

ISSN 1346-7328

国総研資料 第64号

平成14年12月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.64

DECEMBER 2002

平成13年度下水道関係調査研究 年次報告書集

平成14年12月

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management,
Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan

平成13年度下水道関係調査研究 年次報告書集

国土技術政策総合研究所

下水道研究部

下水道研究室
下水処理研究室
緑化生態研究室
水害研究室
建設システム課

環境研究部

危機管理技術研究センター
総合技術政策研究センター

独立行政法人土木研究所

材料地盤研究グループ
水循環研究グループ
技術推進本部
材料地盤研究グループ
耐震研究グループ

リサイクル
水質
施工技術
新材料
土質
振動

概要

本報告書集は、平成 13 年度に国土交通省国土技術政策総合研究所及び独立行政法人土木研究所において実施された下水道に関する調査研究の成果を集約して資料としてとりまとめたものである。報告は、全 40 編 304 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いる。

キーワード : 下水道、下水処理、高度処理、汚泥、水質浄化、リサイクル

FY2001 ANNUAL REPORT OF WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

by

WASTEWATER SYSTEM DIVISION
WASTEWATER AND SLUDGE MANAGEMENT DIVISION
of WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

LANDSCAPE AND ECOLOGY DIVISION
of ENVIRONMENT DEPARTMENT

FLOOD DISASTER PREVENTION DIVISION
of RESEARCH CENTER FOR DISASTER RISK MANAGEMENT

CONSTRUCTION SYSTEM DEVELOPMENT DIVISION
of RESEARCH CENTER FOR LAND AND CONSTRUCTION MANAGEMENT

NATIONAL INSTITUTE FOR LAND AND INFRASTRUCTURE MANAGEMENT

RECYCLING
of MATERIAL AND GEOTECHNICAL ENGINEERING RESEARCH GROUP

WATER QUALITY
of WATER ENVIRONMENT RESEARCH GROUP

ADVANCED MATERIALS
SOIL MECHANICS
of MATERIAL AND GEOTECHNICAL ENGINEERING RESEARCH GROUP

GROUND VIBRATION
of EARTHQUAKE DISASTER PREVENTION RESEARCH GROUP

PUBLIC WORKS RESEARCH INSTITUTE

Synopsis:

This Annual Reports introduce researches on wastewater system, wastewater treatment, advanced wastewater treatment, wastewater sludge and water quality control carried out in Fiscal 2001 by National Institute Land and Infrastructure Management, Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan and Independent Administrative Institutions Public Works Research Institute.

Key Words: Wastewater System, Wastewater Treatment, Advanced Wastewater Treatment, Wastewater Sludge, Water Quality Control , Recycling

序 文

平成13年4月1日から、国土交通省土木研究所が国土交通省国土技術政策総合研究所（国総研）と独立行政法人土木研究所（独法土研）に再編されました。従来、国土交通省土木研究所で実施されていた下水道関連の調査研究は、新しい2つの組織で引き続き実施されています。

本報告書は、平成13年度に国総研及び独法土研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す。

平成13年度に国総研及び独法土研が行った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、環境省予算の地球環境保全等試験研究費、環境研究総合推進費により、合計40課題になります。

このうち平成13年度に終了した課題は、①汚水性状と管路施設の劣化に関する調査、②水系における病原性微生物の挙動に関する研究（以上、試験研究費）、③下水道整備による環境改善効果に関する調査、④窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査、⑤病原性微生物の発生源および対策に関する調査、⑥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、⑦下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査、⑧性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査、⑨下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査、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下水道工事積算の体系化に関する調査、⑫下水道施設の液状化対策に関する調査（以上、下水道事業調査費）、⑬河川水中のエストロゲン様物質に関する調査（測量及び試験費）です。

一方、平成13年度の新規課題は、①発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究、②微生物群制御による内分泌かく乱物質の分解手法に関する研究、③都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究、④バイオアッセイによるエストロゲン様物質の指標に関する研究（以上、試験研究費）、⑤生態系の観点から見た下水再生システムのあり方に関する研究、⑥下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究（以上、地球環境保全等試験研究費）、⑦管路施設の維持管理基準に関する調査、⑧都市雨水対策システムの機能向上に関する調査、⑨下水道システムのLCA評価に関する調査、⑩下水中における微量化学物質の評価に関する調査、⑪下水道による水環境への影響に関する調査、⑫下水道施設への新素材の活用技術に関する調査、⑬更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査（以上、下水道事業調査費）、⑭河川試料に適した原虫測定法の開発、⑮水環境の評価に関する調査です。

また、下水道整備の進捗とともに、近年下水道に求められる役割も多様化しつつあり、このような行政上のニーズに応えるため、下水道研究室では都市雨水対策や下水管きょシステムの効率的な更新・維持管理、下水処理研究室では病原性微生物や内分泌かく乱物質等への対策、リサイクルチームでは排水や有機質廃材を再生・資源化し、利用する技術の開発、水質チームでは環境ホルモン、ダイオキシン類等の有害物質の検出試験方法、生物へ

の影響評価方法の開発等をここ数年継続的に実施しています。

国総研と独法土研では、行政上のニーズに対応するとともに、国民の視点に立った調査・研究を進めていきたいと考えています。今後も従前と変わらないご指導を頂ければ幸いです。

最後に、これまで調査・研究を実施するにあたって種々ご援助頂いた各位にこの場を借りて御礼申し上げます。

平成14年12月

国土技術政策総合研究所下水道研究部長 宮原 茂

目 次

	頁
序文	
概要約集	1
I 試験研究費による研究	
1. 汚水性状と管路施設の劣化に関する調査	(下水道研究室) 41
2. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究	47
	(下水道研究室・下水処理研究室)
3. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究	(下水処理研究室) 53
4. 微生物群制御による内分泌かく乱物質の分解手法に関する研究	(下水処理研究室) 59
5. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究	(リサイクル) 65
6. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究	(水質) 75
7. バイオアッセイによる	
エストロゲン様物質の指標に関する研究	(水質) 81
II 地球環境保全等試験研究費による研究	
1. 生態系の観点から見た下水再生システムのあり方に関する研究	(下水処理研究室) 87
2. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究	(リサイクル) 101
III 環境研究総合推進費による研究	
1. 下水道施設を活用したCH ₄ , N ₂ Oの排出抑制中核技術の	
汎用化と普及に関する研究	(下水処理研究室) 119
IV 下水道事業調査費による研究	
1. 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) 123
2. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査	
	(下水道研究室・下水処理研究室) 131
3. 都市における水循環システムの	
最適化マニュアルに関する調査	(下水道研究室・建設システム課) 149
4. 管路施設の維持管理基準に関する調査	(下水道研究室) 159
5. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査	(下水道研究室) 167
6. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査	(下水処理研究室) 179
7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査	(下水処理研究室) 185
8. 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	(下水処理研究室) 191
9. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査	(下水処理研究室) 197
10. 下水道システムのLCA評価に関する調査	(下水処理研究室) 203
11. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査	(リサイクル) 209
12. 下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査	(リサイクル) 219

13. 性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査……………(リ サ イ ク ル)…	225
14. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査……………(水 質)…	231
15. 下水道による水環境への影響に関する調査……………(水 質)…	237
16. 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査……………(緑化生態研究室)…	243
17. 浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査……………(水 害 研 究 室)…	249
18. 下水道工事積算の体系化に関する調査……………(建設システム課)…	255
19. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査……………(施 工 技 術)…	261
20. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査……………(新 材 料)…	267
21. 更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査……………(土 質)…	275
22. 下水道施設の液状化対策に関する調査……………(振 動)…	281

V 河川事業調査費による研究

1. 河川水質調査の体系化に関する調査……………(水 質)…	287
--------------------------------	-----

VI 建設技術研究開発経費による研究

1. ダイオキシン類の存在形態と モニタリング・分析手法に関する調査(1)……………(リ サ イ ク ル)…	289
2. ダイオキシン類の存在形態と モニタリング・分析手法に関する調査(3)……………(水 質)…	291

VII 測量及び試験費による研究

1. 河川試料に適した原虫測定法の開発……………(リ サ イ ク ル)…	293
2. 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査……………(水 質)…	295
3. 底泥-水間の物質移動に関する調査……………(水 質)…	297
4. 水生生態系から見た河川水質の評価に関する調査……………(水 質)…	299
5. 水環境の評価に関する調査……………(水 質)…	301

付録1. 平成13年度 下水道関係刊行報告書一覧……………	305
-------------------------------	-----

付録2. 平成14年度 下水道関係調査研究課題表(国土技術政策総合研究所)……………	306
--	-----

付録3. 平成14年度 下水道関係調査研究課題表(独立行政法人土木研究所)……………	307
--	-----

概 要 約 集

汚水性状と管路施設の劣化に関する調査		本文 41 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12～14 年度	下水道研究室	

(目的)

我が国の下水道処理人口普及率は 62% (H12 年度末) に達し、これまでに整備された下水道管路総延長はおよそ 32 万 km に及ぶ。下水は管路を通じて下水処理場まで輸送される過程で物理的、化学的、生物学的に様々な変質を遂げるが、これらの水質変化は、下水処理場での処理効率や管路の維持管理に影響を及ぼす。例えば、湖沼・内湾等の富栄養化防止を目指した栄養塩類の生物学的除去では、酢酸など低級脂肪酸の下水中含有量が処理効率に大きく影響すると言われているが、これらは管路内の環境条件によりその量が変わる。また、水質変化の中には、圧送管路における硫化物生成のように、コンクリート腐食の原因となるものもある。コンクリート管路の腐食による破損は、道路陥没のような重大事故を引き起こす可能性があり、事実、大都市を中心としてそのような事故の報告例が増えている。本稿では、実験と生物学的プロセスに関する理論から、下水道管路内で生じている水質変化をモデル化し、それをを用いた管路内水質変化シミュレーション技術について報告する。

(結果)

1. 実験管路における水質変化調査

(1) 有機物の変質ならびに硫化物の生成

酢酸などの易分解基質を保持しつつ硫化水素の生成を抑制できるような空気注入量を検討するため、空気注入ポンプを設置した実験管路にて、実下水を用いて実験を行い、下水の変質速度を求めた。

空気注入を行わない Case1 では、下水中の易分解基質は管路終点まで保持されており、硫化物では管路終点で 10g-S/m³ を超える高濃度となった。必要酸素量 Q_{A(T)} の空気注入を行った Case4 では、硫化物の生成は完全に抑制されている一方で、下水中の易分解基質は管路中間点でほぼ消費されつくしていた。空気注入量を、Q_{A(T)} の 50% (Case3)、25% (Case2) と減少させることで下水中の溶存酸素は低濃度となり、管路後半では嫌気状態となる。その結果、管路後半では硫化物が生成しはじめているが、易分解基質の減少速度は好気状態の時に比べてかなり低下していた。

(2) 圧送管路における硫化物生成速度

これまでに提案されてきた圧送管路における硫化物生成速度予想式は、全て有機物濃度に関する指標として BOD あるいは COD が用いられている。ここでは、高い相関を示したことから、易分解基質を水質シミュレーションの硫化物生成速度予想式に使用した。

(3) 再曝気速度

下水中溶存酸素濃度の経時変化をシミュレートするためには、気相部から下水中への酸素移動に関する係数が必要となる。(1) の実験結果から総括酸素移動係数を求めた。

2. 数学モデルによる水質シミュレーション

管路内好気・嫌気水質変化の各プロセスと、それらに参与する物質間の量論関連を上記結果の係数から数式化し、実験時の物質質量変化をシミュレーションした。シミュレーション結果は、各条件とも概ね実測値に近い物質質量変化を再現できており、モデルの構成が実用的であることが確認できた。

- ・硫化物
本モデルには硫化物酸化プロセスが含まれていないため、生成硫化物が好気状態の下水中で酸化除去される現象は再現できない。
- ・溶存酸素
絶対値に大きな差がみられるものの、好気状態から嫌気状態に移行する点はほぼ再現できた。

研究担当者：森田弘昭、森一夫、能勢正樹

キーワード	硫化水素腐食、空気注入量、易分解基質、水質シミュレーション
-------	-------------------------------

発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究		本文 47 ページ	平成 13 年度
全体計画	試験研究費 平成 13～16 年度	下水道研究室・下水処理研究室	

(目的)

発展途上国においては、著しい都市化の進展により衛生環境が悪化し、水環境の改善と水資源の確保が、従前にも増して重要となってきた。都市周辺市街地では、都市中心部よりも、排水を処理することの理解が乏しく、住民は水系伝染病の蔓延や水資源の不足により、劣悪な衛生環境におかれている。これらの課題を解決するには、都市中心市街地に加えて周辺住宅地においても、都市内河川や湖沼等の水質改善を優先して、水路、腐敗槽等の既存施設や土壌、植生等を水質向上手法として組み入れた低コスト下水道システムを構築し、下水処理水の水質を向上させ水資源としての価値を高める必要がある。

そのため、本研究ではこれら周辺地域を対象として、住民参加、効率的な下水道管理等のソフト面も考慮しつつ、既存施設の下水収集・処理機能を評価し土地、気候、安価な労力等開発途上国の特長が活用できる低コスト型の新下水道システムを開発する。

図 低コスト型下水道の概念 (インターセプター方式の例)

(調査概要)

1. 発展途上国における低コスト型下水道システムの課題

下水道に関する JICA 開発援助専門家経験者にヒアリングを行い、インターセプター方式、腐敗槽、ラグーン処理等を活用した低コスト型下水道システムの課題を整理した。下記のような課題が指摘された。

- ・タイにおけるラグーンの処理場の区域は、インターセプター方式を採用しており、腐敗槽、管渠内での浄化（沈殿を含む）、地下水浸透等により、処理場への流入水濃度が処理水質とほとんど変わらない。腐敗槽の浄化、管渠内の浄化の定量的な評価、ラグーン処理の効率化の検討が必要である。
- ・バンコクでは、通常水路の底泥は汚く、雨天時には堆積物の影響等により大幅に悪化する。既設水路、下水側溝にゴミ、砂がたまり、定期的に浚渫が必要であり、極力浚渫しなくてよい水路構造が望ましい。
- ・大都市においては、不法占拠等の問題もあり処理場用地の確保が困難であり、ラグーン処理のスペース確保は不可能である。土地所有の困難な箇所での処理方法を提案することも必要である。
- ・腐敗槽の多くは適切に汚泥の引き抜きが行われておらず、腐敗槽汚泥の引き抜き、処理が課題である。

また、平成 13 年度に国際協力銀行がタイにおいて実施したプロジェクトに対し技術支援を行った。その際住民参加の現状について情報収集を行った。

2. 実施施設を使用した検討

発展途上国は、我が国と比べ気候条件・風土・経済性・社会性の面で大きな違いがある。このため、発展途上国に適した技術の開発と維持管理に関する研究を行う必要がある。今回の検討では特に、熱帯・亜熱帯地域の発展途上国を対象とした下水道システムとして、ラグーンシステムの検討を行った。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行う。

熱帯・亜熱帯地域の発展途上国の中には、下水管路が屋外開放型になっている場合があり、この場合、管路内で沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入している現状がある。そこで、実験では、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させる形式をとった。実験結果としては、水温 20℃を境に、ラグーン内の藻類の繁殖が良好になり、光合成による槽内の酸素供給が活発に行われるようになった。しかし、処理水中の藻類濃度も上昇するため、T-BOD・T-COD・SS の値がかなり上昇し、T-COD 値は処理水と流入水の値がほぼ同じ値を示した。

研究担当者：森田弘昭、中島英一郎、植松龍二、川嶋幸徳、山縣弘樹、平出亮輔

キーワード

発展途上国、水環境の改善、良質な水資源の確保、低コスト型下水道システム

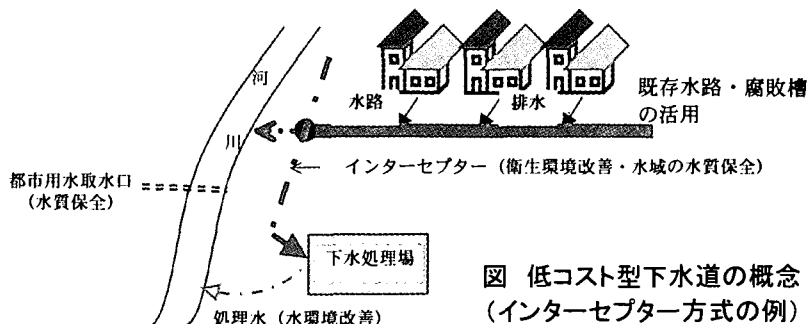


図 低コスト型下水道の概念
(インターセプター方式の例)

水系における病原性微生物の挙動に関する研究				本文 53 ページ		平成 13 年度																																	
全体計画		試験研究費 平成 10～13 年度			下水処理研究室																																		
(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性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 年度の調査では、塩素消毒により一度は細菌が減少したにもかかわらず、100～200 時間後には再増殖する傾向が確かめられた。平成 12 年度の調査では、未消毒の下水処理水の放流先を模した水路の流下過程で細菌が減少する傾向が見られた。これらの結果を受け、平成 13 年度は塩素消毒後の下水処理水中の細菌が放流後の水系でどのような消長を示すかを平成 12 年度と同様に模型水路を用いて調査することとした。 (結果) 平成 13 年度は、塩素消毒した下水二次処理水、及びそれをチオ硫酸ナトリウムで中和した水を供試水とし、水路に 120～150 時間循環させて通水し、通水前と通水後の大腸菌(クロモカルト寒天培地による)、大腸菌群(デソキシコール酸塩培地、及びクロモカルト寒天培地による)、一般細菌を調査した。実験条件を表-1 に示す。その結果を以下に示す。 1) 塩素消毒した下水二次処理水を模型水路に通水した結果、各指標細菌は水温、及び塩素の中和の影響を受けることとなったが、本実験の範囲では水路床、水量、水路の勾配の影響は受けなかった。 2) 水路床を生物層とした場合には各指標生物が減少することが予想されたが、本実験では巻き上げられた SS 等の影響により確認できなかった。 3) 各指標生物の相関係数を調べたところ、デソキシコール酸塩培地による大腸菌群と一般細菌には相関が見られた。しかし、実際の病原性微生物との相関は不明であるため、今後の研究が必要と考えられる。 4) 玉砂利に付着した指標細菌数は全指標細菌数に比べて極めて微少であり、通水により減少した指標細菌はほとんどが付着以外の要因(例えば被補食、死滅)によるものと考えられた。																																							
				表-1 実験条件																																			
				RUN 1				RUN 2				RUN 3				RUN 4				RUN 5				RUN 6				RUN 7				RUN 8							
水路形状								30,000mm ^L × 200mm ^W × 100mm ^H × 2往復																															
水路床								SUS								玉砂利								生物層															
塩素中和								無				無				有				無				有				無				無				無			
流量 [L/min]				15				15				15				15				15				100				100				15							
勾配 [%]				2.33				2.33				2.33				2.33				2.33				2.33				6.67				2.33							
平均砂利高 [mm]				0.0				19.0				19.0				19.6				19.0				20.0				19.1				19.0							
平均水深 [mm]				10.3				21.7				21.7				18.4				21.7				45.3				36.7				21.7							
平均流速 [m/sec]				0.121				0.058				0.058				0.068				0.058				0.184				0.227				0.058							
[m/hr]				7.3				3.5				3.5				4.1				3.5				11.0				13.6				3.5							
レイルス数				867				1,151				1,024				808				1,151				4,389				5,353				1,024							
水路容量 [m3]				0.12				0.26				0.26				0.22				0.26				0.54				0.44				0.26							
循環水槽容量 [m3]				0.48				0.48				0.48				0.48				0.48				0.48				0.48				0.48							
全容量 [m3]				0.60				0.74				0.74				0.70				0.74				1.02				0.92				0.74							
水路滞留時間 [min]				8				17				17				15				17				5				4				17							
循環時間 [min/回]				40				49				49				47				49				10				9				49							

微生物群制御による内分泌攪乱物質の分解手法に関する研究		本文 59 ページ	平成13年度
全体計画	試験研究費 平成13年度～15年度	下水処理研究室	

（目的） 都市活動によって排出される内分泌攪乱化学物質等は下水道に流入しており、下水処理で効果的に削減を図る必要がある。多くは、下水処理過程で除去されているが、処理が困難で残留割合が高い物質が存在している。一方、これらをよく分解する微生物が見出されており、それらを利用して既存施設の能力内で除去率を高めることができれば、好都合である。そこで本研究では、この特別な能力を有する微生物が活性汚泥のような複合微生物系の中で、どのような挙動をしているかを検討し、その能力を十分発揮させるために必要な事項を明らかにして、環境ホルモン等によるリスクを低減させる下水処理技術確立しようとするものである。

（結果） 平成13年度は12年度以前の調査によって活性汚泥から分離されたノニルフェノール資化性微生物について、希釈培養条件下のノニルフェノール除去特性を検討した。また、活性汚泥の運転条件とノニルフェノール分解性の関係を把握するため、室内実験による検討を行った。

ノニルフェノール資化性微生物9株によるノニルフェノール除去の経時変化を調べた結果、全ての株でノニルフェノールを含む培養液に菌浮遊液を摂取した直後にノニルフェノールの吸着によると見られる液相中濃度の減少が見られた。その後、液相中濃度の減少が続いたが、培養開始後24時間～48時間の間は全ての株で一旦吸収したノニルフェノールの放出と見られる液相中濃度の上昇が観察された。その後は緩やかに変動しながら減少もしくは同一濃度の保持で推移した。このような結果から、ノニルフェノール資化性株の多くは、ノニルフェノールを吸着する能力は大きいものの、資化・分解能力は小さいものと推察された。

膜分離活性汚泥法でSRTを50日と100日に保って下水に添加したノニルフェノールの除去性および収支を比較検討した。下水中のノニルフェノールの除去に関しては図-1に示す通り、SRT100日のSY1系の方が処理水濃度が低く、除去性が高かった。

活性汚泥中のノニルフェノールを様々な抽出液で抽出した結果、室内実験の汚泥ではノニルフェノールのほとんどがアセトン抽出部分に含まれていることが判明した。比較実験期間の物質収支を計算したところ、水中から除去されたノニルフェノールの大部分が検出できない不明分となっていた。分解変質したか、今回用いた抽出法では抽出不可能な部分に移行したかであるが、分解されずに残留している場合、汚泥のノニルフェノール含有率は2%以上に達することになり、分解・変質の可能性が高いと考えられる。

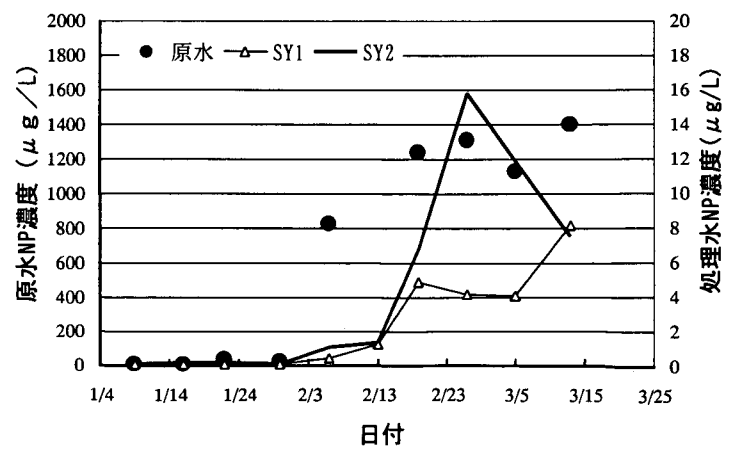


図-1 SRT比較実験結果

研究担当者：中島英一郎、小越真佐司、北中 敦

キーワード：内分泌攪乱物質、ノニルフェノール、吸着、生物分解、活性汚泥、下水処理

病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究		本文 65 ページ	平成 13 年度
全体計画	試験研究費 平成 11～17 年度（課題再編・継続）	リサイクルチーム	
（目的） 下水処理水が関与した病原性微生物による集団感染の未然防止、また、下水処理水や汚泥の再利用にあたり、下水処理水や下水汚泥に含まれる病原性微生物に関する安全性確保が求められている。このため本研究課題では、上記の要請を踏まえ、環境水・下水・汚泥中の極微量の病原性微生物（ウイルスおよび原虫）を、分子生物学的手法（特に PCR (Polymerase Chain Reaction) 法）により、迅速かつ高感度に検出する手法を提案すること、また、下水処理過程や環境中での挙動を解明することを最終目的とする。 H13 年度は、 ①水系病原ウイルスの検出に PCR 法を適用する場合、試料の適切な濃縮精製方法の開発と、ウイルスの生死判定が大きな課題となる。そこで PCR 法の適用に先立ち、比較対照として、現在一般的に用いられている培養法で得られたウイルスデータから、下水処理水再利用におけるウイルス感染の危険性の現状を把握した。さらに、その制御手法の選定方法についても検討した。 ②原虫に関してはクリプトスポリジウムを研究対象としているが、現在クリプトスポリジウムオーシストの検出は、蛍光抗体染色を施した後、顕微鏡観察により検出されている（検鏡法）。しかし、多くの夾雑物を含む環境水や下水試料中のオーシストを検鏡法で検出することは困難である。このことから、簡便かつ迅速な試験方法として、リアルタイム PCR 法による定量検出方法を検討した。 （結果） ①再生水中のウイルス濃度の分布と、人が誤摂取する再生水量から、ウイルスに感染するリスクを計算し、ウイルス制御手法の選定方法を提示した。塩素・オゾン・紫外線消毒のいずれにおいても、二次処理水より三次処理水の方がウイルスは不活化しやすい傾向があったことから、砂ろ過により下水処理水中の濁度を減らした後で、各消毒方法を適用するのが効果的であるといえる。 ウイルスを完全に制御するためには、再生水中の極微量ウイルスを実際に測定して安全性を確認する必要がある。今回の研究結果から、ウイルス検出に PCR 法を適用する際に求められる、精度上の要件が明らかになった。効果的な濃縮精製などの、試料前処理方法を含めた技術開発が必要であるといえる。 ②リアルタイム PCR 法によるクリプトスポリジウムの検出では、ハイブリダイゼーション法を用いることにより特異性の高い検出が可能となることがわかった。その精度は、オーシスト数 20 個以上から検出可能であり、100 個以上から定量可能となることがわかった。また、mRNA を標的とすることにより生存オーシストの検出も可能となることがわかった。			
研究担当者：鈴木 稔、北村 友一、中村 みやこ			
キーワード	ウイルス、クリプトスポリジウム、PCR 法、下水処理水再利用、感染リスク		

都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究		本文 75 ページ	平成 13 年度
全体計画	試験研究費 平成 13～17 年度	水質チーム	

(目的)

近年、水環境中での界面活性剤の分解物質や人畜由来のホルモンなどによって野生生物の内分泌攪乱が生じる場合があると報告されている。こうした内分泌攪乱物質について、発生源や排出源などで効率的なリスク削減対策を講じるためには、これら物質の水、底泥などの水環境での挙動を把握し、水域に与える影響を把握することが必要である。本研究では、適切な前処理、抽出法を用いたこれらの物質の機器分析手法を開発するとともに、生物分解等による環境中での変化現象を調査し、モデルを用いて挙動をシミュレートすることで、環境リスク評価や予測に必要な知見を得ることを目的としている。

(結果)

平成 13 年度は、環境水試料を対象とした、LC/MS/MS によるエストロゲン分析法の前処理法の簡易化を目的とした改良を行った。ノニルフェノキシ酢酸の分析法に関する検討を実施し、固相カラム及び陰イオン交換樹脂カラムを用いた前処理からの GC/MS による分析手法を確立した。また、水環境中での挙動をシミュレートするための化学物質の挙動モデルの開発に着手し、以下の結果を得ることができた。

(1) 簡易化した新しい前処理法を用いて標準溶液の繰り返し測定を行った結果(表-1)より、バラツキを標準偏差(σ)で表した場合の 10σ の検出下限値として、実試料を対象とした場合に E2 で 1.3ng/L、E1 で 0.5ng/L、EE2 で 1.6ng/L という結果となり、従来法と同等の精度が得られた。

(2) メチル化し GC/MS を用いる手法によって、NPEC 標準メタノール溶液を繰り返し分析した結果(表-2)から、実試料での 10σ の定量下限値として 0.03 μ g/L が得られた。また、精製水、下水二次処理水、同一次処理水への NPEC 標準物質の添加回収試験の結果から、77.9%～102%と良好な回収率を得ることができた。

(3) 内分泌攪乱物質を含む化学物質の水環境中での挙動について、流入及び流出、大気への揮散、大気からの吸収、分解反応、吸着及び溶出、懸濁成分の沈降、底泥の巻上げ、底泥からの溶出、底泥内での拡散、生物への蓄積をユニットプロセスとして組み込んだエレメント(図-1)を単位とした AQUATOX ベースの槽列モデルを構築、河川での挙動シミュレートに関する検討を行った。対象物質の濃度分布を流れ方向の拡散の無い押し出し流れと槽列モデルを比較した場合の誤差から、完全混合槽列で適切な槽数を設定することによって、河川のシミュレートが可能であるという結論に達した。

	E2	E1	EE2
平均値	1.91	2.17	1.76
σ	0.125	0.045	0.155

	NPOEC	NP1EC	NP2EC
1	0.071	0.045	0.046
2	0.066	0.042	0.041
3	0.065	0.041	0.042
4	0.064	0.042	0.044
5	0.063	0.040	0.040
平均	0.066	0.042	0.043
標準偏差 σ	0.0031	0.0019	0.0024
CV(%)	4.7	4.5	5.7

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、佐々木 稔、岡安 祐司、八十島 誠

図-1 モデルのエレメントの構造

キーワード	都市排水、化学物質、内分泌攪乱物質、水環境
-------	-----------------------

バイオアッセイによるエストロゲン様物質の指標に関する研究		本文81ページ	平成13年度
全体計画	平成 13 年～平成 17 年	水質チーム	

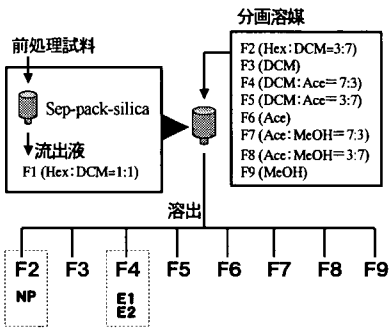
(目的)

近年の内分泌攪乱化学物質問題において、イギリスと同様、日本においてもコイの雌性化の報告がなされたことから、これらの物質が河川水中の水生生物に与える影響とその原因物質の由来把握が求められている。このため本研究は、バイオアッセイを用いて河川水及び下水処理水等の水環境中に存在するこれらの影響レベルを把握するとともに、原因物質の由来推定を行うための手法を検討することを目的としている。

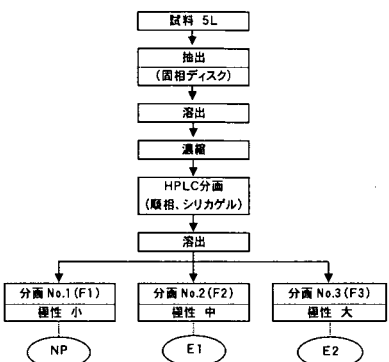
(結果)

平成13年度は、遺伝子組み換え酵母を用いて河川水及び下水処理水等に存在しているエストロゲン様活性の性状把握と由来推定のための手法の検討を行った。本手法の検討においては、極性の違いを利用した分画方法を選定し、特にこの中でも、比較的操作が容易な固相カラムを用いた手法（下図－1）と、目的とした物質のグループごとに分画することが可能なHPLCによる方法（下図－2）についての検討を行った。

これらの分画手法で分離した成分について、遺伝子組み換え酵母法と微量化学分析による測定を行い、本分画手法の有用性とエストロゲン様活性の特性把握に関する知見を得た。



図－1 固相カラムを用いた分画手法



図－2 HPLCを用いた分画手法

固相カラムを用いた下水及び下水処理水の分画手法

- 1) 下水及び下水処理水中に存在するエストロゲン様活性の主要な由来物質はE 1、E 2であり、下水処理工程を経るに従いE 1の占める割合が高まった。主要物質として着目した3物質（E 1、E 2、NP）の理論活性値だけでは説明できないエストロゲン様活性は、処理場、調査時期によって大きく異なっていた。
- 2) エストロゲン様活性は低極性～高極性まで広く検出され、主要なエストロゲン様物質が分画されるF 2～F 4で全体のエストロゲン様活性の大半を占めた。また、E 1、E 2及びNPだけでは説明できないエストロゲン様活性もF 2～F 4を中心として多く存在していることが明らかとなった。
- 3) 分画試料間の相互的な作用については、LASが存在するF 6～F 7を加えたケースで相乗的な作用が確認されたが、それ以外のケースでは明瞭な相乗作用、拮抗作用は確認できなかった。
- 4) 試料中にLASが存在することによって、エストロゲン様活性は最大で2.5 倍程度高く見積もられる可能性が示唆された。

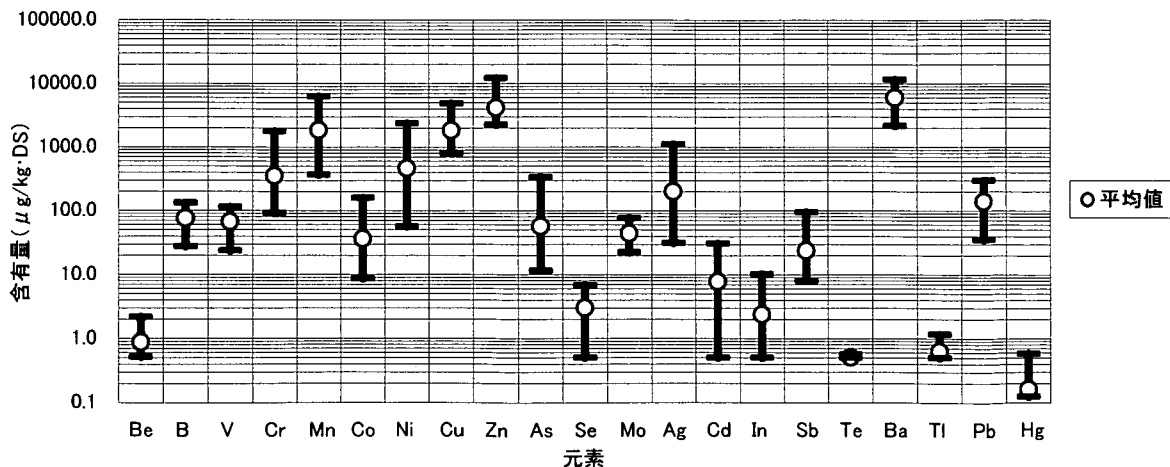
HPLCを用いた河川水及び下水処理水の分画手法

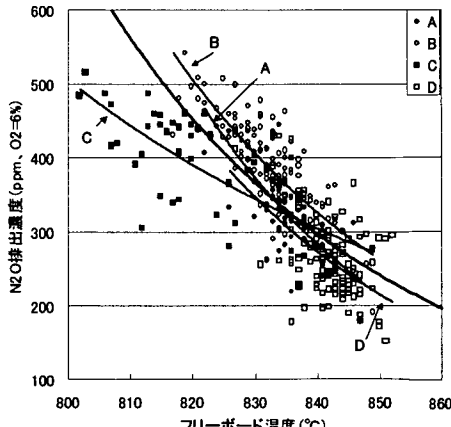
- 1) 今回検討したHPLCを用いた分画手法は、水環境中に存在する主要3物質（E 1、E 2及びNP）を個々のグループに分画できる手法であることが確認できた。
- 2) 河川水及び下水処理水を3つの主要成分の分画に分離した結果、下水処理水のエストロゲン様活性の多くがF 2分画（E 1が分離されるグループ）に分画された。しかし、このF 2分画には、E 1の検出濃度から算出した理論活性値だけでは説明の出来ないエストロゲン様活性が多量に存在していることも確認できた。
- 3) E 1、E 2及びNPだけでは説明の出来ないエストロゲン様活性は、下水処理水や下水処理水放流地点の下流域に多く存在していたが、この活性値は分画の前後で顕著な変化を示さなかった。この結果から、今回分離した主要3分画の相互（相乗）作用の影響は小さいかもしくはほとんどないことが示唆された。

研究担当者:田中 宏明、玉本 博之、宮本 宣博

キーワード	エストロゲン様活性、分画、固相カラム、HPLC、組み換え酵母、環境ホルモン、
-------	--

生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究		本文87ページ	平成 13 年度
全体計画	測量及び試験費 平成 13 ～ 17 年度	下 水 処 理 研 究 室	
(目的) 下水処理水の放流水域、下水処理水を修景用水として再利用することで再生した都市河川や新たに創出されたせせらぎ等、下水処理水により形成された水辺環境では、創出される藻類や水生昆虫、魚類等といった水生生物の良好な生息環境の創出までには至っていないのが現状である。 これは、下水再生システムの目標が、BOD や衛生学的安全性、外観に関する水質項目（大腸菌群数や SS、色度等）に限られているためである。そのため、下水処理水が再利用される場合には、比較的高度とされる下水処理プロセスを採用している事例は少ない。また、それらの下水処理プロセスの水生生物への影響や効果が十分解明されておらず、良好な水生生物の生息環境を実現するために必要な下水処理方式や処理レベル等に関する知見が求められている。 そこで、下水処理水の放流先において、水生生物の良好な生息環境を再生、創出するために、藻類、底生動物、魚類等の水生生物相と、下水処理方式や処理水質、放流先水域の水理条件等といった環境要因の関係を明らかにし、生態系の観点から効果的かつ経済的な下水再生システムのあり方を提示することを目的として、調査研究を実施している。 (方法) 本年度は、下水処理方式や処理水質等の条件を変えた下水処理水を流下させて、対照実験を行うための室内実験水路を製作した。実験水路の構造は、長さ 2m、幅が 5cm 及び 9.5cm の 2 種類の SUS 製水路をそれぞれ 6 連ずつ設置し、供給水量や流速等の様々な条件に対応できるようにしている。また、各水路の上流側には付着藻類試験に供する付着板を、下流側には底生動物試験を行うためのレキを設置できるように構造とした。 また、この実験水路を用いて、本年度は、下水処理水の栄養塩類濃度と形成される付着藻類相及び底生生物相との関連性に着目した対照実験を行った。実験に用いた下水処理水は、①：標準活性汚泥法実験プラントによる下水処理水、②：嫌気好気法実験プラントによる下水処理水、③：嫌気無酸素好気法と砂ろ過法を併用した実下水処理場からの下水処理水、④～⑥：③の下水処理水に段階的に栄養塩を添加したものの 6 種類を使用した。 (結果及び考察) 実験の結果、水路中の付着藻類の生育速度は、流した下水処理水のリン濃度と必ずしも比例しなかった。これは、処理系統の違いによる原水中に含まれる藻類量の差や、窒素・リン以外の栄養物質の差等が要因として考えられる。 また、栄養塩濃度が高いほど生産される生物量も増えることが想定されるが、今回の実験では、栄養塩濃度が 10 倍以上異なる設定としたにもかかわらず、生産される生物量に差が生じなかった。これらの要因としては、栄養塩濃度が一定以上の濃度となると、生物が栄養素として利用しきれない余剰分となり、生産される生物量に反映されないことや、空間的に生物の増殖が限界となって生物量の増加が制限されたことが考えられる。 なお、底生動物については、出現した種数は少なく、ヒルやユスリカがほとんどであった。また、供給された処理水が同じ処理系統を経ている場合は、栄養塩濃度と関係なくほぼ同じ種類の底生動物が出現していた。 研究担当者：中島英一郎、小越真佐司、竹歳健治			
キーワード	下水処理水、再利用、水生生物相、付着藻類、底生動物		

下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究		本文101ページ	平成 13 年度
全体計画	地球環境保全等試験研究費 平成 13～15 年度	リサイクルチーム	
(目的) 下水汚泥の有効利用を促進するためには、汚泥製品の安全性を確保することが重要である。平成 13 年度に施工された「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」（PRTR 法）では、人の健康や生態系に有害な影響を及ぼす可能性のある無機物質として、第 1 種指定化学物質（18 物質）および第 2 種指定化学物質（3 物質）の計 21 物質が指定されている。下水道事業者は、届出および説明責任の観点から、これらの無機物質の下水処理施設における挙動および排出の実態を明らかにする必要がある。しかし、下水処理過程での PRTR 対象重金属の挙動や汚泥製品からの溶出量については明らかでない。本研究では水処理プロセスおよび汚泥処理プロセスにおける PRTR 対象無機物質の挙動を明らかにし、汚泥への移行特性を明らかにし、汚泥を再利用した場合における PRTR 対象無機物質の環境に対する負荷量を把握することを目的とする。 (結果) 13 年度は、PRTR 対象無機物質を ICP-MS により分析するものとし、最適な前処理方法および分析条件の検討を行った。固体試料の分解には、固体試料に硝酸 5ml、フッ化水素酸 1ml を添加し、マイクロウェーブ分解することにより、対象重金属を測定できることがわかった。液体試料は、硝酸 5ml を加えて加熱する方法で十分測定可能であった。なお、水銀は水銀分析計で別途測定したが、分解方法は王水分解が適していた。 さらに、最適化された分析条件により実下水処理試料（流入水、放流水、脱水汚泥、焼却灰、熔融スラグ、コンポスト）の分析を行い、全国各地の 22 処理場における実態調査を行った。その結果、脱水汚泥、焼却灰、熔融スラグ、コンポスト中の PRTR 対象重金属の含有量分布は似通っていることがわかった。下図に、焼却灰中の PRTR 対象重金属の含有量を示す。			
 焼却灰中の PRTR 対象無機物質の含有量分布			
研究担当者：鈴木 稔、北村 友一			
キーワード	PRTR、下水、汚泥、重金属、ICP-MS		

CH ₄ 、N ₂ O のインベントリーの精緻化と開発中核技術の内外への普及 「下水道施設を活用した CH ₄ 、N ₂ O の排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究」		本文119ページ	平成 13 年度
全体計画	環境研究総合推進費 平成 12 ～ 14 年度	下水処理研究室	
(目的) 下水の処理にともない温室効果ガスが排出されている。下水処理場から排出される温室効果ガスとしては、バイオマス由来の二酸化炭素(CO₂)を除くと、汚泥焼却に伴う N₂O、下水処理に伴う CH₄、および電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO₂ が主なものである。今後予想される下水道の普及拡充や下水汚泥焼却の増加は、下水道からの温室効果ガスの排出増加をもたらす可能性が高い。このため、下水処理場における温室効果ガスの排出を制御する技術の確立と普及が急がれる。 本研究は、下水の処理過程で生成する CH₄ 及び N₂O の排出を抑制する対策技術の確立・普及とその評価を目的としている。研究は、水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて行い、水処理プロセスでは、嫌気性槽の導入による CH₄ 排出の制御効果の把握・評価と、処理方法別の N₂O 排出量原単位の精緻化を目的とし、汚泥処理プロセスでは、汚泥焼却炉からの N₂O 排出抑制のための燃焼温度制御の安定化手法を確立するとともに制御効果を評価することを目的とする。今年度は、汚泥処理プロセスを中心に、実炉による調査を行った。 (結果) N₂O 排出量の大きい高分子系脱水汚泥の流動床式焼却実炉 4 機において、炉の運転法と N₂O 排出量の関係を把握するための連続調査を産業技術総合研究所つくば西事業所エネルギー利用部門クリーン燃料研究グループと共同で実施した。その結果、経過時間ごとの N₂O 排出濃度は、4 炉共に 200 ～ 600ppm (O₂=6%) の間を激しく上下しており、排出係数では平均値に比べ 50 ～ 200%の変動幅があった。このことから、炉からの N₂O 排出量を特定する場合、短期的な調査では必ずしも焼却炉の代表値にはならないことが確認できた。フリーボード温度と N₂O 排出濃度の関係は、これまでの研究同様、フリーボード温度の上昇により N₂O 排出濃度が低下する傾向にあった。A,B,D 炉の近似線はほぼ同じような傾向にあったが、C 炉だけ若干傾きが緩やかであった。C 炉の違いの原因が、炉の規格による特性か、当日の測定方法の問題か、現段階では不明であるが、全体的に見た場合、フリーボード温度と N₂O 排出濃度はほぼ一定の曲線を中心に分布していることが確認できた。これは、フリーボード温度を把握することで、N₂O 排出量を推定することができることを示している。			
 図－1 N₂O排出濃度とフリーボード温度の関係			
研究担当者：中島 英一郎、川嶋 幸徳、平出 亮輔			
キーワード	温室効果ガス、下水処理、汚泥焼却、メタン、亜酸化窒素		

(1) 下水道整備による公共用水域の水質保全効果の評価

①目的と方法

公共事業の実施におけるアカウンタビリティの確立が求められるなかで、事業効果を定量的に評価し、費用効果分析の適用により事業の経済的効率性を示すことが求められている。本調査では、下水道整備による公共用水域の水質保全効果のうち、住民が受ける環境価値（図-1）について、仮想評価法（CVM）を適用した評価手法について検討を行った。平成10～12年度に二段階二項選択方式によるケーススタディを3ケース（茨城県下中小河川、荒川流域、埼玉県不老川）行い、支払意志額が水質の改善レベルや住民属性にどの程度影響されるかについて検討した。

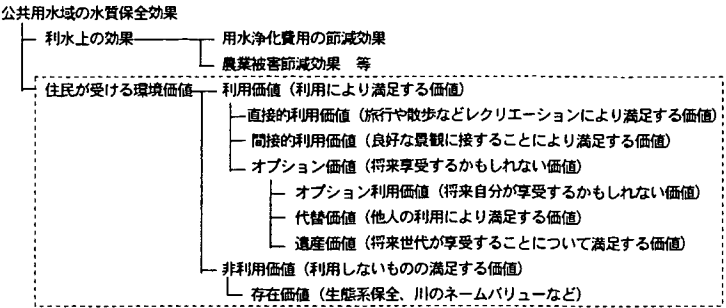


図-1 公共用水域の水質保全効果の分類（点線内は本調査の対象範囲）

②結果と今後の課題

支払意志額関数による分析により、現状の水質レベルが悪いほど、水域を利用する人ほど、それぞれ水質改善に対する支払意志額が高くなる傾向が示された。

今後は、水質改善効果に関する CVM の調査事例を収集・整理し、こうした特性の普遍性を検証する必要がある。さらに、水質改善効果に関する便益関数を同定することが課題である。

(2) ディスポーザーの利便性便益の評価

①目的と方法

ディスポーザーは、下水道施設等への負荷増大を懸念して、下水道管理者により設置自粛が要請されているが、将来ごみ減量化や生ごみ分別の手段としてディスポーザーの導入が検討されることが想定される。その場合、ごみ関連行政経費の削減、ディスポーザーによる利便性便益（ごみ出し労力の軽減、台所・ごみ集積場の環境改善等）、下水処理費用・環境負荷の増加等を総合評価することが望ましい。そこで、本調査では、ディスポーザー導入の社会実験を実施している北海道歌登町内のディスポーザー設置世帯を対象に、CVMを適用することにより、ディスポーザーによる利便性の便益評価を行った。平成13年度は、年齢、家族人数、家事・ごみ捨てへの従事、ごみ集積場への不満等の回答者の属性が、ディスポーザーに対する利用意志、支払意志額にどの程度影響しているかを統計分析を行い検討した。

②結果と今後の課題

ディスポーザーのメリットを感じる人程今後もディスポーザーを使い続けたいと考える傾向にあった。特に、年齢が高くなるほどごみ出し労力の軽減のメリットをより感じる傾向が見られた（表-1）。

ディスポーザーの利便性に対する支払意志額は、ディスポーザーを今後も利用したい人、ごみステーション（ごみ集積所）への不満がある人ほど高くなる傾向がある一方で、所得・年齢・性別は支払意志額にはあまり影響していないことが示された。今後は、住宅条件、所得・年齢、ごみ集積所の環境状態等の条件の異なる都市地域において、同様の分析を行うことにより、ディスポーザーの利便性を評価する必要がある。

表-1 回答者の属性とディスポーザーに対する評価の関連性の検討（歌登町）

変数	利用意志	置き場減少	台所臭い減少	ごみ出し不快感減少	ごみ出し労力減少	料金増加	音	トラブル	利用開始	使用状況	性別	年齢層	家族人数	洗い物	ごみ出し	距離	不満	家族年収
利用意志	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	-
メリット	置き場所減少	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
	台所臭い減少	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-
	ごみ出し不快感減少	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	+
	ごみ出し労力減少	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
デメリット	料金増加	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-
	音	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+
	トラブル	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	-	+	+	-	-	+
利用開始(H12年:1)	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-
使用状況	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+	-	+	+
性別(女性:1)	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-
年齢 (10,20...70)	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-
家族人数	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+
回答者が洗い物をやる	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	+	+	+	-
回答者がごみ出しをやる	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ゴミステーションへの距離	+	+	-	-	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-
ゴミステーションへの不満	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
家族年収(100,300...1100)	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+	-	+	+

凡例: 変数間の関連性が有意であることの信頼度 + 信頼度99.9%以上 ++ 信頼度99%以上 +++ 信頼度95%以上
符号: 相関係数の符号
研究担当者: 森田 弘昭、吉田 敏章、山縣 弘樹

キーワード 下水道、便益評価、仮想評価法（CVM）、ディスポーザー

高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査		本文131ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12～15 年度	下水道研究室・下水処理研究室	
（目的） 社会基盤施設整備の進展に伴い、市民の行政ニーズは多様化してきている。また、厳しい財政状況のもと、効率的な行政サービスの実施も強く求められている。このような背景の中で、既に整備された社会基盤施設を利活用して、より質の高い行政サービスを実現させようとするプランが提案されている。 厨芥を粉碎して水とともに排水管に流し出すディスポーザーの導入は、下水道システムを活用して、住環境の向上、高齢者の福祉対策、都市環境の改善等をはかろうとするものであるが、下水道システムへの負担や都市全体のエネルギー消費量増大などの悪影響が懸念されている。このため、ディスポーザーの導入にあたっては、下水道施設・ゴミ処理施設への影響や地域全体の環境への影響評価など総合的な評価に基づく判断が求められている。 本調査は、ディスポーザー導入に関する総合的な評価のなかで、ディスポーザー導入が下水道施設に与える影響について検討を行い、下水道システムにディスポーザーを導入する場合の技術基準を提案することを目的として実施する。 （結果） 調査対象地域とした北海道歌登町では、下水道整備区域内の一部の町営住宅にディスポーザーを公的に設置する施策を進めている。平成 11 年度より設置を開始し、11 年度に「若葉団地」、12 年度に「光南団地」、13 年度に「新栄団地」に設置を行った。また、14 年度には「檜垣団地」に設置予定であり、下水道区域内の約 4 割の住宅に設置する計画である。 ディスポーザー設置により、管路施設では汚濁負荷量増加、堆積物の増加、硫化水素の発生（高濃度化）が予想される。ディスポーザー設置による汚濁負荷量への影響を調べるために、通日での採水、流量測定によるディスポーザー設置前後の管渠負荷量調査を行った。堆積物への影響を調べるために、TVカメラによる管渠内堆積物量調査、管渠勾配調査を行った。硫化水素への影響を調べるために、硫化水素計設置による歌登町管渠の硫化水素調査、室内実験によるディスポーザー排水、厨芥を含む汚水の硫化物濃度経時測定を行った。 処理施設ではディスポーザーの設置数の増加による経年的な変化を精密に追跡するために、通日調査を行った。また、歌登町終末処理場は OD 法を採用しており最初沈殿池がないため、ディスポーザーの導入の影響評価を一般化できるように、ディスポーザー排水の沈降特性の把握を初沈模型実験で行った。 ○管渠負荷量調査 新栄団地ではディスポーザー設置後に汚濁負荷量が増加していたが、光南団地ではディスポーザー設置後に減少していた。原因としては、管末の調査であるため、水質の時間変動などが影響しているものと考えられる。そのため、ディスポーザーの設置により汚濁負荷量が増えるかどうかは言及できなかった。 ○管渠内堆積物量調査 ディスポーザー設置前には確認されなかった堆積物がディスポーザー設置後に調査区間の 10～13%で確認され、堆積区間の平均堆積量は 1300cm³/m であった。堆積箇所の傾向としては、管渠がたわみ、逆勾配、レベルになっている箇所堆積物が確認された。堆積物は主に卵殻であった。 ディスポーザー設置により管壁の付着物が増加することが確認され、バイオフィームや有機物を主成分としていることが確認された。 ○硫化水素調査 現地における硫化水素の測定では未検出であった。去年の調査でもほぼ未検出であったため、歌登町の管渠条件では硫化水素は発生しないものと考えられるが、室内実験ではディスポーザー排水、厨芥量が多いほど、汚水中の硫化物は高濃度になった。 ○処理施設通日調査 現時点（ディスポーザー設置率：約 20%）では、下水処理場への流入水質や発生汚泥量等には、ディスポーザーの影響は、明確には認められなかった。			
研究担当者：高橋正宏、森田弘昭、森一夫、豊田忠宏、竹歳健治、斎野秀幸、浜田知幸			
キーワード	ディスポーザー、堆積物、歌登町		

都市における水循環システムの最適化マニュアルに関する調査		本文149ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12～15 年度	下水道研究室、建設システム課	

（目的）

都市域における各種施策を定量的に評価できる水循環モデルを構築し、良好な水環境達成のための効率的な事業手法についてコスト面も含めて検討するとともに、モデル構築の手法を一般化し、望ましい水環境像についての合意形成を図るための支援ツールとして活用しようとするものである。

（結果）

（1）水循環モデルの構築

水循環モデルの対象流域に川崎市内を流れる平瀬川（1級河川多摩川水系）の流域を選定した。モデルの形態は、土地利用や局所的な施策を反映でき、パラメータ設定も比較的容易な分布型の土地利用別タンクモデル（複合タンクモデル）とした。また通常の河川流域で対象とする水循環要素（降雨、流出、浸透、蒸発散など）に加え、流域内への上水道の配水および漏水、下水道への地下水浸入水、雨天時浸入水、その他の排水処理施設からの流入等を取り込んだ。対象流域は 250m のメッシュで分割し、これらを落水線の方に連結した。降雨量と気温、日照時間をモデルへの入力とし、各地点における水量、水質（BOD、COD、T-N、T-P）を出力として計算を行う。計算時間間隔は 1 時間とした。

モデル定数の同定の結果、実測値と計算値がよく一致しない場合も見られた。今回構築した水循環モデルにはいくつかの課題が残っており、今後これらの点について検討、改良を加えていく必要がある。

（2）建設コスト分析

モデルとして実際に下水道計画が策定されている処理区でケース 1（国道での枝線縦横断占用の影響）、ケース 2（国道での幹線横断占用の影響があると認められる区域）を選択した。それぞれの処理区における下水道管路の国道での最小土被りを基準緩和以前を 3m、緩和後を 1m とし、各条件下における下水道事業計画の認可設計程度の管路網施設計画を策定して、管径、土被りごとの管路延長を算定しその変化を分析した。次に、開削、推進等の工法を想定した上土被りごとの平均的な建設費を用いて処理区全体の事業費を算定しそれぞれの全体事業費の比較、工法ごとの事業費シェアの変化を分析することにより基準緩和による管路建設コストの削減効果の評価を試みた。

試算の結果、道路埋設基準改定に伴う管路建設コストの削減効果が処理区全体の事業費に及ぼす影響が無視できない程度存在することがわかった。

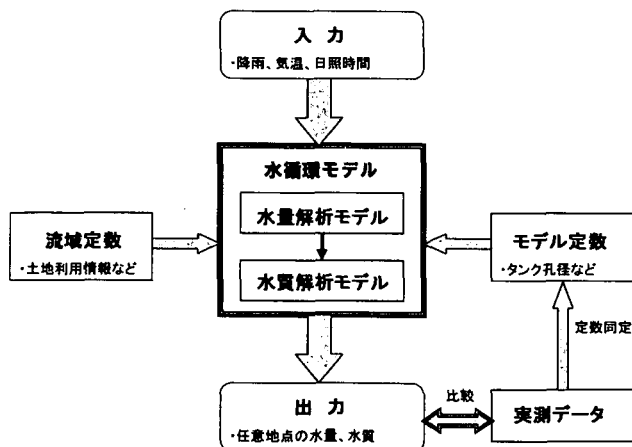


図1 水循環モデルの構成と解析の流れ

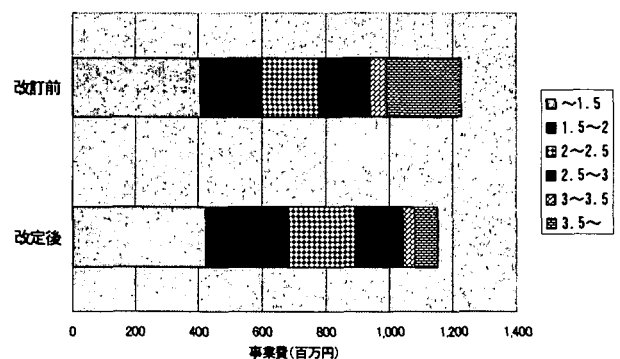


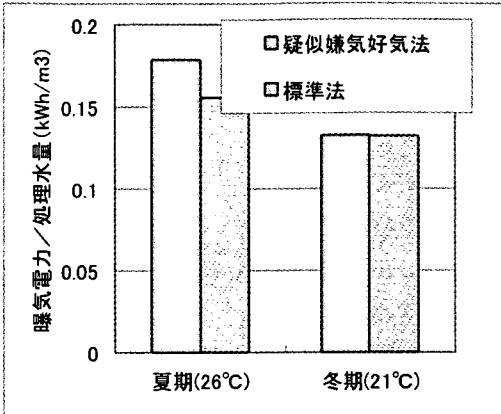
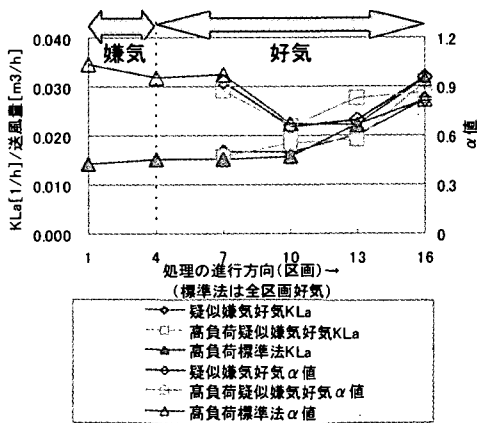
図2 基準改定に伴う事業費の変化（ケース2）

研究担当者：森田 弘昭、溝口 宏樹、松原 誠、高村 和典

キーワード	水循環、土地利用別タンクモデル、道路埋設基準、管路建設コスト
-------	--------------------------------

管路施設の維持管理基準に関する調査		本文 159 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13 ～ 15 年度	下水道研究室	
(目的) 一般的に、下水道管渠の耐用年数は50年と言われているが、我が国の下水道整備は戦後本格化したため、今後、急速に、耐用年数を超える老朽管渠が増加する。これに伴い、クラック、継手のずれ、腐食などの破損により、その機能を失い、補修あるいは布設替を必要とする管渠が増加することが予測されている。 平成11年度末に我国の下水道管渠の総延長は、314,357km に達しており、この膨大な下水道ストックの急激な機能喪失は、都市の健全な営みを壊滅させる恐れがあり、そのような事態の招来は是が非でも避けなければならない。そのためには、いわゆる予防的な維持管理を行う必要がある。予防的な維持管理を行うためには、管理する管渠の健全度の実態把握や効率的な診断技術、補修・布設替技術の確立が必要である。しかし、我が国では、下水道整備の遅れもあり、下水道施設の維持管理について十分な配慮がなされてきたとは言い難い状況にある。特に、下水道管渠は、施設のすべてが地下に建設されるため、十分な維持管理はもとより、その実態についても十分に把握されていない。さらに、下水道管渠の補修・布設替と言った観点から、その実態を全国的に解析した事例は皆無であり、管渠の効率的維持管理を推進するための政策立案上の大きな課題となっている。そこで、本研究では、平成11年度に実施された管渠補修・布設替工事すべてを対象に実態調査を行い、管渠の劣化状況および補修・布設替の実態について考察を行った。 (調査の方法) 調査方法は、地方公共団体へのアンケート調査手法を用いた。調査対象は、平成11年度に、管渠の補修・布設替えを行ったすべての地方公共団体で、都道府県にアンケート調査票を送付し、管内の下水道事業実施市町村への調査表配布と回収を依頼した。 平成11年度末において下水道を供用開始している地方公共団体数は1679団体であり、その内、452団体(27%)が補修、布設替を実施している。今回の調査ではこの内414団体から回答が得られた。また、回答を管路補修布設替延長で、見てみると、平成11年度の管路補修布設替延長は390,413m であり、このうち295,844m について回答が得られた。 なお、調査は、補修布設替工事1件毎に作成するよう依頼しており、その総数は、5,353件であった。 (結果) 補修布設替えの対象となっている管渠の最も一般的な類型は「φ300mm 以下の小口径管で、材質はコンクリート管か陶管、供用開始後20年以上経過している」というものであった。 症状については、コンクリート管は、クラック、浸入水、継手のズレが、塩ビ管はクラック、継手のズレ、タルミ・蛇行が、陶管は管壁の破損、クラックが高い割合であった。流下不能になってから補修布設替が実施されたのは全延長の3.3%であった。 供用開始後の経過年数と補修布設替の関係について見ると、経過年数が0から40年までは、供用延長あたりの補修布設替延長が年々増加していた。41年以上経過したものについては増加する傾向はみられなかった。 管きょ劣化の発見方法はTVカメラ調査によるものが最も多かった。 地表面の陥没は415件発生しており、そのほとんどが陶管およびコンクリート管であった。またこれ以外に、取付管が原因の道路陥没が2,888件報告された。			
研究担当者：森田弘昭、森一夫			
キーワード	下水道管きょ、補修、布設替、アンケート調査		

都市雨水対策システムの機能向上に関する調査		本文 167 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13 ～ 15 年度	下水道研究室	
(目的) 近年では、東海豪雨や地下室水死事故に代表される都市型水害、お台場オイルボールに端を発する合流式下水道問題の顕在化など、量・質の両面から都市雨水の問題がクローズアップされている。そこで本調査においては、これらの問題に対処するための方策として、政策支援および技術基準策定の観点から下水道施設の計画・設計手法について新たな考え方の導入を検討する。具体的には、質対策として①合流式下水道改善対策、量対策として②空気噴出を考慮した管路設計手法を調査の主たる対象とする。 ①については、合流改善目標や雨天時放流水の管理指標の検討、ならびに雨天時汚濁負荷流出モデルの開発等に取り組む。新たな視点として放流先水域を考慮するとともに、公衆衛生の指標項目である大腸菌群数、糞便性大腸菌群数を検討の対象に加える。 ②については、マンホール蓋の浮上・飛散を未然に防止することを目的に、管内に存在する（もしくは外部から持ち込まれる）空気を検討の対象に加え、かつ急激に雨水が流入するような非定常な現象を考慮することにより、豪雨時にも安全な管路設計手法の提案を目指す。水理模型実験と数値解析モデルによるシミュレーションを併用して検討を進める。 (結果) (1) 合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデルについて ①合流式管きょ内における晴天時の大腸菌群数について調査を行った。午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であり、概ね $10^1 \sim 10^5$ 個/mL の範囲での変動であった。 ②合流式管きょ内における雨天時の大腸菌群数について調査を行った結果、次の 3 点が特徴的であった。 a) ファーストフラッシュのピークは他の項目と比べ 20 ～ 30 分程度早く現れる傾向が見られた。 b) 地表面からの負荷流出を考慮する必要がある。 c) 堆積物の表層のみが負荷流出に寄与し、下層部分の寄与は小さいことが推測される。 ③集中型土研モデルにおける管路内初期堆積負荷量 P_0 の晴天時負荷流出量に対する比率を L_R と定義した場合、L_R の大きさは $BOD > T-P > T-N$ となる。 ④分布型土研モデルの式形について検討し、流域モデルと管路モデルの 2 つを組み合わせるものとした。 ⑤上記の分布型土研モデルによりシミュレーションを行った結果、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて水質の急激な上昇・下降の過程についても再現が可能であった。 (2) 空気噴出を考慮した雨水管路設計手法について ①上流人孔が突入流式の場合、定常状態における空気混入量は人孔内水位に比例する。混入率は通水流量の数 10% 程度であり、無視できない量である。 ②上流人孔が階段式の場合、突入流式の場合と比較して空気混入量が小さく、特に人孔内水位が高まると混入率が 5% 以下程度となる。 ③空から満管に移行する過程において排出される空気量の最大値は、通水流量の 1.3 ～ 1.8 倍程度であった。 ④上記のような非定常状態においては、下流人孔のみならず上流人孔からも相当の空気噴出が計測された。空気噴出対策を講ずる場合には、下流側のみならず上流側の人孔にも対策が必要である。 ⑤混入率 α、排気率 β について縮尺効果の検討を行った。α、β とも縮尺効果が見られたが、検討の範囲においては、α に比べ β の縮尺効果は比較的小さいものであった。			
研究担当者：下水道研究室 室長 森田 弘昭 主任研究官 松原 誠 交流研究員 尾崎 平			
キーワード	雨水対策、空気噴出、合流改善、分布型モデル、水理模型実験		

窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査		本文179ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 10～13 年度	下水処理研究室	
(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ものである。			
(結果) 平成 13 年度は、運転管理手法及び処理プロセスの違いが曝気に関する消費エネルギー特性に及ぼす影響について、実処理場における酸素移動効率に着目して調査を実施し、以下の結果を得た。 1. 疑似嫌気好気活性汚泥法（嫌気好気法において、嫌気槽の攪拌を機械攪拌ではなく微小曝気によって行っている処理法）および標準活性汚泥法の曝気エネルギー比較 疑似嫌気好気法及び標準活性汚泥法における曝気に関する消費エネルギーを比較したところ、図－1 に示すようにほぼ同等であった。化学量論的に考察すると、「標準法で未硝化」の場合と、「高度処理で完全硝化脱窒」の場合とを比較すると、高度処理において 1.6 倍程度は酸素消費量が增大するものと予想されるが、「標準法で硝化促進（完全硝化）」されている場合は、脱窒まで行った方が酸素消費量が 0.8 倍～0.9 倍程度に減少すると予想される。 従って、実処理場の運転条件下を想定して、標準法における硝化の進行、流入水質変動等に備えた余裕ある曝気条件を前提とした場合は、栄養塩類除去の高度処理の採用によって、酸素消費量の増大に由来して明確に曝気量が増えて消費エネルギーが増大することはないものと考えられた。 2. 異なる高度処理プロセスの処理場間の曝気エネルギー比較 豊川浄化センターの空気倍率は他処理場の 2 倍以上と高く、処理水量あたりの曝気エネルギーも 2 倍以上であった。また、BOD 負荷量あたりの曝気エネルギーについても豊川センターが最も高く、矢作浄化センターも比較的高かった。各処理場で、窒素りん除去プロセス及び曝気装置がそれぞれ異なっているため単純な比較は困難であるが、運転方法の違いにより 2 倍以上も消費エネルギーに差が出るとは考えがたく、散気装置の特性等、施設的な要因がエネルギー消費特性に大きく影響していると想定される。従って、曝気の効率化には、運転管理の改善のみでは限度があり、根本的には散気装置の効率化等の施設対応が必要である。 3. 曝気効率の変化と α 値（下水中の酸素移動効率の清水に対する補正係数）の関係把握 図－2 に示すとおり、反応槽の物質収支より算出した KLa（総括酸素移動容量係数）は各処理法で概ね一致しており、処理の進行に伴い増大する傾向にあった。また、α 値については、データのばらつきはあるが、処理の終了に向けて増加がみられ、KLa の増加に関係していると考えられた。 しかし、α 値は処理の進行に伴い単調に増加するのではなく、流入水質等様々な要因に左右されていると推察されるため、予測に際して余裕を見込む必要があり、流入水質の変動に対応した高度な管理指標として直ちに用いることは難しい。			
			
		図－1 処理水量あたりの曝気エネルギー	
			
		図－2 処理進行に伴う α 値及び KLa の変化（夏期）	
研究担当者：中島英一郎、山下洋正、斎野秀幸			
キーワード	酸素移動効率、 KLa 、 α 値、栄養塩類除去、硝化脱窒、高度処理、疑似嫌気好気法		

病原性微生物の発生源および対策に関する調査		本文185ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 10～13 年度	下水処理研究室	
(目的) 下水道の普及や水利用の高度化に伴い、取排水系統が複雑化して下水処理場の放流点下流で水道取水が行われ、また、都市河川等で下水処理水が河川流量の大きな割合を占める等の状況が見られている。また、水資源の有効利用、新規水需要の抑制の観点から、高度処理した下水処理水を再利用水として様々な形態で利用する事例も近年増加傾向にあり、都市・流域の水循環における下水処理水の影響が重要となってきた。 一方、下水道にはヒトの排泄物が流入するため、ヒト腸管系の疾患をもたらす様々な水系感染症の原因微生物が下水中に存在することが想定され、細菌のみならず、塩素消毒により強い耐性を持つウィルス、原虫類等の新たな病原微生物が存在することが報告されており、下水道においても制御が重要となっている。 本調査は、このような病原微生物に関して発生源の把握、負荷削減手法等の対策の検討を行うものである。 (結果) 平成 13 年度は、下水処理中のクリプトスポリジウム (<i>Cryptosporidium Parvum</i>) 存在量の全国的なモニタリング調査を実施し、その存在量を把握して定量的リスク評価を行い、以下の結果を得た。 1. クリプトスポリジウム測定法の検討 クリプトスポリジウムのオーシストの測定法について検討し、ふるいとり紙によるろ過、遠心分離による濃縮、免疫磁気ビーズによる分離、直接抗体染色蛍光試薬によるオーシスト壁染色、DAPI 試薬によるスポロゾイト核染色、プレパレート調製、落射蛍光顕微鏡及びノマルスキー微分干渉顕微鏡による検鏡・内部観察を行う手法を調査の標準手法とした。オーシストの回収率は、過去の調査結果より流入下水で 27.5%、二次処理水で 35.1%と算出され、測定値をこの回収率で換算して真のオーシスト濃度を求めることとした。 2. クリプトスポリジウム存在量の全国調査 平成 13 年 10 月より平成 14 年 3 月までの 6 ヶ月間、全国 8 下水処理場において、月 1 回流入下水、二次処理水及び再生水のクリプトスポリジウム濃度測定を行った結果、冬期に濃度が上昇する傾向が若干見受けられ、また、処理法が二次処理のみ→砂ろ過→凝集剤＋砂ろ過と高度になるほどクリプトスポリジウム濃度が減少し、下水処理によりクリプトスポリジウムが除去されていることが確認された。 3. クリプトスポリジウム濃度の確率分布の推定 測定値及び得られた近似直線は 80%の信頼性で対数正規分布に従うことが示された。得られた分布パラメータに基づいて濃度分布を試算した結果(図-1)、流入下水、二次処理水及び砂ろ過水中のクリプトスポリジウム濃度は、幾何平均値でそれぞれ約 13 個/L、約 0.6 個/L 及び約 0.06 個/L であった。流入下水のクリプトスポリジウム濃度と比較して、処理水は全般的に概ね 2 Log 程度除去され、対数平均値と比較すると流入下水から二次処理水で約 1.3Log、二次処理水から砂ろ過水で約 1Log の除去となっていた。 4. 現状リスク評価 リスク計算を Monte Carlo 法により各 500 回試行で行った。現実的なシナリオとして、再生水に砂ろ過水、放流水に二次処理水を用いた場合に想定されるヒト一人当たりのクリプトスポリジウム年間感染リスクは、平均値及び 95%信頼区間上限値ともに 10^{-4}～10^{-2} の範囲と推定された(図-2)。			
研究担当者：中島英一郎、山下洋正、斎野秀幸		図-2 Monte Carlo 法による下水処理水の年間感染リスク期待値(95%信頼区間上限値)の評価	
キーワード	病原微生物、クリプトスポリジウム、オーシスト、 <i>Cryptosporidium Parvum</i> 、定量的リスク評価、年間感染リスク、Monte Carlo 法、再生水、砂ろ過、流入下水、二次処理水		

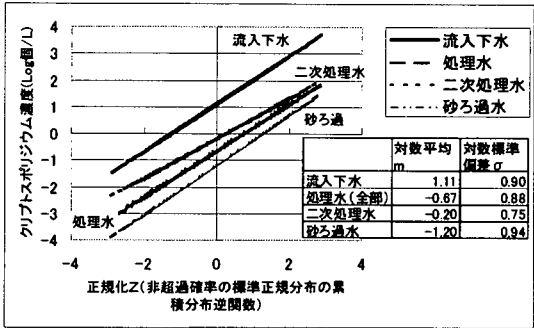


図-1 クリプトスポリジウム濃度分布推定

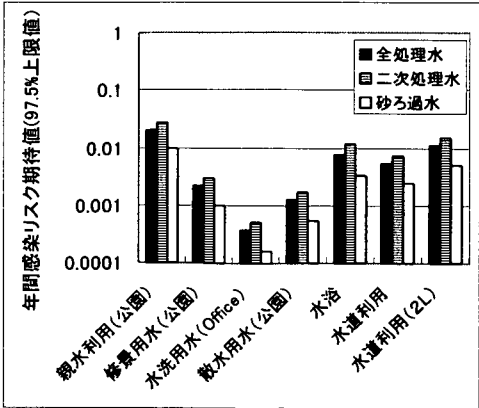
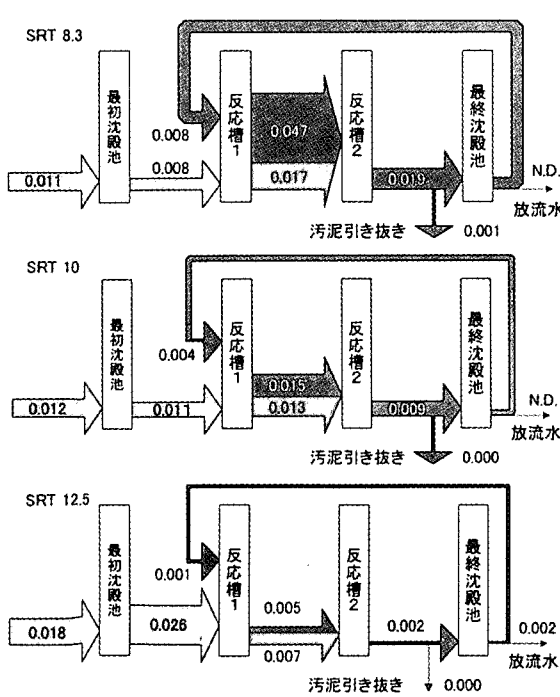
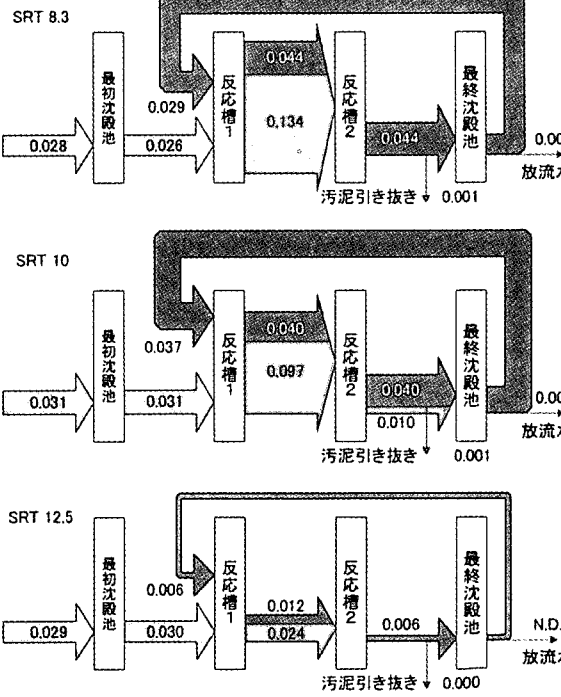


図-2 Monte Carlo 法による下水処理水の年間感染リスク期待値(95%信頼区間上限値)の評価

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		本文 191 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 11～13 年度	下水処理研究室	
(目的) 近年、河川中に微量に存在する内分泌かく乱物質（環境ホルモン）による生態系への影響（河川中の水生生物のメス化等）が懸念されている。建設省の平成 10～12 年度の内分泌かく乱物質に関する実態調査によれば、下水処理場の放流水中からも、ノニルフェノール（以下、NP）や 17β エストラジオール（以下、E2）等の内分泌かく乱物質が微量に検出されているため、下水処理場でも内分泌かく乱物質を極力除去していくことが望まれる。そのような中、建設省の実態調査では、SRT や HRT が長い処理場では内分泌かく乱物質の除去率が高くなっていることも明らかとなっている。そこで、平成 13 年度は平成 12 年度に引き続き、SRT と HRT に着目し下水処理場において効果的に内分泌かく乱物質を除去できる運転方法を確立することを目的として調査を行った。 (結果) 平成 13 年度は、実下水を用いた反応槽容量 10m³ の下水処理パイロットプラントを用いて、SRT を 8.3、10、12.5 日と 3 段階に変えて内分泌かく乱物質の除去の違いについて調査した。その結果、以下の知見を得た。 1) E2 は SRT の違いにより除去速度に差が見られ、SRT が長い方が除去速度は速かった。一方、NP では SRT の違いによる除去速度の差は確認できなかった。 2) SRT が短い場合に、E2 および E1 が好気槽で生成される傾向が見られた。この原因として E2 抱合体の存在を仮定すると、E2 抱合体、E2、E1 の分解速度の差によること、および SRT が短い場合には E2 および E1 分解速度が十分でないことが考察された。 3) E2 および E1 分解微生物が十分に増殖するために必要な SRT は、それぞれ 10 日、12.5 日程度であることが推定された。			
			
図-1 E2 の反応槽内収支 (mg/hr)		図-2 E1 の反応槽内収支図 (mg/hr)	
研究担当者：中島英一郎、斎野秀幸			
キーワード	内分泌かく乱物質、17β エストラジオール、ノニルフェノール、SRT、HRT		

下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査		本文 197 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13 年度～ 15 年度	下水処理研究室	

（目的） 下水処理水は低質の水資源として、様々な用途に利用可能であると考えられており、我が国では、都市の様々な用途に下水処理水の再利用が図られている。しかし、それらの中には、再生水の水質に基づく施設の障害など重大な問題に直面しているものも出てきている。再生水を都市の水資源として活用して行くためには、水質に適合した材料・構造の採用や適切な維持管理の実施が不可欠である。本調査は、下水処理水再利用に伴う障害や事故を未然に防止するための手法を検討し、安全・快適かつ安定した再利用システムを構築するために必要な技術を、再利用形態別に明らかにすることを目的としている。

（結果） 平成 13 年度は室内実験による腐食に関連する要因の定量的な検討と再生水による利用機器の汚損原因であるスライムの付着現象について現地調査及び室内実験を行った。

再生水管路を構成する素材として使用される鉄と青銅の再生水による腐食について検討した結果、試験に用いた鋳鉄は腐食されやすく 2 週間で素材中の鉄の 2.2～9.2%が溶解又は酸化された。青銅は鉄より腐食され難いが、合金成分である各金属の溶出があり、亜鉛、鉄、銅の順に溶出しやすかった。これらの腐食は水温や残留塩素濃度が高いと促進され、pH あるいはアルカリ度が高いと抑制されることが判明した。

スライムの付着に関する現地調査及び室内実験によって以下の各号の結果を得た。

1) 実施貯留槽での塩素消費速度は水温、TOCが高いと増加し、pH、アンモニア性窒素が高いと低下する傾向を示した。

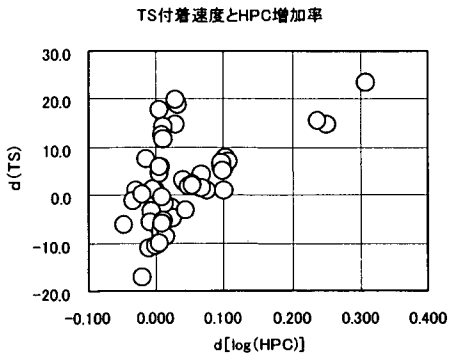
2) 付着物の生成には一般細菌の増殖だけでは説明できない部分があり、無機物の付着や独立栄養微生物の影響が考えられる（図－1 参照）。一般細菌は水温と有機物濃度が高い場合に増加し、塩素濃度が高いと増加は抑制された。

3) 再生水中有機物を SephadexG15 で分画した場合に得られるピークのうち、分子量が大きい方に含まれる物質にはスライム付着を早める性質を有する物質が含まれていると考えられる。

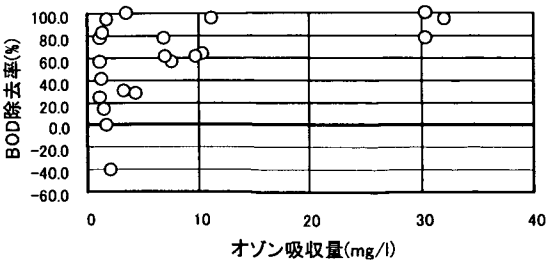
4) オゾン処理によるCODの除去率はオゾン処理の強度に関わり無く高々 25%に過ぎなかった。しかし、一部の低分子有機物は分解され、高分子のものは少し低分子化されていた。また、オゾン吸収量が多いほど生物処理水の残存BODが低下する傾向を示した（図－2 参照）。

研究担当者：中島英一郎、小越真佐司、平出亮輔

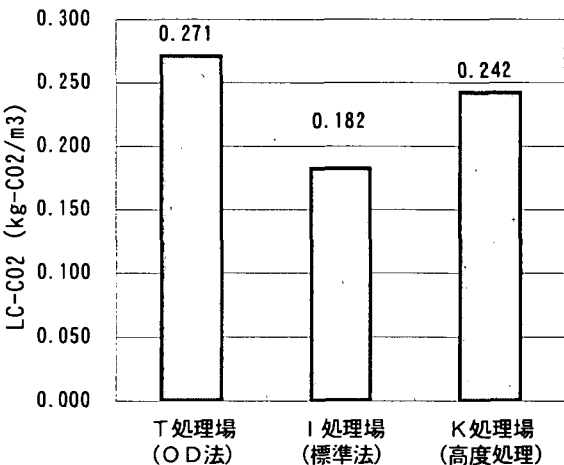
キーワード：下水処理水、再利用、給水管、配水管、腐食、スライム、残留塩素

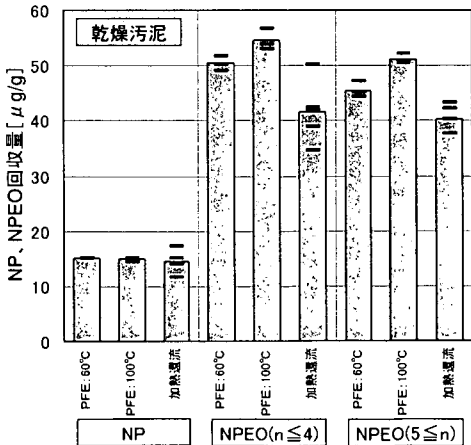


図－1 付着速度と細菌増殖



図－2 オゾン吸収率とBOD除去率（初沈流出水除く）

下水道システムのLCA評価に関する調査		本文 203 ページ	平成13年度								
全体計画	下水道事業調査費 平成13～15年度	下水処理研究室									
(目的) 今日、公共事業の実施にあたっては、事業の効率化、透明性の確保、説明責任の向上、さらには地球環境問題への対応が強く求められており、ライフサイクルアセスメント（LCA）が、下水道システムのような社会資本整備の施設の建設から運転、廃棄に至るライフスパンにわたって環境負荷を評価する手法として注目されている。本研究は、主として下水道事業の計画・設計段階における事業評価、住民への説明のためのツールとしてLCAを用いることを想定し、素材等のレベルから環境負荷を積み上げる方法により、処理プロセスの違いが結果に反映する評価システムの構築を目的としたものである。また、本研究では、下水の高度処理や汚泥の有効利用など、発生負荷とその波及効果がトレードオフの関係にあるようなケースを評価するため、LC・CO2やLC・Energyに加え水質項目や他の環境負荷項目を考慮した総合的な評価を行うための基礎的知見を得ることをあわせて目指している。											
(結果) 1. 積み上げ計算の簡略化 過年度に行ったケーススタディーの結果をもとに、処理場設備のLC・CO2の算定方法を簡略化する手法について検討した。管渠施設、処理場土木施設および処理場建築施設については一定の簡易化の方向性を示していたが、今年度はLC・CO2に占める割合の大きな処理場設備（機械電気）の運転時負荷の簡略化について検討し、ポンプ、送風機、脱臭ファン等について、これら設備の能力・容量をパラメータとする算定方法により簡略化できる可能性を示した。 2. 積み上げ計算の標準化の検討 下水道事業の計画・設計段階において、代替案を含めた比較検討を行う場合、比較対象のそれぞれのシステムを代表する算定結果によって評価を行う必要がある。このため、実施設のケーススタディーから類似施設の代表値を得るための「標準化」の手法について検討した。この結果、ポンプ、送風機、ファン等の運転条件の影響が大きいため、ケーススタディーの結果にもとづいて類似の施設の評価を行う場合、各設備のバランスおよび設備容量と流入水量のバランスがとれた仮想条件を設定する必要があることを示した。 3. 高度処理におけるLC・CO2の算定 下水道施設のLCAにおいて、トレードオフ効果を考慮した総合的な評価を行うための基礎的知見を得るため、標準法、OD法および高度処理（N、P除去）を行っている各処理場について、建設段階から運転、廃棄に至るまでの各段階におけるLC・CO2の比率を比較した。この結果、各方式とも建設と運転で大部分を占めている中で、特に高度処理を行っているK処理場において運転時の割合が大きかった。 また、各処理場の処理水量当たりLC・CO2を比較した結果では、標準法のI処理場と比較してK処理場は1.33倍、OD法のT処理場は1.49倍となった。（図1） 現段階では、この差を高度処理を行っていることに起因するものとするには十分な解析が出来ていないが、この差の内容を精査し、処理水質の違いに相当する負荷量の差と水環境改善効果を関連づけて評価していくことが今後の課題である。											
<table><caption>図1 処理方式の異なる処理場における 処理水量当たり LC-CO2 の比較</caption><thead><tr><th>処理方式</th><th>LC-CO2 (kg-CO2/m3)</th></tr></thead><tbody><tr><td>T 処理場 (OD法)</td><td>0.271</td></tr><tr><td>I 処理場 (標準法)</td><td>0.182</td></tr><tr><td>K 処理場 (高度処理)</td><td>0.242</td></tr></tbody></table> 図1 処理方式の異なる処理場における 処理水量当たり LC-CO2 の比較				処理方式	LC-CO2 (kg-CO2/m3)	T 処理場 (OD法)	0.271	I 処理場 (標準法)	0.182	K 処理場 (高度処理)	0.242
処理方式	LC-CO2 (kg-CO2/m3)										
T 処理場 (OD法)	0.271										
I 処理場 (標準法)	0.182										
K 処理場 (高度処理)	0.242										
研究担当者：中島英一郎、川嶋幸徳、平出亮輔											
キーワード	下水道、ライフサイクルアセスメント、二酸化炭素排出量、エネルギー消費量										

下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査		本文209ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 11～13 年度	リサイクルチーム	
(目的) 近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能障害等を引き起こす可能性のある内分泌かく乱物質による環境汚染が各国で報告されており、下水処理場においてもこれらの物質の制御方法の検討が不可欠である。本調査は下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル製品施用先での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることを目的としている。13 年度は、前年度に引き続き、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。 (結果) 平成 13 年度までに得られた結果をまとめると以下のとおりである。 - 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、乾燥汚泥からのノニルフェノール (NP)、ノニルフェノールエトキシレート (NPEO) の抽出に高速溶媒抽出法 (PFE 法) を用いることで、一般的に用いられている加熱還流法による抽出と比較し、抽出時間が 1/4 以下で、1.03～1.3 倍の NP、NPEO を抽出することが可能であることが明らかとなった。(図-1) - 下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、降雨による NP の累積浸出率は初期存在量の 0.22～0.48%と少なく、土壌中で分解する傾向にあることが明らかとなった。 この他、下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する予備調査として、既存の分析手法を用いて嫌気性消化過程における内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験を行ったところ、投入汚泥よりも消化汚泥の内分泌かく乱物質含有量が多い結果となった。また、コンポスト化実験を行ったところ、実験の前後で特筆すべき NP、NPEO の含有量の差は見られなかったが、実験途中に NPEO (n≥5) 含有量が上昇するという現象が見られた。 なお、内分泌かく乱物質の下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル製品施用先での挙動・消長をより明確にするためには、NP、NPEO に加え、ノニルフェノキシ酢酸等の NP の関連物質、エストラジオールやエストロン等の物質収支を明らかにする必要があるが、現時点では下水汚泥試料の分析手法については検討すべき課題が多く残されており、今後も検討を進める必要がある。さらに、改良された分析手法を適用し、より詳細な実験、実処理場での実態調査を行い、物質収支を明らかにする必要がある。			
		 図-1 PFE法と加熱還流法との回収量の比較	
研究担当者：鈴木 穰、落 修一、南山 瑞彦			
キーワード	内分泌かく乱物質、下水汚泥、分析、コンポスト、ライシメータ		

下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査		本文 219 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12～15 年度	リサイクルチーム	

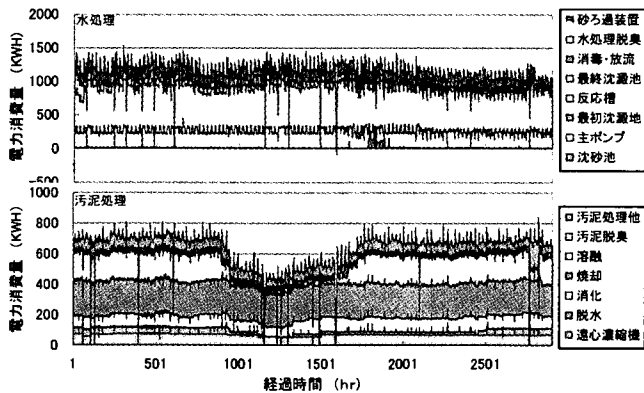
（目的）

下水汚泥は固形物当り 19kj/g ほどを有するエネルギー資源であるにも拘わらず、これまでの下水処理には多くの電力や化石燃料を必要とし、下水汚泥が保有しているエネルギーの 3 割ほどしか利用されて来なかった。本調査は、現有の汚泥処理プロセスをエネルギー生産プロセスに変革すべく、下水汚泥が持つ保有エネルギーを高度に開発、利用するシステムを構築することを目的とする。そのために、現有の焼却プロセスを発電プロセスに改変して、これと嫌気性消化プロセスとの一体化を図ることにより、メタンガスの再資源化を組み入れた電力・熱回収技術の開発を目指すものである。

（結果）

平成 13 年度は、開発システムをより効果的なものとするために、既存施設における主要設備・機器の電力消費の年間変動を調べる連続測定に着手した。また、発電プロセス開発のために(株)クボタ、月島機械(株)、石川島播磨重工業(株)並びに(独)産業技術総合研究所との共同研究「有機性排出物保有熱量の高度電力変換技術に関する調査・研究」を開始し、基本システムの検討に入った。消化ガスの安定・高度利用のために、鶴岡市並びに(財)下水道新技術推進機構と行っている「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」を継続し、実施建設のための設計を支援するとともに、LCA 解析に必要なデータを整備した。さらに、土木工事や公園・緑地管理から発生する草木のバイオガス化について実験を行い、実用性の高い方法を見出した。

図－1 は、計画処理人口：205,400 人、現有日最大処理能力：134,000m³／日の高度処理までを実施している下水処理場の消費電力量の時間変化である。消費電力は時間的に、時期的に大きく変動していることが分かる。この変動に効果的に対応できるエネルギー生産・利用システムの構築が必要となる。



図－1 水処理及び汚泥処理における電力消費の変化（例）

鈴木 穰， 落 修一， 越智 崇

キーワード	エネルギー、下水汚泥、バイオガス、発電、省エネルギー、コジェネレーション
-------	--------------------------------------

性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査		本文 225 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12 ～ 13 年度	リサイクルチーム, 旧. 汚泥研究室	

(目的)

排水処理事業には、国土交通省所管の下水道事業、農林水産省所管の集落排水事業、環境省所管の合併処理浄化槽、し尿処理事業などがあるが、スケールメリットが働きやすい汚泥処理に関しては発生する汚泥を省庁横断的に集約して処理し、事業の効率化を図ることが求められている。本調査は、下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同処理の推進に寄与するために、下水汚泥処理プロセスを活用した共同処理の方法について技術的な検討を加えるとともに実用規模の共同コンポスト化の実験を行い、円滑な共同処理への移行、拡充を図るための方法、方策を提案するものである。

(結果)

調査では、既存施設の処理能力や処理の余力が「下水道施設計画・設計指針と解説」に基づいているものとして、共同処理により受け入れる汚泥の性状及び量が下水汚泥の処理プロセスへ及ぼす影響を考察、評価するとともに、そこで何らかの対策・対応が必要となる場合にはその具体的方法を提案した。また、コンポスト化プロセスにおける共同処理では汚泥の増量分が直ちに施設の増設に繋がる可能性が高く、必要な知見やデータを得るための実用規模の共同コンポスト化の実験を行った。その結果、汚泥間に多少の性状の違いがあっても、発酵は支障なく円滑に進行することが示され、そのための要点について述べた。

表－1 は、下水汚泥処理プロセスにおいて共同処理を行うとした場合の処理能力を評価するためのパターン分析を全国を対象に行った結果である。表中には国土交通省制定の MICS 事業にて実施可能所についても整理、記載した。

表－1 共同処理検討のためのパターン分析結果

(自治体数：(組合方式、流域下水道、流域関連が主体を除く)、平成11年度末時点)

計画処理人口	ケース(1)	ケース(2)	ケース(3)	計		
				内、MICS ^(注) 制度にて実施可	内、MICS ^(注) 制度にて実施可	
85,000≦ (大規模)	57	53	34	32	144	142
10,000～85,000 (中規模)	65	169	161	99	395	333
10,000> (小規模)	36	119	273	96	428	251
計	158	341	468	227	967	726

ケース(1)：[下水道・人口普及率] ≥ ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

ケース(2)：[下水道・人口普及率] < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

AND ([下水道・計画処理人口] / [行政人口]) ≥ ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

ケース(3)：[下水道・人口普及率] < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

AND ([下水道・計画処理人口] / [行政人口]) < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

注) MICS：国土交通省 汚水処理施設共同整備事業

鈴木 穰, 森田 弘昭, 落 修一, 斎野 秀幸

キーワード	下水処理、排水処理、汚泥処理、共同処理、コンポスト
-------	---------------------------

下水道における微量化学物質の評価に関する調査		本文 231 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13～17 年度	水質チーム	
(目的) 現在、下水中には、人や生物に対して、内分泌かく乱作用や毒性作用を示す微量化学物質が含まれている可能性が指摘されているが、これら微量化学物質が原因物質と疑われる下水処理への影響もいくつか報告されている。我が国の下水処理は生物処理が主体であり、有害性のある微量化学物質の影響評価は重要な課題である。本調査は、下水道に流入する可能性のある微量化学物質の評価手法の開発を目的とし、 ① 微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化 ② 微量化学物質の下水道での挙動把握と下水処理への影響把握 ③ 下水道での微量化学物質の評価技術の開発 を行う。なお、本調査では、平成 11 年 7 月に公布された PRTR 法で対象となる物質を中心に、種々の化学物質を対象とする。 (研究内容および結果) 1. 下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発 下水中の 17β エストラジオール (E2) を ELISA 法を用いて、簡易に定量する手法の開発を検討した。特に、下水試料中の E2 を濃縮し、かつ交差反応・妨害等を示す物質を分離できる抽出手法を発見することを目的とした。結果としては、下水試料中の E2 の抽出方法を工夫することにより、ある程度交差反応・妨害を示す他の物質を分離することが可能であると推定された 2. 硝化細菌バイオセンサの開発 アンモニア酸化細菌を固定化したバイオセンサ (毒物センサ) の下水道施設への適用性を検討した。本装置の下水道施設への適用に関する課題は、 ・ 濁質を大量に含む下水を連続的に採取・濾過・バイオセンサへ送液する除濁装置の運転が安定して行うことができない。 ・ 特定のアンモニア酸化細菌に対して阻害を与える化学物質以外を検出することができない。 前者については、随時、除濁装置の改良を実施し、後者については、固定化する細菌の種類を多様化することで、アンモニア酸化細菌に対しては阻害を及ぼさない化学物質を新たに検出することを試みた。13 年度は、亜硝酸酸化細菌を固定化したバイオセンサを開発した。結果としては、半年間の実下水処理施設での運転が可能となり、また、亜硝酸酸化細菌を用いたバイオセンサで呼吸阻害を示した 5 物質のうち、アジ化ナトリウム、6 価クロムは、従来のアンモニア酸化細菌を用いたバイオセンサでは検出することができず、両センサを組み合わせることで、広範囲の有害物質を検出可能であることがわかった。 3. 下水道に流入している微量化学物質 (PRTR 対象物質を含む) の挙動把握 数値シミュレーションモデルを用いて、PRTR 第一種指定化学物質のうち、揮発性有機化合物 33 物質について、全国の平均的な下水処理場の運転条件を設定し、生分解性を考慮しない場合の活性汚泥処理における挙動・運命の予測を行い、排出係数 (流入量に対する各環境媒体への移行割合) を算出した。また、異なる運転条件を設定した場合の移行性の違いについても推定、検討した。結果としては、処理方式、運転条件を変化させることにより、排出係数が変化することが示唆された。 4. 下水道に流入している微量化学物質 (PRTR 法の対象物質を含む) の影響把握 茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北処理場内のパイロットプラント内の活性汚泥処理実験プラントに、化学物質の流入事故を想定した化学物質の添加を行い、その用量と、下水処理システムに発生する生物処理阻害の影響の関係を調査した。13 年度は添加する化学物質として、硝化工程へ阻害影響を与えることが報告されているチオ尿素を選定し検討を行った。結果としては、低用量では、速やかに硝化活性が回復する (可逆的な現象である) のに対して、ある用量を超えた場合は、速やかに硝化活性が回復しない (不可逆的な現象である) ことが観察された。今後、実験結果を集積し、硝化細菌の活性、個体数を考慮したモデル化を検討する必要があると考えられた。			
研究担当者：田中 宏明、小森行也、岡安祐司			
キーワード	内分泌かく乱化学物質, ELISA 法, 毒物センサ, PRTR, 挙動推定モデル		

下水道による水環境への影響に関する調査		本文237ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13～17 年度	水質チーム	

(目的)

下水道の整備に伴い河川水に占める下水処理水の割合が変化し、下水処理水が放流先河川の水生生態系に与える影響が大きなものとなっている可能性がある。特に都市域では水資源の再利用に伴い、下水処理水の河川へ占める割合は大きくなっており、再利用比率が 90%を超えるような河川も報告されている。本調査では、下水道の整備が河川流域の変化に与える影響を把握するとともに、このような変化が河川水質や水生生態系といった水環境に及ぼす影響や、下水処理水中に存在している化学物質、特に女性ホルモンの作用を持つ内分泌攪乱物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響について検討する。

(結果)

(1) 水量・水質の循環機構に関するモデルの構築

水及び汚濁物質の循環過程について調査を行い、循環過程等の流域情報をデータベース化、さらに水量・水質汚濁物質等を含めた河川流域内での循環機構のモデル化に関する検討を行った。

手賀沼に流入する都市河川である大津川と関連都市排水路の流況に関する気象データや過年度調査のデータを整理、流量の時間変動や長期的な変動を明らかにしたとともに、手賀沼流域の汚濁負荷に関するデータの収集し流域フレームを作成、同流域の汚濁負荷発生状況について整理し、データベース化を行った。作成したフレームデータを処理、水量・水質の循環機構を解明するための環境水シミュレーションモデルに関し、文献調査を実施した。

(2) 生物検定法の高度化に関する検討

下水処理水を始めとした都市排水中に存在している化学物質、特に女性ホルモンの作用を持つ物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響に関して、遺伝子を組み換え酵母によるバイオアッセイ手法を用いて多摩川の多摩大橋付近での詳細な実態調査を行ない、下水処理水中のエストロゲン様物質が放流先河川の水生生態系に及ぼす影響の評価を検討し、また水生生物への評価手法の課題等について検討を行った。

下水処理水に含まれるエストロゲン様物質のうち、活性の寄与として高いものはE1であり、調査地点によっては、エストロンの理論活性値によってエストロゲン様活性が殆ど説明できる結果となった。しかしこれ以外の調査時には、これら17β-エストラジオール、エストロン、ノニルフェノールの理論活性値では説明の出来ないエストロゲン様活性の存在が示唆された。水質項目と同様、下水処理水の下流域では左右岸で横断的な濃度勾配が形成されていた。排水樋管の中には下水処理水と異なりNPの寄与が非常に大きい地点も確認され、またバイオアッセイに用いた遺伝子組み換え項に対する酵母毒性が認められ評価を十分に行えない地点も確認された。

凡例
■ 理論活性値
▨ NP
▤ E2
▧ E1

12月

2月

エストロゲン様活性 (ng/L 17β-E2 活性等量)

St.1 St.2 18 33 37 41 47m St.3 St.4 St.5 80 100 120 205 275m St.6

備考: 3, 3.6 については、右岸から検出結果を表示

図-1 エストロゲン様活性と各エストロゲン様物質の理論活性値

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、玉本 博之、佐々木 稔、宮本 宣博

キーワード	下水道整備、都市河川、河川流域、内分泌攪乱物質
-------	-------------------------

下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査					本文 243ページ		平成 13 年度		
下水道事業調査費 平成 11～13 年度					緑化生態研究室				
(目的) リサイクルへの関心の高まりから、従来、廃棄処分されていた下水汚泥と街路樹の剪定枝葉も、リサイクル材料としての有効利用が求められている。リサイクル方法として堆肥化が挙げられ、これまでの研究では、土壌改良材としての使用を念頭に、下水汚泥と剪定枝葉を混合した堆肥（汚泥枝葉堆肥）の製造方法、施用効果が確認されている。しかし、土壌改良材としての堆肥利用では、利用量が限られているのが現状であり、利用の拡大のため、利用目的に応じた汚泥枝葉堆肥の品質向上が求められている。 ここでは、汚泥枝葉堆肥の土壌改良材以外の利用用途として、のり面緑化材料としての利用に着目した。建設事業に伴って発生するのり面面積は広く、その多くで緑化が行われることから、汚泥枝葉堆肥をのり面緑化材料として用いることができれば、リサイクルの推進に大いに貢献するものと考えられる。 本調査では、下水汚泥と剪定枝葉の混合割合を変化させた基材を用いて、盛り土のり面において施工試験を行い吹付作業性、基盤の適性について評価を行った。									
(のり面緑化吹付試験の方法) 試験地は、国土技術政策総合研究所の盛り土のり面（勾配 1:1,延長 54m,のり高 2m）とした。試験区の内容は 8 試験区とし、堆肥の粒径が 10mm 未満の①～③と、3mm 以上 10mm 未満の④～⑥と、2つのパーク堆肥試験区を設けた。①～⑥については、粒径区分ごとに堆肥とピートモスの混合割合が、(50%,50%), (70%,30%), (90%,10%)の 3 区分を設けた。対照区であるパーク堆肥区は、粒径 12mm 未満の⑦試験区,粒径 8mm 未満の⑧試験区を設けた（表-1）。調査項目は、跳ね返りロス量、吹付速度、吹付機械の閉塞の有無、土壌硬度の測定を行った。									
表-1 試験区の内容									
試験区番号		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
堆肥の種類		汚泥枝葉堆肥						パーク堆肥	
堆肥の粒径		10mm未満			3mm以上10mm未満			12mm未満	8mm未満
堆肥とピートモスの混合割合	堆肥	50%	70%	90%	50%	70%	90%	50%	50%
	ピートモス	50%	30%	10%	50%	30%	10%	50%	50%
侵食防止剤		4kg/m ³							
緑化基礎工:金網		50mm×50mm φ2mm							
吹付厚さ		50mm							
(のり面緑化吹付試験の結果) 吹付作業性 ・跳ね返りロス量は、粒径 10mm 未満の試験区の方が、粒径 3mm 以上 10mm 未満の試験区に比べて有意に少なかった。 ・吹付速度は、分散分析の結果、堆肥の粒径、割合、種類による有意な差は確認されなかった。 ・吹付機械等が閉塞した試験区は、③,④,⑦試験区であった。 ・基盤の評価 ・土壌硬度が 27mm 以上の場合、植物の生育を阻害すると言われている。堆肥の混合割合が高くなるほど土壌硬度が有意に高くなることが確認されたが、どの試験区も 27mm 以下であった。 (まとめ) 以上のことから、汚泥枝葉堆肥をのり面緑化材料として用いる場合、粒径 10mm 未満、堆肥とピートモスの混合割合 50%：50%もしくは 70%:30%を用いることが望ましいと考えられる。									
研究担当者：藤原宣夫、石坂健彦、石曾根敦子									
キーワード	リサイクル、下水汚泥、剪定枝葉、のり面緑化、堆肥化								

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249ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成10～13年度	水害研究室	

(目的)

都市域の雨水排水対策としては、下水管路、都市下水路の他、防災調節・調整池、排水機場、地下貯留管、雨水貯留・浸透施設等があり、逐次整備が行われている。これらの各施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害の軽減が期待される。また、その整備については、将来にわたって合理的手法により決定される必要がある。

本調査では、幹線施設だけでなく流域規模での流出抑制施設の水利効果を評価するために、流出から氾濫までを一連の現象としてとらえた分布型流出・氾濫モデルを作成し、その検証を行う。そして、各種流出抑制施設の組合せによる浸水被害軽減効果を算出し、望ましい都市雨水対策を提案するものである。

(結果)

● PWR I モデルの改良

PWR I モデルについては、平成12年度に引き続き改良を行い、より精緻な下水道管路網の解析が行えるように、ポンプ施設、逆勾配管路、人孔部における水の出入り等のモデル化を行った。

図－1 および2にはポンプ施設および逆勾配管路の解析結果例を示す。図－1 からはポンプ施設が稼働と同調して、管路内の流量の増加している様子の解析を行っていることが確認できた。図－2 からは、管路が逆勾配になっている地点において、下流側(図中 30m 地点)管路下端における限界水深まで、管路内に湛水を生じている様子の解析を行っていることが確認できた。

● 水位－流量（H－Q）曲線の作成

平成12年度にM流域において行った下水道管路内の現地流量観測では、浮子を用いて人孔部間を流下する時間から流速を算出する手法を採用した。しかし、この手法で得られる観測結果の信頼性の高いものとはいえなかった。そこで平成13年度は再度現地流量観測を行い、新たにH－Q曲線を作成した。観測においては、十分な雨量および出水を捉えることができ、H－Q曲線も良好なものを作成することができた。

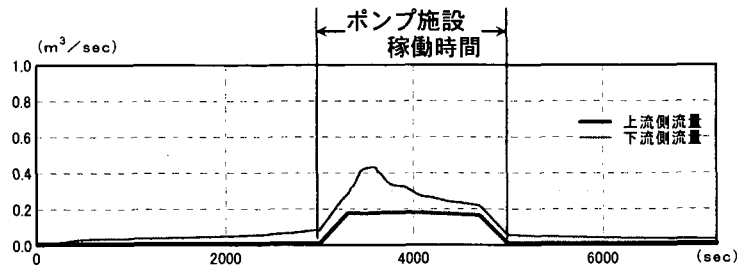
PWR I モデル解析結果からは、非常に良好な傾向が見受けられることから、今後各種施設の組合せによる浸水低減効果の精緻な検討を行う際には、有効に用いることができるようになると考えられる。また、実流域およびその管路内における各種の観測のデータ類は、今後モデルのさらなる精度向上に向けて有益な情報になると考えられる。

研究担当者：
金木 誠、三輪 準二、水草 浩一

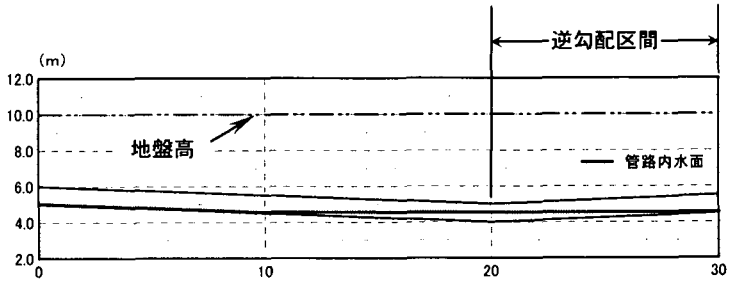
キーワード 浸水被害、都市雨水排除施設、PWR I モデル

図－1 仮想流域管路内におけるポンプ施設稼働の確認解析
(ポンプ施設設置管路での流量の時系列変化)

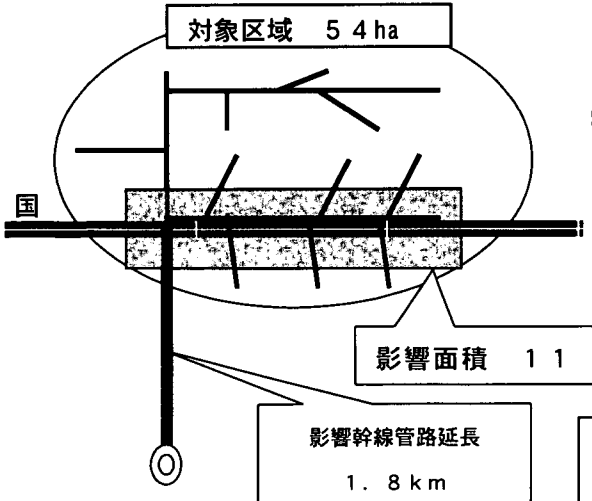
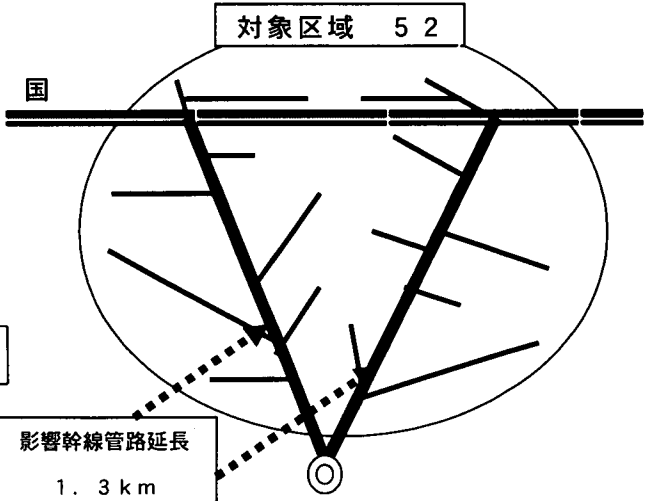
図－2 仮想流域における逆勾配管路の確認解析
(縦断水面形)



図－1 仮想流域管路内におけるポンプ施設稼働の確認解析
(ポンプ施設設置管路での流量の時系列変化)



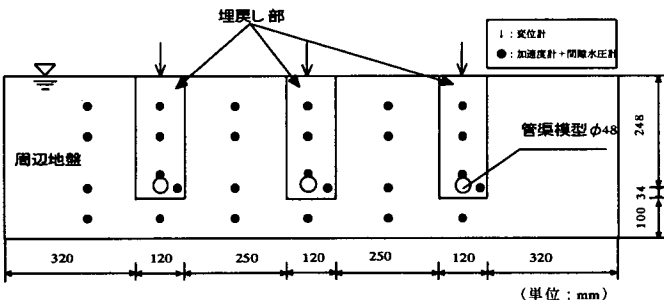
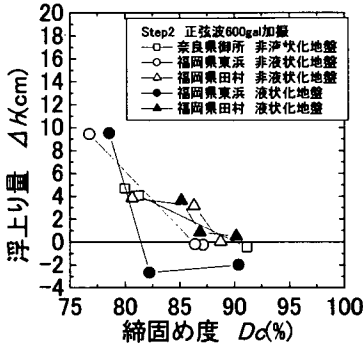
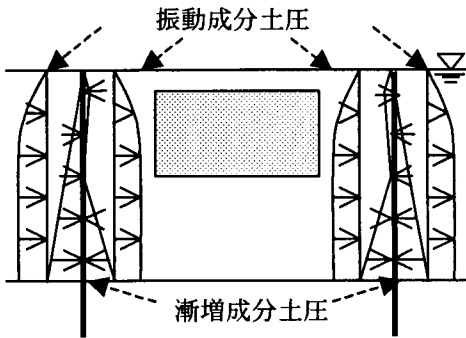
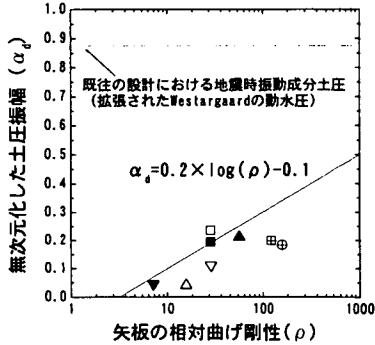
図－2 仮想流域における逆勾配管路の確認解析
(縦断水面形)

下水道工事積算の体系化に関する調査		本文255ページ	平成 13 年度				
全体計画	下水道事業調査費 平成 1 1 ～ 1 3 年度	建設システム課					
(目的) 新土木工事積算大系(以下「新大系」という)は、公共土木工事の請負契約の透明性向上、契約内容の明確化、建設事業の国際化に対応する目的で、整備を進めているが、下水道事業分野においては中核的整備項目である工事工種の体系化・積算基準書の体系化は整備完了しているが、下水道土木工事共通仕様書の作成・体系化、数量算出要領等の作成・体系化は実施されていない。 下水道事業におけるコスト縮減については、道路埋設基準について平成 1 1 年 3 月 3 1 日に建設省より通達され、下水道管路等を地下に設ける場合の埋設の深さ等についての基準が緩和されていることから、本施策により、特に処理区の上流部に国道横断箇所がある場合や面整備管路を国道に埋設せざるをえなかったケースにおいて大きなコスト縮減効果が期待される。 本研究は、一連の下水道分野の上記積算・契約関連図書類の作成・体系化を行うことを目的として「下水道土木工事共通仕様書(案)」を作成した。また、管路埋設基準緩和による管路建設コストの低減効果について処理区単位での評価を試みた。 (結果) 1. 下水道土木工事共通仕様書(案)の作成 一般土木分野(河川、道路等)の共通仕様書に、下水道編として下水道固有の工種と国土交通省仕様書に記載されていない工種(推進工種など)を追加整備する形で作成した。また、工事工種体系のレベル 1 ～ 4 の階層構成に合わせた編・章・節等の目次構成により、各体系レベルの仕様・品質が明確に明示できる形とした。記述上の留意点として、契約上の監督職員・請負者権限、及び契約条件の明確化を図るため、「指示」「承諾」「提出」等の行為を明確にすると共に、「設計図図書」「契約図書」に記述されるべき工事仕様については、「…は、設計図書による」等の表現とし、また、工事目的物の品質確保に関係しない工種においては施工任意性を阻害しないよう配慮した。 2. 埋設基準緩和による管路建設コストの低減効果 管路埋設基準の改定により、特に国道横断部分での管路埋設深への影響が大きく、ケース 1 : 枝線が国道を縦横断している場合、ケース 2 : 幹線が国道を横断しているケース、をモデルとし埋設基準緩和前と緩和後での管路建設コストの低減効果を分析した。その結果、処理区全体で、ケース 1 の場合で約 1 割、ケース 2 で約 7 % の建設コストの低減効果があることが分かった。 ケース 1 対象区域 5 4 ha  ケース 2 対象区域 5 2  <tr><td>キーワード</td><td colspan="3">新土木工事積算大系、下水道土木工事共通仕様書(案)、管路埋設基準の改定、コスト縮減</td></tr>				キーワード	新土木工事積算大系、下水道土木工事共通仕様書(案)、管路埋設基準の改定、コスト縮減		
キーワード	新土木工事積算大系、下水道土木工事共通仕様書(案)、管路埋設基準の改定、コスト縮減						

管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査		本文 261 ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12 ～ 14 年度	土木研究所施工技術チーム	
(目的) 下水道管路の整備は、従来建設費を最小とする設計が行われてきたが、近年、維持管理費の増大に伴い、これらのコストを総合的に考慮した「ライフサイクルコスト」を最小とする設計が求められている。しかし、下水道管路におけるライフサイクルコストの算定にあたっては、以下に示すような問題点があるため、現在のところ具体的な算定方法が確立されていないのが実状である。 ① 推進工法などにおいて、多種多様な工法・材料が開発されており、施工条件に応じた合理的な工法選定手法が十分に整理されていない。 ② 管路の埋設・使用環境に応じた耐用年数について体系的なデータ整理がなされておらず、機能上の耐用年数に関する考え方が確立されていない。 ③ 管路の使用目的・規模等に応じた適切な維持管理手法の考え方が統一的に整理されていない。このため、支障が生じた場合の緊急対応的な維持管理が主となっている。 ④ 管路の補修・改築工法が各種開発されているが、更新後の耐用年数が明確になっていない。 本調査は、これらの問題点を考慮し、中小規模の地方自治体の技術者が、下水道管路におけるライフサイクルコストを加味した合理的な工法選定手法を確立することを目的とする。 (結果) 今年度は、①推進工法に注目した管路施工法選定資料集の作成、②下水道管路の機能上の耐用年数算定方法の検討を行った。 (1) 管路施工法選定資料集の作成 各種新工法が開発されている推進工法に注目し、各種工法の特徴を整理し、工法毎の周辺環境への影響の度合いについて検討するとともに、施工条件毎の工法選定フロー案を作成した。周辺環境への影響については、土質による適用範囲の狭い圧入方式が最も影響が小さく、適用範囲の広い泥水方式が最も影響が大きいことが分かった。 (2) 下水道管路の耐用年数について 下水道管路の耐用年数を決定する要因として以下のものが考えられる。 ① 物理的耐用年数：管路構造物そのものの耐久性によって決定される耐用年数 ② 機能的耐用年数：流下下水がその容量をこえることによる機能上の耐用年数 ③ 経済的耐用年数：維持管理・補修費と更新費との比較から決まる耐用年数 ④ 社会的耐用年数：他の構造物の建設に伴う撤去など、他の外的要因により決まる年数 ⑤ 災害上の耐用年数：地震等により管路がその構造耐力や機能を失う災害により決まる耐用年数 以上の要因のうち、下水道管路の耐用年数を決定するために考慮すべき要因としては、物理的耐用年数と経済的耐用年数を対象とすることが妥当と考えられる。 物理的耐用年数は、管路の使用材料によってその耐用年限が大きく異なるが、コンクリートを例にとると、劣化原因としてはコンクリートの中性化に伴う鉄筋の腐食と硫化水素に起因するコンクリートの劣化に大別される。下水道管路におけるコンクリートの中性化について、経年 50 年以上の下水道管路に対する調査結果によると、概ね 0.5mm/年程度の劣化を考慮すれば良く、通常使用されるヒューム管（鉄筋被り 15mm 程度）では、耐用年数は概ね 30 年と考えられる。 経済的耐用年数については、東京都下水道局で減価償却費と平均維持管理費を考慮した経済的耐用年数の検討法が提案されているが、今後下水道管路の経年と維持管理費の関係を上記の物理的耐用年数との関係から検討し、合理的なライフサイクルコストの算定法を提案していきたい。			
研究担当者：大下 武志、小野寺 誠一、橋本 聖			
キーワード	管路施工法、推進工法、ライフサイクルコスト		

下水道施設への新素材の活用技術に関する調査				本文267ページ		平成 13 年度																																																									
全体計画		下水道事業調査費 平成 13～15 年度			土木研究所新材料チーム																																																										
(目的) 下水道整備を効率的に進めるためには、従来から広く利用されている鉄筋コンクリートよりも耐食性の高い新素材を活用する技術開発が求められている。本課題はこのような新素材を探索し、下水道施設での耐食性・適用性を調査する。さらに、下水道施設用防食材料としての改良・技術開発を行う。本課題の研究項目は下記の2項目である。 ①下水道施設用防食材料の高性能化・高機能化技術の開発 ②抗菌材料に関する調査 近年、下水道施設用の防食指針類が整備されたので、新設構造物の防食性能は向上している。また、下水道の整備率は平成 12 年度末で 62%と増えているため、既設構造物補修の重要性が高まりつつある。これらの理由から、研究対象を下水道施設のコンクリート補修材料とした。 (結果) 1. 下水道施設用防食材料の高性能化・高機能化技術の開発 本報告で検討した新材料のうち、ライニング材として適用できる材料の性能を比較した結果を表 1 に示す。 表 1 新材料のライニング材としての性能比較 <table><tr><td></td><td>遮蔽性</td><td>耐酸性</td><td>耐アルカリ性</td><td>接着性</td><td>施工性</td><td>コスト</td><td>備 考</td></tr><tr><td>塗布型ライニング材(比較)</td><td>△</td><td>○</td><td>○</td><td>○</td><td>△</td><td>○</td><td></td></tr><tr><td>シートライニング材(比較)</td><td>○</td><td>◎</td><td>◎</td><td>△</td><td>△</td><td>△</td><td></td></tr><tr><td>チタン箔</td><td>◎</td><td>◎</td><td>◎</td><td>△</td><td>△</td><td>○</td><td></td></tr><tr><td>連続繊維シート工法</td><td>○</td><td>◎</td><td>◎</td><td>○</td><td>○</td><td>△</td><td>耐震補強の可能性</td></tr><tr><td>CFRP シートライニング材</td><td>○</td><td>◎</td><td>◎</td><td>△</td><td>△</td><td>△</td><td></td></tr><tr><td>ポリウレ樹脂系塗布型ライニング材</td><td>△</td><td>○</td><td>○</td><td>○</td><td>◎</td><td>○</td><td></td></tr></table> 凡例：◎ 非常に優れている，○ 優れている，△ 改善の余地あり シートライニング材は、塗布型ライニング材よりも、遮蔽性、耐酸性、耐アルカリ性は優れているが、接着性、コストが劣っている。チタン箔は、遮蔽性、耐酸性、耐アルカリ性はさらに優れているが、接着性に関する技術開発が不可欠である。チタン箔のコストは塗布型ライニング材と同程度である。連続繊維シート工法の遮蔽性はチタン箔に及ばないが、構造物補強の可能性が期待できる。CFRP シートライニング材の性能は、従来の GFRP のシートライニング材と同程度である。新しい塗布型ライニング材（ポリウレ樹脂）は、施工性は高いが、ややコスト高である。 したがって、チタン箔は、接着性が技術開発されれば新しいライニング材として利点が多い。また、連続繊維シート工法も構造物補強が必要な場合には有力である。 2. 抗菌材料に関する調査 (1) 抗菌性コンクリート 硫黄酸化細菌による硫酸生成を抑制するために、硫黄酸化細菌の活性を阻害する物質（防菌剤や抗菌剤）を混入する、抗菌性コンクリートが開発されている。平均硫化水素ガス濃度が 10ppm 程度以下の環境（B 種環境）では、硫黄酸化細菌の抑制効果があるといわれている。 (2) 銅箔 銅は酸化した場合に有毒な塩となる可能性がある。また、硫化水素の作用で表面に硫化銅が発生し、抗菌性能が低下する。したがって、下水道施設では適応が困難と考えられる。 研究担当者：明嵐 政司、西崎 到									遮蔽性	耐酸性	耐アルカリ性	接着性	施工性	コスト	備 考	塗布型ライニング材(比較)	△	○	○	○	△	○		シートライニング材(比較)	○	◎	◎	△	△	△		チタン箔	◎	◎	◎	△	△	○		連続繊維シート工法	○	◎	◎	○	○	△	耐震補強の可能性	CFRP シートライニング材	○	◎	◎	△	△	△		ポリウレ樹脂系塗布型ライニング材	△	○	○	○	◎	○	
	遮蔽性	耐酸性	耐アルカリ性	接着性	施工性	コスト	備 考																																																								
塗布型ライニング材(比較)	△	○	○	○	△	○																																																									
シートライニング材(比較)	○	◎	◎	△	△	△																																																									
チタン箔	◎	◎	◎	△	△	○																																																									
連続繊維シート工法	○	◎	◎	○	○	△	耐震補強の可能性																																																								
CFRP シートライニング材	○	◎	◎	△	△	△																																																									
ポリウレ樹脂系塗布型ライニング材	△	○	○	○	◎	○																																																									
キーワード	下水道施設、耐食性、抗菌性、新材料																																																														

更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査		本文275ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 13 ～ 15 年度	土木研究所 材料地盤研究グループ（土質）	
（目的） 下水道整備の拡大とともに既存施設が増大するにつれて、耐用年数を超過した管渠も増え始めており、今後老朽化は急速に進むと予測される。しかし、その補修工法選定において重要な要素となる、既設管渠に作用する土圧等外力の状態は不明な点が多く、場合によっては管渠に想定以下の土圧しか作用せず、補修が過剰となることも考えられる。合理的な下水道管渠の維持、補修を進めるにあたっては、管渠に作用する土圧の経年変化等を明らかにする必要がある。本研究では、長期間経過後の管渠周り地盤の特性について調査すると共に、管渠に作用する土圧の経年変化等について実験的及び解析的検討を進め、作用土圧の評価手法を提案する事が最終的な目的である。 （結果） 土圧（特に地中構造物周辺の土圧）の経年変化に関する文献調査を行ったところ、埋設管に作用する土圧の長期的変化は既往の研究例が皆無に等しく、実験、現場測定、解析ともに事例が極めて少ないことがわかった。時間経過に伴い埋設管上の鉛直土圧が増加する場合と減少する場合がそれぞれ報告され、地盤・地下水・埋設条件などに複雑に影響されているものと思われる。まず、地中構造物に作用する土圧が長期的に変化する場合の要因を以下のように考察した。 A. 地中構造物周辺の地盤に外的条件（外力）が加わって変位が生じた場合。 B. 地中構造物の変形によってその相互作用として周辺地盤に変位が生じた場合。 C. 周辺地盤自体の力学特性が時間経過に伴って変化した場合。 ここで A の外的条件としては、上載荷重、交通振動、地震、地下水の上下、溝型や突出型の埋設管敷設に伴う近接地山部分との摩擦などが考えられる。B の作用は埋設時においてはとくにたわみ性管を使用した場合に影響が大きく、長期間にわたって管自体が劣化または破損し変形することも考えられる。また、C にあがった地盤材料の時間効果は粘性効果（速度効果やクリープ、リラクゼーションなど）と年代効果（セメンテーションや構造化などのエイジング作用）に大別される。 今年度は、埋設管の変形に伴う地盤との相互作用による土圧変化と、地盤自体の力学特性の時間効果の 2 点に着目して次のような調査・実験を実施した。 ① 長期間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査：宮城県塩竈市にて、敷設後 30 年を経過した下水管の周辺地盤の調査を実施した。調査地は軟弱地盤上に埋立てを施しており全般に地盤沈下が著しい。埋立てに用いられている土は細粒分まじりの砂礫で、ごく一般的に用いられる埋立て材であった。表面波探査による S 波速度の測定および目視による観察では、周辺地盤には顕著な年代効果は確認できなかった。 ② 地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング：土槽内のモデル地盤にひずみゲージを装着した管を埋設し、埋設時及び埋設後の周辺地盤土圧や管の変形を計測した。剛性管とたわみ管で土圧分布特性に違いが見られた。計測は本研究終了時まで継続する予定であるが、現在までのところ埋戻し後の時間経過に伴う大きな変化は見られない。 ③ 降下床実験による緩み土圧の時間効果の計測：豊浦標準砂で土槽内に作成したモデル地盤に対して降下床の移動速度を様々に変化させた実験を行い、その速度効果やリラクゼーションによる応力変化などを調べた。今回の実験の範囲内では土圧－降下変位関係は降下速度の影響を受けない事がわかった。 以上から今年度得られた知見をまとめると以下の通りである。 ・ 埋戻し土の固結などの年代効果は数十年の期間では期待できない。 ・ 地中構造物のわずかな変位で土圧は大きく変化する。下水管理設程度の荷重レベルでは土圧と変位の関係はその速度履歴に影響されない。 研究担当者：恒岡 伸幸、桑野 玲子、古本 一司			
キーワード	埋設管、土圧、時間効果		

下水道施設の液状化対策に関する調査		本文281ページ	平成 13 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 9 ～13 年度	振動チーム	
(目的) 下水道施設の地震被害としては地盤の液状化による被害が最も多いが、現行の設計基準では具体的な対策方法は示されておらず、実用的な対策工の提案が求められている。そこで 13 年度は、前年度に引き続き液状化による管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し部の締固め程度を明らかにし、管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し施工管理基準の提案を目的として、下水道管渠の浮上りに関する動的遠心模型実験を行い、管渠の浮上り被害程度と埋戻し材の液状化特性との関係を調べ、また、下水道処理施設の液状化対策技術としての矢板締切り工法の設計法を検討した。 (結果) 埋戻し土の室内試験、および管路の浮上がりに関する動的遠心模型実験（図-1）より、締固め度 $D=90\%$ 程度に締め固めておけば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じないこと、液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じないこと、を明らかにした（図-2）。これらの成果をもとに、締固め度を指標とした液状化被害防止の観点からの下水道管渠の埋戻し施工管理基準を提案した。 また、下水道処理施設の液状化対策技術としての矢板締切り工法について、矢板の曲げ剛性に応じた地震時土圧を考慮する設計法を提案した（図-3, 4）。これにより、従来より合理的な矢板締切り工法の設計が可能となる。			
			
図-1 管渠の浮上りに関する遠心実験模型		図-2 埋戻し部の締固め度と浮上り量の関係	
			
図-3 矢板締切り工設計モデル		図-4 矢板曲げ剛性と地震時振動成分土圧の関係	
研究担当者：田村 敬一、佐々木哲也			
キーワード	下水道管渠、下水道施設、液状化、埋戻し、矢板締切り工		

河川水質調査法の体系化に関する調査		本文287ページ	平成 13 年度																								
全体計画	治水勘定 平成 12～14 年度	水質チーム																									
(目的) 現在、水質調査は河川砂防技術基準（案）に基づいて実施されているところであるが、詳細な調査地点、調査頻度などについては各河川管理者の判断に委ねられている。測定の意義を明確にし、河川水質調査の合理的な調査条件を設定し、水質調査の効率化を図る必要があるが、現状では必ずしも河川水質調査の体系化が図られていない。このため、本調査は水質調査の体系を図り、水質調査要領にとりまとめることを目的に各技術事務所と共同で実施している。特に、土木研究所では、河川管理者が実施する水質調査の基本的な考え方と調査方法の体系化が不十分な底質の調査手法について検討を行う。 (結果) 平成 13 年度は、柱状採泥方法の整理・検討と底泥からの栄養塩類の溶出試験条件の検討を行った。 1) 底質を柱状に採取する柱状採泥器として種々のものが考案されており、調査の目的、底泥の状況等を考慮し、それらに適した機器が選択されている。 柱状採泥器は、採泥管の貫入方法の違いから表－1 のように分類され、各型式のうち、③～⑦は主に土木工学、地質学の分野で使用されるもので、比較的水深の浅い水域での調査では、①の押し込み型柱状採泥器、又は②の重力型柱状採泥器が主となる。 平成 13 年度は、水深が 2 m 程度の手賀沼において①、②の型式の採泥器により底泥の柱状採取を行い、以下の結果を得た。 ・押し込み型柱状採泥器を用いたダイバーによる採泥（1 m）を行った。手賀沼底泥は比較的柔らかく、採泥深度 1 m においても採取成果は良好であった。 ・重力式柱状採泥器（50 cm）により数回底泥採取を行った。底泥表面の攪乱は無く、柱状採取状況は良好であったが、採取する度に採取泥厚が異なっていた。採泥器の落下速度を一定にする工夫が必要である。 2) 底泥からの栄養塩類の溶出量、溶出速度と温度の関係把握のため、間隙水中の栄養塩類濃度変化に温度が与える影響について試験した。 10℃、20℃の恒温室内で試験した結果、測定した各栄養塩類、D-TOC とも 10℃、20℃の温度条件と間隙水中の濃度変化との明確な関係られなかった。 研究担当者： 田中 宏明、小森 行也、佐々木 稔																											
表－1 柱状採泥器の種類 <table><tr><th>型式</th><th>動作原理</th><th>備考</th></tr><tr><td>①押し込み型柱状採泥器</td><td>浅い所で小舟、橋上、川岸等から人力（ダイバーによる場合もある）によって採泥管を貫入させる方法で、補助的に重錘による打撃を加えるものも含まれる</td><td>主に浅い水深域で適用</td></tr><tr><td>②重力型柱状採泥器</td><td>採泥管と重錘で構成され、所定の水深までワーヤーで垂下され、そこからは自重で落下し底泥中へ貫入する</td><td>最も種類の多いタイプ</td></tr><tr><td>③振動型柱状採泥器</td><td>採泥管の上部にバイブレータを取り付け、その振動により底泥を液状化させて摩擦抵抗を減じながら貫入させる</td><td>砂質土でも採取可能</td></tr><tr><td>④衝撃型柱状採泥器</td><td>採泥管が重力落下により底質内に貫入した後に、さらに重錘の落下または火薬の爆発等の衝撃力によって貫入深度を増大させる</td><td>砂層や岩盤に適用可能</td></tr><tr><td>⑤差圧型柱状採泥器</td><td>採泥管に取り付けられたチャンバ（耐圧容器）内の気圧と周囲水圧との圧力差を貫入力に変換するもので、着底後チャンババルブが開放され、高圧の外界水が流入して採泥管を押し下げる</td><td>貫入能力の制御が課題</td></tr><tr><td>⑥回転型柱状採泥器</td><td>採泥管に回転を与えて底泥中に貫入させる</td><td>採取コアの乱れが大きい</td></tr><tr><td>⑦噴射型柱状採泥器</td><td>水ジェットにより基盤上に体積している比較的軟らかい底泥を除去し、目的の基盤岩に達した後に岩石コアを採取する</td><td>岩石コア採取に適用可能</td></tr></table>				型式	動作原理	備考	①押し込み型柱状採泥器	浅い所で小舟、橋上、川岸等から人力（ダイバーによる場合もある）によって採泥管を貫入させる方法で、補助的に重錘による打撃を加えるものも含まれる	主に浅い水深域で適用	②重力型柱状採泥器	採泥管と重錘で構成され、所定の水深までワーヤーで垂下され、そこからは自重で落下し底泥中へ貫入する	最も種類の多いタイプ	③振動型柱状採泥器	採泥管の上部にバイブレータを取り付け、その振動により底泥を液状化させて摩擦抵抗を減じながら貫入させる	砂質土でも採取可能	④衝撃型柱状採泥器	採泥管が重力落下により底質内に貫入した後に、さらに重錘の落下または火薬の爆発等の衝撃力によって貫入深度を増大させる	砂層や岩盤に適用可能	⑤差圧型柱状採泥器	採泥管に取り付けられたチャンバ（耐圧容器）内の気圧と周囲水圧との圧力差を貫入力に変換するもので、着底後チャンババルブが開放され、高圧の外界水が流入して採泥管を押し下げる	貫入能力の制御が課題	⑥回転型柱状採泥器	採泥管に回転を与えて底泥中に貫入させる	採取コアの乱れが大きい	⑦噴射型柱状採泥器	水ジェットにより基盤上に体積している比較的軟らかい底泥を除去し、目的の基盤岩に達した後に岩石コアを採取する	岩石コア採取に適用可能
型式	動作原理	備考																									
①押し込み型柱状採泥器	浅い所で小舟、橋上、川岸等から人力（ダイバーによる場合もある）によって採泥管を貫入させる方法で、補助的に重錘による打撃を加えるものも含まれる	主に浅い水深域で適用																									
②重力型柱状採泥器	採泥管と重錘で構成され、所定の水深までワーヤーで垂下され、そこからは自重で落下し底泥中へ貫入する	最も種類の多いタイプ																									
③振動型柱状採泥器	採泥管の上部にバイブレータを取り付け、その振動により底泥を液状化させて摩擦抵抗を減じながら貫入させる	砂質土でも採取可能																									
④衝撃型柱状採泥器	採泥管が重力落下により底質内に貫入した後に、さらに重錘の落下または火薬の爆発等の衝撃力によって貫入深度を増大させる	砂層や岩盤に適用可能																									
⑤差圧型柱状採泥器	採泥管に取り付けられたチャンバ（耐圧容器）内の気圧と周囲水圧との圧力差を貫入力に変換するもので、着底後チャンババルブが開放され、高圧の外界水が流入して採泥管を押し下げる	貫入能力の制御が課題																									
⑥回転型柱状採泥器	採泥管に回転を与えて底泥中に貫入させる	採取コアの乱れが大きい																									
⑦噴射型柱状採泥器	水ジェットにより基盤上に体積している比較的軟らかい底泥を除去し、目的の基盤岩に達した後に岩石コアを採取する	岩石コア採取に適用可能																									
キーワード	水質調査、底質調査、底泥、柱状採泥器、栄養塩類、溶出																										

ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（１）		本文289ページ	平成 13 年度
全体計画	建設技術研究開発経費 平成 12～14 年度	リサイクルチーム	

（目的）

近年、極微量でも高い毒性を持つとされているダイオキシン類による汚染が全国的に大きな問題となっている。底質中のダイオキシン類の濃度は位置により大きく変化する可能性があるため、万一その汚染が発見された場合に効率的な対策を行うには、簡易かつ低コストで迅速に概略のダイオキシン類の分布状況を推定し、施工管理や対策評価をより適切に行う必要がある。一方、底質中のダイオキシン類測定は、一般に試料採取から分析結果の解析までに長時間を必要としており、施工管理等の建設事業に対応したより簡易で迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発が必要である。

本研究は、底質中に含まれる可能性のあるダイオキシン類の分析にあたり、建設事業に対応するため、より迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発を目的としている。13 年度は、前年度に引き続き、底質試料中のダイオキシン類の分析手法の各工程のうち、乾燥、抽出工程の迅速化に関する比較検討を行った。

（結果）

河川の底質試料を採取し、同じ試料を用いて乾燥、抽出手法の違いが分析結果に及ぼす影響を検討した。これまでに検討した抽出手法の主な操作を比較し表－１に示す。13 年度は高速溶媒抽出法（Pressurized Fluid Extraction、以下 PFE 法）を用いて抽出条件の検討を行った。

PFE 法の各抽出条件で得られた分析結果とソックスレー抽出法での分析結果の比を各異性体毎に図－１に示す。PFE 法の条件 A、条件 C での分析結果は、ほとんどの異性体でソックスレー抽出法での分析結果より高い値を示した。一方、条件 B、条件 D での分析結果は、ほとんどの異性体でソックスレー抽出法、湿泥－ヘキサン抽出法での分析結果より低い値を示した。

条件 A は、環境庁法であるソックスレー抽出法を PFE 法に置きかえたものである。高温での有機溶媒と試料との接触により、抽出が促進されたものと思われる。条件 B は条件 A から風乾を除いた操作条件であり、試料中の水分が残留していることから、有機溶媒が試料に接触できず、抽出が十分行われなかったものと考えられる。一方条件 C では、風乾による乾燥のかわりにアセトンによる脱水を行うことで、有機溶媒との接触が効率よく行われたものと考えられる。条件 D は、操作の単純化のため、脱水用のアセトンと抽出用のトルエンを混合したものであるが、十分な脱水、抽出効率の向上には至らなかった。

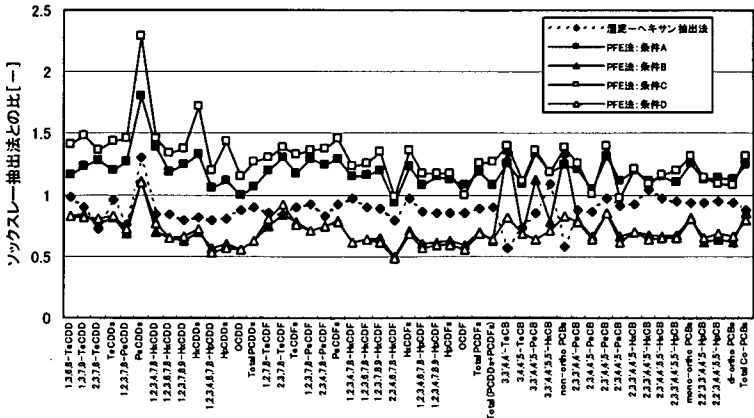
PFE 法は抽出時間が比較的短い抽出方法である。特に、抽出操作条件 C では乾燥工程を要さないため乾燥・抽出時間が短くなるのみならず、ほとんどの異性体の分析結果がソックスレー抽出法での分析結果より高い値を示し、いわゆる安全側の分析結果を得ることができる可能性が高いことが明らかとなった。これらのことから、条件 C は迅速なダイオキシン類抽出法として有望な手法の一つであると考えられる。

今後、より迅速な乾燥、抽出手法の検討、性状の異なる底質試料を用いた検討、迅速な乾燥、抽出手法により得られる抽出物を簡易な検出手法に適用するための検討を進める必要がある。

研究担当者：鈴木 稔、落 修一、南山 瑞彦

表－１ 各抽出法の主な操作と所要時間

	ソックスレー抽出法	湿泥－ヘキサン抽出法	高速溶媒抽出法(Pressurized Fluid Extraction法)			
			条件A	条件B	条件C	条件D
乾燥	風乾 (数日～十日)	風乾 (数日～十日)	風乾 (数日～十日)			
抽出	トルエンでソックスレー抽出 (16時間以上)	水酸化カリウムエタノール溶液を入れ、室温放置 (1夜) ＋ ヘキサンで振とう抽出 (10分3回)	トルエンで抽出 (20分2回)	トルエンで抽出 (20分2回)	アセトンで抽出 (20分) ＋ トルエンで抽出 (20分)	20％アセトン含有トルエンで抽出 (20分2回)



図－１ ソックスレー抽出法と各種抽出法によるダイオキシン類分析結果の比較

今後、より迅速な乾燥、抽出手法の検討、性状の異なる底質試料を用いた検討、迅速な乾燥、抽出手法により得られる抽出物を簡易な検出手法に適用するための検討を進める必要がある。

研究担当者：鈴木 稔、落 修一、南山 瑞彦

キーワード	ダイオキシン類、底質、分析、抽出、迅速化
-------	----------------------

ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究(3)		本文291ページ	平成 13 年度
全体計画	一般勘定 平成 12～14 年度	水質チーム	

(目的)

河川底質のダイオキシン類汚染対策を実施するために、先ず、どこが最も汚染されていて優先的に対策を講じる必要があるのか見極める必要がある。そのためには、汚染区域を詳細に調査することが重要であるが、既存の分析方法（公定法）では、高価な分析機器が必要であり、分析費用が高額で前処理が煩雑で分析に時間を要する等課題も多い。そのため、公定法と比較して簡易に、迅速に、一般的な実験室、現場にて試料の前処理から測定までできる新たな技術の開発が望まれている。

本研究では、抗原抗体法(ELISA)などを用いた簡易な検出技術の開発を目的としている。また、公定法の精度管理手法は分析同様複雑で、専門家でないと判定が難しいが、本研究ではこれらをパターン化、システム化し、誰でも簡単に判定することができる手法の提案を行うことを目的としている。

(研究内容および結果)

- 簡易分析手法の開発**

河川底質のダイオキシン類対策を実施することを想定した場合、公定法での監視の他に①調査段階では汚染範囲の確認調査、②工事段階では工事境界での底泥の巻き上げ状況把握、上下流への輸送状況の監視、工事区域外の水質、底質への影響、中間処理・処分施設等の監視を行う必要がある。また、③工事終了後においては汚染現場の改善効果の把握、底質処分場の環境影響を監視する目的でモニタリングを実施する必要がある。

これらのモニタリングでは多数の試料の測定、連続的モニタリングが対象となることから、分析時間が短い、あるいは低コストである方法について検討を行うことが必要である。また、簡易分析法であっても分析信頼性の確認は重要であり、その分析方法の特徴を十分把握した上で目的にあった利用が望まれる。表－1に簡易モニタリング技術の検討において優先すべき事項を示す。
- 精度管理手法の検討**

河川水、底質のダイオキシン類の分析において、データの信頼性を確保する手法の確立を目的とし、既存マニュアルの精度管理手法を整理し検討するとともに、現在、専門家が実施している精度管理手法をパターン化、システム化し、比較的簡単に判定できる手法を提案する。

表－1 河川底泥のダイオキシン類対策にあたって必要となる調査・工事段階における簡易モニタリング技術の要件

	調査段階		工事段階				工事終了後	
	汚染範囲確認調査	工事の影響範囲調査	工事境界における底泥の巻き上げ、上下流への輸送の監視	工事区域外の水質、底質への影響の監視	中間処理・処理施設での固液分離液、仮置きヤードのモニタリング	底質処分場からの漏出の有無の監視	汚染現場の改善効果の把握	底質処分場の環境影響の監視
分析時間短縮	○	○	○	◎	○	◎		◎
連続モニタリング			◎		◎			
低コスト化	◎	◎		○			◎	
分析信頼性	○	○		○	○	○	○	○

注：簡易モニタリングの検討において考慮すべき事項
 ◎：最も優先すべき事項 ○：優先すべき事項

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、八十島 誠

キーワード ダイオキシン類、底質、水質、簡易分析、精度管理

河川試料に適した原虫測定法の開発		本文 293 ページ	平成 13 年度																
全体計画	測量及び試験費 平成 13～14 年度（新規）	リサイクルチーム																	
（目的） 河川水の衛生上の安全性を評価するためには、河川水中のクリプトスポリジウム原虫の存在量を把握することが重要である。特に、河川水が水道水源や親水として利用されている場合、河川水中のクリプトスポリジウム原虫はヒトに対して重大な健康影響を及ぼす可能性がある。注意勧告などのクリプトスポリジウム原虫対策を迅速に行うためには、河川水中のクリプトスポリジウムを常にモニタリングする必要がある。しかし、クリプトスポリジウム原虫の高感度測定方法は確立されていない。 本研究では河川水中のクリプトスポリジウム原虫の濃縮・回収方法の開発と回収されたクリプトスポリジウムの種類や由来を遺伝子解析から同定するための試験法の確立を目指す。 （結果） 13 年度は、河川水からクリプトスポリジウムの濃縮方法を検討した。検討した濃縮方法は、ポリカーボネートフィルター法、カートリッジフィルター法、遠心浮遊法である。なお、各濃縮試料からのクリプトスポリジウムの回収は免疫磁気ビーズに統一した。最もクリプトスポリジウムの回収率が高かった方法は、ポリカーボネートフィルター法であり、クリプトスポリジウムの回収率は 80 % に達した。																			
100 80 60 40 20 0 回収率（％） ポリカーボネート法 カートリッジフィルター法 遠心浮遊法 — (最大) ● (平均) — (最小) <table><caption>河川水中のクリプトスポリジウムオーシストの濃縮方法と回収率の関係</caption><thead><tr><th>濃縮方法</th><th>回収率 (%) (平均)</th><th>最大 (%)</th><th>最小 (%)</th></tr></thead><tbody><tr><td>ポリカーボネート法</td><td>80</td><td>88</td><td>72</td></tr><tr><td>カートリッジフィルター法</td><td>48</td><td>60</td><td>32</td></tr><tr><td>遠心浮遊法</td><td>10</td><td>15</td><td>5</td></tr></tbody></table>				濃縮方法	回収率 (%) (平均)	最大 (%)	最小 (%)	ポリカーボネート法	80	88	72	カートリッジフィルター法	48	60	32	遠心浮遊法	10	15	5
濃縮方法	回収率 (%) (平均)	最大 (%)	最小 (%)																
ポリカーボネート法	80	88	72																
カートリッジフィルター法	48	60	32																
遠心浮遊法	10	15	5																
研究担当者：鈴木 稔、北村 友一																			
キーワード	クリプトスポリジウム、回収方法、ポリカーボネートフィルター、免疫磁気ビーズ																		

河川水中のエストロゲン様物質に関する調査		本文 295 ページ	平成13年度
全体計画	平成 11 年～平成 13 年	水質チーム	

(目的)

国土交通省では、いわゆる環境ホルモン問題に対して、河川における実態を把握することを目的に全国 109 の一級河川において環境ホルモン物質の実態調査を行っている。環境中には人間活動に由来する多くの化学物質が存在すると考えられるが、実態調査において測定対象としている化学物質の種類は限られたものであり、さらにそれらが複合的に作用した場合の生物影響については考慮されていない。

本調査においてはエストロゲン様活性を総合的に把握するため、遺伝子操作によりを測定する機構を組み込んだ酵母菌(組み換え酵母)を測定する方法の検討を行い、河川水への評価手法の適応を試みてきた。13 年度は全国一級河川においてエストロゲン活性の測定を行い、全国一級河川におけるエストロゲン活性の実態を整理した。

(結果)

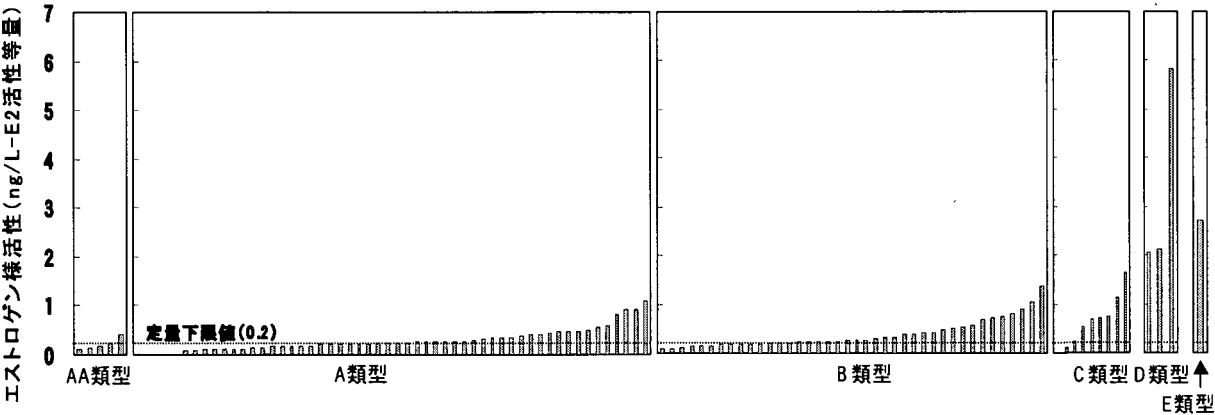
全国一級河川 106 水系 122 地点でエストロゲン様活性の一斉調査を行い、類型毎のエストロゲン様活性の把握を行った。その分布状況を図－1 に、環境省が指定している環境基準の類型別に整理をしたものを表－1 に示す。

今回の結果から、類型がC、D、Eの水質汚濁の高い河川になるとエストロゲン様活性は高くなる傾向が確認されたが、A－B類型間、B－C類型間及びA－C類型間では明瞭な差があるとまでは言えないレベルであった。本年度調査を行った全地点の平均値は0.5ng/Lであり、平成11年、12年の平均値（H11:0.4ng/L, H12:0.8ng/L）とほぼ同じ結果であった。

表-1 類型別エストロゲン様活性の比較

	エストロゲン様活性(ng/L-E2活性等量)						
	類型 AA	A	B	C	D	E	全体
試料数	5	54	40	9	3	1	112
最小値	＜0.2	＜0.2	＜0.2	＜0.2	2.1	-	＜0.2
最大値	0.4	1.1	1.4	1.7	5.8	-	5.8
平均値	0.2	0.3	0.4	0.7	3.3	2.7*	0.5
中央値	0.2	0.2	0.3	0.7	2.1	-	0.3

*:E類型は試料数が1検体のため平均値の欄に結果を示した。



図－1 全国 1 級河川におけるエストロゲン様活性の類型別分布

研究担当者:田中 宏明、玉本 博之、宮本 宣博

キーワード	エストロゲン様活性、バイオアッセイ、組み換え酵母、環境ホルモン、全国一級河川
-------	--

底泥－水間の物質移動に関する調査		本文 297ページ	平成 13 年度
全体計画	測量及び試験費 平成 12～17 年度	水質チーム	

(目的)

流域からの汚濁負荷の他に、底質からの汚染物質の溶出が水質改善の遅れの原因となっており、また、底質の改善の遅れが水質の他にも棲息する生物環境にも影響を与えている。効果的な底泥の対策を立てるため、また、将来の水質を予測するために、底質に含まれる栄養塩類等の汚染物質の変化機構を解明し、底泥が水質に与える影響を評価する手法の確立が求められている。本調査は対象物質として栄養塩類を中心とし、底泥からの溶出機構の解明、底泥からの溶出量推定のための試験法の提案、底泥が水質に与える影響の推定方法の提案を目的としている。

(結果)

平成 13 年度は、アクリル製カラム及びコニカルチューブを用い、嫌気条件下での底泥からの静置溶出試験を実施した。試験に用いた底泥は、渡良瀬貯水池南ブロックのほぼ中心で、エクマンバージ型採泥器を用いて採取を行った。調査において複数容器に封入して条件を変えて試験を行ったことから、底泥試料間の差異を極力減ずるために底泥試料の均質化操作を行った。均質化操作は 50L ポリバケツに入れた底泥試料を攪拌機を用いて混合攪拌、攪拌の後に 2mm メッシュのふるいを通して固形夾雑物を取り除くという手順で行った。室内静置溶出試験での底泥直上水や間隙水中の栄養塩濃度の変化から、温度や試験容器内の底泥充填厚等の試験条件と溶出量の関係について調査を行い、以下の結果を得ることができた。

(1) 静置溶出による溶出速度試験

アクリルカラムの下側をゴム栓で塞ぎ、底泥を厚さ約 30cm 及び 15cm となるように 3 本ずつ計 6 本充填、直上水として窒素曝気によりほぼ無酸素状態とした蒸留水を壁面伝いに満水となるまで静かに注入、注入後に初期水質分析用の直上水を採取した後に、上側開口部をゴム栓で塞ぎ嫌気状態となるよう密閉、溶出試験に供した(図－1)。

直上水への各水質項目の溶出速度と充填した泥厚との関係から、泥厚を 30cm とした場合の溶出速度と同 15cm の場合の溶出結果にはカラム毎のバラツキがあり、有意な差はみられなかった。このバラツキが生じた原因は、試験中のカラムの目視観測から、底泥封入時のカラム内壁面への付着による誤差が出てしまったものと推察された。また、NO_x-N と NH₄-N との濃度の推移と試験期間中の気泡の発生状況より、カラム内で脱窒が起こり直上水中の窒素各態項目の濃度変化に影響を与えている可能性が推察された。

(2) 間隙水中の栄養塩濃度変化と温度の関係

溶出試験に用いた同じ底泥試料を 50g ずつコニカルチューブに密封、10℃ 及び 20℃ の恒温室内で嫌気条件下での底泥間隙水中の栄養塩濃度変化を調べる試験を実施した。溶出試験同様に 3 日、7 日、14 日経過後の底泥間隙水の水質を分析した結果、PO₄-P は 14 日後まで一貫して 20℃ 条件で 10℃ 条件のほぼ倍の溶出がみられた。NO_x-N は 3 日及び 7 日経過時点では 20℃ 条件の溶出量が 10℃ 条件より多かったが、14 日経過時点では差はみられなかった。NH₄-N に関しては濃度変化があまりみられず、日数、温度条件ともに溶出量との相関が明確には頭れなかった。

直上水

底泥

アクリルカラム

内径φ 15cm

有効高さ51cm

(ゴム栓を除く)

充填泥厚

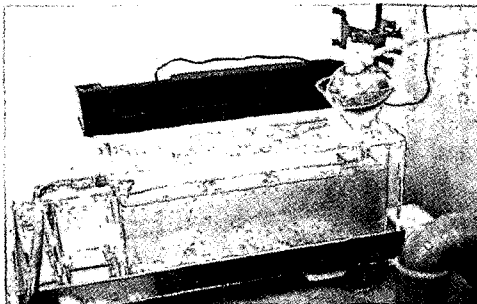
30cm 及び 15cm

図－1 アクリルカラム

研究担当者：田中 宏明、佐々木 稔

キーワード	底泥、栄養塩、物質移動、直上水、間隙水
-------	---------------------

水生生態系から見た河川水質の評価に関する調査		本文 299 ページ	平成13年度
全体計画	平成 12～17 年度	水質チーム	
(目的) 環境保全を目的とした下水道事業や河川整備が水生生態系に及ぼす影響は、河川水量等の物理的な要因については把握されているものの、水質等の質的な関係についての調査事例は少なくほとんど把握されていない。この質的な関係把握のためには、水質等の変動が激しい都市部の河川を調査対象河川として選定し、そこに生息している水生生物と水質との関係についての基礎的情報を収集しておく必要がある。 本調査では、下水処理水等の河川への放流に伴い、その上下流域で空間的な水質の分布差が明確に生じている多摩川水系多摩大橋付近に焦点を当て、都市河川の水質と水生生物との関係を把握することを試みた。平成 13 年度は、平成 12 年度調査に引き続き、下水処理場からの放流水を含む排水が放流先河川に流入した際の、水質混合特性の把握を行った。 (結果) 調査地点の概略図を図－1 に示す。調査地点として、下水処理場（A 処理場）からの放流水を含む排水樋管の出口（St.2）、ここから下流方向に 4 ヶ所の調査地点を設定した（St.3～St.6）。対照地点として上流域の St.1 を設定した。 ① A 処理場の下水処理水は St.2 の排水樋管を経由して多摩川本川に流入しているが、St.2 からの排水は多摩川本川に流入後直ちに混合しているわけではなく、さらに下流の St.3（St.2 から約 100m 下流）及び St.4（St.2 から約 500m 下流）においても余り混合されない状態であることが、横断面の水質分布から分かった（図－2）。 ② St.4 までは、水温、栄養塩類濃度、電気伝導度等、殆どの水質項目において下水処理場（A 処理場）からの放流水流入側である左岸側の値が高く、右岸側と比較すると大きな差が生じていた。 ③ これら左右岸の測定結果の差は、河川の水温の低下する冬期に顕著であり、特に本川の中央部付近で急激な栄養塩類濃度、電気伝導度等の濃度勾配を形成していた。この勾配は、水温等によって大きく異なっていた。 ④ St.4 よりもさらに約 800m 下流の調査地点（St.6）では、栄養塩類、電気伝導度は、概ね横断方向に均一となっており、上流にある 2 つの下水処理場（A、B 処理場）の放流水が多摩川本川で十分混合している地点であることが確認できた。 ⑤ St.6 では、アンモニア性窒素に着目して横断的に見た場合、2 月では左岸側にアンモニア性窒素が高くなったケースが見られた。これは、排水量が少ないものの、St.6 の直上流地点にあるため、その下流にある St.6 の左右岸で濃度勾配が確認されるケースがあることも確認できた。 本調査により、都市排水が河川に流入した場合、均一化されるまでかなりの距離が必要であることであり、その混合状況は流況や季節によって大きく変化することが確認されたことが挙げられる。また、排水量の少ない樋管であっても水質項目（アンモニア性窒素等）によってはその下流域で濃度勾配を生じる場合もあることが確認できた。 <本研究の一部は、河川生態学術研究会の総合的な調査研究の一環として実施されたものである。> 研究担当者：田中 宏明、玉本 博之、 宮本 宣博			
キーワード		都市排水、混合特性、下水処理水、栄養塩類、水生生態系	

水環境の評価に関する調査		本文 301ページ	平成13年度
全体計画	平成 13 年～平成 17 年	水質チーム	
(目的) 河川の流域から都市排水や農業排水等が河川へ流入するに伴い、これらの排水中の内分泌攪乱化学物質によるヒトや生態系への影響が懸念されている。特に、現在、河川水中に存在するこれらの化学物質が魚類等の水生生物に及ぼす影響の把握が求められている。そこで本調査では、水質自動監視所を活用して新鮮な河川水を用いる魚類試験装置の検討を行い、魚類試験を実施した。また、この試験結果から魚類曝露試験法を確立するための課題を抽出した。			
(結果) 平成13年夏期にメダカ曝露試験を実施した。その結果、卵の孵化率は70%であり、稚魚は若干死亡する個体があったものの曝露試験を継続することができた。しかし、餌の供給が止まったため、3ヶ月の曝露飼育で体長10～22mmであり、成長は遅い傾向がみられた。 VTG（ビテロゲニン）を測定した結果、雄のVTG生成は確認できなかった。雌のVTG生成も3個体で確認されたのみであり、性成熟に至るまでにはなお時間が必要であると考えられた。河川実態調査等の水質データを参考に今回の水質測定結果をみると、この河川水のエストロゲン作用は強いとは考えられなかった。			
			
		写真-1 メダカ曝露水槽	
表-1 メダカ曝露試験結果 一覧表			
メダカ曝露試験結果			
最終個体数	雄21匹、雌20匹、不明3匹（3ヶ月経過後）		
VTG測定結果	<0.4μg/g-wet：雄21匹、雌17匹、不明3匹 0.4～1.0μg/g-wet：雌2匹 1.0～10.0μg/g-wet：雌1匹		
水質試験結果（μg/L）	7月第1週	8月第1週	9月第1週
17β-エストラジオール(E2)	<0.00001	<0.00001	—
エストロン	0.00013	0.00025	—
ノルフェノール	0.07	0.06	0.17
ノルフェノールエトキシレート	0.51	0.18	0.91
ノルフェノキシ酢酸	2.67	0.66	2.18
エストロゲン様活性(E2活性等量)	0.00023	0.00017	0.00071
(魚類曝露試験を確立するための課題) 本試験の結果、魚類曝露試験を確立するため下記のとおり課題を抽出した。 (1) 監視所によって取水状況（ポンプ稼動時間帯、取水量）が異なっていた。また、水位低下などによってポンプが停止し、取水が行われない場合があった。このため、どのような取水状況にも対応できる魚類試験装置を設計する必要があると考えられた。 (2) 河川水とともに流入する砂泥が予想以上に多く、これが目詰まりの原因となった。砂泥の除去方法に工夫を要すると考えられた。 (3) 予備通水では藻類の過剰供給が確認されたため、今回の試験では、この流入を抑えつつ一部を餌にすることとした。しかし、試験開始後はまったく藻類が供給されなかったため、メダカを順調に飼育することが不可能であった。今後の試験では、試験条件として餌を明確に定め、その種類や給餌量を規定する必要があると考えられた。			
研究担当者:田中 宏明、玉本 博之、宮本 宣博			
キーワード	魚類モニタリング、環境ホルモン、全国一級河川		

Ⅰ. 試験研究費による研究

1. 汚水性状と管路施設の劣化に関する調査

下水道研究室研究室

室 長 森田 弘昭

研 究 官 森 一夫

交流研究員 能勢 正樹

1. まえがき

我が国の下水道処理人口普及率は 62% (H12 年度末) に達し、これまでに整備された下水道管路総延長はおよそ 32 万 km に及ぶ。下水は管路を通じて下水処理場まで輸送される過程で物理的、化学的、生物学的に様々な変質を遂げるが、これらの水質変化は、下水処理場での処理効率や管路の維持管理に影響を及ぼす。例えば、湖沼・内湾等の富栄養化防止を目指した栄養塩類の生物学的除去では、酢酸など低級脂肪酸の下水中含有量が処理効率に大きく影響すると言われているが¹⁾、これらは管路内の環境条件によりその量が変わる。また、水質変化の中には、圧送管路における硫化物生成のように、コンクリート腐食の原因となるものもある。コンクリート管路の腐食による破損は、道路陥没のような重大事故を引き起こす可能性があり、事実、大都市を中心としてそのような事故の報告例が増えている。

本稿では、実験と生物学的プロセスに関する理論から、下水道管路内で生じている水質変化をモデル化し、それを用いた管路内水質変化シミュレーション技術について報告する。

2. 圧送管路における硫化物生成

2.1 硫化水素腐食のメカニズム

下水道管路は自然流下形式を標準とするが、地形的な制約やライフサイクルコストの試算結果が経済的に優れる場合、ポンプを用いて下水を送る圧送式下水道が採用されることもある。圧送管路では管内への酸素供給が無く、下水が嫌気化しやすい。下水が嫌気化すると、管底の堆積物や管壁に付着した生物膜中に棲息する硫酸塩還元細菌により、下水に含まれる硫酸イオンが硫化水素 (H_2S) へと還元される。硫化水素は常温では水に溶けにくい気体のため、圧送管から解放されると同時に気相中に放散する。気相中の硫化水素は管壁の結露に吸収された後、硫酸化細菌の働きにより硫酸 (H_2SO_4) へと酸化され、コンクリートの腐食を引き起こす。

2.2 空気注入による硫化水素抑制

硫酸塩還元反応は、溶存酸素がない条件でしか起こらない。よって、管路内で消費される酸素量と同量の酸素を、強制的に管路内に補給してやれば硫化水素の生成は抑制される。このような考えに基づき、圧縮空気を管路内に注入する硫化水素対策手法が実用化されている。この場合、必要となる空気量は、下水中の浮遊バイオマスによる酸素消費速度と、管壁に付着するバイオフィームによる酸素消費速度から(3)式により決定する²⁾。

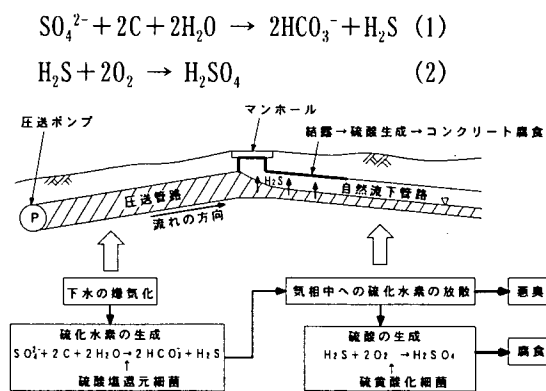


図-1 硫化水素腐食のメカニズム

$$Q_{A(T)} = (R_{r(15)} + \frac{4R_{e(15)}}{D}) \times \frac{\pi D^2 L}{72,000} \times \Theta^{(T-15)} \quad (3)$$

$Q_{A(T)}$: 必要空気量 (m^3/min)

$R_{r(15)}$: 15℃における浮遊バイオマス

による酸素消費速度 ($=6\text{g-O}_2/\text{m}^3/\text{h}$)

$R_{e(15)}$: 15℃におけるバイオフィーム

による酸素消費速度 ($=0.7\text{g-O}_2/\text{m}^2/\text{h}$)

D : 圧送管の管径 (m)

L : 圧送管路長 (m)

T : 下水温度 (℃)

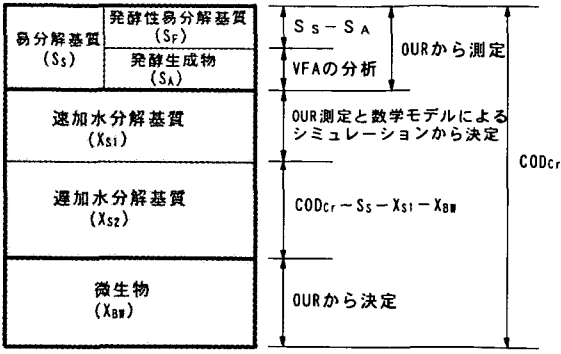
Θ : 温度補正係数 ($=1.07$)

3. 管路内における下水中有機物の変質

下水中の有機物量を表す指標として、BOD や COD がある。しかし、これらの指標では管路内での水質変化を検討するには不十分である。

よって、本研究ではより詳細な有機物指標として COD_{Cr} を生物分解性に基づき図-2に示す5つの成分に分類し、管路内での変質プロセスを図-3に示すように仮定する³⁾。

下水が好気的な条件にある場合、易分解基質 (S_s) は加水分解基質 (X_s) の好気加水分解により増加する一方で、微生物の生存エネルギー獲得および増殖のプロセスで利用される。これらのプロセスでは同時に酸素を必要とするため、下水中の溶存酸素が消費される。下水中の溶存酸素は気相部からの再曝気により補給されるが、再曝気量が少ない場合や、圧送管路のように全く再曝気が無い条件では、下水は嫌気状態へと移行する。嫌気的な下水中での易分解基質は加水分解基質の嫌気加水分解により増加する一方で、硫酸塩還元反応による硫化物生成プロセスで利用される。



OUR (Oxygen Utilization Rate : 酸素利用速度)
VFA (Volatile Fatty Acid : 揮発性脂肪酸)

図-2 下水中有機物の分類

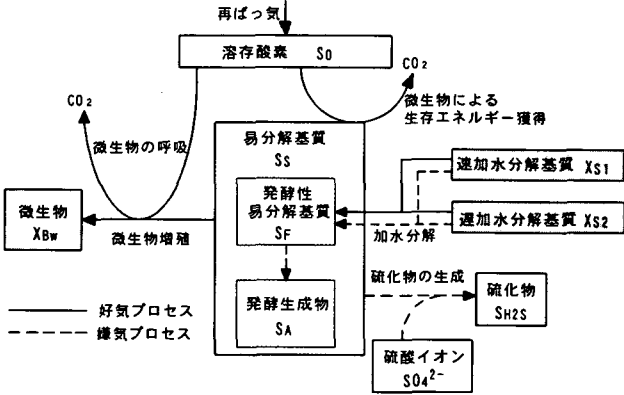


図-3 管路内好気・嫌気水質変化プロセス

4. 実験管路における水質変化調査

4.1 実験管路の概要

好気的あるいは嫌気的な条件の管路内における水質変化を確認し、処理場で生物学的な窒素、リン除去を行う場合、重要な炭素源となる易分解基質を保持しつつ硫化水素を抑制できるような空気注入量を検討するため、茨城県霞ヶ浦湖北浄化センター内に設けた実験管路において、当浄化センターに流入する実下水を用いて実験を行った。

実験管路は実験ヤード内にほぼ水平に埋設してある。内径 100mm で全長 1,800m のダクトイル鋳鉄製管路である。下水は調整槽から汚水ポンプで任意の水量 ($0\text{m}^3/\text{min} \sim 0.7\text{m}^3/\text{min}$) を送ることができ、管路上 225m 間隔に取り付けた分水サドルより採水可能である。また、管路始点には各種薬品や空気を送ることができるポンプ装置を設置した。

4.2 実験条件

実験条件は表-1のとおり、空気注入を実施しない完全嫌気条件(Case1)と、管路始点からの空気注入量を(3)式により求められる $Q_{A(T)}$ の 25%(Case2)、50%(Case3)、100%(Case4)の3条件に変化させた。

実験では、実験管路内での有機物濃度、硫化物濃度、下水中溶存酸素濃度ならびに気相中酸素濃度の変化を測定した。

表-1 実験条件

条件	下水流速 (m/s)	平均水温 T (°C)	空気注入量	
			Q_A (m ³ /min) ^{*1}	$Q_A/Q_{A(T)}$ (%)
Case 1	0.3 ^{**}	22.5	0	0
Case 2		16.9	0.007	約 25
Case 3		16.4	0.015	約 50
Case 4		17.8	0.035	約 100

*1. 流速0.3m/sは管内滞留時間100minに相当。
*2. 空気注入量 Q_A は大気圧状態に換算した値。

4.3 実験結果

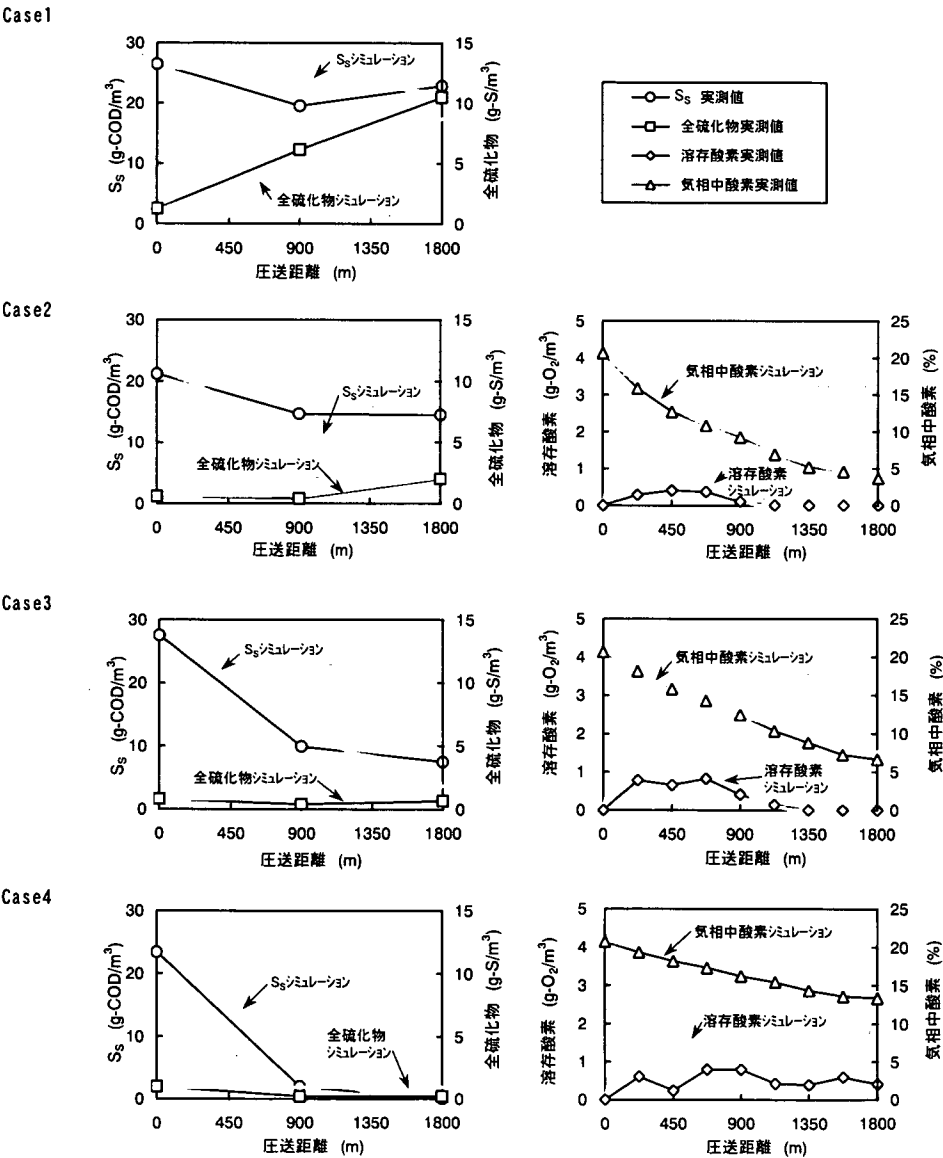
4.3.1 有機物の変質ならびに硫化物の生成

実験時の水質測定結果を図－4に示し、測定結果より得られた有機物の変質速度ならびに硫化物生成速度を表－2に示す。

空気注入を行わない完全嫌気状態（Case1）では、下水中の易分解基質は管路終点まで保持されている。図－3に示す水質変化プロセスにあてはめた場合、嫌気条件下で易分解基質は加水分解基質が嫌気加水分解されることにより生成されると同時に、硫酸塩還元細菌の働きによる硫化物生成過程で炭素源として消費される。管路終点まで易分解基質が保持されたということで、嫌気加水分解速度と硫化物生成による易分解基質消費速度がほぼ同等であるということが確認できた。

硫化物は、下水中に1.0g-S/m³以上存在すれば、コンクリート施設の腐食を引き起こす可能性があると言われているが⁴⁾、本条件では、管路終点で10g-S/m³を超える高濃度となった。

空気注入量を(3)式による必要空気量 $Q_{A(T)}$ とした場合（Case4）、硫化物の生成は完全に抑制されている一方で、下水中の易分解基質は管路中間点でほぼ消費されつくしている。これにより好気加水分解速度に比べ、微生物の好気増殖による易分解基質消費速度が大きいことが確認できた。



図－4 管路内水質変化実測値ならびにシミュレーション結果

表－２ 下水中有機物の変質速度

		Case1		Case2		Case3		Case4	
		管路前半	管路後半	管路前半	管路後半	管路前半	管路後半	管路前半	管路後半
易分解基質 S_s	(g-COD/m ³ /h)	-2.7	-2.7	-10.2	-0.6	-19.3	-5.5	-21.8	-11.1
全硫化物	(g-S/m ³ /h)	5.8	4.7	-0.6	2.6	-0.9	0.2	-1.0	-0.2
加水分解速度	(g-COD/m ³ /h)	10.2	7.9	17.4	17.0	16.7	18.1	20.0	16.6
好気増殖による S_s 消費速度	(g-COD/m ³ /h)	—	—	27.6	11.7	36.0	22.9	41.8	27.7
硫化物生成による S_s 消費速度	(g-COD/m ³ /h)	12.9	10.6	0.0	5.9	0.0	0.7	0.0	0.0
酸素利用速度	(g-COD/m ³ /h)	—	—	12.4	5.3	16.2	10.3	18.8	12.5
溶存酸素	(g-O ₂ /m ³)	0.0	0.0	0.2-0.4	0-0.1	0.4-0.8	0-0.4	0.2-0.8	0.4-0.8

空気注入量を、 $Q_{A(T)}$ の 50% (Case3)、25% (Case2) と減少させることで下水中の溶存酸素は低濃度となり、管路後半では嫌気状態となる。その結果、管路後半では硫化物が生成しはじめているが、易分解基質の減少速度は好気状態の時に比べてかなり低下しており、Case2 では管路終点でもかなり多くの易分解基質が存在していた。

下水処理場における二次処理（標準活性汚泥法等による、微生物反応を利用した有機物除去）について言えば、管路内である程度有機物が分解されることは、処理場の負荷低減と考えることができる。しかし、処理場における生物学的な高度処理にとって、易分解基質は重要な炭素源であるので、空気注入量が多ければ多いほど、易分解基質の不足による処理効率の低下が懸念される。

4.3.2 圧送管路における硫化物生成速度

これまでに提案されてきた圧送管路における硫化物生成速度予測式は、全て有機物濃度に関する指標として BOD あるいは COD が用いられている。ここで、生物分解性に基づき細かく分類した有機物成分のいずれかを有機物指標として導入すれば、硫化物の生成速度に関して、有機物の変質と関連付けた理論的なアプローチが可能となると考え、各有機物成分と硫化物生成速度の関係について検討した。その結果、硫化物生成速度は易分解基質濃度と最も高い相関を示し、硫化物生成速度式として(4)式を得た。ただし、予測精度に関しては、既に提案されている予測式と同程度であった。

4.3.3 再曝気速度

管路内では、微生物による有機物分解に伴い下水中の溶存酸素が減少するが、同時に空気注入を実施した圧送管路や自然流下管路では、気相部からの溶け込みにより酸素が供給される。よって、下水中の溶存酸素は微生物による酸素消費量と、管内気相部から下水への酸素溶け込み量の大小関係により増減する。

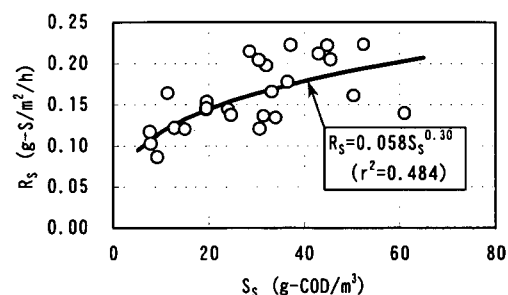
下水中溶存酸素濃度の経時変化をシミュレーションするためには、気相部から下水中への酸素移動に関する係数が必要となるため、実験時の下水中溶存酸素濃度ならびに気相中酸素濃度測定結果を(5)、(6)式にあてはめ、管路前半および後半における総括酸素移動係数 $K_{L(20)}$ の平均値を求めた。

各条件における総括酸素移動係数の計算結果を表－３に示す。

$$R_s = 0.058 S_s^{0.30} \times 1.03^{(T-20)} \quad (4)$$

R_s : 硫化物生成速度 (g-S/m²/h)

S_s : 易分解基質濃度 (g-COD/m³)



図－５ 易分解基質と硫化物生成速度

$$R_{V,O(S1-S2)} = \frac{320,000(C_{O(S1)} - C_{O(S2)})Q_A}{2,240t_{(S1-S2)}Q_w} \quad (5)$$

$$R_{V,O(S1-S2)} = K_{L(20)} d_m^{-1} (S_{OS} - S_O) \alpha_T^{(T-20)} \quad (6)$$

S_1, S_2 : 管路上での採水点

$R_{V,O(S1-S2)}$: $S_1 \sim S_2$ での再曝気速度 (g-O₂/m³/h)

$C_{O(S1)}$: S_1 での気相中酸素濃度 (%)

$C_{O(S2)}$: S_2 での気相中酸素濃度 (%)

Q_A : 空気注入量 (m³/min)

$t_{(S1-S2)}$: 下水滞留時間 (h)

Q_w : 下水流量 (m³/min)

$K_{L(20)}$: 総括酸素移動係数 (m/h)

表－３ 総括酸素移動係数の計算結果

実験条件		管路前半	管路後半
Case2	$R_{y,0}$ (g- O_2 /m ³ /h)	11.001	5.034
$Q_A=0.007$ (m ³ /min)	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.269	0.400
Case3	$R_{y,0}$ (g- O_2 /m ³ /h)	15.348	10.806
$Q_A=0.015$ (m ³ /min)	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.251	0.343
Case4	$R_{y,0}$ (g- O_2 /m ³ /h)	18.461	13.228
$Q_A=0.035$ (m ³ /min)	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.200	0.202

d_m : 水理学的水深 (m)
 S_{OS} : 飽和溶存酸素濃度 (g- O_2 /m³)
 S_0 : 溶存酸素濃度 (g- O_2 /m³)
 α_T : 温度補正係数 (=1.024)
 T : 水温 (℃)

5. 数学モデルによる水質シミュレーション

表－４は、図－３に示す管路内好気・嫌気水質変化の各プロセスと、それらに關与する物質間の量論關係をマトリックス表示したものである³⁾。

このマトリックスに従い、実験時の物質質量變化をシミュレーションした結果を図－４に示す。図－４より、管路における易分解基質および硫化物のシミュレーション結果は、各条件とも概ね実測値に近い物質質量變化を再現できており、モデルの構成が実用的であることが確認できた。

ただし、現段階で本モデルには下水中での硫化物酸化プロセスが含まれていないため、Case 4の実験結果に見られるような、生成硫化物が好気状態の下水中で酸化除去される現象は再現できない。

一方、溶存酸素のシミュレーション結果に関しては、絶対値に大きな差がみられるものの、下水が好気状態から無酸素状態に移行する点はほぼ再現できた。シミュレーションによる溶存酸素濃度が実測値よりも高くなった理由については、原因を特定できていない。

表－４ 管路内好気・嫌気水質変化プロセスのマトリックス表示

組成 → プロセス ↓	易分解基質 S_S		微生物 X_{Bw}	速加水分解 基質 X_{S1}	遅加水分解 基質 X_{S2}	溶存酸素 $-S_O$	硫化物 S_{H2S}	プロセス速度
	発酵性 易分解基質 S_F	発酵生成物 S_A						
下水中好気増殖	$-1/Y_{Hw}$		1			$(1-Y_{Hw})/Y_{Hw}$		式(7)
バイオフィーム中好気増殖	$-1/Y_{Hf}$		1			$(1-Y_{Hf})/Y_{Hf}$		式(8)
生存エネルギーの獲得	-1		(-1)			1		式(9)
速加水分解基質 (X_{S1}) の 好気加水分解	1			-1				式(10) #=1
遅加水分解基質 (X_{S2}) の 好気加水分解	1				-1			式(10) #=2
速加水分解基質 (X_{S1}) の 嫌気加水分解	1			-1				式(11) #=1
遅加水分解基質 (X_{S2}) の 嫌気加水分解	1				-1			式(11) #=2
下水中とバイオフィーム中 での発酵	-1	1						式(12)
バイオフィーム中での 硫化物生成	-2						1	式(13)
再ばっ気						-1		式(14)

$$\mu_H \frac{(S_F + S_A)}{K_{Sw} + (S_F + S_A)} \frac{S_O}{K_O + S_O} X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} \quad (7)$$

$$k_{1/2} S_O^{0.5} \frac{Y_{Hf}}{1 - Y_{Hf}} R^{-1} \frac{(S_F + S_A)}{K_{Sf} + (S_F + S_A)} \alpha_f^{(T-20)} \quad (8)$$

$$q_m \frac{S_O}{K_O + S_O} X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} \quad (9)$$

$$k_{h\#} \frac{(X_{S\#} / X_{Bw})}{K_{X\#} + (X_{S\#} / X_{Bw})} \frac{S_o}{K_o + S_o} (X_{Bw} + \varepsilon_A X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \quad (10)$$

$$\eta_{fe} k_{h\#} \frac{(X_{S\#} / X_{Bw})}{K_{X\#} + (X_{S\#} / X_{Bw})} \frac{K_o}{K_o + S_o} (X_{Bw} + \varepsilon_{An} X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \quad (11)$$

$$q_{fe} \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \frac{K_o}{K_o + S_o} (X_{Bw} + \varepsilon_{An} X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \quad (12)$$

$$k_{ns} \frac{K_{O(S)}}{K_{O(S)} + S_o} S_s^n R^{-1} \alpha_f^{(T-20)} \quad (13)$$

$$K_{L(20)} d_m^{-1} (S_{OS} - S_o) \alpha_T^{(T-20)} \quad (14)$$

表－５ 管路内好気・嫌気水質変化プロセスマトリックスの記号説明（表中数値はシミュレーションでの設定値）

d_m	水理学的水深	m	S_s	易分解基質	g-COD/m ³
K_{fe}	発酵に関する飽和定数	15 g-COD/m ³	S_{H2S}	硫化物濃度	g-S/m ³
$K_{L(20)}$	総括酸素移動係数	m/h	S_o	溶存酸素	g-O ₂ /m ³
K_o	溶存酸素の飽和定数	0.05 g-O ₂ /m ³	S_{OS}	飽和溶存酸素	g-O ₂ /m ³
$K_{O(S)}$	硫化物生成抑制に関する飽和定数	0.02 g-O ₂ /m ³	T	下水温度	℃
K_{X1}	速加水分解に関する飽和定数	0.6 g-COD/g-COD	X_{Bf}	バイオフィーム中バイオマス	20 g-COD/m ²
K_{X2}	遅加水分解に関する飽和定数	0.2 g-COD/g-COD	X_{Bw}	下水中バイオマス	g-COD/m ³
K_{Sw}, K_{Sf}	易分解基質の飽和定数	1.0 g-COD/m ³	X_{S1}	速加水分解基質	g-COD/m ³
k_{h1}	速加水分解速度定数	5.0 d ⁻¹	X_{S2}	遅加水分解基質	g-COD/m ³
k_{h2}	遅加水分解速度定数	1.0 d ⁻¹	Y_{Hw}, Y_{Hf}	増殖収率	0.55 g-COD/g-COD
k_{ns}	硫化物生成に関するn次速度定数	0.058 g ⁿ m ⁻ⁿ /h	α_w	下水中アモニアに関する温度補正係数	1.07
$K_{1/2}$	n'バイオフィルム内好気増殖の1/2次速度定数	4.0 g-O ₂ ^{0.5} m ^{-0.5} d ⁻¹	α_f	n'バイオフィルム中アモニアに関する温度補正係数	1.03
n	反応の次数	0.3	α_T	再ばう気に関する温度補正係数	1.024
q_{fe}	最大発酵速度	3.0 d ⁻¹	ε_A	好気条件下n'バイオフィルム内n'イオムの効率係数	0.1
q_m	微生物の生存領域n'-摂取速度定数	1.0 d ⁻¹	ε_{An}	嫌気条件下n'バイオフィルム内n'イオムの効率係数	0.3
R	径深	m	η_{fe}	嫌気加水分解の速度低減係数	0.2
S_A	発酵生成物	g-COD/m ³	μ_H	最大比増殖速度	5.5 d ⁻¹
S_F	発酵性易分解基質	g-COD/m ³			

6. おわりに

国際水環境学会による活性汚泥モデル⁵⁾の提案などにより、下水処理場においては設計・運転管理の場で数学モデルを用いたシミュレーションを活用する環境が徐々に整ってきているが、管路施設においてはその段階に至っていない。

管路施設においても、数学モデルを用いた水質シミュレーションにより、例えば圧送管路での硫化水素対策として空気注入を実施する場合、硫化物の生成を許容範囲内に抑制しつつ、易分解基質も保持するような空気注入量の検討が可能となる。

さらに将来的には、硫化物の下水中での酸化や気相中への放散といった変質プロセスをモデルに追加することで、圧送管下流に位置する自然流下管路での硫化水素影響範囲が予測可能となり、耐酸性材料の使用範囲の決定など管路設計への応用が期待される。

[参考文献]

- 1) 日本下水道事業団技術評価委員会、「微生物を利用した窒素及びリン除去プロセスの評価に関する第2次報告書」，1988年5月
- 2) 建設省土木研究所，「共同研究報告書 第194号 下水道施設における経済的な硫化水素対策技術の開発に関する共同研究報告書」，pp.242-249，1998年1月
- 3) Hvitved-Jacobsen, T., J. Vollertsen and N. Tanaka, "Wastewater quality changes during transport in sewers - an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations.", Wat. Sci. Tech., Vol.39, No.2, pp.242-249，1998年2月
- 4) (財)下水道業務管理センター，「EPA設計マニュアル 下水道施設の臭気と腐食対策」，p.45,1988年11月
- 5) IWA TASK GROUP ON MATHEMATICAL MODELLING FOR DESIGN AND OPERATION OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT, "ACTIVATED SLUDGE MODELS ASM1, ASM2, ASM2D AND ASM3", IWA Publishing, 2000年

2. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究

下水道研究室 室 長 森田 弘昭
主任研究官 植松 龍二
研 究 官 山縣 弘樹
下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
主任研究官 川嶋 幸徳
研 究 員 平出 亮輔

1. はじめに

発展途上国においては、著しい都市化の進展により衛生環境が悪化し、水環境の改善と水資源の確保が、従前にも増して重要となってきた。都市周辺市街地では、都市中心部よりも、排水を処理することの理解が乏しく、住民は水系伝染病の蔓延や水資源の不足により、劣悪な衛生環境におかれている。これらの課題を解決するには、都市中心市街地に加えて周辺住宅地においても、都市内河川や湖沼等の水質改善を優先して、整備水準を抑えつつ水路、腐敗槽等の既存施設や土壌、植生等を水質向上手法として組み入れた低コスト下水道システムを構築し、下水処理水の水質を向上させ水資源としての価値を高める必要がある。

そこで、本研究ではこれらの地域を対象として、住民参加、効率的な下水道管理等のソフト面も考慮しつつ、既存施設の下水収集・処理機能を評価し、土地、気候、安価な労力等開発途上国の特長が活用できる低コスト型の下水道システムを開発する。

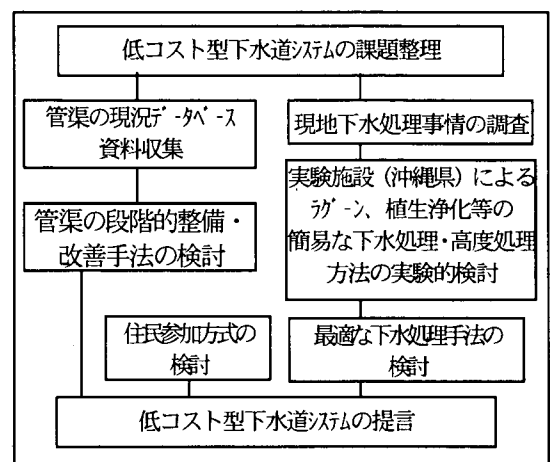


図-1 研究のフロー

2. 発展途上国における低コスト型下水道システムの課題

2. 1 低コスト型下水道システムの定義

開発途上国における下水道計画の策定においては、事業費の削減が大きな課題である。事業費は管渠と下水処理場に係るものに分類される。管渠の事業費の削減方法としては、①下水道と衛生施設（腐敗槽等）の地域的棲み分け、②低費用下水道（コンドミニアル下水道：図1、簡易化下水道等）の導入があげられる。①については、当面は暫定施設（インターセプター下水道等：図2）で対応し、将来標準的な下水道に移行する段階的整備の概念も含まれる。一方、下水処理場の事業費の削減方法としては、十分な用地が確保できる場合に、維持管理コストが活性汚泥法等に比べて安価な安定化池、ばっ気式ラグーンの採用などがあげられる。低コスト型下水道システムとは、こうした管渠・処理システムを指すものとする。

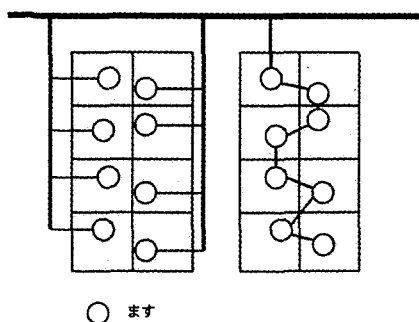


図1 コンドミニアル方式の概念
(左：従来方式、右：コンドミニアル方式)

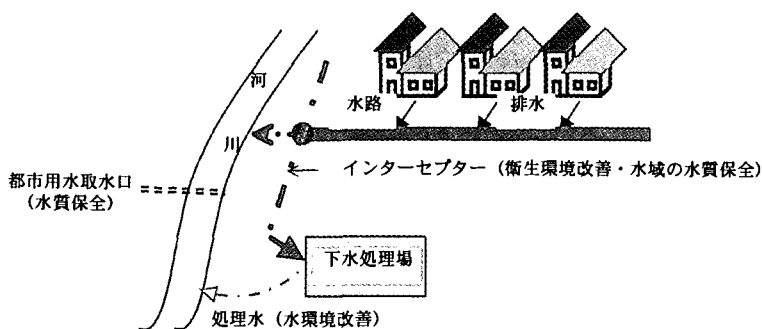


図2 インターセプター下水道の概念

2. 2 低コスト型下水道システムに関する既往知見の整理

低コスト型下水道システムについて、土木研究所資料第3778号よりその課題を抽出・整理した。

(1) 下水道・衛生施設の地域的棲み分け、段階的整備の考え方

下水道・衛生施設の地域的棲み分けについてはインドネシア、世銀等で様々な選択アルゴリズムが提案されている。近年のJICA 開発調査報告書や建設省「下水道マスタープラン」において、棲み分け及び段階的整備の考え方がとりいれている。

(2) インターセプター下水道

段階的整備において暫定施設として採用されるインターセプター方式は、既存の側溝、水路をそのまま活用し、河川に流入する直前に遮集して処理場まで導くもので、遮集管渠のみの建設で済み枝線管渠の布設が不要なので建設費用の削減効果は大きい。

タイ（バンコク）では、個人住宅や小規模アパートは単独浄化槽の設置が義務づけられているため、こうした既設排水利用のインターセプター方式が採用されている。しかし、このシステムは、単独浄化槽処理水を下水処理場で再度処理することになり処理効率が悪い。また住民側から見ると、単独浄化槽の維持管理責任が残り、住民の周囲の環境改善が下水道システム導入前後で全く変わらず、住民にとってメリットが少ない。さらにインターセプターの埋設深が浅い場合、将来布設される枝線管渠が既設インターセプターに接続できず、新たに幹線管渠整備を要する場合があるなどの問題点が指摘されている。

(3) 低費用下水道

日本の開発援助の中で、低費用下水道の検討は本格的には行われていない。低費用下水道の建設費は、一般的に簡易化下水道、小口径下水道、コンドミニアル下水道の順で安くなる。簡易化下水道は管渠の緩勾配化、マンホール構造の簡易化、埋設深度の浅深化によりコスト縮減を図るものであり、ラテンアメリカでの試算では標準下水道に比べ約半額になると報告されている。小口径下水道は沈殿流出水のみを移送するもので、固形物を考慮しないため緩勾配化が可能となるが、個別処理の必要性が残る点が課題である。コンドミニアル下水道は枝線管渠延長が大幅に削減されるためコスト縮減効果が大きく、ブラジルでは排水設備の設置費を含めて標準下水道の約4分の1になるという試算がある。また、低費用下水道に関しては、排水設備や個別の腐敗槽の維持管理、下水管渠布設における労働力の提供等、住民の協力・参加によるコスト削減効果が報告されている。

2. 3 開発援助専門家へのヒアリング

下水道に関するJICA 開発援助専門家経験者にヒアリングを行い、低コスト型下水道について下記のような課題が指摘された。

- ・タイにおけるラグーン処理場の区域は、インターセプター方式を採用しており、腐敗槽による浄化、管渠内での浄化（沈殿を含む）、地下水浸透等により、処理場への流入水濃度が低く、計画ではBOD200mg/l程度であるが、実際は20～40mg/l程度である。処理水質は、流入水質とほとんど変わらない。腐敗槽の浄化、管渠内の浄化の定量的な評価、ラグーン処理の効率化の検討が必要である。
- ・バンコクでは、通常水路の表層水はある程度水質になっているが、底泥は汚く、雨天時には堆積物の影響等により大幅に悪化する。既設水路、下水側溝にゴミ、砂がたまり、定期的に浚渫が必要であり、極力浚渫しなくてよい水路構造があれば望ましい。
- ・大都市においては、不法占拠等の問題もあり処理場用地の確保が困難であり、ラグーン処理のスペース確保は不可能である。土地所有の困難な箇所での処理方法を提案することも必要である。
- ・腐敗槽の多くは適切に汚泥の引き抜きが行われておらず、腐敗槽汚泥の引き抜き、処理は大きな問題である。

2. 4 タイにおける住民参加の現状

平成13年度に国際協力銀行がタイにおいて実施したプロジェクトに対現地調査団の一員として参加し技術支援を行った。その際住民参加について情報収集を行った。

下水道事業に関して現在住民参加はほとんど行われていない。自治体は地域社会に情報提供を行わず、地域社会は下水道事業の必要性、メリット・デメリットに無関心である。特に場所の選定にあたっては通常何の事前説明もない。下水処理場の建設が始まり、自治体が維持管理費の回収を考えるようになった時に下水道の必要性、メリットを説明するようになる。事業への関心、理解のレベルは多少上がるのだが、地域社会は使用料の支払いに否定的である。下水処理よりも洪水防止の方が重視される。また、商業、工業、ホテルとの接触がほとんどなく、これらからの費用回収の努力はほとんど行われていない。

一方、Dankhunsod市では、NGOが住民とともに水路の保全活動を行い、水質、美観の改善につながった。この結果下水処理の必要性が減り、河川の水質浄化にもつながると期待される。

3. 発展途上国に対応した下水処理実験施設を使用した検討

3. 1 実験目的

発展途上国で発生している衛生環境の悪化問題を早急に解決するためには、我が国のような下水道先進国からの技術援助が必要になる。しかし、我が国と気候条件・風土・経済性・社会性の面で大きな違いのある発展途上国に、我が国の先進的な下水道技術をそのまま移行することは、大変困難であると考えられる。そのため、発展途上国に適した技術の開発と維持管理に関する研究を行う必要がある。

当研究では特に、熱帯・亜熱帯地域の発展途上国を対象とした下水道システムとして、ラグーンの研究を行う。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行う。

3. 2 ラグーンとは

ラグーンとは、基本的に安定池のことを示す。安定池には、水深・酸素の供給方法・処理特性の違いにより、通性嫌気性（好気・嫌気）安定池・曝気式安定池・好気性安定池・嫌気性安定池などの処理方式がある。当研究では、発展途上国でもっともよく用いられる方式

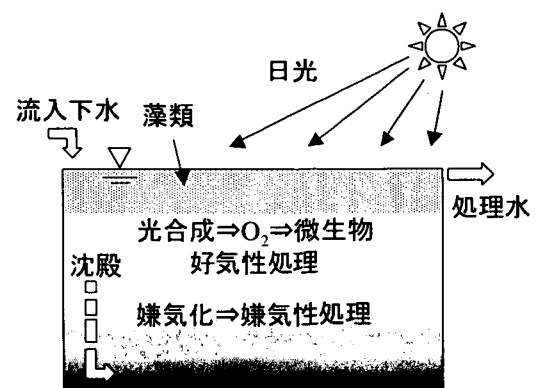


図-3 通性嫌気性安定池の概要

である通性嫌気性安定池を使った実験を行う。

通性嫌気性安定池は、通常 1.2～2.5m の水深があり、上層部で好気性処理・下層部で嫌気性処理を行う。滞留時間は 5～30 日程度である。長時間の滞留時間により、上層部に藻類が繁殖し、光合成により酸素を供給する。その酸素は、上層部において好気性細菌が有機物を分解・処理するために使用される。下層部においては、水深が深いため、光が届かず、藻類の繁殖・光合成が行われない。そのため、酸素の供給がなく嫌気化する。ラグーンの中には、流入水中の沈降性の高い物質が沈降し沈殿する。沈殿した物質は、嫌気性発酵によりゆっくり処理される。

3. 3 検討する問題点の抽出

開発援助専門家へのヒアリングから、以下の問題点に関する研究を行うことを考える。

- ・ 熱帯・亜熱帯地域の発展途上国では、下水管渠が屋外開放型であるところが多いため、下水の管渠内での浄化・沈殿効果がある。そのため、下水処理場への流入時には下水の BOD は 40mg/l 程度まで、低下している場合がある。
- ・ ラグーンによって処理された処理水中には、藻類が含有されているため、流入下水と処理水の BOD がほぼ同じ値になる場合がある。

上の問題点を踏まえると、低負荷流入水におけるラグーン維持管理に関する検討と、ラグーン処理後のさらなる高度処理に関する検討が必要であると考えられる。当研究室では、下の 2 課題についての検討を行う。

- 1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討
- 2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

3. 4 実験方法

実験では、沖縄県具志川浄化センター内のラグーン処理実験施設を使用する。実験施設の概略図を、図-4 に示す。実験施設は、大きく分けて流入下水混合槽・ラグーン処理施設・植生帯流入タンク・植生帯の 4 施設からなる。流れとしては、流入下水混合槽からでた流入下水が、ラグーン処理施設で処理され、その処理水が植生帯に流入している。

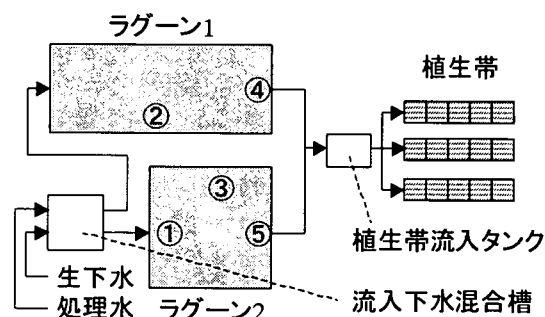


図-4 ラグーン施設の概略図

（1）低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

熱帯・亜熱帯地域の発展途上国の中には、下水管路内において下水に沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入している現状がある。このため当実験においては、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させ、処理状態を確認することで、適切な維持管理に関する検討を行う。

実験施設としては、図-4 の流入下水混合槽とラグーン 1・2 である。流入下水混合槽では、ラグーン処理施設への低負荷流入水を作製するため、浄化センター本施設より生下水と処理水を引き入れ、水量の調節によって混合割合を変えられる構造になっている。混合槽の容量は 3 m³ で、ラグーンへの流入水量は最大 50 m³/day まで上げられる。次にラグーン処理施設は、2 つのラグーン（通性嫌気性安定池）で構成されている。ラグーン 2 池は共に、容量 100 m³、水深 2 m であるが、池の形状が異なっている。ラグーン 1 は、14×5.5 m の長方形の形状であり、ラグーン 2 は 8.6×8.6 m の正方形の形状をしている。実験では、流入水を BOD 50, 100, 200 mg/l、HRT を 30, 20, 10, 5, 2 day に変動させて、ラグーンでの処理状態を確認する。サンプリングポイントは、図-4 の図中の番号のポイントで採取され、各名称を順番に①流入水、②ラグーン 1 槽内、③

ラグーン2 槽内、④ラグーン1 処理水、⑤ラグーン2 処理水とする。

(2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

ラグーンにおいて、ある程度の処理水が維持できることは確認されている。しかし、処理水中に藻類が含まれているため、処理水と流入水がほぼ変わらないBODの値を示し、藻類の流出が問題となっている。その他にも、大腸菌のような病原性微生物の除去率の問題もある。このため、ラグーン後段に植生帯を設置し、処理水のさらなる高度化についての検討を行う。

実験施設としては、図-4の植生帯流入タンクと植生帯である。植生帯流入タンクは、植生帯への流入水（ラグーン処理水）の流量調節・分配を行うものである。容量は0.5m³であり、ラグーン処理水を3つに分配できる構造になっている。植生帯は、外寸1337×864×793mmの容器（0.5m³）に、赤土を水深20cmになるように敷き詰め、現地で自生しているヨシを植付ける。その容器を縦に5つ並べたものを1系列として、合計3系列の植生帯を作製する。うち1つは、ブランクとしてヨシを植付けていない。サプリングポイントは、植生帯流入水を流入タンクで採取し、あとは各系列ごとに処理水を採取する。実験は、同時期に同処理水を流入させ、対照実験を行う。

3. 5 実験結果

今年度の実験としては、施設の設置・改造がほぼ11月に終了し、ラグーン処理施設は12月から運転ができる状態になった。初期の実験条件をBOD 50mg/l、HRT 30dayに設定し、一ヶ月間の養生期間を置き、1月よりデータ取りを行った。その後、2/22にHRTを10dayに変更した。植生帯に関しては、設置工事終了が冬季であるため、ヨシの植付けを行っても根付きが悪いと考えられ、3月の水温上昇後にヨシの植付けを行った。そのため、今年度はデータ取りを行っていない。

ラグーンの実験に関して、実験で測定したデータを図-5に示す。水温のグラフを見ると、ラグーン槽内・処理水の水温は、実験初期に一度上昇しているが、その他は2月中旬までほぼ15℃の値であった。その後、水温は徐々に上昇してお

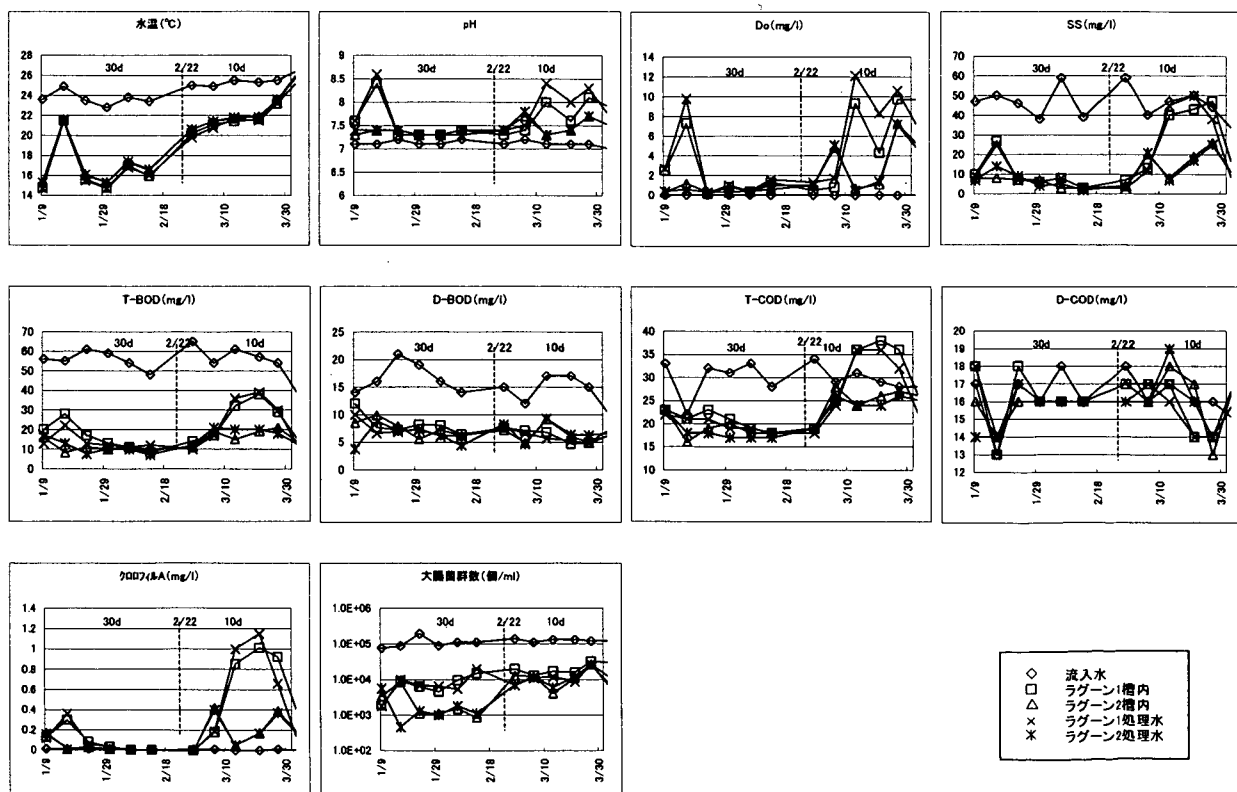


図-5 ラグーン処理施設の各水質項目

り、ほぼ 25℃付近まで上昇した。流入水の水温は一定であった。次に pH と Do のグラフを見る。こちらも水温同様、2 月中旬辺りから測定値が上昇していた。これは、ラグーン槽内の水温の上昇に伴い、藻類の繁殖が活発になり、多量の藻類が光合成により槽内に O₂ を供給したためであると考えられる。実際に、加コフル A のグラフも、同時期に値が上昇しており、藻類の増殖が原因であることがわかる。(水温 20℃を境に藻類の繁殖状態が良好になる。)

次にラグーンの処理状態として、SS・BOD・COD を見ると、トータルサンプルおよび SS のデータに、2 月中旬より測定値の上昇が見られた。しかし、溶解性のサンプルに関しては、期間を通してほぼ横ばいの値であった。これは、上同様、水温の上昇に伴い、槽内・処理水中の藻類濃度が増加したため、測定時にろ過を行わないトータルおよび SS サンプルにのみ、その影響が出ていると考えられる。そのため、藻類をろ過して測定を行う溶解性サンプルにおいては、測定値の変動が見られなかった。熱帯・亜熱帯地域の発展途上国で見られるように、処理水中の藻類の増加により、流入水とほぼ同じような BOD・COD の処理水が発生した結果となった。次に大腸菌群数は、流入水はほぼ一定であった。ラグーン 1 もほぼ一定であったが、2 月中旬以降、若干高くなっているように見受けられた。ラグーン 2 については、2 月中旬を境に値が上昇していた。これは、2/22 に HRT を 30day から 10day に変更したためと考えられる。各ラグーンによりその影響が違うのには、ラグーンの形状が関係している。ラグーン 1 に比べラグーン 2 は、流入口と処理水出口の直線距離が短く、流入水の影響を受けやすいためである。

3. 6 まとめ

今年度の実験では、処理水中の藻類濃度により、BOD・COD 値が上昇することが確認できた。特に、水温が 20℃を越えると、藻類の繁殖が活発になり、pH・Do・加コフル A の値が上昇し、T-BOD・T-COD・SS の値がかなり上昇する。しかし、藻類をろ過して測定を行う D-BOD・D-COD については、影響はなく、ほぼ横ばいの数値であった。ラグーンの出入口の直線距離が短い場合、HRT の影響を受けやすいことも確認できた。

4. 今後の課題

衛生施設が未発達な発展途上国の郊外部などにおいては、河川や湖沼等の水質改善を優先し、水道水源や農業用水の水質改善を図ることが衛生環境の改善に効果的である。そこで、幹線管渠と処理場を優先整備する低コスト型下水道システムの適用が有効であると考えられる。しかし、低コスト型下水道においては、専門家へのヒアリングから明らかになったように、当面の低い流入負荷に応じた最適な処理システムの開発が必要である。さらに長期的な視野に立つと、将来の面整備を想定した幹線管渠の計画・施工と、面整備の着実な実施およびそれともなう幹線管渠のグレードアップが必要である。今後は、途上国における処理システム、管渠整備の現状等について、現地調査を行い、問題点の把握を行う予定である。最終的には、現状の問題点を踏まえ、低コスト型下水道システムにおける最適な下水処理方法、管渠の段階的なグレードアップ手法等について提言を行うことを目標とする。

参考文献

- 1) 土木研究所資料第 3778 号、熱帯・亜熱帯地域における下水道計画に関する調査、平成 13 年 2 月、p. 68-88
- 2) 石崎勝義、自然システムを利用した水質浄化(土壌・植生・池などの活用)、技報堂出版 2001. 8. 10

3. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
研 究 官 斎野 秀幸

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性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。

2. 過年度の調査概要

2.1 平成10年度の調査概要

2.1.1 文献調査

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った。

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、保有するプラスミド等が考えられている。

2.1.2 水中における指標細菌の消長

微生物の消長に与える水温および溶存酸素の影響を把握することを目的として、生理食塩水および下水二次処理水に、数種の細菌および大腸菌ファージを添加し、その微生物濃度の変化を把握した。また、同様の実験を、流入下水や消毒処理水を用いて行い、水質の微生物挙動への影響について検討を行った。

その結果、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た。また、減少速度は、温度が高いほど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た。

2.2 平成11年度の調査概要

2.2.1 塩素消毒における細菌再増殖の検討

消毒処理水中における細菌の挙動では、塩素処理水、オゾン処理水および紫外線処理水ともに、細菌の再増殖が懸念されたため、塩素消毒における消毒レベルと細菌再増殖の検討を行った。

その結果、塩素消毒により大腸菌生残比を $-4\log$ とした場合であっても再増殖はみとめられるが、消毒レベルを高めることで、再増殖を防げるとともに増殖までのラグタイムが長くなる傾向がみられた。

2.3 平成12年度の調査概要

2.3.1 水路内における細菌の挙動に関する調査

下水処理水放流先の河川を模擬した実験水路を用いて、大腸菌および大腸菌群を指標とした細菌の挙動について検討を行った。

その結果、水路床が SUS の場合、水路内での細菌の減少は見られないが、水路床が砂利の場合、細菌が減少し、その除去率は水理的滞留時間が長い方が大きくなった。また、水理的滞留時間 14 分、水路床が砂利の場合、三次処理（砂ろ過）水中の大腸菌は水路内で 33% 除去され、生物膜や堆積物へ移行し、移行した大腸菌の 99.97% は、死滅や被捕食により減衰することが明らかになった。細菌の減衰速度は、時間経過とともに低下する傾向が見られた。水路床が砂利の場合、約 1 日で大腸菌の減衰速度定数は 0.08h^{-1} であり、自然減衰での 0.04h^{-1} に比較して高く、生物膜は細菌除去に有効であると考えられた。

2.3.2 RT-PCR 法による下水処理水中ウイルス検出

大腸菌 RNA ファージ Q β を下水処理水に添加し、RT-PCR 法で検出した。その結果、RT-PCR の酵素反応の阻害に起因する検出感度の低下は、二次および三次処理水ともに 0.5log 程度であった。また下水処理水中には、高温下で RNA を分解する物質が多く存在していた。実験で用いた RNA 抽出精製キットは、RNA を分解せずに抽出するためには有効だが、RT-PCR の酵素反応を阻害する物質を除去することはできなかった。

3. 平成 13 年度の調査概要

3.1 目的

平成 10 年度の調査では、塩素消毒により一度は細菌が減少したにもかかわらず、100～200 時間後には再増殖する傾向が確かめられた¹⁾。平成 12 年度の調査では、未消毒の下水処理水の放流先を模した水路の流下過程で細菌が減少する傾向が見られた²⁾。これらの結果を受け、本年度は塩素消毒後の下水処理水中の細菌が放流後の水系でどのような消長を示すかを平成 12 年度と同様に模型水路を用いて調査することとした。

3.2 方法

国土技術政策総合研究所湖北総合実験施設内に設置した模型水路を用い、水路内での細菌の挙動について検討を行った。模型水路の概要を図-1 に、模型水路の写真を図-2 に示す。図-1 中の四角 1～15 及び out は水深を測定した位置を示す。模型水路は原水槽、原水供給ポンプ、循環水槽、循環水供給ポンプ及び水路から構成されている。水路は SUS で作られており、幅 20cm、長さ 30m の水路を 2 本直列に接続してあり、合計で 60m の長さがある。この水路はそれぞれのポンプを用いて供試水を一過式もしくは循環式で流下

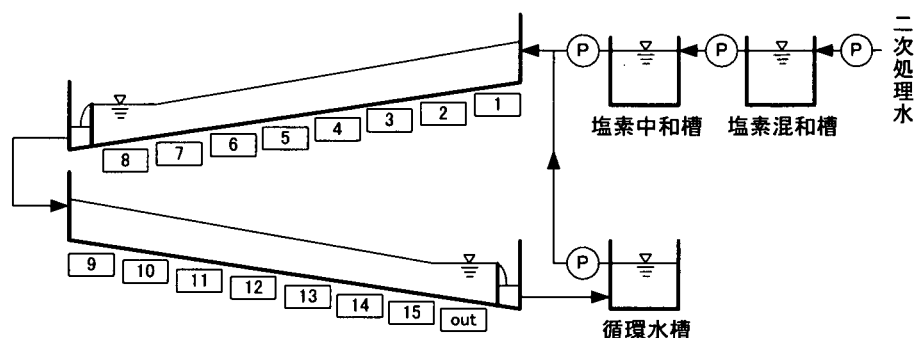


図-1 模型水路の概要

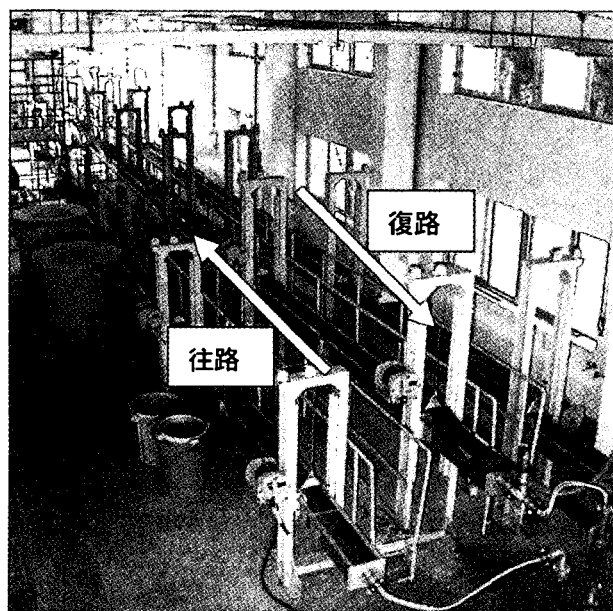


図-2 模型水路

させることが可能である。また、水路は勾配を自由に設定することも可能である。

供試水には実下水を用いた反応槽容量 10m³ の標準活性汚泥法パイロットプラントから得られた二次処理水を塩素消毒したもの、及びそれをチオ硫酸ナトリウムで中和したものとした。なお、塩素注入率は 0.5mg/L とした。

測定項目は、指標細菌として大腸菌、大腸菌群、及び一般細菌とした。大腸菌及び大腸菌群の測定は、合成発色酵素基質培地（MERCK 社製クロモカルト寒天培地）を用い、β ガラクトシダーゼ活性と β グルクロニダーゼ活性の有無を形成集落の色調により判別した。一般細菌、デソキシコール酸塩培地による大腸菌群は下水試験方法に準拠した。また、同時に一般水質項目として、水温、pH、DO、COD_{Cr}、SS、各態窒素、及びりんを測定した。

本研究では細菌の再増殖と水路による減衰の関係を調査するが、過年度の研究ではおよそ 100 時間程度で大腸菌群等が再増殖することが示唆されている⁹⁾。そのため、本実験では供試水を水路に循環させつつ流し、それぞれの条件において循環通水開始前と循環通水開始後およそ 120～150 時間後に、図-1 における「1」から採水し、それぞれの項目について測定した。実験条件を表-1 に示す。水路床は SUS、砂利、及び生物層を付着させた砂利の 3 種類とした。「SUS」の場合

は、それぞれの RUN の前に水道水で水路を洗浄し、その後供試水を通水した。「玉砂利」の場合は、それぞれの RUN の前に水道水を用いて丹念に水路と砂利を洗浄し、玉砂利に付いた生物層を落とした上で実験を行った。「生物層」の場合は「玉砂利」の場合と同様に洗浄してから玉砂利を水路に敷き、その状態

表-1 実験条件及び水路状況

	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5	RUN 6	RUN 7	RUN 8
水路形状	30,000mm ^L × 200mm ^W × 100mm ^H × 2往復							
水路床	SUS				玉砂利			生物層
塩素中和	無	無	有	無	有	無	無	無
流量 [L/min]	15	15	15	15	15	100	100	15
勾配 [%]	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	6.67	2.33
平均砂利高 [mm]	0.0	19.0	19.0	19.6	19.0	20.0	19.1	19.0
平均水深 [mm]	10.3	21.7	21.7	18.4	21.7	45.3	36.7	21.7
平均流速 [m/sec]	0.121	0.058	0.058	0.068	0.058	0.184	0.227	0.058
[m/hr]	7.3	3.5	3.5	4.1	3.5	11.0	13.6	3.5
レイルス数	867	1,151	1,024	808	1,151	4,389	5,353	1,024
水路容量 [m ³]	0.12	0.26	0.26	0.22	0.26	0.54	0.44	0.26
循環水槽容量 [m ³]	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48
全容量 [m ³]	0.60	0.74	0.74	0.70	0.74	1.02	0.92	0.74
水路滞留時間 [min]	8	17	17	15	17	5	4	17
循環時間 [min/回]	40	49	49	47	49	10	9	49

※玉砂利の性状:85%が粒径8～12mm、空隙率36.7%

※塩素注入率は0.5mg/L

※「平均水深」は玉砂利の空隙率を考慮した値

で塩素消毒を施していない下水二次処理水を 15L/min で一過式に 1ヶ月間流し続けることにより玉砂利に生物層を付着させ、その後実験を開始した。

また、水質のみならず、玉砂利に付着した指標生物についても分析を行った。分析は、供試水を水路に通水する前と通水した後に行い、それらの差を通水後玉砂利に付着した指標生物量とした。分析方法は、まず図-1 に示す「1」～「out」からそれぞれ、ほぼ同量ずつ少量の玉砂利を無菌的に採取し、ガラス瓶に入れた。これに高圧蒸気滅菌を施した生理食塩水を入れ、その上で超音波処理を 15 分間行った。この生理食塩水に含まれる指標細菌を測定し、それを単位玉砂利あたりの付着指標生物数とした。

3.3 結果

水路内縦断図を図-3 に示す。なお、横軸は測定地点を示し、図-1 における水路床番号に準じる。また、流れの状況について表-1 に示す。

水路は 2 本の水路を直列につないだものだが、それぞれの末端には堰を設けているため、それぞれの末端にあたる「8」、「out」では水面が高くなっていた。しかし、流速の大きい RUN6、RUN7 を含めて、それぞれの末端部で玉砂利が堆積していることはなかったため、玉砂利が流されていることはなかったものと考え

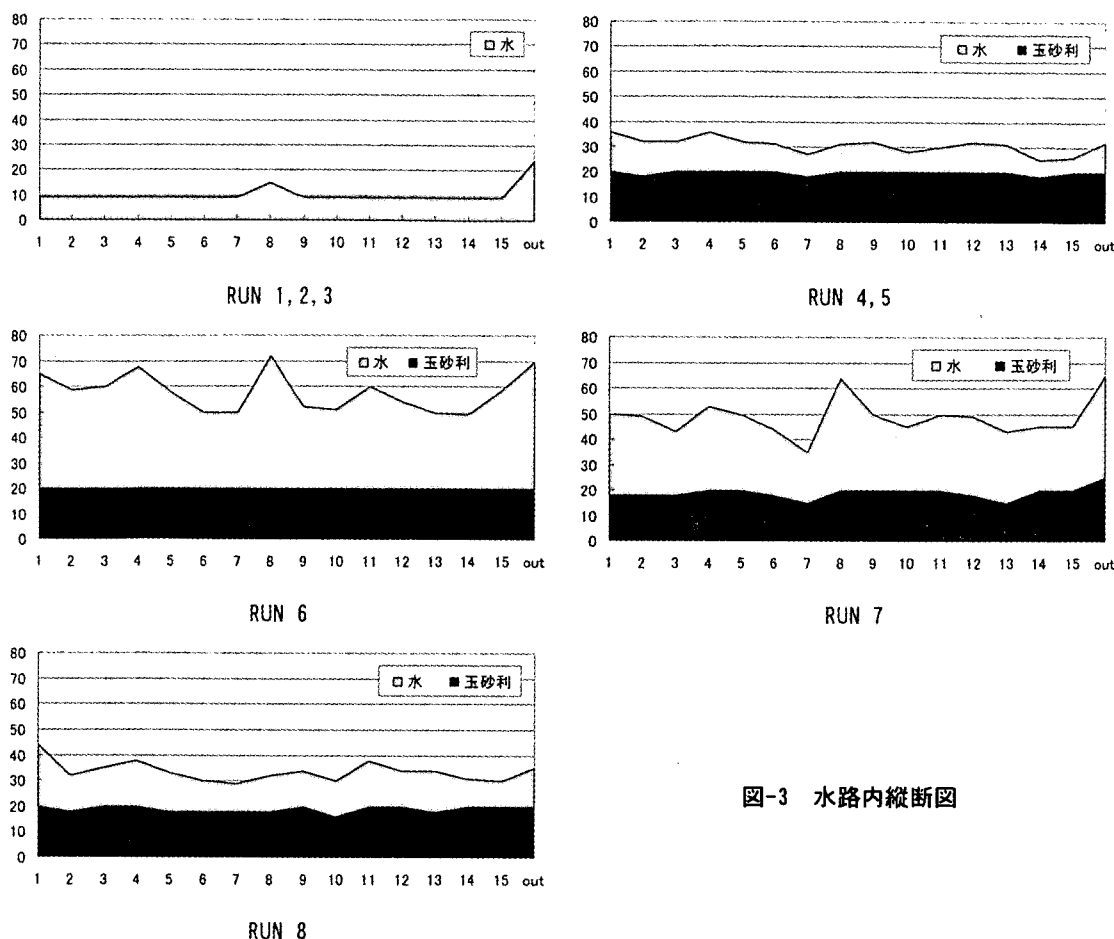


図-3 水路内縦断面

えられる。また、傾斜を大きくしている RUN7 では他の場合に比べ水面及び玉砂利層が不規則になっていた。レイノルズ数は流量の大きい RUN6、RUN7 で大きくなっていった。

表-2 に実験結果を示す。SS は全てのケースにおいて減少していた。水量が多く、乱流状態となっていた RUN6、RUN7 では SS が巻き上がり減少率に差が出るのが予想されたが、RUN6、RUN7 でも他のケースと同程度減少していた。減少した SS は 120～150 時間の通水の間に沈降したものと考えられる。ただし、水路床を生物層とした RUN8 では SS がほとんど減少していなかった。これは採水したときに、玉砂利から剥離した生物層を一緒に採取してしまったこと等が原因として考えられる。COD_{Cr} も同様にほとんどのケースにおいて減少していたが、水温の低い RUN1、RUN4、RUN7 では逆に増加していた。水温が低いために COD_{Cr} が微生物によって分解されることがなかったため減少はしなかったものと考えられるが、増加した原因は明らかではない。窒素、リンはケースごとに明確な差は見られなかったが、ほとんどのケースでは NO₃-N が増加することとなり、流下過程において硝化が進んでいることがわかった。総じて水路内は好氣的に保たれており、有機物等は分解されている傾向となっていた。

一方衛生学的指標では、大腸菌は全てのケースにおいて 97%以上の除去率となったが、大腸菌群（クロモカルト）、大腸菌群（デソキシコール）、一般細菌ではケースごとに差が出ることとなった。まず、水温の異なるケースとして RUN1（平均 9.4℃）と RUN2（平均 24.5℃）における指標細菌の除去率を比較すると、RUN1 では大腸菌群（クロモカルト）が 98.9%、大腸菌群（デソキシコール）が 87.9%、一般細菌が 94.1% となっているのに対し、RUN2 ではそれぞれ 70.6%、63.2%、42.5%となっている。過年度に行った文献調査では、河川調査により大腸菌群数が水温と正比例の関係があることがわかっている³⁾。また、過年度に行った基礎実験では、20℃では生理食塩水中（微量の培地成分を含む。）の大腸菌群数は増加するのに対し、

表-2 分析結果

		RUN 1		RUN 2		RUN 3		RUN 4		RUN 5		RUN 6		RUN 7		RUN 8	
		前	後	前	後	前	後	前	後	前	後	前	後	前	後	前	後
水路床		SUS				玉砂利				玉砂利				生物層			
塩素中和		無		無		有		無		有		無		無		無	
流量		15		15		15		15		15		100		100		15	
塩素濃度		2.33		2.33		2.33		2.33		2.33		2.33		6.67		2.33	
水温	[°C]	10.3	8.4	25.4	23.5	21.8	21.4	13.8	9.9	24.9	23.9	12.7	11.5	13.2	13.3	17.4	22.7
pH		6.8	7.8	6.4	7.5	7.1	6.9	7.6	7.1	6.5	6.0	6.5	7.5	6.5	7.6	6.2	5.4
DO	[mg/L]	5.3	10.6	6.2	8.1	8.3	4.7	8.8	11.2	2.7	4.2	7.6	8.0	7.7	6.6	5.0	4.4
遊離塩素	[mg/L]	0.11	0.06	0.08	0.07	0.07	0.04	0.15	0.09	0.00	0.05	0.10	0.04	0.11	0.09	0.08	0.08
全塩素	[mg/L]	0.14	0.08	0.10	0.07	0.10	0.09	0.23	0.11	0.21	0.10	0.14	0.11	0.12	0.11	0.14	0.12
COD _{Cr}	[mg/L]	52	54	28	8	59	21	40	54	37	14	51	17	20	31	26	21
SS	[mg/L]	18.5	0.3	8.8	1.1	7.6	1.4	2.6	1.7	5.4	1.2	11.8	0.6	6.6	2.4	8.0	7.0
T-N	[mg/L]	15.0	12.7	18.1	19.2	18.0	19.0	13.5	21.8	22.0	25.4	15.2	17.0	14.8	15.2	23.9	38.3
NH ₄ -N	[mg/L]	1.8	0.1	0.2	0.0	0.1	0.1	1.0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.6
NO ₂ -N	[mg/L]	8.6	4.4	0.1	0.0	0.0	0.1	5.6	4.8	0.1	0.2	3.9	1.4	11.3	0.0	0.2	0.1
NO ₃ -N	[mg/L]	1.7	5.9	22.9	18.9	12.6	17.2	3.7	12.3	16.5	16.4	7.1	14.5	2.0	13.7	20.9	33.4
NO _x -N	[mg/L]	10.3	10.2	23.0	18.9	12.6	17.2	9.3	17.1	16.6	16.6	10.9	15.9	13.2	13.7	21.1	33.5
T-P	[mg/L]	1.68	1.38	1.82	1.75	1.91	2.02	1.61	1.80	1.97	1.25	1.69	1.50	1.55	1.39	2.13	3.28
PO ₄ -P	[mg/L]	1.23	1.25	1.75	1.71	1.70	1.76	1.42	1.67	1.68	1.72	1.36	1.50	1.39	1.47	1.60	2.85
大腸菌	[CFU/mL]	138	1	97	0	41	1	28	0	66	1	55	2	83	2	32	1
大腸菌群	[CFU/mL]	2,125	24	2,810	825	1,935	1,535	1,945	66	4,670	2,050	2,040	113	2,230	107	1,085	633
大腸菌群(デソ)	[CFU/mL]	87	11	585	215	1,035	420	206	18	1,035	845	115	13	233	49	171	1,650
一般細菌	[CFU/mL]	5,450	320	2,225	1,280	8,350	595	27,600	2,940	3,550	4,700	8,450	620	21,450	835	2,260	2,660
大腸菌	[%]	99.3		100.0		98.8		100.0		99.2		97.3		97.6		98.4	
大腸菌群	[%]	98.9		70.6		20.7		96.6		56.1		94.5		95.2		41.7	
大腸菌群(デソ)	[%]	87.9		63.2		59.4		91.5		18.4		89.1		79.2		-864.9	
一般細菌	[%]	94.1		42.5		92.9		89.3		-32.4		92.7		96.1		-17.7	

4℃では時間に伴う減少が確認されている。本調査でも水温が高い方が大腸菌群、一般細菌が多くなっており、過年度の調査結果と一致する結果となった。また、塩素消毒後の塩素中和の有無においても衛生学的指標に差が出た。RUN2 と RUN3 を比較すると、大腸菌群はクロモカルトとデソキシコールのいずれの培地でも塩素を中和したケースの方が除去率が低くなった。一方、一般細菌は塩素を中和しなかった方が除去率が低くなった。また、水温が異なるために明確な判断はできないが、RUN4 と RUN5 を比較しても、指標細菌の除去率に大きな差が生じている。この差は、水温だけが異なる RUN1 と RUN2 の差よりも大きいため、塩素中和の有無の差が現れているものと考えられる。ただし、RUN2 よりも、塩素中和を施した RUN3 の方が一般細菌の除去率が高くなっている原因、及び RUN5 で一般細菌が増加している原因は明らかでない。また、水路床を生物層とした RUN8 では大腸菌以外の衛生学的指標の除去率は低くなっており、生物層による分解は確認されなかった。RUN8 では他のケースに比べて通水後の SS が高くなっているため、採水時に剥離した生物層と一緒に採取した可能性が考えられる。このため、大腸菌群（デソキシコール）が 10 倍程度まで増加する結果になったものと考えられるとともに、大腸菌群が SS に付着していた可能性が考えられる。

一方、生物層以外の水路床、水量、傾斜による衛生学的指標の差異は見られなかった。水量を増加させたり、傾斜を大きくさせたりすることにより流れが乱れることになり、沈降した SS や衛生学的指標が巻き上げられ衛生学的指標に影響を及ぼすことが予想されたが、その影響は確認できなかった。また、過年度の研究では、水路床が玉砂利の場合は玉砂利への吸着や空隙への捕捉により、水路床が SUS の場合よりも衛生学的指標に影響が出る結果となったが、本実験ではその影響は確認できなかった。この原因として、指標細菌が砂利やその付着生物によって吸着、分解されることよりも、塩素消毒の影響をより受けたことが考えられる。これらのことから、本実験の範囲では、乱流状態としても衛生学的指標にあまり影響を及ぼさないことや、水路床よりもわずかながら存在する残留塩素が影響を及ぼしやすいことがわかった。

表-3 には各衛生学的指標の除去率に関して、相関係数を示す。なお、ここでは除去率が他とは大きく異なっている RUN8 を除外して計算した。大腸菌はすべてのケースにおいて 100%に近い除去率を示していたため、ケースによって差が生じた他の指標とは相関はなかった。一方、デソキシコール酸塩培地による大腸菌

群と一般細菌は高い相関が見られた。しかし、これらが実際の病原性微生物とどれだけの相関があるのかが明らかでないため、今後の研究が必要であると考えられる。

表-4 には玉砂利への付着指標細菌数を示す。これは通水後の付着指標細菌数から通水前の付着指標細菌数を引いた差を示しており、正の値になっているものは通水中に指標細菌が付着して増加ことを示し、負の値になっているものは通水中に指標細菌が玉砂利から離れたことや、死滅により減少したことを示している。表-4 からは、

流量の少ないケースでは細菌が玉砂利へ付着しているのに対し、流量の多いケースでは必ずしも付着しておらず、むしろ付着細菌数は減少している場合が多かった。しかし、玉砂利へ付着した指標細菌数は通水中に減少した指標細菌の 0.01%~3%にとどまっており、付着による指標細菌の除去はあまりないものと考えられ、過年度の調査と一致する結果となった。また、付着した指標細菌が減少している場合でもその減少数は水中の指標細菌数に比較して非常に少なくなっていた。したがって、水路を流下する際は水路床への吸着（または脱着）の影響は少なく、ほとんどが別の要因（例えば被補食、死滅等）の影響を受けているものと考えられた。RUN8 では、付着していたすべての指標細菌が減少することとなった。RUN8 では他のケースに比較して通水後の SS が高いことから、何らかの理由で付着していた SS が巻き上がり、同時に指標細菌も巻き上がったため付着指標細菌が減少したものと予想された。

4. まとめ

- 1) 塩素消毒した下水二次処理水を模型水路に通水した結果、各指標細菌は水温、塩素の中和の影響を受けることとなったが、本実験の範囲では水路床、水量、水路の勾配の影響は受けなかった。
- 2) 水路床を生物層とした場合には各指標生物が減少することが予想されたが、本実験では巻き上げられた SS 等の影響により確認できなかった。
- 3) 各指標生物の相関係数を調べたところ、デソキシコール酸塩培地による大腸菌群と一般細菌には相関が見られた。しかし、実際の病原性微生物との相関は不明であるため、今後の研究が必要と考えられる。
- 4) 玉砂利に付着した指標細菌数は全指標細菌数に比べて極めて微少であり、通水により減少した指標細菌はほとんどが付着以外の要因（例えば被補食、死滅）によるものと考えられた。

参考文献

- 1) 土木研究所資料第 3661 号 平成 10 年度下水道関係調査研究年次報告書集「水系における病原性微生物の挙動に関する研究」、p. 59-64、1999
- 2) 国土技術政策総合研究所資料第 10 号 平成 12 年度下水道関係調査研究年次報告書集「水系における病原性微生物の挙動に関する研究」、p. 61-68、2001
- 3) 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

表-3 衛生学的指標の相関係数

	大腸菌	大腸菌群 クロモカト	大腸菌群 デソキシコール	一般細菌
大腸菌	-	0.154	0.214	0.348
大腸菌群(クロモ)	-	-	0.664	0.330
大腸菌群(デソ)	-	-	-	0.899
一般細菌	-	-	-	-

表-4 付着指標細菌数

		RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8
実験条件	水路床	玉砂利				生物層
	塩素中和	無	有	無	無	無
	流量 [L/min]	15	15	100	100	15
	勾配 [%]	2	2	2	7	2
	水温 [°C]	11.9	24.4	12.1	13.3	20.1
付着細菌	大腸菌 [CFU/g]	4	2	-1	-2	-26
	大腸菌群(クロモ) [CFU/g]	261	15,340	290	-464	-5,306
	大腸菌群(デソ) [CFU/g]	101	180	-18	56	-285
	一般細菌 [CFU/g]	12,198	18,442	6,077	-2,331	-3,167

4. 微生物群制御による内分泌攪乱物質の分解手法に関する研究

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
主任研究官 小越 真佐司
交流研究員 北中 敦

1. はじめに

都市活動によって排出される内分泌攪乱化学物質等は下水道に流入しており、下水処理で効果的に削減を図る必要がある。多くは、下水処理過程で除去されているが、処理が困難で残留割合が高い物質が存在している。一方、これらをよく分解する微生物が見出されており、それらを利用して既存施設の能力内で除去率を高めることができれば、好都合である。そこで本研究では、この特別な能力を有する微生物が活性汚泥のような複合微生物系の中で、どのような挙動をしているかを検討し、その能力を十分発揮させるために必要な事項を明らかにして、環境ホルモン等によるリスクを低減させる下水処理技術を確立しようとするものである。

平成12年度までの内分泌攪乱化学物質に関する調査・研究によって、下水処理場における主要な内分泌攪乱物質は17βエストラジオールとノニルフェノールであること、これらが活性汚泥処理によって実態として除去されていること、活性汚泥中にはこれらを分解もしくは蓄積する微生物が存在することが明らかになっている。また、分解微生物の単離も様々な研究機関等で行われており、土木研究所でも複数株の細菌を活性汚泥中から分離した。これらのうち、ノニルフェノール除去細菌を活性汚泥に直接摂取して除去率の向上を図ったが、逆に、分解率が低下する結果となった。

平成13年度は、活性汚泥から分離されたノニルフェノール除去菌株の希釈培養条件での除去能力を把握するための検討、活性汚泥によるノニルフェノールの除去機構解明のため、平成11年度から行っている集積部位に関する検討、除去微生物群把握のための第1段階としての活性汚泥処理条件によるノニルフェノール除去性の相違に関する検討を行った。

2. 活性汚泥微生物によるノニルフェノールの除去に関する検討

2. 1 単離菌株のノニルフェノール除去能力に関する検討

2. 1. 1 検討方法

下水処理場等の活性汚泥から単一基質培地等を用いて単離したノニルフェノールを資化すると考えられる菌株9株について除去能力を検討した。保存していたこれらの菌株をノニルフェノールを含まない培地で増殖させた後、ノニルフェノール100mg/lを含む培養液10mlに対して菌増殖液1mlの割合で混合し、28℃で培養した。培養開始後、0、5、24、48時間後と7日、14日後に培養液を氷冷して培養を停止し、液相中のノニルフェノールを分析した。培養液は集積培養に用

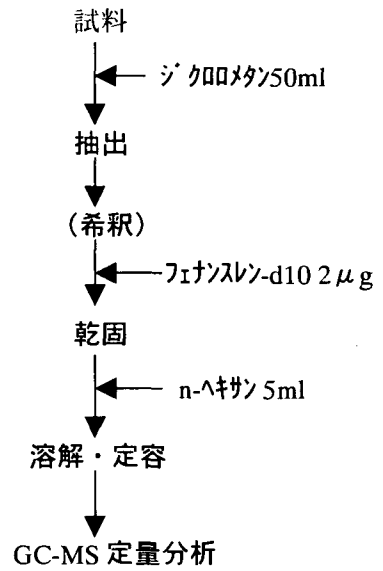
表－1 培養液組成

成分	濃度 (%)
K2HPO4	0.35
KH2PO4	0.15
(NH4)2SO4	0.05
NaCl	0.05
MgSO4・7H2O	0.015
微量元素	少量
ノニルフェノール	0.01
酵母エキス	0.005
pH	7.0

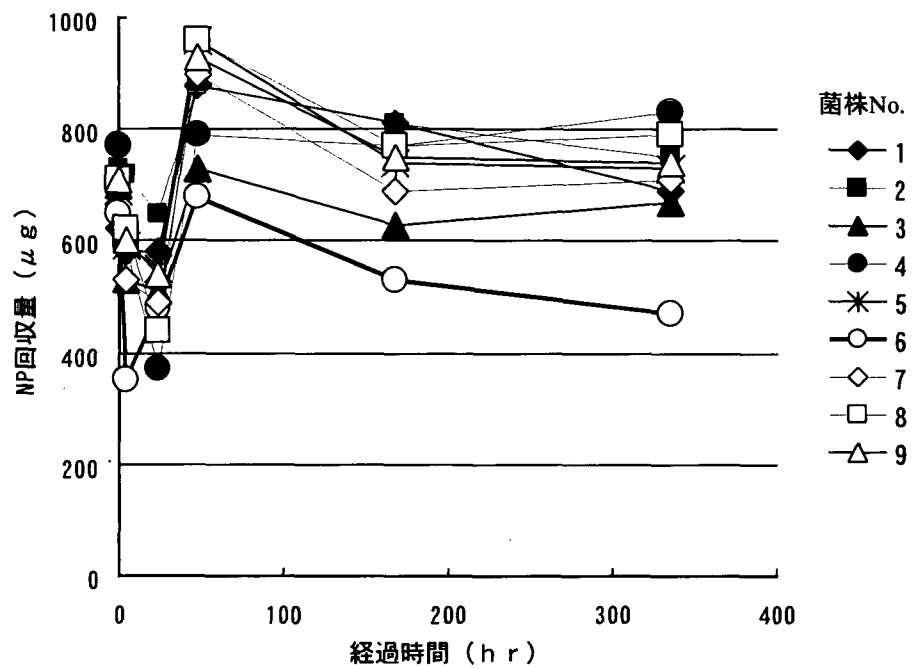
いたものと同じ、表－1に示す組成のものを用いた。ノニルフェノールの分析は、図－1に示す通り、培養液からジクロロメタンによって直接液液抽出する方法で行った。

2. 1. 2 検討結果

結果を液相から回収したノニルフェノール量の経時変化として図－2に示した。菌増殖液を添加しない培養液からの回収量は990 μ g（回収率99%）であった。0時回収量は何れの株もこれより少なく、混合直後に菌体に吸着されたと考えられる。初期吸着量は220～370 μ gである。培養開始後5時間までは何れの菌株も回収量が減少したが、24時間後では減少が停止もしくは増加に転じた株が出現した。48時間後には No.4 株を除く全ての株で最大回収量を観測し、24時間後から48時間後にかけて、一旦取り込んだノニルフェノールを放出する現象が生じたと考えられる。この間の放出量は200～520 μ gであった。その後は再び緩やかに回収量を減少させるものと、緩やかな増減を繰り返すものがあるが、No.3、No.6株



図－1 ノニルフェノール分析方法



図－2 ノニルフェノール資化性検討実験結果

以外は、初期吸着時の回収量を上回った。また、すべての菌株において、5時間後もしくは24時間後に記録した最低回収量を下回ることにはなかった。48時間後から14日後までの回収量の減少は、－10～230 μ gの範囲であった。以上の結果から、ノニルフェノール資化性菌として分離された菌株のほとんどは吸着によってノニルフェノールを保持しているだけで分解能力はほとんど持たないと考えられる。特に、培養開始後24時間までの液相からの回収量減少は大部分が吸着によるものであったと考えられ、最大吸着量は340～640 μ gであった。

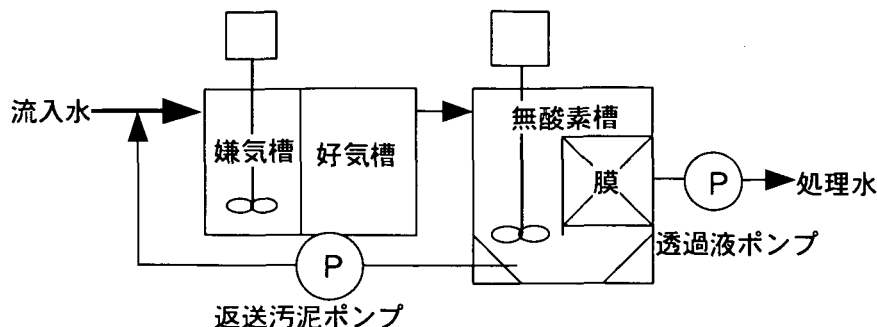
2. 2 活性汚泥による処理条件とノニルフェノール除去性の検討

2. 2. 1 実験の目的

実験室内の管理された条件の下で活性汚泥による下水処理を行い、運転方法がノニルフェノール除去に及ぼす影響を把握することを目的としている。今年度は SRT の違いについて検討した。

2. 2. 2 実験方法

図－3 に示す膜分離活性汚泥処理装置を 2 組用い、混合液を週に 1～2 回、各装置所定の量を引き抜くことによって SRT を 50 日および 100 日に保った。長い SRT の設定であるが、通常の活性汚泥処理における SRT および



図－3 膜分離活性汚泥処理装置

HRT の影響は別課題で既に検討されていること、ノニルフェノールは生物分解が困難な物質であることから、長い SRT の設定としたものである。

処理対象の下水は茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北浄化センターで採取し #100 メッシュスクリーンで夾雑物を除去した流入下水である。実験室内に搬入後は 4℃ で冷蔵庫内に保存し、ポンプで実験装置に供給した。馴致運転終了後は、エタノールに溶解した 4-ノニルフェノールを 1mg/l となるように添加して保存・供給した。

下水処理の反応順序は嫌気－好気－無酸素で、膜は無酸素槽内に設置した。槽容積の比は順に 2 : 3 : 5 で、合計 1 L である。無酸素槽から嫌気槽への汚泥返送率は設定流入速度の 50%（場合により 30～100%）に設定した。好気槽 DO は無酸素槽 ORP によって 0.5 または 1.5 mg/l または連続曝気の 3 段階に切り替わる設定でエアポンプを ON-OFF 制御し、無酸素槽の嫌気化および好気化を抑制した。

膜透過液の抽出はポンプによる連続抽出方式とし、原水供給ポンプと共に、無酸素槽の液位によって ON-OFF 制御した。膜透過液は冷蔵庫内の処理装置毎に独立した貯留槽に入り、1～数日分が貯蔵され、満水になると排出される。貯留槽液位、透過液ポンプ吸引圧力が検出・記録される他、透過液ポンプ運転時間の積算タイマーによって膜使用時間の読み取りが可能である。実験期間中に貯留槽液位の上昇速度の低下、吸引ポンプ圧力の低下などが認められた場合には、適宜、膜洗浄を行った。実験室内の温度は 20℃ であり、その他の運転条件、流入水量等は、表－2 に示す通りであった。

分析は週 1 回、原水と貯留槽内の処理水を採取して環境省告示の方法に準じて水中のノニルフェノール濃度を分析した。

表－2 運転条件等

項目	SY1	SY2
SRT (日)	100	50
平均処理水量(ml/d)	1232	1212
MLSS(mg/l)	2940	2770
好気槽 DO(mg/l)	0.59	0.76
嫌気槽 ORP(mV)	-259	-306
無酸素槽 ORP(mV)	-8.4	10.4

2. 2. 3 実験結果

図-4に実験結果を示した。ノニルフェノールの添加開始後（2月3日以降）に処理水中に残留するノニルフェノール濃度は、2系列とも馴養期間中の約 $0.1\mu\text{g/L}$ から、 $4\mu\text{g/L}$ 以上に上昇した。添加開始直後の2回を除く5回の分析結果の平均は、SRT50日のSY2系は $8.7\mu\text{g/L}$ で、SRT100日のSY1系の $4.5\mu\text{g/L}$ のほ

ぼ2倍であった。除去率としての差は0.2%程度であり、両系とも馴養期間中とほぼ同じ99%以上の高い除去率であった。50日以上長いSRTでも、短い方が処理水中へのノニルフェノールの残留性が高

まることを示す結果であると考えられる。

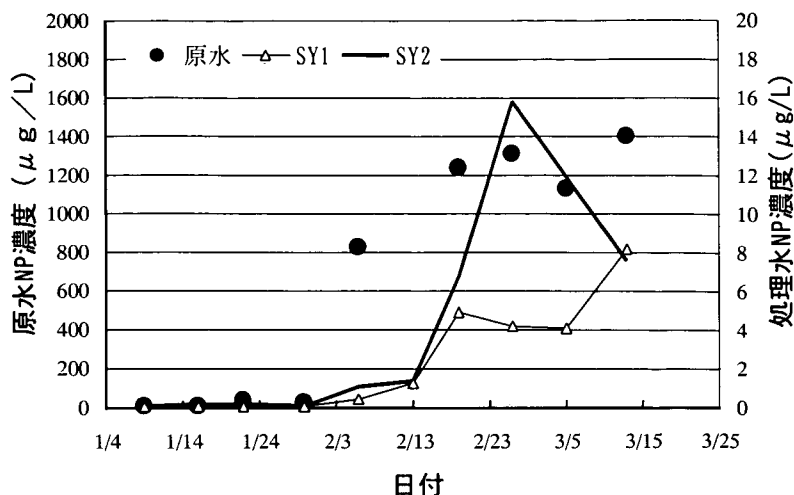


図-4 SRT比較実験結果

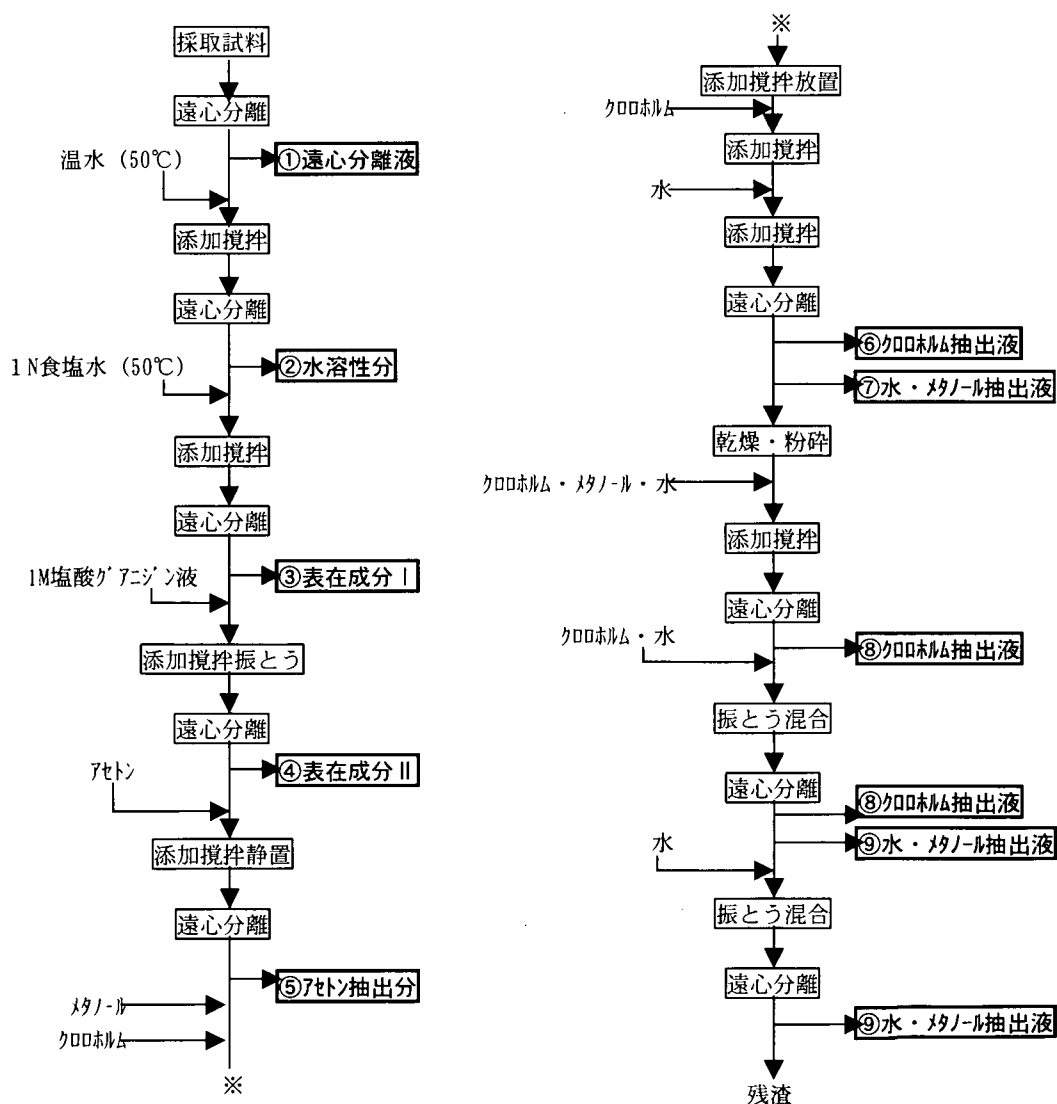


図-5 NP段階抽出操作

2. 3 活性汚泥中のノニルフェノールに関する検討

2. 3. 1 目的

前節の実験でSRT制御のために引き抜いた活性汚泥について、ノニルフェノールの含有量解析して、ノニルフェノール除去が吸着と分解の何れによるものか推定すると同時に、汚泥中の部位についての平成12年度の検討結果の再現性確認を目的として行った。また、同じ流入下標準的なSRTで処理している実験プラントの活性汚泥を同じ方法で分析して集積部分を比較SRTの長い膜分離法との相違を把握することも目的としている。

2. 3. 2 方法

活性汚泥からの抽出方法を図-5に示した。平成12年度の結果では実験室汚泥ではアセトン抽出分にノニルフェノールが多く含まれていたため、本年度の抽出法ではクロロホルム-メタノール抽出の前にアセトン抽出段を加えた。その他はほぼ平成12年度の方法と同じである。

2. 3. 2 結果

a. 活性汚泥中のノニルフェノール

量： 活性汚泥中のノニルフェノール

の含有量は、ノニルフェノールを添加した下水を処理して得た実験室汚泥の方が、ノニルフェノール無添加のほぼ同じ下水を標準的なSRTで処理して得た実験プラント汚泥より10～20倍含有量を示した。添加下水のノニルフェノール濃度は無添加下水の600倍程度あったが、陥は同程度であったから、ノニルフェノール抽出量の除去量に対する比率は、実験プラント汚泥が室内実験汚泥より30～60倍高い。図-6は実験室汚泥から抽出したノニルフェノール量移を示したものである。SRT50日の方は短期の変動が激しいが、長期的には安定した値で推ると見ることができる。平均値は640 μ gで、SRT100日の平均416 μ gより高いノニフェノール抽出量を示した。両者

の除去量には大差がないから、SRTの長い方がノニルフェノールとして抽出され難い形になっているものと考えられる。このような変化がノニルフェノールの分解によるものか吸着形態の違いによるものかは今回の結果からは判断できない。

b. 活性汚泥中のノニルフェノールの存在部位：段階抽出の

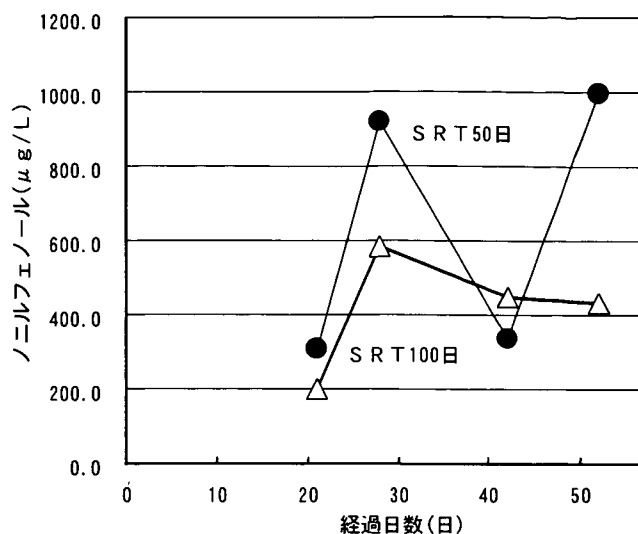


図-6 ノニルフェノール抽出量の推移

ノニルフェノール抽出部位の比較

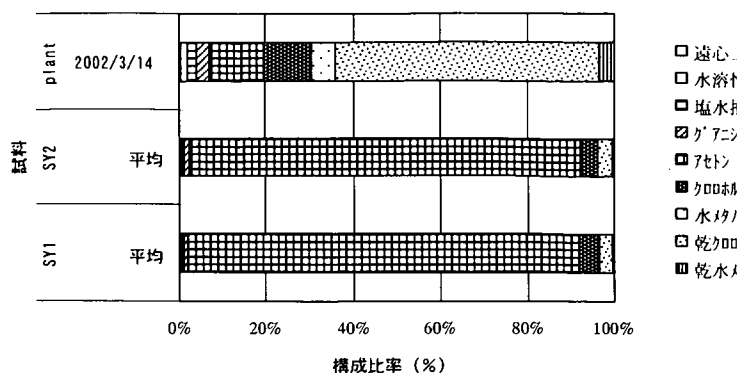
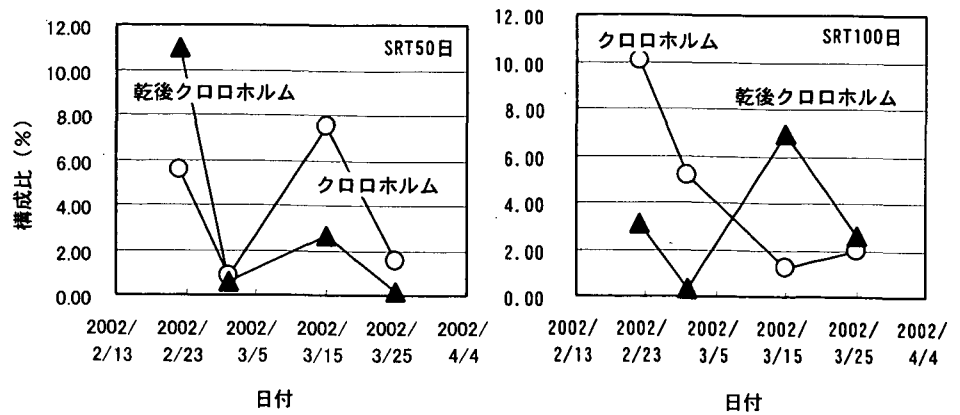


図-7 ノニルフェノール抽出部位の比較

各段での抽出量は
実験室汚泥と実験
プラント汚泥とで
かなり異なった傾
向を示した（図－
7）。即ち、実験室
汚泥ではアセトン
によって抽出され
る部分の割合が非
常に高いのに対し、
実験プラント汚泥



図－8 クロロホルム抽出画分の推移

ではクロロホルムによって抽出される部分が多い。この結果は平成12年度の調査結果とほぼ同じであり、ノニルフェノールの形態や実験プラント汚泥と実験室汚泥の運転条件等に基づく違いであると考えられる。実験室汚泥のSRTの違いによると見られる抽出部位の大きな差異は認められず、また、図－8に示すように、主要な抽出部位が経時的に変化する傾向も不明確であった。

3. ノニルフェノールの微生物処理に関する考察 および今後の課題

ノニルフェノール資化性を基準に活性汚泥から分離した菌の多くは、ノニルフェノールを多く吸着する菌であったが、分解は確認できなかった。一旦吸着されたノニルフェノールが大量に放出される現象が全ての株で認められたことから、単純な物理化学的吸着ではなく菌体内への直接的な取り込みあるいは生物活動に伴う菌体外分泌物への吸着等、生物反応による現象の可能性はある。ノニルフェノール添加下水を膜分離活性汚泥法によって処理し、1ヶ月以上にわたって99%以上のノニルフェノール除去率が安定して得られた。この間のノニルフェノール除去量と汚泥中の保持量および余剰汚泥としての排出量の収支を推定してみると、表－3の様になり、SRTが長い方が不明分の割合が高くなった。不明分は今回用いた抽出法では抽出できなかった吸着分や、分解されて他の物質に変換された部分であると考えられる。吸着だけの可能性もあるが、SRTが長い条件で不明分が増えていることから、増殖速度の遅い微生物（群）の作用によって分解が進展している可能性がある。ノニルフェノールの分解が検証できれば、それに関わる微生物（群）と、機能発現のための条件について、解明を進めてゆく必要があると考えられる。

参考文献

鈴木、小越、金「水環境健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討」平成12年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料第10号 pp53～60

表－3 ノニルフェノールの収支

			添加21日後	28日後	42日後
S R T 50 日	総除去量	(μg)	38200	47800	70700
	総引抜き量	(μg)	129	215	391
	保持量	(μg)	306	920	337
	不明分	(μg)	37800	46700	70000
	(不明率)	(%)	98.9	97.6	99.0
S R T 100	総除去量	(μg)	43400	52900	73600
	総引抜き量	(μg)	42	69	142
	保持量	(μg)	199	586	443
	不明分	(μg)	43200	52200	73000
	(不明率)	(%)	99.4	98.8	99.2

5. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究

材料地盤研究グループ（リサイクル） 上席研究員 鈴木穂

研究員 北村友一

研究員 中村みやこ

1. はじめに

下水処理水が関与した病原性微生物による集団感染の未然防止、また、下水処理水や汚泥の再利用にあたり、下水処理水や下水汚泥に含まれる病原性微生物に関する安全性確保が求められている。このため、極微量の病原性微生物を、迅速・簡便・安全に検出できる方法の開発や、下水処理過程や環境水中での病原性微生物の挙動の解明が望まれている。

本研究課題では上記の要請を踏まえ、分子生物学的手法（特に PCR (Polymerase Chain Reaction) 法）により、環境水・下水・汚泥中のウイルスおよび原虫を、迅速かつ高感度に検出する手法を提案する。また、下水処理過程や環境中でのウイルスおよび原虫の挙動を解明する。

水系病原ウイルスの検出に PCR 法を適用する場合、試料の適切な濃縮精製方法の開発と、ウイルスの生死判定が大きな課題となる。そこで PCR 法の適用に先立ち、比較対照として、現在一般的に用いられている培養法で得られたウイルスデータから、下水処理水再利用におけるウイルス感染の危険性の現状を把握し、さらにその制御手法の選定方法について検討した。

原虫に関してはクリプトスポリジウムを研究対象としているが、現在、クリプトスポリジウムオーシストの検出は、蛍光抗体染色を施した後、顕微鏡観察により検出されている。しかし、多くの夾雑物を含む環境水や下水試料中のオーシストを検鏡により検出することは困難であり、簡便かつ迅速な試験方法の開発が望まれている。そこで、本年度は、顕微鏡観察を必要としないリアルタイム PCR 法によるクリプトスポリジウムオーシストの定量検出方法を検討した。

2. 下水処理水再利用における病原ウイルスの挙動把握および制御手法の検討

2. 1 はじめに

下水処理水は、流量が安定しているので都市における代替水資源として重要視されている。平成 11 年度において、下水処理場で再利用された下水処理水の量は、全下水処理水量の 1.2% である 1.5 億 m³ となっている。一方、これまで問題にされてこなかった、ウイルスや原虫などの感染事例が多く報告されている。ウイルスに関しては、海外において処理水再利用の水質基準や処理法ガイドラインの設定例が見られるものの、日本ではまだ対策が検討されておらず、早急な対応が求められている。

以上の背景から、水系病原ウイルスに関する安全性確保の方法を検討することを目的として、土木研究所を主体とする「高度処理会議」の中に、平成 6 年に「再生水質検討小委員会」（2. 4 末尾の補注参照）が設置された。本委員会では、土木研究所の研究実施計画に基づき、全国下水処理場のウイルス実態調査、および下水中ウイルスの除去不活化実験¹⁾を行った。委員会の調査・実験結果を用いて、幅広い再生水の利用状況に対するウイルス感染リスクを定量的に評価するとともに、より合理的にウイルスを制御する方法について検討した。

2. 2 下水二次処理水中のウイルス存在状況

平成 9、10 年度の 2 年間、8 月から 3 月にかけての 3~4 回/年、全国 10 箇所の下水処理場で行われた病原ウイルス（腸管系ウイルス）の実態調査によると、二次処理水中ウイルス濃度累積頻度の標準偏差を横軸 x に、ウイルス濃度実測値を縦軸 y （対数軸）にとった場合、 $y = 0.9901x - 0.2133$ なる直線関係が得られた。このことから二次処理水中のウイルス濃度全体分布は、平均 $\mu = -0.2133$ （分散 $\sigma^2 = 1$ ）の対数正規分布に従うと推定された（全国の調査結果を一括してデータ解析しているため、地域の特性は考慮していな

い)。

2. 3 ウイルス感染リスクの算定と制御手法の検討

2.3.1 ウイルス制御手法選定の一般手順

下水および下水処理水中のウイルス濃度を直接測定し、常時監視することは、多大の労力や時間を必要とする。このことから、ウイルス濃度ではなく、再生処理法によってウイルスを制御する方法について検討した。即ち、再生水中のウイルス濃度の分布と、人が誤摂取する再生水量から、ウイルスに感染するリスクを求め、これを目標値以下に抑えるための再生処理法を選定する方法を検討した。

図-2.1 に、下水二次処理水を再利用する場合の、再生処理法を選定する手順を示す。

まず、対象とする再利用施設の利用状況を想定して、再生水を誤って経口摂取する年間頻度と、1 回あたりの摂取水量を設定する。

次に、再利用における誤摂取水量・頻度の設定値と、二次処理水中のウイルス濃度(実態調査結果)、および1 回あたりウイルス摂取量と感染確率の関係を示す式(文献²⁾から引用)から、二次処理水をそのまま再利用した場合の年間感染リスクを計算する。ウイルス濃度が分布を示すので、モンテカルロ法(確率論的問題の処理に乱数を利用する方法)を適用して年間感染リスクの分布を算出し、リスクの上位 2.5% 値を年間感染リスク(代表値)とする。

さらに、再生処理による二次処理水中のウイルス除去率を複数仮定し(それぞれ新たなウイルス濃度分布となる)、ウイルス除去後の年間感染リスク(代表値)を上記方法に従い各々計算する。これらの計算結果から、ウイルス除去率(x)と年間感染リスク(代表値)(r)の関係($r=f(x)$)を求める。

一方で目標とする年間感染リスク(r_0)を設定し、これを達成するために要求されるウイルス除去率(x_0)を $r=f(x)$ の関係式から求める。そして、別途実験で求められた再生処理法ごとのウイルス除去率と照らし合わせ、要求されるウイルス除去率を達成するための、再生処理法を選定する。

2.3.2 再生処理法選定の具体例

表-2.1 に、様々な再生水の用途における誤摂取状況の設定例を、表-2.2 に、それに対応した目標年間感染リスクごとの必要ウイルス除去率を示す。また、再生処理法ごとのウイルス除去不活化率を、表-2.3 および表-2.4 にまとめた(ポリオウイルスワクチン株を対象ウイルスとした実験結果¹⁾)。

表-2.1 の「芝生の散水」を例として、再生処理法を選定するまでの具体的な手順を図-2.1 に従って示す。

芝生の散水では、芝生上での遊戯や休息における芝生との接触により、年間 20 回、1 回あたり 0.1mL を経口摂取すると設定した(表-2.1 参照)。これらの値に、二次処理水中ウイルス濃度分布式(平均 0.62 [個/L] の対数正規分布)と、ウイルス摂取量と感染確率の関係式を適用して、年間感染リスクの代表値(r :

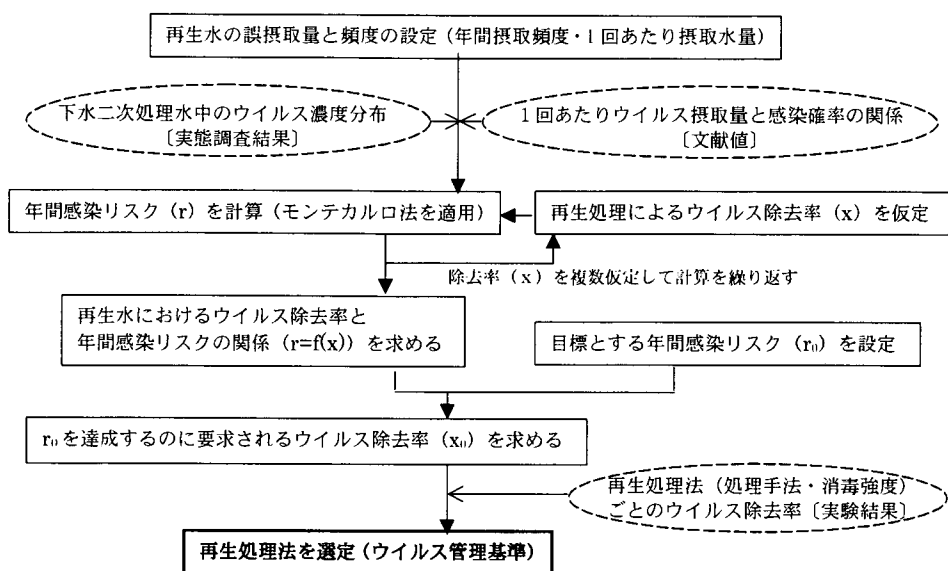


図-2.1 再生処理法を選定するための手順

対数値(log)を求めた。さらに複数のウイルス除去率(x：対数値(log))を仮定して、それぞれに対応するrを計算した。その結果、「 $r=-1.0x-1.2$ 」という関係式が得られた。この式より、目標とする年間感染リスク r_0 がそれぞれ $-2\log (=10^{-2})$ 、すなわち100人に1人)、 $-3\log (=10^{-3})$ 、 $-4\log (=10^{-4})$ のとき、要求されるウイルス除去率 x_0 は各々0.84log、1.8log、2.8logとなる(表-2.2参照)。

表-2.1 様々な再生水の用途における誤摂取状況の設定例

再生水の用途	想定した誤摂取状況	
	年間摂取頻度〔回／年〕	1回あたり摂取水量〔mL／回〕
親水施設（全身を浸す可能性がある場合）	8（2回／週の確率で摂取(真夏のみ)）	30（水遊びによる誤飲）
親水施設（手足を浸す可能性がある場合）	20（2回／週の確率で摂取(夏季のみ)）	0.3（手についた水の間接経口摂取）
滝・噴水（大規模）	10（1回／月の確率で摂取(冬季以外)）	1（ミストを吸い込む）
釣り堀	20（2回／月弱の確率で摂取（通年））	0.2（手についた水の間接経口摂取）
芝生の散水	20（2回／月弱の確率で摂取（通年））	0.1（手についた水の間接経口摂取）
トイレ水洗用水	3（オフィスビルで1回／日、週5日使用。約1％の確率で摂取（通年））	0.02（しぶきが口に入る）

表-2.2 目標年間感染リスクと要求されるウイルス除去率の関係

再生水の用途	要求されるウイルス除去率		
	年間感染リスク： 10^{-2}	年間感染リスク： 10^{-3}	年間感染リスク： 10^{-4}
親水施設（全身を浸す可能性がある場合）	2.5 log（= 99.68%）	3.8 log（= 99.98%）	5.0 log（= 99.999%）
親水施設（手足を浸す可能性がある場合）	1.3 log（= 94.63%）	2.3 log（= 99.50%）	3.3 log（= 99.95%）
滝・噴水（大規模）	1.5 log（= 97.05%）	2.6 log（= 99.76%）	3.7 log（= 99.98%）
釣り堀	1.1 log（= 92.06%）	2.1 log（= 99.24%）	3.1 log（= 99.93%）
芝生の散水	0.84 log（= 85.55%）	1.8 log（= 98.56%）	2.8 log（= 99.85%）
トイレ水洗用水	（除去の必要なし）	0.43 log（= 62.42%）	1.5 log（= 97.05%）

注）表-2.1の誤摂取状況の設定に基づいた計算

次に、要求されるウイルス除去率を満たす再生処理法を、表-2.3および表-2.4から選択する。例えば芝生の散水で年間感染リスクを 10^{-2} にしたい場合、要求される二次処理水中のウイルス除去率は表-2.2より約1logである。表-2.3より、例えば二次処理水中のウイルスを塩素消毒のみで1log除去するためには、塩素注入濃度で15mg/Lが必要である。これに対し、三次処理水中のウイルスを同じく1log除去するためには、2.5mg/Lまで塩素注入濃度が削減可能であることになる。

塩素・オゾン・紫外線消毒のいずれにおいても、二次処理水中より三次処理水中の方がウイルスは不活化しやすい傾向が見られたことから、砂ろ過により下水処理水中の濁度を減らした後で、各消毒方法を適用することがウイルスを不活化するうえで効果的である。表-2.4の砂ろ過水の濁度（1.1～1.2）は、表-2.3の各消毒方法を適用した際の三次処理水の濁度（0.4～0.7）と比較すると少し高い。通常の砂ろ過のみでは濁度が0.5程度まで下がらない場合は、濁度除去率向上のための補助的な方策が必要になると考えられる。

表－2.3 各消毒方法によるウイルス不活化率と消毒強度の関係

消毒方法	原 水		ウイルス不活化率		
	種 類	濁度 (－)	1log (90%)	2log (99%)	3log (99.9%)
塩素 (mg/L) * 1	二次処理水 * 3	3.0～3.5	15	－	－
	三次処理水 * 4 +NH ₄ -N * 5	0.7	7.0	17	－
	三次処理水 * 4	0.4～0.6	2.5	7.9	13
オゾン (mg/L) * 1	二次処理水 * 3	3.8	16	－	－
	三次処理水 * 4	0.4～0.6	7.6	13	18
紫外線 (mWs/cm ²) * 2	二次処理水 * 3	3.5	980	2,000	－
	三次処理水 * 4	0.6	560	1,200	1,800

－： データなし（実験の消毒強度範囲からは算出できない）。各数値の有効桁数は2ケタ。

- * 1 塩素およびオゾンの濃度は注入濃度で、接触時間は15分。
- * 2 紫外線照射時間は19～280秒。
- * 3 二次処理水： A₂O法（HRT≒8時間）
- * 4 三次処理水： N・P高度処理（HRT≒13時間）＋砂ろ過
- * 5 NH₄-Nは原水中での濃度が約10mg/Lになるように添加。

表－2.4 砂ろ過によるウイルス除去率および濁度の変化

試 料	ウイルス濃度 (PFU/mL)	ウイルス除去率	濁度 (－)
原水 (二次処理水)	9,000		3.5
ろ過水 (100m/日) *	4,000	0.36 log (56%)	1.1
ろ過水 (200m/日) *	6,500	0.14 log (28%)	1.2

各数値の有効桁数は2ケタ。

- * 原水にウイルスを添加したものを、約2～3時間継続ろ過した後、試料を採取した。

2. 4 ウイルス制御に求められる測定法の精度と 求められる要件

表－2.2において、例えば親水施設（全身を浸す可能性がある場合）での年間感染リスクを 10^{-4} にするために必要なウイルス除去率は5logで、このときのウイルス濃度は平均値で $10^{-4} \sim 10^{-5}$ 個/Lとなる。ウイルスを完全に制御するためには、この極微量ウイルスを実際に測定して安全性を確認しなければならない。効果的な濃縮精製などの試料前処理方法を含め、極微量ウイルスを確実に検出・測定する手法を開発する必要がある。

2. 5 まとめ

本研究では、現在のウイルス濃度測定技術とリスクアセスメント手法を利用し、ウイルス除去技術进行评估することにより、ウイルス制御手法の選定方法を検討した。ウイルスを完全に制御するためには、再生水中の極微量ウイルスを実際に測定して安全性を確認する必要がある。効果的な濃縮精製などの試料前処理方法を含め、PCR法を適用して極微量ウイルスを確実に検出・測定する手法を開発することが今後の課題となる。

補注：「高度処理会議」は、下水をより高度に処理し資源の有効利用や環境保全に資することを目的とした会議。土木研究所を主体とし、国土交通省都市局下水道部、日本下水道事業団、および全国17の地方公共団体下水道部局から構成された（平成13年8月に、「下水道技術会議」に改編された）。

近年、PCRにより増幅されるDNAが蛍光シグナルによりPCR中にリアルタイムで検出できるようになってきた。このリアルタイムPCR法を利用することにより、試料中の初期DNAを簡便に定量することが可能となった。即ち、既知試料についてDNAの対数直線増殖領域の蛍光強度を連続測定し、ある蛍光強度に到達するサイクル数と初期DNA濃度の関係をスタンダードとすることにより未知試料中の標的DNAが定量される。これまでに、リアルタイムPCR法によるクリプトスポリジウムの定量検出法は検討されていないことから、本研究ではクリプトスポリジウムをリアルタイムPCR検出するための基礎的条件の検討を行った。

現在までにクリプトスポリジウムの様々な遺伝子の塩基配列は読み取られ、ジーンバンクに登録されている。その中でもクリプトスポリジウムの熱ショック蛋白質遺伝子の全塩基配列は決定されており、また、様々な株の塩基配列も登録されインターネット上で公開されている。そこで、著者らは、クリプトスポリジウムのPCR検出には情報量が豊富にあるクリプトスポリジウム熱ショック蛋白質遺伝子を標的とすることとし、PCR検出のためのプライマーとプローブを設計した。設計したプライマーとプローブの位置および塩基配列を図-3.1と表-3.1に示した。

表-3.1 クリプトスポリジウムの熱ショック蛋白質遺伝子のPCR検出用プライマーとプローブの塩基配列

プライマーの塩基配列
フォワードプライマー : 5'-GTT GCT CCA TTA TCA CTC GG-3'
リバースプライマー : 5'-TCC TTA GTC ATG GCT CTC TC-3'

プローブの塩基配列
5'-GAA CGT AATACA ACT ATC CCA GCA AAG AAG-3'フルオレsein
5'-LCRed640-CAC AAG TCT TCA CTA CTT ATG CTG ATA ACC AG-3'

プライマーの塩基配列	
フォワードプライマー	5'-GTT GCT CCA TTA TCA CTC GG-3'
リバースプライマー	5'-TCC TTA GTC ATG GCT CTC TC-3'
プローブの塩基配列	
5'-GAA CGT AATACA ACT ATC CCA CCA AAG AAG-3'フルオレセイン	
5'-LCRed640-CAC AAG TCT TCA CTA CTT ATG CTG ATA ACC AG-3'	



ジーンバンク:登録番号 U11761, *Cryptosporidium parvum* KSU-1 heat shock protein 70 kDa
 (hsp70) gene, complete cds.より設計、増幅領域DNAサイズ:171bp

本実験ではロッシュ社製のリアルタイムPCR装置(LightCycler)を使用した。本装置におけるPCR中のDNAの蛍光標識方法には2種類ある。1つは2本鎖状態のDNAに特異的に結合するサイバーグリーンという蛍光試薬を利用する方法(以下サイバーグリーン法)と、もう1つは、PCRにより合成されたDNAの内部の塩基配列に特異的に結合する蛍光標識を利用する法(以下ハイブリダイゼーションプローブ法)である。はじめに、サイバーグリーン法の適用性を検討した。オーシストを20000個,6666個,2000個,666個,200個,66個,20個,6個,2個,0.6個の10段階の希釈系列を作成し、これらの試料から北村らの手順³⁾によりDNAを抽出した。抽出されたDNAは100μlまで濃縮し、このうち5μl中に存在するクリプトスポリジウムのDNAについてサイバーグリーン法によるリアルタイムPCR検出を行った。サイバーグリーン法の反応試薬にはLightCycler FastStart DNA Master SYBR Green I kitを使用した。本実験での試薬の濃度を表-3.2に示す。

次に、同試料を用いてハイブリダイゼーションプローブ法によるクリプトスポリジウムのDNA検出を行った。ハイブリダイゼーションプローブ法の反応試薬はLightCycler FastStart DNA Master Hybridization probes kitを使用した。反応試薬の濃度を表-3.3に示した。サイバークリーン法、ハイブリダイゼーションプローブ法ともPCR温度条件は同一とし、熱変成を95℃で10分行った後、PCRを95℃15秒、60℃15秒、72℃6秒で50サイクル行った。

さらに、従来の電気泳動による増幅産物の検出方法とリアルタイムPCR法の検出感度を比較するため、表-3.1 のプライマーを用いて、PCRを行い、増幅されたDNAを電気泳動法で検出した。従来法のPCR条件は、アニーリング温度をリアルタイムPCR法と同じ60℃に変更した以外は北村ら³⁾と同じ条件で行った。

表-3.2 サイバーグリーン法の試薬濃度

試薬の種類	濃度
H ₂ O	適宜
MgCl ₂	3mM
Forward Primer	0.5 μM
Reverse Primer	0.5 μM
LC FastStart DNA Master SYBR Green I	1 ×

表-3.3 ハイブリダイゼーションプローブ法の試薬濃度

試薬の種類	濃度
H ₂ O	適宜
MgCl ₂	3mM
Forward Primer	0.5 μM
Reverse Primer	0.5 μM
Fluorescein Probe	0.2 μM
LCRed Probe	0.4 μM
LC FastStart DNA Master Hybridization Probes	1 ×

3. 3 実験結果

3.3.1 サイバーグリーン法によるクリプトスポリジウムを検出限界

図-3.2 は、サイバーグリーン法によるリアルタイムPCRで検出した結果である。本図はサイクル数と蛍光強度の関係を示している。図よりすべての試料でサイクル数が進行すると共に蛍光強度も増加していることがわかる。蛍光強度の増加は、クリプトスポリジウムを添加していない蒸留水の条件でも観察された。図-3.5 の電気泳動の写真においても、蒸留水の条件（レーン1）において標的DNA以外のバンドが確認されていることから、PCR中にプライマーダイマー（プライマー同士が結合すること）が形成され、これにサイバーグリーンが反応したためと考えられる。標的DNAとプライマーダイマーとの判別は、融解温度（DNAの2本鎖が一本鎖になる温度）から判別が可能となる。サイバーグリーン法によるPCR終了後、温度を60℃から95℃までを徐々に上昇すると、DNAが一本鎖になる温度域でサイバーグリーン試薬は排除され、蛍光強度が減少する。図-3.3 はこのときの蛍光強度の変化率を示したものである。一般的に、融解温度はDNAの塩基配列が同じであれば同じ温度となり、塩基配列が異なれば融解温度も異なる。図-3.3 より試料中のオーシスト濃度が20000 個から66 個までは、83℃付近に融解点が存在しているが、オーシストが66 個以下では融解点は81～82℃付近にあることがわかる。融解点は微妙に異なっているが、1℃程度の融解温度の違いから、クリプトスポリジウムのDNAとプライマーダイマーを判別するのは困難であった。このことからサイバーグリーン法の正確な検出限界を把握することは困難であった。

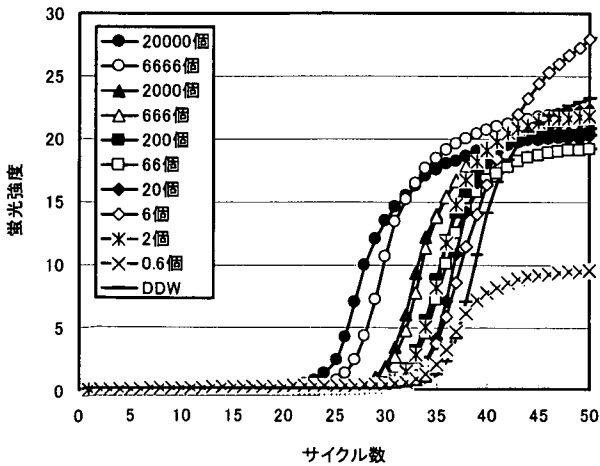


図-3.2 サイバーグリーン法によるクリプトスポリジウムのリアルタイムPCR 検出結果

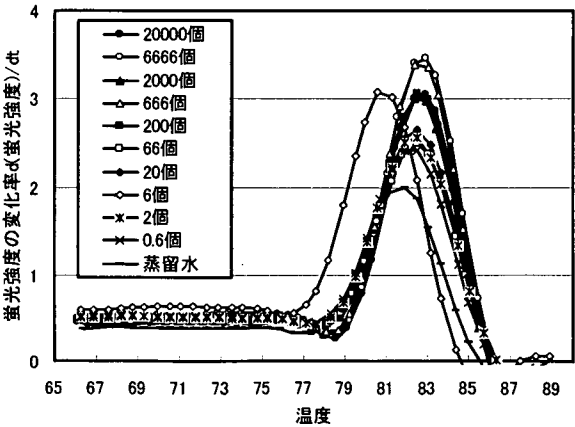


図-3.3 融 解 曲 線 ((サイバーグリーン法によるPCR終了後、温度を60℃から95℃まで1秒間に0.2℃で上昇したときの、蛍光強度の変化率)

3.3.2 ハイブリダイゼーションプローブ法によるクリプトスポリジウムの検出限界

図-3.4 はハイブリダイゼーションプローブ法によるクリプトスポリジウムのリアルタイムPCR検出結果である。図-3.4 よりわかるとおり、ハイブリダイゼーションプローブ法はサイバーグリーン法より特異性が高く標的遺伝子のみを検出することが可能となる。オーシスト数 20 個と 66 個の条件において蛍光強度は逆転したもの、オーシスト数 20 と 66 個の条件の蛍光シグナルは検出された。しかし、オーシスト数 20 個以下では検出できなかったことから、オーシスト数 20 個以上から検出可能となることがわかった。

図-3.5 は、同じ試料を従来法である電気泳動により検出したものである。その結果、オーシスト数 66 個の条件が、バンドが確認できるかできないかの境界であった。ハイブリダイゼーションプローブ法によるリアルタイムPCR法では、従来法の電気泳動法より 3~10 倍高い感度で検出できることがわかった。

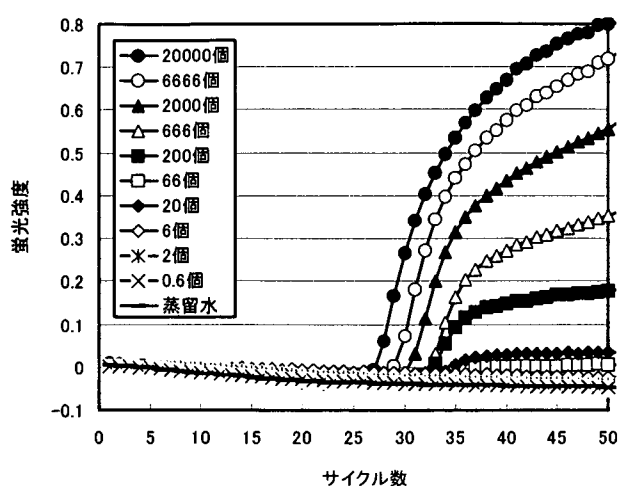


図-3.4 ハイブリダイゼーションプローブ法によるクリプトスポリジウムのリアルタイムPCR検出結果

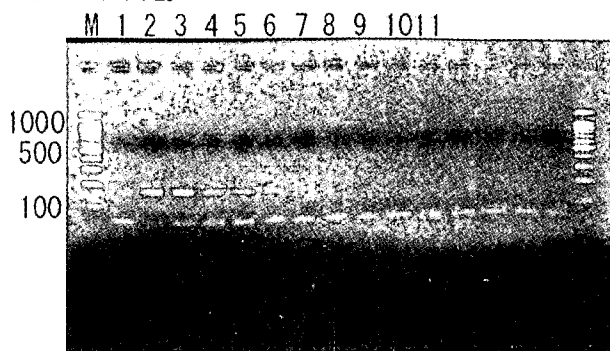


図-3.5 従来の電気泳動法によるクリプトスポリジウムのDNA検出

M:100~1000bp、マーカー 1:蒸留水、レーン 2:20000 個、レーン 3:6666 個、レーン 4:2000 個、レーン 5:666 個、レーン 6:200 個、レーン 7:66 個、レーン 8:20 個、レーン 9:6 個、レーン 10:2 個、レーン 11:0.6 個

3.3.3 リアルタイムPCR法による定量限界

図-3.6 はサイバーグリーン法により蛍光強度が 0.1 に到達するまでに要したサイクル数とオーシストの個数の関係を示している。オーシスト数 100 個以上で、直線関係が得られることがわかった。図-3.7 はハイブリダイゼーションプローブ法の場合である。ハイブリダイゼーション法の場合も、100 個以上で直線関係が得られることがわかった。以上のことから、オーシスト数 100 個以上で定量可能となることがわかる。

今回の検討では、DNAを抽出した試料 100 μ l の内 5 μ l 中 (1/20) にクリプトスポリジウムのDNAが存在するかどうかを見たものである。さらに、検出限界と定量限界を向上する方法としては、抽出されたDNAを 10 μ l 程度まで濃縮し、これをリアルタイムPCR検出することにより、検出限界と定量限界は向上するものと考えられる。

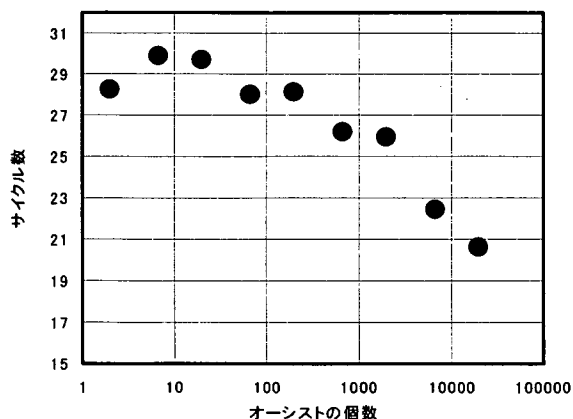


図-3.6 サイバーグリーン法による検量線

(オーシストの個数と蛍光強度が 0.1 に達するまでに要するサイクル数の関係)

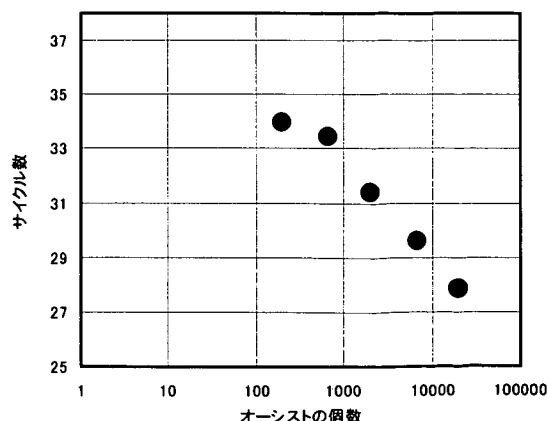


図-3.7 ハイブリダイゼーションプローブ法による検量線 (オーシストの個数と蛍光強度が 0.08 に到達するまでに要するサイクル数の関係)

3. 4 生存クリプトスポリジウムオーシストの検出方法の検討

クリプトスポリジウムによる感染リスクを評価する場合、環境水中に存在するクリプトスポリジウムの生死判定は重要である。標的をDNAとしている場合、検出されたクリプトスポリジウムの生死は判断できない。生存クリプトスポリジウムの検出は、mRNA を標的とすることにより可能と考えられている⁴⁾。これは、mRNA は生細胞においてのみ発現されることによる。そこで、リアルタイムPCR法によるクリプトスポリジウムの熱ショック蛋白質遺伝子（熱ショック蛋白質遺伝子は、細胞が熱や重金属などストレスを受けたときに発現する遺伝子）のmRNA の検出を試みた。

3.4.1 実験方法

新鮮なクリプトスポリジウムオーシストを 10000 個、1000 個、100 個、10 個の 4 段階に 10 倍希釈し、それぞれの試料に熱ストレスを 45℃20 分間与えた。その後、凍結融解法でクリプトスポリジウムを破壊し、東洋紡社製の MagExtractor RNA キットにより RNA の抽出を行った。RNA 抽出液には DNA の混入もあると考えられるため、DNase（DNA 分解酵素）で DNA を分解した。その後、逆転写（Reverse Transcription-RT）、つまり、RNA を DNA に逆転写する反応を行い PCR 法により RNA の検出を試みた。なお、RT-PCR 法において DNA を検出していないことを確認するため、同試料の PCR もおこなった。

次に、50%のキッチンハイター（主成分は次亜塩素酸ナトリウム）中に一晩（約 15 時間）と 65℃で 30 分間不活化処理を施したオーシストと、さらに、対照として不活化処理を施していないオーシストを 45℃20 分間の条件で mRNA を誘導発現した後、前述の RNA 抽出キットを用い、RNA を蒸留水 30 μl に抽出した。その後、RNA 抽出液を 10 μl ごと 3 等分し、1 つの試料には RNA のみを検出するため DNase 処理を施し、2 つ目の試料には、DNase 処理で陽性になった試料が、RNA であること再確認するため DNase+RNase（RNA 分解酵素）処理を施し（RNA ならば陰性となる）、3 つ目の試料は未処理とし、それぞれ 3 試料について RT-PCR と PCR を行った。なお、RT-PCR 法はハイブリダイゼーションプローブ法とし、表-3.1 と同じプライマーおよびプローブを使用した。RT-PCR に用いた試薬は、ワンステップ（一本のチューブ中で RT と PCR を行う方法）反応試薬である LightCycler RNA Master Hybridization probe kit を使用した。反応試薬の濃度を表-3.4 に示す。RT-PCR の温度条件は、RT 反応を 61℃20 分した後、続けて、熱変成を 95℃ 2 分行い、PCR を 95℃5 秒、60℃15 秒、72℃6 秒を 45 サイクル行った。

表-3.4 RT-PCR法の反応試薬濃度
（ハイブリダイゼーションプローブ法）

試薬の種類	濃度
H ₂ O	適宜
Mn(Oac) ₂	3.25mM
Forward Primer	0.5 μ M
Reverse Primer	0.5 μ M
Fluorescein Probe	0.2 μ M
LCRed Probe	0.4 μ M
LC RNA Master Hybridization Probes	1 ×

3.4.2 実験結果

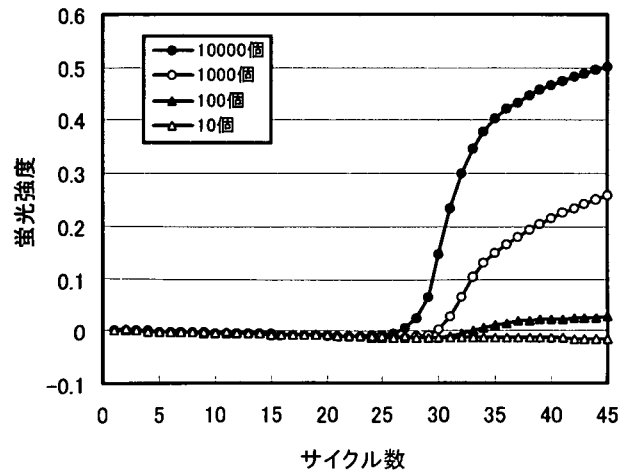


図-3.8 RT-PCR法によるクリプトスポリジウムのリアルタイムPCR検出結果

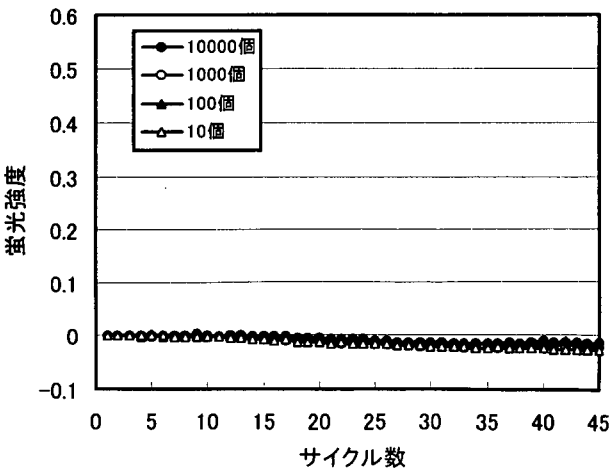


図-3.9 PCR法によるクリプトスポリジウムのリアルタイムPCR検出結果

図-3.8にオーシストの4倍段階10倍希釈系列のRT-PCR法による検出結果を示す。図-3.9は同試料をPCR検出した結果である。図-3.9のRT-PCRの検出結果より、オーシスト数100個以上から蛍光シグナルが検出されることがわかる。一方、図-3.9のPCRの検出結果からわかるとおり、PCRでは蛍光シグナルは検出されなかった。

図-3.10は、塩素と加熱による不活化処理を施したオーシストおよび不活化処理を施していないオーシストをRT-PCRにより検出した結果である。図-3.11は同試料をPCR検出した結果である。表-3.5は本実験結果の一覧表である。不活化処理を施したオーシストのRT-PCR（DNase 処理有り）は陰性となっており、RNAを抽出した試料をDNase 処理し、RT-PCRを行うことにより生存オーシストを検出することが可能となることがわかる。RT-PCR法においてmRNAを検出しているものと考えられるが、今後はDNAとmRNAの区別が付くプライマーやプローブを設計する必要があると考えられる。

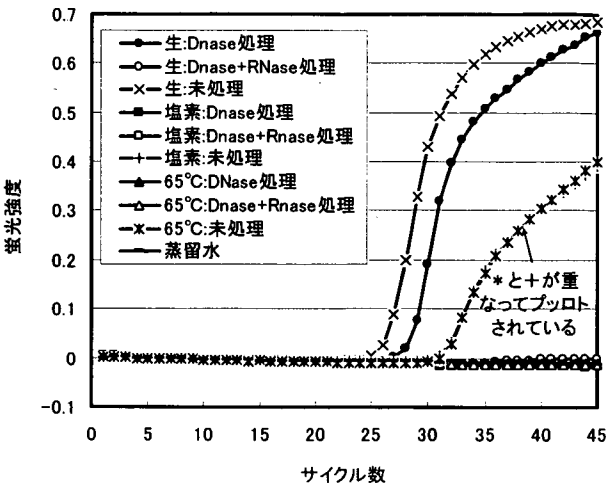


図-3.10 不活化処理を施したクリプトスポリジウムのRT-PCR検出結果

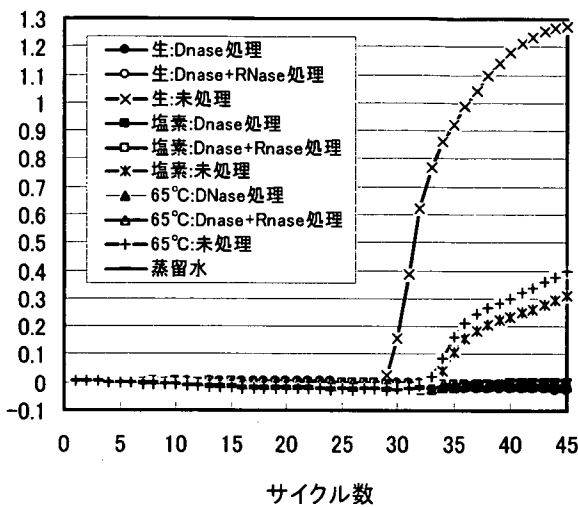


図-3.11 不活化処理を施したクリプトスポリジウムのPCR検出結果

表-3.5 不活化処理を施したオーシストRT-PCRおよびPCR検出結果

	不活化処理方法	DNase	DNase+RNase	未処理
RT-PCR	不活化処理なし	+	—	+
	塩素処理(50%のキッチンハイター中で一晚)	—	—	+
	65°Cで30分間加熱	—	—	+
PCR	不活化処理なし	—	—	+
	塩素処理(50%のキッチンハイター中で一晚)	—	—	+
	65°Cで30分間加熱	—	—	+

4. まとめ

水系病原ウイルスの検出にPCR法を適用するのに先立ち、現在一般的に用いられている培養法で得られたウイルスデータから、下水処理水再利用におけるウイルス感染の危険性の現状を把握し、さらにその制御手法の選定方法について検討した。ウイルス制御においては、再生水中のウイルス濃度の分布と、人が誤摂取する再生水量から、ウイルスに感染するリスクを求め、これを目標値以下に抑えるための再生処理法を選定する方法を検討した。塩素・オゾン・紫外線消毒のいずれにおいても、二次処理水より三次処理水の方がウイルスは不活化しやすい傾向が見られたことから、砂ろ過により下水処理水中の濁度を減らした後で、各消毒方法を適用することがウイルスを不活化するうえで効果的である。なお、ウイルスを完全に制御するためには、再生水中の極微量ウイルスを実際に測定して安全性を確認する必要がある。効果的な濃縮精製などの試料前処理方法を含め、PCR法を適用して極微量ウイルスを確実に検出・測定する手法を開発することが今後の課題となる。

リアルタイムPCR法によるクリプトスポリジウムの検出では、ハイブリダイゼーション法を用いることにより特異性の高い検出が可能となることがわかった。ハイブリダイゼーション法では、オーシスト数20個以上から検出可能であり、100個以上で定量可能となることがわかった。また、mRNAを標的とすることにより生存オーシストの検出も可能となることがわかった。今後は、検出限界と定量限界の向上を目指すと共に、実試料への適用性を検討する必要がある。

ある。

参考文献

- 1) 鈴木穰、小越眞佐司、諏訪守：病原性微生物の発生源および対策に関する調査、「国土技術政策総合研究所資料 平成 12 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料第 10 号」、pp.145-154、2001
- 2) Joan B. Rose and Charles P. Gerba: Use of Risk Assessment for Development of Microbial Standards, *Wat. Sci. Tech.*, **24** (2), pp.29-34, 1991
- 3) 北村友一、鈴木穰：P C R法による下水中のクリプトスポリジウムオーシストの検出方法の開発、土木技術資料、43・9、pp.22-27、2001
- 4) Christine Kaucner and Timothy Stinear: Sensitive and Rapid Detection of Viable Giardia Cysts and Cryptosporidium parvum Oocysts in Large-Volume Water Samples with Wound Fiberglass Cartridge Filters and Reverse Transcription-PCR, *Appl. Envir. Microbiol.*, **64**, pp.1743-1749, 1998

6. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究

水質チーム 上席研究員 田中 宏明
主任研究員 小森 行也
研究員 佐々木 稔
研究員 岡安 祐司
交流研究員 八十島 誠

1. はじめに

近年、水環境中での界面活性剤の分解物質や人畜由来のホルモンなどによって野生生物の内分泌攪乱が生じる場合があると報告されている。こうした内分泌攪乱物質について、発生源や排出源などで効率的なリスク削減対策を講じるためには、これら物質の水、底泥などの水環境での挙動を把握し、水域に与える影響を把握することが必要である。

生物の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（内分泌攪乱化学物質）による環境汚染問題が顕在化してきているなか、人畜由来のエストロゲンそのものによる環境影響についても、その内分泌攪乱作用の強さから注目が集まり始めている。都市排水を由来とするエストロゲンとしては、17 β -エストラジオール（女性ホルモン、以下E2）、その代謝生成物であるエストロン（E1）、及び経口避妊薬の主成分であるエチニルエストラジオール（EE2）が挙げることができる。

環境中に存在している濃度と内分泌攪乱作用の強さから、エストロゲンに次いで環境に与える影響が大きいと考えられるノニルフェノール（NP）は、都市排水に含まれる非イオン界面活性剤であるノニルフェノールエトキシレート（NPEO）が、下水処理場や河川の中でノニルフェノキシ酢酸（NPEC）等の中間物質を経由して分解されることによって生成しているといわれている。

エストロゲンやノニルフェノール類といった物質による環境リスクを正しく評価するためには、これらの物質の測定法を開発するとともに、水環境中における変化、生成、分解、蓄積、移動といったような挙動を把握することが必要である。

本研究では、適切な前処理、抽出法を用いたこれらの物質の機器分析手法を開発するとともに、生物分解等による環境中での変化現象を調査し、モデルを用いて挙動をシミュレートすることで、環境リスク評価や予測に必要な知見を得ることを目的としている。

2. 研究の内容

2. 1 エストロゲン分析手法の改良

エストロゲン（E2, E1, EE2）の分析手法としては、従来法に較べ前処理を簡易化することを目的とし、エストロゲンをC18カートリッジで吸着、溶出後のクリーンアップにフッ化カルボキシカートリッジとNH₂カートリッジを用いる前処理法を採用した。

具体的な試料の前処理は、1)試料1,000mlをガラス繊維ろ紙（孔径1 μ m）でろ過する。2)ろ紙に残った浮遊物質（SS）をメタノール10mlを用い2回抽出（超音波利用）し、抽出液をろ液に合わせる。3)ろ液に内標準物質（E2、E1、EE2の各d体）を添加した後、通水直前にメタノールと精製水でコンディショニングしたC18カートリッジに通水し、E2、E1、EE2を吸着させる。4)通水後のC18カートリッジは、遠心分離と窒素ガスパージにより脱水する。5)酢酸エチル/メタノール（5:1）6mlを通しE2、E1、EE2を溶出させ、溶出液は、窒素吹き付けにより濃縮乾固する。6)ヘキサン/ジクロロメ

タン (1:1) 1ml に溶解 (超音波利用) し、この溶解液をフロリジルカートリッジに通しクリーンアップする。7)溶解液の入っていた容器はヘキサン/ジクロロメタン

(1:1) 1ml で洗いフロリジルカートリッジに通す。8) フロリジルカートリッジにヘキサン/ジクロロメタン (1:1) 10ml を通し不純物を洗い流す。9) フロリジルカートリッジに吸着した E2、E1、EE2 は、アセトン/ジクロロメタン (1:9) 6ml で溶出させ、溶出液を窒素吹き付けにより濃縮乾固した後、メタノール 1ml に再溶解する。10)再溶解した液を NH₂ カートリッジに通しカチオン系の不純物を吸着除去する。11)再溶解液を通した NH₂ カートリッジにメタノールを 5ml 通し、窒素吹き付けにより濃縮乾固した後、メタノール 1ml を加え再び溶解する、という手順とした。分析は表-1 に示す条件により、LC/MS/MS を用いて行った。

標準溶液の繰り返し測定を行った結果 (表-2) より、バラツキを標準偏差 (σ) で表した場合の 10σ の検出下限値として、実試料を対象とした場合に E2 で 1.3ng/L、E1 で 0.5ng/L、EE2 で 1.6ng/L という結果となり、従来法と同等の精度が得られた。また、河川水試料へのエストロゲン標準物質の添加回収試験を行い、その結果 (表-3)、ほぼ 100% の回収率を得ることができた。

2. 2 ノニルフェノキシ酢酸分析手法の検討

NPnEC 類の分析手法としては、磯部ら¹⁾の方法を基に検討、若干の変更を加え、n=0,1,2 の NPEC を対象として分析を実施した。固相カラム tC18 及び陰イオン交換樹脂カラム SAX を用いメタノールに溶出させた NPnEC 溶出液に、BF₃/メタノールを加え 90℃ で 1 時間加熱してメチル化、ヘキサン抽出後に内部標準物質 (ピレン-d₁₀) を加え、表-4 に示す条件で GC/MS による定量を行った。

NPEC(NP0EC, NP1EC, NP2EC)標準メタノール溶液を繰り返し分析した結果 (表-5) から、実試料の 1000 倍濃縮を考慮した 10σ の定量下限値として 0.03 μ g/L が得られた。また、精製水、下水二次処理水、同一次処理水への標準物質の添加回収試験からは、77.9%~102%と良好な回収率を得ることができた。

表-1 LC/MS/MS測定条件

HPLC	装置	Agilent 1100	
	カラム	Agilent Zorbax Eclipse XDB-C18 2.1 ϕ × 150mm, 40℃	
	移動相	アセトニトリル/水 (60/40), 0.15ml/min	
	注入量	10 μ l	
MS/MS	装置	TSQ API-2	
	イオン化	ESI, 負イオン	
	コリジョンガス	Arガス	
	測定イオン	E2	271 → 145
		E1	269 → 145
		EE2	295 → 145
		E2-d3	274 → 145
		E1-d2	271 → 147
		EE2-d4	299 → 147

表-2 標準液の繰り返し(n=8)測定結果 (ng/mL)

	E2	E1	EE2
平均値	1.91	2.17	1.76
σ	0.125	0.045	0.155

表-3 河川水への添加回収試験結果

	(ng/mL)		
	E2	E1	EE2
無添加濃度	0.0000	0.0001	0.0000
標準物質添加濃度	0.0100	0.0100	0.0100
添加後の濃度	0.0103	0.0106	0.0105
回収率 (%)	103	105	105

表-4 GC/MS分析条件

GC条件	カラム	HP-5MS 30m × 0.25mm df=0.25 μ m
	カラム温度	100℃ (1min) ~ 12℃/min ~ 300℃ (1min)
	注入口温度	300℃
	注入法	パルスドスプリットレス
	キャリアガス流量	1.2mL/min
MS条件	インターフェイス温度	300℃
	イオン源温度	230℃
	イオン化法	EI
	イオン化電圧	70eV
	検出モード	SIM (定量イオン: 221.2, 265.2, 309.2)

表-5 標準試料の繰り返し分析結果 (ng/ μ L)

	NP0EC	NP1EC	NP2EC
1	0.071	0.045	0.046
2	0.066	0.042	0.041
3	0.065	0.041	0.042
4	0.064	0.042	0.044
5	0.063	0.040	0.040
平均	0.066	0.042	0.043
標準偏差 σ	0.0031	0.0019	0.0024
CV (%)	4.7	4.5	5.7

化学物質のリスクを評価し、将来的にはリスク削減策を立てるためには、対象となる物質の環境中での変化、生成、分解、蓄積、移動といった挙動を把握する必要がある。

既往の化学物質の水中での挙動に関する研究についての文献調査からは、単一の有害物質の評価のみが可能なモデルや、底泥と水の間の移動をシミュレートできないモデルなどは発表・公開されているものの、NP 類に代表される複雑な生成経路をもつような物質を対象とし、巻き上げを含めた底泥との間の移動のような挙動をシミュレートが可能なモデルはみつからなかった。本研究では、こうした化学物質の複雑な挙動を把握するための解析手法として、AQUATOX[®]モデルをベースとした槽列モデルを作成し、河川（湖沼を含む）を想定した化学物質挙動をシミュレートするための基本構造を作成した。作成したモデルにおける仮定条件を以下に示す。

図－１　NP類の分解経路

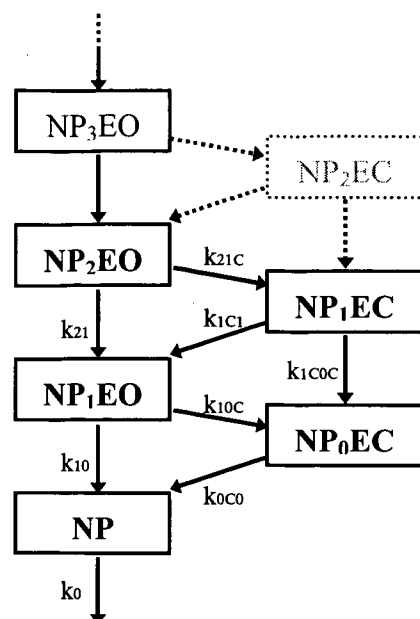


図-1 NP類の分解経路

- 77 —

1 6) 対象物質の底泥表層部から底泥深層部の物質溶出に寄与しない部分（固定層と呼ぶ）への移動は、間隙中の拡散によって行われ、その速度は一定である（但し、温度に比例する）。

これらの仮定に基き、実際に河川環境中で起こると考えられる化学物質の反応及び移動のモデルプロセスを整理すると、以下ようになる。

1) 流入及び流出

$$In = \frac{F}{V} C_{inf}^i = \frac{C_{inf}^i}{HRT} \quad Out = \frac{F}{V} C_{eff}^i = \frac{C_{eff}^i}{HRT} \quad C: \text{濃度}, i: \text{対象物質}, F: \text{流量}, HRT: \text{滞留時間}, V: \text{水容積}$$

2) 大気への揮散、大気からの吸収

$$AtmExch = \frac{k_L A}{V} (C_{SAT}^i - C^i) = k_L a (C_{SAT}^i - C^i) = \frac{k_L}{h} (C_{SAT}^i - C^i)$$

k_L : 物質移動係数, A : 水表面積, C_{SAT} : 飽和濃度, h : 水深

3) 分解反応

$$Allreact = k_{BF} C^j - k_R C^i \quad k_R: \text{総括一次分解反応係数}, C^j: i \text{ の前駆物質濃度}$$

$$\text{光分解反応速度} \quad Lightreact = -k_L C^i$$

$$\text{加水分解反応速度} \quad Hydreact = -k_H C^i$$

$$\text{生化学分解反応速度} \quad BioreactDec = -k_{BD} C^i$$

$$\text{生化学生成反応速度} \quad BioreactForm = k_{BF} C^j$$

$$\text{総括一次分解反応係数} \quad k_R = k_L + k_H + k_{BD}$$

4) 吸着及び溶出

$$\text{吸着平衡} \quad C_{Ads}^i = k_{ad} C_{SS} C^i \quad C_{ads}: \text{吸着物質濃度}, k_{ad}: \text{吸着平衡定数}, C_{SS}: \text{浮遊物質濃度}$$

$$\log(K_{OC}) = 0.07919 \log(K_{OW}) + 0.0784 \quad K_{OC}: \text{浮遊物中有機炭素への吸着係数}$$

$$K_{ad} = f_{OC} K_{OC} \quad f_{OC}: \text{浮遊物の炭素含有率}$$

$$C_T^i = (1 + k_{ad} C_{SS}) C^i \quad k_{ad}: \text{吸着平衡係数}, C_{SS}: \text{懸濁成分濃度}$$

5) 懸濁成分の沈降

$$Ads = \frac{v_{sed}}{h} K_{ad} C_{SS} C^i \quad v_{sed}: \text{懸濁成分の沈降速度}$$

6) 底泥の巻上げ

$$Rsus = \frac{v_{res}}{h} K_{ad} C_{S-Sed} C_{PW}^i \quad v_{res}: \text{巻上げ速度}, C_{S-Sed}: \text{底泥中固形物濃度}$$

7) 底泥からの溶出（拡散）

$$C_{T-Sed}^i = (1 + k_{ad} C_{S-Sed}) C_{PW}^i \quad C_{T-Sed}: \text{底泥中濃度}, C_{S-Sed}: \text{底泥中固形物濃度}, C_{PW}: \text{間隙水中濃度}$$

$$h^* = \frac{h + h_{Sed}}{2}$$

$$Dissol = \frac{k_{exch}}{h^*} (C_{PW}^i - C^i) \quad k_{exch}: \text{物質移動係数}, h^*: \text{水柱と底泥表面の距離}, C_{PW}: \text{間隙水中の物質濃度}$$

8) 底泥内での拡散

$$Sink = \frac{k_{fix}}{h^S} (C_{PW}^i - 0) = \frac{k_{fix}}{h^S} C_{PW}^i \quad k_{fix}: \text{底泥表層から固定層への物質移動係数}, h^S: \text{表層と固定層中心の距離}$$

9) 植物プランクトンへの蓄積

$BCF_{Al} = 2.57 K_{Ow}^{0.91}$ BCF_{Al} : 植物プランクトンへの濃縮係数

$C_{Al}^i = BCF_{Al} C_{Al} C^i$ C_{Al} : 植物プランクトン濃度

$RAl = \frac{dC_{Al}}{dt} BCF_{Al} C^i$

1 0) 非脊椎動物への蓄積

$Log (BCF_{Inv}) = (0.7520 Log (K_{Ow}) - 0.4362) f_{wD}$ BCF_{Inv} : 非脊椎動物への濃縮係数, f_{wD} : 湿重量/乾重量比率

$C_{Inv}^i = BCF_{Inv} C_{Inv} C^i$ C_{Inv} : 非脊椎動物濃度

$RInv = \frac{dC_{Inv}}{dt} BCF_{Inv} C^i$

1 1) 魚類への蓄積

$KB_{Fish} = f_{Lip} f_{wD} K_{OW}$ f_{Lip} : 脂肪率

$DepFish = 28.18 K_{Ow}^{-0.53} C_{Fish}^i$ $DepFish$: 魚体中の対象物質濃度減少速度, C_{Fish} : 魚類濃度

$BCF_{Fish} = KB_{Fish} (1 - \exp\{-DepFish \times TIME\})$ BCF_{Fish} : 魚類への濃縮係数

$C_{Fish}^i = BCF_{Fish} C_{Fish} C^i$

$RInv = \frac{dC_{Inv}}{dt} BCF_{Inv} C^i$

各ユニットプロセスを組み込んだ挙動モデルの構造が図-2である。この構造を完全混合の1単位のエレメント（槽）と規定、現実の河川に適用する場合にはエレメントの数を複数（N）個に設定し、図-3に示すような槽列モデルとして計算することによって、河川の特典部分の押し出し流れをシミュレートすることが可能である。

対象物質の濃度分布を、流れ方向の拡散の無い押し出し流れと槽列モデル比較した場合の誤差は、河川の有効拡散係数を100m²/s、対象河川区間長20km以上、流速を1m/sと仮定した場合で、槽列数Nを10とすることで5%程度（図-4）となった。この結果より、槽列モデルで適切な槽数を設定することによって、河川区間のシミュレートが可能となるという結論に達した。

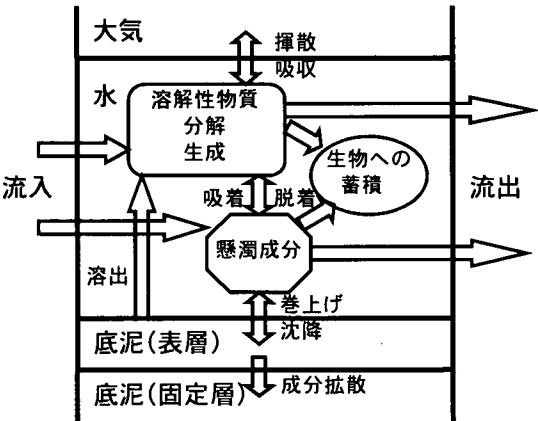


図-2 モデルのエレメントの構造

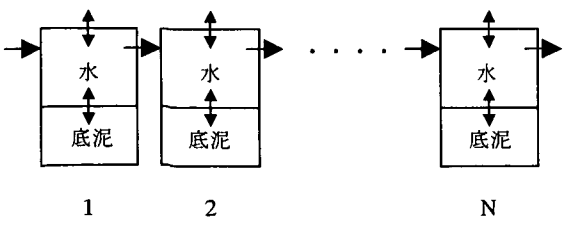


図-3 モデルの槽列構造

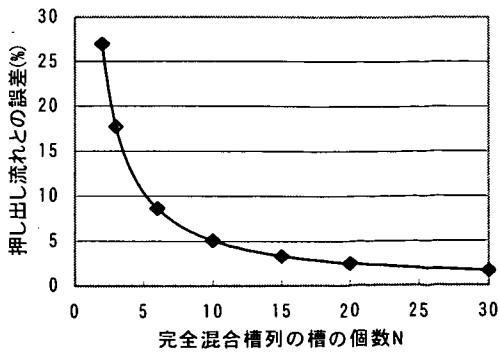


図-4 槽列の数と押し出し流れとの誤差

4. まとめ

平成 13 年度は、環境水試料を対象とした、LC/MS/MS によるエストロゲン分析法の前処理法の簡易化を目的とした改良を行った。ノニルフェノキシ酢酸の分析法に関する検討を実施し、固相カラム及び陰イオン交換樹脂カラムを用いた前処理からの GC/MS による分析手法を確立した。また、水環境中での挙動をシミュレートするための化学物質の挙動モデルの開発に着手し、以下の結果を得ることができた。

- 1) 簡易化した新しい前処理法により、従来と同等の精度でのエストロゲン (E2, E1, EE2) の測定が可能であることを確認した。
- 2) メチル化し GC/MS を用いる手法によって、定量下限値 0.03 μ g/L での NPEC 類の分析が可能なことを確認した。
- 3) 内分泌攪乱物質を含む化学物質の水環境中での挙動について、AQUATOX をベースとしたモデルによる反応・移動の各プロセス及び完全混合槽列構造による河川のシミュレート法を整理した。

今後は、分析手法に関してはさらなる簡易化、高精度化を図り、モデルに関しては槽列構造での計算を行うための電算化を行っていくことが当面の課題である。また、モデルの各プロセスの反応係数や実際の河川における化学物質の濃度等の情報に関しては、文献調査では不詳な部分も多いため、室内試験による分解速度定数に関する調査や、河川・湖沼等で底泥も対象とした化学物質の実態調査によってデータを蓄積することで、より正確なシミュレートが可能となることが期待出来る。将来的には、内分泌攪乱物質による環境リスクの予測や評価に用いることが可能とするために、モデルの精度を向上し演算結果と実環境の状況との乖離を減らしていくことが課題となる。

参考文献

- 1) E. Routledge, J. Sumpter : 「Estrogenic Activity of Surfactants and Some of Their Degradation Products Assessed Using a Recombinant Yeast Screen」、Environ. Toxicol. Chem. 15-3, p241-248、1996
- 2) 磯部友彦, 高田秀重 : 「環境試料中のノニルフェノールエトキシカルボン酸 (NPEC) の分析」、第 9 回環境化学討論会、p48-49、2000.6
- 3) 小森行也, 田中宏明, 竹歳健治 : 「活性汚泥処理プロセスにおける NP、NPEO の挙動」、第 37 回下水道研究発表会講演集、p713-715、2000.7
- 4) 小森行也, 高橋明宏, 矢古宇靖子, 田中宏明 : 「LC/MS/MS による下水試料中のエストロゲンの測定」、第 9 回世界湖沼会議発表文集 Session3-1, p225-228、2001.11
- 5) US Geological Survey : One-dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS): A Solute Transport Model for Streams and Rivers、Water-Resources Investigations Report 98 – 4018、1998
- 6) US EPA : AQUATOX for Windows、EPA-83-R-00-007、2000

宮本 宣博

10ml/min、ヘキサン(Hex)：ジクロロメタン(DCM)=1：1 溶液 10mL/min でコンディショニングを行なったシリカゲル固相カートリッジ (Seppack-silica) に、濃縮試料を保持させた。これをヘキサン、ジクロロメタン、アセトン(Ace)、メタノール(MeOH)の混和液各10ml によって順次溶出させ、溶出液9分画を得た。これらの試料を窒素気流下で乾固した後、MeOHに転溶し酵母法の試料とした。

2.4.2 HPLCを用いた分画方法

今回検討、改良を加えたHPLC分画方法は、Giesy ら⁸⁾の高速液体クロマトグラフィー (HPLC) と順相・逆相カラムとを組み合わせ、内分泌攪乱化学物質を抽出・分画し各物質濃度を測定する手法である。本検討ではエストロゲン様活性を主要な物質にグループ分けをして、試料中のエストロゲン様活性の性状把握とこれらのグループ間での相互作用の有無を確認することを目的とした。このため、図-2に示す様に Giesy らの方法とは異なり、逆相カラムを用いず順相カラムとHPLCの組み合わせによりエストロゲン様活性を大きく3つのグループ分けを行う手法とした。未分画及び分画試料について、遺伝子組み換え酵母法によるエストロゲン様活性の測定、及びLC/MS/MS (E1及びE2)、GC/MS (NP)を用いた化学分析を行った。

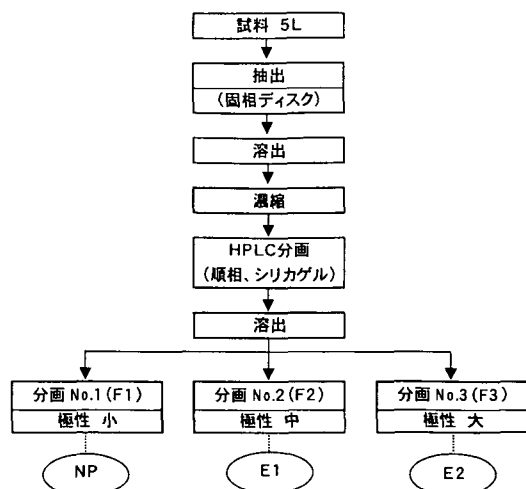


図-2 HPLC カラムを用いた分画フロー

3. 結果および考察

3.1 固相カラムを用いた分画手法

3.1.1 下水処理工程におけるエストロゲン様活性と各物質の寄与

化学分析から得られたE1、E2、NPの濃度から理論活性値を算出し、これらの物質が組み換え酵母法で得られたエストロゲン様活性にどの程度寄与しているか検討した。なお事前に行なった、E1、E2、NPの標準物質を組み合わせさせた試験では、明瞭な相乗もしくは拮抗作用が確認できなかったため、ここではこれらの物質の相互作用は相加的であると仮定し、各物質の理論活性値を積み上げることによって示した。

各処理場におけるエストロゲン様活性とE1、E2、NPの理論活性値を図1に示す。これらの3物質によって説明できない不明なエストロゲン様活性の割合は、処理場によって異なっていたが、C処理場4月調査時のようにE1、E2、NP3物質の理論活性値によってほぼ説明できるケースも確認された。また、処理工程

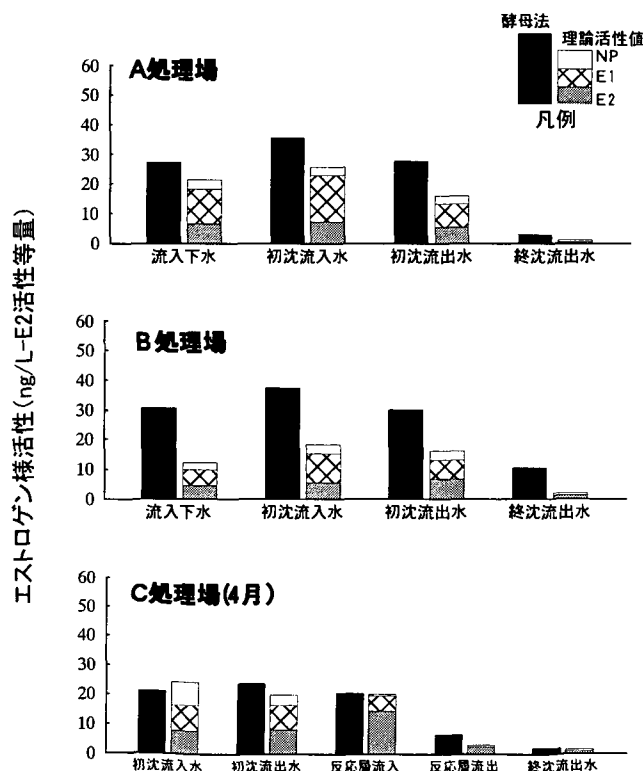


図-3 下水処理工程におけるエストロゲン様活性の変化

が進むにつれて、エストロゲン様活性は低減し、最終沈殿池流出水では、E 1のみが検出された。しかしE 1のエストロゲン様活性への寄与は処理場によって大きく異なり、A、B処理場ではE 1の理論活性値では殆ど説明できなかった。

3.1.2 極性分画によるエストロゲン様活性の性状把握

E 1, E 2, NPの理論活性値によってエストロゲン様活性が説明できるケースとできないケースを示したが、これらの3物質では説明できないエストロゲン様活性の性状把握を目的として、極性の違いを利用した分画を行い、下水中に含まれるエストロゲン様活性の性状について検討を行なった。

C処理場におけるエストロゲン様活性の極性分布を図-4に示す。流入下水及び放流水におけるエストロゲン様活性はF 2～F 4分画でその殆どが占められおり、F 5分画より極性の高い分画のエストロゲン様活性は殆ど確認できなかった。しかし過去に同処理場の実験プラントで行なった結果を図-5に示すが、F 8～F 9分画でもエストロゲン様活性が確認されたケースも見られた。このような結果は、前日の降雨の影響により、1月調査のエストロゲン様活性の極性分布が、

晴天時と異なったことが要因として考えられた。このため今後は、晴天時や降雨時についてのデータの蓄積を行い、エストロゲン様活性の極性分布の特性把握を進める必要がある。また1月調査時の各分画におけるエストロゲン様活性とE 1, E 2, NPの理論活性値について比較を行なった結果、最も高い活性が確認されたF 4分画は、流入下水についてはE 2、処理水についてはE 1の寄与が大きかった。しかしNPが分画されているF 2分画については、NPの理論活性値ではほとんど説明できなかった。このような傾向は同処理場の実験プラント

3.1.3. 分画試料間における相互作用

上記実験により、下水中の主要3物質の間では、これらの相互作用は相加的であることを示した。しかし、これは下水中の

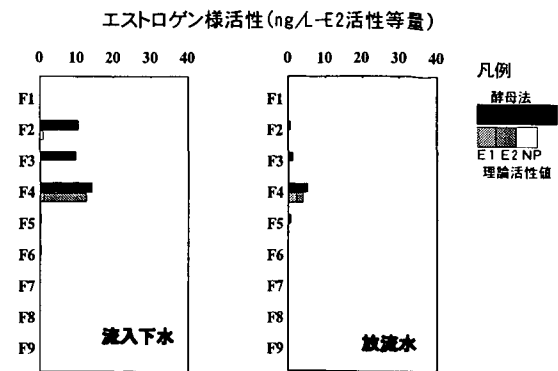


図-4 エストロゲン様活性の極性分布
(C処理場1月)

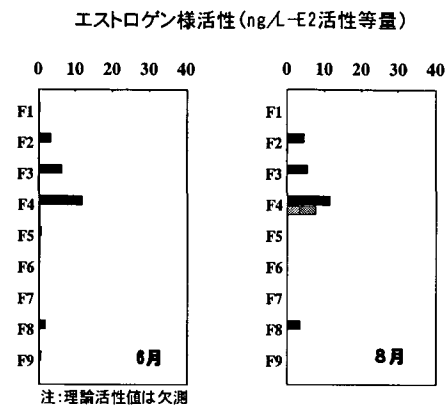


図-5 エストロゲン様活性の極性分布
(C処理場プラント流入下水)

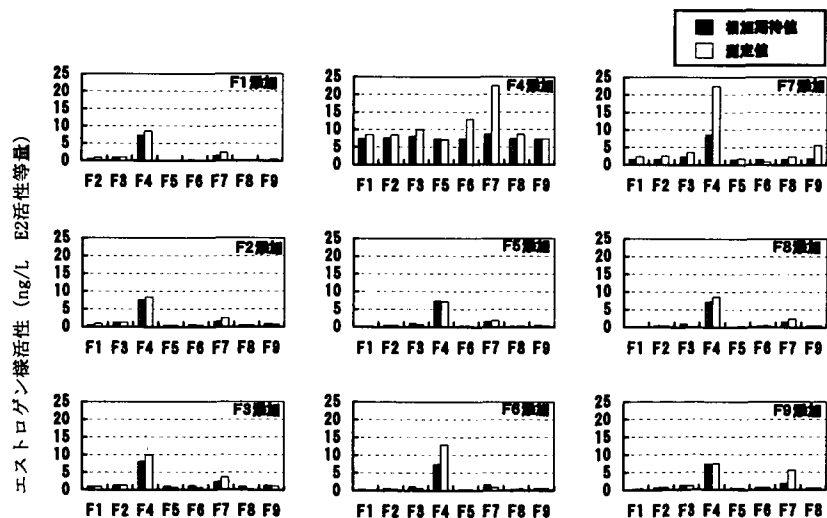


図-6 分画試料間の相互作用

全ての物質間で行なった結果ではないため、実際の試料においては、必ずしも相加的な関係であるという確証にはならない。今回、実際に下水中に存在する主要3物質以外の物質の影響も考慮するため、極性分画を行なった分画試料間での相互作用の有無を確認することで、複数の物質間での相互作用・複合作用について検証を行った。

2.4.1 で示した分画方法によって分画した分画試料F 1～F 9の試料を等量ずつ混合し、全ての組み合わせ（36通り）の試料を調整した。この試料を組み換え酵母法で分析し、相加期待値（各分画試料のエストロゲン様活性値の合計値）と比較した。その結果を図-6に示すが、F 7を加えたケースでは組み換え酵母法で測定した値の方が高くなる傾向が見られ、F 6を加えた系についても若干高くなる傾向が確認された。その他の組み合わせにおいては、概ね理論活性値と測定値の間に有為な差は確認できなかった。

3.1.4 界面活性剤の影響

F 7分画は酵母に対して強い毒性を示しており、エストロゲン様物質以外に、酵母に対して毒性を与える物質の影響が考えられた。またこのF 7分画は発泡性も確認されたことから、F 7分画に含まれる物質として界面活性剤に焦点を絞り検討を行なった。界面活性剤は国内生産量を考慮し、陰イオン界面活性剤の代表物質としてLASを、非イオン界面活性剤の代表物質としてノニルフェノールエトキシレート（NPnEO）を選び、これらの標準物質について極性分画を行なった。その結果、LAS及びNPnEO（ $n \geq 5$ ）がF 6～F 7の分画に含まれることが確認された。そこでこれらの両物質による影響を確認するため、標準物質（E 2）20ng/Lに界面活性剤（LAS, NPnEO）を濃度別に添加し、エストロゲン様活性への影響を調べた。その結果を図-7に結果を示すが、NPnEOについては、エストロゲン様活性に変化がなく、酵母測定系への影響は殆ど確認されなかったが、LASについては添加量の増加に伴いエストロゲン様活性が高くなる傾向が確認された。LASは流入下水ではN.D～9.8mg/L程度含まれている報告⁹⁾があり、この報告を合わせて考えるとLASの共存下ではエストロゲン様活性は最大2.5倍程度高く見積もられる可能性が示唆された。

LASやNPnEO（ $n \geq 5$ ）はエストロゲン様活性がないため、酵母測定系への誤差要因として働いているものと考えられた。このため組み換え酵母法の測定にあたっては下水等を高濃度に濃縮する場合、LAS分離除去が必要であり分離方法について今後検討を行なう必要があるものと考えられる。

3.2 固相カラムを用いた分画手法

3.2.1 河川水及び下水処理水のHPLC分画手法の適用

分画操作により、エストロゲン様活性は3つの分画に分離できたが、このうち下水処理場放流水（A、B処理場）のエストロゲン様活性はF 2分画にその多くのエストロゲン様活性が分離されていた（図-9）。ただし、このうちF 2分画のエストロゲン様活性はその半量以上が測定したNP、E 1及びE 2濃度からの理論活性値では説

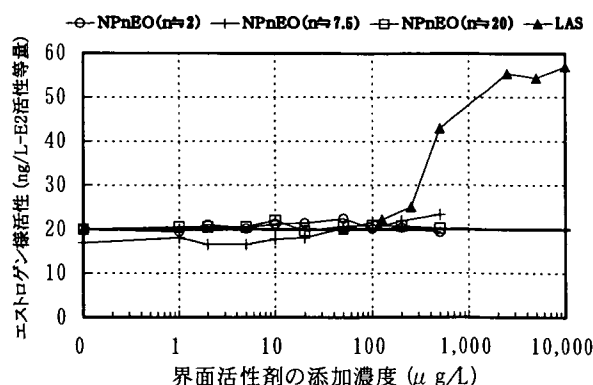


図-7 界面活性剤の添加に伴うエストロゲン様活性の変化

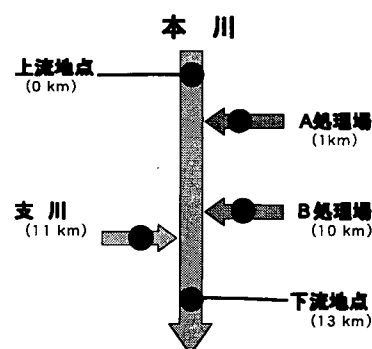


図-8 採水地点の概略図

明できないエストロゲン様活性で占められていた。
また、F 2 フラクシオンの結果から下水処理場放流水にはE 1 の他に、E 1 と類似した極性のエストロゲン様活性が多量に存在していることも推定できた。

3.2.2 分画後のエストロゲン様活性の変化

NP、E 1 及びE 2 に基づいた理論活性値では説明の出来ないエストロゲン様活性が、分画前後でどの様に変化しているかを確認するためエストロゲン様活性値と理論活性値の差を、図- 1 0 のように、各試料、各分画ごとに表記した。

この結果、各分画に存在している説明の出来ないエストロゲン様活性の合計値(F 1 ～F 3 の合計値)と未分画の値には明瞭な差は見られなかった。このことは、説明のできないエストロゲン様活性を主要3物質のグループに分離をしても、変化が見られなかったことを表している。仮に、試料中にこの3グループ間での相乗作用が存在するか、前述したようにLASの存在による可能な活性値を引き起こすならば、各分画試料中に存在している説明の出来ないエストロゲン様活性の合計値は未分画の値よりも低くなることが予想される。しかし、今回の調査では分画の前後でこれらの活性値に明瞭な差が見られなかったことから、3グループ間ではそのような顕著な相互作用が説明の出来ないエストロゲン様活性を生じさせている可能性は小さいと考えられる。

ただし、今後多様な試料について同様の調査を行うと共にデータの収集を行ない、確認する必要があるものと思われる。また、下水処理水に存在していた説明の出来ないエストロゲン様活性の由来把握については、より詳細な分画を行い、その性状の把握を行う必要があると考えられる。

4. まとめ

固相カラムを用いた下水及び下水処理水の分画手法

- 1) 下水中のエストロゲン様活性の主要な由来物質はE 1、E 2であり、処理工程が進むにつれE 1の占める割合が高まった。また今回対象とした3物質(E 1、E 2、NP)の理論活性値で説明できないエストロゲン様活性の全体に占める割合は、処理場、調査時期によって大きく異なった。
- 2) エストロゲン様活性は低極性～高極性まで広く検出され、代表的なエストロゲン様物質が分画されるF 2～F 4で全体のエストロゲン様活性の大半を占めた。また、E 1、E 2、NPで説明できないエストロゲン様活性も、F 2～F 4を中心として存在していることが明らかとなった。

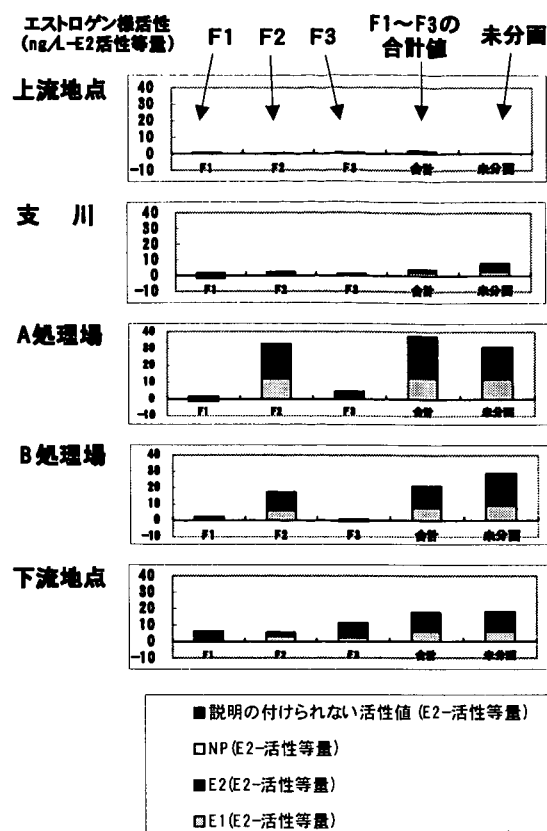


図- 9 未分画及び分画試料におけるエストロゲン様活性と理論活性値

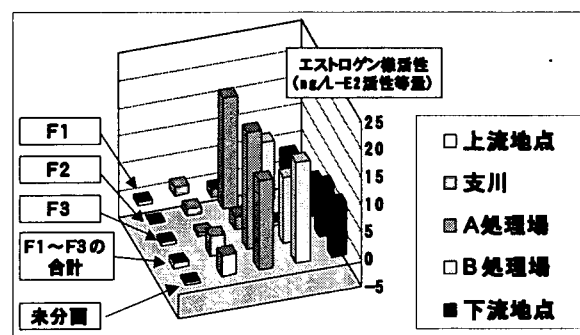


図- 1 0 未分画及び分画試料に存在している説明のつけられないエストロゲン様活性

- 3) 分画試料間の相互的な作用については、LASが存在するF 6～F 7を加えたケースで相乗的な作用が確認されたが、それ以外のケースでは明瞭な相乗作用、拮抗作用は確認できなかった。
- 4) 試料中にLASが存在することによって、エストロゲン様活性は最大で 2.5 倍程度高く見積もられる可能性が示唆された。LAS自身はエストロゲン様活性を持たないため、酵母測定系への誤差要因として働いているものと考えられる。このため組み換え酵母法の測定にあたってはLAS分離除去が必要であり、分離方法について今後検討を行なう必要があるものと考えられる。

HPLCを用いた河川水及び下水処理水の分画手法

- 1) 今回検討したHPLCを用いた分画手法は、水環境中に存在する主要な3物質(E 1、E 2及びNP)を個々のグループに分画できる手法であることが確認できた。
- 2) 河川水及び下水処理水を3つの主要成分の分画に分離した結果、下水処理水のエストロゲン様活性の多くがF 2分画(E 1が分離されるグループ)に分画された。しかし、このF 2分画には、E 1の理論活性値だけでは説明の出来ないエストロゲン様活性がかなり存在していることも確認できた。
- 3) E 1、E 2及びNPの検出濃度だけで説明の出来ないエストロゲン様活性は下水処理水や下流地点に多く存在していたが、この活性値は分画の前後で顕著な変化を示さなかった。この結果から、今回分離した主要3分画の相互(相乗)作用の影響はほとんどないことが示唆された。

〈参考文献〉

- 1) 国土交通省、下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査結果(2001)
- 2) H.Tanaka, Y.Yakou, A.Takahashi, T.Higashitani and K.Komori; Comparison Between Estrogenicities Estimated from DNA Recombinant Yeast and from Chemical Analyses of Endocrine Disruptors during Sewage Treatment, Water Science & Technology, Vol. 43(2), pp125-132(2001)
- 3) H.Tamamoto, A.Takahashi, Y.Yakou, N.Miyamoto, M.Saito, T.Higashitani, H.Tanaka: IWA 2nd World Water Congress, CD-ROM (2001)
- 4) Routledge, E.J. and Sumpter, J.P.; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 15(3), pp241-248 (1996)
- 5) 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下水中のエストロゲン活性の測定, 環境工学研究論文集, Vol. 36, pp199-204, (1999)
- 6) 小森行也, 八十島誠, 高橋明宏, 矢古宇靖子, 田中宏明; 下水試料中のエストロゲン及びノニルフェノキシ酢酸類の分析, 土木技術資料, Vol. 43(11), pp44-49(2001)
- 7) 宮本宣博 他: 下水中のエストロゲン活性の由来に関する検討, 日本内分泌攪乱化学物質学会第4回研究発表会要旨集, p. 217 (2001)
- 8) J.P.Giesy et al.; Analytical methods for detection of selected estrogenic compounds in aqueous mixtures, Environ. Sci. Technol., Vol. 33, pp2814-2820(1999)
- 9) 小森行也 田中宏明, 竹歳健治; 活性汚泥処理プロセスにおける非イオン界面活性剤の挙動, 下水道研究発表会講演集, pp. 700-702(1999)
- 10) 日本水環境学会編, 水環境と洗剤, p55

II. 地球環境保全等試験研究費による研究

1. 生態系の観点から見た下水再生システムのあり方に関する研究

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
主任研究官 小越 真佐司
研 究 官 竹歳 健治

1 はじめに

下水道の普及に伴って、下水処理水の量も増加し、1年間で琵琶湖のおよそ0.4杯分に当たる約124億 m^3 （平成9年度現在）もの下水処理水が、日本全国で放流されている。

そのため、流域で下水道が普及した都市域の河川では、多摩川のように河川水量の大半が下水処理水で占められているところも出てきている。そのような河川では、河川の水質や水理特性等が下水処理水の性状や排出状況に大きく左右され、さらには水辺環境や周辺の生態系まで影響を及ぼすことが懸念されている。

一方、下水処理水を有用な水資源として着目することで、水源に乏しい地域においては、すでに都市用水として再生利用が行われている。また、近年では失われた水辺環境の再生を求める声が強くなり、下水処理水を修景用水として再利用することで、水辺環境を整備する事例も増加している。東京都の玉川上水などもこの例であり、涸れ川になっていた水路に高度処理を施した下水処理水を流すことで、水辺を復活させている。このようにして下水処理水を活用して創出された水辺環境は、水生生物をはじめとした様々な生物が生息する貴重な空間としても位置付けられている。

しかしながら、下水処理水の放流先となっている河川や下水の再生利用で創出される水路等で見られる藻類や水生昆虫、魚類等といった水生生物相は、ある程度汚濁を受けた水域で見られる種が主となっており、水生生物の良好な生息環境が実現できていないのが現状である。これは、下水処理や下水再生システムの設定目標が、BODや衛生学的な安全性、外観に関する水質項目（大腸菌群数やSS、色度等）に限られているためである。そのため、水路などで下水処理水が再生利用される場合でも、砂ろ過レベルの高度処理を行う程度にとどまっており、窒素・りん除去プロセスやオゾン・紫外線消毒等といったさらに高度な処理プロセスを採用している事例は少なく、また、それらのプロセスの水生生物への影響や効果が、十分解明されていないのが現状である。

そのような状況もあり、下水処理水により形成された水辺環境が、良好な水生生物の生息環境であるために必要な下水処理方式や処理レベル（窒素・りん除去や消毒のあり方）等に関する知見が求められている。

その一方で、主として小規模な下水処理場では、既存の高度処理技術を適用することが経済的に困難であることが多い。そのため、それらに代わり得る植生浄化や土壌浸透等といった自然浄化能を活用した水質浄化手法の適用性や、それらの浄化手法が放流先の水生生物相に与える影響等の評価も併せて望まれている。

2 研究目的

本研究では、下水処理水の放流先において、水生生物の良好な生息環境を再生、創出するために、藻類、底生動物、魚類等といった水生生物相と、下水処理水の水質や放流先の水理条件等の環境要因の関係を明らかにし、生態系の観点から効果的かつ経済的な下水再生システムのあり方を提示することを目的とする。

3 研究方法

本年度は、下水処理水の水質が水生生物相に与える影響を検討するため、ラボレベルでの実験を行うことにした。屋内に実験水路を製作し、下水処理方式や処理水質の異なる下水処理水を流下させる対照実験を行い、水路に形成される水生生物相の差異を把握して、処理水質と水生生物相の関係を調査した。

3-1 実験水路

実験水路は、実験施設の屋内に設置することで、自然条件の影響を排除して、実験条件をほぼ均一に保つようにした。実験水路の構造は、長さ2m、幅が50mm及び95mmの2種類のステンレス製水路をそれぞれ6連ずつ設置し、供給水量や流速等の様々な条件に対応できるようにしている。

また、各水路の上流側には付着藻類試験に供する付着板を、下流側には底生生物試験を行うための礫材を設置できるような構造とした。その他、

実験用の試験水や薬液を供給するためのポンプ類、生物の成長に欠かせない光量を確保するための照明等で構成される。図-3.1に、製作した実験水路の写真を示す。

3-2 河床材料

3-2-1 付着藻類用基板

本年度の実験においては、下水処理水中に生息し得る生物のうち、付着藻類及び底生動物の生育状況に重点をおいた分析を行った。

実験水路本体はステンレス製であり、付着藻類が生育する環境としては適切ではない。そこで、付着藻類の生育場所として人工的な基板を水路内に設置することにした。

設置する基板としては、付着藻類の定量採

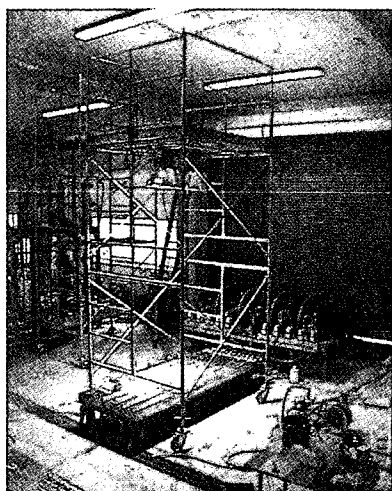


図-3.1 実験水路

取用に通常用いられている素焼きの陶器板を用いることにした。また、大きさは水路幅に合わせて、 $4.5 \times 9\text{cm}$ のものと、 $9 \times 9\text{cm}$ のものの2種類を用意した。

図-3.2 付着藻類用基板（素焼き板）



これらの板を、各水路の上流側と中流側、下流側の3ブロックに、それぞれ基板4枚をセットとして、計12枚ずつ設置した。

各水路とも上中下流の各ブロックに4枚ずつ計12枚を設置

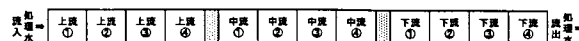


図-3.3 付着板の配置イメージ

3-2-2 底生動物用河床材料

本年度の実験では、各実験の終了時に底生動物の分析を行い、各実験ケースにおける環境条件毎の底生動物の違いを把握することにした。

そこで、水路内に底生動物の生息空間を構成する必要があることから、水路の下流側区間（距離 80cm）に礫材を投入して微小な空間を創り、底生動物等の生息空間を確保した。

礫材の大きさは、水路の幅が 5.0cm または 9.5cm、深さが約 5cm であることから、礫の密度と形成される間隙の空間を考慮して、径 2～3cm の碎石を用いることとした。



図-3.4 水路に設置した礫

これらの礫を、付着基板とほぼ同じ高さになるように水路下流側区間に充填した。

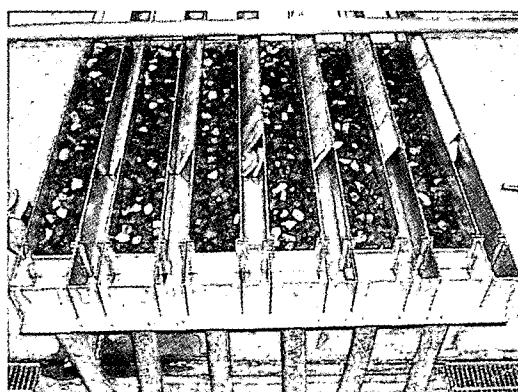


図-3.5 底生動物用礫設置状況

3-3 実験条件

本年度の実験では、下水処理水の栄養塩類濃度と、付着藻類及び底生生物との関連性に着目して、実験条件を設定した。

3-3-1 実験期間

当初の実験予定では実験期間を4週間としていたが、1回目の実験を行ったところ、付着藻類の生育が想定よりも早く、2週間ほどで極相に達してしまうことがわかったため、実験期間を2週間とした。なお、本年度は、実験条件を若干変えて2回の実験を行った。

3-3-2 対象試験水

本年度の水路実験で用いる試験水は、以下の3種類の下水処理水を対象とした。

1) 実下水処理場の高度処理水

処理方式：標準活性汚泥法、嫌気無酸素好気法及び凝集剤添加循環硝化脱窒法による各下水処理水の混合水に、急速砂ろ過処理を施したもの

2) 下水処理実験プラントの二次処理水

処理方式：標準活性汚泥法

3) 下水処理実験プラントの高度処理水

処理方式：嫌気好気法

4) 栄養塩添加下水処理水

栄養塩レベルの影響を検討するために1)の高度処理水に人工的に栄養塩を添加した試験水を調製した。なお、添加条件等は次項の3-3-3で詳細を述べる。

なお、以上の下水処理水に関しては、いずれも消毒処理を行う前のものを用いている。

3-3-3 水質条件

第1回実験、第2回実験ともに試験水の水質条件の設定は以下のとおりとした。

水路 A：下水処理実験プラント二次処理水（原水）

水路 B：下水処理実験プラント高度処理水（原水）

水路 C：実下水処理場高度処理水に
栄養塩を添加

（設定濃度 $\text{NO}_3\text{-N}=45\text{mg/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=3.0\text{mg/L}$ ）

水路 D：実下水処理場高度処理水に
栄養塩を添加

（設定濃度 $\text{NO}_3\text{-N}=15\text{mg/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=1.0\text{mg/L}$ ）

水路 E：実下水処理場高度処理水に
栄養塩を添加

（設定濃度 $\text{NO}_3\text{-N}=4.5\text{mg/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=0.3\text{mg/L}$ ）

水路 F：実下水処理場高度処理水（原水）

なお、本年度の実験では形成生物相に対する栄養塩の影響を中心に検討するため、3種類の下水処理水原水のほか、水路 C-E の3系

列に人工的に栄養塩を制御した下水処理水を流下させることで、栄養塩の影響について、定量的に把握することを目指した。

栄養塩添加試験水の原水としては、比較的栄養塩が除去できており、栄養塩制御が行いやすいことから、水路 F で流下させている試験水と同じ実下水処理場の高度処理水を用いた。

この高度処理水への栄養塩の添加供給方法は、硝酸ナトリウム (NaNO_3 : 分子量 84.99) およびリン酸水素二カリウム (K_2HPO_4 : 分子量 174.18) の高濃度溶液を調製の上、薬液タンクに貯蔵し、ここから定量ポンプで必要量を混合タンクに送り処理水と攪拌混合することで行った。

以下に、栄養塩を処理水に混合する装置を示す。

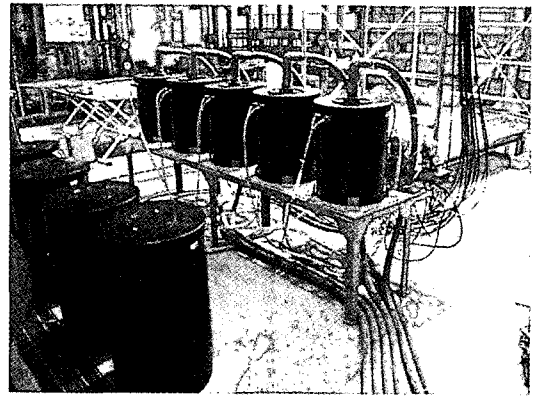


図-3.6 栄養塩濃度調節混合槽

水路 C-E の栄養塩添加試験水の栄養塩設定濃度は先述したとおりである。これらの設定濃度は、原水となる実下水処理場高度処理水の濃度をもとにして、N/P 比が 15 となるように、高濃度側へ段階的に設定している。

3-3-4 水理条件

1) 第1回実験

5cm 幅水路で実験を行った。水理条件は以下の通りとした。

流速：10cm/sec

水深：3cm

従って、1水路当たりの供給水量は

$$5 \times 3 \times 10 = 150 \text{ (cm}^3\text{/sec)} = 9 \text{ (L/min)}$$

と設定した。

2) 第2回実験

第1回実験の状況から、壁面に生育する付着藻類の生育量が想定以上に多かった場合、狭い水路幅では流速や水深等の水理条

件に及ぼす影響が大きいことがわかった。

そこで、第2回実験においては 9.5cm 幅水路で実験を行うこととした。しかし、実験に必要な下水処理水の供給水量に制限があり、第1回実験と同等の条件では水量を確保することが困難であった。そのため、第2回実験では付着藻類相の形成により重要な影響を及ぼすと考えられる流速を一定とするため、水深を変更することとして、水理条件は以下の通りとした。

流速：10cm/sec

水深：2cm

従って、1水路当たりの供給水量は

$$10 \times 2 \times 10 = 200 \text{ (cm}^3\text{/sec)} = 12 \text{ (L/min)}$$

と設定した。

3-4 分析試料の採取

3-4-1 試料採取

前述した条件により、試験水を水路に流下させることで形成された付着藻類及び底生動物を分析定量するため、分析用試料の採取を行った。また、試験水の水質を把握するため、水質分析用試料の採水を併せて行った。

1) 第1回実験

第1回実験では、全ての水路において、同じ方法で試料の採取を行った。

①採取間隔

付着物：

週 2 回（火・金曜日）採取を行った。期間は2週間で計4回採取した。

底生動物：

2 週間経過後の試験終了時に 1 回採取した。

水質：

週3回（月・水・金曜日）採水を行った。

②採取位置

付着物：

採取位置は、水路内における照度のムラや、流下による水理・水質条件の違いの影響を減らすため、**図-3.7**に示す位置から採取した。

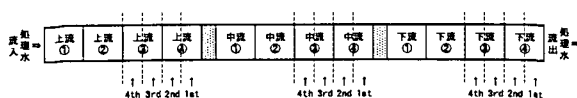


図-3.7 付着物採取位置（第1回実験）

このように、上流側、中流側および下流側から、それぞれ一部ずつ採取し、3箇所からの試料をコンボジットしたものを、クロロフィル a 及び付着藻類についての分析に供した。各水路あたりの付着物採取面積は

$$4.5 \times 4.5 \times 3 = 60.75 \text{ cm}^2$$

であった。

底生動物：

各水路の下流側の礫を全て水路から取りあげてバケツのなかに移し、礫間に生息する生物を洗い落とした。その後、目合い 0.5mm のフルイを用いて生物を選び分け分析に供した。底生動物の採取面積は

$$4.5 \times 80 = 360 \text{ cm}^2$$

であった。

水質：

各水路の最上流側で採水を行った。

2) 第2回実験

第2回実験では、第1回実験の結果から、試験水毎に藻類の生育速度が大きく異なることが判明したため、水路毎に試料採取の間隔を変更して試料の採取を行った。

①採取間隔

付着物：

採取は以下の間隔で行った。

・実験プラント二次処理水（水路 A）

実験開始の 2 日後，4 日後，6 日後，8 日後（2 日おき）

・実験プラント高度処理水（水路 B）

実験開始の 2 日後，3 日後，4 日後，5 日後（1 日おき）

・実下水処理場高度処理水及び栄養塩添加水（水路 C-F）

実験開始の 4 日後，6 日後，8 日後，10 日後（4 日後から 2 日おき）

水質：第1回実験に同じ。

②採取位置

付着物：

採取位置は、1 回目と同様に設定した。ただし、初期の生育量が少ない状態での試料を分析するため、**図-3.8**に示す採取位置に設定して初期の採取量を増やした。

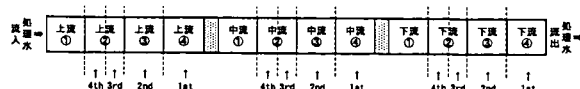


図-3.8 付着物採取位置 (第2回実験)

従って、各水路ごとの採取面積は

$$1 \cdot 2 \text{ 回目} : 9 \times 9 \times 3\text{cm}^2 = 243\text{cm}^2$$

3・4 回目 :

$$9 \times 4.5 \times 3\text{cm}^2 = 121.5\text{cm}^2$$

であった。

水質：第1回実験に同じ。

3-4-2 試料保存・運搬

採取した付着物試料のうち、3分の1を付着藻類用の分析試料として、3分の2をクロロフィルaの分析用試料として分割した。

さらに、付着藻類および底生動物用の試料はホルマリンを10%(v/v)になるように添加することで固定し、持ち帰って分析に供した。

また、クロロフィルa用の試料は、採取後に冷蔵状態で分析室まで搬送し、分析に供した。

水質分析試料に関しては、溶解性項目の試料について、採水後にGF/Bろ紙でろ過を行った。また、窒素・リン分析試料は採水後直ちに硫酸で固定を行った。すべての水質分析試料は保存処理等が終わり次第、冷蔵状態で分析室まで搬送し、分析を行った。

3-5 分析

3-5-1 生物分析

採取試料は、以下の方法で分析を行った。

・クロロフィルa：

河川水質試験方法(案)²⁾ 58.4.1による単波長法により測定した。

・付着藻類：

試料をよく混合した後、全容量を測定し、その後一定量を取って顕微鏡によって観察し、同定及び計数した。生物が多い場合には、全容量を測定した後、その一部を更に希釈してから同定と計数を行った。表記は単位面積当たりの細胞数(cells/cm²)とした。

・底生動物：

泥やゴミ等から生物を分離するソーティングを行った後、実体顕微鏡を用いるなどして観察、同定を行った。また、計数(定量)には、単位面積あたりの個体数(個体/m²)として算出した。

3-5-2 水質分析

採水した試料は、各水質項目毎に以下の方法に基づいて水質分析を行った。

・CODCr：

HACH 社 DR/2000 分析計を用いた簡易分析法(JIS 準拠、USEPA 認可)で測定した。

・窒素

河川水質試験方法(案)²⁾ 53に記載の自動分析法及び総和法により測定した。

・リン

河川水質試験方法(案)²⁾ 54による自動分析法及びペルオキシ二硫酸カリウム分解吸光光度法により測定した。

4 研究結果

4-1 生物分析

1) 第1回実験

①クロロフィルa

第1回実験において採取した付着物について、藻類の生物量を把握する目的でクロロフィルaを測定した。その測定結果を表-4.1に示す。

②付着藻類

第1回実験においては、開始後4日前後で水路Aの標準活性汚泥法及び水路Bの嫌気好気法の下水処理水を流した水路に糸状体の付着藻類が出現し始め、1週間を経過すると水路Fの生物処理+砂ろ過法による下水処理水及び水路C-Eの栄養塩を添加した下水処理水を流した水路にも糸状藻が繁殖するようになった。

第1回実験で採取した付着藻類について同定及び定量した結果を、水路毎に表-4.2へ示す。

表-4.1 クロロフィルa分析結果(第1回実験) 単位: $\mu\text{g}/\text{cm}^2$

経過日数	標準法 処理水	AO法 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水
	原水	原水	N=45, P=3	N=15, P=1	N=4.5, P=0.3	原水
4日	1.4	6.0	0.2	0.2	0.1	0.1
7日	4.9	16.1	5.3	5.8	4.1	2.5
11日	49.2	22.1	56.0	51.4	38.5	34.2
14日	39.4	42.8	96.6	37.1	58.0	39.1

表-4.2(1) 付着藻類分析結果(第1回実験)

対象処理水 栄養塩添加量 経過日数	標準法 処理水 原水 4日目	標準法 処理水 原水 7日目	標準法 処理水 原水 11日目	標準法 処理水 原水 14日目	AO法 処理水 原水 4日目	AO法 処理水 原水 7日目	AO法 処理水 原水 11日目	AO法 処理水 原水 14日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 4日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 7日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 11日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 14日目
藍藻類												
Myxosarcina burmensis												
Oscillatoria sp.			110000	24000	12000	49000	20000	150000		14000	610000	1200000
珪藻類												
Achnanthes exigua								890				
Cyclotella meneghiniana					13000	26000	6100	18000		8300	53000	23000
Eunotia sp.									52	1200	2100	1500
Fragilaria sp. (cf. pulchella)					8700	18000	12000	21000		1400	5000	9100
Gomphonema parvulum	1700	40000	55000	23000	4900	14000	2700	5300	52	5000	14000	29000
Gomphonema sp.	1100	14000	8700	3600	4400	7200	5700	14000		7300	18000	26000
Melosira granulata							340		2600	13000	110000	430000
Melosira italica			25000							690		
Melosira varians					350	760	3700	20000				42000
Navicula pupula												1500
Navicula sp.		2100		2400	170	2300	7400	13000	100	350	65000	130000
Navicula sp. (cf. confervacea)	340000	1900000	31000000	14000000	890000	2300000	1600000	26000000	2100	130000	4900000	25000000
Nitzschia acicularis												
Nitzschia amphibia	470	1400		3600	7700	9500	9100	60000	100	1600	4300	7600
Nitzschia clausii												
Nitzschia dissipata					3100	380	1000	14000		520		
Nitzschia linearis					1200	2300	340	11000		350	7100	29000
Nitzschia palea		3600	5000	3600	3100	3000	340	8900	52	520	4300	14000
Nitzschia sp.	630	7100	8700	7100	89000	75000	13000	65000	5500	290000	400000	290000
Pinnularia sp.	470	38000	14000	4700	18000	42000	19000	35000	8900	280000	40000	170000
Synedra acus		1400				11000						
Synedra rumpens							3000	15000				
Synedra ulna	310	6400	2500	1200	1600	16000	9800	14000	100	5700	41000	48000
緑藻類												
Ankistrodesmus falcatus												
Characium sp.	1300	1400	2500	4700					420	170	710	
Chlorophyceae	4700											
Coelastrum microporum									420		23000	
Dictyosphaerium pulchellum												
Kirchneriella diana												
Monoraphidium contortum	160											
Mougeotia sp.		21000	54000	23000			340	1800			3600	36000
Oedogonium sp.	3900		16000									
Pediastrum boryanum								11000	630			
Scenedesmus acuminatus		8500				1500			420	5500	34000	12000
Scenedesmus ecomis		23000								2400	23000	
Scenedesmus ovalternus		2800										
Scenedesmus quadricauda								3600	210	2100	2800	
Scenedesmus spinosus											2800	
Spirogyra sp.	1900		100000	7100	8900	41000	55000	30000	260	690		1500
Stigeoclonium sp.	26000	760000	1400000	600000							71000	
総細胞数 (Cells/cm ²)	382640	2830700	32801400	14708000	1066120	2618940	1768860	26511490	21916	770790	6434710	27500200

表-4.2(2) 付着藻類分析結果(第1回実験)

対象処理水 栄養塩添加量 経過日数	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 4日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 7日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 11日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 14日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 4日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 7日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 11日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 14日目	砂ろ過 処理水 原水 4日目	砂ろ過 処理水 原水 7日目	砂ろ過 処理水 原水 11日目	砂ろ過 処理水 原水 14日目
藍藻類												
Myxosarcina burmensis					1900							
Oscillatoria sp.	10000	27000	550000	2400000	1400	36000	470000	1800000		22000	510000	570000
珪藻類												
Achnanthes exigua												
Cyclotella meneghiniana	66	19000	25000	7500		460	13000	7700			12000	
Eunotia sp.		1000	2200	2100		760	1500	3100		600	1300	
Fragilaria sp. (cf. pulchella)		4200	1300	2100	47	4100	1800	8500		810	5300	4400
Gomphonema parvulum		9300	20000	14000	47	1100	8800	25000	38	2200	23000	25000
Gomphonema sp.	130	5000	11000	3200	140	2700	7900	17000	110	1800	18000	1900
Melosira granulata	2500	12000	66000	490000	660	5600	83000	140000		5000	34000	30000
Melosira italica		2000	1800	11000		1500	1200		300		2700	2500
Melosira varians			6200				9100	2300			890	16000
Navicula pupula		340	1800				1200					
Navicula sp.	130	1300	25000	63000	47	2400	31000	32000		810	16000	33000
Navicula sp. (cf. confervacea)		230000	5100000	28000000	7100	240000	4300000	16000000	380	130000	3600000	8800000
Nitzschia acicularis										200		
Nitzschia amphibia	130	1000	5300	5300	47		7300	12000	38		3600	3700
Nitzschia clausii							600					620
Nitzschia dissipata		500					600	3100				
Nitzschia linearis		1500		2100			8200			200		
Nitzschia palea	66	8600	890	8500	95	910	1800	15000		6000	2700	620
Nitzschia sp.	1800	200000	290000	170000	1300	96000	260000	55000	490	180000	140000	29000
Pinnularia sp.	8300	150000	28000	41000	3500	63000	33000	35000	2600	240000	180000	43000
Synedra acus						460					440	
Synedra rumpens							600	3100				
Synedra ulna	530	19000	16000	80000	190	15000	21000	29000	38	3000	51000	21000
緑藻類												
Ankistrodesmus falcatus			1800									
Characium sp.		1200	2200			1400				400	890	
Chlorophyceae												
Coelastrum microporum		1300	3600				4800					
Dictyosphaerium pulchellum	530											
Kirchneriella diana		3400										
Monoraphidium contortum										200		
Mougeotia sp.		2200	5800	7500			910	4600			2200	13000
Oedogonium sp.											890	
Pediastrum boryanum						3600		9200				
Scenedesmus acuminatus	530	15000	16000	8500	380	3600	7300	18000		1600	11000	25000
Scenedesmus ecoris		2700				3600				2400	3600	
Scenedesmus ovalternus						2400	3600			810		
Scenedesmus quadricauda	270	2700	1800	4300		1200	2400	6200		2400	7100	
Scenedesmus spinosus												
Spirogyra sp.	200	2000		32000			1200					
Stigeoclonium sp.	200		49000	53000		13000	130000	15000	110	4000	130000	
総細胞数 (Cells/cm ²)	25382	722240	6230690	31405100	16853	498790	5411810	18240800	4104	604430	4756610	9618740

③ 底生動物

底生動物については、出現した種の数はいくつか、ヒルやユスリカがほとんどであった。

処理方式に関しては、今回の実験では高度処理水の方が、二次処理水よりも底生動物の種類・量とも多く出現していた。

また、供給された処理水が同じ処理系統を経ている場合は、栄養塩濃度と関係なくほぼ同じ種類の底生動物が出現していた。

実験において出現した底生動物の同定及び定量を行った結果を、表-4.3に示す。

表-4.3 底生動物分析結果（第1回実験） 上表：個体数/下表：湿重量

No.	門	綱	目	科	和名	学名	標準法	AO法	砂ろ過	砂ろ過	砂ろ過	砂ろ過
							処理水	処理水	処理水	処理水	処理水	処理水
							原水	原水	N=45, P=3	N=15, P=1	N=4.5, P=0.3	原水
1	へん形動物	ウズムシ			ウズムシ綱	Turbellaria				50		
2	環形動物	ミミズ	ナガミミズ	ミミズ科	ミミズ科	Naididae				125		250
3		ヒル	ウバヒル	グロシフォニ	グロシフォニ科	Glossiphoniidae			75	25	125	150
4			咽蛭	イシヒル	イシヒル科	Erbobdellidae		150		50	25	25
5	節足動物	甲殻	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi					25	
6		昆虫	ハエ	チャウハエ	Psychoda属の一種	Psychoda sp.		75				
7				ユスリカ	ユスリカ属の一種 1	Chironomus sp. 1	50	775	75			50
8					ユスリカ属の一種 2	Chironomus sp. 2		50				
9					クロユスリカ属の一種	Einfeldia sp.			75	25		25
10					ヒゲユスリカ族	Tanytarsini		700			50	
11					ユスリカ亜科	Chironominae		50		50	75	75
12					ワユスリカ亜科	Orthopelmatinae		100				
13					ユスリカ科 蛹	Chironomidae pupa		75		25	25	
14					ミキワハエ	ミキワハエ科		25				
15	腔手動物	カムシ	樽吸	ハネカムシ	ハネカムシ科	Plumatellidae	*	*	*	*	*	*
種類数							2	10	4	8	7	7
合計(個体/m ²)							50	2000	225	350	325	575

注：個体数の*は群集で出現したことを示す。

No.	門	綱	目	科	和名	学名	標準法	AO法	砂ろ過	砂ろ過	砂ろ過	砂ろ過
							処理水	処理水	処理水	処理水	処理水	処理水
							原水	原水	N=45, P=3	N=15, P=1	N=4.5, P=0.3	原水
1	へん形動物	ウズムシ			ウズムシ綱	Turbellaria				0.00		
2	環形動物	ミミズ	ナガミミズ	ミミズ科	ミミズ科	Naididae				0.00		0.00
3		ヒル	ウバヒル	グロシフォニ	グロシフォニ科	Glossiphoniidae			0.00	0.00	0.25	0.25
4			咽蛭	イシヒル	イシヒル科	Erbobdellidae		0.25		0.25	0.25	0.00
5	節足動物	甲殻	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi					0.00	
6		昆虫	ハエ	チャウハエ	Psychoda属の一種	Psychoda sp.		0.00				
7				ユスリカ	ユスリカ属の一種 1	Chironomus sp. 1	0.00	0.75	0.00			0.00
8					ユスリカ属の一種 2	Chironomus sp. 2		0.00				
9					クロユスリカ属の一種	Einfeldia sp.			0.25	0.00		0.00
10					ヒゲユスリカ族	Tanytarsini		0.25			0.00	
11					ユスリカ亜科	Chironominae		0.00		0.00	0.00	0.00
12					ワユスリカ亜科	Orthopelmatinae		0.00				
13					ユスリカ科 蛹	Chironomidae pupa		0.00		0.00	0.00	
14					ミキワハエ	ミキワハエ科		0.00				
15	腔手動物	カムシ	樽吸	ハネカムシ	ハネカムシ科	Plumatellidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
種類数							2	10	4	8	7	7
合計(g/m ²)							0.00	1.25	0.25	0.25	0.50	0.25

注：湿重量の0.00は0.01g未満を示す。

④ 経時変化

第1回実験における付着物の Chl-a 及び付着藻類の細胞数の分析結果について、経時変化を図-4.1及び図-4.2に示す。

なお、分析結果について、左側グラフが普通のリニア表示、右側グラフが対数表示で示している。

11 日間経過後の Chl-a(mg/cm²)及び藻類の総細胞数(cells/cm²)は、リン濃度が高いほど多くなる

傾向であった。

しかし、付着藻類の生育速度については、リン濃度と必ずしも比例していない。また、生物学ではデータを対数で比較するのが一般的であるが、対数化した場合、付着藻類の細胞増殖量はリン濃度に関係なくほぼ同じレベルであり、上記で見られた Chl-a や総細胞数の差についても、生物学的には実質上の差は無いと見なすことができる。

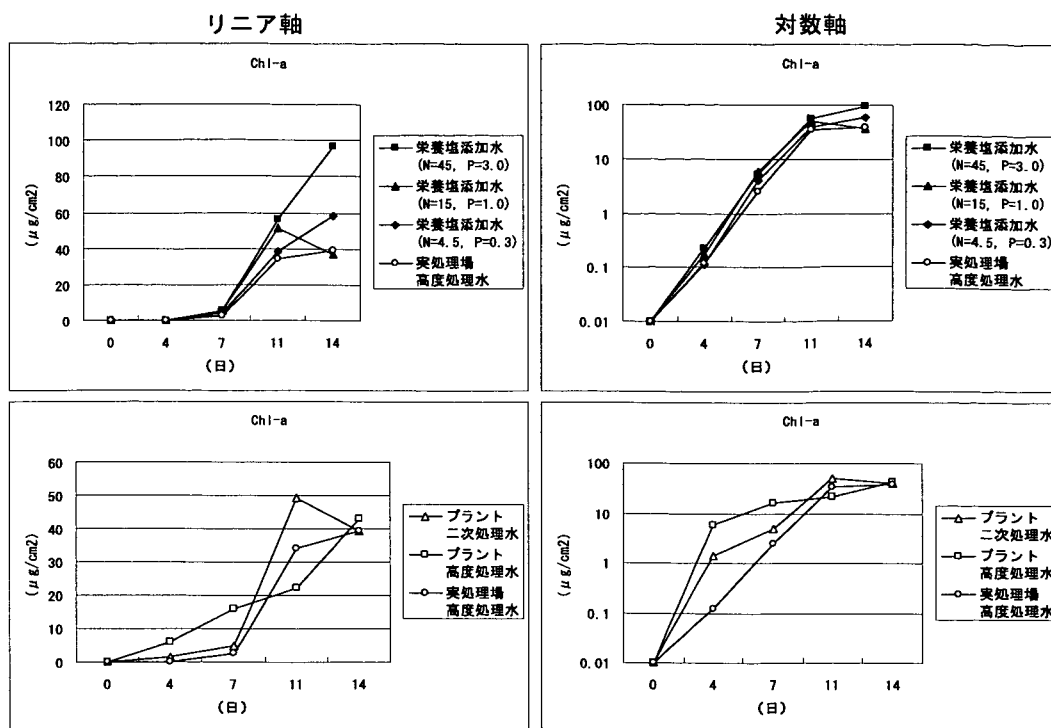


図-4.1 クロロフィルa経時変化 (第1回実験)

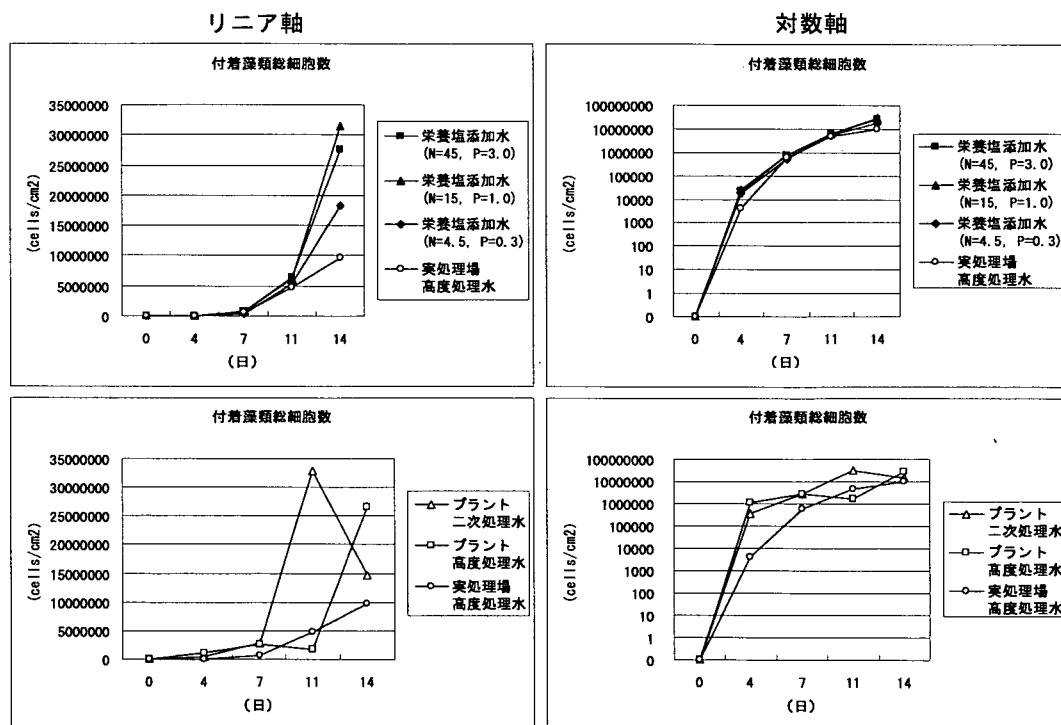


図-4.2 付着藻類総細胞数経時変化 (第1回実験)

2) 第2回実験

①付着藻類

第2回実験においても、付着藻類は第1回実験とほぼ同様の形成傾向が見られ、各処理方法や栄養塩濃度による付着藻類の種類や増殖量への影響

は明確に確認できなかった。

第2回実験における付着藻類の同定及び定量分析の結果を、各水路毎に表-4.4へ示す。

表-4.4(1) 付着藻類分析結果(第2回実験)

対象処理水 栄養塩添加量 経過日数	標準法 処理水 原水 2日目	標準法 処理水 原水 4日目	標準法 処理水 原水 6日目	標準法 処理水 原水 8日目	AO法 処理水 原水 2日目	AO法 処理水 原水 3日目	AO法 処理水 原水 4日目	AO法 処理水 原水 5日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 4日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 6日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 8日目	砂ろ過 処理水 N=45, P=3 10日目
藍藻類												
Myxosarcina burmensis												
Oscillatoria sp.		4100	14000	110000	1800	23000	4300	81000	1400	13000	130000	400000
Xenococcus sp.							2800					
珧藻類												
Achnanthes exigua								240				
Achnanthes minutissima				270				470				
Cyclotella meneghiniana				270	2100	26000	5300	9500		4400	56000	18000
Eunotia sp.										50	1000	590
Fragilaria sp. (cf. pulchella)					220	4700	3300	4300	40	150	2700	590
Gomphonema parvulum					270	590	1100	3300	40	3100	37000	23000
Gomphonema sp.		200	160	530		2900	1800	4000	60	350	14000	6500
Hantzschia amphioxys											1500	
Melosira distans												
Melosira granulata									420	2800	27000	18000
Melosira italica												590
Melosira varians					89			2600				5900
Navicula pupula									40	350		880
Navicula sp.					44		1000	8300	80	1400	3500	26000
Navicula sp. (cf. confervacea)	8000	170000	660000	1300000	150000	800000	810000	3000000	6000	47000	710000	1900000
Nitzschia acicularis												
Nitzschia amphibia		100		270	130	1800	2400	13000		100	1200	590
Nitzschia clausii		100										290
Nitzschia dissipata							280					
Nitzschia linearis						1200	2700	470		150	4200	11000
Nitzschia palea				270	220	1800	1000	6400	20	1000	1700	
Nitzschia sp.			310	530	130	3100	2800	48000	40	25000	320000	500000
Pinnularia sp.		100	1700	1600	180	780	2000	2400	1000	24000	160000	110000
Synedra acus					89	780	280	470				
Synedra rumpens								240			2000	
Synedra ulna					670	2900	4000	2800	40	450	2700	2100
緑藻類												
Ankistrodesmus falcatus												
Characium sp.			160	530						500	3500	8800
Chlorella sp.												
Chlorophyceae			44000	93000								
Coelastrum microporum			1200								2000	2300
Coelastrum sp.												
Dictyosphaerium pulchellum			1900									9400
Kirchneriella diana												
Monoraphidium contortum												
Monoraphidium sp.												1500
Mougeotia sp.								470				290
Oedogonium sp.							17000					
Pediastrum boryanum												
Scenedesmus acuminatus			1200	3200					160	1600	33000	47000
Scenedesmus eornis										400	16000	8200
Scenedesmus ovalternus										400	4000	
Scenedesmus quadricauda									80	1400	3000	4700
Scenedesmus spinosus												1200
Sphaerocystis Schroeteri						1600						
Spirogyra sp.		410	310	2100	620	31000	19000	36000				
Stigeoclonium sp.			4700	61000		3900			200	5000	25000	5900
ミドリムシ藻類												
Euglena sp.				1900					300			
Phacus sp.												
細胞数(Cells/cm ²)	8000	175010	729640	1575470	156562	906050	881060	3223960	9920	132600	1561000	3113320

表-4.4(2) 付着藻類分析結果(第2回実験)

対象処理水 栄養塩添加量 経過日数	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 4日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 6日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 8日目	砂ろ過 処理水 N=15, P=1 10日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 4日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 6日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 8日目	砂ろ過 処理水 N=4.5, P=0.3 10日目	砂ろ過 処理水 原水 4日目	砂ろ過 処理水 原水 6日目	砂ろ過 処理水 原水 8日目	砂ろ過 処理水 原水 10日目
藍藻類												
Myxosarcina burmensis												
Oscillatoria sp.	2300	6900	66000	350000		17000	87000	480000	1800	4700	88000	380000
Xenococcus sp.												
珩藻類												
Achnanthes exigua												
Achnanthes minutissima		58										
Cyclotella meneghiniana	120	2800	53000	13000	36	4800	32000	9700	18	2000	12000	8300
Eunotia sp.		58				300						190
Fragilaria sp. (cf. pulchella)				680	36	300	1600	880	590		820	190
Gomphonema parvulum	39	2900	43000	8100	36	3300	8400	10000	18	1500	17000	3600
Gomphonema sp.	20	350	2700	3000	71	590	1200	7600	110	330	1800	3000
Hantzschia amphioxys	20											
Melosira distans												
Melosira granulata	200	1300	6000	6400	110	1800	5000	13000		2300	4500	14000
Melosira italica	78			1400								
Melosira varians			2400	1000		59		2900				
Navicula pupula				340		120			18	130		
Navicula sp.	20	1600	13000	15000	110	1000	5300	40000	120	3400	2500	16000
Navicula sp. (cf. confervacea)	3500	76000	820000	1800000	3600	240000	490000	1900000	3200	91000	810000	1900000
Nitzschia acicularis												
Nitzschia amphibia	20	120	1800	2000		300		880			610	190
Nitzschia clausii												
Nitzschia dissipata												
Nitzschia linearis	20	460	2700	5700		360	3400	5900		200	1600	3800
Nitzschia palea	330	170	300		210	59	310		110		1000	
Nitzschia sp.	220	73000	260000	360000	280	110000	430000	460000	210	14000	76000	110000
Pinnularia sp.	940	20000	28000	32000	1200	26000	32000	91000	960	16000	25000	63000
Synedra acus					71							
Synedra rumpens												
Synedra ulna		290	1200	1700		530	1600	3200	18	200	3100	4000
緑藻類												
Ankistrodesmus falcatus												
Characium sp.	39	170	2700	340	110	590	4700	590	36	730	1800	950
Chlorella sp.							19000	18000				
Chlorophyceae												
Coelastrum microporum		690	29000	2700		1200	7500	14000		800	3300	4600
Coelastrum sp.			4800								1600	
Dictyosphaerium pulchellum	78	3700										
Kirchneriella diana												
Monoraphidium contortum											200	
Monoraphidium sp.								1200				
Mougeotia sp.			300			410		880				
Oedogonium sp.									18			
Pediastrum boryanum												
Scenedesmus acuminatus	390	3200	35000	15000	570	15000	130000	70000	280	4800	38000	48000
Scenedesmus ecomis	78	1400	25000	2700		1200	14000		71	270	5700	5300
Scenedesmus ovalternus		920		2700								1500
Scenedesmus quadricauda	310	920	6000	1400		240	5000			270	3300	6100
Scenedesmus spinosus						470				530		
Sphaerocystis Schroeteri												
Spirogyra sp.				2000		59		590		310		
Stigeoclonium sp.		27000	170000	320000		34000	310000	620000		13000	14000	140000
ミドリムシ藻類												
Euglena sp.	39								18		200	
Phacus sp.						59						
細胞数(Cells/cm ²)	8761	224006	1572900	2947160	6440	459746	1588010	3750320	7595	156470	1112030	2712720

②クロロフィル a

第2回実験において採取した付着物について、クロロフィル a の測定結果を表-4.5に示す。

藻類の生育速度が原水によって大きく異なる傾向が見られたが、Chl-a 増殖量の栄養塩濃度による違いはあまり見られなかった。

表-4.5 クロロフィルa分析結果 (第2回実験) 単位: $\mu\text{g}/\text{cm}^2$

経過日数	標準法 処理水	AO法 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水	砂ろ過 処理水
	原水	原水	N=45, P=3	N=15, P=1	N=4.5, P=0.3	原水
2日	0.1	2.6				
3日		16.2				
4日	1.1	18.5	0.1	0.2	0.2	0.2
5日		48.0				
6日	6.6		2.2	6.1	4.7	3.0
8日	22.8		18.1	24.8	19.0	11.3
10日			36.1	40.8	45.2	29.6

③経時変化

第2回実験における付着物の Chl-a 及び付着藻類の細胞数の分析結果について、経時変化を図-4.3及び図-4.4に示す。

なお、分析結果について、左側グラフが普通のリニア表示、右側グラフが対数表示で示している。

第2回実験でも、第1回実験とほぼ同様の傾向

を示しており、付着藻類の生育速度については処理方法による差は見られるものの、リン濃度による差は見られていない。また生育速度に差が見られても、最終的なChl-a量や付着藻類の細胞増殖量は、対数で比較した場合、処理方法やリン濃度に関係なくほぼ同じレベルであった。

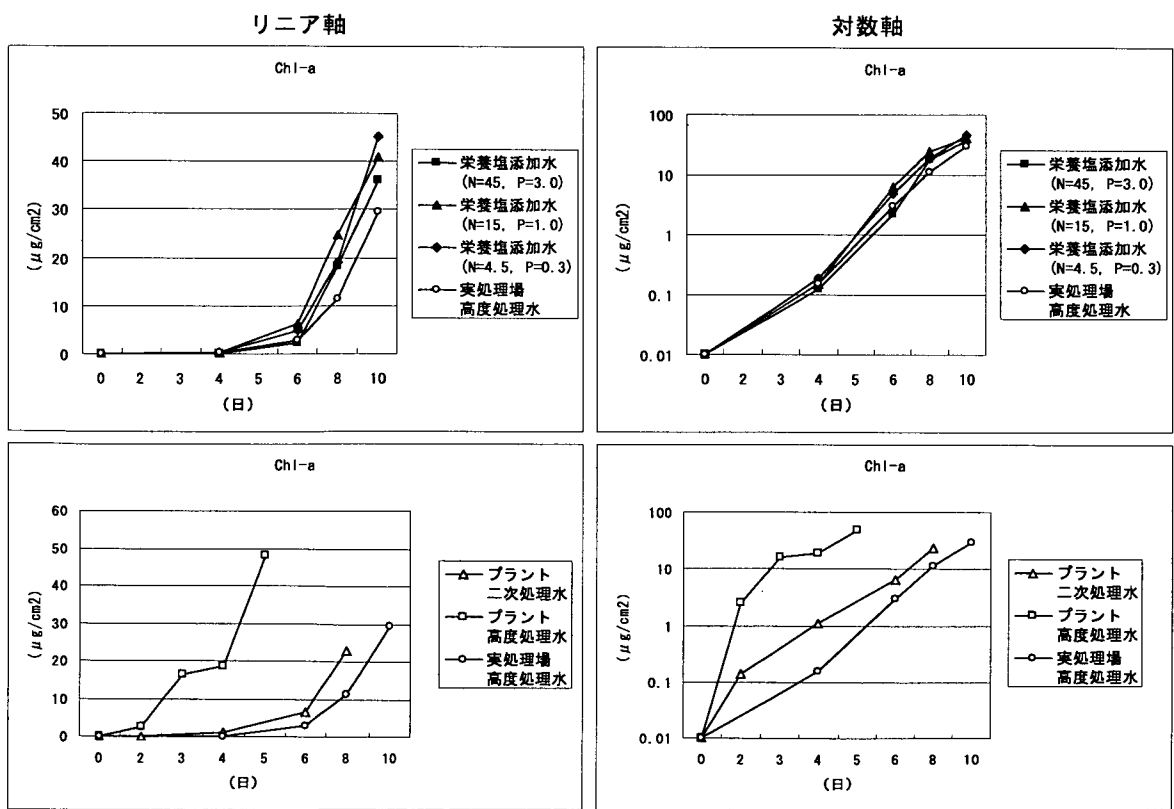


図-4.3 クロロフィルa経時変化 (第2回実験)

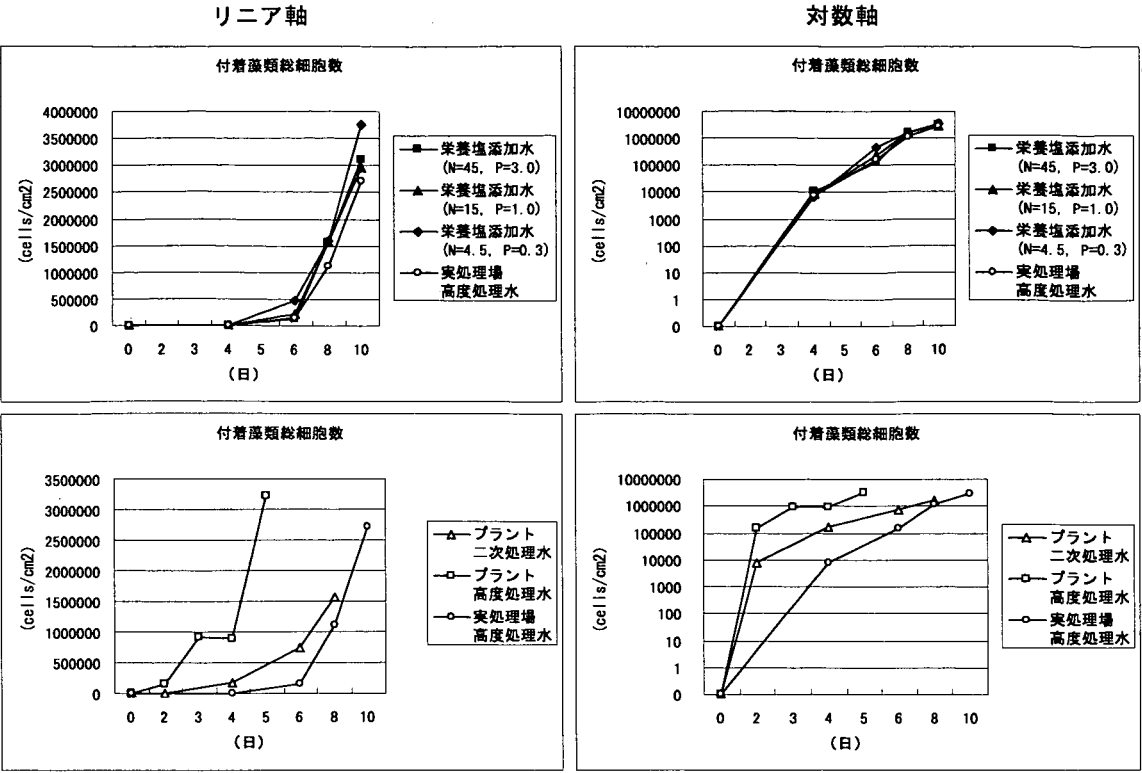


図-4.4 付着藻類総細胞数経時変化（第2回実験）

4-2 水質分析

第1回実験及び第2回実験の実験期間中における平均水質を各水路毎に表-4.6に示す。

水路Aは標準法、水路Bは嫌気好気法、水路Fは生物処理+砂ろ過による下水処理水の原水であり、水路C,D,Eは水路Fの下水処理水に段階的に

栄養塩を添加したものである。

水路BとFの処理水質は水路Aに比べ、ほぼ同レベルに高度処理されているが、生物分析結果では付着藻類の生育速度に大きな差が出ていることに留意する必要がある。

表-4.6(1) 各試験水の平均水質（第1回実験） 単位:mg/L

第1回	水路A	水路B	水路C	水路D	水路E	水路F
CODcr	27.60	15.60	20.00	18.40	18.60	15.25
T-N	18.48	7.75	56.17	18.97	6.91	6.86
NO ₃ -N	16.14	6.07	53.87	17.14	5.33	5.34
T-P	1.89	0.09	4.56	1.67	0.52	0.18
PO ₄ -P	1.64	0.02	4.41	1.45	0.45	0.08

表-4.6(2) 各試験水の平均水質（第2回実験） 単位:mg/L

第2回	水路A	水路B	水路C	水路D	水路E	水路F
CODcr	35.00	19.67	7.80	7.20	7.40	7.80
T-N	17.29	8.05	48.59	18.33	6.17	6.29
NO ₃ -N	12.22	6.91	45.59	16.69	5.00	5.06
T-P	1.96	0.13	3.33	1.53	0.59	0.30
PO ₄ -P	1.59	0.04	3.10	1.42	0.51	0.22

5 考察

付着藻類の生育速度について、リン濃度と必ずしも比例していなかったのは、処理施設や方式の違いによる原水中の含有藻類量の差や、窒素・リン以外の栄養物質の差等が要因としてあげられる。放流先の付着藻類量を考える場合には、栄養塩濃度と併せて処理水から供給される藻類量についても考慮する必要があるものと思われる。

また、栄養塩濃度が高いほど生産される生物量も増えることが想定されるが、今回の実験では、栄養塩濃度が 10 倍以上異なるにもかかわらず、生産される生物量に差が生じなかった。これらの要因としては、以下の要因が考えられた。

- ・リンや窒素などの栄養塩濃度が一定以上の濃度となると、生物が栄養素として利用しきれない余剰分となり、生産される生物量に反映されない。
- ・空間的に生物の増殖が限界となり、生物量の増加に制限がなされる。

今後は、栄養塩濃度が低い場合についても同様の検討を行うことで、栄養塩類と付着藻類との関連性が明確になると思われる。また、他の関連因子についても鋭意検討を進め、影響因子の解明を進めていく必要がある。

6 まとめ

藻類、底生動物といった水生生物相と、下水処理水の水質との関連性を把握するために、実験水路を製作し、様々な下水処理水等を用いた対照実験を行った。

本年度は、特に下水処理水中の栄養塩が水生生物相に及ぼす影響について検討を行ったところ、付着藻類の生育速度は、栄養塩濃度に左右されるだけでなく、増殖のもととなる下水処理水から供給される藻類量の影響が考えられた。

また、今回の実験において、藻類の増殖量はリン濃度とは関係なく、ほぼ同等の増殖度であった。今回の実験では試験水中に比較的高濃度の栄養塩が含まれていたことから、一定以上の栄養塩が供給されても、余剰分となって生物生産には利用されない可能性が示唆された。

7 参考文献

- 1) 生態系との共生をはかる下水道のあり方検討会編：生態系にやさしい下水道をめざして、技報堂出版、2001
- 2) 建設省河川局監修：河川水質試験方法（案）1997年版、技報堂出版、1997
- 3) 中村栄一、古賀俊行：河川の富栄養化に関する調査、土木研究所資料 平成元年度下水道関係調査研究年次報告書集、1990
- 4) 中村栄一、長谷川清、小森行也、松宮洋介：河川における藻類増殖機構に関する調査、土木研究所資料 平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集、1994
- 5) 国土交通省土木研究所、（財）下水道新技術推進機構：下水道の水生生物影響に関する調査報告書、2001（内部資料）

2. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究

国土交通省

(委託先) 独立行政法人 土木研究所

材料地盤研究グループ リサイクル

鈴木 穰

北村 友一

研究期間 平成13年度～15年度

平成13年度当初予算額 24,076千円

(研究予算総額 58,524千円)

Study on Risk Assessment for Reuse of Sewage Sludge

(FY2001～2004)

Yutaka SUZUKI, Tomokazu KITAMUARA

Recycling Research Team, Material and Geotechnical Engineering Research Group

Independent Administrative Institution Public Works Research Institute

It is necessary to promote the reuse of the sewage sludge in order to form the recycling-based society. At present, the sewage sludge is recycled as construction material and fertilizer. In addition, the sludge safety is important in order to promote the reuse.

PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) law was enforced in 2001. The sewerage manager must measure and reported the behavior of the heavy metal in the sewage treatment process. The goal of this study is to clarify the behavior of the heavy metal in the sewage treatment process and the elution amount of heavy metal from the sludge reuse product.

Optimization of analytical methods of heavy metals (Zn, Sb, Cd, Ag, Cr, V, Co, Se, Cu, Ni, Pb, Ba, As, Be, B, Mn, Mo, In, Tl, Te), which are included in PRTR law, were investigated, and survey on the behavior of the metals in several sewage treatment plants was carried out in fiscal 2001.

Sewage sludge which contained PRTR heavy metals could be decomposed with HNO_3/HF microwave for the analysis by ICP-MS. In the analysis of solid standard sample, 80%-120% recovery rate was obtained. For liquid samples, only HNO_3 was sufficient.

Samples of influent, effluent, dewatered sludge, incinerated ash, molten slag and compost taken from 22 sewage treatment plants in Japan were analyzed by optimized decomposition technique. As the result, B, Mo, Mn, As existed as dissolved in influent sewage, and B, Mo were not hardly removed in sewage treatment plants. V, Cr, Cu, Zn, Se, Ag, Cd, Ba, Pb, Ni existed as solid in influent sewage and, they were accumulated in the dewatered sludge. Be, In, Tl, Co, Sb, Hg of the influent sewage was under the detection limit, but these heavy metals were detected in the sludge. Te, Tl were not detected in influent sewage and sludge sample. Distributions of heavy metals in dewatered sludge, incinerated ash, molten slug and composts were resembled each other.

1 はじめに

下水汚泥は平成11年度において188万トン(DS)発生しており、緑農地還元や建設資材利用による有効利用の推進が求められている。一方、PRTR

(Pollutant Release and Transfer Register、環境汚染物質排出移動登録)制度は、人の健康や生態系に有害な影響を及ぼす可能性のある化学物質について、事業者等から環境中(大気、水域、土壌)への排出量及び廃棄物に含まれての事業所外への移動量を、事業者が自ら把握し行政機関に対して届け出ると共に、行政機関は届出データや推計に基づき、排出量・移動量を推計し、公表する制度である。我が国においては1999(平成11)年、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」(PRTR法)により制度化され、平成13年4月より施行されている¹⁾。

下水道事業者も本制度の対象となっている。届出対象物質は下水道法の規定に基づく水質検査の対象となる第一種指定化学物質の排出量であり²⁾、重金属に限定するとZn, Cd, Cr, Cr(VI), Hg, Se, Cu, Pb, As, B, Mnの11物質(ほう素は重金属ではないが本研究の対象に含む)である。しかしながら平成12年度までに実施されたパイロット事業において、Sb, Ag, Co, Ni, Ba, Moといった届出対象外の重金属が、他の事業者から下水道へ移動していることが報告されている^{3) 4) 5) 6)}。下水道事業者の説明責任の観点から、これらの重金属の下水処理プロセスおよび下水汚泥有効利用における挙動を明らかにする必要がある。本研究は、PRTR法で指定されている重金属の流入実態と処理過程での挙動を解明し、汚泥製品への移行量推定手法を検討すると共に、汚泥製品的环境に対する重金属の負荷量を把握することを目的とする。

2 平成13年度の研究目的

平成13年度は、下水試料中に含まれるPRTR法における第1種および第2種指定化学物質のうち重金属(以下、PRTR対象重金属と呼ぶ)の最適な前処理方法および分析条件を決定することを目的とした。さらに最適化された分析条件を実下水試料の分析に適用し、下水処理施設におけるPRTR対象重金属の流入実態および汚泥中の含有量を明らかにすることを目的とした。

3 PRTR対象重金属の前処理および機器分析条件の最適化

3-1 目的

PRTR対象重金属の分析には、多元素同時分析および微量の定量が可能である⁷⁾高周波誘導結合プラズマ質量分析装置(ICP-MS)を用いるものとした。流入下水、放流水、脱水汚泥、焼却灰及び溶融スラグ中に含まれるPRTR対象重金属のICP-MSによる分析に適した前処理方法及び分析条件を検討し、一連の分析方法を最適化することを目的とした。

3-2 分析対象重金属

分析対象重金属は、表3-2に示す元素とした。ただし水銀(Hg)はICP-MS装置内に微量残留するため同時分析不可能であり、別途水銀分析計で測定を行うものとした。

また、インジウム(In)、タリウム(Tl)、テルル(Te)は第2種指定化学物質であり、PRTR法の届出対象外物質であるが、ICP-MSで他の元素と同時分析可能なため、今回の検討対象に含めるものとした。

表3-2 PRTR対象重金属

名 称	元 素 記 号	名 称	元 素 記 号
亜鉛	Zn	ニッケル	Ni
アンチモン	Sb	バリウム	Ba
カドミウム	Cd	砒素	As
銀	Ag	ベリリウム	Be
クロム	Cr	ほう素	B
バナジウム	V	マンガン	Mn
コバルト	Co	モリブデン	Mo
水銀	Hg	インジウム	In
セレン	Se	タリウム	Tl
銅	Cu	テルル	Te
鉛	Pb		

3-3 ICP-MS分析条件の検討

分析装置は、土木研究所所有のICP-MS(横河電機製:PMS2000)を用いるものとし、諸条件に関する検討を行った結果、分析条件を以下の通り決定した。

3-3-1 装置の分析条件

ICP-MSの主要な分析条件は、下記の通りとした。

- 1) 高周波出力：1200W
- 2) ガス流量：プラズマガス 14±0.5l/min
補助ガス 0.8±0.2l/min
キャリアガス 0.84l/min
- 3) 積分時間：1.000sec

3-3-2 装置の検出限界と定量下限値

はじめに、実験に用いる分析装置の性能を明らかにするため、検出限界値と定量下限値を求めた。検出限界値および定量下限値は、各元素を1μg/l含む標準溶液を10回繰り返し測定し、標準偏差の3倍を検出限界値、10倍を定量下限値とした。検出限界および定量下限値の結果を表3-3-2に示す。Bを除く全ての元素において0.1~0.5μg/l以上で定量可能なことが確認できた。

表3-3-2 各元素の検出限界値と定量下限値
(単位：μg/l)

m/z	イオン名	検出限界	定量下限値
9	Be	0.091	0.304
10	B	0.541	1.803
11	B	0.377	1.258
51	V	0.036	0.121
52	Cr	0.057	0.190
53	Cr	0.048	0.161
55	Mn	0.042	0.141
59	Co	0.066	0.221
60	Ni	0.056	0.188
63	Cu	0.074	0.247
64	Zn	0.109	0.365
65	Cu	0.056	0.186
66	Zn	0.042	0.139
75	As	0.090	0.301
77	Se	0.105	0.352
82	Se	0.134	0.446
95	Mo	0.077	0.256
97	Mo	0.082	0.273
98	Mo	0.057	0.192
107	Ag	0.045	0.151
109	Ag	0.032	0.108
111	Cd	0.075	0.251
113	In	0.072	0.239
114	Cd	0.085	0.282
115	In	0.042	0.141
121	Sb	0.052	0.174
123	Sb	0.082	0.272
124	Te	0.177	0.590
125	Te	0.151	0.502
135	Ba	0.059	0.197
137	Ba	0.081	0.270
203	Tl	0.093	0.311
205	Tl	0.098	0.325
206	Pb	0.075	0.249
207	Pb	0.093	0.309
208	Pb	0.056	0.185

3-3-3 検量線の濃度範囲の確認

検量線の濃度範囲0~500μg/l (0, 1, 5, 10, 25, 50, 100, 250, 500)において、全ての元素で直線性が得られ、R²は0.997以上、変動係数は10%以下となることがわかった。

さらに、信頼性のある測定範囲を明らかにするため、0~500μg/lで作成した検量線を用いて0μg/l, 0.25μg/l, 0.5μg/l, 1μg/l, 2.5μg/l, 5μg/l, 10μg/l, 25μg/l, 50μg/l, 100μg/l, 250μg/l, 500μg/lの標準液を測定した。その結果、0.5μg/l以下ではB(10), B(11), Zn(64), Se(77), Se(82)の回収率が低下し、変動係数が10%を超える元素も存在した。

同様に1,000μg/lを測定した結果、回収率はV(51), Cr(52), Mn(55), Co(59), In(115), Tl(205)で90%以上、その他の元素で95%以上であり、変動係数は全て3%以下であった。このことから1~1,000μg/lまでの範囲において信頼性のある測定値が得られる事が確認できた。

3-3-4 内部標準法の標準物質

本実験では、より安定した分析結果を得るために内部標準法を用いることにした。

内部標準物質は、測定対象元素と質量数が近く、質量スペクトルの重なりがなく、プラズマ中で同様の挙動を示し、試料中に含まれていないことが望ましい。本実験の内部標準物質は、下水試料にほとんど含有されないSc, Rh, Biとし、B, Be, Zn, Cr, V, Co, Mn, Cu, Ni, As, SeについてはScを、Cd, Ag, In, Mo, Sb, TeについてはRhを、Ba, Tl, PbについてはBiを内部標準物質として測定を行うものとした。なお、内部標準物質の濃度は50μg/lとした。

3-3-5 マトリクス元素の影響

四重極型のICP-MSによる金属元素の分析では、分子イオンの干渉を受けることが知られている⁷⁾。下水試料特有のマトリクス元素がPRTR対象重金属の測定値に与える影響を把握しておく必要がある。

そこで、グルコース、塩化アンモニウムおよび硫酸アンモニウム各0.1gを混合したものをマイクロウェーブ分解し、Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Pを測定時の濃度が0~100mg/lになるよう添加したものをICP-MSで測定し、PRTR対象重金属の測定値に与える影響を確認した。

表 3-3-5 マトリクス元素による干渉の影響

(単位: $\mu\text{g/l}$)

m/z	イオン名	グルコース、塩化アンモニウム、硫酸アンモニウム分解液						ブランク					
		マトリクス元素(Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P)の濃度[mg/l]						マトリクス元素(Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P)の濃度[mg/l]					
		0	20	40	60	80	100	0	20	40	60	80	100
9	Be	-0.04	-0.03	0.01	-0.03	-0.03	-0.03	-0.04	-0.04	-0.02	-0.03	-0.03	-0.02
10	B	-0.02	-0.47	0.00	-0.37	-0.40	-0.39	0.02	-0.57	-0.62	-0.58	-0.58	-0.42
11	B	-0.02	-0.46	0.09	-0.43	-0.49	-0.36	-0.15	-0.60	-0.62	-0.56	-0.53	-0.45
51	V	0.06	0.06	0.08	0.06	0.06	0.08	0.02	0.01	0.01	0.02	0.03	0.04
52	Cr	0.46	2.01	2.63	2.73	3.30	4.19	-0.06	0.60	1.78	2.00	2.68	3.46
53	Cr	0.42	1.15	1.87	2.25	2.77	3.63	0.10	0.70	1.36	2.00	2.68	3.37
55	Mn	1.08	3.39	6.49	8.41	11.16	14.06	0.01	2.73	5.34	8.14	10.85	13.78
59	Co	-0.04	0.02	0.08	0.13	0.19	0.26	-0.04	0.03	0.10	0.17	0.23	0.31
60	Ni	0.19	0.76	1.41	1.98	2.50	3.18	-0.01	0.64	1.30	1.92	2.52	3.22
63	Cu	0.55	1.62	2.93	4.41	5.18	6.55	-0.02	1.24	2.56	3.97	5.30	6.81
64	Zn	9.58	11.91	17.65	16.22	17.94	23.28	-0.07	2.88	5.34	7.44	9.86	12.65
65	Cu	1.18	1.24	1.70	2.02	2.52	3.04	0.00	0.54	1.02	1.54	2.10	2.65
66	Zn	3.01	4.41	8.60	6.57	8.19	10.63	-0.06	1.63	2.97	4.47	5.96	7.71
75	As	0.07	0.07	0.11	0.11	0.13	0.15	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09	0.11
77	Se	-0.13	-0.09	-0.06	-0.12	-0.12	-0.02	-0.18	-0.06	-0.17	-0.06	-0.05	0.00
82	Se	3.68	2.12	2.01	1.38	1.35	1.91	0.06	0.07	0.28	0.47	0.68	1.06
95	Mo	-0.01	0.12	0.32	0.41	0.56	0.73	-0.02	0.16	0.37	0.58	0.80	1.04
97	Mo	-0.03	0.12	0.34	0.43	0.57	0.75	-0.03	0.15	0.38	0.58	0.80	1.03
98	Mo	0.25	0.19	0.35	0.41	0.53	0.69	-0.01	0.16	0.36	0.54	0.75	0.95
107	Ag	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	-0.01	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.00
109	Ag	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.00
111	Cd	0.38	0.24	0.37	0.30	0.36	0.32	0.00	0.01	0.02	0.03	0.05	0.07
113	In	0.17	0.08	0.15	0.11	0.15	0.13	-0.07	-0.06	-0.06	-0.05	-0.04	-0.03
114	Cd	0.32	0.22	0.31	0.25	0.33	0.28	-0.04	-0.02	-0.01	-0.01	0.00	0.03
115	In	-0.04	-0.04	-0.03	-0.03	-0.03	-0.03	-0.04	0.02	-0.03	-0.03	-0.03	-0.03
121	Sb	0.01	0.45	0.98	1.33	1.72	2.18	0.03	0.79	1.61	2.40	3.20	4.01
123	Sb	0.01	0.44	0.98	1.32	1.72	2.20	0.03	0.79	1.59	2.40	3.18	3.99
124	Te	0.23	0.69	1.39	1.71	2.18	2.97	-0.05	0.62	1.56	2.61	3.27	4.12
125	Te	0.01	-0.02	-0.01	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	-0.03	-0.01	-0.03	-0.01	-0.01
135	Ba	0.13	0.25	0.44	0.56	0.56	0.73	-0.07	0.04	0.16	0.30	0.41	0.58
137	Ba	0.18	0.32	0.47	0.58	0.62	0.80	-0.02	0.10	0.22	0.34	0.48	0.62
203	Tl	-0.02	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.00	0.00
205	Tl	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.01
206	Pb	1.22	0.78	1.04	1.12	1.31	1.73	0.04	0.27	0.44	0.66	0.86	1.07
207	Pb	1.23	0.72	0.97	1.02	1.19	1.63	-0.03	0.17	0.34	0.54	0.72	0.92
208	Pb	1.22	0.71	0.96	1.02	1.19	1.60	-0.03	0.16	0.33	0.52	0.70	0.90

測定結果を表 3-3-5 に示す。Zn、Mn の測定値にマトリクス元素による干渉の影響が見られたが、分析試料を希釈することによりマトリクス元素の影響は低減されることが考えられる。

3-4 前処理方法の検討

3-4-1 標準試料

一般に市販されている以下の環境標準試料（6 試料）及び実下水処理場の流入下水と放流水を用いて、ICP-MS 分析における前処理方法の検討を行った。

- 1) 湖堆積物 : CANMET LKSD-1
- 2) 小川堆積物 : NCS DC 73309
- 3) 土壌 : NCS DC 73322
- 4) 岩石 : NCS DC 71304
- 5) 石炭灰 : NIST SRM 1633b
- 6) 下水汚泥 : RTC CRM029-050

3-4-2 固体試料の分解酸の種類に関する検討

ICP-MS による分析を行うために、固体試料は酸分解もしくはアルカリ融解などの前処理を行い溶液として装置に導入する必要がある。前処理方法

は、分解処理を簡便に行うことが可能であり、揮発性元素の飛散が少ないマイクロウェーブ装置による酸分解とした。

硝酸はICP-MS分析に対する妨害が他の酸に比べて少ない⁸⁾。フッ化水素酸は焼却灰や熔融スラグの主成分であるケイ酸塩を分解するために必要である^{9) 10)}。過酸化水素は有機物の分解を促進するのに有効である¹¹⁾。以上のことから、固体試料の分解に用いる酸として、硝酸(HNO₃)、フッ化水素酸(HF)、過酸化水素(H₂O₂)の混酸を用いるものとした。

これらの試薬の最適な量を決定するために、表3-4-1に示す条件で環境標準試料(6試料)を分解し、ICP-MSによる測定を行った。分解方法6(王水分解)はICP-MS測定時にClを含む分子イオンが干渉するため本来不相当であると考えられるが、比較のために行った。なお本実験では、未反応のフッ化水素酸が分解液に残留すると分析装置に損傷を与えるため、未反応のフッ化水素酸は蒸発乾固による揮発により取り除くものとした。

測定結果を図3-4-1~18に示す。硝酸のみ(分解方法1)では回収率が低かったが、HFを添加することにより回収率が向上することがわかった。HF添加量1ml(分解方法2)とHF添加量3ml(分解方法3)では、回収率の相違がほとんどなく、回収率は80~120%となった。さらにH₂O₂を添加した条件も検討したが(分解方法4、5)、回収率

の顕著な向上は見られなかった。また、王水分解と比較すると回収率が高い元素が多かった。

従って、使用する酸の量は硝酸5ml、フッ化水素酸1ml(分解方法2)とした。

ただし測定結果を元素別に見ると、大半の元素は問題なく測定可能であるが、Be、B、As、Se、Baは標準試料の種類によって回収率が低下するものがあった。またTlは分解時のフッ化水素酸を増加させるに従い回収率が悪化する傾向にあった。これらの元素については、蒸発乾固時に揮発により失われたか、難溶性塩がゲル状のSi分に取り込まれ再溶解が妨げられたものと考えられる。

なおIn、Teについては各試料中の含有量が不明もしくは微量のため、回収率の評価を行うことができなかった。

3-4-3 固体試料の乾燥の要否に関する検討

環境標準試料のうち湿潤状態である下水汚泥(標準試料: RTC CRM029-050)を使用し、乾燥(110℃)の有無が、測定値に与える影響について確認を行った。その結果、測定値には大差なく、乾燥による影響は認められなかった。従って、脱水汚泥などの水分を含んだ試料は、試料を均一とするため乾燥後微粉碎した後、試料を分析することとした。

表3-4-1 固体試料の分解方法

	分解方法 1	分解方法 2	分解方法 3	分解方法 4	分解方法 5	分解方法 6
試料量	約0.2g(乾燥重量)を定量					
酸及びミ/Qの量	HNO ₃ 5ml — ミ/Q 10ml	HNO ₃ 5ml HF 1ml — ミ/Q 9ml	HNO ₃ 5ml HF 3ml — ミ/Q 7ml	HNO ₃ 5ml HF 2ml H ₂ O ₂ 1ml ミ/Q 7ml	HNO ₃ 5ml HF 2ml H ₂ O ₂ 3ml ミ/Q 5ml	HNO ₃ 1ml HCl 3ml — ミ/Q 5ml
分解方法	マイクロウェーブ分解	マイクロウェーブ分解後水冷し、ヒータプレートに少量のミ/Qで分解液を全て洗い流し、ホットプレートで乾固(180℃)				マイクロウェーブ分解
定容方法	分解後水冷し、分解液を100mlメスフラスコ(PP)に入れ、ミ/Qを加え全量を100mlに定容	放冷後、乾固した試料を1%HNO ₃ で溶解させ、100mlメスフラスコ(PP)に入れ、1%HNO ₃ を加え全量を100mlに定容				分解後水冷し、分解液を50mlメスフラスコ(PP)に入れ、ミ/Qを加え全量を50mlに定容
ろ過方法	定容した分解液をロート(PP)を使用し、5Bろ紙でろ過					
検液の保存	100mlポリビン					

※ 分解に用いた酸は、関東化学(株)製 超高純度試薬(Ultrapur)を使用。

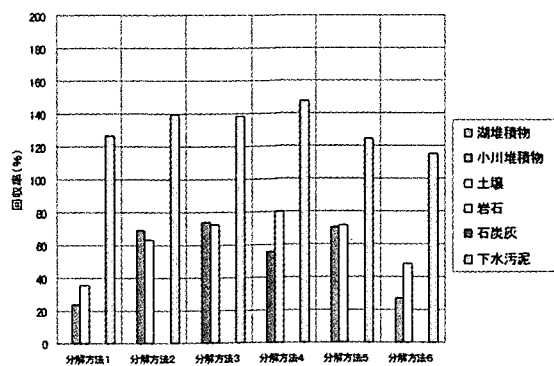


図 3-4-1 Be (9) の回収率の比較

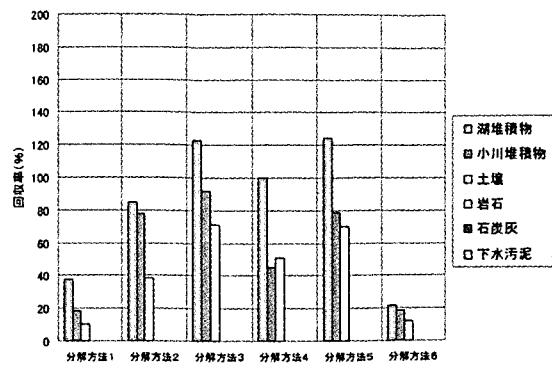


図 3-4-2 B (11) の回収率の比較

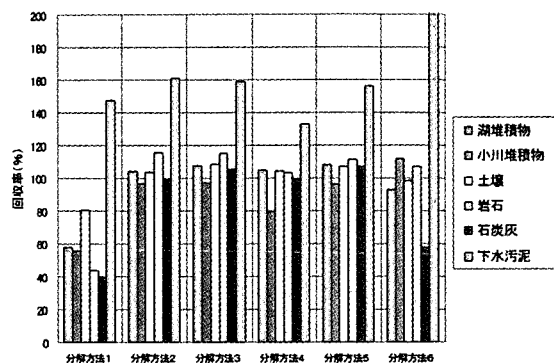


図 3-4-3 V (51) の回収率の比較

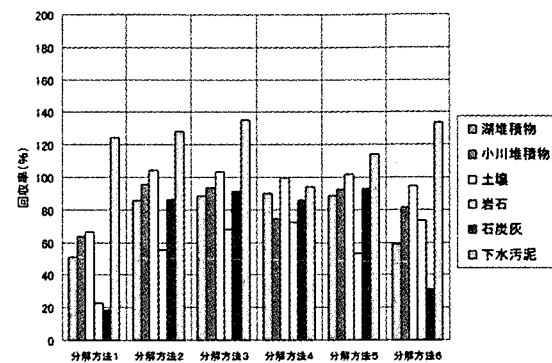


図 3-4-4 Cr (52) の回収率の比較

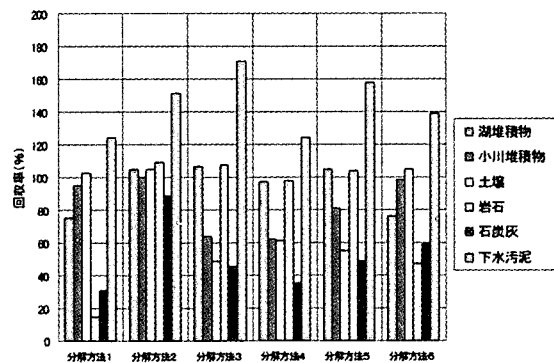


図 3-4-5 Mn (55) の回収率の比較

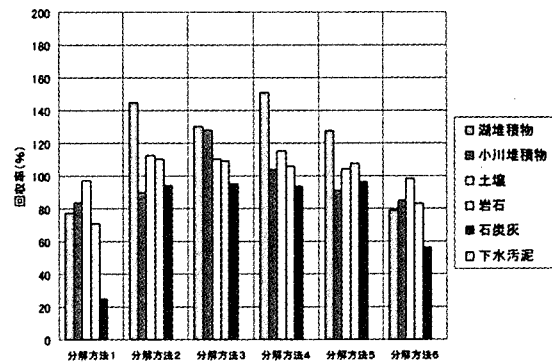


図 3-4-6 Co (59) の回収率の比較

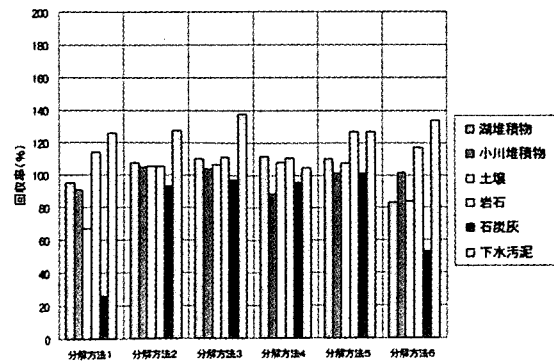


図 3-4-7 Ni (60) の回収率の比較

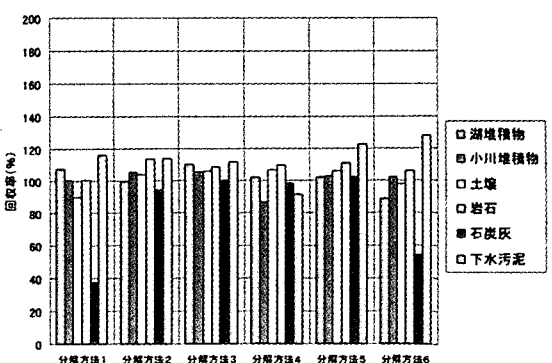


図 3-4-8 Cu (63) の回収率の比較

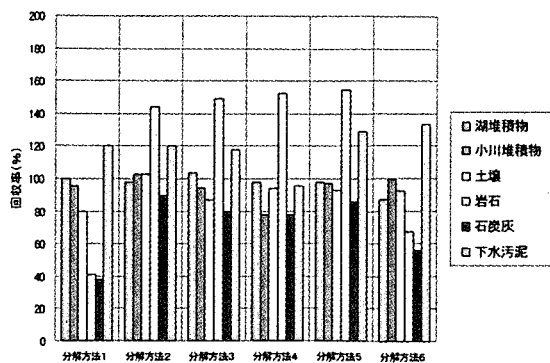


図 3-4-9 Zn(64)の回収率の比較

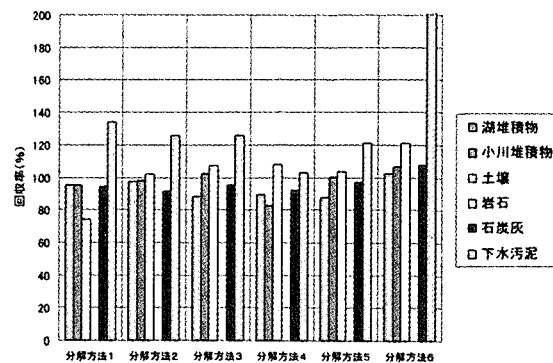


図 3-4-10 As(75)の回収率の比較

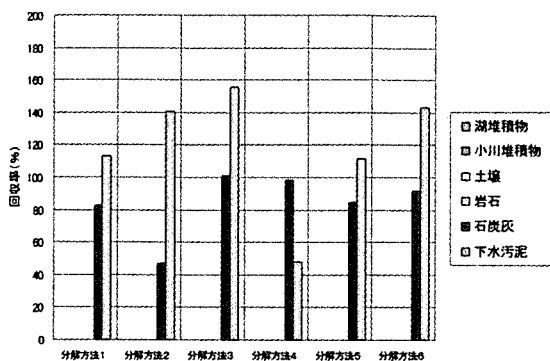


図 3-4-11 Se(82)の回収率の比較

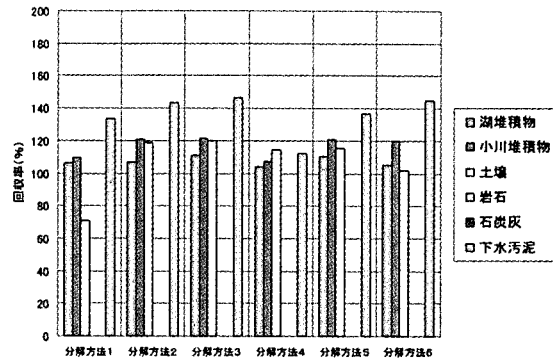


図 3-4-12 Mo(98)の回収率の比較

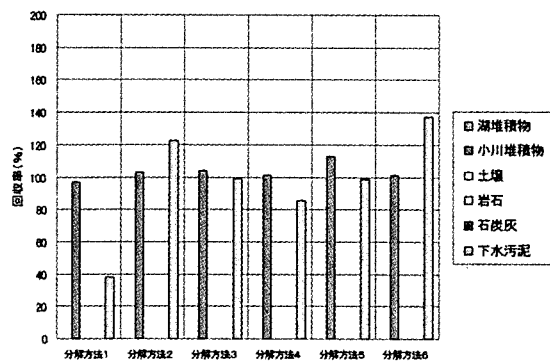


図 3-4-13 Ag(107)の回収率の比較

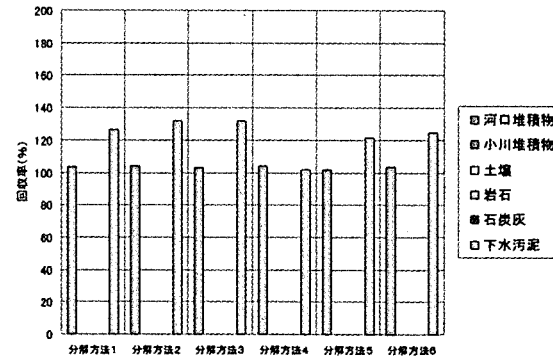


図 3-4-14 Cd(114)の回収率の比較

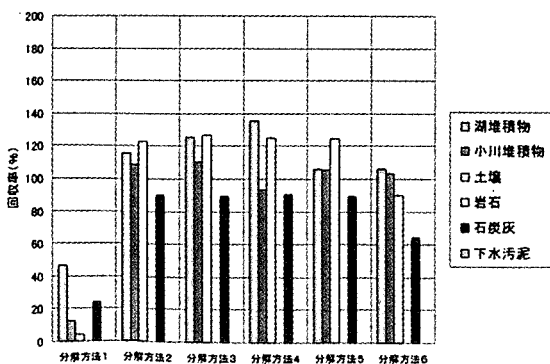


図 3-4-15 Sb(121)の回収率の比較

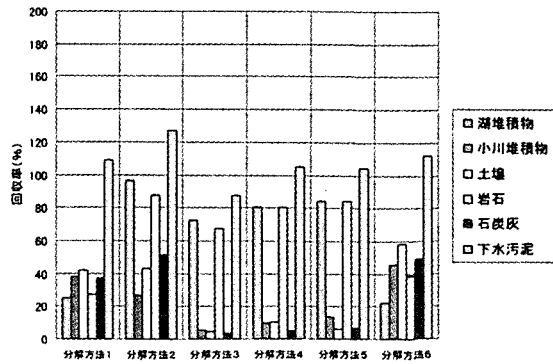


図 3-4-16 Ba(135)の回収率の比較

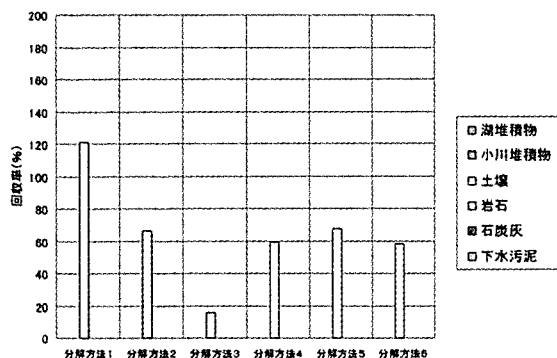


図 3-4-17 Tl (205) の回収率の比較

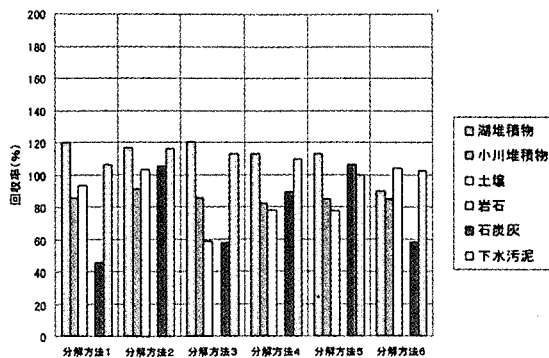


図 3-4-18 Pb (208) の回収率の比較

3-4-4 液体試料の分解法に関する検討

液体試料の最適な分解方法を検討するため、表 3-4-4 に示す条件で実下水処理場の流入下水および放流水を分解し、ICP-MS で測定を行った。フッ化水素酸添加の有無、マイクロウェーブ分解の有無、硝酸の添加量をそれぞれ変化させて測定したところ、すべての分解方法で測定値の相違は認められなかった。

しかしながら実下水試料では SS 分が多く硝酸 1 ml では不十分なことが考えられるため、使用する酸の量は硝酸 5 ml (分解方法 11) とした。

3-5 水銀測定時の適正な前処理方法の検討

PRTR 対象重金属のうち水銀は他元素と同時に分解及び測定ができないため単独で測定を行うこととした。その際の適正な酸分解法を決定するために、王水分解法と硝酸分解法で環境標準試料 (5 試料) を分解し、水銀分析計 (PERKIN ELMER 製: FIM S400、還元気化原子吸光法) で測定を行った。な

表 3-4-4 液体試料の前処理方法

	分解方法 11	分解方法 12	分解方法 13	分解方法 14	分解方法 15
試料量	50ml を定量				
酸及びイオンの量	HNO ₃ 5ml —	HNO ₃ 5ml HF 2ml	HNO ₃ 5ml —	HNO ₃ 5ml HF 2ml	HNO ₃ 1ml —
分解方法	ホットプレートで残量が1mlになるまで加熱濃縮 (180℃)		マイクロウェーブ分解後水冷し、ヒータブルビーカーに少量のミQで分解液を全て洗い流し、ホットプレートで残量が1mlになるまで加熱濃縮 (180℃)		ホットプレートで約15分間加熱分解 (180℃)
定容及びろ過方法	放冷後、試料をミQで溶解し、ロート (PP) を使用し、5Bろ紙でろ過したろ液を50mlマスフラスコ (PP) に入れ、内部標準物質とミQを加え全量を50mlに定容				
検液の保存	100mlポリビン				

お、標準試料のうち岩石については、試料中の Hg 含有量が不明 (微量) のため測定対象より除外した。前処理方法については表 3-5 に示す。測定結果は図 3-5 に示す通りであった。小川堆積物と石灰炭灰は定量下限値未満のため除外すると、王水分解法が硝酸分解法より回収率が良く、100~130% の範囲となった。従って水銀測定時の前処理方法は王水分解法によるものとした。

表 3-5 水銀測定の前処理方法

	王水分解法	硝酸分解法
試料量	約 0.2g (乾燥重量) を定量	
酸及びイオン水の量	HNO ₃ 1ml HCl 3ml イオン水 5ml	HNO ₃ 5ml — イオン水 5ml
分解方法	マイクロウェーブ分解	
定容方法	分解後水冷し、分解液を 50ml 比色管に入れ、イオン水を加え全量を 50ml に定容	
ろ過方法	定容した分解液を GF/B ろ紙でろ過	
検液の保存	50ml ガラスビン	

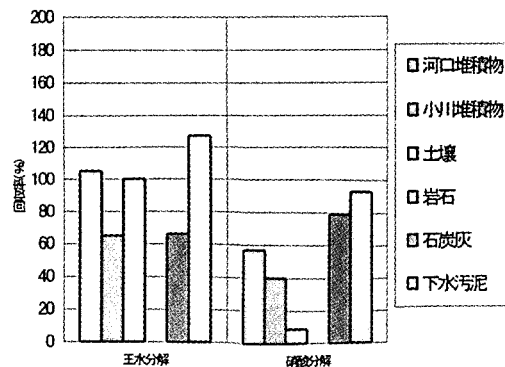


図 3-5 水銀の測定結果

4 下水処理施設におけるPRTR対象重金属実態調査

4-1 目的

前項で最適化された分析条件により、下水処理施設で採取された下水試料中のPRTR対象重金属の分析を行い、分布の実態を把握することを目的とした。

4-2 試料

試料の種類は流入下水、放流水、脱水汚泥、焼却灰、熔融スラグ、コンポストの5種とし、全国各地の22処理場より表4-2に示す試料を取り寄せ、分析を行った。

4-3 分析結果

各試料における元素毎の含有量を測定し、元素毎の含有量の範囲を図示したものを図4-3-1～4-3-8に示す。なお、液体試料の流入下水(T)および放流水(T)は固形物、溶解物を含む含有量を測定したものであり、流入下水(D)および放流水(D)は溶解物のみの含有量を測定したものである。

4-4 考察

上記の測定結果を元素毎に整理したものを図4-4-1～4-4-20に示す（Teについては、ほとんど検出されなかったので省略した）。本図では、脱水汚泥中の各元素の含有量が少ない処理

場から順番に並べている。ところが、他の試料における各元素の含有量はこの順番に並んでいないため、各元素の除去率あるいは移行率は、処理場によって異なることが推察された。

また、元素毎の特性としては、以下のことが確認された。B、Mn、Mo、Asは大部分が溶解物として流入するが、下水処理施設での除去率は、 $Mn > As > B, Mo$ の順であり、B、Moはほとんど除去されない。V、Cr、Cu、Zn、Se、Ag、Cd、Ba、Pbは固形分として流入する割合が高く、脱水汚泥中に移行する。Niは両者の中間であるが、流入下水中の含有量が比較的大きいため、汚泥中の含有量も高くなっている。Be、In、Tl、Co、Sb、Hgは流入下水にほとんど含まれないが、脱水汚泥中に移行する傾向を示した。

脱水汚泥、焼却灰、熔融スラグ、コンポスト中の各元素の分布の傾向は、概ね似通っている。

熔融スラグと焼却灰を比較した場合、各元素の挙動は炉形式の違いなどにより影響を受けるため一概に言えないが、V、Cr、Mn、Ni、Baは熔融スラグ中の含有量が増加する傾向があり、他の元素は減少する傾向があった。これは主に低融点化合物の飛散のためと考えられる。

コンポストと脱水汚泥を比較した場合、コンポスト中の各元素の含有量は、有機分の減少により増加する傾向にあった。

表4-2 PRTR対象重金属実態調査用試料

処理場名	流入下水	放流水	脱水ケーキ	焼却灰	熔融スラグ	コンポスト
A処理場	○*	○	○			
B処理場	○	○	○	○		
C処理場	○	○	○	○		
D処理場	○	○	○	○		
E処理場	○	○	○	○		○
F処理場	○	○	○	○		
G処理場	○*	○	○	○	○	
H処理場	○	○	○			
I処理場			○	○	○	
J処理場	○	○	○		○	
K処理場	○	○	○	○	○	
L処理場	○*	○	○	○		
M処理場	○	○	○	○		
N処理場	○	○	○		○	
O処理場	○*	○	○	○	○	
P処理場	○	○	○		○	
Q処理場	○*	○	○	○	○	
R処理場	○	○	○	○		○
S処理場	○	○	○			
T処理場	○	○	○			
U処理場	○	○	○		○	
V処理場	○	○	○		○	

〔注〕 流入下水の※印は場内返流水と混合された試料を示す。

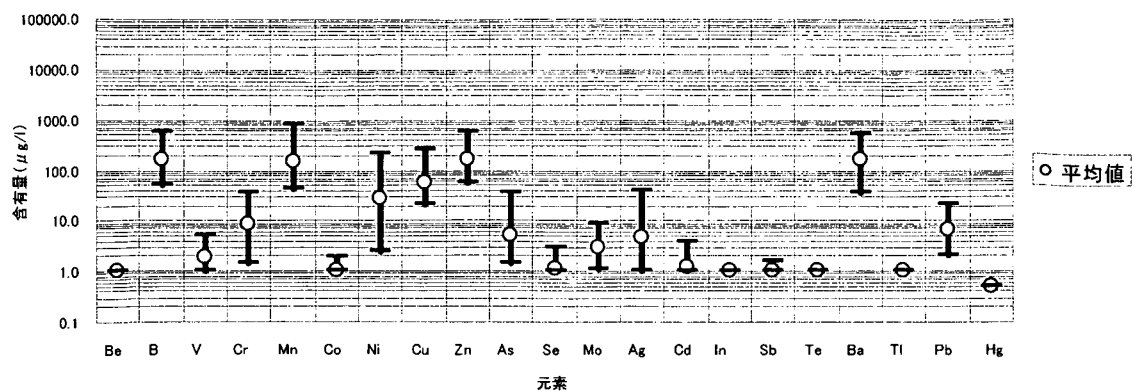


図 4-3-1 流入下水 (T) の分析結果

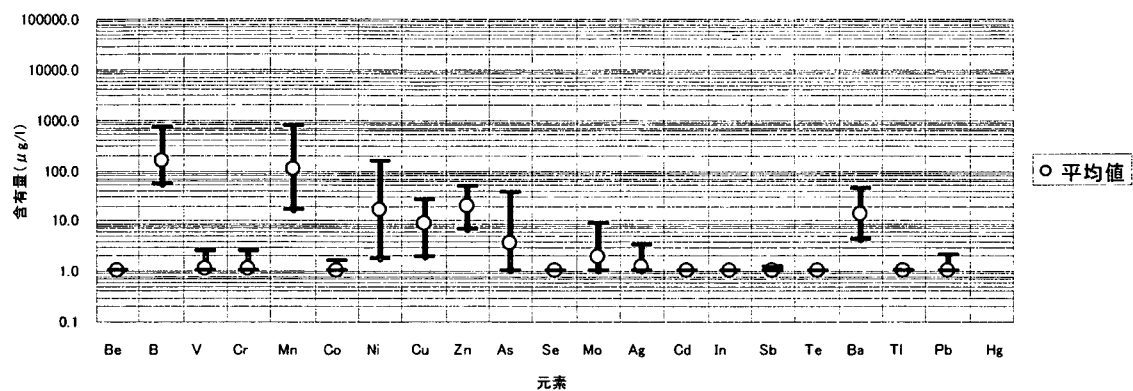


図 4-3-2 流入下水 (D) の分析結果

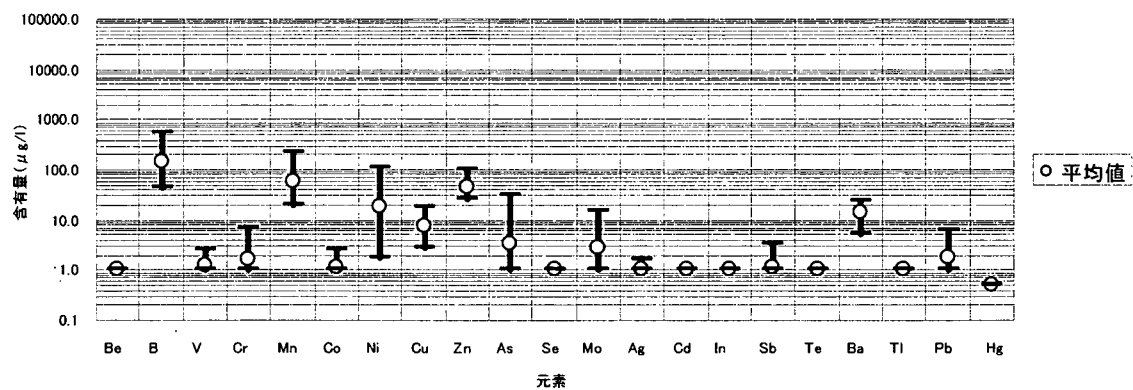


図 4-3-3 放流水 (T) の分析結果

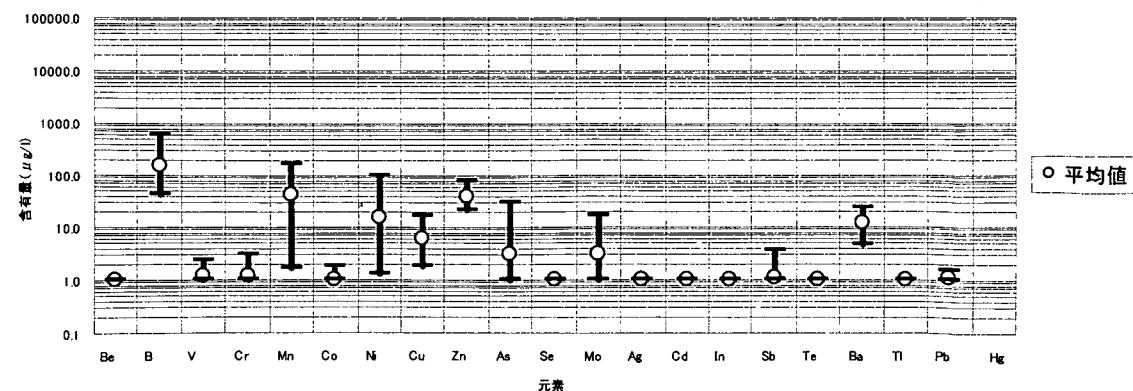


図 4-3-4 放流水 (D) の分析結果

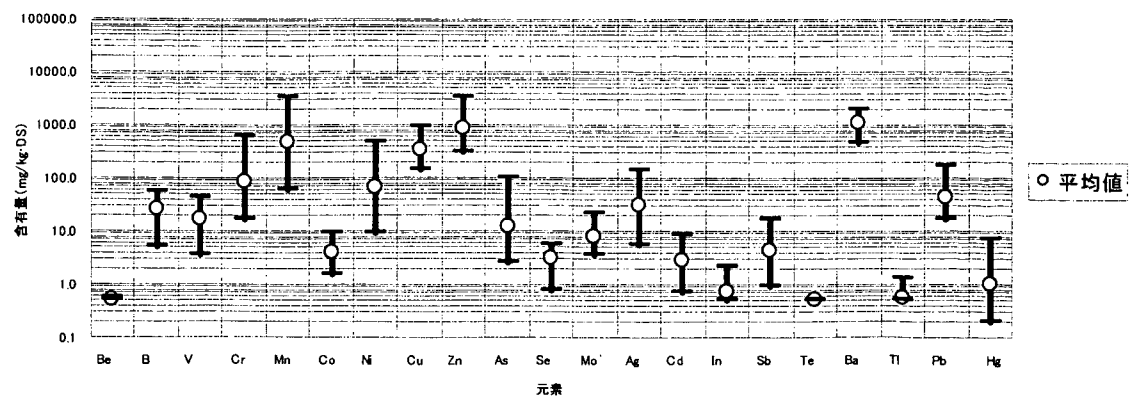


図4-3-5 脱水ケーキの分析結果

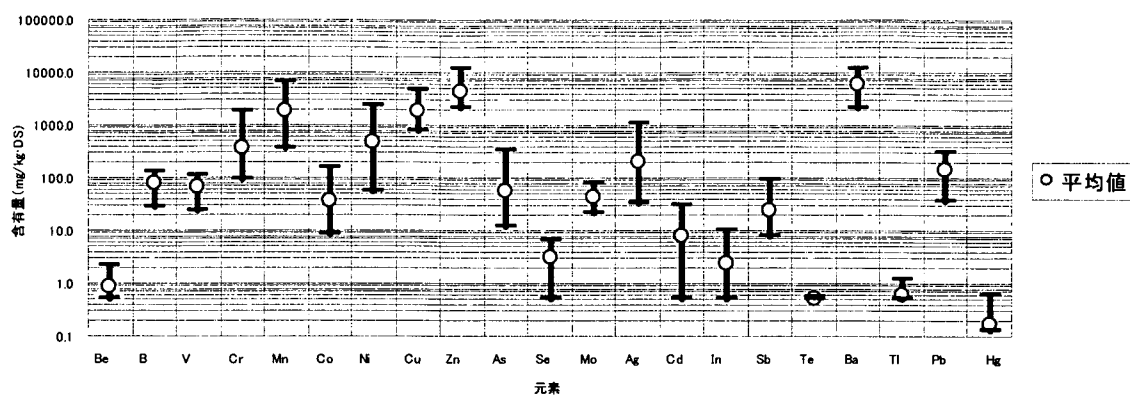


図4-3-6 焼却灰の分析結果

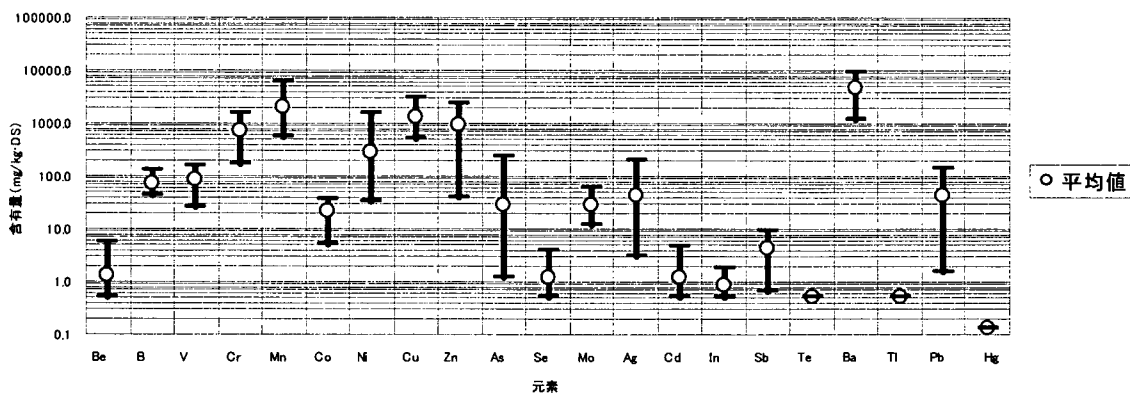


図4-3-7 スラグの分析結果

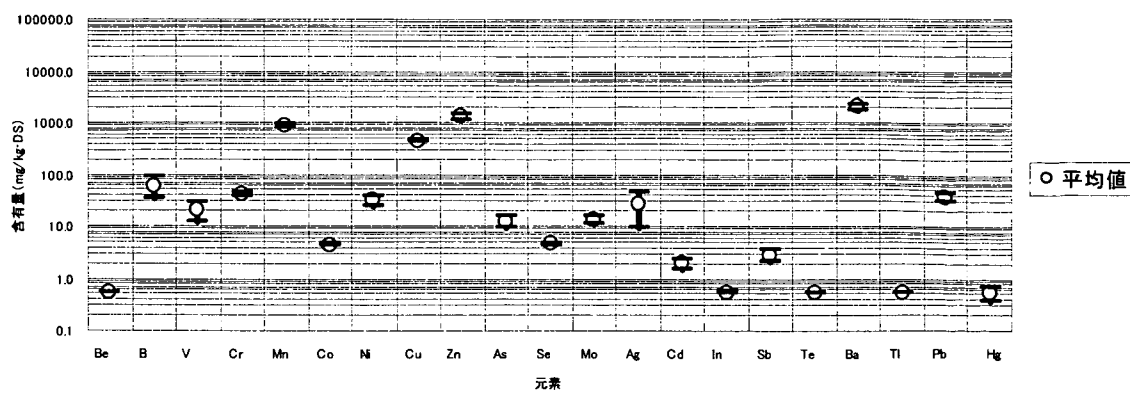


図4-3-8 コンポスの分析結果

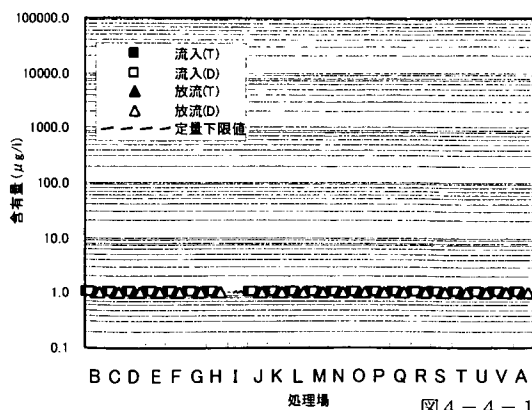
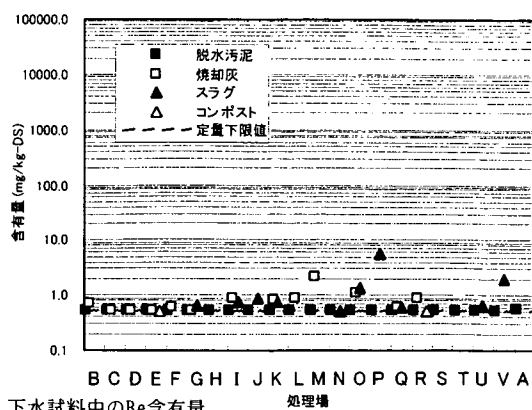


図4-4-1



下水試料中のBe含有量

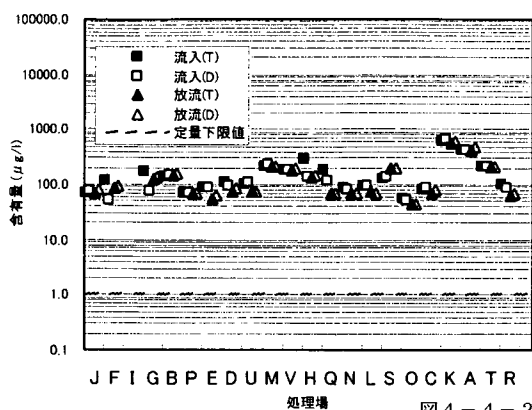
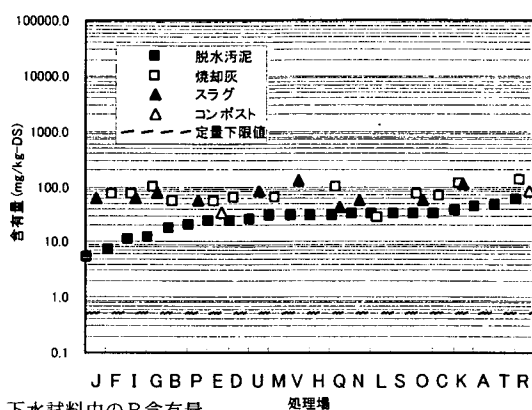


図4-4-2



下水試料中のB含有量

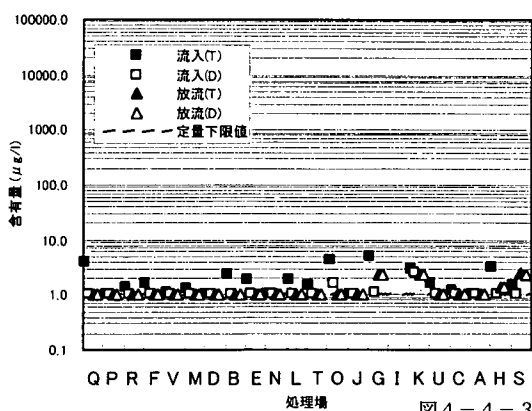
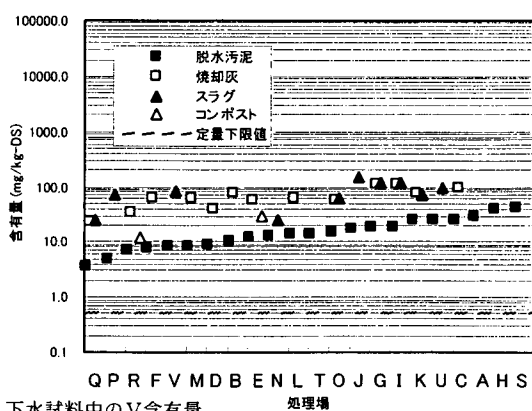


図4-4-3



下水試料中のV含有量

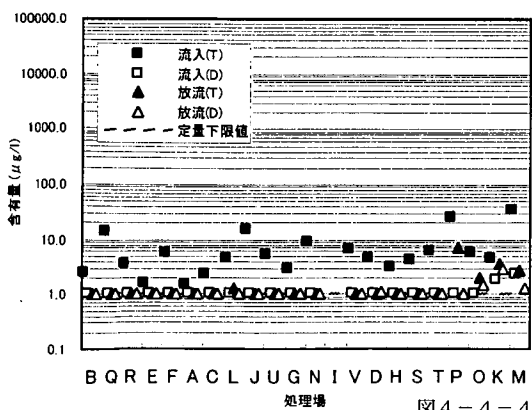
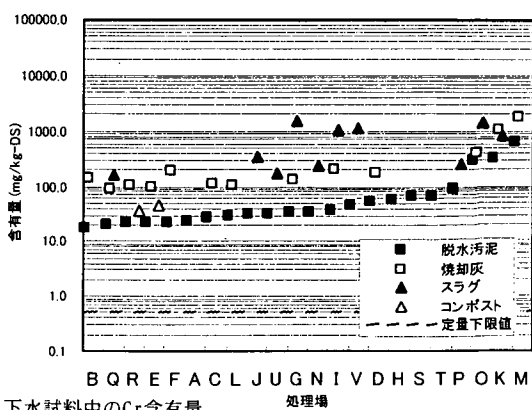


図4-4-4



下水試料中のCr含有量

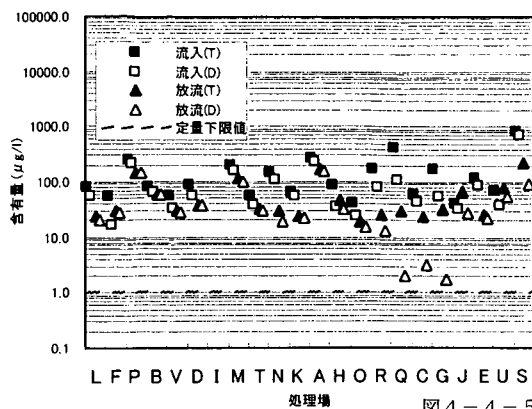
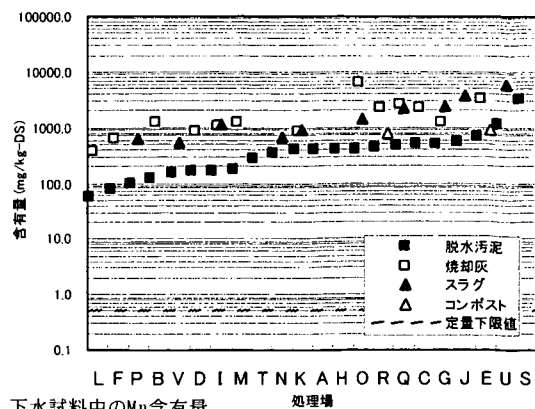


図4-4-5



下水試料中のMn含有量

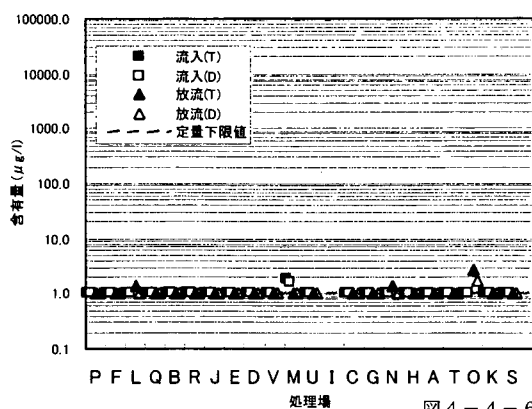
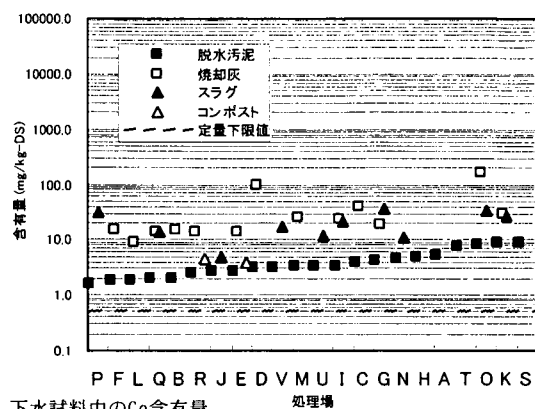


図4-4-6



下水試料中のCo含有量

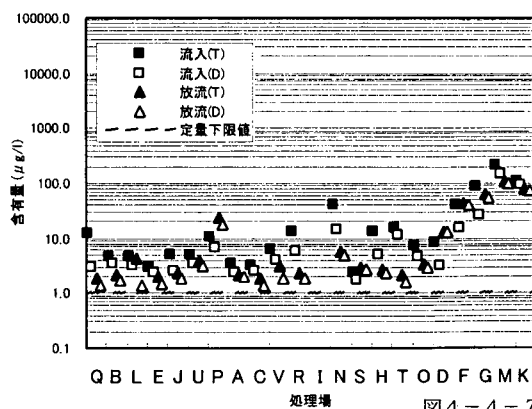
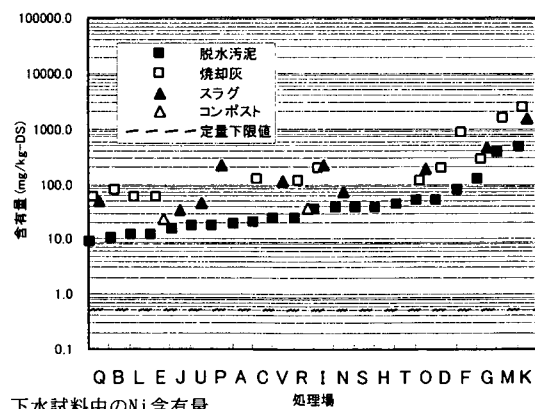


図4-4-7



下水試料中のNi含有量

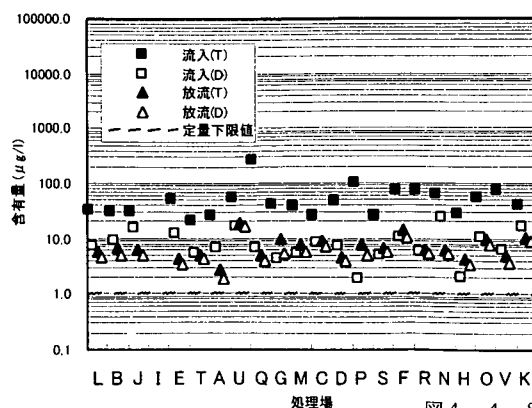
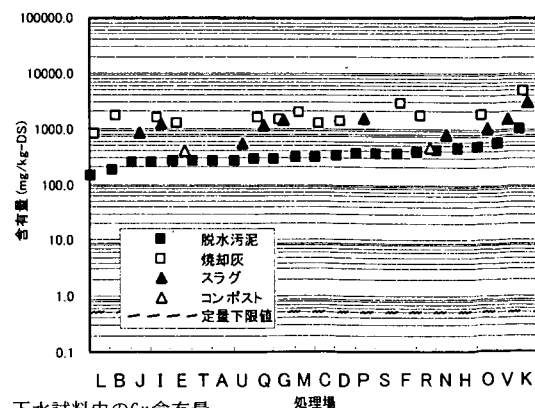


図4-4-8



下水試料中のCu含有量

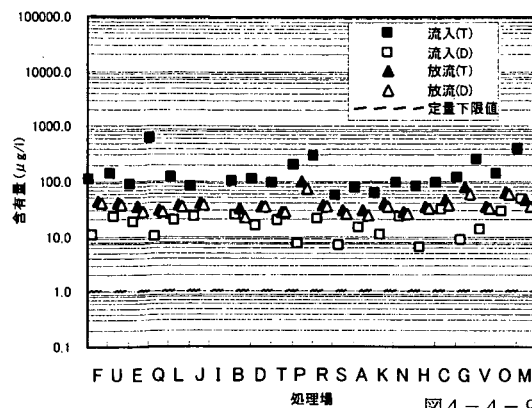
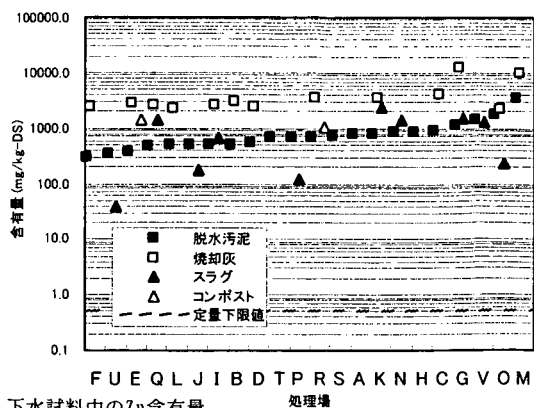


図4-4-9



下水試料中のZn含有量

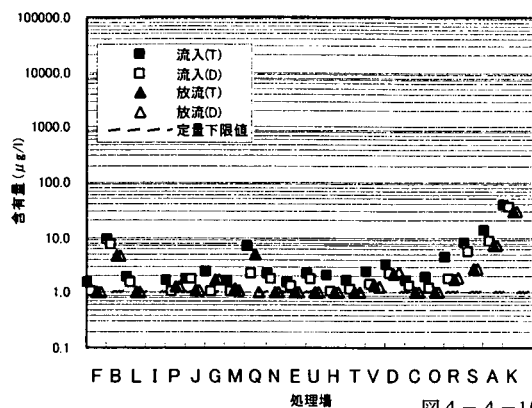
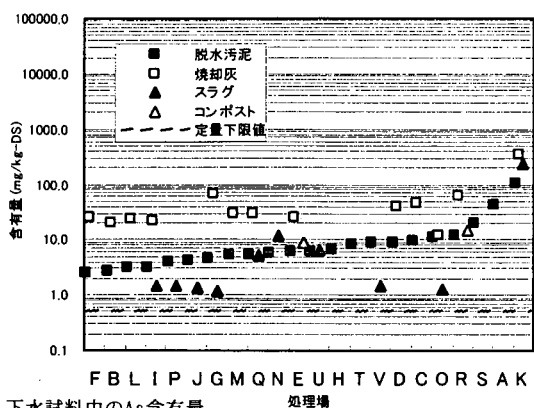


図4-4-10



下水試料中のAs含有量

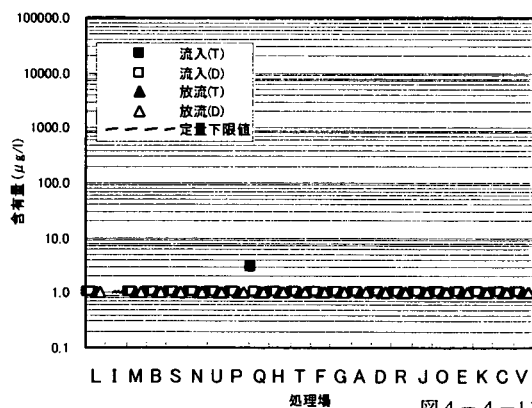
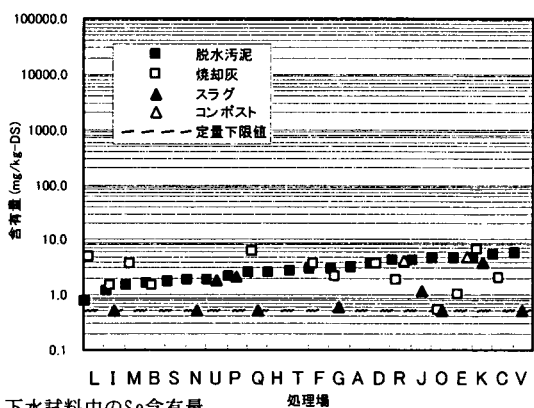


図4-4-11



下水試料中のSe含有量

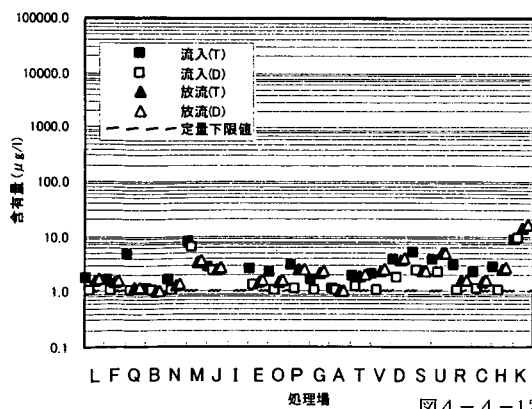
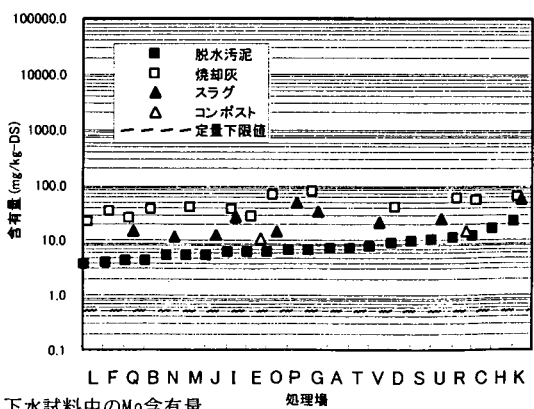
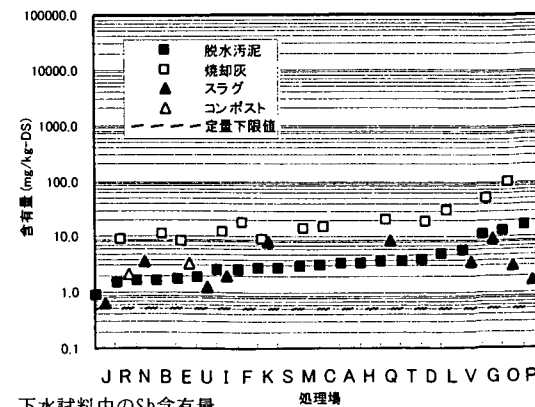
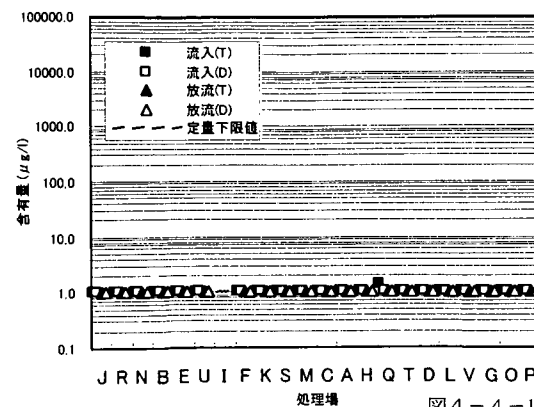
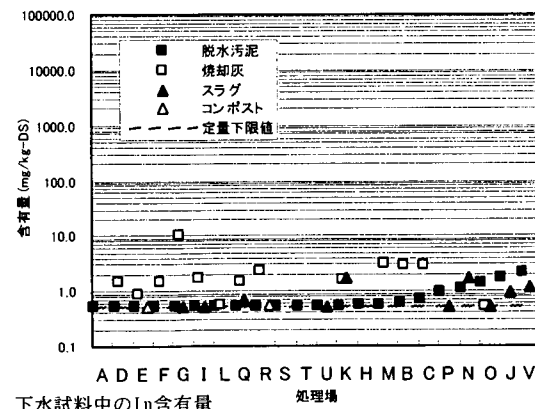
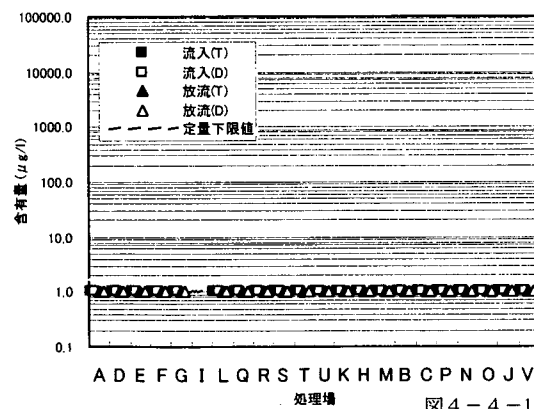
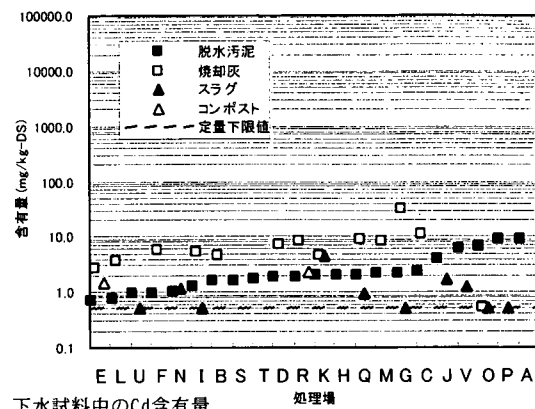
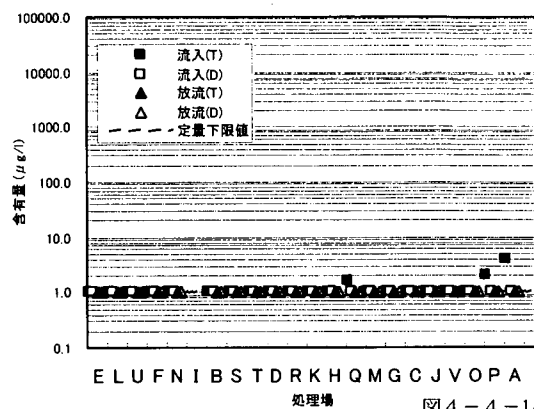
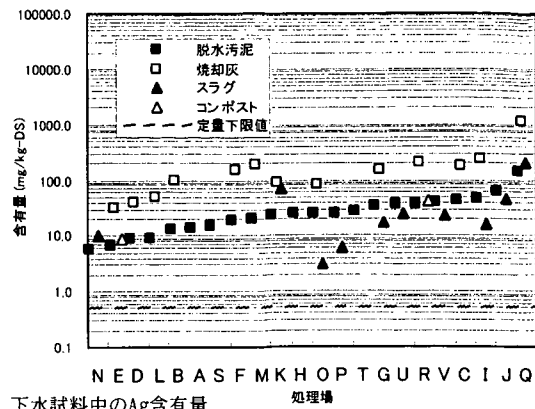
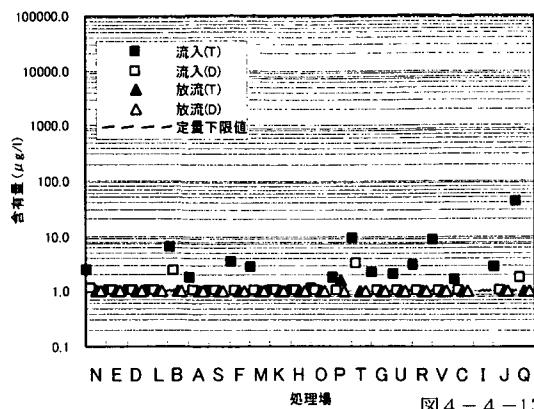


図4-4-12



下水試料中のMo含有量



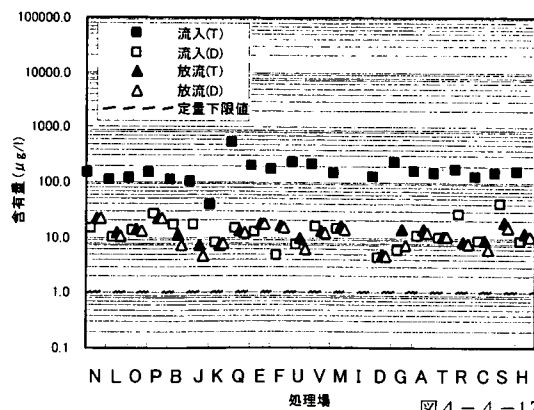
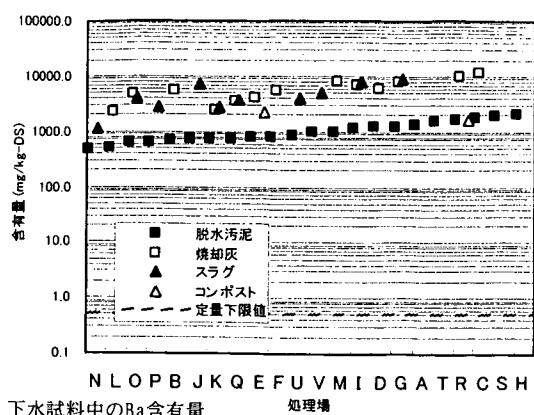


図4-4-17



下水試料中のBa含有量

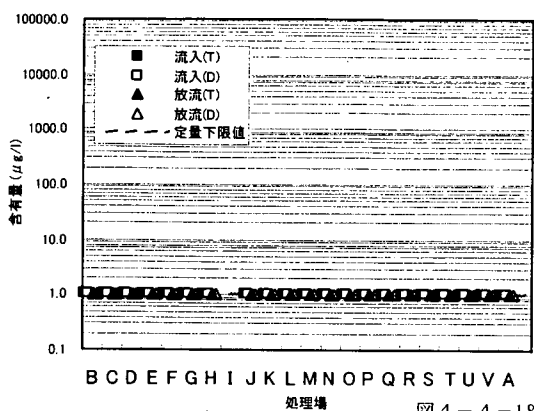
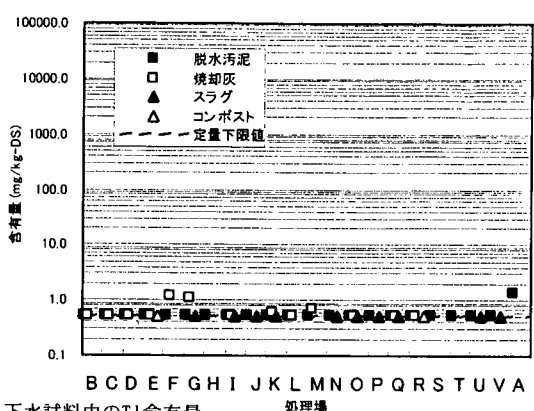


図4-4-18



下水試料中のTI含有量

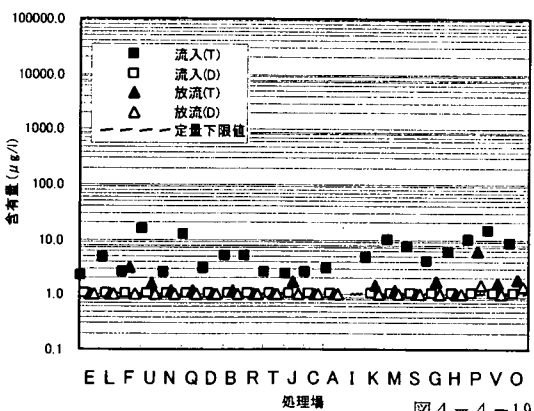
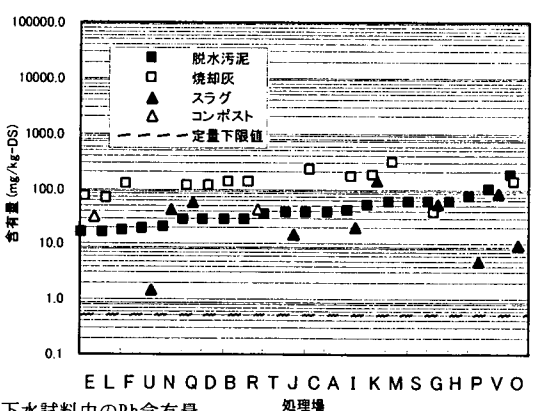


図4-4-19



下水試料中のPb含有量

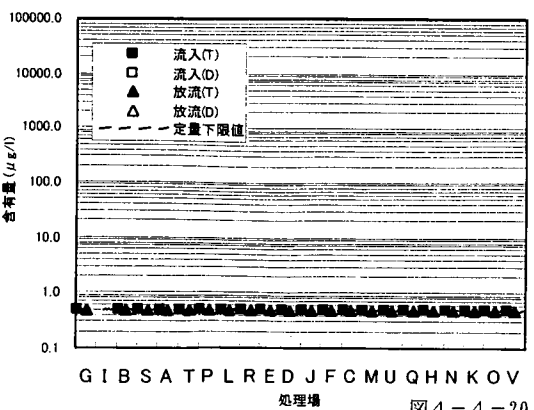
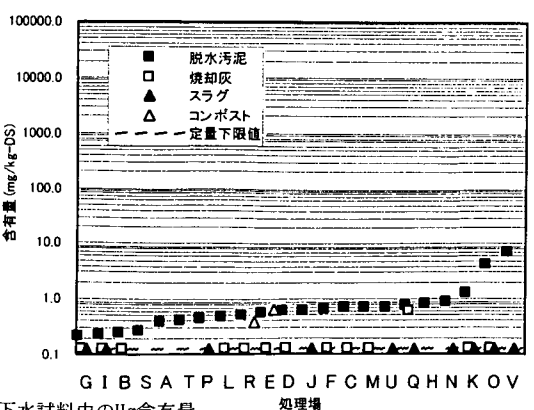


図4-4-20



下水試料中のHg含有量

5 まとめ

5-1 PRTR対象重金属分析方法の確立

Hg以外の元素についてはICP-MSによる多元素同時分析が適用可能であり、最適な前処理方法を表5-1の通り定めた。またHgについては、水銀分析計による測定するものとし、前処理方法を表5-2の通り定めた。

表5-1 PRTR対象重金属分析(水銀以外)の前処理方法

	固体の前処理方法	溶液の前処理方法
試料量	約0.2g(乾燥重量)を定量	200mlを定量
酸及びミQの量	HNO ₃ 5ml HF 1ml ミQ 9ml	HNO ₃ 5ml — —
分解方法	マイクロウェーブ分解後水冷し、ヒートアップに少量のミQで分解液を全て洗い流し、ホットプレートで乾固(180℃)	ホットプレートで残量が1mlになるまで加熱濃縮(180℃)
定容及びろ過方法	放冷後、乾固した試料を1%HNO ₃ で溶解させ、100mlメスフラスコ(PP)に入れ、1%HNO ₃ を加え全量を100mlに定容した分解液をロット(P)を使用し、5Bろ紙でろ過	放冷後、試料をミQで溶解し、ロット(PP)を使用し、5Bろ紙でろ過したろ液を50mlメスフラスコ(PP)に入れ、内標準物質とミQを加え全量を50mlに定容
検液の保存	100mlポリビン	

表5-2 水銀分析の前処理方法

	固体の前処理方法	溶液の前処理方法
試料量	約0.2g(乾燥重量)を定量	200mlを定量
酸及びイオン水の量	HNO ₃ 1ml HCl 3ml イオン水 5ml	HNO ₃ 5ml H ₂ SO ₄ 10ml KMnO ₄ (50g/l) 20ml
分解方法	マイクロウェーブ分解	ペルオキ二硫酸カリウム溶液(50g/l)10mlを加え、約95℃の水浴中に浸漬して2時間加熱後、室温まで冷却した後、塩化ヒドロキシルアンモニウム溶液(200g/l)10mlを加えて、過剰な過マンガン酸カリウムと生成した酸化マンガンを(IV)を還元
定容方法	分解後水冷し、分解液を50ml比色管に入れ、イオン水を加え全量を50mlに定容	分解液を250mlメスフラスコに入れ、イオン水を加え全量を250mlに定容
ろ過方法	定容した分解液をGF/Bろ紙でろ過	—
検液の保存	50mlガラスビン	

5-2 下水試料中のPRTR対象重金属の含有量実態調査

本研究により定めた分析方法により実下水試料を分析し、以下の知見を得た。

- ・ B, Mn, Mo, Asは大部分が溶解物として流入するが、下水処理施設での除去率は、Mn > As > B, Moの順であり、B, Moはほとんど除去されない。
- ・ V, Cr, Cu, Zn, Se, Ag, Cd, Ba, Pbは固形分として流入する割合が高く、Niも含めて固形分として流入したものは脱水汚泥中に移行する。
- ・ Be, In, Tl, Co, Sb, Hg, Teは流入下水にほとんど含まれないため実下水試料による挙動の把握は困難であると考えられる。
- ・ 脱水汚泥～焼却灰～熔融スラグ、脱水汚泥～コンポストの各元素の含有量は、概ね似通った分布となる。

5-3 今後の方針

本研究ではリスク評価の前段階として、PRTR対象重金属の分析方法の確立と下水処理施設における実態調査を行った。これに引き続き以下の調査を実施する予定である。

- 1) PRTR対象重金属の汚泥への移行特性を詳細に検討し、元素毎の汚泥への移行率を明らかにする。
- 2) PRTR対象重金属の化学形態別分析方法を検討し、汚泥処理プロセスにおける化学形態変化の傾向を調査する。
- 3) 環境中に暴露された汚泥製品に含まれるPRTR対象重金属の安定性を把握するため、暴露試験、溶出試験を実施し、環境への負荷量を推定する。

6 参考文献

- 1) 環境省: "PRTR", 2002, <<http://www.env.go.jp/c/hemi/prtr/risk0.html>> (2002, Apr 28)
- 2) 内閣府・財務省・文部科学省・厚生労働省・農林水産省・経済産業省・国土交通省・環境省: 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律施行規則, 2001
- 3) PRTR技術検討会: P R T Rパイロット事業評価報告書, 1998
- 4) 環境庁環境保健部環境安全課: 平成10年度P R T Rパイロット事業報告書, 1999
- 5) 環境庁環境保健部環境安全課: 平成11年度P R T Rパイロット事業報告書, 2000
- 6) 環境省環境保健部環境安全課: 平成12年度P R T Rパイロット事業報告書, 2001
- 7) 河口広司、中原武利: プラズマイオン源質量分析, 1994
- 8) S. H. Tan, G. Horlick: *Appl. Spectrosc.*, vol.40, pp445-460, 1986
- 9) S. Wu, Y-H. Zhao, X. Feng, A. Wittmeier: *J. Anal. At. Spectrom.*, vol.11, pp287-296, 1996
- 10) 勝木富美恵、保倉明子、岩畑大悟、生熊崇人、小栗佐知子、原口紘 : 分析化学, vol.47, No.11, pp835-844, 1998
- 11) S. Wu, X. Feng, A. Wittmeier: *J. Anal. At. Spectrom.*, vol.12, pp797-806, 1997

Ⅲ. 環境研究総合推進費による研究

1. 下水道施設を活用したCH₄、N₂Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究

国土交通省 国土技術政策総合研究所 下水道研究部

下水処理研究室長

中島 英一郎

下水処理研究室

川嶋 幸徳・平出 亮輔

平成 12～14 年度合計予算額 16,599千円

(うち、平成 13 年度予算額 5,533千円)

〔要旨〕

下水処理場の水処理プロセスと汚泥焼却プロセスから排出されるメタン(CH₄)および亜酸化窒素(N₂O)について、その排出制御技術の信頼性と安定性の評価に必要な実験を行った。

今年度は、主として下水汚泥焼却炉に関する N₂O 排出量調査を行った。昨年度に引き続き、4ヶ所の流動床式汚泥焼却炉の実機において N₂O の連続測定を行った。結果としては、4ヶ所の N₂O 排出係数は昨年度の調査結果に比べ高い傾向にあり、測定期間中の変動幅も比較的大きかった。これにより、各汚泥焼却炉の N₂O 排出量を測定する場合、短期的な調査では代表値にならないことが判明した。また、炉の設計条件、炉規模、汚泥性状の違いによる影響も推定されたことから、代表的な汚泥焼却炉の N₂O 排出係数を決定する場合、一定数以上の炉を対象にした連続測定が必要であることを示している。なお、今回の調査でもフリーボード部の温度の影響が最も大きく、フリーボード部の温度から N₂O 排出係数の推定が可能であることも確認できた。本調査における N₂O 連続測定は、産業技術総合研究所つくば西事業所エネルギー利用部門クリーン燃料研究グループと共同で実施した。

〔キーワード〕 温室効果ガス、汚泥焼却、メタン、亜酸化窒素、下水処理

1. はじめに

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資本であり、その普及拡充に向けて積極的な取り組みがなされている。下水処理により水域への汚濁物の排出量は削減されているが、処理にともない温室効果ガスが排出されていることも事実である。下水道から排出される温室効果ガスとしては、バイオマス由来の二酸化炭素(CO₂)を除くと、汚泥焼却に伴う N₂O、下水処理に伴う CH₄、および電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO₂が主なものである。

今後予想される下水道の普及拡充や下水汚泥焼却の増加は、下水道からの温室効果ガスの排出増加をもたらす可能性が高い。このため、下水処理場における温室効果ガスの排出を制御する技術の確立と普及が急がれる。

2. 研究目的

下水処理場における温室効果ガスの主な排出源は、電力や燃料に由来する CO₂ と、下水処理に由来する CH₄ と N₂O 及び汚泥焼却に由来する N₂O である。本研究は、下水の処理過程で生成する CH₄ 及び N₂O の排出を抑制する対策技術の確立・普及とその評価を目的としている。

研究は、水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて行い、水処理プロセスでは、嫌気性槽の導入による CH₄ 排出の制御効果の把握・評価と、処理方法別の N₂O 排出量原単位の精緻化を目的とし、汚泥処理プロセスでは、汚泥焼却炉からの N₂O 排出抑制のための燃焼温度制御の安定化手法を確立するとともに制御効果を評価することを目的とする。

3. 研究方法

3. 1 汚泥焼却炉からの N₂O 排出に関して

下水汚泥焼却施設からの N₂O 排出量の大半を占める高分子系脱水汚泥の流動焼却炉に関して、下水汚泥の燃焼にともなう N₂O 排出係数の精度向上、および、N₂O 生成の効果的な制御方法を見出すため、昨年度に引き続き、実機において N₂O の測定を行った。

今年度は、高分子系脱水汚泥を流動床式汚泥焼却炉で焼却している 4 ケ所の下水処理場において調査を行った。調査時期、調査対象の炉の規格、投入汚泥量および性状を表-1 に示す(参考のため、昨年度調査を行った炉に関する

表-1 対象炉の調査時期、調査対象の炉の規格、投入汚泥量および性状

炉	2001年度調査				2000年度調査	
	A	B	C	D	A	D
調査時期	2001.8	2001.9	2001.11	2001.12	2000.12	2000.9
炉の規模 (t/day)	250	100	200	50	250	50
補助燃料	天然ガス	重油	天然ガス	重油	天然ガス	重油
投入汚泥量 (t/h)	8.35	4.19	7.35	2.31	8.52	2.29
含水率 (%)	77.86	80.98	81.71	79.81	78.60	80.30
強熱残留物 (%)	17.70	26.88	19.42	20.21	14.89	26.40
汚泥組成 (%)	C	33.41	40.93	46.43	46.60	37.90
	H	3.94	6.00	6.86	5.50	4.51
	N	3.88	5.51	6.22	5.48	5.17

データも記載する)。A,D 炉に関しては、昨年度にも調査を実施しており、今年度は季節変動を見るために対象施設に選んだ(厳密には、D 炉は昨年度と同型の焼却炉である)。投入汚泥は、基本的には消化を行っていない生の脱水汚泥であるが、昨年度測定した D 炉のみ、嫌気性消化した汚泥の脱水汚泥を 1 週間の内 1 日(調査開始後 5 日目)だけ焼却していた。

測定対象である焼却炉の略図を、図-1 に示す。汚泥焼却炉では、汚泥を焼却炉の上部にある投入口から投下し、焼却する。その後、汚泥焼却時に発生した排ガスは、サイクロンで粗粒灰を除去し、スクラバで洗浄後、バグフィルタまたは電気集塵機により灰を捕集し、白煙防止のため炉の余熱で加熱した空気を混合させ、煙突から排気するのが、一般的な汚泥焼却の排ガス処理の形式である。今回調査を行った炉では、基本的な構造はほぼ同じである。調査時には、サイクロン出口、もしくは、白煙防止空気混入後の煙突の排ガスを使用した。

サンプリングの方法としては、運転管理を目的に設置されている排ガス測定装置(O₂,NO_x-N などは運転管理時に濃度確認するため、機器が設置してある)から、ガス測定の前処理過程であるフィルターや水分除去器を通過した排ガスを分岐し、小型ガスクロマトグラフ(Agilent Technology M400)により測定を行った。測定は、約 10 分おきに 1 回の頻度で、7 日間連続で行った。白煙防止のため空気が混入され希釈されているサンプルについては、サイクロン後および煙突出口の O₂ 濃度を測定し、白煙防止空気による希釈率を用いて補正する形で焼却炉出口濃度を計算した。データの解析のためのプロセスデータは、各焼却炉の運転管理データをそのまま用いた。

3. 2 水処理からの温室効果ガス排出に関して

水処理系に関しては、昨年度まで、容量 10m³ のパイロットプラントにおいて、各処理形式の温室効果ガス排出に関する調査を行っていた。しかし、サンプリング時に反応槽の一部分にのみガスサンプリング装置を設置しているため、反応槽全体のガス濃度を完全に把握していない可能性がある。そのため、反応槽からのガスをすべて捕集できる実験装置を使った実験により確認を行うことが必要であると考えられる。今

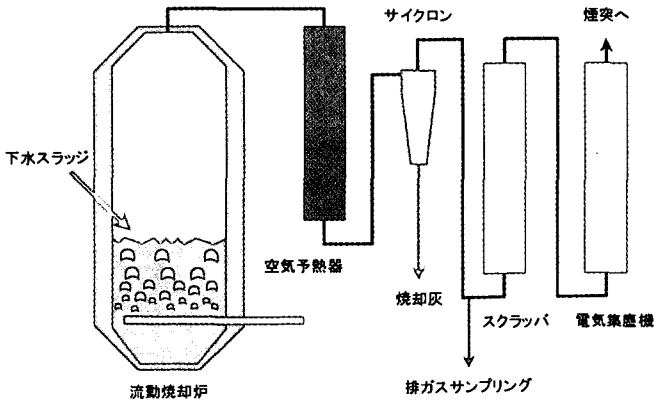


図-1 汚泥焼却炉の略図

年度は、室内に完全覆蓋型の実験装置を設置し、安定した運転が行えるように実験の準備を行った。

4. 結果・考察

各焼却炉の N_2O 排出量、 N の転換率、排出係数、フリーボード温度を表-2

表-2 各焼却炉の N_2O 排出量、 N の転換率、排出係数、フリーボード温度

炉		2001年度調査				2000年度調査	
		A(夏)	B	C	D(冬)	A(冬)	D(夏)
N_2O 排出濃度 (ppm $O_2=6\%$)		341	392	397	270	325	119
N 転換率 (%)		8.02	7.36	7.31	4.55	5.42	2.25
排出係数 ($g-N_2O/t-dry$)	Average	4892	6378	6682	3922	4695	1831
	Maximum	9679	10281	8689	7718	7519	2784
	Minimum	2130	3152	3225	1988	1190	1036
フリーボード温度 ($^{\circ}C$)	Average	832	832	820	841	838	849
	Maximum	849	853	849	855	872	859
	Minimum	798	808	800	816	824	835

に示す。 N_2O 排出量、排出係数共に、2000 年度に調査を行った測定値より、2001 年度行った調査の方が高い値を示した。ここで、フリーボードの平均温度を見ると、2001 年度調査については平均 $830^{\circ}C$ 程度であり、2000 年度調査時に比べて、若干低い値であった。焼却炉ごとに、汚泥の性状、含水率、施設の設計など、諸条件が異なるため、一概には言えないが、2001 年度調査炉に関しては維持管理上の設定温度を低く保つ運転を行っているため、 N_2O 排出量が高くなったことが考えられる。

図-2 に、今回調査を行った 4 ケ所の汚泥焼却炉の N_2O 排出濃度の経時変化を示す。なお、明らかに異常運転（汚泥の供給停止、ガスサンプリング管の閉塞など）の影響であると思われるデータは除外した。 N_2O 排出濃度の経時変化を見ていくと、どの炉に関しても変動していることがわかる。D 炉に関しては、2 ケ所ほど N_2O 排出濃度が高くなっている時期があるが、そこを除けば、今回調査を行った炉はすべて、同じような幅で変動していることがわかる。排出係数に関しては、平均値に比べ、50~200%の変動幅があった（表-2 参照）。このため、今回測定を行った 4 ケ所すべての汚泥焼却炉に言えることだが、各汚泥焼却炉からの N_2O 排出量を特定する場合、短期的な調査では必ずしもその焼却炉の代表値にならないことが改めて確認された。

これまでの研究により、 N_2O 排出濃度に関する影響因子としてフリーボード温度と空気過剰率（空気比）があり、特に大きな影響を受けるものとしてフリーボード温度がある。図-3 に 4 汚泥焼却炉の N_2O 排出濃度とフリーボード温度の関係を示す（プロットは 2 時間おきのデータである）。A,B,D 炉に関しては、分布している温度領域が違うものの、それぞれの傾向が似ていることがわかる。しかし、C 炉に関しては、他の炉に比べ、近似線の傾きが小さく、温度・ N_2O 排出濃度どちらも幅広く分布していることがわかる。この C 炉

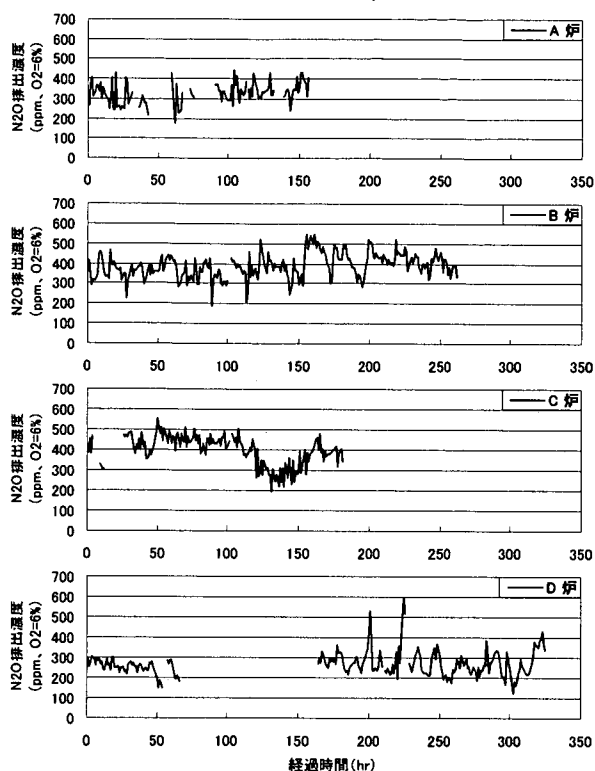


図-2 汚泥焼却炉の N_2O 排出濃度の経時変化

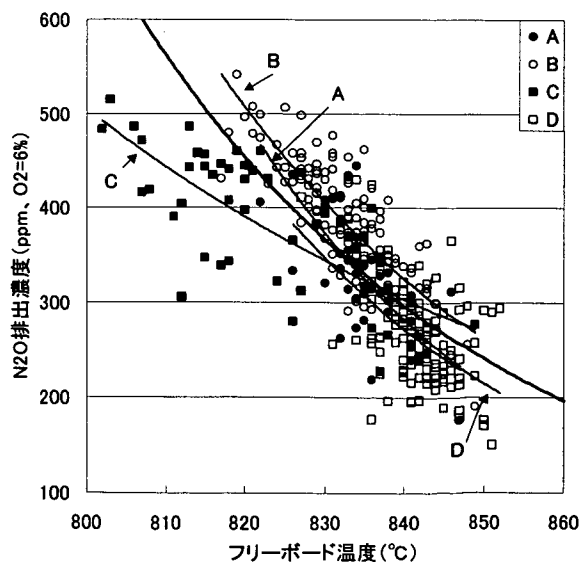


図-3 N_2O 排出濃度とフリーボード温度の関係

のみの傾向の違いに関する原因が、炉の規格や投入汚泥の性状などの炉に関する特性であるか、または、サンプリングラインや測定機器の設置場所の問題により起こった誤測定なのか、現段階では不明である。しかし、今回の測定値は、フリーボード温度で 820℃～850℃の 30℃の区間での変動であり、これまでの調査に比べれば、かなり小さな区間であることが言える。これは、今回の調査が基本的に、処理場で通常行っている運転状態の N_2O 排出濃度を測定することを目的とし、測定対象炉がすべて、フリーボード温度を 830℃に保つ運転が通常行っている運転状態であったためである。しかし、全体的に見れば、フリーボード温度と N_2O 排出濃度は、ほぼ一定の曲線を中心に分布（図-3の太線）している。これは、フリーボードの温度を把握することで、 N_2O 排出量をほぼ推定できることを示している。今後、推定の精度を上げるため、さらに炉のデータを蓄積する必要があると考えられる。なお、あわせてC炉の場合ように異なる分布を示す原因について検討を行う必要がある。

図-4 に、A・D 炉それぞれの夏季・冬季のフリーボード温度と N_2O 排出濃度の関係を示す（プロットは 2 時間おきのデータである）。A 炉に関しては、夏季・冬季ともに全体的に測定値が分布しており、ほとんど重なっている結果であった。D 炉は、図のほぼ中央から左に冬季・右に夏季の測定値が分布していた。A・D 炉はそれぞれ、炉の規模が 250t/day と 50t/day であり、小規模の D 炉が外気温の影響を受けたことが考えられる。しかも、それぞれの炉の汚泥性状、投入汚泥量などは夏季・冬季の差がほとんど無いため、外気温の影響である可能性は高い。今後、フリーボード部温度管理による N_2O の抑制技術の普及にあたっては、小規模炉の温度管理の難しさ、効率等を考慮することが必要である。

5. 本研究により得られた成果

汚泥焼却炉では、 N_2O 排出濃度が時間的に変動するため、これまでの短期的な調査では、炉の代表値にならない場合がある。そして、炉の設計、汚泥性状、空気過剰率、炉内の燃焼ガスの滞留時間など、それぞれの炉の特性における違いにより、 N_2O 排出濃度が異なる。しかし、全体的に見れば、フリーボード温度と N_2O 排出濃度は、ある曲線上に集中しているため、フリーボードの運転状態を把握することで、 N_2O 排出量の推定が可能である。

小規模炉については、炉の容量が小さいため、外気温の影響を受け、夏季・冬季で N_2O 排出濃度が変動する。大規模炉に関しては、その影響は小さい。

6. 参考文献

- 1) 「温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術」, 平成 11 年度下水道関係調査研究 年次報告書集, pp125-138, 土木研究所資料第 3755 号, 平成 12 年 10 月

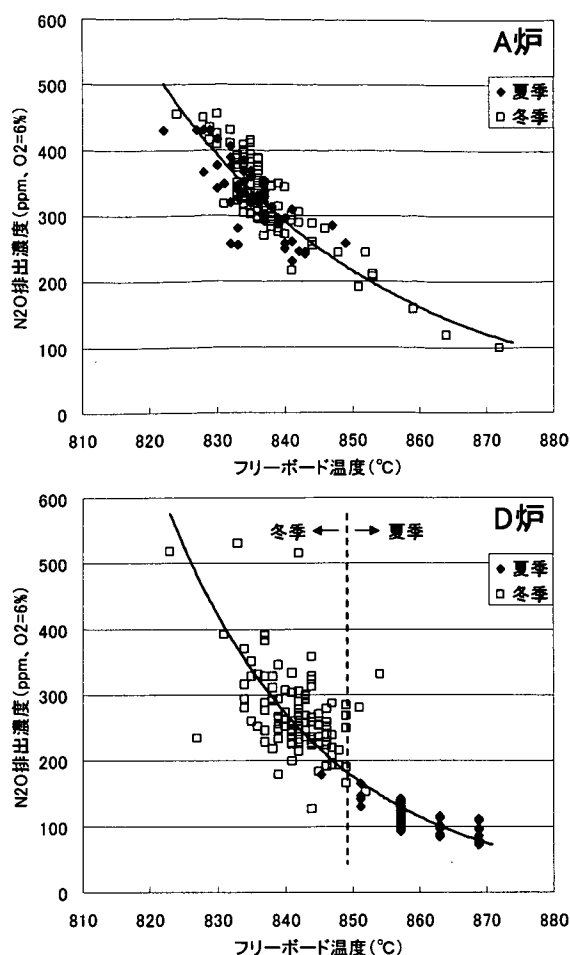


図-4 A,D 炉の夏季・冬季の
フリーボード温度と N_2O 排出濃度の関係

IV. 下水道事業調査費による研究

1. 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 森田 弘昭

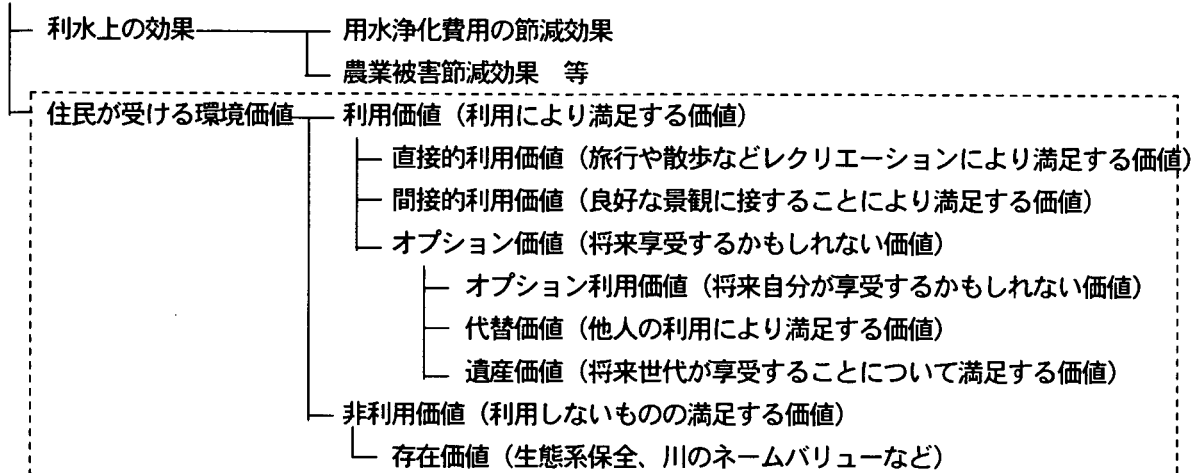
研究官 吉田 敏章

研究官 山縣 弘樹

1 はじめに

公共事業の実施におけるアカウンタビリティの確立が求められるなかで、事業効果を定量的に評価し、費用効果分析の適用により事業の経済的効率性を示すことが求められている。下水道事業の分野においては「下水道事業における費用効果分析マニュアル（案）」が策定されており、下水道事業の効果として生活環境の改善、便所の水洗化、公共用水域の水質保全及び浸水の防除が示されている。このうち、公共用水域の水質保全効果は、用水の浄化費用に関わる効果や農業利用等への影響など、河川・湖沼の利水上の効果だけでなく、レクリエーション増加や生態系保全に関する満足度など住民が受ける環境価値も大きい。（図—1）

公共用水域の水質保全効果



図—1 公共用水域の水質保全効果の分類（点線内は本調査の対象範囲）

環境価値のうち、利用価値の計測手法として旅行回数の増加を評価するトラベルコスト法（TCM）の適用がこれまで行われているが、散歩など身近な水辺の利用価値や非利用価値はTCMでの評価が難しい。そこで、本調査では、非利用価値を含めた便益計測が可能な仮想評価法（CVM）を適用した便益評価手法について検討を行った。

ところで、最近生ゴミを粉碎して下水道に流す家電製品であるディスポーザーに市民の関心が高まっている。現在、ディスポーザーの下水道施設等への負荷増大を懸念して、下水道管理者により設置自粛が要請されているが、将来ごみ減量化や生ごみ分別の手段としてディスポーザーの導入が検討される場合がありうる。その場合、ゴミ関連行政経費の削減、ディスポーザーによる利便性便益（ごみ出し労力の軽減、台所・ごみ集積場の環境改善等）、下水処理費用・環境負荷の増加等を総合評価することが望ましい。そこで、本調査では、ディスポーザー導入の社会実験を実施している北海道歌登町内のディスポーザー設置世帯を対象に、CVMを適用することにより、ディスポーザーによる利便性の便益評価を行った。

2 下水道整備による公共用水域の水質保全効果の評価

2.1 調査の目的

CVMは評価対象財の内容を被験者に説明した上で、その財の供給に費用を要するとした場合に、支払ってもよいとされる最大額を尋ね、得られたWTP（willingness to pay：支払意思額）を基に評価対象財の価値を計測する手法である。

便益を享受する全関係者の回答の集計値が真値であるが、非利用価値については便益享受者は広範囲に分布し、現実には全員から回答を得るのは調査費用等の面で困難であるため、実務的には一定規模の信頼性を確保しつつ簡易な調査方法の確立が求められる。下水道整備による BOD 等の水質改善レベルや、回答者の属性（水域の利用頻度、環境への関心、所得等）と支払意志額の間一般的な関係性が確認できれば、より小規模なアンケート調査でも、住民属性を考慮することにより、信頼性を保ちつつ地域全体の便益評価が可能になると考えられる。そこで、本調査では、こうしたサービスレベルと水質項目の関係を文献調査等により整理し、様々な河川での調査（ケーススタディ）を行い、支払意志額が水質の改善レベルや住民属性にどの程度影響されるかについて検討した。

2.2 調査の方法

(1) CVM 調査

調査の手順及び方法を図-2、表-1 に示す。調査は、平成 10、11、12 年度に 3 ケース実施し、各々中小河川・水路（水海道市・東町）、大規模河川（荒川）、中小河川（不老川）を対象とした。水質レベルと親水活動・生態系等の関連性について、文献調査により整理し（表-2）、これに基づき、各ケースでの現状と改善後の水質に応じたサービスレベルを調査票の中で提示した。例えば、水海道市・東町のケースでは、表-2 を参考に、現状水質を C または D、改善後の水質を A～C の 3 段階に設定して（表-2 の「水海道」の列を参照）その改善レベルに応じた支払意志額を尋ねた。また、荒川では、中流域、下流域の水質（表-2 の「荒川」の列に示すレベルを想定）が、各々上流域、中流域のレベルに改善されることへの支払意志額を尋ねた。不老川は、表-2 に示すよりさらに劣悪な水質

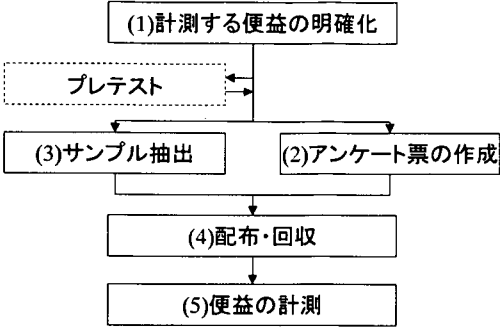


図-2 CVM 調査の手順

表-1 ケーススタディの方法

実施年度		平成 10 年度	平成 11 年度	平成 12 年度
(1)計測する便益の明確化	計測効果	地域内中小河川・水路の水質改善効果	荒川の水質改善効果	中小河川（不老川）の水質保全効果
	比較の対象	4段階の水質レベル（A～D）において、水質改善の度合を変えた場合の支払意志額	下流域（BOD5）が中流域レベル（BOD2）、中流域が上流域レベル（BOD1）まで改善した場合の支払意志額	現在 BOD10 程度（下水道整備済）の水質を下水道整備前（BOD40 程度）の状態に悪化させない施策への支払意志額
(2)アンケート票設計	支払方式	負担金方式	税金方式	対策事業（木炭浄化等）への負担金方式
	質問形式	二段階二項選択方式	二段階二項選択方式	二段階二項選択方式
	提示金額（円/月・世帯）	200,500,1000,2000,4000,8000,12000 円の 7 段階	200,500,1000,2000,4000,8000 円の 6 段階	200,500,1000,2000,4000,8000 円の 6 段階
(3)標本抽出	対象地域	茨城県水海道市・東町	荒川流域（8 市町区）	埼玉県内不老川流域（4 市）
	対象者	20～65 歳	世帯主（年齢は問わず）	20 歳以上の成人
	配布数	1,200 票	1,600 票	800 票
	標本抽出法	無作為抽出	無作為抽出	無作為抽出
	抽出資料	住民基本台帳	電話帳	住民基本台帳
(4)配布・回収	方法	郵送法	郵送法	郵送法
	督促状	あり	あり	あり
	回収率（有効回答率*）	31%(26%)	40%(31%)	50%(39%)
プレテスト		水海道市・東町民 300 人・水質レベルの区分・提示金額の範囲の検討		
参考文献		3)	4)	

*有効回答率：回収票のうち、抵抗回答等の無効回答を除いた有効回答数の全配布数に占める比率。

(BOD40mg/l 程度) がこれまでの下水道整備等により BOD10mg/l 程度にまで改善されたケースであり、現在の水質が過去のレベルに戻らないように現状維持するための支払意志額を尋ねた。

調査票の設計にあたっては、水質改善の手段として下水道事業を明示せず、支払形式は下水道料金と別に毎月世帯当たりの目的税や負担金として示し、質問方式は最もバイアスが小さいとされる二段階二項選択方式を採用した。これは、1 回目の提示額に「はい」と回答した場合には、2 回目により高い金額を提示し、「いいえ」と回答した場合にはさらに低い金額を提示する方法で

表2 水質指標と親水活動等との関連²⁾

BOD	生活環境の保全に関する環境基準	生物学的な水質階級 ¹⁾	親水活動の水質下限		水生生物生態域		水海道	荒川
			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	▲飲料	0.5～1.5 自然ホタル		A	上流
2	A類型		▲2.3 水泳 ▲2.4 水遊び	▲水泳				中流
3	B類型				▲ヤマメ・イワナ ▲オカワ・アユ	▲ヤマメ・イワナ	B	
4	C類型	β 中腐水性水域	なし	▲4.6 まつり(灯籠流し等)	1.5～3.4 飼育ホタル	オカワ・アユ		下流
5			▲5.1 散策・休憩・花火	▲水遊び			C	
6	D類型		▲6.5 釣り ▲6.9 ウィント・サーフィン・ボート					
7		α 中腐水性水域	強い腐卵臭はなくなる	▲ボート・サーフィン				
8	E類型			▲散歩・散策等				
9								
10						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				D	

ある。提示額は既往調査¹²⁾やプレテストを基に表―1 に示す値に設定した。また、提示額に賛成／反対した理由を尋ね、抵抗回答（「負担金ではなく、税金から支出すべき」等）、辞書式選好（「環境保護のためなら負担金がいくらでも賛成」等）、矛盾回答（「水質改善による満足度向上がない」と回答したにも関わらず負担金支払に賛成等）と判断される回答は、支払意志額の過大・過小評価を防ぐため、無効回答として扱った。

(2) 支払意志額の分析

データの分析には、パラメトリック法による生存分析の方法⁹⁾を適用した。WTP が y のときに回答者が選択肢 i を選ぶ確率の累積分布関数 F_i がワイブル分布（式1）に従うとする。いま、ある回答者 n が第1 回目の提示金額 $\eta_{n,j-1}$ に対して賛成と答え、第2 回目の提示金額 $\eta_{n,j}$ に対して反対と答えたとすれば、回答者 n の WTP は区間 $[\eta_{n,j-1}, \eta_{n,j}]$ にある。そこで最尤法を用いて尤度関数 L （式2）を最大にするような各母数 α, β を推定する。回答者の支払意志額の平均値 y_{mean} は、式3により求まる。

$$F_i(y) = 1 - \exp[-(y/\alpha')^\beta] \quad \cdots \cdots \text{(式1)}$$

$$\log L = \sum_n \ln[F_i(\eta_{n,j}) - F_i(\eta_{n,j-1})] \quad \cdots \cdots \text{(式2)}$$

$$y_{mean} = \alpha' \Gamma\left(1 + \frac{1}{\beta}\right) \quad (\Gamma(\cdot) \text{はガンマ関数}) \quad \cdots \cdots \text{(式3)}$$

次に、水質改善レベルや回答者の個人属性等の支払意志額への影響を見るために、式1 の α を、式4 に従い説明変数 z_i を組み込んだ α' に置換した関数において、そのパラメータ $\alpha_0, \alpha_i, \beta$ を最尤法により推定した。そして、各パラメータの有意性を統計的に検証することで、水質改善レベルや個人属性等の説明変数の影響を評価した。

$$\alpha' = \alpha_0 \exp\left(\sum_{i=1}^n \alpha_i z_i\right) \quad \cdots \cdots \text{(式4)}$$

2.3 結果

主な結果について下記に示す。

(1) 現状水質・改善水質レベルと支払意志額の関係

水海道市・東町での調査では、地域内の水路を対象としたケースでは、改善後の水質レベルが同じ場合でも、現状の

水質が悪い場合（C よりも D）の支払意志額はより高くなる傾向が見られ（図―3）、統計的にもその差は95%の信頼度で有意であった。一方、改善後の水質レベルがより高い（B よりも A）の場合、図―3では支払意志額が高くなる傾向が見られるが、統計的にその差は95%の信頼度では有意ではなかった。従って、支払意志額には、改善後の水質よりも現状の水質レベルに対する認識がより影響していることが示唆された。

また、荒川の調査でも、現状水質が BOD2mg/l 程度の上流域・中流域の平均支払意志額（1,400 円／月・世帯）に比べ、現状水質レベルが BOD5mg/l 程度の下流域の平均支払意志額（1,700 円／月・世帯）が高かった。

このように、水質改善に対する支払意志額は、一般的に現状の水質によりある程度説明しうることが示唆された。

（2）河川の利用形態と支払意志額の関係

水海道市・東町の調査では、散歩・休憩・サイクリング・ジョギング等の際に水路を見かける人が、そうでない人に比べ支払意志額が高いことが支払意志額関数の推定により示された。

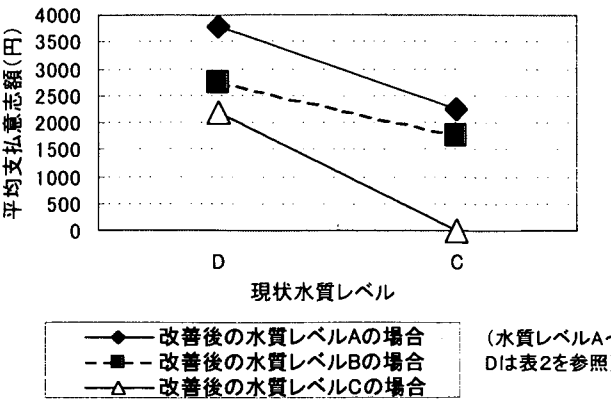
荒川の調査でも、荒川を釣りで利用する人がそうでない人に比べ支払意志額が高い一方、荒川を全く利用しない人が利用する人に比べ支払意志額が低いことが同様に示された（表―3）。

このように、公共用水域の利用度合により、水質改善に対する支払意志額がある程度説明しうることが示唆された。

2. 4 結論及び今後の課題

3 箇所において、水質改善に対する支払意志額を二段階二項選択方式による CVM により調査した。そして、支払意志額関数による分析を行うことにより、現状の水質レベルが悪いほど、水域を利用する人ほど、それぞれ水質改善に対する支払意志額が高くなる傾向が示された。

公共用水域の水質改善に伴う住民の環境価値は、下水道整備による大きな効果であり、費用効果分析の中で正当に評価されるべきである。現在、CVM 以外にこれを経済的に評価する手法がないが、下水道事業で CVM を適用した事例は、伊勢湾(1998)⁶⁾、桂川(2002)⁷⁾などが数えられるのみである。今後、調査を積み重ね、CVM を用いた水質改善効果の評価手法を汎用的なものとして確立する必要がある。そして、水質改善効果について、周辺住民の属性や水辺の利用頻度等により説明される便益関数を同定することが将来的な課題である。



図―3 現状の水質レベルと支払意志額の関係

表-3 支払意志額関数の独立変数⁴⁾

変数の分類	独立変数	α_i	t値
荒川の利用状況	ジョギング・サイクリング		
	花見・ピクニック		
	釣り	0.34	2.9
	ボート等の水上レジャー		
	水遊び		
	スポーツ		
	ごみひろい(ボランティア)		
	利用していない	-0.42	-4.5
	荒川までの所要時間		
	30分以内		
一般属性等	1時間以上	-0.29	-2.2
	荒川の年間利用頻度[回数]		
	水をよく見たり触れたりする	-0.23	-2.3
	荒川イベントへの参加		
	年齢[歳]	0.08	4.0
	同居している子供・孫の有無		
	所得[万円]	0.03	3.4
	下水道の有無		
	尿尿と雑排水の処理	0.35	3.9
	荒川よりも利用機会の多い水環境の有無		
	荒川の水質改善以外を優先すべきだと思う	-0.46	-5.4

※ α_i は式4におけるパラメータ。符号が正である変数は、支払意志額を高くする要因となる。
 ※t値の絶対値が高いほど、統計的に有意度の高い変数であると言える。

3 ディスポーザーの利便性便益の評価

3.1 目的

生ゴミを粉碎して下水道に流すことのできるディスポーザーの導入により、市民生活に表—4のような影響があると考えられる。下水道管理者にとっては、ディスポーザーの下水道施設への影響とともに、こうした利便性を評価して、総合評価を行うことが、ディスポーザーの導入の判断材料として有効であると考えられる。しかし現在日本でディスポーザーはほとんど普及していないため、その利便性は知られていない。

表—4 市民生活への影響判定項目

項目	内容
利便性・衛生面の改善	ごみ捨て労力の軽減 台所の衛生面の改善（臭い・蠅などの発生の低減）
ごみ集積場の環境改善	猫・カラスなどによるごみ散乱の低減 悪臭、汚汁発生の低減
使用上のトラブル・問題	騒音・振動の発生 排水設備の詰まり、故障の発生 モラルの低下
料金の増減	電力・上下水道料金の増加

そこで本調査では、社会実験として利用の希望の有無に関わらず無償でディスポーザーを設置した北海道歌登町の約100世帯の利用者を対象に、ディスポーザーの使用頻度及び評価、その利便性に対する支払意志額についてアンケート調査を行った。その結果は、国土交通省が平成13年度の時点で、歌登町を対象に試算したディスポーザー導入の費用効果分析の中の利便性便益に反映されている⁸⁹⁾。本稿では、年齢、家族人数、家事・ごみ捨てへの従事、ゴミ集積場への不満等の回答者の属性が、ディスポーザーに対する印象、支払意志額にどの程度影響しているかを統計分析を行い検討した。さらに、ディスポーザー排水処理システムを導入している都市部の集合住宅における同様のアンケート調査と比較することで、ディスポーザーの利便性に対する都市住民と地方住民の評価の違いについても検討した。

3.2 ディスポーザー利用者アンケート調査の方法

歌登町におけるアンケート調査の方法および比較対象である横浜市〇集合住宅におけるアンケート調査の方法を表—5に示す。

表—5 アンケート調査方法

調査主体	建設省土木研究所・歌登町	横浜市・下水道新技術推進機構
調査範囲	北海道枝幸郡歌登町（町営住宅）	横浜市・〇集合住宅
調査期間	平成12年12月7日（木）～16日（土）	平成13年3月3日（土）～17日（土）
被調査者の抽出	ディスポーザー（下水道直投型）利用者：全世帯（118）	ディスポーザー（処理装置付）利用者・全世帯（136）
調査方法	全戸、訪問調査	郵送調査
設問	あなたの御家庭にディスポーザがない状態を、想定してください。 そして、町に届け出ることによってのみ、ディスポーザを借りて、使うことができますとします。（町が、下水道施設への影響に対応しなければならぬためです） <u>料金がいくらまでであれば、ディスポーザを借りようと思いますか？</u> 下に示されている料金の中から、借りてもよいと思う最大の額を選んでください。 ただし、町に支払われる料金は、ディスポーザ本体の費用だけでなく、下水道に入る生ゴミを処理し、水環境に影響がでないようにするためにも使われます。	あなたのお住まいには、ディスポーザが設置されていないとして、自分で設置して使用するとします。 <u>ディスポーザを使うことによって得られる「利便さ」を考えると、あなたはディスポーザを使うためにいくら支払う意志がありますか？</u>
支払意志額回答形式	支払カード方式 0, 100, 200, 500, 1000, 1500, 2000, 3000, 4000, 5000 円, 5000 円以上	支払カード方式 0, 100, 200, 500, 1000, 1500, 2000, 3000, 4000, 5000, 10,000 円, 10,000 円以上
回収率	利用者 104 世帯（88.1%）	99 世帯（72.8%）
有効回答率	利用者 103 世帯（87.3%）	

ディスポーザーによる利便性を享受することに対する支払意志額を尋ねるために、シナリオとしては「ディスポーザーを町から借りるために支払う料金」という形をとった。支払意志額の回答方式は、アンケート対象世帯数が利用者、非利用者各々100強であり、バイアスがより少ないとされる二段階二項選択方式を適用する場合にはサンプル数が不足するため、複数の選択肢の中から1つの金額を選択する支払カード方式を適用した。また、支払意志額との関連性を調べるため、ディスポーザーの使用状況、評価等に関する意識調査も実施した。

3.3 結果

(1) ディスポーザーへの評価

ディスポーザーの使用状況は、歌登町、横浜市ともにディスポーザーに生ゴミをできるだけ入れる人が6～7割程度であった（図-4）。

ディスポーザー利用者へ意識調査（図-5）では、約8割の方が、「家の中に生ゴミを溜めるための場所が少なくなった」（置き場所減少）、「家の中で、生ゴミによる悪臭、ハエやゴキブリなどが少なくなり衛生的になった」（台所臭い解消）、「ゴミに汚い汁が含まれなくなり、ゴミ出しの不快さが減った」（ごみ出し不快減少）、「ごみが軽くなるなど、ごみ捨てが楽になった」（ごみ出し労力減少）などの効果を感じていた。一方、ディスポーザーの悪い面については、「ディスポーザーの音」（音）を約7割の方が気にしているが、「水道・下水道、電気料金の増加」（料金の増加）、「ディスポーザーの故障・詰まり、排水管の閉塞などのトラブル」（トラブル）については約6割の方がほとんど気にならないと回答していた。そして、現在の利用者のうち約7割の方が、今後もディスポーザーを使い続けたい（利用意志）と考えていた。

次に、年齢、家族人数、家事・ごみ捨てへの従事、ゴミ集積場への不満、所得等の回答者の属性が、ディスポーザーに対する評価にどの程度影響しているか評価するため、クラマーの関連係数 Cr （式4）の有意性を調べた（表-6）。

$$Cr = \sqrt{\chi^2 / N(N_{min} - 1)} \quad (式4)$$

χ^2 : χ^2 値、 N : データ数、

N_{min} : 行と列の数のうち、小さい方

これから、ディスポーザーの今後の利用意志は、先に挙げた4つのメリットのいずれとも関連性が強く、メリットを感じる人程今後もディスポーザーを使い続けたいと考える傾向にあることが確認された。特に、年齢が高くなるほどごみ出し労力の軽減のメリットをより感じる傾向が見られた。しかし、今後の利用意志には、回答者の属性（既述）との強い関連性は見いだせなかった。

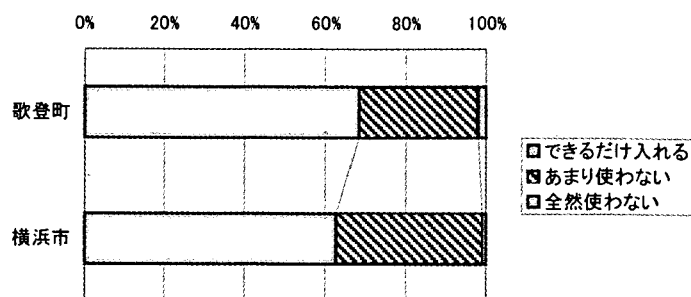
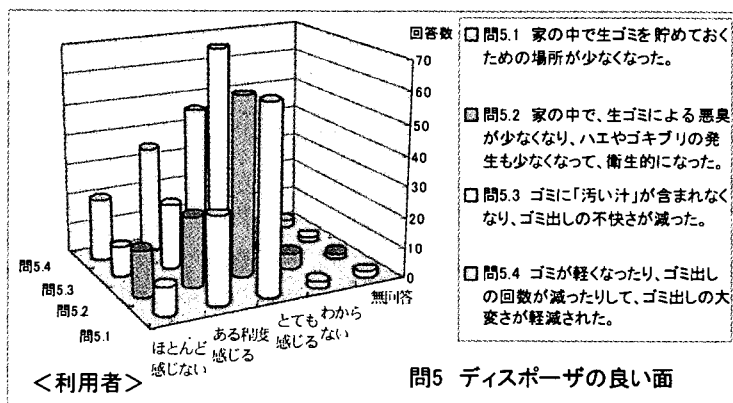
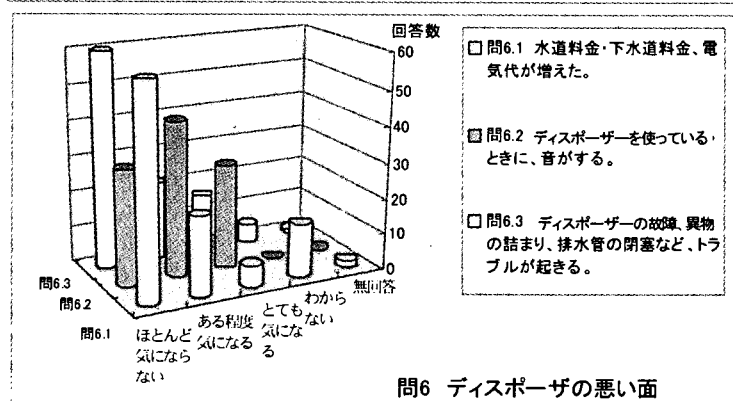


図-4 ディスポーザーの使用状況



<利用者>

問5 ディスポーザの良い面



問6 ディスポーザの悪い面

図-5 歌登町ディスポーザー利用者の印象（歌登町）

表一6 回答者の属性とディスポーザーに対する評価の関連性の検討（歌登町）

変数	利用意 志	置き場 所減少	台所臭 い減少	ごみ出 し不快 減少	ごみ出 し努力 減少	料金増 加	音	トラブ ル	利用開 始	使用状 況	性別	年齢層	家族人 数	洗い物	ごみ出 し	距離	不満	家族年 収
利用意志				+	+	-	-		-	+	+	+	+	-	+	+	+	-
メリット																		
置き場所減少	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
台所臭い減少	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+
ごみ出し不快減少	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ごみ出し努力減少	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
デメリット																		
料金増加	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
音	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
トラブル	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
利用開始(H12年:1)	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-
使用状況	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	-
性別(女性:1)	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-
年齢 (10,20...70)	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-
家族人数	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+
回答者が洗い物をやる	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	+	-
回答者がごみ出しをやる	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ゴミステーションへの距離	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
ゴミステーションへの不満	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
家族年収(100,300...1100)	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+	-	+	-

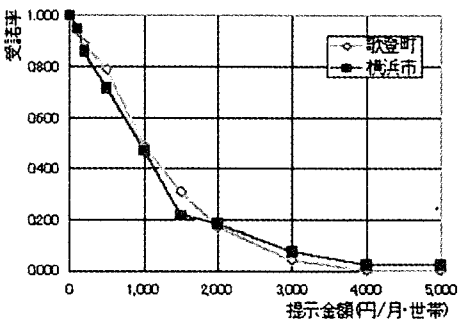
凡例: 変数間の関連性が有意であることの信頼度 + 信頼度99.9%以上 + 信頼度99%以上 + 信頼度95%以上
符号: 相関係数の符号

(2) 支払意志額

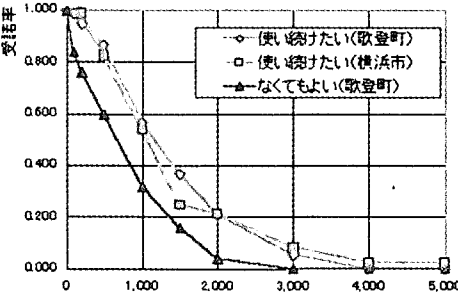
歌登町ディスポーザー利用者の利便性に対する支払意志額の分布（受諾率曲線）は図一6のようになり、横浜市の利用者の支払意志額の分布とほとんど同じであった。このとき、歌登町での支払意志額の平均値（下位平均）は約950円/世帯/月であった。

次に、支払意志額と回答者の印象、属性との関係について、重回帰分析を行った。t値が1未満の説明変数を除いて変数を絞り込んだ結果を表一7に示す。つまり、ディスポーザーを今後も利用したい人、ゴミステーション（ごみ集積所）への不満がある人ほど、支払意志額が高くなる傾向があった。一方で、所得・年齢・性別は支払意志額にはあまり影響していなかった。

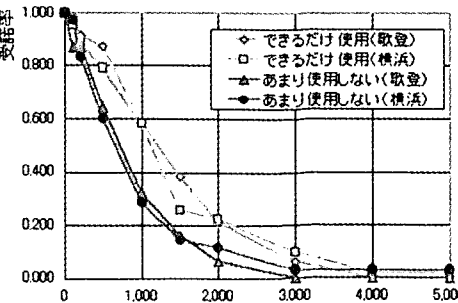
実際に、ディスポーザーを使い続けたいと思う世帯の支払意志額の実受率は、無くてもよいと思う世帯より高いことが確認された（図一7）。同様に、ディスポーザーをできるだけ使用している世帯の支払意志額の実受率も、あまり使用しない世帯より高かった（図一8）。このことは横浜市の結果でも同様であった。なお、歌登町で今後も使い続けたいという人の支払意志額の平均値（下位平均）は約1,080円/世帯/月であった。



図一6 ディスポーザー利便性に対する支払意志額受諾率曲線



図一7 利用意志の有無による支払意志額受諾率曲線



図一8 利用状況による支払意志額受諾率曲線

表一7 支払意志額の重回帰分析による係数推定値（歌登町）

変数名	係数（円）	t 値
（定数項）	293	1.170
今後の利用意志 （Yes:1、なくともよい:0）	508	3.081
回答者がごみ出し	159	0.721
ゴミステーションへの不満	334	2.292
相関係数	R = 0.365	
有意確率	P = 0.003	

3.4 結論と今後の課題

歌登町のデスポーザー設置世帯のうち、デスポーザーをできるだけ利用する世帯は全体の7割程度であった。また、デスポーザーの利便性に対する支払意志額は、デスポーザーを今後も利用したい人、ゴミステーション（ゴミ集積所）への不満がある人ほど高くなる傾向がある一方で、所得・年齢・性別は支払意志額にはあまり影響していないことが示された。

今後は、こうした歌登町での知見が、都市部等の他地域でも適用しうるものかを確認する必要がある。特に都市部では、高層住宅、所得・年齢層、ゴミ集積所の環境状態等において、歌登町と異なる条件が想定される。今回は横浜市において所得に関するデータを得られていないが、今後所得データを得て、歌登町と横浜市の所得を含めて支払意志額を分析することにより、所得が支払意志額にどの程度影響しているのかが判明すると考えられる。支払意志額の所得弾力性を検討することで、デスポーザーの生活必需品としての価値が評価できると考えられる。最終的に、地域・住民特性に応じたデスポーザーの利便性評価を行うことにより、下水道施設への負荷やゴミ減量化の影響を含めた総合評価が可能になると考えられる。

4 おわりに

本調査では、非利用価値を含めた便益計測が可能な仮想評価法（CVM）を適用することにより、下水道事業による公共用水域の水質改善の便益評価を行った。平成13年に国土交通省・環境省・農林水産省が通知した「費用効果分析手法の統一化について」においても、CVMを公共用水域の水質保全効果の計測に適用することが提示されており、今後事業評価手法として汎用化するためには、CVM調査の事例の積み重ねと調査結果の詳細な分析が必要である。

また、本調査では、デスポーザー導入の社会実験を実施している北海道歌登町内のデスポーザー設置世帯を対象に、CVMを適用することにより、デスポーザーによる利便性の便益評価を行った。今後は、都市行政の立場からのデスポーザーの導入に関する意志決定を支援するために、デスポーザーの利便性に加え、デスポーザーによる下水道施設への影響、ゴミ収集・処理システムへの影響を費用効果分析の手法を用いて総合評価する手法を構築することが課題である。

謝辞

水質改善効果に関するアンケート調査は、関係市町村及び住民等関係各位の協力により実施された。また、デスポーザーに関する社会実験は、北海道・歌登町の協力の下で進められており、アンケートデータの分析にあたっては、下水道新技術推進機構及び横浜市よりデータ提供等の便宜を頂いた。ここに深く感謝する次第である。

参考文献

- 1) 土木研究所資料第3585号、下水道整備による周辺環境改善効果の評価、平成10年
- 2) 岡本誠一郎・吉田敏章・笹部薫、下水道による生活環境改善効果の経済的評価—二段階二項選択CVMによるアプローチ—、下水道協会誌、2000年11月号
- 3) 土木研究所資料第3661号、平成10年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.119-124
- 4) 土木研究所資料第3775号、平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.159-164
- 5) 肥田野登、環境と行政の経済評価 CVMマニュアル、1999年、劉草書房
- 6) 伊勢湾浄化下水道計画連絡協議会、伊勢湾に関する下水道事業費用効果分析報告書、平成11年
- 7) 黒川純一良・田中義一・小林伸二・服部貴彦、CVM（仮想市場法）を用いた水質保全効果の評価—山梨県桂川流域下水道事業における調査事例—、下水道協会誌、2002年1月号
- 8) 国土交通省、デスポーザー普及時の影響判定の考え方（案）、平成14年、pp.65-67
- 9) 吉田敏章・森兼政行・井上弥九郎、デスポーザーの利便性便益の計測、平成13年度下水道研究発表会講演集

2. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査

下水道研究官	高橋正宏
下水道研究室	室長 森田弘昭
	研究官 森 一夫
	研究官 豊田忠宏
	研究員 濱田知幸
下水処理研究室	研究官 竹歳健治
	研究官 斎野秀幸

1. 目的

社会基盤施設整備の進展に伴い、市民の行政ニーズは多様化してきている。また、厳しい財政状況のもと、効率的な行政サービスの実施も強く求められている。このような背景の中で、既に整備された社会基盤施設を利活用して、より質の高い行政サービスを実現させようとするプランが提案されている。

厨芥を粉砕して水とともに排水管に流し出すディスポーザーの導入は、下水道システムを活用して、住環境の向上、高齢者の福祉対策、都市環境の改善等をはかろうとするものであるが、下水道システムへの負担や都市全体のエネルギー消費量増大などの悪影響が懸念されている。このため、ディスポーザーの導入にあたっては、下水道施設・ゴミ処理施設への影響や地域全体の環境への影響評価など総合的な評価に基づく判断が求められている。

本調査は、ディスポーザー導入に関する総合的な評価のなかで、ディスポーザー導入が下水道施設に与える影響について検討を行い、下水道システムにディスポーザーを導入する場合の技術基準を提案することを目的として実施する。

2. 調査内容

調査対象地域とした北海道歌登町は、下水道整備区域内の一部の町営住宅にディスポーザーを公的に設置する施策を進めている¹⁾。同町では平成11年度より4カ年計画で町営住宅にディスポーザーを設置しており、平成11年度に「若葉団地」、平成12年度に「光南団地」、平成13年度に「新栄団地」に設置した。なお、平成14年度は「檜垣団地」に設置する予定であり、下水道区域内の約4割(300戸)の住宅に設置する計画である。

管路施設においては、ディスポーザー設置による管渠への汚濁負荷の影響を把握するため、流量観測及び水質調査を行った。12年度にディスポーザー設置前の「光南団地」と設置済みの「若葉団地」で比較調査を行った。13年度はディスポーザー設置後の「光南団地」とディスポーザー設置前後の「新栄団地」で調査を行っており、同一管渠における設置前後のデータを収集した。また、ディスポーザーの設置による堆積量の変化を把握するため、12年度にTVカメラにより、ディスポーザー設置前の「光南団地」と設置済みの「若葉団地」で比較調査を行った。13年度も「若葉団地」、「光南団地」と13年度ディスポーザーの設置を行う「新栄団地」において、TVカメラによる調査を実施した。その際、堆積物、付着物をTVカメラで確認しながら採取し、分析を行った。堆積の発生に関して、管渠のたわみ等の影響を確認するために、管渠勾配調査を実施し、堆積箇所との関係を確認した。また、ディスポーザーの設置により、易分解性堆積物が増加すると硫化物生成量の増加が予想されるため、管渠内での硫化水素についても測定を実施した。

処理施設では、ディスポーザーの設置数の増加による経年的な変化を精密に追跡するために、通日調査を行った。また、ディスポーザーの導入の影響評価を一般化できるように、ディスポーザー排水の沈降特性の把握を初沈模型実験で行った。通日調査は、調査最終年度である平成15年度まで年間、複数回ずつ行う予定である。通日調査では、処理場への流入水や処理水、汚泥、し渣等について1～数時間間隔で通日採取し、水質分析等を行って、流入水の性状や処理状況を把握した。また、初沈模型実験では、調査対象としている歌登町終末処理場は処理方法としてOD法を採用しており、最初沈殿池が設置されていないこ

とから、現地に最初沈殿池模型を持ち込み、実際のディスポーザー排水を用いて、最初沈殿池における除去性能等を検討した。

3. 管渠負荷量調査

ディスポーザーの影響による汚濁負荷量の変化を確認するため、若葉団地、光南団地、新栄団地の污水が集水される各人孔において通日で採水、流量測定を行い、サンプルの水質を分析した。調査地点の概要図を図-3.1 に示す。また、各調査地点で平成 12～13 年度に行った調査の時期等を表-3.1 に示す。

3.1 調査概要

(1) 流量測定

調査にはアレック電子(株)製メモリー電磁流量计 ACM109-16M を使用した。この流量计は流速・水位センサにより、管内を流れる下水の流速と、その時の水位を測定する方式である。流速センサの検知できる最低水位は 3.0 cm である。しかし、本調査で流量を測定した管渠は末端管渠であるため、流量が大幅に変動し、早朝はほとんど流量がなく、計測不能となる。そこで測定時にマンホールの上流側を堰上げし、常時センサ部分の水位が 3.0 cm 以上となるようにした。

(2) 採水、水質分析

採水は、手採水により通日で毎正時に実施し、採水量は一回あたり 2L とした。また、夜間 (1:00～4:00) については、水量が減少するため採水を行うことが出来なかった。採水時に pH、ORP、D0、水温の 4 項目については、現場で測定を行った。採水した試料について、現場測定項目のほかに以下の項目を分析した。

- BOD、S-BOD、TS、VS、SS、VSS…………… 下水試験法に基づいて測定を行った。
- COD_{Cr}、S-COD_{Cr}…………… HACH 社製 DR/2000 の COD_{Cr} 簡易測定キットを用いて、測定を行った。
- K-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-P、T-P…………… フランルーベ社製 自動比色分析装置 TRRACS2000 を用いて、測定を行った。T-P、K-N の分解にはペルオキシ二硫酸カリウム溶液を用いた。
- Cl⁻ (調査①②だけ測定) …………… 0.45 μm の濾紙で濾過した後、イオンクロマトグラフで測定した。

3.2 調査結果

(1) 流量

図 3.2 に流量経時変化を、図-3.3 に流量データ分布を示す。なお、これらのデータは 10 秒毎に測定した流量を 1 時間の平均流量に直したものである。流量データ分布図には、各調査毎の最大流量、最小流量、平均流量と上下 10% の流量データをカットした 80% データを記載してある。

図 3.2 から、各調査とも、朝夕の各家庭の排水状況と夜間 1～5 時の無排水状況がとらえられており、ある

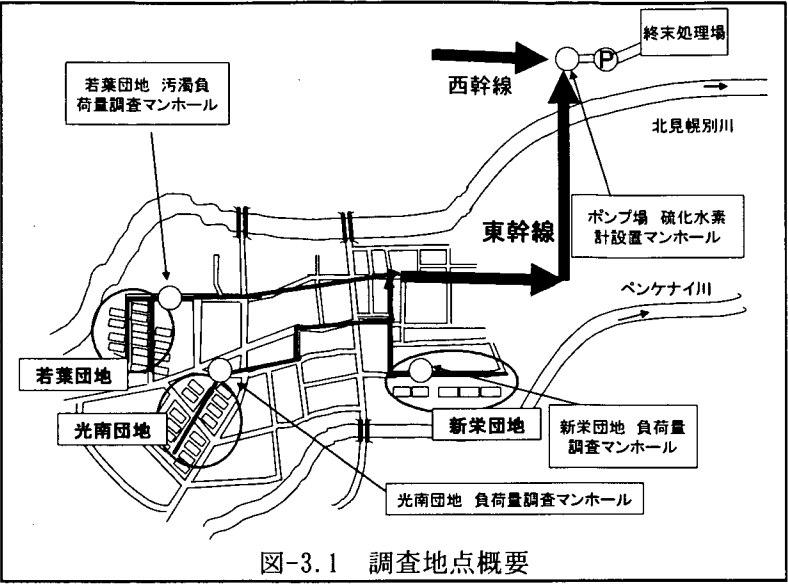
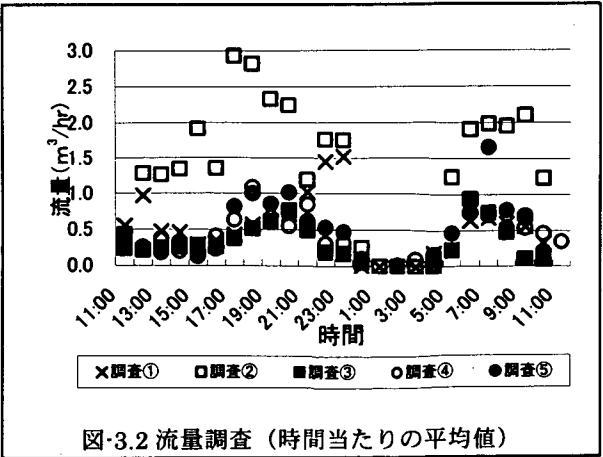


表-3.1 調査の時期等

	調査 NO.	調査日	ディスポーザー設置時期	ディスポーザー設置経過時間
若葉団地	①	H12. 9. 5～6	H11 年 8 月	約 1 年
光南団地	②	H12. 9. 5～6	H12 年 9 月	未設置
	③	H13. 8. 29～30		1 年
新栄団地	④	H13. 6. 18～19	H13 年 7 月	未設置
	⑤	H13. 8. 29～30		1～2 ヶ月



程度の調査精度は確保されているものと考えられる。

図 3.3 で、調査②④がディスポーザー設置前の管渠内流量で、調査①③⑤が、設置後の流量である。全体的には、設置前の流量が大きい。各団地毎に比較してみると、光南団地の調査②③では、ディスポーザー導入前後で、一人一日当たりの水量が 311L から 70L に減少しているとともに、1 日の変動幅も小さくなっていた。新栄団地の調査④⑤では、169L から 203L に増加し、変動幅も大きくなっていた。

一方、平成 12 年度に行ったディスポーザー使用水量を把握するための調査結果²⁾によると、水道使用量の増加分は 1.1~4.5L/人・日、平均 2.3L/人・日

であり、今回の調査③の一日流量 70L/人・日の 3%、他の調査①②④⑤の 1% 程度であった。以上の結果から、ディスポーザー導入による使用水量の増加は、わずかであり、日平均下水量から、その影響を読みとることはできなかった。なお、ディスポーザー使用が特定の時間帯に集中して、管渠の設計流量である時間最大流量に影響を与えるか否かは、図 3.2 から、調査②③では時間変動幅が減少し、調査④⑤では拡大していることから、どちらとも判断できず、次の研究課題と考えている。

(2) 水質

図-3.4~3.19 に T-CODcr, S-CODcr, T-BOD, S-BODcr, T-N, T-P, SS, Cl⁻ の経時変化とデータ分布を示す。データ分布は、平均水質と上下 10% の水質データをカットした 80% データを記載してある。

各調査の経時変化では、水質が一時間毎に上下していた。管渠の末端で行った調査であるため、住居から排水された汚水の採水地点までの流下時間が短く、採水地点の管渠への接続戸数が少ない。つまり、住居から高濃度排水が排出されると採水地点にそのまま高濃度汚水が流れてくるため、採水のタイミングによっては偏ったサンプルを採水してしまうことがある。しかし、T-N, T-P, Cl⁻ など人の尿尿由来に多く含まれる水質項目の朝 5~8 時のデータが比較的高くなっており、朝の尿尿の排出が再現されている。そのため、異常値をのぞけば、比較的良好に住民の排水サイクルがよく押さえられているのではないかと考えられる。

調査②23 時や調査④5 時の有機物分析値が飛び抜けて高い値となっているが、他の水質項目ではそれほど高濃度になっていない。そのため異常値の原因として、サンプルに油などに有機性有機物が混入していたのではないかと推察できる。

光南団地において、ディスポーザー設置前後に行った調査②③では、データ分布図中の平均値を比較するとディスポーザー設置後にほとんどの水質項目で濃度が増加していた。しかし、新栄団地でディスポーザー設置前後に行った調査④⑤ではディスポーザー設置後に全ての水質項目で濃度は減少していた。これは調査回数がディスポーザー設置前後で一回ずつであり、そもそも調査回数が少ないこと、一時間に一回のサンプリングであるために異常値の影響が大きいなどの理由が考えられる。そのため、本調査からはディスポーザーを設置することにより、汚水の水質が悪化しているかどうかは言及できない。

(3) 汚濁負荷量

図 3.20, 3.21 に各調査の一人一日当たり汚濁負荷量を示す。汚濁負荷量は流量測定、水質分析、調査時の各団地の人口から求めたものである。

汚濁負荷量をディスポーザー設置前後で比較すると、新栄団地ではディスポーザー設置後に汚濁負荷量が増加していたが、光南団地ではディスポーザー設置後に大きく減少していた。汚濁負荷量を求めるための緒元として使った流量測定では、ディスポーザー導入による影響を読みとることはできず、水質分析では、ディスポーザーを設置することにより、汚水の水質が悪化しているかどうかは言及できないとしている。そのため、汚濁負荷量についてもディスポーザーを設置することにより、増加しているかどうかは言及できない。

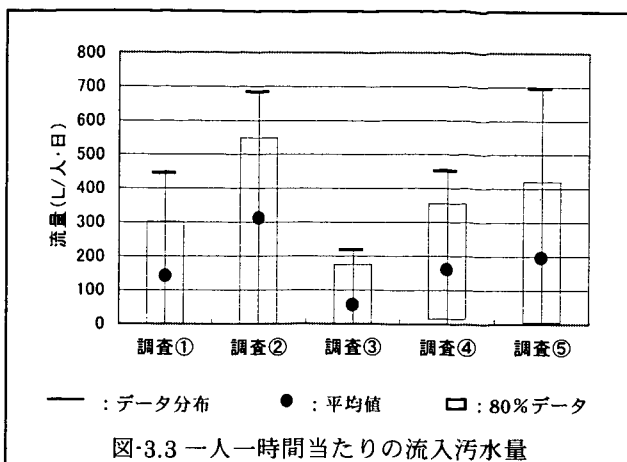


図-3.3 一人一時間当たりの流入汚水量

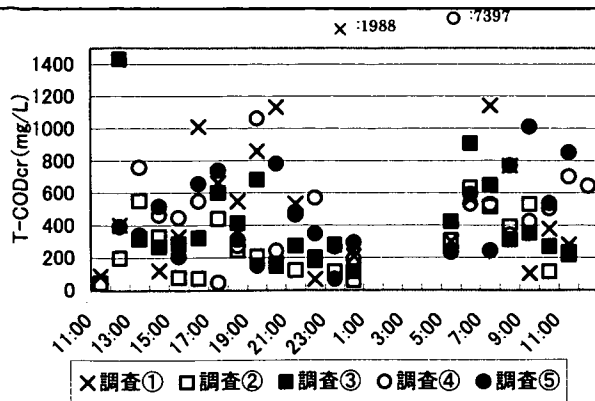


図-3.4 T-CODcr (経時変化)

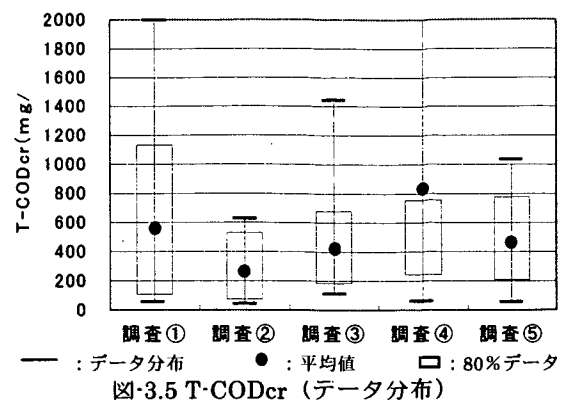


図-3.5 T-CODcr (データ分布)

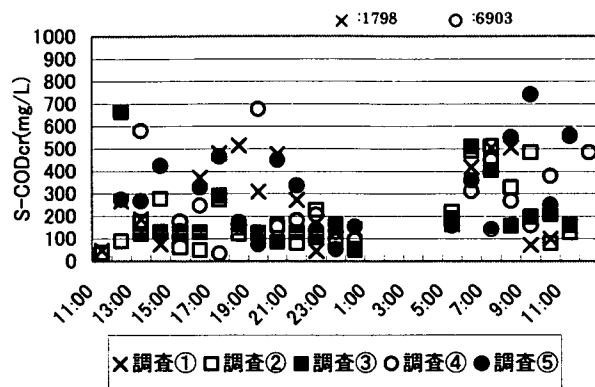


図-3.6 S-CODcr (経時変化)

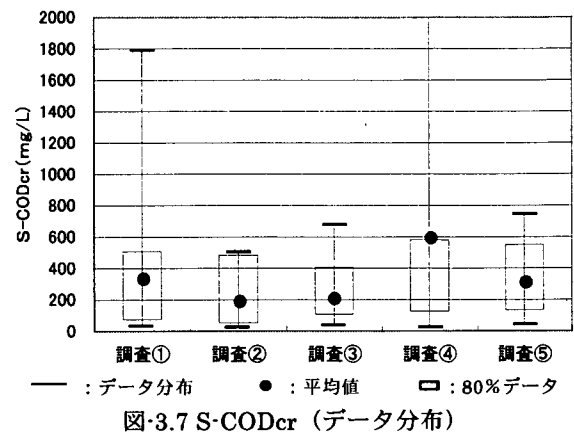


図-3.7 S-CODcr (データ分布)

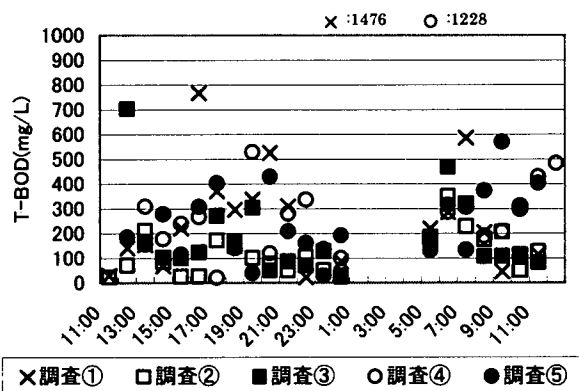


図-3.8 T-BOD (経時変化)

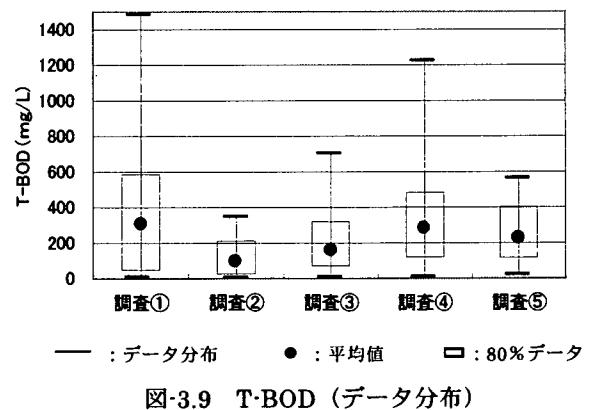


図-3.9 T-BOD (データ分布)

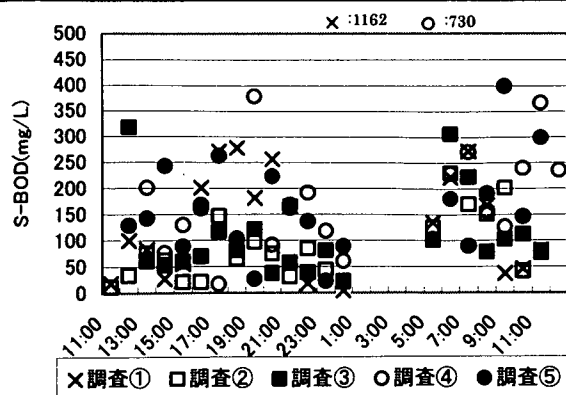


図-3.10 S-BOD (経時変化)

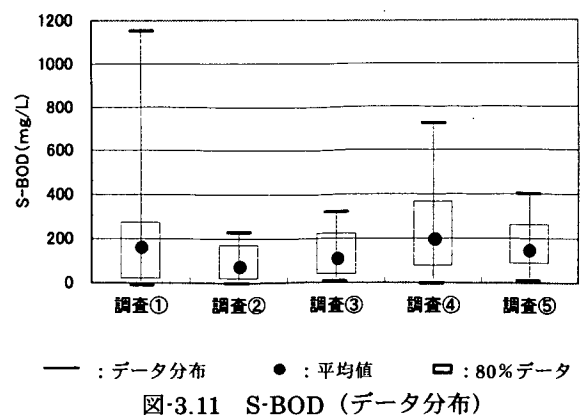


図-3.11 S-BOD (データ分布)

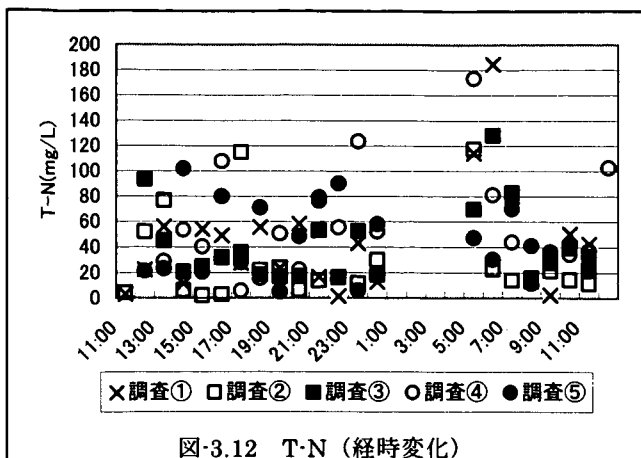


図-3.12 T-N (経時変化)

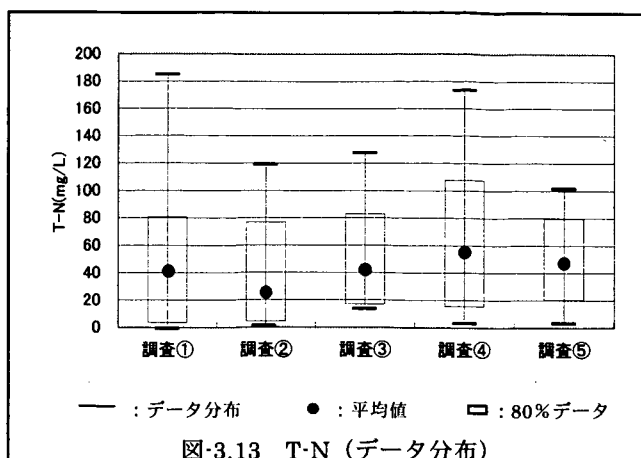


図-3.13 T-N (データ分布)

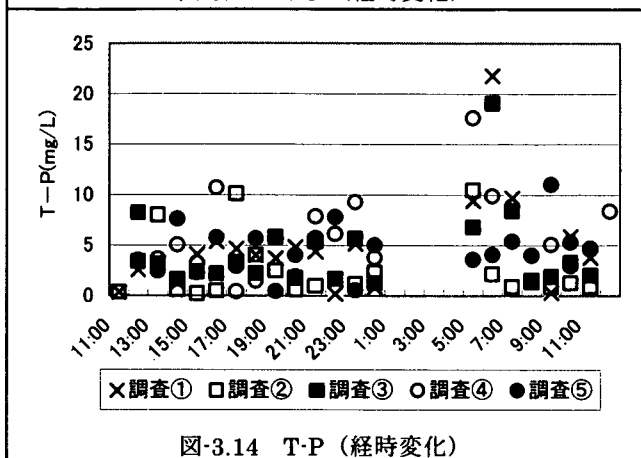


図-3.14 T-P (経時変化)

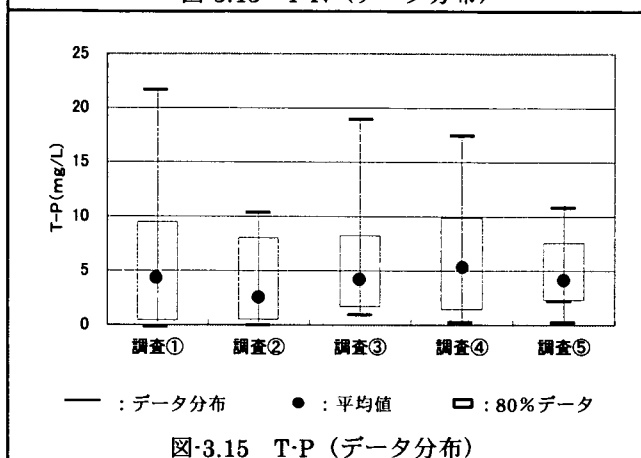


図-3.15 T-P (データ分布)

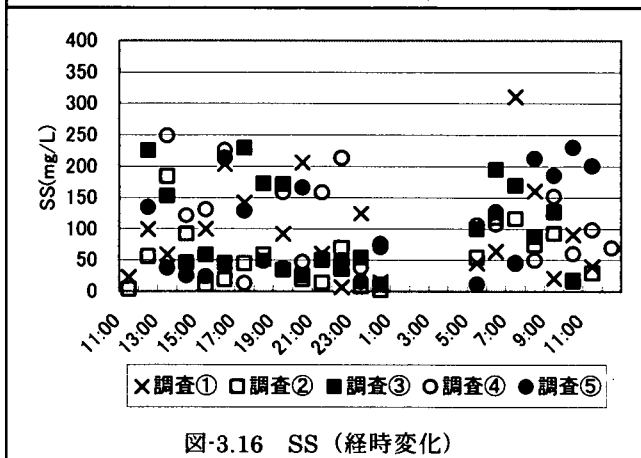


図-3.16 SS (経時変化)

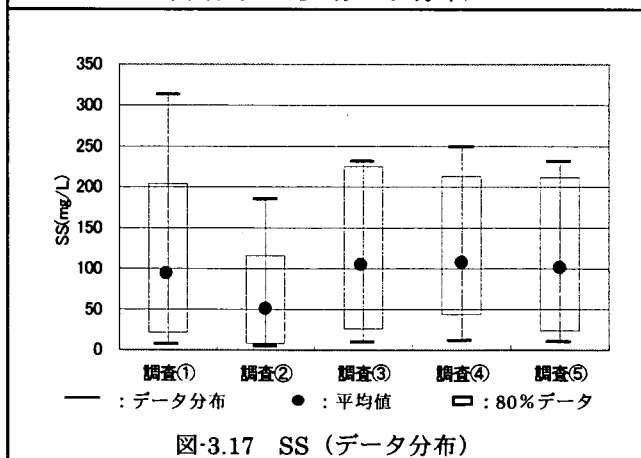


図-3.17 SS (データ分布)

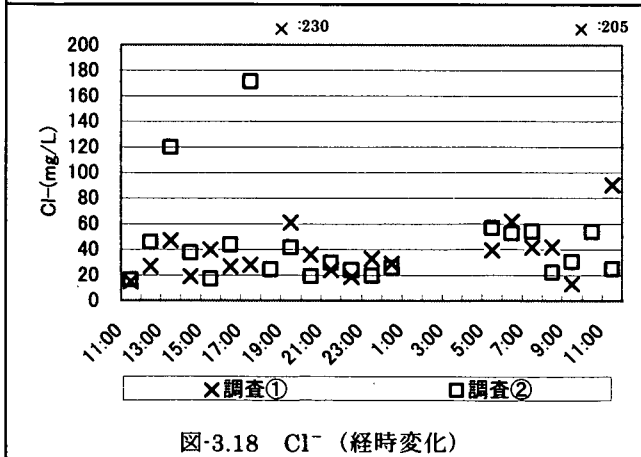


図-3.18 Cl⁻ (経時変化)

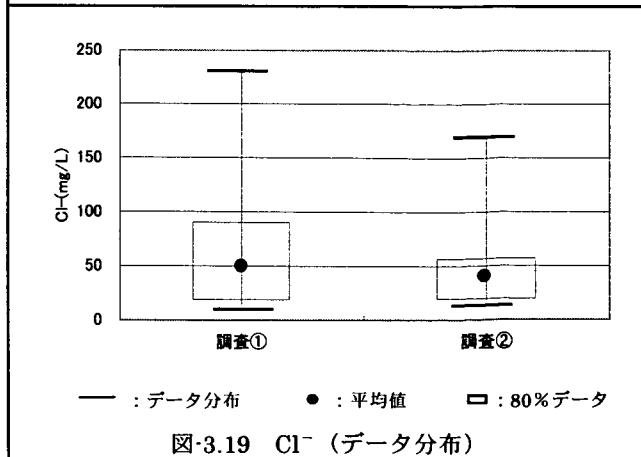


図-3.19 Cl⁻ (データ分布)

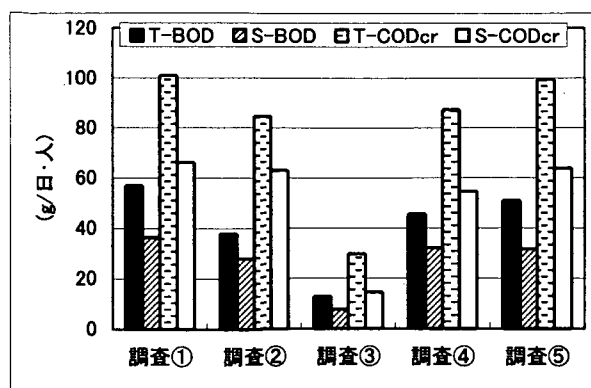


図-3.20 一人一日当たり汚濁負荷量（有機物）

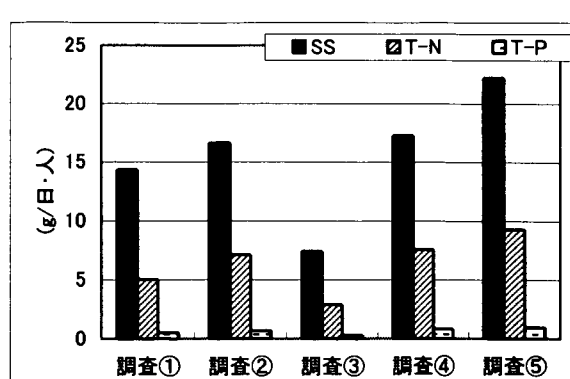


図-3.21 一人一日当たり汚濁負荷量（SS,N,P）

4. 管渠内堆積物量調査

若葉団地、光南団地、新栄団地の管渠内をTVカメラにより調査した。調査対象区間を図-4.1に、調査対象管渠の詳細を表-4.1示す。12年度調査と同様に、管渠内の清掃を実施せずにTVカメラを導入し、堆積状況の撮影を行った。また、撮影したVTRを元に管渠延長ごとの堆積深を推定し堆積量の算定を行った。



図-4.1 堆積物量調査区間

表-4.1 調査区間の詳細

	調査NO.	調査日	調査区間 (図-4.1 参照)	ディスポーザー 設置時期	ディスポーザー 設置後の 経過時間	未清掃期 間	管材・形状	勾配
若葉	①	H12年8月29日	①～⑬ 817m	H11年8月	1年	1年	①～⑬ 200VU	4.7～ 7.9‰
	②	H13年6月12日	①～⑲ 928m		1年10ヶ月	6ヶ月	⑬～⑲ 250HP	
光南	③	H12年8月29日	①～⑪ 430m	H12年9月	未設置	5年以上	①～③ 200EP	4.2～ 5.9‰
	④	H13年6月13日	①～⑱ 733m		9ヶ月	9ヶ月	③～⑭ 200VU ⑭～⑱ 250HP	
新栄	⑤	H13年6月13日	△①～⑰ 344m	H13年7月	未設置	6ヶ月	△①～⑰ 250EP	1.4～ 2.0‰

4.1 調査方法

調査対象管渠の上流マンホール側で止水プラグを用いて下水をせき止め、管渠内にTVカメラを入れた。この時、上流側の下水は調査終了まで滞留させたままであった。TVカメラは流下方向に向かって自走させ、管渠中の堆積物を撮影した(図-4.2)。

堆積物量の推定は以下のような手順で行った。まずTVカメラ映像中の管渠の継ぎ目部分を見つける。管渠の継ぎ目部分の堆積幅と内径から、式(1)(2)によって、単位長さ当たりの堆積物量、堆積深を推定した(図-4.3 参照)。なお、調査対象管渠の内径は、管渠台帳から事前にすべて把握してある。また、堆積物は、若干の不陸はあるがほぼ水平に堆積していた。

調査結果は、換算堆積深ごとに表記を大(15mm 以上)、中(15～5mm)、小(5mm 以下)の3 種に分類し、おおよその堆積物量を推定した。

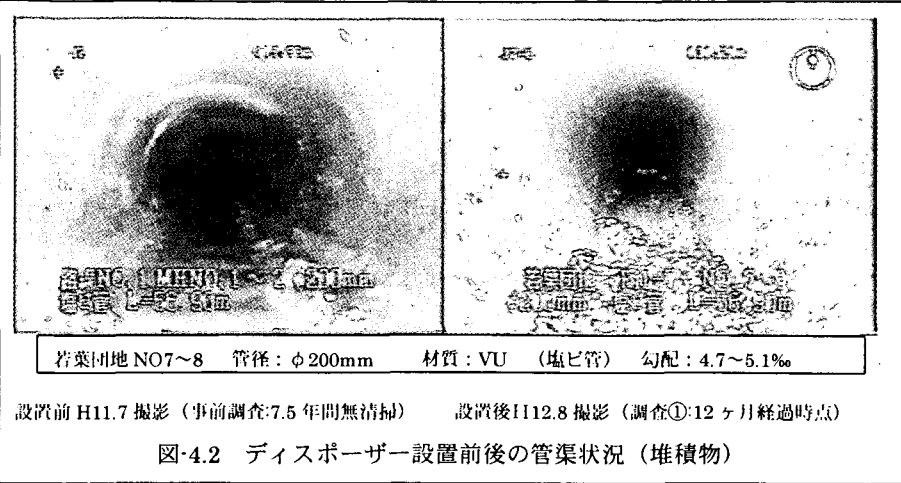


図-4.2 ディスポーザー設置前後の管渠状況 (堆積物)

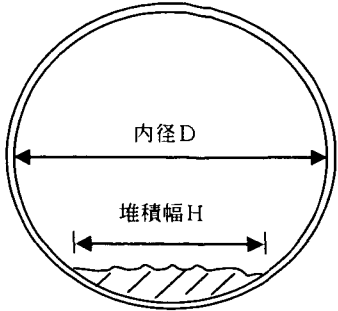


図-4.3 管渠内堆積物量の推計方法

単位長さあたりの堆積量 = $D^2 / 4 \sin^{-1}(H/D) - H / 4 \sqrt{D^2 - H^2}$ ……式 (1)

単位長さあたりの堆積深 = $D / 2 - D / 2 \cos((\sin^{-1}(H/D)))$ ……式 (2)

4.2 調査結果

表-4.2 に調査結果を総括して示す。

表-4.2 管渠内堆積物量調査結果

調査地点		若葉団地		光南団地		新栄団地
調査 NO.		①	②	③ (ディスポーザー未設置)	④	⑤ (ディスポーザー未設置)
調査延長(m)		817.3	928.0	429.8	734.3	344.5
堆積延長	(m)	82.7	122.6	0	72.3	26.2
	(%)	10.1	13.2	0	9.8	7.6
堆積体積(m3)		0.0802	0.102	0	0.0742	0.0141
堆積箇所堆積率(%)		3.09	2.65	0	3.27	1.3
年換算堆積箇所堆積率(%/年)		3.09	5.31	0	4.36	2.6
堆積箇所平均堆積量(cm3/m)		969.65	831.97	0	1026.28	538.17
年換算堆積箇所平均堆積量(cm3/m年)		969.65	1663.95	0	1368.37	1076.34

4.2.1 若葉団地

若葉団地では、ディスポーザー設置後に2回調査を行った。調査①(図4.4)は清掃1年後、調査②(図4.5)は清掃6ヶ月後の調査結果であり、いずれの調査でも堆積物が確認された。歌登町がディスポーザー設置前に行った調査(図4.2参照)では、ほとんどの管渠で堆積物が確認されていなかったことから、ディスポーザー設置により堆積物が増加することが明らかとなった。調査①と調査②を比較すると、未清掃期間の短い調査②のほうが堆積延長、年換算堆積量ともに大きい値となっており、堆積量もほぼ同程度であった。

今回の調査では、ディスポーザーの設置により、明らかに堆積物は増加するが、時間の経過とともに、堆積物量が増加していく傾向があるとは、判断できなかった。これは、調査①については、この団地が初めてのディスポーザー設置団地であったこと、ディスポーザー設置後1年だったため住民がディスポーザーを充分に利用できなかった可能性があること、そもそも調査回数が2回と少ないこと、雨天時の侵入水で堆積物が掃流された可能性があることなどの理由が考えられる。このため、本団地において、引き続き未清掃期間と堆積物量のデータを取っていく予定である。

マンホール No	管径 (mm)	勾配 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流～下流)						堆積物総延長及び総量		
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	(m)	(m ³)
1～2	200V U	5.5	48.52								3.62	0.0027
2～3	200V U	5.4	56.87								5.32	0.0054
3～4	200V U	5.2	56.59								0.00	0
4～7	200V U	5.0	48.84								4.92	0.0024
5～6	200V U	5.1	60.89								0.48	0.0001
6～7	200V U	5.1	60.60								1.00	0.0002
7～8	200V U	5.4	56.90								17.05	0.0119
8～9	200V U	5.3	60.95								13.05	0.0085
9～10	200V U	5.6	51.48								9.53	0.0092
10～11	200V U	6.0	52.94								6.86	0.0029
11～12	200V U	4.8	60.90								3.17	0.0007
12～13	200V U	4.9	60.77								7.10	0.0172
13～14	200V U	4.8	60.96								2.04	0.0004
14～15	200V U	5.9	52.87								2.40	0.0085
15～16	200V U	4.6	27.17								6.17	0.0101
台 計			817.25								82.71	0.0802

図-4.4 調査①結果

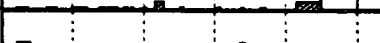
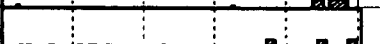
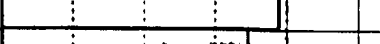
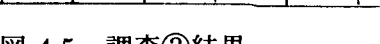
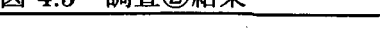
マンホールNo	管径 (mm)	勾配 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流～下流)							堆積物総延長及び総量	
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	(m)	(m ³)
1～2	200V U	5.5	48.52								7.6	0.0051
2～3	200V U	5.4	56.87								7.9	0.0051
3～4	200V U	5.2	56.59								2.9	0.0022
4～7	200V U	5.0	48.84								14.8	0.0089
5～6	200V U	5.1	60.89								4.0	0.0031
6～7	200V U	5.1	60.60								4.3	0.0009
7～8	200V U	5.4	56.90								20.0	0.0173
8～9	200V U	5.3	60.95								0.1	0.0000
9～10	200V U	5.6	51.48								5.2	0.0051
10～11	200V U	6.0	52.94								10.8	0.0045
11～12	200V U	4.8	60.90								10.3	0.0053
12～13	200V U	4.9	60.77								10.6	0.0120
13～14	200V U	4.8	60.96								0.5	0.0001
14～15	200V U	5.9	52.87								1.6	0.0022
15～16	200V U	4.6	27.17								0	0
16～17	200V U		41.38								2.8	0.0031
17～18	200V U		36.90								19.2	0.0273
18～19	200V U		32.87								0	0
台 計			928.40								122.6	0.1022

図-4.5 調査②結果

4.2.2 光南団地

光南団地では、ディスポーザー設置前後に調査を行った。設置前に行った調査③(図 4.6)では堆積物が発生していなかったが、設置 9 ヶ月後に行った調査④で(図 4.7)は堆積物が確認された。同一管渠のディスポーザー設置前後で堆積物が明らかに増えており、ディスポーザー設置により、管渠中の堆積物が増加することが確認された。限界堆積物量や堆積速度については、若葉団地と同様、引き続き調査を行い、明らかにしていく予定である。

マンホールNo	管径 (mm)	勾配 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流～下流)							堆積物総延長及び総量	
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	(m)	(m ³)
1～2	200 E P	5.4	50.88								0.00	
2～3	200 E P	4.5	50.88								0.00	
3～4	200 V U	4.9	57.90								0.00	
4～5	200 V U	6.4	8.87								0.00	
5～6	200 V U	5.2	61.08								0.00	
6～7	200 V U	4.6	55.88								0.00	
7～8	200 V U	4.7	16.86								0.00	
8～9	200 V U	4.9	61.85								0.00	
9～10	200 V U	5.0	29.74								0.00	
10～11	200 V U	4.7	35.85								0.00	
合 計			429.79								0.00	

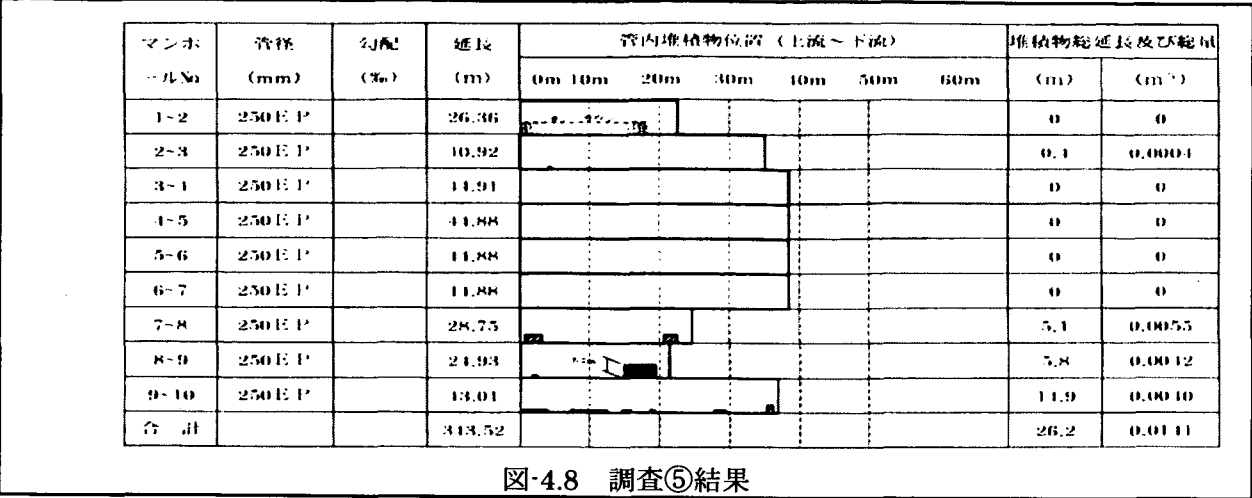
図-4.6 調査③結果

マンホールNo	管径 (mm)	勾配 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流～下流)							堆積物総延長及び総量	
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	(m)	(m ³)
1～2	200 E P	5.4	50.88								0	0
2～3	200 E P	4.5	50.88								1.3	0.0003
3～4	200 V U	4.9	57.90								0	0
4～5	200 V U	6.4	8.87								0.3	0.0001
5～6	200 V U	5.2	61.08								11.1	0.0012
6～7	200 V U	4.6	55.88								11.6	0.0131
7～8	200 V U	4.7	16.86								3.9	0.0031
8～9	200 V U	4.9	60.85								15.1	0.0113
9～10	200 V U	5.0	29.74								3.2	0.0008
10～11	200 V U	4.7	35.85								8.5	0.0013
11～12	200 V U		18.08								0.3	0.0001
12～13	200 V U		60.91								1.7	0.0035
13～14	200 V U		60.87								0.5	0.0002
14～15	200 V U		8.07								0	0
15～16	250 V U		31.05								0.2	0.0000
16～17	250 V U		32.80								0.6	0.0001
17～18	250 V U		12.88								0.1	0.0000
18～19	250 V U		16.85								10.3	0.0328
合 計			733.33								72.3	0.0712

図-4.7 調査④結果

4.2.3 新栄団地

新栄団地では、ディスポーザー設置前の事前調査を行った。ほとんどのスパンで堆積物が発生していなかったが、一部の極端にたわんでいる管渠区間で堆積物が確認された(図4.8)。



4.2.4 小括

本調査より、ディスポーザー設置区間の下流側を対象とした調査の結果、ディスポーザー設置前には確認されなかった堆積物が、設置後に調査区間の10～13%程度の箇所を確認された。堆積箇所では、年間で管体積の3～5%程度(平均1300cm³/m)増加した。管径20cmの管渠で、堆積深が6ヶ月で2cm程度増加しているところが多数確認されたが、流下阻害の発生は確認されなかった。一般に清掃が必要となる管渠の閉そく率は20%前後と言われており、「下水道維持管理指針」³⁾では管渠の持つ余裕以内の閉そく率で清掃またはしゅんせつを実施し、流下能力等に支障をきたさないようにしている。これまでの調査では清掃が必要な状況に至っていない。

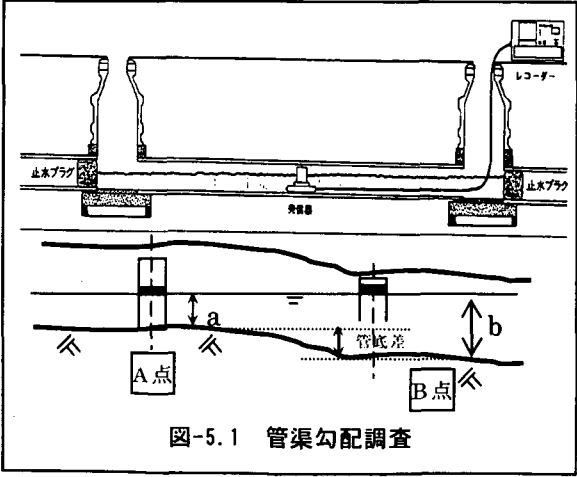
5. 管渠勾配調査

管渠内の堆積物の発生と、管渠の物理的な状態との関連の確認を行うために、管渠勾配調査を実施した。若葉団地、光南団地のTVカメラ調査結果より、堆積物の多い区間を選定し勾配調査を実施した。

5.1 調査方法

本調査は、扶桑技研製WLI-03型水位測定器を用いて管底高を調べるにより行った。この装置の概要図を図-5.1に示す。図のように管渠の上下流両側のマンホールに止水プラグを取り付け、注水したのち、センサーを移動させる。センサーは内部にフロートがついており、その位置を読みとるものである。水面はレベルになっているので、管底が下がると、センサー内のフロートが上昇する。図中のA点とB点の管底差を調べる場合は、B点のフロート高からA点のフロート高を差し引いたものが管底差となる。測定手順を以下に示す。

- ① 測定管渠を高圧洗浄車、バキュームカーなどを用いて洗浄する。
- ② マンホール流入出口の水準測量を行い、管底高を調べる。
- ③ 測定区間の上下流マンホールに止水プラグを取り付け、管渠内に注水する。
- ④ 水位測定器を管口に置き水位をレコーダーに記録し、測点を移動して水位の差を記録する。
- ⑤ 水位測定器が水没したり、水位が確保できなくなってしまう場合は、バキュームカー、給水車などにより水位を変更する。その場合、同一箇所での測定を行い、水位差を把握しておく。



5.2 調査結果

勾配調査の結果から得た管渠勾配と堆積物堆積状況の比較の一部を、図-5.2 に示す。堆積箇所傾向としては、管渠がたわみ、逆勾配、レベルになっている箇所で堆積が確認できる結果となった。管渠のたわみの発生箇所は、マンホール直上下流が比較的多かった。

6. 堆積物、付着物性状調査

ディスポーザー設置後の調査時に、多くの管渠で壁面に付着している物質が確認された(図-6.1)。そこで、ディスポーザー設置区域の管渠で、堆積物と付着物の採取を行いその性状を分析した。採取した堆積物について、組成、粒径分布、強熱減量の分析を行った。付着物については、外観及び顕微鏡観察、赤外吸収スペクトルの測定を行うことにより、成分の特定を行った。なお、この付着物は、管渠の末端部分のみ観測されている。

6.1 採取方法

図-6.2 に堆積物、付着物の採取地点を示す。本調査では堆積物、付着物をマンホールの管口から写真 1.2 のような器具を使い、人力で採取した。そのため、採取時に堆積物、付着物を直視することはできず、正確に採取することは難しい。そこで採取マンホールの反対側からTVカメラを入れ、その画面をモニタリングしながら採取を行った。

採取地点での採取量は少量であるため、各採取地点で試料を付着物、堆積物別にまとめ、それぞれの試料とした。

各採取地点の採取状況を表-6.1 に、調査手順を以下に示す。

- 1. 止水プラグを取り付け、TV カメラを調査管渠に入れる。
- 2. TV カメラを自走させ、管口付近に堆積物、付着物があった場合は堆積物を TV カメラの映像で捉えておく。
- 3. 堆積物、付着物を捉えた映像モニターを採取マンホールの中まで運ぶ。
- 4. モニターを見ながら、試料の採取を行う。採取した試料は 500m l ポリビンに入れ、5℃程度に冷却しながら、国総研まで運搬した。

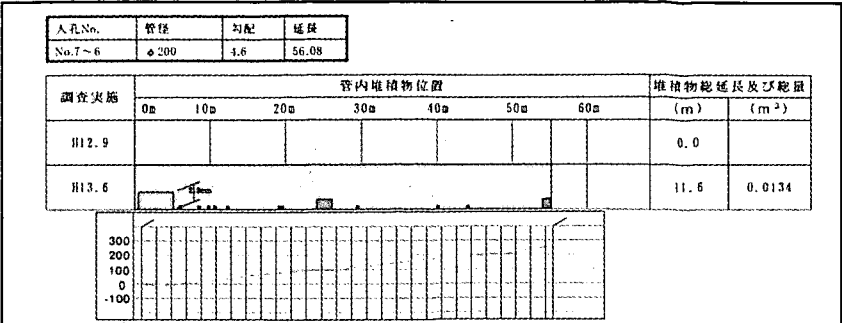


図-5.2 管渠勾配と堆積物堆積状況

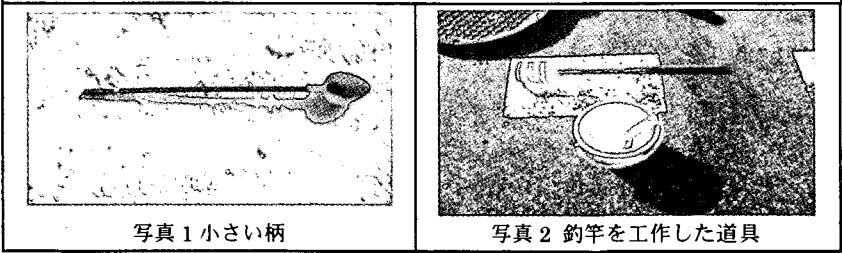
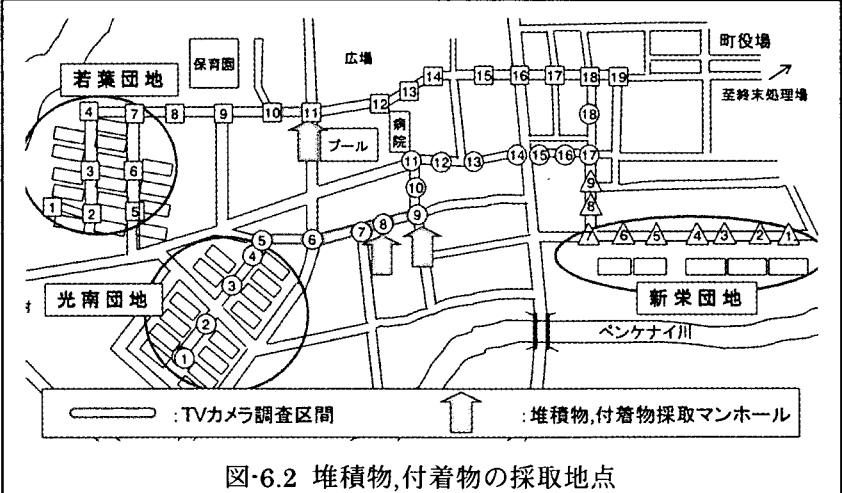
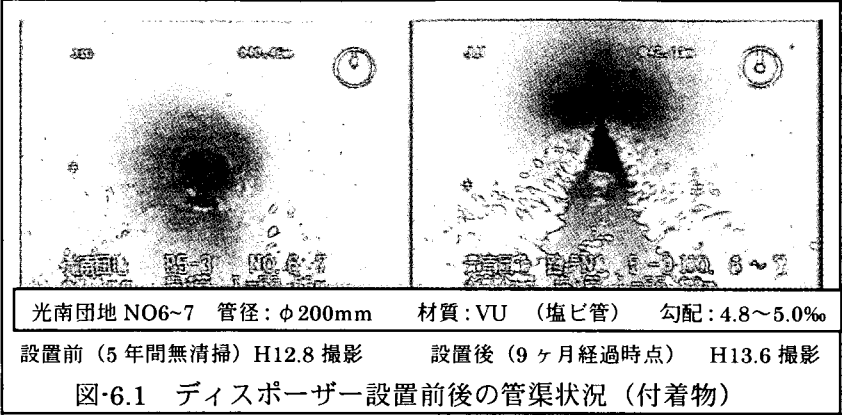


表-6.1 採取状況

	試料採取管渠	採取方法	採取物	
			付着物	堆積物
光南	NO9人孔の直上流	管壁部の付着物を小さい柄で回収した。	○	×
	NO9からNO8	TVカメラが管渠内自走撮影時に、浚ってきた堆積物をNO8人孔で回収した。	×	○
	NO8人孔の直上流	管壁部の付着物をモニターで見ながら、釣竿を工作した道具で回収した。	○	×
若葉	NO11人孔の直上流	管壁部の付着物と堆積物をモニターと釣竿を工作した道具で回収した。	○	○

6.2 分析方法

(1) 堆積物

組成：堆積物を一定量採取し、ピンセットを用いて、目視により卵殻、貝殻、砂、その他に分類した後、乾燥させ重量を測定した。

粒径分布：堆積物を一定量採取し、ふるいを使い粒径分布を取った。

強熱減量：下水試験法に基づいて、測定を行った。

(2) 付着物

強熱減量：下水試験法に基づいて、測定を行った。

外観及び顕微鏡観察：外観により試料を大別し、それぞれ光学顕微鏡下で観察を行った。

赤外吸収スペクトルの測定：赤外吸収スペクトルの測定を行い、スペクトルの類似性から、試料を形成するものを推定した。

6.3 分析結果

(1) 堆積物

図-6.3 に堆積物の分析結果を示す。堆積物のほとんどが卵殻であった。歌登町では貝殻は不燃物として収集されていたため、ディスポーザーで処理されず、堆積物中の組成比率が低かったのではないかと考えられる。粒径分布では粒径が1.0mm以上のものが7割を占めていた。また、強熱減量は5.4%であり堆積物の大部分は無機物であった。

(2) 付着物

試料の70.8%が強熱減量で大半が有機物と考えられる。単位体積重量は1.0～1.1程度であった。

試料は外観から白色半透明のゲル状物質、白色の固形物質、黒～茶色の物質の3種類に大別され、それぞれ試料①～③とした。試料中の割合としては、試料①が大部分を占めている。それぞれの物質を光学顕微鏡下で観察した。試料①は多数の菌体を主体とし、そのほかに筋組織、植物性繊維、植物片、赤褐色の不定型な物質等が認められた。また、試料②、③には物質を特定することができる特徴的な形状は認められなかった。

試料②の赤外吸収スペクトルを測定したところ、2種類のスペクトルが得られ、それぞれ脂肪酸の金属塩、炭酸塩に由来すると考えられる吸収ピークが認められた。また、試料③のスペクトルはフェノール樹脂のスペクトルと類似性が認められた。

以上より、試料の大部分が有機物であり、その構成物は、生物膜、脂肪酸の金属塩及び炭酸塩、フェノール樹脂と推測された。

7. 硫化物調査

下水道施設内の特定環境下で発生する硫化水素による施設の腐食や悪臭が問題となっており、ディスポーザー設置により硫化水素発生が助長する恐れがある。その根拠として、ディスポーザー設置により有機物の負荷が大きくなることが確認されている²⁾。また、汚水中の硫化物濃度予測には有機物を指標とした

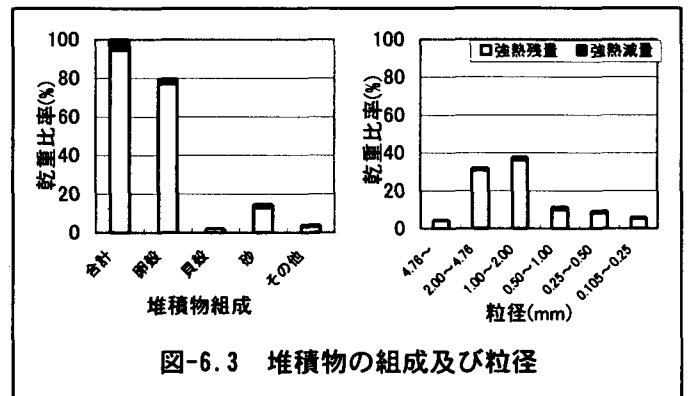


図-6.3 堆積物の組成及び粒径

硫化物生成予測式⁴⁾が提案されており、有機物濃度が高くなると硫化物生成速度が速くなる。以上の要因から、ディスポーザーを設置することにより、硫化水素の発生を促進する可能性がある。本調査では歌登町の実管渠における硫化水素ガス濃度の測定を実施した。また、圧送管、伏せ越し、ポンプ井などを想定した汚水中の硫化物濃度の経時変化を室内実験により調査した。

7.1.1 現地調査概要

管渠内の硫化水素濃度について、ガステック製拡散式硫化水素測定器 GHS-7AT による連続測定を行った。この硫化水素測定器の特徴は、機械内にデータログが組み込まれているため、測定器回収後にパソコンでのデータの読みとりが可能という点である。マンホールの蓋を開放した状態で測定しても、硫化水素ガスがマンホールから外に逃げてしまうため正確な測定値を得ることができないが、本調査に用いた硫化水素測定器では、マンホールの蓋を閉めた状態で長時間の調査が可能である。硫化水素測定器の設置箇所はディスポーザー設置済みである若葉団地、光南団地、処理場手前のポンプ場（手前のマンホール）調査地点の3箇所である。硫化水素測定器設置マンホールを図-7.1に示す。硫化水素測定器は足掛け金物に紐を結びつけて、インバートから50cmの高さになるように設置した。硫化水素測定器の設置期間は平成14年2月4～14日の10日間である。

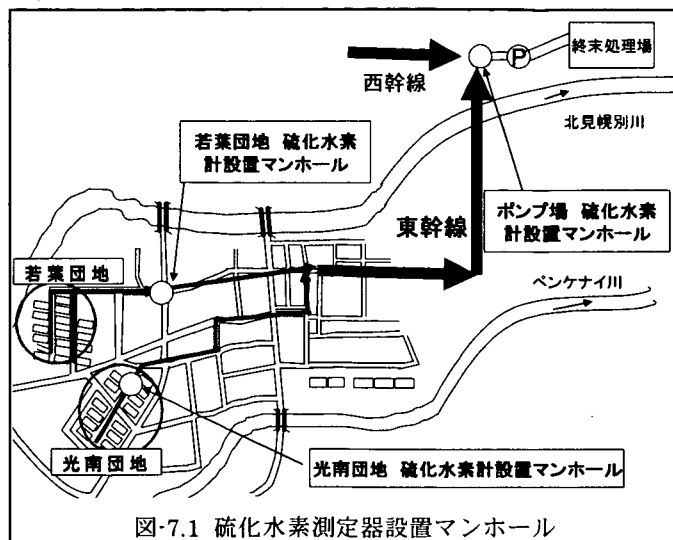


図-7.1 硫化水素測定器設置マンホール

7.1.2 現地調査結果

いずれの調査地点でも硫化水素は検出されなかった。

7.2.1 室内実験概要

(1) 圧送管路、伏せ越し

圧送管路、伏せ越しなどの施設では、常に満管状態であるため、自由水面からの再曝気がなく汚水が嫌気化しやすく、硫化水素発生の原因になることが多い。そのため、本実験では圧送管路、伏せ越しを想定した。フランビンに密閉した汚水、ディスポーザー排水を容量比で1%混ぜた汚水を7本準備し、20℃の恒温槽に静置することにより温度管理した。密閉後0, 60, 120, 240, 360, 720, 1440min毎にフランビンを開け、汚水中の全硫化物、溶存硫化物を測定した。全硫化物は下水を酸性域（pH1.0～1.5）にpH調整した後、N₂パージによる発生ガスを全量捕捉し、荏原実業製の硫化物測定用検知管を用いて測定した。溶存硫化物は中性域（pH約7.0）にpH調整した後、N₂パージによる発生ガスを全量捕捉し、荏原実業製の硫化物測定用検知管を用いて測定した。全硫化物と溶存硫化物の違いは、全硫化物では硫化鉄などの金属塩と結合している硫化物も含むのに対し、溶存硫化物は金属塩が含まれないことである。

実験は3回行い、その平均値を実験結果としてまとめた。

(2) ポンプ井

厨芥のうち野菜くずなどの比重の軽い成分が、ポンプ井でスカムになる。運転中のポンプ井では、水面に発生したスカムは掃流されにくい²⁾。また、1日のうちの運転時間が短く、長時間に渡り汚水がポンプ井に滞留するようなポンプ施設である場合は汚水が嫌気化しやすく、厨芥が長時間に渡り堆積する。本実験ではポンプ井での長時間の滞留を想定した実験を行った。

実験はアクリル製φ180の5L容器に4Lの「汚水」、「厨芥（重量比で5%）+汚水」の2系列の試料をいれ、水浴上で20℃に温度管理した。汚水は茨城県霞ヶ浦浄化センターに流入する汚水を用いた。採水は0, 3, 6, 12, 24, 48, 120hrの7回行った。その際、試料をなるべく乱さないようサイフォンにて採水を行い、汚水中の全硫化物、溶存硫化物を測定した。

実験は4回行い、その平均値を実験結果としてまとめた。また、「厨芥（重量比で1%）+汚水」で同様

の実験を1回行った。

7.2.2 室内実験結果

(1) 圧送管路、伏せ越し

実験結果を図-7.2に示す。360minまでは全硫化物、溶存硫化物ともにほとんど変わらないが、それ以降はディスポーザー排水を混入させた系列の硫化物濃度が高くなった。

(2) ポンプ井

実験結果を図-7.3に示す。溶存硫化物の粉碎厨芥1%の系列で硫化物濃度が低くなったが、それ以外は厨芥の量が多いほど硫化物濃度が高くなった。

7.3 硫化水素調査結果

現地調査では、硫化水素が未検出であった。平成12年度の9月4～11日に行った調査でも、ほとんど硫化水素が発生していなかったことから、歌登の管渠条件では硫化水素が発生しないものと考えられる。室内実験の結果では、通常の汚水に比べてディスポーザー排水、粉碎厨芥入りの汚水の方が高硫化物濃度となった。汚水中の硫化物は、汚水が管渠を流下することや管渠中にある段差で段落ちすることなどにより、気相中に硫化水素として放散する。そのため、ディスポーザーを設置することにより硫化水素の発生量が増える可能性がある。

8. 処理場調査

わが国の下水処理施設は、ディスポーザーには対応していないため、ディスポーザー導入にともなう負荷の増大は処理施設に影響を及ぼし、施設設計の見直しを必要とする可能性がある。そこで本調査では、ディスポーザー導入による流入・処理水質や汚泥性状の変化といった処理施設への影響を把握し、施設設計における改善点の検討を行うものである。

本年度は、前年度と同様に流入水質変動および処理状況を把握するため、ディスポーザーの普及率に応じて、流入下水及び処理水、発生汚泥等に関して調査を実施した。

8.1 調査対象

本調査で対象としている歌登町特定環境保全公共下水道（計画人口：2,110人、計画面積：110ha）では、前述したように、ディスポーザーの設置を段階的に行っており、最終的には300世帯（約600人）にディスポーザーを設置する予定である。ここで、ディスポーザーの設置状況を表-8.1に示す。

また、同下水道における終末処理場は処理方法としてOD法を採用しており、日最大処理水量は約1,200m³となっている。

8.2 12年度の調査概要

12年度は、ディスポーザーの普及がまだ少ない段階でのデータを把握する目的で、以下の調査を行った。

- 1) 流入水質及び処理水質の日間変動および週間変動の調査
- 2) し渣、余剰汚泥および脱水汚泥の発生量・性状の調査
- 3) 活性汚泥の酸素利用速度及び硝化速度試験
- 4) 反応槽内の流速、MLSS、DO分布の把握

これらの調査の結果、流入水量に関しては、時間変動率（時間最大水量／時間平均水量）は150～180%で、OD法での平均的な変動率であった。水量及び水質のピークは、最大側が9～11時及び20～22時に見られ、

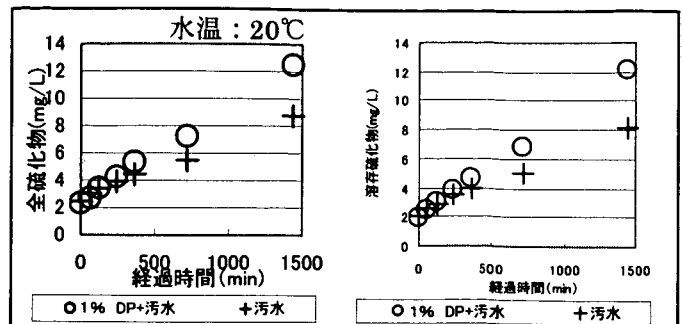


図-7.2 室内実験結果（圧送管路、伏せ越し）

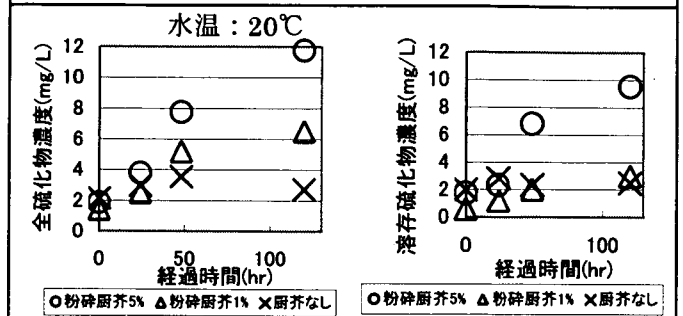


図-7.3 室内実験結果（ポンプ井）

表-8.1 ディスポーザーの設置状況

	設置戸数 (戸)	設置人口 (人)	下水道接続 戸数(戸)	下水道接続 人口(人)	世帯普及率 (%)	人口普及率 (%)
H11(1999)年度	50	80	777	1767	6.44	4.53
H12(2000)年度	114	212	777	1788	14.67	11.86
H13(2001)年度	180	323	777	1788	23.17	18.06
H14(2002)年度	300	(予定)				

最小側は2～4時に見られた。

また、SS、COD、BODは90%以上の高い除去率であり、良好な処理が行われていた。窒素に関しては、ほぼ硝化が完了していたが、最終沈殿池越流水のpHは6.0と低くなっていた。

8.3 調査方法

処理場調査で行った調査及びその方法を以下に示す。

なお、各調査における水質分析は、ポータブル測定器で現場測定できる水温、pH、DO以外は、前処理及び保存処理を行った上で分析所へ運搬し、分析を行った。分析方法は3.1で示した方法で行い、特記なき項目については、原則として①下水試験方法、②JIS、③環境省告示等で定められた方法に従った。

(1) 通日調査

13年度は、ディスポーザーの追加設置の前後に処理場において通日（24時間）調査を行い、流入水及び処理水の水質やし渣・汚泥性状等について精密に観測した。

1) 流入水

採水場所：第一ポンプ所*

*歌登町終末処理場では、最終（第一）ポンプ所から反応槽への圧送管に直接返流水が流入する構造となっており、処理場では純粋な流入汚水を採水することができないため、処理場へ汚水を圧送している最終（第一）ポンプ所で採水を行っている。なお、第一ポンプ所と処理場の間には、新たな汚水の流入はない。

採水頻度：通日（13時から翌日12時まで）で1時間毎に採水し、分析用検水とした*。

*有機酸及びノルマルヘキサン抽出物質のみ4時間毎に採水。

測定項目：水温、pH、DO、SS、BOD、D-BOD、COD_{Cr}、D-COD_{Cr}、T-N、D-T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、D-T-P、PO₄-P、塩化物イオン、硫酸イオン、有機酸、ノルマルヘキサン抽出物質

2) 処理水

採水場所：処理場最終沈殿池越流堰

採水頻度：通日（14時から翌日12時まで）で2時間毎に採水した。*

*有機酸及びノルマルヘキサン抽出物質のみ4時間毎に採水。

測定項目：水温、pH、DO、SS、BOD、D-BOD、COD_{Cr}、D-COD_{Cr}、T-N、D-T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、D-T-P、PO₄-P、塩化物イオン、硫酸イオン、有機酸、ノルマルヘキサン抽出物質

3) し渣

採水場所：処理場スクリーン装置

採水頻度：通日（14時から翌日12時まで）で4時間毎に採取した。

測定項目：重量、含水率、TS、VS、COD_{Cr}、T-N、T-P、ノルマルヘキサン抽出物質

4) 余剰（返送）汚泥・脱水汚泥

採水場所：＜余剰汚泥＞汚泥返送ポンプ付近 ＜脱水汚泥＞脱水機ホッパー

採水頻度：1日1回採取した。

測定項目：重量、含水率、TS、VS、COD_{Cr}、T-N、T-P、ノルマルヘキサン抽出物質

(2) 定期調査

町が月1回程度行っている処理場定期調査の際に、採取した試料の一部を当所へ送付し、補足的に水質分析を行った。

1) 流入水・処理水

採水場所：第一ポンプ所（流入水）、処理場最終沈殿池越流堰（処理水）

採水頻度：30分おきに採取した試料1日分を流量比例コンポジットし、1つの試料とした。

測定項目：SS、COD_{Cr}、D-COD_{Cr}、T-N、D-T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、D-T-P、PO₄-P

2) 反応槽混合液

採水場所：反応槽スパロータ付近

採水頻度：1日1回採取した。

測定項目：MLSS、MLVSS、COD_{Cr}、D-COD_{Cr}、T-N、D-T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、D-T-P、PO₄-P

(3) 最初沈殿池模型実験

歌登町の終末処理場ではOD法で下水処理を行っているが、我が国では下水処理方式として標準活性汚泥法（標準法）を採用している下水処理場が多い。この標準法とOD法の大きな違いとしては、反応槽の構造の他に、最初沈殿池の有無が挙げられる。ディスポーザーを導入した場合、破碎厨芥が下水道に流入することになるが、破碎厨芥は比較的大きな粒子状成分であり、最初沈殿池が設置されている下水処理場では、最初沈殿池での除去性能や発生汚泥量に影響が生じると考えられる。

そこで、最初沈殿池模型を用いて、歌登町のディスポーザー排水の一次処理実験を行うことで、最初沈殿池でのディスポーザー導入の影響を把握することにした。

1) 実験箇所（供試水採取場所）

- ・第1ポンプ場：終末処理場流入水（ディスポーザー普及率：約20%）
- ・若葉団地出口付近人孔：ディスポーザー設置住宅の生下水（ディスポーザー普及率：100%）

2) 実験方法

各箇所から水中ポンプで貯水槽へ生下水を汲み上げ、一定の水面積負荷となるよう定量ポンプを用いて最初沈殿池模型（容量90L、アクリル製）に連続的に送水することで実験を行った。

なお、水面積負荷は、10(m/d)、20(m/d)、40(m/d)の3段階でそれぞれ処理実験を行った。

(4) その他

- ・処理状況等の観測

現在の処理状況や今後の影響予測の基礎資料として、流入水中の易分解性有機物濃度の測定や、反応槽内の酸素消費速度、硝化速度、流速分布等の測定を行った。

- ・基礎データ収集

調査と同時に、運転管理データや定期（法定）水質調査結果についても収集を行った。

調査と同時に、運転管理データや定期（法定）水質調査結果についても収集を行った。

8.4 調査結果

(1) 通日調査

通日調査の調査結果を図-8.1に示す。流入水の水量や各水質項目ともに、人間の生活パターンに対応した一般的な変動が認められた。ただ、塩化物イオンについては、他の水質項目と比べて午前中の変動が小さかった。また、処理水質については、それほど大きな変動は見られず、安定した処理が行われていた。

次に、ディスポーザー導入による変化を検討

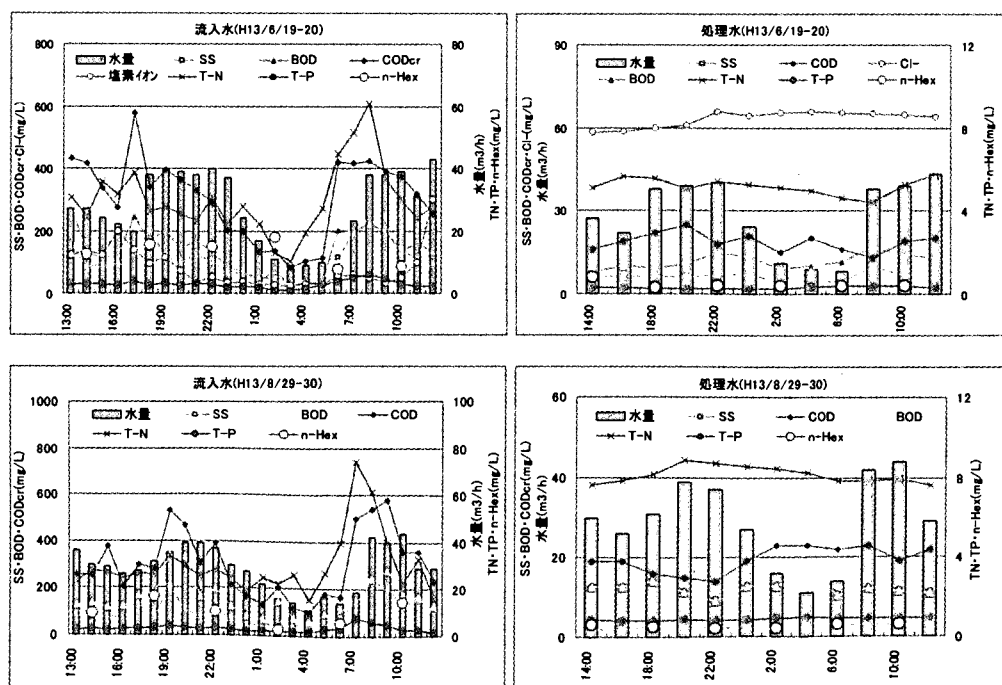


図-8.1 通日調査結果

するため、ディスポーザー普及率が異なる 12 年度と 13 年度の結果を比較した。図-8.2 に流入水性状の時間変動の変化を検討するため、流入水量及び流入水質について、各調査日ごとに、最大値と平均値との比を比較した結果を示す。

その結果、ディスポーザーの普及率が上がっても、ほとんどの項目で逆に低下したり、日間変動の影響等でばらついており、明確な影響は把握できなかった。

また、各調査ごとの流入汚濁負荷量を水質項目別に図-8.3 に示す。

流入汚濁負荷量についても、図-8.2 の流入水性状の変動比の場合と同様に日変動の影響もあって、各調査および各項目で結果がばらついており、ディスポーザー導入による明確な影響は現時点では確認できなかった。

(2) 定期調査

図-8.4 に、定期水質調査結果をもとに、月単位の終末処理場への流入水量及び流入汚濁負荷量、脱水ケーキ発生量について、経時的に示した。また、変動傾向を明確にするため、各項目について 12 ヶ月間の移動平均を併せて示す。

1999 年頃から、ディスポーザーの導入が段階的に始まっているが、BOD 流入汚濁負荷量と脱水ケーキ発生量が若干の増加傾向が認められた。しかしながら、流入水量も若干増加しているため、流入水量の移動平均値と流入汚濁負荷量・脱水ケーキ発生量の移動平均値との相関を検討し、増加要因の分離を行った。その相関図を図-8.5 に示す。BOD 流入汚濁負荷量及び脱水ケーキ発生量は、流入水量の増加度と比較して明確に大きいとは言えず、現時点ではディスポーザーの影響は確認できなかった。なお、脱水機の処理能力（濃縮汚泥ベースで 2.5m³/h）に対

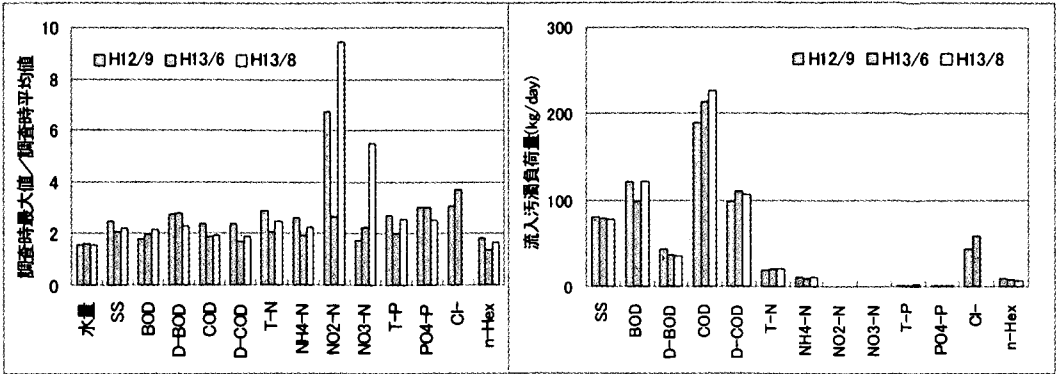


図-8.2 流入水性状の最大値と平均値との比

図-8.3 流入汚濁負荷量

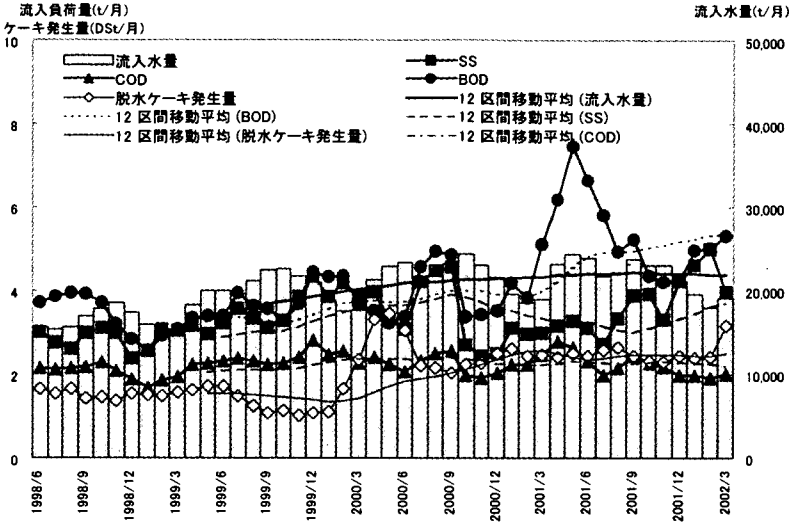


図-8.4 流入水量及び流入汚濁負荷量の経年変化

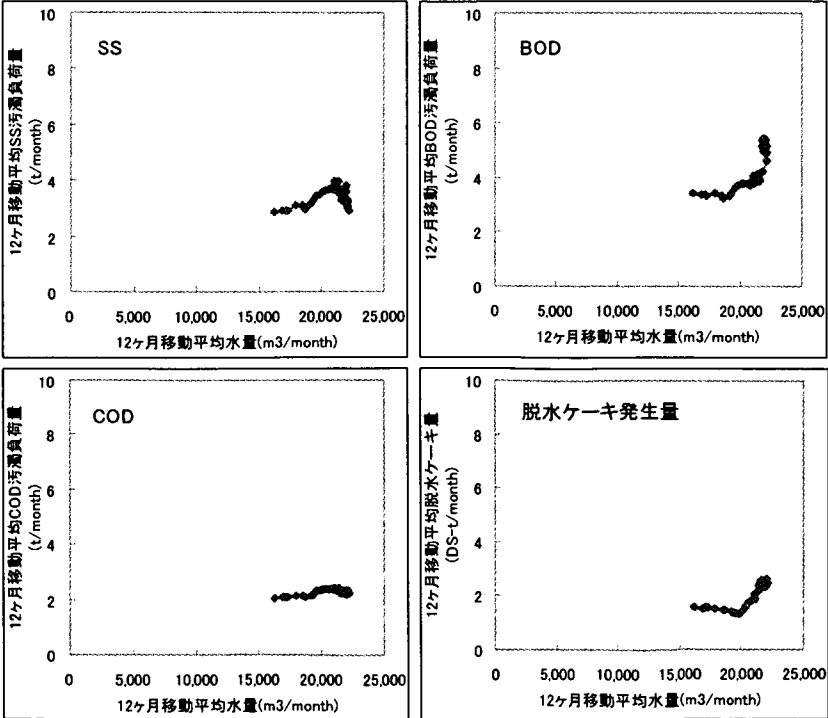


図-8.5 流入水量と汚濁負荷量・脱水ケーキ量との相関

して、発生汚泥量は十分に小さく、処理能力が制限因子にはなっていない。

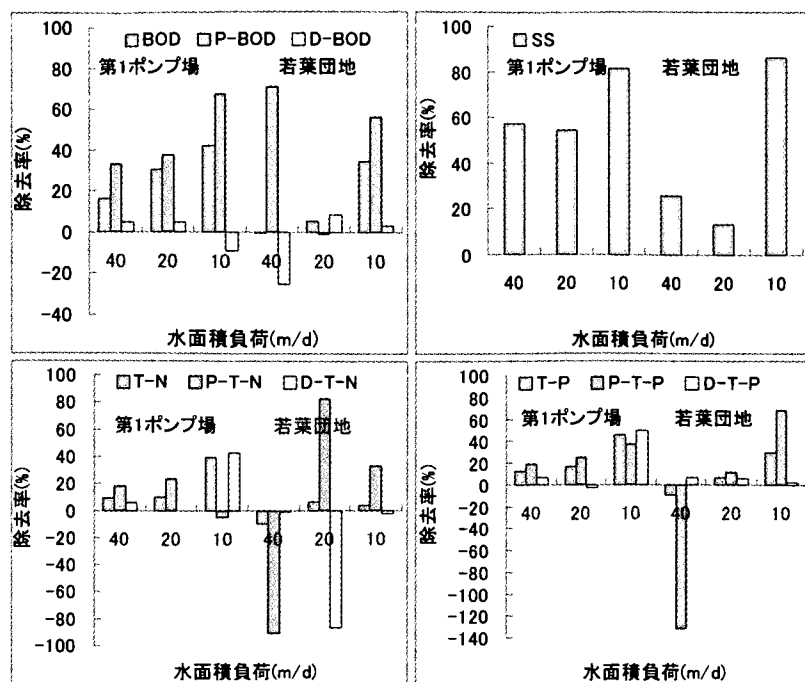
また、処理水については、ディスポーザー導入に起因する変化は確認できなかった。

(3) 最初沈殿池模型実験

図-8.6 に、各地点及び各水面積負荷における各水質項目の除去率を示す。

全般的に水面積負荷が低いほど、除去率が良くなる傾向にある。また水質成分の形態別では、溶存態成分より粒子態成分の方が除去率は高く、水面積負荷と反比例となる傾向が顕著であった。

地点ごとの除去率を比較した場合は、若葉団地での結果の方が、水面積負荷による除去率の変動度合いが大きい。これらは実験時刻が異なることによる流入性状の差や実験機器の不調による影響等もあることから、ディスポーザー導入による影響とは確認できなかった。



*若葉団地の水面積負荷：40(m/d)のケースは機器不調のため参考値

図-8.6 最初沈殿池模型実験における除去率の比較*

8.5 まとめ

現時点（ディスポーザー設置率：約 20%）では、下水処理場への流入水質や発生汚泥量等には、ディスポーザーの影響は、明確には認められなかった。

今後は、さらに設置率が高まった場合の追跡調査を引き続き継続して、影響の把握に努める予定である。

9. 結論

- ・新築団地ではディスポーザー設置後に汚濁負荷量が増加していたが、光南団地ではディスポーザー設置後に減少していた。原因としては、管末の調査であるため、水質の時間変動などが影響しているものと考えられる。そのため、ディスポーザーの設置により汚濁負荷量が増えるかどうかは言及できなかった。
- ・ディスポーザー設置前には確認されなかった堆積物がディスポーザー設置後に調査区間の 10～13%で確認され、堆積区間の平均堆積量は 1300cm³/m であった。堆積箇所の傾向としては、管渠がたわみ、逆勾配、レベルになっている箇所で堆積物が確認された。堆積物は主に卵殻であった。
- ・ディスポーザー設置により管壁の付着物が増加することが確認され、バイオフィームや有機物を主成分としていることが確認された。
- ・現地における硫化水素の測定では未検出であった。去年の調査でもほぼ未検出であったため、歌登町の管渠条件では硫化水素は発生しないものと考えられるが、室内実験ではディスポーザー排水、厨芥量が多いほど、汚水中の硫化物は高くなった。
- ・現時点（ディスポーザー設置率：約 20%）では、下水処理場への流入水質や発生汚泥量等には、ディスポーザーの影響は、明確には認められなかった。

参考文献

- 1) 三谷哲也、「ディスポーザー実証実験への取り組み」、環境新聞（平成 12 年 9 月 6 日）第 17 面
- 2) 国土交通省都市・地域整備局下水道部、国土技術政策総合研究所下水道研究部、ディスポーザー普及時の影響判定の考え方（案）、pp6～8、p13
- 3) (社)日本下水道協会、下水道維持管理指針 管渠施設 編 -1991 年度版、p105
- 4) 越智孝敏、堀江崇、田中修司、下水道管渠学、p199

3. 都市における水循環システムの最適化マニュアルに関する調査

下水道研究室 室 長 森田 弘昭
主任研究官 松原 誠
建設システム課 課 長 溝口 宏樹
主任研究官 高村 和典

1. はじめに

下水道の普及拡大に伴って、下水道を経由する排水量（下水処理水及び雨水）の割合が、都市内の水循環の多くを占めるようになってきた。しかし、都市内における水環境は必ずしも良好とはいえない場合もあり、また生活様式の変化により求められる水量、水質のレベルも大きく変化している。良好な水環境を達成するためには、都市域における水循環システムを定量的に把握し、関連する施策－例えば、高度処理の実施、合流式下水道改善対策、処理水の有効利用、ノンポイント汚濁対策、雨水貯留・浸透など－について水循環の観点から把握・評価する必要がある。

そこで本調査では、都市域における各種施策を定量的に評価できる水循環モデルを構築し、良好な水環境達成のための効率的な事業手法についてコスト面も含めて検討するとともに、モデル構築の手法を一般化し、望ましい水環境像についての合意形成を図るための支援ツールとして活用しようとするものである。

2. 研究方法

2. 1 水循環モデルの構築

ほぼ全域が下水道整備済みである都市河川流域を対象として、水量水質をともに計算できる水循環モデルを構築した。モデルは、土地利用や局所的な施策を反映でき、パラメータ設定も比較的容易な分布型の土地利用別タンクモデル（複合タンクモデル）とした。モデル定数同定用に水量水質の現地調査も行った。

2. 2 建設コスト分析

道路埋設基準改訂に伴う管路建設コストの削減効果を明らかにするために、基準緩和以前と緩和後の2条件下においてモデル処理区2ケースにおける全体工事費を試算し、本基準緩和による処理区単位での管路建設コストの削減効果を解析評価した。

3 水循環モデルの構築に関する研究結果

3. 1 対象流域の概要

水循環モデルの対象流域に川崎市内を流れる平瀬川（1級河川多摩川水系）の流域を選定した。モデリングは中之橋上流流域 11.13km^2 を対象とした。この流域は都市化が進展し、流域内人口密度は約85人/ha、下水道普及率は約98%である。下水道は分流式で整備されており、汚水は流域外にある処理場に流集され、雨水は自然流下により平瀬川に放流されている。

モデル定数同定のための現地調査地点として嶋田橋（流域面積 5.01km^2 ）、中之橋の2地点を選定し、水量水質を実測した。また既存の水文データとして中村橋（流域面積 1.81km^2 ）の水位データ、および近傍9地点の雨量データ（いずれも川崎市提供）を使用した。図1に調査対象流域の概要図を示す。

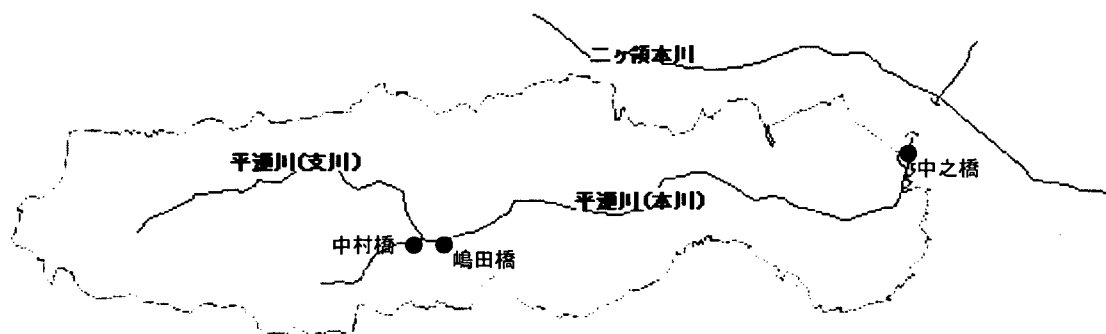


図1 平瀬川流域と水量調査地点位置

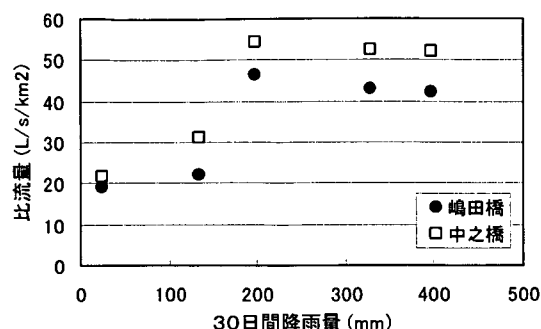


図2 前期降雨と比流量の関係

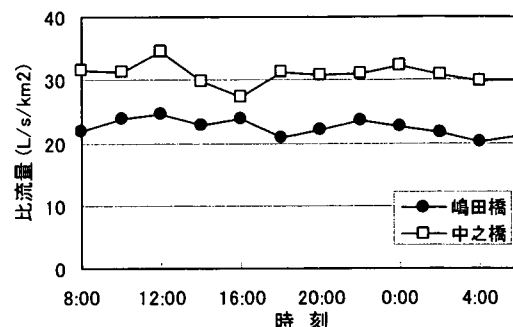


図3 詳細調査における流量観測結果

3. 2 現地調査結果

3. 2. 1 調査方法

前述の2地点において、1日に水量を3回、水質を1回測定する概略調査を7回(調査期間:9月~1月)、2時間ピッチで水量、水質を12回測定する詳細調査を1回(11月)、いずれも晴天時に実施した。水量は可搬式電磁流速計を用いた流速計測により測定した。水質はBOD, COD, SS, T-N, T-Pについて分析した。

3. 2. 2 調査結果(水量)

河川流量は降雨の比較的多い11月前半までと、降雨量が減少した11月後半以降で大きく変化していた。各地点の比流量を計算し、これを調査日の29日前からの降雨量の積算値(30日間降雨量、菅生の降雨データを使用)との関係で示すと図2のようになった。また詳細調査の結果は図3の通りであった。

3. 2. 3 調査結果(水質)

概略調査結果(午前10時~11時に採水)と詳細調査結果のうち午前10時のデータを、採水と同時刻の比流量との関係で示したものが図4である。また詳細調査結果を示したものが図5である。図4より、BOD, CODは比流量が大きいほど濃度が小さく、また図5より明確な時間変動パターンが確認されることから、これらの流入負荷は雑排水等によるものが中心と考えられる。またT-Pについても、これらとほぼ同様な傾向であった。これに対し、T-Nは比流量によらず水質が一定で、かつ日間変動も小さいことから基底流出によるものが中心と考えられる。

3. 3 水循環モデルの概要

3. 3. 1 解析対象とする水循環要素

構築する水循環モデルは、都市域を対象として水量水質を計算することから、通常の河川流域で対象とする水循環要素(降雨、流出、浸透、蒸発散など)に加え、以下にあげる要素を取り込むこととした。

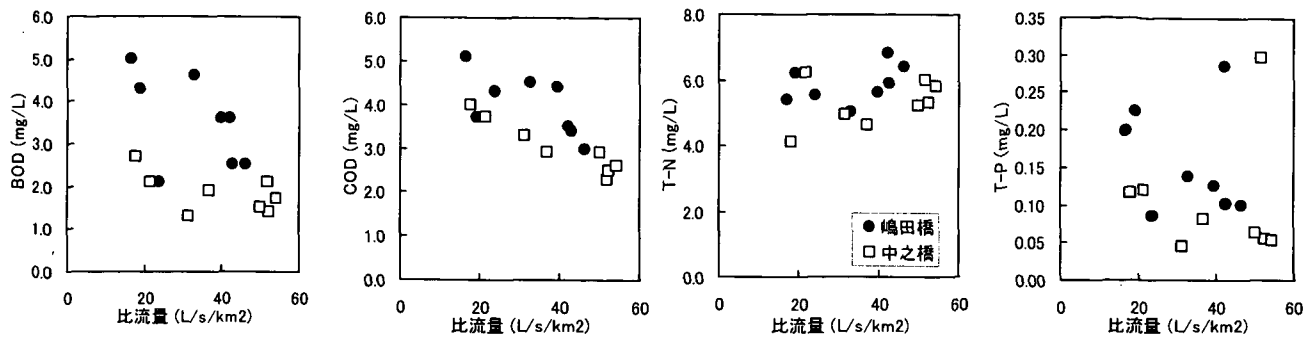


図4 水質と比流量の関係 (午前10時のデータによる比較)

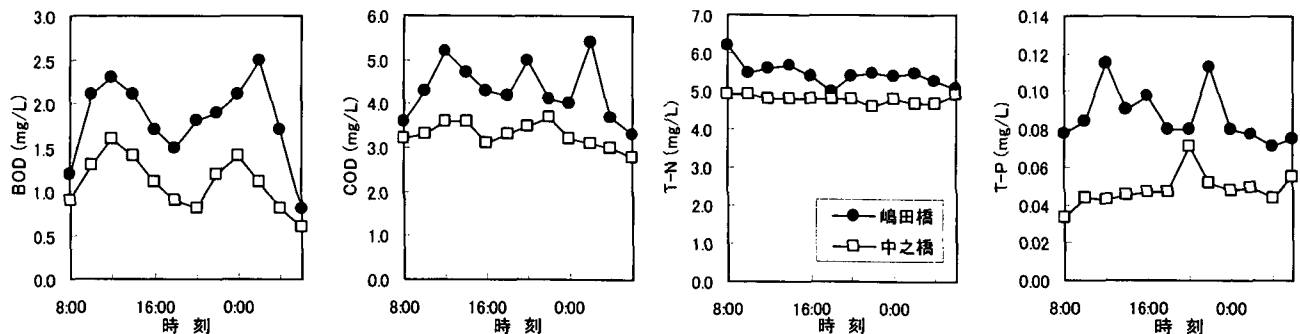


図5 詳細調査における水質分析結果

- 上水道：流域内への配水に加え、漏水についても考慮する。
- 下水道：晴天時における地下水浸入に加え、雨天時浸入水も考慮する。
- 下水道以外の污水处理施設：個別処理の場合処理水が流域内に流入する。雑排水の流入も考慮。
また必要に応じ各種施策（浸透・貯留など）について適宜モデル内に取り込む。

3.3.2 モデルの構成と解析の流れ

対象流域を 250m のメッシュで分割し、これらを落水線の方に連結した分布型モデルとした。降雨量と気温、日照時間をモデルへの入力とし、各地点における水量、水質 (BOD, COD, T-N, T-P) が出力として計算される。計算時間間隔は1時間とした。

図6に流域をメッシュ分割した状況を示す。メッシュ数は 219 である。各メッシュの標高データから落水線を作成し、これを実際の雨水排水区と比較したものが図7である。落水線は排水区の分割状況をよく反映していることがわかる。

図8にモデルの構成と解析の流れに

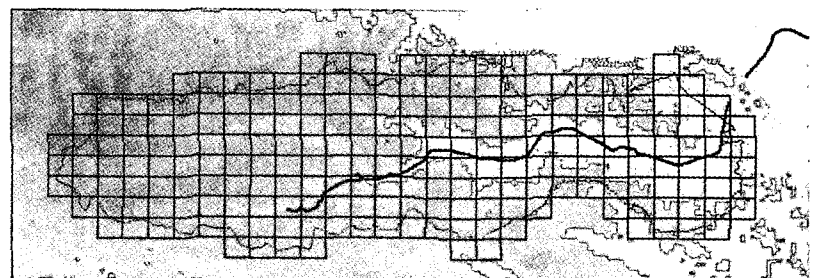


図6 流域のメッシュ分割状況

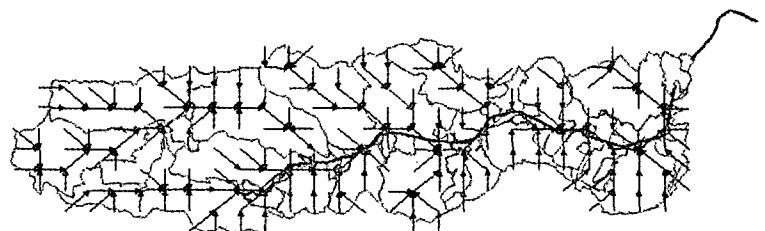


図7 落水線と雨水排水区の関係

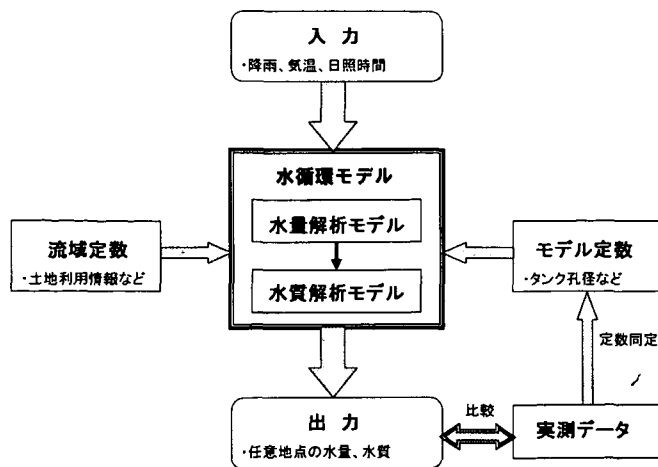


図8 モデルの構成と解析の流れ

表1 流域定数とその情報源

分類	項目	情報源
地形	流域内メッシュ面積	雨水排水区界
	落水線の方向	50mメッシュ標高データ
	流路延長	流域内メッシュ面積
	流路勾配	河川勾配
土地利用	土地利用別タンク面積	細密数値情報、流出係数
人工系水循環	上水道漏水量	配水量、漏水率
	下水道排水量	配水量、漏水量、
	単独浄化槽排水量	水量原単位、浄化槽設置基数、
	合併浄化槽排水量	下水道接続率、メッシュ別人口
	雑排水量	工業・商業用地面積率など
	事業場排水量	

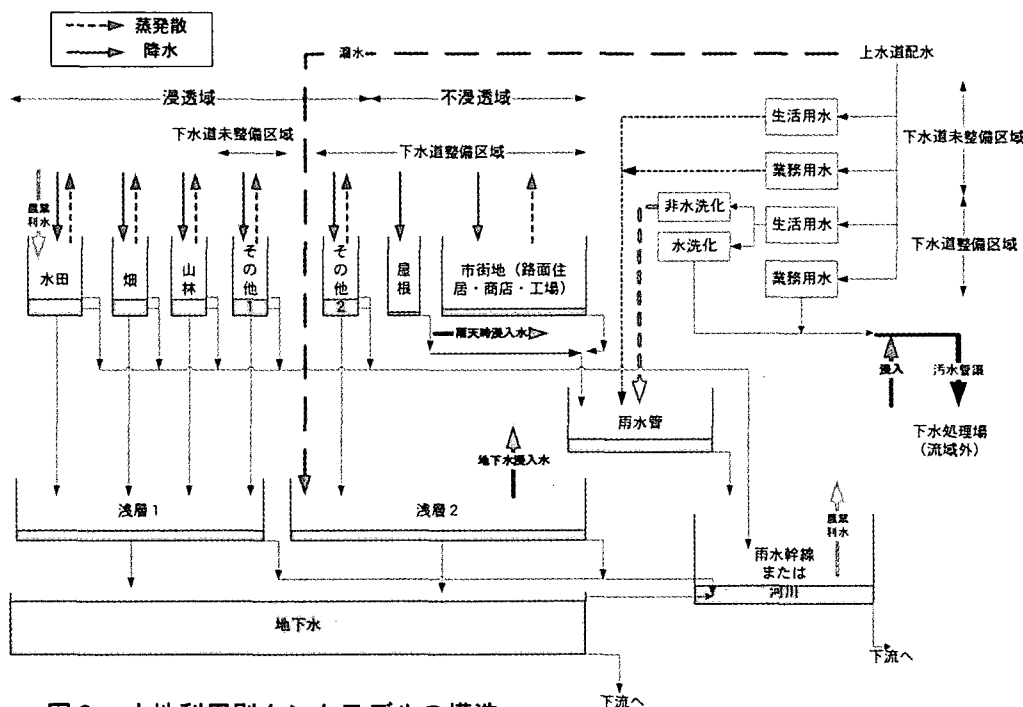


図9 土地利用別タンクモデルの構造

ついて示す。水循環モデルは水量解析モデルと水質解析モデルによって構成される。モデル内ではまず水量解析モデルにより水量計算を行い、得られた水量をもとに水質解析モデルにより負荷流出量を計算する。また流域定数とは各メッシュに与えられる基礎情報のことであり、既存の分布情報から決定する。またモデル定数とはモデル内の計算式中の定数や原単位であり、各メッシュとも一律の値をとる。モデル定数の一部は実測データを用いた同定検証により最適値を決定する。表1に流域定数とその情報源について示した。

3. 4 水量解析モデル

3. 4. 1 水量解析モデルの構造

分割された各メッシュでは、3層からなる土地利用別タンクモデルにより流出量を計算する(図9)。各メッシュは河川タンクおよび地下水タンクによって連結され、落水線の方向にのみ流れるものとする。

表層の土地利用は、浸透域である水田、畑、山林、その他1、その他2、不浸透域である屋根、市街地(路

面)の7通りに分類した。各土地利用ごとの面積(タンク面積)は細密数値情報(10mメッシュ)を利用して求めた。浸透域、不浸透域が混在する土地利用については、下水道計画における流出係数から不浸透面積率を換算し、それぞれに分類した。メッシュ内の土地利用は図10のように集中化して扱い、これが表層タンクの形状(流路幅)を規定するものとした。

不浸透域の雨水は雨水管を経由して河川に流入し、一部は雨天時浸入水として污水管へと流入する。浸透域の雨水は雨水管を経由することなく、表面・中間流出により直接河川に流入する。下水道整備区域の浸透域(その他2)では、一部が浅層タンク経由で污水管へと流入する。また污水については、流域定数として各メッシュに処理方式別の排水量を与え、浄化槽排水や雑排水などは雨水管を経由して河川に流入させる。

なお、河川および雨水管については面積を持たないタンクとしてモデル化し流出計算を行うが、污水管については処理場が流域外にあることからタンクを設定していない。

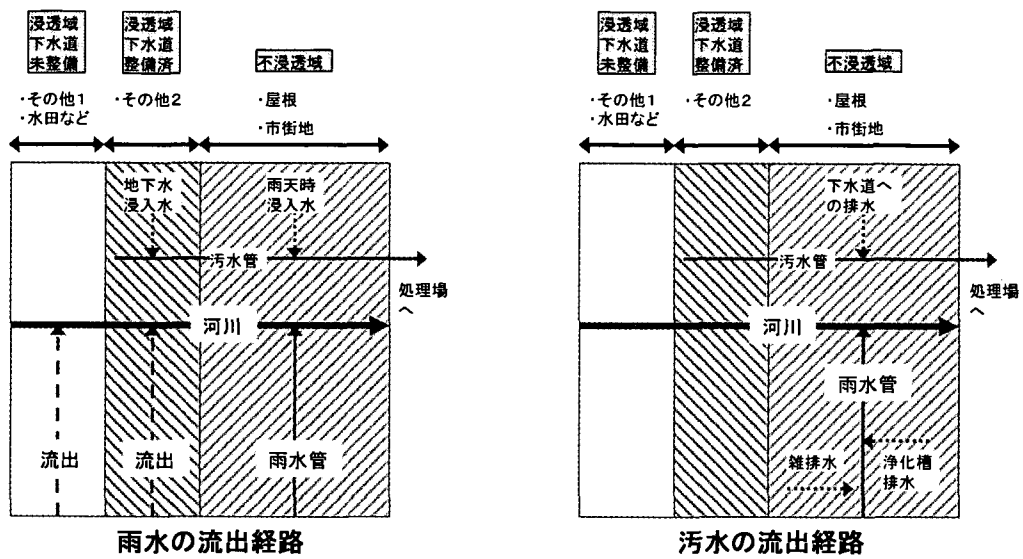


図10 メッシュにおける雨水、汚水の流出経路

3.4.2 各タンクの水量計算方法

各タンクは図11のように一般化される。よって連続式は次のように表される。

$$\frac{dZ}{dt} = R - E + Q_p + Q_u - \sum_{i=1}^4 Q_i + Q_{in} - Q_{out}$$

各タンクが必要とする項について整理すると表2のようになる。各項の計算方法は以下の通り。

- 1) 降雨量 R : ティーセン分割によって得られた各メッシュに対応する降雨量データを入力する。降雨損失についてはタンク係数によって調節する。
- 2) 蒸発散量 E : Hamon 式を用いて計算する。
- 3) 上層メッシュからの流入量 Q_p 、上流メッシュからの流入量 Q_u : 各時間における計算を上層から下層へ、上流から下流へと計算するため既知の情報である。
- 4) タンクからの流出量 $Q_1 \sim Q_4$: 表2に示すとおりタンクの種類によって計算方法を変える。(後述)
- 5) その他の流入 Q_{in} 、その他の流出 Q_{out} : 雑排水、上水道漏水、地下水浸入水等が相当する。

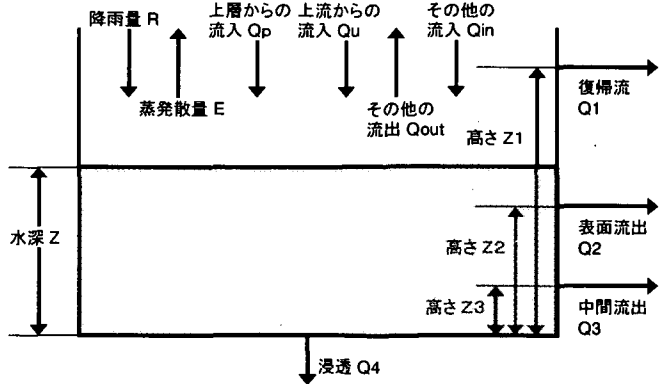


図11 各タンクの一般的構造と水収支

各タンクからの流出量であるが、通常のタンクの場合、タンクの水深に応じて次式により計算する。

$$Q_i = A_i(Z - Z_i)$$

ここで、 A_i はタンク孔径、 Z_i はタンク孔高さである。

水田等の表層浸透域タンクについては、表面流出について Manning 則、中間流出については Darcy 則が成り立つものとして、次式により計算する。

$$Q_2 = B(Z - Z_2) \frac{1}{N_1} R^{2/3} I^{1/2}$$

$$Q_3 = B(Z - Z_3) K_x I$$

ここで、 B は流路幅、 N_1 は等価粗度係数、 R は径深、 I は勾配（流路勾配と同一とおく）、 K_x は水平方向透水係数である。また、面積を持たないタンクである雨水管と河川の流出計算は、水深 Z の場合に水面幅が $2Z$ となるような疑似三角水路を想定し、Manning 則により次のように計算する。

$$Q_2 = Z^2 \frac{1}{N_2} R^{2/3} I^{1/2}$$

雨天時浸入水量は屋根タンクからの流出水量に浸入水率 β_1 をかけて、地下水浸入水量は浅層 2 タンクの水深 Z に浸入水率 β_2 をかけて求めることとした。また雑排水等の流入については流量の時間変動を考慮して、各メッシュに流域定数として与えられた排水量に時間変動係数 T をかけてから流入させた。

3. 5 水質解析モデル

3. 5. 1 水質解析モデルの構造

水質解析モデルでは、水量解析モデルにより計算される流出量を用いて、各メッシュから流出する負荷量を計算する。汚濁源として面源負荷（表層タンク）、基底流出に伴う負荷流出（浅層、地下水タンク）、雑排水等の流入（雨水管タンクへの流入）の 3 種類を想定した（図 1 2）。

各汚濁負荷は浮遊性（固形物）と溶解性に分けて計算することとした。ただし、浮遊性と溶解性との間でのやりとりは考慮せず、また現地調査においてこれらを区別して測定していないため、最終的な計算結果（およびモデル定数同定）はこれらの和によって表現している。また、各層のタンクは負荷量に関しては縁切れとし、それぞれに原単位を与えて計算することとした。

3. 5. 2 各タンクの水質計算方法

連続式を考慮せず原単位のみを与えて計算するタンク（水田等浸透域、浅層・地下水）については次式によって流出負荷量を計算する。

$$L_{out} = C \cdot Q$$

L_{out} はタンクからの負荷流出量、 C は原単位（水質）、 Q は流出量である。なお、水田等浸透域において表面流出は浮遊性、中間流出は溶解性と仮定している。

その他のタンクについては、負荷の連続式を考慮し、浮遊性、溶解性に分けて次式により計算する。

$$\frac{dS}{dt} = L_{in} - L_{out}$$

表 2 各タンクにおいて考慮すべき項

（注：網掛け部は計算方法が異なるタンク）

	水田等 浸透域	屋根	市街地	浅層1	浅層2	地下水	雨水管	河川
R	○	○	○					
E	○		○					
Qp				○	○	○	○	○
Qu						○		○
Q1						○		
Q2	○	○	○				○	○
Q3	○			○	○	○		
Q4	○			○	○			
Qin					○		○	
Qout					○			

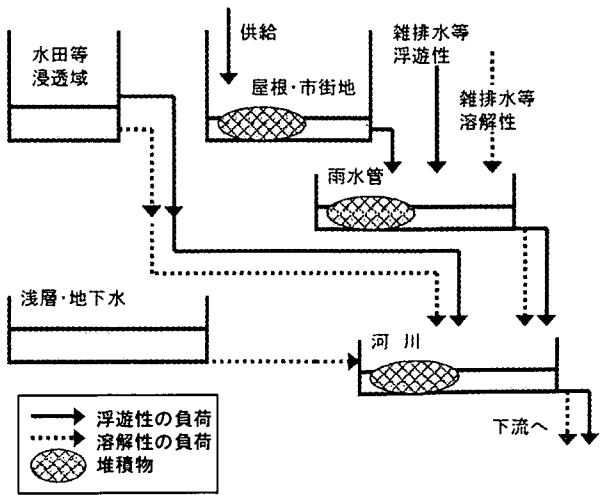


図 1 2 水質解析モデルの構造

ここで、 S はタンク内に残存する負荷量、 L_{in} はタンクへの供給負荷量である。

表層の屋根・市街地においては負荷を浮遊性のみと仮定し、流出負荷を次の運動式により計算する。

$$L_{out} = K_1 \cdot S \cdot Q$$

ここで、 K_1 は負荷流出係数である。またタンクへの供給量は土地利用別に供給速度をモデル定数として与える。

雨水管タンクにおいては、浮遊性の運動式は屋根等と同じ式を用い、溶解性の運動式は次式を用いる。

$$L_{out} = (S/V) \cdot Q$$

ここで、 V はタンク内の残存水量である。またタンクに供給される雑排水等の負荷量を浮遊性と溶解性に区別するため、各水質項目の溶解性割合についてモデル定数として与える。

河川タンクにおいては、溶解性の運動式は雨水管と同じ式を用い、浮遊性の運動式は次式を用いる。

$$L_{out} = K_2 \cdot S \cdot Q^2$$

3. 6 モデル定数の同定と計算結果

水循環モデルにおいて使用するモデル定数の一覧を表3に示す。これらの定数のうち、特に晴天時の水量・水質に影響が大きいもの、もしくは既存の情報により決定しがたいものについて同定の対象とした。同定はまず水量に関するモデル定数を確定したのちに、水質に関するモデル定数について行った。

表3 モデル定数とその決定方法

分類	項目	適用	記号	同定	情報源
水量	タンクパラメータ (表層)	孔高さ	タンク別	Z_i	・既往関連調査文献
		孔径	タンク別	A_i	・修正RRL法における降雨損失
	タンクパラメータ (浅層・地下水)	孔高さ	タンク別	Z_i	
		孔径	タンク別	A_i	○
	粗度係数	表層浸透域タンク		$N1$	・既往関連調査文献
		雨水管・河川タンク		$N2$	・河川計画
	水平方向透水係数			Kx	○
	浸入水率	雨天時浸入水		$\beta 1$	○
		地下水浸入水		$\beta 2$	○
	時間変動係数			T	・実測流量および流域定数
水質	水質原単位	表層浸透域タンク	タンク別、水質別	C	・流総指針より
		浅層・地下水タンク	水質別	C	○
		単独浄化槽処理水質	水質別		・流総指針より
		合併浄化槽処理水質	水質別		・流総指針より
		事業場排水水質	水質別		・合併浄化槽処理水質と同値とする
		雑排水水質	水質別		○
	負荷量供給速度	屋根・市街地タンク	水質別		・既往関連調査文献
	溶解性割合		水質別		○
	負荷流出係数	屋根・市街地タンク	タンク別、水質別	$K1$	・既往関連調査文献
		雨水管・河川タンク	タンク別	$K2$	・仮定に基づく計算値

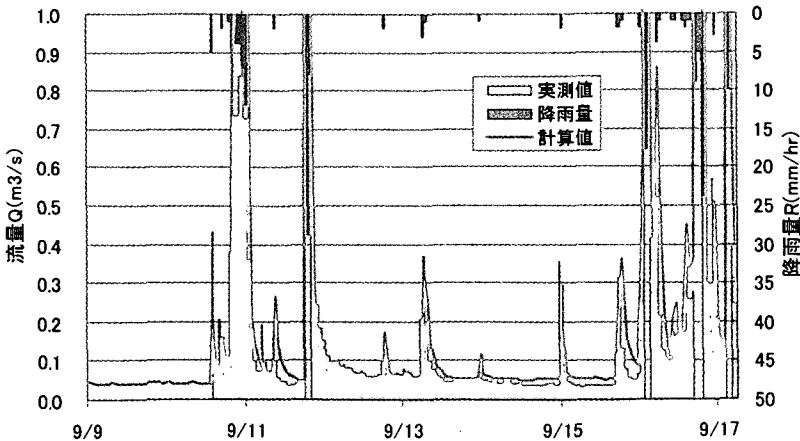


図1 3 実測値と計算値との比較（中村橋における水量）

水量に関する同定は、中村橋における流量データに対して行った。同定後の定数による流量計算結果を図13に示す。また同定された定数を用いて嶋田橋、中之橋における流量を計算し、詳細調査結果と比較すると図14のようになる。水質に関する同定は、嶋田橋、中之橋における詳細調査データに対して行った。同定後の定数による水質計算結果を図15、16に示す。

モデル定数の同定の結果、水量、水質とも実測値と計算値がよく一致しない場合も見られた。今回構築した水循環モデルには以下に挙げるような課題が残っており、今後これらの点について検討、改良を加えていく必要がある。

- モデル定数同定の結果、実現象として想定され得ない値が最適値として同定されている。
- 同定に用いていないモデル定数の妥当性の検証が不十分
- 一般化を考えた場合にモデル化を簡略化すべき部分、逆により詳細に扱うべき部分についての検討
- 計算時間間隔とメッシュサイズの妥当性
- 現地調査データの追加（雑排水等水質、溶解性の比率等）
- モデル定数同定の手法

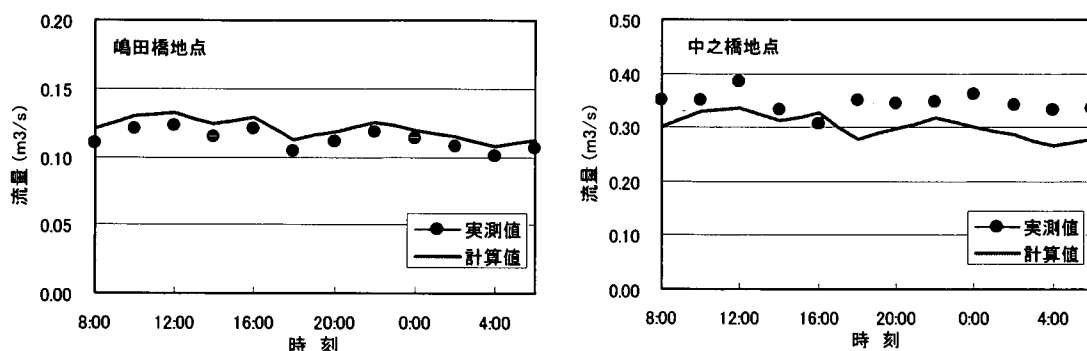


図14 実測値と計算値との比較（水量）

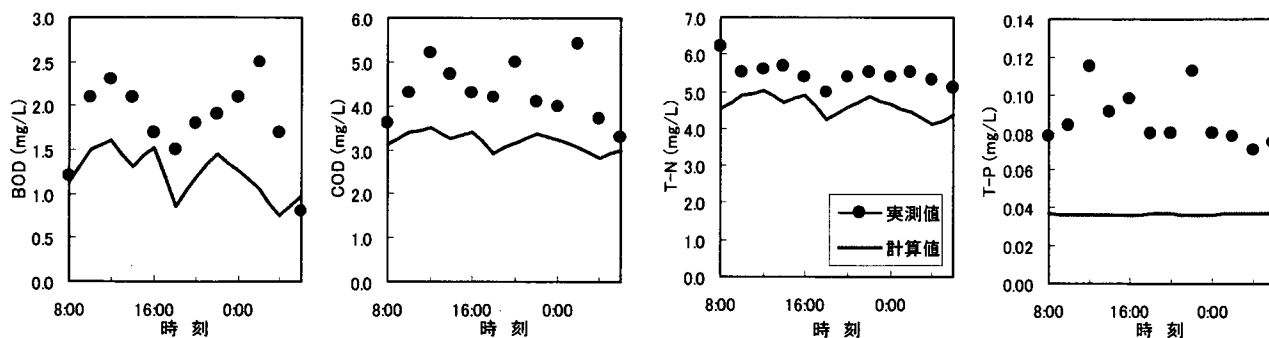


図15 実測値と計算値との比較（嶋田橋における水質）

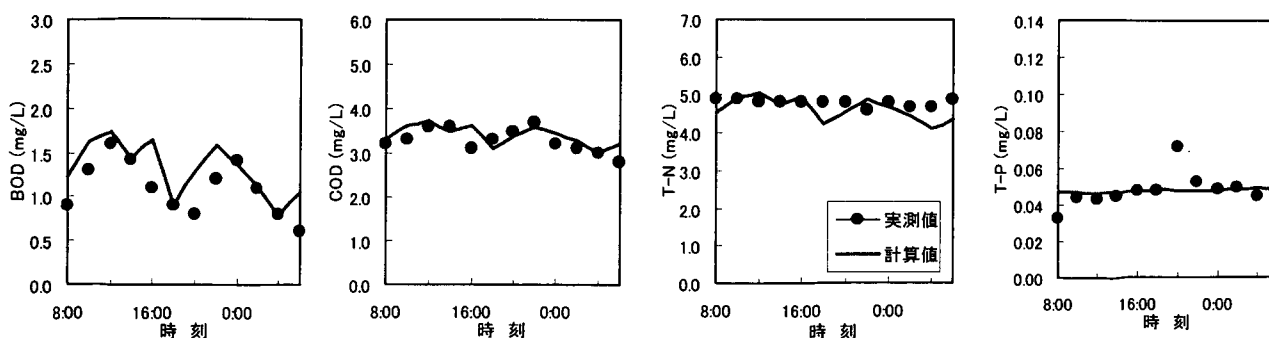


図16 実測値と計算値との比較（中之橋における水質）

4. 建設コスト分析に関する研究結果 ー道路埋設基準改訂に伴う管路建設コストの削減効果ー

道路埋設基準改訂に伴う管路建設コストの削減効果の試算にあたり、モデルとして実際に下水道計画が策定されている処理区でケース1 国道での枝線縦横断占用の影響、ケース2 国道での幹線横断占用の影響があると認められる区域を選択した。それぞれの処理区における下水道管路の国道での最小土被りを基準緩和以前を3m、緩和後を1mとし、各条件下における下水道事業計画の認可設計程度の管路網施設計画を策定して、管径、土被りごとの管路延長を算定しその変化を分析した。次に、開削、推進等の工法を想定した上土被りご

との平均的な建設費を用いて処理区全体の事業費を算定しそれぞれの全体事業費の比較、工法ごとの事業費シェアの変化を分析することにより基準緩和による管路建設コストの削減効果の評価を試みた。

まず、ケース1として国道での枝線縦横断占用の影響が認められる場合について述べる。検討対象とした処理区の概要を図17に示す。本処理区の地形的特徴は区域全体が平坦であり、下流にいくにしたがって埋設深がきわめて深くなっている。また、施設整備計画上国道沿いの集落の面整備管を国道を避けて埋設することが難しく、国道下に枝線管路を埋設せざるをえなかったケースである。対象処理区域54haのうち国道の埋設深に影響される区域面積は約11ha、本区域内に計画された面整備管は約1.4kmである。最下流点から国道までの延長が約1.8kmあり、これらの管路が国道の埋設基準に影響を受けている。

図18は基準改訂に伴う対象区域54haすべての管路に対する土被りごとの延長の変化を比率で示したものである。

土被り1.5m以下の管路が約13%増加し、3.5m以上の管路が約9%減少している。土被り3.5m以下では推進工法等の採用が一般的であり、一般的な開削工法の割合が増えることによって工法検討が容易となり事業費の軽減が期待されるとともに、発注者の負担軽減が期待される。

平均的な土被り別の施工単価を用いて算定した事業費の分布を図19に示す。推進工事を想定している土被り3.5m以上の管路の事業費が約3割以上減少し、逆に開削工法で実施される土被り1.5m以下の管路の事業費が約3割増加している。

また、処理区全体の事業費は約1割減少しており基準改訂に伴うコスト縮減効果が示されている。

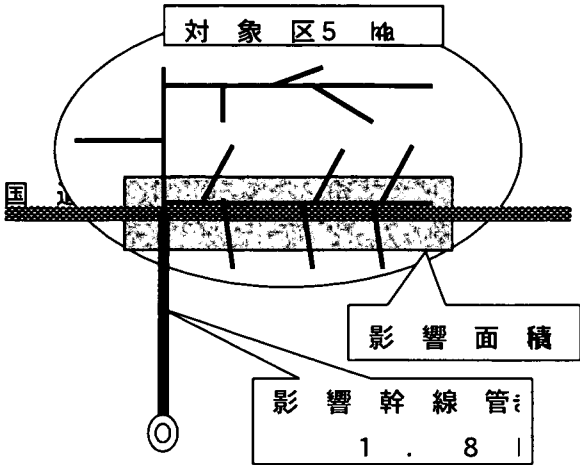


図17 検討処理区の概要（ケース1）

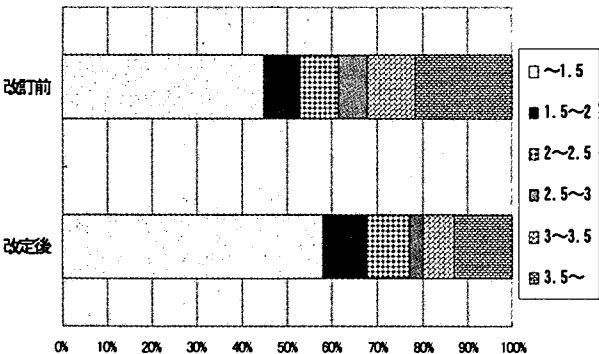


図18 基準改訂に伴う土被りの変化（ケース1）

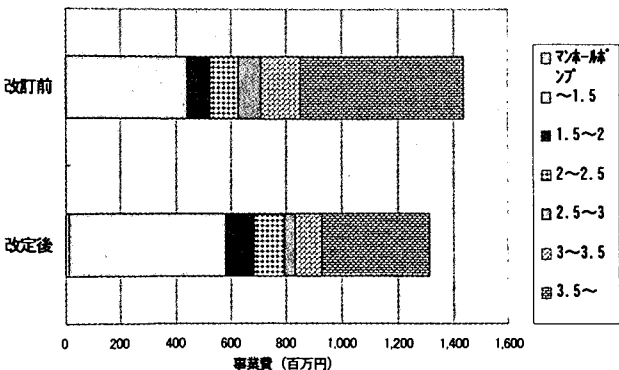


図19 基準改訂に伴う事業費の変化（ケース1）

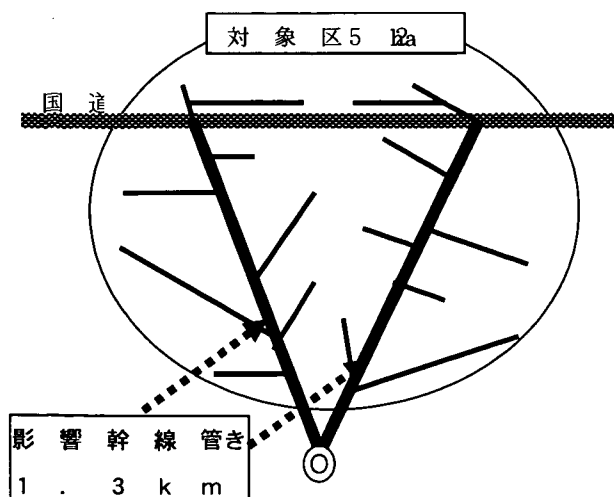


図 2 0 検討処理区の概要（ケース 2）

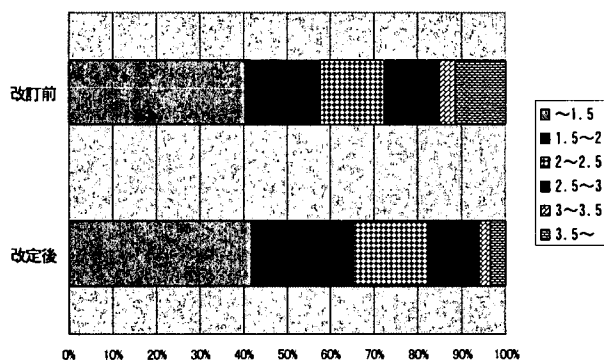


図 2 1 基準改訂に伴う土被りの変化（ケース 2）

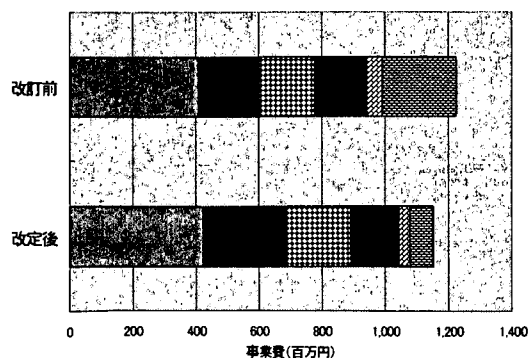


図 2 2 基準改訂に伴う事業費の変化（ケース 2）

て浅い土被りの管路への移行がかなり見られることから、枝線管路の最小埋設基準も含めた道路埋設基準の緩和により開削管路へのシェアの移行がさらに進むものと想定され、この分野での新たな技術開発によるコスト縮減が一層望まれる所である。

次にケース 2 として国道での幹線横断占用の影響が認められる場合について述べる。

検討対象とした処理区の概要を図 2 0 に示す。本処理区の地形的特徴は幹線に沿って緩い順勾配で計画上比較の有利な条件下にある。また管路施設整備計画国道沿いの集落の面整備管を国道を避けて埋設することが可能で、幹線ルートのみ国道の埋設基準の影響が見られるケースである。約 1.3 km の幹線管路に影響が及んでいる。

図 2 1 は基準改訂に伴う対象区域 52 ha すべての管路に対する土被りごとの延長の変化を比率で示したものである。全管路延長が約 10 km あるのに対して影響を受ける管路は 1 割強でしかない。しかし、本ケースにおいても推進工事の想定される土被り 3.5m 以上の管路の割合は約 8 % くらい減少しており、開削工事が可能な土被りへの移行が見られる。

平均的な土被り別の施工単価を用いて算定した事業費の分布を図 2 2 に示す。

推進工事の想定される土被り 3.5m 以上の管路の事業費は、基準改訂前と比較して約 7 割減少している。また、全体事業費に対しても 1 割強減少しており事業費の分布についても開削工事が可能な土被りへの移行が見られることがわかる。また、処理区全体の事業費は約 7 % 減少しており、国道での幹線横断占用の影響のみであっても処理区全体の管路建設コストへの影響は無視できないことがわかる。

本試算により、道路埋設基準改定に伴う管路建設コストの削減効果が処理区全体の事業費に及ぼす影響が無視できない程度存在することがわかった。従前の報告において中規模の都市をモデルとした処理区の管路構成が圧倒的に小口径開削管路のシェアが大きいこと、開削管路の事業費において管路土工、管路土留め工の占める割合が大きいことが示されている。本稿は国道の埋設基準のみを検討対象としているが、路線延長および事業費シェアにおいて

4. 管路施設の維持管理基準に関する調査

下水道研究室 室長 森田 弘昭
研究官 森 一夫

1. はじめに

一般的に、下水道管渠の耐用年数は50年と言われているが、我が国の下水道整備は戦後本格化したため、今後、急速に、耐用年数を超える老朽管渠が増加する(図1)。これに伴い、クラック、継手のずれ、腐食などの破損により、その機能を失い、補修あるいは布設替を必要とする管渠が増加することが予測されている。

平成11年度末に我国の下水道管渠の総延長は、314,357km¹⁾に達しており、この膨大な下水道ストックの急激な機能喪失は、都市の健全な営みを壊滅させる恐れがあり、そのような事態の招来は是が非でも避けなければならない。そのためには、いわゆる予防的な維持管理を行う必要がある。予防的な維持管理を行うためには、管理する管渠の健全度の実態把握や効率的な診断技術、補修・布設替技術の確立が必要である。しかし、我が国では、下水道整備の遅れもあり、下水道施設の維持管理について十分な配慮がなされてきたとは言い難い状況にある。

特に、下水道管渠は、施設のすべてが地下に建設されるため、十分な維持管理はもとより、その実態についても十分に把握されていない。さらに、下水道管渠の補修・布設替と言った観点から、その実態を全国的に解析した事例は皆無であり、管渠の効率的維持管理を推進するための政策立案上の大きな課題となっている。そこで、本研究では、平成11年度に実施された管渠補修・布設替工事すべてを対象に実態調査を行い、管渠の劣化状況および補修・布設替の実態について考察を行った。

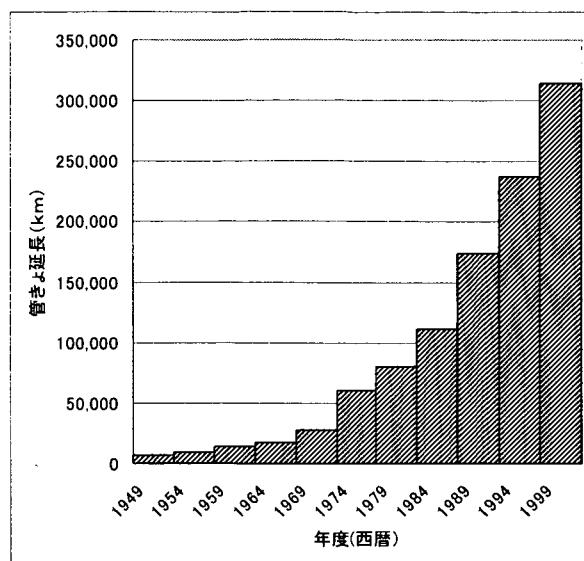


図1 下水道管渠布設延長の経緯

2. 実態調査の方法

2-1 調査対象

調査方法は、地方公共団体へのアンケート調査手法を用いた。調査対象は、平成11年度に、管渠の補修・布設替えを行ったすべての地方公共団体で、都道府県にアンケート調査票を送付し、管内の下水道事業実施市町村への調査表配布と回収を依頼した。

平成11年度末において下水道を供用開始している地方公共団体数は1679団体¹⁾であり、その内、452団体¹⁾(27%)が補修、布設替を実施している。今回の調査ではこの内414団体から回答が得られた。また、回答を管路補修布設替延長で、見てみると、平成11年度の管路補修布設替延長は390,413m¹⁾であり、このうち295,844mについて回答が得られた。

なお、調査は、補修布設替工事1件毎に作成するよう依頼しており、その総数は、5,353件であった。

2-2 ヒアリング項目

アンケートでヒアリングした項目は、大きく分けて以下の5種類である。

A) 補修、布設替え工事の内容

ここでは、工法の種類と工事延長、工事費を質問した。

B) 工事対象管渠の諸元

管種を分流污水管、分流雨水管、合流管に分け、さらに、材質、管径、布設年度、布設工法を質問した。

C) 補修、布設替え前の状況等

補修、布設替え前の状況、その原因、発見の時期と経緯を質問した。

D) 硫化水素生成原因

補修、布設替えの原因が、硫化水素腐食が、多いものと予見して、この質問事項を設定した。

E) 下水道施設実態調査との整合について

日本下水道協会が、調査し取りまとめている下水道統計のなかの関連調査との整合を、図るために本項目を設定した。

2-3 材質別供用延長の推計

平成 11 年度末現在の下水道管渠の供用延長は 314,357km であるが、その材質別延長については調査が行われていない。今回の調査結果を解析するにあたり材質別供用延長との比較を行うためその推計を行った。

昭和 48 年度までは、下水道統計に材質別の累積供用延長が都市別に調査されておりそれに基づいて推計した。昭和 51 年度以降は年度毎の管種別発注延長が調査されておりそれに基づいて推計した。昭和 49 から 50 年度については、昭和 51 年度の管種別発注延長比を昭和 49 年度と 50 年度に整備された総管渠延長に乗じて求めた。推計結果は表 1 のとおりである。

表 1 材質別供用延長の推計結果

	コンクリート管	塩化ビニル管	陶管	その他	合計
延長(km)	144,231	124,364	29,268	16,494	314,357
割合(%)	45.9	39.6	9.3	5.2	100

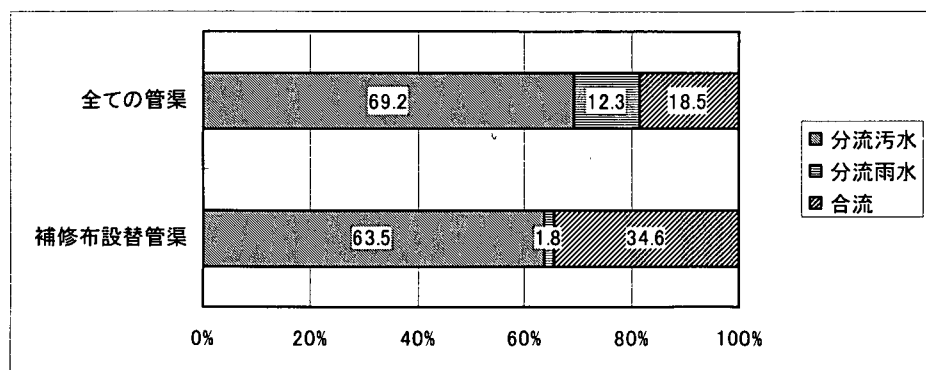


図 2 排除方式別延長の割合

3. 集計結果

3-1 排除方式別の延長

図 2 は既存管渠と補修布設替管渠の排除方式別の割合の比較である。これを見ると補修布設替対象の大部分が分流污水管および合流管であることがわかる。次に供用延長 1 km あたりの補修布設替延長 (m) を排除方

式別に比較したのが図3である。合流管が他に比べ大きくなっている。

3-2 材質別の延長

図4は、管渠の材質別の補修、布設替延長と補修布設替工事件数の割合である。延長についてみるとコンクリート管が高い割合である。また、工事件数についてみると陶管が高い割合である。図5は供用延長1kmあたりの補修布設替延長(m)および工事件数を材質別に比較したものである。工事延長、工事件数とも陶管が大きくなっている。図6は、工事1件あたり工事延長を材質別に比較したものである。陶管が他の材質に比べ短くなっている。

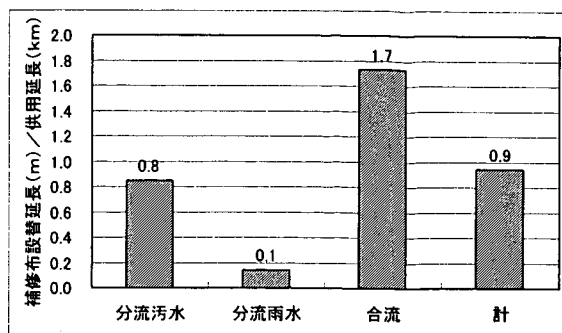


図3 排除方式別の供用延長あたり補修布設替延長

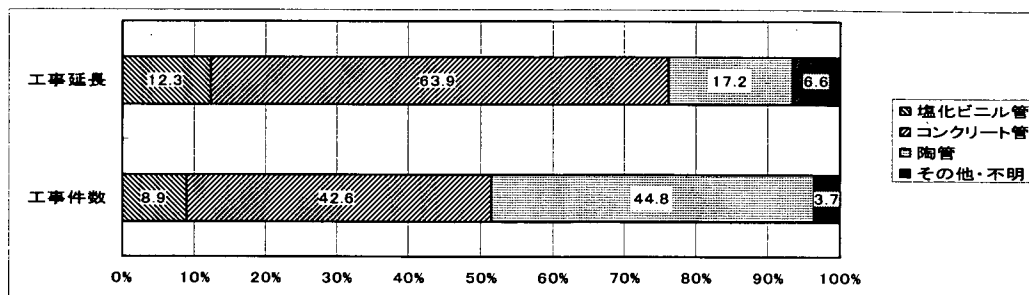


図4 材質別延長・件数の割合

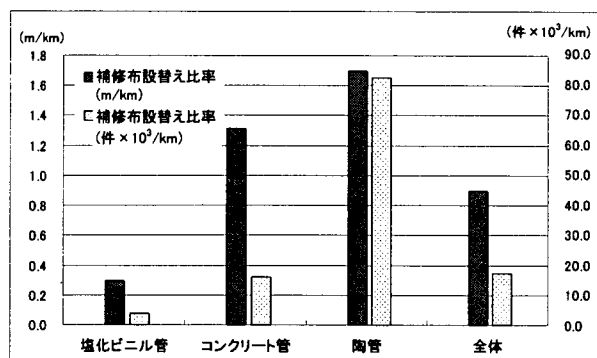


図5 材質別、供用延長あたり補修布設替延長および工事件数

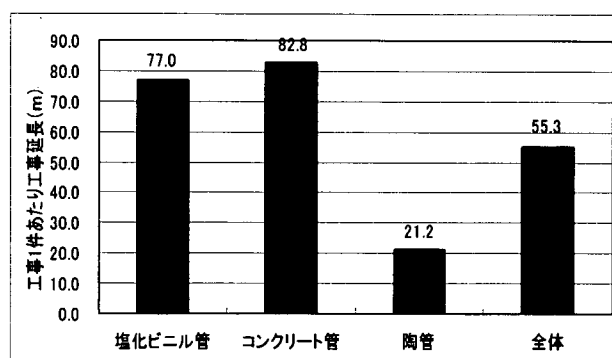


図6 材質別、工事1件あたり工事延長

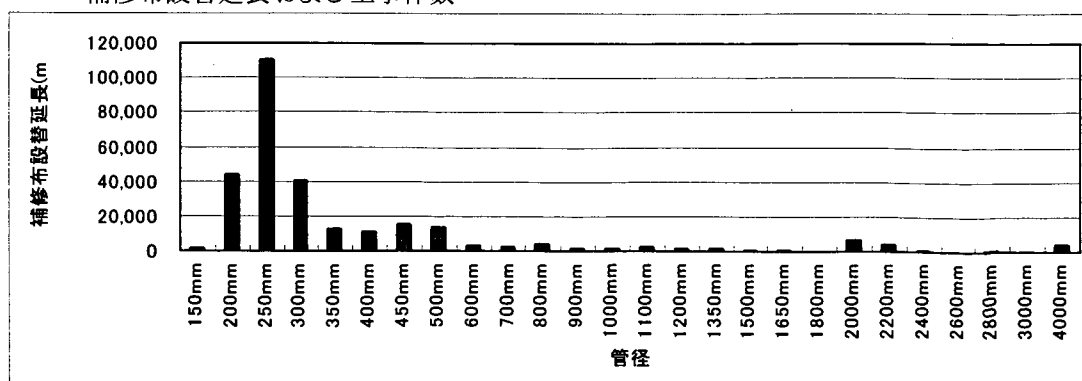


図7 管径別補修布設替延長

3-3 管径別補修布設替え延長

図7は補修布設替を実施した管渠の管径別の延長である。350mm未満の小口径管が全体の約70%を占めている。

3-4 補修、布設替え前の管渠の状況

図8は補修布設替の原因となった管渠の症状別の割合である。このアンケートは複数回答可能で実施した。全体について見ると、クラック、継手のズレ、管壁の破損などの、過大な荷重が原因と考えられる症状の割合が高い。またこうした症状に伴い発生すると考えられる浸入水の割合も高くなっている。「その他」としては、取付管の突き出し、モルタルの堆積が多く見られた。

材質別の症状を比較して特徴的な点を挙げる。まず腐食はコンクリート管特有の症状である。クラックについてはコンクリート管が61.1%と最も高いが、塩ビ管、陶管についても高い値である。管壁の破損は陶管が飛びぬけて高い。管断面の変形はいずれの管も低いが塩ビ管が比較的高い。継手のズレは、コンクリート管が最も高くなっている。タルミ・蛇行は塩ビ管が高くなっている。木の根の侵入はコンクリート管が最も高かった。地表面の陥没については3-9で触れる。浸入水についてはコンクリート管が最も高かった。コンクリート管はクラック、継手のズレが塩ビ管に比べて高くなっており、これが浸入水の原因となっていると推測される。陶管については管壁の破損の割合が高いにも関わらず、浸入水の割合が低くなっているが原因は不明である。

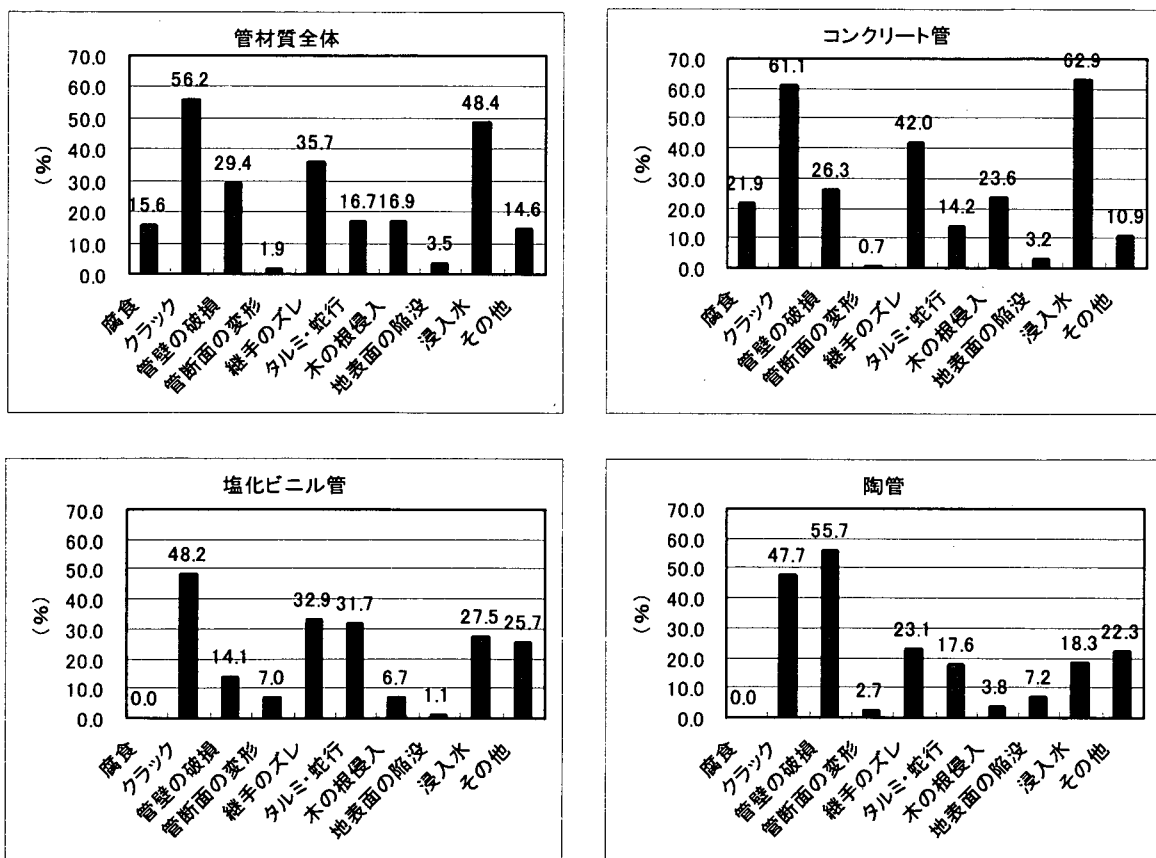


図8 補修布設替の原因となった症状

3-5 症状の原因

3-4に示したような状況に至った原因についての質問に対しては、5,405件中4,792件(89%)が不明もしくは回答なしであった。地下の目に触れない場所にある下水道管渠であるためしかたのないことであるが、今後の課題を含んでいると思われる。また、回答のあったものの内訳は主として硫化水素腐食、他工事破損、老朽化、地盤沈下、地震の影響などであった。

3-6 硫化水素生成の原因

症状の原因が硫化水素腐食であると回答のあった 99 件について、硫化水素生成の原因を質問したところ、圧送管が 40 件、事業場排水が 38 件、ビルピットが 10 件、伏越が 6 件、温泉排水が 3 件であった。

3-7 流下機能

図 9 は補修布設替えに至る前の管渠の流下機能についての調査結果である。流下不能に陥っているのは 3% であり、殆どの場合、流下不能になる前に補修布設替えが実施されている。

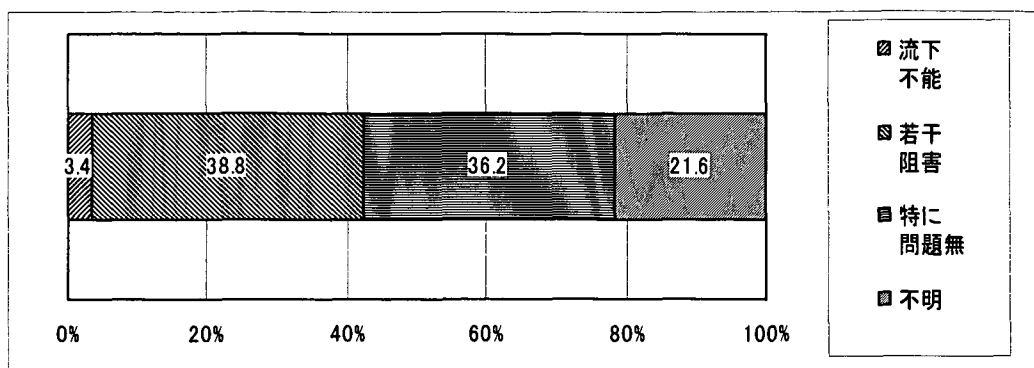


図 9 流下機能別延長の割合

図 10 は流下不能に陥った管渠の症状別の割合である。図 8 と比較すると継手のズレ、タルミ・蛇行の割合が高くなっており、継手のズレ、タルミ・蛇行が流下不能という深刻な事態を招く原因となっていることが判る。

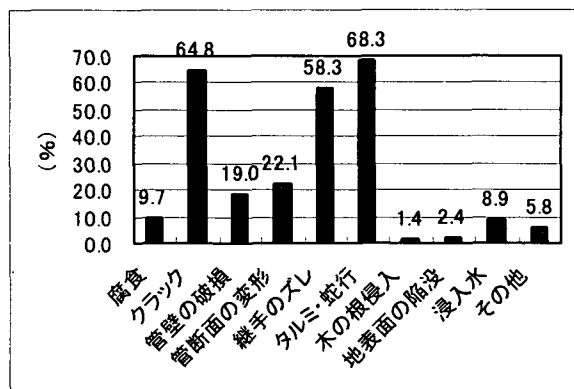


図 10 補修布設替の原因となった症状
(流下不能管)

3-8 供用開始時期

平成 11 年度に補修布設替を行った管渠の供用開始時期別の延長を図 11 に示す。供用開始後 21 年から 30 年経過した管渠の補修布設替え延長が一番多くなっている。ただし、図 12 に示すように供用開始した管渠延長が現在に近づくほど多くなっており、その影響が経過年数別の補修布設替え延長に出ていると考えられる。そこで補修布設替延長の供用開始延長に対する割合を示したのが図 13 である。0～10 年前、20 年前、30 年前、40 年前と徐々に増加しており、ある年数を超えると突然増加するという傾向はなかった。また、51 年以上経過した管渠が経過年数 31 年～50 年経過した管渠と比べて特別割合が高いという傾向は見られなかった。

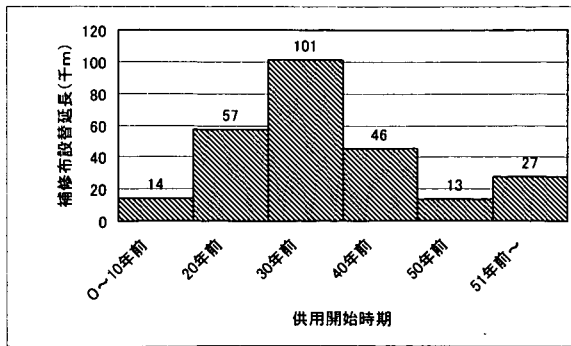


図 11 供用開始時期と補修布設替延長

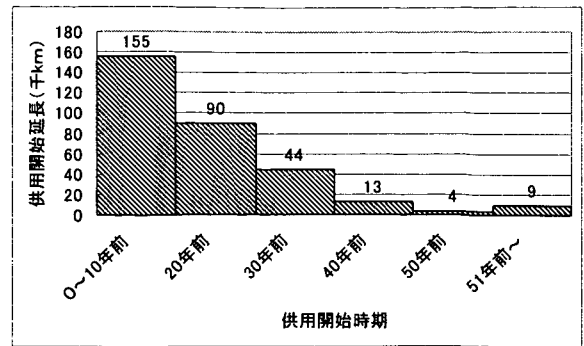


図 12 供用開始時期と供用開始延長

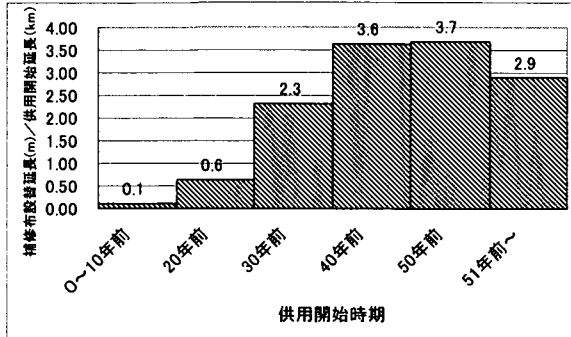


図 13 供用開始時期と補修布設替延長の割合

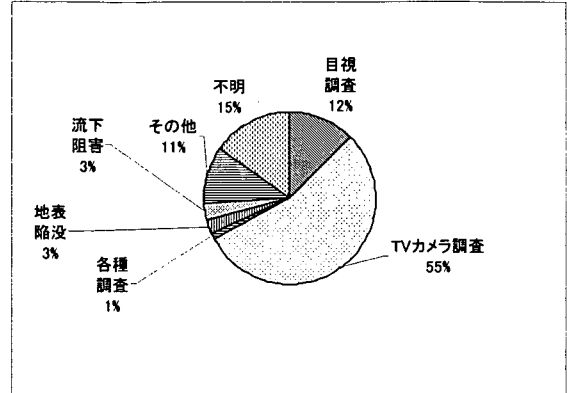


図 14 劣化発見の方法

3-9 管渠劣化の発見方法

管渠の劣化を発見した経緯、方法について図 14 に示す。年度計画に基づく TV カメラ調査が半数を占め、次いで年度計画に基づく目視調査多い。「その他」の中では浸入水調査を実施して発見したというものが最も多かった。

3-10 劣化発見から補修布設替までの期間

管渠の劣化を発見してから補修布設替を実施するまでの期間別の延長を図 15 に示す。最も多いのは発見した翌年に補修布設替を行うというものであるが、数年経過してから補修布設替を行う例も少なくないようである。

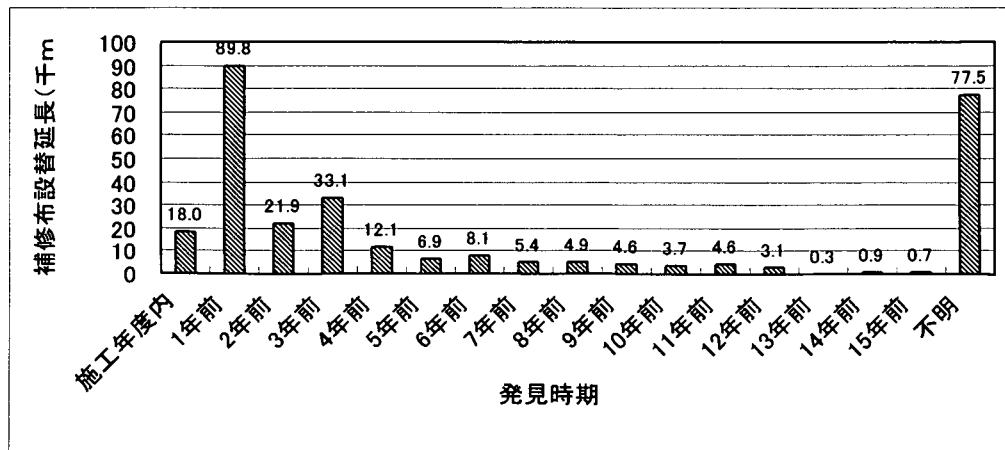


図 15 劣化発見から補修布設替までの期間

3-11 地表面の陥没

本調査で回答のあった補修布設替工事 5353 件のうち、415 件が地表面の陥没があったという回答であった。また、この 415 件以外に取付管が原因である道路陥没が 2,888 件であった。

415 件の地表面の陥没について、材質別の件数を図 16 に示す。415 件のうち、221 件（53％）が陶管、169 件（41％）がコンクリート管であった。次に、材質別に供用延長あたりの陥没件数を算定したものを図 17 に示す。陶管が飛びぬけて大きくなっていることがわかる。

管径別の陥没件数を図 18 に示す。300mm以下の管きよが 69％（285 件）を占めていた。ただし、1100mm以上の大口径管でも 8 件の地表面陥没が報告された。

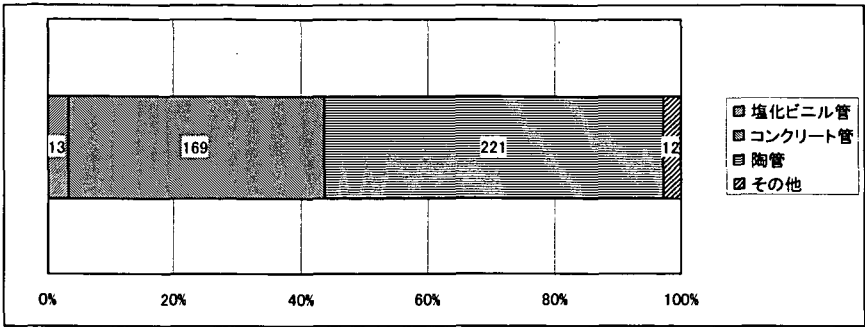


図 16 地表面陥没の材質別件数

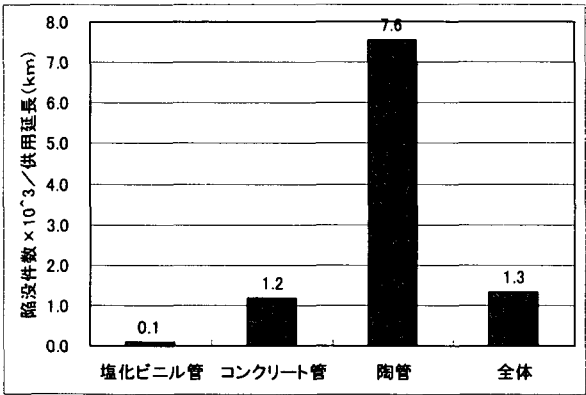


図 17 供用延長あたり陥没件数

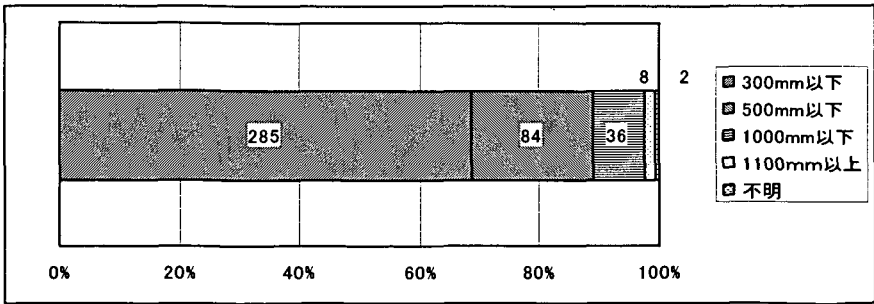


図 18 地表面陥没の管径別件数

4. まとめ

平成 11 年度に全国で実施された、下水道管渠の補修布設替に関してアンケート調査を実施したところ、以下のようなことが明らかになった。

補修布設替えの対象となっている管渠の最も一般的な類型は「φ300mm 以下の小口径管で、材質はコンクリート管か陶管、供用開始後 20 年以上経過している」というものであった。

症状については、コンクリート管は、クラック、浸入水、継手のズレが、塩ビ管はクラック、継手のズレ、タルミ・蛇行が、陶管は管壁の破損、クラックが高い割合であった。流下不能になってから補修布設替が実施されたのは全延長の 3.3%であった。

供用開始後の経過年数と補修布設替の関係について見ると、経過年数が 0 から 40 年までは、供用延長あたりの補修布設替延長が年々増加していた。41 年以上経過したものについては増加する傾向はみられなかった。

管きょ劣化の発見方法は TV カメラ調査によるものが最も多かった。

地表面の陥没は 415 件発生しており、そのほとんどが陶管およびコンクリート管であった。またこれ以外に、取付管が原因の道路陥没が 2,888 件報告された。

なお、本調査は（社）日本下水道管路管理業協会との共同研究により実施した。

最後に、アンケート調査実施にあたって御協力いただいた全国の地方公共団体の皆様に深く感謝いたします。

参考文献

- 1) 下水道統計 昭和 49 年度版～平成 11 年度版 （社）日本下水道協会
公共下水道統計 昭和 40 年度版～昭和 48 年度版 （社）日本下水道協会
公共下水道統計 昭和 25 年度版～昭和 47 年度版 （社）日本水道協会

5. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査

下水道研究室 室 長 森田 弘昭
主任研究官 松原 誠
交流研究員 尾崎 平

1. はじめに

近年では、東海豪雨や地下室水死事故に代表される都市型水害、お台場オイルボールに端を発する合流式下水道問題の顕在化など、量・質の両面から都市雨水の問題がクローズアップされている。そこで本調査においては、これらの問題に対処するための方策として、政策支援および技術基準策定の観点から下水道施設の計画・設計手法について新たな考え方の導入を検討する。具体的には、質対策として①合流式下水道改善対策、量対策として②空気噴出を考慮した管路設計手法を調査の主たる対象とする。

①については、合流改善目標や雨天時放流水の管理指標の検討、ならびに雨天時汚濁負荷流出モデルの開発等に取り組む。新たな視点として放流先水域を考慮するとともに、公衆衛生の指標項目である大腸菌群数、糞便性大腸菌群数を検討の対象に加える。

②については、マンホール蓋の浮上・飛散を未然に防止することを目的に、管内に存在する（もしくは外部から持ち込まれる）空気を検討の対象に加え、かつ急激に雨水が流入するような非定常な現象を考慮することにより、豪雨時にも安全な管路設計手法の提案を目指す。水理模型実験と数値解析モデルによるシミュレーションを併用して検討を進める。

2 合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデル

2. 1 研究の目的

わが国においては、全国 192 都市が合流式下水道を有しており、合流式下水道で整備されたエリアは処理区域面積で全体の約 1/5、処理区域内人口で全体の約 1/3 を占めている。しかし、合流改善対策を実施（計画）中の都市はこれらの約 3 割に過ぎず、残り 7 割の都市においては改善計画すらもっていないのが現状である。

こうした状況を踏まえ、国土交通省では、合流式下水道からの雨天時放流水の実態把握や改善目標、改善対策のあり方について検討することを目的として、平成 13 年 6 月に「合流式下水道改善対策検討委員会」を設置し、平成 14 年 3 月には委員会での審議結果を「基本的な考え方」としてとりまとめた。平成 14 年度からは、この委員会提言に基づいて合流改善対策が強力に推進されることとなる。

合流改善計画の策定には、雨天時汚濁負荷流出を精度よく予測できるシミュレーションモデルが必要であり、わが国ではいわゆる「土研モデル」が広く用いられてきた。しかし、これまで合流改善対策については BOD、COD、SS のいずれかを指標とする場合が大半であったため、土研モデルにおいても栄養塩類（窒素・りん）や、委員会提言で新たな目標の 1 つとして位置づけられた公衆衛生項目（その指標としての大腸菌群数）については計算方法が確立されていない。また土研モデルは集中型（lumped type model）であり、複雑な管網を有する排水区域への適用や、局所的な対策（オンサイト貯留浸透など）を評価することが困難である。

そこで本研究では、合流式下水道整備地区における水量水質実態調査を通じて集中型土研モデルを分布型モデル（distributed type model）に改良し、同時多地点で解析できることを実証するとともに、新たな水質項目として窒素・りん・大腸菌群数の計算方法を確立することを目的とする。なお、本研究の内容は、下水道研究室と国総研水害研究室、日本下水道事業団技術開発部との共同研究の一部である。

2. 2 合流式下水道整備地区における水量水質実態調査

2. 2. 1 調査方法

合流式下水道で整備された自然排水区を調査対象とした。この排水区では既に晴天時 3 回、雨天時 3 回の調査を実施しているが、今回新たに晴天時 2 回、雨天時 1 回の調査を追加実施した。

対象排水区は 3 つの幹線管渠により構成され、雨水吐きは下流端の 1 箇所のみである。土地利用は上流側が住宅・文教地区、下流側は商業地区が中心である。モニタリング箇所として排水区下流端 (No.1) および幹線の途中 (No.2) の 2 箇所を設定した。図 1 と表 1 にその概要を示す。

各モニタリング箇所の管底部にはデータロガー付き水位計 (CTIS, C52F) を設置し、水位データを 5 分間隔で記録した。各モニタリング箇所において電磁流速計を用いた管内流速の実測を行い水位流量曲線を作成し、これを用いて水位を流量に換算した。モニタリング箇所 No.2 の近傍の建物屋上にデータロガー付き雨量計 (ISCO, 675) を設置し、雨量データを 5 分間隔で記録した。

採水は晴天時、雨天時とも人力採水により行った。晴天時の採水は 1 ないし 2 時間間隔で 2 4 時間実施した。雨天時の採水は降雨初期に最短 5 分間隔で実施し、降雨の状況に応じて適宜間隔をのばした。採水終了後、採水されたサンプルの濁り具合や水位データ等を勘案して、分析するサンプルを選定した。水質分析項目は、晴天時、雨天時とも BOD, COD, SS, T-N, T-P, 大腸菌群数 (TC) である。TC の分析はデソキシコール酸塩培地法によった。調査日の降雨等に関する情報について表 2 に示す。

2. 2. 2 晴天時調査結果

大腸菌群数についての晴天時調査結果を図 2 に示す。2 回の調査結果のばらつきは他の水質項目よりも大きかった。平均水質の経時変化は、午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であった。この変動パターンは午前・午後には 2 回のピークがある BOD (図 3) よりも、午後のピークが明瞭でない T-N (図 4) や T-P に近いものであった。2 地点とも概ね $10^4 \sim 10^5$ 個/mL の範囲での変動であった。

平均水質の最大値と最小値の比は、BOD で 3~4 程度、T-N, T-P で 2~3 程度であるのに対し、大腸菌群数では 6~10 程度であり、水質の日間変動が他の水質項目より大きかった。晴天時の単位面積当たり汚濁負荷流出量および単位面積当たり流出水量をまとめると表 3、表 4 のようになる。

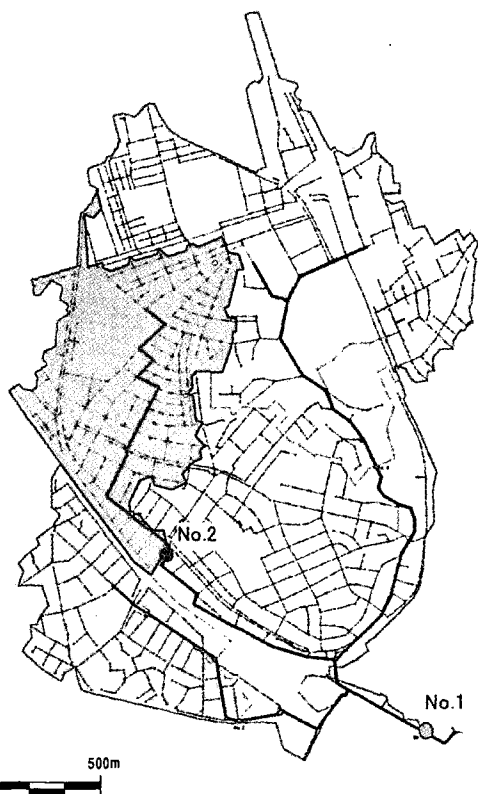


図 1 調査対象排水区と調査地点

表 1 調査地点の概要

調査地点	排水区域面積 (ha)	管径 (mm)	管勾配 (%)	人口 (人)
No.1	171.1	□2500×2000	3.8	13,000
No.2	33.5	φ1350	5.1	3,800

表 2 調査日の降雨等に関する情報

	調査開始日	先行晴天日数 (日)	総降雨量 (mm)	水温 (°C)
晴天時1回目	00/12/06	5	—	15~17
晴天時2回目	01/01/17	7	—	11~16
雨天時	00/10/20	5	46.5	17~23

雨天時調査：降雨継続時間：11hr

最大 5 分間雨量：1.8mm/5min

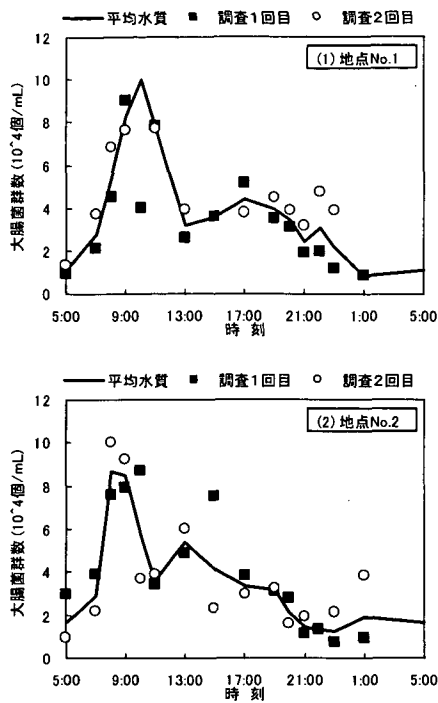


図2 晴天時調査結果 (TC)

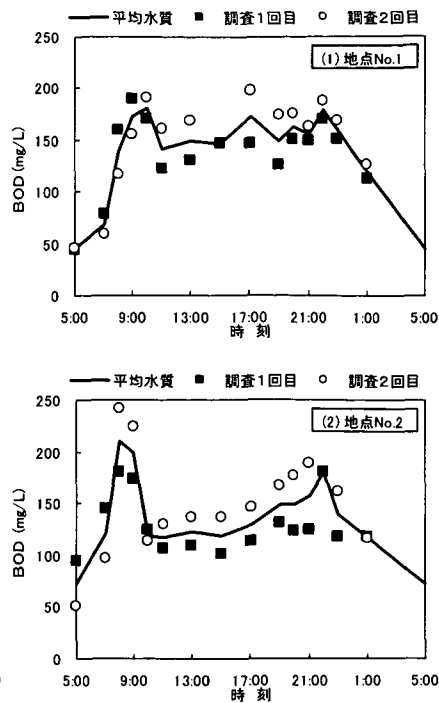


図3 晴天時調査結果 (BOD)

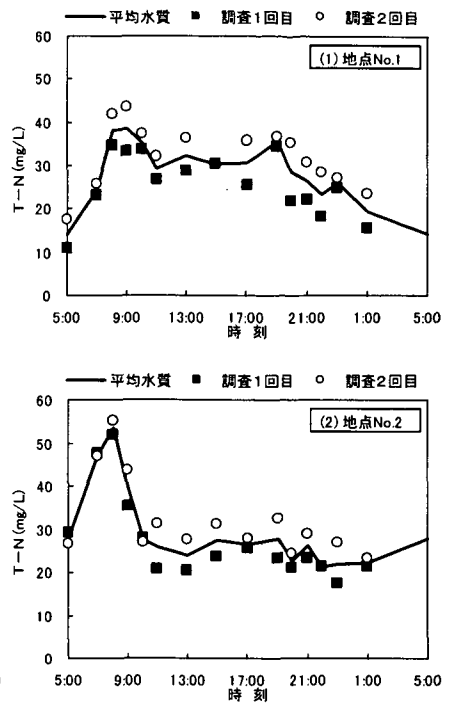


図4 晴天時調査結果 (T-N)

表3 汚濁負荷流出量の比較

調査地点	晴天時負荷流出量 (kg/day/ha) または (10 ¹² 個/day/ha)		雨天時負荷流出量 晴天時負荷流出量 (-)	
	No.1	No.2	No.1	No.2
BOD	11.7	9.41	1.24	2.48
COD	6.65	5.22	1.36	5.35
SS	9.95	8.53	3.30	9.64
T-N	2.19	2.08	0.92	2.05
T-P	0.24	0.21	1.35	2.50
TC	2.5	2.4	3.44	4.05

表4 流出水量の比較

晴天時汚水量 (m ³ /day/ha)		雨天時流出水量 晴天時流出水量 (-)	
No.1	No.2	No.1	No.2
62.4	62.9	5.92	8.84

2.2.3 雨天時調査結果

大腸菌群数についての雨天時調査結果を図5に示す。他と同様に明瞭なファーストフラッシュが観測された。ファーストフラッシュ時(1回目)の雨天時水質を同じ時刻の晴天時水質と比較すると約5倍であった。この値はBOD(図6)とほぼ同等であり、SSよりは小さくT-N(図7)よりは大きかった。

大腸菌群数のファーストフラッシュのピークは他の項目と比べ20~30分程度早く現れる傾向が見られた。ピーク後は流量の増大とともに希釈され、流量のピーク付近では3,000個/mLを下回った。その後、6:00以降にはほぼ晴天時の水質まで回復したが、この時点で他の水質項目は晴天時レベルまで回復していなかった。

14:00から4:00までのデータにより雨天時負荷流出の総量を求め、これと同じ時間における晴天時負荷流出の総量との比を計算した(表3)。大腸菌群は雨天時において晴天時の約4倍の負荷流出があり、この値は地表面からの負荷流出が無視できると考えられるBOD、T-N、T-Pの値より大きかった。よって大腸菌群数はCODやSSと同じく、地表面からの負荷流出を考慮する必要があると考えられる。

図8に地点No.1における流量と大腸菌群負荷量との関係を示す。図は時計回りの履歴曲線(ループ)を描き、BODなどと同様に流量の増加・減少部において負荷量は流量の1乗に比例した。しかし、ループの大き

さがBOD と比べ大きく、またファーストフラッシュが早く生じることもあわせて考えると、これらは負荷流出に及ぼす管内堆積物の影響がBOD とは異なっていることを示すものと考えられる。すなわち、大腸菌群の場合は堆積物の表層のみが負荷流出に寄与し、下層部分の寄与は小さいことが推測される。

大腸菌群数と他の水質項目との相関はいずれも低かった。図9にBOD と大腸菌群数の関係を示す。ファーストフラッシュの時間的なずれを反映して、両者の関係は水質ピーク付近の領域とそれ以外の領域で傾向が異なっていた。

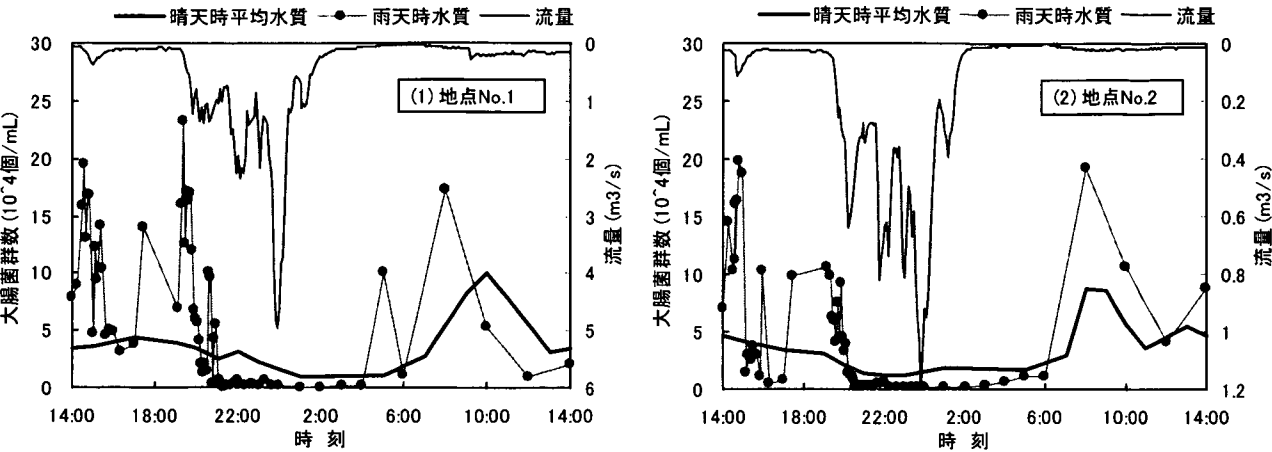


図5 雨天時水質と流量（大腸菌群数）

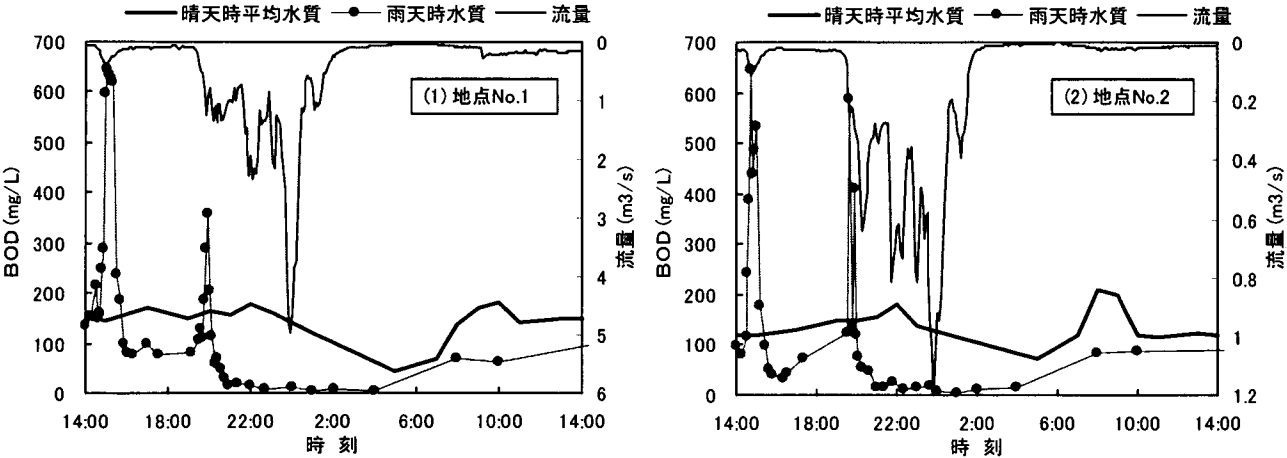


図6 雨天時水質と流量（BOD）

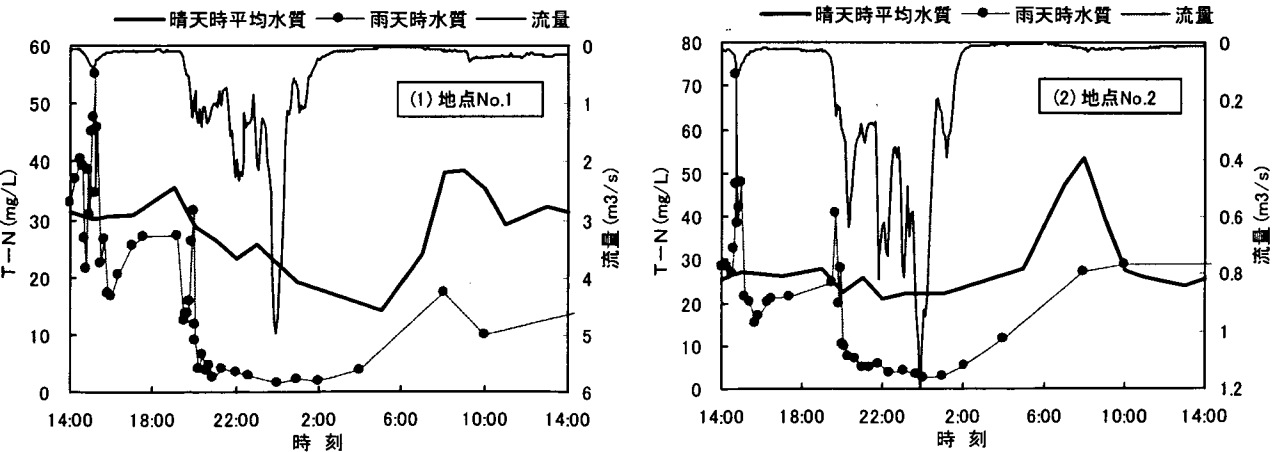


図7 雨天時水質と流量（T-N）

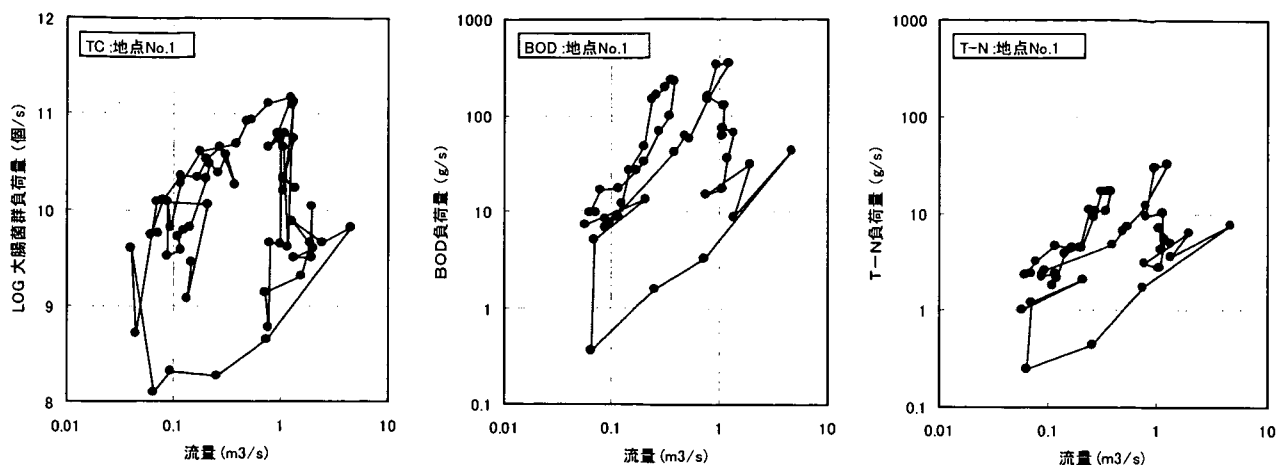


図8 流量と負荷流出量との関係

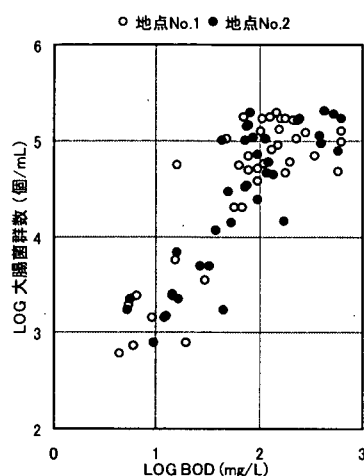


図9 BODと大腸菌群数の関係

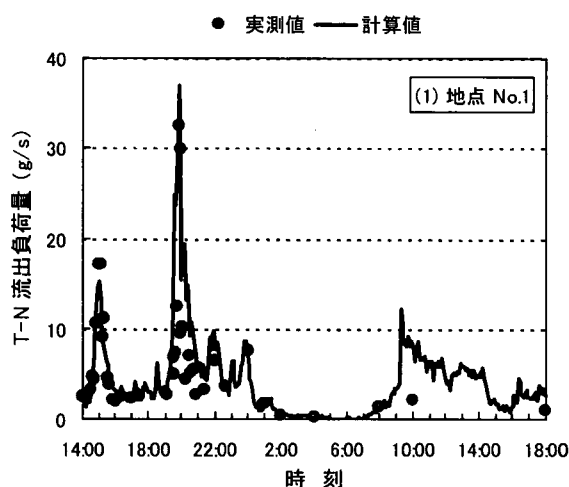


図10 集中型土研モデルによる計算結果

2. 3 集中型土研モデルの検討

これまでの検討結果からT-N、T-PについてもBODと同じ式形により計算できることが明らかとなっている。新たに実施した雨天時調査結果に対し集中型土研モデルを適用したところ、計算値と実測値はよく一致しており、上述の内容が改めて確認された。図10に計算結果の一例を示す。

モデル定数である管渠内初期堆積負荷量 P_{p0} の晴天時負荷流出量に対する比率を L_R と定義し、BOD、T-N、T-P について L_R を計算すると表5のようになる。 L_R の大きさは2地点とも $BOD > T-P > T-N$ となっており、T-N、T-P はBOD に比べて堆積しにくいことがわかる。これは各水質項目の溶解性成分の割合の違いによる影響と考えられる。また、前述の通りファーストフラッシュ時の水質を同じ時刻の晴天時水質と比較した場合、 $BOD > T-N$ の関係が見られたが、これも堆積物からの寄与（溶解性成分の割合）の違いが原因と考えられる。

L_R を地点別に見ると、いずれも No.2 の方が大きかった。No.1 と比較して No.2 は、面積当たりの発生負荷量が小さい、流出率が高い、排水区の上流側に位置する、等の特徴を有しているが、今回の調査内容からその原因を特定することはできなかった。同一排水区内におけるモデル定数の違いは、分布型モデルの定数決定に有用な情報となり得るため、今後、他の排水区の調査等を通じて検討していきたい。

表5 L_R の計算値

調査地点	LR (P_{p0} /晴天時負荷流出量) (-)	
	No.1	No.2
BOD	0.5	2.0
T-N	0.2	1.0
T-P	0.4	1.5

2. 4 分布型土研モデルの検討

2. 4. 1 モデルの基本形

集中型土研モデルの式形を基本として、これを分布型モデルに改良することを検討する。

ここでは、1) 集中型モデルでは流量が小さい場合に負荷流出が考慮されず管渠内水質がゼロとなってしまうこと、2) 管渠内堆積負荷量を面的に分布させた場合、分布量（もしくは流域面積）に対応した流量により負荷流出を計算する必要があること、3) 管渠内堆積物は主として管径の小さい枝管や雨水ます等に起因し、流量の大きい幹線管渠には堆積物は少ないと考えられること、といった点を考慮し、分布型モデルの基本構成要素として、流域モデルと管路モデルの2つのモデルを組み合わせることとした（図11）。

ここで、流域モデルは分割された小流域に対し従来型の土研モデルを適用したものであり、管路モデルは幹線管渠における堆積物は無視できるとの仮定の下、各流域で発生した負荷量を完全混合モデルにより流下させるものである。これらのモデルは以下のように表現できる。

<流域モデル>

（運動式）

$$L_p = C \cdot P_p^m \cdot Q^n \cdot (Q - Q_c) \quad (1)$$

$$L_s = K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) \cdot A / 3.6 \quad (2)$$

（BOD の場合は $m=2, n=0$ ）

（連続式）

$$dP_p/dt = D_L + L_s - L_p \quad (3)$$

$$dP_s/dt = -K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) / 3600 \quad (4)$$

<管路モデル>

（運動式）

$$L_{OUT} = C_c \cdot Q_{(B)} \quad (5)$$

（連続式）

$$d(S \cdot C_c)/dt = \Sigma L_{IN} + L_p - L_{OUT} \quad (6)$$

各記号の定義については表6の通り。なお式(3)については集中型土研モデルと式形が異なり、路面からの負荷流出が P_p に寄与するとしている。

2. 4. 2 計算方法

分布型モデルの流量計算には MOUSE を用いた。管網のモデル化は管径 800mm 以上の 150 路線とした。このような流域分割の場合、各小流域の面積の最大値は 11.2ha、最小値は 0.01ha であり、両者には約 10^3 倍の開きがある。

各小流域に対する情報（定数）の与え方は、原則として現地調査結果から求まる流域平均的な値を面積比により均等に割り振るという方法をとっている。具体的には晴天時の流量、管渠内堆積負荷量がこれにあた

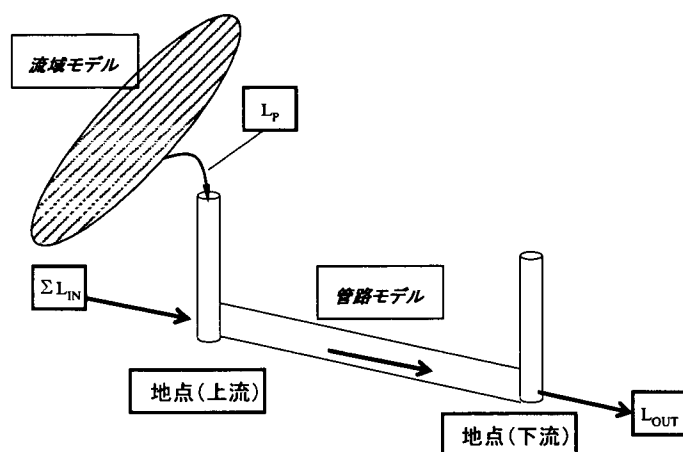


図11 分布型土研モデルの基本ユニット

表6 分布型土研モデルに使用する記号

L_p : 負荷流出量	(g/s)
L_s : 発生負荷量 (路面等)	(g/s)
P_p : 堆積負荷量 (管渠内)	(g)
P_s : 残存負荷量 (路面等)	(kg/ha)
D_L : 晴天時発生負荷量 (汚水)	(g/s)
C : 負荷流出係数	(1/g m)
K : 負荷流出係数	(1/mm)
Q : 流量 (m 3 /s)、 Q_c : 限界流量	(m 3 /s)
r_e : 有効降雨強度	(mm/hr)
r_c : 限界有効降雨強度	(mm/hr)
A : 負荷発生に関与する排水区域面積	(ha)
L_{OUT} : 負荷流出量 (管路モデル下流端)	(g/s)
ΣL_{IN} : 上流管渠からの負荷流入量	(g/s)
C_c : 管渠内水質	(g/m 3)
S : 管渠内水量 (貯留量)	(m 3)
$Q_{(B)}$: 管路モデル下流端流量	(m 3 /s)

る。また晴天時の流量や水質の変動パターンはすべての地点において同一であると仮定している。小流域毎に情報が異なる（真の意味での分布情報が与えられている）のは、不浸透面積率と路面等の残存負荷量である。

流域モデルにおけるパラメーター Pp と C は、集中型モデルのキャリブレーション結果に基づき決定した。すなわち、集中型モデルで得られた Pp を面積見合いで各小流域に割り振るとともに、各小流域における $C \cdot Pp^2$ の値が集中型モデルにおける $C \cdot Pp^2$ と同じになるように各小流域の C を決定するというものである。なお負荷量計算の間隔は60secとした。

2. 4. 2 計算結果と課題

以上のような方法により、雨天時調査の再現計算を行った結果を図12、13に示す。ここでは、実測値との比較に加え、集中型モデルによる計算結果との比較も行っている。

計算の結果、分布型モデルにおいては、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて集中型モデルでは再現が難しい水質の急激な上昇・下降の過程についても再現が可能であることがわかる。しかし、今回の構築した分布型モデルについては以下に挙げるような課題が残っており、今後これらの点について検討、改良を加えていく必要がある。

- 流域情報の分布のさせ方、流末の情報を流域の情報として与えるために生じる時間差の問題
- モデル定数の与え方（集中型モデルとの関係）と小流域分割の考え方（ランピング手法）
- 管路モデル（完全混合モデル）の妥当性の検証
- 計算時間間隔の妥当性の検証
- 他流域の調査結果への適用と検証

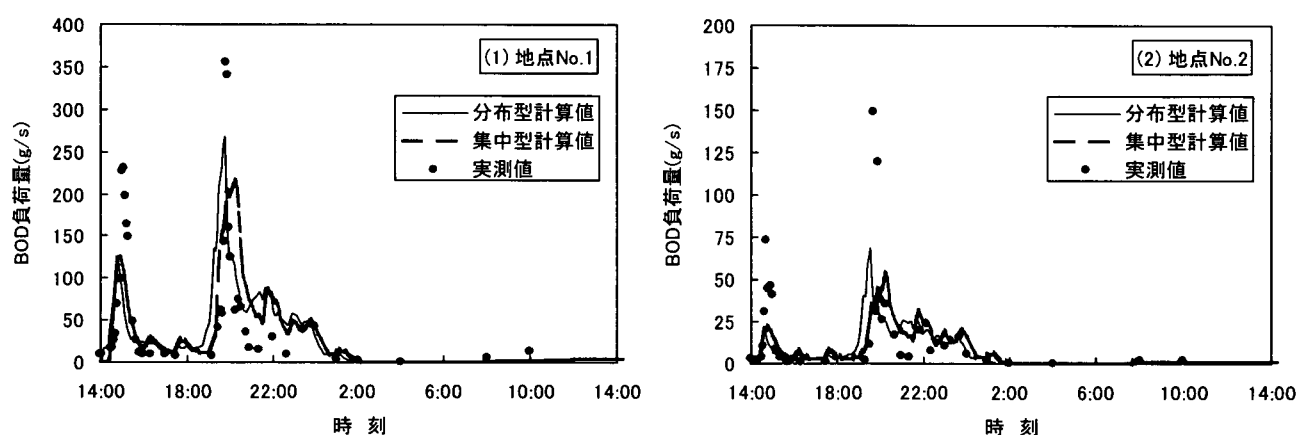


図12 分布型土研モデルによる計算結果（BOD負荷量）

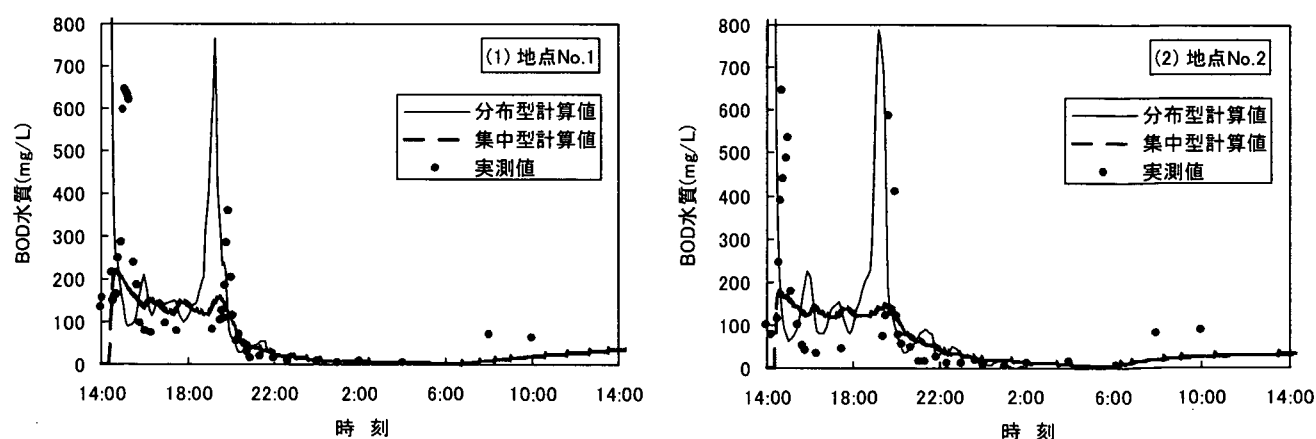


図13 分布型土研モデルによる計算結果（BOD水質）

3 空気噴出を考慮した雨水管路設計手法

3. 1 研究の目的

近年、集中豪雨によりマンホール蓋が浮上・飛散する現象が顕在化し、これに伴う安全上の問題が指摘されている。しかし、従来より下水道管路の設計は開水路流を基本として行われてきており、空気噴出を伴うような圧力管路の設計手法、もしくは二相流を考慮した管路設計手法についてはこれまで十分な検討がなされていない。晴天時に空運用されるような雨水貯留管などにおいては、降雨時に満管状態へ移行する過程で必ず空気噴出を伴うが、このような場合においても、マンホール蓋が飛散するなどの急激かつ危険な現象が生じないように、設計段階で配慮する必要がある。

そこで本研究では、水理模型実験と数値解析モデルを用いたシミュレーションにより管内空気の挙動を明らかにし、空気噴出を考慮した管路設計のマニュアルをとりまとめることを目的とする。なお本研究の内容は、当研究室と（財）下水道新技術推進機構、および川崎市、横浜市、名古屋市、大阪市、福岡市との共同研究の一部である。

3. 2 水理模型実験による空気混入・噴出現象に関する検討

3. 2. 1 実験方法

水理模型は単純伏越し管路形状とし、空気を含む水理挙動に対する相似則を把握するため、同一形状で縮尺の異なる3つの模型を製作した(図14、表7)。これらは実施設を管径5,000mmの雨水管とした場合に、それぞれ1/10, 1/20, 1/40の模型に相当する。なお、模型はアクリル製で、本管は水平に設置した。上流人孔は突入流式および減勢工を設置した階段式(図15)の2種類とし、流入形式の差異が水理挙動に及ぼす影響を把握することとした。

計測項目と計測方法について表8に示す。すべての項目について1/10秒間隔でサンプリングを行った。流量は、フルード則に基づき各模型において等価な流量となるよう、表9のように設定した。実際には、これらの値を目標にバルブ開度を調整して流量を設定するため、実験時の流量には数%程度の誤差が生じた。

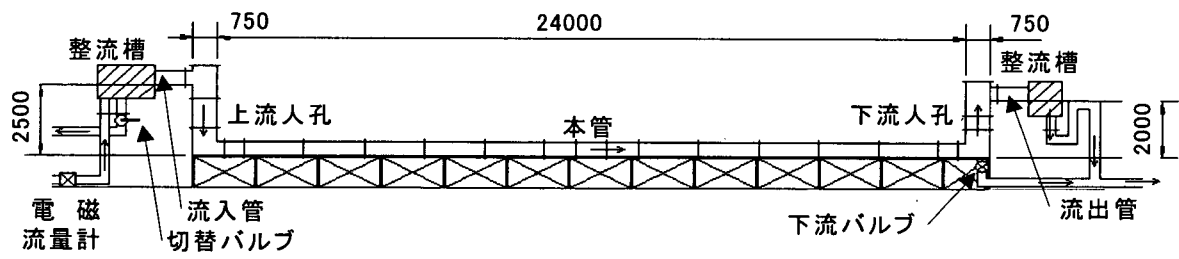


図14 水理模型の形状 (M1)

表7 水理模型の概要

モデル	スケール	管径 (mm)	管路 延長 (m)	人孔深 (m)	人孔径 (mm)
M1	1/1	500	24	2.50	750
M2	1/2	250	12	1.25	375
M3	1/4	125	6	0.625	187.5

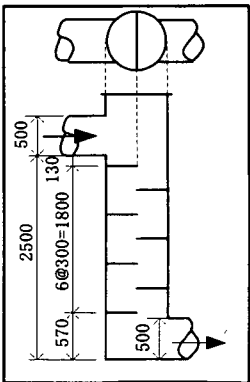


図15 階段式流入人孔の形状 (M1)

表 8 計測項目と計測方法

計測項目	計測機器	設置位置	備考
通水流量	電磁流量計	整流槽上流	φ 300
水位	圧力計	本管：5 箇所、流入出管：各 1 箇所、 上下流入孔下部：各 1 箇所 計 9 箇所	圧力計は全圧(水圧＋空気圧)となって計測される。
空気圧	圧力計(微圧計)	上下流入孔上部：各 1 箇所	負圧も計測可能
空気量	微差圧計(ピト-管式) 熱線式風速計	上下流入孔上部：各 1 箇所（微差圧計） 下流入孔上部（熱線式風速計）	原則として微差圧計を使用し、風速が 3m/s 以下となる場合は熱線式風速計を使用。

表 9 流量ケース

単位：L/s

モデル	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
実施設	47,400	39,500	31,600	23,700	15,800
M1	150.0	125.0	100.0	75.0	50.0
M2	26.5	22.1	17.7	13.3	8.8
M3	4.7	3.9	3.1	2.3	1.6

表 10 上流人孔水位の設定

	M1	M2	M3
h1	0.60m	0.30m	0.15m
h2	1.20m	0.60m	0.30m
h3	1.80m	0.90m	0.45m
H（人孔深）	2.50m	1.25m	0.625m

本実験に先立ち予備実験を行い、水の挙動がフルード則に従うことを確認した。また、空気量の計測について、計測機器の精度と適用範囲について確認し、計測方法のルール化を図った。

本実験では、管路における空気の挙動を定量的に明らかにするとともに、シミュレーションモデル構築に必要とされるデータを取得することを目的に、空気混入に関する実験、および空気噴出に関する実験を行った。前者については、下流バルブの開度を調整して上流人孔水位を一定に保ちつつ一定流量を通水し（定常状態）、流量、落差高、人孔水位と混入空気量との関係について検討するものである。また、後者については、下流バルブを全閉とし、模型内が空の状態から満水となるまで一定流量で通水し（非定常状態）、上流人孔、下流人孔から流入、流出する空気量を計測し、流量と噴出する空気量との関係について検討するものである。

空気混入に関する実験では、実験条件として、水理模型について 3 通り、上流人孔について突入流式、階段式の 2 通り、通水流量について Q1～Q5 の 5 通り、上流人孔水位について h1～h3 の 3 通り（表 10）を設定した。計測は 1 回につき約 100 秒間継続し、これを各ケース 2 回ずつ行ってその平均値をもって実験データとした。なお、混入空気量は、定常状態下で下流人孔上部から排出される風量をもって表されるものとした。

空気噴出に関する実験では、実験条件として、水理模型について 3 通り、上流人孔について突入流式のみ、通水流量について Q1, Q3, Q5 の 3 通りを設定した。計測は各ケース 2 回ずつ行い、各回の最大風量の平均値を用いて検討を行った。空気量は上流、下流各人孔において計測した。なお、外部から模型内への吸い込み（負の風量）については風量計測機器では計測不能であるため、人孔上部の圧力データから換算した。

3. 2. 2 空気混入に関する実験結果

計測された混入空気量について、無次元化を図るために混入率 α （混入空気量/通水流量）を定義した。上流人孔が突入流式の場合に、この α と、同じく無次元数である水没度 h/H （ H ：人孔深、 h ：人孔水位）との関係を整理すると図 16 のようになる。各モデルとも人孔水位の増加（落差高の減少）に伴い、混入率 α は減少する傾向があり、この関係は h/H の一次式で表現することができた。また、 α の値から通水流量の数 10% の空気量が混入していることがわかるが、これは無視し得ない量であると考えられる。さらに、同じ h/H に対して、模型縮尺が大きくなるほど α が大きくなることから、空気混入現象については縮尺効果が存在すると考えられる。

同様に、上流人孔が階段式の場合に、 α と h/H の関係を整理すると図 17 のようになる。突入流式の場合と同様に、各モデルとも人孔水位の増加に伴い α が減少し、また模型縮尺が大きいくほど α が大きくなる傾向が

見られた。突入流式の場合と比較して α の値が小さかったが、これは階段式の場合、落差高よりも階段1段の落差が空気混入に大きく影響するための考えられる。

また、 h/H が0.4以上では h/H や模型縮尺の影響が小さくなり、いずれの場合も α が5%程度以下となった。これは階段式の場合、水没している部分の階段の影響が大きく（減勢、ならびに行路長の増大）、人孔内に一旦混入した空気が人孔下部に達する前に上昇してしまい、管路内にほとんど流入しないためと考えられる。

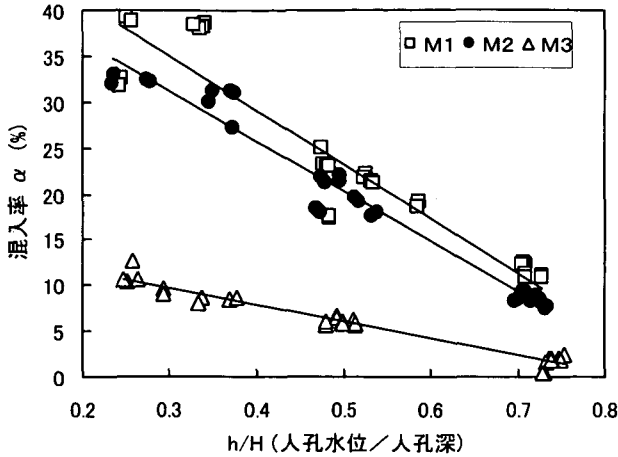


図 16 空気混入実験結果（突入流式）

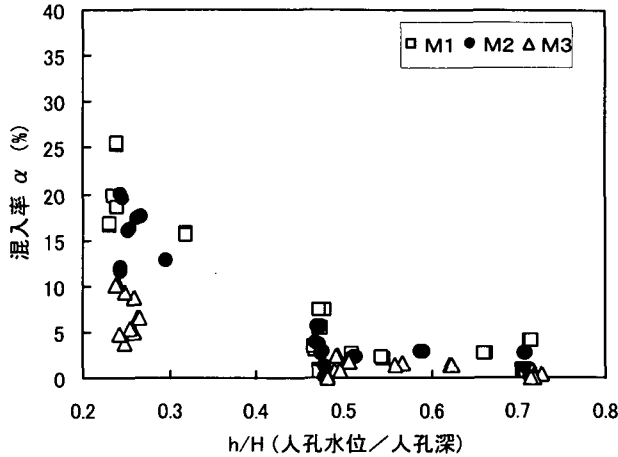


図 17 空気混入実験結果（階段式）

3. 2. 3 空気噴出に関する実験結果

実験結果の1例として、模型 M1 に流量 Q_1 を通水した場合の上下流人孔風量について図 18 に示す。0 sec は模型への通水を開始した時点を示しており、整流槽を経て上流人孔から模型本管に流入し始めるのが、上流

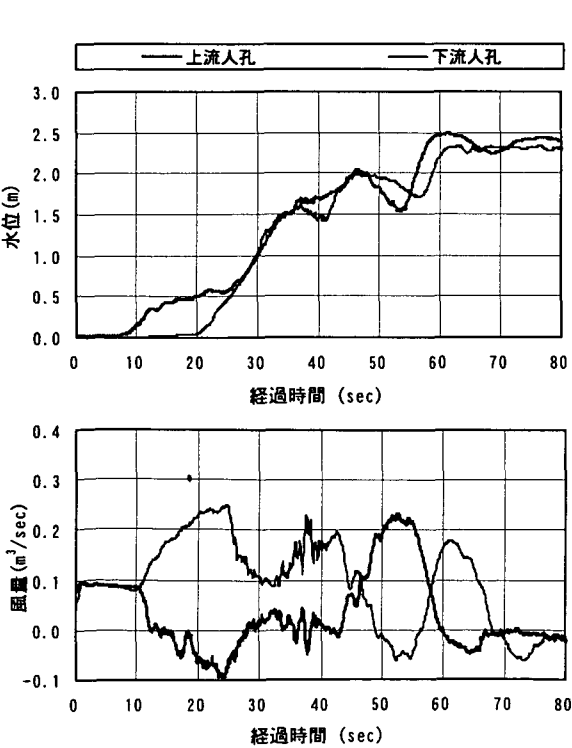


図 18 空気噴出実験結果の例 (M1, Q_1)

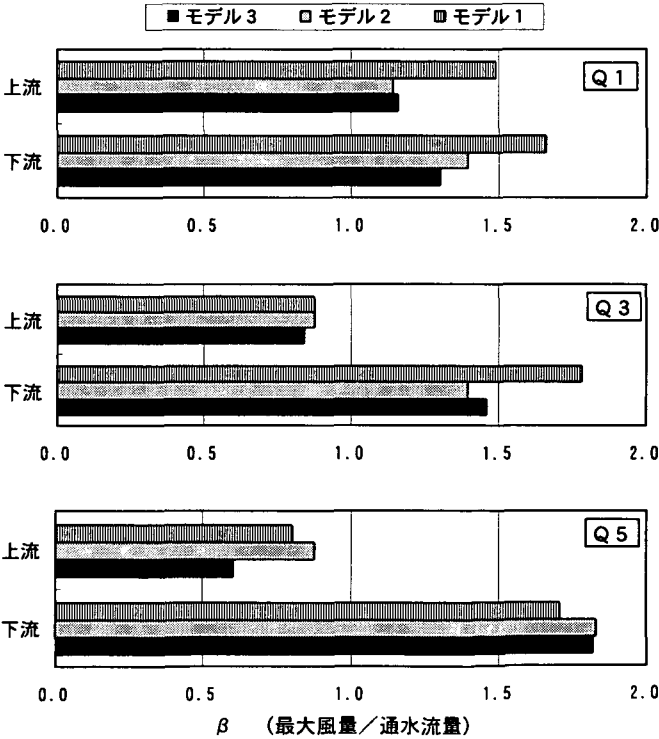


図 19 上下流における排気率 β の比較

人孔からの吸い込みが始まる 10 sec あたりである。その後上流人孔から吸気、下流側から排気という状態が続くが、満管になる過程において段波が空気塊を上流側に押し上げるにより、上流側からも大きな排気が生じる（50 sec あたり）。

計測された排気量の最大値（最大風量）について、無次元化を図るために排気率 β （最大風量/通水流量）を定義した。各実験条件における上下流人孔の排気率 β について図 1 9 に示す。下流側の β の値は 1.3~1.8 程度であり、単純な水と空気 の置換（ $\beta=1$ ）ではなく、通水流量以上の排気量が生じることがわかる。また流量規模が小さい場合、 β は下流側で大きく上流側で小さいが、流量規模が大きい場合には両者が同程度になることから、空気噴出への対策は下流側人孔だけでなく上流側人孔にも必要となることが想定される。なお、各模型間で比較すると、模型縮尺が大きいほど β がわずかではあるが大きくなる傾向があるようだ。

3. 3 縮尺効果の検討

空気混入ならびに空気噴出にかかる縮尺効果の大きさについて検討を行った。ここでは、各模型の幾何学的な縮尺比と混入率 α 、排気率 β との関係が次式のような形で表現されると仮定した。

$$(\alpha_p/\alpha_m) = (L_p/L_m)^X, \quad (\beta_p/\beta_m) = (L_p/L_m)^Y$$

L：代表寸法、添え字 p：実物、添え字 m：模型、X および Y：定数

仮に縮尺効果がなく、空気についてもフルード則に従うとした場合には、 $X=Y=0$ となる。

α については、まず図 1 6 の結果から各模型ごとに得られる α と h/H の関係を表す回帰直線より $h/H=0.2$ 、0.5、0.8 の場合の α の値を求め、模型 M3 を α_m 、模型 M1, M2 を α_p とした場合について計算し、これを両対数軸上にプロットした（図 2 0）。 β については、下流人孔の β に対象を限定し、同様に模型 M3 を β_m 、模型 M1, M2 を β_p とした場合について計算し、これを両対数軸上にプロットした（図 2 1）。これらの図の傾きが X, Y となるが、これを求めると $X=1.3$, $Y=0.08$ であった。これらの結果から空気混入現象に比べ空気噴出現象の縮尺効果は比較的小さいものであるということがわかった。

今後は、実験結果のより精緻な解析を行い、空気混入・噴出現象の定量的な評価を行うとともに、数値解析モデルにより、水と空気の流れを同時に解析する手法を確立していく必要がある。

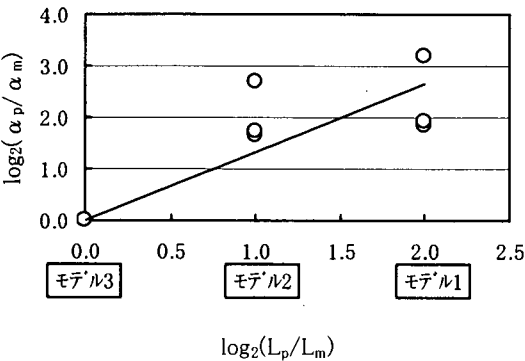


図 2 0 混入率 α （突入流式）の縮尺効果

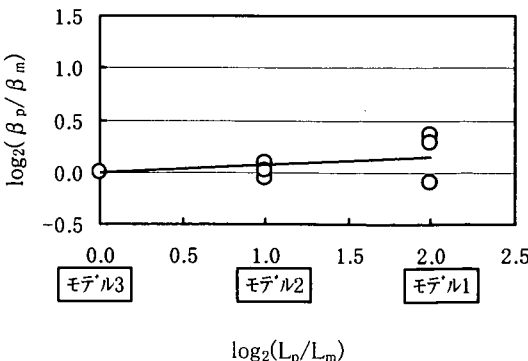


図 2 1 排気率 β （下流人孔）の縮尺効果

4. まとめ

本調査により得られた結果を以下に示す。

- (1) 合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデルについて

- ①合流式管きょ内における晴天時の大腸菌群数について調査を行った。午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であり、概ね $10^4 \sim 10^5$ 個/mL の範囲での変動であった。
- ②合流式管きょ内における雨天時の大腸菌群数について調査を行った結果、次の3点が特徴的であった。
 - a) ファーストフラッシュのピークは他の項目と比べ 20~30 分程度早く現れる傾向が見られた。
 - b) 地表面からの負荷流出を考慮する必要がある。
 - c) 堆積物の表層のみが負荷流出に寄与し、下層部分の寄与は小さいことが推測される。
- ③集中型土研モデルにおける管渠内初期堆積負荷量 P_{p0} の晴天時負荷流出量に対する比率を L_R と定義した場合、 L_R の大きさは $BOD > T-P > T-N$ となる。
- ④分布型土研モデルの式形について検討し、流域モデルと管路モデルの2つを組み合わせるものとした。
- ⑤上記の分布型土研モデルによりシミュレーションを行った結果、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて水質の急激な上昇・下降の過程についても再現が可能であった。

(2) 空気噴出を考慮した雨水管路設計手法について

- ①上流人孔が突入流式の場合、定常状態における空気混入量は人孔内水位に比例する。混入率は通水流量の数10%程度であり、無視できない量である。
- ②上流人孔が階段式の場合、突入流式の場合と比較して空気混入量が小さく、特に人孔内水位が高まると混入率が5%以下程度となる。
- ③空から満管に移行する過程において排出される空気量の最大値は、通水流量の1.3~1.8倍程度であった。
- ④上記のような非定常状態においては、下流人孔のみならず上流人孔からも相当の空気噴出が計測された。空気噴出対策を講ずる場合には、下流側のみならず上流側の人孔にも対策が必要である。
- ⑤混入率 α 、排気率 β について縮尺効果の検討を行った。 α 、 β とも縮尺効果が見られたが、検討の範囲においては、 α に比べ β の縮尺効果は比較的小さいものであった。

6. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査

下水処理研究室 室 長 中島英一郎
主任研究官 山下 洋正
研 究 官 斎野 秀幸

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る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、平成10年度～13年度にかけて、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ってきた。

平成10年度は、調査初年度として、窒素・りん除去法を採用している処理場の電力消費量を現地調査により把握した。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及び硝化細菌の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うとともに、実規模レベルでの間欠曝気攪拌の処理成績を調査により嫌気槽における攪拌の省エネルギー化を検討した。

平成11年度は、前年度に引き続き嫌気槽及び無酸素槽の間欠曝気攪拌について攪拌間隔等最適な攪拌条件を検討した。また、曝気風量制御法による処理成績の違いの把握、異なる高度処理法での余剰汚泥発生量の比較を実施した。

平成12年度は、水処理におけるエネルギー消費の特性把握を行うことを目的に、実施設での酸素移動効率の検討と結合固定化担体を用いた硝化実験における酸素移動効率の検討を行った。

平成13年度は、前年度に引き続き、水処理におけるエネルギー消費の特性把握を行うことを目的に、実施設での酸素移動効率の実験的検討を行うとともに、異なる処理場間でのエネルギー消費特性の差異を把握した。

2. 調査方法

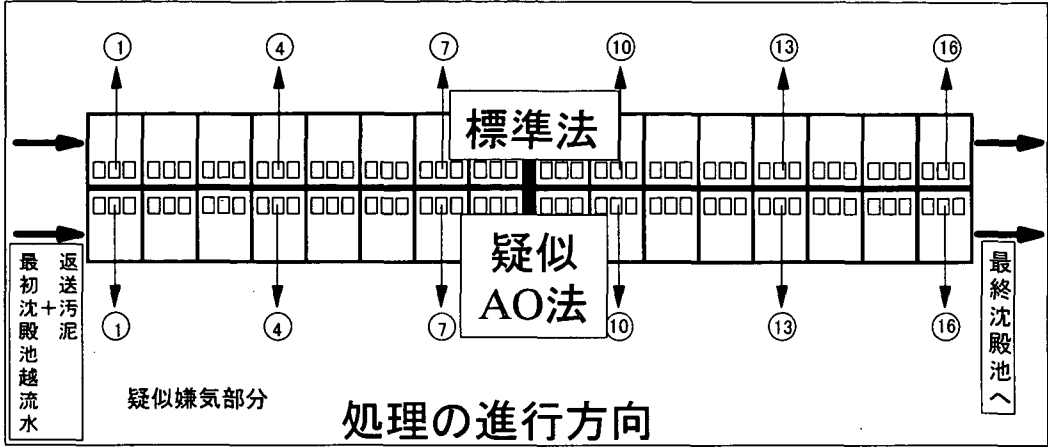
標準活性汚泥法や様々な窒素りん除去法においては、曝気により液中に酸素を供給する過程（エアレーション）が極めて重要な役割を果たし、処理場全体のエネルギー使用からも大きな割合を占めている。運転管理手法や処理プロセスの改善により曝気に関する消費エネルギーを節減できれば、省エネルギーに大きく寄与するものと期待される。

そこで13年度においては、運転管理手法及び処理プロセスの違いが曝気に関する消費エネルギー特性に及ぼす影響を把握するために、以下の3点について検討した。

- ①疑似嫌気好気活性汚泥法（嫌気好気法において、嫌気槽の攪拌を機械攪拌ではなく微小曝気によって行っている処理法）および標準活性汚泥法の曝気エネルギー比較
- ②異なる高度処理プロセスの処理場間の曝気エネルギー比較
- ③曝気効率の変化と α 値（下水中の酸素移動効率の清水に対する補正係数）の関係把握

2. 1 疑似嫌気好気活性汚泥法および標準活性汚泥法の曝気エネルギー比較

調査は愛知県豊川浄化センターの疑似嫌気好気活性汚泥法の反応槽で行った。豊川浄化センターでは、図－1に示す通り、10系列の反応槽（有効水深5m、タンク幅6m、総延長80m）が流れ方向に16区画に分割されており、散気板が水路片側に配置されている。調査時は、反応槽の流下方向に1、4、7、10、13及び16区画において排ガス測定および水質分析試料の採取を行った。用いたエアレーションタンクは206系、207系列および208系の3系列であり、206系列は実験の対照条件として通常の運転状態である疑似嫌気好気法とし、207系列は高負荷の疑似嫌気好気法、208系列は高負荷の標準活性汚泥法で運転を行った。ここで「高負荷」とは、12年度の調査で疑似嫌気好気法と標準活性汚泥法とで処理水質にあまり差異が出なかったことから、処理特性の違いを明確化するために水量及び負荷量を対照の206系列より約2割増大させた運転条件である。調査条件を表－1に示す。



図－1 調査反応槽の概要（豊川浄化センター）

表－1 調査条件（豊川浄化センター）

処理系列	206 系	207 系	208 系	
処理法	疑似嫌気好気法	疑似嫌気好気法	標準活性汚泥法	
Run1 条件 (13.7～13.8)	通常運転	高負荷運転	高負荷運転	
Run2条件 (13.11)(DO mg/L)	DO 2.5mg/L	DO 3.0mg/L	DO 1.5mg/L	
Run3条件 (13.11～13.12)	通常運転	高負荷運転	高負荷運転	
Run4条件 (14.1)(DO mg/L)	DO 2.5mg/L	DO 2.0mg/L	DO 1.5mg/L	
反応槽	幅 6m、長さ 80m、水深 5m、10 系列			
反応槽容量	2400m ³ ／系、150m ³ ／区画			
散気装置	散気版による全面曝気			
曝気制御方法	前4区画嫌気、後 12 区画好気		全区画好気	
処理の状況 (Run1 の例)				
流入水量	m ³ /d/系	5413	6287	6864
返送汚泥量	m ³ /d/系	2,142	2,335	2,398
余剰汚泥量	m ³ /d/系	65	76	83
返送汚泥濃度	mg/L	6,050	6,050	6,050
HRT	h	12	10	9
実質 HRT	h	8	7	7
曝気量	m ³ /min/系	22	25	28
MLSS	mg/L	2,250	2,300	2,350

測定項目は、平成12年度の調査とほぼ同様であり、流量を流入、反応槽全体、返送汚泥について測定し、送気量は反応槽全体として測定、曝気酸素濃度、曝気CO₂濃度、排気酸素濃度、排気CO₂濃度、溶存酸素濃度、ORP、pH及び水温については反応槽の各区画(1, 4, 7, 10, 13, 16 区画)で測定、全BOD、溶解性BOD、SSは流入について測定、アルカリ度、全CODCrは流入と返送汚泥について測定、T-P及びT-Nは流入、反応槽の最終区画(16 区画)及び返送汚泥について測定、溶解性CODCr、PO₄-P、溶解性N、NH₄-N、NO₂-N及びNO_x-Nは流入及び反応槽の各区画(1, 4, 7, 10, 13, 16 区画)で測定、MLSSは反応槽の最終区画(16 区画)及び返送汚泥について測定、そしてKLaは反応槽の各区画(1, 4, 7, 10, 13, 16 区画)で測定した。

2. 2 異なる高度処理プロセスの処理場間の曝気エネルギー比較

調査は愛知県豊川浄化センター、矢作川浄化センター、五条川左岸浄化センターおよび境川浄化センターの高度処理プロセスについて行った。各処理場の処理プロセスの特性を表-2に示す。

表-2 各処理場の高度処理プロセス特性

浄化センター名	豊川	矢作川	五条川左岸	境川
処理方法	疑似嫌気好気	2段嫌気好気	2段嫌気好気	疑似嫌気好気
曝気方法	全面曝気	機械式攪拌	機械式攪拌	全面／攪拌
制御方法	DO	DO	DO	ORP(酸化還元電位)
HRT(h)	8.0/7.0	7.9／8.7	5.9	5.9／6.4
処 理 能 力 (m ³ /d) (H13.4.1 現在)	77,500	100,000	68,400	120,000
処理水量 (m ³ /d)	50,305	114,941	57,850	75,410

測定項目は、2. 1と同様であり、調査は平成13年の7～9月の夏期に実施した。調査結果より、曝気エネルギー消費量、送風量、処理水量、BOD 負荷量等を把握して、曝気エネルギー消費特性について検討した。

2. 3 曝気効率の変化とα値の関係把握

疑似嫌気好気法及び標準法において処理の進行に伴う曝気効率の変化を把握するために、処理途中の反応槽ろ液について、表-3に示す非定常法によりKLa（総括酸素移動容量係数）を測定した。

表-3 α値把握のためのKLa 測定法

検水量	ろ紙5A でろ過した試料 500mL
測定容器	トールビーカー(500mL 用量)
送風量	50mL／分
添加亜硫酸ナトリウム	50g/L 溶液を 5mL
溶存酸素濃度(DO)測定	0～3 分の間は 30 秒毎
	3～10 分の間は 1 分毎
	10 分以降は 2 分毎

測定に際しては、まず測定容器に試料水を満たし、亜硫酸ナトリウムを溶解して溶存酸素濃度(DO)をゼロとし、続いてエアレーションしてDOを上昇させた。試料水温における飽和DO値とエアレーションタンク中の各時間におけるDO値との差(Cs-C)をエアレーション時間に対して片対数グラフとし、式-1に基づいて、近似直線の傾きからKLaを算出した。

$$\frac{dC}{dt} = KLa(Cs - C) \qquad \cdots (式-1)$$

このKLaは、実施設の運転条件下における値とは異なっており、絶対値として用いることはできないが、清水及び各試料水を同一の試験条件で測定していることにより、そのKLaの比率が水質による違いすなわち

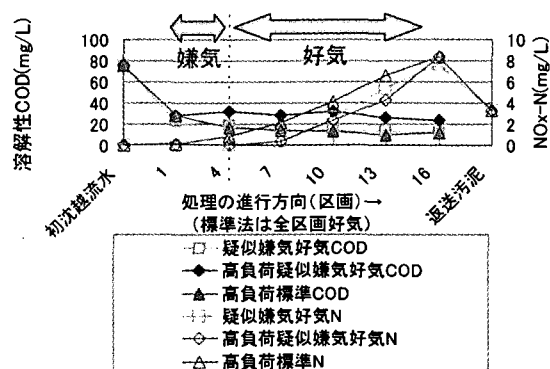
α 値を示すものと考えられ、式—2より算出した。

$$K_{La}(\text{試料水}) = \alpha \cdot K_{La}(\text{清水}) \quad \dots (\text{式—2})$$

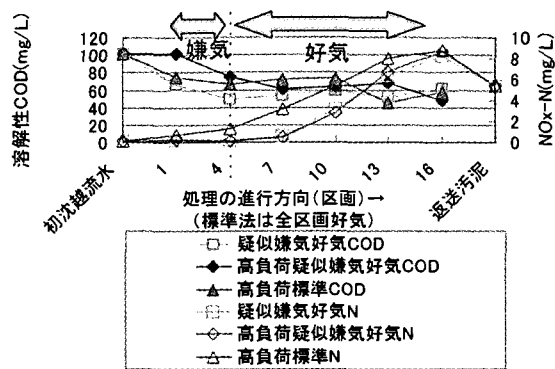
3. 調査結果及び考察

3. 1 疑似嫌気好気活性汚泥法および標準活性汚泥法の曝気エネルギー比較

Run 1 及び Run 3 の調査結果に基づき、通常運転の対照系列、高負荷の疑似嫌気好気法の系列及び高負荷の標準活性汚泥法の系列の 3 系列について処理水質を比較した結果を図—2 及び図—3 に示す。



図—2 標準法及び疑似嫌気好気法の比較
における有機物及び窒素の処理特性（夏期）



図—3 標準法及び疑似嫌気好気法の比較
における有機物及び窒素の処理特性（冬期）

窒素については、処理過程における硝化の進行の程度が高負荷標準法＞疑似嫌気好気法＞高負荷疑似嫌気好気法となっており、全区画好気である標準法で最も早く硝化が進み、高負荷の疑似嫌気好気法で最も遅くなるという妥当な結果となっている。処理終了段階ではいずれの系列でもほぼ完全硝化がなされており、返送汚泥中の $\text{NO}_x\text{-N}$ は返送中にほとんどが脱窒されている。また、COD の除去の進行の度合いについても、同様に高負荷標準法＞疑似嫌気好気法＞高負荷疑似嫌気好気法となっている。一方、リン除去については、標準法の好気区画でもリンの摂取が起きていたが、これは、調査対象処理場においては全系列の返送汚泥が混合されてから各系列に流入するため、嫌気過程を経たリン除去細菌が標準法の好気槽にも流入するためと考えられる。

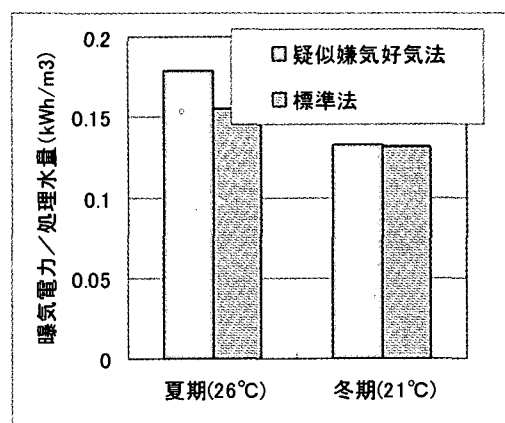
こうした活性汚泥の特性及び処理場の運転の余裕幅によって、最終的な処理水は各系列ともほぼ同等な処理水質となっていた。

次に、Run 2 及び Run 4 の調査結果に基づき、疑似嫌気好気法及び標準活性汚泥法における曝気に関する消費エネルギーを比較したところ、図—4 に示すようにほぼ同等であった。この結果について、高度処理における酸素消費量の増大の観点から、次の通り化学量論的な考察を行った。

生物学的リン除去プロセスでは、嫌気過程で取り込まれた有機物もほとんどが好気過程で酸化されるため、全体的な酸素要求量に関しては標準法と差がないと考えられる

次に好氣的な有機物酸化及び硝化脱窒反応に一般に用いられている化学量論的係数 A としては、

脱窒により消費される有機物量	$A: 2.0 \sim 3.0(\text{kgBOD/kgN})$
有機物の好氣的酸化に必要な酸素量	$B: 0.5 \sim 0.7(\text{kgO}_2/\text{kgBOD})$



図—4 処理水量あたりの曝気エネルギー

アンモニアの完全硝化に必要な酸素量 $C: 4.57(\text{kgO}_2/\text{kgN})$

が挙げられる。これらにより、脱窒により消費される有機物が好氣的酸化されていた場合に消費されたはずの酸素量、つまり、脱窒による有機物消費に伴う酸素消費減少量は、

脱窒により節約される酸素消費量 $A \times B: 1.0 \sim 2.1(\text{kgO}_2/\text{kgN})$

として表され、一方で硝化に必要な酸素量 C と差し引きして、

硝化脱窒反応全体での追加的酸素消費量 $C - A \times B: 2.47 \sim 3.57(\text{kgO}_2/\text{kgN})$

となる。

ここで、標準的な流入下水の水質として、 $\text{NH}_4\text{-N} 20\text{mgN/L}$ 、 $\text{BOD} 160\text{mg/L}$ を仮定し、有機物酸化及び硝化脱窒反応が完全に行われた場合を想定すると、

標準法＋未硝化（有機物酸化）： 酸素消費量 $80 \sim 112(\text{kgO}_2)$

標準法＋硝化（有機物酸化＋硝化）： 酸素消費量 $171 \sim 203(\text{kgO}_2)$

硝化脱窒法（有機物酸化＋硝化＋脱窒）：酸素消費量 $129 \sim 183(\text{kgO}_2)$

となり、標準法で硝化が全く行われなかった場合と、高度処理で硝化脱窒が完全に達成された場合とを比較すると、高度処理において 1.6 倍程度は酸素消費量が增大するものと予想される。従って、その分だけ曝気が必要となり、曝気エネルギー消費が増大するはずである。しかし、標準法において硝化促進されている場合は、脱窒まで行った方が、酸素消費量が 0.8 倍～0.9 倍程度に減少すると予想される。本調査結果において、疑似嫌気好気法と標準法で曝気エネルギーがほぼ同等であったのは、標準法でもある程度硝化が進行して酸素消費量が增大しており、また、実処理場の運転条件下では流入水質変動等に備えて余裕のある曝気条件で運転を実施しており多少の曝気エネルギー差は余裕範囲に埋もれてしまうこと等によるものと考えられる。

従って、実処理場の運転条件下を想定して、標準法における硝化の進行、流入水質変動等に備えた余裕ある曝気条件を前提とした場合は、栄養塩除去の高度処理の採用によって、酸素消費量の増大に由来して明確に曝気量が増えて消費エネルギーが増大することはないものと考えられた。

3. 2 異なる高度処理プロセスの処理場間の曝気エネルギー比較

各処理場の処理プロセスの曝気エネルギー消費特性を表－4に示す。

表－4 各処理場の高度処理プロセスの曝気エネルギー消費特性

浄化センター名		豊川	矢作川	五条川左岸	境川
空気倍率	(空気量/水量)	10.1	3.1	5	2.8
BOD 負荷量	kg/d	5786	6207	8099	8295
曝気電力/風量(H12 データ)	kWh/m ³	0.03	0.04	0.03	0.03
曝気電力/水量	kWh/m ³	0.29	0.11	0.13	0.07
曝気電力/BOD 負荷量	kWh/kg	2.52	2.09	0.90	0.68
BOD 容積負荷	kgBOD/m ³	0.24	0.17	0.41	0.32
NH ₄ -N 硝化の容積効率 (流入濃度-処理水濃度)	kgN/m ³	0.040	0.031	0.055	0.070

豊川浄化センターの空気倍率は他処理場の2倍以上と高く、処理水量あたりの曝気エネルギーも2倍以上となっている。また、BOD 負荷量あたりの曝気エネルギーについても豊川センターが最も高く、矢作浄化センターも比較的高くなっている。各処理場で、窒素りん除去プロセス及び曝気装置がそれぞれ異なっているため単純な比較は困難であるが、運転方法の違いにより2倍以上も消費エネルギーに差が出るとは考えがたく、散気装置の特性等、施設的な要因がエネルギー消費特性に大きく影響していると想定される。従って、処理水量あたり、BOD 負荷量あたりの曝気エネルギーが大きい処理場においては、施設更新時に高効率の散気装置の

導入を検討することが最も効果的な省エネ対策と考えられる。

3. 3 曝気効率の変化とα値の関係把握

疑似嫌気好気法及び標準法における処理の進行に伴う曝気効率の変化について、H12年度の方法により反応槽の物質収支より算出した KLa （送風量当たり）について左軸で表示し、反応槽より採取した活性汚泥混合液のろ過試料の KLa を測定して α 値を算出したものを右軸で表示する形で図-5、6に示す。反応槽の物質収支より算出した KLa （総括酸素移動容量係数）は各処理法で概ね一致しており、処理の進行に伴い増大する傾向にあった。 α 値については、データのばらつきはあるが、処理の終了に向けて増加がみられ、 KLa の増加に関係していると考えられた。しかし、 α 値は処理の進行に伴い単調に増加するのではなく、流入水質等様々な要因に左右されていると推察されるため、予測に際して余裕を見込む必要があると考えられる。

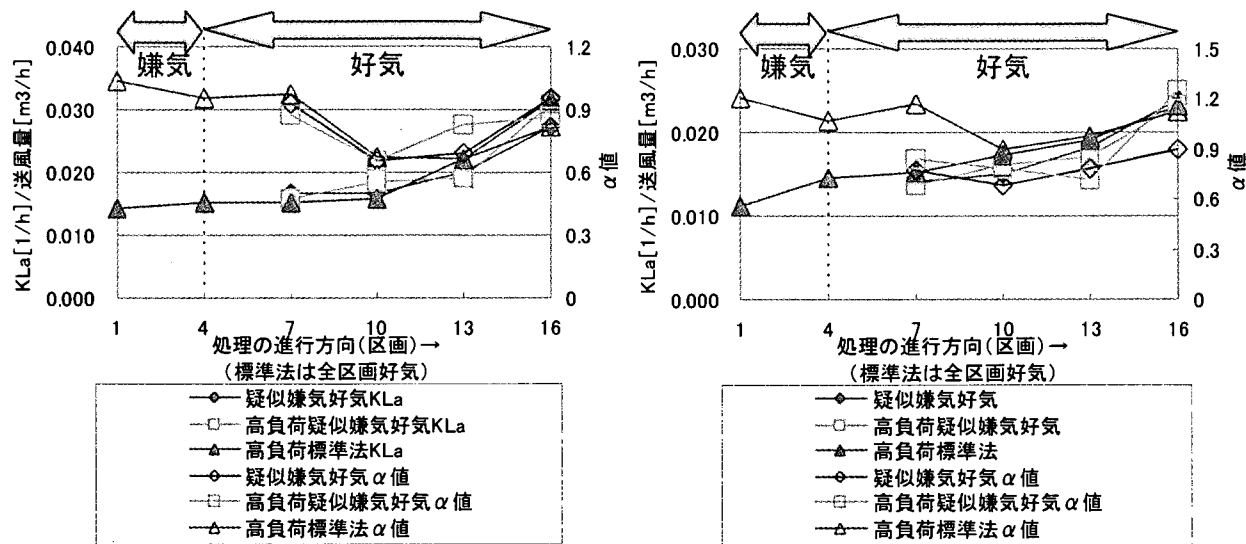


図-5 処理進行に伴う α 値及び KLa の変化（夏期） 図-6 処理進行に伴う α 値及び KLa の変化（冬期）

4. まとめ

窒素、りん除去の高度処理における省エネルギーのため、曝気に関して実処理場における酸素移動効率に着目して調査を実施し、以下の結果が得られた。

- (1) 実処理場の運転条件下では、栄養塩除去の高度処理の採用によって、酸素消費量の増大に由来して明確に曝気量が増えて消費エネルギーが増大することはない。
- (2) 曝気の効率化には、運転管理の改善のみでは限度があり、根本的には散気装置の効率化等の施設対応が必要である。
- (3) 下水処理に伴う α 値の変化は曝気効率に影響するが、その変化の予測には余裕を見込む必要があり、流入水質の変動に対応した高度な管理指標として直ちに用いることは難しい。

参考文献

- (1) 社団法人日本下水道協会、下水道施設計画・設計指針と解説後編 2001 年版、pp.43-44
- なお、調査全体の総合的なとりまとめについては、「山下洋正、中島英一郎、斎野秀幸、鈴木穰、重村浩之、三宅十四日、原達也及び小椋直樹、栄養塩類除去を目的とした高度処理における消費エネルギー削減について、環境工学研究論文集、Vol. 39, 2002, pp.135-142」を併せて参照されたい。

7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査

下水処理研究室

室 長 中島英一郎

主任研究官 山下 洋正

研 究 官 斎野 秀幸

1. はじめに

下水道の普及や水利用の高度化に伴い、取排水系統が複雑化して下水処理場の放流点の下流で水道取水が行われていたり、特に都市河川等において下水処理水が河川流量の大きな割合を占めたりするようになってきている。また、水資源の有効利用、新規水需要の抑制の観点から、高度に処理した下水処理水を再利用水として様々な形態で利用する事例も近年増加傾向にある。このように、都市・流域の水循環における下水処理水の影響が今後ますます重要となってくるものと考えられる。

下水道にはヒトの排泄物が流入するため、ヒト腸管系の疾患をもたらす様々な水系感染症の原因微生物が下水中に存在することが想定される。その中には、細菌のみならず、塩素消毒により強い耐性を持つウィルス、原虫類等の新たな病原微生物が存在することが報告されており¹⁾²⁾³⁾、下水道においても制御が重要となっている。

よって、本調査においては、このような病原微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、負荷削減手法等の対策の検討を行うものである。

10年度は、クリプトスポリジウムの測定方法並びに活性汚泥処理法による除去能力の把握及び除去効率の向上に関する検討を行うとともに、下水中からのウィルスの検出方法について検討した。

11年度は、パイロットプラント等を用いてクリプトスポリジウムの活性汚泥法による除去能力の把握並びに凝集剤添加及び砂ろ過による除去効率の向上に関して検討を行った。

12年度は、パイロットプラント等を用いてウィルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過による除去に関して検討を行った。

13年度は、下水処理中のクリプトスポリジウム存在量の全国的なモニタリング調査を実施し、その存在量を把握して定量的リスク評価を行った。

2. 調査方法

調査にあたり、まずクリプトスポリジウムの測定手法について検討し、全国モニタリング調査を行うための測定法を決定した。次に、下水処理中のクリプトスポリジウム存在量の全国的なモニタリング調査を実施し、その存在量を把握した。このデータに基づいてクリプトスポリジウム存在量分布を統計的に推定し、下水処理水によるクリプトスポリジウムのヒト健康リスクの現状について、定量的評価を実施した。

3. 結果と考察

3. 1 クリプトスポリジウム測定法の検討

クリプトスポリジウムのオーシストの測定法について、これまでに開発した手法を整理し、回収率の確認、新たな染色試薬の使用による手法改善を検討した。

クリプトスポリジウムの測定は、試料水中よりオーシストを分離し、顕微鏡により観察して定量することを基本としているが、その具体的手法については、平成10年度に開発した測定法²⁾をベースとして試薬等の改良を行った測定法を標準とした。本測定法は、図-1に示す通り、ふるいとり紙によるろ過、遠心分離による濃縮、免疫磁気ビーズによる分離、直接抗体染色蛍光試薬によるオーシスト壁染色、DAPI 試薬によるスポロゾイト核染色、プレパラート調製、落射蛍光顕微鏡及びノマルスキー微分干渉顕微鏡による検鏡・内部観察を行うものである。本測定法に要する作業時間は、2試料を同時に処理する場合、前処理で約3時間半、検鏡で約2～3時間であった。

本測定法によるクリプトスポリジウムのオーシストの回収率は、これまでの調査結果より、表-2に示す通り流入下水で27.5%、二次処理水で35.1%と設定し、測定値をこの回収率で換算することにより真のクリプトスポリジウム濃度を算出した。

表-1 クリプトスポリジウム測定法の回収

試料番号	試料種別	量(ml)	クリプトスポリジウム添加量(個)	回収数(個)	回収率(%)	平均回収率
1	流入水	200	910	286	31.4%	27.5%
2		200	910	285	31.3%	
3		200	910	179	19.7%	
4		200	910	251	27.6%	
5	二次処理水	2.5L	910	293	32.2%	35.1%
6		2.5L	910	348	38.2%	
7		10L	910	316	34.7%	

3. 2 クリプトスポリジウム存在量の全国調査

平成13年10月より平成14年3月までの6ヶ月間、全国8下水処理場(A～H)において、月1回流入下水、二次処理水及び再生水のクリプトスポリジウム濃度測定を行った。調査対象の処理場の概要を表-2に、水処理方法について表-3にそれぞれ示す。

表-2 調査処理場の規模

	処理面積(ha)	処理人口(千人)
最大	10,543	770
平均	5,262	411

試料の採取にあたっては、24時間コンポジット採水(流量比混合)を原則としたが、一部の試料についてはコンポジットの均等混合又はスポット採水であった。測定結果を、流入水について図-2に、処理水について図-3にそれぞれ示し、データの概要を表-4に示す。

測定データ数がそれほど多くないため、測定値の傾向について現時点で確定的な判断をすることは難しいが、冬期において濃度が上昇する傾向が若干見受けられるとともに、処理法が二次処理のみ→砂ろ過→凝集剤+砂ろ過と高度になるほどクリプトスポリジウム濃度が減少しており、下水処理によりクリプトスポリジウムが除

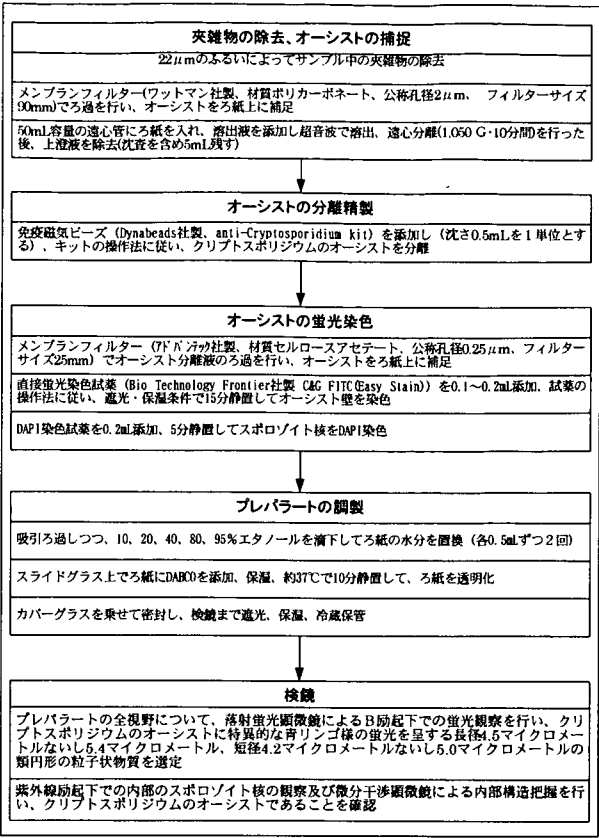
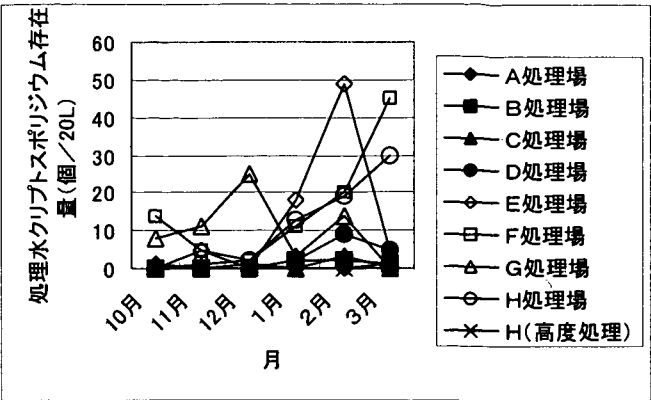
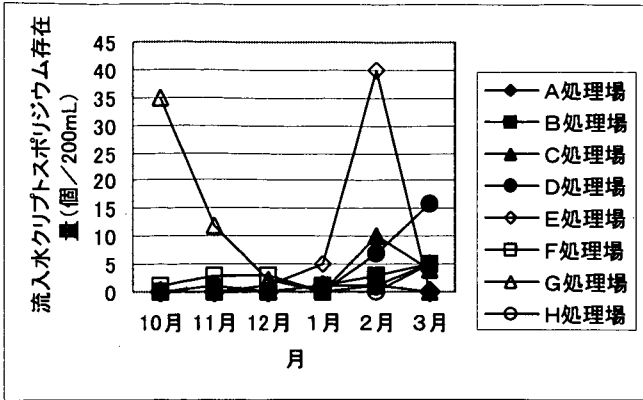


図-1 クリプトスポリジウム測定法の概要

表-3 調査処理場の水処理方法

処理方法	処理場数
生物的二次処理	8
+砂ろ過	4
+凝集剤+砂ろ過	2

去されていることが確認できる。



図－2 クリプトスポリジウム測定値（流入下水） 図－3 クリプトスポリジウム測定値（処理水）

表－4 下水試料中の Cryptosporidium 測定結果

	流入下水 (個／200ml)	二次処理水 (個／20L)	砂ろ過水 (個／20L)	凝集剤＋砂ろ過水 (個／20L)
試料数	47	29	12	12
算術平均	3.5	10.4	1.5	0.25
分散	75.1	276.0	9.3	0.83
標準偏差	8.7	16.6	3.1	0.91
最小値	0 (23 件)	0 (6 件)	0 (7 件)	0 (10 件)
最大値	40 (1 件)	49 (1 件)	9 (1 件)	3 (1 件)

注：二次処理水及び凝集剤＋砂ろ過水の3試料は18.5～19L当たりの個数である。

3. 3 クリプトスポリジウム濃度の確率分布の推定

生物の計数値は非負値であるため、経験的に正規分布よりも正にひずんだ対数正規分布によく従うとされている。そこで本測定データについても、下水中のクリプトスポリジウム濃度が従う確率分布として対数正規分布を仮定した。

ここで、測定値が対数正規分布に従うとは、測定値の対数値が正規分布（式－1）に従うことを意味する⁵⁾。

$$f(t)=\int_{-\infty}^{\infty}\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma}e^{-\frac{(t-m)^2}{2\sigma^2}}\cdots\text{(式－1)}$$

対数正規分布の確率密度関数 f(x)は次の通りとなる。

$$f(x)=\int_{-\infty}^{\infty}\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma}e^{-\frac{(\log(x)-m)^2}{2\sigma^2}}\cdots\text{(式－2)}$$

ここで、σは対数標準偏差、mは対数平均となる。また、算術平均μ及び算術分散は次の通りである。

$$\text{算術平均}\mu=e^{\left(m+\frac{\sigma^2}{2}\right)}\cdots\text{(式－3)}$$

$$\text{算術分散}=\mu^2\left(e^{\left(\sigma^2\right)}-1\right)\cdots\text{(式－4)}$$

表－4に示す測定値の算術平均と対応するのが算術平均パラメータμであり、対数平均パラメータmは測定値の幾何平均値と対応することになる。

測定値を対数平均分布に当てはめる手法は、正規確率紙と原理的に同じであり、次の通りである⁶⁾⁷⁾。

測定値の対数値を取り、それを小さい順に並べ直して得られる非超過確率（トーマスプロット法）を経験的な累積分布関数値とみなすと、その値の「標準正規分布の累積分布関数の逆関数値」が「観測値の正規化値」に相当することから、縦軸を観測値、横軸を逆関数値としてプロットすると、y切片が平均、傾きが標準偏差の回帰直線が得られる。具体的には、

(1) 観測値 X_i → 非超過確率 P_i → 累積分布関数の値 F_{xi} の算出

(2) 観測値の正規化値 Z_i → 標準正規分布の累積分布関数の値 F_{zi} の算出

を実施し、ここで F_{xi} と F_{zi} が等しいことから、

(3) 観測値の正規化値 Z_i ← F_{xi} について標準正規分布の累積分布関数の逆関数の値 であり、

$$Z_i = (X_i - m) / \sigma \rightarrow X_i = \sigma Z_i + m \quad \cdots \text{(式-5)}$$

より、縦軸に観測値 X_i 、横軸に観測値の正規化値 Z_i すなわち「観測値 X_i の非超過確率 $P_i (= F_{xi})$ について標準正規分布の累積分布関数の逆関数の値」をプロットすると、回帰直線 $y = \sigma x + m$ より、平均 m 及び標準偏差 σ が求められる。

こうして測定値を対数正規分布にあてはめた結果を、流入下水について図-4に、処理水について図-5に、二次処理水について図-6に、砂ろ過水について図-7に示す。

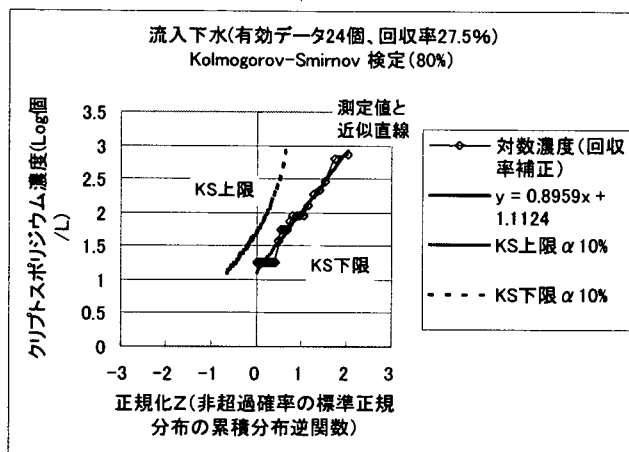


図-4 クリプトスポリジウム濃度測定値の対数正規分布への適合性（流入下水）

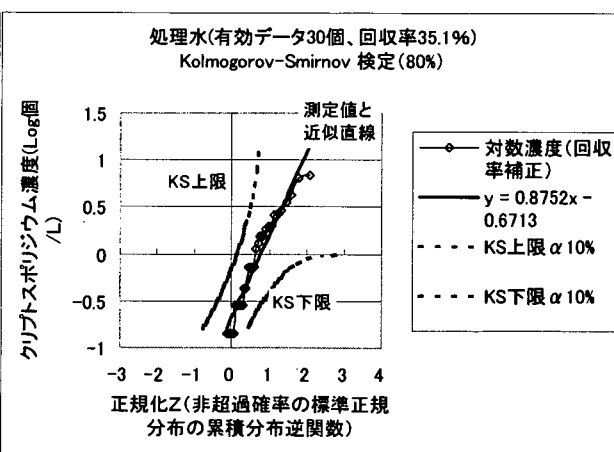


図-5 クリプトスポリジウム濃度測定値の対数正規分布への適合性（処理水（全部））

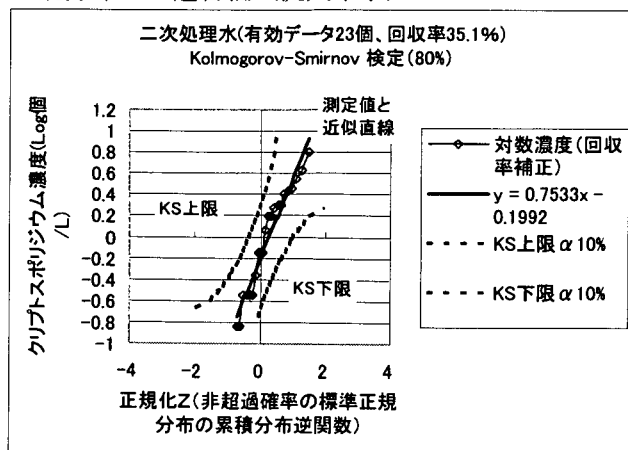


図-6 クリプトスポリジウム濃度測定値の対数正規分布への適合性（二次処理水）

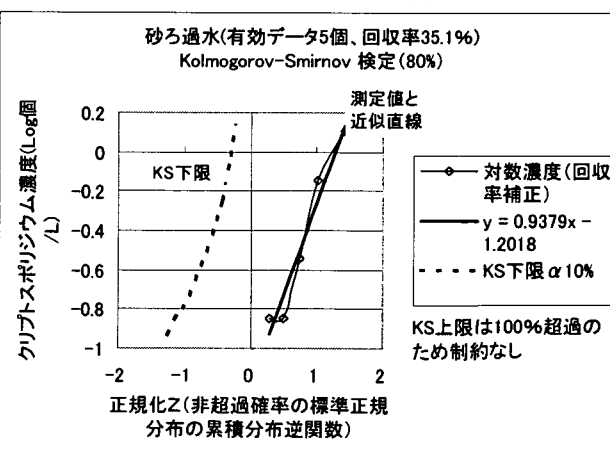


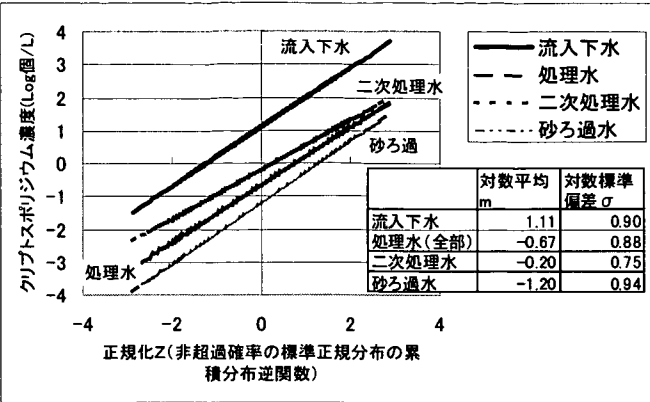
図-7 クリプトスポリジウム濃度測定値の対数正規分布への適合性（砂ろ過水）

また、測定値の対数正規分布への適合性を検証するために、統計テストの一種であるコルモゴロフスミルノフ検定（Kolmogorov – Smirnov test）を実施した⁶⁾。図中でKS 上限及びKS 下限として示す曲線は、いずれも信頼区間 10%の限界を示しており、いずれの場合においても測定値及び得られた近似直線は信頼区間内であり、80%の信頼性で対数正規分布に従うことが示された。

こうして得られた対数正規分布のパラメータ（対数平均及び対数標準偏差、但し常用対数）に基づいて、流入下水、処理水（全部）、二次処理水及び砂ろ過水について、その分布状況を試算した結果を図－8 に示す。

流入下水、二次処理水及び砂ろ過水中のクリプトスポリジウム濃度は、幾何平均値でそれぞれ約 13 個/L、約 0.6 個/L 及び約 0.06 個/L であった。

流入下水のクリプトスポリジウム濃度と比較して、処理水は全般的に概ね 2 Log 程度除去され、対数平均値で比較すると流入下水から二次処理水で約 1.3Log、二次処理水から砂ろ過水で約 1Log の除去となっていた。



図－8 クリプトスポリジウムの分布状況の試算

3. 4 現状リスク評価

上述の検討で得られたクリプトスポリジウムの存在量に関する対数正規分布パラメータを用いて、下水処理水に関するリスク評価を行った。

リスク評価の対象とする下水処理水の放流・利用先について、仮定した摂取容量と頻度を表－5 に示す^{8) 9)}。

表－5 処理水放流及び再生水利用における曝露頻度および摂取量

接触／再利用形態	被暴露者	暴露形態	曝露頻度	1 回当たり摂取水量
親水用水（公園）	公園利用者	水遊び	100 日/年	10mL/日
修景用水（公園）	公園利用者	魚釣り	2 日/週	1mL/日
水洗用水（Office）	勤労者	飛沫による接触	5 日/週	0.1mL/日
散水用水（公園）	公園利用者	芝生等での接触	60 日/年	1mL/日
水浴	水浴者	水浴中の誤飲	40 日/年	100mL/日
水道利用	水道利用者	水道中の飲用利用	365 日/年	2L 又は 1L/日

クリプトスポリジウムの容量反応モデルとしては、式－6 に示す指数型モデルを用いた^{10) 11)}。

$$P = 1 - \exp(-D/k) \quad \cdots \cdots \cdots \text{（式－6）}$$

ここで、P：1 回の曝露における感染確率

D：1 回当たり曝露量（クリプトスポリジウム個）

k：指数型モデルのパラメータ（238.6）

リスク計算は Monte Carlo 法により各 500 回試行で行い、計算には表計算ソフト（Microsoft Excel™）を用いて乱数を発生させて実施した。計算により求められたヒト一人当たりの年間感染リスク期待値について、平均値を図－9 に、95%信頼区間上限値（97.5%値）を図－10 に、それぞれ示す。

現実的なシナリオとして、再生水に砂ろ過水、放流水に二次処理水を用いた場合に想定される年間感染リスクは、平均値及び 95%信頼区間上限値ともに 10⁻⁴～10⁻² の範囲であると推定された。

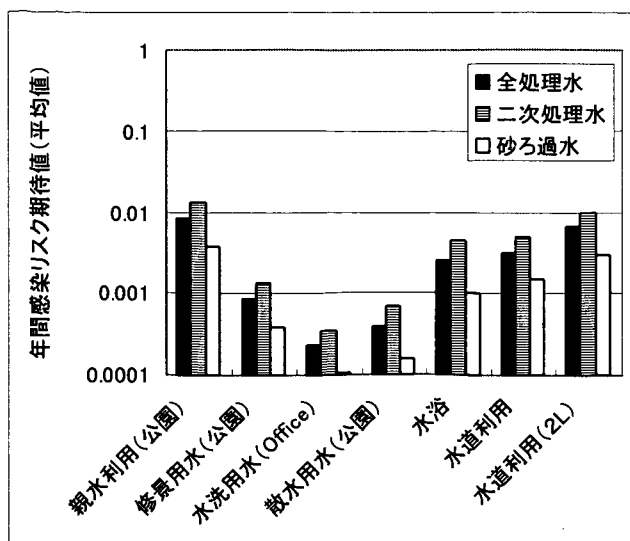


図-9 Monte Calro シミュレーションによる下水処理水の年間感染リスク期待値 (平均値)

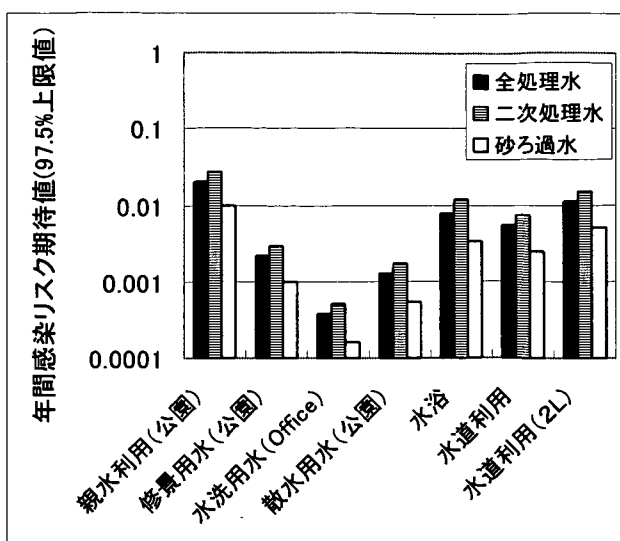


図-10 Monte Calro シミュレーションによる下水処理水の年間感染リスク期待値 (95%信頼区間上限値)

4. まとめ

下水道における病原微生物対策について、クリプトスポリジウムを対象に調査を行い、以下の結果を得た。

(1) 流入下水、二次処理水及び砂ろ過水中のクリプトスポリジウム濃度は、幾何平均値でそれぞれ約 13 個/L、約 0.6 個/L 及び約 0.06 個/L であった。

(2) 下水処理水の放流及び再利用におけるクリプトスポリジウムの年間感染リスク期待値は、現状で 10^{-4} ~ 10^{-2} の範囲と推定された。

なお、本年度のクリプトスポリジウムに関する全国調査データは、「下水道技術会議 処理水、再生水の衛生学的水質検討プロジェクト」における調査により収集された。ここにメンバーの地方公共団体（茨城県、埼玉県、東京都、滋賀県、大阪府、横浜市及び京都市）、独立行政法人土木研究所北村研究員及びアドバイザー（摂南大学金子教授、東北大学大村教授、麻布大学平田教授、東京大学片山講師）各位に謝意を表する。

参考文献

- 1) 金子光美編著、水質衛生学、技報堂出版、pp.229-252、2001
- 2) 諏訪守、鈴木穰、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、土木研究所資料 3533 号、pp.20-25、1998
- 3) 橋本温、平田強他、下水中の Giardia シストおよび Cryptosporidium オーシスト濃度と下水処理における除去特性、水環境学会誌、Vol.20、No.6、pp.404-410、1997
- 4) 諏訪守、鈴木穰、下水処理過程におけるクリプトスポリジウムの除去効果等、土木研究所資料 3733 号、2000
- 5) Bilal M. Ayyub 他、Probability, Statistics, & Reliability for Engineers, CRC Press、pp.99-106、1997
- 6) Jack R. Benjamin 他、Probability, Statistics, and Decision for Civil Engineers, pp.447-469、CRC Press、1997
- 7) 東京大学教養学部統計学教室編、自然科学の統計学、東京大学出版会、pp.226-228、1992
- 8) 日本下水道協会、下水道におけるクリプトスポリジウム検討委員会最終報告、pp.5、2000
- 9) 矢野一好他、飲水量についてアンケート調査の結果から、第3回日本水環境学会シンポジウム講演集、pp.159-160、2000
- 10) Dupont 他、Infectivity of Cryptosporidium Parvum in healthy volunteers., New England Journal of Medicine, 332(13), pp.855
- 11) C.N.Haas, Assessing the risk posed by oocysts in drinking water, Journal AWWA, Sept.131-136, 1996

8. 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

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
研 究 官 斎野 秀幸

1. はじめに

近年、河川中に微量に存在する内分泌かく乱物質（環境ホルモン）による生態系への影響（河川中の水生生物のメス化等）が懸念されている。国土交通省の平成 10～12 年度の内分泌かく乱物質に関する実態調査¹⁾によれば、下水処理場の放流水中からも、ノニルフェノール（以下、NP）や 17β エストラジオール（以下、E2）等の内分泌かく乱物質が微量に検出されているため、下水処理場でも内分泌かく乱物質を極力除去していくことが望まれる。また、平成 13 年 8 月には環境省も正式に NP が環境ホルモンであると断定し、内分泌かく乱物質の問題はさらに注目を浴びているところである。

以上のような状況を踏まえると、各種排水を処理し水環境中に放流している下水処理場においてより高度な内分泌かく乱物質除去が求められることが想定される。そこで本調査では、生物処理及びオゾン、活性炭等の物理化学処理による下水中の内分泌かく乱物質等の除去性能を調査することにより、下水中の内分泌かく乱物質のより効果的な除去のための下水処理方式・運転方法を確立することを目的とした。

2. 過年度の調査概要

2.1 平成 11 年度の調査概要

2.1.1 生物処理による内分泌かく乱物質の除去機構の調査

実下水を用いた標準活性汚泥法及び嫌気・無酸素・好気法（A₂O 法）パイロットプラントにおける内分泌かく乱物質の挙動を調査した。その結果、E2 は標準活性汚泥法および A₂O 法のどちらでも除去率が 90%以上となっていたが、NP 及びベンゾフェノンについては除去率がやや落ちた。また、A₂O 法の方が標準活性汚泥法よりも除去率が高かった。また、これらの物質収支をとった結果、①NP 及びノニルフェノールエトキシレート（以下、NPEO）は汚泥中への吸着により水中から除去されること、②E2 は汚泥にはほとんど吸着せずに、好氣的生物分解により水中から除去されていることがわかった。

2.1.2 オゾン・活性炭処理による内分泌かく乱物質の高度除去法の調査

生物処理水のオゾン及び活性炭処理による除去性能を調査した。オゾン処理は、NP、NPEO、ベンゾフェノン、E2 の除去に有効であり、オゾン添加濃度を 10～20mg/l まで上げることにより、かなりの高い効率で除去できた。活性炭吸着についても、全ての物質において高効率で除去できた。

2.2 平成 12 年度の調査概要

2.2.1 好氣的生物処理による内分泌かく乱物質の効果的除去方法の検討

国土交通省の実態調査では、SRT や HRT が長い処理場では内分泌かく乱物質の除去率が高くなっているが、SRT や HRT の短い処理場では除去率にばらつきが生じることとなった²⁾。そこで、実下水を用いた生物処理実験装置を用い、SRT や HRT と内分泌かく乱物質の除去率の関係について調査した。その結果、SRT と除去率との関係は見出せず、SRT に関わらず良好に内分泌かく乱物質が除去されていた。また、処理水中の E2 の濃度には違いが見られなかったものの、HRT が短くなるほど、エストロン（以下、E1）の濃度が高くなる傾向が見られた。また、NP 類（NP、NPEO 類、NPEC 類）は汚泥や SS 中に付着していることが多いが、E2、E1 はほとんど付着しておらず、砂ろ過や凝集沈殿での除去には不向きであることがわかった。

2.2.2 物理化学処理による内分泌かく乱物質の高度除去手法の調査

生物処理水を対象に物理化学処理をほどこし、内分泌かく乱物質除去の観点からこれらの処理方法を評価した。その結果、凝集沈殿＋ろ過では E2 はあまり除去されないものの、NP 類は良好に除去されていた。オゾン処理では E2 も NP も除去されていたが、特に E2 の除去率は 95% を超えていた。活性炭処理では、E2 が良好に除去されており、NP も E2 ほどではないが、良好に除去されていた。これらのことから、E2 の除去にはオゾン処理、活性炭処理が、NP の除去には凝集沈殿＋ろ過処理が有効であることがわかった。

3. 好氣的生物処理による内分泌かく乱物質の効果的除去方法の検討

3.1 目的

前述のように、国土交通省の実態調査では、SRT や HRT により内分泌かく乱物質の除去率に差が生じることとなったが、平成 12 年度の調査では、これらのことは確認できなかった。この原因として、①使用したパイロットプラントの DO が非常に高く、実際の下水処理プロセスを再現できていなかった点、②HRT が十分に長かったために SRT に関わらず内分泌かく乱物質が十分に除去されてしまい、差が見られなかった点、が考えられる。そこで、平成 13 年度は平成 12 年度よりも大きなパイロットプラントを用いて①の問題を解決し、さらに反応槽の途中からも採水することにより②の問題を解決した上で、平成 12 年度に引き続き、SRT の違いによる内分泌かく乱物質の除去率の差について調査した。

3.2 調査方法

実下水を用いたパイロットプラントを用いて内分泌かく乱物質の挙動や除去性能を調べた。パイロットプラントの模式図を図-1 に示す。このパイロットプラントの容量は全体で 10m³ あり、2m³ ずつ 5 槽に分けられている。実験は同一流量 (1.25m³/hr、HRT8 時間) のもとで SRT を 8.3 日 (12 月実施)、10 日 (2 月実施)、12.5 日 (3 月実施) と変えて行った。なお、本実験では SRT を調整するにあたり、それぞれの SRT に設定してから 1 ヶ月強の馴致期

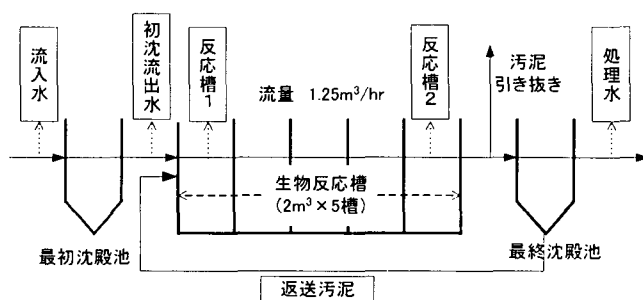


図-1 パイロットプラント

間をおいた。試料は図-1 に四角囲いで示してある「流入水」、「初沈流出水」、「反応槽 1」、「反応槽 2」、「処理水」、「返送汚泥」から採取した。試料は 4 時間ごとの 24 時間混合試料とし、反応槽 1、反応槽 2、返送汚泥は採水するたびに遠心分離し、それぞれを上澄水、濃縮汚泥に分離した上で、最終的には混合試料を作成した。

分析項目は NP、NPEO、NPnEO、E2 としたが、ELISA 法で測定した E2 は類似の物質も合わせて測定するなどの問題があるために 2LC/MS/MS でも測定した。更に E2 とエストロン (以下、E1) は相互に形態が変化し、E1 もホルモン活性を有することから、E1 も対象物質とした。測定は下水試験方法 3) に準じて NP は GC/MS 法、NPEO 類は HPLC 法、E2 は ELISA 法で行い、E2 は LC/MS/MS 法でも測定した。E1 は LC/MS/MS 法で E2 と同時に測定した。

3.3 結果

水試料中の内分泌かく乱物質濃度を表-1 に示す。表中の「N.D.」は検出下限値未満、灰色塗りつぶしは定量下限値未満の値を表す。最初沈殿池では内分泌かく乱物質の除去は認められず、逆に上昇している場合もあった。SRT8.3 日の反応槽 1 では LC/MS/MS 法による E2、E1 の濃度が上昇しており、特に E1 の上昇は著しかった。ELISA 法による E2 濃度は減少しているため、この原因は明らかでないが、E1 に関しては小森

ら 4)も同様に、最初沈殿池から反応槽に入る際に E1 が急に増加する傾向を見出している。

次に、各採水箇所での除去率を図-2、3、4 に示す。これは流入水に対する除去率を示しており、検出下限値未満は100%除去されているものとし、定量下限値未満は棒グラフの上に★印を付けた上で参考値として記載した。NP では、SRT12.5 日の反応槽 1 における除去率が低かった。これは SRT12.5 日の場合（3 月 8 日）の流入水中の NP 濃度が低かったため、SRT10 日、8.3 日と同程度の濃度まで除去されていたにも関わらず、見かけ上除去率が低くなってしまったものと考えられる。したがって、事実上 SRT の違いによる NP の除去率の差は見られず、いずれの場合でも高い除去率が得られたと言える。NPEO、NPnEO も同様に、SRT の違いによる顕著な差は見られなかった。

一方、E2（ELISA）は SRT に関わらず最終的にはほぼ除去されているものの、反応槽 1 での濃度は SRT の長さによって差が生じ、SRT が短いほど反応槽 1 における E2 濃度は高くなった。LC/MS/MS 法による E2 分析では、定量下限値未満が多くはっきりした結果は見られなかったが、ELISA 法による分析と同様の傾向が出ており、反応槽 2 では良好に除去されているものの、反応槽 1 では除去率に差が生じた。これらのことから、SRT が長い方が E2 は速やかに除去されるものと考えられる。また、SRT に関わらず反応槽 2 では NP、E2 ともにほとんどが除去されていた。

図-5 には、E2 のプラント内での物質収支を示す。単位は mg/hr で、一定時間あたりに通過した E2 量を示し、以下の式によって算出した。

$$\text{水中移動量} = \text{E2濃度 (mg/l)} \times \text{水量 (l/hr)}$$

$$\text{汚泥中移動量} = \text{E2濃度 (mg/mgSS)} \times \text{MLSS濃度 (mgSS/l)} \times \text{水量 (l/hr)}$$

この図では、矢印の太さが E2 の移動量に対応している。また、矢印は遠心分離後の上澄水と濃縮汚泥の合計から成り立っており、色の濃い部分が濃縮汚泥、色の薄い部分が上澄水中に対応している。

表-1 内分泌かく乱物質濃度

		(μg/L)					
		NP	NPEO	NPnEO	E2 (ELISA)	E2 (LC/MS/MS)	E1
SRT 8.3日 (12月11日)	流入水	9.09	43.91	100.11	0.0508	0.0088	0.0222
	初沈流出水	6.96	32.69	96.55	0.0498	0.0062	0.0208
	反応槽1	1.02	3.17	15.30	0.0454	0.0095	0.0750
	反応槽2	0.64	1.31	1.04	0.0068	N.D.	0.0005
	処理水	0.42	1.20	0.54	0.0069	N.D.	0.0048
SRT 10日 (2月1日)	流入水	8.14	26.08	54.48	0.0498	0.0093	0.0246
	初沈流出水	4.68	26.28	57.23	0.0423	0.0086	0.0244
	反応槽1	0.69	3.66	6.04	0.0331	0.0075	0.0540
	反応槽2	0.56	2.22	2.12	0.0061	N.D.	0.0056
	処理水	1.64	3.57	1.95	0.0064	N.D.	0.0072
SRT 12.5日 (3月8日)	流入水	7.78	7.29	20.48	0.0580	0.0147	0.0228
	初沈流出水	7.53	7.53	18.75	0.0547	0.0204	0.0237
	反応槽1	1.65	1.99	1.92	0.0141	0.0041	0.0131
	反応槽2	0.36	0.39	0.37	0.0051	N.D.	N.D.
	処理水	0.25	0.64	0.00	0.0045	0.0015	N.D.

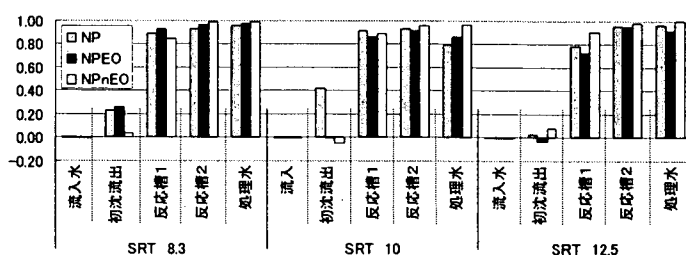


図-2 NP の除去率

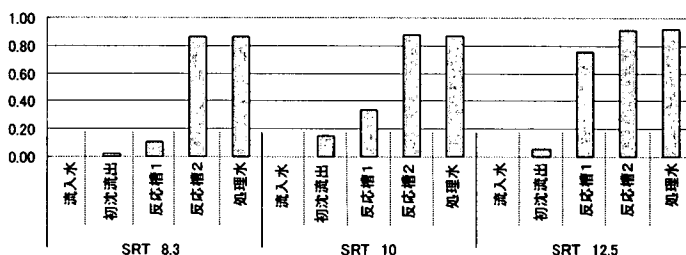


図-3 E2 (ELISA) の除去率

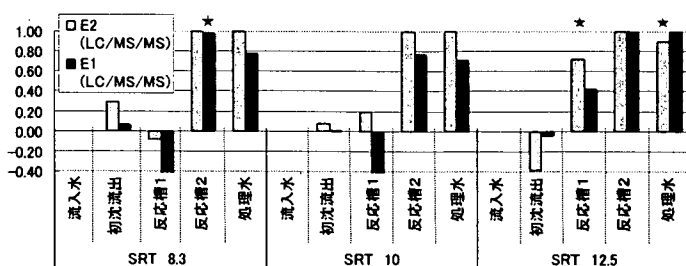


図-4 E2、E1 (LC/MS/MS) の除去率

図-3、4と同様にこの図からも、反応槽2からの水中にはE2はほとんど含まれない点、及び反応槽1からの水中E2の移動量はSRT8.3日の場合で0.017mg/hr、SRT12.5日の場合で0.007mg/hrとなっており、SRTが長くなるにしたがって反応槽1からの水中のE2濃度が小さくなっている点がわかった。しかし、汚泥中E2については増加を示していた。

この理由の一つとして、抱合体の影響が考えられる。すなわち、本調査では測定していないが、抱合体で存在するE2があるといわれており^{2) 5)}、本調査においても流入してきたグルクロン酸抱合体や硫酸抱合体が反応槽内で活性汚泥へ吸着し分解され、分解生成物のE2が汚泥中に検出されたことが考えられる。また、SRTが長くなるにつれて汚泥中のE2移動量は減少しているが、これはSRTを長くすると抱合体の分解とそれに続くE2の分解までが反応槽1の段階で行われるためであると考えられる。

図-6には、E1に関して図-5と同様に移動量を示す（ただし、スケールは図-5とは異なる。）。E1もE2と同様に、SRTが短いほどE1の移動量が多い結果となったが、E2とは逆に特に水中においてその増加が見られた場合もあった。

前述したように、小森らもこの傾向を見いだしているが、この原因は明らかでない。なお、E1はE2に比べて分解速度が遅いという報告⁶⁾や、E1はE2に比べて生物処理過程での除去率が安定せず低くなるという報告⁷⁾があり、また、E2抱合体およびE2の分解も影響した可能性もあり、今後さらに詳細な調査が必要である。

また、総じてE1はE2に比べて分解速度が遅く、活性汚泥（返送汚泥も含む。）に残留している傾向があったが、これは、E1はE2の分解生成物であるため^{1) 8)}、E2分解によるE1の生成があったものと考えられた。また、E1の分解速度はE2の分解速度よりも遅いと言われていること⁴⁾とも一致する結果となった。

図-7には、SRT10日のNPに関して図-6と同様に移動量を示す。NPはほぼすべてが汚泥中に存在していた。NP類では汚泥中の移動量はほぼMLSSに比例していた。また、それ以外はNP類量とSRTとの関係

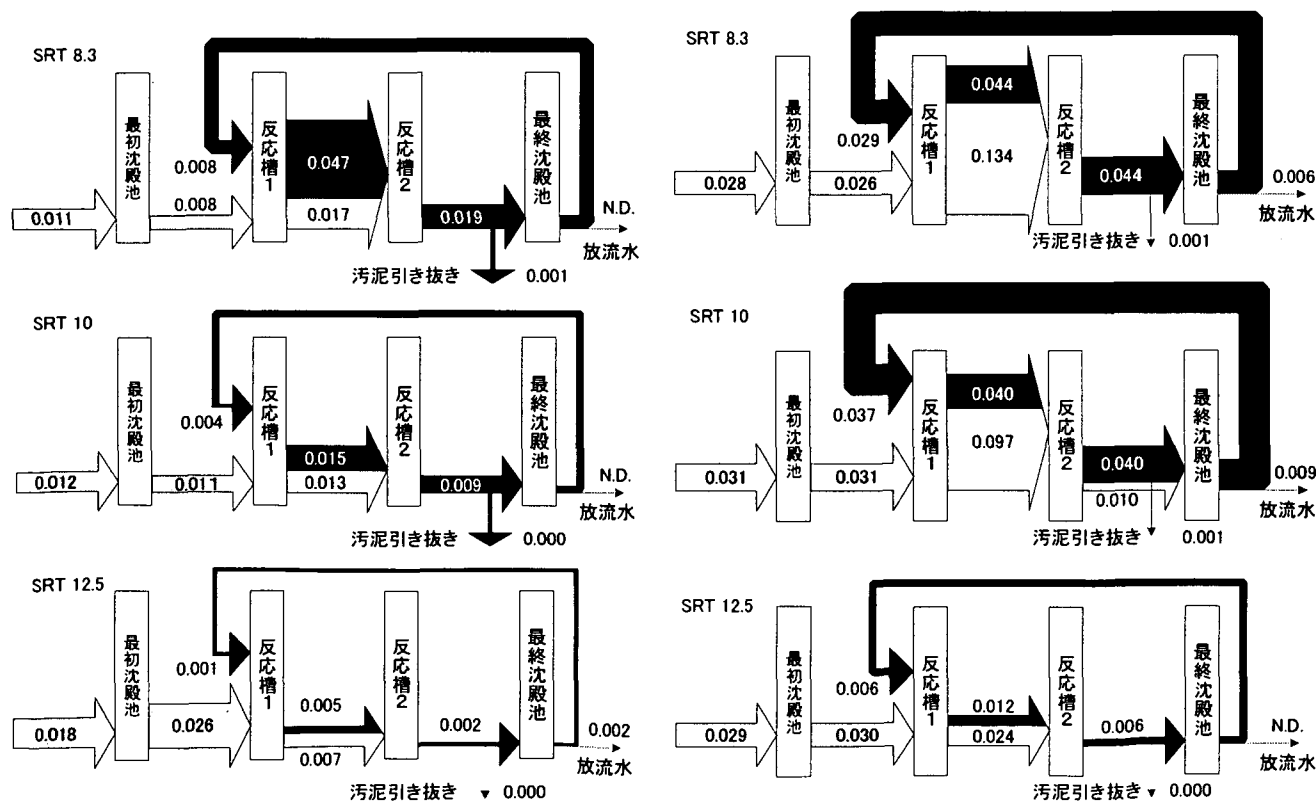


図-5 E2の反応槽内収支 (mg/hr)

図-6 E1の反応槽内収支図 (mg/hr)

については、顕著な差は見られなかった。これは、過年度の研究の通り、NP 類は活性汚泥に速やかに吸着されて、その後引き抜かれると予想されたが、活性汚泥には NP 類を吸着できる容量がまだ十分にあるため、SRT を変えても（すなわち MLSS 濃度が変わっても）、吸着速度や吸着量について有意な差が見られなかったものと考えられる。ただし、本実験では過年度の調査とは異なり、NP 類の流入量よりも引き抜き汚泥中の NP 類量の方が少ないため、NP 類も E2、E1 と同様に活性汚泥により分解されている可能性がある。

3.4 考察

本調査では、E2、E1 は反応槽 2 では SRT による除去率に差は見られないものの、反応槽 1 ではその挙動に差が出る事となった。このことを以下に示す簡易な微生物反応モデルにより考察した。

まず、E2 抱合体の存在を仮定し、E2 抱合体が E2 に、E2 が E1 に、E1 が他の物質に 0 次反応で分解されるものとした。E2 抱合体、E2、E1、及びその分解生成物の Reactor 1 における濃度をそれぞれ C、E2、E1、O、それぞれを分解する微生物濃度を X_n 、反応速度係数を k_n とすると、それぞれの物質の Reactor 1 における収支は式(1)~(3)のように表される。

$$\begin{aligned}
 C &\xrightarrow[k_1]{X_1} E2, & E2 &\xrightarrow[k_2]{X_2} E1, & E1 &\xrightarrow[k_3]{X_3} O \\
 \frac{dC}{dt} &= \frac{Q}{V} C_{in} - k_1 X_1 - \frac{Q}{V} C = 0 \cdots (1) \\
 \frac{dE2}{dt} &= \frac{Q}{V} E2_{in} + k_1 X_1 - k_2 X_2 - \frac{Q}{V} E2 = 0 \cdots (2) \\
 \frac{dE1}{dt} &= \frac{Q}{V} E1_{in} + k_2 X_2 - k_3 X_3 - \frac{Q}{V} E1 = 0 \cdots (3)
 \end{aligned}$$

t : 時間 (T), Q : 流量 (L³T⁻¹), V : Reactor 1 の容量(L³), k_n : 反応速度係数 (MM⁻¹T⁻¹), X_n : 微生物濃度 (ML⁻³)
 C_{in} , $E2_{in}$, $E1_{in}$: Reactor 1 への流入濃度 (ML⁻³)

Reactor 1 内での E2、E1 の増加量をそれぞれ $\Delta E2$ 、 $\Delta E1$ とすると、式(2)、(3)より

$$\begin{aligned}
 \Delta E2 &= \frac{Q}{V} (E2 - E2_{in}) = k_1 X_1 - k_2 X_2 \cdots (4) \\
 \Delta E1 &= \frac{Q}{V} (E1 - E1_{in}) = k_2 X_2 - k_3 X_3 \cdots (5)
 \end{aligned}$$

と表すことができる。

一方、図-5、6 から各 SRT での $\Delta E2$ 、 $\Delta E1$ は表-2 のとおりである。なお、表-4 中の「+」は Reactor 1 を経ることにより増加したこと、「-」は減少したことを表している。
 表-4 および式(4)、(5)から $k_n X_n$ の大小は表-3 のように表すことができる。E2 抱合体の分解速度に比べて E2 分解速度は SRT8.3 日の時に小さく、E2 の分解速度に比べて E1 分解速度は SRT8.3 日および 10 日の時に小さい結果となった。この速度差が反応槽 1 において E2 あるいは E1 が生成された原因であると考えられる。

一方、SRT が増加するにつれて $k_1 X_1$ が減少することはないものと仮定すれば、 $k_2 X_2$ および $k_3 X_3$ は SRT

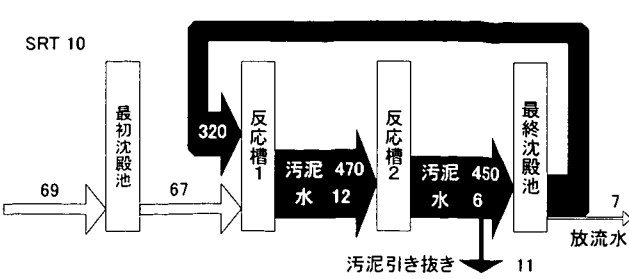


図-7 NP の反応槽内収支図 (mg/hr)

表-2 反応槽 1 における E2、E1 の増減

SRT(d)	$\Delta E2$	$\Delta E1$
8.3	++	++
10	±0	+
12.5	-	±0

表-3 各 SRT における $k_n X_n$ の大小関係

SRT(d)	$k_1 X_1$	$k_2 X_2$	$k_3 X_3$
8.3	>>	>>	>>
10	≈	>	>
12.5	<	≈	≈

の増加方向（表-3における縦方向）で見ると、ともに増加していると見なせる。すなわち、SRT を長くすれば反応槽 1 における E2、E1 の分解量は増加するものと考えられる。

また、反応速度係数 k_n は SRT が異なっても一定であるとする、反応速度の増加は分解微生物量の増加によると考えられる。ところで、E2 または E1（以下、Es）分解微生物の比増殖速度を μ (d⁻¹) とし、 $SRT^* = 1/\mu$ とすると、Es 負荷量一定の完全混合反応槽においては、SRT と X_n 、Es との間には図-8 の関係が概ね成立すると考えられる。すなわち、SRT* 付近で X_n は急上昇し、SRT を SRT* 以上に確保すれば SRT に応じて X_n は増加する。また、SRT* より大きい SRT において、Es は低い値をとるようになる。

Table 7 の X_n に関する大小関係からすると、 X_2 は SRT が 8.3 日から 10 日に増加する際に大きく増加し、 X_3 は SRT 12.5 日まで増加の幅が大きいと考えられる。また、E2 では SRT 8.3 日の場合、E1 では SRT 8.3 日および 10 日の場合に、汚泥中に E2 または E1 がある程度残存している。以上のことから、E2 に関しては SRT 10 日が、また E1 に関しては SRT 12.5 日が、SRT* に概ね相当しているものと考えられる。したがって、汚泥中也含めた確実な除去は、E2 では SRT 10 日以上、E1 では SRT 12.5 日以上が必要であると考えられる。

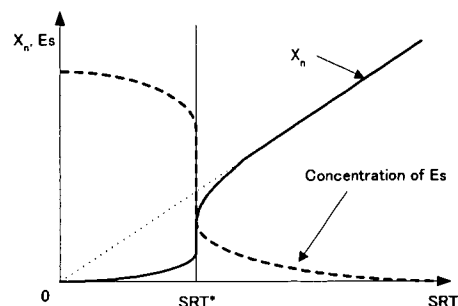


図-8 完全混合層における SRT と X_n 、Es の関係

4. まとめ

平成 13 年度は SRT を変えることによる内分泌かく乱物質の除去率の変化について、パイロットプラントを用いて調査した。その結果、以下の知見を得た。

- 1) E2 は SRT の違いにより除去速度に差が見られ、SRT が長い方が除去速度は速かった。一方、NP では SRT の違いによる除去速度の差は確認できなかった。
- 2) SRT が短い場合に、E2 および E1 が好気槽で生成される傾向が見られた。この原因として E2 抱合体の存在を仮定すると、E2 抱合体、E2、E1 の分解速度の差によること、および SRT が短い場合には E2 および E1 分解速度が十分でないことが考察された。
- 3) E2 および E1 分解微生物が十分に増殖するために必要な SRT は、それぞれ 10 日、12.5 日程度であることが推定された。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部（2001）平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質（環境ホルモン）に関する調査報告
- 2) 小森行也ほか（2001）LC/MS/MS による下水試料中のエストロゲンの測定、第 9 回世界湖沼会議、225-228
- 3) （社）日本下水道協会（2002）下水試験方法（追補暫定版）
- 4) 小森行也ほか（2002）下水処理プロセスにおけるエストロゲンの挙動、下水道研究発表会講演集、39、47-49
- 5) 勢川利治ほか（2001）下水処理過程における内分泌攪乱化学物質およびエストロゲン様活性の挙動に関する研究、下水道研究発表会講演集、38、157-159
- 6) 田中美奈子ほか（2002）エストラジオールおよび類縁物質の活性汚泥による分解とその経路、日本水環境学会年会講演集、36、160
- 7) 恩田建介ほか（2002）生物処理工程における天然女性ホルモンの処理特性、下水道研究発表会講演集、39、50-52
- 8) 恩田建介ほか（2001）生物処理工程における女性ホルモン様物質の挙動、下水道研究発表会講演集、38、160-162

9. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
主任研究官 小越 真佐司
研 究 官 平出 亮輔

1. はじめに

下水処理水は低質の水資源として、様々な用途に利用可能であると考えられており、我が国では、都市の様々な用途に下水処理水の再利用が図られている。しかし、それらの中には、再生水の水質に基づく施設の障害など重大な問題に直面しているものも出てきている。再生水を都市の水資源として活用して行くためには、水質に適合した材料・構造の採用や適切な維持管理の実施が不可欠である。本調査は、下水処理水再利用に伴う障害や事故を未然に防止するための手法を検討し、安全・快適かつ安定した再利用システムを構築するために必要な技術を、再利用形態別に明らかにすることを目的としている。

平成12年度は、

- 1) 再生水を地下注入した場合の汚染の拡散に関して基礎的な検討を行い、将来の地下利用に際して考慮すべき問題点を抽出した。
- 2) 安定した再生水の供給に不可欠な再生水管渠の腐食対策についての検討を行って、使用場所、再生水質と腐食の間の関係を把握した。
- 3) 再利用の快適さを損ねる利用機器接液部分のスライム付着は塩素によって制御できることを示した。
- 4) 以上の他に、再利用のリスク、下水処理水再利用の統計資料、東京都における個別建物内中水利用実態、等についての調査を行い、都市用水再利用の現状を把握した。

平成13年度は、再利用の技術基準策定に必要な基礎資料の充実をはかるため、再生水による金属の腐食に関する調査と再生水利用施設におけるスライム等による汚染の抑制手法に関する調査を実施した。

2. 再生水による金属の腐食に関する検討

2. 1 調査の目的

前年度までの調査結果によれば、再生水の電気伝導度と残留塩素濃度が高い場合に金属腐食が促進され、特に、異種の金属が接する部分において卑金属の腐蝕が進行すると推定されている。本年度は室内実験によって、再生水質と金属腐食の間の定量的関係について検討した。

2. 2 実験の方法

物理的な環境条件を同一にし、水質による影響が把握できる様に、温度、流速、再生水交換頻度を等しくし、腐食量を把握するために、金属試験片の試験前後の重量変化を測定し、再生水中の金属濃度を定期的に分析した。実験は図-1の装置を用いて表-1に示す実験条件で行った。

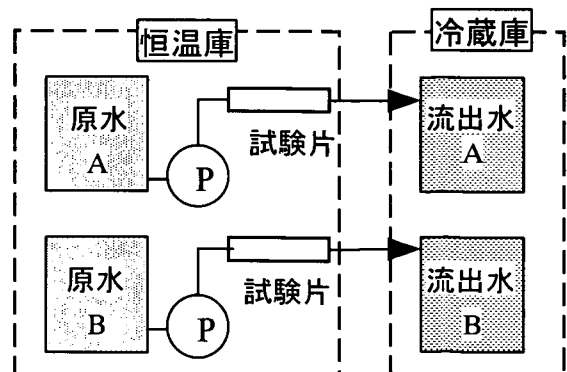


図-1 腐食実験装置

表－２に示す水質と温度の組合せについて実験を行った。１回の実験期間は２週間、試料の採取間隔と分析項目、分析法は表－３に示す通りである。

2. 3 実験結果

2. 3. 1 鉄の腐食

実験結果を表－４に示した。鉄腐食率は、再生水中の鉄濃度の増加から推定した溶出量と、試験片重量の増加を酸化第二鉄生成によるもの

と仮定して求めた、鉄の酸化反応量との和を腐食された重量とし、実験前の試験片重量に対する

百分率で表した値である。２週間で 2.2%～9.2%もの腐食が生じた。

2. 3. 2 青銅の腐食

青銅の腐食実験結果を表－５に示した。青銅は銅、スズ、亜鉛、鉄等を含む合金であり、酸化物は複数の化合物の集合体である。本実験では酸化物組成の分析を行わなかったため酸化による腐食量は推定しなかった。ほとんどの条件で試験片の重量は減少し、重量増を伴う酸化は鋳鉄より軽度であった。

表－５の溶出率は水中濃度の増加から推定した溶出量の試験片の当初重量に対する百分率である。分析した銅、亜鉛、鉄のうち、亜鉛が最も高い溶出率を示し、青銅の主成分である銅の溶出率は低かった。

2. 4 再生水による金属腐食の要因に関する考察

2. 4. 1 腐食要因に関する回帰分析

表－１ 再生水による金属腐食に関する実験条件

試験片	種類	材質	寸法
A	鉄	JIS FC20	2.1mm□100mmL
B	青銅	JIS C5441B	〃
再生水	種類	水質設定	
①	純水	残留塩素濃度 (0.05、0.5、5mg/l)	電導度 (300、500、1000 μ S)
②	下水処理水	〃 (0.5mg/l)	〃 (500、1000 μ S)
(再生水は１日１回、週末等は休前日に次回補給までの所要量を調整して供給した)			
接触部	内径3mmシリコンチューブ(長さ約110mm)		
	接液部設定温度: 10、20、30℃ (反応後の流出水は4℃で保存)		
再生水の交換頻度		供給速度	
約527回/日		3.2ml/分(間欠供給: 1サイクル164秒、供給34秒、停止130秒)	

表－２ 水質と温度の組合せ

残塩濃度	電導度	10℃	20℃	30℃
0.05	300		○	
0.5	300		○	
	500	◎	◎	◎
	1000		◎	
5.0	300		○	

◎は試料①、②とも実施、○は①のみ

表－３ 試料採取時期及び分析項目

採取時期	残塩濃度	電導度	7μl度	鉄	銅	亜鉛
0h	○	○		○	○	○
1h				○	○	○
3h				○	○	○
7h				○	○	○
1d	○	○		○	○	○
3d	○	○		○	○	○
7d	○	○	○	○	○	○
14d	○	○	○	○	○	○
分析法	DPD法	下水試験法				

表－４ 鉄の腐食実験結果

再生水	No.	温度 (℃)	残塩 (mg/l)	電導度 (μ S)	pH	7μl度 (mg/l)	重量変化 (%)	腐食率 (%)
①	1	21	0.04	310	5.54	2.6	1.23	3.77
	2	21	0.4	310	5.81	2.3	0.73	2.21
	3	20.8	4.65	310	6.9	2.6	-2.64	7.4
	4	20.6	0.37	160	6.18	1.0	2.94	7.49
	6	20.8	0.34	1010	5.84	1.6	3.41	9.16
	8	10.8	0.41	300	5.82	1.6	2.78	7.46
	10	29.2	0.31	310	5.64	1.0	1.63	8.22
②	5	20.8	0.05	520	7.32	67	2.09	5.17
	7	20.9	0.04	1030	7.41	67	2.04	5.21
	9	10.8	0.04	430	7.09	46	2.43	6.1
	11	29.2	0.01	570	7.66	64	2.47	6.25

表－５ 青銅の腐食試験結果

No.	重量変化 (%)	溶出率 (%)		
		亜鉛	鉄	銅
1	-0.04	0.0439	0.0466	0.0033
2	-0.05	0.063	0.0532	0.0025
3	0.02	0.0793	0.0683	0.0044
4	-0.04	0.0602	0.0497	0.0032
6	-0.04	0.0998	0.0195	0.0012
8	-0.04	0.0647	0.0234	0.0024
10	-0.06	0.1244	0.0259	0.0029
5	-0.02	0.0233	0.0224	0.0009
7	-0.52	0.0157	0.0216	0.0011
9	-0.03	0.0116	0.0038	0.0026
11	-0.01	0.0532	0.0188	0.0025

鉄の腐食率、および青銅成分の溶出率について、温度、残留塩素等の複数の要因への回帰分析を行った。但し、試験片表面に油分が残留していたと思われるデータは除外した。結果は以下のとおりである。

$$\text{铸铁腐食率}(\%) = 0.0415(\text{水温}) + 0.633 \text{ EC} + 0.494 \log(\text{r-Cl}) - 1.294 \text{ pH} + 14.8 \quad R^2=0.87 \quad \text{---- (1)}$$

ここに、水温(℃)、EC:電気伝導度(mS)、r-Cl:全残留塩素濃度(mg/l)、n=9

$$\log[\text{亜鉛溶出率}(\%)] = 0.03 T + 0.005 \text{ EC} + 0.219 \log(\text{r-Cl}) - 0.184 \text{ pH} - 0.582 \quad R^2=0.83, n=11$$

$$\log[\text{鉄溶出率}(\%)] = 0.0271 T - 0.198 \text{ EC} + 0.229 \log(\text{r-Cl}) - 0.058 \text{ pH} - 1.486 \quad R^2=0.56, n=11$$

$$\log[\text{銅溶出率}(\%)] = 0.0534 \log(\text{r-Cl}) - 0.531 \text{ EC} - 0.00119 \text{ pH} - 2.349 \quad R^2=0.62, n=11$$

2. 4. 2 再生水による腐食の抑制方法について

鉄の腐食は電導度や、残留塩素が促進し、pHの上昇(アルカリ度の増加)は抑制する方向に作用することが示された。更にデータを積み重ねることによって、実施設における鉄の腐食を予測し、再生水の残留塩素濃度やpH(アルカリ度)の制御によって腐食を軽減することが可能であると考えられる。青銅は鉄より腐食し難いが亜鉛等の溶出があり、同様に残留塩素やpHの制御が必要であると考えられる。

3. スライムの抑制に関する検討

3. 1 A市における実態調査

3. 1. 1 調査の目的

実施設における残留塩素消費の実態と、その影響要因の把握、および、再生水中での付着物生成速度と影響因子の把握を目的として再利用現場で調査を行った。

3. 1. 2 調査方法

業務用ビルの地下に設置されているRC造の再生水受水槽に連続式残留塩素濃度計を設置して槽内の残留塩素濃度をモニターし、定期的に槽内の水温、水質等を測定した。水質等の測定頻度は月1回とした。

付着物は、二種類の水(ろ過水:砂ろ過処理水、再生水:凝集沈殿ろ過オゾン処理水)を張った容器に、二種類の付着板(陶器製と発泡スチロール製)を、所定の残留塩素濃度(0, 0.5, 2 mg/l)と容器内の水の交換頻度(1日、7日及び30日)の下に16週間浸漬して生成させた。期間中、付着板に付着した物質と一般細菌数および再生水の水質を調査開始後3、8、12、16週目に測定した。

3. 1. 3 調査結果

a. 残留塩素消費速度に関する調査結果:

残留塩素の消費は次式で表される。

$$\log(C/C_0) = kt \quad \text{---- (2)}$$

ここに、C:時刻tの残塩濃度、C₀:t=0の残塩濃度、k:速度係数

残留塩素濃度モニターの記録から読み取った8回の比較的長い単調減少期間について(2)式を適用して各々のk値を求め、水質、水温との関係を調べた。その結果、次の回帰式を得た。

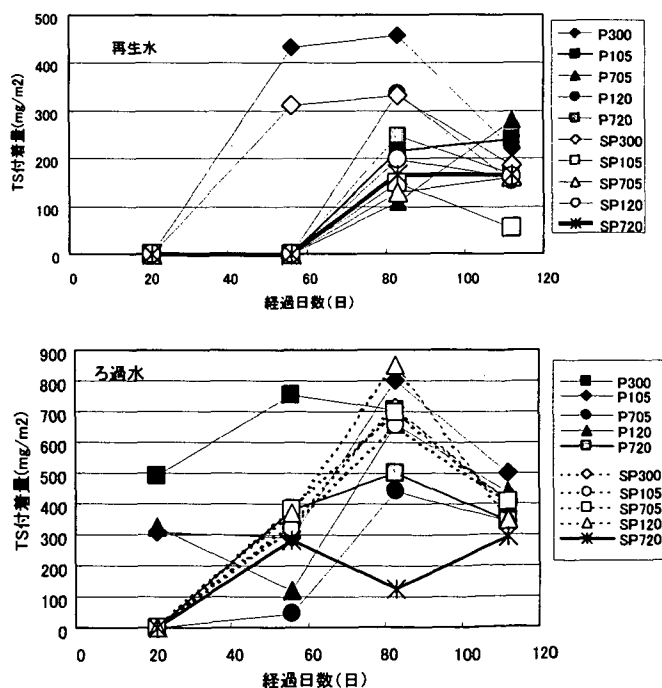


図-2 付着物生成状況

$$k = 330/T + 0.083 \text{ pH} + 0.173 \log(\text{NH}_4\text{-N}) - 0.46 \log(\text{TOC}) - 2.855 \quad R^2 = 0.88 \quad \text{-----} \quad (3)$$

ここに、T：絶対温度（K）、NH₄-N：アンモニア性窒素濃度（mol/l）、TOC：全有機炭素濃度（mol/l）

(3) 式は温度、TOC 濃度が高いと消費速度が上がり、pHとアンモニア濃度が高いと消費速度が下がることを表している。

b. 付着物の生成に関する調査結果：図－2に付着物量の変化を示した。材質による付着量の差は無く、最大付着物量と実験終了時の付着物量は再生水よりろ過水の方が多い結果であった。図－3は区間毎の付着物量と一般細菌数（対数）の日当たり増減量の関係である。一般細菌数に比例して付着物量が増加する場合と、一般細菌数の増減に比べ付着物量の変化が大きい場合の2つの場合がある様に見える。区間毎の一般細菌数増殖速度について水温（℃）等への回帰を調べた結果、次式が得られた。R²=0.55である。

$$\Delta (\log \text{HPC}) / d = 0.03 (\text{水温}) - 0.0003 (\text{NH}_4\text{-N 負荷}) - 0.0078 (\text{残留塩素負荷}) + 0.0006 (\text{TOC 負荷}) - 0.41 \quad \text{---} \quad (4)$$

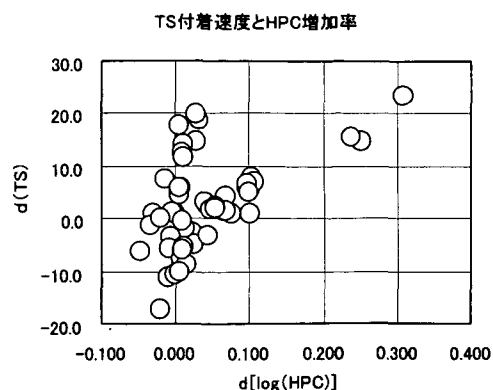
3. 2 室内実験による検討

3. 2. 1 実験の目的

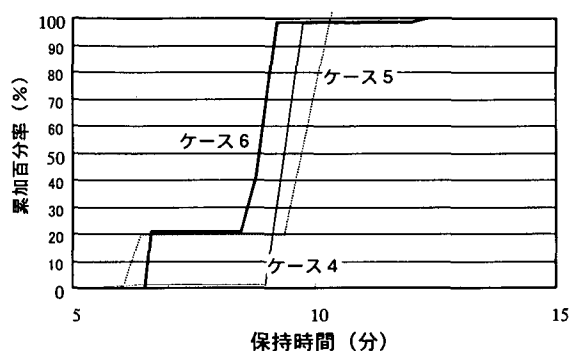
スライムの生成速度に関する要因を把握することを目的とするもので、今年度は、有機物の質の違いについて検討した。

3. 2. 2 実験方法

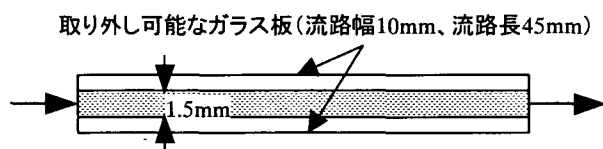
再生水中の有機物をゲルろ過によって2以上のグループに分け、有機物成分が異なる再生水を作ってスライムの生成実験を行った。Sephadex G-15 を分離用のゲルとして用い、予め50倍程度に濃縮した下水高度



図－3 付着速度と細菌増殖



図－4 試料の分子量分布

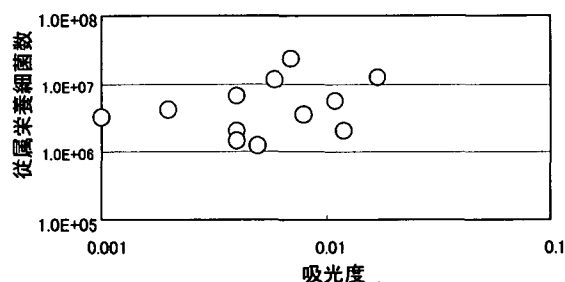


図－5 スライム生成セル

処理水を処理して3種類の組成が異なる試料を調整した（図－4）。スライム生成実験は図－5に示す様なガラスセルに試料水を通水し、ガラスセルの吸光度の変化を測定すると共に、実験期間の中間と最後にセルの内面に付着している従属栄養細菌数を分析して、吸光度による付着細菌数の測定を検討した。

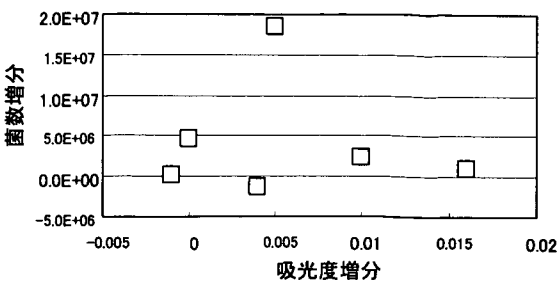
3. 2. 3 実験結果

図－6はセル吸光度とセル付着従属栄養細菌数の関係、図－7はセル吸光度の増減と従属栄養細菌数の増減の関係である。セル吸光度と従属栄養細菌数の関係は弱い正の相関であり、セル吸光度が菌数の増減



図－6 吸光度と従属栄養細菌数

を反映する場合と、そうでない場合があった。図－8は同じ高度処理水から有機物組成の異なる試料を作って実験を行った時のセル吸光度の変化を表すグラフである。高分子側成分を除いた試料を使用したケース4が高分子側成分を含む他の2ケースと異なる吸光度の変化を示しており、原試料の高分子側成分はガラスセルに付着して吸光度を早期に高める物質を含むことを示している。



図－7 吸光度の増分と細菌数増分の関係

3. 3 B市におけるオゾン処理による有機物の分解・変性に関する調査

3. 3. 1 調査の目的

オゾン処理による有機物性状の変化について生物分解性及び分子量分布の点から検討し、処理性向上や再利用施設におけるスライム生成防止に対する寄与などを明らかにすることを目的としている。

3. 3. 2 調査方法

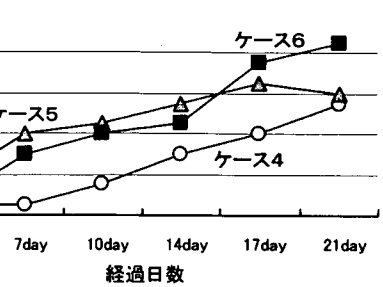
B市内の下水処理施設の処理水及び再生水を対象にオゾン処理実験装置（反応部水深1m）でオゾン処理（条件は表－6 参照）を行った。処理前後の試料のCODと、一部試料のHach社製BODTrakによる生分解特性、ゲルクロマトグラフィーによる分子量分布等を測定した。

3. 3. 3 調査結果

a. 処理条件とオゾン吸収率：吹き込みガス中のオゾン濃度によるオゾン吸収率の差は認められなかったが、表－7に示す通りオゾン吸収率は反応時間と水質の影響を受けることがわかった。

b. オゾン吸収量とCOD除去：オゾン処理によるCOD除去率は、どの試料についても平均19～25%でほぼ一定であった。オゾン吸収量とCOD除去量の間にも有意な関係は認められなかった。

c. 生分解性：オゾン処理による生分解性の変化をBODTrakによって測定した結果、初沈流出水以外ではオゾン吸収量増加に伴ってBOD除去率



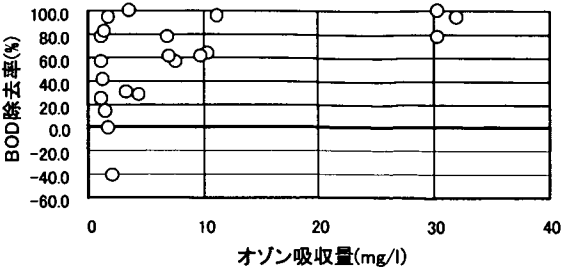
図－8 付着物セル吸光度の変化

表－6 オゾン処理実験条件

No.	注入率 (mg/l)	反応時間 (分)	発生オゾン濃度 (mg/NL)
1	3	5	3.00
2	3	10	1.50
3	3	30	0.50
4	5	5	5.00
5	5	10	2.50
6	5	30	0.83
7	10	5	10.00
8	10	10	5.00
9	10	30	1.67
10	20	5	20.00
11	20	10	10.00
12	20	30	3.33
13	40	5	40.00
14	40	10	20.00
15	40	30	6.67

表－7 反応時間とオゾン吸収率

反応時間		5 分	1 0 分	3 0 分
初沈流出水	平均	70.5	50.6	32.9
	標準偏差	8.9	11.8	11.5
二次処理水	平均	67.1	45.5	22.4
	標準偏差	11.2	12.5	2.8
硝化処理水	平均	65.5	42.9	20.0
	標準偏差	9.8	12.7	4.7
高度処理水	平均	61.2	28.1	14.8
	標準偏差	10.4	10.4	3.3

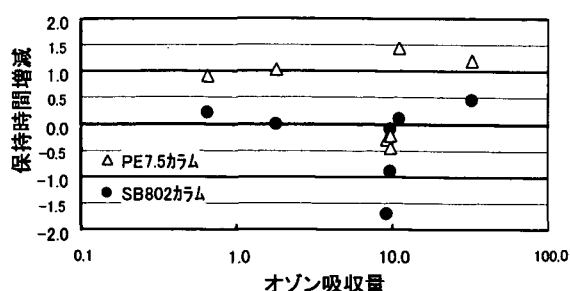


図－9 オゾン吸収率とBOD除去率（初沈流出水除く）

が見られなくなり、生分解性の低い成分が残留する傾向を示した。

d. 分子量分布：オゾン処理前後の試料水の分子量

分布を比較した結果、分解に伴うピークの消失やピーク高さの減少、分子量変化に伴うピーク保持時間の変化等が認められた。分析結果を面積平均保持時間（ピーク保持時間とピーク面積の積和を、ピーク面積の総和で除した値）で代表させ、処理前後の差とオゾン吸収量との関係を図－10に示した。オゾン吸収量10mg/l 付近の保持時間の減少は低分子ピークの消失に伴う相対的なものであると考えられるので、これらを除くと、オゾン吸収量の増加と共に平均保持時間は少しずつ増加しており低分子化が進行していると考えられる。



図－10 オゾン吸収量と平均保持時間の変化

3. 4 スライムの制御に関する考察

塩素消費が水温の他、有機物(TOC)によって促進され、pHやアンモニア性窒素濃度が高いと抑制されることが示された。有機物(TOC)はまた、生成付着物の一部である一般細菌の増殖を促す要因であることが示されており、残留塩素保持とスライム抑制のために削減が必要である。再生水中に残存する有機物のうち高分子側の成分がスライム付着に寄与していることを示唆する実験結果が得られたが、他方、オゾン処理による有機物の除去は低分子側で生じ、除去されない成分についても低分子化が生じていることが示された。このようなオゾン処理による有機物の除去及び変性がスライム抑制に有効であるかについては、今後、スライム生成能の変化及び残留塩素消費との関係等について調査の上、明らかにしていく必要があると考えられる。

4. まとめと今後の課題

本年度の調査の結果、微生物繁茂を抑制する役割を果たしている残留塩素が、同時に腐食の促進にかなり強い影響を及ぼしていることが明らかになった。金属材料が多く用いられている既存施設の対策として、腐食による施設機能の劣化を推定する手法や、残留塩素を保持しながら腐食の進行を抑制する手法を検討することが今後の重要な課題である。塩素による腐食が生じない管渠素材の利用を原則とした場合の維持管理性や経済性についても検討が必要である。また、再生水のpH（アルカリ度）を高くすることによって腐食を制御できる可能性が示されたので、次年度以降に付加的な調査を行い、有効性を明らかにして行く必要がある。

微生物繁茂の結果生じるスライムの付着について、付着性従属栄養細菌の増殖とは無関係に見える部分もあることを示す調査結果が得られた。無機物の付着、独立栄養細菌、原生動物等の寄与について検討が必要である。有機物は従属栄養細菌を増加させると同時に塩素を消費するため削減が望ましいが、オゾン処理によるCOD除去率は高々25%であった。オゾンによって除去されたのは低分子量物質が主体で、生物処理水のBOD削減に有効であった。スライム付着を増加させられると考えられる比較的高分子の物質は除去されないが、残留塩素保持への効果について検討する必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 鈴木、小越、有働、「下水処理水再利用システムの評価に関する調査」土木研究所資料第3755号“平成11年度 下水道関係調査研究年次報告書集” pp165-170
- 2) 鈴木、小越、山縣、藤井「都市基盤整備のための下水処理水再利用システムの確立に関する調査」国総研資料第10号“平成12年度下水道関係調査研究年次報告書集” pp163-180

10. 下水道システムのLCA評価に関する調査

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎
主任研究官 川嶋 幸徳
研 究 員 平出 亮輔

1. はじめに

今日、公共事業の実施にあたっては、事業の効率化、透明性の確保、説明責任の向上、さらには地球環境問題への対応が強く求められている。その中で下水道システムは、生活排水等による汚濁負荷を削減する一方、処理水の放流による汚濁物の排出、処理過程におけるCO₂など温室効果ガスの排出、電力や燃料の消費、さらには施設の建設時における資源やエネルギーの消費など環境に対し負荷を与える側面も持っている。ライフサイクルアセスメント（LCA）は、もともと製品の製造、流通、使用、廃棄にいたるまでのライフスパンにおける環境負荷を総合的に評価する手法として開発された手法であるが、下水道システムのような社会資本整備においても、施設の建設から運転、廃棄に至るライフスパンにわたって環境負荷を評価する手法として注目されている。本稿では、主として下水道事業の計画・設計段階における事業評価、住民への説明のためのツールとしてLCAを用いることを想定し、そのシステム構築に必要な基礎的データを得るために行った調査結果について報告する。

2. 過年度の調査

2.1 下水道システムのLCAに用いる原単位算出手法に関する研究（平成10～12年度）

本研究は、下水道システムの計画・設計段階における代替案を含めたシステムの比較検討、運転管理の改善を含めたシステムの改善に関する比較検討などを行うための評価システムを構築することを目的としたもので、下水道システムの比較検討を可能とするため、資機材や作業毎に、投入される素材、エネルギー等の積み上げを行い、LC・CO₂およびLC・Energyを算定した。ただし、「実施設計」以前の「計画設計」の段階では積み上げに必要なデータの収集が困難であることから、予め行ったケーススタディーの積み上げ計算の結果を用い、設備単位あるいは処理量当たりの負荷量原単位（二次、三次原単位）を作成し、これを利用するという手法を検討した。また、このような算定事例を積み重ねることで、最終的に計画・設計段階において用いる費用関数と類似した概略評価手法を構築することを目指した。

2.2 積み上げ計算による計算例

表1に、ケーススタディーで対象とした処理区（処理場）の概要を示す。また、図1、図2にケーススタディーにおけるLC・CO₂の算定結果を示す。なお、計算手順の概略は下記に示すとおりである。

- 1) 管渠工事については、管種・管径・土被り別のモデル設計から計算した単位延長当たりのLC・CO₂を用いて処理区全体を計算し、これを全体計画流入水量（日最大）で除することにより施設規模当たりの負荷を計算した。
- 2) 処理場土木施設については、工事設計書をもとに算定した現有施設の施設別LC・CO₂から全体計画に相当する施設のLC・CO₂を計算し、全体計画流入水量（日最大）で除することにより施設規模当たりの負荷を計算した。
- 3) 処理場建築施設については、工事設計書をもとに算定した現有施設の単位床面積当たりLC・CO₂を用い、これを類似の施設に適用することで全体計画に相当する施設のLC・CO₂を計算し、全体計画流入水量（日最大）で除することにより施設規模当たりの負荷を計算した。

- 4) 処理場設備（機械電気）は、現有設備について、その仕様（重量、定格出力）に基づいて算定を行い、現有処理能力（日最大）当たりLC-CO₂を計算した。なお、運転時LC-CO₂は、現有施設の計画日平均水量（計画日最大水量×0.75～0.8）に対して計算した年当たりの算定結果を現有処理能力（日最大）で除して現有処理能力当たりに換算したものである。

表1 ケーススタディー対象処理区（処理場）の概要

	M処理区	S処理区	T処理区	A処理区	F処理区	I処理区
計画処理区域面積（ha）	216.9	337.0	1,892.0	901.0	1,650.0	2,537.7
計画流入水量（m ³ /日）	4,050	7,400	35,000	20,500	37,100	66,900
現有処理能力（m ³ /日）	1,350	1,850	9,920	2,750	4,700	33,450
水処理方式	OD	OD	OD	標準活性汚泥	標準活性汚泥	標準活性汚泥
ばっ気方式	スクリーン式	縦軸式	横軸式	攪拌式、散気板	散気板	攪拌式、散気板
汚泥濃縮	常圧浮上	重力濃縮	重力濃縮	造粒濃縮	重力濃縮	重力+遠心
嫌気性消化	—	—	—	—	—	有
汚泥脱水	ベルトプレス	遠心脱水	ベルトプレス	ベルトプレス	遠心脱水	ベルトプレス

※ 計画処理区域面積は全体計画値

※ 計画流入水量、現有処理能力は日最大

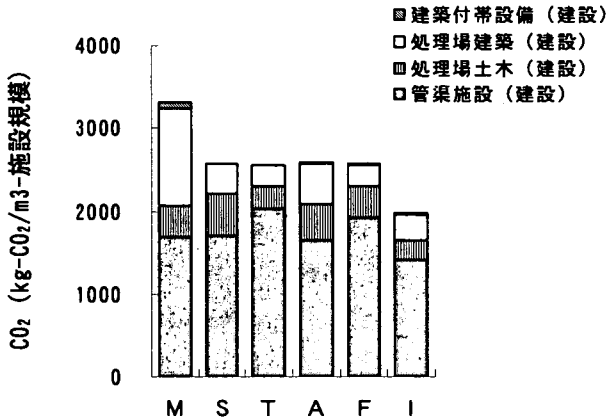


図1 LC-CO₂の算定結果（土木・建築）

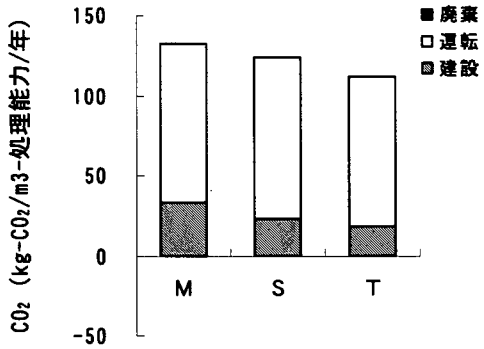


図2 LC-CO₂の算定結果(OD法、処理場設備)

図3はT処理場における設備の運転段階のLC-CO₂算定結果を、電力由来とその他に分類して示したものである。これをみると、運転段階のLC-CO₂は電力由来の割合がほとんどであることがわかる。なお、図2、図3に示す処理場設備の算定結果において、主ポンプ運転時間は「日平均流入水量/ポンプ能力」から計算し、ディッチ攪拌機は100%負荷と50%負荷の運転を交互に行うものとして計算し、回転数制御等による効果は考慮していない。

2.3 積み上げ計算による原単位算出手法の課題

(1) 簡略化

ケーススタディーで行った積み上げ計算は、工事に用いる資機材、設備の素材等から積み上げを行うことで、個々の要素やプロセスが負荷全体に占める割合や影響要因を把握することが容易である。下水道事業の

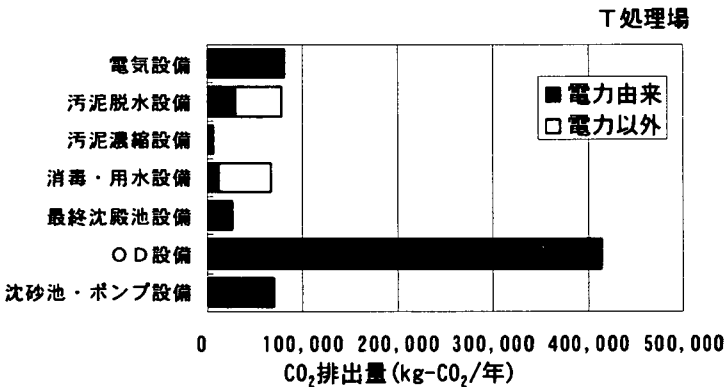


図3 LC-CO₂の算定結果（処理場設備）

評価にLCAを導入する際の代替案との比較や改善点の検討において、この点は重要である。一方、このような積み上げ計算を実務レベルで行うことは、データ作成の点できわめて困難で、適用に当たっては、その長所を損なわない範囲で積み上げる要素数をまとめるなどの簡略化が必要である。

(2) 標準化(代表性)

図2、図3に示したように、処理場設備のLC・CO₂では運転時の割合が大きく、その大部分が電力の使用に伴うものである。ケーススタディーでは、実施設を対象に計算を行ったが、現有施設規模は全体計画規模に対して1/8～1/2と小さく、処理水量と各設備のバランスがとれておらず、やや設備が過大である傾向がある。一般に、下水処理場において、処理水量あたりの電力使用量（電力量原単位）は、施設の規模、設備容量と実処理水量の比（水量負荷率）の影響を受けることが知られており、算定結果をもって同種の施設の代表値とするのは問題がある。このため、実処理場をモデルとして算定を行う場合、計算結果を補正し、同種の施設を代表する値を得る手法を検討する必要がある。

(3) 総合的評価

下水の高度処理を行う場合や汚泥の有効利用を行う場合、下水道システムにおけるLC・CO₂は増加する。しかしながら、これらの施設を計画する場合、公共用水域の水質保全、汚泥処分にともなう環境負荷の低減効果等を同時に考慮する必要がある。また、閉鎖性水域の水質保全を目的とした下水の高度処理を計画する場合、下水道以外の汚濁負荷削減対策、例えばノンポイント負荷対策などとの比較を行う必要があり、経済性に加え、水質改善効果とその結果発生するCO₂などの環境負荷を総合的に評価する手法が必要となる。

3. 調査方法

(1) 積み上げ計算の簡略化

過年度の調査で、管渠工事については整備面積当たり、処理場土木施設工事については施設容量（鉄筋コンクリート数量）、建築施設工事については建物種別および床面積を用いて簡略化できる可能性を示した。

今年度は、処理場設備（機械電気）の積み上げ計算の簡略化を目的に、先に示したケーススタディーの結果を用い、各設備の主機的能力・容量をパラメータとした計算手法の可能性を検討した。

(2) 積み上げ計算の標準化の検討

供用後間がなく、現有処理能力が全体計画規模に対して最も小さいA処理場を対象に、処理施設のシステムとしての評価を行うための補正の手法を検討した。また、あわせて、T処理場の電力使用量と処理水量の関係の経年変化をもとに、面整備の進展とともに施設規模が拡大するという下水処理施設の特徴を踏まえたLCAのあり方についての検討を行った。

(3) 高度処理における LC・CO₂ の算定

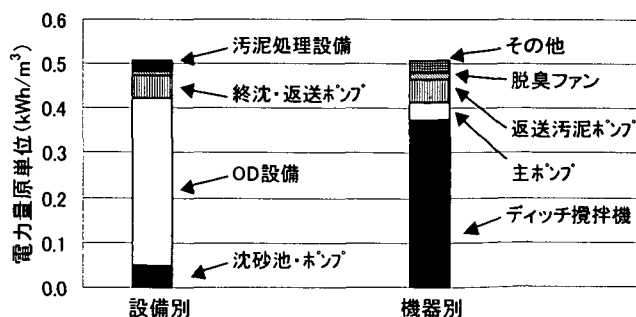
処理水質の異なるシステムの比較を行うための基礎的データを得ることを目的に、高度処理を行っているK処理場においてLC・CO₂を算定し、標準法およびOD法の計算結果と比較した。

4. 調査結果

4.1 積み上げ計算の簡略化

(1) 電力使用量の構成比

図4は、T処理場の機械電気設備についての積み上げ計算結果をもとに算定した電力量原単位の構成比を設備別、機器（単体）別に示したものである。これをみると、オキシデーションディッチの場合、OD設備（ディッチ攪拌機等）の割合が極めて大きいことがわかる。また、機器別ではディ



図－4 電力量原単位の構成比（計算値）

ッチ攪拌機（横軸ローター式）の割合が大きく、ディッチ攪拌機、主ポンプ、返送汚泥ポンプおよび脱臭ファンの各単体機器だけで電力量のほとんどを占めている。この傾向は、標準法の処理場を含む他の処理場についても同様であった。このことから、運転時電力由来のLC・CO₂の算定を行う場合、これら主要機器の電力使用量の算定には高い精度が求められる一方、その他の機器の計算結果が評価に与える影響は小さいことを示している。

(2) 主要機器の能力・容量をパラメータとした簡略化の検討

図5は、電力量原単位に占める構成比の大きい污水ポンプ（立軸斜流ポンプ）について、メーカー仕様から機器の能力・容量と電動機出力および機器重量の関係をまとめた例である。これを見ると、ポンプの能力・容量と電動機出力および機器重量の関係はほぼ比例関係にあり、先に示した機器別構成比の傾向とあわせて、各設備の電力使用量は、主機の能力・容量をパラメータとして表すことが可能と思われる。ただし、一般に機器の能力・容量は、流量等の変動を考慮して決められており、さらに一定の余裕率が考慮されている。このため、流量変動の大きな小規模施設等の場合、電動機出力は日平均流量に対して大きくなる傾向がある点に配慮する必要がある。

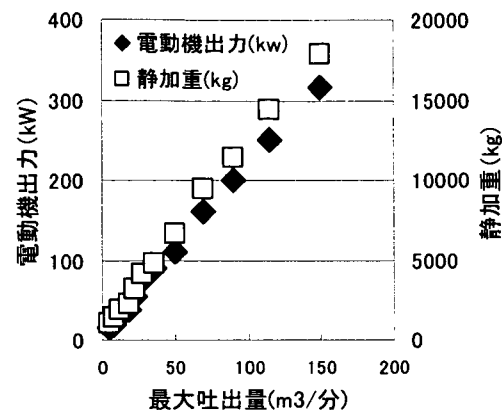


図5 ポンプ能力と電動機出力・機器重量

4.2 積み上げ計算の標準化の検討

(1) A処理場におけるLC・CO₂算定結果の補正に関する検討

表2は、A処理場を対象に行った標準化の検討における水処理設備（スクリーン・ポンプ設備、脱臭設備を含む）の電力使用量の計算条件を示したものである。このうち、Case1-1および1-2は実績に対する積み上げ計算の再現性を確認するためのもので、Case2-1および2-2は現有施設の処理能力相当の水量が流入した時点想定したものである。

表2 A処理場における電力使用量計算条件

項目	Case1-1	Case1-2	Case2-1	Case2-2
流入水量	1,000m³/日 (実績(H12年度))	1,000m³/日 (実績(H12年度))	2,200m³/日 (計画日平均流量)	2,200 m³/日 (計画日平均流量)
主ポンプ運転時間	実績(H12年度)	計算値	設定値(24h)	計算値
返送汚泥ポンプ運転時間	"	"	"	"
送風機運転時間	"	"	"	"
かき寄せ機運転時間	設定値(24h)	設定値(24h)	"	設定値(24h)
水中ばっ気装置運転時間	"	"	"	"
脱臭機運転時間	"	"	"	"

※ ポンプ類運転時間の「計算値」は（水量／ポンプ定格能力）から計算した。

※ 送風機運転時間の「計算値」は、（流入水量×送風倍率／送風機定格能力）から計算した。

表2の条件で計算した電力量と実績（平成12年度）の比較を図6に示す。

下水処理場のポンプ設備や水処理設備は一般に計画時間最大流入量または計画日最大流入量に対応しており、Case1-1と1-2、2-1と2-2の比較では、当然のことながら、ポンプ等の能力から運転時間を計算したCase1-2、2-2の方が小さくなっている。ただし、実際の運転では、回転数制御等による絞り運転で水処理施設への負荷を均等化する操作が行われ、極端に流入水量が少ない場合を除いてほぼ連続運転される。このため、実際の電力使用量はCase1-2、2-2の計算値より大きくなる。一方、Case1-1、2-1の結果は、単純に定格出力での連

続運転を想定したもので、絞り運転による電力量低減効果は考慮されておらず、実際の運転の電力使用量はCase1-1、2-1より小さくなると考えられる。なお、図6に示す実績の電力使用量はCase1-1より大きくなっているが、これは電力量計の設置位置の関係で実績値には脱水設備の電力使用量が含まれていることによる。

また、Case1-1と2-1、1-2と2-2の比較では、水量の比に対して電力使用量の増加率は小さく、水量当りに換算した電力量原単位は水量の増加にともない低減している。これは、沈殿池のかき寄せ機や脱臭ファンのように水量に関係なく連続運転される機器が存在し、水量の伸びと電力量が比例しないためである。

ここで示したように、積み上げ計算によりLC-CO₂を計算する場合、運転条件の影響が大きく、供用後もない施設において現況の運転条件をもとにした計算では、そのシステムの代表値とはかけ離れた結果となる恐れがあることがわかる。

なお、Case2-1と2-2の間にも大きな差が有り、いずれの計算値も類似のシステムの代表値とするには問題があると思われる。これは現有設備の能力（対応する水量）のバランスがとれていないことが一因であり、システムの代表値を得るためには、可能な限りこの影響

を小さくすることが必要で、設備の能力がバランスする規模の仮想施設を想定することでこの影響を小さくすることができるものと思われる。

(2) 下水処理施設の特性を踏まえたLCAのあり方についての検討

図7は、T処理場における電力量原単位の経年変化（実測値）を、処理水量および水量負荷率（処理水量／施設能力）とともに示したものである。

このように、下水処理場は面整備の進展とともに流入水量が増加し、それにともなって施設が整備される。また、この間、施設の能力は原則として日平均流入量に対して余裕を持っている。したがって、評価の目的によって時間軸上のどこを評価ポイントとするのか考える必要がある。つまり、システムの比較を行う場合には計画水量流入時点を想定したモデルで評価すべきで、ブロック割など、時間経過を考える場合は、負荷量の推移を考慮する必要がある。

4.3 高度処理における LC-CO₂ の算定

(1) 対象施設の概要

表3に、比較を行った高度処理施設、および標準法、OD法の施設の概要を示す。なお、対象施設は水処理施設に関する機械設備および土木施設とし、環境負荷量の比較は処理水量当たりのLC-CO₂で行った。

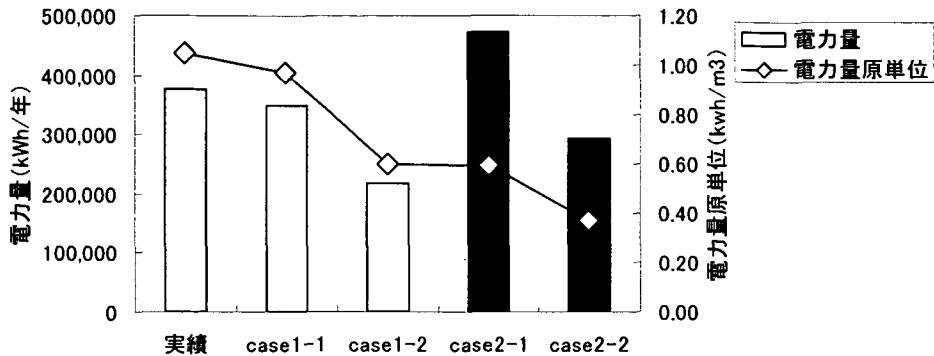


図6 条件設定の違いによる計算結果の比較（A処理場）

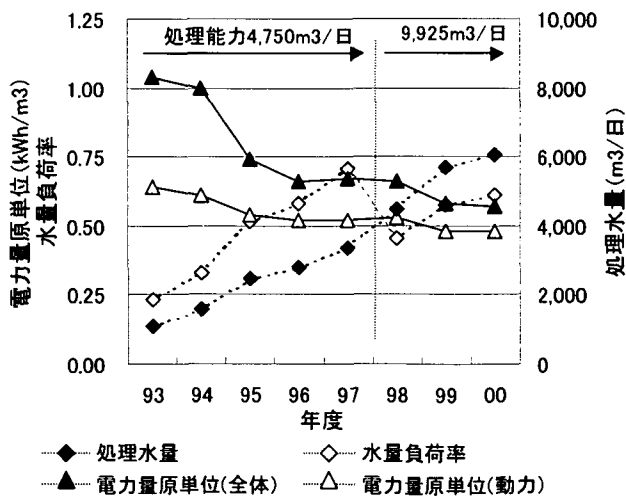


図7 電力量原単位の経年変化（処理水量・水量負荷率との関係）

表3 ケーススタディー対象処理場の概要

	K 処理場	I 処理場	T 処理場
処 理 方 式	循環式硝化脱窒法、嫌気無酸素好気法 同時凝集法	標準活性汚泥法	OD法
計画処理水質 (mg/L)	BOD 5mg/L, COD10mg/L, SS 6mg/L, T-N10mg/L, T-P0.5mg/L	BOD20mg/L SS 30mg/L	BOD20mg/L SS 30mg/L
計画流入水量 (m3/日)	75,000	66,900	35,000
現有処理能力 (m3/日)	52,500	44,810	9,920
処 理 水 量 (m3/日)	35,520	20,750	6,060

(2) 計算結果

図8は、各処理方式の建設段階から運転、廃棄に至るまでの各段階におけるLC・CO₂の比率を示したものである。

これをみると、各方式とも建設と運転で大部分を占めており、特に高度処理を行っているK処理場において運転時の割合が大きい。また、図9は各処理場の処理水量当たりLC・CO₂を比較したもので、標準法のI処理場と比較してK処理場は1.33倍、OD法のT処理場は1.49倍となった。

この段階ではまだ先に示した「標準化」を行っておらず、この差を高度処理を行っていることに起因するものとするには十分な解析が出来ていないが、この差の内容を精査し、処理水質の違いに相当する負荷量の差と水環境改善効果を関連づけて評価していくことが今後の課題である。

5. おわりに

今年度は、過年度のケーススタディーの結果をもとに、処理場設備のLC・CO₂の算定方法を簡略化する手法について検討し、ポンプ、送風機、ファン等の主要設備の運転時における電力由来の負荷について、これら設備の主機の能力・容量をパラメータとする簡略化の可能性を示した。また、実施設のケーススタディーから類似施設の代表値を得るための「標準化」の手法について検討し、ポンプ、送風機、ファン等の運転条件の設定の影響が大きいため、各設備のバランスがとれた仮想施設について算定することが望ましいことを示した。さらに、総合的な評価を行うための基礎的検討として、高度処理を行っている施設と標準法、OD法の施設のLC・CO₂を比較した。今後は、これらの結果をもとに、高度処理、汚泥有効利用設備に関する総合的LC・CO₂の手法の確立に向けた検討を行う予定である。

なお、過年度調査の一部は、日本下水道事業団、(社)日本下水道施設業協会、(社)全国上下水道コンサルタント協会との共同研究で行ったものである。

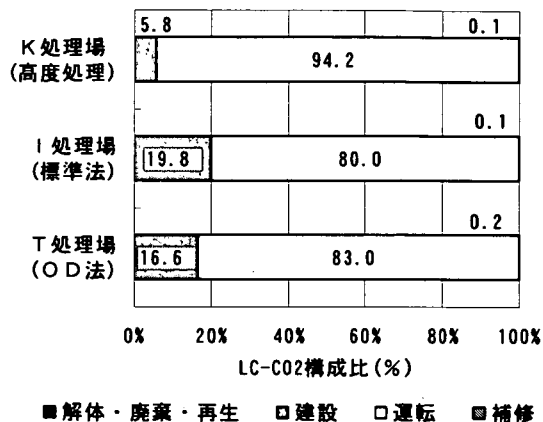


図8 処理方式の異なる処理場における LC・CO₂の比較

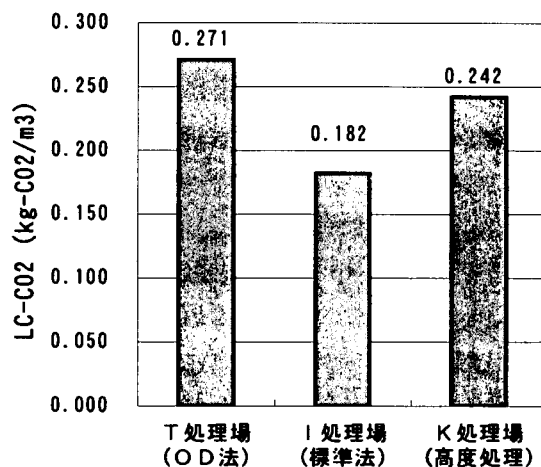


図9 処理方式の異なる処理場における 処理水量当たり LC・CO₂の比較

11. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査

独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループリサイクルチーム

上席研究員 鈴木 穰

主任研究員 落 修一

主任研究員 南山 瑞彦

1. はじめに

近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能障害等を引き起こす可能性があると考えられている物質等（以下、内分泌かく乱物質）による環境汚染が各国で報告されている。これらの物質は、社会活動や日常生活にともない環境中に放出されているとされており、我が国においても環境中に広範囲にわたって存在していることが明らかとなってきた。下水道は社会活動や個々の生活を反映すると考えられることからこれらの物質とも無縁ではなく、その監視方法や制御方法の確立が必要となると考えられる。

建設省（現、国土交通省）が10年度に行った「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」¹⁾の結果によると、内分泌かく乱物質が下水処理場へ流入し、それらの濃度が低下した後、放流されている様子が伺われた。この結果は、内分泌かく乱物質が下水道の水処理系において分解除去されている、または汚泥系へ移行している可能性を示唆している。したがって、下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには、汚泥処理プロセスを構成する個々の処理工程での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることが必要である。

そのため、本調査では、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。

2. 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討

多量の有機物を含む泥状試料を対象とした内分泌かく乱物質の分析手法は確立されておらず、汚泥中の内分泌かく乱物質含有量の把握のため、抽出効率が高く、安定した分析結果を得ることができる分析手法の開発が必要である。ここでは、下水汚泥試料中のノニルフェノール類等の分析の問題点の把握、分析にあたって特に問題となる抽出工程に関する検討を行った。

2.1 ノニルフェノール等の分析に関する検討

2.1.1 検討方法

本検討では、10年度の建設省の実態調査¹⁾において高頻度でその存在が確認されたノニルフェノール（以下、NP）とノニルフェノールエトキシレート（以下、NPEO）を分析対象物質とした。NP及びNPEOの分析は、既存の分析マニュアル^{2) 3)}を参考としつつ、HPLC法を用いる小森らの方法⁴⁾に主に基いて行った。一般的な分析フローの概略を図-1に示す。

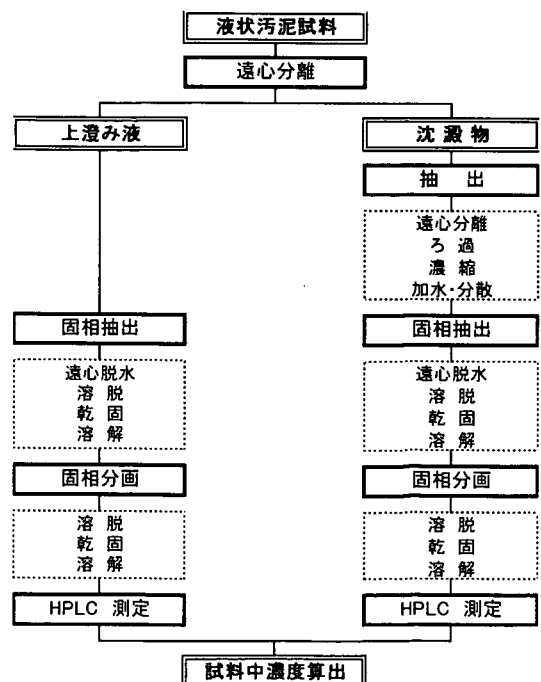


図-1 NP及びNPEOの分析フロー概略

汚泥処理系における調査試料は液状から固形状までの高含水のものが大部分を占める。このために、試料中の固形物に作用する抽出溶媒の含水率が抽出効率におよぼす影響を確認する必要がある。そこで、検体の含水率の違いを想定し、精製水によりメタノールを 100～65% に調整したものを抽出溶媒として用い、抽出時間を 1～6 時間として、メタノール濃度（水分量）が分析値に与える影響を比較することとした。

本検討では供試汚泥として余剰活性汚泥を 1mm 篩を通過させた後風乾し 0.84mm 以下に粉碎したものをを用いた。汚泥からの分析対象物質の抽出には振とう抽出法を用いた。検出には高速液体クロマトグラフ（蛍光検出器）を用いた。なお、NPEO はエトキシレート基が 1～4 のもの ($n \leq 4$) と 5 以上のもの ($n \geq 5$) に分けて測定した。

2. 1. 2 検討結果

分析結果からは、抽出時間、メタノール濃度が抽出効率におよぼす影響に、規則性は見られなかった。しかしながら、用いた試料性状が均一であることと抽出時間を十分に取ったケースもあることを考慮すると、この結果が抽出操作に起因しているとは考えにくく、抽出工程以降の分析工程が分析結果に影響していると疑われた。その原因として、抽出液のクリーンアップのために行う固相抽出工程が複雑な操作を必要としていることから、この工程に問題があると考えられた。

そこで、固相抽出工程を省いて分析を行ったところ、固相抽出工程を組み込んだ測定結果と比べて汚泥からの抽出時間やメタノール濃度の影響が明瞭にうかがえる結果が得られた。さらに、固相抽出工程を省くことで検出濃度そのものが高くなったことから、クリーンアップのための固相抽出工程を省くことにより回収率が高くなっているものと考えられる。

きょう雑物質の多い汚泥試料の分析においてクリーンアップは一般的には必須であると考えられるが、これらのことから、分析対象とする汚泥によっては操作が複雑な固相抽出工程を省くことが有効であることが明らかとなるとともに、汚泥中の内分泌かく乱物質の分析について検討すべき点が多く残されていることが明らかとなった。

2. 2 ノニルフェノール等の抽出方法に関する検討

2. 2. 1 検討方法

下水汚泥試料からの目的物質の抽出については十分な検討が進んでいるとはいいがたい状況にあり、より高い回収率で安定した結果が得られる抽出手法、抽出条件の開発が必要である。ここでは、主に Pressurized Fluid Extraction（以下、PFE 法）⁵⁾ を下水汚泥試料からの NP、NPEO の抽出に応用することを試みた結果を報告する。

PFE 法とは、土壌、汚泥等から難水溶性の化学物質を抽出する方法であり、ソックスレー抽出法と同等の回収率を少量の溶媒で高速に達成するため、高温（100～180℃）、高圧（10.3～13.8MPa（1500～2000psi））の条件下で抽出を行うものである⁵⁾。米国環境保護庁の試験方法として検討されている方法であるが、下水汚泥試料中の NP、NPEO を対象とした抽出条件が明らかではないため、抽出条件を検討することとした。

また、超臨界流体抽出法（Supercritical Fluid Extraction、以下、SFE 法）による抽出にも着手した。SFE 法とは、超臨界状態の流体を用いて目的物質を抽出する方法で、高温高圧下で液体とも気体とも異なる抽出効果が得られる可能性があり、抽出のための有機溶媒を削減することも可能である。本検討では、メタノールを添加した超臨界状態の二酸化炭素を用いた。

これらの試験にはそれぞれ異なる処理場で採取した余剰活性汚泥とコンポストを、風乾した後、0.84mm 以下に粉碎したものをを用い、抽出液の分析は固相抽出操作を除いて行った。

2. 2. 2 検討結果

1) PFE 法における抽出溶媒の検討

PFE法によるNP、NPEOの抽出の検討にあたり、抽出溶媒の違いが回収量におよぼす影響について検討した。使用した溶媒はメタノール、アセトン、ヘキサン、アセトニトリル、アセトン：ジクロロメタン(1:1)、酢酸エチルである。抽出のための静置は、10分静置して試料と溶媒を接触させた後、抽出溶媒を入れ替え再び10分静置するという設定とした。また、圧力は13.8MPa、温度は100℃とした。供試汚泥には乾燥汚泥を用いた。

結果を表－1に示す。メタノールを抽出溶媒とした場合のNP、NPEOの回収量が他の抽出溶媒での回収量よりも多かった。これは、メタノールの親水性が高いことに起因しているものと推察される。この結果にしたがい、PFE法による

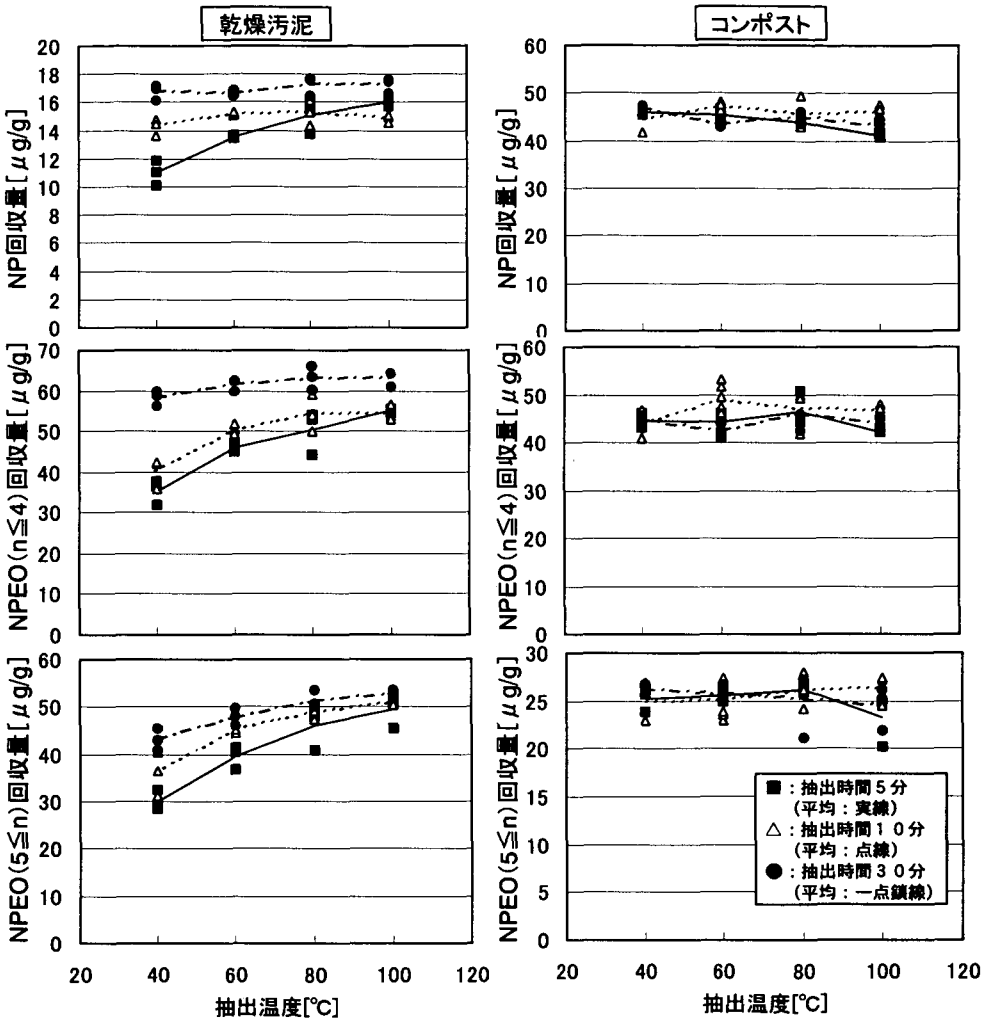
NP、NPEOの分析にあたり、抽出溶媒としてメタノールを用いることとした。

2) PFE法における抽出時間、抽出温度の影響

PFE法について、抽出圧力を一定とし

(13.7MPa)、抽出時間を5～30分、抽出温度を40～100℃に設定して抽出を行い、既存の方法で用いられている加熱還流法による抽出⁶⁾によるNP、NPEOの回収量と比較した。供試汚泥には乾燥汚泥とコンポストを用いた。

結果を図－2に示す。図－2に示されている各点は個別の分析値、接続線は平均値を結んだものである。乾燥汚泥では、



図－2 PFE法でのNP、NPEO回収量への抽出温度と抽出時間の影響

表－1 余剰活性汚泥からのNP、NPEO回収量におよぼす抽出溶媒の影響

使用溶媒		メタノール	アセトン	nヘキサン	アセトニトリル	アセトン：ジクロロメタン(1:1)	酢酸エチル
NP	平均回収量 [μg/g-dry]	20.2	17.0	13.3	13.0	17.5	12.1
	変動係数 [%]	2.3	5.3	4.0	7.0	4.2	8.8
NPEO (n≤4)	平均回収量 [μg/g-dry]	43.6	31.5	28.3	28.6	34.4	22.0
	変動係数 [%]	2.3	7.3	3.3	6.9	5.8	8.1
NPEO (n≥5)	平均回収量 [μg/g-dry]	44.3	31.5	16.7	24.1	27.1	28.7
	変動係数 [%]	3.2	12.2	7.7	6.4	3.1	6.7

抽出時間が長いほど、また、抽出温度が高いほど、NP 及び NPEO の回収量が多くなる傾向にあった。抽出温度 100℃では、抽出時間 5 分でも 30 分と同程度の回収量となった。一方、コンポストでは乾燥汚泥からの抽出ほど明確な傾向は見られなかった。

加熱還流法による抽出によって得られた結果と、P F E 法の結果のうち抽出時間 10 分、抽出温度 60、100℃での結果とを比較し図-3 に示す。図-3 に示されている横棒は個別的分析値、棒グラフは平均値をあらわしている。P F E 法での乾燥汚泥からの回収量は、NP で加熱還流法と同程度、NPEO では加熱還流法での回収量より多かった。一方、コンポストでは NP、NPEO (n≥5) は同程度、NPEO (n≤4) は加熱還流法での結果が高めの値を示した。また、全般的に P F E 法による試験結果の方がばらつきが小さかった。

P F E 法での乾燥汚泥からの NP、NPEO の回収量については、加熱還流法による抽出と比較し、抽出時間が 1/4 以下で、1.03~1.3 倍の NP、NPEO を回収することが可能であることが明らかとなった。また、コンポストの場合も、加熱還流法による抽出とほぼ同等の回収量を得ることが可能であることが明らかとなった。今後、汚泥処理系での内分泌かく乱物質の消長を把握する上で、ノニルフェノキシ酢酸等を含めたノニルフェノール類の分析、17β-エストラジオール(以下、E2)やエストロン(以下、E1)の分析手法を確立していく必要があるが、この結果は基礎的な知見として有用であると考えられる。なお、今回用いた乾燥汚泥とコンポストからの抽出ではそれぞれ異なった回収傾向を示した。これは供試汚泥の由来が異なっていることに起因している可能性とともに、コンポストの表面・内部構造が、コンポスト化過程を経たことで、抽出が比較的容易な状態に変化していた可能性もある。この点に関しては今後の検討課題である。

3) S F E 法による抽出でのメタノール添加の影響に関する検討

S F E 法による抽出について、超臨界状態の二酸化炭素を抽出に用い、メタノールの添加の有無が NP、NPEO の回収量に与える影響を確認した。抽出圧力 20MPa、抽出温度 60℃、二酸化炭素の流量は 3mL・liq/min、添加した場合のメタノールの流量は 0.2mL/min とした。抽出時間は、メタノール無添加では 60 分、メタノール添加では 30 分とした。供試汚泥には乾燥汚泥を用いた。

結果を加熱還流法での結果とともに図-4 に示す。メタノールの添加により NP、NPEO 回収量が 1.7~5 倍に増加した。加熱還流法での結果との比較では、NP 及び NPEO (n≥5) で加熱還流法の方が回収量が多く、NPEO (n≤4) では同程度の回収量であった。

これらのことから、超臨界状態の二酸化炭素単独での抽出は困難であるが、微量のメタノールの添加により高率の NP、NPEO の回収が期待できることが明らかとなった。今回の検討

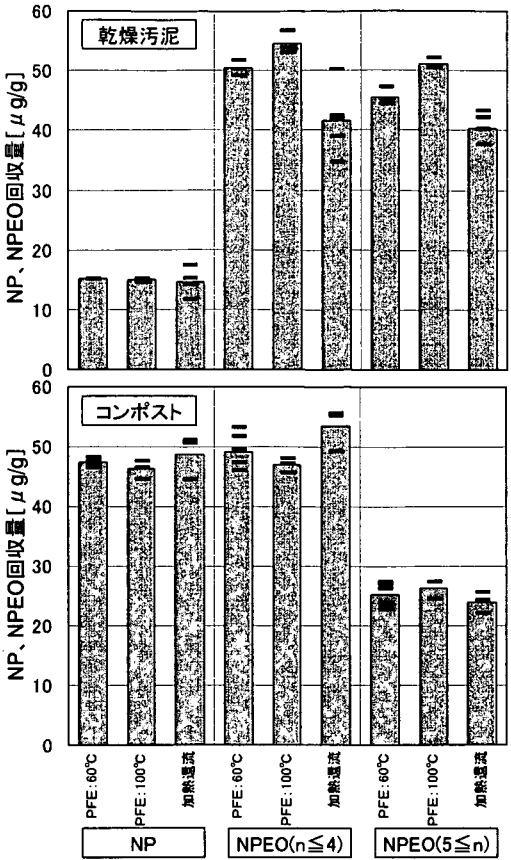


図-3 P F E 法と加熱還流法との回収量の比較

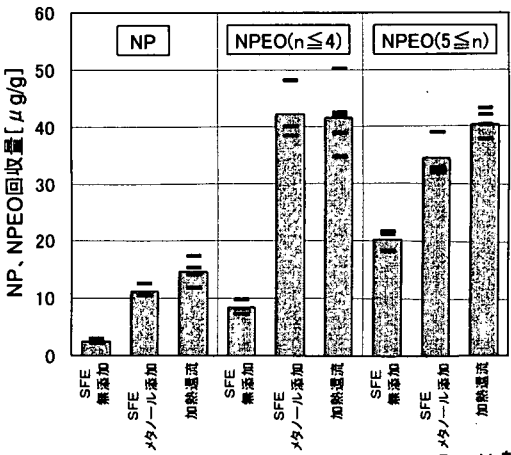


図-4 S F E 法と加熱還流法との回収量の比較

では加熱還流法より回収量が多くなるという結果は得られなかったが、試行した抽出条件が少ないため、今後、より多くの条件での抽出実験を行うことで、適切な抽出条件を見いだすことができると考えられる。

3. 下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する予備調査

下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには、汚泥処理プロセスを構成する個々の処理工程での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることが必要である。ここでは、嫌気性消化過程、およびコンポスト化過程における内分泌かく乱物質の消長を把握するための予備実験を行った。

3. 1 嫌気性消化実験

嫌気性消化過程における内分泌かく乱物質の挙動を調べるため、実下水を用いた活性汚泥法の実験装置より得られた汚泥を供試汚泥とした嫌気性消化連続実験を行った。

3. 1. 1 実験方法

実験に供した汚泥は、SRTが5、10、20日にそれぞれ設定された余剰活性汚泥三種と最初沈殿池汚泥一種である。実験は、消化温度35℃、消化日数20日の条件により、5Lのガラス瓶を反応槽に、恒温水槽による間接加温を行いながら、平日1日1回の汚泥の引抜きと投入を行う連続実験を95日間行った。

実験では実験期間中の投入汚泥と消化汚泥の全ての試料について一般的な性状分析を行うとともに、発生した消化ガスの全量とその組成を測定した。また、系が実験条件に十分に馴養したと判断された約85日経過時点の汚泥試料について、NPはGC/MS法、NPEOはHPLC法、E2はELISA法を用いる既存の方法²⁾により、エストロゲン様活性（以下、Es-act）は酵母を用いる矢古宇らの方法⁷⁾により分析した。

3. 1. 2 実験結果

定常状態下における内分泌かく乱化学物質の分析結果を表－2に示す。NPやNPEO(n≤4)、NPEO(n≥5)、E2及びEs-actは、投入汚泥よりも消化汚泥の含有量が多い結果となった。この結果は、これらの物質が系内で生産された可能性を示唆するものであるが、生産される生物学的、化学的な機序は考えにくく、原因は適用した分析方法にあるものと思われた。

既存の分析方法では、汚泥自体からの抽出方法が不十分である可能性が高く、本実験結果は下水汚泥の性状が嫌気性消化を経ることにより、分析上、より抽出されやすい性状に変化した可能性も考えられる。今後、下水汚泥中のノニルフェノキシ酢酸等を含めたノニルフェノール類、E2やE1を含め、現象説明に取り組む必要がある。

3. 2 コンポスト化実験

下水汚泥のコンポスト化の予備室内実験により採取された試料を用い、内分泌かく乱物質の含有量の変化に関する予備調査を行った。実験では、無消化の脱水汚泥、返送コンポスト、牧草を混合し、28日間通気した。切り返しは4～7日おきに行った。実験期間中に温度は最高約63℃まで上昇した。

コンポスト

化実験により得られた試料のNP、NPEO含有量を測定した結果、実験の前後で特筆すべき差は見られなか

表－2 嫌気性消化実験における内分泌かく乱化学物質の分析結果

			[μg/L]				
			NP	NPEO (n≤4)	NPEO (n≥5)	E2	Es-act
余剰活性汚泥系	最初沈殿池汚泥系	投入	50.7	265	35.4	11.5	12.3
		消化	155.7	253	203	33.8	103.9
	SRT = 5day	投入	11.0	49.7	69.1	22.8	51.1
		消化	70.0	107.8	98.3	18.8	41.2
	SRT = 10day	投入	11.3	38.2	92.6	30.8	51.6
		消化	55.7	140.4	202	55.5	132.4
	SRT = 20day	投入	13.9	37.0	48.0	20.7	25.0
		消化	115.8	199.2	249	44.3	88.5

ったが、実験途中にNPEO($n \geq 5$)含有量が上昇するという現象が見られた。今後、より精密なコンポスト実験を行うとともに実施設での実態調査を行い、コンポスト化過程での内分泌かく乱物質の消長を明らかにしていく必要がある。

4. 下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

下水汚泥の有効利用が進められていく中で、下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の消長を明らかにすることが重要であり、そのためには施用先の状況を再現した実験施設による長期間の調査が必要である。

4. 1 溶出実験

下水汚泥リサイクル製品の土壌施用先での挙動把握の基礎情報とするために、コンポストと乾燥汚泥を用いた溶出実験を行った。

4. 1. 1 実験方法

実験は、原料や製造方法が異なるコンポスト四種類と乾燥汚泥一種類を用い、全量を5mmの篩を通過させたものを供試体とし、乾燥重量で400gに相当する供試体に対して、4Lのイオン交換蒸留水を作用させ2N・HCl又は10N・HCl溶液を用いてpHを6、5、4、3に別々に自動制御しながら20℃の恒温室にて24時間の溶出実験を行った。

24時間経過後の試料は、直ちに3,000rpmで20minの遠心分離を施し、上澄み液を1μmのグラスファイバーろ紙にてろ過した。得られたろ液は、NPやNPEO($n \leq 4$)、NPEO($n \geq 5$)、E2、ビスフェノールA及びフタル酸ジ-2-エチルヘキシルの分析に供した。分析方法は既存の方法²⁾によった。

4. 1. 2 実験結果

実験結果を図-5に示す。全体的な傾向は、NPやNPEOが溶出し易く、また、中性近傍での溶出量が多く、酸性となるほど溶出しづらいというものであった。酸性側における溶出の抑制傾向により、降雨による土壌からの溶脱が幾分制限されている可能性が示唆された。

4. 2 ライシメータ実験

下水汚泥コンポストの緑地利用や農地利用を想定し、下水汚泥コンポスト中に含まれる可能性のある内分泌かく乱物質の土壌中での消長を把握するためライシメータを用いた実験に着手した。ここでは、ライシメー

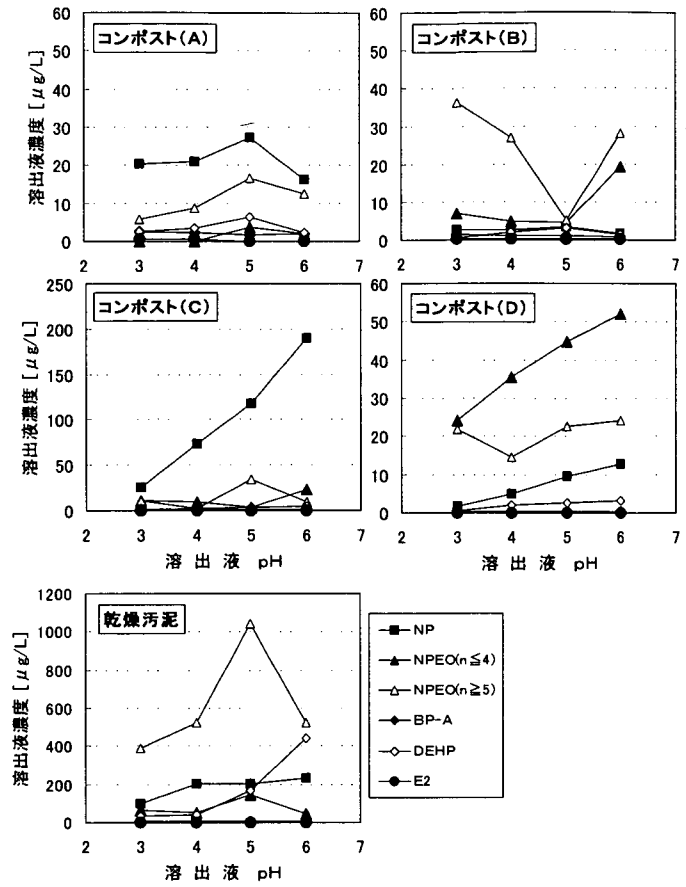


図-5 溶出試験の結果

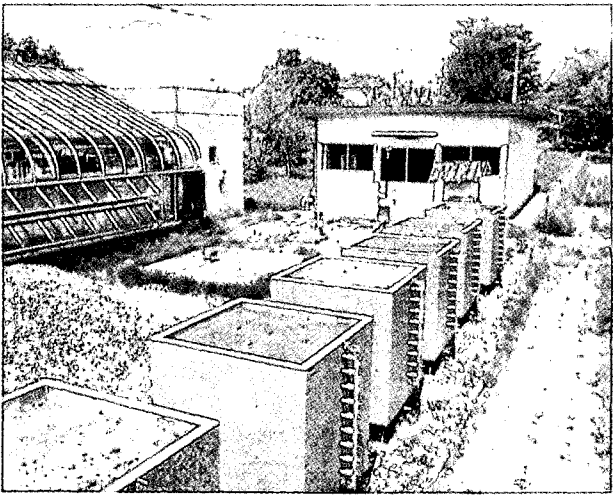


写真-1 ライシメータ実験全景

表-3 ライシメータ仕込み条件

ケース1	土壌	(対照系)
ケース2	土壌	+薬品 (NP, E2)
ケース3	土壌+コンポスト	
ケース4	土壌+コンポスト	土壌採取毎耕耘
ケース5	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	
ケース6	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	土壌採取毎耕耘

タ実験開始後約6ヶ月時点までに得られた浸出水に関する知見について報告する。

4. 2. 1 実験方法

1) ライシメータへの仕込み

本実験で使用したライシメータを写真-1、ライシメータ内部の概略を図-6に示す。幅1m×奥行1m×高さ1mのステンレス製のライシメータ六台を屋外に設置した。実験では、気象を連続観測するとともに、適宜、土壌と浸出水を採取した。なお、本実験は11年10月に開始したもので、13年度末現在で継続中である。

各ライシメータの設定条件を表-3に示す。図-6で“土壌”と記されている部分に、表-3に示した条件で調製した土壌を充填した。下水汚泥コンポストを施用した系には10kg/基のコンポストを、また薬品を添加した系にはNP及びE2をそれぞれ約500mg/基、約17mg/基、メタノールに溶解して土壌（赤土）と混合した。また、下水汚泥コンポストを施用し耕耘を行うこととした系については土壌採取毎に耕耘した。

実験に使用した土壌は茨城県南部で代表的に見られる赤土であり、農業や肥料にあまりさらされていないものを用いた。土壌は全て5mm以下に篩い分けしたものを用いた。実験に使用した下水汚泥コンポストは高分子系の消化脱水汚泥を原料とし、破碎したモミガラを副資材として発酵したものである。土壌に添加したNPとE2は建設省の実態調査¹⁾において比較的高頻度でその存在が確認された物質の中から選択した。

2) 分析方法

ライシメータからの浸出水中のNP及びE2の分析は既存の分析マニュアル^{2) 3)}に基づき、NPはGC/MS法、E2はELISA法を用いて測定した。

ELISA法については、E2と構造が似ている他の物質を合わせて測定している可能性が指摘されている⁸⁾。試行的にLC/MS/MS法⁹⁾により本実験に使用したコンポストと同種のコンポストについてエストロゲン含有量を測定したところE2は検出されなかったが、ここでは便宜上、現在主に用いられているELISA法で得られた値をE2の濃度として扱うこととする。より詳細な消長の解明には、E1等の関連物質も含めた分析手法の開発とそれに基づく検討が必要である。

4. 2. 2 実験結果

ライシメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度の推移の例を図-7に示す。横軸は浸出水の累積量である。各ライシメータの土壌の締め方が異なるため、浸出水量が異なっていた。

SSについては、ライシメータへの土壌の仕込み後最初の降雨での浸出水で24~791mg/Lであった。二回目以降の降雨での浸出水では多くの場合で10~50mg/L程度となっていた。

TOCについては、最初の降雨での浸出水(0.18~0.47L)よりも、二回目の降雨での浸出水(42~59L)で高い値を示し、その後は濃度が低下する傾向を示した。特に、土壌に薬品(NP、E2)を添加したケース2では、二回目の浸出水のTOCが472mg/Lであった。この値はコンポスト施用系に薬品を添加したケース5、6での98~99mg/Lという値と比較して高かった。土壌のみに薬品を添加したケース2では土壌への添加時に薬品の溶媒として使用したメタノールが比較的早い段階で浸出したのに対し、ケース5、6ではメタノールとコンポストとの相互作用(吸収、吸着、微生物分解)によりケース2とは異なった結果となったものと

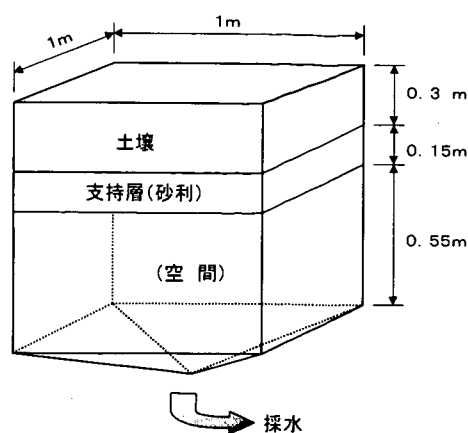


図-6 ライシメータ内部

考えられる。

NP、E2については実験初期に比較的高濃度での浸出が見られたが、累積浸出水量にして100L程度からは比較的低濃度で推移していた。この傾向はTOCの浸出の傾向と類似していた。

各ライシメータの初期土壌中NP、E2存在量に占める浸出したNP、E2の累積量を累積浸出率としてまとめ、図-8に示す。横軸は累積浸出水量をB.V.≡(累積浸出水量)/(土壌嵩体積)で無次元化した値である。コンポスト非施用系であるケース1、2で

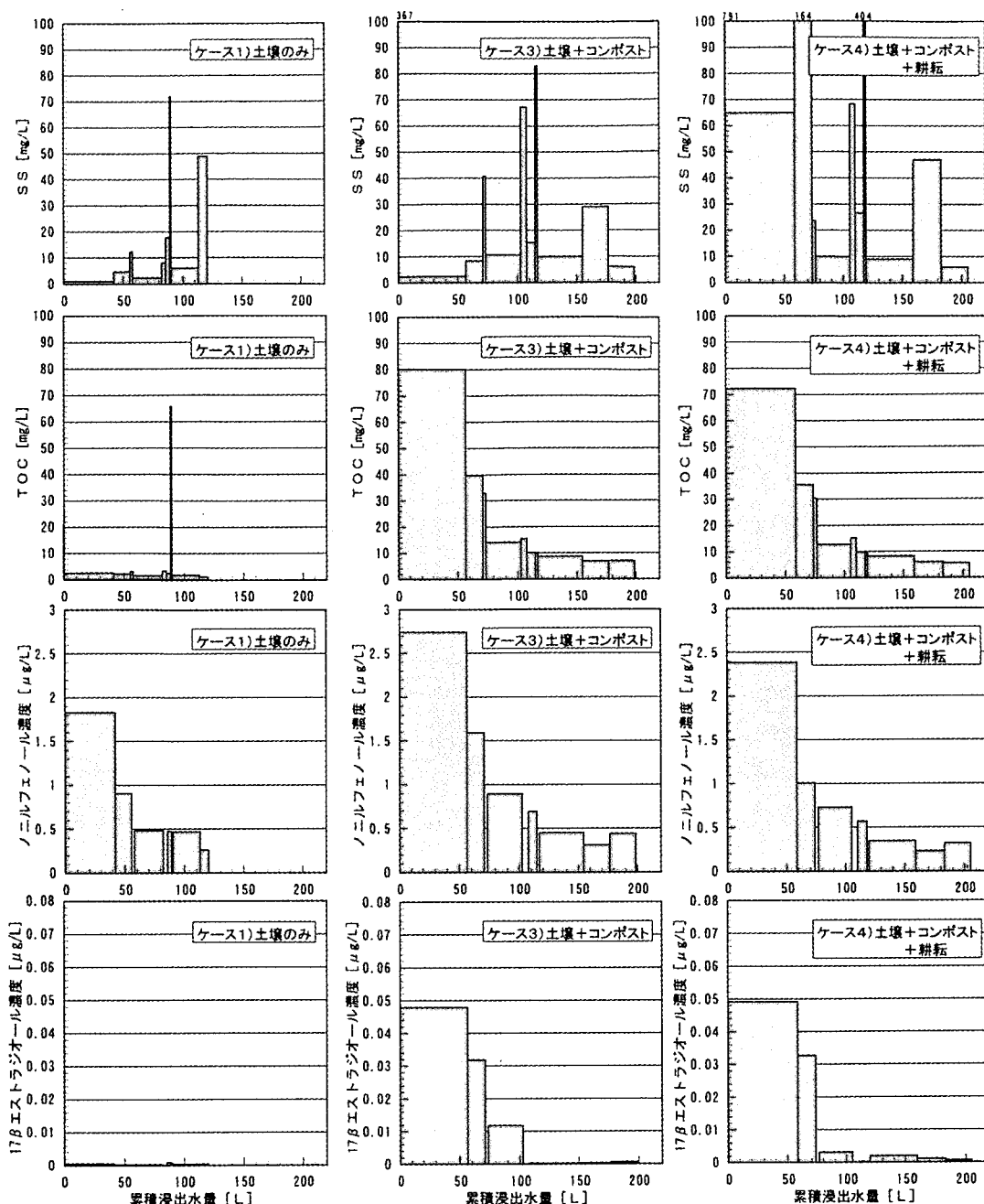


図-7 ライシメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度

は、NPの浸出率が高かったのに対しコンポストを施用したケース3～6では、初期土壌中存在量の0.22～0.48%しか浸出していなかった。これは、コンポスト中の有機物にNPが保持され、土壌のみの系より浸出しにくいためであると考えられる。また、E2は、1.8～4.7%がコンポスト施用系から浸出しておりコンポスト非施用系より高い値を示した。また、耕耘系の方が非耕耘系より累積浸出率が低くなる傾向にあった。

土壌のNP、E2含有量と土壌中残留率の推移をそれぞれ図-9、図-10に示す。現時点ではコンポストを含む土壌の内分泌かく乱物質含有量の分析は検討すべき課題が多く残されているため分析結果の傾向を単純に評価することは困難であるが、NPについてはB.V.で0.5程度以降は減少傾向にあった。

図-8、10の比較から、土壌中のNPの減少は浸出水による排出のみでは説明がつかないため、浸出以外の減少機構が存在している可能性が高く、ライシメータ内での物理化学的または生物学的分解が起きているものと考えられる。

5. まとめ

我が国の下水処理場への内分泌かく乱化学物質の流入が報告されており、それらが水処理系から汚泥処理系へ移行する可能性が指摘されている。本調査は下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル製品施用先での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることを目的とし、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。主な結果を以下にまとめる。

- ① 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、乾燥

汚泥からのNP、NPEOの抽出にPF E法を用いることで、一般的に用いられている加熱還流法による抽出と比較し、抽出時間が1/4以下で、1.03~1.3倍のノニルフェノール類を抽出することが可能であることが明らかとなった。

- ② 下水汚泥リサイクル製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、降雨によるNPの累積浸出率は初期存在量の0.22~0.48%と少なく、土壌中で分解する傾向にあることが示唆された。

この他、下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する予備調査として、既存の分析手法を用いて嫌気性消化過程における内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験を行ったところ、投入汚泥よりも消化汚泥の内分泌かく乱物質含有量が多い結果となった。また、コンポスト化実験を行ったところ、実験の前後で特筆すべきNP、NPEOの含有量の差は見られなかったが、実験途中にNPEO(n≥5)含有量が上昇するという現象が見られた。

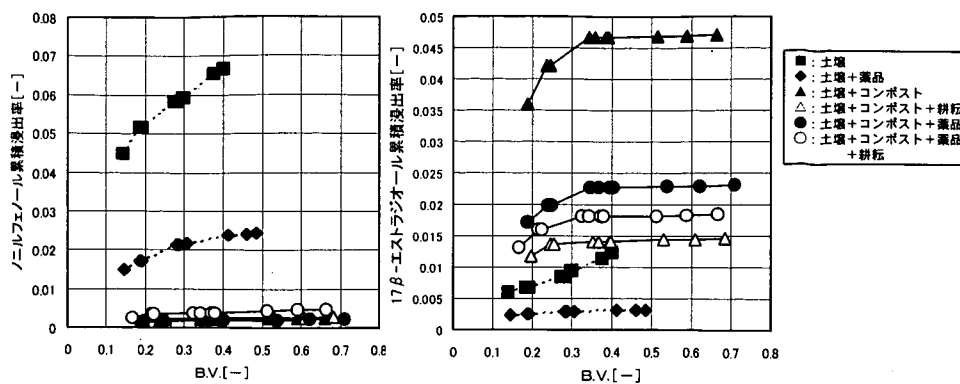


図-8 ライシメータからのNP、E2の累積浸出率

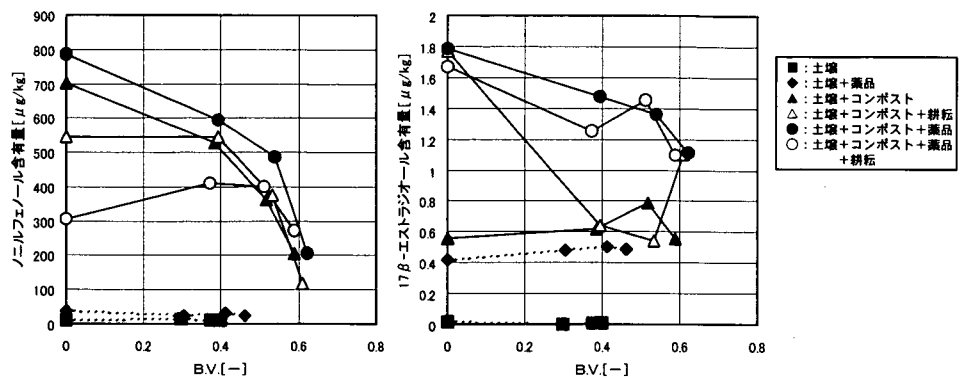


図-9 ライシメータ中の土壌のNP、E2含有量

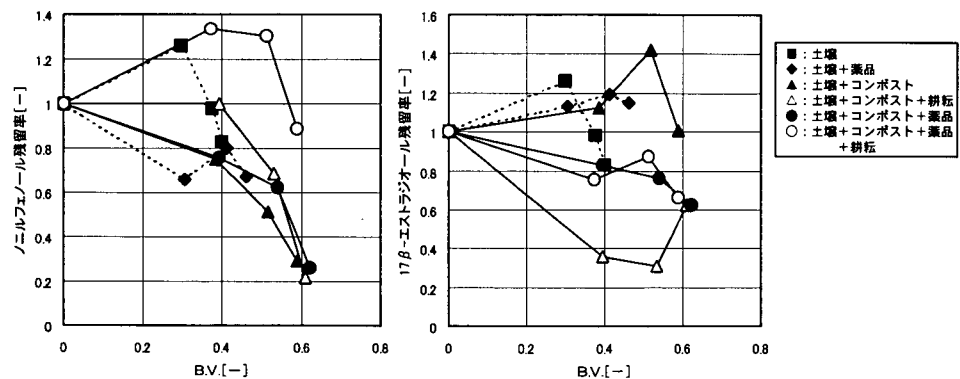


図-10 ライシメータ中の土壌のNP、E2残留率

なお、NP、E2等、内分泌かく乱物質の下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル製品施用先での挙動・消長をより明確にするためには、NP、E2に加え、NPEO、ノニルフェノキシ酢酸、E1等の関連物質を含めた物質収支を明らかにする必要があるが、現時点では下水汚泥試料の分析手法については検討すべき課題が多く残されており、今後も検討を進める必要がある。さらに、改良された分析手法を適用し、より詳細な実験、実処理場での実態調査を行い、物質収支を明らかにする必要がある。

参考文献

- 1) 建設省河川局、建設省都市局下水道部：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、1999.
- 2) 建設省都市局下水道部監修：下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル、pp. 48-51、(社)日本下水道協会、1999.
- 3) 建設省都市局下水道部：下水道における内分泌攪乱化学物質調査マニュアル（案）、pp. 74-76、2000.
- 4) 小森行也、田中宏明、竹歳健治：「活性汚泥処理プロセスにおける非イオン界面活性剤の挙動」、第36回下水道研究発表会講演集、pp. 700-702、(社)日本下水道協会、1999.
- 5) U. S. EPA: "Pressurized Fluid Extraction", Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, U. S. EPA, 2000.
- 6) 下水道における環境ホルモン対策検討委員会：下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル（案）、pp. 103-110 及び pp. 139-146、(社)日本下水道協会、2001.
- 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下水中のエストロゲン活性の測定」、第36回環境工学研究論文集、pp. 199-208、(社)土木学会、1999.
- 8) 高橋明宏、小森行也、矢古宇靖子、岡安祐司、斉藤正義、東谷忠、田中宏明：「下水試料中の女性ホルモン測定法の課題—LC/MS/MSとELISAの比較から—」、第3回日本水環境学会シンポジウム講演集、pp. 175-176、(社)日本水環境学会、2000.
- 9) 小森行也、高橋明宏、田中宏明：「LC/MSによる下水試料中の17 β -エストラジオールの分析」、第9回環境化学討論会講演要旨集、pp. 346-347、日本環境化学会、2000.

12. 下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査

独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ

リサイクルチーム 上席研究員 鈴木 穰

主任研究員 落 修 一

交流研究員 越 智 崇

1. はじめに

下水汚泥は固形物当り 19kJ/g ほどを有するエネルギー資源である。しかし、これまでの汚泥処理は安定的な処分を図ることを前提とした単位プロセスの組み合わせでしかなかったために、汚泥の処理には多くの電力や化石燃料を必要とし、下水汚泥が保有しているエネルギーの3割ほどしか利用されて来なかったのが実情である。また、水処理プロセスにおいても汚泥処理プロセス以上のエネルギーを消費してきた。

下水道の人口整備率が6割を越えた現在、これからの下水道事業が使用料収入を主体とする経営形態となって行くことを踏まえると、今まで以上に事業運営の効率化が求められる。特に、人件費を除く維持管理費の大部分を占めているエネルギー経費の削減は今後の大きな課題である。下水汚泥が持つ潜在的な保有エネルギーは、下水道施設全体的大幅な省エネルギー、省コストに繋げられる可能性を秘めた唯一の固有資源であり、それを高度に開発・利用するシステム構築が求められる。

2. 調査の目的及び方法

本調査は、現有の汚泥処理プロセスをエネルギー生産プロセスに変革すべく、下水汚泥が持つ保有エネルギーを高度に開発、利用するシステムを構築することを目的とする。そのために、現有の焼却プロセスを発電プロセスに改変して、これと嫌気性消化プロセスとの一体化を図ることにより、メタンガスの再資源化を組み入れた電力・熱回収システムの構築を目指すものである。調査では、エネルギー高度利用評価モデルを整備するとともに、高温燃焼発電システム、消化ガス吸着貯蔵システムを開発する。

3. 平成13年度の調査結果

平成13年度は、下水処理プロセスのエネルギー効率を把握・評価するためのモデル構築の検討を行うとともに、下水汚泥保有エネルギーを高度に利用する場合の中核技術となる高温燃焼発電システムと消化ガス吸着貯蔵システムの開発を目指した共同研究を行った。また、汚泥処理プロセスを活用して草木及びその廃材が持つエネルギーを開発、利用する方法に関して基礎的な調査を行った。

3.1 下水処理場におけるエネルギー消費評価のためのモデルと実態調査

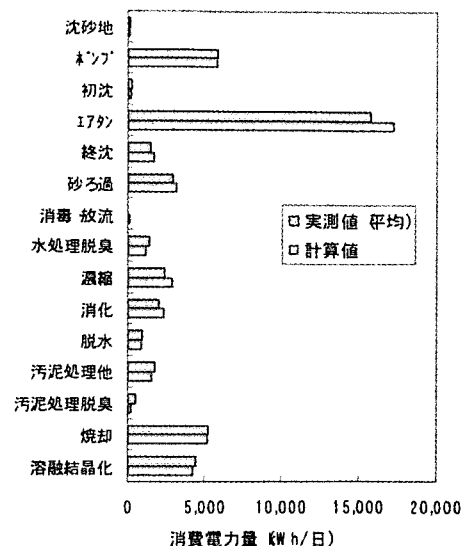
3.1.1 調査方法

エネルギー開発とその高度利用法を検討するために、下水処理場におけるエネルギー消費実態を容易に表現できるモデルが必要である。本調査では、下水道施設計画・設計指針（(社)日本下水道協会 2001）に基づき下水処理場の標準設計化を図り、設備・機器の電力使用量を出力させるモデルを作成した。また、このモデルの実用性を評価することと、エネルギー消費・変動の実状を詳細に把握し、効果的なエネルギー生産・利用システムを構築するための基礎データを得ることを目的に、下水処理場の実態調査を行った。調査した下水処理場は、分流式下水道の計画処理人口が205,400人、現有処理能力が日最大134,000m³/日の1カ

表－１ エネルギー高度利用評価モデルの概要

流入水量 ($\text{m}^3/\text{日}$)	水処理	汚 泥 処 理		
		濃 縮	消 化	脱 水
100,000	標準 活性 汚泥法	初沈：重力 余剰：遠心	1段 中温消化	遠心 ベルトプレス
50,000				
20,000		① 初沈：重力 余剰：遠心、常圧浮上	消化日数 ：20日	遠心 ベルトプレス スクリーンプレス
5,000				
1,000		初沈無し、汚泥：重力	なし	

所の下水処理場である。本処理場は、他の下水処理場との汚水や汚泥の受け渡しがなく完全に独立し、水処理では高度処理までを、汚泥処理では嫌気性消化、焼却、溶融までのプロセスを有していることを条件に選定した。調査は、各プロセスや主要設備・機器毎の電力使用量を1年間を通して連続モニターするものである。また、その間における処理実績についても調べ、電力や他のエネルギー消費量との関連付ける。



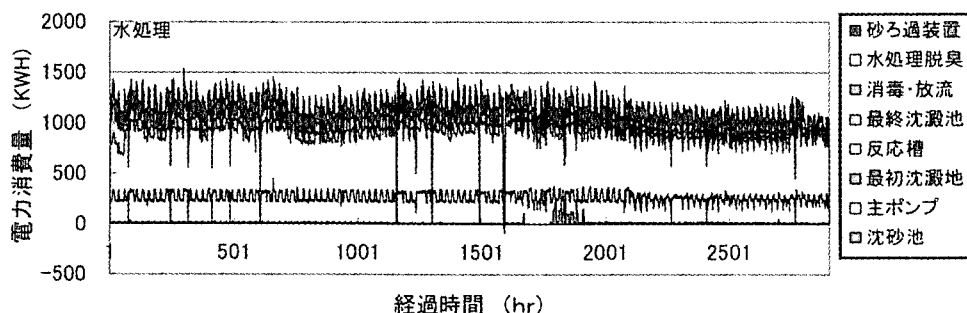
図－１ プロセス別消費電力量比較

3.1.2 調査結果

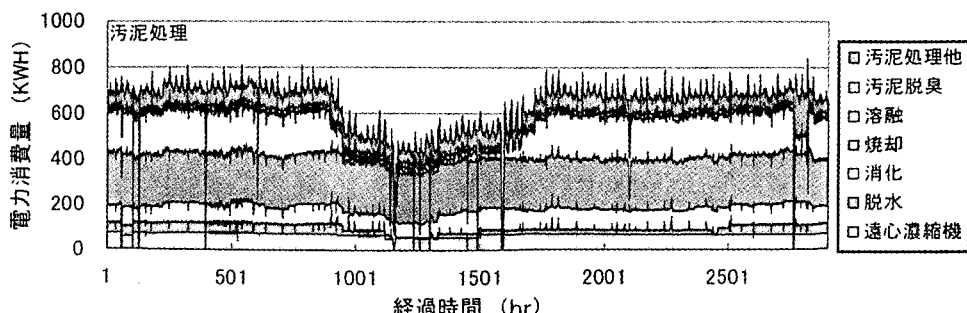
作成したモデルは、水処理プロセスが標準活性汚泥法、汚泥処理プロセスが濃縮、消化、脱水までとし、流入水量を設定して下水処理場を構成している主要な機器について、性能、寸法、定格動力等の仕様を決定した。モデルの概要を表－１に示す。

図－１にモデルを適用した計算値と各プロセス別の電力量の平均値との比較を示す。計算値と実測値はほぼ等しく、モデルの信頼性が高いと言える。また、 1m^3 の下水を処理するための各プロセスの単位消費電力量は、水処理系で $0.29\text{kWh}/\text{m}^3$ 、汚泥処理系で $0.17\text{kWh}/\text{m}^3$ 、合計 $0.46\text{kWh}/\text{m}^3$ であった。

図－２、図－３、図－４は、平成13年12月から14年3月までの間にモニタリングした消費電力量の結果を施設や処理プロセス毎に時間毎にとりまとめ、経時的な変化として表したものである。消費電力は時間的に時期的に、また設備の維持補修・更新・工事等により大きく変動していた。本調査で開発するエネルギー生産・利用システムは、この変動に



図－２ 水処理系における電力消費量の変化



図－３ 汚泥処理系における電力消費量の変化

効果的に対応できることが重要となる。

3.2 消化ガス吸着貯蔵法の開発

消化ガスの吸着貯蔵法の開発は、鶴岡市並びに財団法人下水道新技術推進機構との共同研究である。開発している吸着貯蔵法は、従来の低圧貯蔵法に比べて単位容積当たり20～30倍の貯蔵能力を有するものである。本年度は、鶴岡市浄化センターへの平成14年度の導入実用化を目指して、

実施建設の設計を支援するとともに、吸着貯蔵システムのLCA、LCC解析のためのデータを設計図書から収集し、整理した。

実用化施設のフローと主要設備機器の概略の仕様を図-5に示す。現在、鶴岡市浄化センターには600 m³を貯蔵する従来型

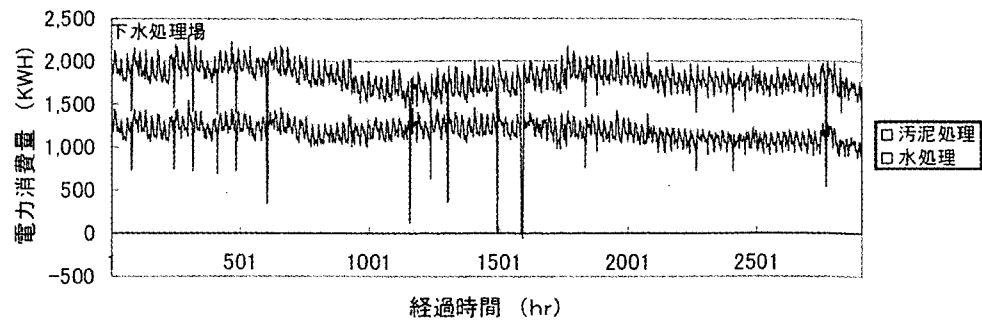


図-4 下水処理場全体における電力消費量の変化

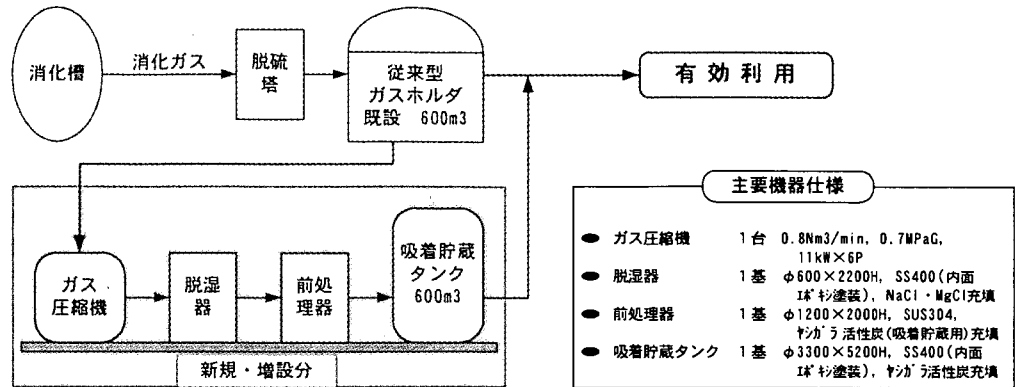


図-5 実用化施設のフローと仕様の概略

表-2 建設時点までに必要とした機器・資材等（設計データ）

工場加工			基礎工事			組立・設置		
SS400	(kg)	20,485	バックホー	(m ³)	230	運搬 [8t車, 505km]	(台)	5
SUS304	(kg)	2,035	振動ローラ	(m ³)	20	SUS304-TP φ40	(m)	12.7
SUS316	(kg)	60	ダンプトラック	(m ³)	93	φ80	(m)	40.9
FC250	(kg)	490	ブルドーザ	(m ³)	93	φ100	(m)	2.7
SCS13	(kg)	540	コンクリートポンプ車	(m ³)	83	φ200	(m)	49.1
銅線	(kg)	190	クローラ式杭打機	(本)	16	VP φ40	(m)	37.4
活性炭	(kg)	15,650	ホイールクレーン	(本)	16	SGP-VA φ20	(m)	2.1
保温材	(kg)	1,240	クローラクレーン	(本)	16	φ25	(m)	29
脱湿剤	(kg)	250	クラムシェル	(本)	16	グレーチング FB32×3	(m ²)	7.07
潤滑油	(L)	17	型枠	(m ²)	41	FB25×4.5	(m ²)	1.18
電力	(kwh)	7,600	RC40	(m ³)	17	SS400架台加工品	(kg)	746
酸素ガス	(m ³)	150	SD295A、D13mm	(kg)	240	手摺	(m)	15.2
アセチレンガス	(m ³)	150	SD295A、D16mm	(kg)	4,410	配管被覆 25mm	(m)	29
上水	(m ³)	4	R.M. コンクリート	(m ³)	83	20mm	(m)	2.1
溶接棒	(kg)	36	PHCφ450 (A種)、11m	(本)	8	鉄筋コンクリート工	(m ³)	1.28
グリース	(kg)	3	PHCφ450 (A種)、12m	(本)	8	鉄筋工	(kg)	44.9
スチーム	(m ³)	200				モルタル仕上げ工	(m ²)	9.99
その他	(kg)	295				型枠工	(m ²)	3.59
						掘削工	(m ³)	65.3
						埋戻し工	(m ³)	65.3
						電力 [仮設]	(kwh)	3,200

の低圧ガスホルダが存在する。ここに、この従来型ガスホルダと同量の消化ガス量を約1／20の容積で貯蔵できる吸着貯蔵システムが増設される。なお、図中のフローに示された前処理器は、消化ガス中に含まれる微量の揮発性の有機化合物を除去するために設けられるものであり、そこには吸着貯蔵タンクと同じ吸着剤が充填される。表-2は、建設時点までのLCA解析用のデータとして、設計の時点から得られた情報を整理した仮のデータリストである。最終的には、施設の完成を待って必要なデータを確定し、更に供用時点、廃止時点におけるコストも含めたデータを付加して行くことになる。

3.3 高温燃焼発電システムの開発

現在の焼却プロセスに代わる有効な燃焼・発電システムを見出すために、株式会社クボタ、月島機械株式会社、石川島播磨重工業株式会社並びに独立行政法人産業技術総合研究所との5者による開発のための共同研究に着手した。

研究では、まず開発のベースを、既存の脱水汚泥が直接利用できることと、発電エネルギーには高温の燃焼ガスを直接利用することに置くこととした。図-6は、現在検討している基本システムのプロセスフローである。燃焼部は、一般的な脱水汚泥の含水率でも燃焼が可能で、且つ含有する水分も蒸気エネルギーとして利用できる加圧流動床式の燃焼炉となっている。そして、ここで得られた高温高压の燃焼ガスは直接ガスタービンに導かれ、発電動力に変換されるものである。本システムにより得られる電力は全量が下水処理プロセスに利用されるとともに、ガスタービンからの排熱は燃焼用空気の前加熱や他の処理プロセスの熱源に利用される。

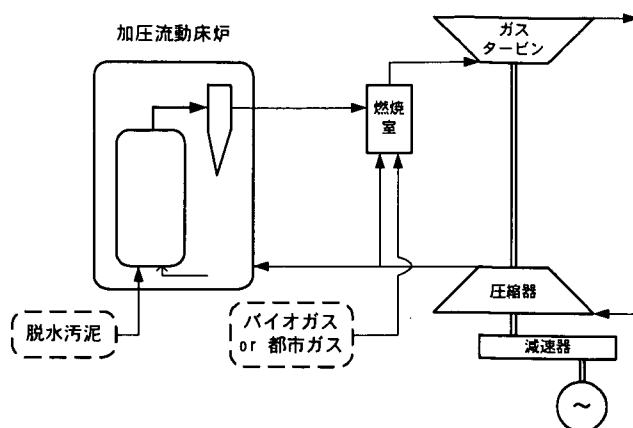


図-6 高温燃焼発電システム検討の基本フロー

3.4 草木類エネルギーの利用調査

3.4.1 調査方法

土木工事や緑地管理、産業活動から発生する草木及びその廃材が持つエネルギーを開発、利用する方法を探るために、草木の粉碎と改質を目指した蒸気加圧爆砕法の実験を行った。

実験には雄物川の堤防管理から発生した刈草の乾燥物と、広葉樹チップ（ブナとナラの混合物）及び針葉樹（スギ）チップを用い、蒸気による圧力とその蒸煮時間を変え、それぞれ瞬時解放して爆砕した。用いた爆砕装置の概要を図-7に示す。加圧容器は設計圧力4 MPa、実容積30Lである。得られた爆砕物については、改質状況を調べるための水溶性成分分析を行うとともに、下水汚泥との混合メタン発酵実験に供した。

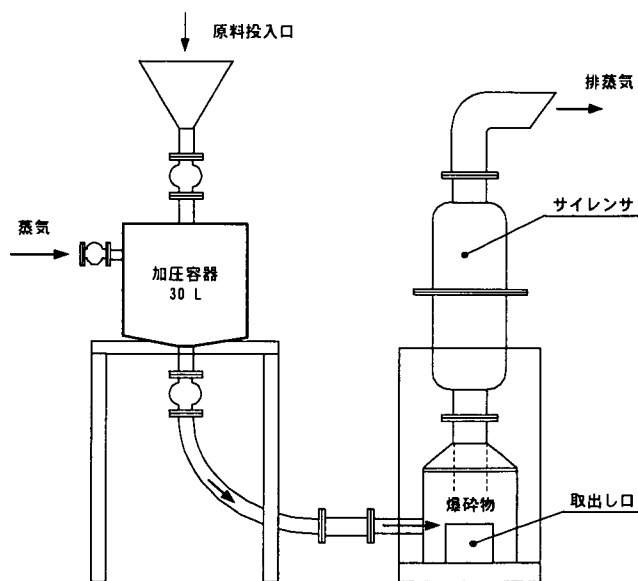


図-7 実験に用いた爆砕装置の概要

爆砕時の圧力と蒸煮時間は原料によりそれぞれ1～3MPa、1～30分に変化させた。また、水溶性成分の抽出は、イオン交換蒸留水500mLに爆砕物25g(湿重)を混合し、20℃で1時間振とうした。抽出液の分析は、pH、EC、TS、VSの測定と、1μmのろ液についてTOC、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-Pの測定を行い、0.2μmのろ液について分子量分画(GPC)試験を行った。下水汚泥との混合メタン発酵実験は、35℃の恒温槽にタイマー付きマグネチックスターラーを装備した10Lの密閉ガラス瓶6台を設置して、これに消化汚泥の初期量を6Lとして、休養日を除き1日1回300mLずつ消化汚泥の引き抜きと基質の投入を行う連続実験を50日間行った。投入する基質は、下水汚泥の固形物(TS)量に対して、爆砕物を固形物(DS)量で

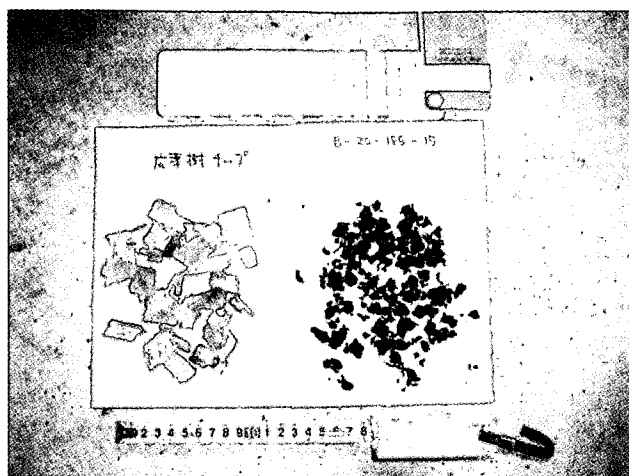


写真-1 広葉樹の2MPa(185℃)-15min 処理例

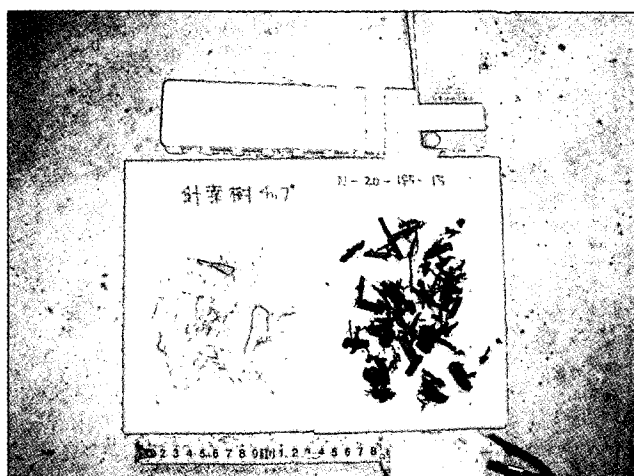


写真-2 針葉樹の2MPa(185℃)-15min 処理例

それぞれ0, 0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 1.25 倍量混合したものであり、このときの基質中の下水汚泥 TS 濃度は 40g/L を目標に調整した。また、混合した爆砕物は、広葉樹系チップを 2.5MPa(195℃)-5 min で蒸煮・爆砕したものである。

3.4.2 調査結果

草木の爆砕実験は、広葉樹チップに対して 11 ケース、針葉樹チップに対して 6 ケース、雑草に対して 9 ケース行った。写真-1～3に試料の爆砕前後の状況を示す。観察からは、広葉樹の爆砕物は総じて糖蜜臭を呈していた。針葉樹は広葉樹よりも堅固な繊維質のものが得られた。雑草は、爆砕強度をチップ破碎と同レベルとすると堅固な繊維質と泥状物との混合体を呈した。爆砕操作は容易に円滑に行えるものであった。

(1) 爆砕物の水溶性成分

水溶性成分爆砕物を水抽出物した試料の pH 測定結果の一例を図-8に示す。爆砕強度の増加に伴い、抽出液の pH 低下が見られた。これは、木質を構成する高分子成分が爆砕により低分子化し、有機酸にまで分解されたためと考えられた。また TOC は、爆砕強度の低い領域で増加し、高い領域で減少する傾向が見られた。これには爆砕強度が関係し、爆砕強度が高くなると高分子成分が糖や有機酸を経て炭酸ガスにまで分解されるためと考えられた。併せて、分子量分画試験から成分の低分子化が進むことを確認した。

(2) 爆砕物と下水汚泥との混合メタン発酵

発生した消化ガス量を爆砕物の混合が無い対照系の場合の結果との比として図-9に示す。また、同図に

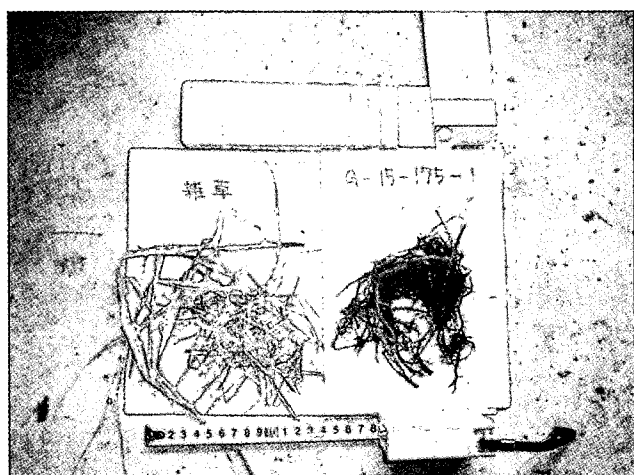


写真-3 乾燥雑草の1.5MPa(175℃)-1min 処理例

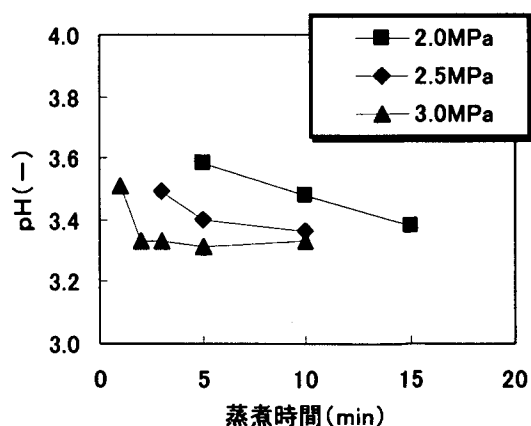


図-8 爆砕物水抽出液の pH の例

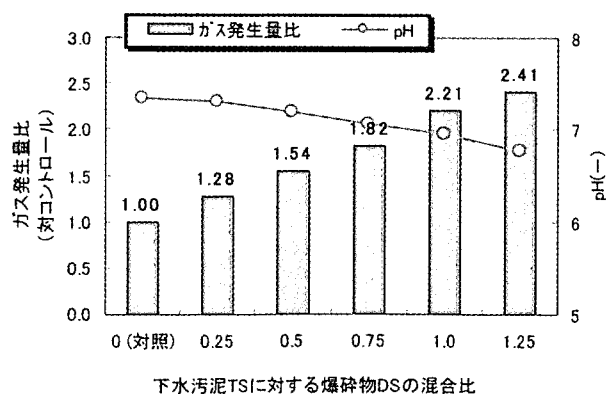


図-9 ガス発生量比と消化汚泥のpHの比較

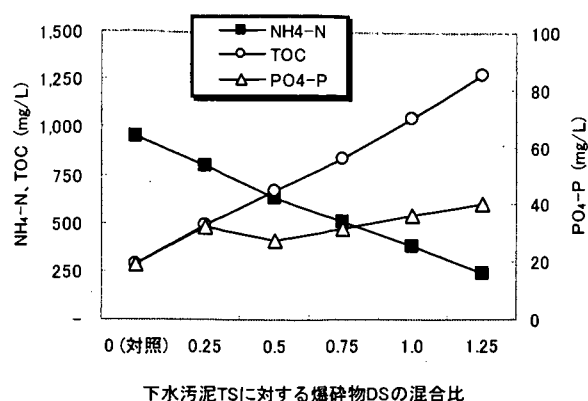


図-10 消化汚泥中のN, P, TOC液中濃度比較

はpHの結果も表した。実験では、全ての実験系においてガス発生量がコントロール系を上回り、酸発酵にも陥ることなく良好なメタン発酵が確認された。各系列のpHは、爆砕物混合比の増加に伴い低下する傾向を示し、旺盛な酸発酵があったことが伺えたが、本実験条件の範囲では酸発酵が卓越することなく、良好なメタン発酵が維持された。図-10 は、TOC、NH₄-N、PO₄-Pの消化汚泥中の液中濃度である。セルロース分の増加により、液中に溶存していた窒素は効果的に利用・固定され、液中から減少していた。これは、草本系廃材を混合したメタン発酵において、消化液の水処理への負荷を低減できる大きな可能性を示すものである。

これらの結果より、広葉樹爆砕物のメタン発酵への適用性は高く、特に下水汚泥と一緒にすることにより、より容易に発酵が維持されたものと思われる。本実験からは、下水汚泥との同量以上の混合でも、安定したメタン発酵が得られることが示された。

4. まとめ

平成 13 年度は、下水処理場におけるエネルギー消費評価モデルの検討と実態調査、高温燃焼発電システム、消化ガス吸着貯蔵システム開発のための共同研究、及び草本類をエネルギー利用に資するための実験、調査を行い、以下のことが明らかとなった。

- ① 下水処理場における電力消費評価モデルを開発した。また、処理場の実績データからは、消費電力量原単位として、水処理系：0.29kWh/m³、汚泥処理系：0.17kWh/m³、全体：0.46kWh/m³が得られた。
- ② 高温燃焼発電システムの開発を目指した(独)産業技術総合研究所、石川島播磨重工業(株)、月島機械(株)並びに(株)クボタとの共同研究により基本プロセスを検討するとともに、消化ガス吸着貯蔵システムの開発・実用化のための鶴岡市並びに(財)下水道推進機構との共同研究により実施施設建設の設計を支援し、LCA解析のためのデータを収集・整理した。
- ③ 草本に対して蒸気加圧爆砕を施した結果、繊維質の破碎と低分子化が効果的に生じた。そして、これらはバイオガス生産の有効な前処理法となることが示された。

13. 性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査

材料地盤研究グループ（リサイクル） 上席研究員 鈴木 穰
主任研究員 落 修一

1. はじめに

概して汚泥処理は設備部分が多く、スケールメリットが大きく働きやすいと言われている¹⁾。そのため、近年、公共事業の効率化の観点から複数の下水処理場から発生した汚泥の広域的な処理が図られつつある。また、排水処理事業には国土交通省所管の下水道事業、農林水産省所管の集落排水事業、環境省所管の合併処理浄化槽、し尿処理事業などがあるが、公共事業の効率化の観点から言えば、これらから発生する汚泥も省庁横断的に集約されて処理することが求められている。このため、旧建設省において汚水処理施設共同整備事業（MICS）の制度が平成7年度より創設された。²⁾しかし、進展の度合いは緩慢なものとなっている。本調査は、下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同処理の円滑な推進に寄与するために、共同処理に際して下水汚泥処理プロセスが受ける影響の度合いを評価するとともに、適正な汚泥処理方法の在り方について検討したものである。

2. 調査方法

調査は、既存施設の処理能力や処理の余力が「下水道施設計画・設計指針と解説」³⁾に基づいているものとして、共同処理により受け入れる汚泥の性状及び量が下水汚泥の処理プロセスへ及ぼす影響を解析、評価するとともに、そこで何らかの対策・対応が必要となる場合にはその具体的方法について検討した。また、コンポスト化プロセスにおける共同処理では汚泥の増量分が直ちに施設の増設に繋がる可能性が高く、必要な知見やデータを得るための共同コンポスト化の実験を行った。

2. 1 共同処理による下水汚泥処理プロセスへの影響評価

下水汚泥の処理プロセスに他事業の汚泥を受け入れて処理することを想定した場合、既存施設の設計処理能力や余力の範囲内で受け入れ可能なケ

ース、設計能力を超えた場合でも何らかの軽微な対策を施すことにより受け入れが可能となるケース、或いは完全に受け入れ相当分を増設により対応しなければならないケースなどが考えられる。ここでは、これらのケースに対する各汚泥処理プロセスの関連付けを行うために、既存施設の潜在処理能力について解析し、共同処理による影響を評価した。また、下水道への受け入れに際しての技術的な対応方法について調査、検討した。

2. 2 共同コンポスト化に関する実験

各種事業から発生する汚泥の発酵性を調べるために、実際の共同コンポスト化を想定した実規模実験を行った。実験に用いた汚泥は全て高分子凝集剤を使用した脱水汚泥である。

実験は、北海道十勝地方にある採光可能な屋根付きのコンクリート床盤上で、無通気・ウィンドロー式により自走式切り返し機を用いて実施した。実験に用いた汚泥の種類を表-1に、それらの性状を表-2に、また仕込み条件を表-3に示した。実験では、発酵温度を連続測定しながら切り返しを当初の4回/週程度から適時漸減させて行った。また、含水率が概ね40%を下回らないよう適時加水した。

3. 調査結果

3. 1 共同処理による下水汚泥処理プロセスへの影響評価

3. 1. 1 既存施設の計画・設計値による評価

下水道における汚泥処理施設の計画・設計では、施設の処理量や容量を定めるための値として計画発生汚泥量を用いる。計画発生汚泥量は、下水処理場に流入する汚水の計画1日最大汚水量を基準として水処理施設で除去された浮遊物（SS：Suspended Solids）量から水処理法を考慮して求められる。ここで、計画1日最大汚水量は年間最大汚水量発生日の発生汚水量である。また、1年

間の汚水量の平均値を表す計画1日平均汚水量がある。

汚泥処理施設においては、水処理施設から発生する汚泥を扱うものであるが、扱う汚泥は水処理の過程で汚水中の浮遊物が数十倍から百倍相当に濃縮、平準化されたものであることから、汚泥の処理量は年間を通して大きく変動しないのが一般的である。すなわち、実際の汚泥処理においては計画1日平均汚水量に相当する発生汚泥量を扱っているとすることができ、既存の汚泥処理施設の処理能力には計画1日最大汚水量と計画1日平均汚水量の差に相当する分の余力があると言える。
[計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量] は、通常、大規模処理場の場合が0.8、中小規模の場合が0.7としている。

個々の自治体における共同処理を考えた場合、各事業の排水処理施設から発生する汚泥は大部分が生活系排水を生物処理したことに由来していることから、性状的には下水汚泥と大きく異なることはないと考えられる。そして、そこで対象とする全体の汚泥処理量はその自治体の行政人口相当分とすることができる。

ここで、前掲の[計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量]と同様に、[下水道・普及処理人口] / [行政人口]（これは[下水道・人口普及率]を表す）を定義すると、双方を比較することにより現状における下水道の汚泥処理施設が持つ余力

での受け入れ可否が判定できる。更に同様に、[下水道・計画処理人口] / [行政人口]を定義すると、同様の比較により将来における判定ができることになる。この判定の過程からは次の3つのケースが現れ、それぞれのケースは異なる判定結果と対処・対応方法を取る。

1) ケース(1)

本ケースは、[下水道・人口普及率]が[計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量]を上回っている場合である。この場合は、現時点において施設的に支障なく他事業の汚泥を受け入れて共同処理することができる。

2) ケース(2)

本ケースは、[下水道・人口普及率]は[計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量]より小

表-1 コンポスト化実験に用いた汚泥の種類

種類	発生源(水処理法)	実験記号
下水汚泥	オキシデーションディッチ法 標準活性汚泥法	下-OD 下-標
農業集落排水汚泥	接触曝気法 JARUS-I 型 オキシデーションディッチ法	農-J1 農-OD
し尿汚泥	嫌気性消化活性汚泥法の余剰活性汚泥	し-消・活
共同処理汚泥	下水汚泥:オキシデーションディッチ法:1カ所 農業集落排水汚泥:回分式活性汚泥法:3カ所 の液状汚泥を下水処理場で共同脱水処理 <計画処理人口 下水:魚排=9,000:1,166>	共-OD・回

表-2 コンポスト化実験に用いた汚泥の性状

	RUN-1			RUN-2		RUN-3		
	下-OD	農-OD	農-J1	下-OD	し-消・活	下-標	農-OD	共-OD・回
含水率 (%)	86.1	86.3	83.9	85.4	81.2	84.6	86.1	85.6
強熱減量 (%)	83.5	80.2	74.3	85.4	71.7	83.4	82.9	79.6
窒素(N) (%・DS)	5.9	7.8	8.3	10.3	7.7	4.3	5.0	5.3
リン(P ₂ O ₅) (%・DS)	12.7	11.0	11.7	11.3	12.1	10.2	12.7	12.4
カリ(K ₂ O) (%・DS)	0.4	1.3	1.5	1.0	0.1	1.0	1.9	2.2
pH	7.04	6.86	7.05	7.15	6.32	7.24	7.01	7.25
EC (ms/cm)	1.8	2.5	1.7	2.4	0.3	2.4	3.1	2.7
砒素 (mg/kg・DS)	6.8	3.7	2.0	1.1	5.8	2.6	1.8	6.7
カドミウム (mg/kg・DS)	0.0	3.0	3.0	2.4	10.5	2.0	3.2	6.4
水銀 (mg/kg・DS)	0.40	0.15	0.23	0.28	0.64	0.15	0.23	0.18
ニッケル (mg/kg・DS)	37	49	61	57	70	44	57	80
クロム (mg/kg・DS)	45	29	33	30	22	30	44	35
鉛 (mg/kg・DS)	72	75	57	39	48	23	31	41
銅 (mg/kg・DS)	695	1318	648	573	900	298	685	634
亜鉛 (mg/kg・DS)	2,227	1,146	1,115	881	4,079	1,021	1,107	1,103

表-3 コンポスト化実験の仕込み条件

実 験 ケ ー ス		仕 込 み 時			混 合 比 (DS 比)						
		含水率 (%)	総 量 (t) (m³)		汚 泥					返 送 コンポスト	牧 草
	記 号				下-OD	下-標	農-OD	農-J1	し-消・活共-OD・回		
RUN-1 (平成12年9月4日 ~ 10月18日、44日間)	下-OD	61.6	3.39	7.33	1					3.37	0.28
	農-OD	61.7	3.39	6.84			1			3.41	0.29
	下-OD+農-OD	61.7	3.39	7.08	0.5		0.5			3.39	0.28
	下-OD+農-J1	61.0	2.71	5.73	0.46			0.54		3.12	0.25
RUN-2 (平成12年11月27日 ~ 平成13年1月12日、46日間)	下-OD	63.7	4.82	9.97	1					3.31	0.28
	し-消・活	61.0	4.82	10.05					1	2.48	0.21
	下-OD+し-消・活	62.4	4.82	10.01	0.43				0.57	2.83	0.24
RUN-3 (平成12年11月27日 ~ 平成13年1月12日、46日間)	下-標	64.3	6.43	15.34		1				2.12	0.30
	下-標+農-OD	66.4	6.11	14.73		0.56	0.44			2.11	0.30
	共-OD・回	68.0	5.91	14.37					1	2.11	0.30

さいが、[下水道・計画処理人口] / [行政人口] では上回っている場合である。これは、自治体の大半の人口を下水道整備により賄う計画としているが、現在は下水道整備の途中にあることを意味している。この場合は、将来的にはケース(1)の結果と同じく、施設の支障なく共同処理が行えるようになることを踏まえると、現時点から共同処理に着手すべきである。そこでは、まず、現有の汚泥処理施設における余力分を最大限に活用して、相当量を受け入れることである。更に、残余分の受け入れを早々に可能となるようにすべく、汚泥処理施設の増強（通常は、将来の段階的な増設に相当する分である）に先行着手する必要がある。

3) ケース(3)

本ケースは、[下水道・人口普及率] も [下水道・計画処理人口] / [行政人口] も [計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量] より小さい場合である。この場合は、下水道計画区域外の人口の大部分が自家処理を行っているケースの自治体を除き、基本的に現有施設の計画・設計を見直し、処理能力の増強を図らないと完全に対応することはできない。ただし、この場合も、過渡的には前述した現有施設の余力の範囲内で共同処理を行うことは可能であるが、いずれ、完結した共同処理とするためには程度に差はあれ現有施設の計画の見直しと増強が避けられなくなる。

表－4は、これらの3つのケースに該当する潜在的な自治体数を「平成11年度版 下水道統計」⁴⁾に基づき解析した結果である。解析において、データ記載団体数は計画編：2,301、普及編：1,681であり、この中からデータの整合が取れないことや共同処理に馴染まないこと等を考慮して、流域下水道、流域関連公共下水道のみを実施している自治体、及び組合方式により実施している団体は解析から除いた。ここで、前掲の汚水処理施設共同整備事業（MICS）の主体は下水道事業を実施する地方公共団体であり、

その対象地域は当該事業が対象とする処理人口及び処理水量の1/2以上を下水道事業が対象としている地域としている。解析結果は、この事業により大部分の自治体が共同処理に取り組めることを示しており、早々の事業着手が望まれる。

3. 1. 2 技術的対応方法

前項による検討・解析において、共同処理に際して現有施設の計画・設計の見直しと施設増強が必要となったケースの場合は、既存の計画・設計指針に従い対応すれば良いことになっていることから、特別の配慮は必要としない。ここでは、これ以外の方法による対応・対処方法について扱う。

1) 運転管理体制による方法

汚泥処理プロセスにおける処理能力の余力を評価する場合、施設能力の余力は個々の処理場で取られている運転方法、中でも1日当たり、或いは1週間当たりの運転時間に大きく依存している。これが大規模な施設では24時間の連続運転となっている場合が多く、この場合には施設の公称の余力（誰もが認める余力）は殆ど無いと言える。しかし、中小規模の処理場では一般の勤務時間内運転としているケースが多く、その場合は、連続運転に改変できる可能性を有していることから、相当に大きな余力、場合によっては現有能力の数倍以上となるものを持っていると言える。これの対象となる処理プロセスは、機械濃縮プロセスや機械脱水プロセスである。その余力の活用方法は関係する設備機器の運転時間を延長することであり、その場合、運転要員の確保が困難なケースでは自動化を進めると良い。

2) 濃縮プロセスの機能改善による方法

汚泥処理施設は、一般的に「濃縮」→「嫌気性

表－4 共同処理検討のためのパターン分析結果

計画処理人口	ケース(1)	ケース(2)	ケース(3)	計	
				内、MICS ^{注)} 制度にて実施可	内、MICS ^{注)} 制度にて実施可
85,000≦ (大規模)	57	53	34	32	142
10,000～85,000 (中規模)	65	169	161	99	333
10,000> (小規模)	36	119	273	96	251
計	158	341	468	227	726

ケース(1)：[下水道・人口普及率] ≧ ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])
ケース(2)：[下水道・人口普及率] < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])
AND ([下水道・計画処理人口] / [行政人口]) ≧ ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])
ケース(3)：[下水道・人口普及率] < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])
AND ([下水道・計画処理人口] / [行政人口]) < ([計画1日平均汚水量] / [計画1日最大汚水量])

注) MICS：国土交通省 汚水処理施設共同整備事業

消化] → [脱水] → [乾燥, コンポスト, 焼却, 溶融] の流れに沿ったプロセスから構成されている。ここで、明らかなように、[濃縮] は汚泥処理プロセス全体の最前段に配置され、その性能の善し悪しが後段プロセスの処理成績に大きく影響するものであることが分かる。特に、液状汚泥を扱う [濃縮] → [嫌気性消化] → [脱水] までのプロセスへは汚泥処理量の変化として直結した影響を及ぼす。このために、共同処理において、液状汚泥を受け入れる場合には [濃縮] プロセスの機能を改善することが重要である。[濃縮] プロセスには、自然の重力を活用した濃縮法と機械的に行う浮上濃縮法、遠心濃縮法、造粒濃縮法等があるが、ここで重要視されるのは古来より多用されてきている重力濃縮法である。

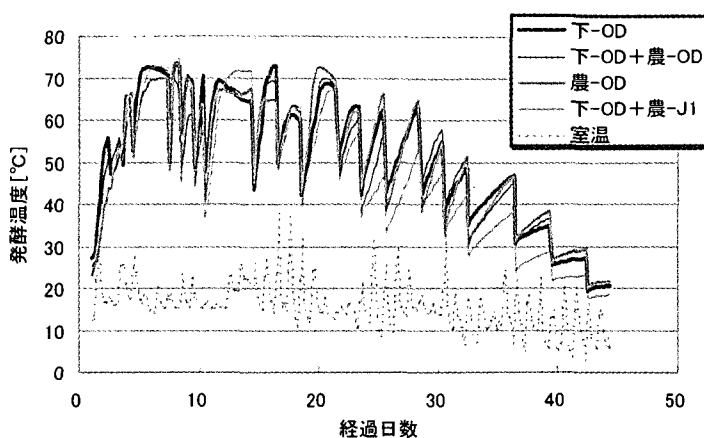
前掲の「下水道施設計画・設計指針と解説」では、重力濃縮法は $60 \sim 90\text{kg-DS/m}^2$ の固形物負荷のもとで含水率が $96 \sim 98\%$ の濃縮汚泥が得られるとしている。また、「小規模下水道計画・設計・維持管理指針と解説」⁵⁾ では、固形物負荷を余剰活性汚泥の場合を 30kg-DS/m^2 、余剰活性汚泥と最初沈殿池汚泥との混合汚泥の場合を 50kg-DS/m^2 とし、そこから得られる濃縮汚泥の含水率を最初沈殿池汚泥の場合が 3% 、余剰活性汚泥の場合が 1.5% 、混合汚泥の場合 2.5% としている。一方、双方の「指針と解説」共に、機械的に行う浮上濃縮法、遠心濃縮法から得られる濃縮汚泥の含水率は $96 \sim 97\%$ としている。

このように、重力濃縮法から得られる濃縮汚泥の固形物濃度は概して薄いものとなっている。更に実際は、前掲の「下水道統計」を紐解くと、もっと薄い濃縮汚泥しか得られていないケースが非常に多いことが分かる。このようなことから、建設省土木研究所は過去に「下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究」を行い、重力濃縮法でも機械的に行う濃縮法と同等の成績が得られる方法を見出している。⁶⁾ この研究成果については、本研究期間中に実施に適用する技術指導を行い、機械濃縮法に匹敵する十分な効果を確認している。従って、これによれば、後続の [嫌気性消化] や [脱水] プロセスへの処理液量としての負荷が大幅に低減され、また、これらのプロセスの機能上

の効率も向上することから大きな余力を生むことができるようになる。

3) 乾燥, 焼却及び溶融プロセス

[乾燥]、[焼却]、[溶融] の各プロセスの設備



・機器に共通しているのは、熱量収支解析に基づいた容量設計が取られ、設備、機器の熱効率が追求されていることにある。このために、24 時間の連続運転が取られるのが一般的である。更に、これらのプロセスは負荷の変動が直ちに処理成績に反映される特性を有している。特に、[焼却] と [溶融] プロセスに関しては、排ガス対策や炉の寿命の関係から設計値に基づいた一定負荷運転が望ましく、施設設計に用いる計画汚泥発生量を単に冒頭で述べた方法によるのではなく、各処理場の実績値に基づき設計されているのが一般的である。このようなことから、これらのプロセスは施設的には余力が殆ど無いと言える。

4) コンポストプロセス

コンポストプロセスは、発酵日数で決定付けられる容積設計法が取られ、その発酵日数は2週間程度から3ヶ月程度までと発酵方法により異なる。そして、いずれの発酵方法においても、その余力は前述の [計画1日平均汚水量] と [計画1日最大汚水量] の比に相当する仕込み時の容積分であると言える。

コンポストプロセスでは、共通して仕込み時の原料調整が重要視され、原料の脱水汚泥に対して発酵過程での良好な通気性が確保されるよう各種の副資材や返送コンポストを用いた調整が行われる。既存施設の余力を越えた受け入れを図る場合には、用いる副資材による容積増加が非常に大きなものとなることから施設の増設か、或いは原料

汚泥の低含水率化プロセスの導入、又は用いる副資材の変更等、大幅な施設改変が避けられない。

5) し尿との共同処理方法

液状のし尿を下水汚泥の処理プロセスに受け入れる共同処理を図る場合は、し尿が有機物を高濃度を含み、併せて臭気が激しいことや汚泥処理プロセス内での疫学的な安全性を確保する必要があることなどから嫌気性消化プロセスへの受け入れに限られる。このとき、液状し尿側に求める条件は、含まれる夾雑物の除去である。一方、受け入れ側の嫌気性消化プロセスには、条件が2つある。1つは、消化プロセスにおける必要な消化日数の確保を図ること、他の1つはし尿に含まれる高濃度の窒素や難分解性有機物が水処理系からの放流水質に影響を及ぼさない範囲の受け入れ量とすることである。

し尿受け入れに伴う消化日数の確保に関しては、消化槽への下水汚泥の投入汚泥濃度を高めることで対応できる。その方法は前項の2)濃縮プロセスの機能改善による方法に従うとよい。

水処理系に及ぼすし尿受け入れの影響については建設省土木研究所による調査⁷⁾、また、若山、堺、山本による報告⁸⁾があり詳細に検討されている。これらの報告からエアレーションタンクにおける酸素供給能力、窒素除去に係わる高度処理、放流水質の COD_{Mn} (化学的酸素要求量) 等への影響の面から総合的に考慮すると、流入下水量に対して1%以下が安全な水準であると言える(勿論、それ以上でも可能である。例えば放流水の COD_{Mn} だけを指標としてみれば2.5%まで可能である)。ここで、一般家庭における下水(汚水)と、し尿の発生量原単位をそれぞれ $250L / 人 \cdot 日$ 、 $2 L / 人 \cdot 日$ とすると、流入下水量に対して1%のし尿受け入れは、し尿収集人口に換算すると、現有の下水処理人口の1.25倍となり、この人数分のし尿収集人口を受け入れることが可能と言える。ただし、実際の受け入れに際しては、消化日数に係わる条件と、放流水質に係わる条件の双方を満足する受け入れ量としなければならない。

3. 2 共同コンポスト化に関する実験

RUN-1、RUN-2、RUN-3 の発酵温度の経日変化をそれぞれ図-1、図-2、図-3に示した。図-1より、「下-OD+農-OD」のケースは、それぞれ単独の場合の「下-OD」と「農-OD」の中間温度で推移したことから、単独の発酵結果から混合して発酵させた場合の結果を予測できるものと思われる。ここで、「農-J1」のケースの温度低下が他より大きく現れたことには、本ケースの仕込み時のパイルが他より幾分小さく、放熱効果を受けやすかったことの他に、当該汚泥の強熱減量の値が小さかったことも関係しているものと思われる。

図-2のRUN-2の結果は冬季に行ったものである。各ケースともほぼ同時に昇温し良好な発酵の進行を示したが、仕込み後2週間ほどで発酵温度が急激に低下した。これは、これまでの間に分

図-1 RUN-1における発酵温度の経日変化

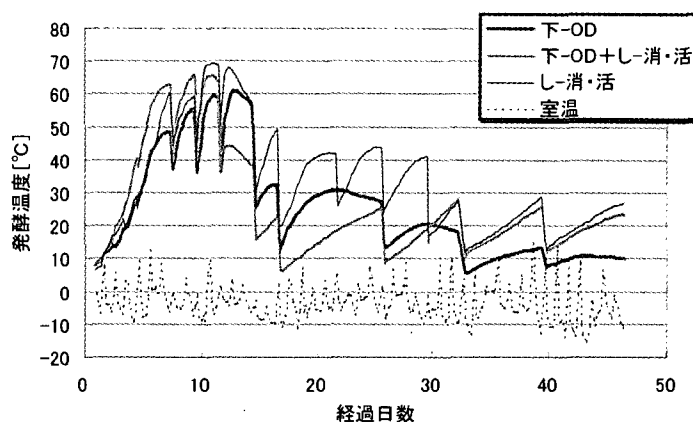


図-2 RUN-2における発酵温度の経日変化

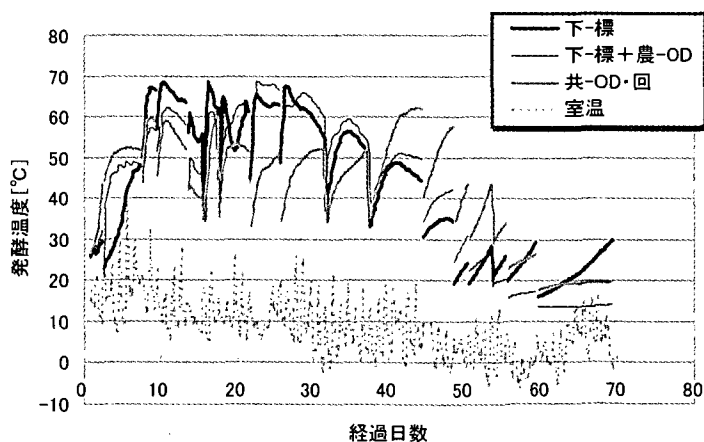


図-3 RUN-3における発酵温度の経日変化

解性の高い有機物を利用する旺盛な発酵期が終り、緩慢な発酵期へと移行する段階で、切り返し時に

冬季の外気温の影響を強く受けやすくなったことにある。その後の発酵温度の推移には仕込み時の位置やパイルの大きさなどの違いにより外気温の影響の受けやすさの度合いが異なることが大きく関係していたものと推察される。また、その後の発酵温度に上昇の機運が現れていることから、この温度低下に対しては、実際の仕込み時のパイルを大きくして保有熱量を高めることにより冬季の外気温の影響を容易に軽減できると思われる。

図-3の RUN-3 の結果から各ケースとも発酵が円滑に進んでおり、また、3者には大きな差は認められない。これらに関しては、汚泥発生源の水処理法としては標準活性汚泥法とオキシデーションディッチ法と大きな違いがあるものの、そこから発生する汚泥のコンポスト化に際しては大差なく、また支障なく進められる性状のものであると言える。ここで、RUN-3 の実験が前掲の RUN-1 や RUN-2 の実験と仕込み時の条件が異なっていることとして、RUN-1 や RUN-2 の場合よりも仕込み時の含水率が高かったことと、パイルが大きかったことがある。このために、RUN-3 の高含水率仕込みは RUN-1 と比べて発酵初期の温度の立ち上がりを遅くし、また、大きなパイル仕込みは冬季に入っても RUN-2 のような極端な温度低下を招いていない。

以上の結果より、各種の排水処理、し尿処理施設から発生する汚泥の共同コンポスト化においては、汚泥間に多少の性状の違いがあっても、発酵は支障なく円滑に進行すると言える。実際の発酵の状況は、各原料汚泥の強熱減量の値とそれらの混合比から、単独での発酵実績が多い下水汚泥の発酵状況を参考にして、推測すると良い。また、仕込みに際しては、通気性を改善するために何らかの副資材を混合するとともに、可能な限り含水率を低く 60 %程度に設定すると、発酵の立ち上がりも早く、また旺盛なものとなる。さらに季節や地域によって、気温低下が著しい所は、仕込み時のパイルを大きくすると熱損失が防げて良好な発酵が維持できる。

4. まとめ

本調査では、下水汚泥処理プロセスを活用した共同処理の方法について技術的な検討を加えると

ともに実用規模の共同コンポスト化の実験を行い以下の知見を得た。

- 1) 下水処理場にて汚泥の共同処理を計画する場合の、現有施設の処理能力の余力を〔下水道・人口普及率〕、或いは〔下水道・計画処理人口〕／〔行政人口〕と〔計画1日平均汚水量〕／〔計画1日最大汚水量〕との比較から3つのケースに分けて評価する方法を示した。
- 2) 共同処理を行う観点から各汚泥処理プロセスについて技術的な評価を加え、必要な対策、対応方法を検討した。
- 3) 下水汚泥、農業集落排水汚泥、し尿処理汚泥、漁業集落排水混入下水汚泥等を用いた実用規模の共同コンポスト化実験を行った結果、共同コンポスト化は容易に行えるものであった。さらに、実験より得られた知見に基づき共同コンポスト化の要点について検討した。

参考文献

- 1) 堀江信之「下水汚泥をリサイクルする」月刊下水道、Vol.24、No.5、p31、2001
- 2) 建設省都市局下水道部監修「日本下水道」平成 12 年
- 3) (社)日本下水道協会「下水道施設計画・設計指針と解説」1984、1994、2001
- 4) (社)日本下水道協会「平成 11 年度版 下水道統計・行政編」
- 5) (社)日本下水道協会「小規模下水道計画・設計・維持管理指針と解説」1996
- 6) 建設省土木研究所「平成 8 年度下水道関係調査研究年次報告書集」pp91_98、土木研究所資料第 3528 号、1997
- 7) 建設省土木研究所「平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集」pp141_152、土木研究所資料第 3294 号、1994
- 8) 若山正憲、堺好雄、山本賢一「下水処理施設へのし尿受入れに伴う技術的検討<第1回~第4回>」、月刊下水道、Vol.21-No.16-pp65_71、Vol.22-No.1-pp113_118、Vol.22-No.2-pp76_80、Vol.22-No.3-pp62_65

14. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査

研究予算：受託経費（下水道事業調査費）

研究期間：平 13～平 17

担当チーム：水循環研究グループ（水質）

研究担当者：田中宏明、小森行也、岡安祐司

【要旨】

現在、下水中には、人や生物に対して、内分泌かく乱作用や毒性作用を示す微量化学物質が含まれている可能性が指摘されているが、これら微量化学物質が原因物質と疑われる下水処理への影響もいくつか報告されている。我が国の下水処理は生物処理が主体であり、有害性のある微量化学物質の影響評価は重要な課題である。本調査は、下水道に流入する可能性のある微量化学物質の評価手法の開発を目的とし、①微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化、②微量化学物質の下水道での挙動把握と下水処理への影響把握、③下水道での微量化学物質の評価技術の開発を行う。本調査は、H11 年 7 月に公布された PRTR 法で対象となる物質を中心に、種々の化学物質を対象とする。

キーワード：内分泌攪乱物質、ELISA 法、毒物センサ、PRTR、挙動推定モデル

1. はじめに

下水道施設へ流入する有害な化学物質は、下水道法に基づき水質汚濁防止法で規制されている一部を除いて大部分が未規制であり、下水道に流入する可能性があるが、下水処理施設での挙動・運命についての知見は不十分な状況である。これらの化学物質の中には、微量でも、人や生物に対して、内分泌かく乱作用や毒性作用を示す化学物質が含まれている可能性が指摘されている。

現状では、下水中の内分泌かく乱作用を示す化学物質のうち一部は、機器分析に基づく手法により測定されるが、高価な機器、熟練した技術等が必要であり、幅広く下水中での挙動を把握できる状況ではない。そのため、簡易に、迅速に測定できる手法の開発が求められている。

毒性作用を示す物質については、実際に、これら微量化学物質が原因物質と疑われる下水処理への影響もいくつか報告されている。我が国の下水処理は生物処理が主体であり、有害性のある微量化学物質の影響評価は重要な課題である。しかし、発生源の把握、迅速な対処がなされた例は極めて少ない。この理由は、生物処理に対して阻害影響を与える多種多様の化学物質を総括的に、かつ連続的に監視する技術が確立されていないことにある。

一方、規制されている化学物質に目を転じてみると、1999 年 7 月に公布された特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（PRTR 法）は、下水道事業もその対象となり、下水道管理者は下水処理場からの環境媒体への規制項目の化学物質の排出量、移動量について登録、公表することが必要となる。しかし、規制項目の化学物質の移動・排出量のすべてを実測により求めていくことは困難であり、限られた測定データから年間の推定量を算定することも困難となることが予想されるので、測定とともに、数値シミュレーションなどの新たな効果的な運命予測手法を開発することも有効であると考えられる。

さらに、より積極的に化学物質対策に下水道が取り組む場合には、下水処理場における運転条件が化学物質の環境媒体への移行先に及ぼす影響を予測、評価することも必要となるであろう。

本研究では、以上のような背景を受け、以下の課題を目的とする。

- ・ 下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法を確立し、監視を行う。
- ・ 硝化細菌バイオセンサを毒物モニタレベルに開発・発展させ、下水の迅速な毒性監視を行う。
- ・ 下水道に流入している微量化学物質（PRTR 法の対象物質を含む）の挙動・影響把握とその評価技術をまとめ、下水道における微量化学物質の対策に資する。

2. 研究方法

2. 1. 下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発

本研究では、下水中の 17β エストラジオールを簡易に定量する手法の開発を検討した。迅速測定手法としては定量性に優れる GC-MS や LC-MS/MS の機器分析による測定手法に比較して、簡易に測定可能な Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) 法を選択した。 17β エストラジオールに特異的に反応するモノクローナルまたはポリクローナル抗体をマイクロプレートに固定化した ELISA キットについては既に複数の民間企業から市販がなされている。しかし、それぞれのキットにおける、抗体と下水中の類似物質との交差反応性、下水中の他の物質による抗体・酵素など活性の妨害の程度については、完全には把握されていない。一般的には、ELISA 法による測定結果は、交差反応・妨害等に由来すると考えられる理由により、GC-MS や LC-MS/MS の機器分析による測定手法に比較して過大になることが指摘されている³⁾。

本研究では、比較的簡易に、下水試料中の 17β エストラジオールを濃縮し、かつ交差反応・妨害等を示す物質を分離できる抽出手法を発見することを目的とした。具体的には、実下水処理場における下水試料を用いて、機器分析手法での測定結果と、武田薬品工業製の ELISA キット、Assay Design 社製の ELISA キット（建設省が実施した「水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査、下水道における内分泌攪乱化学物質（環境ホルモン）に関する調査で使用された」）について、設定した各抽出手法による ELISA 法の結果の比較を実施した^{5) 8)}。

また、同様にエストロンを定量する ELISA 法の開発にも着手した¹¹⁾。

なお、本研究は、平成 11～13 年度の期間で、武田薬品工業株式会社、日本ガイシ株式会社との共同研究「水中の微量化学物質の新しい検出技術（その 2）の開発」で実施されたものである。

2. 2. 硝化細菌バイオセンサの開発

これまで、土木研究所および富士電機株式会社が共同で開発した、アンモニア酸化細菌を固定化したバイオセンサの下水道施設への適用性を検討してきた。本装置の下水道施設への適用に関する課題は、

- ・ 濁質を大量に含む下水を連続的に採取・濾過・バイオセンサへ送液する除濁装置の運転が安定して行うことができない。
- ・ 特定のアンモニア酸化細菌に対して阻害を与える化学物質以外を検出することができない。

前者については、随時、除濁装置の改良を実施した^{2) 4)}。後者については、固定化する細菌の種類を多様化することで、アンモニア酸化細菌に対しては阻害を及ぼさない化学物質を新たに検出することを試みた。13 年度は、亜硝酸酸化細菌を固定化したバイオセンサを開発した¹⁰⁾。具体的には、亜硝酸酸化細菌は、*Nitrobacter winogradi* IFO14297 を用い、バイオセンサの設計諸元（微生物膜製膜、保存条件、センサ試薬組成）を決定した。5 種類の有害物質（シアン化カリウム、アセトン、水銀、アジ化ナトリウム）の標準溶液を用いて、用量と呼吸阻害の関係を整理した。

なお、本研究は、平成 13 年度～15 年度の期間で、富士電機株式会社との共同研究「下水道から排出される化学物質の削減手法および下水道へ流入する化学物質の下水処理への影響の判定手法（その 1）の開発」で実施されたものである。

2. 3. 下水道に流入している微量化学物質（PRTR 対象物質を含む）の挙動把握

土木研究所で開発した数値シミュレーションモデル¹⁾を用いて、PRTR 第一種指定化学物質のうち、揮発性有機化合物 33 物質について、全国の平均的な下水処理場の運転条件（標準活性汚泥処理法を採用している下水処理場の平均的な運転条件）を設定し、生分解性を考慮しない場合の活性汚泥処理における挙動・運命の予測を行い、排出係数（流入量に対する各環境媒体への移行割合）を算出した。また、異なる運転条件を設定した場合の移行性の違いについても推定、検討した^{6) 9)}。

また、上記の検討では生分解性については考慮していない。土木研究所で開発した数値シミュレーションモデルで生分解性を検討する際には、クーロメータを用いて、生分解性パラメータを取得する必要がある。ここでは、クーロメータを用いた生分解試験を実施するに際して、より正確に生分解性を評価するために留意すべき点について検討した。

2. 4. 下水道に流入している微量化学物質（PRTR 法の対象物質を含む）の影響把握

土木研究所が茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北処理場内のパイロットプラント内に所有する、実下水処理工程を模した活性汚泥処理実験プラントに、化学物質の流入事故を想定した化学物質の添加を行い、その用量と、下水処理システムに発生する生物処理阻害の影響の関係を調査した。13 年度は添加する化学物質として、硝化工程へ阻害影響を与えることが報告されているチオ尿素を選定し、検討を行った。

3. 研究結果

3. 1. 下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発^{5) 8)}

下水試料中の 17β エストラジオールの抽出方法として、

- 1) C18 固相抽出+メタノール溶出
- 2) C18 固相抽出+ジクロロメタン溶出

の 2 つの設定方法を比較した。両手法とも、 17β エストラジオールの回収率は確保されていた。結果は、武田薬品工業製の ELISA キット、Assay Design 社製の ELISA キットとも、

[機器分析による測定結果]<[C18 固相抽出+ジクロロメタン溶出による測定結果]<[C18 固相抽出+メタノール溶出による測定結果]

となり、ジクロロメタン溶出の場合の方が、交差反応・妨害を示す他の物質を分離することが可能であると推定された。武田薬品工業製 ELISA キットと Assay Design 社製の ELISA キットを比較すると、武田薬品工業製 ELISA キットの測定結果の方が、機器分析による測定結果に近い傾向がみられた。しかし、依然として、ELISA 法による測定結果は、機器分析のそれを大きく上回っているため、さらに一層のクリーンナップ等を実施する必要があると考えられた。

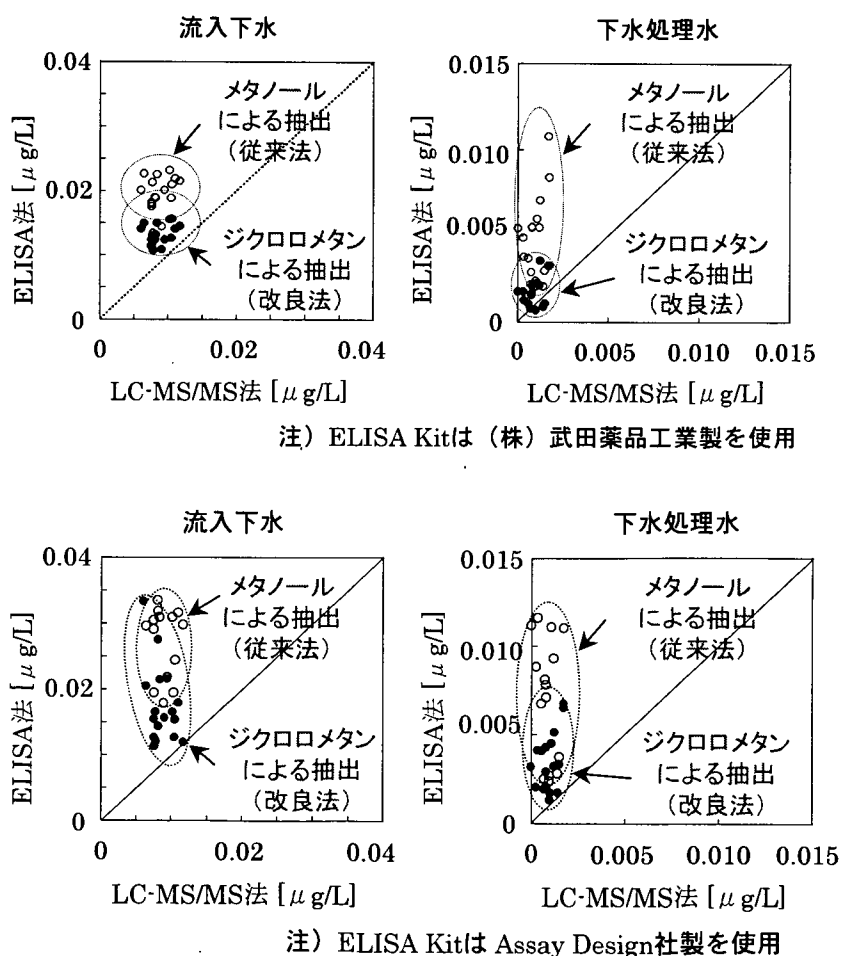


図1 ELISA法における、前処理手法の改良検討

3. 2. 硝化細菌バイオセンサの開発¹⁰⁾

亜硝酸酸化細菌を用いたバイオセンサで呼吸障害を示した5物質のうち、アジ化ナトリウム、6価クロムは、従来のアンモニア酸化細菌を用いたバイオセンサでは検出することができず、両センサを組み合わせることで、広範囲の有害物質を検出可能であることがわかった。

供試物質	亜硝酸酸化細菌 バイオセンサ 阻害影響濃度 EC10 (mg/L)	アンモニア酸化細菌 バイオセンサ 阻害影響濃度 EC10 (mg/L)
シアン化カリウム	0.06	0.02
アセトン	7.9	0.5
水銀	9.8	1.2
アジ化ナトリウム	0.06	n.d.
6価クロム	5.0	n.d.

表1 各バイオセンサ呼吸障害影響試験結果

3. 3. 下水道に流入している微量化学物質 (PRTR

法の対象物質を含む) の挙動把握
標準活性汚泥法での挙動の推定

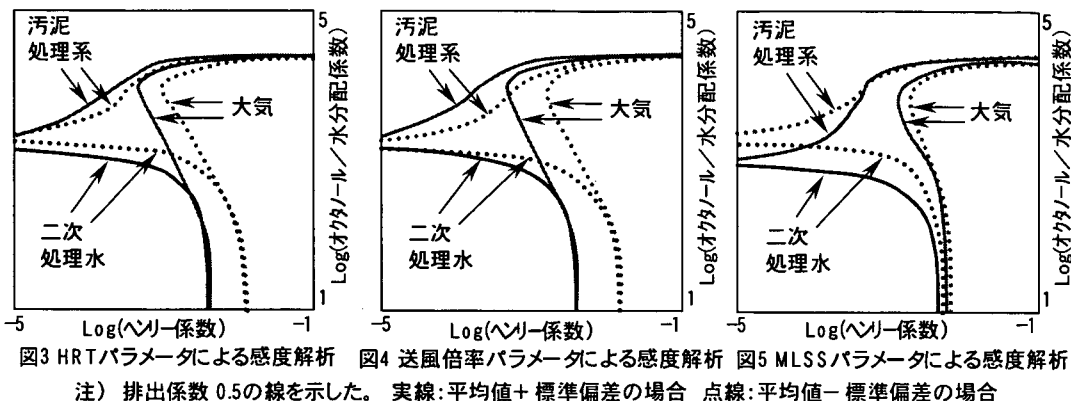
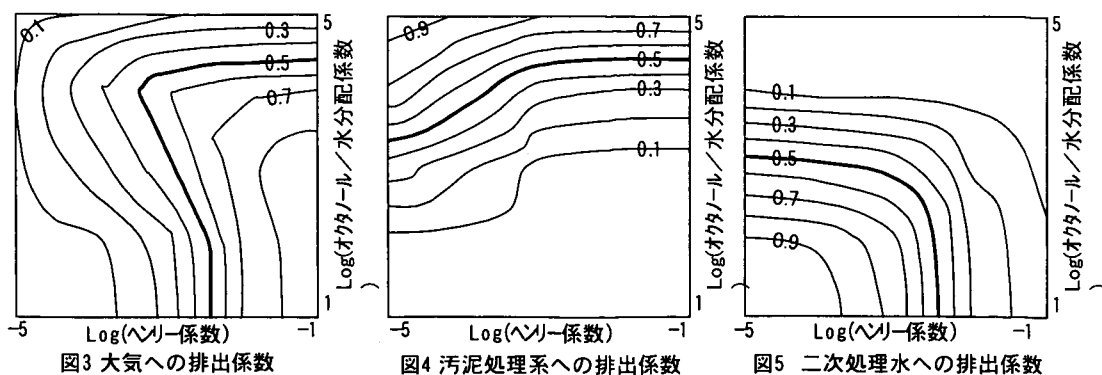
日本全国の下水処理水量の82%を占める標準活性汚泥法の平均的な運転条件における、これまでに下水道において調査の実績がある33の化学物質について、化学物質の流入濃度を0.1mg/Lに設定した。また、活性汚泥処理における生分解などによる無機化や、他の化学物質の分解過程から生じる中間生成物としての新たな生成効果は無視した。この条件の下で、算出結果から排出係数を整理すると表2のようになる⁹⁾。

1) 標準活性汚泥処理における運転条件パラメータによる感度解析^{6) 9)}

PRTR 第一種指定化学物質の物性の整理を行い、さらに、エアレーションタンクのHRT、送気倍率、MLSS濃度について、全国データの平均値+標準偏差の場合、および平均値-標準偏差の運転状況について感度解析を実施し、PRTR 第一種指定化学物質の各媒体への排出係数を算出し、算出結果から求めた等排出係数線を示した。送気倍率およびHRTを大きく設定することが、大気側への排出を促進し、また、MLSSを高く設定することが汚泥処理系への移行を大きくすることが示唆された。

表2 代表的なPRTR第一種指定化学物質の平均的な活性汚泥処理における排出係数の算出結果

政令 番号	物質名	排出係数		
		大気	二次 処理水	汚泥 処理系
7	アクリロニトリル	0.033	0.939	0.028
8	アクロレイン	0.030	0.943	0.028
11	アセトアルデヒド	0.020	0.953	0.028
16	2-アミノエタノール	0.000	0.972	0.028
24	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩	0.000	0.609	0.391
29	ビスフェノールA	0.000	0.439	0.562
37	EPN	0.004	0.079	0.918
47	エチレンジアミン四酢酸	0.000	0.983	0.017
61	ε-カプロラクタム	0.000	0.987	0.013
63	キシレン	0.705	0.249	0.046
77	クロロチン(別名塩化ビニル)	0.782	0.215	0.003
95	クロホルム	0.427	0.563	0.010
96	クロロタン(別名塩化メチル)	0.571	0.424	0.004
116	1,2-ジクロロエタン	0.267	0.724	0.009
118	cis-1,2-ジクロロエチレン	0.447	0.545	0.009
140	1,4-ジクロロベンゼン	0.662	0.238	0.100
145	ジクロロメタン(塩化メチレン)	0.380	0.613	0.007
157	2,6-ジクロロルエン	0.001	0.915	0.084
177	スチレン	0.537	0.419	0.045
200	テトラクロロエチレン	0.817	0.120	0.003
205	テレフタル酸	0.000	0.930	0.070
206	テレフタル酸ジメチル	0.081	0.850	0.069
209	1,1,1-トリクロロエタン	0.737	0.252	0.012
211	トリクロロエチレン	0.653	0.335	0.012
222	ブロホルム	0.195	0.759	0.046
227	トルエン	0.617	0.362	0.021
242	ノニルフェノール	0.100	0.010	0.890
254	ヒドロキノン	0.000	0.988	0.012
266	フェノール	0.000	0.972	0.028
272	フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)	0.001	0.036	0.963
299	ベンゼン	0.526	0.464	0.010
307	ポリ(オキシエチレン)アルキルエーテル	0.000	0.275	0.725
310	ホルムアルデヒド	0.000	0.989	0.011



2) 処理方式による相違についての考察⁶⁾

標準活性汚泥法、オキシデーションディッチ法、酸素活性汚泥法の平均的な運転条件の設定における、代表的な化学物質の排出係数をシミュレーションにより推定した。曝気時間パラメータが大気への排出量に対して影響することが推定された。また、同一の化学物質でも、排出係数は、下水処理施設の運転条件により変化することが推察された。

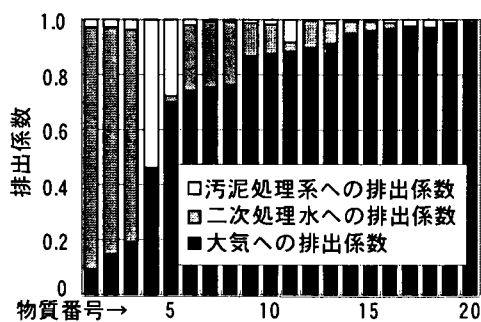
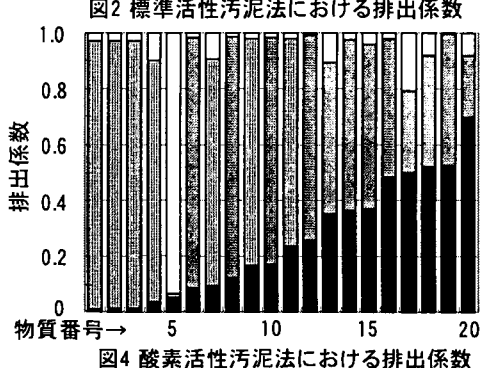
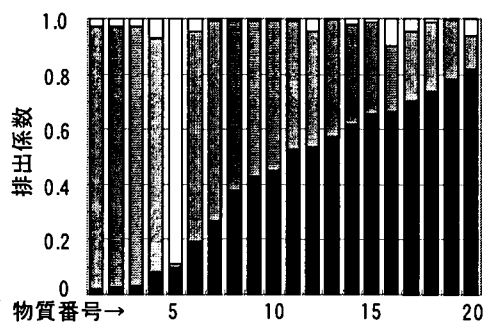


表1 運転方式ごとの排出計算に用いた物質一覧

No.	物質名	No.	物質名
1	アセアルデヒド	11	ベンゼン
2	アクリレン	12	スチレン
3	アグロトリル	13	クロロメタ
4	テラフル酸ジメチル	14	トルエン
5	ノルフェノール	15	トリクロロエチレン
6	プロモホルム	16	1,4-ジクロロベンゼン
7	1,2-ジクロロエタ	17	キシレン
8	ジクロロメタ	18	1,1,1-トリクロロエタ
9	クロホルム	19	クロロエチレン
10	1,2-ジクロロエチレン	20	テトラクロロエチレン

注) 大気への排出係数が小さい順に並べた。

3) クーロメータを用いた生分解試験結果

クーロメータは、密閉容器内に対象とする化学物質、活性汚泥、無機培地を添加し、生分解試験を行い、生分解によって生じる二酸化炭素を容器内のソーダ石灰に吸収させ、その結果減圧になった分、容器内で電気分解により酸素を供給する実験装置である。

揮発性有機化合物の生分解性試験を実施する際には、生物分解による酸素消費が観察されないにもかかわらず、容器内の揮発性有機化合物の濃度が減少する現象が観測された。この原因は不明であり、今後詳細について検討する必要があると考えられた。いずれにしても、本装置を用いて生分解性パラメータの取得をする際には、最低限、対照系および実験系における、対象とする揮発性有機化合物の濃度の経時変化を追跡する必要があることがわかった。

3. 4. 下水道に流入する微量化学物質の影響把握

活性汚泥処理実験プラントのエアレーションタンクの入り口にチオ尿素を200mg添加した場合と、400mg添加したした場合の、二次処理水のアンモニア性窒素濃度の変化を示す。硝化工程がチオ尿素に阻害されることにより、アンモニア性窒素が酸化されずに残留することになるが、低用量では、速やかに硝化活性が回復する（可逆的な現象である）のに対して、ある用量を超えた場合は、速やかに硝化活性が回復しない（不可逆的な現象である）ことが観察された。今後、実験結果を集積し、硝化細菌の活性、個体数を考慮したモデル化を検討する予定である。

参考文献

- 1) 岡安祐司、小森行也、竹歳健治、田中宏明：「ベンチスケール活性汚泥処理実験装置と数理モデルを用いた揮発性物質の挙動」、環境工学研究論文集、第 37 巻、pp. 299-310
- 2) T. Inui, Y. Tanaka, Y. Okayasu, H. Tanaka, 「Application of Toxicity Monitor Using Nitrifying Bacteria Biosensor to Sewerage Systems」、Conference Preprints of the 1st IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation, Vol. 2 pp.395-402
- 3) 田中宏明、岡安祐司：「ELISA 法の水環境でのエストロゲン測定への利用」、免疫化学測定法研究会第 6 回(2001 年) 学術集会講演要旨集、pp.25-26、2001.6
- 4) 乾 貴誌、田中良春、岡安祐司、田中宏明：「硝化細菌を用いた毒物センサの下水道施設への適用試験」、第 38 回下水道研究発表会講演要旨集、pp924-926、2001.7
- 5) 郷田泰弘、廣部将人、小林綾子、藤本 茂、池 道彦、藤田正憲、岡安祐司、田中宏明：「女性ホルモン用 ELISA 試料の前処理法検討」、第 38 回下水道研究発表会講演要旨集、pp903-905、2001.7.
- 6) 岡安祐司、小森行也、田中宏明：「数理モデルを用いた PRTR 指定化学物質の活性汚泥処理における挙動の推定」、第 38 回下水道研究発表会講演要旨集、pp163-165、2001.7.
- 7) OKAYASU, Y., Tanaka, H., Komori, K., Taketoshi, K. : 「Behavior of Volatile Organic Compounds in Activated Sludge Process Evaluated by Bench Scale Experiment and Mathematical Model」、Proceedings of Asian Waterqual 2001, Vol. 1, pp893-898、2001.9.
- 8) Y. Goda, M. Hirobe, A. Kobayashi, S. Fujimoto, M. Ike, M. Fujita, Y. Okayasu, H. Tanaka : 「Development of the ELISA for Detection of Estrogenic Hormones in Environment」、Preprints of the IWA 2nd World Water Congress P0013、2001.10
- 9) Yuji OKAYASU, Koya KOMORI, Hiroaki TANAKA : 「Estimation of behavior of chemical substances in activated sludge process by the PWRI mathematical model」、Conference Proceedings of 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes、3-1、pp. 233-236、2001.11.
- 10) 乾 貴誌、田中良春、岡安祐司、田中宏明：「下水用マルチバイオセンサの開発ー亜硝酸酸化細菌バイオセンサの開発」、第 36 回日本水環境学会年会講演集、194、2002.3.
- 11) 郷田泰弘、藤本 茂、藤田正憲、田中宏明：「エストロン定量用 ELISA の開発」、第 36 回日本水環境学会年会講演集、433、2002.3.

15. 下水道による水環境への影響に関する調査

水質チーム 上席研究員 田中 宏明
 主任研究員 小森 行也
 研究員 玉本 博之
 研究員 佐々木 稔
 交流研究員 宮本 宜博

1. はじめに

下水道の整備に伴い河川水に占める下水処理水の割合が変化し、下水処理水が放流先河川の水生生態系に与える影響が大きなものとなっている可能性がある。また、これらの整備により都市排水の排出形態が変化し河川の流量や水質そのものにも変化を及ぼしていると考えられる。特に都市域では水資源の再利用に伴い、下水処理水の河川へ占める割合は大きくなっており、再利用比率が90%を超えるような河川も報告されている。しかしながら、こうした都市河川の実態を明らかにするための実証的調査はほとんど行われていない。本調査では、下水道の整備が河川流域の変化に与える影響（河川水量、有機物、栄養塩類等の物質の循環等）を把握するとともに、このような変化が河川水質や水生生態系という水環境に及ぼす影響や、下水処理水中に存在している化学物質、特に女性ホルモン作用を持つ物質（内分泌攪乱物質）が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響について検討する。

平成13年度は、手賀沼に流入する都市河川である大津川及び関連都市排水路の流況に関する気象データや過年度調査のデータを整理、流量の時間変動や長期的な変動を明らかにし、手賀沼流域の汚濁負荷に関するデータの収集し流域フレームを作成、同流域の汚濁負荷発生状況についての整理を行った。また、水量・水質の循環機構を解明するために環境水シミュレーションモデルに関する文献調査を実施した。内分泌攪乱物質に関しては、遺伝子を組み換え酵母によるバイオアッセイ手法を用いて実際の都市河川での詳細な実態調査を行ない、下水処理水中のエストロゲン様物質が放流先河川の水生生態系に及ぼす影響の評価を検討し、また水生生物への評価手法の課題等について検討を行なった。

2. 水量・水質の循環機構に関するモデルの構築

2. 1 大津川流域流量情報の整理

手賀沼の流入河川である大津川の平水時の流量状況に関して、過年度土木研究所の調査対象としていた大津川本川大津一号橋付近、増尾排水路、名戸ヶ谷排水路の3地点を対象とし、気象庁の我孫子観測所のデータをもとに降雨期間以外の期間を平水時のデータとし、流量の経年変化、日変動等についてまとめた。

対象3地点は、我孫子観測所から距離があるため、降雨範囲の違いによる時間差がみられる。このため、流量データを検索し、設定した降雨期間以外に流量の変動に不自然なところは降雨影響があるものとみなし、平水流量のデータからは除外した。降雨期間後の流量の減衰については、流域面積の違いによって平水時の流量に戻るまでの時間が異なるため、降雨後から平水時になるまでの時間のおおよその目安を表-1のように設定した。

流量データは、過年度調査データから求めた水位流量曲線より算出した流量を用いた。流量の使用間隔は1時間間隔としたが、これは、実際の流量はより短い間隔で変化するが、平水時の流量変化は急激な変化は

表-1 降雨後の影響範囲の設定

	降雨後の影響範囲
大津川本川	降雨後 2日間
名戸ヶ谷排水路	降雨後 1日間
増尾排水路	降雨後 1日間

少ないと考えられたからである。データの処理としては通常は1時間ピッチで平水時の流量変化を把握し、必要に応じてより細かい時間間隔で把握することとした。

平成12年度の本川及び各水路の流量を、平成9年度、平成10年度及び平成11年度と比較すると、名戸ヶ谷排水路や増尾排水路がほとんど変化がみられないのに対し、大津川本川が平成9年度の0.45m³/sから平成12年度の0.25m³/sと、平成9年度に比べ約56%の値となっていた(図-1)。また、大津川本川と増尾排水路は生活排水の流入によって流量の日変動がみられたが、名戸ヶ谷排水路は流量の日変動はみられなかった。名戸ヶ谷排水路の流量日変動がほとんどみられない主な理由としては、下水道の普及によって生活排水の流入が減ったことが考えられる。

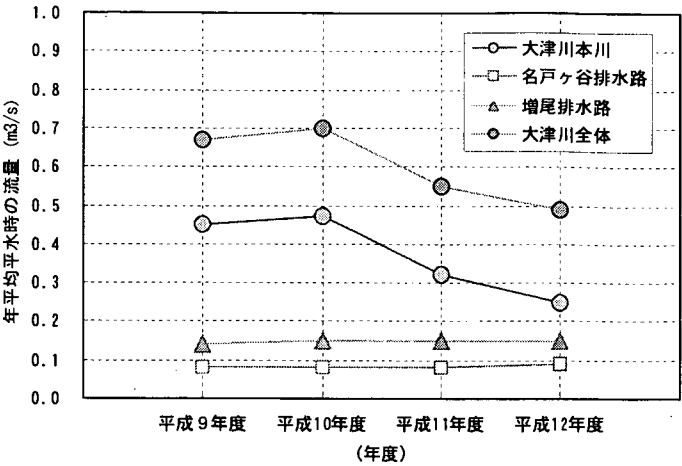


図-1 各地点の流量の経年変化

2.2 手賀沼流域汚濁負荷フレーム資料の整理

手賀沼流域における流入負荷に関する内容について、千葉県及び流域市町より資料の収集を行った。生活系負荷に関しては、流域内人口は千葉県の統計課より収集した資料をまとめ、下水道供用人口は流域市町の資料をとりまとめた。単独浄化槽人口、合併浄化槽人口、し尿処理人口等については手賀沼流域の詳細な資料を入手することができなかったため、流入河川の流域毎にとりまとめている湖沼計画の値から比率計算によって整理した。表-2は、手賀沼流域の生活系汚濁負荷源を、生活排水の処理方式別人口に分けて整理したものである。

表-2 手賀沼流域の生活排水処理方式別人口 (単位: 人)

	総人口	下水道人口	水洗化人口	単独浄化槽	合併浄化槽	し尿処理場等
大堀川流域	173,197	103,361	88,075	63,549	12,456	9,117
大津川流域	194,683	91,644	74,937	75,791	22,352	21,603
染井入落流域	4,663	307	193	2,511	99	1,860
直接流入域	57,277	45,827	41,540	13,676	309	1,752
合計	429,820	241,139	204,745	155,527	35,216	34,332

事業系負荷に関する事業所数、事業所排水量等、事業所排水からの負荷量算定に必要なデータは、水質汚濁防止法に基づく特定事業場一覧表(千葉県環境部水質保全課)より収集した。自然系(面源系)負荷については、千葉県土木部でとりまとめを行っている「手賀沼総合浄化計画」より、水田、畑地、耕地面積、森林面積、市街地面積等のデータを収集、畜産系の負荷に関しては、千葉県でとりまとめを行っている「湖沼保全計画」より、牛、馬、豚の頭数等のデータを収集した。

これらの収集したデータを整理し、汚濁負荷の流出経路を考慮して手賀沼流域を図-2に示す小流域に分割し、生活系、事業系、面源系、畜産系に

表-3 生活系汚濁負荷原単位 (g・人/日)

	単独浄化槽	合併浄化槽	し尿処理
BOD	35.0	4.0	30.0
COD	22.3	3.3	19.2
TN	7.5	6.5	3.0
TP	0.80	0.67	0.40

ついて汚濁負荷に関する流域フレームを作成した。フレームデータの作成にあたり、生活系負荷の原単位には表－３の値を用いた。手賀沼流域の場合、下水道整備区域に関しては下水処理場の放流先が手賀沼流入河川ではないため、生活排水は汚濁負荷源とはならないものとした。事業系、及び畜産系負荷に関しては、特定事業所のデータ及び家畜の数を該当小流域に当てはめてそれぞれのデータとした。面源系負荷に関しては、各小流域内の市街地、山林、畑地、水田の面積を求め、汚濁項目毎に原単位を掛け合わせるによってフレームデータを作成した。



図－２ 手賀沼流域の小流域分割図

2. 3 環境水シミュレーションモデルに関する文献調査

環境水の水質管理・予測などについて、1970 年代から様々な数値シミュレーションモデルが開発されている。それらモデルの現状を把握するため、文献調査を行った。表－４は、有機有害物質を含めたシミュレシ

表－４ 代表的な環境水シミュレーションモデルの例

モデル名	出典	初/最新バージョンの年及び OS	適用環境水	対象物質分類	特徴
AQUATOX	EPA	2000、Windows	環境水	一般水質項目、生態系項目、有害物質	完全混合、非定常、31項目
DESERT	IIASA (Austria)	1996、Windows	河川	水質項目は自己定義可能	1次元、流量、水質計算、流域管理最適化可能
EXAMS	EPA	1982/1995、DOS (in Win)	環境水	有害物質(1項目毎)	有害物質の環境運命予測、定常状態
MIKE11	DHI 社 (デンマーク)	1985/2001、Windows	河川、河口など	約15項目	
QUAL2-E	EPA	1987/1995、Windows	河川	一般水質項目+3の非分解物質+1の分解する物質	一次元モデル、河川システム計算可能、定常状態
RWQM No.1	IWA Task Group	2001、software無し	河川	一般水質項目、浮遊状生物、付着性生物	1～3次元、24項目、23反応プロセス
WASP5	Ambrose et al.、EPA	1988/1993、DOS	河川、湖沼	一般水質項目+有害物質	1～3次元、二つの部分：TOX15、EUTRO5。非定常
WQRRS	米軍技術部	1989	河川、ダム水	一般水質項目	流体モデル、熱収支も含む

ョンが可能なモデルを示したものである。これら以外にも環境水について多数の数値モデルが提案されており、コンピュータプログラムが市販されているもの、及び無料で公開されているものだけでも30以上のモデルが文献その他の検索結果よりみつけることができた。さらにプログラムが公開されていない、または作成されていないモデルはさらに多い。本調査の主な対象である流域の水量・水質循環に関する解析を行うために、プログラム入手の容易性や使いやすさ、水質項目や生態系項目の多さなどを考慮した結果、化学物質を取り扱う非定常解析にはAQUATOXモデルが、富栄養化などの一般的な汚濁の非定常解析にはSWMMモデル、WASP6モデル、HSPF-11モデル等が適していることが判った。

3. 生物検定法の高度化に関する検討

3. 1 下水処理水中に存在する内分泌攪乱化学物質が放流先河川の水生生物に及ぼす影響の評価

近年、下水処理水を始めとした都市排水中に存在している化学物質、特に女性ホルモン作用を持つ物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響が危惧されている。このため、遺伝子を組み換え酵母によるバイオアッセイ手法を用いて実際の都市河川での詳細な実態調査を行ない、下水処理水中のエストロゲン様物質が放流先河川の水生生態系に及ぼす影響の評価を検討し、また水生生物への評価手法の課題等について検討を行なうこととした。

内分泌攪乱化学物質による人や生態系への影響が懸念されており、下水や環境水においても多くの内分泌攪乱化学物質について実態調査が行われてきた。下水や環境水中ではこれらの実態調査の対象物質に加えて、分解生成物などの非意図生成物の存在についても考慮する必要がある、個別の分析に併せこれらの物質を総合的に把握していく試験法について検討を行なう必要がある。このエストロゲン作用をもつ物質を総合的な測定する試験法として遺伝子組み換え酵母法を用い、下水や河川水中のエストロゲン様活性の測定を行ない、河川や下水におけるエストロゲン様活性の濃度レベルが把握されつつある。

しかしこれらのエストロゲン様活性の由来についてはいまだ不明な点も多く、下水中のエストロゲン様活性が、実態調査から主要なエストロゲン様活性の由来物質と推測されている、エストロゲンやノニルフェノールによって表現できているのか、まだ充分な情報は得られていない。また下水処理水の放流先河川においてこれらの物質がどのような挙動をしているかについては殆ど報告がない。そこでエストロゲン様活性の由来把握を行なうため、化学分析法と遺伝子組み換え酵母法を組み合わせた評価を行ない、多摩川が放流先の下水処理場の処理水及び放流先河川水のエストロゲン様活性の由来推定を行なうとともに、放流先河川におけるエストロゲン様活性の実態把握を行なった。図-3は調査地点を示している。

エストロン(E1), 17 β -エストロジオール(E2)についてはLC/MS/MSを用いて、ノニルフェノール(NP)についてはHPLCを用いて分析を行なった。遺伝子組み換え酵母法(以後、酵母法)は矢古宇らの方法⁸⁾に従った。またこれら各物質のエストロゲン様活性への寄与を算出するため各物質の理論活性値を算出した。理論活性値は各物質濃度に比活性値を乗じることによって算出した。各エストロゲン様物質の比活性値については矢古宇らの文献に従いE1=0.3、E2=1.0、

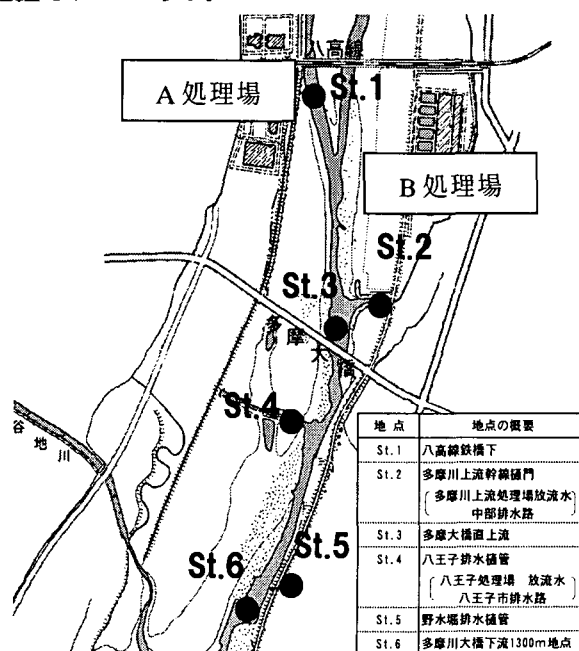


図-3 処理場及び放流先調査地点

NP=0.001とした。

調査は2001年12月、2002年2月に実施した。その結果を図-4に示すが、下水処理場放流水を含む排水樋管（St.2, St.4）に含まれるエストロゲン様活性の寄与としてはE1の占める割合が高く、St.2の12月や、St.4の2月ではE1の理論活性値によって、エストロゲン様活性が殆ど説明できる結果となった。しかしこれ以外の調査時には、これらE1、E2、NPの理論活性値では説明の出来ないエストロゲン様活性の存在が示唆された。St.3では左岸よりSt.2から排水が流入し、エストロゲン様活性は横断方向に明瞭な濃度勾配が形成された。その後、下流の淵や瀬で整流され、St.6ではエストロゲン様活性は横断方向に概ね均一となった。またエストロゲン様活性への寄与はSt.2及びSt.4と同様、E1が大半を占めていることが確認された。St.5(排水樋管)は他の地点とは異なりNPの寄与が非常に大きいことも確認され、各エストロゲン様物質の理論活性値の総和に比べ酵母法の値が低くなった。この地点は、酵母毒性が確認されておりエストロゲン様活性は正確な結果を得られていない可能性が高く、酵母毒性の分離について課題が残る結果となった。

本地区におけるエストロゲン様活性の季節変化は現在調査中であるが、12月、2月の流量が15%程度しか変化していないことを考慮すると、冬期のエストロゲン様活性の変化は、St.2及びSt.4による影響が大きく、これらのE1濃度がエストロゲン様活性の変動因子となっている可能性が推察された。

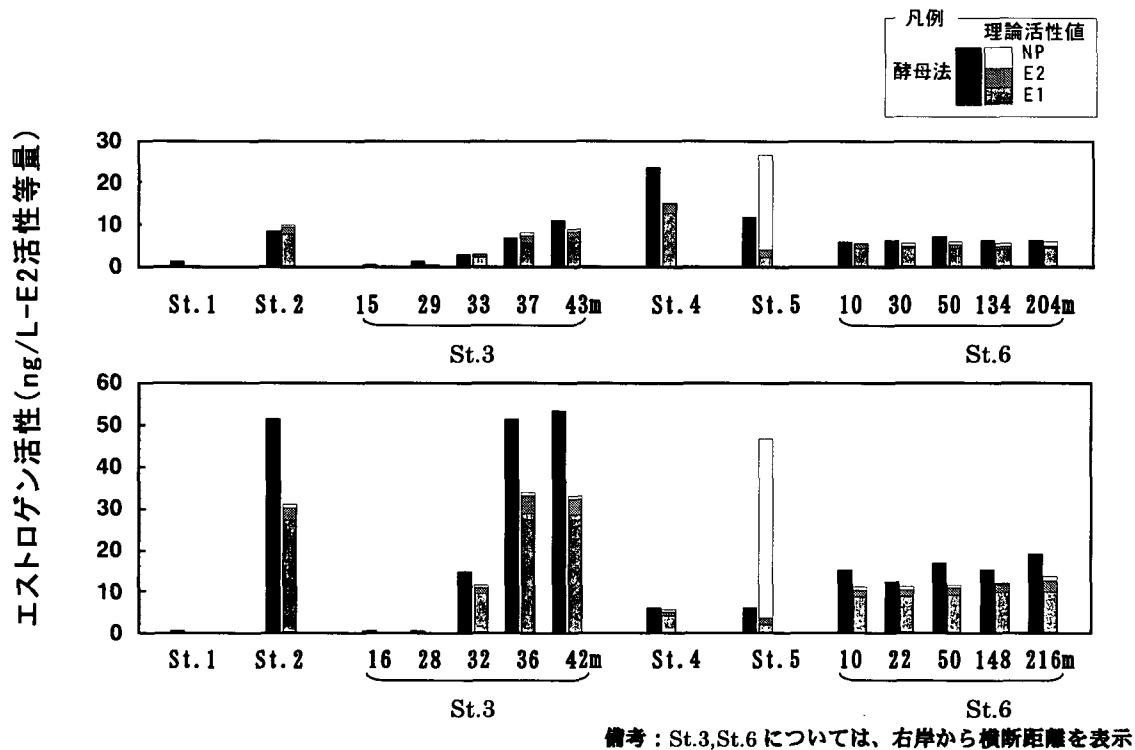


図-4 エストロゲン活性と各エストロゲン様物質の理論活性値

4. まとめ

4. 1 水量・水質の循環機構に関するモデルの構築

水及び汚濁物質の循環過程について実態調査を行い、循環過程等の流域情報をデータベース化、その結果に基づき循環機構のモデル化を検討した。

手賀沼に流入する都市河川である大津川と関連都市排水路の流況に関する気象データや過年度調査のデータを整理、流量の時間変動や長期的な変動を明らかにしたとともに、手賀沼流域の汚濁負荷に関するデータ

の収集し流域フレームを作成、同流域の汚濁負荷発生状況について整理し、データベース化を行った。作成したフレームデータを処理、水量・水質の循環機構を解明するための環境水シミュレーションモデルに関し、文献調査を実施した。

4. 2 生物検定法の高度化に関する検討

下水処理水を始めとした都市排水中に存在している化学物質、特に女性ホルモン作用を持つ物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響が危惧されている。このため、遺伝子を組み換えた酵母によるバイオアッセイ手法を用いて実際の都市河川での詳細な実態調査を行ない、下水処理水中のエストロゲン様物質が放流先河川の水生生態系に及ぼす影響を検討し、また水生生物への評価手法の課題等について検討を行なった。

下水処理水に含まれるエストロゲン様物質のうち、活性の寄与として高いものはE 1であり、調査地点によっては、エストロンの理論活性値によってエストロゲン様活性が殆ど説明できる結果となった。しかしこれ以外の調査時には、これら 17 β -エストラジオール、エストロン、ノニルフェノールの理論活性値では説明の出来ないエストロゲン様活性の存在が示唆された。水質項目と同様、下水処理水の下流域では左右岸で横断的な濃度勾配が形成されていた。排水樋管の中には下水処理水と異なりNPの寄与が非常に大きい地点も確認され、またバイオアッセイに用いた遺伝子組み換え酵母に対する酵母毒性が認められ評価を十分に行えない地点も確認された。

4. 3 今後の調査予定

水量・水質循環機構のモデル化に関しては、実態調査によるデータ蓄積を継続して行うとともに、収集したデータを用いて手賀沼流域の汚濁負荷の非定常モデル解析を実施、精度面からの検討を加える。水量・水質と生態系の関連性に関しては、感受性の高い細菌種を用いたバイオアッセイの実施、あるいは前処理方法の改善などによって水量・水質の影響の定量化を目指す。生物検定法の高度化に関しては、酵母毒性の分離について検討を加え、精度の向上を図る予定である。

<参考文献>

- 1) USEPA, Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. -Rivers and Streams-,pp.78,(2000)
<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/rivers/index.html>
- 2) 矢古宇靖子 他；組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン様活性の測定,環境工学研究論文集,Vol.36,199-204. (1999)
- 3) US Geological Survey：One-dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS): A Solute Transport Model for Streams and Rivers, Water-Resources Investigations Report 98 – 4018, 1998

16. 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査

緑化生態研究室 室 長 藤原 宣夫
主任研究員 石坂 健彦
石曽根敦子

1. 研究の目的

循環型社会の構築に向け、下水汚泥と街路樹剪定枝葉についても、リサイクル材料として有効利用が求められている。両者に共通するリサイクル方法として堆肥化が挙げられる。これまでの研究により、土壌改良材としての使用を念頭とした両者の混合堆肥（汚泥枝葉堆肥）の製造方法が明らかとなり、施用効果が確認されている。しかし、土壌改良材としての堆肥利用だけでは、利用量が限られているのが現状であり、用途の拡大のため、用途に応じた汚泥枝葉堆肥の品質向上が求められている。

そこで、汚泥枝葉堆肥（以下、堆肥という）の土壌改良材以外の用途として、のり面緑化材料としての利用に着目した。建設事業に伴って発生するのり面面積は広く、その多くで緑化が行われることから、堆肥をのり面緑化材料として用いることができれば、リサイクルの推進に大いに貢献するものと考えられる。

本研究では、主要なのり面緑化工法である植生基材吹付工の基盤材に堆肥を適用するための品質を明らかにすることを目的とし、堆肥の粒径、他の基材であるピートモスとの混合割合を変化させた基盤材を用いて、施工試験を行い、吹付作業性、形成される基盤の適性について評価を行った。

2. 研究の方法

2. 1 試験区の設定

試験地は、国土技術政策総合研究所構内の盛土のり面の両側（勾配 1:1、延長 54m、のり高 2m の 2 面）とし、施工試験は、平成 14 年 3 月 26、28 日に行った。試験条件は、堆肥の粒径区分として、10mm 未満の堆肥と、3mm 以上 10mm 未満の堆肥の 2 区分、堆肥とピートモスの混合割合（体積比）の区分として、50%:50%、70%:30%、90%:10% の 3 区分を設け、両者の組み合わせによる 6 試験区を設けた。また、パーク堆肥を用いた対照区は、堆肥とピートモスの混合割合を 50%:50% として、粒径 12mm 未満の試験区⑦、粒径 8mm 未満の試験区⑧を設けた（表-1）。各試験区の面積は 2m×4.5m とし、その中心付近に調査区画として 0.5m×0.5m のコドラートを 14 箇所設置した。試験区の反復回数は 3 とし、のり面両側に試験区を設置し、試験区配置はランダムとした（図-1）。

表-1 試験区の内容

試験区番号	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
堆肥の種類	汚泥枝葉堆肥						パーク堆肥	
堆肥の粒径	10mm未満			3mm以上10mm未満			12mm未満	8mm未満
堆肥とピートモスの混合割合	堆肥	50%	70%	90%	50%	70%	90%	50%
	ピートモス	50%	30%	10%	50%	30%	10%	50%
侵食防止剤	4kg/m ³							
緑化基礎工:金網	50mm×50mm φ2mm							
吹付厚さ	50mm							

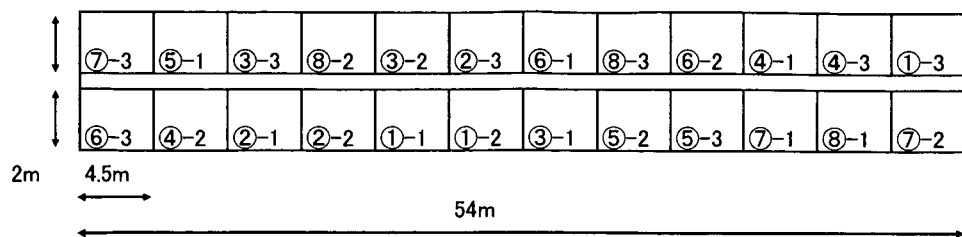


図-1 試験区の配列(枝番号は反復を意味する)

2. 2 調査項目

2. 2. 1 吹付作業性

吹付作業性の調査項目として、吹付速度、跳ね返りロス量、吹付中断回数と理由、機械・ノズルの閉塞回数を、のり面吹付時に計測および観察した。跳ね返りロス量とは、吹付時に発生した跳ね返った材料のことを示す。

2. 2. 2 基盤の適性

基盤の適性の調査項目として、土壌硬度および三相構造、吹付厚さ、基盤の亀裂・剥離状況について測定を行った。土壌硬度は、山中式土壌硬度計を用いて、各試験区画につき合計14点を測定した。三相構造については、施工後4週間の間に5回測定を行った。吹付厚さにおいては、施工直後に1回測定した。基盤の亀裂・剥離状況については、目視調査を施工4週間のうち14回観察を行った。

2. 3 解析方法

吹付速度、跳ね返りロス量、土壌硬度、三相構造、基盤の亀裂・剥離状況については、汚泥枝葉堆肥の粒径と堆肥とピートモスの混合割合を要因にする2元分散分析を行った。次に、有意な効果が認められた要因についてScheffeの方法による多重比較検定を行った。また、通常の植生基材吹付工では、堆肥の混合割合50%でパーク堆肥を用いているため、パーク堆肥を用いた試験区は対照区として、汚泥枝葉堆肥を用いた試験区と比較検討した。

2. 4 使用した堆肥の特性

試験に用いた堆肥は、街路樹管理から発生したマテバシイ（全体の50%）、クス（全体の40%）を占める枝葉粉碎物と、北海道北広島市北広島下水処理センターで製造した乾燥汚泥を、C/N比20になるように30:1の体積比で混合し100日間の発酵を経たものである。堆肥は製造後、粒径10mm未満と粒径3mm未満で篩い分けを行った。使用した下水汚泥に関しては、肥料取締法に示す基準を満足していた。

2. 5 堆肥の粒径

試験で用いた堆肥について粒度分布を調べた。粒径12mm未満のパーク堆肥は、通常の植生基材吹付工で用いるものである。その結果、粒径3mm~10mm未満の汚泥枝葉堆肥が、他の堆肥に比べて粒径が大きかった。また、粒径8mm未満のパーク堆肥は、他の堆肥に比べ

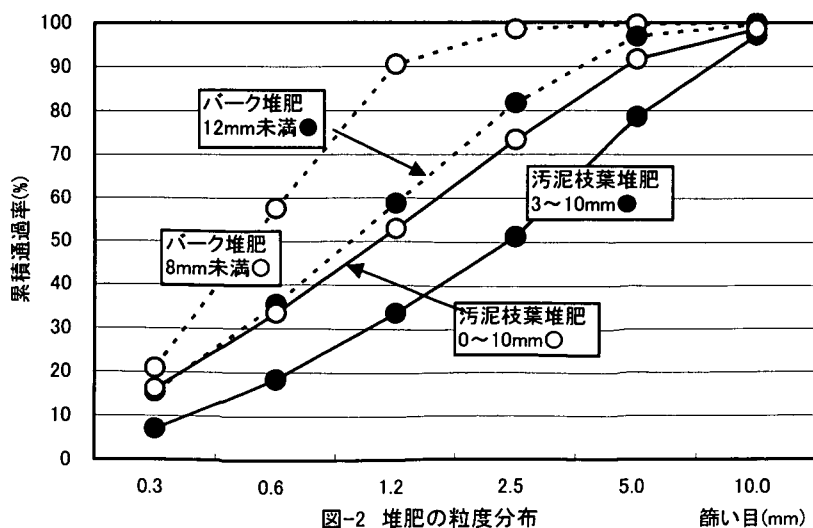


図-2 堆肥の粒度分布

て粒径が小さかった。粒径10mm未満の汚泥枝葉堆肥と粒径12mm未満のバーク堆肥の粒度分布はほとんど変わらなかった。

3. 施工試験の結果

3. 1 吹付作業性

3. 1. 1 吹付速度

各試験区の平均吹付速度と最大値と最小値の範囲を図-3に示す。汚泥枝葉堆肥を用いた試験区(①~⑥)において、吹付速度に対する分散分析の結果、堆肥の粒径や混合割合の違いによる有意な効果は認められなかった。また、堆肥の異なる試験区(①, ⑦)において分散分析を行った結果、有意な効果も認められなかった。よって、吹付速度は、堆肥の粒径や混合割合、堆肥の種類によって影響されていないことがわかった。

3. 1. 2 跳ね返しロス量

各試験区の平均跳ね返しロス量と最大値と最小値の範囲を図-4に示す。汚泥枝葉堆肥を用いた試験区(①~⑥)において跳ね返しロス量に対する分散分析の結果、粒径の違いによる有意な効果が認められ(p=0.0001)、多重比較検定から、粒径の大きい試験区(④, ⑤, ⑥)では、粒径の小さい試験区(①, ②, ③)より有意にロス量が多いことが確認された。また、

混合割合の違いによる有意な効果も認められ(p=0.0261)、多重比較検定から、混合割合50%試験区(①, ④)と70%試験区(②, ⑤)、50%試験区と90%試験区(③, ⑥)の間で5%水準の有意差が示された。また、堆肥の違う試験区(①, ⑦)において分散分析を行ったが、有意な効果は認められなかった。よって、汚泥枝葉堆肥を用いた場合の跳ね返しロス量については、堆肥の粒径の大きい試験区で跳ね返しロス量が多いことが確認された。堆肥の混合割合が50%の場合、堆肥の違いによる跳ね返しロス量の違いは認められなかった。

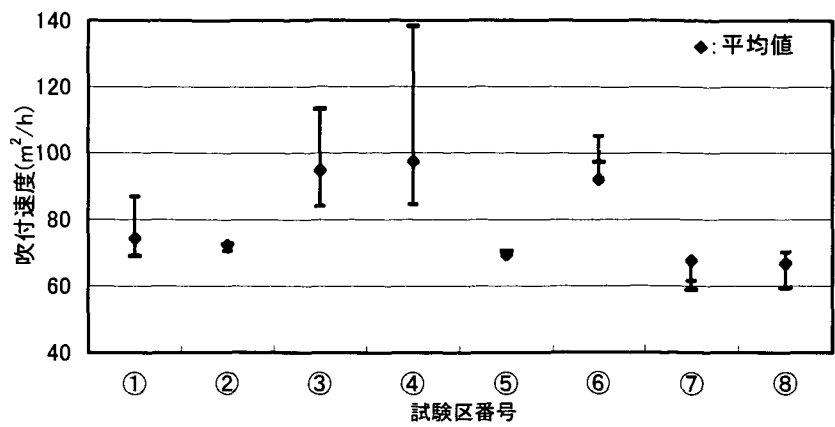


図-3 各試験区の平均吹付速度と最大、最小値の範囲

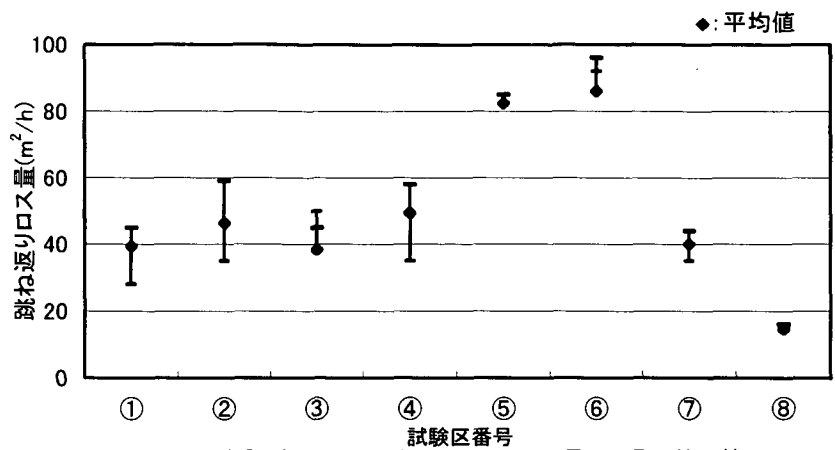


図-4 各試験区の平均跳ね返しロス量と最大、最小値の範囲

表-2 各試験区の機械・ノズルの閉塞に関する調査結果

試験区 番号	堆肥の 種類	堆肥の粒径	堆肥とピー トモスの混 合割合	機械の閉塞	ノズルの 閉塞
①	汚 泥 枝 葉 堆 肥	10mm未満	50%:50%	なし	なし
②			70%:30%		
③			90%:10%	あり	あり
④		3mm以上	50%:50%		
⑤		10mm未満	70%:30%	なし	
⑥			90%:10%		
⑦	バーク	12mm未満	50%:50%	あり	
⑧	堆肥	8mm未満	50%:50%	なし	

3. 1. 3 吹付状況

機械・ノズルの閉塞、吹付中断回数に関する調査結果を表-2に示す。

粒径10mm未満、堆肥の混合割合が10%の試験区③の1反復目ではノズルが1回閉塞し、2反復目では機械が1回閉塞した。また、粒径30mm未満、ピートモスの混合割合が50%の試験区④の2, 3反復目では、異物の混入による機械の閉鎖があった。パーク堆肥の粒径12mmの試験区⑦では、1反復目では機械の閉鎖があった。

3. 2 緑化基盤としての適性

3. 2. 1 土壌硬度

本試験では、植物の初期成育に影響を及ぼすと考えられる施工直後の土壌硬度の上昇に着目し、施工13日目の計測値を用いて行った。

汚泥枝葉堆肥を用いた試験区(①～⑥)において土壌硬度に対する分散分析の結果、混合割合の違いによる有意な効果が認められ($P<0.0001$)、多重比較検定から、すべての堆肥の混合割合の間で5%水準の有意差が示された。すなわち、堆肥の混合割合が高くなるほど土壌が硬くなることが確認された。また、堆肥の異なる試験区(①, ⑦)において分散分析を行った結果、有意差が認められ($p=0.055$)、パーク堆肥試験区(⑦)の土壌硬度は、汚泥枝葉堆肥試験区(①)より有意に高いことが確認された。このことから、汚泥枝葉堆肥では、混合割合が高くなるほど土壌硬度が高くなることが確認された。一般に土壌硬度が27mm以上の場合、植物の生育が阻害されると言われている¹⁾。図-5に試験区ごとの土壌硬度の変化を示した。この結果、土壌硬度27mm以上を計測した試験区はなかった。

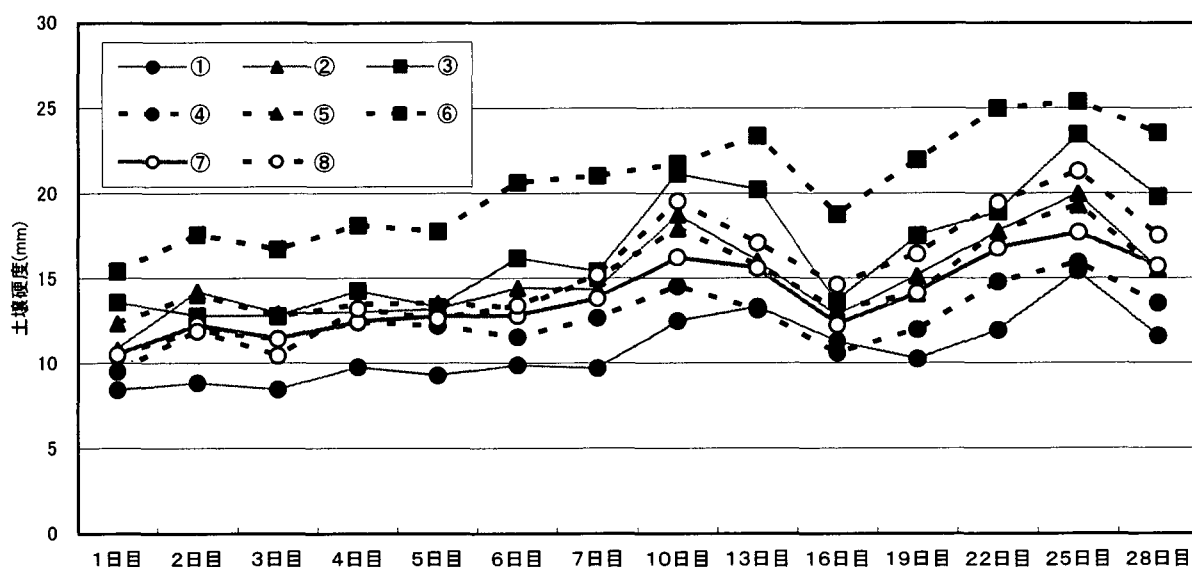


図-5 試験区ごとの土壌硬度の変化

3. 2. 2 三相構造

施工直後から施工28日後の三相構造を図-6から図-10に示す。

本試験では、土壌硬度と同様に植物の初期成育に影響を及ぼすと考えられる施工直後の土壌硬度の上昇に着目し、施工14日目の三相構造の固相の計測値を用いた。施工14日目の三相構造を図-8に示す。汚泥枝葉堆肥を用いた試験区（①～⑥）において固相に対する分散分析の結果、堆肥の粒径や混合割合の違いによる有意な

効果が認められなかった。また、堆肥の異なる試験区（①, ⑦）において分散分析を行ったが、有意な効果は認められなかった。このことから、施工14日目の三相構造の固相については、堆肥の混合割合、粒径、種類に影響されていないことがわかった。

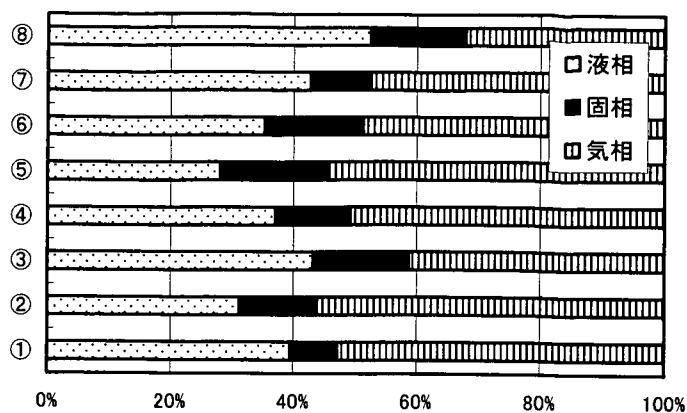


図-6 施工直後の三相構造

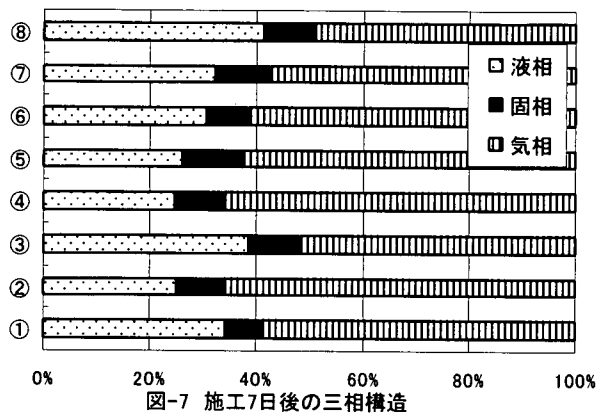


図-7 施工7日後の三相構造

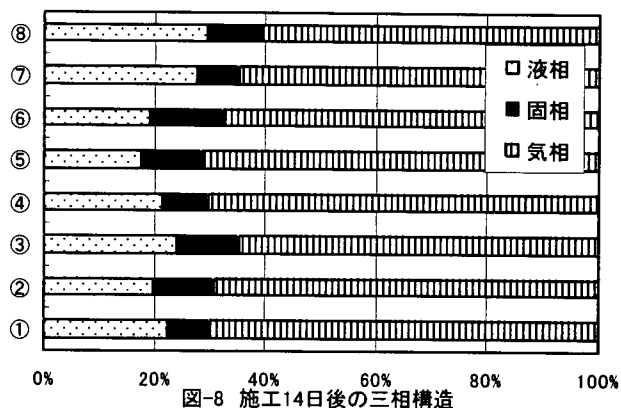


図-8 施工14日後の三相構造

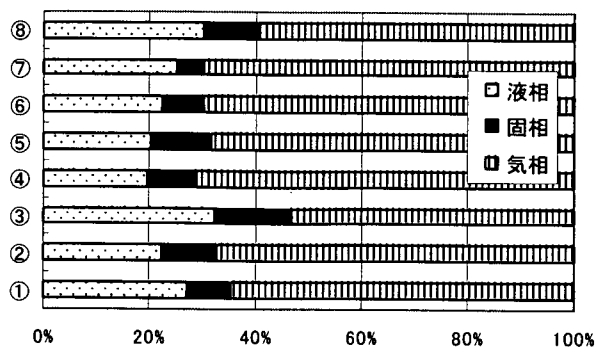


図-9 施工21日後の三相構造

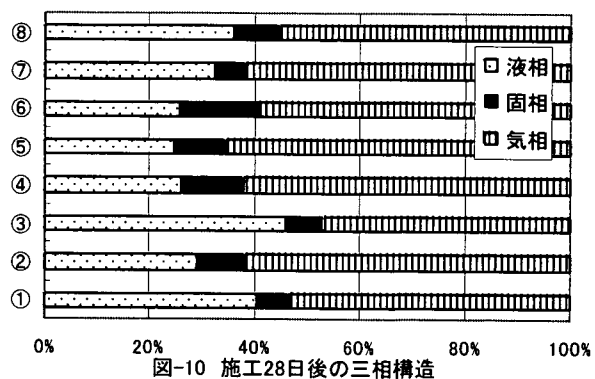


図-10 施工28日後の三相構造

3. 2. 3 吹付厚さ

各試験区の平均吹付厚さを図-11に示す。

試験区⑥以外の試験区では、吹付厚さ60mm前後であり、試験区⑥においても、吹付厚さ50mmの設定条件を満足していた。

3. 2. 4 基盤の亀裂・剥離状況

各試験区の亀裂・剥離面積を、図-12に示す。計測期間中、細かい亀裂が多数見られたのは10日以降であった。その後、亀裂は増加したが、細かい亀裂がほとんどであった。10日の計測値を用いて、汚泥枝葉堆肥を用いた試験区（①～⑥）において亀裂・剥離面積に対する分散分析の結果、混合割合の違いによる有意な効果 ($p < 0.001$) が認められ、多重比較検定から、堆肥の混合割合が高く、亀裂・剥離面積が少なくなることが確認された。このような細かい亀裂は、パーク堆肥試験区に多く見られた。

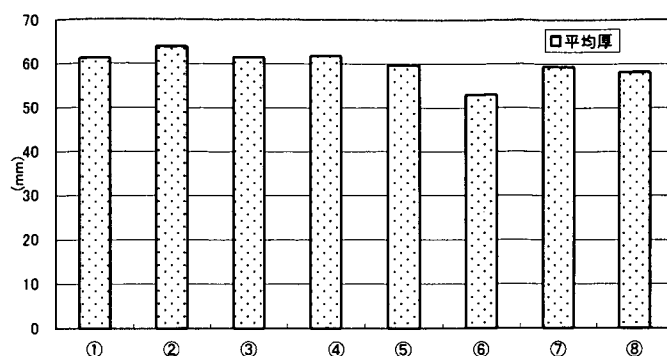


図-11 各試験区の吹付直後の厚さ

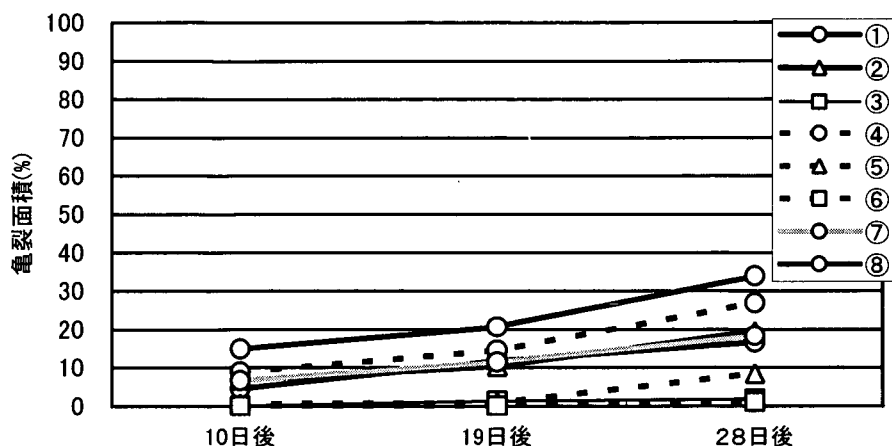


図-12 各試験区の亀裂・剥離面積の変化 経過日数

4. まとめ

吹付速度については、堆肥の粒径、混合割合、種類によって、吹付速度に差が現れることはなかった。また、跳ね返りロス量については、粒径の大きい試験区では跳ね返りロス量が多く、汚泥枝葉堆肥とパーク堆肥の違いによる影響はなかった。また、機械・ノズルの閉塞は、粒径10mm未満混合割合90%試験区（③）、粒径3mm以上10mm未満混合割合50%試験区（④）、パーク堆肥を用いた試験区（⑦）で発生した。

また、堆肥の混合割合が高くなるほど土壌が硬くなる傾向が示されたが、植物の生育に影響を及ぼすほどの土壌硬度にはならなかった。

以上のことから、のり面緑化に用いる堆肥は、吹付作業性、緑化基盤の適性を考慮すると、粒径の大きい10mm未満の堆肥を用いて、堆肥とピートモスの混合割合を50%:50%、もしくは70%:30%に設定することが望ましいといえる。

5. 参考文献

1) 新田伸三他：土木工事ののり面緑化保護工，鹿島出版，p87-p88，1980

6. 主な研究成果物

藤原宣夫・石坂健彦・石曾根敦子・森崎耕一・飯塚康雄、土木研究所資料第3708号、2000.3

(藤原、石坂、石曾根)

17. 浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査

水害研究室 室 長 金木 誠
主任研究官 三輪 準二
研 究 官 水草 浩一

1. まえがき

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は、計画規模（再現期間）の降雨を対象に整備が図られている。そのため、この規模を上回る降雨の発生や放流先河川の流下能力不足により、地表面に湛水の生じる場合がある。一般に、湛水深が大きいほど被害額が増大するため、浸水域の土地利用形態によるものの、広い領域に湛水を分散させる方が被害額の面から考えて有利となる場合もある。最近では、流域規模での浸水対策手法として流出抑制施設が着目されているものの、河川や大規模下水道幹線等の、幹線施設とは異なる流域規模で水理効果を評価する手法が十分に確立されていない、という問題も残されている。

昨今の我が国においては、河川整備率は経年的に上昇しており、従来は氾濫常習地帯であった地域においても、氾濫の危険性に関しては確実に低減されている。これに相反して相対的に増加しているのが内水による被害であるが、これは下水道網が整備され、地表面の利用度も高度化されている都市部においてその被災頻度が高い。また、特に都市部の河川においては、低水時・高水時を問わず流況の下水道に依存する割合が高まっている。このことから、下水道施設による流出形態を把握することは、放流先の河川管理の面からも水質から着目した環境面からも重要になってくる。

2. 調査目的

都市部の雨水排水対策としては、下水管路、都市下水路の他、防災調節・調整池、排水機場、地下貯留管、雨水貯留・浸透施設等があり、逐次整備が行われている。これらの各施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害の軽減が期待される。また、その整備については、将来にわたって合理的手法により決定される必要がある。

本調査では、幹線施設だけでなく流域規模での流出抑制施設の水理効果を評価するために、流出から氾濫までを一連の現象としてとらえた分布型流出・氾濫モデルを作成し、その検証を行う。そして、各種流出抑制施設の組合せによる浸水被害軽減効果を算出し、望ましい都市雨水対策を提案するものである。

3. 過去の調査結果

平成10年度は、下水道の水理模型施設を用いて、逆流防止施設およびポンプ排水の効果を実験により確認した。また旧建設省土木研究所で開発したPWRI（Precipitation Water Routing and Inundation）モデルを改良し、実験の結果を用いて、それらの施設による仮想流域での効果を算定し検証を行った。

平成11年度は、上記PWRIモデルに対して、実流域であるY流域（排水区面積：53.40ha、管渠本数：360本）において、実績降雨を対象とした排水路内雨水追跡モデルおよび地表面氾濫モデルをそれぞれ検証し、モデルの再現性について確認を行った。また、降雨時の下水道管路内の流れおよび氾濫発生時の氾濫水の流れを把握するため、図－1に示す別の実流域M（排水区面積：654.33ha）を対象とした観測体制を確立した。

平成12年度は平成11年度に雨水追跡モデルや地表面氾濫モデル等の改良を加えたPWRIモデルに対して、流出抑制施設による流出抑制効果を算定するサブモデルを追加した。そして前年度に検討対象としたY流域において、1982年9月12日の降雨を対象とした流出抑制効果の試算を行った。さらに、M流域に4箇所の水位計

を設置し、水位－流量曲線を得るための現地観測を出水期に複数回実施した。また、当地域における下水道管渠情報の収集・整理、対象域内の流出抑制施設の実態調査、流域を包括するK川の水文情報の収集、地質情報の収集等を行った。

4. 平成13年度の調査内容

水位－流量（H－Q）曲線の作成のために、平成12年度にM流域において行った下水道管路内の現地流量観測では、浮子を用いて人孔部間を流下する時間から流速を算出する手法を採用した。しかし、局所的降雨や流出時間が短いことから、観測を行うことの困難さに伴う観測結果の少なさ、浮子が断面の中心部を流下していない等の問題が生じ、算定された流量が過小評価されている可能性があった。このため、作成されたH－Q曲線は必ずしも信頼性の高いものとはいえないことから、平成13年度は再度現地流量観測を行い、新たにH－Q曲線を作成することとした。

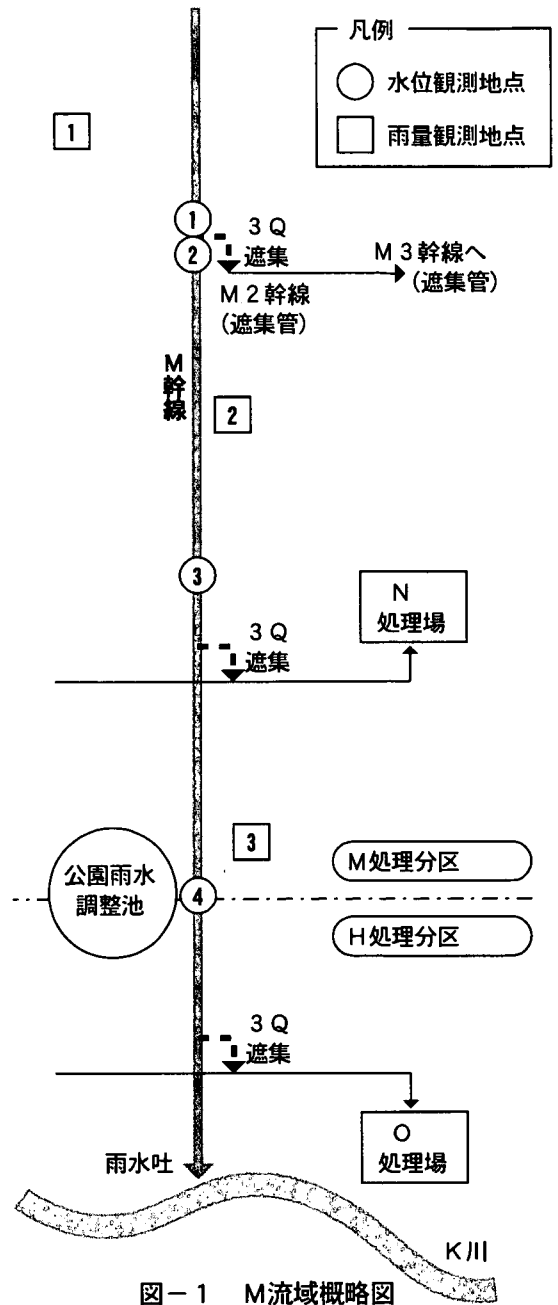
PWR I モデルについては引き続き改良を行い、より精緻な下水道管路網の解析が行えるように、下流端ポンプ場、逆勾配管路、人孔部における水の出入り等のモデル化を行った。また、解析結果をアニメーションとして表現可能とし、人孔部の存在するメッシュにおける水の増減や氾濫伝搬の様子を確認できるようにした。

5. 平成13年度の調査結果

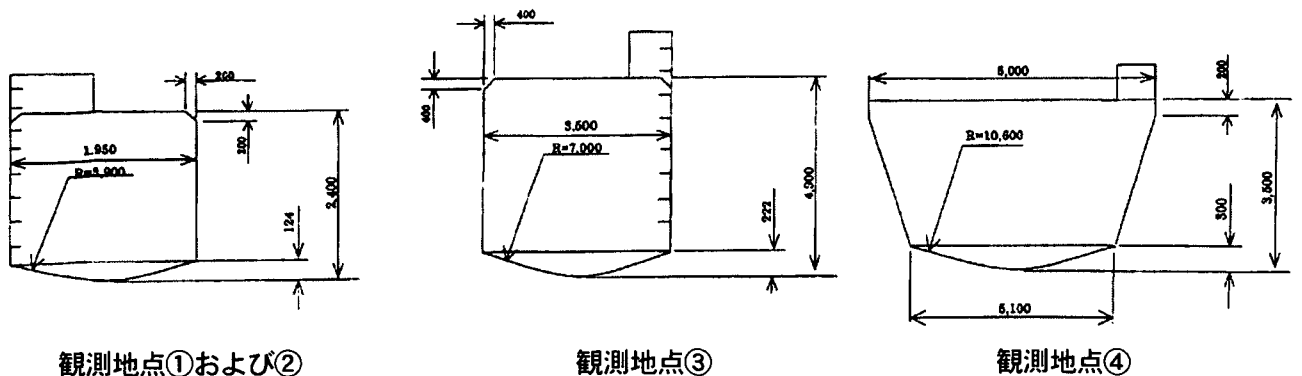
5.1. 現地観測

5.1.1. 現地観測対象地域・施設概要

現地観測の対象流域Mは、高度に都市化された全流域面積654.33haの地区である。幹線部分は河道に蓋を掛けた構造のため、図－2に示すとおり断面形状は全線にわたって矩形もしくは台形である。そして下水道管路網はその幹線部分の途中3



図－1 M流域概略図



図－2 各水位観測地点の水路断面形状

箇所において遮集が行われ、計画量を超過した流量に関しては最下端において放流先河川に自然放流を行う合流式である。

5.1.2. 現地観測手法

雨量観測は、M流域の3箇所に設置した自記雨量計により、平成13年7月から11月を対象として連続的に観測を行った。水位観測は、平成12年度に引き続き圧力センサー式水位計をM流域4箇所の管底に設置し、自記記録器によって平成13年の4月から12月まで連続的に観測を行った。

流量観測については、観測箇所は水位計設置箇所と同地点のM流域4箇所で行った。下水道管路内は一般に、日変動の他に低水・高水等の流況・水深の変化が激しく、また夾雑物の多い特殊な環境である。平成12年度の浮子による観測で生じた多くの課題をもとに、出水に対する観測待機・準備が不要な自記計測式の流速計を用いた。そして、満管状態にも対応するために、写真-1に示すような水面に浮かぶ舟形超音波流速計を採用した。なお、流速計は全部で2台のため、はじめは水位観測地点①および②の2箇所に設置し、ある程度の規模の出水を観測できたことを確認後、期間中間において残りの水位観測地点③および④の2箇所に移設した。

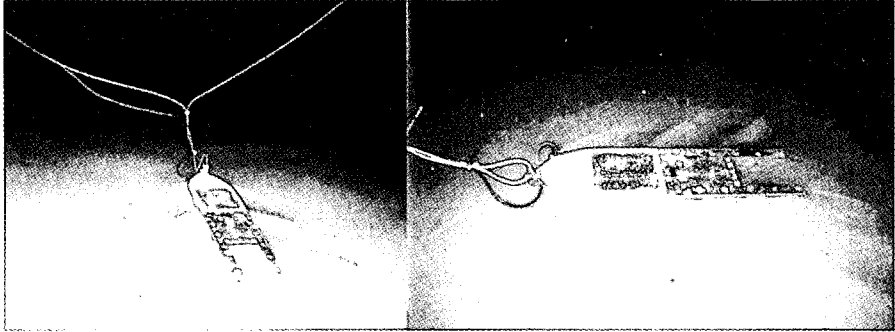


写真-1 舟形流速計

5.1.3. 現地観測結果

観測期間は前節のとおり出水期を対象として行ったものの、平成13年度は比較的小雨傾向であり、人孔部からの吹き出しや、湛水が生じる規模の出水は観測されなかった。しかし、図-3に示すとおり水面が管頂高を越え満管以上の圧力管状態に達する規模の出水を捉えることはできた。流速に関しても、一度満管状態の際に自記記録器が水没し故障を生じさせたが、修理を行いまた設置箇所を考慮した結果、その後は問題なく観測ができた。これらから、出水時には概ね良好に水理現象が観測されており、当初の目的は達成できたといえる。

一方、低水時には水位・流速共に基底流の日変動を捉えてはいるものの、その値は限りなく小さい。水位については、水深に対して水位計そのものの大きさが相対的に大きく、水位計の構造的規模に依存する誤差を

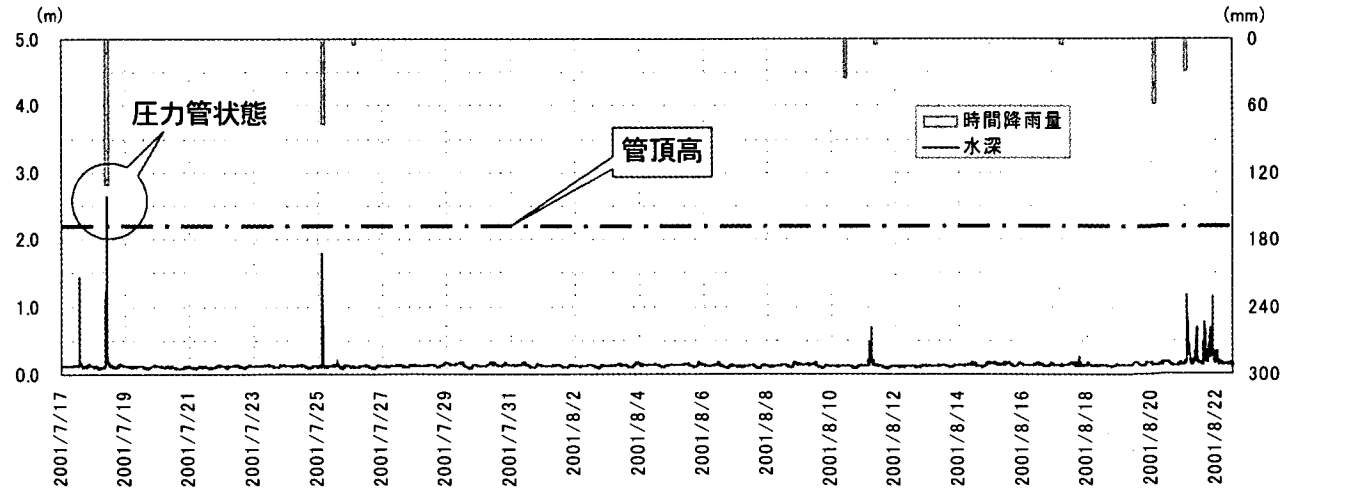


図-3 水位観測地点①・雨量観測地点Ⅱの各時系列観測データ

含んでいると考えられる。また水位計設置箇所の断面形状は、前記のとおり矩形もしくは台形ではあるが、管底部が大きな曲率半径の円弧形状であるため、管路中心部と縁部では水深が異なっているという問題もある。流速については、流速計が舟形であり超音波を舟形底部から水中に照射するという機能上、ある程度の水深を得られなければ観測が出来ないという難点があった。また、観測される流速断面が舟形底部より20～30cmの範囲に限られるという誤差要因を含んでいるため、更正係数で流速を算定する必要があったが、低水時の30cm前後以下ではこの更正係数による誤差が無視できないほど大きくなった。これらの諸原因により、低水の観測結果は水位および流速ともに、出水時の観測結果に対して、相対的に信頼性の低いものとなった。

5.1.4. H-Q曲線

水位および流速の現地観測を行った幹線内4箇所についてH-Q曲線の作成を行った。水位および流速ともに、前節のとおり水深が小さいときの結果に対する信頼性が低いことから、出水時の観測値を基本に複数回分用いて作成を行った。なお、河床勾配の小さな水路特有の反時計回りループが出現しているが、観測箇所が少なく途中で遮集も行われているため、ループの補正はできなかった。図-4には水位観測地点①および④におけるH-Q曲線を示す。水観測地点①および②については観測された出水回数が少なかったことからやや分布が散乱しているが、いずれも比較的良好に近似曲線が作成されているといえる。

今後は作成されたH-Q曲線を用いることで、水位観測のみでおおよその流量が算定できるほかに、その結果を用いて汚濁負荷量の算定も可能になると考えられる。

5.2. 下水道管路モデルの改良

5.2.1. PWR Iモデル概要

PWR Iモデルは、下水道管渠内の水の挙動を精緻に解析するために、旧建設省土木研究所が中心となって開発を行ってきたモデルである。主な特徴は、①データベースの利用を前提としたモデル構造で、実際の下水道施設計画で用いる排水区割りを用いた地表面流出を解析する地表面降雨流下モデル、②kinematic wave式・diffusion wave式・連続式の各物理方程式に基づく流出計算をもとに、暗渠・開渠、開水路・圧力管路およびその遷移状態の各々に対応した解析を行う排水路内追跡モデル、③人孔部の流入・流出、およびその局所損失を考慮した地表面湛水モデル、④人孔部からの地表面湛水の氾濫移動、および自・他人孔部への再流入を考慮した地表面氾濫モデル、の4点である。このうち、

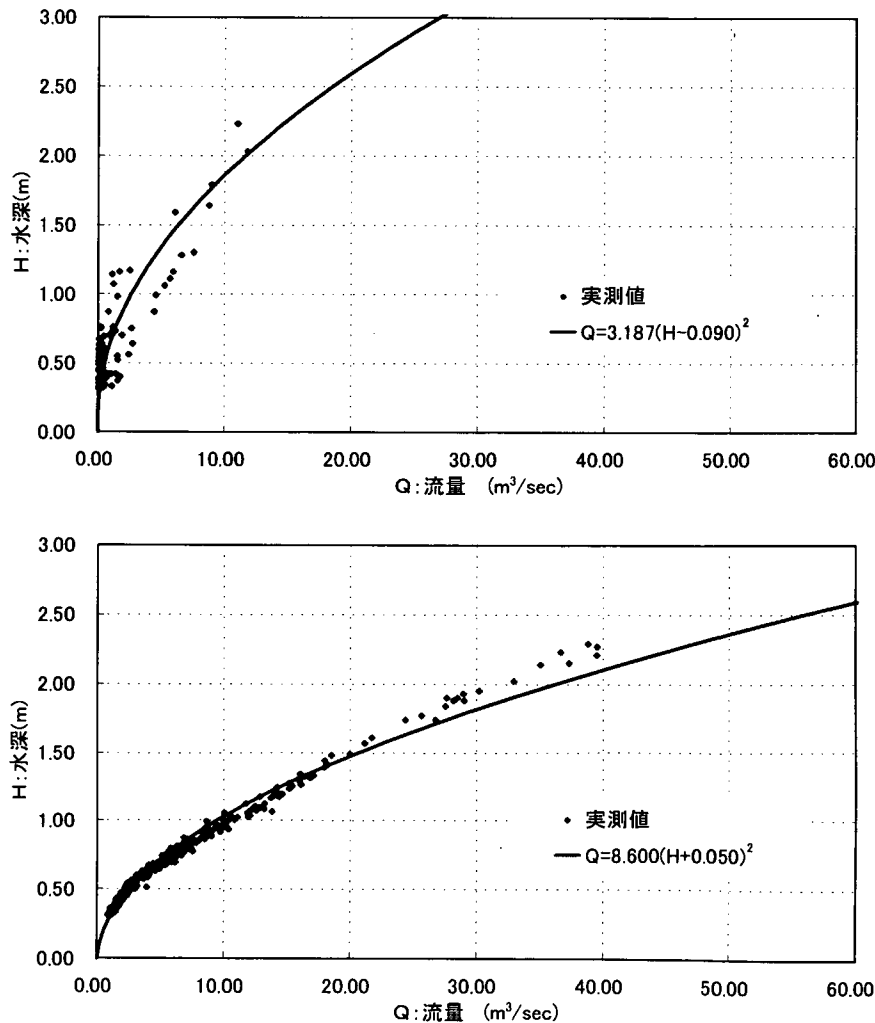


図-4 H-Q曲線 (上: 水位観測地点① 下: 水位観測地点④)

上記②③④の3モデル相互間の水の自由な移動を考慮している点が、既存の他のシミュレーションモデルとは異なる特長となっている。

5.2.2. 平成12年度までの状況

平成11年度に1次元および2次元地表面氾濫解析モデルを付け加え、平成12年度には貯留・浸透施設等の雨水流出抑制施設のモデル化を行った。現在はこれらのモデルを利用することで、人孔部から噴出した雨水の地表面流出の解析のほか、各種流出抑制施設の効果を解析することも可能である。

5.2.3. 平成13年度の改良状況

PWRIモデルで考慮していないものの、実際の下水道施設に存在するものに、①ポンプ（中間、流末）施設②遮水（分水）施設③逆勾配管路④多角形断面⑤その他（沈砂池、ゲート、貯留管等）がある。平成13年度は、このうち①、③、④のモデル化を行った

● ポンプ施設

今回作成したポンプ施設モデルは、流末・中間の双方のポンプ施設に適用できるモデルであり、一つの水路に複数設定することが可能である。このモデルにより、これまでは自然流下による排水区のみが対象であった解析の適用範囲が広がると期待される。また、例えば放流先の河川水位や運転調整を考慮した解析や、内水氾濫による被害を低減させる最適なポンプの配置・運転手法の検討に用いることも可能になると考えられる。

● 逆勾配管路

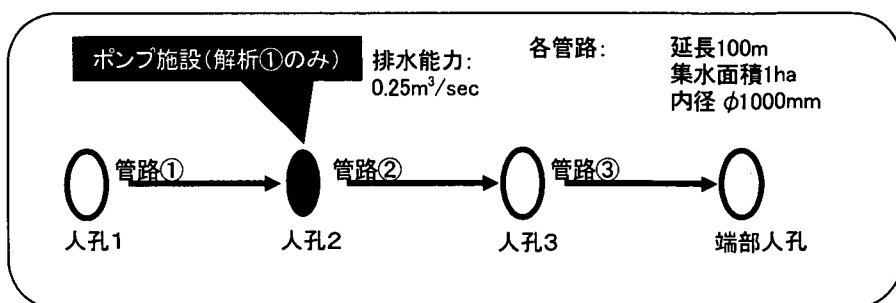
管路上流側よりも下流側の方の管底高が高くなっている逆勾配管路について、解析が可能となるようモデルの修正を行った。これとポンプ施設モデルとの組合せにより、様々な縦断勾配の管路網の解析を行うことが可能となる。

● 多角形断面

今回の調査において解析対象となるM流域では、旧河川の蓋掛けに由来することから、幹線区間の管渠断面は全線にわたり矩形または台形である。一般に矩形断面を採用する場合には、流速を確保するためインバートに曲率を与えるが、より精緻に低水時の解析を行う場合には、この曲率が解析結果へ多大な影響を与える可能性も考慮に入れる必要がある。従来のPWRIモデルにおいては水路の断面形状が矩形、台形（開水路を含む）の解析も可能であったが、円形管路へ換算した上で解析を行っていた。そこで、平成13年度の調査では任意の多角形の水路断面の解析を可能とさせた。この改良により、対象となるM流域幹線のような、矩形もしくは台形断面水路の管底部インバートの微妙な円弧形状を表現することが可能となった。

5.2.4. 改良モデルの検証

実在対象流域のM流域については自然流下型の管路網であるため、ポンプ施設や逆勾配管路についてモデルの検証を行うことが不可能である。そこで仮想流域を用いてモデルの動作確認を行い、その成否について検証した。解析内容は、（1）ポンプ施設モデルの確認解析と（2）逆勾配管路モデルの確認解析である。仮想流域には図－5 に示す諸元のものを用いた。解析（1）および（2）で異なる点は、人孔2におけるポンプ施設の有無と管路③の勾配である。なお、解析（1）、解析（2）ともに、検証の際に用いた降雨は、東京都で用いている30mm/hr 中央集中型降雨である。



図－5 仮想モデル流域B諸元

5.2.5. 結果の考察

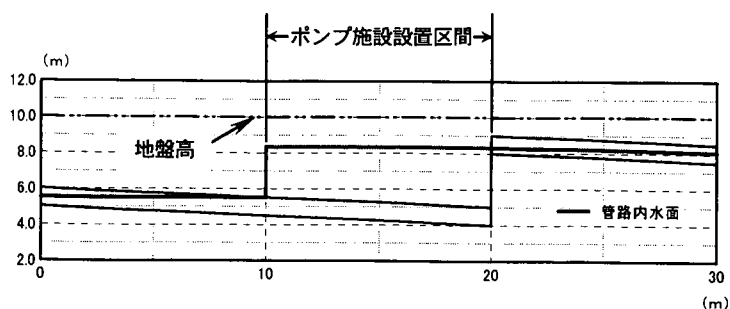
解析（１）ポンプ施設の確認解析については、図－６の縦断面図の水面形に着目すると、ポンプを設置したノードにおいて不連続となっていることから、ポンプ施設を認識した上で解析されていることがわかる。また、時系列の水面形変化状況を示す図－７に着目すると、こちらもポンプの運転状況と同調してポンプの下流側管路②および③がともに変化しており、これらの結果からポンプ施設のモデル化に関しては概ね完成したといえる。現段階のモデルを用いる場合には、予めポンプの運転状況を設定しておいて解析を行っているが、将来ポンプ施設運転手法の考察を行う際には、実際のポンプ運転手法に従い、設定水位によるポンプ運転の起動・停止の解析を行えるように、さらなる改良が必要となる。

解析（２）逆勾配管路の確認解析に関しては、図－８に縦断面水面形の解析結果を示す。この解析結果グラフからは、逆勾配管路となる凹状縦断箇所内の管内に湛水し、逆勾配管路下流端の管底高を越えた段階でさらに下流側へ越流していく様子をとらえることができ、こちらも非常に良好に管路内の水理現象が表現されていると言える。

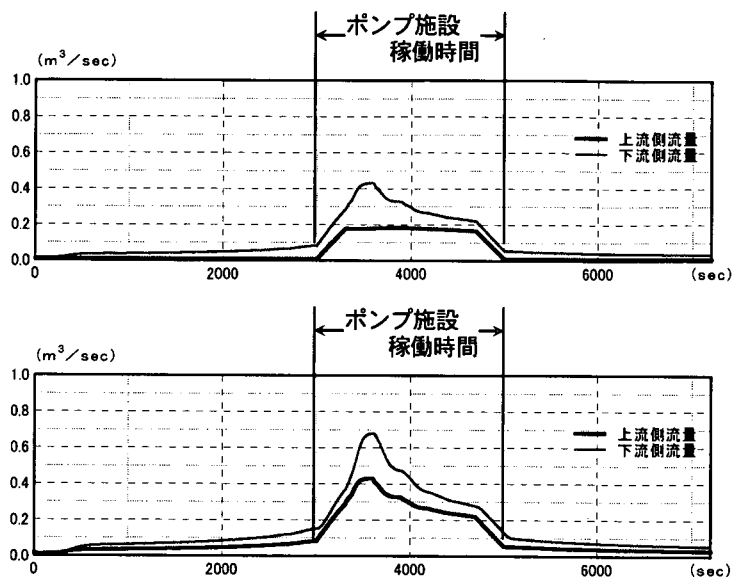
6. まとめ

前年度の平成１２年度までに、各種施設の組合せによる浸水低減効果に関する調査をある程度まとめていた。そこで平成１３年度は、今後これらの検討を行う際に用いられるツールとしてのPWRⅠモデルの精度向上を目指して引き続き改良を加えた。解析結果からは、非常に良好な傾向が見受けられることから、今後精緻な検討を行う際に有効であると考え

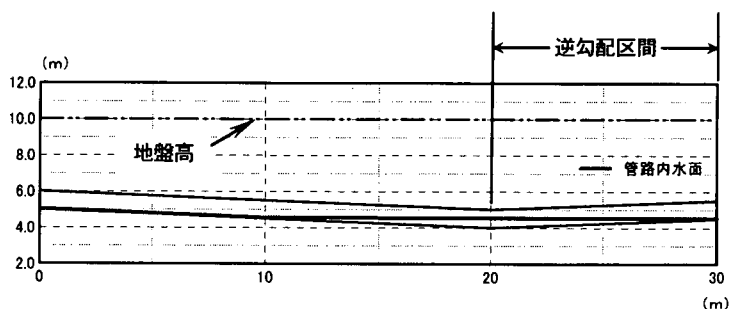
られる。また、実流域およびその管路内における各種の観測を行い、モデルの検証を行う際に必要となるデータの蓄積および作成を行った。これらのデータ類は今後、モデルのさらなる精度向上に向けて有益な情報になると考えられる。



図－６ 解析（１）仮想流域における
ポンプ施設稼働の確認解析（縦断水面形）



図－７ 解析（１）仮想流域管路内における
ポンプ施設稼働の確認解析（時系列）
（上段：管路② 下段：管路③）



図－８ 解析（２）仮想流域における
逆勾配管路の確認解析（縦断水面形）

18. 下水道工事積算の体系化に関する調査

建設システム課 課長 溝口 宏樹
主任研究官 高村 和典

1. はじめに

新土木工事積算大系(以下「新大系」という)は、公共土木工事の請負契約の透明性向上、契約内容の明確化、建設事業の国際化に対応し、また、発注者側の積算業務の効率化に資するため、契約・積算に関する手法や図書類を密接に関連づけながら体系的改善を図る一連の整備大系である。下水道事業は、事業主体が都道府県・市町村であることから、従来各自治体がそれぞれ個別にそれら手法・図書類を整備してきた。そのため各自治体でそれらの統一がとれておらず、整備が進んでいない自治体も多く、自治体がそれらを独自で整備するのは大きな負担である。これまで、新大系の中核的整備項目である工事工種の体系化は、11年度にほぼ概成しているが¹⁾、工事工種体系をもとに展開させる具体的な積算・契約関連図書類の整備・体系化(下水道土木工事共通仕様書の作成・体系化、数量算出要領等の作成・体系化)は実施されておらず、新大系の本格的、利便性のある運用環境は整備されていない。

一方、下水道事業におけるコスト縮減については、平成9年4月に政府が策定した「公共工事コスト縮減対策に関する行動指針」を踏まえ、様々な取り組みが行われているが、下水道管路施設の効率的なコスト縮減を進めるには、処理区単位においてコストの生成割合が支配的である小口径開削管路における管路土工、管路土留工等において重点的な縮減施策を展開することが最も効果的である。²⁾ 最近の管路等に係る技術水準の向上等を受け、道路埋設基準について平成11年3月31日に建設省より通達され、下水道管路等を地下に設ける場合の埋設の深さ等についての基準が緩和されている。本施策により、特に処理区の上流部に国道横断箇所がある場合や面整備管路を国道に埋設せざるをえなかったケースにおいて大きなコスト縮減効果が期待される。

本研究は、一連の下水道分野の上記積算・契約関連図書類の作成・体系化を行うことと、各自治体の負担軽減を目的として「下水道土木工事共通仕様書(案)」を作成した。また、管路埋設基準緩和による管路建設コストの低減効果について処理区単位での評価を試みた。

2. 研究方法

平成13年度は、下水道積算・契約関連図書類の作成・体系化の一環として下水道土木工事共通仕様書のうち、昨年度の処理場ポンプ場分野に引き続き、管渠分野の整備を行い、「下水道土木工事共通仕様書(案)」を作成した。なお、作成の段階では、各自治体に意見照会を求めた。

また、道路埋設基準緩和に伴う管路建設コストの低減効果を評価するため、基準緩和以前と緩和後の2条件下においてモデル処理区2ケースにおける全体事業費を試算した。

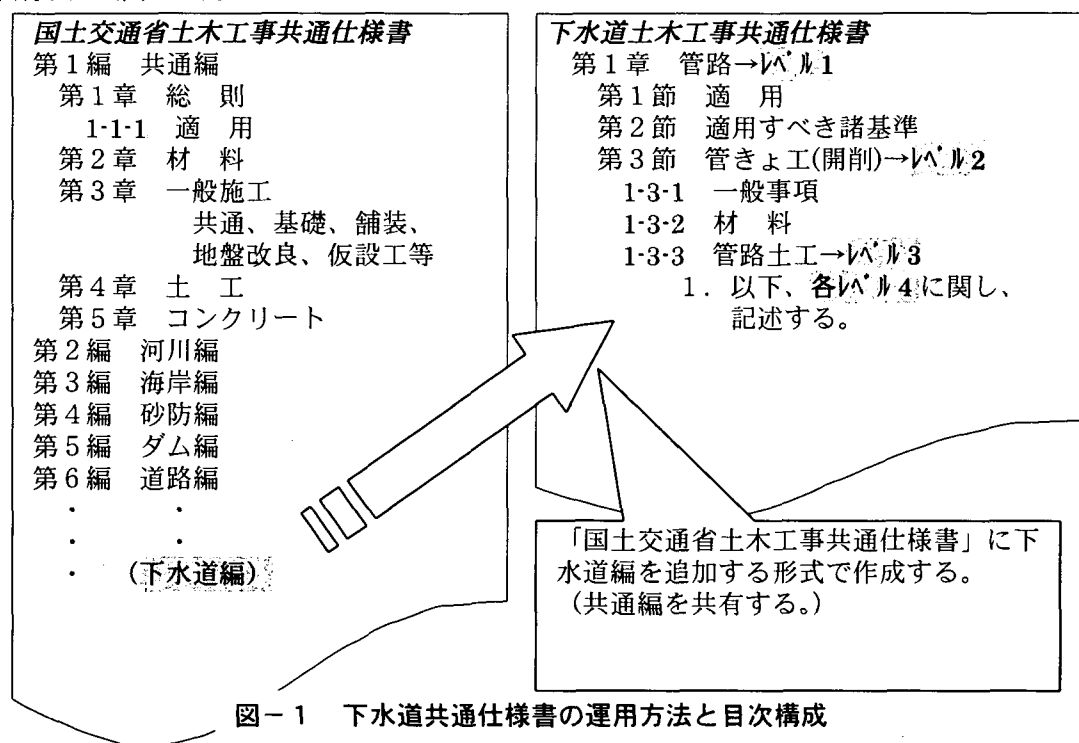
3. 研究結果

3.1 下水道土木工事共通仕様書(案)の作成

(1) 構成

①活用形態を考慮した編集

下水道土木工事共通仕様書が地方自治体において活用される形態には、①一般土木の共通仕様書に下水道編として追加する方法、②下水道土木工事共通仕様書として独自に用いる方法、が考えられるが、今回、下水道土木工事共通仕様書の整備に当たっては、策定後の活用形態を踏まえて、下水道事業で行われる工事には一般土木分野の工種（例えば、土工、土留工、舗装等の付帯工等）も多くある点や、「国土交通省土木工事共通仕様書」²⁾が地方自治体に広く利用されていることなどを考慮し、「国土交通省土木工事共通仕様書」の下水道編として下水道固有の工種と国土交通省仕様書に記載されていない工種（推進工種など）を追加整備する形で作成した（図－１）。



②「国土交通省土木工事共通仕様書」編集方針に準拠

すでに整備が終わっている一般土木分野（河川、道路等）の共通仕様書は、工事工種体系のレベル１～４の階層構成に合わせた編・章・節等の目次構成により、各体系レベルの仕様・品質が明確に明示できているため、下水道分野も基本的に同じ構成で編集した。

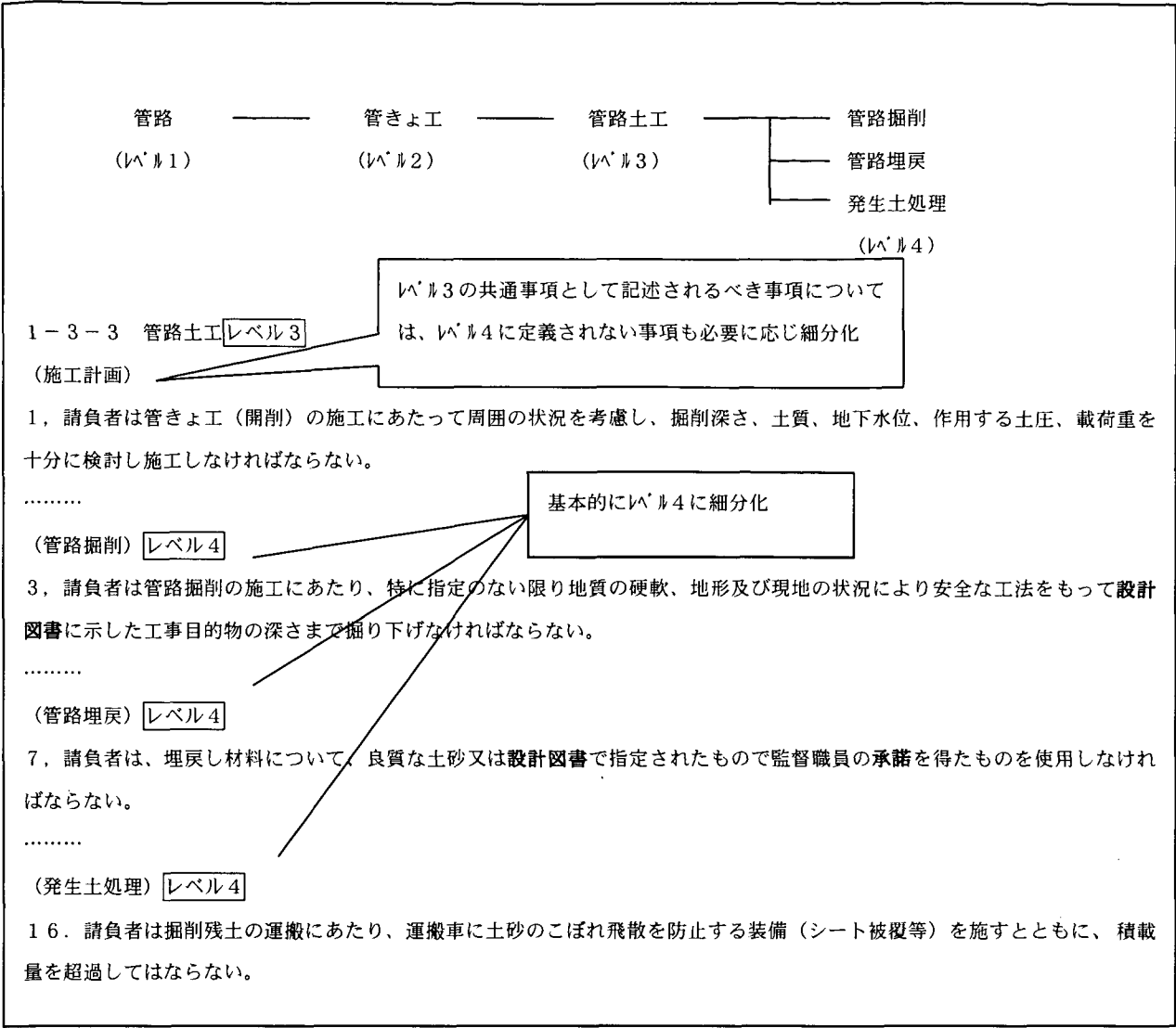
編集にあたり、レベル３毎に記述する項目内の文章数が大量にある種別がいくつか生じたため、使用者の利便性、策定後の維持管理の容易化、重複記述の回避などを目的として、特定の種別においてレベル４（細別）、施工手順等を参考にして項目内の細分化を図った（図－２）。

（２）記述上の留意点

今回体系化した共通仕様書を作成する際、以下の点について特に留意し記述した（表－１参照）。

① 契約上の監督職員・請負者権限の明確化

工事仕様書は工事目的物の品質に係る規定を記述したもののだが、それと同時に契約上の監督職員・請負者権限、及び契約条件の明確化を図らなければならない。本仕様書の作成に当たっては、「国土交通省土木工事共通仕様書」に準じ、「指示」「承諾」「提出」等の行為を明確にすると共に、「設計図図書」「契約図書」に記述されるべき工事仕様については、「…は、設計図書による」等の表現により、仕様の明確化を図った。



図一2 項目の細分化

表一1 本仕様書における記述方針と記述例

記述方針	基本方針	地方自治体における記載例	仕様書体系化における修正案
契約上の監督職員・請負者権限の明確化	監督職員の権限を明確にし、設計図書の記述の明確化、監督職員と受注者間の「指示」「承諾」「協議」等の行為を明確にする	「請負者は、埋戻しの土質は工事に適合したものを使用しなければならない」	左記の例では、埋戻し材料の決定に際し、その根拠となる仕様、及び行為が明確ではなく、以下のように修正する。「…良質な土砂又は設計図書で指定されたもので監督職員の承諾を得たものを使用しなければならない」
品質確保に関わらない行為の施工任意性の確保	工事目的物となる工種の品質に係わる施工方法等を除き、受注者の施工任意性を確保するため仕様書での作業方法に関する記述はしない	「たて込み簡易土留機材の引き抜きはトラッククレーン等で施工しなければならない」	仮設構造物であるたて込み簡易土留に関し、トラッククレーン等での施工を義務づけることは施工任意性を阻害するため、削除する。なお、本項目は工事目的物の品質に影響を及ぼさない

②品質確保に係わらない行為の施工任意性の確保

契約書において、一般的に、仮設、施工方法その他工事目的物を完成させるために必要な一切の手段は請負者がその責任において定めるものとされているが、地方自治体の仕様書では、仮設構造物に関し施工方法・

使用機械等を規定している例がみられる。本仕様書の作成では、このような条項は請負者の施工任意性を著しく阻害するため、記述しないこととした。ただし、工事目的物の施工方法に関し、その行為自体が品質を確保するための手段である場合は、その施工方法についても記述している。

3. 2 埋設基準緩和による管路建設コストの低減効果

(1) 試算条件

試算のモデルは、実際に下水道計画が策定されている処理区で、ケース1 国道での枝線縦横断占用の影響、ケース2 国道での幹線横断占用の影響があると認められる区域を選択した。それぞれの処理区における下水道管路の国道での最小土被りを基準緩和以前を3m、緩和後を1mとし、各条件下における下水道事業計画の認可設計程度の管路網施設計画を策定して、管径、土被りごとの管路延長を算定しその変化を分析した。次に、開削、推進等の工法を想定した上、土被りごとの平均的な建設費を用いて処理区全体の事業費を算定しそれぞれの全体事業費の比較、工法ごとの事業費シェアの変化を分析することにより基準緩和による管路建設コストの低減効果の評価を試みた。

(2) ケース1 国道での枝線縦横断占用の影響が認められる場合

検討対象とした処理区の概要を図-1に示す。本処理区の地形的特徴は区域全体が平坦であり、下流にいくにしたがって埋設深がきわめて深くなっている。また、施設整備計画国道沿いの集落の面整備管を国道を避けて埋設することが難しく、国道下に枝線管路を埋設せざるをえなかったケースである。対象処理区域54haのうち国道の埋設深に影響される区域面積は約11ha、本区域内に計画された面整備管は約1.4kmである。最下流点から国道までの延長が約1.8kmあり、これらの管路が国道の埋設基準に影響を受けている。

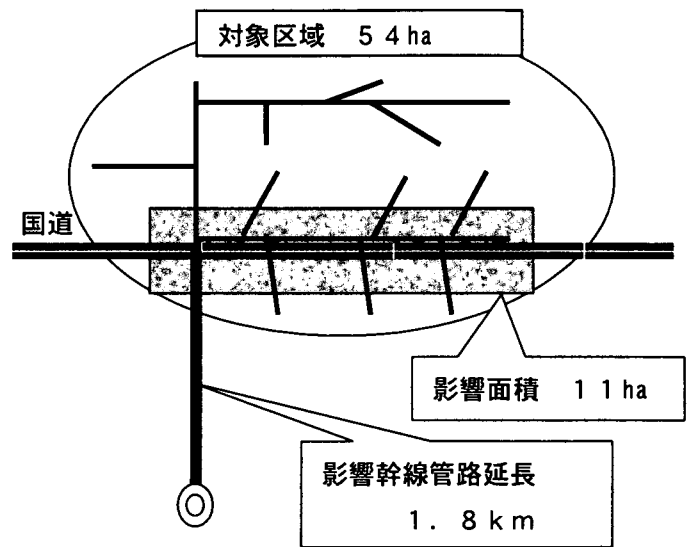


図-1 検討処理区の概要 (ケース1)

図-2は基準改訂に伴う対象区域54haすべての管路に対する土被りごとの延長の変化を比率で示したものである。

土被り1.5m以下の管路が約13%増加し、3.5m以上の管路が約9%減少している。土被り3.5m以下では推進工法等の採用が一般的であり、一般的な開削工法の割合が増えることによって工法検討が容易となり事業費の軽減が期待されるとともに、発注者の負担軽減が期待される。

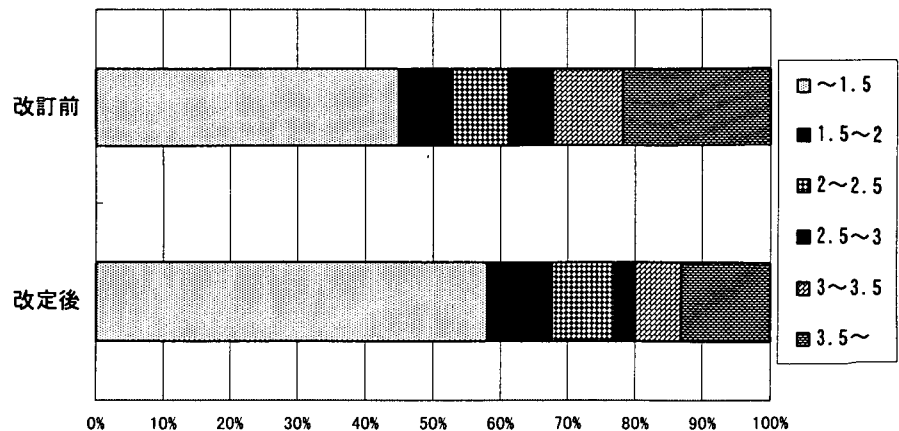
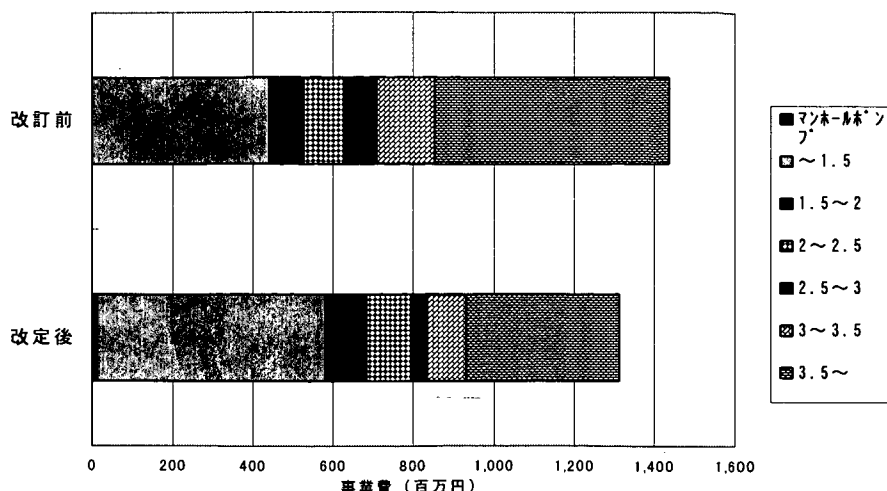


図-2 基準改訂に伴う土被り毎の延長の変化 (ケース1)

平均的な土被り別の施工単価を用いて算定した事業費の分布を図－3に示す。推進工事を想定している土被り3.5m以上の管路の事業費が3割以上減少し、逆に開削工法で実施される土被り1.5m以下の管路の事業費が約3割増加している。

また、処理区全体の事業費は約1割減少しており基準改訂に伴うコスト縮減効果が示されている。

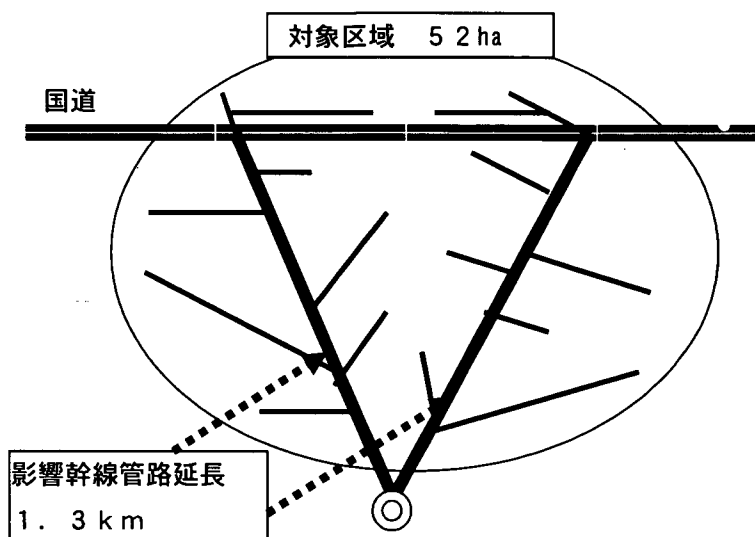


図－3 基準改訂に伴う土被り毎の事業費の変化（ケース1）

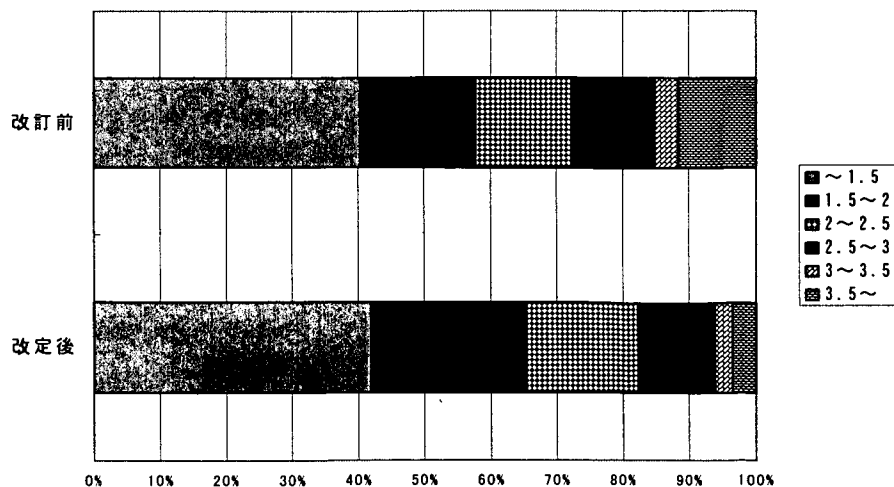
（3）ケース2 国道での幹線横断占用の影響が認められる場合

検討対象とした処理区の概要を図－4に示す。本処理区の地形的特徴は幹線に沿って緩い順勾配で計画し比較的有利な条件下にある。また管路施設整備計画で国道沿いの集落の面整備管を国道を避けて埋設することが可能で、幹線ルートの上に国道の埋設基準の影響が見られるケースである。約1.3kmの幹線管路に影響が及んでいる。

図－5は基準改訂に伴う対象区域5.2haすべての管路に対する土被りごとの延長の変化を比率で示したものである。全管路延長が約10kmあるのに対して影響を受ける管路は1割強でしかない。しかし、本ケースにおいても推進工事の想定される土被り3.5m以上の管路の割合は約8%くらい減少しており、開削工事が可能な土被りへの移行が見られる。平均的な土被り別の施工単価を用いて算定した事業費の分布を図－6に示す。推進工事の想定される土被り3.5m以上



図－4 検討処理区の概要（ケース2）



図－5 基準改訂に伴う土被り毎の延長の変化（ケース2）

の管路の事業費は、基準改訂前と比較して約7割減少している。また、全体事業費に対しても1割強減少しており事業費の分布についても開削工事が可能な土被りへの移行が見られることがわかる。また、処理区全体の事業費は約7%減少しており、国道での幹線横断占用の影響のみであっても処理区全体の管路建設コストへの影響は無視できないことが分かる。

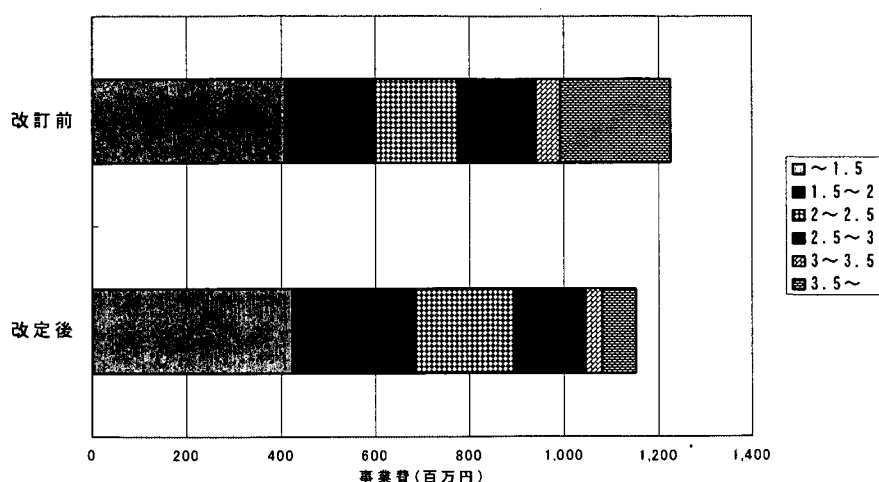


図-6 基準改訂に伴う土被り毎の事業費の変化（ケース2）

4. おわりに

下水道の整備が大都市から中小市町村に展開されている昨今、それらの市町村にとって積算・契約実務体系を新たに整備することは大きな負担となっており、共通仕様書を含め、国土交通省が整備を進めている新土木工事積算大系は、その負担の軽減と円滑な大系整備に活用出来るものと思われる。また今回作成した「下水道土木工事共通仕様書（案）」は、試行版として運用され、今後は自治体への意見照会などにより本格施行に向けてさらに精度を上げていく予定である。

一方、管路埋設基準の改定による管路建設コストの低減効果は、本試算により、基準改訂に伴う低減効果が処理区全体の事業費に及ぼす影響が無視できない程度存在することがわかった。従前の報告³⁾において中規模の都市をモデルとした処理区の管路構成は圧倒的に小口径開削管路の施工割合が大きいこと、開削管路の事業費において管路土工、管路土留め工の占める割合が非常に大きいことが示されている。本稿は国道の埋設基準のみを検討対象としているが、路線延長および事業費の面において、埋設基準の改定により浅い土被りの管路への移行がかなり見られることから、枝線管路の最小埋設基準も含めた道路埋設基準の緩和により開削管路の占める割合がさらに大きくなるものと想定され、この分野での新たな技術開発によるコスト縮減が一層望まれるところである。

<参考文献>

- 1) 「新土木工事積算大系の解説」 監修、建設大臣官房技術調査室、発行、(財) 経済調査会
- 2) 例えば、「土木工事必携」 監修、関東地方建設局企画部、発行、(社) 関東建設弘済会
- 3) 小林一三 松井健一 下水道事業における管路建設コスト構造に関する一考察 第17回建設マネジメント問題に関する研究発表・討論会講演集 1999年12月

19. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査

独立行政法人土木研究所技術推進本部（施工技術） 主席研究員 大下 武志
主任研究員 小野寺誠一
研 究 員 橋本 聖

1. はじめに

下水道管路の整備に関する主なコストとして計画、設計、建設、維持管理、更新が挙げられる。従来、下水道管路の整備は建設費を最小とする設計が行われてきたが、近年、維持管理費の増大に伴い、これらのコストを総合的に考慮した「ライフサイクルコスト」を最小とする設計が求められている。

しかし、下水道管路におけるライフサイクルコストの算定にあたっては、以下に示すような問題点があるため、現在のところ具体的な算定方法が確立されていないのが実状である。

- 1) 下水道管路の主な施工法は、開削工法、推進工法、およびシールド工法に大別される。その中でも内径 800mm 以下の小口径推進工法については多種多様な推進方式があり、各開発メーカーは独自の技術を取り入れ、他工法との差別化を図っている。そのため、工法選定の際には様々な検討が必要とされるが、コスト比較は直接工事費によるものであり、ライフサイクルコストを考慮した工法選定マニュアルが存在しない。
- 2) 下水道管路は基本的に地中構造物であるため、埋設される周辺環境によって劣化の進行に差異が生じるが、それぞれの環境ごとの耐用年数がどの程度であるかといった体系的なデータ整理がなされていない。そのため、資産管理上の減価償却期間に基づいた耐用年数は定められているが、機能上の耐用年数に関する考え方については確立されていない。
- 3) 昨年度、全国の主要自治体を対象に下水道事業の現状についてのアンケート調査を行った結果、管路施設の巡視・点検・補修の時期、方法などといった維持管理業務は、各自治体によって大きな差異が見られ、それぞれが独自の判断のもとに実施していることが判った。このような状況は、管路の使用目的や規模などに応じた適切な維持管理手法が確立していないことによるものと推測できる。
- 4) 近年、下水道管渠の補修・改築工法は様々な方式が開発されており、体系的な分類もなされているが、工法毎の補修・改築後の機能を保証する基準が存在しない。そのため、更新後の耐用年数が明確にされていない。
- 5) 東京都、横浜市など古くから下水道整備を実施してきた大都市は、老朽化の進んだ管路が増加しており、これらの更新時期を的確に判断する必要があるが、機能上の耐用年数や判断基準が存在しないため、計画的な維持管理が行えず、支障が生じた場合に補修・改築を行うといった緊急対応的な維持管理になっている。

本調査はこれらの問題点を解消し、中小規模の地方自治体の技術者が、下水道管路におけるライフサイクルコストを加味した工法選定手法を確立するための検討を行うものである。

2. 調査概要

今年度は昨年度の調査成果を基に、①管路施工法選定資料集の作成、②機能上の耐用年数の算定方法の検討を行った。①の具体的な調査内容は、i) 推進工法を中心とした各種工法の調査、ii) 施工方法に注目した工法分類、iii) 各工法の特徴の整理、である。なお、管路施工法の対象は、管路施工延長の大部分を占め、中小規模の地方自治体における施工を考慮に入れ、径 800mm 以下の管渠を対象とした施工法とした。②に関しては、i) 下水道管路以外の施設、構造物などを対象とした耐用年数に関する文献収集、ii) 下水道管路の機能上の耐用年数を具体的に算定する手法の検討、について行った。

3. 検討結果

3. 1 管路施工法選定資料集の作成

本検討においては、近年、下水道管路の施工方法として多用され、かつ各種の新工法が開発されている推進工法に注目し、現在、使用されている各種工法の調査を行い、工法の特徴を整理した。

調査結果を表-1に示す。

表-1 小口径推進調査結果

工法名	項目	適用管径	推進延長	適用土質		長距離・曲線推進	確認	立坑寸法	道路・交通への影響	建築物・地下埋設物への影響	騒音・振動	陸揚・漏れ	土壌・地下水汚染・地盤沈下
				粘	砂	礫							
小口径	高耐荷力方式	圧入方式一工程	φ200～φ300	30m程度	○	△	×	×	発進 5.2×2.8 到達 3.6×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○
		圧入方式二工程	φ250～φ700	50m程度	○	△	×	×	発進 5.2×2.8 到達 3.6×2.0～3.6×2.4 分割φ1.5	○	△	○	○
		オーガ方式	φ250～φ700	60m程度	○	△	△	×	747A-B等 発進 5.6×2.8～6.0×3.2 到達 3.2×2.0～3.6×2.4 分割φ1.5～φ1.8	○	△	△	○
		泥水方式一工程	φ250～φ700	100～140m程度	○	○	△	×	747A-B等 発進 5.2×3.2～6.4×4.0 到達 3.2×2.8～4.4×3.2 分割φ1.5～φ2.5	×	△	×	×
		泥水方式二工程	φ250～φ500	120～160m程度	○	○	△	ミクロ	ス-N-2 発進 5.2×3.2～6.4×4.0 到達 3.2×2.8～4.4×3.2 分割φ1.5～φ2.5	×	△	×	×
	低耐荷力方式	泥土圧方式	φ250～φ700	60～80m程度	○	○	△	1-2E-B 747A-B 1A-1P75	発進 5.0×3.2～6.4×3.2 到達 3.6×2.0～4.0×2.4 分割φ1.5～φ1.8	△	△	△	△
		圧入方式一工程	φ200～φ300	40m程度	△	×	×	×	発進 2.5×2.0, 3.5×2.0 到達 2.0×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○
		圧入方式二工程	φ150～φ450	50m程度	△	△	×	×	発進 2.5×2.0, 3.5×2.0 到達 2.0×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○
		オーガ方式	φ150～φ450	50m程度	○	△	×	×	発進 2.0×2.0～2.5×2.0 到達 2.0×2.0～2.5×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○
		泥水方式	φ200～φ300	50～60m程度	○	○	△	×	747A-B 発進 2.0×2.0, 3.5×2.0 到達 2.0×2.0 分割φ1.5	×	△	×	×
中・大口径	開管方式	泥土圧式	φ200～φ450	50～60m程度	○	△	×	×	発進 2.0×2.0～2.5×2.0 到達 2.0×2.0～2.5×2.0 分割φ1.5	△	△	△	△
		圧入方式	φ400～φ800	10～30m程度	△	△	△	×	条件による 発進 6.0×2.8 到達 2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○
		オーガ方式	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による 発進 6.0×2.8 到達 2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○
		ボーリング方式一重ケーシング	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による 発進 6.0×2.4～6.4×3.2 到達 2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○
		ボーリング方式二重ケーシング	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による 発進 6.0×2.4～6.4×3.2 到達 2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○
	セグメント	泥水方式	φ400～φ800	50～60m程度	○	○	△	×	条件による 発進 6.0×2.8 到達 2.8×2.0～3.6×2.4 分割φ1.5～φ1.8	×	△	×	×
		刃切推進	φ800～φ1000	70～200m	△	△	△	×	人力 5.3×2.5～5.9×3.5	△	×	○	○
		泥水式	φ800～φ1000	100～500m	△	○	○	747A-B1A, エコーダ等 条件による	発進 6.7×2.8～8.4×5.6 到達 4.3×2.8～6.7×5.6	×	×	×	×
		土圧式	φ800～φ1000	70～150m	△	○	○	×	条件による 発進 6.8×2.8～8.8×5.6 到達 4.4×2.8～6.0×5.6	△	×	△	△
		泥灌式	φ700～φ2000	600m程度	△	○	○	超泥水, 1A, 1A-E等 条件による	発進 7.2×2.8～7.7×4.4 到達 3.7×2.8～4.1×4.4	×	×	×	×

○…一般的に適用可 △…条件により適用可 ×…適用できない

○…影響が小さい △…影響がやや大きい ×…影響が大きい

本検討は、ライフサイクルコスト算定に向けての基礎的検討として、主に「周辺環境への影響」の度合いについて分類を行った。この結果、土質による適用範囲の狭い圧入方式が最も影響が小さく、適用範囲の広い泥水方式が最も影響が大きいことがわかり、工法選定時にはこのような条件についても留意する必要があると考えられる。

また、施工条件毎の各推進工法の選定フロー案の作成も行った。図-1にフロー案の一例を示す。

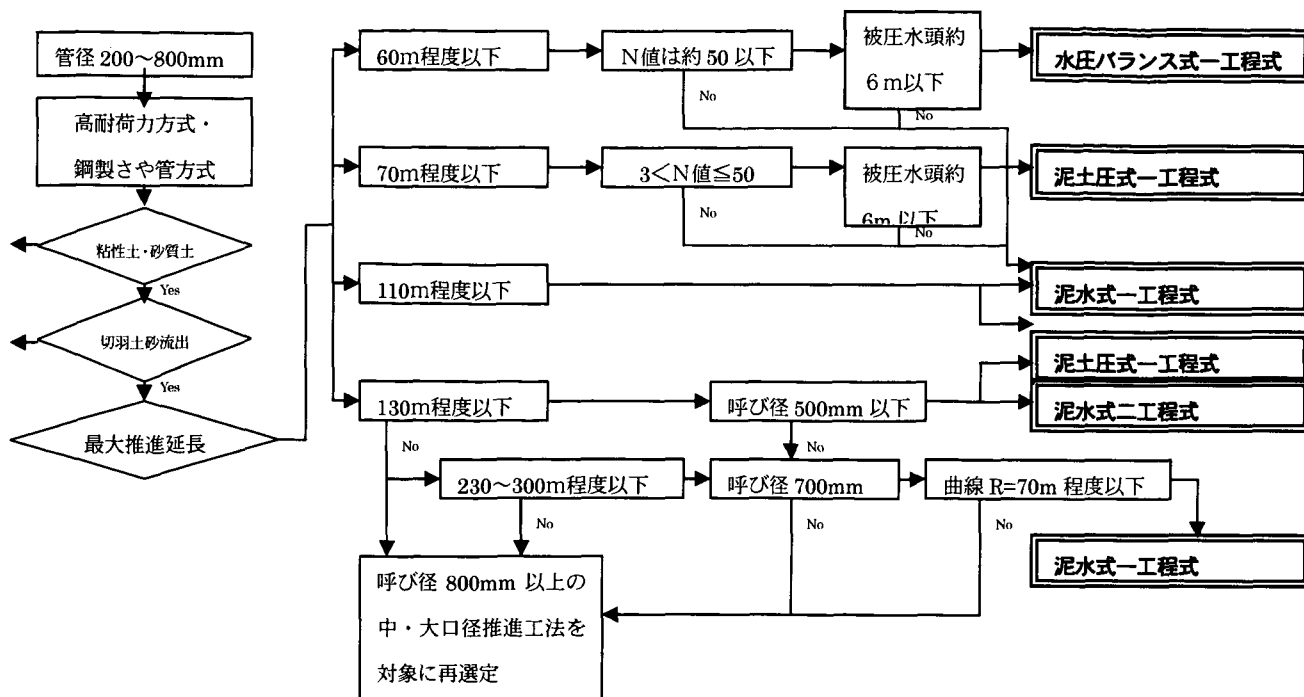
3. 2 下水道管路の耐用年数について

(1) 土木構造物の耐用年数の決定要因

土木構造物の耐用年数は以下の要因によって決定すると考える。

①物理的耐用年数

土木構造物を使用すると、使用荷重および自然営力が作用することによって構造物が消耗する。消耗が進行すると構造物の耐力が不足し使用できなくなり、構造物を存在させることが人命、財産への危険を及ぼす状態。



図－1 推進工法の選定フロー案の例

②機能的耐用年数

物理的耐用年数が経過する前に、構造物に対する需要量が当初の計画を超える。あるいは、需要の質的水準が構造物の質的水準を超えることから機能不足を生じたために更新する必要が生じた状態。

③経済的耐用年数

既存の構造物を維持管理していくために必要な費用が、構造物を更新する費用および更新後の構造物を維持管理するために必要な費用の和を上回るため、更新する方が経済的に有利と判断される状態。

④社会的耐用年数

ほかの公共施設の建設に際して撤去を要するなど、構造物を使用することとは関係のない外的要因によって撤去または再建設を必要とする状態。

⑤災害上の耐用年数

自然災害または社会的事故によって、構造物が破損、損害を受け、更新する必要が生じる状態。

これらの要因の中で、最も短期間で限界に達する耐用年数とその土木構造物の耐用年数であると定義できる。しかしながら、これらの要因の中には社会的な変化や自然災害によって決定される定量的な評価が困難なものもある。このように主動的に構造物の耐用年数を定めることが困難な要因については、構造物の設計にそれらを設計条件として耐用年数を設定し、耐用年数内に発生する可能性のある社会的変化や自然災害に対する対応が可能な構造物とする受動的な対応が必要となる。

(2) 下水道管路の耐用年数の決定要因

これらの耐用年数を決定する要因を小口径下水道管渠に当てはめて考察すると、以下のように考えることができる。

①物理的耐用年数

物理的耐用年数は、管路構造物そのものの耐久性によって決定されると考える。下水道管渠のうち、汚水管

渠や合流管渠においては、生活排水をはじめとする不特定の薬品を含んだ下水が流下するため、その劣化環境は極めて劣悪であると考ええる。このため、単純に材料の耐久性によってその期間を設定するのではなく、使用環境を十分に勘案して定める必要があると考える。

②機能的耐用年数

下水道管渠の機能は下水を流下させることであり、流下する下水がその容量を超えることが機能的な耐用年数を決定することとなる。しかしながら、その流域の雨水流入率の増加や住宅の増加等によって実質流量が計画流量を上回る場合には、バイパス管を設けるなどの対応を行うことで現設備を有効に利用するのが一般的である。このため、機能的耐用年数は小口径下水道管渠の耐用年数を決定する要因とはならないと考える。

③経済的耐用年数

小口径下水道管渠はその建設費が他の工法に比べて低いのが一般的である。このため、維持管理に多くの費用をかけるより、適切な時期に更新することが経済的になる可能性がある。しかしながら、一般的に小口径下水道管渠は道路下に設置されており、その更新にあたっては道路を一部通行止にするなどの交通規制が必要となる。この影響は、地上条件によっては地域住民などの道路利用者に不利益を与える可能性が高く、この外的要因を十分に勘案して評価する必要がある。

④社会的耐用年数

事前に計画がある場合には地下利用の調整を行い、新設構造物によって小口径下水道管渠を移設する必要があることは希である。また、後に計画される構造物によって移設や再構築が必要となる場合は、その期間を設定することが困難であることから耐用年数の設定が困難であると考ええる。

⑤災害上の耐用年数

小口径下水道管渠がその構造耐力や機能を失う災害として地震が考えられる。今日、地震による被害を最小限に抑える工夫がなされていることから、災害によって耐用年数が決定されることはないと考えることができる。

上記の各耐用年数の考え方を整理した結果、下水道管路の耐用年数を決定するために考慮すべき要因として、物理的耐用年数と経済的耐用年数を対象とすることが妥当であると考ええる。

(3) 物理的耐用年数の決定

物理的耐用年数は、下水道管路に使用されている材料が、下水道管路の使用環境下において所定の性能を維持することが可能な年限として定義することができる。

使用材料によってその耐用年限は大きく異なることから、ここではコンクリート構造物を対象として、その決定要因を整理する。下水道管路の使用環境とコンクリート構造物の劣化の因果関係を表－2に示す。

表－2 下水道管路の使用環境とコンクリート構造物の劣化の関係

下水道管路の環境	劣化要因	劣化に伴う被害
不特定の薬品を含む下水への暴露	コンクリートの中性化	鉄筋の腐食による構造耐力の低下
結露等による定常的な湿潤状態		
滞留物等による硫化水素の発生	コンクリートの溶解	コンクリート断面の減少による構造耐力の低下

この表から、下水道管路におけるコンクリート構造物の劣化はコンクリートの中性化に伴う鉄筋の劣化と、硫化水素に起因するコンクリートの劣化に大別されることが判る。これらの劣化はいずれも構造耐力の低下を伴うものであり、『一定以上の劣化が生じた時点』で物理的限界に達すると考えることができる。

コンクリートの中性化に伴う鉄筋の劣化は、中性化深さが鉄筋に達することによって発生すると考える。コンクリートの中性化深さが鉄筋に達した時点で、直ちに管路構造物の耐力が物理的な限界に達することはないが、どの時点で物理的な限界に達するかを明確に定義することは困難である。ここでは、『コンクリートの中性化深さが鉄筋に達した時点』を物理的な限界と定義する。

下水道管路におけるコンクリートの中性化は、経年 50 年以上の下水道管路に対する調査結果¹⁾によると、概ね 0.5mm/年程度の劣化を考慮すればよいと考える（図-2）。

現在、下水道管路に使用されるヒューム管（コンクリート製）の鉄筋被りは 15mm 程度であることから、その耐用年数は概ね 30 年と考えることができる。

一方、硫化水素に起因するコンクリートの劣化については、未だその実態が把握されていないことから、今後の基礎的な研究を含めた検討が必要となる。これらの要因によるヒューム管の劣化は、管路の清掃等のメンテナンスを実施することによって遅延可能であると考えられる。

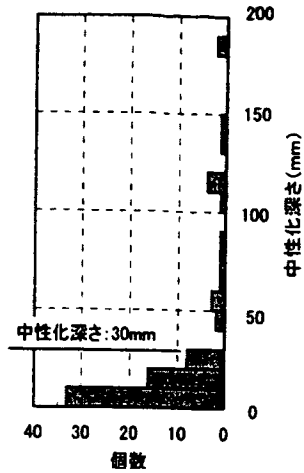


図-2 経年 50 年以上の合流管を対象とした中性化深さの実態調査

(4) 経済的耐用年数

東京都下水道局では、下水道管渠のライフサイクルコストとして減価償却費と平均維持管理費の和が最小となる年数を経済的耐用年数と定義し、約 75 年としている²⁾（図-3）。

この考え方は、一つの指標を与えるものであるが、下水道管路の更新をいつ行うかが経済的耐用年数の決定要因であることを考慮すると、十分な指標とは言い難い。

経済的耐用年数の決定にあたっては、更新時期を仮定してライフサイクルコスト（LCC）を最小とする更新サイクルを検討する必要がある。このライフサイクルコストを算定するにあたっては以下の項目を把握する必要がある。

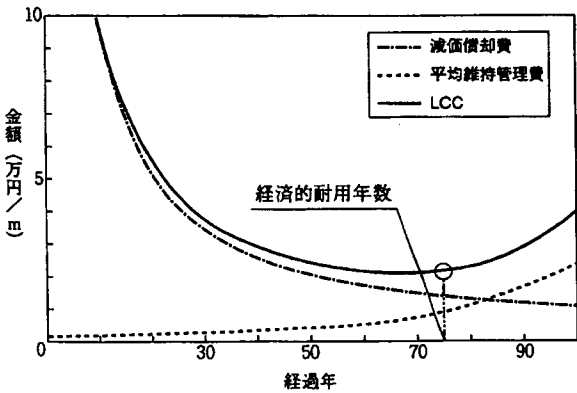


図-3 東京都における下水道管渠のライフサイクルコスト試算例

- ① 下水道管路の新規建設費
- ② 下水道管路の経年と維持管理費の関係
- ③ 下水道管路の補修・改修費
- ④ 下水道管路の更新費

これらの諸費用は現時点では把握されていないことから、下水道管路の管理を行っている自治体に対する調査を行い、その実態を把握する必要がある。

4. まとめと今後の方針

次年度は以下のような方針により、合理的な管路施工法の選定法及びライフサイクルコストの算定方法の確立を目標に検討を進めることとする。

- 1) 施工コストを工法毎に整理する。
- 2) 補修・改築工法などの維持管理に係わるコストを整理する。
- 3) 施工条件に応じた管渠のパフォーマンス曲線を求めるために、必要に応じて実験等を行う。
- 4) ライフサイクルコストに関する各構造物の考え方を整理する。
- 5) ライフサイクルコストに関する取組み状況について、自治体にアンケート、またはヒアリングを実施する。
- 6) これまでの検討結果から、ライフサイクルコストの算定方法について整理する。
- 7) 管路を仮定し、ライフサイクルコストの試算を行う。

最終的な成果目標として、これまでの業務成果をとりまとめ、「ライフサイクルコストを考慮した下水道管路整備に関する設計資料集」を作成する。

※参考文献

- (1) 東京都下水道局：「シールド工法の新技術に関する設計の手引き」 平成12年7月
- (2) 廣瀬、水野、加茂：「地下構造物の耐久性と維持管理」、地下空間シンポジウム論文・報告集 第5巻 平成12年1月

20. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査

独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ（新材料）

上席研究員 明嵐 政司

主任研究員 西崎 到

1. はじめに

下水道整備を効率的に進めるためには、従来から広く利用されている鉄筋コンクリートよりも耐食性の高い新素材を活用する技術開発が求められている。本課題はこのような新素材を探索し、下水道施設での耐食性・適用性を調査する。さらに、下水道施設用防食材料としての改良・技術開発を行う。本課題の研究項目は下記の2項目である。

①下水道施設用防食材料の高性能化・高機能化技術の開発

②抗菌材料に関する調査

近年、下水道施設用の防食指針類が整備されたので、新設構造物の防食性能は向上している。また、下水道の整備率は平成12年度末で62%と増えているため、既設構造物補修の重要性が高まりつつある。これらの理由から、研究対象を下水道施設のコンクリート補修材料とした。

2. 下水道施設用防食材料の高性能化・高機能化技術の開発

2. 1 下水道施設用コンクリート補修材料の現状と問題点

下水道施設用コンクリート補修材料の高性能化・高機能化の方向を探索するために、現状と問題点を整理した。

2. 1. 1 下水道施設のコンクリートの損傷要因

(1) 硫酸による劣化

微生物により生成される硫酸は、下水道施設のコンクリートを腐食する。このメカニズムや実態は、例えば「下水道構造物に対するコンクリート腐食抑制技術及び防食技術の評価に関する報告書」¹⁾に詳しくまとめられている。その結論は以下の様に整理できる。

①硫酸塩還元細菌により、下水中の嫌気性環境で硫化水素が発生する。

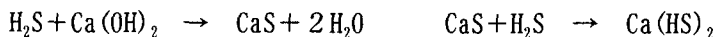
②発生した硫化水素が大気部に拡散する。

③硫黄酸化細菌により、コンクリート表面で硫酸が発生する。

硫化水素の濃度は、通常1～100ppm程度であるが、時には2000ppmに達する測定事例もある¹⁾。コンクリート表面の水素イオン濃度の上昇は、通常pH1程度と報告されている^{1),2)}。

(2) 硫化水素による劣化

文献³⁾では、「硫化水素ガスは0.01g/ℓ(10ppm相当)以上の濃度でコンクリートに対して「かなりの浸食」を与える」と記述している。硫化水素は、次式の様にセメント硬化体中の水酸化カルシウムと反応して水溶性の塩〔Ca(HS)₂〕を作り、セメント硬化体中の水酸化カルシウムを消費させ、水溶性の塩を溶出し、コンクリートの中性を促進させる。



下水道施設のコンクリート腐食の原因は、細菌により作られた硫酸によると考えられているが、このような、硫化水素による劣化も同時に起きている可能性がある。

2. 1. 2 コンクリート補修材料の現状と課題

(1) 補修工程と材料

劣化したコンクリート構造物の補修工程を以下に示す。

- ①劣化部分の除去
- ②鉄筋の防錆処理
- ③断面修復
- ④防食被覆（ライニング）

この工程の中で材料の性能が問題となるのは、主に③断面修復と④防食被覆（ライニング）である。

(2) 断面修復材料

断面修復材料には主にポリマーセメントモルタルや無収縮モルタルが使用されている。また近年では、下水汚泥焼却灰スラグや高炉スラグの超微粉末高含有セメントによる耐硫酸性モルタルが開発されている。耐硫酸性モルタルは pH2 程度の酸性環境まで耐えるとともに、塗布型ライニング材のピンホールに起因する欠陥をある程度防ぐことができる。東京都下水道局⁴⁾は耐硫酸性モルタルの基準を定めている。

(3) ライニング材

補修時のライニング材は新設時と同じものが用いられる。「コンクリート防食指針（案）」⁵⁾には、腐食環境条件に応じて、A種からD種までの4種類（表 1）のライニング材が設定されている。現場で塗膜を形成する塗布型ライニング材と、工場で成型された防食シートを用いるシートライニング材がある。

表 1 ライニング材の分類と主要な材料（「コンクリート防食指針（案）」⁵⁾より作表）

分類	腐食環境条件	想定対象施設			主要な材料	
		環境条件	気相部	液相部	塗布型ライニング材 (塗装回数等, 設計膜厚/mm)	シートライニング材 (仕様, 設計厚/mm)
A種	硫化水素は多いが腐食に至らない環境	防食指針では汚泥消化槽の液相部分を想定している。硫化水素は液相部では特にコンクリート腐食には寄与しない。しかし汚泥消化槽では嫌気性分解の際、酸発酵により pH が低下することを考慮し腐食環境条件を想定した。	-	汚泥消化槽	エポキシ樹脂またはポリアリレート樹脂(2回, 0.20)	(設定無し)
B種	硫化水素の滞留が少なく腐食が穏やかな環境	硫化水素による腐食が明らかに見られる場合を想定している。硫化水素があまり高濃度(H ₂ Sでおおむね 10 ppm 以上)にならない場合に適用される。	汚水調整池、雨水貯留池、脱水ケーキビット、ブリエアレーションタンク	脱水ケーキビット	エポキシ樹脂(3回, 0.35) ガラスフレー入り VE 樹脂(3回, 0.35) ポリアリレート樹脂(1回, 1.50)	(設定無し)
C種	硫化水素の滞留が多く腐食が厳しい環境	硫化水素による腐食が顕著に見られる場合を想定している。放置した場合、2～3年(腐食速度でおおむね 5～36mm/年)でコンクリートが腐食し、鉄筋にまで達すると考えられる環境(H ₂ Sでおおむね 10 ppm 以上)で、本格的な対策が必要とされる場合に適用される。	沈砂地・スクリーン室、ポンプ井、着水井、分配槽、汚泥濃縮槽、汚泥消化槽、汚泥洗浄タンク、汚泥貯留槽、受泥槽、コンポスト発酵槽	汚泥貯留槽	エポキシ樹脂(ガラスクロス1層, 0.70) エポキシ樹脂(ガラスマット1層, 1.00) UP 又は VE(ガラスマット1層, 1.00) セラミックパウダー入りエポキシ樹脂(1回, 3.00) ウレタン入り変性シリコーン樹脂(4回, 0.30) ポリアリレート樹脂(1回, 2.00)	硬質塩化ビニル樹脂 (成型シートによる被覆, 2.0) 高密度ポリエチレン樹脂 (成型シートによる被覆, 2.0) VE 系レジンコンクリート (埋設型枠による被覆, 20.0)
D種	硫化水素の滞留が多く腐食が厳しい環境	C種の環境条件で構造上の条件より事実上補修等のメンテナンスが困難と考えられる施設、部位。	吐出渠、導水渠、初沈スカムビット及びスカム水路、終沈スカムビット及びスカム水路、脱離液、分離液ビット、返送汚泥水路	吐出渠、導水渠、初沈スカムビット及びスカム水路、終沈スカムビット及びスカム水路、脱離液、分離液ビット、返送汚泥水路	エポキシ樹脂(ガラスクロス2層, 1.30) エポキシ樹脂(ガラスマット2層, 2.00) UP 又は VE(ガラスマット2層, 2.00) セラミックパウダー入りエポキシ樹脂(1回, 5.00) ウレタン入り変性シリコーン樹脂(4回, 0.30) ポリアリレート樹脂(1回, 3.00)	C種と同じ材料

注：樹脂の略号は次の通りである。VE:ビニルエステル樹脂, UP:不飽和ポリエステル樹脂

1) 塗布型ライニング材

塗布型ライニング材は、塗料を塗布して被膜を形成する。補修部位の形状が複雑な場合には、シートライニング材よりも塗布型ライニング材の方が、施工性に優れている。主要な塗布型ライニング材を表 1 に示した。最も一般に使用されている塗布型ライニング材はエポキシ樹脂系ライニング材である。腐食条件が厳しい場合ほど、遮蔽性及び耐酸性を向上させるために、ライニング材の膜厚が厚い。C種及びD種の一部で使用されるガラスクロス・マットは、膜厚を厚くする目的で使用されている。塗布型ライニング材の主な課題を以下にまとめる。

①ピンホール

ピンホールは、ふくれ・はがれの原因となる。検査には目視と機器の両方を使って行う必要がある。

②施工性

施工時の条件（例えばコンクリート表面の素地調整、コンクリートの水分量、温度、塗りむら等）がライニング材の性能に影響を与える。このため施工時期、環境条件などに留意して施工する必要がある。また、ガラスクロス等を使用するものでは、配管などの役物との取り合い部、天井面、端部などで施工性が悪くなりやすい。

③コンクリートとの接着性

塗布型ライニング材は短期的には十分な接着性が得られるが、長期的な接着性には不明な点が多い。また、エポキシ樹脂系ライニング材は一般に硬く、コンクリートのひびわれに対する追従性が考慮されていない。

2) シートライニング材

シートライニング材は、高密度ポリエチレンやビニルエステル樹脂系レジンコンクリート（GFRP（ガラス繊維強化プラスチック）と高分子系の芯材等を組み合わせたもの）の板に、コンクリートとの接着性を向上させる工夫を施した構造を有している。断面修復材の上に突起を施したシートライニング材を貼り付けるものと、内側にパネル状のシートを設置した型枠を用いてグラウト材を充填するものがある。耐酸性及び遮蔽性は、塗布型ライニング材に比べると十分大きい。但し、以下に示す課題が挙げられる。

①施工性

シートライニング材は工場製品であるので、現場で被膜を形成する塗布型ライニング材に比べて、被膜の性能が安定している。しかし、既設構造物の形状に合わせて、シートを現場で加工する必要がある。このため、構造物の形状や配管との取り合いが複雑な場合には施工性が悪く、目地部の遮蔽性確保に留意する必要がある。

②コンクリートとの接着性

シートライニング材は、塗布型ライニング材と同様に、コンクリートとの長期的な接着性に不明な点が多い。また、シート・型枠とコンクリートの間にグラウト材を充填する方法では、グラウト材の確実な充填の確認が課題である。

③コスト

シートライニング材の標準的な材料単価は、3～4万円/m²（材工費）程度である。比較的高価な塗布型ライニング材：12,000～15,000円/m²（材工費、ポリウレア系）の2倍以上である。現場条件により端切れが多く出る場合には、特に高コストにつながる。

2. 1. 3 補修用ライニング材に求められる性能

断面修復材料とライニング材を比較すると、ライニング材の方が種類が多く、材料による性能の格差も大きい。ライニング材は、コンクリート系材料を硫酸から保護する役割があるので、耐食性の高い新材料の適用に

より性能向上が期待できる。ライニング材に求められる性能を以下に整理した。

①遮蔽性

ライニング材は、構造物表面の硫酸をコンクリートに接触させずに、コンクリートを強アルカリ性に保つことにより防食効果を発揮する。このため、硫酸イオンと水素イオンの遮断性能は、補修用ライニング材にに必要な防食上の基本性能である。

②耐酸性および耐アルカリ性

補修用ライニング材は、下水に接する面では pH1 程度の硫酸に耐える必要がある。また、コンクリートに接着する面ではコンクリートのアルカリに耐える必要がある。

③コンクリートとの接着性

補修用ライニング材には、コンクリートとの高い接着性が必要であるが、現在のライニング材は長期的な接着性に不明な点が多い。コンクリートとライニング材との接着性を低下させる主な要因として、コンクリート中の水分が考えられる。このため、コンクリートとの接着性は、コンクリートの含有水分量が多い場合でも、長期（50 年程度）にわたり保たれることが望ましい。

④コスト

新材料を利用したコンクリート補修工事のコストは、新材料導入による工事費全体のコスト（材料費だけでなく、加工費用や施工性の向上・工期の短縮化による人件費の削減等）により判断する必要がある。新材料導入による工事費全体のコストは、現在の材料の場合と同程度か、それ以下であることが望ましい。また、将来の維持管理に関わるコストまで考慮したライフサイクルコストでも、新材料の方が有利であるのがよい。

⑤施工性

施工管理が困難な材料は、施工不良による性能低下の原因となりやすい。時期（冬期、夏期、梅雨時期など）に関わらず施工できることも重要である。また補修工事中には、下水道施設を停止させる必要があるので、新材料の導入により工期が短縮化し、下水道施設の停止期間を短くできることが望ましい。

2. 2 補修用ライニング材としての新材料

補修用ライニング材に適していると期待される新材料を探索し、前項の要求項目に関する性能を検討した。可能性を検討した新材料は以下の 3 種類である。

(1) 高耐食金属材料（チタン箔）

(2) 炭素繊維

(3) ポリウレタ樹脂

2. 2. 1 チタン箔

(1) 耐酸性

チタンは pH1 の強酸性環境に耐える材料である。その耐酸性能を、表 2 及び図 1 に示す。下水道施設の環境条件（pH1 0（0.3 3%硫酸水溶液）、温度 30 35℃）よりもはるかに厳しい条件（表 2 の 1 番及び 2 番、濃度 1 3%、温度 60℃）で 0.00762 0.01274mm/year と、十分小さい腐食度を示しているので、チタンはライニング材として十分な耐酸性能を持つと考えられる。

表 2 チタンの耐硫酸性⁶⁾

番号	条件	濃度(%)	温度(°C)	腐食度(mm/year)
1	硫酸、空気を通気	1	60.0	0.00762
2	同上	3	60.0	0.01270
3	同上	5	60.0	4.8260
4	同上	10	35.0	1.2700
5	同上	40	35.0	8.6360
6	硫酸+0.25%CuSO ₄	30	37.8	0.06096

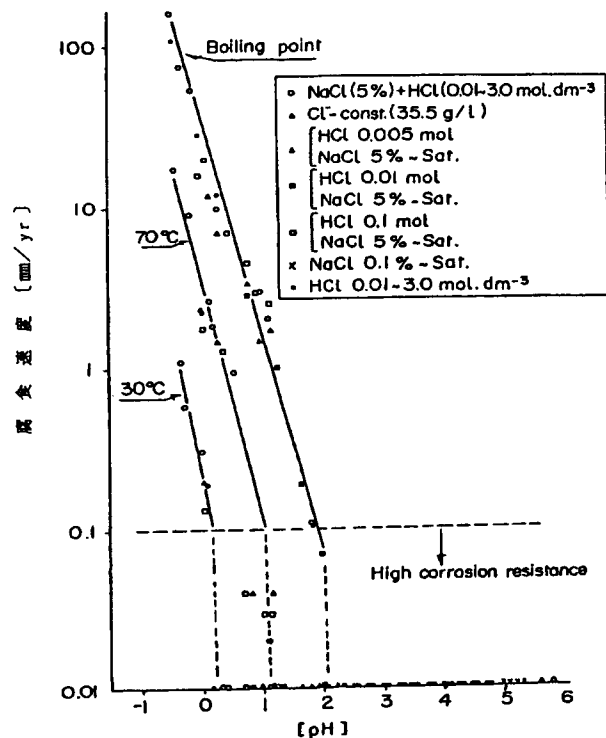


図 1 チタンの耐酸性（塩酸系）⁷⁾

(2) 既存の適用事例

材料製造者に対する調査から、いくつかのチタン箔の適用事例をまとめた。

50 100 μm のチタン箔を、鋼材表面に貼り付けて、防食する方法が実用化されている。鋼材との接着には両面テープが使用される。鋼橋上部工ジョイント部の防食に使用された事例がある。チタン箔の厚さは 100 μm がもっとも経済的とされている。

鋼材で良好な接着性能を示した両面テープが、コンクリート橋脚の補修用ライニング材として試験施工された事例では、良好な接着強度を得られなかった。

終末処理場の防臭蓋(SUS304 製)の内面に貼り付けて、防食した事例もある。実施から 6 年を経過した時点で、チタン箔には異常が認められていない。

(3) 下水道用ライニング材としての適用性

チタン箔は、シートライニング材のひとつと位置づけられる。ライニング材の要求項目のうち、チタン箔が

遮蔽性及び耐酸性・耐アルカリ性を十分に満足することは明らかである。コストは、13,000 円/m²（材工費）程度であり、既存のシートライニング材より安くなる可能性があることが分かった。したがって、残された課題はコンクリートとの接着性向上である。

2. 2. 2 炭素繊維

炭素繊維は、コンクリート補強材料、防食材料として、橋梁などの分野で広まりつつある。その活用方法としては、樹脂を用いて炭素繊維シートをコンクリート表面に貼付する連続繊維シート工法、CFRP（炭素繊維補強プラスチック）を用いたシートライニング材、CFRPグリッド工法が考えられる。

（1）連続繊維シート工法

連続繊維シート工法は、橋梁床版、橋脚、桁などのコンクリート部材の補強工法として実績のある工法であるが、下水道施設で実施された事例はない。連続繊維シート工法には、主に炭素繊維シートが使われる。連続繊維シート工法は、ガラス繊維クロス・マットを用いた塗布型ライニング工法と類似している。炭素繊維を用いた連続繊維シート工法の方が、材料力学性能（剛性および耐クリープ特性）と耐酸性能においてより優れている。また、連続繊維シート工法は、コンクリート橋の補強に適用できる⁸⁾ので、下水道施設の補強材料としての適用の可能性もある。

炭素繊維を用いた連続繊維シート工法のコスト（20,000～50,000 円/m²程度（材工費））は、ガラス繊維を用いる塗布型ライニング材のコスト（12,000～17,000 円/m²（材工費））より高価であり、シートライニング材（30,000～40,000 円/m²（材工費））と同程度と考えることができる。

（2）CFRPシートライニング材

既存のシートライニング材は、「コンクリート防食指針（案）」⁵⁾に規定された耐酸性及び材料力学性能を有している。CFRPを採用することで、シートライニング材の耐酸性と材料力学性能を、さらに向上させることができると期待できる。

（3）CFRPグリッド工法

CFRPグリッド工法は、格子状のCFRP（CFRPグリッド）を断面欠損のある鉄筋と置き換えるものである。腐食が激しい下水道施設の補修で適用された事例が数例報告されている。CFRPグリッド工法は軽量であるため鉄筋に比べ作業性が高い。補強筋の耐食性・耐アルカリ性も十分であるため、下水道施設用補強材料として適している。

2. 2. 3 ポリウレア樹脂

塗布型ライニング材のひびわれ追従性、施工性等を改良した材料として、ポリウレア樹脂が普及しつつある。ポリウレア樹脂は、超速硬化性（硬化時間数十秒）で、スプレーによる施工が可能であり、施工性が良く工期も短い。なお、従来の塗布型ライニング材で課題となるピンホールに対する性能改善は期待できない。また、コンクリートとの長期接着性は確認されていない。

2. 2. 4 その他の材料

良好な耐食性をもつアルミニウム合金材料が、下水処理槽の覆蓋に用いられた事例がある。軽量であることから、覆蓋用材料としては適している。しかし、耐アルカリ性が悪いため、コンクリート補修材料としては課題が多い。

2. 2. 5 補修用ライニング材の比較

本報告で検討した新材料のうち、ライニング材として適用できる材料の性能を比較した結果を表 3 に示す。

シートライニング材は、塗布型ライニング材よりも、遮蔽性、耐酸性、耐アルカリ性は優れているが、接着性、コストが劣っている。チタン箔は、遮蔽性、耐酸性、耐アルカリ性はさらに優れているが、接着性に関する技術開発が不可欠である。チタン箔のコストは塗布型ライニング材と同程度である。連続繊維シート工法の遮蔽性はチタン箔に及ばないが、構造物補強の可能性が期待できる。CFRP シートライニング材の性能は、従来の GFRP のシートライニング材と同程度である。新しい塗布型ライニング材（ポリウレア樹脂）は、施工性は高いが、ややコスト高である。

したがって、チタン箔は、接着性が技術開発されれば新しいライニング材として利点が多い。また、連続繊維シート工法も構造物補強が必要な場合には有力である。

表 3 新材料のライニング材としての性能比較

	遮蔽性	耐酸性	耐アルカリ性	接着性	施工性	コスト	備 考
塗布型ライニング材(比較)	△	○	○	○	△	○	
シートライニング材(比較)	○	◎	◎	△	△	△	
チタン箔	◎	◎	◎	△	△	○	
連続繊維シート工法	○	◎	◎	○	○	△	耐震補強の可能性
CFRP シートライニング材	○	◎	◎	△	△	△	
ポリウレ樹脂系塗布型ライニング材	△	○	○	○	◎	○	

凡例：◎ 非常に優れている，○ 優れている，△ 改善の余地あり

3. 抗菌材料に関する調査

(1) 抗菌性コンクリート

硫黄酸化細菌による硫酸生成を抑制するために、硫黄酸化細菌の活性を阻害する物質（防菌剤や抗菌剤）を混入する、抗菌性コンクリートが開発されている。防菌剤、抗菌剤は、ニッケル系、酸化タングステン系、銀・銅担持ゼオライト・銀系等の金属あるいは金属酸化物である。ギ酸カルシウムや有機系の抗菌剤の研究も行われている。平均硫化水素ガス濃度が 10ppm 程度以下の環境（B 種環境）では、硫黄酸化細菌の抑制効果があるといわれている。¹⁾

(2) 銅箔

銅は酸化した場合に有毒な塩となる可能性がある。また、硫化水素の作用で表面に硫化銅が発生し、抗菌性能が低下する。したがって、下水道施設では適応が困難と考えられる。

4. まとめ

平成 13 年度には、新材料の活用による下水道施設用補修材料の高性能化・高機能化の可能性を検討した。下水道コンクリート施設の損傷要因を整理し、劣化したコンクリートの補修材料の現状を調べ、研究課題を整理した。防食効果の主要な材料であるライニング材に求められる性能をまとめ、要求性能に適合する新材料を探索した。この結果、チタン箔、炭素繊維（連続繊維シート工法）、ポリウレア樹脂系塗布型ライニング材が有力であることが分かった。抗菌材料に関する調査も行った。

5. 参考文献

- 1) 「下水道構造物に対するコンクリート腐食抑制技術及び防食技術の評価に関する報告書」日本下水道事業団編（平成 13 年 3 月）
- 2) 「FRPM 管の破損に関する共同研究報告書」神戸市建設局及び(財)下水道新技術推進機構（平成 11 年 3 月）
- 3) 水上国男「化学的腐食」技報堂（昭和 61 年 12 月）
- 4) 「コンクリート改修技術マニュアル（汚泥処理施設編）」東京都下水道局施設管理部（平成 12 年 10 月）
- 5) 「コンクリート防食指針（案）」日本下水道事業団編（平成 9 年 6 月）
- 6) 「チタン・デザインデータブック」 （社）日本チタン協会編
- 7) 渡辺他, 「NaCl HCl 系溶液におけるチタンの自由表面の腐食挙動」, 日本金属学会誌, 第 50 巻, 第 8 号 (1986)
- 8) 「連続繊維シートを用いたコンクリート構造物の補修補強指針」コンクリートライブラリー101 号、土木学会（平成 12 年 7 月）

21. 更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査

独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ（土質） 上席研究員 恒岡 伸幸
主任研究員 桑野 玲子
研 究 員 古本 一司

1. はじめに

下水道整備の拡大とともに既存施設が増大するにつれて、耐用年数を超過した管渠も増え始めており、今後老朽化は急速に進むと予測される。しかし、その補修工法選定において重要な要素となる、既設管渠に作用する土圧等外力の状態は不明な点が多く、場合によっては管渠に想定以下の土圧しか作用せず、補修が過剰となることも考えられる。合理的な下水道管渠の維持、補修を進めるにあたっては、管渠に作用する土圧の経年変化等を明らかにする必要がある。本研究では、長期間経過後の管渠周り地盤の特性について調査すると共に、管渠に作用する土圧の経年変化等について実験的及び解析的検討を進め、作用土圧の評価手法を提案する。

2. 研究のアウトライン

本調査は本年度より3年間の計画で実施される。埋設管に作用する土圧の長期的変化は既往の研究例が皆無に等しく、実験、現場測定、解析ともに事例が極めて少ない。時間経過に伴い埋設管上の鉛直土圧が増加する場合と減少する場合がそれぞれ報告され、地盤・地下水・埋設条件などに複雑に影響されているものと思われる。地中構造物に作用する土圧が長期的に変化する場合、その要因としては以下のものが考えられる。

- A. 地中構造物周辺の地盤に外的条件（外力）が加わって変位が生じた場合。
- B. 地中構造物の変形によってその相互作用として周辺地盤に変位が生じた場合。
- C. 周辺地盤自体の力学特性が時間経過に伴って変化した場合。

ここでAの外的条件としては、上載荷重、交通振動、地震、地下水の上下、溝型や突出型の埋設管敷設に伴う近接地山部分との摩擦などが考えられる。Bの作用は埋設時においてはとくにたわみ性管を使用した場合に影響が大きく、長期間にわたって管自体が劣化または破損し変形することもあると考えられる。また、Cにあげた地盤材料の時間効果は粘性効果（速度効果やクリープ、リラクゼーションなど）と年代効果（セメンテーションや構造化などのエイジング作用）に大別される。

本テーマについてはメカニズムに不明な点が多い上、種々の作用の定量的評価に多くの仮説が伴うため、様々な角度から幅広く調査を展開することとした。現時点で予定している調査項目は以下の通りである。

- ① 土圧（特に地中構造物周辺の土圧）の経年変化に関する文献調査。
- ② 長期間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査。
- ③ 地中構造物の変位または劣化に伴う周辺の土圧特性、及びその経年変化に関する実験的研究。
- ④ 埋戻土の変形強度特性における時間効果の実験的研究。
- ⑤ 地中構造物への作用土圧の経年変化の予測解析。

本年度は上記のうち①～③を着手した。

3. 長時間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査（塩竈）

宮城県塩竈市にて、敷設後 30 年を経過した下水管の周辺地盤の調査を実施した。調査地は軟弱地盤上に埋立てを施しており全般に地盤沈下が著しい。埋立てに用いられている土は細粒分まじりの砂礫で、ごく一般的に用いられる埋立て材であった。径 40cm の下水管が深さ約 2m の位置に設置され、埋戻しの上部は約 55cm の砂礫層と 15cm のアスファルトで覆われていた。本調査では、30 年経過後の埋戻し土の力学特性を調べる目的で不攪乱試料採取を試みたが、砂礫混じりの上未固結のため、乱さない試料を採取するのは不可能であった。同時に表面波探査を実施し、埋戻し土の現在の S 波速度を調べたところ、150～180m/秒であった。30 年程度の時間経過では埋戻し土に固結などの顕著な年代効果を期待するのは難しいことが示唆された。今後さらに事例を収集する必要がある。

4. 地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング

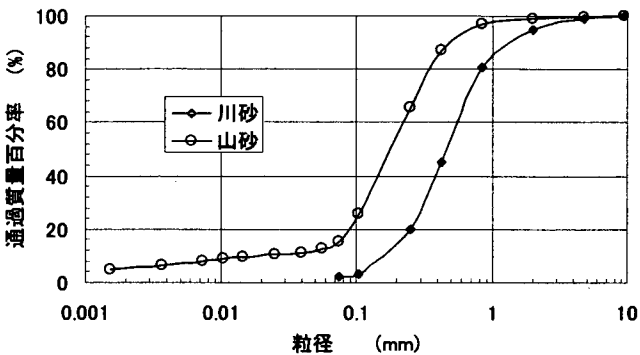
4. 1 埋設管の長期挙動計測

土槽内のモデル地盤にひずみゲージを装着した管を埋設し、埋設時及び埋設後の周辺地盤土圧や管の変形を計測した。地盤材料には、埋戻しに一般的に用いられる、粒径の揃った川砂と、細粒分の混ざった山砂を用いた（各材料の粒度は図 1 参照）。埋設管は、剛性管と撓み性管として、ヒューム管と塩ビ管をそれぞれ使用した。埋設時には砂を塗布したベニヤ板を土槽側面にあらかじめ設置して、埋戻土に対して硬質の（安定した）原地盤を模擬した。径 10cm の土圧計を 30 cm 四方の鋼板に埋め込んだものを図 2 に示す位置に配置して土圧を測定した。基礎地盤として 20cm 盛立てた後管を設置し、以後 1 層あたり 20cm ずつ 60kg タンパーで 2 往復の転圧を施した。土被りは管頂部で約 1.3m である。埋戻土の含水比と乾燥・湿潤密度を表 1 に示す。

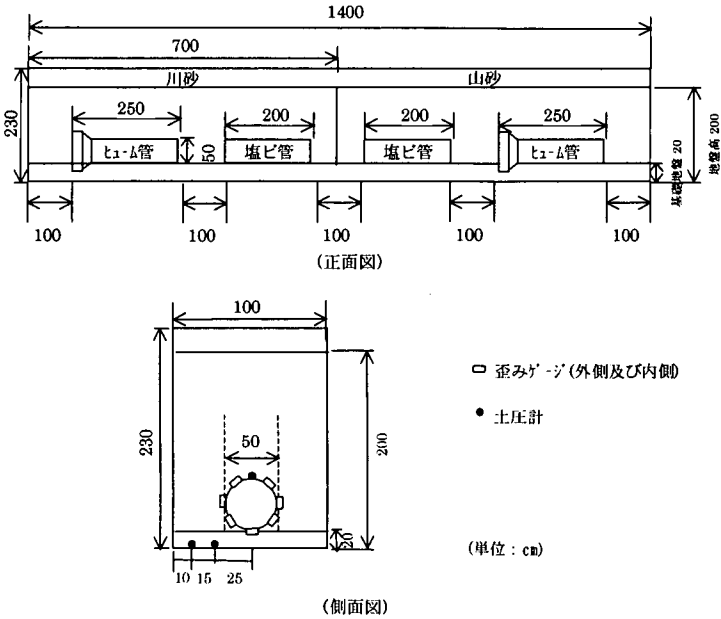
表一 1 埋戻土の締固め

	含水比 (%)	湿潤密度 (g/cm ³)	乾燥密度 (g/cm ³)
川砂	7～8	1.64～1.69	1.53～1.56
山砂	11～12	1.59～1.67	1.42～1.49

ひずみ及び土圧の計測は、設置が終了した時点より、一層毎の盛立高に対して行った。また、埋戻し終了より 1 日ごとに各データの自動計測を行った。なお、計測は現在も継続中で、本調査終了時点（H15 年度）まで続行する予定である。



図一 1 粒径加積曲線

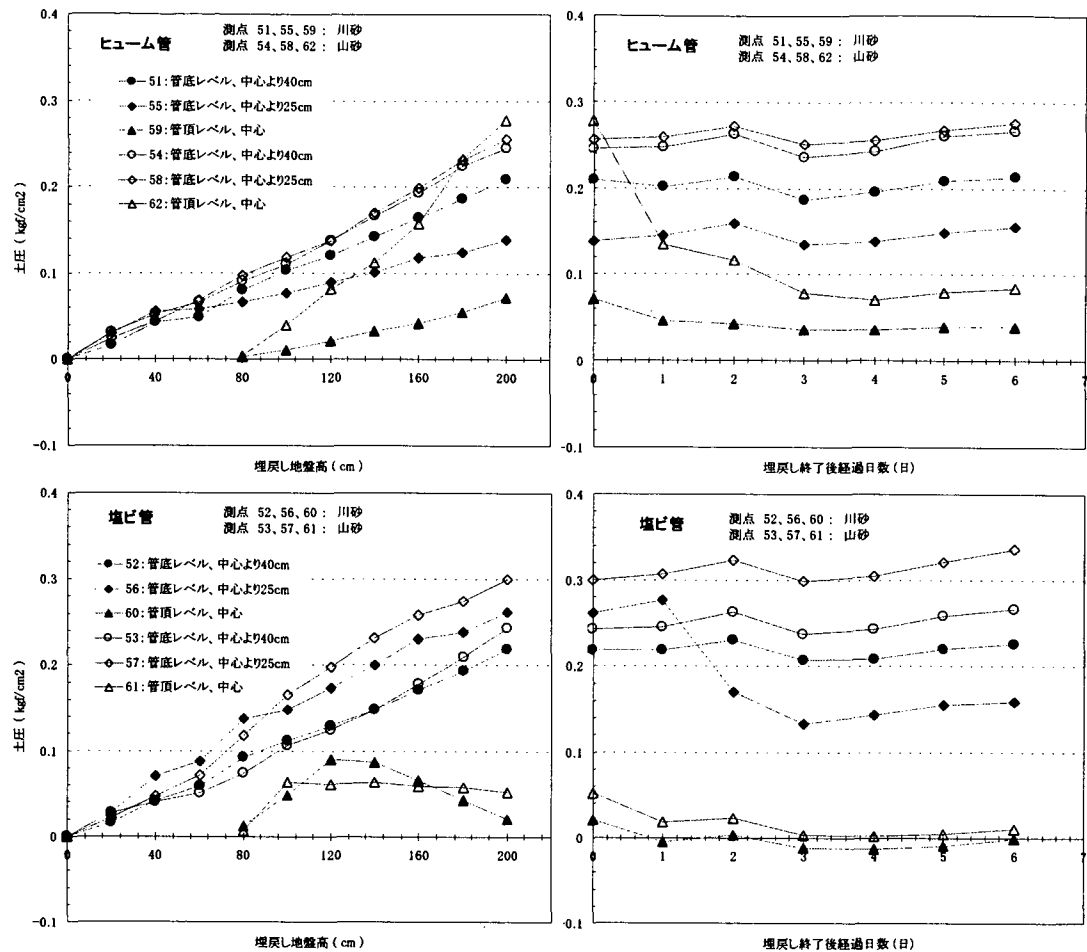


図一 2 管の埋設状況

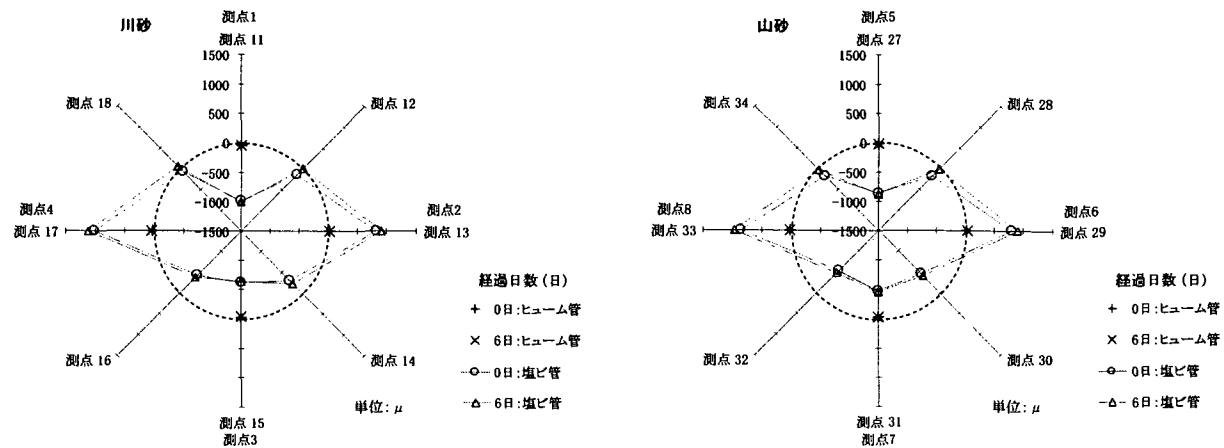
4. 2 埋設時及び直後の管の変形と周辺土圧

各計測地点の土圧を、埋設時の埋め戻し地盤高及びその後の経過日数に対してプロットしたものを図3に示す。それぞれの計測地点の土被りから理論上計算される鉛直土圧は、管底レベルで約 0.30kgf/cm²、管頂レベルで約 0.21kgf/cm²である。以下のような現象が観察される。

- ・ 管底レベルの土圧は埋戻しとともにほぼ線形に増加し、埋設終了時には理論的土被り圧と比べると 10～20％程度小さめの値となっている。ただし川砂に埋設したヒューム管周辺の土圧は理論的土被り圧の約



図一3 土圧の変化



図一4 ひずみ分布

55%とさらに小さい。土槽側面や管の摩擦により土塊の重さが一部支えられたためであろう。

- ・ 川砂の方が若干大きめの密度であるにもかかわらず、山砂と比べて全体に土圧が小さめであった。両材料の力学的性質の差異によるものと思われる。
- ・ 管頂レベルの土圧は、理論的土被り圧に比べるとはるかに小さい。ただし、山砂に埋設したヒューム管のケースでは大きな土圧が計測され、終了後に大きく減少した。また、管頂レベルの土圧はヒューム管では埋戻しとともに増加しているが、塩ビ管では管の変形に伴って土圧が著しく減少する。塩ビ管の管頂部の土圧は埋設終了後にはほとんどゼロとなった。
- ・ 埋設終了後は値が落ち着くのに約3日間かかるがその後有意な変化は見られない。

図4には埋設終了直後と6日後の管のひずみ分布を示す。塩ビ管は最大1000 μ 程度のひずみが生じたのに対して、ヒューム管では50 μ 以下と非常に小さい。なお、塩ビ管の場合でも設計における許容たわみ量（管径の5%）に比べるとひずみははるかに小さい。両者とも上下方向に潰れる変形モードとなっている。また、時間の経過とともに若干のひずみの進行が見られる。

以上のように、剛性管と撓み管の両ケースにおいて、管頂部の土圧は土被り圧よりも小さめで、特に撓み性管の場合は設計における許容変形量よりもはるかに小さなオーダーの変形に伴って土圧が著しく減少した。その後埋設後1ヶ月経過時点まではあまり変化は見られないが、今後も計測を継続し、長期にわたる土圧の挙動を観察する。また、地表から動的載荷を加えて土圧や管のひずみの変動などを計測する予定である。

5. 降下床実験による緩み土圧の時間効果の計測

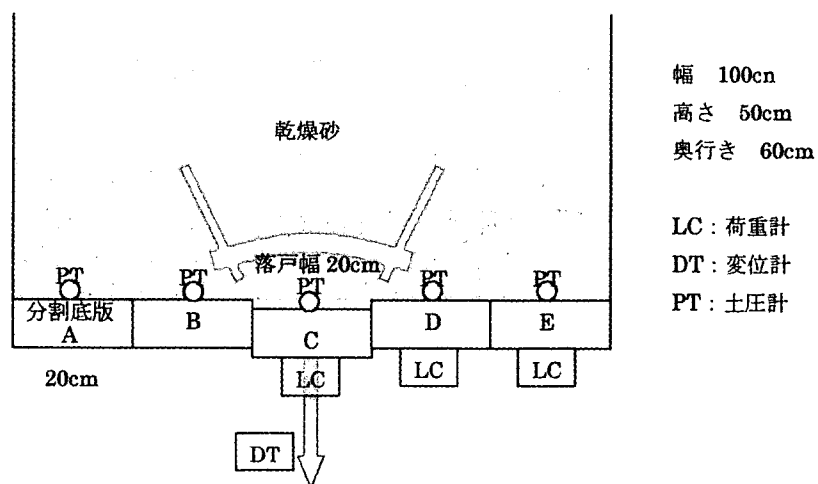
前述した管の埋設実験でも確認されたように、地中構造物に作用する土圧は、その構造物の変形に伴って大きく変化する。降下床実験により、土槽に作成したモデル地盤のゆるみ土圧や降下床上部に形成されるアーチ効果を調べることは古くから行われてきたが、その速度効果やリラクゼーションによる応力変化などを調べた例はほとんどない。そこで、本研究では豊浦標準砂で土槽内に作成したモデル地盤に対して降下床の移動速度を様々に変化させた実験を行った。

5. 1 降下床実験の概要

幅1m（奥行き60cm）の土槽の床を5分割し、各底版の上載荷重を別々に測定した。中央部の底版はサーボモーターにより上下方向に可動で、変位速度を0.01~1mm/分の範囲で任意に変えることができる。各底版間のスペースには隙間テープを貼り、摩擦を軽減すると共に隙間からの砂の流出を防いだ。摩擦により発生する中央部底版の荷重の変化は

1.5kgf/cm²以下で、これは今回土槽内に作成した砂重量の1.7%に相当する。計測項目は、底版上載荷重、降下床変位、底版中央部の土圧、砂地盤の温度及び気温である。図5に実験装置を模式的に表した。

乾燥した豊浦標準砂を用い、土槽内に幅1m、奥行き60cm、高さ50cmの均一で中密なモデル地盤を作成した。色砂を層状に配置し、変形の様子を容易に観察できるようにした。4ケース実施した実験条件は表2に



図—5 降下床実験装置

示す通りである。

表一２ 降下床実験条件

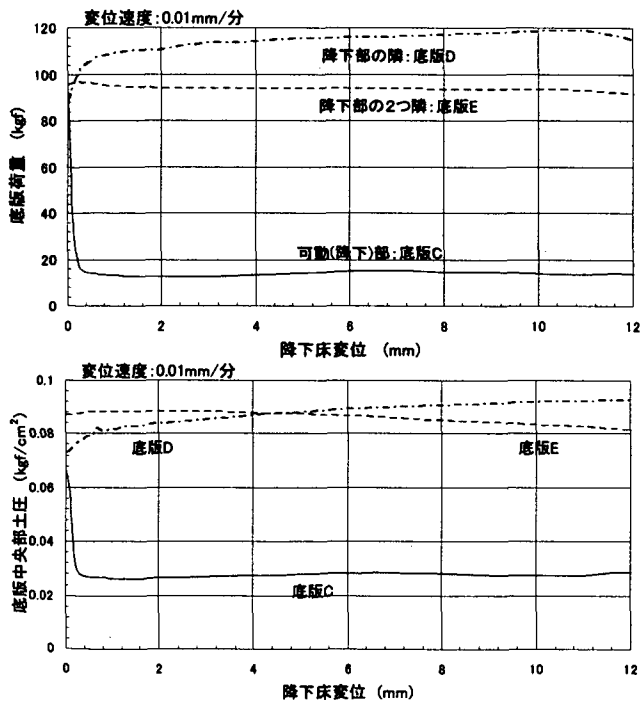
テストの種類	砂地盤乾燥密度 (g/cm ³)	変位速度条件
A 一定速度試験（遅）	1.473	終始一定速度（0.01mm/分）で降下
B 一定速度試験（速）	1.473	終始一定速度（0.1mm/分）で降下
C 速度急変試験	1.481	0.01mm/分と0.1mm/分の間で急変
D リラクゼーション試験	1.479	0.1mm/分で降下中2時間以上のポーズを10回

5. 2 実験結果

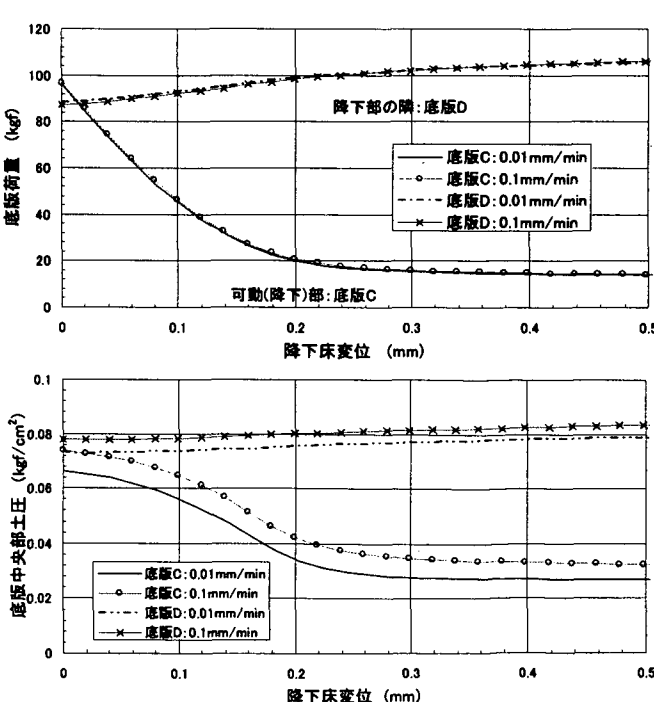
ケース A で得られた底版荷重、底版中央部土圧と降下床変位の関係を図 6 に示す。降下部（底版 C）の荷重は変位と共に当初荷重の 15%程度にまで著しく減少した。一方隣接部（底版 D）の荷重は 30%程度増加した。底版中央部に配置した土圧計の計測結果は底版荷重と同様の変化の傾向を呈している。ただし、底版上の鉛直応力は均一に分布しているわけではないので変化の度合いは異なる。なお、ほぼ一定の荷重に落ち着くまで要する変位は 0.3mm 程度とごく微小であった（図 7 の微小変位部拡大図参照）。

ケース B ではケース A の 10 倍の変位速度を与えた。荷重・土圧と変位の関係の初期の部分と比較したものを図 7 に示す。関係はほぼ完全に一致していて、本実験の条件の範囲内（砂地盤における変位速度が 10 倍の相違）では速度による違いは見られないことがわかった。

最近の地盤材料の時間効果に関する研究により、一定変位速度の載荷条件において異なる速度による違いが現れない場合でも、速度変化を与えると変形特性に一時的な影響を及ぼす事が報告されている⁽¹⁾。これは要素試験において粘着性のない砂のような粒状材料でも確認され、見かけの粘性効果と解釈されてクリープなど時間依存性挙動の予測に役立てられているが、詳細なメカニズムは解明されていない。今回このような現象



図一 6 降下床実験（ケース A）



図一 7 降下床実験における速度効果

(TESRA 現象：Temporary Effects of Strain Rate and Acceleration) が現れるかどうかを確認するために、変位速度を毎分 0.01mm と 0.1mm の間で急変させる試験をケース C として実施したが、図 8 に示すように、速度急変部は若干のゆらぎが見られるもののほぼスムーズに連続して移行し、顕著な粘性効果はみられなかった。応力レベルが小さく、速度の変化範囲も 10 倍程度であったため顕著な差が出なかった可能性もある。

ケース D では、降下変位が 0.3mm に達するまでの間に降下を 2 時間以上停止させるリラクゼーション試験を 10 回実施した。図 9 の底版荷重－降下変位の関係では、降下時を太い実線で、停止時を細い点線で表した。本実験は 3 日間にわたって行ったが、実験期間中の温度変動が最大約 $\pm 1.25^{\circ}\text{C}/\text{時}$ と大きく、測定結果がその影響を受けて乱れた。計測装置自体の温度変化の影響は無視するものであることが確認済であったが、土槽や砂地盤が温度変化の影響を受けて伸縮し、荷重変化をもたらしたようである。従って図 9 に示すケース D の試験結果は十分なものではないが、リラクゼーション時の降下部の底版荷重はその温度条件などに左右されるものの降下を再開すると速度履歴の影響をあまり受けない荷重－変位曲線に近づくことがわかった。

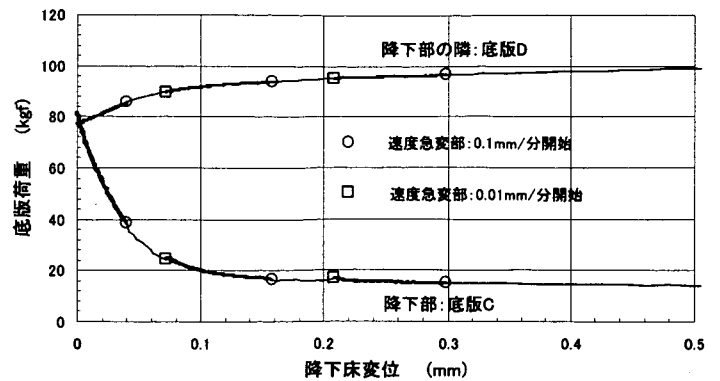
このように、一連の降下床実験では、豊浦砂のような粒状体の場合は見かけの粘性効果はあまり顕著に現れなかった。ケース A～D のように多様な変位速度履歴を与えたにもかかわらず、荷重－変位関係の全体的挙動はほぼ共通であった。このことは、実験により求めた短時間の荷重－変位関係を長期間の挙動に当てはめた推測が可能であるという事を示唆する。ただし、見かけの粘性をより正確に把握するには速度急変の程度を拡大し、温度管理を厳密に施した実験を実施する必要がある。

6. まとめ

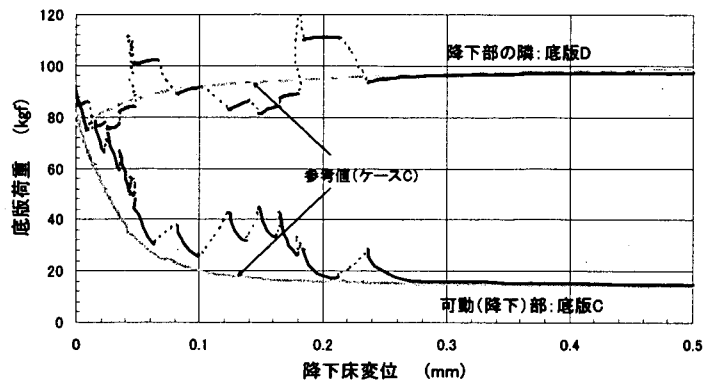
長期間経過後の埋設管に作用する土圧が変化する場合は要因を考察し、埋設管の変形に伴う地盤との相互作用による土圧変化と、地盤自体の力学特性の時間効果の 2 点に着目して調査を行った。以下の事が明らかになったが、今後より詳細かつ広範囲な調査が必要である。

- ・ 埋戻し土の固結などの年代効果は数十年の期間では期待できない。
- ・ 地中構造物のわずかな変位で土圧は大きく変化する。下水管理程度程度の荷重レベルでは土圧と変位の関係はその速度履歴に影響されない。

参考文献：(1) 例えば Di Benedetto, H., Tatsuoka, F. and Ishihara, M. (2002), “Time-dependent deformation characteristics of sand and their constitutive modelling” to appear in Soils and Foundation.



図—8 速度急変時の挙動



図—9 リラクゼーション試験

22. 下水道施設の液状化対策に関する調査

独立行政法人土木研究所耐震研究グループ（振動） 上席研究員 田村 敬一
研 究 員 佐々木哲也

1. はじめに

下水道施設の地震被害としては地盤の液状化による被害が最も多いが、現行の設計基準では具体的な対策方法は示されておらず、実用的な対策工の提案が求められている。そこで13年度は、前年度に引き続き液状化による管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し部の締固め程度を明らかにし、管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し施工管理基準の提案を目的として、下水道管渠の浮上りに関する動的遠心模型実験を行い、管渠の浮上り被害程度と埋戻し材の液状化特性との関係を調べた。また、これらの成果および昨年度までの研究成果をもとに、下水道管路の液状化被害防止の観点からの埋戻し施工管理基準および下水道処理施設の液状化対策技術としての矢板締切り工法の設計法を提案した。

2. 管路施設の液状化被害防止の観点からの埋戻し管理基準に関する検討

釧路沖地震等で浮き上がったマンホールを対象に行われた被害調査¹⁾によると、下水道管路の被災の主たる要因は地下水位以下の埋戻し土の液状化であると考えられている。また、これまでに実施した管路施設の浮上がりに関する模型振動台実験^{2),3)}から、埋戻し部分を十分に締め固め、液状化抵抗を高めることにより浮き上がりがある程度防止できることを報告してきた。液状化による管渠の浮上がり被害を防止するために必要な埋戻し部の締固め程度を明らかにし、管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、実際に下水道管渠の埋戻しに用いられる砂質土を用いて下水道管渠の浮上りに関する動的遠心模型実験を行い、管渠の浮上り被害程度と埋戻し材の液状化特性との関係を調べた。

2. 1 埋戻し土の液状化特性に関する検討

ここでは、実際の下水道管渠の埋戻しに用いられている埋戻し材の液状化特性を把握することを目的に、繰返し非排水三軸試験を行った。

2. 1. 1 実験方法

検討対象とした埋戻し材の試料の粒径加積曲線を図-1 に示す。使用した埋戻し材は、2000 年鳥取県西部地震において被災した下水道管渠の埋戻部から採取した砂を含む 5 種類である。供試体は、締固め試験(A-b 法)で得られた最適含水比に試料を調整し、目標の締固め度 $D(=\rho_d/\rho_{dmax})$ となるよう突き固めにより作成した。

本試験の载荷条件として、通常の液状化試験と異なり、20 波毎に応力振幅比を段階的に増加させる漸増振幅载荷を行った。漸増振幅载荷試験の载荷条件を、図-2 に示す。なお、途中で圧密排水は行っていない。

図-3 に示すように、両振幅軸ひずみ 5%を超えるステップ前後の応力比より、繰返し回数 20 回で両振幅軸ひずみ $\varepsilon_{DA}=5\%$ となる繰返し応力比を液状化強度 R_{L20} と定義した。なお、このようにして求めた液状化強度は、通常の繰返し三軸試験による液状化強度と比較して、最大でも 1 割程低下する程度であることを確認している⁴⁾。

また、せん断応力・せん断ひずみ関係のループ面積を両振幅軸ひずみ 5%まで累積した値を累積損失エネルギーと定義した。式で表すと次のようになる。

$$\Delta W = \oint \tau \cdot d\gamma = \sum_{n=0}^N \frac{(\tau_{n+1} + \tau_n) \cdot (\gamma_{n+1} - \gamma_n)}{2} \quad (1)$$

ここに、 W : 累積損失エネルギー (kPa)、 τ : せん断応力 (kPa)、 γ : せん断ひずみ、 N : データの個数。

なお、風間らの研究⁵⁾における累積損失エネルギーは定振幅漸増載荷試験結果に対して定義されているが、ここでは、応力制御の漸増振幅載荷試験に対してそのまま適用している。

2. 1. 2 検討結果

埋戻し材の繰返し非排水三軸試験結果から得られた、締固め度と液状化強度 R_{120} および累積損失エネルギーの関係を図-4、5に示す。この図よりいずれの試料においても締固め度が高くなるほど液状化強度および累積損失エネルギーは高くなっていることがわかる。また、同じ締固め度でも試料により液状化抵抗および累積損失エネルギーは大きく異なることがわかる。特に、鳥取県西部地震で被害を受けた下水道管渠の埋戻しに用いられていた竹内砂および新都市砂では、締固め度 90%でも液状化強度は全体的に小さく、また、累積損失エネルギーについても小さい傾向にある。累積損失エネルギーは土の粘り強さを表すとされているが、構造物の被害との相関については明らかになっていない。そこで、2.2 では動的遠心模型実験により、累積損失エネルギーを含めた土の液状化特性と、下水道管渠の浮上がり被害の関係を調べた。

2. 2 管路施設の液状化被害防止の観点からの埋戻し管理基準に関する動的遠心模型実験

ここでは、動的遠心模型実験を行い、実験に用いた埋戻し材の液状化特性と管渠の浮上がり被害程度との関係を調べた。

2. 2. 1 実験方法

模型の概要を図-6、実験条件を表-1に示す。実験では、埋戻し部の材料および締固め度の違い、ならびに周辺地盤の液状化・非液状化に着目して行った。実験模型は、箱形土槽の中に、層厚 40 cm の周辺地盤を作成し、その中に、管渠模型を埋設した層厚 30 cm の埋戻し部を 3 つ作成したものである。周辺地盤は江戸崎砂、

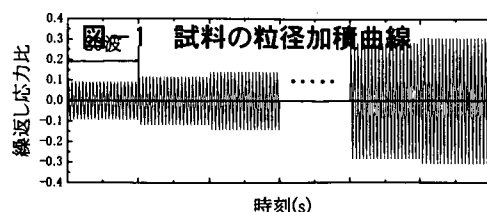
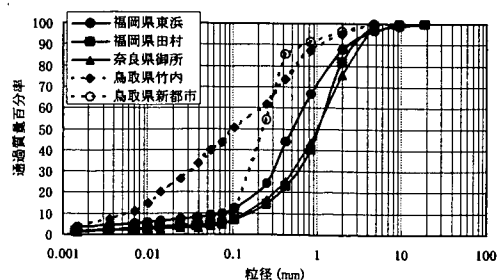


図-2 漸増振幅載荷

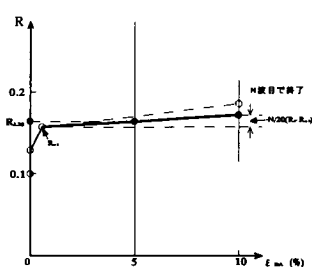


図-3 液状化強度の定義

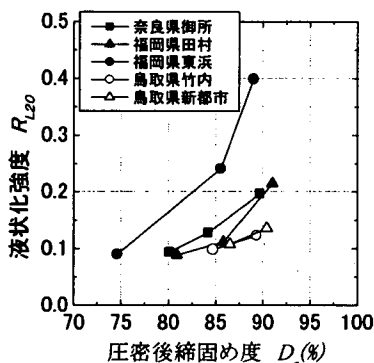


図-4 締固め度と液状化強度の関係

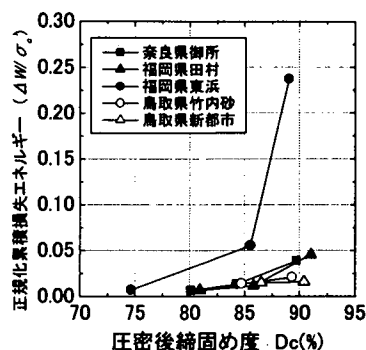


図-5 締固め度と正規化累積損失エネルギーの関係

埋戻し部は奈良県御所、ならびに福岡県東浜および田村から取り寄せた埋戻し土を用いて突固めにより作成した。実験は 10 G の遠心力場で行い、それとともない間隙流体として水の 10 倍の粘性を持つメチルセルローズ水溶液を用いた。入力波として、重力場換算 1 Hz、300gal および 600gal 20 波の正弦波、および最大 1200gal の神戸波を用い、3 段階のステップ加振を行った。なお、ケース 01-02 については最大 500gal の鉋路波加振のみを行った。

2. 2. 2 実験結果

以後、全て実物スケールに換算して示す。遠心圧密後の締固め度と管路模型の浮上り量の関係を図-7 に示す。周辺地盤が非液状化の場合、300gal の正弦波加振では浮上りが生じなかった。また、600gal の正弦波加振では締固め度が小さいほど浮上り量は大きくなった。なお、なお、300gal 加振時の締固め度 80%以下のケース及び 600gal 正弦波加振時の全ケースにおいて埋戻し部は液状化していた。周辺地盤も液状化するケースでは、300gal 正弦波加振でも浮上りあるいは沈下が生じた。全てのケースで、締固め度が同じでも材料が異なると浮上り量は異なった。下水管の埋戻し施工管理基準を締固め度で規定している機関では締固め度 $D=90\%$ 以上としていることが多いが、今回の実験で少なくとも $D=90\%$ 程度に締め固めていれば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じなかった。

次に、漸増载荷繰返し非排水三軸試験による液状化強度 RL_{20} と累積損失エネルギーと浮上り量の関係を調べた。まず、埋戻し材の液状化強度と浮上り量の関係を図-8 に示す。なお、ここではケース 00-01~04 および 01-01 におけるステップ 2 加振（正弦波 600gal 加振）の結果について示しており、図中では、周辺地盤の液状化の有無および埋戻し砂の種類により異なるマーカーを用いている。締固め度と比較して、埋戻し材料によらず液状化強度と浮上り量の関係はほぼ一定の関係が見られる。また、今回の実験では埋戻し部および周辺地盤がたとえ液状化しても液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じていないことがわかる。次に累積損失エネルギーと管路模型の浮上り量の関係を図-9 に示す。累積損失エネルギーが小さくなると浮上り量

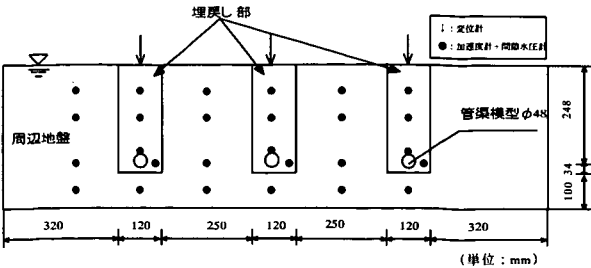
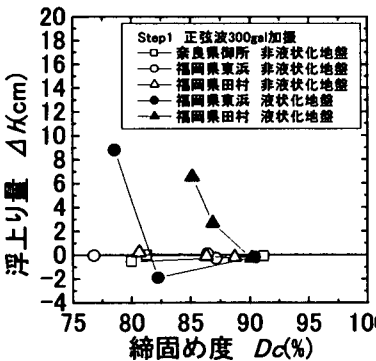


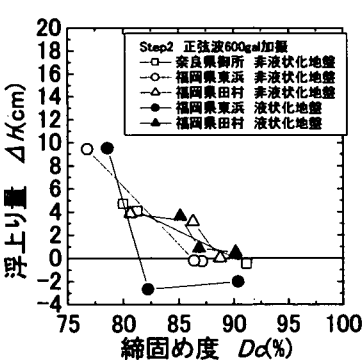
図-6 管渠の浮上りに関する遠心実験模型

表-1 実験条件

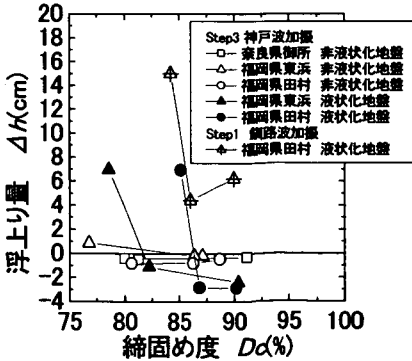
ケース	埋戻し部		周辺地盤		加振条件 (重力場換算)
	材料	目標締固め度 (%)	材料	目標乾燥密度 (g/cm ³)	
00-01	御所砂	90	江戸崎砂	1.65 (非液状化)	Step1 正弦波300gal 20波
	東浜砂	90			
	田村砂	90			
00-02	御所砂	85			
	東浜砂	80			
	田村砂	85			
00-03	御所砂	75			Step2 正弦波600gal 20波
	東浜砂	75			
	田村砂	75			
00-04	東浜砂	75			
	東浜砂	82		1.43 (液状化)	Step3 神戸波 最大1200gal
	東浜砂	90			
01-01	田村砂	75			
	田村砂	82			
	田村砂	90			
01-02	田村砂	75			鉋路波 最大500gal
	田村砂	82			
	田村砂	90			



(1) Step1 正弦波 300gal



(2) Step2 正弦波 600gal



(3) Step3 不規則波

図-7 締固め度と浮上り量の関係

が大きくなる傾向が見られる。また、累積損失エネルギーと浮上り量の関係も液状化強度と同様に締固め度と比較して埋戻し材料によらずほぼ一定の関係がみられる。

3. 下水道管路の施工管理基準および下水道処理施設（池構造物）の液状化対策技術のとりまとめ

3. 1 管路施設の液状化被害防止の観点からの締固め管理基準に関するまとめ

動的遠心模型実験の結果より、今回の実験では少なくとも $D=90\%$ 程度に締め固めていれば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じないこと、液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じにくいこと、がわかった。また、下水道管渠の浮上り量との相関は締固め度よりも、液状化強度または累積損失エネルギーが高く、埋戻し部が液状化しても液状化強度、あるいは累積損失エネルギーが大きければ浮上りは生じないことがわかった。ただし、2. で検討したように、鳥取県西部地震で被害を受けた下水道管渠の埋戻し部から採取した砂の場合、締固め度 90% でも液状化強度は 0.20 よりも小さいものもある。

したがって、液状化被害防止の観点からの下水道管路施設の埋戻し施工管理基準として、液状化被害が予想される箇所においては、埋戻し施工管理の基準として 90% を適用するとともに、埋戻しに用いる材料の液状化試験を実施し、液状化強度が 0.20 程度以上の値となる締固め度を採用するのが望ましいといえる。

3. 2 下水道処理施設（池構造物）の液状化対策としての矢板締切り工法の設計法に関するまとめ

下水処理施設の浮上がり対策としての矢板締め切り工法の設計法の構築を目的に、動的遠心模型実験結果をもとに、矢板締め切り工法の設計法の検討を行った。

3. 2. 1 検討対象

検討対象とした動的遠心模型実験の実験条件を表-2 に、模型の概要を図-10 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。液状化地盤は東北珪砂 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。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。

図-11 に矢板剛性と浮上がり量の関係を示す。これより、矢板を設置することにより、浮上がり変位を抑制でき、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が見られる。

3. 2. 2 矢板締め切り工法の設計法の検討

既往の矢板締め切り工法の設計法案⁶⁾では、地震時に矢板に作用する土圧に対し矢板が健全であれば、地中構

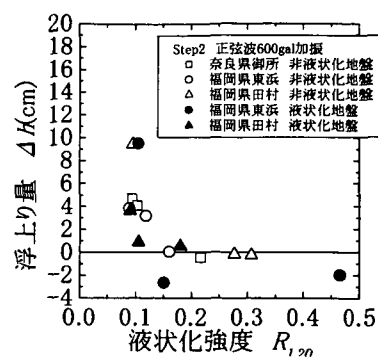


図-8 液状化強度と浮上り量の関係

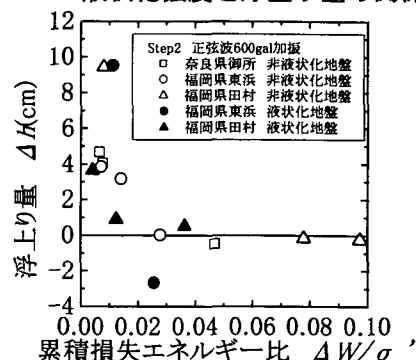


図-9 累積損失エネルギー比と浮上がり量の関係

造物に有意な浮上りは生じないものとして、土圧漸増成分として式(2)で表される矢板内外の土圧差、土圧振動成分として式(7)で表される Westergaard の動水圧⁷⁾を矢板内外に作用させ、矢板の断面力の照査を行っている(図-12 参照)。

$$\Delta\sigma'_h = (1 - K_0)R_u\sigma'_{v0} = (1 - K_0)\Delta u \quad (2)$$

$$p_d = \frac{7}{8} \frac{\alpha}{g} \sqrt{HZ} (\gamma_w + R_u \gamma') \quad (3)$$

ここに、 $\Delta\sigma'_h$ ：土圧漸増成分、 K_0 ：静止土圧係数、 R_u ：過剰間隙

水圧比、 σ'_{v0} ：初期有効上載圧、 p_d ：土圧

振動成分、 α ：加速度、 g ：重力加速度、

γ_w ：水の単位体積重量、 γ' ：土の水中重

量。拡張された Westergaard の動水圧は、

振動時に剛な壁に作用する水圧⁸⁾を液状

化した砂に拡張して求められた⁷⁾ものである。ここでは、土圧の振動成分の適用性

について実験結果をもとに検討する。

図-13 に矢板剛性と土圧振動成分の振幅の関係を

示す。ここで、矢板剛性および土圧振幅は式(4)、(5)で無次元化した。

$$\rho = \frac{EI}{b(w \cdot H^4)} \quad (4)$$

$$\alpha_d = \frac{p_d}{\gamma_{sat} \cdot \sqrt{HZ} \cdot (\alpha/g)} \quad (5)$$

ここに、 ρ ：矢板の相対剛性、 b ：矢板幅、 w ：単位面積あたりの矢板質量、

H ：液状化層厚、 α_d ：無次元化した土圧振幅、 γ_{sat} ：土の飽和単位体積重量。

ここでの無次元化した土圧振幅は、拡張された Westergaard 式と同じ土

圧分布形を仮定した土圧の、実験の最大値と等しいひずみを生じさせる振幅を逆算して求めたものであり、この際、矢板は自立壁としてモデル化した。図中には拡張された Westergaard の動水圧($p_d = 7/8 \cdot \gamma_{sat} \cdot \alpha/g \cdot \sqrt{zH}$)を併記した。これより、相対剛性と無次元化した土圧振幅の間には相関関係があり、矢板の曲げ剛性に

応じて土圧は変化している。また、既往の設計式による Westergaard の動水圧は、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圧は設計上安全側の値を与えることがわかる。

図-13 における相対剛性 ρ と無次元化した土圧振幅 α_d の関係の近似曲

線を求めると図中に示したようになり、これは次のように表される。

図-13 における相対剛性 ρ と無次元化した土圧振幅 α_d の関係の近似曲

線を求めると図中に示したようになり、これは次のように表される。

$$\alpha_d = 0.2 \log \rho - 0.1 \quad (6)$$

この関係を用いると、矢板の相対剛性に応じた土圧振幅は、式(5)および

剛な壁では式(3)に一致することを考慮すると、次のように表される。

$$\begin{cases} p_d = \alpha_d \frac{\alpha}{g} \sqrt{HZ} (\gamma_w + R_u \gamma') \\ \alpha_d = 0.2 \log \rho - 0.1 \end{cases} \quad (7)$$

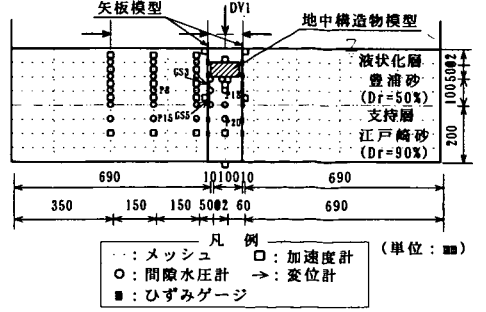


図-10 遠心実験模型

表-2 矢板締切り実験条件

case	矢板板厚 (mm)	矢板剛性 EI (N・m ² /m)	地中構造物と矢板の間隔 (mm)	模型密度 (g/cm ³)	地下水位 G.L. (mm)	液状化層厚 (mm)	地盤相対密度Dr(%)		加振条件	
							液状化層 (7号砂)	支持層 (江戸崎砂)	加振波形	加振加速度(G)
1	無対策	—	—	0.59	0	200	46.3	109.5	漸増sin波 60Hz	20
2	1.6	70.3	10	0.59	0	200	46.5	111.1		
3	3.2	562	10	0.70	0	200	44.3	111.5		
4	4.5	1563	10	0.59	0	200	44.5	113.1		
5	3.2	562	30	0.72	0	200	46.9	113.4		
6	3.2	562	10	0.72	0	300	44.3	123.9		
7	3.2	562	10	0.72	20	200	48.2	119.6		
8	5	459	10	0.72	0	200	46.7	121.8		
9	6	595	10	0.72	0	200	46.5	118.7		

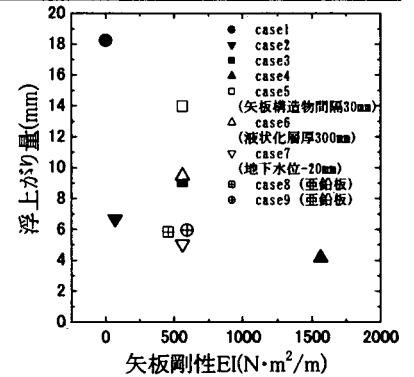


図-11 矢板剛性と浮上り量の関係

図-13 における相対剛性 ρ と無次元化した土圧振幅 α_d の関係の近似曲

線を求めると図中に示したようになり、これは次のように表される。

$$\alpha_d = 0.2 \log \rho - 0.1 \quad (6)$$

この関係を用いると、矢板の相対剛性に応じた土圧振幅は、式(5)および

剛な壁では式(3)に一致することを考慮すると、次のように表される。

$$\begin{cases} p_d = \alpha_d \frac{\alpha}{g} \sqrt{HZ} (\gamma_w + R_u \gamma') \\ \alpha_d = 0.2 \log \rho - 0.1 \end{cases} \quad (7)$$

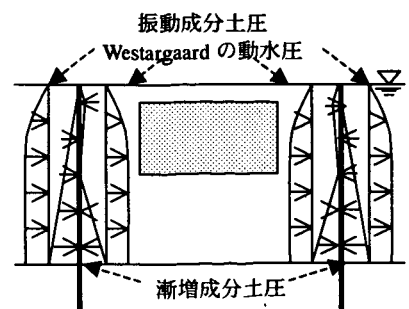


図-12 設計荷重

ただし、 $0 < \alpha_d < 7/8$

式(7)は、式(3) で表される剛な壁に作用する地震時土水圧に αd を乗ずることで、矢板の相対剛性に応じて土圧振幅を低減させていることに相当する。したがって、矢板締切り工法の設計において、土圧漸増成分として式(2)で表される矢板内外の土圧差、土圧振動成分として式(7)で表される矢板の相対剛性に応じた地震時土圧の振動成分を用いることにより、従来より合理的な矢板の設計が可能となる。

今回提案した手法は、地震時に矢板に作用する土圧に対し矢板が健全であれば、地中構造物に有意な浮上りは生じないということ仮定している。今後の課題として、締切り矢板内での地中構造物の浮上りメカニズムを解明し、浮上り変位量を照査項目とする対策工の設計手法を提案する必要がある。

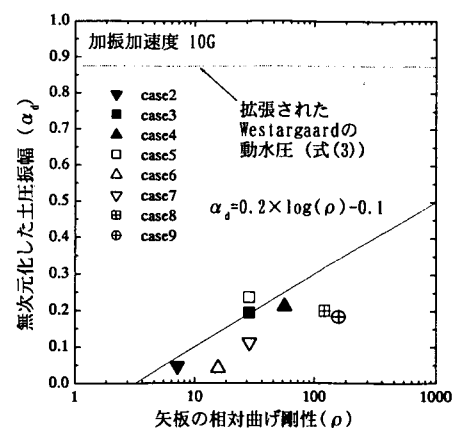


図-13 曲げ剛性と土圧の振動成分の関係

4. まとめ

本研究では、動的遠心模型実験により下水道管路施設の液状化対策としての締固め管理基準の検討を行うとともに、下水道処理施設の液状化対策としての矢板締切り工法の設計法を検討した。その結果、埋戻し土の室内試験、および管路の浮上りに関する動的遠心模型実験より、締固め度 $D=90\%$ 程度に締め固めておけば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じないこと、液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じないこと、を明らかにした。これらの成果をもとに、締固め度を指標とした液状化被害防止の観点からの下水道管渠の埋戻し施工管理基準を提案した。また、下水道処理施設の液状化対策技術としての矢板締切り工法について、矢板の曲げ剛性に応じた地震時土圧を考慮する設計法を提案した。これにより、従来より合理的な矢板締切り工法の設計が可能となる。

参考文献

- 1) 田中修司、塩路勝久、大塚久哲、二宮嘉郎、松尾修、古関潤一：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) 松尾修、古関潤一、佐々木哲也、近藤浩市、林裕士：管路施設の地震時浮上りに関する模型振動実験、土木研究所資料第 3486 号、1997.
- 3) 田村敬一、東拓生、小林寛：埋戻し部の締固めに着目した下水道管渠の浮上り特性、土木学会第 52 回年次学術講演会、pp.314-315, 1997.
- 4) 松尾修、佐々木哲也、田本修一：下水管路埋戻し材料の繰返し強度特性に関する実験報告書、土木研究所資料第 3701 号、2000.
- 5) 風間基樹、鈴木崇弘、柳澤栄司：地盤に入力された累積損失エネルギーの評価法と液状化予測への適用、土木学会論文集, No.631/Ⅲ-48, pp.161-177, 1999.
- 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) 土田肇：振動により流動化した砂層が壁体に及ぼす圧力、土と基礎, Vol.16, No.5, pp.3-10, 1968.
- 8) Westergaard, H.M: Water pressure on dams during earthquakes, Trans. of ASCE, Vol.98, 1933.

V. 河川事業調査費による研究

1. 河川水質調査の体系化に関する調査

水質チーム 上席研究員 田中 宏明
主任研究員 小森 行也
研 究 員 佐々木 稔

1. はじめに

現在、水質調査は河川砂防技術基準（案）に基づいて実施されているところであるが、詳細な調査地点、調査頻度などについては各河川管理者の判断に委ねられている。測定の意義を明確にし、河川水質調査の合理的な調査条件を設定し、水質調査の効率化を図る必要があるが、現状では必ずしも河川水質調査の体系化が図られていない。このため、本調査は水質調査の体系を図り、水質調査要領にとりまとめることを目的に各技術事務所と共同で実施している。特に、土木研究所では、河川管理者が実施する水質調査の基本的な考え方と調査方法の体系化が不十分な底質の調査手法について検討を行う。

2. 調査方法

当研究チームは、本省河川環境課、地方整備局およびその技術事務所、北海道開発局および開発土木研究所の水質担当者とともに、国土交通省水質連絡会を構成している。本調査は、水質連絡会の各機関で分担をおこない、実施している。当チームはこのうち、水質調査の目的、調査計画を含めた総論と、調査の体系化が遅れている底質調査、特に底泥からの溶出量の調査方法を担当している。平成13年度は、採泥方法のうち柱状採泥についての整理・検討と底泥からの栄養塩類の溶出試験条件の検討を行った。

3. 調査結果

3.1 既存採泥方法の整理・検討

湖底、河床、海底等の底泥を柱状に採取する柱状採泥器として種々のものが考案されているが、調査の目的、底泥の状況等を勘案して、それらに適した機器を選択する必要がある。

底泥の採取機器は大きく分けて、主として底泥の表層部を採取するために使用するグラブ式サンプラーと柱状に試料を採取する柱状採泥器とに分類され、柱状採泥器は、採泥管の貫入方法の違いから表－1のように分類されている。各型式のうち、③～⑦は主に土木工学、地質学の分野で使用されるもので、比較的水深の浅い水域での調査では、①の押し込み型柱状採泥器、又は②

表－1 柱状採泥器の種類

型式	動作原理	備考
①押し込み型柱状採泥器	浅い所で小舟、橋上、川岸等から人力（ダイバーによる場合もある）によって採泥管を貫入させる方法で、補助的に重錘による打撃を加えるものも含まれる	主に浅い水深域で適用
②重力型柱状採泥器	採泥管と重錘で構成され、所定の水深までワイヤーで垂下され、そこからは自重で落下し底泥中へ貫入する	最も種類の多いタイプ
③振動型柱状採泥器	採泥管の上部にバイブレータを取り付け、その振動により底泥を液化化させて摩擦抵抗を減じながら貫入させる	砂質土でも採取可能
④衝撃型柱状採泥器	採泥管が重力落下により底質内に貫入した後に、さらに重錘の落下または火薬の爆発等の衝撃力によって貫入深度を増大させる	砂層や岩盤に適用可能
⑤差圧型柱状採泥器	採泥管に取り付けられたチャンバ（耐圧容器）内の気圧と周囲水圧との圧力差を貫入力に変換するもので、着底後チャンババルブが開放され、高圧の外界水が流入して採泥管を押し下げる	貫入能力の制御が課題
⑥回転型柱状採泥器	採泥管に回転を与えて底泥中に貫入させる	採取コアの乱れが大きい
⑦噴射型柱状採泥器	水ジェットにより基盤上に体積している比較的軟らかい底泥を除去し、目的の基盤岩に達した後には岩石コアを採取する	岩石コア採取に適用可能

の重力型柱状採泥器が主となる。

平成13年度は、水深が2 m程度の手賀沼において①、②の型式の採泥器により底泥の柱状採取を行い、以下の結果を得た。

- 1) 押し込み型柱状採泥器を用いたダイバーによる採泥(1 m)を行った。手賀沼底泥は比較的柔らかく、採泥深度1 mにおいても採取成果は良好であった。
- 2) 重力式柱状採泥器(50 cm)により数回底泥採取を行った。底泥表面の攪乱は無く、柱状採取状況は良好であったが、採取する度に採取泥厚が異なっていた。採泥器の落下速度を一定にする工夫が必要である。

3.2 底泥からの栄養塩類の溶出試験条件の検討

底泥からの栄養塩類の溶出量、溶出速度と温度の関係把握のため、間隙水中の栄養塩類濃度変化に温度が与える影響について試験した。

湖沼底泥を採取し、攪拌、均質化を行い試験試料とした。試料50 gづつコニカルチューブに密封後、10℃、20℃の恒温室内に静置し、嫌気条件での底泥間隙水中の栄養塩濃度変化を調べた。3、7、14日後に恒温室内より試料を取り出し、遠心分離後、間隙水を採取し栄養塩類とD-TOCの測定を行った。NH₄-N、NO₂-N、NO_x-N、PO₄-P、D-TOCの経日変化を図-1に示した。各栄養塩類、D-TOCとも10℃、20℃の温度条件と間隙水濃度との明確な関係は見られなかった。

4. まとめ

1) 柱状採泥器の種類・性能と適用条件の整理・検討を行い、採泥器の構造と試料採取成果の関係を示した。

2) 静置溶出試験における試験条件についての検討として間隙水中の濃度変化に温度が与える影響について検討した。

なお、今後は、溶出試験方法の体系化について、さらに検討を加え、河川水質調査要領(案)をまとめる。

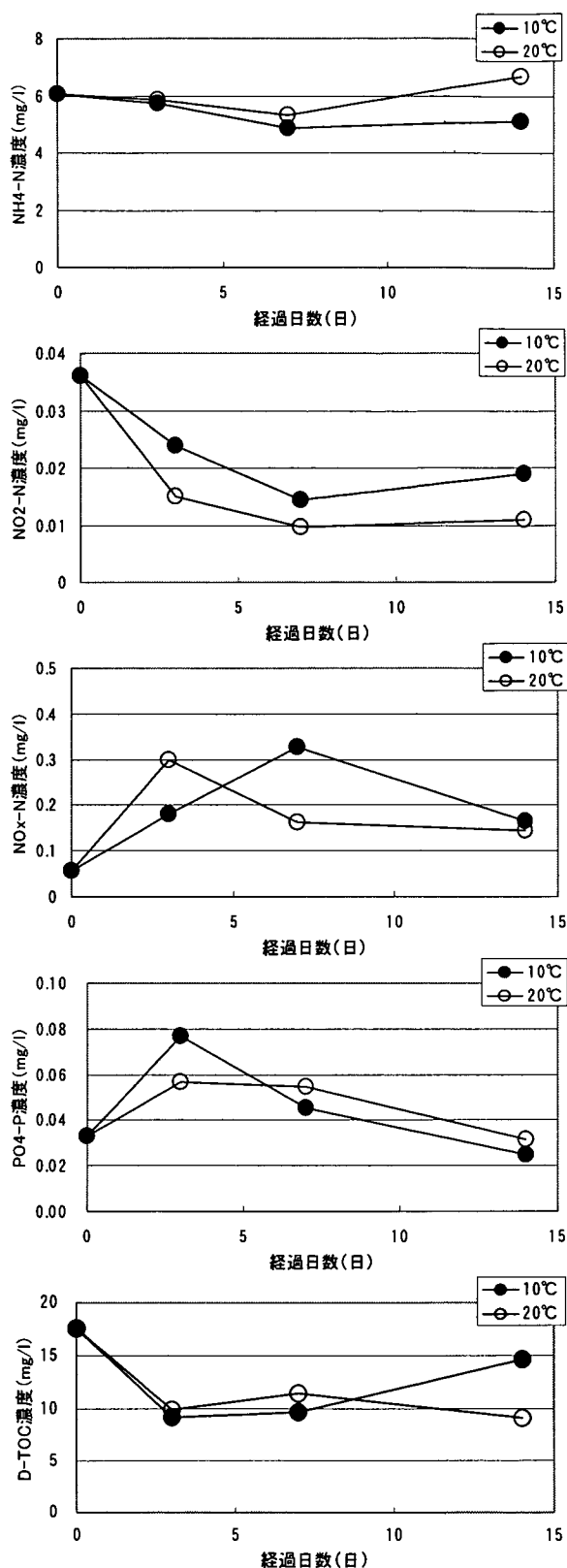


図-1 溶出試験結果

VI. 建設技術研究開発経費による研究

1. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング
・分析手法に関する研究 (1)

独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループリサイクルチーム

上席研究員 鈴木 穰
主任研究員 落 修一
主任研究員 南山 瑞彦

1. はじめに

底質中のダイオキシン類の濃度は位置により大きく変化する可能性があるため、万一その汚染が発見された場合に効率的な対策を行うには、簡易かつ低コストで迅速に概略のダイオキシン類の分布状況を推定し、施工管理や対策評価をより適切に行う必要がある。一方、底質中のダイオキシン類測定に係る分析方法¹⁾ (以下、環境庁マニュアル) では試料採取から分析結果の解析までに長時間を必要としており、施工管理等の建設事業に対応したより簡易で迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発が必要である。

本研究は、底質中に含まれる可能性のあるダイオキシン類の分析にあたり、建設事業に対応するため、より迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発を目的としている。底質試料を対象とした分析方法では、乾燥工程、抽出工程、クリーンアップ工程に長時間を要する手法が採用されている。これは、底質試料は含水率が高く、有機質が多く含まれる場合が多いことが一因であろうと推察される。本研究では、これらの工程の内、乾燥及び抽出工程の迅速化に関する比較検討を行った。

2. 研究方法

河川の底質試料を採取し、同じ試料を用いて乾燥、抽出手法の違いが分析結果に及ぼす影響を検討した。13年度は高速溶媒抽出法 (Pressurized Fluid Extraction、以下 PFE 法) を用いて抽出条件の検討を行った。12年度に行ったソックスレー抽出法¹⁾ と湿泥－ヘキサン抽出法¹⁾ を含め、検討した抽出手法の主な操作を比較し表－1 に示す。ソックスレー抽出法は一般的に用いられている方法であり、湿泥－ヘキサン抽出法はソックスレー抽出法より所要時間が短く、省力化できる可能性のある方法である。PFE 法は、米国環境保護庁で検討されている方法であり、試料と抽出溶媒を高温、高圧条件下で接触させて目的物質を比較的短時間で抽出する方法である²⁾。本研究で設定した PFE 法の抽出操作条件は、環境庁マニュアルでのソックスレー抽出法による抽出操作のみを PFE 法に置きかえた操作条件である。条件B～Dは、乾燥工程を省略・短縮することによる迅速化を目指して設定した。条件Bは、条件Aから乾燥工程を省いた操作条件である。条件C、Dはアセトンによる脱水を期待して設定したものである。なお、試料の採取及び抽出工程より後の分析工程は環境庁マニュアルに従

表－1 各抽出法の主な操作と所要時間

	ソックスレー抽出法	湿泥－ヘキサン抽出法	高速溶媒抽出法(Pressurized Fluid Extraction法)			
			条件A	条件B	条件C	条件D
乾燥	風乾 (数日～十日)		風乾 (数日～十日)			
抽出	トルエンでソックスレー抽出 (16時間以上)	水酸化カリウムエタノール溶液を入れ、室温放置 (1夜) + ヘキサンで振とう抽出 (10分3回)	トルエンで抽出 (20分2回)	トルエンで抽出 (20分2回)	アセトンで抽出 (20分) + トルエンで抽出 (20分)	20%アセトン含有トルエンで抽出 (20分2回)

って行った。分析対象物質はポリ塩化ジベンゾ-パラ-ジオキシン(PCDDs)、ポリ塩化ジベンゾフラン(PCDFs)、コプラナPCB (Co-PCBs) とした。

3. 研究結果

PFE 法の各抽出条件で得られた分析結果とソックスレー抽出法での分析結果の比を各異性体毎に図-1に示す。PFE 法の条件 A、条件 C での分析結果は、ほとんどの異性体でソックスレー抽出法での分析結果より高い値を示していた。一方、PFE 法の条件 B、条件 D での分析結果は、ほとんどの異性体でソックスレー抽出法、湿泥-ヘキサン抽出法での分析結果より低い値を示した。

条件 A は、高温での有機溶媒(トルエン)と試料との接触により、抽出が促進されたものと思われる。条件 B は条件 A から風乾を除いた操作条件であり、試料中の水分が残留していることから、有機溶媒が試料に接触できず、抽出が十分行われなかったものと考えられる。条件 C では、風乾による乾燥のかわりにアセトンによる脱水を行うことで、有機溶媒との接触が効率よく行われたものと考えられる。条件 D は、操作の単純化のため、脱水用のアセトンと抽出用のトルエンを混合したものであるが、十分な脱水、抽出効率の向上には至らなかったと考えられる。

PFE 法は抽出時間が比較的短い抽出方法である。特に、抽出操作条件 C では乾燥工程を要さないため乾燥・抽出時間が短くなるのみならず、ほとんどの異性体の分析結果がソックスレー抽出法での分析結果より高い値を示し、いわゆる安全側の分析結果を得ることができる可能性が高いことが明らかとなった。これらのことから、条件 C での PFE 法による底質試料からのダイオキシン類抽出は、建設事業に対応した底質中のダイオキシン類の迅速、簡易な分析を行ううえで、有望な手法の一つであると考えられる。

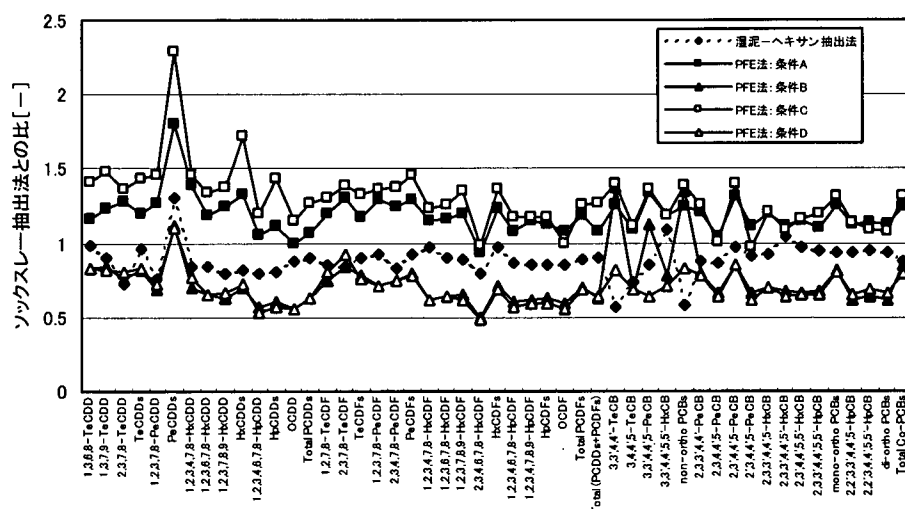


図-1 ソックスレー抽出法と各種抽出法によるダイオキシン類分析結果の比較

4. まとめ

本研究では、底質試料中のダイオキシン類の分析の迅速化を目的として、乾燥、抽出工程の迅速化に関する比較検討を行った。その結果、PFE 法での抽出条件の検討により、比較的短時間の操作で、多くの異性体でソックスレー法で得られた分析結果より高めの分析結果を示す抽出条件があることが示唆された。

今後、より迅速な乾燥、抽出手法の検討、性状の異なる底質試料を用いた乾燥、抽出条件の検討を進めるとともに、迅速な乾燥、抽出手法により得られる抽出物を簡易な検出手法に適用するための検討を進める必要がある。

参考文献

- 1) 環境庁水質保全局水質管理課：ダイオキシン類に係る底質調査測定マニュアル, 2000.
- 2) U.S.EPA: Pressurized Fluid Extraction, Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, 2000.

2. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング
・分析手法に関する研究 (3)

水質チーム 上席研究員 田中 宏明
主任研究員 小森 行也
研 究 員 岡安 祐司
交流研究員 八十島 誠

1. はじめに

河川底質のダイオキシン類汚染対策を実施するために、先ず、どこが最も汚染されていて優先的に対策を講じる必要があるのか見極める必要がある。そのためには、汚染区域を詳細に調査することが重要であるが、既存の分析方法（公定法）では、高価な分析機器が必要であり、分析費用が高額で前処理が煩雑で分析に時間を要する等課題も多い。そのため、公定法と比較して簡易に、迅速に、一般的な実験室、現場にて試料の前処理から測定までできる新たな技術の開発が望まれている。

本研究では、抗原抗体法(ELISA)などを用いた簡易な検出技術の開発を目的としている。また、公定法の精度管理手法は分析同様複雑で、専門家でないと判定が難しいが、本研究ではこれらをパターン化、システム化し、誰でも簡単に判定することができる手法の提案を行うことを目的としている。

2. 研究方法

2. 1 簡易分析手法の開発

河川底質のダイオキシン類対策を実施することを想定した場合、公定法での監視の他に①調査段階では汚染範囲の確認調査、②工事段階では工事境界での底泥の巻き上げ状況把握、上下流への輸送状況の監視、工事区域外の水質、底質への影響、中間処理・処分施設等の監視を行う必要がある。また、③工事終了後においては汚染現場の改善効果の把握、底質処分場の環境影響を監視する目的でモニタリングを実施する必要がある。

これらのモニタリングでは多数の試料の測定、連続的モニタリングが対象となることから、分析時間が短い、あるいは低コストである方法について検討を行うことが必要である。また、簡易分析法であっても分析信頼性の確認は重要であり、その分析方法の特徴を十分把握した上で目的にあった利用が望まれる。表－1に簡易モニタリング技術の検討において優先すべき事項を示す。

本研究では、平成12年度より簡易分析法の中でELISAキットの開発を中心に研究をすすめており、積水化学工

表－1 河川底泥のダイオキシン類対策にあたって必要となる調査・工事段階における簡易モニタリング技術の要件

	調査段階		工事段階				工事終了後	
	汚染範囲確認調査	工事の影響範囲調査	工事境界における底泥の巻き上げ、上下流への輸送の監視	工事区域外の水質、底質への影響の監視	中間処理・処分施設での固液分離液、仮置きヤードのモニタリング	底質処分場からの漏出の有無の監視	汚染現場の改善効果の把握	底質処分場の環境影響の監視
分析時間短縮	○	○	○	◎	○	◎		◎
連続モニタリング			◎		◎			
低コスト化	◎	◎		○			◎	
分析信頼性	○	○		○	○	○	○	○

注：簡易モニタリングの検討において考慮すべき事項
◎：最も優先すべき事項 ○：優先すべき事項

業(株)・(株) 矢内原研究所・大塚製薬(株)・東洋建設(株)との共同研究を実施している。この共同研究では、新たな抗体の取得から前処理技術、現地対応技術についての検討を実施している。

また、(株) クボタ、第一ファインケミカル(株)との共同研究も平成13年度より新たに実施している。この共同研究では環境試料に応用例のあるELISAキットを底質試料に応用するための前処理方法の改善と検出できる異性体特性の整理を行っている。

2.2 精度管理手法の検討

河川水、底質のダイオキシン類の分析において、データの信頼性を確保する手法の確立を目的とし、既存マニュアルの精度管理手法を整理し検討するとともに、現在、専門家が実施している精度管理手法をパターン化、システム化し、比較的簡単に判定できる手法を提案する。

3. 研究結果

3.1 簡易分析手法の開発

1) 本研究では19匹の家兎に免疫して新たな抗体を作成¹⁾し、この抗体を用いたELISAキットの作成と標準物質を用いた測定特性の把握を行った。本法の繰り返し試験の精度(CV値)は室内精度8.4%、室間精度11.3%、検出下限値は100pg/mlであった。また、2,3,7-T3CDD、2,3,7,8-T4CDD、2,3,7,8-T4CDFの交差反応性は100%、2,3-D2CDD、2,7-D2CDD、1,2,3,7,8-P5CDD、1,2,3,4,7,8-H6CDD、1,2,3,4,6,7,8-H7CDD、O8CDDの交差反応性はそれぞれ、46%、1.7%、11%、0.3%、0.2%、0.1%以下であった。本法では毒性の少ない2,3,7-T3CDDを標準物質として用いる方法を提案している。

今後は、抽出、濃縮、クリーンアップの手法と組み合わせることにより、環境試料中のダイオキシン類の多量検体を簡便にかつ迅速に測定できるかどうかを、実試料を用いて行う。

2) 土壌試料等の環境試料に応用例のあるAhリセプターバインディングアッセイ及びELISAによる簡易分析をダイオキシン類の異性体構成と存在量が分かっている河川底質試料の測定に用い、ダイオキシン類の異性体構成と測定値の関係を調査している。今後は、公定法との相関が得られる試料前処理手法の改良・検討を行う。

3.2 精度管理手法の検討

河川水、河川底質試料が対象であるが、現在公表されている各種マニュアル(13種類)も参考となることから、これらのマニュアルの精度管理手法について整理した。

4. まとめ

本研究では、ELISAによる簡易分析法と精度管理手法について以下の結果を得た。

- 1) 河川底質ダイオキシン類対策にあたって必要となる簡易モニタリング技術の要件を整理した。
- 2) 新たに作成した抗体を用いたELISAは、抽出、濃縮、クリーンアップの手法と組み合わせることにより、環境試料中のダイオキシン類の多量検体を簡便にかつ迅速に測定出来る可能性がある。
- 3) 商品化されているAhリセプターバインディングアッセイ及びELISAによる簡易分析をダイオキシン類の異性体構成が分かっている河川底質試料の測定に用い、ダイオキシン類の異性体構成と測定値の関係を調査している。
- 4) 13種類の既存マニュアルの精度管理手法について整理した。

今後は、各種のダイオキシン類簡易分析法の利用可能性を時間、コスト、分析信頼性等の視点から公定法と比較検討するとともに精度管理手法のパターン化、システム化を行っていく予定である。

参考文献

- 1) 小平司、加藤郁夫、愈新民、矢内原昇、伊佐野隆、大石和之、川辺俊樹、田中宏明、小森行也、岡安祐司：「非意図的生成物質(ダイオキシン類)の簡易測定法の開発」、第38回環境工学フォーラム講演集、pp.136-138、2001.11

VII. 測量及び試験費による研究

1. 河川試料に適した原虫測定方法の開発

独立行政法人土木研究所 材料地盤研究グループリサイクル 上席研究員 鈴木 穰

研 究 員 北村 友一

1. はじめに

水系の微生物学的安全性を評価するためには、河川水中のクリプトスポリジウム¹の存在を確認することが重要である。特に、河川水が水道水源や親水として利用されている場合は、ヒトに対して重大な健康影響を及ぼす可能性がある。注意勧告などのクリプトスポリジウム対策を迅速に行うためには、河川水中のクリプトスポリジウムを常にモニタリングする必要があるが、クリプトスポリジウムの高感度測定方法は確立されていない。そこで、本研究では、河川水中のクリプトスポリジウムの濃縮、回収方法の検討と検出された原虫がクリプトスポリジウムであることを確定するための遺伝子検査方法を開発することを目的としている。

本年度は、河川水中のクリプトスポリジウムオーシストの濃縮法を検討した。

2. 実験方法

河川水中のオーシストの濃縮法をポリカーボネートフィルター法、カートリッジフィルター法、遠心浮遊法の3種類から検討した。濃縮液からのオーシストの回収は、免疫磁気ビーズ（DYNAL社製）法に統一し、各濃縮法は、添加回収実験から評価した。

2.1 ポリカーボネートフィルター法によるオーシストの添加回収実験の方法

河川水約1Lに約1000個のオーシストを添加し、ポリカーボネートフィルター（ワットマン製サイクロポアメンブレン：孔径2μm）でオーシストを捕捉濃縮した。その後、フィルターから超音波でオーシストを剥離し、免疫磁気ビーズ法によりオーシストを回収した。回収したオーシストは顕微鏡観察により計数し、オーシストの回収率を調べた。

2.2 カートリッジフィルター法によるオーシストの添加回収実験の方法

オーシストの濃縮にカートリッジフィルターを使用すると、大水量（20～100L）の河川水を短時間でろ過でき、本法はオーシスト濃度の低い河川水からのオーシストの濃縮に有効であると考えられる。そこで、オーシストの濃縮にカートリッジフィルターを使用した場合の、回収率を調査した。

カートリッジフィルターは、IDEXX社製のFilter Maxを使用した。河川水20Lにオーシストを700個程度添加し、ペリスタポンプを用いてカートリッジフィルターに加圧ろ過した。ろ過後、カートリッジフィルターからフィルターを取り外し、界面活性剤添加リン酸緩衝液（以下溶出液という）中にフィルターを浸透し、攪拌操作によりフィルターからオーシストを剥離させた。その後、溶出液中のオーシストを遠心分離（2500rpm、10分間、ブレーキ解除）により濃縮した。その後、免疫磁気ビーズ法によりオーシストを回収し、顕微鏡観察から回収されたオーシストの個数を計数し、回収率を算出した。

2.3 遠心浮遊法によるオーシストの添加回収実験の方法

遠心浮遊法によりどの程度オーシストが回収できるかを調査した。試験操作は次のとおりである。河川水4.2Lにオーシストを2000個程度添加し、この河川水を遠心分離（2500rpm、10分間、ブレーキ解除）し、沈査を残し、上澄み液を吸引除去した。沈査を50ml容量のチューブに移し、溶出液を加え試験管ミキサーを用いて攪拌し、沈査を十分に分散した。分散した沈査は、比重1.10のパーコール蔗糖液が入っているチューブに積層し、1050G、10分、ブレーキ解除の条件で遠心浮遊分離を行った。遠心浮遊分離終了後、チューブ

中の上澄み液および界面相の全量と界面下 5ml を別の 50ml チューブに移した。採取した試料に精製水を加え、50ml までメスアップし、試験管ミキサーにかけ攪拌し、その後、遠心分離（1050G、10 分、ブレーキ解除）を行い、沈査を残し、上澄み液を除去した。その後、免疫磁気ビーズ法によりオーシストを回収し、顕微鏡観察から回収されたオーシストの個数を計数した。

3. 実験結果

3.1 ポリカーボネートフィルター法によるオーシストの添加回収実験の結果

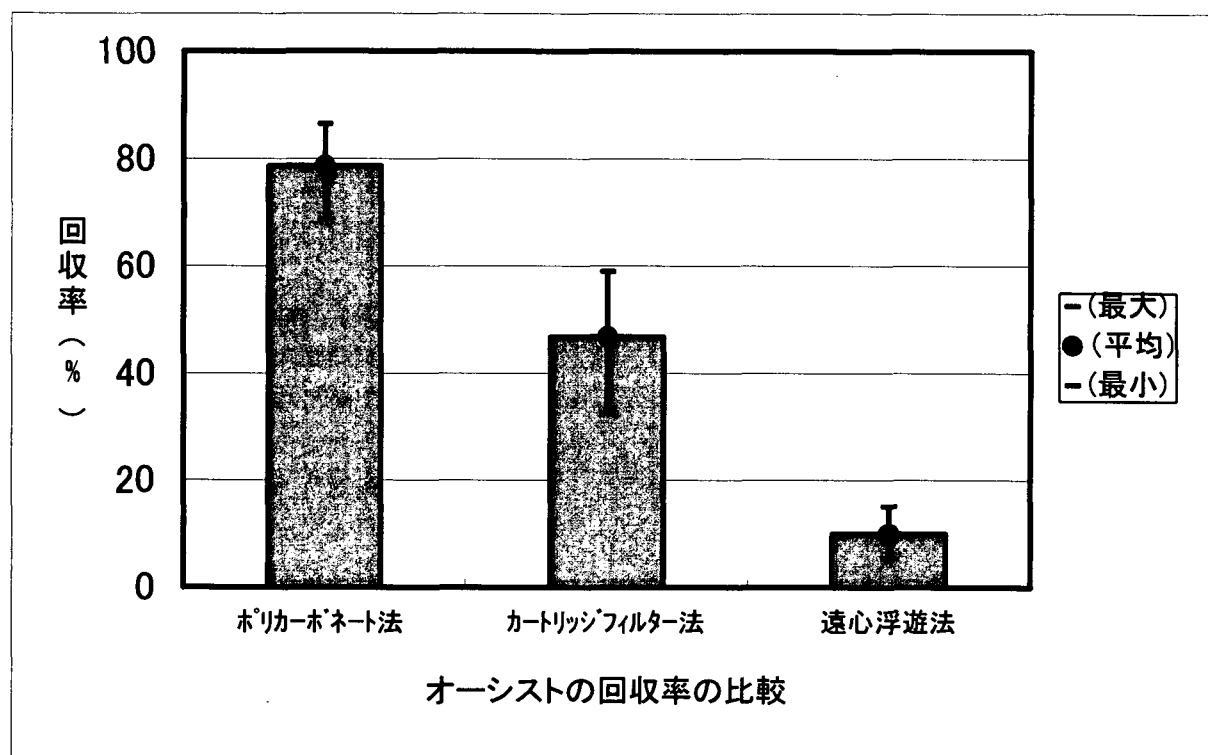
1 枚のポリカーボネートフィルターで 1000ml 程度の河川水をろ過することができた。本法のオーシストの回収率は 78.6% であった。ろ過水量を増加したい場合は、フィルターの使用枚数を増加することで対応可能である。

3.2 カートリッジフィルター法によるオーシストの添加回収実験の結果

カートリッジフィルター法は、1 個のフィルターで河川水 20L 以上ろ過することができた。オーシストの回収率は、46.7% であった。ろ過可能量が多いことから試料の夾雑物が多い場合や検水量が多い場合には適していると考えられる。

3.3 遠心浮遊法によるオーシストの添加回収実験の結果

本法のオーシストの回収率は 10.0% と低かった。本法は河川水中のオーシストの検出には適していないことがわかった。



4. まとめ

河川水からのオーシストの回収率をポリカーボネートフィルター法、カートリッジフィルター法、遠心浮遊法により比較した結果、ポリカーボネートフィルター法の回収率が 80% と最も高かった。このことから、ポリカーボネートフィルター法を河川水からのオーシストの濃縮法に採用した。来年度は、回収した原虫を同定するための遺伝子解析法の検討を行う。

2. 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査

水循環研究グループ水質チーム 上席研究員 田中 宏明
 研究員 玉本 博之
 交流研究員 宮本 宣博

1. はじめに

国土交通省ではいわゆる環境ホルモン問題に対して、河川における実態を把握することを目的に全国109の一級河川において環境ホルモン物質の実態調査を行っている。環境中には人間活動に由来する多くの化学物質が存在すると考えられるが、実態調査において測定対象としている化学物質の種類は限られたものであり、またこれらが複合的に作用した場合の生物影響については考慮されていない。

エストロゲン様活性を総合的に把握するための *In vitro* の方法としては、乳がん細胞を使用する方法¹⁾や遺伝子操作により測定する機構を組み込んだ酵母菌(組み換え酵母)を測定する方法^{2) 3)}等が報告されている。操作が簡易なこと、毒性物質に対する耐性が高いこと等の特徴から、組み換え酵母を用いた方法によってエストロゲン活性の前処理方法の検討、河川水への適応を検討してきた。13年度は全国一級河川においてエストロゲン様活性の測定を行い、全国一級河川におけるエストロゲン様活性の実態を整理した。

2. 調査方法

平成13年度に実施した国土交通省の河川における内分泌攪乱化学物質実態調査(秋期)の際に採取された106試料を用いた。河川水は固相抽出法により処理し、エストロゲン様物質を抽出した。操作フローを図-1に示す。

エストロゲン活性の測定に用いた酵母には、ヒトの女性ホルモン受容体合成遺伝子、エストロゲン様物質と結合し活性化した女性ホルモン受容体により酵素 β -ガラクトシダーゼを合成するプラスミド等が遺伝子操作により組み込まれており、試料のエストロゲン活性を酵素の生成量として測定することができる。測定は Sumpter らの方法³⁾を改良した矢古宇らの方法⁵⁾に従った。

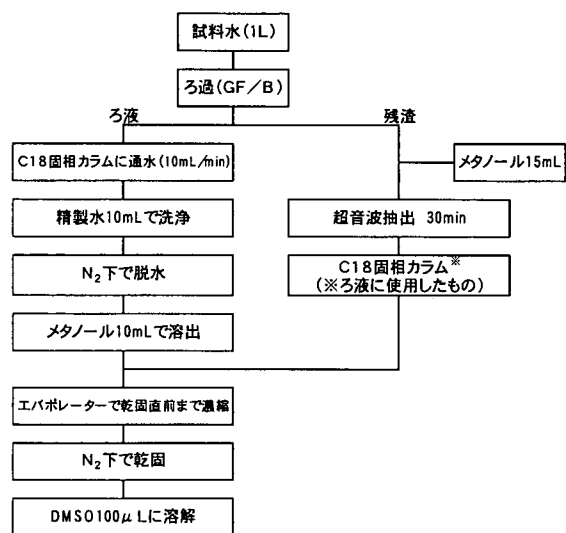


図-1 試料の前処理方法

3. 結果及び考察

全国一級河川106水系122地点でエストロゲン様活性の一斉調査を行い、類型毎のエストロゲン様活性の把握を行った。その分布状況を図-2に、類型別の基礎統計資料を表-1に示す。

この結果、類型がC、D、Eの水質汚濁の高い河川になるとエストロゲン様活性は高くなる傾向が確認されたが、A-B類型間、B-C類型間では類型の差(t-検定、有意水準5%)では確認できなかった。一方、A-C類型については有意な差(t-検定、有意水準5%)が確認されたが、明瞭な差とは言えないレベルであった。また本年の全地点の平均値は0.5ng/Lであり、平成11年、12年の平均値(H11:0.4ng/L, H12:0.8ng/L)とほぼ同じ結果であった。

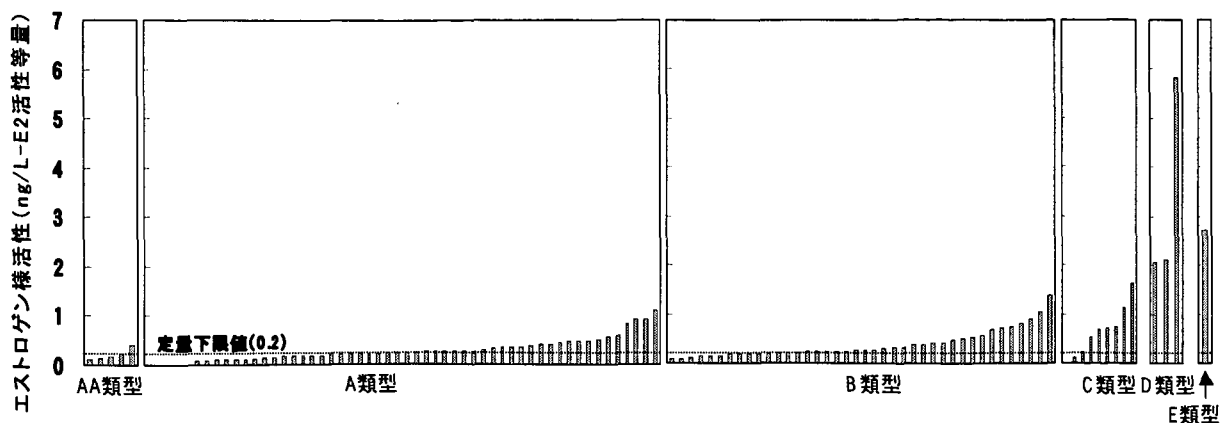


図-2 全国1級河川におけるエストロゲン様活性の類型別分布

表-1 類型別エストロゲン様活性の比較

	エストロゲン様活性(ng/L-E2活性等量)						全体
	AA	A	B	C	D	E	
試料数	5	54	40	9	3	1	112
最小値	0.2	0.2	0.2	0.2	2.1	-	0.2
最大値	0.4	1.1	1.4	1.7	5.8	-	5.8
平均値	0.2	0.3	0.4	0.7	3.3	2.7*	0.5
中央値	0.2	0.2	0.3	0.7	2.1	-	0.3

*:E類型は試料数が1検体のため平均値の欄に結果を示した。

エストロゲン様活性が高かった地点は、過去調査時における検出濃度も高く、定期的なエストロゲン活性の測定、原因物質の検討および生物影響の調査等を行う必要性が高いと考えられる。

本調査により、環境基準が最も高いA A類型に指定されている河川においても、定量下限以下のレベルではあるがエストロゲン様活性が検出されていることが確認された。このことは、都市排水の影響のほとんど考慮されない水域での、エストロゲン様物質の存在を示しており、国内一級河川に存在するエストロゲン様活性が、下水処

理水等の排水由来のものだけではなく、農地などに用いられている農薬等による可能性が示唆された。今後は、エストロゲン様活性の成分分析手法を組み合わせることで、遺伝子組み換え酵母法で検出されているエストロゲン様活性の特性と由来を確認していく必要があるものと考えられる。

<参考文献>

- 1) Soto,A.M. et al; The E-screen assay as a tool to identify estrogens:an update on estrogenic environmental pollutants, *Environmental Health Perspectives.*, Vol. 103, 113-122, 1995.
- 2) Sumpter, J.P et al; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol.15, No.3, 241-248, 1996.
- 3) 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.
- 4) 田中宏明, 高橋明宏, 矢古宇靖子, 東谷忠, 斉藤正義: 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査, 土木研究所資料 第3755号 平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集, 305-306, 2000.
- 5) 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下水中のエストロゲン活性の測定, 環境工学研究論文集, Vol.36, 199-204, 1999.

3. 底泥－水間の物質移動に関する調査

水質チーム 上席研究員 田中 宏明
研 究 員 佐々木 稔

1. はじめに

流域からの汚濁負荷の他に、底質からの汚染物質の溶出が水質改善の遅れの原因となっており、また、底質の改善の遅れが水質の他にも棲息する生物環境にも影響を与えている。効果的な底泥の対策を立てるため、また、将来の水質を予測するために、底質に含まれる栄養塩類等の汚染物質の変化機構を解明し、底泥が水質に与える影響を評価する手法の確立が求められている。本調査は対象物質として栄養塩類を中心とし、底泥からの溶出機構の解明、底泥からの溶出量推定のための試験法の提案、底泥が水質に与える影響の推定方法の提案を行うものである。

平成13年度は、試料として渡良瀬貯水池の底泥を採取、アクリル製カラム及びコニカルチューブを用いた嫌気条件での室内静置溶出試験を実施し、底泥直上水や間隙水中の栄養塩濃度の変化から、温度や試験容器内の底泥充填厚等の試験条件と溶出量の関係について調査を行った。

2. 調査の内容

2.1 採泥及び採取底泥の均質化

試験に用いた底泥は、栃木県下都賀郡の渡良瀬貯水池南ブロックのほぼ中心で、エクマンバージ型採泥器を用いて採取を行った。採取した底泥は現地で観測（結果は表－1）を行った後、保冷状態で速やかに持ち帰り試験に供した。

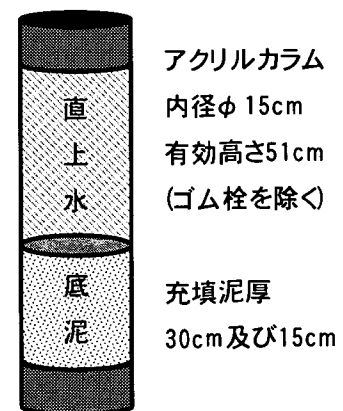
今回調査においては、複数容器に封入して条件を変えて試験を行うことから、底泥試料間の差異を極力減ずるために底泥試料の均質化操作を行った。均質化操作は50Lポリバケツにいた底泥試料を攪拌機を用いて混合攪拌、攪拌の後に2mmメッシュのふるいを通して固形夾雑物を取り除くという手順で行った。

表－1 採泥時の観測結果

水深	1.42m
底泥の温度	10.5℃
気温	13.6℃
色相	黒褐色
臭気	腐敗土臭

2.2 静置溶出による溶出速度試験

アクリルカラムは下側をゴム栓で塞ぎ、底泥を厚さ約30cm及び15cmとなるように3本ずつ計6本充填、直上水として窒素曝気によりほぼ無酸素状態とした蒸留水を壁面伝いに満水となるまで静かに注入、注入後に初期水質分析用の直上水を採取した後に、上側開口部をゴム栓で塞ぎ嫌気状態となるよう密閉、溶出試験に供した（図－1）。カラムは全て20℃恒温室内に静置し、3日後、7日後、14日後に泥厚の異なるカラムそれぞれ1本ずつを空け、直上水はサイホンを用いて底泥を巻き上げないように注意しながらほぼ全量を抜き取りGF/Bろ紙でろ過したものを分析試料とし、底泥は採水後に下面から採取、それぞれ分析を行った。底泥間隙水については、底泥試料を10,000rpmで10分間の遠心分離にかけた後、上澄み液をGF/Bろ紙でろ過したものを間



図－1 アクリルカラム

隙水試料とし、分析に供した。

直上水への各水質項目の溶出速度と充填した泥厚との関係を図-2～図-5に示す。泥厚を30cmとした場合の溶出速度と同15cmの場合の溶出結果にはカラム毎のバラツキがあり、有意な差はみられなかった。このバラツキが生じた原因は、試験中のカラムの目視観測から、底泥封入時のカラム内壁面への付着による誤差が生じたものと推察された。また、 $\text{NO}_x\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ との濃度の推移と試験期間中の気泡の発生状況より、カラム内で脱窒が起こり直上水中の窒素各態項目の濃度変化に影響を与えている可能性が推察された。

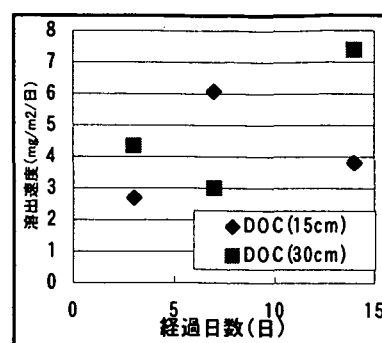


図-2 DOC溶出速度と泥厚

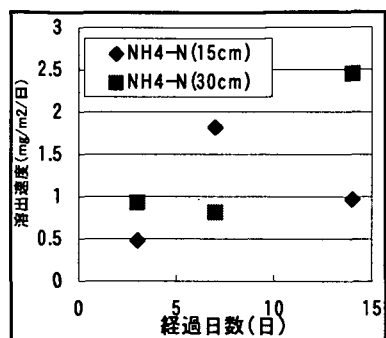


図-3 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度と泥厚

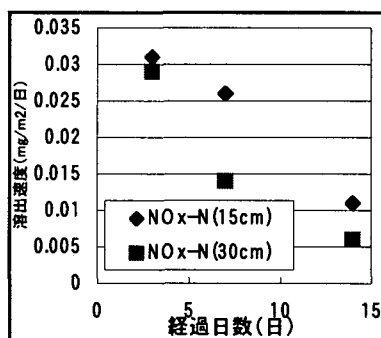


図-4 $\text{NO}_x\text{-N}$ 溶出速度と泥厚

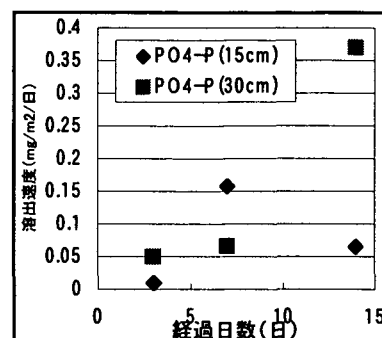


図-5 $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度と泥厚

2.3 間隙水中の栄養塩濃度変化に温度が与える影響

溶出試験に用いた同じ底泥試料を50gずつコニカルチューブに密封、10℃及び20℃の恒温室内で嫌気条件下の底泥間隙水中の栄養塩濃度変化を調べる試験を実施した。溶出試験同様に3日、7日、14日経過後の底泥間隙水の水質を分析した結果、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は14日後まで一貫して20℃条件で10℃条件のほぼ倍の溶出がみられた。 $\text{NO}_x\text{-N}$ は3日及び7日経過時点では20℃条件の溶出量が10℃条件より多かったが、14日経過時点では差はみられなかった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ に関しては濃度変化があまりみられず、日数、温度条件ともに溶出量との相関が明確には顕れなかった。

3. まとめ

平成13年度は、試料として渡良瀬貯水池の底泥を採取、アクリル製カラムやコニカルチューブを用いた室内溶出試験を実施し、底泥直上水や間隙水中の栄養塩濃度の変化を調査した。嫌気条件下で行った試験下での直上水の窒素濃度変動には、溶出だけでなく脱窒も影響を与えている可能性が推察された。また、試験容器内の充填泥厚に関しては、15cmと30cmで溶出速度に明確な差を観測することができなかった。

今後は、様々な試験条件での溶出試験を実施し、栄養塩類の溶出量推定に有効な試験条件を整理するとともに、センサー類による連続的なモニタリングを併用した溶出試験を実施することで、溶出機構を解明する必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 天野邦彦、李建華、木幡邦男、安田佳哉、鈴木宏幸、浅い貯水池における底泥からの栄養塩溶出の評価、土木学会第55回年次学術講演会講演概要集、第7部、pp.236-237、2000
- 2) Jianhua Li, K. Amano and Y. Yasuda, An experimental study of sediment resuspension effects on the phosphate release from sediment into water column., The 4th International Symposium on Sediment Quality Assessment, pp.104-106, 2000

4. 水生生態系から見た河川水質の評価に関する研究

水循環研究グループ水質チーム 上席研究員 田中 宏明
 研究員 玉本 博之
 交流研究員 宮本 宣博

1. はじめに

環境保全を目的とした下水道事業や河川整備が水生生態系に及ぼす影響は、河川水量等の物理的な要因については把握されているものの、水質等の質的な関係についての調査事例は少なくほとんど把握されていない。この理由として、従来の河川と水生生態系に関する知見は、河床材料、河床構造、及び河川水量等の物理的な要因について精力的におこなわれた研究に関するものであり、水質と水生生態系との関係については汚濁の進んだ河川で主に BOD との関係が過去に研究された程度となっていることが挙げられる。

この質的な関係の把握のためには、水質等の変動が激しい都市部の河川を調査対象河川に選定し、そこに生息している水生生物と水質との関係についての基礎的情報を収集する必要がある。本調査では、下水処理水等の河川への放流に伴いその上下流域で空間的な水質の分布差が明確に生じている多摩川水系多摩大橋付近に焦点を当て、都市河川の水質と水生生物との関係を把握することを試みた。これに合わせて、都市型河川の影響因子として、水質、有機物量、栄養塩類等を選定し、これに伴う付着藻類、底生生物等の量と多様性等との関連性についても調査を行うこととした。平成13年度は、平成12年度調査に引き続き、下水処理場からの放流水を含む排水が放流先河川に流入した際の、水質混合特性の把握を行った。

2. 調査地区の概況

多摩大橋地区は、多摩川を挟んで右岸側の八王子市、左岸側の昭島市に接した約 2600m の区間である。この地区の上流には羽村取水堰があり、多摩川から水道原水として東京都東村山浄水場などに取水している他、下流域については約 $2\text{m}^3/\text{s}$ の流量を水質浄化対策として放流している。多摩大橋地区に、さらに秋川の加わった流量が多摩川本川となりこの地区に到達している。

多摩大橋地区の特徴は、この地区の上流域には大規模な下水処理施設がなく、この地区で初めて下水処理場からの放流水が排水樋管を經由して多摩川本川に流入し、河川流量だけでなく栄養塩類等の河川水質も大きく変化している地点であることがあげられる。本調査区域における現地調査は9月、及び翌年2月に実施し、下水処理水が多摩川河川に合流した際の混合状況を水質測定結果から把握するとともに、河川水中の栄養塩類等がどの程度の変化しているかを把握することとした。

3. 調査地点及び調査項目

調査地点の概略図を図-1に示す。調査地点として今回6ヶ所を選定した。下水処理場（A 処理場）からの放流水を含む排水樋管の出口（St.2）、さらにこの流入に伴う多摩川本川の水質変化、混合状況を把握するため下流方向に4ヶ所の調査地点を設定した（St.3～St.6）。なお、St.3～St.6における本川合流点からの距離は、概ね 100m（St.3）、500m（St.4）、800m（St.5）、1400m（St.6）である。St.4の下流からは B 処理場からの放流水が排水樋管を經由して流入してくる。対照地点として、St.2より上流域の地点、St.1を設定した。

調査項目は、水深、流速（電磁流速計）の他に水質項目として、水温、pH、電気伝導度（現場測定）、CODMn、TOC、アン

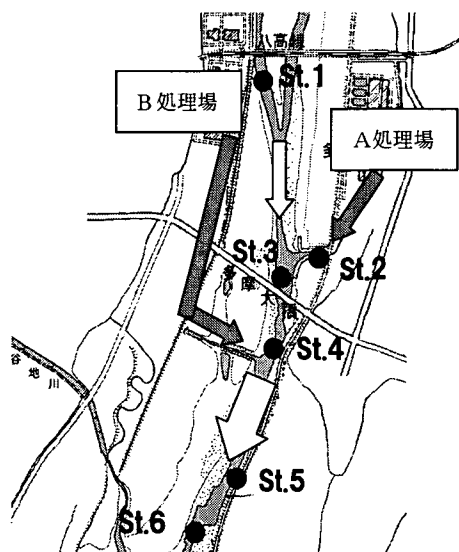


図-1 調査地点の概略図

モニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、オルトリン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) である。

4. 調査結果及び考察

4.1 各調査地点の混合状況

調査の結果、A 処理場の下水処理水は St.2 の排水樋管を経由して多摩川本川に流入しているが、St.2 からの排水は多摩川本川に流入後直ちに混合しているわけではなく、さらに下流の St.3 (St.2 から約 100m 下流) 及び St.4 (St.2 から約 500m 下流) においても、余り混合されない状態であることが、横断面の水質分布から分かった (図-2)。St.4 までは、水温、栄養塩類濃度、電気伝導度等、殆どの水質項目において下水処理場 (A 処理場) からの放流水流入側である左岸側の値が高く、右岸側と比較すると大きな差が生じていた。また、これらの左右岸の差は、河川の水温の低下する冬期に顕著であり左右岸の水塊は殆ど混合されない状態となるため、本川の中央部付近で急激な栄養塩類濃度、電気伝導度等の濃度勾配を形成していた。この勾配は、流況や水温によって大きく異なっていることも確認された。

この St.4 よりもさらに約 900m 下流の St.6 (St.2 から約 1400m 下流) では、栄養塩類、電気伝導度は概ね横断方向に見ても左右岸に差はなく均一に混合していることが確認できた。このことから、多摩大橋付近にある 2 つの下水処理場 (A、B 処理場) の放流水はこの St.6 地点で多摩川本川と十分混合しているものと判断できた。

4.2 混合特性の把握

詳細に水質測定結果を見ると測定項目によっては、St.2 で見られたパターンとは異なる濃度勾配が生じていることが確認できた。St.6 (St.2 から約 1400m 下流) では、9 月調査の右岸側、2 月調査時では左岸側でアンモニア性窒素が横断的に見ると高い傾向であった。9 月調査時に右岸側のアンモニア性窒素が高くなっているケースでは、排水樋管を経由して流入する B 処理場の放流水が右岸側上流から流入していることが要因と考えられた。

また St.6 の左岸側では、2 月にアンモニア性窒素が高くなったケースが見られた。これは排水量が少ないものの、St.6 の直上流地点にある排水樋管の影響であると考えられた。これらの結果は、排水量の少ない樋管からの流入負荷によっても、測定している水質項目によってはその下流地点で影響を受け、左右岸で濃度勾配が確認されるケースがあることを示唆している。

今回の調査で明らかになった点としては、都市排水が河川に流入した場合、均一化されるまでにかなりの距離が必要であることであり、その混合状況は流況や季節によって大きく変化することが今回の調査結果から確認された。

＜本研究の一部は、河川生態学術研究会の総合的な調査研究の一環として実施されたものである。＞

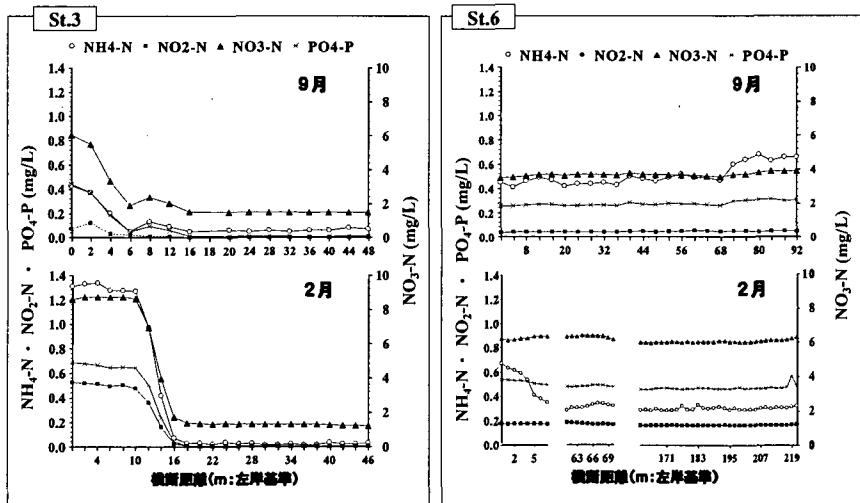


図-2 St.3、St.6地点における各態窒素・リンの横断分布

表-1 St.1, St.2, St.4, St.5地点における各態窒素・リンの調査結果

	St.1		St.2		St.4		St.5	
	9月	2月	9月	2月	9月	2月	9月	2月
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.07	0.03	2.27	1.43	3.44	0.32	0.68	5.02
$\text{NO}_2\text{-N}$	<0.01	<0.01	0.10	0.32	0.17	0.08	0.02	0.01
$\text{NO}_3\text{-N}$	1.52	1.31	7.27	7.69	8.75	15.07	1.61	0.18
$\text{PO}_4\text{-P}$	0.01	0.01	0.74	0.61	1.53	1.59	0.20	1.09

5. 水環境の評価に関する調査

水循環研究グループ水質チーム 上席研究員 田中 宏明
研 究 員 玉本 博之
交流研究員 宮本 宣博

1. はじめに

河川の流域から都市排水や農業排水等が河川へ流入するに伴い、排水中の内分泌攪乱化学物質によるヒトや生態系への影響が懸念されている。特に、河川水中に存在するこれらの化学物質が魚類等の水生生物に及ぼす影響の把握が求められている。

平成10年度から国土交通省（旧建設省）が実施した内分泌攪乱化学物質に関する魚類実態調査の結果では¹⁾⁴⁾、ピテロジェニン（VTG；雌特異的な卵黄タンパク前駆物質）を合成している雄コイが河川に生息していることが確認されたため、河川のエストロゲン様物質によって魚類の雌性化が生じているものと考えられた。しかし、コイは履歴（養殖魚の放流）や移動性、体内での生理的な反応など不明確な要素が残されているため、雌性化を引き起こした影響要因の把握には至っていない。

河川における魚類の雌性化についてその要因を特定するには、①河川において魚類曝露試験を行い雌性化が発生するか否かを判定する、②雌性化を発生させた河川水を詳細に調べて原因物質を特定する、さらに③その疑わしい物質を用いた室内での魚類曝露試験を実施して最小作用濃度を明らかにすることが必要である。とくに河川での魚類曝露試験では、性状変化のない新鮮な河川水を用いることが必要となる。

そこで本試験では、水質自動監視所を活用して新鮮な河川水を用いる魚類試験装置の検討を行い、魚類試験を実施した。また、この試験結果から魚類曝露試験法を確立するための課題を抽出した。

2. 方法

2.1 試験実施場所

新鮮な河川水を手で入手できる施設として、河川水質自動監視所が考えられた。自動監視所では、大型ポンプで河川水を汲み上げ水質自動測定装置に通水している。この河川水を分岐して魚類曝露水槽に導水することで、新鮮な河川水を用いた流水式の試験が可能と考えられた。

2.2 試験対象魚

本試験では、土木研究所水質チームが継代飼育しているd-rR系メダカを用いることとした。メダカは卵発生の日目から性分化が始まるので、雌性化に関する研究では卵から曝露することが重要であり、卵から性成熟まで（およそ3ヶ月）を試験期間と設定した。

2.3 生物指標

魚類の雌性化を判定する指標（バイオマーカー）として、この分野の一般的な研究では雄魚のピテロジェニン（VTG）が用いられている。VTGはエストロゲン（雌性ホルモン）あるいはエストロゲン様物質が肝臓のエストロゲン受容体に結合することによって肝臓で合成される卵黄タンパク前駆物質であり、雌では卵黄に蓄積されるが、雄では血中に滞留する⁵⁾。本試験でも雄メダカのVTGを影響指標とし⁶⁾、この測定はメダカVTG-ELISAキットを用いることとした。

2.4 河川水のエストロゲン濃度

メダカの雌性化を引き起こす可能性のある物質として、天然エストロゲン及びエストロゲン様化学物質があげられる。本試験では、前者のうち17β-エストラジオール(E2)、エストロン(E1)を、後者のうちノニルフェノール(NP)、ノニルフェノールエトキシレート(NPnEO)、ノニルフェノキシ酢酸(NPnEC)を対象とし

て、河川水に含まれるこれらの濃度を明らかにすることとした。さらに、エストロゲン様作用の総合的な強度を確認するため、Sumpter株⁷⁾を用いた組換え酵母法によるエストロゲン様活性を測定することとした。

2.5 魚類曝露試験の試験条件

一般に、魚類曝露試験では水温、流量、光周期（日長）、餌などの試験条件を制御することによって、水質による魚類への影響を判断することが可能であり、河川水の影響をみる場合にも、試験条件の制御可能な曝露装置が必要となる。一方、河川における生息環境を反映させた試験を実施することも可能である。

本試験では、餌は河川水とともに供給される藻類を用い、さらに、夏期の試験であるため水温の調節は行わないなど、当該監視所付近の河川の状況が反映される試験とした。

試験条件を表-1に示す。

表-1 河川水質自動監視所でのメダカ曝露試験 条件一覧

試験魚	d-rR系メダカ
試験個体数	100卵／区 ・5つの腰高シャーレに20卵ずつ入れ、水槽に静置する。
試験期間	胚体形成（受精後24時間）から性成熟まで ・メダカの性分化は受精後約4日から始まり、孵化後約2週間で完了するため、胚発生期から試験する。
試験水	河川水、流水式
流量	孵化後2週間まで：0.6L/min（10mL/s） これ以後：2.4L/min（40mL/s）
試験温度	室温26℃
日長条件	16時間－明、8時間－暗
餌	河川水とともに流入する藻類

2.6 曝露水槽

メダカを曝露する水槽は、市販の現場設置型ガラス水槽を利用することとした。水槽の概要を図-1に、また写真を写真-1に示す。

水槽のサイズは、縦400mm、横250mm、深さ200mmであり、有効水深140mmであることから、容積は20Lである。河川水はステンレスメッシュで砂泥を除去し曝露水槽へ供給した。

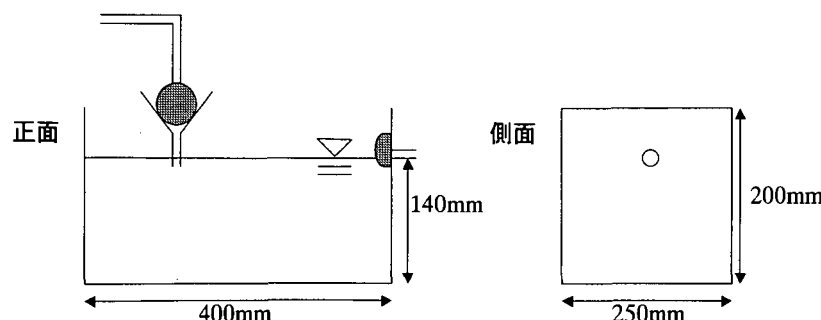


図-1 メダカ曝露水槽 模式図

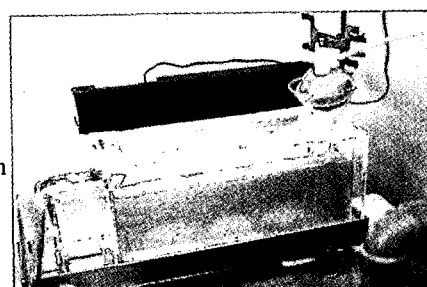


写真-1 メダカ曝露水槽

3. 試験結果及び考察

平成13年夏期にメダカ曝露試験を実施した。その結果、卵の孵化率は70%であり、稚魚は若干死亡する個体があったものの曝露試験を継続することができた。しかし、餌の供給が止まったため、3ヶ月の曝露飼育で体長10～22mmであり、成長は遅い傾向がみられた。

試験結果の一覧を表-2に示す。

VTGを測定した結果、雄のVTG生成は確認できなかった。雌のVTG生成も3個体で確認されたのみであり、性成熟に至るまでにはなお時間が必要であると考えられた。全国の河川実態調査の水質データ^{1~4)}を参考に今回の水質測定結果をみると、この河川水のエストロゲン様作用は高いとは考えられなかった。

表-2 メダカ曝露試験結果 一覧表

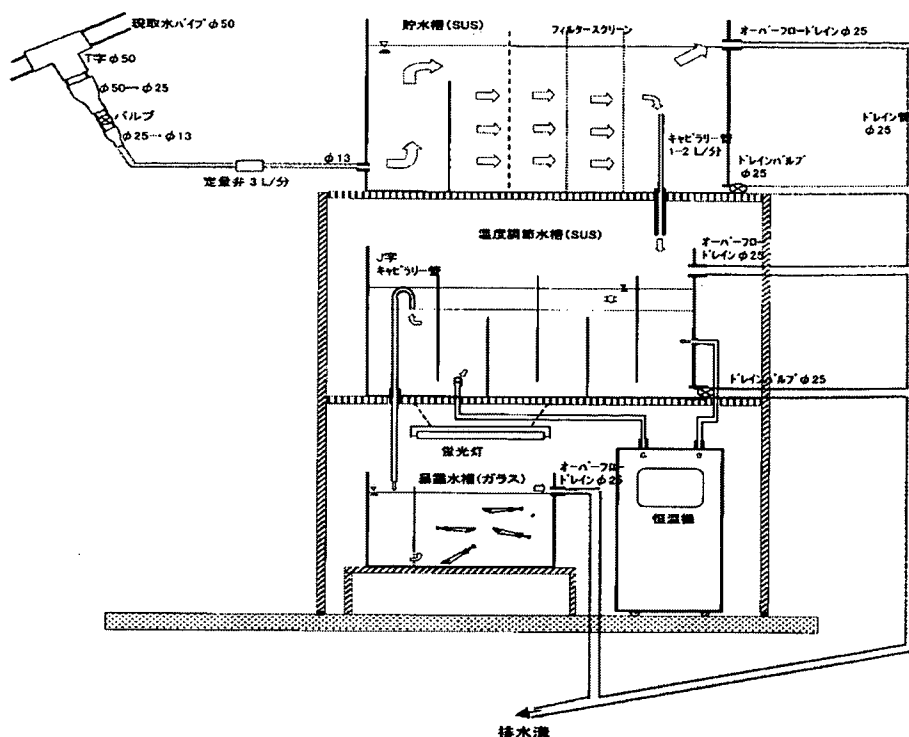
メダカ曝露試験結果			
最終個体数	雄21匹、雌20匹、不明3匹（3ヶ月経過後）		
VTG測定結果	<0.4 μ g/g-wet：雄21匹、雌17匹、不明3匹 0.4～1.0 μ g/g-wet：雌2匹 1.0～10.0 μ g/g-wet：雌1匹		
水質試験結果（ μ g/L）	7月第1週	8月第1週	9月第1週
17 β -エストラジオール(E2)	<0.00001	<0.00001	—
エストロン	0.00013	0.00025	—
ノルフェノール	0.07	0.06	0.17
ノルフェノールエキスレート	0.51	0.18	0.91
ノルフェノキシ酢酸	2.67	0.66	2.18
エストロゲン様活性(E2活性等量)	0.00023	0.00017	0.00071

4. 魚類曝露試験を確立するための課題

本試験の結果、魚類曝露試験を確立するため下記のとおり課題を抽出した⁸⁾。

- (1) 監視所によって取水状況（ポンプ稼動時間帯、取水量）が異なっていた。また、水位低下などによってポンプが停止し、取水が行われない場合があった。このため、どのような取水状況にも対応できる魚類試験装置を設計する必要があると考えられた。
- (2) 河川水とともに流入する砂泥が予想以上に多く、これが目詰まりの原因となった。砂泥の除去方法に工夫を要すると考えられた。
- (3) 予備通水では藻類の過剰供給が確認されたため、今回の試験では、この流入を抑えつつ一部を餌にすることとした。しかし、試験開始後はまったく藻類が供給されなかったため、メダカを順調に飼育することが不可能であった。今後の試験では、試験条件として餌を明確に定め、その種類や給餌量を規定する必要があると考えられた。
- (4) 本試験では水温や餌を規定せず河川の状況を反映させる試験とした。今後はこれらの条件を含めすべての曝露条件を統一し、水質自動監視所間で試験結果の比較検討が可能となるように試験法を確立すべきと考えられた。

また、これらの課題をもとに新たな魚類曝露試験装置を考案した。この曝露装置は3つの水槽から成り立っており、第1槽で砂泥の除去、第2槽で水温調節を行い、第3槽のメダカ曝露槽へと導水するものである。



図一２ 改良型メダカ曝露試験水槽

<謝 辞>

メダカを用いた環境ホルモンの現場モニタリング及び評価手法の検討に関して、前国土交通省土木研究所水質研究室重点研究支援協力員 東谷忠氏に多大な技術協力を得ました。また、水質自動監視所を活用した河川水の魚類試験装置の検討に関しては、共同研究として、近畿地方整備局近畿技術事務所による試験実施監視所の管理及び水質測定に関して協力を得ました。ここに記して感謝の意を表します。

<参考文献>

- 1) 建設省：「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」について、
http://www.mlit.go.jp/river/press/9901_06/990330.html,1999
- 2) 建設省：平成11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(春期・夏期調査)について、
http://www.mlit.go.jp/river/press/9907_12/991119part2.html,1999
- 3) 建設省：平成11年度水環境における内分泌かく乱物質及びダイオキシン類に関する実態調査結果について、
http://www.mlit.go.jp/river/press/200007_12/000721bindex.html,2000
- 4) 国土交通省：平成12年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査結果について、
http://www.mlit.go.jp/river/press/200107_12/010724b/010724.html,2001
- 5) 岩松鷹司：メダカ学全書、大学教育出版、1997年
- 6) 環境庁：内分泌攪乱化学物質メダカ試験国際シンポジウム要旨集、2000年3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下水中のエストロゲン活性の測定、環境工学研究論文集、Vol.36, pp199-204, (1999)
- 8) 東谷忠、玉本博之、宮本宣博、田中宏明、田村くに江：河川水質自動観測所を利用したメダカ曝露試験法の検討、日本内分泌攪乱化学物質学会 第4回研究発表会要旨集 p237、2001年12月

付 録

付録1. 平成13年度下水道関係刊行報告書一覧

都市雨水の水質特性と利用効果に関する調査報告書

国総研資料 第15号

松原 誠 *

井上 弥九郎 **

榊原 隆 ***

山下 洋正 ****

要旨

本調査では、近年導入が進みつつある雨水利用を目的としたオンサイト雨水貯留施設を対象として、これまで十分に明らかにされていない以下の3点について検討を行った。

- 1) 既存雨水利用施設における問題点等を把握するための実態調査
- 2) 屋根雨水が雨水利用に適した水質であることを担保するための水質特性調査
- 3) 雨水利用を実施することによる利水効果、浸水防除効果、合流改善効果について、都市全体の効果として捉え、これらを定量的に把握するための検討

キーワード：雨水利用、雨水水質、屋根雨水、流出抑制、合流改善、オンサイト雨水貯留

* 下水道研究部下水道研究室主任研究官 ** 日本下水道事業団東京支社技術指導課長（前 下水道研究室室長）

*** 日本下水道事業団工務部工務課長（前 下水道研究室主任研究員） **** 下水道研究部下水処理研究室研究官（前 下水道研究室研究員）

污水管きよへの雨天時侵入水に関する調査報告書

国総研資料 第26号 2002年1月

檜物 良一 *

森 一夫 **

豊田 忠宏 ***

井上 弥九郎 ****

森田 弘昭 *****

要旨

分流式下水道の污水管への雨天時侵入水について「実態把握」「特性把握」「評価手法の確立」を目指し以下の3点について、調査、検討を行った。

- ①全国の下水道施設における雨天時侵入水の状況を把握するためのアンケート調査
- ②流量データと降雨データを用いた雨天時侵入水定量と特性分析
- ③流出解析モデルを用いた雨天時侵入水の解析

キーワード：雨天時侵入水、SSO、分流式下水道、流出解析モデル

* 大阪府東部流域下水道事務所建設課主査（下水道研究室主任研究員） ** 下水道研究部下水道研究室研究官

*** 下水道研究部下水道研究室 **** 下水道事業団東京支社技術指導課長（前 下水道研究室室長）

***** 下水道研究部下水道研究室長

付録.2 国土技術政策総合研究所における平成14年度下水道関係調査研究

担当研究室名	調査研究課題名	期間 (年度)
下水道研究部		
下水道研究室 分担:下水処理研究室	1. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究	13-16
	2. 厨芥の管渠内流送特性に関する研究	14-16
	3. 生ごみ等有機系廃棄物最適処理による環境負荷低減技術に関する研究	14-16
分担:下水処理研究室	4. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査	12-15
	5. 管路施設の維持管理基準に関する調査	13-15
	6. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査	13-15
	7. 社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査	14-17
	8. 自然共生型国土基盤整備技術の開発	14-16
下水処理研究室	9. 微生物群制御による内分泌攪乱物質の分解手法に関する研究	13-15
	10. 下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究	14-16
	11. 生態系の観点から見た下水再生システムのあり方に関する研究	13-17
	12. 下水道施設を活用したCH ₄ 、N ₂ Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及	12-14
	13. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査	12-15
	14. 下水道システムのLCA評価に関する調査	13-15
	15. 下水高度処理の評価手法に関する調査	14-16
	16. 下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査	14-16
	17. 水環境再生技術の開発	14-16
危機管理技術研究センター		
水害研究室	18. 都市域における流出・氾濫モデルの開発に関する調査	14-17
総合技術政策研究センター		
建設システム課	19. 下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査	14-16

付録.3 独立行政法人土木研究所における平成14年度下水道関係調査研究

担当研究グループ名 (チーム名)	調 査 研 究 課 題 名	期間 (年度)
材料地盤研究グループ (リサイクル)	1. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究 2. 下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究 3. 草木廃材の緑化資材として有効利用技術に関する研究 4. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究 5. 下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査 6. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程および土壌環境中での挙動に関する調査 7. 下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査 8. 底泥の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究 9. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究 10. 河川試料に適した原虫測定法の開発	11-17 14-17 15-17 13-15 12-15 14-17 14-17 14-17 12-14 13-14
水循環研究グループ (水質チーム)	11. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究 12. バイオアッセイによるエストロゲン様物質の指標に関する研究 13. 遺伝子解析手法を用いた環境ストレスの検出技術に関する基礎的研究 14. 都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究 15. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査 16. 下水道による水環境への影響に関する調査 17. 河川水質調査方法の体系化に関する調査 18. 簡易な分析手法と精度管理手法の開発 19. 水生生態系からみた河川水質の評価に関する調査 20. 底泥－水間の物質異動に関する調査	13-17 13-17 14-18 14-17 13-17 13-17 12-14 12-14 12-17 12-17
技術推進本部 (施工技術)	21. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査	13-15
材料地盤研究グループ (新材料)	22. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査	13-
材料地盤研究グループ (土質)	23. 更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査	13-

.....

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of N I L I M

N o . 64 December 2002

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

(住所)茨城県つくば市大字旭 1

.....

本資料の転載・複写の問い合わせは

〒305-0804 茨城県つくば市旭1番地

企画部研究評価・推進課 TEL 029-864-2675