ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料　第3661号

土　木　研　究　所　資　料

平成10年度下水道関係調査研究
年次報告書集

平成11年８月

建設省土木研究所

マイクロフィルム用資料

Copyright © (1999) by P.W.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.W.R.I.

この報告書は，土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって，本報告書の全部又は一部の転載，複製は，土木研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

土木研究所資料
第3661号　1999年8月

平成10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
河川部　都市河川研究室
材料施工部　土質研究室　化学研究室
材料施工部　施工研究室
建設マネジメント技術研究センター　建設システム課
耐震技術研究センター　動土質研究室

要旨

本報告書集は、平成10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37編280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10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、さらに科学技術庁振興調整費によって実施されている。平成10年度はこれらの調査研究、合わせて合計37課題を実施した。

平成10年度における新規課題は，①水系における病原性微生物の挙動に関する研究（試験研究費），②下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③管渠システムのコスト縮減に関する調査,④下水道整備による環境改善効果に関する調査，⑤都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査，⑥下水処理水再利用システムの評価に関する調査，⑦病原性微生物の発生源および対策に関する調査，⑧窒素・リン除去法の省エネルギーに関する調査，⑨下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査，⑩浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査，⑪小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査，⑫可撓性下水道管の道路下埋設工法に関する調査（以上,下水道事業調査費），⑬流域における原虫類実態調査（測量及び試験費），⑭都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究（科学技術庁振興調整費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成10年度に終了した課題には，①水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究（試験研究費），②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，③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，④バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査，⑤下水道施設コンクリート防食剤の耐久性向上技術に関する調査，⑥下水道工種の体系化に関する調査（以上，下水道事業調査費），⑦毒物センサーを用いた河川水室監視技術に関する調査（測量及び試験費），があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

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水環境の水質リスク管理への下水道の対応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10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11年8月

下水道部長　佐　藤　和　明

目　次

頁

序文

概要約集……1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水管の堆積物の特性に関する研究……(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)…… 45
3. 下水処理水の安全性向上に関する研究……(三次処理研究室)…… 51
4. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究……(三次処理研究室)…… 59
5. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究……(汚泥研究室)…… 65
6. 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)…… 73

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水汚泥処理過程における
   重金属等有害物質の制御技術に関する研究……(汚泥研究室)…… 79
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)…… 85

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)……101

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 汚水管の機能改善に関する調査……(下水道研究室)……107
2. 管渠システムのコスト縮減に関する調査……(下水道研究室・建設システム課)……113
3. 下水道整備による環境改善効果に関する調査……(下水道研究室)……119
4. 都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査……(下水道研究室)……125
5. 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)……131
6. 下水処理水再利用システムの評価に関する調査……(三次処理研究室)……139
7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査……(三次処理研究室)……145
8. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査……(三次処理研究室)……153
9. 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)……169
10. 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)……175
11. 有機質資材の融合化と利用に関する調査……(汚泥研究室)……185

12. 下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査……(汚 泥 研 究 室)‥‥191
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)‥‥197
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)‥‥203
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)‥‥209
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)‥‥215

Ⅴ 下水道事業調査費による他部の研究
1. 浸水被害軽減のための各種施設の組み合わせに関する調査……(都市河川研究室)‥‥221
2. 小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査……(施 工 研 究 室)‥‥227
3. 可撓性下水道管の合理的設計施工法に関する調査……(土 質 研 究 室)‥‥231
4. 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)‥‥237
5. 下水道工種の体系化に関する調査……(建設システム課)‥‥243
6. 下水道施設の液状化対策に関する調査……(動土質研究室)‥‥249

Ⅵ 河川事業調査費による研究
1. 水質事故対策技術に関する調査……(水 質 研 究 室)‥‥255

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)‥‥261

Ⅷ 測量及び試験費による研究
1. 流域における原虫類実態調査……(三次処理研究室)‥‥267
2. 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)‥‥269
3. 利根川水系水質実態調査……(水 質 研 究 室)‥‥271

Ⅸ 科学技術庁振興調整費による研究
1. 都市排水に含まれる
水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究‥‥(水 質 研 究 室)‥‥273

付録
付録1. 平成10年度 下水道関係刊行報告書一覧……279
付録2. 平成11年度 下水道関係調査研究課題表……280

概　要　約　集

下水管の堆積物の特性に関する研究		本文 39 ページ	平成１０年度
全体計画	行政部費　平成９～11 年度	下水道研究室	

（目的）

下水管渠内の堆積物は、流下阻害や悪臭発生、腐食性物質による管渠損傷等、維持管理上の様々な問題を引き起こすと考えられる。よって、より効率的な維持管理のため、堆積を生じさせない設計法および堆積物発見･除去手法の確立が必要である。ここでは、堆積物を考慮した管きょ設計法および堆積物防止対策技術の確立を目指して、我が国における下水管渠内の堆積物の性状や堆積場所といった基本特性を明確にし、さらに各種試験等により、堆積原因や堆積物が及ぼす影響について検討を行うものである。

（結果）

１０年度の調査では、堆積物からの下水性状への影響の調査を行った。調査は、下水管路の維持管理上問題となる、硫化水素に対象を絞り実施した。堆積物より発生する硫化物の挙動を把握し、硫化水素の発生にどの程度堆積物による影響があるのかを調査した。また、硫化物の発生要因となる硫酸還元菌についても検討を行った。

（１）硫化物生成実験

硫化物の調査として、実験用リアクター内での硫化物の増加を測定して硫化物生成速度の算定を実施した。リアクターは、外形φ300mm×H1000mm の物を３基使用し、試料には下水処理場流入水を用いた。３基のリアクターのうち、１基をコントロールとし、残り２基を用いて実験を行なった。

実験は以下の手順で行った。

①試料導入後静置し、コントロールについては、堆積分を引き抜く。
②他の２基については固形分を堆積させ、堆積物の比率を目視で１：２程度とする。
③堆積を確認した後、リアクター内を攪拌する。
④攪拌を行いながら、各リアクターより７本、フラン瓶により採水を行う。
⑤採取した試料の全硫化物，溶解性硫化物の測定を、0,30,60,90,120,150,180 分後に行う。
⑥各リアクターについて、堆積物体積，ＳＳ，ＶＳＳの測定を行う。

上記の実験により、各リアクターごとの全硫化物，溶解性硫化物の時間生成量を比較し、硫化物の生成速度を計算した。硫化物の生成速度は、堆積物の多く含まれていた物ほど多く、堆積物の少ないものから、全硫化物で 0.06mg/l･hr，0.36mg/l･hr，0.87mg/l･hr であった。溶解性についても 0.024mg/l･hr，0.192mg/l･hr，0.24mg/l･hr であり、堆積物量での硫化物生成速度の差が確認できた。

（２）硫酸塩還元細菌の検討

堆積物からの硫化物生成について、堆積物中の硫酸塩還元細菌と硫化物生成能を把握することで硫化物の発生についてある程度の指標を与えることができると考えられる。

今年度は硫酸塩還元細菌の培養条件に関して数種の検討を行った。

硫酸塩還元細菌の培養条件の設定及び、培養方法の選定として嫌気ジャー内で、フラスコ，平板，２重皿の３種について培養検討を実施した。

研究担当者：笹部　薫，檜物良一，豊田忠宏，堀江崇

キーワード	下水管，堆積物，流下障害，硫化水素

熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究		本文 45 ページ	平成 10 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）において、環境分野の重要性が増大しており、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国の下水道施設の計画・建設に関する援助への期待が高まっている。我が国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、これをこ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、要求水準等を勘案すると、必ずしも最適と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行うものである。

（結果）

（１）汚水収集方法及び衛生施設配置方法の検討

熱帯・亜熱帯の開発途上国で用いられている衛生施設及び低コスト下水道について種類と特性を整理し、適用可能性を検討した。また、JICA 及び世界銀行等による援助計画の事例を収集し、そこで採用されている衛生施設及び下水道の整備計画について検討した。

衛生施設については、腐敗槽及び縦穴便所が開発途上国で広く用いられている。途上国での衛生施設／下水道の計画策定の際の課題として、イ）計画目標年次において普及率 100%と想定せず、水道普及率等の実績を勘案して予測し、財政能力を考慮した上で段階的整備を行う、ロ）調査区域は通常首都レベルの大都市であり広大であるが、将来の土地利用計画が明確でなく、実施機関は財政的にも逼迫していることより、下水道対象区域は絞り込む、ハ）開発行為の際に、民間資金での下水道整備を義務付ける等が挙げられる。各種施設の選択においては、オンサイト施設では地下水位、浸透能力、周辺の飲料水井戸への影響等を勘案する必要があり、低コスト下水道及び標準下水道では財政能力、給水量、人口密度等を考慮して判断する必要があると考えられた。

（２）下水処理方式についての検討

沖縄県に設置された通性および曝気式ラグーンについての実験を行い、通性ラグーンにおいては処理の安定性、曝気式ラグーンにおいては良好な処理水質を得るための適正な負荷・運転条件について検討した。

①通性ラグーン：　HRT を 70 日に設定し、BOD 面積負荷 7.4g/m2/d で実験を行った。水温が１５℃程度に低下した場合に DO が 5mg/L 以下となり、大腸菌群数も増加するなどの傾向が見られたが、年間を通した平均処理成績としては、表－１に示すように BOD で９割以上の除去率が得られた。

②曝気式ラグーン：　曝気装置を備えた曝気池とその処理水をろ過する上向流ろ過装置から実験装置を構成した。HRT を 7 ～ 15 日に設定し、曝気撹拌条件を変化させて処理水質や曝気池内 MLSS 濃度への影響を把握するとともに、ろ過継続時間延長を目的として、ろ過装置への SS 負荷低減方策について検討した。この結果、本処理システムにおいては、連続曝気方式とし、かつ、曝気池内に沈殿部分を設置することによって、BOD, SS 濃度ともに 3mg/L 以下の良好な処理水質を得ることができた。

表－１　通性ラグーンの処理成績

水質項目	流入水	処理水	除去率[%]
T-BOD [mg/L]	256	21	92
D-BOD [mg/L]	112	9	92
T-COD(Cr) [mg/L]	498	125	75
D-COD(Cr) [mg/L]	107	43	60
SS [mg/L]	225	35	84
大腸菌群数 [個/mL]	460,973	3,816	99.2

研究担当者：笹部薫、山下洋正、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、処理方式、ラグーン

下水処理水の安全性向上に関する研究		本文 51 ページ	平成 10 年度
全体計画	試験研究費　平成 8～11 年度	三次処理研究室	

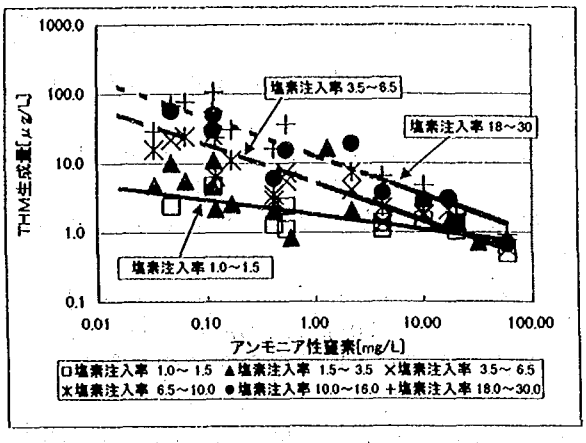
（目的）

下水道の普及に伴い環境水中に占める下水処理水の割合は増加しており、また、都市域における水資源として下水処理水が再利用されるなど、下水処理水に求められる安全性のレベルは高まっている。しかし、消毒を強化した場合の塩素消毒によるトリハロメタン等の副生成物の問題や新しい塩素代替消毒技術の安全性などは十分に検討されていない。本研究では、下水処理において現在導入されている、塩素、オゾンおよび紫外線消毒の安全性について消毒副生成物の観点から検討を加え、より安全性の高い消毒方法の検討を行うものである。10 年度は、過年度に確認された消毒副生成物について、原水水質の副生成物生成量への影響把握を行うとともに、活性炭による副生成物除去実験を行った。また、塩素消毒において攪拌強度が消毒効果に与える影響について検討を行った。

（結果）

（1）塩素消毒において大腸菌群は Ct 値の増加とともに減少し、二次処理水においては Ct 値が 150mg-Cl·min/L 程度で大腸菌群生残比を－4～－5log にすることが可能であった。一方、アンモニア水を添加した場合は、二次処理水に比較して消毒効果が低下し、逆に、海水が含まれる二次処理水では消毒効果が高くなる傾向が見られた。

（2）塩素消毒において、原水にアンモニア性窒素が残存する場合は副生成物量が少なくなり、THM 生成量は、アンモニア性窒素が 1 mg-N/L 程度存在することで、アンモニア性窒素が 0.1mg-N/L 存在する場合の半分に減少することがわかった（図－1）。一方、海水が含まれる場合やフミン酸が多い場合は、TOX および THM の生成量が多くなった。



図－1　アンモニア性窒素濃度と THM 生成量の関係

（3）オゾン消毒において、オゾン吸収量の増加とともにアルデヒド類や臭素酸イオンが生成した。また、海水が含まれる場合は、臭素酸イオン、アルデヒド類の生成量が増加するとともに、TOX および THM の生成が認められた。

（4）消毒剤および消毒副生成物の活性炭除去において、塩素および臭素酸の除去は良好に行われるが、アルデヒド類においては、消毒により生成されるホルムアルデヒドやアセトアルデヒドの除去速度は低く、活性炭での除去は有効ではないと考えられた。

（5）塩素消毒効果における攪拌強度の影響を検討した結果、攪拌強度が大きいほど消毒効果が高い傾向が認められ、その効果は消毒レベルが高いほど顕著であった。また、塩素消毒原水に汚泥が含まれると、消毒効果は大きく低下することが確認された。特に SRT が短く硝化が行われていない汚泥では、消毒効果の低下が大きかった。

研究担当者：鈴木穣、畑津十四日

キーワード	消毒、塩素、オゾン、消毒副生成物、活性炭除去

水系における病原性微生物の挙動に関する研究		本文 59 ページ	平成 10 年度
全体計画	試験研究費　平成 10～13 年度	三次処理研究室	

（目的）

上水道取水源上流域での下水道普及の進展や国民の水辺回復要求の高まり、水の循環・再生利用の必要性増大等の現状を受けて、水系の衛生学的基準のあり方について再検討する必要が高まってきている。しかし、放流先水系での病原性微生物の挙動についてはいまだ不明な部分が多い。本研究は、このような衛生学的基準についての判断資料とすべく、消毒方法や水系状況の相違に伴う下水処理水中の病原性微生物の水系での挙動について調査を行うものである。10 年度は初年度であり、文献調査および水中における微生物挙動に関する基礎実験を行った。

（結果）

① 生理食塩水中の大腸菌および大腸菌群は、720 時（30 日）間において 2 種類の濃度変動パターンを示した。20℃および 30℃は振盪の有無を問わず、初期に 1～2 桁程度増加し、その後の菌数変化はほとんどなかった。一方、4℃では菌数の増加は認められず、時間経過とともに菌数が低下した。ここでは、低い温度が細菌へのストレス因子となり、また、含まれる栄養源が微量であっても、生育温度が保持されれば、増殖する機会を有することがわかった。

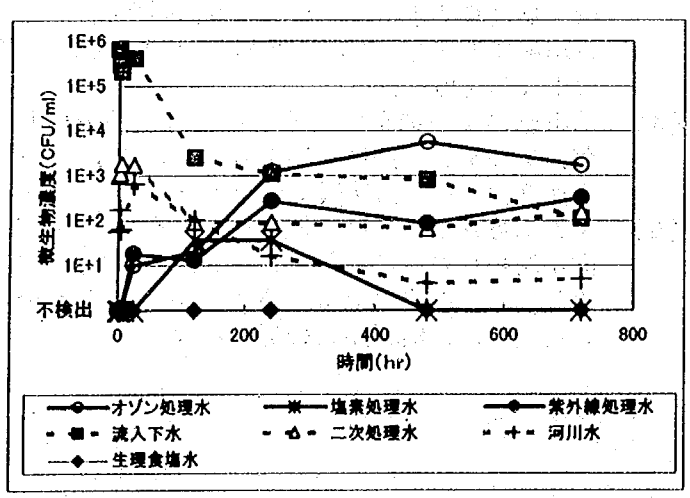
② 二次処理水中において、大腸菌、大腸菌群、緑膿菌は 4℃ではほとんど菌数の増加は見られず時間経過とともに緩除な減少曲線を示した。一方、20℃および 30℃では、初期に菌数の増加が見られたが、その後菌数は低下した。また、温度が高いほど減少速度が大きくなる傾向が見られ、水温はその微生物の状態（増殖期にあるか、減衰期にあるか）によって、増殖および減衰速度が水温と正の相関があると考えられた。

③ 二次処理水と紫外線処理水はどの微生物においても似た減少曲線を示し、消毒により微生物に対する影響は変化しなかったものと考えられる。一方、塩素処理水およびオゾン処理水では、クロストリジウム、腸球菌は二次処理水と類似の消長を示したが、大腸菌は消毒により減少速度が大きくなる傾向が見られた。

④ クロストリジウム以外の細菌については、二次処理水と流入下水の消長は類似しており、流入下水－二次処理水での汚濁程度は細菌の消長へ大きく影響しないことが示唆された。

⑤ 海水による減少速度の増加が認められたのは、大腸菌、大腸菌群、緑膿菌、クロストリジウムであり、細菌に対して海水は減衰速度を大きくすることが確認された。

⑥ 図－1は微生物添加を行っていない供試水中の大腸菌群（デスオキシコール酸塩培地）の経時変化を示す。塩素処理水、オゾン処理水および紫外線処理水は試験開始時に、大腸菌群は検出されなかったが、20℃静置での保存において菌数が増加した。これは、測定時の採水量が 1ml であることから検出されなかった細菌が増殖したと考えられる。また、細菌には正常な増殖能を失っており通常の培地では培養できないが、適当な環境に恵まれさえすれば元の正常な状態に回復し増殖しうる状態で存在する損傷菌の存在が指摘されており、本結果も塩素、オゾンおよび紫外線消毒による損傷も回復し増殖能を得たとも考えられる。



図－1　大腸菌群の消長（20℃、静置、遮光）

研究担当者：鈴木穣、小越眞佐司、諏訪守、畑津十四日

キーワード	細菌、大腸菌ファージ、消長、水質、消毒

病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究		本文 65 ページ	平成１０年度
全体計画	試験研究費　　平成９～１２年度	汚泥研究室	

（目的）

クリプトスポリジウム原虫による集団下痢の発生が大きな社会問題となっている。こうした病原性微生物は、下水道施設に流入してくることが懸念されるが、下水処理過程での病原性微生物の挙動は十分に解明されていないため、その挙動の解明、制御と対策に関する研究を行う必要がある。

（結果）

本年度は、クリプトスポリジウムオーシストを下水処理過程で制御するために重要となるオーシストの基礎的な物理化学的諸特性を明らかにした。検討した項目は、オーシストの比重、ゼータ電位、凝集沈殿特性、活性汚泥による吸着特性についてである。

（１）オーシストの比重測定

オーシストの比重を密度勾配沈降平衡法により測定した結果、オーシストの比重は、1.05 ～ 1.06 の範囲内にあることが明らかとなった。

（２）オーシストのゼーター電位測定

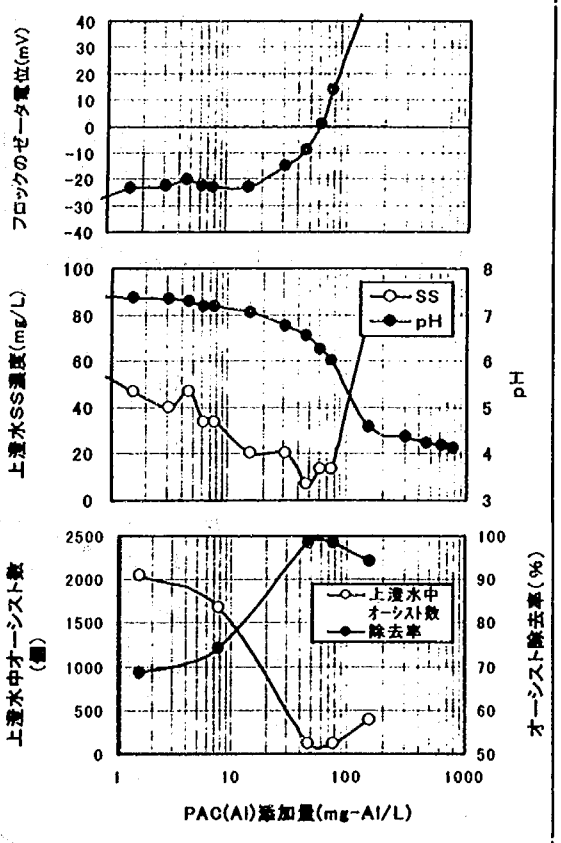
流入下水中のオーシストのゼータ電位を顕微鏡電気泳動測定法により測定した結果、下水中のオーシストのゼータ電位は、pH2 付近で等電点となり、pH が上昇するに従い低下する傾向を示した。下水中のオーシストのゼーター電位は、中性付近では－ 20mV 程度であった。

（３） オーシストの凝集沈殿実験

オーシストを添加した流入下水の凝集実験を行い、オーシストの凝集特性を調査した。結果を図－１に示す。図より PAC 添加量約 46.8mg-Al/L 付近で、フロックのゼータ電位が等電点となり、このときの pH は 6.5 であった。上澄水中 SS 濃度も 6mg/l と低レベルとなった。本条件では、上澄水中のオーシストの検出個数も低レベルであり、オーシストの除去率は 98.4 %に達した。下水中の SS を凝集沈殿することによりオーシストも凝集沈殿除去されることが分かった。

（４）オーシストの活性汚泥吸着結果

活性汚泥によるオーシストの吸着特性を把握するため、4 時間の回分実験を行った。その結果、処理時間が長いほど除去率は高くなる傾向を示し、処理時間 5 分間で約 1 log 90 %）の除去、4 時間の処理時間で約 2.5log（99.6 %）の除去率が得られた。



図－１　凝集実験の結果

研究担当者：尾崎正明、落　修一、北村友一

キーワード	病原性微生物、クリプトスポリジウム、下水汚泥

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73ページ	平成10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)生活排水由来 THMFP 等分解実験

生活排水由来の THMFP、TOXFP の分解に水温の与える影響は小さかった。また、TOC 等の有機物指標と THMFP、TOXFP とは挙動が異なることが確認された。

(2)手賀沼底泥からの THMFP 等溶出実験

手賀沼底泥からの THMFP の溶出速度は好気条件で 0.6 ～ 1.7kg/km2･日程度、嫌気条件で 1.5 ～ 2.7kg/km2･日程度であり、TOXFP の溶出速度は好気条件で 6.3 ～ 11kg/km2･日程度、嫌気条件で 1.7 ～ 20kg/km2･日程度であった。

(3)利根川での実測値の解析

利根川下流部では、上流部に比べ、THMFP の測定に際し、ジブロモクロロメタンなどの臭素化合物の増加が見られた。また、平成 8 年 11 から 11 年 1 月までの期間平均、地点別の THMFP、TOXFP は chl-a と正の相関があることが確認された。しかし、過去の成果を考慮すると、CHl-a 濃度だけでは THMFP の濃度を説明することは困難である。

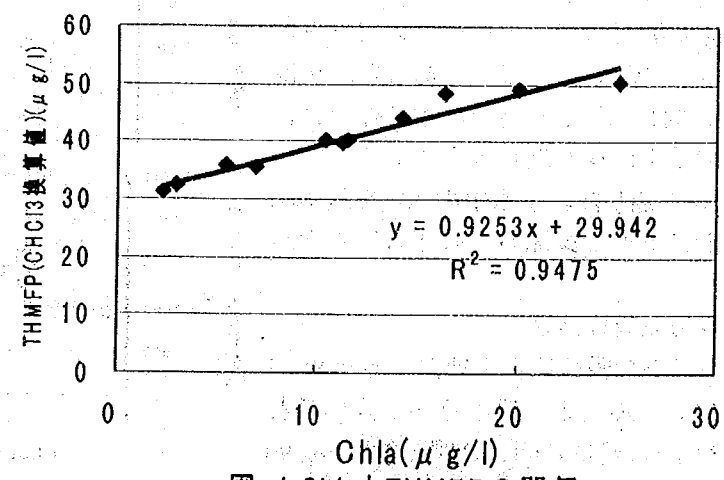


図-1 ChlaとTHMFPの関係

研究担当者：田中 宏明、白崎　亮、岡安　祐司

キーワード	THMFP、TOXFP、生活排水、底泥、藻類

下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究	本文79ページ	平成10年度

全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成10～12年度	汚泥研究室

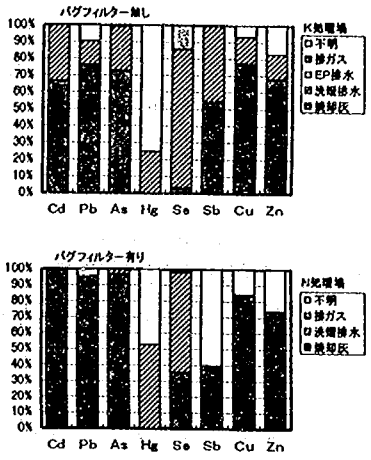
（目的）

下水道へは日常生活や工場排水を通じ、微量ではあっても重金属等有害物質が流入する。これらの物質は、生物学的な処理で分解されたり、無害な物質に変換されるものもあるが、汚泥中に残存するものもある。下水汚泥のリサイクルを進めるためには、これら汚泥中の有害物質をできるだけ低減することが必要である。本研究では、下水汚泥を再生資材の安全な原料として供給し、リサイクルを推進することを目的として、下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の挙動とその制御技術を検討するものである。平成１０年度は、焼却炉における重金属の挙動調査と下水汚泥焼却灰を原料とした球形灰からの金属等の溶出抑制に関する検討を行った。

（結果）

(1)焼却炉における重金属の挙動に関する調査

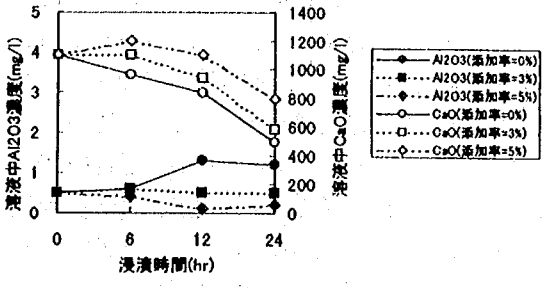
焼却灰および焼却灰を原料としたリサイクル製品の溶出試験で、低沸点金属である Se、As の溶出がみられるケースが多い。これらの金属は、低温で灰捕集を行う場合に含有量が高くなる傾向があると言われていることから、今回は灰捕集温度に注目し調査を行った。下水汚泥の焼却過程で焼却灰への移行率が高いものは、Cd、Pb、As、Cu、Zn、焼却灰への移行率の低いものは、Hg、Se であった。また、低温で灰捕集を行うバグフィルターを採用している施設とそれより高い温度で捕集するサイクロンを採用している施設を比較すると Se の灰移行率に明らかな違いが見られた。これは、バグフィルターが SeO_2 の昇華点 317℃より低い温度で運転されているため、灰表面に SeO_2 が析出したものと考えられる。また、かなりの割合の Se がバグフィルターを通過し、後段のスクラバーで捕集され水処理施設に戻されており、Hg と同様に処理場内を循環している可能性があることもわかった。



図－１重金属等の移行率

(2)球形灰からの金属溶出抑制技術に関する検討

焼却灰を原料とした球形灰は、セメント・コンクリートの混和材であるフライアッシュと類似した物性を持っており、セメント混和材としての特性、金属の溶出特性で焼却灰より優れていることから下水汚泥焼却灰の有効利用方法として期待されている。しかしながら、球形灰を混合したモルタルで凝結遅延が見られたことから、$Ca(OH)_2$ 飽和溶液でモルタル中の条件を擬似的に再現し、この原因および抑制方法を検討した。その結果、モルタル中では球形灰表面の溶融物皮膜が強アルカリ環境下で壊れ、モルタル中の Ca の吸収、Al、Na、K 等の金属が溶出が生じており、凝結遅延はモルタル中の Ca が減少することが原因と推定された。なお、この現象は予め消石灰を添加して球形灰を製造することで抑制出来ることがわかった。また、球形灰製造時のフレーム温度等も金属の溶出特性に影響することがわかった。



図－２ 消石灰添加による効果

今後は、これらの知見を踏まえ、セメント・コンクリートの混和材として要求される品質を確保するための技術的検討が必要と考えられる。

研究担当者：尾崎　正明、久保　忠雄

キーワード	下水汚泥、重金属、焼却灰

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 85 ページ	平成 10 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）

現在、１１種類の揮発性有機物（VOC）の下水道への排出が規制されている。しかしながら、排水中の VOC 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 VOC 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の VOC の挙動を明らかにし、処理への残留率と気相・汚泥への移行状況を把握するものである。

（結果）

平成 10 年度は、実下水処理場における VOC の実態調査、活性汚泥処理実験装置を用いた VOC の挙動調査、VOC の生分解性試験を行った。

１．実下水処理場における VOC の実態調査

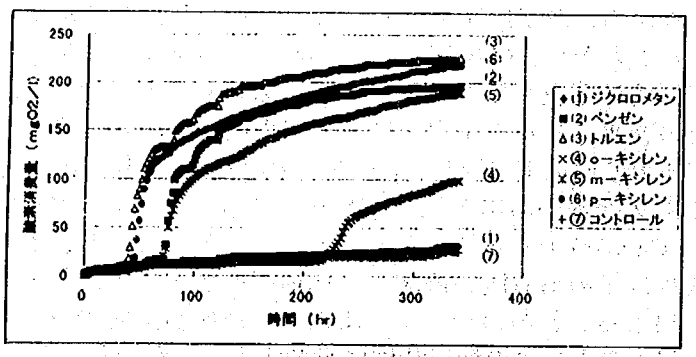
調査対象とした 22 項目のうち、流入水からｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、ﾄﾙｴﾝ、trans-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ、1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、o-ｷｼﾚﾝ、p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝが採取 12 検体中複数の試料で検出されたが、その濃度はいずれも排水基準値以下であった。終沈流出水では、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、四塩化炭素、ﾄﾙｴﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの 4 物質が複数検体から検出されたが、すべて環境基準値あるいは要監視項目の指針値以下であった。

２．活性汚泥処理実験装置を用いた VOC の挙動調査

ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、o-ｷｼﾚﾝの活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの物質収支を求めた。ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝは、流入ﾌﾗｯｸｽの 39%が処理水中に残留し、ﾍﾞﾝｾﾞﾝは 12%、ﾄﾙｴﾝは 8%、m,p-ｷｼﾚﾝは 3%、o-ｷｼﾚﾝは 8%であった。処理水、大気、汚泥の合計の排出ﾌﾗｯｸｽは、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝが 117%、ﾍﾞﾝｾﾞﾝが 31%、ﾄﾙｴﾝが 46%、m,p-ｷｼﾚﾝが 31%、o-ｷｼﾚﾝが 64%であった。ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、o-ｷｼﾚﾝは 100%を大きく下回っており、何らかの作用により分解を受けていることが示唆された。

３．VOC の生分解性試験

VOC の生分解性試験結果を図－１に示す。ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m-ｷｼﾚﾝ、p-ｷｼﾚﾝは、試験開始から２、３日経過した時点で酸素消費量が急激に増加しており生物による分解が起こっていることが推察される。o-ｷｼﾚﾝは、9 日経過した時点で酸素消費量が増加しているが、ﾍﾞﾝｾﾞﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m-ｷｼﾚﾝ、p-ｷｼﾚﾝに比べ増加速度は小さい。ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝは、14 日経過しても酸素消費量はｺﾝﾄﾛｰﾙとほぼ同じであり、14 日間での生物による分解はみられない。



図－１ VOCの生分解試験結果

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、竹歳 健治、東谷 忠

キーワード	VOC、実態調査、物質収支、生分解性試験、活性汚泥処理

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101ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～11年度	三次処理研究室・汚泥研究室	

(目的)

本研究は、下水処理システムからのメタン・亜酸化窒素排出を抑制する対策技術の確立を目的として実施するものであり、水処理・汚泥処理プロセスごとに検討を行う。

水処理プロセスに関しては、活性汚泥法からのメタン・亜酸化窒素排出に寄与する因子の明確化と、排出抑制方法の開発検討および評価を行う。一方、汚泥処理プロセスに関しては、高分子系流動焼却炉のN_2O削減対策として燃焼温度の引き上げが効果的であるが、補助燃料の使用増に加えコスト上昇が予想される。そこで、本調査は、ライフサイクルコスト分析(LCC)手法を用いて高温燃焼の経済的影響を把握するとともに、汚泥焼却炉による温室効果の将来予測を行う。

(結果)

平成10年度は、水処理に関しては、CH_4排出特性について嫌気好気法および標準活性汚泥法の対照実験を行い、嫌気好気法の排出抑制効果について検討した。その結果、標準活性汚泥法においては、流入下水中の溶存CH4に対して約1.7倍のCH4が大気中に排出されていたが、嫌気好気法の場合は、流入下水中の溶存量と大気中への排出量が同程度であり、標準活性汚泥法に比べて排出量が抑制されていることが明らかになった。標準法の場合には、反応槽の前半においてCH4が生成されているのに対し、嫌気好気法においては生成が見られないことが、この差の主原因であった。今後、ポリりん酸蓄積細菌の働きとも合わせて、嫌気好気法の抑制機能を調査する必要がある。

汚泥処理プロセスに関しては、下水汚泥流動焼却炉の実基を対象にヒアリング調査を行い、LCC現価法を用いて燃焼温度を50度引き上げた場合のトータルコスト(TC)変化を推計した。その結果、補修費と補助燃料費のTC増加率が大きく既設炉における最大値はそれぞれ81.5%、45.8%であったのに対し、電力・薬品費の伸びは小さく最大でも3.6%と見積もられた(図-1)。全体のTC増加率は、既設炉の場合10.0～15.0%でそのうち補修費分が半分以上を占めたのに対し、新設炉では4.1～7.3%となりその大半は運転・維持費によるものとなった。さらに、温室効果の削減量を推計しそれに必要な単価を試算したところ、下水汚泥1DStあたりの削減量はCO_2換算で0.62～1.54t、削減率は24～45%となり、また、コストの抑制には当初設計時からの対策が効果的であることが示唆された。

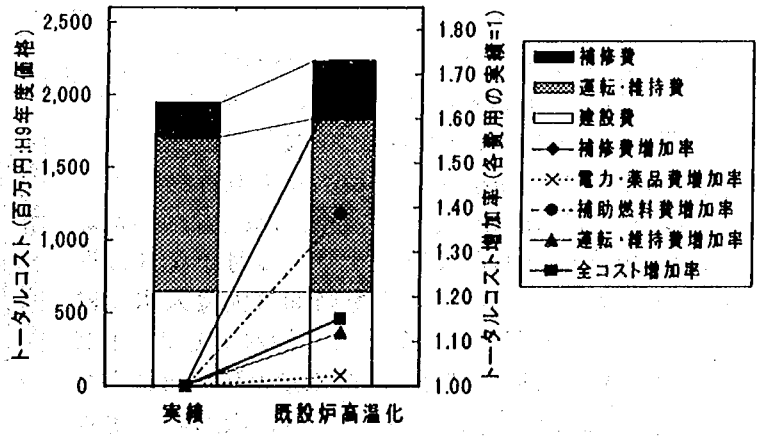


図-1　トータルコスト変化の内訳

研究担当者：酒井憲司，鈴木穣，与儀和史，落修一，原田一郎

キーワード	流動焼却炉，高温燃焼，ライフサイクルコスト

汚水管の機能改善に関する調査		本文107ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～12年	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、管路の腐食や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いる。今後は施設の老朽化等により障害の発生がさらに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の各種機能障害（とくに硫化水素と雨水浸入水の問題）の実態調査および解析を実施し、各種機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法の検討を行う。

（結果）

（１）管きょ内硫化物生成状況調査

Ａ流域下水道において汚水中継ポンプ場及びその上流の自然流下管きょにおける硫化水素の生成状況調査を行った。ポンプ場上流部において汚水が管内貯留された時とこの管内貯留汚水がポンプにより吐き出された時のいずれの場合にも、硫化物の発生が認められた。SS 濃度と全硫化物の測定結果より、硫化物の生成因子は二つの場合に分けられる。第１は汚水流速が高く管路内に堆積していた SS を多く巻き込んだ場合である。全硫化物と溶解性硫化物の差を SS 性硫化物濃度とし、汚水中の SS 濃度と全硫化物濃度及び SS 性硫化物濃度との相関を図１に示すように全硫化物濃度、SS 性硫化物濃度と SS 濃度の間に正の相関が認められた。汚水中に含まれている硫化物のうち 70%が溶解性硫化物となり、気相中に容易に放散される可能性があると考えられる。第２は管きょ内に汚水が滞留した場合である。流速が低く SS は低下するが硫化物濃度は増加する。自然流下管きょその生成速度は全硫化物として 0.73mg-S/l・hr であった。圧送管路と比較して生成速度は小さいが、滞留時間が長いために沈砂池における硫化物が高濃度となり、施設の腐食や 臭気等の原因となる可能性がある。

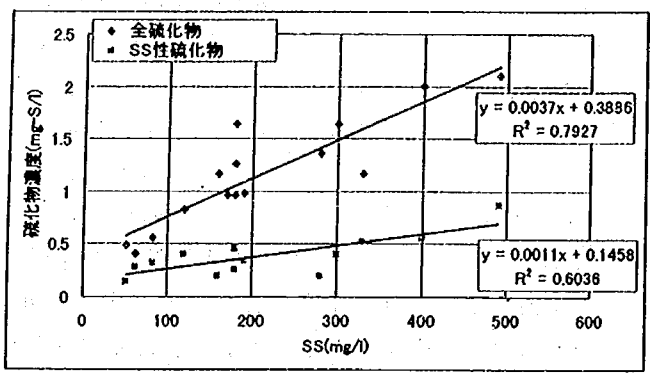
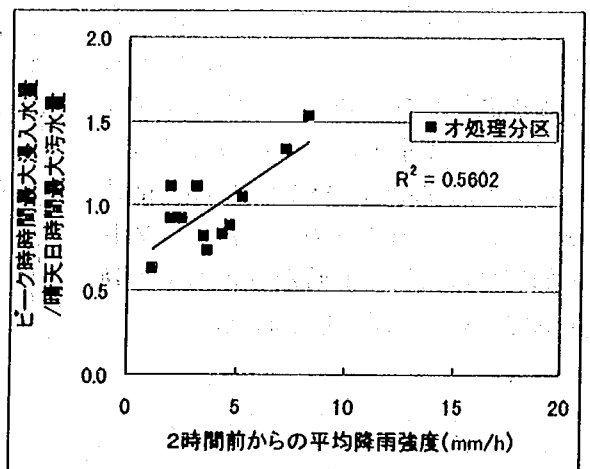


図１　流入 SS 濃度と硫化物濃度

（２）汚水管への雨水浸入状況調査

浸入水に関する調査では流域下水道接続点流量データと雨量データを収集することにより汚水管中への浸入状況と降雨との関係を調査し、その特性について検討した。
調査はＡ流域下水道の接続点とし、降雨量は処理場・ポンプ場の他、気象庁のアメダスの観測点を使用した。調査期間は出水期にあたる平成１０年４月から９月迄の上半期とした。各処理分区とも時間最大浸入水量は晴天時時間最大汚水量とほぼ等しく、汚水量では 1.4 倍から 2.2 倍にまで増加している。降雨量と単位面積当たりの浸入水量は良く比例することから、雨水の一定割合が汚水管に流入していることを示している。図２から直前２時間の降雨が雨水浸入の主体をなしていると考えられ、非常に速やかな雨水浸入が生じていること示している。



図－２　時間最大浸入水量と降雨強度の関係

研究担当者：笹部　薫，檜物良一，豊田忠宏，堀江　崇

キーワード	汚水管きょ、硫化水素、堆積物、生成速度、雨水浸入水，時間最大浸入水量

管きょシステムのコスト縮減に関する調査		本文113ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～11年	下水道研究室	

（目的）

下水道事業費のうち約７割を管きょ施設が占めており、管きょ施設のコスト縮減は急務である。管きょ施設のコスト縮減に当たっては、まずそのシステムの現況分析を行い技術の発展に伴い見直すべき事項を抽出し、従来の設計基準の根拠について再検討が必要である。最終的にはＬＣＣにより適正な管きょ施設のコスト縮減方策を定める。また具体的なコスト縮減割合の算定には、各工事のコスト縮減前後の建設費を比較し削減コストを把握する事となる。そこでまず処理区単位の管路建設コスト構成を分析し、各コスト削減施策の効果を算定する方法を確立する。

（結果）

（１）自治体のコスト縮減実施状況調査

現時点での自治体における管きょ施設に係るコスト縮減策実施状況についてアンケート調査を行った。その結果１９都市中１７都市において何らかのコスト縮減策がとられていた。他の２都市においても今後縮減に取り組むと答えている。具体的な内容では人孔の設置基準の見直しが最も多く、有効な削減要因であることを示している。人孔におけるコスト縮減の方法は２通りある。第１に人孔間距離の見直しである。第２に人孔に従来より小型の人孔を採用し材料費の縮減を行うものである。さらに塩ビ製管きょは、材料費の節減に最小径を指針のφ200からφ150～φ100に下げた独自基準を設けている。基準見直しに共通した課題は、維持管理部門との調整である。

そこで管きょ維持管理についてもアンケート調査を行った。各都市とも管きょ施設全般にわたって点検、清掃、補修・改築を実施している。一部の都市ではそれに加えて桝と取り付け管についても実施している。管きょＬＣＣ算出のため、実績値より各作業の単価を算出した。管きょ調査は 673 円／m、管きょ清掃は 1,206 円／m、そして管きょ補修・改築は 142,660 円／mとなった。また真空式等の新下水道システムについて別途調査した結果、維持管理上の信頼度は高かった。

（２）管きょ建設コスト分析

①処理区当たりの管径別延長割合

下水道管きょの約 90%が管径 400mm 以下の小口径管きょであった。

②管径別管きょ布設工法割合

管渠延長全体では開削 91%、推進（小口径を含む）8%、シールド 1%である。全体的に管径が大きくなるほど推進、シールド工法の割合が大きくなる。

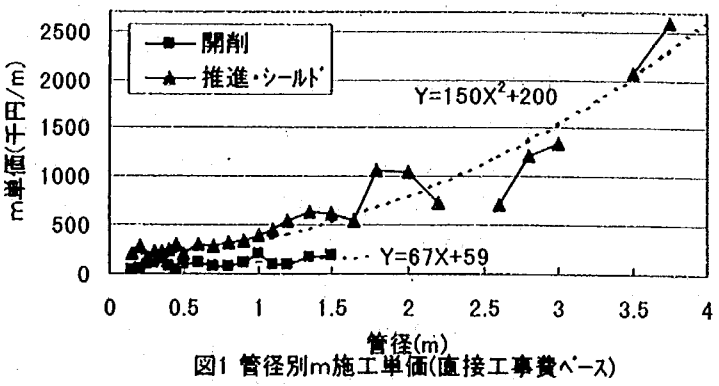


図1 管径別m施工単価(直接工事費ベース)

③管径・工法別平均建設単価

図１に管径・工法別平均建設単価（直接工事費ベース）を示す。推進・シールド工法が管径 1000mm 以上で急激に単価が高くなることがわかる。

④処理区当たりの管径・工法別建設コスト割合

管径 300mm 以下の開削管きょが建設費の約 50%、900mm 以下の小口径推進を中心とした推進管きょが約 30%、350mm 以上の開削管きょが 10%強、1000mm 以上の推進・シールド管きょが 10%弱、それぞれ占めている。

研究担当者：笹部　薫，大澤健治，檜物良一，吉田敏章，小林一三

キーワード	コスト縮減、管きょ、人孔、ＬＣＣ、維持管理作業単価、建設コスト分析

下水道整備による環境改善効果に関する調査		本文 119 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～11 年度	下水道研究室	

（目的）

公共事業の効率性・透明性を確保し、行政として公共事業執行の説明責任を果たすことが近年強く求められており、事業の効果を明確にし便益を計測することによって事業を評価することが重要となっている。そこで本調査は、下水道整備による環境改善効果を評価することを目的とし、以下の調査を行った。つまり、公共用水域における水質向上による価値整理の試み、住民にとって身近な水域における水質向上便益の仮想評価法による計測、ヘドニック価格法を適用した下水道整備の便益計測の 3 つである。

（結果）

公共用水域における水質向上による価値整理の試みでは、公共用水域の利用形態について既往資料をもとに整理を行い、利用形態ごとに水質向上の効果があらわれるかどうかについて考察を行なった。また、公共用水域における水質のレベルに応じて、どのような親水活動が可能か、どのような水生生物が生息可能かを整理した。例えば、BOD が 5 から 10 程度の場合には散歩やボートといった親水活動が可能であり主要魚種はコイ・フナ・ドジョウであるが、BOD が 2 程度の場合には水泳が可能でありヤマメやイワナの生息が見られる。

次に、仮想評価法を適用して、下水道整備効果の 1 つである公共用水域の水質改善効果について便益計測を行った。調査対象地域は、茨城県水海道市、東町とした。便益計測の対象とする公共用水域は、下水道による負荷削減効果が強く発現し、受益の範囲が比較的限られると考えられる市町内の水路・中小河川全体としている。アンケート対象は、市町内の住民とした。水質改善に対する支払意思額を尋ねるわけだが、住民に理解しやすいと考えられる 4 段階の水質水準を設定し（表 1)、さらに改善する公共用水域の規模を「市町内の水路のみ」と「市町内の水路と中小河川」の 2 種類に設定した。調査方法としては郵送方式を採用し、アンケート配布数は 2 市町合計で 1200 とした。なお支払意思額の質問方式は二段階二項選択方式とした。得られた支払意思額は、水環境の規模が「水路のみ」の場合、水質レベル C への向上に対しては 2190 円／月／世帯、水質レベル B への向上で 2360 円／月／世帯、水質レベル A では 3290 円／月／世帯であった。水環境の規模が「水路＋中小河川」の場合は、水質レベル B への向上で 2430 円／月／世帯、水質レベル A では 2660 円／月／世帯であった。

さらに、ヘドニック価格法を適用して下水道整備の便益計測のケーススタディを行った。調査対象とした宮川流域下水道事業では、下水道の有無に関して約 7600 円／m^2 の地価格差が計測された。

表1 水質レベルの設定

水質ランク		見た感じ・可能なレクリエーション・すんでいる生き物
悪い	D	川底が黒く、腐卵臭がする。魚はいない。
↓	C	多少不快な臭いがすることもあるが散歩ができ、フナ、コイ、ウグイ、カワムツ等の釣りが楽しめる。水量などの他の条件が整備されればボートも楽しめそう。
↓	B	自ら又は子供が水遊び(魚採り、虫とり)をすることができる。アユや飼育ホタルの生息が可能。
良い	A	水が増えれば泳ぐことができる。天然ホタルの生息が可能。

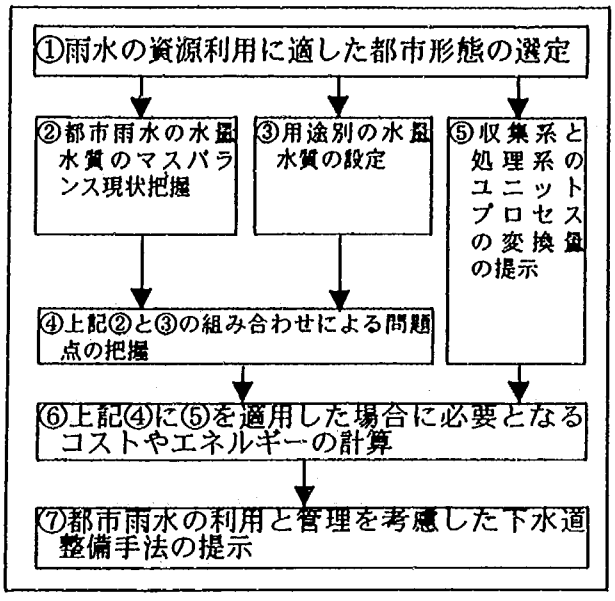
研究担当者：笹部　薫，岡本　誠一郎，吉田　敏章

キーワード　下水道，整備効果，便益，仮想評価法，ヘドニック価格法

都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査		本文 125 ページ	平成１０年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１０～１２年度	下水道研究室	

（目的）

本研究は、都市域における、自然系および人工系の水量水質のマスバランスの把握、用途別の水量水質の設定、収集系および処理系のユニットプロセスによる水量水質変換量の検討を通じて、都市雨水を有効に利用、管理していくための下水道整備手法を提示し、都市における新たな水資源の開発及び都市の水循環の適正化に資することを目的としている。１０年度は、文献調査および統計資料解析により、雨水の資源利用に適した都市形態の選定を行うとともに、雨水収集系におけるユニットプロセスの変換量について検討した。（図－１）



図－１　調査のフロー

（結果）

１．都市雨水の資源利用に適した都市形態の選定

雨水利用に関連する都市活動のデータを収集した。具体的には、都市形態に関するデータとして、人口、世帯数、産業別就業人口等、気象に関するデータとして、年降雨量、年平均気温等、水資源関連のデータとして、年間給水量、水道料金、水資源充足度等である。

解析の結果、雨水利用に適した都市形態として、水資源充足度が低く、人口密度が高い地域が該当した。これらの条件に該当する都市においては、雨水利用を推進するメリットを有するものと考えられる。

２．収集系におけるユニットプロセスの変換量の検討

都市域においては、土地利用が複雑かつ多岐にわたっているため、表面流出雨水の水量・水質は面的に一様ではなく、土地利用状況の分布に応じて異なっている。都市域の雨水利用を検討する上では、収集系の最初のプロセスである流出段階において、水量・水質がどのような変換を受けるのかを詳細に把握することが不可欠である。そこで、分布型の雨水流出解析モデルを構築して実排水区に適用し、表面流出における水量の変換量について検討を行った。

対象流域として、自然流下の合流式下水道整備地区(39.5ha)を選んだ。土地利用については細密数値情報より、10m メッシュで 17 種類の土地利用区分として取得した。表面流出の計算にはメッシュ法を用い、地表面を 10m メッシュに分割して流出パラメーターの面的分布を表現し、流出雨水の流れをメッシュ間の移動として計算した。流出後の管渠内水理計算には HydroWorks を用いた。

流域全体に総括的な流出係数を与えた場合と、メッシュ単位で分布型のパラメータを与えた場合の比較を行った結果、流末の懸案地点１点での流量を計算する場合には総括流出率と分布型パラメーターの差異は小さく、総括流出率による計算で十分といえるが、排水区域内の浸水箇所を正確に予測する場合、またオンサイト流出抑制施設をモデル化するためには、分布型のパラメーターを与えることが不可欠であることが明らかとなった。

研究担当者：笹部　薫、山下洋正、豊田忠宏

キーワード	都市雨水、水循環、雨水水質、流出解析、分布型パラメーター

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 131 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 7 ～10 年度	三次処理研究室	

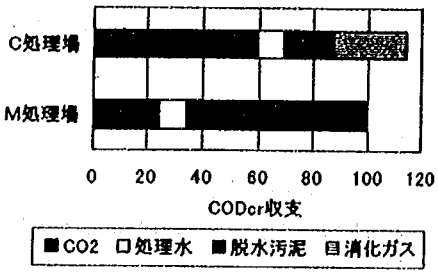
（目的）

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、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、多様な観点からプロセスおよびシステムの評価を行う。また、要素プロセスの改良および開発、要素プロセスの組み合わせ法の検討等を行い、最終的に、要求されるタイプ毎に最適なシステムを提示する。

（結果）

(1)これまでの研究による処理場物質フローの例

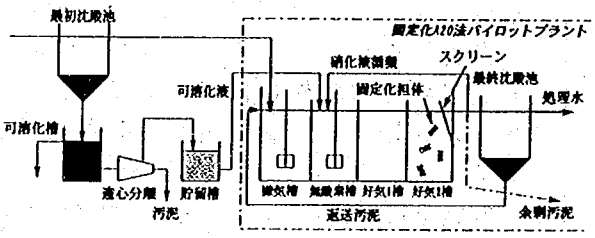
C処理場およびM処理場（ろ材による流入水の固液分離を行っている）の CODcr 収支を比較すると（図－1）、M処理場において、汚泥発生量の割合が大きく、CO_2 への転換率が低かった。M処理場では、最初沈殿池の代わりにろ材を使用した高効率固液分離槽を置いているため、固液分離槽で高い SS 除去率が得られ、エアレーションタンクに入る CODcr の量が少なかったと考えられる。このため、固液分離槽を用いることにより、汚泥としての有機物量が増加し、嫌気性消化を行った場合には CH_4 ガス生成量が増加すると考えられる。



図－1　CおよびM処理場の CODcr 収支
（流入水中の CODcr を 100 とする）

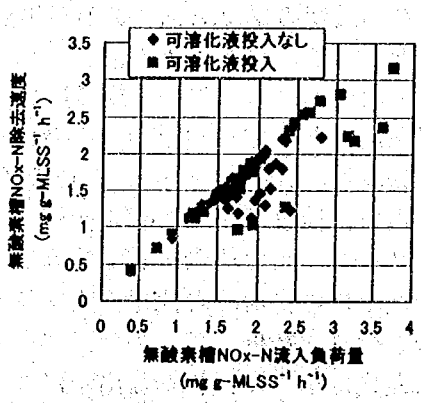
(2)可溶化された生汚泥の遠心脱水濾液投入による脱窒反応の促進

図－2に、本実験に用いたパイロットプラントの概略図を示す。最初沈殿池からの生汚泥を汚泥可溶化槽（撹拌機を備えた汚泥貯留槽）で撹拌しながら 30 時間貯留し、その汚泥を遠心分離した後、遠心分離液（以下、可溶化液）を無酸素槽に投入した。



図－2　可溶化液投入実験プラントの概略図

可溶化液投入なしの場合は、流入負荷量が 1.5mg g-MLSS^{-1} h^{-1} 以上で完全脱窒していない場合が多いに対し、可溶化液投入ありの場合は、3mg g-MLSS^{-1} h^{-1} まではほとんどの時期で完全脱窒していた（図－3）。



図－3　可溶化液投入時及び非投入時における無酸素槽での脱窒速度の比較

(3)要求タイプごとに適したシステムの提案

過年度の結果より、①下水汚泥のコンポストへの再利用、②省エネルギー、③温室効果ガス排出防止、④処理水窒素・りんの低濃度化について、適したプロセスおよびシステムを示した。

研究担当者：鈴木穣、重村浩之

キーワード	資源回収、物質フロー、エネルギー消費、汚泥の可溶化、脱窒

下水処理水再利用システムの評価に関する調査		本文139ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成10～11年度	三次処理研究室	

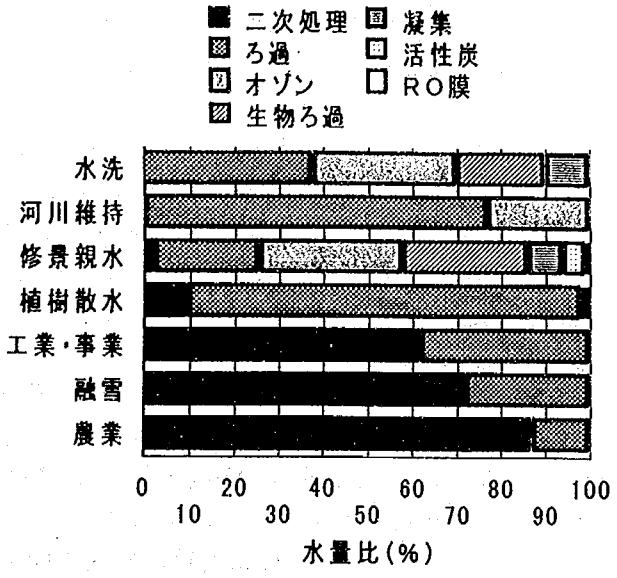
（目的）

近年、下水処理水は都市の代替水資源として認識され、様々な用途に再利用されている。現在、下水処理水が再利用されている割合は全処理水量の１％程度であり、施設基準等も未整備で、試行的な段階にあると云える。本調査は、下水道を介して広域的に行われるシステムを中心に、再利用システムの整備効果を総合的に評価する手法を検討することによって、適切な再利用の普及に資することを目的としている。

（結果）

（社）日本下水道協会発行の下水道統計（平成８年度版）によって下水処理場外に再利用を供給している全ての下水処理場を抽出し、再利用のための施設の主な仕様と建設費、維持管理費についてアンケート調査を行った。

アンケート結果から再利用の用途別利用水量と再生処理の水準についてとりまとめた結果を図－1に示した。図から、融雪用、農業用に使われるものには二次処理水が多く用いられているいこと、修景親水や河川維持用ではろ過やオゾン処理を行う場合が多いことがわかった。



図－1　利用目的別再生処理法

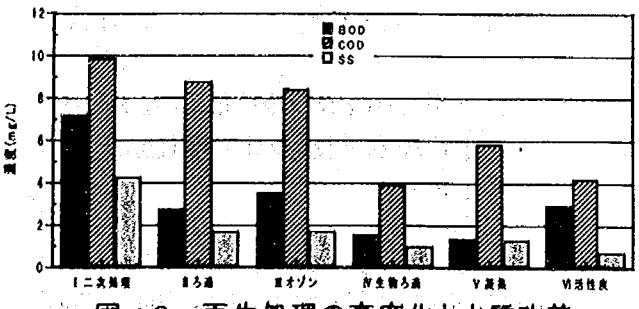
再利用の費用のうち建設費については建設省経済局が公表している建設工事費デフレータに基づいて建設年次の価格を平成９年度価格に置き換えた後、再生水１m³当たりの費用を求めた。維持管理費は回答された金額から再生水１m³当たりの費用を算定した。表－1は再生処理法別に建設費、補修費の総和を施設能力×耐用期間の総和で表される総再生水量で除して再生水 1m³ 当たりの標準償却費、標準補修費を求め、維持管理費（年額）の総和を年間再利用水量（日平均水量× 365）の総和で割って再生水 1m³ 当たりの標準維持管理費を求めて、これらの和として現在の標準的な再生利用コストを推定した結果である。

表－1　再生利用の推定標準原価（平成9年度価格、円/m³）

再生処理法		塩素	ろ過	オゾン	生物ろ過	凝集ろ過	活性炭	逆浸透膜
原価		10.2	19.3	61.1	80.9	92.8	118.3	1224
内訳	償却費	5.6	13.4	34.8	55.3	48.9	63.4	872
	補修費	0.4	0.7	2.1	2.1	1.7	4.9	40
	維持管理費	4.2	5.2	24.2	23.6	42.3	50.0	312

注）オゾンはろ過＋オゾン処理、生物ろ過は生物ろ過＋オゾン処理、凝集ろ過は凝集ろ過後オゾン処理、活性炭は凝集ろ過後活性炭処理、逆浸透は凝集ろ過等の前処理を含む

再生処理法と再生水質の関係について現地採水による調査の結果、図－2に示すように再生処理の高度化に伴い水質が向上しているが、オゾン処理ではここに挙げた水質項目の改善が小さいことが判明した。



図－2　再生処理の高度化と水質改善

研究担当者：鈴木　穣，小越 眞佐司

キーワード	下水再利用、アンケート調査、用途と再生処理、再生処理コスト

病原性微生物の発生源および対策に関する調査		本文 145 ページ	平成１０年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10 ～ 13 年度	三次処理研究室	

(目的)

近年、我が国においても病原性原虫類のｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑ等による大規模な集団感染事例が発生し、新たな感染症として注目されている。本調査においては、原虫類やｳｲﾙｽ等消毒耐性の高いと考えられる病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去能力の向上を目的として負荷削減手法の検討を行うものである。

(結果)

今年度は、ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑに関して測定方法、活性汚泥処理法による除去能力の把握および除去効率の向上に関する検討を行い、また、下水中からのｳｲﾙｽの検出方法について検討した。検討結果を以下に示す。

①測定対象とする試料や測定方法の違いによる、現段階におけるｵｰｼｽﾄの回収率の把握を行った。

②流入下水中に添加したｵｰｼｽﾄは、SS 等の懸濁粒子が下層に沈降しても、それらに取り込まれることなく浮遊した状態であった。このため、流入下水中のｵｰｼｽﾄが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのｵｰｼｽﾄの除去効率は低いものと考えられる。

③活性汚泥処理時間の経過とともに処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は低下するが、処理時間が 8 時間以上では、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度はほぼ一定となった。

④ｵｰｼｽﾄの添加濃度 4.0E+5 個/L、活性汚泥処理時間が 8 時間、MLSS 濃度が 1,000mg/L 程度の場合、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は 1.0E+3 個/L 程度、4,000mg/L 程度の場合、1.0E+2 個/L 程度に減少した。

⑤活性汚泥処理による処理水濁度とｵｰｼｽﾄ濃度については、明確な相関関係が得られなかった。むしろ、ｵｰｼｽﾄの添加個数を多くすることによって、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度が上昇した。

⑥ MLSS1g あたりのｵｰｼｽﾄ除去量と処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度の関係について整理した結果、処理水濃度の 0.9 乗に除去量が比例する関係式が得られた。関係式の定数A、Bについて表－１に示す。

⑦連続的な活性汚泥処理により、最大で 2 log 程度のｵｰｼｽﾄの除去が行えると推定される。

⑧凝集剤を活性汚泥に 10mg-A ℓ/L 添加することにより、除去効率を 1 log 向上させることができる。

⑨ｾﾞｰﾀﾌﾟﾗｽﾌｨﾙﾀｰ上に捕捉したｳｲﾙｽを誘出するための誘出液の pH は、11.5 とすることにより従来よりも回収率を向上させられる。

⑩ 0.45 μ m ﾌｨﾙﾀｰにより流入下水中の毒性物質の除去が行えるため、流入下水からｳｲﾙｽを検出する上で検出効率を高めることが可能である。

⑪ｳｲﾙｽ濃縮作業の効率化を計る上で濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数を減らしても、ｳｲﾙｽの回収率には影響を及ぼさない。

$$R_o = A \cdot C^B \qquad \text{(関係式)}$$

ここに、R_o：除去(吸着)ｵｰｼｽﾄ量(個/g MLSS)
C：処理水平衡ｵｰｼｽﾄ濃度(個/L)
A、B：定数

表－１　関係式の定数A、B

	定数A	定数B	相関係数
実測値	1,039	0.90	0.96
回収率考慮※	636	0.90	0.96

※ 実測値を平均回収率(57.6%)で割り戻した値

研究担当者：鈴木　穣、小越 眞佐司、諏訪　守

キーワード	病原性微生物、クリプトスポリジウム、原虫、ウイルス、活性汚泥処理

窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査		本文 153 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～13 年度	三次処理研究室	

（目的）

窒素・りん除去法は標準活性汚泥法よりもエネルギーを多量に消費するため、本処理法の普及により地球環境への負荷が増加するおそれがある。本調査は、窒素・りん除去法の消費エネルギーの削減を目的として、単位プロセスおよびシステムのエネルギー効率改善の観点から、窒素・りん除去の運転および設計手法等の検討を行う。

（結果）

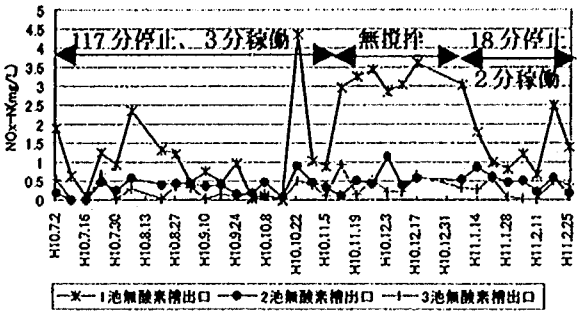
（1）現地調査において、機械撹拌機による嫌気槽および無酸素槽の連続撹拌で消費される電力消費量は、処理場全体の約１割であった。

（2）嫌気槽の MLSS 濃度は、間欠曝気および低撹拌速度の場合に、汚泥沈降により上層の MLSS 濃度がかなり減少した。無酸素槽においては、実処理場では MLSS 濃度と NOx-N 濃度が深さ方向で差があまり見られなかった。脱窒で生成される窒素ガスにより、汚泥が沈みにくくなっていることが考えられる。

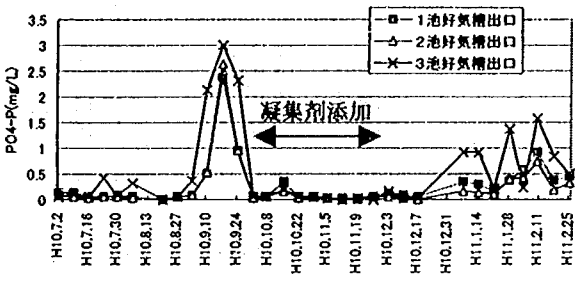
（3）実処理場において、完全な無撹拌は脱窒およびりん除去に悪影響を与えた（図－１、図－２）。間欠曝気撹拌については、連続撹拌よりも処理成績が劣っていた。ベンチスケールでの連続撹拌実験では、弱い撹拌強度により汚泥が分離すると、脱窒速度およびりん放出速度が低下した。

（4）微生物固定化担体を用いた実験においては、曝気風量の小さい場合に担体添加率の増加と共に K_{La} が減少するが、曝気風量の大きい場合には担体添加率の増加と共に K_{La} が増加した。

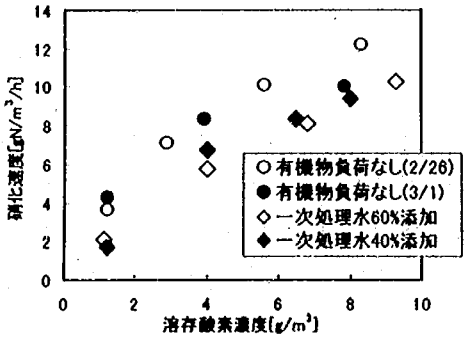
（5）微生物固定化担体に対して有機物負荷を増大させた場合、従属栄養細菌が増殖し、低 DO 濃度において微生物固定化担体の硝化速度が大幅に減少した（図－３）。



図－１　無酸素槽の NOx-N 濃度
（矢印は１池無酸素槽の撹拌条件を示す。２池および３池無酸素槽は連続撹拌。）



図－２　好気槽出口の PO_4-P 濃度
（嫌気槽において、１池は間欠曝気撹拌、２池は連続撹拌、３池は無撹拌。）



図－３　有機物添加後の硝化速度に対する DO の影響（回分測定）

研究担当者：鈴木穣、重村浩之、原達也

キーワード	硝化、脱窒、りん除去、間欠曝気撹拌、微生物固定化担体

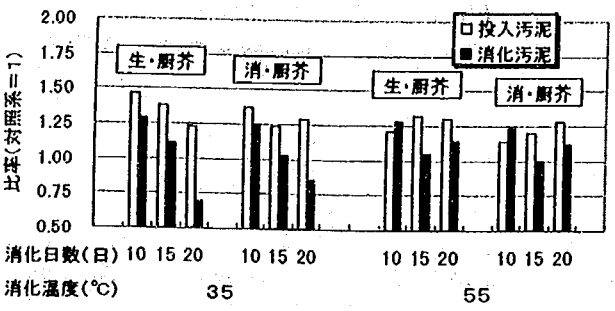
汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査		本文 169 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 8 ～ 11 年度	汚泥研究室	

（目的）

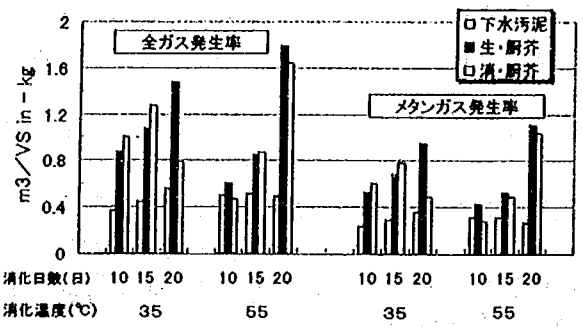
下水道システムを活用した都市系排出物，中でも厨芥の輸送・処理が期待されており，その場合，処理する汚泥は最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，汚泥性状も繊維質を多く含む炭水化物主体へと変化して行くことが予想される。汚泥処理プロセスにおいては，これらの変化の推移に対して，当面は既存の処理システムの中で対応して行かなければならない。本調査は，汚泥処理量や質の変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，焼却等に及ぼす影響を明らかにして対応策を検討するとともに，資源・エネルギー回収を一層進めるためのプロセス改善・開発を目指すものである。

（結果）

平成１０年度は，①：９年度に引き続き厨芥流入による嫌気性消化プロセスへの影響を連続実験により調べた結果，厨芥は下水汚泥よりも消化し易い性状（図－１）であり，それは効果的に消化ガスの発生に繋げられる（図－２）ものであった。



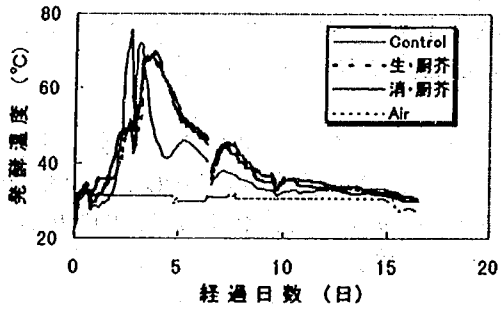
図－１　投入汚泥と消化汚泥のTSの増減比較



図－２　投入VS当たりのガス発生率の比較

②：厨芥流入によるコンポスト化への影響を調べた結果，製品の品質や性状には大きな影響は無かったが，発酵日数に遅延（図－３）が生じるものであった。

③：９年度に見出した液体培養法と無機担体培養法による生分解性試験方法を主成分の基本構造が異なる１２種類の高分子凝集剤に適用して調べた結果，下水汚泥の脱水時に多く用いられているメタアクリル酸エステル四級塩やアクリルアミド共重合物，及びこれらの混合物は比較的，生分解性の良いものであった。



図－３　発酵温度の経日変化

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，厨芥，汚泥処理，有効利用，嫌気性消化法，コンポスト化法，高分子凝集剤，生分解性試験

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175ページ	平成10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）

中小都市の処理場から発生する汚泥は量的に少なく、個々の下水処理場毎に汚泥処理施設を設置することは建設費用が増大し、経済的でないだけでなく、エネルギー利用の観点からも非効率となる。そこで、複数の下水処理場での汚泥処理施設の共同化等の広域的な汚泥処理システムの構築を目指し、平成8年から10年にかけて調査を行ったものである。10年度は中小都市に適した汚泥の有効利用施設であるコンポスト施設に着目し、「副資材の違いによる臭気物質の発生状況に関する調査」及び「揮発性有機物の発生状況に関する調査」について報告する。

（結果）

(1)副資材の違いによる臭気物質の発生状況に関する調査

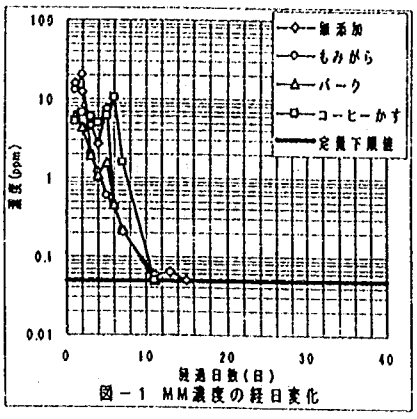
1)下水汚泥ともみがら、バーク、コーヒーかすの副資材を混合し、コンポスト発酵実験を実験室ベースで行ったところ、対象とした硫黄化合物のうち硫化水素、二硫化メチルは検出されなかった。

2)メチルメルカプタン[MM]と硫化メチル[DMS]の経日変化を図－1、2を示す。両物質とも副資材添加により発生期間が短縮されることが明らかとなった。

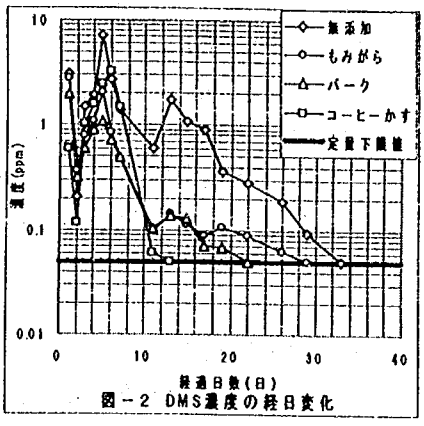
3)MM及びDMS濃度と発酵温度について回帰分析を行い、表－1、2の結果を得た。両者にはかなりの相関性があり、ここで算出した回帰式で発酵温度からMM及びDMS濃度を推測することが可能となった。また、バーク、コーヒーかすでは副資材無添加のよりも発生濃度を抑制する効果があった。

(2)揮発性有機物の発生状況に関する調査

1)コンポスト発酵過程で高濃度のガスが発生すると考えられる切り返し時にサンプリングを行い、対象とした揮発性有機物の検出状況が図－3に示すとおりとなった。棒線は定量下限値以上の平均濃度、棒線の右にある数字の分母は調査サンプル数、分子は定量下限値以上のサンプル数、分子の括弧はTr.（検出下限値以上定量下限値未満）のサンプル数、線は定量された濃度範囲を示す。ベンゼン、トルエン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドが多くのサンプルから検出された。しかし、大気汚染防止法の指定排出基準等と比較しても低濃度であり、コンポスト切り返し時に発生するガスは人の健康に影響を与える濃度ではなかった。



図－1 MM濃度の経日変化



図－2 DMS濃度の経日変化

表－1 MM濃度と発酵温度による回帰分析結果

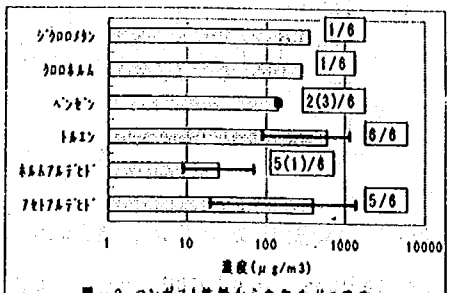
	a	b	R^2	n
BL	8.0*10^-16	9.0	0.69	9
C1	3.0*10^-17	9.9	0.83	9
C2	2.0*10^-17	9.8	0.88	9
C3	1.0*10^-19	11	0.91	9

$Y=a\cdot X^b$[Y:MM濃度(ppm),X:温度(℃)][40≦X≦70]]

表－2 DMS濃度と発酵温度による回帰分析結果

	a	b	R^2	n
BL	1.0*10^-8	4.8	0.62	14
C1	4.0*10^-9	4.9	0.63	15
C2	6.0*10^-10	5.3	0.75	14
C3	5.0*10^-12	6.3	0.65	10

$Y=a\cdot X^b$[Y:DMS濃度(ppm),X:温度(℃)][35≦X≦70]]



図－3 コンポスト施設からの発生ガス濃度

研究担当者：尾崎　正明、久保　忠雄、石崎　隆弘

キーワード	下水汚泥、中小都市、コンポスト施設、硫黄化合物、揮発性有機物

有機質資材の融合化と利用に関する調査		本文185ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成9～11年度	汚泥研究室	

(目的)

今後、下水道整備が進展する地方部においては、下水汚泥の緑農地利用を推進しやすい環境にあるといえる。一方、地域特性に応じたよりよい有機質肥料が求められており、しかも、小規模施設ではコンポスト化に要するコストを抑制し維持管理の軽減を図ることが望まれている。そこで、本調査では、他の有機性廃棄物との融合化を検討し下水汚泥コンポストの高品質化を目指すとともに、簡易なコンポスト化手法の開発を目的とするものである。

(結果)

平成10年度は、下水汚泥と他の有機質資材の融合化に関し、以下の知見を得た。

(1)茎葉類を混合した下水汚泥コンポストの通気性を把握するため室内発酵実験を行った。その結果、茎葉類の混合は発酵初期における空隙確保に効果があり、その発酵物の通気性は時間とともに低下した(図-1)。また、茎葉類の混合割合とかさ比重及び通気係数の関係が示された。

(2)副資材に茎葉類を用いた下水汚泥のコンポスト化実験を野積み方式により行った。その結果、乾燥汚泥で含水率を調整する場合でも発酵初期における空隙を確保するため、下水汚泥に対する牧草の乾混合割合を 0.2 以上、仕込み時のかさ比重を 0.6t/m³ 以下とすることが望ましいと考えられた。

(3)返送コンポストを用いた牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を野積み方式で行い、秋冬季で脱水汚泥のみでも 65 ℃以上の好気性発酵が確認された(図-2)。

(4)牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行った結果、すべての供試作物で下水汚泥の混合割合の大きいコンポストの方が増収効果が大きかった(図-3)。また、農作物ごとに適正な施用量を検討するとともに、化学肥料の減肥可能量を推計した。

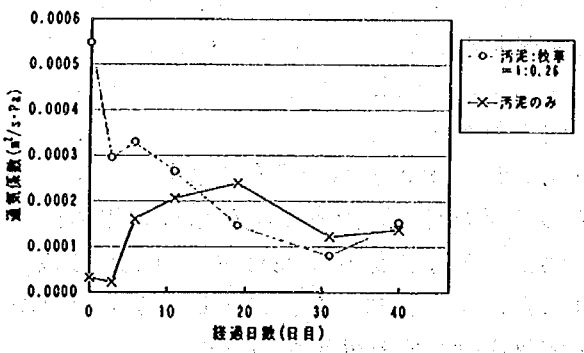


図-1 牧草混合コンポスト(室内)の通気係数変化

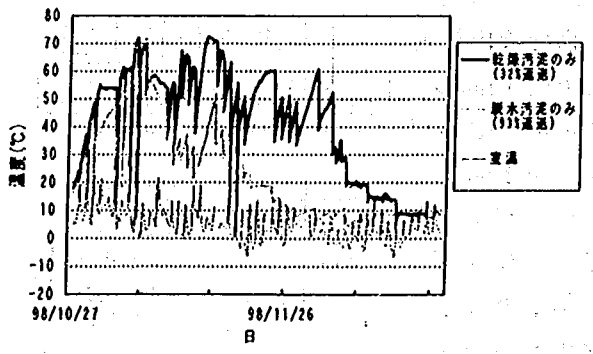


図-2 牛糞融合コンポスト(野積み)の発酵温度変化

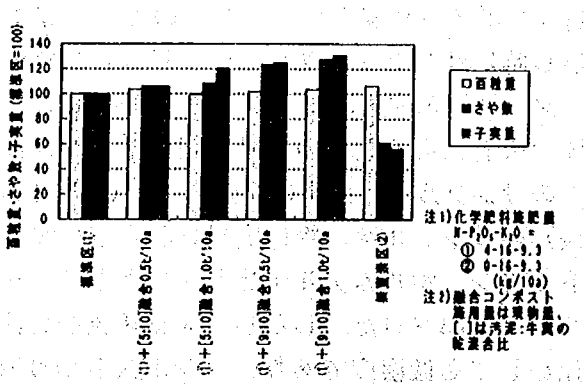


図-3 牛糞融合コンポストの小豆施用試験結果

研究担当者：尾崎正明，原田一郎，落修一

キーワード	下水汚泥，コンポスト，有機性廃棄物，野積み方式，施用試験

下水道システムのLCAに用いる原単位に関する調査		本文191ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～12年度	汚泥研究室	

(目的)

下水道システムは、運転に伴う電力消費，施設建設時に投入されるエネルギーなど、環境に対し負荷を与える側面も有している。そこで、本調査は、環境負荷をできるだけ抑制した下水道システムの構築を図るため、代表的な指標である二酸化炭素及びエネルギーを対象に、ライフサイクルアセスメント手法(LCA)を用いて下水道が及ぼす環境負荷を原単位として定量化するとともに、評価手法を確立し最適な下水道システムを検討する。なお、本調査の一部は日本下水道事業団、全国上下水道コンサルタント協会並びに日本下水道施設業協会との共同研究として実施した。

(結果)

平成10年度は、下水道のLCAに関し、積上法によるインベントリ分析を中心にその適用手法を模索するとともに、施設を土木・建築及び設備に大別し、実際の処理区を対象として CO_2 及びエネルギー負荷量を試算した。その結果、以下の知見を得た。

(1) 土木の建設に伴う CO_2 負荷を計算したところ、開削工法による管渠の処理区平均負荷量は単位延長あたり1.4～1.5×10^3kg-CO_2/m となり、一方、処理場土木では躯体工が9割以上を占め、規模の大きい箇所で処理能力あたりの負荷量が小さくなった。また、建築物では延床面積あたりの負荷量が 800kg-CO_2/m^2 でほぼ一定となった(表-1)。さらに、処理区全体では土木・建築の建設負荷のうち管渠の枝管による影響が最も大きいことがわかった(図-1)。

(2) 汚泥脱水までの標準法設備を対象に負荷量を計算した結果(図-2)、CO_2，エネルギーとも95%以上が運転，残りの大半は素材に由来し、処理能力あたりの負荷量はそれぞれ 0.329kg-CO_2/m^3，6.96MJ/m^3 となった。また、焼却炉においても同様な傾向であった。一方、標準法では水処理と汚泥処理が概ね同じ割合を占めたが、OD法ではディッチ運転の寄与が大きくなった。さらに、素材に関しては、主要な設備のみを抽出して積み上げる簡易な計算方法が適用できることが確認された。

表-1　処理場建築の建設時負荷量

箇所	S (管理棟)	M (管理汚泥棟)
負荷量 (kg-CO_2)	393,900	1,370,300
延床面積 (m^2)	488	1,601
単位延床面積あたり負荷量 (kg-CO_2/m^2)	806	856

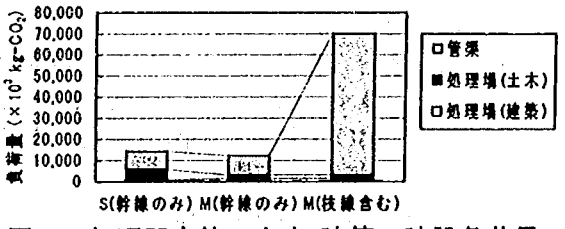


図-1　処理区全体の土木・建築の建設負荷量

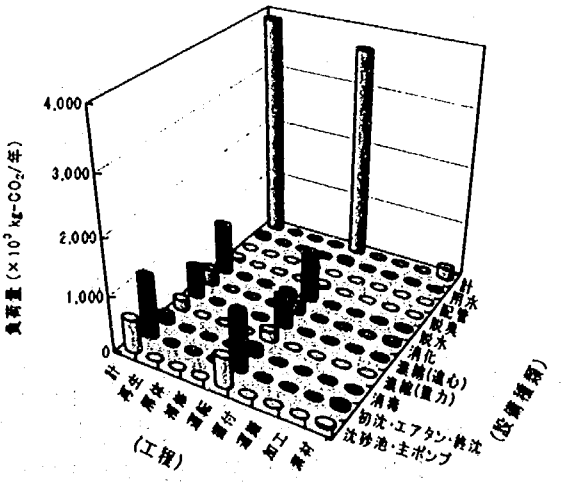


図-2　処理場設備(標準法)のLCCO₂内訳

研究担当者：原田一郎，尾崎正明，久保忠雄，石崎隆弘

キーワード	ライフサイクルアセスメント，積上法，インベントリ分析，原単位

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 197 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～１０年度	水質研究室	

（目的）

下水道施設の維持にあたっては、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が中心となっている。これらのセンサにおいて、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態ではない。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反映す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をモニタ化するための技術を開発し、それを実用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．バイオセンサの反応素子として利用する微生物の選定

札幌市創成川下水処理場より単離した 5 種類の微生物株および、BODs の測定に用いられる酵母 *Trichosporon cutaneum* について、BOD センサに装着した際の応答性を測定した。その結果、SO-1 株が総合的に優れており、以後の検討において用いることとした。

2．試料水の資化特性

SO-1 株を装着した BOD センサの、各種試料水に対する出力特性を検討した結果、同一 BOD 濃度の溶液でも、BOD センサでは出力差が大きく異なることが分かった。その原因として、試料水中の BOD 成分の組成が、BOD センサの出力差に大きく影響することが示唆された。また、検出時間の変更が、BOD センサの出力差に及ぼす影響についても考察したが、その影響は小さいことが分かった。

3．微生物保存方法に関する検討

SO-1 株について、冷蔵保存、凍結保存、凍結乾燥保存、の 3 手法について有効性を検討した。

その結果、凍結乾燥保存法が有効であることが分かった。

4．可搬式バイオセンサの改良検討

連続モニタリングシステムとしての BOD センサ開発と並行して、室内設置用・可搬型の BOD センサの開発を行った。札幌市創成川下水処理場の二次処理水を対象水とした、公定法 BOD 値とセンサ出力差の間には相関性が見られ、検量線作成用の標準溶液の改良を行うことによって、センサ出力値から BODs 値を自動換算することが可能になることが示唆された。

5．まとめ

平成 9 年度までの調査では、BOD センサシステムを、下水二次処理水の連続監視に適用するに際しては、流路内の雑菌の繁殖による対象水の変質、保存標準溶液の変質、などの問題点が存在することが判明し、それを改善するための方法についても検討を行ってきたが、一定の限界があることがわかった。

平成 10 年度は、使用する微生物について再検討を行い、SO-1 株を新たに選定した。また、当該微生物を用いた BOD センサの、各種試料水に対する出力特性を検討した結果、試料水中の BOD 成分の組成が、BOD センサの出力に大きく影響することが示唆された。また、一方で、連続モニタリングを前提としない、実験室設置型 BOD センサの開発を行った。その結果、検量線作成用の標準溶液を改良することによって、ある程度の利用が可能であることが示唆された。

研究担当者：田中 宏明、白崎 亮、岡安 祐司

キーワード	BOD, バイオセンサ, モニタ, 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 203 ページ	平成10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。人の健康を害する一部の物質については、環境や下水道への排出が規制されているところであるが、多くの化学物質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、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。

本調査は、下水道に定常的・突発的に流入する恐れのある種々の有害化学物質について下水道での動態予測、処理への影響、人の健康に与える影響評価方法の検討等、有害化学物質の管理方法を確立することを目的としている。

（結果）

平成 10 年度は、内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ﾎﾙﾓﾝ）に関する問題が顕在化し、社会問題となったことから、環境ﾎﾙﾓﾝを調査対象物質とした緊急調査を行った。建設省が平成 10 年度に実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」で調査対象とした化学物質のうち、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ(NP)と前駆物質のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPEO)の活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動調査を行い、その実態を明らかにした。また、建設省の実態調査で下水からの検出率が比較的高かった物質を対象として、活性汚泥処理実験装置を用いた実態調査を行い下記の結果を得た。

１．活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽにおける NP、NPEO の挙動

活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの NP、NPEO の物質収支を求めた。NPEO はｴﾄｷｼﾚｰﾄ(EO)基が５以上のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙﾎﾟﾘｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPnEO)と EO 基が１～４のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NP1-4EO)に分けて測定を行った。NP についてみると、流入ﾌﾗｯｸｽと初沈流出ﾌﾗｯｸｽは同量であるが、処理水ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの 9.8%であった。NP1-4EO、NPnEO は、流入ﾌﾗｯｸｽの 4.7%、11%が処理水ﾌﾗｯｸｽとして系外へ出ていた。

２．活性汚泥処理実験装置を用いた環境ﾎﾙﾓﾝの実態調査

調査対象物質の調査結果を表－１に示す。流入水中の NP、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ、17 β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの濃度は、それぞれ 13 μg/l、1.0 μg/l、0.07 μg/l、10 μg/l、1.5 μg/l、0.037 μg/l であった。これらの濃度は、建設省が実態調査した 10 ヶ所の処理場流入水での検出濃度範囲と同ﾚﾍﾞﾙの値である。また、処理水中の濃度についても同様であった。

表－１ 調査対象物質分析結果（平均値）　　単位：μg/L

	流入水	初沈流出水	処理水	生汚泥	余剰汚泥
① NP	13	8.8	1.2	150	18
② NP1-4EO	14	18	0.5	340	160
③ NPnEO (n≧5)	42	32	2.4	530	120
①＋②＋③	69	59	4.1	1000	300
④ ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	1.0	0.89	0.036	6.4	11
⑤ ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	0.07	0.09	0.05	1.1	0.57
⑥ ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	10	6.4	1.2	800	830
⑦ ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ	1.5	1.5	0.1	17	10
⑧ 17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.037	0.033	0.009	0.36	0.15
⑨ ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性（17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ換算値）	0.038	0.035	0.0066	－	－

流入水、処理水中の NP1-4EO の濃度は 14 μg/l、0.5 μg/l、NPnEO の濃度は 42 μg/l、2.4 μg/l、ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質（17 β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ換算値）の濃度は 0.038 μg/l、0.0066 μg/l であった。

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、竹歳 健治、矢古宇 靖子、東谷 忠

キーワード	内分泌攪乱化学物質、実態調査、活性汚泥処理、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209ページ	平成10年度
全体計画	平成8年～平成11年	水質研究室	

（目的）

近年、化学物質の製造、使用は増加の一途をたどっており、それらの中には有害な物質も含まれるため、水域汚染が懸念される。しかし、従来より用いられている個別物質を対象とした化学分析法では、定量分析が困難な物質や未知の有害物質には対応できない、複合影響を評価できない等の問題がある。そこで、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価する手法であるバイオアッセイが、多種類の物質が含まれる排水や環境水の毒性を総合的に評価する手法として注目されつつある。

本調査は下水や下水処理場からの放流水の毒性をバイオアッセイにより評価するための手法を確立することを目的としている。10年度は、①種々のバイオアッセイを下水試料に適用し、実態の把握を行うとともに、バイオアッセイの適用性を検討した。②下水試料の変異原性を検討した。③組み替え酵母を用いた環境ホルモンの測定方法を検討した。

（結果）

①全国4ヶ所の下水処理場及びその放流先河川で採水した試料のバイオアッセイによる比較

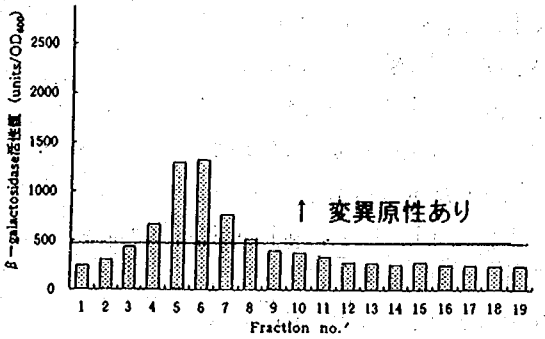
4ヶ所の下水処理場の流入水、終沈流出水、消毒後放流水、放流先河川水を採水し、マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験により毒性を測定した。この結果、マイクロトックス急性毒性試験では、すべての流入下水に毒性が確認されたが、終沈流出水では検出されなかった。塩素消毒濃度が高い処理場の放流水は、流入下水の毒性よりも高くなっていたが、河川下流地点では検出されなかった。藻類増殖阻害試験では、すべての流入下水に毒性が確認され、終沈流出水ではこの毒性は減少していた。しかし、塩素消毒を行っている処理場の放流水からは消毒副生成物質によると考えられる毒性が確認された。

②下水処理場の流入水と処理水を用いた各種バイオアッセイの感受性比較

全国の10ヶ所の下水処理場において採水した流入水と放流水に対して、マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験、ミジンコ急性毒性（遊泳阻害、オオミジンコ）試験、AOD試験（アカヒレ、ヌカエビ）、カエル胚毒性試験を適用し、毒性データを収集した。この結果、流入水の毒性はアカヒレを用いたAOD試験で最も高く検出され、ヌカエビを用いたAOD試験、藻類増殖阻害試験の順であった。マイクロトックス急性毒性試験、ミジンコ急性毒性試験の2つはほとんど毒性を検出することができなかった。放流水の毒性値は小さいものの、傾向は流入水とほぼ同じであった。また、カエル胚毒性試験は3処理場の試料について試験したのみであるが、流入水についてはアカヒレを用いたAOD試験と同等の毒性を検出したが、放流水の毒性は検出できなかった。

③変異原性の由来検討

α処理場の高度処理水を固相抽出法（Sep－Pak tC18を使用）により濃縮した後、分取HPLCにより分画を行った。各分画の変異原性を*umu*テストにより測定した結果、変異原性が陽性と判断されるのは14～32分の間に流出してくる画分であったが、これらを分離することはできなかった。



④組み替え酵母を用いた環境ホルモンの測定法検討

遺伝子組み替え操作により女性ホルモン作用を検出する機能を組み込んだ酵母菌を用いて下水試料の女性ホルモン作用を総合的に評価する方法を検討した。今年度は添付のプロトコールを基本とし、より安定した測定結果が得られるように試験方法の検討を行った。この結果、使用溶媒は測定結果のばらつき及び作業性からDMSOが優れていた。また、前培養した菌を濃縮して4×10^7cellを測定に用い、28℃で7日間の培養を行うことで測定を安定に行えた。

研究担当者：田中　宏明、高橋　明宏、東谷　忠、矢古宇　靖子

キーワード	水質評価、バイオアッセイ、変異原性、環境ホルモン

流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査		本文 215 ページ	平成１０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目的で行うものである。

（結果）

10 年度も前年度に引き続き、下水道が整備途上である河川流域で調査を行った。下水道整備が進んでいる流域では、整備が進んでいない流域に比べて、晴天時における流量と流出負荷量が共に少なくなる傾向がみられた。

また、現在までに複数回の晴天時調査を行ったが、季節が異なる場合だけでなく、同じような時期でも調査日により流量や水質、流出負荷量が大きく異なっていた。これは、時期によって不連続に排出される負荷が非点源のみならず、点源にもあることを示唆している。このことから、小流域においては、平均的な晴天時流出を捕らえるためには複数回の連続的な調査が必要である。

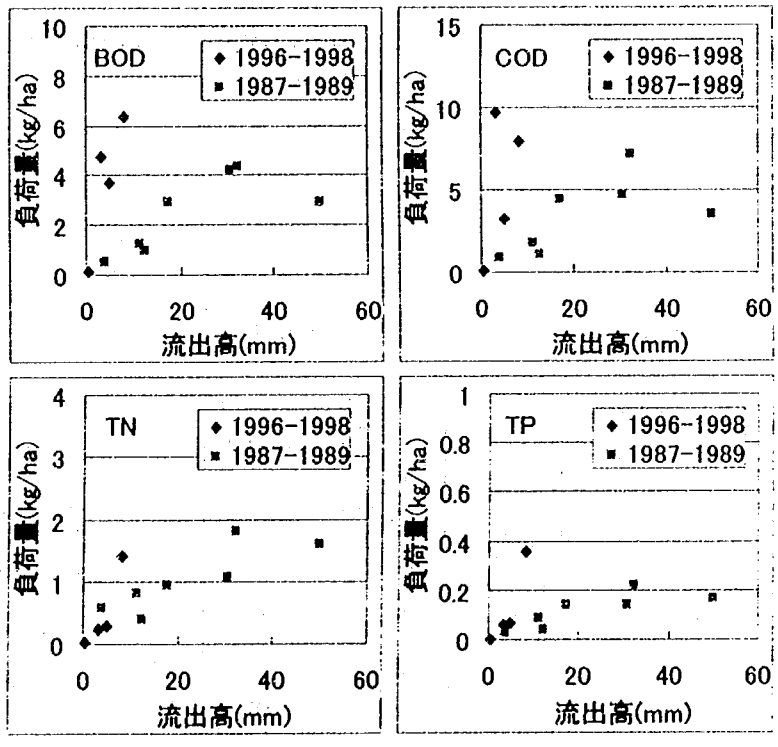


図　降雨時における流出高と流出負荷量の関係

次に、現在までの降雨時観測結果から、過去と現在における降雨時流出の状況の違いを検討したが、最近の調査結果では、過去と比べ、流出高当たりの流出負荷量に増加傾向が見られ、降雨時の流出量に関しても下水道整備や土地利用等の流域条件の影響が示唆された。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白﨑 亮，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、手賀沼

浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査		本文221 ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～13年度	都市河川研究室	

（目的）

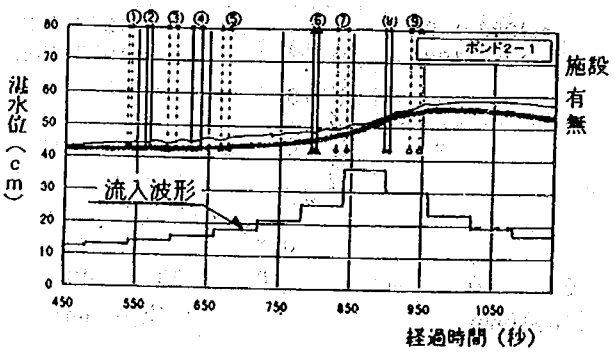
都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は限られた規模の降雨を対象にその整備が図られている。その規模は一般に5年から10年であり、これを越える規模の降雨（以下、超過降雨と呼ぶ）があった場合には地表に湛水が生じたり、予想以上の流量を下流に放出することになる。湛水による被害は最大水位が床下と床上では大きく異なるため、総被害額を軽減する立場からすると、一部の地域で水深の大きな湛水とするより、広い地域に浅い湛水とするのが有利である。すなわち、都市雨水排除システムは、計画規模以下の降雨を完全に排水する一方で、計画規模を越える降雨に対しては、これによる浸水を分散させ、総被害額を最小にするように機能することが望ましい。このようなことから、超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にとどめるための対策として逆流防止施設及びポンプ排水をとりあげ、その結果を明らかにした。

（結果）

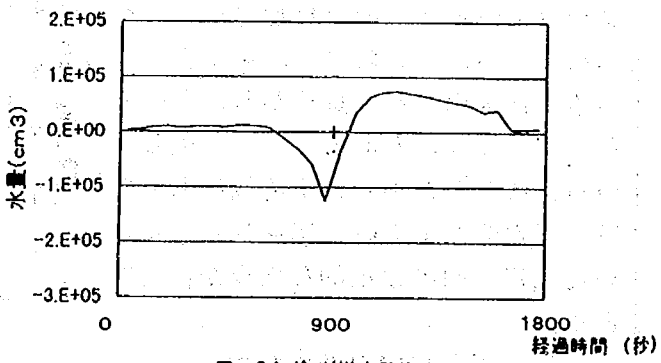
実験ではポンドに設置した逆流防止施設（以下「施設」という）の効果について見てみた。

図－1は中流域のポンドで、図中の番号は施設が機能した時刻を表わしている。この図より施設を設置したケースの方が水位が上昇していることが分かる。しかし、図－2に示した全部のポンドにおける湛水量差（施設を設置した場合の湛水量－施設を設置しない場合の湛水量）から分かるように、施設が機能した結果、全ポンド湛水量差が減少しており、施設が有効に機能したと言える。

また、各種施設の効果を評価するため、流出及び管内挙動を表現できるＰＷＲＩモデルの改良を行った。改良では①地表面流出計算におけるメッシュ化、②氾濫計算への二次元不定流モデルの適用などを行った他、流出抑制のための路面貯留逆流防止施設などのモデルへの組み込みを行った。



図－1 逆流防止施設実験結果(ポンド2-1)



図－2全ポンド湛水量差

研究担当者：末次　忠司，木内　豪，大谷　悟，岡部　勉

キーワード	超過降雨、逆流防止、ポンプ排水

小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査		本文 227 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～11 年度	施工研究室	

（目的）

現在、下水道事業において、コスト縮減に向けた基準や計画・設計方法の見直し、技術開発の推進が必要となっている。本研究では、今後、採用が一層増加すると予想される小規模シールド工事の施工の合理化に向けたコスト縮減の課題を整理し、コスト縮減方策を提案することを目的とする。10 年度は、小規模シールド工事の合理化に向け、現状の課題を整理するとともにコストアップの要因となっている項目を調査し、現状基準で対応可能な合理化案を検討するとともに、縮減効果を試算・分析した。

（結果）

（1）小規模シールド工事の実態と特性

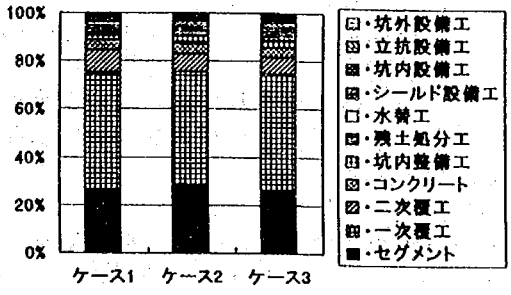
過去５年間の小規模シールド工事（仕上がり内径 3m 以下）の実態を調査・整理したところ、以下の項目が明らかとなった。

・小規模シールドは、シールド工事全体の７割以上を占める。
・小規模シールド工事の９割以上が上下水道工事である。
・小規模シールド工事の７割以上が土圧系シールドを採用している。

表－１に小規模シールドと大規模シールドの規模別特性を示す。計画段階では、小規模シールドのほうが自由度が多いが、設計段階やセグメント構造、シールドマシンについては、掘削断面が限られている等の理由から大規模に対して自由度が少ない。このため、各項目ごとの制約条件を十分に考慮しながら合理化を検討する必要があることが確認できた。

表－１　シールド工事の規模別特性

項　目		小規模シールド	大規模シールド
計画	平面線形	自由度が多い	自由度が少ない
	用地問題	地上設定が少ない	地上設定が多い
	地上部への影響	小さい	大きい
設計	断面力算定法	（慣用法が多い）	（はりーばねが多い）
	セグメント形式	鋼製セグメント	RCセグメント
セグメント形状	幅	1,000mm以下	拡幅使用可
	分割数	固定	自由度がある
	継手構造	ﾎﾞﾙﾄ締結多勢	選択肢多い
シールドマシン	掘進管理	マニュアル	自動化
施工		自由度が少ない	自由度が多い



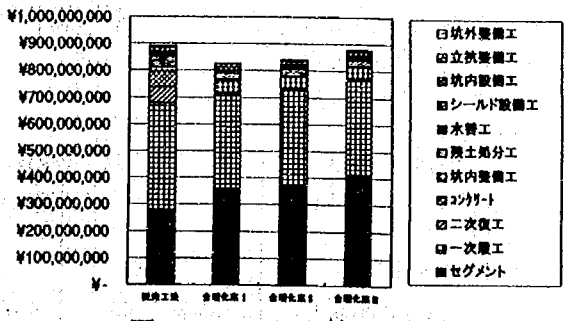
図－１　工種別コスト比率

（2）コスト比率と合理化の重点

図－１に仕上がり内径が各々 1,650mm、2,400mm、3,150mm の小規模シールドの工種別コスト比率を示す。最も構成比率が高いのは一次覆工で平均 48%程度、次いでセグメント費の 27%程度，二次覆工の 12%程度となっている。このことから小規模シールド工事でも、セグメント構造の合理化や二次覆工省略等について重点的に検討することによって、コスト縮減に繋げられるものと考えられる。

（3）コスト縮減効果

従来工法に対して、２次覆工省略に着目した３つの合理化案を策定し、コスト試算および縮減効果を検証した。図－２に各ケースのコストの算出結果を示す。鋼製中詰めセグメントを用いた合理化案Ⅲのコスト縮減効果は 1%弱とほとんど期待できないものの、ＲＣセグメントを用いた合理化案ⅠおよびⅡでは 5～7%程度のコスト縮減が期待できることになる。今後は、①セグメント構造の合理化によるコスト縮減効果の確認、②二次覆工の省略に伴う防食・防水に対する考え方の整理、③日進量，作業人員，機械設備に関する積算基準の見直しの検討、およびシールドマシンの転用等の諸問題に対して詳細な検討を行い、更に効果的な合理化案を策定する必要がある。



図－２　コスト算出結果

研究担当者：大下武志、森　芳徳、井谷雅司

キーワード	下水道シールド、コスト縮減、合理化、セグメント、二次覆工省略、

可撓性下水道管の合理的な設計施工法に関する調査		本文231ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～12 年度	土質研究室	

（目的）

本研究では、下水道管などに使用されるたわみ性管を埋設する際に発生するたわみの算定手法の見直しや、流動化処理土等の利用などにより、埋設コスト縮減を図ることを目的とする。

10 年度は、管の埋設載荷模型実験を行い、道路協会式およびスパングラー式によるたわみ量算定値と実験値を比較することにより合理的なたわみ量算定式について検討した。さらに流動化処理土の利用による掘削幅削減及び管材薄肉化の可能性について埋設載荷模型実験により検討を行った。

（結果）

管を地中に埋設した際の合理的なたわみ量算定手法、および流動化処理土埋戻しによる掘削幅削減及び管材薄肉化の可能性について検討するため、図－１に示すように載荷装置を用いて模型実験を行った。その結果から、以下のことが明らかになった。

・　密詰めした砂や砕石、改良土を用いた場合、道路協会式によるたわみ量算定値は実測値よりも大幅に大きい値となり、埋戻し材などを考慮したスパングラー式を用いると、より実測値に近い値が得られた。このことから、良質な砂や砕石、改良土を用いて十分な締固めを期待でき、矢板引抜きなどの影響がない場合においては、スパングラー式を用いてたわみ量を算出することにより、コスト縮減を図ることができると考えられる。

ただし、現場によっては、矢板引抜きの影響などにより、道路協会式による計算値程度の変形が生じることを見込まなければならない場合もあり、今後は、これらの影響を反映させた設計法などについて検討を進める必要がある。

・　流動化処理土は管拘束効果が大きく、矢板などの側方の影響を受けない。また、掘削幅を（呼び径φ200mm で）従来の 70cm から 30cm にまで小さくした状態でも管体を保護することが可能であることがわかった。さらに、土かぶりも小さくすることができるなど、施工コストの縮減可能性がある。さらに、拘束効果を生かした管材薄肉化によるコスト縮減の可能性もあることが明らかになった。

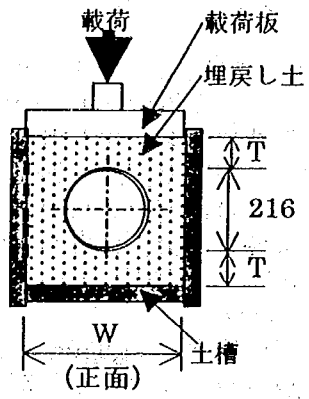
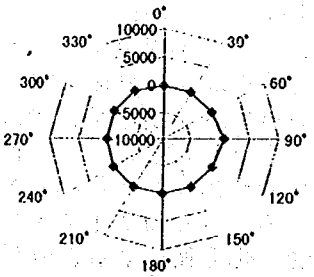


図-1 実験の概要



流動化処理土
掘削幅 30cm のケース
(載荷重 1.0kgf/cm^2
(98kN/m^2)) 時
図-2 ひずみ分布測定例

表-1　実験値と算定値の比較

	道路協会式	ｹｰｽ1（砂密詰め）		ｹｰｽ2（砂緩詰め）		ｹｰｽ3（ローム）		ｹｰｽ5（改良土）	
		実験値	ｽﾊﾟﾝｸﾞﾗｰ	実験値	ｽﾊﾟﾝｸﾞﾗｰ	実験値	ｽﾊﾟﾝｸﾞﾗｰ	実験値	ｽﾊﾟﾝｸﾞﾗｰ
鉛直たわみ量 (cm)	-0.97	-0.11	-0.20	-1.67	-1.25	-0.61	-0.76	-0.39	-0.37
たわみ率 (%)	4.66	0.507	0.96	8.00	6.00	2.93	3.62	1.871	1.77

ただし現段階では、流動化処理土の製造には製造プラントのため広大な用地を必要とするなど、特に下水道のような小規模工事に対して製造費は割高となることが多い。今後は、流動化処理土の利点を生かすためにも小規模工事に対応した流動化処理土の施工法について検討を進める必要があると考えられる。

研究担当者：三木 博史、古本 一司、石田 敬一

キーワード　たわみ性管、道路協会式、スパングラー式、流動化処理土

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237ページ	平成10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）

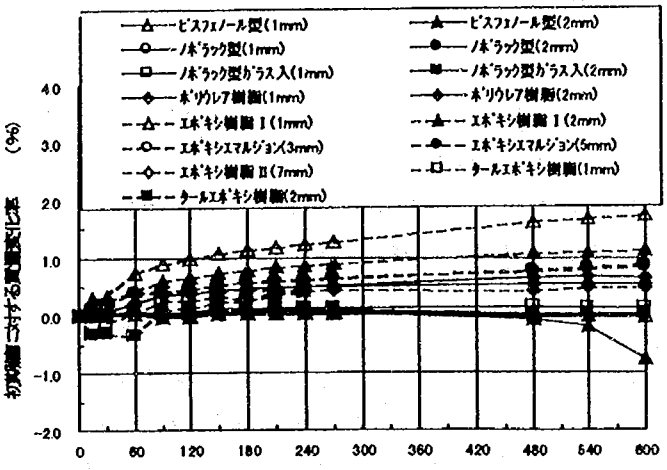
下水道施設コンクリートは、下水から発生する硫化水素に起因した劣化が問題になっておりこれに対して各種の防食工法が行われているが、防食技術は必ずしも確立されておらず、より耐久性の優れた防食材料の利用技術の開発が望まれている。

そこで、本研究では、耐久性に優れた防食新材料（プラスチック板等を貼付けたシート型防食材や繊維補強等をした厚膜防食材）の防食性を調査し、適用技術を明らかにすることを目的に、防食材を施したコンクリート供試体を各薬品に浸漬試験を行い、耐久性の評価を行った。また、最終年度であるため、これまでの結果をまとめて下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル（案）を作成した。

（結果）

(1)　耐薬品性試験

600日間の長期耐薬品性浸漬試験を行った。厚膜型防食材の質量変化は、10％水酸化ナトリウム溶液では有意な差はなかったが、10％硫酸と飽和水酸化カルシウム溶液では大きな差が生じた。10％硫酸では質量の増加するものと、減少するものがあった（図－1）。ノボラック型ガラス入り（ノボラック型ビニエステル樹脂ガラスマット入り）はすべての薬液において重量変化が最も少なかった。シート型防食材の質量変化は、厚膜型防食材の場合と傾向は異なっており、4種類の溶液とも質量の増加が大きくなる防食材があった。質量の増加が大きいのは10％水酸化ナトリウム溶液のオルソ型ポリエステル樹脂と10％硫酸、飽和水酸化カルシウム溶液の高密度ポリエチレンＩであった。



図－1　厚膜型防食材の耐薬品性試験結果（硫酸10%）

(2)　防食材料の適用技術マニュアル（案）の作成

本研究では、高濃度の硫化水素の環境に対応した。厚膜型（1～10mm厚）およびシート型の下水道防食材の、施工性、性能および耐薬品性の評価を行った。その結果、防食材の種類によって試験ごとに差があることが分かった。その中で、厚膜型防食材のノボラック型ビニルエステル樹脂ガラスマット入りは比較的に良い結果であった。これらの成果をまとめて下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル（案）を作成した。これら防食材は、下水道の硫化水素の滞留が多く腐食が厳しい環境を想定している。これらを用いることによって、下水道施設コンクリートの硫化水素に起因する損傷を防止することができる。

研究担当者：明嵐政司、寺田　剛

キーワード	下水道施設、コンクリート、防食材料、防食性、シート型防食材、厚膜型防食材

下水道工種の体系化に関する調査		本文243ページ	平成10年度
全体計画	下水道事業調査費　平成8～10年度	建設システム課	

（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、実際に体系化を行った。

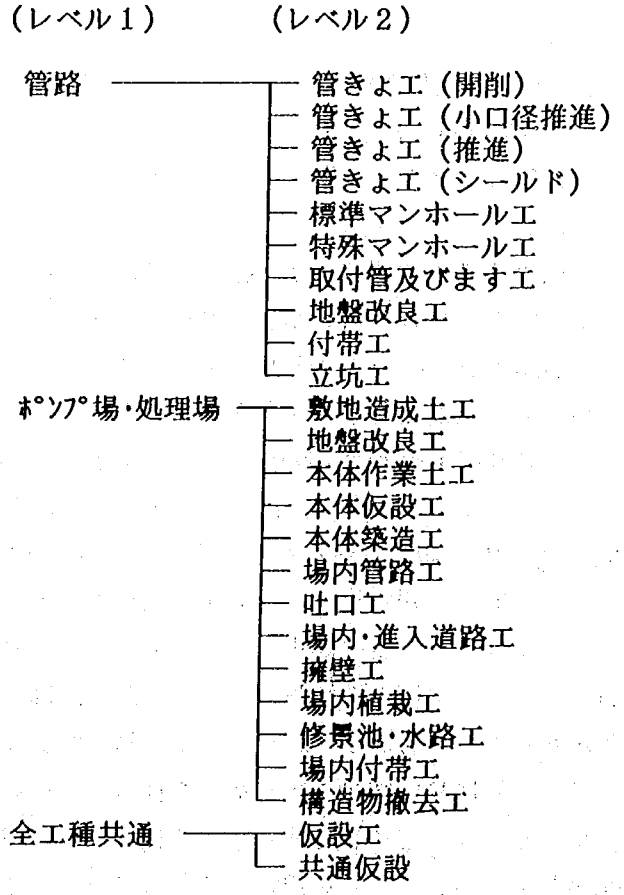
（結果）

(1) 下水道事業分野の工事工種体系の構造検討（体系ツリー図の作成）

下水道工事工種の体系化として、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管路及び処理場・ポンプ場工事区分を体系化した。

(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8～9年度は主として「管路」工事区分の作成を行い、9～10年度は「処理場・ポンプ場」工事区分を作成した。



図－1　下水道工事におけるレベル1とレベル2

研究担当者：大澤健治，小林一三

キーワード	新土木工事積算大系，積算・契約，工事工種の体系化

下水道施設の液状化対策に関する調査		本文 249 ページ	平成 10 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成９～12 年度	動土質研究室	

（目的）

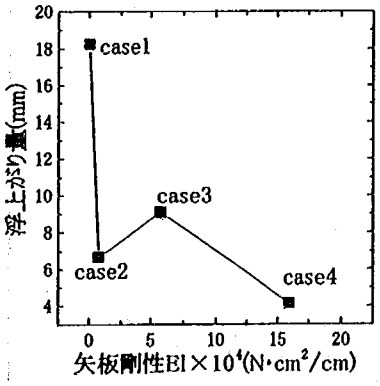
下水道管路施設は過去の地震において液状化による被害を受けてきた。本調査では下水道管渠施設の合理的な液状化対策について検討してきた。10年度は地中構造物の地震時液状化による浮上がり被害防止対策の１つとして、矢板締切り工法の効果の把握、および設計法の構築を目的とした動的遠心模型実験を行った。また、釧路沖地震で浮き上がったマンホール周辺地盤の常時微動を観測し、浮上がり被害とH/Vスペクトルとの相関を検討した。さらに、下水道管渠の地震時液状化被害を防止する観点から埋戻し土の締固めに着目し、必要な施工管理基準のあり方を見いだす目的で、全国20自治体を対象にアンケートを実施し、下水道管渠の現行の埋戻し施工における工事規定・施工実態等に関する情報の収集を行った。

（結果）

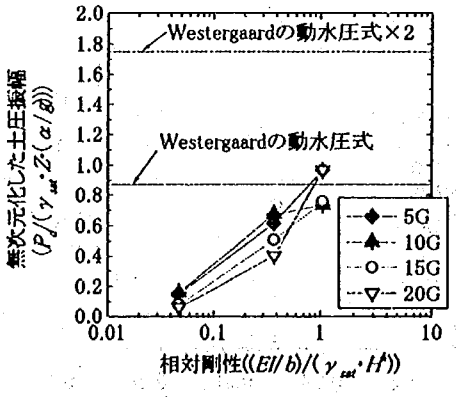
地中構造物の浮上がり対策としての矢板締切り工法の適用性について動的遠心模型実験により検討を行った。結果をまとめると以下のとおりであった。1)矢板締切りにより地中構造物の浮上がり量は減少した。（図－１）2)矢板に生じるモーメントはほぼ入力加速度に比例した。3)振動成分荷重として Westargaard の動水圧式を適用すると設計上安全側の値を与えた。（図－２）4)矢板の曲げ剛性に応じて地震時土圧を低減できるようであった。

釧路沖地震により浮き上がったマンホール周辺地盤の常時微動観測を行った結果、マンホールの浮き上がり被害が著しい場所は，常時微動のＨ／Ｖスペクトル比が遷移する地点に該当していることがわかった。（図－３）このことが工学的意味を有するかは，釧路沖地震における地盤振動特性を含めた考察を要すると考えられる。

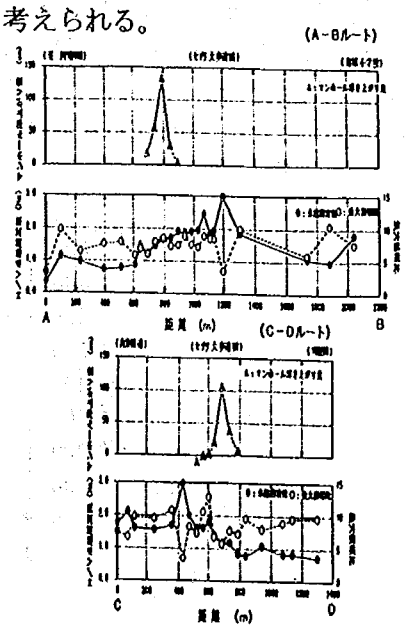
下水道管路の埋戻し施工に関する実態調査結果として、埋戻し材料として発生土の利用が少ないこと、埋戻し施工方法では現場条件の制約上、管路周りにおける効果的な締固め方法がないこと、多くの自治体で具体的な締固め管理基準がないこと、液状化対策が普及していないことがわかった。また、今後の課題として、各種の締固め基準が埋戻し土の液状化防止になっているか検証すること、施工管理方法の徹底と締固め管理基準の運用の見直し、安価な液状化対策工法の開発が考えられる。



図－１　矢板剛性と浮上がり量の関係



図－２　矢板剛性とモーメント振動成分の関係



図－３　H/V卓越周波数・振幅比とマンホール浮上がり量

研究担当者：松尾修、佐々木哲也、田本修一

キーワード	下水道管渠、浮上がり、動的遠心模型実験、矢板締切り、常時微動測定、埋戻し施工調査

水質事故対策技術に関する調査		本文255ページ	平成10年度
全体計画	河川事業調査費　平成9～11年度　測量及び試験費	水質研究室	

（目的）

水質事故の年間発生件数はここ数年横這いであるが、水道の取水停止を伴った重大事故の発生件数は増加傾向にある。水質事故では、流出初期の迅速な対応が効果的であるが、現状は事故発見、通報の遅れとともに、事故原因物質の特定に多大の時間を要するなどの課題がある。このような問題点の改善のため、各地建技術事務所、開発土木研究所と共同で、河川管理者の早期の水質事故の発見、水質事故処理技術の開発などを検討し、水質事故における迅速な対応が可能となることを目的として調査を実施した。

この中で、土木研究所においては油の水質影響予測手法の検討を担当しており、平成10年度は、油の流下特性、予測計算行う際の課題の把握などを目的として、油の流出予測に適したラグランジュ手法である粒子追跡法を用いて計算を実施するとともに、蛍光光度法の油の分析への適用を検討した。

（結果）

(1)河川中央と河岸の油膜位置の比較

シアーを考慮しない場合は、河川中央、河岸とも流速が等しいため油膜位置もほぼ等しい。一方、シアーを考慮した場合は、油の力学的広がりの効果が持続する時間までは、油膜の広がりの拡散係数が大きいため、河川中央を通じて運ばれた油膜が、力学的広がり効果のため広がることになる。この結果、河岸では、流速が小さくても広がりの効果が持続する限りは河川中央の最大流速に近い速度で油膜の影響を受けることが確認された。

(2)蛍光光度法の検討

環境庁「日本近海海洋汚染実態調査のための水質試験法」(1977)、日本海洋学会編「海洋環境調査法改訂版」(1985)を参考にして、蒸留水中の各油の蛍光光度法に対する感度を測定した。その結果、最も感度が高い油種はC重油であり、ついでA重油、ガソリンとなり、灯油、軽油は相対的に感度が低かった（図－1）n-ヘキサン抽出法の定量範囲は環境庁告示によれば 0.5 ～ 50mg/l とされており、蛍光光度法による測定はこの範囲よりも低濃度でも感度が高く、低濃度の油分の測定に適している可能性が示唆された。

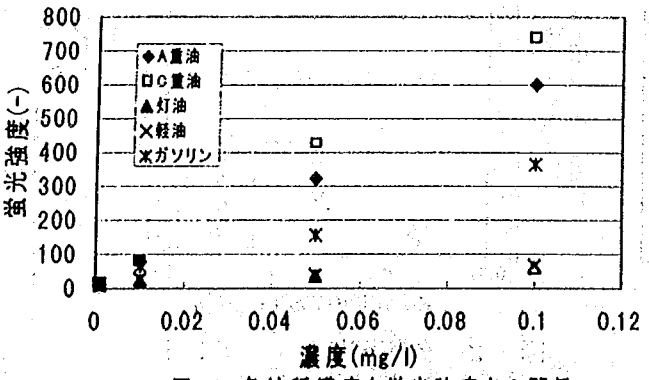


図-1 各油種濃度と蛍光強度との関係

研究担当者：田中 宏明、白崎　亮、岡安　祐司

キーワード	水質事故、油、流出予測、モデル化

河川水質と水生生物相との関係の把握		本文261ページ	平成10年度
全体計画	平成8年～平成11年	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。

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。

（結果）

10年度は、前年度に引き続き下水処理水が主に流れる都市河川において、水生生物相と水質との関連を把握するため、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。

（1）放流水と河川水の合流による水質の変化

既存の河川に処理水が放流されている河川における、放流口上流（河川水のみ）、放流口（処理水のみ）及び放流口下流（河川水と処理水）の主な水質測定結果を表に示す。b川、d川のいずれにおいても合流後の水質は河川水と放流水の間の値となる場合が多かった。河川の；上流と下流の水質を比較するとほとんどの項目について処理水合流後の下流地点において高い値となっているが、DOについては処理水の合流により3～4割低下していた。

（2）放流水と河川水の合流による生物相の変化

河川水と処理水の放流に伴う生物相の変化をみるため、自流を持つ河川へ処理水が放流されているb川，d川について夏期の結果を表にまとめた。優占種の構成は、どちらの河川においても河川水のみの水域と処理水のみの水域ではかなり異なっていた。河川水と処理水が混ざった水域の優占種は、河川水のみの水域と処理水のみの水域において優占種となっていた種であった。また、処理水のみの水域は、河川水のみの水域および河川水と処理水が混ざった水域に比べて出現種数が少ない傾向が見られた。

（3）河川の水質と生物相

今回の調査対象河川の上流部と下流部では河床や流速に大きな違いはないが、水質が異なっており、この結果優占する生物種が異なっているものと推察された。

放流水と河川水の合流による水質の変化
（主な測定結果、夏期）

	項目	St.1（河川水）	St.2（放流口）	St.3（合流後）
b川	DO	14.5	9.1	8.5
	BOD	1.1	0.9	1.2
	TOC	1.79	3.63	4.11
	NH4-N	0.0	0.0	0.1
	T-N	5.4	7.5	7.8
	T-P	0.0	0.3	0.3
	総残留塩素	—	ND	ND
d川	DO	10.1	6.0	7.4
	BOD	2.7	0.9	2.6
	TOC	6.09	4.77	5.81
	NH4-N	0.0	0.0	0.1
	T-N	2.1	7.7	7.0
	T-P	0.4	0.1	0.2
	総残留塩素	—	ND	ND

単位:mg/l

放流水と河川水の合流による生物相の変化（付着藻類優占上位3種および出現種数）〈夏期〉

		放流口上流（河川水のみ）		放流口（処理水のみ）		放流口下流（河川水＋処理水）	
b川	1位	*Homoeothrix*属	藍	*Gomphnema*属	緑	*Homoeothrix*属	藍
	2位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	3位	*Nitzschia*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍
	出現種数	19		15		20	
d川	1位	*Navicula*属	珪	*Chlorolobion*属	緑	*Scenedesmus*属	緑
	2位	*Scenedesmus*属	緑	*Phormidium*属	藍	*Navicula*属	珪
	3位	*Oedogonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	19		16		22	

研究担当者：田中　宏明、高橋　明宏、東谷　忠、矢古宇　靖子

キーワード　水質評価、水生生態系、付着藻類、下水処理水、塩素消毒

流域における原虫類実態調査		本文 267 ページ	平成 10 年度
全体計画	河川事業費　平成 10 ～ 11 年度	三次処理研究室	

(目的)

埼玉県越生町で発生したｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑによる大規模な感染症は、越生町の上水源である越辺川伏流水にｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄが混入し、浄水過程で除去しきれなかったｵｰｼｽﾄを含む水道水が各家庭に給水されたことが原因であり、9 千人近い感染者が発生した。一方、関東圏内の主要河川で行ったｵｰｼｽﾄの実態調査では、検出濃度・割合とも低いが、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ、大腸菌群数、SS 濃度の上昇時にｵｰｼｽﾄの検出傾向が示された。このため、流域内に汚染源の存在が推定される河川等で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として実態調査を行った。

(結果)

10 年度の調査は、関東圏内にある流域面積約 53km ²、延長距離約 10km の A 河川を対象とした。局部的に改修された箇所はあるものの、両岸は水田等が多くほぼ自然河岸の流路を形成している河川である。A 河川の流域人口は約 17 千人、家畜飼育頭数は豚約 83 千頭、牛約 0.6 千頭、下水道普及率は 0%である。家畜のふん尿の処理法として、各々割合は不明であるものの未処理、堆肥化、素堀貯留等を行い農地還元しており、汚濁負荷としては家畜由来のものが大部分を占めるものと推定される。

調査対象とした流域の降雨は、時間雨量の最大は 16mm、累積雨量は 52mm であった。調査結果を表－1 に示す。時間雨量が 0mm 時の調査開始時には、ｵｰｼｽﾄは不検出、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ数も 0.3 個/L であった。しかし、河川水位・流量がﾋﾟｰｸに達した時点では、ｵｰｼｽﾄ数は 2.1 個/L、ｼｽﾄ数は 18.6 個/L、調査開始から 16.5 時間経過後の調査終了時点ではﾋﾟｰｸ時に比較して濃度低下は認められたが、ｵｰｼｽﾄ数は 0.15 個/L、ｼｽﾄ数は 4.8 個/L であった。集積液作成法 2 による免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法によっても、0.05 ～ 1.0 個/L の範囲でｵｰｼｽﾄが検出された。検出されたほとんどのｵｰｼｽﾄが DAPI により染色されていたことから、生育活性を有している可能性があると推定された。また、他の水質項目との関係として、河川水位・流量がﾋﾟｰｸに達した時点で SS、COD、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ等の濃度・負荷量および大腸菌群数等の負荷量が最大値を示した。

よって、流域内に汚染源の存在が推定される河川では、降雨時等の汚濁負荷上昇時には原虫類の濃度推移に注意を要することが必要であろう。

表－1　オーシストとシストの濃度

経過時間(時間)	集積液作成法 1			集積液作成法 2	
	ｵｰｼｽﾄ(個/ℓ)	ｼｽﾄ(個/ℓ)	検出限界値(個/ℓ)	ｵｰｼｽﾄ(個/ℓ)	検出限界値(個/ℓ)
0(開始)	不検出	0.3	0.05	－	－
1.0	不検出	0.5	0.05	－	－
8.0	1.2	36.0	0.39	0.78	0.26
9.5(ﾋﾟｰｸ)	－	－	－	1.0	0.33
9.8(ﾋﾟｰｸ)	2.1	18.6	0.69	0.31	0.15
12.5	－	－	－	0.05	0.05
16.5(終了)	0.15	4.8	0.05	－	－

研究担当者：鈴木　穣、諏訪　守

キーワード	河川水、原虫、クリプトスポリジウム、ジアルジア、汚濁負荷

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 269 ページ	平成 10 年度
全体計画	河川事業費　平成１０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・対応方針としては、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による異常値の検出からの類推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、迅速に検知し対応することができる、硝化細菌を用いたバイオセンサを利用した毒物モニタを実用化し、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. 毒物モニタに関する検討

昨年度に引き続き、河川水に対してのモニタ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所轄の綾瀬川槐戸水質監視所（埼玉県草加市）において連続稼働試験を行った。

1.1. 中空糸膜除濁装置についての検討

平成９年度に新たに開発した中空糸膜除濁装置について、性能の評価を行った。その結果、長期間（約１年以上）安定して使用できることの再現性を確認した。

1.2. バイオセンサの安定性

ベース出力は、フローセル部の汚れにより、経時的に変化することが認められたことから、安定なモニタリングのためには、月１回程度の頻度で、フローセルの洗浄、微生物膜交換を行うことが望ましいと考えられる。

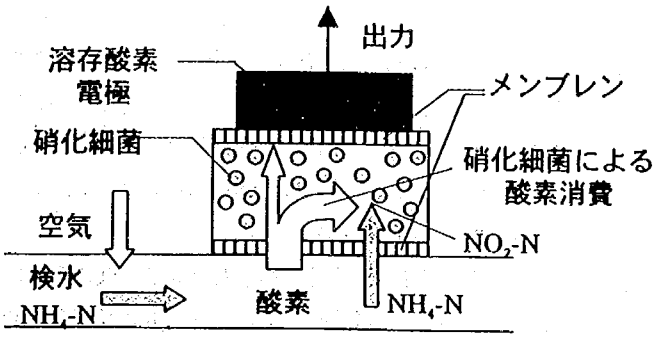


図-1　毒物センサ膜概略

1.3. 毒物に対する感度

連続モニタリング期間中、定期的に 0.3%アセトン（0.3%アセトン溶液の呼吸阻害率はシアン 0.05mg/L の呼吸阻害率とほぼ同等である。）を模擬毒物として感度の確認を行った。その結果、感度変動は認められるが、常にセンサ出力低下率（呼吸阻害率）で 10%以上を維持しており、急性毒性物質を十分検出可能な感度を保持していることが確認できた。

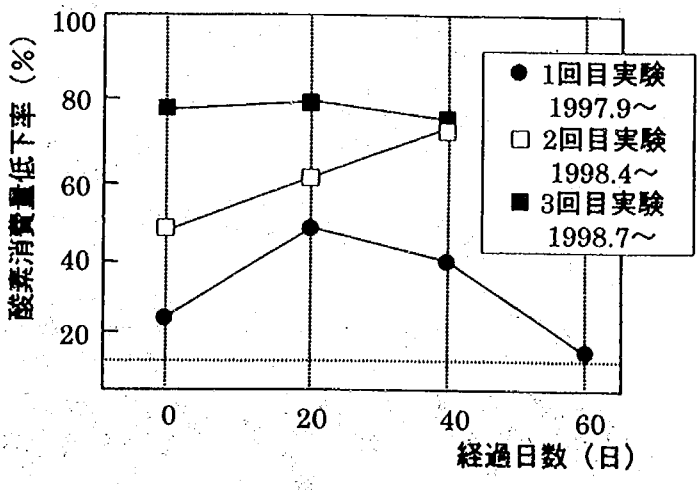


図-2　0.3%アセトン溶液に対する感度の経時変化

1.4.　まとめ

河川水に対しての毒物モニタは、約１ヶ月に１回程度メンテナンスを行えば、安定なモニタリングが可能であり、また、毒物に対する応答性も十分確保できることがわかった。今後、河川水質監視所への早急な適用が期待されるところである。

研究担当者：田中 宏明、白崎 亮、岡安 祐司

キーワード	毒物, バイオセンサ, 河川管理, 水質監視, 硝化細菌

利根川水系水質実態調査		本文 271 ページ	平成 10 年度
全体計画	測量及び試験費　平成 8 ～ 12 年度	水質研究室	

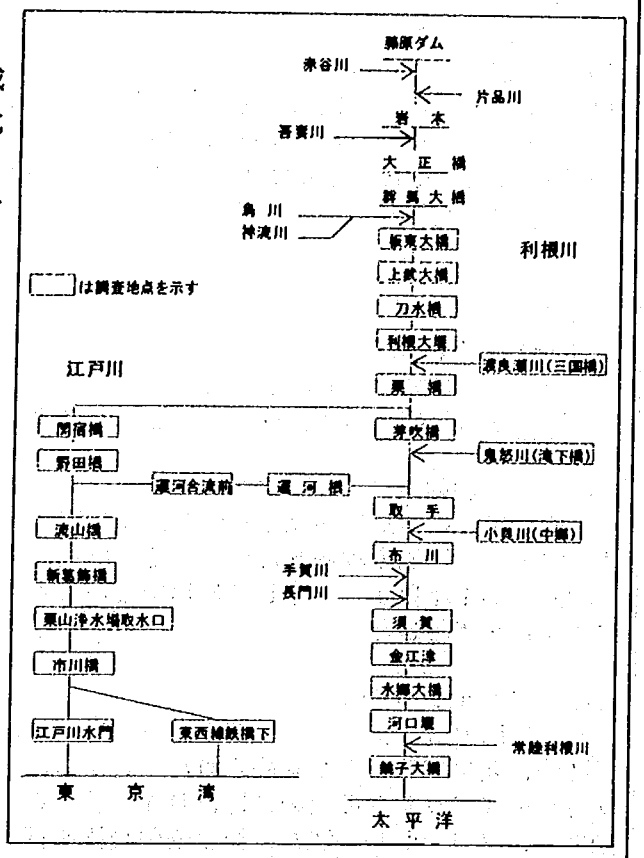
(目的)

本調査は利根川水系の水質、負荷量変化とその流域の土地利用、人口、産業活動の変化や水利用の高度化との関係について、現在までの状況を調査・解析し、データベース化するとともに、将来の水質動向に関する検討を行うものである。それにより、利根川水系における水循環や物質循環を明らかにし、下水道整備をはじめとした水質保全に関する施策の評価手法の確立に資することを目的としている。

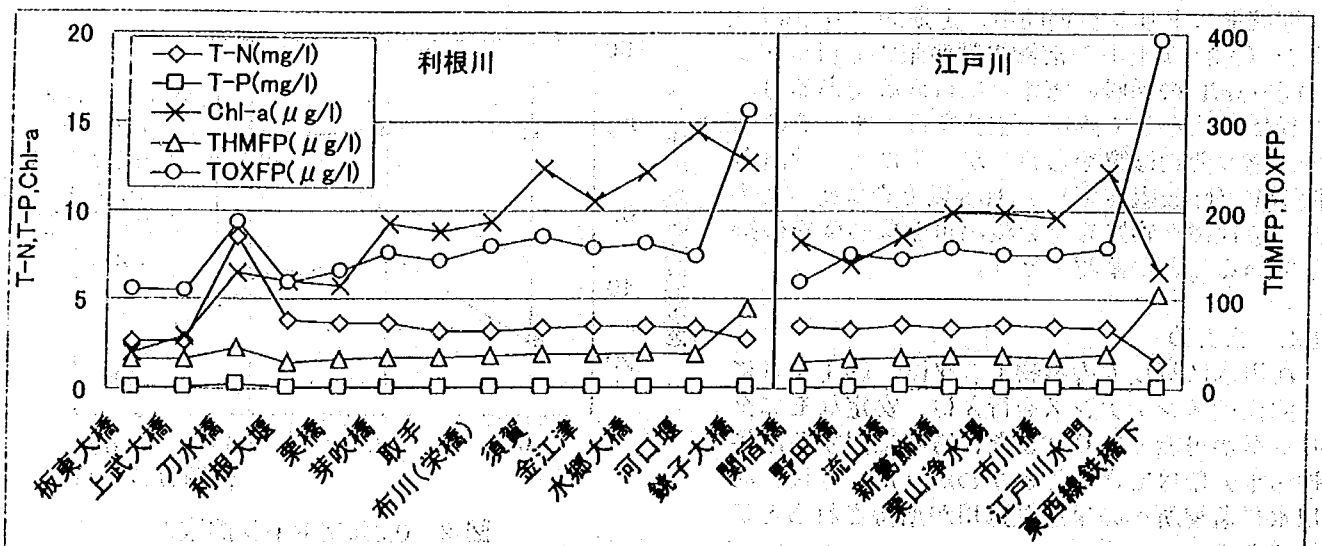
(結果)

10 年度は前年度に引き続き、過年度の水質及び流域状況の実態把握を目的として、流域フレームのデータ収集及び整理を進めるとともに、図－1に示す利根川水系の 26 地点で水質実態調査を行い、窒素、リン、クロロフィル、全有機ハロゲン(TOX)及びその生成能(TOXFP)、トリハロメタン生成能(THMFP)、農薬等について水質の現況を把握した。

その結果、図－2に示すように Chl-a と TOXFP に関しては上流から下流に進むに従い、増加傾向が認められた。T-N、T-P、THMFP は横這いか下流に向けて微増であったが、栄養塩に関しては高濃度で検出され、Chl-a の増加などとともに富栄養化の兆候が認められた。



図－1　水質調査地点



図－2　利根川水系水質縦断図(平成10年)

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白﨑 亮，竹歳 健治

キーワード	利根川、流域管理、水循環、水質、汚濁負荷量

都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究		本文273ページ	平成 10 年度
全体計画	科学技術庁振興調整費重点基礎　平成１０～１２年度	水　質　研　究　室	

（目的）

都市域から下水道を経由して排出される水量が増加しており、かつ下水道の整備が上流域に広がって来ている。このため、下水道からの処理水、雨水排水が、水道の取水源に混入する割合が高くなってきているが、水道水質で問題となってきている難分解有機物や微量化学物質が下水道の存在で水道に対してどのような影響を与え始めているのか十分には分かっていない。これらの水道原水河川には、微量ではあるが難分解で毒性のある有機物、例えば多環芳香族化合物（PAH）などが環境中に存在していることが報告され始めているが、その汚染の実態や汚染の由来が十分分かっていない。このため、本研究は多環芳香族化合物を中心とした難分解で蓄積性があり、慢性影響が疑われる物質をガスクロマトグラフ質量分析計などによる化学分析手法と変異原性試験などの生物学的手法により評価する方法を確立することを目的としている。

（結果）

（１）水に含まれる PAH は大気からの降下物、下水からの流入物、雨水、土壌浸出水に由来している。水道水や環境中の PAH の規制基準は、米国環境保護庁（USEPA）においては１６の PAH が優先取り組み物質として、飲料水水質基準ではベンゾ(a)ピレンとして、規制されている。世界保健機構(WHO)の水道水水質ガイドラインで定められているものは、ベンゾ(a)ピレンで 0.7μg/L であるが、我が国の水道水質基準、環境基準や排出基準にも定めがない。飲料水質に含まれる PAH のレベルは米国などの報告では数十 ppt～数十 ppb と幅が広い値が報告されている。一方、下水のうち汚水についてはまだ限られた知見しかないが、同じく数十 ppt～数十 ppb であること、雨天時に増加する傾向があること、２次処理過程で 2Log 程度除去されていることも報告されている。一方、雨天時に流出する都市雨水排水は米国では比較的多く報告されており、数百 ppt～数十 ppb、また合流式下水道越流水でも数 ppb 程度が検出されたとも報告されている。

（２）ＰＡＨのうちベンゾ(a)ピレンを対象に下水、下水処理水、下水汚泥に含まれる濃度の分析方法を検討し、その繰り返し精度と回収率を実試料への添加回収試験により実施した。過去の分析方法の検討事例を参照しつつ、環境庁が平成１０年に環境水を対象に検討した測定方法をもとに下水への適応性を検討した。この結果から、固相抽出法よりも溶媒抽出の方が回収率の点で優れていることが分かった。汚泥に添加回収を行った実験結果から、アルカリ－エタノールによる加熱還流法の方がアセトンによる超音波抽出より良好な結果となった。この方法の汚泥についての添加回収率は 120%、検出下限値を検討すると 5μg/wet-kg、定量検出下限値 15μg/wet-kg を達成することが可能であった。

（３）（１）から流入下水の PAH レベルは数十 ppt～数十 ppb のレンジにあり、下水処理過程で 99%近く除去されているとすれば、下水処理場放流水は飲料水の規制基準、数百 ppt のオーダーに相当している。従って、希釈用量がある河川では余り大きな問題とはならないが、雨天時に排出される都市雨水排水の PAH は汚水と同等レベルであり、雨水排水処理はほとんど行われていないため、一時的には飲料水利用に支障のある水質レベルを放流している可能性がある。また地下水への涵養を行う際にも注意が必要と考えられる。今後 PAH の実態調査を実施するためには水試料で 0.1ppb のオーダーの分析精度が必要と考えられ、また下水処理過程で除去された PAH の動態を捕らえるため汚泥についての分析方法の確立も必要である。このため、ベンゾ(a)ピレンの下水および汚泥への分析方法の改良とその精度確認を行ったことは意義が大きいと考えられる。

研究担当者：田中宏明,小森行也,高橋明宏

キーワード	水道水源,下水,化学的分析法,多環芳香族化合物,　ベンゾ(a)ピレン

Ⅰ．試験研究費による研究

1. 下水管の堆積物の特性に関する研究

下水道研究室　室　　長　井上弥九郎
主任研究員　檜物　良一
研　究　員　豊田　忠宏
交流研究員　堀江　崇

1．はじめに

下水道管きょは、土砂等が堆積することなく処理場まで円滑に流下（掃流）するような流速を基に設計されているが、現在多くの管きょにおいて、設計通りに掃流が行われずに堆積物が存在している。

堆積物は、流下能力の阻害，悪臭の発生，腐食性物質の発生による管きょの損傷等、維持管理を行う上での様々な問題を引き起こすことが考えられる。そのため、本来は存在するはずのない堆積物の除去のために、管路内調査や清掃など、多くの労力と時間，予算が費やされており、効率的な管きょ設計及び維持管理が行われているとは言い難い。

コスト縮減や維持管理の重要性が注目されている今日、より効率的な維持管理を行うためにも、管きょ内に堆積物を発生させない設計法の確立や、堆積物の発見・除去技術の開発が必要であると考えられる。しかしながら、我が国の堆積物に関する知識は乏しく、堆積のメカニズムや、堆積物の特性等に関して基本的な面についても明らかにされていないのが現状である。

ここでは、堆積物の基本特性や原因を明らかにし、管きょ設計法および堆積防止技術開発に供することを目的として実施する。

2．平成９年度の調査状況

平成９年度の調査では、堆積物によって現在どのような影響が実際に起こっているのかを調査するために、約１００自治体を対象としたアンケート調査を実施し、堆積物の現状について把握した。

アンケートの結果、以下のような点について知見が得られた。

（1）堆積物の処分量と費用の関係について、

（2）堆積物の除去（清掃）基準として、自治体で採用している清掃基準としては、堆積率（管きょ断面積に対する堆積物断面積の割合）が総自治体の３割以上を占め、続いて苦情，経験，周期の順に採用している自治体が多かった。

（3）堆積物の多く発生する箇所としては、たわみや伏越という回答が多かった。また、堆積箇所の傾向として、伏越，人孔内，曲部など、設計上特に問題のない箇所での堆積が多かった。

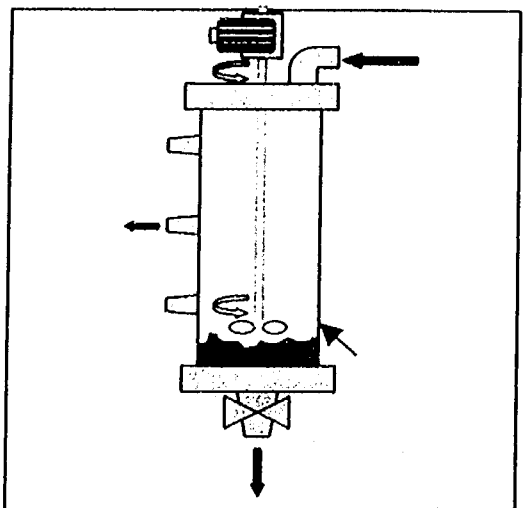
（4）堆積物の種類としては、土砂や油と言う回答が多かった。また、全体的な堆積物性状の傾向として、通常下水中に含まれている土砂や汚物等による物が多かった。

（5）堆積物による問題点としては、管きょの閉塞と、臭気が多く回答された。閉塞については、ラードと異物による物が多く、次いで、土砂やモルタルと続いた。

3．堆積物による硫化物生成

下水管路内で堆積が起こった場合、その堆積物が汚水の水質に対して何らかの影響を与えることが予想される。このような水質の変化が、管路に与える最も大きな影響として予想されるのが、堆積物等に起因する硫化物の増加から発生する、硫化水素による管路の腐食等のダメージである。

これら硫化水素発生の原因となるの硫化物の生成に対して、堆積物の寄与がどの程度であるのかを調査するため、リアクターを用いて堆積物からの硫化物生成について硫化物の生成速度等に関して調査を行った。



図－1リアクター概要図

3．1実験方法

実験は、霞ヶ浦流域下水道事務所、霞ヶ浦浄化センター内で、当所が所有する腐食防止対策実験施設より採取した、沈砂池通過後の流入下水を使用し、実験用リアクターを用いて行った。リアクターの概要を図－1に示す。リアクターは、外形φ300mm×H1000mm の物を3基使用した。このリアクター内に、流入汚水を導入し、固形分を堆積させ実験を行った。実験は以下の手順により実施した。

①実験には3基のリアクターを使用し、1基をコントロールとする。

②汚水導入後静置し、コントロールの1基については、堆積分を引き抜く。

③他の2基については固形分を堆積させる。堆積物は比率を変えて設定する。

④堆積を確認し堆積深を測定した後、リアクター内を攪拌する。

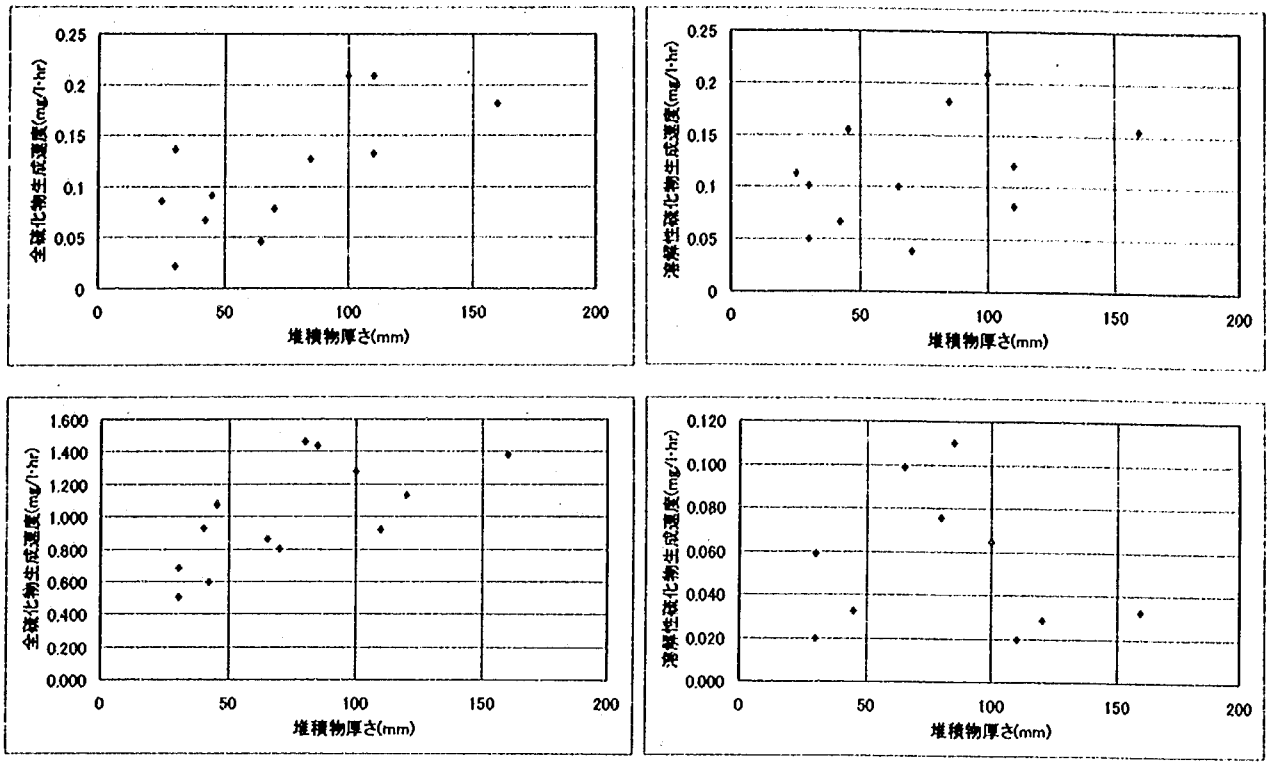
⑤攪拌を行いながら、各リアクターより7本、フラン瓶により採水を行う。

⑥採取した試料は、0,30,60,90,120,150,180 分後に全硫化物，溶解性硫化物の測定を行う。

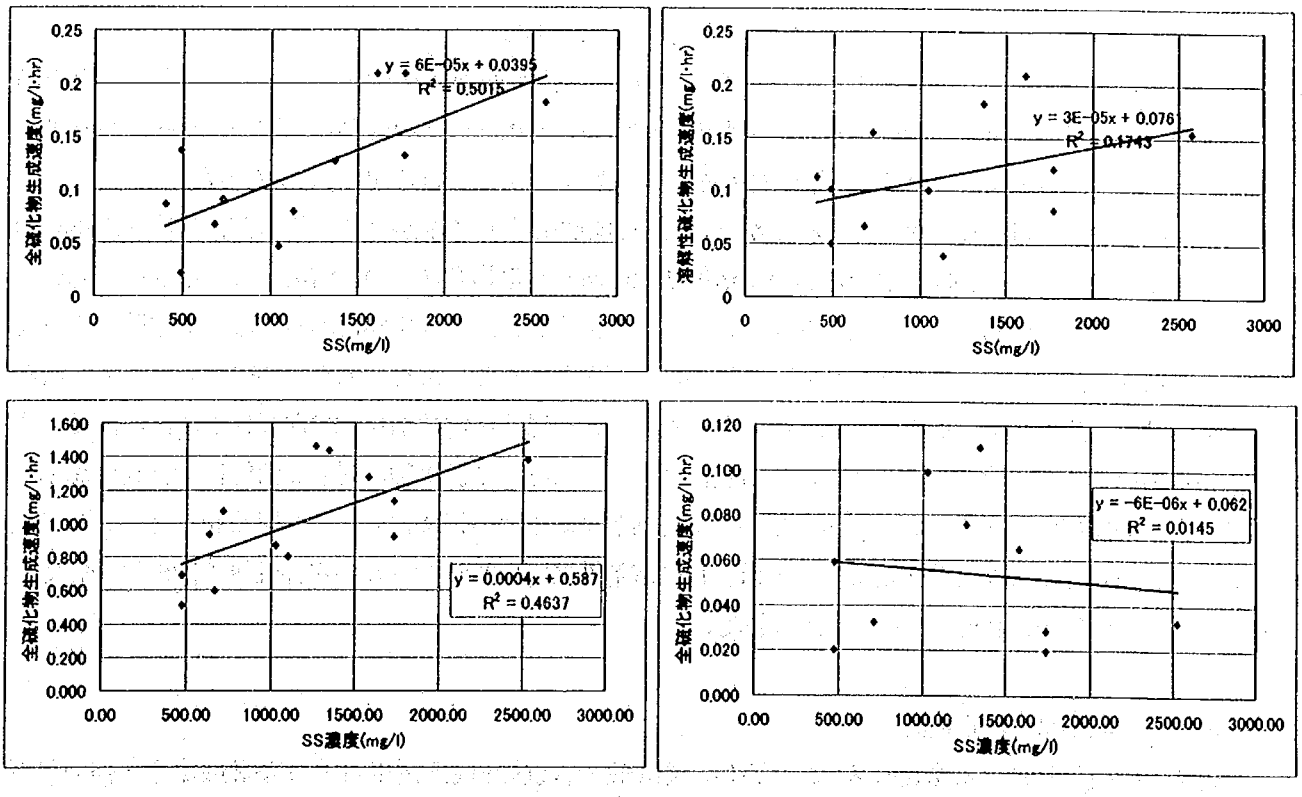
⑦各リアクターについて堆積物の体積を計算し、SS，VSSの測定を行う。

3．2実験結果

実験により、各リアクターごとの全硫化物，溶解性硫化物の時間生成量を比較し、硫化物の生成速度の計算を行った。実験時のの堆積物の厚さを測定し、堆積物の厚さと硫化物の生成速度の関係について調べた結果を図－2に示す。堆積物の攪拌前と攪拌後に採取した試料について、一定時間経過後に分析を行い、硫化物生成速度の計算を行ったものと、堆積物厚さとの関係を比較した。攪拌を行わないものについては、堆積物厚さが　cm の時に硫化物生成量が　mg/l·hr であるのに対して、攪拌を行ったものについては、同様の堆積厚さに対して、堆積物の生成速度は、　mg/l·hr と攪拌を行わないものと比較して、非常に増加している。このことから堆積物中の硫化物生成ポテンシャルが非常に高いことが分かる。しかし、堆積物厚さと硫化物生成速度について、線形的に明確な関係は見られなかった。しかし、堆積物厚さの増加に対して硫化物生成速度がある程度増加傾向にあることは、図から得られるところである。次に堆積物源となるとSS

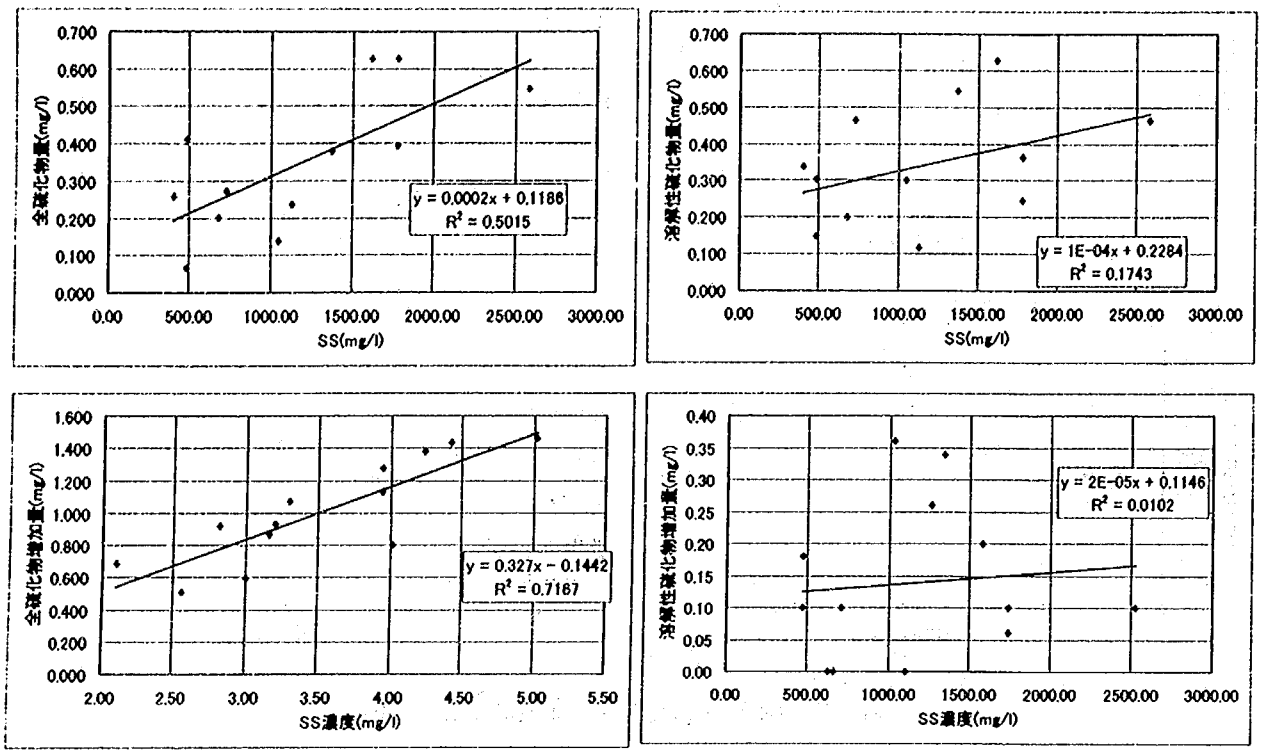


図－２　硫化物生成速度と堆積物厚さの関係



図－３　硫化物生成速度とＳＳ濃度の関係

の濃度と硫化物生成速度についての関係を、図－３において比較した。また図－４には、硫化物量とＳＳ濃度についてのグラフを示した。図から、攪拌前，攪拌後ともリアクター内のＳＳ濃度の増加に伴って、硫化



図－４硫化物量とＳＳ濃度

物生成速度も若干の増加傾向にあることが分かる。しかし、堆積物厚さとの関係についても言えることであるが、全硫化物については堆積物厚さＳＳ濃度との関係について相関は低いながらも増加の傾向にあることが分かるが、溶解性硫化物については、堆積物厚さ，ＳＳ濃度とも殆ど相関が見られなかった。

これに付いての理由はいくつか考えられるが、まず一つの問題として溶解性硫化物の存在状態によるものが考えられる。溶解性硫化物は、水中において溶解状態にある硫化物をさすが、溶解している状態において固形成分等に付着しているものの存在も考えられる。このような状態の硫化物にあっては、測定時に十分な揮散が行われず、測定値自体を低下させている等の影響が考えられる。また、もう一つの問題として、溶解性硫化物のサンプルとしての保存性の悪さが考えられる。これは、溶解性硫化物の揮発性が非常に高く、測定操作時において、硫化物を減少させている可能性が考えられる。全硫化物に対する溶解性硫化物の比率としては、10～30％程度であり、この範囲内での測定変動が全硫化物の相関に対しても影響を与えている可能性がある。これらの結果から硫化物については、特に溶解性についてサンプルの保存性等の問題についても考慮した上での検討が、必要であると考えられた。

４．硫酸塩還元細菌量の測定検討

下水管きょの硫化物による腐食のメカニズムは、堆積物や管壁の付着物中に生息する硫酸塩還元細菌が下

水中の硫酸イオンを電子受容体、有機物を電子供与体として硫酸イオンが還元し硫化物を生成する。生成された硫化物の一部が揮散して硫化水素となり管壁の結露水中に溶解する。この溶解した硫化水素を硫黄酸化細菌が酸化し硫酸を生成し腐食の原因となる。そのため、堆積物からの硫化物の生成は、硫酸塩還元細菌量と硫化物生成速度との関係を把握することで、硫化物の発生量についてある程度の指標を与えることができると考えられる。そのため、硫酸塩還元細菌の培養を行い、硫化物の生成について検討を行っていく。

今年度は、予備実験として硫酸還元菌の培養について数種の検討を行った。

4．1培養方法検討

硫酸塩還元細菌は嫌気状態で生息する菌であるので、菌の培養については嫌気状態で行う必要がある。そのため、嫌気ジャーを用いた培養を行う。実験のため硫酸塩還元細菌を継続的に培養していく必要があるため、良好な培養条件を得るための検討を行った。

今回は培養携帯の選定として、嫌気ジャー内でフラスコ，プレート（通常，２重皿）の３種の培養方法について検討を行った。

試験条件は、以下のように設定した。

・試験菌株：霞ヶ浦浄化センター内腐食防止対策実験施設より採取

・検体数：フラスコ試験２検体，プレート試験20検体

・植菌量：（希釈率）

フラスコ …　10^5，10^7

プレート 通常 …$10^4\times1$，$10^5\times2$，$10^6\times2$，$10^7\times2$，$10^8\times2$，BL

２重皿…$10^4\times2$，$10^5\times1$，$10^6\times3$，$10^7\times2$，$10^8\times2$

・培養条件：30℃，４日間，撹拌なし，振蕩なし

実験の結果、２重皿で行ったものの、10^4と10^5の希釈倍率についてのみ増殖が見られ、それ以外のものについてはあまり増殖が見られなかった。これは、フラスコ及び通常のプレートについては、内部に残留した空気により増殖が阻害されたことが原因と考えられる。今後の実験では、継続的に大量の培養を行っていく必要があるため、２重皿での培養では大量に培養を行うという点で問題が残る。大量の培養を考える場合にはフラスコ等での培養が効率的であると考えられるが、今回の検討ではあまり良好な結果を得ることができなかった。今後フラスコ等での培養を考慮するために、内部の空気に窒素置換処理等の検討を行っていく必要がある。

5．まとめ

今年度の調査としては、堆積物による下水への影響把握を目的として実施した。堆積物による管渠システムへの影響としては、硫化物によるものが最も大きいと考えられたので、硫化物の生成に焦点を絞った検討を行った。リアクターによる実験では、堆積物の濃度による硫化物生成速度の差を測定することを目的として実験を行い、堆積物濃度の増加により、硫化物生成速度が増加する方向に変化することを確認した。しかし、全硫化物についてはある程度の相関が見られたものの、溶解性硫化物については、全く相関が見られなかった。これらのことから、溶解性硫化物の性状にまで考慮した上での検討が必要であると考えられた。

また、硫化物の発生要因となる硫酸塩還元細菌量と硫化物生成能の関係を把握するための基礎的検討として、硫酸塩還元細菌の培養に関する検討を行った。硫酸塩還元細菌量の培養の検討として、３種類の方法による検討を行った。その結果、培養法としては２重皿を用いた方法が良好な培養を得られるという結果を得た。しかし、今後の実験においては大量に継続的に菌を扱っていく必要があるため大量培養を前提とした培養方法を考慮していく必要がある。

6．主な研究成果物

・深谷「下水管きょ内の堆積物について」、月刊下水道、VOL20、№12、1997.8

<参考文献>
1)下水試験法 上,下巻　1997年版,　(社) 日本下水道協会 1997

2. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究

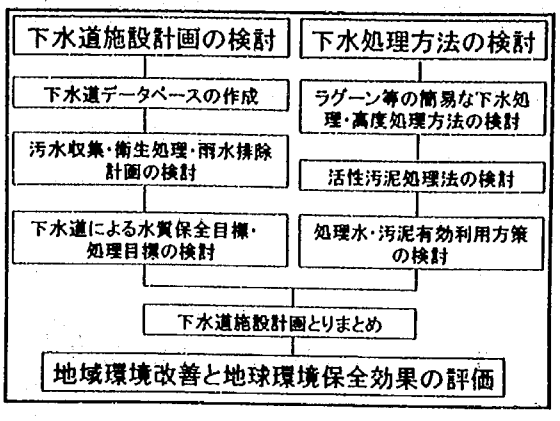
研究期間：平８～平１２
担当：下水道研究室　室長：笹部薫，研究員：山下洋正
三次処理研究室　室長：鈴木穣，主任研究員：小越真佐司，研究員：与儀　和史

［要旨］

本研究は，熱帯・亜熱帯地域の開発途上国に適した下水道技術の確立を目的としており，１０年度は以下の研究成果を得た。

地域特性に応じた汚水収集方式、衛生施設配置方式の検討を行った。衛生施設の選択については、給水状況、土壌の透水性、地下水位等が選定基準として挙げられている場合が多かった。汚水収集方式については、標準的な下水道が最も広く用いられているが、低コスト下水道についても、既存衛生施設の転用が可能な場合など条件次第では適用の可能性があると考えられた。全体計画の策定においては、財政能力を考慮した段階的整備手法の採用等が重要であると考えられた。

下水処理方式に関しては、通性ラグーンおよび曝気式ラグーンについて、処理の安定性、適正な負荷条件等について検討した。（研究フローは図－１を参照）



図－１　研究のフロー

１．研究方法

１．１　汚水収集方式および衛生施設配置方式の検討

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国で用いられている衛生施設の範囲と種類について整理し、その適用条件について検討するとともに、低コスト下水道について種類と特性を整理し、適用可能性を検討した。また、JICAおよび世界銀行等による援助計画の事例を収集し、そこで採用されている衛生施設および下水道の整備計画について検討した。

１．１．１　衛生施設の種類と特性

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国で用いられている衛生施設の範囲と種類について表－１に示す。

１．１．２　低コスト下水道の種類と特性

1980 年代に、ブラジルでコンドミニアル方式下水道（Condominial Sewerage）と呼ばれる新しい下水道システムが開発された。また同じ時期に、同じくブラジルで簡易化下水道（Simplified Sewerage）と呼ばれる下水道が施工されるようになってきた。小口径下水管システムは、沈殿流出水のみを移送するものであり、既にオンサイト処分が行われている地域において、浸透床が十分でない、詰った浸透槽の能力を回復できない、雑排水量が大幅に増加したためオンサイト処分の拡張では対応しきれない等の場合に特に適している。インターセプター下水道は、現在タイにおいて実施されており、またインドネシアではトゥガルで提案されている。また、パキスタンのカラチで無計画居住地区オランギにおいて 1981 年に始まった住民参加型下水道もある[1]。これらの下水道は従来の伝統的な下水道を改良して、コストの削減をはかろうとするものである。

表－１　衛生施設の種類と特性

	地域／都市	浄化槽	腐敗槽	PF便所	バケット形便所	壁穴便所	水上便所	その他の便所	便所なし	備考
東アジア										
インドネシア		○	○			○		○[1]		
ヴィエトナム	ハイフォン		○		○					
タイ		○		○						
中国										
フィリピン	マニラ首都圏		◎					○[1]		
マレイシア		○	○'	◎	○	○	○		○	*合併処理腐敗槽
ミャンマー			○					○'		*ハエ防除形
南西アジア										
スリ・ランカ	コロンボ			◎	○	○				
中近東										
パレスチナ	ハ・ヨ・ニ					○				
アフリカ										
ガーナ	都市部		○			○	○	○'	○	*共同便所
	農村部			○	○			○'	○	*共同便所，trench latrines
ギニア	コナクリ		○				○			
ケニア	全国		○			◎			○	
	キスム		◎		○	○				
ジンバブエ	ハラレ		◎			○'				VIP形
セネガル	ダカール		○	◎		○				
ナイジェリア	全国									形式は不明
チュニジア	都市部		○			○'				*seepage pits
トルコ	アンタルヤ		◎			○'				*soakage pits
中南米										
ベニン	農村部					○'				*VIP型を含む
グァテマラ	グァテマラ		◎							腐敗槽以外は不明
	サンサルバドル									
ニカラグァ	レオン		○			○'				* latrines
	チナンデガ		○			◎'				* latrines
	グラナダ		○			○'			○	* latrines
ブラジル			○							腐敗槽以外は不明
ボリヴィア										形式は不明
ホンジュラス										形式は不明
パラグァイ	大アスンシオン圏		○			○		○'		* latrines **cesspools
大洋州										
キリバス			○			○		○'		*堆肥化便所
ソロモン			○			○			○	
トンガ			○	○		○				
西サモア			○	○		○				

◎：広く使われている　○：使われている

1）MCK（便所、浴室、洗場から成る複合衛生施設）。

2）ケソン市には下水管網を有する地域処理システムが41あり、この中39は腐敗槽、2はインホフタンクで処理を行っている。公共水栓、便所、浴室、洗場から成る複合衛生施設も存在する。

表－２　衛生施設／下水道整備計画の例

国名（都市地域名）	衛生施設／下水道整備計画手法
インドネシア（デンパサール）	市街地については、①下水道、②下水道＋衛生施設、で整備する2ケースについて、水質汚濁防止効果、建設費及び維持管理費を比較し、水質汚濁防止効果については同等であるが、建設費、維持管理費はともにケース②が優れているとして、ケース②を採用。 3つのリゾート地については①下水道、②衛生施設、で整備する2ケースについて比較し、建設費、維持管理費はともにケース①が優れているとして、ケース①を採用。
セネガル（ダカール、ビキン）	既存下水道は2～4戸の家庭排水をコンドミニアム方式で下水管に接続している。 個別処理／下水道区域の線引きについては、給水区域に含まれているか、1人1日給水量、人口密度、敷地の大きさ、土壌の透水性、腐敗槽は下水道より安いかという6つの基準から、下水道区域を定めている。 個別処理区域については土壌の透水性、地下水汚染の可能性に基づく測定アルゴリズムを与えているが、個別処理方式別の区域は明示していない。 個別処理区域で地下水汚染の可能性のある地域については、し尿処理に要する建設費と収集費用を算出して下水道よりも数倍金がかかるため実施不可能であるとして、便所施設の改善を提案している。 小口径下水道については使用水量が50 lpcd 以下で下水道が近くで利用できる限られた区域で適用はありうるとしている。
インドネシア（ウジュンパンダン）	二穴浸透式便所、腐敗槽といった個別処理システムの他に以下のように定義されるモジュラー・システムを導入して整備し、これらを統合していきながら将来のあるべき姿に到達することを目指している。 小規模下水道　20戸の家庭より発生するし尿を収集、処理 小規模下水道　し尿と雑排水の両方を収集、処理。規模は250人程度。将来は廃棄。 大規模下水道　し尿と雑排水の両方を収集、処理。規模は10,000～50,000人。将来は廃棄。 ディベロッパー下水道　し尿と雑排水の両方を収集、処理。 地表からの地下水位、人口密度、比発生汚濁負荷量に基づく民間セクター及び公共セクターの排水管理スキームを提案している。
ジンバブエ（ハラーレ）	上マニヤメ川の水質汚濁解析結果に基づいて衛生施設／下水道計画を以下のように定めている。 現在、4つの都市（Harare、Chitungwiza、Norton、Runa）の公共下水道普及率は、腐敗槽を使用しているHarare、Norton、Runaの低密度地区の一部を除くと高いレベルにある。Harare の区域では経済的理由及び区域の自然の同化能力から将来とも腐敗槽が残るかも知れないが、その他の都市では既存の公共下水道に併合され、Epworth は必要な財務上の手当てを行ってから公共下水道を整備する。
パプアニューギニア（ポートモレスビー）	現在約60%の家庭が公共下水道に接続しており、内陸部のポロコ、ホホラ、ゴードン等の比較的所得の高い地域では、90%近くの接続率となっている。 処理対象区域は全域下水道整備区域とされているが、住民の支払い能力が満足なレベルに達するまでは好ましくないオンサイトシステムが暫定措置として存続するかも知れないとしている。
バングラデシュ（ダッカ）	調査対象区域を1997年5月にダッカ首都圏開発庁が策定したダッカ首都圏開発計画の中の将来の土地利用計画に基づいて、以下の4つのカテゴリーに分けている。 下水道整備区域　当初より下水道を整備していく区域 下水道移行区域　当面は個別処理とするが計画目標年次の2020年までには下水道を整備する区域 個別処理区域　将来とも個別処理でいく区域 その他区域　下水道計画対象外区域
ケニア（キスム）	下水の収集システムは2015年の1人1日計画給水量によって以下に述べるように適用方式を変えている。 標準下水道は家庭からの生活排水を処理場まで運ぶのに比較的多量の水量が要求されるため100 lpcd 以上の地区に限定される。 50～60 lpcd の地区については浅深度下水道（shallow sewers）を適用するが、浅深度下水道では流量を増やすために標準下水道のほぼ2倍の戸数を下水管に接続しなければならず、このため下水管の一部は民地内に布設することが必要となる。本方式を機能させるためにはコミュニティの参加が肝要である。 15～20 lpcd の地区は下水の処分に利用できる水量が小さすぎて、標準下水道、浅深度下水道のいずれも適正に機能しないため個別処理とする。 この結果、給水区域の80%が標準下水道および浅深度下水道の対象とされている。

１．１．３　援助計画における衛生施設および下水道の整備計画

既往のＪＩＣＡ報告書にみる衛生施設／下水道整備計画の例を表－２に示す。

計画毎に様々な手法がとられており、例えばハラーレ（ジンバブエ）では全域下水道整備を基本として一部で使用者の支払い能力等からオンサイト処理が残ることを許容している。また、ダカール（セネガル）は個別処理／下水道区域の線引きについては、①給水区域に含まれているか、②１人１日給水量、③人口密度、④敷地の大きさ、⑤土壌の透水性、⑥腐敗槽は下水道より安いか、という５つの基準から、下水道区域を定めている。一方、デンパサール（インドネシア）は既存市街地について、①下水道のみで整備、②下水道＋衛生施設で整備、する２つのケースについてそれぞれの水質改善効果、建設費および維持管理費を比較して②を採用している。リゾート地については、①下水道で整備、②衛生施設で整備、する２つのケースについて建設費および維持管理費を比較して①を採用している。

１．２　下水処理方式についての検討

沖縄県具志川浄化センター内に設置されたラグーン実験施設を用いて、沖縄県との共同研究により通性および曝気式ラグーンシステムについての実験を行い、通性ラグーンにおいては処理の安定性、曝気式ラグー

ンにおいては適正な負荷・運転条件と汚泥の発生特性について検討した。

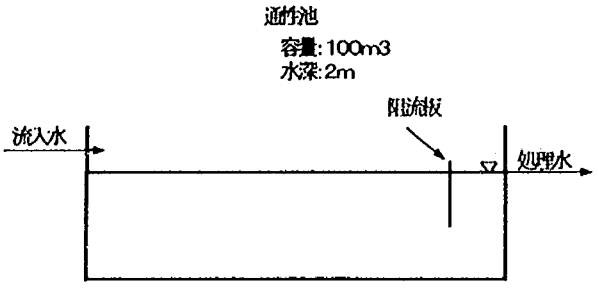
（1）通性ラグーン（図－2）

実験開始前に、砂ろ過水と生下水で通性池内の水を調整した。実験条件は、HRT を 70 日になるように設定し、BOD 面積負荷 7.4g/m2/d、水温 25℃(15～35℃)であった。

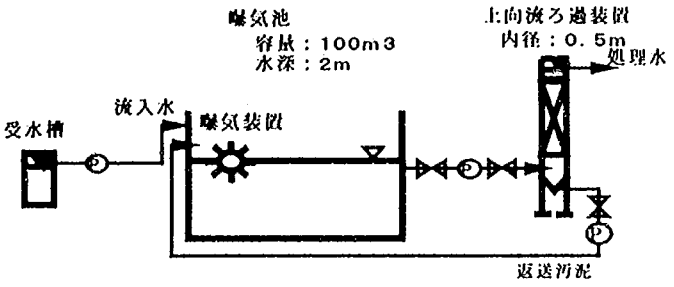
（2）曝気式ラグーン（図－3）

実験プラントは、曝気装置を備えた曝気池と上向流ろ過装置からなる。

実験条件を表－3に示す。実験は Run 1～3の HRT が 7～15 日の低負荷条件としている。Run 1・2 は BOD 負荷当たりの酸素供給量が1倍程度、Run 3は曝気池内沈殿池の固液分離が良好となるように曝気装置運転条件を設定している。また、Run 3より曝気池内に沈殿池を設置し、後段の固液分離装置にかかる SS 負荷の低減を図っている。沈殿池の概略図を図－4に示す。沈殿池はボックス部と脚部からなり、水面積は 2.25m2 である。



図－2　通性ラグーン実験プラント

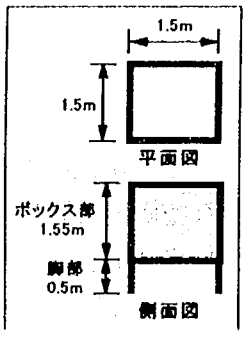


図－3　曝気式ラグーン実験プラント

表－3　曝気式ラグーンの実験条件

Run	HRT [日]	BOD負荷 [kg-BOD/d]	曝気装置運転条件		
			曝気 [h]	撹拌 [h]	酸素供給量 [kg-O2/d]
1	14.9	1.5	0.25	11.25	2.2
2	8.2	2.8	0.25	7.75	3.3
3	7.2	3.2	24	0	37.6

注）曝気・撹拌は1サイクル中の設定時間。
酸素供給量は



図－4　沈殿池（曝気式ラグーン）

2．研究結果

2．1　汚水収集方式および衛生施設配置方式の検討

衛生施設については、腐敗槽および縦穴便所が開発途上国で広く用いられている。また、本調査の結果では PF 便所（注水式便所：水封式トラップで臭気等を防ぐ）の使用が確認された国は少なかったが、世界銀行や WHO が普及に努めていることを考慮すると実際の使用例はもっと多いと考えられる。

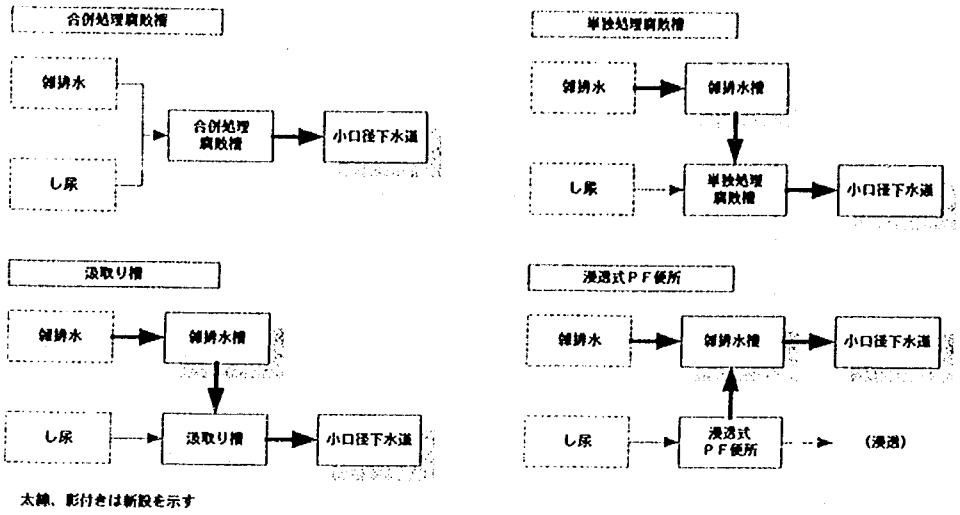
途上国での衛生施設／下水道の計画策定の際の課題として、(1) 計画目標年次において普及率 100％と想定せず、水道普及率等の実績を勘案して予測し、財政能力を考慮して段階的整備を行う、(2)調査区域は通常、首都レベルの大都市であり広大であるが、将来の土地利用が明確でなく、都市計画の地図等が正確でない場合が多く、また実施機関は財政的にも逼迫しているため、計画区域および下水道対象区域は絞込む、(3)開発行為の際に、民間資金での下水道整備を義務付ける、等が挙げられる。

例えば、大森ら[2]は、都市部における最終的な下水処理システムを M//P に基づく集中処理型下水道とし、都市の財政状況等に応じて、小規模型システムやオンサイト・システム等を官・民で導入し、将来的にはそ

れらの統合化を図っていく段階的整備手法を提案している。これは、既存オンサイト・システム（腐敗槽等）の改善、モデュラーシステム（小規模下水道）の導入（整備が可能なところから小規模にモデュールを整備していく手法で、将来的には集中処理型システムに統合化）、インターセプター方式の採用、コミニュアルシステム（極小規模のモデュールで住民参加で設置されるもの）、個別合併浄化槽（日本で普及が進んでいるものを想定）、集中処理型下水処理場を組み合わせたものである。

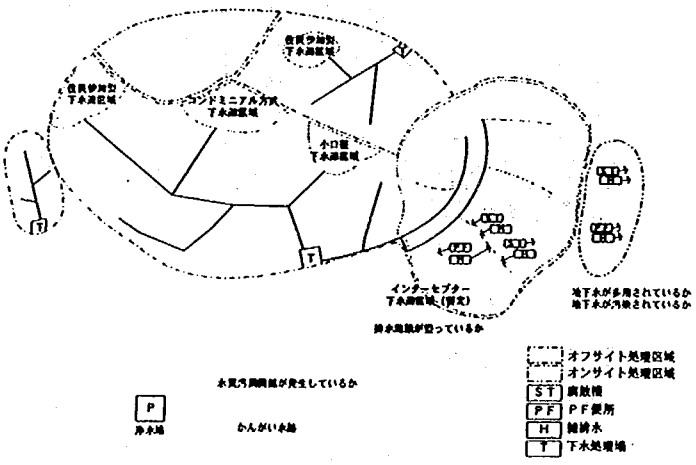
また、野村ら[3]は下水・排水セクターの政策と単位技術の関係に水道の給水形態による制限を加えて適用可能な技術領域と政策及びその具体的目標を考慮した整備手法を提案している。

世銀[4]は衛生施設の選択アルゴリズムを３段階で与えているが、第２段階は三段式腐敗槽、堆肥化便所が選択される過程で、開発途上国でその実例が少ないこと、および都市部では採用されるケースが少ないことから第２段階を省略して、第１段階と第３段階をつないで図－５のように表せる。



図－５　衛生施設の改善方法

このように様々な整備手法が提案され、また適用されている。衛生施設／下水道技術の選択については、オンサイト衛生施設では地下水水位、土地の浸透能力、周辺の飲料水井戸への影響等を勘案する必要があり、低コスト下水道および標準下水道では、財政能力、水道供給量、人口密度等を考慮して判断する必要があると考えられた。これらを総合的に判断した計画策定の概念を図－６に示す。



図－６　衛生施設／下水道の計画策定の概念図

２．２　下水処理方式についての検討

（１）通性ラグーンによる処理の安定性

実験開始後 60～360 日の処理成績(平均値)を表－４に示す。BOD の除去は良好で９割以上の除去率が得られたが、COD では BOD ほどの除去率は得られなかった。大腸菌群の除去は 3,000 個/mL 以下を達成できなかった。

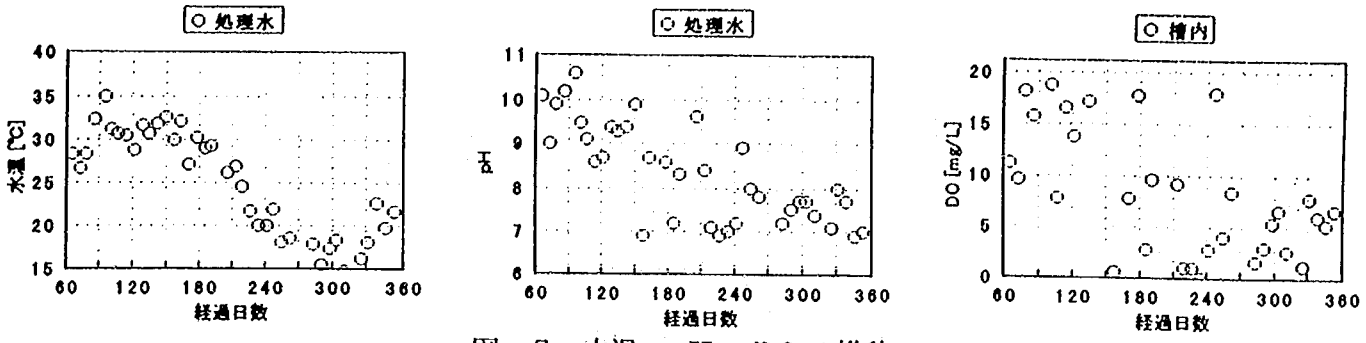
水温・ｐＨ・ DO の推移を図－７に示す。水温は 15～35℃、ｐＨは 7～11、DO は 0～20mg/L とかなり幅があり、年間を通しては処理条件に違いがある。処理効率の低下をまねくといわれている水温 20℃では、

pH7 付近、 DO5mg/L 以下となっており、藻類による光合成活性もそれ程高くないことがうかがえる。

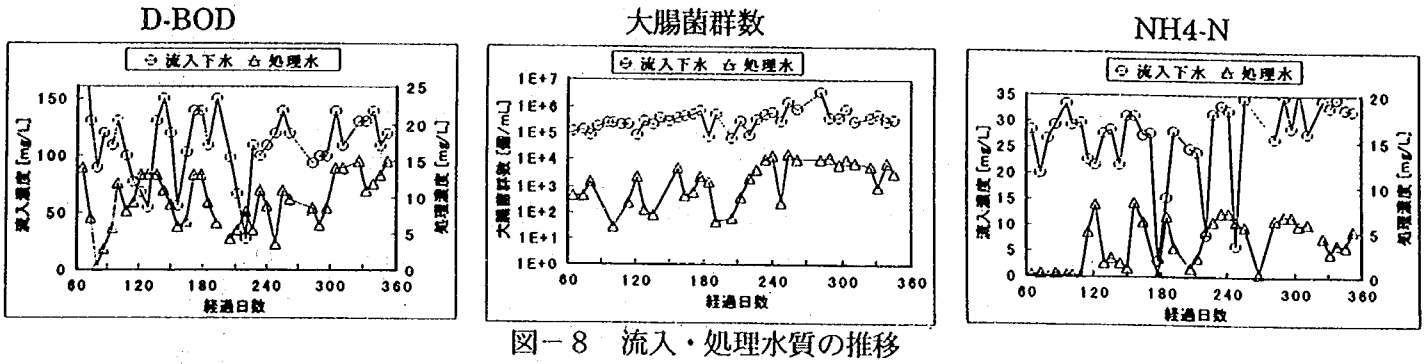
D-BOD、大腸菌群、および NH4-N の推移をそれぞれ図－８に示す。処理水の D-BOD は 15mg/L 以下となっており良好な結果が得られた。いくぶん変動がみられるものの、水温低下による影響はみられない。大腸菌群は変動している前半部と、一定している後半部がみられる。後半部は沈殿による除去が主で、前半部はそれに日射による影響が加わったものとも考えられる。NH4-N も大腸菌群と同様に変動部と一定部がみられ、年間を通した処理性には違いがみられた。

表－４　通性ラグーンの処理成績

水質項目	流入水	処理水	除去率(%)
T-BOD [mg/L]	256	21	92
D-BOD [mg/L]	112	9	92
T-COD(Cr) [mg/L]	498	125	75
D-COD(Cr) [mg/L]	107	43	60
SS [mg/L]	225	35	84
大腸菌群数 [個/mL]	460,973	3,816	99.2



図－７　水温・pH・DO の推移



図－８　流入・処理水質の推移

（２）曝気式ラグーン

各 Run の MLSS 濃度の推移を図－９に示す。Run１では MLSS 濃度の減少がみられ、HRT14.9 日の流入負荷では小さすぎると考えられた。Run２の HRT8.2 日では MLSS 濃度が 600～800mg/L 程度とほぼ安定した。Run３の HRT7.2 日では MLSS 濃度が減少した。Run３は Run２よりも若干流入負荷が大きいが、酸素供給量がかなり大きいため内生呼吸が進み、MLSS 濃度が減少したものと考えられる。これらのことから、MLSS 濃度の安定には流入負荷と酸素供給量のバランスが重要であることがわかる。なお、Run１の実験開始後約 50 日では MLSS 濃度が 100mg/L 程度となったため、実験施設を設置している具志川浄化センターの返送汚泥を実験施設の曝気池に投入した。

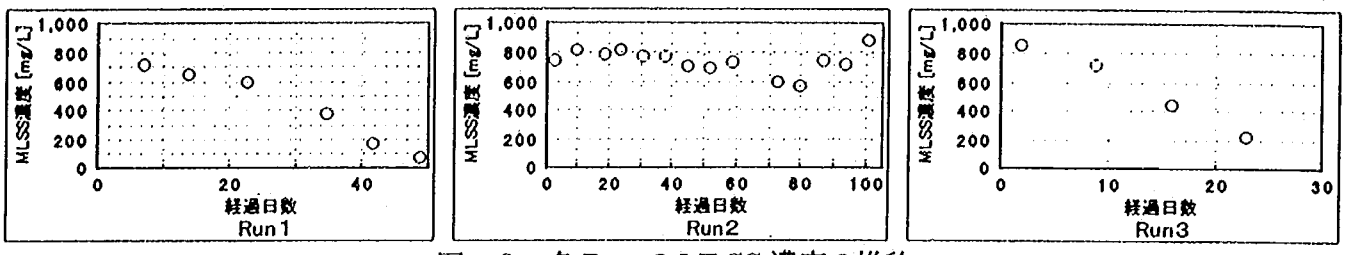
各 Run の処理成績を表－５、各 Run の T-BOD の推移を図－１０に示す。各 Run ともに処理水の T-BOD は 10mg/L 以下を達成しており良好な結果が得られた。Run１・２では BOD 負荷当たりの酸素供給量が１倍程度であり、HRT が 8～15 日程度の流入負荷の場合 十分であると考えられる。また、処理水の NH4-N をみるとほぼ完全硝化されており、硝化に要する酸素量も足りている。

各 Run の SS の推移を図－１１に示す。Run１・２は曝気池内の SS を直接、上向流ろ過装置で固液分離を行う方式としていたが、SS 負荷が大きすぎたため、逆洗間隔を短時間に設定しなければならず２時間間隔としていた。このため、Run３では簡易なボックス状の沈殿池を設置した。Run３の実験に入る前に、こ

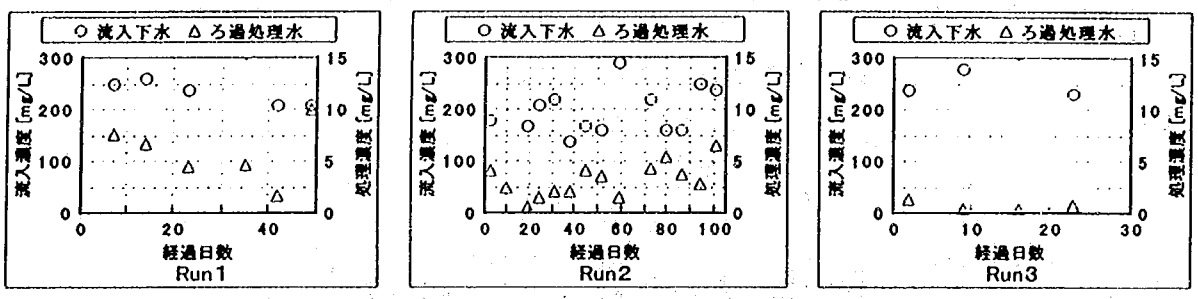
の沈殿池で固液分離を良好に行うためには曝気装置の攪拌力を制御する必要があるため、曝気装置の周波数の変更や、曝気・攪拌モードの違い、について検討した。周波数は40Hz以上ないと曝気池内全体におけるSSの沈降があり、この曝気装置の特性によるものと考えられるが攪拌モードよりも曝気モードの方が固液分離は良好であった。この検討よりRun 3は40Hzの連続曝気の運転条件とした。その結果、沈殿池によりSSは20mg/L程度まで固液分離でき、1日1回の逆洗頻度が可能となった。なお、Run 3の上向流ろ過装置の水面積負荷は70m/dであった。

表－5　各Runの処理成績

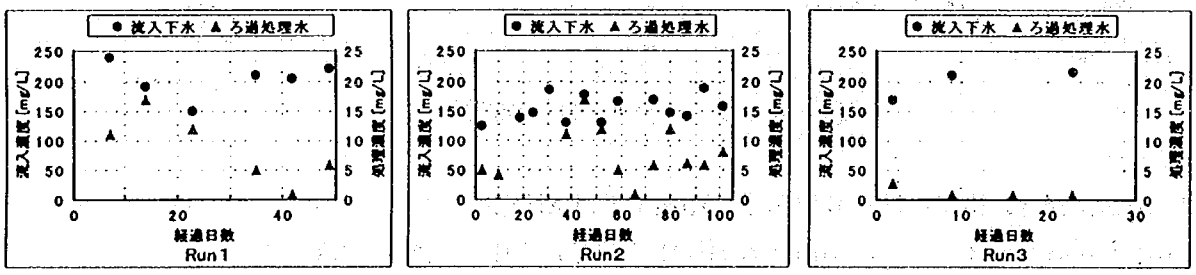
水質項目		流入水	処理水					
			Run1	除去率(%)	Run2	除去率(%)	Run3	除去率(%)
T-BOD	[mg/L]	230	6	97	3	99	1	100
SS	[mg/L]	197	9	95	10	95	2	99
大腸菌群数	[個/mL]	562,208	4,525	99.20	5,516	99.02	820	99.85
NH4-N	[mg/L]	28	1.0	96	0.3	99	0.1	100
透視度		－	33	－	29	－	>100	－



図－9　各RunのMLSS濃度の推移



図－10　各RunのT-BOD濃度の推移



図－11　各RunのSS濃度の推移

参考文献

1) Akhter Hameed Khan, "Orangi Pilot Project Programs – Third Edition", Orangi Pilot Project – Research and Traing Institute (ORP-RTI), pp. 4-11, January 1994

2)大森信慈、ハリ・シダルタ、桜井国俊、北脇秀敏、「途上国における下水道の段階的整備計画」、第32回下水道研究発表会講演集、pp.73-75、1995年

3) 野村充伸、田中文彦、「開発途上国における適正技術選択について－政策・単位技術（G／T）マトリックスを利用して－」、第34回下水道研究発表会講演集、pp.73-75、1997年

4) J. M. Kalbermatten, D. S. Julius, C. G. Gunnerson & D. D. Mara, "Appropriate Sanitation Alternatives – A Planning and Design Manual (World Bank Studies in Water Supply and Sanitation 2)", The Johns Hopkins University Press, pp. 114-115, 1982.

3. 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 畑津十四日

1．はじめに

下水道の普及に伴い環境水中に占める下水処理水の割合は増加しており、また、都市域における水資源として下水処理水が再利用されるなど、下水処理水に求められる安全性のレベルは高まっている。しかし、消毒を強化した場合の塩素消毒によるトリハロメタン等の副生成物の問題や新しい塩素代替消毒技術の安全性などは十分に検討されていない。

そこで本研究では、下水処理において現在導入されている、塩素、オゾンおよび紫外線消毒の安全性について消毒副生成物の観点から検討を加え、より安全性の高い消毒方法の検討を行うことを目的としている。

2．過年度の調査内容

8 年度は、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について実験的に検討を行った。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になった。

9 年度は、オゾン消毒における副生成物について実験的に検討を行った。その結果、オゾン消毒によりアルデヒド類と臭素酸イオンの生成が認められた。アルデヒド類の生成量はオゾン注入量が増えるとともに増加するが、残留オゾン濃度が一定値を越えるとアルデヒド類の生成と酸化分解により、生成量が平衡に達することが示唆された。また、臭化物イオンは吸収オゾン量が一定量以下では酸化されないが、それ以上では酸化され、臭素酸イオンが生成されることが明らかになった。

3．調査内容

10 年度は、過年度に確認された消毒副生成物について、原水水質の副生成物量への影響把握を行うとともに、活性炭による副生成物除去実験を行った。また、塩素消毒において攪拌強度が消毒効果に与える影響について検討を行った。

3．1　消毒副生成物の生成条件に関する検討

3．1．1　実験方法

大腸菌群生残比が 0～－5log となる条件での、塩素消毒およびオゾン消毒における副生成物の生成条件について検討した。

実験原水はA下水処理場内に設置されている活性汚泥処理実験プラントの二次処理水を用いた。また、この原水にアンモニア水（硝化の進行程度の影響）、フミン酸ナトリウム（有機物濃度の影響）、臭化カリウム（臭化物イオンによる影響）および海水を添加したものを原水とした。なお、添加したフミン酸ナトリウムは試薬フミン酸ナトリウム（Aldrich 社製）を精製水に溶解し、硫酸を添加して pH7.0 に調整後、5A ろ紙でろ過したものを原液とした。このフミン酸ナトリウム原液の TOC は 1500mg/L であった。また、海水は茨城県大洗海岸で採水した海水を用いた。この海水の TOC は 6.2mg/L であった。

＜塩素消毒実験＞：2L ビーカーに試料 1L を入れ、次亜塩素酸ナトリウムを所定量注入した後、マグネチックスターラーで攪拌を行った。接触時間は 15 分間とし、塩素注入率は 0～30mg-Cl/L の範囲で設定した。

＜オゾン消毒実験＞：土木研究所内に設置したオゾン小型実験装置を用いて行った。反応塔は内径 5.6cm、高さ 60cm のガラスカラムであり、試料量は 1L とした。実験では、オゾン化空気を 0.8NL/分で曝気し、供給オゾン濃度と曝気時間を変えることにより、オゾン供給量を調整した。なお、オゾン供給量は 0～120mg-O_3/L の範囲で設定し、その際の二次処理水におけるオゾン吸収量は 0～40mg-O_3/L であった。

3．1．2　測定項目

消毒指標微生物は大腸菌群とし、測定は m-Endo 培地によるメンブレンフィルター法とした。

臭素酸イオンは、臭化物イオンとともにイオンクロマトグラフ分析装置により測定した。また、海水添加実験においては、塩類濃度が高く分析結果に影響が見られたため、カートリッジフィルター（DIONEX 社製）での前処理を行った。なお、前処理方法は宮田[1] らの方法に準拠した。

アルデヒド類は上水試験方法[2] に則って測定した。ここで対象としたアルデヒド類は、炭素数が 1～8 の直鎖アルデ

ヒド(ホルムアルデヒド:HCHO～オクタナール:$C_7H_{15}CHO$)、ベンズアルデヒド(C_6H_5CHO)、グリオキサール(CHOCHO)である。また、残留塩素はｼﾞｴﾁﾙ-p-ﾌｪﾆﾚﾝｼﾞｱﾐﾝ（DPD）法、溶存オゾンはヨウ素滴定法、オゾンガスは紫外線吸収式オゾンモニター、トリハロメタン類（以下 THM とする）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)、全有機ハロゲン化合物（以下 TOX とする）は US.EPA Method 450, 1(1980)（TOX 計：三菱化学 TOX-10 Σ）により測定した。他の一般的な水質項目の測定は下水試験方法[3]に準拠した。

毒性評価としては、マイクロトックス急性毒性試験方法を用いた。マイクロトックスは米国 AZUR ENVIRONMENTAL 社製の簡易毒性試験であり、海洋性発光細菌（*Vibrio fischeri*）に試料を所定時間（5, 15 分）暴露した場合の発光量を測定し、発光阻害量により毒性を評価するものである。

3．1．3 結果

（1）原水水質

実験に使用した二次処理水質を表－1に示す。

二次処理水中においても、TOX（平均値 38μg/L)、THM（平均値 1.0μg/L)、アルデヒド類（平均値 34μg/L）が検出された。アルデヒド類は 10 種の測定項目の内、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、プロピオンアルデヒド、ブチルアルデヒド、吉草酸アルデヒドが検出され、検出率はアルキル基が多くなるにしたがって低下した。また、臭化物イオンは 0.2mg/L 程度含まれるが、臭素酸イオンは検出されなかった。

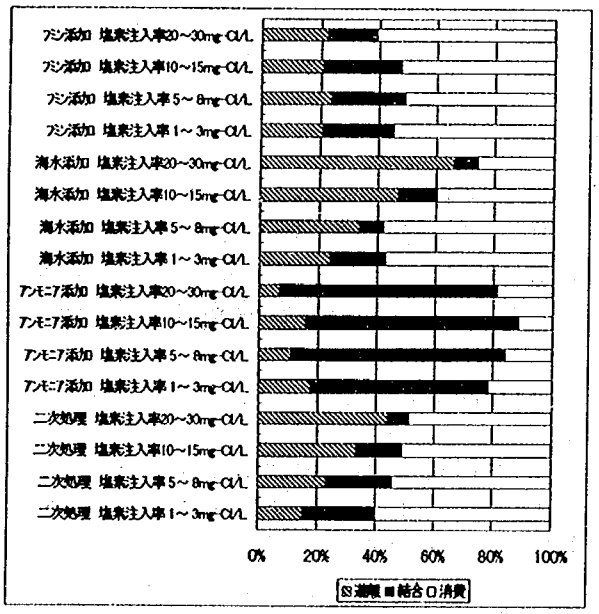
表－1　実験原水二次処理水の水質

	pH	SS	ｱﾙｶﾘ度	全窒素	ｱﾝﾓﾆｱ性窒素	亜硝酸性窒素	硝酸性窒素	全CODcr	溶解性CODcr	全TOC	TOX	THM	ｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ類
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[μg/L]	[μg/L]	[μg/L]
最大値	7.5	6.6	70	27.2	2.21	0.83	8.0	34	24	10.3	55	1.43	63
最小値	6.8	2.0	46	7.2	0.02	0.03	6.3	16	15	5.2	24	0.48	19
平均値	7.2	5.3	60	14.1	0.48	0.19	7.2	24	18	7.2	38	1.00	34

（2）塩素消毒

塩素消毒における残留塩素の状況を図－1、Ct 値（残留塩素濃度×接触時間）と大腸菌群生残比の関係を図－2、Ct 値と THM 生成量、ホルムアルデヒド生成量の関係を図－3,4 に示す。なお、アンモニア水添加二次処理水のアンモニア性窒素濃度は 4～30mg-N/L、海水添加二次処理水の海水添加量は 5～30%、フミン酸ナトリウム添加二次処理水の TOC 濃度は 5～30mg/L とした。

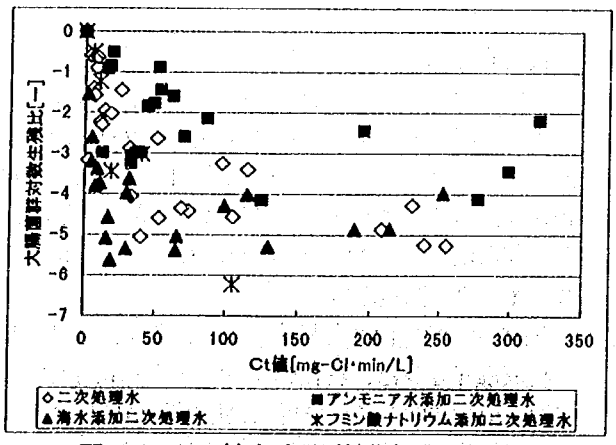
図－1 は、接触時間 15 分後の塩素消費率および残留塩素の形態を塩素注入率別の平均値で示すものである。二次処理水および海水添加において、塩素消費率は塩素注入率の増加とともに低下し、残留塩素としては遊離塩素の割合が増加する傾向があった。アンモニア水添加は、塩素消費率が 20%程度と低く、多くは結合塩素として残留していた。また、フミン酸添加においては、塩素注入率には関係なく、塩素消費率は 45%程度であり、遊離と結合塩素がほぼ同等に存在した。



図－1　各水質における残留塩素の状況

Ⅰ）消毒効果

大腸菌群は Ct 値の増加とともに減少し、二次処理水においては Ct 値が 150mg-Cl·min/L（塩素注入率 20mg-Cl/L）程度で大腸菌群生残比を－4～－5log にすることが可能である。一方、アンモニア水を添加した場合は、二次処理水に比較して、大腸菌群生残比が 1～2log 高く、消毒効果が低下することがわかる。逆に、海水が含まれる二次処理水では大腸菌群生残比が低くなり、消毒効果が高くなる傾向が見られた。これは、アンモニア性窒素濃度が高い場合の塩素は、消毒力が低い結合塩素として存在し、逆に海水では消毒力の高い遊離塩素の存在率が高くなることによると考えられる。また、海水中には臭化物イオンが含まれ、臭化物イオンは遊離塩素



図－2　Ct 値と大腸菌群生残比の関係

により酸化されて次亜臭素酸あるいは次亜臭素酸イオンを生成する。これら生成された臭素酸は遊離塩素と同等の消毒効果を持つと同時に、次亜臭素酸とアンモニアが反応して生成するブロマミンは結合塩素であるクロラミンに比較して、高い消毒効果を持つと報告[4]されている。このように、アンモニア性窒素が多い場合、海水を含む場合は、水中の塩素の反応が異なり、消毒に作用する物質が変化するために消毒効果に差が現れたものと考えられる。

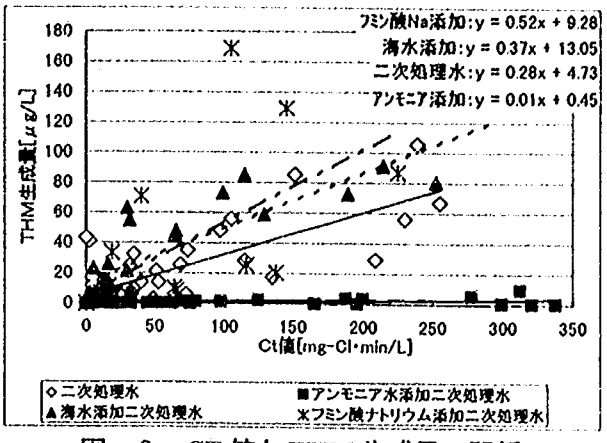
Ⅱ）二次処理水での副生成物

図－3,4 に示すように、Ct 値の増加とともに副生成物量が増加し、二次処理水を原水とした場合の Ct 値 0～350mg-Cl・min/L（塩素注入率 0～30mg-Cl/L）での最大値（最大生成量）は、TOX：710（520）μg/L、THM：110（105）μg/L、ホルムアルデヒド：36（33）μg/L であった。ホルムアルデヒドにおいては水道水質指針値 80μg/L 以下であったが、THM では水道水質基準値 100μg/L を超過する場合が見られた。なお、塩素消毒における臭素酸イオンの生成事例の報告[5] はあるが、本実験においては臭素酸イオンの生成は認められなかった。

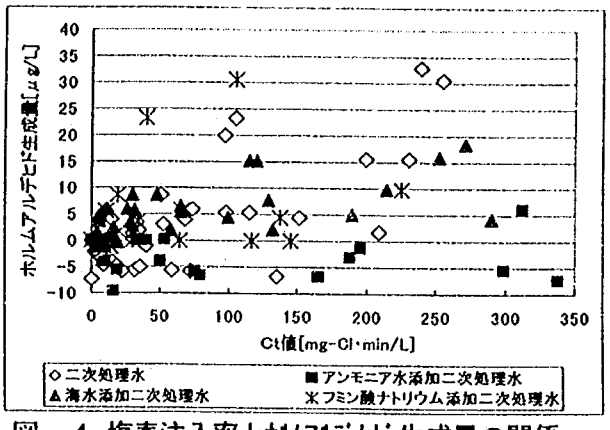
Ⅲ）アンモニアの効果

原水にアンモニア性窒素が残存する場合に、THM 生成量が少なく、また、塩素注入率の増加とともに TOX 生成率の上昇が小さくなる傾向が見られた。そこで、アンモニア性窒素の有無が TOX および THM 生成に及ぼす影響について検討を行った。

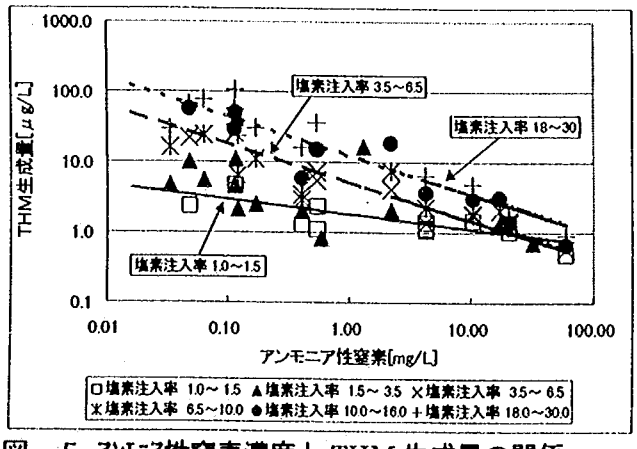
図－5に二次処理水およびアンモニア水を添加した二処理水を原水とした場合の、アンモニア性窒素濃度と THM 生成量の関係を示す。アンモニア性窒素が高くなるにしたがって THM 生成量は減少し、塩素注入率が高いほど、アンモニア性窒素による THM 生成抑制の効果が高かった。また、THM 生成量は、アンモニア性窒素が 1 mg-N/L 程度存在することで、アンモニア性窒素が 0.1mg-N/L 存在する場合の半分に減少することがわかった。ただし、消毒効果において（図－2）アンモニアの残存は消毒効果を低下させることや、クロラミンの毒性に関する報告[6]、栄養塩類のよる富栄養化問題等があるため、硝化抑制（アンモニアの残存）については、これらを総合して検討する必要がある。



図－3　CT 値と THM 生成量の関係



図－4 塩素注入率とﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ生成量の関係



図－5 ｱﾝﾓﾆｱ性窒素濃度と THM 生成量の関係

Ⅳ）海水添加の影響

海水が含まれる二次処理水を塩素消毒した場合は、TOX および THM の生成量が多くなり、二次処理水に比較して THM が 3 割程度増加した（図－3）。

THM 構成比を比較すると、二次処理水の塩素消毒により生成される THM はクロロホルムが 60～80%、ブロモジクロロメタンが 5～40%であり、塩素注入率の増加とともにブロモジクロロメタンの割合が増加した。一方、海水が含まれる場合は、臭素付加数の多いブロモホルムが生成されやすく、アンモニア性窒素を含まない場合は、ブロモホルムが 90%以上を占めた。臭化物イオンを含む原水を塩素消毒した場合に、含臭素化合物が生成するのは、遊離塩素によって臭化物イオンが酸化されて次亜臭素酸あるいは次亜臭素酸イオンが生成され、これらが有機物と反応するためと考えられる。

V）フミン酸添加の影響

二次処理水にフミン酸ナトリウム溶液を添加し、有機物の増加に伴う影響を検討した結果、二次処理水中のアンモニア性窒素濃度により副生成物量は異なるが、フミンを添加することにより、TOX、THM およびアルデヒド類の生成量が多くなり、二次処理水に比較して２倍程度の THM が生成した（図－3)。また、図には示していないが、フミン酸添加量が多いほど、副生成物量は多かった。塩素処理による THM、TOX およびアルデヒド類の生成は、塩素が水中の有機物を酸化分解する過程で生じるものである。したがって、本実験におけるフミン酸の添加は、副生成物の原料が増加することとなり、副生成物量が増えたものと考えられる。

各水質における塩素注入率と THM 生成量を比較すると（表－2)、同じ消毒レベルを確保した場合の THM 生成量は、アンモニア添加の場合が低く、海水と二次処理水はほぼ同等であった。また、フミン酸添加においては、二次処理水と同じ消毒レベルを確保するための塩素注入率は同等であったが、THM 生成量は高くなった。

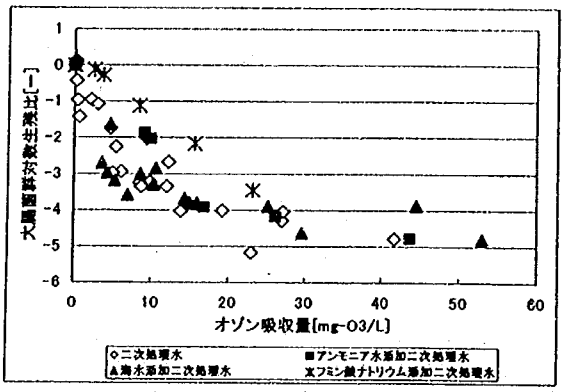
表－2　各消毒レベルにおける塩素注入率と THM 生成量

大腸菌群対数生残比	二次処理水	アンモニア添加	海水添加	フミン酸添加
-1	2 / 5.4	3 / 0.7		2 / 3.5
-2	3 / 7.4	5 / 0.9	2 / 10	3 / 8.5
-3	5 / 11.4	10 / 1.5	3 / 14	5 / 28.0
-4	10 / 21.4	20 / 2.6	5 / 23	10 / 42.0
-5	20 / 41.4		10 / 44	20 / 90.0

塩素注入率(mg-Cl/L)／THM生成量(μg/L)

VI）毒性

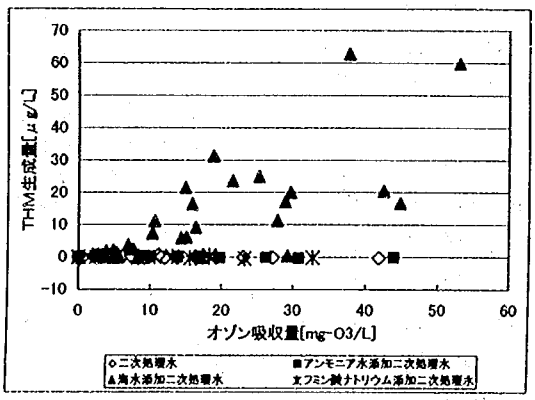
毒性試験において塩素消毒水を供試した結果、塩素が残留する場合は毒性が認められ、塩素注入率 20mg-Cl/L 以上における EC_{50}5 分（5 分間試料に暴露した場合の発光阻害 50%を示す値）は、供試水が 5～20%の濃度であった。アンモニア性窒素が残存する場合は、塩素消費量が少なく残留塩素濃度が高くなることもあり、EC_{50}5 分は供試水が 1～10%の濃度で認められた。また、海水添加の場合の EC_{50}5 分は 13～30%の濃度で認められた。ただし、どの試料においても、チオ硫酸ナトリウムにより試料を中和した場合での毒性は認められなかったことから、本結果に認められる毒性は残留塩素等の酸化物質であり、THM 等の副生成物の発光細菌への毒性は小さいものと考えられた。



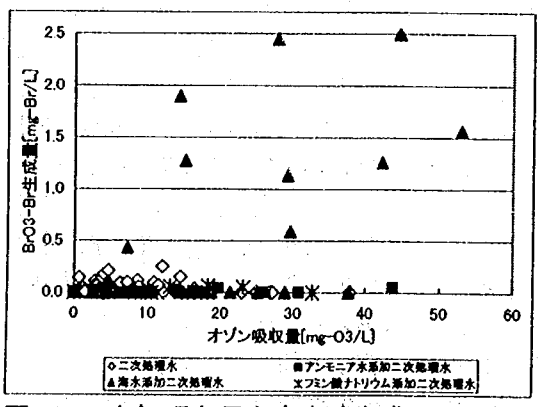
図－6　オゾン吸収量と大腸菌群生残比の関係

（3）オゾン消毒

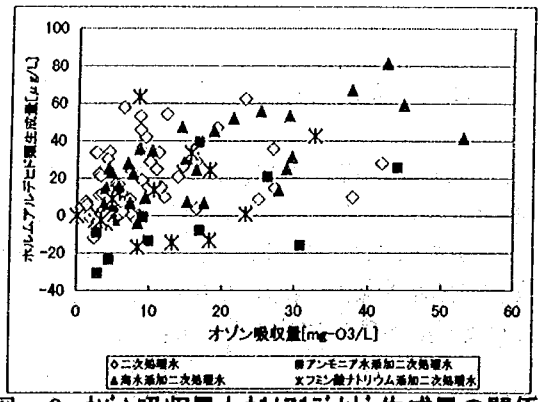
オゾン消毒におけるオゾン吸収量と大腸菌群生残比の関係を図－6、オゾン吸収量と THM 生成量、臭素酸イオン生成量およびホルムアルデヒド生成量の関係を図－7,8,9,10 に示す。なお、アンモニア水添加二次処理水のアンモニア性窒素濃度は 4～30mg-N/L、海水添加二次処理水の海水添加量は 5～30%、フミン酸ナトリウム二次処理水の TOC 濃度は 5～30mg/L とした。



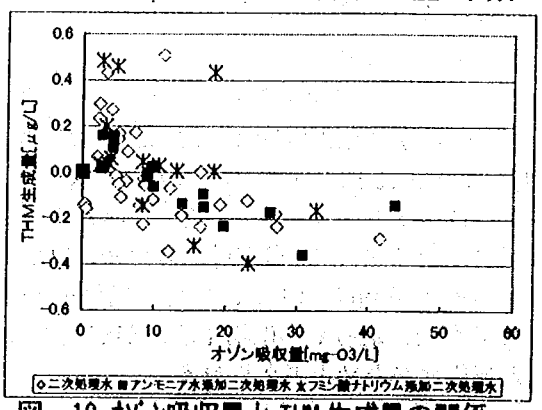
図－7　ｵｿﾞﾝ吸収量と THM 生成量の関係



図－8　ｵｿﾞﾝ吸収量と臭素酸生成量の関係



図－9　ｵｿﾞﾝ吸収量とﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ生成量の関係



図－10 ｵｿﾞﾝ吸収量と THM 生成量の関係
（図－7の縦軸を拡大したもの）

Ⅰ）消毒効果

大腸菌群はオゾン吸収量の増加ととに減少し、オゾン吸収量が 20mg-O_3/L 程度で生残比を－4log にすることが可能であった。また、アンモニア水やフミン酸ナトリウムを添加した場合は、消毒効果が低下する傾向が見られた。

Ⅱ）二次処理水での副生成物

二次処理水を消毒原水とした場合の処理水 TOX 濃度は、原水に比較して±40μg/L 程度の変動が見られたが、明確な傾向は示さなかった。また THM は、オゾン供給量が少ない時に増加が認められたが、多くはオゾン供給量が増加するにしたがって、若干減少する傾向が見られた（図－10）。これは、オゾン処理時の曝気により THM 等の揮発性有機ハロゲン化合物が揮発したか、もしくは、オゾン処理により有機ハロゲン化合物の分解が生じたものと考えられる。

一方、アルデヒド類は、オゾン供給量の増加とともに生成量が増加し、オゾン吸収量 0～40mg-O_3/L でのホルムアルデヒド最大濃度（生成量）は 70（62）μg/L であり、水道水質指針値 80μg/L と同程度であった。なお、アルデヒド類濃度が高くなるにしたがいホルムアルデヒド以外のアルデヒド類が検出された。

臭素酸イオンは、オゾン吸収量が 20 mg-O_3/L 以上で確認される場合が多く、最大濃度は 0.25mg- BrO_3^-Br/L であり、世界保健機構（WHO）が定めた飲料水基準 0.025mg/L を上回る値であった。ただし、唾液中や肝臓に存在する SH 化合物による臭素酸イオンの減少を考慮した場合の実質的安全容量[7] よりは低い値であった。

Ⅲ）海水、フミン酸およびアンモニア添加の影響

前述のように通常の二次処理水においては、TOX および THM の生成は認められなかったが、海水添加二次処理水をオゾン消毒した場合に TOX および THM の生成が認めらた。この時の THM 構成は 40～100％がブロモホルムであり、オゾン吸収量の増加とともにブロモホルムの割合が増加した。また、副生成物の生成促進は臭素酸イオンについても顕著であり、最大生成量は 2.5mg- BrO_3^-Br /L であった。TOX、THM の生成および臭素酸イオン生成量の増加は、消毒原水に KBr を添加した際にも見られ、水中に含まれる臭化物イオン等のハロゲン原子の増加が副生成物の増加に関与すると考えられる。水中の臭化物イオンはオゾンにより酸化されて、次亜臭素酸、次亜臭素酸イオン、臭素酸等を生成する。これら臭素酸塩が水中の有機物と反応するため TOX、THM が生成し、臭素酸イオン生成量が増加したものと考えられる。

フミン酸およびアンモニア水を添加した場合は、二次処理水に比較して明確な差は認められなかったが、THM、臭素酸イオンおよびアルデヒド類ともに、生成量が増加する傾向は認められず、若干、抑制される場合があった。

Ⅳ）毒性

オゾン消毒処理水を毒性試験に供試した結果、ほとんどの場合において毒性は認められなかったが、海水添加二次処理水を原水としオゾン吸収量 20mg-O_3/L 以上とした場合に、供試水が 64～85％の濃度で EC_{50}5 分の毒性を示した。また、同試料を用い、チオ硫酸ナトリウムにより試料中の酸化物を中和した場合の毒性は認められなかった。したがって本結果に認められた毒性は、酸化性のある物質によるものと考えられた。

3．2　活性炭による消毒副生成除去実験

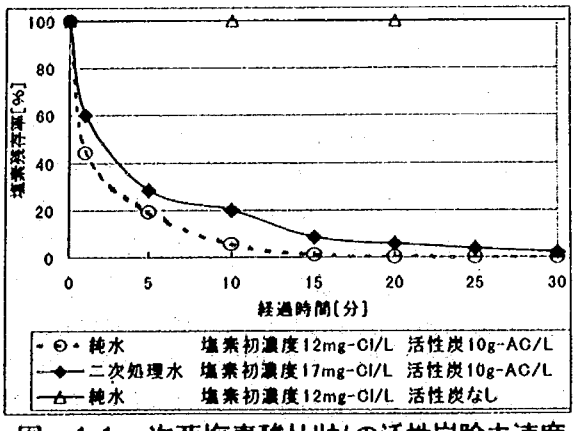
3．2．1　実験方法

本実験は、残留消毒剤および消毒副生成物の除去を目的とし、活性炭による除去効果の検討を行った。実験の手順は、精製水（ミリQ水）および二次処理水に標準試薬を添加、25℃で振盪し、経時的に添加試薬濃度を測定することとした。添加試薬および活性炭量は、①塩素の場合、NaOCl 12mg-Cl/L に粒状活性炭 10g-AC/L を添加、②アルデヒド類の場合、各アルデヒド 0.1mg/L に粒状活性炭 140g-AC/L を添加、③臭素酸の場合、$KBrO_3$ 10mg/L に粒状活性炭 10g-AC/L を添加することとした。なお、活性炭は、三菱化学製ﾀﾞｲｱﾎｰﾌﾟ 008（石炭系破砕炭、10～35mesh、平均粒径 1.0mm）を用いた。

3．2．2　結果

（1）次亜塩素酸ナトリウム

活性炭による次亜塩素酸ナトリウムの除去速度を図－11 に示す。



図－１１　次亜塩素酸ﾅﾄﾘｳﾑの活性炭除去速度

精製水中の次亜塩素酸ナトリウム（全塩素）は濃度変化を

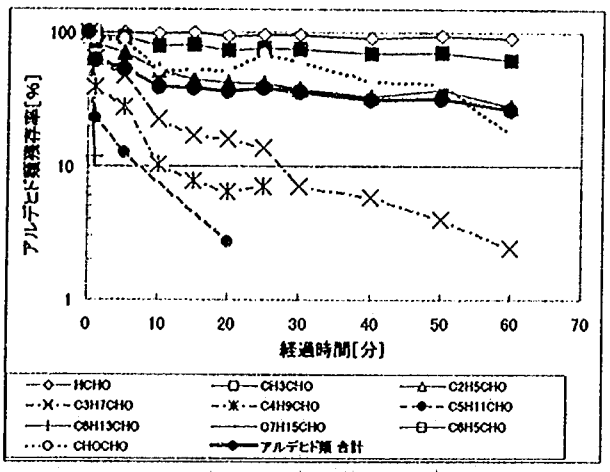
示さなかったが、活性炭を含む精製水に塩素を添加した場合は添加後直ちに除去され、経過時間1分後には50%以上の除去率を示し、30分後には塩素濃度下限値（0.05mg-Cl/L）以下となった。一方、二次処理水（NH_4-N：0.12mg-N/L）においても塩素は時間経過とともに減少したが、塩素除去速度は精製水に比較して低かった。これは、二次処理水は精製水に比較して水中に含まれる物質種・量が多く、これらが競合して活性炭吸着に関わることや、塩素が二次処理水中の物質と反応し、形態を変化したことにより塩素除去速度が変化したものと考えられる。

また、本実験は、塩素負荷量が低く、次亜塩素酸ナトリウムの活性炭除去量が把握できなかったため、塩素負荷量を上げて同様の実験（9000mg-Cl/L に粒状活性炭 1g-AC/L）を行ったが、塩素はほとんど除去され、活性炭の飽和は認められなかった。したがって、塩素の活性炭除去飽和量は9g-Cl/g-AC以上となる。

（2）アルデヒド類

アルデヒド類の活性炭除去速度を図－12に示す。

対照実験として行った、精製水中のアルデヒド類は濃度変化を示さなかったが、活性炭を含む精製水に添加したアルデヒド類は、1分後に40%除去され、時間経過とともに減少した。除去速度は濃度の低下とともに小さくなる傾向が見られ、60分後における除去率は70%、活性炭除去量は0.004mg/g-ACであった。



図－12　アルデヒド類の活性炭除去速度

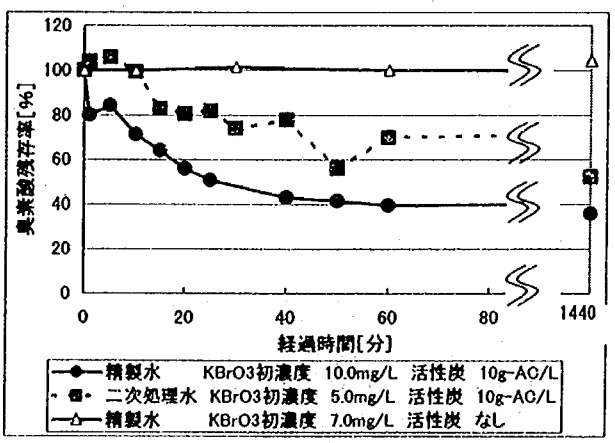
添加した10種のアルデヒド類を比較すると、アルキル基が少ないホルムアルデヒド（HCHO）やアセトアルデヒド（CH_3CHO）の除去速度が低く、除去されにくいが、アルキル基の多い物質では除去が良好であり、5分後には n-ヘプチルアルデヒド（$C_6H_{13}CHO$）オクタナール（$C_7H_{15}CHO$）、ベンズアルデヒド（C_6H_5CHO）が不検出となった。

これは、ホルムアルデヒドやアセトアルデヒドのように比較的小さいカルボニル化合物は、極性が大きく水に溶解するが、疎水性である炭化水素部分（アルキル基）が大きくなると水溶性は減少するためである。

（3）臭素酸

臭素酸の活性炭除去速度を図－13に示す。

活性炭無添加の場合は濃度変化を示さなかったが、活性炭を含む精製水に添加した臭素酸は時間経過とともに減少した。除去速度は時間経過とともに小さくなり、40分後以降の除去率はほとんど変化せず、飽和に達したものと考えられた。この時の除去量は0.6mg- BrO_3^-Br/g-ACであった。また、二次処理水を用いた場合は、臭素酸の除去開始までに時間を要するとともに、精製水に比較して除去率が20%程度低下し、除去量は0.1mg- BrO_3^-Br/g-ACで飽和に達した。



図－13　臭素酸の活性炭除去速度

以上の結果から、消毒剤および消毒副生成物の活性炭除去を検討すると、塩素および臭素酸の除去は良好に行われるが、アルデヒド類においては、消毒により生成されるアルデヒドの多くはアルキル基の少ないホルムアルデヒド等であり、活性炭での除去は有効ではないと考えられた。

3．3　塩素消毒効果における攪拌強度および汚泥混合の影響

塩素の消毒効果は、接触時間や攪拌強度によっても影響され、消毒効果を上げるためには、塩素を十分に混和・接触させる必要がある。日本下水道協会の設計指針及び維持管理指針においては「接触時間15分以上で、SSの沈殿が生じないような、よく混和できる構造とする」とされている。しかし、攪拌強度に関して明確な記載はされていない。下水の塩素処理における初期攪拌の重要性を最も早くに言及したのは、RudolfsとGehmであり1936年に「良好な攪拌が行われれば、最大の滅菌効果が得られる」[8]と述べている。その他にも、塩素処理における攪拌と消毒効果に関しての報告[9),10)]はあるが、攪拌無しと攪拌有りとでは、塩素による殺菌効果に違いがあるが、攪拌強度や攪拌の質に関する定義が様々であり明確にされていない。そこで本実験では、攪拌強度と消毒効果について検討を行った。

3．3．1　実験方法

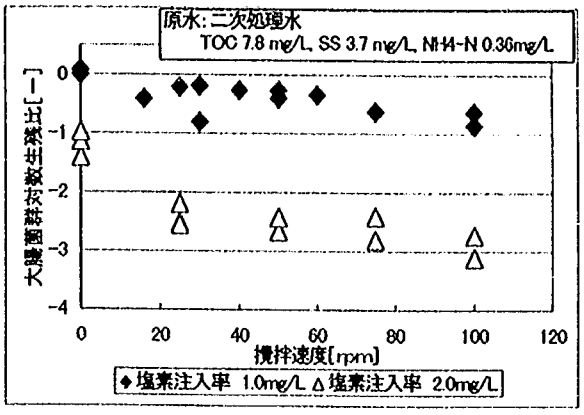
攪拌速度が塩素消毒に及ぼす影響についてジャーテスタを用いたテーブル実験を行った。

二次処理水（活性汚泥処理実験プラント処理水）をビーカーに 500mL 分注し、ジャーテスタ（翼 2cm×2cm ×2 枚、両翼タイプ）に設置、攪拌速度（回転数）を設定した後に、所定量の次亜塩素酸ナトリウムを滴下し、15 分後の残留塩素濃度を測定、残留塩素をチオ硫酸ナトリウムで中和した後に、大腸菌群を測定した。また、原水には二次処理水にアンモニア水、余剰汚泥を添加したものも用いた。なお、用いた汚泥は、A下水処理場内に設置されている活性汚泥処理実験プラントの返送汚泥２種（硝化汚泥、未硝化汚泥）および塩素消毒実験装置低泥の計３種を用いた。

3．3．2　結果

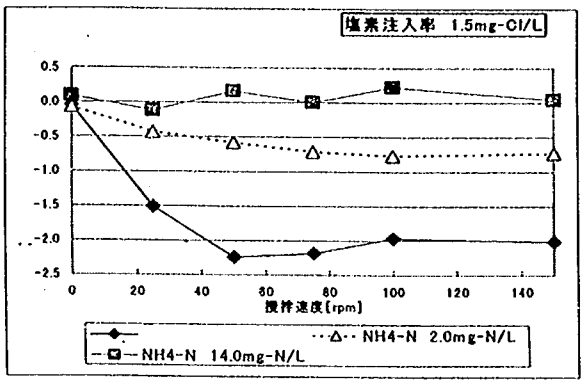
（1）攪拌速度と消毒効果の関係

攪拌速度と大腸菌群対数生残比の関係を図－14に示す。攪拌速度0～100rpmの範囲において、攪拌速度が増加するに伴い大腸菌群生残比が減少し、攪拌しない場合に比較して100rpmの攪拌を行った場合は、塩素注入率1mg-Cl/Lでは1 log、2mg-Cl/Lでは2log程度の生残比の低下が認められた。その際の全残留塩素濃度（遊離残留塩素濃度）は、塩素注入率1mg-Cl/Lにおいて0.2～0.5（<0.05～0.2）mg-Cl/L、塩素注入率2mg-Cl/Lにおいて0.4～0.7（0.1～0.5）mg-Cl/Lであり、攪拌による違いは見られなかった。



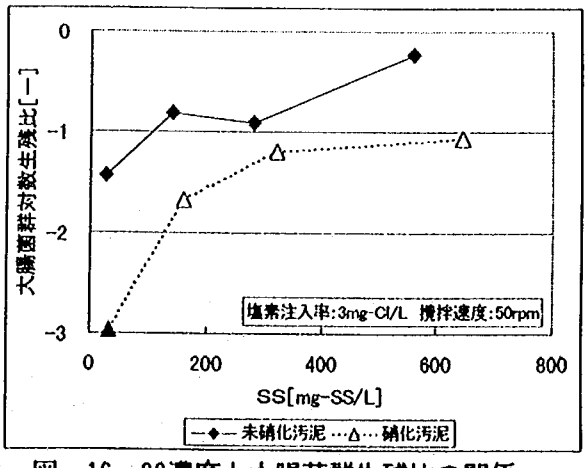
図－14　攪拌速度と大腸菌群生残比の関係

図－15は二次処理水にアンモニア水を添加し、アンモニア性窒素濃度を0.2、2.0、14.0mg-N/Lとした場合の攪拌速度と大腸菌群対数生残比を示す。アンモニア性窒素濃度14.0mg-N/Lの場合は、塩素注入率が不十分であり消毒効果が認められないが、アンモニア性窒素濃度2.0mg-N/Lの場合は攪拌速度が大きくなるにしたがって消毒効果が高くなった。また、アンモニア性窒素濃度0.2mg-N/Lの場合は攪拌速度が50rpmまでは、攪拌速度が大きくなるにしたがい消毒効果が高くなるが、さらに50rpm以上とした場合の大腸菌群生残比の変化は見られなかった。このことから、原水のアンモニア性窒素濃度により攪拌強度の影響が異なることがわかった。ただし、残留塩素濃度においては、攪拌による違いは認められなかった。



図－15　アンモニア性窒素濃度による攪拌効果の違い

アンモニア性窒素が少ない場合、塩素は遊離塩素として存在し高い消毒効果を示すが、アンモニア性窒素が存在すると、塩素は結合塩素となり消毒効果は低下する。アンモニア性窒素と次亜塩素酸との反応は極めて速いと考えられるが、攪拌強度が良好な場合は、遊離塩素がアンモニア性窒素と反応する前に微生物へも作用する機会が増えるためと考えられる。また、完全硝化された処理水において塩素は有機態窒素と反応し、攪拌をほとんど行わなかった場合は45％がモノクロラミン、55％が有機クロラミンであり、急速攪拌を行った場合は85％がモノクロラミン、15％が有機クロラミンとなったとの報告[11]があり、消毒原水の水質により攪拌の効果が異なることが推察される。



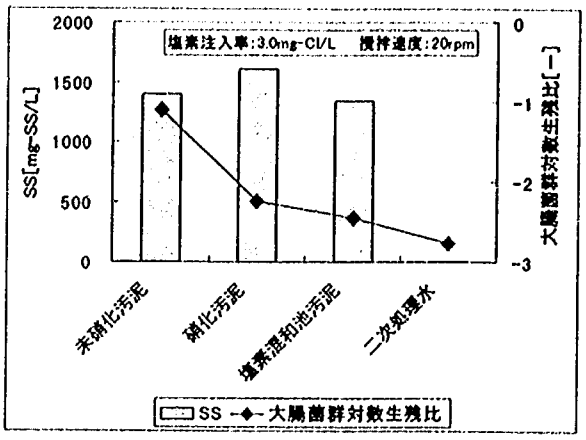
図－16　SS濃度と大腸菌群生残比の関係

（2）汚泥混合による消毒効果

硝化汚泥、未硝化汚泥ともに、汚泥添加量が多く SS 濃度が高くなるにしたがい、塩素消毒後の大腸菌生残比が増加し、消毒効果が低下することが確認された（図－16）。なお、汚泥添加に伴う原水中の大腸菌群数の変化は、汚泥を最も多く添加した場合（未硝化汚泥 560mg-SS/L、硝化汚泥 640mg-SS/L）において、未硝化汚泥（2400→3500CFU/ml）、硝化汚泥（3800→2300CFU/ml）であり、大腸菌群の汚泥からの流出や汚泥への吸着だけで

はなく、汚泥添加が塩素の大腸菌群への作用量を低下したものと考えられる。

次に、3種の汚泥を二次処理水に添加し、汚泥が巻き上がらない程度の攪拌（20rpm）を行い、塩素注入率3.0mg-Cl/Lでの消毒操作を行った結果を図－17に示す。3種の汚泥添加二次処理水のSS濃度は1500mg-SS/L程度でほぼ同程度であったが、SRTが長く硝化が行われている硝化汚泥は未硝化汚泥に比較して大腸菌群生残比が1log低くなった。さらに、塩素混和池低泥は硝化汚泥に比較して、大腸菌群生残比が低かったが、二次処理水のみの場合に比較すると消毒効果が低下した。このように汚泥の混入は塩素消毒効果を大きく低下するため、塩素消毒原水には汚泥を流入させないようにするとともに、塩素混和池の低泥は極力蓄積しないようにしなければならない。



図－17 混入汚泥性状による消毒効果への影響の違い

4．まとめ

① 塩素消毒において大腸菌群はCt値の増加とともに減少し、二次処理水においてはCt値が150mg-Cl·min/L程度で大腸菌群生残比を－4～－5logにすることが可能であった。一方、アンモニア水を添加した場合は、二次処理水に比較して消毒効果が低下し、逆に、海水が含まれる二次処理水では消毒効果が高くなる傾向が見られた。

② 塩素消毒において、原水にアンモニア性窒素が残存する場合は副生成物量が少なくなり、THM生成量は、アンモニア性窒素が1mg-N/L程度存在することで、アンモニア性窒素が0.1mg-N/L存在する場合の半分に減少することがわかった。一方、海水が含まれる場合やフミン酸が多い場合は、TOXおよびTHMの生成量が多くなった。

③ オゾン消毒において、オゾン吸収量の増加とともにアルデヒド類や臭素酸イオンが生成した。また、海水が含まれる場合は、臭素酸イオン、アルデヒド類の生成量が増加するとともに、TOXおよびTHMの生成が認められた。

④ 消毒剤および消毒副生成物の活性炭除去において、塩素および臭素酸の除去は良好に行われるが、アルデヒド類においては、消毒により生成されるホルムアルデヒドやアセトアルデヒドの除去速度は低く、活性炭での除去は有効ではないと考えられた。

⑤ 塩素消毒効果における攪拌強度の影響を検討した結果、攪拌強度が大きいほど消毒効果が高い傾向が認められ、その効果は消毒レベルが高いほど顕著であった。また、塩素消毒原水に汚泥が含まれると、消毒効果は大きく低下することが確認された。特にSRTが短く硝化が行われていない汚泥では、消毒効果の低下が大きかった。

参考文献

1）宮田雅典、寺嶋勝彦：高度浄水処理過程における臭素酸イオンの生成とその挙動、水道協会雑誌、Vol.66, No.3, pp16-25, 1997/3
2）日本水道協会：上水試験方法、1993
3）日本下水道協会：下水試験方法、1997
4）金子光美：水質衛生学、技報堂出版、1996
5）山田春美、津野洋、古田起久子：塩素処理における臭素酸イオン生成特性、第49回全国水道研究発表会講演集、pp432-433、1998/5
6）丸山俊郎、熊谷和也、三浦昭雄：塩素消毒によって生成されるモノクロラミンのノリの生育阻害濃度、第28回下水道研究発表会講演集、pp189-191、1991
7）小野芳朗：臭素酸イオンの影響評価とその規制、造水技術、Vol.25、No.2、pp25-29、1999
8） Rudolfs, W., and Gehm, H., : Sewage Chlorination Studies, Bulletin No.601, New Jersey Agric, Exper. Sta., New Brunswick, NJ,March 1936
9）Geo. Clofford White : HANDBOOK OF CHLORINATION Second Edition, Van Nostrand Reinhold Company Inc. 1986
10）EPA Design Manual : Municipal Wastewater Disinfection, EPA/625/1-86/021 Oct.1986
11）White, G. C., Beebe, R. D., Alford, V. F., and Sanders, H. A. : Problems of Disinfecting Nitrified Effluents, Municipal Wastewater Disinfection, Proc. Of Second Ann. Nat. Symposium, Orlando, FL, EPA/600/9-83-009, July.1983

4. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
主任研究員　小越眞佐司
研　究　員　諏訪　守
研　究　員　畑津十四日

1．はじめに

上水道取水源上流域での下水道普及の進展や国民の水辺回復要求の高まり、水の循環・再生利用の必要性増大等の現状を受けて、水系の衛生学的基準のあり方について再検討する必要が高まってきている。しかし、放流先水系での病原性微生物の挙動についてはいまだ不明な部分が多い。本研究は、このような衛生学的基準についての判断資料とすべく、消毒方法や水系状況の相違に伴う下水処理水中の病原性微生物の水系での挙動について調査を行うものである。平成10年度は初年度であり、文献調査および水中における微生物挙動に関する基礎実験を行った。

2．研究方法

2．1　文献調査

本調査では、①水系における病原性微生物、②下水および環境水中における病原性微生物存在量、③水中における微生物の挙動に関する文献調査を行った。

2．2　水中における微生物挙動に関する基礎実験

（1）微生物の消長に与える水温および溶存酸素の影響

生理食塩水および下水二次処理水に、各供試微生物を 10^4CFU/ml 程度になるように添加、4、20、30℃恒温水槽にて静置または振盪して、経時的に微生物濃度の測定を行った。供試微生物の種類およびその測定方法を表－1 に示す。なお、二次処理水の滅菌処理は行っていないので、添加微生物以外の培地上に形成された集落も測定値に含まれる。

表－1　供試微生物の種類および測定方法

微生物種		測定方法		
		培地名	培養方法	集落形態
大腸菌 *Escherichia coli*	JCM1649	合成発色酵素基質培地（メルク製）	表面塗抹、好気、36℃、18～24hr	青色
緑膿菌 *Pseudomonas aeruginosa*	JCM5962	合成発色酵素基質培地（メルク製）	表面塗抹、好気、36℃、18～24hr	赤色
ｴﾝﾃﾛﾊﾞｸﾀｰ(大腸菌群) *Enterobacter cloacae*	JCM1232	NAC 寒天培地（日水製薬製）	表面塗抹、好気、36℃、18～24hr	緑色
腸球菌 *Streptococcus faecalis*	JCM5803	M-Enterococcus 寒天培地（Difco 製）	表面塗抹、好気、36℃、18～24hr	赤色
クロストリジウム *Clostridium perfringens*	JCM3817	卵黄添加ｶﾅﾏｲｼﾝ加 CW 寒天培地（日水製薬製）	表面塗抹、嫌気、36℃、48hr	白濁環 培地黄変
DNA ファージ 大腸菌ﾌｧｰｼﾞ T4	IFO20004	普通寒天培地 宿主菌：IFO13168 strain B	遠心分離（12000rpm 10 分間） 上清を直接ﾌﾟﾗｰｸ法	ﾌﾟﾗｰｸ
RNA ファージ 大腸菌ﾌｧｰｼﾞ Qβ	IFO20012	普通寒天培地 宿主菌：IFO13965 male strain of W3110	遠心分離（12000rpm 10 分間） 上清を直接ﾌﾟﾗｰｸ法	ﾌﾟﾗｰｸ
一般細菌		標準寒天培地	混釈平板法、好気、 36℃、18～24hr	白色
大腸菌群		デソキシコール酸塩培地	混釈平板法、好気、 36℃18～24hr	赤色,1mm 以上

一般細菌および大腸菌群（ﾃﾞｽｵｷｼｺｰﾙ酸塩培地）は測定方法を記載

（2）微生物の消長に与える試料水の種類および消毒方法の影響

以下の７種類の試料に各供試微生物を 10^4CFU/ml 程度になるように添加、20℃恒温水槽に静置して、経時的に微生物濃度の測定を行った。添加供試微生物の種類およびその測定方法は前述と同様である。

①生理食塩水、②流入下水、③塩素処理水（原水：二次処理水、塩素注入率：3.2mg-Cl/L、接触時間：24 分、全残留塩素濃度：0.05mg-Cl/L 以下）、④オゾン処理水（原水：二次処理水、オゾン注入率：3.5mg-O_3/L、接触

時間：15 分、吸収効率：97%、オゾン消費量：3.4mg-O_3/L)、⑤紫外線処理水（原水：二次処理水、紫外線透過率：73%、紫外線強度：4.91mW/cm^2、紫外線照射量 68.8mWs/cm^2)、⑥河川水（多摩川、東京都立川市付近）⑦海水（東京都八丈島沖）

3．研究結果

3．1　文献調査

（1）水系における病原性微生物

水系における感染症は、飲料水やレクリエーション水（プール、海水浴、親水利用）などによるものがある。近年の我が国における水系感染症の集団発生事例では、原因は地下水、簡易水道を中心とする水道施設の管理不十分や給水設備の故障によるものであり、原因微生物は、大腸菌とカンピロバクターが大部分を占め、その他サルモネラ、赤痢菌、クリプトスポリジウム、ウェルシュ菌等である[1]。

表－2 に水系感染症の一部に関する病原体およびその症状を示す。病原体は細菌、原虫、ウイルスと様々である。また、水系感染を起こす可能性のある腸管系ウイルスは 130 余りあるとされており[2]、いまだ同定されていない病原性微生物も存在すると考えられる。

表－2　水系感染症[3),4)]

	病原体	潜伏期	症状	感染症類型
細菌	コレラ (*Vibrio cholerae*)	数時間～5 日(通常 2～3 日)	急激に始まる水様性下痢、嘔吐、脱水、発熱、腹痛	3 号感染症
	チフス(*Salmonella typhi*) パラチフス(*S.paratyphi*)	1～3 週間(通常 10～14 日)	発熱、頭痛、背痛、脱力感、食欲不振、バラ疹、脾腫	3 号感染症
	サルモネラ (*Salmonella* spp.)	数時間～3 日(通常 12～36 時間)	腹痛、下痢、嘔吐、発熱、食欲不振、ときに敗血症症状	
	赤痢(*Shigella* spp.)	1～7 日(通常 2～3 日)	発熱、腹痛、下痢（粘血便）、裏急後重	3 号感染症
	毒素原性大腸菌 (ETEC) 組織侵入性大腸菌(EIEC) 病原血清型大腸菌(EPEC) 腸管出血性大腸菌(EHEC)	6 時間～3 日(通常 10～15 時間)	水様下痢、腹痛、コレラ様の発症 発熱、腹痛、粘血便、赤痢様発症 腹痛、下痢、嘔吐、発熱 腹痛、血便を伴う下痢、嘔吐	2 号*) 感染症
	ビブリオ (*Vibrio paraheamolyticus*)	3 時間～3 日(通常 12～24 時間)	下痢、腹痛、嘔吐、発熱、頭痛、ときに赤痢様症状	
	エルシニア (*Yersinia enterocolitica*) (*Y. psudotuberculosis*)	3～10 日(通常 7 日以内)	下痢、腹痛、発熱、頭痛、嘔吐、咽頭痛、関節炎、結節性紅斑、発疹、ときに敗血症症状	
	カンピロバクター (*Campylobacter jejuni*) (*C.coli*)	1～10 日(通常 3～5 日)	下痢、発熱、腹痛、嘔吐、嘔気、乳幼児では赤痢様血便あり	
	ウェルシュ菌 (*Clostridium perfringens*)	6～24 時間(通常 10～12 時間)	腹痛、下痢、嘔気	
	レジオネラ (*Legionella pneumophila*)	2～10 日	頭痛、発熱、肺炎、	1 号感染症
	緑膿菌 (*Psudomonas* spp.)		下痢、粘膜感染症、日和見感染症	
原虫	赤痢アメーバ (*Entamoeba histolytica*)	数日～数ヶ月	発熱、腹痛、嘔吐、肝膿瘍、粘血性下痢	1 号感染症
	自由生活アメーバ類 (*Naegleria fowleri*) (*Acanthamoeba* spp.)	3～14 日	発熱、項部硬直、嘔吐 髄膜炎、角膜炎、日和見感染症	
	ランブル鞭毛虫 (*Giardia lumblia*)	3～6 週	水様性下痢、食欲不振、悪心、嘔吐、微熱	1 号感染症
	クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium* spp.)	4～5 日	腹痛、水様性下痢	1 号感染症
ウイルス	ポリオウイルス (polio virus)	1～2 週	発熱、脊髄性麻痺	3 号感染症
	コクサッキー A 群ウイルス (coxsackie A virus)	5～10 日	手足口病、風邪様症状、発熱、心膜炎、心筋炎	
	ノルウォークウイルス (Norwalk virus)	2～3 日	胃腸炎、下痢、嘔吐、腹部痙攣	
	ロタウイルス (rota virus)	1～2 日	下痢、嘔吐、脱水症状	
	アデノウイルス (adeno virus)	5～10 日	結膜炎、胃腸炎、咽頭炎、肺炎	
	エンテロウイルス (entero virus)	2～6 週	発熱、食欲不振、悪心、嘔吐、倦怠感、黄疸	1 号感染症

感染症類型は「新しい時代の感染症対策について報告書」公衆衛生審議会伝染病予防部会基本問題検討小委員会、平成 9 月 12 月による。
*）腸管出血性大腸菌感染症は 2 号感染症として例示されている。

（2）下水および環境水中における病原性微生物存在量

ヒトの腸内の微生物叢は年齢、食物やストレス等によって変化するが、糞便 1g 中には 70～100 種類、$10^{11\sim12}$ 程度の細菌が存在する。優占している細菌としては、偏性嫌気性群のバクテロイデス、嫌気性連鎖球菌 $10^{11\sim12}$、ビフィズス菌 10^{10}、大腸菌および腸球菌 $10^{7\sim8}$、乳酸桿菌 10^6、ウェルシュ菌 10^3 等がある[5]。ウイルス指標としての有効性が指摘されている大腸菌ファージは、DNA ファージ：23～77%、RNA ファージ：0～12%で検出され、DNA ファージ（10^2～10^4 個/g）よりも RNA ファージ（0～10^1 個/g）の方が少ない[6]。また、病原性微生物については、感染者の糞便 1g 当たりに、サルモネラが 10^6、エンテロウイルスが 10^6、ロタウイルスが 10^{10} 程度存在する[7]。

下水中からは、これらの糞便に含まれる病原性微生物が検出される可能性があり、サルモネラはほぼ常在し、スタフィロコッカスも存在の可能性が高く、カンピロバクターは検出される場合とされない場合があり、屠殺場

排水が供給源となる場合が指摘されている。また、ウイルスの検出率は 45～100％と高く、濃度は 10^0～10^2 個/100ml であり、下水中の大腸菌ファージはほぼ全試料（100％）で検出されており、濃度は 10^3～10^4 個/ml である[6]。

このように、下水中には病原性微生物が流入する可能性があるため、下水道従事者は感染の危険性を有することとなる。しかし、C.S.Clark らは、下水道従事者を対象に感染症に関する臨床検査を実施した結果、下水道従事者が特に感染しやすいとはいえなかったと報告[8]している。

河川水中においても黄色ブドウ球菌、サルモネラ、コレラ、病原性大腸菌等の病原性微生物が検出されており、サルモネラの汚染は常在的であるとともに検出される血清型が増加している[9),10),11),12]。

（3）水中における微生物の挙動

環境中に放出された微生物の生残・死滅に影響を与える要因は、非生物的要因として、温度、圧力、電磁波、基質、無機養分、イオン組成、有効水、ｐH、酸化還元電位、ガス組成、毒性等であり、生物的要因としては、競争、拮抗、捕食、植物との相互作用、菌体側の要因として、耐久型細胞の有無、生理状態、保有するﾌﾟﾗｽﾐﾄﾞ等があると考えられる。

1）水温による影響

桑原らは河川水中細菌の消長に与える水温の影響を検討した結果、大腸菌群、糞便性大腸菌群ともに温度が上昇するにつれて減衰速度が増加したと報告している[13]。また、ウイルスの不活化速度も高温ほど速やかであると報告されている[14),15]。

一方、環境中での水温の影響について、御手洗は愛媛県下の河川調査により、大腸菌群数は水温と正比例の関係があり、清浄な水ほどこの傾向が強いと報告している[16]。

2）溶存酸素の影響

微生物は分子状酸素 O_2 の有無が分類上用いられているように、微生物の生活環境中での酸素条件は各微生物の特異性を示す。ヒトを含む多細胞性の高等生物は酸素を利用し、無酸素状態では生活できないが、微生物では、無酸素や嫌気状態においても生育可能な嫌気性菌等が存在する。

腸管系細菌への溶存酸素影響について、Allen らは好気的条件下と嫌気的条件下での大腸菌と腸球菌の減衰速度を比較した。その結果、大腸菌は好気的条件下よりも嫌気的条件下で急速に減衰するが、腸球菌については両条件下での減衰速度に有意な差は見られなかったと報告している[17]。

3）生物間の影響

細菌や腸管系ウイルスは原生動物や線虫類に捕食される。原生動物による細菌の食性はかなり限定的であり、菌種によっても捕食され易さが異なるとされている[18]。

他の細菌の存在による減衰速度への影響については、その微生物種により異なる。尾藤らは河川水への病原性大腸菌 O157 の添加実験により、夾雑菌の存在は大腸菌 O157 の生存を短くする可能性があると報告している[19]。一方、佐々木らは蒸留水、生理食塩水、河川水への細菌添加実験において、カンピロバクターは単独培養より、大腸菌を混合した方の生残性が高く、その効果は菌種によって異なり、カンピロバクターは大腸菌、コレラ、サルモネラ、緑膿菌混合の順で生残性が高く、逆に各種細菌へのカンピロバクターの影響を調べた結果、大腸菌の増殖が促進されたと報告している[20]。

4）塩類濃度の影響

腸管微生物の海水中での消長に関する報告[6),21),22),23]では、どの微生物も淡水より海水中の減衰速度の方が大きい。河川中の大腸菌群数は塩素イオン濃度との間には負の相関関係があり、海水により大腸菌群数は変動する。大腸菌群の塩分耐性について、藤田らは河川の大腸菌群を調査し、上流部では大腸菌群の各属の広い分布が確認されたが、河口付近においては、*Klebsiella* spp.が優性であったことから、大腸菌群の分離株を用いて、人工海水中の塩分濃度変化による発育の変化を測定した結果、*Klebsiella* spp.、*Citrobacter* spp.属は塩分濃度35％までは影響なく、52％の時に生育阻害傾向が認められた。一方、*Escherichia* spp.、*Enterobacter* spp.は塩分濃度 26％以上の時に生育阻害傾向が見られ、大腸菌群中の種による塩分耐性の違いを報告している[22]。

ウイルスにおいても塩類濃度は生育に影響を及ぼし、杉島らの研究によればウイルスの海水中の自己減衰速度は淡水中に比較して２倍ほど早いと報告されている[23]。

3．2　基礎実験

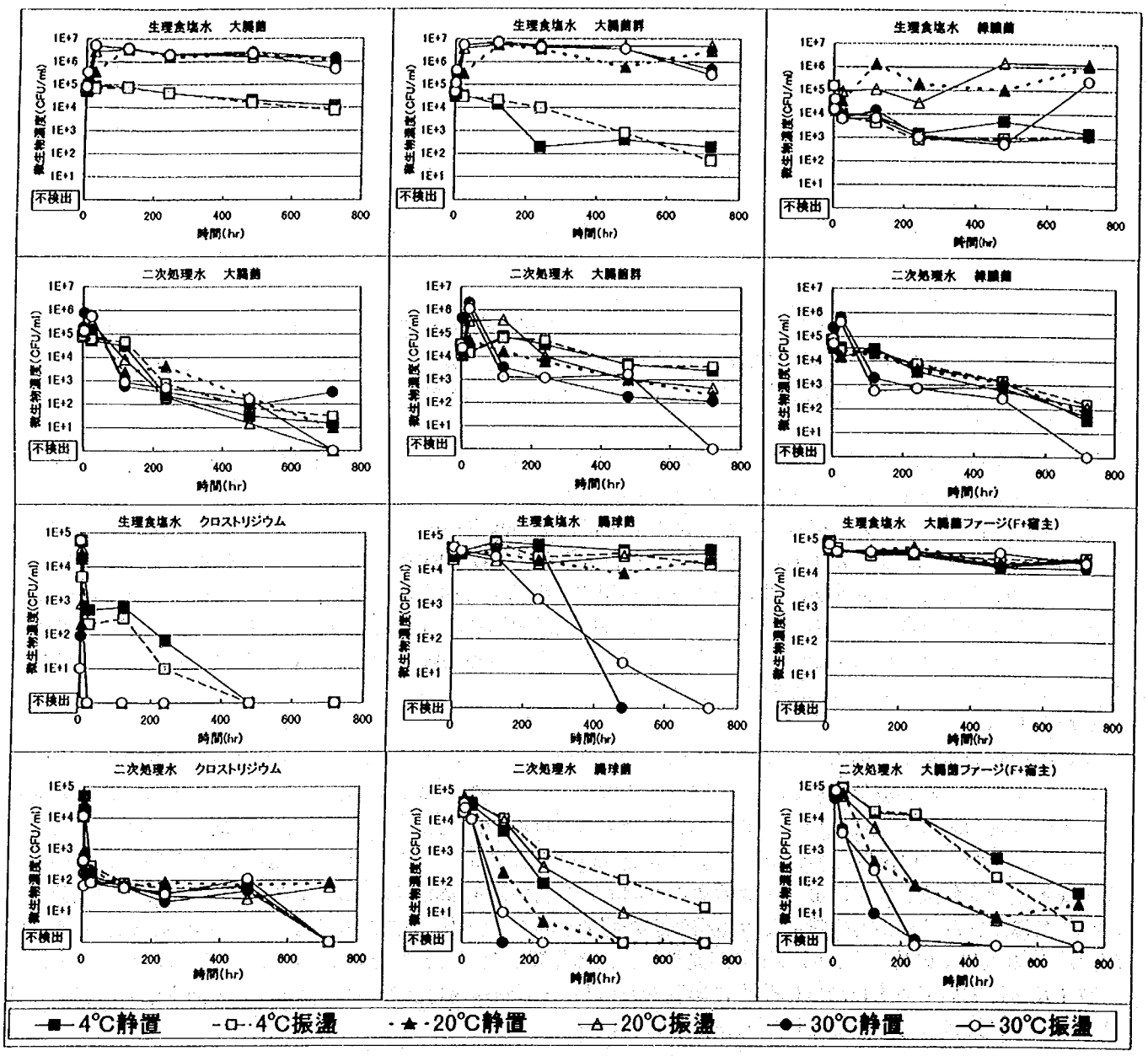
（1）微生物の消長に与える水温および溶存酸素の影響

各微生物種毎での微生物濃度の経時変化を図－1にまとめる。

本実験では、微生物を添加する際に洗浄を行わなかったため、微量（0.2%）の培地成分が含まれる。そのため、微生物の種類により生理食塩水中においても、添加直後（24時間以内）に増殖する傾向が見られた。

生理食塩水中の大腸菌および大腸菌群は、720時（30日）間において2種類の変動パターンを示した。20℃および30℃は振盪の有無を問わず、初期に1～2桁程度増加し、その後の菌数変化はほとんどなかった。一方、4℃では菌数の増加は認められず、時間経過とともに菌数が低下した。その減少速度は大腸菌群の方が大きく、720時間後には菌数が2桁程度低下した。ここでは、低い温度が細菌へのストレス因子となり、また、含まれる栄養源が微量であっても、生育温度が保持されれば、増殖する機会を有することが示されている。

緑膿菌は、4℃および30℃において菌数は低下する傾向であったが、30℃振盪で20日から30日にかけて菌数の増加がみられた。20℃では静置，振盪ともに24時間後までは減少したが，それ以降は増減を繰り返した。



図－1　水温および振盪の有無による微生物の消長（微生物添加 10^4CFU/ml、遮光）

二次処理水中でのこれら 3 種の細菌は似た挙動を示し、4℃ではほとんど菌数の増加は見られず時間経過とともに緩除な減少曲線を示した。20℃および 30℃では、初期に菌数の増加が見られたが、その後菌数は低下した。また、温度が高いほど、増殖までの時間が短いとともに、増殖率および減少率が大きかった。

嫌気性細菌であるクロストリジウムは、生理食塩水および二次処理水ともに添加直後に菌数が低下し、生理食塩水では 4℃以外は不検出となった。この時の溶存酸素は 4℃が最も高濃度であり、嫌気性細菌には不利であったと考えられるが、低温度が生育の維持に有利に働いたと考えられる。一方、二次処理水中では、菌数低下後、10^2CFU/ml で菌数が安定した。

腸球菌は、生理食塩水中において 4℃および 20℃での菌数は安定していたが、30℃では 120 時間以降に菌数が減少した。一方、二次処理水中においては、全て減少傾向にあり、静置で温度が高いほど減少速度が大きかった。

大腸菌ファージは、生理食塩水中での菌数は振盪の有無・温度設定を問わずほぼ安定していたが、二次処理水中では増加することなく、測定期間を通じて減少傾向にあった。また、その減少速度は温度が高い程大きかった。

本実験において、どの微生物も 4℃で増殖することはなかったが、20℃および 30℃では初期に増加する菌種が認められ、また、温度が高いほど減少速度が大きくなる傾向が見られた。このように、水温はその微生物の状態（増殖期にあるか、減衰期にあるか）によって、増殖および減衰速度が水温と正の相関があると考えられる。

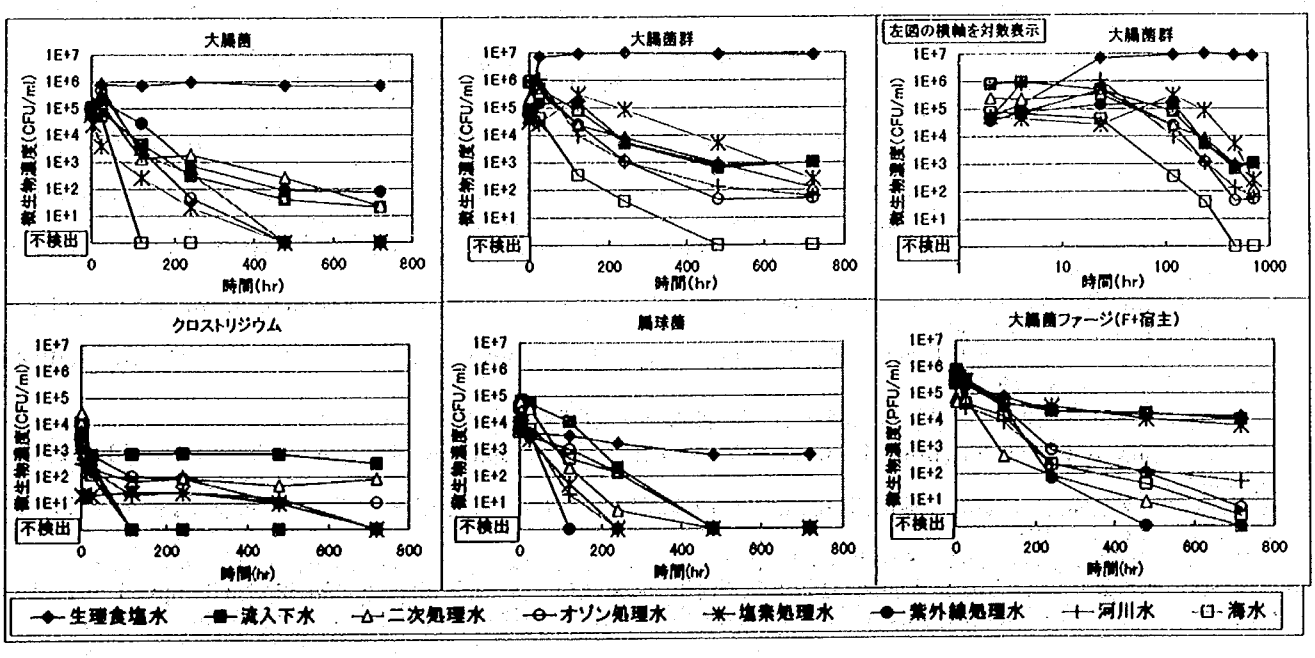
（2）微生物の消長に与える試料水の種類および消毒方法の影響

各微生物種毎での微生物濃度の経時変化を図－2 にまとめる。

生理食塩水は希釈水等に使用されることからもわかるように、微生物の保存性が良く生菌数の濃度変化が少ないが、その他の供試水は、時間経過とともに生菌数が減少する傾向があった。

二次処理水と紫外線処理水はどの微生物においても似た減少曲線を示し、消毒により微生物に対する影響は変化しなかったものと考えられる。一方、塩素処理水およびオゾン処理水では、クロストリジウム、腸球菌は二次処理水と類似の消長を示したが、大腸菌は消毒により減少速度が大きくなる傾向が見られた。また、大腸菌群においては、流入下水、二次処理水および海水を除いて、初期に増加する傾向が見られ、大腸菌群の濃度ピークはオゾン処理水および紫外線処理水は 24 時間後、塩素処理水では 120 時間後となり（図－2 右上 横軸対数表示）、塩素処理水では濃度ピークが遅くなる傾向が認められた。

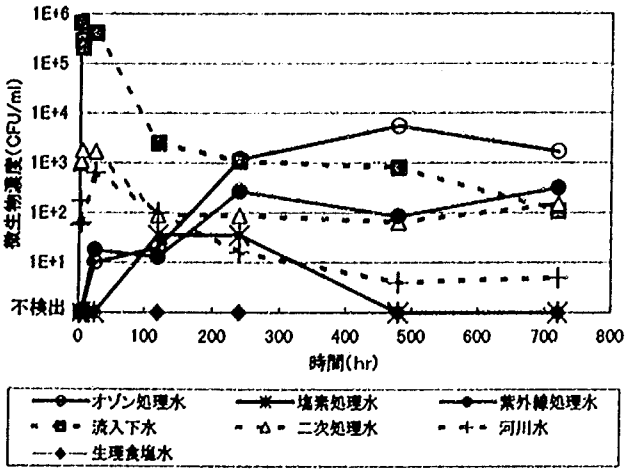
二次処理水に比べて流入下水では、嫌気性細菌のクロストリジウムの生残性が高かったため、流入下水は二次処理水より嫌気状態に近かったことが推察される。その他の細菌については、二次処理水と流入下水の消長は類似しており、流入下水－二次処理水での汚濁程度は細菌の消長へ大きく影響しないことが示唆された。ただし、大腸菌ファージについては、二次処理水に比較して流入下水の生残性が高かった。



図－2　下水処理水および環境水中の微生物の消長（微生物添加 10^4CFU/ml、20℃、静置、遮光）

海水による減衰速度の増加が認められたのは、大腸菌、大腸菌群、緑膿菌、クロストリジウムであり、細菌に対して海水は減衰速度を大きくすることが確認された。

図－3 は微生物添加を行っていない供試水中の大腸菌群（デスオキシコール酸塩培地）の経時変化を示すものである。塩素処理水、オゾン処理水および紫外線処理水は試験開始時に、大腸菌群は検出されなかったが、20℃静置での保存において菌数が増加した。これは、測定時の採水量が 1ml であることから検出されなかった細菌が増殖したと考えられる。また、細菌には正常な増殖能を失っており通常の培地では培養できないが、適当な環境に恵まれさえすれば元の正常な状態に回復し増殖しうる状態で存在する損傷菌の存在が指摘されており[1),24),25)]、本結果も塩素、オゾンおよび紫外線消毒による損傷も回復し増殖能を得たとも考えられる。



図－3　下水処理水および環境水中の大腸菌群の消長
（微生物添加なし、20℃、静置、遮光）

また、塩素処理水はオゾン,紫外線処理水と異なり、大腸菌群濃度が増加後に減少し再び不検出となったが、その原因はわからなかった。

4．主な研究成果物

① 土木研究所資料　下水道関係調査研究年次報告書集（平成 10 年度）

【参考文献】
1) 土佐光司：水中における腸管系病原微生物の損傷に関する研究、東京大学博士論文, 1998
2) Garba,C.P. et al : Viruses in source and drinking water, In Drinking water microbiology, McFeters, G. A.(Eds.),SpringerVerlag New York Inc., New York, N.Y,1991
3) 微生物検査必携細菌・真菌検査第 3 版：(財)日本公衆衛生協会
4) 金子光美：水質衛生学、技報堂出版、1996
5) 光岡知足：腸内フローラと感染症、学会出版センター、1986
6) 水中の健康関連微生物シンポジウム講演集：(社)水環境学会「水中の健康関連微生物」研究委員会、1995
7) Wheeler D. and Carroll R.F. : The Minimization of Microbiological Hazards Associated with Latrine Wastes, Water Science and technology, 21, (3), pp35-42, 1989
8) C.S.Clark et al., : Disease Risks of Occupational Exposure to Sewage, Proceedings of the A.S.C.E., Vol.102, No.EE2, pp375-288, 1976
9) 黒川顕、谷佳津治、那須正夫：河川環境中における大腸菌の性状について、第 13 回日本微生物生態学会講演要旨集、p43、1997
10) 金子光美、河村清史、箕形崇史：淀川の微生物汚染の実態、土木学会年次学術講演会講演概要集　第 2 部、Vol.39 th, pp717-718, 1984
11) 佐々木陽子、寺谷巌、他：下痢症原因菌調査(1)、島根県衛生研究所報、第 27 号、pp41-45、1987
12) 村松紘一：Salmonella の生態学的研究（Ⅱ）、長野県衛生公害研究所調査研究報告、Vol.3、1981
13) 桑原麟児、芦立徳厚、他：水質汚濁の生物学的指標について
14) 桃山和夫：バキュウロウイルス性中腸腺壊死症ウイルス（BMNV）の感染組織および海水中での活性維持、魚病研究、Vol.24、No.3、pp179-181、1989
15) 海野肇、金台東、浅見和宏：ヒト腸管系ウイルスの廃水処理系における挙動、水処理技術、Vol.37、No.9、pp33-39、1996
16) 御手洗清：愛媛県における河川の水質について、四国公衆衛生学雑誌、Vol.28、No.1、pp148-151、1983
17) Allen,L.A., Pasley,S.M. and Pierce,M.A.F. : Some factors affecting the viability of faecal bacteria in water, Jornal gen Microbiol.Vol.7,p.36,1952
18) Curds,C.R.et al:The Feeding Habits and Growth Rates of Some Fresh Water Ciliates Found in Activated Sludge Plant, J. Appl.Ecol., Vol.3, p127 1966
19) 尾藤朋子、大屋日登美：水環境における病原性大腸菌の生存性Ⅱ 環境条件による生残状態について、日本水処理生物学会誌、別巻 13、pp33、1993
20) 佐々木陽子、石田茂、他：下痢症原因菌調査(2)、島根県衛生研究所報、第 27 号、pp46-52、1987
21) Cabelli,V. : New atandards for enteric bacteria, In Water Pollution Microbiology, Ed. ByMitchell, R. John Wiley & Sons, pp233-271
22) 藤田藤樹夫、米虫節夫、山縣敬：淀川河口水域おける大腸菌群の分布と水質との関係、近畿大学環境科学研究所研究報告第 13 号、pp37-42、1985
23) 杉島伸禄、下原悦子：水中における腸内ウイルス生存について、日本公衛誌、Vol.30、No.5、pp189-193、1883
24) 小暮一啓、池本栄子：腸管出血性大腸菌 O157 の天然河川中の常在性、日本細菌学雑誌、Vol.52、No.3、pp601-607、1997
25) 住友恒、伊藤禎彦：消毒処理過程における回復可能菌の挙動、水道協会雑誌、Vol.62、No.3、pp46-55、1993

5. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　落　　修一
研　究　員　北村　友一

1．はじめに

平成８年６月に、埼玉県越生町において水道水を原因とするクリプトスポリジウム感染症が発生した。埼玉県衛生部の報告によると水道原水の第一汚染源は特定できなかったものの、浄水場の取水地点上流に農村集落排水処理施設が位置しており、河川を介して農村集落排水処理施設の処理水と上水との間でクリプトスポリジウムの循環系が形成されたことにより汚染が拡大したとされている。

近年、下水道の普及の拡大により、河川上流域に下水処理施設が建設されることが増え、また、下水処理水量の増加は、環境水や上水原水に占める下水処理水の割合を増加させている。このように、下水処理水を含む環境水が上水に利用されることが多くなりつつある。環境水域への負荷削減、上水道施設と下水道施設間における悪循環形成の阻止、一旦形成された悪循環を断ち切るためには、下水処理施設においてクリプトスポリジウム等の病原性微生物を十分に安全なレベルまで除去するか不活化しなければならない。また、クリプトスポリジウム等の病原性微生物は下水処理過程で汚泥中に移行することから、汚泥の再利用にあたっては、汚泥の衛生的処理を確実に行うことも重要である。

クリプトスポリジウムは、少ない個数で感染が成立し、塩素消毒に著しく耐性があり通常の病原細菌とは大きく異なる特徴を有している。これまでの病原細菌に対する不活化法では、不活化効果は期待できないことから、下水処理過程においても新たな制御手法を至急確立する必要がある。

2．研究目的

クリプトスポリジウムは宿主外ではオーシスト（虫体が殻で覆われた状態）の形態で存在しており、下水処理場には、オーシストの形態で流入することになる。クリプトスポリジウムパルブムのオーシストの直径は、約５μmの球状の微粒子である。（写真－１）下水処理過程ではこの微粒子を下水中から除去し、オーシスト内部の虫体（スポロゾイト）を不活化する必要がある。集団感染時におけるオーシストの下水処理過程での除去は、前凝集や凝集剤添加活性汚泥法により除去能力を増大させることが考えられている[1]。オーシストを最初沈殿池や活性汚泥処理で制御するためには、オーシストの基礎的な物理化学的諸特性を明らかにする必要がある。そこで本年度は、オーシストの比重、ゼータ電位、凝集沈殿特性、活性汚

写真－１　*Cryptosporidium Parvum* のオーシスト

泥への吸着特性を明らかにし、最初沈殿池におけるオーシストの挙動、下水中でのオーシストの分散状態、前凝集によるオーシストの凝集沈殿特性、活性汚泥処理におけるオーシストの挙動に関して推論検討した。

3．実験方法

3．1　実験材料及び計数方法

本実験では、生オーシストが入手できなかったため、TechLab社製の *Cryptosporidium parvum* のオーシストを使用することにした。このオーシストは、新鮮なうちにホルマリン処理された後、リン酸緩衝液で洗浄・保存されたものである。オーシストを微粒子と考え、その物理的特性を把握しようと考えた場合、一旦、ホルマリン処理されたオーシストであっても、生オーシストの特性は、ある程度は反映していると考えられる。以下の実験ではこのオーシストを適宜希釈し、オーシストの個数を計数したものを実験に供した。

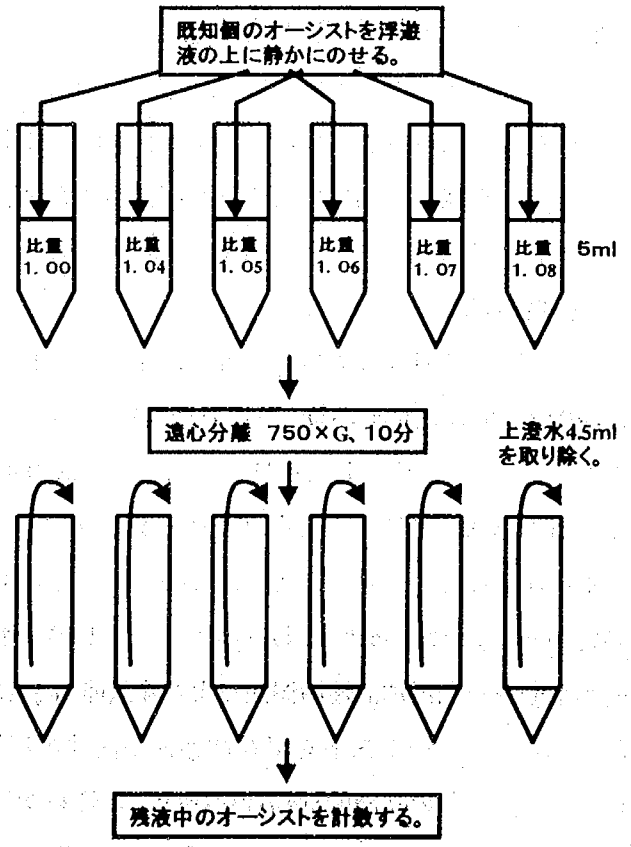
本実験でのクリプトスポリジウムオーシストの計数方法は次の通りである。はじめに、オーシストが含まれる液を孔径0.2μmの親水性メンブランフィルターにろ過した後、直接抗体試薬（Waterborne社製Crypto-a-glo）によりオーシストを染色した。その後、このメンブランフィルターをプレパラートに配置し、フィルターに捕捉されたオーシストを蛍光顕微鏡により計数した。

3．2　実験方法

3．2．1　　オーシストの比重測定

下水処理過程における最初の処理方法は、自然の重力を利用した沈殿処理である。この沈殿処理により、流入下水中の粗大浮遊物質は沈殿除去される。沈殿処理において最も重要となる因子は、粒子の比重である。そこで、オーシストの比重を求めることにした。

オーシストの比重の測定は、密度勾配沈降平衡法により決定した。この方法は、浮遊液にオーシストを積層し遠心分離すると、オーシストは沈降し自分と同じ比重の液体層へ行く現象を利用したものである。つまり、オーシストと同じ比重以上の浮遊液によりオーシストを遠心分離するとオーシストは沈殿しないことになる。浮遊液は、パーコール液を用い、液体比重計により比重が1.04、1.05、1.06、1.07、1.08となるように蒸留水で希釈調整した。各浮遊液を15mlのチューブに5ml入れ、その表面上に1550個のオーシストを静かに積層した。さらに、蒸留水単独のケース（比重1.00）も対照系として加えた。この各チューブを750×G、10分間の条件で遠心分離し



図－1　オーシストの比重測定の実験手順

た後、上澄水4.5mlを静かに排除し、残液中（0.5ml）のオーシストを計数した。実験手順を図－1に示す。

3．2．2　オーシストのゼータ電位測定

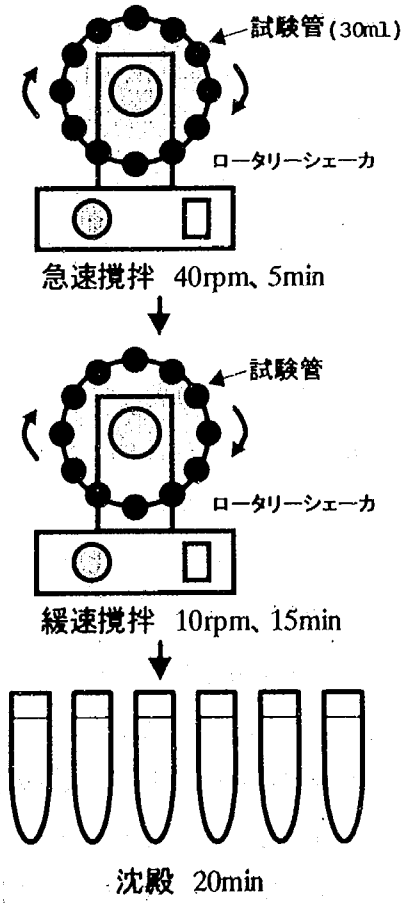
水中の微生物表面は通常負に帯電している。微生物表面の電荷状態は、カルボキシル基やアミノ基の解離基の数や解離度によって決まり、pHによって変化することも知られている[2]。クリプトスポリジウムのオーシストも水中では、負に帯電しているとが知られている[3]。オーシスト表面の電荷は、凝集沈殿や吸着特性を知るうえで重要な因子となる。ここでは、下水やイオン交換水中のオーシストが、どの程度帯電しているかをオーシストのゼータ電位を測定することにより明らかにした。

オーシストのゼータ電位測定方法は、0.45μmのメンブランフィルターでろ過したイオン交換水と実流入下水にそれぞれにオーシストを添加し、pHを2～11に調整した後、オーシストのゼータ電位を測定した。pHの調整は0.1NHClと0.1NNaOHで行った。ゼータ電位計は、PenKem社製の顕微鏡電気泳動測定法ゼータメーターModel　501を使用した。顕微鏡電気泳動測定装置は20℃恒温室に設置し、試料も20℃にし測定した。

3．2．3　　オーシストの凝集沈殿実験

最初沈殿池でのオーシストの除去率を向上させるためには、凝集剤を添加し、負に帯電しているオーシストの表面電荷をゼロ付近に持っていき、他の粒子と共に凝集沈殿させる必要がある。ここでは、オーシストを添加した実際の流入下水の凝集実験を行い、オーシストの凝集沈殿特性と凝集汚泥中のオーシストの形態観察を行った。

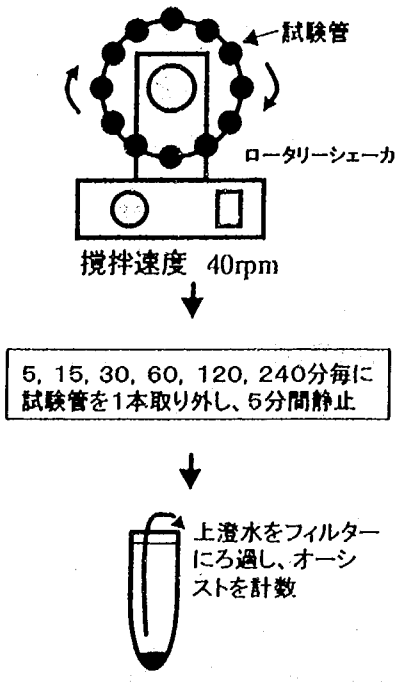
凝集実験の操作手順を図―2に示す。凝集剤には、ポリ塩化アルミニウム（以下ＰＡＣ）を用いた。はじめに、流入下水の凝集沈殿特性を把握するために、30mlの試験管を多数使用し、それぞれの試験管に濃度の異なるＰＡＣを入れ、流入下水（SS:150mg/l、pH:7.22）により20mlまでメスアップした後、直ちに凝集実験を行った。ＰＡＣの添加濃度は0～780mg-Al/Lの範囲である。凝集能力は、静止沈殿後の上澄水の浮遊物質濃度（以下ＳＳ）、ｐＨ、急速撹拌直後のフロックのゼータ電位（PenKem社製顕微鏡電気泳動測定法ゼータメータModel　501）から評価した。引き続き、最も凝集沈殿性能の優れいてたＰＡＣの添加条件が含まれる範囲において、オーシストを添加した流入下水の凝集実験を行った。実験操作は、先の実験と同一とした。ＰＡＣの添加量は、1.56, 7.80, 46.8, 78.0, 156mg-Al/Lの5段階とし、オーシストの添加量は6500個とした。静止沈殿後の上澄水中のオーシスト個数を計数し、凝集沈殿能を評価した。なお、ＰＡＣ中のＡｌ濃度は、ＩＣＰ発光分析装置（optima3000：パーキンエルマー社製）を用いて測



図－2　凝集実験の実験手順

定した。

また、凝集沈殿後の汚泥フロック及びオーシストの形態を観察するため、走査型電子顕微鏡（以下ＳＥＭ）による観察を行った。ＳＥＭ試料の作成は次の手順によった。凝集沈殿汚泥の一部を0.2μmのフィルターに捕捉し、2%のグルタールアルデヒドで2時間固定した。次にリン酸緩衝液で洗浄し、エタノールで脱水したのものをトリブチルアルコールで置換した後、凍結・乾燥させた。この試料に金蒸着を施したものをＳＥＭ(日本電子製JSM-5300)にて観察した。さらに、同試料のエネルギ分散分析（日本電子製JED-2001）を行い、付着物の組成を調べた。



図－３　活性汚泥実験の手順

３．２．４　オーシストの活性汚泥への吸着実験

最初沈殿池において、凝集沈殿除去されなかった残りのオーシストは、活性汚泥処理で除去する必要がある。ここでは、活性汚泥により、どの程度、オーシストが除去されるかを回分実験から検討した。また、活性汚泥中のオーシストを顕微鏡観察し、活性汚泥中のオーシストの状態を観察した。

実験手順を図－３に示す。実験では30mlの試験管を６本使用し、活性汚泥（MLSS:2000mg/l、pH:7.4）と一次処理水を9:1で混合したものを、各試験管に20ml入れ、各試験管にオーシスト1.3×10^5個を添加した。添加後直ちに、撹拌を開始し、撹拌経過時間5,15,30,60,120,240分毎に試験管を一本ずつ取り外し、５分間静止沈殿させた。その後、汚泥界面より上部の上澄水を採取し上澄水中のオーシストの個数を計数した。活性汚泥中のオーシストは、４時間撹拌したものを顕微鏡観察した。

４．実験結果及び考察

４．１　オーシストの比重

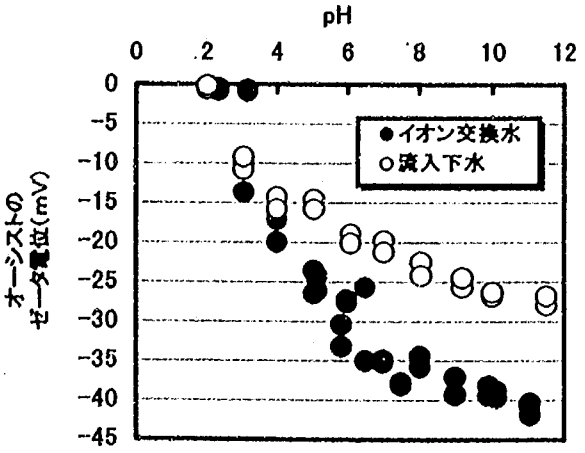
表―１に実験結果を示した。表より分かるように、浮遊液の比重1.04以下では、９７%以上のオーシストが沈殿していた。また、比重1.06以上では、沈殿したオーシストの割合は７%以下であった。このことから本実験に使用したオーシストの比重は、1.05～1.06の範囲にあることが分かる。下痢便中のオーシストの比重は1.06前後[4]といわれていることから、本実験結果は妥当な値であると考えられる。オーシストの比重は、1.06付近であることが分かったが、このオーシストが単粒子沈降すると仮定し、水中（20℃）でのオーシスト(直径5μm)の沈降速度をStokesの式から求めると、オーシストの沈降速度は、

表－１　各比重におけるオーシストの検出個数

浮遊液の比重	残液中のオーシスト数	数を100とした割合
1	1525	98.4
1.04	1501	96.8
1.05	934	60.3
1.06	114	7.4
1.07	53	3.4
1.08	49	3.2

添加オーシスト数:1550個

7.3cm/日となり、オーシストの沈降速度はかなり遅いことが分かる。ここで得られた沈降速度は下水中では、界面活性剤やその他の粒子との付着、乱流の影響もあることから、そのまま適用できないが、下水処理施設の最初の除去施設である最初沈殿池でのオーシストの沈殿除去率は低いことが予想される。最初沈殿池でのオーシストの除去能力を向上させるためには、凝集剤を添加しオーシストと他の粒子を凝集させ沈殿速度を高めることが有効と考えられる。



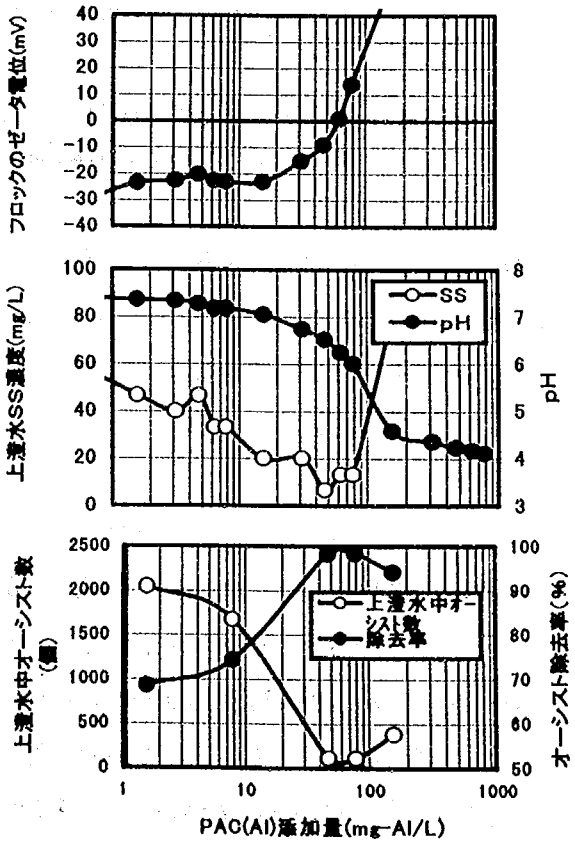
図－4 オーシストのゼータ電位に及ぼすpHの影響

4．2 オーシストのゼータ電位

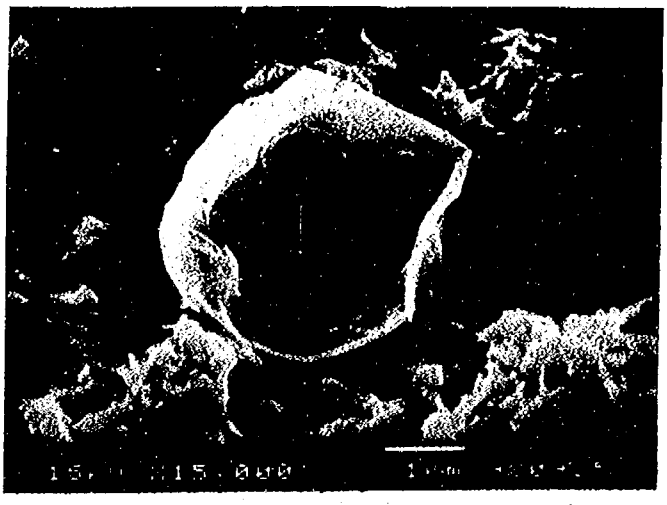
イオン交換水と流入下水中のオーシストのゼータ電位に及ぼすpHの影響を図－4に示す。図より、イオン交換水や下水中のオーシストのゼータ電位は、pH2付近で等電点となり、pHが上昇するに従い低下する傾向を示した。下水中のオーシストのゼータ電位は、中性付近では－20mV程度となった。下水とイオン交換水中のオーシストのゼータ電位値は異なり、下水中のオーシストのゼータ電位は、イオン交換水のケースより上昇する傾向がみられた。中性でのイオン交換水の電気伝導度は、74μS/cmであったのに対し、流入下水の電気伝導度は、707μS/cmとなっており、下水中に含まれる正の電荷により、オーシスト表面の負の電荷が、打ち消されたために絶対値のゼータ電位は小さくなったと考えられる。Drozd.C.らは[5]、オーシストのゼータ電位はオーシスト令により異なり、新鮮なオーシストほど強く負に帯電しており、古くなるに従い、負の帯電は弱くなると報告している。今回の実験に使用したオーシストは、ホルマリン処理されたものであったが、Drozd.Cらが測定したイオン交換水中の生オーシストのゼータ電位と比較しても、顕著な違いは見られなかった。

4．3 オーシストの凝集沈殿結果

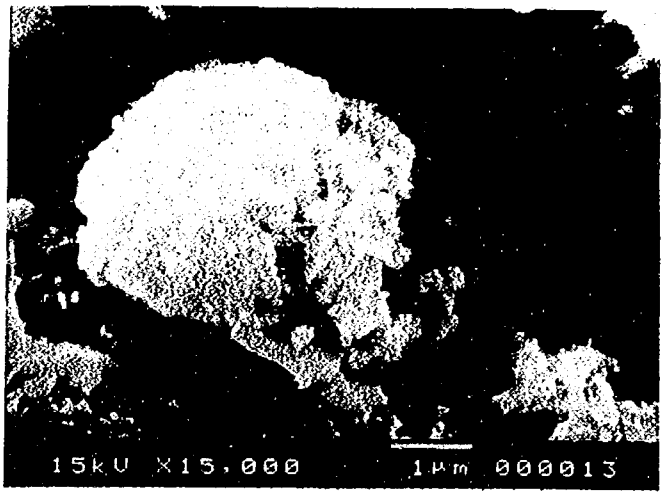
図－5にPAC(Al)の添加量とフロックのゼータ電位・pH・上澄水SS濃度・上澄水中オーシスト個数とオーシストの除去率の関係を示した。図よりＰＡＣ添加量約46.8mg-Al/L付近で、フロックのゼータ電位が等電点になった。このときのpHは6.5であり、上澄水中SS濃度も6mg/lと低レベルであった。上澄水中のオーシストの検出個数も低レベル



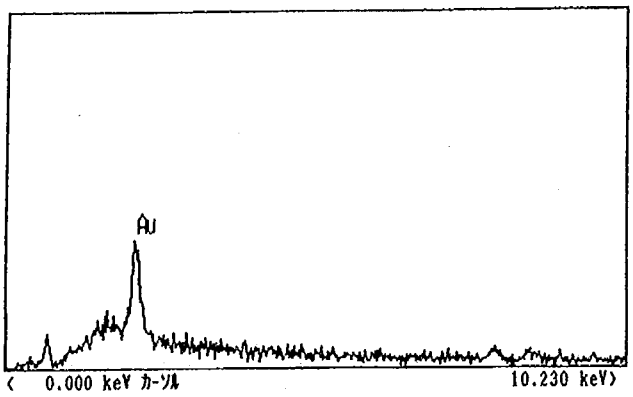
図－5 PAC(Al)添加量とフロックのゼータ電位・pH・上澄SS濃度及び上澄水中オーシスト個数とオーシスト除去率の関係



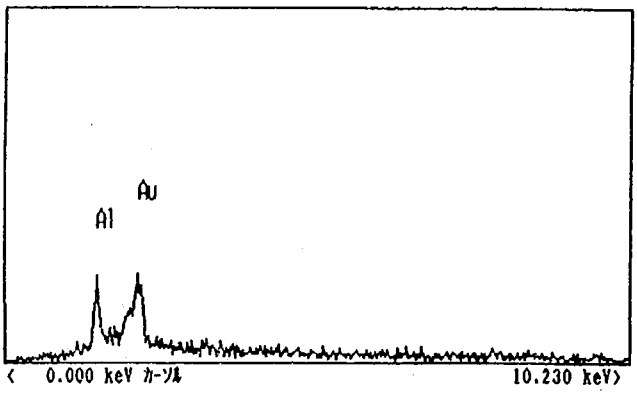
写真－２　凝集剤無添加オーシストの形態



写真－３　凝集剤添加オーシストの形態



図－６　凝集剤無添加のオーシストの
エネルギー分散分析の結果



図－７　凝集剤添加オーシストの
エネルギー分散分析の結果

であり、このときのオーシストの除去率は、98.4%であった。下水中のSSを凝集沈殿することによりオーシストも除去されることが分かる。山本らの[6]水道水にミューリスの生オーシストを添加した凝集沈殿実験においても、上澄水濁度が高くなると、除去率も低下し、最も凝集の良好な条件において、95～99%の除去率が得られたと報告している。以上のことから、オーシストの凝集沈殿による最大除去率は、2log程度であることが示唆される。

PAC添加量46.8mg-Al/lのケースにおけるオーシストの形態（写真―３）とエネルギー分散分析によるスペクトルを図－７に示した。写真―２及び図―６は、PAC無添加のオーシストの形態とエネルギー分散分析によるスペクトルである。スペクトル解析は、SEM写真上の四角の中の範囲を行った。

写真―２、３からPAC無添加のオーシストの表面は、滑らかであるのに対し、PACを添加したオーシストの表面には、層が形成されていることが分かる。また、スペクトル図からオーシストの表面組成を解析すると、PAC無添加のオーシストは、Auのピークが認められる。このAuは金蒸着によるものである。PAC添加のオーシストはAuのピークの他に、Alのピークが認められた。このAlピークは、オーシスト表面にAl水和物が付着

していること示している。

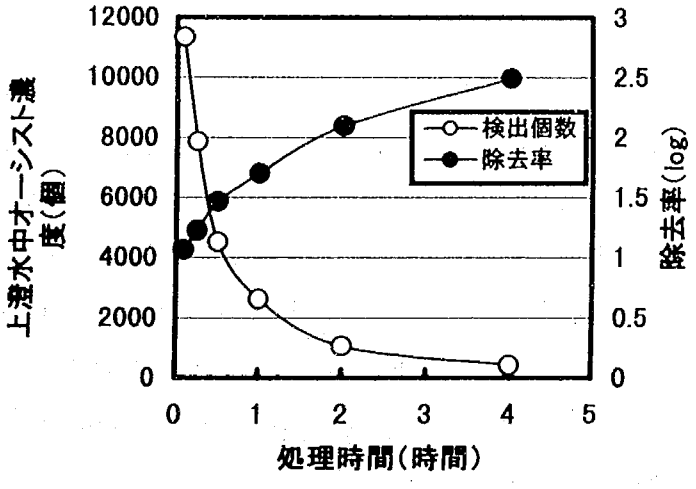
今回の実験は回分条件であったが、連続実験から凝集性能や流量変動のある実施設において最初沈殿池で凝集沈殿除去が可能かどうかを検討する必要がある。また、今回の実験ではPACを使用したが、汚泥処理に適した凝集剤を検索する必要もある。さらに、前凝集は、水質の負荷を汚泥に移行させるため、汚泥量の増加と質の変化も生じることから、汚泥処理方法の検討も必要であることも指摘されている[7]。

4．4　オーシストの活性汚泥への吸着実験

図－１０に処理時間と上澄水中のオーシストの検出個数及びオーシスト除去率（log）の関係を示した。図より分かるように、処理時間が長いほど除去率は高くなっており、5分間で約１log（90%）の除去、4時間の処理時間で約2.5log（99.6%）の除去率が得られた。生オーシストを用いた活性汚泥処理実験はMaturanらのものがある[8]。彼らの実験では、2.5×10^{8}個/lのオーシストを曝気３時間、沈殿40分の条件で処理を行ったところ、除去率は83%であったと報告している。我々の実験結果の方が高い除去率となったが、オーシストの除去率は、活性汚泥の性状に大きく影響すると推測され、この結果の違いは、汚泥性状の違いによるものと考えている。

活性汚泥の吸着形態や活性汚泥中の後生生物によるオーシストの捕食の可能性を調査するため、４時間後の沈殿汚泥(0.5ml)を検鏡した。その結果、オーシストはフロックへの吸着が主であり、後生生物に捕食されたオーシストは確認できなかった。フッロクに吸着されるオーシストが多いことから、活性汚泥処理でのオーシストの除去率を高めるためには、沈殿特性の優れたフロックを形成する必要がある。

今回の実験は、回分条件であったことから、連続実験から検討する必要がある。また、汚泥に取り込まれたオーシストの生育活性について検討する必要がある。



図－８　処理時間と上澄水中のオーシストの検出個数及びオーシストの除去率

5．まとめ

以上、下水処理過程においてクリプトスポリジウムオーシストを除去するために重要となる、オーシストの比重・ゼータ電位・凝集沈殿特性・活性汚泥への吸着特性について検討した。結果をまとめると次のようになる。

（1）　クリプトスポリジウムオーシストの比重は、1.05～1.06の範囲にあった。オーシストの水中での沈殿速度は遅く、凝集剤無添加の重力沈殿除去は難しいと考えられた。

（2） 水中でのオーシスト表面は、pH2～11の範囲において、負に帯電していることがわかった。pH7付近でのイオン交換水及び下水中のオーシストのゼータ電位は、－35mV（電気伝導度:77μS/cm）と－21mV（電気伝導度:715μS/cm）であった。流入下水中のオーシストのゼータ電位の絶対値は小さくなった。

（3） 流入下水にオーシストを添加したPACの凝集実験からは、SSの沈殿除去率がもっとも高くなるPAC注入率でオーシストの除去率も最大となった。このときの、オーシトの除去率は98.4%であった。凝集汚泥の形態観察から、オーシストの表面にはAl水和物の層が形成されていた。

（4） 活性汚泥によるオーシストの除去は、処理時間が長くなるほど、除去率も高くなり、処理時間4時間で99.6%の除去率が得られた。オーシストの活性汚泥の除去機構は、吸着が主であり、活性汚泥後生生物による補食は、観察した範囲では確認できなかった。

（5） 今回の実験では、実験の制約上ホルマリン処理オーシストを使ったが、生オーシストを用いた既往の実験結果と比べても、顕著な違いは見られなかった。このことから、オーシストの物理特性を把握する場合は、安全なホルマリン処理オーシストを使うことも一案と考えられる。

参考文献

1）鈴木　穣：クリプトスポリジウムと下水道，環境技術，Vol.26，No.9，pp.573-575，1997

2）森崎久雄，服部黎子：界面と微生物，p.14，学会出版センター，1986年

3）Ongerth J E, Pecoraaro J P:Electorophoretic Mobility of *Cryptosporidium* Oocysts and Giardia cysts, Jounal of Environmetal Engineering, Vol.122, No.3, pp.228-231, 1996

4）井関基弘：新しい腸管寄生原虫の検査，検査と技術，Vol.25，No.4，p.337，1997

5）C. Drozd, J.Schwartzbrod: Hydrophobic and Electrostatic Cell Surface Properties of *Cryptosporidium*, Applied and Envionmental Microbiology, Vol.64, No.4, pp1227-1232, 1996

6）山本　稔，棚田剛史，大塚享司，八木正一：浄水処理における*Cryptosporidium*の除去，水処理生物学会誌，別巻第16号，p.54，1996

7）高岡昌輝，松本暁洋，大下和徹，武田信生，永原茂:前凝集プロセスが下水処理に与える影響，環境工学研究論文集，Vol.35，pp.171-180，1998

8）I.Villacorta-Martinez de Maturana, M.E. Ares-Mazas, D.Duran-Orero, M. J. Lorenzo-Lorenzo: Efficacy of Activated Sludge in Removing Cryptosporidium parvum oocysts fromSewage,Applied and Envionmental Microbiology, Vol.58, No11, pp.3514-3516, 1992

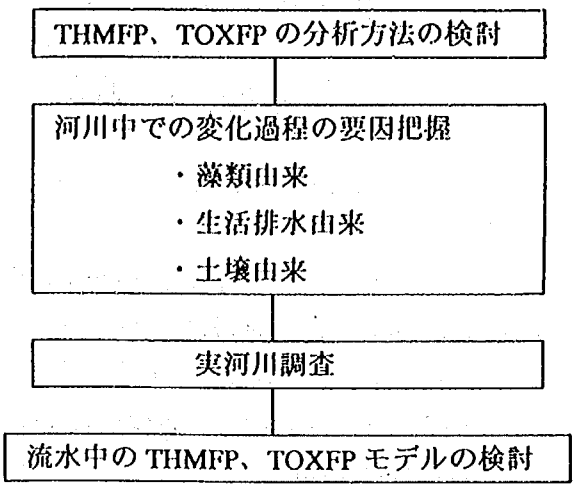
6. 水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究

研究期間：平７～平１０
担当：水質研究室　　室長：田中宏明，　研究員：白崎　亮，岡安祐司

【要旨】

「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（以下、「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、流達過程や閉鎖性水域での変化量を予測する必要があるが、現在のところこれらは十分に把握されていない。このため、トリハロメタンや全有機ハロゲン化合物といった消毒副生成物の原因となる生成能の水域でのモデル化を行うため、これらの物質の水域での消長の把握を行っている。

平成１０年度は、生活排水由来のTHMFPの分解過程や底泥からのTHMFPの溶出等の実験及び利根川での実測値の解析を行った。その結果、THMFPの分解に水温の与える影響は小さいこと、手賀沼底泥からの溶出量は田からの流出量と同じオーダーであること、利根川の期間平均値ではTHMFPとChl-a、CODとの間に正の相関があることなどがわかった。



図－１　研究の全体概要

１．はじめに

水道水源の水質を守るための法律として、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。ここで、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。

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、閉鎖性水域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濃度の変化を調査し、予測等に役立てることを目的として研究を行っている。

平成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、P-THMFP、D-THMFP、有機ハロゲン化合物生成能（以下「TOXFP」）、P-TOXFP、D-TOXFP濃度と種々の有機物指標との相関関係について研究を行った。その結果、対数増殖過程のP-THMFP及びP-TOXFPはChl-aと並んで一次反応的に増大する傾向が見られたが、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は対数増殖期でもあまり変化がなく、死滅期にはやや低下する傾向が見られ、D-TOXFPは対数増殖期に増加し、死滅期には横這いとなる傾向があった。

平成８年度は、試料を希釈してTOC濃度を一律にし、過剰の塩素と長時間反応させて生成したTHMを

測定した。その結果、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、THM の生成量について一次反応式で近似できる場合が多く、その関係から求めた THM の最終生成量と反応係数は緩やかであるが負の相関があった。

平成９年度は、土壌由来、生活由来、藻類由来の THMFP、TOXFP の分解過程における変化を把握するために実験を行った。その結果、時間とともに、土壌由来の THMFP、TOXFP は変化せず、生活排水由来の THMFP、TOXFP は横這いもしくは緩やかに減少する傾向が見られた。藻類由来の THMFP、TOXFP はいったん増加してその後減少もしくは横這いであった。

平成１０年度は、生活排水由来の THMFP、TOXFP の分解に対する水温の影響の把握、底泥からの THMFP、TOXFP 溶出速度の把握、利根川での実測値の解析などを行った。

２．生活排水由来 THMFP、TOXFP 分解実験

２．１．実験方法

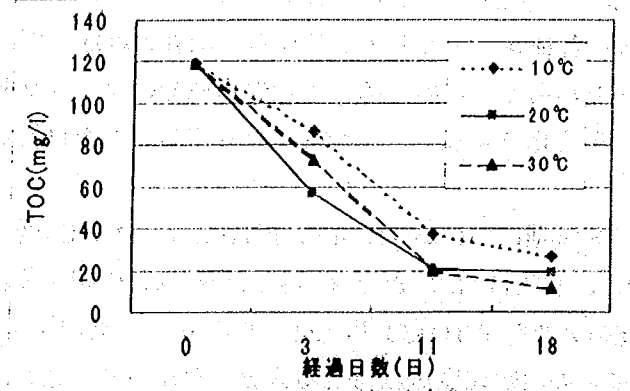
手賀沼流入河川の１つで、汚濁負荷が主に生活排水由来である大津川の籐心地区で、晴天時の午前に採水を行い実験試料とした。試料は、200l のバケツに入れ、遮光、水中ポンプにより上下に循環させた条件で 10℃、20℃、30℃の恒温室にそれぞれ静置した。試料の分析方法を表－１に示す。なお、溶解性試料は孔径１μmのガラスファイバーろ紙を用いてろ過を行った後に分析を行い、TOC の分析は前処理として超音波による分解を行った。

表－１　分析方法

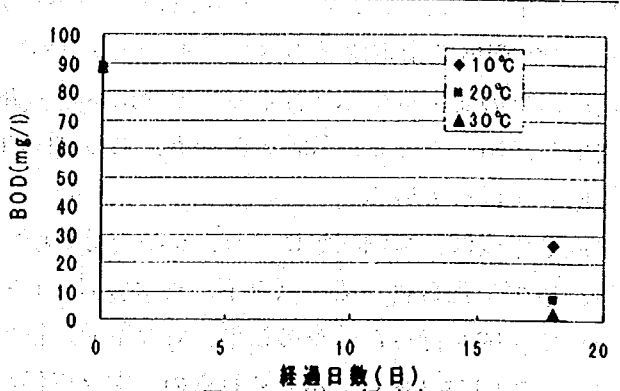
分析項目	分析方法
BOD	河川水質試験方法（案）（1997 年版）
TOC	河川水質試験方法（案）（1997 年版）
THMFP	河川水質試験方法（案）（1997 年版）
TOXFP	上水試験方法（1993 年版）

２．２．実験結果及び考察

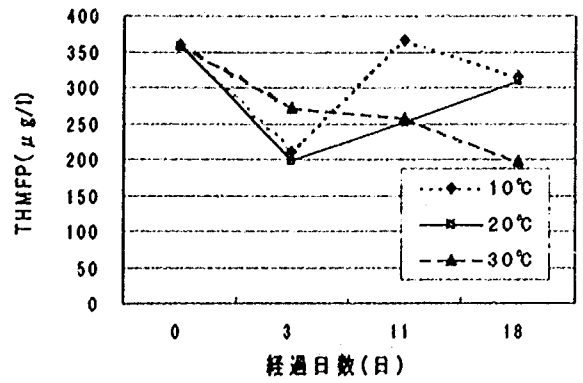
TOC、BOD、THMFP、TOXFP、THMFP/TOC、TOXFP/TOC の経時変化をそれぞれ図－２、図－３、図－４、図－５、図－６、図－７に示す。



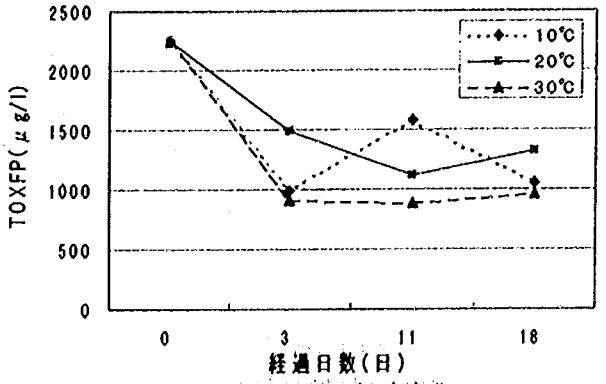
図－２ TOCの経時変化



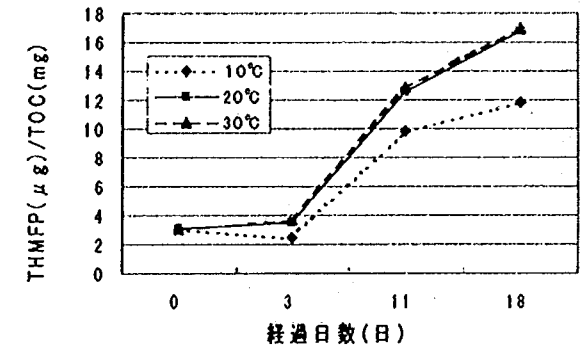
図－３ BODの経時変化



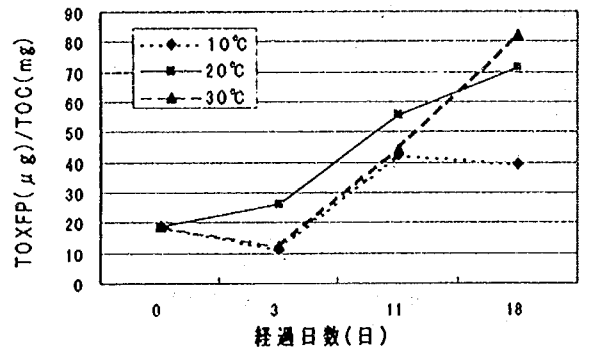
図－4 THMFPの経時変化



図－5 TOXFPの経時変化



図－6 THMFP/TOCの経時変化



図－7 TOXFP/TOCの経時変化

TOC については時間の経過とともに減少し、18 日目には実験開始時に対して 10 ～ 22 %まで減少した。BOD は 18 日目には実験開始時に対して 2.6 ～ 29 %まで減少した。THMFP は時間の経過に対して一様な減少を示さなかったが、18 日目には実験開始時に対して 55 ～ 87 %まで減少した。TOXFP は時間の経過とともにほぼ一様に減少し、18 日目には実験開始時に対して 43 ～ 59 %まで減少した。THMFP、TOXFP の減少割合が TOC の減少割合に対して小さいため、THMFP/TOC、TOXFP/TOC は時間の経過とともにほぼ一様に増加した。また、THMFP/TOXFP は実験開始時よりも 18 日目には増加していた。

水温の影響は、BOD を指標とした場合、水温が高いほど分解が速やかに進むことが確認されたが、その他の項目では明確に確認できなかった。

この結果から、生活排水由来の THMFP、TOXFP は、TOC などと比較して、生物分解性の低さや中間生成物の影響といった要因などがあるため、TOC などの有機物指標を用いてその経時的な挙動を推測することは困難であることが確認された。また、THMFP、TOXFP の分解速度に水温が与える影響は小さいことがわかった。

3．THMFP、TOXFP の溶出実験

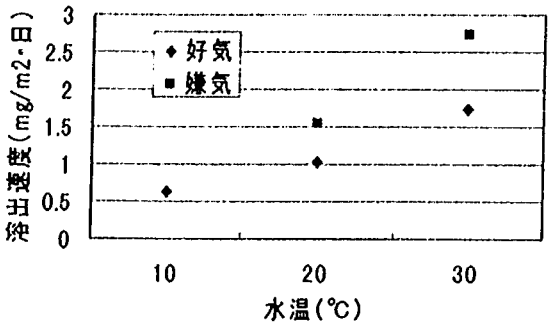
3．1．実験方法

手賀沼の左岸側（大堀川流入地点）で、エクマンバージ型採泥器を用いて採泥を行い、木の葉などを取り除いた後シリンダーに約 30cm の厚さまで充填した。次に、孔径 1 μmのガラスファイバーろ紙でろ過した

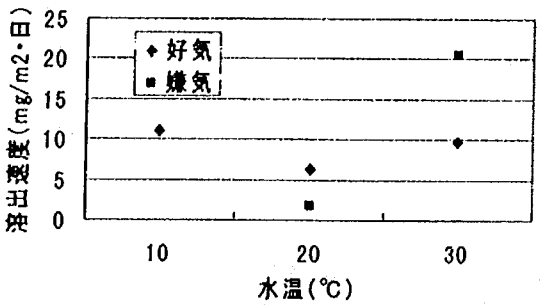
手賀沼水を直上水として注入し、10 ℃、20 ℃、30 ℃の恒温室に設置した。直上水の条件は、実験開始時に窒素曝気を行い嫌気的な条件としたものと、実験期間中適宜曝気を行い酸素が存在する好気的な条件にしたものの２ケースとし、採水は各シリンダーから全量採水により採取した。また、THMFP、TOXFP は保存性の物質ではないため、孔径１μmのガラスファイバーろ紙でろ過した手賀沼水中の THMFP、TOXFP の濃度変化を別に測定し、この濃度の変化量を減じたものを底泥からの溶出量とした。分析方法は表－１の方法に従った。

３．２．実験結果及び考察

THMFP、TOXFP の溶出実験の結果を図－８、図－９に示す。溶出速度は、14 日までの溶出量を底泥面積、日数あたりの溶出速度に換算した。



図－８ THMFP溶出速度



図－９ TOXFP溶出速度

THMFP の溶出速度は、好気的条件で 0.62 ～ 1.7kg/km2・日、嫌気的条件で 1.5、2.7kg/km2・日となり、攪拌条件が異なるため単純に比較ができないが、同一の水温では嫌気的条件の方が大きいという結果が得られた。また、水温が高いほど溶出速度も大きくなる傾向が見られた。TOXFP の溶出速度は、好気的条件で 6.3 ～ 11kg/km2・日、嫌気的条件で 1.7、20kg/km2・日となり、溶存酸素、水温の違いによる傾向は見られなかった。

THMFP の溶出速度は、合田等[1]による田の生育期の排出量 0.3kg/km2・日、代カキ期の排出量 3.8kg/km2・日と同オーダーの高い数値であった。

４．利根川における調査結果

４．１．調査方法

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１１年１月までの利根川各地点で THMFP、TOXFP、Chl-a、CODMn を測定した。THMFP、TOXFP の分析方法は表－１に従い、Chl-a、CODMn は河川水質試験方法（案）に従った。

４．２．測定結果及び考察

THMFP の構成成分である CHBr3(ブロモホルム)、CHClBr2(ジブロモクロロメタン)、CHCl2Br(ジクロロブロモメタン)、CHCl3(クロロホルム)別の生成能濃度の平成８年９月から１１年１月までの平均値を、地点毎に図－１０に示す。全体としては、支川の流入直下でありその影響を受けていると考えられる刀水橋を除けば、下流になるに従い THMFP は増加する傾向にある。また、下流の金江津、水郷大橋、河口堰では、ジブロモクロロメタンやジクロロブロモメタンといった臭素イオンの影響を受ける成分の増加が大きかっ

た。

THMFP と Chl-a 及び COD の地点別、期間平均値の関係を図－１１、図－１２に、TOXFP と Chl-a、COD の関係を図－１３、図－１４に示す。なお、刀水橋データを除くとともに、THMFP では、臭素の原子量の影響を除くために、ブロモホルム、ジブロモクロロメタン、ジクロロブロモメタンの質量で表現される濃度をクロロホルムの質量で表現される濃度に換算した値を用いた。

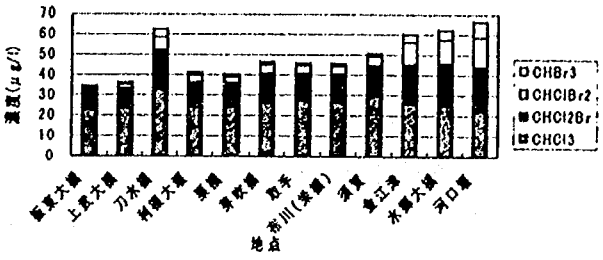


図-10 THMFPの内訳

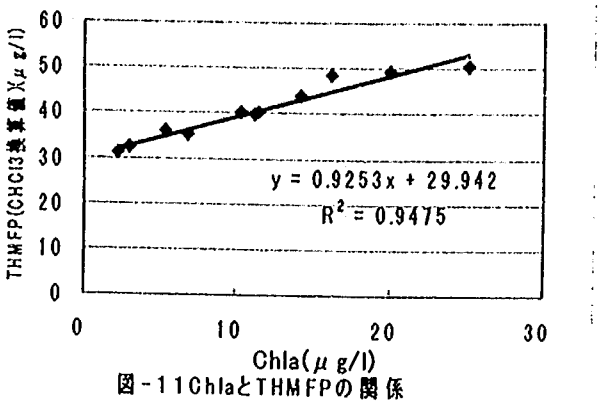


図-11ChlaとTHMFPの関係

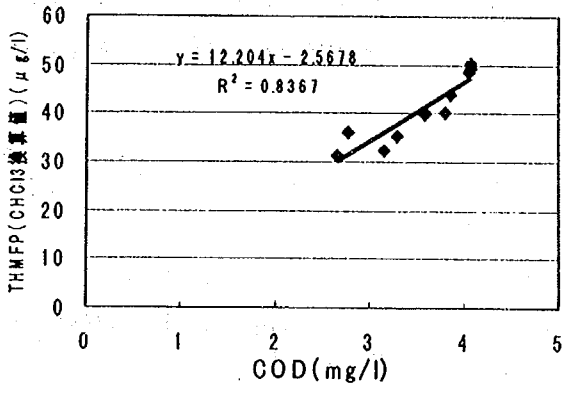


図-12 CODとTHMFP(CHCl3換算値)との関係

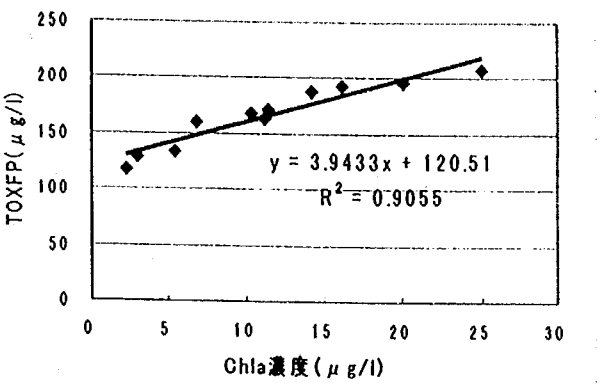
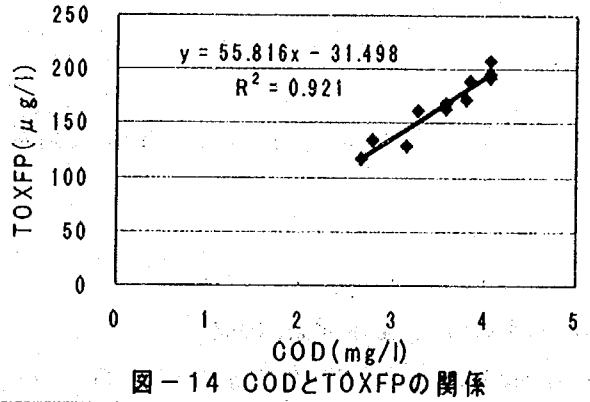


図-13 ChlaとTOXFPの関係



図－14 CODとTOXFPの関係

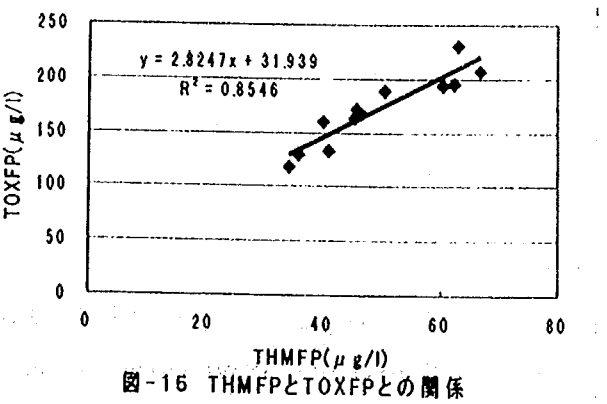


図-15 THMFPとTOXFPとの関係

この結果から、Chl-a、COD が増加すれば THMFP（クロロホルム換算値）、TOXFP が増大するという傾向が確認された。図－１１からは Chl-a の１μｇの増加に対して、THMFP が 0.9 μｇ増加するように見えるが、平成７年度の Chl-a と THMFP との関係を把握した結果からは Chl-a の増加だけで THMFP の増加量を説明することは困難であり、他の成分の影響も推測される。Chl-a 以外の要因としては、下流になるにしたがい（Chl-a の増加とともに）ﾌｨｵﾌｨﾁﾝ a も増加しており、これらの物質の影響も考えられる。

THMFP と TOXFP の地点別、期間平均値の関係を図－１５に示す。THMFP の TOXFP に対する割合はほぼ一定であり、約３６％であった。なお、Koch ら[2] によれば、塩素消毒後の処理水の TOX にしめる THM の割合は２５％とされており、この値よりは大きい値であった。

５．平成１０年度のまとめ

①生活排水由来の THMFP、TOXFP の分解に水温の与える影響は小さかった。

②生活排水由来の THMFP、TOXFP は TOC などと挙動が異なることが確認された。

③手賀沼底泥からの THMFP の溶出速度は好気条件で 0.6 ～ 1.7kg/km2･日程度、嫌気条件で 1.5、2.7kg/km2･日程度であり、TOXFP の溶出速度は好気条件で 6.3 ～ 11kg/km2･日程度、嫌気条件で 1.7、20kg/km2･日程度であった。

④利根川下流部では上流部に比べ、THMFP の測定に際し、ジブロモクロロメタンなどの臭素化合物の増加が見られた。

⑤利根川では平成８年９月から１１年１月までの期間平均、地点別の THMFP、TOXFP は Chl-a、COD と正の相関があることが確認された。ただ、THMFP 等の増加の要因は Chl-a の増加だけではないと推測される。

６．過去の成果と課題のまとめ

・藻類由来の THMFP 等の挙動の傾向はある程度明らかになったが、増殖段階や藻類種により特性が異なるため、定量的な予測を行うためには、詳細な研究がさらに必要である。

・土壌由来の THMFP 等は、既に生物分解を受けているためか、経時的には変化が見られなかった。

・生活排水由来の THMFP 等の挙動は TOC 等の有機物指標と挙動が異なることが確認され、定量的な予測を行うためには、流下時間や過去の生物分解の履歴等を考慮する必要がある。

・河床藻類の単位面積あたりの THMFP 生産量は 5.0（kg/km2･日）と代カキ期の田[1] と同程度の高い値となる場合があった。

・手賀沼底泥からの THMFP の溶出速度は好気条件で 0.6 ～ 1.7（kg/km2･日）、嫌気条件で 1.5、2.7（kg/km2･日）であった。

７．主な研究成果物

横田敏宏、田中宏明,水道水源保全のための基礎的調査（Ⅱ），第 34 回下水道研究発表会講演集,pp212-214,1997.7

参考文献

1) 合田健等: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, 土木学会, 1984

2) Koch,B.and Krasner,S.W.(1989) Occurrence of distribution by-products in a distribution system, Proceedings: Annual Conference sponsored by American Water Works Association, Pt.2,1203-1230

II. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1.　下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究

汚泥研究室　室　　長　尾崎正明
主任研究員　久保忠雄

1．はじめに

近年、廃棄物排出量の増大にもかかわらず最終処分場の確保は困難な状況にある。また、天然資源の採取に伴う環境負荷の発生や資源の逼迫を背景にした資源確保の観点からも、廃棄物のリサイクルを推進する必要がある。廃棄物のリサイクルにおいて、対象廃棄物が有害物質を含有する場合は、その含有量をできるだけ低減するとともに、少量残留する有害物質については安定化処理を施す等により可能な限りリサイクルを推進することが必要である。本研究では、下水汚泥を再生資材の安全な原料として供給し、リサイクルを推進することを目的として、下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の挙動とその制御技術を検討する。

2．汚泥処理過程における重金属等の挙動に関する調査

2．1　目的

下水汚泥焼却灰とそれを原料としたリサイクル製品の溶出試験を行った場合、As、Se について焼却灰ではほとんどの試料で土壌環境基準を超える溶出が認められる。また、リサイクル製品でも焼成や固化を行わないリサイクル製品においては、わずかではあるが As、Se の溶出が認められる事例がある。[1] このようなことから、今回は Se、As を主な対象として調査を行うこととした。なお、平成１０年度は、焼却過程について実施設で調査を行い重金属等の物質収支を算定した。

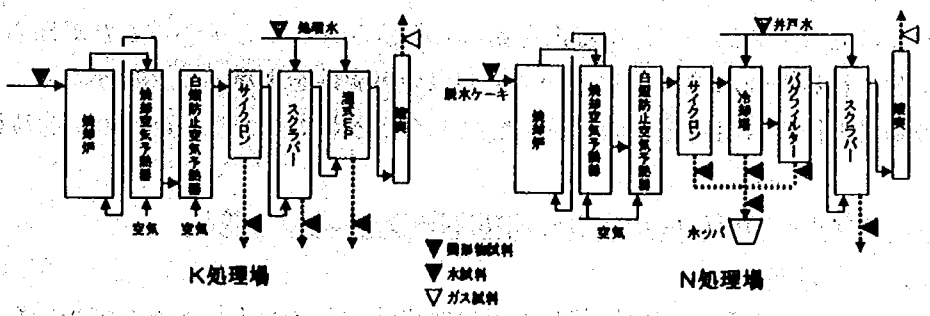
2．2　調査方法

流動床焼却炉は、炉内で脱水ケーキと砂を浮遊混合させて焼却するもので、焼却灰は数十μ程度の微細な粒子となって排ガスとともに炉から排出され、サイクロンやバグフィルター、電気集塵機（ＥＰ）によって捕集される。炉内の温度は Se、As およびその主な化合物の沸点あるいは昇華点より高く、これらの物質は気体の状態で炉から排出され、排ガス温度の低下にともなって灰表面等に析出するものと考えられる。[2] このため、灰に含まれる As、Se の量は灰捕集温度に大きく影響され、廃熱ボイラーの使用により排ガス温度が低下した際に Se 含有量が多くなった事例も報告されている。[3]

近年、廃熱ボイラーによる熱回収やバグフィルターによる排ガス処理が採用されるケースが出てきているが、このような場合、灰捕集温度は低くなる傾向がある。本調査では、灰捕集温度の違いによる As、Se 含有量

表－１　調査対象処理場の概要

処理場名	K処理場	N処理場
排除方式	分流式 （一部合流）	分流式
水処理	凝集剤添加活性汚泥法 嫌気無酸素好気法 凝集剤併用循環法	ｽﾃｯﾌﾟｴｱﾚｰｼｮﾝ法 （嫌気好気法）
汚泥処理	重力濃縮 嫌気性硝化（一部） 遠心脱水 焼却	重力濃縮 ベルトプレス 焼却
焼却炉	流動床炉 排煙処理方式 サイクロン スクラバー 湿式ＥＰ	流動床炉 排煙処理方式 サイクロン バグフィルター スクラバー

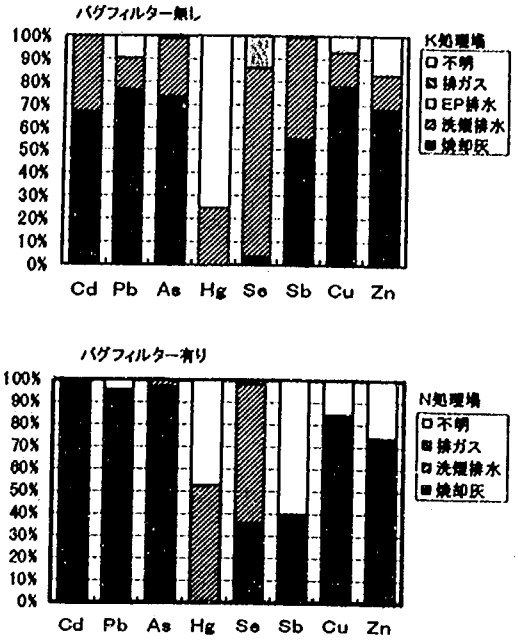


図－１　調査対象処理場の焼却炉フロー（▽はサンプリング箇所）

の違いを把握するため、バグフィルターを有する施設（N処理場）と有しない施設（K処理場）の焼却灰を比較した。なお、N処理場は、バグフィルターとその前段のサイクロンで灰捕集を行っており、収支計算は両方の灰が混合されたホッパ灰により行った。

２．３　重金属等の収支

図－２は、両処理場において平成１０年１０月～平成１１年２月の期間に１回／月の割合（ガス試料については平成１０年１２月～平成１１年２月の期間）で行った調査結果をもとに、脱水ケーキ中の成分が焼却灰やスクラバー排水にどのような比率で移行したかを計算した結果（平均値）を示したものである。なお、ここに示す移行率は、焼却灰、排水、排ガス移行率の合計が１００％に満たない場合は不足分を「不明」とし、１００％を超える場合は合計が１００％となるよう補正を行ったものである。



図－２　重金属等の移行率

調査結果を見ると、焼却灰への移行率が高いものは、Cd、Pb、As、Cu、Zn、焼却灰への移行率の低いものは、Hg、Se であった。また、Se については、両処理場で移行率に明らかな差異が認められた。これが灰捕集温度の違いによるものかどうかを確認するため、N処理場においてサイクロン灰とバグフィルター灰を別に採取し分析した。（表－２）この結果をみると、他の金属等の組成がほとんど同じであるのに対し、バグフィルター灰の Se 含有量はサイクロン灰に比較して大きくなっている。この原因は、サイクロン、バグフィルター内の温度がそれぞれ約３００℃、２００℃、SeO_2 の昇華点が 317 ℃（1 気圧）であることから、Se の多くはサイクロンを通過しバグフィルターで捕集されたためと推定される。一方、As については差異が認められなかったが、これは As の沸点が Se に比較して高いため、この温度域では差が出なかったものと考えられる。

表－２　サイクロン灰とバグフィルター灰の比較

（単位：mg/kg-DS）

成分	サイクロン焼却灰	バグフィルター焼却灰
Al	92,653	92,932
Ca	64,948	68,208
P	89,336	87,251
Cr	113	111
Cu	1,043	1,085
Zn	2,566	2,670
Si	187,732	176,613
Pb	77.87	80.78
Cd	4.08	4.39
Se	0.47	8.10
As	23.37	25.49
Sb	8.72	7.95

以上の結果から、流動床焼却炉において排ガス処理および灰捕集設備を計画する場合、灰の捕集温度が Se など揮発性の高い金属の含有量に影響することを考慮する必要があることがわかった。

また、図－２から揮発性の高い Hg、Se はスクラバー排水への移行率が大きいことがわかる。Hg については返流水を通じて処理場内を循環し蓄積されることがあることが知られているが、汚泥中に Se が多く含まれる場合には、Se についても同様の可能性を考慮する必要があることもわかった。今後は、Se、As の挙動と排ガス温度等との関係を把握するとともに、これら金属の制御技術を検討する必要がある。

３．球状化焼却灰からの金属成分溶出制御技術に関する検討

３．１　目的

下水汚泥を流動床炉で焼却した灰の性状は、セメント材料として用いられているフライアッシュと類似

している。（表－３）しかしながら、高分子系焼却灰の場合は吸水性が高いため、コンクリートのフレッシュ性状やコンクリート強度に問題が生じたり、焼却灰中に含まれているＰやClがコンクリートの耐久性など長期的安定性に悪影響を及ぼす可能性があると言われている。[4] この焼却灰を高温フレーム中で表面溶融状態にし、表面張力を利用して球形化したもの（以下、「球形灰」という。）は、焼却灰表面にガラス質の被膜を形成することで上記のような焼却灰の欠点を解消したもので、焼却灰を原料とした安全なリサイクル資材として利用が期待されている。[6] [7]

表－３　一般的な球形灰と高炉ｽﾗｸﾞ、ﾌﾗｲｱｯｼｭ(FA))の物性例[5]

項目		球形灰 高分子系	焼却灰 無機系	焼却灰 高分子系	高炉ｽﾗｸﾞ 微粉砕品	石炭火力 FA(JIS)	普通ﾎﾟﾙﾄﾗﾝﾄﾞｾﾒﾝﾄ
ig-loss	%	0.5	1.0	0.8	0.7	1.7	2.1
SiO2	%	45.8	19.2	46.2	32.9	50.8	22.7
Al2O3	%	15.8	9.6	15.8	16.0	25.0	5.3
Fe2O3	%	8.9	19.7	10.8	0.4	5.7	3.2
CaO	%	8.6	35.5	5.5	42.3	10.0	64.1
MgO	%	3.2	4.0	2.4	6.2	2.1	1.5
R2O	%	2.7	0.8	3.1	0.3	3.3	0.8
SO3	%	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	2.1
P2O5	%	14.4	8.6	14.2	0.0	0.2	0.0
真比重	g/cm3	2.81	3.22	2.38	2.91	2.20	3.15
見かけ比重	g/cm3	1.58	1.35	0.70	1.26	1.19	1.41
比表面積	m2/g	0.45	3.50	8.58	0.93	2.46	0.75

本研究では、この球形灰を例として、リサイクル製品からの重金属溶出制御技術および品質管理手法の検討を行う。なお、平成１０年度は球形灰からの金属等の溶出特性、球形化による溶出抑制効果の確認およびモルタル中におけるアルカリ崩壊の抑制技術に関する検討を行った。

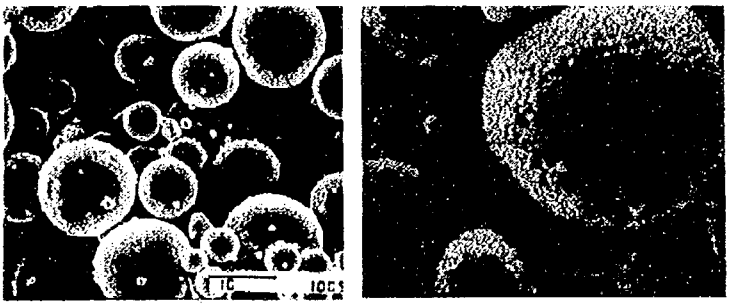
３．２　調査方法

（１）球形灰からの金属等の溶出特性、球形化による溶出抑制効果の確認

球形灰からの金属等の溶出特性、球形化による溶出抑制効果の確認を行うため、表－４に示す球形灰およびその原料（原灰）について、表－５に示す条件で溶出試験を行った。

（２）アルカリ崩壊の抑制技術に関する検討

球形灰を用いたモルタル試験では、モルタルの凝結遅延が生じる場合がある。凝結遅延の原因となる物質はいくつか知られているが、下水汚泥焼却灰中に多く含まれるＰもその一つである。このことから、何らかの原因で球形灰の皮膜が壊れＰや金属等が溶出している可能性があると考え確認を行った。



写真－１　球形灰（左）とｱﾙｶﾘ崩壊状況（右）

写真－１は、球形灰を $Ca(OH)_2$ 飽和溶液中に浸漬することでモルタル中の環境を擬似的に再現し、球形灰の変化を電子顕微鏡写真により観察したもので、比較的滑らかであった球形灰表面が侵されている状況が観察された。（以下、この現象を「アルカリ崩壊」という。）このため、アルカリ崩壊のメカニズムおよび抑制技術について検討を行った。

表－４　溶出試験に用いた球形灰の性状

試料	平均粒径 (μm)	比表面積 (m^2/g)	球状化率 (%)	備考
焼却灰１	23.1	6.22	-	原灰
球形灰１	20.2	0.14	98.0	火炎温度：2,100度
球形灰２	22.4	0.30	94.4	火炎温度：1,550度
焼却灰２	20.5	7.99	-	原灰
球形灰３	21.7	0.26	96.8	消石灰無添加
球形灰４	22.7	0.18	93.6	消石灰3%添加
球形灰５	26.5	0.17	93.0	消石灰5%添加

表－５　溶出試験条件

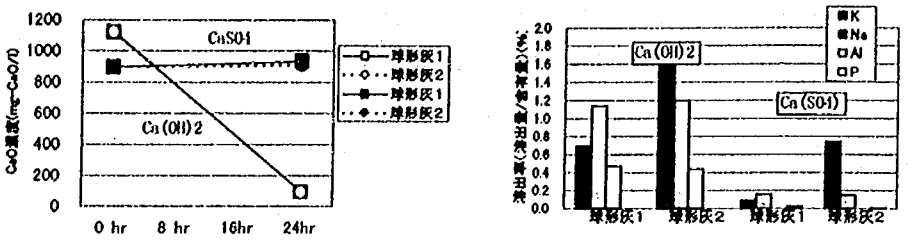
試験	試料(g)	溶媒(ml)	重量体積比	撹拌方法	時間(h)	ろ紙(μm)	粒径(mm)	備考
Ca(OH)2飽和水による試験	100	1000	1:10	撹拌棒	24	0.45	<2	Ca(OH)2飽和水
CaSO4飽和水による試験	100	1000	1:10	撹拌棒	24	0.45	<2	CaSO4飽和水
pHの影響に関する試験	100	1000	1:10	撹拌棒	6	0.45	<2	0.1N HCl NaOH
試料溶媒比に関する試験	100	1000	1:10～100	撹拌棒	24	0.45	<2	Ca(OH)2飽和水
球形灰からの溶出抑制試験	25	500	1:20	撹拌棒	24	0.45	<2	Ca(OH)2飽和水

３．３　球形灰からの金属等の溶出特性、球形化による溶出抑制効果の確認

（１）Ca(OH)$_2$、CaSO$_4$飽和溶液による溶出試験

アルカリ崩壊発生時におけるＰおよび金属等の溶出状況を把握するため、球形灰をCa(OH)$_2$飽和溶液中に浸漬して疑似モルタル環境を作り溶出試験を行った。なお、Ca^{2+}の影響を把握するためCaSO$_4$飽和溶液による溶出試験も併せて行った。試験結果を**図－３**に示す。

Ca(OH)$_2$飽和溶液を用いた試験では、溶媒中のCaが吸収され濃度が低下し、K、NaおよびAlが溶出している。一方、CaSO$_4$飽和溶液を用いた試験では、Ca吸収量は小さく、Al等の溶出は少なかった。Pは、いずれの場合にもほとんど溶出は見られなかった。これらのことから、球形灰からのAl等の金属の溶出およびCaとの反応はアルカリ性の環境で生じ、Ca^{2+}の濃度には影響されないことがわかった。



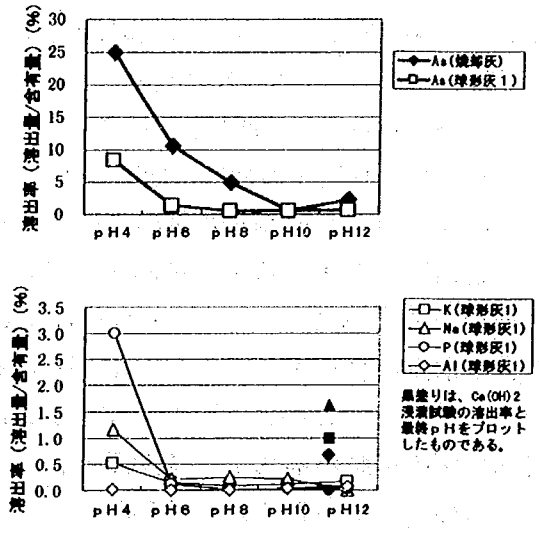
図－３　Ca(OH)$_2$飽和溶液およびCaSO$_4$飽和溶液による溶出試験

（２）ｐＨの影響

図－４にｐＨと溶出率（溶出量／含有量）の関係を示す。ｐＨの調整はｐＨコントローラーを用い、0.1N　HClまたは0.1N　NaOHにより行った。なお、球形灰の原料である焼却灰（以下、「原灰」という。）についても同様の試験を行い、球形化による効果の確認をあわせて行った。

原灰からは、ｐＨの低い領域でAsの溶出が見られるが、球形灰では溶出率は低減しており、焼却灰を球形灰とすることで溶出特性が改善されることが確認できた。

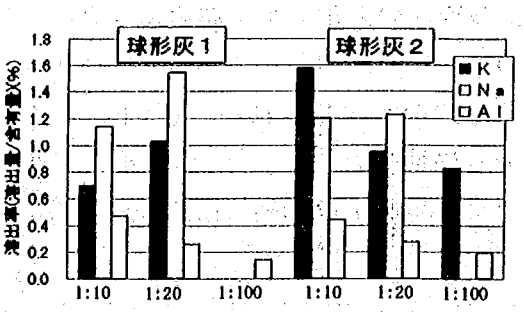
また、この試験の結果とCa(OH)$_2$飽和溶液による試験結果を比較すると、この試験では高ｐＨでも球形灰からの溶出量はわずかであった。これはCa(OH)$_2$とNaOHの違いによるものと考えられ、先のCa(OH)$_2$、CaSO$_4$飽和溶液による試験と併せて考えると、アルカリ崩壊は、球形灰のガラス質被膜およびその内部の成分が、高アルカリ環境下でCaと選択的に置換あるいは化合物の形成などの複雑な相互作用の結果生じているものと考えられる。



図－４　球形灰の溶出特性(pHの影響)

（３）試料溶媒比の影響

図－５に試料（球形灰）と溶媒（Ca(OH)$_2$飽和溶液）の比を１：１０から１：１００まで３段階に変化させて行った試験結果を示す。一般的に試料溶媒比が小さくなるほど溶出率（溶出量／含有量）は大きくなると考えられるが、この結果をみると、全体的には試料溶媒比が小さくなるほ



図－５　球形灰の溶出特性(試料溶媒比の影響)

ど溶出率が小さくなる傾向が認められる。この原因は、試料溶媒比が小さい場合には溶媒中の Ca 濃度が高く他の金属が溶出しにくい状態と考えられるのに対し、試料溶媒比が大きい場合には溶媒中の Ca が吸収されて濃度が低下していることが影響していることも考えられ、同様の試験を行う場合にはこの点に留意する必要がある。

なお、球形灰１と球形灰２との比較では球形灰１の溶出量が低い傾向がみられるが、これは球形灰１の方が高温で溶融されているため、これら金属が安定化が図られているものと推定される。

３．４　球形灰からの金属成分の溶出抑制試験

球形灰からの金属成分の溶出では Al の他に Na、K の溶出が確認された。これらの金属はセメントのアルカリ量 R_2O(=Na_2O+0.658 x K_2O)（ポルトランドセメントの場合 0.75 %以下）として JIS に規定されており、コンクリート混和材として利用した場合、アルカリ骨材反応に影響を与える恐れがある。また、モルタル中の Ca 濃度の低下は、コンクリートの凝結反応に影響を及ぼすとともにコンクリートの中性化を早める可能性がある。

ここでは、球形灰に予め Ca を加えることで、金属成分の溶出、モルタル中の Ca 吸収を抑制する方法について試験を行った結果を示す。Ca の添加は、高分子系の焼却灰の場合に比較して石灰系の焼却灰を用いた球形灰ではアルカリ崩壊を生じにくい傾向があることから試験を行ったものである。

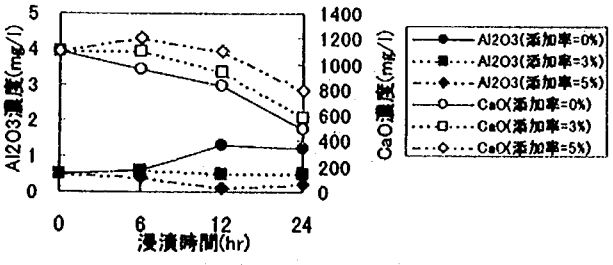
Ca を添加して製造した球形灰（以下、「改質球形灰」という。）は、原料である焼却灰に消石灰を添加し、これを十分に混合したのちに加熱して球形灰を製造した。なお、消石灰の必要量は、Ca の吸収が主に球形灰中の P との反応であると想定し、Ca と P との反応を次のように仮定すると**式－１**により算定され、その最大値は灰中の P がすべて反応性の P と仮定した場合である。なお、ここで反応性 P とは、$Ca(OH)_2$ 飽和溶液あるいはモルタル中で Ca と反応し得る P をいう。

$$3Ca(OH)_2 + P_2O_5 \rightarrow Ca_3(PO_4)_2 + 3H_2O$$

消石灰必要量（%）＝灰中の反応性 P(P_2O_5 換算(%))×(3 × 74.1)／141.9（式－１）

試験では、Ca 添加率（消石灰添加重量／焼却灰重量）を０、３、５%の３段階で変化させた。これは、灰中に既に Ca が含有されており、Ca と反応する P の割合は限定されると考えたためである。

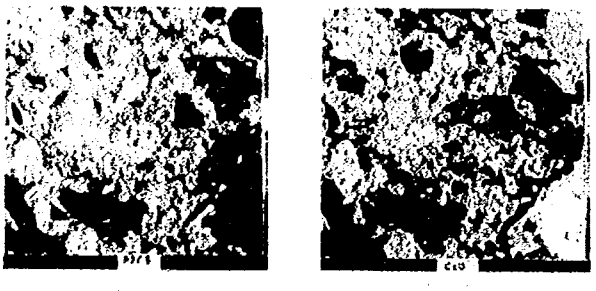
試験の結果を**図－６**に示す。



図－６　消石灰添加による効果

消石灰添加率が高いほど Ca 吸収量、Al 溶出量は低下する傾向が見られ、消石灰として５%程度の添加でも Al の溶出はほぼ抑制され、Ca の吸収量も約１／２に低減できることがわかった。一方、アルカリ金属については顕著な傾向は確認されなかった。

このように、予め Ca を添加することでアルカリ崩壊が抑制できること、アルカリ崩壊が生じた場合には溶媒中の Ca が吸収されること、さらにアルカリ崩壊が生じた場合でも P の溶出が観察されなかったことから考えると、モルタルの凝結遅延は P などの遅延作用をもつ物質が溶出するのではなく、灰表面または灰中の P と Ca の反応によりモルタル中の Ca 濃度が低下す



P2O5　　CaO

写真－２　球形灰表面のEPMA画像

ることによるものと推定される。**写真－2**はアルカリ崩壊を生じた球形灰表面の EPMA 画像であるが、Ca と P の存在部位の相関は他の元素の場合に比較して顕著で、これはこの推定を裏付けるものである。

なお、Ca の吸収量をどの程度低減すればよいかという点については、セメント混合材、コンクリート混和材として用いられているフライアッシュ等と同等であればよいという考え方もできるが、金属等の溶出量などを含め総合的に評価する必要がある。また、Ca 添加の効果についても、原灰の性状、球形化率を含めた改質の程度などの影響も予想されることから、添加が必要とされる場合の適正な添加率について、これらの因子を考慮した検討を行う必要がある。

4．終わりに

平成１０年度は、焼却炉における重金属等の挙動調査および球形灰の溶出特性試験を行い、以下のような知見を得た。

（１）Se は、揮発性が高いため焼却灰移行率が低い。ただし、約２００℃の低温で捕集された灰中の Se 濃度は高温の場合に比較して高く、灰のリサイクルを考える場合には注意が必要である。

（２）また、Se は Hg と同様にスクラバー排水への移行率が大きく、返流水を通じて下水処理場内を循環する恐れがある。

（３）アルカリ崩壊における球形灰からの金属の溶出について検討した結果、$Ca(OH)_2$ 飽和溶液中では球形灰に Ca が吸収され、球形灰中の Al、K、Na などの金属成分が溶出してくることが確認された。

（４）高温の熱処理により球形灰を製造することで、K、Na などのアルカリ金属が安定化し、溶出量が低下する傾向がみられた。

（５）消石灰を予め添加した後に熱処理を行い球形灰を製造すると、添加率が高いほど Ca 吸収量、Al 溶出量が低下する傾向が確認された。

本報告で使用した溶出試験に関するデータは、土木研究所と民間３社による共同研究「バイオス粉体の特性と利用」の成果の一部である。

参考文献：

1)尾崎ら、「下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査」、平成８年度下水道関係調査研究年次報告書、P215 ～ 222、1997、建設省土木研究所

2)篠塚ら、「下水汚泥の焼却灰に検出されるセレンについて」、第 34 回下水道研究発表会講演集、P851 ～ 853、1997

3)市川ら、「汚泥流動焼却におけるセレンの挙動およびその抑制方法について」、第 34 回下水道研究発表会講演集、P854 ～ 856、1997

4)田野崎ら、「下水汚泥焼却灰、スラグのセメント・コンクリート分野への利用」、第 35 回下水道研究発表会講演集、P1005 ～ 1007、1998

5)田野崎ら、「下水汚泥溶融球形粉体のモルタル・コンクリート用混和材料としての適用」、コンクリート工学年次論文報告集、Vol.19、P238 ～ 288、1997

6)尾崎ら、「汚泥焼却灰の球状化と高流動コンクリートへの適用」、第 35 回下水道研究発表会講演集、P1002 ～ 1004、1998

7)寺田ら、「下水汚泥焼却灰球状化法による溶融パウダー製造に関する方法」、同上、P993 ～ 995、1998

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　田中 宏明
小森 行也
岡安 祐司
竹歳 健治
東谷 忠

研究期間　平成８年度～１１年度
１０年度当初予算　２５，７２９千円

Fatal Prediction of Volatile Organic Compounds in Activated Sludge Process

(FY 1996～1999)

Hiroaki TANAKA, Koya KOMORI, Yuji OKAYASU, Kenji TAKETOSHI and Tadashi HIGASHITANI

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

Abstract

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 discharges to sewerage systems must be set up pretreatment facility in order to observe the effluent standard on the regulated VOCs if necessary. 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 in the activated sludge process (ASP) 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 VOCs in the activated sludge process.

This study in FY 1998 can be summarized as follows:

1) Field Survey of VOCs

We conducted field survey of 22 types of VOCs in wastewater at actual treatment plant applying the conventional ASP. Eleven VOCs consisting of dichloromethane, chloroform, benzene, 1,2-dichloroethane, trichloroethylene, toluene, trans-1,3-dichloropropene, 1,1,2-trichloroethane, m,p-xylene, o-xylene and p-dichlorobenzene were detected in influent. Six VOCs consisting of dichloromethane, chloroform, toluene, m,p-xylene, o-xylene and p-dichlorobenzene were detected in primary effluent. Eleven VOCs consisting of 1,1-

dichloroethylene, trans-1,2-dichloroethylene, cis-1,2-dichloroethylene, chloroform, 1,1,1-trichloroethane tetrachloromethane, 1,2-dichloroethane, trichloroethylene, toluene, tetrachloroethylene and m,p-xylene were detected in secondary effluent. However, all the concentrations of VOCs were lower than environmental water quality standards or guideline values for items for monitoring.

2) Mass balance of VOCs in the experimental wastewater treatment model

We measured VOC concentrations in influent wastewater, effluent wastewater, wasted gas and withdrawn sludge, using experimental facilities simulating the ASP. And then estimated mass fluxes of VOCs with respect to water, air and sludge that entered into and emitted out of the treatment process. VOCs whose mass balances were estimated were dichloromethane, benzene, toluene, m,p-xylene and o-xylene.

There resided 39% of dichloromethane, 12% of benzene, 8% of toluene, 3% of m,p-xylene and 8% of o-xylene in the effluent, and 55% of o-xylene in excess sludge if influent mass fluxed of individual VOCs are assumed 100%. 46% of dichloromethane, 2% of benzene, 16% of toluene, 10% of m,p-xylene and 22% of o-xylene were withdrawn as the raw sludge that generates in the primary settling tank. 3% of dichloromethane, 3% of toluene, 2% of m,p-xylene and 12% of o-xylene were withdrawn as the excess sludge that generates in biological process. The mass fluxes of VOCs that were purged into the air could be estimated to be 28%, 25%, 24%, 18% and 22% of the influent mass fluxes of dichloromethane, benzene, toluene, m,p-xylene and o-xylene respectively.

The total mass fluxes emitted into the environment of benzene, toluene, m,p-xylene and o-xylene that have been repoted to show relatively large biodegradability were estimated to be only 31%, 46%, 31% and 64% of the influent mass flux, respectively.

3) Biodegradation test of VOCs

We conducted biodegradation test of VOCs by Coulometers which can automatically measure respiration rate of activated sludge administered with the VOCs for 14 days. VOCs tested were dichloromethane, benzene, toluene, o-xylene, m-xylene and p-xylene. Degradation rate of VOCs for 14 days were 7%, 52%, 60%, 34%, 51% and 59% of dichloromethane, benzene, toluene, o-xylene, m-xylene and p-xylene.

1．はじめに

平成５年１２月、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）に関する排水基準の改正により、下水処理施設においても、新たに９項目の揮発性有機物（ＶＯＣ）と３項目の農薬の排出が規制された。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、必要に応じて除外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、これらに対する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。要監視項目については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、特にＶＯＣについては、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の活性汚泥法で、新たに規制されたＶＯＣ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１０年度は、実下水処理場におけるＶＯＣの実態調査、活性汚泥処理実験装置を用いたＶＯＣの挙動調査、ＶＯＣの

生分解性試験を実施した。

3．実下水処理場におけるＶＯＣの実態調査

3．1　調査方法

実下水処理場におけるＶＯＣの実態把握を目的とした調査を行った。調査対象とした処理場は、計画処理人口約２１万人の標準活性汚泥法を採用している処理場であり、汚泥処理施設を有している。調査は平成１１年２月に実施した。調査試料は、流入水、最初沈殿池流出水（初沈流出水）、最終沈殿池流出水（終沈流出水）の３試料とした。流入水は、沈砂池の前に設けられたスクリーンの手前で採取したが、汚泥処理系からの返流水を含まない下水である。初沈流出水は、越流トラフを越流したところで採取した。終沈流出水は、最終沈殿地の越流堰付近の上澄水を採取した。試料採取は、ＶＯＣの時間変動を把握するため、２時間間隔で２４時間行った。なお、採水はＶＯＣ用の自動採水器を用いて行った。調査対象項目は、環境基準・排水基準項目の１１物質、要監視項目の６物質を含む２２物質であり、１，１－ジクロロエチレン、ジクロロメタン、ｔｒａｎｓ－１，２－ジクロロエチレン、ｃｉｓ－１，２－ジクロロエチレン、クロロホルム、１，１，１－トリクロロエタン、四塩化炭素、ベンゼン、１，２－ジクロロエタン、トリクロロエチレン、１，２－ジクロロプロパン、ブロモジクロロメタン、ｃｉｓ－１，３－ジクロロプロペン、トルエン、ｔｒａｎｓ－１，３－ジクロロプロペン、１，１，２－トリクロロエタン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロメタン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレン、ブロモホルム、ｐ－ジクロロベンゼンである。調査対象項目について環境基準・排水基準の各基準値、要監視項目の指針値を表－１に示した。なお、採取試料のＶＯＣ分析は、表－２に示すＪＩＳ　Ｋ０１２５に従った。

表－１　VOCの基準値・指針値　（μg／l）

	環境基準	排水基準	要監視項目	備　考
1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	20	200		
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	20	200		
trans-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ			40	
cis-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	40	400		
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ			60	
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	1000	3000		
四塩化炭素	2	20		
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	10	100		
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	4	40		
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	30	300		
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ			60	
ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ				
cis-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	2	20		注1
ﾄﾙｴﾝ			600	
trans-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	2	20		注1
1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	6	60		
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	10	100		
ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ				
m,p-ｷｼﾚﾝ			400	注2
o-ｷｼﾚﾝ			400	注2
ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ				
p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ			300	

注1：基準値はcis-、trans-の区別なく1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝとして設定されている。
注2：基準値はo-、m-、p-の区別なくｷｼﾚﾝとして設定されている。

表－２　VOCの分析方法

	分析方法	検出下限値
流入水	JIS K0125 5.2 ヘッドスペースGC／MS法	0.1μg／l
初沈流出水	JIS K0125 5.1 パージ＆トラップGC／MS法	0.01μg／l
終沈流出水	JIS K0125 5.1 パージ＆トラップGC／MS法	0.01μg／l

３．２　調査結果と考察

調査結果を表－３、図－１に示した。調査対象とした２２項目のうち、流入水、初沈流出水、終沈流出水の各地点での採取１２検体中、複数検体から検出された物質は、流入水ではジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、ｔｒａｎｓ－１，３－ジクロロプロペン、１，１，２－トリクロロエタン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレン、ｐ－ジクロロベンゼンである。これらの検出された検出値の幾何平均値は、ジクロロメタン０．６μｇ／ｌ、クロロホルム２．９μｇ／ｌ、トルエン２．９μｇ／ｌ、ｔｒａｎｓ－１，３－ジクロロプロペン０．１μｇ／ｌ、１，１，２－トリクロロエタン０．３μｇ／ｌ、ｍ，ｐ－キシレン０．４μｇ／ｌ、ｏ－キシレン０．２μｇ／ｌ、ｐ－ジクロロベンゼン０．７μｇ／ｌであり、いずれも排水基準値以下であった。この他、採取１２検体中、１検体のみから検出された物質とその検出濃度は、ベンゼンが０．２μｇ／ｌ、１，２－ジクロロエタンが２．４μｇ／ｌ、トリクロロエチレンが２．７μｇ／ｌであった。いずれも排水基準値以下である。また、１，１－ジクロロエチレン、ｔｒａｎｓ－１，２－ジクロロエチレン、ｃｉｓ－１，２－ジクロロエチレン、１，１，１－トリクロロエタン、四塩化炭素、１，２－ジクロロプロパン、ブロモジクロロメタン、ｃｉｓ－１，３－ジクロロプロペン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロエメタン、ブロモホルムの１１物質は、すべて検出下限値以下であった。

初沈流出水では、複数検体から検出された物質は６物質あり、その幾何平均値はジクロロメタンが１．０４μｇ／ｌ、クロロホルムが２．７８μｇ／ｌ、トルエンが０．５３μｇ／ｌ、ｍ，ｐキシレンが０．８６μｇ／ｌ、ｏ－キシレンが０．３９μｇ／ｌ、ｐ－ジクロロベンゼンが０．７４μｇ／ｌである。これら以外の１６物質はすべて検出下限値以下で

表－３　検出結果と平均値

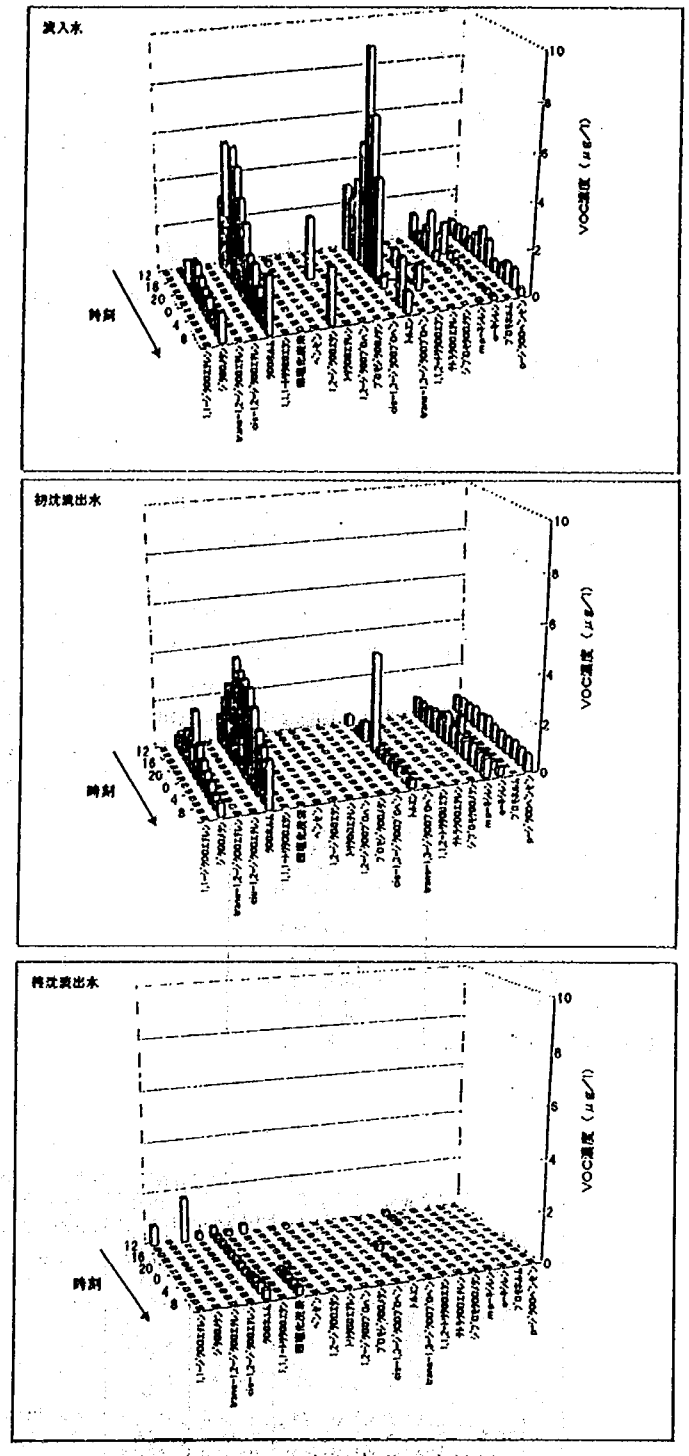
物質名		流入水	初沈流出水	終沈流出水
1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	1/12 (0.77) (0.77)
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	12/12 0.1-1.6 0.6	12/12 0.51-2.75 1.04	0/12
trans-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	1/12 (1.75) (1.75)
cis-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	1/12 (0.26) (0.26)
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	検出／測定 範囲 幾何平均	12/12 1.2-5.8 2.9	12/12 1.18-4.39 2.78	12/12 0.25-0.41 0.30
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	1/12 (0.20) (0.20)
四塩化炭素	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	5/12 0.32-0.36 0.33
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	1/12 (0.2) (0.2)	0/12	0/12
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	1/12 (2.4) (2.4)	0/12	1/12 (0.07) (0.07)
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	1/12 (2.7) (2.7)	0/12	1/12 (0.14) (0.14)
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	0/12
ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	0/12
cis-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	0/12
ﾄﾙｴﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	10/12 0.5-9.5 2.9	10/12 0.36-4.15 0.53	8/12 0.01-0.30 0.04
trans-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	2/12 0.1-0.1 0.1	0/12	0/12
1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	5/12 0.1-1.1 0.3	0/12	0/12
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	3/12 0.14-0.18 0.15
ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	0/12
m,p-ｷｼﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	8/12 0.1-2.0 0.4	12/12 0.80-1.30 0.86	1/12 (0.02) (0.02)
o-ｷｼﾚﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	12/12 0.1-1.4 0.2	12/12 0.31-1.03 0.39	0/12
ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ	検出／測定 範囲 幾何平均	0/12	0/12	0/12
p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	検出／測定 範囲 幾何平均	12/12 0.3-1.5 0.7	12/12 0.67-0.87 0.74	0/12

検出／測定 ： 検出検体数／測定検体数
範囲 ： 検出検体数の範囲(μｇ／l)
幾何平均 ：検出値の幾何平均値(μｇ／l)
検出数が1つの場合は、定量値を(　)で示した。

あった。

終沈流出水からはクロロホルム、四塩化炭素、トルエン、テトラクロロエチレンの4物質が複数検体から検出され、それぞれの幾何平均濃度は0．30μg／l、0．33μg／l、0．04μg／l、0．15μg／lであった。また、1，1－ジクロロエチレン、trans－1，2－ジクロロエチレン、cis－1，2－ジクロロエチレン、1，1，1－トリクロロエタン、1，2－ジクロロエタン、トリクロロエチレン、m，p－キシレンが、採取12検体中1検体からそれぞれ0．77μg／l、1．75μg／l、0．26μg／l、0．20μg／l、0．07μg／l、0．14μg／l、0．02μg／lであった。

2時間間隔で24時間採取した試料の分析結果を示した図－1からVOCの水質変動の様子がわかる。流入水ではクロロホルムとトルエンの変動が他の物質に比べて大きい。特にトルエンは0．5μg／lから9．5μg／lと約20倍の開きがみられた。初沈流出水では、トルエンの変動が流入水に比べは小さくなっているが、他の物質はほぼ同様の傾向を示している。終沈流出水では、ほとんどの物質が検出下限値付近あるいはそれ以下の値であり、大きな変動はみられない。下水中のVOCの時間変動は、物質によりその大小は異なるものの、変動が大きいものでは流入水で10から20倍、初沈流出水でも10倍程度あることがわかった。処理場におけるVOCの実態調査として負荷量収支を求める場合には、これらの時間変動を考慮した調査が不可欠である。



図－1　VOC水質変動調査結果

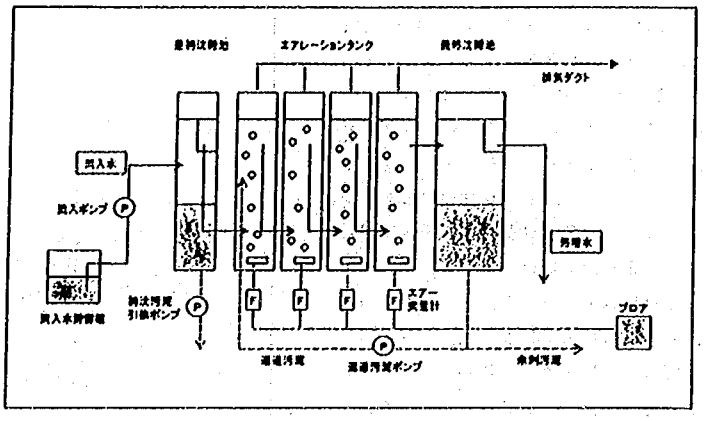
4．活性汚泥処理実験装置を用いたVOCの挙動調査

4．1　調査方法

最初沈殿池0．5m³、エアレーションタンク2m³、最終沈殿池0．7m³から構成される2組（1系、2系）の活性汚泥実験装置を用いジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，p－キシレン、o－キシレンについて活性汚泥処理プロセスにおける挙動調査を実施

した。本実験装置の概略を図－２に示す。

エアレーションタンクには覆蓋がしてあり、エアレーション空気は排気ダクトを通じ屋外へ放出されている。本調査に用いた２組（１系、２系）の実験装置は、工場排水が主となる実下水を流入水として標準活性汚泥法で運転した。運転条件は表－４に示すとおりである。



図－２　活性汚泥処理実験装置

実験装置の運転は平成１０年９月に開始し、処理が安定した平成１１年１月から２月にＶＯＣの挙動調査を実施した。挙動調査日前後の実験装置の運転状況は表－５に示すとおりであり、平成１１年１月から３月まで原則として週１回行った水質分析結果（平均値）を示した。エアレーションタンク第４槽（ＡＴ４）の活性汚泥浮遊物質（ＭＬＳＳ）は、１系が３３００mg／l、２系が２７００mg／lと標準活性汚泥法に比べ若干高いが処理水の生物化学的酸素要求量（ＢＯＤ）は１０mg／l程度であり、ＢＯＤ除去率は、１系が８８％、２系が８５％である。実下水処理場の一般的なＢＯＤ除去率（９０～９５％）と比べ若干低いが処理は概ね良好であった。ただし、２系では時々浮遊物質（ＳＳ）の流出があり１月から３月までのＳＳの平均は４５mg／lとなっていた。

ＶＯＣの挙動調査は、処理水質が安定していることを確認した後、実験装置の流入水、処理水、初沈汚泥、余剰汚泥、エアレーション排出ガスを採取し、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，p－キシレン、o－キシレンの分析を表－６に示す方法により行った。なお、分析試料は、１月２７日、２月１７日の２回、スポット採取したものである。

表－４　運転条件

流入水量	6 m3／日
最初沈殿池沈殿時間	2 時間
〃　水面積負荷	24 m3／m2・日
〃　汚泥引き抜き量	0.18 m3／日
エアレーション時間	8 時間
〃　空気量	48.5 m3／日
〃　水深	2 m
最終沈殿池沈殿時間	2.8 時間
〃　水面積負荷	17 m3／m2・日
余剰汚泥引き抜き量	0.8 m3／日
SRT	約 7 日
汚泥返送率	30 %

表－５　活性汚泥処理実験装置の水質分析結果

		水温 [℃]	pH [－]	SS [mg／l]	BOD [mg／l]	MLSS(AT4) [mg／l]	MLVSS(AT4) [mg／l]	MLDO(AT4) [mg／l]	SRT [日]
1系	流入水	23.9 (16.7-26.8)	(7.0-7.3)	110 (50-260)	84 (71-95)	3300 (2700-4700)	2300 (1900-3100)	2.0 (1.2-2.9)	6
	初沈流出水	23.7 (16.6-26.4)	(6.6-7.3)	66 (43-97)	73 (37-97)				
	処理水	21.8 (13.9-24.5)	(7.0-7.3)	13 (2.4-22)	10 (2.4-21)				
2系	流入水	23.6 (16.7-26.8)	(7.0-7.3)	110 (50-260)	84 (71-95)	2700 (2100-3600)	1800 (1200-2300)	2.0 (1.6-3.4)	5
	初沈流出水	23.3 (16.8-26.5)	(7.0-7.4)	79 (42-150)	75 (59-91)				
	処理水	21.9 (16.0-24.9)	(7.0-7.3)	45 (12-120)	13 (6.6-27)				

上段：平均値
下段：（　）内の数値は範囲

表－6　水、汚泥、大気試料の分析方法

	分析項目	定量下限値	分析方法
水質分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m, p－キシレン o－キシレン	0.001 mg/l	JIS K0125 5. 2 ヘッドスペースGC／MS法
汚泥分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m, p－キシレン o－キシレン	0.05 mg/kg	メタノール抽出後、n－デカンに転溶 直接導入GC／MS法[1]
大気分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m, p－キシレン o－キシレン	0.5 μg/m3	EPA, TO－14のガイドライン 加熱脱着GC／MS法

４．２　調査結果と考察

採取試料のＶＯＣ分析結果と流入水量、初沈汚泥引き抜き量、余剰汚泥引き抜き量、エアレーション空気量からそれぞれ調査対象物質のフラックスを求め表－７に示した。また、この結果を、流入水を１００とした場合の百分率で表し、表－８に示した。なお、ここではＨ９年度の結果も合わせて整理した。表－８の結果からジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、ｍ、ｐ－キシレン、ｏ－キシレンそれぞれの物質収支図を作成し図－３、４、５、６、７に示した。

［ジクロロメタン］

処理水に残留し系外へ排出される割合は１８～６０％で平均３９％である。エアレーションにより大気へ放出される割合は１１～５８％で平均約２８％、初沈汚泥として引き抜かれる割合は０～９５％で平均４６％、余剰汚泥として引き抜かれる割合は０～５％で平均３％であった。また、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥として系外に排出されるフラックスの合計は、１０２～１３９％であり平均で１１７％であった。流入フラックスに比べて増えている結果となっているが、分析方法、特に汚泥中の分析方法が確立していない現状でも、流入フラックスのほとんどが処理水、大気、汚泥に移行したことが示唆されている。ジクロロメタンは、活性汚泥処理による生分解の可能性が非常に小さいことが示唆された。

［ベンゼン］

処理水に残留し系外へ排出される割合は０～４２％で平均１２％、大気へ放出される割合は７～５８％で平均２５％、初沈汚泥として引き抜かれる割合は０～９％で平均２％、余剰汚泥として引き抜かれる割合は０％であった。また、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥として系外に排出されるフラックスの合計は、８～７５％でバラツキが大きいが平均３１％であった。ベンゼンは、処理水、初沈汚泥、余剰汚泥へのフラックスは非常に小さく、排出フラックスの多く約８０％はエアレーションによる大気への放出であることがわかる。また、流入フラックスの３１％が排出フラックスとして実測されているが、ベンゼンは微生物によって容易に分解されること[2]が知られており、残りの６９％は活性汚泥中の微生物により分解した可能性いが高い。

［トルエン］

処理水に残留し系外へ排出される割合は０～２４％で平均８％、大気へ放出される割合は５～４５％で平均２４％、初沈汚泥として引き抜かれる割合は２～４５％で平均１６％、余剰汚泥として引き抜かれる割合は１～９％で平均３％であった。また、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥として系外に排出されるフラックスの合計は、１７～７４％で４６％であった。トルエンは、処理水、余剰汚泥へのフラックスは小さく、排出フラックスの約７０％はエアレーションによる大気への放出と初沈汚泥の引き抜きである。また、流入フラックスの４６％が排出フラックスとして実測されているが、トルエンは微生物分解されやすい物質[2]であることから残りの５４％は活性汚泥処理により生分解した可能性がある。

［ｍ、ｐ－キシレン］

処理水に残留し系外へ排出される割合は０～１２で％で平均３％、大気へ放出される割合は０～６３％で平均１８％、初沈汚泥として引き抜かれる割合は１～２６％で平均１０、余剰汚泥として引き抜かれる割合は０～７％で平均２％であった。また、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥として系外に放出されるフラックスの合計は、２～７４％で平均３１％であった。ｍ、ｐ－キシレンはトルエンの傾向と似ており、処理水、余剰汚泥へのフラックスは小さく、排出フラックスの約９０％はエアレーションによる大気への放出と初沈汚泥の引き抜きである。また、流入フラックスの３１％が排出フラックスとして実測されているが、ｍ、ｐ－キシレンは生分解することが知られている[2]物質であり、残りの６９％はベンゼン、トルエン同様、活性汚泥により生分解した可能性がある。

表－7　各試料採取地点でのVOCフラックス　(mg／日)

			流入水	処理水	初沈汚泥	余剰汚泥	大気	排出合計
1系	ジクロロメタン	1月27日	120	66	33	2	33	135
		2月17日	66	18	64	2	7	92
	ベンゼン	1月27日	5160	0	61	1	365	427
		2月17日	3060	42	272	1	651	965
	トルエン	1月27日	1620	0	181	9	87	277
		2月17日	1320	24	599	8	184	815
	m,p-キシレン	1月27日	66	0	17	1	7	25
		2月17日	2220	12	74	1	3	89
	o-キシレン	1月27日	90	0	12	1	4	17
		2月17日	90	18	59	1	1	79
2系	ジクロロメタン	1月27日	120	72	28	6	26	133
		2月17日	66	12	52	4	13	80
	ベンゼン	1月27日	5160	0	46	1	941	989
		2月17日	3060	486	29	1	1770	2299
	トルエン	1月27日	1620	0	148	13	214	376
		2月17日	1320	204	173	12	587	976
	m,p-キシレン	1月27日	66	0	13	1	10	25
		2月17日	2220	12	18	1	14	44
	o-キシレン	1月27日	90	0	11	1	7	18
		2月17日	90	18	12	1	9	40

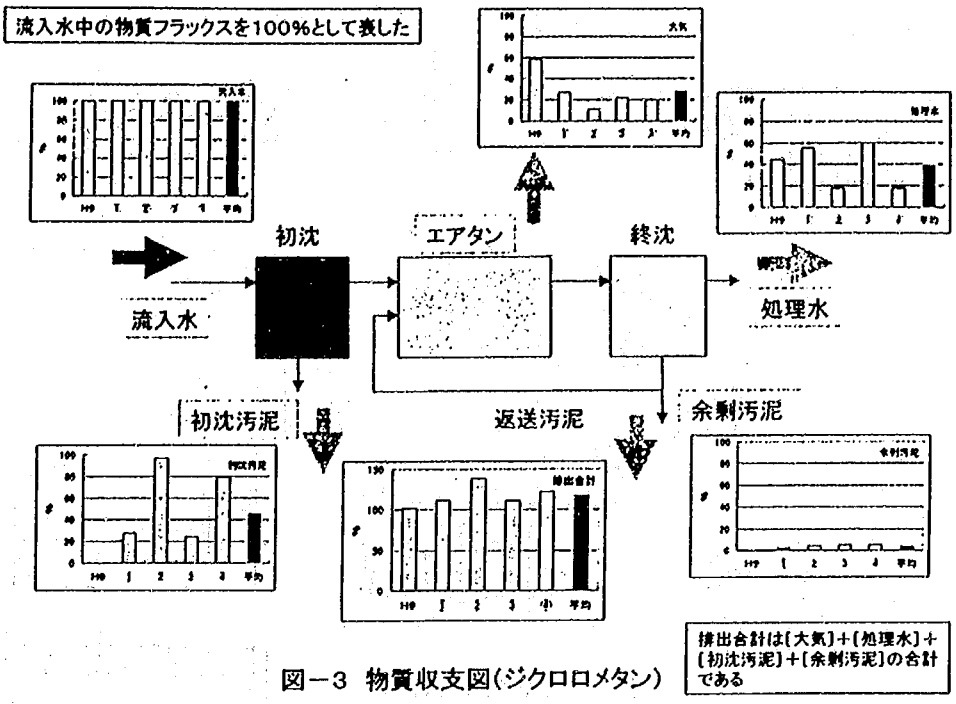
表－8　流入フラックスを100とした各ポイントを通過するフラックスの百分率(%)

		H9	1系		2系		平均値
			1月27日 ①	2月17日 ②	1月27日 ③	2月17日 ④	
処理水	ジクロロメタン	44	55	18	60	18	39
	ベンゼン	0	0	42	0	16	12
	トルエン	0	0	24	0	15	8
	m,p-キシレン	1	0	12	0	1	3
	o-キシレン	4	0	18	0	20	8
大気	ジクロロメタン	58	27	11	22	20	28
	ベンゼン	21	7	21	18	58	25
	トルエン	45	5	14	13	44	24
	m,p-キシレン	63	11	0	16	1	18
	o-キシレン	85	4	2	7	10	22
初沈汚泥	ジクロロメタン	0	28	97	24	79	46
	ベンゼン	0	1	9	1	1	2
	トルエン	2	11	45	9	13	16
	m,p-キシレン	2	26	3	20	1	10
	o-キシレン	8	13	65	12	14	22
余剰汚泥	ジクロロメタン	0	2	4	5	5	3
	ベンゼン	0	0	0	0	0	0
	トルエン	9	1	1	1	1	3
	m,p-キシレン	7	2	0	2	0	2
	o-キシレン	55	1	1	1	1	12
排出合計	ジクロロメタン	102	112	139	111	122	117
	ベンゼン	22	8	32	19	75	31
	トルエン	55	17	62	23	74	46
	m,p-キシレン	74	38	4	38	2	31
	o-キシレン	150	19	88	20	44	64

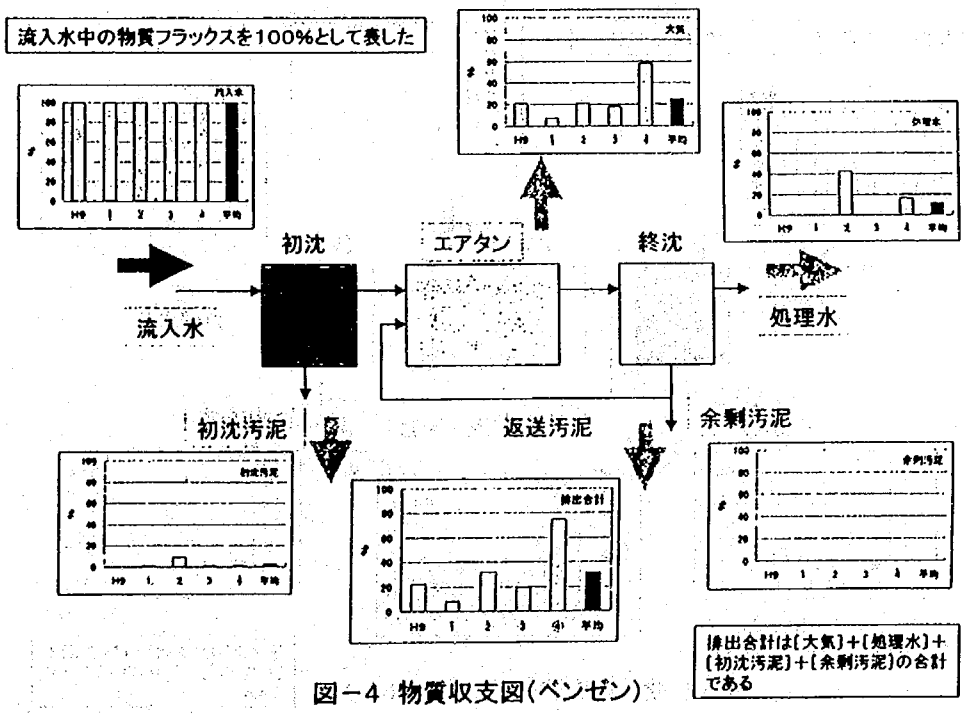
注:H9欄は平成9年度の調査結果[1]

［o－キシレン］

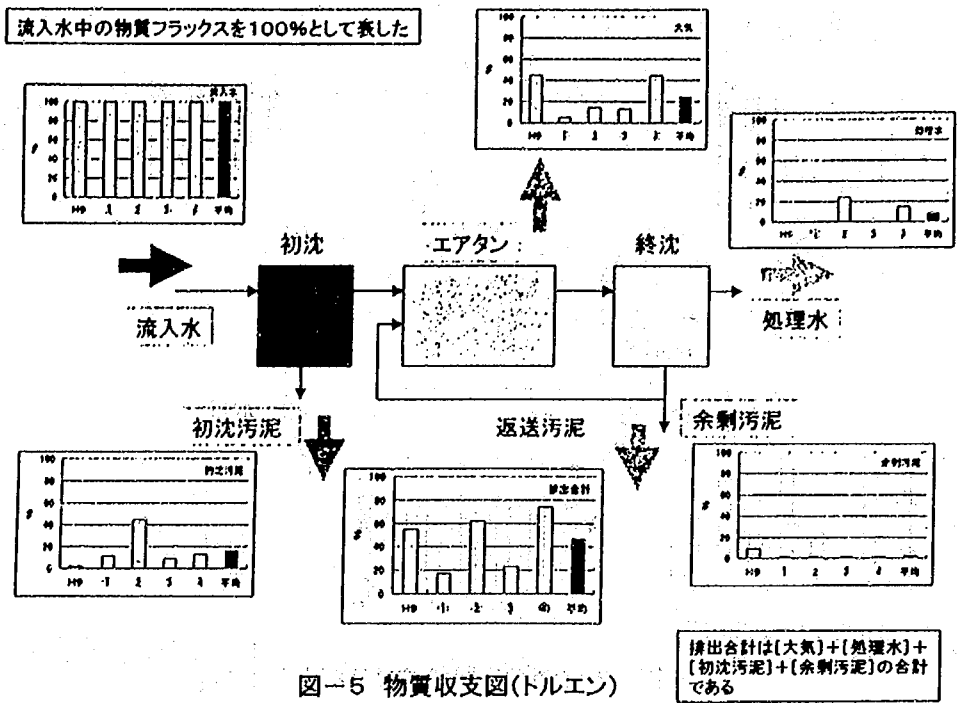
処理水に残留し系外へ排出される割合は０～２０で％で平均８％、大気へ放出される割合は２～８５％で平均２２％、初沈汚泥として引き抜かれる割合は８～６５％で平均２２、余剰汚泥として引き抜かれる割合は１～５５％で平均１２％であった。また、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥として系外に放出されるフラックスの合計は、１９～１５０％で平均６４％であった。o－キシレンは同じキシレンであっても構造異性体のm、p－キシレンと異なり、処理水、大気、初沈汚泥、余剰汚泥とすべてのフラクスから約１０～２０％検出されている。これら排出フラックスは、バラツキが大きいものの平均で流入フラックスの６４％であった。o－キシレンは微生物分解することが知られている[2]物質であり、残りの４６％は活性汚泥処理により生分解した可能性がある。



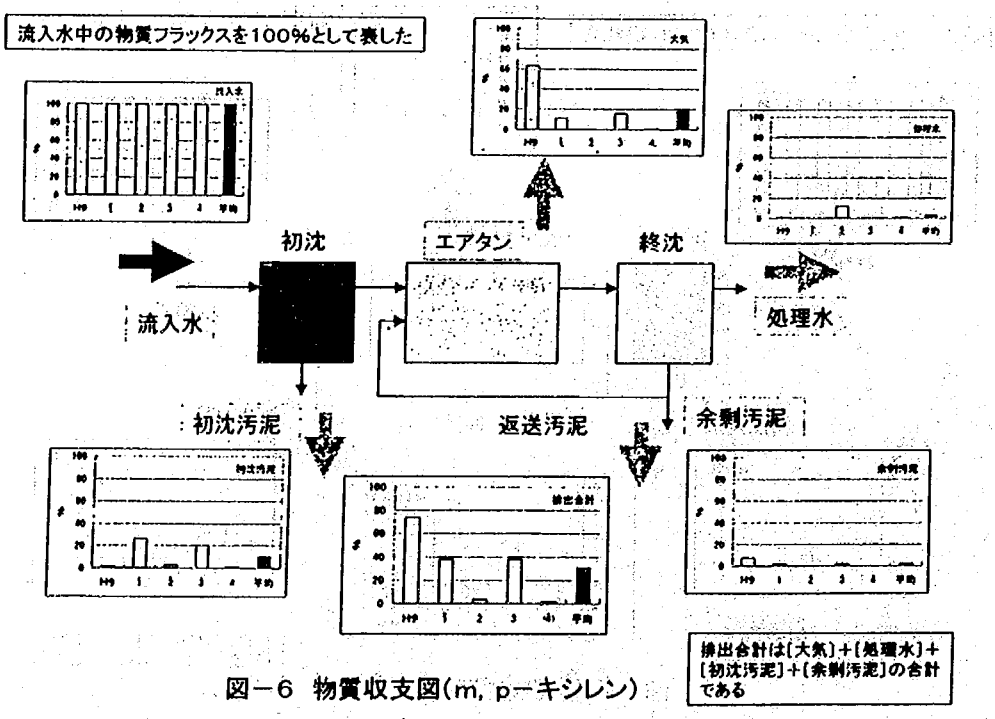
図－3 物質収支図(ジクロロメタン)



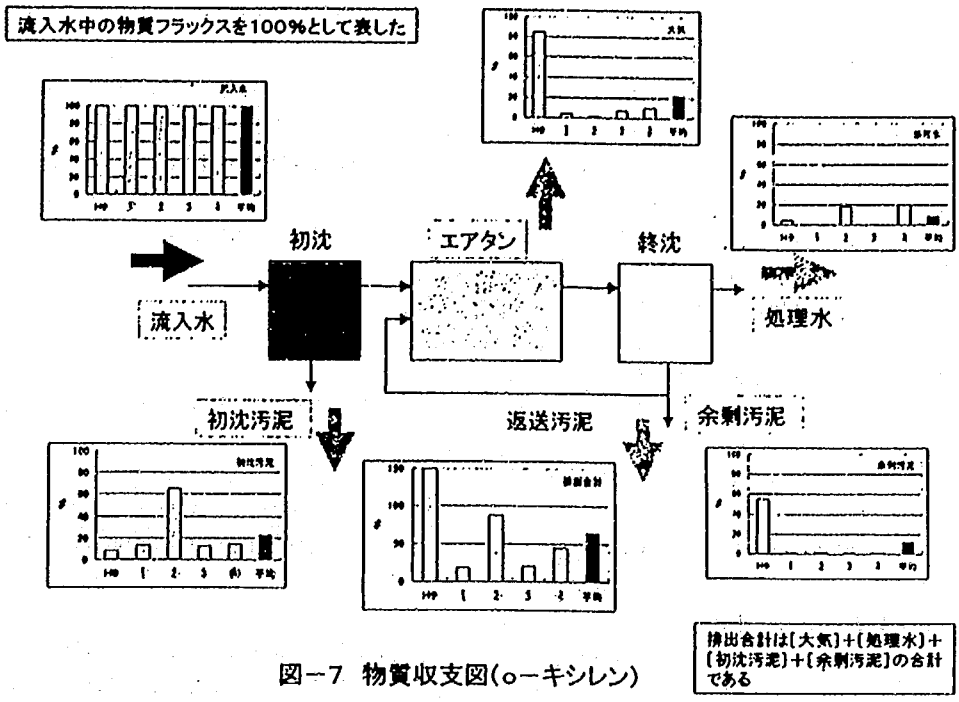
図－4 物質収支図(ベンゼン)



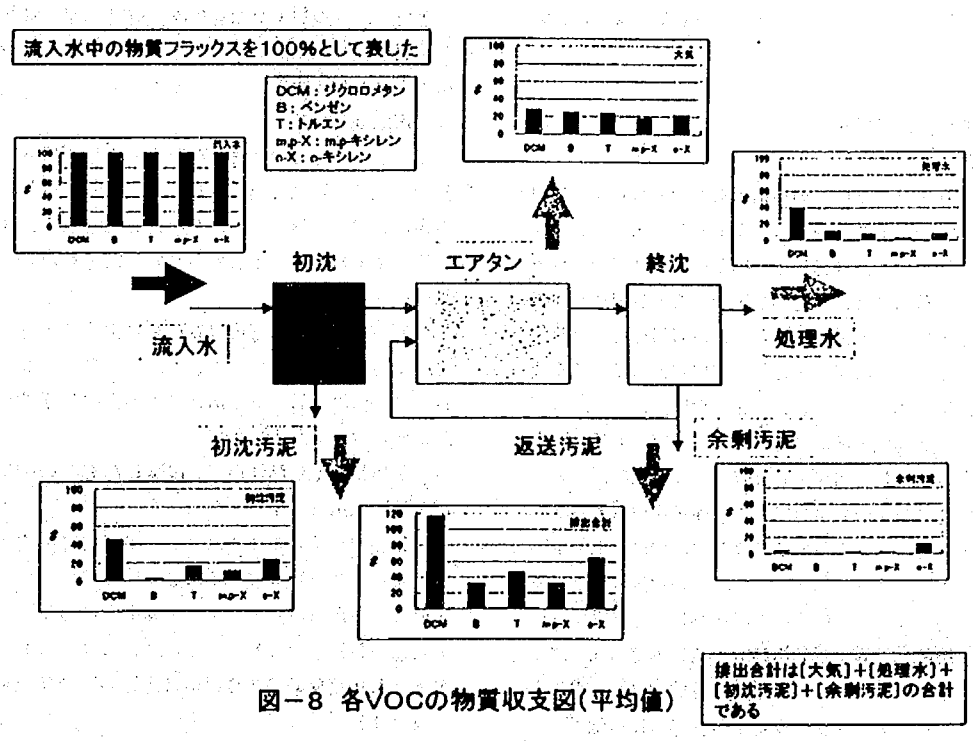
図－5 物質収支図(トルエン)



図－6 物質収支図(m, p－キシレン)



図－7　物質収支図(o－キシレン)



図－8　各VOCの物質収支図(平均値)

H９年度の調査結果（１ケース）と本調査結果（４ケース）の合計５ケースの平均値を図－８に示した。ジクロロメタンは、流入フラックスの３９％が処理水中に残留していた。ベンゼンは１２％、トルエンは８％、m，p－キシレンは３％、o－キシレンは８％が処理水中に残留していた。エアレーションによる大気への放出は、ジクロロメタン２８％、ベンゼン２５％、トルエン２４％、m，p－キシレン１８％、o－キシレン２２％であり、ほぼ同等の値を示した。初沈汚泥引き抜きフラックスは、各物質毎に大きく異なりジクロロメタンが４６％、ベンゼン２％、トルエン１６％、m，p－キシレン１０％、o－キシレン２２％であった。また、余剰汚泥引き抜きフラックスは、ジクロロメタンが３％、ベンゼン０％、トルエン３％、m，p－キシレン２％、o－キシレン１２％であった。o－キシレンは、他の４物質に比べ余剰汚泥への濃縮がみられた。

流入フラックスに対する排出フラックスの合計は、ジクロロメタンが１１７％、ベンゼンが３１％、トルエンが４６％、m，p－キシレンが３１％、o－キシレンが６４％であった。ベンゼン、トルエン、m，p－キシレン、o－キシレンは１００％を大きく下回っており、何らかの作用により分解を受けていることが示唆された。その分解の容易さは、ベンゼン、m，p－キシレン＞トルエン＞＞o－キシレンとなることが推察される。

５．ＶＯＣの生分解性試験

５．１　試験方法

９年度と１０年度にＶＯＣの挙動調査対象としたジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、o－キシレン、m－キシレン、p－キシレンについて活性汚泥を用いた生分解性試験を行った。生分解性試験方法は、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」による方法に準じ、密閉容器に化学物質のみを炭素源とし、活性汚泥を植種して密閉容器内で起こる酸素消費量を自動計測するクーロメータを用いて行った。

クーロメータは電気化学的な分析法（クーロメトリー）を用いた微生物の呼吸量を測定する装置であり、概念図を図－９に示す。培養ビン中の微生物は、その呼吸作用により水中の溶存酸素を消費する。そして溶存酸素の減少は、上部空間からの酸素の溶解により補給される。酸素の消費と並行して二酸化炭素が発生するが二酸化炭素吸収剤のソーダライムに吸着される。培養ビン内で生じる呼吸作用は上部空間の酸素分圧の低下を招くが、この分圧低下は電極式マノメータにより検出される。電極式マノメータにより酸素分圧の低下が検出されるとリレー回路が動作し、硫酸銅の定電流電解が行われ電解酸素が培養ビンに供給されて圧力は回復し元の状態にもどる。定電流電解であるため電解時間を積分すれば酸素発生量がわかる。この酸素発生量は、培養ビン内で消費される酸素量と同じ量となる。クーロメータは、電解時間の積分器として同期電動機を用いダイナミックブレーキの採用による高精度の積分を行いこの回転角をポテンショメータによりミリボルトに変換し記録計に図形を記録させるものである。
試験対象物質の理論酸素要求量を表－９に示した。

〔試験方法の概要〕

①基礎培養基

ＪＩＳＫ０１０２の２１．ａ）試薬で定められたＡ液、Ｂ液、Ｃ液及びＤ液それぞれ３ｍｌに水を加え１ｌとする。

②供試物質の添加及び試験の準備

①の基礎培養基に供試物質が１００ｍｇ／ｌとなるように添加したもの３００ｍｌを入れた培養ビン、基礎培養基のみを３００ｍｌ入れた対照空試験用の培養ビンを試験温度に調整する。

③活性汚泥の接種

②で準備した供試物質を添加した培養ビン、空試験用の培養ビンに活性汚泥を３０ｍｇ／ｌの濃度になるように接種する。活性汚泥の接種は、添加しようとする活性汚泥混合液の適量をＧＦ／Ｃろ紙でろ過した後、ろ紙上の活性汚泥をろ紙ごと培養ビンに添加する。この場合、活性汚泥が分散しやすくなるようハサミで細かく切って加える。

④分解度試験の実施

２５±１℃で十分かき混ぜながら１４日間培養し、酸素消費量の変化を経時的に測定する。１４日間培養した後、残留する供試物質を分析に供し、その量を測定する。供試物質が水に溶解する場合は、全有機炭素の残留量も測定する。

⑤試験結果の算出方法

・酸素消費量から分解度（％）を算出する方法

分解度（％）＝（ＢＯＤ－Ｂ）／ＴＯＤ×１００

ＢＯＤ：供試物質１００ｍｇ／ｌの生物化学的酸素要求量（測定値）（ｍｇ／ｌ）

Ｂ：基礎培養基に活性汚泥を接種したものの酸素消費量（測定値）（ｍｇ／ｌ）

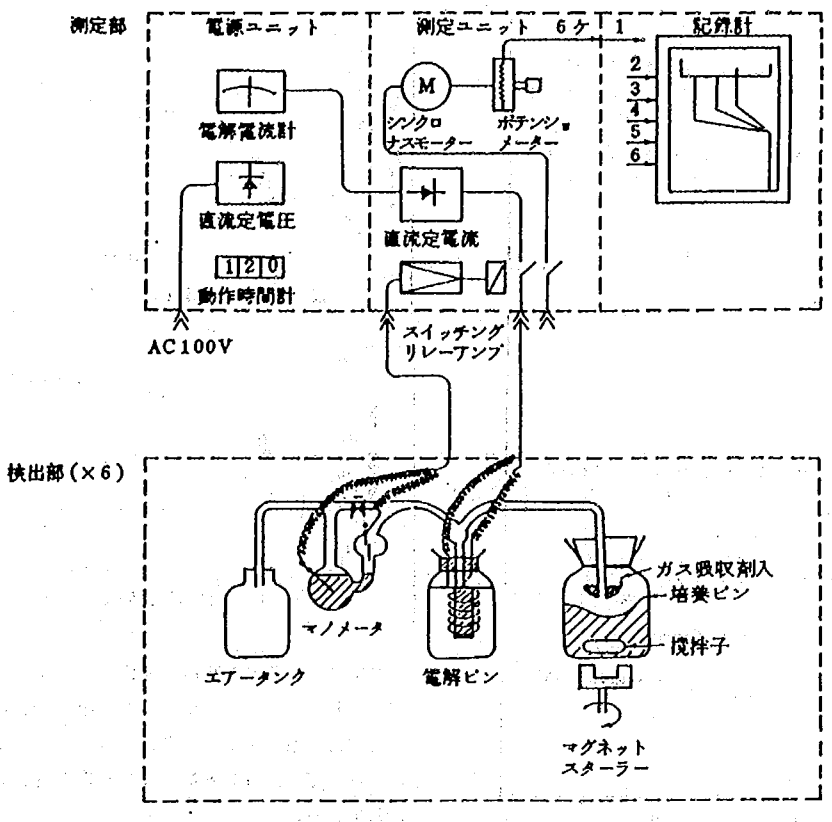
ＴＯＤ：供試物質１００ｍｇ／ｌが完全に酸化された場合に必要とされる理論酸素要求量（計算値）（ｍｇ／ｌ）

・直接定量から分解度（％）を算出する方法

分解度（％）＝（Ｓｂ－Ｓａ）／Ｓｂ×１００

Ｓａ：分解度試験終了時の供試物質の残留量（測定値）（ｍｇ／ｌ）

Ｓｂ：水に供試物質のみを添加した空試験における供試物質の残留量（測定値）（ｍｇ／ｌ）



図—9　クーロメータの概念図

表—9　試験化学物質の理論酸素要求量

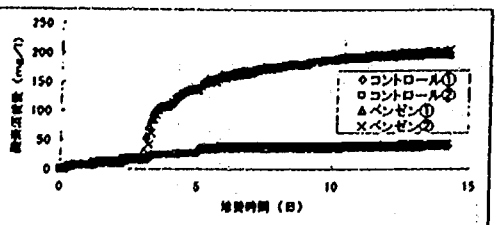
	化学式	分子量	理論酸素要求量
ジクロロメタン	CH_2Cl_2	84.94	56.51
ベンゼン	C_6H_6	78.11	307.26
トルエン	C_7H_8	92.14	312.57
o-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47
m-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47
p-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47

注:理論酸素要求量は、供試化学物質濃度100mg／l溶液に対する値。(mgO_2／l)

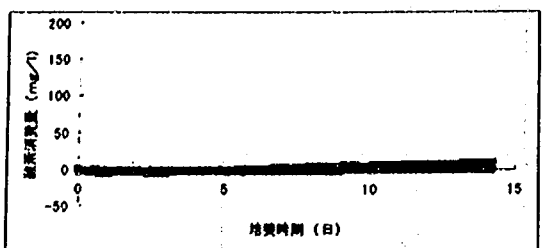
5．2　試験結果と考察

ＶＯＣの生分解性試験結果の１例を図－１０に示した。コントロールは、基礎培養基に活性汚泥を接種したものの酸素消費量を示し、ベンゼンは、基礎培養基にベンゼンを１００ｍｇ／ｌになるように加え活性汚泥を接種したものの酸素消費量を示している。コントロール、ベンゼンとも２つの培養ビンを用い平行試験を行った。本試験で接種した活性汚泥は、実下水を用いて標準活性汚泥法で運転しているベンチスケール（処理水量３００ｌ／日）の活性汚泥処理実験装置の余剰汚泥である。

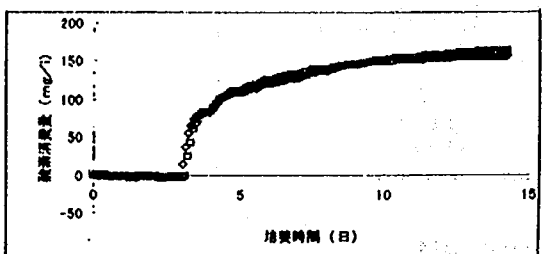
コントロールは、培養開始から少しづつ酸素消費が起こり、１４日経過で約５０ｍｇ／ｌの値を示している。これに対し、ベンゼンを１００ｍｇ／ｌで加えたものは約３日まではコントロールとほぼ同じ曲線を示しているが、その後、急激な酸素消費が起こり、１４日経過では２００ｍｇ／ｌとなっている。ベンゼンを加えた培養ビンの酸素消費量からコントロールの酸素消費量を差し引いたものが、ベンゼンを酸化分解するのに使われた酸素量になる。



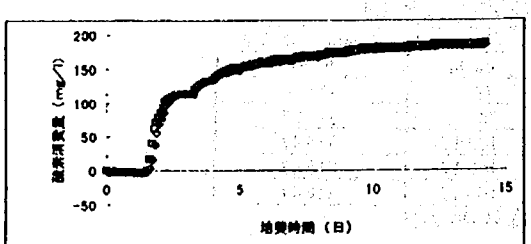
図－10　生分解性試験結果



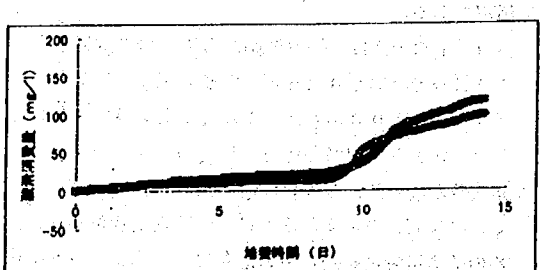
図－11　生分解性試験結果(ジクロロメタン)



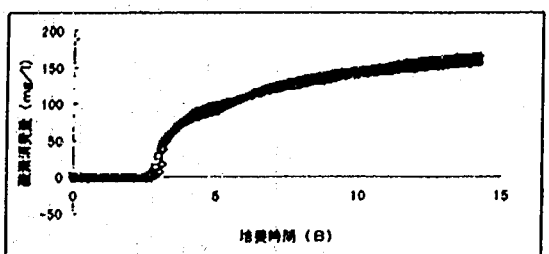
図－12　生分解性試験結果(ベンゼン)



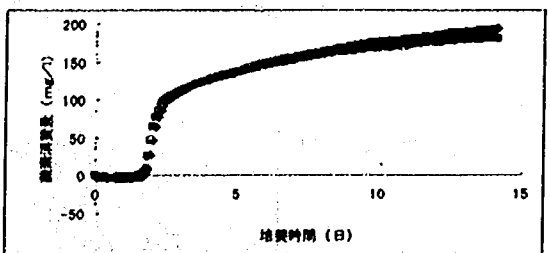
図－13　生分解性試験結果(トルエン)



図－14　生分解性試験結果(o－キシレン)



図－15　生分解性試験結果(m－キシレン)



図－16　生分解性試験結果(p－キシレン)

本試験により酸素消費量を測定した、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、o－キシレン、m－キシレン、p－キシレンの結果を図－11、12、13、14、15、16に示した。ここでは、コントロールの酸素消費量を差し引いた値で示している。

・ジクロロメタンは、培養開始から14日間、コントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しており、酸素消費からみるかぎりジクロロメタンの分解はみられない。

・ベンゼン、トルエンは、培養開始から2、3日間はコントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しているが、その後、急激な酸素消費が起こっている。

・o－キシレンは、培養開始から9日間はコントロールより少し多い酸素消費であり、若干分解しているものと思われる。その後、酸素消費量は徐々に増加している。

・m－キシレン、p－キシレンは、培養開始から2、3日間はコントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しているが、その後、急激な酸素消費が起こっている。

また、それぞれの試験結果で得られた酸素消費量から、14日間の酸素消費量と分解度を求め表－10に示した。ジクロロメタンの14日間での酸素消費量は、0mg／lと8mg／lであり、理論酸素要求量に対する割合を求め分解度として表すと0％と14％となる。試験によりバラツキはあるものの、ジクロロメタンは生分解を受け難い物質であることがわかる。

ベンゼン、トルエン、o－キシレン、m－キシレン、p－

キシレンの分解度は、それぞれ５２％、６０％、３４％、５１％、５９％であった。この値から、生分解の容易さを比較するとベンゼン、トルエン、ｍ－キシレン、ｐ－キシレンが約５０～６０％でほぼ同じ値であり、次にｏ－キシレンとなる。これは、活性汚泥処理実験装置を用いたＶＯＣの挙動調査の結果で推察された分解性の容易さとほぼ同様な傾向となった。

表－10　酸素消費量(試験時間:14日)

	酸素消費量 (a)	理論酸素要求量 (b)	分解度(%) ((a)／(b)×100)
ジクロロメタン	0 8	56.51	0 14
ベンゼン	157 163	307.26	51 53
トルエン	185 187	312.57	59 60
o-キシレン	116 98	316.47	37 31
m-キシレン	165 155	316.47	52 49
p-キシレン	193 181	316.47	61 57

注:酸素消費量、理論酸素要求量は、供試化学物質濃度100mg／l溶液に対する値。(mgO2／l)
また、酸素消費量、分解度の上段は培養ビン1の値、下段は培養ビン2の値を示す。

６．まとめ

６．１　実下水処理場におけるＶＯＣ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、初沈流出水、終沈流出水についてＶＯＣの実態調査を行った。ＶＯＣの時間変動を把握するため２時間間隔で２４時間の通日調査を行った。環境基準・排水基準項目の１１物質、要監視項目の６物質を含む２２物質について調査を実施した。

流入水からは、ジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、ｔｒａｎｓ－１，３－ジクロロプロペン、１，１，２－トリクロロエタン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレン、ｐ－ジクロロベンゼンが採取１２検体中複数の試料で検出されたが、その濃度はいずれも排水基準値以下であった。

初沈流出水では、複数検体から検出された物質はジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレン、ｐ－ジクロロベンゼンの６物質であるが、すべて環境基準値あるいは要監視項目の指針値以下であった。

終沈流出水では、クロロホルム、四塩化炭素、トルエン、テトラクロロエチレンの４物質が複数検体から検出されたが、すべて環境基準値ありは要監視項目の指針値以下であった。

６．２　活性汚泥処理実験装置を用いたＶＯＣの挙動調査

活性汚泥処理実験装置を用いジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレンの物質収支を求めた。ジクロロメタンは、流入フラックスの３９％が処理水中に残留していた。ベンゼンは１２％、トルエンは８％、ｍ，ｐ－キシレンは３％、ｏ－キシレンは８％が処理水中に残留していた。エアレーションによる大気への放出は、ジクロロメタン２８％、ベンゼン２５％、トルエン２４％、ｍ，ｐ－キシレン１８％、ｏ－キシレン２２％であり、ほぼ同等の値を示した。初沈汚泥引き抜きフラックスは、各物質毎に大きく異なりジクロロメタンが４６％、ベンゼン２％、トルエン１６％、ｍ，ｐ－キシレン１０％、ｏ－キシレン２２％であった。また、余剰汚泥引き抜きフラックスは、ジクロロメタンが３％、ベンゼン０％、トルエン３％、ｍ，ｐ－キシレン２％、ｏ－キシレン１２％であった。

流入フラックスに対する排出フラックスの合計は、ジクロロメタンが１１７％、ベンゼンが３１％、トルエンが４６％、ｍ，ｐ－キシレンが３１％、ｏ－キシレンが６４％であった。ベンゼン、トルエン、ｍ，ｐ－キシレン、ｏ－キシレンは１００％を大きく下回っており、何らかの作用により分解を受けていることが示唆された。

６．３　ＶＯＣの生分解性試験

ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、ｏ－キシレン、ｍ－キシレン、ｐ－キシレンについて活性汚泥を用いた生分解性試験を行った。生分解性試験方法は「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」による方法に準じ、密閉容器に化学物質のみを炭素源とし、活性汚泥を植種して密閉容器内で起こる酸素消費を自動計測するクーロメータを用いた。

それぞれの試験結果で得られた酸素消費量から１４日間の分解度を求めた結果、ジクロロメタンの１４日間での酸素消費量は、０ｍｇ／ｌと８ｍｇ／ｌであり、分解度は０％と１４％であった。試験によりバラツキはあるものの、実験に用いた活性汚泥と１００ｍｇ／ｌという濃度では生分解をほとんど受けない物質であることがわかった。ベンゼン、トルエン、ｏ－キシレン、ｍ－キシレン、ｐ－キシレンの分解度は、それぞれ５２％、６０％、３４％、５１％、５９％であった。

７．参考文献

１）田中他「下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究」平成８年度環境保全研究成果集（Ⅱ）ｐｐ．８３－１～８３－１４、環境庁企画調整局（１９９８）

２）日本水環境学会「平成３年度環境庁委託業務結果報告書・水質環境基準検討調査（追加項目情報整備調査）」日本水環境学会、平成４年３月

8、研究成果物

1）石井信之、田中宏明、小森行也「下水道におけるガス中の揮発性有害大気汚染物質測定方法の検討」土木技術資料、Vol．40、No．9、pp．38－43、土木研究センター、平成10年9月

2）田中宏明、小森行也、南山瑞彦、甕田忠宏、石井信之「下水道での有機有害物質の挙動に関する研究」土木研究所資料平成9年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp．105－117、平成10年10月

3）小森行也、田中宏明、竹歳健治「GCを用いた下水中のVOC連続モニタリング」環境システム計測制御学会、Vol．3、No．1、pp．139－144（1998）

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

研究代表者　　建設省土木研究所　　酒井　憲司

建設省　土木研究所　下水道部
新下水処理研究官　　酒井　憲司
三次処理研究室　　鈴木　穣　・　奥儀　和史
汚泥研究室　　落　修一　・　原田　一郎

平成１０～１１年度合計予算額　　１６，５２０千円
（平成１０年度予算額　　８，７１０千円）

［要旨］　下水処理場から排出されるメタンおよび亜酸化窒素を抑制する技術について、水処理プロセスと汚泥処理プロセスごとに検討を行った。

水処理プロセスについては、標準活性汚泥法と嫌気好気法のパイロットプラント実験を行うことにより、嫌気好気法が CH4 の排出抑制対策となることが明らかとなった。しかし、不十分な硝化が進行する場合には N2O の排出量が増加するため、運転条件について注意が必要である。

汚泥処理プロセスについては、下水汚泥焼却炉からの N2O 排出対策として有効性が明らかとなっている燃焼温度の引き上げに関し、ライフサイクルコスト分析(LCC)現価法を用いてコスト変化を推計した。その結果、トータルコストの増加率は、既設炉の場合 10 ～ 15%でそのうち補修費分が半分以上を占めたのに対し、新設炉では 4.1 ～ 7.3%となった。また、温室効果の削減量は、下水汚泥 1DSt あたり CO2 換算で 0.62 ～ 1.54t、削減率は 24 ～ 45%となり、このとき必要なコストは新設炉が既設炉の半額以下となった。以上の結果から、温室効果ガスの排出削減に必要なコストを抑制するには当初設計時からの対策が効果的であることが示唆された。

平成９年度の全国の下水道からの温室効果ガスの排出量は CO2 換算で 415 万トンであった。

［キーワード］温室効果ガス、メタン、亜酸化窒素、下水処理、汚泥処理、排出抑制

1．はじめに

近年、メタン(CH_4)や亜酸化窒素(N_2O)が、単位重量当たりの赤外線吸収能が大きく、大気中増加割合も大きいことから、温室効果ガスとして注目を集めている。

下水道は、生活環境の向上と公共用水域の水質保全のための重要な社会基盤施設であるが、近年の調査によると、下水処理、汚泥処理の過程で CH_4、N_2O の放出が報告されている。今後の下水道の普及拡大を考えると、下水処理システムからの CH_4、N_2O の放出量は増加することが予想される。下水道が地域単位の環境と同時に地球規模の環境の保全にも貢献するためには、これら温室効果ガスの排出を抑制する対策技術の確立が急務である。

2．研究目的

本研究は、過年度に実施した「下水処理場からの(メタン・亜酸化窒素の)放出量の解明に関す

る研究 ”」および「汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する調査 ”」を受けて、下水処理システムからの CH_4、N_2O の排出を抑制する対策技術の確立を目的として実施するものであり、水処理プロセスおよび汚泥焼却炉からの CH_4、N_2O の排出抑制技術の開発とその評価を行うことを目的としている。

3．研究結果

3．1　水処理プロセスにおける抑制方策

昨年度までの調査結果より、嫌気好気法での CH_4 の排出抑制が示唆されたため、１０年度は、嫌気好気法からの CH_4 排出特性について標準活性汚泥法と対照実験を行い、嫌気好気法の排出抑制効果について検討した。

3．1．1　実験方法

実験は最初沈殿池→反応槽(10m3)→最終沈殿池からなるパイロットプラントを用いて行った。反応槽は５槽割りとなっており、各槽の容積は等しい。実験条件を表－１に示す。標準活性汚泥法および嫌気好気法の実験において、流入量、汚泥返送比およびＳＲＴは同一の条件とした。標準活性汚泥法について実験を行う場合には反応槽の全槽を曝気槽とし、嫌気好気法の場合には１槽目を撹拌のみの嫌気槽、後段の４槽を曝気槽とした。曝気風量は両ケースともに反応槽全体で $10m^3/h$ とし、標準活性汚泥法では好気槽１槽当たり $2m^3/h$、嫌気好気法では好気槽１槽当たり $2.5m^3/h$ とした。

実験条件を設定してから測定までに、嫌気好気法では３週間、標準活性汚泥法では２週間の処理期間を設けた。測定に当たっては、各槽から排出される気体、流入水・処理水・各槽内水を採取し、液体試料には直ちに薬剤を添加して生物反応を停止させたのち、ガスクロマトグラフによる分析を行った。

表－１　実験条件

流入量 [m3/h]	HRT [h]	汚泥返送比 [-]	SRT [d]
1.45	6.9	0.41	7.7

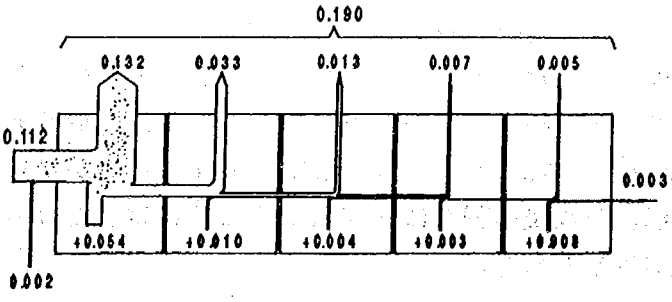
3．1．2　実験結果

測定時の水温および活性汚泥濃度を表－２に、また、反応槽における CH_4 収支を図－１，２に示す。

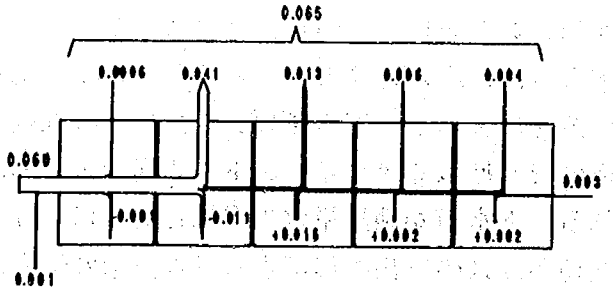
表－２　水温・活性汚泥濃度

	水温[℃]	MLSS[mg/L]
標準法	12.9	2,100
嫌気好気法	13.7	2,210

13 ℃ほどの低水温期において、標準活性汚泥法においては、流入水中の溶存 CH4 に対して約 1.7 倍の CH4 が大気中に排出されていたが、嫌気好気法の場合は、流入と排出の量が同程度であった。これは、反応槽の前半において、標準法の場合には CH4 が生成されているのに対し、嫌気好気法においては、生成が見られないことが原因である。嫌気好気法では、嫌気過程でポリりん酸蓄積細菌が酢酸を摂取するため、CH4 生成細菌の基質となる酢酸が消費されて CH4 排出が抑制された可能性がある



図－１　標準法におけるCH_4収支(単位:gCH_4/m^3)



図－２　嫌気好気法におけるCH_4収支(単位:gCH_4/m^3)

と考えられる。

流入・処理水質は、表－３に示すとおりであるが、嫌気好気法の嫌気槽でのりんの放出は、4mgPO4-P/L 程度と低い値であった。

表－３　処理成績

		T-BOD	NH4-N	NO2-N	NO3-N	PO4-P
流入水		169	22.6	0.02	0	1.95
処理水	標準法	11	16.5	0.33	0.79	0.43
	嫌気好気法	12	18.5	0.93	2.65	0.34

３．２　汚泥焼却炉における対策の評価

下水汚泥焼却炉の排ガスには亜酸化窒素(N_2O)が含まれ、なかでも現在主流の高分子系流動焼却炉において単位汚泥量あたりのN_2O 排出率が最も大きい[1]。その削減対策としては燃焼温度の引き上げが効果的であるが[2]高温化に伴ってコストの上昇が予想される。そこで、本調査では下水汚泥流動焼却炉の実基を対象にライフサイクルコスト分析(LCC)現価法を用いて燃焼温度を引き上げた場合のコスト変化を推計した。

(1) 高温化によるコストの増加

図-３に汚泥焼却炉のコスト構造及び高温化に伴うコストの増加要因を示す。燃焼温度を引き上げた場合、補助燃料使用量及びガス量の増大に対応した運転・維持費が上昇し、補修費も増加が見込まれる。また、当初から高温対応とした炉では建設費も上昇する。

(2) 高温化に伴うトータルコストの変化

LCC 現価法では毎年の運転・維持費及び補修費を建設年度の現在価値に換算し累計した値を求め、それに初期投資額である建設費を加えてトータルコスト(TC)を算出する[3]。十分なデータが得られた 4 社(A,B,C,D)7 基の流動焼却炉を対象に、設計値より 50 ℃高い運転を当初から行ってきたと仮定した場合(以下「既設炉」という)と、50 ℃高い燃焼温度を前提に建設し運転してきたと仮定した炉(以下「新設炉」)を想定して TC を試算し実績値との比較検討を行った。対象炉の規模等を表-４に示す。なお、名目金利は長期プライムレート、名目インフレ率には卸売物価指数を用いた。また、運転・維持費のうち人件費の増加は生じないと仮定し、消耗品費につ

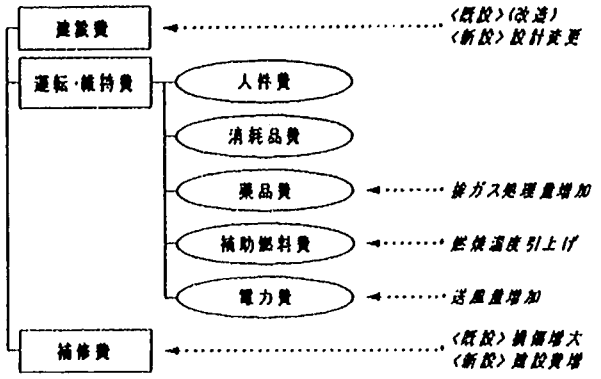


図-３　汚泥焼却炉のコスト構造及びその増加要因

表-４　ライフサイクルコスト分析の調査対象炉

炉名	建設年	経過年	能力(t/d)	燃焼温度(℃)	補助燃料	備考
A1	88	7	45	800	A重油	既設炉高温化は改造必要
B1	78	18	50	830	A重油	消耗品費不明
B2	83	13	100	830	A重油	
C2	81	15	45	800	灯油	
C3	81	15	60	820	都市ガス13A	
D1	73	18	20	850	A重油	消耗品・薬品費不明
D2	77	15	20	850	A重油	既設炉高温化で補修費増なし

注)全て高分子凝集剤，能力は湿ベース

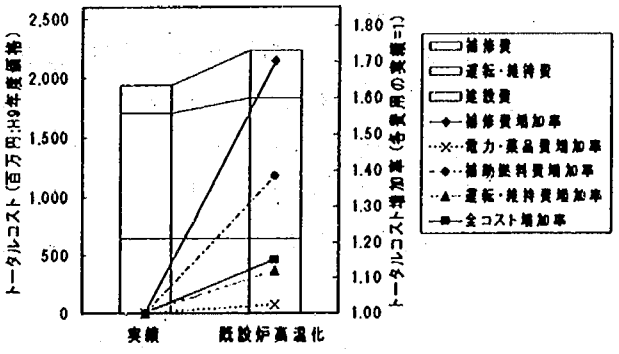


図-４　トータルコスト変化の内訳(C3・既設)

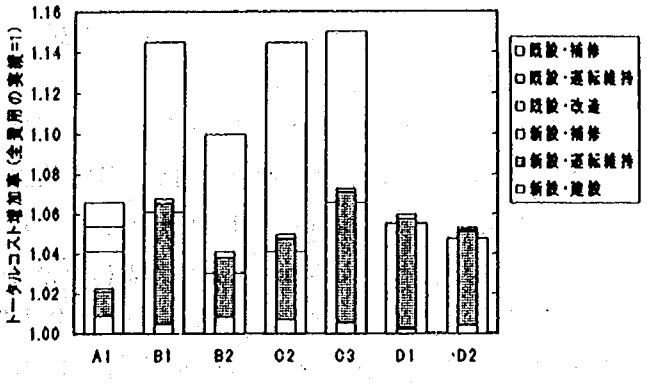


図-５　各炉におけるトータルコスト増加率

いても TC に占めるシェアが 1%程度と小さいためその変化を無視した。さらに、既設炉における改造費はヒアリングの結果 A 社のみ計上した。

図-4 に既設炉における各コストごとの TC 増加率の例を示す。全体の増加率に比べ補修費と補助燃料費の増加が大きく、逆に電力・薬品費の伸びは小さい。増加を見込まない D 社の補修費を除き他の炉でも同様な傾向を示し、既設炉における各コストの TC 増加率の最大値は補修費、補助燃料費がそれぞれ 81.5%、45.8%であったのに対し電力・薬品費は 3.6%と見積もられた。次に、各調査対象炉における TC 増加率の計算結果を図-5 に示す。A1 炉は経過年数が短いため運転・維持費及び補修費の増加率が低く、また D 社は既設炉での補修費上昇を見込んでおらず新設炉の増加率の方が大きく見積もられた。これらを除いた炉の全 TC 増加率は、既設炉の場合 10.0 ～ 15.0%でそのうち補修費分が半分以上を占めたのに対し、新設炉では 4.1 ～ 7.3%となりその大半は運転・維持費によるものとなった。

(3) 温室効果ガスの削減効果とそのコスト

(2)で LCC 現価分析を行った 7 炉について、高温運転の導入前後における CO_2 及び N_2O の排出量を見積もり温室効果の削減量を推計するとともにそれに必要な単価を試算した。なお、N_2O の排出率は燃焼温度の線形近似とし[2]、補助燃料使用量の増加に伴う CO_2 発生量の増加も考慮した。その結果を表-5 に示す。燃焼温度を 50 ℃上昇させた場合、下水汚泥 1DSt あたりの削減量は CO_2 換算で 0.62 ～ 1.54t、削減率は 24 ～ 45%となり、このとき必要なコストは既設炉で補修費の増加を見込まない D 社を除くと新設炉では既設炉の半額以下となった。コスト増の抑制には当初設計時から温室効果抑制対策を考慮することが重要である。

表-5 温室効果の削減量及びその必要コスト

炉名	投入汚泥量の累計 (DSt)	LCCトータルコスト (百万円・H9年度価格) 実績	高温燃焼化 既設	高温燃焼化 新設	温室効果ガス排出量の累計 CO_2 (t) 実績	CO_2 (t) 高温化	N_2O (t) 実績	N_2O (t) 高温化	計 (CO_2換算t) 実績	計 (CO_2換算t) 高温化	削減量 (CO_2換算t /DSt)	削減率 (%)	温室効果ガス削減単価 (円/CO_2換算t) 既設	温室効果ガス削減単価 (円/CO_2換算t) 新設
A1	17,535	1,499	1,598	1,533	24,962	26,263	140	49	68,336	41,359	1.538	39.5	3,669	1,266
B1	30,706	1,222	1,399	1,304	50,201	55,498	149	11	96,443	58,917	1.222	38.9	4,717	2,204
B2	73,794	1,776	1,954	1,849	103,988	110,111	358	27	215,122	118,328	1.312	45.0	1,830	755
C2	39,877	1,247	1,427	1,309	59,909	64,347	318	111	158,548	98,679	1.501	37.8	3,010	1,034
C3	68,778	1,943	2,234	2,084	103,041	110,924	406	48	228,805	125,771	1.498	45.0	2,830	1,371
D1	15,269	1,094	1,154	1,159	25,673	29,042	42	1	38,818	29,330	0.621	24.4	6,373	6,904
D2	18,513	699	733	736	26,925	29,083	51	1	42,863	29,432	0.725	31.3	2,476	2,756

注) 計算条件・汚泥中の元素含有率: 0.327kgC/kgDS, 0.0472kgN/kgDS

■

・N_2OのGWP: 310 (CO_2のGWP=1)

[3](都市ガス13A)

なお、これらの価格はあくまで建設当時の設備内容及び過去の実績に基づいて計算された値であり、将来の推計値ではない

3．3 下水道からの温室効果ガスの排出量

全国の下水道において電力及び燃料等の使用に伴う温室効果ガスの排出量を試算した。用いた資料は平成 9 年度版の下水道統計（日本下水道協会発行）とそれを基に行ったヒアリング結果である。試算の対象は電力、石油、ガス、石炭である。消化ガスと再生油はそれぞれバイオマス由来及び起源が不明ゆえ対象外とした。

計算に用いた CO_2 の排出係数を表-6 に、N_2O と CH_4 の排出係数を表-7 に示す。

下水道の維持管理に伴い排出される温室効果ガスの量の試算結果を表-8 に示す。CO_2 に換算した値で見ると、年間 415 万トン排出されており、CO_2 が 6 8 %、N_2O と CH_4 はそれぞれ 2 8 %，4 %である。電力に由来する CO_2 は下水道全体の 5 3 %である。また N_2O で最も排出係数の高い高分子・流動タイプが下水道全体の 2 1 %である。

下水道における温室効果ガスの排出抑制には、電力使用量及び高分子凝集剤で脱水した汚泥の流動炉での焼却の改善が効果的であるといえる。

表-6 各種燃料の CO_2 排出係数

名 称	排出係数
電力	0.384 kgCO2/kwh
A、特A重油	2.6977 kgCO2/L
軽油	2.6444 kgCO2/L
灯油	2.5284 kgCO2/L
ガソリン	2.3587 kgCO2/L
都市ガス	1.9914 kgCO2/m3
プロパンガス	6.2376 kgCO2/m3
コークス	3.0173 kgCO2/kg
微粉炭	2.3515 kgCO2/kg

表-7 N2O と CH4 の排出係数

N2O（汚泥焼却）	
タイプ	排出係数(g-N2O/t-ケーキ)
高分子・流動	1200
高分子・多段	750
石灰使用	330
その他	750
CH4	排出係数(g-CH4/m3-処理水
汚泥焼却	35.95
水処理	0.582

注：処理水は二次処理水もしくは高度処理水

出典：下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き

表-8 下水道における温室効果ガスの排出量（H 9 年度）

ガスの種類		温暖化係数	排出量(t)	CO2 換算排出量(t)
CO2	電力	1	2,242,653	2,242,653
	その他	1	584,033	584,033
	計	1	2,826,686	2,826,686
N2O	高分子・流動	310	2,868	889,080
	その他	310	912	282,720
	計	310	3,780	1,171,800
CH4	水処理	21	6,953	146,013
	汚泥焼却	21	141	2,961
	計	21	7,094	148,974
総 計				4,147,460

4．まとめ

水処理プロセスからの CH_4 排出削減方策として、嫌気好気法が適用可能であり、現在の排出量を４０％程度削減できる可能性がある。また、亜酸化窒素の排出を目的に流動焼却炉の燃焼温度を引き上げた場合、設計値以上の高温運転は補修費を大きく引き上げる可能性があるが、高温燃焼を前提に建設すればコスト上昇を抑えられる。

平成９年度に全国の下水道から排出された温室効果ガスの量を試算したところ、CO2 換算で415万トンで、そのうち電力が５３％、高分子・流動タイプの焼却が２１％を占めていた。

1)竹石ら,「下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究」,平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告集,土木研究所資料第 3294 号, pp.105-110, 1994

2)竹石ら,「流動炉における排ガス成分の挙動解明及び削減に関する共同研究報告書」,土木研究所共同研究報告書第 147 号, 1996

3)例えば、ロジャー・フラナガンら,「建物のライフサイクル計画」,技術書院, 1988

IV. 下水道事業調査費による研究

1. 汚水管の機能改善に関する調査

研究期間：平８～平12

担当：下水道研究室　室長：笹部　薫、主任研究員：檜物良一、研究員：豊田忠宏、交流研究員：堀江　崇

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、近年の下水道の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1,912、合流式26(平成８年度末)となっている。

こうした分流式の下水道施設では、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]。これら分流式汚水管に特有な問題を把握し、これらの現象の解明及び対応策を確立しなければ、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、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発生メカニズムの解明・予測・診断・対策手法を検討することを目的とする。

3．過年度調査の概要

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判明した管路施設改築要因の中で最も多い劣化現象である硫化物生成によるコンクリート腐食は、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)[1]、「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」(H5 ～ H7)[2]等の調査において各種検討を行った。平成８年度からは、汚水管の機能を低下させる因子として、特に重要と考えられる、硫化水素と浸入水に焦点を当てて検討を行った。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ている。平成８年度における硫化水素に関する調査では、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、硫化物生成時におけるプロピオン酸から酢酸への分解過程と硫酸塩還元細菌の関係を明らかにした。また浸入水については、既往文献から浸入水の現状についてデータ解析を行い、全国的な浸入水の現状と問題点を把握した。平成９年度における硫化水素に関する調査では、硫化物対策技術の開発に関する共同研究を実施し７技術の効果的な対策手法および測定手法の開発を行うとともに、現地調査および室内実験により有機酸を用いた硫化物生成速度の推定を試みた。特に有機酸の内プロピオン酸濃度に着目した硫化物生成速度式を得られた。浸入水に関する調査では、政令都市を中心とした自治体へのヒアリング調査および任意処理区における流量調査を実施し、個々自治体における浸入水の実態と浸入水(とくに雨水浸入水)の浸入特性について検討した。流量調査の結果、浸入水量は降雨量に鋭敏に反応していることが確認され、汚水管中に雨水が浸入していることが明らかとなった。

4．硫化物発生状況調査

4.1　調査対象管路施設の概要

１０年度調査対象の管路施設はＡ流域下水道にある中継ポンプ場及びその上流の自然流下管路である。このポンプ場では通常処理場に流入する水量負荷変動を少なくするために可能な限り定水量運転を行って

いる。そのため水量の多い時間帯には汚水は上流側に管内貯留され、貯留量の日変動が著しく大きくなる。

ポンプ場上流約 260m 地点において自然流下で合流する幹線がある。合流点においてそれぞれの幹線から流入する汚水を採取し、硫化物濃度や ORP 等の水質分析を行った。その結果、調査対象幹線と合流幹線の汚水性状がほぼ同じであったことから合流幹線の水質に対する影響は無視することとした。また調査対象の幹線と合流幹線との水量比は約３：２である。

人孔１から合流点までの区間の管路口径は 2200mm、合流点からポンプ場までの区間の管路口径は 3750mm である。また、合流幹線の管路口径は 3000mm である。

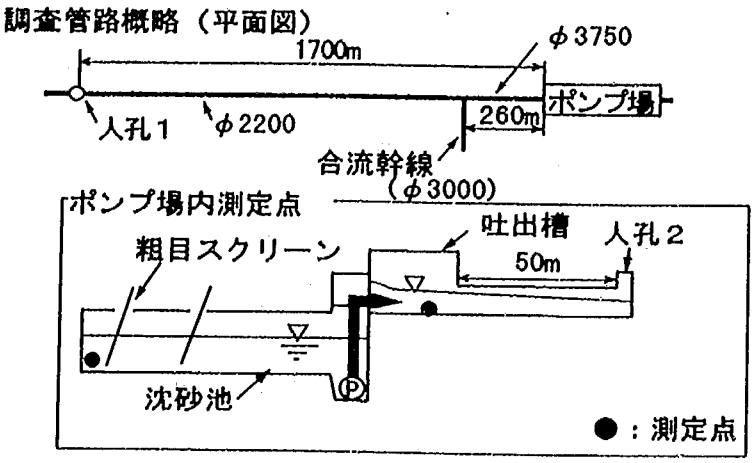


図１　測定点の概略

測定点はポンプ場沈砂池の粗目スクリーン手前側および吐出槽、ポンプ場より上流約 1700m 地点にある人孔１の３地点（図１参照）とした。また、粗目スクリーン（水面上約 1m ～ 2m）と吐出槽の２地点において気相中の硫化水素の測定も行った。ただし、吐出槽では採水時の空気の混入を避けるために吐出槽より約 50m 下流の人孔２に設置した（水面上約 3m）。気相中の硫化水素は　平成７、８年度に株式会社ガステックとの共同研究で開発した小型硫化水素濃度計を用いて 24 時間連続測定を行った。

調査は 24 時間調査とし、10 月と 12 月の２回行った。

4.2　２４時間調査時のポンプ運転状況

調査時のポンプ運転状況を図２に、ポンプ井流入渠水位を図３に示す。

調査開始時より送水量は大きくしておき、流入渠の水位が 15 時から 17 時の間に最低水位となるようにした。その後、朝まで送水量を小さくほぼ定量送水としたので、ポンプ井の水位が徐々に上昇し、汚水が管内に貯留された。

ポンプの送水量とポンプ井流入渠水位から汚水の流速を計算した結果を図４に示す。送水量が大きくポンプ井の水位を下げる運転時の流速は最大 0.9m/s 程度であり、概ね 0.7m/s 以上で流下していた。また、夜間の汚水を管内に貯留している時間帯は流速がかなり小さくなり、１回目の調査時は 0.1m/s 程度、２回

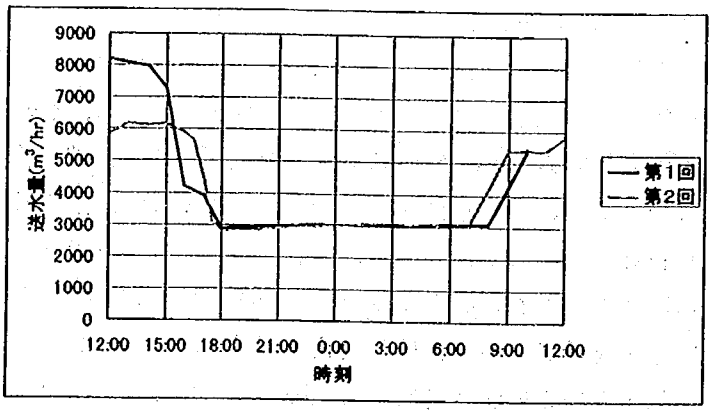


図２　調査時のポンプ運転状況

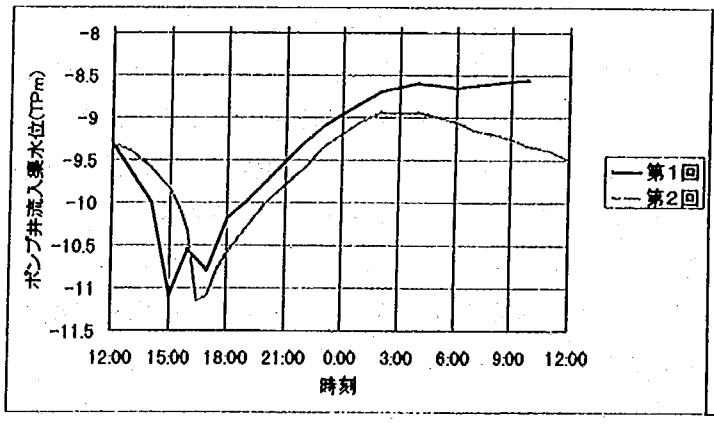


図３　調査時のポンプ井流入渠水位

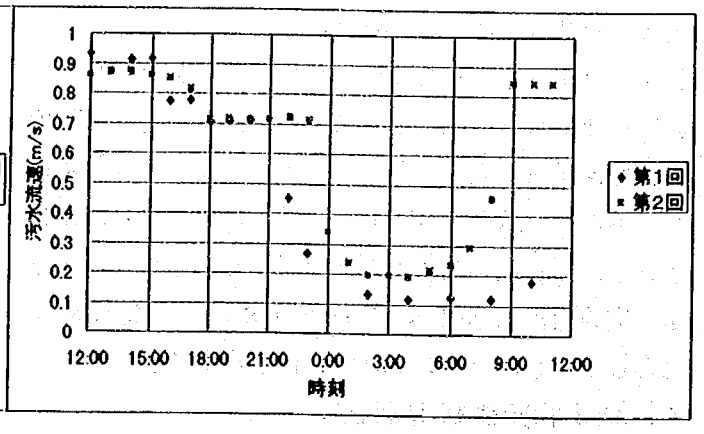


図４　調査時の汚水流速（計算値）

目の時は0.2m/s程度であった。

4.3 調査結果

4.3.1硫化物濃度の経時変化

調査結果の一例として2回目の24時間調査時における全硫化物濃度の経時変化を図5に示す。結果を見ると、上流の人孔1においてはポンプ場が最低水位になる時間帯と夜間の管内に貯留している時間帯以外は0となっており、硫化物は全く含まれていなかった。沈砂池まで流下してくるとポンプ井の水位が下がるに従い沈砂池での硫化物濃度は上昇し、その後減少していった。夜間の汚水が管内に貯留されている時間帯には再び濃度が上昇していき、最低水位になった時間帯よりも高濃度の硫化物が検出された。

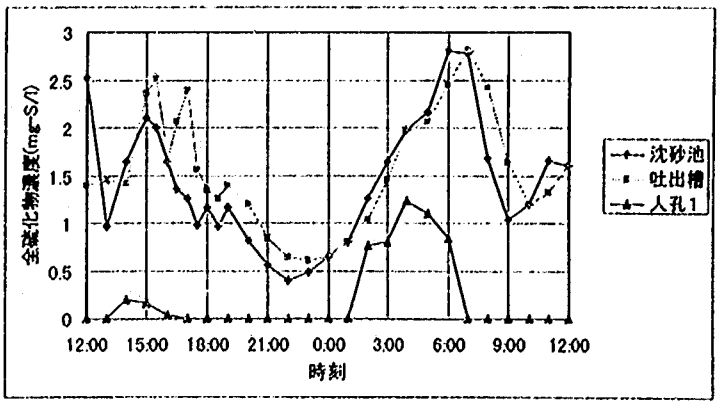


図5　全硫化物濃度の経時変化

吐出槽の結果を見ると最低水位になる時間帯においては沈砂池と比較して若干の濃度の上昇が認められたが、夜間には送水量が小さくポンプ井内での滞留時間が長いにも関わらず沈砂池とあまり差がなかった。

4.3.2 SS濃度の経時変化

ポンプ場流入渠の水位が最低水位になるときには高流速となっているため、管内に沈澱していたSSが巻き込まれることによって硫化物が上昇していると考えられる。そこで図6にSS濃度の経時変化を示す。

人孔1におけるSS濃度はポンプ井流入渠水位を下げている時間帯においては100～140mg/l程度で若干の上昇が認められた。夜間の貯留している時間帯には流速が低いために100mg/l以下に低下した。一方、沈砂池の結果を見ると、ポンプ井水位が低くなるに従い上昇し、ピーク値は500mg/lとなっており、管底に沈澱していたSS分を巻き込んで流入していることが分かる。その後、夜間には流速が低くなるために、SS分が管路内に沈澱し、沈砂池まで流入しなくなり、人孔1での測定値よりも低く、40mg/l程度まで少なくなっていた。

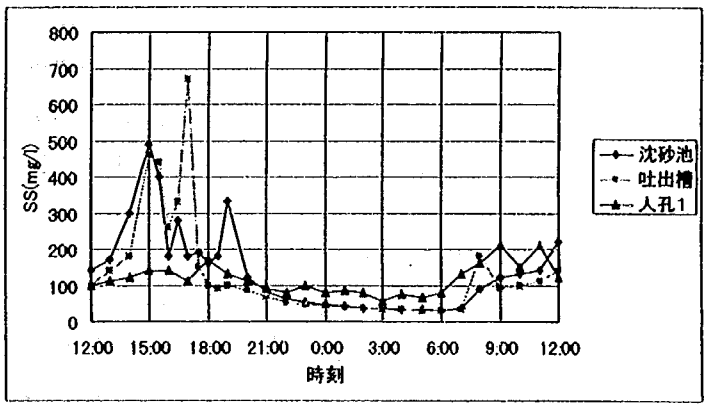


図6　SS濃度の経時変化

4.3.3 硫化物の生成状況

SS濃度と全硫化物の結果から硫化物の生成を二つの場合に分けることができると考えた。一つ目は最初の硫化物濃度のピークである高流速で流入している場合のSSによる硫化物濃度の増加である。二つ目は流速が低くSSは低下しているが、硫化物濃度が増加する場合である。

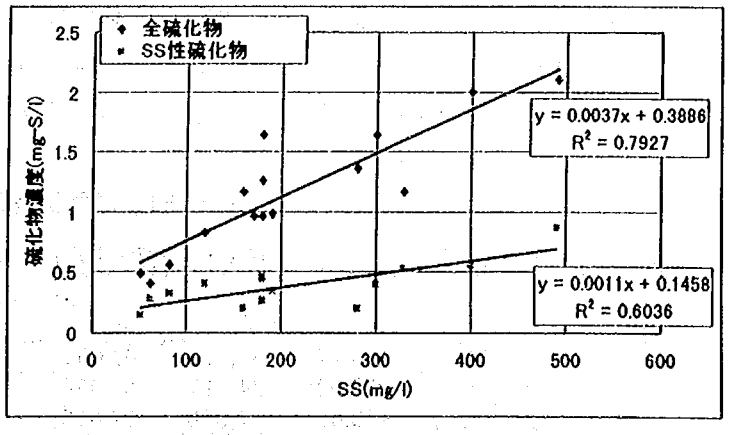


図7 流入SS濃度と硫化物濃度

まず、高流速の場合について検討する。この場合、SSの流入による硫化物の増加なので生成速度ではなく、濃度として検討する。全硫化物と溶解性硫化物の差をSS性硫化物濃度とし、汚水中のSS濃度と全硫化物濃度およびSS性硫化物濃度との相関を図7に示す。

全硫化物濃度、SS性硫化物濃度とSS濃度の間にばらつきはあるが正の相関が認められ、それぞれ

100mg-SS/l あたり全硫化物 0.37mg-S/l、SS 性硫化物 0.11mg-S/l が含まれている結果となった。このことから、管路内に堆積していた SS を多く巻き込んだ場合において汚水中に含まれている硫化物のうち 70%が溶解性硫化物となり、気相中に容易に放散される可能性があると考えられる。

次に、低流速の場合について検討する。硫化物濃度と SS 濃度には相関が認められなかった。生成速度を計算すると人孔から沈砂池まで汚水が流下する間に、全硫化物として 0.73mg-S/l・hr の速度で生成している。圧送管路における生成速度は土木研究所での過去の結果より、口径 100mm 管路において約 6.8mg-S/l・hr であった。圧送管路と比較して生成速度は小さいが、滞留時間が長いために沈砂池における硫化物が高濃度となり、施設の腐食や臭気等の問題を引き起こす可能性がある。

5．汚水管への雨水浸入状況調査

5.1　雨水浸入水とその問題点

雨水浸入水とは、雨天時に雨水が汚水管へ浸入する現象である。雨水量は面積当たりの水量が汚水と比較して大きいため、その一部が汚水管へ流入するだけでも下水量は数１０％から 100 ％以上増加となる。水量の急激な増加は管渠・ﾎﾟﾝﾌﾟ場の流下能力不足を引き起こし、人孔蓋・沈砂池からの溢水や処理場からの簡易放流といった問題の原因となる。これまでは管渠の流下能力が汚水量に比較して余裕があったため、一部の先進都市でしか問題視されてこなかった。また問題を認識した自治体は各々調査と対策を実施してきているが、主となる原因は特定できない場合が多く、対策についても劇的な改善を見た例は非常に少ない。雨天時の雨水浸入水の原因は、枡の誤接、人孔蓋からの流入、管継手やクラックからの漏水等が挙げられる。だが実際はこれらの要因が複雑に関わり合い、原因を特定し雨水浸入水を減少させることは非常に困難である。今後汚水普及率の上昇に伴い管渠の余裕は減少していき、雨水浸入水問題は全国的に発生する事象と予想される。そこで原因究明の第１段階として、雨天時の流量変動をより雨天時浸入水の挙動を検討したものである。

5.2　雨水浸入水の求め方

雨水浸入水量の測定方法について、基本的な考え方は「下水道管路施設における浸入水防止対策指針」[3]で述べられている。晴天日の汚水量の平均値を基準とし、雨天時に増加した汚水量を雨水浸入水としてとらえる。通常時に生じている地下水など他の不明水は、晴天日平均値の中に含まれている。

調査対象地区の必要条件は以下の３点が重要である。第一に汚水量を常時計測している。第２に降雨量の測定点が近くにある。第３にそれらのデータが収集保存されている。これらを前提として、調査地区はＡ流域下水道とした。ここでは流域下水道幹線への接続点に原則として流量計が設置されている。降雨量も処理場・ポンプ場で測定している他、気象庁のアメダスの観測点も存在する。データの収集解析の対象とした接続点毎の処理分区を表１に示す。調査期間は出水期にあたる平成１０年４月から９月迄の上半期とした。汚水量・雨量ともデータは１時間単位である。従って日報レベルの資料があれば今回の検討と同等の解析が可能である。

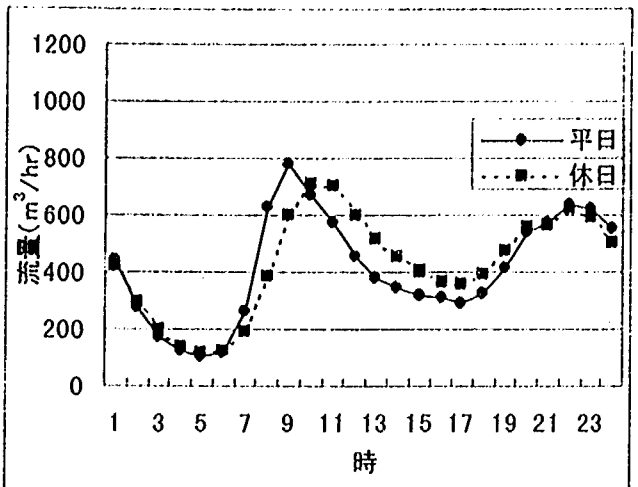
表１　調査対象処理分区の概要

処理分区名	計画面積 ha	整備面積 ha	整備人口 人	管渠延長 m	汚水ます個数 個	塩化ﾋﾞﾆﾙ管使用率 %	最長延長 m	流下時間 分	雨量観測点
ア	639.13	585.17	61,879	167,061	13,228	90.8	6,660	139	観測点１
イ	296.60	230.00	24,717	69,996	5,290	90.0	2,950	61	観測点１
ウ	246.00	179.60	7,050	37,615	2,223	25.0	1,640	34	観測点１
エ	404.00	250.34	14,060	41,404	－	73.6	2,540	53	観測点１
オ	466.00	270.20	12,520	57,785	2,479	60.7	4,170	87	観測点２

塩化ビニル管使用率(%)＝塩化ビニル管総延長(m)／管渠総延長(m)
最長延長は下水道計画図より最長延長を実測し、その延長を0.80m／秒で流下するものと考え流下時間を算出した。

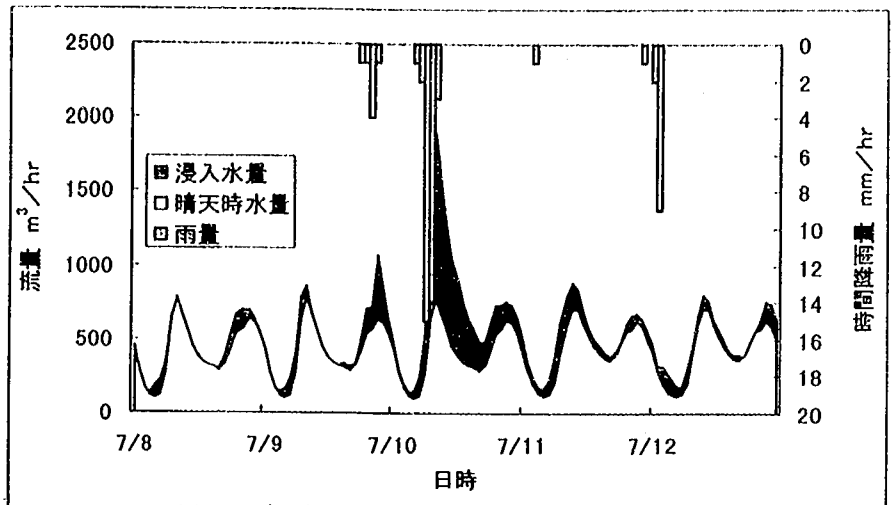
まず基準となる晴天日汚水量について図８にまとめた。これはエ処理分区の例である。なお晴天日は、連続した無降雨日の３日目以降とした。各月別に平日・休日の晴天日汚水量を算出したところ、どちらの

場合も月による変動はほとんど認められない。従って今回の調査対象処理分区では全調査期間の晴天日汚水量の平均値を採用した。地域特性によっては月別にする等きめの細かい対応が必要となるかもしれない。
なお事業場排水が約６割を占めるウ処理分区は、事業所内の除害施設の運転の影響で、晴天日汚水量の変動パターンが他の分区と大きく異なり日間変動が少ない。



図－８ 平均晴天時汚水量(エ処理分区)

降雨時の雨量と雨水浸入水の流入状況を図９に示す。概ね浸入水は降雨終了後２４時間で終了している。その後も数日間浸入水は観測されるているように見えるが、天候による洗濯排水の増減など雨水起源以外の流量変化との区分は困難である。場合によっては浸入水量を過大に計測してしまうことから、雨水浸入水量は降雨終了後２４時間までとした。また、あまりに小雨量では雨水浸入の影響が判別しかねることより、対象降雨は時間降雨量５ mm 以上の場合とした。対象降雨は観測点１で２２降雨、観測点２で１７降雨となった。



図－９ 降雨量と雨天時浸入水の経時変化(エ処理分区)

5.3 解析結果による浸入水の特性

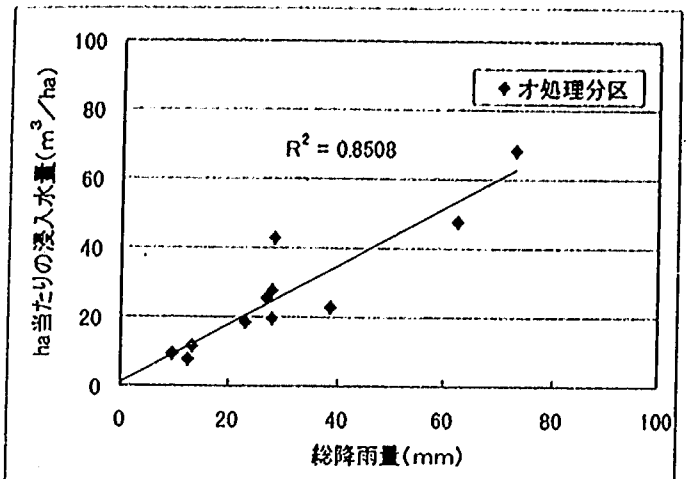
溢水など下水道施設にとって特に問題となるものは時間最大浸入水量である。表２のように各処理分区とも時間最大浸入水量は晴天時時間最大汚水量とほぼ等しく、汚水量では 1.4 倍から 2.2 倍にまで増加している。図１０に示すとおり降雨量と単位面積当たりの浸入水量は良く比例する。これは雨水の一定割合が汚水管に流入していることを示している。図１０の場合は約８％の流入が認められる。調査地区の各処理分区の流下時間は、ア処理分区以外いずれも最長１時間前後となっている。そこで最も問題である浸入水のピーク流量と同時刻から２時間前迄の平均降雨強度と比較した結果、図１１の関係が得られた。つまり直前２時間の降雨が雨水浸入の主体をなしていると考えられ、非常に速やかな雨水浸入が生じていること示している。事業場排水の多いウ処理分区と汚水の半分以上が暫定ポンプ圧送となっているア処理分区を除いた３処理分区は、 面積当たりほぼ同じ雨水浸入率となっている。３つの処理分区は各々別の市であるがほぼ同じ値となることは、この地区に共通の要因があることを示している。しかし雨水の浸入水率と塩ビ管使用率、汚水枡数、汚水管の延長等との関係は今回認められなかった。

表2 各処理分区の雨水浸入水の状況

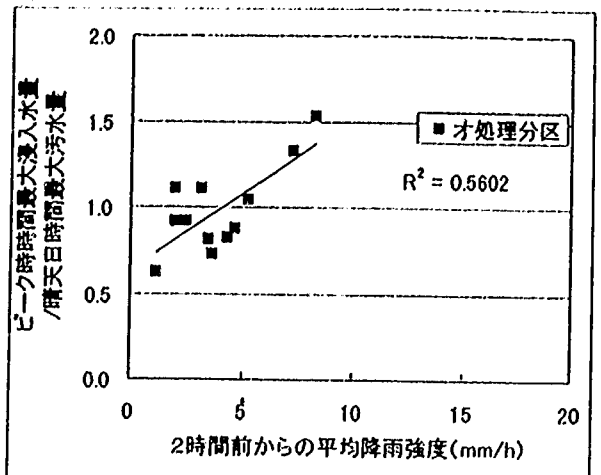
処理分区	平均浸入水開始時間分	平均浸入水率 %	時間最大汚水量／晴天日時間最大汚水量	時間最大浸入水量／晴天日時間最大汚水量	日最大汚水量／晴天日日平均汚水量
ア	22	3	1.4	0.8	1.8
イ	22	7	1.5	1.1	2.0
ウ	35	2	1.6	0.9	1.3
エ	25	7	2.1	1.2	2.1
オ	45	8	2.2	1.7	2.4

浸入水率(%)＝雨水浸入水／(降雨量＊整備面積)

検討を行うに当たっての留意点は次のとおりである。まず第１に降雨量データの取り扱いである。降雨は対象地区に一様に降るものではないが、特定のポイントでの雨量を採用せざるを得なかった。これが雨



図－10 総降雨量とha当りの浸入水量



図－11 時間最大浸入水量と降雨強度の関係

量と浸入水量の関係がつかみにくい原因と考えられる。面としての雨量を把握するには降雨レーダを利用できる地区で調査を実施することが考えられるが、実際の降雨量ほどの信頼性はない。現況では、なにより多くの降雨イベントのデータを収集する事により、平均化と特異な値の排除により検討する必要がある。第２に晴天時汚水量時間変動パターンへのポンプ場運転は影響が大きいが、雨水浸入の開始後もポンプ場によってタイムラグと平均化が生じるため、ポンプ場の影響の少ない地区で調査すべきである。

６．まとめ

６．１　汚水管での硫化物生成状況調査

（１）管内に貯留していた下水を吐き出す場合、沈澱していた SS を押し流し、沈澱物中で生成した硫化物が下水中に放出され、高濃度の硫化物が検出される。この時、SS に含まれる硫化物のうち約 30%が SS 性の硫化物であり、容易に気相中に放散される溶解性硫化物が約 70%と大半を占める。

（２）ポンプ井上流において管内貯留などを行った場合、硫化物生成速度としては小さくなるが滞留時間が長くなるので、ポンプ井において硫化物は高濃度になる。また、流速が低くなるために管内に SS が沈殿、堆積する。

６．２　汚水管への雨水浸入状況調査

（１）時間最大雨水浸入水量は、晴天時時間最大汚水量とほぼ等しく、汚水量は２倍程度に増加した。

（２）降雨量と単位面積当たり浸入水量が良く比例することから、雨水の一定割合が汚水管に流入していることが明らかとなった。

（３）降雨開始後直ちに雨水浸入が開始されること、直前２時間の降雨が雨水浸入の主体をなしていると考えられ、非常に速やかな雨水浸入が生じていることより雨水は汚水管に直接的に浸入していることが示唆されている。

７．主な研究成果物

・笹部他「硫化水素の生物学的除去技術の開発に関する共同研究報告書」，土木研究所共同研究報告書第209号，1998

参考文献

1) 田中他「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」，平成３及び７年度下水道関係調査研究年次報告書，1992～1996，　建設省土木研究所

2) 田中他「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」，平成５～７年度下水道関係調査研究年次報告書，1994～1996，建設省土木研究所

3) 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

4) 下水道施設施設計画・設計指針と解説　前編 1994 年版，（社）日本下水道協会

2. 管渠システムのコスト縮減に関する調査

研究期間：平10～平11
担当：下水道研究室　　室長：笹部　薫、主任研究員：檜物　良一、研究員：吉田　敏章
建設システム課　課長：大澤　健治、研究員：小林　一三

1．はじめに

下水道整備は今後とも一層の推進が必要な事業であるが、一方で昨今の財政状況の元において平成９年４月に策定された「公共工事コスト縮減対策に関する行動指針」を踏まえ、整備コストを一段と縮減することが求められている。下水道事業費のうち約７割を管きょ施設が占めており、管きょ施設のコスト縮減は急務かつ有効である。[1] 管きょ施設のコスト縮減に当たってはまずシステムの現況分析を行い、その上で技術の発展に伴い見直すべき事項を抽出し従来の設計基準の根拠について現時点での再検討が必要である。最終的に建設コストと維持管理コストの双方をふまえたライフサイクルコスト（ＬＣＣ）の算定により適正な管きょ施設のコスト縮減方策を定める。10 年度には、管きょ施設に係る自治体のコスト縮減取り組み状況を調査し、それに伴う維持管理上の課題について検討した。さらに実績値より維持管理の各作業に係るコストを算出した。また新下水道システムの現況と問題点の調査を行ったが、システムとしての信頼性は充分であることが証明された。

また具体的なコスト縮減割合の算定には、各工事の具体的なコスト縮減前後の建設費を比較し、削減コストを積上げる方法により把握する事となるが、日本全体の下水道事業又は下水道事業の採択単位である１処理区単位でのコスト縮減効果をマクロ的につかむ手法はまだ確立されていない。そこでまず処理区単位の管路建設コスト構成を分析し、各コスト削減施策の効果を算定する方法を確立し、さらに今後コスト縮減をより効率的に進める上で必要となるコストの生成割合（構造部位別、機労材別、本設仮設別など）を把握することを目的とする。10 年度は１処理区当たりの管渠建設コストを管径別、工法別に検討した。

2．管きょに関するコスト縮減策の実施状況

現時点での自治体における管きょ施設に係るコスト縮減策実施状況についてアンケート調査を行った。対象とした１９市の現況は、平均して人口で７８％、水量で５１％の普及状況となっている。調査項目は「公共工事コスト縮減対策に関する行動指針」に挙げられている施策の内管きょに係るものとした。その結果を表１に示す。その結果１９市中１７市において何らかのコスト縮減策がとられていた。他の２市においても今後縮減に取り組むと答えている。

表1　コスト縮減策の実施状況

都市名	コスト縮減策の実施概要						
	管きょ勾配の見直し	道路埋設基準の見直し	人孔設置基準の見直し	推進工事の長距離化	シールド工事の長距離化	その他	備考
ア			○			○	
イ	○		○			○	
ウ			○				
エ			○				
オ							今後実施予定
カ							今後実施予定
キ			○	○	○		
ク						○	
ケ							
コ			○				
サ			○	○		○	
シ			○	○	○	○	
ス	○		○	○	○	○	
セ			○		○	○	
ソ						○	
タ	○	○	○	○			
チ			○			○	
ツ		○					
テ	○		○	○			
合計	4	2	13	6	4	9	

取り組みの方針は「下水道施設計画・設計指針と解説」[1]（以下　指針とする）の基準値との関係で２つに分

かれる。一つは指針より安全側の独自基準で実施していたところが、指針の基準値に合わせたものである。もう一方は従来の指針の基準値をさらに厳しく見直して新たな基準値を設けるものである。後者の方向が本当の意味でのコスト縮減である。

具体的な内容では人孔の設置基準の見直しが最も多く、有効な削減要因であることを示している。人孔におけるコスト縮減の方法は２通りある。第１は表２に示すように指針で50ｍとされている小口径管きょの人孔間距離の見直しである。このうちキ・ス・セの３市は従来独自基準で設計していたが、見直し後は指針の基準に合わせたものである。その他の９市では従来指針どおりであったものを見直しにより70mから最大100mまで延ばしたものである。これは、従来人孔間隔を決定するに当たって主な制限要素となる管きょ清掃技術が進歩し、長距離の清掃浚渫が可能となってことを受けたものである。第２は表３に示すようにに従来より小型の人孔を採用し材料費の縮減を行うものである。従来人孔ではその名のとおり人が入る事を前提としていた。しかしＴＶカメラ調査など調査・清掃に関する新技術が普及したことにより一部の人孔については機器のみが入れば支障がないと判断されたものである。この２点とも普遍性を持った事柄であるから、今後全国的に同様の見直しが可能である。

表2　人孔設置基準の見直し
（管径300mm以下の場合）

都市名	見直し前	見直し後
ア	50m	80m
イ	50m	100m
ウ	50m	70m
エ	50m	70m
キ	35m	50m
コ	50m	100m
サ	55m	75m
シ	50m	75m
ス	30m	50m
セ	35m	50m
タ	50m	80m
テ	60m	70m

表3　人孔の種類及び形状の見直し

都市名	見直し前	見直し後
ア	1号	0号
イ	イ市型組立人孔	中間部・末端部に小型人孔
ウ	1号	0号と1号の交互配置
サ	1号・だ円	1号・だ円・小型人孔
シ	1号	特殊(600*900)
セ	1号	小型人孔
タ	1号	小型人孔
チ	内径70cm	小型人孔
テ	1号	2号汚水桝

人孔関係以外では推進工事とシールド工事の長距離化を７市で挙げている。具体的には数字のばらつきが大きいが、いずれもその自治体での従来の最大値の２倍程度の距離の掘進を目安としている。特にシールド工事では総じて2,000m以上、最長で4,000m以上との回答が得られた。これらの長距離掘進は技術的にほぼ確立されていると見られ、今後先進市町村での事例が増え、さらに歩掛かりが整備されてくれば他の市町村においても採用が増加すると予想される。

管渠勾配については、基本的になるべく地形に応じた勾配とすることでコスト縮減を図っている。地表勾配が緩い場合は掘削深が浅くなり、逆に急な場合は人孔数を減らすことが出来る。但しこの見直しに関連して下水流速の上限と下限の双方とも技術的な裏付けは確立されておらず、経験則によっていることが現状である。

道路埋設基準の見直しについては現状ではあまり行われていないようであるが、一方既に「道路専用物件の浅層化技術検討報告書」[3]で管径300mm以下の場合道路舗装厚＋30cmまで可能であると述べられている。これを受けて平成１１年３月３１日付通達（建設省道政発第３２号・建設省道国発第５号）が出されており、今後はこれに適合する範囲で浅層化が行われる見込みである。

これまでの項目に含まれていないが、管きょの最小径の見直しについても各自治体で取り組まれている。小規模下水道では最小管径は150mmとされており、従来の200mmより口径が小さくされている。[4]通常の公共下水道でも基本的条件が類似の箇所であれば可能と判断して、最小径を200mm未満の独自基準とした都市が９市となって半数を占めている。

表4　塩ビ管の最小管径

管径(mm)	採用都市数
100	1
150	8
200	8
250	1
回答無し	1

これらの基準見直しに際しての共通した課題は、道路・河川などの管理者との協議に加えて下水道部局内部の計画・建設部門と維持管理部門との調整が

挙げられている。

3．管きょの維持管理状況

今回のアンケート調査は、基本的に分流式下水道を採用し比較的早期から整備を行っている都市を対象としている。（政令市では合流一部分流の都市も選定している。）例えば合流式管きょの場合、年間の降雨量が浚渫清掃量に影響することが予期される。これら他の要因に維持管理費が左右される要素を少なくするためである。

2で述べたように計画・建設時にコスト縮減を図る際には維持管理面でのチェックが不可欠である。そこで管きょ維持管理についてもアンケート調査を行った。調査対象の内5市は、維持管理人員は全て直営としている。その他の市は25～60％の維持管理人員を民間委託している。点検・調査等の作業の実施基準では、苦情対応・定期的に実施・重点箇所といった回答が多い。供用後の年数が経過している市では老朽施設への対応が見られる。以上より苦情以外による維持管理作業は計画的に行われているようである。維持管理作業の実施状況について表5にまとめた。各市とも管きょ施設全般にわたって点検、清掃、補修・改築を実施している。一部の市ではそれに加えて桝と取り付け管についても実施している。調査・清掃・補修とも概ね対象箇所については同じで、管きょ・人孔・伏せ越しとなっている。調査実施方法は全ての市で目視とＴＶカメラ調査を行っている。清掃はほぼ全市で高圧洗浄と吸引車を使用している。これらは維持管理時の人孔の役割を表しており、先に述べたようにＴＶカメラ調査可能な小型人孔採用によるコスト縮減の条件が整っていることを示している。

表5　維持管理の現況

都市名	(1)循回・点検・調査		(2)清掃		(3)補修・改築		
	対象箇所	実施方法	対象箇所	実施方法	対象箇所	補修方法	改築方法
ア	①②③④公共汚水桝	①②③	①②③④公共汚水桝	①②④	①②	①②	①③
イ	①②④汚水桝	①②	①②	①②	①②	①②④	
ウ	①②	①②	①	①	①	④	①③
エ	①②③④集水桝	①②	①②③	①②④	①②	①④	①
オ	①③④ﾏﾝﾎｰﾙﾎﾟﾝﾌﾟ	①②	①③④ﾏﾝﾎｰﾙﾎﾟﾝﾌﾟ水路	①②④	①②		①②④MH鉄蓋、ｴﾎﾟ工法、LB工法
カ	①②③	①②	①②	①②③④	①②	①②④	①②③
キ	①②③	①②	①②③	①②④	①②	④⑤更生管工法	①③
ク	①②③	①②	①②③	①②④	①②	②④	①③
ケ	①②	①②	①②③	①②④	①②③	②④	①③
コ	①②③④雨水流入口	①②	①②③④公共桝	①②③④	①②③④公共桝	①②④	①②③
サ	①	①②	①③	①②	①	②④	
シ	①②③	①②	①③④ﾏﾝﾎｰﾙﾎﾟﾝﾌﾟ	①②	①	④⑤部分更生工法	①③
ス	①②④水路のｽｸﾘｰﾝ、ﾏﾝﾎｰﾙﾎﾟﾝﾌﾟ	①②	①②③④側溝	①②④	①②		①③
セ	①②③	①②	①②③	①②	①②	①②	①③
ソ	①②③④桝、取付管	①②③	①②③	①②④	①②④桝、取付管	①②③④	①③
タ	①②③	①②	①②③	①②③④	①②	①②④	②③
チ	①②	①②	①③	①②④	①②③	②	①③
ツ	①②③④汚水桝、取付管	①②③	①③④取付管	①②	①②③	①③	①②③
テ	①②③	①②④	①②③	①③	①②	②④	①②③
備考	①管きょ ②ﾏﾝﾎｰﾙ ③伏せ越し ④その他	①目視 ②TVｶﾒﾗ ③流量測定 ④腐食調査 ⑤その他	①管きょ ②ﾏﾝﾎｰﾙ ③伏せ越し ④その他	①高圧洗浄 ②吸引車 ③ﾊﾞｹｯﾄ ④人力 ⑤その他	①管きょ ②ﾏﾝﾎｰﾙ ③伏せ越し ④その他	①止水工法 ②修繕管工法 ③断面修復工法 ④布設替工法 ⑤その他	①更正管工法 ②防食工法 ③布設替工法 ④その他

4．管きょのＬＣＣ構築のための基礎調査

コスト縮減方策について最終的な評価を与えるには、管きょのＬＣＣの構築が必要である。10年度は、これを構築するために必要なデータを自治体が保有しているかを調査した。データの保有状況を表６に示す。当初算出

表6　管きょの建設費・維持管理費の把握状況

都市名	事務人件費				維持管理費						建設費(本工事費)						
	下水道全体				管路施設						汚水管		雨水管		合流管		マンホールポンプ
		管路施設															
		建設費	維持管理費		巡回・点検	調査	清掃	補修・補修	改築・更新	マンホールポンプ	開削工法	非開削工法	開削工法	非開削工法	開削工法	非開削工法	
ア	○	○	○	○	×	○	○	○	○	○		○	○	○			
イ																	○
ウ	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△
エ	○	○	○	○	○	○	○	○	○		○	○	○	○	○	○	
オ	○	△	△	△	△	△	△	△	△	△	○	○	△	△	△	△	○
カ	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△				△
キ	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	△	△	△	△	△	△	△
ク	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△			△
ケ	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	△	△	△	△	△	△	△
コ																	
サ					○	○	○	○	×	○							
シ	△	×	×	△	△	△	△	△	×	×	×	×	×	×	×	×	×
ス	○	○	○	○	×	×	×	×	×	×	△	△	△	△	△	△	△
セ	○	△	×	×	×	△	△	×	○	○	×	×	×	×	×	×	×
ソ					×	○	○	○	○								
タ					×	×	△	△	△	×							
チ	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	×	×	×	×	×	×	×
ツ											○	○					
テ	○	○	○	○	○	○	○	○	○	×	○	○	○				×

○:可能　△:一部可能　×:不可能

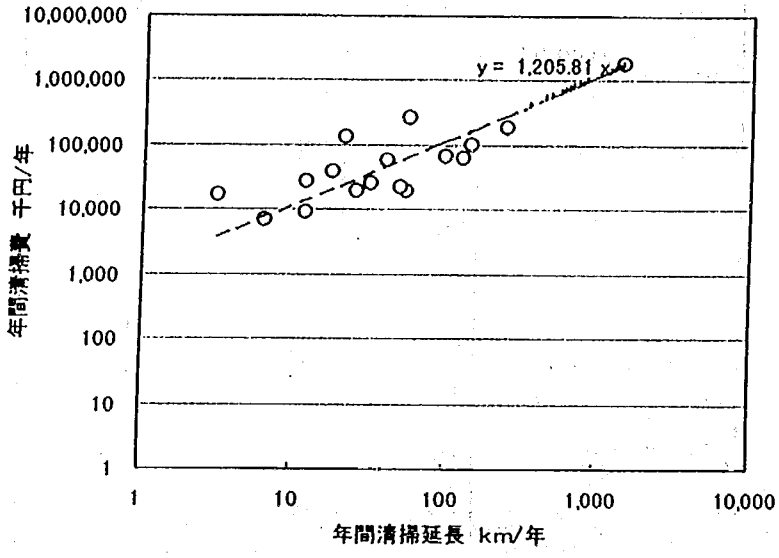


図1　年間清掃延長と年間清掃費(平成9年度)

が困難だと予想されていた事務人件費は、建設・維持管理の別まで含めて過半数の都市において算出可能であった。維持管理費についても同様であり調査、清掃等項目別に分類出来る。しかし建設費に関しては逆に過半数の都市が不可能か一部可能であった。早期に下水道事業に着手したため、初期の建設費のデータが、保存年限を超えてしまい保存されていないことが理由と考えられる。また又維持管理費においても過去に遡りデータが整理されている期間は同様と考えられる。従って管きょのＬＣＣ算定に当たっては、建設費・維持管理費のデータの保存・整理が充分な自治体を選定する事が最重要である。さらに容易に収集できる近年の維持管理資料から維持管理作業各々の単価を算出する。これらを組み合わせることにより管きょＬＣＣを求めることが可能となる。

試みにアンケートで集めた各市の平成９年度の実績をまとめて各作業の単価を算出した。その結果、管きょ調査は673円／m、管きょ清掃は1,206円／m（図１参照)、そして管きょ補修・改築は142,660円／mとなった。

５．新下水道システムの状況

真空式下水道は平成８年度末までに２１市町村で使用されている[5]。うち８市町に対してアンケート調査を行った。真空式採用のメリットの一つである管きょの小口径化について調査した結果、主にφ100～φ150、一部ではφ75の管きょが使用されていた。管きょに係る維持管理上の問題も特に生じていないことから、真空式ではこの程度の小口径管の使用は適当と判断できる。最も古い地区で 30 年経過しているが、真空ポンプ・ユニットなどの機械部分や管きょでの空気漏れについても維持管理の問題は生じておらず、システムの信頼度は高い。同様に圧力式に関しても１３市町村を対象に調査を行った。やはり管径は小さく最小管径は全ての対象地区で100mm以下であったが維持管理上問題はない。またポンプシステムも安定して稼働している。

これら新下水道システムは十分な信頼性があることが確認された。、管きょ施設の計画に当たってはこれらを

念頭に、建設面・管理面双方より最適システムの採用がコスト縮減に資することとなる。しかし新下水道システムのＬＣＣは現状では資料不足で算定不可であり、将来への課題とするものである。

６．管きょ建設コスト分析

６－１．調査方法

下水道管きょには末端管きょから中心となる幹線管きょまで様々な管径の管きょから構成されている。１処理区当たりの管きょ建設平均単価を求め、下式のようにこの値の大小により建設コストの削減効果が算出できる。

１処理区当たり管きょ建設平均単価(円/m)＝Σ｛管径別建設単価(円/m)×処理区当たり管径別延長割合(%)｝

同一管径でも埋設される土被りにより建設単価は大きく異なるが、全体的なコスト把握には工法別（開削、推進、ｼｰﾙﾄﾞ等）で単価を把握することにより土被りの相違によるコスト変動を表すことができるものとした。管径別建設単価の算定には、全国の地方自治体から収集した平成９年度発注工事設計書２６０件を管径･工法別に分解し、３３５管きょ区間を抽出し直接工事費ベースで分析した。管径別管きょ埋設工法の割合は平成 10 年度「日本の下水道」[6] に記載されている総工法別延長、管径管種別発注延長をもとに算定した。また処理区当たりの管径別延長割合は、計画処理人口５～ 30 万人、主に分流式、供用開始後 25 年以上の条件で抽出された 33 都市の管径別管きょ延長をアンケートにより収集しその総計により算出した。

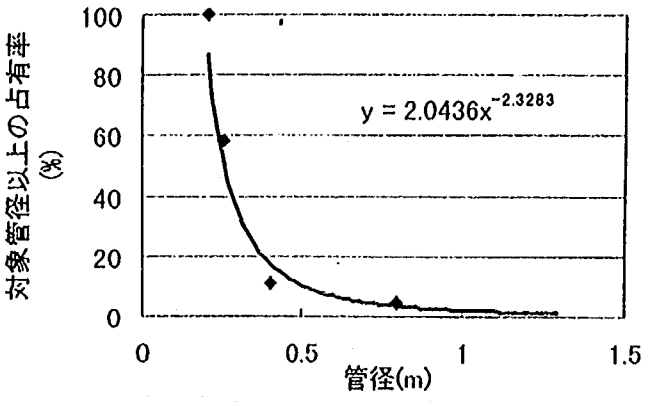


図-2 処理区当たりの管径分布

６－２．調査結果

(1)処理区当たりの管径別延長割合

下水道管きょは管径が大きくなると急激にその延長割合は低下するため、管径別延長割合の算定には管径とその管径以上の管きょが占める占有率の関係を累乗曲線で近似し利用した（図２）。その際、管径 200mm を最小管径（200mm 以上の管径占有率 100%）とした。下水道管きょの約 90%が管径 400mm 以下の小口径管きょであることがわかる。

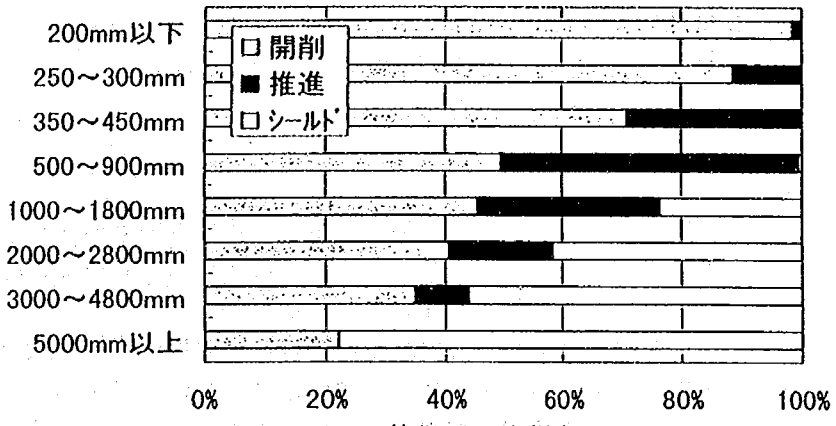


図-3 管径別工法割合

(2)管径別管きょ布設工法割合

管きょの布設工法によりその建設単価は大きく異なるが、文献１）の８年度管径･管種別発注延長より算定される管径別開削・推進・シールド各工法の延長割合を処理区全体の管径別工法延長割合とした（図３）。管渠延長全体では開削 91%、推進（小

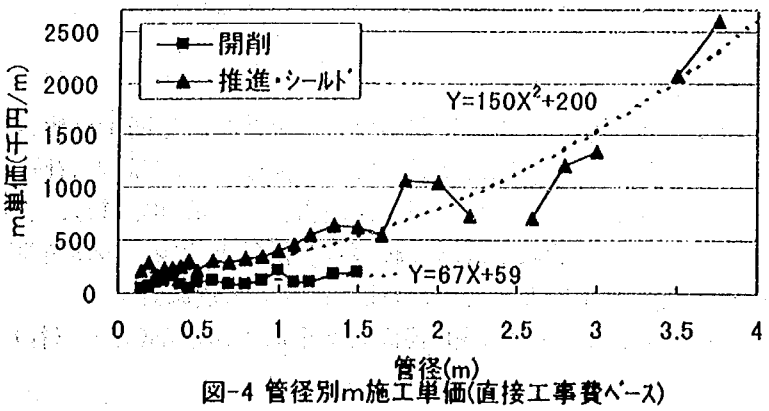


図-4 管径別m施工単価(直接工事費ベース)

口径を含む）8%、シールド 1%である。全体的に管径が大きくなるほど推進、シールド工法の割合が大きくなることがわかる。

(3)管径･工法別平均建設単価

図４に管径･工法別平均建設単価（直接工事費ベース）を示す。管径 2000mm 以上についてはデータ数が少ないため単価のばらつきが大きいが、推進・シールド工法が管径 1000mm 以上で急激に単価が高くなることがわかる。

(4)処理区当たりの管径･工法別建設コスト割合

上記結果から処理区当たりの管径･工法別延長割合と建設コスト割合を示したのが、図５，６である。一般的に大口径管きょほど管きょ延長割合は少なくなるものの、m当たり単価が大きいため、建設コストに占める割合は高くなる。全体的な結果として、300mm 以下の開削管きょが建設費の約 50%、900mm 以下の小口径推進を中心とした推進管きょが約 30%、350mm 以上の開削管きょが 10%強、1000mm 以上の推進・シールド管きょが 10%弱、それぞれ占めることがわかる。

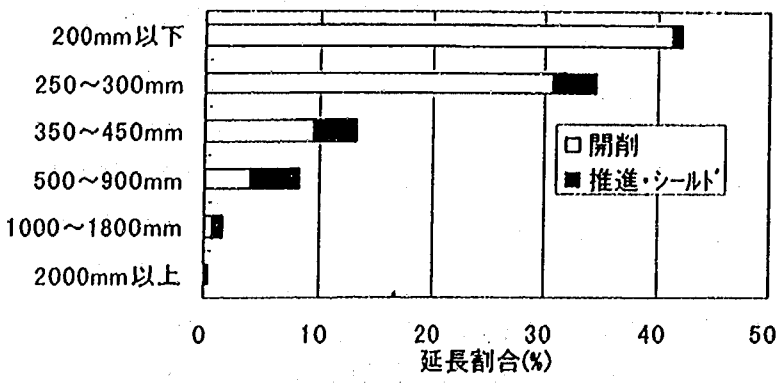


図-5　1処理区当たりの管きょ延長割合

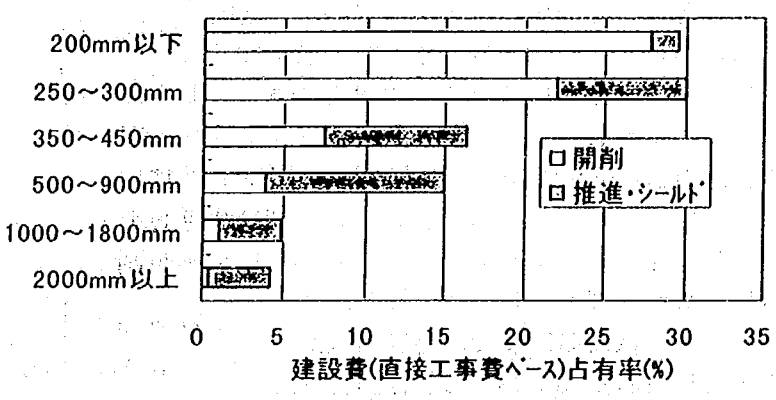


図-6　1処理区当たりの管きょ建設費占有割合

7．まとめ

①アンケート調査の結果、点検・清掃等維持管理技術の進展により人孔設置基準が緩和されコスト縮減に貢献している。推進・シールド工事においても技術進歩による長距離化が進展している。

②小規模以外の下水道でも最小管径の見直しが行われている。

③管きょＬＣＣの構築に当たり必要な維持管理作業の単価を、実績値より求めることが出来た。

④真空式・圧送式等の新下水道システムは信頼性の高いシステムである。

⑤下水管きょの９０％以上はφ400mm以下の小口径管であるが、逆に施工単価は推進・シールド工法の採用が増加するφ管径1000mm以上で急激に高くなる。建設費はφ300mm以下の開削工事が約５０％を占めており、管きょに関するコスト縮減を行う際の主な対象となる。

＜参考文献＞

1）田中、笹部他「下水道管路施設の建設費縮減に関する検討」，土木研究所資料第3638号，1999

2）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

3）道路占用物件の浅層化技術検討報告書　平成10年11月，（財）道路保全技術センター

4）小規模下水道計画・設計・維持管理指針と解説　1996 年版，（社）日本下水道協会

5）下水道統計平成８年度版，（社）日本下水道協会

6）平成 10 年日本の下水道，建設省都市局下水道部監修，（社）日本下水道協会

3. 下水道整備による環境改善効果に関する調査

下水道研究室　室　　長　笹部　薫
主任研究員　岡本　誠一郎
研　究　員　吉田　敏章

1 はじめに

公共事業の効率性・透明性を確保し、行政として公共事業執行の説明責任を果たすことが近年強く求められており、事業の効果を明確にし便益を計測することによって事業を評価することが重要となっている。そこで本調査は、下水道整備による環境改善効果、とりわけ、公共用水域の水質保全効果を評価することを目的としている。

下水道事業の効果については、快適性の向上など環境保全に関するものが主なものであり、(1) 便所の水洗化、(2) 周辺環境の改善、(3) 公共用水域の水質保全、(4) 下水道の多目的利用、(5) 浸水の防除というように、大きく 5 つに分類される。このうち、公共用水域の水質保全という効果は、下水道により汚濁負荷が削減され下水処理水が放流されることによって現れるものであり、下水処理水の流量・水質等と公共用水域の状況（流量・水質等）との関係に因るものである。また、水質保全効果は下水道が整備された地域の水域のみでなく、その下流にわたって現れるものである。

下水道による公共用水域の水質保全効果を把握するためには、先ず下水道整備によって公共用水域の水質がどれほど向上するかを把握しなければならない。そして、公共用水域の水質向上によるメリットが分からなければならない。このためには、公共用水域の利用形態に対して、水質向上がどのように影響するかを把握することが必要となってくる。そこで、以下の公共用水域の利用形態について整理し、公共用水域での水質レベルと利用用途との関係について整理した。

また、公共事業で重要となっている費用便益分析のために重要な便益の計測は、身近な公共用水域における水質向上効果を対象として仮想評価法を適用して実施した。

さらに、総括的な事業の評価が可能であるヘドニック価格法を適用してケーススタディを行い、便益計測の可能性や適用性について検討をおこなった。

2 水環境の価値の整理

2.1 調査内容

公共用水域の水質向上による効果を把握するために、公共用水域の利用形態について既往資料をもとにして整理を試みた。そして、利用形態ごとに水質向上による効果が現れるかどうかについて考察を行った。また、水質に対応する利用用途について、水質に関する基準などの既往の資料をもとに整理した。

下水道の公共用水域への効果としては、下水処理水を河川の上流へ還元することによって水量的な貢献をしたり、下水処理水の再利用によって水資源の保護に役立つというケースもあるが、ここでは、このような高規格の施策が行われることなく下水処理水が放流される場合について考えていくこととする。

2.2 公共用水域の利用形態

公共用水域の利用形態を整理する際には、利水・治水・環境という3つの観点から考えることができる。しかし、治水に対する水質の影響としては、溢水事故時の衛生問題や事後処理があげられるがその影響は大きくないと考えられるので、ここでは利水・環境という2つの側面から公共用水域の利用について整理し、水質改善による効果があるかどうかという観点から考察していく。整理したものを表1に示す。

表1 公共用水域の利用形態

大分類	小分類	利用形態	水質との関連
利水	水域より取水し利用する	水道	◎
		工業用水	○
		農業用水	○
		緊急用水	○
		発電	△
	水域をそのままの状態で利用する	水産養殖業として	○
		水運業(舟運)として	△
		雪を流す	
		洗い物に利用する	◎
環境	機能等からの分類	人間にうるおいを与える等の心理的な作用	○
		風土的な価値(歴史的風物, 地域の誇り, 信仰の対象)	○
		自然区域(緑地)としての価値	○
		生態系の保全	◎
		景観形成	○
		悪臭・害虫の発生の有無	○
		静かな空間, 見渡せる空間として	
		火災延焼防止空間としての価値	
	人間による行動・活動からの分類	日常的行動(散歩, 夕涼み, サイクリング, ジョギング)	○
		レクリエーション(水浴, 水遊び, 釣り, 舟遊び)	◎
		自然観察等(環境教育, キャンプ)	○
		イベント等(花火, 祭り)	○
		スポーツ等(ゴルフ, 凧上げ)	△
		避難空間として	
	その他	微気象の緩和機能	
		熱源となる	

注. 水質との関連は、大きく関連するものは◎、関連するものは○、若干関連するものは△、ほとんど関連しないものは空白

利水において、水域より取水して公共用水域を利用する場合は、水質向上による効果が大きい。水道・工業用水として利用する場合は、その浄化に要する経費の節約という効果がある。農業用水として利用する場合は、農業への被害が軽減される効果や、農業用水として利用可能となり用水料が軽減されるという効果が見込まれる。利水のうち、水域をそのままの状態で利用するものについても水質向上の効果が期待できる。水産養殖業として利用されている公共用水域では、水質の向上により水産業の増収が見込まれ、また、漁労衛生環境の向上や船の耐用年数の向上も見込まれる。水運業についても、同様の効果がある。

環境については、色々な捉え方が考えられるが、ここでは水環境の機能からみた分類と人間による行動・活動という分類を用いた。全般的には、水質向上によって親水機能が増加すると表現できよう。公共用水域における人間の行動・活動は、居住地近隣の水辺付近での散歩のような日常的な行動や、大規模な公共用水域への訪問といった観光の要素を含むものなど、多様である。水との接し方についても、水浴という全身が直接水に触れるものから、水が見られる地点に訪れて見て楽しむようなものまで、様々である。水質向上による効果の現れ方は、その水との接し方により異なってくる。例えば、水辺とのふれあいという活動は、水質の影響によって大きな影響があり、水浴については可能であるかどうかに直接関わってくる。一方、散歩は直接、水との接触がなく、水の見え方など、人間への影響はあるが、水質向上と影響の程度との関連はさほど大きくないと考えられる。河川敷で行われるスポーツ等については、本質的にはその空間を利用してい

るのであり水質の影響は少ない。都市部の自然が少ない地域においては、その希少性より環境の価値は大きなものがあり、地域性にも因っている。

2.3 水質に対応する利用用途の整理

また、水質に関する基準などより、水質のレベルによる利用用途等の違いを整理した。これを表 2 に示す。表 2 は、水質（BOD）ごとに、どのような水環境となっているか、どのような親水活動が可能であるかについて判断する目安となる。

表2 水質指標と親水活動等との関連

BOD	生活環境の保全に関する環境基準	生物学的水質階級1)	硫化水素の形成(腐卵臭)	親水活動の水質下限		水生生物生息域	
				親水活動から見た実績水質2)	水環境経済調査検討会資料3)	動植物保護上での水質項目4)	主要魚種の水質目安5)
1	AA類型	貧腐水性水域	なし	▲2.3 水泳　▲2.4 水遊び	▲飲料	0.5～1.5 自然ホタル	
2	A類型				▲水泳	▲ヤマメ・イワナ　1.5～3.4 飼育ホタル	▲ヤマメ・イワナ
3	B類型					▲オイカワ・アユ	
4	C類型	β中腐水性水域	なし	▲4.6 まつり(灯籠流し等)	▲水遊び		オイカワ・アユ
5				▲5.1 散策・休憩・花火			
6	D類型			▲6.5 釣り			
7		α中腐水性水域	強い腐卵臭はなくなる	▲6.9 ウインドサーフィン・ボート			
8					▲ボート・サーフィン		
9	E類型						
10					▲散歩・散策等		コイ・フナ・ドジョウ
11		強腐水性水域	大抵認められ、強い腐卵臭がある				

2.4 まとめ

下水道整備による公共用水域保全の効果を把握するために、公共用水域の利用形態について整理し、その水質向上による効果について考察を行った。また、公共用水域における水質（BOD）と、その水質において可能な親水活動や生息可能な生物について整理することにより、その対応の目安を示した。これより、下水道整備によって水質が向上（BOD が減少）したとき、どのような効果があるかの目安が得られる。そして、水質向上による便益を計測する際には、仮想評価法でのシナリオ設定等に役立てることができると考えられる。しかし、水質が BOD だけでは表現できないことや、水質保全効果が下流におよび広域的であることについて考慮していかなければならない。

3 仮想評価法による身近な公共用水域の水質改善効果の便益計測

3.1 調査方法

仮想評価法を適用して、下水道整備効果の 1 つである公共用水域の水質改善効果について便益計測を行った。調査対象地域は、茨城県水海道市、東町とした。

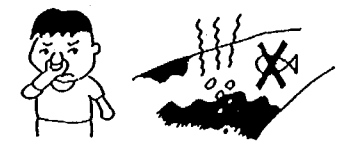
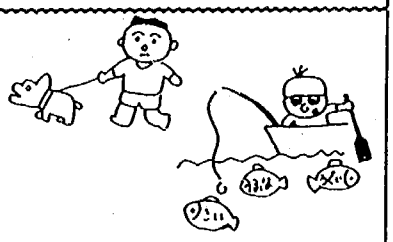
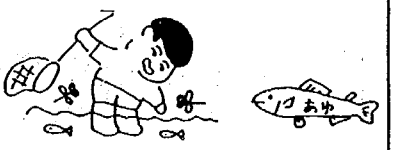
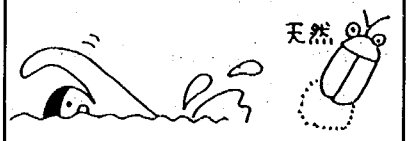
『下水道事業における費用効果分析マニュアル（案）』では、公共用水域の水質保全効果の便益計測について、直接的利用効果については上水道等の浄化経費の軽減額、農業被害の軽減額とし、環境価値の向上としては仮想評価法に基づくとされている。

本調査で便益計測の対象とする公共用水域は、下水道による負荷削減効果が強く発現し、受益の範囲が比較的限られると考えられる市町内の水路・中小河川全体としている。そして、公共用水域の規模を「市町内の水路のみ」と「市町内の水路と中小河川」の 2 種類に設定し、水質改善の規模により支払意思額の差がどうあらわれるかを確認することとした。アンケート対象は、市町内の住民とした。

水質改善に対する支払意思額を尋ねるわけだが、住民に理解しやすいように水質水準を設定することが重要となる。そこで、アンケート調査票では BOD 等の生物化学的水質指標により水質水準を説明するのではなく、生物学的水質階級を利用し 4 段階に分け、それぞれの階級について、表 2 を活用することにより、被験者に水質レベルごとに感じられる印象や可能なレクリエーションを示すこととした。それを表 3 に示す。対応する BOD は、水質レベル D で 10 以上、水質レベル C で 5～10 程度、水質レベル B で 2～5 程度、水質レベル A で 0～2 程度となっている。

調査方法としては郵送方式を採用し、アンケート配布数は 2 市町合計で 1200 としている。なお、支払意思額の質問方式はバイアスの存在が少ない二項選択方式を採用し、統計的信頼性を高めるため二段階二項選択方式としている。

表 3 水質レベルの設定

水質ランク		見た感じ・可能なレクレーション・すんでいる生き物	
悪い	D	川底が黒く、腐卵臭がする。魚はいない。	
	C	多少不快な臭いがすることもあるが散歩ができ、フナ、コイ、ウグイ、カワムツ等の釣りが楽しめる。水量など他の条件が整備されればボートも楽しめそう。	
	B	自ら又は子供が水遊び（魚探り、虫とり）をすることができる。アユや観賞ホタルの生息が可能。	
良い	A	水が増えれば泳ぐことができる。天然ホタルの生息が可能。	

3.2 調査結果

得られた有効回答数は、本調査の結果の概要は以下のとおりである。有効回答率は 26%であった。身近な公共用水域の水質保全に対する支払意思額は、水環境の規模が「水路のみ」の場合は、水質レベル C では 2190 円／月／世帯、水質レベル B では 2360 円／月／世帯、水質レベル A では 3290 円／月／世帯である。水環境の規模が「水路＋中小河川」の場合は、水質レベル B では 2430 円／月／世帯、水質レベル A では 2660 円／月／世帯である。

4 ヘドニック価格法による下水道整備効果の便益計測

4.1 調査方法

ヘドニック価格法を適用して、下水道事業（分流式下水道、汚水対策）の便益計測をおこなった。対象事業は宮川流域下水道事業（三重県）である。

本法は、環境質や社会資本整備により得られる効用が地価に帰着されることに基づき、地価属性から地価を推定する地価関数を重回帰分析により構築して、対象とする事業等の便益を計測するものである。ヘドニック価格法は、代替費用法と異なり便益を直接的に計測できるという特長があるが、地価関数の構築に多くの費用、労力を伴う。

『下水道事業における費用効果分析マニュアル（案）』では、ヘドニック価格法はより正確で直接的な評価を行うことためには実施が必要とされているが、主旨や分析手順の説明にとどまっている。

4.2 調査結果

地価関数モデルについては、下水道の指標を含み、地価との相関が高い中心地までの距離という指標等を含め、さらに現地調査等により地域の地価形成に影響が強いと思われる住宅地としての整備状況も取り入れて評価を行った。推定された地価関数モデルを表 4 に示す。

本調査で推定された地価関数では、下水道整備による地価の上昇分が 7608 円／m2 となった。これより宮川流域下水道事業の便益は 110 億円／年と推計された。

表 4 推定された地価関数モデル

地価説明変数 Ei	回帰係数αi(t-値)	備考
1 接面道路幅員(m)	2,981 (8.31)	
2 中心地への移動時間(ln 分)	-24,760 (-14.27)	中心地への車による移動時間を対数変換
3 商業利便性指標(点数制)	9,667 (4.30)	点数=0:1:2(注 1)
4 土地利用形態指標(点数制)	27,733 (7.72)	点数=0:1:2(注 2)
5 下水道整備指標(点数制)	7,608 (1.67)	下水道無:下水道有=0:1
6 周辺環境指標(点数制)	11,167 (4.44)	点数=0:1:2(注 3)
定数(c)	94,366	
サンプル数	321	
決定係数(R^2)	0.73	
平均絶対誤差率	22%	

地価関数式：$LP(\text{円}/m2) = \alpha_1 \cdot E_1 + \alpha_2 \cdot E_2 + \cdots \alpha_i \cdot E_i + c$

注 1. 大･中規模商業施設への至近性によりランク付け

注 2. 住居地:一般商業地:特別商業地によりランク付け

注 3. 田畑地域:一般地域:開発地域によりランク付け

5 考察

仮想評価法による身近な公共用水域の水質改善効果の便益計測においては、水質レベルの向上の度合いが大きいほど支払意思額が大きいという傾向が見られたが、評価対象である水域の規模が大きいほど支払意思額が大きくなるという傾向は見られなかった。これは、住民の関心が市町内の水路の方に対してより強いことを示唆していると考えられる。

ヘドニック価格法による下水道整備効果の便益計測では、計測した便益の範囲が地価に帰着されている効果のみであることに注意しなければならない。本調査で計測された効果の項目は、土地利用者にとって直接的な効用である便所の水洗化や周辺環境改善効果程度であると考えられ、公共用水域の水質改善による便益は計測されていないと考えられる。また、下水道事業の便益の算出においては、ヘドニック価格法によって計測した地価の上昇分以外に、下水道の利用にあたって利用者が支払う受益者負担金と下水道使用料も含めることが考えられる。以上2点について検討していくことが今後の課題としてあげられる。

参考文献

1) 津田松苗『汚水生物学』、北陸館、1964年
2) 建設省河川局河川計画課河川環境対策室、建設省土木研究所「水環境管理に関する研究」、『第43回建設省技術研究会報告』、1989年11月
3) 建設省「水環境経済調査検討会資料」、1996年
4) 『環境と計測技術』、Vol.13、No.7、1984
5) 建設省河川局河川計画課河川環境対策室、建設省土木研究所「水環境管理のための水量、水質の目標値設定手法」、『第44回建設省技術研究会報告』、1990年11月

4.　都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査

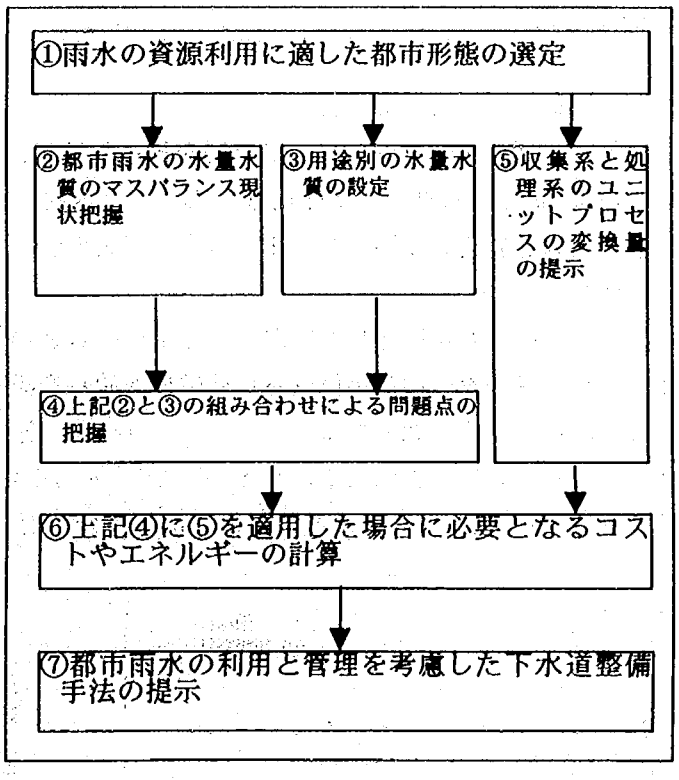
下水道研究室　室　長　笹部　薫
研究員　山下洋正
研究員　豊田忠広

1．はじめに

河川水、湖沼水などの表流水、および地下水は、流域内活動により汚染されており、その効果的な浄化は困難になりつつある。また水資源を得るための単位コストも増加しつつある。さらに災害時等に給水ライフラインが機能しなくなるおそれがある。以上を鑑みると、都市域における多種類の水需要に対して、独自の水資源の代替施設が必要な状況にあると考えられ、その一環として都市域の雨水を資源とみなして積極的に活用することが求められている。

本調査は、都市域における、自然系および人工系の水量水質のマスバランスの把握、用途別の水量水質の設定、収集系および処理系のユニットプロセスによる水量水質変換量の検討を通じて、都市雨水を有効に利用、管理していくための下水道整備方策を提示し、都市における新たな水資源の開発および都市の水循環適正化に資することを目指している。

平成１０年度は、文献調査および統計資料解析により、雨水の資源利用に適した都市形態の選定を行うとともに、雨水収集系におけるユニットプロセスの変換量について検討した。（図－１）



図－１　調査のフロー

2．雨水の資源利用に適した都市形態の選定

都市における雨水を含めた水資源の供給および利用の状況は、各都市のおかれている気候、地理等の自然条件および産業構造等の社会条件によってそれぞれ異なると考えられるため、それら諸条件の中で雨水利用が可能となる条件の組み合わせを検討することによって、雨水の資源利用に適した都市形態を選定した。

2．1　都市活動のデータ収集

雨水利用に関連する都市活動のデータを、各種統計資料から収集した。データ収集項目は表－１に示す通りであり、都市形態に関するパラメータとしては人口、世帯数、産業別就業人口構成比、商業販売額等であり、気象に関するパラメータとしては年降水量、年平均気温、日降水量 1mm 以上の日数等であり、水資源に関連するパラメータとしては年間給水量、年間取水量、水道料金、水源余裕率、水資源賦存量、水資源充足度等である。これらのデータは都道府県別に集計、解析した。あわせて、文献調査等により、国内の雨水利用事例を収集した。

表－1　データ収集項目

都市形態のパラメータ	気象関連のパラメータ	水資源関連のパラメータ
人口（人）	年平均降水量（mm）	一人あたり年間給水量（千 m^3）
世帯数（戸）	年平均日照時間（hr）	一人あたり年間処理水量（千 m^3）
面積（km^2）	年平均気温（℃）	水源余裕率（%）
人口密度（人/km^2）	日降水量 1mm 以上の日数（日）	年間取水量（千 m^3）
産業別就業人口（人）		計画１日最大取水量（m^3）
産業別就業人口構成比（%）		実績１日最大給水量（m^3）
事業所数計		１人当たり水資源賦存量（m^3/人）
従業者数（人）		水資源充足度（%）
製造品出荷額（百万円）		水道料金（円）
商業販売額（百万円）		

ここで,

$$水源余裕率\alpha=\frac{計画1日最大取水量-実績1日最大給水量}{計画1日最大取水量}\times100$$

１人当り水資源賦存量　$Q=\frac{A(P-E)}{人口}$　（A：面積、P：年平均降水量、E：蒸発散量）

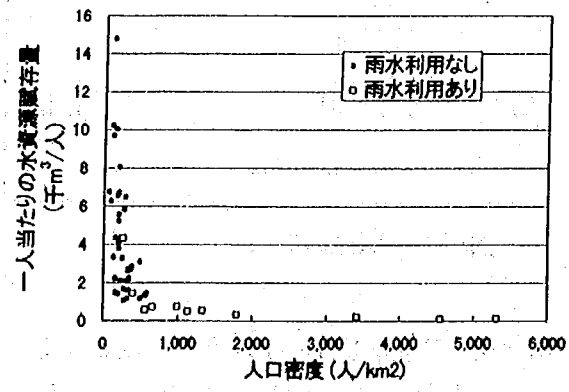
水資源充足度　$\beta=\frac{Q-g}{Q}\times100$　（Q：１人１日当り水資源賦存量、g：１人１日実績最大給水量）

と定義する。

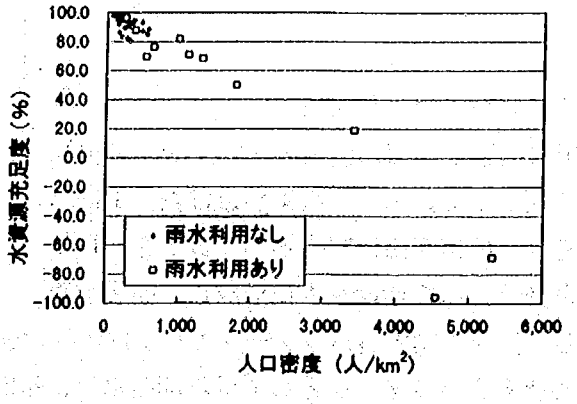
２．２　解析による都市形態の選定

上述の各パラメーターに対して解析を行った結果、「一人当たりの水資源依存量」が低い地域,「水資源充足度」が低い地域, 及び「人口密度」が高い地域と雨水利用を実施している地域が一致する傾向が確認できた。これらの傾向を整理して図－２～４に示す。産業形態等他のパラメーターからは明確な関係を見いだすことができなかった。

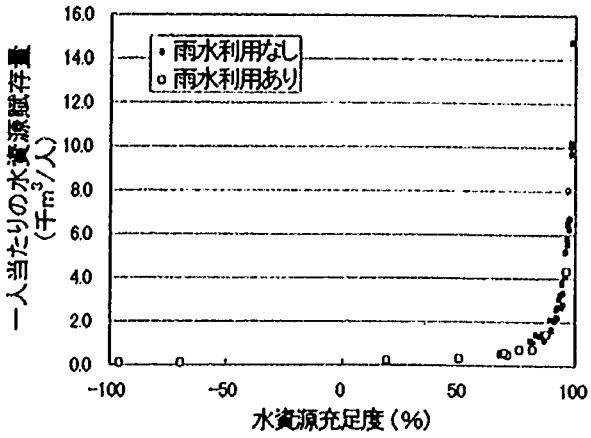
ここで、雨水利用に適した都市形態の条件のしきい値として、雨水利用を行っている地域における上記の３つのパラメーターの最小値（もしくは最大値）を設定し、これら３つの条件をすべて満足する地域は雨水利用に適した都市形態であると考える。この結果、雨水利用に適した地域として選定された地域（都道府県）は、既に雨水利用を実施している 11 地域を含む 26 地域となった（図－５）。これらのうち，現在，雨水利用が実施されていない 15 地域については、今後，雨水利用の積極的推進が効果的であると考えられる。



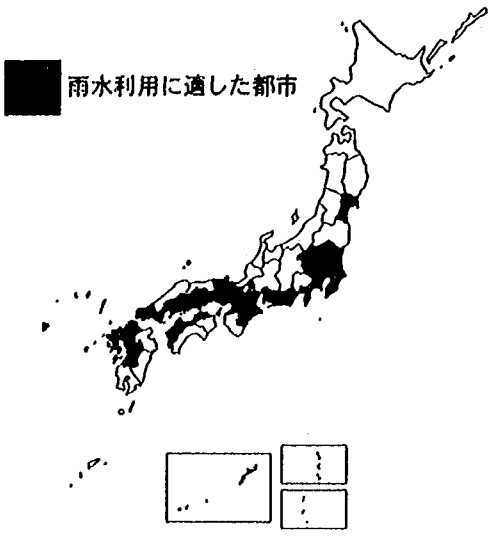
図－２　人口密度と一人当たり水資源賦存量の関係



図－３　人口密度と水資源充足度の関係



図－4　水資源充足度と一人当たり水資源依存量の関係



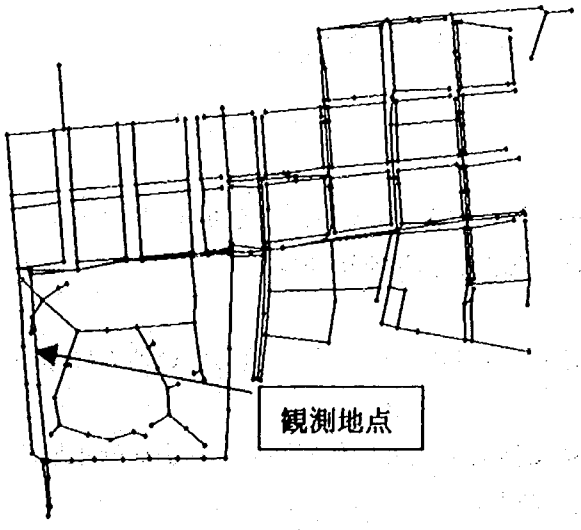
図－5　雨水利用に適した都市

3．収集系におけるユニットプロセスの変換量の検討

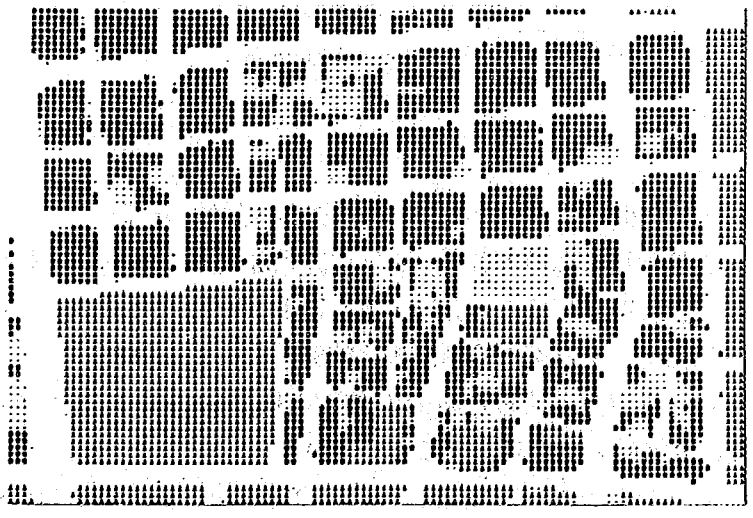
都市域の雨水利用を検討する上では、降雨の流出、管渠内流れ、貯留、処理等のそれぞれの過程において水量・水質がどのような変換を受けるのかを詳細に把握することが不可欠である。しかし、都市域においては、土地利用が複雑かつ多岐にわたっているため、表面流出雨水の水量・水質は面的に一様ではなく、土地利用状況の分布に応じて異なっている。そこで、今年度は分布型の雨水流出解析モデルを構築して実排水区に適用することにより、表面流出における水量の変換量について着目して検討を行った。

3．1　方法

表面流出のモデル構築の対象流域として、自然流下の合流式下水道地域（39.5ha）を選んだ。排水区の管路図を図－6に示す。土地利用状況の情報は、国土地理院が整備している細密数値情報[1]より、10m メッシュで 17 種類の土地利用区分として取得した．図－7に本排水区の土地利用状況を示す。商業用地が卓越しており、次いで道路、公園が占めている。



図－6　排水区の管路図



■商業用地、　▲公園、　□道路、　－その他

図－7　排水区の土地利用状況

下水道整備済地域での雨水流出計算は、表面流出の計算とその後の管きょ流れの計算とに分けることができる。本報では、表面流出の計算にメッシュ法[2]を用い、管きょ流れの計算には、英国で開発された分布型モデル HydroWorks[3]を用いた。

メッシュ法とは，地表面を 10m メッシュに分割し、流出雨水の流れをメッシュ間の移動として表現するモデルである。地表面を詳細なグリッドに分割するため、流出パラメータの面的分布を表現するのに適している。流出後の管きょ内水理計算は、浸水時のサーチャージ流れ等の非定常な水理計算が可能である HydroWorks で行った。

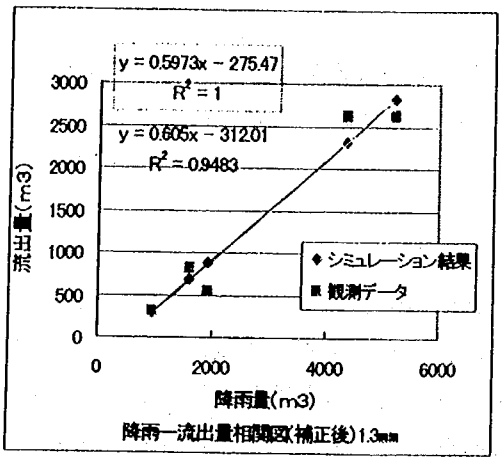
3．2　結果

（1）基礎パラメータの決定

総降雨量が 2.5～13.5mm の５降雨を対象にシミュレーションを行った。排水区の各土地利用に対して表－２に示す固定流出率を初期設定として与えて流出を計算した結果を、降雨量と流出量の関係に整理して、観測データと併せて図－８に示す。ここで、観測データの直線近似式より初期損失 1.3mm と算出して、シミュレーションに用いている。また、メッシュ間の移動速度は 0.3m/s として計算した。固定流出率を面積で平均した値は 0.65 であり、観測データの近似直線の傾き 0.605 と１割未満の差であるため、あえて補正は行なわず表－３の流出係数を用いることとした。

表－２　土地利用と固定流出率

ｺｰﾄﾞ	分類区分			流出係数
01	農地・山林等	山林・荒地等		0.2
02		農地	田	0.4
03			畑・その他の用地	0.1
04	造成	造成中地		0.3
05		空地		0.3
06		工業用地		0.8
07	宅地	住宅地	一般低層住宅地	0.4
08			密集低層住宅地	0.7
09			中・高層住宅地	0.4
10			商業・業務用地	0.8
11	公共公益施設用地	道路用地		0.9
12		公園・緑地等		0.1
13		その他の公共公益施設用地		0.7
14	河川・湖沼等			1.0
15	その他			0.5
16	海			0.5
17	対象地域外			0.5



図－８　降雨量と流出量の関係

（2）詳細な分布型流出パラメータの有効性の検討

土地利用に応じて各メッシュに詳細な固定流出率を与えた場合と、総括流出率として 0.65 を全メッシュに与えた場合とで、メッシュ法と HydroWorks の組み合わせによる計算結果を比較した。

観測データと両計算結果の比較例を図－９に示す。

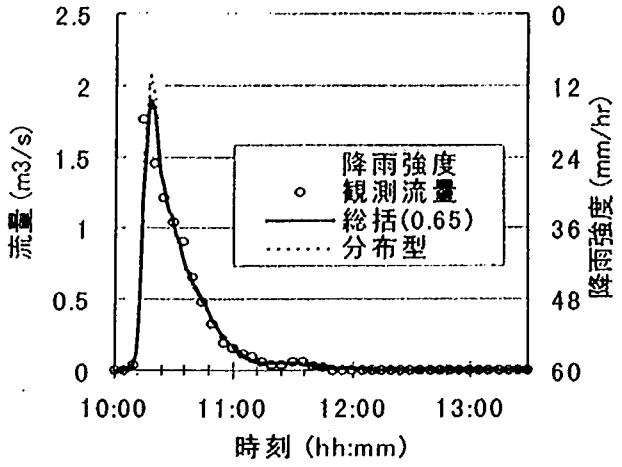
ピーク時刻と流量に多少のずれはあるものの、いずれもよく一致しており、最下流に近い地点においては、計算結果に大差ないことが分かる。

従って、流末の懸案地点一点での流量を計算するためには総括流出率で十分であり、詳細な分布型流出パラメータは不要であり分布型モデルの必要性は低いと考えられる。

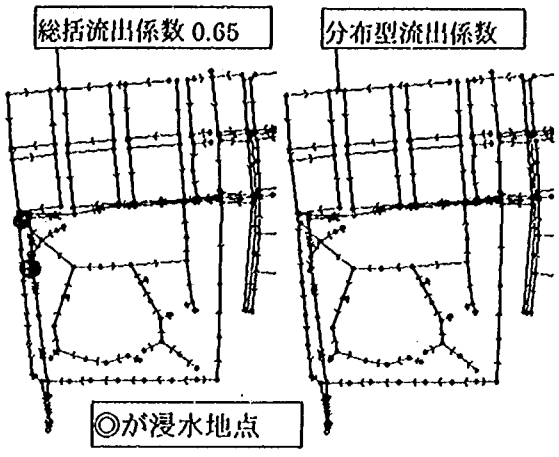
次に、浸水が起こる地点の比較を図－１０に示す。総括流出率で計算した場合は公園内で浸水するが、

分布型流出率で計算するとそうならないという結果が得られた。実際の公園の流出率は0.1程度であり、該当部の新規流入はほとんどなく、上流からの雨水を流し得るだけの管きょ流下能力があることから、公園内で浸水するという結果は非現実的と思われる。これは流出率が過大に見積もられたためであろう。

以上より、分布型流出パラメータを与えることにより、排水区内の浸水箇所を正確に予測しうることが分かる。今後は浸水の実観測データを用いた検証が必要である。



図－９　総括流出係数と分布型流出係数の計算結果の比較（流末での流量）



図－１０　総括流出係数と分布型流出係数の計算結果（浸水地点）

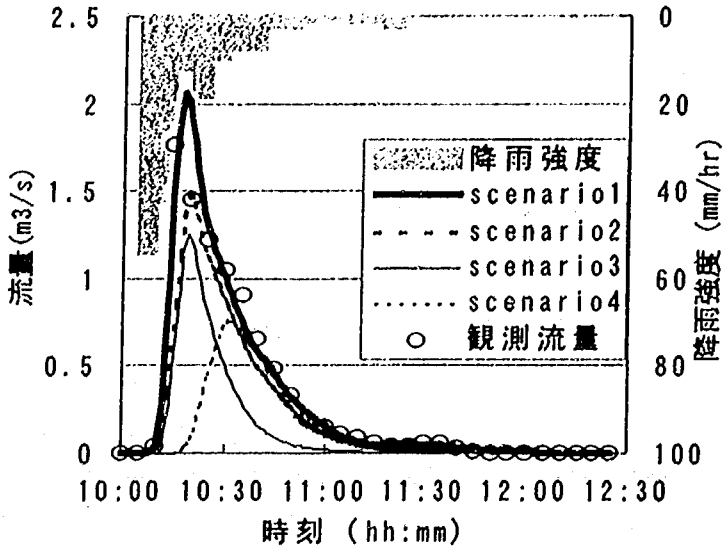
（３）オンサイト流出抑制施設のモデル化

オンサイト流出抑制施設として、道路、宅地（商業用地を含む）での貯留・浸透能力を表－３の通り考慮した場合のシミュレーション結果の例を図－１１に示す。

ピーク流量および総流量の削減ならびに初期流出の抑制が定量的に表現できていることが分かる。オンサイト流出抑制の効果は、設置場所での初期貯留容量や浸透能力の増大として現れるので、結局は流出パラメータの変更として表現されることになる。従って（２）における検討と同様に、設置場所を分布型パラメータとして与えることにより排水区内における効果を詳細に評価することが可能となる。

表－３　オンサイト流出抑制施設の貯留・浸透能力

		scenario 1	scenario 2	scenario 3	scenario 4
		対策なし	道路排水の貯留 浸透	道路排水の貯留 浸透 屋根雨水の浸透	道路排水の貯留 浸透 屋根雨水の貯留
道路	貯留(mm)	-	3.40	3.40	3.40
	浸透(mm/hr)	-	3.96	3.96	3.96
屋根	貯留(mm)	-	-	-	5.00
	浸透(mm/hr)	-	-	7.50	-
計	貯留(mm)	-	3.40	3.40	8.40
	浸透(mm/hr)	-	3.96	11.46	3.96



図－１１　オンサイト流出抑制施設の効果のシミュレーション

３．４　まとめ今後の課題

メッシュ法を用いて表面流出計算を行うことにより、流出パラメータを分布型で与えることが可能となり、オンサイト流出抑制施設の効果を適切に表現することができた。今回検討した対象流域は 39.5ha と小さく、また対象降雨が小規模であることから、さらに適用範囲を広げてモデル自体の検証を行う必要があろう。あわせて、実流域におけるオンサイト流出抑制施設の効果の観測データを用いて、シミュレーション結果を検証していく必要がある。

また、オンサイト貯留・浸透による都市水循環の適正化・雨水の資源利用を検討する際には、雨水水質の検討が不可欠である。本モデルでは、汚濁負荷パラメータを土地利用に応じて詳細な分布型で与えることができる。今後は、雨水水質のシミュレーションと実測データによる検証を行っていく予定ある。

４．まとめ

文献調査および統計資料解析により、雨水の資源利用に適した都市形態の選定を行うとともに、雨水収集系における水量の変換量について検討した。

雨水利用に適した都市形態が明らかになるとともに、今後雨水利用を推進しうる都市も見出すことができた。今後は都市の水量水質マスバランスの解析を進め、水質面も含めた検討を実施していく必要がある。

また、総降雨量が 2.5～13.5mm の５降雨を対象に計算を行った結果、流域全体に総括的な流出係数を与えた場合よりも、メッシュ単位で分布型の流出パラメータを与えた場合のほうが、表面流出量をより正確かつ詳細に算出できることが判明した。収集系のユニットプロセスの第一段階である表面流出における変換量を水量面で把握できる事が示されたので、今後は、水質についても分布型で与えることにより、収集系のユニットプロセスの変換量を水量水質の両面から面的分布として詳細に把握することを検討していく。

参考文献

１）数値地図ユーザーズガイド、建設省国土地理院監修、(財) 日本地図センター発行
２）メッシュ法の都市河川流域への適用-その手法と実際,水利科学,No.161, pp.74-97, 1985
３）http://www.wallingford-software.co.uk/

5. 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

研究期間：平7～平10
担当：三次処理研究室　室長：鈴木穣、　研究員：重村浩之

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り、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。

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、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、多様な観点からプロセスおよびシステムの評価を行う。また、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等を行い、最終的に、要求されるタイプ毎に最適なシステムを提示する。

2．平成9年度までの調査内容

（1）日本およびドイツの下水処理場における物質フローおよ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）の挙動についてパイロットプラントによって調査し、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。次いで、生物学的脱りん法を採用する下水処理場において実態調査を行い、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。これより、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。

（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）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。

（5）担体投入型反応タンクなどを含む実処理場について、物質フロー、エネルギー消費構造等を把握した。

（6）可溶化された生汚泥の遠心分離濾液を無酸素槽に投入する新排水処理システムについて、パイロットプラントで検討した。

（7）高度処理法の処理過程での有機ハロゲン化合物生成能の変化について、調査を行った。

3．これまでの研究による処理場物質フローのまとめ

本研究では、平成7年～平成9年において、複数の処理場についてエネルギー消費量および物質フローを調べた。表－1に、調査対象の処理場の概要の比較を示す。M処理場では、一次処理プロセスとして、最初沈殿池の代わりに浮上性ろ材を用いた高効率固液分離槽を、生物処理プロセスとして、活性汚泥法の代わりに結合型微生物固定化担体を用いた担体法を採用している。

表－1　調査対象処理場の概要

処理場名	A処理場	B処理場	C処理場	M処理場
水処理法	凝集剤＋循環法およびA_2O法	凝集剤添加型活性汚泥法	疑似AO法	固液分離＋担体法
汚泥処理法	嫌気性消化	嫌気性消化	嫌気性消化	濃縮→脱水
流入水量	45157m³/d	86850m³/d	5650m³/d	1990m³/d
流入水BOD	239mg/L	375mg/L	－	－
国名	日本	ドイツ	日本	日本

3．1　エネルギー消費量

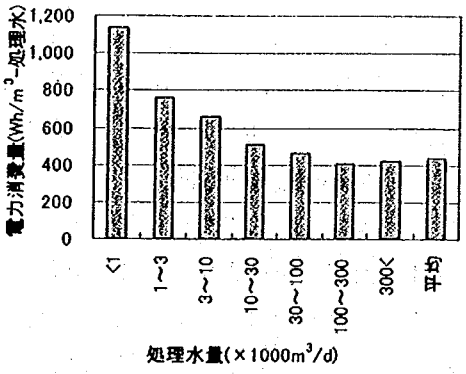
各処理場について、電力消費量の多い機器の順に並べたものを、表－2に示す。また、図－1に、平成8年度版下水道統計よりまとめた、処理場規模別の電力消費量の平均値を示す。

表－2　電力使用量の順位

処理場名	A処理場	B処理場	C処理場	M処理場
1位	ブロアー (34.9%)	ブロアー (54.6%)	ブロアー (57.1%)	ブロアー(47.0%)
2位	ポンプ (18.7%)	ポンプ (8.1%)	汚水ポンプ (11.2%)	主ポンプ(16.2%)
3位	照明 (7.7%)	汚泥消化 (5.8%)	脱水 (8.7%)	脱水(16.2%)
4位	空調 (7.5%)	脱水 (5.6%)	汚泥消化(8.5%)	濾過池(6.7%)
平均電力消費量(Wh/m³-処理水)	518	430	574	1260
処理水量(m³/d)	45157	86850	5650	1990
処理能力(m³/d)	68000	－	5765	7200
処理水量／処理能力	66%	－	98%	28%

どの処理場でもブロアー、ポンプおよび脱水のエネルギー使用量が大きくなっていた。M処理場についてはエネルギー消費量が同規模の電力消費量の平均値と比較して大きかったが、この原因として、表－2より、M処理場の処理能力にしめる処理水量の値が小さかったことが可能性として考えられる。

B処理場では、消化ガス発電により電力使用量の半分以上(230Wh/m³-処理水)をまかなっていたので、正味の電力使用量は200Wh/m³-処理水となり、大幅に削減されていた。これは、日本のA処理場と比べて流入下水BOD濃度が130mg/L以上高く、単位処理水量当たりの汚泥の発生量が多いことが主原因であり、また、生汚泥を重力濃縮、余剰汚泥を浮上濃縮することにより、消化槽流入汚泥の揮発性固形物(VS)濃度が3.7%と高濃度であったことが多量のエネルギー生成を可能にしていた。



図－1　規模別の電力消費量の平均値

3．2　物質収支

（1）CODcr

図－2に、流入水中のCODcr量を100とした、C処理場およびM処理場のCODcr収支を示す。C処理場およびM処理場（ろ材による流入水の固液分離を行っている）のCODcr収支を比較すると（図－1）、M処理場において、汚泥発生量の割合が大きく、CO_2への転換率が低かった。M処理場では、最初沈殿池の代わりにろ材を使用した高効率固液分離槽を置いているため、固液分離槽で高いSS除去率が得られ、エアレーションタンクに入るCODcrの量が少なかったと考えられる。このため、固液分離槽を用いることにより、汚泥としての有機物量が増加し、嫌気性消化を行った場合にはCH_4ガス生成量が増加すると考えられる。

（2）窒素

図-3にC処理場およびM処理場の T-N 収支を示す。嫌気槽のあるC処理場の方が多く脱窒していたが、M処理場においても、固液分離槽流入水中の NOx-N 濃度が高かったため(3.4mg/L)、固液分離槽で全窒素流入量の 17.1%の脱窒が起こっていた。また、最初沈殿池での固液分離率の高いM処理場では、C処理場よりも、汚泥に移行した窒素の量が多かった。

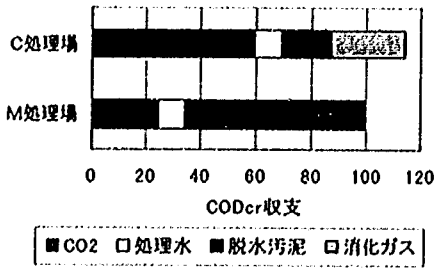
（3）りん

図-4にC処理場の T-P 収支を示す。返流水中に含まれるりんが流入水中の2倍の量に達している。その大半は重力式汚泥濃縮槽と汚泥消化槽から分離液として放出されたものである。これは、汚泥処理過程の嫌気状態によって、汚泥中からりんが再放出していることを示している。また、この図は、大量のりんが水処理・汚泥処理系内を循環し、返流水として水処理系に戻っていたことを示している。なお、C処理場は疑似AO法を採用しているが、りんは処理水からほとんど削減できなかった。

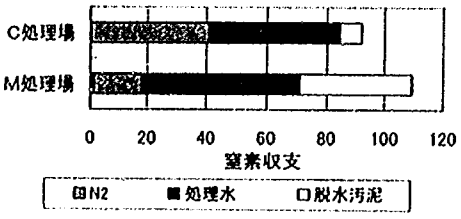
（4）カリウム(K)、マグネシウム(Mg)

下水汚泥の緑農地利用を考えた場合、汚泥中のK含有量が少ないという問題がある。しかし、生物学的りん除去を行うことによって、ポリりん酸のカウンターイオンとして、K^+、Mg^{2+}を汚泥中に蓄えることが可能である。K回収について、システムとしての評価を行うために、生物学的りん除去（AO 法）を行っているD処理場、およびポリ鉄を凝集剤として併用している A_2O 法のE処理場の汚泥処理系でのP、K、Mg の水処理プロセスへの返流状況を調査した。

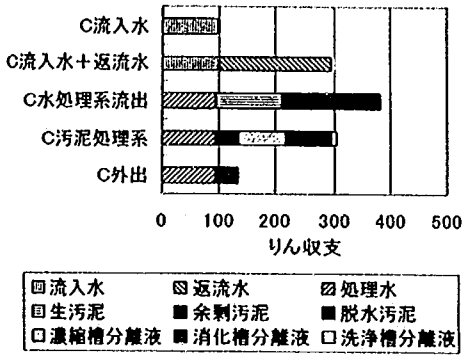
結果を表－3に示す。D処理場では、遠心濃縮では液側への放出が見られなかったものの、その後の汚泥貯留槽で多くのP、K、Mgが放出され、脱水機で返流水中に分離されていた。汚泥からK、Mgなどを溶出させないためには、滞留時間が長く、汚泥が嫌気状態になるようなプロセスは設けないことが必要と考えられる。凝集剤を添加しているE処理場では、りんについては比較的返流する量が少なかったが、K、Mgはほとんど返流していた。これより、嫌気条件下でのりんの放出は、凝集剤添加により見かけ上抑制されたが、K、Mgはポリりん酸の分解に伴い汚泥外に放出され、汚泥分離液として返流することが明らかとなった。



図－2 CおよびM処理場の CODcr 収支
（流入水中の CODcr を 100 とする）



図－3 CおよびM処理場の T-N 収支
（流入水中の T-N を 100 とする）



図－4 C処理場の T-P 収支
（流入水中の T-P を 100 とする）

表－3 発生汚泥中の P、K、Mg 量に対する返流水中の P、K、Mg 量の割合

処理場名	P	K	Mg
D処理場	31%	77%	51%
E処理場	21%	95%	78%

4．固定化担体を用いた A_2O 法パイロットプラントの CODcr 収支

固定化担体を用いた A_2O 法パイロットプラントにおいて、CODcr、ガス中 CO_2 濃度、およびアルカリ度の測定より炭素収支を CODcr 基準で求めた。

二酸化炭素としてエアレーションタンクから放出される割合を減らし、余剰汚泥に移行する割合を増やせば、消化ガス発生効率が上昇するものと考えられる。そこで、(a)、(b)、(c)で曝気風量を変化させた実験を行った。図－5に、固定化担体を用いたパイロットプラントの CODcr 収支を、表－4にパイロットプラントと前述のC処理場およびM処理場の CODcr 収支の比較を示す。図－5(a)では流入してくる炭素の 74%、(b)では 49%、(c)

では54%、平均で59%の炭素がエアレーションタンクからCO_2として排出される。これは、8年度の報告での、疑似AO法で運転しているC処理場と同レベルで、新排水処理システムとして9年度の報告で紹介されているM処理場よりもかなり多かった。

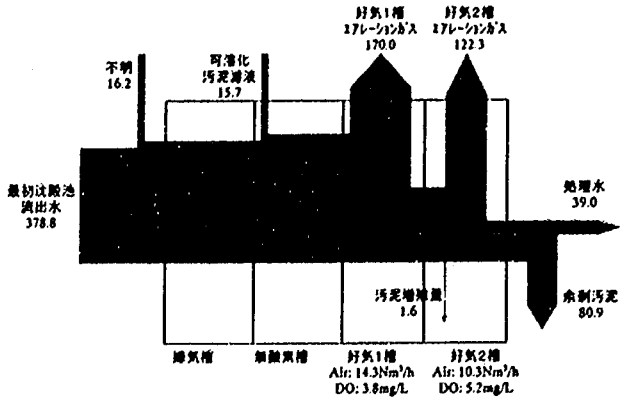
CO_2の放出について、(a)はCO_2として放出される割合が高かったが、(b)、(c)についてはほとんど差がなかった。曝気風量が多いと、エアタンから放出する割合が上昇するが、ある一定の曝気風量以下では、大きな変化がないものと考えられる。また、曝気風量の低下とともに余剰汚泥量が増加し、曝気風量を抑えることによる汚泥をより多く回収できることがわかった。しかし、図－5より、(b)および(c)のフロー図において、(a)のフロー図と比較して減少した、CO_2として放出するCODcrの量が、余剰汚泥の増加量として反映されていない。この点については、今後調査が必要である。

5．可溶化された生汚泥の遠心脱水濾液投入による脱窒反応の促進

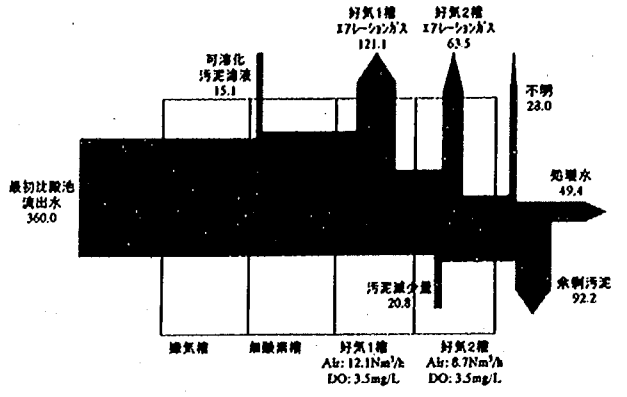
脱窒に関しては、処理時間を短縮するための直接的技術アプローチは少ない。有機物負荷の増大により脱窒速度が向上することは経験的に知られているが、これを固形物として供給する場合、活性汚泥中の有機物濃度が上昇し、微生物固定化担体を硝化のために投入している場合、固定化担体への有機物負荷が増大して硝化速度の低下を招くおそれがある。そこで、最初沈殿池の生汚泥を可溶化させてA_2O法パイロットプラントの無酸素槽に投入し、脱窒速度の上昇および添加に伴う窒素・りん負荷の増加量および処理成績について検討した。なお、流入下水中の固形性有機物を脱窒の有機物源に利用する技術については、すでに検討されている[1]が、本研究では、後段の担体硝化速度を保持しつつ、脱窒速度を上昇させる観点から検討を行った。

5．1　本実験プラントの構成および実験条件

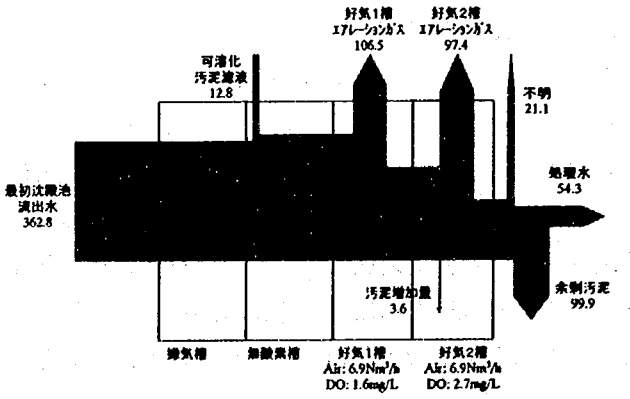
図－6に、本実験に用いたパイロットプラントの概略図を示す。最初沈殿池からの生汚泥を汚泥可溶化槽（撹拌機を備えた汚泥貯留槽。以下、可溶化槽）で撹



フロー(a)



フロー(b)



フロー(c)

図－5　固定化担体パイロットプラントのCODcr収支

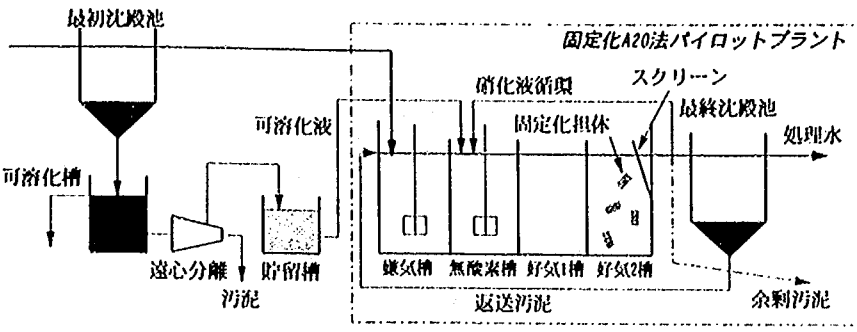
表－4　固定化担体パイロットプラントCODcr収支（図－5）とCおよびM処理場のCODcr収支の比較

図	流入合計 (g·O₂/h)	流出合計 (g·O₂/h)	CO_2として放出する割合(%)	余剰汚泥となる割合(%)
(a)	396	412	74	21
(b)	375	347	49	26
(c)	379	358	54	28
C	－	－	54	37
M	－	－	37	45

※CおよびM処理場の割合は、初沈流出水を基に計算

拌しながら 30 時間貯留し、その汚泥を遠心分離した後、遠心分離液(以下、可溶化液) を無酸素槽に投入した。本処理法では有機物と同時に窒素・りんも生物反応槽に戻るので、これらの影響も相対的に検討する必要がある。

表－5に本実験の実験条件を示す。RUN1 では可溶化液を添加せず、RUN2～4 では、0.58m³/d ほど添加した。RUN2～4 では硝化液循環比を変化させた。また、表－6に最初沈殿池流出水の水質を、表－7に可溶化液の水質を示す。表－6と表－7より、単位浮遊物質(SS)当たりの粒子性 CODcr の割合は、可溶化液の方が最初沈殿池流出水よりも多く、可溶化液中の SS 性の粒子が多くの有機物を保持していると考えられる。



図－6 本実験プラントの概略図[2)]

表－5 本実験の実験条件

RUN No.	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4
実験日数	371 日間	197 日間	30 日間	42 日間
測定回数	48	25	5	6
水温(℃)	13.2～29.0	12.5～21.1	19.7～22.4	23.3～26.4
可溶化液添加量(m³/d)	0	0.58	0.58	0.58
流入水量(m³/d)	30.0	29.9	32.2	33.4
HRT（うち、無酸素槽）(h)	8.0(2.0)	8.0(2.0)	7.5(1.8)	7.2(1.8)
可溶化槽 HRT(h)	30	30	30	30
硝化液循環比(%)	150	151	104	174
MLSS(mg/L)	3300	3456	2316	2050
SRT(d)	11.4～24.6	13.8	14.9	13.8
好気１槽固定化担体充填率(%)	0	0	0	10～36
好気２槽固定化担体充填率(%)	40	40	40	40
可溶化槽内汚泥濃度(mg/L)	－	1853※1	948	1560

※1：44 日間における値の平均

5．2 固定化担体パイロットプラントの汚泥可溶化槽の特性について

図－7に固定化担体パイロットプラントの生汚泥可溶化槽とエアレーションタンク末端の水温および pH を示す。6月以前は可溶化槽の滞留時間を 30 時間、7月以降は 60 時間にして運転を行った。可溶化槽では嫌気性発酵が起こるため、水温が上昇して、pH はかなり低下すると考えられたが、水温についてはほとんど変わらなかった。この理由として、可溶化槽へ流入する生汚泥の MLSS が低いこと（1620～2350mg/L）が挙げられる。pH については、滞留時間が 30 時間のときは、最大で、エアタン内と比べて 0.5 くらいしか低くならなかったが、滞留時間を 60 時間にすると、pH が 5.5 を下回り、有

表－6 最初沈殿池流出水の水質

水質項目 (mg/L)	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4
SS	－	56.6	41.2	152
T-CODcr	165	251	142	306
S-CODcr	47.8	51.9	53.0	72.6
P-CODcr	117	199	89	233
P-CODcr/SS	－	3.5	2.2	1.5
K-N	24.3	23.5	18	22.6
T-P	2.72	2.90	1.98	3.32

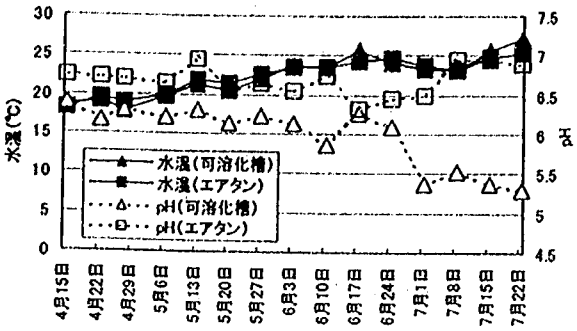
表－7 可溶化液の水質

水質項目 (mg/L)	RUN2	RUN3	RUN4
SS	60.1	39.7	54.9
T-CODcr	491	419	491
S-CODcr	211	196	228
P-CODcr	280	223	263
P-CODcr/SS	4.7	5.6	4.8
K-N	38.1	42.6	42.3
T-P	6.08	4.74	4.99

機酸発酵が進んでいるものと考えられた。

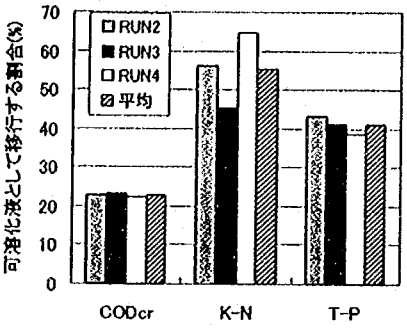
5．3　可溶化液投入による負荷量の増加

図－8に、CODcr、K-N および T-P について、最初沈殿池の生汚泥から可溶化液中に移行した割合を示す。平均で 22.8%の CODcr が脱窒用の基質として無酸素槽に加えられるが、それ以上の割合で、K-N および T-P も無酸素槽に入っている。K-N は、他の項目と比べて、各 RUN 間での差が大きい。



図－7　固定化担体 PP 汚泥可溶化槽の水温および pH

図－9に、可溶化液を反応槽に投入して増加する負荷量の割合を示す。生物学的窒素・りん除去を円滑に進めるには、有機物量の増加率が窒素・りん量の増加率よりも高くなければならない。溶解性項目の平均値については、S-CODcr の方が NH_4-N および PO_4-P よりも増加率が大きかった。浮遊物を含む項目については、T-CODcr と T-P がほぼ同じ増加率で、わずかな差であるが、K-N よりも高い増加率を示している。

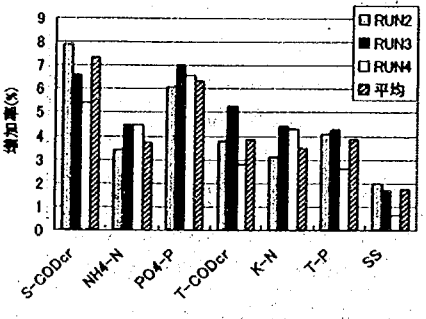


図－8　汚泥中の成分が可溶化液中に移行する割合

5．4　可溶化液投入による脱窒反応への効果

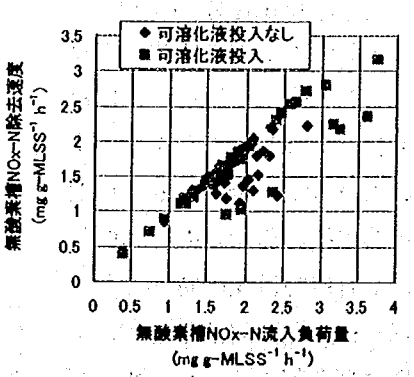
図－10 では、可溶化液を投入した場合としなかった場合において、無酸素槽への NOx-N 流入負荷量と NOx-N 除去速度の相関関係を比較した。グラフより、可溶化液投入なしの場合は、流入負荷量が 1.5mg g-MLSS^{-1} h^{-1} 以上で完全脱窒していない場合が多いに対し、可溶化液投入ありの場合は、3mg g-MLSS^{-1} h^{-1} まではほとんどの時期で完全脱窒していた。

無酸素槽 NOx-N 負荷量が 1.5～2.5mg g-MLSS^{-1} h^{-1} の範囲で、可溶化液を投入していながら完全脱窒していないデータが３つほどあるが、これらは図－11 上の CODcr 流入負荷量 20mg g-MLSS^{-1} h^{-1} 付近の３つの▲プロットのデータと同一であり、可溶化液を投入する場合でも、最初沈殿池流出水の CODcr 濃度が低すぎると完全脱窒しないと考えられる。



図－9　可溶化液投入による反応槽への流入量の増加率

図－11 に、完全脱窒していないことの多かった無酸素槽 NOx-N 流入負荷量 1.5～2.5mg g-MLSS^{-1} h^{-1} のときにおける、生物反応槽への CODcr 流入負荷量と無酸素槽 NOx-N 除去速度の相関を示す。図上の点はすべて無酸素槽 NOx-N>0.5mg/L のときのものである。生物反応槽への CODcr 流入負荷量は、最初沈殿池流出水と可溶化液の負荷量を合わせたものである。全体的には、CODcr 流入負荷量が増加すると NOx-N 除去速度が増加している。

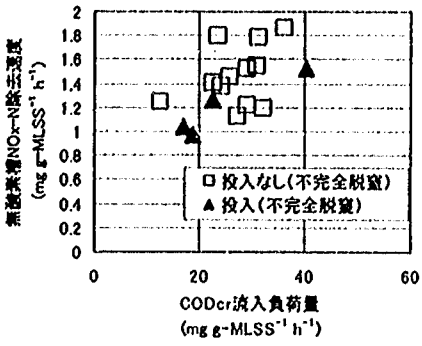


図－10　無酸素槽での脱窒速度の比較

CODcr 流入負荷量が 30～47mg g-MLSS^{-1} h^{-1} のデータにおける反応槽水温と無酸素槽 NOx-N 除去速度の相関を図－12 に示す。可溶化液投入時のデータは無酸素槽 NOx-N 濃度 0.1mg/L 以上のもの、可溶化液非投入時は NOx-N 濃度 0.2mg/L 以上のものを用いた。可溶化液投入時・非投入時のどちらにおいても、除去速度は水温の影響を受けている。さらに、可溶化液投入時の NOx-N 除去速度の方が、投入していないときよりも高い値を示している。各水温において、無酸素槽 NOx-N 除去速度が約 0.3～0.4mg g-MLSS^{-1} h^{-1} 上昇しており、こ

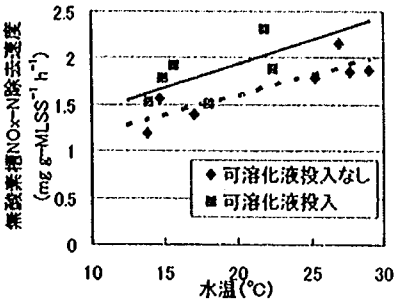
れが可溶化液直接投入による効果と考えられる。この値は、本プラントにおいて、流入水量 1.25m³/h、硝化液循環比 150%、MLSS 濃度 3000mg/L とすると、硝化液 NOx-N 濃度がさらに 1.2～1.6mg/L 上昇しても処理できる計算である。

このNOx-N 除去速度の増加 0.3～0.4mg g-MLSS⁻¹ h⁻¹ を化学量論的に検討する。可溶化液投入量の速度換算値が 1.37mg-CODcr g-MLSS⁻¹ h⁻¹ で、硝酸性窒素 1mg 当たりに必要な有機物量が 3.7mg-CODcr[3] であり、可溶化液中の有機物がすべて脱窒に利用されたとすると、増加するNOx-N 除去速度は 0.37mg g-MLSS⁻¹ h⁻¹ となる。この値は、前述の値とほぼ同程度の値を示している。



図－11 CODcr 流入量と脱窒速度の相関

図－13 に、RUN2～4 における循環比と無酸素槽 NOx-N 平均除去率の相関を示す。この除去率の定義は、嫌気槽および硝化液から流入する NOx-N 量に対する無酸素槽での減少 NOx-N 量の割合を示している。循環比が大きくなるにつれて平均除去率が低下していた。これは、DO および NOx-N の流入負荷量の増大および活性汚泥の脱窒能力の低下が原因していると考えられる。

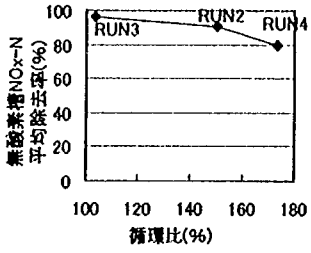


図－12 水温と脱窒速度の相関

5．5 本実験でのまとめ

本研究の結果をまとめると、以下のようになる。

(1) 汚泥中の成分が可溶化液として無酸素槽に戻る割合は、K-N および T-P の方が CODcr よりもかなり大きかったが、可溶化液投入による溶解性成分の生物反応槽への流入量の増加率は、CODcr の方が NH_4-N および PO_4-P よりも大きく、浮遊物を含む項目の流入量の増加率についても、CODcr の方が K-N よりも幾分大きかった。



図－13 循環率の違いによる NOx-N 除去率の比較

(2) 可溶化液を無酸素槽に投入した方が、投入しない場合よりも安定して硝化液を完全脱窒していた。また、脱窒速度は有機物流入負荷量および水温の影響も受けていた。

6．要求タイプごとに適したシステムの提案

以下に、本調査結果をもとにした、要求タイプ別に適切と思われる水処理システムと汚泥処理システムの組み合わせを提案する。

（1）下水汚泥のコンポストへの再利用：K、Mg の汚泥中への回収

上記の項目に見合う処理法として、水処理系については、生物学的りん除去を行い、KとMgの含有率を高めるのが適していると考えられる。汚泥処理系ついては、嫌気状態になり溶出されるのを防ぐため、重力濃縮や嫌気性消化を避け、遠心濃縮などの滞留時間の短いものにするのがよいと考えられる。

（2）省エネルギー

エネルギー創出の観点から、M処理場で行われている高効率固液分離法は、二酸化炭素発生率が小さいため、汚泥へ移行する有機物量が多く、消化ガス発電に適した方法と考えられる。汚泥処理系列としては、嫌気性消化を行うことが前提になる。さらに、B処理場の例から、水の使用量原単位を低く抑えることで水処理でのエネルギー消費を抑制し、同時に単位処理水量当たりの汚泥発生量を多くすることができる。また、生汚泥と余剰汚泥

の分離濃縮による汚泥の高濃度化が消化ガス発電に有効と考えられる。

（3）温室効果ガス排出防止

N_2O 排出抑制のためには、完全硝化・完全脱窒を達成し、亜硝酸などの中間生成物を蓄積させない必要がある[4]。そのため、生汚泥可溶化液などの有機物源を投入するのは有効と考えられる。また、硝化脱窒反応を組み入れた処理が正常に運転されないと N_2O の発生源となりうるので、運転には注意が必要である。

（4）処理水窒素・りんの低濃度化

生物学的窒素・りん除去法、凝集剤添加、担体投入が適していると考えられる。汚泥処理については、嫌気条件での汚泥からのアンモニウムイオンとりん酸の放出を避けるため、重力濃縮、嫌気性消化を避け、遠心濃縮などの滞留時間の短いものにするのがよいと思われる。

参考文献

1） 岡田昭彦ら：「下水汚泥発酵ろ液の脱窒反応水素供与体としての利用に関する研究」、第 34 回下水道研究発表会講演集、pp.569-571、1997 年

2） 建設省土木研究所：「平成 9 年度下水道関係調査研究年次報告書集」、平成 10 年 10 月、pp.183-195

3） 松尾友矩他監訳：「水質環境工学」、技報堂出版、p.526、1993 年

4） （財）下水道新技術推進機構：1996 年度「下水道新技術研究所年報（1／2巻）」、1997 年 6 月、pp.45-52

6. 下水処理水再利用システムの評価に関する調査

三次処理研究室　室　　長　　鈴木　穣
主任研究員　　小越眞佐司

1. はじめに

都市内に潤いのある水辺空間を創造したり地域の利水安全度を高めて行く上で下水再生水は重要な代替水資源の一つと考えられている。現在、下水処理水が処理場外で再利用される割合は全処理水量の１％程度であり、施設基準等も未整備で試行的な段階にある。今後、再生水の水資源としての位置付けを定め本格的な利用をはかって行く上で、諸基準の整備と共に、再利用システムの合理性を評価する手法が必要である。本調査は、下水道を介して広域的に行われるシステムを対象に、平成１０年度から１１年度の二カ年で、再利用システムを総合的に評価する手法を検討するものである。本調査では、再利用に伴って生じると考えられるリスクや環境改善による便益についても可能な限り評価対象として検討を試みることにしている。

本年度は基礎データの収集を目的として、以下の調査を実施した。

1) 既存再利用施設の建設・維持管理に関する費用についてのアンケート調査。

2) 幾つかの再利用用途で用いられている再利用水の水質実態調査。

2. 既存再利用施設の費用調査

2．1　調査方法

（社）日本下水道協会発行の下水道統計（平成８年度版）によって下水処理場外に再利用を供給している全ての下水処理場を抽出し、再利用のための施設の仕様と建設費、維持管理費についてアンケート調査を行った。アンケート質問項目は表－1に示す通りであった。

表－1　アンケート調査内容

1. 一般的事項
処理場名、再利用に関するコメント、添付資料（パンフレット等）
2. 再利用の概要
目的・用途、再生処理法、主な利用者、供用開始時期
3. 再利用水量
計画値、平成９年度利用実績
4. 再生処理施設
年次別建設費・補修費、施設の諸元、運転状況
5. 送水施設
年次別建設費・補修費、施設の諸元
6. 維持管理
維持管理体制、維持管理費、使用料金
7. 再生水質
計画値、管理目標値、実績値

2．2　アンケート調査結果

アンケートの回答記載数値に対する精査が未だ途上であり、以下に述べる結果は暫定的なものである。

2．2．1　回収率と回答率

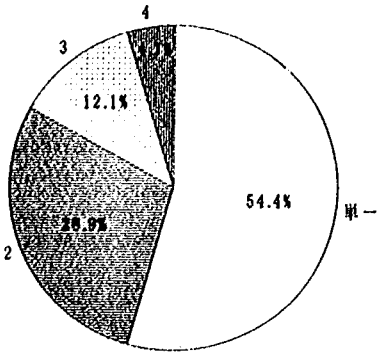
送付総数１６３に対し回収されたものは１６３(未回収１、追加１，回収率９９．４％）で、そのうち何らかの回答があったのは１４９（回答率９１．４％）であった。回答無しになっているのは、統計上は再利用を行っていることになっているが既に廃止されていたり、調査対象とした平成９年度以降は実績がない処理場で、１カ所はアンケートが届かなかった所である。主な質問項目についての回答状況は、表－2に示す通りであった。この調査の主目的である再利用施設の建設や維持管理に関する費用の回答率は５０％に達しなかった。その理由として最も多く挙げられていたのは、「他の施設工事と関連して行われたため分離が難しい」、及び「処理施設全体の維持管理費の中で再生施設分だけを分離できない」というものであった。また、「建設年次が古く把握できない」というものもあった。

表－2　アンケート回答率
（主要項目のみ）

大項目	項　目	回答率(%)
一般的事項	処理場名	99.4
再利用の概要	目的	91.4
	再生処理法	91.4
	主な利用者	89.6
	開始時期	84.0
再利用水量	計画値	30.7
	9年度実績	70.6
再生処理施設	諸元	62.0
	建設費	46.0
	補修費	33.1
送水施設	諸元	46.0
	建設費	45.4
	補修費	24.5
維持管理	維持管理費	35.0

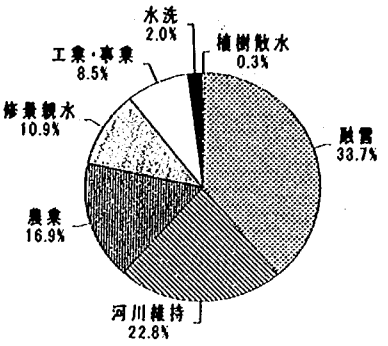
２．２．２　再利用の規模と目的

図－1は再利用の目的が一つの施設で幾つ挙げられたかを集計した結果である。再利用の目的が一つだけの施設は、この質問に回答した１４９施設の５４％、他の４６％は２つ以上の再利用目的があると答えた施設で、４つの異なる用途で供給しているという施設が約５％あった。



図－1　同一施設の再利用用途数

再利用目的別に水量が回答された１０２処理場と主な利用先が推定できた２処理場と併せて１０４処理場について用途毎に再利用水量を把握することができた。図－2はこれを集計して用途別の水量割合を表したグラフである。数値は１０４施設の一日当たり再利用水総量の用途別内訳を百分率としてに示した。図－2によれば一日当たりの供給水量として最も多いのは融雪用水で３６％、次に河川維持用水２２％、農業用水１６％、修景親水用水１１％の順になっている。融雪用水と農業用水は利用期間が限定されるので、年間平均にすると構成割合と順位が変化し、融雪用水と河川維持用水、農業用水と修景親水用水の順位が各々入れ替わるものと推定される。表－3は用途別の日平均供給水量について平均値と分布の中央値を示したものである。表－3から河川維持用水、流・融雪用水、農業用水では大規模なものが多く、水洗用水や散水用水は小規模なものが多いことがわかる。



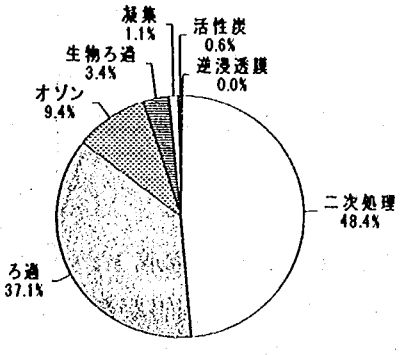
図－2　再利用用途の水量別割合

表－3　用途別再利用施設規模

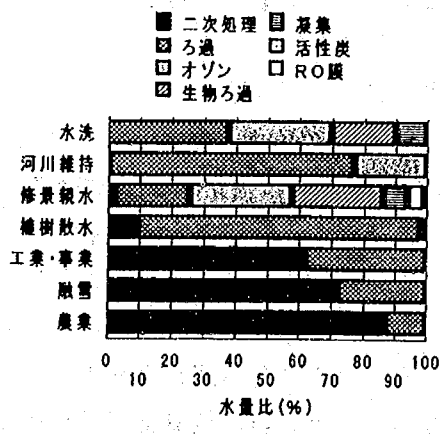
	水洗用	修景親水	流・融雪	事業用	農業用	植樹散水	河川維持
平均規模(m3/d)	526	1770	14300	834	5900	53	27900
中央値(m3/d)	41	836	1894	170	1190	20	17900
データ数	18	31	13	33	14	23	4

２．２．３　再生処理法

再利用に際して、通常処理の他に水質を向上させるためにろ過等の再生処理を付加する場合がある。図－3は再生処理法別に水量を比較したものである。最も水量が多いのは無処理（付加的な処理を行わない）で、ほぼ半分の４８％、次にろ過（繊維ろ過等を含む）処理３７％、更にオゾン処理を追加するもの９．４％等となっている。これらを再利用の目的別に見ると図－4となり、農業用、流・融雪用及び事業用には二次処理水がそのまま使われる場合が多く、散水用と河川維持用ではろ過処理水が多いことがわかる。水洗用と修景親水用ではろ過あるいは生物ろ過処理の後にオゾン処理を行ったものが５０％以上用いられている。修景親水用水では高度な逆浸透膜処理が行われている場合もある。図－5は再生処理法別に報告された水質のうちデータ数が多いＢＯＤ、ＣＯＤ及びＳＳの３項目について単純平均値求め、横軸には右に行くほど高度な処理となるように再生処理法を配置して、処理法の高度化と水質の関係が分かるようにしたグラフである。この図から、ろ過処理ではＳＳとＢＯＤが除去されるがＣＯＤは除去されないこと、オゾン処理でＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳは除去されないこと、生物ろ過、凝集処理、活性炭処理は何れもＣＯＤ



図－3　再生処理法別水量割合

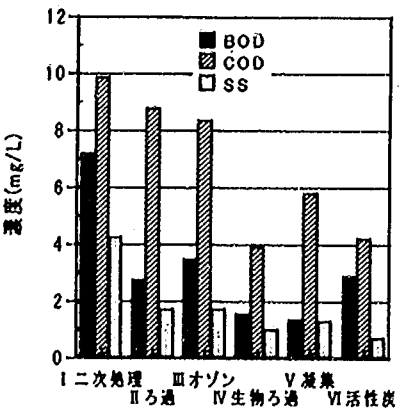


図－4　再利用目的別の再生処理法

を低下させていること等がわかる。しかし、生物ろ過以下の３処理法を追加したプロセスは再生水質のデータが各々１～２しかなく、その方法で得られる水質を代表していない可能性がある。

２．２．４　建設費

再利用システムの建設費は再生処理施設建設と送水管渠等建設に要した費用の合計である。アンケートでは何れか一方だけに回答されている場合があった。また、再生処理施設が複数の過程から成る施設では各過程毎の建設費の回答を求めたが、何れかの過程のみの回答や全過程一括の回答の場合があった。これらの回答を、再生処理施設については処理過程毎に分離できる場合は各過程毎に、分離できない場合で実施例が少ないものについては全過程の費用を集計した。送水管渠等については多くは貯留槽等を含む管渠系全体の費用として回答されており、これについて集計した。なお、比較のため建設年次に関する回答をもとに、表－4に示すデフレータを用いて建設費を平成９年度価格に換算し、表－5に示す各設備の耐用年数を適用して償却費を算定した。



図－5　再生水質と再生処理法

（1）再生処理施設：再利用のために新たに付加された施設の建設費と、処理能力×耐用年数で算定した全処理水量から、再生水1m³当たりの単位施設償却費を算出した。結果を再生処理施設の種類別に整理し、表－6に示した。消毒施設は平均値4.6円/m³、急速ろ過施設は平均値10円/m³、オゾン処理施設は平均31.5円/m³、生物ろ過施設は３施設の平均で121円/m³、活性炭処理施設は２施設の平均で42.3円/m³、逆浸透膜処理も２施設の平均で869円/m³の単位償却費となった。図－6はろ過施設の単位償却費、図－7はオゾン処理施設の単位償却費について、各々施設規模との関係を示したグラフである。図－6では同じ規模でのデータのばらつきもが大きく、ろ過施設の単位償却費は施設規模の影響の他の要因（例えばろ過池の形式）による影響が大きいと推測される。一方、図－7によれば、オゾン処理施設（空気原料）の単位償却費は規模が100倍になると約10分の1になっていて、スケールメリットが大きいと推測される。

表－4　建設費デフレータ

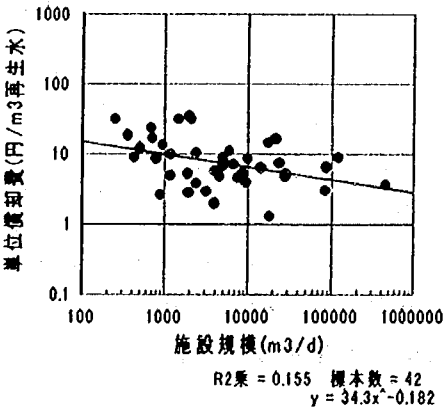
年度	係数	年度	係数
1965	27.1	1990	100.0
1970	36.1	1991	102.5
1975	60.5	1992	103.9
1980	87.0	1993	104.5
1985	89.1	1994	104.9
1986	88.5	1995	105.0
1987	90.1	1996	105.9
1988	91.8	1997	107.2
1989	96.7		

表－5　施設の耐用年数

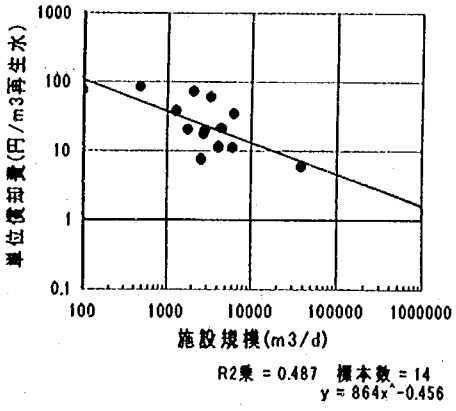
施設・設備	耐用年数
ストレーナ	20
ろ過装置	15
RO処理施設	10
塩素消毒	10
オゾン処理	10
生物ろ過	15
活性炭処理	15
紫外線消毒	10
送水管渠等	40

表－6　単位償却費（円/m³、管渠は円/m³/km）

	塩素消毒	ろ過	オゾン	生物ろ過	活性炭	逆浸透	管渠
平均	4.6	10.0	31.8	121	42.3	869	11.1
最低値	0.33	1.25	3.9	17.6	22.9	675	0.016
最高値	11.5	34.1	82.0	259	61.7	1062	28.5
データ数	5	42	16	3	2	2	53



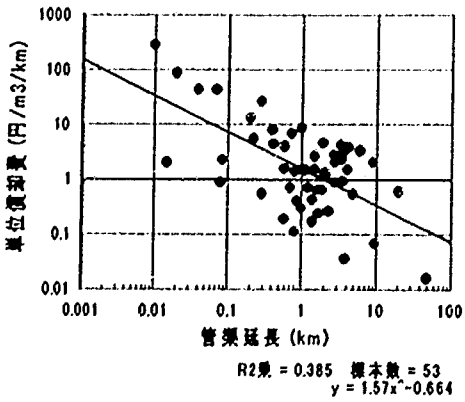
図－6　単位償却費と規模(ろ過)



図－7　単位償却費と規模(オゾン)

（2）送水管渠等：再生水を利用先まで供給するために設置された管渠と付帯設備（以下管渠等という）

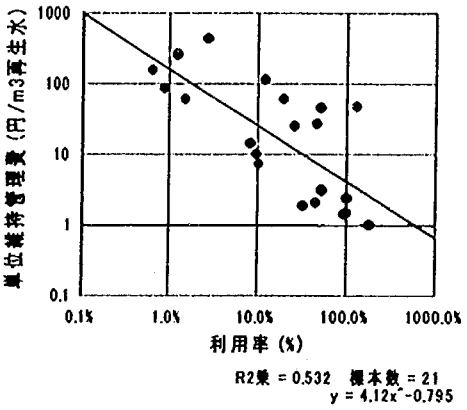
の建設費と、設計流量×耐用期間で算定した可能送水量、及び管渠延長から再生水1m³を1km 送るのに要する最小単位償却費を求めた。算定可能な５３施設の平均値は11.4円/m³/km であった。図－8は管渠の単位償却費と管渠延長の関係を示したグラフで、両者の間には相関関係が認められるが、ばらつきも大きく、その他の要因も影響が大きいと考えられる。



図－8　管渠等償却費と管渠延長

２．２．５　維持管理費

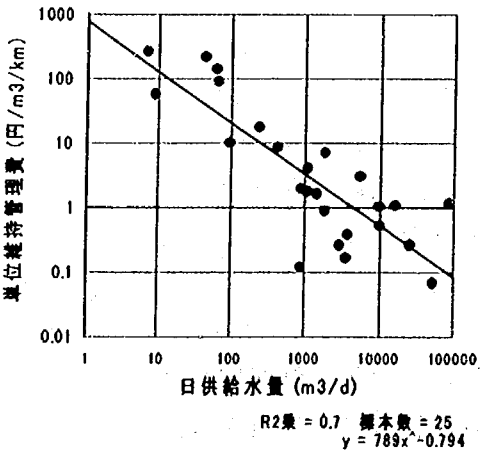
維持管理費も建設費と同様に再生処理施設と送水管渠等に分けて回答を求めたが、全般に回答数が少なく、分離ができないという回答や、何れか一方のみの回答が見られた。再生処理施設の維持管理費について何らかの回答があったのは４６施設、送水管渠の維持管理費については３７施設であった。このうち再生水利用量についての回答があり、維持管理原価が推定できたのは再生施設３８カ所、送水施設３０カ所であった。



図－9　維持管理費と利用率(ろ過)

（１）再生処理施設：再生処理施設の維持管理費は各施設毎に求めた単価の算術平均で再生処理水1m³当たり62円（0.97～431円/m³）であった。再生処理法別に見ると処理水1m³当たりの維持管理費は、ろ過の場合平均64円（0.97～431円/m³）、オゾン処理平均48円（8.4～101円/m³）、生物ろ過（+オゾン）処理は二カ所の平均で25円、凝集処理（+オゾン）は二カ所の平均で103円、活性炭処理（凝集ろ過後）では48円、逆浸透膜処理では311円であった。処理が高度になって維持管理費の平均値が低下している場合があるのは、データ数が少なく様々な要因による変動が平均化されていないことによるものと考えられる。図－9は比較的多くのデータが得られたろ過施設について、利用率（施設能力に対する実供給再生水量の比率）と単位維持管理費の関係を表したものである。図から利用率は維持管理費を左右する一要因であると考えられる。もう一つの要因であると考えられる施設規模を加えて重回帰分析を行ったところ重相関係数は0.81であった。

（２）送水管渠等：送水管渠の維持管理費は各施設毎に求めた単価の単純平均で再生水1m³当たり25円（0.33～157円/m³）であった。建設費の場合と同様に、送水距離1km 当たり再生水1m³当たりにすると平均26円（0.07～261円/m³/km）となった。図－10に示すように単位水量単位距離当たりの管渠等維持管理費は日平均送水量との間に良い相関が見られたので、送水量の管渠設計流量に対する比率を利用率とし、ろ過池の場合と同様に、設計流量、利用率を説明変数として重回帰分析を行った。その結果、これらの要因と管渠等の単位距離単位水量当たり維持管理費用の重相関係数は0.87であった。



図－10　維持管理費と供給水量(管渠)

２．２．６　再利用の費用

再利用に関する費用は、再生処理施設と送水管渠等の各々の償却費、補修費及び維持管理費の和として求めることができる。前述の平均値とは別に、再生施設については再生処理法別に、管渠については

全体で、建設費、補修費の総和を施設能力×耐用期間の総和で表される総再生水量で除して再生水1m³当たりの標準償却費、標準補修費を求めた。維持管理費については、維持管理費（年額）の総和を年間再利用水量（日平均水量×365）の総和で割って再生水1m³当たりの標準維持管理費を求めた。そして、これらの和として現在の標準的な再生利用コストを推定した。結果は表－７に示すとおりで、塩素消毒だけで再利用する場合のコストは約１０円/m³、急速ろ過は約１９円/m³、ろ過後にオゾン処理を行う場合で約６１円/m³となった。

表－7　再生利用の推定標準原価(平成9年度価格、円/m³)

再生処理法		塩素	ろ過	オゾン	生物ろ過	凝集ろ過	活性炭	逆浸透膜
原価		10.2	19.3	61.1	80.9	92.8	118.3	1224
内訳	償却費	5.6	13.4	34.8	55.3	48.9	63.4	872
	補修費	0.4	0.7	2.1	2.1	1.7	4.9	40
	維持管理費	4.2	5.2	24.2	23.6	42.3	50.0	312

注）オゾンはろ過＋オゾン処理、生物ろ過は生物ろ過＋オゾン処理、凝集ろ過は凝集ろ過後オゾン処理、活性炭は凝集ろ過後活性炭処理、逆浸透は凝集ろ過等の前処理を含む

3. 再利用水質の現地調査

再生水質に関する基準（案）で規定された値は、利用者側施設との接合点における再生水の水質であるが、再生水の水質は通常は下水処理場内に設けられた再生処理施設の出口で管理されている。アンケート調査で回答された水質はほとんどがこの管理データに基づくものである。実際の利用地点での水質を把握するため現地調査を実施した。

3．1　調査方法

調査は表－8に示す１１カ所で供給元と供給先の再生水をスポットで採取して水質を分析した。水温、pH 及び残留塩素濃度は採取時にポータブル測定器で計測した。色度は色差計を、臭気は吸着質量を計測する方式のセンサーを用いて測定した。

表－8　再生水質現地調査箇所

再生施設	再生水用途	再生処理方法
A	融雪用水	塩素消毒
B	融雪用水	塩素消毒
C	事業用水	塩素消毒
D	融雪用水	ろ過
E	水洗用水	ろ過
F	水洗用水	ろ過
G	水洗用水	ろ過
H	水洗用水	ろ過後オゾン
I	水洗用水	ろ過後オゾン
J	修景用水	ろ過後オゾン
K	修景用水	凝集ろ過オゾン

3．2　調査結果

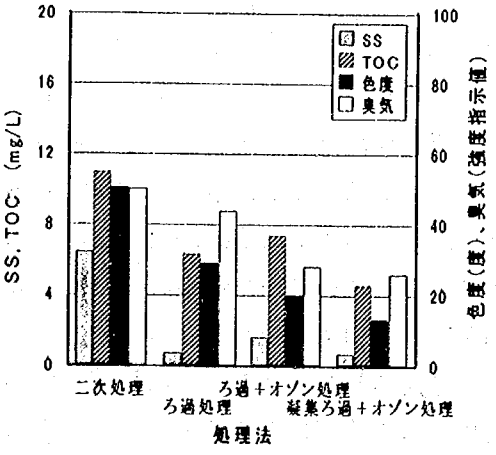
供給先のうち融雪水に利用している施設では雪が投入された後の施設内の再生水を、修景用水の場合は流入口付近の施設内の水を、その他の施設は給水栓もしくは分配槽から再生水を採取した。

3．2．1　供給水質

再生処理の方法毎に平均的な供給水質を図－5と同様の形式で図－11に示した。図－11と図－5から、再生処理法毎の供給水質の傾向はアンケート調査の結果とほぼ同じであることがわかる。アンケート調査では不明だった色度、臭気がオゾン処理で除去されていることがわかる。

3．2．2　再利用施設の水質

図－12は図－11と同様の形式で再利用施設の水質を再生処理法毎に示した図である。再利用施設で



図－11　処理法別供給水質(現地調査)

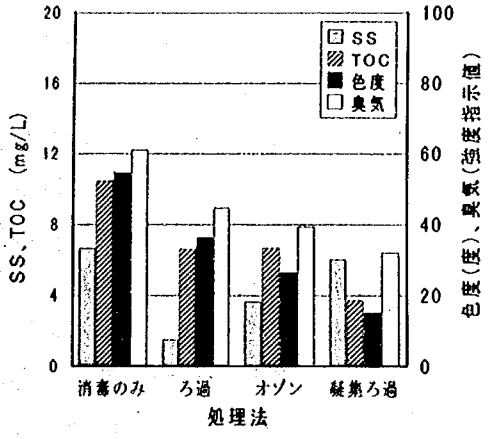


図-12　再利用施設の水質(処理法別)

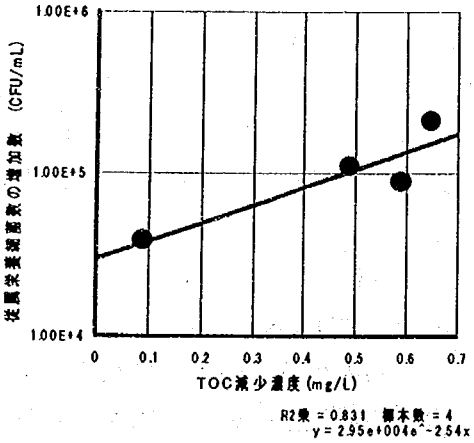
はＴＯＣを除き供給水質より水質は少しずつ劣化している。しかし、供給水質で示された再生処理の違いによる水質の特徴は、ＳＳを除くと、ほぼ引き継がれていると見ることができる。ＳＳの増加は修景利用施設内で藻類の繁茂などによって生じたものである。

表－９　再利用先での水質増減

項目	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
ＳＳ	＋	－	－	＋	－	＋	－	＋	＋	＋	＋
ＴＳ	－	－	－	＋	－	－	＋	＋	－	－	－
ＶＳ	＋	－	＋	＋	－	＋	＋	＋	－	－	
色度	－	＋	＋	＋	＋	－	－	＋	－	－	＋
臭気	－	＋	＋	＋	＋	＋	＋	＋	＋	＋	＋
TOC	＋	－	－	－	－	＋	－	＋	－	－	－
NH_4-N	－	－	＋	－	－	＋	＋	＋	＋	－	－
NO_2-N	－	－	＋	＋	＋	－	＋	－	＋	＋	＋
NO_3-N	＋	＋	＋	＋	＋	－		＋	＋	＋	－
T-P	－	－	－				＋		－	＋	
大腸菌	＋	－	＋	＋					＋	＋	＋
従属栄養細菌	－	－	＋	＋	＋	－	＋	＋	＋	＋	－
残留塩素	－	－	－		－	＋	－	－	－	－	
ｐＨ	＋	＋	＋	－	＋	＋	－	＋	－	－	＋
水温	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－

３．２．３　水質の変化

表－９は供給水質と再生施設の水質の比較結果で、増加は＋、減少は－で示している。表－９によれば再生施設に届いたときに増加していることが多い水質項目は、臭気、亜硝酸性窒素、大腸菌であり、減少していることが多い水質項目は、ＴＳ、ＴＯＣ、Ｔ－Ｐ、残留塩素、水温であった。水温は全施設で低下していた。これは、調査時期が冬期であり、再生水温度と気温の差が大きかったことによるものと考えられる。図－13は比較的輸送距離が長い施設におけるＴＯＣ減少と従属栄養細菌数増加の関係を表したもので、ＴＯＣの減少が大きいと従属栄養細菌数の増加が多いことがわかる。再利用先での色度、臭気の増加は、輸送中のこのような微生物作用によってもたらされたと考えられる。図－11と12を比較すると、オゾン処理水の臭気増加が大きいことがわかる。このことはオゾンが難分解成分を易分解化し、その結果、微生物活動を旺盛にしたという可能性があることを示している。



図－13　TOCの減少と細菌数の増加

4. おわりに

再利用の評価に必要な基礎データを得るため、アンケート調査を行った。調査結果から、我が国の下水処理水再利用における平均的な費用は、消毒だけを行う場合の約１０円/m³から、逆浸透膜処理を行う場合の約１２００円/m³までの範囲にあると推定された。逆浸透膜を用いる超高度な再生処理費用は我が国の平均水道原価約１８０円/m³を遙かに上回っており、日常的に用いる上水道水源として下水処理水を利用できる場合は極めて限定されると考えられる。一方、再生水質に関するアンケート調査と現地調査から、各再生処理法の水質改善効果が明きらかになり、再生処理法は再生水質を決定する重要な一因子であることがわかった。再利用の費用推定式については本アンケート結果を更に精査して提案する予定である。再生水の便益について、水洗用水のように代替用水の価格が明らかであるか推定可能な場合はその価格を便益と仮定でき、実際の再生水利用料金もこれに基づいて設定されている場合が多い。今回の調査によると、水洗用水利用を行っている施設の中には再利用水の原価が再生水利用料金を下回っている所があり、下水処理水の再生利用が事業として成り立つ可能性を示すものと考えられる。一方、河川維持用水のような利用法に対する便益について、昨今は支払い意志額に基づく仮想金銭化法等による評価が適当であると考えられている。このような便益評価については次年度検討を行い、用途毎に費用便益比の評価を行う予定である。

7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査

三次処理研究室　室　　長　鈴木 穣
主任研究員　小越 眞佐司
研　究　員　諏訪 守

1. はじめに

下水道普及の進展に伴い、上水取水源の上流に下水処理場が建設される事例が増加しており、流域内において下水処理水が再び上水等として利用されるようになってきている。また、下水処理水を再利用水として様々な形態で利用される事例も近年増加傾向にある。

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3,000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性微生物に関する知見が一段と拡大した現在、その妥当性について他の病原性微生物等を含めて改めて検討すべきであると考えられる。

水中の病原性微生物の検出技術の向上に伴って、米国などでの水系感染症の発病要因は1960年代には皆無とされていたｳｲﾙｽ、原虫類等が大きなｳｴｲﾄを占めるようになってきている[1]。我が国においても神奈川県平塚市や埼玉県越生町で病原性原虫類の一種であるｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑによる大規模な集団感染事例が発生している[2)3)]。平成8年6月から7月にかけ埼玉県越生町で発生した集団感染事例では、浄水過程で除去しきれなかったｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑを含む水道水が各家庭に給水され、9,000人近い感染者が発生した。

感染症等が発生した場合には、ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄはふん便とともに多量に排出されるため、下水道処理区内に感染者が存在すれば、それらが下水処理場に流入する。下水処理場に流入したｵｰｼｽﾄは活性汚泥処理により除去が行われ、その多くは削減されると考えられるが、除去しきれないｵｰｼｽﾄの存在により、放流先下流域への感染ﾘｽｸが増大する可能性がある。また、ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑ等を含めた消毒耐性の高い病原性微生物に関しては、従来の消毒ﾚﾍﾞﾙでは対応できないことも考えられる。

このため、このような病原性微生物等に関しては、平常時においては活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽ・砂ろ過施設等での徹底した濃度ﾚﾍﾞﾙの低減化を行い、その目標設定には放流先下流域等の形態を考慮したﾘｽｸｱｾｽﾒﾝﾄを適用することが必要であろう。この場合、下水道流入区域内における病原性微生物の発生源調査も、常時の負荷量把握のため重要である。また、大規模感染症が発生した場合には、下水処理場に流入することになる高濃度の病原性微生物への対策が、危機管理上重要であると考えられる。

よって、本調査においては、このような病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去能力の向上を目的として、負荷削減手法の検討を行うものである。

今年度は、本調査の初年度にあたりｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑに関して測定方法、活性汚泥処理法による除去能力の把握および除去効率の向上に関する検討を行い、また、下水中からのｳｲﾙｽの検出方法について検討した。

2. 調査方法

2.1 ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの測定方法

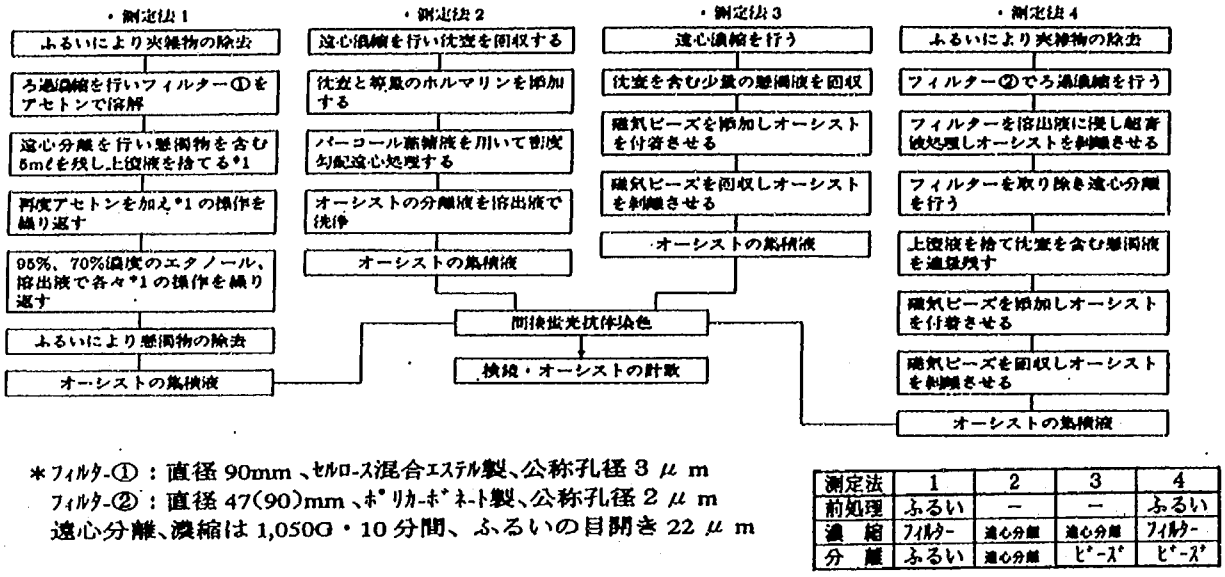
ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの測定方法は、対象とする試料の性状等により前処理(夾雑物除去)、濃縮方法や懸濁物とｵｰｼｽﾄの分離方法が異なる。濃縮方法としては、ﾌｨﾙﾀｰによるろ過や遠心分離か、また、懸濁物とｵｰｼｽﾄの分離方法としては、ﾊﾟｰｺｰﾙ蔗糖液による密度勾配遠心処理やふるい、免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ等が現在利用されている[4)]。

本調査では、図-1に示すように、前処理、濃縮方法、懸濁物除去が異なる4つの測定法についてｵｰｼｽﾄの回収率試験を行った。測定水量は流入下水200mL、下水処理水0.5～20L、河川水1～20Lとした。なお、間接蛍光抗体染色にはHYDROFLUOR-Comboｷｯﾄ, ENSYS社製を用いた。

2.2 活性汚泥処理によるｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの除去実験

本実験では、水槽内(H200XW200XD200mm, 槽内容量5L)に、A浄化ｾﾝﾀｰ内に設置してある活性汚泥ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ中の活性汚泥を入れ、ｵｰｼｽﾄを添加し曝気混合を行った。添加したｵｰｼｽﾄは、HYDROFLUOR-Combo, ENSYS社製の陽性ｺﾝﾄﾛｰﾙおよびTech Lab社製のものであり、ﾎﾙﾏﾘﾝ固定後ﾘﾝ酸緩衝生理食塩水で洗浄を行ったも

のである。曝気後活性汚泥を2時間沈降させ、上澄液について図-1に示した測定法1によりｵｰｼｽﾄを測定した。本測定法によるｵｰｼｽﾄの平均回収率は57.6%であった。水質分析項目は水温、pH、DO、MLSS、濁度とした。なお、濁度計はｾﾝﾄﾗﾙ科学社製TC-205型、ｾﾙ長100mmを用いた。



＊ﾌｨﾙﾀｰ①：直径 90mm、ｾﾙﾛｰｽ混合ｴｽﾃﾙ製、公称孔径 3 μm
ﾌｨﾙﾀｰ②：直径 47(90)mm、ﾎﾟﾘｶｰﾎﾞﾈｰﾄ製、公称孔径 2 μm
遠心分離、濃縮は 1,050G・10 分間、ふるいの目開き 22 μm

測定法	1	2	3	4
前処理	ふるい	－	－	ふるい
濃　縮	ﾌｨﾙﾀｰ	遠心分離	遠心分離	ﾌｨﾙﾀｰ
分　離	ふるい	遠心分離	ﾋﾞｰｽﾞ	ﾋﾞｰｽﾞ

図－1　オーシストの測定方法の概略フロー

2.3　ウイルスの検出に関する検討

ｳｲﾙｽの検出に関しては、誘出液のpHの影響、毒性物質除去法、濃縮ﾌｨﾙﾀｰ枚数等の検討を行った。検討に用いたｳｲﾙｽは、ﾎﾟﾘｵｳｲﾙｽⅠ型の生ﾜｸﾁﾝ・ｾｰﾋﾞﾝⅠ型株とした。ｳｲﾙｽの培養には、ＢＧＭ細胞(ﾐﾄﾞﾘｻﾙ腎由来細胞)またはＨＥp-2細胞(ヒト喉頭ガン由来細胞)、下水試料には、Ａ、Ｂ浄化ｾﾝﾀｰの流入下水および二次処理水を用いた。毒性物質除去法では、未処理、HCFC-141b(代替ﾌﾛﾝ)、0.45μmﾌｨﾙﾀｰ(ﾆﾄﾛｾﾙﾛｰｽ製)、5%BSA(ｱﾙﾌﾞﾐﾝ)、5%Beef extract、5%β-Cyclodextrine処理について検討を行った。

3．調査結果

3.1　各測定方法の回収率

各測定方法の回収率試験結果を表-1に示す。河川水1は懸濁物が少なく、河川水2は懸濁物が多い試料である。また、測定法4の(　)内数値は免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞｷｯﾄのﾊﾞｯﾌｧｰが改良される以前の回収率[4]である。

流入下水については、測定法1および4ともに回収率は約20%である。測定法4の免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法に関しては、ﾊﾞｯﾌｧｰが改良されたことにより、以前よりも回収率が向上している。また、測定法4では検鏡するﾌﾟﾚﾊﾟﾗｰﾄの枚数を少なくすることができるため、測定法1に比較して短時間でｵｰｼｽﾄを検出できる可能性がある。下水処理水については、測定法4は以前より回収率が向上しているものの、測定法1に比較して回収率が低いことから、水中のｵｰｼｽﾄ濃度が低い場合には測定法1の方が良いと考えられる。河川水1に関しても同様なことが言える。河川水2については、測定法2、3が遠心濃縮を行っている分、ろ過濃縮と比較すると回収率は低い。しかし、懸濁物の多い河川水を多量にろ過濃縮する場合には、多大な時間を要することになる。測定法4の河川水2では、河川

表－1　回収率試験結果

	測定法1	測定法2	測定法3	測定法4
流入下水	20	－	－	20(10以下)
下水処理水	50	－	－	20-30(10-20)
河川水1	50	－	－	40-50
河川水2	－	20	20	30-40

(%)

※ 河川水1:懸濁物が少ない、河川水2:懸濁物が比較的多い
測定法4( )内:ﾊﾞｯﾌｧｰが改良される以前の回収率
▒：推奨測定法

水中の懸濁物が河川水1に比較して多いため、河川水1よりも回収率が若干低くなっている。

よって、流入下水では回収率が低い等課題が残されるものの測定法4、下水処理水では測定法1、懸濁物の少ない河川水では測定法1、懸濁物の多い河川水では測定法2が適当であるのではないかと考えられる。しかし、下水処理水が河川水量の大部分を占めるような河川水では、測定法3、4の免役磁気ﾋﾞｰｽﾞ法によるｵｰｼｽﾄの回収率が低下すると考えられるため、測定法1ないし2が適当であると考えられる。

3.2 活性汚泥処理によるｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの除去

1) ｵｰｼｽﾄの沈降性

活性汚泥処理によるｵｰｼｽﾄの除去実験に先立ち、使用するｵｰｼｽﾄの清水および流入下水中での沈降性について実験を行った。清水には、残留塩素をﾁｵ硫酸ﾅﾄﾘｳﾑで中和した水道水、流入下水はA浄化ｾﾝﾀｰのものを用いた。

なお、予備実験として活性汚泥曝気後の静置沈殿時間の把握を行うため、沈殿時間の違いによる濁度の測定を行った。その結果、曝気後の沈殿時間を2時間とすれば上澄液の濁度ﾚﾍﾞﾙがほぼ一定となることから、静置沈殿時間を2時間とし以降の実験を行った。

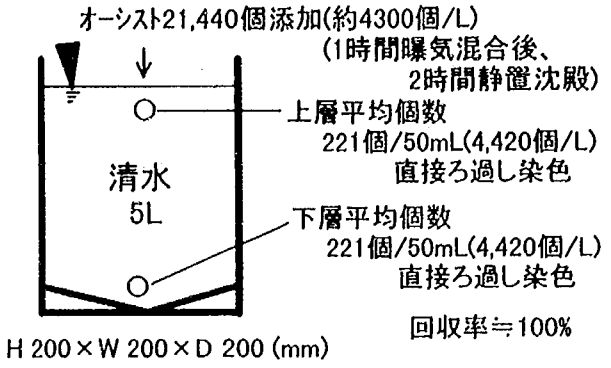


図-2 反応水槽の概略図

沈降性の実験では清水5L中にｵｰｼｽﾄを添加し曝気混合を行った後、曝気混合を止め2時間静置沈殿させ、また、同様に流入下水5Lにｵｰｼｽﾄを添加し撹拌混合を行い、2時間静置沈殿させた。各々上層および下層から試料を採取しｵｰｼｽﾄの定量を行った。試料量は、清水の場合50mL、流入下水の場合懸濁物量が多いため0.1mLとし、蛍光染色用ﾌｨﾙﾀｰに直接通水して定量を行った。

表－２ 流入下水中での沈降性

添加濃度991,000個/L		２時間沈殿後	
ｵｰｼｽﾄ数	添加直後	上層	下層
(個/0.1mL)	101	100	100
SS (mg/L)	130	40	293
濁度 (度)	94	58	156
回収率 ≒ １００ (%)			

図-2には清水、表-2には流入下水を用いた実験結果を示す。清水中、流入下水中ともに上層および下層から検出されたｵｰｼｽﾄの個数は同一であり、濃度変化が見られない。よって、今回実験に使用したｵｰｼｽﾄは、短時間であれば沈降しないことが確認された。特に、流入下水中においては、SS等の濁度粒子が下層に沈降しても、それらに取り込まれることなくｵｰｼｽﾄが浮遊した状態となっている。これは、流入下水中のSS等の濁度粒子とｵｰｼｽﾄの表面電荷が互いにﾏｲﾅｽであるため、反発しあっていることによるものと推定される。このため、流入下水中のｵｰｼｽﾄが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのｵｰｼｽﾄの除去効率は低いものと考えられる。

2) 処理時間と処理水ｵｰｼｽﾄ濃度の関係

活性汚泥処理(曝気混合)時間の違いによる処理水中(上澄液)ｵｰｼｽﾄ濃度の変化について、図-3に示す。ｵｰｼｽﾄの添加濃度は、4.2E+3～2.4E+6個/Lの4段階、槽内のMLSS濃度は1,630～2,290mg/Lの範囲であった。処理時間の経過とともに処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は低下するが、処理時間を24時間としても8時間の処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度より若干低くなる程度であった。ｵｰｼｽﾄの添加濃度が約4.0E+5個/Lの場合では、処理時間を1時間から8時間にすると処理水中の平均ｵｰｼｽﾄ濃度は約1/10に減少、8時間から24時間とすると約1/2に減少していた。また、添加ｵｰｼｽﾄ数を多くすることによって処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度が上昇した。

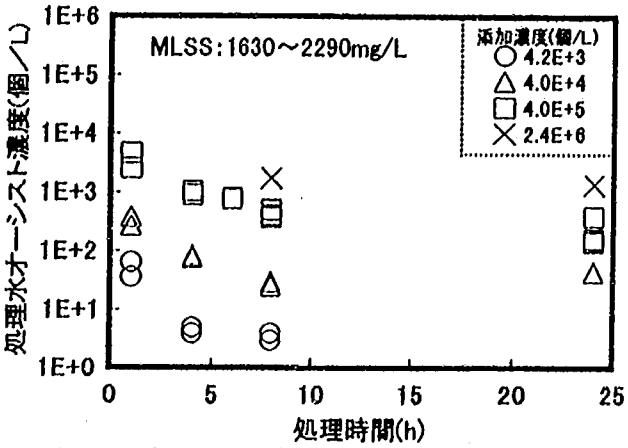
3) MLSS濃度と処理水ｵｰｼｽﾄ濃度の関係

MLSS濃度を変化させた場合の処理時間と処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度の関係について図-4に示す。槽内のMLSS濃度は1,000、2,000、4,000mg/L程度の3段階、ｵｰｼｽﾄの添加濃度は4.0E+5個/Lである。MLSS濃度を高濃度とし処理時間を長時間とすることによって、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は低下する傾向を示している。

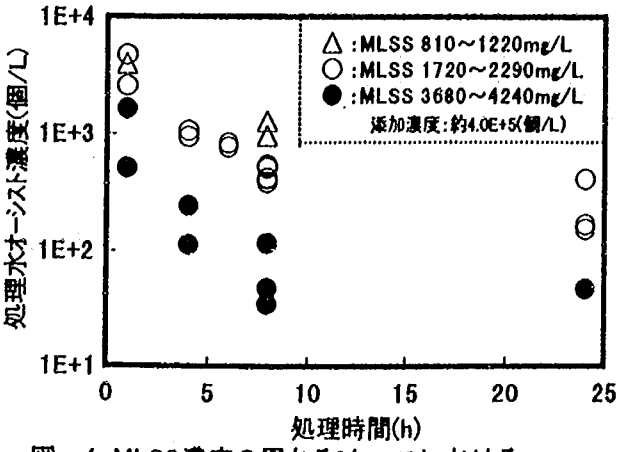
処理時間が8時間の場合について、MLSS濃度と処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度の関係を図-5に示す。槽内MLSS濃度が1,000mg/L程度であれば、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は1.0E+3個/L程度、4,000mg/L程度であれば1.0E+2個/L程度に減少している。

4) 処理水濁度との関係

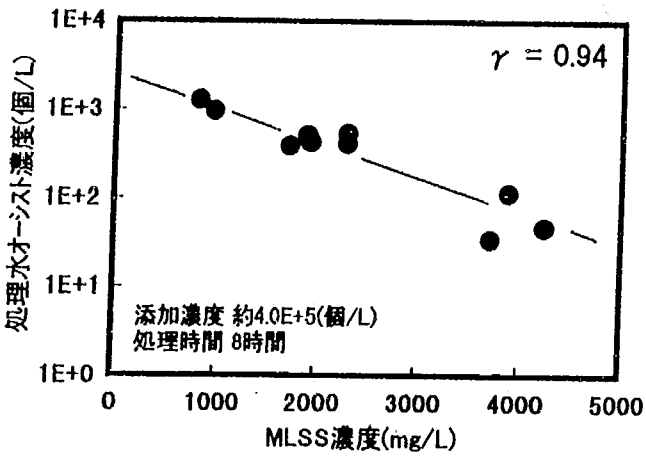
処理水濁度とｵｰｼｽﾄ濃度の関係について図-6に示す。ｵｰｼｽﾄの添加濃度は、4.2E+3～2.4E+6個/Lの4段階、



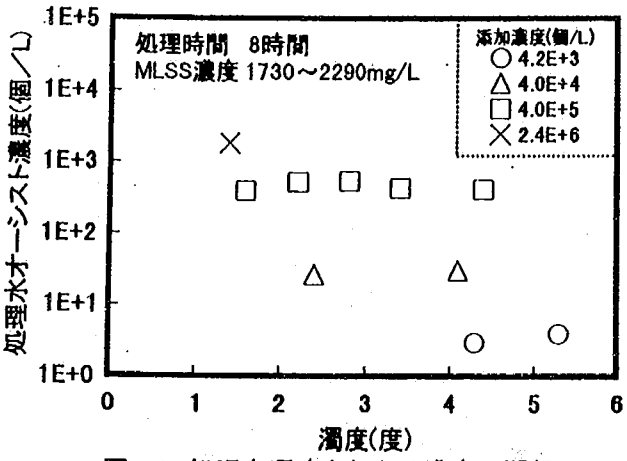
図－3 オーシスト添加濃度ごとの処理時間と処理水オーシスト濃度の関係



図－4 MLSS濃度の異なる3ケースにおける処理時間と処理水オーシスト濃度の関係



図－5 MLSS濃度と処理水オーシスト濃度の関係



図－6 処理水濁度とオーシスト濃度の関係

槽内のMLSS濃度は1,730～2,290mg/Lの範囲、処理時間が8時間のものである。活性汚泥処理による処理水濁度とオーシスト濃度については、明確な相関関係が得られなかった。濁度が上昇しても処理水中のオーシスト濃度はほとんど変化していない。むしろ、添加個数を多くすることによって、処理水中のオーシスト濃度が上昇した。

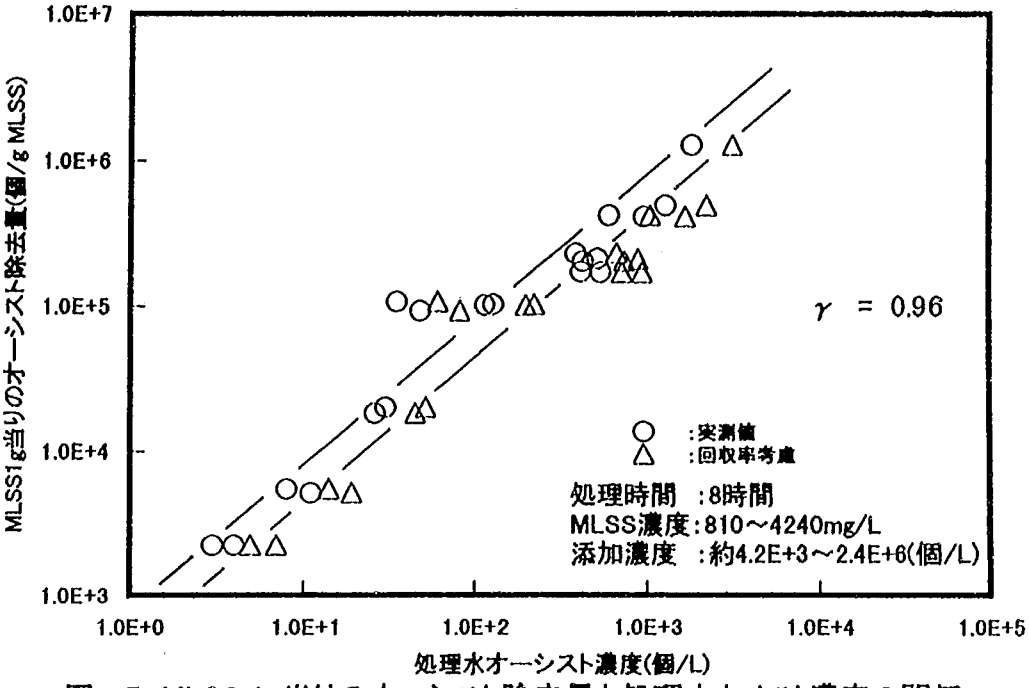
5) MLSS1gあたりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係

処理水中オーシスト濃度は、8時間の処理によりほぼ一定の値となるため、処理時間が8時間の処理水中のオーシスト濃度を用いてMLSS1gあたりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係について整理を行った。MLSS1gあたりのオーシスト除去量は、以下に示す(1)式により算出を行った。処理水オーシスト濃度の測定は、曝気沈殿後の上澄液1Lを測定したものであり、除去オーシスト量としては全て活性汚泥中に移行したものと仮定した。槽内のMLSS

$$除去量(個/MLSS1g) = \frac{\{添加オーシスト(個)/活性汚泥容量5L(L)\} - 処理水オーシスト濃度(個/L)}{MLSS\ (g/L)} \qquad (1)式$$

濃度は810～4,240mg/L、オーシストの添加濃度は4.2E+3～2.4E+6個/Lの範囲である。

MLSS1gあたりのオーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度の関係について図-7に示す。各々、処理水中のオーシスト濃度の実測値、回収率を考慮(実測値を回収率で割り戻した値、平均回収率:57.6%)した値を示した。活性汚泥処理による実験結果から、オーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度を両対数上にプロットすると直線関係が得られた。処理水中のオーシスト濃度を平衡濃度と仮定、また、除去量も活性汚泥に取り込まれ蓄積(濃縮)されると推測されることから吸着量と仮定し、フロイントリヒ(Freundlich)型吸着等温線で実験結果を整理すると、(2)式(回帰式)のとおりとなる。定数A、Bについて表-3に示す。



図－7 MLSS 1g当りのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係

$$R_0 = A \cdot C^B \qquad (2)$$

ここに、R_0：除去(吸着)オーシスト量(個/g MLSS)
C ：処理水平衡オーシスト濃度(個/L)
A、B ：定数

表－3 図－7の回帰式

	定数A	定数B	相関係数
実 測 値	1,039	0.90	0.96
回収率考慮	636	0.90	0.96

6) 連続的な下水処理での除去割合の算出

上記の結果から、MLSS1gあたりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係が明らかとなったが、実際の下水処理場で処理区域内に感染者等が存在している場合には、オーシストは連続的に流入してくるため、除去(吸着)量もある時点で飽和に達する。また、曝気槽内では活性汚泥の生成や死滅(分解)も生じていることから、連続的な下水処理の場合のオーシストの除去割合を算出する必要がある。算出仮定条件を以下に示す。

[条件] 曝気槽内は押し出し流れ,実質滞留時間(HRT) 8時間
簡略化のため、汚泥返送比《1, MLSS濃度 2g/L
汚泥転換率：(溶解性 BOD) 0.5gMLSS/g S-BOD, (SS) 1gMLSS/g SS
初沈流出水濃度：溶解性 BOD 80mg/L、SS 60mg/L
初沈流出水中有機物成分による活性汚泥生成量 △X
$\triangle X = (80 \times 0.5 + 60 \times 1) = 100$mg MLSS/L$=0.1$g MLSS/L
流入下水オーシスト濃度(Cin) 10^1、10^2、10^3、10^4、10^5(個/L)

以上の条件をもとに、吸着式(2)式とオーシスト収支式(3)式を連立させて解く。

$$C_{in}[\text{個/L}] = C + X_0[\text{gMLSS/L}] \cdot R_0[\text{個/gMLSS}] \qquad (3)$$

Cin：流入下水オーシスト濃度(個/L)
C ：処理水平衡オーシスト濃度(個/L)
X_0 ：除去(吸着)能力をもつ活性汚泥濃度

計算にあたっては、以下の２つの期間に分ける。

<u>8～16h</u> オーシスト流入初期において、活性汚泥が高いオーシスト除去(吸着)能力をもつ期間。このため除去(吸着)にかかわる活性汚泥濃度X_0は2g MLSS/L。

<u>定 常</u> 活性汚泥全てが高濃度のオーシストと接触し、活性汚泥の除去(吸着)能力がほぼ飽和となるが、連続的に流入する有機物によって新たに生成される活性汚泥のみが除去(吸着)能力を持つ状態。X_0は0.1g MLSS/Lとなる。

上記算出条件から求めた流入と処理水ｵｰｼｽﾄ濃度の関係を表-4に示す。活性汚泥処理による定常状態でのｵｰｼｽﾄの除去率は、98.0～99.3%、回収率を考慮した場合には、96.6～98.7%であった。よって、連続的な活性汚泥処理により1.5～2log程度の除去が行えることが推測される。

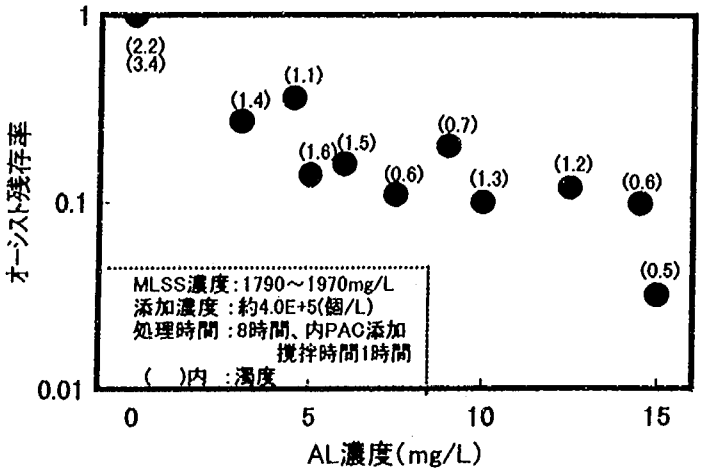
表－4　流入と処理水オーシスト濃度

流入下水オーシスト濃度（個/L）	処理水濃度（個/L）			
	8 ～ 16 h		定常	
	実測値	回収率考慮	実測値	回収率考慮
10^1	2.7E-3(>99.9)	4.6E-3(>99.9)	7.4E-2(99.3)	1.3E-1(98.7)
10^2	3.4E-2(>99.9)	5.9E-2(99.9)	9.5E-1(99.1)	1.6E+0(98.4)
10^3	4.4E-1(>99.9)	7.7E-1(99.9)	1.2E+1(98.8)	2.1E+1(97.9)
10^4	5.7E+0(99.9)	9.9E+0(99.9)	1.6E+2(98.4)	2.7E+2(97.3)
10^5	7.4E+1(99.9)	1.3E+2(99.9)	2.0E+3(98.0)	3.4E+3(96.6)

（　）内数値はｵｰｼｽﾄ除去率(%)

7) 凝集剤添加による除去効率

さらに、除去効率を向上させることを目的として、凝集剤添加活性汚泥法によるｵｰｼｽﾄの除去実験を行った。槽内のMLSS濃度は1,790～1,970mg/Lの範囲、ｵｰｼｽﾄの添加濃度は4.0E+5個/Lとした。凝集剤には、PAC(ﾎﾟﾘ塩化ｱﾙﾐﾆｳﾑ)多木化学社製PAC250Aを使用した。PACの添加量は槽内のAℓ濃度が0～15mg/Lの範囲とした。活性汚泥処理時間は8時間としたが、その内7時間経過後、残りの1時間にPACの添加を行った。



図－8　PAC添加濃度と処理水オーシスト濃度の関係

実験結果を図-8に示す。槽内のAℓ濃度が高くなるにつれ、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度も低下しており、Aℓ濃度が10mg/L以上で安定した除去が行われている。図中の（ ）内数値は濁度を示したが、PACの添加により濁度も低下している。また、PACを添加していない系は、処理水中に多数の微細なﾌﾛｯｸの存在を目視できたが、PACの添加系ではその存在が明らかに低減していた。しかし、PAC添加によるｵｰｼｽﾄ除去率と濁度除去率の関係(図-9)には、若干右上がり傾向が見られるものの、明確な相関関係は見られなかった。一方、水道においては、濁度(0.1以下)管理による対応策を打ち出しており、0.1度ﾚﾍﾞﾙの濁度とｵｰｼｽﾄの除去率の関係について、今後詳細な検討も必要であると考えられる。

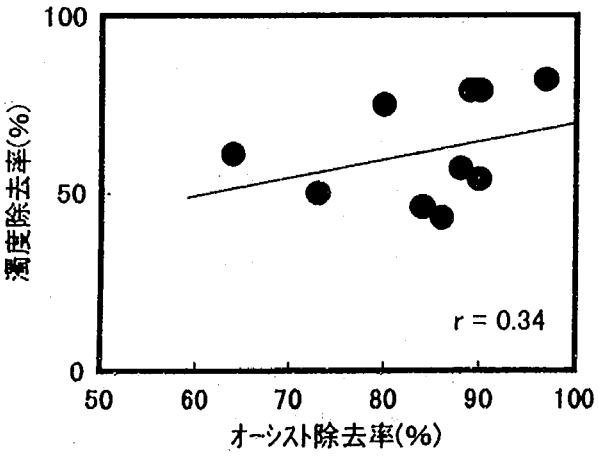


図-9　PAC添加によるｵｰｼｽﾄ除去率と濁度除去率の関係

PAC添加によるｵｰｼｽﾄの除去率は、Aℓ濃度が0mg/Lの時を基準として10mg/Lの場合約90%(1 log)であった。

3.3　ウイルスの検出に関する検討

下水処理水の衛生学的安全性を担保するためには、下水処理場に流入してくるｳｲﾙｽ濃度を測定するとともに、消毒ﾌﾟﾛｾｽを含めた各下水処理ﾌﾟﾛｾｽでの除去・不活化割合を把握しなければならないが、そのためには、安定した定量値を得る必要がある。従来、ｳｲﾙｽの回収率は流入下水の場合10～20%程度と低く、また、細胞に対する毒性の影響等課題が残されていた。このため、回収率の向上等を目的として種々の検討を行った。

1) 誘出液のpHの影響

ｾﾞｰﾀﾌﾟﾗｽﾌｨﾙﾀｰ上に捕捉したｳｲﾙｽを誘出する誘出液(0.05Mｸﾞﾘｼﾝ緩衝液)のpHの違いが、ｳｲﾙｽの回収率に及ぼす影響について検討を行った。ｳｲﾙｽの定量はHEp-2細胞を用いたﾌﾟﾗｰｸ法とし、下水試料にはA、B浄化

ｾﾝﾀｰの流入下水を用いた。検討結果を表-5に示す。誘出液のpHが7.5～8.5の場合には、ｳｲﾙｽの回収率は約3～5%と低いが、pHを11.5とすることにより約50～75%に向上している。誘出液中の夾雑物とｳｲﾙｽを分離するために遠心分離を行い、細胞へ接種するｳｲﾙｽ濃縮試料を作成するが、誘出液のpHを11.5に上昇させたことにより、遠心分離時において夾雑物とｳｲﾙｽの分離が良好に行えたと考えられる。従来、遠心分離時には誘出液のpHを中性付近に修正していたため、夾雑物とｳｲﾙｽの再付着が起こり回収率が低下していたものと推定される。

表-5 誘出液のpHと回収率

誘出液pH	A浄化ｾﾝﾀｰ	B浄化ｾﾝﾀｰ
7.5	2.5	2.8
8.5	4.7	4.5
9.5	42.0	57.5
10.5	47.2	77.5
11.5	49.3	75.0

(平均値:%)

2) 毒性物質の除去法

ｳｲﾙｽの定性・定量を行うため、ｳｲﾙｽ濃縮試料を細胞へ接種するが、流入下水の濃縮試料中の毒性物質が細胞に対して悪影響を及ぼす。このため、HEp-2細胞、BGM細胞の2種類、下水試料にはB浄化ｾﾝﾀｰの流入下水を用い、毒性物質の除去法に関して検討を行った。細胞へ接種する試料は、所定のｳｲﾙｽの濃縮・誘出操作を行ったｳｲﾙｽ濃縮試料(未処理)と、各々5種類の処理方法により毒性物質の除去を試みたｳｲﾙｽ濃縮試料とした。それら各々の試料を細胞へ接種後、培養を行い細胞変性(溶解または脱落)を観察した。検討結果を表-6に示す。なお、表中の試料a, bは採水日の異なる流入下水である。未処理のものについては、流入下水中の毒性物質の影響を受けて細胞変性が観察された。毒性物質の除去法として、5種類の処理方法を検討したが、細胞変性の観察されなかった処理方法はHCFC-141b(代替ﾌﾛﾝ)、0.45μmﾌｨﾙﾀｰ(ﾆﾄﾛｾﾙﾛｰｽ製)、5%BSA(ｱﾙﾌﾞﾐﾝ)処理の3手法であった。5% Beef extractは、ｳｲﾙｽやﾌｧｰｼﾞの誘出剤の一種として用いられているが、毒性物質の除去には効果がなかった。また、包接剤の一種である5%βcyclodextrinについても毒性物質の除去には効果がなかった。

表－6 流入下水中の毒性物質の除去

処理方法	試料	原液 HEp-2細胞	原液 BGM細胞
未処理	a	toxic	toxic
	b	toxic	toxic
HCFC-141b	a	non	non
	b	non	non
0.45μmﾌｨﾙﾀｰ	a	non	non
	b	non	non
5% BSA	a	non	non
	b	non	non
5% Beef extract	a	toxic	toxic
	b	toxic	toxic
5%βcyclodextrin	a	toxic	toxic
	b	toxic	toxic

※ toxic：細胞が溶解または脱落
non ：細胞の変性等なし

流入下水中の毒性物質の除去法としては、HCFC-141b(代替ﾌﾛﾝ)、0.45μmﾌｨﾙﾀｰ(ﾆﾄﾛｾﾙﾛｰｽ製)、5%BSA(ｱﾙﾌﾞﾐﾝ)処理の3手法が有効であると考えられる。しかし、各々の手法がｳｲﾙｽの回収率に及ぼす影響が不明であるため、各処理法によるｳｲﾙｽの回収率試験を行った。ｳｲﾙｽの定量はHEp-2細胞を用いたﾌﾟﾗｰｸ法とし、下水試料にはB浄化ｾﾝﾀｰの流入下水を用いた。回収率試験結果を表-7に示す。各処理法によるｳｲﾙｽ回収率は約50～70%であり、ほぼ同一とみなせる。よって、いずれの処理法により毒性物質の除去を行っても問題はないが、操作の簡便さや費用等の観点から、0.45μm ﾌｨﾙﾀｰによる処理法が良いものと考えられる。この手法の適用により、細胞に対する毒性物質の影響が回避でき、流入下水からｳｲﾙｽを検出する上で、検出効率を高めることが可能である。

表－7 各処理法による回収率

処理方法物	回収率(%)
5% BSA	73.3
HCFC-141b	53.3
0.45μmﾌｨﾙﾀｰ	60.0

3) 濃縮ﾌｨﾙﾀｰ枚数の影響

ｳｲﾙｽ濃縮作業の効率化を計る上で、ｳｲﾙｽ濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数とｳｲﾙｽ回収率の関係について把握を行った。すなわち、ｳｲﾙｽ濃縮ﾌｨﾙﾀｰを複数枚用いて下水試料を濃縮すると、濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数が増加した分、ｳｲﾙｽ誘出液量も増加する。誘出液全量を細胞へ接種することは、多大な費用と労力を要することなどから現実的には不可能であり、現在のところごく一部の誘出液を細胞に接種しｳｲﾙｽの定量を行わざるをえない。このため、ｳｲﾙｽ濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数を増減させた場合、ｳｲﾙｽの回収率に及ぼす影響を把握するために検討を行った。ｳｲﾙｽの定量はHEp-2細胞を用いたﾌﾟﾗｰｸ法とし、下水試料にはA浄化ｾﾝﾀｰの流入下水と二次処理水およびB浄化ｾﾝﾀｰの流入下水を用いた。流入下水を対象とした検討結果を表-8、二次処理水を表-9に示す。A浄化ｾﾝﾀｰの流入下水の回収率で多少のばらつきがあるものの、ﾌｨﾙﾀｰ枚数の増減に伴ってｳｲﾙｽの回収率が大きく変動傾向は見られない。二次処理水についてもほぼ同一の回収率が得られており、大差はないものとなっている。よって、ｳｲﾙｽ濃縮作業の効率化を計る上で濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数を減らしても、ｳｲﾙｽの回収率に影響を

及ぼすことはない。

表－8 濃縮フィルター枚数と回収率(流入下水)

ﾌｨﾙﾀｰ枚数(枚)	ろ過量(L)	誘出液量(mL)	ｳｲﾙｽ回収率 (%)	
			A浄化ｾﾝﾀｰ	B浄化ｾﾝﾀｰ
1	1	25	40.0	48.1
3	3	75	78.8	
8	8	200	61.4	40.9
10	10	250	40.0	

表－9 濃縮フィルター枚数と回収率 (二次処理水)

ﾌｨﾙﾀｰ枚数(枚)	ろ過量(L)	誘出液量(mL)	ｳｲﾙｽ回収率
			A浄化ｾﾝﾀｰ
1	57	25	53.7
3	187	75	61.1

(%)

4．まとめ

本調査においては、原虫類やｳｲﾙｽ等消毒耐性の高いと考えられる病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去能力の向上を目的として負荷削減手法の検討を行うものである。

今年度は、本調査の初年度にあたりｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑに関して測定方法、活性汚泥処理法による除去能力の把握および除去効率の向上に関する検討を行い、また、下水中からのｳｲﾙｽの検出方法について検討した。以下にそれらの結果について示す。

①測定対象とする試料や測定方法の違いによる、現段階におけるｵｰｼｽﾄの回収率の把握を行った。
②流入下水中に添加したｵｰｼｽﾄは、SS等の濁度粒子が下層に沈降しても、それらに取り込まれることなく浮遊した状態であった。このため、流入下水中のｵｰｼｽﾄが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのｵｰｼｽﾄの除去効率は低いものと考えられる。
③活性汚泥処理時間の経過とともに処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は低下するが、処理時間を24時間としても処理時間が8時間の処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度より若干低くなる程度であった。
④ｵｰｼｽﾄの添加濃度4.0E+5個/L、活性汚泥処理時間が8時間、MLSS濃度が1,000mg/L程度の場合、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度は1.0E+3個/L程度、4,000mg/L程度の場合、1.0E+2個/L程度に減少した。
⑤活性汚泥処理による処理水濁度とｵｰｼｽﾄ濃度については、明確な相関関係が得られなかった。むしろ、ｵｰｼｽﾄの添加個数を多くすることによって、処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度が上昇した。
⑥MLSS1gあたりのｵｰｼｽﾄ除去量と処理水中のｵｰｼｽﾄ濃度の関係について整理した結果、処理水濃度の0.9乗に除去量が比例する関係式が得られた。
⑦連続的な活性汚泥処理により、最大で２log程度のｵｰｼｽﾄの除去が行えると推定される。
⑧凝集剤添加活性汚泥処理によるｵｰｼｽﾄの除去率は、槽内のAℓ濃度が0mg/Lの時を基準として、10mg/Lで約90%(１log)であった。
⑨ｾﾞｰﾀﾌﾟﾗｽﾌｨﾙﾀｰ上に捕捉したｳｲﾙｽを誘出するための誘出液のpHは、11.5とすることにより従来よりも回収率を向上させられる。
⑩0.45μmﾌｨﾙﾀｰにより流入下水中の毒性物質の除去が行えるため、流入下水からｳｲﾙｽを検出する上で検出効率を高めることが可能である。
⑪ｳｲﾙｽ濃縮作業の効率化を計る上で濃縮ﾌｨﾙﾀｰの枚数を減らしても、ｳｲﾙｽの回収率には影響を及ぼさない。

【参考文献】

1)(社)水環境学会、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集 (1995)
2)例えば、神奈川新聞 (1994,9,7)
3)例えば、埼玉県衛生部、「クリプトスポリジウムによる集団下痢症報告書」 (1997)
4)諏訪 守、鈴木 穣、土木研究所資料第3533号「下水処理場等におけるクリプトスポリジウムの検出方法の検討及び実態調査」、平成10年１月

8. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査

研究期間：平10～平13
担当：三次処理研究室　室長：鈴木穣、　研究員：重村浩之、　交流研究員：原達也

1．はじめに

閉鎖性水域の富栄養化問題に対処するため、窒素・りん除去法を導入する下水処理施設の増加が見込まれる。しかし、窒素・りん除去法は標準活性汚泥法よりもエネルギーを多量に消費するため、本処理法の普及により地球環境への負荷が増加するおそれがある。本調査では、窒素・りん除去法の良好な処理水質を保つ範囲内での消費エネルギーの削減を目的として、単位プロセスおよびシステムのエネルギー効率改善の観点から、窒素・りん除去の運転および設計手法等の検討を行う。今年度は調査初年度であるため、窒素・りん除去法を採用している処理場の電力消費量の現地調査を行った。また、実験的検討として、窒素・りん除去法を採用している実下水処理場での処理状況と電力消費量の相関の把握、および結合固定化担体を用いた処理状況と酸素移動効率の相関の把握を行った。また、嫌気槽における撹拌の省エネ化として、実規模レベルで間欠曝気撹拌での処理成績を調査した。

2．窒素・りん除去法を採用している下水処理場の電力消費量調査

一般的に、窒素・りん除去等の高度処理を行うと、処理場の電力使用量が増大するといわれるが、その実態を調査した例は数少ない。本章では、窒素・りん除去法における電力消費量を現地調査により調べた。

2．1　下水道統計による処理法別の電力消費量調査

まず、下水処理場全体にかかる電力消費量を把握するため、処理場規模別の電力消費量の把握を、平成8年度下水道統計をもとに行った。対象としたデータは、「晴天時日平均下水量／現在晴天時1日最大処理量（処理能力）」の値が0.5以上の処理場のデータである。全国の処理場の電力消費量を規模別に集計したものを図2－1に示す。平均は、対象とした処理場の総処理水量で、総電力消費量を割って求めた。一般的に、規模が大きくなるにつれて、処理水当たりの電力消費量が小さくなった。

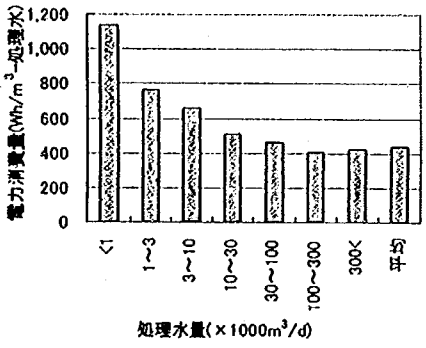


図2－1　規模別の電力消費量

2．2　現地調査による処理場の電力消費量調査

窒素・りん除去に必須の機器の使用に伴う電力消費量の増加傾向をつかむため、H市H処理場およびK処理場で電力消費量の現地調査を行った。表2－1に各処理場の諸元と電力消費量を示す。なお、下記の内訳に用いた電力消費量の値は、定格電力より計算で求めたものである。

H処理場ではORP制御、K処理場ではDO制御を行っているので、ブロアーの電力消費量は比較的低く抑えられていると考えられる。また、2処理場ともに好気槽で水中エアレーターによる撹拌を行っているので、上記の撹拌の中には好気槽内でのものも含まれている。

表2－1より、処理場全体の電力消費量に占める、無酸素槽および嫌気槽の撹拌で消費された電力消費量の割合は、H処理場では11.4%、K処理場では8.3%であった。これより、無酸素槽および嫌気槽の撹拌にかかる電力消費量は処理場全体での電力消費量の1割前後と考えられる。

処理場全体の電力消費量はH処理場で1.23、K処理場で0.86 kWh/m³–処理水であった。H処理場は処理水量1000～3000m³/dの処理場の平均電力消費量(0.76kWh/m³-処理水)、K処理場については処理水量3000

～10000m³/d の処理場の平均電力消費量(0.66kWh/m³·処理水)を上回っていた。これは撹拌機の運転、および水理学的滞留時間の長いことが原因として考えられる。

表２－１　H市処理場の諸元および電力消費量の内訳

処理場名	H処理場	K処理場
処理法	凝集剤添加＋硝化・内生脱窒法	嫌気・好気＋内生脱窒法
流入水量(A)	1608m³/d	5200m³/d
処理能力(B)	1700m³/d (1)	7500m³/d (1)
A/B	0.95	0.69
水理学的滞留時間	19.7 時間	27.4 時間
電力消費量内訳 (反応槽のみ)	ブロアー：44% 撹拌：49% (好気槽 30.6%、無酸素槽 18.4%) 返送汚泥ポンプ：7%	ブロアー：29% 撹拌：47% (好気槽 37.2%、嫌気・無酸素槽 9.8%) ポンプ類：24%
処理場全体に占める撹拌の電力消費量の割合	30.3% (好気槽 18.9%、無酸素槽 11.4%)	39.6% (好気槽 31.3%、嫌気・無酸素槽 8.3%)
電力消費量	1.23 kWh/m³·処理水	0.86 kWh/m³·処理水
撹拌機動力	13.3 W/m³·容量	3.7 W/m³·容量

３．窒素・りん除去法を採用している実下水処理場における処理状況と電力消費量の相関

電力消費量は、季節による変動も考えられるので、実際の処理場で実験条件を調整しながら、電力消費量と処理水質の関係を長期的に把握することにした。本研究では、特に嫌気槽および無酸素法の撹拌法と処理水質に着目している。

また、嫌気槽および無酸素槽の撹拌状況と窒素・りんの処理状況の相関を調べるため、嫌気槽および無酸素槽において、深さ方向に数点ほどサンプルを採取し、窒素、りん、MLSS等を測定し、汚泥の撹拌状況と処理成績の関係を検討した。

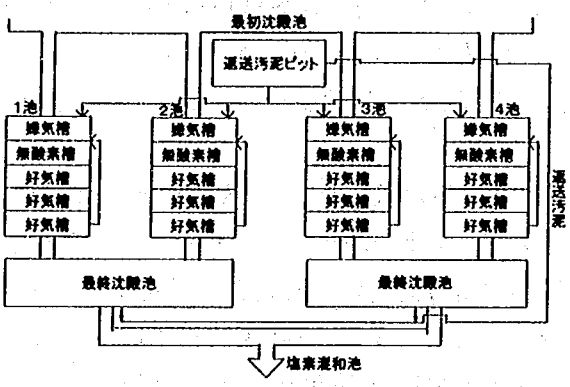


図３－１　A処理場の概略図

３．１　処理成績と電力消費量の年間調査

３．１．１　処理施設概要

今回は、K市A処理場およびB処理場で、実験条件を変更しながら、年間の電力消費量の変動、および処理水質と電力消費量の関係を把握することにした。A処理場およびB処理場の水処理系の概略図をそれぞれ図３－１および図３－２に示す。A処理場では、１池、２池および３池を、B処理場では全池を実験に使用した。両処理場の概要を表３－１に示す。A処理場における目標処理水質は、COD_{Mn}10mg/L 以下、T-N10mg/L 以下、T-P0.5mg/L 以下と設定した。

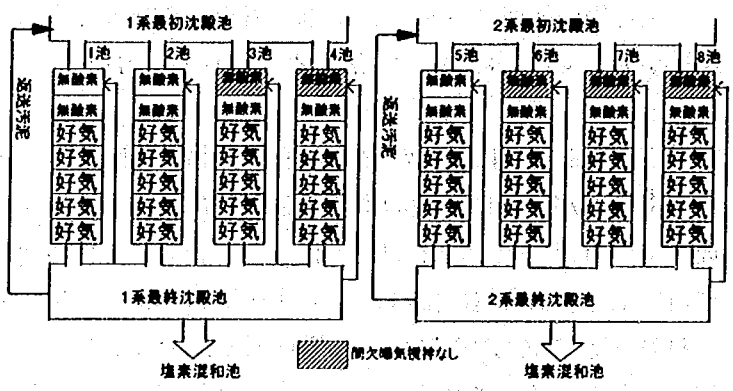


図３－２　B処理場の概略図

表３－１　Ｋ市処理場の概要

処理場名	Ａ処理場	Ｂ処理場
処理水量(平成９年度平均)	8971m³/d	64919m³/d
処理能力（平成９年度）	12000m³/d	75000m³/d
処理水量／処理能力	0.75	0.87
処理法	嫌気－無酸素－好気法	循環式硝化脱窒法(返送汚泥による循環)
１池当たりの反応槽容量	1624m³	2412.5m³
反応槽水深(m)	5.0	7.7
HRT（hr）	17.4	7.14
嫌気槽および無酸素槽の撹拌方法	回転式機械撹拌装置※1 （２，３，４池） 間欠曝気（１池）	間欠曝気 （３，４，６，７，および８池の第１区画は間欠曝気撹拌ができない）
平均返送汚泥比(%)	44%	１系 91%、２系 76%
平均硝化液循環比(%)	149%	－

※１：嫌気槽撹拌機は動力 3.7kW、回転数 320rpm、無酸素槽撹拌機は 2.2kW、回転数 420rpm である。

3．1．2　実験方法

3．1．2．1　運転条件および水質分析

両処理場とも月によって運転条件を変更し、その間に週１回もしくは月２回の水質分析を行った。Ａ処理場およびＢ処理場の運転条件をそれぞれ表３－２および表３－３に示す。

表３－２　Ａ処理場の運転条件

期間	１池	２池	３池	
	嫌気槽、無酸素槽共通	嫌気槽、無酸素槽共通	嫌気槽	無酸素槽
7～10 月	間欠曝気※1	連続機械撹拌	無撹拌	連続機械撹拌
11～12 月	無撹拌	〃	〃	〃
1～2 月	間欠曝気※2	〃	〃	〃

※　：全池で、９月 28 日～12 月１日の間、エアレーションタンク末端で凝集剤を添加
※１：７～10 月の１池の間欠曝気は 117 分停止、３分稼動
※２：１～２月の１池の間欠曝気は、18 分停止、２分稼働

BOD や窒素・りんなどの水質分析は、Ａ処理場では１，２および３池、Ｂ処理場では１，３，５および７池で行った。

表３－３　Ｂ処理場※1の運転条件

期間	１～４池	５～８池
７月～８月	平均空気倍率 6.4 倍 平均 ASRT※2:6.35d 返送汚泥比 90%	平均空気倍率 7.6 倍 平均 ASRT:4.77d 返送汚泥比 72%
９月～10 月	平均空気倍率 5.5 倍 平均 ASRT:4.65d 返送汚泥比 93%	平均空気倍率 6.1 倍 平均 ASRT:6.21d 返送汚泥比 75%
11 月～12 月	平均空気倍率 6.5 倍 (無酸素槽間欠曝気) 平均 ASRT:6.83d 返送汚泥比 90%	平均空気倍率 6.5 倍 (無酸素槽無撹拌) 平均 ASRT:3.96d 返送汚泥比 82%

※1:Ｂ処理場の無酸素槽の撹拌は、稼働５分、停止 25 分の間欠曝気撹拌
※2:好気槽内での汚泥滞留時間

サンプリング時刻については、事前に現地で 24 時間調査を行い、１日の平均値に近い値をとる時刻をサンプリング時刻に選定した。Ａ処理場については 13 時にサンプリングを行い、Ｂ処理場については 10 時にサンプリングを開始し、その後はタイムラグを考慮してサンプリングを行った。サンプリング箇所は、ＡおよびＢ処理場ともに、最初沈殿池流出水、反応槽内の数カ所、処理水および返送汚泥であった。また、Ａ処理場の２池および３池の無酸素槽は、スカムが多かったので、水深 3m の位置のサンプルをポンプで採水した。その他のサンプルについては、水深 1m の位置のサンプルをひしゃくで採水した。さらに、DO および ORP の測定において、Ａ処理場については、平成 10 年 10 月 23 日まで水深 4.5m、それ以降は水深 3m の位置で測定した。Ｂ処理場については水深 5m の位置で測定した。

3．1．2．2　嫌気槽および無酸素槽の撹拌に関する調査の実験条件および試料採取方法

Ａ処理場では、各池の嫌気槽および無酸素槽において、水深 1m、2m、3m、4m の試料を採取した。１池

で間欠曝気撹拌を行ったので、1池での嫌気槽および無酸素槽の試料採取は、曝気停止後0分、10分、30分、60分および110分の計5回行った。なお、平成11年2月18日の1池嫌気槽および無酸素槽の試料採取は、曝気停止後0分、5分および10分の計3回であった。また、間欠曝気をしていない2池、3池の試料採取は1回のみ行った。

B処理場での試料採取は、1系の1池および3池の第1区画および第2区画で、各槽において、水深1m、2.5m、4m、5.5m、7mの試料を採取した。1池第1区画および第2区画、3池第2区画において、間欠曝気撹拌を行っていた。この区画の試料採取は、曝気停止後0分、5分、10分、20分の計4回行った。

3.1.3 結果及び考察

3.1.3.1 処理成績および槽内のMLSS分布

(1)A処理場の処理状況

(a)脱窒処理

図3－3に無酸素槽のNOx-N濃度とORPの経日変化を示す。間欠曝気撹拌を行っている1池無酸素槽のNOx-N濃度が高く出ており、頻繁に1mg/Lを越えていた。無撹拌の11月および12月には、その傾向がさらに顕著になった。11月12日～12月17日のデータにおいて、1池無酸素槽流入平均NOx-N濃度が5.52mg/Lであったの対し、無酸素槽流出平均濃度が3.24mg/Lであり、平均除去率が41%なので、脱窒処理成績が良くなかった。これは、撹拌を行わないことより、汚泥と水中のNOx-Nが十分に接していなかったためと考えられるので、無撹拌は脱窒処理には不適当と考えられる。無酸素槽のORPについては、11月以降、1池のORPが若干高めに見えるが、各池の間でさほど大きな差はなく、ORPは無酸素槽でのNOx-N除去成績にそんなに大きな影響を与えていないと考えられる。

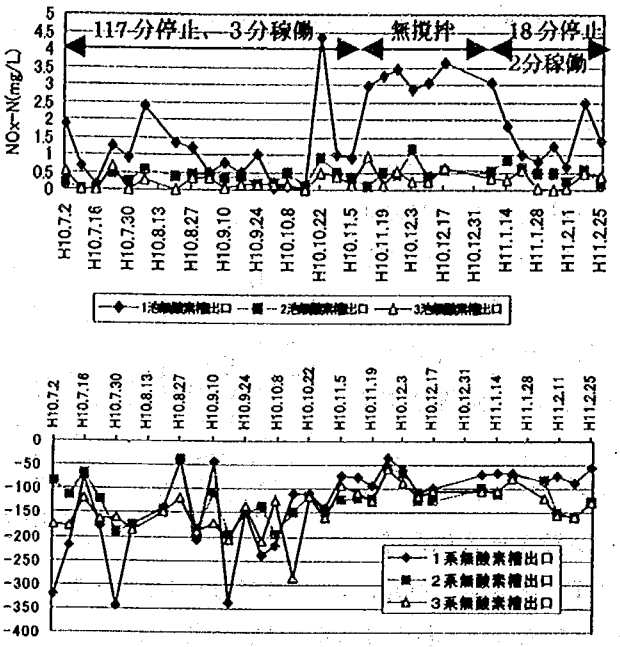


図3－3 無酸素槽のNOx-N濃度およびORP(A処理場)

表3－4 好気槽出口のNOx-N濃度(A処理場)

測定箇所	平均処理濃度(範囲)
1池	8.77(4.58～11.23)
2池	8.44(4.92～10.02)
3池	8.53(5.72～9.86)

表3－4に好気槽出口のNOx-N濃度を示しているが、3つの池の間で大きな差はなかった。この結果は、図3－3の結果と矛盾していると考えられ、この原因については検討していく必要がある。しかし、特に脱窒成績の悪かった11月12日～12月17日においては、好気槽出口の平均NOx-N濃度は1，2，3池それぞれ、10.47mg/L、8.85mg/L、8.84mg/Lであり、1池においてのみ、NOx-Nだけで窒素の目標水質(10mg/L以下)を上回ってしまう。よって、省エネルギーといえども、無酸素槽の無撹拌運転は処理に適した方法ではないといえる。

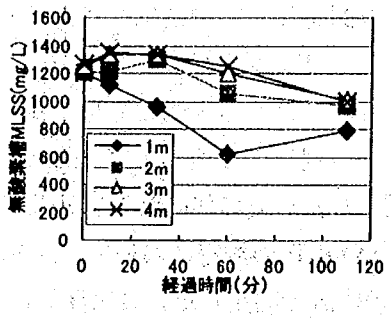


図3－4 A処理場1池無酸素槽のMLSS
(117分停止、3分稼働の間欠曝気)

A処理場の1池無酸素槽における間欠曝気の場合のMLSS濃度変化を図3－4に、NOx-N濃度の変化を図3－5に示す。MLSS濃度については、水深1m付近においても、常に600mg/L以上保たれていた。これは、無酸素槽では、脱窒

された窒素ガスが汚泥中に残存することにより、汚泥が沈みにくいためと考えられる。NOx-N 濃度についても水深方向に顕著な差がなかった。しかし、間欠曝気撹拌において処理成績が悪かったので、この理由について検討する必要がある。

図３－６に、間欠曝気の間隔を 18 分停止、2 分稼働にしたときの１池無酸素槽の MLSS 濃度を示す。無酸素槽についても図３－４で示すよりも沈んでおらず、撹拌周期を短くすることは、汚泥の均一化の面では効果があるものと考えられる。図３－３からは、撹拌周期を短くしたことによる処理成績上の効果は見られなかった。しかし、図３－６の実験を行っていたのは２月で、水温が 20.3℃であり、図３－４および図３－５の間欠曝気サイクルで実験を行っていたときの水温（26.5～28.1℃）よりも６℃以上低く、温度の影響も考慮する必要があると考えられる。また、今後、撹拌周期の短縮が脱窒処理成績の向上に効果があるかどうか、さらに検討する必要がある。

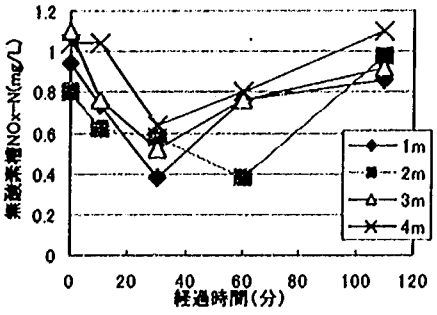


図3－5 A処理場1池無酸素槽の NOx-N
（117 分停止、3 分稼働の間欠曝気）

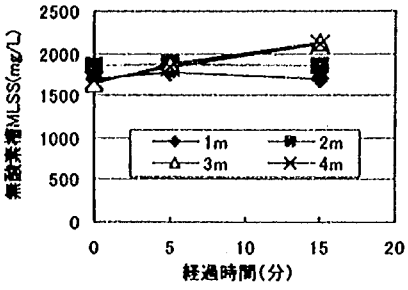


図3－6 A処理場1池無酸素槽の MLSS
（18 分停止、2 分稼働の間欠曝気）

なお、無撹拌運転において、MLSS 濃度は 788mg/L（水深 1m）～1632mg/L（水深 4m）の範囲であり、図３－４および図３－６の間欠曝気の際の MLSS 濃度の値よりも水深方向に差があった。水深方向における NOx-N 濃度の範囲は 2.02～2.74mg/L であり、水深方向に大きな差はなかったが、図３－５よりも全般的に NOx-N 濃度が高かった。この MLSS および NOx-N 濃度からも、無撹拌運転が処理に適した方法ではないといえる。

(b)りん除去

図３－７に嫌気槽の PO_4-P 濃度の経日変化を示す。全般的に、２池で一番大きな吐き出しが起こっている。これは、嫌気槽において１池が間欠曝気撹拌、３池が無撹拌であるので対して、２池で連続機械撹拌を行っているためと考えられる。また、時期にもよるが、間欠撹拌の１池の方が無撹拌の３池よりも高濃度のりん酸が吐き出されていた。

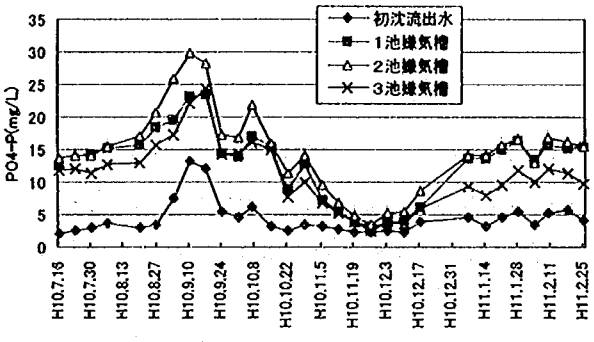


図3－7 A 処理場での PO_4-P 濃度の経日変化

図３－８に、A処理場１池嫌気槽での MLSS 濃度の変化を、図３－９に PO_4-P 濃度の変化を示す。水深 4m 付近では、曝気停止後に時間が経過するにつれて MLSS 濃度と PO_4-P 濃度が増加し、水深１～3m では MLSS 濃度が減少していた。しかし、PO_4-P 濃度については、全時間、全水深において、10mg/L を上回っており、りん放出が十分に行われていた。

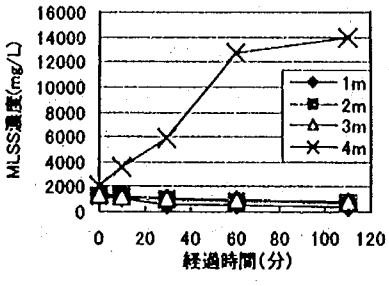


図3－8 A処理場1池嫌気槽の MLSS
（117 分停止、3 分稼働の間欠曝気）

また、嫌気槽においては、混合液の撹拌として返送汚泥の流入による撹拌効果も期待されたが、４回の MLSS 濃度の測定結果では、無撹拌運転をしている３池嫌気槽の水深 1～3m において、MLSS 濃度は 1000mg/L 以下、水深 4m において 7000mg/L 以上であり、返送汚泥による撹拌効果は小さいものと考えら

れた。

図３－10 に好気槽出口の PO_4-P 濃度を示す。グラフより、凝集剤を添加していないときで３池で一番 PO_4-P が高く出ており、嫌気槽で撹拌を行わないとりんの吐き出しが悪くなり、りん除去に悪影響を及ぼすと考えられる。１池と２池においては大きな差がなかったので、りん除去においては撹拌時間のインターバルはさほど関係なく、定期的に撹拌することが重要であると考えられる。なお、９月にすべての池において好気槽出口の PO_4-P 濃度が高くなったが、これは反応槽に流入する PO_4-P 濃度が急に高くなったからである（図３－７参照）。

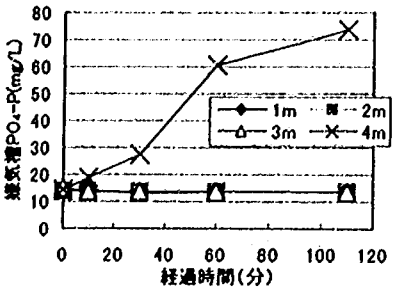


図3－9 A処理場1池嫌気槽の PO_4-P
（117 分停止、3 分稼働の間欠曝気）

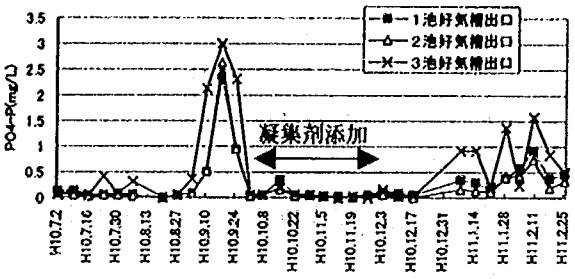


図３－10 好気槽出口の PO_4-P 濃度（Ａ処理場）

(c)目標水質の達成度

最後に、A 処理場が目標処理水質の COD_{Mn}10mg/L 以下、T-N10mg/L 以下、T-P0.5mg/L 以下を達成していたかどうかを検証する。表３－５に A 処理場の処理水質（２つの最終沈殿池からの処理水の平均値）を示す。COD_{Mn} と T-N についてはほぼ目標をクリアしていたが、T-P については、一時期に凝集剤を入れていたにもかかわらず、平均値が目標値をわずかに上回っていた。しかし、全般的には良好な処理をしていたと考えられる。

表3－5 A処理場の処理水質

測定項目	平均濃度(範囲)
COD_{Mn}	8.5(7.0～10.7)
T-N	8.7(6.7～11.0)
T-P	0.68(0.05～3.73)

（２）B処理場の処理状況

B処理場における脱窒について図３－11 に示す。無酸素槽出口の平均 NOx-N 濃度は、硝化液循環が返送汚泥のみで少量ということもあり、いずれの池についても常に 1mg/L を下回っていた。

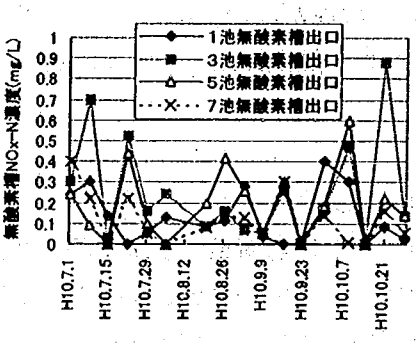


図3－11 無酸素槽NOx-N濃度(B処理場)

図３－12 に１池第２区画の MLSS 濃度の経時変化を示す。B処理場においては、無酸素槽で、時間の経過とともに汚泥がほとんど沈降しなかった。これは、脱窒で生成される窒素ガスにより沈みにくくなっていること、A 処理場の図３－４で示される時期よりもインターバルが短かったことが考えられる。

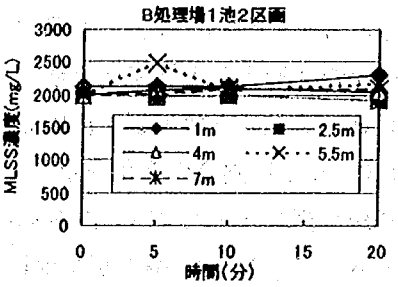


図3－12 B処理場1池第2区画 MLSS
（25 分停止、5 分稼働の間欠曝気）

図３－13 に処理水 NH_4-N 濃度と空気倍率の関係を示す。空気倍率が 5.5 倍のときに、処理水の NH_4-N 濃度がかなり高くなっていた。しかし、表３－３より、空気倍率 5.5 倍のとき、ASRT が 4.65 日であり、空気倍率 6.1 倍および 6.4 倍のときより小さかった。循環式硝化脱窒法を行う際に必要なASRTは６～９日といわれているので[2]、ASRT を６日以上にすれば完全硝化を達成する可能性がある。そのため、空気倍率 5.5 倍で完全硝化が可能かどうかは、ASRT も含めて、さらに検討する必要がある。

図３－14 に処理水 T-N の経日変化について示す。空気倍率が 6.4 倍のときにおいて、空気倍率 7.6 倍のと

きよりも低い処理水 T-N 濃度を示していた。この理由としては、①表３－３より、空気倍率 6.4 倍のときにおいて 7.6 倍のときより返送汚泥比が高かったこと、②空気量 7.6 倍の方が無酸素槽への溶存酸素の持ち込みが多くなることが挙げられる。平成 10 年 9 月および 10 月において、空気倍率 5.5 倍のときに空気倍率 6.1 倍よりも高い処理水 T-N 濃度を示しているのは、図３－13 より、空気倍率 5.5 倍のときに完全硝化していないためと考えられる。

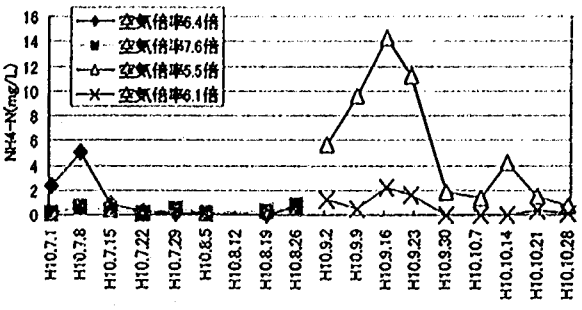


図３－13　処理水 NH_4-N と送気倍率（Ｂ処理場）

Ｂ処理場では、１，２，５池で無酸素槽第１区画の間欠曝気撹拌を行い、３，４，６，７，８池では撹拌を行わなかった。そこで、第１区画の間欠曝気の有無が水質に与える影響を調べることとし、表３－６にその結果を示す。１池と３池、５池と７池がそれぞれ同じ条件で運転していたが、第１区画出口と好気槽出口の NOx-N および PO_4-P 濃度において、ほとんど差が認められなかった。また、無撹拌である３池の第１区画について、深さ方向に５点（水深 1m、2.5m、4m、5.5m、７m）ほど、MLSS 濃度を測定したが、図３－15 の通り、間欠曝気撹拌のときと同様に、水深方向にほとんど差が認められなかった。この結果はＡ処理場の１池の嫌気槽とは異なっている。

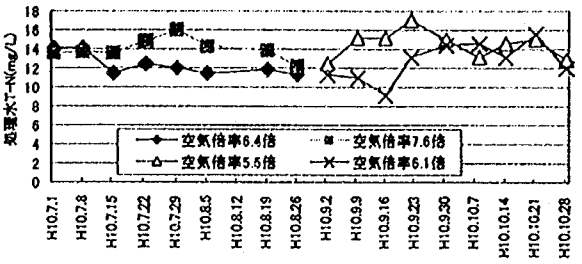


図３－14　処理水 T-N 濃度（Ｂ処理場）

表３－６　第１区画の間欠曝気の有無が水質に与える影響（Ｂ処理場）

池	第１区画の間欠曝気 or 無撹拌	分析項目	第１区画 (平均, mg/L)	好気槽出口 (平均, mg/L)
1	間欠曝気	NOx-N	0.63 (0～4.76)	11.58 (0.93～18.45)
3	無撹拌	NOx-N	0.80 (0～5.06)	10.72 (0.27～18.41)
5	間欠曝気	NOx-N	0.21 (0.02～1.20)	12.23 (3.49～15.93)
7	無撹拌	NOx-N	0.27 (0～1.88)	12.97 (5.34～16.66)
1	間欠曝気	PO_4-P	9.40 (3.82～20.96)	3.30 (0.12～6.18)
3	無撹拌	PO_4-P	9.17 (3.46～22.6)	3.04 (0.07～7.16)
5	間欠曝気	PO_4-P	11.42 (4.80～23.06)	2.80 (0.06～7.64)
7	無撹拌	PO_4-P	12.42 (6.62～29.06)	3.11 (0.05～7.47)

11～12 月において、２系の無酸素槽をすべて無撹拌で運転を行った。その結果、無酸素槽の第２区画において、NH_4-N および PO_4-P の大量の吐き出しが起こり、CODcr 濃度も上昇した。おそらく汚泥が沈降していたものと考えられ、この結果は、３池の第１区画と一致していない。この理由としては、①第１区画には、最初沈殿池流出水と返送汚泥が高速で流入して汚泥が撹拌されるのに対し、第２区画では、十分な汚泥の撹拌力を持つ流入ラインがないということ、②表３－６より、第１区画でほぼ完全脱窒しているため、第２区画で窒素ガスが生成されず、汚泥の沈降が進むことが挙げられる。

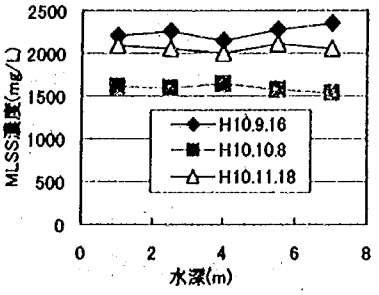


図３－15　深さ方向の MLSS の変動
（Ｂ処理場３池第１区画）

（３）まとめ

以上、Ａ処理場およびＢ処理場の処理成績についてまとめると、以下のことがいえる。

①無酸素槽の撹拌について、A処理場の間欠撹拌は脱窒処理成績が安定せず、無撹拌においては、かなりの NOx-N 濃度が残存した。しかし、返送汚泥のみの循環であるB処理場の無酸素槽の間欠撹拌では、脱窒処理成績が安定していた。今後、間欠曝気撹拌の条件についてさらに検討する。

②嫌気槽の撹拌については、完全な無撹拌はりん除去に悪影響を与えたが、間欠撹拌は処理成績上特に問題は見られなかった。

③汚泥に関しては、嫌気槽ではかなり汚泥が沈降分離したが、窒素ガスを発生する無酸素槽ではあまり汚泥が分離せず、間欠曝気の撹拌周期によっては、槽内で均一に近い汚泥濃度が保たれていた。水質については、嫌気槽において、汚泥の集積する底層付近で PO_4-P が大きく放出されたが、無酸素槽では汚泥があまり分離しないこともあり、深さ方向での NOx-N 等の水質の違いが見られなかった。

3.1.3.2 A処理場とB処理場の比較

（1）比較

A処理場嫌気槽とB処理場第1区画において、反応槽容量に対する最初沈殿池流出水量および返送汚泥の割合を求めると、表3－7のようになる。B処理場第1区画の方が、区画容量に対する流入水量の割合が大きかった。これより、B処理場第1区画で汚泥が沈まないのは、返送汚泥などの無酸素槽への流入水の撹拌によることが考えられる。その他、返送汚泥中に NOx-N がかなり残存していたため、脱窒反応に伴う窒素ガスの生産により汚泥が沈みにくくなっていることも理由として考えられる（各槽の MLSS 濃度は 3.1.3.1 項参照）。

表3－7　反応槽流入水量と反応槽先端区画の容量

場所	A処理場嫌気槽	B処理場第1区画
流入水量(A)	2704m³/d	8943m³/d
返送汚泥量(B)	1150m³/d	7458m³/d
区画容積(C)	325m³	345m³
(A+B)/C	11.9[1/d]	47.5 [1/d]

表3－8　流入エネルギーの比較

(a)A処理場（単位：J/s/m³-容量）

	第1区画（嫌気槽）	第2区画（無酸素槽）
1池	0.75	0.45
2池	0.74	0.46
3池	0.65	0.43

(b)B処理場（単位：J/s/m³-容量）

	第1区画（無酸素槽）	第2区画（無酸素槽）
1系	1.74	0.0085
2系	1.69	0.0079

表3－9　脱窒量の比較（平成10年7月～10月）

処理場	系列	撹拌法	脱窒量(mg-N/g-MLSS/h) 平均	範囲
A	1池	間欠	2.26	1.53-2.77
A	2池	連続	2.55	2.26-2.89
A	3池	連続	2.69	1.94-3.64
B	1系	間欠	1.62	0.71-2.71
B	2系	間欠	1.43	0.51-2.70

表3－8に、A処理場とB処理場の流入エネルギーを示している。流入エネルギーは、ベルヌーイの定理[3]をもとに、位置エネルギーと運動エネルギーを考慮して計算した。圧力エネルギーは考慮に入れなかった。第1区画では、B処理場のエネルギーの方がA処理場よりも大きく、B処理場の第1区画において汚泥沈降が起こりにくくなる一因と考えられる。第2区画では、A処理場の方がかなり大きく、B処理場の流入エネルギーはかなり小さかった。それにもかかわらず、間欠曝気撹拌を行っていたときにB処理場第2区画で汚泥が沈降しなかった。3.1.3.1 項（2）より、B処理場第2区画が無撹拌のときに汚泥が沈降が予測されたので、流入エネルギーの小さいB処理場第2区画には、汚泥の保持に間欠曝気が有効に機能していたと考えられる。

同じ間欠曝気撹拌でも、A処理場1池とB処理場とでは、無酸素槽での脱窒の安定性に差が生じた。ここで、間欠曝気撹拌での脱窒量を比較し、その結果を表3－9に示す。この結果では、間欠曝気のインターバルが長いA処理場1池（停止 117 分、曝気3分）の脱窒量が、B処理場（停止 25 分、曝気5分）の脱窒量よりも多かった。A処理場は返送汚泥と硝化液を合わせると、循環率が 193%になり、100%に満たないB処理場とはかなり差がある。そのため、脱窒量としてはA処理場の方が大きく出た。

図3－16 では、A処理場1池無酸素槽の脱窒速度と水温、および NOx-N 濃度を示し、間欠曝気の間隔で

比較した。図３－16 のすべての点において、無酸素槽流出 NOx-N 濃度が 0.5mg/L 以上であった。平均的には、無撹拌のときが一番脱窒速度が小さかったが、インターバルの長い①の方が③よりも脱窒速度が良かったという意外な結果も出た。A 処理場の水温は年間でほぼ 20℃以上であったが、それでも水温の影響が出たものと考えられる。今後、更なる検討が必要である。

（２）まとめ

生物反応槽の第１区画容量に対して返送汚泥流量および最初沈殿池流出水流量が大きい場合、汚泥の撹拌効果が期待できる。今後、この撹拌効果の定量的検討をベンチスケールレベルで行う必要がある。

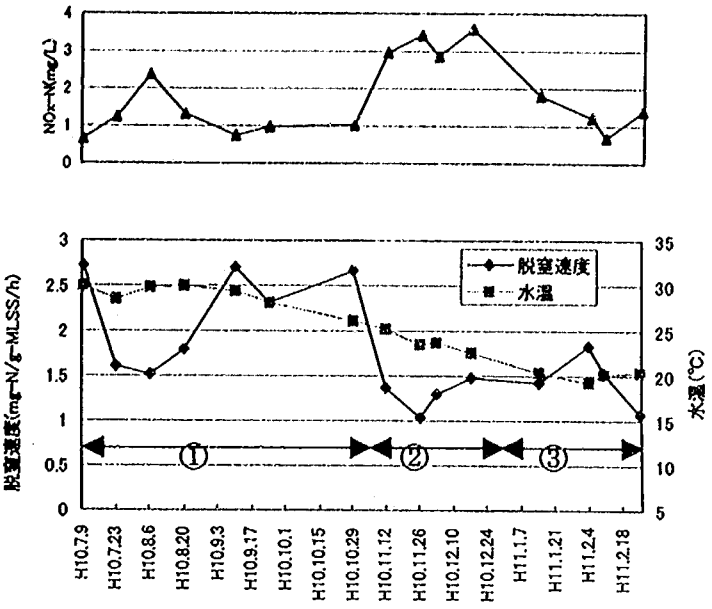


図３－16　A処理場１池無酸素槽の脱窒速度と NOx-N

①停止 117 分、曝気３分、②無撹拌、③停止 18 分、曝気２分

3. 1. 3. 3 電力消費量

（１）A処理場

７月の処理水量当たりの処理場全体の電力消費量は 724[Wh/m³–処理水]であり、日処理水量 3000～10000m³ の処理場の平均(図２－１より 662[Wh/m³ –処理水])よりも高い値であった。また、窒素・りん除去に必要な機器であるブロアー、撹拌機および循環ポンプの電力消費量が全体に占める割合は、33.9%、2.6 および 8.2%であった。撹拌機についてはさほど大きくなく、むしろ循環ポンプの方が大きかった。撹拌機の電力使用量は、２．２項でのH市の処理場のデータ（嫌気槽および無酸素槽の撹拌機の電力使用量の割合 11.4%（H処理場）、8.3%（K処理場））よりも小さな値を示している。しかし、A 処理場で連続式の撹拌機を使用しているのは、２池の嫌気槽と無酸素槽、および３池の無酸素槽のみである。A 処理場は全部で４池あり、その嫌気槽および無酸素槽のすべてで撹拌機を使用するとなると、全体に占める電力消費量の割合は、7.2%と試算され、処理場全体の電力消費量の１割に近い値となる。よって、処理場内のすべての嫌気槽および無酸素槽に連続機械撹拌機を導入すると、その電力消費量は処理場全体の１割程度になると考えられる。

表３－10 に嫌気槽および無酸素槽の撹拌にかかる電力消費量を示す。このとき、連続撹拌機の電力消費量は電力積算計により測定し、間欠曝気撹拌の電力消費量は、ブロアーの電力消費量から、曝気風量と電力消費量が比例すると仮定して計算した。嫌気槽・無酸素槽ともに、プロペラ式撹拌機を用いた連続運転にすると、撹拌にかかる電力消費量がかなり大きくなった。嫌気槽については、図３－７および図３－10 より、連続撹拌と間欠曝気とでりん除去成績にほとんど差が認められなかったので、間欠曝気が省エネルギー的な処理法と考えられる。無酸素槽については、図３－３より、連続撹拌と間欠曝気で脱窒成績に差が認められたので、連続撹拌を行うか、間欠曝気のインターバルを短くする必要がある。なお、A処理場の間欠曝気撹拌には弁の開閉とタイマーの使用による電力を消費するが、最もそれにかかる電力消費量の大きかった１～２月においても、その消費量の合計は 0.0064 Wh/m³ –処理水しかなか

表3－10 A 処理場の撹拌の電力消費量

(単位：Wh/m³ –処理水)

槽の種類	嫌気			無酸素		
池	1	2	3	1	2	3
撹拌法	間欠	連続	無	間欠	連続	連続
7～10 月	1.4	24.4	0	1.4	16.0	17.6
11～12 月	0	29.3	0	0	18.5	19.3
1～2 月	7.7	30.8	0	7.7	19.5	19.4

ったので、ほとんど無視できる。

（2） B処理場

7月の処理水量当たりの処理場全体の電力量については、358Wh/m³-処理水であり、日処理水量 30000～100000 の処理場の平均(461Wh/m³-処理水)よりも小さかった。これは、HRT が 7.1 時間と比較的小さいうえに、循環ポンプや撹拌機などの高度処理に特別必要なもので電力を消費しなかったためと考えられる。図３－17 に曝気風量と電力消費量の相関を示す。全体的に、曝気風量を上げると電力消費量も増加するので、硝化に最低限必要な曝気風量で運転する必要があると考えられる。そのためには、空気倍率一定制御などが必要になると考えられる。

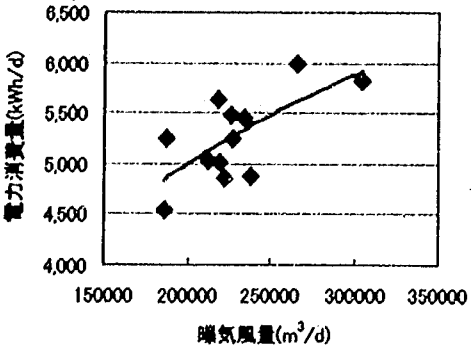


図3－17 曝気風量と電力消費量の相関（B処理場）

（3） 2処理場のまとめ

表３－11 に各処理場の７月の用途別の電力消費量ついて、多い順に５つほど示す。これまでの検討結果と合わせると、電力消費量について、以下のことがいえる。

①すべての嫌気槽および無酸素槽に連続機械撹拌機を導入すると、撹拌で消費される電力量は処理場全体の約１割と推測できる。

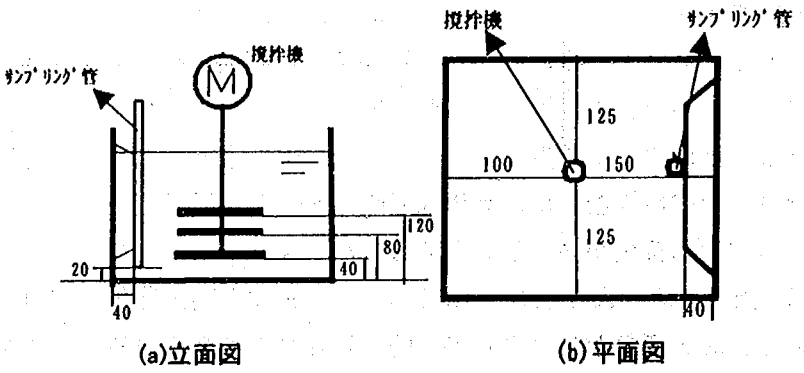
②全体的にはポンプ類の電力消費量が比較的高く、窒素・りん除去に係わるものとしては、A 処理場において、硝化液循環ポンプの電力消費量が大きかった。

表３－11 各処理場で多く電力を消費している機器（７月）

処理場名	A処理場	B処理場
電力消費量(Wh/m³)	724	361
使用量１位	ブロアー(33.9%)	ブロアー(42.8%)
使用量２位	汚水ポンプ(17.0%)	汚水ポンプ(12.2%)
使用量３位	最終沈殿池設備(8.6%)	砂濾過揚水ポンプ (8.8%)
使用量４位	濃縮・脱水・脱水補機 (8.3%)	最終沈殿池設備(8.4%)
使用量５位	硝化液循環ポンプ(8.2%)	汚泥消化設備(6.5%)

４．嫌気槽および無酸素槽の撹拌と処理状況に関する調査

窒素・りん除去法では、標準法と比べて、嫌気槽および無酸素槽の撹拌に余分な電力を消費する。このため、間欠曝気などの電力消費量の小さな撹拌法を考慮する必要があるが、処理効率は落とさないようにしなければならない。そこで、撹拌において、嫌気槽および無酸素槽内の深さ方向の MLSS 濃度を測定し、撹拌条件、処理効率、および MLSS 濃度の関係を把握することを、本章の目的とする。



(a)立面図　(b)平面図

図４－１ ベンチスケール実験装置

4．1　実験方法

図４－１に、ベンチスケールでの、脱窒試験およびりん放出試験を行った反応槽の平面図および立面図を示す。全容量 18.8L(25cm 平方×H30cm)の容器に活性汚泥を 12.5L（水深 20cm）入れ、水面を発泡スチロール製のボールで覆って、実験を行った。実験はそれぞれ３時間行い、30 分おきに上層と底層のサンプルを採取した。底層のサンプルは、底から 2cm、側面から 4cm の位置で採取し、上層のサンプルは、底層のサンプル採取箇所の直上の水面の位置で採取した。実験条件を表４－１に示す。MLSS 濃度と撹拌速度を変えながら実験を行った。また、実験に使用した汚泥の種類を表４－２に示す。汚泥は、I 県 K 処理場内に設置してある A_2O 法パイロットプラントのものを使用した。また、DO を 1mg/L 以下に脱気した処理水を汚泥の希釈用に使用した。分析項目は、各態窒素・りんおよび MLSS 濃度等とした。

表４－１　ベンチスケールでの脱窒・脱りん実験の実験条件

RUN		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
開始時 MLSS (mg/L)	脱窒	1000	1055	1045	1160	1085	2023	1883	1935	1790	1820
	りん放出	1740	1540	1670	1815	1670	2938	3053	2800	2625	2905
撹拌速度（rpm）		5	20	30	40	60	5	20	30	40	60

※：RUN６および７の開始時 MLSS は、２回の試験の平均値。その他の RUN は１回のみ。

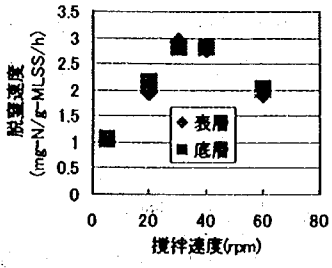
表４－２　実験に使用した汚泥の種類

RUN No.	実験	汚泥の種類
1～5	脱窒	嫌気槽混合液:初沈流出水:脱気した処理水＝2:1:3
6～10		嫌気槽混合液:初沈流出水＝2:1
1～5	りん放出	無酸素槽混合液:脱気した処理水＝1:1
6～10		嫌気槽混合液

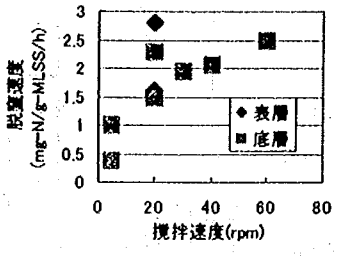
4．2　実験結果

（1）脱窒試験

図４－２に、設定 MLSS 濃度別に、脱窒速度と撹拌速度の関係を示す。RUN6 および７については、同一条件で実験を２度行った。脱窒速度は、実験開始時の MLSS 濃度で割って求めた。撹拌速度が 20rpm 以下のとき、汚泥浮上現象が起こり、脱窒速度が小さかった。このとき、汚泥は撹拌されていないのと同じ条件と考えられ、実処理場での実験と同様に、処理成績の悪化を招いていた。(a)、(b)ともに、撹拌速度 30rpm 以下の範囲では、ほとんどの点で、撹拌速度が増すと同時に脱窒速度も増加したが、30rpm 以上の撹拌速度では、(a)と(b)で異なる結果を示した。また、浮上汚泥の集積した RUN1 と RUN6 の表層では、脱窒速度がかなり高くなった（RUN1：29.03[mg·N /g·MLSS/h], RUN6：4.50 および 15.76[mg·N/g·MLSS/h]）。

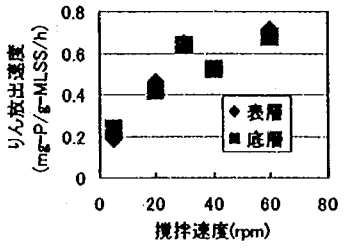


(a)RUN1～RUN5（低 MLSS）

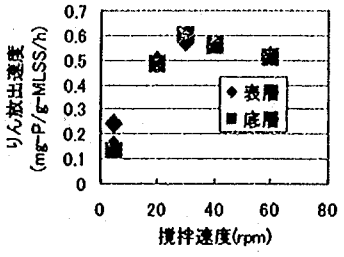


(b)RUN6～RUN10（高 MLSS）

図４－２　脱窒速度と撹拌速度の関係



(a)RUN1～RUN5（低 MLSS）



(b)RUN6～RUN10（高 MLSS）

図４－３　りん放出速度と撹拌速度の関係

（2）りん放出試験

図４－３に、設定 MLSS 濃度別に、りん除去速度と撹拌速度の関係を示す。りん放出速度についても、実験開始時の MLSS 濃度で割って求めた。撹拌速度が 20rpm 以下のとき、汚泥沈降現象が起こった。このとき、汚泥は撹拌されていないのと同じ条件と考えられ、脱窒速度試験の場合と同様に、りん放出速度の低下を招いていた。りん放出については、脱窒とは違って、(a)の MLSS 濃度の低い実験の方で、表層と底層において、りん除去速度と撹拌速度の相関が得られた。(b)については、汚泥がほぼ完全に分離する RUN6 のときにおいて、汚泥がほとんどなくなる表層のりん除去速度がかなり低かった。また、汚泥の集積する RUN6 の底層、および RUN7 では、実験期間中にりん濃度が不規則な変動を示していた実験もあり、りん放出速度を確定できないものもあった。

（3）まとめ

結果は、実験によって異なっていたが、汚泥が分離するほどの小さい撹拌速度では、一般的に脱窒速度およびりん放出速度は小さくなった。また、30rpm 以上の撹拌速度では、実験によって結果が違ったが、一般的には、脱窒速度およびりん除去速度と撹拌速度の間に大きな相関は見られず、完全に撹拌できる速度では、脱窒速度およびりん除去速度に大きな違いはないものと考えられる。

４．３　結論

実処理場（3.1 項参照）及びベンチスケール実験から撹拌と処理成績の相関について以下のことがいえる。

① 窒素除去については、実処理場では、無酸素槽において汚泥浮上が起こらず、MLSS 濃度が深さ方向で差がないのに対し、ベンチスケールでの連続撹拌実験では汚泥が浮上するという異なった結果が得られた。ベンチスケールでの連続撹拌実験において、汚泥が浮上分離してしまう状況になると、脱窒速度が低下した。

② りん除去については、撹拌速度の遅い場合に汚泥が沈降した。りん放出については、実処理場では大幅なりん放出が汚泥の集積した底層で見られるのに対し、ベンチスケール実験では大幅な放出が見られず、りん濃度の変動も不規則であった。

5. 結合固定化担体を用いた処理法における処理状況と酸素移動効率

高度処理における生物学的窒素除去において、その前段の反応であるアンモニア性窒素の酸化は、システムの窒素除去性能に大きな影響を与える。また、酸化プロセスは、システムにおける全エネルギー消費量の大半を占め、省エネルギーの観点からも重要なプロセスとなる。

固定化担体を用いた硝化反応は、比較的短い滞留時間で効率的な硝化を行なうことができ、反応槽容積を小さくできる利点があるが、処理成績が溶存酸素濃度や有機物濃度などの影響を受けやすく、プロセス設計や維持管理方法については開発途上である。

本研究は、固定化担体を用いた硝化反応に関与する因子を抽出するとともにエネルギー消費面での検討を加え、処理プロセスのモデル化とエネル

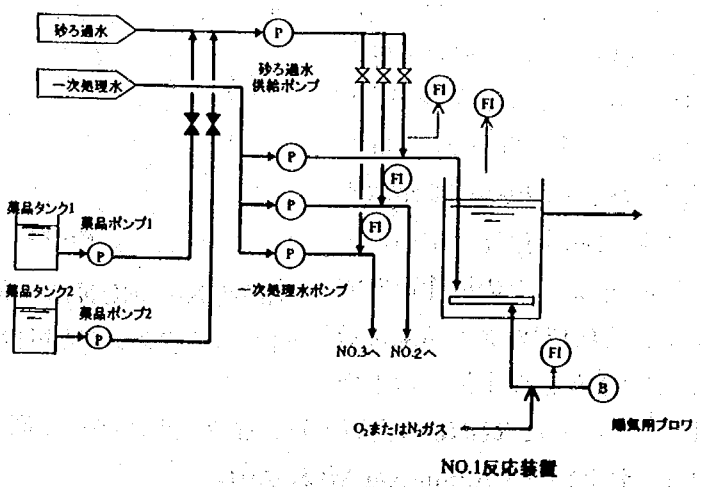


図５－１　実験装置の概略

ギー的に効率的なシステムの構築を目指すものである。

5．1　研究方法

5．1．1　総括酸素移動容量係数の測定

酸素溶解効率は、担体等の固形物を水中に混合すると低下するといわれている[4]。本実験では、固定化担体の添加率が、酸素溶解効率と密接な関係を持つ総括酸素移動容量係数（K_La）に与える影響を調査した。図５－１に実験装置の概略を、表５－１に使用した担体の性状、表５－２に反応装置の実験条件を、表５－３に散気管の性状を示す。

表５－１　担体の性状

材質	ポリプロピレン
真比重	1.025g/cm³
形状	円筒（中空） 外径 4mm、長さ 5mm
比表面積	1,410m²/m³
かさ密度	0.271g/cm³

表５－２　反応装置の実験条件

反応装置容積	0.87m³
曝気空気量	0.1～0.34Nm³/min.
担体充填率	0～30v/v%

表５－３　散気管の性状

反応槽	No.1	No.2	No.3
空孔径［μm］	100	300	500
空孔率［%］	32～37	30～35	30～35

K_Laは、亜硫酸ナトリウムを用いて反応槽内のDO濃度をゼロ付近まで下げた後、曝気してDO濃度の変化を計測することにより求めた。また、目視法によりガスホールドアップ(εg)を測定した。εgは、曝気を止めて低下した液面の高さを反応槽の水深で割ったものである。

5．1．2　溶存酸素濃度の影響の把握

溶存酸素濃度や曝気強度が硝化速度に与える影響を把握することを目的とし、回分試験によって硝化速度を測定した。実験条件を表５－４に示す。

5．1．3　有機物濃度の影響の把握

上記と同様の方法により、有機物負荷を与えた場合の硝化速度の変化を把握することを目的として行った。反応装置の実験条件を表５－５に示す。生物反応の動力学モデルとしてはActivated Sludge Model No.2を適用し、計算にはシミュレーションソフトウエアAQUASIM (R)を使用した。

表５－４　硝化速度測定試験の条件

(a)反応装置の運転条件

流入水量	0.2～0.4m³/h
流入 NH_4-N 濃度	約 30g/m³
曝気空気量	0.1～0.34Nm³/min
担体充填率	30v/v%

(b)回分試験の条件

反応容積	2L
初期 NH_4-N 濃度	約 40g/m³
担体充填率	30v/v%
溶存酸素濃度	1.0～9.8gO_2/m³

表５－５　反応装置の実験条件

流入水量	0.5 m³/h
一次処理水※1混合比	40%及び 60%
一次処理水混合日数	8 日間
曝気空気量	0.1～0.34Nm³/min

※1：A_2O 法パイロットプラントの初沈流出水

5．2　実験結果

5．2．1　実験装置のK_Laとεg

図５－２に、担体投入量とK_Laの関係を示す。空孔径の小さいNo.1反応槽、No.2反応槽では、曝気風量の小

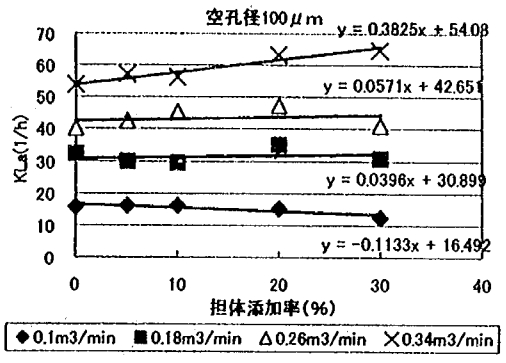


図5－2(a) No.1 反応槽 担体投入率とK_Laの関係

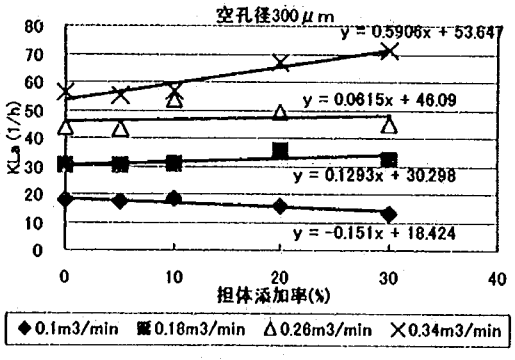


図5－2(b) No.2 反応槽 担体投入率とK_Laの関係

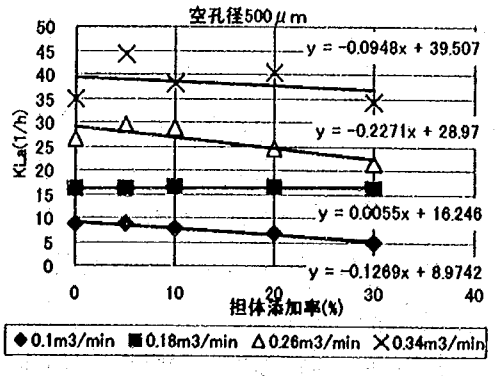


図5－2(c) No.3 反応槽 担体投入率とK_Laの関係

さい場合は、担体添加率を増やすとともに K_{La} が低下したが、曝気風量の大きい場合は、担体添加率を増やすとともに K_{La} が増加した。図５－３には、担体を投入し場合の εg を示す。εg は明らかに増加する傾向にあった。また、空孔径の小さい No.1 および No.2 槽において、空孔径の大きい No.3 反応槽よりも εg は大きくなった。

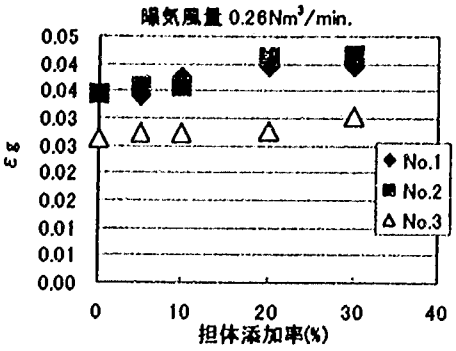


図5－3(a) 担体投入率と εg の関係
（曝気風量 0.26Nm³/min.）

５．２．２　有機物混合後の酸素供給速度の変化

清水に比べ、下水を混合した場合の酸素供給速度が低下する理由としては、K_{La} の低下と飽和溶存酸素濃度の低下の二つが考えられる。No.1 反応槽において、以下の式により求めた酸素消費速度と、前述の K_{La} から計算された酸素供給速度を比較すると表５－６のようになる。有機物を混合することによって、酸素供給速度が 50～80%程度に低下した結果となった。

①＝反応装置での酸素消費速度＝（出口硝酸濃度―入口硝酸濃度）×4.57×Qin
＋（入口 TotalCOD－出口 TotalCOD）×Qin＋C_{DO}× Qin

②＝５．２．１項で求めた K_{La} から計算される酸素供給速度＝K_{La}×（$C_{s\,DO}$－C_{DO}）×V

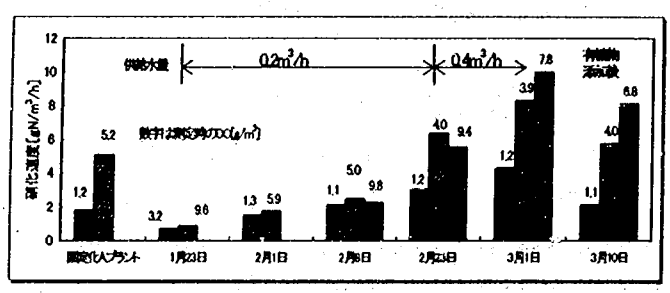
V：反応槽の容量。他の記号は下表参照

表５－６　酸素消費速度と酸素供給速度の比較

測定日	入口 NOx-N [mg/L]	出口 NOx-N [mg/L]	入口 Total COD [mg/L]	出口 Total COD [mg/L]	空気量 [m³/min]	流量 (Qin) [m³/h]	①酸素消費速度 [g/h]	K_{La} [1/h]	反応槽 DO (C_{DO}) [g/m³]	②砂濾過水での酸素供給速度（計算値） [g/h]	①／②
'99.3.16	3.27	31.36	207	185	0.18	0.5	75.2	32.1	5.2	115.9	64.9%
'99.3.17	2.55	19.26	223	123	0.18	0.5	88.2	32.1	5.1	114.5	77.0%
'99.3.25	2.87	18.09	188	143	0.34	0.5	54.8	65.6	7.6	101.0	54.3%
'99.3.26	2.83	7.18	208	136	0.10	0.5	45.9	13.1	3.5	66.1	69.4%

５．２．３　溶存酸素濃度の影響

図５－４に、回分測定によって求めた No.1 反応槽の硝化速度の変化を示す。ここで、固定化Ａプラントとは、嫌気－無酸素－好気法で運転を行っている、反応槽容量 10m3 で水理学的滞留時間約８時間のパイロットプラントである。図中の固定化Ａプラントの硝化速度は、平成 11 年１月 15 日（水温 10.9℃）に、プラントの担体を 30%添加して測定したものである。図中より、徐々に負荷を増大させてゆくと、生物膜厚さの増大と共に、溶存酸素濃度の影響が大きくなり、長期間の運転を既に行っていた固定化Ａプラントと同じ傾向を示すことが確認された。



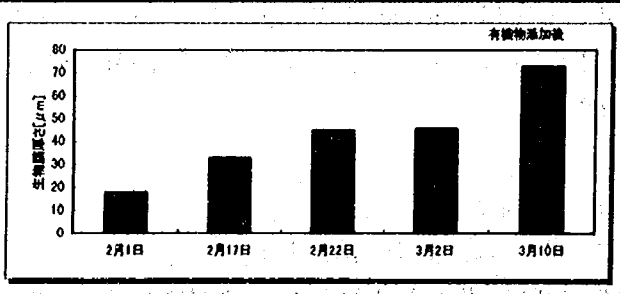


図5－4　硝化速度および生物膜の増加と DO 濃度依存性

図５－５には、回分測定における DO 濃度の影

響およびそのシミュレーション結果（計算値）を示す。計算上は、酸素および基質の有効拡散係数は生物膜厚さ方向に関して一定とし、液側境膜抵抗は考慮していない。測定値、計算値ともに、DO 濃度が約 6mg/L まで、DO 濃度の増加と共に、硝化速度も増加する結果となった。

また、表５－２の反応装置を用いた連続実験での、硝化速度に対する曝気空気量の影響を図５－６に示す。気泡径による硝化速度の違いは見られなかった。

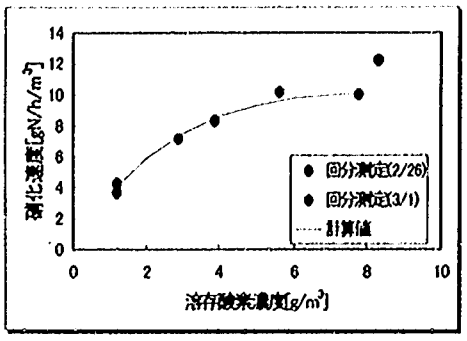


図5－5 硝化速度の DO 濃度依存性（回分測定）

５．２．４　有機物濃度の影響

図５－７には、No.1 および No.2 反応槽に一次処理水を混合してから約 1 週間後の硝化速度の測定結果(回分測定)を示す。DO 濃度が低いほど硝化速度が下がる傾向にあり、DO 濃度が高い場合は、一次処理水を添加していない場合と硝化速度に大差がない結果となった。DO 濃度が高い場合に、有機物負荷の有無で硝化速度に差が出なく原因として、高 DO 濃度時における硝化反応の促進と、強い撹拌による生物膜の剥離の２つが考えられる。これについては詳細に調査する必要がある。

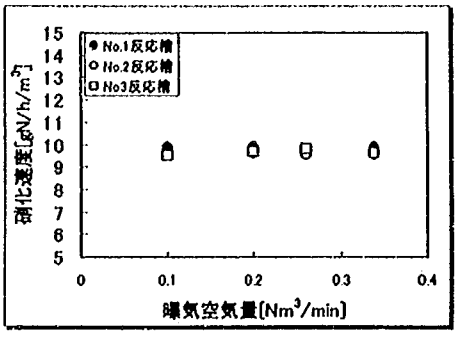


図5－6 空気量による硝化速度の変化（平成11年3月1日測定）

図５－８には反応槽での硝酸生成速度から計算される硝化速度の時間変化を示す。一次処理水を混合後硝化速度が低下し、その後緩やかに低下しつつ、混合を停止すると急激に回復していることが分かり、図５－７と同様に、有機物添加による硝化速度の低下が確認された。

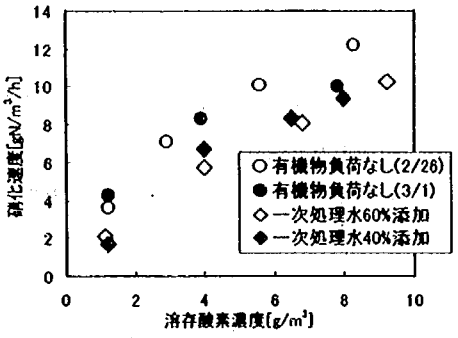


図5－7 有機物添加後の硝化速度に対する DO の影響（回分測定）

さらに、混合開始から 12 日後に曝気空気量を変化させた際の DO 濃度および硝化速度の結果を図５－９に示す。図５－９(a)には、空気量による DO の変化を、図５－９(b)には空気量による硝化速度の変化を、図５－９(c)には、DO による硝化速度の影響を示す。図５－９(a)および(b)から分かるように、空孔径 100μm の No.1 反応槽および 300μm の No.2 反応槽について、同一空気量の場合は、DO 濃度および硝化速度はほぼ同じ値を取った。図５－９(c)より、No.2 反応槽については、DO の増加と共に、硝化速度が一次関数的に増加したが、No.1 反応槽では、DO 濃度 6mg/L 以上では硝化速度がほぼ一定であった。

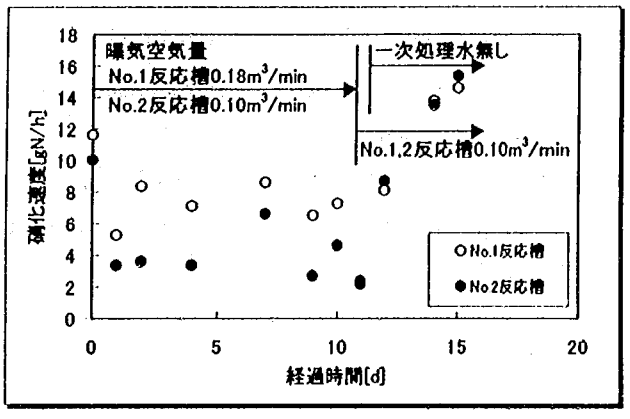


図5－8 有機物を添加した場合の硝化速度の変化

５．３　まとめ

（１）気泡径の小さい場合において、曝気風量の小さい場合に担体添加率の増加と共に K_{La} が減少するが、曝気風量の大きい場合には担体添加率の増加と

共に K_{La} が増加した。

（2）一次処理水を混合した系では、酸素供給速度が 50～80%に低下した。

（3）有機物を供給した場合、固定化担体上における従属栄養細菌の増殖と剥離の効果が、固定化担体の硝化速度に大きな影響を与えると考えられた。

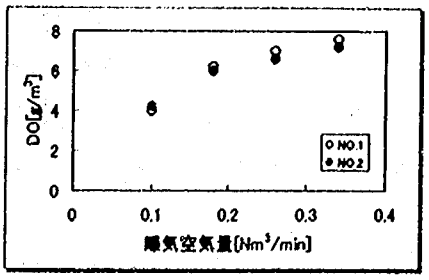


図5－9(a) 空気量による DO の変化

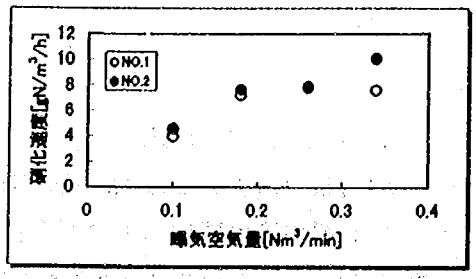


図5－9(b) 空気量による硝化速度の変化

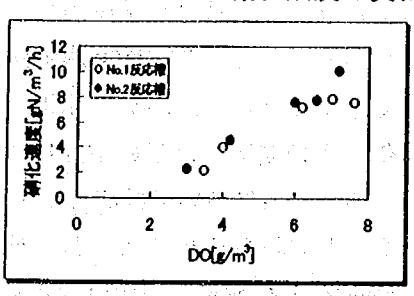


図5－9(c) 有機物を添加した場合の DO 濃度依存性

6．まとめ

本年度の調査において、以下の結果が得られた。

（1）現地調査において、機械撹拌機による嫌気槽および無酸素槽の連続撹拌で消費される電力消費量は、処理場全体の約1割であった。

（2）嫌気槽の MLSS 濃度は、間欠曝気および低撹拌速度の場合に、汚泥沈降により上層の MLSS 濃度がかなり減少した。無酸素槽においては、実処理場では MLSS 濃度と NO_x-N 濃度が深さ方向で差があまり見られなかった。脱窒で生成される窒素ガスにより、汚泥が沈みにくくなっていることが考えられる。

（3）実処理場において、完全な無撹拌は脱窒およびりん除去に悪影響を与えた。間欠曝気撹拌については、脱窒処理では連続撹拌よりも処理成績が劣っていたが、りん除去では処理成績に大きな違いが見られなかった。ベンチスケールでの連続撹拌実験では、弱い撹拌強度により汚泥が分離すると、脱窒速度およびりん放出速度が低下した。

（4）微生物固定化担体を用いた実験においては、曝気風量の小さい場合に担体添加率の増加と共に K_{La} が減少するが、曝気風量の大きい場合には担体添加率の増加と共に K_{La} が増加した。

（5）微生物固定化担体に対して有機物負荷を増大させた場合、従属栄養細菌が増殖し、低 DO 濃度において微生物固定化担体の硝化速度が大幅に減少した。

参考文献

（1）（社）日本下水道協会：「平成9年度版下水道統計　行政編」、平成 11 年

（2）建設省都市局下水道部：「下水道施設計画・設計指針と解説　後編　1994 年版」、（社）日本下水道協会、p.62、1994 年

（3）化学工学教育研究会編：「新しい化学工学」、産業図書、1990 年

（4）建設省：「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発報告書（下水道編）」、p.589、平成3年2月

9. 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
研　究　員　北村　友一

1．まえがき

下水の性状には生活様式や社会活動が大きく反映されている。これからは，下水の高度処理の進展・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・処理が期待されており，これにより汚水処理プロセスで回収される固形物の量も質とともに大きく変化して行くことが予想される。例えば，過去に行われた「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」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

厨芥流入に伴う汚泥処理システムへの影響は主に最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，質的には繊維質を多く含む炭水化物主体へその性状変えて行くものと推察される。これに対して，汚泥処理システムを構成する各種のプロセスが大幅な改変，改築無しで円滑に対応して行ける技術的な方法や条件を明らかとしておくことが重要である。本調査は，汚泥の量的，質的な変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，コンポスト，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１０年度の調査結果

本年度は，厨芥混入汚泥の嫌気性消化特性とコンポスト化特性を調べる実験，高分子凝集剤の生分解性を調べる実験を行った。

3.1 厨芥混入汚泥の嫌気性消化実験

本実験は，厨芥流入がもたらす嫌気性消化処理への影響を調べるために，最大の厨芥流入を想定した連続実験を９年度より行っているものである。９年度は消化温度：35 ℃，消化日数：20，15，10 日の条件について調べた。本年度は９年度と同じ消化日数と実験方法のもとで，消化温度が 55 ℃の高温消化法について調べた。

3.1.1 実験方法

実験は，反応槽の実容積が 100L の実験装置３台と実際の下水汚泥及び厨芥を用い，１日４回６時間間隔で汚泥の引抜きと投入を行う連続処理を行った。実験では，実験装置の１台を下水汚泥のみを処理する対照系とし，他の２台を厨芥混入汚泥を処理する系とした。消化温度が 55 ℃における各装置の運転は，最初に消化日数：20 日の条件で 84 日間行い，段階的に引抜き，投入流量を増加して消化日数：15 日の条件で 49 日間，消化日数：10 日の条件で 35 日間行った。

下水汚泥は，流域下水道の処理場から得られた混合・生汚泥を重力濃縮，濃度調整した後，５℃以下にて低温保存したものを用いた。厨芥は，所内の食堂からのものを適用し，既知量を収集してディスポーザにより破砕後，これをベースに２種類準備した。１つは，破砕したものを直ちに遠心分離により固形物を回収したものであり，これを［生・厨芥］とした。他の１つは，厨芥の流下過程における最大の安定化を想定した［消・厨芥］であり，これは，破砕したものに少量の活性汚泥を植種して 30 ℃にて 24 時間の好気性消化を

施した後，重力濃縮と遠心分離により固形物を回収したものである。これらの下水汚泥や厨芥は数ヶ月分をまとめて準備し，厨芥は冷凍保存した後，随時，低温（5℃以下）解凍して用いた。

下水汚泥と厨芥の混合率は，それぞれの発生量原単位を下水汚泥：70 DS-g／人／日，厨芥：250g／人／日（≒35 SS-g／人／日）とし，この原単位の比率で混合されたものを，厨芥流入が最大量に達した状態と想定した。実験では，用いる投入汚泥の調整方法を，下水汚泥の濃度と液量を各装置間で同一とし，その準備量に対応する当量分の［生・厨芥］と［消・厨芥］を混合する方法を取った。

3.1.2 実験結果

(1) 供試厨芥

厨芥は，2年間の実験において4回収集，準備した。

厨芥の準備操作における重量の変化は4回とも大差なく，その平均的な変化率は表－1のとおりであった。これより，実験に供した［生・厨芥］と［消・厨芥］は，厨房における発生時点のそれぞれ約47％と約35％の固形物分が下水汚泥との混合に資されたものである。

表－1　得られた供試厨芥の重量変化率

	原料	生・厨芥	消・厨芥	
		脱水厨芥	消化濃縮液	脱水厨芥
湿潤重量	1	0.593		0.567
TS 量	1	0.474	0.577	0.350
VS 量	1	0.511	0.605	0.387

(2) 消化成績

実験条件に対する系の安定性は，消化汚泥の pH や TS，VS，発生した消化ガス量等の経日変化から判定した。実験では，投入汚泥の濃度は実験を通じてほぼ一定に維持されていたが，得られた消化汚泥の固形物量と消化ガス量の経日変化からは，日常管理の水質分析からは推測できない投入汚泥の消化性に係わる性状に，季節的に経年的に大きな変化があったことが認められた。しかし，各実験条件下においては，投入汚泥に用いた下水汚泥と厨芥の採取，準備時期に変更が無いよう努めたことから系の安定性は容易に判定できるものであった。定常状態下にあったと思われる平均的な消化成績について，9年度に実施した消化温度：35℃の結果を表－2に，消化温度：55℃の結果を表－3に示した。

表－2　消化温度：35℃における平均的な消化成績

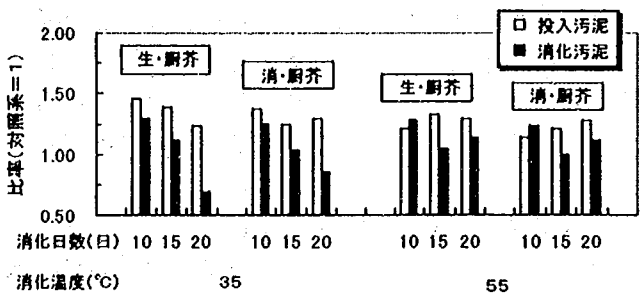
消化温度			35 ℃											
実験系			生・厨芥			Control			消・厨芥			Control		
消化日数（日）			20	15	10	20	15	10	20	15	10	20	15	10
投入汚泥		pH	4.45	4.49	4.72	4.75	5.01	5.24	4.57	4.57	4.80	4.75	5.01	5.24
			4.30-4.71	4.31-4.90	4.32-5.16	4.54-5.09	4.86-5.23	4.83-5.55	4.46-4.72	4.45-4.88	4.43-5.07	4.54-5.09	4.86-5.23	4.83-5.55
		TS (g/L)	34.4	38.5	39.1	27.9	27.8	26.7	36.0	34.6	36.6	27.9	27.8	26.7
		VS/TS (－)	0.801	0.800	0.822	0.768	0.758	0.766	0.805	0.798	0.814	0.768	0.758	0.766
		SS (g/L)	30.4	32.4	35.3	24.5	24.0	24.7	31.8	30.0	33.5	24.5	24.0	24.7
		VSS/SS (－)	0.804	0.807	0.825	0.769	0.764	0.772	0.809	0.807	0.817	0.769	0.764	0.772
消化汚泥		pH	7.28	7.28	7.30	7.17	7.14	7.16	7.33	7.22	7.30	7.17	7.14	7.16
			7.26-7.29	7.23-7.31	7.19-7.42	7.16-7.18	7.10-7.17	7.01-7.22	7.31-7.35	7.17-7.25	7.27-7.34	7.16-7.18	7.10-7.17	7.01-7.22
		TS (g/L)	13.73	21.3	23.6	19.96	19.17	18.31	17.13	19.68	22.8	19.96	19.17	18.31
		VS/TS (－)	0.658	0.717	0.718	0.649	0.646	0.607	0.672	0.684	0.722	0.649	0.646	0.607
		SS (g/L)	13.78	20.8	23.2	19.97	18.41	15.18	16.23	19.13	22.5	19.97	18.41	15.18
		VSS/SS (－)	0.646	0.717	0.716	0.653	0.650	0.639	0.638	0.690	0.723	0.653	0.650	0.639
	溶解性	TOC (mg/L)	330	251	456	297	184	171	326	239	221	297	184	171
		IC	729	894	669	516	652	614	749	803	759	516	652	614
		NH_4-N	905	888	730	682	678	639	952	860	786	682	678	639
		PO_4-P	27.0	16.80	17.91	24.7	24.4	22.5	31.6	27.2	25.1	24.7	24.4	22.5
		酢酸	0	0	212	74	0	0	0	0	0	74	0	0
		プロピオン酸	0	68	312	53	0	0	0	7	0	53	0	0
		(i+n)-酪酸	609	733	703	494	358	437	637	492	573	494	358	437
		i-吉草酸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		n-吉草酸	0	0	0	0	0	0	6	73	0	0	0	0
消化率		TS (%)	60.1	44.7	39.6	28.4	31.1	31.5	52.5	43.2	37.6	28.4	31.1	31.5
		VS	67.2	50.5	47.2	39.6	41.3	45.7	60.3	51.3	44.7	39.6	41.3	45.7
		SS	54.7	35.6	34.2	18.3	23.4	38.4	48.9	36.2	32.7	18.3	23.4	38.4
		VSS	63.6	42.8	42.9	30.7	34.9	49.0	59.7	45.4	40.4	30.7	34.9	49.0
消化ガス	成分	CH_4 (v/v-%)	63.9	63.6	62.8	64.6	64.6	64.0	63.2	62.5	62.6	64.6	64.6	64.0
		CO_2	36.1	36.6	37.1	34.7	34.9	32.9	36.6	37.2	36.4	34.7	34.9	32.9
	ガス発生量	Total (m^3/TS_{in}-kg)	0.611	0.517	0.451	0.429	0.340	0.279	0.498	0.513	0.460	0.429	0.340	0.279
		CH_4	0.392	0.331	0.281	0.273	0.219	0.181	0.316	0.324	0.285	0.273	0.219	0.181
		Total (m^3/VS_{in}-kg)	0.762	0.646	0.548	0.558	0.448	0.365	0.619	0.643	0.566	0.558	0.448	0.365
		CH_4	0.489	0.414	0.342	0.356	0.288	0.236	0.392	0.406	0.350	0.356	0.288	0.236
		Total (m^3/VS_{in-out}-kg)	1.134	1.279	1.161	1.410	1.086	0.798	1.026	1.253	1.268	1.410	1.086	0.798
		CH_4	0.728	0.820	0.723	0.900	0.699	0.516	0.651	0.791	0.785	0.900	0.699	0.516

表－3　消化温度：55℃における平均的な消化成績

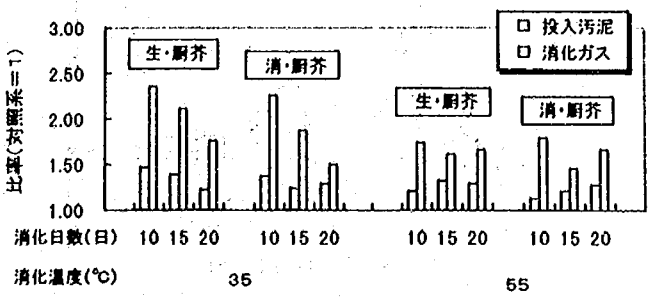
消化温度		55 ℃											
実験系		生・厨芥			Control			消・厨芥			Control		
消化日数（日）		20	15	10	20	15	10	20	15	10	20	15	10
投入汚泥	pH	5.16	4.93	5.08	5.45	5.36	5.29	5.16	5.07	4.90	6.19	5.36	5.26
		4.70-6.10	4.76-5.14	4.84-5.31	5.04-5.99	5.04-5.99	5.16-5.46	4.77-5.52	4.63-5.91	4.82-5.03	5.31-7.40	5.04-5.99	5.14-5.38
	TS (g/L)	36.5	37.3	36.7	28.2	28.2	30.4	34.8	33.9	34.5	27.2	28.2	30.4
	VS/TS (－)	0.809	0.792	0.772	0.764	0.764	0.717	0.826	0.803	0.792	0.788	0.764	0.730
	SS (g/L)	32.0	30.8	28.8	24.3	24.3	24.7	28.3	29.3	28.7	23.1	24.3	25.1
	VSS/SS (－)	0.810	0.793	0.772	0.751	0.751	0.719	0.831	0.803	0.789	0.791	0.751	0.732
消化汚泥	pH	7.65	7.43	7.45	7.54	7.47	7.52	7.38	7.43	7.38	7.25	7.47	7.4
		7.40-8.10	7.38-7.51	7.33-7.54	7.35-7.97	7.23-7.79	7.44-7.55	7.25-7.48	7.30-7.78	7.36-7.43	7.12-7.39	7.23-7.79	7.23-7.54
	TS (g/L)	23.4	20.5	24.4	20.5	19.63	19.00	23.7	19.58	21.3	21.3	19.63	17.30
	VS/TS (－)	0.621	0.668	0.644	0.612	0.626	0.614	0.643	0.695	0.667	0.713	0.626	0.629
	SS (g/L)	18.56	16.72	20.4	16.10	15.60	15.69	18.48	15.19	16.74	15.45	15.60	13.74
	VSS/SS (－)	0.648	0.615	0.590	0.566	0.556	0.559	0.657	0.658	0.605	0.708	0.556	0.573
発酵性	TOC (mg/L)	2,550	2,610	2,540	1,990	1,990	1,711	2,770	2,660	2,530	2,500	1,990	2,050
	IC	398	394	441	347	347	522	382	352	355	287	347	347
	NH_4-N	1,034	1,136	1,072	857	857	913	1,070	1,063	1,057	940	857	907
	PO_4-P	34.1	41.3	27.5	44.6	44.6	30.4	44.8	37.5	41.5	54.1	44.6	42.7
	酢酸	185	639	122	49	49	106	457	286	446	853	49	296
	プロピオン酸	1,654	2,630	1,447	1,423	1,423	701	1,942	2,260	1,626	1,665	1,423	1,455
	(i+n)-酪酸	632	574	607	506	506	554	368	504	624	482	506	648
	i-吉草酸	0	0	55	0	0	32	0	0	0	0	0	0
	n-吉草酸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
消化率	TS (%)	36.0	45.0	33.6	21.5	30.3	43.1	31.7	42.2	38.2	27.1	30.3	37.6
	VS	50.9	53.6	44.6	29.0	42.9	51.0	46.9	50.0	47.9	41.7	42.9	46.6
	SS	42.1	45.7	29.2	33.2	35.8	45.4	34.7	48.2	41.6	33.8	35.8	36.5
	VSS	53.7	57.8	45.9	40.2	52.5	57.3	48.4	57.6	55.2	50.1	52.5	50.6
消化ガス 成分	CH_4 (v/v-%)	60.6	61.8	62.9	60.2	61.6	62.8	59.2	60.1	62.2	60.2	61.6	61.1
	CO_2	38.5	38.4	37.8	37.7	36.0	37.3	41.6	39.2	38.5	37.7	36.0	37.8
ガス発生率	Total (m^3/TS_{in}-kg)	0.505	0.477	0.491	0.219	0.390	0.301	0.308	0.469	0.440	0.375	0.390	0.357
	CH_4	0.311	0.296	0.308	0.124	0.241	0.184	0.179	0.283	0.273	0.207	0.241	0.225
	Total (m^3/VS_{in}-kg)	0.624	0.602	0.636	0.278	0.510	0.412	0.372	0.585	0.556	0.490	0.510	0.498
	CH_4	0.384	0.373	0.399	0.158	0.315	0.251	0.217	0.353	0.345	0.270	0.315	0.314
	Total (m^3/VS_{in-vol}-kg)	1.226	1.123	1.425	0.960	1.189	0.807	0.794	1.169	1.160	1.176	1.189	1.069
	CH_4	0.754	0.697	0.893	0.544	0.734	0.493	0.462	0.705	0.720	0.648	0.734	0.674

図－1と図－2は，厨芥混入に伴い投入固形物量が増加したことによる厨芥混入系における消化成績を，それぞれ消化汚泥の固形物量と消化ガスの発生量について，対照系で得られた従来条件の結果（＝1）と比較したものである。また，図－3は，厨芥混入系における消化ガス発生量の増加分が，混入した厨芥の直接の分であると仮定して，個々の厨芥におけるガス発生率を対照系から得られた下水汚泥の結果と比較したものである。これより，厨芥混入による投入固形物の増加分よりも消化汚泥の固形物分の増加率は低く，厨芥が従来の下水汚泥よりも消化し易い性状であり，また，その消化分は容易にガス発生，メタンガス生産に繋げられることを示している。

ここで，各消化条件下における結果を同列で比較するのは危険であるが，傾向として，図－1と2においては消化日数が短い場合の固形物消化割合が低いのに対してガスの発生割合は高く，一方，図－3からは厨芥のガス発生率は消化日数が長いほど著しく高くなっている。これは，厨芥に含まれる或いはそれを構成している粒子群が下水汚泥よりも遙かに消化されやすい性状であることを確証させ



図－1　投入汚泥と消化汚泥のＴＳの増減比較



図－2　投入ＴＳ量と消化ガス量の増減比較

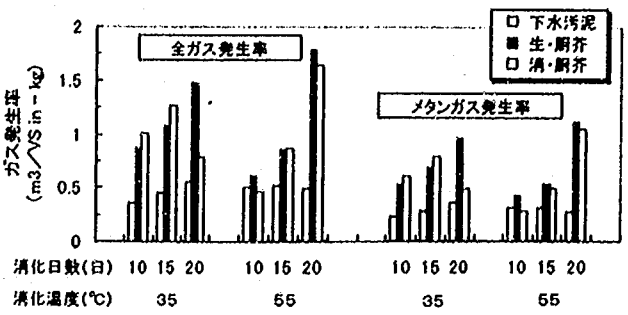
る結果である。そして，実際の施設においては，消化日数が短いケースでは投入汚泥の増加分に近い消化汚泥固形物の発生があるものの消化ガスの発生は活発となり，消化日数が長い場合は従来と大差無い消化汚泥固形物の発生の基で相当量のガス発生が見込まれることを示唆している。

3.2 厨芥混入汚泥のコンポスト実験

本実験は，厨芥流入がもたらすコンポスト化への影響を調べるために，前掲3.1の実験と同様の「生・厨芥」と「消・厨芥」を高分子系の生・脱水汚泥と混合して，回分式による30日間の発酵を行ったものである。

3.2.1 実験方法

実験は，厚さ5 cmの保温材で覆った内径：10 cm，高さ：60cmのアクリル樹脂筒の5台を発酵槽として用い，表－4の配合条件により初期の含水率を 55 %に調整して仕込んだ後，槽の下部より流量計を介して空気を連続供給した。発酵期間中は発酵温度を連続モニターするとともに定期的に切り返しを行い発酵物の性状変化を調べた。用いた生・脱水汚泥と種コンポストは分流式下水道の同一の下水処理場から得られたものであり，コンポストは副資材の添加が無い発酵方式で生産されたものである。



図－3　投入ＶＳ当たりのガス発生率の比較

表－4　配合条件（DSベース）

実験ケース（混合率）	原料				種コンポスト
		（脱水汚泥）	（生・厨芥）	（消・厨芥）	
Control	1.00	1.00	0	0	1.70
25 %	1.25	1.00	0.25	0.25	2.12
50 %	1.50	1.00	0.50	0.50	2.54

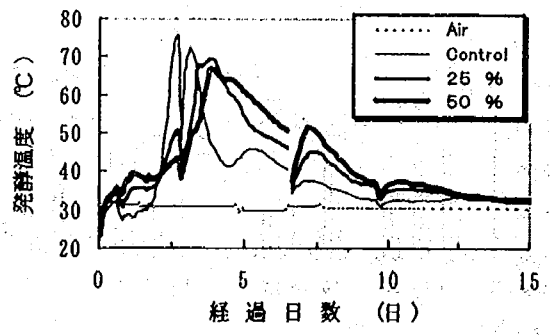
3.2.2 実験結果

発酵温度の経日変化について，「生・厨芥」混合のケースを図－4に，「消・厨芥」混合のケースを図－5に示した。厨芥混合系ではいずれのケースにおいても到達温度が従来法の Control 系よりも約 10 ℃ほど低く，また高温発酵の期間も厨芥の混合率に近い1.25倍から1.5倍ほど長くなる傾向を示した。この現象は，発酵が原料粒子の表面から進行して行くことを考えると，厨芥の粒子径は下水汚泥よりも相対的に大きいことから合理性のある現象と言える。表－5は，30 日間発酵で得られたコンポストの性状である。得られたコンポストの性状には，厨芥の混合による影響は殆ど見られず類似した性状を示した。

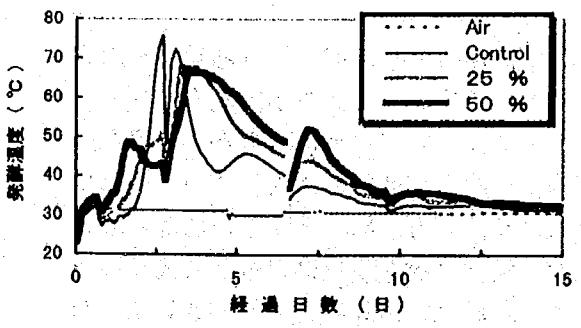
これらの結果より，厨芥混入汚泥のコンポスト化においては概ね 40 ℃以上の高温発酵期間を延長しなければならなくなる可能性が高く，その場合，発酵日数として5日間ほどの延長が必要となると思われる。また，この延長分も含めた全体の発酵日数が 30 日を確保できれば製品の品質には大きな影響は無いものと思われる。

3.3 高分子凝集剤の生分解性実験

本実験は，9年度に開発した生分解性試験方法を表－6に示した分子構造や組成・性状が異なる高分子凝集剤の12種類に適用したものである。なお，既存の安全性試験方法も同時に適用した。



図－4　「生・厨芥」混合系における発酵温度の経日変化



図－5　「消・厨芥」混合系における発酵温度の経日変化

表－5　原料及び30日間発酵で得られたコンポストの性状

		固形物（DS）									水溶性（mg/kg-DS）				
		VS/DS (－)	CEC (meq/100g)	C (%)	N (%)	P (%)	K (%)	Mg (%)	Ca (%)	Fe (%)	pH (－)	EC (ms/cm)	NH_4-N	NO_{2+3}-N	PO_4-P
原料	脱水汚泥	0.608	52.2	27.87	3.71	1.954	0.410	0.419	1.418	3.25	6.6	3.3	100.2	0.63	8.14
	樹コンポスト	0.384	55.4	16.42	2.72	3.04	0.499	0.578	2.45	4.54	5.0	6.0	80.2	81.38	2.35
	生・厨芥	0.846	9.7	43.67	3.46	0.314	0.435	0.077	0.895	0.00	5.4	3.6	9.97	0.81	19.41
	消・厨芥	0.880	23.9	42.02	3.54	0.324	0.311	0.056	0.445	0.00	4.3	2.8	5.76	0.09	14.33
30日間発酵	Control	0.415	50.3	18.31	2.85	2.89	0.486	0.563	2.26	4.35	7.1	4.8	114.7	0.06	1.82
	生・厨芥:25%	0.422	50.0	17.90	2.92	2.90	0.547	0.569	2.33	4.34	7.1	5.1	116.8	0.31	1.88
	:50%	0.422	48.5	17.56	2.83	2.92	0.522	0.561	2.34	4.25	7.2	5.2	116.8	0.24	2.03
	消・厨芥:25%	0.429	57.1	16.89	2.72	2.99	0.535	0.580	2.34	4.43	7.1	5.0	116.8	0.24	2.03
	:50%	0.411	53.6	16.88	2.76	2.94	0.509	0.561	2.34	4.33	7.1	5.2	117.5	0.24	2.04

表－6　生分解性実験に用いた高分子凝集剤の概要

種類	基本構造	適用製品概要					
		含有率	形態	色調	C (%)	H (%)	N (%)
poly－A	メタアクリル酸エステル四級塩重合物	90%以上	粒状	白色	50.0	9.9	6.4
poly－B	メタアクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物	90%以上	粒状	白色	50.0	9.2	13.7
poly－C	アクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物	90%以上	粒状	白色	47.6	9.8	7.5
poly－D	ポリアクリルアミドのマンニッヒ変性物	－	液状	薄黄色	3.4	11.2	1.4
poly－E	ポリエチレンイミン	－	液状	薄黄色	12.3	11.2	6.0
poly－F	ポリアミン	－	液状	薄黄色	20.7	9.9	5.0
poly－G	ヘキサメチレンジアミン・エピクロルヒドリン重縮合物	29～31%	液状	黄褐色	23.5	9.8	5.5
poly－H	ビニルホルムアミド共重合変性物	－	粒状	白色	40.3	7.9	19.6
poly－I	ジシアンジアミド・ホルマリン重縮合物	55%以上	液状	無色	18.1	7.8	25.0
poly－J	アルキルアミン・エピクロルヒドリン重縮合物	60%以上	液状	黒褐色	27.5	9.5	7.4
poly－K	アクリルアミド・プロピルトリメチル・アンモニウムクロライドとアクリルアミド共重合物	90%以上	粒状	白色	49.0	8.8	17.5
poly－L	ポリエチレンポリアミン塩酸塩	50%	液状	薄黄色	22.2	10.1	5.2

3.3.1 実験方法

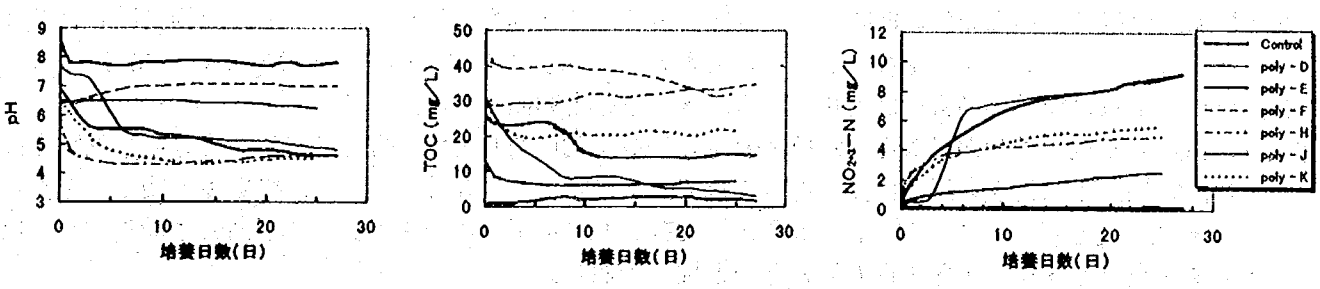
実験は，表－6の高分子凝集剤に対して液体培養法と無機担体培養法を適用した生分解性試験を行い，液体培養後の試料について魚毒性試験を，無機担体培養後の試料について幼植物試験と umu 試験を行った。

液体培養法は，「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」に定められた「微生物等による化学物質の分解度試験」における活性汚泥の植種量を 400 mg/L に，培養方法をジャーテスター撹拌に変更し，分解過程が明瞭となるよう培養日数を約 30 日間に延長したものである。無機担体培養法は本調査により9年度に開発した方法であり，実験では所定の試料調整を行い 30 日間の培養を行った。

魚毒性試験は，「工場排水試験方法 JIS K 0102 (1998)」の魚類による急性毒性試験の項に準拠したヒメダカによる 48 時間急性毒性試験方法を適用した。幼植物試験は，コマツナによる発芽，生育試験であり公的試験機関にて行った。umu 試験は「下水試験方法(1997)」に準拠して行い，試験試料には培養後の無機担体培地：約 20 g-DS に対して水：約 45 ml による高圧抽出（1,500 psi，60 ℃，1 hr）を施したものを用いた。

3.3.2 実験結果

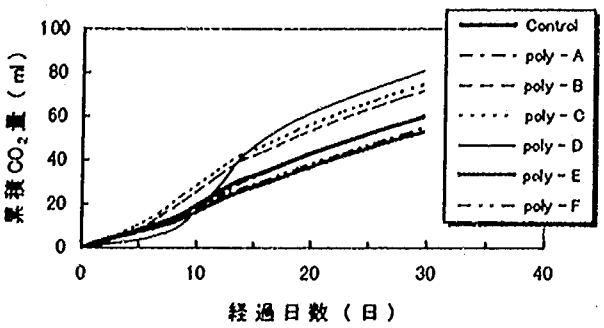
液体培養法と無機担体培養法の試験からは，高分子凝集剤の種類により生物分解の傾向が異なる結果が得られた。それぞれの試験における代表的な事例を図－6と図－7に示した。液体培養試験における分解傾向は TOC の変化から見ることができ，硝化作用の発現状況から毒性も評価できる。一方，無機担体培養試験



図－6　液体培養法による試験例

による分解性は CO_2 ガスの発生傾向から見ることができる。

これらの結果を，試験終了時の試料に対して行った魚毒性試験や幼植物試験，umu 試験の結果と合わせて表－7にまとめた。液体培養法において TOC の分解性が高く且つ旺盛な硝化作用が発現したケースと無機担体培養法において対照系よりも CO_2 ガスの発生が卓越していたケースとはほぼ一致するものであった。なお，TOC の減少機構と硝化作用の間には理論的には関連性はない。



図－7　無機担体培養法による試験例

以上の結果から，下水汚泥の脱水に比較的多く用いられているメタアクリル酸エステル四級塩重合物や，アクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物，及びこれらの混合物を主成分とする高分子凝集剤は生分解を受けやすく，また，毒性も低いものと思われる。

表－7　試験結果の概要

種類	液体培養法による試験			無機担体培養法による試験		
	培養過程		30日間培養液	培養過程	30日間培養担体	同左の水抽出液
	TOC 分解性	硝化反応	魚毒性(LC_{50}:mg/L)	CO2 発生	幼植物試験	umu 試験
poly－A	良(但しTOC残)	旺盛	10,000	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－B	良好	旺盛	10,000<	旺盛	異常なし	陰性
poly－C	良(但しTOC残)	旺盛	10,000<	旺盛	異常なし	陰性
poly－D	良好	旺盛	10,000<	旺盛	異常なし	陰性
poly－E	やや良(TOC残)	発現せず	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－F	僅かに分解	発現せず	4,200	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－G	やや良(TOC残)	緩慢	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－H	分解せず	旺盛	4,800	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－I	僅かに分解	発現せず	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－J	やや良(TOC残)	緩慢	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－K	やや良(TOC残)	旺盛	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性
poly－L	僅かに分解	旺盛	10,000<	対照系と同等	異常なし	陰性

注：魚毒性の項のLC50：mg/L値は，液体培養に供した時点の製品濃度に対応している。

4．まとめ

平成１０年度に行った調査から得られた成果は次のようにまとめられる。

① 厨芥の流入による嫌気性消化法への影響を連続実験により調べた結果，厨芥の混入による投入固形物の増加分よりも消化汚泥の固形物分の増加率は低くなった。このことは，厨芥は従来の下水汚泥よりも消化し易い性状であり，効率的なガス発生が可能であることを示す。このため，実際の施設においては，消化日数が短いケースでは投入汚泥の増加分に近い消化汚泥固形物の発生があるものの消化ガスの発生は活発となり，長い場合は従来と大差無い消化汚泥固形物の発生のもとで相当量のガス発生があるものと推察される。

② 厨芥の流入によるコンポスト化への影響を回分実験により調べた結果，厨芥が流入しない場合よりも到達発酵温度は低く，高温発酵の期間も 1.5 倍ほど長くなる傾向を示した。このため，実施設においては発酵日数を５日間ほど延長する必要があると思われた。一方，この延長分をも含めた全体の発酵日数を 30 日間確保できれば製品の品質には大きな影響は無いものと判断された。

③ 分子構造や組成・性状が異なる 12 種類の高分子凝集剤に対して本調査で見出した生分解性試験方法を適用した結果，下水汚泥の脱水に多く用いられているメタアクリル酸エステル四級塩重合物や，アクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物，及びこれらの混合物を主成分とする高分子凝集剤は，比較的生分解を受けやすく，また毒性も低いものと推察された。

10. 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　石崎　隆弘

1.まえがき

今後中小都市で下水処理場の建設が進むにつれて、そこから発生する下水汚泥をどのように収集し、処理・処分・利用するのかが大きな課題となってくる。中小都市の処理場から発生する汚泥は量的に少なく、個々の下水処理場毎に汚泥処理施設を設置することは建設費用が増大となり、経済的ではないだけでなく、エネルギー利用の観点からも非効率となる。また、収集した汚泥については適切な処理により最終的な処分が必要であるが、近年埋立処分地を確保することが困難なことから最終処分されるものを積極的に有効利用するような体制にシフトしていくことが必要である。そこで、複数の下水処理場間での汚泥処理施設の共同化を図るため、汚泥の集約方法を検討するとともに、中小都市向けの最終的な汚泥の有効利用を検討することが重要である。

2.調査の目的

本調査では、広域的な汚泥の収集として重要となる管路輸送及び収集した汚泥の効率的な処理プロセスである高濃度嫌気性消化法を検討するとともに、最終的な有効利用方法である緑農地利用に関する現状調査を行い、最終的には中小都市向けの広域的な汚泥処理システムの確立を目指すことを目的とする。

3.過年度までの調査結果

3.1.汚泥の管路輸送に関する調査

点在する下水処理場から汚泥を広域的、効率的に収集する要素技術である汚泥の管路輸送に関する実験を行い、以下のことが明らかとなった。

(1)管の材質として炭素鋼管、硬質塩化ビニル管、ダクタイル鋳鉄管、陶管を用いて、摩擦損失係数と疑塑性流体のレイノルズ数との関係式が当てはまることが明らかとなった。なお、本実験での粗度 K/d は 0.0002 ～ 0.009 の範囲にあった。

(2)(1)により得られる摩擦損失予測式と各種汚泥の流動特性の関係から、下水汚泥の管路輸送時の最適解を算出することが可能となった。

3.2.高温高濃度嫌気性消化に関する調査

広域的に収集される汚泥は、処理場の規模や輸送距離により液状汚泥、脱水汚泥の形態となるため、さまざまな含水率の汚泥を混合して効率的に処理する技術として高濃度嫌気性消化に着目し、その技術的な可能性について調査を実施し、以下のことが明らかとなった。

(1)最初沈殿池汚泥と脱水汚泥を同量混合し、含水率 80 %とした汚泥を用いて、温度を 55 ℃とした場合の間欠撹拌による混合状態の確認を行った。NaCl をトレーサーとして用いた結果では、撹拌開始後 30 分で槽内分布は一様となった。したがって、1 回の撹拌時間としては 30 分以上とれば良く、余裕を見て 1 時間程度とすることが妥当であることが明らかとなった。

(2)濃度 10 %、温度 55 ℃の間欠撹拌による嫌気性消化では、メタンガスの発生速度が遅く、嫌気性消化の

中間物質である低級脂肪酸が大量に蓄積していた。これは、NH_4-N が 4000mgN/L となっていることから、NH_3 によるメタン発酵細菌の発酵阻害が原因であると考えられる。してがって、液状汚泥と脱水汚泥の物理性状が大きく異なるものを混合して処理するのは適切ではなく、個別に処理する方が好ましいことが示唆された。

3.3.下水汚泥の緑農地利用に関する調査

地方部の中小都市の後背地には緑農地が多いことから、そのような処理場から発生する汚泥は、有効利用として緑農地に利用される傾向にある。そのため、今後下水道事業に着手する中小都市の参考となるような資料を得るため、発生した汚泥を緑農地利用している全国の処理場に対して緑農地利用に関するアンケート調査を実施した。全ての処理場から回答があり、以下のことが明らかとなった。

(1)下水処理場にあるコンポスト施設の発酵槽別の費用関数を算出すると、投入脱水汚泥量が 9(t/日)まで堆積形・横形・立形、9(t/日)から 13(t/日)までは横形・堆積形・立形、13(t/日)以上であれば横形・立形・堆積形の順で経済的となった。しかし、この費用関数には土地代は含まれてないため、土地に制約があるなど地域条件により施設選定を行うことが重要となる。また、「下水汚泥処理総合計画マニュアル」で示されている費用関数の補修費は本調査で行った費用と差があり、改訂が必要であると考えられる。

(2)水分調整、空隙率の改善を目的として、コンポスト施設にはもみがら、バーク等の副資材が投入されている。下水処理場にある施設では 1 種類の副資材の投入がほとんどであるが、下水処理場から委託を受けた民間では約半数で 2 種類以上の副資材を投入しているところも見られた。これから下水道事業を開始する市町村では処理場規模が小さく、発生汚泥量は概して少ないため、地域から発生する有機質資材の有効利用及び効率的な処理を目的として、複数の副資材の投入を検討することは有用であることが示唆された。

(3)下水処理場及び民間での袋詰めのコンポストの販売価格は、それぞれ 200 円以上 400 円未満、400 円以上 600 円未満の価格帯が多数を占めた。他の有機質資材を利用したバーク堆肥や牛糞たい肥が 1,000 円程度で販売されており、下水汚泥コンポストの 2 倍となっている。同程度の肥料効果を有するにも関わらず、販売価格に差があるのは PR 不足に起因するものであり、市の広報などにより製品を PR するとともに、イベントにおいて配布し、その効果を実感してもらいことや地元の販売店などの協力を得て販路を拡大することは重要である。

(4)全県的に民間委託により緑農地利用を行っている 4 県での委託料は、地域的な傾向が見られた。下水汚泥は排掃法の上では産業廃棄物となるため、委託料は産廃処分費用として支払われており、埋立処分費用等の地域的な条件により決定されているからだと考えられる。また、委託料には年間に痛くする汚泥量及び運搬距離に関しては相関性がないことが分かった。

4.平成 10 年度の調査

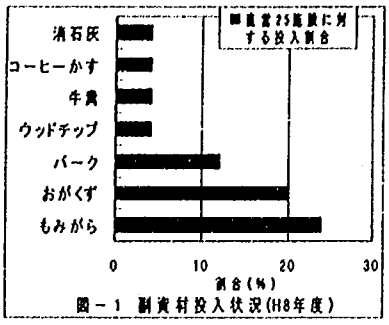
平成 10 年度は中小都市に適した汚泥の有効利用施設であるコンポスト施設に着目し、副資材の違いによる臭気物質の発生状況に関する調査及び、人の健康に影響を与える揮発性有機物の発生状況に関する調査を実施した。

4.1 副資材の違いによる臭気物質の発生状況に関する調査

コンポストの一次発酵槽では一般的に通気が行われており、好気性微生物の働きにより下水汚泥に含まれる有機物が水、二酸化炭素、アンモニア等に分解され、アンモニア等の臭気物質が大気中に放出される。調査の前段として、実際のコンポスト施設からの臭気物質の発生状況を把握するために、全国の下水処理場にあるコンポスト施設に対して悪臭防止法で規制されている 22 物質の調査状況に関するヒアリングを行った。その結果、大部分の処理場では悪臭防止法で規制されている 22 物質全てを調査しておらず、アンモニア、硫黄化合物（硫化水素[H_2S]、メチルメルカプタン[MM]、硫化メチル[DMS]、二硫化メチル[DMDS]）、ト

リメチルアミン、低級脂肪酸（プロピオン酸、ノルマル酪酸、イソ吉草酸、ノルマル吉草酸）が測定されていた。全てのコンポスト施設からは基準値以上の濃度は発生しておらず、悪臭防止法に抵触することはないが、コンポスト施設からはアンモニア、硫黄化合物が多く発生していることが明らかとなった。

コンポスト仕込み時の最適な含水率は 55 ～ 60 %であり、原料となる下水汚泥は 80 %前後のものを用いるため、水分調整・空隙率の改善を目的として、もみがら、バーク等の副資材を混合している。平成 9 年度に実施した緑農地利用に関するアンケート調査から下水処理場のコンポスト施設に投入されている副資材の種類を図－1に示す。この結果から、様々な産業から発生する有機質資材が用いられていることが分かる。特に、下水処理場では農業から発生するもみがら、林業からのおがくず、バークが多く利用されている。一部には飲料水加工工場から発生するコーヒーかすなどを下水汚泥と混合しているところもあった。コーヒーかすを投入している施設を見学すると、副資材無添加や他の有機質資材を添加している場合よりも臭いが低減されていると感じる。そこで、副資材が臭気物質の抑制に寄与するのかを確認するために、数種類の有機物資材を用い、室内発酵実験を実施した。なお、対象とした臭気物質はコンポスト施設から多く発生している硫黄化合物とした。また、この調査により臭気物質の抑制効果が得られれば、脱臭施設を簡素化することができ、事業主体である自治体の負担を低減することが可能となる。



図－1 副資材投入状況(H8年度)

4.1.1 実験方法

本実験で原料とする汚泥は K 処理場の消化脱水汚泥であり、副資材は各産業から発生するものを各 1 種類選定し、もみがら（農業）、バーク（林業）、コーヒーかす（食品加工）とした。そして、副資材を添加しないものも含めて 4 ケースの混合条件を設定し、副資材の混合割合を変えて実験を 2 回実施し、その実験条件を表－1に示す。本実験 1 では副資材を脱水汚泥（湿潤重量）の 20 %、本実験 2 では副資材を脱水汚泥の 30 %とし、仕込み時の含水率が 60 %となるように、K 処理場で製造されたコンポストを種コンポストとして添加した。本実験装置の概要図を図－2に示すとおりであり、円筒形の発酵槽を用い、発酵槽の下部から強制的に通気することとし、この装置を室温 30 ℃の恒温室に設置した。

表－1 室内発酵実験条件

ケース名		BL	C1	C2	C3
副資材種類			もみがら	バーク	コーヒーかす
混合比	脱水汚泥	10(10)	10(10)	10(10)	10(10)
	副資材	－	2(3)	2(3)	2(3)
	種コンポスト	5.5(5.2)	3(2.8)	3(3)	3(3)
仕込み時含水率(%)		60(60)	60(61)	60(60)	60(60)
仕込量(kg)		3.60(3.70)	3.02(2.69)	2.77(2.64)	3.31(3.27)
切り返し日		1,4,7,11,19,26,33日目(1,4,7,11,15,19,26,33日目)			
通気量		当初は500ml/minに設定し、発酵温度により任意に設定			
発酵日数		40日間(36日間)			

注)括弧外は本実験1の条件、括弧内は本実験2の条件

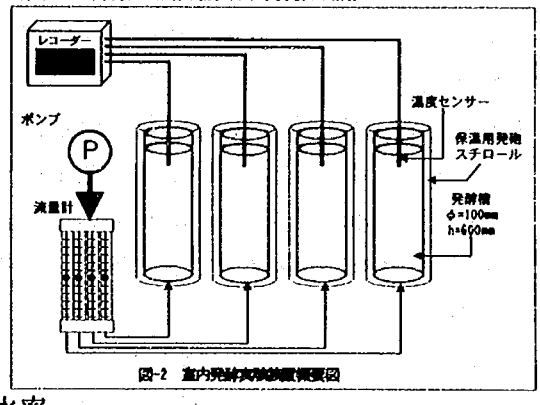


図-2 室内発酵実験装置概要図

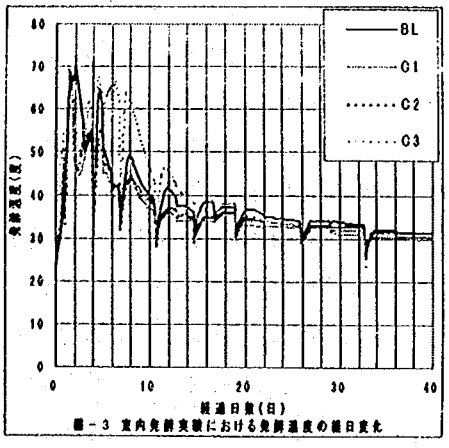
4.1.2 測定・分析項目

測定・分析項目は、①温度：レコーダーによる連続測定、②含水率、有機物量(VS/TS)：仕込み時、切り返し時及び発酵実験終了時、③ C/N 比、N、P_2O_5、K_2O、アルカリ分、pH、Cu、Zn：仕込み時、発酵実験終了時、④硫黄化合物(H_2S、MM、DMS、DMDS)：仕込み後 1 週間までは毎日、その後は切り返し時及び切り返し日の中間日とする。

4.1.3 本実験 1 の実験結果及び考察

(1)温度、発酵実験終了時組成

発酵槽内の温度変化を図－3に示す。全てのケースで仕込み直後から温度上昇が認められ、仕込み後 24 時間位で 65 ℃以上となり、円滑な発酵状態であったといえる。また、発酵実験に用いた原料の組成を



図－3 室内発酵実験における発酵温度の経日変化

表－2に示す。有機物含有率について、もみがら、バークが脱水汚泥と同程度であるのに対し、コーヒーかすは約 4 割多くなっていることが特徴である。そして、発酵実験終了時の各ケースの組成は表－3のとおりであり、たい肥等特殊肥料に係る品質基準と比較し、亜鉛以外はクリアしており、概ね良好な品質となった。なお、亜鉛については原料となる脱水汚泥自体に乾燥重量ベースで 1,800ppm を超える濃度となっており、品質基準をクリアできないのは当然の結果といえる。

表－2　発酵実験の原料組成（本実験1）

項目	単位	脱水汚泥	コンポスト	もみがら	バーク	コーヒーかす
含水率	%	83.5	16.5	7.2	8.9	7.7
有機物	%	65	52	68	69	89
C/N比	-	6.8	6.5	-	-	23.3
N	%	4.5	4.3	ND	ND	2.0
P_2O_5	%	8.2	8.4	0.1	0.02	0.3
K_2O	%	0.23	0.21	0.42	0.16	0.53
アルカリ分	%	3.0	3.1	0.1	1.4	0.4
pH	-	6.7	6.2	6.6	5.1	5.7
Cu	ppm	388	415	2	28	25
Zn	ppm	4644	3902	0	0	0

表－3　発酵実験終了時組成（本実験1）

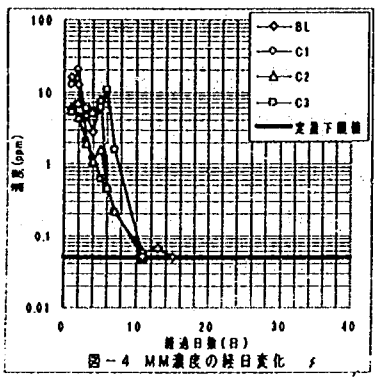
項目	単位	BL	C1	C2	C3	基準
含水率	%	41.5	47.7	43.8	30.7	≦50
有機物	%	49	59	61	57	≧35
C/N比	-	5.5	7.6	8.9	6.3	≦20
N	%	4.0	3.3	3.2	4.4	≧1.5
P_2O_5	%	10.0	7.3	6.6	7.8	≧2
K_2O	%	0.29	0.38	0.22	0.45	
アルカリ分	%	3.9	2.8	3.0	3.1	≦25
pH	-	7.3	7.1	6.9	7.0	≦8.5
Cu	ppm	517	356	323	381	≦600
Zn	ppm	4853	3399	3056	3527	≦1,800

基準：たい肥等特殊肥料に係る品質基準

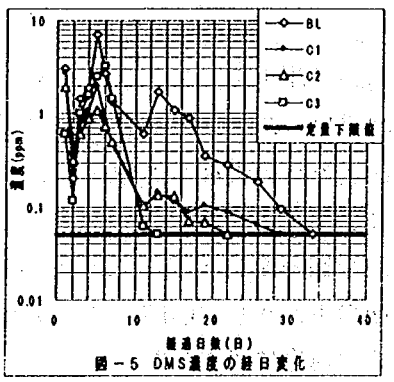
(2) 硫黄化合物

本実験で対象とした硫黄化合物はシリンジによる直接導入を行い、GC-FPD で分析を行った。対象物質の内、H_2S 及び DMDS は発生しなかった。なお、本実験で用いた機器の定量下限値は H_2S で 0.03ppm、DMDS で 0.02ppm であった。H_2S は硫酸還元菌やタンパク質分解性細菌が嫌気性条件下で硫黄を含む有機物を分解することにより生じるものである[1]。本実験では強制的に通気していることにより、完全な嫌気状態とはならず、H_2S は発生しなかったと考えられる。また、MM、DMS、DMDS はタンパク質分解性細菌が嫌気性条件下で硫黄成分を含むタンパク質を分解することにより生じるもの[1]で、MM や DMS が検出されたことを考慮すると、強制的に通気しているにもかかわらず、局所的には嫌気となっている箇所もあったために発生したと考えられる。そして、DMDS は MM や DMS よりも分子量が大きいことを考慮すると、より低分子まで分解される環境であったといえる。したがって、本実験では約 100ml/min･m3 であり、一般的なコンポスト施設の通気量となっており、この程度の通気量では硫黄化合物のうち、H_2S、DMDS は発生しにくい環境であることが明らかとなった。

本実験で発生した MM 及び DMS の経日変化を図－4、5に示す。ただし、各ケースを比較するため、各濃度は投入した脱水汚泥を一定とする補正を行った。両物質とも副資材を添加することにより、発生期間が短縮する傾向にある。MM において副資材無添加では 13 日目まで定量可能であるが、副資材添加では 10 日目を過ぎると定量下限値以下となった。また、DMS においても無添加では 29 日目までは定量可能であるが、副資材添加の中で発生期間の長かったもみがらでも 29 日目からは定量下限値以下となった。MM 及び DMS 濃度とも仕込み後 1 週間までで最高濃度を示し、発酵温度の高い時期に濃度が高くなる傾向にある。よって、発酵温度と各濃度に関する回帰分析を行い、MM 及び DMS の分析結果を表－4、5に示す。両物質も発酵温度と濃度にはかなりの相関関係が見られ、発酵温度により各物質の濃度を推測することが可能となった。また、この予測式から副資材無添加濃度を 100 とした場合の副資材添加による発生濃度の相対値を図－6に示す。コーヒーかすは、MM 及び DMS の抑制効果が大きく、最小でも MM で約 60 %、DMS で約 70 %の抑制効果があった。また、バークでも MM 及び DMS の抑制効果が見られ、特に DMS では常に 50 %の抑制効果があるという結果を得た。しかし、もみがらで



図－4　MM濃度の経日変化



図－5　DMS濃度の経日変化

表－4　MM濃度と発酵温度による回帰分析結果

	a	b	R^2	n
BL	8.0*10^-16	9.0	0.69	9
C1	3.0*10^-17	9.9	0.83	9
C2	2.0*10^-17	9.8	0.88	9
C3	1.0*10^-19	11	0.91	9

$Y=a\cdot X^b$ [Y：MM濃度(ppm)，X：温度(℃)] [40≦X≦70]

表－5　DMS濃度と発酵温度による回帰分析結果

	a	b	R^2	n
BL	1.0*10^-8	4.8	0.62	14
C1	4.0*10^-9	4.9	0.63	15
C2	6.0*10^-10	5.3	0.75	14
C3	5.0*10^-12	6.3	0.65	10

$Y=a\cdot X^b$ [Y：DMS濃度(ppm)，X：温度(℃)] [35≦X≦70]

はDMSに関しては抑制効果が見られたが、反対にMMでは無添加よりも放出する結果となり、抑制効果はない結果となった。したがって、コンポスト過程において副資材を添加することは、無添加の場合よりも臭気物質の発生期間を短縮することが可能であるが、濃度に関してはもみがら添加の場合、発生するMM濃度は高くなる傾向にあり、本調査に用いたすべての副資材が臭気物質の抑制に効果がある結果とはならなかった。しかし、バーク及びコーヒーかすについては臭気物質の発生期間短縮及び発生濃度の抑制効果が見られ、副資材の役割である水分調整・空隙率の改善以外にも臭気物質の抑制効果があることが明らかとなった。

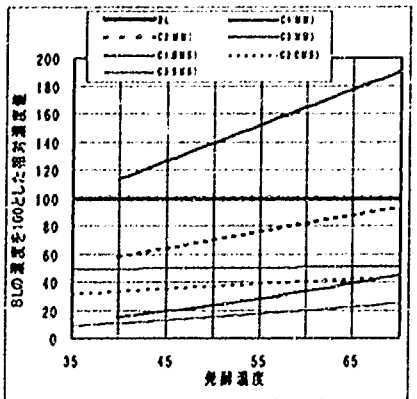
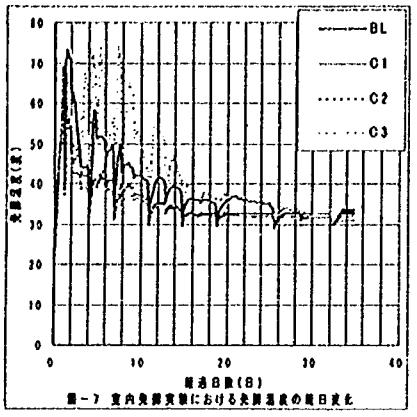


図-6 MM,DMSの相対濃度値

4.1.4 本実験2の実験結果及び考察

(1)温度、発酵実験終了時組成

発酵槽内の温度変化を図－7に示す。当然のことであるが、BLについては本実験1と同様な温度変化を示した。C1とC2は仕込み直後から温度上昇が見られ、ピークとなる時間は本実験1より早かったが、高温度の継続時間は短く、良好な発酵状態とはならなかった。これは、添加量が脱水汚泥に対し多かったことに関係しており、かつ、もみがら、バークの有機物は比較的難分解性有機物であったことに原因があったと考えられる。また、C3は本実験1よりも初期の温度上昇も早く、高温度の継続時間も長かった。これは、コーヒーかす自体有機物含有率は下水汚泥よりも多く、なおかつ易分解性の有機物が多く含有していたからだと考えられる。そして、C3の発酵状態は良好であった。次ぎに、発酵実験終了時の各ケースの組成を表－6に示す。C1、C2では初期の有機物含有率と比較し、ほとんど変化していなかった。これは、副資材の添加率が多く、熱発散が大きかったため、高温継続時間が短くなり、微生物の活動が鈍くなったことに原因があると考えられる。C3の有機物含有率は62％であるが、初期の有機物量は77％であるため、かなりの有機物が分解されている。したがって、本実験2では副資材の混合割合を本実験より多くしたため、もみがら、バークを投入したケースでは円滑な発酵とはならなかったといえる。そのため、以降の硫黄化合物の発生状況に関してはBLとC3の結果のみを示すこととする。



図－7 室内発酵実験における発酵温度の経日変化

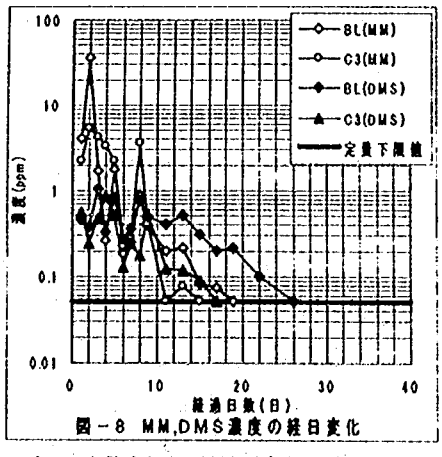
表－6 発酵実験終了時組成（本実験2）

項目	単位	BL	C1	C2	C3	基準
含水率	%	51.4	52.5	51.6	41.7	≦50
有機物	%	53	68	66	62	≧35
C/N比	-	5.7	16.0	12.3	6.7	≦20
N	%	3.8	2.1	2.6	4.4	≧1.5
P_2O_5	%	10.0	4.9	5.2	6.9	≧2
K_2O	%	0.28	0.38	0.26	0.62	
アルカリ分	%	4.1	2.1	3.0	3.1	≦25
pH	-	6.6	5.9	6.0	6.6	≦8.5
Cu	ppm	572	255	288	378	≦600
Zn	ppm	3512	1621	1851	2275	≦1,800

基準：たい肥等特殊肥料に係る品質基準

(2)硫黄化合物

本実験2においても硫黄化合物のうち、H_2S及びDMDSは発生しなかった。本実験で発生したMM及びDMSの経日変化を図－8に示す。両物質とも副資材を添加することにより、発生期間が短縮する傾向にある。MMにおいて副資材無添加では17日目まで定量可能であるが、コーヒーかす添加により15日目を過ぎると定量下限値以下となった。また、DMSにおいても無添加では22日目までは定量可能であるが、コーヒーかす添加により17日目から定量下限値以下となった。本実験2においても発酵温度とMM濃度及びDMS濃度の累積関数による



図－8 MM,DMS濃度の経日変化

表－7 発酵温度による回帰分析結果（本実験2）

		a	b	R^2	n
MM濃度	BL	2.0*10^-13	7.4	0.82	14
	C3	1.0*10^-16	9.0	0.65	12
DMS濃度	BL	2.0*10^-4	2.0	0.36	16
	C3	3.0*10^-7	3.4	0.62	13

$\hat{Y}=a\cdot X^b$

Y:DMS濃度(ppm),DMS濃度(ppm)

X:温度(℃)[40(MM),35(DMS)≦X≦70]]

回帰分析を行い、結果を表－７に示す。BL の DMS 濃度以外はある程度の相関性を持っており、発酵温度から濃度を推測することが可能である。また、この回帰式から副資材無添加濃度を 100 とした場合のコーヒーかす添加による発生濃度の相対値の変化を図－９に示す。MM 及び DMS の両物質とも発酵温度が増加するにつれて削減率は減少する傾向であったが、最小でも削減率は MM で約 60 %、DMS で約 40 %となっており、かなりの削減率であった。

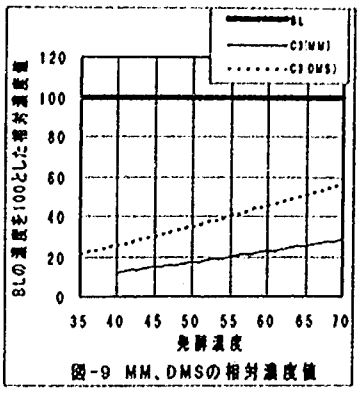
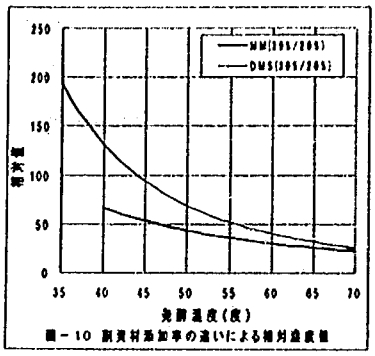


図-9 MM、DMSの相対濃度値

次ぎに、副資材の添加率の違いによる臭気物質の発生状況を図－１０に示す。なお、本実験 2 ではもみがら、バークを添加したものは円滑な発酵状態とならなかったため、コーヒーかすのケースのみを示した。横軸は発酵温度、縦軸はコーヒーかす添加率 20 %を 100 として場合の相対値を示している。MM についてはすべての発酵温度で添加率を多くした方が発生濃度の抑制に寄与することが分かる。また、DMS については約 45 ℃を超えるとコーヒーかす添加率を上げると抑制効果がある結果となるが、その温度未満では 20 %の方が濃度的には低くなった。



図－10 副資材添加率の違いによる相対濃度値

したがって、副資材の添加率を 20 %から 30 %に増やすことは、もみがら、バークについては高温度継続時間が短く、発酵自体が促進しないけっけとなり、コーヒーかすにについては MM については添加率を増やすことで抑制効果はあるが、DMS については発酵温度によっては放出結果となった。また、コーヒーかす添加率 20 %においても十分な抑制効果があったため、副資材添加率は脱水汚泥量の 20 %と 30 %を比較した場合、20 %の方が効率的であるといえる。

4.2 揮発性有機物の発生状況に関する調査

下水汚泥のコンポスト化とは、下水汚泥、水分調整の役割をする副資材及び種コンポスト等を混合し、空気を吹き込みながら定期的に切り返しを行い、微生物の活動により有機物を分解・安定化するものである。そして、微生物が有機物を分解する際には発酵熱を生じ、その温度は約 80 ℃に達する。近年、比較的沸点（100 ℃前後）が低く、低濃度であっても長期に暴露を受けた場合、人の健康に影響を与えることが懸念される揮発性有機物（以下、VOC とする。）が問題視されるようになり、有害大気汚染物質対策に関する規定が盛り込まれた「大気汚染防止法の一部を改正する法律」が平成 8 年 5 月に公布されたところである。これを受けて、平成 9 年 1 月に制定された「大気汚染防止法施行法の一部を改正する政令」で指定物質（有害大気汚染物質のうち人の健康に係る被害を防止するため、その排出等を急速に抑制しなければならない物質で政令で定めるもの）にベンゼン、トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンが指定され、同年 2 月に環境基準が告示されたところである。下水処理場は指定物質排出施設ではないため、これらの物質が発生したとしても制限を受けることではないが、コンポスト施設では①発酵温度が約 80 ℃に達すること、②発酵槽が完全なクローズではなく、発生した気体が大気に放出されることを考慮すると、コンポスト施設からの発生の有無を把握することが重要となる。そこで、実際に稼働しているコンポスト施設からの VOC の発生状況を調査するとともに、コンポスト過程前後の物質である脱水汚泥とコンポストに含まれる VOC についても調査した。

4.2.1 調査対象物質

当所で実施している下水処理場における VOC の調査物質を基本とし、環境庁が毎年実施している有害大

気汚染物質モニタリング調査の平成 10 年度の対象物質を考慮して、以下に示す物質とする。なお、環境庁のモニタリング調査物質のうち、ダイオキシン類、ベンゾ[a]ピレンはコンポスト発酵温度と比較すると沸点が高いため調査対象外とした。

○対象物質：1,3 －ブタジエン、塩化ビニルモノマー、ジクロロメタン、アクリロニトリル、クロロホルム、ベンゼン、1,2 －ジクロロエタン、トリクロロエチレン、トルエン、テトラクロロエチレン、キシレン、1,4－ジクロロベンゼン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド

4.2.2　調査対象施設

下水汚泥のコンポスト化は、①下水処理場内にあるコンポスト施設で直接行う場合と②下水処理場から産業廃棄物処分費（委託費用）を貰って、民間業者が行う場合がある。今回の調査では下水汚泥に起因する VOC を調査することが目的であり、民間では下水汚泥よりも家畜糞などの他の有機質資材を多く投入している場合もあるので、下水処理場にあるコンポスト施設を調査対象とする。コンポスト施設は一次発酵槽の型式により分類され、平成 8 年度では立形 12 施設、横形 15 施設、堆積形 8 施設となっている[2)]。そこで、採用実績の多い立形 1 施設、横形 2 施設を調査対象とし、施設の概要を表－8 に示す。

表－8　調査対象コンポスト施設の概要

処理場	発酵層形式	能力 (t/日)	投入汚泥量（平成9年度実績）			副資材
			汚泥性状	年間総量(t/年)	平均含水率	
A	横形スクープ式	1	脱水汚泥	519.8	80.6	－
B	立形落し戸式	12	脱水汚泥	2446	70.7	バーク
C	横形スクープ式	14	脱水汚泥	4589.8	82.5	もみがら

4.2.3　分析方法

(1)気体分析方法

気体の採取・分析方法は、平成 9 年 4 月から施行された「大気汚染防止法の一部を改正する法律」の際に追加された物質に対応するために発行された「有害大気汚染物質測定方法マニュアル（以下、マニュアルとする。）」に準じて行う。このマニュアルでは、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒのアルデヒド類とそれ以外の VOC（以下、VOC 類とする。）に分けて採取・分析方法が示されているため、本調査においても VOC 類とアルデヒド類に分類して分析を行うものとする。VOC 類の採取方法は、吸着剤のブランクの影響が小さく、再測定が可能である固体吸着－溶媒抽出法を用い、分析は GC-MS を用いるものとする。また、アルデヒド類の採取方法は、2,4 －ジニトロフェニルヒドラジン含浸シリカゲル（以下、DNPH とする。）を充填した捕集管を用い、分析は HPLC で行うものとする。

(2)含有量分析方法（脱水汚泥・コンポスト）

脱水汚泥・コンポストの含有量分析には公定法がなく、有機物量の違いはあるものの環境庁の底質分析方法に準拠する。VOC 類は内分泌かく乱化学物質の底質分析の中の揮発性物質の分析法である「1,2 －ジブロモ-3-クロロプロパン、スチレン及びn－ブチルベンゼンの分析法（パージトラップ法）」に準拠して行う。この方法では試料をメタノールにより溶媒抽出し、遠心分離後、定容・分離し、GC-MS で分析を行う。また、アルデヒド類は昭和 61 年度化学物質分析開発調査で行われたアルデヒド類の底質分析方法に準拠して行う。この方法では、純水により振とう抽出を行い、遠心分離後、再度 n-ヘキサンにより液々抽出を行い、濃縮乾固し、HPLC により分析を行う。

4.2.4　分析方法の検討

(1)気体分析方法の検討

前述したようにコンポスト施設から発生する気体を固体吸着するが、本調査対象であるトルエン、キシレン、1,4 －ジクロロベンゼンはマニュアルの対象外である。そのため、マニュアルにない物質の捕集剤への吸着及び抽出を確認するとともに、捕集で用いる活性炭カラム、DNPH カラムの信頼性を確認するために添加回収実験を行う。方法としては活性炭カラム、DNPH カラムの入口に標準物質を溶かした溶剤ををマイクロシリンジで打ち、空気を通気して気化させた後、分析を行い回収率を求めた。

抽出・添加回収実験結果を表－9 に示す。VOC 類の回収率は最大でも約 76%とあまりよい結果ではなか

った。しかし、再現性を示す CV 値は 1,3 －ブタジエン以外では 5%以下で極めて良い値であった。また、アルデヒド類は良い回収率を示しており、CV 値も 2 %以下で極めて良い値あった。したがって、VOC 類については回収率が良い結果とはならなかったが、CV 値が極めて良い結果となったため、この検討で算出した回収率を考慮して濃度を算出することとする。

表－9 カラムによる添加回収実験

物質名	回収率 (%)	変動係数 CV(%)	類別
1,3-ﾌﾞﾀｼﾞｴﾝ	6.6	51.4	VOC類
塩化ﾋﾞﾆﾙﾓﾉﾏｰ	52.6	3.9	
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	32.9	3.9	
ｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ	61.2	2.5	
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	46.5	3.2	
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	62.6	1.5	
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	39.1	3.7	
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	75.6	3.6	
ﾄﾙｴﾝ	63.4	2.4	
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	71.8	2.8	
ｷｼﾚﾝ	49.4	1.7	
1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	56.1	3.5	
ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ	93.8	1.9	ｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ類
ｱｾﾄｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ	107.0	1.7	

(2)含有量分析方法の検討

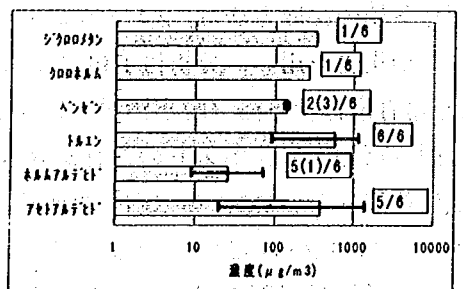
前述したように脱水汚泥・コンポストの含有量分析方法には公定法がなく、環境庁の底質方法を準拠するが、脱水汚泥・コンポストでは底質と比較して有機物含有率が高いことが特徴であるため、底質分析を有機物の含有量が多い試料に適用した場合の確認を添加回収実験により行う。方法としては脱水汚泥とコンポストに標準物質を直接添加し、抽出・分析を行い回収率を求める。脱水汚泥とコンポストの添加回収実験結果を表－１０に示す。脱水汚泥では全体的に回収率は良くなかったが、CV 値は塩化ビニルモノマーを除く物質ではほぼ 20%以下となった。また、コンポストの回収率は脱水汚泥と同様であったが、CV 値は塩化ビニルモノマーを除く物質ではほぼ 10%以内となっており、かなりの再現性のある結果となった。因みに一般的に CV 値が 10%以下であると極めて再現性が高いと言われている[3]。したがって、脱水汚泥及びコンポストに関しても回収率は良くなかったが、回収率がある程度確保されているため、回収率を考慮して濃度を算出することとする。

表－10 脱水汚泥・コンポスト添加回収実験

物質名	脱水汚泥		コンポスト	
	回収率 (%)	変動係数 CV(%)	回収率 (%)	変動係数 CV(%)
1,3-ﾌﾞﾀｼﾞｴﾝ	82.1	16.3	48.0	11.8
塩化ﾋﾞﾆﾙﾓﾉﾏｰ	3.6	141.4	5.4	58.7
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	30.0	18.5	29.4	10.4
ｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ	47.5	18.2	38.3	9.2
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	26.0	21.3	46.2	7.4
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	38.8	5.8	41.6	9.9
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	42.5	9.4	38.9	7.1
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	39.9	5.8	50.2	9.0
ﾄﾙｴﾝ	38.2	22.9	34.5	11.5
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	36.0	10.1	52.9	10.0
ｷｼﾚﾝ	40.6	17.7	49.4	8.3
1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	60.6	21.8	64.5	10.4
ﾎﾙﾑｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ	115.6	7.0	60.0	2.5
ｱｾﾄｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ	13.1	16.7	45.7	4.3

4.2.5 分析結果及び考察

コンポスト施設では切り返し時に発生するガス濃度が高いと考えられるため、その時点で発生するガスを VOC 類については固体吸着、アルデヒド類についてはヒドラジン誘導体（ヒドラゾン）として捕集した。そして、これらの分析を行い、調査対象物質の検出状況を図－１１に示す。棒線は定量下限値以上の平均濃度、棒線の右肩にある数字の分母は調査サンプル数、分子は定量下限値以上のサンプル数、分子の括弧内は Tr.（検出下限値以上定量下限値未満）のサンプル数、線は定量下限値以上の濃度範囲を表している。調査対象物質の内 6 物質が検出され、検出された物質に関して環境基準等との比較を行った。



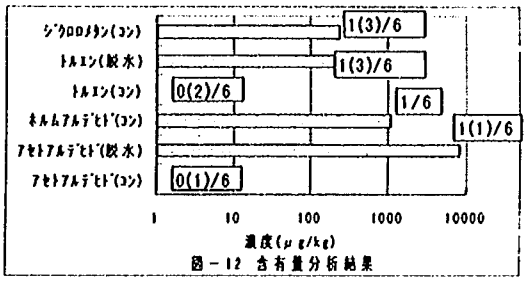
図－11 コンポスト施設からの発生ガス濃度

①ジクロロメタン：1 サンプルのみ検出された物質で、平成 7 年 3 月労働省告示第 26 号で有機溶剤等に係わる作業場における管理濃度（以下、管理濃度とする。）は 100ppm となっている。本調査の濃度 330 μ g/m³（約 87ppb）は指定濃度の 1/1000 未満であった。②クロロホルム：この物質も 1 サンプルのみ検出され、管理濃度は 10ppm となっている。本調査の濃度 270 μ g/m³（約 50ppb）は指定濃度の約 1/200 となっている。③ベンゼン：この物質は 2 サンプルで定量され、3 サンプルが Tr.となった。ベンゼンは大気汚染防止法の指定物質の 1 つで、ベンゼンの措定排出施設の排出口における最も厳しい環境基準は 50mg/m³となっているが、本調査における最大濃度は 150 μ g/m³ であり、基準値の約 1/330 となっている。④トルエン：この物質は全てのサンプルから検出された。この物質は悪臭防止法の境界線における最も厳しい基準が 10ppm で、管理濃度で 50ppm となっている。本調査の最高濃度の 1.16mg/m³（約 0.28ppm）でも悪臭防止法の基準の約 1/30、管理濃度の約 1/170 となっており、さらに頭痛・吐き気等の自覚症状がとなる濃度（100ppm）[4] の約

1/350 となっている。⑤ホルムアルデヒド：トルエンに次ぎ、多くのサンプルから検出された。この物質は基準値はないが、0.9 ～ 3.3ppm 程度で粘膜に刺激を与えることが報告されている。本調査の最高濃度はこの濃度の 1/15 未満となっている。また、平成 9 年度の有害大気汚染物質モニタリング調査において、一般環境濃度は 0.9 μ g/m ^{3}～ 21.7 μ g/m ^{3}[6] なっており、本調査の最高濃度と同じオーダーとなっている。⑥アセトアルデヒド：ホルムアルデヒドと同程度検出された。悪臭防止法の敷地境界線における最も厳しい濃度は 0.05ppm となっている。本調査の最高濃度は基準値の約 14 倍、平均濃度の約 7 倍となっている。また、50ppm・15 分ではほとんどの人の眼の刺激症状を呈するという報告があるが、この濃度と比較すると最高濃度でも約 1/70 である。

したがって、コンポスト発酵時に発生する物質の濃度は、大気汚染防止法等の基準と比較しても 1 オーダー以下であり、人の健康に影響を与える濃度ではなかった。本調査におけるアセトアルデヒドの最高濃度はは、悪臭防止法の境界線に関する基準濃度の約 10 倍となっているが、調査したものはコンポスト切り返し時でしかも発生源の濃度であることを考慮すると問題となるようなものではないと考えられる。

次に、脱水汚泥及びコンポスト中の対象物質の検出状況を図－１２に示す。なお、記載方法は図－１１と同様とした。脱水汚泥ではトルエン、アセトアルデヒド、コンポストではトルエン、ジクロロメタン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドが検出された。しかし、現時点には本調査対象とした物質の評価を行うための基準は存在しないため、評価を行うことは不可能であるが、コンポスト発酵時の濃度を考慮すると問題となるような含有濃度ではないと考えられる。



図－12 含有量分析結果

5.まとめ

平成 10 年度は中小都市に適した汚泥の有効利用施設であるコンポスト施設に着目し、副資材添加することによる臭気物質の抑制効果の有無を確認するために室内発酵実験を行った。また、コンポストの発酵過程において人の健康に影響を与える揮発性有機物質の発行状況について、下水処理場にあるコンポスト施設において実態調査を実施し、以下に示す知見を得た。

(1)約 100L/min・m^3 の空気量となるように強制的に通気しながら室内発酵実験を行ったところ、対象とした硫黄化合物のうち硫化水素、二硫化メチルは検出されなかった。

(2)副資材無添加の場合と比較し、もみがら、バーク、コーヒーかすの副資材を添加することによりメチルメルカプタン及び硫化メチルの発生期間は短くなった。また、バーク、コーヒーにおいては発生する濃度を抑制する効果があった。したがって、副資材は水分調整、間隙率の調整だけでなく、臭気物質の抑制効果のあることも分かった。

(3)コンポストの切り返し時に発生するガスを VOC 類ついては固体吸着、アルデヒド類については誘導体として捕集して、分析を行った。調査対象物質の内、ジクロロメタン、クロロホルム、ベンゼン、トルエン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドの 6 物質が検出された。しかし、人の健康に影響を与えるような濃度では発生していなかった。

参考文献

1)建設省都市局下水道部・日本下水道事業団、下水道施設における生物脱臭技術の開発に関する調査、pp.40-pp.45、平成 5 年 3 月

2)（社）日本下水道協会、平成 8 年度版下水道統計行政編、pp.1290-pp.1295、平成 10 年 4 月

3) (財) 日本環境衛生センター、有害大意汚染物質測定の実際、pp.38、平成9年6月
4) 太田留美子ら、第46回日本産業衛生学会講演集、pp.416、1973
5) 環境庁大気保全局大気規制課自動車環境対策第二課、環境と測定技術、pp.13、平成11年2月

11. 有機質資材の融合化と利用に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　原田　一郎
主任研究員　落　　修一

1. はじめに

従来より下水汚泥は乾燥あるいはコンポスト化され緑農地利用されてきた。今後は、地方部における下水道整備の展開が予想されるが、そこでは後背地に広大な緑農地を抱えており下水汚泥の緑農地利用を進めやすい環境にあるといえる。その一方で、地域特性及び利用者のニーズに沿った緑農地製品が求められており、高品質化のためには、下水汚泥と異なる性質を有する他の有機質資材との融合化を図り、双方の有用な特徴を引き出すことが効果的であると考えられる。なかでも、処理･処分が社会的な課題として認識されつつある有機性廃棄物を有効活用することが期待されている。また、下水汚泥の緑農地利用にあたっては一般にコンポスト化が望ましいが、コストの抑制及び維持管理の軽減を目指した簡易な手法の開発が求められている。

2. 調査目的及び方法

本調査は、下水汚泥の緑農地利用をより一層推進するため、他の有機質資材との融合化の検討ならびに簡易なコンポスト化手法の開発を目的に実施するものである。そこで、有機性廃棄物の検索を行い、下水汚泥との混合コンポストの発酵性を確認するとともに、施用効果も含めた製品の肥効を把握することとする。さらに、野積み方式を用いた実用規模のコンポスト化実験を実施し最適な発酵条件を検討する。

3. 平成9年度の調査結果

平成９年度は、有機性廃棄物の排出及び利用状況を調査し量的な利用可能性を把握するとともに、室内実験において豚糞混合コンポストの円滑な発酵を確認した。また、茎葉類を副資材に用いた実用規模の発酵実験を実施し、野積み方式における仕込み条件等の操作因子を検討した。さらに、牛糞と下水汚泥の融合コンポストを用いた施用試験を行い、窒素無機化特性及び施用効果を評価し作物に応じた最適な施用量について検討を行った。

4. 平成10年度の調査結果

平成 10 年度は、茎葉類を副資材に用いた室内規模及び実用規模の発酵実験を行うとともに、実用規模における牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を行い、これらの設計因子を検討した。また、平成９年度に引き続き牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行いその効果を評価した。

4.1 茎葉類を用いた混合コンポスト化実験

4.1.1 目的

コンポスト化においては原材料の化学的組成に加え、含水率、粒度等の物理的特性が重要な設計因子あり、とくに切返し頻度が比較的少なくしかも強制通気を行わない野積み方式においては適正な空隙を確保することが重要である。一方、麦わら等の茎葉類は農業由来の代表的な有機性廃棄物であり、コンポストの副資材として含水率の調整及び空隙の確保といった機能を有するため、下水汚泥との融合化が期待できる。平成９年度に実施した茎葉類と下水汚泥の混合コンポスト化実験では、発酵状態は仕込み時のかさ比重に左右されることが確認されたが[1]、コンポスト化過程の混合物の空隙率を正確に測定することは一般に困難である。そこで、平成 10 年度は茎葉類と下水汚泥の混合コンポストに関し、空隙率及び粒度の双方を反映する通気性に着目し室内発酵実験を行った。また、平成９年度に引き続き野積み方式における最適な仕込み条件を検討するため、実用規模の発酵実験を実施した。

4.1.2 実験方法

(1) 室内実験

本実験では、北海道 S 処理場の無消化脱水汚泥及び T 処理場の消化乾燥汚泥を原料とし、茎葉類には S 町の農家より入手した乾燥牧草を 20cm 程度に裁断して用いた。表-1 に実験条件を示す。混合割合は 4 ケース、初期含水率は同一に設定して直径 10cm,高さ 60cm の円筒形の発酵槽に仕込み、強制的に通気させ 30 ℃恒温室内で 46 日間発酵させた。この間温度を連続計測し、切返し時に図-1 に示すように発酵物の通気係数 K

$K = vL/\Delta p$ ($m^2/s \cdot Pa$)…①

v：空気流速(m/s)

L：層厚(m)

Δp：圧力損失(Pa)

を測定した。切返し後混合物を発酵槽に再投入する際には、野積み時の圧密を想定し一定条件で充填するとともに試料を採取し性状･組成を分析した。

表-1 牧草混合コンポスト室内実験条件

				CASE-1	CASE-2	CASE-3	CASE-4
仕込み条件	乾混合比	下水汚泥	脱水	0.25	0.22	0.18	0.16
			乾燥	0.75	0.78	0.82	0.84
			計	1.00	1.00	1.00	1.00
		茎葉(牧草)		0.44	0.26	0.11	0.00
	混合物含水率			60%			
	全混量量			1876g	2481g	2973g	4084g
	混合物体積			4.71L			
実験期間				46日間			
切返し頻度				3,6,11,19,31,40日目			
通気量				500mL/minから段階的に減			

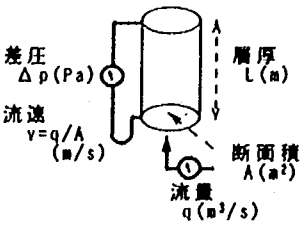


図-1 通気係数の測定

(2) 実用規模実験

本実験は、北海道十勝地方に設けられた採光可能な屋根付きのコンクリート床盤上で自然通気の野積み方式により夏季に行った。原料は室内実験と同じものを用い、切返しには自走式切返し装置を使用した。実験条件の詳細を表-2 に示す。平成 9 年度の実用規模実験では仕込み時のかさ比重が小さく乾燥が急激に進行したため、茎葉類の混合割合をさらに下げ 3 ケース設定した。初期含水率は同一とし、仕込み直後の混合物を長さ 4m, 幅 2m, 高さ 1m 程度に畝積みし 78 日間発酵させた。この間、乾燥による発酵抑制を避けるため含水率が概ね 40%を下回らないよう加水を行った。また、発酵温度及び気温を連続測定するとともに、切返し時に試料をサンプリングし性状･組成を分析した。

表-2 牧草混合コンポスト実用規模実験条件

				CASE-1	CASE-2	CASE-3
仕込み条件	乾混合比	下水汚泥	脱水	0.50	0.45	0.40
			乾燥	0.50	0.55	0.60
			計	1.00	1.00	1.00
		茎葉(牧草)		0.20	0.10	0.05
	混合物含水率			約65%		
	全混量量			2.2～2.7t		
	混合物体積			3.0～3.5m³		
実験期間				平成10年7月14日～平成10年9月30日(78日間)		
切返し頻度				5回/週(仕込み後2週間)以後段階的に減		

4.1.3 実験結果

(1) 室内実験

すべてのケースで仕込み直後から円滑な好気性発酵が認められた。仕込み時の体積を一定にしたため、下水汚泥の混合割合が大きいケースほど重量が大きく高い発酵温度が継続した。図-2 にかさ比重の経時変化を示す。牧草の混合割合が大きいほどかさ比重は小さく、その関係は実験終了時まで保たれた。また、全ケースとも発酵初期に低下し 19 日目以降は増加する傾向を示したが、実験期間を通して牧草の混合割合が大きいケースの方がかさ比重の変化が小さかった。これは汚泥自身の空隙率変化に比べ、牧草による空隙確保の効果が大きいためであると考えられる

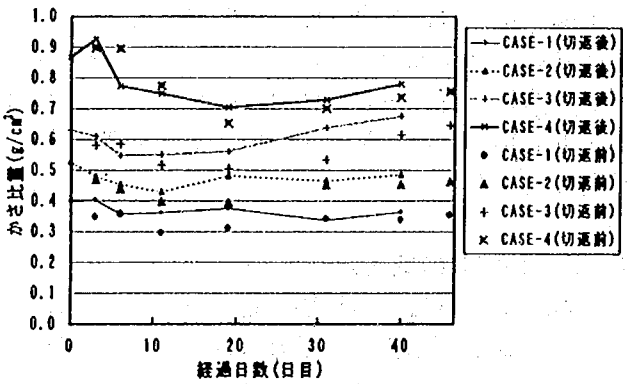


図-2 牧草混合コンポスト(室内)のかさ比重変化

次に、通気係数の経時変化の例を図-3 に、かさ比重と通気係数の関係を図-4 にそれぞれ示す。汚泥のみの CASE-4 では発酵の進行に伴い通気性が改善される傾向が見られたが、牧草を混合したケースでは

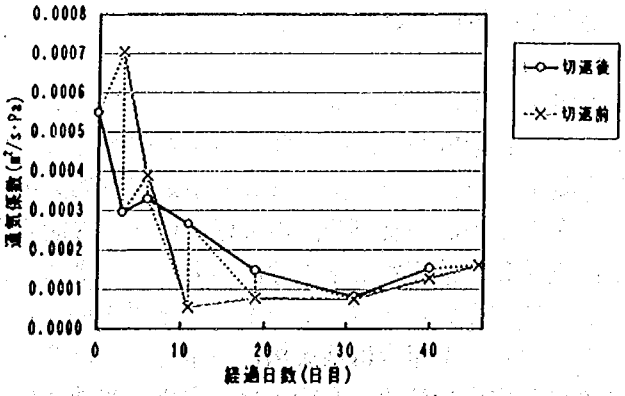


図-3 牧草混合コンポスト(CASE-2)の通気係数変化

仕込み直後の通気係数が大きく時間の経過とともに減少し、実験終了時にはすべてのケースで 1 ～ 1.5 × $10^{-4}m^2/s\cdot Pa$ 程度となった。これは、牧草が混合されている場合、粒子形状の変化に比べ初期に大きい空隙率が発酵の進行に伴って大きく減少するため、以下の式で表される圧力損失Δ p

$$\Delta p = (f\,\eta\,v\,L/\phi^2 D^2)\times\{(1-\varepsilon)^2/\varepsilon^3\}\ (Pa)\cdots②$$

f：係数(-)

η：空気粘性係数(kg/(m·s))

ϕ：粒子形状係数(-)

D：粒径(m)

ε：空隙率(-)

の項$(1-\varepsilon)^2/\varepsilon^3$が急激に増加し[2]①式の通気係数が減少するものと考えられる。なかでも、牧草の混合比が最も大きい CASE-1 では仕込み時の通気係数がとくに大きく、その後急激に低下したが変化が不安定であった。また、CASE-2 と CASE-3 はかさ比重の差が 0.1kg/L 以上あったが、仕込み時の通気係数はともに 5 × $10^{-4}m^2/s\cdot Pa$ 程度であり発酵期間中もほぼ同様の値を示した。

(2) 実用規模実験

発酵温度及び含水率の変化をそれぞれ図-5、図-6に示す。下水汚泥と牧草の乾混合比を 1:0.2 に設定した CASE-1 ではすみやかな温度上昇が見られたが、牧草の混合割合の小さい CASE-3 は立ち上がりが遅く 65 ℃に達するまで 30 日以上を要した。一方、発酵物の乾燥は CASE-1 で若干速く進んだもののケース間で大きな差は生じず、加水により発酵温度は再び上昇した。

次に、かさ比重の変化を図-7 に示す。仕込み時の測定値は不安定であったが、仕込み直後 3 日間の平均値は CASE-1, 2, 3 でそれぞれ 0.61, 0.63, 0.68t/m^3 であり牧草の混合割合に応じた値を示した。さらに最初の 10 日間は CASE-2 及び 3 のかさ比重が増加した。これは牧草の混合割合が小さく空隙が保てなくなり圧密が進んだためである[3]と推測される。その後かさ比重は全ケースで含水率とともに低下し、加水後は発酵の進行に伴い増加した。また、この間各ケースのかさ比重の差は 0.1t/m^3 程度で概ね一定であった。

以上の結果から、野積み方式による茎葉類との混合コンポスト化においては、乾燥汚泥で含水率を調整する場合でも、下水汚泥に対する牧草の乾混合割合を 0.2 以上、仕込み時のかさ比重を 0.6t/m^3 以下とすることが望ましいと考えられる。

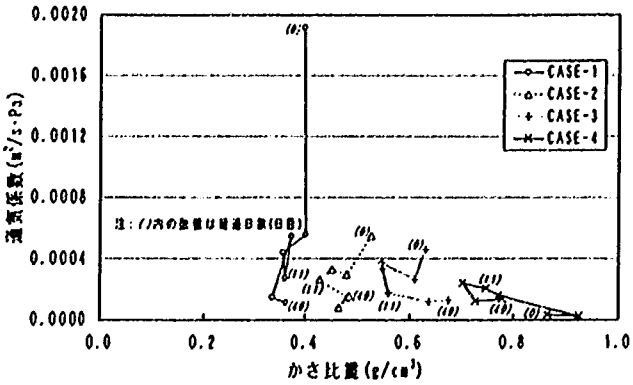


図-4 かさ比重と通気係数の関係(切返後)

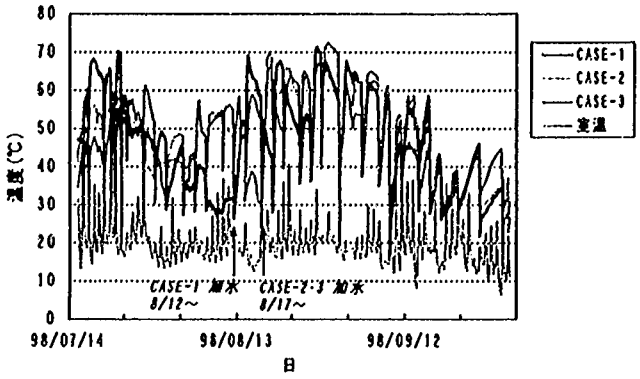


図-5 牧草混合コンポスト(野積み)の発酵温度変化

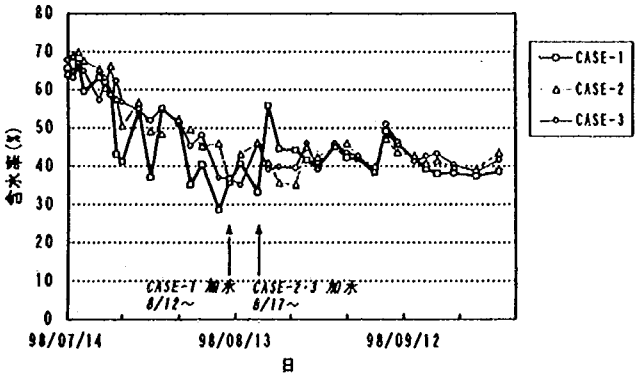


図-6 牧草混合コンポスト(野積み)の含水率変化

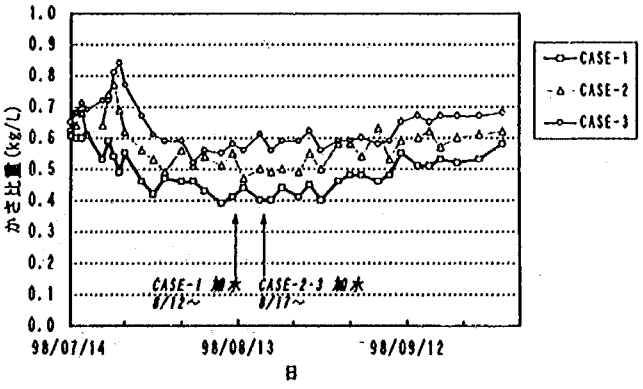


図-7 牧草混合コンポスト(野積み)のかさ比重変化

4.2 牛糞融合コンポストの返送発酵実験

4.2.1 目的

土木研究所では平成7～8年度に野積み方式を用いた実用規模での牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を実施しており、初期含水率を夏季に 65%、冬季には 60%程度に調整すれば良好に発酵することが確認されている [4]。しかし、これまでの実験では含水率調整のため乾燥汚泥を混合しており、脱水汚泥のみを原料とした方法を確立する必要がある。そこで、平成 10 年度は仕込み時の含水率調整及び空隙確保を図る目的でコンポストを返送した場合の発酵実験を実用規模で行い、その発酵性を確認した。

4.2.2 実験方法

本実験では茎葉類の実用規模実験と同じ場所、原料及び切返し装置を用い、牛糞は北海道 S 町の農家より入手した。実験条件を表-3 に示す。まず夏季に返送用のコンポストを製造し、それを用いて秋冬季に返送発酵実験を行った。下水汚泥と牛糞の乾混合比は各ケースでできるだけ一定となるよう調整し、畝積みした混合物を夏季は 78 日間、秋冬季は 51 日間発酵させた。返送実験においては返送率を湿重量で 30%及び 90%に設定し、下水汚泥はそれぞれ乾燥汚泥のみ、脱水汚泥のみとした。実験期間中は発酵温度及び気温をを連続測定し、同時に試料の性状・組成を分析した。

表-3 牛糞融合コンポスト実用規模実験条件

				返送用コンポスト製造	返送発酵実験	
仕込み条件	乾混合比	下水汚泥	脱水	-	-	1.00
			乾燥	1.00	1.00	-
			計	1.00	1.00	1.00
		乳牛糞(麦稈敷料)		0.80	1.03	1.18
		副資材(牧草)		0.12		
		返送コンポスト			1.32	7.91
	返送率(湿ベース)				32%	93%
	混合物含水率			約65%	約60%	
	全湿重量			15.3t	6.3t	5.2t
	混合物体積			25.1m³	9.7m³	7.3m³
実験期間				平成10年7月14日～平成10年9月30日(78日間)	平成10年10月27日～平成10年12月17日(51日間)	
切返し頻度				5回/週(仕込み後2週間)以後段階的に減	5回/週(仕込み後5週間)以後段階的に減	

4.2.3 実験結果

発酵温度の変化を図-8 に示す。両ケースとも発酵の立ち上がりはゆるやかであったが、ともに 8 日後には 65 ℃に達した。また、同じ乾混合比でも実験期間を通して返送率の小さい乾燥汚泥のみの方が高温を保った。一方、含水率は両ケースともゆるやかに低下し、発酵温度が最高気温の 10 ℃を下回った時点でも 45%以上であった。発酵物の分析結果を表-4 に示す。両者とも発酵による明らかな値の変化が見られた。T-C, T-N の変化は乾燥汚泥のみの方が大きく、これは脱水汚泥のケースに比べ返送率が小さく発酵が旺盛であったためであると考えられる。以上の結果から、返送を行うことにより脱水汚泥のみでも野積み方式で牛糞との融合コンポスト化が可能であると考えられるが、良好な発酵を促進するため返送率等の仕込み条件をさらに検討する必要がある。

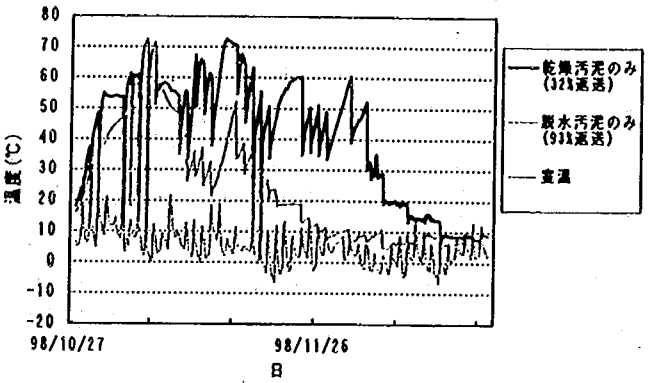


図-8 牛糞融合コンポスト(野積み)の発酵温度変化

表-4 牛糞融合コンポスト(野積み)の組成変化

項目	返送用コンポスト		返送発酵実験			
			乾燥汚泥のみ		脱水汚泥のみ	
経過日数	0日目	48日目	1日目	50日目	1日目	50日目
VS/TS (%)	73.3	56.0	65.4	47.1	64.2	48.9
T-C (%)	32.5	26.1	29.4	25.4	27.6	26.2
T-N (%)	2.97	2.66	3.06	2.83	3.16	3.03
C/N	11.0	9.82	9.62	8.96	8.75	8.63

4.3 牛糞融合コンポストの施用試験

4.3.1 目的

牛糞と下水汚泥の融合コンポストの施用効果に関しては、平成7年度にコマツナを用いた幼植物試験を実施しており良好な成績が得られている [5]。しかし、農地への施用にあたっては実際の農作物を対象とした施用試験を行い肥効を確認する必要がある。そこで、牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用効果を詳細に把握するとともに適正な施用量を検討するため、平成9年度に引き続き施用試験を実施した。

4.3.2 試験方法

本実験は、平成8年度に得られた牛糞と下水汚泥の混合割合の異なる2種類の融合コンポスト [4] を用い、

北海道立十勝農業試験場及び花・野菜センターにおいて実施した。化学肥料及び融合コンポストを試験圃場に施肥し、供試作物として葉茎菜類のキャベツ、根菜類のてん菜及び豆類の小豆を用いて収量等を調査した。とくにキャベツについては窒素利用率を把握するため圃場試験に加え枠試験も実施した。表-5 に使用した融合コンポスト及び実験内容の概要を示す。キャベツの圃場試験においては、平成 9 年度に実施した枠試験の結果から(表-7 参照)、融合コンポスト 1t/10a・現物施用で化学肥料は標準施用量から N, P_2O_5, K_2O それぞれ 3, 2, 5kg/10a の減肥を基本とした。てん菜については、平成 9 年度の施用試験でコンポストを 1 または 2t/10a・現物施用、化学肥料の N 減肥量を 3kg/10a としたが窒素過剰が認められた[6]ためコンポスト施用量を半減させた。また、小豆は標準施肥量が小さいため化学肥料の減肥は行わずコンポストの上積み施肥とした。

4.3.3 試験結果

キャベツの枠試験結果を図-9 に示す。窒素利用率はコンポスト施用量に応じた変化がなく、下水汚泥と牛糞の乾燥混合比が 5:10, 9:10 の融合コンポストでそれぞれ 6%, 15%であった。これは、施用量にかかわらず下水汚泥の混合割合の大きい融合コンポストの方が窒素無機化が進みやすいことを示すものである。一方、収量も混合比 5:10 コンポストに比べ 9:10 の方が多かったが、両者とも概ね施用量に比例する結果となった。

次に、キャベツの圃場試験結果を図-10 に示す。平成 9 年度の試験結果と同様、混合比 9:10 の融合コンポスト施用区において顕著な中間収量の伸びが見られた。収穫量は N を 6kg/10a 減肥した混合比 5:10 のコンポスト施用区で 1 割程度減収したものの、他の区では標準区程度の収量が得られ肥効成分の吸収量も概ね一定であった。したがって、融合コンポスト 1t/10a・現物施用の場合、化学肥料は N, P_2O_5, K_2O でそれぞれ 3, 2, 5kg/10a 程度減肥が可能であり、とくに混合比 9:10 の融合コンポストでは N の減肥量を 6kg/10a 程度としてもよい考えられる。

てん菜及び小豆の圃場試験結果をそれぞれ表-6、図-11 に示す。平成 9 年度に比べ融合コンポスト施用量を少なくした平成 10 年度のてん菜は根部の糖量が増加するとともに、地上部と根部の比である T/R 比が小さくなり窒素過多による地上部の過剰な生育が抑制された。一方、化学肥料を減肥しなかった小豆では融合コンポスト施用による増収効果が主にさや数の増加としてあらわれ、とくに下水汚泥の混合割合の大きい方で顕著であった。

これらの結果に基づき、融合コンポストを施用した場合の化学肥料の減肥可能量を計算した。その結果を表-7 に示す。融合コンポスト 0.5t/10a・現物あたりの窒素減肥可能量は、施肥窒素のないキャベツ枠試験の場合混合比 5:10, 9:10 コンポストでそれぞれ 0.5, 2kg/10a となり、一方、施肥窒素があるてん菜では窒素吸収力が高まりそれぞれ 1.5, 3kg/10a 程度となった。また、キャベツの圃場試験結果からも、てん菜の場合と同様 1t/10a・現物施用あたりそれぞれ 3, 6kg/10a 程度の窒素減肥が可能であると推定された。

表-5 施用試験の概要

使用コンポスト	下水汚泥:牛糞 乾燥混合比	肥効成分 (%・DS) N	P_2O_5	K_2O	C/N (-)
	5:10(肉牛,バーク)	2.8	3.6	1.6	11
	9:10(乳牛,麦稈)	4.2	5.4	1.2	7.5
実験項目	供試作物	施用条件 化学肥料	融合コンポスト (t/10a・現物) H10	H9	
枠試験	葉茎菜類 (キャベツ)	N無施肥	1.0	-	
			-	2.0	
		P_2O_5無施肥	-	2.0	
		K_2O無施肥	-	2.0	
圃場試験		N減肥 1)	1.0	-	
		N,P_2O_5,K_2O減肥 2)	1.0	-	
	根菜類 (てん菜)	N減肥 3)	0.5	-	
			1.0	1.0	
			-	2.0	
	豆類 (小豆)	標準量施肥	0.5	-	
			1.0	-	

1) 標準施用量からの減肥量 : 3または6kg/10a
2) 標準施用量からの減肥量 : それぞれ3,2,5kg/10a
3) 標準施用量からの減肥量 : 3kg/10a

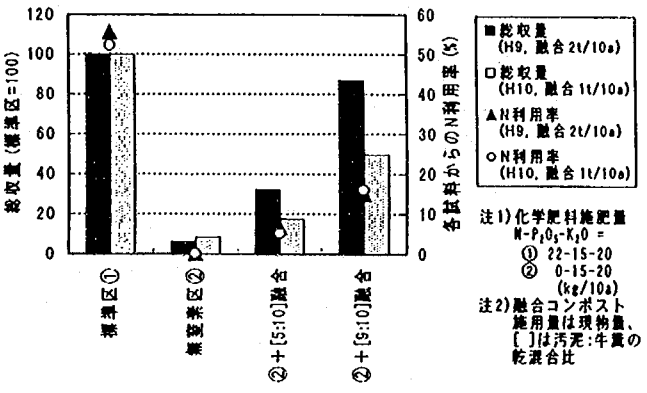


図-9 キャベツの枠試験結果

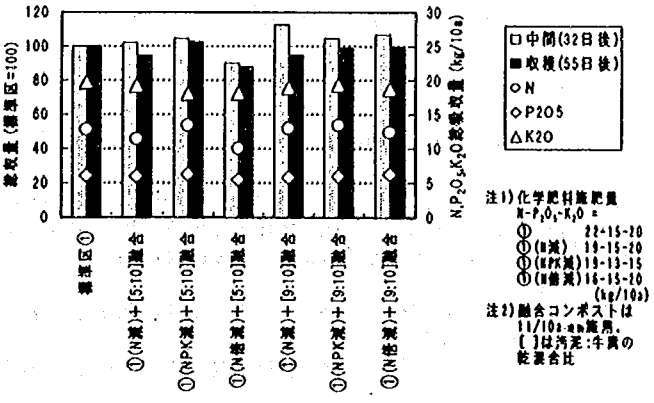


図-10 キャベツの圃場試験結果

表-6 てん菜の圃場試験結果

試料[1]		根重[3]	修正施量[5]	T/R比
H9	化学肥料減肥区①(③から窒素減肥)[2]	100	100	0.47
	①+[5:10]融合コンポスト1t/10a·現物	101	97	0.45
	①+[5:10]融合コンポスト2t/10a·現物	105	95	0.65
	①+[9:10]融合コンポスト1t/10a·現物	106	97	0.56
	①+[9:10]融合コンポスト2t/10a·現物	104	88	0.69
	化学肥料無窒素区②(③から窒素除き)[3]	59	63	0.39
	化学肥料標準区③[4]	101	103	0.50
H10	化学肥料減肥区①(③から窒素減肥)[2]	100	100	0.58
	①+[5:10]融合コンポスト0.5t/10a·現物	106	106	0.63
	①+[5:10]融合コンポスト1t/10a·現物	103	100	0.62
	①+[9:10]融合コンポスト0.5t/10a·現物	107	105	0.61
	①+[9:10]融合コンポスト1t/10a·現物	108	106	0.61
	化学肥料無窒素区②(③から窒素除き)[3]	66	68	0.37
	化学肥料標準区③[4]	109	107	0.57

1) [ ] は汚泥:牛糞の乾混合比
2) 施肥量 N-P_2O_5-K_2O = 13-22.1-16 kg/10a
3) 施肥量 N-P_2O_5-K_2O = 0-22.1-16 kg/10a
4) 施肥量 N-P_2O_5-K_2O = 16-22.1-16 kg/10a
5) 化学肥料減肥区① = 100 とした指数

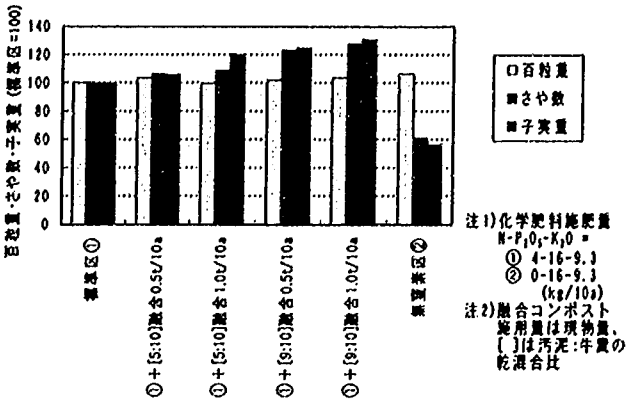


図-11 小豆の圃場試験結果

表-7 化学肥料の減肥可能量

実験項目	実験年度	コンポスト施用量(t/10a·現物)	化学肥料の減肥可能量 (kg/10a)[1]					
			[5:10][2]融合コンポスト			[9:10][2]融合コンポスト		
			N	P_2O_5	K_2O	N	P_2O_5	K_2O
キャベツ(NPK無施用)	H9	2.0	0.6	0.8	1.4	2.3	0.8	2.9
	H10	1.0	0.4	-	-	2.0	-	-
てんさい(N減肥施用)	H9	2.0	2.2	-	-	2.9	-	-
		1.0	0.6	-	-	3.5	-	-
	H10	1.0	1.6	-	-	2.3	-	-
		0.5	1.2	-	-	2.2	-	-

1) コンポスト0.5t/10a·現物施用とした場合
2) 汚泥:牛糞の乾混合比

5. まとめ

平成10年度は、下水汚泥と他の有機質資材の融合化に関し、以下の知見を得た。

1) 茎葉類を混合した下水汚泥コンポストの通気性を把握するため室内発酵実験を行った。その結果、茎葉類の混合は発酵初期における空隙確保に効果があり、その発酵物の通気性は時間とともに低下した。また、茎葉類の混合割合とかさ比重及び通気係数の関係が示された。
2) 副資材に茎葉類を用いた下水汚泥のコンポスト化実験を野積み方式により行った。その結果、乾燥汚泥で含水率を調整する場合でも発酵初期における空隙を確保するため、下水汚泥に対する牧草の乾混合割合を0.2以上、仕込み時のかさ比重を0.6t/m^3以下とすることが望ましいと考えられた。
3) 返送コンポストを用いた牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を野積み方式で行い、秋冬季で脱水汚泥のみでも65℃以上の好気性発酵が確認された。
4) 牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行った結果、すべての供試作物で下水汚泥の混合割合の大きいコンポストの方が増収効果が大きかった。また、農作物ごとに適正な施用量を検討するとともに、化学肥料の減肥可能量を推計した。

今後は、茎葉類混合コンポスト及び牛糞融合コンポストの操作因子についてさらに詳細な検討を加えるとともに、事業化に向けた調査が求められる。

参考文献

1) 尾崎ら,「有機質資材の融合化と利用に関する調査」,平成9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3606号,pp.217-222,1998
2) 藤田賢二,「コンポスト化技術－廃棄物有効利用のテクノロジー」,技報堂出版,1993
3) 日本土壌肥料学会監修,「有機性汚泥の緑農地利用」,博友社,1991
4) 尾崎ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」,平成8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3528号,pp.209-214,1997
5) 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」,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.225-232,1996
6) 尾崎ら,「有機質資材の融合化と利用に関する調査」,平成9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3606号,pp.217-222,1998

12. 下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎正明
主任研究員　原田一郎
主任研究員　久保忠雄
研　究　員　石崎隆弘

1. はじめに

下水道はこれまで生活環境の向上，浸水の防除並びに水環境の保全を主な目的として整備されてきた。しかし、下水処理過程においては温室効果ガスが排出されるとともに、運転に伴う電力消費，施設建設時に投入されるエネルギーなど、下水道は環境に対し負荷を与える側面も有している。とくに近年では地球温暖化対策が緊急の課題となっており、下水道においても本来の目的に加え、環境に及ぼす負荷をできるだけ抑制するシステムの構築が求められている。そのため、下水道施設による環境負荷を定量的に把握するとともに、最適な下水道システムの検討に資する評価手法を確立する必要がある。

2. 調査目的

本調査は、環境に及ぼす負荷をできるだけ抑制した下水道システムの構築を図るため、その評価手法を確立するものである。そこで、代表的な指標である二酸化炭素及びエネルギーを対象に、ライフサイクルアセスメント手法を用いて下水道が及ぼす環境負荷を原単位として定量化するとともに、最適な下水道システムを検討する。なお、本調査の一部は日本下水道事業団、全国上下水道コンサルタント協会並びに日本下水道施設業協会との共同研究として実施する。

3. LCA手法及び調査の概要

ライフサイクルアセスメント(LCA)とは、社会経済活動が環境に及ぼす影響を総合的に評価する手法であり、環境負荷の低減策を検討するためのツールとして注目されている。LCA の研究は工業製品の分野から発達し、製造，流通，使用から廃棄までの製品の全ライフサイクル(LC)を通して発生する環境負荷を定量化し評価を試みるものである。したがって、貨幣価値換算で事業の有効性を判断する費用便益分析(B/C)とは異なり、環境負荷の特徴に応じた評価が可能となる。

一方、従来から公共事業では環境影響評価(EIA)が行われてきたが、これは周辺環境に及ぼす影響を調査して環境保全対策を検討するものであり、個々の事業実施の結果として生ずる負荷を把握するまでにとどまるものである。これに対し、LCA は複雑に組み合わさった多様な社会経済活動が与える環境負荷を包括的に評価できるため有力な手法であると期待されており、現在、国際標準化機構(ISO)においても規格化に向け作業が進められている。

下水道の場合、LCA を用いて環境負荷を定量化することにより、以下の評価に適用できると考えられる。

・計画段階：処理区の設定(処理場数)，管渠･処理場の配置
・設計段階：水処理系の分割･汚泥処理プロセスの選択／施設構造･設備機種の選定／施工方法の選択
・管理段階：運転方法の見直し／補修方法の選定　　など

さらに、下水道の LCA は当初建設時に加え、更新･改築時における検討、あるいは、他の排水処理施設との比較にも応用が可能である。そこで、本調査では、今後 LCA を用いてこれらの検討を実施する際に必要と

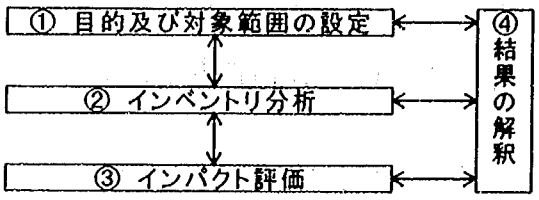


図-1　LCAの検討手順

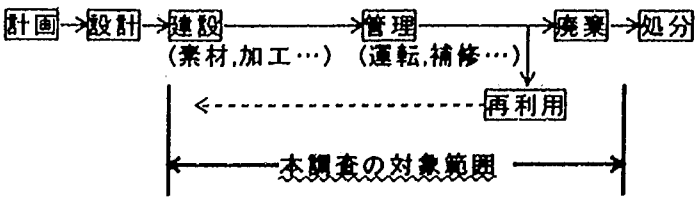


図-2　下水道のライフサイクル

される基本的な原単位 [1]並びに算出方法について検討を行うこととした。以下に、LCA の枠組み及び本調査の概要について図-1 に示す検討手順に沿って概説する。

(1) 目標及び対象範囲の設定 [2]

LCA は図-2 に示すように、本来は計画から廃棄･処分または再利用までの一連のライフサイクルを含み、しかも、酸性雨，富栄養化といった多様な環境負荷を対象とすることが可能である。LCA ではこれらの評価項目及び境界条件を目的に応じて任意に設定できるため、目標及び対象範囲の設定を明確にしておくことが極めて重要である。本調査では、代表的な環境負荷でありデータベースが比較的整備されている二酸化炭素($LCCO_2$)及びエネルギー(LCE)を指標とし、LC としては影響が極めて軽微である計画及び設計を除く建設，管理，廃棄及び再利用を対象とした。ただし、最終処分はそれのみで別途詳細な LCA 調査が必要とされる分野であり既存のデータも不十分なため、処分場までの運搬のみを計上することとした。

(2) インベントリ分析 [3]

インベントリ分析(LCI)とは、ある対象について、原料の調達から処分までの LC 内にインプット／アウトプットされる全ての物質･エネルギー量を把握し、最終的にはその一覧表を作成するものである。本調査はその目的に鑑み下水道の LCI に主眼を置いた。分析手法としては産業連関分析法及び積上法の 2 種類があるが、本調査では詳細な表現が可能な積上法を基本とした。ただし、電力，鉄など最も基本となる原単位は産業連関分析法により算出された既存のデータベースの値を引用し、小型モーターなど汎用性の高い部品で既に原単位が提示されている場合も同様の扱いとした。

検討対象は土木･建築及び設備に大別し、管渠及び処理場の代表的な工法または処理法を選択するとともに、実態と整合のとれた原単位とするため、実際の処理区を対象に LCI を実施した。調査箇所は一通りの施設が完成しており、かつ、積上に必要な積算資料などが保管されている比較的新しい処理区(供用開始後 10 年程度まで)を土木･建築及び設備ごとに抽出した。表-1 に検討対象の概要を示す。ただし、土木･建築分野に関しては、LC のうち建設のみを平成 10 年度の調査対象とし、とくに管渠は個別の施工箇所を全て対象とした積上が事実上不可能なため標準的な工区を設定した。また、LCI では人工に係わる負荷を考慮しない場合が多く、本調査でも見込まなかった。

表-1　LCA調査の検討対象

			土木･建築[1]				設備(電気･機械)	
検討対象内訳	負荷	CO_2	○[2]				○	
		エネルギー	●[3]				○	
	LC	工法･処理法	管渠		処理場		処理場	
			開削	推進	標準	OD	標準法	OD法
		建設	○	●	●	○	○	○
		管理					○	○
		廃棄･再利用	●	●	●	●	○	○
既存原単位の主な出典			建設省総合技術開発プロジェクト				建築学会，空気調和･衛生工学会	

1) 建築は付帯設備を含む
2) ○:本年度調査項目(次年度以降も含む)
3) ●:次年度調査項目(予定)

(3) インパクト評価 [4]

インパクト評価では、インベントリ分析で得られた負荷が環境に及ぼす影響を解析し評価する。下水道の場合、本来の目的である水質改善効果と、それに伴って生ずる温室効果ガスなどの環境負荷とを総合的に評価する部分がこれに相当する。しかし、その困難性ゆえ LCI に比べ手法の開発が遅れており、また、本調査の目的の範囲を超えるため、今後の検討課題とした。

4. 土木・建築を対象としたLCA分析

4.1 調査対象

下水道施設のうち、土木は管渠並びに水・汚泥処理施設の躯体部分、建築は管理棟・汚泥処理棟及びポンプ棟で構成されている。本調査ではこれらを大きく管渠，処理場土木，処理場建築に分類し、実際の処理区における環境負荷量を試算した。なお、建築には空調などの付帯設備を含めた。

平成 10 年度は建設に伴う CO_2 負荷のみを対象とし、管渠の補修，管理棟での電力消費など管理段階で生ずる負荷量、並びに施設の廃棄に係わる部分は平成 11 年度以降の検討課題とした。表-2 に調査箇所の概要を示す。処理方式はともに OD 法である。

表-2　土木・建築の調査箇所

箇所名	S	M
計画人口 (人)	12,050	6,200
計画面積 (ha)	337	217
計画能力 (m^3/日)	7,340	4,050
現有能力 (m^3/日)	1,850	2,700
水処理方式	OD法	OD法
汚泥処理方式	濃縮-脱水	濃縮-脱水
供用開始年度	H8	H9
管理棟・汚泥処理棟	別棟	合棟

表-3　管渠の標準工区

管種	遠心力鉄筋コンクリート管(B形管)
管径	φ200, 350, 500mmの3種類
土被	1.2, 3.0mの2ケース
人孔	組立1号マンホール1箇所 間隔:50m(φ200), 75m(φ350,500)
敷設方法	開削工法
土留	木矢板工または軽量鋼矢板建込工
土質	粘性土
地下水	掘削底面以下(水替工なし)
工事種別	管敷設工, 土工, 土留工, 人孔設置工, 付帯工(道路復旧工)

4.2 調査方法

建設時における LCI を積上法で行う場合、材料及び作業の量を種類ごとに分解する必要がある。本調査ではこれらを詳細に把握するため、設計書のうち工事内容が最も細かく分類されている代価表、または、積算時に材料及び建設機械の使用量を積み上げた数量計算書を用いた。必要な資料は各調査箇所に照会したが、管渠に関しては調査量が膨大となり事実上対応が不可能であるため、「下水道施設計画・設計指針と解説」に基づき表-3 に示す標準的な工区を設定し処理区全体にあてはめることとした。なお、管径は 3 種類、工法は開削とした。

次に、材料，燃料などに分解された工事内容の各要素に既知の原単位を乗じ、それらを累計して建設の CO_2 負荷量を算出した。ただし、上述の代価表または数量計算書で抽出された要素のうち、鉄筋コンクリート管など既存のデータベースを直接利用できない部材・工法については、それらを適用可能な段階まで構成要素をさらに分解し原単位を求めた。原単位データベースとしては、建設省総合技術開発プロジェクトの報告内容[5]を基本とし、必要に応じて空気・調和衛生工学会[6]、土木学会[7]、日本建築学会[8]の優先順位で値を適用した。なお、建築付帯電気設備に関しては工事金額から CO_2 負荷量を算出した。

4.3 調査結果及び今後の課題

(1) 管渠

開削工法の標準的な工区における管渠建設時の負荷量計算結果を図-3 に示す。土被の差による相違はほとんど見られなかったが、単位延長あたりの CO_2 負荷量はφ 200 よりもφ 350 で小さくなった。この原因として、工区延長を設計指針に記述されている最大人孔間隔に設定したためφ 350 での施工効率が高く見積もられたと推定される。実際の人孔間隔はこれよりも短く、さらに実態に合わせた工区設定を検討する必要がある。工種ごとの内訳を見ると、図-4 に示すように、主に道路復旧工からなる付帯工の占める割合が 4 ～ 5 割と大きく、逆に管渠材料由来分は全体の 2%に満たなかった。

次に、標準工区の CO_2 原単位を処理区全体にあてはめた結果を図-5 に示す。なお、管径は 3 段階に、土被は 2m で分類した。流量計算書を用いて全ての枝管までを対象とした負荷量は、認可図書に記載されている処理区域面積が 20ha 以上の

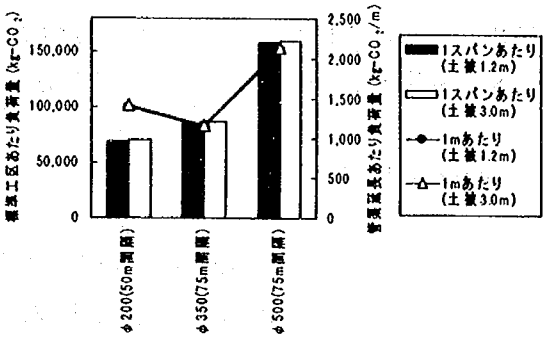


図-3　標準工区における管渠の建設負荷量

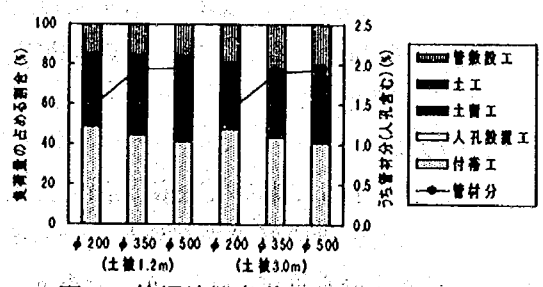


図-4　管渠建設負荷の工種ごとの内訳

幹線のみを抽出した場合の 7 倍以上となった。これは、管渠延長の大半を占める枝管の影響が大きいことを示すものである。一方、延長あたりの処理区平均負荷量は 1.4 ～ 1.5 × 10^3 kg-CO_2/m でほぼ一定であったが、より大きな管径の幹線を有する処理区では推進工法などを加えた検討が求めれらる。

(2) 処理場

OD 法の土木施設建設に伴う負荷量の計算結果を表-4 及び図-6 に示す。負荷の 90%以上は躯体工に起因し、とくにコンクリート工の割合が高かった。処理能力または施設空容積あたりの CO_2 負荷量はともに規模の大きい箇所の方が小さくなった。これはスケールメリットによるものと考えられるが、その傾向を確認するには規模の異なる調査箇所を増やす必要がある。一方、使用原単位の違いによる影響を検討するため土木学会の値を最優先に適用してみたところ 1 割程度低く見積もられた。

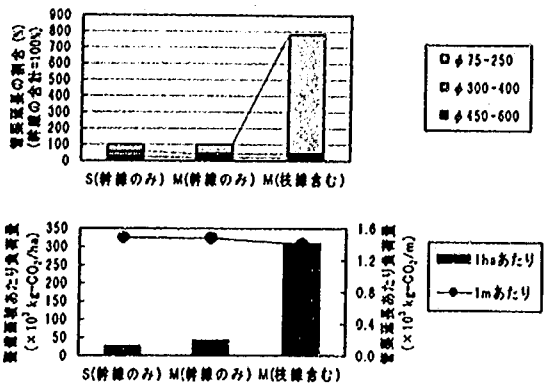


図-5 処理区全体の管渠建設負荷量

表-4 処理場土木の建設時負荷量

箇所	S	M
負荷量 (kg-CO_2)	1,256,670	1,208,196 (1,109,684)
処理能力 (m^3/日)	1,850	2,700
単位水量あたり負荷量 (kg-CO_2・日/m^3)	679	447 (411)
施設空容積 (m^3)	3,205	4,616
単位容積あたり負荷量 (kg-CO_2/m^3)	392	262 (240)

注) 下段()書は原単位の優先順位を変えた場合

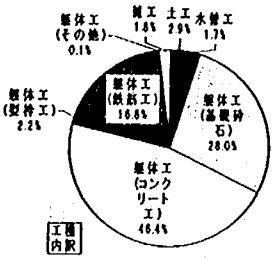


表-5 処理場建築の建設時負荷量

箇所	S (管理棟)	M (管理汚泥棟)
負荷量 (kg-CO_2)	393,900	1,370,300 (1,209,100) [996,200]
延床面積 (m^2)	488	1,601
単位延床面積あたり負荷量 (kg-CO_2/m^2)	806	856 (755) [622]

注) 中段()書は概算法(価格基準)を用いた場合
下段[]書は概算法(部材基準)を用いた場合

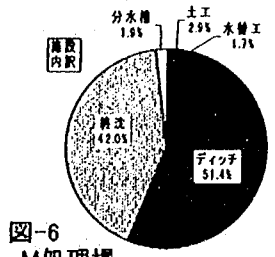


図-6 M処理場 土木建設負荷の内訳

次に、建築物の建設負荷量を表-5 に示す。簡便な計算法である概算法 [8]の結果とは数割程度差が生じたが、対象施設の規模が大きく異なるにもかかわらず、延床面積あたりの負荷量は 800kg-CO_2/m^2 程度の近い値を示した。

(3) 処理区全体

土木・建築の建設負荷の合計値を図-7 に示す。処理場に比べ管渠の枝管による寄与が極めて大きい結果となった。なお、処理場土木は処理水量あたりの負荷量を用いて全体計画値を算出したが、それぞれの CO_2 原単位の信頼性を高めるため引き続き算出方法の検討並びにデータの蓄積を図る必要がある。

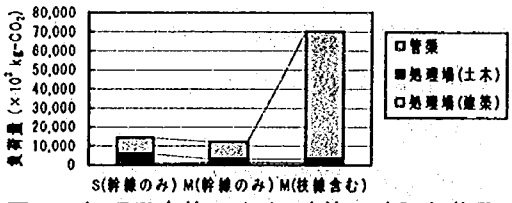


図-7 処理区全体の土木・建築の建設負荷量

5. 設備を対象としたLCA分析

5.1 調査対象

一般に、機械・電気設備が及ぼす環境負荷量は土木・建築に比べ管理段階の占める割合が圧倒的に多いと言われている [7]。そこで、設備に関しては、建設, 管理, 廃棄・再利用すべての LC 工程を対象として調査を行った。さらに、建設を「素材」,「加工」,「運搬」,「据付」に、管理を「運転」,「補修」に、廃棄・再利用を「解体」,「再生」にそれぞれ分割し、表-6 に示す調査箇所における環境負荷量を計算した。ただし、処理に伴い下水及び汚泥から直接排出される CO_2 は加算せず、また、入手できた資料の内容から OD 法の箇所は機械のみ、別の箇所は汚泥焼却炉のみを対象とした。

5.2 調査方法

設備建設の LCI においても積上法では土木・建築と同様、材料及び作業の構成要素を細分し、それぞれ既存の原単位を乗じて負荷量を算出する。そこでまず、素材による負荷

表-6 設備の調査箇所

箇所名	I	H	T
計画能力 (m^3/日)	65,000	-	35,800
現有能力 (m^3/日)	32,500	-	15,000
水処理方式	標準法	標準法	OD法
汚泥処理方式	濃縮(重力・機械)-消化(一部)-脱水	焼却のみ対象(流動炉,100t/日)	濃縮-脱水
供用開始年度	S63	H7(焼却炉)	H3

に関しては、材料を鋼材，銅，樹脂など 15 種類に分類後、その構成比率が類似している機器を数種類にまとめて標準的な材料構成比率を設定し、それらの組み合わせを累計した(下式参照)。

$$\text{素材由来のLC-CO}_2(\text{kg-CO}_2) = \sum^{\text{機器}}\left[\text{機器重量}(\text{kg-機器}) \times \sum^{\text{材料}}\left(\text{材料構成比率}(\text{kg-材料/kg-機器}) \times \text{材料の負荷原単位}(\text{kg-CO}_2/\text{kg-材料})\right)\right]$$

設備のうち機械は、小型ポンプなど一定規格で大量生産される「汎用品」と、脱水機などプラントメーカーが自社で製造する「製缶品」に分け、さらに汎用品は 6 分類した。各材料の重量は、既存の重量表，製作図面，カタログ，数量計算書などを参照した。電気は 5 種類の「盤類」と機械的要素の強い「自家発電」に大別し、それぞれ代表的な機器を抽出し材料構成を詳細に調査した。一方、加工はメーカー・工場などで大きく異なると考えられるが、LC 中に占める割合が軽微であると見込まれるため、製品重量に対しメーカー経験に基づく率を乗じて簡便に計算した。なお、機械は汎用品・製缶品それぞれ 2 種類ずつ、電気は一律に設定した。

次に、管理段階においては、とくに運転が設備由来の環境負荷の大半を占めると予想される。そのため、設備の稼働時間及び負荷率の設定が重要であり、さらに下水道特有の課題として段階的な整備も考慮する必要がある。しかし、これらの実態を正確に把握し LCI に適用可能なパラメータを定めるには別途詳細な調査が求められる。そこで、平成 10 年度は、流入水量，汚泥濃度など処理対象となる下水及び汚泥の諸元は設計値を適用し、稼働時間及び負荷率も標準的な数値を用いることとした。ただし、電気設備は消費電力が軽微なため無視した。

上記以外の工程については、現地条件などに大きく左右され、また実態の把握が困難であることから標準的な条件を設定した。機械の補修は頻度により 3 分類し、再生は負の負荷量として普通鋼材及び特殊鋼材のみを計上した。これら LC の各工程における分析方法の詳細を表-7 にまとめる。なお、既存の原単位データーベースとしては、積上法による設備の LCI 分析時に利用しやすい重量単位で記述され、調査対象である CO_2 及びエネルギーを環境負荷とし、しかも下水道特有の設備分類に最も近い日本建築学会 [8]の値を採用した。また、運転による負荷量を年単位の計上としたため、建設及び廃棄・再利用に関しても算出された負荷量を「下水道施設改築・修繕マニュアル(案)」の標準的耐用年数で除し、全て 1 年あたりの負荷量として単位をそろえた。

表-7　設備のLCI分析方法

LC工程			機械	電気
建設	製造	素材	材料…11分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 普通鋼材/特殊鋼材/鋳物/鋼管・特殊鋼管/鋳鉄管/銅/アルミ/樹脂/ゴム/耐火煉瓦/塗料 機器 汎用品(6分類) ゲート・井/回転機器類/タンク類(樹脂製)/タンク類(鋼製)/ファン類/吊上機械 製缶品　＊1,500kg-CO2/ton程度	材料…10分類 (歩留まりを考慮し1.2倍) 普通鋼材/特殊鋼材/銅/アルミ/樹脂/ゴム/ガラス/電線/集積回路/ケイ素鋼板 機器 盤類(5分類;ソフト除外) 高低圧盤/変圧器盤/電子機器収納盤/監視操作盤/補助継電器盤 自家発電・特高受変電 素材の15%
		加工	機器 汎用品(2分類) (ポンプ・ブロワ等/ゲートバルブ等) 製缶品(2分類) (沈砂池機械・掻寄機等/タンク・架台等) ＊素材の10%程度,うち約6割は電力	
	運搬		4tトラック,200km輸送	(同左)
	据付		重機……1日・台/10t,トラッククレーン20-25t,8時間運転,稼働率0.4 架台・配管 素材:製造に準拠 加工:製造(製缶品)に準拠	重機　(同左) 配線 素材:製造に準拠 加工:製造に準拠
管理	運転		対象……電力/燃料(A重油,都市ガス)/薬品(次亜塩素酸ソーダ,高分子凝集剤,苛性ソーダ)　等 運転日数 水処理　365日/年 汚泥処理(焼却炉除く)　360日/年 汚泥焼却　300日/年 稼働時間…実績または設計値 負荷率 回転機器 0.4 その他　0.7	計上せず
	補修		製造の2% (回転機器,沈砂池機械,焼却炉等) 製造の1% (ゲート,可動堰等) 製造の0% (架台・配管)	製造の1%
廃棄・再利用	解体		作業……据付の1/4 輸送……4tトラック,100kmの1.5倍(場路分)	(同左)
	再生		回収率 普通鋼材10%,特殊鋼材20% 他の素材は計上せず	(同左)

5.3 調査結果及び今後の課題

(1) 標準法

標準法における設備の $LCCO_2$ 計算結果を図-8 に示す。LC 工程のうち運転が 95%，素材が 5%を占め、他は全てを加えても 1%に満たなかった。また、施設別では水処

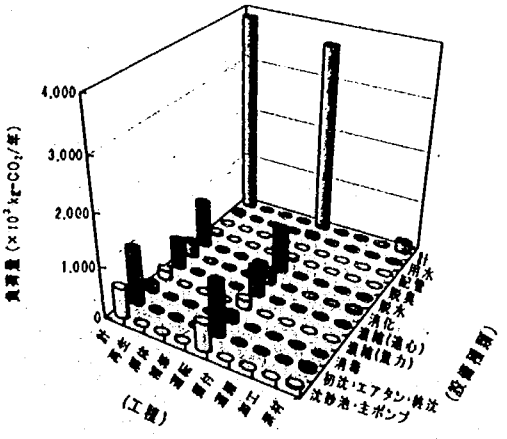


図-8　I処理場設備のLCCO₂内訳

理と汚泥処理が概ね同じ割合となった。一方、$LCCO_2$ に比べ LCE では素材寄与分が若干低くなったものの同様な内訳となり、汚泥脱水までを含む標準法設備の処理能力水量あたりの負荷量はそれぞれ 0.329kg-CO_2/m^3, 6.96MJ/m^3 と試算された。

上述の調査では全ての設備を対象として素材重量の積上を行ったが、それには膨大な労力を必要とする。そこで、素材由来分の積上の簡素化を目的に負荷量が 1,000kg-CO_2/年以上の主要な設備を抽出したところ、図-9 に示すように、2 割弱の機器数で 80%の負荷が計上できた。しかも、素材重量と $LCCO_2$ の抽出率は各施設でほぼ同じであり、主要設備の値から素材全体の負荷量の推計が可能であると考えられる。

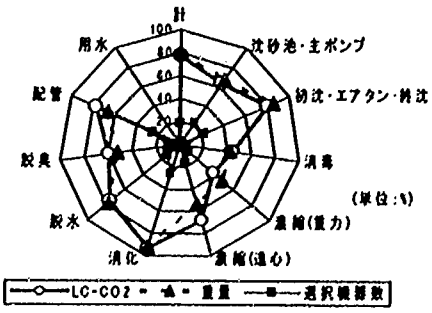


図-9 主要な設備の抽出

(2) 焼却炉

図-10 に流動焼却炉を対象とした LC エネルギーの計算結果を示す。他の設備同様、主に補助燃料及びブロワなどの消費電力に由来する運転分が大半を占めた。また、CO_2 でもほぼ同じ内訳となった。

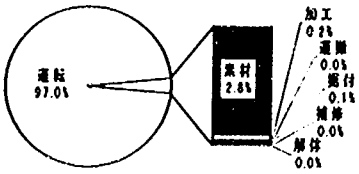


図-10 H焼却炉のLCエネルギー内訳

(3) OD 法

OD 法の機械設備のみを対象に $LCCO_2$ を試算したところ、標準法と同じく運転由来分が 95%以上となったが、図-11 に示すように、施設別ではディッチ部分が 80%以上を占めた。電気設備を計上しておらず汚泥処理方式も異なるため単純な比較はできないが、OD 法の場合、標準法に比べ攪拌・曝気に伴う負荷量の割合がより大きいと推定される。

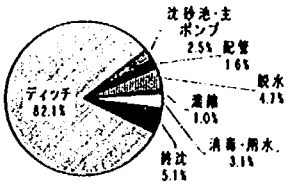


図-11 T処理場機械のLCCO2内訳

次に、日本下水道事業団の標準設計を適用して、処理規模と OD 水処理機械の $LCCO_2$ との関係を検討した。その結果を図-12 に示す。規模の増大につれ素材寄与分が減少したが、明確なスケールメリットは確認できなかった。規模との関係は引き続き詳細な検討が必要である。

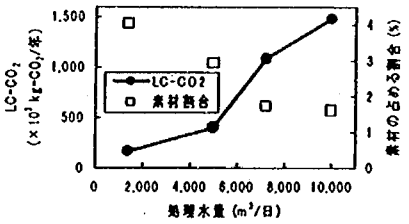


図-12 処理能力とOD水処理機械のLCCO2との関係

6. まとめ及び今後の調査予定

平成 10 年度は、下水道の LCA に関し、積上法による LCI 分析を中心にその適用手法を模索するとともに、実際の処理区を対象に CO_2 またはエネルギー負荷量を試算した。その結果、以下の知見を得た。

(1) 土木・建築の建設に伴う CO_2 負荷は管渠の枝管による影響が最も大きく、処理場土木では躯体工が 9 割以上を占め、また、建築物では延床面積あたりの負荷量がほぼ一定であった。

(2) 設備は CO_2, エネルギーとも 95%以上の負荷量が運転に由来し、残りの大半を占める素材に関しては主要な設備のみを対象とした簡易な計算方法の適用可能性が示された。

引き続き、規模・工種別にデータの蓄積を図り、あわせて運転状況及び段階的整備を考慮し、計画段階で利用可能な LCA 原単位の構築を図る。さらに、LCA を用いた下水道システムの比較検討を行う予定である。

参考文献

1) 古川高司,「パブリックデータベースの必要性と管理体制の在り方」,環境管理, Vol.33 No.4, pp.377-382, 1997.4
2) 例えば、青木良輔,「LCA利用目的と限界」,環境管理, Vol.33 No.4, pp.7-12, 1997.4
3) 例えば、産業環境管理協会LCA実務入門編集委員会,「LCA実務入門」, 丸善, 1998.8
4) 例えば、伊坪徳宏,山本良一,「ライフサイクルインパクト分析手法の現状」,土木学会論文集, No.573, pp.1-8, 1997.8
5) 建設省,「建設省総合技術開発プロジェクト 省資源・省エネルギー型国土建設技術の開発 最終報告書」, 1996.10
6) 空気調和・衛生工学会地球環境に関する委員会,「シンポジウム 地球環境時代における建築設備の課題」, 1995.7
7) 土木学会地球環境委員会環境負荷(LCA)研究小委員会,「土木建設業における環境負荷評価(LCA)研究小委員会講演要旨集」, 1997.8
8) 日本建築学会地球環境委員会ライフサイクル評価小委員会,「ライフサイクルCO2で建物を測る～建物の環境負荷評価の手引き」, 1997.3

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
研 究 員　白崎　亮
研 究 員　岡安 祐司

1．調査の目的

下水道施設の維持にあたっては、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が中心となっている。これらのセンサにおいて、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態ではない。

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反映す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. 調査内容

2.1 バイオセンサ反応素子の微生物の選定

平成 9 年度までに行ってきた下水処理場における稼働試験において、BOD センサの出力値が得られない現象が生じた。原因としては反応素子として使用している微生物（S-1 株）の活性の低下が考えられたため、室内実験によって酸素消費活性の確認を行った。その結果、下水処理水に対する活性が小さく、いずれ活性を失うことが予想されたため、再度、採取・単離する必要があると考えられた。そこで、札幌市創成川下水処理場より、新たに 4 種類の微生物株（SO-1 株、SO-3 株、C-1 株、C-5 株）を採取・単離し、従来から使用している S-1 株、微生物電極による生物化学的酸素要求量（以下、BODs と呼ぶ）の測定に用いられる酵母 *Trichosporon Cutaneum* と併せて、6 種類の菌体について、BOD センサ装着時の応答性について比較し、適応性を検討した。なお、ここでは、以下の項目を総合的に評価し、最も有用であると考えられる微生物を一種類選定した。

1) 出力値：DO センサ出力値が大きい方が、微生物膜への透過性が良好であることを示す。
2) 出力差：ある一定の濃度溶液に対しての出力値と、Buffer 溶液の場合との出力差。
　　出力差は、バイオセンサとしての応答性を意味し、大きい方が濃度差に対する出力が鋭敏であるといえる。
3) 相　関：濃度の異なる標準溶液に対するセンサ出力値によって作成される検量線の直線性を示す。

4) 再現性：日1回作成する検量線の各濃度におけるセンサ出力値の日変化量の大小によって判別する。この値が小さいほど微生物膜が安定しているといえる。

下記の2.1.1.～2.1.3.の評価の結果を総合し、SO-1株を選定した。

2.1.1. 標準溶液に対するBODセンサーの応答性

本検討に用いた6種の菌体を装着したBODセンサにおいて、3種類の標準溶液による検量線の作成を行った。3種類の溶液とは、グルコース・グルタミン酸溶液、合成下水、合成二次処理水である。

グルコースグルタミン酸溶液による検量線作成では、1～10mg/Lの濃度範囲では直線性を示した。合成下水、合成河川水による検量線作成では、同一のBOD濃度溶液におけるBODセンサ出力差はグルコースグルタミン酸溶液の場合に比べて小さく、検量線は約50mg/Lまでは直線性を示した。以上より、標準溶液に対しては、いずれの菌体も十分な資化能力を有することが確認できた。また、同一BOD濃度の溶液でも、BOD成分の組成によって、BODセンサの出力差は大きく異なることがわかった。

表-1 ｸﾞﾙｺｰｽ・ｸﾞﾙﾀﾐﾝ酸溶液の組成

基質	組成 mg/L
グルコース	682
グルタミン酸	682
BOD_5換算 1000mg/L	

表-2 合成下水の組成

基質	組成 mg/L
肉エキス	327
ペプトン	327
デキストリン	153
酵母エキス	373
その他、各種無機塩類	
BOD_5換算 1000mg/L	

表-3 合成二次処理水の組成

基質	組成 mg/L
肉エキス	360.4
ペプトン	540.6
ニトロフミン酸	849.2
タンニン酸	835.0
ﾘｸﾞﾆﾝｽﾙﾎﾝ酸 Na	485.4
ﾗｳﾘﾙ硫酸 Na	188.4
アラビアゴム	939.0
その他、各種無機塩類	
BOD_5換算 1000mg/L	

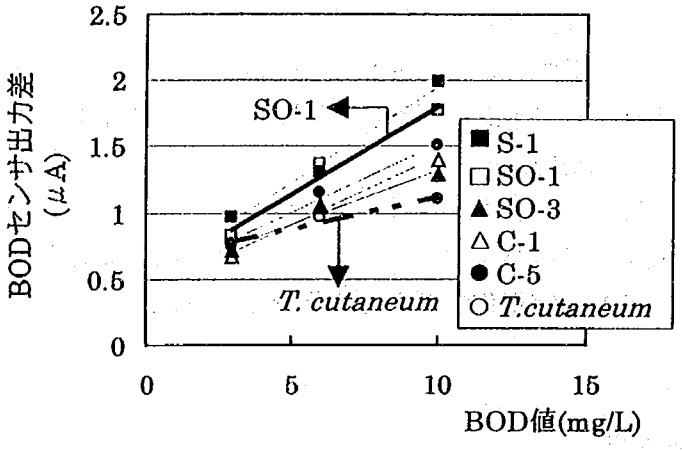


図-1 ｸﾞﾙｺｰｽ・ｸﾞﾙﾀﾐﾝ酸溶液による検量線の作成

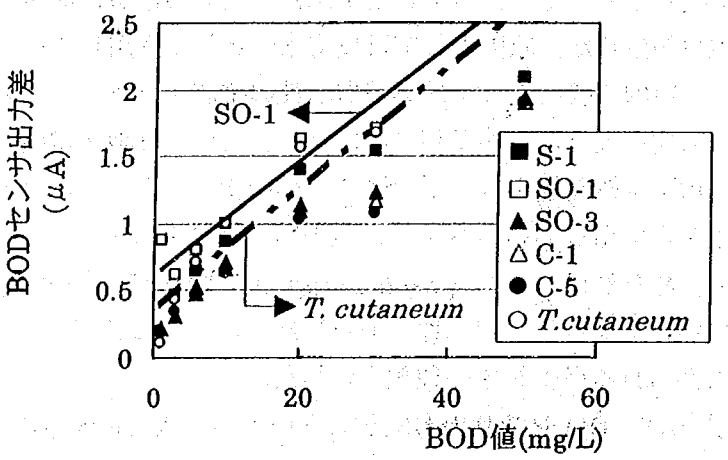


図-2 合成下水による検量線の作成

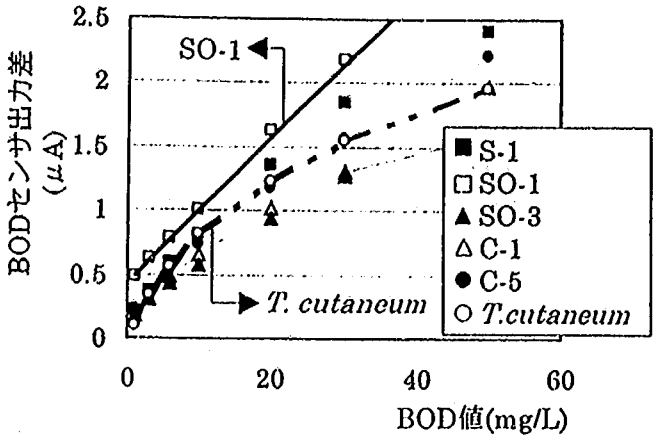


図-3　合成二次処理水による検量線の作成

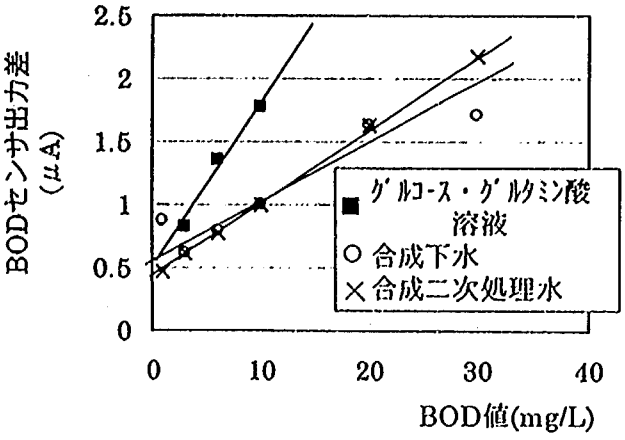


図-4　SO-1株を使用したBODセンサにおける検量線の作成

2.1.2　下水試料に対するBODセンサの応答性

本検討に用いた6種の菌体を装着したBODセンサにおいて、5箇所の下水処理場の最初沈殿池流出水の10倍希釈試料および二次処理水の出力差を測定し、それらの試料の公定法によるBOD値との比較を行った。下水試料全般として、同一のBOD濃度溶液におけるBODセンサ出力差は、各種標準溶液に比べて低く、全データによる公定法によるBOD値と、BODセンサによる出力差の相関性は低かった。また、最初沈殿池流出水（一次処理水）を対象に、希釈列（3倍希釈試料, 6倍希釈試料, 10倍希釈試料）を作成し、公定法によるBOD値とセンサによる出力値の関係を調査したところ、高い相関を示した。2.1.1.の結果と総合して考えると、一般に下水として一くくりに分類されている試料でも、採取処理場ごと、採取時間ごとなどでBOD成分の組成が異なり、それが、公定法によるBOD値とBODセンサによる出力差との相関性が低い原因となっていると考えられる。

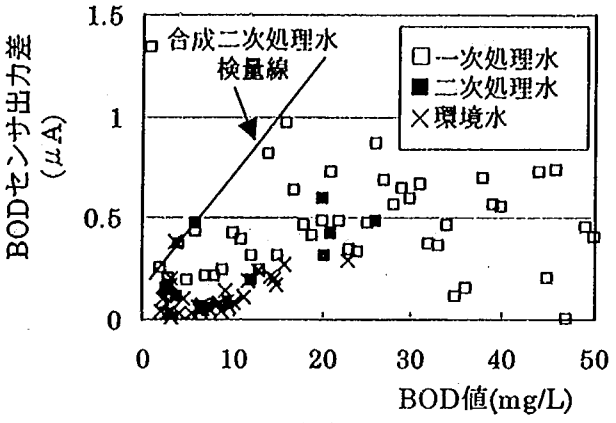


図-5　下水試料のBOD値とセンサ出力との比較

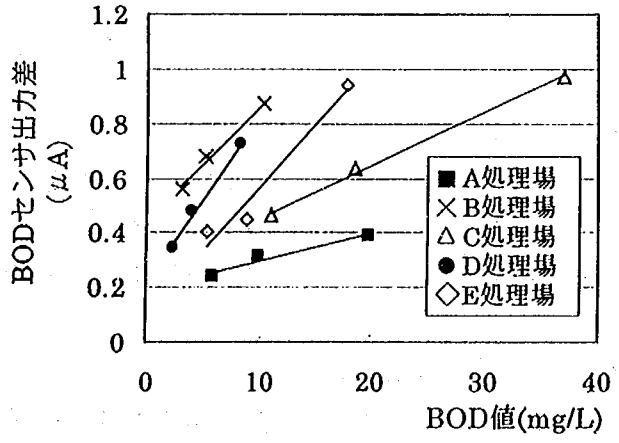


図-6　一次処理水の希釈列におけるBOD値とセンサ出力との比較

2.1.3　環境水に対するBODセンサの応答性

本検討に用いた6種の菌体において、12地点の環境水について、公定法によるBOD値と、BODセンサによる出力差を比較した。公定法による測定である程度のBOD値を示す試料であっても、BODセンサでは、ほとんど出力差を示さない場合が多く見られた。また、全データによる公定法によるBOD値と、BODセンサによる出力差の相関性も低かった。

2.2. 検出時間の影響についての考察

2.1.の検討において、同一BOD濃度の溶液でも、BOD成分の組成特性によって、BODセンサによる出力差が大きく異なることが見られた。この原因としては、従来から

① BODセンサでは、微生物固定化膜を通過できる溶解性BOD成分についてしか構造的に感知することができないため、粒子性のBOD成分を多く含む試料では、BODセンサでは低い出力差しか得られない。

② 公定法による測定の際の、BOD消費には、試料水中に含まれる多種の微生物が関与する。それに対して、BODセンサでは、単離した1種類の微生物を用いており、その単離菌が資化可能な試料水中のBOD成分が限定されているため、BODセンサでは低い出力差しか得られない。

等が、問題点として指摘されている[2)]。一方、バイオセンサの反応素子である単離菌が、たとえ、BOD成分を資化可能であっても、資化をするためにはある程度の時間を要するため、短時間での酸素消費を測定するBODセンサには、出力変化として現れないという可能性も考えられた。そこで、ここでは、BODセンサの検出時間を長く設定した場合を再現し、検出時間の延長が及ぼす影響について考察を行った。

2.2.1. 実験方法

BODセンサで用いられている固定化膜と同孔径の膜によって試料水をろ過する。そこへ、SO-1株を所定量植種し、植種菌による酸素消費量をクーロメータを用いて、5日間にわたって連続的にモニタリングした。植菌に際しては、桜井培養液にて培養し対数増殖期に当たるSO-1株を、菌体濃度OD_{660}=1に調整し、試料水100mLあたり1mL添加した。試料水は、標準溶液（グルコース・グルタミン酸溶液、合成下水）の希釈列、3箇所の下水処理場の最初沈殿池流出水（一次処理水）の10倍希釈水、二次処理水、6箇所の環境水とした。

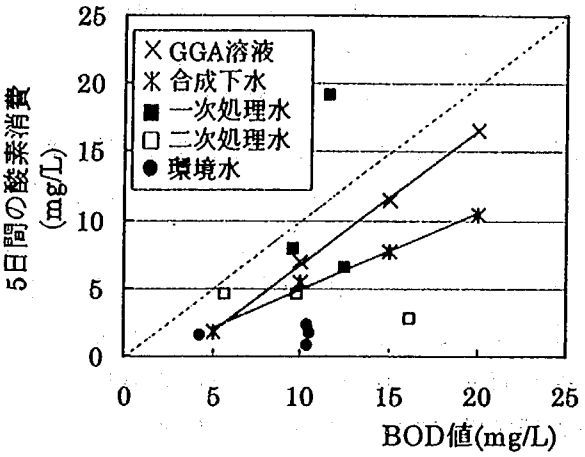


図-7 クーロメータでの5日間の酸素消費量と、BOD値との比較

2.2.2. 実験結果

一次処理水の1サンプルを除くと、5日経過後の酸素消費量は、公定法BOD値と比較するといずれも小さく、また、相関性も低かった。このことから、公定法BOD値とBODセンサの出力差の相関性の向上に対する、検出時間の変化の影響は小さいと考えられる。

2.3. 微生物保存方法に関する検討

バイオセンサは、低濃度で難分解性のBOD成分を含む下水処理水を対象とする。バイオセンサに使用する微生物は、そのような試料に対して高い活性を示すことが、より高感度な分析を行うために必要である。このような観点に基づき、現在までに数種の微生物を、下水処理場放流先河川等から検索し使用しているが、それらの微生物のほとんどは、継体培養を行っていくうちに、下水処理水に対する活性を徐々に低下させていく傾向を示した。この原因としては、継体培養で使用する培地が、下水処理水よりも微生物にとって資化し易い物質を多く含むため、継体培養の過程で、微生物が難分解性物質などに対する活性を失っていくためであると考えられる。そのため、継体培養以外の方法で微生物種を保存する有効な保存法を検討する必要があると考えられた。

2.3.1. 検討方法

平成10年度は、SO-1株について①冷蔵保存、②凍結乾燥保存、の手法にて微生物の保存を行い、一定時間経過後に懸濁再生させ、各種標準溶液に対する資化性の変化を調査することで、保存手法の有効性を考察した。資化性の評価は、フラン瓶を用いて行い、SO-1株を菌体濃度 OD_{600}=1に調整し、各種標準溶液(10mg/L)100mLあたり1mL添加し、24時間のDO消費量を測定することによって行った。

2.3.2. 検討結果

冷蔵保存：SO-1株を、スラント（斜面寒天培地）状態にて冷蔵保存し、1ヶ月後～6ヶ月後の資化性を調査した。3ヶ月以上保存した場合には、合成二次処理水への活性を失うことが確認された。また、微生物膜の状態での保存方法についても検討を行い、1ヶ月間冷蔵保存した微生物膜をバイオセンサに装着し、グルコース・グルタミン酸溶液に対する出力を観察したが、DO消費活性が見られなかった。以上より、冷蔵保存では活性の低下が生じるため、保存法として適当ではないと考えられる。

凍結保存：微生物膜の状態で、1ヶ月間凍結保存した微生物膜をバイオセンサに装着し、グルコース・グルタミン酸溶液に対する出力を調査したところ、通常の出力が得られた。

凍結乾燥保存：凍結乾燥された微生物の、1ヶ月後～6ヶ月後の資化性を調査した。各種標準溶液に対してDO消費活性が失われていないことが確認できた。以上の結果から、SO-1株の保存には、凍結乾燥保存が有効であると考えられる。

2.4. 可搬式バイオセンサの開発

従来から行ってきた連続モニタリングシステムとしてのBODセンサ開発とは別に、平成10年度は、室内設置を前提とした、可搬型のBODセンサの開発を行った。可搬型のBODセンサでは、連続モニタリングを前提としないため、流路内の雑菌の繁殖や、標準溶液の変質などの問題は小さいと予想される。反応素子に利用する微生物は、S-1株を使用した。また、従来のBODセンサと比べて、使用するDO電極、構造などについて改良を行っている。

2.4.1. 検量線の作成

本装置を用いて、グルコース・グルタミン酸溶液を標準溶液とした検量線の作成を行った。結果は、20mg/L程度までは直線性を有することが確認できた。

2.4.2. 環境水への適用性

環境水の12試料について、公定法によるBOD測定値と、センサによる出力差を比較検討し、相関性を検討した。同一BOD値の試料水におけるセンサ出力値を比べると、環境水の場合は、グルコースグルタミン酸溶液の場合に比べて小さく、従来のBODモニタにおける検討結果と同様の傾向を示した。

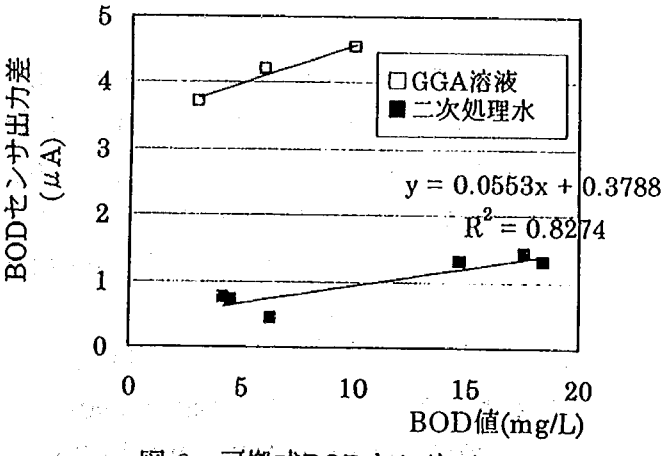


図-8 可搬式BODセンサでの
センサ出力と、BOD値の比較

2.4.3. 下水処理水への適用性

可搬型BODセンサを、札幌市創成川下水処理場の実験室内に設置しておき、一定時間間隔で当処理場より別途採水した二次処理水試料について、BODセンサにて出力差を測定するとともに、並行して公定法によるBOD測定を行った。同一BOD値の試料水でのセンサ出力差を比べると、二次処理水の場合は

グルコースグルタミン酸溶液の場合と比べて小さかった。しかし、従来使用していたBODセンサに改良を加えた結果、センサの出力値及び一定BOD濃度溶液に対する出力差の絶対値は大きくなっていた。また、公定法BOD値と、センサによる出力差との間には比較的良い相関性が見られた。従来から、検量線作成時には、グルコース・グルタミン酸溶液を使用しているが、今後、検量線作成用の標準溶液を、二次処理水の組成に近いものに改良することで、センサ出力値からBODs値を自動換算することも可能になることが示唆された。

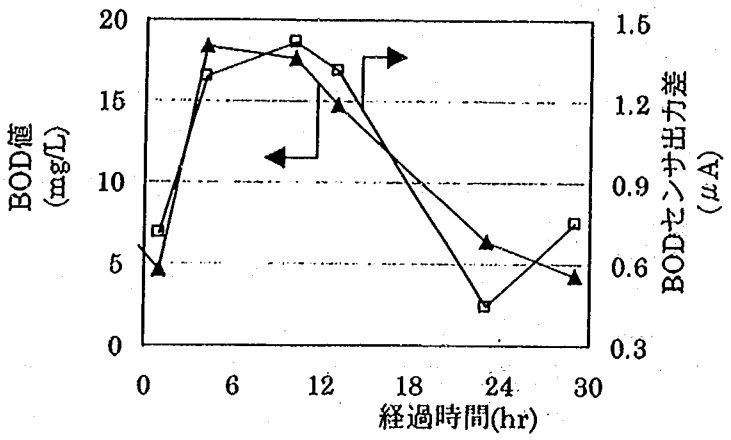


図-9　可搬式BODセンサでの、センサ出力と、BOD値の比較

3. まとめ

平成9年度までの調査では、BODセンサシステムを、下水二次処理水の連続監視に適用するに際しては、流路内の雑菌の繁殖による対象水の変質、保存標準溶液の変質、などが問題点としてあり、それを改善するための方法についても検討を行ってきた。しかし、各種改良検討を行ったにも係わらず、現状では、安定して運転できる期間は数日間程度にとどまっている。

平成10年度は、使用する微生物について再検討を行い、SO-1株を新たに選定した。また、当該微生物を用いたBODセンサの、各種試料水に対する出力特性を検討した結果、試料水中のBOD成分の組成が、BODセンサの出力に大きく影響することが示唆された。

また、一方で、連続モニタリングを前提としない、実験室設置型BODセンサの開発を行った。その結果、検量線作成用の標準溶液を改良することによって、利用が可能になることが示唆された。

—参考文献—

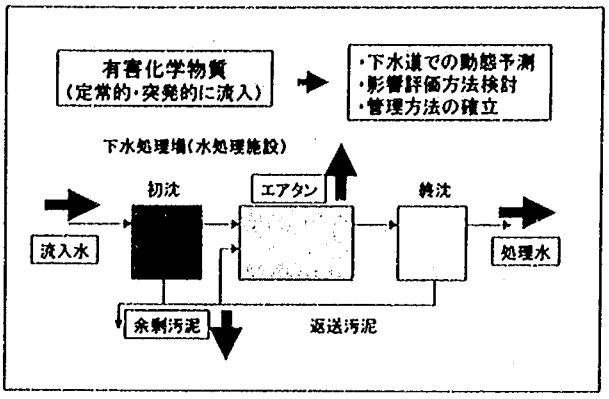
1) 中村, 田中, 豊田：バイオセンサーの実用化に関する調査, 土木研究所資料　No.3215 (1993)
2) 田中, 中村, 南山, 豊田：モニター型BODバイオセンサーの開発, 土木技術資料, 35-12, 48, (1993)
3) 田中, 南山, 豊田：バイオセンサーの実用化に関する調査, 土木研究所資料　No.3294 (1994)
4) 田中, 南山, 豊田：バイオセンサーの実用化に関する調査, 土木研究所資料　No.3374 (1995)
5) 田中, 南山, 豊田：バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査, 土木研究所資料　No.3458 (1996)
6) 科学分析部会　バイオテクノロジー専門委員会：微生物電極による生物化学的酸素要求量 (BODs)計測器, 日本規格協会 JIS K 3602-1990 (1990)
7) 田中, 南山, 豊田：バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査, 土木研究所資料　No.3528 (1997)
8) 田中, 南山, 豊田：バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査, 土木研究所資料　No.3606 (1998)

14.　下水道での有害化学物質の管理に関する調査

研究期間：平8～平11年
担当：水質研究室　室長：田中宏明　主任研究員：小森行也　研究員：岡安祐司　竹歳健治
重点研究支援協力員：矢吉宇靖子、東谷忠

【要旨】

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、環境や下水道への排出が規制されているところであるが、多くの化学物質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、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。



本調査は、下水道に定常的・突発的に流入する恐れのある種々の有害化学物質について下水道での動態予測、処理への影響、人の健康に与える影響評価方法の検討等、有害化学物質の管理方法を確立することを目的としている。

10 年度は、内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ﾎﾙﾓﾝ）に関する問題が顕在化し、社会問題となったことから、環境ホルモンを調査対象物質とした緊急調査を行った。建設省が平成 10 年度に実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」で調査対象とした化学物質のうち、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ(NP)と前駆物質のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPEO)の活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動調査を行い、その実態を明らかにした。また、建設省の実態調査で下水からの検出率が比較的高かった物質を対象として、活性汚泥処理実験装置を用いた実態調査を行った。

1．研究方法

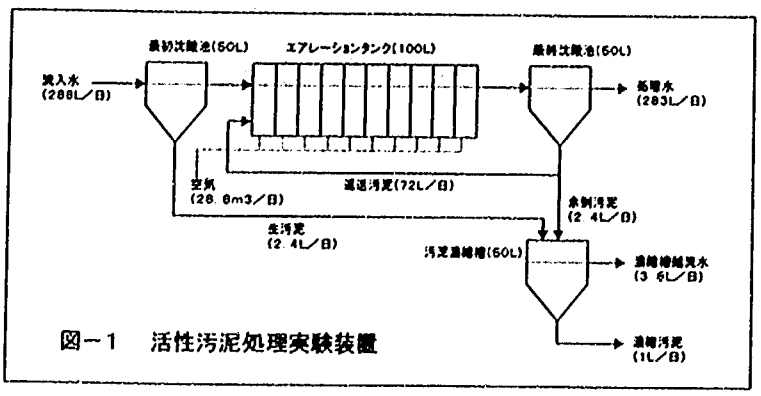
1．1　活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽにおける NP、NPEO の挙動

非イオン界面活性剤の一つである NPEO は、下水処理過程で好気・嫌気処理を受け NP を生じることが知られている[1)]。NP は、近年、社会問題化している環境ﾎﾙﾓﾝ問題の一対象物質として注目されている物質でもあり、我が国においても環境中での分布についていくつかの報告[2), 3)]がみられる。また、NP は、建設省が平成 10 年度に実施した「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」[4)]において河川水、下水について調査対象とした物質でもある。

本調査は、環境ﾎﾙﾓﾝの中でも界面活性剤という身近な物質が発生原因と考えられている NP の下水処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動把握を目的とした。

図－1 に示す活性汚泥処理実験装置を用い実下水を流入水とした。流入水、初沈流出水、処理水、濃縮槽越流水、生汚泥、余剰汚泥、濃縮汚泥を 3 時間間隔で 24 時間採取した後、同量づつ混ぜｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄ試料を作成し分析に供した。分析項目は、調査対象項目の NP と NPEO、実験装置の運転状況を評価するための項目、BOD、SS、D-TOC、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N である。NPEO は、ｴﾄｷｼﾚｰﾄ(EO)基が 5 以上のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙﾎﾟﾘｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPnEO)と EO 基が 1～4 のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NP1-4EO)に分けて測定した。なお、調査に用

いた実験装置は、最初沈殿池(50L)、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100L)、最終沈殿池(50L)、濃縮槽(50L)から構成されている。流入水量は 288L/day で運転しており水理学的な滞留時間は、初沈、終沈の各沈殿池が約４時間、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸが約８時間、濃縮槽が約 10 日である。汚泥返送率は 25%である。生汚泥、余剰汚泥引き抜き量は、それぞれ 2.4L/day、濃縮汚泥引き抜き量は 1L/day である。ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内 MLSS は約 2000mg/L、SRT は約 14 日である。



図－１　活性汚泥処理実験装置

① NP、NP1-4EO、NPnEO の分析

・水試料の前処理

水試料の分析は小島ら[2]の方法に準じた。流入水、初沈流出水、処理水を各 1L、濃縮槽越流水 500mL をｶﾞﾗｽ繊維ろ紙(孔径 1μm)でろ過した。ろ紙上に残った SS はﾒﾀﾉｰﾙを加え、1 分間放置した後ろ液に混ぜた。このろ液は、ﾒﾀﾉｰﾙ 10mL、超純水 10mL でｺﾝﾃﾞｨｼｮﾆﾝｸﾞした固相ｶﾗﾑ(Sep-Pak C_{18})に 20mL/min で通水した。その後、固相ｶﾗﾑは遠心脱水(2000rpm,10 分)し、ﾒﾀﾉｰﾙ 5mL で溶出(1mL/min)した。ﾒﾀﾉｰﾙ溶出液は、窒素を吹き付けにより 1mL に濃縮し HPLC 分析試料とした。

・汚泥試料の前処理

汚泥試料の分析は Kikuchi ら[5]の方法に準じた。生汚泥、余剰汚泥、濃縮汚泥各 200mL を遠心分離(2000rpm,10 分)し、上澄液と汚泥に分離した。上澄液は水試料の前処理に従い HPLC 分析試料を調製した。汚泥はｽｸﾘｭｰﾊﾞｲｱﾙに移し、ﾒﾀﾉｰﾙ 20mL を加え 10 分間振とう抽出した後、遠心分離(2000rpm,10 分)した。このﾒﾀﾉｰﾙ抽出を２回繰り返す。次にﾒﾀﾉｰﾙ抽出液をﾛｰﾀﾘｰｴﾊﾞﾎﾟﾚｰﾀでﾒﾀﾉｰﾙがなくなるまで濃縮し、残った水溶液をﾒﾀﾉｰﾙ 10mL、超純水 10mL でｺﾝﾃﾞｨｼｮﾆﾝｸﾞした固相ｶﾗﾑ(Sep-Pak C_{18})に 20mL/min で通水した。その後、固相ｶﾗﾑは遠心脱水(2000rpm,10 分)し、ﾒﾀﾉｰﾙ 5mL で溶出(1mL/min)した。ﾒﾀﾉｰﾙ溶出液は、窒素を吹き付けにより 1mL に濃縮し HPLC 分析試料とした。

・HPLC 測定条件

HPLC の分析条件を表－１に示した。逆相系ﾌｪﾆﾙ基結合ｼﾘｶｹﾞﾙを充填したｶﾗﾑを用いた。溶離液をﾒﾀﾉｰﾙ：水(70：30)で 9 分間流すことにより、NP と NP1-4EO を分離し 5 つのﾋﾟｰｸとして測定した。続けて 9～13 分までをﾒﾀﾉｰﾙとすることにより NPnEO を 1 つのﾋﾟｰｸとして測定した。本法による NP、NP1-4EO、NPnEO の定量下限値は、水試料が 0.001mg/L、汚泥試料が 0.1mg/kg である。なお、NP、NP1-4EO、NPnEO の標準液は、以下の試薬(東京化成)をﾒﾀﾉｰﾙに溶解し調整した。

表－１　HPLC分析条件

カラム	Inertsil Ph-3 (4.6×250mm)
溶離液	0～ 9mi MeOH：H_2O(70:30) 9～13mi MeOH：H_2O(100:0) 13～15mi MeOH：H_2O(70:30)
流　速	1.0mL/min
温　度	40℃
測定波長	Ex225nm、Em300nm

NP：4-Nonylphenol (mixture of compounds with branched sidechain), $C_9H_{19}C_6H_4OH$

NP1-4EO：Polyethylene Glycol Mono-4-nonylphenyl Ether (n≒2), $HO(CHCH_2O)_nC_6H_4C_9H_{19}$

NPnEO：Polyethylene Glycol Mono-4-nonylphenyl Ether (n≒10), $HO(CHCH_2O)_nC_6H_4C_9H_{19}$

② その他の分析項目

BOD、SS、D-TOC、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N の分析は下水試験方法[6]に準じた。

1．2　活性汚泥処理実験装置を用いた環境ﾎﾙﾓﾝの実態調査

動物の生体内に取り込まれた場合に、本来、その生体内で営まれている正常なﾎﾙﾓﾝ作用に影響を与えることが疑われている外因性の物質(環境ﾎﾙﾓﾝ)による環境汚染問題が顕在化してきている。これらの物質は、極低濃度で影響を及ぼす恐れがあることから大きな社会問題となっている。建設省は、この問題を緊急の課題として位置づけ、平成 10 年度に河川及び下水道における実態調査[4] に着手した。工場・生活排水等を受け入れ処理した後、環境へ水を戻している下水道における内分泌攪乱物質の実態把握は、これらの物質の環境への負荷削減効果の可能性を探る上においても重要である。

本調査は、我が国の下水処理で最も多く採用されている活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽにおける環境ﾎﾙﾓﾝの挙動把握を目的として実施した。

最初沈殿池(50L)、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100L)、最終沈殿池(50L)から構成される活性汚泥処理実験装置（図－1 から濃縮槽を取り除いた）を用いた。実下水を流入水とした運転を行い、処理が安定した後調査を行った。調査対象項目は、建設省が実施した実態調査の「下水道における調査」で検出率が高かった NP、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙに NPEO とｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質を加えた 8 項目とした。NPEO は、下水処理過程で好気・嫌気処理を受け NP を生じることが知られている[1] 物質である。

流入水、初沈流出水、処理水を 2 時間間隔で 24 時間(13 検体)採取し、それぞれ分析試料とした。分析項目は、調査対象項目の 8 項目と実験装置の運転状況を評価するための BOD、SS、D-TOC、NH4-N、NO2-N、NO3-N の 6 項目とした。また、生汚泥、余剰汚泥を 12 時間間隔で 24 時間(3 検体)採取し、それぞれの試料について調査対象項目からｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質を除いた 7 項目と MLSS の分析を行った。本装置への流入水量は 288L/day で運転しており水理学的な滞留時間は、最初沈殿池、最終沈殿池が約 4 時間、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸが約 8 時間である。汚泥返送率は 25%(72L/day)、生汚泥、余剰汚泥引き抜き量は、それぞれ 2.4L/day である。また、ｴｱﾚｰｼｮﾝ空気量は 28.8m^3/day であり、G/Q 比は 100 倍である。

各試料の分析は、NPEO とｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質を除く調査対象項目の水試料については建設省の実態調査[4] の方法に従った。また、汚泥試料は遠心分離後、ｱｾﾄﾝ、ｱｾﾄﾆﾄﾘﾙ、ﾒﾀﾉｰﾙの何れかの溶媒を用い超音波抽出した後、水試料と同様の方法によった。水、汚泥試料の NPEO は、前述の①の方法により、EO 基が 1～4 の NP1-4EO と EO 基が 5 以上の NPnEO に分けて測定した。水試料のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質は、英国 Brunel 大学 Sumpter 教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用い、酵母付属のﾏﾆｭｱﾙ(OESTROGEN(hER) SCREEN PROTOCOL）に概ね準拠した矢古宇ら[7] の方法によった。その他の項目は下水試験方法[6] に従った。

2．研究結果

2．1　活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽにおける NP、NPEO の挙動

平成 10 年 4 月に活性汚泥処理実験装置の運転を開始し、調査は 10 月に実施した。3 時間間隔で採水した 24 時間ｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄ試料の水質分析結果を表－2、3 に示した。BOD、SS、D-TOC の除去率はそれぞれ 96%、95%、73%であり、有機物除去は良好であった。また、処理水中の窒素は、ほとんどが NO_3-N であり十分硝化が起こっていた。

流入水中の NP、NP1-4EO、NPnEO 濃度は、それぞれ 0.004mg/L、0.019mg/L、0.018mg/L であった。初沈流出水の NP、NP1-4EO、NPnEO 濃度は流入水とほぼ同等の値であり、約 4 時間の沈殿ではほとんど除去されていない。しかし、処理水中の NP、NP1-4EO は定量下限値以下、NPnEO は 0.002mg/L であった。NP は活性汚泥処理により 75%以上が除去されていた。同様に NP1-4EO は 95%以上、NPnEO は 89%

が除去されていた。初沈流出水のNP濃度は、磯部ら[3]が実施したいくつかの処理場での調査結果(2.04～21.2μg/L)と比較しても同等の値である。処理水のNP濃度は、0.001mg/L以下であり磯部ら[3]の調査結果(0.08～1.24μg/L)と同等の値である。

表－2　NP、NP1-4EO、NPnEO分析結果

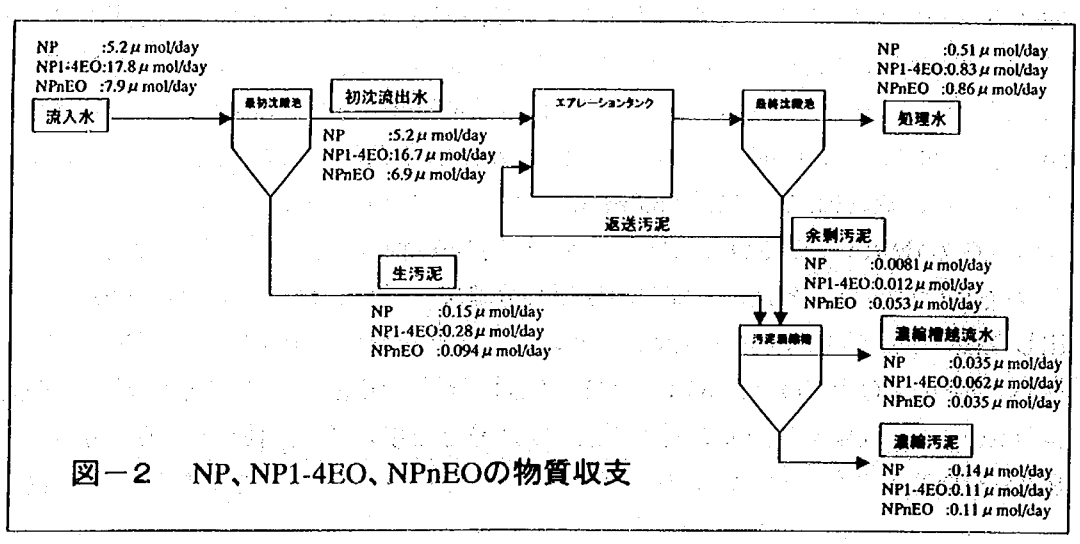
		単位	NP	NP1-4EO	NPnEO
流入水		mg/L	0.004	0.019	0.018
初沈流出水		mg/L	0.004	0.018	0.016
処理水		mg/L	<0.001	<0.001	0.002
濃縮槽越流水		mg/L	0.002	0.005	0.006
生汚泥	汚泥	mg/kg	1.4	3.9	3.7
	上澄水	mg/L	0.004	0.010	0.001
余剰汚泥	汚泥	mg/kg	0.1	0.2	1.8
	上澄水	mg/L	<0.001	<0.001	0.003
濃縮汚泥	汚泥	mg/kg	1.5	1.5	3.4
	上澄水	mg/L	0.002	0.005	0.004

表－3　水質分析結果　　単位: mg/L

	BOD	SS	D-TOC	NH4-N	NO2-N	NO3-N
流入水	89	73	22	22	0	0
初沈流出水	57	26	22	22	0	0.2
処理水	4	4	6	0	0	14
濃縮槽越流水	58	32	31	26	0	0.2

汚泥中のNP濃度は、生汚泥1.4mg/kg、余剰泥0.1mg/kg、濃縮汚泥1.5mg/kgであった。生汚泥、濃縮汚泥は、余剰汚泥に比較し高濃度で検出された。余剰汚泥の濃度0.1mg/kgは、磯部ら[3]の調査結果(36.9～81.0μg/g)に比べ低い値であった。NP1-4EOは、生汚泥3.9mg/kg、余剰汚泥0.2mg/kg、濃縮汚泥1.5mg/kgであった。NP同様、生汚泥、濃縮汚泥から比較的高濃度で検出された。NPnEOは、生汚泥3.7mg/kg、余剰汚泥1.8mg/kg、濃縮汚泥3.4mg/kgであった。NP、NP1-4EOとは若干異なった傾向を示し余剰汚泥からも比較的高い濃度で検出された。

ここで、上記の調査結果を基に活性汚泥処理プロセスでのNP、NP1-4EO、NPnEOのﾌﾗｯｸｽを計算しその結果を図－2に示した。NPnEOは順次分解しNP1-4EO、NPとなるが、分解するに従い分子量が小さくなることからﾌﾗｯｸｽを計算する段階ではmol濃度に換算して行った。また、定量下限値以下の結果についても値を求め計算に用いた。



図－2　NP、NP1-4EO、NPnEOの物質収支

NPについてみると、流入ﾌﾗｯｸｽと初沈流出ﾌﾗｯｸｽは同量であるが、処理水ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの9.8%であった。生汚泥、余剰汚泥ﾌﾗｯｸｽは、流入ﾌﾗｯｸｽの2.9%、0.16%であった。また、流入ﾌﾗｯｸｽに対する排出ﾌﾗｯｸｽ(処理水、濃縮槽越流水、濃縮汚泥)の合計は13%であった。残りの87%は活性汚泥処理による分解の可能性がある。NP1-4EO、NPnEOは、流入ﾌﾗｯｸｽの4.7%、11%が処理水ﾌﾗｯｸｽとして系外へ出ていた。また、汚泥処理を含めた排出ﾌﾗｯｸｽは5.6%、13%あった。残りの94.4%、87%は、活性汚泥処理による分解の可能性が考えられる。

2．2　活性汚泥処理実験装置を用いた環境ﾎﾙﾓﾝの実態調査

平成10年10月に活性汚泥処理実験装置の運転を開始し、調査は平成11年1月に実施した。2時間間隔

で 24 時間採取した各試料の水質分析を行い、それぞれの平均値を求め表－4、5 に示した。BOD、SS、D-TOC の除去率はそれぞれ 87%、92%、76%であり、BOD 除去率が若干低いが有機物除去はほぼ良好であった。また、処理水中の窒素は、ほとんどが NO_3-N であり十分硝化が起こっていた。生汚泥、余剰汚泥の MLSS 濃度は 8340mg/L、4670mg/L であり、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内の MLSS 濃度は 1580mg/L、SRT は 11 日であった。

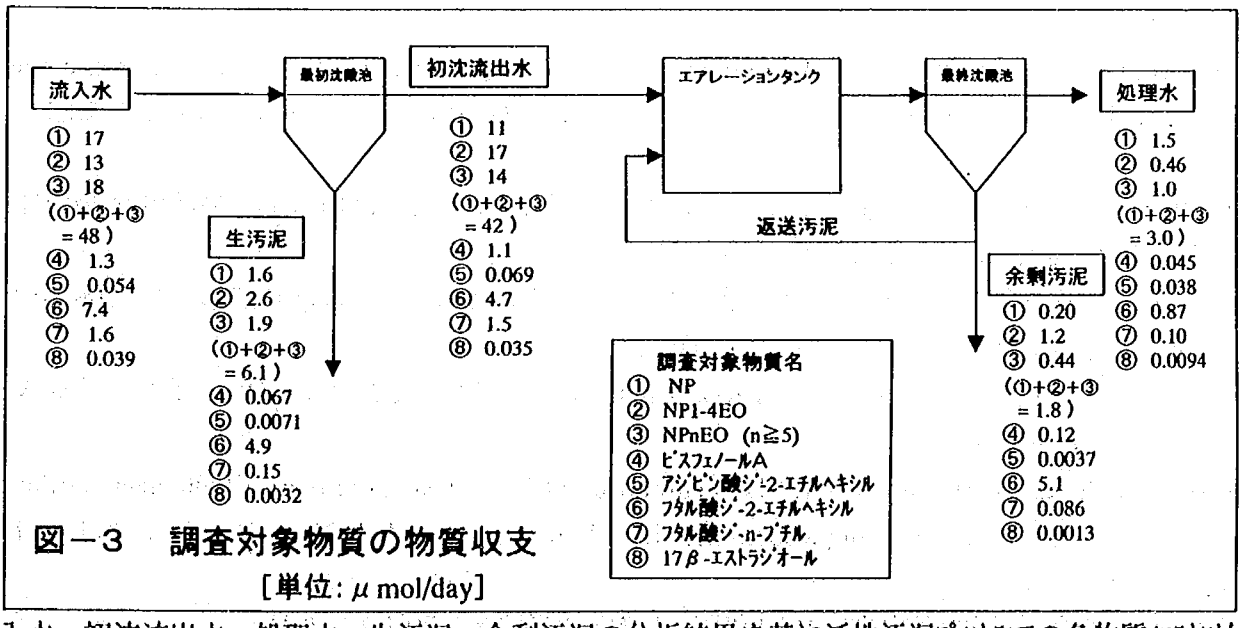
表－4 水質分析結果(平均値)　単位:mg/L

	BOD	SS	D-TOC	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N
流入水	170	130	45	22	0.05	0.10
初沈流出水	110	43	45	22	0.02	0.03
処理水	22	11	11	1.5	0.96	13

表－5 調査対象物質分析結果(平均値)　単位: μg/L

	流入水	初沈流出水	処理水	生汚泥	余剰汚泥
① NP	13	8.8	1.2	150	18
② NP1-4EO	14	18	0.5	340	160
③ NPnEO (n≧5)	42	32	2.4	530	120
①+②+③	69	59	4.1	1000	300
④ ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	1.0	0.89	0.036	6.4	11
⑤ ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	0.07	0.09	0.05	1.1	0.57
⑥ ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	10	6.4	1.2	800	830
⑦ ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ	1.5	1.5	0.1	17	10
⑧ 17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.037	0.033	0.009	0.36	0.15
⑨ ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質 (17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ換算値)	0.038	0.035	0.0066	—	—

流入水中の NP、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの濃度は、それぞれ 13μg/L、1.0μg/L、0.07μg/L、10μg/L、1.5μg/L、0.037μg/L であった。これらの濃度は、建設省が実態調査[4] した 10 ヶ所の処理場流入水での検出濃度範囲と同ﾚﾍﾞﾙの値である。また、処理水中の濃度についても同様であった。流入水、処理水中の NP1-4EO の濃度は 14μg/L、0.5μg/L、NPnEO の濃度は 42μg/L、2.4μg/L、ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質(17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ換算値)の濃度は 0.038μg/L、0.0066μg/L であった。



図－3　調査対象物質の物質収支

[単位: μmol/day]

流入水、初沈流出水、処理水、生汚泥、余剰汚泥の分析結果を基に活性汚泥ﾌﾟﾛｾｽでの各物質(ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ様活性物質を除く)のﾌﾗｯｸｽを計算しその結果を図－3 に示した。NPnEO は順次分解し NP1-4EO、NP となるが、分解に従い分子量が小さくなることからﾌﾗｯｸｽを計算する段階では mol 濃度に換算して行った。流入ﾌﾗｯｸｽと処理水ﾌﾗｯｸｽを比較すると NP、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙの処理水ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの 10%程度或いはそれ以下、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙは 70%、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙは 24%であり、水系からの除去率は NP、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙが約 90%、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙが 30%、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙが 76%である。これらの除去率は、建設省が実態調査した 10 ヶ所の処理場での除去率、NP(76

～99%)、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA(84～>99%)、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ(82～>99%)、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ(82～>96%)、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ(97～>99%)、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ(40～93%)と比べるとｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ以外は同ﾚﾍﾞﾙである。また、NP1-4EO、NPnEO の処理水ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの 4%、6%であり、水系からの除去率は 96%、94%である。しかし、生汚泥、余剰汚泥として引き抜かれるﾌﾗｯｸｽも加えた排出ﾌﾗｯｸｽ(処理水ﾌﾗｯｸｽ＋生汚泥ﾌﾗｯｸｽ＋余剰汚泥ﾌﾗｯｸｽ)と流入ﾌﾗｯｸｽを比較すると、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ A、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの排出ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの 18%、21%、36%であり、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙは 90%、150%であった。また、NP、NP1-4EO、NPnEO の合計をﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ類として評価すると、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ類の排出ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの 23%であった。

ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-n-ﾌﾞﾁﾙ、17β-ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ類は流入負荷量の約 65%或いはそれ以上が活性汚泥処理により除去されるのに対し、ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ、ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙは、ほとんど除去されないことが示唆された。

3．主な研究成果物

・小森行也、田中宏明、南山瑞彦、竹歳健治「活性汚泥処理における有機塩素化合物(2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ)の硝化阻害」第 35 回下水道研究発表会講演集、pp.792-794、下水道協会、1998.7

・田中宏明、小森行也、南山瑞彦、豊田忠宏、竹歳健治、石井信之「下水道での有害化学物質の管理に関する調査」土木研究所資料第 3606 号平成 9 年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.229-234、平成 10 年 10 月

・小森行也、田中宏明、竹歳健治「有機物の生物化学的酸化に及ぼす有機塩素化合物(2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類)の影響」第 33 回日本水環境学会年会講演集、p.381、日本水環境学会、1999.3

【参考文献】

1）Ahel M., Giger W. and Koch M. " Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment- Ⅰ. Occurrence and transformation in sewage treatment" Water Research, Vol.28, No.5, pp.1131-1142, 1994

2）小島節子、渡辺正敏 「名古屋市内の水環境中のｱﾙｷﾙﾌｪﾉｰﾙﾎﾟﾘｴﾄｷｼﾚｰﾄ(APE)および分解生成物の分布」水環境学会誌、Vol.21、No.5、pp.302-309、1998

3）磯部友彦、佐藤正章、小倉紀雄、高田秀重「GC-MS を用いたﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの分布と東京周辺の水環境中における分布」水環境学会誌、Vol.22、No.2、pp.118-126、1999

4）建設省河川局･都市局下水道部「平成 10 年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果」建設省、平成 11 年 3 月

5）Kikuchi M.,Tokai A. and Yoshida T. " Determination of Trace levels of linear alkylbenzenesulfonates in the marine environment by high-performance liquid chromatography" Water Research, Vol.20, No.5, pp.643-650, 1986

6）日本下水道協会「下水試験方法・ 1997 年版」日本下水道協会、平成 9 年 8 月

7）矢古宇靖子、高橋明宏、東谷忠、田中宏明「組み換え酵母を用いた内分泌攪乱化学物質の測定」第 36 回下水道研究発表会講演集（印刷中）

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、研究員　髙橋明宏
重点研究支援協力員　東谷忠、矢古宇靖子

1．はじめに

近年、化学物質の製造、使用は増加の一途をたどっており、それらの中には有害な物質も含まれるため、水域汚染が懸念される。しかし、従来より用いられている個別物質を対象とした化学分析法では、定量分析が困難な物質や未知の有害物質には対応できない、複合影響を評価できない等の問題がある。そこで、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価する手法であるバイオアッセイ（生物検定）が、多種類の物質が含まれる排水や環境水の毒性を総合的に評価する手法として注目されつつある。

本調査は下水や下水処理場からの放流水の毒性をバイオアッセイを用いて評価するための手法を確立することを目的としている。今年度は、①様々な種類のバイオアッセイを実際の下水試料に適用し、実態の把握を行うとともに、それぞれのバイオアッセイについて適用性を検討した。②下水試料中の変異原性についてその由来を検討した。③魚類等の野生生物の生殖に影響を及ぼす可能性が指摘されている環境ホルモンについて、バイオアッセイを用いた測定方法を検討した。

2．全国４ヶ所の下水処理場及び放流先河川で採水した試料のバイオアッセイによる影響評価

現在、水質研究室では下水処理水が生態系に与える影響を調べるため、下水処理場からの放流水が水量のほとんどを占めるような河川やせせらぎにおいて、どのような生物相が形成されているのかを把握するための実態調査を行っている。10年度は、全国4ヶ所の家庭排水が主体の下水処理場及び放流先河川、せせらぎにおいて季節毎に年3～4回の調査を行った。本調査では同時に、調査対象処理場及び放流先の調査地点において試料を採水し、2種類のバイオアッセイ（マイクロトックス急性毒性試験，藻類増殖阻害試験）を用いて生物に対する影響を検討した。

2．1　方法

2．1．1　採水

採水は家庭排水が主体の4つの処理場及び放流先河川においてスポットで行った。表－１に処理場の概要と採水地点をまとめた。

表－１　　処理場の概要と採水地点

処理場	処理方式	消毒方法	放流先	採水地点
A	標準活性汚泥法＋急速砂ろ過	塩素	親水用せせらぎ（全量処理水）	流入下水，初沈流出水，放流水，河川水（600m下流，1400m下流）
B	嫌気好気活性汚泥法	塩素	都市河川（処理水量＞河川水量）	流入下水，初沈流出水，終沈流出水，放流水，河川水（上流，100m下流）
C	標準活性汚泥法＋急速砂ろ過	オゾン	親水用せせらぎ（全量処理水）	流入下水，初沈流出水，終沈流出水，放流水，河川水（800m下流）
D	嫌気好気活性汚泥法＋急速砂ろ過＋礫間接触酸化	紫外線消毒＋塩素消毒	都市河川（処理水量≒河川水量）	流入下水，終沈流出水，放流水（紫外線，塩素），河川水（上流，100m下流）

2．1．2　マイクロトックス急性毒性試験

マイクロトックスは海洋性発光細菌（*Vibrio fischeri*）を用いた米国AZUR ENVIRONMENTAL社製の簡易毒性試験システムである。試験方法は基本的に添付のプロトコールに従った。試料は採水後直ちに0.45μm filterで除菌ろ過し、試験に供した。測定結果から、50％発光阻害濃度（EC50）を求め、さらに毒性単位（TU；Toxicity Unit）をTU＝100／EC50として算出した[1]。TUは試料の毒性濃度をEC50と等しくするために必要な希釈倍率を表しており、毒性が強いほどTUの値は大きい。

2．1．3　藻類増殖阻害試験

緑藻セレナストラム（*Selenastrum capricornutum*）は、培養が容易で毒性物質に対して比較的感受性が高いため、世界的に広く用いられている。ここでは、96穴マイクロプレートを用いるカナダ環境庁の方法[2]を一部改良した方法[3]で行った。試料は採取後速やかに土木研究所に搬送し試験に供したが、残留塩素を含む試料は、輸送中の水質変化を防ぐ目的で採水時にアスコルビン酸ナトリウムを適量添加した。測定結果よりＩ（阻害率％）＝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）として阻害率Ｉを算出した後、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（IC50）を求めた。また、TU＝100／IC50として、TUを算出した。

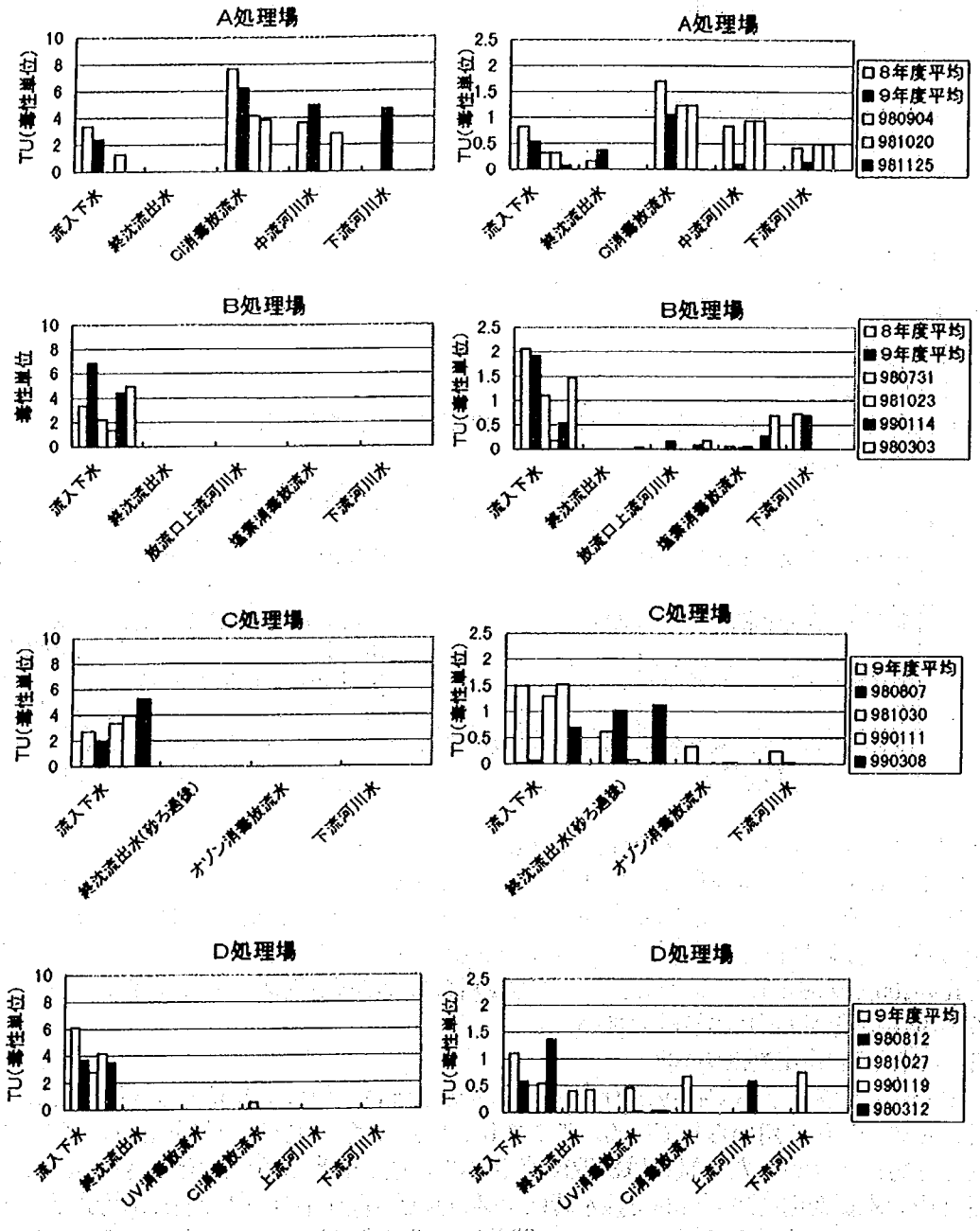
２．２　結果及び考察

２．２．１　マイクロトックス急性毒性試験

図－１に平成10年度の調査結果及び平成8, 9年度の調査結果の平均値を示す。平成10年度の調査においては、すべての処理場の流入水において季節を問わず毒性が確認されたが、終沈流出水では、すべての処理場のすべての時期において毒性は本試験の検出レベル以下であった。消毒後の放流水については、低濃度塩素消毒のＢ処理場、紫外線消毒と低濃度塩素消毒のＤ処理場、及びオゾン消毒のＣ処理場の毒性は認められないレベルであった。一方、親水利用のため一般の処理場よりも塩素注入量の多いＡ処理場においては放流水で流入下水よりも強い影響が認められたが1, 400m下流地点では毒性が検出できないレベルとなっていた。平成9年度においては、1, 400m下流地点においても流入水より高い毒性が検出されているが、これは病原性微生物対策として過剰に塩素を注入（平成8, 10年度は通常運転）していたためと考えられる。また平成9年度において、放流水を脱塩素処理した試料では毒性が認められなかったことと合わせて考えると、Ａ処理場放流水の発光細菌に対する毒性は主に残留塩素の影響であると考えられる。以上のことより、処理場における生物処理が毒性の低減に有効であることが示唆されたが、塩素消毒はその塩素注入量によっては放流先では衛生微生物の消毒のみならず、元々そこに生息する細菌等に対しても影響を及ぼしていることが示唆された。

２．２．２　藻類増殖阻害試験

図－１に平成10年度の調査結果及び平成8, 9年度の調査結果の平均値を示す。平成10年度の調査では、すべての処理場の流入水において季節を問わずセレナストラムに対する毒性が認められた。終沈流出水については、毒性が認められないか認められても流入水よりも小さい場合が多かった。過去のデータについてはＣ処理場の平成9年度の毒性が高くなっているが、これは平成9年11月の調査の際、直前にサンプリングラインの工事が行われており、処理水そのものの毒性ではなく配管材料等の影響を受けて毒性が高くなっていることが考



図－１　バイオアッセイの結果（左：MICROTOX急性毒性試験、右：藻類増殖阻害試験）

えられた。塩素消毒の影響については、塩素消毒を行っている3処理場の放流水のセレナストラムに対する毒性は、A処理場>D処理場>B処理場であり、塩素注入濃度が高いほど毒性が高い傾向がみられた。特に通常より高濃度の塩素消毒を行っているA処理場では、放流地点下流1,400m地点でも影響が認められた。試験に用いた水は採水時に塩素中和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生成された物質が原因と推察された。これらの結果より下水処理における生物処理が毒性の低減に有効と考えられたが、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。オゾン消毒及び紫外線消毒については、消毒前後で特に変化がみられない場合がほとんどであり、塩素消毒の場合のような明らかな影響は認められなかった。なお、いずれの処理場も処理水の殺菌方法は塩素消毒である。

3. 下水処理場の流入水と処理水を用いた各種バイオアッセイの感受性比較

3.1 目的及び方法

当研究室では、下水試料の毒性評価を行うために様々な水生生物を用いたバイオアッセイについて検討を進めている。ここでは、全国の10ヶ所の下水処理場において採水した流入水と消毒後の放流水に対して、種々の水生生物を用いたバイオアッセイを行うことにより、生物種による感受性の違いを把握すると同時に下水試料の毒性データの収集を行った。試料は採取後冷蔵条件で速やかに土木研究所に搬送し試験に供した。今回の測定においては試料採取から測定まで時間をおいているため、残留塩素等の消毒成分の影響を受けないこと、試料採取時にアスコルビン酸等の残留塩素中和剤を添加していないので、試料の成分が一部変質していること等が考えられる。処理場の概要を表－2に示す。

3.1.1 マイクロトックス急性毒性試験

試験操作は2.1.1と同様である。

3.1.2 藻類増殖阻害試験

試験操作は2.1.2と同様である。

3.1.3 ミジンコ急性毒性（遊泳阻害）試験

オオミジンコ(*Daphnia magna*)を用い、試験方法は主にOECDの方法[4]に基づいて行った。ミジンコを試験溶液中に入れ24時間曝露した後、穏やかに振動させ15秒経過しても泳がない個体の数と試料濃度の関係から50%阻害濃度（EC50）を計算し、ここからTUを求めた。

3.1.4 AOD試験

アカヒレ（*Tanichthys albpnubes*）、ヌカエビ（*Paratya compressa improvisa*）を用い、試験は佐々木らの方法[5]に基づいて行った。試料はGF/Bろ紙でろ過した後凍結濃縮を行い、1800%に濃縮調整した。段階的に希釈した濃縮試料中に7個体の供試生物を入れ、アカヒレの場合は25±1℃、ヌカエビの場合は20±1℃に設定した恒温器内で48時間飼育した。この際死亡個体は速やかに取り除いた。48時間後、半数以上死亡した試水の%濃度と、半数以上が生残した試水の%濃度から50%致死濃度（LC50）を計算し、ここからTUを求めた。

3.1.5 カエル胚毒性試験

基本的な試験手順はASTM(American Society for Testing and Materials)に標準法として記載されているアフリカツメガエルの胚に対する催奇形性試験（FETAX）[6]に準じて変更を加えた方法[3]を用いた。死亡個体数の測定結果から半数死亡濃度(LC50)を求め、毒性単位TU=100/LC50を算出した。なお、今年度はF,G,I処理場の流入下水及び放流水について試験を行った。

3.2 結果及び考察

それぞれの試験で得られた結果を表－3に示す。

表－2 調査対象処理場の概要

処理場	排除方式	処理方式
A	分流・合流	標準活性汚泥法
B	分流・合流	標準活性汚泥法
C	分流	標準活性汚泥法＋凝集沈殿＋砂ろ過
D	分流	酸素活性汚泥法(嫌気-好気運転)
E	分流	凝集剤添加活性汚泥循環変法＋砂ろ過
F	合流	標準活性汚泥法
G	分流	標準活性汚泥法・嫌気-好気法
H	分流	標準活性汚泥法
I	分流	標準活性汚泥法、循環式硝化脱窒法
J	分流	標準活性汚泥法＋砂ろ過＋礫間接触酸化

表－3 下水試料を用いた各種バイオアッセイの感受性比較結果

処理場	試料	供試生物による毒性単位(TU)					
		アカヒレ	ヌカエビ	緑藻	MICROTOX	ミジンコ	カエル
A	流入水	1.33	0.53	0.65	ND	ND	—
B	流入水	0.77	0.43	0.41	ND	ND	—
C	流入水	2.27	1.33	0.96	ND	ND	—
D	流入水	1.27	0.48	0.27	ND	ND	—
E	流入水	0.77	0.63	1.00	ND	ND	—
F	流入水	1.33	1.08	0.08	ND	ND	1.90
G	流入水	1.33	0.53	ND	1.59	ND	0.47
H	流入水	0.91	0.91	0.05	ND	ND	—
I	流入水	0.77	0.71	0.08	ND	ND	1.24
J	流入水	1.33	1.33	0.43	ND	ND	—
	平均	1.21	0.80	0.44	1.59	—	—
A	放流水	ND	ND	0.43	ND	ND	—
B	放流水	0.07	ND	ND	ND	ND	—
C	放流水	ND	ND	ND	ND	ND	—
D	放流水	0.43	1.27	ND	ND	ND	—
E	放流水	ND	ND	ND	ND	ND	—
F	放流水	0.13	0.13	ND	ND	ND	ND
G	放流水	ND	0.15	ND	ND	ND	ND
H	放流水	0.15	0.13	0.38	ND	ND	—
I	放流水	ND	0.06	ND	ND	ND	ND
J	放流水	ND	ND	ND	ND	ND	—
	平均	0.20	0.35	0.40	—	—	—

数値は試験間の比較を容易にするために、それぞれの試験について50％影響濃度から毒性単位TUを算出している。

流入水のバイオアッセイの結果を10処理場の平均値で比較すると、検出した毒性単位はアカヒレを用いたＡＯＤ試験で最も高く、ヌカエビを用いたＡＯＤ試験、藻類増殖阻害試験の順であった。MICROTOX試験、ミジンコ急性毒性試験の2つはほとんど毒性を検出することができなかった。同じ甲殻類であるミジンコとヌカエビの結果が大きく異なっているが、原因としては、それぞれの生物の感受性が異なるだけなく、サンプルの前処理方法や曝露時間にもあることが考えられた。すなわち、ＡＯＤ試験は凍結濃縮によりサンプルに含まれている物質をほとんどすべて濃縮し48時間曝露しているのに対し、ミジンコ試験はサンプルの濃縮を行っておらず測定サンプル中の毒性物質の濃度が検出に充分な濃度になっていないこと、曝露時間が24時間であることが考えられた。また毒性が検出された3つのバイオアッセイについて、流入下水の測定結果を用いて試験方法間の相関性を検討した結果、検出された毒性に相関は認められず、相関係数はアカヒレ：ヌカエビではR^2=0.336、アカヒレ：緑藻ではR^2=0.111、ヌカエビ：緑藻ではR^2=0.0025であった。以上の結果からそれぞれのバイオアッセイにおいて、それぞれ異なる毒性要因を検出している可能性が示唆された。また、カエル胚毒性試験は３処理場の試料について試験したのみであるが、検出した毒性単位は平均値でアカヒレを用いたＡＯＤ試験と同等であると考えられた。

放流水のバイオアッセイの結果を10処理場の平均値で比較すると検出した毒性単位はヌカエビを用いたＡＯＤ試験で最も高く、次にアカヒレを用いたＡＯＤ試験、及び藻類増殖阻害試験が高くなっていた。流入水と同様、MICROTOX急性毒性試験及びミジンコ急性毒性試験、カエル胚毒性試験の3つの方法では毒性を検出することができなかった。毒性を検出したサンプル数を比較するとアカヒレを用いたＡＯＤ試験が4サンプル、ヌカエビを用いたＡＯＤ試験が5サンプル、藻類増殖阻害試験が2サンプルであり、このことからもヌカエビを用いたＡＯＤ試験は処理水に含まれる毒性の検出に優れていると考えられる。カエル胚毒性試験については試験した3つのサンプルに対して、毒性を検出できなかったが、これらのサンプルは他の方法では毒性が検出されているサンプルであることから、カエル胚毒性試験は処理水に残留している毒性物質に対して感受性が低いことが考えられた。

４．下水試料中の変異原性検討

４.１　実験方法

下水試料の変異原性について情報を得るため、HPLC を用いて極性の違いから物質を分離分画し、その変異原性を検討した。小野らはヒトし尿中の変異原物質として多環芳香族の存在を報告している[7) 8)]が、今回は下水に流入してくるより広範な物質を対象として変異原性の検討を行った。

４.１.１　試料の調整

下水試料はα処理場の高度処理水を用い、固相抽出法により濃縮を行った。試料は過去の検討[9)]から一番変異原の抽出が期待される pH2 に調整した後 No.5A ろ紙でろ過し、固相ｶｰﾄﾘｯｼﾞに通水（ジクロロメタンとメタノールでコンディショニング済み、流量 20ml/min）した。下水試料に含まれる化学物質を広範囲に抽出するため固相ｶｰﾄﾘｯｼﾞには弱疎水性物質を広範囲に吸着する Sep－Pac tC18（ミリポア製）を用いた。

４.１.２　下水試料の HPLC による分画

分取 HPLC により濃縮試料の分画を行った。HPLC の条件を表－４に示す。検出器の測定波長は試料全体のＵＶ吸収が 210～220nm 付近で高いこと及び多環芳香族化合物についても情報を得るため 213nm と 265nm の吸収を同時に測定した。HPLC からの流出液は 2 分間隔(各 10ml)で 80 分後(40 フラクション)まで分画・採取した。得られた各フラクションは、HPLC のクロマトグラム（ＵＶ吸収）を参考にして数本ずつまとめ、分画試料を作成した。これに精製水を加えてメタノール濃度を１％以下とし、再度固相カートリッジを用いて濃縮した後、メタノール、ジクロロメタンで順次溶出した。溶出液は乾固した後、ジメチルスルホキシド（DMSO）を 0.5ml 加えて変異原性試験用の試料とした。

４.１.３　変異原性試験

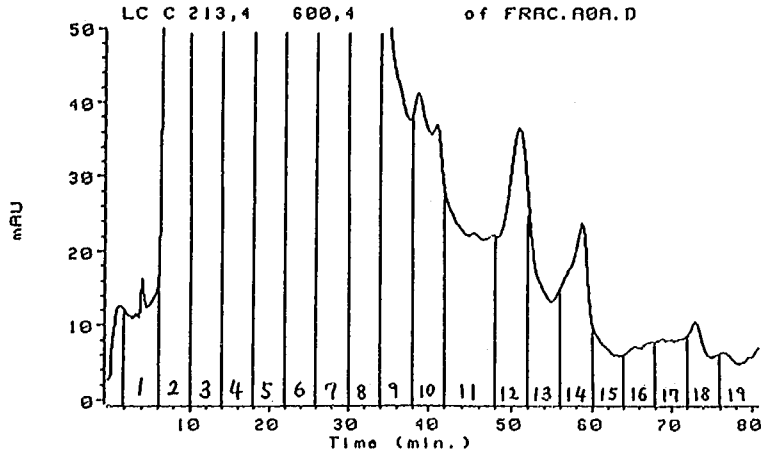
本調査には、変異原性の測定方法として *umu*テストを用いた。*umu*テストの方法は定法に従って行った[10)]。用いた菌株は *Salmonlla typhimurium* TA1535/pSK1002、代謝活性に用いる S9 ならびに S9mix 調整用 cofactor はオリエンタル酵母工業製を用いた。

４.２ 結果と考察

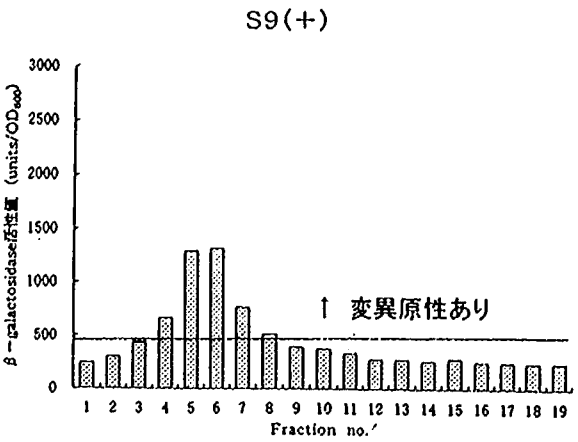
分画したフラクションはクロマトグラムを参考に、紫外部吸収の単一なピークが１つにまとまるように 4 分間または６分間に流出したものをまとめ、分画試料No.1～19を作成した。213nm で測定した HPLC のクロマトグラム及び分画試料の分割状況を図－２に示す。クロマトグラム

表－４　HPLC の条件

	下水試料の分画
カラム	分取用 ODS ｶﾗﾑ、φ19mm×L300mm
溶離液	MeOH：10mM 酢酸ｱﾝﾓﾆｳﾑ（６：４）
測定条件	流速 5ml、分析温度 40℃
検出器	UV 検出器（213nm、265nm）



図－２　クロマトグラムおよび分画試料の分割状況



図－３　分画試料の変異原性測定結果

から分かるように、今回の条件では下水試料中の物質の多くは 4～32 分の間に流出していた。また、クロマトグラムの 39、50、59 分に明確なピークが確認された。クロマトグラムは 265nm でも同様のパターンであった。各分画試料の変異原性を測定した結果を図－３に示す。図中の線は酵素活性がコントロールとして行った溶媒（DMSO）のみの測定結果の２倍を示しており、この値より大きいものを陽性と判定した[8]。分画試料の変異原性を比較すると、Ｓ９＋では変異原性が陽性と判断されるのは試料No.４～No.８であり、特にNo.５、６の変異原性が高くなっている。他の分画試料の変異原性は、コントロールよりも高い場合もあるものの明確な変異原性は確認できなかった。このことから、今回の HPLC 条件では下水試料の変異原性は主に 14 分～32 分の間に流出してくる物質に由来すると考えられたが、これらについては単独のピークとして確認できなかったものがほとんどであり、今後分析条件を検討する必要があると考えられる。一方、HPLC のクロマトグラムでピークが認められたNo.10、12、14 等の分画試料については今回の検討では明確な変異原性が確認できなかった。この要因としては、HPLC のクロマトグラムから、これらの分画試料に含まれている変異原性物質の量が少ないこと及びこれらのピークを持つ物質の変異原性が低いことの両方が推定されるが、今回の検討結果からは判断が困難である。代謝活性については、行った（Ｓ９＋）場合と行わなかった（Ｓ９－）場合を比較すると、変異原性の出現する分画試料のパターンは同様であるが、代謝活性を行った場合の方が変異原性が大きくなる傾向が見られたことから、代謝活性操作の検討も必要と考えられた。

５．酵母を用いた環境ホルモン物質の検出方法の検討

近年化学物質の中に、生物の内分泌系を攪乱する恐れのある物質いわゆる環境ホルモンが存在することが指摘されている[11]。化学物質の多くは、人間活動に伴い意図的または非意図的に環境中に放出される可能性があるが、下水道の普及率が上昇していることから、水を媒体として環境に流出する化学物質の内かなりの割合が下水道システムを経由していることが考えられる。一方、このような化学物質についてそれぞれの内分泌攪乱作用を評価することは、製造、使用の段階では特に重要であるが、下水道のように含まれている物質の特定が困難な場合には、特定の化学物質の分析を行うだけでなく、内分泌攪乱作用を総合的に評価することも重要であると考えられる。そこで、我々は遺伝子組み替え操作により女性ホルモン作用を検出する機能を組み込んだ酵母菌を用いて化学物質の女性ホルモン作用を評価する手法を下水試料に適用することで下水試料中の女性ホルモン作用を総合的に評価する方法について検討している。今回は滝上らの方法[12]を参考に試験方法の検討を行った。

５．１目的及び方法

測定方法は基本的に添付のプロトコールを基本とし、より安定した測定結果が得られるように測定方法を検討した。プロトコールでは①酵母菌をgrowth mediumで28℃条件下一昼夜前培養した後、②前培養液（4×10^7cell の菌体量）を発色基質(CPRG)を含む Assay medium に混合する。③溶媒で希釈した測定対象物質を注入し溶媒留去した96穴マイクロプレートのwellに混合液を200μｌ加え、32℃で４日間静置培養する。④培養後発色したプレートをプレートリーダーにより550nm（基質の発色）及び600nm（反応溶液の濁度、酵母菌の増殖を測定）することとなっている。今回は(1)使用する有機溶媒の種類（DMSO、MeOH、EtOH）、(2)前培養した菌の添加量、(3)培養温度と培養日数について条件を検討した。

５．２　結果及び考察

測定方法について検討した結果、(1)使用溶媒についてはMeOHは測定結果のばらつきが大きかったが、EtOH、DMSOは測定結果が安定していた。しかし、EtOHは試料の希釈作業を氷浴上で行わなければならず、作業性からDMSOが

優れていると判断した。(2) 前培養した菌の添加量についてはプロトコールでは前培養した菌液を0.5～2.0ml (4×10^7cell) 加えるとなっているが、前培養した菌体の濃度を測定した結果、菌体濃度が充分高くなっておらず、濃縮操作を行い4×10^7cell加えることとした。(3) 培養温度と日数については、測定に必要な発色が、それぞれ28℃なら７日間、32℃なら4日間で得られることが分かった。培養日数が4日の場合、測定期間は短くなるものの、土曜日、日曜日に作業を行わないようにすると、週に2回しか測定できないのに対し、培養日数が7日の場合、週に4回の測定が可能であり、多くのサンプルを測定するのに有利と考えられることから、28℃で7日間の培養を行ほうが適していると考えられた。

６．まとめ

・下水処理水及び放流先河川で採水した試料をバイオアッセイにより評価した結果、処理場の活性汚泥処理により下水の毒性は低下するものの、消毒に用いられる塩素により再び毒性が高まること、この毒性は放流先においても残留し、生物に影響を与えている可能性があることが示唆された。

・下水試料を用いて各種バイオアッセイの感受性を比較した結果、バイオアッセイ間で感受性が大きく異なることが示唆された。また、感受性の高かった３種のバイオアッセイの毒性検出結果は相関係数が低く、それぞれ異なる毒性要因を検出していることが考えられた。

・下水試料の変異原性を検討した結果、ＨＰＬＣを用いて分画が可能であると考えられたが、その条件については今後検討が必要である。

・酵母を用いた環境ホルモン物質の検出法を検討した結果、①測定時に用いる有機溶媒をＤＭＳＯとすること、②測定に用いる酵母菌数を一定にすること、③培養を28℃、７日間とすることで、測定を安定に効率よく行うことができると考えられた。

＜参考文献＞

1) USEPA : Technical support document for water quality-based toxics control, EPA/440/4-85/032 (1985)
2) 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)
3) 松原正明, 原田新, 田中宏明 : 藻類増殖阻害試験およびカエル胚催奇形性試験の基礎的検討と下水試料への適用, 水環境学会誌, 20(11), 768-775 (1997)
4) OECD : Daphnia sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test, OECD Guidelines for testing of Chemicals, Method 202 (1993)
5) 佐々木, 古田ら : ゴルフ場排水モニタリング手法開発, 第25回水質汚濁学会講演要旨集, 46-47 (1991)
6) ASTM : Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (Fetax), Annual book of ASTM Standards, E1439-91
7) 小野, 宗宮:下水処理水中難分解有機物の遺伝毒性に関する研究, 下水道協会誌論文集, 30(357), 92-99 (1993)
8) 小野芳朗, 毛利紫乃, 宗宮功, 小田美光:ヒトし尿の生物処理水中に存在するTrp-P-2の同定と評価, Environ. Mut. Res. Commun., 17, 179-186 (1995)
9) 松原正明, 南山瑞彦, 原田新, 田中宏明 : 変異原性試験のための下水試料濃縮方法の検討及び下水処理場での変異原性評価, バイオアッセイ国際シンポジウムinとやま講演論文集, 88-89 (1997)
10) Y. Oda, et al., Evaluation of the new system (umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens, Mutation Research, 147, 219-229 (1985)
11) Environment Agency ; The Identification and Assessment of Oestrogenic Substances in Sewage Treatment Works Effluents, 1997
12) H. Takigami et al., Detection of Estrogen-like Activity In Sewage Treatment Process Waters, Environ. Sanit. Eng. Res. Vol. 12, No. 3, 214-219 (1998)

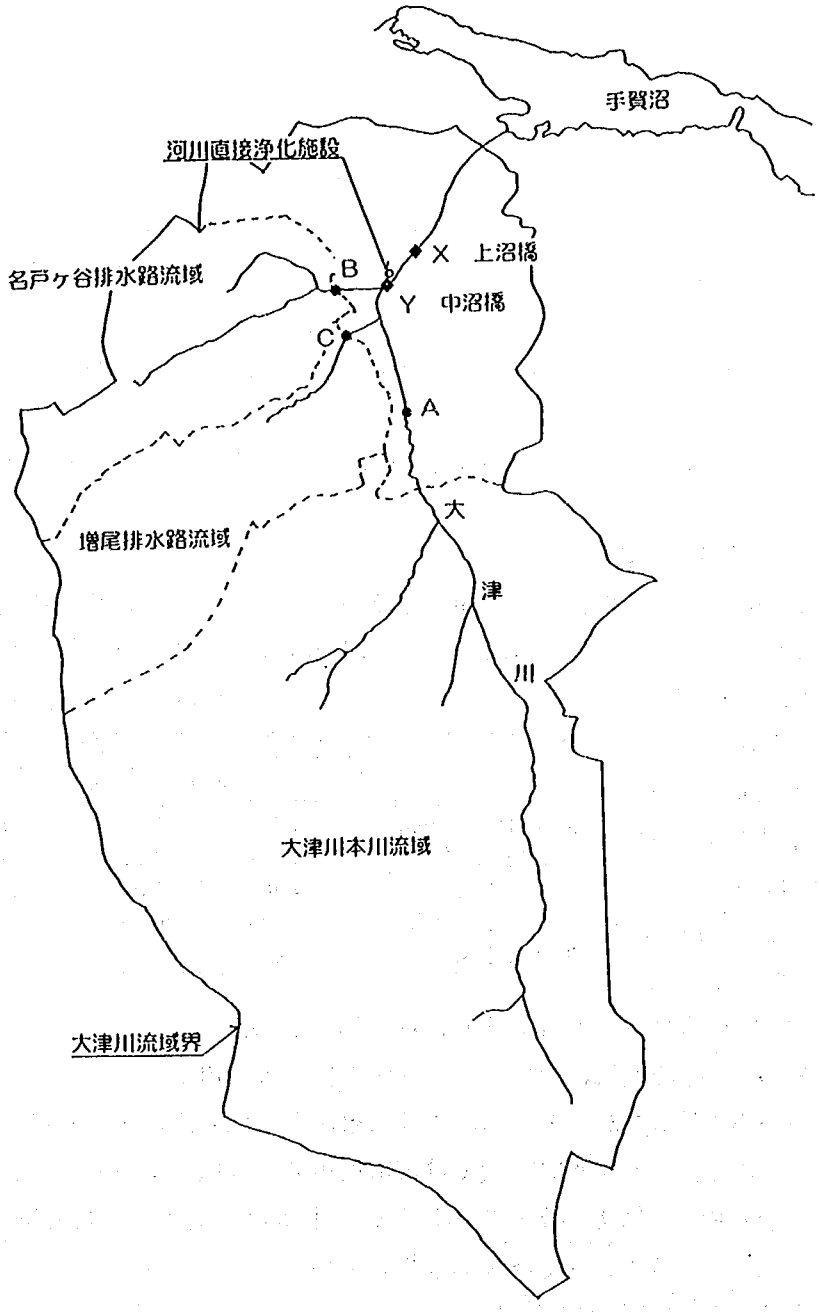
16.　流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　白崎　亮
研　究　員　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[1]。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、流域全体で水質及び水量に関する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に関する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、それにかかる資源投入量等を把握し、総合的な水管理を行う場合の下水道整備における課題を検討する目的で行うものである。



図－1　大津川流域概略図

2. 調査方法

2.1 調査内容

10年度は前年度に引き続き、河川流量及び流出負荷量に対する流域の下水道整備の影響を把握するため、過去に調査を行った[2),3),4)]ことがある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つである大津川を対象に調査を行った。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。

観測は前年度と同様に、大津川本川中下流部（図－1中の地点A）、名戸ヶ谷排水路末流部（地点B）、増尾排水路末流部（地点C）の大津川流域の3地点で行った。なお、観測を3地点で行っている理由は、平成6年度より中沼橋（地点Y）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である。

2.3 調査方法

流量観測については、観測地点それぞれに千葉県が設置している自記式水位計の5分間隔の水位観測データから、流量の実測調査により作成した水位流量(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で、晴天時には1時間間隔で24時間連続採水を行い、降雨時には降雨状況に応じて数分～数時間間隔で連続採水を行った。

水質分析については採取した試料を持ち帰り、BOD_5, COD_{Mn}, 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、降雨量は、気象庁の我孫子観測所の1時間毎の観測データを利用した。

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。なお、本調査に用いた流域フレームは千葉県の資料[5)]によった。

表－1 大津川流域フレーム(平成6年度末現在)[5)]

ブロック名	流域面積 (ha)	土地利用比率(%)				流域人口 (人)	下水道普及率(%)
		市街地	水田	畑地・雑地	林地		
大津川流域全体	3,698	55.69	6.19	28.30	9.81	196,123	38.19
調査対象3流域合計	3,261	54.85	4.31	30.62	10.22	171,451	31.05
大津川本川	2,400	48.08	5.72	36.53	9.67	109,537	20.09
名戸ヶ谷排水路	437	79.39	0.00	11.85	8.76	36,493	75.05
増尾排水路	424	67.89	0.78	16.50	14.85	25,421	15.10

各観測地点の流域については、流域面積は大津川本川流域が一番大きく、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路では同程度の面積となっている。土地利用比率では大津川本川流域が市街地と農地がほぼ半分ずつだが、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路流域では市街地が2／3以上を占めている。また、人口については大津川本川、名戸ヶ谷排水路、増尾排水路の順に多い。下水道普及率に関しては、名戸ヶ谷排水路流域が75%を越えているものの、他の2流域では20%前後と低い。

3.2 晴天時における調査結果

前年度に引き続き、晴天時における通日（24時間）観測を秋季及び冬季に行った。現在までに行った通日観測の結果を、流量と負荷量、加重平均した水質について比較するため、表－2にまとめた。また、流域

表－2　晴天時負荷量調査結果

調査時期	調査流域	比流量 (m3/day/ha)	比流出負荷量(g/day/ha) BOD	COD	SS	TN	TP	加重平均水質(mg/l) BOD	COD	SS	TN	TP
H8.8	3流域合計	16.8	148.0	184.9		81.0	14.5	8.83	11.03		4.83	0.86
	大津川本川	17.1	166.2	200.4		75.0	14.3	9.70	11.69		4.38	0.84
	名戸ヶ谷排水路	11.9	30.1	42.0		75.9	2.1	2.53	3.52		6.37	0.17
	増尾排水路	19.6	166.8	244.6		119.9	28.1	8.49	12.45		6.11	1.43
H9.11	3流域合計	13.6	122.5	167.2	126.7	110.2	18.5	9.04	12.34	9.35	8.13	1.37
	大津川本川	11.4	102.3	146.7	100.9	94.1	15.6	8.98	12.88	8.86	8.27	1.37
	名戸ヶ谷排水路	12.6	147.8	140.4	79.4	78.0	11.8	11.70	11.11	6.28	6.17	0.94
	増尾排水路	26.7	210.6	310.6	321.3	234.1	42.1	7.88	11.63	12.03	8.76	1.58
H10.1	3流域合計	20.2	254.0	243.4	222.8	263.2	21.3	12.59	12.06	11.04	13.04	1.06
	大津川本川	18.4	257.9	241.1	228.5	248.0	19.8	14.03	13.12	12.44	13.50	1.08
	名戸ヶ谷排水路	18.4	168.0	156.0	137.9	133.4	11.5	9.14	8.49	7.51	7.26	0.62
	増尾排水路	32.2	320.6	346.6	277.7	482.8	40.0	9.95	10.75	8.62	14.98	1.24
H10.11	3流域合計	18.5	166.4	310.2	641.9	399.1	37.8	9.01	16.80	34.76	21.61	2.05
	大津川本川	18.0	85.6	126.1	229.0	137.4	13.5	4.75	7.00	12.71	7.62	0.75
	名戸ヶ谷排水路	13.5	8.6	18.5	72.7	100.1	0.2	0.64	1.38	5.40	7.44	0.01
	増尾排水路	26.2	93.3	194.7	423.1	258.1	25.2	3.56	7.44	16.16	9.86	0.96
H10.12	3流域合計	18.6	148.3	166.0	132.5	157.2	16.9	7.96	8.91	7.11	8.43	0.90
	大津川本川	18.1	159.0	178.1	147.2	144.8	17.3	8.81	9.86	8.15	8.02	0.96
	名戸ヶ谷排水路	13.8	16.7	18.8	34.5	113.1	0.7	1.21	1.36	2.50	8.21	0.05
	増尾排水路	27.0	223.6	249.6	150.5	272.5	31.2	8.30	9.26	5.58	10.11	1.16
H11.1	3流域合計	16.8	110.6	232.4	418.9	176.2	20.8	6.58	13.84	24.93	10.49	1.24
	大津川本川	15.4	102.6	196.4	142.9	159.3	19.2	6.67	12.77	9.29	10.36	1.25
	名戸ヶ谷排水路	12.6	10.8	22.8	24.2	96.8	0.5	0.86	1.81	1.92	7.69	0.04
	増尾排水路	29.2	258.6	652.6	2386.7	353.5	50.7	8.86	22.37	81.80	12.12	1.74

毎に水質変化の様子を図－2に、比流出負荷量の変化の様子を図－3に示す。

3.2.1　流量

図－2のように、大津川本川と名戸ヶ谷排水路では前年度調査と比較すると、調査時期による流量変動は小さかった。しかし、増尾排水路では、前年度と同じく秋季から冬季にかけて水量が増加傾向にあった。

3.2.2 水質

図－2に示すように、大津川本川では前年度と同様に、秋季から冬季にかけて水質が高くなる傾向が見られ、水質濃度的にも同等であった。名戸ヶ谷排水路では前年度に比べ、TN 以外の項目について、濃度的に低くなっていた。また、増尾排水路では、BOD、TN、TP については前年度と同様の濃度レベルと季節変動が見られたが、COD、SS については非常に高い濃度で検出されることがあった。

3.2.3 流出負荷量

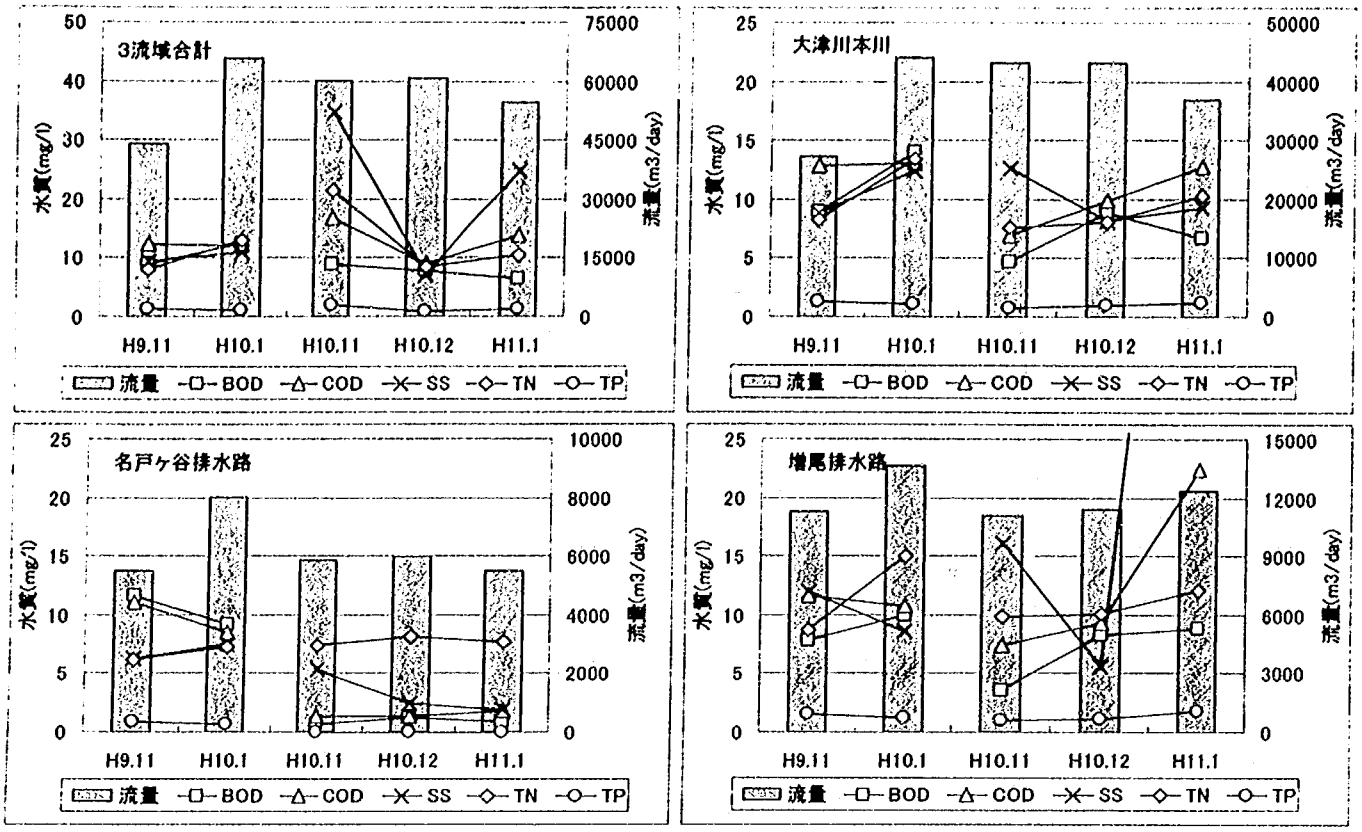
図－3に示すように各地点とも前年度に比べ、それほど大きな流量変化はないことから、図－2の平均水質と同様な変化を示している。

各地点とも前年度と同じような時期でも、年度や調査日により流量や水質、流出負荷量が大きく異なる結果となった。晴天時調査であっても、複数回かつ継続的な調査を実施し、平均的な晴天時負荷を捉えることが必要であると言える。

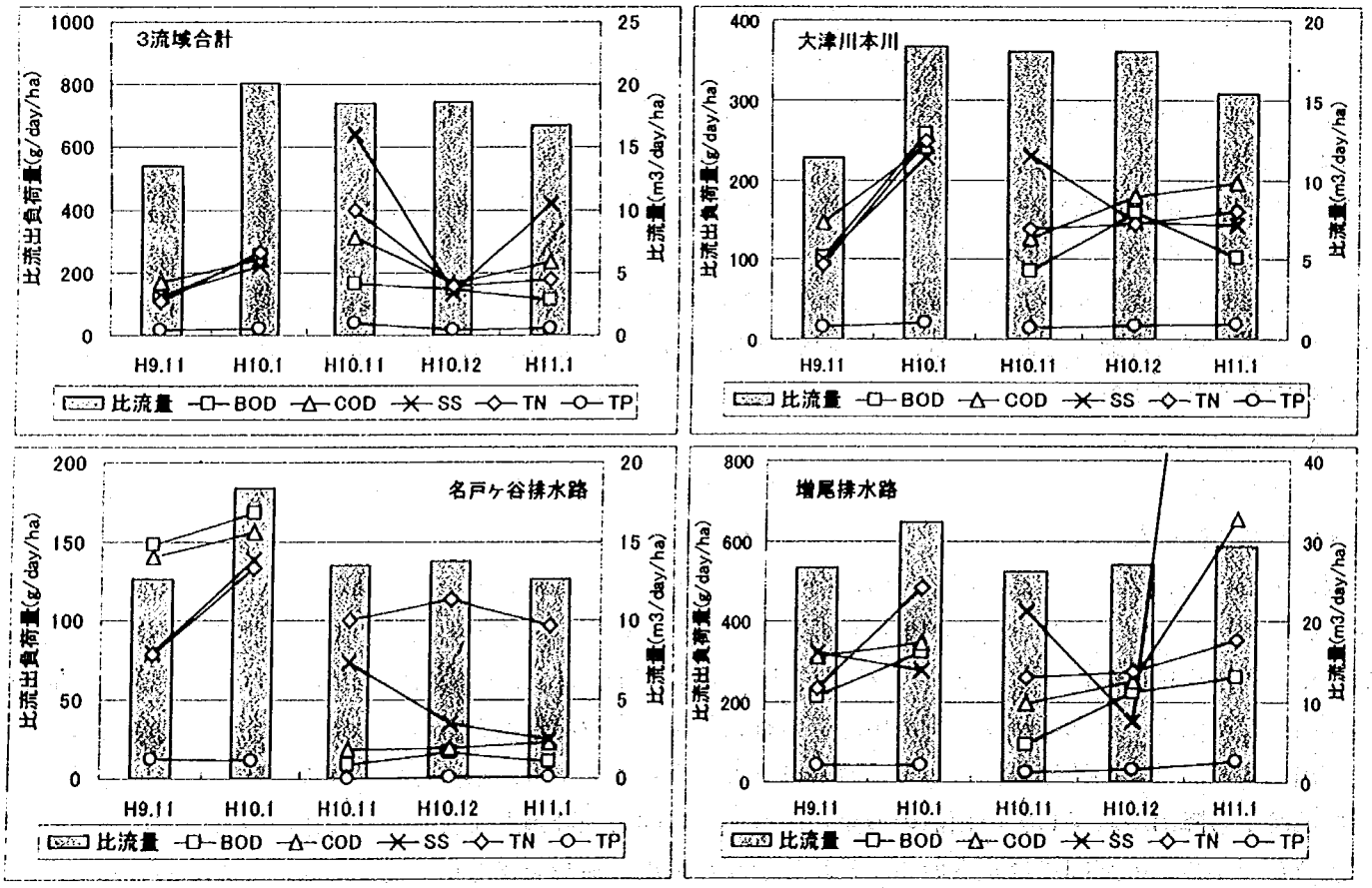
3.3 降雨時における調査結果

今年度も前年度と同様に、降雨時における連続観測を行い、降雨時における流出解析を行うための基礎データの蓄積を行った。

現在までの調査データより、降雨時の流出状況がどのように変化しているか検討した。過去（昭和 62 年～平成元年）と今回（平成 8 年～ 10 年）の調査において観測した各降雨について、降雨毎の流出高と流出負荷量を各水質項目毎にプロットしたグラフを図－4に示す。なお、降雨時の流出については、排水や地下水流出等の降雨時、無降雨時問わず流出している成分を平常時流量及び負荷量と定義し、それに降雨時の直接流出による流量及び流出負荷量が上乗せされるという考え方で取り扱った[6]。降雨の期間については、降雨開始時から降雨が終了して降雨前の流量に戻るまでの間を一降雨と定義し、一降雨間の累加流量及び累加流出負荷量からこの期間に推定される平常時流量及び流出負荷量を差し引いたものを、その降雨の降雨時流出成分として分離した。



図－2　晴天時における通日調査結果(水質)

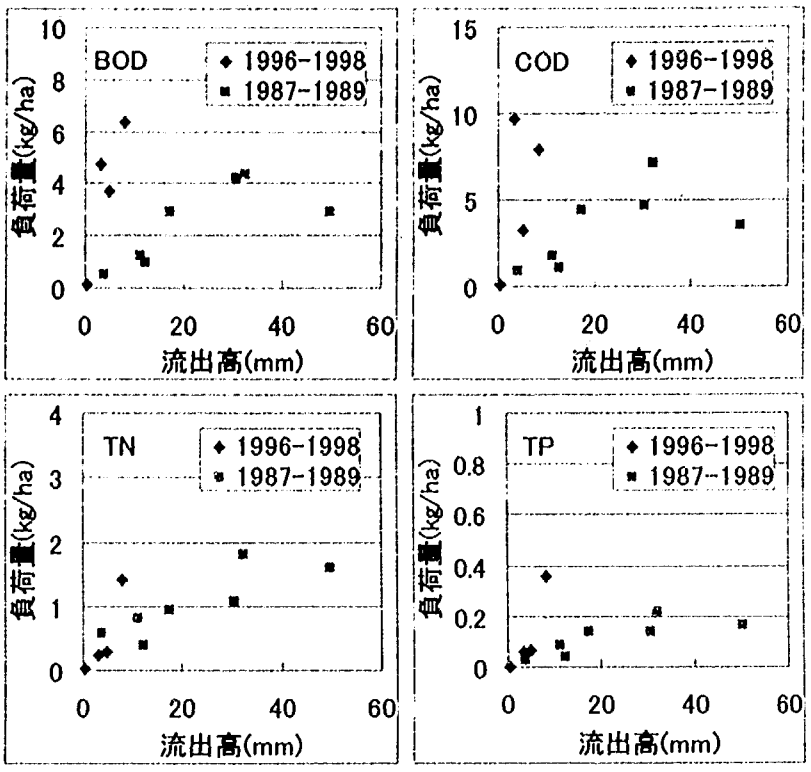


図－3　晴天時における通日調査結果(比流出負荷量)

今回の調査結果では、過去の調査結果と比べ、流出高当たりの流出負荷量に増加傾向が見られた。

また、降雨の流出率については、過去及び今回の調査における流出率には有意な差は見られなかったが、水質濃度に関しては、今回の調査結果の方が過去の調査に比べ、非常に高い値となっていた。

今回の調査ではサンプル数が少なく、確かなことは言えないものの、平常時の流量の減少による河床堆積物の増加や土地利用状況による流達率の変化などが、これらに影響していると推測される。



図－4 降雨時における流出高と流出負荷量の関係

4.まとめと今後の課題

10年度も前年度に引き続き、下水道が整備途上である流域で調査を行った。調査の結果、前年度と同様に、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、流量と流出負荷量ともに減少傾向がみられた。しかしながら、季節による違いの他に、同じような時期でも調査日により流量や水質、流出負荷量が大きく異なるため、季節によって不連続に排出される負荷が非点源のみならず、点源にもあることが示唆されている。このことから、平均的な晴天時排出量を捕らえるためには、小流域においては複数回かつ連続的な調査が必要である。

また、現在までの降雨時観測結果から、過去と現在について流出状況の違いを検討したが、最近の調査結果では、過去と比べ、流出高当たりの流出負荷量に増加傾向が見られ、降雨時の流出量に関しても、下水道整備や土地利用等の流域条件の影響が示唆された。

今後の課題としては、

・流域の灌漑用水の取排水や季節による影響といった下水道整備以外の影響因子についても検討を行う。
・下水道整備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データの蓄積を進め、下水道整備や土地利用等、地域条件による影響を把握する。

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) 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.
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) 田中宏明，小森行也，横田敏宏，竹歳健治：流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査，土木研究所資料，第3528号，pp.257～264，1997/10.
5) 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.
6) 山口高志，吉川勝秀：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究（I），土木研究所報告，第151号，pp.28-30，1978/11.
7) 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.

V．下水道事業調査費による他部の研究

1.　浸水被害軽減のための各種施設の組み合わせに関する調査

都市河川研究室　室　　長　末次　忠司
主任研究員　木内　豪
研　究　員　大谷　悟
岡部　勉

1.まえがき

下水道施設の設計規模（再現期間）は一般に５～10 年であり、これを越える規模の降雨が発生すると浸水被害が発生する場合がある。浸水深が高いほど浸水被害額は大きくなるため、局所的に深い浸水が生じるよりも広い地域に浅い浸水が生じる方が被害額から見て有利となる。本研究では様々な都市雨水排除施設を利用して浸水を分散させ、水害被害額を軽減する手法について検討している。

2.研究の概要

当面の下水道による雨水排水の安全度 1/5～1/10 を超える超過降雨による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することを目的とする。10 年度は、下水道水理模型を用いて、逆流防止施設及びポンプ排水による効果を実験により確認し、その結果を用いて計算モデル（ＰＷＲＩモデル）を改良し、仮想流域での効果を計算により検証した。ポンプ排水については、ポンプに近い流域ほど、早く効果が発現することが確認された。逆流防止施設については、計算及び実験ともに、逆流時にはその有効性が確認されたが、通常時の流下阻害が発生し、今後の構造上の検討が必要であることが分かった。また、雨水の地表面流出と下水管路網内の流れを一体的に計算できるＰＷＲＩモデルの改良を行った他、浸透･貯留施設、逆流防止施設等の各種施設の計算モデル（サブルーチン）を作成し、ＰＷＲＩモデルとの一体化を図った。

3.研究の内容

3.1 逆流防止施設及びポンプ排水実験

実験では下水道水理模型及び逆流防止施設は８年度のものと同一のものを用いた。ポンプ排水については、流入量を一定とし、ポンプ排水量及び排水開始タイミングを変えて実験を行った。逆流防止施設については、逆流防止施設を設置したポンドには、他のポンドと比較して、流入量を減じて実験を行った。流入波形は一定と中央集中型の２種類設定した。施設を設置したポンドは１－１、２－１、３－１の３ヶ所である。

3.2 計算モデルによる効果検討

８年度及び９年度の実験結果を用いて、ＰＷＲＩモデルの検証を行い、計算により逆流防止施設及びポンプ排水の効果を把握した。面積８０ｈａ、全域平地と上流側が一部丘陵地としたものの２つの仮想流域を設定した。流出は合理式で算定し、降雨確率 1/5～1/50 の中央集中型降雨波形を採用した。

3.3 PWRＩモデルの改良

土木研究所で開発したＰＷＲＩモデルのソースコードについて、地表面データの入力方法、地表面流出・氾濫計算方法の変更（二次元不定流モデルの採用）、差分法の改良を行った。加えて、遠回り管（バイパス管含む）、拡大管、貯留管（雨水滞水池含む）、浸透管、貯留マンホール、路面貯留（校庭等の公共的施設含む）、地表面貯留施設、浸透施設、逆流防止施設について効果を計算できるよう、プログラムの改良を行った。なお、各種施設のイメージは、図－１及び図－２のとおりである。

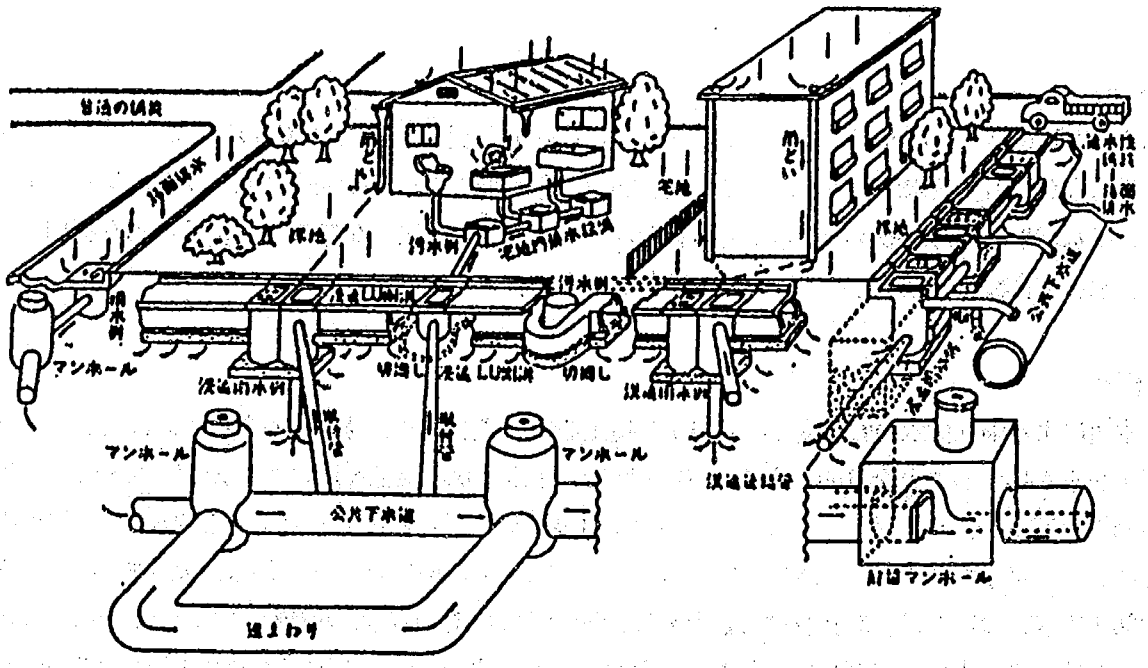


図-1　雨水流出抑制型下水道の概念図

出典：「日本の下水道」建設省都市局下水道部監修　平成９年

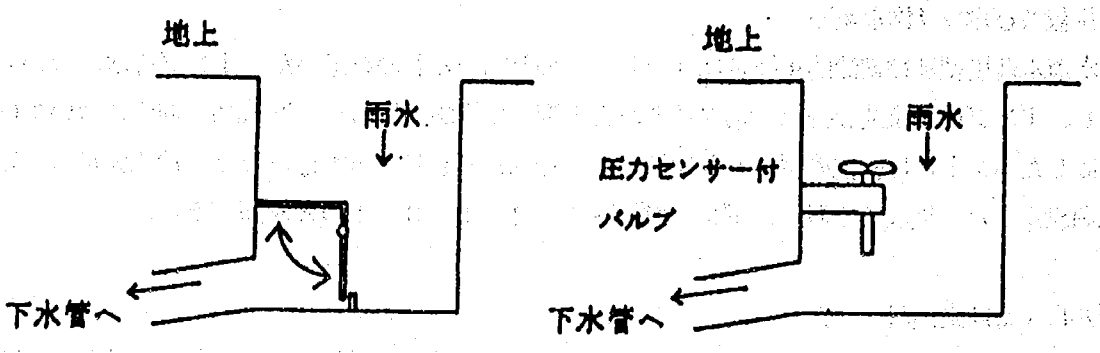


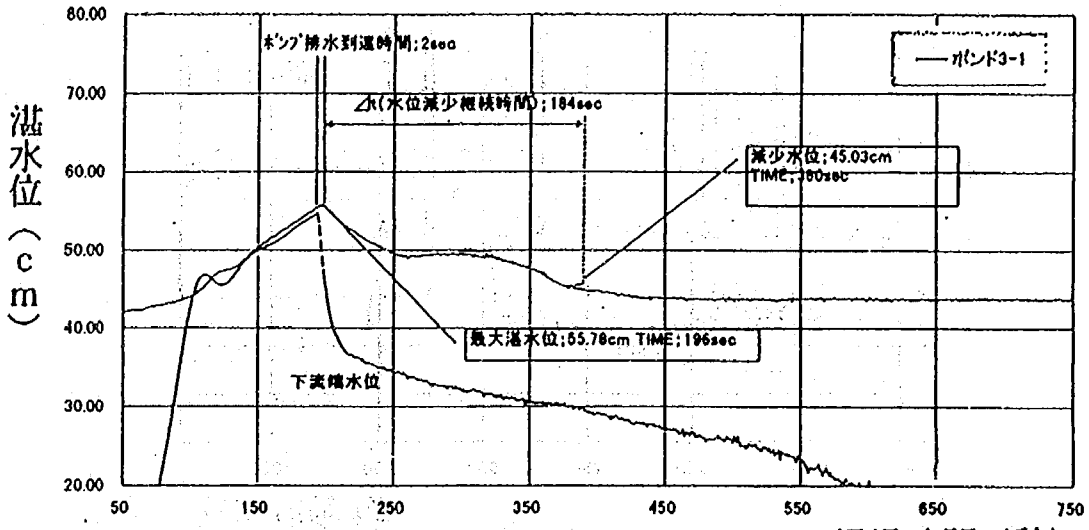
図-2　逆流防止施設

4.研究結果

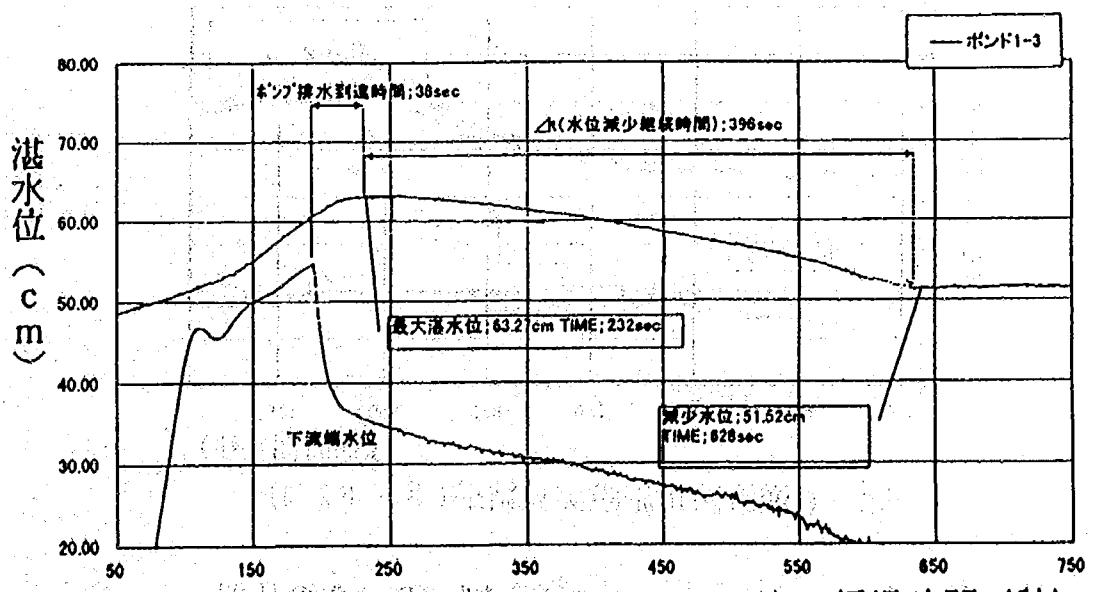
4.1 ポンプ排水及び逆流防止施設実験の結果

4.1.1 ポンプ排水実験

図－３、４に実験結果の一例を示す。ポンド３－１はポンプ排水の影響により、短時間で水位低下しているが、ポンド１－３では水位低下にかなり時間がかかっている。ポンプに近いポンドほど、ポンプの影響を受けていることがわかる。なお、ポンプ排水による水位減少量には、ポンプからの距離による一定の関係は確認されなかった。



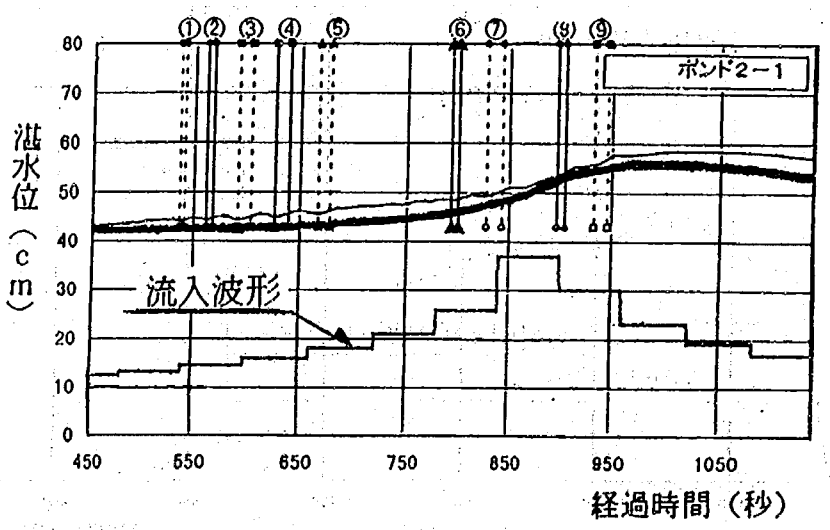
図—3 ポンプ排水実験結果(ポンド3-1)　経過時間（秒）



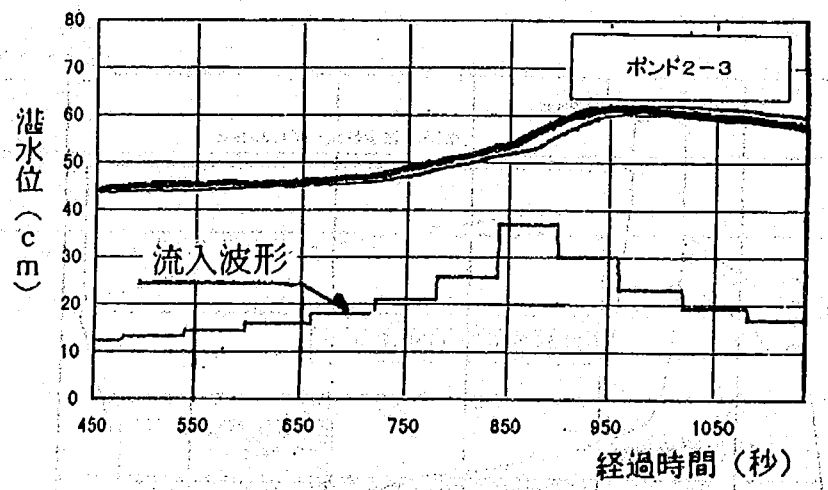
図—4 ポンプ排水実験結果(ポンド1-3)　経過時間（秒）

4.1.2 逆流防止施設実験の結果

逆流防止施設（以下「施設」という。）を設置した場合と設置しない場合の実験結果の一例を図－５、６に示す。図－５の図中の番号は施設が作用した時間帯を表す。図－７に施設を設置した場合としない場合の全ポンドの湛水量の差を示した。プラスの場合は、施設を設置した場合のほうが湛水量が多いことを表す。図－５、６より、施設を設置した場合、流入量増加の時で施設を設置したポンドで湛水位は上昇するが、設置しないポンドでは水位が減少しており、また図－７より、全ポンドでの湛水量が減少していることから、施設が有効に作用していることがわかる。しかし、流入量減少局面では、施設を設置したほうが逆に湛水位が上昇しているが、これは、施設が流下の障害となっているものと推測され、今後、構造の検討が必要である。



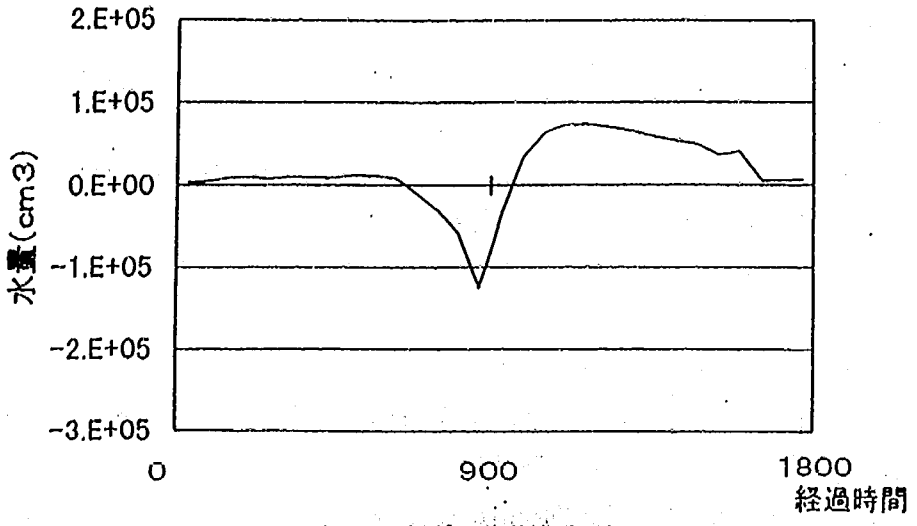
図―５逆流防止施設実験結果(ポンド2-1)



図―６逆流防止施設実験結果(ポンド2-3)

図―５、６の凡例

逆防止施設　有 ――
　　無 ━━



図－7全ポンド湛水量差

4.2 計算モデルによる効果検討

施設に関する計算結果の一例を表－1に示す。ほとんどのケースで最大湛水量、最大湛水深ともに施設を設置したほうが値が小さくなったが、その量はわずかであった。対象流域の上流1／3を丘陵地とした場合の計算結果と比較すると、丘陵地の場合は湛水域が限定されるため、施設設置の有無による差が大きくなっている。

表－1 シミュレーション結果

			最大湛水量(m^3)	最大湛水深(cm)
平地	1/30 逆流防止施設	無	434	0.88
		有	426	0.82
	1/50 逆流防止施設	無	1,354	1.95
		有	1,331	1.25
丘陵	1/30 逆流防止施設	無	607	2.73
		有	582	1.46
	1/50 逆流防止施設	無	792	3.15
		有	815	2.05

4.3 PWRⅠモデルの改良

4.3.1 PWRⅠモデルの改良点

PWRⅠ (Precipitation Water Routing and Inundation) モデルは都市内の雨水の地表面の流出氾濫と下水管路網内での流れをシミュレートする二次元流モデルである。その特徴は表－2のとおりである。今回、このモデルの改良点を掲げると以下のとおりである。

①地表面流出計算単位のメッシュ化

現モデルは地表面流出の単位が実際の下水管の流出区域に合わせてその形状が亀甲となっている。この場合、国土数値情報等により得られたメッシュデータ（例えば、標高、土地利用など）をデータ入力する際に亀甲図に合うように変換せねばならなかった。また、地方公共団体の下水道データベース化が進んでおり、地表図データについては国土数値情報等が採用され、メッシュデータを用いている事例が多い。また、下水道管路網データもメッシュデータと整合をとっているものが多くなっている。なお、メッシュは５０ｍ×５０ｍを基本とした。

②地表面の流出・氾濫計算の二次元不定流モデルの採用

これまでは、地表面の流出計算は、亀甲流域を矩形流域に換算して計算していたが、実際の形状と異なり、これが比較的長い時間や多数の排水区を有する計算では、誤差がかなり発生していたと考えられる。また、氾濫においては、あらかじめ氾濫する方向を指定しなければならなかった。そこで、流出、氾濫の単位もメッシュで考え、二次元不定流モデルを採用することにより直接計算する手法を採用した。

③その他の改良

上記以外にも、差分法の改良等所要の修正を行った。

表-2　ＰＷＲＩモデルの特徴

・データベースの利用を前提としたモデル構造
・物理方程式に基づく流出計算
・暗渠・開渠の両方に対応
・地表流は、暗渠取付管や側溝全長から排水系統に流入
・下水道施設計画上の排水区割りを利用した地表面流出
・マンホール部における管底高の違い、局所損失を考慮

4.3.2　各種施設の計算モデルの作成

現在、下水道事業で採用されている施設に加えて、今後、検討すべき施設を加えて計算モデルを作成した。路面貯留、逆流防止施設については、9 年度までの業務成果をもとに作成し、遠回り管、貯留マンホールについてはマルチフィルターモデルを参考とした。これらのモデルをサブルーチンとして、ＰＷＲＩモデルと一体化させた。

2. 小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査

研究期間：平10～11
担当：施工研究室　室長：大下武志、研究員：森芳徳、井谷雅司

1. はじめに

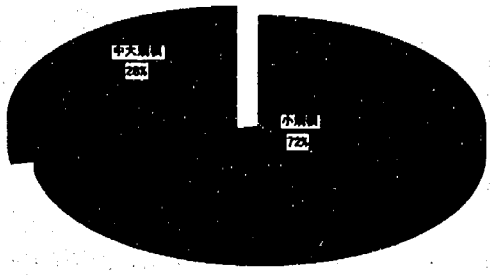
現在、都市内における地下利用が進み、シールド工法による下水管路施設等の整備が増加している。また、地方都市の市街地においても、交通事情や土地利用の問題から小規模なシールド工事の採用が増加しつつある。一方、下水道事業においては、平成９年４月に政府が示した「公共工事コスト縮減に関する行動指針」[1)]を踏まえ、「下水道事業におけるコスト縮減の取り組みについて」[2)]が公表され、コスト縮減に向けた基準や計画・設計方法の見直し、技術開発の推進が必要となっている。本研究では、今後、採用が一層増加すると予想される小規模シールド工事の施工の合理化に向けたコスト縮減の課題を整理し、コスト縮減方策を提案することを目的とする。10 年度は、小規模シールド工事の合理化に向け、現状の課題を整理するとともにコストアップの要因となっている項目を調査し、現状基準で対応可能な合理化案を検討するとともに、縮減効果を試算・分析した。

2. 実態調査

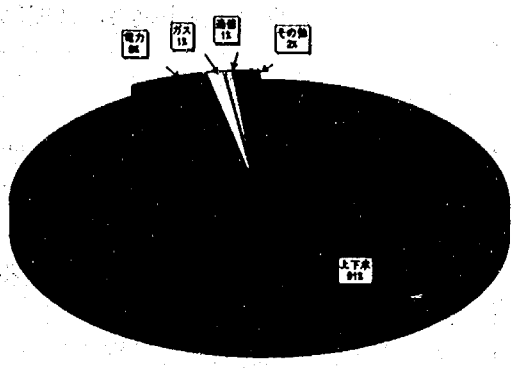
2-1 小規模シールド工事の実態

小規模シールド工事の合理化案を策定するための基礎資料の収集を目的として、過去に行われたシールド工事の実態について調査・分析を行った。主な調査項目は、トンネル径，セグメント，施工延長，シールド等とし、調査対象は、過去５年間の工事でトンネル仕上り内径が3m 以下のシールドトンネル 1589 件とした。

図―1～図－3 に小規模シールド工事の占める割合、使用目的別割合、形式別割合を示す。シールド工事総実績数に対する小規模シールド工事の占める割合をみると、全体の７割程度と多勢を占めている。シールドトンネルの使用目的別では、小規模シールド工事が上下水道工事に集中していることが確認できるが、これは、道路，鉄道あるいは共同溝等を目的としたシールド工事の大部分が仕上り内径 3m 以上であるためである。シールド形式別では、泥土圧式の 61%が最も多く、次いで泥水式 23%，土圧式 10%となっている。泥土圧式および土圧式はいずれも土圧によって切羽の安定を図る方式であり、この２種類で 70%以上を占める。これは、シールド設備を考えた場合、泥水式シールドに比べて土圧系シールドの設備が小規模であり、作業基地用地を確保しやすい等の要因があるためと考えられる。



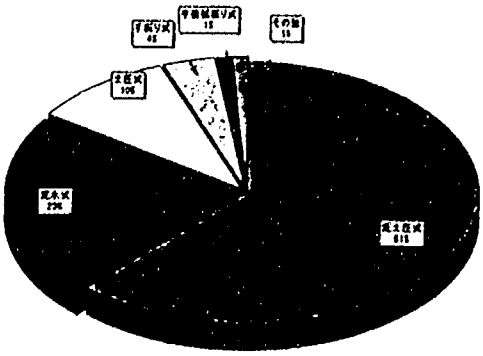
図－１　小規模シールド工事の割合



図－２　使用目的別割合（内径 3m 以下）

2-2　小規模シールド工事の特性

表－１に小規模シールドと大規模シールドの規模別特性を示す。計画段階では、小規模シールドのほうが自由度が多いが、設計段階やセグメント構造、シールドマシンについては、掘削断面が限られている等の理由から大規模に対して自由度が少ない。このため、各項目ごとの制約条件を十分に考慮しながら合理化を検討する必要がある。



図－３　シールド形式別割合（内径 3m 以下）

表－１　シールド工事の規模別特性

項　目		小規模シールド	大規模シールド
計画	平面線形	自由度が多い	自由度が少ない
	用地問題	地上設定が少ない	地上設定が多い
	地上部への影響	小さい	大きい
設計	断面力算定法	（慣用法が多い）	（はりーばねが多い）
	セグメント形式	鋼製セグメント	RCセグメント
セグメント形状	幅	1,000mm以下	拡幅使用可
	分割数	固定	自由度がある
	継手構造	ボルト締結多勢	選択肢多い
シールドマシン	掘進管理	マニュアル	自動化
施工		自由度が少ない	自由度が多い

３．　合理化に関する検討

3-1 合理化に向けた検討課題

小規模シールドの現状と特性を踏まえ、合理化に向けた各項目毎の検討課題を表－２に示す。セグメント、二次覆工およびシールドマシンが主な検討対象となるが、これらの合理化の検討を進めるとともに、品質を確保するための施工管理要領等についても検討する必要がある。

表－２　小規模シールド工事の合理化に向けた検討課題

項　目	期待できる効果	検 討 課 題
セグメントの拡幅化	組立リング数の低減による日進量の向上	積算基準見直しの必要性に関する検討 ・日進量の試算 ・シールド設備容量の検討
	セグメント費の縮減	モデルケースによるセグメント費縮減効果の確認
セグメント分割数の低減	組立時間の短縮による日進量の向上	積算基準見直しの必要性に関する検討 ・日進量の試算
セグメントの合理化	ボルト締結数の低減による日進量の向上	積算基準見直しの必要性に関する検討 ・日進量の試算 ・シールド設備容量の検討
	ボルト締結作業の削減による作業の省力化（ボルトレスセグメント）	積算基準見直しの必要性に関する検討 ・切羽作業人員の検討 ・シールド設備容量の検討
	セグメントの軽量化に伴うセグメント費の縮減	・セグメント費縮減効果の検討 ・セグメント構造の検討
	セグメント構造の合理化	各種セグメントの特徴を考慮できる構造解析手法の適用性
二次覆工の省略	工事費の縮減 ・二次覆工費 ・トンネル規模縮小に関連した工種	・防食・防水に対する考え方の整理 ・従来の二次覆工に代わる代替工法の検討 ・防食性・耐久性の高い二次覆工材料の検討 ・防食・防水機能の高い一次覆工用材料の検討
シールドマシンの合理化	機械設備費の縮減	シールドマシンの転用に関する検討
	掘進速度の高速化による日進量の向上	積算基準見直しの必要性に関する検討 ・日進量の試算 ・シールド設備容量の検討
品質・施工管理要領の整備	品質・施工管理基準の標準化	・小規模シールド工事の品質・施工管理要領(案)の検討

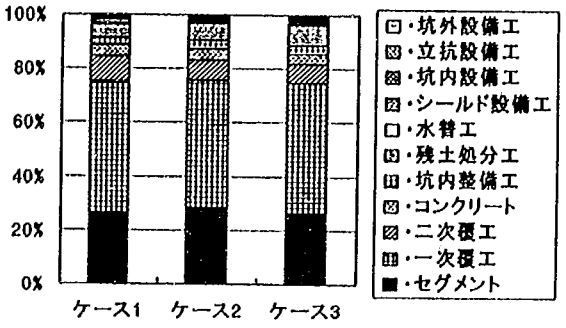
3-2 コスト比率と合理化の重点

小規模シールドの効果的な合理化を検討するため、表－3に示すようなシールド形式や仕上がり内径の異なる3タイプのモデルケースを設定し、直接工事費のコスト構造を分析した。

図－4に各ケースの工種別コスト比率を示す。最も構成比率が高いのは一次覆工で平均 48%程度、次いでセグメント費の 27%程度，二次覆工（コンクリート費を含む）の 12%程度となっている。このことから小規模シールド工事でも、セグメント構造の合理化や二次覆工省略等について重点的に検討することによって、コスト縮減に繋げられるものと考えられる。

表－3　モデルケース

ケース / 施工条件	ケース1	ケース2	ケース3
施工延長(m)	1,000		
シールド形式	泥水式	土圧式	泥水式
セグメント形式	鋼製		
仕上がり内径(mm)	1,650	2,400	3,150



図－4　各ケースの工種別コスト比率

4．コスト縮減効果の検討

以上の結果から、セグメント構造の合理化や二次覆工の省略について重点的に検討することが、コスト縮減の可能性が高いことが確認できた。そこで、今回は二次覆工の省略に着目し、従来工法と合理化案のコストを試算し、コスト縮減効果および工期短縮効果を検証した。

表－4　モデル工事条件

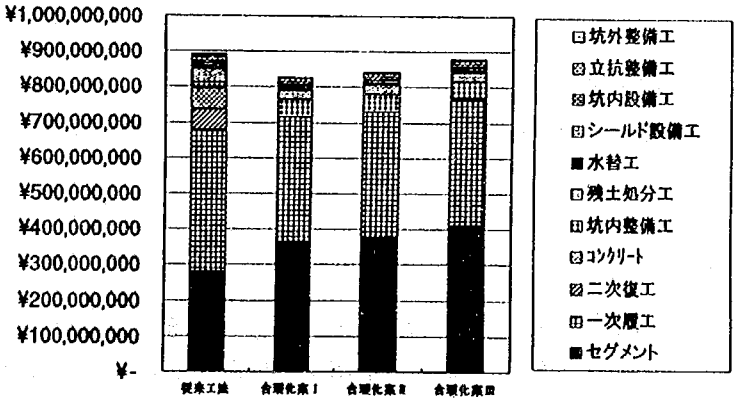
項目	従来工法	合理化案Ⅰ	合理化案Ⅱ	合理化案Ⅲ
施工延長	1400m			
セグメント形式	鋼製セグメント	RCセグメント（すりへり代無し）	RCセグメント（すりへり代25mm）	鋼製中詰めセグメント（すりへり代25mm）
セグメント幅	1,000mm			
二次覆工	250mm	省略		
仕上がり内径	2,000mm			

4-1 算出条件

表－4に従来工法と合理化案の直接工事費を算出するための条件を示す。従来工法が鋼製セグメントなのに対し、合理化案では二次覆工を省略するためにＲＣセグメントと鋼製中詰めセグメントを採用した。

4-2 コスト比較

図－5に各ケースのコストの算出結果を示す。鋼製中詰めセグメントを用いた合理化案のコスト縮減効果は 1%弱とほとんど期待できないものの、ＲＣセグメントを用いた合理化案では 5～7%程度のコスト縮減が期待できることになる。



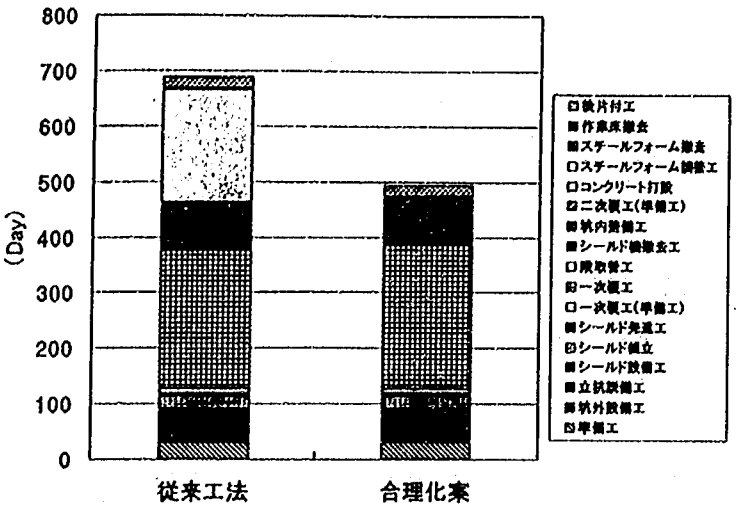
図－5　コスト算出結果

4-3 工期比較

図－6に従来工法と合理化案の工期を示す。合理化案は、3ケースとも二次覆工省略に関わる日数のみが短縮されるため、同日数とみなした。総工期としては、合理化案によって 194 日（約 6.5 ヶ月；28%）の工期が短縮できることになり、従来工法

と比較すると３割程度の工期短縮効果が期待できることになる。

以上の検討結果より、小規模シールド工事において合理化によるコスト縮減効果を従来工法と比較した結果、工期としては、二次覆工を省略することによって 30%程度の工期短縮を図ることができるが、工事費をみると１～７%程度の縮減効果に留まる結果となった。これは、二次覆工省略による縮減効果（工事費全体の 13%程度）および断面縮小による縮減効果（工事費全体の約 6%）に対し、二次覆工の省略が可能なＲＣセグメントおよび鋼製中詰めセグメントの採用によるコスト増（10～15%程度）と二次覆工の省略によって継手目地コーキングやボルトボックス穴埋め費を坑内整備工に計上したことによるコスト増（４%程度）が見込まれるためである。近年では、耐腐食性の高いＦＲＰＭ管やセグメント内面に樹脂を被覆する工法、あるいは、セグメント組立直前にセグメント外側を不透水シートで被覆することで止水性を向上させる工法等が開発されており、これらの工法を採用することにより、合理化を図る有効な手段となるかを、今後、詳細に検討する必要がある。



図－６　工期比較

５．今後の課題

10 年度は、小規模シールド工事の実態および特性を調査・整理し、その結果に基づき合理化案を策定し、二次覆工省略によるコスト縮減効果を試算・分析した。今後は、合理化案として提案した検討項目に対し、①セグメント構造の合理化によるコスト縮減効果の確認、②二次覆工の省略に伴う防食・防水に対する考え方の整理、③日進量，作業人員，機械設備に関する積算基準の見直しの検討、およびシールドマシンの転用等の諸問題に対して詳細な検討を行い、コスト試算および縮減効果を検討し、更に効果的な合理化案を策定する必要がある。また、小規模シールド工事は、全国の自治体で数多く行われているのが現状であり、品質や施工精度の確保の観点から、施工管理要領の策定についての検討も行う予定である。

６．主な研究成果物

森、大下、井谷：小規模シールド工事の特性と合理化に向けた課題、土木学会第５４回年次学術講演会、1999 年（投稿中）

参考文献

１）政府「公共工事コスト縮減対策関係閣僚会議」、公共工事コスト縮減に関する行動指針、平成９年４月

２）建設省都市局下水道部、下水道事業におけるコスト縮減の取り組みについて、平成９年４月

３）（社）土木学会・（社）日本下水道協会、シールド工事用標準セグメント、平成２年４月

3. 可撓性下水道管の合理的設計施工法に関する調査

土質研究室　室　　長　三木　博史
研　究　員　古本　一司
交流研究員　石田　敬一

1. はじめに

現在、塩化ビニル管などのたわみ性管を道路下に埋設する場合、安全性への配慮から一定の制限が設けられており、許容たわみ率等の基準が定められている。しかし、コスト縮減の観点からすると、過剰な設計となることも多い。

一方、現地発生土とセメント、水等を混合することにより製造する流動化処理土は、構造物の埋戻しに適用される事例が増えている。流動化処理土は、締固め不要で、管変形拘束効果が高く、地下水の浸食を受けない等の利点を持っている。締固めが不要の性質を利用することにより、締固めのための作業スペースを省略し、掘削溝幅を小さくすることができる。このように流動化処理土を用いることにより、掘削溝幅の削減や管材の薄肉化が可能であれば、埋設コスト縮減を図ることができる。

そこで本研究では、下水道管などに使用されるたわみ性管の埋設コストの縮減を図る目的で、管を地中に埋設した際に発生するたわみ量の合理的なたわみ量算定手法、および流動化処理土の利用による掘削幅削減及び管材薄肉化の可能性について検討を行った。

2. たわみ量算定手法の検討

2.1 たわみ量算定手法について

現在、たわみ性管を地中に埋設した際に発生するたわみの算定手法には、式(2-1)に示すような道路協会式が一般的に用いられている。この式は、現場における施工条件の不確定性を考慮しているので、安全側の設計となることが多い。

一方、式(2-2)に示すスパングラーの式は、F値およびe値（表2-1および表2-2参照）により、埋戻し材の材質や周辺地盤の物性を考慮することができる。したがって、土質などの現場条件を十分に把握できる場合には、スパングラーの式を用いることにより、より合理的にたわみ量を算定できる可能性がある。

$$\delta = \left(k_3 \cdot q_d + k_4 \cdot q_l\right)\frac{r^4}{E \cdot I} \qquad \text{式(2-1)}$$

ここに、δ :たわみ量
q_d:鉛直土圧
q_l:活荷重による鉛直係数
k_3:鉛直土圧に関する係数
k_4:活荷重に対する係数
E:管の弾性係数
I :管の断面二次モーメント
r :管厚中心半径

$$\delta = \frac{2K \cdot r^4\left(F \cdot q_d + q_l\right)}{E \cdot I + 0.061 \cdot e' \cdot r^3} \qquad \text{式(2-2)}$$

ここに、K:基礎の支持角によって決まる係数
F:変形おくれ係数（原地盤の土質と基礎材料より決定される）
e':埋戻し材の受動抵抗係数

表 2-1　土の受動抵抗係数 e の標準値

埋戻し土の種類（統一分類法による） ＼ 締固めの程度		締固めなし	締固め I	締固め II
細粒土	液性限界が 50%以下、粗粒部分が 25%以下の CL,ML,ML-CL	3.5	14	28
細粒土	液性限界が 50%以下、粗粒部分が 25%以上の CL,ML,ML-CL	7	28	70
粗粒土	細粒部分が 12%以上の GM,GC,SM,SC 75μフルイ通過量が 5%と 12%の間の二重記号で表わされる GW-GM,SW-SM	7	28	70
粗粒土	細粒部分が 12%以下の GW,GP,SW,SP	14	70	140

表 2-2　締固め強度と施工方法

締固め程度	管体側面の締固め方法	仕上がりの程度
締固めなし	（タコ突＋突棒）で一層仕上がり厚 30cm 程度	締まった状態を指し、いわゆる膨軟状態ではない
締固め I	（タコ突＋突棒）で一層仕上がり厚 30cm 程度	プロクター密度 85%程度、又は相対密度 40%程度
	（タンパー又はコンパクター＋突棒）で 3 回以上、一層仕上がり厚 30cm 程度	
締固め II	過去の実績や現地試験等により施工方法とそれに伴う e の値が確実に期待できる場合	プロクター密度 85%以上、又は相対密度 40%以上

2.2　研究方法

現在たわみ量算定手法として用いられている道路協会式に加え、周辺地盤や埋戻し材の剛性を考慮していることを特徴とするスパングラー式の２つについて、埋設載荷実験を行い実験結果と計算結果を比較検討した。

実験の概要を図 2-1 に示す。図 2-1 に示すような土槽内に管を設置し、表 2-3 に示すように砂、関東ローム、砕石、関東ロームをセメントで処理した改良土を用いて埋め戻した。砂については、十分に締め固めた密詰めと全く締固めを行わないゆる詰めの２ケースについて実験を行った。また各ケースに使用した管は全て呼び径 φ 200mm×長さ 1m の下水道用塩化ビニル管(VU200)である。載荷には、多目的載荷装置を用い、載荷板を介して圧縮速度 1mm/分で等分布載荷した。実験中は、上載荷重、管体歪み量、たわみ量及び土槽側壁に作用する水平土圧を計測した。また、実験後管体を掘り出し、載荷後の状況を観測した。

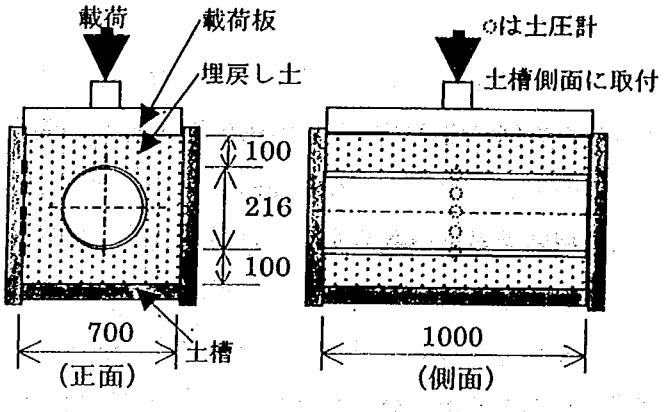


図 2-1　実験の概要（単位:mm）

表 2-3　実験ケース

実験ケース	埋戻し土の種類	含水比 %	γ_t tf/m³ (kN/m³)	粒度 % レキ	砂	シルト	粘土	c kgf/cm² (kN/m²)	φ °
1	砂（密詰め）	7.7	1.767 (17.33)	11.0	86.0	1.5	1.5	0.06 (5.9)	38.4
2	砂（ゆる詰め）	7.7	1.355 (13.29)	11.0	86.0	1.5	1.5	0.06 (5.9)	38.4
3	関東ローム	101.7	1.664 (16.32)	0.0	9.0	35.0	58.0	0.23 (22.5)	10.6
4	砕石（C-40）	0.4	1.589 (15.59)	100	0	0	0	—	—
5	改良土	24.7	1.108 (10.87)	25.5	73.4	0.55	0.55	1.23 (120.5)	38.3

2.3　研究結果

各ケースの載荷重 1.0kgf/cm²(98kN/m²)時における管周方向の歪み、管体鉛直方向たわみ量、土圧分布を図 2-2 に示す。また表 2-4 には、たわみ量の実験値と道路協会式およびスパングラー式による計算値の比較

結果を示している。

道路協会式による計算値は、砂の密詰め、砕石、改良土において実験値を大きく上回った。ただし、ゆる詰めの砂の場合は、十分な拘束効果が得られないため、実験値の方が大きくなった。また、関東ロームの場合は、改良した場合に比べ、たわみ量が 4 割ほど多く、改良することにより埋戻しに適した材料となっている。

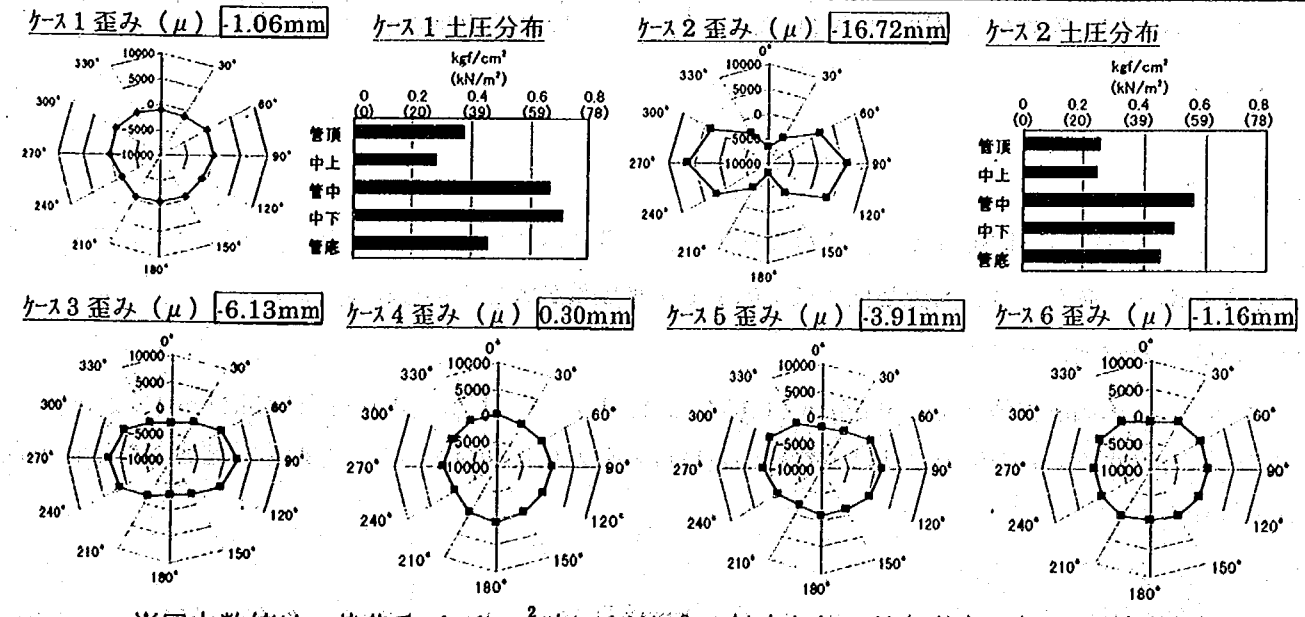
一方、スパングラー式による計算値は、どのケースにおいても概ね実験値に近い値となった。なお受動抵抗係数 eは、周辺地盤と埋戻し材の種類、粒度分布及び締固めの程度に基づいて決定している（表 2-1,2 参照)。

このことから、良質な砂や砕石、改良土を用いて、十分な締固めが確実であるような場合においては、埋戻し材による管の拘束効果を期待でき、スパングラー式を用いてたわみ量を算出することにより、コスト縮減を図ることが可能である。

今回の実験では周辺地盤が強固であり、また締固めの管理が十分に行き届いており埋戻し土の受動抵抗係数 eを決定しやすい条件であった。しかし、実際の施工現場では、矢板引き抜きの影響や、周辺地盤、締

表 2-2　実験値及び各算定式によるたわみ量の比較（鉛直載荷 1.0kgf/cm^2(98kN/m^2)時)

	道路協会式	ケース1 (砂密詰め)		ケース2 (砂ゆる詰め)		ケース3 (関東ローム)		ケース4 (砕石)		ケース5 (改良土)	
		実験値	スパングラー	実験値	スパングラー	実験値	スパングラー	実験値	スパングラー	実験値	スパングラー
埋戻し土の受動抵抗係数 e' kgf/cm^2 (kN/m^2)	—	—	140 (14000)	—	14 (1400)	—	28 (2800)	—	140 (14000)	—	70 (7000)
支承角 θ°	120	—	120	—	90	—	120	—	120	—	120
鉛直土圧に関する係数 k3	0.07	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
支持角によって決まる係数 K	—	—	0.089	—	0.096	—	0.089	—	0.089	—	0.089
変形おくれ係数 F	—	—	1	—	1	—	1	—	1	—	1
鉛直たわみ量 δ (−は圧縮方向) cm	-0.97	-0.11	-0.20	-1.67	-1.25	-0.61	-0.76	0.03	-0.20	-0.39	-0.37
たわみ率 V %	4.66	0.507	0.96	8.00	6.00	2.93	3.62	-0.14	0.96	1.871	1.77



※□内数値は、載荷重 1kgf/cm^{2}時(98kN/m^2)の鉛直たわみ量を表す。(—は圧縮方向)

図 2-2　管体のひずみ分布（鉛直載荷 1kgf/cm^2(98kN/m^2)時)

固めの程度を正確に管理できない場合もあり、道路協会式による計算値程度の変形を見込むことが必要な場合もあり得る。今後は、さらに矢板引抜きなどの影響を反映した設計法などについて検討を進める必要があると考えられる。

また、砕石を用いたケースでは、実験後の管に砕石が食い込んでできた傷が見受けられた。砕石を埋戻しに利用するには、繰り返し載荷などが管体表面に及ぼす影響などについて長期的な評価を行う必要がある。

3. 流動化処理土による埋設コスト縮減方法の検討

3.1 研究方法

現在、下水道管等を開削工法により埋設する場合、管底部および管の側方の土の締固めを十分行うための作業スペースを確保するために掘削幅が決められている。しかし、流動化処理土は締固めが不要であることから、締固めのための作業スペースを省略できると考えられる。また、流動化処理土は管の拘束効果が大きいことが分かっており、この性質を利用すれば、管の薄肉化を図ることができる。

そこで、流動化処理土を利用した掘削幅の削減や管材の薄肉化による、埋戻しコストの縮減可能性を検討するため、埋設載荷実験を行った。実験は、表 3.1 に示すように、流動化処理土の一軸圧縮強度や掘削幅 W 及び土かぶり T を変えたケースを実施した。ケース 11 とケース 12 は、管の肉厚を半分に加工したものを用いた。また実験後、流動化処理土のひび割れ状況などを観察した。その他実験装置および実験方法などについては、2.2 と同様である。

表 3-1 実験ケース

実験ケース	γ_t tf/m³ (kN/m³)	一軸圧縮強度 kgf/cm² (kN/m²)	W mm	T mm	備考
6	1.338 (13.13)	4.454 (436.8)	700	100	
7	1.322 (12.97)	2.498 (245.0)	700	100	
8	1.336 (13.11)	3.880 (380.5)	550	100	
9	1.318 (12.93)	3.807 (373.4)	300	100	
10	1.325 (13.00)	3.963 (388.7)	300	50	
11	1.767 (17.33)	—	700	100	管厚 50%減
12	1.340 (13.15)	4.087 (400.8)	700	100	管厚 50%減

3.2 研究結果

流動化処理土は打設後に固化収縮し、載荷実験時には、供試体は自立した状態となっていた。砂などで埋戻した場合と比べ、各ケースとも流動化処理土による拘束効果が大きく得られていた。

①流動化処理土の強度について

流動化処理土の一軸圧縮強度を 4.5kgf/cm²(440kN/m²)としたケースと 2.5kgf/cm²(245kN/m²)のケース(ケース 6,7) を比較すると管の変形に及ぼす影響の差はほとんど見られなかったことから、強度の影響は小さいと考えられる。

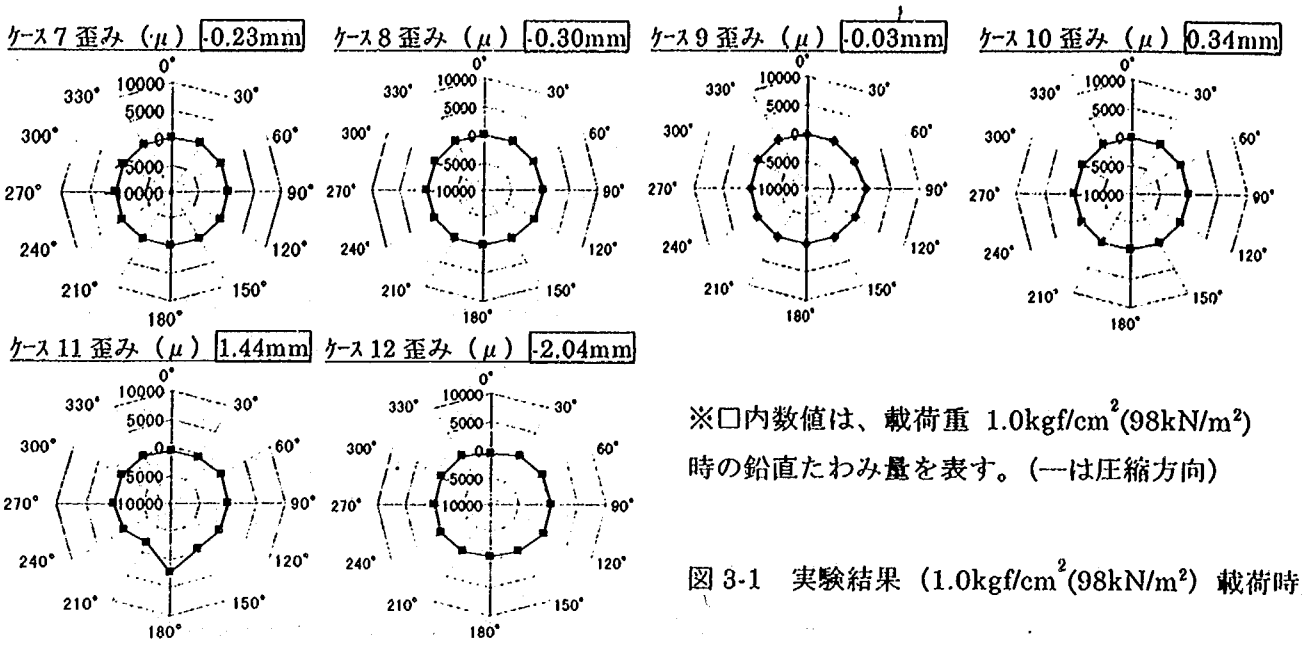
②掘削幅および土かぶりについて

掘削幅を現基準の 70cm としたケースに対して、掘削幅を 50cm,30cm に減らしたケース (ケース 8,9) 及び管上下の流動化処理土の厚みを 10cm から 5cm に減少させたケース (ケース 10) のいずれも発生した

管のたわみは小さく、十分な拘束効果を得られていることが分かった。これにより、掘削幅や土かぶりを小さくすることにより、埋設管の施工コスト削減の可能性があることが分かった。

③管厚について

肉厚を半分にした管を、砂および流動化処理土により埋戻したケース（ケース 11 および 12）を比較する



※□内数値は、載荷重 1.0kgf/cm^2(98kN/m^2) 時の鉛直たわみ量を表す。(—は圧縮方向)

図 3-1　実験結果（1.0kgf/cm^2(98kN/m^2) 載荷時）

と、砂の場合は一部、大きなひずみが発生するなど不規則な変形が発生しているのに対し、流動化処理土で埋設した場合は、変形が小さく、従来の厚さの場合と比較しても差がないことから、管材薄肉化が可能であり、コスト削減を図ることできることがわかった。

4. 道路下埋設を想定した載荷実験

4-1 実験の概要

実際の埋設条件下において、地表面上の載荷重が地中にどの程度伝達されているかを把握するために、模型載荷実験を行った。舗装を再現するために埋戻し土の上部には砕石層を設けている。実験には、図 4-1 に示すような縦 100cm×横 70cm×深さ 111.6cm の土槽を用いた。その他の実験方法などについては、ケース 1～12 と同様に行った。

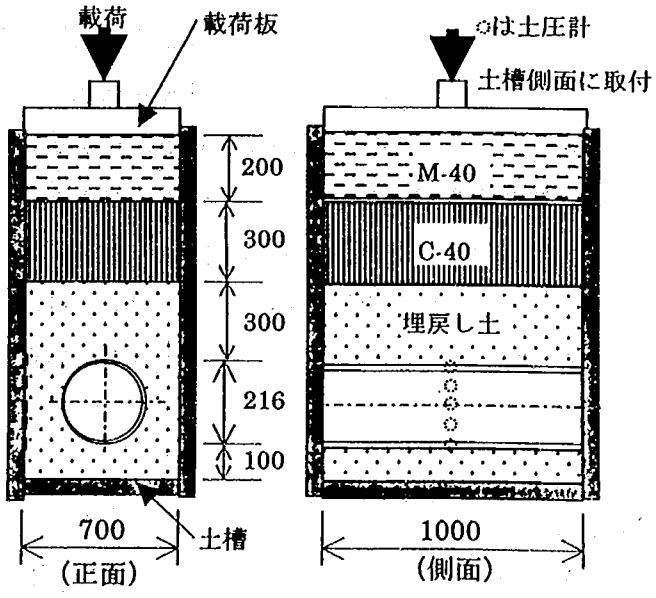


図 4-1　実験の概要（単位:mm）

4-2 実験結果

ケース 13、14 ともに、2．および3．において示したケースと比較して土かぶりが大きく、

表 4-1　実験ケースおよび結果

ケース	埋戻し土の種類	一軸圧縮強度 kgf/cm^2 (kN/m^2)	垂直たわみ量 (1.0kgf/cm^2(98kN/m^2) 載荷時) mm
13	砂(密詰め)	—	0.09
14	流動化処理土	4.092 (401.3)	-0.25

変形量も大きいと考えられるが、実験ではほぼ同じか、むしろ小さくなった。(表 4-1 参照) これは、管上にある砕石層などにより、土圧が分散されるためと思われる。

したがって、設計においては、管体に作用する鉛直荷重については、管上の土かぶりによる鉛直土圧がそのまま作用するとされているが、実際には設計値よりも小さい可能性があることが明らかになった。

5. まとめ

下水道管などに使用されるたわみ性管の埋設コストの縮減を図る目的で、管を地中に埋設した際の合理的なたわみ量算定手法、および流動化処理土を用いた埋戻しによる掘削幅削減及び管材薄肉化の可能性について検討するため、載荷装置を用いて模型実験を行った。その結果から、以下のことが明らかになった。

① 密詰めした砂や砕石、改良土を用いた場合、道路協会式によるたわみ量算定値は実測値よりも大幅に大きい値となり、埋戻し材などを考慮したスパングラー式を用いると、より実測値に近い値が得られた。このことから、今回の実験結果のように良質な砂や砕石、改良土を用いて十分な締固めを期待でき、矢板引抜きなどの影響がないような場合においては、スパングラー式を用いてたわみ量を算出することにより、コスト縮減を図ることができると考えられる。

ただし、現場によっては、矢板引抜きの影響などにより、道路協会式による計算値程度の変形が生じることを見込まなければならない場合もある。今後は、これらの影響を反映させた設計法などについて検討を進める必要がある。

② 流動化処理土は管拘束効果が大きく、矢板などの側方の影響を受けない。また、掘削幅を (呼び径 φ 200mm で) 従来の 70cm から 30cm 程度まで狭くした状態でも管体を保護することが可能であることがわかった。さらに、土かぶりも小さくすることができるなど、埋設コストの縮減可能性がある。さらに、管の拘束効果を生かした管材薄肉化によるコスト縮減の可能性もあることが明らかになった。

ただし現段階では、流動化処理土の製造には製造プラントのため広大な用地を必要とするなど、特に下水道のような小規模工事に対して製造費は割高となることが多い。今後は、流動化処理土の利点を生かすためには小規模工事に対応した流動化処理土の施工法について検討を進める必要があると考えられる。

参考資料

・道路土工—カルバート工指針、平成 11 年 3 月、日本道路協会

・矢板引抜き時の可撓性管の変形挙動および変形防止工法に関する調査、平成 8 年 1 月、土木研究所資料 3397 号

・発生土利用促進のための改良工法マニュアル、平成 9 年 12 月、(財) 土木研究センター

4. 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　明嵐政司
研究員　寺田　剛

1．はじめに

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と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が、防食技術は必ずしも確立されておらず、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、耐久性に優れた防食材料として、プラスチック板等を貼付けたシート型防食材や繊維補強等をした厚膜型防食材について防食性試験調査を行っている。

平成 10 年度は、９年度に引き続き防食材を施したコンクリート供試体を各薬品に浸漬試験を行い、耐久性の評価を行った。薬品浸漬試験の結果によれば、シート型防食材では硫酸１０％のビニルエステル、オルソ型ポリエステルと飽和水酸化カルシウムのビニルエステルで質量変化率が非常に小さくなった。厚膜型防食材ではすべての薬液において、ノボラック型ビニルエステル樹脂ガラスマット入りで質量変化率が最も小さくなった。また、最終年度であるため、これまでの結果をまとめて下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル（案）を作成した。

2．調査方法

2．1　耐薬品性試験

１０年度は、９年度に引き続き防食材の耐久性を評価するため 600 日間表－１に調査に用いた防食材を対象として、薬品浸漬試験（耐薬品性試験）を行った。

・供試体寸法：30 × 15 × 5cm、接合部：あり（厚膜型防食材のみ）
・浸漬液：硫酸 10%、水酸化ナトリウム 10%、水酸化カルシウム（飽和溶液）、気中放置、水道水
・浸漬温度：20 ℃
・評価項目：表面観察、重量変化、接着力

表－１　調査に用いた防食材

ﾀｲﾌﾟ	No.	材　　質	備　　考
シート型防食材	①	高密度ポリエチレンⅠ	厚さ 1.6mm、2.0mm、溶接による接合
	②	高密度ポリエチレンⅡ	厚さ 2.0mm、溶接による接合
	③	塩化ビニル	厚さ 2.0mm、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 2.0mm、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 2.0mm
厚膜型防食材	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（ガラスマット入り）	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

2．2　一般的性状試験

各種防食材の一般的な性状を明らかにするために以下の試験を行った。

（1）施工性試験

1）混合均一性：JIS K 5400「塗料一般試験方法」の 4.8 混合性の試験方法

2）可使時間：JIS K 5400「塗料一般試験方法」の 4.9 ポットライフの試験方法

3）硬化時間： JIS K 5400「塗料一般試験方法」の 6.5 乾燥時間の試験方法

（2）性能評価試験

1）ガス透過性：JIS K 7126「プラスチックおよびシートの気体透過度試験方法」A法（差圧法）

2）塩素イオン透過性：日本道路公団維持修繕要領 橋梁編コンクリート構造物（II）高欄地覆 5(2)しゃ塩性試験

3）硫酸イオン透過性：日本道路公団維持修繕要領 橋梁編コンクリート構造物（II）高欄地覆 5(2)しゃ塩性試験

4）防水性：JIS K 1404

5）耐衝撃性：JIS K 5400 8.3.2 項のデュポン式

6）耐摩耗性：JIS K 7204 のティーバー式摩耗試験

7）クラック追従性：防食材を塗布した試験片を折り曲げ、追従性の有無を調べる。

3．調査結果

3．1施工性試験

厚膜型防食材の施工性に関する試験結果をまとめて表－2に示す。各防食材の混合均一性に問題ないが、 可使時間および硬化時間には差がみられた。可使時間が最も低いのは1分以内の⑩ポリウレア樹脂で吹付け仕様のものであった。塗布タイプのものと比較するとかなり早く、それに伴い硬化時間も早くなった。表面の凹凸は塗布タイプと比較すると多かった。

表－2　厚膜型防食材の施工性試験

No	樹脂タイプ	混合均一性	可使時間(20℃)	硬化時間
⑦	ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂	均等に混合する	30 分	12 時間
⑧	ﾉﾎﾞﾗｯｸ型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂	均等に混合する	30 分	12 時間
⑨	ﾉﾎﾞﾗｯｸ型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂 (ｶﾞﾗｽﾏｯﾄ入り)	均等に混合する	15 分	10 時間
⑩	ﾎﾟﾘｳﾚｱ 樹脂	均等に混合する	1 分以内	2 時間
⑪	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 I	均等に混合する	2 時間	18 時間
⑫	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂	均等に混合する	2 時間	10 時間
⑬	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 II	均等に混合する	30 分	18 時間
⑭	ｴﾎﾟｷｼｴﾏﾙｼﾞｮﾝ (炭素繊維・ｾﾗﾐｯｸ配合)	均等に混合する	40 分	18 時間

3．2　性能試験

1)　厚膜型防食材

厚膜型防食材の性能試験結果を表－3に示す。厚膜型の防水性および耐衝撃性はいずれの防食材も同等であり、十分な仕様を有している。ティーバー式耐摩耗性は、0.2 mg以下と小さな値であった。イオン透過性は、樹脂タイプおよびイオン種により大きな差がみられた。塩素イオンあるいは硫酸イオンの透過量が少ない程コンクリート母体に与える影響は小さい。

表－3　厚膜型防食材の性能試験結果

No	樹脂タイプ	防水性 浸透深さ (cm)	耐衝撃性	耐摩*1 耐性 mg/1000回転	イオン透過性*2	
					塩素イオン	硫酸イオン
⑦	ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙ型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂	0	変化無し	0.18	0.93 -0.15	1.56 -0.13
⑧	ﾉﾎﾞﾗｯｸ 型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂	0	変化無し	0.08	0.48 -0.10	0.88 -0.09
⑨	ﾉﾎﾞﾗｯｸ 型 ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂 (ｶﾞﾗｽﾏｯﾄ入り)	0	変化無し	0.10	1.5 - 0.11	0 - 0.12
⑩	ﾎﾟﾘｳﾚｱ 樹脂	0	変化無し	0.10	0.046 - 0.18	0 - 0.17
⑪	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 I	0	変化無し	0.16	0 0.13	3.1 0.13
⑫	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂	0	変化無し	0.19	2.1 0.12	1.1 0.15
⑬	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 II	0	変化無し	0.08	0.67 0.16	0 0.16
⑭	ｴﾎﾟｷｼｴﾏﾙｼﾞｮﾝ (炭素繊維・ｾﾗﾐｯｸ配合)	0	変化無し	0.12	4.2 0.41	22 0.47

注）*1 ：テーパー式摩耗による。
*2 ：上段はイオン透過量（× 10^{-4}mg/cm²・日），
下段は質量減少率で（%）

2）　シート型防食材

性能試験結果を表－4に示す。シート型防食材は、十分な防水性を有していたが、耐衝撃性ではひび割れするものがあり、変形量の小さいもの程この傾向が大きい。耐衝撃性においてひび割れた2種類の防食材（⑤オルソ形ポリエステル、⑥ビニルエステル）は、クラック追従性もない。但し、高密度ポリエチレンの場合はアンカーでコンクリートに接着させており、本質的にコンクリートに付着している訳ではないので、シートのみによる試験を別途施して、本試験のデータを補足する必要があった。耐摩耗性は、ASTM C 779 コンクリート表面の耐摩耗性試験方法で試験を行った。何れのシートも普通コンクリートの 0.5 ～ 0.6mm/90分以下であった。イオン透過性は、厚膜型と同じである。防水材によって差があり、透過しないものから透過しすぎて∞のものまで幅広い結果となった。

表－4　シート型防食材の性能試験

No	樹脂タイプ	防水性 浸透深さ (cm)	耐衝撃性	クラック 追従性の有無	耐摩*1 耐性 (mm)/90分	イオン透過性*2	
						塩素イオン	硫酸イオン
①	高密度 ポリエチレン I	0	変化無し	有	0.39	∞	∞
②	高密度 ポリエチレン II	0	変化無し	有	0.27	∞	∞
③	塩化ビニル	0	変化無し	有	0.27	5.7 0.02	0 0.02
④	高密度 ポリエチレン III	0	変化無し	有	0.41	5.1 0.02	0 0.02
⑤	オルソ型 ポリエステル	0	ひび割れ	無	0.12	11 0.16	27 0.18
⑥	ビニルエステル	0	ひび割れ	無	0.16	7.0 0.13	0 0.12

注）*1 ：ASTM C 779　コンクリート表面の耐摩耗性試験方法による値
*2 ：上段はイオン透過量（× 10^{-5} mg/cm²・日），下段は質量減少率（%）

3．3 耐薬品性試験

厚膜型防食材の耐薬品性試験の試験結果を図－1～4と表－5に、シート型防食材の耐薬品性試験の試験結果を図－5～8と表－6に示す。

1）厚膜型防食材

厚膜型防食材の 600 日間の長期耐薬品性試験による質量変化は、10 %水酸化ナトリウム溶液では有意な差はなかったが、10 %硫酸と飽和水酸化カルシウム溶液では大きな差が生じた。10 %硫酸では質量の増加するものと、減少するものがあった。気中養生では、試験体からの水分の逸散があるため1%以上の大きな

質量減少を示すものもあった。ノボラック型ガラス入り（ノボラック型ビニルエステル樹脂ガラスマット入り）はすべてのの薬液において重量変化が最も少なかった。

2）シート型防食材

シート型防食材の質量変化は，厚膜型防食材の場合と傾向は異なっている。４種類の溶液とも質量の増加が大きくなる防食材があった。質量の増加が大きいのは 10 %水酸化ナトリウム溶液のオルソ型ポリエステル樹脂と 10 %硫酸、飽和水酸化カルシウム溶液の高密度ポリエチレンＩであった。原因はシート隅の接着不足によるコンクリート内部の溶液浸透であった。気中養生では，高密度ポリエチレンⅢの質量減少が大きく、 その原因もシート隅の接着不足であった可能性が高い。 シート型防食材ではコンクリートへの接着状況を確認することが重要である。

3）防食材の接着力

厚膜型防食材でコンクリート自身の凝集破壊を示す接着強度 1.62N/mm^2 を 60 日間にわたって 10 %以上下回るのは、水道水に浸漬した場合が２種類（ポリウレア樹脂２ mm とエポキシエマルジョン５ mm）10 %水酸化ナトリウム溶液の場合では１種類（エポキシエマルジョン５ mm）のみであった。

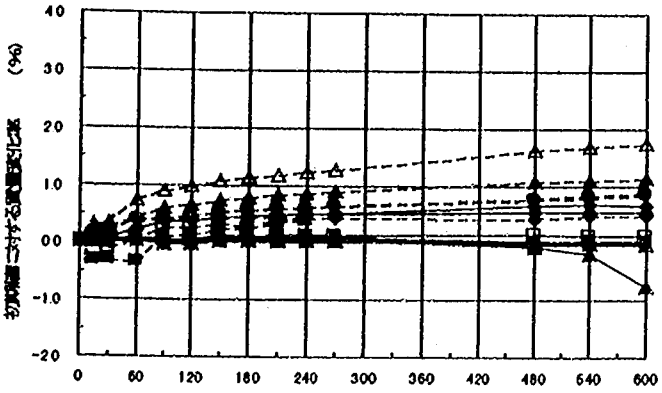
シート型防食材は、防食材自体が固いためアンカーを設けてコンクリートとの接着力を持たせているものがほとんどある。コンクリートの含水率が低下すると接着力も低下するので、長期の耐久性は期待できない。シートの一部が破損してもコンクリート内部に水が浸透しないような新たな接着方法を開発する必要がある。

4）浸漬液の種類

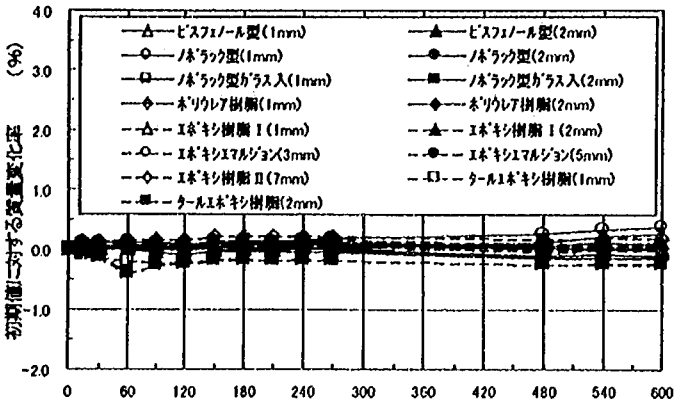
防食材のタイプと浸漬液の種類により、その質量変化および接着力にかなりの差がみられ、下水道防食材の耐久性を評価する場合には、いずれの浸漬液および養生条件でも十分な耐久性を満足する必要がある。

表－５　600日間浸漬後の耐薬品性試験結果（厚膜被覆型防食材）

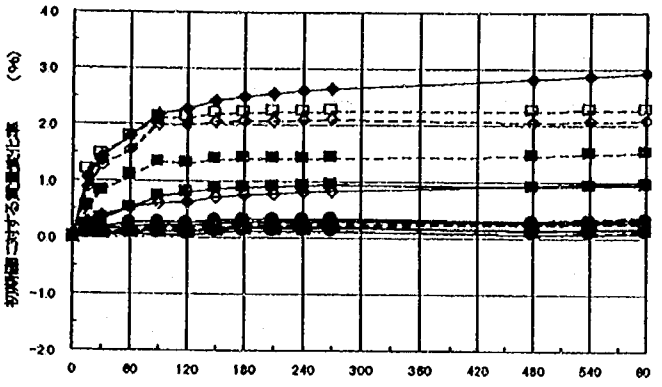
提供会社	樹脂タイプ	厚さmm	硫酸10%	水酸化ナトリウム10%	飽和水酸化カルシウム	気中
⑦	ビスフェノール型ビニエステル樹脂	1.0	-0.025	0.271	0.157	-0.250
		2.0	-0.770	0.025	0.285	-0.363
⑧	ノボラック型ビニエステル樹脂	1.0	-0.036	0.394	0.094	-0.202
		2.0	0.003	0.083	0.329	-0.356
⑨	ノボラック型ビニエステル樹脂（ガラスマット入り）	1.0	0.131	0.046	0.170	-0.200
			0.024	0.043	0.937	-0.232
⑩	ポリウレア樹脂	1.0	0.535	-0.133	0.993	-1.893
		2.0	0.657	-0.095	2.932	-1.633
⑪	エポキシ樹脂Ⅰ	7.0	0.485	0.209	2.084	-0.106
⑫	タールエポキシ樹脂	1.0	0.381	-0.228	2.282	-0.853
		2.0	0.478	-0.225	1.514	-1.607
⑬	エポキシ樹脂Ⅱ	1.0	1.728	0.127	0.370	-0.390
		2.0	1.135	0.007	0.269	-0.266
⑭	エポキシエマルジョン（炭素繊維・セラミック配合）	3.0	0.877	0.090	0.104	-0.075
		5.0	0.840	0.064	0.101	-0.059



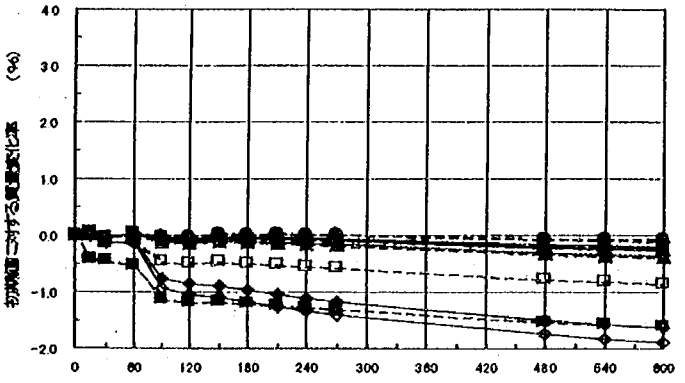
図－1　厚膜型防食材の耐薬品性試験結果（硫酸10%）



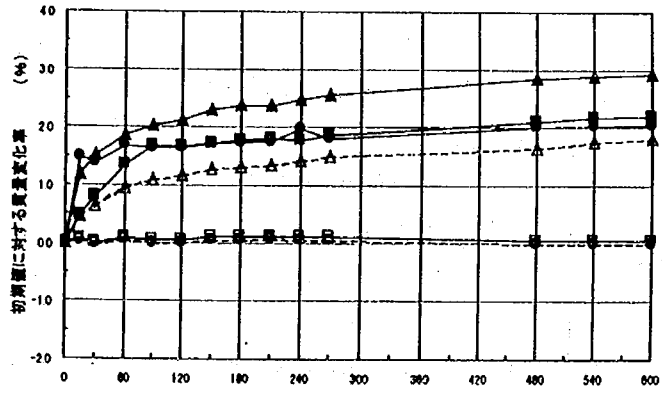
図－2　厚膜型防食材の耐薬品性試験結果（水酸化ナトリウム10%）



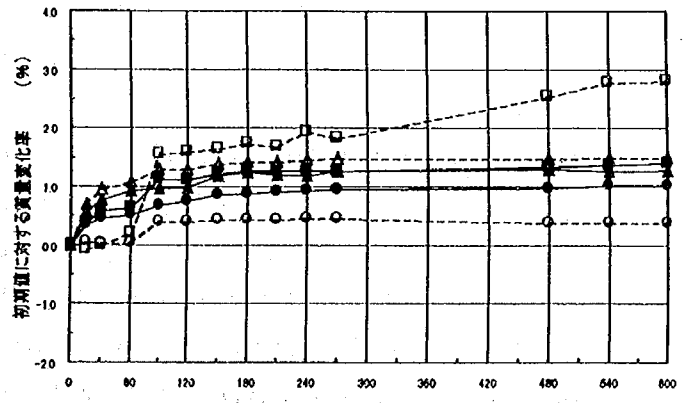
図－3　厚膜型防食材の耐薬品性試験結果（飽和水酸化ナトリウム）



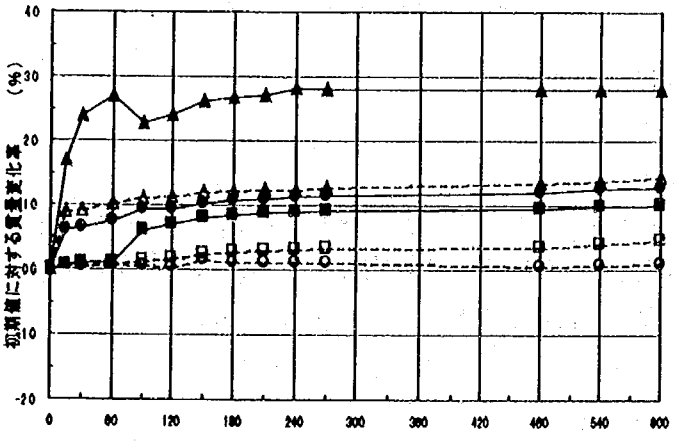
図－4　厚膜型防食材の耐薬品性試験結果（気中放置）



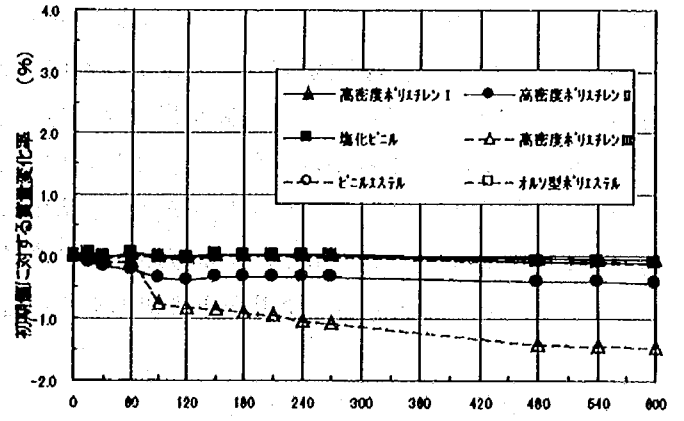
図－5　シート型防食材の耐薬品性試験結果（硫酸10%）



図－6　シート型防食材の耐薬品性試験結果（水酸化ナトリウム10%）



図－7　シート型防食材の耐薬品性試験結果（飽和水酸化ナトリウム）



図－8　シート型防食材の耐薬品性試験結果（気中放置）

表－6　600日間浸漬後の耐薬品性試験結果（シート型防食材）

提供会社	樹脂タイプ	厚さmm	硫酸10%	水酸化ナトリウム10%	飽和水酸化カルシウム	気中
①	高密度ポリエチレンⅠ	2.0	2.912	1.277	2.798	-0.06
②	高密度ポリエチレンⅡ	2.0	2.046	1.022	1.273	-0.431
③	塩化ビニル	2.0	2.198	1.395	1.008	-0.121
④	高密度ポリエチレンⅢ	2.0	1.81	1.498	1.430	-1.461
⑤	オルソ型ポリエステル	2.0	-0.006	0.377	0.448	-0.112
⑥	ビニルエステル	2.0	0.049	2.816	0.090	-0.118

3．4　まとめ

下水処理場は硫化水素に起因するコンクリート構造物の腐食劣化が激しく、一般のコンクリート構造物の腐食に比べてはるかに早いのが特徴である。これらの腐食からコンクリートを守るため、防食被覆がなされている。最近になって、これまで開放型処理槽だった沈殿槽、濃縮槽などが、環境問題（悪臭）などから改修による覆蓋化が急速に進み、それに伴ない発生する高密度の硫化水素に対応する防食被覆工事が順次行われている。

本研究では、高濃度の硫化水素の環境に対応し、厚膜型（１～１０mm厚）およびシート型の下水道防食材の、施工性、性能および耐薬品性の評価を行った。その結果施工性で問題があった防食材は厚膜型のポリウレア樹脂、シート型のオルソ型ポリエステルとビニルエステルであった。薬品浸漬試験の結果によれば、シート型防食材では硫酸１０％のビニルエステル、オルソ型ポリエステルと飽和水酸化カルシウムのビニエステルで質量変化率が非常に小さくなった。厚膜型防食材ではすべての薬液において、ノボラック型ビニルエステル樹脂ガラスマット入りで質量変化率が最も小さくなった。これらの成果をまとめて下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル（案）を作成した。表－７に目次案を示す。これら防食材は、下水道の硫化水素の滞留が多く腐食が厳しい環境を想定している。これらを用いることによって、下水道施設コンクリートの硫化水素に起因する損傷を防止することができる。

表－７下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル目次（案）

まえがき
１．下水道施設の劣化原因
２．腐食環境条件と防食対策
３．防食材の種類
　３．１防食材の種類
　３．２品質規格（案）
　３．３防食材の仕様
　３．４施工方法
４．防食材の現場適応性
あとがき
付録　評価試験方法（案）

４．主な研究成果物

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報告書－下水道施設コンクリート用防食材料の適用技術マニュアル（案）－（仮題）；土木研究所資料準備中

5. 下水道工種の体系化に関する調査

建設システム課　課　長　大澤　健治
主任研究員　小林　一三

1．まえがき

既存の積算に関する大系は、長年の事業執行を集大成したもので精緻なものとなっているが反面細分化・複雑化したため分かりにくい体系となっている。また、ＷＴＯ政府調達協定の合意など今後我が国への建設市場への外国企業の参入対象が拡大していく情勢にありこれを念頭においた事業プロセスの見直しが課題となっている。さらに昨今、公共事業の執行に対する批判が社会問題化しており、平成５年 12 月の中央建設審議会においても透明性・客観性・妥当性の向上に向けた入札・契約制度の早急な改革について提言がなされている。平成９年４月に発表した「公共工事コスト縮減対策に関する行動計画」では積算の合理化と入札・契約制度の検討を今後進めることとしている。

建設省では、公共事業における一連のプロセスについて、合理的・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」の整備を行っている。工事工種の体系化とは、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であり、河川・道路事業についてはほぼ概成している。

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。管路工事区分の体系化は、地方自治体を対象に工事工種体系による積算の試行を実施により、処理場・ポンプ場工事区分は都道府県の積算基準担当者に意見照会をすることにより、修正・検討を行い体系化を完成させた。また、体系化に関する積算データを今後効率的に変更可能とするための下水道工事工種体系データベースの作成を行った。

1．研究方法

1．1　下水道工事工種体系の構造検討（体系ツリー図の検討）

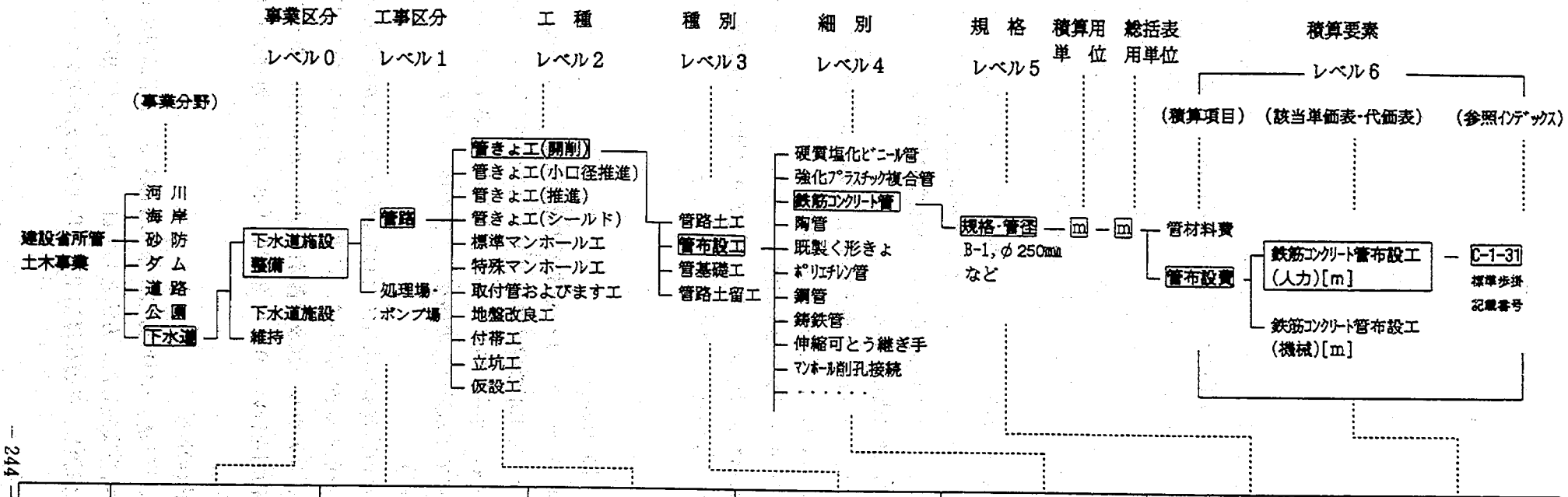
下水道工事工種の体系化として、図－１の様に工事内容をレベル１～６までの階層構造として表現した(体系ツリー図の作成)。レベル１からレベル３までは主として工事の発注ロットや一定の構造を持つ部位を表すための総称を表示するレベルである。また、レベル４は工事を構成する基本的な単位目的物であり単位と共に契約数量を表示するレベルである。この表示方法にて下水道分野の様々な工種を体系化した。

1．2　積算要素表の検討（細別モジュール表の検討）

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、８～９年度には主として「管路」工事区分(レベル１)について検討を行い、９～10 年度は「ポンプ場・処理場」工事区分(レベル１)について検討を行った。

1．3　工事工種の体系化を用いた積算の試行と結果の反映

工事工種体系の利便性、妥当性を評価するために、「管路」工事区分の工事工種体系は、下水道事業を実施する地方自治体を対象に体系を用いた工事積算の試行を実施した。方法としては、市町村等に実際発注する工事を対象とした工種体系を用いた設計書の作成を依頼し、その積算結果と利用上の意見をアンケート方式



レベル	レベル0［事業区分］	レベル1［工事区分］	レベル2［工種］	レベル3［種別］	レベル4［細別］	レベル5［規格］	レベル6［積算要素］
内 容	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	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	体系全体の見通しをよくするため、レベル2とレベル4をつなぐレベル区分	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	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
補足説明	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。	通常、1件の工事として発注される区分	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する。	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。	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出の基本になる。	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	費用構成として積算項目と、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。
他の例	河川改修、道路新設・改良	築堤・護岸、排水機場、舗装	沈砂池工、擁壁工、トンネル掘削工	作業土工、既製杭工、躯体工	鋼管杭、コンクリート、鉄筋、型枠	コンクリート規格(21-8-25-BB)など	【積算項目】自工区外への運搬費

図－1　下水道工事工種体系の階層定義

にて回収した。また、「処理場・ポンプ場」工事区分の体系は各都道府県・政令市に対し意見照会を行い、下水道工事工種体系の妥当性、利便性、問題点等の把握を行った。

1．4　下水道工事工種体系データベースの開発

下水道工事工種体系化に伴う積算データは、今後のメンテナンス作業や各自治体が積算システムを構築する場合に対応するため、電子媒体として保存、データベース化しておく必要がある。このため、下水道体系ツリー、細別モジュール、利用歩掛などを編集・検索・印刷する下水道工事工種体系データベースを作成した。

2．研究結果

2．1　工事工種体系化の基本方針

体系ツリー及び細別モジュールの作成に当たっては以下の下水道事業の特徴を考慮した。

①主な事業主体が地方自治体である。　②下水道工事積算基準独特の積算階層　③細別（レベル４）定義の明確化の必要性　④一般土木分野との整合性

第一に下水道事業の事業主体は市町村レベルの地方自治体であり、細別モジュールの作成に当たっては全国的に広く利用可能なものでなければならない。また、中小市町村では積算システムの普及度も低いため、新土木積算システムの利用を前提とせず、ペーパーベースでの利用が可能でなければならない。このため、細別モジュールの表現に関し、建設省積算基準書の歩掛コード（ＳＴコード）の代わりに、積算基準書の一般公表版である「土木工事標準歩掛」の記載ページを表現する、全体的な説明として総括備考欄を設けるなどより汎用性・利便性を持たせた表示方法を採用した。

第二に建設省制定の「下水道工事積算基準」には単なる単価表・代価表の記載だけでなく、主要工種の積算上の階層構成まで定義されている。この階層構成は広く地方で利用されており、積算積み上げ過程の標準化、数量の標準化に大きく寄与している。このため、体系ツリー、細別モジュールの構成に関し、この階層構成（Ａ、Ｂ、Ｃ代価表で表現されている）を大きく変更することなく構築するものとした。

第三に細別（レベル４）の定義を、一般土木分野より明確に細別モジュール表上で表現することとした。下水道分野では、現在一般土木分野にあるような図書としての細別（レベル４）の定義集が存在しない。また、下水道積算基準の代価表は、積算項目の内容を代価表名称だけで適切に表現できておらず、材料費や機械損料等の有無についても統一された形となっていない。このため、細別モジュール内の積算項目だけでは明確に定義付けができない場合があるため、積算項目と歩掛項目の間に必要に応じ代価内訳項目を作成し、備考欄の説明書きと合わせ、レベル４定義の明確化を図ることとした。

第四に一般土木分野の工事工種体系との整合性を十分図ることとした。これは処理場・ポンプ場工事や管路工事の仮設工、付帯工などでは、道路、河川などの先行整備分野の工種が多く利用されている点や逆にシールド工法や推進工法など下水道用として整備された歩掛も近年一般土木分野での共同溝や水路トンネルなどの事業に準用される例も多く見られるなど、今後下水道と一般土木間の歩掛の相互利用がより進んでいくと考えられるからである。

2．2　体系ツリー図、細別モジュール表の作成

今回作成した体系ツリーの一部及び抜粋を図－２，３に、細別モジュールの例を図－４に示す。

全体として一般土木分野で定義されたレベル４（細別）名称は、下水道工事においても同じ定義であればそのレベル４名称を用いることとし整合性を図っている。また、積算要素（レベル６）の記載は、体系の汎用性を考慮し単価表や歩掛の出典を下水道積算基準や建設省標準歩掛の記載ページで記すこととした。管路工事は管渠、マンホール、取付管等目的物毎に体系化を図ると共に、推進・シールド工事については下水道積算基準を考慮して埋設工法別に体系化した。ただし、埋設工法は本来施工者の任意性に関するものであり、

レベル0 事業区分	レベル1 工事区分	レベル2 工種区分	レベル3 種別	レベル4 細別	レベル5 規格	単位（積算）	単位（契約）
下水道施設整備	管路	管きょ工(開削)	管路土工	管路掘削	（－）	m3	式
				管路埋戻	（－）	m3	式
				発生土処理	（－）	m3	式
			管布設工	硬質塩化ビニル管	（規格、管径）	m	m
				鉄筋コンクリート管	（規格、管径）	m	m
			管基礎工	砂基礎	（高さ、幅）	m	m
			管継手工	鋳鉄管メカニカル継手	（管径等）	口	口
			管路土留工	木矢板土留	（掘削幅）	m	式 or m
		管きょ工（小口径推進）	仮管併用推進工	推進用鉄筋管（仮管併用）	（規格、管径）	m	m
			オーガ掘削推進工	推進用鉄筋管（オーガ掘削）	（規格、管径）	m	m
			小口径泥水推進工	推進用鉄筋管（小口径泥水）	（規格、管径）	m	m
			オーガ掘削鋼管推進工	推進用鋼管	（規格、管径）	m	m
			各種小口径推進工	各種推進用円形管	（管材質等）	m	m
		管きょ工(推進)	刃口推進工	推進用鉄筋管（刃口）	（規格、管径等）	m	m
			泥水推進工	推進用鉄筋管（泥水）	（規格、管径等）	m	m
			土圧推進工	推進用鉄筋管（土圧）	（規格、管径等）	m	m
			仮設備工	支・圧壁	（－）	箇所	式 or 箇所
				坑口	（発信又は到達）	箇所	式 or 箇所
		管きょ工（シールド）	一次覆工	シールド本体後続台車損料	（形式、セグメント規格）	m	式 or m
				覆工セグメント	（セグメント規格）	m	m
			二次覆工	覆工コンクリート	（仕上り内径、コンクリート規格）	m	m
			坑内整備工	坑内整備	（－）	m	式
			仮設備工（シールド）	立坑基礎	（砕石規格、厚等）	m2	式 or m2
				軌条設備	（－）	式	式
		標準マンホール工		マンホール	（マンホール規格等）	箇所	箇所
		特殊マンホール工		組立マンホール	（マンホール規格等）	箇所	箇所
		取付管及びます工	ます設置工	ます	（種類、材質等）	箇所	箇所
		付帯工	取付管布設工	取付管	（管径、材質等）	m	m or 箇所
		立坑工					
	処理場・ポンプ場	敷地造成土工					
		本体作業土工	躯体工	杭頭処理	（杭種、径）	箇所	箇所
		本体仮設工	越流堰工	越流堰	（規格、材質）	m	m
		本体築造工	蓋工	FRP蓋	（規格、開口寸法）	箇所	箇所
			埋込管工	埋込管	（管径、材質）	m	式 or m
		場内管路工					
		吐口工					
		場内・進入道路工					
		場内植栽工	植栽工	高木植栽	（樹種名、幹周）	本	本
		修景池・水路工	移植工	中低木植栽	（樹種名、樹高等）	本	本
		場内付帯工	門扉工	門扉	（規格、寸法）	基	基
		構造物撤去工	照明工	照明柱基礎	（基礎材種類等）	基	基
下水道施設維持	（未整備）						

図－2　下水道工事工種体系ツリー図(一部抜粋)

図－3　下水道体系ツリーの例

［ﾚﾍﾞﾙ0　事業区分：下水道施設整備］管路－1

SEQ NO.	レベル1 工事区分	工区名・構造物名	レベル2 工種	箇所名・工法名等	レベル3 種別	箇所名・工法名等	レベル4 細別	箇所名・工法名等	レベル5 規格	積算用単位	総括表用単位	細別管理No.	摘　要	備考
1	管路		管きょ工（開削）		管路土工		管路掘削		【－】	m3	式	S-016-01		
2			<管径○mm>				管路埋戻		【－】	m3	式	S-016-02		
3							発生土処理		【－】	m3	式　*1	S-016-03		
4					管布設工		硬質塩化ﾋﾞﾆｰﾙ管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	S-411-01		
5							強化ﾌﾟﾗｽﾁｯｸ複合管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	S-411-02		
6							鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	S-411-03		
7							陶管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	S-411-04		
8							ﾚｼﾞﾝｺﾝｸﾘｰﾄ管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	S-411-18		
9							既製く形きょ		【規格、形状】	m	m	S-414-01		
10							ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝ管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-05		
11							鋼管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-06		
12							鋳鉄管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-07		
13							伸縮可とう継手（管）		【管径、規格、偏心量】	箇所	箇所	S-419-09		
14							ﾏﾝﾎｰﾙ削孔接続		【－】	箇所	箇所	S-415-05		
15							弁類		【弁種類・規格】	箇所	箇所	S-418-02		
16							弁ます類		【弁ます規格、深さ、蓋規格】	箇所	箇所	S-418-03		
17							管明示ﾃｰﾌﾟ		【－】	m	m	S-418-04		
18					管基礎工		砂基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-09		
19							砕石基礎		【高さ、幅、砕石規格】	m	m	S-411-10		
20							まくら土台基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-11		
21							ｺﾝｸﾘｰﾄまくら土台基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-17		
22							はしご胴木基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-12		
23							鳥居胴木基礎		【材質、幅、杭種、杭長】	m	m	S-411-13		
24							ｺﾝｸﾘｰﾄ基礎		【高さ、幅、ｺﾝｸﾘｰﾄ規格、鉄筋の有無と規格】	m	m	S-411-14		
25							ｿｲﾙｾﾒﾝﾄ基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-15		
26							ﾍﾞｯﾄﾞｼｰﾄ基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-16		
					管継手工		鋳鉄管ﾒｶﾆｶﾙ継手		【管径、特殊押輪使用の有無、離脱防止継手使用の有無】	口	口	S-419-01		
							鋳鉄管ﾌﾗﾝｼﾞ継手		【管径】	口	口	S-419-02		
							鋼管ねじ込み継手		【管径】	箇所	箇所	S-419-03		
							鋼管ﾌﾗﾝｼﾞ継手		【管径】	箇所	箇所	S-419-04		
							硬質塩化ﾋﾞﾆﾙ管継手		【管径、離脱防止継手使用の有無】	口	口	S-419-07		
							ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝ管継手		【管径】	口	口	S-419-08		
27					水路築造工		既製く形きょ		【規格、形状】	m	m	S-414-01		
28							現場打水路		【内幅、内高、ｺﾝｸﾘｰﾄ規格】	m	m	S-071-07		
29							柵渠		【内幅、内高、杭長、柵板幅、長さ】	m	m	M-071-10		

将来的には非開削工法として統合化していくべきと考えている。処理場・ポンプ場工事については主目的物である水・汚泥処理施設毎に体系化を行うと非常に細分化されるため、各施設を本体仮設工、本体築造工等「本体」の名称で統一した体系とした。

2．3　工事工種体系を用いた積算の試行

積算の試行では、上記体系ツリー及び細別モジュールを用いた設計書の作成を実施した。試行結果では概ね利便性は高いとの意見が多かったものの、付帯工などにおける一般土木工種の引用不足や近年の技術革新による新工法への対応などについて多く意見が提案された。このため、より多くの一般土木工種の取り込みを図ると共に、細別モジュール表の積算項目を新工法にも応用できるような表現とし、一部管路工事区分の体系ツリー及び細別モジュールの修正を行った。

2．4　下水道工事工種体系データベースの開発

本体系データベースは利用者の利便性を考慮し、一般的に市販されているデータベースソフトを利用して作成した。本ＤＢの作成により、下水道体系データを一般的な表形式データとして随時配布が可能となり、工事工種体系の普及への環境が整備された。また体系管理者は、表－１に示す主機能によりデータの改訂や新工種の整備など今後の容易なメンテナンスが可能となった。

細別モジュール内訳表（下水道用）

レベル４名称	組立ﾏﾝﾎｰﾙ	細別管理No.	S-415-02
総括表用単位	箇所	策定年月	1996.12.20作成
積算用単位	箇所	対応する細別モジュール番号	

既当レベル４一覧表

レベル１	レベル２	レベル３	レベル４	SEQ.NO
管路 処理場・ﾎﾟﾝﾌﾟ場	標準マンホール工 場内管路工	標準マンホール工	組立ﾏﾝﾎｰﾙ 組立ﾏﾝﾎｰﾙ	

レベル５（規格）一覧表

ﾏﾝﾎｰﾙ規格 副管の有無 蓋の耐荷重	

レベル６（積算要素）表　既当下水道代価番号　A－2－2

積算項目	代価・内訳項目	既当単価表・代価表	単位	種インデックス	材料有無	備考
組立ﾏﾝﾎｰﾙ設置費		ﾌﾞﾛｯｸ,蓋,受枠,可とう継手等	式			
		ﾌﾞﾛｯｸ据付工(組立式)	個	下水 B-2-1	施工のみ	
流入口削孔費		流入口削孔工	式	標準歩掛なし		
ﾏﾝﾎｰﾙ底部費	底部工（組立式）下水 B-2-5	基礎砕石工	m2	土木 3-2-2	材工とも	WB-1500
		ｺﾝｸﾘｰﾄ人力打設	m3	土木 5-1-1	材工とも	WB-2101
		ｺﾝｸﾘｰﾄﾎﾟﾝﾌﾟ車打設	m3	土木 5-1-6	材工とも	WB-2103
		圧送管組立・撤去	m3	土木 5-1-6		WB-2106
		ﾓﾙﾀﾙ上塗工(配合 1:0)(ﾏﾝﾎｰﾙ用)	m2	下水 C-2-1	材工とも	
副管費	副管取付工 下水 B-2-5	副管取付工(管材,労務のみ)	箇所	下水 B-2-5	材工とも	
		基礎砕石工	m2	土木 3-2-2	材工とも	WB-1500
		型枠工(鉄筋・無筋構造物)	m2	土木 5-2-3		WB-2141
		型枠工(小型構造物 I・II)	m2	土木 5-2-3		WB-2143
		ﾏﾝﾎｰﾙ合板円形型枠	m2	下水 C-2-3		
		ﾏﾝﾎｰﾙ鋼製型枠	m2	下水 C-2-3		
		ｺﾝｸﾘｰﾄ人力打設	m3	土木 5-1-1	材工とも	WB-2101
		ｺﾝｸﾘｰﾄﾎﾟﾝﾌﾟ車打設	m3	土木 5-1-6	材工とも	WB-2103
		圧送管組立・撤去	m3	土木 5-1-6		WB-2106

総括備考欄：
①条件が複合するとき、割り戻し単価とする。

図－４　下水道用細別モジュールの例

表－１　体系ＤＢの主機能

体系ＤＢの主機能	効　果
下水道体系データの取り込み及び表計算ソフト用データの出力機能	手作業的に作成してきた体系データ整形作業が不要となり、随時最新のデータ配布が可能となる。
体系ツリー、細別モジュールの更新機能	年度改訂等のデータ更新作業がＤＢの検索表示機能などを利用して画面上で可能となる。
細別モジュール内訳書の印刷及び体系ツリーの表示機能	必要なデータを随時、検索抽出しながら印刷できる。

＜主な研究成果物＞

10 年度版「新土木工事積算大系の解説」、建設省大臣官房技術調査室監修、発行（財）経済調査会

6. 下水道施設の液状化対策に関する調査

動土質研究室　室 長　松尾　修
研究員　佐々木哲也
田本　修一

1．まえがき

下水管路、下水処理施設等の地中構造物の地震時液状化による被害として、浮上がりがある。この現象は、地中構造物は一般にその構造上、原地盤の土の重量に比べ著しく軽い構造物であり、地震による繰返しせん断により周辺地盤に過剰間隙水圧が発生し、構造物に大きな揚圧力が作用することが原因となって生じる。

下水処理場等の地中池構造物の地震時液状化に対する現実的な浮上がり防止対策として、矢板締切り工法が考えられるが、矢板締切り工法の効果、設計法については未解明な点が多い。そこで、10 年度は、地中構造物の地震時浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果について動的遠心模型実験により検討を行った。また、1993 年 1 月 15 日に発生した釧路沖地震では，釧路町において道路沿いのマンホールの浮き上がり等の被害が見られ，そのマンホールの浮き上がり量は，場所によりかなりの差異が見られた [1)]。8 年度及び 9 年度に実施した釧路沖地震，北海道東方沖地震で被災した下水道管渠被害特性の統計的研究の結果，被害箇所の周辺地盤で泥炭層厚が厚く，被害を大きくした原因として，周辺地盤の泥炭層の不透水性あるいは地震動が局所的に増幅されたことが考えられている [2),3)]。そこで 10 年度は釧路沖地震で浮き上がったマンホールを対象に、常時微動の測定を行い，そのH／Vスペクトル比と浮き上がり被害の相関について検討を行った。

さらに、既往の被害事例及び模型実験では、下水道管路施設の浮上がり被害の主な要因は埋戻し土の液状化であり、埋戻し施工を適切に行えばある程度液状化被害を軽減できることがわかっている。そこで、下水道管渠の地震時液状化被害を防止するために必要な施工管理基準のあり方を見いだす目的で、全国20自治体を対象にアンケートを実施し、下水道管渠の現行の埋戻し施工における工事規定・施工実態等に関する情報の収集を行った。

2．地震時浮き上がり対策としての矢板締切り工法の効果に関する遠心模型実験

2.1 実験の概要

実験条件を表 2-1 に、模型の概要を図 2-1 に示す。内寸法が幅 120 cm、高さ 50 cm、奥行き 30 cm の箱形土槽の中に、層厚 20 cm の支持層の上に、地中構造物模型を埋設した層厚 20 cm の液状化地盤を作成した。地中構造物模型は、見かけの比重が表 2-1 の値になるように調整したアクリル製の箱を用いた。液状化地盤は東北硅砂 7 号を用いて、相対密度約 50%を目標に空中落下法により作成し、支持層は江戸崎砂を突固めにより十分締め固めて作成した。模型矢板は支持層に根入れし、下端は自由端とした。実験中、矢板に生じる曲げひずみ、変位、加速度、間隙水

表 2-1　実験条件

case	矢板板厚 (mm)	模型密度 (g/cm3)	地盤相対密度Dr(%)		加振条件	
			液状化層 (7号硅	支持層 (江戸崎砂)	加振波形	加振加速度(G)
1	無対策	0.59	46.3	109.5	漸増sin波 60Hz	20
2	1.6	0.59	46.5	111.1		
3	3.2	0.70	44.3	111.5		
4	4.5	0.59	44.5	113.1		

注)すべて遠心加速度50gの下で実験を行った。

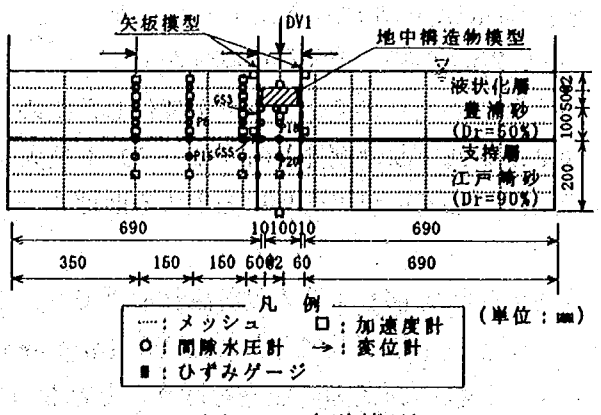


図 2-1　実験模型

圧等を測定した。入力加速度として、加速度振幅が 20 波で 20 G まで漸増する 60 Hz の正弦波を入力した。

2.2 実験結果および考察

加振中の代表的な計測項目の時刻歴を図 2-2 に示す。過剰間隙水圧は、水平地盤部(P8)、模型下(P18)とも 0.03 sec 頃から加振時に徐々に上昇してゆき、0.1sec で液状化状態となっている。他のケースの過剰間隙水圧も同様の挙動を示した。浮上がり量の時刻歴を見ると、いずれのケースでも液状化状態になる 0.1 sec 頃から浮き上がりが生じている。無対策の case1 と矢板対策の case2～4 の比較より、矢板対策により浮上がり量が抑制されていることがわかる。地表面から-12.5 cm および-20 cm の位置のひずみ(GS3,GS5)は、過剰間隙水圧が急増した 0.1 sec になると振幅が増大し、振動しながら一方向に進行してゆく。そこで、既往の研究 [4),5)]にならい、ここでは矢板に発生するひずみを振動成分と漸増成分に分けて検討を行った。

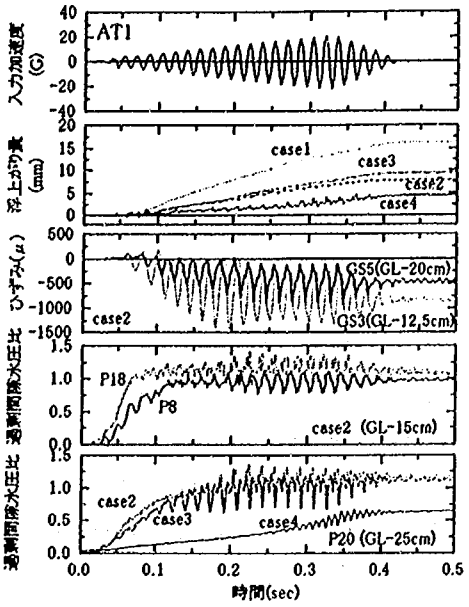


図 2-2　時刻歴

図 2-3 に矢板剛性と浮上がり量の関係図を示す。これより、矢板剛性が大きいほど地中構造物の浮上がり量は小さくなる傾向は見られるが、矢板板厚が中間の case 3 では矢板剛性の小さい case 2 よりも浮上がり量が大きくなっている。ただし、case 3 のケースでは地中構造物の見かけの比重等、実験条件が若干異なり、これらの影響については今後の検討を要する。

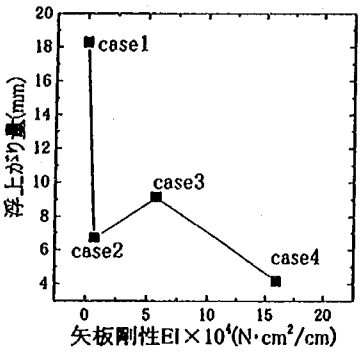


図 2-3　矢板剛性と浮上がり量の関係

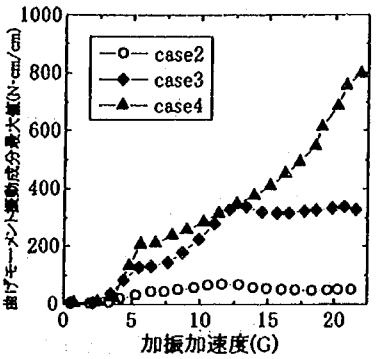


図 2-4　入力加速度と曲げモーメント振動成分の関係

図 2-4 に入力加速度と矢板振動成分の各時点での最大値の関係を示す。case 4 および case 2,3 の 4～11 G 加振時 (0.07 ～0.18 sec) では矢板の板厚ににによらずほぼ加振加速度と比例関係がある。しかし、case2,3 の 12 G(0.2 sec)以後は、加振加速度と比例関係とはならず振幅はほぼ一定を保っているが、これは、case2,3 では支持層とした江戸崎砂層もこの時点になると過剰間隙水圧(P15,P20)が上昇しているため(図 2-2 参照)、支持層の剛性が低下し、その結果矢板の変形モードが変化したためと考えられる。

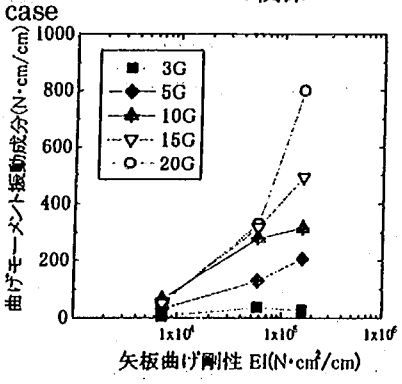


図 2-5　矢板剛性とモーメント振動成分の関係

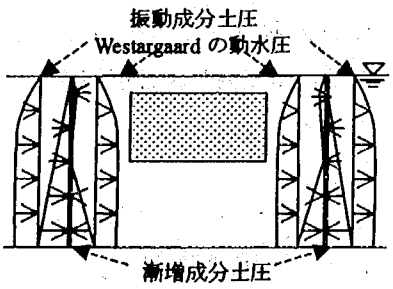


図 2-6　設計荷重

図 2-5 に矢板曲げ剛性と曲げモーメント最大値の関係を示す。これより、矢板剛性が小さいほど矢板に発生する曲げモーメントは低減していることがわかる。

既往の矢板締切り工法の設計法試案 [6)]では、土圧漸増成分として矢板内外の土圧差、土圧振動成分として Westargaard の動水圧を矢板内外に作用させ、矢板の断面力の照査を行うこととなっている(図 2-6)。しかしこ

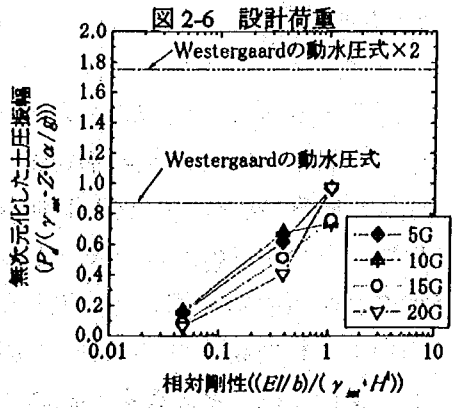


図 2-7　矢板剛性とモーメント振動成分の関係

こでは文献 4)にならい、実験を対象に相対剛性 ρ (=$(EI/b)/(\gamma_{sat}\cdot H^4)$)と無次元化した土圧振幅($P_d/(\gamma_{sat}\cdot Z\cdot(\alpha/g))$)の最大値との関係を検討した結果を図 2-7 に示した。図中には Westargaard の動水圧($P_d=7/8\cdot\gamma_{sat}\cdot\alpha/g\cdot\sqrt{(zH)}$)およびその２倍を併記した。なお、ここでの無次元化した土圧振幅は、土圧分布を Westargaard 式と同じと仮定し、実験値と同じひずみを生じさせる土圧振幅を逆算して求めており、地中構造物の影響は考慮せずに矢板は自立壁としてモデル化した。これより、相対剛性と無次元化した土圧振幅の間にほぼ比例関係があり、矢板の曲げ剛性により土圧は低減している。また、既往の設計式による土圧の振動成分は、実測値よりも過度に大きくなっており、既往の設計式から求められる土水圧は設計上安全側の値を与えることがわかる。今後の課題として、地中構造物の存在の影響、矢板の変形モードの影響、矢板剛性の無次元化の妥当性等、について検討する必要がある。

３．釧路沖地震により浮き上がったマンホール周辺地盤の常時微動観測

3.1 測定の概要

測定地点は北海道釧路郡釧路町木場付近の国道 44 号線沿いの各マンホール近傍，およびその延長上にほぼ南西～北東方向（ＡＢルート）と北西～南東方向（ＣＤルート）の道路沿いの地表とした。(図 3-1)

測定は，車両走行等による影響を避けるため，夜間に１点づつ移動しながら行った。データの収録は 1～20Hz の周波数特性を有する３成分の速度型常時微動計を用いて行い，サンプリング間隔 0.01 秒でＡ／Ｄ変換し直接ハードディスクに収録した。このデータ収録時に 25Hz ローパスフィルターを用いた。

収録したデータはＦＦＴによるフーリエ分析を行った後に，水平成分のスペクトルと上下成分のスペクトルとの比を求めた。この時，水平成分は方向性を除くために，直交する水平２方向のスペクトルを２乗平均した後にＨ／Ｖスペクトル比[7]の計算を行った。

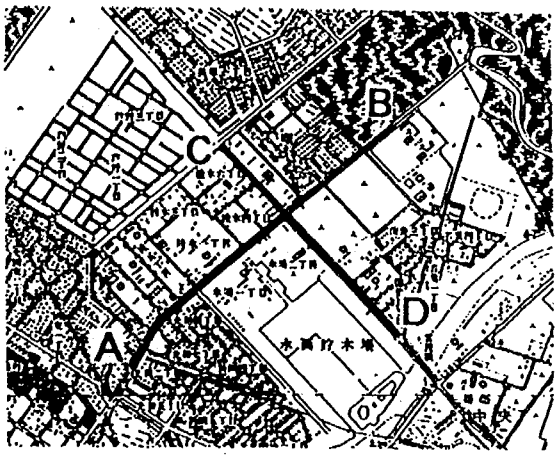


図 3-1　調査位置

3.2 Ｈ／Ｖスペクトル比の卓越周波数

表－１　各地点の卓越周波数と振幅比

測定点	H/V卓越周波数(Hz)	最大振幅比	測定点	H/V卓越周波数(Hz)	最大振幅比
AB1	0.34	3.16	CD1	1.75	7.44
AB2	1.12	9.74	CD2	2.09	6.70
AB3	0.97	6.42	CD3	1.61	9.78
AB4	0.73	7.64	CD4	1.56	9.52
AB5	0.78	7.91	CD5	1.70	10.75
AB6	0.87	5.85	CD6	2.97	3.52
AB7	1.46	6.77	CD7	2.00	8.34
AB8	1.22	6.02	CD8	1.61	7.30
AB9	1.46	7.96	CD9	1.61	10.57
AB10	1.66	8.52	CD10	1.80	12.83
AB11	1.70	7.26	CD11	1.41	6.71
AB12	1.90	7.43	CD12	1.17	5.68
AB13	1.85	8.79	CD13	1.17	7.66
AB14	1.90	7.68	CD14	0.83	7.23
AB15	1.95	7.19	CD15	0.78	9.52
AB16	2.44	8.86	CD16	1.07	7.98
AB17	1.85	8.44	CD17	0.83	8.98
AB18	1.95	8.43	CD18	0.83	9.58
AB19	2.97	3.52	CD19	0.73	9.68
AB20	1.85	9.94			
AB21	1.07	5.92			
AB22	0.97	10.46			
AB23	1.80	7.60			

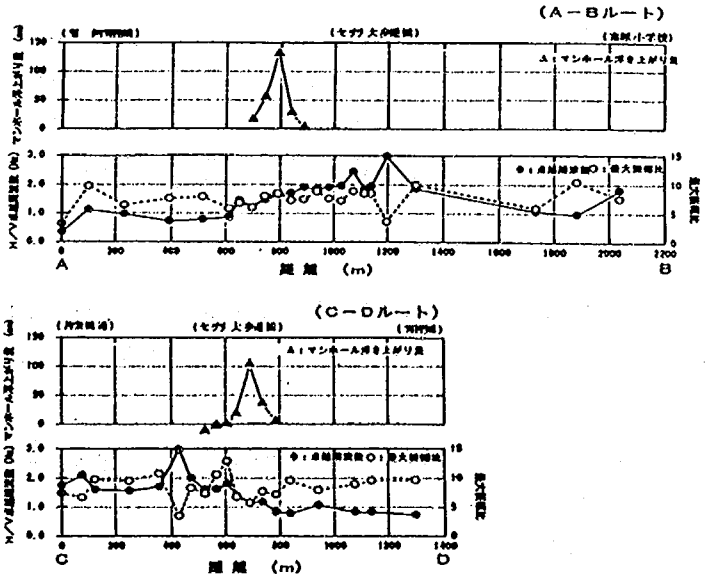


図 3-2　H/V 卓越周波数・振幅比とマンホールの浮上がり量

表－1に各地点のH／Vスペクトル比の卓越周波数とその振幅比を，図 3-2 にそれらとマンホールの浮き上がり量と併せて示す。

測定地点全体では卓越周波数が，ほぼ 0.3～3.0Hz の範囲に見られた。このうち，マンホールの浮き上がり被害が見られた箇所では，卓越周波数 0.8～1.9Hz の範囲にあり，最大浮き上がり量を示した地点の卓越周波数はＡＢルートで 1.66Hz，ＣＤルートで 1.17Hz であった。

釧路沖地震の地震記録のうち，釧路気象台における記録[8]で 3.3～4.0Hz，同じく釧路港の記録[9]では，1.0Hz 付近に卓越が見られており，地震波の卓越周波数が表層地盤の特性の影響を受けているとすれば，マンホール被害箇所の振動特性は，釧路港における地盤の振動特性に比較的近いものであるといえる。

また，各ルートとも，被害のあった地域は，卓越周波数が 1.0Hz 以下から 2.0Hz 以上に推移する領域にあることがわかる。

3.3 想定基盤深度とマンホール浮き上がり量

図 3-3 はマンホールの浮き上がり量と想定基盤深度を対比したものである。

基盤深度の推定の方法は，まず，以前被害箇所において行われたボーリング調査結果[1]にあるＮ値より，今井式[10]を用いてＳ波速度を推定した。次に，この地域下部にＳ波速度 700m/sec の基盤層が存在すると仮定し[11]，その基盤深度をパラメータとして，増幅特性の計算を繰り返して行うことにより，調査地点で得られた卓越周波数と一致する基盤深度を求めた。

図より，マンホールの最大浮き上がり量を示す地点は，想定される基盤深度が 80m 程度から 30m 程度に推移する地点に相当することがわかった。

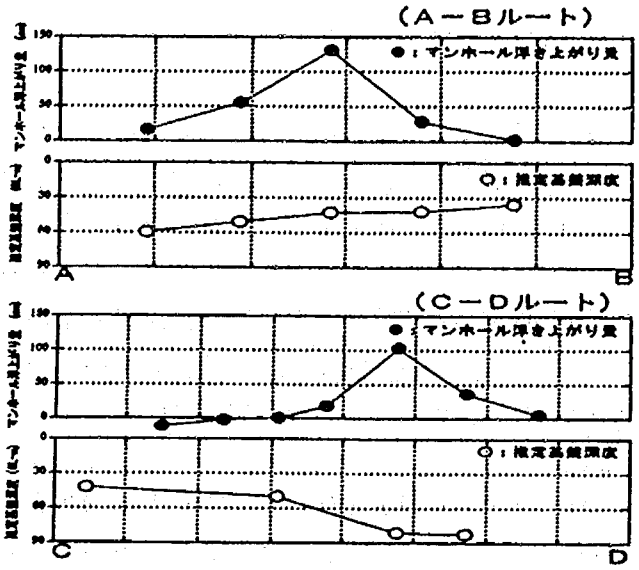


図 3-3　マンホールの浮上がり量と推定基盤深度

4．下水道管路の埋戻し施工に関する実態調査

4.1 概　要

これまでに実施した地震被害事例分析及び模型実験から、下水道管路施設の浮上がり被害の主な要因は埋戻し土の液状化であり、埋戻し施工を適切に行えばある程度液状化被害を軽減できそうであることがわかっている。そこで、下水道管渠の埋戻しについて、液状化被害を防止するために必要な施工管理基準のあり方を見いだすため、下水道管渠の現行の埋戻し施工における工事規定・施工実態等に関する情報の収集を行った。

4.2 調査対象・方法

調査対象は、全国の都市部及び地方を含めた20自治体であり、各自治体には道路管理者の異なる国道や都道府県道を含めるように３箇所の現場を選定して頂いた。なお、調査対象には、過去に地震による下水道管渠の被害が生じた箇所を含んでいる。

調査内容は、(1)埋戻し材料、(2)埋戻し方法、(3)締固め管理基準、(4)液状化対策の４つの観点についてアンケート方式により行った。

4.3 調査結果

(1) 埋戻し材料

全59現場のうち、掘削による発生土（改良土、ソイルセメント、汚泥焼却灰を含む）を利用しているの

が25現場、購入土のみを使用しているのが34現場であった。また、発生土利用の判断を行っている自治体は20自治体中10自治体であった。発生土利用の判断を行った自治体では、10自治体中5自治体が物理試験または突固め試験を行い、これらの自治体の内、2自治体は北海道開発局土木試験所の不良土判定法や独自の発生土利用判断基準に基づき利用の判断を行い、残りの3自治体では上述した試験結果を基に発注側の監督職員と請負側の現場担当者との協議で利用の可否を決めている。そして、残りの5自治体は、発注側監督職員と請負側現場担当者の目視等による経験上の判断で利用の可否を決めている。発生土利用の判断を行っていない自治体では、ほとんど購入土を使用していたが、2自治体で発生土を利用していた。これは、その自治体の土木工事共通仕様書で発生土（改良土）を使用することとなっているためである。発生土を利用している自治体でも管路周辺の埋戻し材料は、購入土（砂）を使用しており、管路上10～30cmより路床まで発生土を使用していた。管路や人孔の種類によって埋戻し材料が異なる傾向は見られなかった。国道や県道の現場では、主に購入土を使用しており、発生土が使用されていたのは18現場中6現場であった。市町村道の現場では、発生土が使用されていたのは41現場中19現場であった。他の道路管理者との協議により埋戻し材料を決めたと回答した現場は、6現場であった。収集した埋戻し材料の物理データによる平均粒径は購入土で0.3～1mmの範囲、発生土で0.25～1mmの範囲に見られた。ただし、山砂よりも価格が低いという理由で砕石土砂（平均粒径が2～10mm程度）を使用していた1自治体があった。その他、地震対策を目的として砕石が、現場発生土の再利用を目的として改良土やソイルセメントが、下水汚泥のリサイクルを目的として汚泥焼却灰が利用されていた。

(2) 埋戻し方法

埋戻しの施工方法は、埋設物周辺が人力、水締め、またはタンパで行い、それ以外については、タンパ等の小型転圧機械で行うこととしていた。これらは、政令市や都道府県の共通仕様書で定めていた。現場の意見として現場条件の制約上、管路周りにおける効果的な締固め方法がないという指摘があった。

(3) 締固め管理基準

埋戻し土の締固め管理基準は調査の結果、以下のようなものであった。なお、括弧書きは該当自治体数を示している。

① 現場密度試験（４自治体）

→最大乾燥密度の90%以上

② 球体落下試験（２自治体）

→鋼製の球体を地面に落下させ、そのとき生じる地面の窪の直径Ｄが8.3cm以下

③ 土研式円錐貫入試験（３自治体）

→貫入10cmに要する打撃回数19回以上（１自治体）

貫入10cmに要する打撃回数12回以上（２自治体）

④ 現場CBR試験（１自治体）

⑤ 締固め度D=90%（２自治体）

⑥ 管理基準なし（10自治体）

上記⑥の締固め管理基準のない10自治体は、埋戻し土の締固めについて共通仕様書で「土砂の撒きだし厚が20~30cmで締め固める。」または「仕上がり厚が30cm以下となること」としていた。

各締固め管理基準の多くは道や県、政令市の共通仕様書に定められていたが、締固め管理基準のない自治体が多数あった。今回の調査結果では管理基準を設けているにもかかわらず試験データの有無が不明の自治体も多く、実際に管理基準が運用されているか否かは不明である。

(4) 液状化対策

液状化対策を行ったことがある自治体は、20自治体中３自治体と非常に少なかった。実際に現場で行われている液状化対策の事例は、砕石埋戻し、流動化処理土であった。２自治体では、レベル２地震動を想定していた。下水道管路の液状化対策を行うには、コストがかかることが一番の問題であるという意見もあった。

以上の調査結果より今後の課題としては、各種の締固め基準が埋戻し土の液状化防止になっているか検証すること、施工管理方法の徹底と締固め管理基準の運用の見直し、安価な液状化対策工法の開発が考えられる。

５．まとめ

5.1 地震時浮き上がり対策としての矢板締切り工法の効果に関する遠心模型実験

地中構造物の浮上がり対策としての矢板締切り工法の適用性について動的遠心模型実験により検討を行った。結果をまとめると以下のとおりである。1)矢板締切りにより地中構造物の浮上がり量は減少した。2)矢板に生じるモーメントはほぼ入力加速度に比例する。3)振動成分荷重として Westargaard の動水圧式を適用すると設計上安全側の値を与える。4)矢板の曲げ剛性に応じて地震時土圧を低減できるようである。

5.2 釧路沖地震により浮き上がったマンホール周辺地盤の常時微動観測

今回行った研究の結果より，マンホールの浮き上がり被害が著しい場所は，常時微動のＨ／Ｖスペクトル比が遷移する地点に該当していることがわかった。このことが工学的意味を有するかは，釧路沖地震における地盤振動特性を含めた考察を要すると考えられる。

5.3 下水道管路の埋戻し施工に関する実態調査

今回の調査結果として、埋戻し材料として発生土の利用が少ないこと、埋戻し施工方法では現場条件の制約上、管路周りにおける効果的な締固め方法がないこと、多くの自治体で具体的な締固め管理基準がないこと、液状化対策が普及していないことがわかった。また、今後の課題として、各種の締固め基準が埋戻し土の液状化防止になっているか検証すること、施工管理方法の徹底と締固め管理基準の運用の見直し、安価な液状化対策工法の開発が考えられる。

<参考文献>

1) 田中，塩路，大塚，二宮，松尾，古関：釧路沖地震により浮上した下水道マンホールの調査，土木研究所資料第 3275 号，1994.　2) 松尾,古関,佐々木：1993 年釧路沖地震・ 1994 年北海道東方沖地震及び 1994 年三陸はるか沖地震による下水道管路施設の被害調査，土木研究所資料第 3498 号, 1998.　3) 松尾,古関,近藤,佐々木：北海道東方沖地震による標津町における下水道管路施設の被災調査，土木研究所資料第 3628 号, 1999. 4)松尾、岡村、堤、斉藤：盛土液状化対策としての矢板締切り工法に関する振動台実験報告書，土木研究所資料第 3539 号, 1998. 5)Tanaka et al.: Countermeasure against liquefaction for buried structures using sheet pile with drain capability, Proc. Earthquake Geotechnical Engineering, 1995. 6)建設省土木研究所：液状化対策工法設計・施工マニュアル(案)，共同研究報告書 第 186 号, 1999.　7)時松他：短周期微動の水平鉛直振幅比と地盤の固有周期の関係　第 28 回土質工学研究発表会講演集, pp.1109-1110, 1993　8) 鹿島：釧路地方気象台での強振動の特徴，釧路沖地震－蘇る過去の教訓と今日的課題－，第 21 回地盤震動シンポジウム日本建築学会，pp.27-32, 1993. 9)井合,松永他：釧路港湾での強振動の特徴　釧路沖地震－蘇る過去の教訓と今日的課題－ 第 21 回地盤震動シンポジウム　日本建築学会, pp.33-42, 1993.　10)今井常夫,吉村正義：軟弱地盤における弾性波速度と力学特性，土と基礎　143 号, pp.17-22, 1970.　11) 時松他：微動の一点観測に基づいて推定した釧路市の埋没谷とＳ波速度構造，日本建築学会大会学術講演梗概集（関東）, pp.201-202, 1997.

VI. 河川事業調査費による研究

1. 水質事故対策技術に関する調査

水質研究室　室　長　田中　宏明
研究員　白崎　亮
研究員　岡安　祐司

1．はじめに

水質事故の年間発生件数はここ数年横這いであるが、上水道の取水停止を伴った重大事故の発生件数は増加傾向にある。水質事故では、流出初期における迅速な対応が効果的であるが、現状は事故発見、通報の遅れとともに、油以外の流出事故では事故原因物質の特定に多大の時間を要している。

このような現状の水質事故対応における問題点の改善のため、本研究は、近年の情報基盤整備などを踏まえた水質事故対応方法について、各地建技術事務所・北海道開発局開発土木研究所との共同研究において検討するものである。従って、本研究は河川管理者の早期の水質事故の発見技術、水質事故処理技術などを検討し、水質事故発生時に迅速な対応を図ることを目的とする。

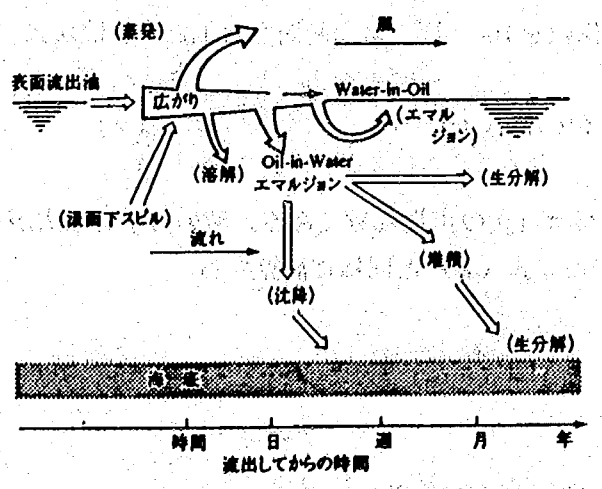
この中で、土木研究所においては油の水質影響予測手法を担当しており、平成９年度は、油流出予測に関する既往知見を収集・整理し、過去の事故の内容、教訓から事故発生時に必要とされる情報を明確にした後、予測モデルの調査結果をとりまとめ、各項目の予測方法、問題点について整理した。

平成１０年度は、ラグランジュ的手法を用いて油の流下予測を実施し、その特性を把握するとともに、油の分析手法について検討を行った。

2．油の流下予測に関する検討

2．1．目的

海洋での油の流出、広がりに関する諸過程には図－１[1]に示すような過程がある。この時間スケールから考えると、河川における油の挙動では、力学的な広がりの効果や蒸発、溶解などの過程に関する検討が重要になる。ここでは、流下予測を行うために特に必要な広がりの効果や溶解過程についての検討を行った。



図－１　油の広がりに影響を与える物理・化学・生物学的な過程と時間スケール[1]

2．2．表面油の流下予測

油の広がりを計算するためには、ラグランジュ的手法とオイラー的手法の２つの方法がある。表－１にそれぞれの計算手法の特徴をまとめる。

表－１　各計算手法の特徴

ラグランジュ的手法	オイラー的手法
粒子移動計算	移流拡散方程式
計算格子が不要	計算格子が必要
計算上の疑似拡散がない	計算上の疑似拡散が生じる
タイムステップの制約が緩い	タイムステップの制約が厳しい
物質の伝搬時間が計算可能	物質の伝搬時間は計算不可能
濃度は粒子個数から換算する必要がある	濃度そのものが計算される

各手法の特徴から、水面を移動する油膜の厚さが薄くなると、オイラー的手法では計算格子内で油量が平均化されてしまうため、油膜に比べて計算格子が次第に相対的に大きくなり格子内の濃度はどんどん希釈されていく。このため、油膜の先端付近がぼやけたものになり、油膜の広がりに対する誤差の原因となる。この誤差を小さくするためには、計算領域を小さい計算格子にして計算を行う必要があるが、この結果としてタイムステップの制約が厳しくなる。このようなことから、油膜の広がりの予測には、ラグランジュ的な手法が用いられることが多くなっている。そこで、ラグランジュ的な手法である粒子追跡計算を用いて、油の流下特性を把握することを目的としてモデル計算を行った。以下にモデルの概要を示す。

粒子の運動は、粒子の位置ベクトルを **X** とすれば次式で求められる。

$$dx/dt = \mathbf{Va}(\mathbf{x},t) + \mathbf{Vd}(\mathbf{x},t) \qquad (1)$$

ここで、**Va** は油粒子の移流成分ベクトル、**Vd** は乱れ・拡散成分ベクトルとなる。**Va** は河川流速と風圧流の合計として表され、**Vd** は河川水の乱れと油の力学的な広がり効果を表す。

河川水の乱れ U_E は、乱れの拡散係数を D_E とし、微少時間を Δt とすれば次式で示される。

$$U_E = (r_x(2D_E/\Delta t)^{1/2}, r_y(2D_E/\Delta t)^{1/2}) \qquad (2)$$

ここで、r_x、r_y は平均０標準偏差 1.0 の正規乱数である。油の力学的な広がり効果は Fay [2) 3)] の広がり半径を算出する式を拡散係数に変換し式（２）と同様に計算する。

主な計算条件を表－２に示す。

表－2　主な計算条件

項目	設定値等
川幅(m)	①200,②500
流速分布(横断方向:cm/s)	①50(分布なし)、②最大58・最小34、③最大54・最小42(中央で最大流速、河岸で最小流速となる2次関数分布として設定)
乱流拡散係数(cm2/s)	300
油の力学的な広がりに関する拡散係数 重力－慣性力 重力－粘性力 粘性－界面張力	Fay[2)3)]の広がりの式より設定 $k_1^2/4(\beta gV)^{1/2}$ $k_2^2/8(\beta gV^2\nu_w^{-1/2})^{1/3}t^{1/2}$ $3k_3^2/8(S\rho_w^{-1}\nu_w^{-1/2})t^{1/2}$
粒子個数(個)	2,000

t:時間、g:重力加速度、S:表面張力、ν_w:水の動粘性係数、$\beta=(\rho_w-\rho_o)/\rho_w$、$\rho_w$:水の密度、$\rho_o$:油の密度、V:流出油の体積

油の物性等はShenら[1)]の設定値を参考に設定

初期条件は、油10klが河川中央で瞬時に流出と設定

風の影響はないものと設定

2．3．計算結果及び考察

2．3．1．河川中央と河岸との油膜位置の比較

シアーを考慮しない場合は、河川中央、河岸とも流速が等しいため、河川中央、河岸の油膜位置は等しい。一方、シアーを考慮した場合は、油の力学的広がりの効果が持続する間は、油膜の広がりの拡散係数が大きいため（広がりの拡散係数 10^3～10^5cm^2/s)、河川中央を通じて運ばれた油膜が、力学的広がり効果のため広がることになる。この結果、河岸では流速が小さくても、広がりの効果が持続する限りは河川中央の最大流速に近い速度で油膜が伝搬する可能性があることが予測された。

2．3．2．油膜の先端位置の検討

粒子追跡計算から得られた油膜の先端位置を Xo、表面最大流速に経過時間を乗じて得られた位置を Xu とする。なお、粒子計算による油膜の先頭位置は、ばらつきを少なくするため、先頭から 10 番目までの粒子位置の平均とした。先頭シアーを考慮しない場合は、河川の流速に油の力学的な広がりが加わるため Xu ＜ Xo となり、力学的広がり効果が持続する間はその差は大きくなる。一方、シアーを考慮したケースでは川幅 200m と 500m では計算結果の傾向が異なる。川幅 500m のケースでは Xu ＜ Xo の傾向があるが、シアーを考慮しないケースに比べてその差は小さい。川幅 200m のケースで Xu ＞ Xo となり、油膜の伝搬は河川流速よりも遅くなる傾向がある。これは、シアーの効果が大きくなれば油膜の先端が尖鋭になり、油膜の先端位置に存在する個数が少なくなり、表面最大流速に加えて油膜の広がり効果で流下する粒子の存在確率が小さくなるためである。この結果から、油膜の先端位置の予測には先端位置の定義、適切な粒子個数の設定といった課題があることが確認された。

2．4．溶解量の検討

Cohenら[4)]によると油の溶解速度は以下の式で求められる。

$$N_s = K_s A_0 S \qquad (3)$$

ここで、 N_s は表面の油の溶解速度(g/hr)、K_s は溶解質量伝達係数(m/hr)、A_0 は油の面積(m^2)、Sは溶解度(g/m^3)である。溶解度は流出が開始してから風化により減少するため、Huang ら[5] は溶解度を時間の関数として次式で示した。

$$S = S_0 \exp(-\alpha t) \qquad (4)$$

ここで、S_0 は流出初期の溶解度、αは速度定数である。

溶解量は、式(3)、(4)及び2．3で求めた計算結果を用いて、時間積分することで求めた。

表－3に用いる係数を示す。燃料油に比べ、原油の方が溶解速度が大きく溶解量も多い。計算された溶解量は、12時間後に燃料油で約90l、原油で約1.8klであり、流出量10klに対して燃料油で約0.9％、原油で約18％に相当する。油種によっては比較的溶解量が大きく、無視できない過程であることが推察された。

表－3　溶解に関する係数[1]

	燃料油	原油
K_sS_0 (g/m2/hr)	0.0184	0.884
α (1/day)	0.423	2.380

なお、溶解度の計算式（4）には、温度などの外部要因が含まれていない。中田[6]は溶解度と蒸発量との関係を以下のように示している。

$$S = S_0 \exp(-C_{FS}F_E) \qquad (5)$$

ここでは、S_0は初期の溶解度、C_{FS} は定数、F_E は蒸発した体積の割合である。この式では、温度や風の効果は蒸発量を通じて間接的に影響を与えることになる。しかし、油の種類による C_{FS} など不明な点も多い。

2．5．溶解過程が流下予測に与える影響

河川の流速は、底面から水面に向けて増加し、水表面で最大流速となるのが一般的である。しかし、水深が川幅に対して大きい場合[7]や河川の流れとは逆向きに風が吹く場合などでは、水表面以外の位置に最大流速が生じることがある。このような場合には水表面の油膜よりも、水中に溶解した油やエマルジョン化した油の方が下流に早期に到達することが考えられるため、流下予測を行う際には留意する必要がある。

3．油の分析手法に関する検討

3．1．n-ヘキサン抽出法の検討

3．1．1．目的

油分には一般に低沸点の成分から高沸点の成分までが含まれており、一定の化学的組成をもった物質ではないため、分析方法も複数存在する。河川水質試験方法（案）では、油分の測定については n-ヘキサン抽出物質測定法（捕集濃縮抽出－重量法）を標準法としているが、n-ヘキサン抽出による測定方法では、80℃の加熱過程が含まれるため、物質によっては揮散するものも存在する。このため、加熱時間と油量の重量変化を把握することを目的として実験を行った。

3．1．2．実験方法

A重油、C重油、軽油、灯油、ガソリン、ヘキサン（n-ヘキサン抽出法で用いる溶媒）を、それぞれガラス容器にいれ、80℃に加熱して重量の経時変化を測定した。

3．1．3．実験結果及び考察

各油等の重量変化を図－2に示す。ガソリンについてはかなり揮散し、1時間後には初期値の22％まで減少した。ヘキサンの経時的な減少率を勘案すると、n-ヘキサン抽出物質としては測定されない割合がかなり高いと推測される。その他の油については減少率は小さく、加熱時の揮散を考慮する必要はほとんどないと考えられる。

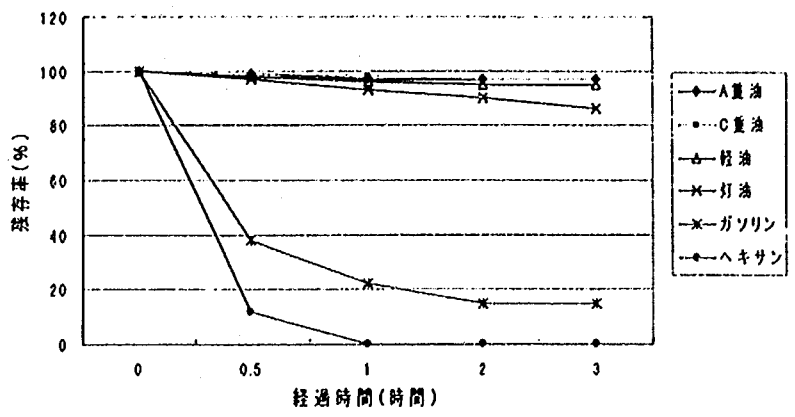


図-2 80℃における油の質量変化

3．2．蛍光光度法の検討

3．2．1．目的

n-ヘキサン抽出法は加熱過程が存在し、油種によっては誤差が生じること、環境庁告示第 59 号によれば定量範囲が 0.5 ～ 50mg/l となっているが（試料4 1）、より低濃度での測定を行う必要がある場合があることなどから、飽和炭化水素は測定できないものの、感度がより高い蛍光光度法の油の分析への適用を検討することを目的として感度、安定性を把握した。

3．2．2．実験方法

各油を所定の濃度となるように精製水に添加し、n-ヘキサンを加えて抽出・分離した後、濃縮を行い、励起光 310nm、蛍光 360nm の条件で蛍光光度計を用いて測定を行い感度を把握するとともに、添加回収実験を 0.001mg/l、0.01mg/l、0.1mg/l の各濃度で5回行い、変動係数を把握した。なお、測定方法は環境庁「日本近海海洋汚染実態調査のために水質試験法」(1977)、日本海洋学会編「海洋環境調査法　改訂版」(1985)などに準拠して行った。

3．2．3．実験結果及び考察

各油の感度についての実験結果を図－3に示す。最も感度が高い油はC重油であり、ついで A 重油、ガソリンであった。灯油、軽油は相対的に感度が低かった。しかし、n-ヘキサン抽出法の定量範囲と比較すれば、蛍光光度法は低濃度においても感度が高いため、低濃度の油の測定に適している可能性が確認された。

添加回収実験の結果を表－4に示す。変動係数は各油、各濃度に対して 10 ％未満であり、安定した測定結果が得られた。

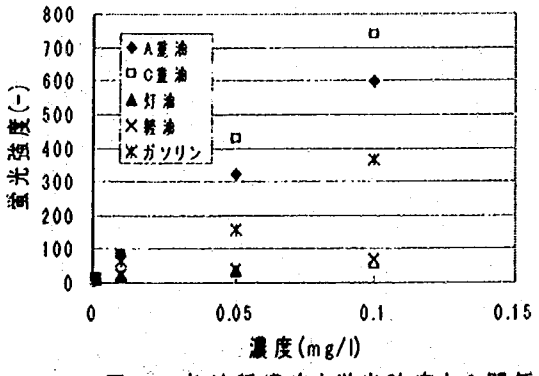


図-3 各油種濃度と蛍光強度との関係

表-4 添加回収実験結果

		添加濃度(mg/l)		
		0.001	0.01	0.1
A重油	回収率(%)	110	92	69
	変動係数(%)	5.77	3.18	2.94
C重油	回収率(%)	81	68	97
	変動係数(%)	6.68	1.65	0.81
軽油	回収率(%)	70	57	69
	変動係数(%)	7.82	9.19	1.42
灯油	回収率(%)	104	79	72
	変動係数(%)	9.91	6.64	2.83
ガソリン	回収率(%)	140	67	100
	変動係数(%)	7.54	3.38	3.62

4．まとめと今後の課題

①河川中央と河岸での油膜位置の比較を、粒子追跡計算から行った結果、油膜の力学的広がり効果のため、河岸では流速が小さくても、広がりの効果が持続する限りは河川中央での油膜の流下速度に近い速度で油膜が到達する可能性があるという結果が得られた。

②粒子追跡計算から求めた先端位置（粒子の先端 0.5 %の平均位置）と表面最大流速から求めた先端位置の比較を行った結果、表面最大流速から求めた位置の方が粒子追跡計算から求めた位置よりも大きくなる場合があり、油膜の先端位置の計算には、先端位置の定義、適切な粒子個数の設定といった課題があることが確認された。

③河川の状況によっては溶解した油が表面油より早く流下する場合がある。また、溶解量は油種によって異なるが、計算によれば重油では比較的大きな割合を占めた。

④油分の測定に一般的に用いられている n-ヘキサン抽出法では、加熱過程があるためガソリンなどの測定には適さない場合があることが示唆された。

⑤蛍光光度法は、油の分析に対して安定性があり、また、n-ヘキサン抽出法と比較して低濃度でも定量が可能であった。

今後の課題としては、油の運動と質的な変化の相互関係を考慮した予測モデル、表面油のサンプリング方法、日光などによる物性変化を考慮した油の分析方法の検討などが挙げられる。

参考文献

1) Shen,H.T.and P.T.Yapa:Oil slick transport in rivers, Journal of Hydraulic Engineering, Vol114, pp529-543,1988

2) Fay,J.A:The spread of oil slick on a calm sea, Oil on The Sea, pp53-63,1969

3) Fay,J.A:Physical processes in the spread of oil on a water surface, Proceeding of the joint conference on prevention and control of oil spills, Washington,D.C.,Amer.Petro.Inst.,pp436-467,1971

4) Cohen,Y.,D.Mackay,and W.Y.Shiu:Mass transfer rates between oil slicks and water. Can.J.Chem.Engrg.,Vol58,pp569-574

5) Huang,J.C.and F.C.Monastero:Review of the state-of-the-art of oil spill simulation models. Final Report submitted to American Petroleum Institute, by Raytheon Ocean Systems Co.,East Providence,R.I,1982

6) 中田:油の流出モデル,沿岸の環境圏,フジテクノシステム,pp761-793,1999

7) 本間、安芸編：物部水理学，岩波書店,1962

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、研究員　高橋明宏、
重点研究支援協力員　東谷忠、矢古宇靖子

1．はじめに

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。

10年度は、前年度に引き続き下水処理水が主に流れる都市河川において、水生生物相の調査と水質調査を実施した。

2．調査方法

2．1 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調査対象河川として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を選定した。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。

10年度は４つの河川を対象としており、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下流地点に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Ｃ処理場と同様に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として中流地点（放流口から510m地点）、St.3として下流地点（放流口から830m地点）の４地点で行った。

④ｄ川：この河川は水源から約3,000m下流地点にＤ処理場からの処理水が流入している。河川の自流量と放流される処理水量はほぼ同量であった。なお、Ｅ処理場では流量変動のピークカット及び放流水質の平準化を目的として、処理水の一部を河川に放流する手前で一度安定地と呼ばれる処理場内に設けた池に滞留させてから残りの処理水と合わせて塩素消毒の後、河川へ放流を行っている。調査時の処理水への塩素注入濃度は約1.0mg/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。

表－1 放流口における主な水質項目測定結果

項目		春期	夏期	秋期	冬期
a川 St.1	DO		7.3	8.6	7.8
	BOD		0.8	1.3	1.0
	TOC		4.88	6.82	5.30
	NH4-N		0.1	0.1	0.1
	T-N		8.9	9.2	9.6
	T-P		0.4	0.1	0.1
	総残留塩素		0.05	0.1	<0.05
b川 St.2	DO	7.1	9.1	7.1	9.4
	BOD	1.4	0.9	1.1	2.4
	TOC	9.25	3.63	3.88	6.44
	NH4-N	0.1	0.0	0.0	0.1
	T-N	13.5	7.5	9.8	15.2
	T-P	0.2	0.3	0.8	0.2
	総残留塩素	ND	ND	ND	ND
c川 St.1	DO	17.5	11.3	10.5	15.6
	BOD	6.3	1.3	1.7	15.1
	TOC	6.75	3.53	4.43	7.59
	NH4-N	2.1	0.1	0.2	5.8
	T-N	16.5	13.1	20.3	22.2
	T-P	1.8	1.4	2.2	3.1
d川 St.5	DO	9.4	6.0	5.2	9.3
	BOD	0.8	0.9	0.9	0.5
	TOC	6.35	4.77	5.53	5.85
	NH4-N	0.0	0.0	0.0	0.1
	T-N	11.9	7.7	11.9	10.6
	T-P	0.1	0.1	0.1	0.3
	総残留塩素	ND	ND	ND	ND

単位:mg/l

２．２ 調査項目

調査は、春期、夏期、秋期および冬期の４回行い、下記の項目について調査した。

・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，総残留塩素等を測定した。

・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，魚介類を測定した。

３．結果および考察

得られた結果のうち、特徴的なものについて次にまとめた。

３．１ 水質

３．１．１放流口における水質

各河川の放流口における主な水質測定結果を表－１に示す。各河川を比較すると、ｃ川においてT-N、T-Pの値が他の河川よりも高い値となっていた。これはｃ川に放流するＣ処理場では、窒素及びリンの除去を目的とした高度処理が行われていないことによると考えられる。

一方、消毒による残留塩素についてはｂ及びｄ川では検出されなかったのに対して、ａ川では検出されている。なお、ｃ川についてはオゾン消毒のため残留塩素を測定していない。

３．１．２ 流下過程における水質の変化

処理水のみを流すせせらぎ水路において、放流口から流下方向に設定した調査地点の水質測定結果について、主な項目を表－２に示す。ａ川ではDOが放流口よりも下流の方が高くなっている。逆にｃ川ではDOが放流口で高く、下流の方が低くなっていた。このようなDOの変化は他の時期の調査においてもほぼ同様に確認されていることから、ａ川においては河床等の河川構造がDOの上昇に寄与していること、ｃ川にお

いては処理場におけるｵﾞﾝ消毒（ｵﾞﾝ含有率が高い空気を散気処理している）が放流口の高いDOに寄与しているが、河川の構造上澱み等もあるため流下に伴いDOが減少していると考えられた。また、ａ川の残留塩素濃度については流下による減少が確認された。その他の水質項目については流下方向での明確な変動は確認されなかった。

3.1.3　放流水と河川水の合流による水質の変化

既存の河川に処理水が放流されている河川における、放流口上流（河川水のみ）、放流口（処理水のみ）及び放流口下流（河川水と処理水）の主な水質測定結果を表－３に示す。ｂ川、ｄ川のいずれにおいても合流後の水質は河川水と放流水の間の値となる場合が多かった。河川の；上流と下流の水質を比較するとほとんどの項目について処理水合流後の下流地点において高い値となっているが、DOについては処理水の合流により３～４割低下していた。

３．２生物相

３．２．１放流口における生物相

各河川の処理水放流口における付着藻類について出現種数と1cm²あたりの出現細胞数の多かった上位３種を表－４に示した。上位優占種の構成をみると、ａ川では全ての季節において緑藻類が上位を占め、特に*Chlorolobion*類の優占する割合が高かった。ａ川ほどではないが、ｄ川においても*Chlorolobion*類の出現する割合が高かった。ｃ川では他の河川に比べて珪藻類が占める割合が高かった。季節による優占種の変化については、昨年度までと同様、明確な傾向は認められなかった。出現種数でみるとｂ川、ｃ川、ｄ川の出現種数は同程度であったが、ａ川は他の河川と比較して出現種数が少ないことが特徴的であった。10年度の調査結果では、出現種数の季節的な変動はみられなかった。10年度の結果を９年度の結果（表－２）と比較してみると、優占種の構成、出現種数ともほぼ同じ傾向であったが、ｂ川においては出現種数が減少していた。

表－2　流下過程における水質の変化
（主な測定結果、夏期）

項目		St.1	St.2	St.3	St.4
a川	DO	7.3	12.6	12.9	12.6
	BOD	0.8	1.1	1.5	1.8
	TOC	4.88	5.56	5.45	5.66
	NH4-N	0.1	0.1	0.1	0.1
	T-N	8.9	8.5	7.9	8.7
	T-P	0.4	0.4	0.4	0.4
	総残留塩素	0.05	<0.05	<0.05	<0.05
c川	DO	11.3	7.2	7.5	
	BOD	1.3	1.4	1.3	
	TOC	3.53	3.64	3.77	
	NH4-N	0.1	0.1	0.1	
	T-N	13.1	12.0	13.2	
	T-P	1.4	1.4	1.4	

単位：mg/l

３．２．２流下過程における生物相の変化

河川の流下に伴う生物相の変化をみるため、水源から処理水が水量の全てを占めているａ，ｃ川について夏期の調査結果を表－６にまとめた。ａ川では最上流のSt.1で最優占種となっている*Chlorolobion*類が、河川の流下に伴い出現頻度が減少している傾向が見られた。また、上流の２地点（St.1、St.2）では緑藻の出現頻度が非常に高かったが、流下に従い緑藻の出現頻度が低下していた。出現種数では最下流のSt.4において急増しており、18種の出現が確認された。ｃ川では最優占種がすべての地点で同じであり、出現種の構成もａ川に比べて変化が小さく、出現種類数も調査地点に関係なくほぼ同じであった。

表－3　放流水と河川水の合流による水質の変
（主な測定結果、夏期）

項目		St.1（河川水）	St.2（放流口）	St.3（合流後）
b川	DO	14.5	9.1	8.5
	BOD	1.1	0.9	1.2
	TOC	1.79	3.63	4.11
	NH4-N	0.0	0.0	0.1
	T-N	5.4	7.5	7.8
	T-P	0.0	0.3	0.3
	総残留塩素	－	ND	ND
d川	DO	10.1	6.0	7.4
	BOD	2.7	0.9	2.6
	TOC	6.09	4.77	5.81
	NH4-N	0.0	0.0	0.1
	T-N	2.1	7.7	7.0
	T-P	0.4	0.1	0.2
	総残留塩素	－	ND	ND

単位：mg/l

3．2．3放流水と河川水の合流による生物相の変化

河川水と処理水の放流に伴う生物相の変化をみるため、自流を持つ河川へ処理水が放流されているb川，d川について夏期の結果を表－7にまとめた。優占種の構成は、どちらの河川においても河川水のみの水域と処理水のみの水域ではかなり異なっていた。河川水と処理水が混ざった水域の優占種は、河川水のみの水域と処理水のみの水域において優占種となっていた種であった。また、処理水のみの水域は、河川水のみの水域および河川水と処理水が混ざった水域に比べて出現種数が少ない傾向が見られた。

表－4 放流口（付着藻類優先上位3種および出現種数）〈平成10年度〉

		春期		夏期		秋期		冬期	
a川	1位			*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑
	2位			*Scenedesmus*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Scenedesmus*属	緑
	3位			*Stigeoclonium*属	緑	*Scenedesmus*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数			6		5		7	
b川	1位	*Phormidium*属	藍	*Gomphnema*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Stigeoclonium*属	緑
	2位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Phormidium*属	藍
	3位	*Gomphnema*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Gomphnema*属	珪	*Gomphnema*属	珪
	出現種数	12		15		12		13	
c川	1位	*Achnanthes*属	珪	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Navicula*属	珪
	2位	*Stigeoclonium*属	緑	*Navicula*属	珪	*Achnanthes*属	珪	*Nitzschia*属	珪
	3位	*Nitzschia*属	珪	*Achnanthes*属	珪	*Navicula*属	珪	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	10		6		6		10	
d川	1位	*Phormidium*属	藍	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑
	2位	*Chlorolobion*属	緑	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍
	3位	*Gomphnema*属	珪	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	11		16		10		14	

表－5 放流口（付着藻類優先上位3種および出現種数）〈平成9年度〉

		春期		夏期		秋期		冬期	
a川	1位	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑		
	2位	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑		
	3位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑		
	出現種数	3		7		4			
b川	1位	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍	*Gomphnema*属	珪
	2位	*Gomphnema*属	珪	*Navicula*属	珪	*Navicula*属	珪	*Phormidium*属	藍
	3位	*Stigeoclonium*属	緑	*Nitzschia*属	珪	*Gomphnema*属	珪	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	20		26		20		15	
c川	1位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Calothrix*属	珪
	2位	*Nitzschia*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍	*Homoeothrix*属	緑
	3位	*Phormidium*属	藍	*Nitzschia*属	珪	*Navicula*属	珪	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	11		16		14		12	
d川	1位	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍	*Chlorolobion*属	緑	*Phormidium*属	藍
	2位	*Chlorolobion*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Chlorolobion*属	緑
	3位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Phormidium*属	藍	*Gomphnema*属	珪
	出現種数	17		15		10		19	

表－6 流下過程における生物相の変化（付着藻類優占上位3種および出現種数）〈夏期〉

		St.1		St.2		St.3		St.4	
a川	1位	*Chlorolobion*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Chroococcus*属	藍
	2位	*Scenedesmus*属	緑	*Chlorolobion*属	緑	*Gomphnema*属	緑	*Navicula*属	珪
	3位	*Stigeoclonium*属	緑	*Scenedesmus*属	緑	*Homoeothrix*属	藍	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	6		3		8		18	
c川	1位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑		
	2位	*Navicula*属	珪	*Nitzschia*属	珪	*Homoeothrix*属	藍		
	3位	*Achnanthes*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Navicula*属	珪		
	出現種数	15		12		13			

表－7 放流水と河川水の合流による生物相の変化（付着藻類優占上位3種および出現種数）〈夏期〉

		放流口上流（河川水のみ）		放流口（処理水のみ）		放流口下流（河川水＋処理水）	
b川	1位	*Homoeothrix*属	藍	*Gomphnema*属	緑	*Homoeothrix*属	藍
	2位	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	3位	*Nitzschia*属	珪	*Phormidium*属	藍	*Phormidium*属	藍
	出現種数	19		15		20	
d川	1位	*Navicula*属	珪	*Chlorolobion*属	緑	*Scenedesmus*属	緑
	2位	*Scenedesmus*属	緑	*Phormidium*属	藍	*Navicula*属	珪
	3位	*Oedogonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑	*Stigeoclonium*属	緑
	出現種数	19		16		22	

4．考察

4．1放流口における変化について

まず最も特徴的な点であるa川において全ての季節で*Chlorolobion*が優占種となり、出現種数が極端に少なかったのは、消毒用の残留塩素が原因と考えられる。このことは昨年度までの調査においても推測されたことであり、今回の調査においても残留塩素濃度の高いa川で同様の傾向がみられたこと、オゾン消毒のため消毒用塩素の影響を受けないc川では*Chlorolobion*が出現しなかったのに対して、塩素消毒を行っているb川、d川では優占種として出現していることからも裏付けられると考えられる。一方、付着藻類の優占種の季節間の変動はそれほど大きなものではなかったが、これは温度を含めた水質や水量が季節を通してほぼ安定

しており、放流口の状態が安定していることを示すものと推測される。なお、b川の出現種数は9年度と比較すると少なくなっているが、8年度と比較すると同程度であり、9年度の出現種類数が多かったと考えられる。9年度は河川の水生生物相の長期変化を調べることを目的として、管理者である自治体に協力を得て調査区間の河床清掃作業中止しており、このことが河川の付着藻類の出現種数を増加させた大きな要因であると推察される。

4．2流下過程における変化について

c川では流下に伴う優占種の変化は少なかったが、a川では変化が大きかった。この要因としては①調査地点間の流下距離の違い：a川は2,120m、c川は830m、②水質の変化：a川では残留塩素濃度が減少し、DOが増加、c川ではDOが減少、③河川構造の変化等が考えられる。a川の場合、放流口～下流地点においては、放流口の最優占種である*Chlorolobion*の出現頻度が低くなると同時に残留塩素濃度も低下しており、水質（残留塩素濃度）の変化が付着藻類出現種を変化させていることが考えられた。また、下流～最下流地点間において出現種数が急激に増加している理由としては、河川の流況が変化していることがあげられる。放流口～下流地点間は河床材料の変化はあるものの、水深２０cm程度のせせらぎが連続しており、流況はほぼ同じであるのに対し、最下流地点付近の流況は淵もあり水深も５０cm以上とそれまでと大きく異なっていることが付着藻類出現種数を急激に増加させた大きな原因と推察された。c川の場合、優先出現種はほとんど同じであり、水質の変化としてDOの減少していたが、付着藻類に対してはDOの変化は今回観測された程度ではほとんど影響しないことが考えられた。また、a川に比べ流下距離も約１／３の800m程度と短いこと、せせらぎの途中に池等もあるが、水深も浅く、a川と比べ流況の変化が小さいこと等も藻類出現種の変化が小さい要因であると考えられる。

4．3放流水と河川水の合流による出現種の変化について

放流口と合流前の河川上流地点や合流後の河川下流地点において生物相が異なる要因としては水質の他には河床形態や流速の違いが挙げられる。しかし、今回選定した調査対象河川の上流と下流では河床や流速に大きな差はない。一方、水質のデータは河川水のみの水域と放流水と合流した後の水域では値が大きく異なる項目が多く、ここに挙げた以外の項目についても違いがあることが推測される。従って、河川の合流前後での生物相の差は主に水質の違いによるものと思われ、それぞれの水質に適応できる生物種が優占するものと考えられる。

5．まとめ

上で述べた考察については、それぞれの調査項目についての概略の傾向を述べたものであり、それらの関連性について詳細な分析を行うには、現状ではデータが不足している。従って、より具体的に水質と生物相との関連を把握していくためには、今後同様の調査を継続し、多くの集積されたデータをもとに統計的な手法を用いて解析する必要がある。特に、８～１０年度にわたり同様の傾向が示唆された付着藻類の緑藻*Chlorolobion*と残留塩素の関係については、地域や処理、消毒方法の異なる様々な処理場の放流口における付着藻類に絞った調査を数多く行うなどによりその傾向を確認することで、より確かな裏付けを得る必要があると思われる。　また、d川へ放流しているD処理場の安定池では紫外線による消毒が行われており、その調査地点の結果を含めて解析することで、各消毒方法と生物相との関係を把握できることが

期待される。

なお、ここでは水質と付着藻類についてのみ述べてきたが、魚類などより上位の生物については、出現が少なく移動能力も大きい生物であること、人為的な魚の放流が行われている河川があることなどから、この調査結果では水質との明確な関連を把握することはできなかった。

また、現在水質分析の試料はスポットによる採水であり、累積的な水質変化を反映する付着藻類や底生動物等の生物との関連を比較するデータとしては不十分である。しかし長期間にわたる試料の採取は現実的には難しく、水質の代表値の取り扱いについても今後の課題であり、処理場で把握している水質データとの比較などから検討を行う予定である。

謝辞

本研究を実施するにあたり、現地生物相データ及び水質データの入手にあたっていただいた関係自治体のご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.

Ⅷ. 測量及び試験費による研究

1. 流域における原虫類実態調査

三次処理研究室　　室　長　鈴木　穣
研究員　諏訪　守

1．はじめに

埼玉県越生町で発生したｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑによる大規模な感染症は、越生町の上水源である越辺川伏流水にｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄが混入し、浄水過程で除去しきれなかったｵｰｼｽﾄを含む水道水が各家庭に給水されたことが原因であり、9千人近い感染者が発生した[1]。一方、関東圏内の主要河川で行ったｵｰｼｽﾄの実態調査では、検出濃度・割合とも低いが、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ、大腸菌群数、SS濃度の上昇時にｵｰｼｽﾄの検出傾向が示された[2]。このため、流域内に汚染源の存在が推定される河川等で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として実態調査を行った。

なお、本調査は関東地方建設局の委託を受け平成10年度から実施している。

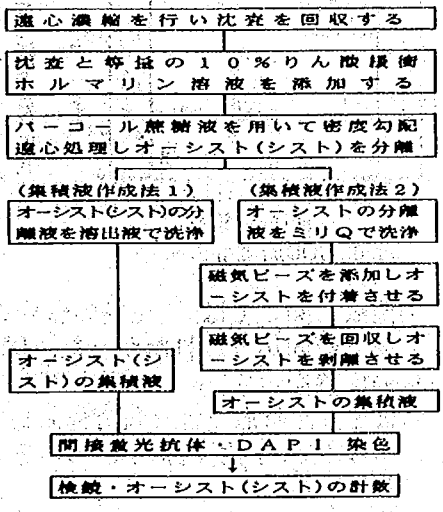
2．調査方法

本調査は、関東圏内にある流域面積約53km²、延長距離約10kmのA河川を対象とした。局部的に改修された箇所はあるものの、両岸は水田等が多くほぼ自然河岸の流路を形成している河川である。A河川の流域人口は約17千人、家畜飼育頭数は豚約83千頭、牛約0.6千頭、下水道普及率は0%である。家畜のふん尿の処理法として、各々割合は不明であるものの未処理、堆肥化、素堀貯留等を行い農地還元しており、汚濁負荷としては家畜由来のものが大部分を占めるものと推定される。このA河川において、降雨時の汚濁負荷上昇時に採水を行い、原虫類をはじめ大腸菌群数等の細菌数、BOD、COD、SS、T-N、NH4-Nを測定した。

原虫類(ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄ、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ)の測定方法の概略ﾌﾛｰを図-1に示す。懸濁物が多い試料のため遠心濃縮を行い沈査を回収し、沈査と等量の10%りん酸緩衝ﾎﾙﾏﾘﾝ溶液を添加しｵｰｼｽﾄ(ｼｽﾄ)を固定した。固定試料は、ﾊﾞｰｺｰﾙ蔗糖液により密度勾配遠心処理を行いｵｰｼｽﾄ(ｼｽﾄ)を分離した後、分離液を溶出液で洗浄してｵｰｼｽﾄ(ｼｽﾄ)集積液を作成した(集積液作成法1)。また、上記手法により採取試料全量のｵｰｼｽﾄ集積液を作成し、間接蛍光染色を行いﾌﾟﾚﾊﾟﾗｰﾄを作成すると数千枚にも及ぶことから、免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法によってもｵｰｼｽﾄ集積液を作成した(集積液作成法2)。なお、集積液作成法2は集積液作成法1に比較してﾌﾟﾛｾｽが多くなる分、ｵｰｼｽﾄの検出量が若干低くなると考えられるが、集積液中の懸濁物量が少ないためﾌﾟﾚﾊﾟﾗｰﾄの枚数を少量とすることができる。

各々作成したｵｰｼｽﾄ集積液は、ﾌｨﾙﾀｰ(直径25mm、材質ｾﾙﾛｰｽｱｾﾃｰﾄ、公称孔径0.2μm)に通し間接蛍光抗体、DAPI染色した後、落射蛍光専用顕微鏡にてｵｰｼｽﾄ(ｼｽﾄ)を観察・定量した。間接蛍光抗体染色にはHYDROFLUOR-Comboｷｯﾄ、ENSYS社製を用いた。

細菌数は、大腸菌群数:M-ｴﾝﾄﾞｳ培地、ふん便性大腸菌群数:M-FC寒天培地、腸球菌群数:KF培地を用いたﾒﾝﾌﾞﾗﾝﾌｨﾙﾀｰ法、T-N、NH4-Nは自動比色分析装置(TRAACS800、ﾌﾞﾗﾝﾙｰﾍﾞ社)を用い、他の水質分析項目は下水試験方法に従い、各々測定を行った。



図－1　オーシストの測定方法の概略フロー

2．調査結果およびまとめ

調査対象とした流域における降雨状況を図-2に、河川の水位・流量の状況を図-3に示す。時間雨量の最大は16mm、累積雨量は52mmであった。河川水位・流量が調査開始から9.5～9.8時間でﾋﾟｰｸに達し、その後約7時間経過後に水位が元のﾚﾍﾞﾙにまで低下した。この時の原虫類の調査結果を表-1と図-4に示す。時間雨量が0mm時の調査開始時には、ｵｰｼｽﾄは不検出(検出限界値0.05個/ℓ)、ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ濃度も0.3個/ℓであった。しかし、河川水位・流量がﾋﾟｰｸに達した時点では、ｵｰｼｽﾄ数は2.1個/ℓ、ｼｽﾄ数は18.6個/ℓ、ﾋﾟｰｸに達する以前の8.0時間でもｵｰｼｽﾄ数は1.2個/ℓ、ｼｽﾄ数は36.0個/ℓ、調査開始から16.5時間経過後の調査終了時点ではﾋﾟｰｸ時に比較して濃度低下は認められたが、ｵｰｼｽﾄ数は0.15個/ℓ、ｼｽﾄ数は4.8個/ℓであった。集積液作成法2による免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法によっても、0.05～1.0個/ℓの範囲でｵｰｼｽﾄが検出された。また、検出されたほとんどのｵｰｼｽﾄがDAPIにより染色されていたことから、生育活性を有している可能性があると推定される。他の水質項目との関係として、図-5～7各々の濃度推移を示す。河川流量・水位の増加に伴い SS、COD、BOD、K-N濃度も上昇しているが、NH4-N濃度は若干上昇する程度であった。大腸菌群数

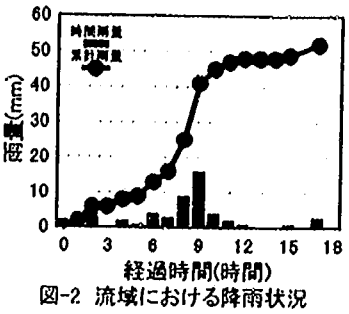


図-2 流域における降雨状況

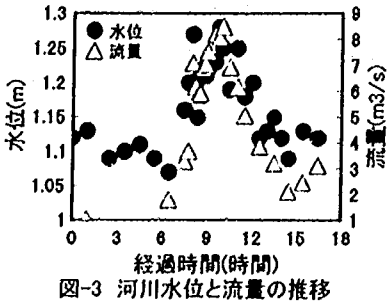


図-3 河川水位と流量の推移

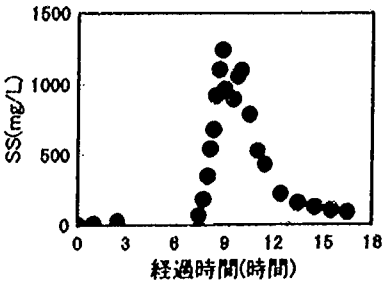


図-5 SS濃度の推移

表－1 オーシストとシストの濃度

経過時間(時間)	集積液作成法1 オーシスト(個/ℓ)	集積液作成法1 シスト(個/ℓ)	集積液作成法1 検出限界値(個/ℓ)	集積液作成法2 オーシスト(個/ℓ)	集積液作成法2 検出限界値(個/ℓ)
0(開始)	不検出	0.3	0.05	—	—
1.0	不検出	0.5	0.05	—	—
8.0	1.2	36.0	0.39	0.78	0.26
9.5(ピーク)	—	—	—	1.0	0.33
9.8(ピーク)	2.1	18.6	0.69	0.31	0.15
12.5	—	—	—	0.05	0.05
16.5(終了)	0.15	4.8	0.05	—	—

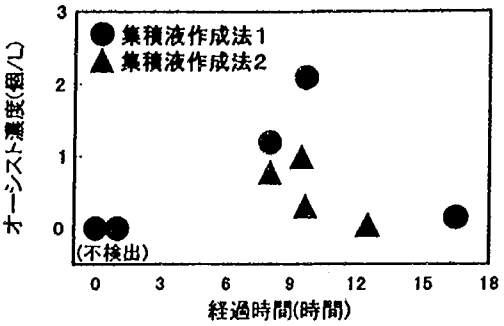


図-4 オーシスト濃度の推移

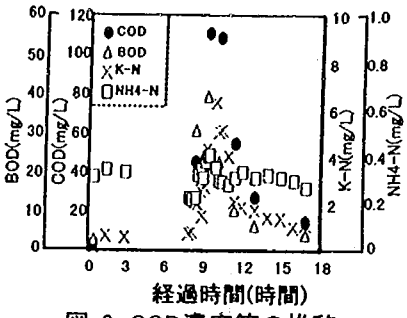


図-6 COD濃度等の推移

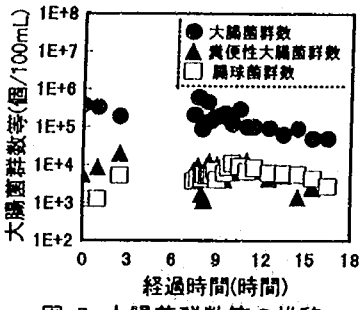


図-7 大腸菌群数等の推移

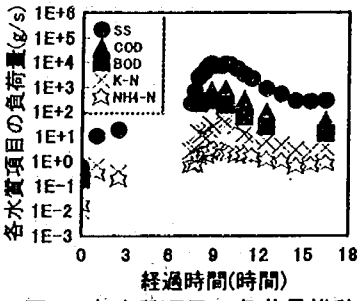


図-8 各水質項目の負荷量推移

等の細菌数に関しては、流量等の影響を受けることなく大きく濃度の変動傾向がみられなかった。図-8～9には各水質項目の負荷量の推移を示す。全ての測定項目について、河川水位・流量がピークに達した時点で各々負荷量も最大値を示した。大腸菌群数等に関しても、水位・流量がピークに達した時点で負荷量は最大値を示している。

本調査は流域内に汚染源の存在が推定される河川等で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として行った。その結果、SS、COD、ジアルジアのシスト等の濃度・負荷量および大腸菌群数等の負荷量が増加することにより、汚濁負荷上昇時の測定試料全てからオーシストが検出され、検出濃度は最大で2.1個/ℓであった。関東圏内の主要河川で行ったオーシストの実態調査結果[2]では、検出割合8%、検出濃度0.05～0.1個/ℓであり、それらと比較すると本調査での検出割合・濃度は高いものと考えられる。同様に、畜産排水由来の負荷により、オーシストとシストの検出率が高くなるという報告[3]もあり、流域内に汚染源の存在が推定される河川では、降雨時等の汚濁負荷上昇時には原虫類の濃度推移に注意を要することが必要であろう。

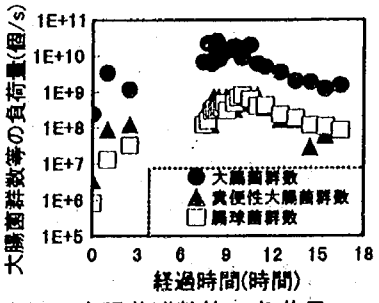


図-9 大腸菌群数等の負荷量

今後は、さらなるデータの蓄積および流域状況の異なる河川において調査を行う予定である。

なお、家畜飼育頭数等のデータを提供していただいた流域自治体の関係各位に深く感謝いたします。

【参考文献】1)埼玉県衛生部,「クリプトスポリジウムによる集団下痢症報告書」(1997)、2)諏訪守,鈴木穣,「下水中等におけるクリプトスポリジウムの実態」,第1回水環境学会シンポジウム講演集、3)北澤弘美,国包章一,眞柄泰基,「水道水源におけるクリプトスポリジウム及びジアルジア実態調査結果の解析」,水道協会雑誌,Vol.68,No.4 (1999)

2. 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
研 究 員　白崎　　充
研 究 員　岡安 祐司

1. 調査の目的

河川等において、毒性物質が流入した際の、検出・対応方針としては、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による異常値の検出からの類推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、迅速に検知し対応することができる、硝化細菌を用いたバイオセンサを利用した毒物モニタを実用化し、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。

2. 調査内容

2.1. 毒物モニタに関する検討

2.1.1. 昨年度までの調査概要

有害物質により呼吸阻害を受けやすい硝化細菌を固定化した微生物膜と溶存酸素電極を用いた呼吸活性検知型のバイオセンサを用い、硝化細菌の呼吸活性を連続的に測定することで、検水中の急性毒性物質による硝化細菌の呼吸活性の低下を溶存酸素電極の出力変化として捉え、水中の急性毒性物質を検出する。

本センサの特長としては、①連続的な監視が可能である。②農薬や有機塩素系化合物等の有害化学物質を短時間で高感度に検出が可能である。などがあげられ、水質事故でしばしば問題となる代表的な物質であるシアンは、15 分から 20 分以内に、0.05mgCN⁻/L 以上の濃度で検出が可能である。

河川水質の連続監視を行うに当たり、水中の濁質を除去する前処理装置を新たに作成し、バイオセンサと前処理装置を組み合わせたモニタを開発した。モニタの維持管理性と応答性を実証するため、関東地方建設局江戸川工事事務所所轄の綾瀬川槐戸水質監視所（埼玉県草加市）において連続稼働試験を行った。

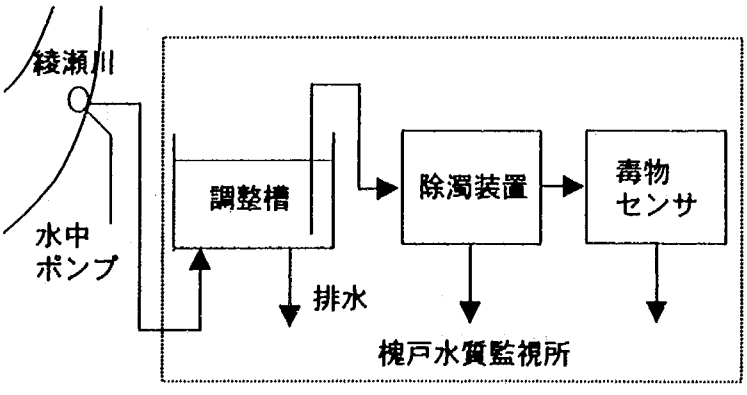


図-1　実験システム概略

採水ポンプにより検水を水質監視所内調整槽に導き、この一部を除濁装置により除濁した後、検水としてをバイオセンサ応用毒物モニタで測定する。測定間隔は、現地の K-82S と合わせて 1 時間に 1 回採水して測定を行うこととした。

2.1.2. 問題点の改良検討

① 前処理装置装置の改良：

河川水中の濁質を取り除く前処理装置として、当初は砂ろ過装置を採用していたが、装置の小型化を計

るため、中空糸膜除濁装置を新たに採用した。さらに、逆洗方法を中空糸膜の中から外へ加圧する方式とすることにより酸化鉄粒子による微細孔の閉塞をなくし、長期間（約１年以上）の安定使用が可能となった。

② 緩衝液組成の改良：

当初、緩衝液として 200mM リン酸緩衝液を用いていたが、富栄養化防止のための水質汚濁物質総量規制対策として、10mMのほう酸緩衝液に組成の変更を行った。

2.1.3. 平成 10 年度検討項目

改良型毒物モニタを用いて、引き続き、関東地方建設局江戸川工事事務所槐戸水質監視所にて、実証実験を行った。その結果を以下に示す。

① 中空糸膜除濁装置の評価

昨年度に引き続き、中空糸膜除濁装置の性能の評価を行った。その結果、長期間（約１年以上）安定して使用できることの再現性を確認した。

② バイオセンサの安定性

ベース出力は、フローセル部の汚れにより、経時的に変化することが認められたことから、安定なモニタリングのためには、月１回程度の頻度で、フローセルの洗浄、微生物膜交換を行うことが望ましいと考えられる。

② 毒物に対する感度

連続モニタリング期間中、定期的にアセトンを模擬毒物として感度の確認を行った。疑似毒物として 0.3% アセトン溶液を使用した。0.3%アセトン溶液に対しては、感度変動は認められるが、常にセンサ出力低下率（呼吸阻害率）で 10%以上を維持しており、急性毒性物質を十分検出可能な感度を保持していることが確認できた。なお、0.3%アセトン溶液の呼吸阻害率はシアン 0.05mg/L の呼吸阻害率とほぼ同等である。

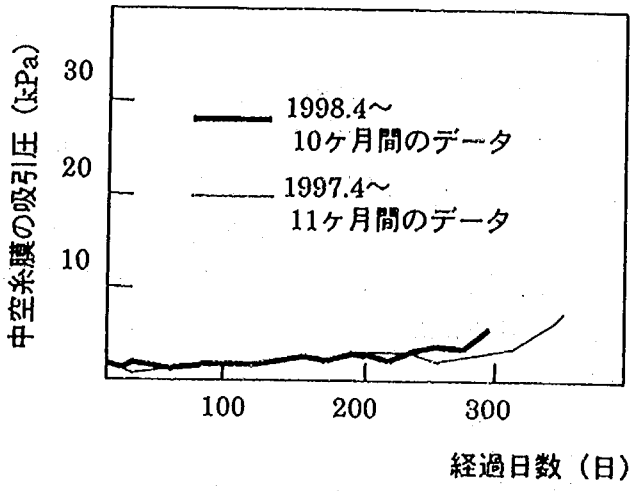


図-2 中空糸膜の微細孔の目詰まりの指標となる吸引圧の経時変化（使用限界吸引圧は、70kPa）

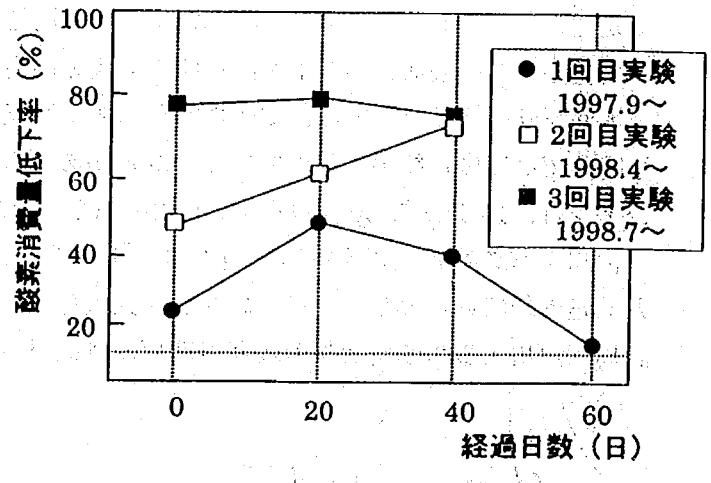


図-3 0.3%アセトン溶液に対する感度の経時変化

2.1.4. まとめ

バイオセンサを用いた毒物モニタは、１ヶ月に１回程度のメンテナンスで安定なモニタリングが可能であり、突発的な水質事故監視手段として極めて有効であると考えられる。今後は、河川水質監視所への迅速な導入が望まれるところである。また、下水道施設等における、悪質下水流入監視への適用に当たっては、現在の仕様では、除濁装置部分に問題を生じるため、今後、改良検討が必要であることがわかった。

3. 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
主任研究員　白鳥　亮
研　究　員　竹歳　健治

1. はじめに

本調査は利根川水系の水質、負荷量変化とその流域の土地利用、人口、産業活動の変化や水利用の高度化との関係について、現在までの状況を調査・解析し、データベース化するとともに、将来の水質動向に関する検討を行うものである。それにより、利根川水系における水循環や物質循環を明らかにし、下水道整備をはじめとした水質保全に関する施策の評価手法の確立に資することを目的としている。

10 年度は、前年度に引き続き過年度の水質及び流域状況の実態把握を目的として、流域フレームのデータ収集及び整理を進めるとともに、利根川水系の水質実態調査を行い、窒素、リン、クロロフィル、全有機ハロゲン (TOX) 及びその生成能 (TOXFP)、トリハロメタン生成能 (THMFP)、農薬等について水質の現況を把握した。

2. 調査方法

2.1 流域フレーム調査

利根川流域における社会・産業活動の状況を調査するために関係資料の収集を行った。調査対象とする水量・水質観測地点について、それぞれ流域分割を行い、分割した小流域毎に処理形態別の流域人口や工業出荷額、土地利用状況等について、過去の統計データを整理した。

2.2 水質実態調査

pH、BOD、SS、大腸菌群数等の環境基準が定められている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回程度あるいはそれ以下と測定頻度が小さくなっている。本調査では、定期水質調査での測定項目の他に、今後、水運用が更に高度化、複雑化していく中、将来、重要になると考えられる表－１に示した水質項目について、月１回の定期水質調査時に実態調査を行った。本調査における調査地点は、利根川水系全体で 80 箇所ある水質観測地点のうち、近年、大きく流域の状況が変化した利根川本川中下流部と江戸川に限定した。調査対象とした 26 箇所の水質調査地点を図－１に示す。

表－１　水質調査項目

・T-N	・ｸﾛﾛﾌｨﾙa
・K-N	・ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa
・NH4-N	・TOX
・NO2-N	・TOXFP
・NO3-N	・THMFP
・T-P	・農薬
・PO4-P	

3. 調査結果

3.1 流域フレーム調査

利根川における水量、水質観測地点のうち、本調査で対象とした地点について、既往の「利根川流域別下水道整備総合計画」等を参考に流域分割を行った。そして、分割した小流域毎に昭和 55 年、60 年、平成２年、７年の統計データを整理した。

10 年度は、埼玉県、群馬県に関して、①処理形態別人口、②工業出荷額、③家畜頭数、④観光客数、⑤土地利用状況の各項目の整理を行った。

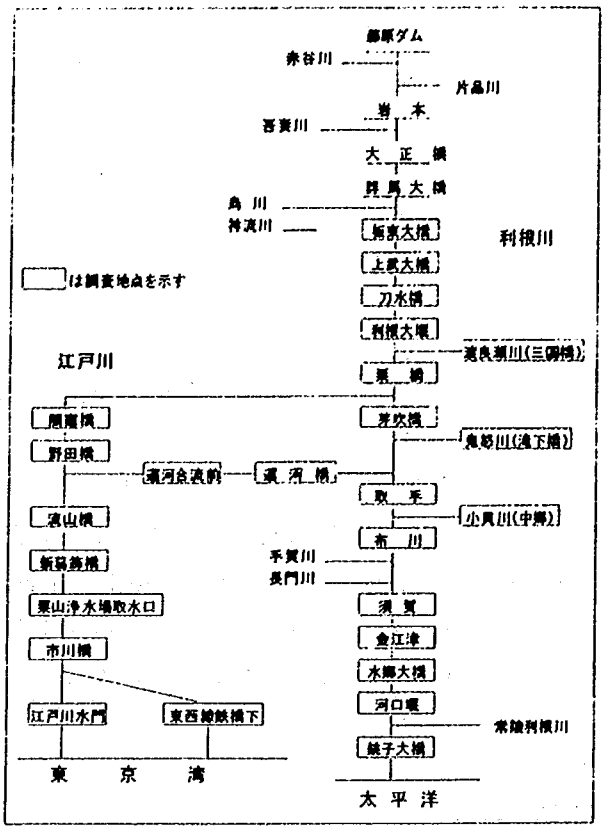
3.2 水質実態調査

水質測定計画に基づく定期水質調査に合わせ毎月１回実施した。調査項目は表－１に示したトリハロメタン等の消毒副生成物質やクロロフィルａ、栄養塩類等である。図－２に平成 10 年の年間平均水質を縦断的に示した。

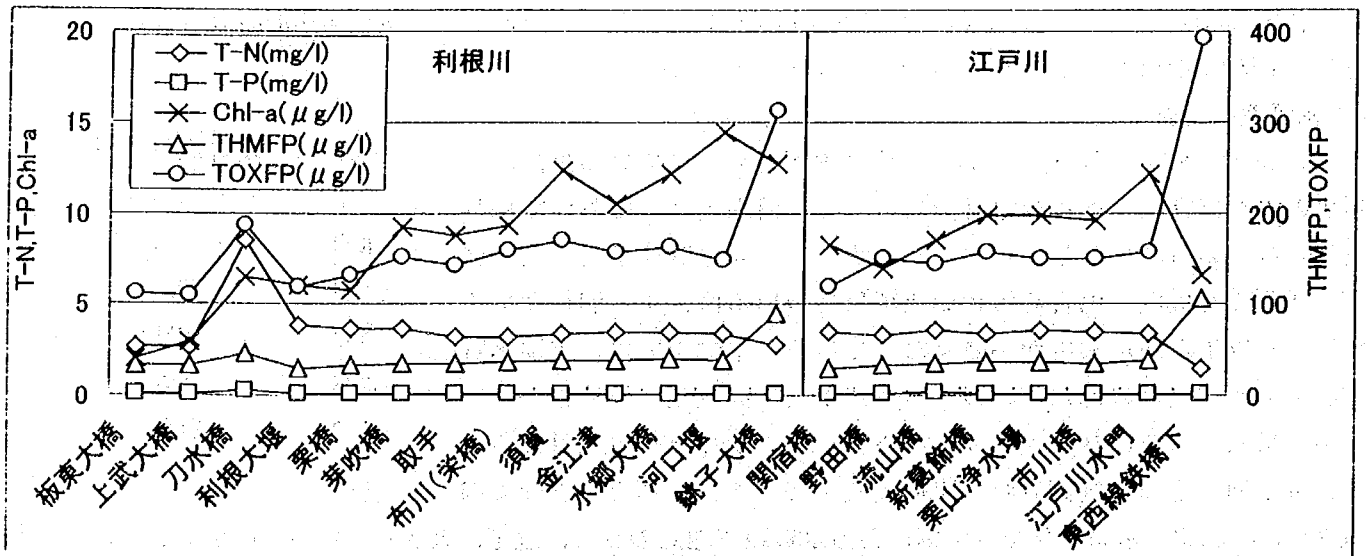
利根川、江戸川ともに T-N、T-P、THMFP に関しては上流から下流にかけて横ばいか、若干高くなる程度であった。ただ、T-N、T-P の観測値はそれぞれ 3mg/l、0.1mg/l 前後と非常に高く、十分、富栄養化を起こし得るレベルであった。また Chl-a と TOXFP については下流に進むに従って、濃度が高くなる傾向にあった。

なお、刀水橋において各水質とも非常に高い値を示したいるが、調査地点が支川の流入直下であるため、本川の代表水質とは考えにくいことに留意が必要である。さらに利根川、江戸川の最下流部である銚子大橋と東西線鉄橋下で、各水質項目が急激に変化しているのは、淡水と大きく成分が異なる海水であり、臭素イオン等の影響が考えられる。

また、農薬に関しては 15 項目について測定したが、一部項目が春から夏頃に定量下限値以下の非常に低レベルで検出される程度で、それ以外は検出されなかった。



図－1　水質調査地点



図－2 利根川水系水質縦断図(平成10年)

4. まとめ

前年と同様に水質調査を行った結果、Chl-a と TOXFP に関しては上流から下流に進むに従い、増加傾向が認められた。T-N、T-P、THMFP は横這いか下流に向けて微増であったが、栄養塩に関しては高濃度で検出され、Chl-a の増加などとともに富栄養化の兆候が認められた。

また、８年度から進めてきた流域フレーム調査については、今年度で利根川水系全域の流域データの収集及び整理を完了した。

今後は収集した流域フレームを用いて、流域の状況と水質の関連性について検討していく予定である。

IX.　科学技術庁振興調整費による研究

1. 都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研　究　員　高橋　明宏

1．はじめに

都市域から下水道を経由して排出される水量が増加しており、かつ下水道の整備が上流域に広がって来ている。このため、下水道からの処理水、雨水排水が、水道の取水源に混入する割合が高くなってきている。下水道整備によりBODで代表される易分解性有機物などは水環境で低下してきているが，水道水質で問題となってきている難分解有機物や微量化学物質が下水道の存在で水道に対してどのような影響を与え始めているのか十分には分かっていない。これらの水道原水河川には、トリハロメタン生成能などの消毒副生成物原因物質の他、微量ではあるが難分解で毒性のある有機物、例えば多環芳香族化合物（PAH）などが環境中に存在していることが、報告され始めている。しかし、その由来が十分分かっていない。

このため、本研究は特に都市排水が、下流で水道原水として使われる場合の影響度を、変異原性試験などの生物学的方法により評価する方法を確立し、それに含まれる微量有機物質との関係を検討することを目的としている。この結果、それらが環境中に占める割合を考慮し、必要に応じて下水道などの排水側の制御を検討するための基礎的情報とするものである。今年度は、環境試料に含まれるPAHについての既存情報の整理とPAHのうち発ガン性が確認されているベンツ(a)ピレンの下水や下水汚泥からの検出定量法について検討を行った。

2　過去の知見のレビュー

2．1　PAHの由来

PAHは、石炭や原油などの天然資源に含まれているが、有機物の不完全な燃焼にも関連し、木、石炭、石油、タバコ、タール、焼いた食品やそれらの煙などにも含まれている。ＰＡＨの中には発ガン物質があり、例えばベンツ(a)ピレンが“煙突掃除人のガン”として知れている。また、ＰＡＨの中には多環の中に窒素原子を含むいわゆるニトロアレーンものも存在する。ＰＡＨの人体への曝露経路は、大気や食品の他、飲料水がある。水に含まれるPAHは大気からの降下物、下水からの流入物、雨水、土壌浸出水に由来している。

2．2　水道水や環境中のPAHの規制基準

USEPAの飲料水水質基準では、PAH類がベンツ(a)ピレンとして、中期的な目標である最大許容目標濃度MCLGは0，また実質的な制御目標である最大許容濃度MCLは0.2μg/Lが定められている。さらに、USEPAは優先汚染物質としてアセナフテン、アセナフチレン、アントラセン、ベンゾ(a)アントラセン、ベンゾ(a)ピレン、ピレン、ベンゾ(b)フルオランテン、ベンゾ(ghi)ペリレン、ベンゾ(k)フルオランテン、クリセン、フルオランテン、ジベンゾ(a,h)アントラセン、フルオレン、フェナントレン、インデノ(1,2,3-cd)ピレンおよ

びナフタレンの１６種類の PAH を選定している。しかしながら、我が国の水道水質には定めがない。また、環境基準や排出基準にも定めがない。ベンゾ(a)ピレン、ベンゾ(k)フルオランテン、ベンゾ(b)フルオランテン、ベンゾ(ghi)ペリレン、フルオランテン、インデノ(1,2,3-cd)ピレンは、６ＰＡＨとして定義されて、１９７０年及び１９７１年にＷＨＯにより示された指標ＰＡＨの合計として 0.2μg/L が示されている。ＰＡＨのうち１９９３年に出された世界保健機構(WHO)の水道水水質ガイドラインで定められているものは、ベンゾ(a)ピレンであり、発ガンリスク 10-5 で 0.7μg/L である。

２．３環境試料に含まれるＰＡＨの知見

水道水中に含まれるＰＡＨの種類と濃度について、森(1998)は、多環芳香族化合物のうち国内外の水道水に検出された物質と濃度範囲を表―１のようにまとめている。

表－１　水道水から検出された４因環以上の PAH の報告濃度（森,1998）

PAH名	濃度範囲 μg/L
フルオランテン	0.2～94.5
ピレン	0.2～12
ベンゾ(a)アントラセン	0.12～11
クリセン	0.3～2
クリセン＋トリフェニレン	0.47～6.7
ベンゾ(a)フルオレン	0.05～4.2
b	0.05～4.2
ベンゾ(c)フルオレン	0.28
ベンゾ(j)フルオランテン	0.03～1.4
ベンゾ(b)フルオランテン	0.05～1.7
ベンゾ(k)フルオランテン	0.02～0.7
ベンゾ(a)ピレン	0.2～2.1
ベンゾ(e)ピレン	0.41～40.2
ジベンゾ(a,h)アントラセン	40
ペリレン	12.1
インディノ(1,2,3-cd)ピレン	0.9～6.1
ベンゾ(ghi)ペリレン	0.4～32.7

下水についての知見については、２員環であるナフタレン、あるいは１－または２－メチルナフタレンの下水中にはそれぞれ１～20μg/L あるいは 0.33～30μg/L が含まれ、１次処理水では 0.2～15.4μg/L、あるいは 0.25～23μg/L が含まれるが、生物学的処理によって97%程度除去できると報告されている(NRC, 1993)。

都市雨水排水で最もよく見いだされるＰＡＨとしては、クリセン(0.6～10μg/L)、フルオランテン(0.3～21μg/L)、フェナントレン(0.3～10μg/L)、パイレン(0.3～16μg/L)と高濃度であることが USEPA から報告されている。合流式越流水については、ニューヨークの合流式下水道からナフタレン(7.7μg/L)、フルオレン(9.3μg/L)、フェナントレン（6.6μg/L)、ピレン(15.3μg/L)、ベンゾ(a)アントラセン(10.9μg/L)、クレセン(8.2μg/L)が検出されたと報告されている（Pitt ら,1996)。

また都市雨水排水についての報告事例としては表－２に掲げたものがある。

３．下水の分析方法についての検討

表－2　都市雨水排水に含まれるPAH(Pittら、1996)

	都市雨水排水μg/L	未処理下水μg/L	下水処理水μg/L	由来	発ガン性	変異原性
ベンゾ(a)アントラセン	2～60	10(雨天時)	0.2～＞1	ガソリン	○	○
ベンゾ(b)フルオランテン	＞1　屋根排水226	0.04～10(雨天時)	0.04～0.2	ガソリン・自動車オイル	○	
ベンゾ(b)フルオランテン	＞1　～屋根排水221	0.5(工業地帯)～4(雨天時)	0.03～0.2	原油・ガソリン・瀝青		
ベンゾ(a)ピレン	＞1～屋根排水300		0.05	細菌の合成	○	○
フルオランテン	＞1～128(都市排水溝)	0.4(晴天時)～16(雨天時)	0.01～2.5	原油・ガソリン・自動車油・木材保存材		
ナフタレン	＞1～296(都市排水溝)			コールタール・ガソリン・殺虫剤・火災・自動車排ガス・洗剤・溶剤・アスファルト	X	X
フェナントレン	＞1～69(都市排水溝)			原油・ガソリン・コールタール	X	X
ピレン	＞1～102(都市排水溝)	0.2(晴天時)～16	2	原油・ガソリン・自動車油・瀝青・木材保存材	○	X

3．1分析法の基礎的検討

ＰＡＨのうちベンツ(a)ピレンを対象に下水、下水処理水、下水汚泥に含まれる濃度の分析方法を検討し、その繰り返し精度と回収率を実試料への添加回収試験により実施した。

環境試料についての分析法は、前処理として溶媒抽出、固相抽出が用いられている。また、クリーンアップはシリカゲルを用いた例がある。検出方法は、高速液体クロマトグラフ（ＨＰＬＣ）を紫外線吸光検出器または蛍光検出器で検出する方法やガスクロマトグラ

表－3　環境試料に含まれるベンゾ(a)ピレンの分析方法

対象	分取試料量	抽出方法	濃縮	クリーンアップ	最終濃縮液量	測定機器	検出下限	文献番号
1 海水	1000 mL	ヘキサン	ロータリーエバポレーター	シリカゲル	0.5～1mL	GC-MS HPLC-FR	0.06μg/L 0.05μg/L	昭和63年度環境庁化学物質分析方法開発報告書,245-255
2 下水	1000 mL	ジクロロメタン抽出ヘキサン転溶	KD	シリカゲル	1mL	HPLC-UV, HPLC-FR	0.023μg/L	USEPA EPA Method 610
3 道路雨水排水ろ液	100～200 mL	Sep-PakPS-2濃縮ジクロロメタン溶出	N2ガス		0.2～1mL	HPLC-UV、HPLC-FR		浅田他(1996)水環境学会誌、19,11、904-909
4 下水	1000 mL	pH>11,pH<2でそれぞれジクロロメタン抽出	KD		1mL	GC-MS	2.5μg/L	USEPA EPA Method 625
5 表層水		Sep-PakC10濃縮THF溶出	－		2mL	HPLC-FR		S.Kira et al. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57,278-283
6 飲料水	1000 mL	C10固相カラム酢酸エチルジクロロメタン溶出	ロータリーエバポレーター			GC-MS	0.0 3 2 μg/L	USEPA EPA Method 525.2
7 蒸留水	10000 mL	XAD-2濃縮、乾燥、メタノールとジクロロメタン(1:1)で溶出	ロータリーエバポレーター		0.4mL	HPLC-UV		M. Kitarska, et al. , Chemia Analiyczna, 37, 279-284
8 底質など		ジクロロメタンとアセトン(1:1)でソックスレー抽出						USEPA, EPA Method 3540.8250
9 底質など		ジクロロメタンとアセトン(1:1)で超音波抽出						USEPA, EPA Method 3550.8250
10 動労水排水ろ液残さ		ジクロロメタン振とうし超音波抽出	N2ガス		0.2～1mL	HPLC-UV		浅田他(1996)水環境学会誌、19,11、904-909
11 底質・魚	50g	アルカリ分解後ヘキサン抽出	ロータリーエバポレーター	シリカゲル	0.5～1mL	GC-MS HPLC-FR	3μg/L 1mg/L	昭和63年度環境庁化学物質分析方法開発報告書,278-283
12 環境水	1000 mL	ヘキサン	ロータリーエバポレーター		0.3mL	GC-MS		環境庁涵養ホルモン分析法

フ質量分析計（ＧＣ－ＭＳ）を用いる方法が報告されている。これらをまとめると表－３のようになる。

３．２　分析法の検討項目

１）検出下限値と定量下限値

ブランク試験を行う時、測定機器からの信号は、ある標準偏差σをもつ正規分布すると仮定できる。もしある低濃度Ｃｄの試料を測定するとき測定機器から出る信号は、Xd に対応した信号強度 Yd を中心にほぼ標準偏差σをもつ正規分布となる。ブランク信号と測定信号をある信頼度で区別するために必要な Xd は標準偏差σの関数となる。今危険度５％（信頼度９５％）で区分するとき Xd は 3.3 σが必要である。ここでは検出下限値を、標準偏差の３倍として定義する。

２）定量下限値

定量下限値は、測定の誤差をどの程度認めるのかによって決められる。物質を測定する場合、相対誤差ＣＶ、つまり標準偏差と平均値の比は、一般に低濃度ほど大きくなる。どの程度の定量下限性を認めるかの一般的な判断は困難であるが、１０％程度が使われることが多い。ここでは定量下限性をＣＶ=10%まで認め、定量下限値 Xq は１０σで定義する。

３）回収率

繰り返し性から定まる定量下限性の他、試料に含まれる測定対象物質がどの程度試験操作で回収されているかが問題となる。回収率の理想は１００％であるが、回収率が５０％～120%である方法をここでは許容する。

４）ベンツ(a)ピレンの条件

水道などでの規制基準、環境での検出状況を考慮すると水試料としての下水は検出下限値として、検出下限値 0.01 μg/L、定量下限値 0.03 μg/L、回収率 50～120%であることを目標とし、汚泥については処理のプロセスでの収支が概ね取れると考えられる

３．３　下水水試料についての検討

環境庁が平成１０年に検討を行った測定方法をもとに下水への適応性を検討した。ベンツ(a)ピレンの測定方法は次に述べる溶媒抽出法と固層抽出法の２つがある。

３．３．１　溶媒抽出法

水試料をヘキサン抽出し、脱水・濃縮後、GC-MS を用いて測定する方法であり、クリーンアップが必要な場合は、シリカゲルクロマトを用いる。SS を多く含む試料には、ガラスファイバーろ紙でろ過後、ろ紙に残った残さをアセトンで超音波抽出を行った後、ろ液とともに分析に供する。

３．３．２　固相抽出法

オクタデシル(ODS)基をを化学結合したシリカゲル、ポリマーゲルなどを有する基材を充填または成型した固相カラム等を用いた固相抽出を行い、ヘキサンで溶出させた後、脱水・濃縮し、GC-MS で測定を行う方法である。

３．３．３　溶媒抽出法と固相抽出法の比較

ベンゾ(a)ピレン 0.01μg/L に相当する標準物質を用いて測定の繰り返し、標準偏差を求めた結果を基に検出下限値、定量下限値を求めると検出下限値 0.01 μg/L、定量下限値 0.03 μg/L を満足した。次に、精製水、未処理下水、２次処理水に、ベンゾ(a)ピレンを 0.1μg/L を加え、３回測定した。これらの結果を表―４に示す。溶媒抽出法は、固相抽出法よりも

表―4　溶媒抽出法と固相抽出法の分析精度の比較

	精製水		流入水		二次処理水	
	回収率	変動係数	回収率	変動係数	回収率	変動係数
溶媒抽出法	91.5%	4.3%	57.5%	9.2%	96.9%	4.9%
固相抽出法	46.4%	6.0%			55.8%	5.6%

回収率の点で優れているが、流入下水では回収率はやや低くなる傾向があった。

３．４下水汚泥についての検討

汚泥試料については、有機性の多い粒子と間隙に含まれる多種類の有機物を含む水成分から測定対象物質を抽出する前処理操作の選定が必要である。この検討のため、まず抽出に使う溶媒を検討し、前処理方法としてアルカリーエタノール環流法や超音波抽出を比較検討した。

３．４．１抽出溶媒の検討

水に対する溶解度、極性が異なる５種類の溶媒、ヘキサン、ジクロロメタン、酢酸エチル、アセトン、エタノールを対象に下水汚泥を用いて抽出濃度を比較した。まず、汚泥 2g にベンゾ(a)ピレンを 125mg/kg-wet となるよう加え、２時間放置し、5mL の検討対象溶媒を添加し、超音波抽出を行った後、3000rpm１５分間で遠心分離する。上澄液の溶媒に含まれる測定対象溶媒の濃度を GC-MS で測定し、概略の回収率を求めた。この結果、アセトンは 49.7%、エタノールは 50.4%とほぼ同等の回収率を得たが、他の溶媒では 20%程度の回収率しか得られなかった。

３．４．２前処理法の検討

アルカリーエタノールによる加熱還流法(A)およびアセトンを用いた超音波処理法(B)を検討対象とした。検討方法は汚泥に水試料の検出下限値の１００倍濃度のベンゾ(a)ピレン５μg/L を添加し、ビーカーに入れ、スターラーで攪拌した。予備試験として 0.5 時間、2 時間、4 時間攪拌後の試料を 3000rpm で１０分間遠心分離した上澄水に含まれるベンツ(a)ピレン濃度を測定し、変化が認められなくなった時間を求めた。この結果４時間後の試料を用いて検討を加えることとした。

汚泥をベンツ(a)ピレンが無添加、５μg/L 添加を加え、ビーカーに入れてスターラーで４時間攪拌した後、3000rpm で１０分間遠心分離した。この結果、分離された上澄水と汚泥を測定する。上澄水については、水試料で検討した方法を用い、遠心濃縮汚泥については前処理法(A)及び(B) を用いて抽出し、抽出試料を水試料に準じた方法で分析する。また、遠心濃縮汚泥のＴＳを測定する。

はじめに添加したベンツ(a)ピレンの量から上澄水に含まれていたベンツ(a)ピレン量を差し引き、遠心濃縮汚泥に添加されたベンツ(a)ピレンの推定量を求める。検討する前処理法毎に、遠心濃縮汚泥のベンツ(a)ピレンの存在量を求め、遠心濃縮汚泥のベンツ(a)ピレンの回収率をもとめる。

この結果を表－５に示す。アセトンを用いた超音波抽出では回収率が２５％であるのに対して、加熱還流法では５７％であり、加熱還流法の方が良好な結果となった。

３．４．３前処理方法の定量下限性

表－5　2つの前処理法での添加回収試験の結果

	前処理法	添加濃度 μg/L	無添加濃度 μg/L	回収率	変動係数
A	超音波抽出法（アセトン）	5	0.26	14.9%	8.6%
B	加熱還流法（エタノール－アルカリ）	5	1.13	56.6%	4.1%

ベンツ(a)ピレンは下水汚泥の中にもともと存在していたことが示唆されたことからほとんど環境中では存在しないサロゲート物質を添加することで、目的物質の回収率と定量下限性を確認することとした。

（1）目的物質添加量の算定

汚泥試料への添加濃度を決定するため、汚泥試料を調整後、遠心分離した上澄水に含まれる濃度と濃縮汚泥に含まれる濃度を測定し、目的濃度となるように汚泥に添加する添加量を決定した。このもともと対象物質が試料に存在していたのかも求めることができる。

（2）上澄視の添加回収率の算定

上澄水の目的物質添加回収試験を行うため、遠心分離された上澄水に測定対象物質を添加し、添加された上澄水の濃度を測定した後、上澄水についての添加回収率を求めた。

（3）汚泥の添加回収率の算定

遠心濃縮した汚泥に目的物質の添加回収率を決定するため、調整した汚泥に1）で決定した測定対象物質を添加し、攪拌後、遠心分離した。得られた上澄水を測定し、2）で予め求めた回収率を考慮して上澄水に存在する測定対象物質量を求めた。遠心濃縮された汚泥に含まれている対象物質を測定する。3）の実験で当初添加した物質量から上澄水に存在している対象物質量が遠心濃縮された汚泥に本来残留しているものとして、濃縮された汚泥の実測値から求めた物質量との比をとり、汚泥の添加回収率とした。

（4）検討の結果

結果は表－6に示すように汚泥についての添加回収率は 120%、変動係数も 3%程度と良好な結果が得られた。また、上澄水の回収率も 95%が得られており、良好な結果がえられた。これらをもとに定量下限値を検討すると 5μg/wetkg、定量検出下限値 15μg/wetkg を達成しことが可能であった。

表－6　前処理方法による分析結果

	上澄水への添加濃度	上澄水での回収率	変動係数	余剰汚泥への添加濃度	遠心分離汚泥添加推定濃度	遠心分離汚泥での回収率	変動係数
ベンゾ(a)ピレン	5.0μg/L	95.2%	4.6%	5.0μg/L	4.8μg/L	123%	2.8%
ベンゾ(a)ピレン-d12	5.0μg/L	99.1%	10.9%	5.0μg/L	4.8μg/L	118%	3.7%

4．謝辞

本研究を実施するに当たり、財団法人下水道新技術推進機構の協力を得たことに感謝いたします。

5．参考文献

森(1998)中室他編水のリスクマネージメント指針、サイエンスフォーラム。

Pitt, R.他(1996)Groundwater Contamination from Srormwater Infiltration, Ann Arbor Press.

付　　録

付録 1. 平成10年度下水道関係刊行報告書一覧

下水道管渠の不同沈下対策に関する調査

土木研究所資料第3612号　1998年1月
材料施工部土質研究室

材料施工部　土質研究室　室　　長　三木　博史
研　究　員　古本　一司
研　究　員　森　　範行*1
交流研究員　石田　敬一*2
交流研究員　田中　　正*3

要旨

本研究では、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、大型模型実験と数値解析を行い、さらに地中埋設管の損傷を防止する工法について検討した。

その結果、「地盤沈下を考慮した弾性床上の梁」理論に基づく数値解析手法は、各種管材に対し、実用上良好な適用性を有することが明らかになった。また、この解析および実験結果より、①マンホール際における流動化処理土による巻き立て工法、可とう性継手工法の適用範囲、②地盤急変部における短管工法、鞘管工法、地盤改良といった工法の適用範囲が明らかになった。さらにこれらの結果をもとに、沈下量に応じた不同沈下対策工法を選定する手法を提案した。

キーワード：可とう性管、剛性管、不同沈下、マンホール、弾性床上の梁理論

＊1　現　中部地方建設局企画部企画課長補佐
＊2　交流研究員在職期間（平成9年4月～平成11年3月まで）
＊3　交流研究員在職期間（平成7年4月～平成9年3月まで）

付録 2.　平成11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. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究 2. 下水管の堆積物の特性に関する研究 3. 汚水管の機能改善に関する調査 4. 管渠システムのコスト縮減に関する調査 5. 下水道整備による環境改善効果に関する調査 6. 都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査
三次処理研究室	1. 下水処理水の安全性向上に関する研究 2. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究 3. 水循環健全化にための環境ホルモン等リスク対策の調査検討 4. 下水処理水再利用システムの評価に関する調査 5. 窒素・リン除去法の省エネルギーに関する調査 6. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査 7. 内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査 8. 流域における原虫類等実態調査
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. 下水中病原性微生物の同定方法に関する研究 3. 下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御に関する研究 4. 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 5. 汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査 6. 有機質資材の融合化と利用に関する調査 7. 下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査 8. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査
水質研究室	1. 環境ホルモン生成物質の水循環中での挙動に関する研究 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. 下水道での有害化学物質の管理に関する調査 4. 生態系からみた下水処理水の評価法に関する調査 5. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査 6. 下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査 7. 水質事故対策技術に関する調査 8. 河川中のエストロゲン様物質に関する調査 9. 利根川水系水質実態調査 10. 河川水質と水生生物相との関係の把握 11. 都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究
緑化生態研究室	1. 下水汚泥および植物発生剤のリサイクルに関する調査
都市河川研究室	1. 浸水被害軽減のための各種施設の組み合わせに関する調査
施工研究室	1. 小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査
土質研究室	1. 可撓性下水管の合理的設計施工法に関する調査
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. 下水道工事積算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