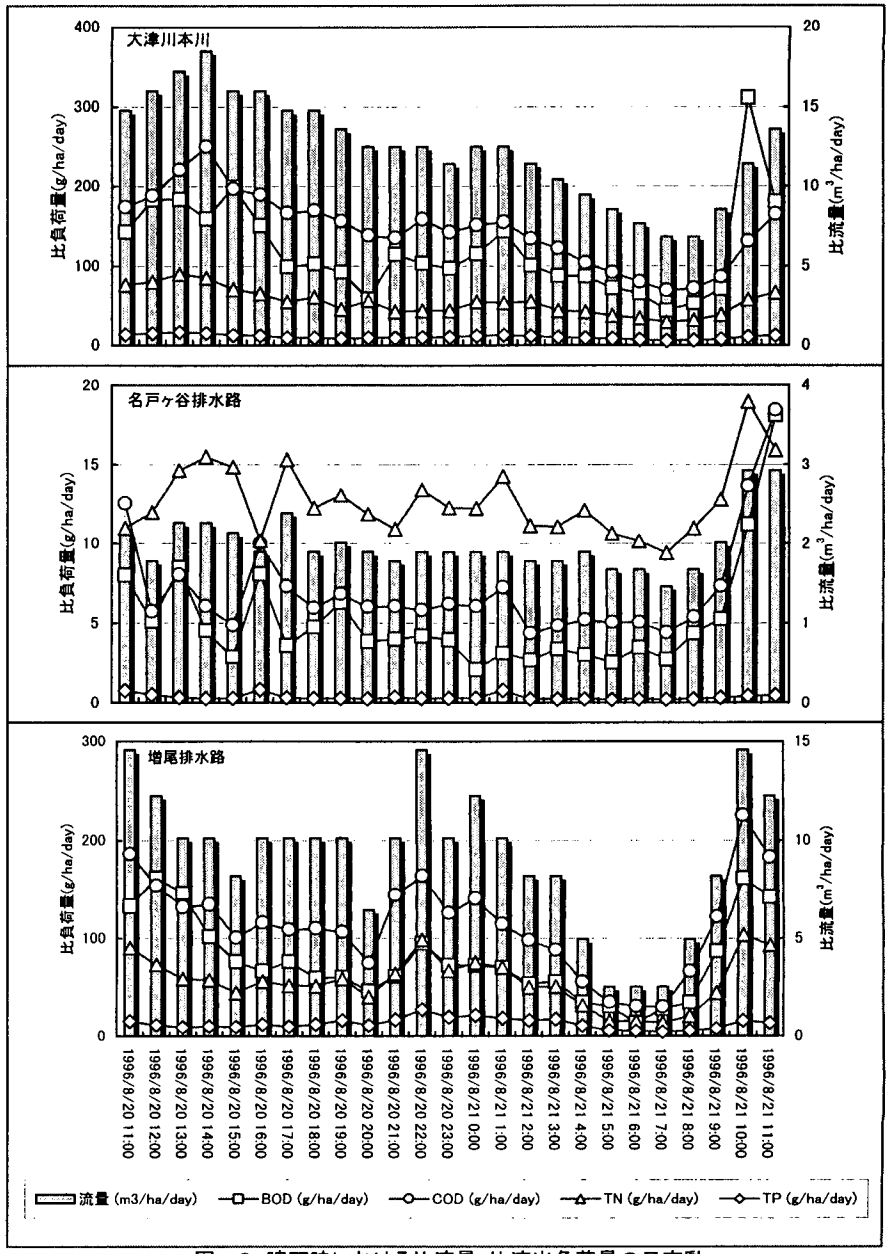
観測時期	日流量	日負荷量(g/ha/day)				人口密度(人/ha)								土地利用面積比率(%)		
	(m^3/ha/day)	BOD	COD	TN	TP	流域全体	下水道水洗化人口	合併浄化槽処理人口	単独浄化槽処理人口	くみ取り処理人口	非下水道水洗化人口	浄化槽処理人口*1	雑排水未処理人口*2	市街地	水田	畑地・林地他
1980/11	19.60	324.00	264.00	201.00	39.50	40.31	0.00	9.33	15.06	15.58	40.31	24.39	30.64	35.62	9.08	55.30
1990/09	18.79	191.71	174.79	102.62	15.98	52.07	12.02	8.57	23.13	8.35	40.05	31.70	31.48	48.02	6.51	45.46
1996/08	10.53	97.30	121.91	48.36	9.30	46.37	14.40	5.86	20.49	5.62	31.97	26.35	26.11	55.69	6.19	36.01

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)



図－2 晴天時における流量・流出負荷量の日変動



図－3 晴天時における比流量・比流出負荷量の日変動

以前のものについては過去の調査資料及び報告書[2)3)]によった。

3．2　晴天時における流量と水質の現況

晴天時の24時間観測結果の一例として、平成8(1996)年8月20日～21日の観測における流量及び水質の変動を図－2に、また比流量と比流出負荷量の変動を図－3に示す。

3．2．1　流量

大津川本川と増尾排水路の観測点では昼夜で変動がみられたが、名戸ヶ谷排水路（観測点B）では他の2地点に比べ、それほど変動はみられず、量的にも非常に少なかった。

3．2．2　水質

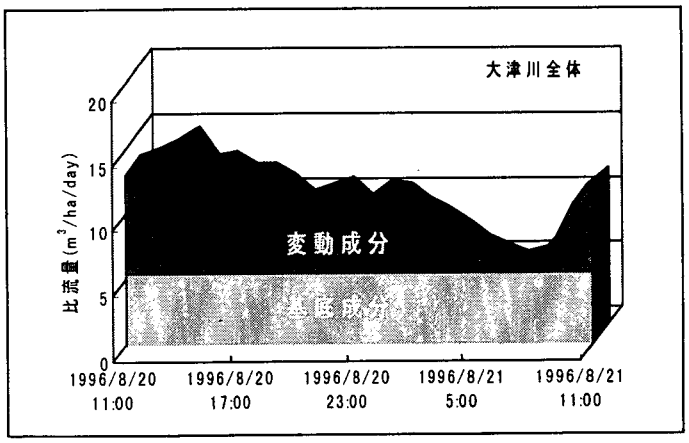
BODを除き、各地点各項目とも大きな変動はみられない。濃度的には名戸ヶ谷排水路（観測点B）のBOD, CODについては他の2地点より全般に低い値となっているが、TNについては他地点と同程度の値で検出されたため、TNの濃度値がBOD, CODを上回るという結果になった。

3．2．3　流出負荷量

各水質項目の値が1日を通じてあまり変動がないため、負荷量は流量変動の支配を受け、流量と同様な変動傾向を示した。

3．2．4　流域フレームとの関連

前述したように、流量や水質、負荷量の流出状況は観測点によって違いがみられた。今回調査した3観測点の流域はそれぞれ下水道の整備状況や土地利用といった流域フレームが異なることから、流量、負荷量と流域フレームとの関連性について検討を行った。これらの関連性を検討するために、河川における流出水量及び負荷量を図－4のように、基底成分と変動成分とに分けて考えることにし、流出成分の分離については人間の活動がほとんどなく、流量が1日で最低となる早朝の時間帯の流量及び負荷量を基底成分と考え、観測値と基底成分との差を変動分と考えた。なお、この検討では工場排水や営業系あるいは畜産排水等を考慮していないため、厳密には基底成分がいわゆる基底流出であるとは言えないが、流出の傾向は把握できると思われる。各観測点での観測値や流域フレームについては表－1(2)に示したとおりである。また、各項目間の相関について表－3にまとめた。なお、流域規模の影響を無視するため、観測値は流域面積で除した比流量、比負荷量の形で表し、人口フレームについては人口密度、土地フレームについては占有比率を用いた。



図－4 流出成分の分離

表－3によると基底成分については全般的に土地利用比率との相関が高い。基底成分の各項目とも市街地面積比率とは高い負の相関があり、水田や畑地の面積比率とは高い正の相関が認められた。ただ、林地についてはほとんど相関が認められなかった。今回は晴天時の調査であり、面源からの表面流出は水田等一部に限られることから、基底成分は面源からの地下浸透や地下水流動に大きな影響を受けてい

ることが示唆された。

また、変動分については主に処理形態別人口密度との相関が高い。雑排水未処理排出人口（単独浄化槽処理人口＋くみ取り処理人口）密度や非下水道水洗化人口密度との間には変動成分の各項目で高い正の相関がみられ、浄化槽（単独浄化槽＋合併浄化槽）処理人口密度では流量の他、し尿に由来すると思われるTN, TPについて相関が高く、全般的には各処理法の処理項目や排出状況に影響を受ける結果となった。特に下水道による水洗化人口密度との関係では流量、負荷量の変動成分ともに高い負の相関が見られ、域外放流による流量・負荷量のバイパス効果が認められた。

表－3(1) 観測結果と流域フレームの相関（基底成分）

基底成分		流量 (m^3/ha/day)	BOD (g/ha/day)	COD (g/ha/day)	TN (g/ha/day)	TP (g/ha/day)
人口密度(人/ha)	流域人口密度 ①	-0.90	-1.00	-0.97	-0.92	-0.98
	下水道水洗化人口密度 ②	-0.67	-0.92	-0.80	-0.70	-0.98
	合併浄化槽処理人口密度 ③	-0.11	0.33	0.09	-0.07	0.50
	単独浄化槽処理人口密度 ④	0.15	0.56	0.34	0.19	0.70
	くみ取り処理人口密度 ⑤	0.96	0.75	0.89	0.95	0.61
	非下水道水洗化人口密度 ①-②	0.20	0.60	0.39	0.24	0.74
	浄化槽処理人口密度*1 ③+④	0.01	0.44	0.21	0.05	0.60
	雑排水未処理排出人口密度*2 ④+⑤	0.51	0.84	0.68	0.55	0.92
土地利用比率(%)	市街地	-0.99	-0.96	-1.00	-0.99	-0.89
	水田	1.00	0.87	0.97	1.00	0.77
	畑地・雑地	1.00	0.90	0.98	1.00	0.80
	林地	-0.24	0.20	-0.04	-0.20	0.38

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口（=し尿処理水を河川へ排出している人口）
*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口（=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口）

表－3(2) 観測結果と流域フレームの相関（変動成分）

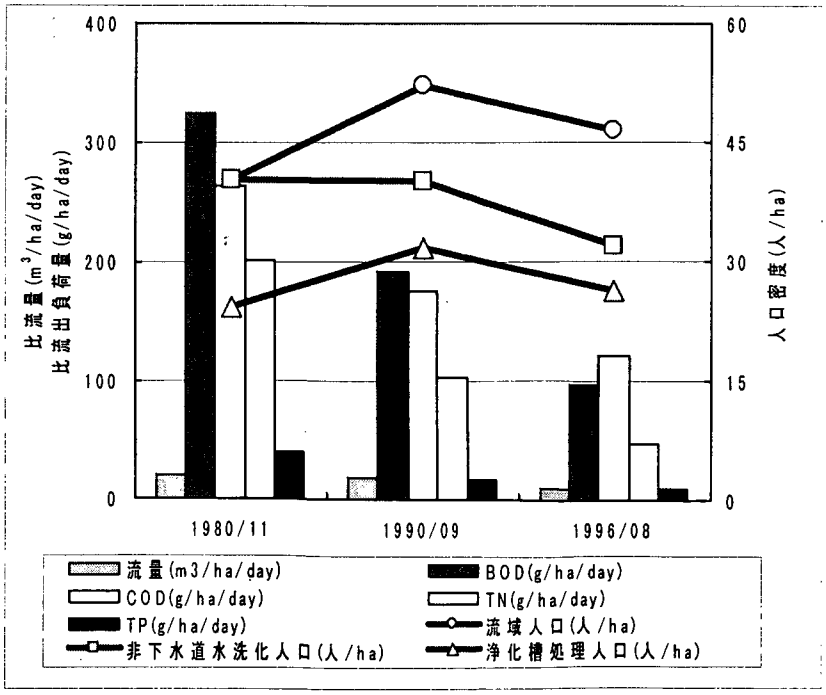
変動成分		流量 (m^3/ha/day)	BOD (g/ha/day)	COD (g/ha/day)	TN (g/ha/day)	TP (g/ha/day)
人口密度(人/ha)	流域人口密度 ①	-0.86	-1.00	-0.90	-0.67	-0.62
	下水道水洗化人口密度 ②	-0.99	-0.92	-1.00	-0.90	-0.87
	合併浄化槽処理人口密度 ③	0.77	0.33	0.71	0.93	0.95
	単独浄化槽処理人口密度 ④	0.91	0.56	0.86	0.99	1.00
	くみ取り処理人口密度 ⑤	0.30	0.75	0.38	0.00	-0.06
	非下水道水洗化人口密度 ①-②	0.93	0.60	0.89	1.00	1.00
	浄化槽処理人口密度*1 ③+④	0.84	0.44	0.79	0.96	0.98
	雑排水未処理排出人口密度*2 ④+⑤	1.00	0.83	0.99	0.97	0.95
土地利用比率(%)	市街地	-0.68	-0.96	-0.75	-0.43	-0.37
	水田	0.50	0.88	0.58	0.22	0.15
	畑地・雑地	0.54	0.90	0.62	0.26	0.20
	林地	0.68	0.20	0.61	0.87	0.90

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口（=し尿処理水を河川へ排出している人口）
*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口（=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口）

3．3 下水道整備の進捗に伴う流量・負荷量の変化

今回の観測結果と過去の調査成果から、下水道整備の進捗や流域フレームの変遷に伴う河川流量及び流出負荷量の変化について検討を行った。図－5に晴天日の比流量及び比流出負荷量と流域フレームの変遷を示す。なお、1994年の流域人口密度が1990年より減少しているのは、観測点が変更となり、対象流域が若干変わったためで、大津川流域

図－5(1) 処理形態別人口の変化による河川流出の状況



全体の人口については 1980 年以来、増加を続けている。

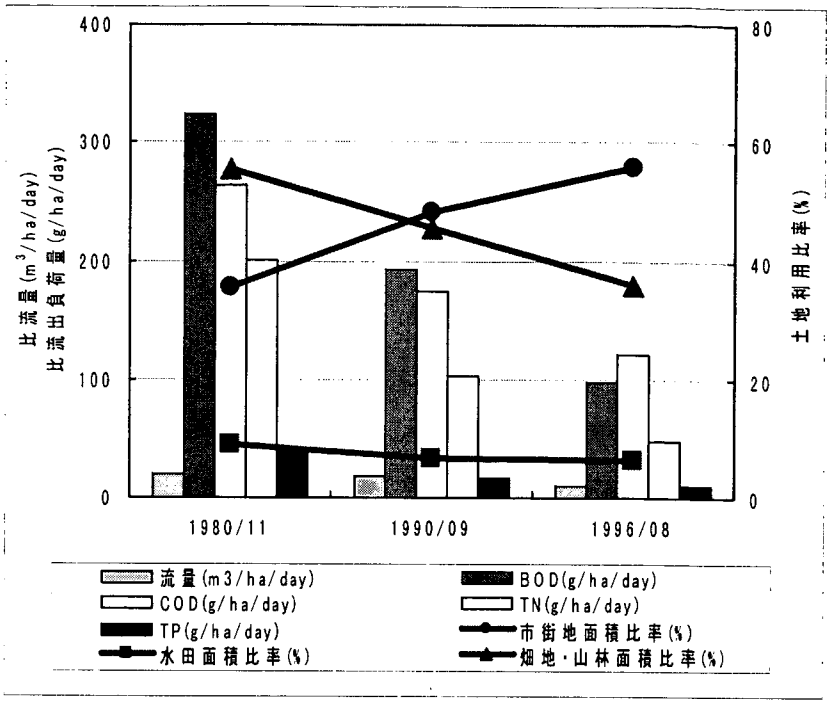
3．3．1　流量

昭和 55 年以来下水道整備が進むに従って減少しており、平成 8 (1996) 年の日流量は昭和 55 年のおよそ半分となっている。ただし昭和 55 (1980) 年から平成 2 (1990) 年にかけては、減少してはいるものの減少量はわずかであった。

3．3．2　流出負荷量

全項目について下水道整備が進むにつれ、流出負荷量が減少している。平成 8 年の日負荷量は昭和 55 年に比べ、BOD で約 1/3、COD で約 1/2、TN、TP でそれぞれ約 1/4 となった。

図－5(2) 土地利用比率の変化による河川流出の状況



3．3．3　流域フレームとの関連

図－5によると、流域フレームの変化につれて流量や負荷量も変化していることがうかがえる。そこで、流域フレームと流量、負荷量との関連について検討を行った。ただし、過去の調査については詳細なデータが残っていないため、3．2．4のように基底成分と変動成分の分離は行わず、観測値そのままで関連性を検討した。なお、観測点の変更により流域面積が調査年次で異なってくるため、観測値は流域面積で除した比流量、比負荷量の形で表し、人口フレームについては人口密度、土地フレームについては占有比率を用いることで流域面積の違いによる影響を除いた。

各観測結果と流域フレームを表－2 (2) に、それらの相関を調べた結果を表－4に示す。図－5によると、非下水道水洗化人口密度が流量と同様な減少傾向を示しており、高い相関が得られていることから流量と人口の変化や下水道整備状況との関連がうかがえる。負荷量については土地利用状況との相関が高く、農地・林地系の面積比率と同様な減少傾向を示している。市街地比率とは高い負の相関がみられるが、これは農

表－4 過去の観測結果と流域フレームとの相関

過去調査		流量 (m^3/ha/day)	BOD (g/ha/day)	COD (g/ha/day)	TN (g/ha/day)	TP (g/ha/day)
人口密度(人/ha)	流域人口密度 ①	-0.09	-0.66	-0.66	-0.79	-0.83
	下水道水洗化人口密度 ②	-0.54	-0.93	-0.93	-0.98	-0.99
	合併浄化槽処理人口密度 ③	1.00	0.84	0.84	0.72	0.67
	単独浄化槽処理人口密度 ④	-0.17	-0.72	-0.71	-0.83	-0.87
	くみ取り処理人口密度 ⑤	0.66	0.98	0.98	1.00	1.00
	非下水道水洗化人口密度 ①-②	0.91	0.49	0.49	0.33	0.25
	浄化槽処理人口密度*1 ③+④	0.12	-0.48	-0.48	-0.64	-0.70
	雑排水未処理排出人口密度*2 ④+⑤	0.73	0.19	0.19	0.01	-0.07
土地利用比率(%)	市街地	-0.68	-0.98	-0.98	-1.00	-1.00
	水田	0.49	0.91	0.91	0.97	0.99
	畑地・林地他	0.88	0.99	0.99	0.95	0.93

*1 合併または単独浄化槽にて処理される人口(=し尿処理水を河川へ排出している人口)

*2 単独浄化槽またはくみ取りにより処理される人口(=生活雑排水については河川へ未処理で排出している人口)

地系比率減少の裏返しで市街地比率が増加しているのと、市街化の進展による地下浸透率の低下や下水道の普及で、河川への流出量が減少しているためだと考えられる。

4．まとめと今後の課題

8年度に下水道が整備途上である流域にて調査した結果、得られた知見を以下に示す。

・下水道整備が進んでいる河川流域では、整備が進んでいない流域に比べ、河川流量の日変動が小さくなるとともに、流量と流出負荷量ともに減少傾向がみられた。

・流域の下水道整備の進捗に伴い、河川の流量・流出負荷量ともに減少傾向がみられた。

また、今後の課題として、

・下水道整備による河川への影響を実証するため、下水道への流出水量・負荷量の収支の確認を行う。

・降雨時の流量・流出負荷量に関して調査を行い、下水道や地域状況による影響を把握する。

・河川の流量・流出負荷量に対する、流域の灌漑用水の取水や季節による影響について検討を行う。

などが挙げられる。次年度以降はこれらの課題を中心にさらに調査を進めていく予定である。

最後に本調査において、観測点の設置や水位データ、資料の提供等、千葉県都市河川課及び東葛飾土木事務所にご協力をいただいた。ここに関係者の方々に厚く御礼申し上げる。

参考文献

1) 千葉県東葛飾土木事務所：総合浄化対策特定河川事業検討会資料（内部資料），1996/1.

2) 村上健，渡部春樹，小森行也：閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査，土木研究所資料，第2129号，pp.197～202，1984/7.

3) 高島英二郎，田中宏明，中村栄一：手賀沼流入河川における汚濁負荷量の流出特性および年間負荷量の把握，水環境学会誌，Vol.18，No.4，pp.297～306，1995.

4) 國松孝男，村岡浩爾ら：河川汚濁のモデル解析，技報堂出版，1989.

5) 曽小川久貴：総合的水管理における下水道のあり方，月刊下水道，Vol.20，No.6，pp.15～20，1997/4.

V. 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　田中　隆
研　究　員　秋山　千秋
研　究　員　飯塚　康雄

1. まえがき

下水道普及率の向上とともに下水汚泥の発生量は年々増大しており、近年の環境問題に対する関心の高まりのなかで、その処理・処分にあたっては有効利用の積極的な推進が求められている。一方、緑化の分野においても緑の重要性の高まりによる樹木の増加とともに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積極的な有効利用が求められている。

このような背景から、下水汚泥と剪定枝葉を混合して堆肥化することにより、これらの材料の特性を活かした質の高い堆肥を製造しリサイクルすることが望まれている。７年度は堆肥の製造試験、植栽試験を実施し、堆肥製造に関する知見の収集および、堆肥の効果や植物への障害に関して調査研究を行った。８年度は、堆肥の現状における取り扱いに関して把握するとともに、下水汚泥と剪定枝葉から製造した堆肥の特性について検討し利用対象地の検討を行った。また、土木研究所構内で７年度に製造した堆肥を施用した植栽試験を行った。

2. 調査目的

本調査では、現在、市販されている堆肥の製造、流通および需給に関する現状の把握、下水汚泥と剪定枝葉の混合により製造した堆肥（以下、汚泥堆肥という）の用途拡大の可能性の把握、および汚泥堆肥と他の堆肥等との植物の生育に対する影響を比較し、その効果の検証を目的とする。

3. 調査方法

3.1堆肥に関する現況調査

本調査では、堆肥の定義を「天然有機物を好気的条件で（多くの場合に発熱条件を伴って）堆積腐熟させたもので、植物の生育や品質向上のために、土壌等の植物培地に施されるもの」とし、現在、国内で生産されている各種堆肥の製造、流通、需給、使用箇所等についてそれぞれに関与する機関等に対して聞き取り調査を実施した。

3.2植栽試験調査

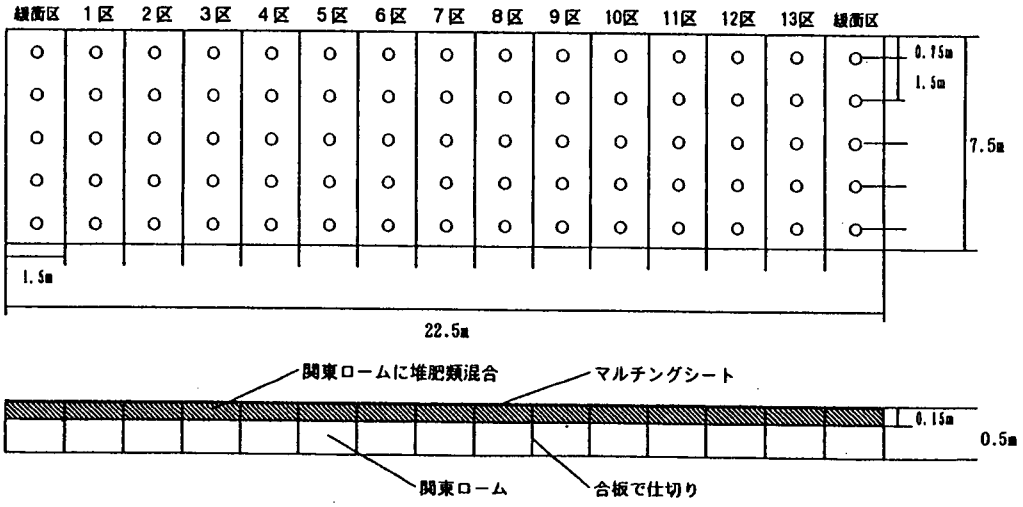
植栽試験は、７年度に製造した４種類の下水汚泥と剪定枝葉を混合して製造した堆肥を用いて植物に対する肥効や有害性についての検証をおこなった。試験は、建設省土木研究所構内に、幅1.5m、長さ7.5mの試験区を13区設け、深さが50cmになるように赤土を盛土した。試験区の間には、合板で仕切

を設け、試験区の両側に防風等を目的とした試験区を設置した。植栽にあたっては、表－１に示す試作堆肥およびその比較対象材料を堆肥等として使用し、マテバシイのポット苗木（H=1.0m）５本を試験区の中央に1.5m間隔で植栽した（図－１）。また、表層部にはマルチングとして不織布によるシート工を施工した。

表－１　各試験区の堆肥等施用資材一覧

試験区	施用堆肥等名	施用量	備考
1	試作堆肥A	300 ﾘｯﾄﾙ	消化脱水汚泥と剪定枝葉を混合し堆肥化したもの
2	試作堆肥B	300 ﾘｯﾄﾙ	乾燥汚泥と剪定枝葉を混合し堆肥化したもの
3	試作堆肥C	300 ﾘｯﾄﾙ	一次発酵コンポスト汚泥と剪定枝葉を混合し堆肥化したもの
4	試作堆肥D	300 ﾘｯﾄﾙ	完熟コンポスト汚泥と剪定枝葉を混合し堆肥化したもの
5	剪定枝葉堆肥	300 ﾘｯﾄﾙ	剪定枝葉に尿素を添加し堆肥化したもの
6	バーク堆肥１	300 ﾘｯﾄﾙ	市販のバーク堆肥
7	バーク堆肥２	300 ﾘｯﾄﾙ	市販のバーク堆肥
8	消化脱水汚泥	6.1 kg	
9	乾燥汚泥	2.1 kg	
１０	コンポスト汚泥(一次発酵)	1.6 kg	
１１	コンポスト汚泥(完熟)	1.4 kg	
１２	化成肥料	167g	林業用肥料（N：P：K＝６：４：３）
１３	なし	－	

①施用面積は9.8 ㎡　②１～７試験区の堆肥施用量は耕転堆積(9.8 ㎡×0.15 m)の20%
③８～11試験区の堆肥施用量は、施用堆肥の窒素量が60 g／㎡



図－１　植栽試験施工図

樹木に関する調査は、植栽木の秋伸び後の成長量（樹高、根元径、葉張）を測定するとともに、科学技術庁方式の活力度による評価を行った。

土壌に関する調査は、試験区の土壌の物理性に関して、無施用区（13区）の土壌硬度（長谷川式土壌貫入試験）および透水試験（長谷川式現場透水試験）を行い、また、各試験区の土壌を植栽してか

ら２ヶ月後、７ヶ月後の２回にわたって採取し、風乾、資料調整を行った後、①ｐＨ（H_2O）、②電気伝導度（ＥＣ）、③全炭素（Ｔ－Ｃ）、④全窒素（Ｔ－Ｎ）、⑤アンモニア態窒素、⑥硝酸態窒素、⑦可給態燐酸、⑧交換性カルシウム、⑨交換性カリウム、⑩陽イオン交換容量（ＣＥＣ）、⑪粒径組成の土壌分析を行った。

4. 調査結果

4.1堆肥に関する現況調査

肥料取締法において肥料は、特殊肥料と普通肥料に分類され、堆肥は「たい肥」として特殊肥料に含まれる。この堆肥を製造、販売するためには都道府県知事に届け出する義務がある。

一方、バーク堆肥等は土壌改良材として使用される場合も多いが、地力増進法に定める11品目以外は土壌改良材としての法的な規制が掛からず、また、土壌改良材としての品質基準はない。

堆肥の製造は、いずれも微生物の活動により有機物を分解安定化させ、植物生育に有用な物質に変化させる方法を採用している。堆肥に含まれる成分の化学的な分析は可能であっても、品質の総合的評価は、原材料、製造過程の差が著しいため、現状では「全国農業協同組合中央会」により出された「有機質肥料等推奨基準に係わる認証要領」以外に公的な基準はない。

堆肥の流通は、各地域内での流通が圧倒的であるといわれている。一方、堆肥生産の３分の１以上を占めるバーク堆肥は、主な用途は緑化資材であり特別なルートで流通している。また、需給状態については、堆肥の余剰が問題化していないため現状では「生産量＝消費量」といわれている。また、堆肥の生産量は増加傾向にあることから、潜在的な需要が存在することが伺える。

現状において堆肥は、産業廃棄物処理の減容、リサイクルの一手段として生産されていることが多く、製品の単価が低く抑えられている。このため、生産地の近隣で使用することにより、輸送費用等による価格の上昇を抑えられることが多いとされている。

堆肥の使用箇所として、農地においては、農業分野で生産された畜糞堆肥等が使用されており、他の分野で生産された堆肥の利用はほとんどない。特に堆肥の生産施設に対して補助制度が充実していることもあり、コスト的には廉価に生産されている。

一方、緑地では、主に植物廃材を材料とするバーク堆肥が多く使用されており、化成肥料と併用して使用されている。下水汚泥に粉砕した剪定枝葉、伐採樹木、刈草等を混合し製造した堆肥は、バーク堆肥に比べ、窒素分を多く含み肥料としての効果もが期待できるため、植栽工事においての利用に向く資材であると思われる。また、のり面での植生吹付工では植栽工事の３～５倍の使用量があるといわれており、今後ののり面における緑化の必要性が増大することにより、その使用量拡大の可能性も考えられる。また、店頭等で一般に市販されている堆肥は高い価格で流通しているが、規模の小さい園芸などへの使用であるため、農業や建設業において使用されている量に比べて非常に少なく、消費の拡大を図ることは困難である。

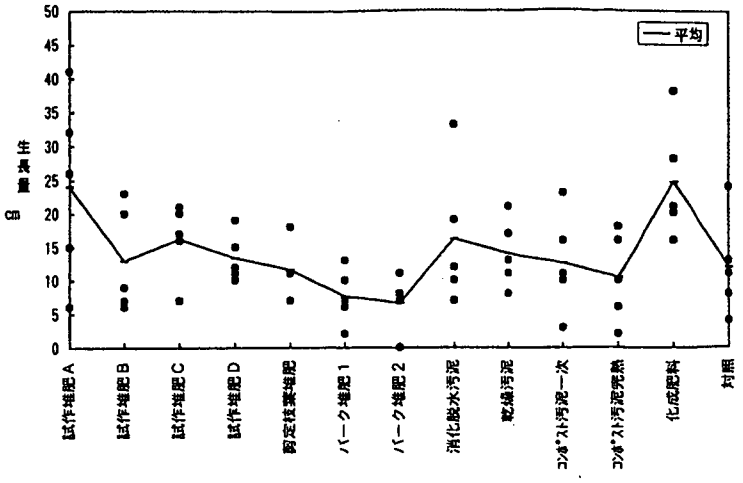
4.2植栽試験調査

4.2.1樹木生長量

(1) 樹高

樹高の計測結果を図－２に示す。

約７ヶ月間における樹高成長は、平均15cm程度であり、全体的に生長量は少ない。試作堆肥Ａと化成肥料施用区では生長量が大きい傾向にあったが、バーク堆肥施用区ではいずれも生長量が少なかった。

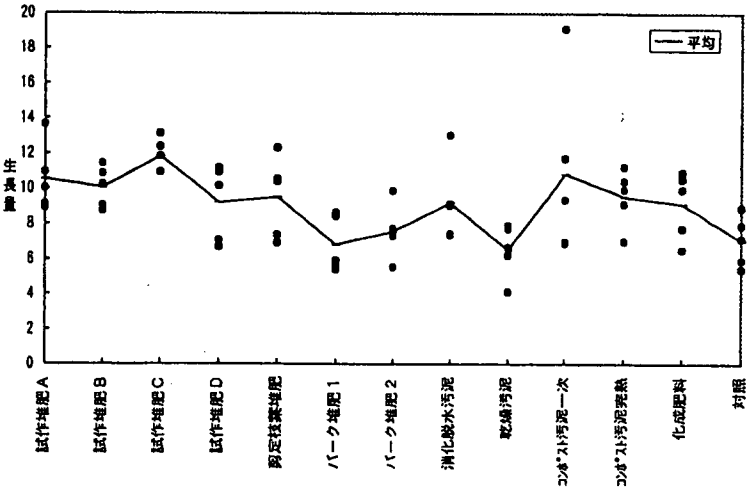


図－２　各試験区の樹高生長量

(2) 根元径

根元径の計測結果を図－３に示す。

樹高のグラフと比較して必ずしも同様の傾向を示していないが、バーク堆肥施用区ではいずれも生長量は少ない傾向にあった。

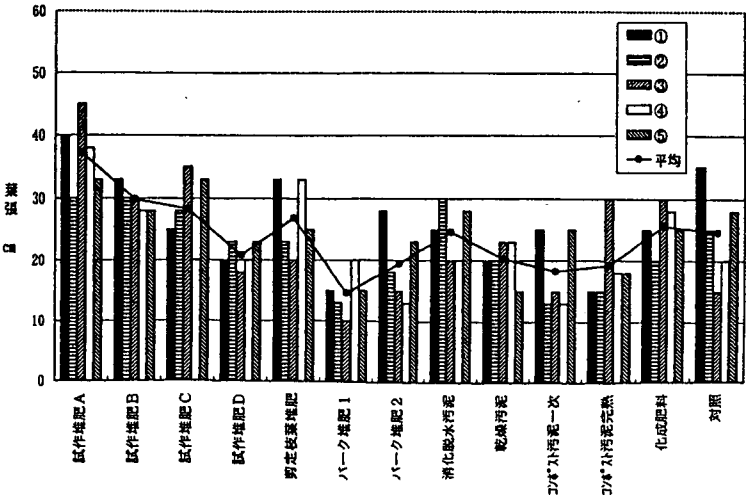


図－３　各試験区の根元径生長量

(3) 葉張

葉張の計測結果を図－４に示す。

樹高の測定結果と同様に葉張の結果において、試作堆肥Ａ施用区の生長が相対的によく、バーク堆肥施用区の生長が悪い傾向にあった。その他の試験区については、測定時には葉張の生長に顕著な差異は認められなかった。



図－４　秋伸び後における各試験区のマテバシイの葉張

4.2.2樹木活力度

全試験区で樹木の活力度は、１または２であり、特に目立つ障害も見られなかった。Ｃ／Ｎ比の高いバーク堆肥を施用した試験区においては窒素飢餓による障害の発生が懸念されたが、現在のところその症状は見られなかった。

4.2.3土壌物理性調査

(1) 土壌硬度

本試験地は、０～50cmまでは関東ロームの盛土となっており、そのうち表層の15cmは堆肥類の混合耕転層、深さ50cm以下は原地盤となっている。約50cmまでは、概ね2～3cm/dropであり、軟らかい土層

であった。

(2) 土壌の透水性

土壌の透水性は、減水能 1,500mm/hr（深さ30cm）であり、極めて良好な値を示した。

(3) 土壌の粒径組成

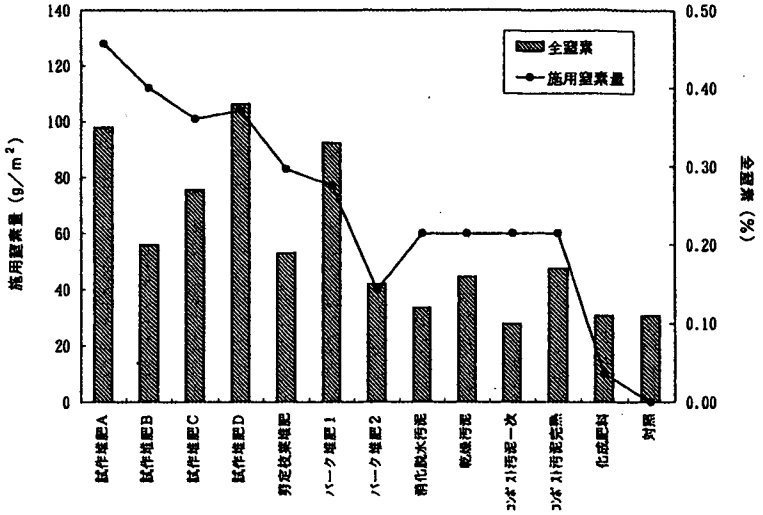
土壌の粒径組成の測定結果では　土性はＳＬ（砂壌土）であった。

4.2.4土壌化学性調査

(1) 全窒素

植物の生育には土壌中の窒素は欠かせない養分である。

図－５にの計算から求めた植栽当初に施用した堆肥等に含まれる各試験区の１㎡あたりの施用窒素量（g/㎡）と植栽後７ヶ月の各試験区の土壌における全窒素を示した。採取箇所における試料のばらつきがあるものの７ヶ月後の土壌中の全窒素とほぼ同様の傾向を示した。試作堆肥施用区の全窒素の量は相対的に高く、バーク堆肥、および各種汚泥施用区では低い値を示す傾向が見られた。化成肥料施用区を除いて、生育状況の全体的な傾向はこの全窒素濃度に関係があるように見受けられたが、バーク堆肥施用区では全窒素濃度が高いにもかかわらず、生育状況が劣る傾向にあり、必ずしも全窒素と生育量が比例しているとはいえなかった。

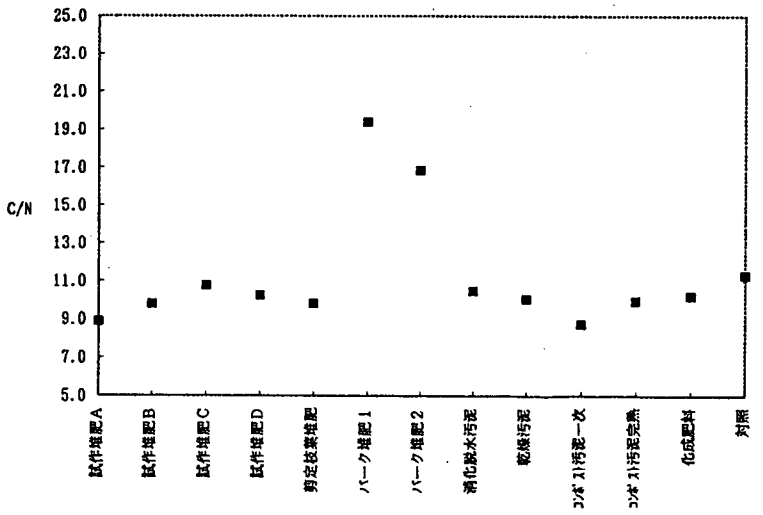


図－５　植栽７ヶ月後の全窒素測定結果

(2) Ｃ／Ｎ比

一般にＣ／Ｎ比の高い有機物（Ｃ／Ｎ比が20～30以上）を植物に施用すると窒素飢餓を生じるとされている。

植栽後７ヶ月の各試験区の土壌におけるＣ／Ｎ比を図－６に示す。



図－６　植栽７ヶ月後のＣ／Ｎ比

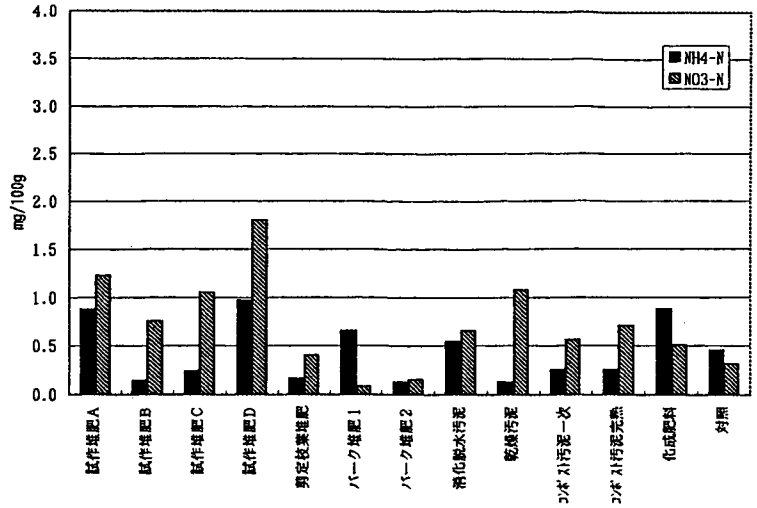
各試験区の土壌のＣ／Ｎ比はバーク堆肥施用区を除いて、概ね 10前後であった。バーク堆肥施用区では 20前後の値を示し、他の試験区に比べて高い値を示した。これは施用したバーク堆肥のＣ／Ｎ比が６区は約 30、７区は約 60と高いためであると考えられた。また、現段階で

は、C／Nが高い試験区においても、顕著な窒素飢餓状態は見受けられなかった。

(3) 無機態窒素

植物は、主に土壌中の窒素がアンモニア態窒素や硝酸態窒素等に分解された無機態窒素を吸収し生育するするといわれている。

植栽後7ヶ月の各試験区の土壌における無機態窒素としてアンモニア態窒素と硝酸態窒素量を測定した結果を図－7に示す。



図－7　植栽7ヶ月後の無機態窒素測定結果

各試験区の土壌の無機態窒素濃度と生育量は必ずしも同様の傾向が見られなかったが、相対的に成長量の低かったバーク堆肥施用区では無機態窒素濃度が低い傾向が見られた。特に硝酸態窒素は他の試験区よりも濃度が低かった。試作堆肥施用区においては、対象区、およびバーク堆肥区よりも無機態窒素濃度が高かった。

4.3.5結果のまとめ

樹木の生育において、活力度は、全ての試験区においてよい値を示しており、堆肥等の施用による障害が顕著に見られた試験区はなかった。試作堆肥施用区の中では、消化脱水汚泥と剪定枝葉粉砕物を混合して製造した堆肥の試験区で樹木の生長がよい傾向が見られた。一方、バーク堆肥施用区は、他の試験区よりも生長が劣る傾向が見られた。土壌分析の結果から、各試験区のC／N比は、概ね10前後であったが、バーク堆肥施用区では 20に近い値を示し、無機態窒素濃度も他の試験区よりも低い値を示す傾向が見られ、これらのことが樹木の生長の劣る要因ではないかと思われた。

本試験で使用した汚泥堆肥は、樹木の生育に関して影響を持つと思われる土壌中でのC／N比、無機態窒素量ともに数値的な問題はなく、また生育も良好で窒素飢餓等の障害の発生も見られなかった。

このことから、汚泥堆肥は、現状において植物の施用に問題はないと考えられた。

5. 今後の課題

現況における堆肥の生産および流通に関しては、不明な点が多く正確な需給量の把握は困難であったが、潜在的な需要があることは確認できた。今後、建設事業における需給の把握に重点を置き、効率的な流通のあり方について検討する必要がある。

植栽試験では、比較する経過時間が短かったため、各試験区の地上部の相互比較による顕著な生長の特徴は見出せず、施用堆肥等の評価は困難であったが、2年目以降において樹木生長に伴い、より評価が可能となると考えられた。また、樹木生長と、堆肥のC／N比および無機態窒素の間に関係があると考えられたため、今後、土壌中の無機態窒素をはじめとした窒素分の動向について注目し調査する必要がある。

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　末次　忠司
研究員　大谷　悟
研究員　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、ある一定の規模の降雨を対象として、その整備が図られており、その規模は一般に５年から１０年である。当然のことながら、これを越える規模の降雨（以下「超過降雨」という。）が発生した場合、地表に大きな湛水が生じたり、計画以上の流量を流下させることとなる。このことは、下水道施設はもとより、排水先である都市河川の改修、道路の排水、土地利用などが、大きく影響を与えると考えられる。ここで、「被害軽減」を「総被害額の減少」と捉えたならば、湛水による被害は最大水深が床上と床下では大きく異なるため、一部地域で水深の大きな湛水とするよりも、広い地域に浅い湛水とするほうが被害額は減少する場合が多い。これは、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、これによる湛水を分散させ、総被害額を最小にするほうが望ましいということである。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下水道水理模型（以下「模型」という。）を製作した。７年度は、逆流防止施設の機能を数値解析によって確認するとともに、模型による圧力流れ時の挙動について考察した。８年度は、６年度に製作した水理模型に逆流防止施設を設置し、小流域内での施設の効果について検討を行うとともに、地表面湛水を伴う流出現象において、数値計算モデル（ＰＷＲＩモデル、以下「計算モデル」という。）の検証を行った。また、下水道排水区末端におけるポンプ排水の効果を検証するため、模型にポンプを設置して実験を行った。

３．計算モデルの改良

図１に示す模型で実験を行い、その結果を計算モデルに反映させ、以下のとおり計算の精度向上等を図った。

３．１マンホール合流損失

昨年度までの計算モデルでは、マンホールによる損失はすべて同一の損失係数を与えていた。そこで、管路が合流するマンホール部（図２）での損失を考慮するため、模型実験を行い、計算モデルに反映させた。実験結果は図３、４のとおりである。

図３より、上流管から下流管への損失は、合流比が 0.2 (上流流量と合流流量の比が 1:4)から 0.5(同 1:1)の間ではほぼ同一の結果が得られた。ガルデルの式による損失水頭と比較すると、実験における合流比0.2から0.5の間の損失は、ガルデルの式における合流比0.33の場合とほぼ同様の結果となる。この範囲から外れた合流比0.67、 1.0の場合はガルデルの式よりも大きな損失水頭となる。図４より、合流管から下流管への損失は、合流比と下流速度水頭の関数として表され、ガルデルの式にほぼ一致した損失水頭が得られた。

なお、ガルデルの式は、合流部にマンホールがない場合の損失を与えるものであるが、今回の実験のようにマンホールの大きさが管径に比べて大きくない場合には類似の傾向を示すものと考えられる。

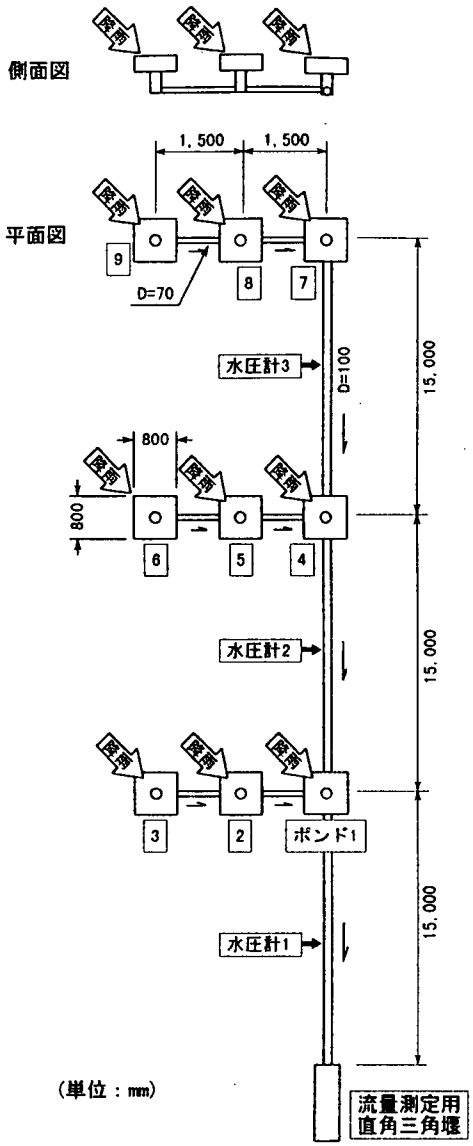


図 1 下水道排水区模型

３．２その他の損失

マンホールの合流損失以外の各種損失については、実験結果より以下のとおり設定した。

①摩擦損失係数［マンホール４から７にかけての管路における計測結果］

$n=0.00849$　（$h_1=0.9658v^2/2g$ より粗度係数nを計算）

②マンホール損失（曲がりなし、管径 0.07m、マンホール径0.15m）［マンホール８の上下流における計測結果］

$$h_1=\frac{fv^2}{2g}$$

h_1：損失水頭(=(マンホール上流管全水頭)−(マンホール下流管全水頭)、m)

f ：損失水頭=0.35

v ：下流側流速(m/s)

③マンホール損失（90度曲がり、上流管径0.07m、下流管径0.1m、マンホール径0.15m）［マンホール７の上下流における計測結果］

$$h_1=\frac{fv^2}{2g}$$

f :損失係数=4.26

④地表面ポンドからマンホールへの流入量（円形流入口、流入径　m）

流入部の形状がオリフィスに類似していることから、流量は湛水深ｈの 1/2乗に比例すると予測されたが、今回の実験ではｈにに比例すると仮定した。

Q = k･h　Q :流量(m³/s)

k :流量係数 0.0318(m²/s)

h :ポンド部水深(m)

3．3検証計算

以上の実験結果を計算モデルに組込み、模型実験と比較したものが図5、6である。実験条件は表1のとおりである。これらより改良後モデルによる計算結果の再現性が向上していることがわかる。なお、下流流量がいずれの計算においても実験より早く流出が始まっているが、これは計算では初期条件として小流量が流れているとしたためである。

また、中央集中型降雨波形を流下させて、ポンドに湛水が発生する場合についても検証を行った。（図7、8）流入ポンドは2、3、5、6、8、9で、下流において堰上げを行い、最下流端の管底から34cmの位置に堰頂を設定した。実験と計算では下流端における水位初期条件及び終期条件が違っているが、流量、湛水深ともに実験結果を再現している。一部ポンドで湛水深が実験よりも計算が大きく出ているが、ポンド部の水位と流下流量の関係について全ポンドで同じ計算パラメータを与えたことによる影響と思われる。

以上により、改良後の計算モデルが模型における流出及びポンド

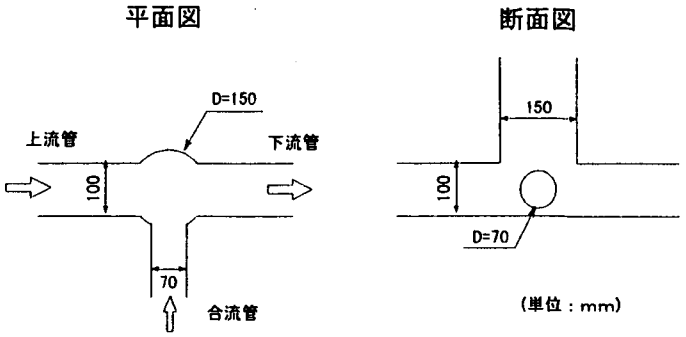


図2　マンホール合流部

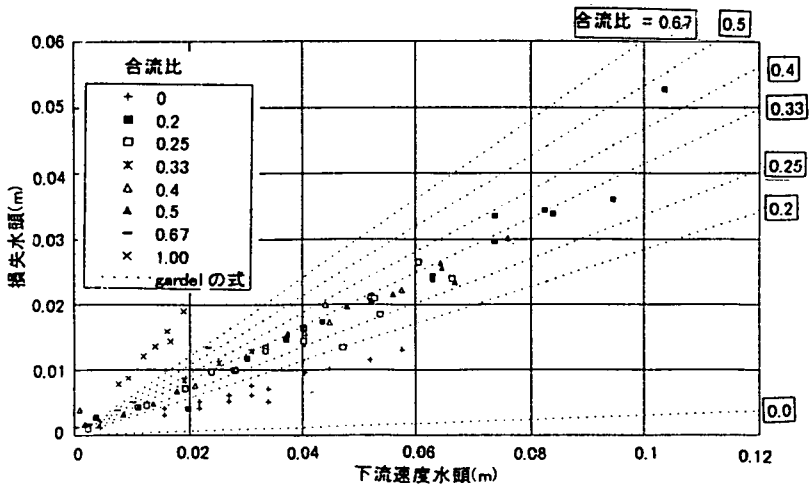


図3　上流管から下流管への損失水頭

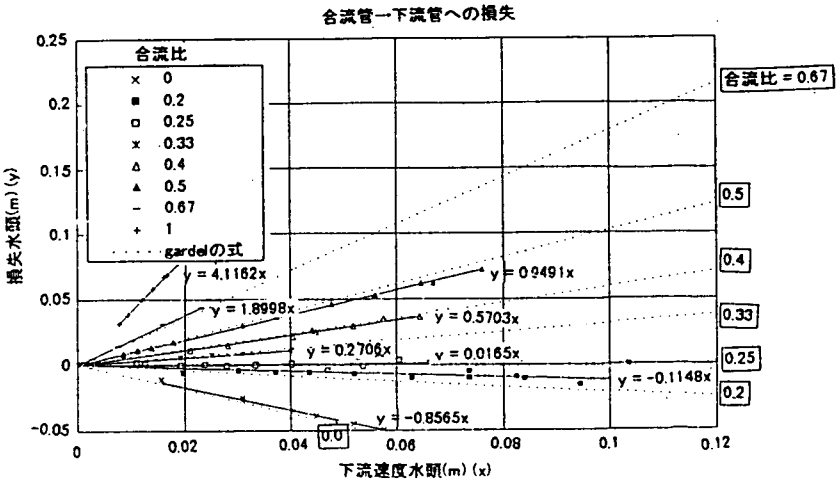


図4　合流管から下流管への損失水頭

湛水の計算に適用可能であることが検証された。しかし、このモデルを実際の下水道排水区に適用するためには、以下のような課題がある。

表１　検証計算実験条件（図５、図６の実験）

実験条件	モデル改良前	モデル改良後
流入時間	１１０秒	１８６秒
流入ポンド	３、６、９	２、３、５、６、８、９

・下水管路、マンホール部における一般的な損失の算出方法

・地表面から下水管路、マンホールへの流入量の計算方法

・実際の流域の地表面の状態に対応した流出、湛水深、地表面氾濫の各計算方法

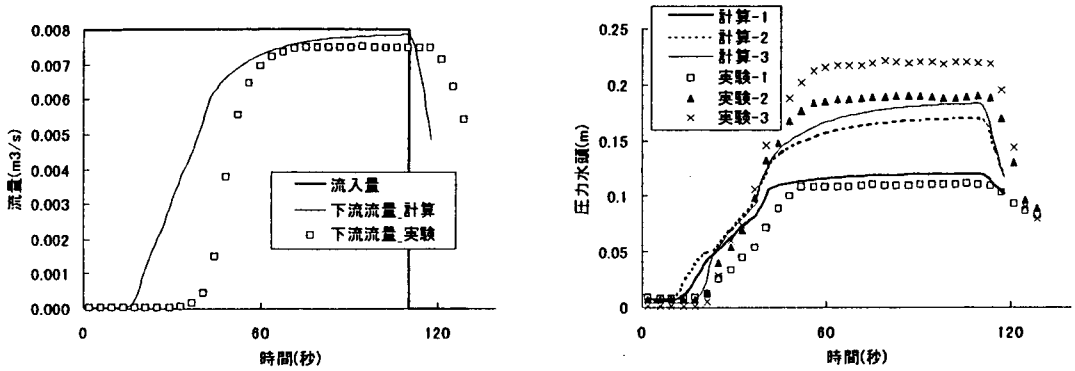


図５　検証実験結果(改良前モデルによる計算結果)

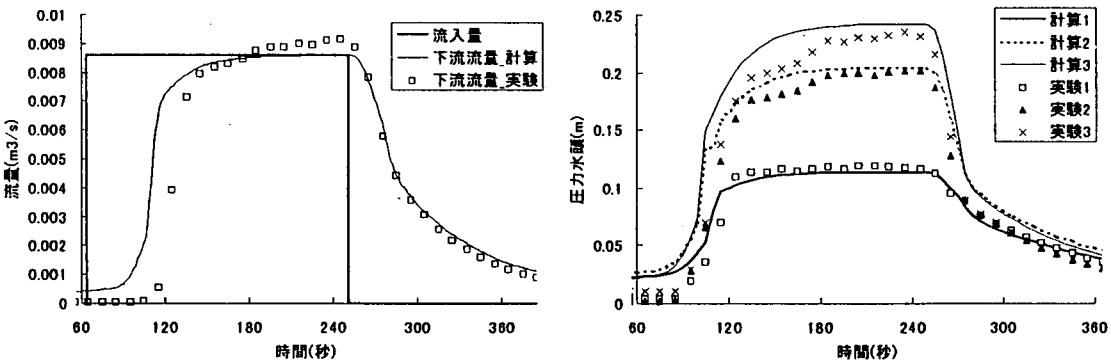


図６　検証実験結果(改良後モデルによる計算結果)

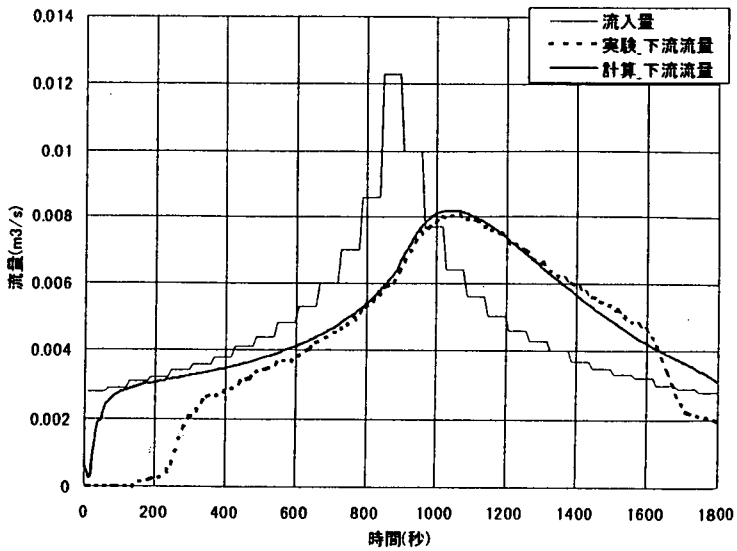


図７　検証実験結果(排水区下流端流量、改良後モデル)

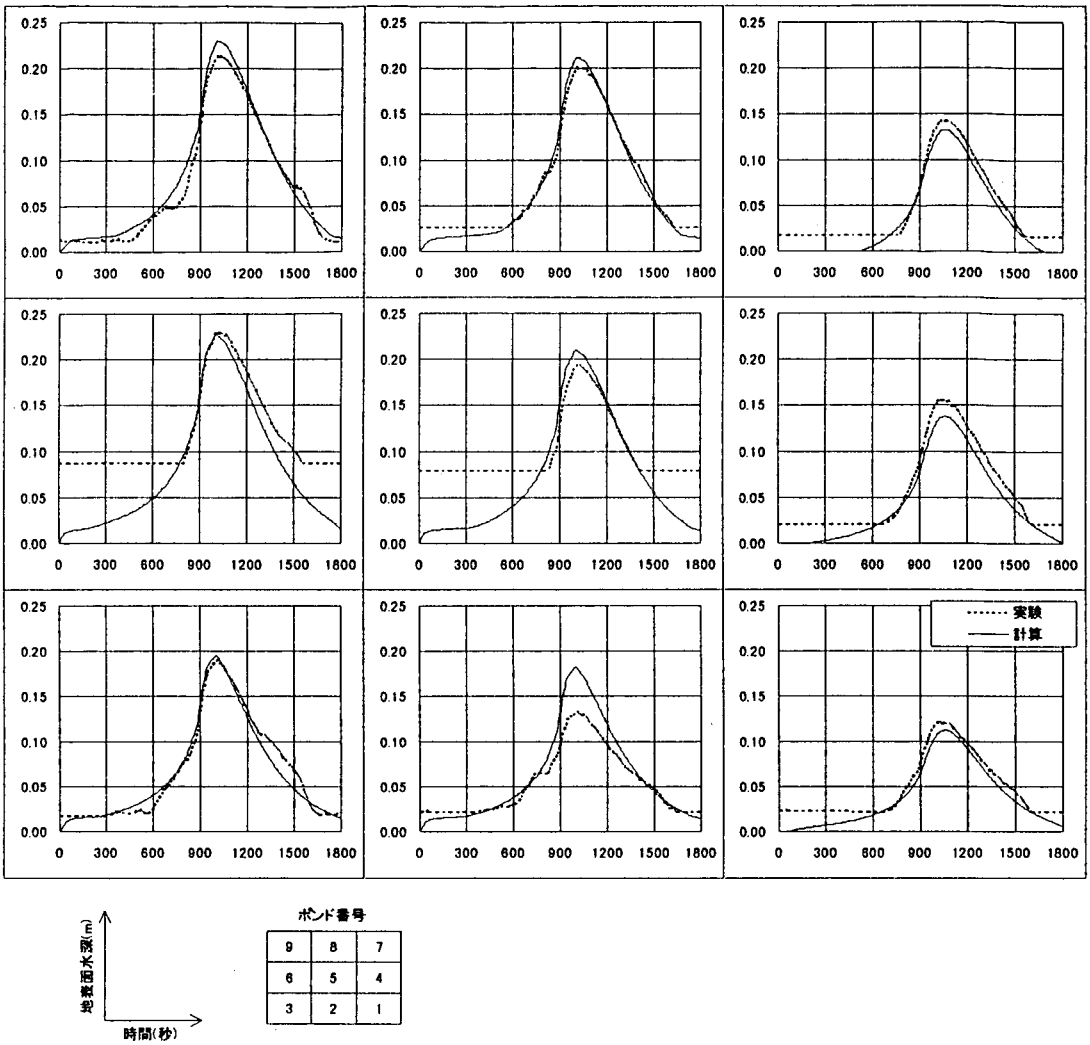


図８　検証実験結果(ポンド部　地表面湛水、改良後モデル)

４．逆流防止施設を設置した水理模型実験

下水道において超過降雨が発生した場合、マンホールや取付管を通して、地上に逆流してくる場合がある。合流式下水道では、降雨時には雨水と汚水が同一管を流下するため、逆流してきた水は汚水混じりとなり、これによる被害は雨水のみの場合よりも大きくなる。そこで、逆流を防止するために各マンホールに逆流防止施設を設置した場合の効果について、模型実験により検証を行った。

逆流防止施設は図９のとおり設置し、ポンドの湛水による圧力よりもマンホール内の圧力が高くなった時にゴムボールが相互の水の疎通を遮断するようにし、実験を実施した。当初、図１のポンドすべてにおいて流入量を与えて行う予定であったが、実験の結果、どのポンドでも逆流は発生せず、逆流防止施設の機能が働かなかった。ポンドの面積が狭いこと、ポンドへの流入量が大きかったことから、ポンド部の湛水深がマンホール水圧よりも常に高くなったためであ

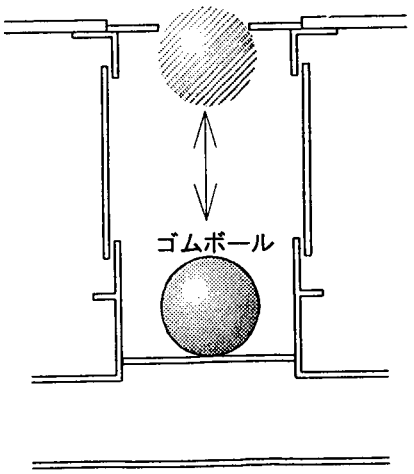


図９　逆流防止施設

る。そこで、逆流が発生しやすく、逆流防止施設の効果が把握しやすいと考えられる幹線上のポンド１、４、７には、流入量を与えない条件で逆流防止施設の機能を把握する実験を行うこととした。実験結果は図10、11のとおりである。なお、降雨波形は中央集中型とした。

逆流防止施設が有と無の場合で比較すると、ピーク流量は、有のほうが若干大きくなった。また、流入量のあるポンドでの湛水深は、最大 5cm強、平均 2cm程度上昇した。逆流防止施設を設置したポンド１、４、７について、施設が無の場合は12～16cm程度の湛水が生じていたが、設置後は湛水は発生しなかった。全ポンドの湛水量(図12)をみると、逆流防止施設を設置したほうが少なくなっている。

この実験において、逆流防止施設を設置した場合、設置しないポンドの湛水深は大きくなるが、全体の湛水量は少なくなることが確認された。これは、逆流防止施設を設置しないポンドの湛水深が上昇し、模型全体の水頭差が大きくなり、管路を流下する流量が増加したためと思われる。

今後は、逆流防止施設を設置したポンドにも流入量を与え、その効果を計測すべく模型の改良等を行うことを検討していく。

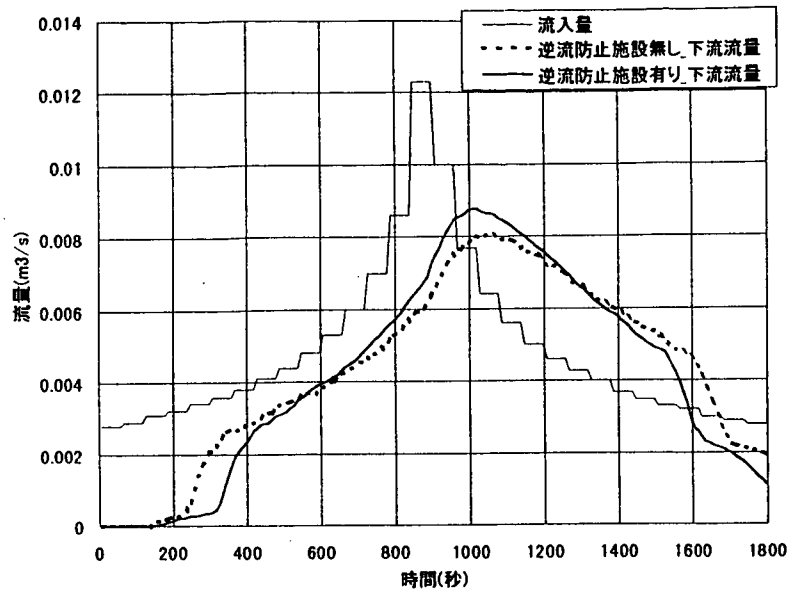


図１０　逆流防止施設の有無による下流流量

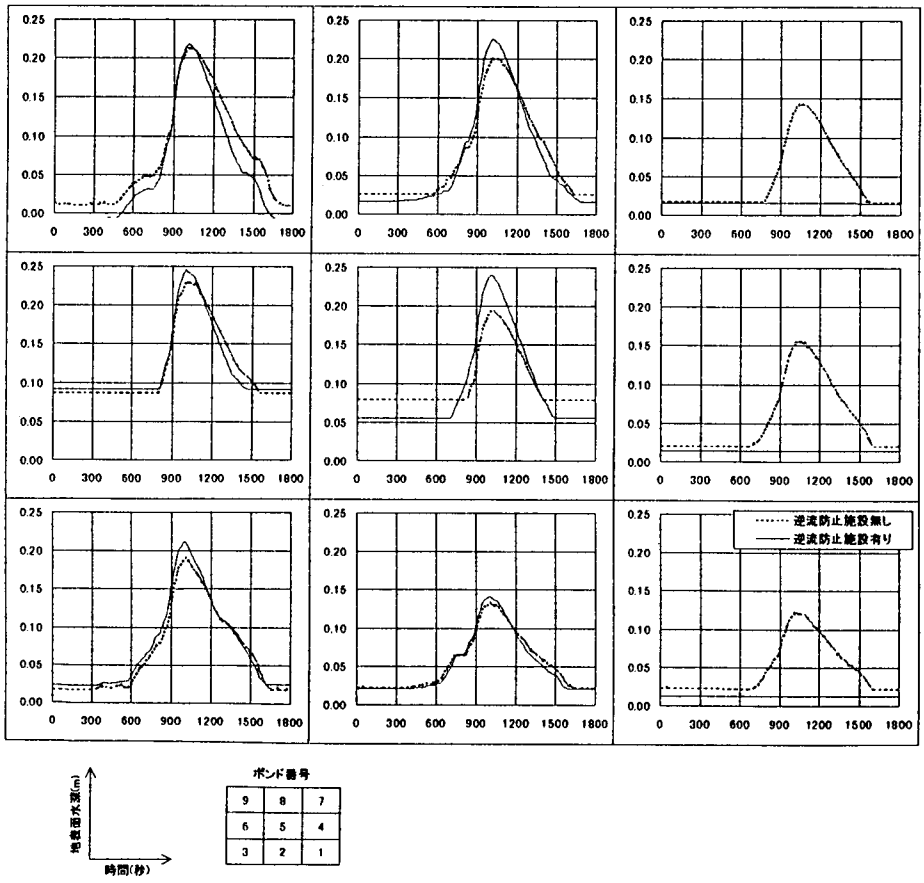


図１１　逆流防止施設の有無によるポンド部水深

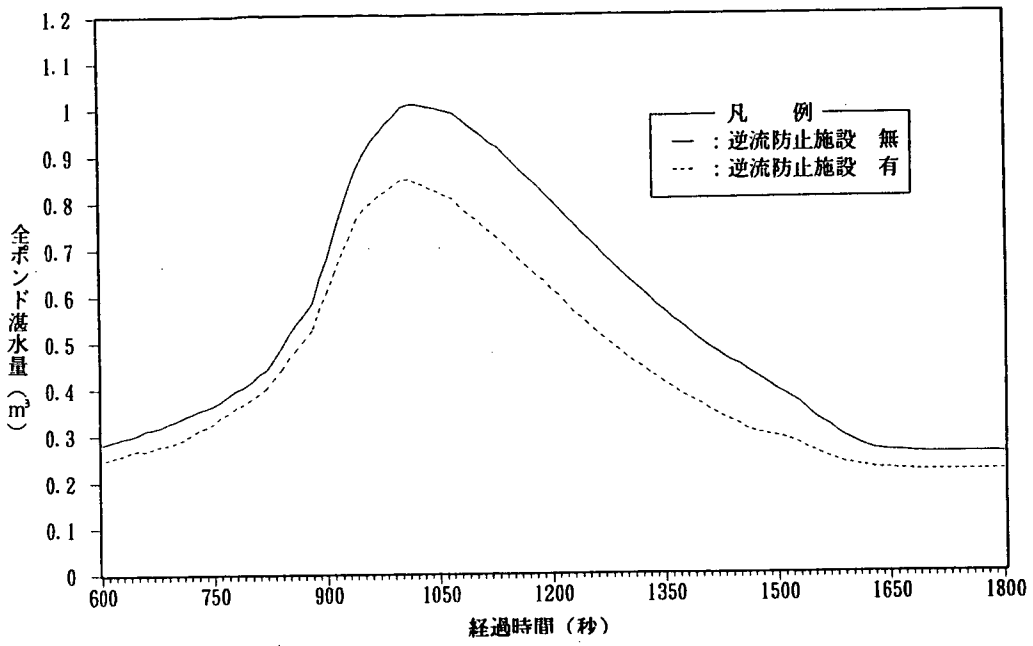


図１２　逆流防止施設の有無によるポンド部湛水量

５．ポンプ排水施設を設置した水理模型実験

下水道に流入した雨水は、直接または河川を通じて海へ排水される。河川に排水する場合、洪水などで河川水位が高い場合、自然排水ができないため、多くの場合、ポンプを用いた強制排水を行わなければならない。そこで、下水道排水区におけるポンプの効果を検証するため、模型を用いたポンプ排水実験を行った。

図１のモデル末端の水槽からポンプ排水を行い、降雨は中央集中型波形とし、ポンドすべてに流入量を与えた。中央のポンド５の湛水深が概5cmに達した時点でポンプ排水を行った２ケース（ポンプ排水量7.51/sと9.51/s）の結果を図13に示す。全体の傾向として、ポンプ排水量が多いほど早く湛水深が小さくなるが、その湛水深の減少の割合は各ポンドにより異なっている。また、表２より、幹線以外のポンド（マンホール部に合流管または曲がりがないもの）では、ポンプに近いほうから湛水深の減少が大きくなり、ポンプに近いポンドに効果が表れている。また、幹線のポンドでは、湛水深の減少の大きさはポンド１、７、４の順と

表２　各ポンドの最大湛水深と水深減少率

ポンド番号	最大湛水深(cm) 排水量7.51/s A	最大湛水深(cm) 排水量9.51/s B	減少水深(cm) C=A—B	減少率 C/A(%)
1	13.64	8.25	5.39	39.5
2	12.33	5.80	6.53	53.0
3	13.60	6.55	7.05	51.8
4	16.01	11.24	4.77	29.8
5	16.26	9.05	7.21	44.3
6	17.73	10.25	7.48	42.2
7	15.32	9.58	5.74	37.5
8	17.66	12.74	4.92	27.9
9	17.89	13.02	4.87	27.2

なっている。これは、ポンプからの距離に加えて、合流管の有無が影響を与えていることが推測される。特に、ポンド４の湛水深の推移をみると、排水量が多い場合、ポンプ排水開始時を除いて、２つの極大値が発生しているが、ポンド５及び７のの各方向からの管路の水位変動の影響を受けているものと考えられる。

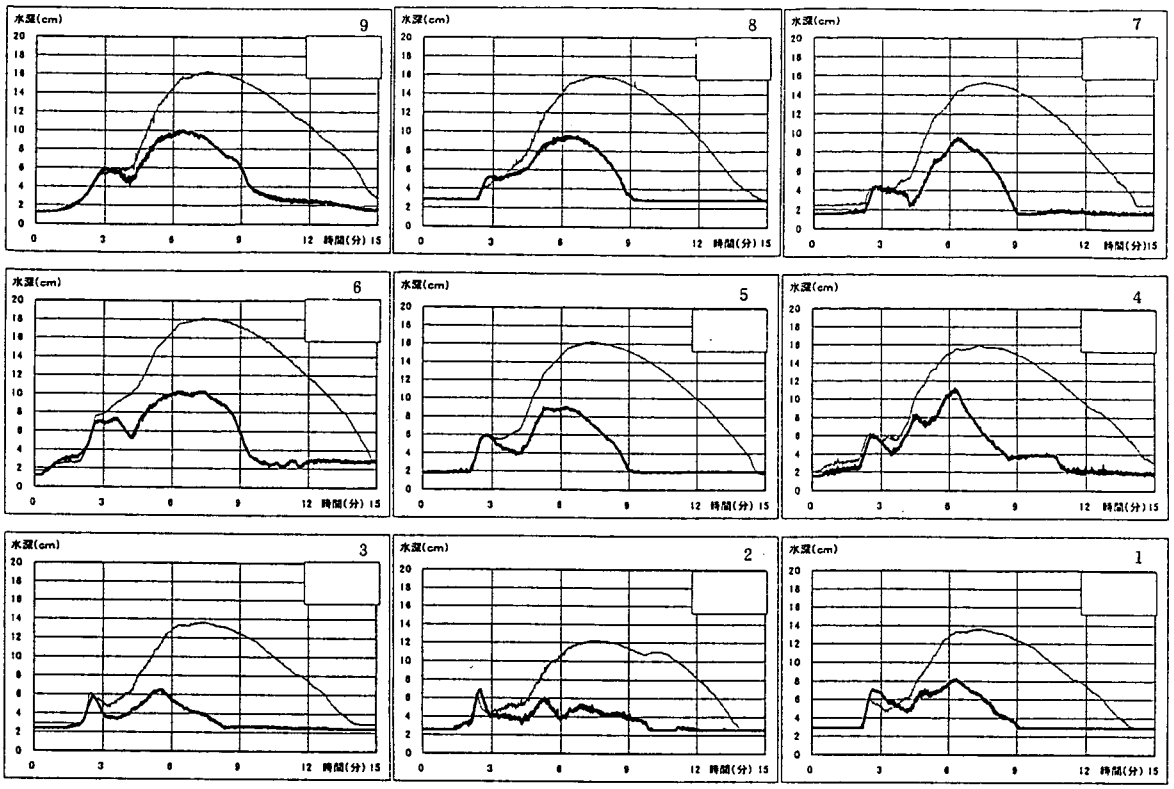


図１３　ポンプ排水によるポンド部湛水深

６．今後の課題

今回の実験で、計算モデル（ＰＷＲＩモデル）が、下水道排水区模型における水理現象を表現することが可能であることがわかったので、このモデルを実際の排水区に適用できるよう改良と検証実験を行う必要がある。

また、逆流防止施設の効果について、模型の改良等を行い、計算、実験により検証しなければならない。

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　塚田幸広
研究員　市村靖光
研究員　森　芳徳

１．まえがき

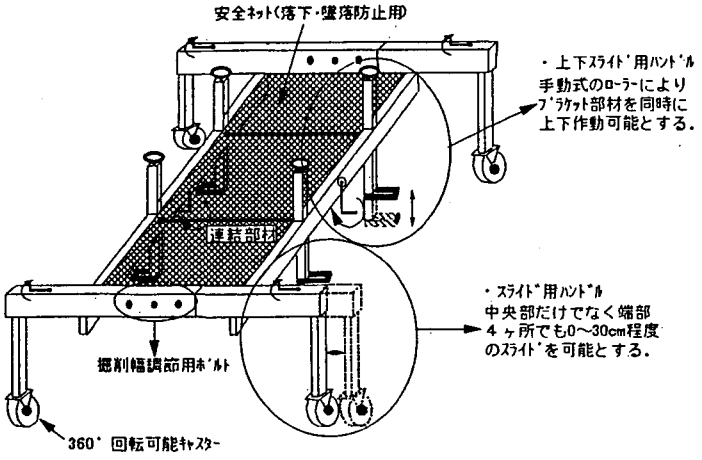
中小規模の下水管路の埋設工事は、開削施工で行われる事例が多いが、場合によっては作業効率の低下や施工不良を招き、その結果として供用後の路面沈下や不明水の流入が生じることがある。また、比較的掘削深さの浅い現場では、危険に対する認識の薄さから作業手順が不徹底となり、土砂崩壊を生じることもあり、時として人身事故も発生している。このため、より一層の施工の合理化・安全化に対するニーズが高まっている。これまでのﾋｱﾘﾝｸﾞ調査や実現場を撮影したﾋﾞﾃﾞｵ撮影に基づくＩＥ（Industrial Engineering）手法による解析結果では、特に土留め工と埋戻し工について重点的に改善方策を策定する必要があり、土留め工の改善方策としては、掘削溝内に入らずに安全且つスピーディーに土留め設置可能な可動式支保工装置を用いた施工法（5S工法:Safety & Speedy Sheetpile Supporting System）の検討、装置の製作及び試験施工を行ってきた。埋戻し工については、掘削溝内に入らずに締固め作業が行える方法や厚層まき出しでも十分に締固められる方法、また矢板引抜き部の緩みを防止できる締固め方法を基礎試験及び作業性試験を行い、現場への適用性の検討を行ってきた。８年度は本課題の最終年度であるため、可動式支保工装置（以下５Ｓ装置と称す）の実用化レベルまでの改良い、土留め工と埋戻し工に関して、従来の施工法と改善方策に基づいた施工法の試験施工を行い、改善効果の確認を行った。

２．可動式支保工（５Ｓ）装置の改良

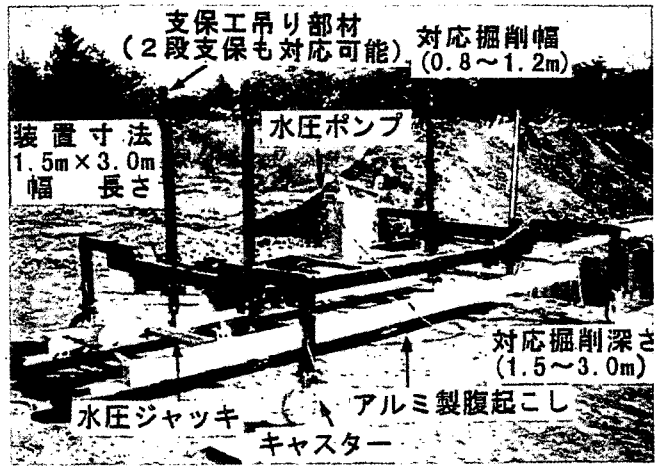
前年度までの５Ｓ工法の試験施工及び現場施工の結果から**表－１**に示すような現装置の問題点とそれに対する改善案が確認できている。そこで、**図－１**に示す改良イメージを想定しながら装置の改良を行った。**写真－１**に最終的な改良を加えた装置を示す。

表－１　装置の問題点とその改善案

項　目	問　題　点	改　善　案
・掘削幅	・舗装面の切削幅が偏っていると対応が不可能になる。	・ｷｬｽﾀｰ部でも0～30cm程度ｽﾗｲﾄﾞを可能とする。
・道路勾配	・道路に横断勾配や段差があると装置が傾く。	・ｷｬｽﾀｰ上部で個々に0～30cm程度の上下ｽﾗｲﾄﾞ可能とする。
・水圧ポンプ	・２段切梁の場合、ﾎﾟﾝﾌﾟを４台準備し、４人で加圧作業を行う	・水圧ﾎﾟﾝﾌﾟ１台で２本の切梁を同時加圧可能とする。
・キャスター	・前後方向にしか進むことができない。	・車輪を大きくし、前輪部のみ360°回転可能とした。



図－１　５Ｓ装置の改良イメージ



写真－１　改良型５Ｓ装置

３．改良型５Ｓ装置を用いた試験施工

同一の施工条件下において、可動式支保工装置（５Ｓ工法）と従来の当て矢板工法の土留め施工を行い、ＩＥ手法による作業分析により５Ｓ工法の安全性・施工性の改善効果の確認を行った。特に、８年度に装置の改良を行った箇所の改良効果を確認することを目的に行った。また、埋戻し・締固め作業においては、ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式ｺﾝﾊﾟｸﾀｰ及びﾀﾝﾊﾟｰを用い、厚層締固めによる締固め効果及び当該作業への適用性を調査した。

主な試験内容は、以下の通りである。

（１）５Ｓ工法及び従来の当て矢板工法の土留め施工

（２）タンパー及びｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式ｺﾝﾊﾟｸﾀｰの締固め施工

（３）締固め効果の確認

（４）ビデオ撮影

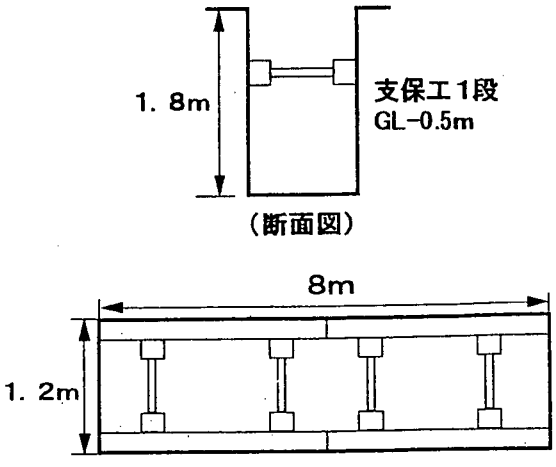
（５）画像データに基づくＩＥ分析

３．１　施工条件

試験施工の施工条件を表－２に、試験地盤を図－２に示す。土留め方法は、ケース１で当て矢板工法を、ケース２及びケース３では５Ｓ工法を採用し、使用する矢板は、ケース１及びケース２では従来から使用されている鋼矢板を、ケース３では鋼矢板に対し重量が約１／３のＦＲＰ製軽量矢板を採用した。掘削寸法や使用支保工・作業員数等は、分析時に対等に比較するために同一条件とした。また締固め機械は、ケース１で従来型のタンパーをケース２及びケース３ではアタッチメント式コンパクターを採用した。締固め条件は、タンパーは現行の基準に従い３０ｃｍ以下のまき出しとし、アタッチメント式コンパクターはこれまでに行った室内試験の結果、１００ｃｍまき出しとしても下層部まで良好な締固め効果が得られているため、

表－２　施工条件

ケース	ケース1	ケース2	ケース3
土留め方法	当て矢板工法	5S工法	
掘削寸法	B1.2m×L8m×H1.8m		
使用支保	アルミ製水圧式切梁・腹起しによる1段		
使用矢板	鋼矢板		FRP製軽量矢板
作業員数	現場監督1名、作業員4名、オペレーター1名、トラック運転手2名		
掘削機械	バックホウ(0.25m3) 1台		
締固め機械	タンパー	アタッチメント式コンパクター	
締固め条件	30cm×7層	80cm×3層	100cm,80cm,50cm



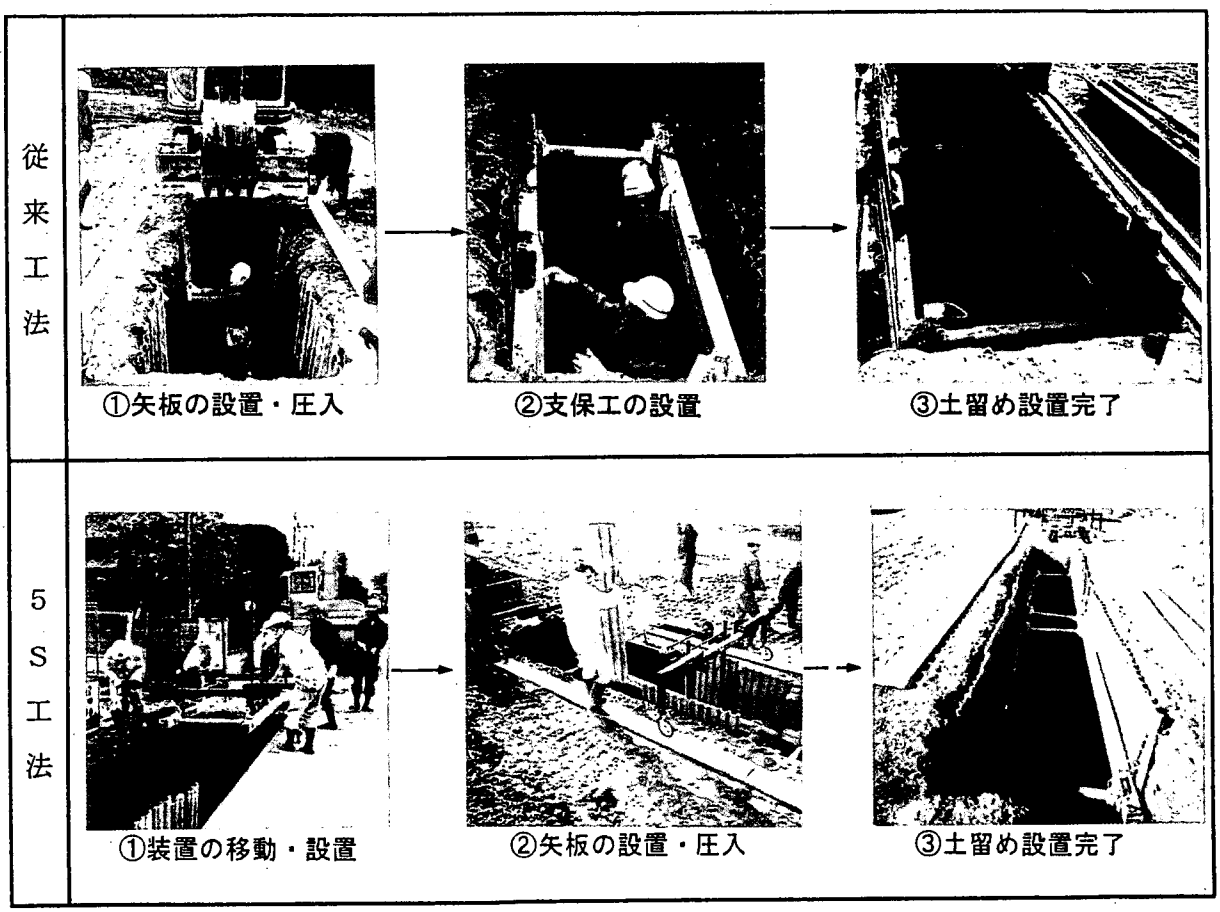
図－２　試験地盤

最大で１００ｃｍまき出しとした。

３．２　施工方法

３．２．１　土留め工

写真－３に従来の当て矢板工法と５Ｓ工法の作業手順を示す。当て矢板工法の場合、矢板の設置・圧入作業時及び支保工設置作業時に、各々作業員１～２名が無補強の掘削溝内に入って作業せざえるを得ない状況であることが確認できる。これに対し５Ｓ工法は、装置が矢板設置のガイドとなり、また支保工は予め装置に取付けてあるため、作業員が掘削溝内に全く入らずに作業できる。



写真－３　各工法の作業手順

３．２．２　埋戻し工

写真－４に締固めに使用したタンパーとアタッチメント式コンパクターを示す。アタッチメント式コンパクターは、バックホウのバケット部分を締固めアタッチメントに付替え、本体の油圧を利用し振動を発生させ、バックホウの自重と振動により締固め作業を行う機械である。このため、締固め作業中、作業員が掘削溝内に入らずに作業が行え、安全性の向上も期待できる。

写真－４　締固め機械

機種	タンパー	ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式ｺﾝﾊﾟｸﾀｰ
写真		
重量	７０ｋｇ	168kg＋ﾊﾞｯｸﾎｳ自重
振動数	６００ｖｐｍ	２，１００ｖｐｍ
起振力	―	１，５４０ｋｇｆ

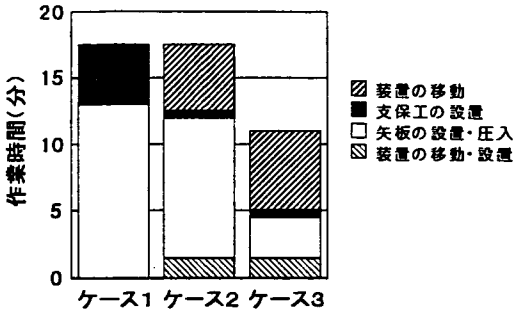
４．改善効果

４．１　掘削・土留め工

表－３　掘削溝内での作業時間

ケース＼作業	矢板の設置･圧入	支保工の設置
ケース1	1名×12分	2名×4分
ケース2	0	0
ケース3	0	0

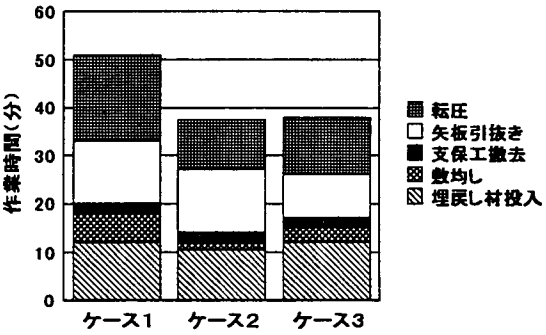
表－３に各試験ケースの１スパン（掘削長４ｍ）当たりの掘削・土留め作業時における作業員の無補強の掘削溝内での作業時間を示す。ケース１では、矢板の設置・圧入作業時に作業員１名が１２分間、支保工の設置作業時に１名が４分間作業しており、非常に危険な作業形態が見られた。５Ｓ工法を採用したケース２及びケース３では、掘削溝内に全く入らずに作業を行えた。図－３に各ケースの１スパン当たりの土留め工の作業時間を示す。５Ｓ工法を採用したケース２及びケース３は、当て矢板工法のＡ工程に比べて作業工程が若干増えるが、作業時間はケース１に対して鋼矢板を使用したケース２で同程度、ＦＲＰ軽量矢板を使用したケース３では６０%程度の作業時間で行うことができた。作業時間縮減の主な要因としては、溝掘削時における支保工の事前組立て、ＦＲＰ製軽量矢板の採用、支保工設置が簡素化したなどが主な要因である。



図－３　土留め工作業時間

４．２　埋戻し工

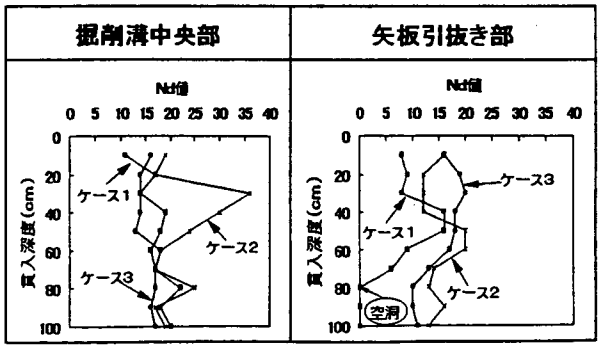
図－４に各工程の埋戻し・締固め作業時間の比較を示す。アタッチメント式コンパクターを採用したケース２及びケース３は、厚層締固めが可能なためタンパーを用いたケース１の７５%～８０%程度の作業時間で行うことができた。またこの時の地盤の深度方向の締固め度を土研式貫入試験によって確認した。図－５に示すように、最大で１００ｃｍを１層まき出しという条件においてもケース１と同等またはそれ以上の締固め効果が得られた。特に矢板引抜き部においては、中層部以下で空洞化が生じていたのに対し、ケース２及びケース３では下層部まで締固め効果が得られており、交通解放後の路面沈下の抑制にも比較的有効に作用するものと考えられる。



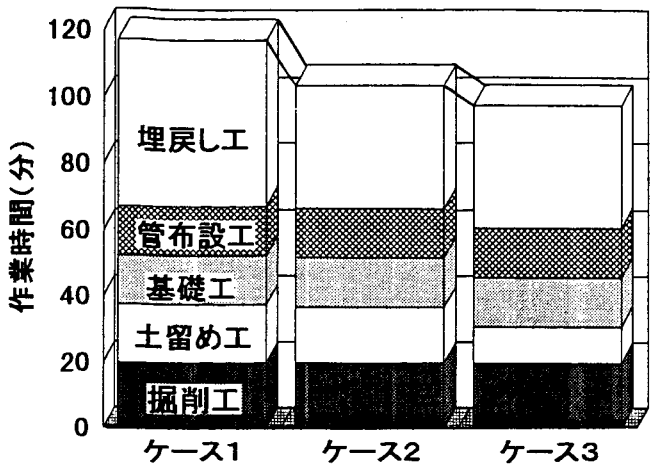
図－４　埋戻し工作業時間

４．３　全工程作業時間

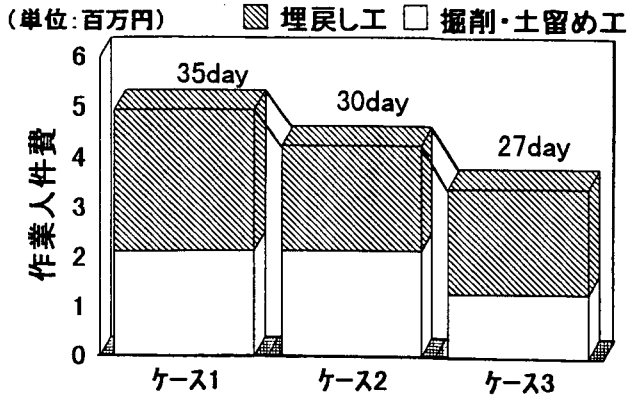
以上の結果とこれまでの現場撮影データを参考に、各工程の掘削から土留め、管布設、埋戻し、締固めまでの全体の作業時間を算出した結果を図－６に示す。ケース１に対しケース２及びケース３は、１５～２０%の作業時間の縮減が期待できると同時に安全性の向上が図れる。



図－５　土研式貫入試験結果



図－６　試験施工における全工程作業時間



図－７　コストの試算例

（掘削長１８０スパン（７２０m））

４．４　人件費のコスト試算例

図－７は、図－６の各ケースの作業時間を参考に掘削幅1.2m、深さ1.8m、掘削長4mの掘削溝を１スパンと想定し、１８０スパン（７２０m）を掘削・土留め工と埋戻し工を単独に行った場合の人件費のみのコスト比較である。５Ｓ工法とアタッチメント式コンパクターを採用することにより、最大で工期が８日短縮され人件費も２割程度縮減可能であると予想される。

５．現場施工

５Ｓ工法の現場での適用性を確認するために、改良した５Ｓ装置を用いて埼玉県内の下水道開削工事現場において実施工を行い、これまでに収録した従来工法の現場施工データと比較した。

５．１　施工条件

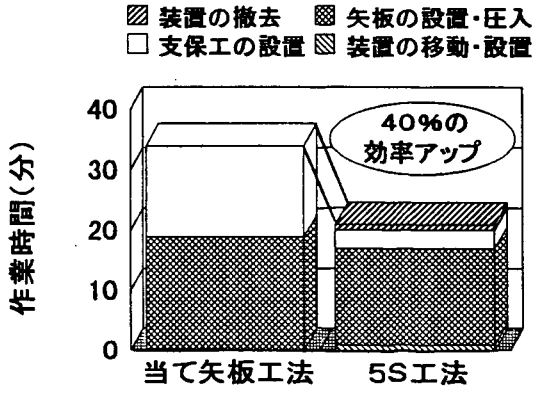
表－４に現場の施工条件を示す。現場は国道沿いで交通量が非常に多く、片側通行止めにして行われた。土質は関東ロームで地下水位はなく、補助工法等は必要としなかった。比較の対象とした現場施工データは、対等に比較できるようにこれまでに収録した中でも５Ｓ工法の現場条件に近いデータを採用した。

表－４現場施工条件

現場名	A現場	B現場
土留め方法	当て矢板工法	5S工法
掘削寸法	B1.1m×L4m×H1.5m	B1.2m×L4m×H1.8m
使用支保	松丸太の切梁・腹起しによる1段	アルミ製水圧式切梁・腹起しによる1段
作業員数	現場監督1名、作業員5名	現場監督1名、作業員4名

５．２　施工結果

図－７に実現場における土留め工の作業時間を示す。矢板の設置・圧入作業は、両工法とも同程度の作業時間であったが、５Ｓ工法では支保工の設置作業等のその他の作業時間が短縮されたため、結果的に当て矢板工法の６割程度の作業時間で行うことができた。



図－７　実現場での土留め工作業時間（掘削長４m）

6．まとめ

本課題は、中小規模の下水道管路工事の安全化を図ることを目的に平成５年度から調査・研究を行ってきた。これまでの調査結果を総括し以下に示す。

（１）下水管路工事で発生している土砂崩壊による人身災害の多くは中小規模の開削工事で特に掘削深さは２ｍ程度の比較的浅い現場で採用される当て矢板工法において数多く発生している。

（２）災害の発生形態としては、当て矢板工法による土留め作業時で矢板設置の補助作業や切梁・腹起し等の支保工設置時に無補強の掘削溝内に作業員が入っている状況が多く、また埋戻し工においても早い時期に矢板を引抜いたために側壁が崩壊するケースも数多く見られる。

（３）中小規模の下水道開削工事の工程別の時間比率では、掘削工・土留め工・埋戻し工の３工程で全工程の９割以上を占めており、安全性を含めた施工改善を行う場合この３工程を重点的に施工改善方策を策定することが望ましい。

（４）全体工程において適正な作業員数は現場条件に大きく左右されるがトラック運転手やオペレータの手待ち時間が多く、これらの作業員を土留め工や管布設作業などの人力作業に参加させることにより、少なくとも普通作業員１名程度の作業を補うことが可能である。

（５）土留め工においては、当て矢板工法に代わり従来の矢板や支保工がそのまま活用でき、無補強の掘削溝内に入らずに土留めが設置可能な５Ｓ工法を開発した。この結果、安全性の向上以外にも施工の迅速化や省人化、省力化、また軽量矢板等を組み合わせることにより苦渋性の低減も図れることが確認できた。

（６）埋戻し工においては、一般的に現場で使用されているタンパ以外に同規模の開削工事で適用可能な各種の締固め機械５機種を用いて各々の作業特性を基礎試験及び現場適用性試験を行い評価した。その結果、バックホウに締固めアタッチメントを装着するアタッチメント式コンパクターであれば、まき出し厚を１層当たり９０ｃｍにしても下層部まで基準値以上に締固め効果が得られることが確認できた。また、矢板引抜き部の緩みの防止にも有効であることが確認できた

（７）土留め工、埋戻し工において、これらの改善方策を適用すると、各工程において３０～４０%程度の施工性の向上が図られ、全体の工程を含めても１５～２０%程度の作業時間の縮減が見込めることが確認できた。

7．今後の課題

最近では、下水道に限らず上水道、電話ケーブル等の中小開削工事の数の増加に伴い、土砂崩壊による災害の防止等の安全対策や施工性の向上を目的とした改善が図られつつある。例えば、中小の施工業者や鉄鋼ﾒｰｶｰ等により、一体型支保工などの安全且つ取り扱いやすい装置あるいは器具の開発が行われている。今後は、５Ｓ工法の普及体制を確立しつつ、これらの装置や器具を用いた工法をとりまとめ、より安全な施工が可能となるように現場で活用できる簡易的な施工マニュアルを作成していきたいと考えている。また、公共事業全体において工事費のコスト縮減が早急な課題となっている。下水道事業においても５Ｓ工法やその他の新しい工法を採用することにより、どの程度のコスト縮減が見込めるのかの検討も行っていく必要がある。

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
交流研究員　田中　正

１．まえがき

地盤の軟弱な箇所などに下水道管渠を敷設した場合、埋設管とマンホールなどの構造物との間には、その沈下挙動の違いから相対的な沈下差（不同沈下）が生じやすい。その際、管には管軸方向の曲げが作用し、管体などに損傷を引き起こすことがある。したがって軟弱地盤など不同沈下の生じやすい箇所に管渠を敷設する場合の、管路の損傷を防止する工法の開発が必要である。

さらに地盤の不同沈下の影響により、管きょのたるみ（管きょの中間部が沈下してしまい、自然流下に必要な管路勾配が確保できない状態）が生じると、所定の流下能力が確保できないばかりか、下水の停滞、腐敗、悪臭の原因ともなる。しかし通常の埋設方法では、管きょがたるんでしまった場合の修繕方法としては、管きょの敷設替え以外にない。そこで管きょのたるみが生じやすい軟弱地盤に埋設管を敷設する場合に、管きょの勾配を容易に修正することのできる工法の開発も求められる。

そこで８年度は、不同沈下の影響を受ける埋設管路の変形挙動を把握するため、継手間隔を変化させた模型管路に対し地盤沈下発生装置を用いた不同沈下実験を行った。また「地盤変位の影響を考慮した弾性床上の梁」のモデルを用いて管路の管軸方向の解析を行い、その適用性を検討した。

さらに管渠のたるみが生じやすい軟弱地盤に埋設管を敷設する場合に、管きょの勾配を容易に修正することのできる工法として、管渠をそれよりも管径の大きい鞘管、もしくは流動化処理土で作製した鞘により囲んだ状態で埋設し、不同沈下が収まった段階で高流動性の流動化処理土もしくはモルタル等を注入して管路のたるみを修正する工法を提案し、その効果について模型実験により検証した。

２．継手間隔を変化させた管路の不同沈下模型実験および数値解析

2.1　管路の不同沈下模型実験

(1)実験方法

実験装置及び模型実験の概要を図－1に示す。

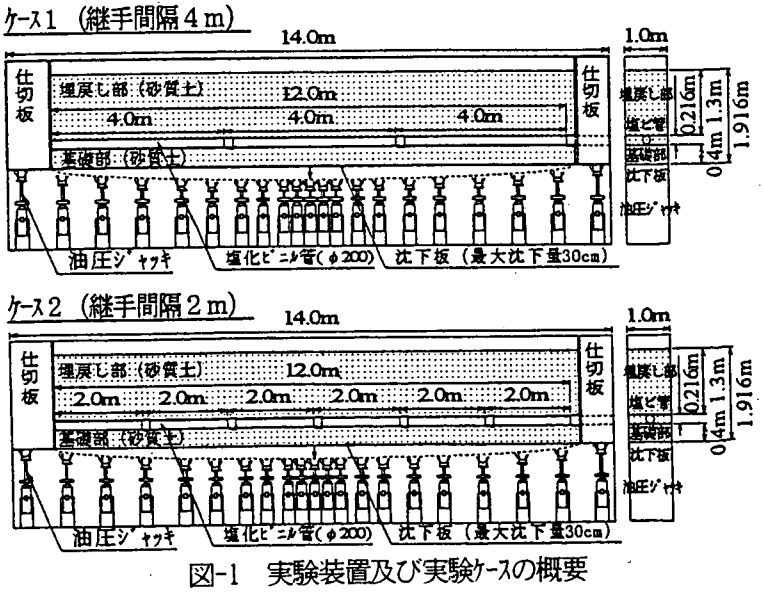


図-1　実験装置及び実験ケースの概要

ｹｰｽ1、2とも管はφ200mmの下水道用硬質塩化ﾋﾞﾆﾙ管（VU管）を用い、継手は図－2に示すような可撓性を有するゴム輪接合とした。継手間隔は、ｹｰｽ1は4.0m、ｹｰｽ2は2.0mとした。埋戻しは、砂質土（表－1参照）を1層仕上がり0.25mでまき出し、木だこにて転圧した。模型作成後、地盤沈下発生装置の沈下板をゆっくり沈下させながら、管のひずみ等を計測した。沈下形状は、両端固定梁の等分布荷重によるたわみ曲線とし、管路中央部での沈下速度が5(cm/hr)、最大沈下量が30(cm)となるよう各沈下板を制御した。

表-1　土質材料の物性

砂質土	含水比		4.0%
	粒度	礫	3.0%
		砂	90.3%
		シルト	3.6%
		粘土	3.1%
	c, φ		c=0, φ=39.4°

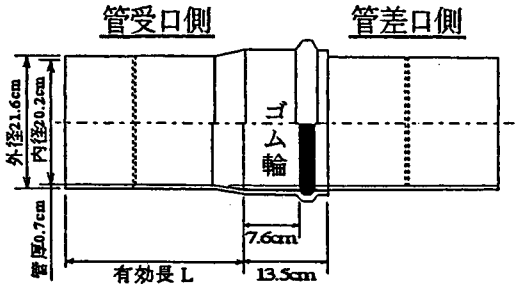


図-2　塩化ﾋﾞﾆﾙ管継手部接合構造
(ｺﾞﾑ輪接合)

(2)実験結果

実験で計測した管路の管周方向及び管軸方向ひずみから、管軸方向に作用する曲げ応力を式－1により算出した。

$$\sigma_y = E \cdot \frac{\varepsilon_x \cdot \nu + \varepsilon_y}{1-\nu^2} \cdots\cdots\cdots\text{(式－1)}$$

σ_y；管体曲げ応力(tf/m^2)，E；管体の弾性係数(tf/m^2)
ε_x；管周方向歪み量，ε_y；管軸方向歪み量，ν；ﾎﾟｱｿﾝ比

管路中心部の地盤沈下量が10cm及び30cmの場合の管体曲げ応力の分布を図－3に示す。ｹｰｽ1、2を比較すると、継手間隔に関わらず、最大管体曲げ応力はほとんど変わらない。これは塩化ﾋﾞﾆﾙ管の場合には管自体の可撓性が高く、地盤の不同沈下に追従して変形するため、管体曲げ応力が緩和されるためと考えられる。

2.2　管路軸方向の数値解析

(1)解析手法の適用性の検証

一般に、管路のように梁状の構造物と地盤との相互作用を解析する場合、「弾性床上の梁」モデルが用いられる。そこで今回は、不同沈下の影響を受ける埋設管路を対象とした解析手法として、式－2に示す「地盤変位の影響を考慮した弾性床上の梁」モデルに基づく解析手法を用いた。

$$\frac{EI}{B}\cdot\frac{d^4w}{dx^4}+k(w-w_g)=0 \cdots\cdots\cdots\text{(式－2)}$$

EI；管体の剛性(tf/m^2)，B；管体の幅(m)
k；地盤反力係数(tf/m^3)，w；管たわみ(m)，w_g；地盤沈下(m)

この解析手法により上記2.1の実験をシュミレートし、その適用性を検証した。管路の形態は図－1に示したものと同様である。表－2に解析に用いた入力定数を示す。ここで継手部分についてはﾊﾞﾈ継手としてモデル化し、ﾊﾞﾈ定数には載荷試験から求めた値を用いた。また地盤については、不同沈下の生じやすい軟弱地盤を想定してN値を5とし、道路橋示方書に示される方法により求めた地盤反力係数を用いた。図－3に管体曲げ応力の実験値と解析値を示す。解析値は実験値と近似しており、式－2で示した解析手法の適用性は良好であるといえる。

表-2　解析に必要な入力定数（塩化ﾋﾞﾆﾙ管φ200相当）

地盤定数		管路定数		
N	地盤反力係数 (tf/m^3)	弾性係数 (tf/m^2)	断面2次ﾓｰﾒﾝﾄ (m^4)	継手曲げﾊﾞﾈ定数 (tf･m/rad)
5	4.67E+03	3.00E+05	2.51E-05	3.75

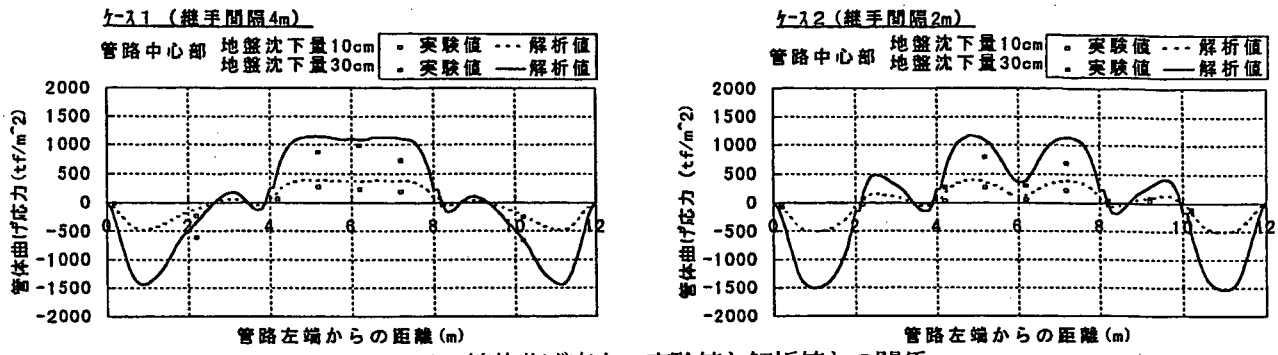


図-3　管体曲げ応力の実験値と解析値との関係

(2)継手間隔および管種を変化させた管路の数値解析

上記(1)の解析手法を剛性管（鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管φ200相当，継手間隔4mないし2m，表－３参照）および可撓性管（塩化ﾋﾞﾆﾙ管φ200相当，継手間隔4mないし2m，表－２参照）に適用し、継手間隔および管種が管体の曲げ応力に及ぼす影響を検討した。

表-3　解析に必要な入力定数（鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管φ200相当）

地盤定数		管路定数		
N	地盤反力係数 (tf/m^3)	弾性係数 (tf/m^2)	断面2次ﾓｰﾒﾝﾄ (m^4)	継手曲げﾊﾞﾈ定数 (tf･m/rad)
5	2.93E+03	3.30E+06	1.26E-04	3.75

管路中心部の地盤沈下量30cmの時の管体の曲げ応力を図－４に示す。塩化ﾋﾞﾆﾙ管、鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管とも継手近傍では管体曲げ応力が緩和されることが分かる。また塩化ﾋﾞﾆﾙ管では最大曲げ応力がｹｰｽ１、２でほぼ同じであるのに対し、鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管ではｹｰｽ１よりも継手間隔の小さいｹｰｽ２の方が最大曲げ応力が大幅に緩和されていることが分かる。これは、塩化ﾋﾞﾆﾙ管のような撓性管では主に管体自体の可撓性の効果で管体の曲げ応力が緩和されるのに対し、鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管のような剛性管では管路の可撓性が継手のみに依存しており、継手間隔が管体の曲げ応力に大きく影響するためと考えられる。

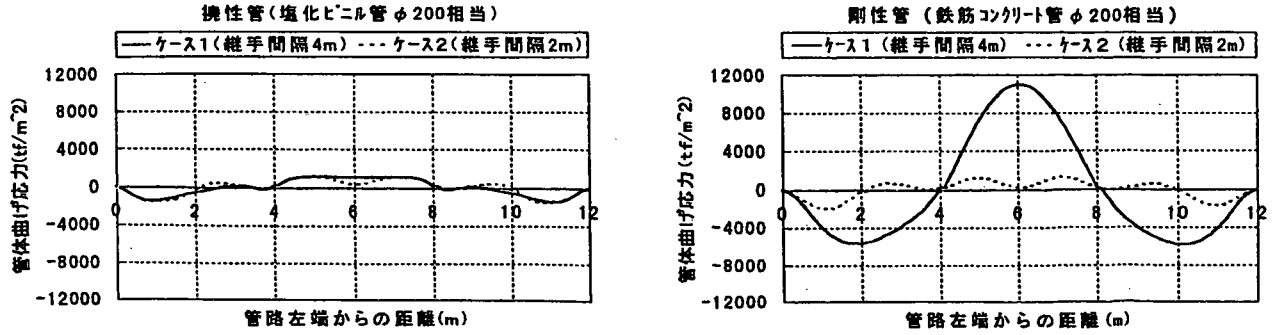


図-4　管体曲げ応力分布（管路中心部の地盤沈下量30cmの場合）

3．地盤の不同沈下に対応した埋設管の敷設工法に関する模型実験

3.1　管きょの敷設方法および管きょ勾配の修正方法の概要

本文で提案する管きょの敷設工法の概要を、施工手順に沿って示す。

①卵形管または流動化処理土による２重構造管の施工

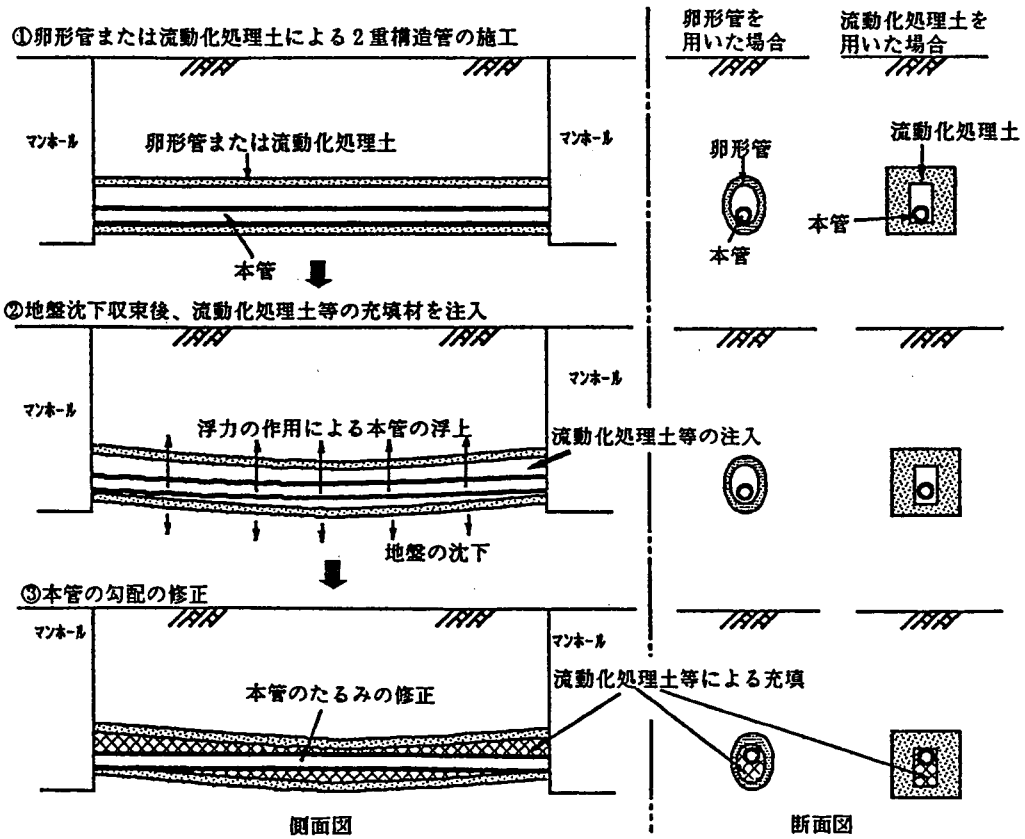
鞘管および本管を図－５に示すように設置する。その際、鞘管には、本管上部に不同沈下量に見合うだけの空間を確保できるよう、縦長の形状の卵形管等を用いる。また流動化処理土を用いる場合には、本管上部に空間を設けた形で処理土を打設する。

②流動化処理土等の充填材の注入

管きょの沈下が収まった段階で、鞘管もしくは流動化処理土で作製した鞘と本管との間に、高流動性の流動化処理土等の充填材を注入する。その際に本管に生じる浮力により、
本管は浮上し勾配は修正される。

③本管の勾配の修正

本管の勾配は修正され、注入された処理土は時間経過とともに硬化ので、本管周囲が補強される。



図－５　管渠の敷設方法および管渠勾配の修正方法の概要

3.2　実験方法

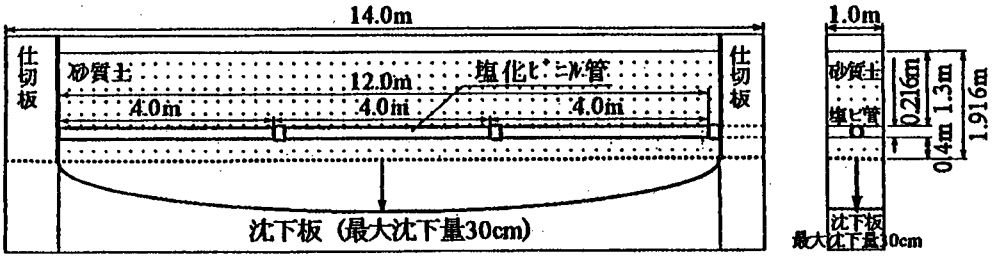
実験ｹｰｽは図－６に示す3ｹｰｽである。実験には、塩化ビニル管（UV，φ200mm，有効長4m）を３本連結して用いた。ｹｰｽ2における鞘管には塩化ビニル卵形管（管高511mm，管幅340mm）を、ｹｰｽ3における流動化処理土

には表－４に示す物性のものを用いた。また実験に用いた砂質土および充填用の流動化処理土の物性は、表－４の通りである。ｹｰｽ1およびｹｰｽ2では、本管および鞘管の設置後に砂質土で埋戻しを行った。またｹｰｽ3では、流動化処理土打設用の型枠（ベニヤ板）と本管を設置後、流動化処理土を打設し、2日間養生後に砂質土で埋戻した。各ｹｰｽとも埋戻しは、砂質土を１層仕上がり0.25mになるようまきだし木だこにて転圧した（締固め度平均90%）。実験ではまず、模型底部の沈下板を上記2.1と同様の形状、沈下速度で沈下させた。その後ｹｰｽ2およびｹｰｽ3では、高流動性の流動化処理土を実験模型左端部からポンプ圧送で注入し本管を浮上させた。実験中は本管のひずみおよび沈下量の測定を行った。

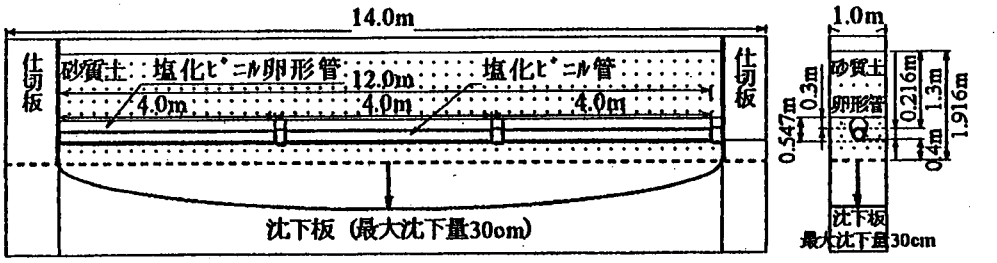
表-4　実験に用いた土質材料の物性

砂質土	含水比		4.0%
	粒度分布	ﾚｷ	3.0%
		砂	90.3%
		ｼﾙﾄ	3.6%
		粘土	3.1%
	C，φ		C=0，φ=39°
流動化処理土	原料土		関東ﾛｰﾑ
	固化材		普通ﾎﾟﾙﾄﾗﾝﾄﾞ
鞘部用	一軸圧縮強さ		30kgf/cm²
	フロー値		170mm
充填用	一軸圧縮強さ		1.5kgf/cm²
	フロー値		320mm

ｹｰｽ１　（通常の埋設工法）



ｹｰｽ２　鞘管工法（卵形管使用）



ｹｰｽ３　鞘管工法（流動化処理土使用）

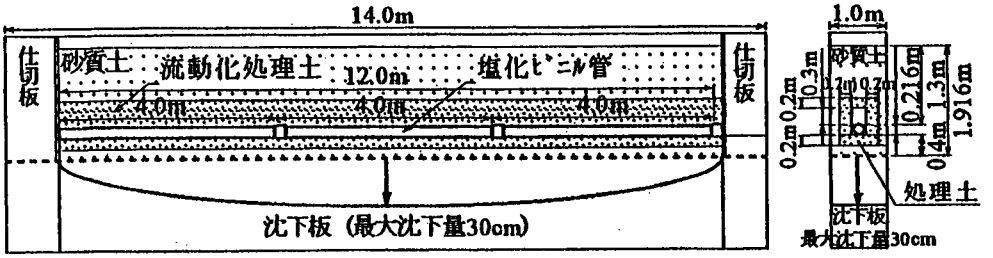


図-6　実験の概要

3.3　実験結果

本管のひずみから得られる、管軸方向の曲げ応力を図－７，８に示す。また本管の沈下量を図－９，10に示す。

①管軸方向の曲げ応力

ｹｰｽ2，ｹｰｽ3では、通常の敷設方法の場合（ｹｰｽ1）と比較して、本管に生じる曲げ応力は非常に小さい（図－７）。これはｹｰｽ2，3では本管周囲の鞘に土圧が作用し、本管自体には自重だけしか作用していないためである。また流動化処理土を充填した後も、本管の曲げ応力はほとんど変化しない（図－８）。

②管の沈下量

ｹｰｽ１では、本管の沈下量は地盤の沈下量にほぼ等しく、地盤に追従して沈下している。一方ｹｰｽ2，ｹｰｽ3では、地盤の沈下量よりも本管の沈下量の方が若干小さいが、本管自体の自重でたるんだ状態になっている

（図－９）。

地盤沈下終了後、流動化処理土を鞘と本管との間に流動化処理土を注入すると、ｹｰｽ2，ｹｰｽ3ともに本管は浮上し、たるみが修正されている（図－10）。なおｹｰｽ2とｹｰｽ3を比較するとｹｰｽ2の方が本管の蛇行が小さく、ﾌﾗｯﾄな状態になっている。これはｹｰｽ2で鞘管として用いた卵形管は底部がとがった形状になっており、流動化処理土がｹｰｽ3の時よりも流れやすかったためと考えられる。

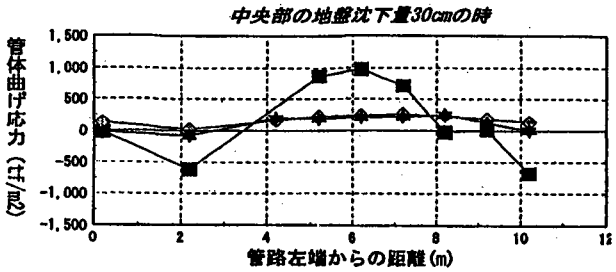


図-7　本管軸方向の曲げ応力（中央部の地盤沈下量30cm時）

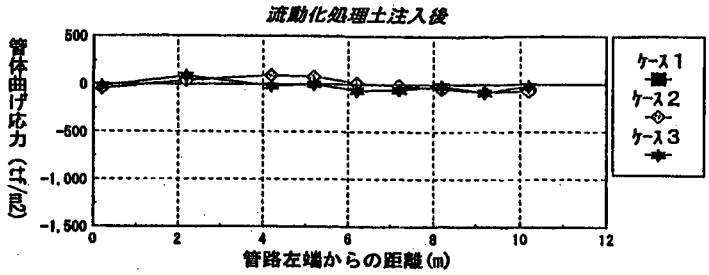


図-8　本管軸方向の曲げ応力（処理土注入後）

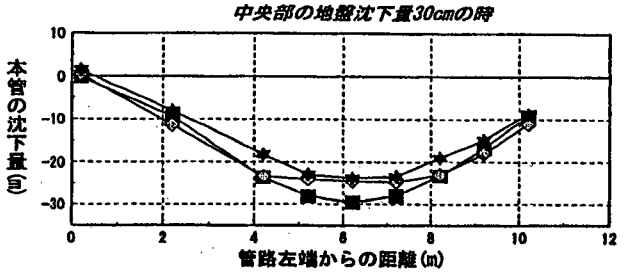


図-9　本管の沈下量（中央部の地盤沈下量30cm時）

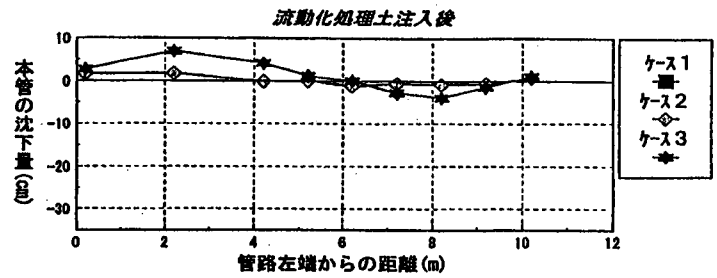


図-10　本管の沈下量（処理土注入後）

４．まとめ

継手間隔を変化させた管路の不同沈下模型実験および数値解析により①～③のことが分かった。

①「地盤沈下を考慮した弾性床上の梁理論」に基づいた数値解析手法は実用上良好な適用性を有する。

②塩化ﾋﾞﾆﾙ管のような撓性管の場合には、管体自体が地盤の不同沈下に追従して挙動し、管体曲げ応力が緩和されるので継手間隔が管体曲げ応力に及ぼす影響は比較的小さい。

③鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管のような剛性管では管路の可撓性が継手のみに依存し、継手間隔が管体曲げ応力に大きく影響する。したがって、不同沈下量が大きい場合には継手間隔を小さくするなどの対策が必要となる。

地盤の不同沈下に対応した埋設管の敷設工法に関する模型実験により④～⑤のことが分かった。

④鞘管または流動化処理土による鞘を用いた２重構造とした場合、本管自体には自重だけしか作用しない。したがって、地盤の不同沈下時に本管に生じる曲げ応力は、通常の埋設方法の場合と比べて非常に小さい。また流動化処理土を鞘と本管との間に充填した後も、本管に作用する曲げ応力は小さい。

⑤地盤の沈下が収束した段階で鞘管（または流動化処理土などによる鞘）と本管との間の空間に高流動性の処理土等を注入すると、浮力の作用により本管は浮上し、管のたるみを修正することができる。この方法によれば管路の敷設替えと比較して、非常に簡便に管路の勾配を修正することができ有効である。

５．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

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などのコンクリート構造物においては、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腐食が問題になっている。特に硫化水素が微生物作用によって硫酸に還元されたときに高濃度の硫酸になることがあり、コンクリートに激しい腐食を生じることがある。このために下水道施設コンクリートの防食は重要となっているが、劣化原因物質が気体であることから微小な隙間などより侵入するため、より完全な防食対策が必要となっている。

下水道施設のライニングによる防食については平成３～６年に実施した「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」の中で調査しており、ライニング防食材を選定する場合の評価試験法や品質規格について提案している。しかし、現在ではライニング防食材以外の防食材も開発されており、これらの材料についても十分検討する必要がある。本調査では、ライニング防食材以外の防食材を含めた下水道施設コンクリート防食材全般について耐久性について調査するものである。

平成８年度は、プラスチック板型防食材及び厚膜型被覆防食材を用いて耐久性の各種評価試験を実施した。

2. 調査目的

主に硫化水素による下水道施設コンクリートの腐食に対する防食対策として、材料選定段階での各種防食方法に適合した評価方法と適用場所の環境条件に即した耐久性向上技術について明らかにすることを目的とする。

3. 調査方法

下水道施設コンクリートの硫化水素による腐食機構を踏まえて、防食方法、防食材の試験調査項目の選定を行った。

防食材の耐久性試験調査は、防食材としてプラスチック板型防食材及び厚膜型被覆防食材の防食性について試験調査した。表1に調査に用いた防食材を示す。プラスチック板の材質には、高密度ポリエチレン、塩化ビニル、ポリエステル、ビニルエステルを用いた。厚膜型被覆材の材質には、ビニルエステル樹脂系、ポリウレア樹脂系、エポキシ樹脂系のものを用いた。被覆材を塗布する際、それぞれに適した専用プライマーを用いた。

評価項目は、プラスチック板型防食材と厚膜型被覆防食材で材料自体の評価では多少異なるが、コンクリート供試体での評価項目はほぼ同じである。試験項目は、表1のようである。

表1　調査に用いた防食材

ﾀｲﾌﾟ	No.	材　　質	備　　考
プラスチック板型	①	高密度ポリエチレンⅠ	厚さ1.5mm、2.0mm、溶接による接合
	②	高密度ポリエチレンⅡ	厚さ2mm、溶接による接合
	③	塩化ビニル	厚さ2mm、同材質の専用ジョイントによる接合
	④	高密度ポリエチレンⅢ	厚さ2mm、溶接による接合
	⑤	オルソ型ポリエステル	厚さ10mm
	⑥	ビニルエステル	厚さ2mm
厚膜型被覆	⑦	ビスフェノール型ビニルエステル樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー、エポキシ下塗使用
	⑧	ノボラック型ビニルエステル樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー、エポキシ下塗使用
	⑨	ノボラック型ビニルエステル樹脂（ガラスマット使用）	膜厚1mm、2mm、ビニルエステル専用プライマー、ガラスマット使用
	⑩	ポリウレア樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー
	⑪	エポキシ樹脂Ⅰ	膜厚3mm、5mm
	⑫	タールエポキシ樹脂	膜厚7mm
	⑬	エポキシ樹脂Ⅱ	膜厚1mm、2mm
	⑭	エポキシエマルジョン（炭素繊維、セラミック配合）	膜厚1mm、2mm

表2　評価項目

プラスチック板型防食材	厚膜型被覆防食材
＜防食材単体の評価試験＞	＜防食材単体の評価試験＞
1)浸漬試験 供試体寸法：50×50mm 接合部：なし、あり（専用接合法） 浸漬液：硫酸(10、20%)、水酸化ナトリウム(10、40%) 浸漬温度：20、40℃	1)施工性試験 混合均一性 可使時間 硬化時間 だれ
＜防食材を施したｺﾝｸﾘｰﾄの評価試験＞	＜防食材を塗布したｺﾝｸﾘｰﾄの評価試験＞
1)浸漬試験（耐薬品性試験） 供試体寸法：15×15×15cm 接合部：あり（専用接合法） 浸漬液：硫酸(10%)、水酸化カルシウム(飽和溶液)、 水酸化ナトリウム(10%) 浸漬温度：40℃ 評価項目：表面観察、重量変化、内部観察（試験終了時） 2)浸漬を伴わない試験 耐磨耗性試験、クラック追従性試験、ガス透過性試験（一部）	1)浸漬試験（耐薬品性試験、防水性試験） 供試体寸法：30×15×5cm 浸漬液：硫酸(10%)、水酸化カルシウム(飽和溶液)、 水酸化ナトリウム(10%)、水道水（防水性評価） 浸漬温度：40℃ 防食材膜厚：1mm、2mm（対応できないものは、推奨膜厚） 評価項目：表面観察、重量変化、接着強度、内部観察（試験終了時） 2)浸漬を伴わない試験 耐磨耗性試験、クラック追従性試験、ガス透過性試験

4. 結果

4.1　プラスチック板型防食材単体の薬液浸漬試験

図1にプラスチック板型防食材①～⑥及び板状に成型した厚膜型被覆防食材⑪の浸漬試験による重量変化を示す。

まず接合部がない場合では、⑪を除けば40℃の硫酸溶液または水酸化ナトリウム溶液に浸漬したときに大きな変化が見られた。硫酸溶液の場合、高密度ポリエチレン製の①、②、④で変化が見られた。しかし、水酸化ナトリウム溶液の場合では、高密度ポリエチレン製のものも変化があったが、オルソ型ポリエステル製である⑤の変化が大きかった。

次に接合部のある場合では、40℃の硫酸溶液と水酸化ナトリウム溶液全般で変化が大きかった。この場合も、高密度ポリエチレン製のものでの変化が見られたが、塩化ビニル製の③でも、変化が見られた。プラスチック同士の接合には、ほとんどの場合、板と同材質の接着棒で溶接接着する方法がとられていたが、③だけが、接合に溶接を伴わない専用ジョイントを用いており、専用ジョイントのシール材の影響で変化が大きくなったものと考えられた。

4.2　プラスチック板型防食材を施したコンクリート供試体の性状

プラスチック板型防食材を施したコンクリート供試体の浸漬試験では、表面観察、重量変化などを見た。重量変化の結果を図2に示す。いずれの場合も、高密度ポリエチレン製の①、②、④の重量変化が大きく、塩化ビニル製の③でも重量変化が見られた。しかし、単体で重量変化の大きかったオルソ型ポリエステル製の⑤は、小さい傾向になった。プラスチック単体での重量変化がせいぜい10分の数パーセントであったことを考えると、コンクリート供試体での①や②、③、④の重量変化はやや大きいと考えられるが、コンクリート供試体の場合、接合部分が非常に多いので、接合部分からの薬液の浸入のための重量変化の可能性もあるため、今後供試体解体などして内部観察を行って確認する必要がある。

4.3　厚膜型被覆防食材を施したコンクリート供試体の性状

厚膜型被覆防食材を施したコンクリート供試体の浸漬試験でも、表面観察、重量変化の測定を行ったほか、60日後には、塗膜の接着強度の測定も行った。膜厚1mmにした場合の結果（⑪についてのみ3mm）を図3に、膜厚2mmにした場合の結果（⑪については5mm、⑫については7mm）を図4に示す。

硫酸溶液での浸漬試験では、ほとんどのもので重量変化がなかったが、エポキシエマルジョン（炭素繊維、セラミック配合）の⑭については重量が減少した。エポキシ系の⑪と⑫、⑬については、若干ではあるが重量が増加した。水酸化ナトリウム溶液の場合は、⑭のみ重量が減少した。飽和水酸化カルシウム溶液では、⑩、⑬、⑭で重量が増加した。

重量変化だけでは、塗膜の劣化程度を判断できないため、60日間浸漬した後の塗面の接着強度を測定したところ、図5のようになった。膜厚は1mmと2mmのもので行ったが、膜厚の違いによる明確な影響は見られなかった。まず、コンクリート供試体の一面だけに厚膜型被覆材を塗布して水道水で浸漬して防水性をみたところ、⑫では明らかに強度が低下しているが、その他のものでは必ずしも明確な変化がなかった。膜厚によっては、⑧、⑩、⑭も強度が低下した。

次にコンクリート供試体の全面に厚膜型被覆材を塗布して硫酸溶液に浸漬した耐薬品性を見たところ、⑪と⑫、⑬で接着強度の若干の低下が見られた。その他のものは、大きな変化は見られなかった。さらに水酸化ナトリウム溶液での結果を見ると、⑫で著しい低下が見られたほか、⑦、⑬、⑭でも若干の低下が見られた。また飽和水酸化カルシウムでは、⑨、⑩、⑫、⑬で比較的低下していた。

4.4　耐摩耗性評価

図6に摩耗試験を行った結果を示す。プラスチックと塗料では摩耗性試験が異なるため、それぞれの試験を行った。まず、a）に示すプラスチック板型防食材では、塩化ビニル製の③が比較的大きくなった。またポリエチレン製の①、②、④でも多少大きくなった。

また、b）に示す被覆材では⑦、⑪、⑫で大きかった。⑧、⑬は小さかった。エポキシ系の被覆材では摩耗量多いものと少ないものがあり、材質による差は明確にはならなかった。

5. 今後の課題

1）プラスチック板型防食材を施したコンクリート供試体での試験では、接合部分が多く発生してしまい、試験に影響するため、一定の評価のできるよう供試体作製方法を検討する必要がある。

2）コンクリート供試体での重量変化では、コンクリート内部への影響が十分には把握できないため、今後供試体を解体して、内部観察を行う必要がある。

3）今回の測定期間では、十分な性状変化が得られなかったため、今後も追跡調査を行う必要がある。

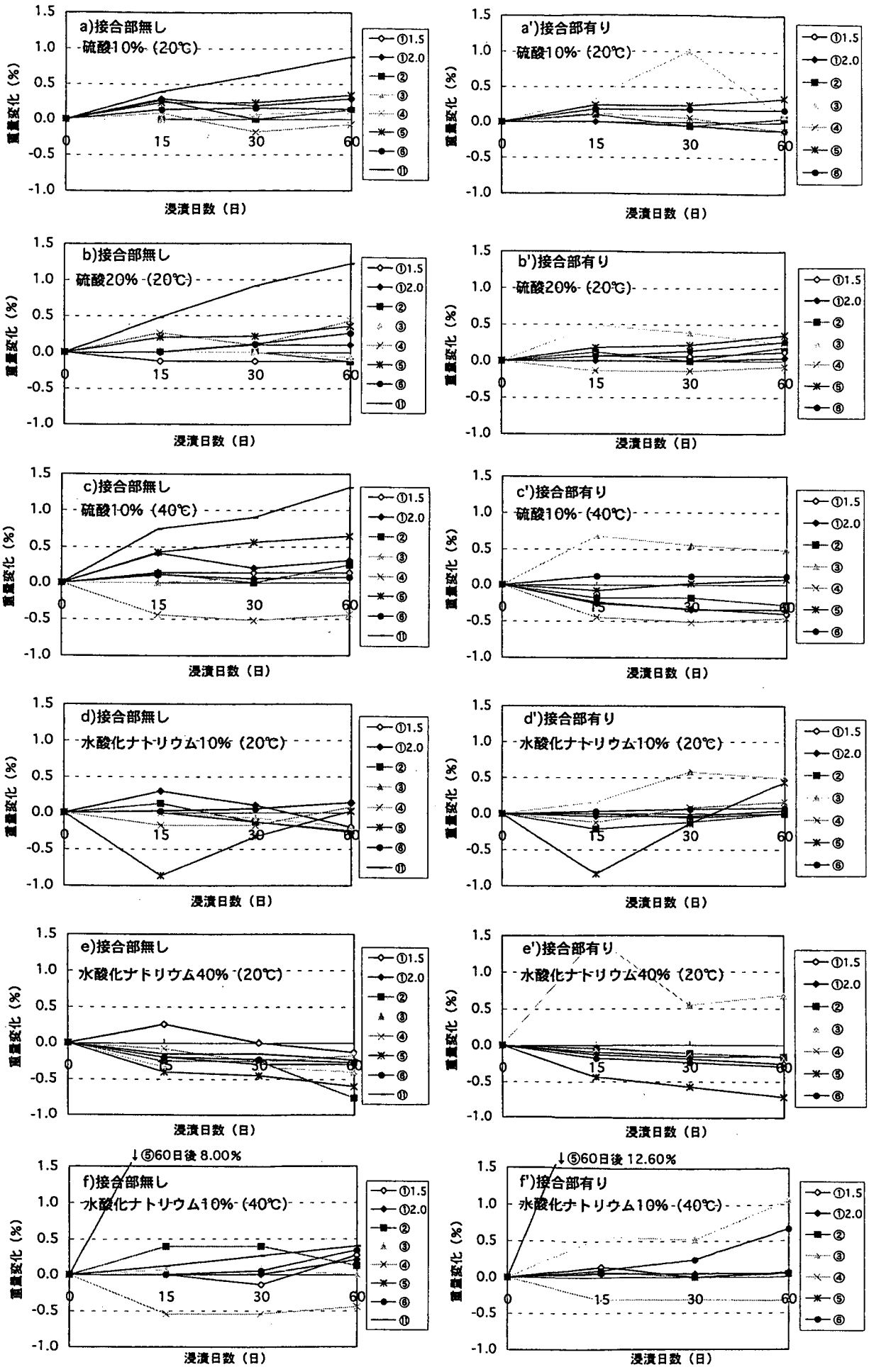


図1　プラスチック板型防食材（単体）の浸漬試験（重量変化）

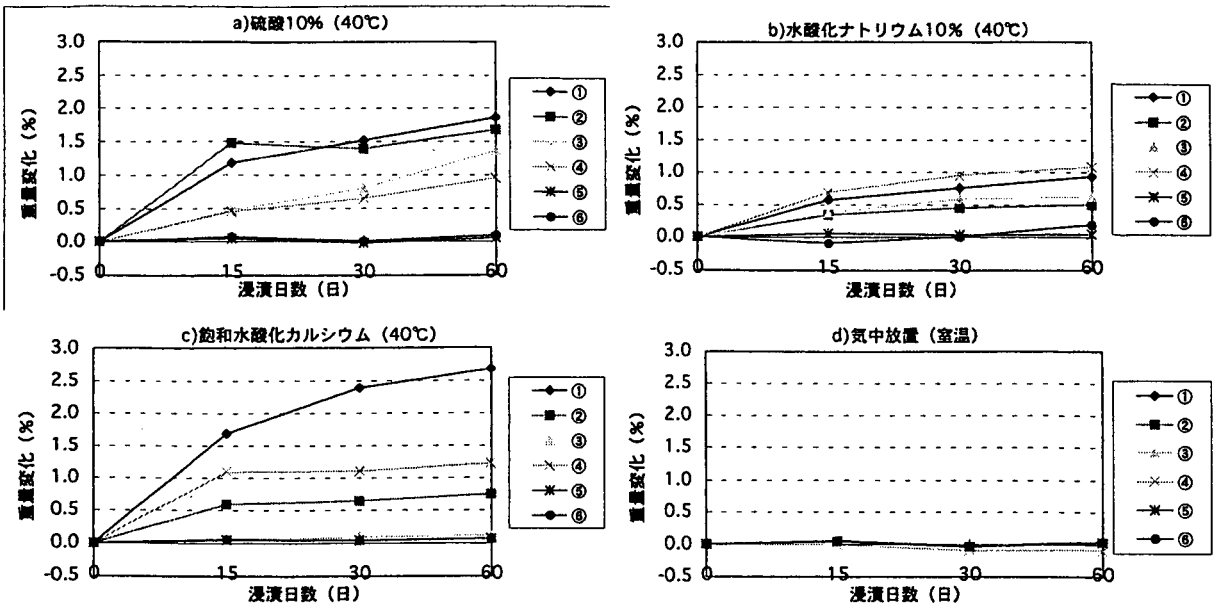


図2　プラスチック板型防食材を施したコンクリート供試体での浸漬試験結果（重量変化）

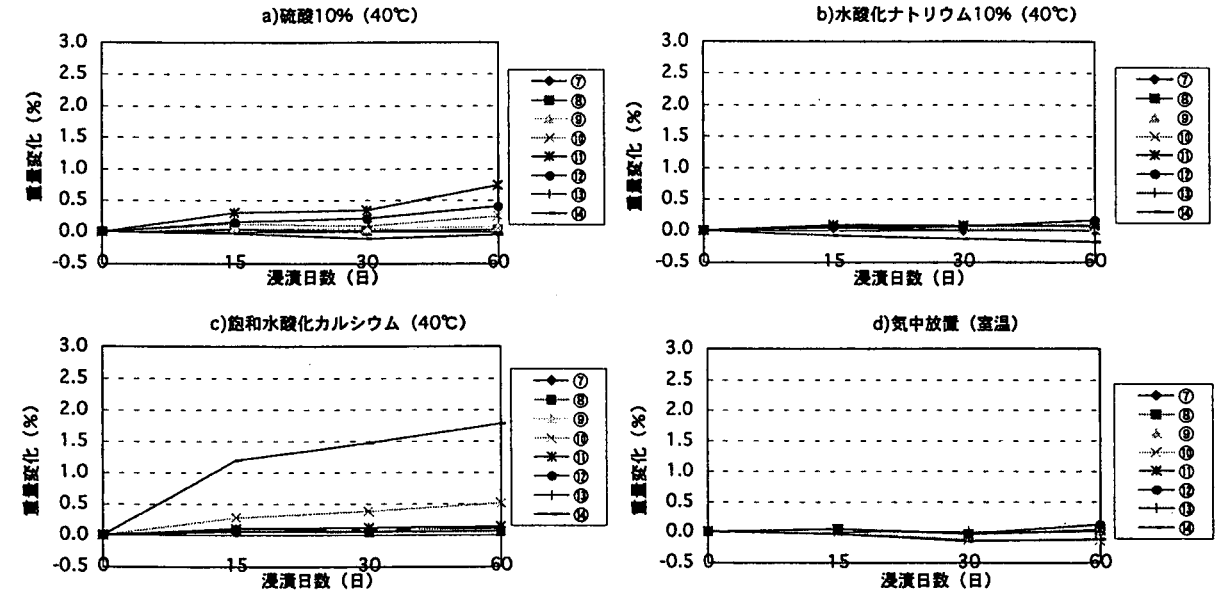


図3　厚膜型被覆防食材（膜厚1mm）を施したコンクリート供試体での浸漬試験結果（重量変化）

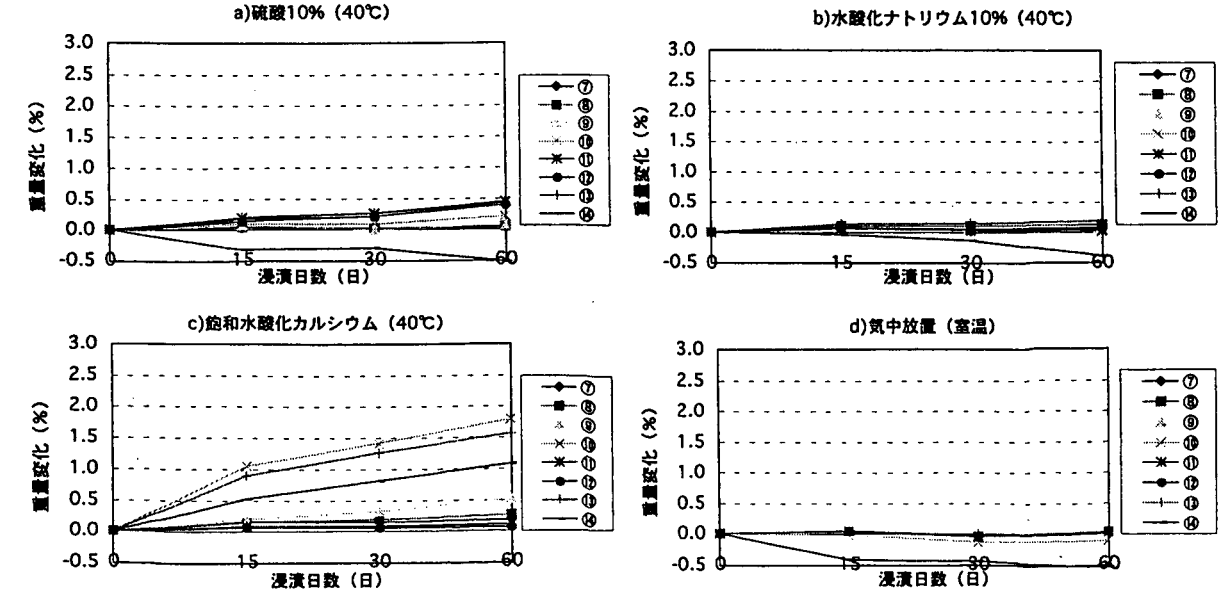


図4　厚膜型被覆防食材（膜厚2mm）を施したコンクリート供試体での浸漬試験結果（重量変化）

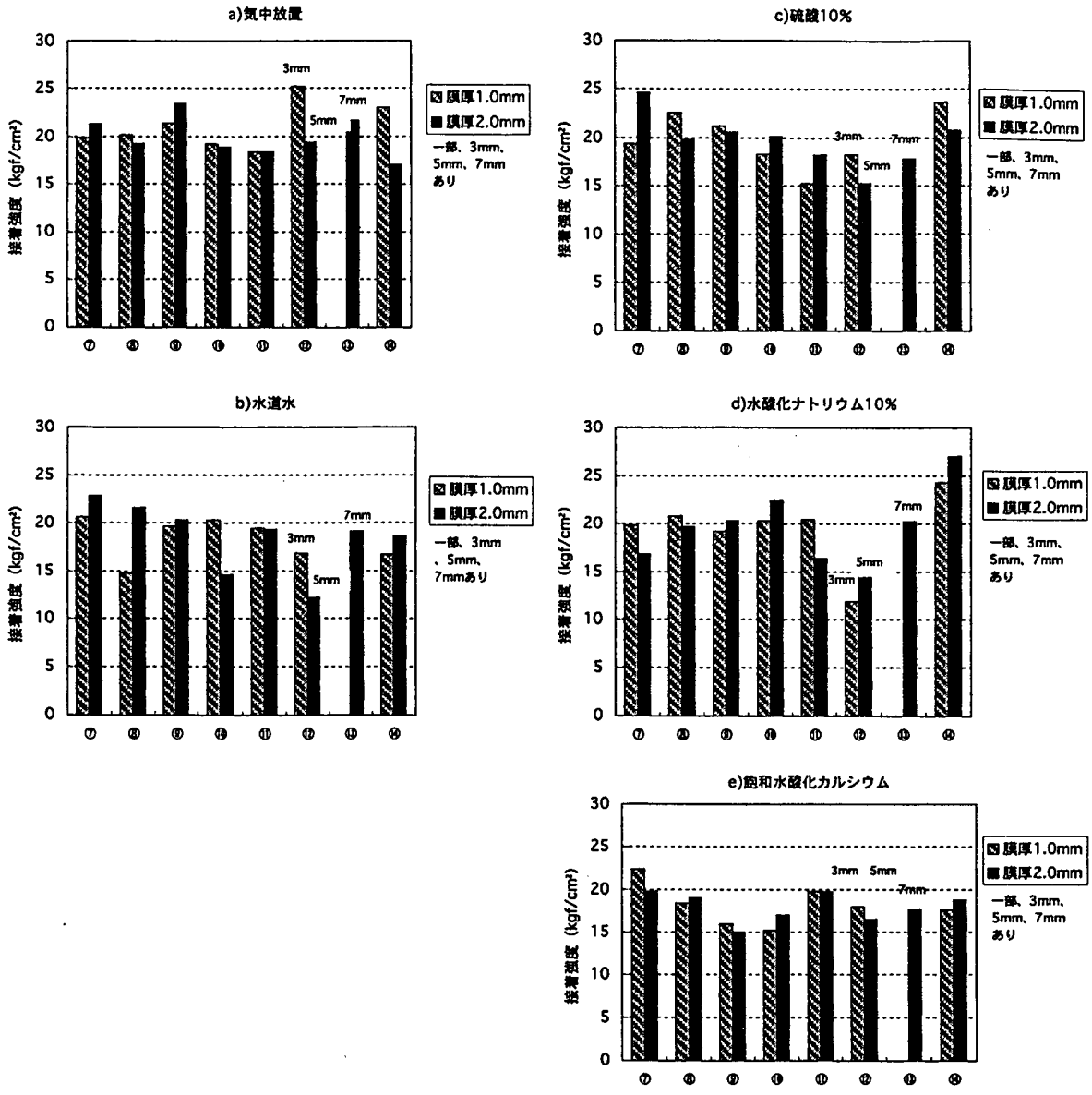


図5　浸漬60日後の接着強度（厚膜型被覆防食材を施したコンクリート供試体）

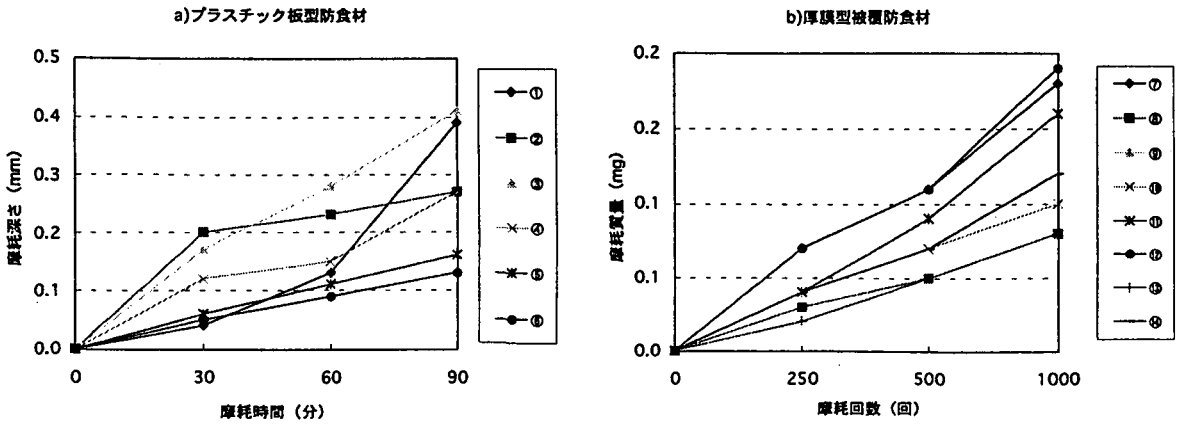


図6　摩耗試験の結果

６．下水道工種の体系化に関する調査

システム課 課　　長 阿部 徹
主任研究員 川島 正

１．はじめに

建設省では、公共事業における調査・計画・設計・積算・契約・施工管理・維持管理といった一連のプロセスについて、合理的、かつ、一貫性のある新たな積算大系として新土木工事積算大系（以下、「新大系」という。）の整備を行っている。工事工種の体系化とは、新積算大系における中核をなす整備項目であり、河川・道路事業についてはほぼ概成し、その成果を活用している。

本調査は、下水道事業分野における工事工種の体系化について、工事内容や現行の積算体系の特性を考慮して、その体系構造を構想し、実際に体系化を行うものである。本文では、主に検討した体系構造について述べる。

２．「新土木工事積算大系」の概要

新大系を整備する目的は、以下の事項に集約される。

①公共工事の契約・積算に対する「透明性」「客観性」「妥当性」の確保および向上

②公共事業執行プロセスにおける発注者・受注者の業務の簡素化・容易化

公共工事における「積算」は、それ自体金額算定行為ではあるが、公共事業の執行プロセス上において、独立したものではなく、常に設計、入札、契約、施工管理、維持管理等に直結している。しかし、積算を含む事業執行プロセスの方法論の検討が、ほとんどプロセス毎に独立して行われ、相互の連携が図られていない現状がある。このことが結果として、発注者の業務効率向上への阻害や契約の不透明感などをもたらす要因となっている。

新大系は「積算」行為を「契約」を視点に体系化し、これを核に事業執行プロセス間の有機的連携を図ることを目指すものであり、「工事工種の体系化」と事業執行プロセス上の重要なアイテムとなる共通仕様書や積算基準書などの種々の図書・基準類を作成・再編するものである。

３．現状の問題点

3.1　設計図書

公共工事請負契約では、契約当事者間で合意した内容を書面で取り交わす。これを「契約図書」という。契約図書は、契約書、約款、設計図書からなる（公共工事標準請負契約約款（以下、「標準契約」という。）第１条１項）。「設計図書」とは、「図面」「仕様書」「現場説明書」「質問回答書」とされる。具体的に契約内容を示すのは、「図面」と「仕様書」であるが、図面情報と文章情報だけでは、契約対象物の

数量面での指定が不十分なことから、一般に「工事数量総括表」（あるいは「金抜設計書」）を設計図書に含めている。

契約対象物を具体的に示す設計図書は「図面」「仕様書」「工事数量総括表」である。しかし、①設計図書相互間での表現上の連携が図られていない、②契約対象物を的確に表現していない、という現状があり、発注者と受注者の間での契約上のトラブルの要因になっている。

3.2　設計書作成の問題点

工事数量総括表は、工事の価格構成と同一の工種構成で表現するのが、一般的であり合理的である。このため、工事数量総括表は積算設計書と同一の工種構成で表現される。しかし問題は、いかに工種を構成し、工事数量総括表や積算設計書を組み立てるのかが、決まっていない点にある。現在、各種の積算基準が制定されているが、これらは、工事費の費目構成と歩掛を定めているのであって、１件工事の契約内容の表現方法を規定したものではない。

工種構成の基準がないため、その構成、設定した数量項目の表現、項目用語に託する意味は、積算者の任意となる。例えば、図－１では、掘削工や残土処分工という項目は発注機関や担当者によって多義的である。これらの項目に対して数量を設定し契約しても、発注者にしか意味を理解できないという不都合が生じる。

3.3　契約対象物の表現の問題点

標準約款第１条３項は、「仮設、施工方法その他工事目的物を完成させるために必要な一切の手段については、この約款及び設計図書に特別の定めがある場合を除き、乙がその責任において定める。」とする。本項は、工事目的物を完成させるための手段選択権が受注者にあることを保障したものと解されている。[1] これが「施工任意性の確保」であり、発注者は受注者の施工手段の任意性を保障することが強く求められる。第１条３項中段に「特別の定め」とあるのは、技術上、安全上の必要など相当の合理的理由が必要とされている。

	契約上の表現	積算内容＝用語の意味
A県	掘削工 土砂運搬工 残土処分工	掘削＋積込 運搬 処分料金
B県	掘削工 残土処分工	掘削＋積込＋運搬 処分料金
C氏	掘削工 残土処分工	掘削＋積込 運搬＋処分料金
D氏	掘削工	掘削＋積込＋運搬＋処分料金

発注機関や担当者によって
掘削工や残土処分工が
多義的である
↓
契約内容の不明確さ

図－１　契約上の取引項目の不明確さ（例）

つまり、今日、我々がいう請負契約とは「ある物をこのように作ってくれ」という視点では捉えられず、「作り方の如何を問わずある物を引き渡してくれ」という「物を買う」視点で捉えるものである。当然、契約図書である工事数量総括表は、引き渡しを受ける物（受注者にとって引き渡す物）、即ち、取引項目で表現される必要が出てくる。

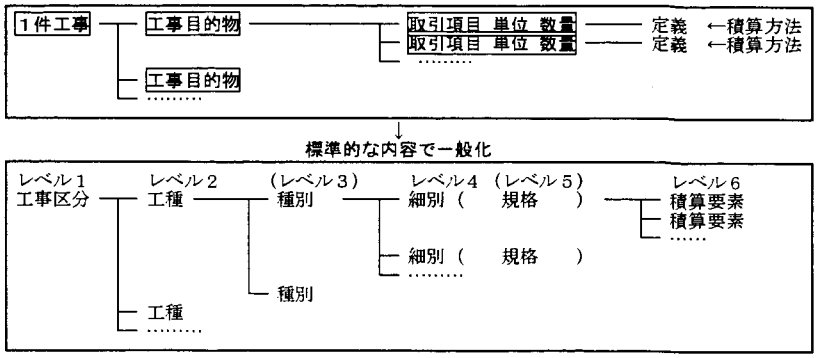
しかし、現状は必ずしも取引項目を単位とした設計書の記載はされていない。現在の積算手法は、直営施工時代からの経験の集積であり、物を作ることから発想した原価計算である。つまり、積算者は施工条件の予測を行い、その予測を前提に原価計算をしている。標準約款上、予測された施工条件は、契約上の指定条件になってはいけないが、積算設計書から工事数量総括表を作成するため、これらの条件が契約図書に出てしまうことが多い。あるいは、施工手段を特定しない取引項目を先に設定し、それに対して積算しても、前述の通り、設計書の構成方法に関する基準がない以上、取引項目は積算者が勝手に決めたもので、契約上の

意味に一般性がない。

4．工事工種体系の構造の検討

4.1　工事工種体系の意味

「工事工種体系（以下、「体系」という。）」は、事業執行プロセスの有機的連携を与えるための用語の定義系であり、新大系において骨格に相当する。また、体系は、それ自体、契約内容を明確にするための設計書の記述方法の統一化・標準化を行うものでもある。この体系を編成する作業のことを「工事工種の体系化」という。



図－２　工事工種体系の考え方

表－１　体系階層（レベル）の定義

レベル	名　称	内　　容	補足説明
レベル０	事業区分	予算制度上及び事業執行上の区分を中心とした区分	工事数量総括表には表示されない。発注時の支出予算科目を示す。
レベル１	工事区分	工事発注ロット及び受注者を考慮してレベル０を分割したもの	通常、１件の工事として発注される区分
レベル２	工　種	レベル１を構成する要素のうちで、一定の構造を持つ部位を施工するための一連作業の総称	複数の工事区分で共通的に行われる工種については、主体となる工事区分で体系化している。
レベル３	種　別	体系全体の見通しをよくすくするため、レベル２とレベル４をつなぐレベル区分	工種によっては、表示しない場合もある。また、可能な限り、施工順序に従った構成とする。
レベル４	細　別	工事を構成する基本的な単位目的物もしくは単位仮設物であって、単位とともに契約数量を表示するレベル	検収対象となる単位目的物と検収対象とならない単位仮設物がある。積算・見積り時にはこのレベル項目が価格算定の基本となる。
レベル５	規　格	レベル4を構成する材料等の客観的な材質・規格ならびに契約上明示する条件等	レベル４に付随して表示するレベルで、総括表では原則としてレベル４と同行に記述されるレベル
レベル６	積算要素	レベル４の価格算定上の構成要素であって、基本的には契約上明示しないもの	費用構成としての積算項目と、積算上の最小構成単位としての歩掛項目から構成されている。

4.2　工事工種体系の一般的階層構造

4.2.1　考え方

（１）工種の構成

工事工種の体系化に際して、以下に示す体系作成の基本方針を定めている。

①分かりやすい。

②標準的な内容で構成する。

②契約となる工事目的物が明確である。

設計書の作成は、即ち、工事の価格の算定である。この算定法は、取引項目の「単価×数量」を基本としている。ここで、取引項目の数量の把握をどのような集団で行うかで設計書の構造が違ってくる。大別して、１件工事の中に含まれる１個の工事目的物をユニットにそこに含まれる取引項目の数量を把握する場合と１件工事の中で行われる作業分類から含まれる取引項目の数量を把握する場合がある。前者の方法は、工事目的物という目に見える形を基準にするため数量の把握が容易であり、また、工事目的物毎の価格が把握しやすい。一方、後者の方法は、工事目的物に関係なく工種を分類することになるため、設計書の中で同一の取引項目が重複して出現せず、積算が簡単になるメリットがある。

体系では、基本方針のもと、前者の方法を採用している。この考え方を図化すると図－２のようになる。この関係を一般化・標準化したものが、工事工種体系の階層構造になる。なお、各階層の定義は、表－１に示すものである。

（２）取引項目

体系において、レベル４「細別」が取引項目を示す階層であり、項目毎の契約数量が示される。レベル４は、「価格決定要因の分析、受注者の原価管理構造、検収方法などを踏まえ、見積もりに支障なく、かつ、積算・施工管理などの面で、合理的に管理できる項目および単位で設定すること」[2]としている。このことは、発注者が引き渡しを求める「物」は何かという意思表示の形を考え、それが、上述の諸要件と適合するか、より適合させるためにはどのような項目（名称と意味）と単位が望ましいかを考えることに他ならない。

4.3　下水道における体系構造の検討

4.3.1　下水道における独自化の背景

下水道のレベル０からレベル５までの体系の考え方は、基本的に他事業分野と同じであり、若干の個別的事情に基づく相違がある程度である。一方、各レベル４「細別」に対応するレベル６「積算要素」は、如何に積算するかということを具体的に表現するもので、既存の積算基準書との対応が必要となる。例えば、表－２が先行分野における積算要素を表現したものである。表－２からレベル６はレベル４の積算上の範囲（定義）を費目的な表現で項目化した「積算項目」と具体的な積算内容を示す「歩掛項目」などによる副階層を持つ。しかし、下水道については、以下の理由からレベル６について独自の表現形式を検討する必要があった。

①地方事業だけを対象とする。

②下水道工事積算における代価階層構造の存在

①は、積算基準の不特定性の問題である。これは、積算方法自体の違いと積算基準書という図書そのものの違いという２つの問題がある。前者は、同じ対象物でも、Ａ市では国の策定した標準歩掛で積算しているが、Ｂ市では見積もりで積算するなどの違いである。後者は、積算方法が同じであっても、地方公共団体で策定している積算基準書が違えば、積算要素としての記述（積算基準書への参照位置の表現）が変わってしまうことである。

②は、下水道工事積算の特異性に起因している。建設省が策定し、広く地方で利用されている「下水道用設計標準歩掛表」は、本工事費内訳表と大中小代価表による積み上げ標準を持つ。下水道に限らず、積算では下位単価表から上位単価表に積み上げを行うが、大中小代価表は、①積み上げ過程の標準化、②数量の標準化、の両点を徹底した特異性がある。設計条件別に事前に各代価表を計算しておけば、非常に短時間に積算できるメリットがあり、特に技術者の不足した町村にとって、事業の円滑な推進に大いに寄与していると考えられる。特に留意されるべきなのは、歩掛以外に目的物や仮設物の形状を標準化した場合の数量を持つ代価表があることである。一見、標準外への適用に支障が出そう

表－２　他分野での積算要素の表現（土砂掘削の例）

積算項目	歩掛項目	単位	施工歩掛コード	特記・備考
土砂ｵｰﾌﾟﾝ掘削費	ブルドーザ掘削押土	m^3	B-1001	
	バックホウ掘削積込	m^3	B-1002	
	クラムシェル掘削積込	m^3	B-1004	
土砂片切掘削費	片切掘削（人力併用機械掘削）	m^3	B-1014	
土砂人力掘削費	人力切り崩し	m^3	B-1101	
	人力掘削	m^3	B-1102	
	人力積込	m^3	B-1103	
自工区流用箇所または仮置場までの運搬費	ダンプトラック運搬	m^3	B-1024	
仮置場での整地費	残土受入地での処理	m^3	B-1075	
仮置場での積込費	バックホウ掘削積込	m^3	B-1002	
自工区外への運搬費	ダンプトラック運搬	m^3	B-1024	
土捨場での整地費	残土受入地での処理	m^3	B-1075	
処分費	投棄料	m^3	B-7503	

であるが、大中小代価表という階層性を持つことで、柔軟に対応できるようになっている。問題は、この代価表の積み上げ過程が先行分野における積算要素の形式では表現できない点にある。

4.3.2　積算要素表の検討

（1）基本方針

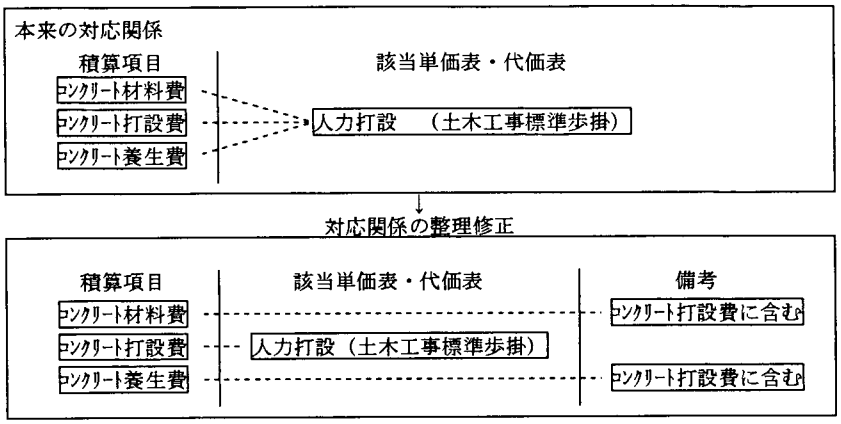
前項の問題点に対応するため、以下の基本方針により対応するものとした。

①工事工種体系の目的を「契約内容の明確化」と「積算の容易化」とすれば、前者の目的を徹底できる形態を目指し、そのうえで「標準」としての積算手法を示す。

②可能な限り代価階層構造を表現できる積算要素の副階層構造を設定する。

（2）積算要素の基本構造

下水道分野におけるレベル6（積算要素）では、具体的な積算方法を建設省制定の「土木工事標準歩掛（以下、黄本という）」と「下水道用設計標準歩掛表（以下、白本という）」に記載された単価表あるいは代価表のタイトルおよび記載頁（あるいは代価番号）で示すことにした。都道府県では、この両者を基に自己の積算基準書を作成しており、内容として最も標準的であることによる。これらは「標準的な積算手法」として位置づけ、積算要素の中では「該当単価表・代価表」と称している。



図－3　下水道分野での積算要素の表現形式の例

一方、他分野と同様に「積算項目」を設定するが、下水道分野での積算項目は、あくまで細別の契約上の意義を示すことに重点化し、「該当単価表・代価表」とは独立して設定することとした。この理由は、「該当単価表・代価表」を前提に積算項目を設定すると、細別の意味づけにおいて一貫性を持ちにくいためである。例えば、細別「コンクリート」は、引き渡される目的物のコンクリート部分をいい、契約上の意味を費目範囲で示すと、「材料費」「打設費」「養生費」からなるため、これらを積算項目にする。しかし、黄本におけるコンクリート打設の単価表（例えば人力打設）の内訳構成は、材料と養生まで含んでいる。つまり、単価表との対応の上では、積算項目は分解できない。このようなことが、単価表の内訳構成で左右されると細別の意味づけとしての積算項目が機能しない恐れがあるため以上の処置を取った。そこで、問題となるのは、積算項目と該当単価表・代価表の対応関係が表現できなくなるが、これは、図－3に示すように「備考」を設け、対応関係の修正を行うことで処置するものとした。

また、積算項目は費目としての性格を強め、施工手段や施工条件を特定する設定は極力避けることにした。したがって、下水道分野での積算項目は、他分野と違い、相当に大まかな区分となる。このため、単一の積算項目に多数の単価表や代価表が対応する場合、実務面での使い勝手が悪くなる。そこで、積算項目の第2

欄として、適用できる単価表や代価表を中間分類する「内訳項目」を設けることにした。

（3）代価階層構造の表現

該当単価表・代価表は、歩掛を与えられて算定するものをいう。単価表や代価表間で参照関係を持つ場合、最上位の単価表あるいは代価表で代表させる。基本的に黄本に記載される単価表は全て該当単価表になりうるが、白本に記載される代価表は、歩掛に対応しない代価表が多数含まれている。このため、一旦、代価表の性格付けを行い、歩掛が与えられる代価表のみを該当代価表として、その他の代価表は、積上げ過程の標準を示す内訳表として扱うことにした。したがって、これらの代価表は該当単価表・代価表の上にある上位代価表となる。

表－3　下水道分野での積算要素表の形式

積算項目	代価・内訳項目	該当単価表・代価表	単位	参照ｲﾝﾃﾞｯｸｽ	備考
積算項目１	内訳項目１	A単価表	U	土木　X-X-X	
		B単価表	U	土木　X-X-X	
	内訳項目２	C代価表	U	下水　C-Y-Y	
		D単価表	U	下水　X-pXX	
積算項目２	代価項目１		U	下水　B-Y-Y	
	内訳項目３	E代価表	U	下水　C-Y-Y	
	内訳項目４	F単価表	U	土木　X-X-X	
		G単価表	U	土木　X-X-X	
	内訳項目５	H単価表	U	土木　X-X-X	
積算項目３					積算項目１に含む

以上から、上位代価表は、内訳の内容を標準化しユニットにまとめたものである。そこで、上位代価表とそこに含まれる内訳を「内訳項目」と同様の扱いをとり、「代価項目」として設定することで、代価階層構造を同時に表現するものとした。

（4）積算要素表の形式

以上をまとめると、下水道分野における積算要素は、表－3に示す表形式で表現することとした。

6．あとがき

下水道における工事工種体系は、若干の相違はあるものの基本的に他分野のものと同じである。8年度までにレベル1「管路」工事区分の体系について1次的な整備を完了し、9年度以降に他工事区分への拡張を行う予定である。

最後に、多忙の中、本体系の構造検討と管路の体系化に協力していただいた千葉市、東京都、横浜市、川崎市、日本下水道事業団の関係者に深く謝意を表する。

参考文献

1）　新訂公共工事標準請負契約約款の解説、大成出版社

2）　新土木工事積算大系の解説－工事工種の体系化を核として－、経済調査会、1996.8

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

振動研究室　室　長　田村　敬一
研究員　東　拓生
研究員　小林　寛
動土質研究室　室　長　松尾　修
研究員　佐々木哲也
研究員　近藤　浩市

１．まえがき

下水道施設、特に管路などは地下水位以深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。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。このような現状を踏まえ、本調査では、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及び対策工法について検討することを目的としている。８年度は、液状化層に埋設された下水道管渠に対して振動台実験を行い、埋戻し部の締固め程度と下水道管渠の浮上がり特性の関係についての検証（振動研究室）及び砕石により埋戻した場合の埋戻し位置の違いによる浮上がり特性に関する検証（動土質研究室）を行った。

２．埋戻し部の締固めの違いに着目した模型振動実験（振動研究室）

2.1　実験概要

下水道管渠の液状化時の浮上がりを抑制する方法としては、砕石による埋戻し及び埋戻し部の締固めが考えられる。前者については平成７年度に実験を行い、砕石埋戻しによる浮き上がり抑制効果の検証を行った。平成８年度は、後者による浮上がり抑制策について実験を行った。

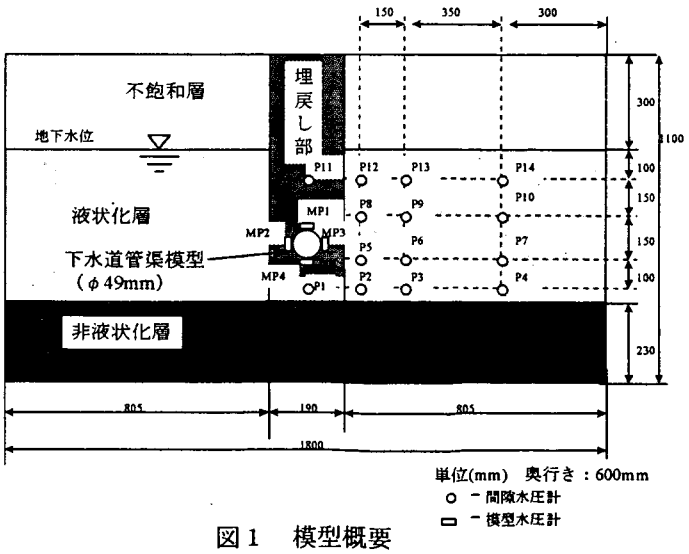


図１　模型概要

模型の概要を図-１に示す。小型の土槽内に厚さ23cm の非液状化層（豊浦砂）を作成し、緩詰めの砂地盤（豊浦砂、相対密度 Dr=22%）を 87cm 作成したあと、地下水位を地表面から 30cm とすることにより、表層に不飽和層を作成した。埋戻し部は土槽の中央において幅 19cm、深さ 77cm とし、この中に下水道管渠模型を設置し、所定の相対密度で埋め戻した。そ

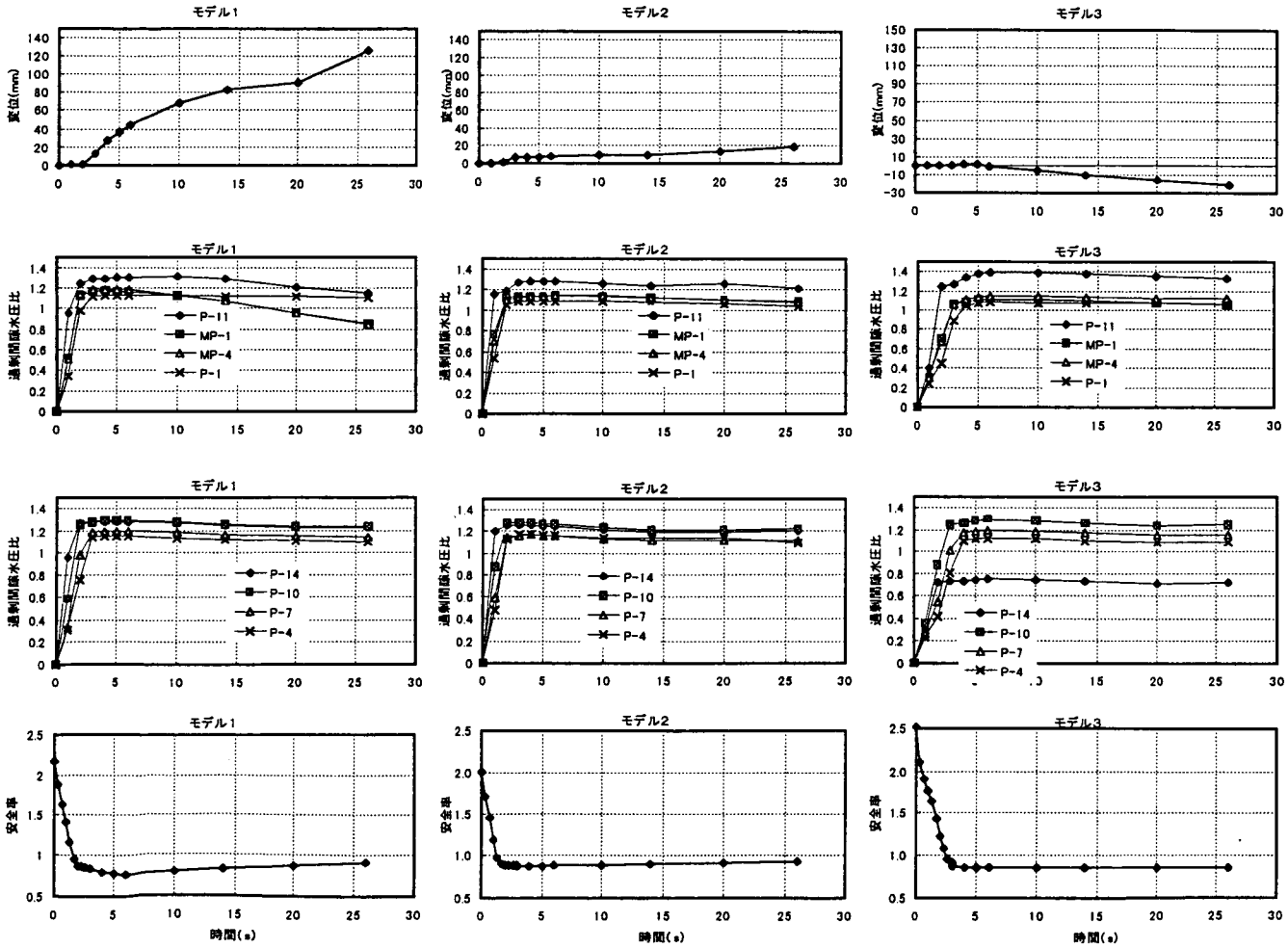
の後、150gal、3Hz の正弦波で 30 秒間加振することにより、地盤に液状化を発生させ、地盤内の加速度、液状化層内の過剰間隙水圧、模型の浮上がり変位を計測した。実験ケースの一覧を表-１に示す。各実験ケースは、埋戻し部の相対密度の違いにより、それぞれ、①原地盤と同密度であるケース、②埋戻し部の相対密度を原地盤より増加 (Dr=37%) させたケース、③埋戻し部の相対密度をモデル２よりも増加 (Dr=55%) させたケースとした。

表-１　実験ケース

	埋戻し部の相対密度	原地盤の相対密度	加振波形
モデル１	23%	23%	正弦波
モデル２	37%	21%	３Ｈｚ
モデル３	55%	24%	150gal

2.2　実験結果

図-２に、モデル１～３の下水道管渠模型の浮上がり変位、埋戻し部及び原地盤での過剰間隙水圧比、さらに共同溝設計指針[1)]に準じた浮上がり安全率の時刻歴を示す。ただし、浮上がり安全率の計算における上載土のせん断抵抗及び下水道管渠側面の摩擦抵抗は無視した。



上段より模型浮上がり変位、埋戻し部における過剰間隙水圧比、周辺地盤における過剰間隙水圧比、浮上がり安全率

図-２　モデル１～３の各指標の時刻歴

浮上がり変位を比較すると、モデル１およびモデル２では浮上がりを生じているのに対して、モデル３では、一旦浮上がりが生じてから、加振経過６秒より沈下が生じた。また過剰間隙水圧比を比較すると、モデル１および２では加振経過２秒で水圧比 1.0 をこえる。しかしながら、モデル３では４秒経過するまで過剰間隙水圧比が 1.0 をこえていない。さらに、浮上がり安全率についても安全率 1.0 を切る時刻がモデル３だけ若干遅れている。また、モデル３の P14 だけは過剰間隙水圧比が 1.0 をこえなかった。

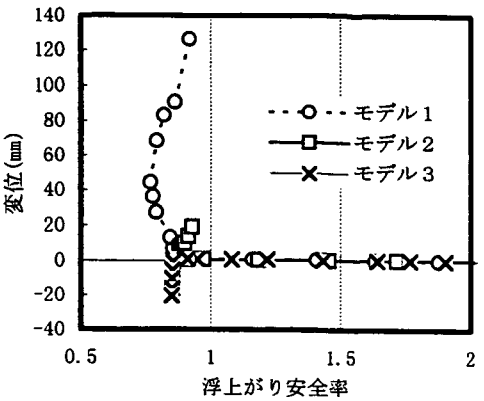


図-３　浮上がり変位と安全率の関係

これらは、モデル３では全体的に液状化しにくいことを示しており、このことは浮上がり変位が他の２ケースに比べて遅れて生じていることからもわかる。ただし、どのモデルも最終的には地盤全体が液状化したと考えられる。そこで、モデル３で下水道管渠模型の沈下が生じた理由としては、①当該モデルでの埋戻し部の直下の部分が液状化時に圧密されたようになった。②このことより埋戻し部全体が沈下し、それに伴い下水道管渠模型が沈下したのではないかと考えられる。図-３に浮上がり変位と安全率の関係を示す。同図より、浮上がり安全率が 1.0 を切ると、浮上がりまたは沈下が生じている。このとき、埋戻し部と原地盤の相対密度の関係により、下水道管渠の浮上がりまたは沈下のいずれかの現象が生じたものと考えられる。

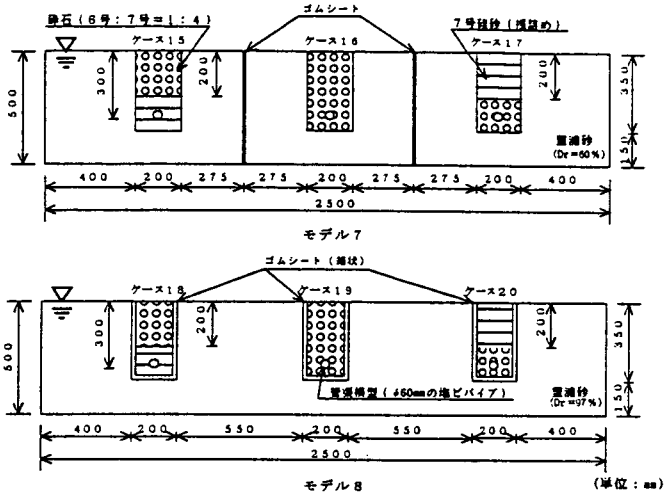


図-４　砕石で埋め戻した場合の
下水道管路施設の振動台実験における模型断面

３．砕石で埋め戻した場合の下水道管路施設の振動台実験（動土質研究室）

3.1　概要

７年度は下水道管渠模型のみを埋設した模型について振動台実験を行い、原地盤部の液状化強度、基礎の形式及び埋戻し方法が地震時浮上がり特性に及ぼす影響について検討した。その主要な結果として、管渠を砕石で埋め戻した場合に浮上がりを抑制する効果が得られた。そこで、８年度は引き続き振動台実験を行い、砕石により埋め戻した場合の砕石埋戻し位置の影響等について検討

表-２　実験条件

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
モデル7	ケース15	φ51mmの管渠模型	0.600	Dr=61%	下部：硅砂（空中落下法による緩詰め）Dr=18% 上部：砕石 Dr=22%	なし	正弦波 5Hz 加振加速度 215gal 20波 311gal 20波 414gal 100波
	ケース16				砕石：Dr=22%		
	ケース17				下部：砕石：Dr=22% 上部：硅砂（空中落下法による緩詰め）Dr=17%		
モデル8	ケース18			Dr=97%	下部：硅砂：（水中落下法による緩詰め）Dr=38% 上部：砕石 Dr=37%		
	ケース19				砕石 Dr=29%		
	ケース20				下部：砕石 Dr=31% 上部：硅砂（水中落下法による緩詰め）Dr=37%		

を行った。

3.2　実験および観察方法

模型断面および実験条件を図-4，表-2に示す。模型寸法は実物の約 1/6 相当である。原地盤部は豊浦砂を用いて、モデル7では Dr=60%になるように空中落下法で作成し、モデル8では Dr=90%以上を目標として水中落下法で作成した後に振動台で加振して締め固め、さらに水締めを行った。加振時に発生する過剰間隙水圧の伝播を防止するために、モデル7では隣り合うケースの間の原地盤部中央に、モデル8では埋戻し部と原地盤部の境界を、それぞれゴムシートで遮水した。埋戻し部は、7号硅砂および単粒度砕石（6号砕石と7号砕石を1：4の重量比で配合したもの）を用いて、モデル7では空中落下法，モデル8では水中落下法で極力緩く硅砂と砕石の二層地盤および全層砕石地盤の埋戻し部の各模型を作成した。また、加振後の管渠模型および周辺地盤の挙動を観察しやすいように、染色した硅砂（赤色），砕石（白色）を使用し、鉛直方向の埋戻し部の移動状況を把握した。また、実験後の模型解体時に、地盤中の水を抜き模型地盤を切削した後、模型の変形状況を土槽の前面から 10cm, 34cm, 58cm 離れた3断面で観察した。

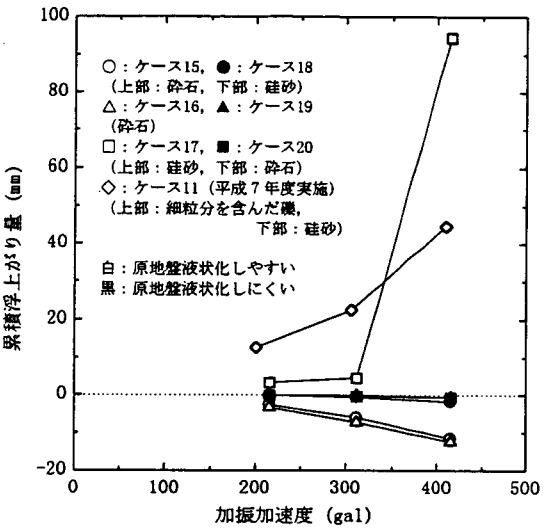


図-5　加振加速度と累積浮上がり量との関係

3.3　実験結果

管渠模型の加振加速度と累積浮上がり量との関係を図-5に示す。原地盤が液状化しやすいケース 15～17 では、ケース 15（上部層：砕石，下部層：硅砂）およびケース 16（砕石）が徐々に沈下する傾向が見られるのに対し、ケース 17（上部層：硅砂，下部層：砕石）では 400gal 加振で大きく浮き上がった。ケース 15 とほぼ同じ条件で7年度に行ったケース 11（細粒分を含んだ礫を用いた）では浮上がりが生じたことから、ケース 15 ではドレーン効果による影響が大きかったと考えられる。また、原地盤が液状化しにくいケース 18～20 は、加振加速度が大きくなってもほとんど浮上がりが生じなかった。

3.4　観察結果

各ケースの土槽中央部（土槽前面から 34cm）における変形状況の観察結果を図-6に示す。ケース 17,20（上部層：硅砂，下部層：砕石）以外のケースでは埋戻し部全体が加振により沈下した程度の変形であり、原地盤部の違い（液状化しやすい・しにくい）による顕著な差は見られなかった。

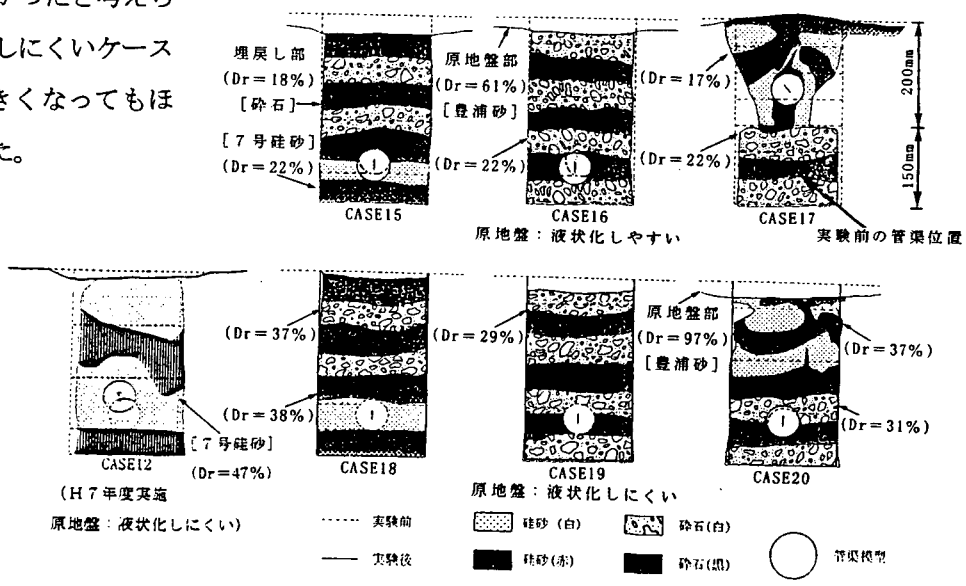


図-6　変形状況の観察結果（土槽前面から 34cm の位置）

原地盤が液状化しやすいケース 17 では、管渠が砕石を飛び抜けて上部の硅砂層にまで浮き上がっている。砕石埋戻し部は管渠が飛び抜けたにもかかわらずその形に大きな乱れはなく、幅が狭くなっている。その上の硅砂層は、管渠の浮上がりに伴い、下部が水平方向に絞り込まれ、上部は水平方向に拡大するとともに地表面が盛り上がっている。

原地盤部が液状化しにくいモデルであるケース 20 では、ケース 17 のような原地盤部からの押し込みによる地盤の変形はほとんど見られない。上部の硅砂部分は、液状化による埋戻し部の乱れが確認できるが、ケース 17 や平成 7 年度に行ったケース 12（原地盤：液状化しにくい、埋戻し部：無対策）のように浮上がりによる地盤の変形は確認できない。下部の砕石部分は、加振による沈下以外は特に変化は認められない。

3.5 浮上がり安全率

実験データを基に管渠模型の浮上がり計算を次式により算定した。なお、過剰間隙水圧による揚力は、過剰間隙水圧の実測値から浮上がりによる静水圧計測分を補正することにより真の管渠下端部過剰間隙水圧を求め計算した。

$$Fu=\frac{Ws+Wm}{Us+Ud+F}$$

ここで、Ws：管渠模型の上載土の全重量

Wm：管渠模型の全重量

Us：管渠模型底部に作用する静水圧による揚圧力

Ud：管路下端の間隙水圧計による実測値から浮上がり・沈下による静水圧計測分を補正した揚圧力

F ：浸透水力に起因する力

今回の実験で一番浮き上がったケース 17 の最終加振時における、浮上がり安全率と浮上がり量との関係を図-7に示す。管渠模型は加振開始とともに浮上がり安全率が 1.0 以下になり、浮上がりが生じていることが分かる。そして、加振終了とともに安全率が 1.0 以上になり浮上がりも終了している（ただし、加振から 20 秒以降の浮上がり量は変位計による計測ができなかったため、加振終了後の手計測による値を用いている）。

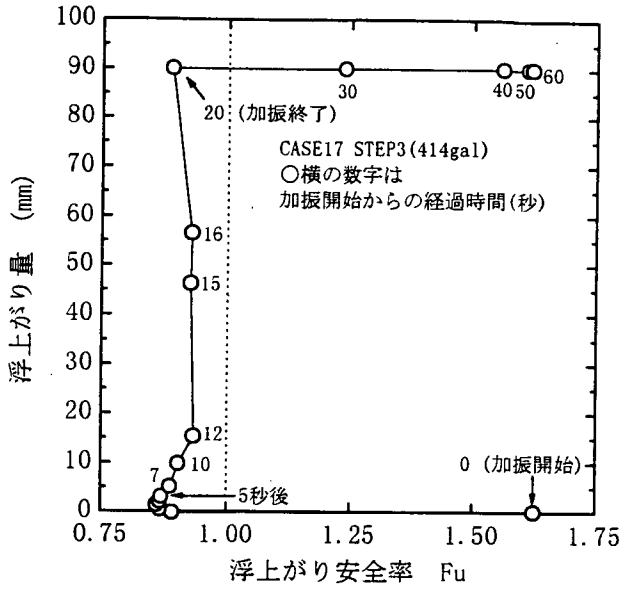


図-7 浮上がり安全率と浮上がり量との関係

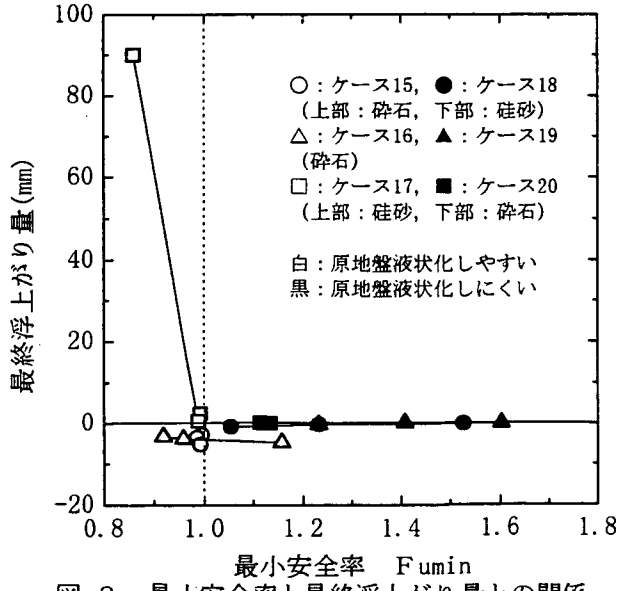


図-8 最小安全率と最終浮上がり量との関係

図-8に各ケースにおける管渠の最終浮上がり量（加振毎）と最小安全率（浮上がり安全率の最小値）との関係を示す。管渠が浮き上がる場合では、最小安全率が小さくなるほど浮上がり量が大きくなることが分かる。原

地盤が液状化しにくいケースについてはＦｕ＞１となり最小安全率で十分評価できている。しかし、原地盤が液状化しやすいケースで浮上がりが生じなかったケース 15, 16 についてはＦｕ＜１となる加振ステップが存在し、浮上がり計算式では評価できなかった。この原因としては、ケース 15 については加振中に一瞬ではあるがＦｕ＜１となる値があり、この値を最終安全率として用いているからである。ケース 16 については、管渠直下の過剰間隙水圧は４gf/cm^{2}程度であったが、埋戻し部直下における原地盤部の過剰間隙水圧が大きな値（39gf/cm^2）を示しＦ(浸透水力に起因する力)の効果によりＦｕが１を下回ったためである。

４．まとめ

８年度の研究成果をまとめると以下のとおりである。

１）液状化層に埋設された下水道管渠に対して、埋戻し部の相対密度を種々変化させて模型振動実験を行った結果、埋戻し部の締固めにより下水道管渠の浮上がり特性に差異が認められた。特に締固めの相対密度が高いほど、浮上がりにくい傾向があった。

２）砕石により埋め戻した場合の砕石埋め戻し位置の影響についての模型振動実験を行ったところ以下のことが確認された。

①原地盤が液状化しやすい条件の下では、管渠模型周辺（下部層）を砕石で、その上部を硅砂でそれぞれ埋め戻したケース 17 において、ある加振加速度で非常に大きな浮上がりが生じた。また、埋戻し部の上部に細粒分を含まない砕石を用いたケース 15 では、前年度行った細粒分を含んだ礫を用いた場合とは異なり、ドレーン効果による影響により沈下する傾向にあった。原地盤が液状化しにくいモデルについては、管渠の変位は非常に小さかった。

②原地盤が液状化しやすく、上部を硅砂・下部を砕石で埋め戻した CASE17 では、管渠が大きく浮き上がったのにもかかわらず、砕石埋戻し部に大きな乱れは見られなかった。上部の硅砂層は管渠の浮上がりに伴い、下部が原地盤に押し込まれるような形となっていた。他のケースに関しては加振による沈下以外の変形は認められなかった。

③浮上がり安全率を算定したところ、浮上がりが生じるケースでは、浮上がり安全率Ｆｕが 1.0 より低下すると浮上がりを始めた。ただし、浮上がりが生じなくてもＦｕ＜１となるケースもあった。

本課題の最終年度にあたり、３カ年にわたり実施した研究成果は以下のようにまとめられる。

・過去の地震（釧路沖地震、北海道南西沖地震、北海道東方沖地震、三陸はるか沖地震）における下水道管渠被害について調査を行い、それぞれの地震について　管径、管種、埋設深度別等の管渠被害の傾向を明らかにした。

・下水道管渠とマンホールを対象にした模型振動実験を実施し、地震時浮上がり特性と浮上がり防止対策（埋戻し部締固め、砕石埋戻し）を施した場合の有効性について明らかにした。

・模型実験を対象とした管渠の浮上がり計算を行い、下水道施設の液状化による被害の予測手法についての適用性について検討し、実験で浮上がったケースでは概ね説明できたが、安全率が１を切っても浮き上がらないケースもいくつか存在した。

参考文献　１）共同溝設計指針, 社団法人 日本道路協会, 1987. 3

VI. 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　横田　敏宏

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、この様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は近年、増加の一途をたどっているが、効果評価が十分になされているとは言い難く、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課、土木研究所水質研究室、建設省各地方建設局技術事務所調査試験課、北海道開発局開発土木研究所環境研究室で構成）では、平成６年度から８年度に河川、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」をはじめとする、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行った。

2. 平成７年度までの調査結果

2. 1. 平成６年度

アンケート調査により全国の、河川及び水路の直接浄化の現状を把握した結果、これらの事業は国の他、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と、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こと、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ことが明らかになった。また、都市河川水質の実態調査を行い、河川浄化施設を計画する際の変動制の影響について検討した。

2. 2. 平成７年度

維持管理が河川直接浄化施設の処理機能にどのような影響を及ぼすのかを明らかにするために、千葉県松戸市の坂川ポンプ場に実験装置を設置し運転を行った結果、除去率の最も高い水質項目はSSであるにも関わらず、内容によっては維持管理がSSの除去率の向上をもたらさないケースがあること、また生物膜の剥離により維持管理が消化の促進を阻害するケースがあること、水量負荷が増加しても除去率がかえって改善する場合があることが明らかになった。

3. 平成８年度の調査内容

平成８年度は、全国の直接浄化施設でどのような内容・頻度の維持管理が行われているのか、また、問題点・課題を把握するためアンケート調査を行ったほか、浄化施設の貯留汚泥量の変化を調べるため、平成７年度に引き続いて千葉県松戸市の坂川ポンプ場で実験装置を用いて実験を行った。また、本年度は本調査の最終年度にあたるため共同研究を行っている各地建の調査結果も含め３カ年の調査成果を「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報告書－河川、湖沼、ダム貯水池等の浄化手法についての総合的検討－」としてとりまとめた。

4. アンケート調査

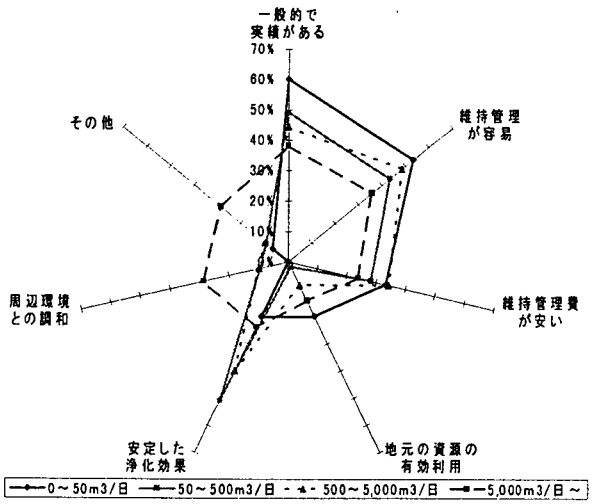
4. 1. アンケート方法

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すべてに依頼するようにつとめた。アンケートの内容は、1)事業名、事業費、事業年度等、2)流域特性、環境基準等、3)浄化手法、前処理施設、選定理由等、4)水量・水質調査、5)維持管理内容・費用・頻度等、6)その他の事業効果、7)問題点及び解決策、8)今後の課題についてである。

4. 2. アンケート結果

4. 2. 1浄化手法の選定理由

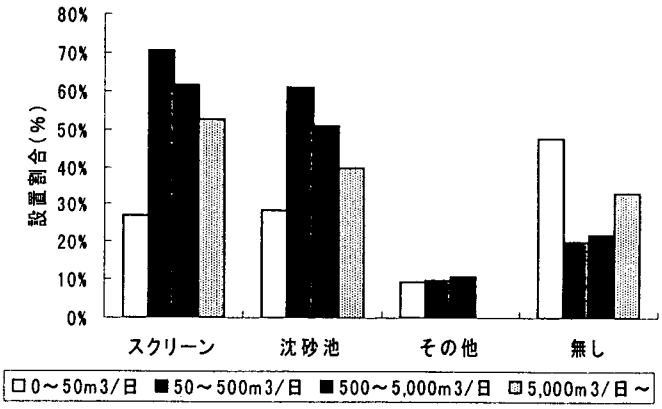
施設規模別に見ると、どの規模でも「① 一般的で実績があるから」「② 維持管理が容易であるから」を選択理由に挙げているものが多い（図－１）。0～50ｍ３/日の施設では「⑥ 河川公園等周辺環境と調和するから」を選択しておらず、50～500、500～5,000ｍ３/日の施設でもそれぞれ9.4%、10.0%しか選択していないが、5,000～ｍ３/日の施設では28.6%が選択している。また、50～500、500～5,000ｍ３/日の施設では「⑤ 安定した浄化効果が期待できるから」を50.9%、40.0%が選択しているが0～50、5,000～ｍ３/日では20.0%、23.8%しか選択していない。



図－１ 処理規模別の浄化の手法選定理由

4. 2. 2前処理施設

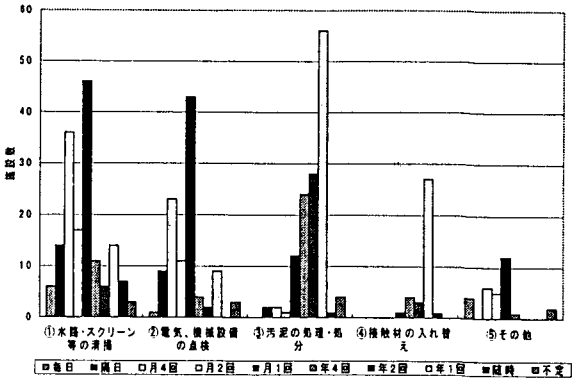
スクリーン、沈砂池は同じ傾向を示し、割合が多い順にスクリーン、沈砂池それぞれ50～500ｍ３/日が70.6%、60.8%、500～5,000ｍ３/日が61.5%、50.8%、5,000～ｍ３/日が52.5%、40.0%、0～50ｍ３/日が27.0%、28.6%となっている（図－２）。小さい規模（0～50ｍ３/日）もしくは大きい規模（5,000～ｍ３/日）の施設で前処理施設の設置率が低くなっている（それぞれ無い割合が47.6%、32.5%）。



図－２ 前処理施設の設置割合

4.2.3維持管理の頻度

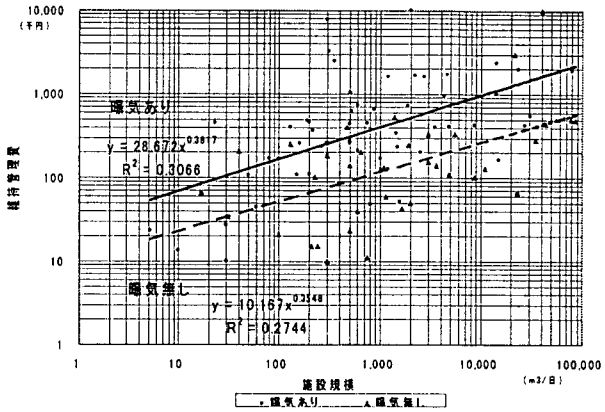
水路・スクリーン等の清掃については月１回の頻度が一番多く４６施設、次が週１回で３６施設となっており、この２つで回答の半数を占める（図－３）。電気・機械設備の点検については、月１回が４３施設あり回答の半数近くになっている。汚泥の処理・処分については年１回が５６施設、続いて年２回、年４回、月１回の順に２８回、２４回、１２回となっており、この４つで回答の９割以上を占める。接触材の入れ替えについては回答の約８割、２７の施設が年１回行うとしている。入れ替えを行う接触材の３分の１は木炭・竹炭であるが、残りは他の接触材となっている。



図－３　維持管理の内容と頻度の関係

4.2.4維持管理費用

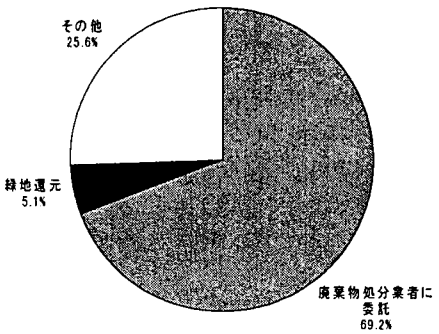
曝気の有無別に浄化水量あたりの維持管理費の平均を見ると、曝気ありの場合1.99千円／ｍ３／日、無しの場合0.49千円／ｍ３／日と４倍程度の差がある。しかしながら曝気の有無に関わらず浄化水量と維持管理費の相関が非常に低く、曝気の有無別にしても浄化水量によって維持管理費を推計することは困難である（図－４）。また、浄化方法・曝気の有無別の浄化水量と維持管理費にも相関関係は見られなかった。



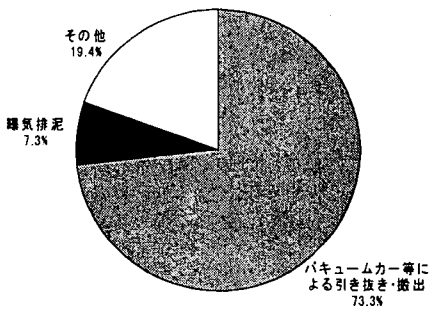
図－４　施設規模と維持管理費の相関関係

4.2.5汚泥の処理

汚泥の排泥方法についてみると「バキュームカー等による引き抜き・搬出」が73.3%、「曝気排泥」が7.3%、その他が19.4%となっている（図－５）。また、汚泥の処分方法についてみると「廃棄物処分業者に委託」が69.2%、「緑地還元」が5.1%、「その他」が25.6%であった（図－６）。



図－５　汚泥の排泥方法割合

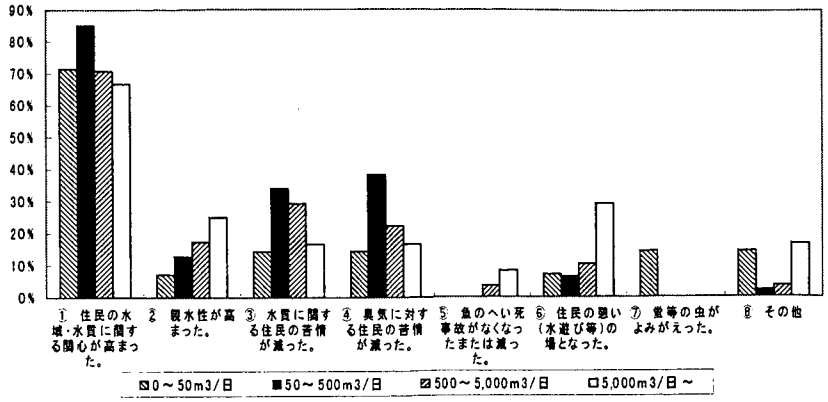


図－６　汚泥の処分方法割合

4.2.6事業効果

施設規模別に見ると、「①　住民の水域・水質に関する関心が高まった」は、すべての施設規模のおいて他の項目と比べて高い比率で選択されている（図－７）。5,000m3/日以上の施設では「②　親水性が高まった」「⑥　住民の憩い（水遊び等）の場となった」を選択した回答が25.0%、29.2%と他の規模と比べて多

い。また、50～500、500～5,000m3/日の施設では「③　水質に関する住民の苦情が減った。」「④　臭気に対する住民の苦情が減った。」を選択した回答がそれぞれ34.0%、29.3%及び38.3%、22.4%となっており他の施設規模と比べて高い比率となっている。



図－7　規模別事業効果割合

4.2.7問題点及び解決策

問題点及び解決策には回答が１１２件あった。内容としては土砂の流入等による目詰まりが２９件で一番多く、維持管理費が２４件、ゴミの流入が１７件で続いている。

回答事例

「河床に作ったため、堆積土砂撤去に費用がかかる。汚泥の排出ができない。目詰まりの心配がある。」

「ゴミ等によりスクリーンが目詰まりを起こす。」

「野菜くず、ビニール等がひも状担体に引っかかり、悪臭を発することがある。」

「住宅に近接した場所では貯留した汚泥の臭気が問題になる。」

「黒ボク土の処理は、産業廃棄物として処理予定であったが、一般公募による売払いで維持管理費の軽減」

「財源の不足により施設のﾌｫﾛｰｱｯﾌﾟ調査、維持管理を行えない。」

今後の課題には回答が１０３件あった。内容としては維持管理費が３２件で一番多く、浄化手法の検討が１７件、下水道整備が１５件、住民の意識向上（維持管理への参加）が１２件で続いている。

回答事例

「管理コストの削減」

「大雨時の土砂の流入と堆積に対する対処法」

「地域住民による維持管理、身近な環境問題に対する意識向上をさらに促進する必要がある。」

「集水地域の下水道の早期供用開始」

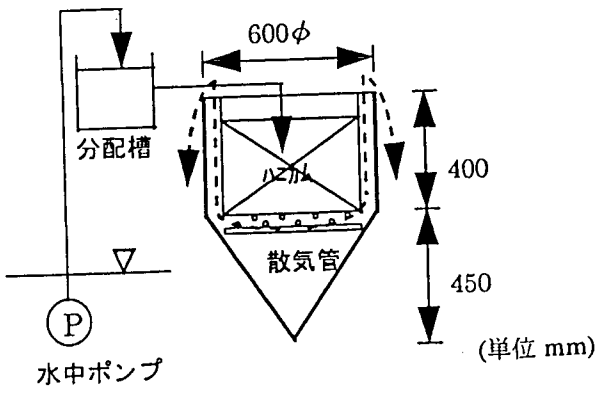
「下水道が整備されてから、いつまで施設を維持するか。」

「洗浄しやすい接触材の開発」

5.汚泥堆貯留量予測実験

5.1.実験方法

実験装置（図－８）は上部の反応槽と下部沈殿槽が一体となった構造をしており、反応槽には接触材として、比表面積200m²/m³、重量20kg/m3、空隙率98.5%、硬質塩化ビニル性のハニカムを内径450mm、高さ350mmに加工し充填した。処理原水として坂川からポンプｱｯﾌﾟした河川水を実験



図－８　実験装置概略図

装置に下向流で2L/分流入させた。実験装置全体の容量を流入水量で割算することにより求めた、水理学的滞留時間は1.3時間である。実験装置は9/19～3/14まで稼働し、維持管理は約１ヶ月ごとに約30lの蒸留水をハニカム上約50cmから流下させ過剰な生物膜を取り除いた。

機能確認調査として1996年10月14日～15日に24時間調査を、1996年10月15日～1997年2月4日に月１回の定期試験を行った。流入水量は実験期間中2L/分を保つように週1～2回、水中ポンプ及び配管の清掃を行ったが、若干の流入水量の減少があった。従って実際の滞留時間は1.3時間よりやや長くなっていた。維持管理と曝気の有無の違いをみるために３つの系統を作り、その実験条件を表－１に示す。

表－１　実験条件

	ﾒﾝﾃﾅﾝｽ	曝気	汚泥引抜
１系統	なし	なし	なし
２系統	なし	あり	なし
３系統	あり	あり	あり

5.2.実験結果

(1) ２４時間調査

当日調査途中で降雨があったため、10/14 9:00～19:00を雨の影響がなかった時間（以下「晴天時」）、10/14 21:00～10/15 7:00を雨の影響があった時間（以下「雨天時」）とし、連続採水調査結果を晴天時、雨天時に分けて求めた浄化濃度（処理水濃度－２時間前の河川水濃度）の平均を表－２に示す。ここで、滞留時間（約1.5時間）を考慮し除去量は処理水濃度－２時間前の河川水濃度とした。このうち、C-BOD、SSについてみると晴天時が0.29、2.69mg/lなのに対して雨天時が1.14、9.33mg/lと晴天時の浄化濃度を大きく上回った。

表－２　晴雨天時別の浄化濃度

	晴天時			雨天時		
	河川水	処理水	浄化濃度	河川水	処理水	浄化濃度
BOD	5.25	11.08	-5.83	6.03	6.73	-0.71
C-BOD	3.50	3.20	0.29	4.45	3.31	1.14
D-BOD	1.97	1.90	0.07	2.69	2.45	0.24
CODcr	19.32	17.47	1.85	20.56	16.65	3.92
D-CODcr	7.48	7.64	-0.15	5.73	6.77	-1.04
SS	6.60	3.91	2.69	20.55	11.22	9.33
T-N	5.55	5.44	0.10	3.97	3.77	0.21
NH4-N	2.94	2.43	0.51	1.34	0.93	0.41
NO2-N	0.24	0.70	-0.45	0.18	0.65	-0.48
NO3-N	1.12	1.16	-0.04	1.24	1.25	-0.01
T-P	0.71	0.68	0.04	0.50	0.42	0.08
PO4-P	0.61	0.58	0.03	0.40	0.36	0.04

単位：mg/l

(2) 定期調査

定期調査期間中の汚泥増加量を表－３に示す。ここで３系統は汚泥を引き抜いているのでその汚泥量も加えている。１，２系統の有機成分比率はどちらも調査当初の約45%から約35%に低下しており、曝気の有無に関わらなかった。一方３系統の有機成分比率は余り変化しておらず、約５割が有機成分であった。

表－３　定期調査期間中の汚泥量の変化

点検月日			96.10.15	96.11.5	96.12.3	96.1.7	96.2.4	増加量
1系統	累積汚泥量		32	153	137	329	564	532
	比率	有機分	44.7%	12.0%	16.0%	27.4%	36.8%	36.3%
		無機分	55.3%	88.0%	84.0%	72.6%	63.2%	63.7%
2系統	累積汚泥量		69	215	144	307	521	452
	比率	有機分	45.0%	34.0%	22.0%	16.2%	36.3%	35.0%
		無機分	55.0%	66.0%	78.0%	83.8%	63.7%	65.0%
3系統	累積汚泥量		56	161	287	496	535	478
	比率	有機分	49.7%	42.7%	32.3%	47.7%	47.7%	47.5%
		無機分	50.3%	57.3%	67.7%	52.3%	52.3%	52.5%

単位：g

また、表－４にBOD、C-BOD、SSの平均流入水質、平均処理水質、平均除去率を示す。尚、硝化率を処理水中のNH4-NとNOX-Nの和に対するNOX-Nの割合をﾊﾟｰｾﾝﾄで示すと１系列、２系列、３系列は29.3%、32.0%、30.6%である。SSの除去濃度は晴れの日に比べて雨の日の浄化濃度は８～１３倍の値であった。２系統に比べて１系統はBOD、C

表－４　平均流入水質、平均処理水質、平均除去率

	流入水質 mg/l	処理水質 mg/l			除去率		
		1系統	2系統	3系統	1系統	2系統	3系統
BOD	7.8	6.8	6.0	6.5	11.0%	21.4%	14.5%
C-BOD	7.0	5.7	5.0	5.0	17.4%	28.3%	26.8%
SS	6.8	4.2	5.3	4.4	38.7%	21.8%	35.4%
うち晴天時	3.8	2.1	3.7	3.1	44.2%	3.1%	17.7%
うち雨天時	15.8	6.2	8.6	8.2	60.8%	45.6%	48.1%

-BODの除去率とも低かったが、３系統はBODの除去率は低かったが、C-BODの除去率は同じ程度であった。硝化率は２系統が１・３系統より多少高い程度であった。

5.3.実験のまとめ

実験装置（設置場所：千葉県松戸市坂川、実験期間：10/15～2/4）では、雨天時河川水のSS濃度増加の影響が大きく、晴天時に比べて雨天時の除去濃度が約１０倍高かった。また、貯留汚泥の有機成分率は35%程度で曝気の有無で違いはみられなかった。さらに、曝気によりBOD、C-BODの除去率が約10%向上した。

6.共同調査結果のとりまとめ

本書は、これまで全国各地で実施されてきた各種水域浄化手法をとりまとめた上で、そのうち河川、湖沼等公共用水域で一般的に適用実績の多い手法についての事例も交えての概説、さらに、新しい取り組みとして行われた研究成果及び各地の浄化施設の稼働状況についてまとめたものである。

以下に本書の目次を示す。

Ⅰ　総論
1.総説
1.1.水域浄化の目的
1.2.水域浄化に関わる各種事業
2.水域浄化手法の概要
2.1.水域浄化手法の原理
2.2.水域浄化手法の分類
2.3.水域における浄化対象水質項目とその特徴
2.4.浄化対象水質項目と水域浄化手法
2.5.水域浄化手法の内容
2.5.1流域内対策
2.5.2河川内対策
2.5.3湖沼内対策
3.一般的な水域浄化手法
3.1.接触酸化法
3.1.1れき間接触酸化法
3.1.2木炭接触酸化法
3.1.3その他の接触酸化法
3.2.土壌浸透法
3.3.植生浄化法
3.3.1抽水植物
3.3.2 浮漂植物
3.4 凝集沈殿法
3.5 その他の浄化手法

Ⅱ　浄化手法各論
§１都市排水路における浄化手法（土木研究所）
§２家畜・畜産排水における浄化手法（開発土木研究所）
§３都市排水路における浄化手法（東北技術事務所）
§４農業排水における浄化手法（関東技術事務所）
§５家庭（生活雑排水）における浄化手法の検討（北陸技術事務所）
§６農業排水路における浄化手法（中部技術事務所）
§７都市排水路における浄化手法（近畿技術事務所）
§８家庭における浄化手法（中国技術事務所）
§９農業排水における浄化手法（四国技術事務所）
§10. 家畜・畜産排水における浄化手法（九州技術事務所）

Ⅲ　水質浄化施設の実態調査
§１実態調査の方法と内容
§２水質浄化計画の策定状況
§３浄化施設の稼働状況

7.まとめ

本調査は、平成６年度を初年度として３カ年計画で河川と流域での浄化対策の現状を調査し、その効果の評価及び改善を検討してきた。

前述した「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－河川、湖沼、ダム貯水池等の浄化手法についての総合的検討－」は、本調査の成果であり水質連絡会の構成メンバーが分担して執筆したものである。

Ⅶ. 建設技術研究開発経費による研究

１．河川水質と水生生物相との関係の把握

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
重点研究支援協力員　松原　正明
交流研究員　原田　新

１．はじめに

河川の水質は、環境庁や建設省の発表する水質環境基準の適合率に表されているように、徐々に改善されてきている。しかし、この評価は多くの場合、BODなどの生活環境項目あるいは人の健康に係わる項目での評価であり、いずれも人の水利用や人の健康に係わる視点からの評価である。一方、近年、環境基本法では生態系の多様性を維持するとの新たな視点が盛り込まれ、建設省においても環境政策大綱や河川審議会、都市計画審議会において河川や都市空間での生態系保全施策の必要性が強く打ち出され、国民のニーズもそれを支持している。生態系、特に水生生態系の保全のためには、生息空間(habitat)構造、流況、生物相互作用、食物（エネルギー）源の他に、水質が大きな役割を果たしていると考えられる[1) 2)]。

このため本研究では、水生生態系を保護するための水質条件としてはどのようなものが必要か、またその条件設定のためにどのような調査研究方法があるのかを文献的に調べるとともに、限られた我が国での情報を補うために都市を中心とした河川などの水質とそこに形成される水生生物相の関係についての基礎的知見を現地調査などにより把握することを目的としている。

平成８年度は、生物学的な水質評価方法の基本的なアプローチ方法を、バイオアッセイを中心に文献レビューするとともに、下水処理水が主に流れる都市河川で、水生生物相の調査と水質調査を実施した。

２．水生生物を用いた水質の評価・管理手法の現況

2.1　水質評価のための生物学的アプローチ

近年、従来の化学分析とは別に新たな水環境の評価法といったものが求められてきているが、現在国内において、この分野の研究は始まったばかりである。そこで海外における同様の問題への取り組みをまとめた文献[3)]を参考に新たな評価・管理手法について検討を行った。現在、水環境を総合的に評価するための手法として生物を用いることが注目されている。水域に生息する多くの生物は水環境の変化に敏感に反応するが、その反応は生物種ごとに異なっている。このような生物の反応を水環境の変化と対応させることができれば、水環境の安定に配慮した水質を明らかにすることができると考えられる。

生物を対象にした手法には現地で行われる生態調査や実験室で行われる試験など多くのものが提示されている。まず、現地における生態学的手法として汚濁指数や生物指数など生物の種や群の特性に基づく指標種、さらに多様性指数などの群集の複雑さに基づく群集解析などが挙げられる。一方実験室内での試験としては、大腸菌群数試験等の微生物学的手法、藻類増殖試験や酸素生成能試験等の生理生化学的手法、変異原性試験や催奇性試験等のバイオアッセイや毒性試験、有害物質の生物濃縮性試験等の生

体化学分析、生物の組織や器官の色や形態の変化を調べる等の組織化学・形態学的解析などが挙げられる。これらの手法について用いられる生物種、適用される評価項目、利点や問題点等を表-1にまとめた。

これらは単独の試験からでも水環境における変化の一面について情報を示すことができる。しかし水環境全体としての影響を評価するには、これらを組み合わせて用いる必要がある。従って、生物を用いた様々な試験について特性や限界を把握し効果的に組み合わせることで、多様な社会的要請にも応えられる望ましい水環境を創造するための評価方法が確立できると考えられる。

表－1　水質評価のための主な生物学的アプローチとその適用，利点，問題点

	生態学的手法		微生物学的手法	生理生化学的手法	バイオアッセイ毒性試験	生体化学分析	組織化学形態学的解析
	指標種	群集解析					
使用される主な生物種	・無脊椎動物 ・植物 ・藻類	・無脊椎動物	・細菌	・無脊椎動物 ・藻類 ・魚類	・無脊椎動物 ・魚類	・魚類 ・貝類 ・植物	・魚類 ・無脊椎動物
適用される主な評価項目	・基礎調査 ・影響調査 ・傾向監視	・影響調査 ・傾向監視	・作用機構試験 ・影響調査	・早期警報監視 ・影響調査	・作用機構試験 ・早期警報監視 ・影響調査	・影響調査 ・傾向監視	・影響調査 ・早期警報装置 ・基礎調査
想定される汚染源 と その影響	・有機物質汚濁 ・富栄養化 ・酸性化	・有機物質汚濁 ・毒物の排出 ・富栄養化	・人の健康への危険性（家庭や家畜の排水） ・有機物質汚濁	・有機物質汚濁 ・富栄養化 ・毒物の排出	・毒物の排出 ・農薬汚染 ・有機物質汚濁	・毒物の排出 ・農薬汚染 ・人の健康への危険性（毒物の混入）	・毒物の排出 ・有機物質汚濁 ・農薬汚染
利　点	・実施が簡便 ・比較的安価 ・特別な装置や設備を必要としない	・実施が簡便 ・比較的安価 ・特別な装置や設備を必要としない ・生物学的な専門知識が少なくても良い	・人の健康との関連をみられる ・実施が簡便 ・比較的安価 ・特殊な器具が少なくてすむ	・感度が高い ・単純な手法から複雑な手法まで応用可能 ・安価なものから高価なものまで選択できる ・方法によっては連続監視が可能	・実施が簡便 ・特別な装置や施設を必要としない ・迅速に結果が得られる ・比較的安価 ・連続監視が可能なものもある	・人の健康との関連をみられる ・水試料の化学分析と比べて高度な装置を必要としない	・方法によっては非常に高感度 ・単純な手法から複雑な手法まで応用可能 ・安価なものから高価なものまで選択できる
問　題　点	・地域性がある ・分類学の知識が必要 ・水環境の自然変化にも反応してしまう	・水環境との関連付けができるとは限らない ・水環境の自然変化にも反応してしまう	・生物体が簡単に移動するため本来の原因とは離れた場所でも陽性反応を示すことがある	・方法によって特別な知識や技術が必要	・実験室での試験が常に現場の条件と対応しているわけではない	・分析装置と熟練した技術者が必要 ・高価である	・専門知識が必要である ・方法によっては特殊な装置が必要となる

2.2　バイオアッセイ

ここでは、2.1で述べた生物学的アプローチのうち、バイオアッセイを用いる方法に着目し、バイオアッセイを用いた水質管理方法をレビューする。現在、バイオアッセイは化学物質の評価のみならず、環境水や排水、土壌、大気などの環境試料の有害性を評価するために用いられるようになってきており、様々な生物を用いた手法が開発されている。特に欧米ではバイオアッセイの概念が進んでおり、様々な機関からバイオアッセイの標準法が出版されている。例えば、Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA)、Guidelines for testing of chemicals (OECD)、Annual book of ASTM standards (ASTM)、ISO/TC 147: Environment - Water quality (ISO)、DIN Catalogue of technical rules (DIN)などに詳しい。一方、法的に定められているものではないが、日本の水質関連の試験方法にもいくつかのバイオアッセイが記載されている。工場排水試験方法には、「魚類による急性毒性試験」に関する規格がある。また、日本工業規格(JIS)の規格として「化学物質などによるミジンコ類の遊泳阻害試験方法」がある。上水試験方法では「水中毒物の生物検定」（魚類による常時監視法、緊急時試験）と「変異原性試験」

(Ames テスト、*umu* テスト)が規定されている。下水試験方法には「魚類を用いた急性毒性試験」と「微生物及び微小動物を用いた試験」が記載されている。日本における水質環境基準は、人の健康を守るための基準として定められているが、欧米では生態系保全の観点からも基準が策定されている。ここでは、米国における生態系保全のための基準、規制へのバイオアッセイの適用について述べる。

2.2.1 バイオアッセイのデータに基づく水質基準

米国では、浄水法(Clean Water Act ; CWA)に基づき、1985年に水生生物を守るための水質基準(Water Quality Criteria ; WQC)を設定するためのガイドラインが策定され、個々の有害物質の数値基準(水中許容濃度)の設定に用いられている。WQC の設定のために必要な水生生物毒性試験を表-2に示した。水生生態系を構成する代表的な種を用いて急性毒性試験、慢性毒性試験などが行われる。最終急性値(Final Acute Value ; FAV)は、急性毒性試験の結果から導かれる値であり、急性毒性の観点から95％の生物種を守るための濃度を定めたものである。一方、慢性毒性の観点から、水生生物を守るために導かれた値は最終慢性値(Final Chronic Value ; FCV)と呼ばれ、最大許容毒性濃度(Maximum Acceptable Toxicant Concentration ; MATC)、つまり慢性毒性試験における無影響濃度(NOEC)と最小影響濃度(LOEC)の幾何平均値を基に計算される。その他、水生植物に対する慢性影響を考慮する場合があり、藻類又は水生植物を用いた慢性毒性試験の結果から、最終植物値(Final Plant Value ; FPV)が導かれる。また、魚などの水生生物を消費する人や野生動物への影響を考慮して、最終残存値(Final Residue Value ; FRV)を求める場合がある。FRV は水生生物を用いた生物濃縮試験のデータから導かれる。以上のようにして求められた FAV、FCV、FPV、FRV を基にして、水生生物を守るための最終的な濃度基準である最大濃度基準(Criterion Maximum Concentration ; CMC)と継続濃度基準(Criterion Continuous Concentration ; CCC)が定められる。CMC は FAV を2で割ることによって導かれ、CCC は FCV、FPV、FRV の中で最も小さい値に設定される。環境中における物質の毒性は、化学的、物理的要因によっても左右される。例えば、重金属の水生生物に対する毒性は、水の硬度に影響されるので、数値基準は硬度を考慮した式で表される。得られた濃度基準の考え方として、有害物質の4日間の平均濃度が3年に1回以上 CCC を超えず、1時間の平均濃度が3年に1回以上 CMC を超えなければ、その水域の水生生物に対する影響は許容範囲であるとされている[5]。

表-2 淡水における水質基準(WQC) 設定のためのバイオアッセイ[4]

試験の種類	供試生物
急性毒性試験	8種類の異なる水生生物を用いる 1. 脊索動物門-硬骨魚綱-サケ科の生物 2. 硬骨魚綱の他の科の生物 3. 脊索動物門の他の科の生物 4. 節足動物門-甲殻綱のプランクトン 5. 節足動物門-甲殻綱の底生生物 6. 節足動物門-昆虫綱の生物 7. 脊索動物門、節足動物門以外の門に属する生物 8. 昆虫綱の他の目の生物又は他の門の生物
慢性毒性試験	3種類の慢性毒性試験又は部分ライフサイクル試験を行う 1. 無脊椎動物 2. 魚 3. その他1種類の水生生物
植物毒性試験	藻類又は維管束植物を用いた1種類以上の試験を行う
生物濃縮試験	水生生物を用いた1種類以上の試験を行う

2.2.2 バイオアッセイのデータを用いた排水規制の事例

日本における排水規制は、個々の有害物質の水中許容濃度を設定することによってのみ行われているが、排水中には基準に定められていない有害物質が含まれている可能性があり、また、多種成分が含まれる排水ではそれぞれの物質の毒性は、他の物質との相互作用(相加、相乗、相殺作用)及びｐＨや硬度といった水質に影響されるため、個々の物質を対象にした規制では十分対応しているとは言い

がたい。米国では、National Pollutant Discharge Elimination System(NPDES)と呼ばれる汚濁物質の総量排出規制が水域ごとに行われており、表流水への産業排水、都市排水の排出を行う者は、排水を開始する180日前及び以降5年毎に許可を受けなければならない。この中には有害物質の測定の他に、排水の毒性をチェックするために、定期的にバイオアッセイを行うことが義務付けられている。バイオアッセイとして通常、ミジンコ類(*Ceriodaphnia dubia* 等)、淡水魚(ファットヘッドミノー等)、藻類(*Selenastrum capricornutum* 等)などの3種類以上の水生生物を用いた急性毒性試験及びライフサイクル試験や部分ライフサイクル試験などの慢性毒性試験が行われる。水生生物を用いて排水の毒性を評価する方法は、全排水毒性(Whole Effluent Toxicity ; WET)試験と呼ばれる。全毒性試験は、排水そのもの及び排水を段階的に希釈した水を用いて行われ、急性毒性試験の結果から半数致死濃度(LC_{50})、つまり50%の試験生物が死亡するのに必要な排水の濃度が、慢性毒性試験の結果から無影響濃度(NOEC)、つまり試験生物へまったく悪影響を与えることがない排水の濃度がそれぞれ求められる。この時、排水の濃度は元の水を何%に希釈するかで表され、得られた値から毒性単位(Toxicity Unit ; TU)が計算される[6]。急性毒性単位は、TUa =100／ LC_{50}、慢性毒性単位は、TUc =100／ NOEC として定義される。これらの単位はそれぞれ、排水原水を半数致死濃度及び無作用濃度にするために必要な希釈倍率を表している。河川に流入した排水は、河川水の水量に応じて希釈されるが、希釈の割合は通常安全率を考慮して、流量が少ない場合を想定して求められる。例えば、7Q10流量の考え方は、10年間における最少の7日間平均流量として設定される。州によっては、7Q10の値をさらに2又は4で割った値が用いられる[5]。全毒性試験による排水基準では、工場や下水処理場からの排水が上述の流量で希釈された場合に、TUaが0.3を超えず、TUc が1を超えないこととしている[6]。急性毒性に対する0.3という値は、496の排水毒性試験の LC_{50}と LC_{1}(供試生物の1%が死ぬ濃度、即ち殆ど影響されない濃度と考えられる)の比を調べた結果、451(91%)もの試験において、LC_{1}／ LC_{50}の値が0.3以上であったという結果に基づいている。従って、これらの基準は放流先において99%の生物が急性毒性で死亡することがなく、またすべての生物で慢性毒性の影響を受けることがないように定められている。毒性試験に用いた水生生物が2種類以下の場合は、安全係数10で割る必要があり、TUa、TUc はそれぞれ、0.03、0.1を超えないように基準が定められる。工場排水

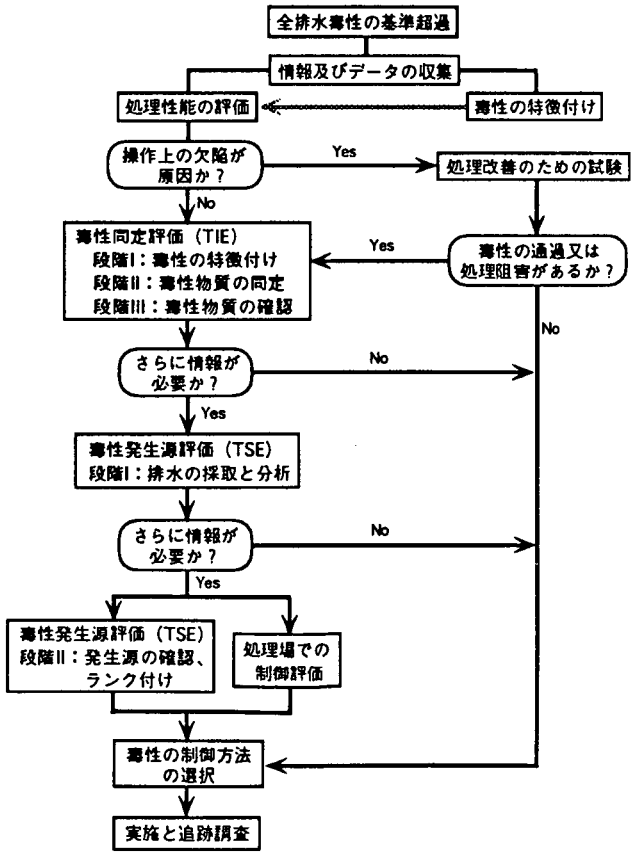


図-1 公共下水処理場で行われる毒性削減評価(TRE)の流れ[7]

あるいは下水処理場からの放流水の全毒性が基準値を上回った場合は、排出者は毒性削減評価(Toxicity Reduction Evaluation ; TRE)を行うことが法的に義務付けられている。例として、公共下水処理場で行われるTREの全体的な流れを図-1に示した。まず最初に、放流水の毒性に関係する全ての情報及び分析データを収集し検討を行う。次に、放流水の毒性の原因が、不適切な操作や処理場の欠陥にあるのかを調べ(処理性能の評価)、もしそうならば毒性を低減するための処理の改善の評価を行う。原因が処理自体の欠陥でない場合は、毒性同定評価(Toxicity Identification Evaluation ; TIE)を行い、原因物質を究明する。TIEではミジンコやファットヘッドミノーなどの水生生物を用いた急性毒性試験、慢性毒性試験が行われる。段階Ⅰでは、様々な条件で前処理した排水を用いて毒性試験を行い、毒性の大まかな特徴付けがなされる[8]。段階Ⅱでは、排水中の毒性物質をクロマトグラフィー等によって分離して機器分析により同定し[9]、段階Ⅲでは、一連の毒性試験を行って、同定された物質が毒性の原因であることを確認する[10]。毒性発生源評価(Toxicity Source Evaluation ; TSE)は、処理場に流入する排水をそれぞれ採取し、毒性物質及び毒性の分析を行うことによって、毒性物質の発生源を特定するステップであり、これと並行して処理場での処理の最適化により毒性を削減することが可能かが検討される。以上のような一連の評価を行った上で(状況によって一部省略される)、排水の毒性を削減するための実行可能な対策が選択され、実施される。

2.2.3 今後の展望

水の毒性そのものを、生物を用いて直接評価するバイオアッセイは、従来の個々の有害物質を測定する方法を補完するという役割だけでなく、より望ましい環境作りのための指標として重要な意味をもつ。しかしながら、個々の生物を用いた試験が、実際の生態系における影響を正しく評価しているかという問題があり、必ずしも実際の影響を反映していないのが現状である。今後さらなる研究とデータの蓄積により、日本においてもバイオアッセイが水質管理や環境保全における新しい評価方法の有効な手段となることが期待される。また、実際の河川に出現する生物相を調査し、その指標種や群集解析を行い、生態系の健全性(integrity)が確保されているかどうか判定する生物基準(biological criteria)によるアプローチも米国では行われ始めているため、今後このレビューも行う予定である。

3. 生物相実態調査

水生生物相と水質との関連を把握するにあたり、その基礎資料を得るため、河川中の生物相について現地調査を行うと同時に、栄養塩、微量化学物質等を含めた水質を測定した。

3.1 調査地点

生物相と水質との関連をみることが主な目的であることから、対象とする河川は水質の変動が少ないか、または変動の状況や原因を特定できることが望ましい。そこで、今回の調査においては流量の全量またはほとんどが下水処理水となっている都市河川で行った。従って自然系や特定の難しい負荷源からの流入が少ないため、水質要素を主に下水処理水質の変化として把握できると考えられる。

本調査では3つの河川を対象として、以下にそれぞれの河川における調査地点および特徴を記した。

①a川：この河川はA処理場からの放流水を水源としており、流量の全てが処理水となっている水

路である。この処理水は塩素消毒されており調査時の処理水への塩素注入濃度は約5.0mg/lであった。

調査はSt.1として処理水放流口、St.2として中流地点（放流口から620m下流）、St.3として下流地点（放流口から1,420m地点）の３地点で行った。なお、St.2についてはこの地点を境にして河床材料が変化し、上流側は石畳、下流側は玉石となっていた。

②ｂ川：この河川は水源から約5,000m地点にＢ処理場からの処理水が流入している。河川の自流量は少なく処理水流入後は流量のほとんどが処理水で占められる。この処理水は塩素消毒されており調査時の処理水への塩素注入濃度は約0.1mg/lであった。

調査はSt.1として放流口直上（河川水のみ）、St.2として処理水放流口、St.3として下流地点（放流口から260m地点）の３地点で行った。

③ｃ川：この河川はＣ処理場からの放流水を水源としており、流量の全てが処理水となっている水路である。この処理水はオゾン消毒されている。

調査はSt.1として処理水放流口、St.2として上流地点（放流口から900m下流）、St.3として中流地点（放流口から3,500m地点）、St.4として下流地点（放流口から4,650m地点）の４地点で行った。

3.2 調査項目

調査は、夏期、秋期および冬期の３回行い、下記の項目について調査した。

①水質：一般項目(水温・pH 等)，生活環境項目(BOD 等)，富栄養化関連項目(窒素・ﾘﾝ等)，人の健康に係る環境基準項目，要監視項目の５項目に含まれている主なもの，総残留塩素

②生物：植物プランクトン，動物プランクトン，付着藻類，水生植物，底生動物，魚介類

3.3 結果

得られた結果のうち、水質と生物相との関連が特徴的なものについて下記にまとめた。

(1)生物相

＜付着藻類＞ 1cm²あたりの出現細胞数の多かった上位３種について、放流口における結果を表-3に示した。最も多くみられた種はａ，ｂ川では *Chlorolobion* sp.、ｃ川では *Stigeoclonium* sp.であった。また各河川で共通して上位優占種となっているものは *Stigeoclonium* sp.であり *Chlorolobion* sp.はｃ川では出現しなかった。

表－3 各河川の処理水放流口における付着藻類の優占種

		夏期	秋期	冬期
a川	1位	*Chlorolobion* sp.?	*Chlorolobion* sp.?	*Chlorolobion* sp.?
	2位	*Stigeoclonium* sp.?	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)
	3位	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	*Stigeoclonium* sp.?	*Scenedesmus spinosus*
	出現種数	3	3	4
b川	1位	*Chlorolobion* sp.?	*Gomphonema parvulum*	*Gomphonema parvulum*
	2位	*Phormidium* (cf.*favosum*)	*Chlorolobion* sp.?	*Chlorolobion* sp.?
	3位	*Stigeoclonium* sp.?	*Phormidium* (cf.*favosum*)	*Navicula minima*
	出現種数	12	11	19
c川	1位	*Stigeoclonium* sp.	*Stigeoclonium* sp.	*Stigeoclonium* sp.
	2位	*Nitzschia palea*	*Navicula minima*	*Nitzschia palea*
	3位	*Homoeothrix janthina*	*Navicula cryptocephala v.veneta*	*Ulothrix* (cf. *Tenerrima*)
	出現種数	14	11	16

＜底生動物＞ 1m²あたりの出現個体数の多い上位2種について、放流口における結果を表-4に示した。ａ川では出現種がないか1種だけであり単純な相を示していた。また、ｃ川においてはｶｹﾞﾛｳやﾄﾋﾞｹﾗ等が多くみられた。

表－4 各河川の処理水放流口における底生動物の優占種

		夏期	秋期	冬期
a川	1位	－	ユスリカ亜科	ユスリカ属
	2位	－	－	－
	3位	－	－	－
	出現種数	0	1	1
b川	1位	エリユスリカ亜科	サカマキガイ	ユスリカ属
	2位	サカマキガイ	ミズムシ	ミズムシ
	3位	ユスリカ科 蛹	ダニ目	エリユスリカ亜科
	出現種数	9	11	10
c川	1位	サカマキガイ	サホコカゲロウ	サカマキガイ ＊
	2位	コガタシマトビケラ	コガタシマトビケラ	カワコザラガイ ＊
	3位	コガタシマトビケラ 蛹	カワコザラガイ	エリユスリカ亜科 ＊
	出現種数	9	11	7＊

注）－は出現種がなかったことを示す
＊における出現種の変化は調査直前に実施された河床工事の影響と推測される

また a 川の St. 2 においては河床材料の違いによって出現した生物種、個体数ともに違いがみられた。表-5 でまとめたように同一と考えられる水質条件でも河床材料が石畳よりも玉石の方が出現種数で約3～6倍、個体数で約20～1,000倍多かった。

表－5　河床材料の違いによる底生動物出現状況の差

a川	種数			個体数(ind./m²)		
St. 2	夏	秋	冬	夏	秋	冬
石畳	1	2	3	2	30	311
玉石	8	13	8	2,259	3,459	6,091

(2) 水質

各河川における処理水流入地点の各調査期ごとの測定結果のうち主な水質項目について表-6に示した。

残留塩素については a 川で比較的高濃度に検出された。ただし、c 川の水源である C 処理場ではオゾン消毒処理の実施により消毒のための塩素は添加されていないことから、残留塩素についての測定は行わなかった。

NH_4-N については a 川が相対的に高かった。

表－6　主な水質項目測定結果

調査地点	項目	夏	秋	冬
a川　St. 1	DO	7.80	5.09	4.98
	pH	6.80	6.8	6.7
	BOD	ND	ND	ND
	TOC	5.1	7.3	5.5
	NH_4-N	2.7	10.0	5.0
	T-N	8.2	14.0	14.0
	T-P	0.15	0.26	0.13
	総残留塩素	>2.0	0.4	0.3
b川　St. 2	DO	6.58	8.23	8.65
	pH	7.1	6.8	7.1
	BOD	0.45	1.70	2.66
	TOC	5.9	5.8	6.0
	NH_4-N	0.06	0.10	0.01
	T-N	9.2	12.2	10.8
	T-P	1.20	0.46	0.38
	総残留塩素	ND	ND	0.1
c川　St. 1	DO	7.15	8.58	4.92
	pH	6.9	7.5	7.6
	BOD	2.00	1.80	2.80
	TOC	5.4	8.5	8.7
	NH_4-N	ND	ND	0.30
	T-N	12.0	4.3	4.6
	T-P	0.67	0.12	0.17

単位：(mg/l)

3.4 水質と生物相との関係の解析

まだ十分なデータがないため詳細な解析はできないが、特徴的な点について以下に述べる。

(1) 残留塩素と生物相

＜付着藻類＞　a 川、b 川の残留塩素濃度が比較的高い調査地点においては *Chlorolobion* sp.が優占した。また、c 川についても塩素消毒から現在のオゾン消毒に切り替えた直後に実施された過去の調査結果をみると *Chlorolobion* sp.が優占していた。このことから *Chlorolobion* sp.は塩素濃度がある程度高いところで適応できる種であることが考えられる。

＜底生動物＞　塩素消毒の影響を受けている調査地点と、塩素消毒の影響を受けていない調査地点において、代表的な出現種の出現状況を比較することにより、残留塩素と出現する底生動物種との関係を整理すると次のようになった。①塩素の影響が強い場合：ｻｶﾏｷｶﾞｲ、ｲｼﾋﾞﾙ、ﾐｽﾞﾑｼ、ｴﾘﾕｽﾘｶが少数出現した。②塩素の影響が若干ある場合：ｻｶﾏｷｶﾞｲ、ｲｼﾋﾞﾙ、ﾐｽﾞﾑｼ、ｴﾘﾕｽﾘｶ等がそれぞれ多く出現した。③塩素の影響がない場合：ﾐｽﾞﾑｼ、ｻﾎｺｶｹﾞﾛｳ、ｺｶﾞﾀｼﾏﾄﾋﾞｹﾗの割合が多くなった。

(2) NH_4-N と生物相

NH_4-N の測定結果と出現した底生動物種の関係から、ﾋﾒﾓﾉｱﾗｶﾞｲ、ｻｶﾏｷｶﾞｲ、ｲｼﾋﾞﾙ科、ｻﾎｺｶｹﾞﾛｳ、ｼｵｶﾗﾄﾝﾎﾞ、ｺｶﾞﾀｼﾏﾄﾋﾞｹﾗは濃度が概ね1mg/lを超えると出現がみられなくなった。

(3) 河床材料と生物相

a 川の St. 2 は調査地点で河床材料が変化している。しかし、河床材料の変化以外には段落ち等で曝気を受けるような河道の変化はなく、調査を行ったわずか4m程度距離が離れただけの石畳部と玉石部の間で水質に変化はないと考えられる。従って、石畳部に比べて玉石部の方が底生動物の出現種数、個体数ともに顕著に多かったことは主に河床材料の違いによると考えられる。理由の一つとして石畳部に比べて玉石部では石間に小さな隙間が多く存在するが、塩素濃度が低いほど出現種が多かったことも考え合わせると、石間の隙間で塩素濃度が低い空間が生じ生息可能な種が増えたのではないかとも推測される。

4．まとめ

(1)生物を用いた水質の評価と管理手法について、既存文献の収集とまとめを行い、水生生態系保護のために、これらの手法が有効かつ必要であることを確認した。特に、バイオアッセイについては、水質環境と水生生物との直接的な影響を把握する方法として有効であると考えられた。

(2)下水処理水が主に流れる都市河川で、水生生物相の調査と水質調査を３カ所で実施した。この結果、出現している水生生物相と水中の塩素濃度やアンモニア性窒素濃度などの水質条件との間に関係がみられた。また水質条件以外に、河床材料が直接的、間接的に大きく出現する生物相に関係している場合がみられた。

(3)今後、既存文献の収集とまとめを継続するとともに、調査地点の増加も含めて、現地調査での生物相データの収集と水質条件の関係の検討を続ける予定である。

5．謝辞

本研究を実施するに当たり、水質研究室スタッフに協力いただいたことに感謝いたします。特に、水質研究室の交流研究員である原田新氏にはデータ収集と解析について協力頂いたことに感謝いたします。また、微量物質の水質分析については重点研究支援協力員の石井信之氏の協力頂いたことに感謝します。さらに、現地生物相データと水質データの入手に当たって頂いた関係自治体の協力に感謝いたします。

＜参考文献＞

1) Karr et al. : Assessing Biological Intgrity in Running Waters: Amethod and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Campaign, IL, USA, 1986.

2) Karr J.R. : Protecting Auatic Ecosystems: Claen Water Is Not Enough In Davis W.S. & T.P. Simon(Eds.) Biological Assessment And Criteria: Tools for Water resource Planning And decision Making, Lewis Publishers, 1996.

3) Deborah Chapman : Water Quality Assessments, E&FN Spon, 1996.

4) Hoffman,D.J., B.A.Rattner, G.A.Burton,Jr. and J.Cairns,Jr.: Handbook of Ecotoxicology, Lewis Publishers, 1995.

5) Foran,J.A. and L.E.Fink: Regulating Toxic Substances in Surface Water, Lewis Publishers, 1993.

6) USEPA: Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control, EPA/440/4-85/032, USEPA, 1985.

7) USEPA: Toxicity Reduction Evaluation Protocol for Municipal Wastewater Treatment Plants, EPA/600/2-88/062, USEPA, 1989.

8) USEPA: Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluation: Phase I Toxicity Characterization Procedures, EPA/600/3-88/034, USEPA, 1988.

9) USEPA: Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluation: Phase II Toxicity Identification Procedures, EPA/600/3-88/035, USEPA, 1989.

10) USEPA: Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluation: Phase III Toxicity Confirmation Procedures, EPA/600/3-88/036, USEPA, 1989.

２．建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発

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　尾崎　正明
主任研究員　久保　忠雄

１．概要

一般廃棄物焼却灰や下水汚泥焼却灰は処分地の不足や資源の有効活用の問題から、再生利用する方法が考えられているが、これらの焼却灰は含有物質に不明な点が多く、再生材を利用する場合、環境や人体への安全性を確保した上での利用が望まれる。しかし、現在これらの再生材の安全性に定められた評価方法は無く、各々が独自の方法で評価しているのが現状である。

そこで本研究では、一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰を再生利用した建設資材の安全性を評価するために有効な手法を開発することを目的としている。

安全性を評価する場合には溶出試験が一般的であるが、試験条件により溶出量が大きく異なる。このため、供用条件を考慮して再生材に適切な試験方法を作成することが必要である。前年度までに一般廃棄物及び下水汚泥の焼却灰やスラグ、インターロッキングブロックなどを用いて溶出特性を検討してきており、試験条件の影響や試料による溶出量の違いなどについて結果を得ている。

今年度は、これまでの試験結果を踏まえて、土木研究所提案の溶出試験を作成し、この試験の特性を調査した。さらに、一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰それぞれについて「再生建設資材の安全性評価手法（案）」を作成した。

２．一般廃棄物焼却灰を原料とした建設資材の溶出特性の調査

２－１　サンプル

今年度試験を行ったサンプルを表２－１に示す。ここでスラグとは溶融スラグのことであり、1200～1500℃の高温で焼却灰を溶融したものであり、焼結灰とは焼却灰と粘土を６：４で配合したものを1100℃付近で焼結させたものある。さらにブロックとは、これらのスラグを原料の一部として使用したインターロッキングブロック等の道路用ブロックのことである。

前年度までに一般廃棄物焼却灰など再生資材の原料になるものも調査してきたが、今年度は再生材として利用が可能と考えられるものを中心に溶出試験を行った。

表２－１　試験に使用したサンプル

工場	焼却炉及び溶融炉（焼結炉）の形式	サ　ン　プ　ル
A	ストーカ炉＋反射式表面溶融炉	スラグA、ブロックA
B	ストーカ炉＋回転式表面溶融炉	スラグB
C	ストーカ炉＋アーク式溶融炉	スラグC、ブロックC
D	ストーカ炉＋プラズマ式溶融炉（実験プラント）	スラグD、ブロックD１、ブロックD２
E	ストーカ炉＋バーナー式溶融炉	スラグE
F	流動床炉＋焼結炉	焼結灰F

２－２　試験の概要

今回行った溶出試験方法概要を表２－２に示す。本総プロで開発中である再生資材を対象にした溶出試験方法（以下、再生資材評価法、内容は付属資料参照）のほかに、比較のために環境庁告示第１３号（以下、環告法）とオランダ法についても試験を行った。これらの溶出試験の他にもフッ化水素酸、王水等を用いてスラグ等に含まれる含有物質について分析を行った。

再生資材評価法は環告法を参考にしているが、土木資材としての利用を考慮して条件を若干変更している。土研法の特徴としては、

①使用状態を考慮して粒径を大きくした（20～50mm）

②雨水の成分の一つであることや操作が簡便であることを理由に、CO_2を用いてpHを低くした（初期pH≒4.0）

③使用中の雨水の浸透を考慮して、溶出試験時間を長くした（24時間）

④試料が大きいため、テフロン製の撹拌棒を用いて撹拌した

の４点である。

表２－２　溶出試験方法概要

	再生資材評価法	環告法	オランダ法
試料形状	灰、スラグ等：50mm以下 ブロック等　：20～50mm	2mm以下	125μm以下
溶媒	脱イオン水 (CO_2飽和で初期pH=4.0)	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	脱イオン水 (1N硝酸添加で初期pH=4.0)
pH調整	溶出試験中は無調整	溶出試験中は無調整	1N硝酸によりpH=4.0に保持
溶媒／試料比 (体積重量比)	10:1	10:1	100:1
溶出時間	24時間、連続撹拌 at 常温、常圧	6時間、連続振とう at 常温、常圧	6時間、連続撹拌 at 常温、常圧
撹拌方法	撹拌棒（テフロン） 約200回／分	水平振とう 約200回／分	撹拌棒（テフロン） 約200回／分
ろ過	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

２－３　試験結果

溶出試験の結果を表２－３～５に示す。また、含有量試験の結果を表２－６に示す。

（１）再生資材評価法と環告法

まず、表２－３と表２－４に示すように今回用いたサンプルでは、再生資材評価法でも環告法でも有害物質がほとんど溶出せず、どちらの評価を用いても有害であるとは判定されなかった。

これら２つの試験を比較すると、再生資源評価法では六価クロムの溶出は認められなかったが、環告法では六価クロムの溶出が若干あった。しかし、その他の物質ではどちらの試験でも有害物質の溶出がほとんど無く、差はあまり見られなかった。ほとんどのものについて溶出の認められた亜鉛とフッ素で２つの溶出試験の差を比較すると、図２－１，２－２のようになった。亜鉛では環告法の溶出量が若干多くなったが、フッ素では同程度溶出量であった。

（2）オランダ法

オランダ法では、硝酸溶液を添加しながらｐＨ調整を行うので、試験終了時の液量がサンプルごとに異なる。したがって、溶出量は濃度で示さず、乾燥サンプル重量（Kg）当たりの溶出量（mg）で示すようになっている。表２－５に示すようにｐＨ＝４で一定としたためカドミウム、鉛などの溶出が多くなった。しかし、オランダ法では基準値が大きいため、いずれも問題になるレベルではなかった。

（3）含有量試験

今回用いたサンプルの一部について含有量試験を行った結果、表２－６のようになった。物質によって検出感度が異なるため、定量限界が大きく異なる。カドミウムや鉛では、オランダ法等で溶出が認められるサンプルでも、含有量試験では検出されないものがあったが、これは定量限界の違いによるものと考えられる。

（4）オランダ法と含有量試験

今回の試験調査では、オランダ法以外の溶出試験ではほとんど溶出が認められなかったため、オランダ法を使って溶出試験と含有量試験の関係を見た。各種金属の含有と溶出の関係は図２－３～８のようになった。鉛や亜鉛では、含有量の多いものほど溶出量が多くなる傾向が見られたが、水銀やヒ素、フッ素では含有はしているものの溶出が認められないものが多かった。また、カドミウムでは含有量試験では検出できなかったが、オランダ法での溶出が認められた。以上から、含有量試験と溶出試験との関係は、必ずしも一致するものではなく、金属種類によって傾向が異なることが分かった。また、試験ごとの定量限界値の違いにより、含有量試験で検出されない場合でも溶出が認められるものがあった。

したがって、含有＝溶出ではないことが確認され、地下水などの環境保全のためには、溶出試験を用いて評価することが妥当であることが確認された。

２－４　まとめ

（1）今回試験に用いた溶融スラグと溶融スラグを原料とした道路用ブロックでは、各種溶出試験の結果、有害物溶出量は問題になるレベルではなかった。

（2）本総プロで開発した再生資材評価法で安全と判定されたものに、他の溶出試験で危険と判定されたものはなかった。

（3）含有量試験の結果と溶出試験の結果には、必ずしも決まった関係はなく、地下水などの水環境の保全の評価を目的とした場合、溶出試験で評価を行うことが妥当であることが確認された。

表2－3　溶出試験の結果（再生資材評価法）

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	土壌環境基準	定量限界
サンプル名		スラグA	スラグB	スラグC	スラグD	スラグE	焼結灰F	ブロックA	ブロックC	ブロックD1	ブロックD2	(mg/l)	(mg/l)
カドミウム	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.005
全シアン	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	検出されないこと	0.01
有機燐	mg/l	–	–	N.D.	N.D.	–	–	–	–	–	–	検出されないこと	0.01
鉛	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.01
クロム(6価)	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.05	0.01
ヒ素	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.005
総水銀	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.0005	0.005
アルキル水銀	mg/l	–	–	N.D.	N.D.	–	–	–	–	–	–	検出されないこと	–
セレン	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.002
亜鉛	mg/l	0.04	0.05	0.08	0.01	0.01	0.11	0.01	0.01	0.01	0.02	–	0.005
フッ素	mg/l	0.28	0.02	N.D.	N.D.	0.07	0.13	0.04	N.D.	0.02	N.D.	–	0.02
n-ヘキサン抽出物質	mg/l	1.1	1.1	1.0	1.2	1.3	1.5	1.2	N.D.	1.7	1.0	–	0.4

表2－4　溶出試験の結果（環告法）

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	土壌環境基準	定量限界
サンプル名		スラグA	スラグB	スラグC	スラグD	スラグE	焼結灰F	ブロックA	ブロックC	ブロックD1	ブロックD2	(mg/l)	(mg/l)
カドミウム	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.005
全シアン	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	検出されないこと	0.01
有機燐	mg/l	–	–	N.D.	N.D.	–	–	–	–	–	–	検出されないこと	0.01
鉛	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.01
クロム(6価)	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	0.01	0.01	0.01	N.D.	≦0.05	0.01
ヒ素	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.001	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.005
総水銀	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.0005	0.005
アルキル水銀	mg/l	–	–	N.D.	N.D.	–	–	–	–	–	–	検出されないこと	–
セレン	mg/l	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	≦0.01	0.002
亜鉛	mg/l	0.04	0.03	0.06	0.05	0.03	0.04	0.05	0.02	0.05	0.04	–	0.005
フッ素	mg/l	0.24	0.03	N.D.	0.03	0.08	0.10	0.07	N.D.	0.12	0.03	–	0.02
n-ヘキサン抽出物質	mg/l	1.8	1.8	4.5	5.0	1.7	2.4	3.1	2.2	2.1	2.8	–	0.4

表2－5　溶出試験の結果（オランダ法）

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	土壌としての基準（建設資材の基準）(mg/kg-乾燥重量)	定量限界 (mg/l)
サンプル名		スラグA	スラグB	スラグC	スラグD	スラグE	焼結灰F	ブロックA	ブロックC	ブロックD1	ブロックD2		
乾サンプル量(g)		20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00		
溶出水量（ml）		2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000		
硝酸添加量（ml）		6.9	5.0	2.2	4.0	11.1	8.0	100.6	31.2	69.2	2.1		
カドミウム	C	6.4	1.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.5	0.5	N.D.	N.D.	12	0.005
全シアン	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	20	0.01
有機燐	mg/kg	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.01
鉛	mg/kg	21	80	5	5	15	285	N.D.	141	N.D.	N.D.	530	0.01
クロム(6価)	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	380	0.01
ヒ素	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	55	0.005
総水銀	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	10	0.005
アルキル水銀	mg/kg	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
セレン	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	–	0.002
亜鉛	mg/kg	236	198	65	65	144	160	197	75	81	31	720	0.005
フッ素	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	8	N.D.	13	8	–	0.02
n-ヘキサン抽出物質	mg/kg	120	100	120	120	100	N.D.	130	140	130	130	–	0.4

表2－6　含有量試験の結果

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	定量限界
サンプル名		スラグA	スラグB	スラグC	スラグD	スラグE	焼結灰F	ブロックA	ブロックC	ブロックD1	ブロックD2	(mg/kg)
カドミウム	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	8	N.D.	–	–	N.D.	5
鉛	mg/kg	700	1100	150	90	360	1400	130	–	–	100	50
クロム(6価)	mg/kg	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	–	–	N.D.	1
ヒ素	mg/kg	3.3	4.5	0.6	0.8	2.0	2.6	N.D.	–	–	3.5	0.5
総水銀	mg/kg	0.063	0.031	N.D.	0.015	0.014	0.011	0.033	–	–	N.D.	0.005
亜鉛	mg/kg	3800	4200	500	800	2900	2900	1000	–	–	400	10
フッ素	mg/kg	100	200	N.D.	200	400	100	300	–	–	100	100

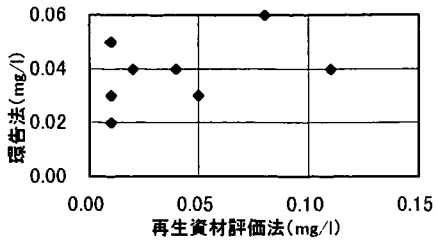


図2-1 再生資材評価法と環告法での溶出量の比較（亜鉛）

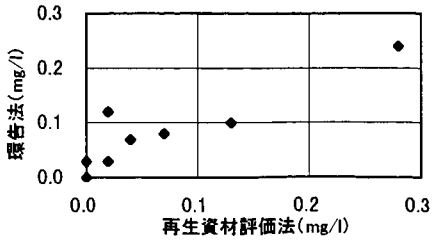


図2-2 再生資材評価法と環告法での溶出量の比較（ﾌｯ素）

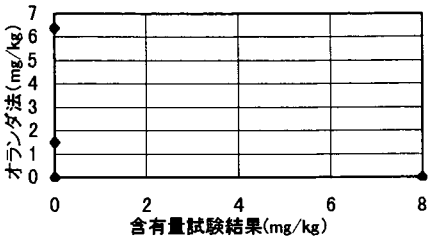


図2-3 含有量試験とオランダ法の比較(ｶﾄﾞﾐｳﾑ)

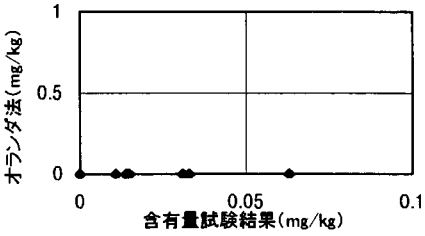


図2-4 含有量試験とオランダ法の比較(総水銀)

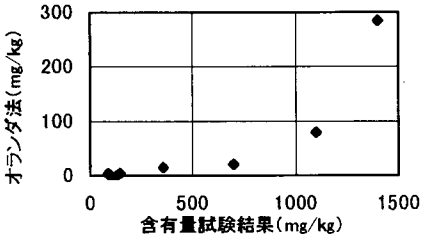


図2-5 含有量試験とオランダ法の比較(鉛)

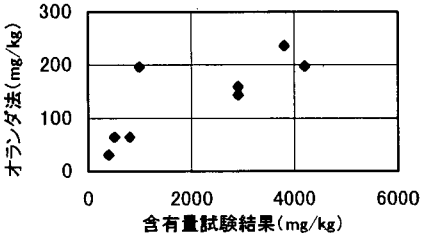


図2-6 含有量試験とオランダ法の比較(亜鉛)

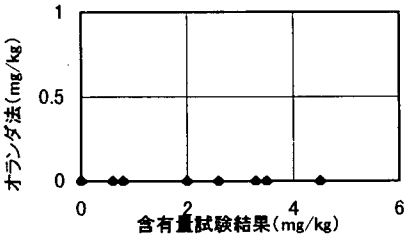


図2-7 含有量試験とオランダ法の比較(ヒ素)

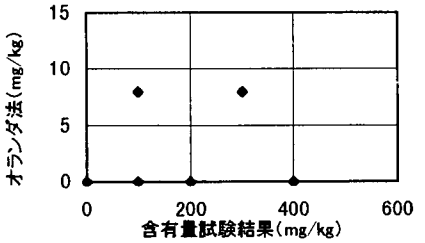


図2-8 含有量試験とオランダ法の比較(フッ素)

3．下水汚泥を原料とした建設資材の安全性評価手法に関する調査

3－1 試料

表 3－1に示す下水汚泥再生資材およびその原料について溶出試験をおこなった。

表 3－1 試料一覧

試料記号	原 料	再生資材
E-2	空冷スラグ	インターロッキングブロック
F	水砕スラグ	透水性ブロック
G	水砕スラグ	インターロッキングブロック
H	空冷スラグ	路盤材

3－2 溶出試験の概要

現在溶出試験方法として、「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（以下「環告法」）にもとづく検定方法が用いられている。しかし環告法は、溶媒として脱イオン水（pH=5.8～6.3）を用いるため、酸性雨の影響を含めた溶出試験方法の確立が重要となっている。そこで各国の廃棄物に関する溶出試験方法も参考にして、表 3－2に示される方法で溶出試験をおこなった。図 3－1は、それぞれの溶出試験方法の概念図である。酸性雨の影響を判断するために、溶媒のpHを低下させる目的で炭酸ガス、酢酸、硝酸を用いた。

図 3－1 溶出試験方法

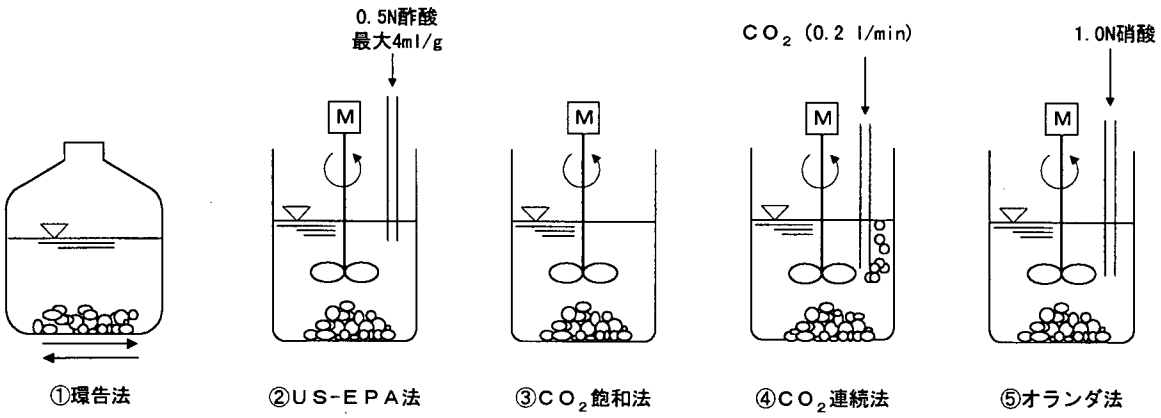


表 3－2 溶出試験方法

試験方法 / 項目	環告法	US－EPA法	CO_2飽和法	CO_2連続法	オランダ法
	①－a	②	③－a	④	⑤
試料性状	粒径5mm以下に粉砕	比表面積3.1cm²/g以上または粒径9.5mm未満	粒径2mm以下	有姿のまま	有姿のまま
溶 媒	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	CO_2飽和水（初期pH=4.0）	CO_2飽和水（初期pH=4.0）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）
pH値	溶出試験中は未調整	0.5N酢酸を添加 pH=5（最大添加量=4ml/g）	溶出試験中は未調整	CO_2ガスを連続吹込み	1.0N硝酸を添加 pH=4
溶媒／試料比（体積重量比）	10：1	20：1	10：1	10：1	100：1
溶出時間	6時間連続振とう 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	24時間連続攪拌 常温，常圧	6時間連続攪拌 常温，常圧
ろ 過	GF／Bろ紙 1.0μm 製品：1.0，0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm
攪拌方法	水平振とう 約200回／分	攪拌棒（テフロン） 約200回／分	攪拌棒（テフロン） 約200回／分	攪拌棒（テフロン） 約200回／分	攪拌棒（テフロン） 約200回／分
分析方法	ICP発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTIMA3000） Pb，Cd，Hg，Se，As：原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC） Cr(VI)：ジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（SHIMADZU製，UV－160）				

①－bは、試料性状が「粒径20～50mm」で、24時間連続攪拌、その他は①－aと同じ。
③－bは試料性状が「粒径2～20mm」、③－cは試料性状が「粒径20～50mm」で、その他は③－aと同じ。

表 3－3 溶融スラグの溶出試験結果

(mg／l)

溶融スラグ	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
E－2	含有量	－	150.148	0.517	N.D	N.D	0.326	N.D
	①－a	6.85	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.92	0.034	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.47	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.26	0.002	N.D	N.D	0.001	N.D	N.D
	⑤	3.79	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
F	含有量	－	77.235	N.D	N.D	N.D	0.169	N.D
	①－a	7.47	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.84	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.60	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.55	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.92	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
G	含有量	－	82.335	2.109	N.D	0.121	0.663	0.146
	①－a	6.41	0.006	N.D	N.D	N.D	N.D	0.007
	②	4.88	N.D	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.31	0.004	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	5.22	0.002	0.006	N.D	N.D	0.001	N.D
	⑤	3.87	0.011	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
H	含有量	－	2.683	N.D	N.D	0.387	0.194	N.D
	①－a	10.18	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	8.25	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	5.21	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

含有量はmg/kg･DS

表 3－4 再生資材の溶出試験結果

(mg／l)

再生資材	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
E－2	含有量	－	96.218	1.608	N.D	N.D	8.692	0.954
	①－a	12.25	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D	0.026
	①－b	10.65	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.009
	②	5.07	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	N.D
	③－a	11.56	N.D	N.D	N.D	0.006	N.D	0.126
	③－b	9.87	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	0.018
	③－c	9.35	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.006
	④	6.06	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.015
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
F	含有量	－	93.825	N.D	N.D	N.D	0.217	N.D
	①－a	8.49	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.21	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.46	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－b	7.52	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－c	7.23	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.31	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
G	含有量	－	32.276	0.885	N.D	0.107	4.110	2.474
	①－a	12.75	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	0.077
	①－b	12.11	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.054
	②	5.05	0.001	0.003	N.D	N.D	0.001	0.218
	③－a	12.53	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.108
	③－b	11.80	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.033
	③－c	11.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.036
	④	6.23	N.D	N.D	N.D	N.D	0.001	0.079
	⑤	3.99	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
H	含有量	－	2.075	N.D	N.D	0.460	2.352	N.D
	①－a	8.73	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.46	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.83	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－a	8.28	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－b	7.35	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③－c	7.12	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.26	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	⑤	3.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

含有量はmg/kg･DS

3－3 溶出試験結果

原料である溶融スラグの溶出試験結果を表 3－3に示す。土壌環境基準を上回るのは、E-2、Gの試料を用いた、試験方法②におけるPbであった。またこれらの溶融スラグを用いて作られた再生資材の溶出試験結果を表 3－4に示す。この表によると、Pb に関してはE-2、Gの試料を含めて、全て土壌環境基準を下回る結果となった。しかしながら Cr(Ⅳ)については、土壌環境基準を上回るものが見られた。特に原料からはほとんど溶出されないにもかかわらず、G の試料を用いた試験方法②で、Cr(VI)に関して土壌環境基準の4倍程度の溶出がみられた。原因は明らかではないが、再生資材の製造過程での反応により溶出されやすくなった、あるいは他の原料からの溶出などが考えられる。

また再生資材E-2のPbの含有量はHの約50倍であるが、溶出量はかえってHの方が認められる。あるいは再生資材E-2とGのCr(VI)は、含有量が少なくても溶出量は他の重金属に比べて多いといえる。このように、重金属の含有が認められても必ずしも溶出しないことや、含有量の多い試料が溶出量も多いとはいえないことがわかった。図 3－2～6は、E-2～H の再生資材について、最終 pH 値と溶出濃度の関係を示したものである。Pb、Cd、Se は環境基準オーダーであり、明確な傾向は見うけられなかった。一方でCr(VI)は酸性域、アルカリ域のいずれでも溶出が確認された。しかし酸の違いによる溶出量の違いは確認できなかった。

また試料粒径の違いによる溶出量の違いを見るために、2mm 以下、2～20mm、20～50mm の試料粒径でCO_2飽和法による溶出試験をおこなった。図 3－7は、インターロッキングブロック E-2、G で Cr(VI)についてその結果をあらわしたものである。試料 G の場合、粒径が小さくなるにしたがって、溶出量も増

図 3－2 最終pHとPbの溶出濃度

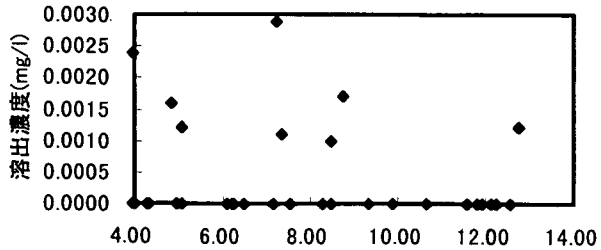


図 3－3 最終pHとCdの溶出濃度

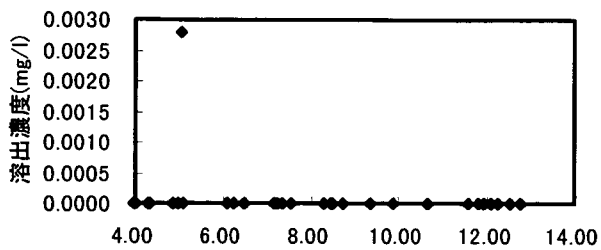


図 3－4 最終pHとSeの溶出濃度

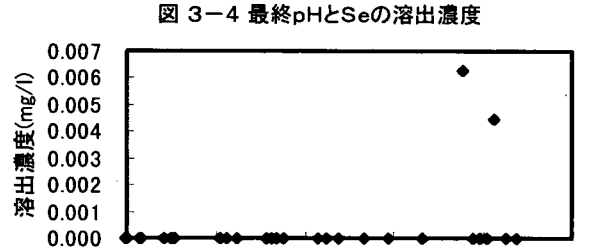


図 3－5 最終pHとAsの溶出濃度

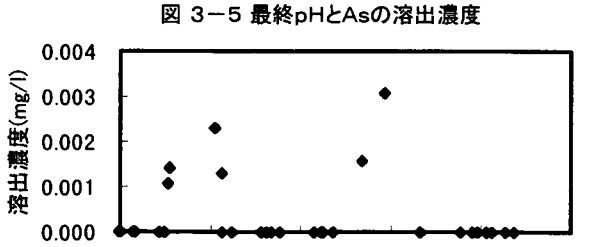
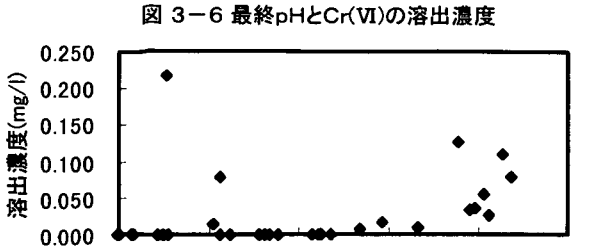


図 3－6 最終pHとCr(VI)の溶出濃度



加することがわかる。また両試料とも、粒径が 2mm 以下になると溶出量が急激に増加した。

3－4 まとめ

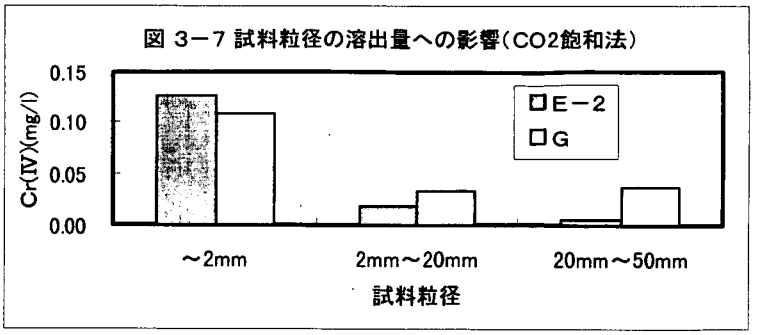
（1）原料である溶融スラグから、土壌環境基準を上回る重金属の溶出が認められても、製品である再生資材からの溶出は基準以下に抑制されることがわかった。しかし逆に、製品になって土壌環境基準を上回る重金属の溶出があり、今後この原因を調査する必要がある。

（2）同じ試験方法でも、試料粒径を小さくすれば溶出する重金属があることが確認された。しかし実際の利用にあたっては、細かく砕いて使用することはないため、20～50mm 程度の粒径で溶出試験をして安全が確認されればよいと考える。

（1）含有量と溶出量との関連性は認められなかった。

（2）酸の違いによる溶出量の違いは確認できなかった。

図 3－7 試料粒径の溶出量への影響(CO2飽和法)



Ⅷ. 測量及び試験費による研究

１．毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
研　究　員　横田　敏宏
豊田　忠宏

１．研究概要

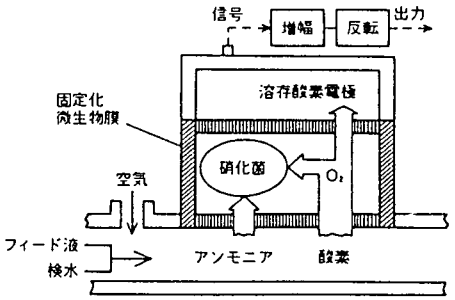
河川等において、毒性物質が流入した際の検出・対応方法としては、現在のところ、河川管理者の直接的な監視、もしくは他の数種の水質センサーによる異常値の検出からの類推等に頼る以外方法がないのが現状である。それらの毒性物質を早期に発見することは非常に重要であり、そのために毒性物質を対象としたモニタリングを行うことが有効である。

本調査では、その様な毒物の流入に対して、迅速に検出、対応することが出来る硝化細菌を用いたバイオセンサーを利用した、毒物モニターを実用化し、河川水質監視等に適用することを目的とし、実施するものである。

２．調査概要

２．１装置概要

実験に使用した毒物モニターの概要を図－１[1]に示す。微生物膜として、純粋培養した硝化細菌（*Nitrosomonas europaea*）を固定化し溶存酸素電極に装着し微生物電極として使用する。測定の方法は、硝化細菌の基質となるアンモニア性窒素を検水と混合後、エアーとともに連続的にセンサーに供給し、膜内の硝化細菌のアンモニア酸化による溶存酸素の消費量を連続的に監視し、硝化菌のアンモニア酸化活性の毒物による阻害を、溶存酸素の消費量の減少として検出する。



図－１　センサの構成

２．２硝化菌を用いた微生物センサーの応答性の検討

反応素子として用いている微生物（硝化細菌）の標準毒性物質に対する応答性についてのバッチのアッセイを用いた知見のとりまとめを行った。また、以下のセンサーを用いた毒性物質に対する評価を行った。

（１）標準物質への応答性把握

新たに重金属について検討を行った結果、次の結果が得られた。

検討結果から、センサーへ試料を20分通水した時の出力が、10％低下する濃度を検出可能濃度としたとき、カドミウムでは7mg/l以上，鉛では3mg/l以上，6価クロムでは4mg/l以上，亜鉛は50mg/l以上，銅は250mg/l以上から検出可能であることが分かった。

（２）有機有害物質に対する感度向上の基礎的検討

低濃度の有機塩素化合物、農薬等を液液抽出あるいは固相抽出により濃縮し、最終的に溶媒

（アルコール、アセトン等）に転溶させて感度を向上させることが考えられる。そのため、溶媒に対する阻害作用についての検討を行うとともに、溶媒存在下で農薬等の有機有害物質のセンサーへの阻害作用についての検討を行った。

溶媒でのセンサーの阻害率の検討の結果、20分でセンサー出力が20％以上低下する濃度としてアルコール類は、メタノールで24mg/l以上、エタノールで790mg/l以上で阻害作用を示すことが分かった。アセトンについては、2400mg/l以上の比較的高い濃度まで阻害が認められなかった。この結果から、転溶させる溶媒としては、アセトンが適当であると考えられた。

２．３　河川水試料に対する前処理装置の機能改善

河川水に対してのモニターの維持管理性と応答性を見るために、関東地方建設局江戸川工事事務所槻戸水質自動観測所において稼働試験を行った。自動採水された試料を、砂濾過装置により懸濁物質を除去した試料を検水とし、連続モニターを行った。このモニターは、濁質が少ない時には順調に稼働したが、濁度で20度以上となると、砂濾過装置では十分に濁質の除去が行えずにモニターの流路の閉塞が生じる問題があった。そこで小型の中空糸膜モジュール（孔径0.1μm）を用いた濁質除去装置を試作し、室内で性能について検討した。カオリンで濁度1000度の溶液を調整し連続通水で試験した結果1ヶ月以上の使用でも安定した検水の供給が行えることが分かった。

２．４　排水試料の特性把握

工場排水に対する応答性を見るため、工場排水比率の高い下水処理場での、流入水，放流水について室内用毒物センサーを用いて検討を行った。各試料を10倍に凍結濃縮[2]して使用したところ、試料中カルシウム濃度が2300mg/lと高いため、バイオセンサーで用いているリン酸緩衝液と反応し、リン酸カルシウムの沈殿を生じ、モニター流路の閉塞が起こったため、安定した測定が行えなかった。そのため、予め試料と緩衝液をモニター内と同様な混合比（緩衝液１：試料７）で混合し、沈殿を生成させた後の上澄水を用いてセンサーによる検討を行った。

結果から、放流水・流入水とも20分でのセンサ出力の低下が認められ、試料を濃縮せずに短時間で硝化抑制を起こす毒性物質が、検出できることが分かった。

３．まとめ

今年度の調査では、センサーの機能性の基礎的検討及び、実処理場での稼働性について検討を行った。課題としては、機能性の検討と感度の向上をさらに進めるとともに、本年度の調査で試作した、中空糸膜濁質除去装置を使用し、さらに河川でのモニター調査を行い、モニターとしての有用性を向上させていきたいと考えている。

参考文献

１）バイオセンサを用いた急性毒性物質の連続自動監視装置の開発，学会誌「EICA」第1巻第2号(1996)

２）Baker, R. A:Water Research, 1, 61(1967)

２．利根川水系水質実態調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研　究　員　横田　敏宏
竹歳　健治

1. まえがき

利根川水系の取・排水が交錯しつつあるなか、流域における土地利用、人口、産業活動が大きくなってきている。流域内の排水対策は、下水道施設や浄化槽等を中心として進んできており、BOD としてみた場合には水質の改善がみられる。しかしながら、環境基準にない栄養塩類等についての動向は、悪化がみられるものがある。水利用そのものが今後一層高度化していく中、これからの利根川水系の水質の動向が水利用の変化、社会・流域活動の変化にともない、どのようになるかを把握することは、水質保全に関する施策を実施していく上で重要である。

2. 調査目的

本調査の目的は、利根川の水量、水質、負荷量変化と土地利用、人口、産業活動の変化の関係について過年度の状況を調査・解析し、それらの関係から最終的には将来予測を行うものである。また、利根川水系全体の水循環、汚濁物質の循環を明らかにするものである。

3. 調査方法

本年度は、調査の初年度であり、既往のﾃﾞｰﾀ収集を開始するとともに利根川水系の水質実態調査を行った。

１）流域の自然条件、社会・経済活動状況調査

利根川流域の自然条件、社会・経済活動状況を調査するため関係資料の収集を行い、①処理形態別人口の動向とその汚濁負荷量、②工場出荷額の推移とその汚濁負荷量、③流域情報解析への GIS の活用方法について整理した。

２）水質実態調査

pH、BOD、SS、大腸菌群数等の生活環境項目の水質調査は、水質測定計画に基づく定期水質調査において毎月実施されている。しかし、窒素、リン等の富栄養化関連項目、重金属類、揮発性有機塩素化合物等の健康項目については、年４回程度と測定頻度が小さくなっている。本調査では、定期水質調査に加え、今後多様化する水利用の観点から重要になると考えられる幾つかの水質項目（表－１）について実態を調査した。

本調査における調査地点は、利根川水系全体で８０ヶ所ある水質観測地点のうち、利根川本川と江戸川に限定した。全２６ヶ所の水質調査地点を図－１に示す。

表－１　水質調査項目

・D－TOC	・ｸﾛﾛﾌｨﾙa
・NH4－N	・ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa
・NO2－N	・TOX
・NO3－N	・TOXFP
・K－N	・THM FP
・T－N	・農薬
・PO4－P	
・T－P	

4. 調査結果

１）流域の自然条件、社会・経済活動状況調査

利根川における水量、水質観測の行われている地点から検討対象地点を選定し、その地点に対する流域分割を行った。この流域分割においては、既往の「利根川流域別下水道整備総合計画」[1]等を参考に行った。この分割された小流域毎に昭和５５年、６０年、平成２年、７年のﾃﾞｰﾀを整理した。

①処理形態別人口の動向とその汚濁負荷量

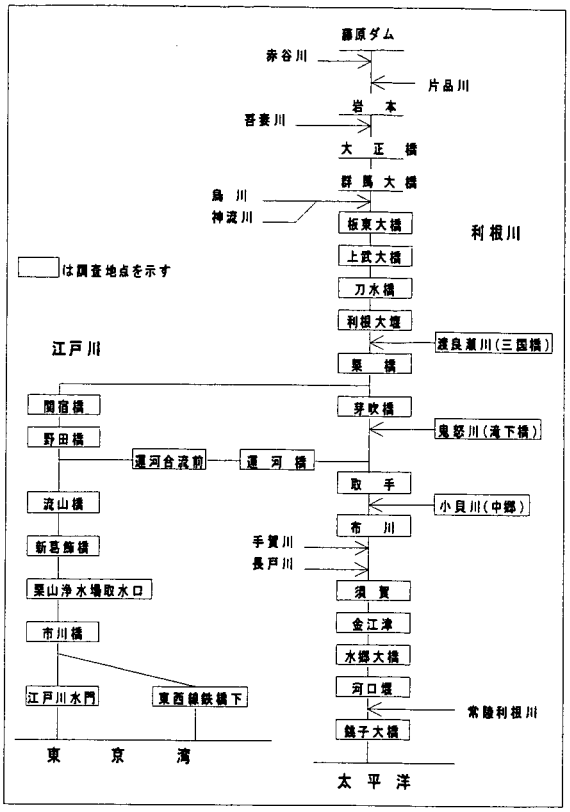
公共下水道人口、ｺﾐｭﾆﾃｨﾌﾟﾗﾝﾄ人口、農業集落排水処理施設人口、戸別合併処理浄化槽人口、戸別単独浄化槽人口、し尿くみ取り人口について整理した。

②工場出荷額の推移とその汚濁負荷量

産業中分類毎の出荷額を分割小流域別に整理し、中分類毎の負荷量原単位を乗じて算出した。

③流域情報解析へのGISの活用方法

近年、種々の分野において利用が盛んなGISを流域情報解析に活用する方法について検討するため、既存の数値地図ｼｽﾃﾑの機能に関する資料収集を行い整理した。



図－１　水質調査地点

２）水質実態調査

水質測定計画に基づく定期水質調査に合わせ平成８年９月から平成９年１月までの５回実施した。調査項目は、全有機ﾊﾛｹﾞﾝ化合物（TOX）、その生成能（TOXFP）、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能（THMFP）、ｸﾛﾛﾌｨﾙａ、ﾌｨｵﾌｨﾁﾝａ、D-TOC、各形態別の窒素、リンである。TOXの各調査地点の平均値は10～60 μg/lであったが、24時間後の遊離塩素が1～2mg/lとなるような塩素添加により生成したTOXは100～300 μg/lであり、各地点におけるTOXFPはかなり高い値を示していた。また、THMFPは30～150 μg/lであった。

利根川本川のｸﾛﾛﾌｨﾙａは下流に行くに従い高くなる傾向を示しており、板東大橋で平均7 μg/lであったものが河口堰では平均61 μg/lであった。

また、DDVP、BPMC、CAT、TPN、ﾌﾟﾛﾋﾟｻﾞﾐﾄﾞ、ﾀﾞｲｱｼﾞﾉﾝ、IBP、MEP、ﾁｵﾍﾟﾝｶﾙﾌﾞ、ｲｿﾌﾟﾛﾁｵﾗﾝ、ｲｿｷｻﾁｵﾝ、CNP、EPN、ﾁｳﾗﾑ、ｵｷｼﾝ銅の15項目の農薬について平成８年10月、12月、平成９年２月の３回分析を行ったが、全ての地点でいずれも定量限界以下であった。

5. 今後の問題点

本調査の目的は、利根川水系の水環境での汚濁物質の循環を明らかにし、さらに、水質の将来的傾向の検討を行うものであるが、水量、水質のデータを整理し負荷量として評価する必要がある。このためにも、より正確なデータの収集に努める必要がある。また、今後の水利用を考えた場合重要となる水質項目について基礎資料となるデータの収集を継続して行う。

参考文献：１）建設省関東地方建設局利根川流域別下水道整備総合計画検討委員会、利根川流域別下水道整備総合計画に関する基本方針策定調査報告書、昭和６３年

付　　録

付録１．平成８年度　下水道関係刊行報告書一覧

中小規模の下水道開削工事の安全化に関する調査

土木研究所資料 第3485号 1997年３月
材料施工部　施工研究室

要旨

近年、中小規模の下水管路の埋設工事において土砂崩壊による人身事故や交通解放後の路面沈下等の問題が発生しており、より一層の施工の合理化・安全化に対するニーズが高まっている。このため、本調査では、中小規模の下水道開削工事の安全性･施工性の向上を図るべく、ＩＥ（インダストリアルエンジニアリング）手法に基づいた改善方策の策定等を行い、改善効果の評価を行った。特に、土留め工に関しては掘削溝内に入らずに土留め設置可能な可動式支保工装置を用いた施工法（５Ｓ工法：Safety & Speedy Sheetpile Supporting System）を開発した。

また巻末の参考資料は、５Ｓ工法の施工上の留意事項とその他の掘削溝内に入らずに土留めを設置する工法例を掲載した。

キーワード：下水道開削工事、安全化、土砂崩壊、埋戻し、ＩＥ手法、５Ｓ工法

管路施設の地震時浮上がりに関する模型振動実験

土木研究所資料 第3486号 1997年２月
耐震技術研究センター　動土質研究室

要旨

下水道管渠及びマンホールの地震時の挙動とその評価法を明らかにすることを目的として、模型振動台実験を実施し、浮上がり安定性に及ぼす、原地盤密度・埋戻し材料・基礎の形式等の影響について検討するとともに、浮上がり対策工としての砕石埋戻し、安定処理土による埋戻しの効果について検討した。さらに浮上がり安定性評価手法としての浮上がり安全率の適用性について検討を行った。

キーワード：液状化、管路施設、浮上がり、埋戻し、振動台、浮上がり安全率

付録２．平成９年度　下水道関係調査研究課題表

担当研究課室	研究課題
下水道研究室	1. 下水管の堆積物の特性に関する研究 2. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究 3. 下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査 4. 小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査 5. 汚水管の機能改善に関する調査 6. 管渠の整備効果に関する調査
三次処理研究室	1. 塩素消毒技術の高度化に関する研究 2. 下水処理水の安全性向上に関する研究 3. 窒素の超高度除去に関する研究 4. 再生水の消毒に関する調査 5. 再生水供給施設における水質管理手法に関する調査 6. 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 7. 移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査
汚泥研究室	1. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究 2. 温室効果ガス放出抑制のための下水処理システム対策技術 3. 汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査 4. 中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査 5. 有機質資材の融合化と利用に関する調査 6. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査
水質研究室	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. 下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究 3. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査 4. 生態系からみた下水処理水の評価法に関する調査 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. 下水道での有害化学物質の管理に関する調査 7. 水質事故対策技術に関する調査 8. 河川水質と水生生物相との関係の把握 9. 毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査 10. 利根川水系水質実態調査
緑化生態研究室	1. 下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査
都市河川研究室	1. 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
施工研究室	1. 下水管路に関わる路上工事縮減化に関する調査
土質研究室	1. 下水道管渠の変形防止に関する調査
化学研究室	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
建設システム課	1. 下水道工種の体系化に関する調査
動土質研究室	1. 下水道施設の液状化対策に関する調査