ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第3030号

土木研究所資料

平成２年度下水道関係調査研究
年次報告書集

平成３年10月

建設省土木研究所

「Copyright© (1991) by P.W.R.I.

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

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

土木研究所資料
第3030号　1991年10月

平成2年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部	下水道研究室	三次処理研究室
	汚泥研究室	水質研究室
企画部	システム課	
河川部	総合治水研究室	
道路部	緑化研究室	
機械施工部	施工研究室	
	土質研究室	
地震防災部	振動研究室	

要　旨

本報告書集は，平成2年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全29編250ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化，

序　文

本報告書は，平成２年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果をとりまとめたものである。

土木研究所における下水道関係の調査研究は，試験研究費，下水道事業調査費，河川事業調査費，及び環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費，地球環境研究総合推進費によって実施されている。

平成２年度における新規課題は，①下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究（地球環境研究総合推進費），②下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する研究(下水道事業調査費)，③下水汚泥のエネルギー利用に関する調査（下水道事業調査費），④焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査（下水道事業調査費），⑤下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査（下水道事業調査費），⑥下水汚泥の施用方法に関する調査（下水道事業調査費），⑦都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査（下水道事業調査費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成２年度に終了した課題には，①下水処理水の消毒および滅菌に関する研究（試験研究費），②流水中の窒素収支に関する基礎的研究（試験研究費），③下水道による住環境の改善に関する調査（下水道事業調査費），④地域特性に応じた処理方法の選定に関する調査（下水道事業調査費），⑤水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査（下水道事業費調査費），⑥小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査（下水道事業調査費），⑦下水汚泥の燃料化に関する調査（下水道事業調査費），⑧閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査（下水道事業調査費），⑨下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査（下水道事業調査費），⑩下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査（下水道事業調査費），⑪異常水質時の緊急対策に関する調査（河川事業調査費）があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査（下水道事業調査費），②し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査（下水道事業調査費），③下水汚泥の資源化技術に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），④浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査（下水道事業調査費）など，すでに成果を活用できる域に達しているものもある。

今後，下水道事業を円滑に進めていく上で技術上の問題は少なくない。なかでも，①中小都市に適した技術の開発，②処理水質の向上に対する要望の多様化への対応，③雨水排除の安全度の向上技術，④下水ならびに汚泥の処理における省資源・省エネルギー対策，⑤処理水と汚泥資源の有効利用技術，⑥管路施設の効率的整備手法の確立，⑦老

朽化した施設の改築技術の確立等はここ数年にわたる重要な課題である。

こうした行政上のニーズに対応した調査・研究を進めるとともに，下水道と公共用水域の水質汚濁防止の基本問題を常に念頭においた研究姿勢を保っていきたいと考えている。

最後に，平成２年度の調査・研究を実施するにあたって種々御援助頂いた各位に深甚なる感謝の意を表するとともに，この報告書が，実務の中で積極的に活用されることを願うものである。

平成３年10月

下水道部長　安 中 徳 二

目　次

序　文

概要約集 …… 1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 ……（下水道研究室） …… 31
2. 下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究 ……（三次処理研究室） …… 37
3. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 ……（汚泥研究室） …… 43
4. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 ……（水質研究室） …… 49

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 ……（三次処理研究室） …… 55
2. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 ……（汚泥研究室） …… 61

Ⅲ　地球環境研究総合推進費による研究

1. 下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の
   解明に関する研究 ……（新下水処理研究官・汚泥研究室） …… 85

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 ……（水質研究室） …… 91
2. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 ……（下水道研究室） …… 99
3. 閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の
   効果評価に関する調査 ……（水質研究室） …… 109
4. 下水道による住環境の改善に関する調査 ……（下水道研究室） …… 117
5. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 ……（下水道研究室） …… 125
6. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査 ……（三次処理研究室） …… 131
7. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 ……（三次処理研究室） …… 141
8. 固定化微生物を用いた高度処理プロセスの
   実用化に関する調査 ……（三次処理研究室） …… 151
9. 下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査 ……（三次処理研究室） …… 163
10. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査 …（水質研究室） …… 169
11. 下水汚泥の燃料化に関する調査 ……（汚泥研究室） …… 177
12. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 ……（汚泥研究室） …… 191
13. 焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査 ……（汚泥研究室） …… 199

14. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査 …… (下水道研究室) …… 215
15. 小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査 … (汚泥研究室) …… 225

V 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道に関するデータベースネットワークシステム
の開発調査 …… (システム課) …… 237
2. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査 …… (施工研究室) …… 243
3. 下水道管渠の作用土圧に関する調査 …… (土質研究室) …… 249
4. 下水道施設に対する地盤液状化の影響及び
対策に関する調査 …… (振動研究室) …… 255
5. 都市雨水流出抑制施設等の
浸水被害防止効果に関する調査 …… (総合治水研究室) …… 261
6. 下水汚泥の施用方法に関する調査 …… (緑化研究室) …… 269

VI 河川事業調査費による研究

1. 異常水質時の緊急対策に関する調査 …… (水質研究室) …… 275

付 録

平成2年度 下水道関係刊行報告書一覧 …… 281
平成3年度 下水道関係調査研究課題表 …… 284

概　要　約　集

下水中での硫化水素の生成に関する研究		本文31ページ	平成２年度
全体計画	試験研究費　平成元～４年度	下水道研究室	

（目　的）

近年，硫化水素による下水管渠，特に圧送管の出口付近，下水処理場の最初沈殿池のトラフ付近や汚泥処理施設の腐食が問題となってきている。硫化水素がこれらの腐食に深く関与しており，腐食以外も悪臭などの問題を引き起こす原因となっている。

本研究ではこれらの最近の特性を明らかにするとともに，腐食現場においても調査を行い下水管渠での挙動を把握し，下水道施設の腐食防止に資するものである。

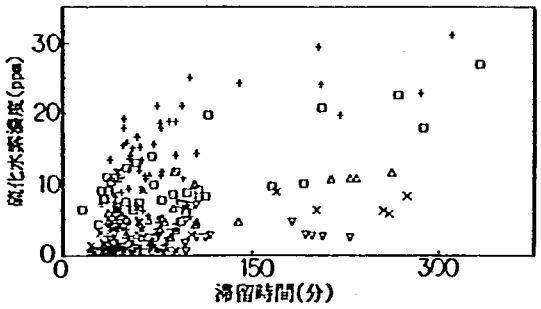
（結　果）

通年調査の結果，圧送管内の硫化水素生成量は吐出側マンホール内気相中硫化水素濃度を指標として，水温と滞留時間に影響され，特に水温の影響が大きいことが分かった（図－１）。

低水温期の現地調査の結果，圧送管内の滞留時間により硫化物生成の有無が明確に現れることがあった。このときの吐出水中の硫酸塩還元細菌数は10^3 ～10^4 個／$m\ell$のオーダーで吐出時間による差はなく，酸発酵の進行程度に起因するORPと基質となる有機酸生成量の相違が硫酸塩還元細菌活性に影響を及ぼしているものと考えられる（図－2)。

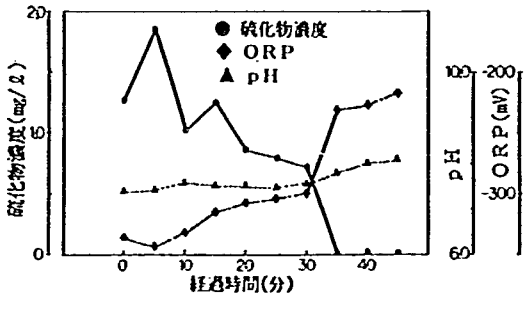
室内実験の結果，硫化物生成速度は，下水中の硫酸塩還元細菌による反応では撹拌条件による違いがないことがわかった。

室内実験よりも現地調査による硫化物生成速度の方が早いので，圧送管内における硫化物の生成は下水中に存在する硫酸塩還元細菌よりも管内スライムあるいは管内堆積物に生息する硫酸塩還元細菌によるものが卓越していると考えられる。



＋8月　□9月　△10月　×11月　▽12月

図－１　管内滞留時間と硫化水素濃度の関係



図－２　硫化物濃度，pH及びORPの経時変化

研究担当者：宮原　茂，笹部　薫，櫻井　真一

キーワード	管渠，腐食，硫化水素，硫酸塩還元菌

下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究		本文37ページ	平成２年度
全体計画	試験研究費　昭和63～平成２年度	三次処理研究室	

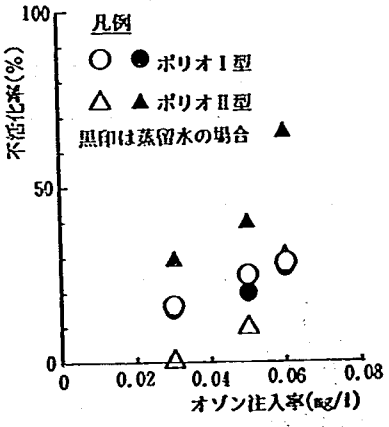
（目　的）

昨今の水資源の逼迫と需要の中で比較的近い将来に地域によっては水需給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合に，定常的にかつ容易に確保できる水資源として，下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。本調査は下水処理水を直接再利用する場合の重要な技術問題の一つである下水処理水の衛生学的安全性向上について塩素に代わる消毒・滅菌法とその効果の指標を明らかにするために実施している。平成二年度は代替消毒法としてのオゾン殺菌と紫外線照射法についてウイルス等の耐性を中心にその効果を検討した。その他に，下水中のウイルスの添加・回収試験を行い，ウイルス濃縮の効率等について検討した。

（結　果）

(1) 紫外線によるウイルスの不活性化実験を，ポリオウイルスⅠ，Ⅱ型及び，アデノウイルスⅢ型を対象として行った。その結果，これら３種のウイルスの紫外線に対する耐性は強く，最も耐性の小さいものでも90％不活化に要する紫外線照射量は細菌類の中では最も耐性の大きかった腸球菌群の値の２～３倍を示し，大腸菌ファージと同程度以上の紫外線消毒耐性を示した。

(2) (1)と同様の不活化実験を，オゾン消毒及び塩素消毒についても実施した．試験に供したウイルスの中では，蒸留水中に分散させた場合のポリオⅠ型ウイルスが最も大きい耐塩素性を示し，有効塩素濃度１㎎／ℓで1分間接触させた場合の不活化率は，約40％であった。また，30秒間のオゾン消毒でもポリオⅠ型ウイルスがより大きい耐性を示し，注入率0.06㎎／ℓで不活化率は約25％に過ぎなかった（図参照）。



(3) 下水処理場流入水，二次処理水及び放流水にポリオウイルスを添加・分散し，ゼータプラスフィルターを用いて捕集して，回収・分離操作による損失割合を検討した。その結果，回収率は13～62％であった。特に放流水では回収率が低く13～14％であり，濃縮・分離方法について，更に検討を加えて行く必要があるものと考えられた。

研究担当者：高橋　正宏，小越真佐司，奥井　　淳

キーワード	下水処理水，再利用，消毒，オゾン，紫外線，塩素，ウイルス，回収率

発生下水汚泥の質と量に関する研究		本文43ページ	平成２年度
全体計画	試験研究費　昭和62～平成３年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の有効利用は，①コンポスト化等の緑農地利用と，②焼却灰や溶融スラグ等を建設資材として利用しているが，いずれも，汚泥中に含まれる重金属の種類と含有量が製品の良否に大きな影響を与えている。今後，下水汚泥の有効利用を一層促進するためには，汚泥中の重金属等の調整が必要と考えられる。従って，本研究では汚泥中の重金属等の調整を行うときに必要とする基礎資料を得るために実施している。平成２年度は，前年度に引き続き，米国のStoverらの方法で，各種汚泥中の重金属の形態別含有量を調査した。

（結　果）

調査対象は，H下水処理場の余剰汚泥をベースとして，1）脱水剤添加による重金属の各形態への影響。2）乾燥汚泥の緑農地利用を想定して，上記1）の各種汚泥を風乾し，乾燥処理による各形態への影響を調査した。

その結果は以下の通りである。

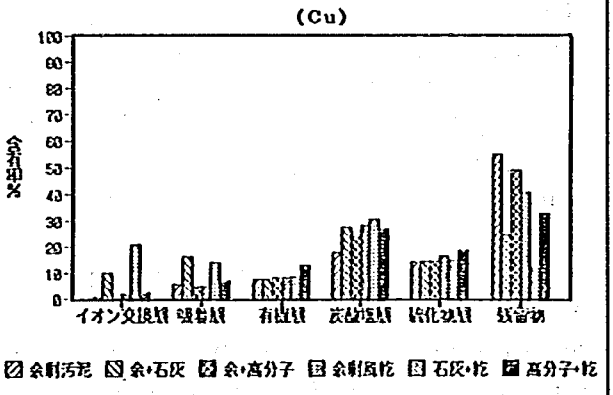
①汚泥中で，イオン交換態として多く存在している元素はCa,Mgである。重金属元素は極めて少なく，炭酸塩態，硫化物態，残留物，有機塩態等で占められている。

②脱水剤の影響は，高分子系は各金属元素の形態には殆ど影響を与えないが，石灰系では，Cu（図－1）とNi（図－2）のイオン交換態を増加させる傾向があり，前年度の調査結果と一致していた。

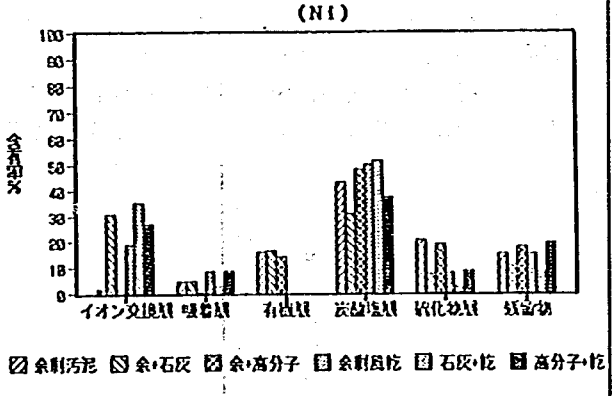
③風乾処理はNi（図－2），Ca,Mgのイオン交換態を増加させる傾向があったが，Cuは変化がなくNiとCuの挙動は異なっていた。

④消化処理汚泥中の各金属元素の形態は，脱水剤や風乾乾燥の影響は余り受けず，安定化している傾向があった。

図－１　H処理場余剰汚泥の各形態の含有率



図－２　H処理場余剰汚泥の各形態の含有率



研究担当者：佐藤　和明，岡澤　邦明

キーワード	汚泥，重金属，形態，分画

流水中の窒素収支に関する基礎的研究		本文49ページ	平成２年度
全体計画	試験研究費　昭和61～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

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

本研究は，流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を再現・予測する手法の確立に資するため，あらゆる形態の窒素化合物を対象に，輸送量や形態変化の特性を，定性的あるいは定量的に評価することを目的としている。本年度は特に，河川水中のアンモニア性窒素の酸化，有機性窒素の加水分解，並びに底泥の巻き上げ，沈降に伴う窒素の挙動について検討することとしている。

（結　果）

10℃, 20℃, 30℃の恒温室に，河川水をいれたポリバケツを設置し，硝化，加水分解実験を行った。ここで，アンモニア性窒素濃度，C_1が，硝化，有機性窒素の加水分解及びバクテリアの摂取によってのみ変化し，有機性窒素濃度，C_2が，加水分解及びバクテリアの増殖によってのみ変化するような系を考えると，C_1, C_2の時間的変化は次式で表すことができる。

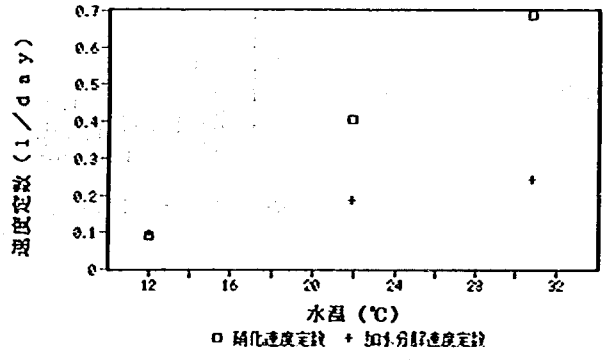
$$dC_1/dt = -\beta_1 \cdot C_1 + \beta_2 \cdot C_2 - R$$

$$dC_2/dt = -\beta_2 \cdot C_2 + R$$

ここで，β_1，β_2はそれぞれ硝化速度定数及び加水分解速度定数であり，Rは系内における見かけ上のバクテリアの増殖速度である。系内のバクテリアの増殖に伴うCODcrの分解量に対する収率を40％として平均的なβ_1，β_2を求めると，アンモニア性窒素の酸化，有機性窒素の加水分解には温度依存性があり，30℃までは、水温が増加するにつれて硝化速度も加水分解速度も増大することがわかる。（図－１）

底泥の巻き上げにおいては，アンモニア性窒素はSSと同様の挙動を示すが，巻き上がったSSの量に対応すう底泥量だけではアンモニア性窒素の水中への回帰量をとらえることはできない。

底泥の沈降においては，SSが沈降しても水中のアンモニア性窒素は減少しなかったことから，巻き上がった底泥成分は，アンモニア性窒素に対して吸着性も凝集性もない。



図－１　水温と速度定数の関係

研究担当者：中村　栄一，高島英二郎，白崎　　亮

キーワード	硝化速度，加水分解速度，巻き上げ，沈降

下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究		本文55ページ	平成２年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和63～平成３年度	三次処理研究室	

（目　的）

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

（結　果）

２年度は，臭気，色度，有機物について関東地方の下水処理場２ヶ所で24時間調査及び冬期実態調査を実施した。その結果，流入水は，処理対象地域の生活様式等に依存するところが大きく，一般的な臭気強度・色度の変化形式を見いだすことができなかった。処理水の臭気強度は50～100度，色度は30～40度，TOCは５～10㎎/lの間であり，流入水の変動にさほど影響を受けず，比較的安定していることが明らかとなった。

オゾン・活性炭直列処理をパイロットプラントを用いて実施し，高度処理水に残留する臭気，色度及び有機物の除去特性を検討した。その結果，オゾン処理と活性炭処理の併用により，臭気強度５～20度，色度１～５度が安定的に得られ，長期の臭気・色度除去が可能であることが明らかとなった（図参照）。また，活性炭塔による臭気の除去については，生物反応に起因する現象である可能性が推察された。

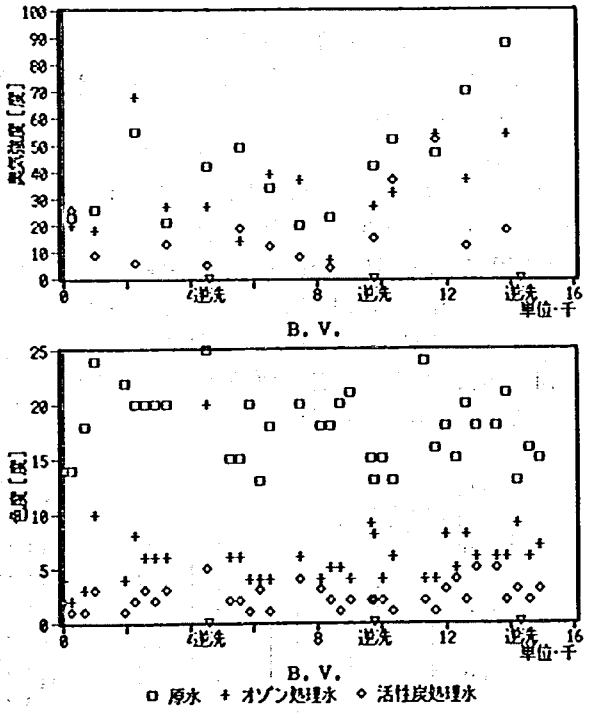


図　オゾン・活性炭処理実験結果

研究担当者：高橋　正宏，森山　克美，南山　瑞彦

キーワード	下水処理水，脱色，脱臭，実態調査，オゾン処理，活性炭処理

下水汚泥の資源化技術に関する研究		本文61ページ	平成２年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成元～３年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥焼却灰及び溶融スラグの建設資材利用の推進にあたっては，下水汚泥製品の品質の改善・安定化を低コスト条件で解決する必要がある。一方，都市域を中心に大量に発生している建設廃棄物も，その処理，処分に苦慮している。特に，掘削残土やコンクリート廃棄物は，下水道工事をはじめとする公共土木工事からも大量に発生しており，有効利用の推進が急がれている。

そこで，本研究では，下水汚泥と建設廃棄物を組み合わせることにより，下水汚泥の処理コストを増大することなく，最終的に発生する焼却灰，溶融スラグの品質向上を図るとともに，その安全性を確認することを目的として実施するものである。

（結　果）

本年度の結果をまとめると次のとおりである。

(1) 石灰系汚泥の塩基度調整材として建設残土を添加，溶融したスラグを細骨材として利用したモルタルの圧縮強度は無添加のものより大きくなる傾向にあった。

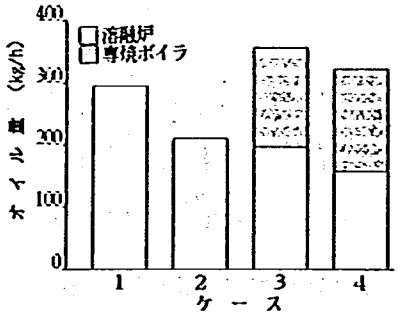
(2) 石灰系汚泥の塩基度調整材としてコンクリート廃材を添加，溶融する場合の物質収支，熱収支を計算した結果，無添加の場合に比べ，処理固形物量，発生スラグ量は増加するがオイル使用量は削減され，システムのランニングコスト減少する結果が得られた（表－１，図－１参照)。

(3) 脱水実験の結果，コンクリート廃材を脱水時に添加することにより，脱水時の凝集助剤の一部及び溶融時の塩基度調整材の両者としての利用可能性があることがわかった。

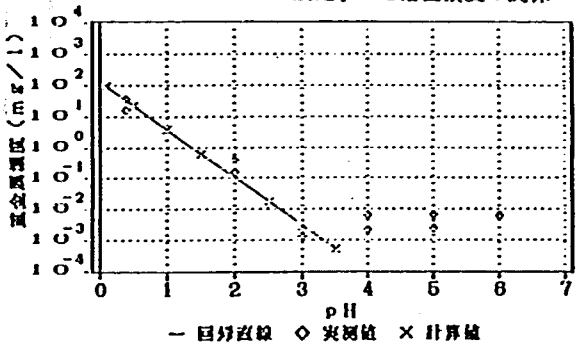
(4) 溶融スラグ中の金属元素の酸性溶液への溶出に関する実験の結果，pH６以下の酸性溶液に溶出する金属濃度はpH３までは各元素とも低濃度レベルで安定しているが，pH３以下では，pHの低下に伴って溶出濃度が高くなる傾向がみられた（図－２参照)。

表－１

	ケース１	ケース２	ケース３	ケース４
脱水機の形式	加圧	加圧	真空	真空
ｺﾝｸﾘｰﾄ廃材添加量（t/日）	0	6.8	0	3.4
溶融温度（℃）	1500	1340	1420	1340



図－１



図－２

研究担当者：佐藤　和明，岡澤　邦明，増田　隆司，白石　　隆

キーワード	汚泥，建設廃棄物，溶融，有効利用，溶出試験

下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究		本文85ページ	平成２年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成２～４年度	新下水処理研究官・汚泥研究室	

（目　的）

二酸化炭素の増加による地球温暖化の可能性が検討されて久しいが，近年，将来の地球温暖化に対するメタン，亜酸化窒素，フロン等の二酸化炭素以外の温室効果気体の寄与の増大が指摘されている。これは，メタン等の大気濃度が二酸化炭素の濃度に比べて非常に低いにも関わらず，１分子あたりの赤外線放射加熱量が大きいためである。しかし，これらの発生源及び発生源単位については不明な点が多く，温暖化予測の大きな障害となっている。

メタンは嫌気性条件下で発生し，亜酸化窒素は硝化及び脱窒過程で発生するが，特に硝化過程からの発生が重要であると考えられている。下水は多くの有機物を含んでおり，それらの酸素消費速度が大きいことから，下水処理プロセスのうち，汚泥消化槽はもちろんのこと，エアレーションを行わない沈澱地，汚泥濃縮槽などでは嫌気的雰囲気となり，メタンが発生する。また，下水に含まれる窒素の大部分はアンモニア性窒素と有機性窒素であり，条件によって，これらが好気性の生物処理プロセス内で硝化される。しかし，メタン・亜酸化窒素の下水処理場からの発生について，これまですべての処理プロセスにわたる系統的な測定例がなく，今後下水処理場からの発生量について精度の高い測定を行う必要がある。

（結　果）

本年度は２カ所の下水処理場についてエアレーション，汚泥濃縮等の下水処理における各単位プロセスからのメタンの発生量について検討した。試料は各処理プロセスの脱臭用の排気ダクトの集合部分または焼却炉の排ガス測定口から採取した。試料中のメタンは水素炎イオン化検出器付きガスクロマトグラフィーで分析した。結果を表－１に示す。表に示した発生量は排気ダクトの排風量，試料中のメタン濃度から大気中の濃度を差し引いたもの，及び各処理場の平成２年度の晴天時日平均下水量から算出した。

下水処理プロセスの中でも滞留時間が長く，高濃度の有機物を扱う汚泥濃縮槽からはかなり高濃度のメタンの発生が予想されたが，好気的な運転が行われている標準活性汚泥プロセスからの発生量は少ないと考えていた。しかし，今回の調査結果は水処理に関連する施設からの発生量が多いことを示している。これは管路中で発生し，下水中にとけ込んでいたメタンがエアレーション等で追い出されることによるものと考えられた。焼却炉の排ガス中のメタン濃度は環境大気濃度よりむしろ低めであり，焼却炉からの発生は認められなかった。

表－１　各単位プロセスからのメタン発生量

単位ﾌﾟﾛｾｽ / 処理場名	発生量（mg・CH_4／m^3・下水量）				
	最初沈殿地	エアタン	最終沈殿地	濃縮槽	焼却炉
北海道Ｔ市Ｎ処理場	５９	５９０		５１０	－
茨城県Ｔ市Ｋ処理場	２６０			４２０	０

研究担当者：京才　俊則，水落　元之

キーワード　下水処理場，下水処理，放出量，地球温暖化，メタン，亜酸化窒素

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文91ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成３年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

下水道未整備区域における代替え施設として，雑排水も処理できる合併浄化槽の普及が進んでいる。しかしながら，この合併浄化槽等の分散型処理施設を水域の水質保全施設として，また，下水道代替え施設として位置づけるための評価は十分には行われてはいないのが現状である。本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に，①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握を行い，分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし，水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

（結　果）

(1) 本年度も前年度に引続き茨城県I市において戸別合併浄化槽の通日調査を実施し，処理特性及び排出負荷量に関するデータを収集した。

(2) 平成２年度までに実施してきた浄化槽の排出負荷量調査の結果(N=60）について統計解析を行い，主要な水質項目の平均的濃度および排出原単位を算出した。

(3) 合併浄化槽から放流される処理水中のBOD，COD，TN及びTPの平均的濃度はそれぞれ30.9，22.2，25.3及び3.0㎎/lであった。

(4) 合併浄化槽の排出原単位をBOD，COD，TN及びTPについて求めると，それぞれ10.8，7.2，6.5及び0.71gr/人／日であった。

(5) Hazen plotによる非超過確率により放流水の水質評価についても実施した。放流水質の対数変換したものは比較的正規分布を示し，処理装置の安全性を考慮した場合，その75％値を採用することが望ましく，BOD，COD，TN及びTPについて75％値はそれぞれ44.2，34.3，32.7及び3.85㎎/lであった。

(6) 閉鎖性公共用水域が放流先である場合には，窒素，リンなどの栄養塩類についても処理対象としなければならない。本年度は循環脱窒法による窒素除去について実験的検討を実施した。この結果，処理水中のアンモニア態窒素は水理学的滞留時間に，酸化態窒素は循環率に大きく影響されることが明らかとなった。

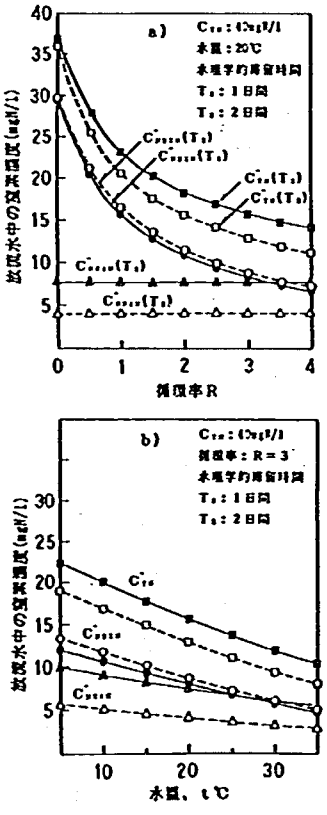


図　循環脱窒法に対する循環率と水温の影響

研究担当者：中村　栄一，長谷川　　清

キーワード	合併浄化槽，排出負荷量，原単位，機能評価

下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査		本文99ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成３年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

下水道の普及が進むにつれて，下水道の持つ資源を利用し，下水道を本来の目的以外にも使用しようといういわゆる多目的利用が模索され，一部実用化されている。平成２年度は，下水道資源の多目的利用のあり方や推進方策，及びその効果を検討する第1段階として以下の課題について調査を実施した。

① 現在下水道の持つ資源量を他の施設等の資源量と対比させることにより，下水道の持つ資源量の評価を試みた。

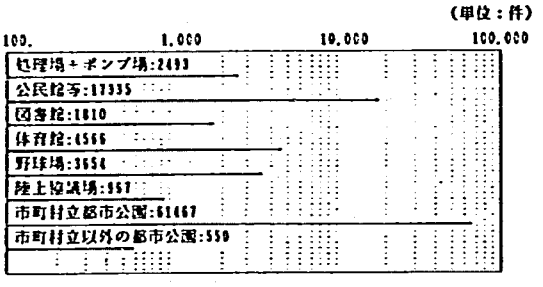
② 評価項目，評価方法等の参考とするため下水道以外の公共施設等の整備効果事例の文献調査を実施した。

③ 下水道資源の多目的利用効果の評価を行う際の評価フレームの１次案の検討を実施した。

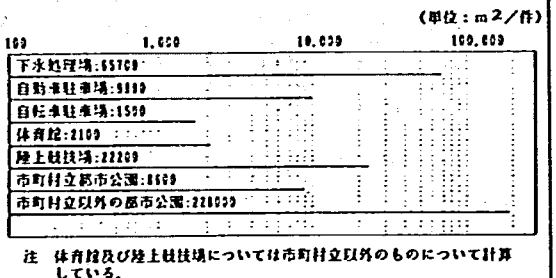
（結　果）

平成２年度の調査結果は以下の通りである。

① 下水道の持つ資源量を処理場・ポンプ場のスペース，管渠，処理水，汚泥，熱に区分して，それぞれ他の施設等の資源量と対比した。例として処理場・ポンプ場の上部利用を取り上げると，図－１に示すように下水道施設は全国に約2,500（処理場約750，ポンプ場約1,750）存在するが，その数は図書館，体育館等他の公共施設と比較して必ずしも多いとは言えない。しかしながら全国の下水処理場の総面積は約5,000ha（これはおおよそ埼玉県狭山市の面積に相当する）であり，これを処理場数で割った１処理場当たりの面積は65,000㎡である。図－２に示すように，これは体育館の約30倍，陸上競技場面積の約３倍に相当する。すなわち下水処理場の敷地に関しては，体育館等の他の施設に比べ，数は少ないものの１カ所にまとまった相当量の広さの土地を有するという特徴があるということが，このような対比によっても明らかとなった。



図－１　下水道施設数とその他の施設数の比較



注　体育館及び陸上競技場については市町村立以外のものについて計算している。

図－２　下水処理場と他の施設の一施設当たりの面積の比較

② 下水道以外の公共施設等の整備効果事例の文献調査の結果，評価項目，評価方法は現在下水道関係者が実施している評価方法等と同様であった。

③ 評価フレームの原案を作成した。

研究担当者：宮原　茂，塩路　勝久

キーワード	下水道，多目的利用，効果評価

閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査		本文109ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

富栄養化した閉鎖性水域では，流入する有機物負荷の他，栄養塩類の存在の下で水域内で内部生産が起こり，有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に，栄養塩負荷の削減を行わなければならず，下水道を中心にした水質保全対策が必要と考えられる。しかしながら，その対策に対する評価が十分に行われていないのが現状である。閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには，諸対策の効果評価を行う必要があり，その評価に関する調査を行い評価手法を確立することが急務となっている。

そこで，本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼を取り上げ，その流域で建設が進められている下水道により栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに，その評価手法の確立を目指すものである。

（結　果）

① 手賀沼の主要流入河川である大堀川，大津川の流出負荷量調査を過年度に引続き実施し，流量－負荷量相関式$Y=aX^{b}$を求めた。相関性の高かった項目は，BOD，COD，D・COD，SS，T－N，T－Pである。べき乗bの値は，SSについては２付近，COD，T－Pは１～1.5，T－Nは１付近，溶解態の項目については１未満の値を示している。

② 手賀沼流域内の排出汚濁負荷量をフレームと原単位から積み上げ，その経年変化を調べた。結果を表－１に示す。昭和55年度末に手賀沼流域下水道が一部供用開始したことにより，昭和55年度から昭和61年度にかけて負荷量の削減が見られるが，それ以降は人口の伸びが下水道普及の伸びを相殺してしまっている。しかし，排出負荷量の約８割を生活系が占めており，手賀沼流域下水道が完備すれば手賀沼に流入する負荷量は大幅に減少することになる。

表－１　手賀沼流域排出汚濁負荷量総括表（単位：kg／日）

	Ｓ５５	Ｓ６１	Ｓ６２	Ｓ６３	Ｈ１	Ｈ２
ＣＯＤ	6369	5810	5694	5713	5697	5705
Ｔ－Ｎ	2641	2568	2554	2581	2572	2584
Ｔ－Ｐ	382	299	296	297	298	298

③ 流量－負荷量相関式を用いて，昭和63年度における大堀川，大津川の年間流出負荷量を算出した（表－2）。この結果，T－N，T－Pの流達率はCODの流達率よりも大きい値を示した。

表－２　昭和63年度流出負荷量算出結果

	流出負荷量（ｔｏｎ）			流達率		
	ＣＯＤ	Ｔ－Ｎ	Ｔ－Ｐ	ＣＯＤ	Ｔ－Ｎ	Ｔ－Ｐ
大堀川	466	303	39.2	0.58	0.78	0.89
大津川	420	324	33.9	0.48	0.86	0.71

研究担当者：中村　栄一，田中　宏明，高島英二郎

キーワード　閉鎖性水域，流出負荷量，排出負荷量

下水道による住環境の改善に関する調査		本文117ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

モデル地域を設定し，そのモデル地域において自然流下式下水道と圧力式下水道システムを各々設計し，費用比較を行って圧力式下水道システムが経済的となる条件の一部を明らかとすることにより圧力式下水道システムの適用範囲に関し，おおまかな知見を得ることが目的である。モデル地区としては人口密度と家庭数（人口規模）を基本的なパラメータとし，13ケースを設定した。モデル地区は平坦地であるものとし，各々のモデル地区につき，地下水が無い（以下「普通土」と言う）場合と地下水がある（以下「軟弱土」と言う）場合(GL−1.5mとした）の２ケースを設定した。したがって検討した総ケース数は26（13×２）である。この各々につき，自然流下式下水道と圧力式下水道システムを設計し，費用比較を行った。

（結　果）

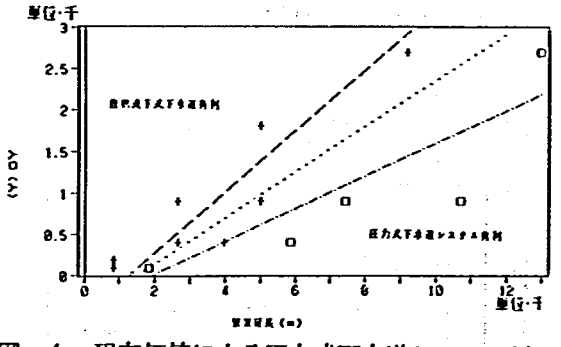
自然流下式下水道と圧力式下水道システムの建設費の比較の結果は以下の通りである。

① 軟弱土の場合には普通土に比べ，自然流下式下水道に対する圧力式下水道システムの建設費の比が低下しており，ケースによっては圧力式下水道システムの建設費が自然流下式下水道の半分以下となっているものもあり，このような地域において圧力式下水道システムが非常に経済的に建設できる下水道システムであることがうかがえる。

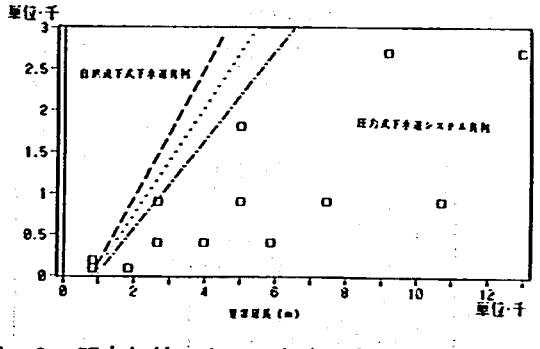
② 同じ人口規模であれば，管渠延長が長くなるほど圧力式下水道システムの建設費の比が低下する。

③ 同じ管渠延長であれば人口が少ないほど圧力式下水道システムの建設費の比が低下する。

また，維持管理費，耐用年数の違いを考慮するため総合的な指標として現在価値を用いて比較した結果も上記結果とほぼ同様となった。この現在価値を指標に，圧力式下水道システムが経済的となると考えられる範囲を図示したものが，図−1，図−２である。



図−１　現在価値による圧力式下水道システムが有利となる条件（普通土）



図−２　現在価値による圧力式下水道システムが有利となる条件（軟弱土）

研究担当者：宮原　茂，塩路　勝久

キーワード	圧力式下水道システム，適用範囲，現在価値，費用比較

合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査		本文125ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元～４年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

近年，都市化の進行にともない不浸透面積の増大によって降雨の流出率が高まり，いわゆる都市型水害が増えている。流出抑制手法のなかでも貯留は確実な効果が期待できることから，今後多くの雨水調整池や貯留管きょ等の貯留施設が建設されてゆくものと考えられる。また，浸水対策に加えて下水道における雨水対策上の重要な問題として合流式下水道の雨天時越流水による水質汚濁の問題があるが，これに対処するためには，特に汚濁負荷の激しい初期流出水を一時貯留し，処理することが有効である。本調査は，雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流汚濁負荷削減効果を発揮させるための施設計画・設計手法および運転管理手法を確立することを目的とするものである。

（結　果）

(1) 浸水対策用雨水貯留施設を越流汚濁負荷削減対策に併用利用した場合，貯留施設を質対策部分と量対策部分を仕切両者の混合を防ぐことは効果的である。このためには多槽式の貯留池において初期雨水流出分の分水方法を工夫する必要がある。

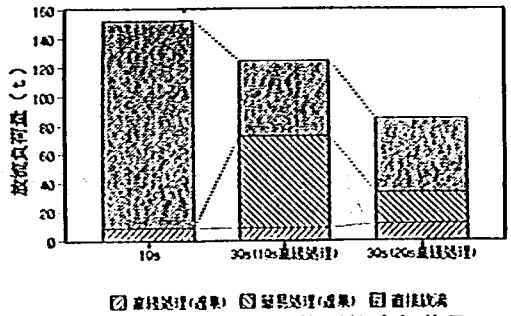
(2) 雨水排除施設では，放流先の許容放流量が小さいほど貯留容量が大きくなるが，併用利用した場合の浸水安全性は運転方法によって異なり許容放流量による差は見られなかった。

(3) 降雨強度の予測が可能として質対策降雨と量対策降雨に分類した場合，10㎜/hr以下の降雨を初期カットすれば，全降雨を初期カットした場合の補足負荷量の90％以上を補足することができる。

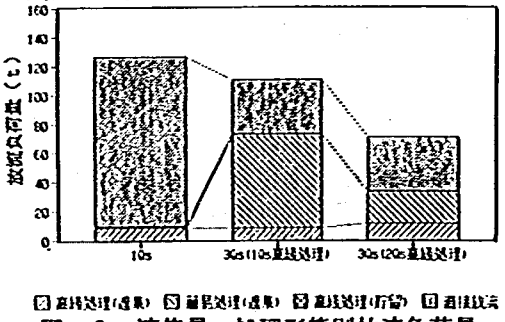
(4) 貯留容量が69,000㎥の場合，降雨終了後の処理場送水量が0.4Qs（69,000㎥を約32時間で送水）の場合には貯留量の約90％が次降雨までに送水可能であり，0.3Qs（約43時間）の場合には約85％が送水可能である。

(5) 遮集能力を増強した場合の雨天時放流負荷削減効果は処理場における処理の程度に左右される。３Qsを遮集し，沈殿処理効率を30%,高級処理効率を95％として，１Qs遮集の場合と比較すると，２Qsの沈殿処理（１Qsの高級処理）では9％しか放流負荷量が削減しないが，高級処理を２Qsとするとその効果は大きく22％の放流負荷削減となる。69,000㎥の貯留施設を質対策にのみ使用し，初期カットを行った場合，８～12％の放流負荷削減効果がある（図－１，図－２）。

(6) 降雨と管内水位を感知して自動採水と濁度，電気伝導度，水温及びpHの自動計測が可能な合流式下水道雨天時流出負荷量自動採水計測システムを開発した。



図－１　遮集量・処理形態別放流負荷量
（貯留施設の量対策利用）



図－２　遮集量・処理形態別放流負荷量
（貯留施設の質対策利用）

研究担当者：宮原　茂，笹部　薫，櫻井　真一

キーワード	浸水対策，雨天時越流水，雨水貯留施設，貯留管きょ

水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査		本文131ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	三次処理研究室	

（目　的）

水生生物は，その生物活動により水域中の栄養塩類を吸収するため，水質浄化への利用が期待できる。一方，下水処理水は，窒素・りん等の栄養塩類を比較的多く含む場合があるため，今後増大するであろう処理水の高度利用等の観点から，栄養塩類のより高度な除去が必要となってきている。本調査は，処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用い，水生植物の旺盛な繁殖力を利用した急速ろ過処理水水質の一層の改善・安定化を図ることを目的とした検討を行った。また，水生生物利用ポンド施設を用いた処理場内の修景化に関する検討を行った。

（結　果）

水生生物を用いた高度処理水浄化実験および水生生物処分実験を行った。また，ポンド型施設の修景化に関する検討を行った。以下に結果をまとめる。

1）植生ポンドの浄化機能調査

○実験槽の水深がホテイアオイの水質浄化能に与える影響

滞留時間と流入水量が同じであれば，水深の浅い方が，処理水中栄養塩濃度が低くなった．ただし，６月下旬から８月中旬にかけての，最も繁殖力が旺盛であるべき時期の結果が得られていないため，明確な結果が得られたとは言いがたい。

2）水生生物の処分に関する調査

○ホテイアオイをコンポスト施設へ投入することを想定した実験を行った。

①ホテイアオイの繊維をコンポスト化するには長時間を要する。

②ホテイアオイの持ち込む水分量によっては，汚泥のコンポスト化に支障を来す可能性がある。

3）ポンド施設の修景化に関する検討

○下水処理場実施設内を修景・親水公園化する場合を想定したモデル設計を行った（図参照）。

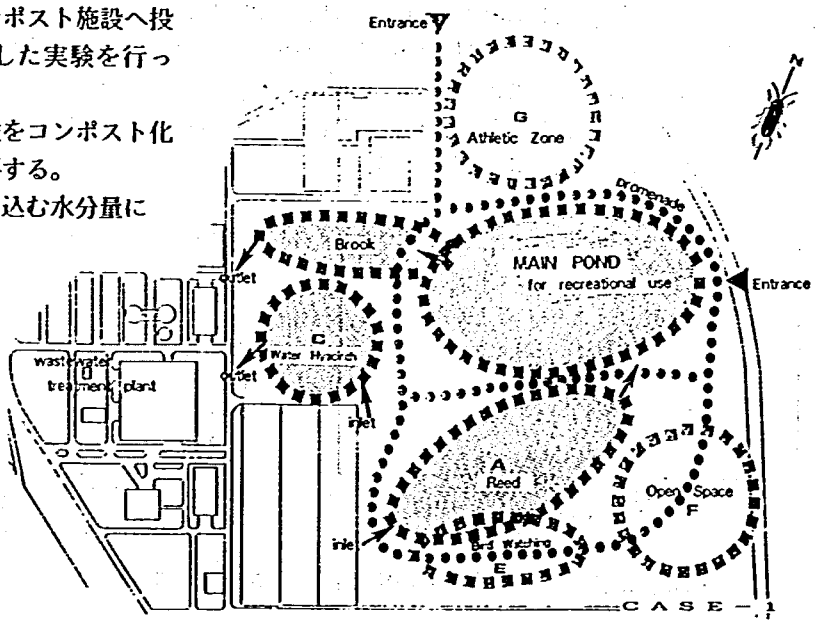


図　処理場修景化施設ゾーニング例

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦

キーワード	急速ろ過水，栄養塩除去，ホテイアオイ，修景利用

し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査		本文141ページ	平成2年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元～5年度	三次処理研究室	

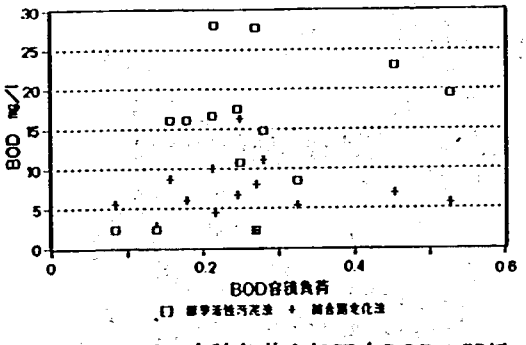
（目　的）

下水道事業の進展にともない，下水処理場を有する市町村が多くなっている。これらの市町村は同時に下水道未整備地域のし尿などを処理するためのし尿処理場を管理しなくてはならず，その財政負担の重さのため下水処理場にし尿等を投入したいという要望を強く持っている。し尿等の投入は下水処理に与える影響が大きいため，本調査では処理方式毎の受入れ限界負荷量を明らかにすると共に，処理方式の軽微な変更によって負荷量を増加させる方法の検討，COD，窒素などの特に問題となる汚濁物への対策などを明らかにするものである。

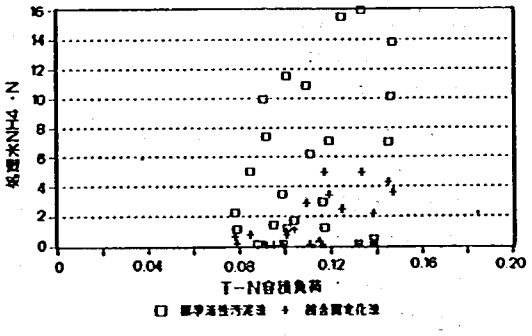
（結　果）

都市下水の最初沈殿池越流水に，し尿処理場から採取したし尿を混合して，標準活性汚泥法ならびに結合固定化担体を投入した活性汚泥法（結合固定化法）による処理実験を行った。標準活性汚泥法は，滞留時間8時間，汚泥返送率50％，MLSS管理目標2,000mg/lで運転し，結合固定化法も同様の運転条件としたが，曝気槽内に径3㎜のプラスチック製の担体を見掛け体積で20％投入し，曝気槽からの担体の流出を目開き1.5㎜のスクリーンで防いでいる。両系列を同時に運転し，し尿投入率を0～1.3％まで増加させていった。し尿投入による影響は，水温低下時に最も顕著になるため，冬期に実験を集中した。水温は5～15℃であった。

図－1はBOD容積負荷と処理水BODの関係を示したものであり，標準活性汚泥法において，極端に水温が低下した場合には処理水BODを20以下にするための負荷は0.25kg－BOD／㎥・日，水温10℃で，0.4程度であった。但し結合固定化法はBOD 20を越えることはなかった。図－2は同様にT－N容積負荷と処理水アンモニアの関係であり，標準活性汚泥法ではアンモニアの残留がみられるが結合固定化法ではT－N容積負荷1.0kg－NH_4－N/㎥・日までは，安定したアンモニアの酸化が観察された。但し，両系共，処理水の透視度は20～50㎝まで低下した。



図－1　BOD容積負荷と処理水BODの関係



図－2　T－N容積負荷と処理水NH_4－Nの関係

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦，奥井　　淳

キーワード	し尿，固定化，COD除去，窒素除去

固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査		本文151ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～６年度	三次処理研究室	

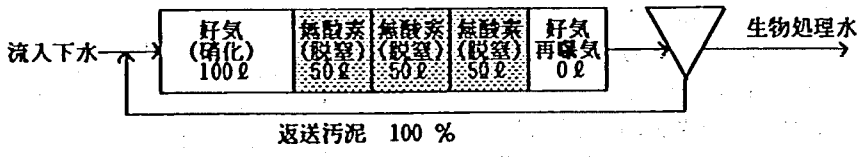
（目　的）

微生物の固定化は，対象微生物のリアクター内における滞留時間を長くし，またほかの細菌との競合に有利な状況をもたらす。その結果，対象微生物が高濃度に維持され，反応速度の向上，処理の安定化等が期待できる。本調査は，窒素，りん，あるいは，窒素・りんの同時除去プロセスにおける微生物の固定化方法として結合固定化法と自己固定化法を選択し，菌体を固定するのに適した材料，環境条件を検討するとともに，その固定化微生物を用いたリアクターに関する開発検討を行うものである。

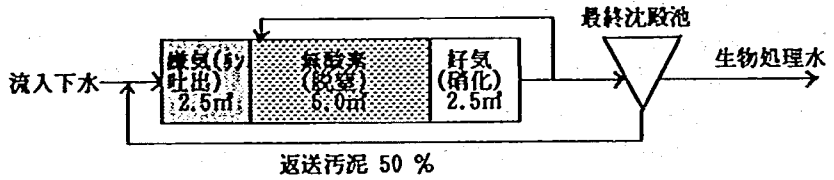
（結　果）

① 高度処理プロセスへの固定化担体の適用に関する調査ではDO，ORP制御を行う硝化・内生脱窒法，嫌気－無酸素－好気法，及び循環式硝化脱窒法を対象プロセスとして従来の浮遊状態の活性汚泥で処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行い，各処理プロセスにおいて生物反応槽滞留時間が８時間程度までは良好な処理水窒素除去率を得た。

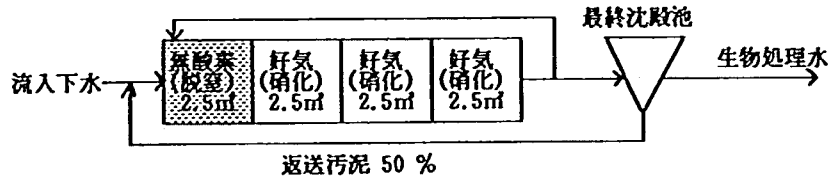
② 多段反転流式バイオリアクターの改良に関してはエアーリフト循環の導入によって酸素供給量を増加させ得ることを示し，これをパイロットプラントに導入した。また，曝気槽における有機物除去を促進することで，酸素供給量の限界を打破することが可能であることを示した。



硝化・内生脱窒法パイロットプラント処理フロー



嫌気－無酸素－好気法パイロットプラント処理フロー



循環式硝化脱窒法パイロットプラント処理フロー

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦，奥井　　淳

キーワード	高度処理，窒素除去，固定化微生物，バイオリアクター

下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査		本文163ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	三次処理研究室	

（目　的）

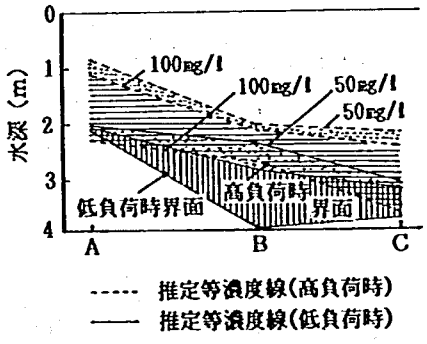
下水処理場の水処理プロセスの維持・管理において最大の問題点は，しばしば発生する固液分離障害である。これを解決するため，従来は主として生物学的な手法により，活性汚泥の沈降性を改善する試みが多くなされてきた。しかし，現実は沈殿池設計時に想定した沈降性に及ばない状況にあり，なお，沈殿池機能の抜本的な改善が切望されている。そのため，生物学的手法以外の，主として水理学的な観点から，沈降性がある程度悪化した汚泥に対しても十分に安定した固液分離機能を有する沈殿池とするための改善手法を開発し，抜本的な解決策を得ようとするものである。平成2年度は本調査の初年度にあたり，主として沈殿池内の水理学的な状況や汚泥界面の変動に関する実態調査，流入浮遊物の粒径特性等についての調査を行った。

（結　果）

(1) 沈殿池内の流況及び水温等について３箇所の沈殿池で調査したところ，沈殿池内部には平均流速をはるかに上回る強い流れの部分が存在すること，これらの流れは流入部付近で最も大きいこと，流入部付近では強い流れの速度は流入水量の変化に応じた変化となっていることなどがわかった。また，流下方向以外の向きの流れにはあまり強いものは検出されなかった。

水温の分布は今回の調査では最大で0.6℃程度であり，浄水場の沈殿池において観測されたような数℃以上に及ぶ大きな温度差ではなかった。

(2) 沈殿池内の汚泥界面は流入部から流出部にむかって次第に低下するように形成されているが，沈殿池流入水量が増加すると，流末に向かって界面が上昇していくことがわかった。この時，界面の上部に存在する比較的浮遊物濃度の高い部分（100㎎/ℓ以上）も平行して上昇し，水面に近付くことがわかった（図参照）。



(3) 最初沈殿池流入水および活性汚泥中の浮遊物の粒子径の分布を，ふるい・ろ紙法によって測定した。その結果，100μm以下の比較的小さい粒子が多く含まれており，ストークスの法則から推定すると，密度差が0.1でも相当量の浮遊物が流出するとの実態と異なる結果になり，沈殿池内での真の粒子径等について更に検討を加える必要があるものと考えられた。

研究担当者：高橋　正宏，小越真佐司，奥井　淳

キーワード	下水処理，固液分離，沈殿池，実態調査，流向／流速，温度分布，界面，粒子径

下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査		本文169ページ	平成2年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57～平成2年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

飲料水中のトリハロメタンや地下水中のトリクロロエチレンなど化学物質による汚染が顕在化し，その規制値が設定されるにおよび下水処理施設においても，これらを含む種々の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。このため微量化学物質が活性汚泥処理プロセスでどのように変化し，また影響しているかを明らかにし，仮に問題があるならばその除去方法や規制などについて検討する。

（結　果）

(1) ①クロロベンゼンを0.26㎎/l,②2,3,4,6－テトラクロロフェノール（2,3,4,6-TCP)を0.76㎎/l,③ペンタクロロフェノール(PCP）を0.62㎎/l添加した一次処理水を流入水とし，活性汚泥処理実験を行い，それぞれの化学物質が処理に与える影響を調査した結果，BOD除去及び硝化ともコントロールと同様であり化学物質による影響は認められなかった。

(2) 下水中微量化学物質のGC-MSによる検索を行った。工場排水混入率が5～12％の3処理場において調査した結果種々の物質が検出された（本文中の表－6，7，8参照)。

(3) 有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法の可能性について検討した。種々の原生動物に対する有機塩素化合物のLC_{50}(半数致死濃度）を求める実験を行った。実験対象とした生物は3類9属11種であり，実験に使用した有機塩素化合物は，2－クロロフェノール（2-CP)，2,4－ジクロロフェノール（2,4-DCP)の2物質である。実験結果を下表に示した。実験対象とした生物の中で繊毛虫類のTetrahymena pyriformisが一番敏感であり，指標生物としての可能性が見いだされた。しかし，そのLC_{50}は0.034mM（2－CP)，0.035mM (2,4-DCP)であり，下水中で検出される化学物質の濃度と比較するとかなり高いことがわかった。

	原　生　動　物　名	2-CP	2,4-DCP
繊毛虫類	Blepharisma japonicum *	2.63	0.29
	Blepharisma stoltei	2.96	0.43
	Blepharisma undulans	2.80	0.38
	Spirostomum ambiguum	1.12	0.18
	Spirostomum teres	1.24	0.10
	Stentor coeruleus	0.40	0.13
	Colpidium compylum	1.06	0.25
	Tetrahymena pyriformis	0.034	0.035
	Paramecium caudatum *	2.40	0.27
	Stylonychia mytilus *	0.50	0.08
	Urostyla gigas	0.95	0.31
	Vorticella campanula	10.1	0.41
鞭毛虫類	Astasia longa *	1.32	0.26
	Euglena gracilis *	1.03	0.22
根足虫類	Amoeba proteus	0.93	0.15
	Echinosphaerium akamae *	2.20	0.32
節足虫類	Chydorus sphaericus	1.95	0.12

＊印は平成元年度に実験したものである

研究担当者：中村　栄一，小森　行也

キーワード	活性汚泥，化学物質，原生動物

下水汚泥の燃料化に関する調査		本文177ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥は多量の有機分を含んでおり，効率的に水分を除去することで熱的特性は向上する。下水汚泥の乾燥固形物当たりの高位発熱量は4,000kcal/kg-DS程度であり，この熱的価値を有効に利用することは，下水汚泥の緑農地利用，建設資材利用とともに重要な利用用途の一つである。

そこで，本調査は，脱水プロセスの効率化及び新しい燃料化プロセスの開発を行うことにより，下水汚泥の持つ熱エネルギーを有効に利用するためのシステムを構築することを目的としている。

（結　果）

本年度の調査項目及び調査結果は次のとおりである。

(1)　下水汚泥の噴霧乾燥に関する調査

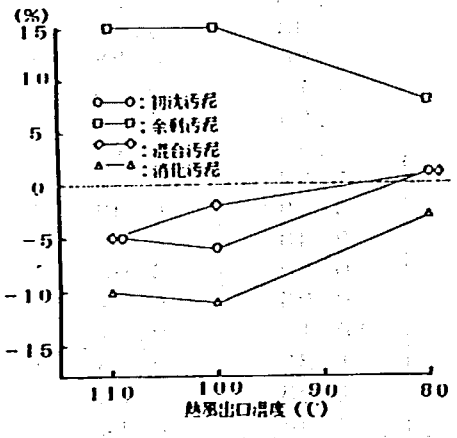
回転円盤型アトマイザーを用いることにより，初沈，混合，余剰，消化汚泥の乾燥が可能である。乾燥汚泥の含水率は，図－１に示すように，熱風出口温度に依存しているが，110℃の条件で含水率10％以下の乾燥汚泥が得られた。乾燥汚泥の形状は初沈，混合，消化汚泥は綿状であり，余剰汚泥は微粉体状であった。

(2)　石灰系焼却灰による脱水性改善実験

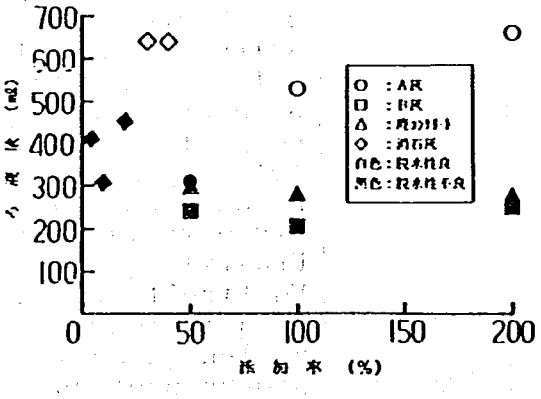
石灰系焼却灰の凝集効果は灰によって異なるが，図－２に示すように凝集効果の大きいA灰でもその効果は消石灰の1/3程度であったが，消石灰との併用で，消石灰使用量を低減できる可能性がわかった。

(3)　脱水汚泥の嫌気性消化実験

バッチ式消化実験装置による28日後のVS減少量は同条件の液状汚泥消化と大差ないものであり，脱水汚泥においても液状汚泥と同程度の消化の進行が可能と考えられる。しかしながら，回収されたガス量は液状汚泥の20～60％程度と少なく，その原因も不明であることから今後さらに検討が必要と考えられる。



図－１



図－２

研究担当者：佐藤　和明，水落　元之，増田　隆司，白石　　隆

キーワード	汚泥，脱水，乾燥，嫌気性消化，新素材

下水汚泥のエネルギー利用に関する研究		本文191ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～４年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

日本は世界最大のエネルギー輸入大国であり，外的要因を受け易い。この負担を少しでも軽くするためには，今後社会システムの一層の省エネルギー化及び未利用エネルギー利用の推進が必要である。下水汚泥の成分の約70％は有機物であり，多くのエネルギーを保有している。例えば発熱量で考えると，乾燥固形物１kgあたり約4,000kcalと比較的高位である。また有機肥料としての価値も非常に高い。しかし，その価値は汚泥が受ける処理プロセスによって，大きく変化することから，エネルギー利用を考える上ではエネルギーの取り出し形態が非常に重要である。本調査は，下水汚泥のエネルギー利用について，これまでの方向を整理し，汚泥処理プロセスの違いによる保有エネルギーの変化を明確にすることにより，下水汚泥のエネルギー利用をさらに推進することを目的に実施するものである。

（結　果）

平成２年度は既存の３カ所の下水処理場の汚泥処理プロセスについて，エネルギーの消費状況及び濃縮，脱水等の単位プロセスに投入されるエネルギーと処理にともなう汚泥の保有エネルギーの変化について検討した。結果を以下に示す。

① それぞれの処理場の汚泥処理プロセスの固形物収支には明確な季節変動が認められなかった。

② 単位プロセスでの処理汚泥固形物量あたりのエネルギー消費量には投入される汚泥の種別あるいは処理方式による差異が認められた。結果を表－１に示す。

③ 保有エネルギーとして発熱量を考え，湿潤汚泥から水分を除去する，つまり汚泥の有効発熱量を増大させる濃縮，脱水プロセスについて有効発熱量の増加と消費電力の関係を検討した結果，②と同様な差異が認められた。結果を表－２に示す。

④ 消化ガス発電ではプロセスに投入されるエネルギーと発電量の関係は消化タンクへの投入汚泥量あたりのガス発生量と外気温に依存していた。

表－１　処理汚泥量あたりの消費エネルギー（電力kWh/DSt,A重油ℓ/DSt,LPG Nm³/DSt）

処理プロセス ＼ 投入ｴﾈﾙｷﾞｰ	濃縮	消化		後濃縮	脱水	焼却		
	電力	電力	A重油	電力	電力	電力	A重油	LPG
Y市Y浄化センター	132	59.4	31.0	241	626	—	—	—
K市O処理場	3.5	—	—	—	228	345	103	—
Y市O浄化センター	862	—	—	—	672	854	191	191

表－２　有効発熱量と消費電力の関係

	Δ有効発熱量／消費電力　kcal/kWh		
	濃縮	後濃縮	脱水
Y市Y浄化センター	6.4	37.6	37.6
K市O処理場	551	—	7.2
Y市O浄化センター	17.3	—	58.5

有効発熱量
＝低位発熱量－600(W/100)
（600：水の蒸発潜熱
W　：含水率（%））

研究担当者：佐藤　和明，落　　修一，水落　元之

キーワード　汚泥，保有エネルギー，エネルギー収支，有効利用

焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査		本文199ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～４年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の建設資材利用に関しては，近年数々の調査，研究が行われている。建設省においても下水汚泥焼却灰及び下水汚泥溶融スラグの持つ物理的・化学的な特性を調査したり，既存の建設資材との比較を行ったりして，種々の利用用途についての品質の評価方法，及び利用方法について検討を行ってきた。しかしながら，大部分の用途については，有効利用時の品質のばらつき，利用時の規格・基準の未整備及びコスト等の問題から実用化が遅れている。そこで，本調査は，各利用用途に適した焼却灰及び溶融スラグの品質を判定する手法の確立と，各種用途に適した焼却・溶融プロセスの開発を目的として実施するものである。

（結　果）

平成２年度に行った調査及びその結果は次のとおりである。

① 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

高分子系焼却灰の焼成製品の品質管理技術の確立を図るために，焼却灰の持つ物理的・化学的特性と焼成製品の強度等の品質特性との関係について調査を行った。

② 下水汚泥溶融スラグの強度特性に関する調査

下水汚泥溶融スラグの利用時の品質判定方法を確立するために，溶融前の下水汚泥中の化学成分と溶融後のスラグの強度との関係について調査を行った結果，利用時の強度は，カルシウム，珪素，アルミニウムの成分組成に影響を受けることがわかった。

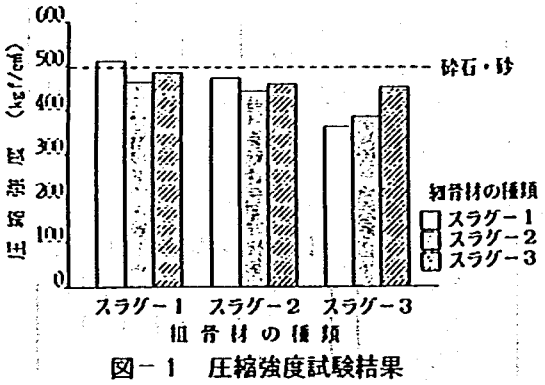
③ 下水汚泥溶融スラグの冷却方法に関する調査

実施設における高品質スラグの製造方法を確立するために，融液の冷却方法とスラグ強度等の特性の関係について実施設を用いた実験を行った結果，実規模の溶融炉においても冷却方法を改善することで，良質の路盤材，コンクリート骨材を製造することが可能であることがわかった。

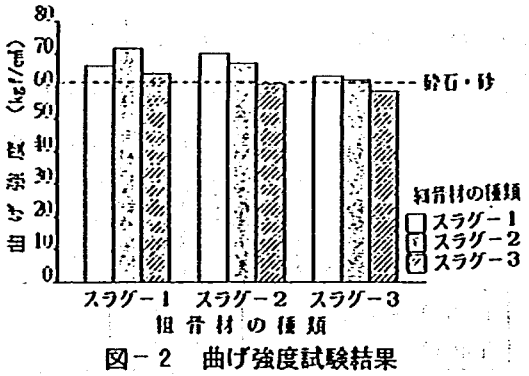
図に強度試験の結果を示す。

④ 下水汚泥溶融スラグの着色化に関する調査

下水汚泥溶融スラグの高付加価値化を図るための一つの方法として，スラグの着色化に着目し，着色に影響する因子を検討し，製造可能性について検討した。



図－１　圧縮強度試験結果



図－２　曲げ強度試験結果

研究担当者：佐藤　和明，増田　隆司，白石　　隆

キーワード	汚泥，焼却，溶融，有効利用

地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査		本文215ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

現在，下水道整備は大都市から中小都市や農産漁村等の集落へと拡大する段階にあるが，処理場の建設にあたっては，地域の特性に応じた処理方式を選定することが必要である。

本調査では，地域特性の因子について整理し，地域特性を分類するとともに，数種類の処理方式に関する調査・開発を行い，既存の処理方式と合わせて，地域特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

（結　果）

平成２年度は，前段砂ろ過・接触曝気法による窒素除去に関する調査を行った。

ろ槽はアンスラサイト（粒径３㎜）および砂（粒径1.2㎜）の２層ろ過で，接触曝気槽は0.5㎥槽を直列に４槽接続したものであった。

(1) 秋期から冬期にかけて，接触曝気装置により，下水の生物学的硝化－脱窒実験を行ったところ，水温15℃を境に硝化速度が低下し，窒素除去率が悪化した。これに対して脱窒槽での反応速度低下は相対的に小さかった。

(2) 溶存酸素濃度を0.5および０㎎/ℓとして回分式の脱窒実験を行った結果，溶存酸素を1.5から０〔㎎/ℓ〕にすることで約4.5倍の活性上昇がみられた。

(3) BODや透視度などの水質指標も，水温低下と共に悪化したが，滞留時間12時間で，BODは15㎎/ℓ以下，透視度は70㎝以上を維持することができた。このような良好な処理水水質を維持するために必要な処理水対曝気量比は，75倍であった。

(4) 付着汚泥の増殖による処理水水質（特にBOD，SS，透視度）の悪化を防ぐには，月に１回の接触曝気槽の水抜き洗浄操作が必要であった。

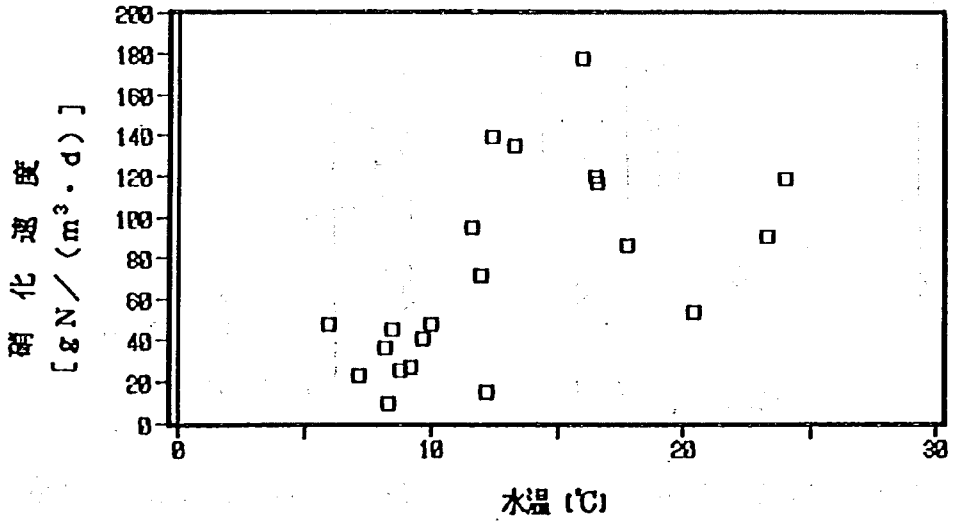


図　接触曝気第３槽の硝化速度と水温の関係

研究担当者：宮原　茂，滝沢　智

キーワード	ろ過，接触曝気法，硝化，脱窒，生物膜法

小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査		本文225ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成２年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

我国における新規の下水道建設は小都市や小集落が主体となってきており，小規模下水処理場は今後ますます増加して行くものである。本調査は，小規模下水道における汚泥の処理・処分について問題点を明らかにするとともに，そこでの維持管理体制や財政力等を考慮した汚泥の処理・処分プロセスを開発し，併せて集中処理の可能性についても検討するものである。

（結　果）

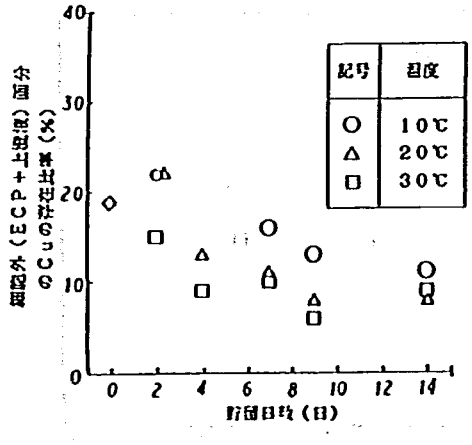
平成２年度は，下水汚泥を緑農地還元するに際して規制の対象となっている重金属について，オキシデーションディッチ法の余剰汚泥中での存在特性を現地調査により調べるとともに，室内実験においても存在部位に関する調査を行った。また，汚泥の集中処理に嫌気性消化法を適用する場合を想定して，そこでのエネルギー収支の改善を図るために，消化槽内の炭酸ガス分圧を制御する方法について調査した。

① Ｙ処理場における現地調査を行った結果，重金属の存在部位は，重金属の流入負荷量と相関が見られ，低負荷になると粗細胞壁画分と細胞質画分内に取り込まれる傾向が見られた。

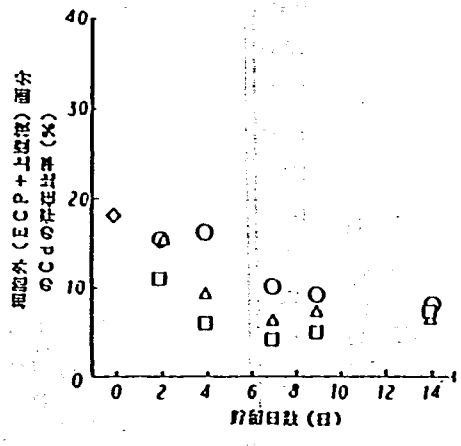
汚泥を貯留することにより，銅，カドミウムは，粗細胞壁画分と細胞質画分内に取り込まれ全クロム，リンは，細胞外画分に溶出する傾向であった（下図参照）。

pH調整による亜鉛の除去実験の結果，溶出特性として水処理方法間の多少の相異が確認された。

② 消化槽内の炭酸ガス分圧を従来よりも高めるとメタンガスの発生量が増加することが確認され，その増加には，汚泥中炭水化物の分解促進と，硫化物の除去に関係する生物学的な酸化還元反応の付加が関与しているものと思われた。



図－１　銅の存在部位変化



図－２　カドミウムの存在部位変化

研究担当者：佐藤　和明，落　　修一，白石　　隆

キーワード	小規模下水道，汚泥貯留，重金属，嫌気性消化，炭酸ガス

下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査		本文237ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	シ　ス　テ　ム　課	

（目　的）

下水道事業の拡大と進展に伴い，業務遂行に必要な情報も増大の一途をたどっている。本調査は下水道事業を円滑，効率的に遂行するために，これら各種情報を体系的に整理し適宜提供できるデータベースネットワークシステムを提案することを目的としたものである。最終年度である平成２年度は，過去４年間にわたって検討してきたデータベースシステムについて，実務上の適用性を明らかにするとともに，将来の方向として下水道データベースのネットワーク利用によるその整備方策と適用性について検討を行った。

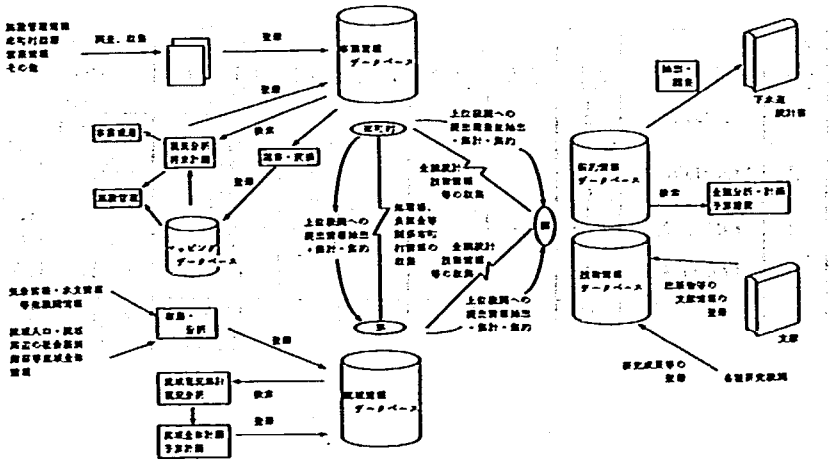
（結　果）

① 下水道情報の収集処理システム

昨年度までに流域下水道について開発し，現在運用されている下水道情報収集処理システムを公共下水道に適用した場合，市町村から国まで一貫した処理の流れが円滑になり，データの信頼性，処理の省力化が期待できる。そこで，本収集処理システムを公共下水道に適用した場合の問題点とその対策及び市町村や都道府県における情報処理方法についての調査結果をとりまとめた。

② データベースネットワークシステム

昨年度までに下水道処理場に係る情報，下水道文献情報及び下水道統計情報の３つのデータベースを構築するとともに，マッピングシステムについても検討してきた。これらの各システムを実務で利用する場合，その維持管理が最も容易に遂行しやすい部署にそれぞれ分散してデータベースを整備し，ネットワークシステムによって関連部署から必要に応じて適宜利用するシステムとすることが実用面から見て有効である。そこで，本システムで取扱う情報を事業情報，流域情報，集約情報，技術情報及びマッピング情報の５つに大別し，下図に示すように各事業主体が必要最小限の情報をデータベース化し，これらを有機的に結ぶネットワークシステムを構築する方法について基本構想をとりまとめた。



下水道データベースネットワークシステムの全体概念図

研究担当者：寺川　陽，野口　正，川名万寿雄，伊藤　克雄，塩路　勝久

キーワード	下水道，情報，データベース，ネットワークシステム

下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査		本文243ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成４年度	施　工　研　究　室	

（目　的）

現在，下水管において，目地切れやひびわれなどの被害が，不明水の増大や管周辺土砂の管内への流入を引き起こし，周辺地盤の緩みや上部地盤の空洞を生ずる事例が見られる。下水管の補修工法に様々なものがある中で，小口径管の接合部周辺に生じた空洞にはグラウティングが一般的な工法である。しかし，使用する材料の耐久性や補修効果などの面で疑問が残されている。

本課題では，各種補修材料を用いて小口径管路周辺に生じた空洞充填を行うとともに，効果的な周辺地盤補強を行う方法を検討し，下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てることを目的としている。

（結　果）

２年度は，φ250㎜の塩ビ管の継ぎ手部分に模擬空洞を作製して，そこをパッカー施工箇所として土中に埋設した後に，パッカー工法を行い，各材料の止水効果等について調べた。

(1)　パッカー工法による小口径管補修時の施工性

パッカー工法を用いて空洞充填を行った場合の施工時間，注入圧力，注入量などの施工情報から，各補修材料の施工性を調べた。ウレタン系，セメントーセメント系，セメントーシリカ系の３種類は施工性は良好であった。しかし，セメントーゴムアスファルト乳剤系は１ショットの注入でしかも固結時間が30分程度だったために，施工方法に改善の余地があった。

(2)　パッカー工法施工後の止水効果

パッカー工法施工後に，各材料の固結後の止水性を確認するために地下水位を上昇させた。その結果，施工手順に問題があったセメントーゴムアスファルト乳剤系で多量の漏水が認められ，セメントーセメント系で少量の漏水があったが，他の材料は良好な止水性を有していた。

表　パッカー施工結果

実験ケース	材　料	回目	T 注入時間(分)	Q 注入量(ℓ)	Q／T (ℓ／分)	P 圧力(kgf/cm²)
1	ｳﾚﾀﾝ系	1	19	40	2.1	2.0
		2	18	45	2.5	2.0
2	ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系	1	9	41	5.1	0.3 ～ 1.2
		2	21	94	4.5	0.3 ～ 1.3
3	ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系	1	17	71	4.2	0.2 ～ 1.2
		2	18	70	3.9	0.2 ～ 1.0
4	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系	1	4	42	10.5	注）1.0～1.5
		2	4	42	10.5	注）1.0～1.5

注）計器故障のため推定値

研究担当者：苗村　正三，境　　友昭，下坪　賢一

キーワード	下水管，補修，空洞充填材，パッカー工法

下水道管渠の作用土圧に関する調査		本文249ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元～４年度	土　質　研　究　室	

（目　的）

下水道管渠に作用する土圧については，管種，地盤条件，埋設形態，施工条件及び埋設時からの時間によって，その大きさが異なってくる。このため，設計においてはこれらの要因が作用土圧に及ぼす影響を分析して，各要因を考慮した土圧の算定式を確立する事が重要である。本調査では，模型実験や数値解析によって，各要因における作用土圧を解明して，土圧算定式の適合を検討するものである。

（結　果）

本年度の調査項目と結果は次の通りである。

① 下水道管渠に作用する土圧のアンケート調査

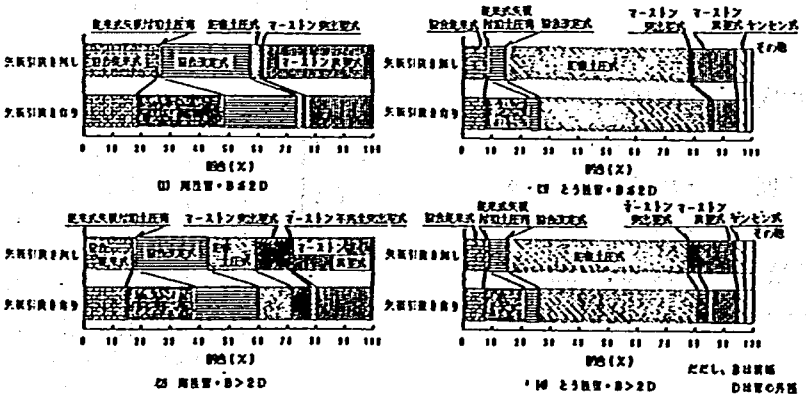
アンケートは，平成２年１月～２月に全国の主な自治体（県，市）など194箇所を対象に，表－１に示す設問について実施し，その結果を整理した。問２は，施工条件，埋設形態，管種でどのような算定式を用いているかを問うものであるが，各機関で算定式の採用にかなり独自性が認められた。問２の結果の一部を図－１に示す。

② 矢板引抜による作用土圧の模型実験

管渠の支持条件を変えた（砂基礎，杭基礎）場合の矢板引抜きによって生じる土圧増加を模型実験で検討した。なお，土圧計測の精度を高めるために，２方向ロードセルを用いたパネル式土圧をもつ実験用埋設管を作製した。実験結果は，杭基礎など管渠の沈下を拘束する支持条件では，土圧はかなり大きくなることが判明した。また，下水道協会改訂式は，いずれの支持条件でも比較的適合することが認められた。

表－１　アンケート内容

問１：準拠している指針について
問２：管種，地盤条件，埋設形態の違いによる管軸土圧の算定式について
問３：水平土圧の算定式について
問４：活荷重による管頂土圧の算定式について
問５：軟弱地盤における基礎選定と作用土圧の算定方法について
問６：道路下，非道路下における算定方法の違いについて
問７：地下水位の高い箇所での設計方法について
問８：その他の意見について



図－１　矢板引抜きの有無による土圧算定式の違い

研究担当者：久楽　勝行，青山　憲明，持丸　章治

キーワード	埋設管，作用土圧，設計

下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査		本文255ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	振　動　研　究　室	

（目　的）

下水道施設は自然流下が基本であるため，ポンプ場等の施設は地盤条件の悪いところに建設されることが多く，また，管路部のように長尺な施設は複雑に変化する地盤中に埋設されているため，地盤条件の変化に伴う地震動の影響を直接的に受け，被害の増大に結び付くことが既往地震の例から明らかとなっている。さらに日本海中部地震等においては，地盤の液状化により管路部や処理施設に多くの被害が発生している。そこで本調査では，下水道施設において考慮すべき地震動，液状化に起因する構造物の変状程度の把握法，変状の防止法を明らかにし，下水道施設の合理的な耐震点検手法と，その液状化に対する合理的な耐震設計法を設定することを目的としている。

（結　果）

平成２年度の調査項目及び結果は次のとおりである。

①　下水道施設の震害発生要因の整理

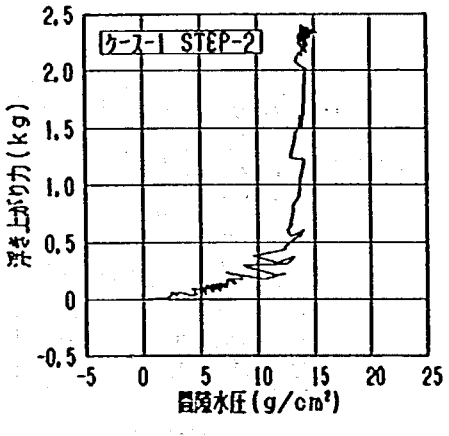
地震による下水道施設の被害の発生要因を明らかにすることを目的として，下水道施設に被害が発生した既往の３地震を対象に，表－１に示す項目について被害関連要因の収集・整理を行った。その結果より，微地形として三角州や砂丘，土質として砂質土地盤上に，多くの被害施設が位置していることが明らかとなった。

②　液状化地盤中の下水道管路に関する模型振動実験

液状化時に，地盤から下水道管路に作用する外力の発生特性を明らかにすることを目的に，模型振動実験を実施した。図－１に下水管路に作用する浮き上がり力と，地盤の液状化程度として過剰間隙水圧の関係を示す。これより不完全液状化の状態では，管体に作用する浮き上がり力を支持する程度の剛性はまだ周辺地盤に残っており，管体を変形あるいは変位させるような状態とはならず，ほぼ完全液状化に達した段階ではじめて管体の変形，変位が生じ始めることがわかる。

表－１　調査検討対象項目

・被害形態，程度	・液状化の有無
・管種，管径	・微地形分類
・施設の埋設深度	・地震動の大きさ
・地下水位	・標高
・土質条件（沖積，洪積及び砂，粘土等）	



図－１　浮き上がり力と間隙水圧の関係

研究担当者：常田　賢一，松本　秀應，佐谷　祥一

キーワード	耐震，耐震点検，耐震設計，地震被害，液状化，浮き上がり

都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査		本文261ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	総合治水研究室	

（目　的）

都市域の内水型浸水に対処するためには，面的排水機能を受け持つ下水道施設や排水路，それらの末端から排出される雨水を流下させる河川，流出を抑制する貯留・浸透施設等の整備が効果的ではあるが，面的な治水安全度と排水先河川の安全度がトレードオフの関係にあることから，治水施設相互で十分に連携して雨水処理の分担をはかる必要がある。本調査は，このような必要性に基づき，都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法を提案し，実流域での検討を行うものである。

（結　果）

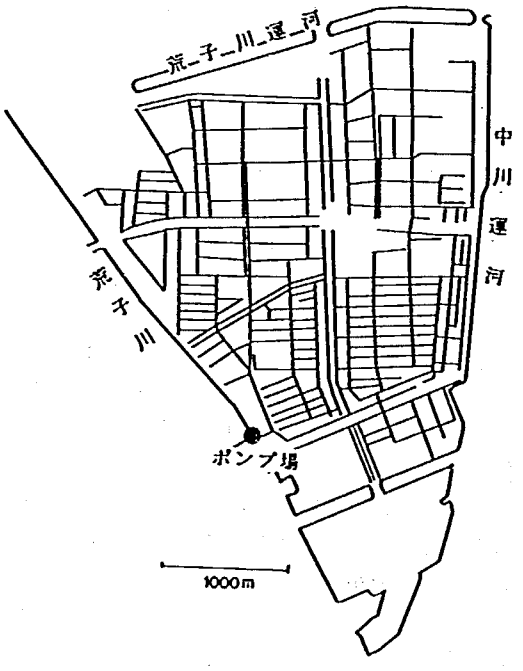
平成２年度には，浸水被害の推定を行う上で重要となる都市低平地部に適用可能な流出・氾濫モデルの作成を行うとともに，このモデルの妥当性等を検証するために必要な実流域データを作成した。

① 流出・氾濫モデルの作成

都市低平地での局所的な浸水現象に対応できるようにするため，下水管路網内洪水流，地表面氾濫流，それらの相互作用を時空間的に表現できるモデルを作成した。

② 実流域データの作成

名古屋市港区の荒子川，中川運河，荒子川運河に囲まれた面積約180haの合流式下水道の排水区を対象に，流出・氾濫モデルの検証計算に必要な，下水管路とマンホールの諸元，土地利用状況に関するデータを作成した。図－１に，当該排水区の下水道平面図を示す。



図－１　下水道平面図

研究担当者：吉本　俊裕，木内　　豪，下家　時洋

キーワード	内水，都市低平地，流出，氾濫モデル

下水汚泥の施用方法に関する調査		本文269ページ	平成２年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	緑　化　研　究　室	

（目　的）

本調査は，従来焼却処分が行われていた窒素分に富んだ下水汚泥や炭素分を含む剪定残渣という植物性廃棄物を利用し，緑化で使用しうるコンポスト化汚泥等を試験的に製造し，植栽土壌に対する改良効果を検討することを目的としている。

（結　果）

平成２年度の調査結果等は次の通りである。

① 取扱い性

６週目の最終の状態のまま篩にかけたところ，湿潤状態で篩にかけているため，取扱い性を考えるならば，比較的サラサラした状態のものが取扱い性が良く，ダンゴ状になってしまうようなものは取扱い性が悪く，篩を通り難いものといえる。その点で，比較的粒度の粗いものが少ないほうが，乾燥も進み，取扱い性が良いものと考えられる。

② 臭い

今回は消化脱水汚泥を使用しており嫌気発酵を経ているため，かなりの悪臭の元となる，硫化水素系のガスはほとんど発生せず，アンモニア臭とカビ臭が対象となっているので，６週目では大方問題となるようなものはなかった。

③ 病原菌

これは，前述したように発酵熱の問題であり，65℃以上で48時間以上が一応の目安になっている。その点でLd１やLd１cが望ましい。ただし，Ld２やLw１についても可能性はある。

④ 堆肥の状態（見かけ）

Ld２，Lw１，K１については，未分解の状態が明白にわかってしまい見かけが良いとは言えない。また，Axについては汚泥の塊がそのまま入っているので，見かけは良いが，使用者に対しては事前に知らせておく必要があるものといえる。

⑤化学性

養分，重金属についても特に問題はないが，建設廃棄物粉砕物であるK１の材料にひ素が比較的多く含まれていたことに注意する必要があるものと言える。これは，木材の防腐処理(CCA処理等）のためではないのかと考えられる。

試作汚泥の総合評価一覧表

名　称	原材料構成比等(容積比)	臭　い	取扱性	醗酵熱状況	外　見
Ld1	汚泥１：乾燥剪定粉砕物１	○	○	○	○
Lw1	汚泥１：生剪定粉砕物１	○	△	△	△
Ld2	汚泥１：乾燥剪定粉砕物 0.5	○	×	△	△
Ld1c	汚泥１：乾燥剪定粉砕物１：炭0.2	○	○	○	○
K1	汚泥１：建設廃材粉砕物１	○～△	△	×	△～×
Ax	汚泥１：乾燥赤土１	○	○	×	○

研究担当者：半田真理子，小澤　徹三，吉永　裕康

キーワード	汚泥，コンポスト，木質系廃棄物，有効利用

異常水質時の緊急対策に関する調査		本文275ページ	平成２年度
全体計画	河川事業調査費　昭和63～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

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

（結　果）

本調査は，建設技術協議会・技術管理部会・水質分科会の共通テーマとして実施しているものであり，河川局河川計画課，各地建技術事務所，北海道開発局開発土木研究所との共同研究である。

土木研究所における本年度の調査結果は以下のとおりである。

(1) 異常水質事故で最も多い油の流出事故とシアン流出事故の対策方法について調査を実施した。

①油流出対策の基本は，先ずオイルフェンスにより流出した油を包囲し流下や拡散を防止する。その後，機械的方法あるいは物理的方法により油を回収し処理する。河岸等に付着した油の処理については付着した油が灯油，軽油のように粘性の小さいものか，重油（特にC重油）のように粘性の大きいものかによって異なるが，物理的に取り去るか焼却する以外に方法はない。また，油処理剤を利用して油を乳化分散，沈降固化等の化学処理を行う方法も考えられるが処理剤の毒性や乳化した油が水生生物に悪影響を及ぼす可能性があり，実施に際しては注意を要する。

②河川に流出し大量の河川水に希釈された後のシアン処理は，現時点において有効な処理方法がまだ確立されておらず，導水による希釈を主とする対応が行われている。特に一級河川でのシアン流出は対策の手だてがなく，希釈及び自然分解，蒸発に頼らざるを得ない状況にある。しかし，本川合流前の小水路や樋管内での発見については，水門，樋門あるいは土のうなどによる閉め切りにより，その水路内での処理は可能である。水中のシアンを除去する方法には幾つかの方法があるが，小河川への適用が可能と思われるアルカリ塩素法について具体例を示した。

(2) 異常水質時の調査・対策マニュアル（案）の作成

本調査の目的であった「異常水質時の調査・対策マニュアル(案)」を作成した。本マニュアルは，各工事事務所において異常水質事故が起こった場合，対策の実施にあたって必要となる技術的事項についてその考え方，基本的要件について取りまとめたものである。異常水質と定義される種々の水質異常のうち水質事故と考えられるものに対象をしぼり，適用範囲を設定した。具体的には魚の浮上，油の流出，毒物の流出を対象としている。

研究担当者：中村　栄一，長谷川　清，小森　行也

キーワード	河川，異常水質，モニター

Ⅰ．試験研究費による研究

１．下水中での硫化水素の生成に関する研究

下水道研究室　室　　長　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．はじめに

近年、硫化水素による下水管きょ、特に圧送管の出口付近、下水処理場の最初沈殿池のトラフ付近や汚泥処理施設の腐食が問題となってきている。硫化水素がこれらの腐食に深く関与しており、腐食以外にも悪臭などの問題を引き起こす原因となっている。

下水管きょの腐食メカニズムは、管壁の付着スライム及び管底の堆積物中に生息する硫酸塩還元細菌により下水中の硫酸イオンを電子受容体、有機物を電子供与体として硫酸イオンが還元され硫化物が生成される。生成された硫化物の一部は揮散して管壁の結露水中に溶解し、溶解した硫化物は硫黄酸化細菌により酸化されて硫酸となる。その硫酸により管壁のｐＨは極端に低下し、コンクリートが腐食される[1)2)]。以上のように下水管きょの腐食には、硫酸塩還元菌及び硫黄酸化細菌が深く関与しており、これらの細菌の特性を明らかにすることはきわめて重要なことである。

本研究は、これらの細菌の特性を明らかにするとともに、腐食現場においても調査を行い下水管きょ中での挙動を把握し、下水道施設の腐食防止に資するものである。

２．平成元年度の研究結果

平成元年度の研究結果を要約すると以下のとおりである。

（１）実態調査を行った結果、下水中の硫酸塩濃度はおおむね10～50㎎/lであり、沿岸部では海水の浸入、内陸部では温泉排水の影響を受け高濃度となることがあった。

（２）硫化水素生成に関する基礎実験では、硫化水素の生成に対する温度の影響は10～30℃の範囲において温度の上昇につれて硫化水素生成速度が増加した。また、プロピオン酸を基質としたときに高い硫化物生成速度を示した。

（３）下水圧送管の現地調査を行った結果、下水の圧送管内滞留時間が長くなるとかなり高濃度の硫化水素が発生することがわかった。

3．平成２年度の研究結果

3．1　下水圧送管における硫化水素の生成に関する現地調査

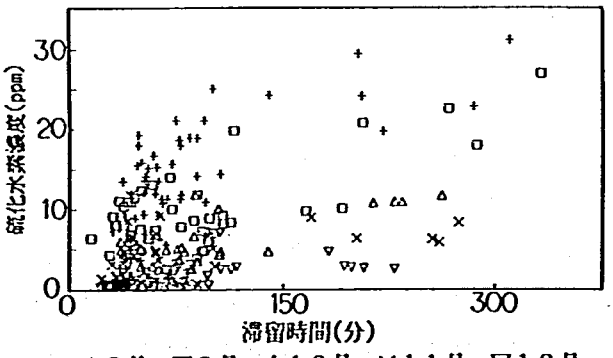
3．1．1　調査目的と調査方法

下水圧送管内での硫化水素生成の挙動を把握するために、出口側マンホールの腐食が著しい箇所で現地調査を行った。このマンホールでは圧送管の吐出口が上部にあり、下部に自然流下の排出口があるため圧送管吐出水は滝落しとなり、生成した硫化水素が揮散しやすくマンホール上部の腐食が相当進行している。調査を行った圧送管の管径は400㎜、延長は1,075m、平均勾配は5.9‰である。ポンプは水位制御方式で運転され、吐出量は1.7㎥/minである。吐出量に比較して管径が大きいために、管内の滞留時間が約80分となり、ポンプ場流入下水量が少ないときには管内滞留下水が１度のポンプ運転では吐出されずにさらに長い滞留時間となる場合がある。

この圧送管出口マンホールに自動計測装置を設置し連続測定調査を行った。水位計、水温計及びORP計をマンホール底部に設置し、ポンプ運転の開始を水位計で感知し、吸引ポンプでマンホール底部付近の空気を吸引し定電位電解方式の硫化水素計により気相中の硫化水素を計測した。また、平成3年2月14日の早朝に、ポンプ運転時に吐出水を5分間隔で採水し、水質分析を行った。これは、連続測定調査の結果から管内滞留時間の長い夜間後の吐出水からでる硫化水素濃度が高い傾向を示したためである。水質分析は、水温、pH、ORP、SS、VSS、アルカリ度、硫酸イオン、硫化物、硫酸塩還元細菌数について行った。硫酸イオンはイオンクロマトグラフ法、硫化物はメチレンブルー吸光光度法により分析した。その他は下水試験方法に準拠して分析した[3)]。

3．1．2　調査結果

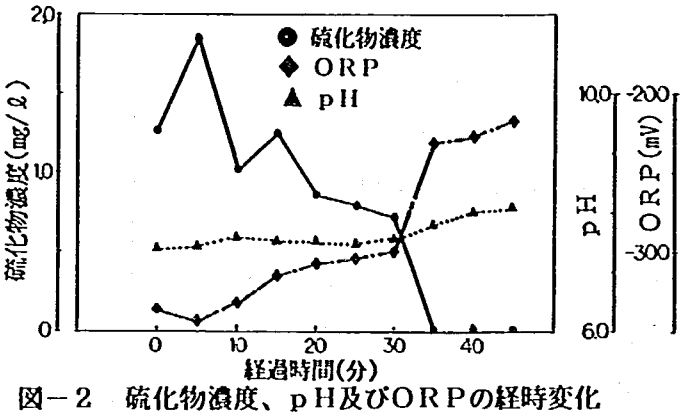
マンホール気相中の硫化水素濃度は下水の吐出直後に最高値を示し時間経過に従って漸減していく傾向にある。図－１は、平成2年8月から12月にかけて各月の代表的な数日間の硫化水素濃度の最高値を下水の管内滞留時間を変数として表したものである。図に示したように管内滞留時間の増加にともなって硫化水素濃度が高くなり、水温が高い時期は滞留時間が短くても濃度が高くなる傾向にある。水温の低下にともなって濃度が低下し、おおむね滞留時間に比例するようになる。すなわち、硫酸塩還元細菌の還元活性は水温に大きく依存するといえる。気中の硫化水素濃度が液相中の硫化物濃度に比例すると仮定すると、低水温期には硫化水素生成反応は０次反応にちかく、高水温期には電子受容体である硫酸イオン濃度の影響を受けていると考えられる。



＋8月　□9月　△10月　×11月　▽12月

図－１　管内滞留時間と硫化水素濃度の関係

平成3年2月14日午前7時33分から8時36分のポンプ運転時間中に、吐出直後から5分間隔で45分間吐出水のサンプリングを行い水質分析を行った。採水開始時刻とポンプ運転開始時刻に差があるのは、前回のポンプ運転停止後、圧送管が逆勾配のため滞流水が逆流したためである。図－２に硫化物濃度、pH及びORPの経時変化を示したが、



図－２　硫化物濃度、ｐＨ及びＯＲＰの経時変化

8時10分と15分の間で硫化物の有無が分かれている。ORPが-300mVから-230mVに急激に上昇し、pHも7.5から8前後に上昇していることから、酸発酵による腐敗の進行程度に差があることがわかる。pHが7のときの硫酸イオンから硫化水素ガスへの還元反応のORPは-180mVであり[4]、-200mVから-330mVの間で急激に硫化物が生成したという報告もある[5]。SS及びVSSからみた下水の性状に違いがなく、トイレ用水が卓越していると思われる下水が吐出されたときにSS濃度が急激に高くなりVSSも高い値を示した。

前述したように圧送管の管径が大きいためにポンプを連続運転しても約80分の滞留時間があり、ポンプ運転の履歴の影響が現れているものと考えられる。調査時点以前のポンプ運転は、前日の22時45分から35分間、当日の0時15分から28分間、4時37分から24分間の運転が行われていた。すなわち、吐出後約30分間の下水は前日の22時45分に送水されたものであり、吐出後30分以後の下水と滞留時間が異なっていることがわかる。前者の滞留時間は約10時間、後者は約8時間30分であり、その差は1時間30分であるが硫化物生成に関して明確な相違となって現れている。下水中の硫酸塩還元細菌数はいずれの時間においても10^3～10^4個/mℓのオーダーにあり差がなかったので、酸発酵の進行程度に起因するORPと基質となる有機酸生成量の相違が硫酸塩還元細菌活性に影響を及ぼしているものと考えられる。

３．２　硫化水素生成速度に関する室内実験

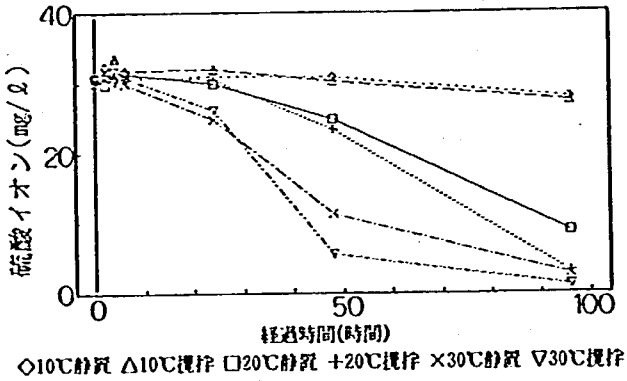
３．２．１　実験目的と実験方法

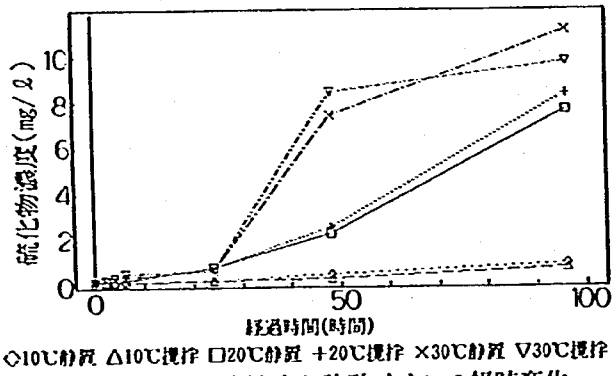
硫酸塩還元細菌の特性を明らかにするために、平成3年2月14日の現地調査でサンプリングした下水を用いて室内実験を行った。実験に用いた原水は各時刻の採取試料を混合したものを用いた。混合試料のSSは116mg/l、VSSは79%、アルカリ度は170mg/l、硫酸イオン濃度は30mg/l、硫化物濃度は混合時に揮散したためか検出限界以下であった。この原水を容量10ℓのユニオンコンテナに充填後ヘリウムガスを30分間曝気し液中の酸素を追い出した。この容器を密閉後、10℃、20℃、30℃の高温室に各

々運び込み、静置条件とマグネチックスターラによる撹拌条件の2条件で経時変化を測定した。静置条件のものはサンプリング前にマグネチックスターラにより十分な撹拌を行った。撹拌条件はポンプ運転時の流動状態を想定したものである。30℃の温度条件のものは温浴により水温を上昇させ、他は各温度条件で静置3時間後から実験を開始した。マグネチックスターラにより撹拌した方が静置したものより1～1.5℃程度水温が高くなったが、撹拌によるエネルギーと駆動部の熱伝導によるものと思われる。

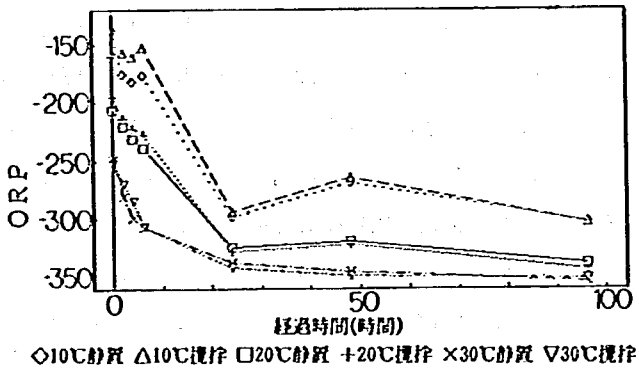
3．2．2　実験結果

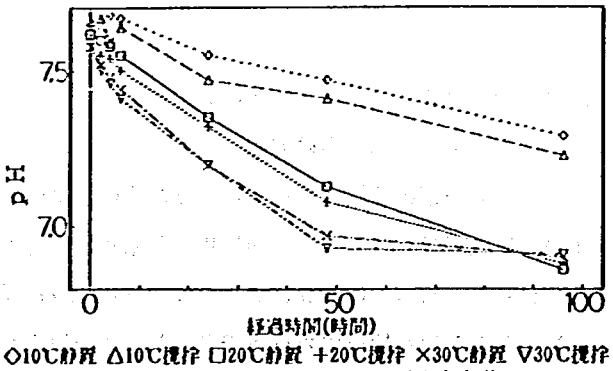
各温度条件、撹拌条件の硫化物濃度と硫酸イオンのの経時変化を図－3に示す。30℃の温度条件では、48時間から96時間後にかけて硫化物生成速度の低下が見られる。試料水中の硫酸塩還元細菌数は、原水で10^3個/mℓ、24時間後で10^4個/mℓ、96時間後で10^5個/mℓのオーダーとなり、10℃の温度条件でやや少ない傾向がみられるものの大きな相違はなかった。96時間後の硫酸イオン濃度が1.1～2.6mg/lであったことから、電子受容体である硫酸塩が反応律速となっていることがわかる。Ingvorsenら[6]は代表的な硫酸塩還元細菌であるDesulufobacter postgateiを用いて動力学定数を求める実験を行い、硫酸塩に対する半飽和定数は約200μMであると報告しており、濃度換算するとこれは約19mg/lであり、本実験結果を裏付け





図－3　硫化物濃度と硫酸イオンの経時変化





図－4　pHとORPの経時変化

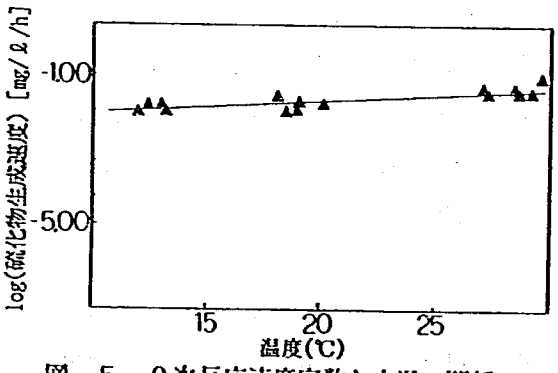
ることができる。図－４にpHとORPを示したが、温度条件による相違はあるものの時間経過に従って、pH、ORPが低下していることから有機酸生成反応が進行し、反応は電子供与体律速でなかったことが推察される。また、撹拌条件による硫化物生成量の違いは、20℃と30℃で撹拌した方がやや大きい傾向が見られるが、撹拌によって若干水温が高くなっている点を考慮するとほぼ同等と考えてよいであろう。

実験開始後6時間までは硫化物生成量が1mg/l以下であり硫化物生成反応を０次反応と仮定しても妥当と考えられるので以下の解析を行った。実験開始後6時間までの０次反応速度定数と水温の関係を示したのが図－５である。この回帰式から温度による反応速度定数は次式で表現できる。

$$k_T = 0.0199 \cdot 1.085^{(T-20)}$$

ここで、T：水温（℃）

k_T：T℃のときの０次反応速度定数（mg/l/hr）



図－５　０次反応速度定数と水温の関係

2月14日の現地調査で硫化物が検出された吐出後30分間の採取試料の平均水温は15.6℃、硫化物濃度は1.09mg/lであった。このときの平均滞留時間は約10時間であるので、０次反応を仮定すると反応速度定数は0.11mg/l/hrとなる。室内実験による回帰式から求めた反応速度定数水温が15.6℃のとき0.014mg/l/hrとなり、１オーダー現地調査結果の方が高い値となっている。このことから、硫化物生成反応は下水中に存在する硫酸塩還元細菌よりも管内スライムあるいは管内堆積物に棲息する硫酸塩還元細菌によるものが卓越していると考えられる。

４．まとめ

平成２年度の研究結果をまとめると以下のとおりである。

（１）通年調査の結果、圧送管内の硫化水素生成量は吐出側マンホール内気相中硫化水素濃度を指標として、水温と滞留時間に影響され、特に水温の影響が大きいことがわかった。

（２）低水温期の現地調査の結果、圧送管内の滞留時間により硫化物生成の有無が明確に現れることがあった。このときの吐出水中の硫酸塩還元細菌数は10^3～10^4個/mlのオーダーで吐出時間による差はなく、酸発酵の進行程度に起因するORPと基質となる有機酸生成量の相違が硫酸塩還元細菌活性に影響を及ぼしているものと考えられる。

（３）室内実験の結果、硫化物生成速度は基質である硫酸イオン濃度の影響を受けること、下水中の硫酸塩還元細菌による反応では撹拌条件による違いがないことがわかった。

（４）室内実験よりも現地調査による硫化物生成速度の方が速いので、圧送管内における硫化物の生成は下水中に存在する硫酸塩還元細菌よりも管内スライムあるいは管内堆積物に棲息する硫酸塩還元細菌によるものが卓越していると考えられる。

＜参考文献＞

1)U.S.EPA: Process design manual for sulufide control in sanitary sewarage system, 1974

2)U.S.EPA: Design manual for odor and corrosion control in sanitary sewarage systems and treatment plants, 1985 （日本語訳；下水道事業団業務普及協会：EPA設計マニュアル下水道施設の臭気と腐食対策（1988））

3)日本下水道協会：下水試験方法（1984）

4)松尾友矩：嫌気性処理に関する細菌群の研究状況総論－酸化還元電位と細菌群－、下水の嫌気性処理に関する調査、建設省都市局下水道部、土木学会、pp113-125（1989）

5)三品文雄：下水道施設における硫化水素の生成と制御に関する研究、東北大学学位論文、pp91-97（1990）

6)K.Ingvorsen, A.J.B.Zehnder and B.B.Jørgensen: Kinetics of sulfate and acetate uptake by Desulufobacter postgatei, Appl.Environ.Microbiol.,Vol.47,No.2,pp403-408, 1984

２．下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越　眞佐司
奥井　淳

１．研究の目的と必要性

下水処理水の衛生学的な放流基準は大腸菌群数 3000個/mlであり、下水処理場では塩素消毒によりこれに対応してきた。昨今、下水処理水の再利用が様々な形態で行なわれるようになり、処理水放流先の河川でもレクリエーション利用等の水空間の活用が図られるなど、下水処理水の衛生学的安全性に対する関心が高くなっている。本研究は下水処理水の安全性を更に向上させるうえで、現行の塩素消毒法とその代替消毒法及び指標生物に関する諸問題を検討するために、昭和63年度から平成2年度まで実施した。本年度が最終年度にあたる。

２．平成元年度までの研究結果

前年度までの研究成果の概要は以下のとおりである。

１）　わが国における水の衛生学的な基準は、大腸菌群数によって定められており、そのレベルは、飲料水等の「検出されないこと」から、下水放流水の「3000個/ml以下」の範囲にある。また、糞便汚染の指標としての大腸菌群を補完するものとして、糞便性大腸菌群、腸球菌群がある。ほかに、水中のヒト腸管系ウイルスの指標として有望視されているものとして大腸菌ファージがある。

２）　糞便汚染指標細菌の一つと考えられる腸球菌群を大腸菌群や糞便性大腸菌群と比較した場合、塩素消毒耐性が大きいことが実態調査によって明らかになった。更に、ヒトの腸球菌群の主要構成菌である*E. faecalis*株を用いた室内消毒実験の結果から、紫外線に対する耐性も大きいことが確認された。このことから、腸球菌は大腸菌群を補う消毒効果の指標生物として有望であると考えられた。

３）　病原性ウイルスの代替指標として取り扱いが容易な大腸菌ファージが考えられる。実態調査の結果によれば、下水二次処理水中に含まれる大腸菌ファージの量は少なく、11～92PFU/mlの範囲であった。また、検出精度を高めるため、低濃度のファージを測定することができる直接プラーク法について検討し、この方法が下水処理水中のファージの検出に適していることを明らかにした。

４）　ＲＮＡ型ウイルスは消毒耐性が高いといわれている。この型に属する各種の大腸菌ファージについて、紫外線、オゾンおよび塩素処理に対する耐性を検討した結果、ＭＳ２、Ｑβの２種が特に高い

耐性を示した。また、ＤＮＡファージであるT_4ファージはオゾン消毒と塩素消毒に対して高い耐性を示した。これらの大腸菌ファージの消毒耐性は、ヒトに感染するＤＮＡウイルスであるポリオⅠ型およびⅡ型ウイルスに比べても高いことがわかった。

5）　活性汚泥処理による細菌・ウイルスの除去率は、大腸菌群では96.3～99.7%、大腸菌ファージでは91.2～99.9%の範囲内にあり、ほぼ同等の除去率であった。

3．今年度の研究結果

3．1　ウイルスの不活化に関する実験

3．1．1　実験の目的と方法

水中に存在するウイルスの不活化について、紫外線、塩素およびオゾンの各消毒法による相違を明らかにするために実施した。実験の方法は以下に示すとおりである。

(1)試料水：ウイルスを浮遊させるための試料水は、滅菌生理食塩水および蒸留水を使用した。

(2)添加ウイルス：消毒対象のウイルスは、あらかじめ増殖させ、感染価を測定した後、－80℃で凍結保存したものを使用した。使用したウイルスの種類と感染価は次表の通りである。

表－1　添加ウイルス

ｳｲﾙｽの種類	感染価
ポリオⅠ	10^6　PFU/ml
ポリオⅡ	10^6　PFU/ml
アデノⅢ	10^3　TCID50/ml

(3)ポリオウイルスの定量方法：試料の10倍段階希釈列を、予めウイルス培養細胞用の細胞維持液を希釈液として、作っておいた。各希釈列を培養細胞に接種し、37℃の炭酸ガス培養器中で90分間ウイルスを細胞に吸着させた。その後、接種液は捨て、細胞培養液を添加して、37℃の炭酸ガス培養器中で２日間培養した。培養後の細胞をニュートラルレッド溶液で染色し、出現したプラック数を肉眼で数えてウイルス量を算定した（プラック法、計量単位PFU/mℓ）。

(4)アデノウイルスの定量方法：試料の10倍段階希釈列作成と培養細胞への吸着、培養の開始まではプラック法と同じである。培養開始後、毎日、培養細胞の形態変化（ＣＰＥ）を顕微鏡下で観察する。ＣＰＥの見られたものを陽性とし、Reed-Muench法によって$TCID_{50}$を算出した。

(5)紫外線消毒法：感染価を10^6PFU/mℓに調整したポリオウイルス液およびアデノウイルスの原液を試料水に添加し、ウイルス濃度が10^3PFU/mℓ程度の均一な懸濁試験液を調整した。次に、試験液を滅菌シャーレに等量ずつ分取し、シャーレの蓋を開けて紫外線を照射した。照射時間は３０秒、照射強度は試験液表面における紫外線強度が表－２に示す値になることとした。

表－２　紫外線強度(液表面)

ケース１	400μW/cm²
ケース２	200μW/cm²
ケース３	100μW/cm²

照射後の試験液は滅菌チューブに移して抗生物質混合液を添加し、定量培養するまでの間-80℃で凍結保存した。試験液中のウイルスの定量方法は、(3)(4)に示した方法とした。

(6)塩素消毒法：　(5)の場合と同様に調整した各ウイルスの懸濁試験液に対して次亜塩素酸ナトリウム溶液を表－３に示した有効塩素濃度となるように添加し、１分間作用させた。反応終了後、直ちに亜硫酸ナトリウム液を添加して遊離塩素を中和し、滅菌チューブに採取、ウイルスの定量分析までの間は-80℃で凍結保存した。なお、残留塩素濃度の測定は次亜塩素酸ナトリウム添加直後と反応終了直後の試料液の一部を分取して、o-トリジン比色法によって行った。

表－３　設定塩素濃度

ケース１	0.1mg/l
ケース２	0.5mg/l
ケース３	1.0mg/l

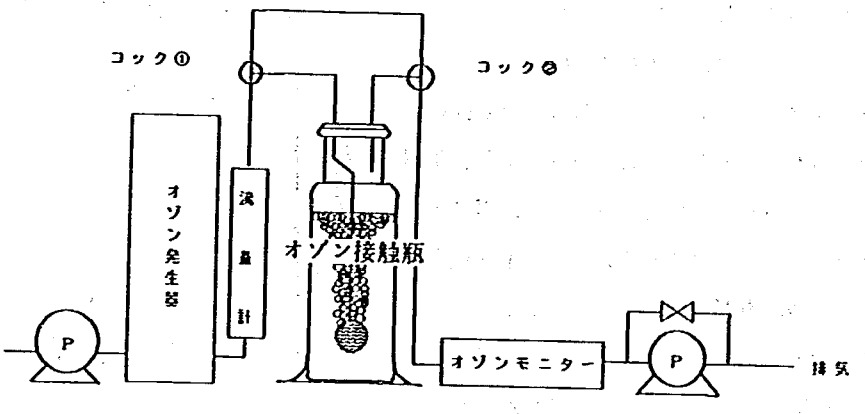
(7)オゾン消毒法：　(5)の場合と同様に調整した各ウイルスの懸濁試験液を、図－１に示すオゾン反応瓶にいれ、表－４に示したオゾン濃度に調整したオゾンガスを吹き込み、３０秒間接触させた。接触後オゾンを含まない空気を通気して残留しているオゾンを除き、試料を滅菌チューブに採取した。以下の操作は(6)の場合と同一である。

表－４　吹き込みオゾン濃度

ケース１	50ppm
ケース２	70ppm
ケース３	95ppm

３．１．２　実験結果

(1)　紫外線によるウイルスの不活化：　２種類の試料水中に分散・懸濁させたポリオウイルス１、Ⅱ型及びアデノウイルスⅢ型の紫外線による不活化率と紫外線量との関係は、図－２に示す通りであった。不活化率は紫外線量の増加とともに高まるが、ウイルスの種類によって不活化率は異なる。３種のウイルスの間ではアデノウイルスがやや不活化率が低く、紫外線に対する抵抗性がやや大きいことがわかった。試料液の違いによる不活化率の差は小さく、紫外線による不活化作用は水中の塩分の影響を受けにくいものと考えられる。



図－１　オゾン消毒装置

(2) 塩素によるウイルスの不活化：塩素による不活化実験の結果を、有効塩素添加濃度と不活化率の関係として図－３に示した。不活化率は塩素添加濃度の増加とともに高くなる傾向を示すが、試料液の組成やウイルスの種類によって不活化率は異なる。３種のウイルスの間では、アデノウイルスが高い不活化率を示し、ポリオウイルスⅡ型は不活化率がもっとも低かった。試料液の違いによる不活化率の差は、アデノウイルスⅢ型、ポリオウイルスⅠ、Ⅱ型ともに生理食塩水中に分散させた試料の方が高い不活化率を示した。

(3) オゾンによるウイルスの不活化：オゾン注入率とウイルス不活化率との関係を図－４に示した。液相のオゾン注入率(ppm)は次式によって算出した。

$$\text{オゾン注入率} = v_a \cdot m \cdot C \cdot t / (R \cdot V) \cdot 10^{-3}$$

v_a：オゾンガス流量(ℓ/min)

m ：オゾン分子量

C ：気相オゾン濃度(ppm)

t ：接触時間 (min)

R ：気体定数

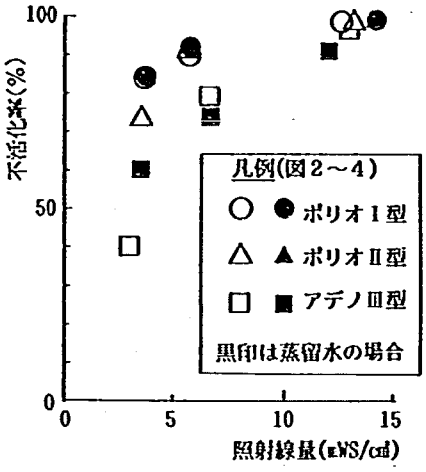
V ：接触瓶容量 (ℓ)

10^{-3}：換算係数

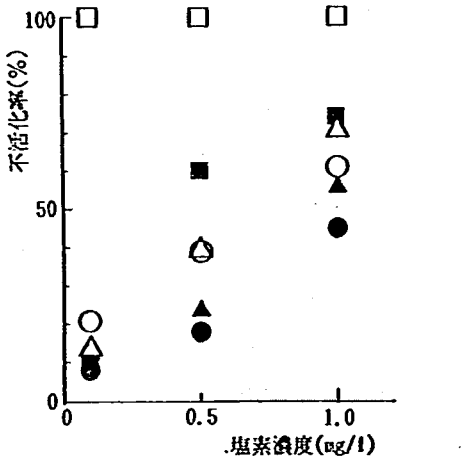
オゾン注入率の増加とともに、ウイルスの不活化率は増加した。不活化率は、ウイルスの種類と試料液の種類の両方で変化し、アデノウイルスは極めて低いオゾン濃度で高い不活化率が得られている。また、生理食塩水中でより高い不活化率となっている。ポリオウイルスはアデノウイルスの２～３分の１の不活化率となっており、Ⅰ型の方がⅡ型より不活化率が低く、Ⅱ型では蒸溜水中での不活化率が高かったのに対し、Ⅰ型では試料液の違いによる差はほとんどなかった。

３．１．３ 考察

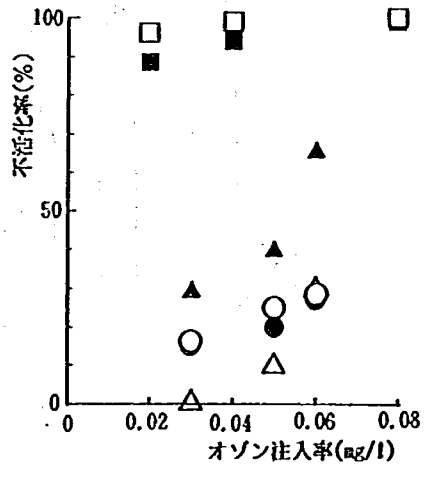
各消毒法によるウイルスの不活化率は、ウイルスの種類やウイルスが存在する水の含有成分によっても変



図－２ 紫外線量と不活化率



図－３ 塩素注入率と不活化率



図－４ オゾン注入率と不活化率

動すること、その変動の表れ方がウイルスの種類や消毒法毎に異なることがわかった。また、ポリオウイルスはアデノウイルスよりも全般的に消毒に対する耐性が強いことが示された。したがって、様々なウイルスについて比較することが困難な現状の下では、ウイルスの不活化を含めた消毒効果の評価に用いるウイルスとしてはポリオウイルスの方が良いと考えられる。蒸溜水中に分散させたポリオウイルスの不活化率からみて、ウイルスの不活化には紫外線照射が有効であると考えられる。但し、今回の実験は接触時間が短かったため、塩素やオゾンによる効果が出難かった可能性がある。しかし、接触時間と不活化率の関係が不明であり、今後の検討が必要である。

3．2　下水中のウイルスの定量分析

下水及び下水処理水中に含まれるヒト腸管系ウイルスの量を計測する目的で、定量分析を行なった。分析に先立って、下水及び下水処理水からのウイルスの回収率を、濃度既知のポリオウイルスを添加して検討した。

3．2．1　ウイルス添加回収実験

下水中のウイルスを検出し、あるいは定量する場合、ウイルスを他の浮遊物や微生物と分離するために様々な前処理操作が行なわれる。このような操作によって、実際に水中に存在するウイルスのうちの幾らかは失われるのが普通である。水中のウイルスの定量を行なうにあたっては、予め、このような操作によって失われる割合を把握する必要がある。そこで、２つの処理場で採取した流入水、二次処理水及び放流水の各試料に濃度既知のポリオウイルスを添加し、ゼータプラスフィルターによる濃縮・分離操作を行なった後のウイルス分析用の試料中のポリオウイルス濃度を測定し、得られた結果から回収率を算定した。結果を表－５に示す。

表－５　回収率検討結果

A処理場	回収率	B処理場	回収率
流入水	62%	流入水	29%
二次処理水	48%	二次処理水	43%
放流水	14%	放流水	13%

回収率は流入水、二次処理水では29～62%、放流水では13～14%とかなり低く、濃縮・分離法について、さらに改善する必要のあることが明らかになった。

3．2．2　ウイルスの定量分析

下水中のヒト腸管系ウイルスとして代表的であると考えられるアデノ、レオ、ポリオ、エコー、コクサッキー、ロタの６種のウイルスについて、濃縮・分離操作後の試料中の濃度分析を試みた。試料の１０倍段階希釈列を作り、各々１mlずつ各培養細胞に接種し、３日間のうちに生じたプラックを数えることとした。しかしながら、何れの試料においても、プラックは形成されず、各下水試料中のウイルス濃度はすべて０という結果となった。

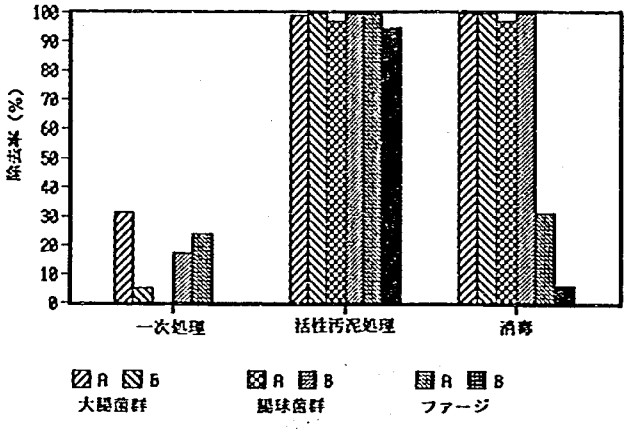
このことは、下水中にはウイルスはほとんど含まれていないか、含まれていても、極めて低い濃度であるか、あるいはほとんど感染能力を失っているかの何れかを示すと考えられる。その他、未だ、濃縮分離操作に何等かの問題点がある可能性も残されている。このように、下水中のウイルスの定量結果についての判断が困難な原因のひとつは、水中のウイルスの検出方法が確立されていな

い点にあり、今後の検討が必要である。

3．3　下水処理の単位操作による細菌・ファージの除去

下水処理の各単位操作によって、大腸菌群、腸球菌群及び大腸菌ファージがどの程度除去されているかについて実態調査を行なった。調査は、A、B２ヵ所の処理場で高負荷時に実施した。結果を図－５に示した。

何れの処理場でも、一次処理では細菌・ファージ共にほとんど除去されていないが、活性汚泥処理では何れも90％以上除去されている。消毒では、細菌類は90％以上除去されるのに対し、ファージの不活化率は低い。従って、下水処理場における細菌・ファージの主要な除去過程は活性汚泥処理であると言うことができる。ファージをウイルスの代替指標であるとすれば、現行の消毒過程は滅菌には有効であるがウイルスの不活化には効果が乏しいことになる。しかし、前年度の研究により、ポリオウイルスはファージより消毒耐性が低いことが示されているので、ヒトウイルスに対する消毒過程の効果についてはより具体的な検討が必要と考えられる。



図－５　単位処理過程の除去・不活化率

4．今後の研究課題

今年度で本課題は終了したが、下水処理水の衛生学的な安全性を高める上での消毒法及び指標微生物についての諸問題を検討するという所期の目的に対しては、一応の成果を得ることができた。しかし、細菌と並ぶ重要な微生物であるウイルスについては、その検出法が確立されていないこともあって、必ずしも十分な検討ができたとは言いがたい。下水及びその処理水中のウイルスの挙動と不活化については今後も検討が必要である。

本研究を実施している３年の間に、下水処理水の再利用に関して、高度処理会議から「下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル（案）」が公表され、親水レクリエーション用に再利用する場合の衛生学的な基準は、大腸菌群数50個/100mlとされた。本研究では、このような、新たに定められようとしている基準を達成するという観点からは消毒法を検討していないが、今後はそのような技術的検討を行なうことも必要であると思われる。

参考文献

土木研究所資料第2859号　「下水処理水の滅菌及び消毒に関する研究報告書」　1990.3

３．発生下水汚泥の質と量に関する研究

汚泥研究室　室　長　佐藤　和明
主任研究員　岡澤　邦明

１．研究の目的と必要性

下水道の普及に従い、下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大な量になってくる。現在、発生した汚泥の約82%が、陸上埋立、海面埋立等で処分されているが、埋立処分地の確保は年々難しくなっている。従って、汚泥の処分に関する問題は、下水道事業を推進する上で重要な問題の一つとなっており、埋立処分以外の処分方法の確立が求められている。

一方、現在実施されている汚泥の有効利用法としては、①緑農地に還元して肥料や土壌改良材として用いる方法　②焼却灰や溶融スラグを建設資材として利用する方法があり、一部の都市では既に実用化している。しかし、これらの有効利用を行なう場合、汚泥中の重金属の種類と含有量が、品質の良否に影響することが知られており、今後、汚泥の緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用を積極的に実施して行くためには、汚泥中の重金属をコントロールして品質のよい資材に変えてゆく必要がある。このため、本研究は、汚泥中の重金属の形態や量の変動要因等を明らかにして、汚泥に潜在する資源性を一層高めるための基礎資料を得ることを目的としている。

２．平成元年度までの研究結果の要旨

家庭下水を処理する下水処理場を対象として下記の調査を行なった。

１）流入下水中及び処理水中の重金属濃度の２４時間連続調査を行なった。

２）流入下水中及び処理水中の粒径別重金属濃度の調査を行なった。

３）初沈汚泥及び終沈汚泥中の重金属の形態調査を行なった。

４）脱水汚泥及びコンポスト化汚泥中の重金属の形態調査を行った。

上記調査の結果、以下の事項が明かとなった。

① 流入水中の重金属濃度は、水量が増加する朝と夕方にピークが現われ、生活活動と重金属濃度の関連性が示された。

② 初沈で除去され易い元素は、Ｎｉ，Ｃｒ，Ｓｉの３元素であった。それ以外の元素は初沈以降のプロセスでより多く除去される。

③ 流入下水中重金属の粒径別濃度で、高い値を示す粒径範囲は、10μｍ～ 100μｍである。

④ 流入下水中重金属の粒径別濃度で、１μｍ～ 0.025μｍのメンブランフィルターで沪過したものも、相応に濃度が低下することから、１μｍ以下の沪液中の重金属でも、微粒子性で存在しているものがある。

⑤　家庭下水を主体とする下水処理場で発生する汚泥中の重金属の形態別分画調査の結果では、安定した形態の割合が高い元素はＣｕとＣｒであり、不安定な形態の割合が高い元素はＣａとＭｇであった。なお、各汚泥の形態別重金属含有率は季節による変化は認められなかった。

⑥　脱水時の石灰処理はＣｕとＮｉのイオン交換態を増加させる傾向があった。

３．平成２年度の研究結果

３．１　研究の目的

現在、汚泥の緑農地利用に脱水汚泥や乾燥汚泥を用いている量は、有効利用している量の約70%である。土壌表層に散布された汚泥は、土壌表層の含有率程度に乾燥することが考えられるので、脱水汚泥を乾燥させたときの重金属の形態変化も把握しておく必要があると思われる。

平成２年度は、元年度に用いた各種脱水した汚泥を風乾したものを供試汚泥として用い、重金属の形態が、乾燥により受ける影響について調査することを目的とする。

３．２　研究方法

重金属の各形態分画方法は元年度と同じく、米国のStoverの方法で行った。分画操作等は平成元年度の報告書に示してあるので、詳細は前年度の報告書を参考されたい。

供試汚泥は、Ｈ処理場の余剰汚泥を用い、汚泥の脱水処理は次のように行った。無添加系汚泥は、脱水剤無添加で遠心分離脱水後風乾した汚泥で、これを余剰風乾汚泥という。石灰系汚泥は、余剰汚泥の固形物当たり石灰30%，塩化第二鉄10%添加して脱水後風乾保存した汚泥で、これを石灰系風乾汚泥という。高分子系汚泥は、余剰汚泥の固形物当たり高分子凝集剤を１%添加して脱水後風乾保存した汚泥で、これを高分子系風乾汚泥という。また、同一余剰汚泥を嫌気性で60日間消化処理した消化汚泥についても上記余剰汚泥のものと同じ処理で脱水風乾して保存した汚泥を用いた。

３．３　実験結果

実験結果は、各形態の濃度を総濃度に対する含有率（%）として表－１に示した。同表には、前年度に実施した脱水直後の各形態の含有率も本年度の結果と比較するために示してある。各種処理汚泥の乾燥による各種金属元素の形態への影響にいて図－１～図－９に示した。

各図には、余剰汚泥の脱水直後の三種類の汚泥中重金属の形態別含有量と、同汚泥を風乾したもの三種類に対する形態別含有量を各形態毎に棒グラフで示してある。汚泥の種類は、左から無添加脱水汚泥，石灰系脱水汚泥，高分子系脱水汚泥，無添加風乾汚泥，石灰系風乾汚泥，高分子系風乾汚泥の順に示した。比較の内容は、重金属の各形態のうち最も不安定で溶出しやすいと考えられるイオン交換態の消長について、①余剰汚泥中の各元素の総量に対するイオン交換態の含有率、と同汚泥を風乾したときの影響②脱水剤添加の影響③各元素の汚泥中での主要存在形態等の検討を行った。

図－１は、Ｚｎの比較図である。①Ｚｎのイオン交換態の含有率は、余剰汚泥では約３%であり、風乾後では 0.4%以下になり、風乾により安定化した。②脱水剤添加の影響は殆どなく、風乾しても大きな変化はない。③Ｚｎの汚泥中の主な存在形態は、炭酸塩態，有機態，硫化物態である。

図－２は、Ｃｕの比較図である。①Ｃｕのイオン交換態の含有率は、余剰汚泥で 0.6%，風乾後

表－1　各種処理による汚泥中重金属の形態別含有量の変化　　単位（%）

汚泥種類		脱水汚泥			脱水後風乾			消化脱水汚泥			消化脱水後風乾		
サンプルNo.		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫
項目	元素名	無添加	石灰系	高分子	無添加	石灰系	高分子	無添加	石灰系	高分子	無添加	石灰系	高分子
イオン交換態	Zn	3.15	1.50	2.78	0.27	0.41	0.39	2.46	0.88	0.81	0.42	0.00	0.16
	Cu	0.64	9.91	0.43	1.78	20.54	2.40	2.63	0.87	0.37	0.94	7.73	0.60
	Cd	0.50	0.15	0.22	0.00	0.00	0.00	1.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Cr	0.15	0.10	0.30	0.20	0.04	0.50	0.37	0.25	0.25	0.21	0.23	0.18
	Ni	1.31	30.55	0.39	18.83	35.13	26.96	8.67	16.98	8.79	16.63	26.29	16.82
	Ca	22.29	19.30	24.18	49.79	25.40	54.82	22.95	8.79	20.74	31.48	12.16	29.67
	Mg	17.17	4.11	20.01	65.65	28.04	68.12	42.93	24.69	45.14	55.83	36.68	53.68
	Mn	5.37	5.11	5.29	10.63	0.77	13.09	3.00	1.03	1.41	3.18	0.72	2.83
	Fe	0.71	2.78	0.46	0.51	0.18	0.60	1.82	1.51	0.42	0.51	0.34	0.29
吸着態	Zn	0.99	6.05	0.82	3.08	1.76	3.60	2.48	1.26	1.22	2.00	0.62	0.91
	Cu	5.50	16.32	4.56	4.85	13.91	6.50	2.69	4.26	1.10	2.30	5.61	1.58
	Cd	1.47	0.00	0.44	0.13	0.61	0.04	1.74	1.51	0.61	0.21	0.00	0.01
	Cr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Ni	4.47	4.62	1.22	8.48	2.81	8.50	10.72	19.10	10.93	13.63	11.18	11.38
	Ca	4.42	2.64	2.81	6.22	1.13	4.26	1.11	0.16	0.79	2.90	0.02	0.00
	Mg	4.78	4.79	2.73	2.19	2.41	1.65	0.00	0.00	0.00	1.58	0.00	0.00
	Mn	5.52	4.99	4.65	19.23	1.42	20.45	2.06	2.51	1.00	1.81	0.38	0.79
	Fe	5.98	3.94	5.20	8.94	1.51	9.43	1.97	2.10	1.21	3.41	1.25	2.63
有機態	Zn	14.13	15.49	17.32	25.44	21.33	27.88	17.23	17.76	15.68	21.48	21.64	18.18
	Cu	7.25	7.45	8.15	8.05	8.33	13.04	8.01	13.26	4.36	4.76	5.42	2.87
	Cd	13.29	0.00	17.85	20.50	0.00	7.83	0.06	0.05	0.07	0.00	0.00	0.00
	Cr	34.74	18.26	42.03	39.80	24.33	30.43	23.85	26.49	30.25	31.29	15.02	31.52
	Ni	15.72	16.25	14.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Ca	19.43	20.31	31.80	25.73	20.02	25.83	37.35	14.48	49.15	41.40	15.07	37.53
	Mg	38.93	58.73	49.02	18.36	39.84	17.46	24.90	38.39	28.95	24.11	32.03	24.20
	Mn	43.04	19.21	52.90	42.89	45.37	42.00	47.32	38.93	52.10	59.15	35.34	53.46
	Fe	42.11	18.60	53.87	52.60	21.39	57.28	42.05	42.74	56.93	41.54	25.01	45.53
炭酸塩態	Zn	43.17	61.69	48.29	45.17	63.50	41.44	47.31	61.59	49.62	47.39	61.53	49.64
	Cu	17.78	27.44	23.49	28.08	30.52	26.57	19.00	20.57	20.84	19.12	29.04	19.31
	Cd	41.98	75.35	39.86	48.63	80.53	47.38	64.27	72.26	60.48	56.32	73.25	64.98
	Cr	23.65	35.43	18.12	15.20	31.61	21.96	22.75	30.37	20.52	25.91	45.34	25.37
	Ni	43.27	30.58	48.01	49.82	51.24	37.17	43.96	42.64	43.71	38.14	43.59	39.17
	Ca	52.13	57.32	39.61	17.29	53.26	14.35	36.53	75.71	27.62	23.53	72.53	32.03
	Mg	32.93	28.30	21.38	7.24	25.61	5.41	22.17	30.36	16.42	9.72	25.74	12.24
	Mn	23.62	64.31	13.36	7.97	47.62	5.69	27.11	48.13	23.14	18.09	57.07	23.72
	Fe	31.75	67.19	21.30	17.59	69.88	14.62	33.85	41.66	31.77	35.91	62.59	29.62
硫化物態	Zn	31.55	12.65	25.09	19.81	10.73	20.63	23.90	14.71	25.30	23.19	14.85	28.47
	Cu	13.90	14.46	14.50	16.51	14.79	18.51	12.12	17.09	13.79	36.03	49.45	66.52
	Cd	24.68	10.09	21.34	17.28	13.80	30.23	20.13	16.11	22.72	27.85	24.14	28.82
	Cr	4.86	5.83	7.06	3.55	3.49	9.68	9.31	5.86	6.51	11.63	4.52	5.66
	Ni	20.25	7.20	18.83	7.84	2.73	8.35	15.66	7.57	13.83	9.77	7.31	13.56
	Ca	1.22	0.39	1.11	0.65	0.16	0.37	1.76	0.83	1.32	0.46	0.19	0.47
	Mg	2.19	0.93	1.94	1.62	1.04	1.25	4.10	2.33	2.89	2.07	1.78	1.96
	Mn	11.23	3.24	11.05	8.03	2.00	6.47	11.98	5.51	12.06	7.70	3.01	8.00
	Fe	3.63	0.78	3.24	3.38	0.89	2.11	7.53	2.62	5.85	6.17	2.27	7.86
残留物	Zn	7.02	2.63	5.70	6.22	2.27	6.06	6.63	3.79	7.36	5.51	1.35	2.65
	Cu	54.94	24.42	48.88	40.72	11.91	32.98	55.54	43.95	59.55	36.81	2.76	9.11
	Cd	18.08	14.41	20.29	13.47	5.06	14.52	12.77	10.07	16.11	15.62	2.61	6.20
	Cr	36.60	40.38	32.49	41.25	40.52	37.43	43.72	37.04	42.47	30.96	34.89	37.27
	Ni	14.97	10.80	17.55	15.03	8.10	19.01	20.93	13.71	22.68	21.82	11.64	19.07
	Ca	0.51	0.05	0.49	0.32	0.03	0.31	0.31	0.04	0.39	0.24	0.03	0.31
	Mg	4.01	3.14	4.91	4.94	3.06	6.11	5.84	4.23	6.60	6.70	3.78	7.92
	Mn	11.24	3.15	12.75	11.24	2.81	12.29	8.52	3.89	10.30	10.07	3.48	11.19
	Fe	15.83	6.71	15.93	16.98	6.15	15.95	12.79	9.37	3.76	12.45	8.54	14.07

は２%ですこし増加している。②脱水剤の影響は、石灰系添加のみあり 0.6%から 9.9%になり、風乾するとさらに増加して20.5%になった。③Cuの汚泥中での主な存在形態は、残留物，炭酸塩態，硫化物態，有機態である。

図－３は、Cdの比較図である。①Cdのイオン交換態の含有率は、0.5%であり、風乾すると0.

0% となり安定化する。②脱水剤の影響は、殆ど受けず、風乾すると低下して 0.0%になり、安定化する。③Ｃｄの汚泥中での主な存在形態は、炭酸塩態，硫化物態，有機態である。

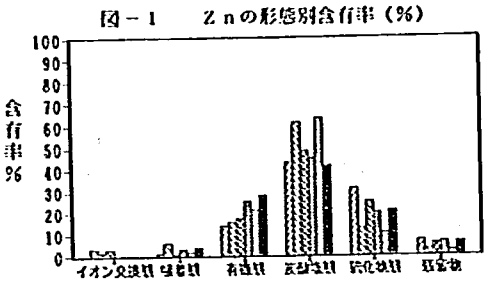
図－４は、Ｃｒの比較図である。①Ｃｒのイオン交換態の含有率は 0.2%であり、風乾による影響もない。②脱水剤の影響は、Ｃｄと同様に殆どなく、風乾の影響もない。③Ｃｄの汚泥中での主な存在形態は、残留物，有機態，炭酸塩態である。

図－５は、Ｎｉの比較図である。①Ｎｉのイオン交換態の含有率は、1.3%であり、他の重金属元素と同じ程度であるが、風乾すると19%になり増加する傾向がある。②脱水剤の影響は、石灰系のみあり1.3%から30.6%に増加する。風乾すると高分子系の方も増加し、他の重金属元素と異なった傾向である。③Ｎｉの汚泥中での主な存在形態は、炭酸塩態，硫化物態，残留物，有機態である。

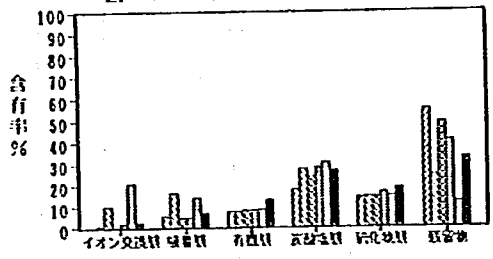
図－６は、Ｃａの比較図である。①Ｃａのイオン交換態の含有率は22%であり、これまでの重金属元素のものより高い含有率である。風乾すると50%になり、汚泥中での主要含有形態となる。②脱水剤の影響は、石灰系，高分子系とも殆ど影響はないが、風乾したとき、高分子系は無添加汚泥のものと同じ程度の55%になり、石灰系の方は、大きな変化はなかった。③Ｃａの汚泥中での主な存在形態は、炭酸塩態，イオン交換態，有機態であるが、風乾するとイオン交換態が圧倒的に多くなるのが特徴的な傾向である。

図－７は、Ｍｇの比較図である。①Ｍｇのイオン交換態の含有率は17%でありＣａと同じ程度であるが、風乾すると65%になり、Ｃａより高くなる。②脱水剤の影響は、高分子系では変化がないが、石灰系ではイオン交換態の含有率が４%に減少する傾向があった。風乾すると石灰系は28%で、高分子系では68%になりＣａと同様の傾向であった。③Ｍｇの汚泥中の主な存在形態は、有機態，炭酸塩態，イオ

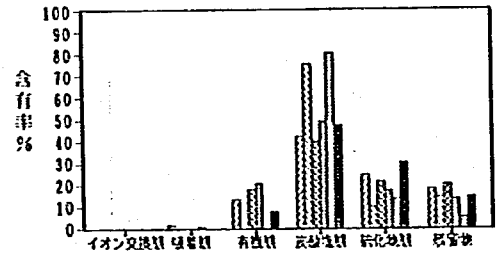
図－１　Ｚｎの形態別含有率（%）



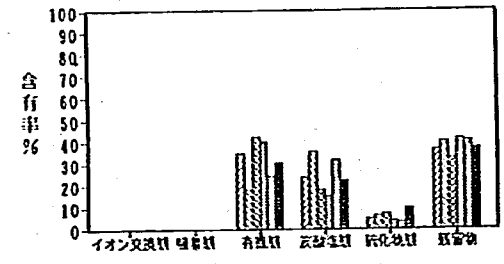
図－２　Ｃｕの形態別含有率（%）



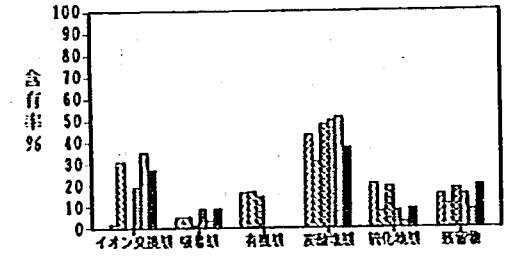
図－３　Ｃｄの形態別含有率（%）



図－４　Ｃｒの形態別含有率（%）



図－５　Ｎｉの形態別含有率（%）



ン交換態であるが、風乾するとイオン交換態が圧倒的に多くなる。

図－８は、Ｍｎの比較図である。①Ｍｎのイオン交換態の含有率は、５％程度であり、風乾すると11％になるが、ＣａやＭｇの様に大幅な増加ではない。②脱水剤の影響は殆どないが、風乾したときは石灰系の方は減少して 0.8%になり、高分子系は無添加汚泥と同じ程度で13%になった。③Ｍｎの汚泥中での主な存在形態は、有機態，炭酸塩態の割合が多いが、その他の形態のものも５～15%程度存在する。

図－９は、Ｆｅの比較図である。①Ｆｅのイオン交換態の含有率は他の重金属元素と同じ程度で 0.7％である。風乾しても殆ど変化がない。②脱水剤の影響は、石灰系，高分子系とも殆ど変化がなく、風乾の影響も殆どない。③Ｆｅの汚泥中の主な存在形態は、炭酸塩態，有機態，残留物である。

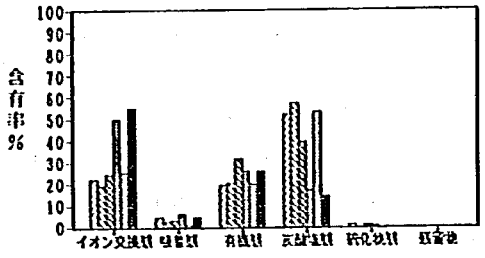
以上、余剰汚泥をベースとし、イオン交換態に対する脱水剤の影響及び風乾処理による影響ならびに各元素の汚泥中での主な存在形態の傾向について検討してきた。

つぎに、消化汚泥の無添加脱水汚泥をベースに、脱水剤添加及び乾燥処理によるイオン交換態への影響について、余剰汚泥と同様に検討するが、重金属元素のみの傾向を、図－10～図－14に示す。

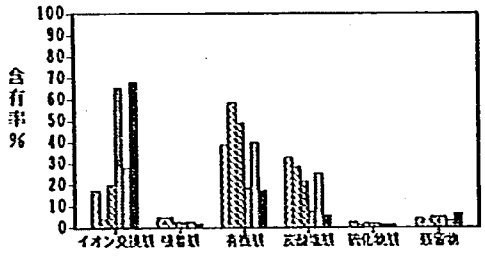
図－10は、消化汚泥中のＺｎについての比較図である。①消化汚泥中Ｚｎのイオン交換態の含有率は、余剰汚泥より低く2.5%であり、風乾すると0.4%に減少する。②脱水剤の影響は、ともに１％以下に減少し、風乾すると更に減少する。③消化汚泥中の主な存在形態は、炭酸塩態，硫化物態，有機態である。

図－11は、Ｃｕの比較図である。①消化汚泥中Ｃｕのイオン交換態の含有率は、2.6%であるが風乾すると 0.9%に減少する。②脱水剤の影響は、ほとんどないが、風乾すると、石灰系のものが 7.7%に増加するが、余剰汚泥の石灰系（20.5%）の半分以下である。③消化汚泥中の主な存在形態は、残留物，

図－６　Ｃａの形態別含有率（%）



図－７　Ｍｇの形態別含有率（%）



図－８　Ｍｎの形態別含有率（%）

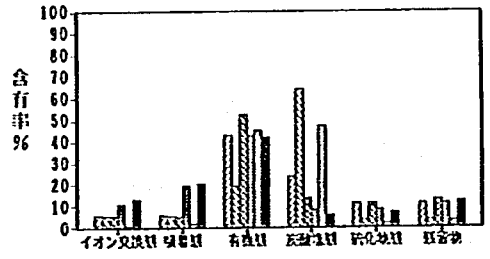
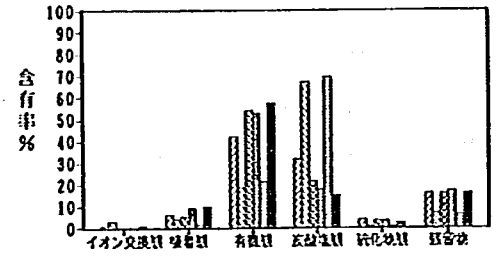
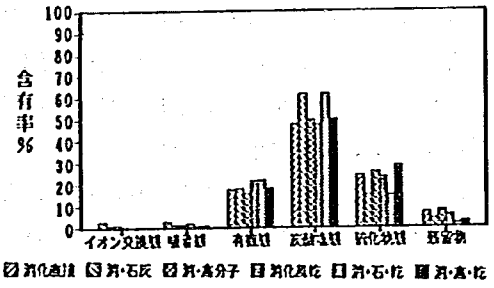


図１－９　Ｆｅの形態別含有率（%）



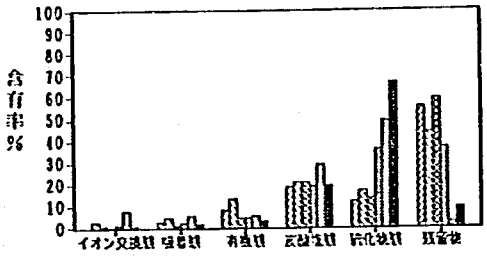
図－１０　Ｚｎの形態別含有率（%）



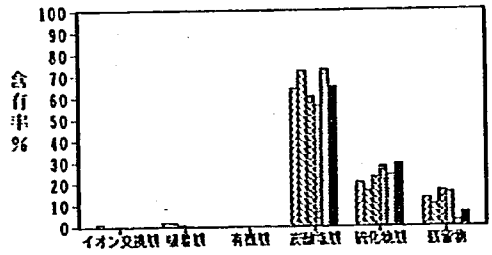
炭酸塩態，硫化物態である。図－12は、Ｃｄのの比較図であり、図－13は、Ｃｒの比較図であるが、両元素のイオン交換態の含有量は１％以下であり、脱水剤や風乾による影響は、ほとんどない。

図－14は、Ｎｉの比較図である。①消化汚泥中のＮｉのイオン交換態の含有量は、8.7%であり、風乾すると16.6%増加している。②脱水剤の影響は、石灰系のみ17%に増加する。風乾すると石灰系は26.9%に増加するが、余剰汚泥（35%）より小さい。高分子系は消化汚泥と同じ程度である。その他の元素の主な傾向は、風乾によるイオン交換態の増加がＮｉ，Ｃａ，Ｍｇで見られるが、余剰汚泥のものより小さい。

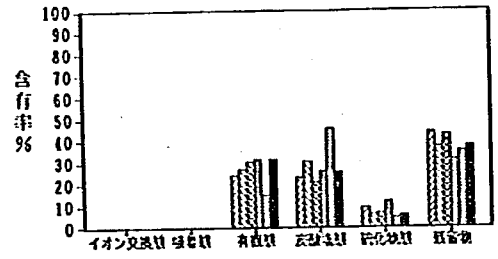
図－１１　Ｃｕの形態別含有率（%）



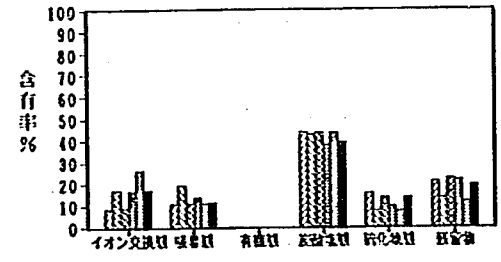
図－１２　Ｃｄの形態別含有率（%）



図－１３　Ｃｒの形態別含有率（%）



図－１４　Ｎｉの態別含有率（%）



４．まとめ

①汚泥中で、イオン交換態として多く存在している元素は、Ｃａ，Ｍｇである。、重金属元素は極めて少なく、炭酸塩態、硫化物態、残留物有機態等で占められている。

②脱水剤の影響は、高分子系は各金属元素の形態には、ほとんど影響を与えないが、石灰系では、Ｃｕ，Ｎｉのイオン交換態を増加させる傾向がある。

③風乾処理は、Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇのイオン交換態を増加させる傾向があった。

④消化処理汚泥中の各金属元素は、脱水剤や乾燥処理などの影響をあまり受けず、安定化している傾向があった。

５．今後の課題

①コンポスト処理による汚泥中重金属の形態変化に関する検討。

②汚泥中重金属の土壌中での形態変化に関する検討

これまでに、初沈汚泥、余剰汚泥、石灰系脱水汚泥、高分子系脱水汚泥、消化汚泥等各種の処理汚泥について、汚泥中重金属の形態を調べてきたが、製品化されたコンポスト汚泥についての調査はまだ行っていない。また、汚泥を農地等に施用する前後の土壌中重金属の形態変化等の検討が残されている。従って、汚泥中重金属の形態について上記の２点が、今後の課題として残されている。

４．流水中の窒素収支に関する基礎的研究

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　高島英二郎
研　究　員　白崎　亮

１．まえがき

近年、河川の上・中流域における社会活動の進展とともに、各種の水利用面から見た河川水の水質が悪化する場合がある。この原因の一つには、下水道の未整備等による河川水中の窒素化合物濃度の増大が挙げられる。窒素化合物は、リン化合物とともに、水域の富栄養化の原因物質と考えられているので、富栄養化にともなう様々な水質障害を軽減するために、窒素化合物等の栄養塩類の対策が急務とされている。また、最近では、河川水中のアンモニア性窒素が、浄水工程において塩素注入量の増大を引き起こし、トリハロメタンの生成と関連して問題となっている。

河川の流水中において、窒素はアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素、有機性窒素、窒素ガスの形態で存在しており、これらの窒素化合物は化学的あるいは生物化学的な作用を受け、その形態を変化させながら流水中を輸送されている。また、流水に接する大気及び河床を構成する底泥と流水との間においても窒素化合物の移動が行われている。富栄養化が進んでいる閉鎖性水域で問題となっている赤潮や「あおこ」などの植物プランクトンが利用する窒素の形態は、アンモニア性か硝酸性といわれているが[1]、流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を詳細に再現・予測する手法はいまだ確立されていない。

本研究では、流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を再現・予測する手法の確立に資するため、アンモニア性窒素を中心としてあらゆる形態の窒素化合物を対象に輸送量や形態変化の特性を定性的あるいは定量的に評価することを目的としている。

２．平成元年度の研究概要

平成元年度は、底泥中における有機性窒素の加水分解速度、底泥の巻き上げに伴う流水中への窒素回帰を把握するための実験を行い所要のデータを収集した。さらに、実験結果を解析して各々の現象の定量的な評価を行った。

底泥中の有機性窒素含有量、$C_{O\text{-}N}$ が、加水分解およびバクテリアの増殖によってのみ変化するような系を考えると、$C_{O\text{-}N}$の時間的変化は次式で表せる。

$$\frac{d\,C_{O\text{-}N}}{d\,t} = -\beta 2 \cdot C_{O\text{-}N} + R$$

ここに、$\beta 2$は底泥中における有機性窒素の加水分解速度定数、Ｒは系内における見かけ上の

バクテリアの増殖速度を窒素の変化量として表したものである。

また、底泥の巻き上げに伴う定常期におけるアンモニア性窒素の水中への回帰量は、最大巻き上げ速度と相関が高いことがわかった。ここで最大巻き上げ速度は回転開始からの非定常な巻き上げ期における巻き上げ量の時間勾配の最大値によって定義している。

3．平成2年度の研究

3．1　水中のアンモニア性窒素の酸化ならびに有機性窒素の加水分解速度実験

3．1．1　目的

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

3．1．2　実験方法

本実験には3個のポリバケツを用い、これに河川水をいれ、それぞれ、10℃、20℃、30℃の恒温室に設置した。また、河川水は撹拌子により常時撹拌すると共に、容器内での植物プランクトンの発生、河川水の蒸発を防ぐために周囲を覆った。実験開始後は数日間隔で、水温、溶存酸素濃度、pH、各態窒素、CODcrを測定した。

3．1．3　実験結果と考察

まず、表－1に水温、pH、DOの測定結果を示す。

表－1　硝化、加水分解実験条件

恒温室温度（℃）	水温（℃）	pH	DO（mg／l）
10	12．0	7．45～7．90	12．67
20	21．9	7．43～7．89	10．60
30	30．8	7．47～8．02	8．67

図－1、2、3にそれぞれ10℃、20℃、30℃の恒温室に設置した河川水中のアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素、及び有機性窒素濃度の経時変化を示す。ここで、アンモニア性窒素濃度、C_1が、硝化、有機性窒素の加水分解及びバクテリアの摂取によってのみ変化し、有機性窒素濃度、C_2が、加水分解及びバクテリアの増殖によってのみ変化するような系を考えると、C_1、C_2の時間的変化は次式で表すことができる。

$$\frac{dC_1}{dt} = -\beta 1 \cdot C_1 + \beta 2 \cdot C_2 - R$$

$$\frac{dC_2}{dt} = -\beta 2 \cdot C_2 + R$$

ここに、$\beta 1$は、河川水中における硝化速度定数、$\beta 2$は河川水中における有機性窒素の加水分解速度定数であり、Rは系内のバクテリアの見かけ上の増殖速度を窒素の変化量として表したものである。

ここで、系内のバクテリアの増殖に伴うCODcrの分解における収率を40％とし、有機物量の指

標となるＣＯＤcrの値に減少がみられ、かつアンモニア性窒素が十分に存在する７日目までのデータを用いて、平均的なβ1、β2を求めると次のような値が得られた。

１０℃：$\beta 1_{10}$＝０．０８９９（１／ｄａｙ）

$\beta 2_{10}$＝０．０９６７（１／ｄａｙ）

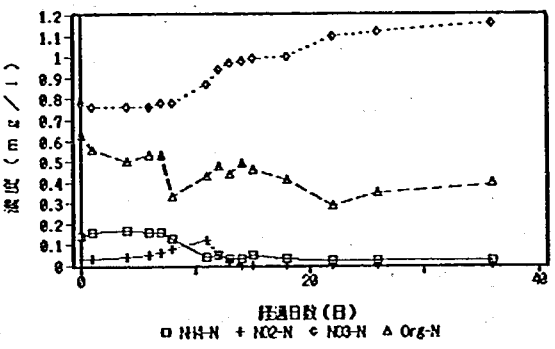
２０℃：$\beta 1_{20}$＝０．４０５６（１／ｄａｙ）

$\beta 2_{20}$＝０．１８５６（１／ｄａｙ）

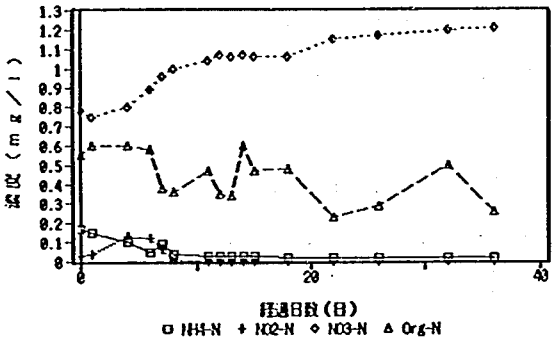
３０℃：$\beta 1_{30}$＝０．６８７３（１／ｄａｙ）

$\beta 2_{30}$＝０．２４３３（１／ｄａｙ）

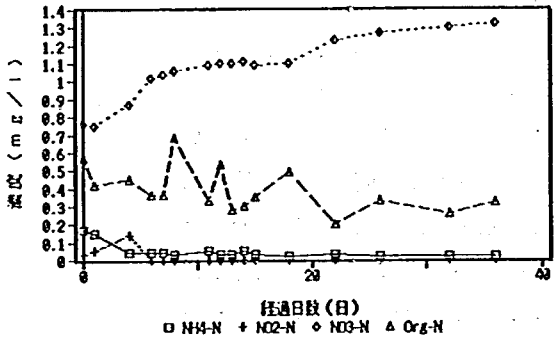
これらの値より、アンモニア性窒素の酸化、有機性窒素の加水分解には温度依存性があり、３０℃までは、温度が増加するにつれて硝化速度も加水分解速度も増大する。また、１０℃、２０℃、３０℃のどの温度においても経過日数がある程度以上になると、有機性窒素が減少してもアンモニア性窒素の増大がみられず、硝酸性窒素の増大のみがみられることから、有機性窒素の加水分解速度はアンモニア性窒素の酸化速度に比して小さく、律速になっている。



図－１　硝化、加水分解実験結果（１０℃）



図－２　硝化、加水分解実験結果（２０℃）



図－３　硝化、加水分解実験結果（３０℃）

３．２　底泥の巻き上げに伴う流水中への窒素回帰に関する実験

３．２．１　目的

本実験では、底泥の巻き上げ及び沈降に伴う流水中のアンモニア性窒素の挙動に関する知見を得ることを目的とした。

３．２．２　実験装置

装置の概要は平成元年度報告書参照。

３．２．３　実験方法

本実験に使用した底泥は、大堀川で採取した。採取した底泥は５ｍｍふるいにより粗大残留物を取

り除き、均一になるように撹拌し、円形水路内に５ｃｍ弱の厚さに敷き詰め一夜放置した後、底泥を乱さないように注意しながら所定の水深になるまで水道水を注入した。注水終了後、上部回転板を接水し採水をおこなった。この後、円形水路及び上部回転板を、回転の初期において急速巻き上げが発生しないように所定の回転数まで徐々に回転数を上げ、互いに逆方向に回転させた。所定の回転数に達した時点で採水を開始し、最初の１．５時間は１５分毎、次の１．５時間は３０分毎、そして後は実験終了まで１時間毎に採水を行った。採水試料はＳＳ、粒度分布、および各態窒素について分析を行った。なお、底泥は実験毎に取り替えた。

巻き上げ実験終了後、上部回転板および円形水路を停止し、水の流れを停止させ沈降実験を行った。分析は、主として各態窒素について行った。

また、静置溶出による溶出量を把握するためにビーカーを用い溶出実験を行った。採水時間は、実験開始時と実験開始後１、２、３、６時間であり、それぞれ全量採水を行った。分析は、主として各態窒素について行った。

３．２．４　実験結果と考察

まず、巻き上げ実験条件、底泥分析結果、静置溶出の実験条件を表－２、３、４に示す。アンモニア性窒素の底泥から水中への回帰に関しては、①静置溶出による場合、②巻き上げを伴わない流れの状態での回帰の場合、③巻き上げを伴う回帰の場合、が存在すると考えられる。巻き上げを伴わない流れの状態での回帰とは、流れによる水中の濃度勾配の減少や流れに伴う底泥中の水塊の流動等が存在する状態での溶出である。ただし、今回の実験では、巻き上げを伴わない流れの状態での回帰量の測定は行わなかった。巻き上げに伴う回帰量は、水中への回帰量から静置溶出による回帰量を減じて求めた。図－４に静置溶出の経時変化を示す。図－５に回転開始後６時間のせん断応力と巻き上げに伴うアンモニア性窒素の回帰量との関係を示す。図－６には回転開

表－２　巻き上げ実験条件

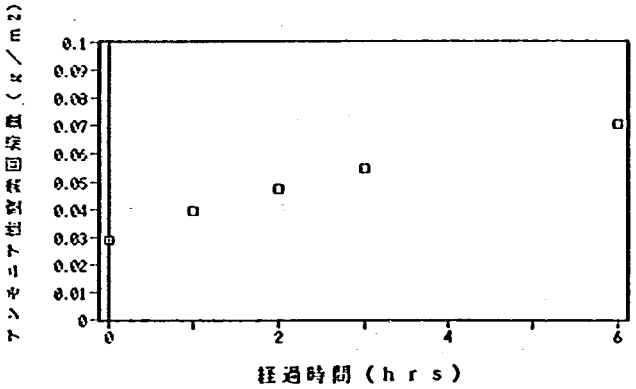
実験Ｎｏ.	水深（ｃｍ）	水温（℃）	底面せん断応力（Ｎ／ｍ２）
1	１０．２７	１４．４	１．１４１
2	１０．３５	１５．０	０．７３６
3	１０．０５	１２．６	０．９４７
4	９．９２	１０．５	０．９４６

表－３　底泥分析結果

含水比（％）	強熱減量（％）	ＮＨ４-Ｎ含有量（ｍｇ／ｋｇ）
５２．０	４．２	９２．８

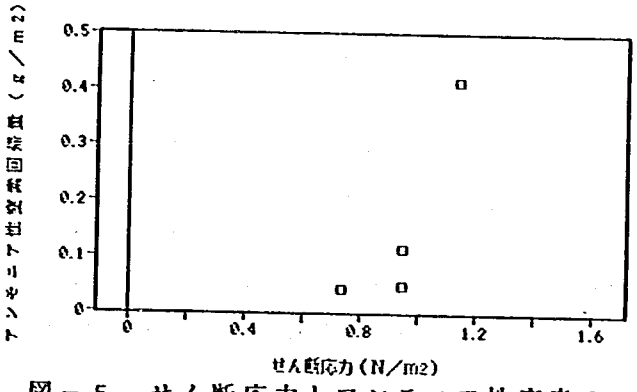
表－４　静置溶出実験条件

水深（ｃｍ）	水温（℃）
９．４	９．２

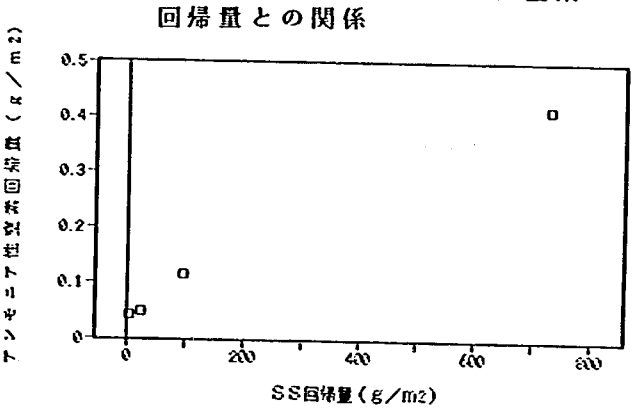


図－４　静置溶出経時変化

始後６時間の巻き上げＳＳ量と巻き上げに伴うアンモニア性窒素の回帰量を示す。これらの結果より、アンモニア性窒素とＳＳは巻き上げという現象に関しては同様の傾向が見られ、ＳＳ濃度が増大すればアンモニア性窒素濃度も増大することがわかる。回帰したＳＳ量と底泥分析結果から、巻き上げられた底泥質量を推定することができる。回帰したアンモニア性窒素の量を測定すると、この巻き上げられた底泥に含まれていたアンモニア性窒素の３～８倍も大きかった。すなわち、流れが生じている場での底泥からのアンモニア性窒素の回帰は、拡散の他に底泥内部を流れる水塊による移流も大きく影響してくる。

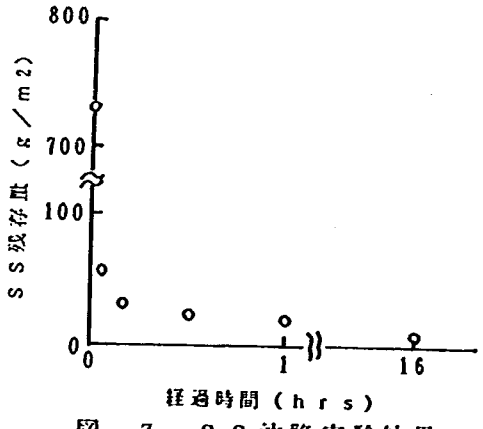


図－５　せん断応力とアンモニア性窒素の回帰量との関係

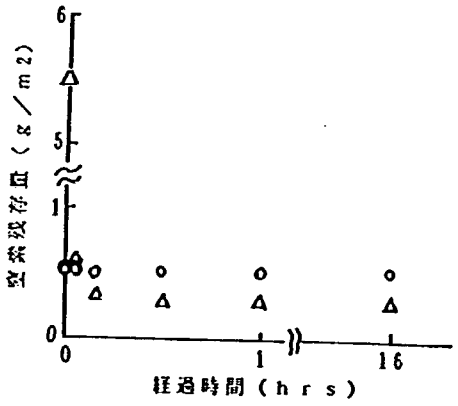


図－６　巻き上げによるＳＳとアンモニア性窒素との関係

次に、沈降実験の代表的な結果を図－７、８に示す。ここでは、実験開始時の濃度は巻き上げ実験の終了時の濃度としている。これより、１度水中に回帰したアンモニア性窒素はＳＳが沈降しても減少しないことがわかった。



図－７　ＳＳ沈降実験結果



○ NH_4-N　△ Org-N

図－８　沈降実験結果

4．まとめ

河川水中のアンモニア性窒素の酸化速度及び有機性窒素の加水分解速度には温度依存性があり、ともに、３０℃までは増加することがわかった。

底泥の巻き上げにおいては、アンモニア性窒素はＳＳと同様の挙動を示すが、巻き上がったＳＳの量に対応する底泥量だけではアンモニア性窒素の水中への回帰量をとらえることはできず、巻き上がっていない底泥からの移流による回帰量も大きいことがわかった。

底泥の沈降では、ＳＳが沈降してもアンモニア性窒素は減少しなっかたことから、巻き上がった底泥成分には、アンモニア性窒素に対して吸着性も凝集性もないことがわかった。

＜参考文献＞

1）門田　元（編）(1987)：淡水赤潮、恒星社厚生閣

II．国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　森山　克美
研　究　員　南山　瑞彦

１．はじめに

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

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

本研究では、下水処理水を水資源として高度利用する場合、あるいは処理水放流先の水環境の高度な保全を図る際に、問題となる可能性のある処理水中に残存している臭気成分・色度成分及び有機物に関して、その分析法の検討、現在の下水処理場における挙動の実態把握をはじめ、これら各成分の処理水からの効率的な除去技術を確立することを目的として調査研究を実施するものである。

２．臭気・色度・残存有機物に関する実態調査

2.1　調査対象

臭気・色度・残存有機物を処理対象とするにあたり、下水処理場におけるこれらの実態を把握する必要がある。平成元年度は、関東地方の下水処理場の中から表-1に示す26の処理場を選定し、臭気、色度、残存有機物に関する実態調査を実施した。処理場の選定にあたっては、表-1に示す

表－１　実態調査対象処理場分類表

		汚泥処理プロセス						
		① 凝結 薬品添加 (ﾎﾟﾘﾏｰ) 脱水 (ﾍﾞﾙﾄﾌﾟﾚｽ、遠心脱水)	② 凝結 薬品添加 (塩鉄、石灰) 脱水 (真空、加圧)	③ 凝結 嫌気性消化 洗浄 薬品添加 (塩鉄、石灰) 脱水 (真空、加圧)	④ 凝結 嫌気性消化 薬品添加 (ﾎﾟﾘﾏｰ) 脱水 (ﾍﾞﾙﾄﾌﾟﾚｽ、遠心脱水)	⑤ 凝結 系外搬出 (凝結返流水のみ) (16は返流水を受けず)	⑥ 系外から凝結汚泥受け入れ (汚泥の集中処理を実施)	⑦ 好気性消化 凝結 薬品添加 (ﾎﾟﾘﾏｰ) 脱水 (ﾍﾞﾙﾄﾌﾟﾚｽ)
晴天時平均流入水量 10000m³/日 以上	合流	2、3	4、5、6	7、8	9、10、11	12	13	無し
	分流	1、14	無し	15	無し	16、17	無し	無し
流入水量 1000～5000 m³/日	分流	19、20	21、22、23	24	25	26	無し	18

ように、汚泥処理プロセスの違いと処理水量に基づいて分類した。この実態調査により、以下に示す結果を得た。①調査を行った処理場の65%で、生物処理水（以下、処理水と記す）の臭気強度が60度以下であった。②返流水は、その臭気強度が10^4のオーダーまでは、処理水の臭気強度に影響を与えなかった。③住宅団地下水処理場のように、比較的処理量の少ない処理場では、一般的に、返流水の臭気強度が低かった。④色度成分は生物処理により、15度程度まで除去されていた。⑤処理水中に残存する有機物は、C-ＢＯＤで10mg/l以下、$ＣＯＤ_{Mn}$で10～20mg/l、ＴＯＣで７～12mg/lであった。

２年度は、表-1の中のNo. 7およびNo. 13の二つの処理場について、24時間調査及び冬期実態調査を行った。なお、処理場No. 7は処理場が東系、西系に分かれている。西系汚泥は東系内にある汚泥処理工程で処理され、汚泥処理工程からの返流水は、すべて東系で受け入れている。このうち、今回の24時間調査及び実態調査では、東系の処理水を対象とした。

分析項目と分析方法を表-2に示す。冷時臭気強度は、上水試験方法に定められたものではないが、人が通常感じ得る臭気強度を評価する方法として導入した。今回は、臭気に関しては臭気強度、色に関しては色度、残存有機物に関してはＴＯＣの値を指標にして報告する。

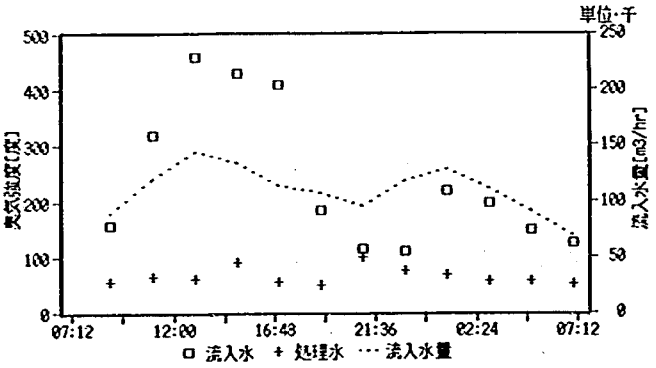
表－２　分析項目と分析方法

評価対象	分析項目	分析方法
臭気	臭気の種類 臭気強度 冷時臭気強度	上水試験方法(1985)、表－24参照 上水試験方法(1985)、臭気強度（ＴＯＮ） 臭気強度測定のうち、40℃への加温を行わない
色	色度	上水試験方法(1985)、白金・コバルト法
残存有機物	ＴＯＣ $ＣＯＤ_{Mn}$	下水試験方法(1984)、燃焼-赤外線分析法 下水試験方法(1984)、100℃における$KMnO_4$法

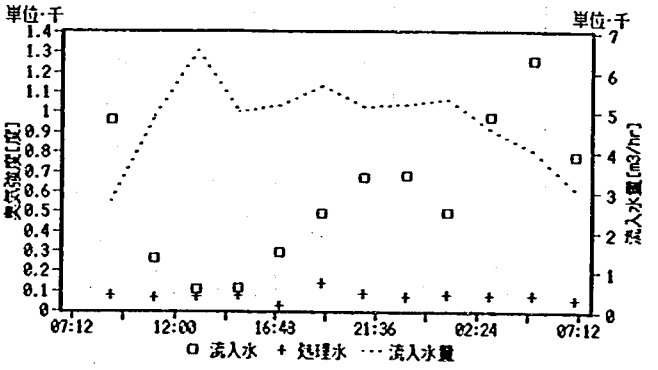
2.2　調査結果と考察

2.2.1　24時間調査

図-1,2に、臭気強度の時間変化を示す。流入水の臭気強度は、24時間の中で大きく異なる値を示すことがわかる。処理場No. 7の流入水の臭気強度は、処理場流入水量と正の相関があるようであるが、処理場No. 13の流入水の臭気強度は、処理場流入水量の時間変化とは直接関係がないようである。流入水の臭気強度の時間変化は、処理場固有のものであり一般化することは困難であると考えられる。処理水の臭気強度は、両処理場とも50～100度の間の値を示した。また、処理水臭気強度は、流入水の臭気強度と同様、処理場No. 7でピークが２ヶ所、処理場No. 13でピークが１ヶ所であった。これらのことから、処



図－１　処理場No. 7 －24時間調査（臭気強度）



図－２　処理場No. 13－24時間調査（臭気強度）

理水の臭気強度は、流入水の臭気強度の変化と類似した時間変化形式を持つが、臭気強度約60度で比較的安定していることがわかる。

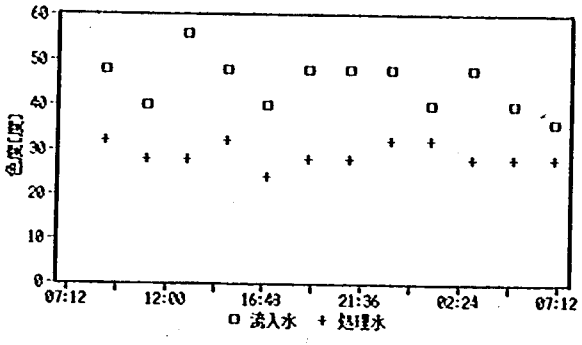
図-3.4に、色度の時間変化を示す。色度に関しては、両処理場の流入水、処理水共に大きな時間変化はなく、流入水は処理場No. 7で40～50度、処理場No. 13で60～70度、処理水は共に30度前後の値を示した。

処理水中のＴＯＣの値は、両処理場とも５～10mg/lで、大きな時間変化を示さなかった。

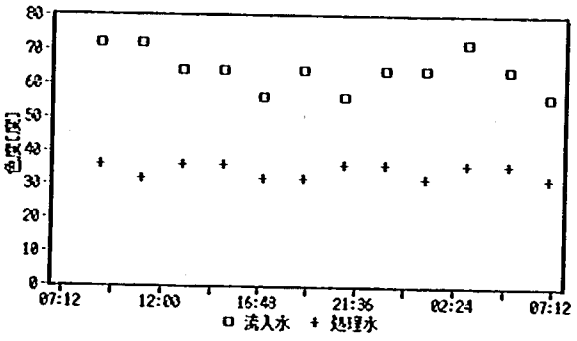
2.2.2　冬期実態調査

図-5.6に、臭気強度の遷移を示す。流入水の臭気強度は、両処理場とも、12月下旬（26日）に強く、１月上旬に200度程度に弱まり、１月後半から２月にかけて800～1000度程度になっている。流入水の臭気強度の時間変化は、24時間内の変化と同様、処理対象地域の生活様式に依存するところが大きいと考えられる。処理水の臭気強度は、両処理場とも70～130度である。処理場No. 13では、１月上旬の一時期、処理水の臭気強度が200度を越えている。臭気の除去に関する生物処理の効果は明確ではないが、臭気強度が200度を越えるという現象が処理水水温の低温期への移行直後に起こっていることから、生物の処理能力の一時的低下に主な原因があると考えられる。

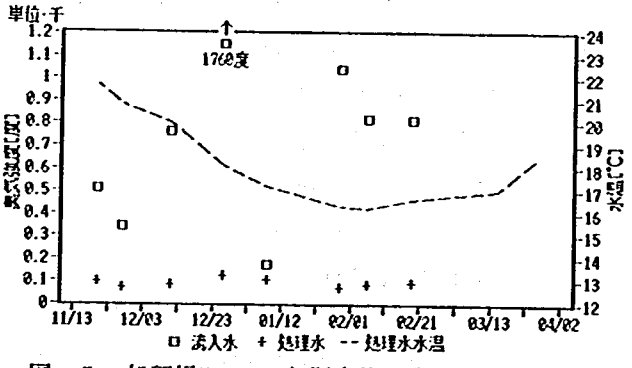
図-7.8に、色度の遷移を示す。流入水は両処理場とも色度40～70度で推移するが、１月下旬から２月にか



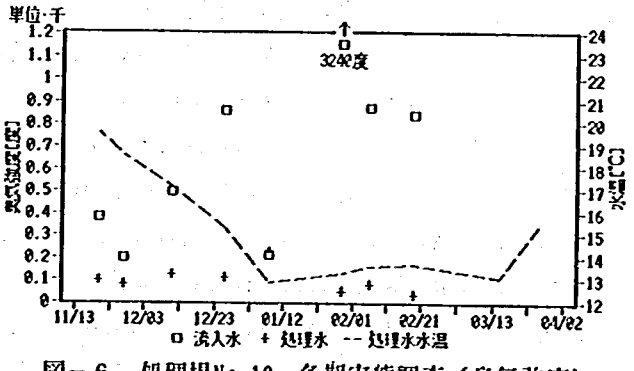
図－３　処理場No. 7－24時間調査（色度）



図－４　処理場No. 13－24時間調査（色度）



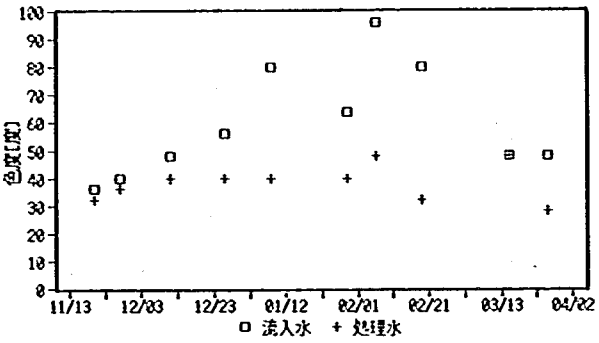
図－５　処理場No. 7－冬期実態調査（臭気強度）



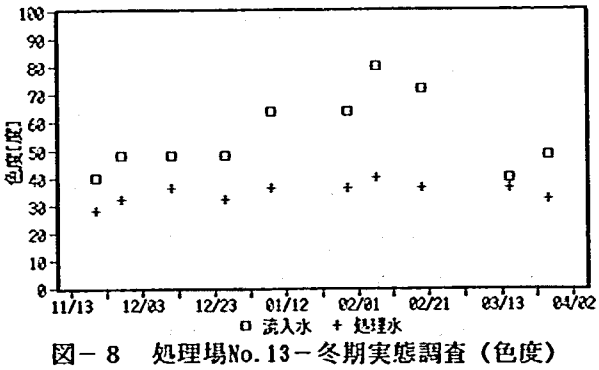
図－６　処理場No. 13－冬期実態調査（臭気強度）

けて、80～90度を示した。この点に関する原因は把握できていない。処理水は両処理場とも30～40度の値を示し、流入水の示す色度にある程度呼応した変化を示すものの、明確な季節変化は見いだせなかった。

処理水中のＴＯＣの値は、両処理場とも５～10mg/lで、大きな変化を示さなかった。



図－７　処理場No.７－冬期実態調査（色度）



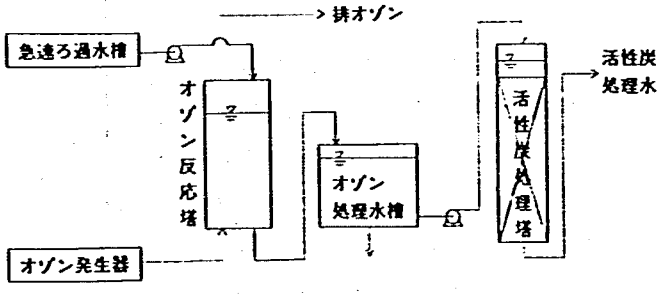
図－８　処理場No.13－冬期実態調査（色度）

３．パイロットプラント実験

オゾン・活性炭直列処理パイロットプラント実験を実施し、高度処理水（生物処理＋急速ろ過）からの脱臭、脱色、有機物除去について検討した。

3.1　調査方法

平成元年度の調査から、以下に示す結果を得た。①オゾン単独処理は色度除去に有効であったが、臭気、有機物除去には適さなかった。②活性炭単独処理は色度、臭気、有機物各々の除去に有効であったが、色度の破過が臭気、有機物に比べて早かった。③オゾン、活性炭それぞれの単独処理の得失を考慮し、これら二つの単位操作の組み合せ処理を実施したところ、良好な処理水質が得られた。



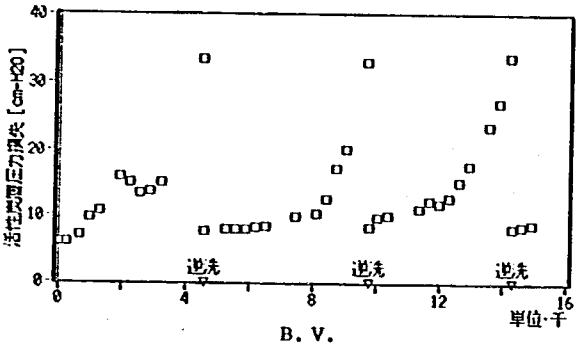
図－９　オゾン・活性炭処理パイロットプラント

２年度は、オゾン・活性炭直列処理について、連続処理特性に関する調査を行った。プラントの処理フローを図-9に示す。プラントは、表-1のNo.9の処理場に設置し、この処理場の高度処理水を原水として用いた。高度処理水は、オゾン処理を受けた後、活性炭処理を施される。オゾン反応塔の反応部の容積は4.5l、活性炭処理塔の内径は0.107m、塔内の活性炭（三菱化成ダイヤ-ブ106を使用）の層高は0.5mとした。実験は、オゾン濃度2.5mg-O_3/Nl、送気流量２Nl/min、オゾン反応塔への原水の流入量1.5l/minという条件で行った（オゾン注入率3.3[mg-O_3/l]）。このオゾン注入率は、元年度までの実験により、臭気除去には不十分であるが、色度除去に関しては、色度25～30度の高度処理水を、10～15度にすることが期待できる。また、活性炭塔への流量は、１l/minとした（線速度6.7[m/hr]、空塔速度13[hr^{-1}]）。なお、実験中、活性炭層の目詰り等によ

り、活性炭処理塔の損失水頭が38cmを越えたときのみ、水道水による活性炭層の逆洗（活性炭層膨張率30～50%）を行った。

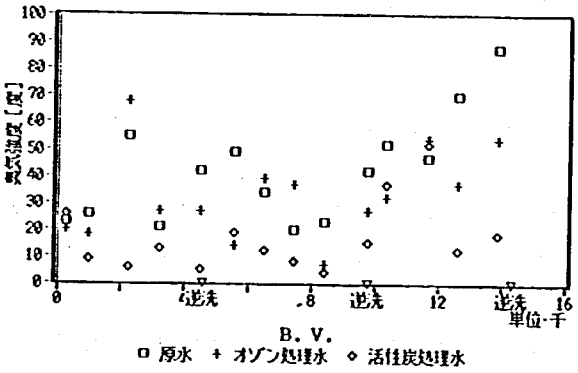
3.2　調査結果と考察

図-10に実験期間中の、活性炭処理塔における損失水頭を示す。通水開始後又は逆洗後の通水容量が3000BV程度までは、損失水頭に大きな変化がみられないが、4000～5000BVで、急激に損失水頭が大きくなった。これは、目視によると、流入側の活性炭層表面部が、目詰りを起こすために起こる現象であると考えられ、活性炭層全体にわたる目詰りではないと思われる。



図－１０　活性炭塔の圧力損失

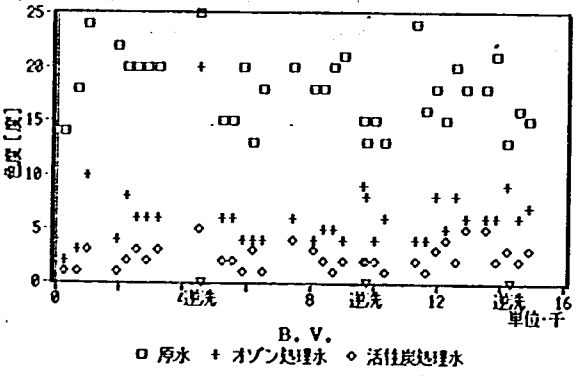
図-11に実験期間中の臭気強度を示す。本実験で設定したオゾン注入率は、オゾン処理による臭気除去が期待できないレベルの値であり、当初予想した程度の結果が得られた。一方、活性炭処理後の臭気強度は、５～20度で安定していた。また、実験開始直後や逆洗直後の活性炭処理水中の臭気がやや強いのに対し、逆洗後1000～2000BV経過することにより臭気強度が10度程度に低下する傾向にあった。



図－１１　オゾン・活性炭処理実験（臭気強度）

図-12に色度の遷移を示す。オゾン処理後の色度は５～10度で安定していた。活性炭処理後の色度は、１～５度の範囲内にあり、比較的安定的に除去されていた。

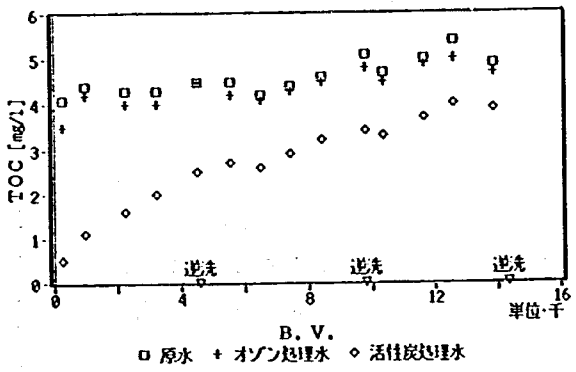
図-13にＴＯＣ除去結果を示す。ＴＯＣは、活性炭処理によって除去することができたが、処理が長期にわたるに従って、しだいに除去能力が低下することがわかる。



図－１２　オゾン・活性炭処理実験（色度）

ＴＯＣの除去は、活性炭への累積通水量が多くなるにしたがって除去能力が低下したことから、主に活性炭への吸着によって起こっているものと考えられる。臭気の除去は、活性炭への累積通水量が多くなっても除去能力が低下することはなく、逆に、ある程度通水した後で除去が安定化した。このことから、臭気の除去が活性炭への吸着に起因するものであるとは考えにくく、活性

炭層内で増殖した生物による除去であると考えられる。図-12から、活性炭の色度除去能と累積通水量の相関を見いだすことはやや困難である。これは、①15000 BVでは完全な破過に至らない、②生物活動に起因する色度除去が影響している、等の原因が考えられる。ただし、図-12によると、実験開始直後や逆洗直後より、ある程度通水した後の方が色度が高くなる傾向にある。そのため、色度の除去は、生物による消費であるよりは、何等かの吸着現象に起因しているものと考えられる。



図－１３　オゾン・活性炭処理実験（ＴＯＣ）

４．おわりに

２年度は、臭気、色度、有機物について関東地方の下水処理場２ヶ所で24時間調査及び冬期実態調査を実施した。その結果、流入水は、処理対象地域の生活様式等に依存するところが大きく、一般的な臭気強度・色度の変化形式を見いだすことができなかった。処理水の臭気強度は50～100度、色度は30～40度、ＴＯＣは５～10mg/lの間であり、流入水の変動にさほど影響を受けず、比較的安定していることが明かとなった。

オゾン・活性炭処理をパイロットプラントを用いて実施し、高度処理水に残留する臭気、色度、有機物の除去特性を検討した。その結果、オゾン処理と活性炭処理の併用により、臭気強度５～20度、色度１～５度が安定的に得られ、長期の臭気・色度除去が可能であることが明かとなった。また、活性炭塔による臭気の除去については、生物反応に起因する可能性が推察された。

２．下水汚泥の資源化技術に関する研究

建設省
土木研究所下水道部
汚泥研究室　佐藤　和明　岡澤　邦明
増田　隆司　白石　隆

研究期間　平成元年～平成３年度
平成２年度当初予算額　18,696千円

Research on Utilization Technique of Melted Slag and Incinerated Ash of Sewage Sludge
(FY1989~1991)

K. Sato, K. Okazawa, T. Masuta, T. Shiraishi
Ultimate Disposal Division, Water Quality Control Department
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

Quality stabilization and improvement of the melted slag and incinerated ash are necessary for promoting sewage sludge utilization as construction materials. On the other hand, there is a problem to treat and dispose a lot of construction waste which is generated mainly in urban area. Especially, excavated soil and concrete waste are generated in big mass from public works such as sewage works, and development on recycling and reuse technique of these wastes becomes pressing need.

The purpose of this study is to establish low cost technique grading up the final, product quality of the melted slag and incinerated ash as construction materials to combine sewage sludge with construction waste in sewage treatment system.

Summary of the study in FY 1990 is as follows.

(1) Change of slag characteristics by basicity conditioning
Excavated soil is used for basicity (CaO/SiO_2) conditioning additive for melting of lime-conditioned sludge. Compression strength of a mortar piece using the melted slag with excavated soil additive as fine aggregate tends to be higher than that using no soil additive.

(2) Change of melting characteristics by basicity conditioning
Mass balance and heat balance in case of basicity conditioned melting by concrete waste are compared with those of no basicity conditioning. The result of calculation indicates that the generated slag volume increases with the addition of concrete waste, but, the fuel consumption decreases because of melting temperature decrease. Consequently the running cost can be reduced by the basicity conditioning.

(3) Use of concrete waste as coagulant aid for dewatering
Dewatering test using concrete waste as coagulant aid is conducted. The test result shows that the concrete waste can be used as coagulant aid with slaked lime. From this result, a mixing point of the concrete waste to sewage sludge may be arranged at the dewatering process.

(4) Leaching characteristics of metals from melted slag
Concentrations of metals in leaching liquor from the melted slag are very low at the range of pH3-6. But the metals tend to leach with lowering the pH value under 3.

1. はじめに

わが国における下水汚泥の発生量は，昭和63年度現在，136.4万t－DS/年であり，その量は下水道普及率の向上に伴い年々増加している。また，発生する汚泥の大部分は，陸上及び海面埋立て処分されており，有効利用量は緑農地利用，建設資材利用を合わせても全体の15%程度である。しかし，現在においても埋立て処分場の確保は十分といえず，今後もその確保は年々困難になることが予想される。また，環境中に排出される廃棄物量の削減を図る目的からも，下水汚泥の再資源化技術の確立及びその流通システムの構築が急務となっている。

このような状況において，各地で下水汚泥の減容・減量化のために焼却・溶融が行われており，焼却灰及び溶融スラグの有効利用が進められている。しかし，現在のところ実用化に至っているのは，石灰系焼却灰の土質改良材への利用，高分子系焼却灰の陶管及びブロックへの利用等にかぎられている。この原因としては，原料，製品としての質の安定及びコスト面に問題があることが挙げられる。今後，下水汚泥の有効利用を積極的に進めていくためには，下水汚泥製品の品質の改善，安定化を低コスト条件下で解決する必要がある。

一方，都市域を中心に大量に発生している建設廃棄物もその処理，処分に苦慮している。特に，掘削残土やコンクリート廃棄物は下水道をはじめとする公共土木工事からも大量に発生しており，有効利用について何らかの対策を講じる必要がある。

したがって，下水汚泥と残土，コンクリート廃材を組み合わせることにより，下水汚泥の処理コストを増大することなく，最終的に発生する焼却灰及び溶融スラグの質の向上，安定を図るシステムを構築することは，両者の問題を解決できることになり非常に有益な方法であると考えられる。

そこで，本研究では，下水汚泥と建設廃棄物を混合処理する場合の混合位置，混合割合をはじめとするシステムの技術的課題を解決するとともに，システムの経済性を検討し，混合焼却，溶融システムの確立を図る。また，生成する焼却灰，溶融スラグ及びそれらの二次製品について，強度をはじめとする各種特性を調査するとともに，安全性についても，酸性雨をはじめとする種々の条件に対する金属元素の溶出特性を調査し，有効利用技術の確

立を図る。

2年度は，前年度に引き続き下水汚泥と建設残土との混合溶融スラグの特性を調査するとともに，下水汚泥と混合する材料としてコンクリート廃材に着目し，コンクリート廃材添加による溶融特性及びスラグ特性を調査した。また，溶融スラグを有効利用する際に問題となるスラグからの金属元素の溶出特性についてもスラグの粒径及び設定ｐＨ値を変化させた溶出試験を実施し，その安全性を検討した。

2. 前年度の調査結果

前年度に実施した調査結果の概略は次のとおりである。

(1) 産業廃棄物の発生量及び性状に関する実態調査を行った結果，建設残土，コンクリート廃材をはじめとする建設廃棄物は，未だ埋立処分されているものが多く，その再生利用方法の確立が急がれていること，含有成分として珪素やカルシウムが多いことから下水汚泥とこれらの建設廃棄物との混合による有効利用の可能性があることがわかった。

(2) 石灰系汚泥に塩基度調整材として建設残土を添加して溶融した残土添加溶融スラグの基礎的特性を調査した。その結果，スラグの強度及び結晶化によるスラグの表面性状の改善は塩基度だけでは評価できず，他の含有成分の影響も含めて検討する必要があることがわかった。

(3) 石灰系汚泥と建設残土を混合して溶融する場合の物質収支，熱収支及び経済性を試算した結果，建設残土を塩基度調整材として添加することで，処理固形物量及び発生スラグ量は増加するが，溶融温度の低下によりオイル使用料は削減できるとの結果を得た。これらの結果から，溶融システムのイニシャルコストは増加するが，ランニングコストは削減できる可能性があることがわかった。なお，混合する残土の含有率は10～30%の範囲ではランニングコストに影響しなかった。

3. 残土添加溶融スラグの特性に関する調査

3－1 目的

本調査は，建設工事から発生する掘削残土を石灰系汚泥の塩基度調整材として添加して得られた溶融スラグの特性を把握し，利用可能性を検討することを目的として実施したものである。

3－2 実験方法

(1) 使用した焼却灰及び残土

実験は，３種類の石灰系焼却灰と２種類の残土を使用して行った。表３－１及び表３－２に，使用した焼却灰及び残土の組成を示す。ここで，使用した残土は，シールドトンネル工事現場から発生する泥土を乾燥したものである。なお，焼却灰の組成分析はJIS K 0102及び下水試験方法，残土の組成分析はJIS M 8812及び8815に準じて行った。

表３－１ 使用した焼却灰の組成

[単位（ig-loss ～その他）：%]

	ig-loss	CaO	SiO_2	MgO	Fe_2O_3	Na_2O	K_2O	P_2O_5	Al_2O_3	SO_3	その他	CaO/SiO_2
A灰	0.9	42.4	19.5	1.8	9.0	0.17	0.10	4.1	8.7	5.82	7.51	2.17
B灰	0.5	36.6	21.0	2.2	14.5	0.27	0.14	5.1	8.0	4.57	7.12	1.74
C灰	0.4	36.2	19.2	2.8	15.4	0.34	0.12	6.8	6.8	4.27	7.67	1.89

表３－２ 使用した残土の組成

[単位（CaO ～その他）：%]

	CaO	SiO_2	MgO	Fe_2O_3	Na_2O	K_2O	P_2O_5	Al_2O_3	その他	CaO/SiO_2	種類
a土	3.32	64.67	2.70	7.00	2.16	1.91	0.12	17.16	0.96	0.05	シルト
b土	3.91	69.61	——	3.52	——	——	——	14.98	7.98	0.06	礫

(2) 試料の調整及び溶融方法

溶融実験は，表3－1に組成を示した3種類の焼却灰に表3－2で示した2種類の残土を塩基度が1.0になるように添加した試料を用いて行った。試料の溶融は電気炉を使用し，溶融温度は1400℃とした。また，融液の冷却方法は水砕，空冷及び空冷後のスラグを再び1050℃まで再加熱したものの3種類とした。これらの条件から，製造したスラグは計18種類であり，それぞれ，A灰－a土－水砕のように表すものとした。

なお，比較のため，A灰，C灰にCaOまたはSiO_2を添加し，塩基度を1.0及び2.0に調整した試料についても水砕スラグを製造した。したがって，製造したスラグは合計22種類である。

(3) 溶融スラグの特性試験

製造した22種類のスラグについて，以下に示す試験を実施し，特性を調査した。なお，対照として，市販の細砂についても同様の試験を実施した。

①すりへり減量試験

スラグを2㎜アンダーまで破砕し，1.18，0.60，0.30，0.15㎜ふるいでふるい分けした試料約50gとアルミ球10個をボールミルに入れ，3000回転（156rpm，19.2分）させる。ボールミルから取り出した試料を再度ふるい分けし，次式によりすりへり減量を求める。

$$すりへり減量（\%）=\frac{a-b}{a}\times 100$$

ここで，a：試験前の各ふるいの加積残留重量百分率の和

b：試験後の各ふるいの加積残留重量百分率の和

②モルタル圧縮強度試験

スラグを細骨材として用いたモルタル供試体を製作し，圧縮強度試験をを行った。なお，配合条件は，JIS R 5201に準じてスラグ／セメント比2.25，水／セメント比0.47とした。この条件で配合したモルタルを直径30㎜，高さ60㎜の円筒形モールドに入れ，20℃，28日間水中養生したものを試供体とした。

③X線回折試験

試験は粉末X線回折とし，試料の全量が44μmのふるいを通過するように微粉砕したものを用いて行った。

3－3 実験結果

(1) すりへり減量試験

図3－1にすりへり減量試験の結果を示す。この図から，残土を添加したスラグのすりへり減量は，24.5～34.1%の範囲であり，対照とした細砂の39.9%より低い値となっており，今回製造した残土溶融スラグのすりへりに対する抵抗性は砂よりも大きい結果となった。また，各条件における，すりへり減量の差異に着目すると，すりへり減量の値は添加した残土の種類よりも冷却方法の影響を受けて変化しており，A灰とａ土の組み合わせを除くすべての条件において，再加熱スラグが一番小さい値となっている。このことは，残土添加溶融スラグのすりへりに対する抵抗性を向上させるためには，再加熱による結晶化が有効な手法の一つであることを示している。また，比較のために行ったA灰，C灰の塩基度2.0における水砕スラグのすりへり減量の値は，残土添加の水砕スラグと同等もしくは小さい値となっている。したがって，今回の結果からは，残土添加によるすりへりに対する抵抗性の改善はみられなかったといえる。

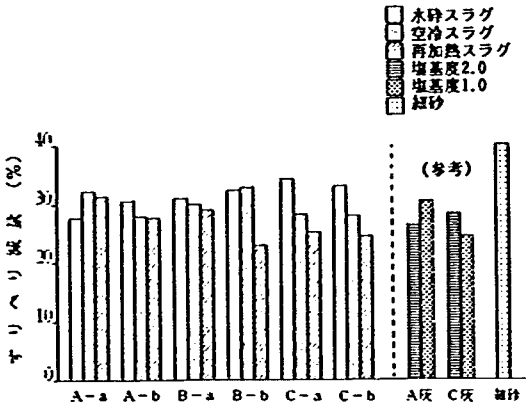


図3－1 すりへり減量測定結果

(2) モルタル圧縮強度試験

図3－2にモルタル圧縮強度試験の結果を示す。この表から，残土を添加したスラグを使用したモルタルの圧縮強度は216.0～332.8kg／㎠とばらついている。この値を細砂を使用したモルタルの強度と比較すると，A灰，B灰から製造したスラグを使用したものは砂を使用したものより低く，C灰から製造したスラグを使用したものは高くなる傾向が見られた。また，冷却条件に着目するとA灰，B灰から製造したスラグでは，水砕スラグが最も大きい強度を示していた。しかし，C灰から製造しB灰から製造したスラグでは，水砕スラグが最も大きい強度を示していた。しかし，C灰から製造したスラグは，

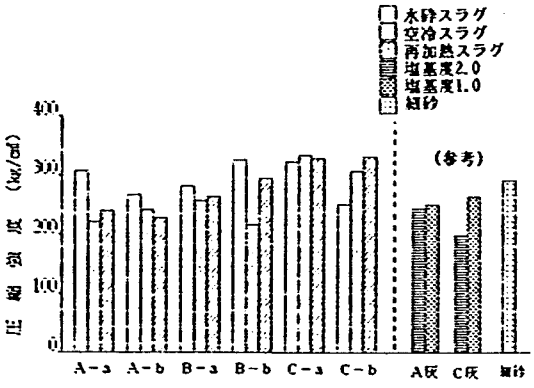


図３－２　圧縮強度測定結果

C灰－ｂ土－水砕がやや低い以外はいずれも300kg／㎠以上で大きな差異は見られなかった。

ここで，細骨材の特性とモルタル強度の関係について検討すると，強度増加につながる要因としては，骨材の表面性状及び骨材の水硬性によるセメントとの付着性の改善が考えられる。細砂は表面性状が粗なためセメントとの付着性がよく強度が大きくなると考えられる。また，溶融スラグにおいてガラス質の水砕スラグが強度が大きくなった理由としては，スラグの持つ水硬性によりセメントとスラグが反応し，付着性が改善されたことが考えられる。

次に，塩基度2.0の条件の水砕スラグを製造したA灰及びC灰について，塩基度1.0に調整したスラグと強度を比較すると，A灰，C灰とも塩基度調整を行った方が強度が大きくなる傾向にあった。なお，塩基度調整材としての残土とSiO_2との比較では，残土を添加した方が強度が大きくなる傾向にあった。このことは，スラグの成分調整において，塩基度だけでなく他の成分（アルミニウム，鉄等）の含有率についても検討が必要であることを示していると考えられる。

(3)　X線回折試験

表３－３に空冷スラグ，再加熱スラグ及び細砂のX線回折試験結果を示す。この表から，空冷スラグと再加熱スラグの比較では，再加熱スラグの方が結晶化が進む傾向にある。灰の種類による比較では，目視による観察でも，B灰，C灰から製造したスラグの表面が粗で結晶化しているのに対し，A灰を使用したものは光沢のあるガラス質であった。このことは，同一塩基度であっても，その他の成分系の比率により，結晶化の程度には差があることがわかる。ここで，表３－１に示した各灰の成分組成に着目するとB灰，C灰はA灰に比べ鉄及びリンの含有率が高いことがわかる。したがって，これらの成分が結晶化に影響を及ぼしたことが予想される。添加した残土の違いによる結晶化度及び結晶の種類の差は明確に現れていない。これは，残土の添加量が少ないことから，残土の組成が結晶化にあまり関与しなかったためと考えられる。なお，検出されたスラグの結晶鉱物には細砂に

表３－３　X線回折試験結果表

固定した物質	A灰－a土		A灰－b土		B灰－a土		B灰－b土		C灰－a土		C灰－b土		砂
	結晶	非晶質	結晶	非晶質	結晶	非晶質	結晶	非晶質	結晶	非晶質	結晶	非晶質	
SiO_2 (α－Quartz:石英)													＋＋＋
$NaAlSi_3O_8$ (Albite:曹長石)													＋＋
$CaAl_2Si_2O_8$ (Anorthite:灰長石)						(＋)		(＋)	(＋)	(＋)	(＋)	(＋)	＋
$KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH,F)_2$ (Muscovite:白雲母)													(＋)
$(Mg,Fe,Al)_6(Si,Al)_4O_{10}(OH)_8$ (Clinochlore:緑泥石)													(＋)
$Ca_2Al(Al,Si)_2O_7$(Gehlenite:ゲーレナイト)			(＋)	＋	(＋)	(＋)	(＋)	＋		(＋)	(＋)	＋	
Fe_3O_4(Magnetite:磁鉄鉱)				(＋)		(＋)		(＋)	(＋)	(＋)	(＋)	(＋)	
α－Fe	(＋)	(＋)	(＋)		(＋)								
$CaMg(SiO_3)_2$(Diopsite: 透輝石)		(＋)		(＋)		＋		＋	(＋)	＋	＋	＋	

相対強度：＋＋非常に強い、＋強い、＋中位、＋弱い、（＋）非常に弱い

注）C灰－ｂ土－空冷スラグ以外の空冷スラグは非晶質部分が多い。

多く含まれる石英，曹長石は含まれておらず，灰長石がわずかに検出されたのみであった。

3－4　考察

石灰系汚泥の塩基度調整材として建設残土を添加した，残土添加溶融スラグの特性に関する調査の結果をまとめると次のとおりである。

(1) 残土添加溶融スラグのすりへりに対する抵抗性は細砂よりも大きい結果が得られた。

(2) 残土添加により塩基度調整を行ったスラグと無調整スラグのすりへりに対する抵抗性を水砕スラグで比較した結果，残土添加による抵抗性の改善はみられなかった。なお，すりへり抵抗性の改善には，再加熱による結晶化が有効と考えられる。

(3) スラグを細骨材として使用したモルタルの圧縮強度試験の結果，塩基度調整により，圧縮強度が改善される傾向がみられた。

(4) X線回折試験の結果から，塩基度調整によるスラグの結晶化に関しては明確な傾向はみられず，スラグの結晶化は塩基度だけでは評価できず，鉄，リンをはじめとする他の成分の含有率が影響すると考えられる。

4. コンクリート廃材の実態調査

4－1　コンクリート廃材の発生量

コンクリート廃材の発生量に関する全国的な調査は実施されていないが，表4－1に昭和63年度現在の東京圏における建設廃棄物の排出量と再利用等の状況を示す[1]。この表から，コンクリートからの発生量は760万t／年であり，その42%が再生利用又は減量化されている。したがって，建設廃棄物として処分されている量は，約440万t／年である。

表4－1　東京圏における建設廃棄物の排出量と再生利用等の状況

(昭和63年度)

項目 / 種類	排出量 (万t／年)	処理率等(%) 再生利用・減量化率	処理率等(%) 最終処分率
アスファルトがら	510	89	11
コンクリートがら	760	42	58
建設汚泥	500	31	69
建設木くず	250	76	24
その他	80	66	34
合計	2,100	56	44

4－2　コンクリート廃材の再利用

発生したコンクリート廃材は中間処理施設に運ばれ破砕される。破砕したコンクリート廃材の利用用途としては，現在，土地造成のための埋立や盛土材料，構造物の基礎や裏込め材料，道路の路盤材料，アスファルト混合物の骨材及びコンクリート骨材等がある。これらの用途はいずれもコンクリート廃材中の骨材を主に利用するものであり，分離粉末については現在のところ有効な利用用途が確立されていない。[2]

図4－1にコンクリート廃材をコンクリート骨材として再利用する場合の再生骨材生産プラントの例を示す。「再生骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）」[3]では，再生骨材の品質を表4－2のように定めている。ここで，破砕によって生産される再生骨材の生産割合に着目すると，表4－3に例示するような割合になる。この表から，再生骨材として利用できる割合は60～85%程

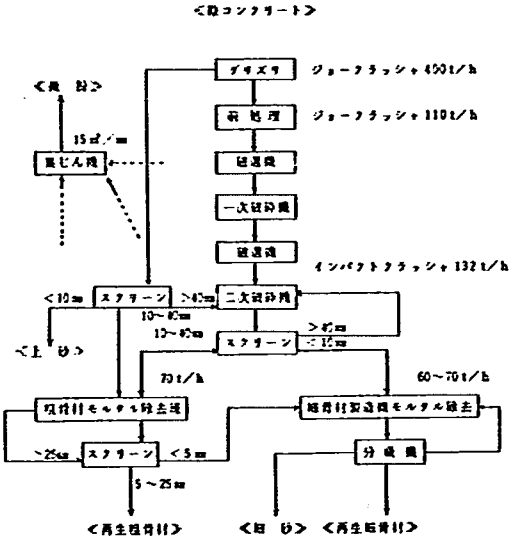


図4－1　再生骨材生産プラントの例

表4－2　再生骨材の品質

項目 \ 種別	再生粗骨材 1種	再生粗骨材 2種	再生粗骨材 3種	再生細骨材 1種	再生細骨材 2種
吸水率(%)	3以下	3以下	5以下	7以下	5以下	10以下
安定性	12以下	30以下 (45以下)注	12以下	—	10以下	—

注）凍結融解耐久性を考慮しない場合。

表4－3　再生骨材の品質と生産割合の例

再生骨材の品質	粗骨材1種と細骨材1種	粗骨材2種と細骨材1種	粗骨材2種と細骨材2種
再生粗骨材	27%	44%	44%
再生細骨材	31%	28%	40%
微粉，細砂	42%	28%	16%

度と考えられる。したがって，残りの分離粉末の量は，全体の15～40%と大きなものであり，今後，その利用方法の開発が重要と考えられる。

4－3　分離粉末の組成

表4－4にコンクリート廃材破砕後の分離粉末の成分組成を示す。ここで，ブロック破砕粉末とは，コンクリートブロックを破砕し，粗骨材を取り除いたものであり，再利用プラント粉末とは，実際のコンクリート廃材破砕プラントから発生する分離粉末である。なお，組成分析はJIS M 8815（石炭灰及びコークス灰の分析方法）により行った。この表から，分離粉末中に最も多く含まれている成分は珪素であり，SiO_2として50%以上となっている。カルシウムの含有率はCaOとして10～25%程度であり，珪素に比べて少ない結果となっている。これは，破砕においてコンクリート中の細骨材が十分に分離できず，分離粉末中に含まれるためと考えられる。なお，文献による調査においてもカルシウムの含有率は25%程度となっており，一般的な値であると考えられる。[4]

表4－4　分離粉末の成分組成

（単位：%）

	ブロック破砕粉末	再利用プラント粉末
強熱減量	3.2	4.6
SiO_2	55.4	53.5
CaO	11.5	21.0
MgO	1.0	2.5
Fe_2O_3	3.7	5.7
Na_2O	1.9	2.6
K_2O	3.0	1.8
P_2O_5	0.15	0.086
Al_2O_3	8.7	12.0
SO_3	0.31	0.2

これらの成分分析結果から，下水汚泥と混合する方法としては，残土と同様に石灰系汚泥の溶融時の塩基度調整材としての利用が考えられる。

5．コンクリート廃材添加溶融スラグの性状

5－1　目的

石灰系汚泥に建設廃棄物の一つであるコンクリート廃材を加え混合溶融する場合，従来から塩基度調整材として利用されている珪砂，砕石等を加えた場合と比較すると，汚泥の溶融特性，生成したスラグの性状等が変化することが考えられる。

そこで本調査は，石灰系焼却灰に塩基度調整材として建設廃棄物の再利用プラントから発生したコンクリート廃材を添加し溶融した場合の溶融特性，及び生成したスラグの性状を調査し，コンクリート廃材の塩基度調整材としての利用可能性について，検討することを目的としている。

5－2　実験方法

焼却灰，及びコンクリート廃材の化学成分組成を表5－1に示す。焼却灰は，N市H処理場の塩基度1.89の石灰系焼却灰である。また，これに添加するコンクリート廃材は，既存の舗装材再利用プラントで処理したもので，添加前に細かく破砕して使用した。なお，塩基度は0.45であり，特徴としては焼却灰に比べナトリウム，カリウムがやや多く，リン，硫黄分が少ない含有量であった。

表5－2にコンクリート廃材の添加条件を示す。なお，表中の添加率は，焼却灰を100とした場合の数値である。焼却灰にコンクリート廃材を表5－2の添加率で添加し，ボールミルによって十分に混合した後，容量500mlのア

表5－1　試料の化学成分組成

項　目	焼　却　灰	コンクリート廃材
	(%)	(%)
強熱減量	0.4	4.3
SiO_2	19.2	50.0
CaO	36.2	22.4
MgO	2.8	2.3
Fe_2O_3	15.4	5.3
Na_2O	0.34	2.4
K_2O	0.12	1.7
P_2O_5	6.8	0.08
Al_2O_3	6.8	11.2
SO_3	4.3	0.19

表５－２　コンクリート廃材添加条件

ケース	ｺﾝｸﾘｰﾄ添加率	塩基度
	(%)	(－)
1	20	1.37
2	50	1.04
3	130	0.75

ルミナ製るつぼに適量取り，実験用電気炉（写真５－１参照）を用い溶融温度1,400℃で溶融した。電気炉の昇温速度は５℃／min，冷却速度は３℃／minで1,400℃での保持時間は30分とした。

５－３　実験結果

ケース１～３の溶融スラグの表面状態を写真５－２～５－４に示す。ケース１と２のスラグは，見た目に硬く表面に多くの起伏ができたが，ケース３のスラグは表面がガラス質となっており滑らかであった。この原因としては，ケース３は珪素の含有率が高く３℃／minの冷却速度では，結晶化しにくい成分組成であったことが考えられる。

また，ケース３のスラグは，溶流点が他の２ケースに比べ低くなり，溶融時にるつぼから融液が流出する結果

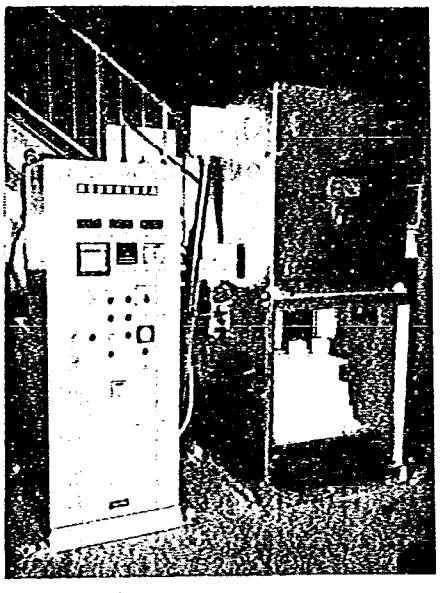


写真５－１　実験用電気炉

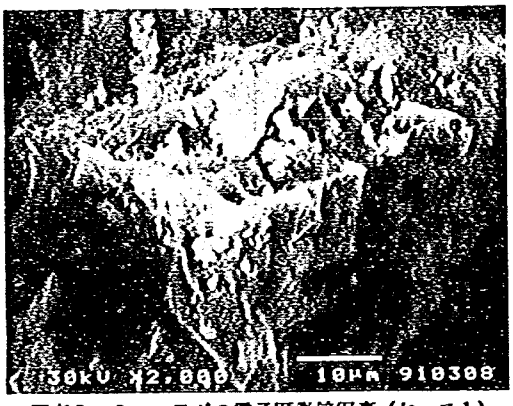


写真５－２　スラグの電子顕微鏡写真（ケース１）

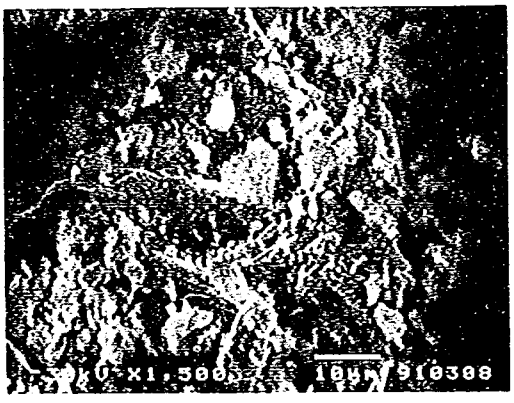


写真５－３　スラグの電子顕微鏡写真（ケース２）



写真５－４　スラグの電子顕微鏡写真（ケース３）

となった。これは，以前に塩基度調整材として酸化珪素（SiO_2）単体を添加し，同一塩基度で溶融した際に融液の流出が起こらなかった事実から，コンクリート廃材に含まれる珪素以外の成分の影響と考えられる。

5－4　考察

石灰系汚泥溶融時の塩基度調整材として，コンクリート廃材を使用することにより，酸化珪素単体を使用した場合に比べて，塩基度0.75の場合で溶流点が低下したことから，溶融温度を低下させることが可能ではないかと思われる。しかし，この場合には，珪素の含有率が高くなり通常の運転では結晶化しにくくなることもあり，それに対する工夫が必要であると思われる。

今回は，スラグの表面状態と溶融特性について検討したが，コンクリート廃材中には，珪素，カルシウムの他に下水汚泥中に少ない成分も含まれており，これがスラグ強度の増加等の何らかの付加価値を生み出す可能性も十分にあると考えられる。

6. 石灰系汚泥とコンクリート廃材の混合溶融による熱収支の変化

6－1　目的

石灰系汚泥とコンクリート廃材を混合し，塩基度調整をした後溶融を行う場合，生成するスラグの性状と同時に熱収支からみた経済性を評価しておく必要がある。コンクリート廃材を添加して塩基度を調整する場合，溶融温度は低下するが，コンクリート廃材のほとんどは無機物であるため混合汚泥の発生量が低下するとともに処理固形物量は増加することが考えられる。

そこで，本調査では，石灰系汚泥をそのまま溶融した場合とコンクリート廃材を添加し塩基度調整を行った後溶融した場合について，物質収支計算・熱収支計算を行い，総合的なコスト比較を実施した。

6－2　調査方法及び条件

図6－1に検討フローを示す。また，図6－2には対象とした溶融システムのフローを示す。ここで，下水汚泥処理量は30t－DS／日とした。さらに，蒸気乾燥機出口の汚泥含水率は20%とした。

表6－1には対象とした下水汚泥及びコンクリート廃材の設定条件を示す。対象下水汚泥は脱水機の機種により加圧脱水機から発生する汚泥と真空脱水機から発生する汚泥とした。下水汚泥の含水率，有機分比，発熱量については文献5），原汚泥の灰分組成及び原汚泥，塩基度調整後汚泥の溶流点については文献6），コンクリート廃材の組成については表4－4に示したブロック破砕粉末の測定値を基に決定した。また，実炉溶融温度は溶流点プラス100℃とした。さらに，コンクリート廃材の含水率及び有機物含有率は0%とした。これらの条件に

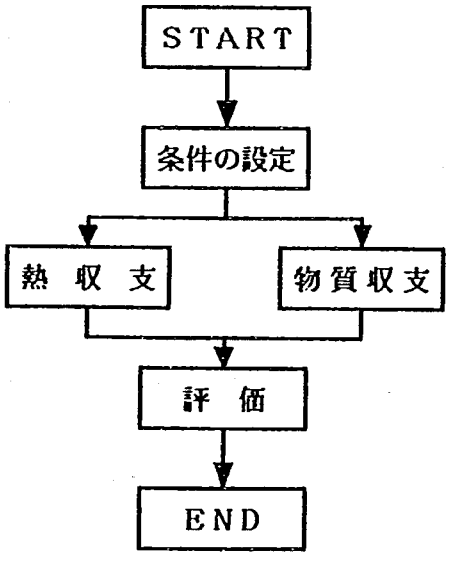


図6－1　検討フロー

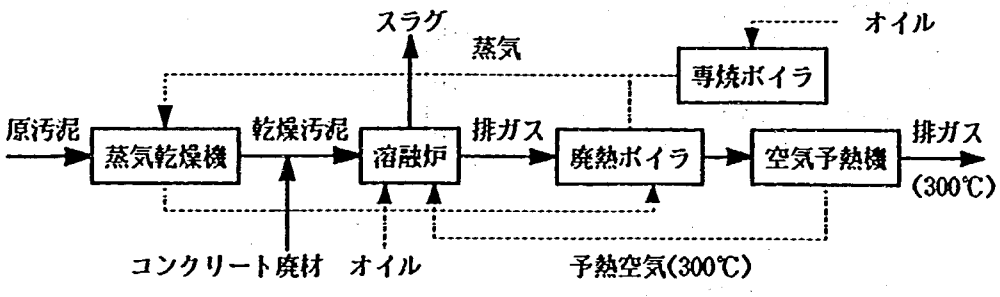


図6－2　対象フロー

表６－１　設定条件

		加圧脱水	真空脱水
下水汚泥	固形物量(t-DS/day)	30	30
	含水率（%）	80.0	77.0
	有機物含有率（%）	50.0	50.0
	固形物低位発熱量(kcal/kg-DS)	2040	2150
	カルシウム含有率(CaO比で:%)	40.0	35.0
	けい素含有率(SiO_2として：%)	20.0	25.0
	塩基度（CaO/SiO_2）	2.0	1.4
	溶流点（℃）	1400	1400
	実炉溶融温度（℃）	1500	1500
コンクリート廃材	含水率（%）	0	
	有機物含有率（%）	0	
	固形物低位発熱量(kcal/kg-DS)	0	
	カルシウム含有率(CaO比で:%)	11.5	
	けい素含有率(SiO_2として：%)	55.4	
溶融炉投入汚泥	含水率（%）	20.0	
	塩基度(CaO/SiO_2)	1.0	
	溶流点（℃）	1240	
	実炉溶融温度（℃）	1340	

表６－２　検討ケース

	ケース1	ケース2	ケース3	ケース4
脱水機の形式	加圧	加圧	真空	真空
コンクリート廃材添加量（t/日）	0	6.8	0	3.4
溶融温度（℃）	1500	1340	1420	1340

より，本調査の検討ケースは，表６－２に示す４ケースとした。

６－３　調査結果

(1)　物質収支・熱収支計算結果

図６－３に乾燥機蒸発水分量と必要蒸気量の計算結果を示す。この図から，加圧脱水汚泥，真空脱水汚泥ともコンクリート廃材添加による変化はわずかであるといえる。図６－２のフローに示したように，コンクリート廃材は乾燥機の後段で添加し，その時点で混合物の含水率を20%とするシステムとしている。また，コンクリート廃材の含水率は０%と設定しているので，添加量が多ければ，乾燥機出口での汚泥含水率を高くすることができるため，蒸発水分量及び必要蒸気量は減少する。しかし

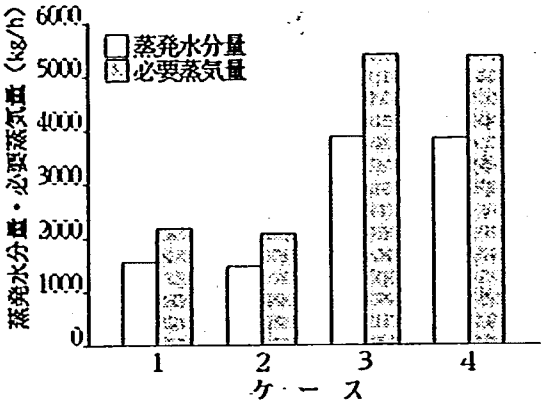


図６－３　乾燥機蒸発水分量と必要蒸気量の比較

ながら，今回の条件ではコンクリート廃材の添加量が小さいため，その効果はほとんど見られなかったといえる。次に，脱水機種別の違いを見ると，真空脱水機の汚泥は，加圧脱水機の汚泥に比べて２倍以上の蒸気量を必要とすることがわかる。これは，投入汚泥の含水率の違いにより，蒸発水分量が異なるためである。

図６－４には各ケースにおける乾燥機投入汚泥量，溶融炉投入汚泥量及び発生スラグ量を示す。ここで，乾燥機投入汚泥量及び溶融炉投入汚泥は湿重量で示したものである。コンクリート廃材添加による溶融炉投入汚泥量の増加は，加圧脱水汚泥で23%，真空脱水汚泥で12%となる。さらに，発生スラグ量でみると，加圧脱水汚泥は45%，真空脱水汚泥は23%の増加となっている。原汚泥の湿重量に対するコンクリート廃材添加量はごくわずか

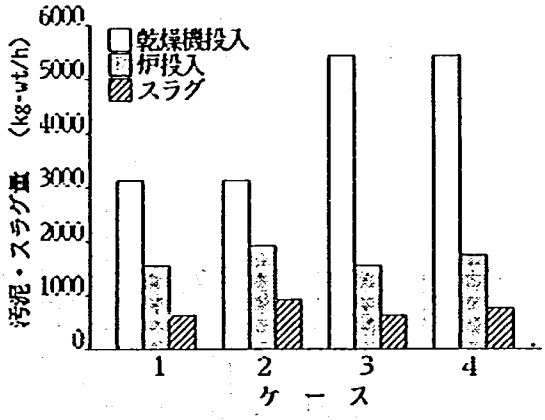


図６－４　投入汚泥量及び発生スラグ量の比較

であるが，コンクリート廃材は含水率が0％であり，かつ，すべて無機物であるため，発生スラグ量に占める割合は大きなものとなっている。また，加圧脱水汚泥と真空脱水汚泥の増加量の違いは，塩基度の差に起因するコンクリート廃材添加量の違いによるものである。

図6－5は溶融システムにおいて供給すべきオイル量を乾燥用の専用ボイラと溶融炉にわけて示したものである。この図から，コンクリート廃材の添加により，加圧脱水汚泥，真空脱水汚泥ともオイル使用量が削減されることがわかる。これは，コンクリート廃材添加による塩基度調整の結果，溶融温度が低下するためと考えられ，溶融温度の低下が160℃と大きい加圧脱水汚泥では全体の29％のオイル使用量削減となる。また，溶融温度の低下が80℃と小さい真空脱水汚泥においても9％の削減につながっている。なお，このオイル削減率を前年度実施した建設残土の場合と比較すると，残土の方がやや削減効果が大きい結果であった。これは，残土の方が珪素含有率が高く，塩基度が低いことから，塩基度調整に必要な固形物量が少なくてすむためと考えられる。しかしながら，コンクリート廃材は残土に比べて含水率が低いため，その差は小さいものとなっている。

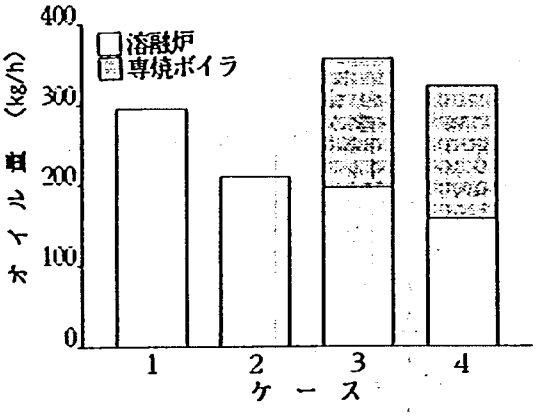


図6－5　必要オイル量の比較

(2) 経済性

物質収支，熱収支の計算結果を基に，汚泥処理量30t－DS／日規模の実施設を建設，運転する場合のイニシャルコスト及びランニングコストを試算した結果を表6－3に示す。

イニシャルコストで見ると，コンクリート廃材を添加することで，総工事費が7～8％高くなっている。これは，下水汚泥とコンクリート廃材を混合するための設備が必要となること及び処理固形物量が増加することによるものである。

表6－3　コスト比較結果

		ケース1	ケース2	ケース3	ケース4
イニシャルコスト	機械工事（億円）	29.1	31.8	33.1	35.9
	電気工事（億円）	7.5	7.9	7.9	8.3
	土木建築工事（億円）	2.9	2.9	2.9	2.9
	合　計（円／日）	39.5	42.6	43.9	47.1
ランニングコスト	1日当り（円／日）	666,585	607,150	809,820	845,925
	乾燥固形物当り（円／t）	22,219	20,238	28,906	28,198
	ケーキ1当り（円／t）	8,887	8,095	6,670	6,485

ランニングコストはイニシャルコストとは逆に，コンクリート廃材を添加することで低減される。1日当たりの低減額は，加圧脱水汚泥で約6万円，真空脱水汚泥で約2万円となっている。ランニングコストには，オイル，電力，用水，排水，苛性ソーダ，上水，消缶剤及び脱酸剤を計上しているが，オイル代の占める割合が25～30％と大きいため，オイル使用料が少ないコンクリート廃材添加のケースが安い結果となっている。なお，これらのコスト計算結果は前年度実施した残土の場合の結果と同様の傾向を示していた。

6－4　考察

石灰系汚泥とコンクリート廃材を混合して溶融する場合の物質収支，熱収支及び経済性を検討した結果をまとめると次のとおりである。

(1) コンクリート廃材を添加することで，無添加の場合に比べ処理固形物及び発生スラグ量は増加するが，オイル使用料は削減できる。この場合の削減効果は残土添加の場合に比べやや小さいものであった。

(2) コンクリート廃材を添加することで，溶融システムのイニシャルコストは無添加の場合より7％増加する。しかしながら，塩基度調整による溶融温度の低下によりランニングコストは削減することができる。この傾向は残土添加の場合と同様のものである。

(3) コンクリート廃材は残土に比べ，塩基度がやや高いことから，塩基度調整に必要な添加量がやや多くなり，処理固形物量が若干多くなるが，再生骨材プラントから発生する分離粉末は，残土に比べ含水率が低く，形状も安定していることが予想されるため，石灰系焼却灰の塩

基度調整剤として有効な一つであると考えられる。

7. コンクリート廃材の混合位置に関する調査

7－1 目的

下水汚泥とコンクリート廃材を混合溶融する場合，コンクリート廃材の混合位置としては6章の熱収支計算の際のフロー（図6－2）に示した乾燥機の後段が最も一般的と考えられる。しかしながら，コンクリート廃材再生プラントから発生する分離粉末は粒径も小さく，均一であり，かつ含水率も低いことから，残土に比べて混合位置及び方法の選択にも幅がもてるものと考えられる。ここでは，コンクリート廃材を溶融時の塩基度調整材としてだけでなく，脱水時の凝集助剤の一部として利用する場合の可能性を検討した。

7－2 実験方法

実験は仙台市南蒲生下水処理場から発生する混合汚泥を用いて行った。対象汚泥の性状は表7－1に示すとおりである。凝集剤としては塩化第二鉄を使用し，その添加率は全条件とも汚泥乾燥固形物量に対し10%とした。凝集助剤としては，消石灰，及びコンクリート廃材と消石灰を併用するものの2種類とした。使用したコンクリート廃材は表4－4で組成を示したブロック破砕粉末を0.15㎜以下に調整したものである。消石灰及びコンクリート廃材の添加率は表7－2に示す9条件とした。なお，コンクリート廃材と消石灰を併用した場合の添加順序は，別途行った実験結果からコンクリート廃材を先に添加するものとした。

表7－1 対象汚泥性状

汚泥濃度（%）	2．8
pH	6．4
強熱減量（%）	81．0
総りん（㎎/ℓ）	250

脱水実験は図7－1に概略を示す加圧ろ過機を使用して行った。実験順序は，まず，対象汚泥に凝集剤及び凝集助剤を添加し混合した後，シリンダー内に入れ5分間重力ろ過を行い，その後，5分間1㎏/㎠の空気圧による加圧ろ過を行うものとした。ろ液量の測定は1分毎に行うものとした。なお，加圧ろ過の段階で脱水性の良い

表7－2 実験条件

（単位：%）

	消石灰	ｺﾝｸﾘｰﾄ廃材
ケース1	5	－
ケース2	10	－
ケース3	20	－
ケース4	30	－
ケース5	40	－
ケース6	10	50
ケース7	20	50
ケース8	10	100
ケース9	20	100

汚泥はシリンダーのガラス面と汚泥との境界部の気密保持ができなくなり，空気抜け現象が起きることから，その時点で測定を打ち切るものとした。このため，加圧時のろ液量の評価は加圧2分後の値を用いて行った。また，脱水後の汚泥については，ろ布からの剥離性及び汚泥性状を目視により判断し，脱水性を評価した。

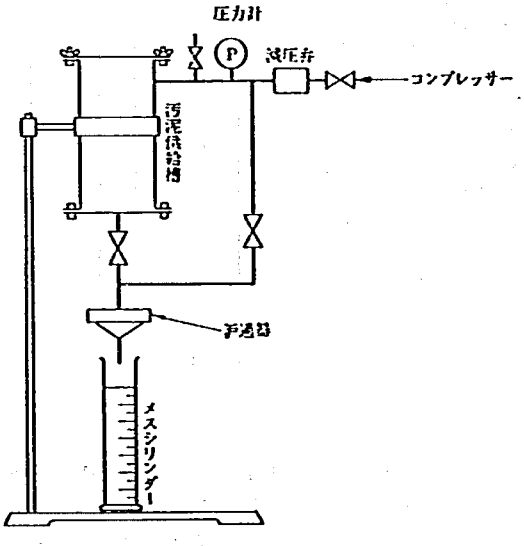


図7－1 加圧ろ過試験機の概要

7－3　実験結果

図7－2に各ケースにおける加圧2分後のろ液量を消石灰の添加率毎にまとめた結果を示す。なお，図中の白色表示は脱水性が良好であったケースであり，黒色表示は脱水性が悪かったものである。この図から，凝集助剤として消石灰のみを使用した場合は，添加率30%でろ液量が640mlとなり，脱水性が良くなることがわかる。これに対し，コンクリート廃材と消石灰を併用したケースでは，コンクリート廃材の添加率が50%，100%のいずれの条件も同様な傾向を示し，消石灰20%添加において脱水性が改善されている。この結果から，コンクリート廃材を50%添加することで，消石灰添加率を10%低減できる可能性があるといえる。

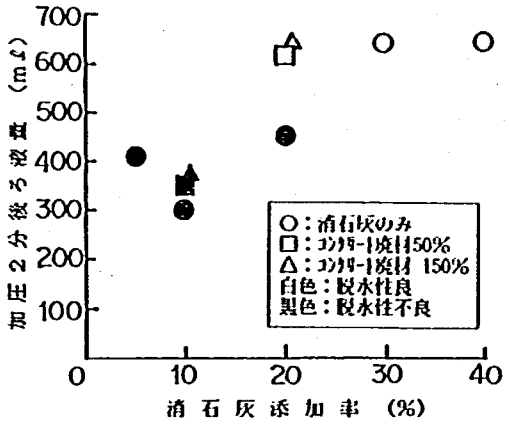


図7－2　消石灰・コンクリート廃材添加率とろ液量

ここで，脱水時の凝集助剤の一部としてコンクリート廃材を添加した汚泥を溶融した場合と，塩化第二鉄，消石灰のみで脱水した後，塩基度調整剤としてコンクリート廃材を添加し溶融した場合との差異について検討する。

対象とする汚泥は表7－1に示した混合汚泥であり，汚泥灰分の組成は文献6）中の分流式高分子脱水汚泥の平均値を使用した。検討したシステムフローは図7－3に示す2ケースとした。なお，凝集剤等の添加率は，原汚泥の乾燥固形物量に対してフロー1が塩鉄10%，消石灰30%，フロー2が塩鉄10%，消石灰20%，コンクリート廃材50%とした。これらの設定条件及び計算結果を表7－3に示す。この結果から，フロー1においても溶融時の塩基度を1.0にするためにはコンクリート廃材の添加率を原汚泥の乾燥固形物量に対して約40%とする必要があり，発生する溶融スラグ量は両者ほぼ同様となる。また，フロー2においては脱水時にコンクリート廃材を50%添加することから溶融時の塩基度が0.65まで低下する。しかしながら，石灰系汚泥においては塩基度が0.6～1.4の範囲で融点，溶流点が低くなるとの報告もあり[6]，溶融時の熱効率が大幅に低下するものではないと考えられる。

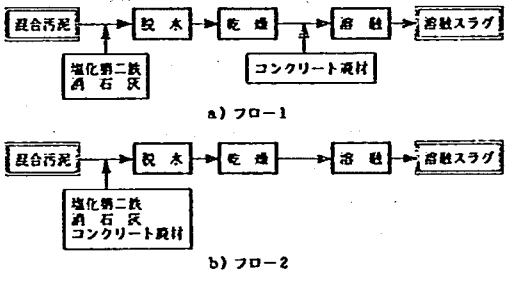


図7－3　検討フロー

表7－3　設定条件と計算結果

		フロー1	フロー2
原汚泥	有機分率	81%	
	カルシウム含有率	9% (CaOとして)	
	けい素含有率	37% (SiO_2として)	
	塩基度	0.24	
凝集剤等添加率（原汚泥TSに対して）	塩化第二鉄	10%	10%
	消石灰	30%	20%
	コンクリート廃材	－	50%
脱水汚泥塩基度		3.47	0.65
塩基度調整	コンクリート廃材（原汚泥TSに対して）	39.6%	－
溶融時塩基度		1.00	0.65
溶融スラグ発生量		1：1.03	

以上の結果から，石灰系汚泥の溶融時の塩基度調整材としてコンクリート廃材を利用する場合の混合方法として，脱水時に凝集助剤の一部として添加できる可能性があるといえる。

7－4　考察

下水汚泥とコンクリート廃材の混合処理方法として，コンクリート廃材を脱水時の凝集助剤の一部として利用

する可能性を調査した結果，脱水は可能であり，消石灰の添加量も若干低減できることがわかった。また，脱水時に添加したコンクリート廃材は溶融時の塩基度調整の役割もはたしており，その溶融特性は，塩基度調整剤としてコンクリート廃材を添加する場合と大差ないものと考えられる。したがって，下水汚泥とコンクリート廃材の混合処理方法として，脱水プロセスでコンクリート廃材を添加することも可能と考えられる。

8. 溶融スラグからの金属元素の溶出に関する検討

8－1 目的

下水汚泥の有効利用においては，その安全性の検討を十分行う必要がある。しかし，焼却灰や溶融スラグは，含有金属元素を酸化物などの安定した化合物に変化させるので，通常の地下水のｐＨ（６～７程度）は重金属元素の溶出による地下水の汚染の心配はないが，最近問題となっている酸性雨はｐＨ３～５の範囲にあり，溶融スラグ等からの重金属元素の溶出について，安全性の観点から酸性雨の影響も考慮して調査を行う必要があるものと考えられる。

酸性雨の主な要因は，大気中の窒素酸化物（ＮＯＸ），硫黄酸化物（ＳＯＸ），塩素（ＣℓＸ），揮発性有機酸等が雨水中に取り込まれるためと考えられている。また，大気中には炭酸ガス（CO_2）が汚染の無い自然環境中に300～400ppm存在するので，CO_2が雨水中に溶け込むだけでｐＨは5.6程度の酸性を示すので，ｐＨ5.6以下の雨が酸性雨の大まかな目安と言うことになる。また，大気中には先に示した酸性要因物質（ＮＯＸ，ＳＯＸ，ＣℓＸ，揮発性有機酸など）とは逆にアルカリ性要因物質（Ca，Mg，Na，Ｋ及びＮＨ４－Ｎ等）もあり，これらの物質は雨滴の核となる物質でもあり，アンモニアと共に雨水中に含まれているので雨水のｐＨ値は，酸性要因物質とアルカリ性要因物質の総和の値であり，アルカリ性要因物質より酸性要因物質の含有率が高くなると酸性を示すことになる。[7][8]

一方，焼却灰や溶融スラグからの重金属元素の溶出に関するデータは，その大半が有害な産業廃棄物に関わる判定基準を定める総理府令による，埋め立て処分に関わる判定基準（指定下水汚泥の溶出試験のもので，以下，溶出基準という）によるものであり，ｐＨ６以下の酸性側での溶出を調査した例は希である。

そこで，本調査は各種の酸強度の酸性溶液に対する溶融スラグからの重金属元素を含めて金属元素の溶出について検討し，酸性雨の影響に対する溶融スラグの安全性を確認することを目的として実施した。

8－2 実験方法

実際に溶融スラグを現場で利用した状態を想定し，長期間雨水と接した時の溶融スラグからの金属元素の溶出濃度の変化及び平衡濃度に達した時の濃度を把握するために，静置条件で実験を行った。

実験は温度の変化による金属元素の溶出への影響がないようにするため20℃の恒温室内で行い，各サンプルは分析に必要な量（50mℓ）を経日的に分取し，0.45μmのメンブレンフィルターでろ過してから分析に供した。金属元素の測定は，原子吸光分析装置を使用し，濃度の高い元素はフレーム法で，低濃度の元素は，フレームレス原子吸光法で測定を行った。

測定項目は12元素（Zn，Cu，Cd，Cr，Ni，Pb，Ca，Mg，Mn，Fe，Na，K）であり，AsとHgは供試スラグ中にほとんど含まれていないので対象外とした。

使用した原子吸光分析装置は，日本ジャーレルアッシュ社製のＡＡ880型で，分析線の波長合わせD_2ランプによるバックグランド吸収の補正，濃度直接表示等小型コンピュータ内蔵の自動分析装置である。妨害物質のバックグランド吸収による誤差を補正するため，各元素について次のような方法を用いて行った。Ca，Mg，NaはLa溶液添加，KはCa溶液添加，その他の元素はD_2ランプによるバックグランド補正を行った。

なお，同一サンプル溶液中のZn，Cu，Cd，Ni，Pbについて有機溶媒抽出法と本装置を用いたD_2ランプによるバックグランド補正による測定値の比較検討を行った結果５元素とも10%以内の差であり，有機溶媒による抽出は，操作行程が多く作業が複雑なため測定値のバラツキが大きいなどの理由で，本実験ではD_2ランプによるバックグランド吸収の補正を行うこととした。

8－3 実験条件

① 供試スラグの粒径（石灰系調質汚泥の水砕スラグ） 0.149～0.250㎜

② スラグと酸性溶液の混合比 3：100（３%）で２ℓに調整した。

③ 設定ｐＨ値 （ｐＨ 0.4，2，3，4，5，6）の６段階

④ ｐＨ調整：ｐＨ調整は希塩酸（精密分析用）とｐＨメーターを用いて調整した。

⑤ サンプリング回数（11回）　（4時間後，1，2，3，5，7，9，12，15，20，35日）

⑥ 供試容器：密閉蓋付きポリビン（2ℓ）

なお，静置条件での実験であるが，溶融スラグがポリビンの底に固着しないようにするため，1日1回密封したまま手で振とうさせて固着するのを防いで実験を行った。

8－4　実験結果

静置条件での各元素の溶出濃度分析結果を表8－1～表8－6に示した。なお，各元素のフレームレス法による定量限界値を表8－1の下に示したが，表中の数値に＊を付したものは定量限界以下の値であるので，正しくは定量限界値の後に不等号の＞印を付して示すか，または痕跡（tr）と表すべきであるが，本実験では各pH値と溶出濃度の関係を検討することが目的であり，参考までに分析表示値をそのまま示してある。同表の分析結果をもとに各元素の濃度経日変化を図8－1～8－12に示した。また，各元素の溶出濃度はpH値によって濃度のオーダーが大きく異なるため縦軸は対数目盛りで示し，横軸は経過日数を示してある。

表8－1　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定pH0.4）

項目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	0.41	1.53	2.83	2.54	14827	903	2.93	1276	225	22.4	822	160	22.7
1日後	0.52	2.48	4.90	3.32	23549	1781	15.90	2350	390	37.8	1537	166	41.2
2日後	0.70	3.39	7.63	3.49	30823	2399	2.58	3334	552	54.5	2097	322	58.5
3日後	0.80	3.79	8.25	3.56	46618	1918	3.13	3749	606	61.1	2354	232	65.1
5日後	1.05	4.20	9.56	3.22	45726	1632	8.02	4341	683	68.3	2630	219	75.4
7日後	1.28	4.54	10.27	2.40	66318	1948	15.50	4770	743	73.2	2690	255	78.6
9日後	1.62	5.02	11.00	3.14	56476	2935	18.98	5142	765	83.5	2484	277	82.2
12日後	1.97	5.30	11.00	2.83	41318	2358	＊0.10	5233	802	83.3	2094	274	82.7
15日後	2.42	5.72	11.56	3.30	38654	2400	＊0.05	5494	872	87.7	2222	355	87.4
20日後	2.74	5.76	11.62	4.09	34550	2031	0.50	5578	872	86.9	2032	240	84.7
35日後	2.15	6.29	12.71	3.00	15336	1550	0.00	5954	923	96.0	2207	358	90.3
検出限界値＊＊(μg/l)		0.05	0.25	0.025	1.0	2.5	0.5	—	0.25	0.1	0.25	0.1	2.5

表中の＊は検出限界値以下である。　＊＊はフレームレス法の検出限界値である。

表8－2　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定pH2.0）

項目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	1.88	0.051	0.058	0.067	222	49.7	＊0.276	38.7	6.38	0.56	19.5	8.38	0.96
1日後	1.98	0.063	0.085	＊0.003	339	36.5	＊0.218	61.7	9.62	0.91	32.8	8.54	1.31
2日後	2.08	0.099	0.164	0.029	660	65.3	＊0.310	97.5	14.46	1.47	50.9	5.64	1.88
3日後	2.25	0.118	0.233	＊0.011	856	96.6	＊0.449	120.4	18.12	1.80	63.3	4.90	2.28
5日後	2.56	0.132	0.253	＊0.017	955	117.1	0.000	154.2	23.68	2.30	79.2	9.20	2.82
7日後	2.87	0.144	0.307	＊0.019	924	154.2	＊0.437	170.4	25.32	2.47	83.4	9.68	3.18
9日後	3.25	0.164	0.314	＊0.007	1042	153.1	＊0.126	186.0	28.04	2.67	87.6	7.88	3.29
12日後	3.51	0.167	0.349	0.024	731	184.1	＊0.114	186.2	29.20	2.72	83.5	24.36	3.32
15日後	3.61	0.168	0.358	0.045	695	129.9	＊0.126	186.6	29.40	2.70	84.0	22.52	3.42
20日後	3.75	0.309	0.342	0.027	376	166.6	＊0.172	190.4	29.76	2.72	81.0	18.12	3.37
35日後	4.05	0.345	0.379	0.048	155	165.2	0.000	201.7	33.64	2.86	77.5	26.84	4.93

表8－3　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定pH3.0）

項目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	2.85	0.025	0.006	0.030	6.08	3.75	17.68	4.30	0.75	0.061	1.76	2.80	0.156
1日後	3.14	0.028	0.013	0.080	6.40	3.67	11.10	9.54	1.61	0.150	3.74	2.39	0.331
2日後	3.42	0.033	0.008	0.036	3.86	3.42	3.72	13.86	2.26	0.214	5.34	1.15	0.256
3日後	3.68	0.035	0.018	0.045	5.47	6.09	4.08	15.71	2.58	0.248	5.87	1.20	0.258
5日後	4.57	0.035	0.017	0.036	2.12	3.29	0.73	18.03	3.10	0.280	6.11	1.63	0.310
7日後	4.93	0.035	0.015	0.039	0.83	5.49	0.85	19.33	3.30	0.294	5.23	2.42	0.354
9日後	5.22	0.035	0.015	＊0.003	1.00	5.92	＊0.01	20.85	3.41	0.302	4.28	1.20	0.361
12日後	5.38	0.036	0.013	＊0.044	1.59	3.33	＊0.16	20.28	3.47	0.298	2.78	1.19	0.398
15日後	5.74	0.038	0.011	＊0.013	1.22	5.61	＊0.23	20.93	3.48	0.279	1.59	1.18	0.454
20日後	6.05	0.024	0.006	0.052	2.16	8.94	＊0.12	22.60	3.62	0.277	0.32	1.08	0.571
35日後	7.02	0.001	0.004	＊0.010	1.32	1.36	＊0.06	23.14	4.20	0.124	0.07	1.46	0.851

表8－4　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定ｐH4.0）

項　目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	4.73	0.013	0.003	•0.018	1.97	• 0.00	0.000	1.30	0.229	0.019	0.000	0.307	6.55
1日後	5.68	0.007	0.002	0.033	1.19	• 0.32	•0.317	1.59	0.264	0.019	0.000	0.385	6.42
2日後	6.73	0.007	0.001	•0.008	1.01	• 0.69	•0.116	1.94	0.304	0.011	0.000	0.346	6.49
3日後	8.25	0.003	0.003	0.028	0.84	• 1.33	•0.349	2.35	0.345	0.011	0.000	0.507	6.42
5日後	9.15	0.001	0.004	0.054	1.40	• 0.00	0.711	3.06	0.436	0.010	0.000	0.502	6.31
7日後	9.39	0.001	0.004	•0.001	0.80	• 0.19	0.000	3.86	0.496	0.008	0.000	0.521	6.35
9日後	9.43	0.000	0.003	•0.011	0.87	• 1.16	0.000	4.56	0.562	0.008	0.000	0.374	6.58
12日後	9.45	0.000	0.003	0.034	1.24	• 1.13	•0.497	5.33	0.655	0.004	0.002	0.392	6.40
15日後	9.28	0.000	0.002	•0.003	1.89	• 0.76	0.679	6.05	0.739	0.007	0.004	0.405	6.58
20日後	9.08	0.000	0.003	•0.011	2.13	• 0.06	•0.444	7.48	0.898	0.008	0.001	0.726	6.75
35日後	8.36	0.000	0.003	0.040	6.17	• 1.67	•0.221	12.04	1.885	0.036	0.016	1.275	6.91

表8－5　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定ｐH5.0）

項　目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	6.56	0.000	0.002	0.047	1.92	•1.450	•0.269	0.438	0.120	0.001	0.007	0.419	0.172
1日後	6.97	0.000	0.003	0.043	0.61	•0.700	•0.334	0.912	0.146	0.003	0.004	0.697	0.132
2日後	8.46	0.000	0.003	•0.012	1.17	•1.270	•0.250	1.560	0.224	0.003	0.003	0.353	0.137
3日後	9.21	0.000	0.004	0.000	1.10	0.000	0.000	1.971	0.280	0.004	0.001	0.406	0.097
5日後	9.61	0.000	0.004	0.029	1.80	0.000	•0.232	2.847	0.386	0.004	0.005	0.367	0.057
7日後	9.71	0.000	0.002	0.000	1.25	•2.140	•0.831	3.633	0.489	0.002	0.001	0.707	0.077
9日後	9.76	0.000	0.005	0.038	2.38	•0.450	•0.558	4.421	0.560	8.003	0.002	0.415	0.128
12日後	9.54	0.000	0.004	0.023	2.41	•1.420	•0.194	5.185	0.700	0.004	0.002	0.430	0.135
15日後	9.46	0.000	0.002	0.025	2.28	0.000	•0.185	6.220	0.849	0.003	0.002	0.385	0.174
20日後	9.39	0.000	0.000	•0.019	2.45	•0.630	•0.334	7.674	0.967	0.004	0.001	0.400	0.174
35日後	8.68	0.000	0.002	0.043	6.81	•0.310	0.577	13.045	2.330	0.011	0.001	3.150	0.524

表8－6　溶融スラグ中重金属の溶出実験結果（設定ｐH6.0）

項　目	pH	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (μg/l)	Cr (μg/l)	Ni (μg/l)	Pb (μg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
4時間後	6.55	0.000	0.003	0.000	1.36	4.21	•0.148	0.34	0.075	0.001	0.013	0.415	0.153
1日後	9.16	0.000	0.004	0.000	0.85	0.00	•0.417	0.62	0.116	0.001	0.004	0.609	0.086
2日後	9.35	0.000	0.002	0.000	0.75	0.00	•0.133	1.26	0.219	0.002	0.001	0.600	0.155
3日後	9.64	0.000	0.002	•0.021	0.95	• 0.97	•0.238	1.64	0.250	0.001	0.000	0.315	0.102
5日後	9.85	0.000	0.004	0.000	1.44	• 0.07	•0.000	2.59	0.354	0.002	0.007	0.301	0.139
7日後	9.89	0.000	0.004	0.000	1.17	• 0.00	•0.342	3.25	0.469	0.003	0.002	0.523	0.155
9日後	9.90	0.000	0.004	0.027	1.73	• 0.90	•0.104	4.15	0.575	0.002	0.003	0.567	0.175
12日後	9.90	0.000	0.004	0.025	1.27	• 0.03	0.000	4.87	0.690	0.002	0.001	0.351	0.228
15日後	9.77	0.000	0.005	0.000	3.16	• 0.00	0.000	5.78	0.756	0.001	0.003	0.347	0.179
20日後	9.59	0.000	0.003	0.000	6.39	• 0.17	•0.074	7.33	0.933	0.001	0.002	0.455	0.332
35日後	8.51	0.000	0.004	0.034	5.45	7.20	•0.148	13.40	2.250	0.011	0.001	1.775	1.167

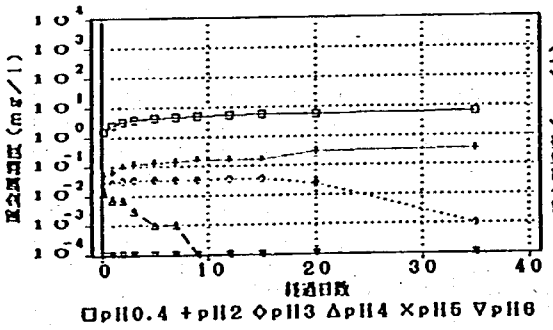


図8－1　Znの溶出濃度経日変化

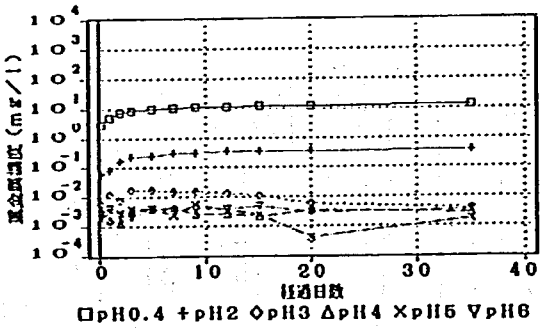


図8－2　Cuの溶出濃度経日変化

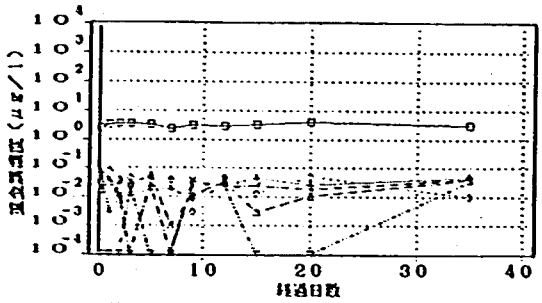


図8－3　Cdの溶出濃度経日変化

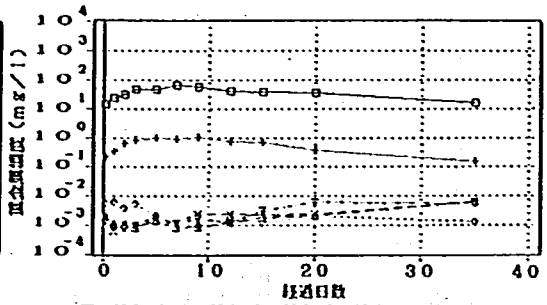


図8－4　Crの溶出濃度経日変化

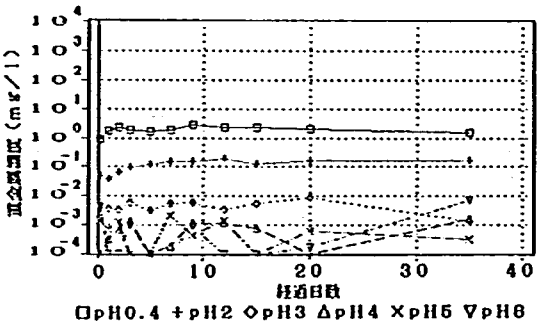


図8－5　Niの溶出濃度経日変化

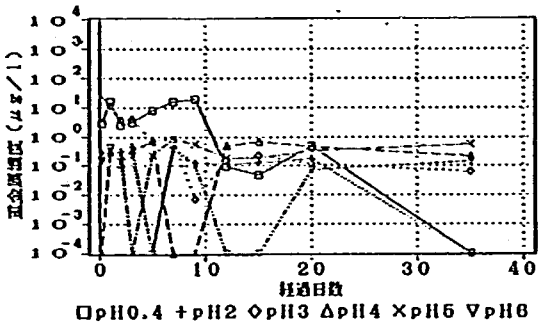


図8－6　Pbの溶出濃度経日変化

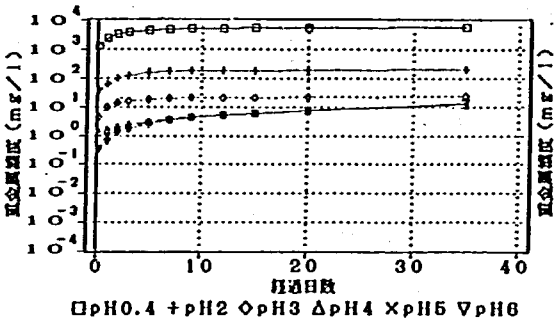


図8－7　Caの溶出濃度経日変化

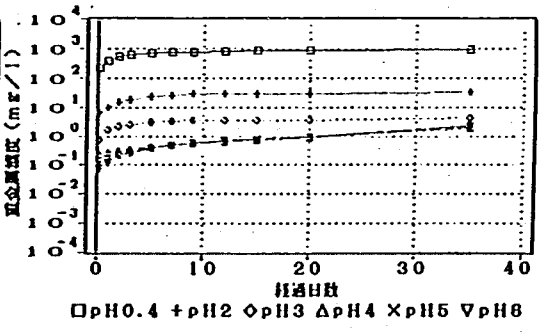


図8－8　Mgの溶出濃度経日変化

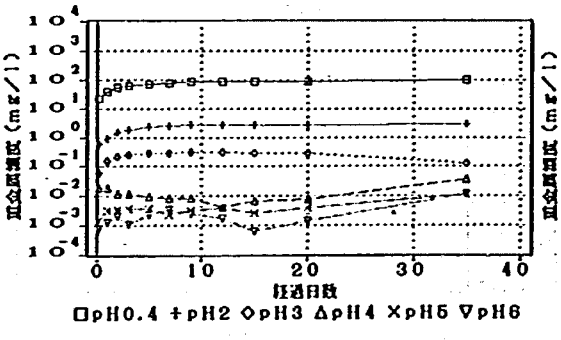


図8－9　Mnの溶出濃度経日変化

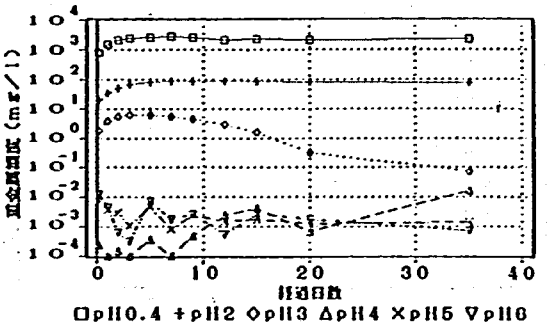


図8－10　Feの溶出濃度経日変化

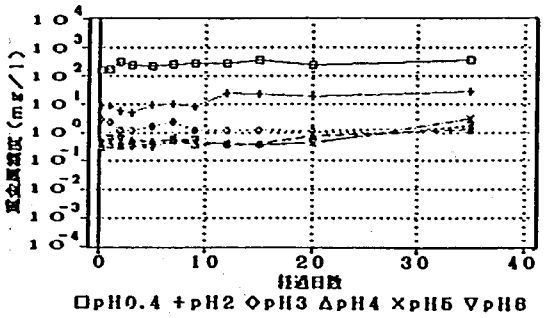


図8－11　Naの溶出濃度経日変化

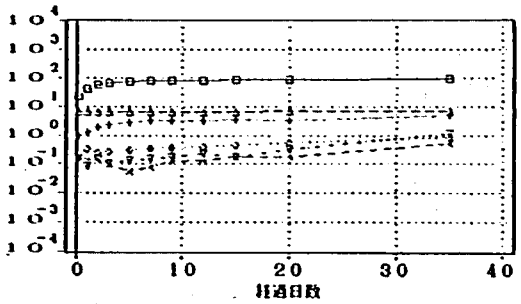


図8－12　Kの溶出濃度経日変化

各元素とも20日目位でほぼ安定した濃度を示しており，濃度の高い順位は設定ｐＨが低い順になっているが，ｐＨ３以上のｐＨ４，ｐＨ５，ｐＨ６については濃度が極めて低く，各設定ｐＨ間の差は明確に表れていない。特に重金属元素のZn，Cd，Ni，Pbでは定量限界値に近い値かそれ以下のものもあり，正確さを欠いているが参考までに示した。

以上，各元素の設定ｐＨ値と溶出濃度の関係は設定ｐＨ値が6.0～4.0ないし3.0までは各元素とも濃度はきわめて低く，金属元素の溶出にかかわる問題は殆ど生じないものと考えられる。ここで，設定ｐＨ３の各元素の溶出濃度がどの程度の水準であるか評価するため，表８－７に示した各種水質基準値と比較すると各水質基準に規定されている項目の元素の溶出濃度はすべての基準値のレベル以下であった。

表８－７　水質の各種基準値　　濃度単位（mg/l）

項　目	溶出基準*	環境基準	排水基準	水道基準	水産用水基準	農業用水基準
ｶﾄﾞﾐｳﾑ（Cd）	0.3 以下	0.01以下	0.1以下	0.01以下	0.03以下	—
銅（Cu）	—	—	3 〃	1.0 〃	0.01 〃	0.02以下
鉛（Pb）	3 〃	0.1 〃	1 〃	0.1 〃	0.1 〃	—
亜鉛（Zn）	—	—	5 〃	1.0 〃	0.1 〃	0.5 〃
ｸﾛﾑ（Cr）6価	1.5 〃	0.05 〃	0.5 〃	0.05 〃	—	—
〃 総Cr	—	—	2 〃	—	1.0 〃	—
ヒ素（As）	1.5 〃	—	—	—	—	0.05 〃
総水銀（T-Hg）	0.005〃	0.0005〃	0.005〃	—	0.004〃	—

＊ 有害な産業廃棄物に係わる判定基準（総理府令）

次に，各元素の設定ｐＨで溶出濃度がほぼ安定した20日目と35日目のデータで，設定ｐＨ値と溶出濃度の関係を図８－13～８－24に示した。これらの図でも設定ｐＨ６～ｐＨ３までの濃度は極めて低濃度であり，各ｐＨ間の濃度差も小さいが，ｐＨ３以下のものはｐＨ値の低下に伴って濃度が高くなる傾向が全ての元素でみられる。

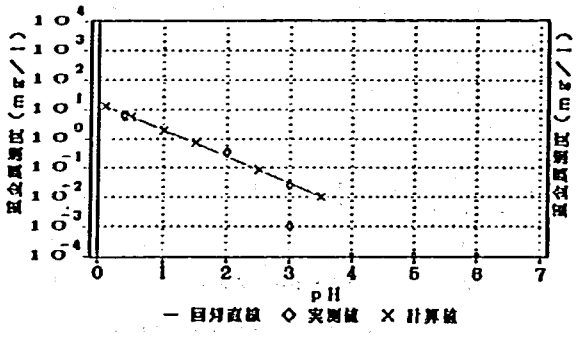


図8－13　Znの設定pHと溶出濃度の関係

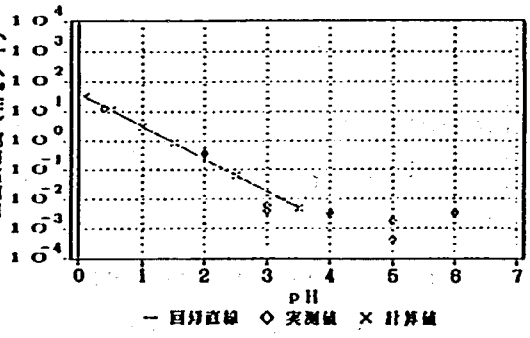


図8－14　Cuの設定pHと溶出濃度の関係

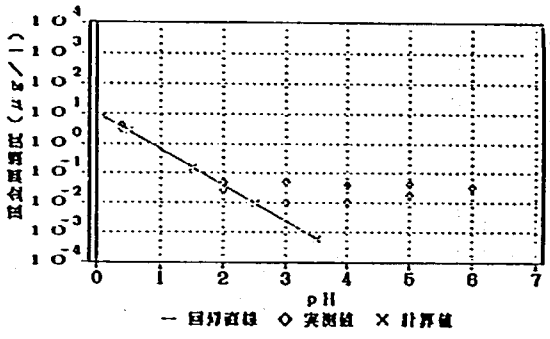


図8－15　Cdの設定pHと溶出濃度の関係

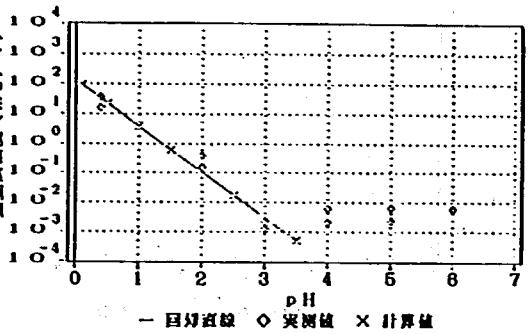


図8－16　Crの設定pHと溶出濃度の関係

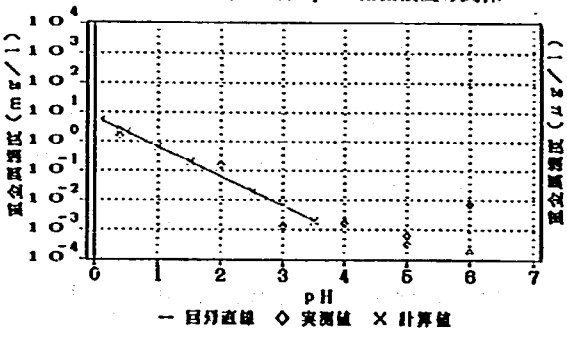


図8－17　Niの設定pHと溶出濃度の関係

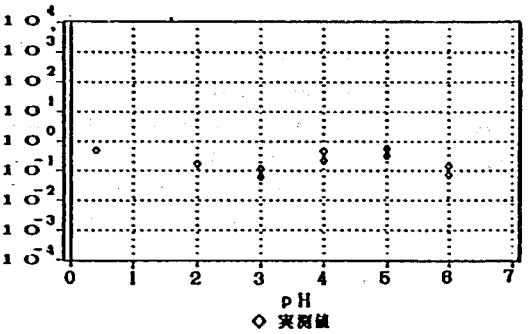


図8－18　Pbの設定pHと溶出濃度の関係

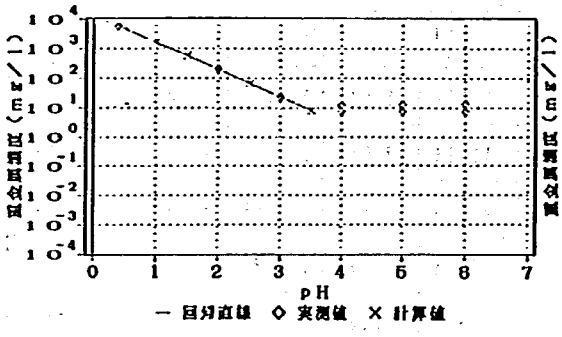


図8－19　Caの設定pHと溶出濃度の関係

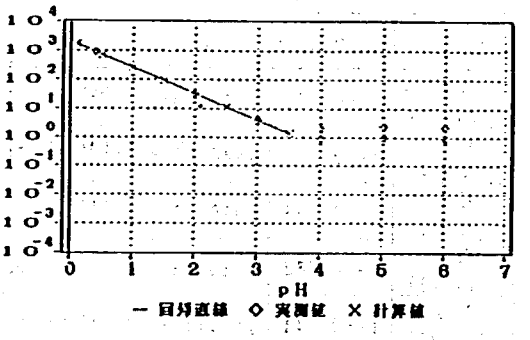


図8－20　Mgの設定pHと溶出濃度の関係

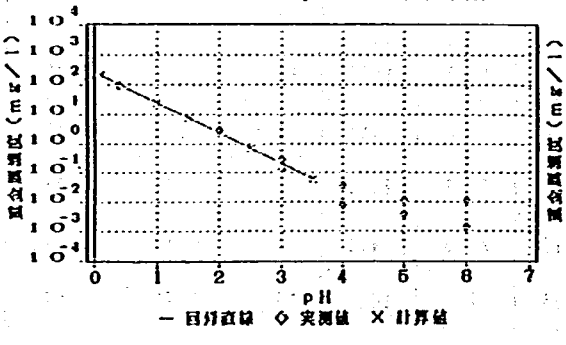


図8－21　Mnの設定pHと溶出濃度の関係

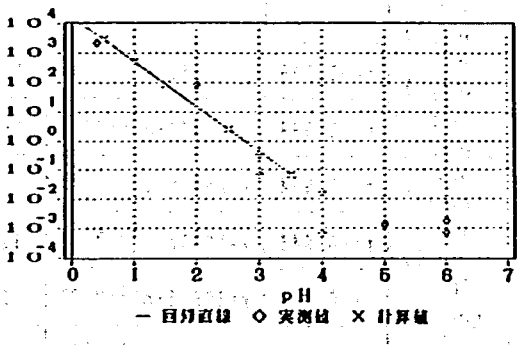


図8－22　Feの設定pHと溶出濃度の関係

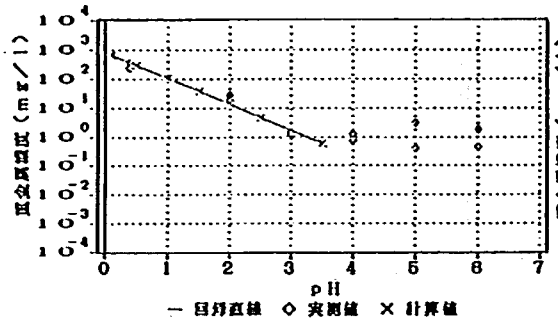


図８－23　Niの設定pHと溶出濃度の関係

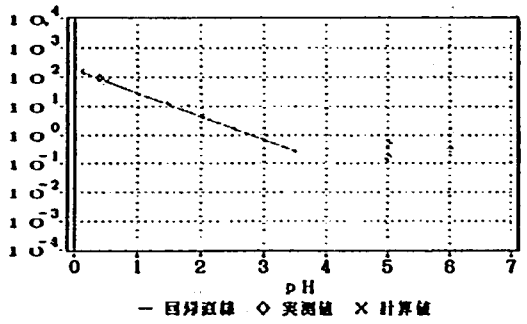


図８－24　Pbの設定pHと溶出濃度の関係

そこで，ｐＨ３以下のデータを用いて，ほぼ平衡状態に達した各元素の溶出濃度とｐＨの関係について，相関係数（ｒ）と回帰式を求めて，任意のｐＨ値の溶出濃度を計算した結果を表８－８に示した。ただしCdはｐＨ２とｐＨ0.4のデータを用いて計算した結果である。ここで，回帰式と各記号の意味は以下のとおりである。

$$y = a \cdot e^{bx}$$

y：金属元素の溶出濃度　x：ｐＨ値　a：定数　b：定数

図８－13～図８－24の図中に回帰式で求めた結果を実線で入れてあるがどの元素も実測値とほぼ一致しており，ｐＨ値が３以下の場合は各元素ともｐＨの関数として溶出し，その濃度も推定できることがわかった。

これまでの傾向で，酸性溶液への重金属元素の溶出で最も重要な要因の一つにｐＨが挙げられる。本実験結果

表８－８　各元素の相関係数と回帰式

元素名	相関係数	回帰式	各ｐＨでの重金属濃度計算値					
			0.1	0.5	1	2	3	4
Zn (mg/l)	r=-0.991	$y=15.70\cdot e^{-2.09X}$	12.74	5.521	1.942	0.240	0.0297	0.0037
Cu (mg/l)	r=-0.989	$y=40.60\cdot e^{-2.586X}$	31.35	11.14	3.058	0.230	0.0173	0.0013
Cd (μg/l)	r=-0.996	$y=10.80\cdot e^{-2.815X}$	8.15	2.643	0.647	0.0388	0.0023	0.0001
Cr (mg/l)	r=-0.983	$y=134.2\cdot e^{-3.586X}$	93.76	22.34	3.72	0.103	0.0028	0.00008
Ni (μg/l)	r=-0.944	$y=6771\cdot e^{-2.326X}$	5318	2097	656	64	6.2	0.61
Pb (μg/l)	—	—	—	—	—	—	—	—
Ca (mg/l)	r=-0.999	$y=13559\cdot e^{-2.126X}$	10962	4685	1618	193	23.1	2.75
Mg (mg/l)	r=-0.999	$y=2072\cdot e^{-2.092X}$	1680	728	255	31.6	3.9	0.48
Mn (mg/l)	r=-0.994	$y=255.5\cdot e^{-2.366X}$	202	78.3	23.9	2.25	0.21	0.019
Fe (mg/l)	r=-0.946	$y=16682\cdot e^{-3.525X}$	11726	2863	491	14.5	0.43	0.012
Na (mg/l)	r=-0.984	$y=808.5\cdot e^{-2.053X}$	658	290	103.8	13.3	1.71	0.22
K (mg/l)	r=-0.997	$y=180.1\cdot e^{-1.664X}$	149	70.9	27.9	4.33	0.67	0.10

でも，各設定ｐＨでの抽出液のｐＨ値は，経日的に上昇（アルカリ性側に変化している）しているが，これは，溶融スラグから各種の金属元素が溶出しているためである。

そこで35日目の各元素の溶出濃度をすべて水酸化物として解離（溶解）するものと仮定して，各元素の濃度を水酸化イオン（OH^-）のモル濃度に換算したものを表８－９に示した。

表８－９　各元素の溶出濃度と水酸化イオンのモル濃度換算値

モル分子量		65.37	63.54	112.4	51.99	58.71	207.2	59.72	24.31	54.94	55.85	22.99	39.10	
項目	設定pH値	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)	Cd (mg/l)	Cr (mg/l)	Ni (mg/l)	Pb (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	Fe (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	モル濃度の合計
溶出濃度	0.4	5	13	0.003	15	1.7	0.000	5950	920	95	2200	350	90	
	2	0.3	0.4	0.00004	0.2	0.12	0.00	201	34	2.9	77	27	5	
	3	0.01	0.04	tr	0.001	0.001	tr	23	4	0.1	0.07	1.5	0.9	
	4	0.00	0.003	0.00004	0.005	0.001	0.00022	12	1.9	0.04	0.02	1.3	6.9	
	5	0.00	0.002	0.00004	0.005	0.3	0.0006	13	2.3	0.01	0.001	3.1	0.5	
	6	0.00	0.004	0.00003	0.005	0.1	0.0002	13	2.2	0.01	0.001	1.3	1.2	
水酸化イオン濃度のモル換算値	pH値	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)	(m·mol)
	0.4	0.184	0.408	—	0.92	0.058	—	170.5	75.68	3.48	118.2	15.65	2.30	387.5
	2	0.009	0.012	—	0.015	0.004	—	5.76	2.8	0.10	4.1	1.17	0.128	14.1
	3	—	—	—	—	—	—	0.66	0.36	0.0035	0.0037	0.06	0.023	1.05
	4	—	—	—	—	—	—	0.34	0.156	—	—	0.13	0.176	0.73
	5	—	—	—	—	—	—	0.36	0.190	—	—	0.08	0.012	0.69
	6	—	—	—	—	—	—	0.35	0.130	—	—	—	0.03	0.55

各元素の溶出濃度を水酸化イオンのモル濃度に換算した方法は，次の様に行った。

$$\Sigma[OH^-]_{(m\cdot mol)} = \left(\frac{C_{Zn}}{MW_{Zn}}\right)\cdot n + \left(\frac{C_{Ca}}{MW_{Ca}}\right)\cdot n + \cdots\cdots \left(\frac{C_{K}}{MW_{K}}\right)\cdot n$$

$\Sigma[OH^-]_{(m\cdot mol)}$　：各元素の水酸化イオンのモル濃度換算値の合計モル濃度（m･mol)。ただし(m･mol)はミリ・モルの意味で１モルの１／1000である。

C_{Zn}～C_K　：各元素（Zn～K）の溶出濃度

MW_{Zn}～MW_K　：各元素（Zn～K）のモル分子量

n　：各元素（Zn～K）のイオン価数

ただし，NaとKは一価のイオン価数とした。また，強酸性条件でのCr^{6+}は強力な酸化剤として働き酸化され易い物質があればその物質を酸化し，Cr^{3+}となる。ここでＦｅは２価とがあり，Cr^{6+}と共存するとFeは３価に酸化され，共に３価となり安定する。[9] なお，３価になったCrは通常の重金属元素と同様に中性付近からアルカリ側で容易に水酸化物$Cr(OH)_3$となって沈殿するので水溶液中の濃度は急激に低くなる。この原理は排水中のクロムイオン除去によく用いられている方法であり，本実験結果とも一致している。従って，本実験ではＦｅとＣｒは３価と仮定した。その他の元素は全て２価のイオン価数と仮定して計算した。

本実験結果では，設定ｐＨ0.4の時の水素イオンのモル濃度は0.398モルであり，各元素の濃度を水酸化イオンのモル濃度に換算して合計すると，0.388モルとなり，ほぼ一致する。設定ｐＨ２の場合では水素イオン濃度は10^{-2}モルになり上記と同様に各元素の溶出濃度を水酸化イオンのモル濃度に換算すると1.41×10^{-2}となる。以下同様に設定ｐＨ３は，水素イオンのモル濃度が10^{-3}に対して1.05×10^{-3}モルとなり設定ｐＨ２及び設定ｐＨ３では，水酸化イオンの方が少し高くなっている。設定ｐＨ４の時は7.4×10^{-4}モル，設定ｐＨ５の時は6.9×10^{-4}モル，設定ｐＨ６の時は6.5×10^{-4}モルとなり，設定ｐＨ４以上では水酸化イオンの方が明らかに高い濃度であり，その分ｐＨが上昇している。水酸化イオンのモル濃度［OH^-］が1×10^{-4}はｐＨ10に相当するが，35日目の実測値はｐＨ8.5前後で少し低いが，12日目では，ほぼｐＨ10に近い値である。

以上のように設定ｐＨによって，溶出する各元素濃度の総和のモル数は制約される傾向がある。特に設定ｐＨ３以下では計算値とほぼ一致する傾向があった。酸性を中和する元素で最も寄与する元素はCaであり全体の44％を占めている。次がFa（30.5％），Mg（19.5％），Na（4.0％），Mn（0.9％），K（0.6％）の順になっており，この６元素で99.5％を占めている。

一方，Fe，Mnを除いた他の重金属元素の濃度は極めて低いが，これは先に示した６元素の濃度が極めて高く，共通イオン効果の影響によるものと考えられる。設定ｐ

H２の場合も同様に上記６元素でほぼ中和されており，ｐH0.4と同様の傾向を示している。設定ｐＨ３以上になるとFeの寄与する割合は急激に減少しているが，これは，Fe自身が水酸化物となって沈殿したためと考えられ，この時，共沈現象によって他の金属元素のイオンも取り込んで沈殿している可能性も十分にある。従って，設定ｐＨ３以上でのｐH中和作用を持っているのはＣａ，Mg，Na，Kの４元素が主体となり，これら４元素はアルカリ金属として知られる元素である。ｐＨ３以上の酸性雨と接して中和作用を持つ元素はこの４元素と考えられる。

従って，酸性溶液（酸性雨）に溶出する溶融スラグからの金属元素の溶出は，溶融スラグに含まれているCa，Mg，Na，K等のアルカリ金属の含有量によって大きな差が生ずるものと考えられる。

８－５　考察

酸性雨を想定し静置条件で各設定ｐＨ値の酸性溶液に対する溶融スラグからの金属元素の溶出について検討した結果を要約すると以下のようになる。

① 酸性雨のｐＨ域と考えられるｐＨ３～ｐＨ５の条件下では，今回の供試溶融スラグに対する溶出試験結果により，各元素の溶出濃度は十分に低いことが認められた。

② ｐＨ３以下での各元素の溶出は，ｐHの１次関数として溶出する傾向がある。

③ 設定ｐＨ４以下の酸性溶液に溶出した各元素の濃度を水酸化イオンのモル濃度に換算すると，設定ｐＨ値の水素イオンのモル濃度とほぼ一致する。

④ 酸性雨溶液を中和する作用が大きい元素はアルカリ金属（Ca，Mg，Na，K）であり，最も大きな効果を示すのはCaでありｐH中和効果の約50%を占めている。

従って，溶融スラグからの金属元素の溶出濃度は，同じｐＨ値の酸性溶液でも溶融スラグ中に含まれるアルカリ金属（特にCa）の含有量によって異なるものと考えられる。

⑤ 酸性溶液に溶出した各元素は水酸化物として解離し，ｐHを中和側ないし，アルカリ性側に変化させ，金属元素の種類によっては一度溶解したものがｐHの上昇によって水酸化物となって，沈殿物となり溶液中の濃度が低下する。この傾向は特定ｐH0.4の場合にCr，Ni，Pb，Feの４元素に見られ，設定ｐＨ２の場合には重金属のCr，Pbに見られる。設定ｐＨ３ではZn，Cu，Cd，Cr，Ni，Pb，Mn，Feのすべてにみられるが，Ca，Mg等のアルカリ金属はいずれの設定ｐH時においても経過日数の増加と共に濃度も高くなっているのが大きな特徴である。

９．まとめ

２年度の調査結果をまとめると次のとおりである。

(1) 石灰系汚泥の塩基度調整材として建設残土を添加した残土添加溶融スラグの特性を塩基度無調整スラグと比較した結果，すりへりに対する抵抗性は改善されなかったが，細骨材として使用したモルタルの圧縮強度は大きくなる傾向がみられた。

(2) 石灰系汚泥の塩基度調整材としてコンクリート廃材を添加したコンクリート廃材添加溶融スラグの特性に関する基礎的検討を行った結果，塩基度調整に酸化珪素を使用した場合より溶流点が低下する可能性が示唆された。

(3) 石灰系汚泥の塩基度調整材としてコンクリート廃材を添加して溶融する場合の物質収支，熱収支及び経済性を検討した結果，無添加の場合に比べ，処理固形物及び発生スラグ量は増加するが，オイル量は削減することがわかった。この結果，システムのイニシャルコストは増加するが，ランニングコストは減少する。

(4) コンクリート廃材を消石灰の代替として脱水時の凝集助剤の一部として利用する実験を行った結果，脱水は可能であり，消石灰の添加量も若干低減できることがわかった。このことから，溶融時の塩基度調整を目的としてコンクリート廃材を添加する場合，その混合位置の一つとして脱水プロセスも可能性があるといえる。

(5) 溶融スラグ中の金属元素の酸性溶液への溶出に関する実験の結果，ｐＨ６以下の酸性溶液に溶出する金属濃度はｐＨ３までは各元素とも各種水質基準値以下の濃度レベルであるが，ｐＨ３以下ではｐHの低下に伴って金属元素の溶出濃度も高くなる傾向にあった。

参考文献

1) 総合的建設廃棄物対策研究(1)：“建設廃棄物対策に関する当面の推進方針について”，.1991.1
2) 本多淳裕，山田優：“コンクリートくずの再生利用方法について”，廃棄物学会第１回研究発表会講演論文集，pp49～52,1990
3) 建設省土木研究所コンクリート研究室：“再生骨材

を用いたコンクリートの設計施工指針（案）”，土木研究所資料第2418号，1986.12
4) 本多淳裕，山田優：“建設系廃棄物の処理と再利用”
5) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団：“汚泥焼却炉の省エネルギー化に関する調査報告書”，1986.3
6) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団：“汚泥溶融プロセスの省エネルギー化に関する調査報告書”，1988.3
7) 平石尹彦：“酸性雨に係わる国際的動向”，環境技術，Vol.12,No.12,1983
8) 安藤淳平：“酸性雨と我国の大気汚染の原因と対策”，環境技術，Vol.12,No.12,1983
9) 通商産業省立地公害局監修：“公害防止の技術と法規，水質編（四訂）”，産業公害防止協会1990.6

III. 地球環境研究総合推進費による研究

１．下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究

新下水処理研究官　　京才　俊則
汚泥研究室　研究員　　水落　元之

１、調査の目的と必要性

地球の温度は日射エネルギーと地表面から宇宙に放散する放射エネルギーとのバランスによって決定されている。地球の大気は日射に対してほとんど透明（吸収がない）であるが、日射により地表面に吸収されたエネルギーは、今度は赤外線として地表面から上部空間へ放射される。地球の大気中の二酸化炭素や水蒸気等は放射されてくる赤外線に対しては透明ではない（吸収がある）ので地表面から放射されたエネルギーの一部分は大気中に吸収される。吸収されたエネルギーの一部分は再び地表面へ放射され、見かけ上日射エネルギーは地表面付近で保存される形となる。つまり大気中に地表面から放射される赤外線を吸収する成分が増加すれば地球は温暖化する[1)]。

二酸化炭素の増加による地球の温暖化の可能性が検討されて久しいが[2)3)4)]、近年、将来の地球の温暖化に対するメタン、亜酸化窒素、フロン等の二酸化炭素以外の温室効果気体の寄与の増大が指摘されている。これは、これらの大気中濃度が二酸化炭素に比較して低いのにも関わらず、１分子当たりの赤外線放射加熱量が二酸化炭素よりも高いためである。赤外線放射加熱量は温室効果気体の濃度の増加とともに赤外線の吸収に飽和が生じること、あるいは各種温室効果気体間で赤外線の吸収する波長帯に重複があるため、単純な光学的な物性だけでは比較が困難であるが、二酸化炭素に対してメタンで１０倍のオーダー、亜酸化窒素で１００倍のオーダーであると考えられている[5)]。稲森ら[6)]はHansenらのデータに基づき地球温暖化に原因する温室効果気体の寄与率を表１のように整理している。

表１　地球温暖化に原因する温室効果気体の割合

年　代	地球温暖化への寄与率（%）				
	二酸化炭素	メタン	亜酸化窒素	フロン	その他
1880-1980	６６	１５	3	8	8
1990	４９	１８	6	１４	１３

表からも明らかのように１９９０年代においては二酸化炭素以外の温室効果気体の寄与が、二酸化炭素の寄与とほぼ同等になると予想されている。

グリーンランド及び南極の氷床コアの分析結果から得られた過去３０００年間のメタン濃度は、ばらつきはあるものの２５０年前まではほぼ一定であり、約７００ｐｐｂｖ程度であった。ここで１ｐｐｂｖは体積比で１／１０^{9}のことである。しかし、過去２００年程度の間に倍以上に増加しており、

ここ１０年では１６±１ｐｐｂｖ／年（約０．９％／年）の割合で増加している。一方、亜酸化窒素濃度は１９００年頃までは系統的な変化はなく２８０ｐｐｂｖ程度であり、その後徐々に上昇している。最近の濃度は３００～３１０ｐｐｂｖ程度であり、現在、一年間に０．２～０．３％程度の割合で増加している[7)8)9)]。また、大気中での寿命はメタンが約１０年、亜酸化窒素が約１７０年程度である[5)]。表２に環境庁がとりまとめた日本のメタン発生源及び発生量の見積とＩＰＣＣ（International Panel on Climate Change：気候変動に関する政府間パネル）の１９９０年の見積に基づいて陽がまとめた地球規模での発生源と発生量を示す[5)10)]。

表２　メタンの日本及び地球規模での発生源と発生量の見積

環境庁の見積（日本）

	発生源	発生量 Gg/年
人為的発生	固定燃焼施設	5-10
	移動発生源	4.4-150
	天然ガス採掘など	61-94
	石炭採掘	160
	廃棄物埋立地	68-427
	焼却、下水	25-34
	動物し尿	?
	水田	150-300
	バイオマス燃焼	0.8-1.6
	家畜	275
	小計	750-1450
自然発生	淡水域	5
	湿地など	6.6-20
	海洋	75
	小計	87-100
合計		840-1550

ＩＰＣＣの見積（地球規模）

発生源	発生量 Tg/年
湿地	100-200
水田	25-170
反すう動物	65-100
天然ガス	25-50
バイオマス燃焼	20-80
シロアリ	10-100
廃棄物埋立地	20-70
石炭鉱山	17-50
海洋	5-20
淡水	1-25
メタン水和物	0-100
合計	288-965

$Gg=10^9g$

$Tg=10^{12}g$

ここで環境庁の見積による下水からの発生量は汚泥の嫌気性消化にともなって発生するメタンのすべてが大気放出されているとの仮定に基づくものであるが、実際にはこのメタンのほとんどが消化槽の加温、ガスエンジン等に利用されており現実的ではない。同様に亜酸化窒素の発生源と発生量の関係を表３に示す。メタンについては人為的発生源からの発生割合が大きいが、亜酸化窒素については自然発生源からの発生割合が大きいようである。いずれの見積についても範囲がかなり大きく振れており、精度の高い推定がなされていないのが現状であり。また、これまで考慮されていない発生源の存在の可能性があるものと考えられる。したがって今後、メタン及び亜酸化窒素の放出量について予想される発生源の抽出、及び発生源での測定を積み重ねていく必要がある。

表３　亜酸化窒素の日本及び地球規模での発生源と発生量の見積

環境庁の見積（日本）

	発生源	発生量 Gg/年
人為的発生	固定燃焼施設	5.7-20
	移動発生源	18
	笑気ガス	1.2
	ごみ汚泥焼却	2.2-5.7
	肥料施用	0.6-3.3
	バイオマス燃焼	NE
	開墾土壌	?
	熱帯森林牧草地化	0
	小計	27-47
自然発	淡水域	0.3
	海洋	19
	森林（熱帯）	0
	森林（温帯）	14-28
	熱帯サバンナ	0
	小計	33-47
合計		60-94

ＩＰＣＣの見積（地球規模）

発生源	発生量 Tg/年
化石燃料の燃焼	0.1-0.3
肥料施用土壌	0.01-2.2
バイオマス燃焼	0.02-0.2
海洋	1.4-2.6
地下水	0.01-1.1
熱帯の自然土壌	2.2-3.7
他の自然土壌	0.7-1.5
合計	4.4-10.5

メタンは嫌気性条件下で発生し、亜酸化窒素は硝化及び脱窒過程で発生するが、特に硝化過程からの発生が重要であると考えられている[11]。下水は多くの有機物を含んでおり、それらの酸素消費速度が大きいことから、下水処理プロセスのうち汚泥消化槽はもちろんのこと、エアレーションを行わない沈殿池、汚泥濃縮槽などでは嫌気的雰囲気となりメタンが発生する。また、下水に含まれる窒素の大部分はアンモニア性窒素と有機性窒素であり、条件によって、これらが好気性の生物処理プロセス内で硝化される。しかし、これら温室効果気体の下水処理場からの発生について、これまですべての処理プロセスにわたる系統的な測定例がなく、今後下水処理場からの発生量について精度の高い測定を行う必要がある。

２．平成２年度の調査結果

２．１調査目的

本年度は今後の調査の方向性を探るために、２カ所の下水処理場についてエアレーション、汚泥濃縮等の下水処理における各単位プロセスからの発生量につて検討した。また本年度は分析機器の整備の関係からメタンについてのみ検討を行った。

２．２調査方法

２．２．１調査箇所

調査箇所は北海道Ｔ市Ｎ処理場及び茨城県Ｔ市Ｋ処理場である。各処理場の概要を表４に示す。

表４　調査対象処理場の概要

	北海道Ｔ市Ｎ処理場	茨城県Ｔ市Ｋ処理場
排除方式	分流（一部合流）	分流（一部合流）
処理人口	88,791人（1988年度）	70,100人（1988年度）
処理方式	標準活性汚泥法	生物学的硝化脱窒法
日平均下水量	23770m³/日（1988年度）	24581m³/日（1988年度）
汚泥処理	重力濃縮→嫌気性消化→脱水→処分	重力濃縮→嫌気性消化→脱水→焼却→処分 →ｺﾝﾎﾟｽﾄ→処分

茨城県Ｔ市Ｋ処理場では下水を好気槽から無酸素槽に循環する生物学的硝化脱窒法で下水中の窒素を除去している。

２．２．２試料の採取及び分析

調査を行った処理場のエアレーションタンク、重力濃縮槽等の各処理施設は室内に設置されているか、上部に覆蓋が施されており、それぞれの施設から発生する気体（臭気）は臭気対策のため、外気で希釈して排気ダクトにより大気中に放出するか、または何らかの脱臭処理を行っている。したがって、今回の調査では試料はそれぞれの施設の排気ダクトの集合部分で捕集した。また、焼却炉については煙突の出口付近の排ガスの測定口より採取した。

試料中のメタンは熱伝導度検出器（ＴＣＤ）および水素炎イオン化検出器付ガスクロマトグラフィー（ジーエルサイエンス社製ＧＣ－３８０型）で分析した。なお、分離カラムには内径２ｍｍ、長さ３ｍのステンレスチューブに４０／６０メッシュのモレキュラーシーブ５Ａを充填したものを用いた。

２．３調査結果

今回の調査結果から算出した、各処理場の各処理プロセスからの発生量を表５に示す。ここで発生量は排気ダクトの流量と試料中のメタン濃度から大気中のメタン濃度を差し引いたものから算出した。

表５　各単位プロセスからのメタン発生量

プロセス／処理場	発生量（kg・CH_4／日）				
	最初沈澱地	曝気槽	最終沈澱地	濃縮槽	焼却炉
北海道Ｔ市Ｎ処理場	１．５	１５		１３	－－
茨城県Ｔ市Ｋ処理場	８．３			１３	０

表５に示した発生量はスポット的に捕集した試料からの計算値であり、あくまで下水処理場の各処理プロセスからの発生の程度を示すものである。ここで最初沈澱池、エアレーションタンク、最終沈澱池が水処理に関連する施設であり、濃縮槽及び焼却炉が汚泥処理に関連する施設である。

下水処理プロセスの中でも滞留時間が長く、高濃度の有機物を扱う汚泥濃縮槽からはかなり高濃度のメタンの発生が予想されたが、好気的な運転が行われている標準活性汚泥プロセスからの発生量は少ないと考えていた。しかし、今回の調査結果は水処理に関連する施設からの発生量が多いことを示している。これは嫌気状態になり易い下水管路中で発生し、下水中に溶け込んでいたメタンがエアレーションタンクで、エアレーションにより追い出されるものと考えられる。

下水の基本的汚泥処理システムは濃縮→（嫌気性消化）→脱水→（焼却）である。わが国で発生する下水汚泥の約５０％は嫌気性消化されており、約６０％は焼却されている。また、濃縮及び脱水プロセスは汚泥処理に必須のプロセスである。上記プロセスのうち嫌気性消化で大量のメタンが発生するが、消化槽の加温及び汚泥乾燥用の蒸気ボイラー、焼却炉、ガスエンジン等の燃料に有効利用されており、メタンが大気に放出されることはない。脱水は処理時間が短く、機械プロセスであるのでメタンの発生は考えにくい。したがって汚泥処理プロセスでは処理時間の長く嫌気的になる濃縮プロセスが大きな発生源となる。焼却炉からの発生は認められず、排ガス中の濃度は環境大気濃度よりも低めであった。

３．まとめ

メタンの下水処理場からの発生程度について調査を行った結果、以下のことが明らかになった。

（１）本来、好気的条件で下水処理が行われている水処理施設からの発生量が比較的大きかったが、下水管中で発生し、下水中に溶存していたメタンがエアレーションによって追い出されるためであると考えられた。

（２）汚泥処理施設からは濃縮槽からの発生量が大きかったが、焼却炉からの発生は認められなかった。

４．今後の課題

（１）メタンについて

好気性の水処理プロセスからの発生機構を解明する必要がある。汚泥濃縮槽からのメタンの発生量は濃縮槽に投入される汚泥の成分に依存しており[12)13)]、今後その発生量を定量化する必要がある。今回の調査では焼却炉からの発生は認めらなかったが、表３に示した、わが国の発生源及び発生量の見積には固定燃焼施設からの発生が示されており、汚泥焼却の割合が高いこと、今回調査した型式以外の焼却炉も用いられていることから焼却についても検討を加える必要がある。わが国の発生汚泥の約３０％程度は脱水汚泥で埋立処分されており、汚泥そのものが非常に腐敗し易く、また埋立処分は非常に嫌気的な雰囲気を作り易いことから埋立処分された汚泥からの発生量についても検討する必要がある。

（２）亜酸化窒素について

本年度実態を調査できなかった亜酸化窒素の発生状況をまず検討する必要がある。水処理プロ

セスでは特に生物学的な硝化脱窒に焦点を当てる必要があろう[14]。汚泥処理プロセスのうち汚泥濃縮槽については、投入される汚泥中に硝酸塩が存在すると、濃縮の初期において脱窒が進行することが確認されており[12][13]、メタン同様、成分との関係を検討する必要がある。焼却プロセスについては汚泥焼却炉からの発生量がかなり大きいことが報告されており[15]、焼却炉の型式も考慮にいれて[16]、検討していく必要がある。また、汚泥を肥料として土壌施用した場合、施用初期に亜酸化窒素の発生が認められており[17]、埋立処分にともなう発生についてもメタンと同様に検討する必要がある。

－参考文献－

1）木村：地球温暖化問題と地球空調システム，科学，60,793-801(1990)

2）R.Aホートンら：実測データが示す地球温暖化，サイエンス，19,7-17(1989)

3）P.Dジョーンズら：地球温暖化を断言する，サイエンス，20,32-40(1990)

4）中澤：地球温暖化論争，化学，46,22-26(1991)

5）日本環境衛生センター：メタン等排出量分析調査結果報告書　(1990)

6）稲森ら：地球温暖化の原因となる温室効果ガスの排水処理施設からの発生抑制対策，用水と廃水，33,28-34(1991)

7）R.A.Rasmussenn et al.:Atomospheric trace gases;Trends and distributions over the last decade, *Science*,232,1623-1624(1986)

8）R.B.Donald et al.:Continuing worldwide increase in tospospheric methane, *Science*,239, 1129-1131(1988)

9）V.Ramanathan et al.:Trace gas trends and their potential role in climate change, *J.Geophy.Res.*,90,5547-5566(1985)

10）陽：農業生態系から発生する微量ガスの温暖化への影響，農業および園芸，66,143-149(1991)

11）陽：大気環境への土壌のかかわり，科学，58,651-654(1988)

12）櫻井ら：余剰汚泥と初沈汚泥を分離した重力濃縮の評価，下水道協会誌，27,25-35(1990)

13）楠田ら：ガス発生を伴う余剰汚泥の重力濃縮：下水道協会誌，24,32-42(1987)

14）花木ら：脱窒プロセスにおける温室効果ガス亜酸化窒素の発生，第２７回下水道研究発表会講演集，417-419(1990)

15）岩崎：各種発生源におけるN_2O測定事例，化学工学会関東支部特別講演会「酸性雨と新しい窒素酸化物対策」講演要旨集，33-37(1991)

16）守富：燃焼条件におけるN_2Oの生成機構，化学工学会関東支部特別講演会「酸性雨と新しい窒素酸化物対策」講演要旨集，48-53(1991)

17）久保井ら：下水汚泥施用土壌からのガス発生，国立公害研究所研究報告，94,49-78(1986)

Ⅳ．下水道事業調査費による研究

１．浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清

１．はじめに

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

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

本調査は、浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に、①処理機能の把握、②問題点の把握、③経済性の把握を行い、分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし、水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

２．平成元年度までの調査結果

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

(2) 豚舎からの排水を活性汚泥法によって処理し、処理水をさらに土壌によって処理する系において、水収支を測定した結果、トレンチによって土壌槽に導いた原水のうち約25%は蒸発散等によって系外に出ていくことが明らかとなった。また、土壌槽のみによるＢＯＤ、ＣＯＤ、ｓｓ、Ｐ及びＮの除去率はそれぞれ９７、９３、９１、９８及び４４%であり、目詰り対策および窒素制御を予め講じれば、高度処理法になりうる。

(3) 戸別合併浄化槽の処理機能を調査するため、実際に各家庭に設置されている浄化槽の通日調査を実施した。この結果、処理水質は季節、時間および各家庭により大きく変動し

ていた。処理水のＢＯＤを悪化させる原因としては、浮遊性固形物(ss)の流出にともなうC-ＢＯＤの上昇と、不完全な硝化に伴うN-ＢＯＤの上昇とが見られた。特に、流出水量のピーク時には、３０分で最大 700Ｌという水量を記録した浄化槽があり、このような浄化槽では、瞬時的に接触曝気槽、沈殿槽のそれぞれの滞留時間は0.9、0.3時間と短くなるため、十分な処理時間がとれていない可能性が強い。

3．平成２年度の調査結果

3.1 戸別合併浄化槽の処理機能調査

3.1.1 調査対象と調査方法

調査は茨城県Ｉ市にある四軒の家庭に設置されている合併浄化槽である。Ｉ市は人口約５万人の地方都市で周辺は田畑の多い農村地帯でもある。このような地方都市においても核家族化が進み、１軒あたりの平均家族数は3.27人と少ない。調査した家庭の状況を表１に示す。設置されている浄化槽の人槽は家族数に比べて大きいのは、住んでいる家の延べ面積が大きいことによる。調査の方法は、いずれの場合も定時刻(５回)に採水を行うスポット系と、流出する処理水を全量採水する方法の二通りを実施した。全量採水の方法は、流出する処理水を100Ｌづつ定量ポリバケツに小型水中ポンプで汲み上げ、良く撹拌した後分析に必要な量を分取する。また、汚水がいくつかに区切られた各槽を移動する際の水質変化を把握するために、定時採水時に合わせて各槽からも採水した。なお、これらの調査では、現場で気温、気圧、水道使用量、pH、ＤＯ、ORPなどの測定とろ過による溶解性試料の作成を行い、翌日の室内分析ではＢＯＤ、ＣＯＤ、ｓｓ、窒素およびリン等の項目を実施した。主要な水質分析は河川水質試験方法(案)と下水試験方法に従って行った。

表１　調査対象家庭の状況

家庭	人数	構成	人槽	有効容量(m³)			設置日	汚泥引抜日	使用経過日数注	
				嫌気	好気	沈殿			第1回	第2回
To	6	夫婦、成人	8	2.86	1.74	0.58	1989/6/20	1990/9/20	436	120
Ko	2	夫婦	7	2.31	1.46	0.49	1989/4/19	実施せず	496	630
Ta	4	老夫婦、夫婦	8	2.75	1.63	0.55	1989/1/30	1990/3/23	162	300
Hi	4	夫婦、中3、小3	6	1.96	1.21	0.39	1989/4/1	実施せず	514	648

注) 使用経過日数は浄化槽の設置または汚泥引抜日から調査日までの期間とする。

3.1.2 調査結果

調査対象とした合併浄化槽はいづれも嫌気ろ床接触曝気方式である。各浄化槽に用いられている充填材の種類を表２に示す。また、夏期および冬期に実施した通日調査から、各浄化槽からの放流水の荷重平均値を求めたものを表３に示す。

(1) 有機物に対する処理特性

放流水の有機物濃度をＢＯＤおよびＣＯＤでみると、２０mg/l以下を示したのは、夏期調査でのTa宅のみであり、Hi宅を除けば冬期の水質がかなり悪化している。Hi宅の場合、夏期

調査の時は曝気槽の散気量が不足しており、充填材内部が汚泥で閉塞した状態であったため、水質はかなり悪い状況であった。夏期調査後に散気量を改善したので冬期調査時点ではかなり水質改善がなされている。また、有機物をＣＯＤで評価すると、ほぼＢＯＤと同じレベルとなっている。

(2) 窒素、リンの栄養塩類に対する処理特性

８回の調査による放流水の窒素濃度の平均値は29.5mgN/lであり、うちアンモニア態窒素、酸化態窒素および有機態窒素の割合はそれぞれ69.2,17.2および13.6%である。硝化が比較的進んでいたのは夏期のKo宅(硝化率81%)のみで、Ko宅でも冬期には硝化率が約 31%にまで低下している。曝気槽での硝化が進めばMアルカリ度も消費されて、Ko宅および夏期のTo宅の場合のように100mg/l前後まで低下するが、それ以外の浄化槽では200mg/l以上を示しており、全平均でも169mg/lと高いことから、曝気槽容量や散気量の不足が考えられる。

表２　充填材の種類と比表面積

浄化槽	嫌気性槽	好気性槽
To,Ko	網様円筒状(ポリプロピレン)50m²/m³	波板状(ポリ塩化ビニル)33m²/m³
Ta,Hi	ヘチマ状(ポリプロピレン)45m²/m³	波板状(ポリ塩化ビニル)37m²/m³

表３　合併浄化槽からの放流水の平均水質濃度(mg/l)

	夏期調査(1990/9/5-6)				冬期調査(1991/1/22-23)				
項目	To	Ko	Ta	Hi	To	Ko	Ta	Hi	年平均値
全排水量	0.67	0.71	1.10	0.67	1.05	1.07	0.68	0.51	
BOD_5	20.2	22.1	7.1	37.3	30.7	43.1	27.3	21.5	26.2±10.0
COD_{Mn}	22.2	23.4	17.8	38.5	26.1	27.9	23.1	34.3	26.7±6.1
ｓｓ	34.5	36.5	9.6	34.3	43.6	39.7	22.0	17.3	29.7±10.7
T-N	30.5	19.8	34.2	36.5	34.5	23.4	18.6	38.6	29.5±7.0
NH_4-N	15.2	0.65	31.2	31.6	25.5	8.79	12.3	37.7	20.4±11.6
NO_x-N	11.4	16.1	0.08	0.06	0.11	7.22	5.45	0.09	5.1±5.5
Ａｌｋ	120	67	268	216	205	112	136	229	169±62
T-P	3.79	1.92	3.45	3.27	4.54	2.21	2.18	3.19	3.07±0.81

但し、全排水量の単位はm³/dである。

3.1.3 放流水の水質及び負荷量からの評価

(1) 対象とした浄化槽とデータ数

これまでに実施してきた浄化槽の通日調査から、各浄化槽ごとの水質は大きな変動を伴うことが明らかとなった。勿論、採水や水質分析上の誤差はあるとしても、それ以上の変動が示された。この変動の主要な原因は天候や気候に左右される洗濯、入浴の有無、また食生活の違いなどが考えられ、２４時間を１単位とした通日調査の限界もあろう。

表４　調査対象浄化槽の内容

調査地域	基数	内容	データ数
埼玉県Ｈ市	4	通日	３４
茨城県Ｉ市	4	通日	4
千葉県Ｎ市	1	通日	1
岡山県	4	通日	4
埼玉県	１７	通日	１７

このような場合、平均的な浄化槽の放流水質あるいは、平均的な排出負荷量を求めるためには、各浄化槽からの放流水を四季別に調査することや多くの浄化槽を対象とした調査を実施してサンプルの片寄りを無くし、母集団が推定できるようにしなければならない。表4に放流水の平均的水質を評価するために用いたデータの内容を示す。埼玉県H市のデータが多いのは季節変動、経年変化、汚泥引抜き頻度の影響などを評価するために長期の調査を継続しているためである。岡山県のデータ[1]を採用したのはデータの片寄りを防ぐためである。

(2) 放流水の平均水質について

生データxと対数変換値$\log x$ を用いて放流水の確からしい平均水質を算出した結果を表5に示す。対数変換したほうが正規分布となりやすいく、分散の小さい結果が得られるが、生データの結果よりも全ての項目で小さめになった。より確からしい平均値をこの対数変換した数値の結果で評価すると、有機物指標であるBOD_5では22.4、BOD_5^{ATU}では7.8、COD_{Mn}で20.0㎎/1となる。また、栄養塩類であるT-NとT-Pはそれぞれ22.4と2.7㎎/1となった。

また、汚水処理施設を評価する立場からは、安全性を考慮して非超過確率75%値を採用することが望ましい。この非超過確率75%値は対数正規分布を仮定して図1、2に示すようなヘイズンプロットによる図解法から求めた。この結果、BOD_5で44.2、BOD_5^{ATU}で15.1、COD_{Mn}で34.3㎎/1とかなり高い濃度となる。TNとT-Pについてはそれぞれ32.7と3.85㎎/1となった。

(3) 小型合併浄化槽の排出負荷量について

各水質項目の排出負荷量を算定するのに用いたデータ数は、表3に示すように、平均水質濃度を算定するのに用いたデータ数よりかなり少ない。これは表1の埼玉県K市のスポットデータを除外したためである。有機物負荷量であるBOD$_5$とCOD$_{Mn}$の非超過確率50%値

表5　合併処理浄化槽放流水の水質および排出負荷量の調査結果

項目	データ数	t分布による		累積度数分布		非超過確率	
	(N)	生データ(x)	対数変換(log x)	50%値	75%値	50%値	75%値
BOD_5濃度	60	30.9±6.5	22.4±0.6	21.0	46.0	22.4	44.2
BOD_5排出量	23	10.8±4.3	7.8±1.0	8.7	13.9	7.2	13.8
BOD_5^{ATU}濃度	44	14.0±5.7	9.3±1.5	8.4	14.3	9.1	15.1
BOD_5^{ATU}排出量	15	4.7±3.4	3.0±1.5	2.6	4.5	3.1	5.2
COD_{Mn}濃度	52	22.2±2.8	20.0±0.5	21.0	32.0	21.4	34.3
COD_{Mn}排出量	23	7.2±1.8	6.1±0.8	6.6	8.6	5.9	9.2
T-N濃度	60	25.3±3.4	22.4±0.4	23.0	31.0	22.4	32.7
T-N排出量	23	6.5±1.5	5.8±0.7	5.5	7.4	5.8	7.9
T-P濃度	60	3.0±0.4	2.7±0.4	2.65	3.60	2.72	3.85
T-P排出量	23	0.71±0.18	0.64±0.68	0.57	0.68	0.62	0.77
NH_4-N濃度	60	13.4±2.4	9.8±0.7	11.9	16.3	11.9	18.8
NH_4-N排出量	23	3.6±1.0	2.8±1.1	3.1	4.5	3.2	4.7
排出水量	23	304±68	275±1			265	347

但し、濃度は㎎/1、排出量はgr/人/日および排出水量はL/人/日の単位である。

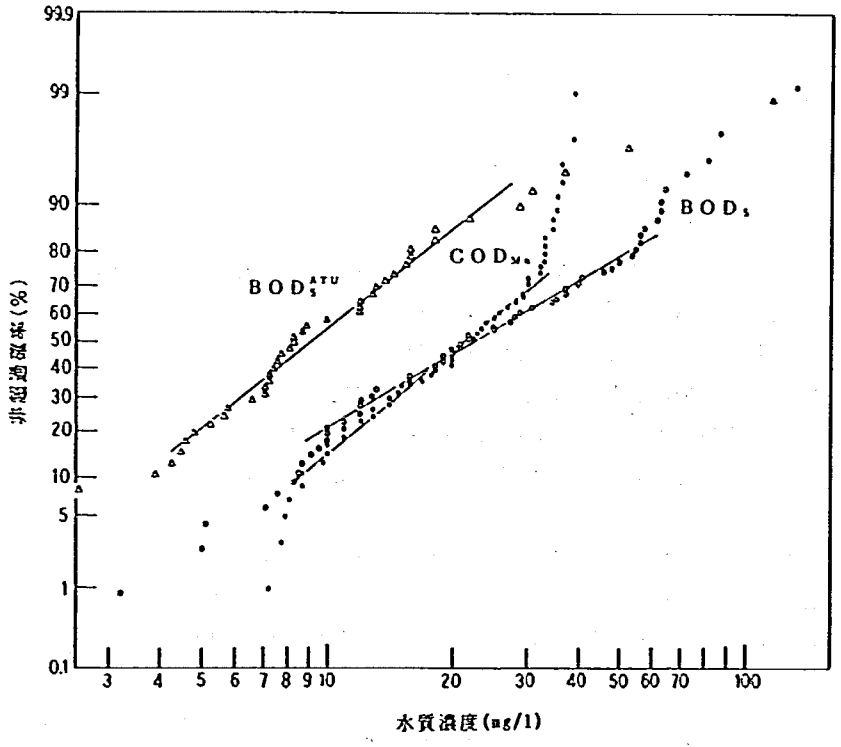


図1　Hazen plot による放流水質の非超過確率

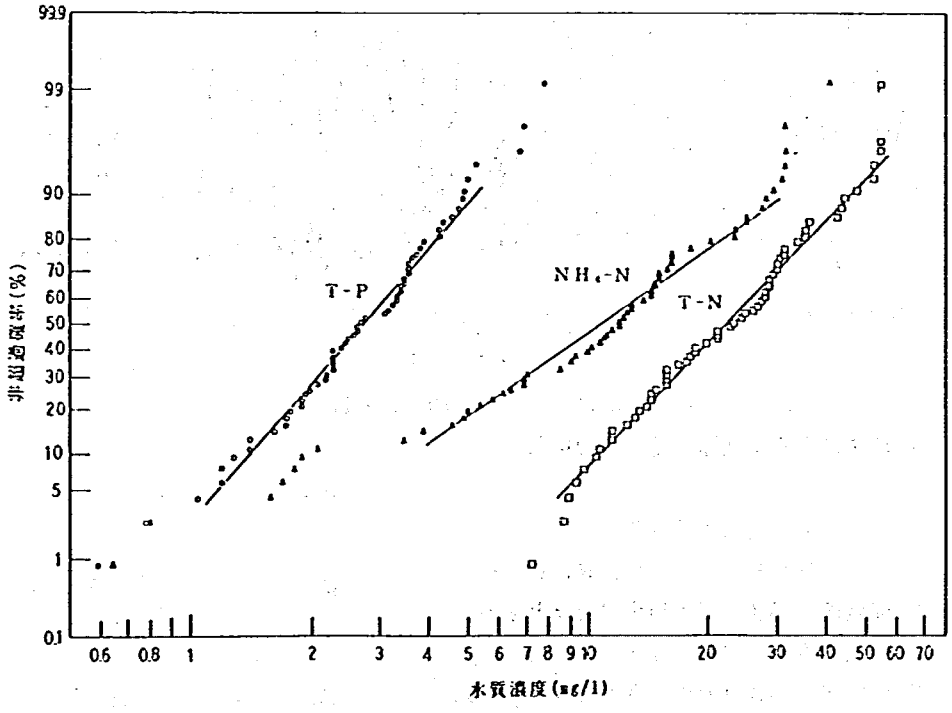


図2　Hazen plot による放流水質の非超過確率

は、それぞれ7.2と5.9gr/人/日であり、75%値ではそれぞれ13.8と9.2gr/人/日なった。同様に、T-NとT-Pの50%値はそれぞれ 5.8と0.62gr/人/日であり、75%値は7.9と0.77gr/人/日である。なお、この時の排水量は50%値で275L/人/日であった。

3.2 窒素除去のための循環法の検討

3.2.1 実験装置と実験方法

窒素除去のための循環法の検討をするために、市販されている５人槽の嫌気ろ床型と沈殿分離型接触曝気方式の合併浄化槽を使用した。供給原水は、合流式下水処理場に流入する汚水の一次処理水とし、日量約１m^3を各浄化槽に供給した。循環方法は曝気槽下部から嫌気槽下部までの間を塩ビ管で配管し、養魚用エアーポンプによるエアーリフト方式で曝気槽下部から処理水を吸い上げるもので、最大循環量は３m^3/dである。なお、循環量の調節は、嫌気槽上部での吐出口の水面からの高さを調節することにより行った。

3.2.2 実験結果

実験は、時間変動を示す各家庭での流出パターンを再現させるようにして原水を供給し、循環率を変化させた場合の放流水の全窒素$C_{TN}^{\cdot}$と酸化態窒素(NO_x-N=NO_2-N+NO_3-N) $C_{NOXN}^{\cdot}$の処理状況を図３に示す。図中のRun1及びRun2とは、使用した浄化槽がそれぞれ嫌気ろ床型と沈殿分離型の違いを意味し、運転条件は同じである。

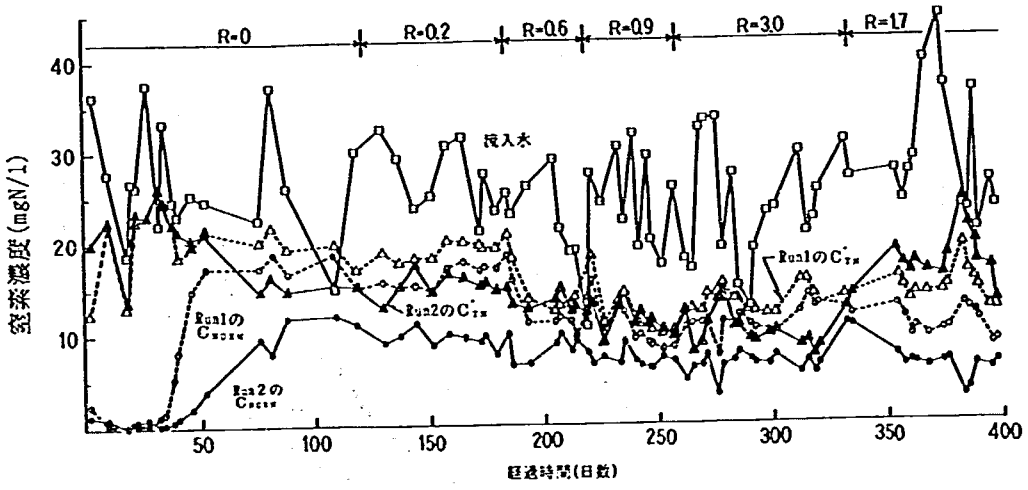


図３　循環脱窒法による処理水のＴＮとNO_xＮの変化

3.2.3 循環法による窒素除去モデルの検討

(1) 仮定

① 流入水量＝流出水量＝Q

② 循環水量＝ＲQ、ただし、Ｒは循環率

③ 曝気槽(好気性)での硝化率をαとする。

④ 嫌気性槽での脱窒率をβ_1とする。

⑤ 曝気槽(好気性)での脱窒率をβ_2とする。

⑥ 硝化はNH_4N成分のみ関与する。

⑦ 脱窒はNO_xN成分のみ関与する。

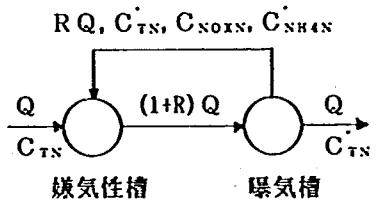


図４　循環法脱窒モデル

(2) 基礎式　NH_4-Nについての物質収支を嫌気槽についてとると、次式が成り立つ。

$$VdC_{NH4N}/dt = 流入量 - 流出量 - 減少量$$

定常状態では、$VdC_{NH4N}/dt = 0$として次式を得る。

$$C'_{NH4N} = C_{TN}/(1+T\alpha) \cdots\cdots (1)$$

ここで、Tは嫌気槽での水理学的滞留時間(=V/Q, day)である。

同様に、NO_x-Nについての物質収支を嫌気槽についてとると、次式が成り立つ。

$$C'_{NOXN} = \frac{C_{TN}\{(T\alpha/(1+T\alpha))\}}{1+T\beta_1+R\beta_2} \cdots\cdots (2)$$

処理水のC'_{TN}はC'_{NH4N}とC'_{NOXN}の合量であるから、C'_{TN}の予測式は次のようになる。

$$C'_{TN} = C_{TN}\left[\frac{1}{(1+T\alpha)} + \frac{\{(T\alpha/(1+T\alpha))\}}{(1+T\beta_1+R\beta_2)}\right] \cdots\cdots (3)$$

(3) 処理水の全窒素濃度C'_{TN}の予測結果

式(3)を用いて処理水の全窒素濃度C'_{TN}を予測する場合、まづ式中の各パラメータα、β_1およびβ_2を決定する必要がある。αについては式(1)よりα_tを、β_1については式(2)で$\beta_2=0.10$と仮定した時の$\beta_{1,t}$を各設定循環率での定常状態時のデータからそれぞれ算出する。しかし、これらの値は各実験期間中の水温が異なるために、得られる値が一定でないので、20℃での値に換算し、使用する際に温度補正を行って用いる方法をとった方が便利である。

$$\alpha_t = \alpha_{20}\theta^{(t-20)}, \quad \alpha_{20}=4.31, \quad \theta=1.025$$

$$\beta_{1,t} = \beta_{1,20}\theta^{(t-20)}, \quad \beta_{1,20}=0.96, \quad \theta=1.050$$

表7に水温(t)、水理学的滞留時間(T=V/Q)、循環率(R)、流入水の全窒素濃度(C_{TN})のデータを用いた時の処理水の全窒素濃度C'_{TN}の予測結果を示す。

表7　C'_{TN}予測値の結果

Case	t (℃)	HRT	R	C_{TN}	C'_{TN}	C'_{NH4N}(注)	C'_{NOXN}	予測C'_{TN}
1	15	1.00	0	26.0	15.1	4.7	10.4	24.1
2	15	1.65	0	25.7	19.8	2.6	17.2	22.6
3	15	1.00	0	22.4	21.0	10.5	10.5	20.8
4	15	1.65	0	25.7	21.5	2.6	18.9	22.6
5	24.5	1.00	0.2	26.0	15.5	6.0	9.5	20.6
6	24.5	1.65	0.2	26.0	19.5	2.6	16.9	19.4
7	24.5	1.00	0.2	26.0	17.7	2.7	15.0	20.6
8	24.5	1.65	0.2	26.0	22.0	5.9	16.1	19.4
9	27.5	1.00	0.6	19.7	13.0	4.2	8.8	11.8
10	27.5	1.65	0.6	19.7	13.2	2.1	11.1	10.9
11	27.5	1.00	0.6	19.7	14.1	2.8	11.3	11.8
12	27.5	1.65	0.6	19.7	13.4	3.6	9.8	10.9
13	22.5	1.00	0.9	23.9	10.7	4.1	6.6	13.8
14	22.5	1.65	0.9	23.9	10.2	1.3	8.9	12.7
15	22.5	1.00	0.9	23.9	16.7	3.7	13.0	13.8
16	22.5	1.65	0.9	23.9	11.4	3.1	8.3	12.7
17	7.5	1.00	1.7	29.5	17.7	11.9	5.8	18.4
18	7.5	1.65	1.7	29.5	14.6	4.0	10.6	16.9
19	7.5	1.00	1.7	29.5	23.1	17.8	5.3	18.4
20	7.5	1.65	1.7	29.5	19.2	6.8	12.0	16.9
21	12.5	1.00	3.0	22.9	9.7	2.4	7.3	10.8
22	12.5	1.65	3.0	22.9	13.4	1.5	11.9	9.5
23	12.5	1.00	3.0	22.9	13.1	4.2	8.9	10.8
24	12.5	1.65	3.0	22.9	14.6	4.5	10.1	9.5

注) 流出水中のアンモニア態窒素濃度C'_{NH4N}には、嫌気槽内でNH_4-Nに加水分解されるとして有機態窒素も含めて評価している。

(4) モデルの特性

予測式(3)は式(1)と(2)の合成であるから、式(1)と(2)の特性を式(3)は内在させていることになる。図５は、モデルに対する循環率Ｒと水温ｔの影響度を調べたものである。処理水のC'_{NH4N}は式(1)からも明らかなように、Ｒには影響されず、硝化率αと水理学的滞留時間Ｔに関係する槽の有効容量とで規定される一定値を示す。図 a)でも２日間の滞留時間(T_2)を持つ槽の方が１日間(T_1)の槽よりもC'_{NH4N}は半分程度に減少している。

C'_{NOXN}はすべての因子に影響されているが、同図によれば循環率が特に大きく影響しており、槽の有効容量の違いには余り影響されない。

一方、窒素化合物に関するアミノ化、加水分解、硝化、脱窒などの反応は温度条件の影響を受ける生物反応であるから、窒素化合物の各形態別変化を予測あるいは関連づける際には当然、温度効果を加味しなければならない。図 b) によれば、C'_{NOXN}とC'_{NH4N}とは水温変化に対して同程度の影響をもたらしている。

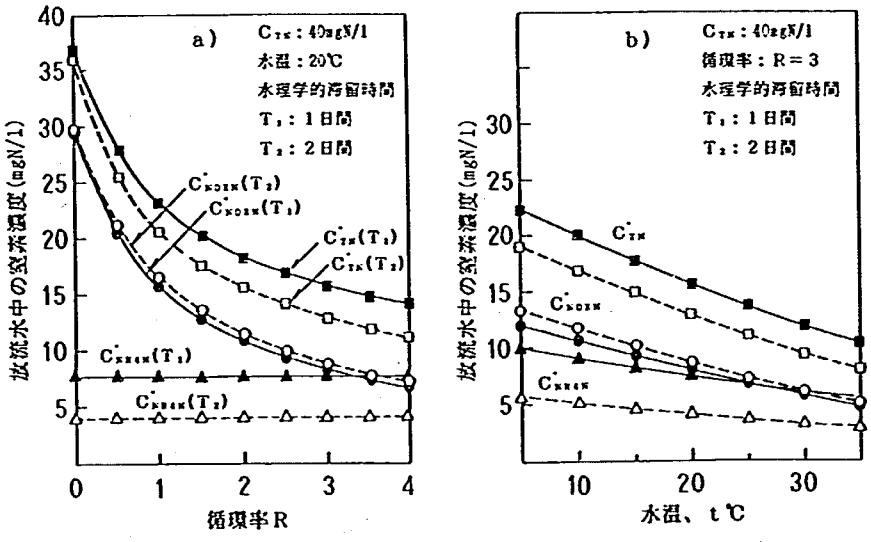


図５　循環脱窒法に対する循環率と水温の影響

４．まとめ

各家庭に設置されている合併浄化槽からの排出負荷量を評価するために、本年度も前年度と同様に通日調査を茨城県Ｉ市で４軒の浄化槽を夏期と冬期の２回実施した。これらのデータと前年度までのデータを統計解析した結果、ＢＯＤでは平均22.4mg/lとなり、非超過確率75%値では44.2mg/lとなり安定した処理施設とはいえない結果となった。

また、栄養塩類のうち、窒素の除去を目的とした循環法を検討した結果、表７に示すように、循環率を２～３程度に設定すれば年間を通じて除去率50%以上を期待することができる。

さらに、この循環法をモデル化して、その特性を調べた結果、図５に示すように、処理水中の形態別窒素濃度は、C'_{NOXN}の場合循環率Ｒが、C'_{NH4N}の場合では水理的滞留時間Ｔが大きく影響していることが明らかとなった。

〔参考資料〕　1) 岡山県岡山環境保健所　矢部良正、宰田育英氏らの通日調査結果

２．下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査

下水道研究室　室　長　宮原　茂
主任研究員　塩路勝久

１．はじめに

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

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

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

２．過年度の調査結果

初年度の昭和６３年度は、上記課題のうち、（１）及び（３）に関する課題として、「広域的管理を前提とした下水道整備の機動的・弾力的整備手法に関する調査」及び「下水道圧送管に関する基礎的調査」を実施し、以下の結果を得た。

① 最終的には集中処理をめざしながらも、事業着手当初は人口密度の高い地区に小規模処理場を設置し、集中処理の幹線が到達した時点で接続する整備形態（以下機動的展開と言う）においては全建設費は通常の整備方式に比べ高額となるが、人口密度の高い区域の早期の共用開始が望めるため一定期間内の累積処理人口当りの建設費でみると経済的となる可能性がある。

② 圧送管に関する文献調査により以下の結果を得た。

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

イ、小口径管ほど破損しやすい。

ウ、破損は冬季が多い。

エ、破損は、地盤のＮ値、埋設深度等と関係しており特に埋設深度と関係が深い。

また、平成元年度の調査として、上記課題のうち、（１）及び（３）に関する課題として、「汚泥圧送管による汚泥集中処理の維持管理費に関する調査」及び「下水道圧送管に関する実態調査」を実施し、以下の結果を得た。

① 汚泥処理フローとして脱水ののち埋め立て処分を行っていて全維持管理費に占める汚泥処理費の割合が低い箇所については汚泥の圧送による集約処理は維持管理費低減という観点からはさほど効果が無いと考えられる。

② アンケート調査により、下水道圧送管に関して計画数値、土被り、安全対策、竣工検査等の実態を明らかにした。

3．平成2年度の調査結果

平成2年度は調査課題のうち（2）に関して「下水道資源の多目的利用効果に関する調査」を実施した。

3．1　調査内容

下水道の普及が進むにつれて、下水道の持つ資源を利用し、下水道を本来の目的以外にも使用しようといういわゆる多目的利用が模索され、一部実用化されている。下水道資源の多目的利用は大きく分けて下水道施設を利用する形態と下水道からの発生物を利用する形態が考えられ、その概要は表－1の通りである。

本調査は、下水道資源の多目的利用のあり方や推進方策、及びその効果を検討する第1段階として現在下水道の持つ資源量を他の施設等の資源量と対比させることにより、現在下水道の持つ資源量の評価を試みたものである。調査は既存統計資料の解析により実施された。また、併せて、下水道資源の多目的利用効果の評価を行う際の評価フレームの1次案の検討を実施した。

3．2　調査結果

3．2．1　下水道の持つ資源量の評価

以下に下水道資源毎に調査結果を示す。なお、以下の調査で用いた統計資料の一覧を表－2に示す。特に、下水道については昭和63年度末現在の値であることに注意する必要がある。

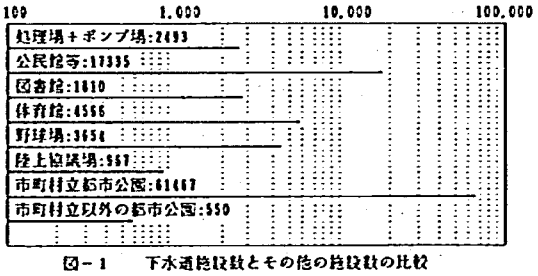
表－2　使用した資料一覧

下水道統計（昭和63年度版）
公共施設状況図（平成元年度版）
建設統計要覧（平成2年度版）
地方交通年報（平成元年度版）
電気事業要覧（昭和62年度版）
特殊設備等施設状況（平成元年度版）
国土統計要覧（平成2年度版）
農業，建村統計年報（平成元年度版）
肥料要覧（平成元年度版）
日本の廃棄物'90
建築統計年報（昭和63年度版）
全国の地盤沈下地域の状況（環境庁資料）

（1）　処理場、ポンプ場の上部利用

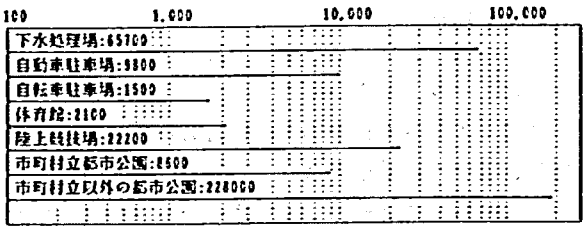
図－1に全国の下水道施設（処理場＋ポンプ場）数とその他の各種施設数の比較を示す。下水道施設は全国に約2500（処理場約750、ポンプ場約1750）存在するが、その数は図書館数とほぼ同等、体育館数の約半分、公民館数の1／8程度、市町村立都市公園数の1／25程度であり、他の公共施設等と比較して必ずしも少いとは言えない。次に、図－2に下水処理場と他の施設の1施設当りの面積の比較を示す。全国の下水処理場の総面積は約5000ha（これはおおよそ埼玉県狭山市や兵庫県尼崎市の面積に相当する。）であり、これを処理場数で割った1処理場当りの面積は約65000m² である。これは、体育館の約30倍、陸上競技場面積の約3倍、市町村立都市公園の約7倍に相当する。すなわち下水処理場の敷地に関しては、都市公園や体育館等の他の施設に比べ、数は少ないも

（単位：件）



図－1　下水道施設数とその他の施設数の比較

（単位：m3／件）



注　体育館及び陸上競技場については市町村立以外のものについて計算している。

図－2　下水処理場と他の施設の一施設当りの面積の比較

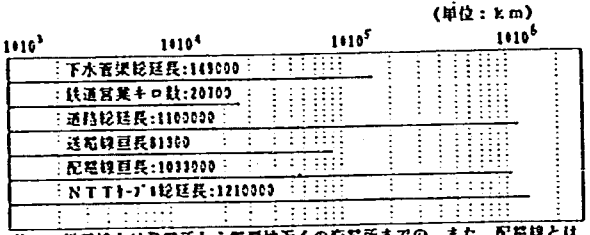
表－1　下水道資源の多目的利用の概要

	下水道資源	利用法	考えられる用途	効果		課題	今後の展望
				事業者サイド	地域住民		
施設利用	処理場・ポンプ場の上部空間	レクリエーション施設 コミュニティ施設 教育・文化施設 防災施設 下水道関係施設 その他施設	公園、広場 スポーツ施設 公民館、集会場 科学館、水族館 広域防災避難場所 駐車場、貸しビル　etc	・下水道事業のＰＲ ・財政安定化 ・土地・空間の有効利用 ・投資効率の引上げ ・用地費・建設費の軽減	・オープンスペースの確保 ・アメニティーの向上 ・コミュニティの形成 ・レクリエーション活動の旺盛化 ・地域の活性化 ・都市景観の形成	・利用法の適正選択 ・社会的コンセンサスの確立 ・ＰＲ活動の促進 ・法制面の課題 etc	土地有効利用、アメニティの向上要請等から利用事例は増加するだろうが、益々のＰＲ活動により住民の理解を深めることが必要。
	管渠	情報通信網 防災施設 送水施設	光ファイバーケーブル敷設 避難通路、防災トイレ 加水所　etc	・下水道事業のＰＲ ・財源安定化 ・通信の安全性、信頼性の向上 ・敷設コストが安価 ・早期供用可能	・高度情報化社会の確立 ・都市景観を損なわない ・防災性の向上	・小口管径への敷設技術の確立 ・管渠及びケーブルの維持管理技術の確立 ・管渠専用ケーブルの開発 etc	低コストな高度情報インフラの整備要請の高まりから、今後益々活用の途は広がる。しかし、早期技術的課題解決が必要。
資源利用	処理水	直接再利用 間接再利用 防災上の利用	工業用水、農業用水 水洗便所等の雑用水 修景用水、散水 消火用水　etc	・下水道事業のＰＲ ・財源確保 ・節水、省資源、省エネルギー	・アメニティーの向上 ・都市景観の形成 ・水不足解消 ・防災性の向上	・水質基準の設定と保持 ・高度処理技術の開発導入 ・需要者の確保 ・配管整備上の課題克服 ・料金体系の確立　etc	利用可能な処理水量は十分であるため、利用価値は広がるだろうが実用的かつ経済的で水質基準を保持する高度処理技術の一部の開発が必要。
	汚泥	材料、資源利用 エネルギー源	農緑地利用 建築資材化 道路路盤材 脱水汚泥の燃料化 消化ガス発電	・下水道事業のＰＲ ・財源確保 ・省資源、省エネルギー化 ・埋立処分地延命 ・処理コスト低減	・都市景観の形成	・安全性の確保 ・品質向上 ・需要者の確保 ・流通機構の整備及び確立 ・経済性の向上	埋立用地確保の困難さ省資源、省エネルギー等から、汚泥の循環型再利用の必要性は高まるだろうが、安定的な下水汚泥処分法の早期確立が必要。
	処理水の熱	エネルギーの有効利用	地域熱供給	・下水道事業のＰＲ ・財源確保 ・省エネルギー ・環境改善 ・都市の過保化防止	・オープンスペースの確保 ・アメニティーの向上	・イニシャルコストの低減 ・利用実績作り ・ＰＲ活動の促進　etc	新規開発地区や都市再開発地区での普及が期待できる。

ののｌカ所にまとまった相当量の広さの土地を有するという特徴があるということが、このような対比によっても明らかである。

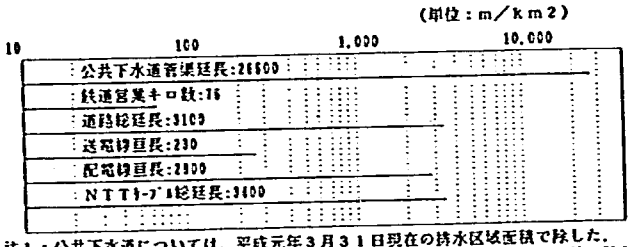
（２）　管渠

図－３に下水管渠総延長と他の施設の総延長距離の比較を示す。下水管渠総延長は約１５００００ｋｍであり、その約８０％が管径６００ｍｍ以下の小口径管である。下水管渠総延長は鉄道営業キロ数の約６倍程度の距離に相当するが、道路総延長、配電線亘長（配線線の支柱間の距離）、ＮＴＴケーブル長の約１／７程度の延長でしかない。次に、図－４に単位面積当りの下水管渠延長とその他の施設延長の比較を示す。ただし、下水管渠とその他の施設では割り戻す際の面積のベースが異なるため正確な比較とは言えず、都市内においては下水管渠も配電線もＮＴＴケーブルも基本的には道路に沿って設置されるため、これら施設の密度は同程度となっていると考えられる。



注１：送電線とは発電所から需要地近くの変電所までの，また，配電線とは変電所から需要場までの電線を意味する
注２：亘長とは鉄塔間距離の合計を言う

図－３　下水管渠延長と他の施設の総延長距離の比較

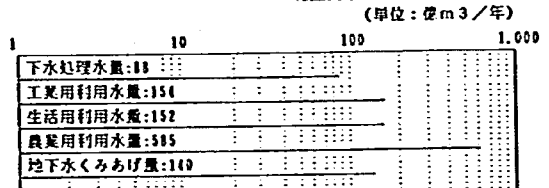


注１：公共下水道については，平成元年３月３１日現在の排水区域面積で除した．
注２：その他の施設については，全国面積から国立公園の面積を差し引いた値で除した．

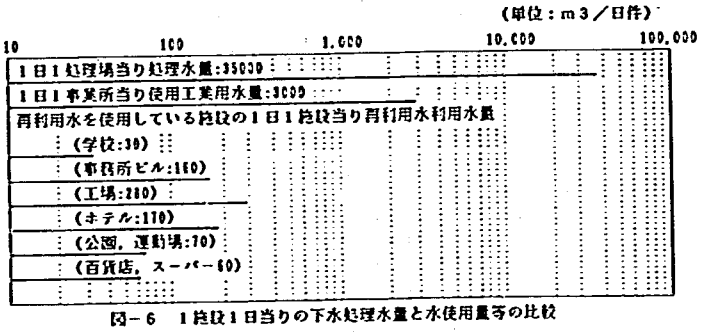
図－４　公共下水道管渠とその他の施設の単位面積当り距離

（３）　処理水

図－５に下水処理水量と水の利用形態別使用量等の比較を示す。全国の年間の下水処理水量は約８８億m^3であり、これは工業用利用水量、生活用利用水量、地下水くみあげ量の約半分、また、農業用利用水量の１／６程度に相当するものである。また、図－６に１日１処理場当りの処理水量と１日１事業所当り使用工業用水量及び再利用水を使用している施設の１日１施設当りの再利用水利用量の比較を示す。１日の１下水処理場当りの処理水量は約３５０００m^3程度であり、これは１事業所当りの平均使用工業用水量の約１０倍に相当する。また、ホテル、事務所ビル１件当りで使用されている再利用水の２００倍程度に相当する。現在の下水処理水の再利用水量は、場内利用分で約６億m^3／年、場外で約１．２億m^3／年と合計しても全処理水量の１／１２程度でしかなく、有効利用の余地が十分残されている。

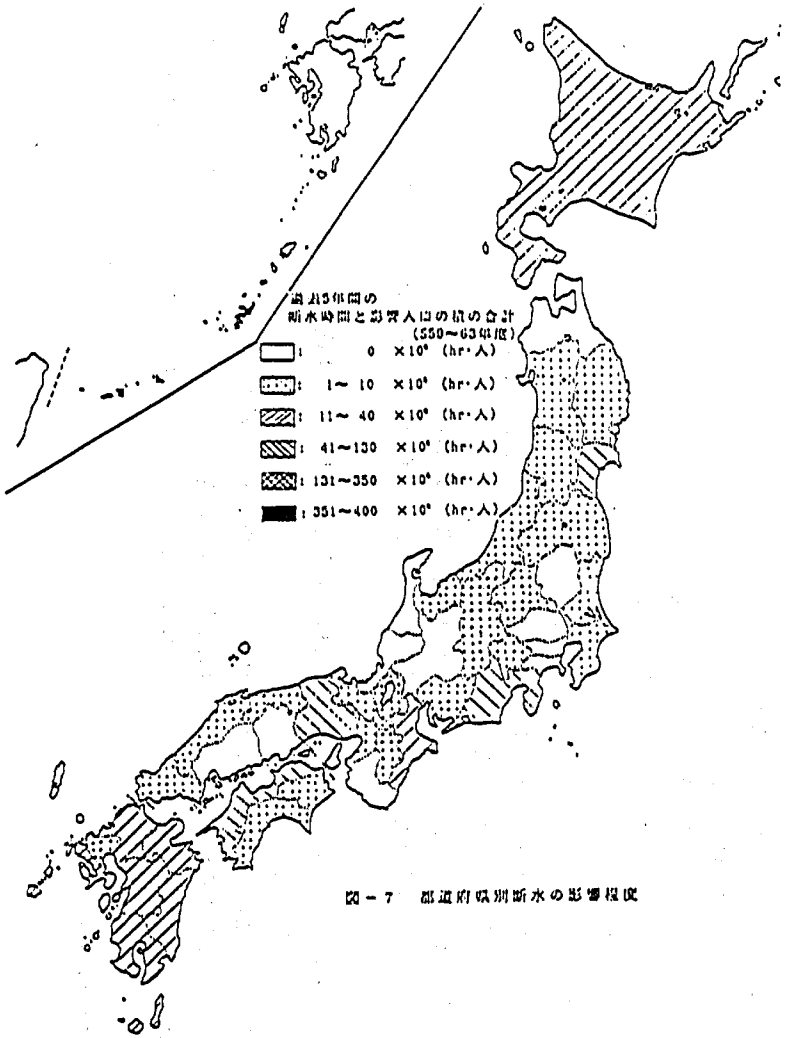


図－５　下水処理水量と水の利用形態別使用量等の比較

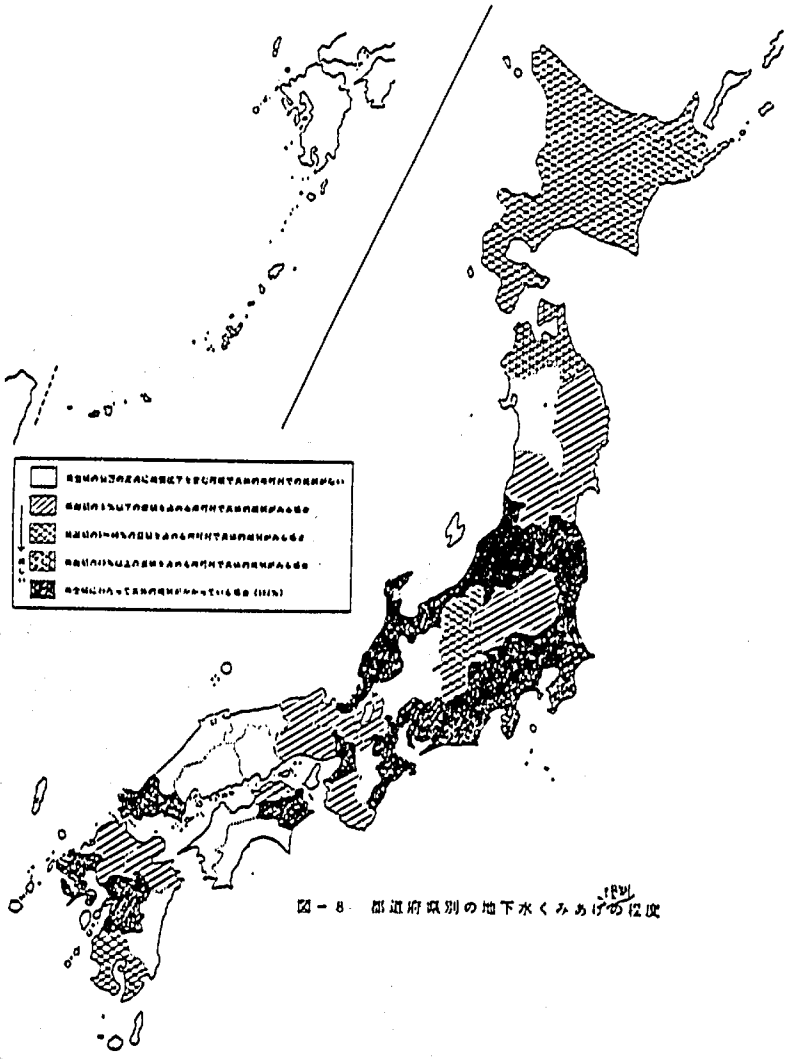


図－６　１施設１日当りの下水処理水量と水使用量等の比較

次に、水道の断水の影響を図る尺度として断水時間×影響人口が使用されているが、昭和５９年度～昭和６３年度の断水時間と影響人口の積の合計を指標に都道府県別に断水の影響を示したものが図－７である。断水の影響が最も大きかったのが沖縄であり、その他西日本、東海の太平洋側、北海道において影響が大きい。次に、図－８に都道府県別に地下水のくみあげ規制の程度を示した。地下水くみあげは、関東・東海の太平洋に面した各県及び北陸等で厳しい規制が行われている。このような



図－7　都道府県別断水の影響程度

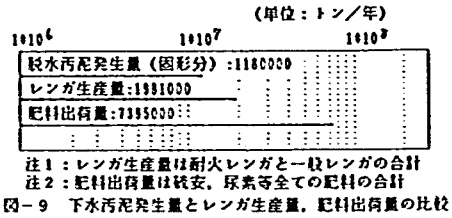


図－8　都道府県別の地下水くみあげの程度

地域では下水処理水の再利用を積極的に推進することが望ましいものと考えられる。

（４）　汚泥

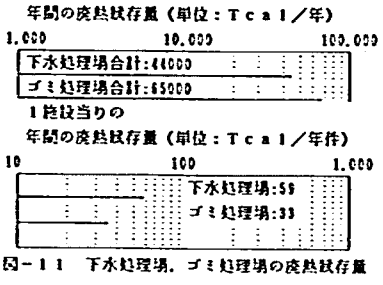
図－９に下水汚泥発生量とレンガ生産量、肥料出荷量の比較を示す。脱水汚泥発生量は固形分ベースで全国で約１２０万ｔ／年であった。これは、レンガ生産量の１／２、肥料出荷量の１／６程度に相当する量である。また、地域別の耐火レンガの生産量及び主要生産地を図－１０に示す。一般レンガについても同様の地域で生産されているものと考えられる。東海地方においては生産される下水道用陶管の原料の一部として下水汚泥の焼却灰が使用されており、レンガについても使用されるようになれば、図の様な地域においては下水汚泥の有効利用先となり得る。



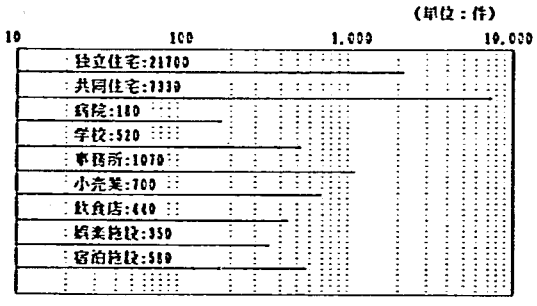
注１：レンガ生産量は耐火レンガと一般レンガの合計
注２：肥料出荷量は硫安，尿素等全ての肥料の合計
図－９　下水汚泥発生量とレンガ生産量，肥料出荷量の比較

（５）　流入下水の熱の利用

図－１１に下水処理場、ゴミ処理場の廃熱賦存量の比較を示す。但し下水処理場については、下水よりヒートポンプにより得られる熱量のみを計算している。図によれば、現在でも流入下水の持つ廃熱賦存量は全国のゴミ処理場の焼却廃熱賦存量の約２／３を占めており、１施設当りにすれば下水処理場の廃熱賦存量がゴミ焼却場の１．５倍以上となっている。また、住宅、事業所等の１件当りの熱需要量をもとに、下水処理場１施設当りの廃熱賦存量を評価したものが図－１２である。住宅、事業所等の熱需要量はピークの値ではないので、図に示す件数がそのまま下水処理場１施設当りで熱供給できる住宅等の件数とはならないが、下水処理場の持つ熱賦存量の大きさがうかがえる。また、図－１３に都道府県別の流入下水の廃熱賦存量と販売された都市ガス及びプロパンガスの熱量を示した。下水道の普及の進んだ地域では、販売されたガスの熱量の２～３割以上を占める地域もあり、このことからも流入下水の持つ熱量の大きさがうかがえる。なお、これらの熱量の計算は表－３に示す方法により行なった。



図－１１　下水処理場，ゴミ処理場の廃熱賦存量



図－１２　下水処理場１施設当りの廃熱賦存量の評価

表－３　熱量の計算方法

下水処理場の廃熱賦存量	$Q = V \times \Delta T$	V:年間下水処理量（㎥/年） ΔT:ヒートポンプ利用可能温度差（℃）
ゴミ処理場の焼却廃熱賦存量	$Q = q \times B$	q:ゴミの焼却廃熱量（≒2.02kcal/kg） B:年間ゴミ焼却量（ｔ/年）
一施設当りの廃棄物，粗大廃棄	$Q = q \times S$	q:単位床面積当り廃棄量（kcal/㎡･年） S:建物床面積（㎡/件）

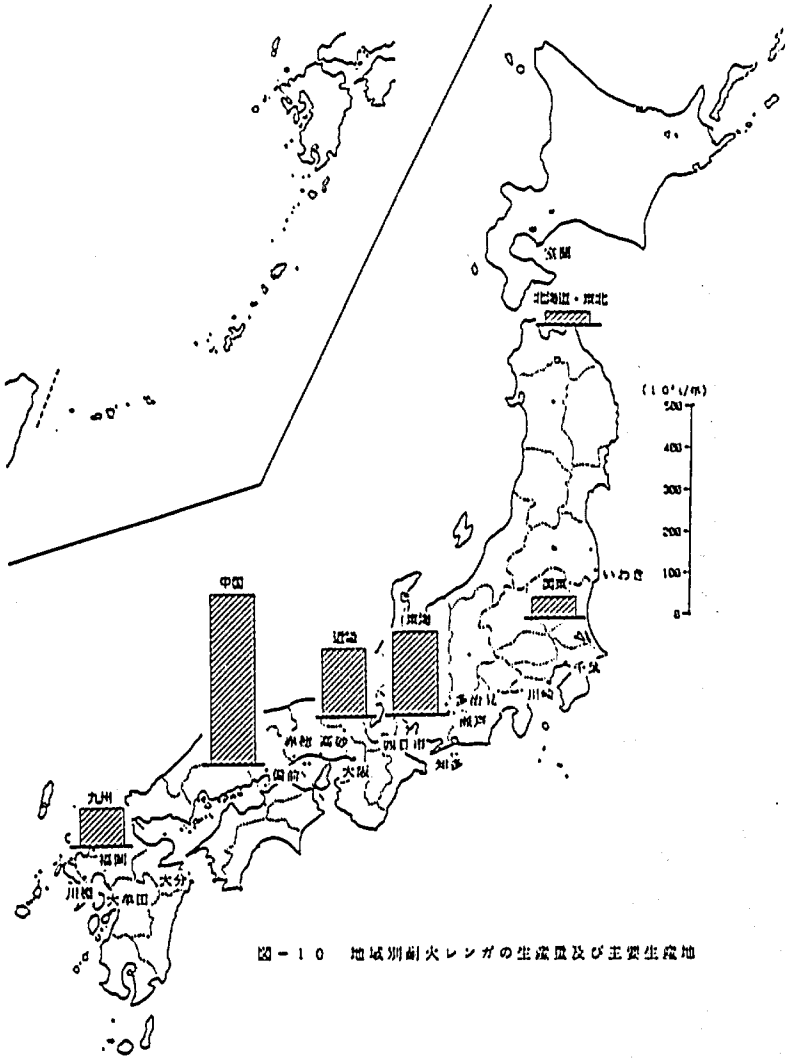
（参考文献）
1．21世紀を目指す未利用エネルギー活用システム／通産省，資源エネルギー庁（1979）
2．都市廃熱有効活用の総合的利用計画に関する研究／センチュリー・リサーチ・センター（1985.6）

３．２．２　下水道資源の多目的利用効果の評価フレームの１次案の検討

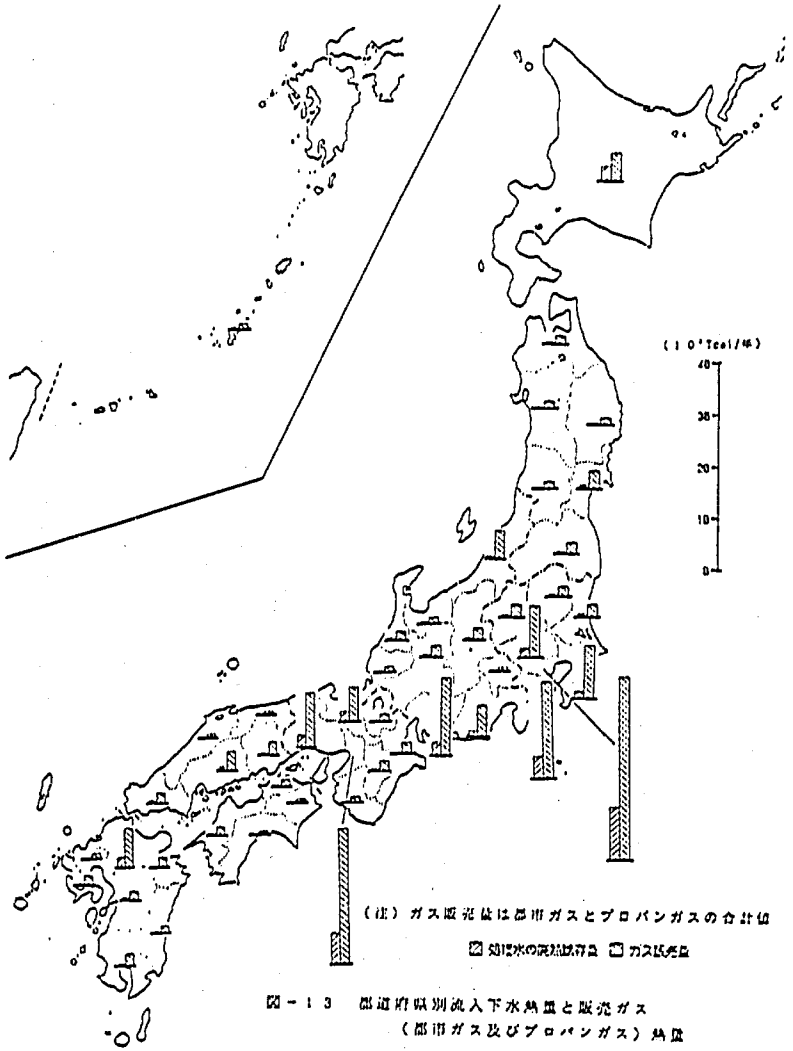
（１）　文献調査

下水道資源の多目的利用効果の評価フレームの１次案の検討を行なうに先立ち、評価項目、評価方法等の参考とするため下水道以外の公共施設等の整備効果事例の文献調査を実施した。その結果は以下に示すとおりであるが、現在下水道関係者が実施している評価方法等と同様であり、特に目立った成果は得られなかった。

（評価項目について）



図－１０　地域別耐火レンガの生産量及び主要生産地



図－１３　都道府県別流入下水熱量と販売ガス
（都市ガス及びプロパンガス）熱量

① 公共事業の評価で最もよく行われているのは経済効果の算出である。下水道資源の多目的利用についても各種の経済効果の算出を行うことが考えられるが、多目的利用の種類によっては経済効果の算出のみではその効果はさほど大きくならないと考えられる。

② 地域住民のニーズや満足度により公共事業の評価を行おうとした事例もみられた。

（評価方法について）

① 経済効果であれ非経済効果であれ、評価の基本的なやり方はその事業を行なった場合と行わなかった場合の比較、または事業の実施前後の比較が行われている。

② 事業の効果を金額または他の数値で比較的容易に表されるものについては、モデル式等を作成して金額または数値換算されている。

③ 地域住民の満足度や期待度など、金額または数値換算が困難な効果については地域住民等へのアンケートが実施されている。

（2） 評価主体の検討

下水道資源の多目的利用の効果を評価する際には、誰がそれを評価するのかにより視点が異なってくるものと考えられる。そこで、多目的利用の評価主体及びそれぞれの視点を整理した。その結果を表－4に示す。

（3） 評価フレームの1次案の作成

（1）、（2）の作業をふまえ、評価フレームの1次案の検討を行なった。その結果の一部を処理場・ポンプ場の上部空間を公園・広場に利用する場合の評価フレームの1次案を図－14に示す。なお、1次案は考え得る限りの効果、評価項目、評価方法を列挙し、それらの相互の関連付けを行なったものである。

4．今後の課題

今後の課題は以下の通りである。

① 作成した評価フレームの1次案をもとに実施可能性、各項目の効果の大きさの検討等を行い、評価フレームを作成する。

② 作成した評価フレームをもとに多目的利用効果の計測をおこなう。

表－4　多目的利用の評価主体及び視点

評価主体		下水道資源の多目的利用効果の評価視点
下水道関連主体	① 下水道事業者 （下水道サービスの提供者 ＝自治体）	・下水道事業本来の普及促進、サービスの向上等の面からみた評価視点。下水道資源を利用することにより、下水道事業本来にどのようなインパクトがあるのかがポイント。 ・さらに、下水道に限定しない広い行政的視点、および自治体の下水道以外の部局からの視点も含む。
	② 下水道利用者 （下水道サービスの利用者 ＝区域内住民）	・下水道本来のサービスを受ける利用者側からの視点である。 ・サービスレベルの向上、下水道料金の低減化などが期待できる。
下水道資源の多目的利用関連主体	③ 下水道資源提供者	・下水道資源を提供する側の視点である。想定される下水道資源利用者のニーズに対して、質的・量的に提供可能かどうか、現実に提供可能な地点数等ははどれだけあるのかなどがポイント。 ・①と同様に自治体の視点であるが、評価のターゲットを下水道資源の多目的利用に限定しており、直接の担当者レベルの視点といえる。
	④ 下水道資源利用者	・各種の下水道資源の利用者の視点である。下水道資源の種類、利用法により種々の利用者が考えられる。 ・利用者の立場からみると、利用対象が下水道資源である必要はない。 ・下水道資源を利用することにより、どのような利点があるのかがポイントになる。
⑤ 周辺住民 （処理場等の周辺住民）		・処理場やポンプ場の周辺に住み、処理場やポンプ場内の施設の建設、およびそれに伴うサービスの変化により、環境の変化を直接受ける主体である。 ・処理場等の上部空間利用、処理水再利用などでは、①と同じになることもある。 ・④と同じ場合は利用しない人の視点も含む。
⑥ 地域社会		・多目的利用の影響を間接的に受ける主体である。 ・⑤を除く、企業や家計からの視点である。 ・多目的利用に関する投資そのものが需要を生み、特定地域の産業活動の増大をもたらす事業効果の波影響主体であり、所得上昇、物価変化、労働需要等が含まれる。
⑦ 国民全体 （納税者）		・下水道事業および下水道の多目的利用事業の公共負担分を負担する納税者の視点である。 ・通常は、税金の負担額などが主なポイントであるが、ここでは全国ベースでのマクロ的な検討を含める

図－１４　上部空間を公園・広場に利用する場合の評価フレーム案

３．閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明
主任研究員　高島英二郎

１．調査の目的

富栄養化した閉鎖性水域では、流入する有機物負荷の他、栄養塩類の存在の下で水域内で内部生産が起こり、有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に、栄養塩負荷の削減を行わなければならず、下水道を中心とした水質保全対策が必要である。しかしながら、その対策に対する評価が十分に行われていないのが現状である。閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには、諸対策の効果評価を行う必要があり、その評価手法を明確にすることが求められている。

そこで、本調査では富栄養化の著しい千葉県の手賀沼を取り上げ、その流域で建設が進められている下水道による、栄養塩負荷の削減効果、閉鎖性水域の水質保全効果を評価することにより、その評価手法を明確にすることを目指すものである。

２．平成元年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下の通りである。

①　下水道整備により削減される汚濁負荷は、年間総流出負荷量をもとに評価する必要があり、市街地からの年間総流出負荷量の推定を行った。また、下水道整備に伴い、排出区域からの有機物と栄養塩の削減負荷量が増大していくことが分かった。

②　手賀沼湖内では冬期においても藻類の生産が見られ、藻類による内部生産の寄与が年間を通してかなりあることが分かった。また、湖内水質は鉛直方向にほぼ一様であるが、水平方向にはＣＯＤ、クロロフィルａは上沼より下沼が、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐは下沼より上沼の方が高い傾向にある。手賀沼湖内流速は通常かなり小さいが、大きな流動があるときは複雑な流向であることが分かった。

③　湖内における物質環境の現況と過年度の調査結果を整理する上で、湖内水質モデルを作成し、内的外的汚濁要因の整理を主目的に現況再現のための試算を行った。

④　水質伝播モデルの空間表現による相違を検討し、湖の滞留時間と湖内のペクレ数で表現される湖の混合特性を考慮した空間表現方法を選択する必要があることが分かった。

⑤　大堀川、大津川の晴天時流量は８万m3／日、９万m3／日程度であり、降雨量と流出高の関係は、降雨量が70～80㎜程度までは0.2～0.3の流出率であるが、降雨量が120～150㎜では流出率が大きくなる傾向にある。また、雨天時の流出負荷量は、晴天時に比べかなり大きく降雨量の増大に伴い増加する傾向にある。このため流入負荷量把握のためには雨天時を含めた詳細な調査が必要である。大堀川と大津川で流出負荷量を調査し、降雨量と一雨によって増加する流量と流出負荷量の関係をまとめ

た。また、降雨時の水質項目ごとの流出特性を整理した。

⑥　手賀沼の水収支を試算した結果、降雨や樋門操作等の影響により滞留時間が大きく変化し、また、そのために内部生産された有機物量や栄養塩類量が大きく影響されることが分かった。

⑦　手賀沼の植物プランクトンの一次生産速度に影響を及ぼす因子として、光、水温、栄養塩濃度の３つの条件を変化させ実験を行った結果、光の強さの影響は大きいがある強さ以上になると生産速度はほぼ一定となること、温度依存性は高いが採取水温付近に最適点を有すること、栄養塩制約条件は主に窒素に依存していることなどが分かった。

⑧　湖内有機物の分解速度を実験により求めた結果、サンプリング地点や季節の違いによる分解速度の相違よりも、温度による依存性が極めて高いことが分かった。

３．平成２年度の調査内容

昭和６１年度から実施している大堀川（呼塚橋地点）と大津川（中の橋地点）の流出負荷量調査を２年度においても実施した。（大堀川流域面積3130ha、大津川流域面積3669ha）

大堀川、大津川の流域面積は、手賀沼（下手賀沼、手賀川は含めない）流域面積の３４％、４０％をそれぞれ占めており、この両河川の流量、流出汚濁負荷量は、手賀沼の水収支、流入汚濁負荷量に非常に大きな比重を占めている。

河川の流出負荷量は、晴天時に河道等に堆積した分が雨天時にフラッシュアウトされるものが大きいため、降雨時を含むその前後にわたる期間の調査を重点的に実施した。調査期間は、平成２年６月１２日から６月１８日（この間の主な雨は６月１２日１８㎜、１６日１３㎜）、平成２年９月１９日から１０月３日（９月１９日～２０日３６㎜、２６日～２７日５９㎜、３０日６６㎜）である。

また、手賀沼流域下水道供用開始前の昭和５５年度と最近５年間の昭和６１年度から平成２年度の各年度当初における手賀沼流域の排出汚濁負荷量について、フレームと原単位から積み上げを行った他、手賀沼に流入する汚濁負荷量について、過年度の調査結果も含めて検討を行った。

４．調査結果

４．１　流出負荷量調査

流出負荷量調査における水質分析項目は、ＢＯＤ、ＣＯＤ、Ｄ･ＣＯＤ、ＳＳ、ＮＨ４－Ｎ、ＮＯ２－Ｎ、ＮＯＸ（ＮＯ２＋ＮＯ３）-Ｎ、Ｋ－Ｎ、Ｄ･Ｋ－Ｎ、Ｔ－Ｐ、Ｄ･Ｔ－Ｐ、Ｄ･ＰＯ４－Ｐである。

採水時点における流量と負荷量の関係を、時間・流域面積当りに換算して両対数グラフにプロットし、両者の相関式を求めた。$Y = a X^b$（Y：流域面積当りの流出負荷量kg/hr/ha，X：流出高㎜/hr，a、b：定数）と仮定したとき、相関性の高かった項目は、ＢＯＤ、ＣＯＤ、Ｄ･ＣＯＤ、ＳＳ、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐである。過年度の調査結果も含めて、ＢＯＤ、ＣＯＤ、Ｄ･ＣＯＤ、ＳＳの相関係数はほとんど0.9以上であり、Ｔ－Ｎについては0.85、Ｔ－Ｐについては0.8以上となっている。他の項目については、Ｄ･Ｔ－Ｎは相関係数が比較的高いが、ＮＨ４－Ｎ、ＮＯＸ－Ｎ、Ｄ･Ｔ－Ｐ、Ｄ･ＰＯ４－Ｐ等については相関性があまりない。平成２年度の主な水質項目について$Y = a X^b$の式を次に示す。

	大堀川		大津川	
BOD	$Y=0.176X^{1.340}$	$R=0.927$	$Y=0.244X^{1.409}$	$R=0.937$
COD	$Y=0.280X^{1.486}$	$R=0.931$	$Y=0.394X^{1.599}$	$R=0.945$
D・COD	$Y=0.0462X^{0.804}$	$R=0.957$	$Y=0.0387X^{0.763}$	$R=0.970$
SS	$Y=1.853X^{2.031}$	$R=0.917$	$Y=2.970X^{2.144}$	$R=0.936$
T－N	$Y=0.0644X^{1.034}$	$R=0.867$	$Y=0.0586X^{0.995}$	$R=0.921$
T－P	$Y=0.0178X^{1.277}$	$R=0.839$	$Y=0.0157X^{1.467}$	$R=0.886$
D・T－N	$Y=0.0377X^{0.996}$	$R=0.767$	$Y=0.0195X^{0.662}$	$R=0.909$

これらについてべき乗bの値を見てみると、ＳＳについては２付近、ＣＯＤ、Ｔ－Ｐは１～１．５、Ｔ－Ｎは１付近、溶解態の項目については１未満の値を示している。これは、過年度の式についても同様となっている。つまり、粒子態成分については流量増加時にフラッシュアウトされるために小流量時よりも濃度が高くなるが、溶解態成分については流量増加時に濃度が低くなることを示している。

４．２　流域内排出汚濁負荷量調査

手賀沼流域においては、手賀沼流域下水道を主体に下水道整備が進められており、手賀沼流域下水道は昭和５５年度末に一部供用を開始した。流域下水道供用開始前後の状況の比較及び、昭和６１年度から平成２年度まで大堀川、大津川で実施した流出負荷量調査との対比のため、流域内排出汚濁負荷量は、昭和５５年度、昭和６１～平成２年度の各年度当初時点でデータを収集、整理した。ちなみに、手賀沼流域下水道終末処理場の放流先は利根川であり、手賀沼にとって系外放流となっている。また、手賀沼流域を、大堀川、大津川、染井入落、手賀沼直接の上沼（手賀大橋の上流）、下沼（手賀大橋の下流）の５つに区分して整理を行った。

流域内各種フレームについては、生活系フレームとして、流域内人口を流域関連公共下水道水洗化、単独公共下水道水洗化、合併浄化槽、単独浄化槽、くみとり利用の別に整理した他、面源フレームとして、水田、畑、山林、市街地等及び湖面の別に、畜産フレームとして牛と豚の飼養頭数を整理した。これらのデータは県及び市町の各部局から収集したが、出典の場所により数値の違い、年度間の数値の変化に不整合と思われる箇所があったので修正を行った。

排出汚濁負荷量原単位は、流総指針を始めとする諸資料を参考にして以下の値を設定した。

①　１人１日当りのし尿と雑排水

	し尿	雑排水	計	（単位：ｇ／人・日）
COD	10	17	27	
T－N	9	3	12	
T－P	0.82	0.46	1.28	

②　浄化槽

	合併	単独	（単位：ｇ／人・日）
COD	4.1	5	
T－N	6	6	
T－P	0.64	0.7	

③　面源

	水田	畑	山林等	市街地等	湖面（降雨）	（単位：ｇ／ｈａ・日）
COD	119	33.4	35.8	103	51.6	
T－N	33	50.3	20.7	30.2	47	
T－P	3.3	0.86	0.81	1.53	1.59	

④ 畜産

以下の発生原単位のうち牛10%、豚17%を排出原単位とした。（ふん尿の野積等の割合から設定）

	牛	豚	（単位：g／頭･日）
COD	530	130	
T－N	290	40	
T－P	50	25	

特定事業場の排出汚濁負荷量は、県資料を参考に設定した。

以上によって算定した排出汚濁負荷量の総括表を表－1に示す。

表－1　手賀沼流域排出汚濁負荷量総括表　（単位：kg／日）

COD	S55	S61	S62	S63	H1	H2
大堀川	2883	2368	2313	2313	2307	2287
大津川	2684	2786	2765	2810	2819	2862
手賀沼(上沼)	355	252	221	199	180	174
手賀沼(下沼)	328	261	252	248	248	239
染井入落	119	143	143	143	143	143
合　計	6369	5810	5694	5713	5697	5705

T－N	S55	S61	S62	S63	H1	H2
大堀川	1246	1122	1117	1125	1117	1115
大津川	1011	1163	1171	1200	1208	1227
手賀沼(上沼)	140	102	90	81	73	71
手賀沼(下沼)	195	124	119	117	116	113
染井入落	49	57	57	58	58	58
合　計	2641	2568	2554	2581	2572	2584

T－P	S55	S61	S62	S63	H1	H2
大堀川	227	131	128	127	128	127
大津川	123	142	143	146	147	150
手賀沼(上沼)	16	11	10	9	8	7
手賀沼(下沼)	13	10	10	10	10	9
染井入落	3	5	5	5	5	5
合　計	382	299	296	297	298	298

手賀沼流域においては、排出汚濁負荷量のかなりの割合を生活系のものが占めているため、参考に流域内人口と下水道利用率の経年変化を表－2に示す。上段が流域内人口、下段が下水道利用率（下水道水洗化人口／流域内人口）である。

表－2　手賀沼流域内人口及び下水道利用率　（上段：人、下段：%）

	S55	S61	S62	S63	H1	H2
大堀川	131790 12	154300 35	159120 39	163850 41	168340 43	172660 45
大津川	146650 0	169060 15	172520 17	177280 18	183280 21	191030 23
手賀沼(上沼)	19350 0	20110 53	20310 60	20600 66	20550 70	20740 71
手賀沼(下沼)	22430 69	23260 68	23500 69	23860 68	23780 68	24020 70
染井入落	3560 0	4010 0	4010 0	4010 0	4010 0	4010 0
合　計	323780 10	370740 28	379460 32	389600 33	399960 35	412460 37

表－１、２によれば、大堀川流域の排出負荷量は、昭和５５年度以降下水道利用率の向上等に伴い減少しているが、大津川については、人口の増加の割に下水道の普及が伸びておらず排出負荷量は増えている。手賀沼流域全体で見れば、昭和５５年度から６１年度で一定の改善が見られるが、それ以降は人口の伸びが特に著しく、下水道普及の伸びを人口増加が相殺してしまっている結果となっている。

しかし、平成２年度排出負荷量ＣＯＤ5705、Ｔ－Ｎ2584、Ｔ－Ｐ298 kg／日のうち、生活系はＣ'ＯＤ4754（83%）、Ｔ－Ｎ2037（79%）、Ｔ－Ｐ247（83%）を占めており、手賀沼流域下水道が完備すれば手賀沼に流入する汚濁負荷量は大幅に減少することになる。

なお、このようにフレームと原単位の積み上げによる負荷量の数値は、フレーム、原単位ともにある程度の誤差を含んでいる。

４．３　年間流出汚濁負荷量の算出

湖沼の水質は、河川の場合とは異なり、ある時点の負荷量ではなく過去の長期間の間の負荷量によって決まるため、湖沼への流達負荷量を論じる場合、目安として１年間の平均負荷量が重要な指標とされている。雨天時には流量が大きくなるとともに、晴天時に河道等に堆積していた汚濁負荷が掃流されるため水質項目によっては濃度上昇が生じ、負荷量も大きなものとなる。

４．３．１　大堀川、大津川年間流出負荷量の算出

４．１に述べた$Y = aX^b$を用いて、年間を通して流量データがそろっている昭和６３年度を対象に年間負荷量を算出した。時間流量から以下の昭和６３年度調査による式を用い、ＣＯＤ、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐについて算出した結果を月別に表示した。（表－３、４）また、４．２で算出した排出負荷量をもとに算出した流達率も表中に示した。ここでの排出負荷量は、大堀川は呼塚橋より上流、大津川は中の橋より上流の分とするために、流域面積で補正を行っている。

この結果では、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐの流達率はＣＯＤのそれよりも大きく、大堀川のＴ－Ｐは１に近い値を示している。これは、リンは保存物質であり、流域内で沈殿や貯留されることはあっても減少することはないため、長期的に見れば排出された負荷の大部分は対象とする水域に流達することを表している。また、算出方法からいって当然であるが、流量の大きい月は流達率が大きくなっており、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐについては１を越えている月もある。

	大堀川		大津川	
ＣＯＤ	$Y=0.147X^{1.198}$	$R=0.931$	$Y=0.142X^{1.299}$	$R=0.896$
Ｔ－Ｎ	$Y=0.0907X^{1.153}$	$R=0.872$	$Y=0.0597X^{0.901}$	$R=0.887$
Ｔ－Ｐ	$Y=0.0151X^{1.335}$	$R=0.851$	$Y=0.0086X^{1.102}$	$R=0.856$

単位：Ｙ（kg/hr/ha）、Ｘ（㎜/hr）

表－３　大堀川　昭和６３年度流出負荷量算定結果（１）

	月流量 千m3	流出負荷量（ton） COD	T－N	T－P	流達率 COD	T－N	T－P
４月	3817	41.1	26.9	3.35	0.63	0.84	0.93
５月	4096	46.2	30.0	3.95	0.68	0.90	1.06
６月	4026	45.2	29.3	3.84	0.69	0.91	1.07
７月	4172	47.3	30.6	4.09	0.70	0.92	1.10
８月	5222	62.6	40.1	5.64	0.92	1.21	1.52
９月	5171	63.4	40.4	5.83	0.96	1.26	1.62
１０月	3545	37.2	24.5	2.97	0.55	0.74	0.80
１１月	2330	22.4	15.0	1.66	0.34	0.47	0.46
１２月	2230	21.2	14.2	1.56	0.31	0.43	0.42
１月	2276	23.3	15.3	1.85	0.34	0.46	0.50
２月	2162	21.9	14.5	1.71	0.36	0.48	0.51
３月	3275	34.4	22.6	2.75	0.51	0.68	0.74
年度計	42322	466.2	303.4	39.20	0.58	0.78	0.89

表－４　大津川　昭和６３年度流出負荷量算定結果（１）

	月流量 千m3	流出負荷量（ton） COD	T－N	T－P	流達率 COD	T－N	T－P
４月	3908	32.3	28.2	2.86	0.45	0.91	0.73
５月	4663	46.0	32.1	3.50	0.61	1.00	0.87
６月	4996	48.4	33.7	3.72	0.67	1.09	0.95
７月	5014	49.8	34.4	3.77	0.66	1.08	0.94
８月	5399	55.3	36.6	4.11	0.74	1.15	1.02
９月	5022	54.7	33.4	3.89	0.75	1.08	1.00
１０月	3703	28.5	26.8	2.62	0.38	0.84	0.65
１１月	2863	21.3	21.2	1.97	0.29	0.69	0.51
１２月	2685	19.8	20.0	1.85	0.26	0.61	0.46
１月	1956	15.0	14.2	1.36	0.20	0.45	0.34
２月	2674	22.4	19.3	1.90	0.33	0.67	0.52
３月	3261	26.4	23.6	2.31	0.35	0.74	0.57
年度計	46144	419.9	323.5	33.86	0.48	0.86	0.71

次に、流出負荷量を、各月平均水質（県が主に晴天時に月２回測定しているデータ）と各月流量の積として求めた結果を表－５、６に示す。流量は表－３、４と同じものを用いた。

表－５　大堀川　昭和６３年度流出負荷量算定結果（２）

	平均水質（mg/l） COD	T－N	T－P	流出負荷量（ton） COD	T－N	T－P	表（１）との比 COD	T－N	T－P
４月	13.5	9.65	1.45	51.5	36.8	5.53	1.25	1.36	1.65
５月	17.5	8.5	1.6	71.7	34.8	6.55	1.55	1.16	1.65
６月	12	8.7	1.35	48.3	35.0	5.44	1.06	1.19	1.41
７月	10.5	7.9	1.145	43.8	33.0	4.78	0.92	1.07	1.16
８月	8.9	7.3	0.77	46.5	38.1	4.02	0.74	0.94	0.71
９月	9.35	6.4	1.1	48.3	33.1	5.69	0.76	0.81	0.97
１０月	9.45	7.25	0.83	33.5	25.7	2.94	0.89	1.04	0.99
１１月	12	6.8	1.4	28.0	15.8	3.26	1.24	1.05	1.96
１２月	14	9.7	1.9	31.2	21.6	4.24	1.47	1.52	2.72
１月	19	11	1.8	43.2	25.0	4.10	1.85	1.63	2.21
２月	16.5	9.9	1.4	35.7	21.4	3.03	1.63	1.47	1.77
３月	14.5	8.45	0.985	47.5	27.7	3.23	1.38	1.22	1.17
年度計	13.1	8.46	1.31	529.2	348.0	52.81	1.13	1.14	1.34

表－6　大津川　昭和６３年度流出負荷量算定結果（２）

	平均水質（mg/l）			流出負荷量（ton）			表（１）との比		
	COD	T－N	T－P	COD	T－N	T－P	COD	T－N	T－P
4月	13	8.8	0.945	50.8	34.4	3.69	1.57	1.22	1.29
5月	12	7.25	0.695	56.0	33.8	3.24	1.22	1.05	0.93
6月	11.5	6.85	0.805	57.5	34.2	4.02	1.19	1.02	1.08
7月	8.95	8.75	0.46	44.9	43.9	2.31	0.90	1.28	0.61
8月	10.85	6.2	0.705	58.6	33.5	3.81	1.06	0.91	0.93
9月	9.85	5.05	0.61	49.5	25.4	3.06	0.90	0.76	0.79
１０月	8.25	7.35	0.59	30.5	27.2	2.18	1.07	1.01	0.83
１１月	9.7	7.95	1.05	27.8	22.8	3.01	1.31	1.07	1.53
１２月	12	8.5	1.05	32.2	22.8	2.82	1.63	1.16	1.52
1月	15.5	11	0.8	30.3	21.5	1.56	2.02	1.51	1.15
2月	13	9.3	0.77	34.8	24.9	2.06	1.55	1.29	1.08
3月	13	9.7	0.91	42.4	31.6	2.97	1.61	1.34	1.29
年度計	11.5	8.1	0.78	515.3	356.0	34.73	1.23	1.10	1.03

表（１）と（２）の両者を比べると、大堀川、大津川ともに（２）の方が年度計で少し大きな負荷量となっている。月別に見ると、８、９月頃の流量の大きい時期については（２）の方が小さい負荷量となっており、流量の少ない時期については逆の傾向になっている。これは、（２）の水質データは主に晴天時の値であり、流量の大きい時期すなわち雨の多い時期は雨天時のフラッシュアウトにより河道内に堆積している負荷量が少ないため、晴天時の濃度が低いものとなっているためと思われる。逆に、雨の少ない時期は、晴天時の濃度が高いものとなるため、流量が少ないにもかかわらず負荷量が大きく算出される。

次に、流域下水道供用開始時頃の大堀川、大津川の流出負荷量を見るため、流量データの比較的そろっていた昭和５６年の流出負荷量を算出した。この時期については、流量－負荷量の相関式を作れる程のデータがないため、県測定の月１回の水質データと建設省利根川下流工事事務所の流量データから上の（２）の方法により月毎に算出して合計した年間流出負荷量を表－７に示す。

表－７　昭和５６年流出負荷量算定結果

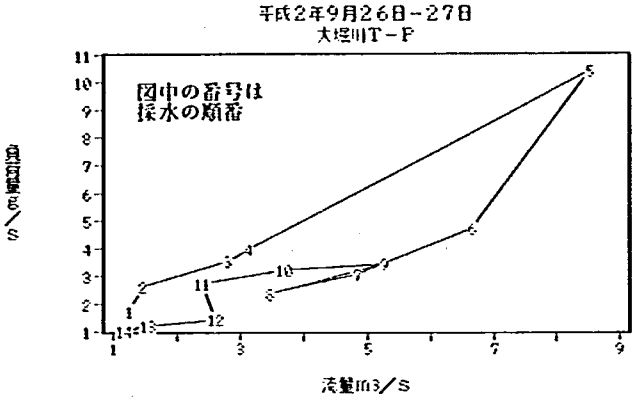
	年流量	年平均水質（mg/l）			年流出負荷量(ton)		
	千m3	COD	T－N	T－P	COD	T－N	T－P
大堀川	43950	17.8	13.9	2.23	753	615	97.7
大津川	47540	14.2	9.2	1.55	667	439	77.1

これは、昭和６３年度の値に比べてかなり大きな値であり、昭和６３年度の流出汚濁負荷量（２）との比を出すと、大堀川についてはＣＯＤ1.42、Ｔ－Ｎ1.77、Ｔ－Ｐ1.85、大津川についてはＣＯＤ1.30、Ｔ－Ｎ1.23、Ｔ－Ｐ2.22となる。両年の間の変化は、大津川については、４．１に示した排出汚濁負荷量の変化と逆の結果になってしまっている。

４．３．２　流量－負荷量相関式についての考察

１つの洪水についての流量と負荷量の関係の例として、平成２年９月２６日から２７日までの大堀川のＴ－Ｐについての関係を図－１に示す。これに見られるように、通常、流量増加時においては流出負荷量は大きく、流量減少時には流量増加時よりも小さな流出負荷量となる。このことは、瞬時のデータについては流量と負荷量は厳密には１つの線に乗らないことを表している。

今回の調査で作成した流量－負荷量相関式は瞬時の流量、負荷量から作成したものであるが、次に、この相関式が１つ１つの洪水で流出する負荷量をうまく表現するかどうかを調べてみる。平成２年６月１２日１３時から１３日４時までの洪水と平成２年９月２６日２時から２７日１４時までの洪水について、時間流量から相関式を用いて算出した負荷量と、実測した流量と水質から累積して求めた負荷量の比較を表－８に示す。



図－１　大堀川流量－負荷量推移図（１洪水当り）Ｔ－Ｐ

表－８　相関式から求めた負荷量と実測負荷量の比較（単位：ｋｇ）

		相関式①	実測②	①／②
平成２年６月１２日～１３日	ＣＯＤ	2808	5255	0.53
	Ｔ－Ｎ	946	1370	0.69
	Ｔ－Ｐ	211	288	0.73
平成２年９月２６日～２７日	ＣＯＤ	8593	5469	1.57
	Ｔ－Ｎ	2761	1847	1.49
	Ｔ－Ｐ	634	376	1.69

この結果からわかるように、瞬時の流量、負荷量から作成した相関式は、１洪水（１雨）期間の流出負荷量もうまく表現しているとはいえない。これは、１つ１つの洪水前の流量状況すなわち汚濁負荷の堆積状況が異なる他、流域からの排出状況も一定とは限らないためであると思われる。

しかし、相関式が年間を通してできるだけ多くの流量、負荷量データをプロットして求められたものであれば、この式を使って求められた年間の流出負荷量は、短期間の過大、過小は相殺してほぼ適正な値を表すものと思われる。

５．まとめ

①　大堀川、大津川の流出負荷量調査データから、流量－負荷量相関式を求めるとともに、これについて考察を行った。ＢＯＤ、ＣＯＤ、Ｄ･ＣＯＤ、ＳＳ、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐについては、流量、負荷量に高い相関が認められた。

②　手賀沼流域内の排出汚濁負荷量をフレームと原単位から積み上げ、その経年変化を調べた。手賀沼流域全体としては、流域下水道供用開始前の昭和５５年度から近年にかけて排出負荷量が減少しており、将来は大幅な負荷量削減が予想される。

③　大堀川、大津川の昭和６３年度の年間流出汚濁負荷量を流量－負荷量相関式から算出するとともに、流達率について検討した。また、月平均水質と月流量による流出負荷量も、昭和６３年度と昭和５６年について算出した。

４．下水道による住環境の改善に関する調査

下水道研究室　　室　長　　宮原　茂
主任研究員　塩路勝久

１．はじめに

下水道の有する機能には、大きく分けて次の３つがある。

①浸水の防除
②公共用水域の水質保全
③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上

上記のうち、①②については、国土保全・国土資源の維持活用というマクロ的な視点から、その重要性は論を待たないところであり、従来から幅広く議論され、その効果・計画の考え方等についても、広く、調査研究が行われてきた。一方、③に関しては、調査・研究テーマとして、これだけに焦点をあてて取り上げられることはほとんど無かった。

以上の背景の下に、「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うのが本調査の狙いである。具体的な調査課題は、以下である。

①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査
②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査
③圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

２．過年度の調査結果

２．１　昭和６１年度の調査結果

初年度の昭和６１年度は、上記課題のうち、①の「個別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査」を実施し、以下の結果を得た。

①　戸別合併浄化槽の排水等を調査した結果、日間平均値としてもＢＯＤ２０㎎／以下を担保するのは確実ではない。
②　戸別合併浄化槽からの臭気問題が発生している。
③　以上のような問題点があるものの、従来のたれ流しよりはよほどましなこと、施工の容易なこと等の利点もあり、これらの評価も今後、重要である。

２．２　昭和６２年度の調査結果

昭和６２年度は、１で述べた①～③の調査課題のうち、②及び③に関して調査を実施した。具体的には、以下の課題である。

（１）ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響及び使用者の意見に関する調査
（２）圧力式下水道システムに関する調査

このうち（１）については、昭和６３年度にまたがる一連の調査であり、「２．３昭和６３年度の

調査結果」でまとめて整理した。また、（２）については、圧力式下水道システム研究会との共同研究のための実規模実証実験施設をつくば市大角豆地区に設置するとともに、文献調査、現地調査により欧米における圧力式下水道システムの計画・設計・維持管理に関する実態を調査し、日本におけるマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。

２．３ 昭和６３年度の調査結果

昭和６３年度は、昭和６２年度に引きつづき、以下の課題に関する調査を実施した。

（１）ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響及び使用者の意見に関する調査

（２）圧力式下水道システムに関する調査

この結果、（１）に関しては、ディスポーザを使用した場合の１人１日当りの各水質項目の負荷量原単位はディスポーザを使用しない場合に比べて相当量増加することがわかった。また、（２）に関しては主としてつくば市大角豆地区に設置した実証実験施設により、圧力式下水道システムのマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。

２．４ 平成元年度の調査結果

平成元年度は以下の課題に関する調査を実施した。

（１）小規模処理施設によるディスポーザ排水の処理実験

（２）圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

これにより、以下の結果を得た。

（１）ディスポーザ排水と通常の排水では処理施設におけるＢＯＤの除去率には差がないものと考えられる。

（２）圧力式下水道システムについて１．２ＫｗＧＰの夾雑物破砕テストを行った結果、、一般家庭から流入すると思われる夾雑物に対しては十分対応可能であるものと考えられた。また、技術指針（案）を作成し、土木研究所資料として公表した。

（３）真空式下水道システムについて耐久性テスト、対応性テストを実施した結果、良好な結果を得た。

３．平成２年度の調査結果

平成元年度は、調査課題のうち③に関して以下の調査を実施した。

（１）圧力式下水道システムの適用範囲に関する調査

（２）真空式下水道システムの設計の基準化に関する調査

３．１ 圧力式下水道システムの適用範囲に関する調査

３．１．１ 目的

モデル地域を設定し、そのモデル地域において自然流下式下水道と圧力式下水道システムを各々設計し、費用比較を行って圧力式下水道システムが経済的となる条件の一部を明らかとすることにより圧力式下水道システムの適用範囲に関し、おおまかな知見を得ることが目的である。

３．１．２ モデル地区の設定

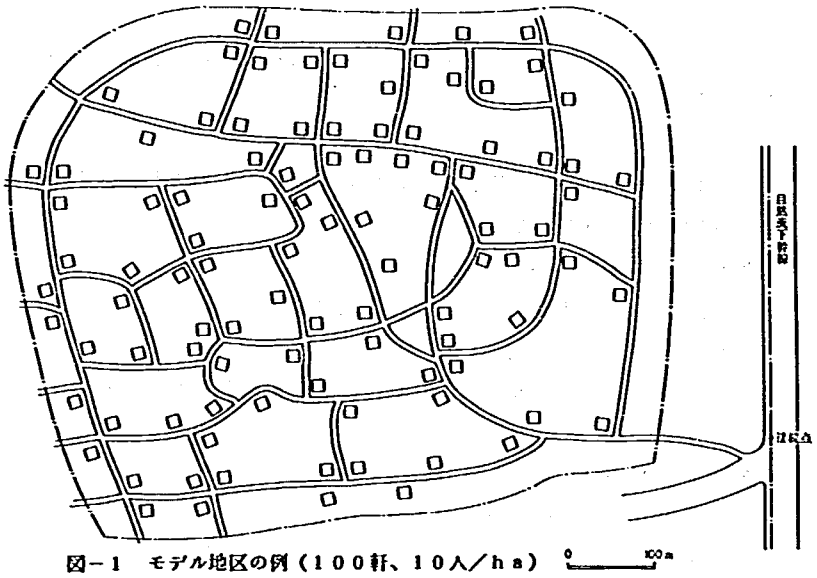
表－１ 検討したモデルケース

人口密度 家良数	40人/ha	20人/ha	10人/ha	5人/ha
23軒 92人	－	○ 4.6ha	－	○ 18.4ha
46軒 184人	○ 9.2ha	－	－	－
100軒 400人	－	○ 20ha	○ 40ha	○ 80ha
225軒 900人	○ 22.5ha	○ 45ha	○ 90ha	○ 180ha
450軒 1800人	○ 45ha	－	－	－
675軒 2700人	－	○ 135ha	○ 270ha	－

注） ○－検討したケース －－検討していないケース

人口密度と家庭数（人口規模）を基本的なパラメータとし、表－１に示す１３ケースをモデル地区とした。但し、１家庭当りの人口を４人としている。また、モデル地区は平坦地であるものとし、各々のモデル地区につき、地下水が無い（以下「普通土」と言う）場合と地下水がある（以下「軟弱土」と言う）場合（ＧＬ－１．５ｍとした）の２ケースを設定した。従って検討した総ケース数は２６（１３×２）である。

モデル地区は、まず基本となる道路形状を設定し、家屋を配置した上で縮尺を変更することにより４０人／ｈａ～５人／ｈａの人口密度となるようにした。モデル地区の例を図－１に示す。



図－１　モデル地区の例（１００軒、１０人／ｈａ）

３．１．３　設計条件

基本的な設計条件は以下の通りである。

１）適用基準

圧力式下水道システム　－－　圧力式下水道システム技術指針（案）
（平成２年３月、建設省土木研究所下水道部下水道研究室、土木研究所資料第２８４６号）

自然流下式下水道　－－－－　小規模下水道計画・設計指針（案）
（昭和５９年１０月、（社）日本下水道協会）
マンホール形式ポンプ場・設計指針（案）
（昭和６２年３月、建設省都市局下水道部、日本下水道事業団）

２）計画水量

ａ）日平均汚水量　　２５０リットル／人
（但し自然流下式下水道については雨水混入分を１０％計上している）

ｂ）時間最大汚水量

圧力式下水道システム　－－　Ｇｉｆｆｔの式により日平均より算出

自然流下式下水道　－－－－　日最大×２　（日最大＝日平均×１．２５）

３）配管

ａ）土被り

圧力式下水道システム　－－　１．０ｍ

自然流下式下水道　－－－－　最小土被り１．０ｍ

なお、自然流下式下水道は土被り４．０ｍでマンホールポンプにより揚水するものとする。但しマンホールポンプによる圧送はおこなわない。

ｂ）最小管径、勾配

自然流下式下水道　－－－－　φ１００，　　０．３％

c）余裕率

自然流下式下水道　－－－－　末端　　０

その他　　１００％

d）その他

積算は、ＧＰユニットもしくは末端人孔以降とし、取付管は比較の対象としていない。

4）ＧＰユニット

a）適用機種

ＧＰは１．２ｋｗ及び１．５ｋｗを用いるものとした。なお、中継ポンプユニットはできるだけ設置しないこととした。

b）貯水タンク

貯水タンクは組立マンホールを用いた。

c）その他

圧力式下水道システムに関し、設計の簡略化のため、概ね半径４０ｍにある家屋については、一つのＧＰユニットにまとめることとした。

表－２　積算結果の一例（１００軒、１０人／ｈａ）

項目	自然流下式		圧力式	
	地下水なし	地下水あり	地下水なし	地下水あり
施設規模	自然流下管 4,138 m マンホール 8ヶ所 ポンプ 0ヶ所	同左	圧送管 3,736 m ＧＰ 41台 中継ポンプ 0台	同左
建設費	土木 179,731,145 機電 0 計 179,731,145	土木 287,924,157 機電 0 計 287,924,157	土木 121,753,835 機電 38,745,000 計 160,508,835	土木 127,610,811 機電 38,745,000 計 166,355,811
維持管理費	電力料 0 基本料金 0 計 0	同左	電力料 96,324 基本料金 892,800 計 989,124	同左
工期	1,117日　5.24	1,452日　6.42	219日　1.00	同左

３．１．４　積算条件と使用単価

管路の建設費の積算については、現在下水道管路敷設方法として一般的な工法及び機械を用いた。なお、維持管理費については電力料のみを積算の対象とした。また、使用単価は標準歩掛、物価版（平成２年６月）、見積（平成２年４月現在）等により、積み上げ計算によって求めた。なお、結果に示す建設費は本工事費であり、経費は直接工事費の５０％を計上した。

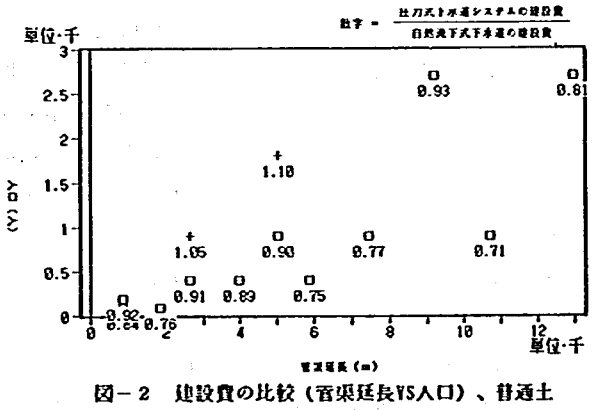
３．１．５　工期の算定

工期については、各工種の標準的な施工能力をもとに実際に工程表を組むことにより求めた。但し、工区割り等については考慮しておらず、求めた工期は実際に工事を施工する場合とは異なるものであるので注意が必要である。従って、以下では主として圧力式下水道システムと自然流下式下水道の工期の比が重要である。

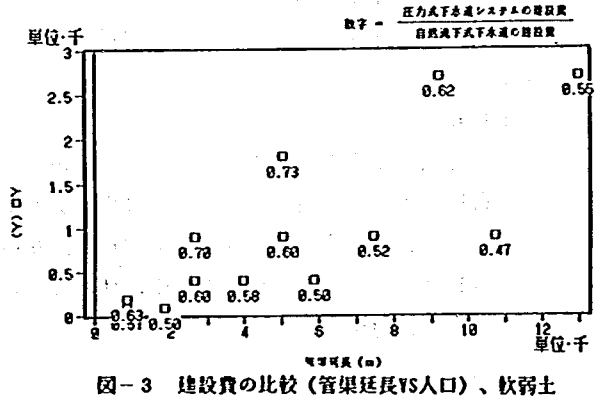
３．１．６　積算結果

積算結果の一部を１００軒、１０ｈａ／人のケースを例に取り表－２に示す。

３．１．７　考察



図－２　建設費の比較（管渠延長VS人口）、普通土



図－３　建設費の比較（管渠延長VS人口）、軟弱土

（１）建設費による比較

積算結果よりＸ軸に管渠延長を、Ｙ軸に人口をとり、各ケースをグラフ上の１点として表示し、合わせて各ケースにおける圧力式下水道システムの建設費と自然流下式下水道の建設費の比（圧力式下水道システムの建設費／自然流下式下水道の建設費）を表示したものが図－２（普通土）及び図－３（軟弱土）である。ただし、表－２からわかるように、同じケースであっても、管渠延長が圧力式下水道システムと自然流下式下水道とで異なっている。これは、自然流下式下水道を設計する際には最長管路長（各枝線管路の起点からシステムの末端の接続点までの長さのうち最長のもの）を最も短くし、できる限り末端管渠の土被りを浅くしたのに対し、圧力式下水道システムにおいては総管路延長をできる限り短くするように設計したためである。そこで、考察にあたっては自然流下式下水道の管路長と圧力式下水道システムの管路長の平均をそのケースの代表管路長としている。

図－２、図－３より考察できることを列挙すると以下の通りである。

① 軟弱土の場合には普通土に比べ、建設費の比が低下しており、ケースによっては圧力式下水道システムの建設費が自然流下式下水道の半分以下となっているものもあり、このような地域において圧力式下水道システムが非常に経済的に建設できる下水道システムであることがうかがえる。

② 同じ人口規模であれば、管渠延長が長くなるほど圧力式下水道システムの建設費の比が低下する。

③ 同じ管渠延長であれば人口が少ないほど圧力式下水道システムの建設費の比が低下する。

（２）現在価値による比較

前節では建設費のみによる比較を行ったが、圧力式下水道システムは自然流下式下水道に比べ、電力費がかかることにより維持管理費が高くなる。また、ポンプ等電気、機械類が多く、これらは土木構造物に比較して、耐用年数が短い。そこで、維持管理費を考慮に入れ、５０年間にかかる費用の現在価値により圧力式下水道システムと自然流下式下水道の比較を行なった。現在価値を算出する前提として、土木構造物の耐用年数を５０年、電気、機械類の耐用年数を２０年とし、利子率は平成２年４月現在の地方債の政府資金の利率である６．２％とした。また、物価上昇は考慮していない。現在価値の計算式は以下の通りである。

$$\text{あるケースの現在価値（千円）} = \left(\text{土木建設費（千円）} \times \frac{i(1+i)^{50}}{(1+i)^{50}-1} + \text{機械建設費（千円）} \times \frac{i(1+i)^{20}}{(1+i)^{20}-1} + \text{維持管理費（千円／年）} \right) \times \frac{(1+i)^{50}-1}{i(1+i)^{50}}$$

但し　$i = 0.062$

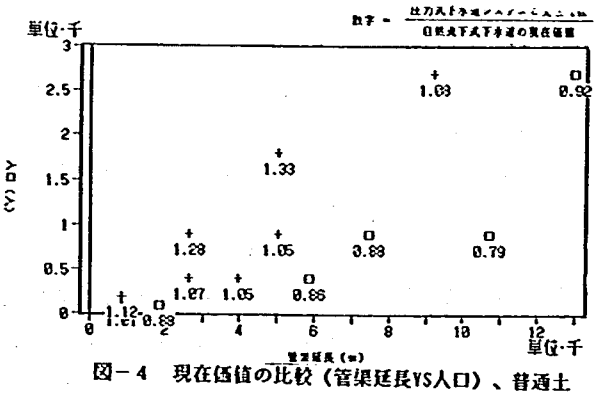
得られた現在価値を用いて前節と同様の図を作成したものが図－４～図－５である。これらの図より得られる考察は以下の通りである。

① 当然のことながら、維持管理費と耐用年数を考慮した結果、自然流下式下水道の方が経済的となるケースが増加した。

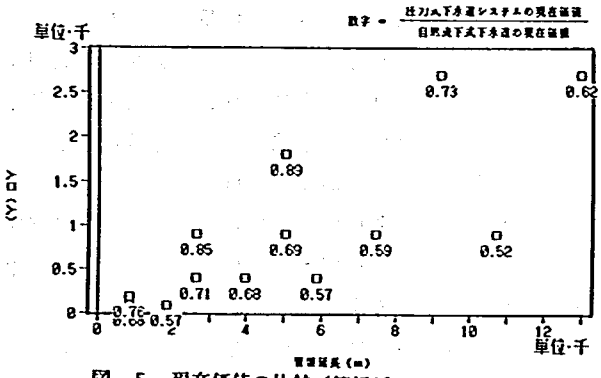
② しかしながらそれにもかかわらず、軟弱土の場合には全てのケースで圧力式下水道システムの方が経済的という結果となり、やはり、このような地盤条件における圧力式下水道システムのメリッ

トの大きさがうかがえる。

次に、圧力式下水道システムが経済的となる条件を更に明らかなものとするため、自然流下式下水道、圧力式下水道システムの各々について現在価値を算出するための回帰式を求めた。すなわち、自然流下式下水道では、現在価値は主として管路長によって決定されると考えられるため独立変数を管路長、従属変数を現在価値とした。また、圧力式下水道システムでは現在価値は主として管路長及び人口（ＧＰユニット台数に影響する）によって決定されると考えられるため、独立変数を管路長及び人口、従属変数を現在価値とした。計算結果を表－３に示す。また、この回帰式より、圧力式下水道システムの現在価値が自然流下式下水道の現在価値の０．９及び１．１となる範囲を図示したものが図－６～図－７である。図のようにその境界を直線で表示することは、必ずしも適当と言えないかも知れないが、各々の条件の下で圧力式下水道システムが経済的となる範囲、自然流下式下水道が経済的となる範囲及び慎重な検討を要する範囲の大まかな目安が得られたものと考える。



図－４　現在価値の比較（管渠延長VS人口）、普通土



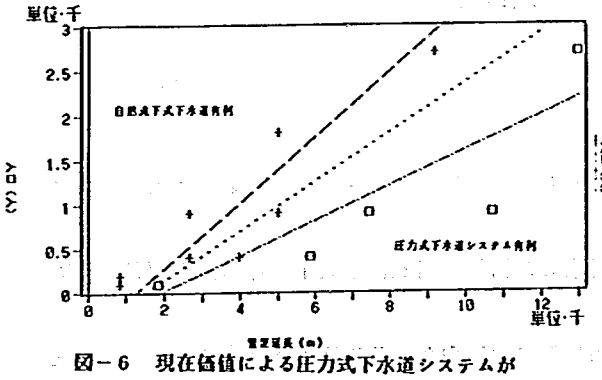
図－５　現在価値の比較（管渠延長VS人口）、軟弱土

表－３　回帰式の計算結果

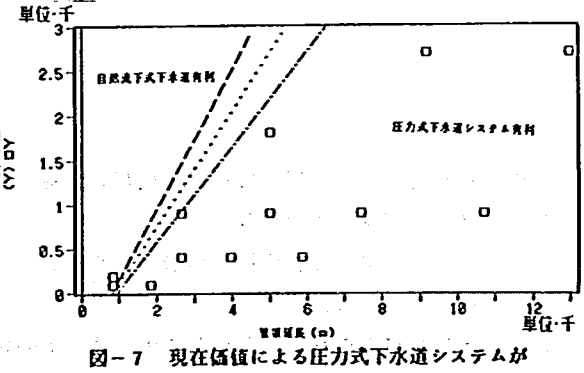
	普通土		軟弱土	
	自然流下式下水道	圧力式下水道システム	自然流下式下水道	圧力式下水道システム
X	管路長（m）	管路長（m）	管路長（m）	管路長（m）
Y	—	人口（人）	—	人口（人）
Z	現在価値（千円）	現在価値（千円）	現在価値（千円）	現在価値（千円）
回帰式	Z=51.815-3293I	Z=39.51+73.221-1999	Z=89.331-6198Z	Z=39.18+26.87-884
相関係数	0.936	0.933	0.933	0.933

（３）工期による比較

自然流下式下水道の工期と圧力式下水道システムの工期の比（圧力式下水道システムの工期／自然流下式下水道の工期）を各々のケースについて図－２等と同様の表示をおこなったものが図－８、図－９である。図によれば、圧力式下水道システムの建設工期は自然流下式下水道に比べて非常に短く、



図－６　現在価値による圧力式下水道システムが有利となる条件（普通土）

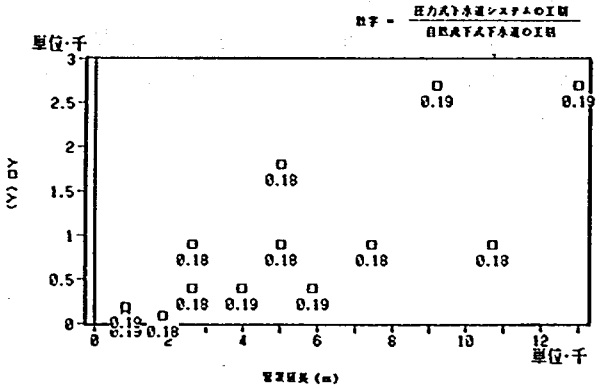


図－７　現在価値による圧力式下水道システムが有利となる条件（軟弱土）

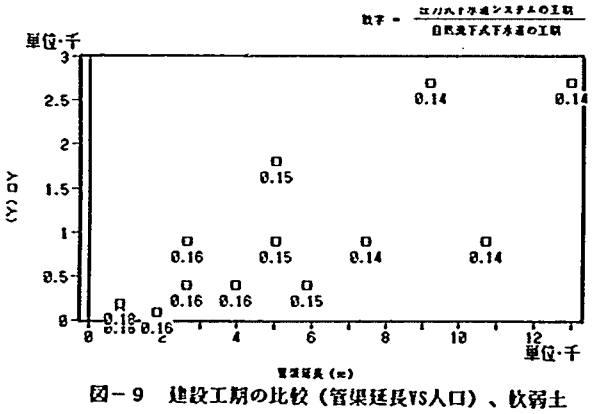
直接コスト表示はできないものの、圧力式下水道システムの重要なメリットの一つであることがわかる。

3．2　真空式下水道システムの設計の基準化に関する調査

真空式下水道システムに関し、技術的内容を取りまとめて公表することを目途とし、技術データの収集と検討、モデル計算等を実施した。



図－8　建設工期の比較（管渠延長VS人口）、普通土



図－9　建設工期の比較（管渠延長VS人口）、軟弱土

4．今後の課題

本調査における主要な項目の一つは、圧力式下水道システム、真空式下水道システムの日本への適用に関する調査であった。このうち、圧力式下水道システムについては平成元年3月に技術指針（案）が取りまとめられた。また、真空式下水道システムについても現在技術的内容の整理、取りまとめが行われており、近々その成果が公表される予定である。これらの作業を通して種々の課題が新たに明らかとなったが、両システムに共通し、かつ非常に基礎的な事項としては以下の課題があげられる。

①　2～3人（1軒）から数百人を対象とした場合のピーク係数（時間最大汚水量／日平均汚水量）を求める手法を調査する必要がある。

圧力式下水道システム等は時間最大水量をもとに設計されるが、これらのシステムが対象とする2～3人（1軒）から数百人を対象とした場合のピーク係数を求める方法が明らかではない。ピーク係数を求める手法としては、海外においては人口を変数としてギフトの式やハーマンの式が提案されており、上記の検討では便宜的にこれらの式を用いたが、これらの式は海外では主として1000人以上の場合に適用されているようである。また、海外と日本では水使用の実態が異なり、これらの式を直接日本に適用するには疑問がある。ピーク係数を明らかにするためには、最小の単位である1軒の家庭からの排水パターンを大量にかつ出来る限り短い時間ステップで収集する必要があるものと思われる。

②　家庭からの瞬間的な大量排水の重なりの程度を調査する必要がある。

家庭からの瞬間的な排水で最も大量なのは風呂の残り湯の排水を行ったときである。GPユニットや真空弁ユニットが1軒の家庭を対象とするときはこの量は簡単に推測できるが、数軒の家庭を対象とする場合にはどの程度の風呂排水の重なりがあるかにより水位の設定等が変わってくる。逆に、ど

の程度の重なりがあるかがはっきりすれば１つのＧＰユニット等で収集できる家庭数が明らかとなり、その分ユニット数を減らすことが出来て経済的なシステムとすることが出来る。このためにも、最小の単位である１軒の家庭からの排水パターンを大量にかつ出来る限り短い時間ステップで収集する必要があるものと思われる。

5．合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査

下水道研究室　室　　長　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

1．はじめに

都市における浸水防除は、下水道の重要な役割の一つである。特に、近年では都市化の進行に伴い不浸透面積の増大によって降雨の流出率が高まり、いわゆる都市型水害が増加している。都市型水害の防止には、下水道システムの雨水排除能力増強が重要であることは自明であるが、排出先である河川の流下能力には制約があることが多いため、雨水流出抑制の重要性が増している。流出抑制手法のなかでも貯留は確実な効果が期待できることから、今後多くの雨水調整池や貯留管きょ等の貯留施設が建設されていくものと考えられる。また、浸水対策に加えて下水道における雨水対策上の重要な問題として合流式下水道の雨天時越流水による水質汚濁の問題があるが、これに対処するためには、特に汚濁程度の激しい初期流出水を一時貯留し、処理することが有効である。

このように、貯留施設は浸水対策や合流式越流水対策で対策の中心となるものであり、特に今後は浸水対策と合流式越流水対策の両方を目的とした貯留施設が増加すると考えられる。しかしながら、前者がピーク流量を問題にするのに対して後者は初期流出分が問題であり、対象とする部分が異なるために、その両方の目的を効率よく充たすことは容易でなく、その計画・設計や運転管理についての最適手法の開発が待たれている。

本調査は、雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流汚濁負荷削減効果を発揮させるための施設計画・設計手法および運転管理手法を確立することを目的とするものである。

2．平成元年度の調査結果

平成元年度の調査結果を要約すると以下のとおりである。

（1）浸水対策用貯留管きょの容量決定における計画降雨波形として中央集中型降雨波形を用いた場合と既往最大降雨波形を用いた場合について、実績降雨に対する浸水安全度を比較した結果、排水ポンプ能力が大きい場合には大差がなかった。また、排水ポンプ能力をパラメータとした場合、ポンプ排水能力が小さいほど貯留管きょの浸水に対する安全度は低下した。

（2）浸水対策・雨天時越流水汚濁負荷対策の併用利用施設について、その運転方法と越流汚濁負荷量削減効果及び浸水安全度の関係をケーススタディにより検討した結果、初期流出貯留を優先するほど浸水安全度は低下し、初期貯留容量を常に確保する運転方式では、検討対象とした9年間で4回程度の溢水が生じると考えられた。

（3）貯留管きょの貯留水排出時間について検討した結果、貯留水の排出が完了しないうちに次降雨による流出が開始する場合でも、排水ポンプ能力が大きい場合には浸水安全度には影響しないと考えられる。

（4）サーチャージ流れ状態での下水管きょマンホールの損失水頭とその低減方法について水理実験

により検討した結果、マンホールインバート中央部に管きょ径と同一径でインバート長の半分程度の長さの半円筒型カバーを設置することによって、損失水頭をかなり低減できることがわかった。

3．平成２年度の調査結果

3．1　浸水対策・越流水対策併用施設の運転方法に関する調査

3．1．1　調査目的

浸水対策用貯留施設は大降雨を対象とするため容量が大きく稼動率も低いことから、施設を有効に利用するために、小降雨時には初期流出分を貯留し越流水汚濁負荷削減対策に利用することが考えられる。しかしながら、初期貯留分を貯留することによりピークカット用の貯留容量が減少する結果となり、大降雨時における浸水安全度が低下する。降雨に関する予測が完全にできればこのような問題は解決するが、現状では溢水を回避しつつ最大限に越流汚濁負荷量を削減する運転方法が望まれる。本調査では浸水対策・越流水対策併用の貯留管きょならびに貯留池において、いくつかの運転方法を想定し、その浸水安全度と汚濁負荷削減効果について考察する。

3．1．2　調査方法

（1）モデル排水区と貯留施設

２年度調査は元年度に引き続き、首都圏にあるＫ排水区（排水面積約1,060ha）をケーススタディとして検討を行った。貯留施設は、10年確率の降雨に対して放流先の河川が3年及び5年確率の降雨に対しての流下能力しかない場合を仮定して、排水区の流末にピークカット型の貯留施設を設計した。計画ハイドログラフは、中央集中型の計画ハイエトグラフに対して修正RRL法による流出計算で求めた。河川への許容放流量は、相当する確率降雨に対するピーク流量とした。遮集量は計画時間最大汚水量としたので、放流ポンプ能力はピーク流量と遮集量の差となる。流出計算の結果、許容放流量が5年確率の場合は貯留容量が69,000㎥、ポンプ能力が85㎥/s、3年確率の場合は貯留容量が137,000㎥、ポンプ能力が70㎥/sとなった。

このモデル排水区と仮想貯留施設からなる雨水排除系に対して昭和48年～56年の9年間の657の実績降雨を降らせ以下の検討を行った。ただし、降雨間隔が４時間以上のものを独立降雨とした。雨水流出計算には修正RRL法を用い、流出汚濁負荷の計算には土研モデルを用いBODを指標とした。

（2）施設運転方法

元年度と同様に下記に示す5通りの施設運転方法について質対策容量を変数として検討したが、元年度は昭和55～56年の2年間を対象としたが２年度は昭和48年～56年の9年間を対象とした。また、２年度は放流ポンプ能力を2通りとし、貯留施設で多槽式の貯留池を想定し質対策容量部分と量対策容量部分が仕切られた場合（⑤の運転方法以外は同じであるので併用利用運転3’とする）についても検討を加えた。

①ピークカット運転（浸水対策のみを行う場合）

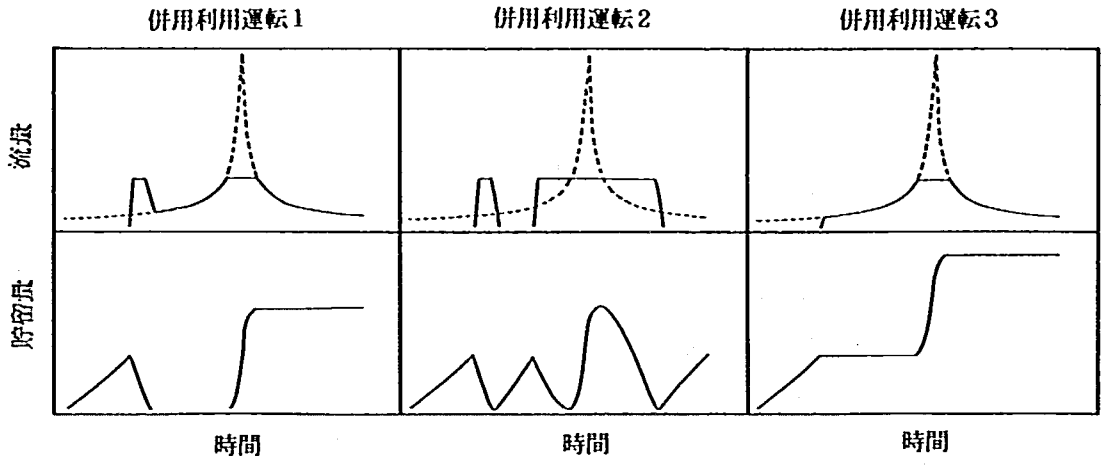
②初期カット運転（初期流出分の貯留のみを行う場合）

③初期貯留量が質対策容量に達した時点で全量排水、以後ピークカット運転（併用利用運転１）

④一旦初期貯留量を排水したのち再び質対策容量まで貯留しまた排水するという動作を繰り返す。（併用利用運転２）

⑤質対策容量まで初期貯留を行いその後貯留施設流入水量と同量の排水をポンプ能力の範囲で行う。（併用利用運転３）

併用利用運転の概念を示したのが図－１である。



図－1　併用利用運転概念図（上段の実線は放流量を点線は流入量を示す）

3．1．3　調査結果

（1）捕捉負荷量と浸水安全度

捕捉負荷量の算定では、貯留施設での瞬時の完全混合を仮定した。また、ポンプは始動時から所定の能力を発揮するものとした。また、貯留容量より大きな貯留量が生じた場合を浸水とし、その差分（最大貯留量－貯留容量）を浸水量とした。浸水が生じた降雨については捕捉負荷量をゼロとした。

計算結果は元年度と同様の傾向を示し、捕捉負荷量は初期カット運転≒併用運転3＞併用運転2＞併用運転1＞ピークカット運転の順に多く、浸水量も同じ順で多いという結果になった。これは、越流負荷削減と浸水安全度のトレードオフを示すものである。併用運転1の場合は、質対策容量が60,000㎥（約6㎜相当）以上になると浸水する降雨があった。併用運転2では30,000㎥（約3㎜相当）以上、併用運転3及び3'では10,000㎥（約1㎜相当）以上で浸水する降雨があった。併用運転の3と3'の捕捉負荷量を比較すると、質対策容量にもよるが併用運転3'の方が1.2～2.3倍の捕捉量があり質対策部分と量対策部分を仕切ることは効果的であるが、質対策容量が小さい方がその差が大きかった。これは質対策容量が大きいほど浸水頻度が増え、捕捉負荷量をゼロとする降雨が増えるためである。

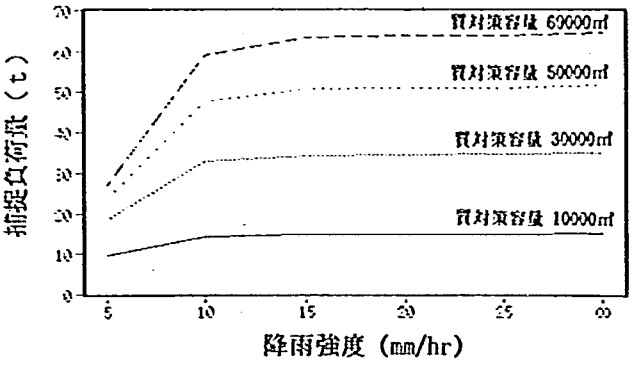
（2）放流ポンプ能力の併用利用に与える影響

貯留容量が69,000㎥（ポンプ能力85㎥/s）の施設と貯留容量が137,000㎥（ポンプ能力70㎥/s）の施設では捕捉負荷量の違いが見られなかった。これは、ポンプ能力が3年確率規模（70㎥/s）の場合でもその能力が貯留施設流入水量に比較して十分大きいため、降雨終了時点の貯留量がポンプ能力が5年確率規模（85㎥/s）の場合と差がなく捕捉負荷量も同じとなったためである。いづれの施設も10年確率降雨に対して設計されているが、併用利用を行うことにより計画レベル以下の降雨で浸水が発生する。質対策容量が70,000㎥以下のケースの浸水回数はほとんど同じであった。また、貯留容量が137,000㎥の施設で浸水するが69,000㎥の施設では浸水しないケース、その逆のケースがありどちらの施設が安全かは明らかでない。

（3）降雨規模と捕捉負荷量の関係

前述したようにピークカット運転では浸水しない降雨であっても併用利用することにより浸水する場合がある。安全に併用利用を行う方法の一つとして、ピークカットすべき降雨と初期カットすべき

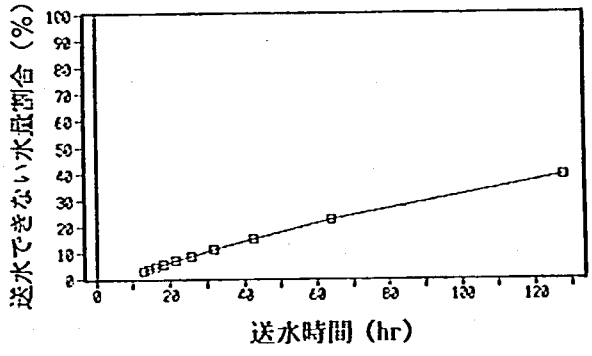
降雨を分類して運転する方法が考えられる。この方法は降雨の分類が前もって可能であることが前提条件となるが、気象衛星、降雨レーダー等の情報から相当の精度で予測が可能と考えている。1時間降雨強度を分類の指標とし、ある強度以下の降雨を初期カット対象降雨として、併用運転3によりどの程度越流負荷を捕捉できるか検討した。1時間降雨強度の分類は5、10、15、25㎜/hr以下及び全降雨とした。対象とした降雨は昭和56年の72降雨である。捕捉負荷量の計算結果を図－2に示す。5㎜/hr以下の降雨のみ初期カットした場合の捕捉負荷量は、全降雨を初期カットした場合の約40～65%であるが、10㎜/hr以下の降雨を初期カットした場合には90%以上の捕捉が可能であった。降雨強度が10㎜/hr以下の降雨が大半（86%）を占めているためである。



図－2　降雨規模別捕捉負荷量

（4）貯留水送水時間の浸水安全度への影響

貯対策の貯留を行う場合は貯留水を処理場に送水する必要がある。この送水時間が短いほど貯留施設にとって有利であるが処理場にとっては過負荷の問題が生じる。また、長くなると次降雨開始時点で残留貯留水が生じて、貯対策容量が小さくなるとともに浸水の危険性が大きくなる。そこで、送水能力をパラメータとして、次降雨発生時点までに送水可能な貯留水量の検討を行った。送水能力は日最大汚水量（Q_s）の10～100%の10ケースを設定した。図－3に送水時間別に送水できない水量の割合を示す。次降雨までに送水できない水量が送水時間に比例しているのは、降雨間隔と貯留量に相関がないためと思われる。送水能力が0.4Q_s（69,000㎥を約32時間で送水）の場合には貯留量の約90%が送水可能であり、0.3Q_s（約43時間）の場合には約85%が送水可能である。



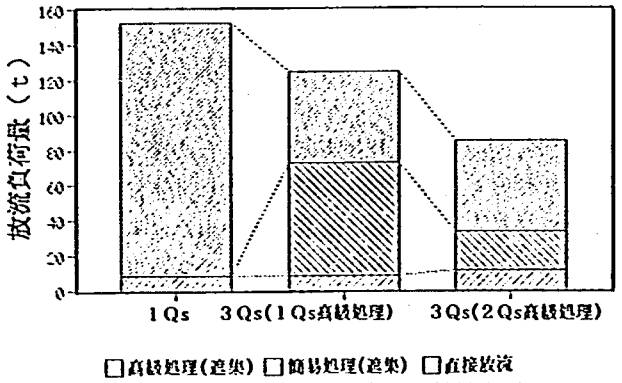
図－3　送水時間と送水できない水量割合

送水開始4時間後（独立降雨間隔）に大規模降雨があったとして検討を加えたが、放流ポンプ能力が貯留容量に比べて大きく、次降雨開始と同時に排水すれば浸水安全度への影響がなかった。

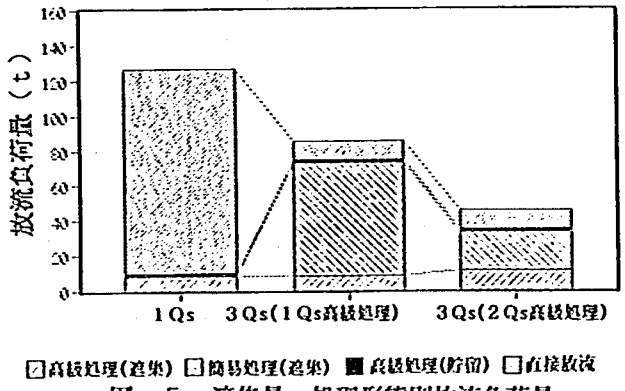
（5）遮集能力及び高級処理による雨天時放流負荷の削減効果

今までの検討は遮集量を1Q_sとして貯留施設を中心に行ってきた。合流式下水道の改善策として貯留以外にも遮集能力の増強と処理場での高級処理が考えられる。ここでは、3Q_sを遮集量とし、2Q_sを沈殿処理し1Q_sを高級処理した場合および1Q_sを沈殿処理し2Q_sを高級処理した場合について雨天時総負荷量の削減効果を比較した。比較検討は昭和56年の降雨に対して、貯留容量が69,000㎥の貯留施設で、量対策のみのピークカット運転と質対策のみの初期カット運転の場合について行いその結果を図－4、図－5に示した。。昭和56年度の雨天時発生負荷量は1年間で310tであった。

ただし、高級処理の除去率を95%、沈殿処理の除去率を30%とし、貯留された雨水はすべて高級処理できるものとした。貯留施設を浸水対策にのみ使った場合、遮集量が1 Q_sのとき放流負荷量は152 t（発生負荷量に対して約49%）、遮集量が3 Q_sのとき2 Q_sを沈殿処理すると125 t（約40%）、2 Q_sを高級処理すると85 t（約27%）となった。すなわち、遮集量が1 Q_sの場合と比較して遮集量を3 Q_sとしても2 Q_sの沈殿処理（1 Q_sの高級処理）では9%しか放流負荷量が削減しないが、高級処理量を2 Q_sとするとその効果は大きく22%の放流負荷削減となる。しかし、雨天時に2 Q_s量を高級処理するには、汚泥の流出を防ぐために最終沈殿池の水面積負荷を小さく設計することや、返送汚泥量を多くしMLSS濃度を上げる等の運転上の配慮が必要となると考えられる。貯留施設を質対策として全容量を使った場合、遮集量が1 Q_sのとき放流負荷量は127 t（発生負荷量に対して約41%）、遮集量が3 Q_sのとき2 Q_sを沈殿処理すると85 t（約28%）、2 Q_sを高級処理すると46 t（約15%）となり、貯留による放流負荷量削減効果は雨天時発生負荷量の8～12%程度となった。



図－4　遮集量・処理形態別放流負荷量
（貯留施設の量対策利用）



図－5　遮集量・処理形態別放流負荷量
（貯留施設の質対策利用）

3．2　合流式下水道雨天時流出負荷量自動計測システムの開発

合流式下水道で過去にもいくつかの調査事例があるが、年間を通して連続して負荷量を計測した例は未だない。その問題点として、降雨を捕捉してサンプリングを行うのに多大の人力を要すること、夜間、休日の採水が困難なこと、マンホールが路上にあり自動採水器の設置が困難なこと、流末ではポンプ場あるいは処理場内ポンプ場の運転に伴う背水の影響を受けやすいこと等が考えられる。この調査では、降雨及び水位の変動を感知して自動採水が可能で、同時に水質センサーにより連続的に水質を計測できるシステムを開発したのでその概要を報告する。この自動計測システムはA市の合流式排水区（面積133ha）の流末に近く処理場内ポンプ場の背水の影響を受けない地点に設置したものである。このシステムは計測装置、採水装置、計測採水制御装置から構成されている。計測装置は、雨量計（転倒マス式、0.1㎜/1パルス）、水位計（半導体圧力式、1㎜単位）、濁度計（水没型積分球式、0.1ppm単位）、電気伝導度計（交流4極式、1μS単位）、水温計（半導体式、0.1℃単位）、pH計（ガラス電極式、0.1単位）から構成されている。採水装置は、採水用水中ポンプ、受水槽、分取水用小型水中ポンプ、検水槽、試料ビン、冷蔵保存室から構成され、下水管内に設置した水中ポンプで受水槽に送水し、試料ビンと1:1対応した小型水中ポンプで試料ビンにサンプリングされる。試料ビ

ンは冷蔵保存室に並べてあり4℃で保管される。検水槽には濁度計、電気伝導度計、水温計、ｐＨ計を設置した。計測採水制御装置は、制御用パソコン、A/D変換器、補助記憶装置、ディスプレイ、プリンターで構成され、雨量計、水位計、水質センサーからの信号をA/D変換して記憶する。晴天時には30分間隔で水位計と水質センサーの値を読取り、降雨時には0.5㎜の降雨を感知したときに5分間隔で計測値を読取り同時に採水を行う基本作動ソフトを組み込んだ。

このシステムは、水位－流量曲線からハイドログラフを作成し、水質センサーとサンプリング試料の水質分析の相関からポリュートグラフを年間を通して作成しようとしたものであるが、システムの設置が年度末であったために、計測データが少なくまだまだ改良の余地があるものと考えられる。

３．まとめ

平成２年度の調査結果を要約すると以下のとおりである。

（１）浸水対策用雨水貯留施設を越流汚濁負荷削減対策に併用利用した場合、貯留施設を質対策部分と量対策部分を仕切り両者の混合を防ぐことは効果的である。このためには多槽式の貯留池において初期雨水流出分の分水方法を工夫する必要がある。

（２）雨水排除施設では、放流先の許容放流量が小さいほど貯留容量が大きくなるが、併用利用した場合の浸水安全性は運転方法によって異なり許容放流量による差は見られなかった。

（３）降雨強度の予測が可能として質対策降雨と量対策降雨に分類した場合、10㎜/hr以下の降雨を初期カットすれば、全降雨を初期カットした場合の捕捉負荷量の90%以上を捕捉することができる。

（４）貯留容量が69,000㎥の場合、降雨終了後の処理場送水量が$0.4Q_s$(69,000㎥を約32時間で送水)の場合には貯留量の約90%が次降雨までに送水可能であり、$0.3Q_s$（約43時間）の場合には約85%が送水可能である。

（５）遮集能力を増強した場合の雨天時放流負荷削減効果は処理場における処理の程度に左右される。$3Q_s$を遮集し、沈殿処理効率を30%、高級処理効率を95%として、$1Q_s$遮集の場合と比較すると、$2Q_s$の沈殿処理（$1Q_s$の高級処理）では9%しか放流負荷量が削減しないが、高級処理量を$2Q_s$とするとその効果は大きく22%の放流負荷削減となる。69,000㎥の貯留施設を質対策にのみ使用し、初期カットを行った場合、8～12%の放流負荷削減効果がある。

（６）降雨と管内水位を感知して自動採水と濁度、電気伝導度、水温及びpHの自動計測が可能な合流式下水道雨天時流出負荷量自動採水計測システムを開発した。

＜参考文献＞

1)建設省都市局下水道部監修：合流式下水道越流水対策と暫定指針、日本下水道協会（1982）

2)ATV: Arbeitsblatt A117, Richtlinien fuer die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrueckhaltebecken, 1977

3)ATV: Arbeitsblatt A128, Richtlinien fuer die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanaelen, 1983

６．水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査

三次処理研究室　　室　長　高橋　正宏
研究員　南山　瑞彦

１．はじめに

近年、環境に対する社会的関心は非常に大きく、公共用水域の水質についても、親水機会の増大とともに関心は一層高まるものと思われる。このような状況において、下水処理水中の窒素・りん等の栄養塩類をより多く除去することは、処理水放流先での富栄養化防止という観点から、また、今後増大するであろう処理水のアメニティ利用の観点から重要となるであろう。

処理場の親水性の向上、さらに、処理水水質の向上を可能とする手段の一つとして、水生生物を利用した処理水浄化法が挙げられる。水生植物は、その生長過程において水中から窒素・りん等を吸収するとされている。そのため、水生植物を水質浄化に利用するという研究が、内外を問わず、盛んに行われている[1][2]。しかしながら、これまで行われてきた水生生物による水質浄化の研究は、主に自然水域の水質を対象としており、下水処理水そのものの浄化を図るための研究は比較的少ない。下水処理水は、自然水域の水質に比べて高濃度の窒素、りんを含む場合がある。また、放流水質も流入水量、水質の変動をうけ、日間でも大きな変化があるとされている。これら下水処理水の持つ特殊性のため、自然水域における研究の成果を直接下水処理水に応用することは困難であると考えられる。また、汚水処理への水生生物の利用を目指した実験も行われている。しかし、それらは主に、二次処理過程の代替法として水生生物を利用することを目的としているため、ＢＯＤの除去に主眼を置いた研究となっている。

本調査では、下水処理場内に水生生物を繁茂させたポンド施設を設け、高度処理水中の栄養塩類の除去等、処理水水質の一層の改善・安定化を図ることを目的として調査を行った。さらに、処理場敷地空間の親水公園化を行ううえでの、ポンド施設の位置づけに関する検討を行った。

２．平成元年度までの調査結果

2.1　水生生物を利用した水質浄化に関する文献調査

水生生物を利用した水質浄化に関する文献調査を行い、水生生物の生長特性、栽培管理及び浄化効果等の既往の研究を整理した。「水生生物は、用水路の流水機能を阻害するため、環境の悪化を引き起こすという一面を持つ。その反面、水生生物、特にホテイアオイは、繁殖力が旺盛であり、栄養塩類の吸収効率が良いことから、水質の浄化に利用することが可能である。水生生物は、その生長過程において気象条件等の自然環境の影響を強く受けるため、個々の植物の特性をふまえつつ、対象とする環境に最適な植物種の選定手法およびその管理手法に注目して調査を進

める必要がある。」

2.2 大型水生植物による水質浄化効果の検討

処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用い、調査を行った。調査対象は、浮漂性植物としてホテイアオイ、また、沈水性植物としてクロモを用いた。この調査によって、以下に示される結果を得た。

① ポンド施設実験槽内流況特性

トレーサー調査を行い、槽内の流況特性の把握を試みた。その結果、槽内には短絡流が発生していることが確認された。また、各槽の流出パターンをデルタ応答と仮定して、槽列モデルで解析した。その結果、実験槽は、室数が1～2に相当する特性を持っていることがわかった。

② ホテイアオイの生長速度

ホテイアオイは、その密度が0.8kg-dry/m^2程度までは指数関数的に生長し、夏期の生長速度係数は0.05[day^{-1}]を上回った。また、ホテイアオイの生長速度と日射量の間には正の相関が認められた。しかし、滞留時間を12時間から48時間まで変化させて生長速度を比較したところ、明確な差異は生じなかった。

③ 水生生物による水質改善

滞留時間を12時間とした調査では、クロモ、ホテイアオイともに窒素・りんに対する目立った浄化効果はなかった。しかしながら、ホテイアオイを用い、滞留時間を48時間に延長した結果、浄化効果は増大し、繁殖力の強い夏期においては、かなりの水質改善効果を得ることができた。

ホテイアオイの窒素、りん及びカリウムの含有量は、茎葉の方が根よりも高い値を示した。また、クロモは、ホテイアオイよりも、窒素・りんの植物体含有量が多く、DOの増加にも寄与することが示唆された。ただし、クロモは、栽培管理面での問題がありポンド型の施設には必ずしも適さないことが明かとなった。

DO及びpHは、ホテイアオイ槽よりも藻類の繁茂しているクロモ槽及びコントロール槽で高く、特に、昼間上昇する傾向があった。逆に、ホテイアオイ槽ではDO、pH共に低く、日変化も小さかった。

④ 流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響

水中の栄養塩濃度の違いは、植物体中の栄養塩含有量に対してほとんど影響をおよぼさなかった。また、ホテイアオイの、栄養塩濃度に由来すると考えられる生長制限限界値は、全窒素で約2mg/l、全りんで約0.15mg/lであった。ただし、実験を行った昭和63年度は、日射時間が短い、気温が低い等の、一般性を欠く気象条件となり、無条件にこの値を応用することには無理があると考えられる。

⑤ 日射量が水生生物の水質浄化能に与える影響

日射をある程度遮光すると、ホテイアオイの生長が抑制された。日射量の違いは、ホテイアオイ中の栄養塩含有量に対しては、明確な影響をおよぼさなかった。

⑥ 複数の水生生物を用いた水質浄化

植生の違いは、栄養塩除去能に対して大きな影響を与えてはいないようであるが、ホテイアオ

イと共にクロモを植えた槽における栄養塩除去が比較的良好に行われた。

⑦ 実験槽内で形成される生物相

槽内に出現するプランクトンの出現種数は、植物プランクトン・動物プランクトンとも20～30種程度で明確な差異は見られなかった。また、底生小動物調査を行った結果、実験槽中には、ある程度の有機汚濁に耐え得る種類の小動物が多く生息していることがわかった。

⑧ ホテイアオイの通年生長実験

ホテイアオイは、下水処理水のように冬期でも水温の高い（15℃前後）水を用いることにより、簡易な保温施設内であっても越冬させることができた。

2.3 藻類の除去に関する検討

① 日射量が藻類の生長速度に与える影響

日射をある程度遮光することにより、藻類の生長を抑制することができた。特に、80%程度の遮光を施した場合、この効果は顕著であり、施設周辺部の植栽の工夫により藻類発生を抑制することの可能性が示唆された。

② 水生生物による藻類除去

ハクレン（コイ科）は、小型のポンド型施設の藻類除去には不向きであった。フナやワキンは、Spirogyra(アオミドロ)、Stigeocloniumの長糸状形の藻類の除去に適していた。

2.4 ポンド施設の修景化に関する検討

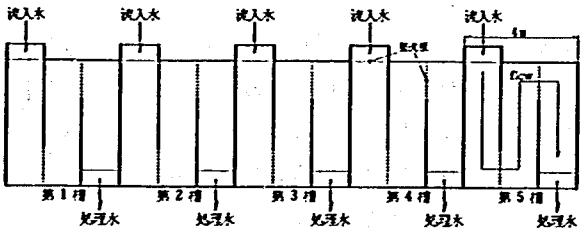
植生ポンド型施設を修景・親水利用目的施設として計画する場合、施設の構造と導入すべき処理水水質の両面からの検討が必要となる。

3．平成２年度の調査結果

3.1 植生ポンドの浄化機能調査

3.1.1 実験施設の概要

実験は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内に設置した水生生物利用ポンド施設において行った。ポンド施設の概略を図-1に示す。施設は、防水加工を施した鉄筋コンクリート製であり、合計５槽の実験槽から成っている。各槽の大きさは、長さ、幅及び高さがそれぞれ４m、４m及び１mである。各実験槽は、短絡流を防ぐため、コンクリートブロックによる仕切り壁と整流板を用いて３区画に分けられている。流入水は、高度処理水（急速ろ過水）である。流入水量はバルブで調整した。槽内水深は、流出側をオーバーフロー式とすることで設定した。



図－１ ポンド施設概略図

3.1.2 調査内容

ポンド施設を用い、表-1に示す実験条件を設定した。２年度は、実験槽の水深がホテイアオイの浄化特性におよぼす影響について検討することを目的としている。これは、異なった水深とすることにより、施設に流入する高度処理水とホテイアオイの根との接触効率が変化し、栄養塩除

去への影響の発生が予想されることから設定したものである。実験では、流入水量を等しくしているため、水深によって滞留時間が異なる（第3槽～第5槽）。このことから、水面積負荷は異なるが、滞留時間を4槽、5槽に対応させた条件を設けた（第2槽、第1槽）。

3.1.3　調査結果

元年度までの調査結果をもとに、調査期間中、ホテイアオイが指数関数的に生長したものとして、生長曲線を次式で表すこととする。

$$Wt = W0 \cdot \exp(\lambda \cdot t)$$

ここで、

Wt：t日後の現存量[kg-dry/m^2]、

W0：初期現存量[kg-dry/m^2]、

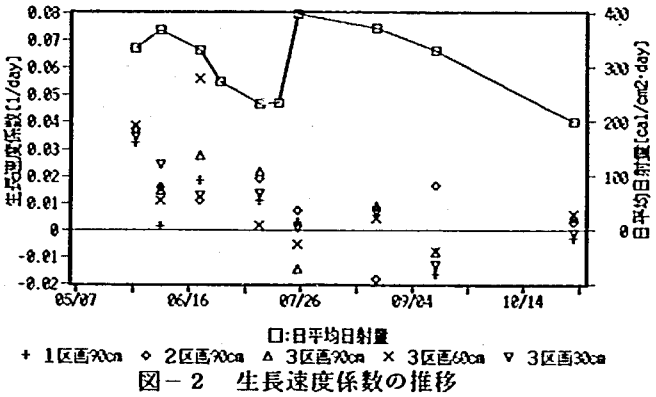
λ　：生長速度係数[day^{-1}]、

t　：経過時間[day]　　である。

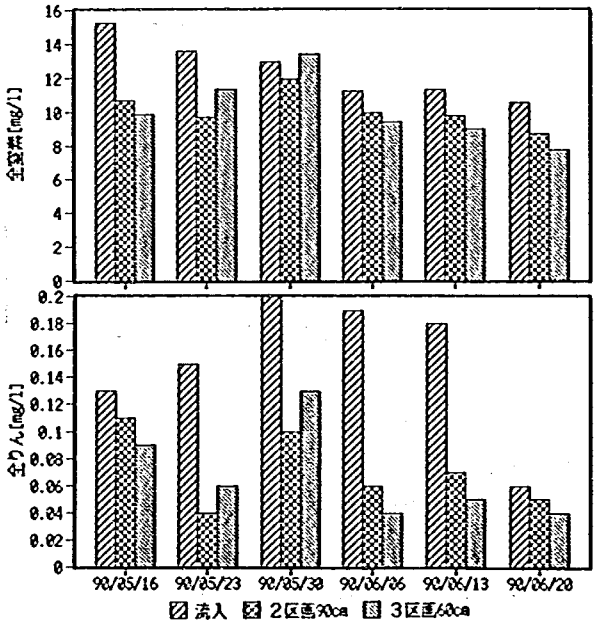
この生長速度係数を用い、ホテイアオイの生長の推移を図-2に示す。本来、生長速度係数は生長期間に対して定義されるものであるが、ここでは生長期間の最終日（湿重量測定日）にプロットした。実験槽内のホテイアオイは、5月下旬から枯死する個体が目立ち始めた。そして、7月中旬以降、実験施設全般にわたって生長速度が極度に低下した。この現象の原因としては、①ホテイアオイが病気になった、②流入水（高度処理水）中にホテイアオイの生長を抑制する物質が混入していた、③ホテイアオイの生長に必要となる物質の供給量が少なかった、④同じ起源の株を長く用いていることによりホテイアオイの増殖能力が低下した、⑤5月下旬の暑さでホテイアオイが弱った、⑥5月下旬から6月にかけての湿重量調査でホテイアオイが損傷を受けた、等が考えられる。特に①（ホテイアオイの色がぬけるという現象が頻発した）、③（りんの濃度が全般的に低かった）、⑥（初期

表－1　ポンド施設運転条件

	水生生物			水深	滞留時間
	1区画	2区画	3区画		
第1槽	ホテイアオイ	－	－	0.9m	16hr
第2槽	ホテイアオイ	ホテイアオイ	－		32hr
第3槽	ホテイアオイ	ホテイアオイ	ホテイアオイ		48hr
第4槽	ホテイアオイ	ホテイアオイ	ホテイアオイ	0.6m	32hr
第5槽	ホテイアオイ	ホテイアオイ	ホテイアオイ	0.3m	16hr



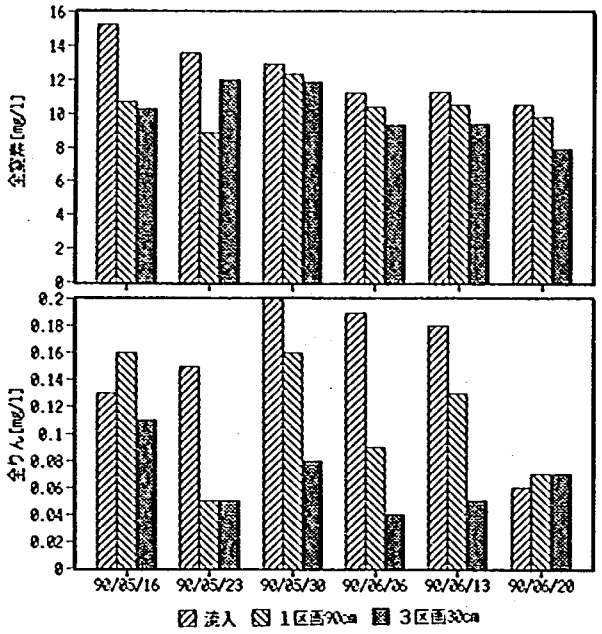
図－2　生長速度係数の推移



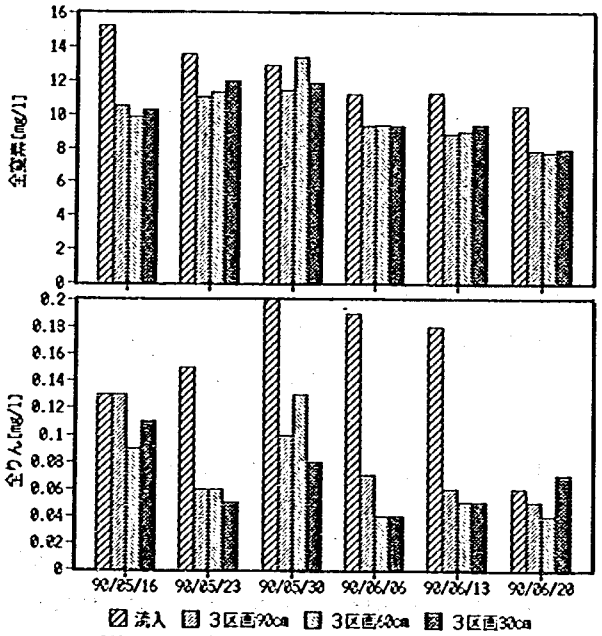
図－3　水深(60cm)と水面積負荷の影響

は0.5kg-dry/m²を上限とした管理を行おうとしていた）の可能性が高いと思われるが、現在のところ、明確な原因は明らかになっていない。

７月以降のホテイアオイの生長が思わしくなかったため、６月までの水質分析結果に基づき、水深が栄養塩除去能におよぼす影響を検討する。図-3,4に、滞留時間を等しくした槽を対照とし、全窒素、全りん濃度を示す。水深の浅い、３区画使用・水深60cm、３区画使用・水深30cmの方が、流出水中の栄養塩濃度が低い場合が多い。図-5に、水面積負荷を等しくした槽を対照とし、全窒素、全りん濃度を示す。全窒素濃度の結果からは、滞留時間の長い３区画使用・水深90cmの条件での除去量がやや多いようである。一方、全りん濃度の結果からは、水深の浅い条件の方が除去量が多い。これらのことから、施設の栄養塩除去特性に及ぼす水深の検討が必要であり、この数年本調査で使用してきた滞留時間48時間、水深90cmという条件よりもより適切な条件が存在する可能性がある。残念ながら、７月以降の実験が満足に行えなかったことにより、水面積負荷と滞留時間の双方を同一とする条件の設定ができなかった。



図－４　水深(30cm)と水面積負荷の影響



図－５　水深と滞留時間の影響

3.2　水生生物の処分に関する調査

水生生物利用ポンド施設を用いた水質浄化を行う場合、水生植物の収穫方法及び処分・再利用方法の検討を行う必要がある。２年度は、生長した植物体の処理方法として、コンポスト施設への植物体投入に着目し、調査を行った。

実験には、ホテイアオイを数cmに切断したものと前記処理場のコンポスト施設投入直前の脱水汚泥を用いた。双方を、２０l容器に１５l程度となるよう混合して投入し、２l/minで空気を通気した。そして、１週間に１回程度の切りかえし操作を行い、約２ヶ月継続した。

表-2に実験条件を示す。実験１は、乾燥を行わないホテイアオイと脱水汚泥との混合比に着目

している。実験Ⅱは、混合比（乾燥時）を一定とし、ホテイアオイの含水率に着目した設定となっている。その結果、両実験とも、水分の多い条件ではかびが発生した。即ち、植物体含水率、投入量に限界があり、場合によっては、コンポスト施設が機能しなくなるという事態を招く危険性があることがわかる。また、コンポスト臭が発生してはいても、汚泥がコンポスト化しているのであり、ホテイアオイの繊維は実験終了時においても腐くはならなかった。このことから、ホテイアオイのコンポスト化には、汚泥のコンポスト化と比較し、より長時間を要する可能性のあることがわかる。

表－2　ホテイアオイ堆肥化実験の実験条件

実験Ⅰ				実験Ⅱ			
乾泥比		含水率		乾泥比		含水率	
汚泥 : ホテイアオイ		汚泥	ホテイアオイ	汚泥 : ホテイアオイ		汚泥	ホテイアオイ
汚泥のみ		44.5%	94.4%	汚泥のみ		73.6%	－
200	1			20	1		5.9%
100	1						55.0%
40	1						94.1%

処理場の汚泥系で、ポンド施設から除去された植物体を処分する場合、施設能力に起因する量的な制約を受けると考えられる。前記処理場を例として試算する。放流水量27036[m³/day]⁽²⁾、全窒素濃度11.3[g-N/m³]⁽³⁾、植物体固形物含率0.059[g-dry/g-wet]、窒素含有量0.03[g-N/g-dry]という値を用い、放流水中の全窒素をホテイアオイによって固定したと仮定すると、1日あたり約173[t-wet]のホテイアオイを除去することとなる。含水率が94.1%の植物体を乾燥させることなく処理場の汚泥系で処理する場合、コンポスト施設への投入は不適切であると考えられる。そのため、天日乾燥等なんらかの方法で植物体含水率を50%とすることにより、約20[t/day]の植物体をコンポスト施設に投入すると仮定すると、処理場で発生する脱水汚泥量14.2[t/day]（含水率81.6%）⁽³⁾の1.4倍量となる。表-2に示した実験で採用した比率と比較しても、コンポスト化という点からは非現実的な比率であると思われる。従って、少なくとも計算対象とした処理場に関しては、"放流水中の全窒素を植物体に固定する"かつ"現有の汚泥系で植物体を処分する"という方針が成立し得ないと考えられる。

3.3　ポンド施設の修景化に関する検討

3.3.1　調査内容

本調査では、主に栄養塩除去目的施設として植生ポンド型施設を位置づけてきた。しかしながら、今後、親水機会の増大にともない、修景・親水利用目的施設として植生ポンド型施設が計画されると予想される。従って、親水施設としてポンド型施設を計画する場合の留意点について検討する必要がある。2年度は、植生ポンド型施設の修景化手法、設計計画について検討し、下水処理場実施設内を修景・親水公園化する場合を想定したモデル設計を行った。

3.3.2　調査結果

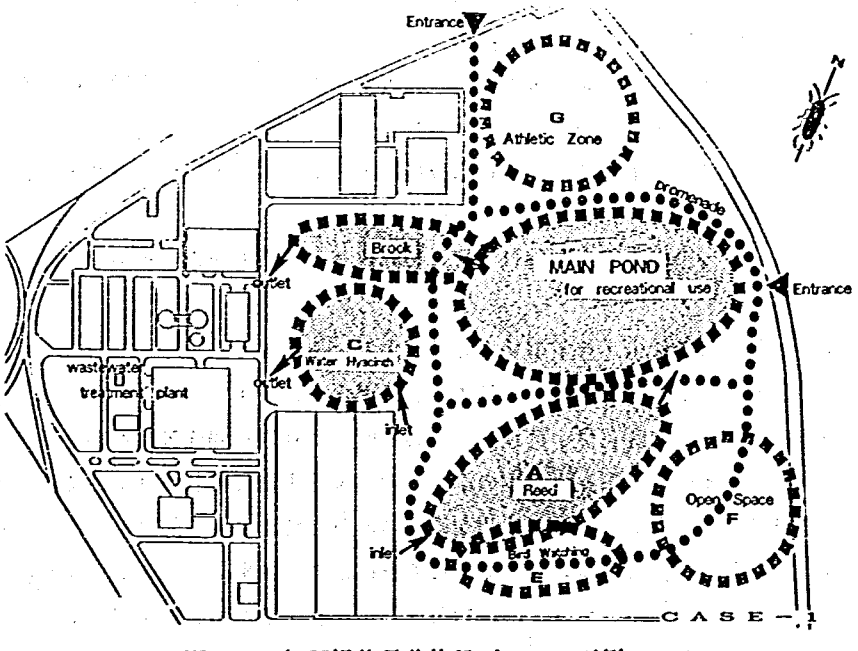
植生ポンド型施設の持つ機能を表-3に示す。植生ポンド型施設は、水質浄化の機能に加え、大型水生生物を利用していることから、修景素材としての役割を受け持つことができる。そのため、処理場内の親水化を図る場合に、修景効果のみならず水質浄化を期待できる単位要素として位置

づけることができる。しかし、下水処理場からの処理水全量を、ホテイアオイ等を用いた植生ポンド型施設で処理するためには広大な敷地が必要となることから、処理場の修景化を行う場合には、逆効果になると考えられる。前記処理場を例にとり、前記の値に加え植物体の生長速度係数(λ)0.02[day^{-1}]、および植物体の繁茂密度の上限値800[g-dry/m^2]という値を用いて試算すると、放流水中の全窒素をホテイアオイによって固定し、毎週植物体の除去を行うと仮定した場合、約68[ha]の植生ポンドが必要となる。これは処理場の現有敷地面積15.6[ha][4]の約4倍の面積であり、処理水全量の処理は困難であると思われる。従って植生ポンド型施設は、処理施設としてよりも処理場内の修景施設としての機能に重きをおくべきであると考えられる。ただし、処理場の規模によって植生ポンド型施設の位置づけは自ずと変化すると考えられる。処理量に比べて、施設内での修景施設に大きな面積を割り当てることができる場合は、植生ポンド型施設の浄化効果をある程度期待することができる設計も可能であると考えられる。

表－3　植生ポンド型施設の機能

機能分類	BOD除去 目的施設	栄養塩除去 目的施設	修景・親水利用 目的施設
機能	水生植物の持つ酸化能及び浮遊物除去能を利用し、BODの除去をはかる。	水生植物の生長にともない、水中栄養塩を植物体として固定化する。	生態系が豊かとなり、自然の状態をより多く再現する状態となる。

処理場内の修景化は、修景施設用単位要素の合成であると考えることができる。池型施設を構成する単位要素としては、島、噴水、橋、水底構造のような構造的要素や、ホテイアオイ等の浮標性水生生物の他に、沈水性植物（クロモ等）や抽水性植物（アシ等）、魚類、水鳥等の水生生物が挙げられる。水路型施設の単位要素としては、せせらぎ、滝、水車等や魚類が挙げられる。水辺部施設としては、護岸構造（蛇かご、乱杭、草止め等）、花壇等が挙げられる。また、周辺施設としても、樹木、散歩道、広場等が単位要素として考えられる。これらの施設及びその単位要素の持つ機能を相補的に組み合わせることにより、修景化を行うことが可能であると考えられる。



図－6　処理場修景化施設ゾーニング例

下水処理場実施設を想定し、処理場内を、植生ポンド型施設を含めて修景化することを

主目的としたモデル設計を行った。想定した処理場は、現在処理水量６万㎥/日、敷地面積60ha程度の比較的規模の大きな処理場である。ゾーニング図を図-6に示す。水の流れは、浄化目的系と親水目的系の二系に大きく分かれる。処理水６万㎥/日のうち、0.7万㎥/日は浄化目的系への供給水として、0.7haのホテイアオイ池（夏期：全窒素除去率20%、全りん除去率40%）に送水され、放流される。3.3万㎥/日は親水目的系への供給水として、アシ原（３ha、全窒素除去率10%[5]、全りん除去率10%[5]）に送水される。送水された処理水は、アシ原を通り、中央の池（沈水植物池）に流入し、小川を流れて放流される。アシ原は浮遊物質の除去効果のみならず、自然観察・散策等の親水活動の場として、中央の池は、ボート乗り・魚釣り等の親水活動の場として、小川は、水遊び等の親水活動の場として設定した。親水目的系に関しては、美観の維持、水生生物の飼育等のための補完的方策・管理上の配慮が要求される。例えば、中央の池の前段に、水生生物飼育のための、アンモニア性窒素除去構造が設置される必要があると思われる。また、小川では、岸の樹木で日射を遮ることにより藻類の発生を抑える等の配慮が必要であると考えられる。

４．まとめ

水生生物を用いた高度処理水浄化実験および水生生物処分実験を行った。また、ポンド型施設の修景化に関する検討を行った。以下に結果をまとめる。

1) 植生ポンドの浄化機能調査

実験槽の水深がホテイアオイの水質浄化能に与える影響

○ 滞留時間と流入水量が同じであれば、水深の浅い方が、処理水中栄養塩濃度が低くなった。ただし、６月下旬から８月中旬にかけての、最も繁殖力が旺盛であるべき時期の結果が得られていないため、明確な結果が得られたとは言いがたい。

2) 水生生物の処分に関する調査

ホテイアオイをコンポスト施設へ投入することを想定した実験を行った。

① ホテイアオイの繊維をコンポスト化するには長時間を要する。

② ホテイアオイの持ち込む水分量によっては、汚泥のコンポスト化に支障を来す可能性がある。

3) ポンド施設の修景化に関する検討

下水処理場実施設内を修景・親水公園化する場合を想定したモデル設計を行った。

５．おわりに（植生ポンド型施設を計画するにあたって）

一般的に、ポンド型施設の設計では、まず水面積を決定することになる。水面積は、除去目的物質の負荷量、植物体含有量、植物体の生長速度、刈り取り頻度等に影響を受ける。本調査で主に用いたホテイアオイは、大型水生植物の中でも栄養塩除去能に優れた種であるが、下水処理場からの流出水の全量処理に関しては、平衡論的な試算のみから考えても、施設面積上の制約により実現は困難である。このため、全負荷量の処理ではなく負荷量の一部を処理することを前提とする設計が主となる。一般的に、各処理場における面積的な上限が存在するため、植生ポンド型施設の水面積は自ずと決定されることとなる。したがって、植生ポンド型施設の設計では、栄養塩除去能から水面積を決定する

場合は少なく、すでに決定された水面積で除去可能となる栄養塩量から、受入れ負荷量を決定する作業となる。また、施設設計にあたり、①植物体の増殖速度が季節、天候等の要因で不安定であること、②施設からの植物体除去等の施設管理が困難であること、③施設から除去された植物体の処分が容易でないこと、等を看過することはできず、これらへの対策を講ずる必要がある。特に③に関しては、処理場への返流水に可能な限り影響を与えない方法を選択すべきであることから、熱等による乾燥の後、コンポスト化処理又は焼却処理を行うことが適当であると考えられる。そのため、多くの場合、植物体の処分に関連する施設の増設が必要となる。

植生ポンド型施設は、栄養塩除去機能に加え、修景・親水利用目的施設としての機能を持つ。そのため、処理場の修景化を図る場合には非常に有益であると考えられる。よって、植生ポンド型施設を計画する場合には、処理場全体の修景化に関する配慮も十分に行うべきである。

植生ポンド型施設は、管理の容易さへの期待から導入が検討される傾向にある。しかしながら、施設が所期の能力を発揮するためには、植物体の除去・処分に関する管理が非常に重要な位置を占めることとなる。したがって、植物種を決定する段階で、栄養塩除去能に加え、管理面からの検討を行う必要がある。場合によっては、植物体を用いた製紙、花弁としての流通等による間接的な処分を行うことも可能であると考えられることから、処分法を優先した植物種の選定も必要である。また、植物体が公共用水域に漏れ出すことはできる限り避け、処理場内での管理が可能である範囲で植生ポンド型施設を実施するべきである。なお、植生ポンド型施設の、処理水の緩衝機能にのみ着目する場合は、簡易な管理で十分であるが、藻類等の発生の抑制策を講じる必要があると考えられる。

参考文献

(1)青山　勲,"水生生物を利用した水質改善",用水と廃水,24,87(1982)
(2)"Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater treatment",EPA Design Manual,EPA/625/1-88/022,(1988)
(3)"霞ヶ浦湖北流域下水道維持管理年報(施設管理編・水質管理編)　昭和63年度",pp.1～41,茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所
(4)"昭和63年度版　下水道統計　行政編",Vol.45,No.1,p.262,日本下水道協会
(5)"湖沼の総合的水管理技術の開発報告書",p.314,建設省(1988)

７．し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査

三次処理研究室　室　長　高橋正宏
研究員　南山瑞彦
奥井　淳

1. まえがき

全国の市町村は、何らかの形でし尿、浄化槽汚泥の処理処分を行っているがそのための財政負担は小規模な自治体ほど厳しいものとなっている。近年、これらの自治体においても下水道が続々と供用開始されており、し尿処理と下水処理の二つの事業を行うことにより、財政的負担は更に増加するものと考えられる。このため、し尿等を下水処理場で処理することによって、経費の削減を図りたいという要望が強くなっているが、下水処理場を適正に運転するためには慎重な対応が必要となろう。
なお、昭和４７年８月７日の厚生省環境衛生局長、建設省都市局長通達により処理区域内のし尿は全量下水処理場に受け入れるよう処置するものとされ、五箇年計画の整備予定区域内のし尿については処理場を先行整備することにより受け入れ可能とされている。

本研究はこのような全国的要望に対処するため、下水道としての技術的受け入れ指針、適正な受け入れ方法を確立するため平成元年度より着手された。

2. 研究目的

本研究では、し尿等の投入が下水処理場の運転に与える影響を調査し、問題点を抽出する。また、浄化槽の普及により浄化槽汚泥の投入割合が増加しており、以前のし尿の性状との隔たりが大きくなっていると考えられるため、最近の汲み取りし尿、浄化槽汚泥の性状を把握しなければならない。

これらの基礎的情報を整理した後、し尿等投入の影響を実験的に評価するものとする。我が国の下水処理方法の殆どは、標準活性汚泥法であるが、小規模な処理場においてはオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、回分式活性汚泥法の採用が増えている。このため、各処理法の運転条件ごとにし尿等の受け入れ限界負荷量を把握する必要がある。また、処理施設の簡易な改造によって循環式硝化脱窒法、嫌気好気法、更には固定化担体を利用した硝化脱窒法なども適用の可能性があり、これらの限界負荷量も明らかとする必要があろう。

湖沼法の規制地域ではＣＯＤの、水質汚濁防止法の総量規制を受ける地域ではリン、窒素、ＣＯＤ等への対応が必要であるが、し尿等の投入によりこれらの負荷は大幅に増加するため、処理方式の見直しが必要であろう。し尿等投入は永続的なものではないため、施設の簡易な変更で対応できる処理方式の開発が要求される。

3　平成元年度までの調査結果

本調査は平成元年度より開始された。元年度の成果をまとめると以下の通りである。

(1) し尿などの性状の取りまとめを行い、最近の値として BOD 8,000mg/l, NH_4-N 2,000mg/l、アルカリ度 9,000mg/l等の値を得た。

(2) し尿などの嫌気性消化脱離液は BODは 1,000～3,000ng/lに減少するが、アンモニア、アルカリ度などは元し尿とほとんど変わらない。

(3) 人工的に調整したし尿混合下水を用いた実験により、標準活性汚泥法では低水温期にはアンモニア過多による処理水窒素性BODの増加が、高水温期にはバルキングがし尿投入率が低くとも起こる可能性があることが示された。

(4) 同じ実験より循環法の導入により、し尿投入率を増加させ得ることが示された。

(5) また、結合固定化循環法も、循環法と同様の効果が期待でき、処理時間を短縮できる可能性があった。

(6) 実際のし尿、下水を用いた処理実験を開始したがその評価は来年度以降の実験に待たなければならない。

4. 平成２年度の調査内容

4.1　調査方法

4.1.1　人工下水を用いた結合固定化循環法の可能性の調査

昨年度の人工下水を用いた調査によって、結合固定化循環法の導入により、アンモニア性窒素負荷の増大によって引き起こされる処理水中の窒素性ＢＯＤの増加や、活性汚泥のバルキングが防止できる可能性が見いだされた。ただ、昨年度の結果のなかに３０℃の高水温期において結合法の硝化速度が浮遊法より劣るという結果が得られたが、これは馴致期間が充分取れなかったためであると判断されたため、昨年と同様の方法で３０℃における実験を行った。人工し尿の投入率は0%～1.0%まで28日間かけて馴致させた後、30日間1.0%で運転し、その後回分実験で硝化速度、脱窒速度を求めた。また、昨年度のデータから、処理方式別の汚泥沈降性の評価もおこなった。

4.1.2　人工下水を用いた結合固定化法による仕上げ処理

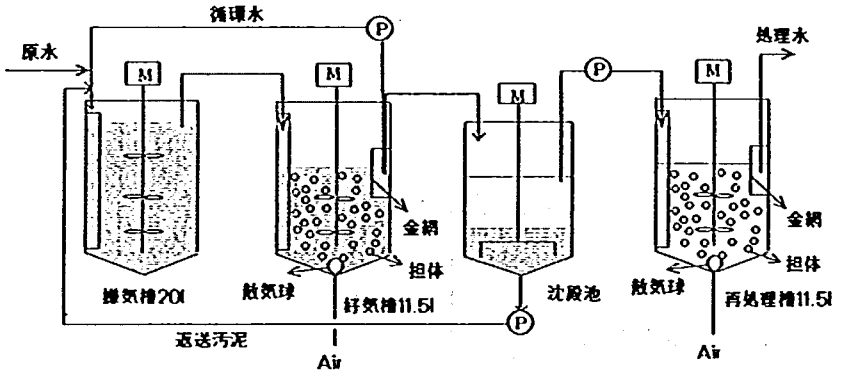
し尿投入を行った場合の問題点は①処理水中にアンモニアが残留するための窒素性ＢＯＤの検出等、処理水ＢＯＤの悪化、②難分解性ＣＯＤの残留、③処理水の着色、④バルキングの発生、を挙げることが出来る。このうち①～③については、標準活性汚泥法の処理水をうけて、更なる生物処理を行うことによって改善される可能性がある。また、④については標準活性汚泥法の運転モードを、たとえば嫌気好気法などに替えることによって回避することも考えられる。

このため、人工下水を用いるという制約はあるものの、以下のシステムを組んで、その処理能力を判定する実験を行った。実験装置は図－１に示す通り結合固定化循環法の仕上げ処理として更に結合

固定化法の好気性流動床を導入したものである。好気性流動床では、固液分離機能が無いため最終処理水の評価は溶解性成分に付いて行うものとした。ただし、人工下水を用いている関係上、通常の負荷条件では前段で処理が完了してしまうため、表－1に示したように結合固定化循環法の全滞留時間を3時間と極端に短くして、後段にある程度の負荷がかかるよう考慮した。用いた人工下水、人工し尿の組成は昨年度と同様である。なお、実験は20℃の恒温室内で行った。

系列名	循環法	再処理槽		
処理方法	結合固定化循環法	1系列 結合固定化担体法	2系列 結合固定化担体法	3系列 結合固定化担体法
水理学的滞留時間(HRT)	3hr	6hr	3hr	3hr
固定化担体投入率	30% 見かけ体積	30% 見かけ体積	30% 見かけ体積	30% 見かけ体積
人工下水添加	——	——	——	BOD 30ppm

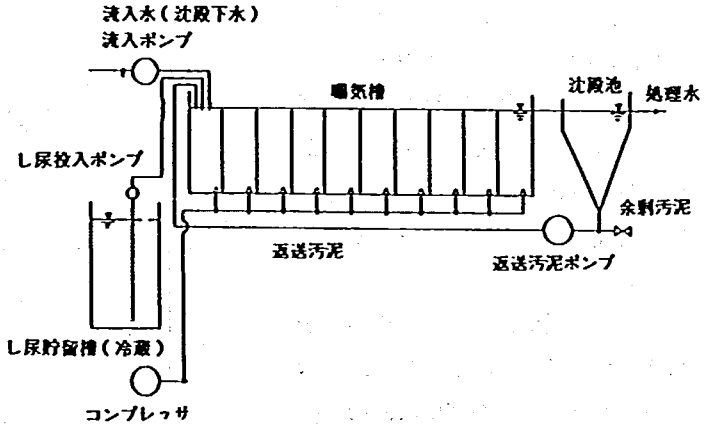
表－1　人工下水を用いた仕上げ処理実験装置の運転条件



図－1　人工下水を用いた仕上げ処理実験装置の概要

4.1.3　実下水、し尿を用いた結合固定化法の評価

昨年度より開始した実下水、し尿を用いた長時間曝気法と標準活性汚泥法の処理実験は、高水温期には実験装置上の限界し尿投入率においても比較的安定した処理成績を示した。この原因としては使用した下水、し尿ともかなり希薄なものであったことが挙げられた。このため本年度は、実験期間を低水温期に集中すると共に、その間段階的にし尿投入率を増加させ可能なかぎり広い負荷条件での応答を得ることとした。また、処理方式としては標準活性汚泥法と結合固定化法を比較することとした。実験装置は



図－2　実下水、し尿を用いた実験装置の概要

図－２に示す通り、昨年度と同様の装置を用いたが、結合固定化法の場合は曝気槽の各隔壁（１０槽に仕切ってある）の上端部１０cmをウエッジワイヤースクリーンに置き換えて、各槽内から担体が流出しないようにした。使用した担体は昨年度、人工下水の実験で用いたと同様のポリプロピレン性チューブ型担体であり、見掛け上の担体投入率は２０％である。装置の運転条件は表－２に示す通りで、担体を投入した以外は両系列とも全く同様の運転条件である。

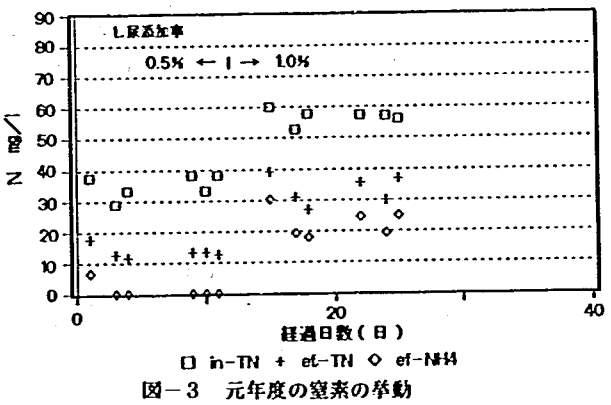
表－２　実下水、し尿を用いた実験装置の運転条件

条件	標準活性汚泥法	結合固定化法
曝気槽滞留時間　hr	8	
汚泥返送率　％	50	
し尿投入率　％	0.5～1.3	
MLSS管理目標　mg/l	2,000	
見掛け上担体投入率　％	0	20

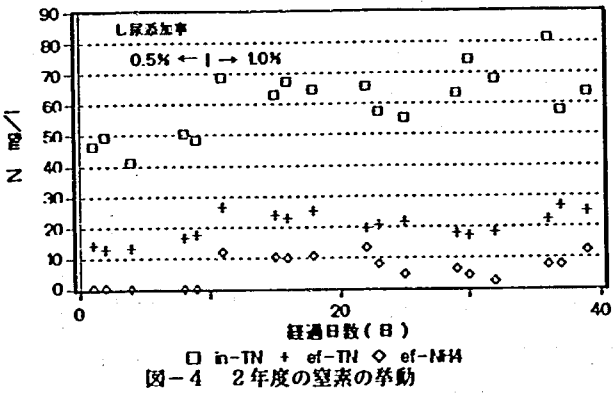
4.2　調査結果

4.2.1　人工下水を用いた結合固定化循環法の可能性の調査

図－３、４に平成元年度と２年度の30℃における結合固定化循環法の窒素の挙動を示す。元年度はし尿投入率を 1%に挙げたところ、図－３に示されるように処理水中にアンモニアが残留するようになった。２年度は１か月の馴致の後 1%に挙げたところ、若干のアンモニアの残留は認められたが、元年度に比べ良好な窒素除去率を示し、その状態が安定的に継続した。図－４中の37日目に回分実験にて硝化脱窒速度を測定し、元年度報告の表－７を修正したものが表－３である。なお、２年度は循環式硝化脱窒法も平行して運転し、その結果も表－３中に記載した。２年度の循環法、結合固定化循環法の K-N除去量はそれぞれ61.3, 52.7 mg/lであり、後者の好気槽滞留時間が前者の3/8であることを考慮すると、



図－３　元年度の窒素の挙動



図－４　２年度の窒素の挙動

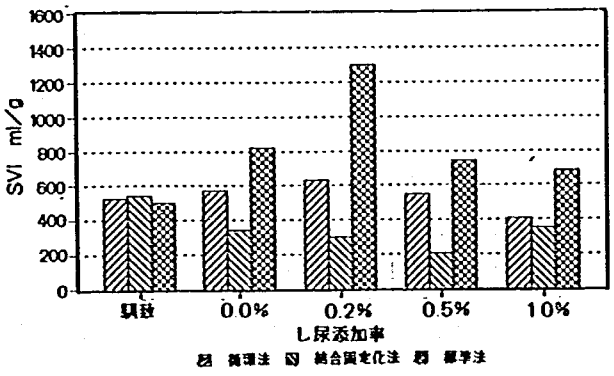
本年度の硝化速度が妥当な値と言える。

表－3　硝化、脱窒速度のまとめ

水温 (℃)	処理方法	硝化速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)	脱窒速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)
10	標準活性汚泥法	1.4	---
	循環法	0.9	2.68
	結合固定化循環法（担体有）	4.3	---
	結合固定化循環法（担体無）	0.35	4.10
20	標準活性汚泥法	4.4	---
	循環法	6.1	2.80
	結合固定化循環法（担体有）	4.4	---
	結合固定化循環法（担体無）	2.0	4.26
30	標準活性汚泥法	---	---
	循環法	6.24(11.0)	4.0 (3.9)
	結合固定化循環法（担体有）	12.9 (5.84)	---
	結合固定化循環法（担体無）	5.47(2.51)	5.1 (4.7)

（ ）内は平成元年度の値

元年度の20℃のデータをもとに、処理方式別の好気槽におけるＳＶＩを、し尿添加率をパラメータとしてまとめたものが図－５である。何れの添加率においても結合固定化循環法のＳＶＩが極めて低いことが明らかである。このときの、浮遊汚泥のMLSSは同法がもっとも高濃度であった。



図－５　処理方式によるＳＶＩの違い

4.2.2　人工下水を用いた結合固定化法による仕上げ処理

表－４に、100日間のＲＵＮ－１の運転結果のまとめを平均値として示した。通常の生物処理では除去できない難分解性有機物を分解する細菌の増殖には長時間を必要とすると考えられたため、馴致期間を入れると122日間の運転を行った。前段の結合固定化循環法は嫌気槽滞留時間 1.9時間、好気槽滞留時間 1.1時間という非常に短い処理時間であり、好気槽における BOD容積負荷は　3.14kg-BOD/m^3・日と、標準活性汚泥法の10倍の値であるが、処理水中の溶解性BODは 1.5mg/lで、溶解性有機物に関しては充分な処理が行われている。処理水中の溶解性CODは 11.8mg/lで、BODが充分処理されていることから見て、難分解性COD成分が大部分を占めると考えられる。

結果的に、結合固定化法を用いた仕上げ処理槽では、この難分解性COD成分を除去することは出来ず、滞留時間 6時間をとった１系においても溶解性CODは 1mg/lしか除去されていない。滞留時間 3時間の２系や、同じ滞留時間で微生物の増殖を促進させるためBODで30mg/l相当の人工下水を添加した３系ではかえって溶解性CODの増加が見られる。これは仕上げ処理槽内で NO_2^-が生成したり、新た

に添加した人工下水中の難分解性COD成分が加わったためである。

表－4　結合固定化法を用いた仕上げ処理のまとめ

項目	原液		結合固定化循環法			仕上げ処理槽		
	流入水	3系列添加水	嫌気槽	好気槽	処理水	1系列	2系列	3系列 BOD添加
MLSS	-	-	3030	3050	-	-	-	-
担体SS	-	-	-	2280	-	1000	1410	1850
pH	8.3	-	7.1	7.3	7.4	7.4	7.2	7.3
DO	-	-	0	2.0	-	7.4	5.4	4.4
SS	-	-	-	-	69	49	56	47
T-BOD	144	30	-	-	36.0	37.0	44.0	60.8
C-BOD	-	-	-	-	21.2	19.5	20.6	21.6
D-BOD	-	-	-	-	1.5	0.4	1.0	1.0
T-CODMn	105	20	-	-	39.1	28.6	34.8	31.3
D-CODMn	-	-	-	-	11.8	10.8	14.3	13.3
TOC	113	22	22	17	16	11	11	14
NO2-N	0.0	0	0.0	0.1	0.1	0.7	3.9	1.2
NO3-N	0.5	0	0.1	0.5	0.5	25.1	19.1	14.5
NH4-N	10.6	0	20.6	20.3	21.2	0.3	2.2	10.6
K－N	35.2	4.7	23.2	22.3	24.5	2.4	4.5	13.8
T－N	35.7	4.7	23.3	22.9	25.1	28.2	27.5	29.4

窒素、TOCはすべて溶解性　　pH以外の単位はすべてmg/l

難分解性COD成分の除去という点では、本実験は充分な成果が得られなかったが、興味ある知見を幾つか得ることが出来た。ひとつは結合固定化循環法を本例のように非常に高負荷で運転した場合の挙動である。表－4より明らかなように嫌気槽から好気槽にかけてNH_4^+-Nの濃度は殆ど変わっておらず、好気槽では硝化が進行していない。好気槽内には溶解性BODは殆ど無くなっていると考えられるが、溶存酸素濃度は 2mg/lと低く、嫌気槽内で生物体に取り込まれた有機物の酸化が専ら起こっているようである。硝化細菌は、このような高負荷では浮遊汚泥中で増殖することは難く、担体上での増殖が見られるものと期待したが、溶存酸素を浮遊汚泥との競合で利用しずらいため、増殖できなかったものと思われる。溶存酸素濃度を上げるために曝気量を増加させようとすると、槽内の撹拌がつよすぎて汚泥や生物膜の解体をまねいた。

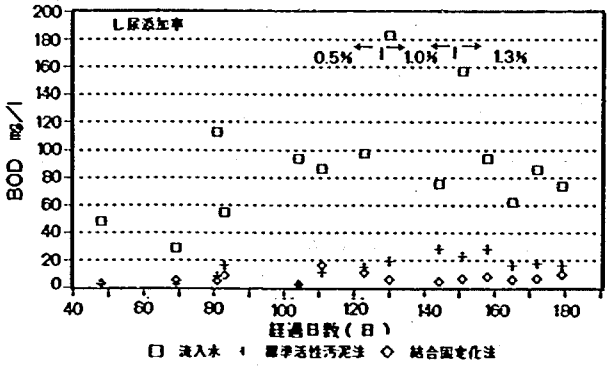
仕上げ処理槽（1系と2系）では、専ら硝化細菌の活動が支配的であった。2系におけるK-Nの減少量と、担体SS、3時間の滞留時間から担体上の汚泥の硝化速度を求めると 4.7mg-N/mg-SS·hrであり、表－3に示した20℃における各処理方式の硝化速度に匹敵する値となった。3系には、新たに30mg-BOD/lの人工下水を添加しており、溶解性BODはほぼ完全に除去されている。しかし、硝化に関しては硝化速度で1.9mg-N/mg-SS·hrと、2系の40%の能力しか示さなかった。

4.2.3　実下水、し尿を用いた結合固定化法の評価

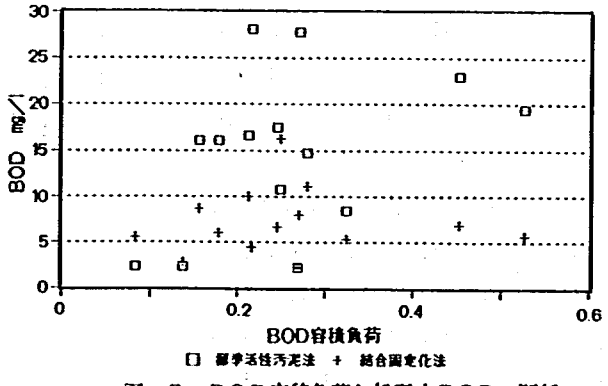
元年度の結果より、用いた実験装置、下水、し尿の組成では、高水温期にはかなりの負荷まで処理に悪影響を与えないことが示されたため、２年度は水温が15℃以下の低水温期に高負荷条件とする実験を行った。

BODは図－６に示すように、負荷量の増大と共に悪化した。図－７は BOD容積負荷と処理水 BODの関係を示したものであり、標準活性汚泥法にて処理水 BODを20mg/l以下に保つためにはBOD容積負荷を、0.25kg-BOD/m³・日以下にしなければならない結果となった。ただし、このデータには水温が 7℃以下に低下して水質が極端に悪化したときのものも含まれており、10℃程度の水温の場合には、この値は0.4程度まで上げることができよう。図－８は反応槽流出部の水温が15℃以下の状態で、し尿添加率を 0.5, 1.0, 1.3%と上げていったときの CODの挙動を示している。し尿投入率　1.3%で標準活性汚泥法の処理水CODが20mg/lを越えるようになった。このときのSSは6～12mg/lと通常の値であり、NO_2^--Nも最大で 2mg/lでCODの値に大きな影響を与える濃度ではなかったため、有機性D-CODが残留しているものである。COD容積負荷と処理水CODの関係を、処理方式をインデックスとして示したものが図－９である。処理水CODが20mg/lを越えるCOD容積負荷は、 7℃程度のもっとも厳しい水温条件で結合法は 0.16kg-COD/m³·日、標準活性汚泥法で 0.12 kg-COD/m³·日程度であった。

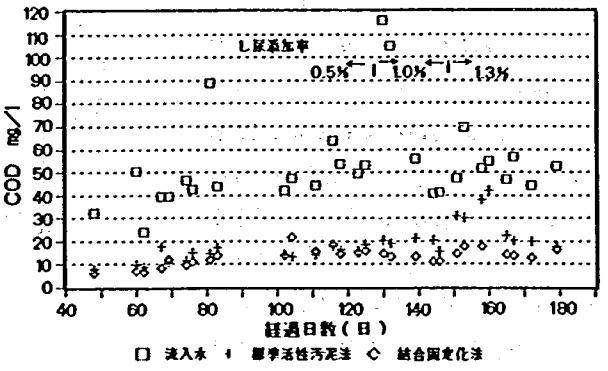
窒素に関しては、結合固定化法がより明白に優れた処理成績を示した。



図－６　BODの経時

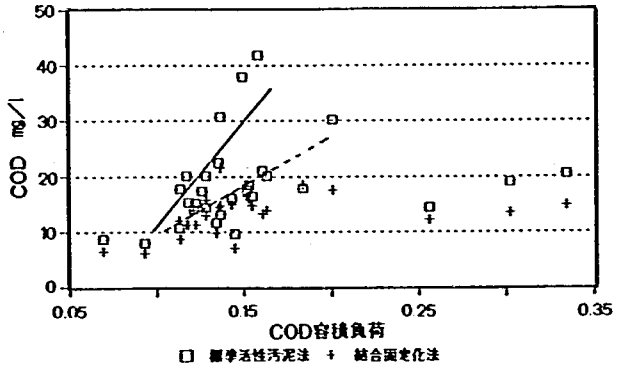


図－７　BOD容積負荷と処理水BODの関係

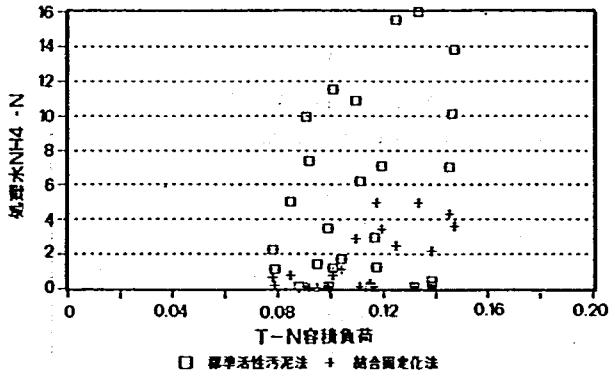


図－８　CODの経時

図－１０はT-N容積負荷と処理水アンモニアの関係を示したものである。T-N容積負荷 0.1kg-T-N/m³·日までは結合法はほぼ完全硝化を達成したが、活性汚泥法でははらつきが大きい。データを子細に点検すると、活性汚泥法で硝化が不完全なケースは、水温が10℃をきった場合や、流入アンモニア濃度が急激に上昇した場合に多く、言い換えれは結合固定化法はそれ等のショックに、強い耐性を有していると言うことになる。なお、し尿投入率 1.3%時の汚泥滞留時間（SRT）は活性汚泥法で 6.8日、結合法の浮遊汚泥で 8.7日となり、何れも低水温時に硝化が行える限界以下であった。（本報告書「固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査」参照）

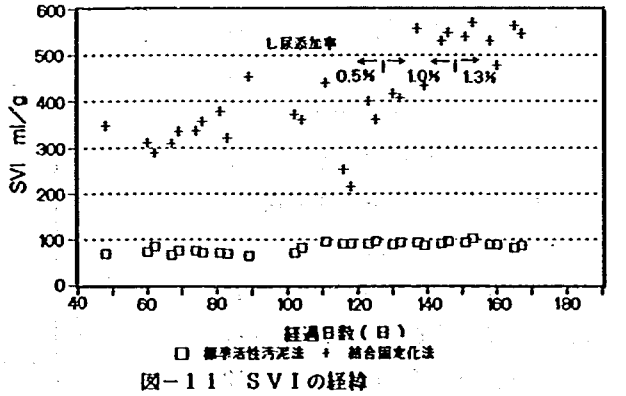


図－９　ＣＯＤ容積負荷と処理水ＣＯＤの関係



図－１０　T-N容積負荷と処理水NH_4-Nの関係

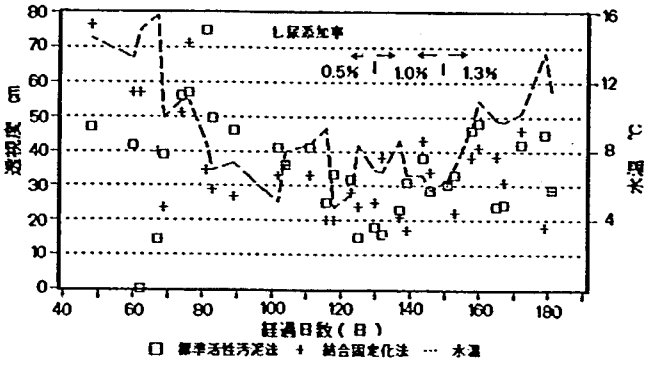
汚泥の沈降性、処理水の透視度について最後に触れたい。人工下水を用いた室内実験で、前段に嫌気槽を持たない完全混合型の実験装置を用いた標準活性汚泥法は、し尿投入率を上げるとバルキングのため運転不能になった（実際には、１段のセレクターを設けてあったが、段数が少なく効果が無かった[1]）。今回の実下水、し尿を用いた実験では、標準活性汚泥は曝気槽内が10槽に仕切られており、上流から下流の槽へはオーバーフローで流入するため完全な10槽直列の水理学的条件となっていた。一方、結合固定化法においては仕切り部分に担体分離用のスクリーンを設置したため、上下の槽を完全に仕切ることは出来ず、開口比４％の連絡口を開けたと同様の条件となった。図－１１は標準活性汚泥法と結合固定化法の浮遊汚



図－１１　ＳＶＩの経緯

泥の SVIの経緯を示したものであるが、押し出し流れに近い標準活性汚泥法が、非常に安定した SVIを示しているのに対し、結合固定化法はし尿投入率の上昇と共に SVIの悪化が見られる。後者で SVIが悪化した原因は、押し出し流れの水理条件から遠ざかったことに加え、小さな槽内で担体を流動化させるために大量の送気を行わざるを得ず、好気槽が更に完全混合槽に近くなったことや、撹拌強度が強すぎる為の汚泥フロックの解体
などであると考えられる。

図－１２は処理水透視度の推移であるが、経過日数の120日目当たりでもっとも透視度が悪化している。これは水温のもっとも低い時期にし尿投入率を1.3%まで上げた後に起こった現象である。その後の水温の上昇と共に透視度は若干改善されているが、両系列とも20～40cmであり、し尿投入による透視度の悪化は避けられないと思われる。



図－１２　透視度の経緯

5. まとめと今後の課題

平成２年度の成果をまとめると以下の通りである。

(1) 人工下水を用いた実験によると、結合固定化循環法は30℃、高負荷条件において12.9mg-N/mg-SS・日という高速の硝化速度を示した。

(2) 人工下水を用いた結合固定化好気性流動床による難分解性COD、着色成分の生物学的除去を試みたが、効果は少なかった。アンモニアの酸化に関しては、同法は4.7mg-N/mg-付着汚泥・日（20℃）という高い能力を示した。

(3) 実際のし尿、下水を用いて、標準活性汚泥法と、同法の曝気槽に担体を投入した結合固定化法の比較を行なった。15℃以下の水温で、処理水BOD,CODを20mg/l以下にする負荷条件をもとめたが、結合固定化法が1.3～1.6倍の負荷に耐えられた。硝化能力に関しては、活性汚泥法は低水温、アンモニアのショックロードに対し不安定であったが、結合固定化法は安定した硝化能力を示した。ただし、装置の形状のため汚泥の沈降性は後者が劣った。両法とも、透視度の悪化がみられた。

参考文献

1) Chudoba,J., P.Grau and V.Ottaba, "Control of activated sludge filamentous bulking-I. Selection of microorganismsby means of selector" Water Research, Vol.7, pp1389-1406, 1973

８．固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査

三次処理研究室　室　　長　髙橋正宏
主任研究員　森山克美
奥井　淳

１．はじめに

琵琶湖、霞が浦、東京湾などの閉鎖性水域の水質保全や、重要な水源となっている河川、湖沼の利水価値の保全のため、下水の高度処理は重要な行政課題となっている。特に水域の富栄養化防止という観点からりん、窒素等の栄養塩類の除去の普及が、今後の課題となっているが、現在、一般的な栄養塩類除去技術のうち、窒素除去のための循環式硝化脱窒法等は、比較的容量の大きな反応槽を必要とし、処理場の敷地面積に余裕の無い箇所においてはその適用が困難である。また、りんの除去についても、より効率的な手法の開発が待たれている。本調査は、建設省、総合技術開発プロジェクト「バイオフォーカスW．T．」にて開発された種々の微生物の固定化法を用いこれらの課題を解決しようとするものである。

２　研究の目的

微生物の固定化は、固定化の対象となる微生物のリアクター内における滞留時間を長くし、また他の細菌との競合に有利な状況をもたらす。その結果、対象微生物の濃度が高く維持され、反応速度の向上、処理の安定性等が期待できる。

本調査は、窒素、りん、あるいは窒素・りんを同時に除去する高度処理プロセスにおける微生物の固定化方法として結合固定化法と自己固定化法を選択し、菌体を固定化するのに適した材料、環境条件を検討するとともに、その固定化微生物を用いたリアクターに関する開発検討を行なうものである。調査は、平成２年度を初年度として開始した。

結合固定化法の導入においては、従来法に比べて経済性において、また技術的にも優位性が無ければならない。この優位性の一つとして反応槽容積、滞留時間が従来法より縮小できることが挙げられる。そこで、調査初年度である本年度は、高度処理プロセスとしては、硝化・内生脱窒法と嫌気－無酸素－好気法、及び循環式硝化脱窒法を対象プロセスとし、従来の浮遊状態の活性汚泥で処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行なった。次年度以降は、この結果をもとに、よりコンパクトな処理法に結合固定化法を導入し、プロセスの開発を実施することとなる。

自己固定化法はバイオフォーカスで新たに開発されたプロセスであり、３種類のリアクターが開発

されている[1]。この内、土木研究所でその原理を独自に開発した多段反転流式バイオリアクターは最初沈殿池、最終沈殿池を省略できるなど、省面積型リアクターとして有望であり、凝集剤の添加によって、効率的にりん除去を行なうことができる。ただし、酸素供給の方法に限界がある、装置の構成が若干複雑である等、改良すべき点もあるため、本調査のなかで、高度処理技術としての完成を図るものである。

3．高度処理プロセスに関する検討

3．1　硝化・内生脱窒法

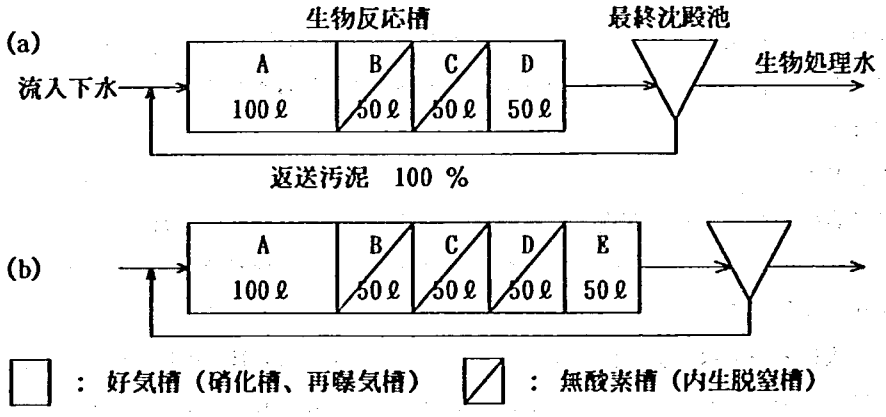
3．1．1　調査方法

本調査は、平成２年６月２０日より、１２月２５日まで行った。生物反応槽滞留時間（以下、滞留時間と記す。）、処理フローによって表－１に示す実験区分を設定した。

表－1　実　験　区　分

実験区分	期　　間	設定滞留時間(時間)	処理フロー
RUN-1	H.2.6/20～ 7/31	１２．５	図－１-(a)
RUN-2	8/ 3～ 9/ 4	8	-(a)
RUN-3	9/ 6～10/30	6	-(a)
RUN-4	11/ 1～12/25	8	-(b)

調査に用いたパイロットプラントの処理フローを図－１に示す。



図－１　硝化・内生脱窒法パイロットプラント処理フロー

生物反応槽のＡ槽は好気（硝化）槽、Ｂ～Ｃ槽は無酸素（内生脱窒）槽、Ｄ槽はＲＵＮ－１～３では好気（再曝気）槽、ＲＵＮ－４では無酸素（内生脱窒）槽、Ｅ槽は好気（再曝気）槽とした。流入下水は、湖東浄化センターの流量調整槽流出水である。

硝化槽末端ＤＯまたはＯＲＰによって吹き込み空気量制御を行い、再曝気槽は定量曝気とした。また、内生脱窒槽内は撹拌機による緩速撹拌とした。

その他主要な設定条件は、ＭＬＳＳは硝化菌の増殖を保持するＳＡＴを確保するための濃度、汚泥返送率１００％、硝化槽内ＤＯ、ＯＲＰは０．３～３．０㎎／ℓ、１００～１２０ｍＶとした。

３．１．２　処理結果

運転条件、処理結果の平均値を表－２、３に示す。

表－２　運転条件

	RUN-1	RUN-2	RUN-3	RUN-4
生物反応槽滞留時間(時間)	13.1	8.3	6.1	7.7
水温（℃）	27	29	24	16
流入下水量（ℓ／日）	460	731	981	916
汚泥返送率（％）	105	101	109	97.6
終沈水面積負荷(㎥/㎡·日)	3.7	5.8	7.8	7.3
終沈沈殿時間（時間）	2.9	1.9	1.4	1.5
余剰汚泥量（ℓ／日）	10.1	13.5	22.5	15.0
ＭＬＤＯ（㎎／ℓ）	0.3～0.8	0.2～1.0	0.1～3.3	0.1～5.0
ＭＬＳＳ（㎎／ℓ）	3210	3750	3230	4170
ＶＳＳ／ＳＳ（％）	81	81	83	85
ＲＳＳＳ（㎎／ℓ）	7790	7980	6080	10100
ＳＶＩ	121	100	190	141
ＳＲＴ（日）	17	16	9.2	19.5
ＳＡＴ(日)(再曝気槽含む)	10	9.6	5.5	9.8
BOD-SS負荷（kg／kg・日）	0.079	0.084	0.13	0.11
T-N-SS負荷（kg／kg・日）	0.026	0.027	0.035	0.025
制御パラメーター	MLDO	MLDO	MLDO,ORP	ORP

表－３　処理結果

	RUN-1		RUN-2		RUN-3		RUN-4	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
Ｐ　Ｈ	7.1	6.8	6.9	6.7	6.9	6.5	6.9	6.6
ＢＯＤ	140	5.4	110	7.8	100	7.4	160	17
ＣＯＤ	65	7.4	51	8.5	48	8.6	52	11
ＳＳ	290	8	130	14	140	14	150	19
Ｔ－Ｎ	46	8.4	35	8.5	29	9.4	35	7.3
Ｄ－Ｔ－Ｎ	31	7.5	25	7.6	21	8.4	27	5.5
NH4-N	20	0.9	18	0.4	15	0.2	20	0.4
NOx-N	0.3	5.3	0.3	6.5	0.3	6.2	0.3	5.0
Ｔ－Ｐ	6.2	1.9	5.2	1.9	4.3	1.6	5.4	2.1
PO4-P	1.8	1.8	1.8	1.6	1.3	1.3	1.5	1.6
アルカリ度	140	51	140	53	120	40	140	50

※　単位：ＰＨを除き㎎／ℓ

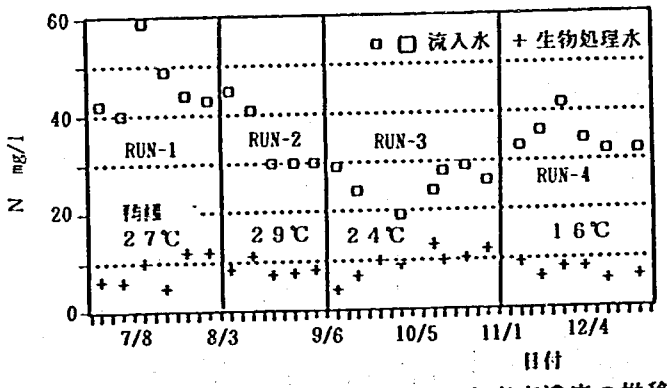
図－２にパイロットプラントの流入水と生物処理水の全窒素濃度の推移を示す。図中の水温は、各ＲＵＮにおける平均値を示している。

水温１６～２９℃、流入水全窒素２０～５０㎎／ℓ、生物処理水全窒素４～１２㎎／ℓであった。処理水全窒素濃度は、ＲＵＮ－３の後半で硝酸性窒素の残留が高く１０㎎／ℓを上回ることが続いたが、ＲＵＮ－４で無酸素槽を３槽に増やし、滞留時間を６時間から８時間としたことによって１０㎎／ℓを下回った。ＲＵＮ－３までの槽構成では、生物反応槽全容積に占める硝化槽容積の割合が高く

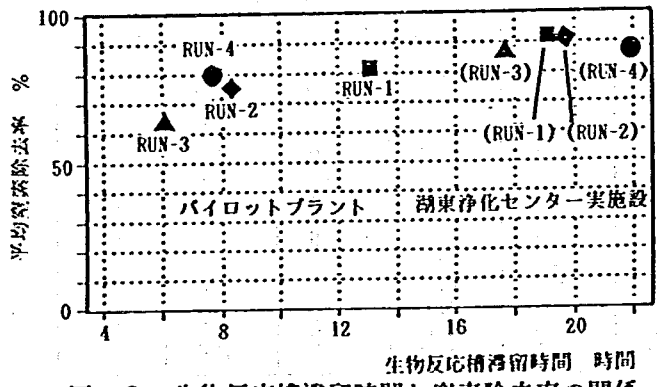
、その分内生脱窒槽での滞留時間の低下を招いていた。ＲＵＮ－４で構成した槽容積比は、硝化：脱窒：再曝気＝２：３：１であり、低水温期にも係わらず、処理水の全窒素濃度は１０㎎／ℓを下回り、良好な窒素除去が行われた。

各ＲＵＮと湖東浄化センター実施設（同一水温時の除去率を比較するためパイロットプラントの実験区分に対応して期間を区分、表示した。）における窒素除去率を図－３に示す。湖東実施設の滞留時間は１７～２２時間で窒素除去率８７～９２％、パイロットプラントでは６～１３時間で６４～８１％であった。特に、低水温期（図中●印）では実施設８８％、パイロットプラント８０％を示し、滞留時間がほぼ１／３となったにもかかわらず、窒素除去率は１０％弱の低下にとどまった。

以上の結果、本プロセスは、生物反応槽滞留時間８時間程度までは、固定化担体を用いる事無く、生物処理水全窒素濃度１０㎎／ℓを達成することが可能であることが明らかとなった。



図－２　流入水と生物処理水の全窒素濃度の推移



図－３　生物反応槽滞留時間と窒素除去率の関係

３．２　嫌気－無酸素－好気法

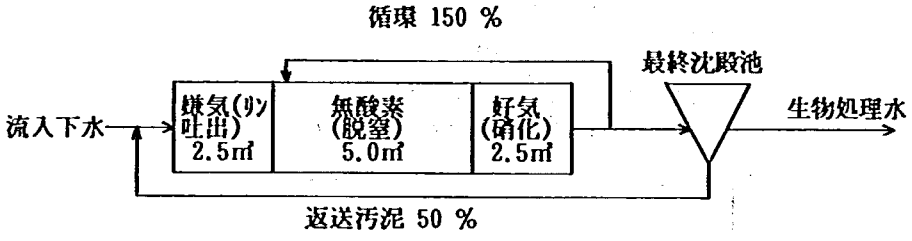
３．２．１　調査方法

調査は、平成２年７月３日より、平成３年１月２２日まで行なった。生物反応槽滞留時間は、高水温期に８時間から６時間、低水温期に向かっては、処理水質の悪化にともない８時間から最終的に１

８時間まで長くした。

調査に用いたパイロットプラントの処理フローを図－４に示す。流入水量を変更したときは、返送汚泥量と循環水量も変更し、返送汚泥率および循環率は一定になるようにした。流入下水は、戸頭終末処理場の最初沈殿池流出水である。空気量制御は行なわず定量曝気とした。

その他の主要な設定条件としては、ＳＲＴ１７日、ＳＡＴ4.25日（ＳＡＴの計算には、処理水ＳＳを含まず）とした。このＳＲＴ管理下でのＭＬＳＳ濃度は、約4000㎎／ℓ、返送汚泥濃度は10000～16000㎎／ℓであった。



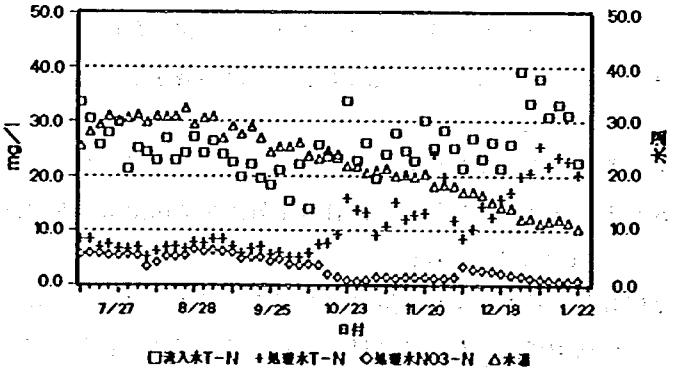
図－４　嫌気－無酸素－好気法パイロットプラント処理フロー

３．２．２　処理結果

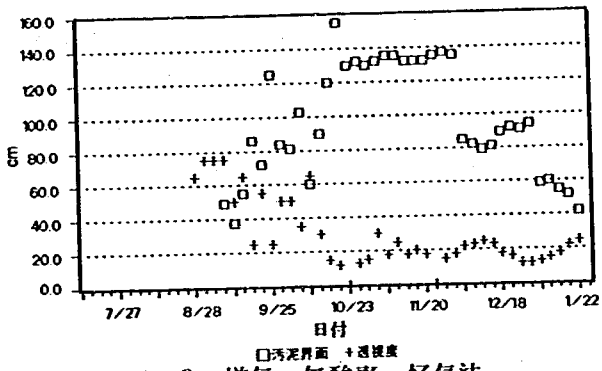
図－５にパイロットプラントの流入水と生物処理水の窒素濃度及び水温の推移を示す。図－６には、最終沈殿池の汚泥かき寄せ機の位置を基準とした汚泥界面高と処理水の透視度を示す。図－７には、リン除去の概要を示す。

高水温期は、８時間の滞留時間で窒素除去、リン除去共に良好で、また、透視度も７０㎝程度あり、良好な処理結果が得られた。しかしながら、水温が低下するに従い全窒素濃度が暫増し、水温２２℃程度で全窒素濃度１０㎎／ℓを達成できなくなった。同時に透視度も２０㎝程度にまで悪化し、以後、滞留時間を１８時間まで確保しても、窒素、リンの除去と同様、改善されることはなっかた。

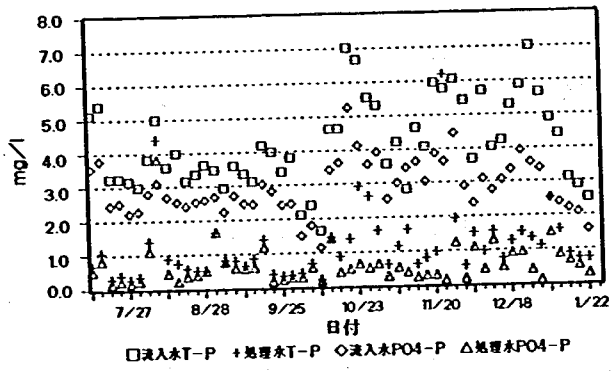
以上の実験結果は、ＳＲＴは１７日と長いが、好気槽が反応槽の配分上制限された結果、硝化細菌の増殖に必要なＳＡＴが低水温期に確保できなかったことが、原因である。また、透視度の悪化は、活性汚泥の凝集性が低下したのが原因であり、凝集性と水温、曝気を受ける好気時間等との関連について検討する必要があろう。



図－５　流入水と生物処理水の推移



図－６　嫌気－無酸素－好気法
汚泥界面高さと透視度の関係



図－７　りん除去の推移

３．３　循環式硝化脱窒法

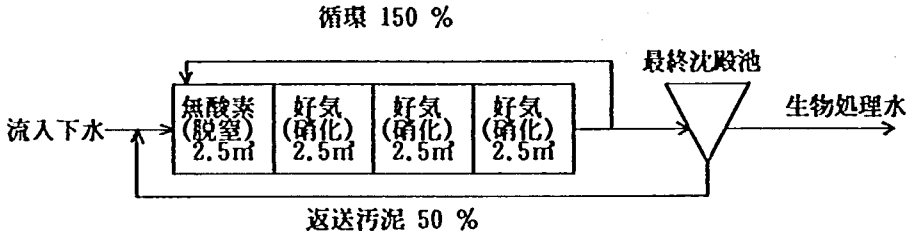
３．３．１　調査方法

調査は、平成３年２月１日より、平成３年３月２２日までの低水温期に行なった。実験期間中の生物反応槽の水温は、１１～１４℃であった。生物反応槽滞留時間は、８時間に固定した。

調査に用いたパイロットプラントの処理フローを図－８に示す。返送汚泥率５０%、循環率は返送汚泥率を含めて１５０%とした。流入下水は、戸頭終末処理場の最初沈殿池流出水である。空気量制御は行なわず定量曝気とした。

その他の主要な設定条件としては、ＳＲＴ２５～１４日、ＳＡＴ18.8~10.5日（ＳＡＴの計算には、処理水ＳＳを含まず）とした。このＳＲＴ管理下でのＭＬＳＳ濃度は、約4000㎎／ℓ、返送汚泥濃度は12000㎎／ℓで安定していた。

なお、平成３年２月１日より平成３年２月１３日までは、第一好気槽を無酸素槽として使い、それ以降を図－８の槽構成とした。これは、ＳＡＴ12.5日で水温１２℃における硝化細菌の保持は十分であったが、無酸素槽２槽、好気槽２槽では、硝化槽滞留時間が不足し完全硝化が達成されなかったためである。



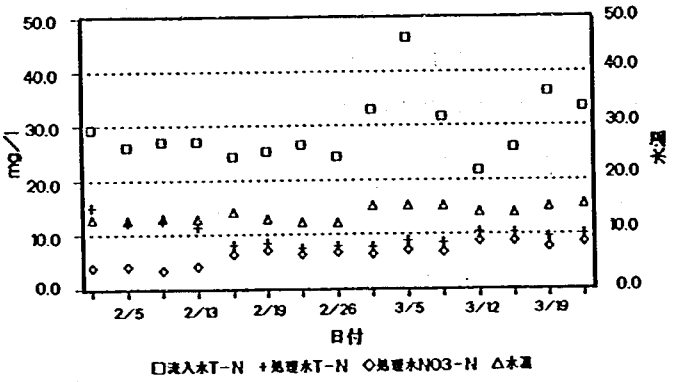
図－８　循環式硝化脱窒法パイロットプラント処理フロー

３．３．２　処理結果

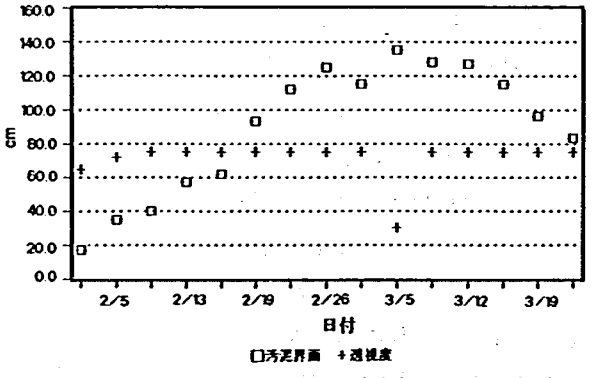
図－９～１０に流入水と生物処理水の窒素濃度及び水温の推移、最終沈殿池の汚泥かき寄せ機の位置を基準とした汚泥界面高と処理水の透視度の推移を示す。

低水温期ではあったが、８時間の滞留時間で処理水の全窒素濃度１０㎎／ℓを達成できた。また、透視度も一時悪化したときもあったが、余剰汚泥引抜き量を硝化に影響のない範囲で増やすことにより、７０㎝以上の良好な処理結果が得られた。

以上の循環式硝化脱窒法に関する実験結果、及び前項の嫌気－無酸素－好気法の実験結果は、硝化細菌の増殖に必要なＳＡＴが低水温期に確保できれば、８時間程度の生物反応槽滞留時間で窒素除去が可能なことを示している。また、そのような条件下では、活性汚泥の凝集性が低下することもなく、処理水の透視度も良好であった。



図－９　循環式硝化脱窒法　窒素除去の推移



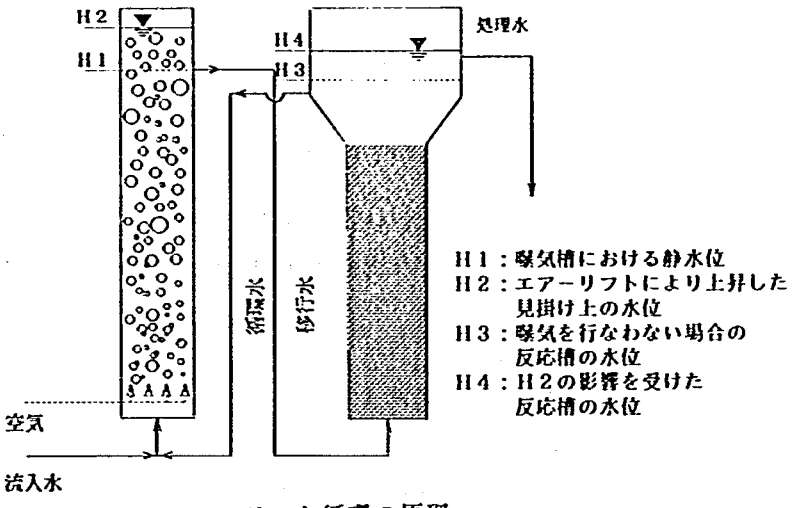
図－１０　循環式硝化脱窒法
汚泥界面高さと透視度の関係

4.　多段反転流式バイオリアクターの改良に関する調査

4.　1　改良の考え方

多段反転流式バイオリアクターの課題として、酸素供給量に限界があり、BOD負荷が大きくなる

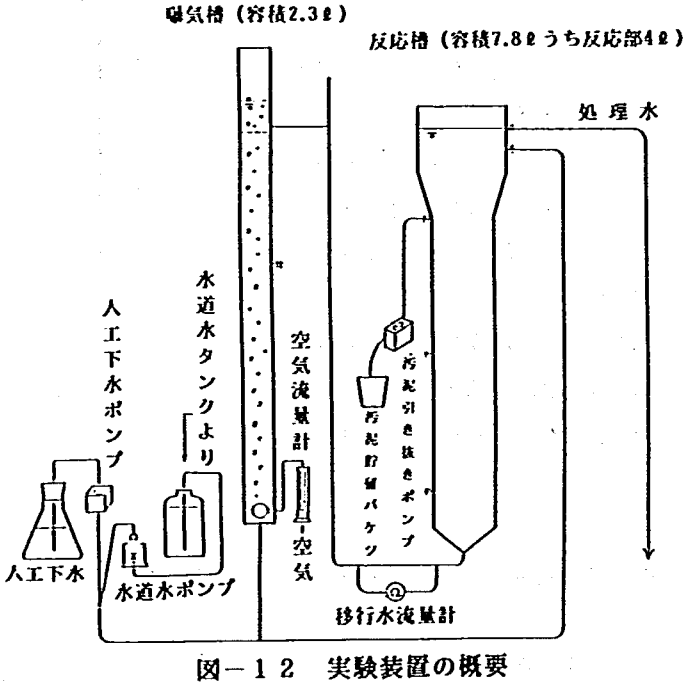
ほど、処理段数を増やさなくてはならないという問題があった。この課題を解決する手段として、処理水の循環により、反応槽に持ち込まれる酸素量を増加させることとした。循環の動力としては、曝気槽におけるエアーリフト効果による水位差を利用することで、循環動力の削減を図ることとした。エアーリフト循環の原理を図－１１に示す。曝気を行なわない場合、曝気槽と反応槽の水位はそれぞれＨ１とＨ３のレベルになるものとする。ここで曝気を行なうと、静水圧は変化しないが見掛け上の水位はＨ２まで上昇する。このため、反応槽水位はＨ２－Ｈ１の静水圧を余分に受けることとなり、Ｈ４まで上昇する。ここで、曝気槽と反応槽の静水圧を比較するとＨ４がＨ１より高くなるという逆転現象が生じ、反応槽と曝気槽下部を連結する循環水管を通じて、反応槽から曝気槽に循環が行なわれる。



図－１１　エアーリフト循環の原理

4.　2　ベンチスケール実験による確認実験

図－１２に示すベンチスケール装置を用い、エアーリフト循環の効果を確認する実験を行なった。装置の運転条件を表－４に示す。本装置は小型装置のため送風倍率が123倍となっており、実施設に比べ大きなエアーリフト水位を稼ぐことができ、その結果、循環倍率も大きくとることができる。実際の運転に当たっては、曝気量の設定不良、循環、移行水管のつまり等のトラブルが発生した場合に、自己造粒汚泥が大きな固まりを造り、処理水質が悪化するなどの問題があったが、設定運転条件で順調に運転が行なわれた期間においては、自己造粒汚泥が形成された。本装置の自己造粒汚泥は従来の多段反転流式バイオリアクタ

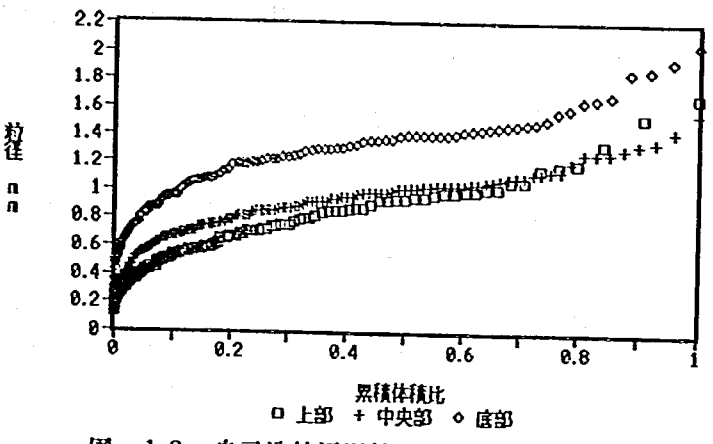


図－１２　実験装置の概要

一のそれと異なり、スフェロチラスに代表される好気性の糸状細菌、エピスチリス等の柄をもった原生動物といった好気性の微生物が集塊をなしていることが確認された。図－１３は生物反応槽に形成された汚泥ブランケットの上部、中央部、底部よりそれぞれ採取した汚泥を採取し、イメージアナライザーにて粒径分布を測定した結果である。底部においては、粒径１㎜をこえる自己造粒汚泥が大部分をしめており、中央部、上部においては粒径が細かいほうにシフトしているものの、やはり汚泥の造粒化が観察される。

表－４　実験装置の運転条件

①	流入水量	32.5ml/min.
②	反応槽水理学的滞留時間	4 hour
③	曝気槽滞留時間	1.2 hour
④	流入BOD	110 mg/l
⑤	循環率	900 %
⑥	曝気槽溶存酸素	8 mg/l以上
⑦	反応部水面積負荷（上向流速）	92m/day (6.4cm/min.)
⑧	固液分離部水面積負荷	46m/day



図－１３　自己造粒汚泥粒径分布の例　(90/12/7)

本装置の運転が安定していた期間における処理成績の平均値を表－５に示す。いま、以下のような仮定で本装置のBOD除去能力を予測する。① BODの除去が生物反応槽のみで起きる。② その反応は好気的酸化であり、生物反応槽に供給された溶存酸素量に見合ったBODが除去される。表－４、５により、生物反応槽に供給された酸素量と、流入BOD量を計算し、処理水BODを求めると以下のようになる。

流入水BOD濃度×流入水量(Q)－（流入水量＋循環水量）×（曝気槽DO濃度－処理水DO濃度）

＝処理水BOD濃度×流入水量

110 ×Q－（8.0－0.1）×10Q＝処理水BOD濃度×Q

処理水BOD濃度＝31 mg/l

実際に観測された処理水BODは 15 mg/lであり、残りの16 mg/lは生物反応槽以外の場所、つまりは曝気槽で除去されたと考えられる。このように、酸素消費に着目すると、単なる酸素供給を目的とした曝気槽においても、かなりのBODが除去されることが明らかとなった。本プロセスの酸素供給能をあげるためには、曝気槽の役割の見直しも重要な課題となることが判明した。曝気槽ではかなりの溶解性BODが除去されているが、その一定の部分は細菌などの菌体に変化したものであって、生物反応槽にて汚泥ブランケットにより捕捉され、その後に系

表－５　処理成績、運転状況のまとめ

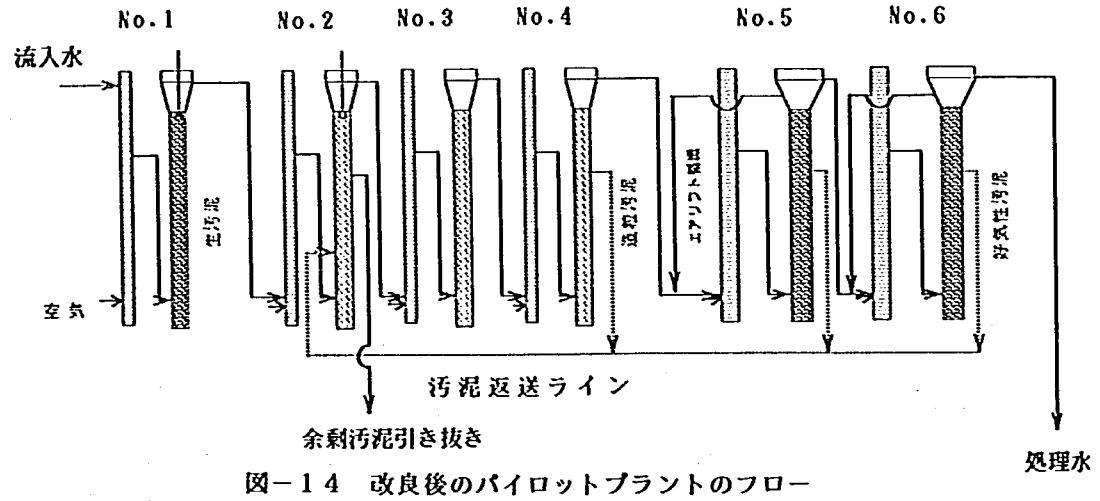
	流入水	曝気槽	処理水
BOD	110	19.6	15.0
D-BOD	101.9	9.5	4.8
COD	40.1	20.4	14.5
D-COD	35.6	10.7	10.0
SS	—	—	12.2
DO	—	8.0	0.1
MLSS	中央部	5,130	
	底部	10,960	

単位：mg/l

外に排出されるものと考えられるため、最終的なBODの仕上げ除去を行なっているのは、生物反応槽であろう。

4. 3 パイロットプラントの改良

平成元年度まで、バイオフォーカスで用いた多段反転流式バイオリアクターパイロットプラント[2)]を図－１４のように改良した。改良の主眼は、後段（５、６段目）にエアーリフト循環のためのラインを設けたこと、それに伴い従来、固液分離槽として位置付けていた１段目、２段目（反応部の断面積が他の段の２倍ある）を、５、６段目に入れ替えたことである。現在、最適な運転条件を求めるため、調整を行なっている。



図－１４ 改良後のパイロットプラントのフロー

5．まとめと今後の課題

(1) 高度処理プロセスへの固定化担体の適用に関する調査では、硝化・内生脱窒法と嫌気－無酸素－好気法、及び循環式硝化脱窒法を対象プロセスとし、従来の浮遊状態の活性汚泥で処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行なった。その結果、硝化・内生脱窒法は、生物反応槽滞留時間８時間程度までは、固定化担体を用いる事無く、生物処理水全窒素濃度１０㎎／ℓを達成することが可能であることが明らかとなった。嫌気－無酸素－好気法、及び循環式硝化脱窒法については、硝化細菌の増殖に必要なＳＡＴが低水温期に確保できれば、８時間程度の生物反応槽滞留時間で窒素除去が可能なことが分かった。以上の結果より、次年度以降においては、結合固定化法を導入するにあたっては、８時間未満の生物反応槽滞留時間のプロセスが開発目標の一つになるものと考える。

また、高度処理プロセスでは、嫌気あるいは無酸素槽が生物反応槽中に含まれる。このため、好気時間が余りにも短かく、また低水温時には、浮遊状態の活性汚泥の凝集性が悪化することが、実験結果からも予想されるので、活性汚泥の凝集性と水温・曝気時間との関係に関する基礎的検討や後処理の検討も今後の課題であろう。

(2) 多段反転流式バイオリアクターの改良に関しては、エアーリフト循環の導入によって、供給酸素量を増加させ得ることを示し、この結果を、パイロットプラントの改良に適用することとした。また、曝気槽における有機物除去を促進することで、酸素供給量の限界を緩和し得る見通しが得られた。

参考文献

1）建設省、「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発　報告書　（下水道編）」平成３年２月、pp227～244

2）同上

９．下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査

三次処理研究室　室　　長　髙橋　正宏
主任研究員　小越　眞佐司
奥井　淳

１．研究の目的と必要性

下水処理場の水処理プロセスの維持・管理において最大の問題点はしばしば発生する固液分離障害である。これを解決するために、従来は主として生物学的な手法により汚泥の沈降性を改善する試みが数多くなされてきた。しかし現実は、活性汚泥の沈降性が沈殿池設計時に想定した沈降性に及ばない状況にあり、なお、沈殿池機能の抜本的な改善が切望されている。そのため、生物学的手法以外の、主として水理学的な観点から、沈降性がある程度悪化した汚泥に対しても十分安定した固液分離機能を有する沈殿池とするための改善手法を開発し、固液分離障害の解決を図ろうとするものである。本調査は本年度を初年度とし、平成５年度までの４ヵ年の予定で実施する。

２．固液分離改善に関する調査の基本方針

下水処理場における固液分離に関する問題は、水処理系・汚泥処理系にわたる広範囲に存在する。水処理系では、主に最終沈殿池における固液分離障害が処理全体に与える影響が深刻であり、現場の維持管理上、重要な課題の一つとなっている。最終沈殿池における固液分離障害として知られている主なものとしては以下に掲げるものがある。

(1) バルキングによる活性汚泥の流出。
(2) スカムの発生・流出。
(3) 活性汚泥の非定常的な浮上・流出。
(4) 原因が不明で定常的な固液分離障害。

上記のうち、糸状細菌によるバルキングと放線菌によるスカムの発生・流出に関する生物学的な原因については比較的研究が進んでいるが、その他の要因によるものついては、まだ十分な調査・研究が行なわれていないのが現状である。例えば、汚泥の流出は、沈殿池の汚泥界面が適切に維持されていないときに起こりやすいことはよく知られた事実であり、沈殿池内の死水域に堆積した汚泥が腐敗し、浮上・流出することも、よく例として挙げられる障害である。これらの障害が沈殿池内で生じる水理学的な現象に伴うものであることは明らかであるが、現象の実態、原因及びその対策について、未解明な点が

多い。本調査はこれらを明らかにするため、沈殿池内の流れや沈降現象について、沈殿池の実態調査や模型実験を行なう。同時に沈降分離の対象となる汚泥粒子の物理的な特性とその沈降分離への影響についても検討する方針である。

3．平成２年度の調査結果

平成２年度は主に次の二項目について調査した。

1) 下水処理場沈殿池の固液分離機能及び水理学的状況に関する実態調査。

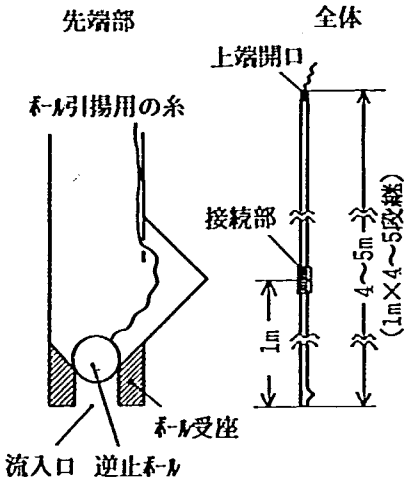
2) 沈殿池流入浮遊物の粒径特性等についての調査。

3．1 下水処理場沈殿池の固液分離機能及び水理学的状況に関する実態調査。

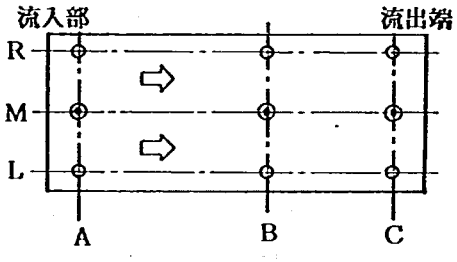
3．1．1 調査方法

沈殿池内の流れの実態を把握するため、沈殿池の流速・流向、汚泥界面、浮遊物濃度、水温の分布について現地調査を行なった。また、計測器による調査の他に、別途、トレーサー調査を行なった。

流速・流向は電磁式三成分流速計（東京計測㈱製 MODEL SF-2013型 検出下限流速5㎜/sec）を用い、汚泥界面は超音波反射式汚泥界面計（海上電機㈱製 KL101型）を、水温は水中投入型白金測温抵抗体と記録計（東亜電波工業㈱製 INR 330B型）を組み合わせて温度計としたものを、それぞれ用いて測定した。浮遊物濃度の分布は図－１に示す汚泥界面測定筒を用いて採取した各測定点の試料水について下水試験法に基づいて浮遊物濃度を分析した。



図－１ 界面測定筒（兼試料採取器）



上層：水面下 0.5～1m
中層：水面下 1.5～2m
下層：水面下 2.0～3m

図－２ 測定点の平面配置

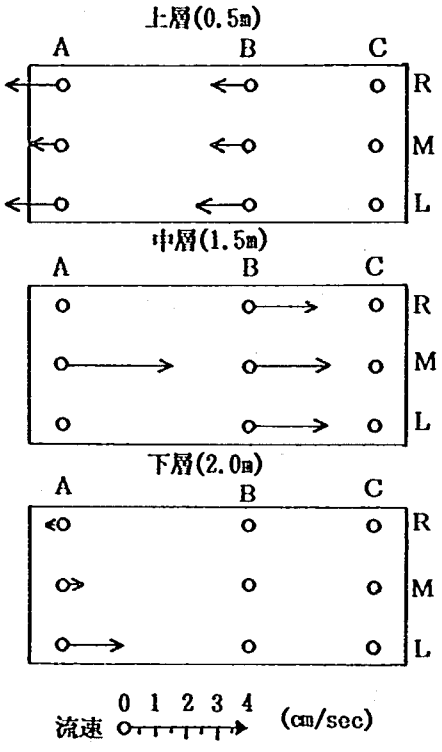
調査は図－２に示す沈殿池の１水路の平面図上の各点に於いて、鉛直方向に３つの測点を設定して行なった。測定間隔は、最終沈殿池ではおよそ４時間毎とし２４時間の調査を行なった。最初沈殿池ではおよそ２時間間隔で８時間の調査を行なった。

トレーサー調査は流速等の調査とは別の日に、トレーサーとしてリチウムを用いて行なった。沈殿池内に均一に拡散させた状態でリチウム濃度がおよそ２㎎／ℓになる量の塩化リチウムをあらかじめ溶解しておき、沈殿池流入部あるいは曝気槽末端部に全量を一度に投入して調査を開始した。調査期間はトレーサー投入時の流量での沈殿池滞留時間の２倍程度に設定した。トレーサーの分析は、図－２の◉印の３点の鉛直方向に各々３つの測点を設定し、各測点で採取した試料について行なった。試料の採取には浮遊物濃度分析用試料の採取と同様に、界面測定筒を用いた。これらの一

連の調査は、A、B２処理場の最終沈殿池と、C処理場最初沈殿池の３箇所で実施した。

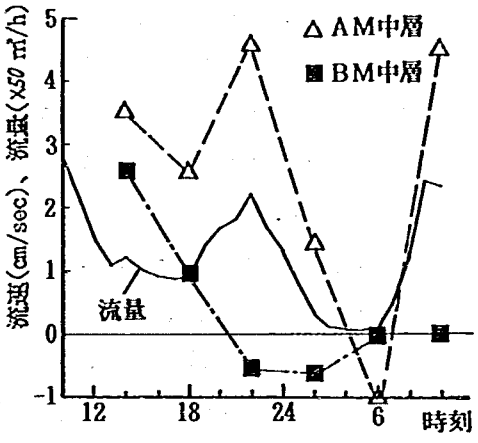
３．１．２　流速等の調査結果と考察

(1) 流向・流速：　沈殿池内の水平流速は流下方向に１㎝/secまたはそれ以下、鉛直方向については更に１オーダー低い流速になる。これらは、今回の調査で使用した流速計の検出下限値を下回る流速である。そのため、流速・流向の検知は、強い偏流等が存在する場合において可能ということになる。実態調査の結果、A処理場では幾つかの測定点で検出下限を上回る、主として流下方向成分の流れが検出された。その結果の一部を、例として図－３に示した。図－３では、水面下1.5mの中層部分に流れの速い部分が存在することが示されている。また、水面下0.5mの表層部分では流下方向とは逆向きの流れが生じていることが示されている。更に、このような強い流れは、流出端のC点では検出されていない。



図－３　最終沈殿池内流速測定結果の例

図－４はA断面とB断面の中央中層における流下方向の水平流速の時間変化を流入水量の変化と比較したものである。流入端に近いA断面では流速の変化はほぼ流入量の変化に対応しているが、中央付近のB断面では必ずしも流入量に対応した変化にはなっていない。A断面中心部分の強い流れは、流入側の整流壁等が十分に機能していないことによるものと考えられるが、この強い流れが、常に沈殿池中央部分までは及ばず、中央部分の流速の変化は他の要因によっても影響を受けていると考えられる。

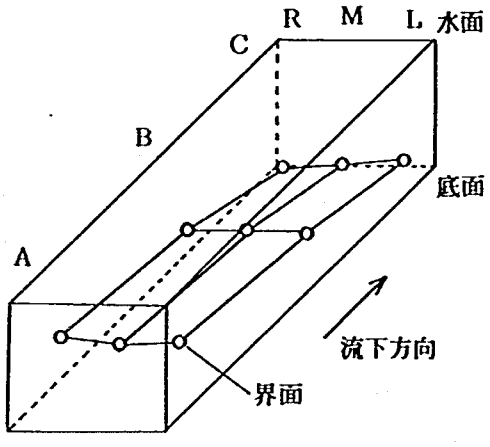


図－４　流速と流入水量の変化の関係

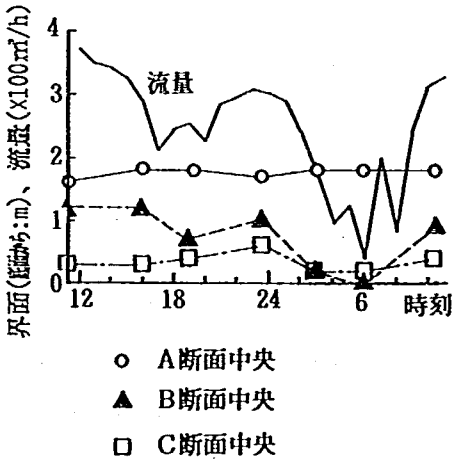
(2)汚泥界面：　沈殿池内で分離された汚泥は底部に堆積して汚泥の層を形成し、上澄水との間には明確な境界面ができる。この面が汚泥界面で、汚泥の沈降性が極端に悪化しなければ、通常は形成されるものと考えられている。汚泥界面以下の汚泥層の部分では重力による圧縮及び圧密作用により汚泥の濃縮が行なわれると考えられている。汚泥界面と上澄水の間の部分には比較的浮遊物濃度の高い部分が存在し、汚泥界面の上昇と共にこの部分が水面近くまで達すると処理水質が悪化する。このため、処理場では沈殿池流出部の汚泥界面を低く保つように運転を行なっている。本年度

は、沈殿池内の汚泥界面の変動の実態把握を目的として、流速等の調査と同時に、図－２に示した各点の界面位置を測定した。測定に当たっては、沈殿池内を攪乱する事無く界面位置の測定が可能な超音波反射式の汚泥界面計を使用したが、実際の測定に先立って、あらかじめ、界面測定筒で界面位置を確認し、正しい界面位置が検出されるよう、界面計の感度を調節した。

測定結果の例を図－５、６に示した。図－５はＢ処理場のある時間における界面位置を立体的に示したものであり、流入側から流出側に向って界面位置が次第に低下している状況が示されている。また、沈殿池の横断方向には界面はほぼ一様に分布することがわかる。図－６は、Ａ、Ｂ、Ｃ各断面の中央部分の界面位置の変化を流入水量の変化と共に表したものである。Ｂ処理場の最終沈殿池では、流入部に近いＡ点の界面の変動はほとんどなく、また、流出端のＣ点に於いても界面の変動は極めて小幅であるとみることができる。この２点に対し、中央部分のＢ点では、２４時間で１ｍ近く変動することがわかった。また、この変動は、流入水量の変動とほぼ一致するものであった。

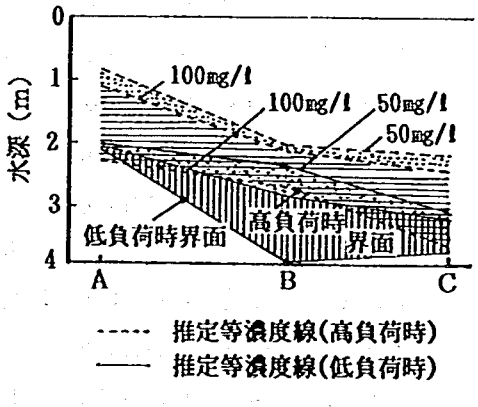


図－５　沈殿池内の界面の分布



図－６　界面の時間変動と流量の関係

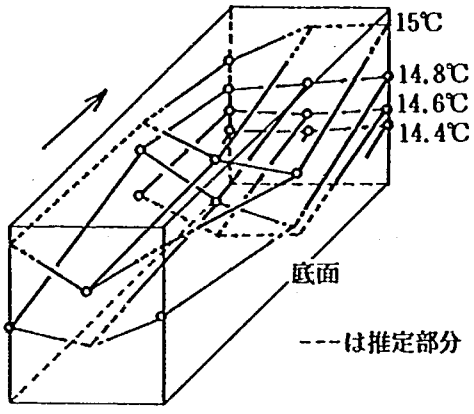
(3)浮遊物濃度の分布：　沈殿池内の浮遊物濃度の分布は、実際の汚泥の沈降状況を示すものと考えられる。図－７は、Ｂ処理場の高負荷時と低負荷時の沈殿池中央縦断面の浮遊物濃度分布を推定したものである。図－６に示したように汚泥界面は各断面でほぼ中層（水深２ｍ）より深い部分に存在しているが、その上層部分には数十から数百㎎/ℓの比較的高濃度の浮遊物の層が広がっていることが推定できる。そして、この層は、沈殿池中央部以降では汚泥界面とほぼ同様の動きをしているものと思われる。このような浮遊物濃度分布の概況は、理想的な横流



図－７　浮遊物濃度の分布（推定）

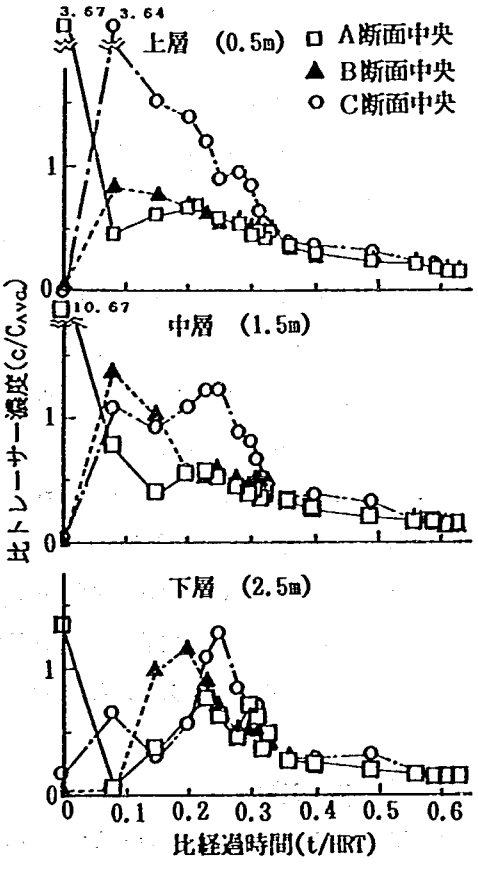
式沈殿池における沈降分離過程とほぼ同様のものであると考えられる。

(4)水温の分布：　沈殿池内に著しく温度の異なる部分が存在すると、それによって生じる密度差によって、沈殿池内の流れが影響を受けて変化し、死水域の生成等の要因になると考えられる。そこで、沈殿池内に設けた流速等の測点において、水温の測定を行なった。B処理場での測定結果の一例を図－8に示す。沈殿池内の水温差は上層と下層の間で0.1～0.6℃程度となっており、多くの場合、下層の水温が上・中層より低い状態であった。また、平面的に違いのある場合があり、その差は最大で0.4℃程度であった。この程度の温度差が及ぼす影響については次年度以降に検討する予定である。



図－8　水温分布の例（等温面図）

(5)トレーサー調査結果：　流速分布調査の補完として、沈殿池中央の各測点のトレーサー濃度の経時変化を測定した。A処理場における調査結果を図－9に示した。図は横軸をトレーサー投入時からの経過時間と沈殿池の水理学的滞留時間の比、縦軸を投入トレーサーが沈殿池内に均一に分散した場合の濃度と各点で検出されたトレーサー濃度との比とし、沈殿池中央の縦断面上のトレーサー濃度の経時変化を示したものである。トレーサーの到達が最も遅かった点は沈殿池中央の底部であり、沈殿池中央部、流出端ともその他の位置ではトレーサー投入後わずかな時間でトレーサーが検出されている。流入部に近いA断面では、投入直後に全層にトレーサーが流入し、最大濃度を記録している。流出端のC点でも上層がピーク濃度を記録したのはトレーサー投入後0.1HRTに満たない時間であり、かなり速い短絡流が存在するものと推定される。また、投入したトレーサーのうち多くの部分が、平均的な滞留時間より早く流出端に達しており、実際の沈殿時間はかなり短いものと推定される。



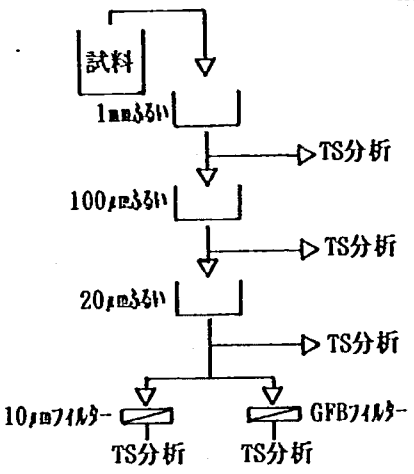
図－9　トレーサー調査結果の例

3．2　沈殿池流入浮遊物の粒径特性についての調査

3．2．1　調査方法

沈殿処理水中に残留する浮遊物濃度を決定する要因のひとつは自由沈降による微小粒子の沈降であると考えられ、粒子径と粒子の比重が重要な物理的因子となる。本年度は、流入浮遊物の粒径分布について調査を行なった。

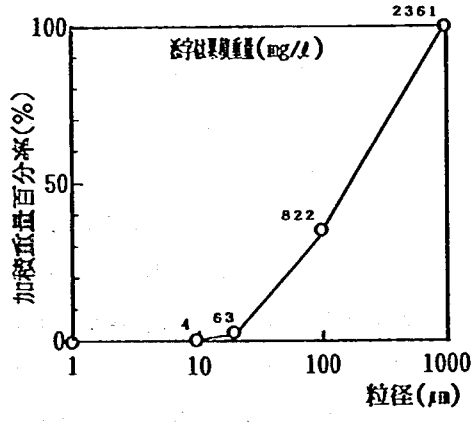
測定方法の概要を図－１０に示した。分画点は、1㎜、100㎛、10㎛および1㎛とし、補助的に20㎛も用いた。各段の通過液中の固形物濃度の分析は下水試験法の蒸発残留物によって行なった。



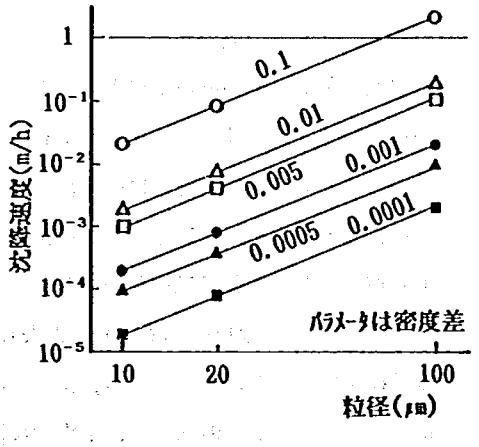
図－１０　粒径分画方法の概要

3．2．2　調査結果および考察

調査結果の例を図－１１に示す。図－１１はＡ処理場の活性汚泥の粒径分布測定結果の例を示したものである。この例によれば、活性汚泥中の粒子の65％は100㎛以上の沈殿しやすい粒子で占められていることがわかる。残りの大部分は100㎛～20㎛の粒子で占められ、ろ過処理等によっても除去が困難と考えられる10㎛以下の粒子の割合は極めて少ない。間隙水との密度差を幾つか仮定して、ストークスの法則により２０℃における粒子の沈降速度と粒子径の関係を求めたところ（図－１２）、直径が20㎛の粒子の沈降速度は密度差0.1では、沈殿池の平均的な上向流速（≒１m/h）を下回るため、流出が予測された。実際は、この計算結果から想定されるよりＳＳの流出は少なく、粒子の真の直径等について更に検討を加える必要があると考えられた。



図－１１　活性汚泥の粒径分布測定例



図－１２　微小粒子の沈降速度

4．今後の研究課題

次年度の調査では、本年度の調査によって明らかになった幾つか沈殿池内の現象について、再現性のある実験と精度の高い現地調査によって、より明確にしていく必要があると考えられる。

10. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査

水質研究室　室　長　中村栄一
研究員　小森行也

１．はじめに

環境基準や排水基準にみられるようなｱﾙｷﾙ水銀、有機ﾘﾝ、PCBの例を除けば、これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、飲料水中のﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝが給水栓で平均0.1mg/l以下に抑える通達がだされたり、あるいは水質汚濁防止法によりﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ等の排出水中の濃度が規制されるようになり、有害な有機物に対する問題認識が徐々にではあるが深まりつつある。このため下水処理においても微量な有機物がどのような挙動を示しているか早急に解明する必要が生じている。これまでの調査[1),2)]によれば、微量ではあるが多種類の有機化学物質(有機塩素化合物、ﾌﾀﾙ酸ｴｽﾃﾙ、多環芳香族炭化水素等)が検出されており、本調査はこれら微量化学物質の活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動及び処理ﾌﾟﾛｾｽ、作業環境への影響について解明することを目的としている。

２．平成元年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下のとおりである。

１）2,5-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,5-DCA)、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)、ｸﾛﾛﾎﾙﾑA、四塩化炭素、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(TCE)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ(1,4-DCB)、2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4-DCP)、2,4,6-ﾄﾘｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4,6-TCP)の10物質について、それぞれの化学物質を流入水に添加し、活性汚泥処理におけるこれら化学物質の挙動と処理への影響について調査したところ以下の結果を得た。

① 2,5-DCAを添加した人工下水を用い活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、2,5-DCAが0.71～71.4mg/l程度の添加では、BOD除去は良好であり除去率はどのｹｰｽにおいても90%以上を示した。しかし、添加濃度が高くなるに従いCOD除去率は低下し、添加濃度1.43mg/lではCOD除去率は90%以上であったが、14.3mg/lで85%、71.4mg/lで65%となった。

② 2,5-DCAを5mg/l添加した一次処理水を用いSRTを10、20、30、40、50日に設定して活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、SRTを長くとるほど2,5-DCAは処理水中に残存し系外へ排出される割合が大きくなり、余剰汚泥として系外へ排出される割合が小さくなる傾向が認められた。

③ 2-CPを1、10、50mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、50mg/l添加のｹｰｽでは、実験開始当初においては2-CPが処理水中に残存し処理水質も悪化していたが、5ヶ月間連続運転した時点で2-CPは除去され、分解していることが確認された。

④ ｸﾛﾛﾎﾙﾑAを0.16、1.6、9.7mg/l、四塩化炭素を0.0066、0.055、0.44mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、BOD及びCOD除去機能に対する影響はなかった。

⑤ TCEを0.186、1.56、14.3mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。

その結果、14.3mg/l添加ではBOD、COD等の有機物除去に影響は見られなかったが硝化が抑制される傾向がみられた。

⑥ ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝを0.0947、0.977、7.34mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、7.34mg/l添加でもBOD及びCOD除去機能に対する影響はなかった。

⑦ 2,5-DCA(1.12 mg/l)、2-CP(1.29 mg/l)、ﾌﾛﾛﾎﾙﾑA(400μg/l)、四塩化炭素(280μg/l)、TCE(120μg/l)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(24μg/l)、1,1,1-ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾀﾝ(930μg/l)の7物質を同時に添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、除去率はそれぞれ 61%、98%、76%、93%、89%、89%、94 %であった。

⑧ 1,4-DCBを0.89mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、SS、BOD、CODの除去機能には影響がなかった。また、窒素化合物もｺﾝﾄﾛｰﾙ同様十分硝化が起こっており、0.89mg/l程度の添加では活性汚泥処理に対する影響は認められなかった。

⑨ 1,4-DCBを1.45mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)を行い1,4-DCBの物質収支を求めた結果、処理水中に残存する割合、汚泥に吸着する割合は共に少なくｴｱﾚｰｼｮﾝによる揮散でほとんどが除去されていることがわかった。

⑩ 2,4-DCPを0.93mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、長いSRTの運転条件にもかかわらず処理水にNH_4-Nが残存することがあり硝化が抑制されていた。

⑪ 2,4,6-TCPを1.84mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、BOD、COD除去及び硝化とも良好であり活性汚泥処理に対する影響は認められなかった。

２）2,5-DCAを添加した人工下水を用いた活性汚泥処理実験(ﾋﾐﾊﾞｯﾁ)において、活性汚泥中の原生動物の観察を行ったところ、2,5-DCAの添加濃度が14.3mg/lのｹｰｽで阻害の徴候が現れ、71.4mg/l添加のｹｰｽでは添加直後から総細胞数の著しい減少があった。

３）有機塩素化合物の活性汚泥への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法について検討した結果、繊毛虫類のStylonychia mytilusが一番敏感であり2-CPのLC_{50}が64.3mg/l(0.50 mM)、2,4-DCPのLC_{50}が13.0mg/l(0.08mM)であった。

４）下水処理場における全有機ﾊﾛｹﾞﾝ(TOX)の実態調査を行った結果、流入水中のTOXは98μg/lで、二次処理水中のTOXは67μg/lであった。

５）種々の化学物質を添加した活性汚泥処理実験において硝化が抑制される傾向が認められたため、化学物質(2,5-DCA、2-CP、ﾌﾛﾛﾎﾙﾑA、四塩化炭素、TCE、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ) の硝化菌に対する最小増殖阻止濃度(MIC)について調査した結果、どの物質についても硝酸菌より亜硝酸菌の方が低い濃度で影響を受け、高い感受性を示した。

６）下水中の微量化学物質についてGC-MSによる検索を行った結果、工場排水が30%混入するB処理場では流入水から38種、一次処理水から35種、二次処理水から8種の化学物質が検出された。

３．平成２年度の調査内容と調査結果

平成２年度は活性汚泥処理に及ぼす化学物質の影響調査、下水中に含まれる微量化学物質の検索、原生動物に及ぼす有機塩素化合物の影響調査の3点について実施した。

3．1 活性汚泥処理に及ぼす化学物質の影響

本実験は、化学物質が活性汚泥処理に及ぼす影響を調査するために実施するものであり、毎年数種類の化学物質を選定し実験を行っている。今年度は下記に示す3種類の化学物質について実験を行った。

3．1．1 供試化学物質

1）ｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ

透明流動揮発性で燃えやすい液体である。麻酔性があるが毒性はﾍﾞﾝｾﾞﾝより少ない。水に溶けないがｱﾙｺｰﾙ、ｴｰﾃﾙに溶け有機溶剤と混和しやすい。ｱﾆﾘﾝ、ﾌｪﾉｰﾙなど主要な染料中間体の原料などに用いられている。

2）2,3,4,6-ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ（2,3,4,6-TCP）

針状結晶の固体で水に不溶、ｱﾙｺｰﾙ、ｴｰﾃﾙに易溶。殺虫剤、木材用防腐剤として用いられている。

3）ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(PCP)

白色の針状または板状の結晶で高温時に強い刺激臭を発し、熱分解により有毒ガスを発生する。水に不溶、ｱﾙｺｰﾙ、ｴｰﾃﾙ、ﾍﾞﾝｾﾞﾝに可溶。殺菌剤、殺虫剤、除草剤として用いられている。

3．1．2 実験方法

実験は、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100ℓ)と沈殿池(50ℓ)からなる活性汚泥処理実験装置(連続)を4台並列に運転し、1台をｺﾝﾄﾛｰﾙとし他の3台を化学物質添加の実験系とした。装置の運転条件を表－1に示す。本装置は霞ヶ浦流域下水道事務所内のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄに設置されており、流入水として同処理場の一次処理水を使用した。実験系の化学物質添加方法は、それぞれの化

表－1 運 転 条 件

流入水量	２８８ l／日
曝気槽滞留時間	８時間
沈殿池滞留時間	４時間
返送率	２５％
沈殿池水面積負荷	２．３m^3／m^2・日

表－2 運転管理状況

	BOD-SS負荷 (kg/kg・日)	BOD容積負荷 (kg/m^3・日)	ＭＬＳＳ汚泥日令 (mg/l) (日)	ＳＲＴ (日)
1系（ｺﾝﾄﾛｰﾙ）	0.118	0.209	1770	16	12
2系（ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ）	0.120	0.236	1970	16	13
3系（ｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ）	0.105	0.219	2090	18	20
4系（ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ）	0.096	0.203	2120	20	12

表－3 水 質 分 析 結 果

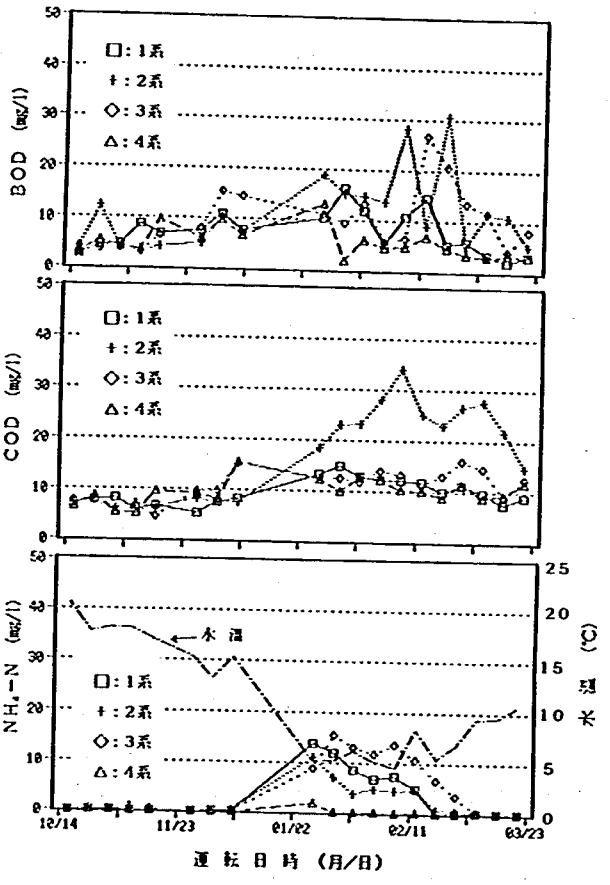
	1系（ｺﾝﾄﾛｰﾙ）		2系（ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ）		3系（ｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ）		4系（ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ）	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温 (℃)	15.3 11.2-23.4	11.4 4.5-20.6	15.3 11.2-23.4	11.4 6.0-20.7	15.3 11.2-23.4	12.4 6.0-21.8	15.3 11.2-23.4	12.5 6.5-22.5
PH (－)	6.9-7.4	6.8-7.8	6.9-7.4	6.8-7.6	6.9-7.6	6.6-7.6	6.9-7.6	6.8-7.5
SS (mg/l)	38.5 17.0-115	4.3 1.0-9.8	43.9 17.0-83.3	7.9 1.2-23.7	39.8 17.0-97.3	5.9 1.4-19.6	37.6 17-71.5	4.1 0.8-16.9
CODMn (mg/l)	39.0 20.5-53.2	9.8 5.3-14.9	40.1 20.5-54.6	16.6 6.0-34.1	39.5 20.5-50.9	11.1 5.1-15.2	38.4 20.5-47.5	9.8 5.2-15.5
BOD5 (mg/l)	72.4 39.4-107	8.0 2.0-17.9	82.1 39.4-109	11.5 3.1-30.7	76.1 38.0-107	10.4 3.1-26.8	70.5 39.4-107	5.6 2.0-13.1
NH4-N (mg/l)	14.5 8.0-17.7	2.9 0.05-13.9	14.6 8.0-18.1	2.1 0.05-11.1	13.9 8.0-17.1	4.5 0.05-15.6	14.3 8.02-18.0	0.2 0.05-1.9
NOX-N (mg/l)	0.14 0.02-0.55	14.8 4.3-21.2	0.14 0.03-0.60	13.9 6.1-18.7	0.14 0.02-0.60	12.6 3.8-19.2	0.1 0-0.34	17.1 12.9-20.0
T-N (mg/l)	19.7 11.5-23.9	18.9 13.3-22.9	20.5 11.4-25.8	17.8 11.3-21.5	20.5 11.5-26.3	18.9 13.3-23.6	20.0 11.4-28.0	18.5 15.3-21.9
D-TOC (mg/l)	38.6 18.6-48.2	8.6 5.8-11.6	38.2 18.6-49.1	10.2 5.7-14.9	38.4 18.6-48.5	9.0 5.5-13.8	38.6 18.6-49.1	7.5 5.5-10.0
D-CODCr (mg/l)	70.6 37.5-89.5	23.7 16.9-29.2	72.0 37.5-89.5	27.0 16.0-32.9	71.6 37.5-89.5	23.9 16.4-31.1	73.2 37.5-89.7	21.3 15.1-27.1
ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ (mg/l)	-	-	0.62 0.18-1.2	0.43 0.05-0.93	-	-	-	-
ﾓﾉｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ (mg/l)	-	-	-	-	0.26 0.05-0.54	0.086 0-0.22	-	-
ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ (mg/l)	-	-	-	-	-	-	0.67 0.21-0.99	0.35 0-0.77

上段：平均値　下段：範囲　（データ数：化学物質は１３，その他は１７～２２）

学物質を水に溶解し小型定量ﾎﾟﾝﾌﾟを用い連続注入した。注入量は流入水量の約1V/V%である。本実験は、平成2年10月から平成3年3月までの6ヶ月間連続で行った。水質分析用試料の採取は定時のスポット採水とし、分析方法は下水道試験方法[3]に従って行った。ただし、化学物質の分析はXAD-2樹脂を用いた液-固抽出法により行った。

3．1．3 実験結果と考察

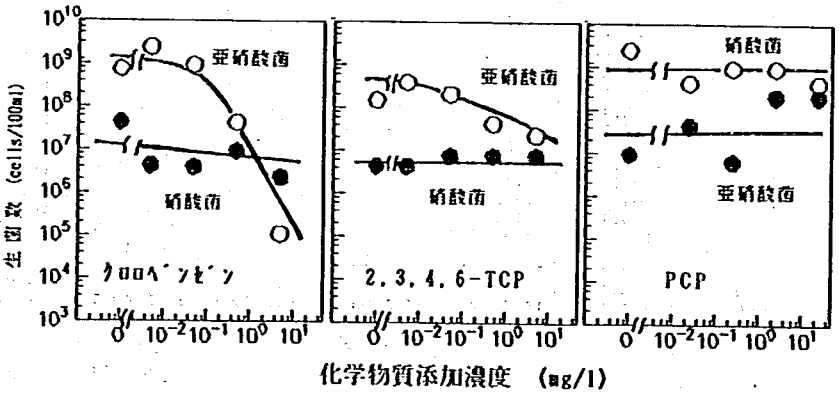
実験期間中の装置の運転管理状況と定期水質分析結果を表－2、3に示した。また、処理水のCOD、BOD、NH_4-N、水温の経時変化を図－1に示した。表－3、図－1の結果をみるかぎり化学物質を添加したことによる処理水質への影響はみられない。しかし、ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ添加の系のCODは他の系に比べ高く、1月に入ってからは他の系のほぼ2倍近い値であった。これが化学物質添加によるものかどうかは更に検討が必要である。



図－1　各系の処理水質変動

また、昨年度までの調査によれば有機塩素化合物は硝化を抑制することが確認されたが、本実験の3化合物についてはそのような現象は確認されていない。水温が低下した一時期に1、2、3系では硝化率[$(NO_x\text{-}N)/(NO_x\text{-}N+NH_4\text{-}N)$]が24%、35%、23%まで低下したが1ヶ月程度で回復している。4系は実験期間中をとおして99%程度であった。

これら3物質について硝化菌に対する増殖抑制を調査したところ、図－2に示す結果を得た。亜硝酸菌の増殖阻害を生ずる最低濃度は、ｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝで0.5mg/l、ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙで0.5mg/lであったが、ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙでは24mg/lの添加でも増殖阻害はほとんどみられない。



図－2　硝化菌の化学物質感受性試験結果

また、本実験でのそれぞれの化学物質の除去率は、ペンタクロロフェノールが31%、モノクロロベンゼンが67%、テトラクロロフェノールが48%であり生物分解され難く活性汚泥処理では除去しにくい物質であった。

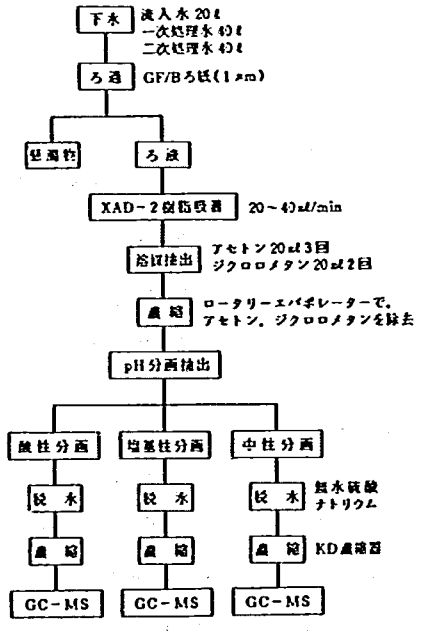
3．2 下水中に含まれる微量化学物質の検索

3．2．1 調査方法

表－4　処理場の概要

公共下水道 H処理場	流入水量	１３１，０００m3／日
	処理人口	１７，６００人
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	合流式
	工場排水混入率	５．８％
	工場排水の主要業種	食品製造，車両製造，洗浴
公共下水道 I処理場	流入水量	１８６，０００m3／日
	処理人口	４００，０００人
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	合流（一部分流）式
	工場排水混入率	５．４％
	工場排水の主要業種	病院，食品製造，車両製造
公共下水道 J処理場	流入水量	２０５，０００m3／日
	処理人口	２８６，０００人
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	合流（一部分流）式
	工場排水混入率	１２．１％
	工場排水の主要業種	研究機関，病院

下水中に含まれる種々の微量化学物質について、GC-MSを用いて検索した。試料の前処理は昭和63年度に検討した結果[4]からXAD-2樹脂を用いた液-固抽出による方法を採用した。ただし、この方法は操作が容易であるという反面、溶解性でなおかつ比較的揮発しにくい物質しか抽出することが出来ず、下水中に含まれている化学物質の一部しか抽出できない。今回調査した3ヶ所の処理場の流入水に占める工場排水の割合は5～12%であった(表－4)。調査では各処理場の流入水、一次処理水、二次処理水を対象に24時間のコンポジット試料を作製し、前処理(図－3)の後に GC-MS (表－5)による分析を行った。



図－3　前処理フローシート

3．2．2 調査結果

中性分画、酸性分画、塩基性分画より検出された物質のうち類似指標(S.I.)が 0.8 以上の物質をまとめて表－6、7、8に示した。S.I.とは試料より得られたマススペクトルとライブラリーのマススペクトルとの類似度を表すものである。これらの表に示した物質は標準物質をもちいて同定したものではないが、定性的には活性汚泥法で除去できる物質と除去できない物質を示していると考えられる。流入水には検出されずに、一次処理水で検出されるものは汚泥処理系で生成したもの、また二次処理水のみに検出されるものは活性汚泥の代謝産物と考えられるが、これらについては今後の課題として残ろう。

表－5　ＧＣ-ＭＳ分析条件

Column	DB-5 (0.25μm) 60m× 0.262mmφ
Coluan Temp.	80～230 ℃ (4℃/min)
Carrier Gas	He (99.9999%) 0.9ml/min
Inj. Temp.	250 ℃
Electron Energy	70 ev
Mass Range	35～350 m/z
Sample Size	0.5 μl

表－6　検索結果（H処理場）　（○：S.I.が 0.8 以上のもの）

化合物	流入水	一次処理水	二次処理水
1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methoxyethyl) ester	○	○	○
1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl ester		○	
1,5,9-Cyclododecatriene, 1,5,9-trimethyl-			○
2-Cyclohexen-1-one, 2-methyl-5-(1-methylethenyl)-, (S)-	○		
2H-1-Benzopyran-2-one	○	○	
Azulene	○		
Benzothiazole			○
Bis(2-ethylhexyl) phthalate			○
Cyclohexane, isocyanato-			○
Cyclohexanol, 1-methyl-4-(1-methylethyl)-	○		
Cyclopropane, 1-heptyl-2-methyl-		○	
Diethyl phthalate	○	○	
Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-	○	○	
Ethanol, 2-[2-(2-butoxyethoxy)ethoxy]-	○		
Glycine, N-methyl-N-(1-oxododecyl)-		○	
Naphthalene, 1,8-dimethyl-	○		
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-			○
Phenol, 3-methyl-	○		
Phenol, 4-methyl-		○	
Phthalic anhydride	○	○	
Urea, N,N'-dicyclohexyl-			○

表－7　検索結果（I処理場）　（○：S.I.が 0.8 以上のもの）

化合物	流入水	一次処理水	二次処理水
1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methoxyethyl) ester		○	
1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl ester	○	○	
1-Hexadecanol, 2-methyl-			
2-Cyclohexen-1-one, 2-methyl-5-(1-methylethenyl)-, (S)-	○		
2H-1-Benzopyran-2-one	○	○	
3-Eicosene, (E)-	○		
Benzothiazole		○	
Caffeine	○	○	
Cyclohexanol, 5-methyl-2-(1-methylethyl)-, (1.alpha.,2.beta.,5.alpha.)-(.+-.)-	○	○	
Cyclopropane, octyl-	○		
Dodecanal		○	
Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-	○	○	
Ethanol, 2-[2-(2-butoxyethoxy)ethoxy]-		○	
Phenol, 2,3-dimethyl-		○	
Phenol, 2,4-dimethyl-	○		
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-		○	○
Phenol, 2-methoxy-4-(2-propenyl)-	○		
Phenol, 3-methyl-	○		
Propanoic acid, 2-methyl-, 3-hydroxy-2,4,4-trimethylpentyl ester		○	

表－8　検索結果（J処理場）　（○：S.I.が 0.8 以上のもの）

化合物	流入水	一次処理水	二次処理水
1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methoxyethyl) ester	○	○	
1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl ester			○
1,2-Benzisothiazole	○		
1,5,9-Cyclododecatriene, 1,5,9-trimethyl-	○		
2H-1-Benzopyran-2-one	○		
3-Penten-2-one, 4-methyl-			○
Benzene, 1,2-dimethyl-	○		
Benzenemethanol	○		
Benzothiazole			○
Benzothiazole, 2-(methylthio)-			○
Caffeine	○	○	
Cyclohexane, isocyanato-	○		
Cyclopropane, octyl-	○		
Diethyl phthalate		○	
Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-	○	○	
Ethanol, 2-[2-(2-butoxyethoxy)ethoxy]-		○	
Hexatriacontane		○	
Phenol, 2,3-dimethyl-			
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	○		
Phenol, 3-methyl-	○		
Phenol, 4-methyl-	○		
Phthalic anhydride	○		

3．3 原生動物に及ぼす有機塩素化合物の影響

原生動物は、活性汚泥の中で浄化担当生物として重要であり、活性汚泥の維持管理指標生物として用いられている。本調査は、有機塩素化合物の活性汚泥生態系及び浄化機能等に対する影響を原生動物を用いて検討したものである。

3．3．1 実験に用いた原生動物と有機塩素化合物

実験に使用した原生動物及び後生動物を表－9に示す。Vorticella属の生物は活性汚泥が良好なとき出現する生物として知られている。Colpidium属の生物は活性汚泥の状態が悪いとき、またAmoeba

属、Blepharisma属、Stentor属の生物は活性汚泥が分解、解体ぎみのとき出現する。実験対象とした生物はすべてで3類9属11種であり、また実験に使用した有機塩素化合物は、2-CP、2,4-DCPの2物質である。

表－9　実験に用いた原生動物

繊毛虫類	異毛目	Blepharisma 属	Blepharisma stoltei
			Blepharisma undulans
		Spirostomum 属	Spirostomum ambiguum
			Spirostomum teres
		Stentor 属	Stentor coeruleus
	殻口目	Colpidium 属	Colpidium compylum
		Tetrahymena 属	Tetrahymena pyriformis
	下毛目	Urostyla 属	Urostyla gigas
	柱毛目	Vorticella 属	Vorticella campanula
根足虫類	アメーバ目	Amoeba 属	Amoeba proteus
甲殻類	枝角亜目	Chydorus 属	Chydorus sphaericus

3．3．2 実験方法

先ず、純粋培養した増殖期の細胞懸濁液(100～3000cells/ml)に有機塩素化合物(所定の濃度に調整したもの)を加える。直ちに実体顕微鏡下で20～100個程度の細胞を先細ピペットを用いてスライドグラスの上に載せ、ワセリンを用いてカバーグラスで密閉封入し検鏡用試料とした。この後4時間経過した時点で、顕微鏡下の原生動物の動きを観察するとともに死亡固体数を計数し、各原生動物に対する有機塩素化合物の LC_{50}(半数致死濃度)を求めた。なお、有機塩素化合物は原生動物の一般的培養液であるクノップ液［ $Ca(NO_3)_2$:2.42×10^{-5}M，KNO_3:1.41×10^{-5}M，$MgSO_4$:5.80×10^{-6}M，KH_2PO_4:1.05×10^{-5} M ］に溶解して使用した。

表－10　各原生動物に対する有機塩素化合物のＬＣ50 (mM)

	原生動物名	2-CP	2,4-DCP
繊毛虫類	Blepharisma japonicum •	2.63	0.29
	Blepharisma stoltei	2.96	0.43
	Blepharisma undulans	2.80	0.38
	Spirostomum ambiguum	1.12	0.18
	Spirostomum teres	1.24	0.10
	Stentor coeruleus	0.40	0.13
	Colpidium compylum	1.06	0.25
	Tetrahymena pyriformis	0.034	0.035
	Paramecium caudatum •	2.40	0.27
	Stylonychia mytilus •	0.50	0.08
	Urostyla gigas	0.95	0.31
	Vorticella campanula	10.1	0.41
柱毛虫類	Astasia longa •	1.32	0.26
	Euglena gracilis •	1.03	0.22
根足虫類	Amoeba proteus	0.93	0.15
	Echinosphaerium akamae •	2.20	0.32
節足動物	Chydorus sphaericus	1.95	0.12

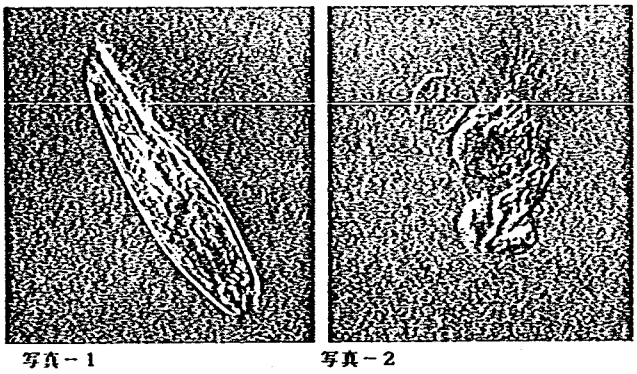
• 印は平成元年度に実験したものである

3．3．3 実験結果と考察

顕微鏡観察の結果から死亡率(死亡固体数/全固体数)を計算し、添加した化学物質の濃度と原生動物の死亡率の関係を対数確立紙にプロットし、この図よりそれぞれの原生動物に対する有機塩素化合物のLC_{50}を求めた。昨年度実験した6種の原生動物の結果も合わせて表－10に示した。17種の生物に対する2-CPのLC_{50}を比較すると実験に用いた生物の中ではT. pyriformisが一番低く(0.034mM)、最も感受性が高い生物であった。次にS. coeruleus、S. mytilus、A. proteus、U. gigas、E. gracilis、C. compylum、S. ambiguum、S. teres、A. longa が0.40～1.32mM、C. sphaericus、E. akamae、P. caudatum、B. japonicum、B. undulans、B. stolteiが1.95～2.96mM、V. campanulaのLC_{50}は最も大きく10.1mMであった。今回実験に使用した17種の生物に対する2-CPのLC_{50}は0.034～10.1mMであり、生物種の違いにより約300倍の濃度差があった。

2,4-DCPについて比較すると2-CP同様一番感受性の高い生物はT. pyriformisであった。次にS. mytilus、S. teres、C. sphaericus、S. coeruleus、A. proteus、S. ambiguum、E. gracilis、C. compylum、A. longa、P. caudatum、B. japonicum、U. gigas、E. akamae、B. undulans、V. campanula、B. stolteiの順に徐々に感受性が低くなっていた。今回実験に使用した17種の生物に対する2,4-DCPのLC_{50}は0.035mM～0.43mMであり生物種の違いにより約10倍の濃度差であった。一般には、供試生物によって一つの有害物質に対するLC_{50}は、10～100倍あるいはそれ以上異なることも多いといわれており、本実験においても同様の結果が得られた。また、同じ生物について2-CPのLC_{50}と2,4-D

CPの LC_{50} について比べてみると実験に用いた多くの生物は2-CPに対して感受性が高い生物は2,4-DCPに対しても感受性が高く、2-CPに対して感受性が低い生物は2,4-DCPに対しても感受性が低かった。2-CPの LC_{50} と2,4-DCPのLC_{50}の比は約10倍となるものが多かったが、V. campanulaについてはこの比が約25倍と大きかった。



写真－1　健全な形態の細胞（２６０倍）

写真－2　２－ＣＰ（３．５ｍＭ）添加より４時間後の写真で、細胞が破裂し死亡した残骸（２６０倍）

今回の実験の顕微鏡観察で特徴的だったことは、原生動物に化学物質を加えた場合に原生動物が死亡する直前に細胞が膨潤し、細胞破裂により死亡する様子が多くの生物で観察されたことである。一例としてBlepharisma undulansを写真－1、2に示す。このような現象が観察された生物はBlepharisma属、Colpidium属、Spirostomum属、Stentor属、Tetrahymena属、Urostyla属、Vorticella属の生物である。この現象は、実験に使用した2種類の化学物質両方でみられた。これらの細胞の膨潤は収縮胞の肥大によるものと考えられるが原因は不明である。また、C. sphaericusは運動が停止したことで死亡を確認したが、細胞の破裂等は観察されず極だった形態変化はみられなかった。

４．まとめ

本年度実施した調査結果をまとめると下記のとおりである。

１）ﾍﾟﾝﾀｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙを0.62mg/l、ﾓﾉｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝを0.26mg/l、ﾃﾄﾗｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙを0.67mg/l添加した一次処理水を流入水とし活性汚泥処理実験を行い、化学物質が処理に与える影響を調査したところ、BOD除去及び硝化ともｺﾝﾄﾛｰﾙと同様であり化学物質による影響は認められなかった。

２）工場排水混入率が5～12%の下水処理場において微量化学物質の検索を行った結果、種々の物質が検出された(表－6,7,8)。

３）有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法について検討した結果、繊毛虫類のTetrahymena pyriformisが敏感であり指標生物としての可能性が見いだされた。しかし、そのLC50は0.034mM(2-CP)、0.035mM(2,4-DCP)であり、下水中で検出される化学物質の濃度と比較するとかなり高いことがわかった。

＝参考文献＝

1)渡部、小森「下水の有機物組成と分解過程」土木技術資料　Vol.21.No.4(1979)

2)篠原　他「下水中微量有機物の検索」第11回水質汚濁ｼﾝﾎﾟｼﾞｳﾑ講演集(1977)

3)日本下水道協会、下水試験方法(1984)

4)中村、小森「下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査」土木研究所資料第2787号(1989)

11．下水汚泥の燃料化に関する調査

汚泥研究室　室　長　佐藤 和明
研究員　水落 元之
研究員　増田 隆司
白石 隆

１．調査の目的と必要性

下水道普及率の向上、下水処理の高度化に伴って下水処理場から発生する汚泥の処分量が、今後、恒常的に増加するため、安定した汚泥処分方法の確立は、下水道事業における最も重要な課題のひとつである。下水汚泥は、陸上及び海面埋立処分を主としており、一部が緑農地及び建設資材に利用されている。

埋立処分は、処分適地の減少などの理由から、長期的、安定的に継続することが困難になりつつある。したがって、今後は下水汚泥の有効利用を大いに進める必要がある。本調査は、下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し、省資源、省エネルギーを図りながら、下水汚泥を利用、処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

２．前年度までの調査結果

（１）汚泥の燃料的特性に関する調査を行い、①下水汚泥の有機物の割合は、食生活の変化の影響を受けているが、今後も７０％程度で推移すること、②濃縮汚泥中の炭水化物・蛋白質・脂質の構成比は、それぞれ２２％・４０％・２０％程度であり、高位発熱量は、4000kcal/kg.DS程度であることがわかった。

（２）汚泥の脱水に関する調査を行い、わが国における脱水プロセスの処理成績を整理し、脱水性の向上を目的としてベルトプレス脱水実験を行い、凝集剤の種類と添加方法、ろ布走行速度、汚泥洗浄の有無が脱水性に与える影響を調査し、重力ろ過部での脱水性を示す指標として、水抜け率を提案した。

（３）下水汚泥燃料化プロセスのエネルギー収支に関する調査を行い、焼却発電、消化ガス発電、蒸発乾燥等のプロセスにおいて生産されるエネルギーについて純抽出エネルギーを指標として評価した。また、この際の影響因子として、施設のスケールメリット、汚泥性状をとりあげ、その影響についても調査した。

（４）戸別合併浄化槽汚泥のベルトプレス脱水実験を行った結果、発生汚泥は嫌気槽１槽目からのものが大部分であり、トイレットペーパー等の混入や、ディスポーザーを使用している槽では野菜くず等の混入が見られたため、重力ろ過部での水抜け率は良好であった。

（５）脱水汚泥の嫌気性消化実験を行い、含水率８０％程度の脱水汚泥からのガス発生は可能であ

ることがわかった。また、撹拌を行うことでガス発生が増加することがわかった。
（6）加圧脱水機の維持管理上の問題を抽出し、その問題点を解消する新材料について検討した。また、脱水プロセスに適用可能な新材料について検討し、その適用箇所及び適用時の問題点等を抽出した。

3．平成2年度の調査結果

3．1　下水汚泥の噴霧乾燥に関する調査

3．1．1　目的

近年、下水汚泥の最終処理方法として焼却・溶融プロセスが多く用いられるようになってきたが、これらの前段プロセスとして乾燥は非常に重要なプロセスである。また、汚泥の農業利用を考えていく上で汚泥の輸送および貯蔵の容易さからも乾燥プロセスは非常に重要であると考えられる。しかし、現状の乾燥プロセスには前段の脱水プロセスを含めて、その作業性及び作業環境条件等に多くの問題があり、より効率的な方法を検討する必要がある。

噴霧乾燥法はインスタントコーヒー等の食品の製造に多く用いられて方法であり、そのシステムが非常に単純であり、また密閉系での運転が可能であるために、乾燥プロセスでの省力化及び作業環境条件の改善が期待できる。また、液体状態からの直接乾燥が可能であるために脱水プロセスを省略することも可能である。

本調査は下水汚泥の噴霧乾燥についてパイロットスケールの乾燥機を用い、乾燥温度等の運転条件と乾燥汚泥の性状等の関係について検討した。また、乾燥にともなって発生する悪臭等の運転上の問題点につても検討した。

3．1．2　実験方法

（1）　本実験に用いた噴霧乾燥システム

本実験に用いた噴霧乾燥システムの概略を図1に示す。

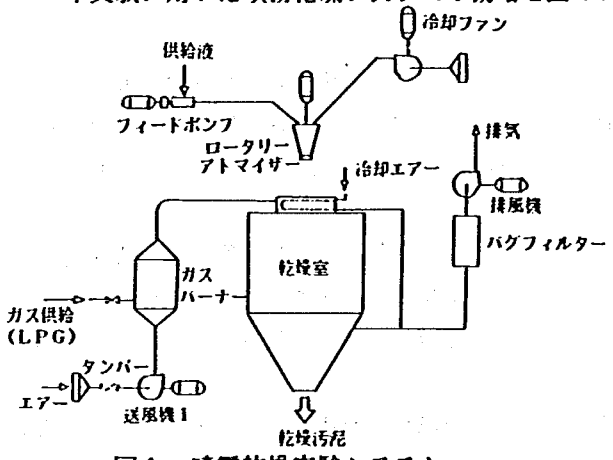


図1　噴霧乾燥実験システム

本試験で用いた噴霧乾燥機はN社製の主として新製品の開発に用いられているもので、直径2．5m、高さが5mで有効容積は16m³である。また、フィードポンプの最大処理能力は1201／hrである。図1に示したように乾燥システムの構成は大きく以下のように分類される。

（1）汚泥乾燥用の加熱空気を供給するLPG燃焼ユニット

（2）汚泥を噴霧させ乾燥させる乾燥室ユニット

（3）汚泥を供給するフィードポンプユニット

（4）乾燥室で回収しきれない微粉状乾燥汚泥を回収するバグフィルターユニット

供試汚泥はフィードポンプによりアトマイザーに供給され、ここで微粉化され乾燥室内に噴霧される。噴霧された汚泥はガスバーナーより発生した乾燥媒体である高温の熱風と接触し、瞬時に乾燥する。乾燥した粉体状の汚泥は空気動力学的運動により乾燥室の下部に集積される。乾燥室内で捕集されなかった非常に微細な乾燥汚泥はバグフィルターで捕集される。

一般に噴霧乾燥機の噴霧方式としては回転円盤型アトマイザーを用いる方式とノズル型アトマイザーを用いる方式とがあるが、下水汚泥の噴霧ということでアトマイザー部分の摩耗、閉塞等を考慮して本調査では回転円盤型アトマイザーを用いた。なお回転アトマイザーは、高速円盤上に液を流すと、遠心力で液は振り飛ばされ、周囲の空気と衝突して微粒化し噴霧化される原理に基づいている。

（2） 供試汚泥

本調査に用いた下水汚泥の種類と性状を表１に示す。

表１ 供試汚泥の性状

供試汚泥	濃縮方法	ＴＳ(%)	ＶＳ(%)	VS/TS(%)
初沈汚泥	重力	２．８	２．０	７１．０
余剰汚泥	機械	４．１	３．２	７８．０
混合汚泥	重力	１．９	１．４	７３．６
消化汚泥	重力	２．２	１．３	５９．０

なお供試汚泥の内、初沈汚泥はＹ市Ｏ処理場、それ以外はＹ市Ｔ処理場より採取した。いずれの処理場とも処理方式は標準活性汚泥法であり、Ｏ処理場は流入下水の約３０％が工場排水、約７０％が生活排水であった。また、Ｔ処理場は大部分が生活排水であった。

（3） 乾燥実験

乾燥実験は熱風の入口温度を４００℃に固定し、それぞれの供試汚泥について熱風の出口温度を８０℃、１００℃、１１０℃に変化させて行った。熱風出口温度は乾燥媒体である熱風の流量を一定としたため、汚泥の供給量により制御した。なお熱風入口温度は本調査で用いた噴霧乾燥機の熱特性が最大になる点及び下水汚泥のような有機物含有量の高い物質においても乾燥室内での発火の恐れのない点を考慮して４００℃に設定した。また、供試汚泥量はそれぞれ１回の実験につき１００１とした。

３．１．３ 実験結果

（1） 乾燥汚泥の含水率

熱風出口温度と乾燥汚泥の含水率の関係を図２に示す。

熱風出口温度と含水率の関係は汚泥の種類により異なった挙動を示したが、余剰・混合・消化汚泥については８０℃から１００℃で含水率が大きく減少し、１０％以下となったが、１１０℃の場合と大きな差が認められなかった。しかし初沈汚泥は８０℃から１００℃では含水率が大きく変化せず、１１０℃で５％以下と大きく減少している。これは供試汚泥の乾燥特性の違いによるものと考えられる。図３に供試汚泥の内、余剰汚泥と初沈汚泥の定常乾燥温度１００℃、静置状態における乾燥時間と含

水率の関係を示す。

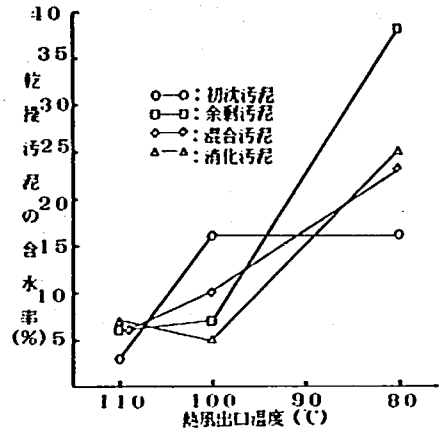


図２　熱風出口温度と乾燥汚泥の含水率の関係

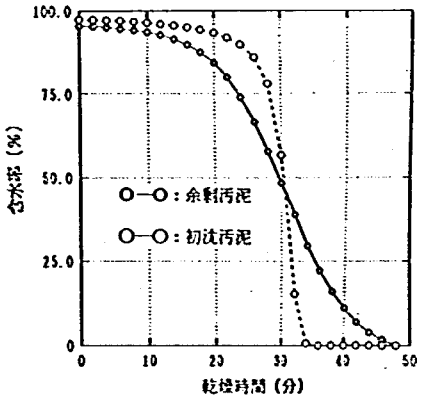


図３　供試汚泥の乾燥特性

余剰汚泥が乾燥開始後に比較的徐々に乾燥が進行するのに比べ、初沈汚泥では乾燥の開始が余剰汚泥より遅く、しかし乾燥開始後は一気に乾燥が進行する傾向が見られた。このような乾燥特性の違いが熱風出口温度と含水率との関係にも現れたものと考えられる。

（２）　乾燥による汚泥のＶＳ（強熱減量）含有率の変化

供試汚泥のＶＳ含有率の乾燥操作による変化を図４に示す。ここで縦軸は供試汚泥のＶＳ含有率の乾燥操作による減少の割合を示してある。つまりプラスは減少を示し、マイナスは反対に増加を示す。

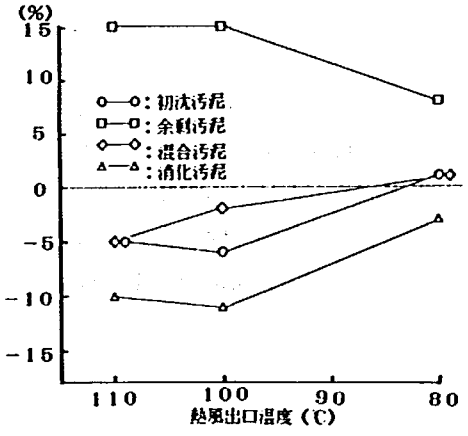


図４　熱風出口温度とＶＳ含有率

一般的には熱風出口温度の上昇にともなって含有する低沸点有機物の揮散が増大し、乾燥汚泥のＶＳ含有率は供試汚泥に比べて減少していくものと考えられる。余剰汚泥についてはこのような傾向がみられたが、初沈・混合・消化汚泥については逆に乾燥にともなって、ＶＳ含有率が増加する結果となった。この点については、乾燥操作中に乾燥機の乾燥室内壁に乾燥汚泥の付着がかなり認められる事から、乾燥汚泥粒子の形状の違いによる乾燥室内での空気道力学的な運動性の違いにより、内壁にＶＳ含有率の低い乾燥汚泥粒子が選択的に付着するためであると考えられるが、現段階では不明である。

（３）　乾燥汚泥の形状

乾燥汚泥の電子顕微鏡による観察結果を図５に示す。ここでは各供試汚泥について熱風出口温度１１０℃の場合の結果を示したが、各汚泥とも出口温度の変化にともなう大きな形状の変化は認められなかったが、出口温度の減少、つまり含水率の増加にともなって、乾燥汚泥粒子が塊状になる傾



（初沈汚泥）　（混合汚泥）　（消化汚泥）　（余剰汚泥）

図５　噴霧乾燥汚泥の電子顕微鏡写真

向がみられた。初沈及び混合汚泥については、ティッシュペーパーあるいは人毛に由来すると考えられる繊維状の部分がかなり認められたが、余剰汚泥については大部分が粒状であった。消化汚泥については大部分が粒状であったが、若干ではあるが繊維状の部分も認められた。また、乾燥汚泥のマクロのイメージは初沈・混合・消化汚泥が綿状であり、余剰汚泥が微粉体状であった。

ここで乾燥形態が微粉体状となった余剰汚泥の乾燥汚泥の粒径分布を図６に示す。乾燥汚泥の含水率がほぼ同じであった熱風出口温度が１００℃、１１０℃の場合は同様な粒径分布を示したが、含水率の高い８０℃の場合は乾燥汚泥の粒径が大粒径側にシフトしていた。

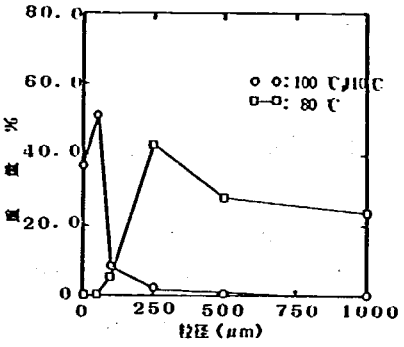


図６　余剰乾燥汚泥の粒径分布

（４）　排ガス中の悪臭成分

噴霧乾燥に限らず、汚泥の乾燥プロセスでは排ガス中の悪臭成分濃度が大きな問題となる。悪臭が問題となる場合は、乾燥の後段に焼却・溶融プロセスを有するシステムでは乾燥排ガスを燃焼空気として用いることにより脱臭することが可能であるが、それ以外のシステムでは新たな脱臭設備が必要となってくる。表２に初沈及び余剰汚泥の乾燥実験について、熱風出口温度１００℃の場合の乾燥室出口付近の悪臭成分濃度の測定結果を示す。

表２　　乾燥排ガス中の臭気成分濃度

悪臭成分	濃度（ｐｐｂ）		臭いの特徴	閾値（ｐｐｂ）
	初沈汚泥	余剰汚泥		
アンモニア	７５００	４２００	アンモニア臭	１５０
メチルメルカプタン	不検出	不検出	腐臭、玉葱臭	０．１２
硫化水素	５８	２	腐卵臭	０．５
硫化メチル	不検出	不検出	腐敗キャベツ臭	０．１２
二硫化メチル	１	不検出	腐敗野菜臭	０．２８
トリメチルアミン	１４	９	腐魚臭	０．１１
アセトアルデヒド	１１０	７０	刺激臭	１．５

表中には、それぞれの物質の臭いの特徴と臭気として感じうる最低の濃度である閾値を併記したが、今回測定された悪臭成分の濃度はいずれも閾値を大きく上まわっており、何らかの臭気対策が必要になるものと考えられる。

３．２　石灰系焼却灰による脱水性改善実験

３．２．１　目的

本調査は、下水汚泥脱水プロセスへの新材料の適用性を検討する一環として、凝集助剤に石灰系焼却灰を使用した場合の脱水特性を検討したものである。従来から加圧脱水機、真空脱水機では凝集剤として塩化第二鉄、凝集助剤として消石灰を使用しており、消石灰の代替としてカルシウムを多く含んでいる石灰系焼却灰が利用できれば、脱水費ならびに汚泥処分費の低減につながると考えられる。ここでは、石灰系焼却灰、都市ごみ焼却炉のＥＰ灰及び廃コンクリートを使用した加圧ろ過実験について報告する。

３．２．２　ＣＳＴによる予備実験

加圧ろ過機による脱水実験を行う前に、焼却灰の添加量及び添加方法等の概略を把握することを目的としてＣＳＴによる予備実験を実施した。

（１）実験方法

実験は仙台市南蒲生下水処理場から発生する混合汚泥及び余剰汚泥に塩化第二鉄、石灰系焼却灰等を添加し、ＣＳＴメーターによりＣＳＴ値を測定するものとした。

実験に用いた焼却灰等は表－３に示す５種類であり、Ａ灰、Ｂ灰が下水処理場から発生した石灰系焼却灰である。また、ＥＰ灰は都市ごみ焼却炉から発生したものであり、廃コンクリートはコンクリートを破砕し、粗骨材を取り除いた後粉砕したものである。表－４には、焼却灰等の組成を示す。なお、組成分析はJIS M 8815（石炭灰及びコークス灰の分析方法）により行った。

また、塩化第二鉄の添加率は全条件とも汚泥固形物量の10%とした。

表３　使用した焼却灰等の性状

	焼却炉形式	前処理	かさ密度（g/cm）	pH(2%溶液)
Ａ灰	流動床		0.60	12.7
Ｂ灰	無砂式流動	0.75cm以下に調整	0.53	12.1
ＥＰ灰			0.42	12.5
廃コンクリート		0.15cm以下に調整	0.80	10.6
消石灰			0.42	12.7

表４　焼却灰等の組成

（単位：%）

	Ａ灰	Ｂ灰	廃コンクリート
強熱減量		<0.01	3.2
SiO_2		19.8	55.4
CaO		41.0	11.5
MgO		1.8	1.0
Fe_2O_3		11.0	3.7
Na_2O		0.77	1.9
K_2O		0.74	3.0
P_2O_5		4.4	0.15
Al_2O_3		9.6	8.7
SO_3		4.2	0.31

（２）実験結果

図－７に焼却灰等を混合汚泥に添加した場合の汚泥固形物量に対する添加率（以下、添加率とする。）とＣＳＴ値の関係を示す。この図から、消石灰は添加率の増加とともにＣＳＴ値が減少し、50%以上

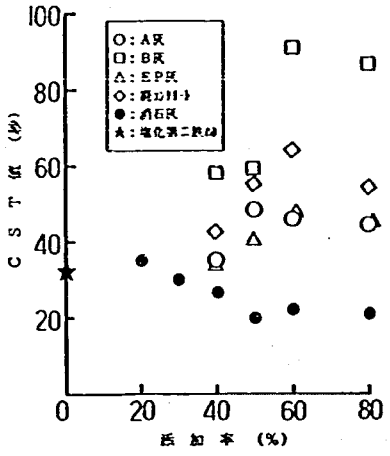


図７　焼却灰等添加率とCTS(1)

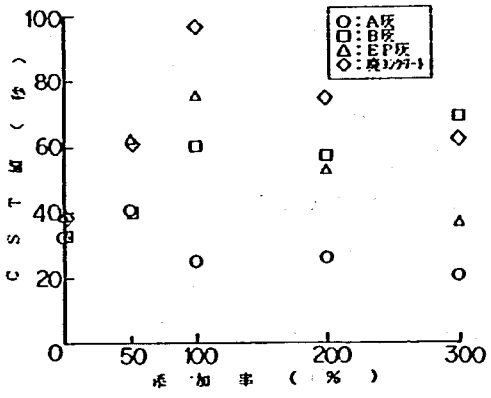


図８　焼却灰等添加率とCTS(2)

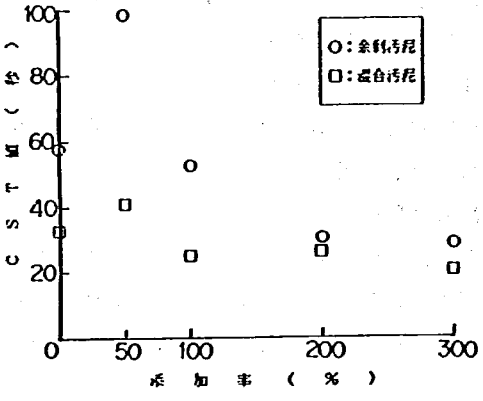


図９　A灰添加率とCST

では約20秒程度となっている。しかしながら、石灰系焼却灰は添加率が増加しても目立ったＣＳＴ値の減少はみられず、40～80%程度の添加では脱水性は改善されないものと考えられる。そこで、図－８に示すように、添加率を50～300%と増大させたところ、Ａ灰は添加率100%からＣＳＴ値が20秒台に減少している。このことは、Ａ灰の単独添加では100%程度の添加が必要になると思われる。また、Ｂ灰については、300%までのいずれの添加条件においても良好な結果が見られず、単独での使用は困難と考えられる。なお、ＥＰ灰及び廃コンクリートについても目立った添加効果はみられなかった。

図－９には余剰汚泥を添加した場合のＣＳＴ値を混合汚泥の場合と比較した結果を示す。この図から、余剰汚泥は混合汚泥に比べ脱水性が悪いと考えられるが、200%添加で脱水性が改善していることがわかる。

これらの結果から、焼却灰の比較ではＡ灰の方が凝集助剤としての効果があり、その効果は消石灰の1/2以下であると考えられる。また、Ｂ灰については単独では脱水性改善の効果は小さいと考えられ、消石灰との併用が有効と思われる。

３．２．３　加圧ろ過実験

ＣＳＴメーターによる予備実験の結果をもとに、加圧ろ過機を用いた脱水実験を実施した。

（１）実験方法

実験は仙台市南蒲生下水処理場から発生する混合汚泥を用いて行った。対象汚泥の性状は表－５に示すとおりである。凝集剤としては塩化第二鉄を使用し、その添加率は全条件とも10%とした。凝集助剤としては表－３に示したＡ灰、Ｂ灰、廃コンクリート及び消石灰を使用した。添加条件は表－６に示す38条件である。なお、焼却灰等と消石灰を併用した場合の添加順序は別途行った予備実験の結果から、焼却灰等を先に添加するものとした。

ろ過実験は、加圧ろ過機（光信理科学製作所製、ＫＳ型）を使用し、５分間重力ろ過を行った後、５分間１kg/cm²の圧力で加圧しろ過するものとした。ろ液量の測定は１分毎に行うものとした。なお、加圧ろ過の段階で脱

表５　対象汚泥の性状

汚泥濃度（%）	２．８
ｐＨ	６．４
強熱減量（%）	８１．０
総りん（mg/ℓ）	２５０

表６　実験条件

	添加剤	添加率　（%）		
単独添加	消石灰	5,10,20,30,40		
	A灰 B灰 廃コンクリート	50,100,200		
併用添加	添加剤１	添加率（%）	剤2	添加率（%）
	A灰	50,100,150,200	消石灰	5,10,20,30
	B灰 廃ｺﾝｸﾘｰﾄ	50,100	消石灰	10,20

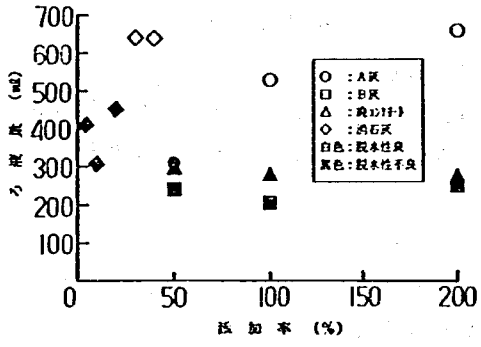


図１０　焼却灰等添加率とろ液量

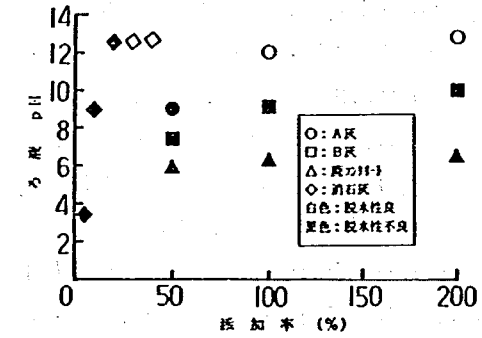


図１１　焼却灰等添加率とろ液pH

水性の良い汚泥はシリンダーのガラス面と汚泥との境界部の気密保持ができなくなり、空気抜け現象が起こることから、その時点で測定を打ち切るものとした。このため、加圧時のろ液量の評価は加圧２分後の値を用いるものとした。

脱水後の汚泥については、ろ布からのはく離性及び汚泥性状を目視により判断し、脱水性を評価した。　また、ろ液については、ＳＳ、ＢＯＤ、ＣＯＤMn 及び総りん酸を測定した。

（２）実験結果

①単独添加

図－１０に焼却灰等の添加率と加圧２分後のろ液量の関係を示す。なお、図中の白ヌキ表示の脱水性良とは、脱水汚泥のろ布からのはく離性が良く、かつ、ケーキ性状の良いものである。この図から、ろ液量が500mlを越えると脱水性が良くなることがわかる。消石灰では、30%の添加で脱水性改善効果が現れているのに対し、A灰では100%の添加が必要なことがわかる。なお、予備実験で予測したように、B灰及び廃コンクリートは目立った脱水効果がみられなかった。

図－１１には焼却灰等の添加率とろ液ｐＨの関係を示す。この図から、消石灰及びA灰は、添加率の増大とともにｐＨが上昇し、ｐＨが12程度になった時点で脱水性が改善されることがわかる。ここで、ろ過実験中の凝集反応の過程について述べると、まず、塩化第二鉄を添加すると凝集反応が起こり　ｐＨは３程度になる。次に焼却灰等を添加するとｐＨが上昇するが、この時、ｐＨが10程度まではかえって汚泥脱水性は悪化する。この現象は、図－８～９に示した結果からもわかる。さらに、添加を続けｐＨが12以上で脱水性が改善される結果となった。このことは、凝集助剤としての焼却灰が、凝集における核となるだけでなく、ｐＨ調整剤としても作用している可能性があるといえる。

②消石灰との併用添加

先に述べたように、焼却灰単独で脱水性を改善するには、改善効果が認められたA灰においても消石灰の３倍程度の添加が必要であった。そこで、消石灰との併用添加による添加量削減効果を調査した。

図－１２に併用添加における消石灰添加率と加圧２分後ろ液量の関係を示す。この図から、単独添

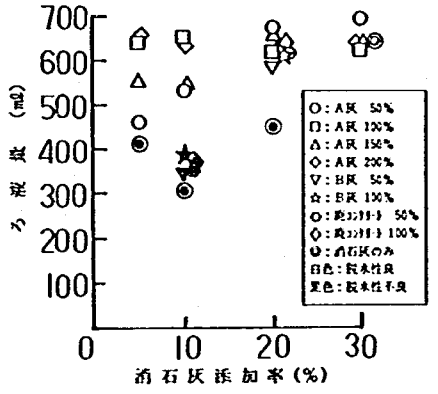


図１２　併用添加時のろ液量

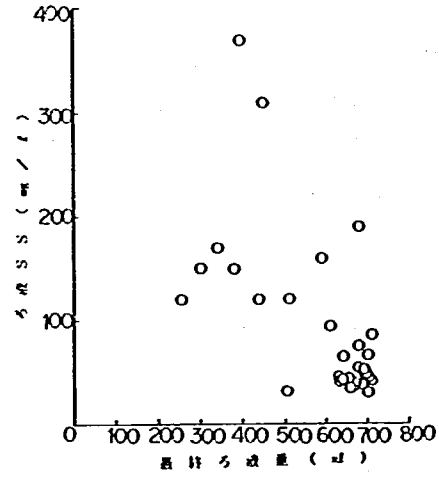


図１３　最終ろ液量とろ液SS

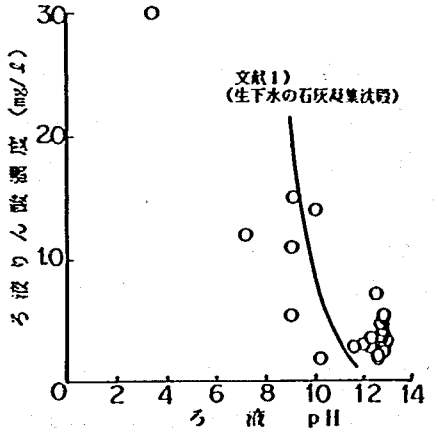


図１４　ろ液pHとリン酸濃度

加の図－１０と同様にろ液量が概ね500mlを越えると脱水性が良くなることがわかる。焼却灰の種類に着目すると、A灰は全ての条件で脱水性が良好であり、A灰50%と塩化第二鉄５%の併用で脱水可能となった。B灰、廃コンクリートは同様な傾向を示しており、脱水性改善にはB灰又は廃コンクリートを50%添加し、塩化第二鉄を20%添加する必要がある。塩化第二鉄単独の添加では30%で脱水性が改善されることを考えるとB灰、廃コンクリートの併用添加によるメリットは小さいといえる。

③ろ液性状

図－１３に加圧終了後の最終ろ液量とろ液ＳＳの関係を示す。この図から両者の間には明確な相関はみられないが、ろ液量が増加するとろ液ＳＳは減少する傾向にある。また、固形物回収率を計算したところ、添加率が低く、脱水性が悪い場合に回収率が低下する傾向がみられるが、添加率が大きくなり、脱水性が向上するにつれて、回収率も高くなり安定する傾向にあった。

図－１４にはろ液ｐＨとろ液中の総りん酸濃度の関係を示す。なお、図中には参考として生下水に石灰を添加し、凝集沈澱させた時の沈澱水中の溶解性りん濃度を示す。石灰添加の場合と同様に、りんは焼却灰の添加によるｐＨの上昇にともない汚泥側に吸着され、ろ液中のりん酸濃度は低下していることがわかる。なお、ろ液のＢＯＤ及びＣＯＤMnについては明確な傾向がみられなかった。

３．３　ベルトプレス脱水試験

３．３．１　目的

ベルトプレス脱水機に使用するろ布については、低伸度、高強度であることが要求されることから、一般にポリエステルが採用されている。しかしながら、近年は、難脱水性の汚泥が増加しており、脱水汚泥とろ布との剥離性が問題となる場合がある。また、高効率型ベルトプレスの導入により、より強靭なろ布が要求されるようになった。このような状況において、現在、種々の材料を使用したろ布の開発が進められている。そこで、本実験では、ろ布の違いによる脱水性の差異について調査し、その適用可能性を検討した。

表7　ろ布の性状

		ろ布A	ろ布B	ろ布C	ろ布D
材質		ポリエステル	基層：ポリエステル ウェブ：ポリアミド	表：ポリエステル+PP 裏：ポリエステル	ポリエステル
織組織		3/1杉綾	ニードルフェルト	二重織	5/1朱子
繊度	タテ	0.40	0.24/2/3	表 0.60	0.57×0.88
(mmφ)	ヨコ	0.80	0.50	表 0.50	0.88
密度	タテ	67	32	42/21(63)	39
(本/2.54cm)	ヨコ	19	15×2	19/19(38)	22
引張強度	タテ	520	310	600	750
(kgf/3cm)	ヨコ	550	160	480	600
伸び率	タテ	40	20		
(%)	ヨコ	45	20		
厚さ (mm)		1.50	2.80	2.10	2.30
通気度(cc/min・cm²)		12000	7000	10000	12000
特徴		ポリエステルモノフィラメントによる一般的ろ布	表層にポリアミド短繊維を植り込んだフェルトろ布、ケーキの剥離性に優れる（実績有）	表層にポリプロピレン+ポリエステルのスプリットヤーンを使用、剥離性に優れる（実績無）	綾系にふっ素コーティングした偏平糸を使用、強度と剥離性に優れる（汚水用）
価格		1	2	1.5	1.5

3．3．2　実験方法

実験は表－7に示す4種類のろ布を使用して行った。脱水試験は、下水試験方法（1984年版）第5章第15節4．ベルトプレス法に基づき図－15に示す手順で行った。表－6に脱水実験の基本条件を示す。対象とした汚泥は仙台市南蒲生下水処理場から発生する混合汚泥であり、凝集剤としては、表－9に示す3種類の高分子凝集剤と塩化第二鉄＋消石灰を使用した。ここで、高分子凝集剤は0.2%溶液として添加した。なお、脱水実験における測定項目は図－15のフロー中に示すとおりである。

3．2．3　実験結果

表－10に高分子凝集剤の乾燥汚泥固形物量に対する添加率を0.75%とした場合の測定結果を示す。なお、参考として塩

表8　脱水実験の基本条件

薬注後の撹拌条件	200rpm、1分 （塩鉄＋石灰は300rpm）
重力ろ過時間	3分
予備加圧条件	0.04kg／cm²、1分
ロール面圧・回数	0.2，0.4，0.6 kg／cm²（3回）
ロール圧搾ろ布速度	1.0 m／分

表9　凝集剤の種類

	物質名	イオン強度
①	ポリメタクリル酸エステル系	強
②	メタクリル酸エステルとポリアクリルアミドの共重合	強
③	メタクリル酸エステルとポリアクリルアミドの共重合	中
④	塩化第二鉄＋消石灰	

化第二鉄10%、消石灰40%添加の場合の値についても同時に示す。重力ろ過におけるろ液量についてみると、ろ布Bを除けば、ろ布による違いよりも、凝集剤による違いの方が大きくなっており、重力ろ過部では凝集性の影響が大きいことがわかる。しかしながら、各凝集剤において最もろ液量の多かったろ布をみると、凝集剤①はろ布C、②がD、③がAとなっており、各ろ布に適した凝集状態があることも考えられる。なお、ろ布Bの水抜けが悪かった原因としては、表面のフェルト層が密なこと及びフェルト層と基層との接合に接着剤を使用していることから、通気度が低くなっていることが考えられる。

次に、ロール圧搾後のケーキ含水率は、重力ろ過部のろ液量に比べてろ布による差が出る傾向にあり、ろ布C及びろ布Dが良好な結果となっている。また、ケーキの剥離性についてはろ布Cが最も良い結果となっており、従来タイプのAが最も悪い結果であった。

表１０　脱水実験結果

ろ布	凝集剤		重力ろ過				ロール圧搾				
	種類	注入率(%)	ケーキ厚(mm)	ろ液量(ml)	*1順位	汚泥の自立性	ケーキ厚(mm)	広がり VXL(cm)	含水率(%)	*2順位	剥離性
A	①	0.75	22	405	3	○	5	14.0x21.0	80.0	4	○
	②	0.75	32	275	3	○	3	16.5x28.0	78.1	4	△
	③	0.75	20	460	1	○	6	13.5x20.0	75.4	2	◎
	④	粒10+粉10	35	180	2	○	6	14.5x22.0	72.6	3	◎
B	①	0.75	22	330	4	○	6	13.5x26.0	77.6	3	◎
	②	0.75	40	100	4	×	3	17.0x21.0	77.2	2	○
	③	0.75	23	450	2	○	5	13.5x20.0	76.5	4	◎
	④	粒10+粉10	33	130	4	○	6	14.0x21.5	74.0	4	◎
C	①	0.75	20	440	1	○	6	13.0x18.0	76.5	2	◎
	②	0.75	25	305	2	○	3	16.0x25.0	76.8	1	◎
	③	0.75	26	435	3	○	5	14.0x19.0	76.2	3	◎
	④	粒10+粉10	35	215	1	○	6	15.0x23.0	71.0	1	◎
D	①	0.75	17	420	2	○	5	13.5x21.0	75.8	1	○
	②	0.75	28	350	1	○	4	15.5x20.0	78.0	3	◎
	③	0.75	20	420	4	○	4	13.5x20.0	75.1	1	◎
	④	粒10+粉10	35	180	2	○	7	15.0x21.5	72.1	2	◎

＊１：同一凝集剤を使用した場合の当該ろ布のろ液量の順位
＊２：同一凝集剤を使用した場合の当該ろ布の含水率の順位

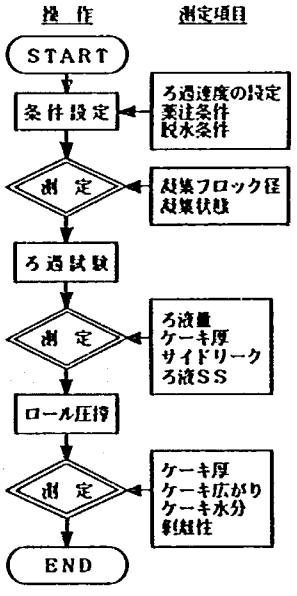


図15　脱水実験操作、測定フロー

なお、汚泥採取日、凝集剤添加率を変えて別途行った実験においても概ね同様な傾向が示されていたが、ロール圧搾後の含水率及びケーキの剥離性において、ろ布Ｃが最も良い結果を示していた。これらの結果から、ろ布の種類によって、ロール圧搾時の脱水性が異なり、今回使用したろ布の中では、表層にポリプロピレン＋ポリエステルのマルチフィラメントを使用し二重織としたろ布Ｃが最も脱水性が良好であった。

３．４　脱水性汚泥の嫌気性消化実験

３．４．１　目的

下水汚泥の嫌気性消化は、従来より汚泥の安定化及び減容化を目的として広く用いられているが、最近では、発生するガスを利用して消化ガス発電を行う等、燃料化プロセスとしても注目を集めている。現在、全国の下水処理場のうち約40%が嫌気性消化を採用しているが、臭気対策、脱離液対策、ガス回収効率の改善等、今後検討すべき課題も残されている。本調査では、従来の濃縮→消化→脱水というプロセスの視点を変え、脱水汚泥の嫌気性消化を行うことにより、脱離液処理問題の解決及び施設のコンパクト化の可能性を検討するものとし、２年度は撹拌条件による消化効率の改善について検討した。

３．４．２　実験方法

（１）　供試汚泥の性状

種汚泥は、茨城県湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センターから採取した消化脱水汚泥（遠心脱水）

表１１　供試汚泥の性状

		pH	強熱減量 (%)	アンモニア態窒素 (mg/g)	有機態窒素 (mg/g)	有機態炭素 (mg/g)	総リン (mg/g)	含水率 (%)
種汚泥(嫌気性)		8.0	83.9	1.45	42.4	413	2.37	77.8
投入汚泥(嫌気性)		8.5	65.7	1.84	47.3	306	5.06	82.5
対照	種汚泥(嫌気)	5.8	82.3	0.51	35.2	390	0.40	96.6
	投入汚泥(嫌気)	7.3	59.2	0.84	40.9	295	0.48	93.3

＊：アンモニウム態窒素と総リンは湿重量ベースで示す。

を使用した。投入汚泥は、東京都新河岸処理場から採取した脱水汚泥（初沈汚泥と余剰汚泥を混合し、遠心脱水）を使用した。なお、比較のために行った濃縮汚泥の消化実験に使用した汚泥は各処理場の消化汚泥及び混合濃縮汚泥を使用した。表－１１に各汚泥の性状を示す。

（２）　方法

実験は、図１６に示す装置及びガスメーターを使用して行った。実験条件は表－１２に示すとおりとした。ここで、ケース６は表－１１中の消化汚泥と濃縮汚泥を使用した液状汚泥の消化である。各ケースとも、実験開始時には、種汚泥と投入汚泥を混合し、装置内をヘリウムガスで置換し、嫌気状態とした。また、汚泥の撹拌は装置上部に接続したモーターにより装置内の回転翼を回転させることにより行った。

表１２　実験条件

	種汚泥TS (g)	投入割合 (%)	設定温度 (℃)	撹拌条件 (hr/日)
ケース１	75.0	10	35	1
ケース２	75.0	10	35	4
ケース３	75.0	20	35	1
ケース４	75.0	20	35	4
ケース５	75.0	0	35	1
ケース６	75.0	10	35	ガス撹拌

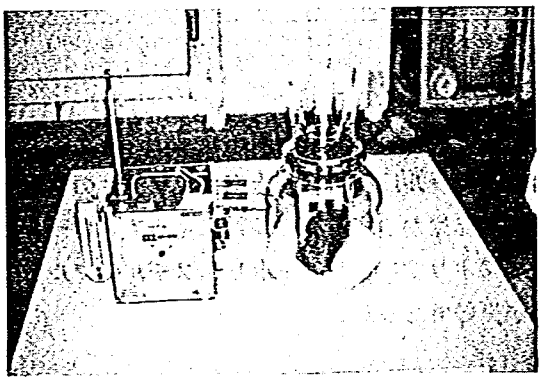


図１６　実験装置

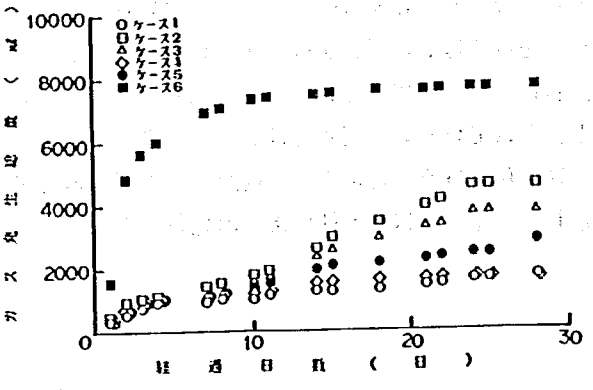


図１７　ガス発生総量

３．４．３　実験結果

図－１７に各ケースのガス発生総量を示す。脱水汚泥と液状汚泥の比較でみると、28日間における脱水汚泥からのガス発生総量は液状汚泥の20～60%程度であることがわかる。また、液状汚泥は10日間で全体の95%以上のガスが発生しているのに対し、脱水汚泥では、調査期間中を通して徐々にガスが発生する傾向にある。

これらの結果から、脱水汚泥の消化の進行は液状汚泥に比べてかなり劣ると考えられる。しかしながら、実験終了時の脱水汚泥は黒色を呈

表１３　各ケースにおけるVS減少量

	ｹｰｽ１	ｹｰｽ２	ｹｰｽ３	ｹｰｽ４	ｹｰｽ５	ｹｰｽ６
ＶＳ減少量（g）	13.8	14.3	16.8	16.6	9.8	14.5
ＶＳ減少率(仕VS)*1(%)	22.3	23.1	21.6	21.3	19.9	25.6
ＶＳ減少率(生VS)*2 (%)	31.7	35.7	37.0	36.0	－	－

＊１：ＶＳ減少量の実験開始時の全ＶＳ量に対する比率
＊２：（各ケースのＶＳ減少量－ケース５のＶＳ減少量）の投入ＶＳ量に対する比率

しており、異臭も感じられず、消化が進んでいると思われるものであった。そこで、各ケースにおけるＶＳ減少量を計算したところ表－１３に示すとおりであった。ここで、ＶＳ減少量は、実験開始時の無機分量が実験終了時にも同量であると仮定し、無機分量と強熱減量から実験終了時のＶＳ量を計算し、実験開始時のＶＳ量との差によって求めた。この表から、投入汚泥率20%としたケース１、ケース２のＶＳ減少量は、同条件の液状汚泥のケース６とほぼ同量であり、消化が進行していることを示す結果となった。ＶＳ減少量に比べガス発生量が少ない理由については不明であるが、ＶＳ減少量を基に検討すると、脱水汚泥においても液状汚泥と同程度の消化の進行が可能であると思われる。

また、投入汚泥率及び撹拌条件の違いによるＶＳ減少率にも大きな差は見られなかったことから、今回の条件（投入汚泥率20～30%、撹拌時間１hr／日～４hr／日）においては、消化の程度に差はないものと考えられる。

４．まとめと今後の課題

パイロットスケールの噴霧乾燥機を用いた下水汚泥の乾燥実験において以下の点が明らかになった。

（１）回転円盤型アトマイザーを用いることにより、初沈・混合・余剰・消化汚泥の乾燥が可能であり、乾燥媒体である熱風の入口温度４００℃、熱風出口温度１１０℃の条件で含水率１０%以下の乾燥汚泥が得られた。

（２）乾燥汚泥の含水率は熱風出口温度に依存しており、出口温度の制御により任意の含水率の乾燥汚泥を得ることが可能であると考えられる。

（３）乾燥汚泥の形状は初沈・混合・消化汚泥は綿状であり、余剰汚泥は微粉体状であった。また余剰乾燥汚泥の粒径分布は含水率の増加とともに粒径の大きな方へシフトする傾向が認められた。

（４）乾燥操作により発生する悪臭成分濃度は測定されたすべての成分が閾値を越えており、何らかの対策が必要であると考えられた。

今後は長時間の連続運転時における安定性およびエネルギー効率等を乾燥の後段の処理プロセスを含めて検討する必要がある。

石灰系焼却灰による脱水性改善実験の結果をまとめると次のとおりである。

（１）石灰系焼却灰の凝集効果は灰によって異なるが、凝集効果の大きかったＡ灰でもその効果は消石灰の1/3程度であった。

（２）石灰系焼却灰の脱水性改善効果は、消石灰との併用により向上し、混合汚泥を使用したろ過実験では、Ａ灰50%、消石灰５%の組み合わせで良効な脱水性を得た。消石灰単独では30%の添加が必要であったことから、併用添加で消石灰添加量を削減できる可能性がある。

（3）焼却灰添加による脱水性の改善にはｐＨが影響しており、ろ液ｐＨが12程度まで上昇すると脱水性が向上する。

（4）脱水時の固形物回収率は、焼却灰の添加率が増加し、脱水性が良くなるにつれて安定する傾向にある。

ベルトプレス脱水試験機によるろ布の選定に関する調査の結果をまとめると次のとおりであった。

（1）重力ろ過部の水抜けに関しては、凝集性の影響が大きく、ろ布の通気度が小さいフェルトろ布を除いて大きな差はみられなかった。

（2）ロール圧搾後の脱水性はろ布により異なり、現在開発が盛んな二重織ろ布の中に含水率の低下及び剥離性の向上が認められるものがあった。

バッチ式消化実験装置を用いた脱水汚泥の嫌気性消化実験の結果をまとめると次のとおりであった。

（1）28日後におけるＶＳ減少量は同条件の液状汚泥消化と差のないものであり、脱水汚泥においても、液状汚泥と同程度の消化の進行が可能と考えられる。

（2）投入汚泥率20%と30%、撹拌時間1hr／日と4hr／日との間にはＶＳ減少率に大きな差はなく、消化に与える影響は小さかったと考えられる。

（3）回収されたガス量は液状汚泥の20～60%程度と少なく、その原因も不明であることから、今後汚泥量を増やした実験を行うことにより、ガス発生について検討を加える必要がある。

－参考文献－

1）栗林宗人編：〝高度処理と再利用〟，山海堂，1989

12．下水汚泥のエネルギー利用に関する調査

汚泥研究室　室　長　佐藤和明
研究員　落　修一
研究員　水落元之

１．調査の目的と必要性

日本は世界最大のエネルギー輸入大国であり、１９８７年度における一次エネルギー消費量は世界第４位（シェア５％）である[1]。また、石油消費量は世界第３位（シェア７．３％）であり、エネルギー多消費型国家である。しかし日本は国内にエネルギー資源をほとんど有せず、エネルギーの対外依存度は８０％（石油は９９％、１９８７年）と非常に高い。したがって、日本のエネルギーは外的要因、特に産油国の影響を受け易い。つまり日本の最大のアキレス腱はエネルギーの供給問題であり、この負担を少しでも軽くするためには、今後社会システムの一層の省エネルギー化及び未利用エネルギーの有効利用を推進していく必要がある。

下水汚泥の成分の約７０％は有機物であり、多くのエネルギーを保有しており、乾燥固形物１ｋｇあたりの発熱量は約４０００ｋｃａｌと比較的高位である。また、有機肥料としての価値も非常に高いものと考えられる。しかし、そのエネルギー価値は汚泥自身が受ける処理プロセスの違いにより変化することから、汚泥のエネルギー利用を考える上ではエネルギーの取り出し形態が非常に重要である。１９８８年度における日本の下水汚泥の発生量は乾燥固形物で１３５万トンであり[2]、今後下水道の普及にともなって増加してくるものと考えられる。したがって、下水道における有力なエネルギー資源である汚泥の多面的な利用を推進していく必要がある。

下水汚泥のエネルギー利用を大別すると以下の３点となる。

（１）消化ガスの利用
（２）汚泥焼却熱の利用
（３）有機肥料としての利用

（１）、（２）は汚泥を燃料として考え、汚泥内に有機物として蓄えられた内部エネルギーの熱エネルギーとしての利用である。（３）は汚泥内の有機物を生物の有機体の生産材料に利用するもので広い意味でのエネルギー利用と考えられる。

（１）消化ガスの利用

消化ガスの利用は汚泥のエネルギー利用としては最も一般的であり、嫌気性消化処理は燃料価値の高いメタンガスの生産と発生汚泥の減量安定化を行うといった２つの側面を持っている。

下水道統計によると、１９８８年度の発生汚泥の約５０％は嫌気性消化処理されている。一般的には発生した消化ガスは消化槽の加温に用いられているが、一部では発電が行われており、処理場で消

費される電力の５～３０%程度を賄っている。消化ガスを利用した発電では発電機からの廃熱で消化槽を加温するコジェネ方式がエネルギー的には最も効率的である[3)4)]。また、消化ガスを処理場に近接する工場のボイラーの熱源として供給して、工場からは消化槽の加温用の蒸気の供給を受けている例が報告されている[5)]。ボイラーが不要になるなど処理場サイドにとってもメリットが大きいことから条件が整えば、今後このような利用形態が増加してくるものと考えられる。

（２）汚泥焼却熱の利用

下水汚泥の発熱量は比較的高位であり、乾燥状態では高い燃料価値を示す。しかし実際に焼却炉に投入される脱水汚泥は含水率が高く（約７０～８０%）、保有する発熱量の大部分を水の蒸発潜熱として奪われるため、実際の燃料価値はそれほど高くはない。したがって現在、最も一般的に行われている汚泥焼却熱の利用方法は焼却炉の廃熱で炉に投入される脱水汚泥の乾燥を行い、脱水汚泥そのものの燃料価値を高める方法であり、重油等の補助燃料を必要としない自燃焼却が可能である[6)]。反対に焼却あるいは乾燥システムにおいては水分の持ち出す熱量がかなり大きいことになるが、蒸発した水分の凝縮熱が住宅給湯システムに、また温水プールの熱源として用いられている[7)8)]。現在発生汚泥の約６０%が焼却処分されており、今後、焼却プロセスにおいて積極的な未利用エネルギーの利用を検討していく必要がある。

（３）有機肥料としての利用

日本の下水処理の創世期から下水汚泥は肥料として重要視されていたが[9)]、現在は化成肥料等の普及もあって、発生汚泥の１０%程度が緑農地に利用されているにすぎない。しかし、資源・エネルギーの循環という観点から考えた場合、緑農地への利用が最も効率的であると考えられ、今後、緑農地へ利用した場合の問題点を整理するとともにエネルギーとしての評価を行っていく必要がある。

２．平成２年度の調査結果

２．１調査目的

汚泥の保有エネルギーとして発熱量を考えた場合、水分の蒸発潜熱分を除いた実質的な発熱量（有効熱量）は汚泥の含有する水分の減少にともなって増大する。一般的な汚泥処理プロセスでは濃縮プロセス及び脱水プロセスに相当するが、ここで有効熱量を増大させるためには何らかのエネルギーの投入が必要である。反対に消化プロセスでは取り出された消化ガスの発熱量相当分が汚泥から取り去られるが、この過程においても系外からのエネルギーが投入される。つまり汚泥のエネルギー利用を検討していく上で汚泥処理プロセスにおいて投入されるエネルギーと得られるエネルギーの関係を把握する必要がある。したがって本年度は、汚泥のエネルギー利用を検討していく上での前提として、既存の下水処理場の汚泥処理プロセスについて、エネルギーの消費状況及び濃縮、脱水等の単位プロセスに投入されるエネルギーと処理にともなう汚泥の保有するエネルギーの変化について検討した。

２．２調査方法

汚泥処理プロセスの異なる３カ所の下水処理場について、まず現地において汚泥処理設備の処理能力、定格電力および運転状況等を調査した。次に１９８９年度について、運転及び水質に関する日報等から上記目的に必要なデータを収集して月別に整理し、検討を行った。

２．３調査結果

２．３．１調査対象処理場の概要

調査を行った各処理場の概要を表１に示す。

表１　調査対象処理場の概要

	Ｙ市Ｙ浄化センター	Ｋ市Ｏ処理場	Ｙ市Ｏ浄化センター
排除方式	分流式	合流式	分流式
処理方式	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
処理人口	83千人（1989年）	84千人（1988年）	27千人（1989年）
晴天時日平均下水量	30千㎥（1989年）	42千㎥（1988年）	12千㎥（1989年）
流入下水内訳	生活:79%　工場:6%	生活:84%　工場:8%	生活:63%　工場:37%
	その他:15%	その他:8%	
汚泥処理フロー	濃縮→消化→脱水	濃縮→脱水→焼却	濃縮→脱水→焼却

次に各処理場の汚泥処理プロセスの概要を表２に示す。

表２　汚泥処理プロセスの概要

		Ｙ市Ｙ浄化センター	Ｋ市Ｏ処理場	Ｙ市Ｏ浄化センター
濃縮	初沈汚泥	重力濃縮	）混合して重力濃縮	重力濃縮
	余剰汚泥	遠心濃縮		遠心濃縮
消化	消化温度	３７℃	― ― ―	― ― ―
	消化日数	２８日	― ― ―	― ― ―
脱水	脱水機	フィルタープレス	フィルタープレス	遠心脱水機
	凝集剤	塩化第二鉄、消石灰	塩化第二鉄、消石灰	高分子凝集剤
焼却	焼却炉	― ― ―	流動床炉	流動床炉
	乾燥機	― ― ―	― ― ―	蒸気間接受熱型
	補助燃料	― ― ―	Ａ重油	ＬＰＧ

Ｙ市Ｙ浄化センターでは消化ガス発電を行っており、１９８９年度に処理場の消費電力の約３０％程度を賄っている。また消化槽の加温は基本的には発電機の廃熱で行っているが、不足分はＡ重油の追い炊きで賄っている。さらに洗浄後の消化槽引き抜き汚泥を再度、遠心濃縮して脱水機に投入している。Ｋ市Ｏ処理場及びＹ市Ｏ浄化センターでは焼却プロセスを有しているが、いずれも連続的な運転ではなく、週に２～３日程度の運転であった。したがって、このプロセスで消費されるエネルギーは連続運転に比較して相対的に大きくなるものと考えられる。

２．３．２汚泥の処理状況

各処理場の汚泥処理プロセス別の固形物の発生状況を図１に示す。

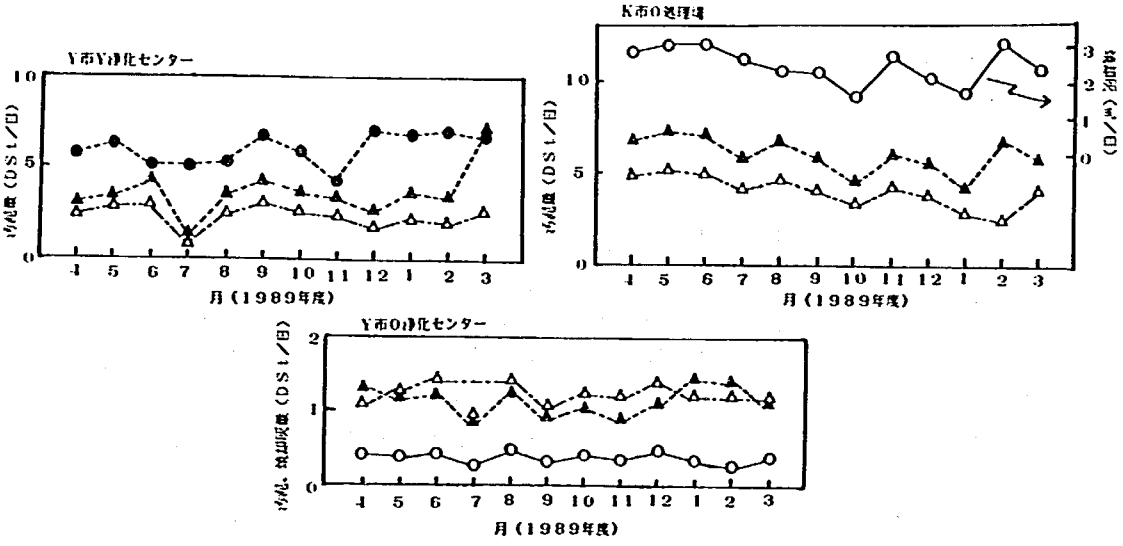


図１　汚泥処理プロセス別の固形物の発生状況（１９８９年度）
▲濃縮汚泥（Y市は消化後濃縮汚泥）　△脱水汚泥
●Y市の濃縮汚泥　○焼却灰

各処理場とも経年的に比較的安定した発生状況であり、特に系統的な季節変化は認められなかった。

２．３．３固形物収支

汚泥処理プロセスのエネルギーの流れを検討する上で、まず処理プロセスにおける固形物収支を求める必要がある。Y市Y浄化センター及びY市O浄化センターの汚泥処理プロセスにおける年平均の固形物収支を図２に示す。

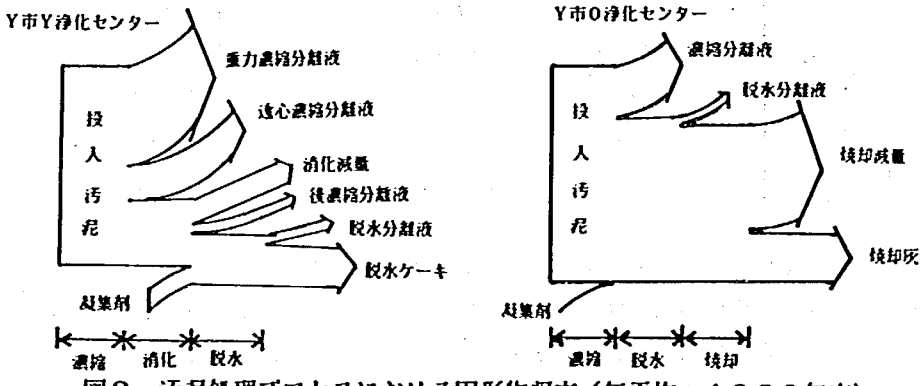


図２　汚泥処理プロセスにおける固形物収支（年平均、１９８９年度）

K市O処理場については一部データの欠損があり現在検討中である。図２に示した２カ所については季節変化についても検討したが大きな変化は認められなかったが、Y市Y浄化センターの秋期（１

0から12月）の消化減量の占める割合が著しく減少していた。Y市Y浄化センターでは投入される固形物の約60%が濃縮プロセスで分離液として系外に持ち出されているが、これは余剰汚泥の遠心濃縮時の固形物回収率の低さ（約30～40%）が初沈汚泥の重力濃縮にも影響を及ぼし、濃縮全体として見かけ上、大きな割合になったものと考えられた。Y市O処理場の濃縮分離液による持ち出しの大部分は初沈汚泥の重力濃縮からのものである。

2．3．4汚泥処理プロセスで消費されるエネルギー

今回調査した汚泥処理プロセスで消費されていたエネルギーを以下に示す。

濃縮：電力　　消化：電力、A重油　　脱水：電力　　焼却：電力、A重油、LPG

ここで各処理場の各汚泥処理プロセスにおける処理汚泥量あたりのエネルギー消費量を表3に示した。

表3　処理汚泥量あたりの消費エネルギー（電力kWh/DSt,A重油l/DSt,LPG Nm³/DSt）

処理プロセス / 12月ﾃﾞｰﾀ	濃縮	消化		後濃縮	脱水	焼却		
	電力	電力	A重油	電力	電力	電力	A重油	LPG
Y市Y浄化センター	132	59.4	31.0	241	626	－	－	－
K市O処理場	3.5	－	－	－	228	345	103	－
Y市O浄化センター	862	－	－	－	672	854	191	191

K市O処理場は濃縮プロセスが混合汚泥の重力濃縮であるために処理汚泥あたりの消費電力はほぼ0であった。他の2箇所についても初沈汚泥の重力濃縮での電力消費量は無視できた。汚泥の発生状況及び固形物収支には明確な季節変動が認められなかったが、遠心濃縮及び脱水プロセスでは処理汚泥量あたりの電力消費量が若干ではあるが、夏期及び秋期に増加する傾向が認められた。これは夏場に汚泥の濃縮性及び脱水性が悪化することに起因するものと考えられた。Y市Y浄化センターの消化後の濃縮の消費電力が余剰汚泥の濃縮と比較して増加しているが、これは消化汚泥の濃縮性の悪さを反映していると考えられた。同様に脱水プロセスの消費電力が同じ脱水方式のK市O処理場に比べて大きいことも消化汚泥の性状によるものと考えられた。ここで脱水プロセスの処理量は凝集剤を加えたものであるが、両処理場とも同種の凝集剤を処理汚泥の固形物あたり同程度添加していること、処理規模が同程度であることから同列な比較が可能であると考えられた。また、脱水プロセスにおけるK市O処理場とY市O浄化センターの違いは脱水方式の違い（加圧と遠心）に起因しているものと考えられた。

表4　各処理プロセス別の電力使用割合（%）

	濃縮	消化	脱水	焼却
Y市Y浄化センター	27	23	50	－
K市O処理場	2	－	59	39
Y市O浄化センター	23	－	31	47

2．3．5汚泥の熱量価と処理プロセスの関係

焼却プロセスの前までの汚泥の保有エネルギーとして発熱量を指標として処理プロセスとの関

係を検討した。ここで汚泥は多量の水分を含有しているため、湿潤汚泥の発熱量を水分の蒸発潜熱を考慮し、有効発熱量（He，ｋｃａｌ／ｋｇ）として次式により定義した。

$$He = Hl\,[(100-W)/100] - 600\,(W/100)$$

ここでHlは低位発熱量（ｋｃａｌ／ｋｇ）、Wは含水率（％）、６００は水の蒸発潜熱（ｋｃａｌ／ｋｇ・H_2O）である。また低位発熱量は実測された汚泥の強熱減量率（Ｖ）から次式[10]により求めた。

$$Hl = 58.3V - 193 - [600\times(18/2)\times(6.8/100)\times(V/100)]$$

また電力の発熱量を８６０ｋｃａｌ／ｋＷｈ、重油の低位発熱量を９９００ｋｃａｌ／ｌとしてＹ市Ｙ浄化センターの例を図３に示す。ここでは電力を発熱量に換算して同列に扱っているが、例えば熱プロセスに投入される重油あるいはＬＰＧの評価は熱収支として可能であるが、本来機械的仕事に投入される電力については同列的な評価は不可能である。したがって、ここで湿潤汚泥から水分を除去する、つまり汚泥の有効熱量を増大させるプロセスである濃縮、脱水プロセスについて有効発熱量の増加と消費電力の関係を検討した。各処理場の各プロセスで消費電力１ｋＷｈあたりに増加する有効発熱量を表５に示した。

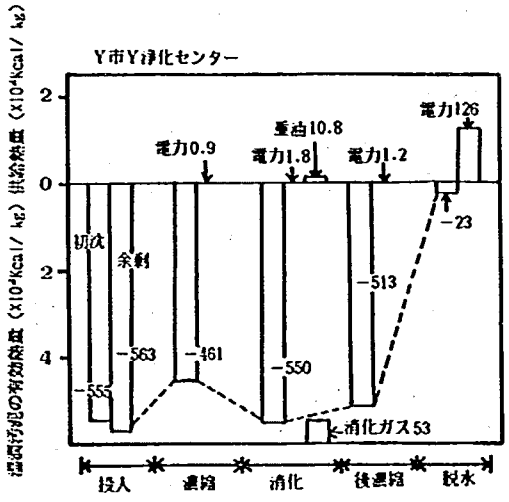


図３　汚泥の有効発熱量と処理プロセスの関係

表５の値はあくまで実測値であるが、Ｙ市Ｙ浄化センターの後濃縮が濃縮より大きな値であり、あるいはＫ市Ｏ処理場の脱水の値よりも大きな値であることは消化汚泥の濃縮性及び脱水性の悪さに起因しているものであると考えられる。

表５　有効発熱量と消費電力の関係

	Δ有効発熱量／消費電力　kcal/kWh		
	濃縮	後濃縮	脱水
Ｙ市Ｙ浄化センター	６．４	３７．６	３７．６
Ｋ市Ｏ処理場	５５１	－	７．２
Ｙ市Ｏ浄化センター	１７．３	－	５８．５

次に今度は反対に上記プロセスで除去された水分を熱的に除去する場合に必要なエネルギーとの比較から電力の投入効果を評価した。ここで仮にこの効率をエネルギーパフォーマンス係数（ＥＰ）として次式により定義した。

ＥＰ＝（水分を蒸発させるのに必要な熱量）／（消費電力の発電に必要な熱量）

ここでは電力の保有する熱量を熱エネルギーと同列に評価するために発電効率を考慮した熱量を用い

た。各処理場における計算結果を表6に示した。

表6　各処理場の濃縮・脱水プロセスのＥＰ

	ＥＰ		
	濃縮	後濃縮	脱水
Ｙ市Ｙ浄化センター	５８	７８	１．４
Ｋ市Ｏ処理場	９７７	－	２４
Ｙ市Ｏ浄化センター	６２	－	９．０

２．３．６消化ガス発電のエネルギー評価

Ｙ市Ｙ浄化センターの消化ガス発電によって生産されるエネルギーについて、消化プロセスに投入されるエネルギーと電力として取り出されるエネルギーの比から評価した。結果を図４に示す。また、図４にはＡ重油消費量を左右すると考えられる消化槽への投入汚泥量あたりのガス発生量を併記した。ここで消化プロセスで消費されたＡ重油を表６と同様な考えで電力量に換算して検討した。

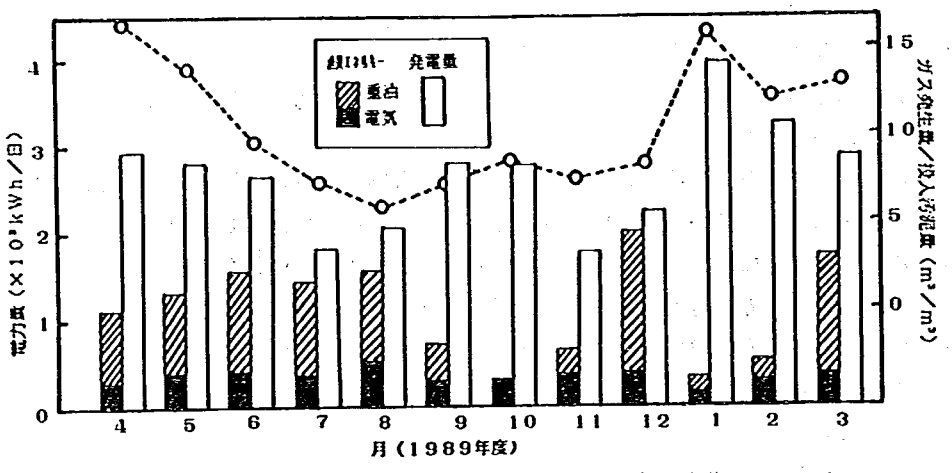


図４　消化ガス発電におけるエネルギー効率（Ｙ市Ｙ浄化センター）

この発電システムは廃ガスを消化槽の加温に使用するコジェネ方式であるので、ここで示した効率を高める最も重要な要因は消化槽の投入汚泥量あたりのガス発生量である。図４に示した様に投入エネルギーあたりの発電量はガス発生割合と外気温との関係で決定されているように見受けられた。また、ここでガス発生割合は投入汚泥の固形物含有割合に依存しており、固形物割合は主として重力濃縮している初沈汚泥の濃縮性に大きく依存していた。

２．３．７焼却プロセスの熱収支

焼却などの熱プロセスにおけるエネルギーの流れは熱収支で表すことが可能である。Ｙ市Ｏ浄化センター例を図５に示す。Ｙ市Ｏ浄化センターでは廃熱を利用した乾燥が行われている。最も熱回収が可能なのは蒸発潜熱であると考えられ、計算上は投入熱量の約５０％が回収できる。

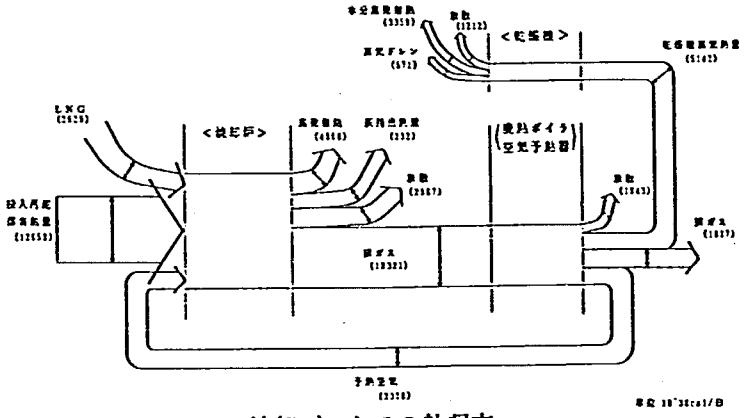


図5　焼却プロセスの熱収支

5．まとめと今後の課題

既存の下水処理場の汚泥処理プロセスにおける固形物収支及びエネルギー消費状況を調査した結果以下の点が明らかになった。

（1）固形物収支には明確な季節変動が認められなかった。

（2）処理汚泥量あたりのエネルギー消費量には投入される汚泥の種別あるいは処理方式による差異が認められた。

（3）汚泥処理プロセスに投入される電力について有効発熱量との関係について評価した結果、既存の脱水プロセスの範囲で機的な水分除去が熱的除去に比較して明らかに有利であった。

（4）消化ガス発電において、プロセスに投入されるエネルギーと発電量の関係は消化槽の投入汚泥量あたりのガス発生量と外気温に影響されていると考えられた。

本年度は主として汚泥処理プロセスのエネルギー消費量との関係について検討したが、今後は汚泥処理のエネルギーを一連の流れとして評価していく必要がある。

－参考文献－

1）国連エネルギー統計（1987年版）

2）下水道統計（1988年版）

3）建設省土木研究所下水道部汚泥研究室：消化ガス発電システムの計画マニュアル（案），再生と利用,8,60-74(1985)

4）佐藤：下水汚泥の嫌気性消化法の機能改善に関する研究，土木研究所報告，172(1987)

5）横田：官民一体による下水処理場のメタンガス有効利用，再生と利用,13,64-69(1990)

6）羽田：階段炉の熱収支について，第２６回下水道研究発表会講演集，668-670(1989)

7）荒木：汚泥焼却施設の温排水を活用した地域温水供給システム，再生と利用,13,54-62(1990)

8）福山：下水汚泥エネルギーの多面的活用について，月刊下水道，14,29-34(1991)

9）東京都下水道局：下水道東京１００年史（1989）

10）村上：下水汚泥の脱水ケーキの熱的特性に関する考察（１），下水道協会誌,23,38-47(1986)

13．焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査

汚泥研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　増田　隆司
白石　隆

１．調査の目的と必要性

下水汚泥の建設資材利用に関しては、近年数々の調査、研究が行われている。建設省においても下水汚泥焼却灰及び下水汚泥溶融スラグの持つ物理的・化学的な特性を調査したり、既存の建設資材との比較を行ったりして、種々の利用用途についての品質の評価方法、及び利用方法について検討を行ってきた。

しかしながら、大部分の用途については、有効利用時の品質のばらつき、利用時の規格・基準の未整備及びコスト等の問題から実用化が遅れている。そこで、各利用用途に適した焼却灰及び溶融スラグの品質を判定する手法を確立するとともに各種用途に適した焼却・溶融プロセスの開発を目的として本調査を実施するものである。

２．平成２年度の調査概要

平成２年度に行った調査の概要を示す。

①高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

高分子系焼却灰の焼成製品の品質管理技術の確立を図るために、焼却灰の持つ物理的・化学的特性と焼成製品の強度等の品質特性との関係について調査を行った。

②下水汚泥溶融スラグの強度特性に関する調査

下水汚泥溶融スラグの利用時の品質判定方法を確立するために、溶融前の下水汚泥中の化学成分と溶融後のスラグの強度との関係についての調査を行った。

③下水汚泥溶融スラグの冷却方法に関する調査

実施設における高品質スラグの製造方法を確立するために、融液の冷却方法とスラグ強度等の特性の関係について実施設を用いた実験を行い検討した。

④下水汚泥溶融スラグの着色化に関する調査

下水汚泥溶融スラグの高付加価値化を図るための一つの方法として、スラグの着色化に着目し、着色に影響する因子を検討し、製造可能性について検討した。

３．高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

3－1　目的

高分子系焼却灰を用いたタイル、レンガ等の焼成二次製品の有効利用を拡大するにあたっては、その製品品質の安定化が重要である。しかしながら、原料となる焼却灰の性状は発生する場所及び季節によって変動するため、二次製品の成形性に差異が生じたり、焼成時の焼成温度及び収縮率の管理が複雑になる。そこで、本調査では、高分子系焼却灰を焼成二次製品として利用する場合の、焼却灰の特性と二次製品の品質との関係を把握し、品質の安定化を図ることを目的として実施した。また、焼成前の成形品についても、その利用可能性を調査した。

3－2　焼成品としての利用に関する調査

3－2－1　実験方法

実験に用いた焼却灰は、表3－1、図3－1に焼却条件及び物理的特性、成分組成を示す10種類とした。なお、含水率、強熱減量の測定は下水試験方法、組成分析はJIS A 5202及びJIS K 0102、比重は土質試験法により行った。

表3－1　下水汚泥焼却灰の焼却条件及び物理的特性

	A灰	B灰	C灰	D灰	E灰	F灰	G灰	H灰	I灰	J灰
排除方式	分流式（一部合流）	分流式（一部合流）	合流式（一部分流）	合流式	分流式（一部合流）	合流式（一部分流）	分流式	分流式（一部分流）	合流式	分流式
脱水機方式	遠心	ベルプレス	ベルプレス	遠心真空	ベルプレス	ベルプレス遠心	ベルプレス遠心	遠心	真空遠心	遠心真空ベルプレス
焼却炉型式	多段炉	多段炉	多段炉	多段炉	流動床式	流動床炉	無酸式流動床炉	流動床炉	多段炉	流動床炉
焼却温度(℃)	800	800	830	800	800	720~800	850	800	850	820
含水率(%)	1.7	1.6	0.7	0.8	1.4	0.3	0.7	0.3	1.0	0.2
強熱減量(%)	1.7	2.1	2.1	1.7	2.2	1.3	0.4	0.8	2.0	0.3
比重	2.6	2.7	2.5	2.8	2.8	2.3	2.5	2.5	3.0	2.8

実験は図3－2に示すフローに基づいて実施した。供試体は焼却灰単体及びバインダーとしてPVA（Polyvinyl alcohol）を添加したものの2種類とし、試料をφ40㎜の金型に入れ載荷試験機で成形した。PVAは、蒸留水で10%溶液として焼却灰との乾燥固形物重量比で2%添加した。成形圧力及び焼成温度（電気炉での予備焼成により決定）は表3－2に示すとおりとし、載荷速度は全条件とも1㎜/secとした。ただし、D灰は粒径が大きくそのままでは成形不可能であったため、破砕後成形した。焼成は、成形した試料を1ケ月間風乾した後、ローラキルンを用いて行った。また、ローラキルンの運転は800℃までは5℃/分、それ以上は4℃/分で昇温し、20分間保持した後6℃/分で

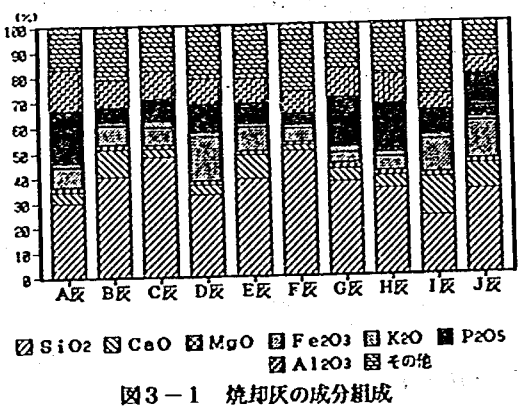


図3－1　焼却灰の成分組成

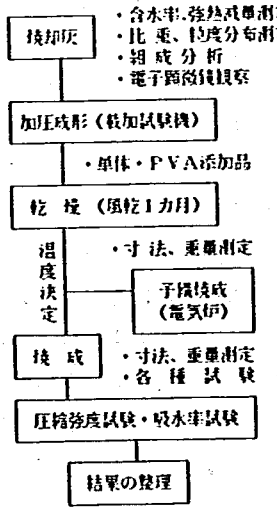


図3－2　実験フロー

徐冷した。これらの供試体を用いて焼成前後の寸法、重量を測定するとともに、焼成品の圧縮強度試験及び吸水率試験を行った。圧縮強度試験はJIS A 1108、吸水率試験はJIS A 5209に準じて行った。ただし、今回の実験では供試体寸法が小さかったため、圧縮強度は寸法による較正をした値を使用した[1]。なお、圧縮強度試験、吸水率試験は、各ケース3個行い平均値を使用した。

表3－2 実験条件

試料	成形荷重(t)		焼成温度(℃)
灰名	単体	PVA添加	
A灰	8	3	1030~1075
B灰	8	3	1105~1150
C灰	5	3	1000~1045
D灰	8	3	1015~1060
E灰	8	3	1075~1120
F灰	8	3	1075~1120
G灰	5	3	1120~1165
H灰	8	3	985~1030
I灰	8	3	1120~1165
J灰	8	3	1030~1075

3－2－2 実験結果

図3－3及び図3－4に焼成品の焼成温度と体積収縮率及び密度の関係を示す。各灰において体積収縮率が最大となる温度（以下、最適焼成温度とする。）は1030～1165℃、最大体積収縮率は36.7～54.2%（単体）と広範囲にわたっている。また、単体とＰＶＡ添加品の比較では、ＰＶＡ添加品の方が体積収縮率は大きく、密度は小さくなる傾向を示している。これはPVAが燃焼、ガス化すること及び成形圧力が小さいことが影響したと考えられる。

図3－5には焼成温度と圧縮強度の関係を示す。圧縮強度にピークが現れた灰についてみると、最適焼成温度またはそれよりやや低い温度条件で強度が最大になっている。単体とＰＶＡ添加品の比較では、最適焼成温度より低い温度条件では単体の方が大きく、最適焼成温度以上ではＰＶＡ添加品の

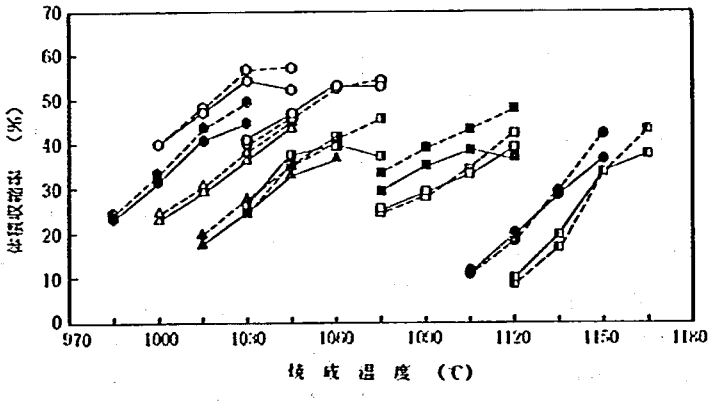


図3－3 焼成温度と体積収縮率の関係

凡例	
○：A灰	■：F灰
●：B灰	○：G灰
△：C灰	●：H灰
▲：D灰	■：I灰
□：E灰	■：J灰
単体 ——	
PVA添加 ····	

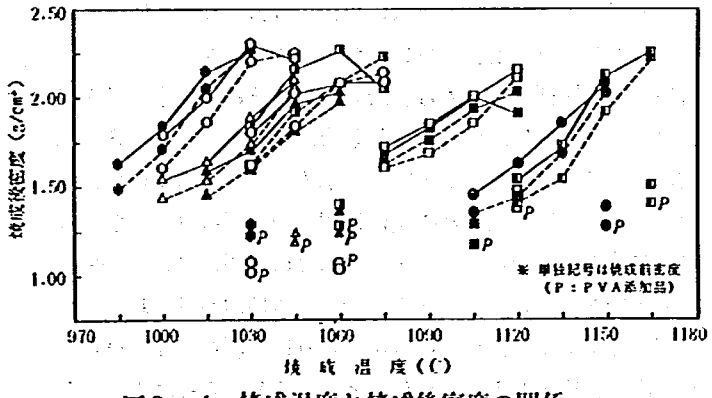


図3－4 焼成温度と焼成後密度の関係

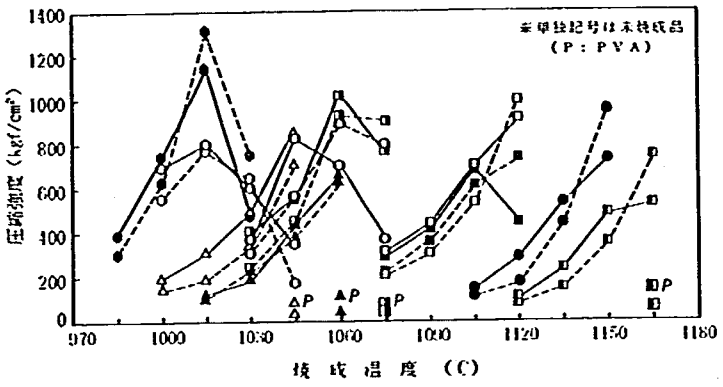


図３－５　焼成温度と圧縮強度の関係

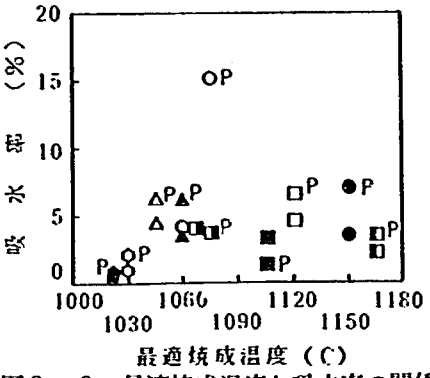


図３－６　最適焼成温度と吸水率の関係

方が大きくなる傾向にあった。この理由としては、ＰＶＡ添加品の内部構造が多孔質であり、トラス構造のようになり、強度が増加したことが考えられる。なお、各ケースとも、普通インターロッキングブロックの規格値である300kgf/cm²を十分満足していた[2)]。

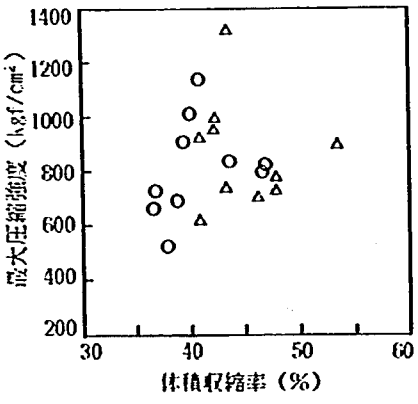


図３－７　体積収縮率と最大圧縮強度の関係

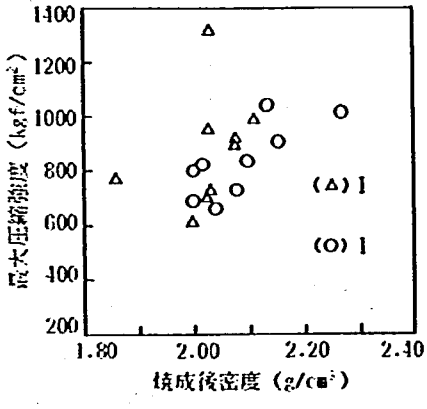


図３－８　焼成後密度と最大圧縮強度の関係

図３－６には最適焼成温度における吸水率を示す。単体の吸水率は全て５%以内であり、ＪＩＳのタイルの分類では、磁器質及びせっ器質に相当する。ＰＶＡ添加品の吸水率は、単体より大きくなる傾向にあり、せっ器質及び陶器質の分類されるものが多かった。

凡例	○：単　　体
	△：ＰＶＡ添加

各特性間の関係については、図３－７に体積収縮率と最大圧縮強度、図３－８に焼成後密度と最大圧縮強度、図３－９に焼成前密度と最大体積収縮率の関係を示す。これらの図から、体積収縮率と最大圧縮強度との間には明確な相関は見られなかったが、単体の焼成後密度と最大圧縮強度の関係において、焼成後密度の増加に伴い、圧縮強度が増加する傾向が見られた。なお、図中でＩ灰が突出しているが、これはＩ灰がカルシウム含有率が高く、比重が大きかったことによると考えられる。また、

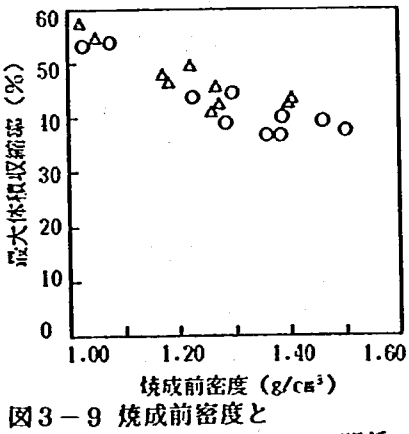


図３－９　焼成前密度と最大体積収縮率の関係

焼成前密度と最大体積収縮率の間にも良い相関があり、焼成前密度の増加に伴い、体積収縮率が低下する。このことは、収縮率管理の一方法として、成形時の密度を管理することが有効である可能性を示している。なお、今回の実験において、焼却灰の組成と焼成温度、収縮率及び圧縮強度との間に明確な相関は見られなかった。

3－3　未焼成品としての利用に関する調査

3－3－1　実験方法

実験は表3－1に示した10種類の焼却灰を使用して行った。成形方法は3－2－1で示した焼成品の加圧成形方法と同様とし、焼却灰単体及びＰＶＡ添加により作成した供試体を用いて圧縮強度試験及び吸水率試験を行った。なお、圧縮強度試験及び焼却灰単体の吸水率試験はＣ，Ｄ，Ｉ，Ｊ灰のみ実施した。

3－3－2　実験結果

図3－10及び表3－3に圧縮強度試験結果及び吸水率測定結果を示す。これらの結果から、ＰＶＡを添加することで圧縮強度が単体の2倍以上に増加することがわかる。また、吸水率試験においても、単体では水中で形崩れを起こすものが見られるのに対し、ＰＶＡ添加品は浸水後も堅固であった。したがって、ＰＶＡの添加率の上昇や成形圧力の増大により、ＰＶＡ添加品は透水性ブロック等として利用可能性があると考えられる。

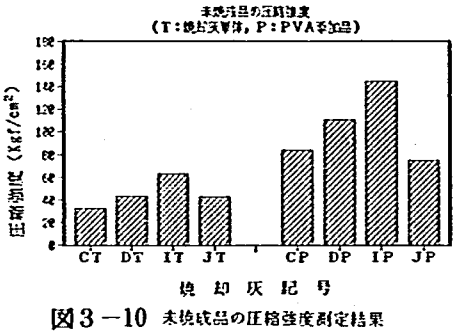


図3－10　未焼成品の圧縮強度測定結果

表3－3　吸水率測定結果

（単位：%）

	単体	PVA添加
A灰	－	57.60
B灰	－	40.70
C灰	測定不能	46.00
D灰	30.96	41.05
E灰	－	35.88
F灰	－	42.71
G灰	－	59.08
H灰	－	41.04
I灰	40.15	35.34
J灰	測定不能	40.44

3－4　まとめ

高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査の結果、焼成品の圧縮強度は、焼却灰単体、ＰＶＡ添加品とも普通インターロッキングブロックの規格値を十分満足しており、強度的には利用可能と考えられる。焼成時の体積収縮率は焼却灰により異なるが、最大体積収縮率は焼成前の密度と相関があることから、成形圧力をはじめとする成形方法により管理できる可能性があると考えられる。

また、未焼成品の利用については、今回の条件では強度的に不十分であったが、ＰＶＡ添加品については成形条件を検討することで利用可能性があると考えられる。

4．下水汚泥溶融スラグの強度特性に関する調査

4．1　調査の目的

下水汚泥溶融スラグ（以下、スラグとする。）を路盤材、コンクリート骨材として利用する場合に

は各利用用途毎にＪＩＳ等で規定されている品質に適合しなければならない。しかし、下水汚泥からスラグを製造する際には成分が変動するために、その品質管理は今後の重要な課題となっている。

現在、汚泥成分と溶融温度等の溶融特性の関係については、いくつかの研究がなされているが成分と有効利用時の品質についての調査は希少である。本調査は、化学成分組成の異なるスラグを対象とした強度試験を行い、化学成分組成と強度の関係を明らかにするとともに、利用時のスラグの品質判定方法を提案することを目的としている。

４．２　調査方法

４．２．１　供試試料

各試験に用いた試料は、図４－１に示す化学成分組成のＡ～Ｆの下水汚泥焼却灰に酸化カルシウム（CaO）と酸化珪素（SiO_2）を添加し、所定の塩基度（$=CaO/SiO_2$）に調整したものを小型電気炉で溶融したスラグである。溶融条件及び成分調整条件を表４－１に示す。また、製造したスラグは、強度に対する成分以外の要因を除くために冷却方法は水砕とした。

４．２．２　結晶化に関する試験

結晶化に関する試験として、Ｘ線回折試験、ピクリン酸・メタノール溶液による不溶残分（以下、ＰＭ残分と記す）試験[4]を行った。

Ｘ線回折試験は、Ｘ線回折装置を使用して結晶の定性を行った。

ＰＭ残分試験は、高炉スラグの結晶化の程度を把握するための指標であり、試験方法は次のとおりである。試料0.5ｇにピクリン酸4.5ｇ、メタノール30ccを加えて10分間撹拌し、ろ紙（No.6）でろ過する。メタノールで２回、約40℃の蒸留水で８回洗浄した後乾燥し、800 ℃で恒温になるまで強熱し、冷却後秤量しＰＭ残分とした。

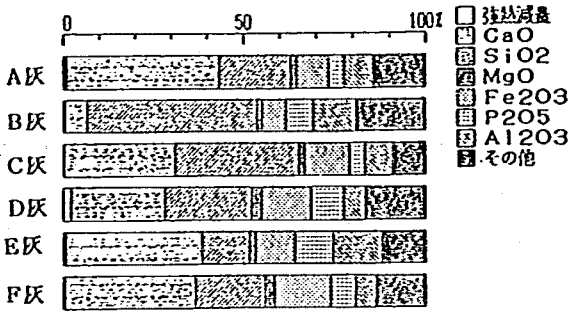


図４－１　焼却灰の化学成分分析結果

４．３．３　強度に関する試験

強度に関する試験としてすりへり減量試験、及びスラグを細骨材として利用したモルタルの圧縮強度試験を行った。

すりへり減量試験はスラグを適当な粒径まで破砕し、1.18、0.60、0.30、0.15 mmふるいでふるい分けした試料約50ｇとアルミ球10個をボールミルにいれ、3,000 回転（156rpmで19.2分）させる。ボールミルから取り出した試料を再度ふるい分けし、次式によりすりへり減量を求めた。

表４－１　成分調整条件と溶融条件（水砕スラグ）

試料	塩基度（$=CaO/SiO_2$）					
	0.4	0.6	0.8	1.0	1.5	2.0
A灰	－	1,250	1,250	1,400	1,400	1,400
B灰	1,400	1,400	1,400	1,400	1,530	1,530
C灰	1,400	1,400	1,400	1,400	1,450	1,500
D灰	1,400	1,400	1,400	1,500	1,500	1,500
E灰	－	－	－	1,450	1,450	1,500
F灰	1,400	1,400	1,400	1,400	1,430	1,450

上段内：溶融温度（℃）
試験：ＰＭ残分試験、強度試験

$$すりへり減量(\%) = \frac{a-b}{a} \times 100 \qquad \text{(式4－1)}$$

ただし、a：試験前の各ふるいの加積残留重量百分率の和

b：試験後の各ふるいの加積残留重量百分率の和

圧縮強度試験は、JIS R 5201のセメントの物理試験方法に準じ、スラグ／セメント比＝2.25、水／セメント比＝0.47で練り混ぜたモルタルを直径3㎝×高さ6㎝の型枠で成形し、28日間水中養生した供試体を用いて行った。

4．3　調査結果

スラグの成分組成と結晶化特性、及び強度との関係を以下に示す。

4．3．1　成分組成と結晶化特性

塩基度調整をして作製した水砕スラグの酸化珪素（SiO_2）の含有率とPM残分の関係を図4－2に示す。

珪素の含有率が高くなると、PM残分も増加する傾向にあった。PM残分試験は、高炉スラグ中のガラス質成分を選択的に溶解する試験[5]であるが、今回の様に同じ水砕スラグでガラス質であっても成分の違いにより、PM残分の数値に大きな差が現われたことの理由は、ピクリン酸によって特定の種類のカルシウム化合物が選択的に溶解したためと考えられる。

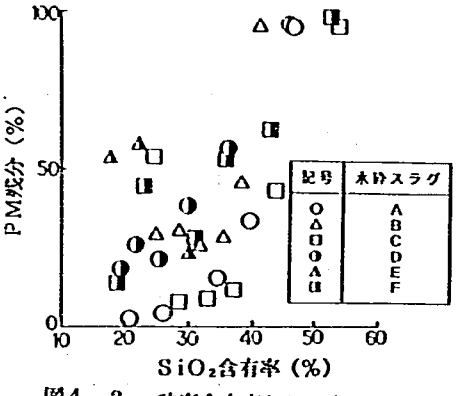


図4－2　珪素含有率とPM残分の関係

4．3．2　結晶化と強度特性

PM残分とモルタル圧縮強度の関係を図4－3に示す。

PM残分が多くなるにつれ圧縮強度は低下する傾向を示した。

ここで、PM残分とモルタル圧縮強度との間に関係が見られたことから、PM残分試験により溶け出した物質が強度発現に寄与したものと考え、A灰を用いてスラグを製造し、それのPM残分試験を行い、試験前後の結晶物質の定性をX線回折試験により行った。スラグの冷却方法は、急冷、再加熱、8℃／分の3種類とした。

表4－2にPM残分前後のX線回折試験の結果を示す。

この結果から、ピクリン酸により溶解した結晶物質は、カルシウム、珪素、アルミニウムを主成分としたものであり、この結晶物質が何らかの形で強度に影響を及ぼしたものと思われる。もし、スラグ中の特定結晶物質が水、セメントと反

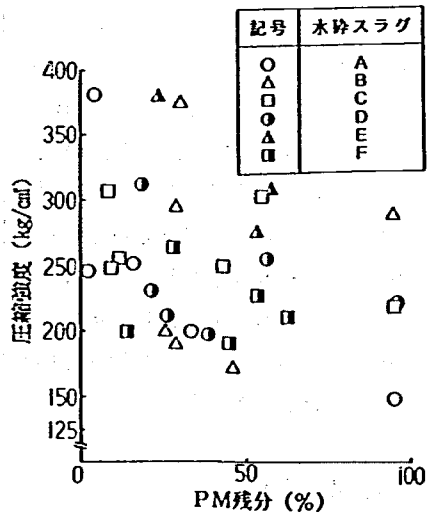


図4－3　PM残分と圧縮強度の関係

応を起こしていると仮定したならば、水砕スラグも水和反応性が強度に影響することが考えられる。

この他、PM残分とすりへり減量、及びすりへり減量と圧縮強度の間には明確な相関は得られなかった。

表4－2 ピクリン酸の反応前後での結晶物質の違い（焼却灰A）

結晶物質	反応前			反応後		
	急冷	徐冷	8℃	急冷	徐冷	8℃
$Ca_2Al_2SiO_7$ (Gehlenite)	○ 250	○ 224	○ 234	○ 338	○ 338	○ 332
α-$Na_2Ca_4(PO_4)_2SiO_4$	○ 354	○ 272	○ 257	○ 99	○ 143	○ 98
$Ca_5(PO_4)_3(OH)$ (Hydroxylapatite)	○ 138	○ 206	○ 166	○	○	○
Fe_3O_4 (Magnetite)	○	○	○	○ 227	○ 215	○ 218
SiO_2 (Quartz, low)	○	○			○	○
$FeAl_2O_4$ (Hercynite)			○			
PM残分（%）				29.4	37.6	49.1

○印 ― 同定された結晶物質
数値 ― ピーク強度

4．3．3 成分組成と強度特性

成分調整を行った結果から、カルシウム、珪素の主要な成分とすりへり減量との間に明確な相関は認められなかった。しかし今回の実験で、同じ水砕でありながらPM残分の値にかなりのひらきがあったことから、同じガラス質であっても性質の異なったガラスができたことは確かと言える。

カルシウム、珪素、アルミニウムの三成分の比率とモルタルの圧縮強度の関係を図4－4に示す。

圧縮強度の比較的高かったのは、珪素が40%以下、カルシウムが40～60%の範囲でアルミニウム10%前後の比率を示すスラグであった。アルミニウムは、高くなりすぎても低くなりすぎても強度は低下する傾向にあった。これは、前に述べたように特定の物質が水和反応に関与している可能性を示していると言える。よって、水砕スラグをコンクリート骨材等で利用する際、表面性状による付着力の弱さが問題とされていたが、今回の調査結果より、細骨材においては表面性状による付着力が劣っていても水和反応により改善されるものではないかと思われる。また、結晶化スラグの場合にも同様の現象が起きているとしたならば、一般に利用時の強度は成分組成を無視しては考えられないことがわかった。

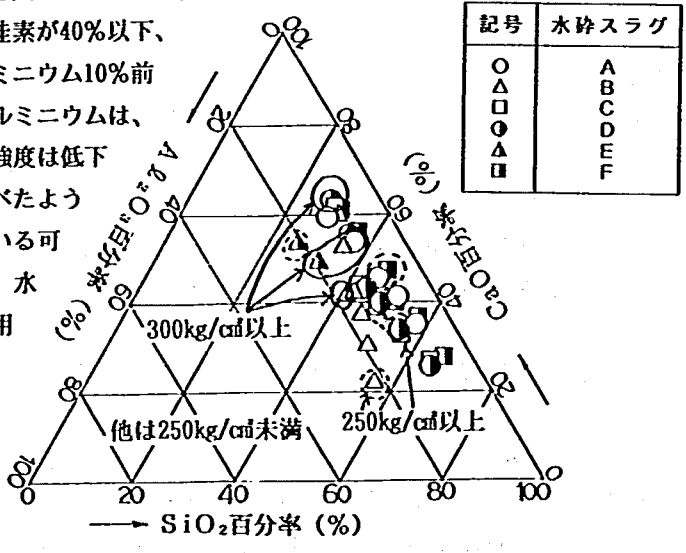


図4－4 三成分比率と圧縮強度の関係

4．4 まとめ

今回の調査により以下の点が明らかとなった。

（1）水砕スラグをコンクリート細骨材として用いる場合にはスラグが水和反応を起こし、それによ

って利用時の強度に影響を与えていることが推測できた。

（2）利用時の強度に影響する成分は、カルシウム、珪素、アルミニウムを中心としたものであり、これらの成分組成によって強度が変わることがわかった。

（3）PM残分試験、X線回折試験によりスラグの構成成分や結晶物質を調べることより利用時の強度をある程度予想することは可能である。

5．スラグの冷却方法に関する調査

5－1　目的

スラグの有効利用については、種々の用途が検討されているが、スラグの特性は汚泥性状及び融液の冷却方法により変化する。したがって、スラグを建設資材として利用する場合、汚泥性状及び冷却方法とスラグ特性の関係を把握し、品質の安定化を図る必要がある。そこで、本調査は、スラグを建設資材として利用する場合の強度等の特性と融液の冷却方法の関係を実装置を用いた実験により把握し、実施設における高品質スラグ製造方法を確立することを目的として実施するものである。

5－2　調査方法

調査は加古川市尾上下水処理場で発生する焼却灰を立型旋回溶融炉で溶融し、冷却条件を変えて製造した４種類のスラグを用いて行った。融液の冷却にあたっては、溶融炉下部に室温が500 ℃に保持できる保温室を設けるとともに、融液を保温室内にセットしたモールド（容量30ℓ、台車付）に受けるものとした。融液の冷却条件は表５－１に示すとおりである。ここで、保温材とはモールドに巻き付けるものであり、室外取出温度とは500 ℃の保温室から常温の（10℃）の室外へ取り出す際のモールド内の融液温度のことである。なお、使用した焼却灰は表５－２に組成を示す２種類であり、スラグー１、スラグー２及びスラグー３はＡ灰、スラグー４はＢ灰を使用した。製造したスラグは破砕機を用いて破砕した後、以下の試験に供した。なお、今回製造した４種類のスラグはいずれも結晶化がかなり進行していたが、冷却速度が最も小さかったスラグー１はモールドとの付着面まで結晶化していた。以下、結晶化の程度はスラグー２、スラグー４、スラグー３の順に大き

表5－1　スラグ製造条件

	焼却灰の種類	保温材	雰囲気温度	室外取出温度	保温材除去
スラグ－1	A 灰	有	500 ℃	1100℃(軟化)	900 ℃
スラグ－2	A 灰	無	500 ℃	1000℃(軟化)	－
スラグ－3	B 灰	有	500 ℃	受湯直後	1000℃
スラグ－4	A 灰	無	500 ℃	1100℃(軟化)	－

表5－2　使用した焼却灰の組成　（単位：%）

	CaO	SiO_2	Fe_2O_3	Al_2O_3	MgO	MnO	P_2O_5	Na_2O	K_2O	その他
A灰	34.33	26.90	15.71	8.86	1.30	0.45	5.07	0.63	0.98	5.77
B灰	30.19	38.60	13.81	5.82	1.18	0.27	4.55	0.35	0.56	4.34

かった。

（1）物理的特性調査

①比重及び吸水率試験（JIS A 1110）

②ロサンゼルスすりへり減量試験（JIS A 1121）

③圧縮強度試験

製造後のスラグ塊からφ30㎜、長さ60㎜のコアをくり抜きコアの圧縮強度を測定した。なお、スラグー4についてはφ20㎜、長さ40㎜とした。

④安定性試験（JIS A 1122）

（2）路盤材利用調査

40㎜以下に破砕した材料を用いて、日本道路公団土木工事試験方法（KODAN A 1121：CBR試験方法）により、路盤材料の修正CBRを測定した。

（3）コンクリート骨材利用調査

表5－1中のスラグー1、スラグー2及びスラグー3を粗骨材、細骨材として使用したコンクリート供試体を製造し、28日養生後の圧縮強度、曲げ強度を測定した。骨材の組合せは表5－3に示すように、対照とした砕石、砂の組合せを含めて10ケースとした。強度は各ケースとも供試体3個の平均値とした。なお、配合条件は表5－4に示すとおりとした。

表5－3　コンクリート骨材の組合せ条件

	粗骨材	細骨材
ケース1	砕　石	砂
ケース2	スラグー1	スラグー1
ケース3	スラグー1	スラグー2
ケース4	スラグー1	スラグー3
ケース5	スラグー2	スラグー1
ケース6	スラグー2	スラグー2
ケース7	スラグー2	スラグー3
ケース8	スラグー3	スラグー1
ケース9	スラグー3	スラグー2
ケース10	スラグー3	スラグー3

表5－4　配合条件

スランプ (㎝)	空気量 (%)	W/C (%)	S/a (%)	単位量 (kg/㎥)				
				水	セメント	細骨材 <5㎜	粗骨材 <20㎜	粗骨材 <10㎜
6±2	2	47	41	189	400	699	556	478

5－3　調査結果

（1）物理的特性調査

表5－5に各スラグの物理的特性測定結果を示す。こらの測定結果から、今回製造したスラグは物理的特性から2つのグループに分類することができる。第1グループは、結晶化の程度が大きいスラグー1及びスラグー2であり、第2グループは一部ガラス質のものが含まれるスラグー3及びスラグー4である。第1グループのスラグは、第2グループに比べ、比重が大きく、すりへりに対する抵抗性も大きいことがわかる。このことは、結晶化により構造が緻密になっていることを示している。しかしながら、スラグ自体の圧縮強度及び硫酸ナトリウムによる骨材の安定性は第

表5－5　スラグの物理的特性調査

	スラグー1	スラグー2	スラグー3	スラグー4
表乾比重	3.08	3.08	2.90	3.02
絶乾比重	3.04	3.05	2.89	3.02
吸水率 (%)	0.98	0.61	0.52	0.87
すりへり減量 (%)	20.9	20.8	30.4	27.1
圧縮強度 (kgf/cm²)	1281	1436	1901	1908
安定性 (%)	8.5	2.5	0.7	0.9

２グループの方が良い結果になっている。スラグの強度に関しては、結晶化の程度や比重だけでなく、内部ひずみも影響を及ぼすとの報告がある[6]。したがって、今回のスラグにおいても、スラグの靱性は結晶化の程度だけでは判断できず、結晶化の進んでいた第１グループのスラグにおいても硬いが脆い部分が存在していたことが考えられる。

なお、今回の４種類のスラグの物理的特性値は道路用砕石（JIS A 5001）、コンクリート用砕石（JIS A 5005）の規格値を十分満足しており、路盤材、コンクリート骨材として利用可能な品質を有しているといえる。

（２）路盤材利用調査

表５－６に修正ＣＢＲ試験の結果を示す。この表から、修正ＣＢＲの値はガラス質部分を含むスラグー３が最も大きく、結晶化が最も進んでいたスラグー１が小さい結果となった。この原因としては、二つのことが考えられる。一つは、物理的特性でも述べたように、ガラス質部分を含んでいるスラグの方が一軸圧縮強度が大きく、路盤材料としての強度が大きかったことが考えられる。

表５－６　修正ＣＢＲ試験結果

	スラグ－１	スラグ－２	スラグ－３	スラグ－４
最大乾燥密度（t/m³）	2．244	2．244	2．324	2．235
最適含水比（%）	1．2	1．3	4．7	0．9
修正ＣＢＲ（%）	53	75	143	78

もう一つの要因は、破砕後のスラグの粒度であり、最も強度が大きかったスラグー３のみが、JIS A 5001に規定される粒度調整砕石（Ｍ－４０）の粒度に適合しており、他のスラグは細粒分が少なかったことである。各スラグの修正ＣＢＲ値の差をみると、スラグー３のみが突出していることから、二つの要因のうち、粒度の影響の方が大きいと考えられる。したがって、破砕方法が同一であったことを考慮すると、一部ガラス質を含むスラグの方が、破砕において細粒分が得やすく、粒度の良い路盤材料を得やすいと考えられる。さらに、このことは、スラグを路盤材料として使用する場合の融液の冷却条件として、一部ガラス質が含まれる程度の冷却速度であっても粒度調整により十分な強度が得られることを示している。

表５－７　まだ固まらないコンクリートの性状

	スランプ（cm）	空気量（%）	ｺﾝｸﾘｰﾄ温度（℃）
ケース１	3．0	1．1	19．5
ケース２	0．8	0．6	20．5
ケース３	0．9	0．6	20．5
ケース４	2．2	1．4	19．5
ケース５	1．0	1．3	20．0
ケース６	0．7	1．0	20．0
ケース７	2．7	1．4	20．0
ケース８	2．0	0．6	19．0
ケース９	3．1	1．1	20．0
ケース10	3．7	1．5	19．5

（３）コンクリート骨材利用調査

表５－７にまだ固まらないコンクリートの性状を示す。この表から粗骨材、細骨材の両者にスラグー１またはスラグー２を使用したケース２、３、５、６のスランプが１cm以下と小さくなっていることがわかる。スランプに影響を与える因子としては、骨材の吸水率、粒度及び形状が考えられる。今回使用したスラグは表５－５に示したように、いずれも吸水率が小さいことから、骨材が吸水することによるスランプの減少は考えにくい。したがって、骨材の粒度、形状によってスランプが小さくなったと考えられる。スラグー１及びスラグー２の粗骨材は角張ったものが見られたことから、セメントと骨材の混練状態が悪かったことが予想される。

また、細骨材については、微粉のものが少なかったことが影響したと考えられる。したがって、コンクリート骨材への利用に関しては、スラグの性状に適した破砕方法の検討が必要と考えられる。なお、空気量、コンクリート温度については、明確な傾向は見られなかった。

図５－１に圧縮強度試験の結果を示す。この図から粗骨材の比較ではスラグー１を使用したものが最も大きい強度を示しており、いずれの細骨材を使用しても、対象とした砕石、砂の組合せとほぼ同等の強度が得られている。スラグー２を使用したものも、砕石、砂に比べればやや劣るが、その強度低下は５～10%程度と小さいものである。粗骨材にスラグー３を使用したものは、細骨材の種類によって結果がばらついており、表面がガラス質の部分の骨材とセメントとの付着性が悪い場合があると考えられる。次に、細骨材の種類による比較を見ると、粗骨材に使用した場合には強度が低くなる傾向にあったスラグー３が最も安定した強度を示している。

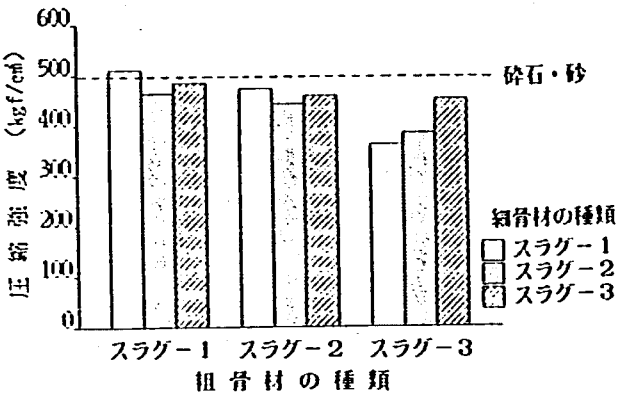


図５－１　圧縮強度試験結果

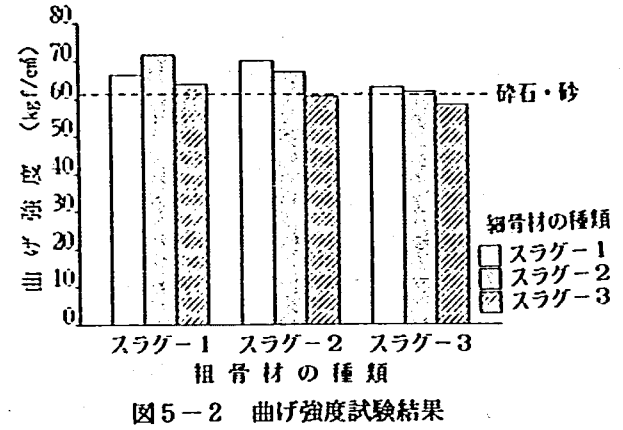


図５－２　曲げ強度試験結果

以上のことから、粗骨材として利用する場合には、結晶化の程度が大きいスラグを使用した方が強度が高くなる傾向がある。しかしながら、細骨材として使用する場合は、ガラス質が含まれていても強度低下は少ないものと考えられる。

図５－２には、曲げ強度試験の結果を示す。この図から、スラグ骨材を使用したコンクリートの曲げ強度は、対照とした砕石、砂の組合せのケースと同等もしくはそれ以上であり、強度的に問題はないと考えられる。

５－４　まとめ

今回の調査の結果から、実規模の溶融炉においても冷却方法を改善することで、良質の路盤材、コンクリート骨材を製造することが可能であることがわかった。また、路盤材の強度やまだ固まらないコンクリートの性状には骨材の粒度及び形状が影響することから、スラグの破砕方法の選定が重要となることがわかった。よって、今後は成分組成の異なる汚泥についても同様の調査を実施し、実施設における冷却方法の確立を図るとともに、スラグ性状に応じた破砕方法の開発を行う必要がある。

6．スラグの着色化に関する調査

6－1　目的

スラグの有効利用用途としては、現在、路盤材、コンクリート骨材等への利用が進められている。しかしながら、今後、より安定な利用を進めるためには、利用用途の多様化、高付加価値化を図ることが重要と考えられる。高付加価値化の一つとしては、スラグの着色化が考えられる。そこで、本調査は、着色化に影響を及ぼす因子を把握し、着色結晶化スラグの製造可能性を検討することを目的として実施するものである。

6－2　着色化に影響を及ぼす因子の検討

着色化に影響を及ぼす因子として、鉄の含有率に着目し、鉄含有率を変えた模擬灰による調査を実施した。調査フローは図6－1に示すように、まず、鉄含有率の異なるガラス質スラグ（空冷スラグ）を製造し、そのスラグを微粉砕し、着色金属を添加し、再度溶融しガラス質スラグとする。さらに、再加熱処理を行い、結晶化スラグを製造し、その着色性を検討するものとした。

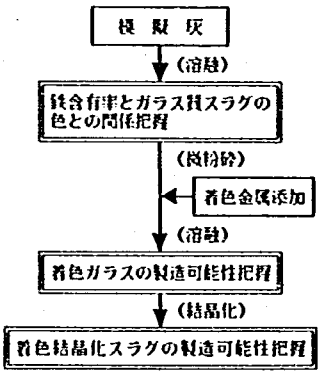


図6－1　着色化影響因子調査検討フロー

この結果、Fe_2O_3の添加率が0.5％程度以内であれば、ほぼ透明なガラス質スラグが製造でき、ニッケル、銅、コバルト等の着色金属を添加することで、着色結晶化スラグを得ることが可能であった。また、着色金属の添加率は酸化物形態で0.2％程度で十分であると考えられる。なお、鉄含有率が高くなるとガラス質スラグは黒色になるが、結晶化すると茶系色になる場合が多く、黒色結晶化物とはならなかった。

次に、実際の下水汚泥焼却灰からの鉄除去方法について検討した。鉄の除去方法としては、焼却灰を黒鉛るつぼに入れて高周波電気炉で還元溶融し、融液をSUS製容器内に流入させ沈降分離するものとした。

表6－1　焼却灰及び鉄除去後スラグの組成　（単位：％）

	SiO_2	CaO	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	MgO	Na_2O	P_2O_5	その他
焼却灰	32.7	32.6	11.5	8.8	0.92	2.1	0.96	5.5	4.92
ガラス層	48.5	30.0	14.4	0.16	0.73	2.39	1.62	1.33	0.87

この結果、溶融物は上部にガラス層、下部に金属鉄層にはっきりと分離していた。表6－1に溶融前の焼却灰及び溶融後の上部ガラス層の組成を示す。この表から、ガラス層中のFe_2O_3は0.16％となっており、還元溶融、沈降分離により、鉄の分離は可能であることがわかる。なお、金属鉄の組成は、表6－2に示すように概ね鉄とリンであり、鉄の除去によりリンも同時に除去されることがわかる。この上部ガラス層を微

表6－2　金属鉄の組成　（単位：％）

Si	Ca	Al	Fe	Mg	P	その他
0.28	0.08	0.13	66.5	0.04	24.6	8.49

粉砕し、着色金属を添加し、着色結晶化スラグを製造したところ着色化は可能であったが、同一着色金属を添加した模擬灰の場合とは色調が異なり、全体的に暗い色合のものが多くなった。このことは鉄の除去により、着色は可能であるが、その色は原汚泥の組成によって異なるものと考えられる。

6－3　黒色及び白色結晶化スラグの製造

6－2で述べたように、還元溶融、沈降分離により、実際の下水汚泥からも着色結晶化スラグを製造することが可能であることがわかった。しかしながら、その色は、原汚泥の組成の影響を受けるため、色の制御は困難なことが予想される。そこで、着色化技術の方向として、まず、黒色結晶化スラグを安定的に製造する方法を開発する。さらに、黒色結晶化スラグの製造条件に加え、還元溶融、沈降分離法で鉄を除去し、白色結晶化スラグを製造するものとした。

図6－2に調査フローを示す。調査は、既存のサンプルの中から結晶化スラグで、かつ、黒色を呈しているもの3種類（実炉スラグ2種、電気炉実験サンプル1種）を選定し、成分分析及びX線回折試験を行った。X線回折試験結果から3種類のスラグとも結晶化が進行しており、同定された結晶鉱物は、$Ca(Mg,Fe,Al)(Si,Al)_2O_6$、又は$CaAl_2Si_2O_8$であった。また、組成分析の結果は表6－3のとおりであった。この結果から、3種類のスラグのSiO_2-Al_2O_3-CaO 3成分の比率を状態図に示すと図6－3のようになる。なお、図中には結晶化したが黒くならなかったサンプルについ

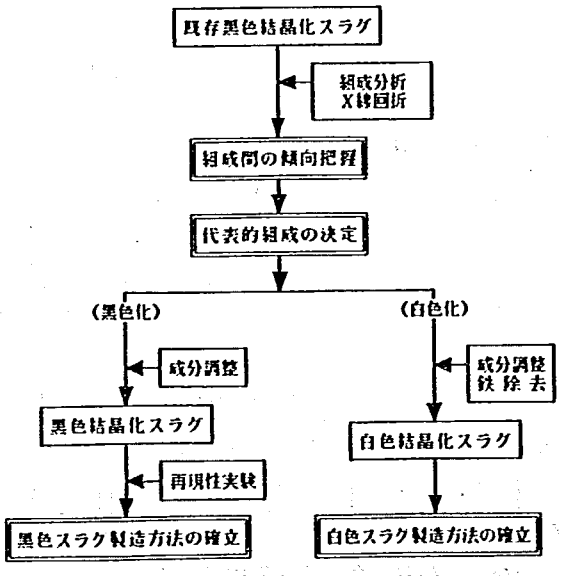


図6－2　黒色及び白色結晶化スラグ製造フロー

表6－3　黒色結晶化スラグの組成

	A	B	C
Ig-loss	<0.01	<0.01	<0.01
SiO_2	32.88	29.00	31.87
Al_2O_3	16.33	17.57	18.26
Fe_2O_3	13.49	12.82	7.33
TiO_2	0.49	0.52	0.70
CaO	24.91	23.83	23.87
MgO	2.52	6.98	2.43
K_2O	0.95	0.65	1.32
Na_2O	0.75	0.60	0.82
SO_3	2.98	3.12	1.29
P_2O_5	4.60	4.07	10.66
Li_2O	<0.01	<0.01	－
V_2O_5	0.013	0.037	－
Cr_2O_3	0.017	0.86	0.11
MnO	0.73	0.51	0.21
CoO	<0.01	<0.01	－
NiO	0.025	0.021	－
CuO	0.093	0.057	0.095
ZnO	0.22	0.19	0.35
ZrO_2	<0.01	0.01	0.05
SnO_2	0.050	0.050	－
BaO	0.38	0.29	－
PbO	0.026	<0.025	－
Bi_2O_3	<0.01	<0.01	－
MoO_3	<0.01	<0.01	－
Fe	125ppm	163ppm	0.01
Cl	<0.02	<0.02	－

ても白丸でプロットした。この図から、黒色結晶化スラグの３成分の比率はほぼ等しいことがわかる。このことは、黒色結晶化スラグの製造方法として、前述の３成分の比率を調整することが有効である可能性を示しているといえる。そこで、成分の異なる下水汚泥焼却灰を図６－３中の３成分比率（SiO_2：Al_2O_3：CaO＝44：34：22）に調整し、黒色化再現実験を行った。なお、結晶化方法は融液を150℃／hrで徐冷し、途中1,150℃で３時間保持する徐冷方法とした。この結果、結晶化スラグが得られたものについては、黒色となり、再現性が示されたが、完全な結晶化物が得られなかったものもあり、今後、冷却方法等についても検討が必要と考えられる。

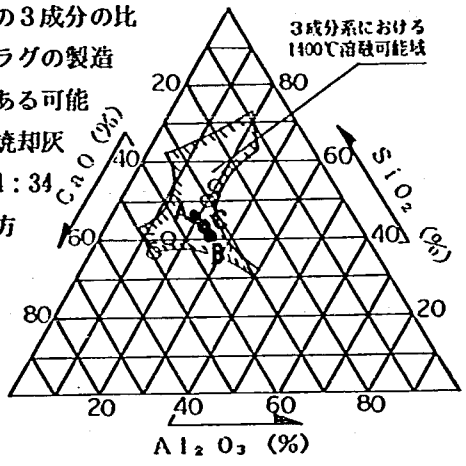


図６－３　３成分状態図

さらに、成分調整により黒色結晶化物が得られたものと同じ試料を用いて、高周波電気炉を用いた還元溶融、沈降分離法で結晶化スラグを製造したところ乳白色の結晶化スラグが得られた。このことから、成分調整及び溶融方法の組合せにより、黒色及び白色の結晶化スラグを製造できる可能性があることがわかる。

６－４　スラグ着色化プラントの概念

これまでの調査の結果から、実施設における着色化の概念フローを検討すると図６－４のようになる。黒色化プラントにおいては、既存の溶融炉で対応可能であるが、成分調整施設の設置及び結晶化装置の開発が必要である。また、白色あるいは他の色への着色化プラントにおいては、成分調整施設、結晶化装置だけでなく、還元型溶融炉が必要となる。ここで、実規模の還元型溶融炉としては、アーク溶融炉、マイクロ波溶融炉、抵抗炉等の電気溶融炉及びコークスベッド溶融炉の利用が考えられる。

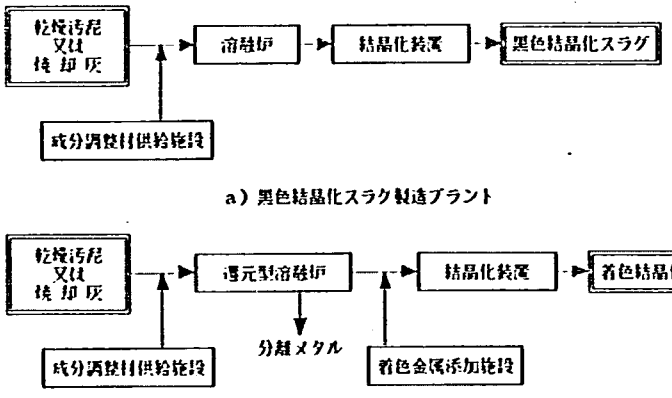


図６－４　スラグ着色化プラントの概念図

６－５　まとめ

スラグの着色化に関する調査の結果、着色結晶化スラグを製造するためには、Fe_2O_3含有率を0.5％程度以下まで下げる必要がある。鉄の除去方法としては、還元溶融、沈降分離による方法が有効と考えられる。また、良質な黒色及び白色結晶化スラグを製造するためには、SiO_2-Al_2O_3-CaO３成分の成分比率が重要であり、成分調整→還元溶融→沈降分離→結晶化のフローにより着色化スラ

グが製造できる可能性がある。なお、今後は実規模施設を用いた実証実験を行いその可能性を検討する必要があると考えられる。

【参考文献】

1）ASTM:"Designation:C170-50(Standerd Method of Test for COMPRESSIV STRENGTH OF NATURAL BUILDING STONE"、1970

2）インターロッキングブロック協会："インターロッキング舗装設計施工要領"、1987.10

3）財団法人日本規格協会："JIS A5209 陶磁器質タイル"、1987

4）高島三郎："シリカセメントおよびフライアッシュセメントにおける混合液の分離と定量（ピクリン酸処理法）"、セメント技術年報、11/1957

5）竹村ほか："高炉スラグの物性とその水和反応性について"、セメント技術年報、37/1983

6）森本康平："結晶化スラグの強度発現に及ぼす結晶化機構に関する研究"、長岡技術科学大学建設工学過程課題研究、平成元年3月

14．地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査

下水道研究室　室　長　宮原　茂
研究員　滝沢　智

１．まえがき

現在、下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にあるが、地方都市・集落の特徴としては人口が少なくそれにともなった都市活動の規模が小さいこと、また、自治体の財政基盤が弱いことが挙げられる。これらの地域に適した下水処理方式には、小水量かつ時間流量変動の大きい流入下水に対して安定した処理が行えること、建設費が低廉であること、維持管理が簡易であることが求められる。しかしこれら地域の特徴は画一的なものではなく、処理方式の安定性、建設費の低廉性、維持管理の簡易性に対する要求度も異なる。また、周辺の水環境及び地形の特性によっては、処理水質、処理施設面積に対する条件が付加される場合もある。

以上のことから、本調査では、地域特性の因子について整理し、地域特性を分類するとともに、数種類の処理方式に関する調査開発を行い、既存の処理方式と併せて、地域特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

平成元年度までの研究では、以下の成果を得た。

①水・汚泥同時処理法では、反応槽内の水理学的滞留時間２４時間で、処理水ＢＯＤ、ＳＳとも２０mg/lを下回る良好な運転成績が得られた。本処理法に用いた汚泥貯留スペース内では、汚泥の嫌気的な分解が起こり、汚泥が減量した。

②下水の砂濾過実験では、初沈流出水を濾過した結果、粒径２０μm以上の粒子は大部分が除去されたが、２０μm以下の粒子は捕捉不可能であった。また、濾層をアンスラサイトと砂の２層とし、アンスラサイト有効径３mm、砂有効径1.2mmとした場合には全層濾過となり、洗浄までの運転期間を延長することができた。

③前段砂濾過・接触曝気法では、接触曝気槽の充填材として、プラスチック成形材とモール状接触材を比較した。プラスチック接触材は、酸素溶解効率、ＳＳ捕捉率ともモール状接触材よりも高かった。しかし、長期間の運転では、一度捕捉したＳＳが再溶出するため、処理水ＢＯＤおよびＳＳが悪化するという問題があった。モール状接触材は、酸素溶解効率が低く、反応槽内の撹拌効果も低いため、処理水水量当りの曝気量を多くする必要があった。しかし、ＳＳの蓄積による処理水水質への影響も少なく、洗浄も容易であるため、維持管理が容易であるという利点があった。

2．平成２年度の調査目的

前書きで述べたように、今後、下水道が普及してゆくと思われる地域には、水環境保全上、あるいは水産資源保護などの目的から、ＢＯＤで表される有機物質のみでなく、窒素やリン等の栄養塩類の除去が求められることが考えられる。そこで、平成２年度は前年度までと同じ、前段砂濾過・接触酸化槽を用いて、窒素除去に関する研究を行った。

接触曝気法を含む生物膜法は、維持管理が容易であり負荷変動に強い反面、生物膜が剥離沈殿して嫌気的な分解を受け、処理水中に流出するという問題点が指摘されている。そこで、平成２年度は接触曝気反応槽に於けるＳＳの除去と、ピンフロックの生成条件を解明するための実験も行った。

3．調査の概要

本年度は、以下の調査を行った。

①前段砂濾過・接触酸化法の接触酸化槽の維持管理性改善及び窒素除去に関する実験。

②生物膜処理法におけるピンフロック削減に関する実験。

③接触酸化法におけるＳＳ除去に関する実験と運転条件の整理。

4．前段砂濾過・接触酸化法の接触酸化槽の維持管理性改善及び窒素除去に関する実験

4．1　調査方法

4．1．1　実験装置

実験装置のフローシートを図-１に示す。本装置は埼玉県中川流域下水道中川処理センター内に設置し、原水として同処理場の最初沈殿池流出水を用いた。原水は、砂濾過装置を通った後、モール状接触材を充填した接触曝気槽に送られる。接触曝気槽は、１槽の有効容積が0.512m³で、４槽直列に接続した。

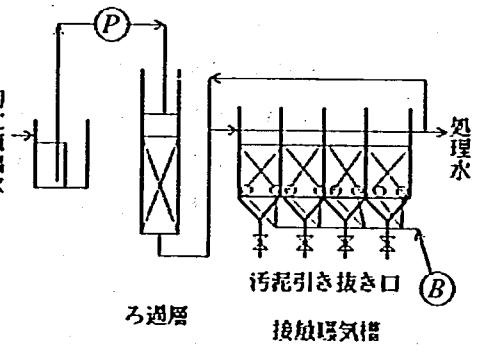


図-１　前段砂濾過・接触曝気装置

4．1．2　運転条件

反応装置への通水量は4.1m³／ｄ、水理学的滞留時間１２時間、循環水率は１００％で、４槽流出水を第１槽に返送した。曝気量は、はじめ各槽とも７０ℓ/minで、その後は、曝気量の削減と、脱窒の促進を目的として、表-１に示すような変更を加えた。本実験開始以前は、本実験に用いた４つの反応槽を含む８槽を直列につなげて処理を行っており、本実験開始時には、そのうちはじめの４槽のみを水洗して用いた。本研究で分析に供したサンプルは、すべて２４時間のコンポジットサンプルであり、自動採水装置により１時間おきに一定量を採水し、その混合液を分析用試料とした。

4．2　調査結果

実験開始後の各反応槽における水温の変化を図-２に示す。９月ごろには２０℃を越えていた水温は、冬に向かうとともに低下し、１２月末からは１０℃以下となった。その後、３月になってからは徐々に上昇する傾向を示した。接触曝気槽内の水温が最低となる１２月末から２月いっぱいにかけても、最初沈殿池流出水の水温は１８℃以上であったことから、本装置のような小型プラントの場合、気温の影響を大きく受けていることがわかる。

表-1　前段砂濾過・接触酸化法運転条件

運転期間　：平成2年9月28日～平成3年3月22日（6カ月）
初期設定条件
流入水量：4．1[m³/d]
水理学的滞留時間：12時間
送風量　：70[l/min]
循環率　：100%（4号池流出→1号池）
運転経過
実験開始後60日（11/28）：1号池送風量を70→15[l/min]におとした
145日（2/18）　：1号池＝曝気停止、水中ポンプ撹拌
2～4号池＝送風量を70→15[l/min]にした
149日（2/22）　：1号池＝曝気停止、水中ポンプ撹拌のまま
2～4号池＝送風量を15→70[l/min]にした
水抜き洗浄は、ほぼ1カ月に一度行なった。

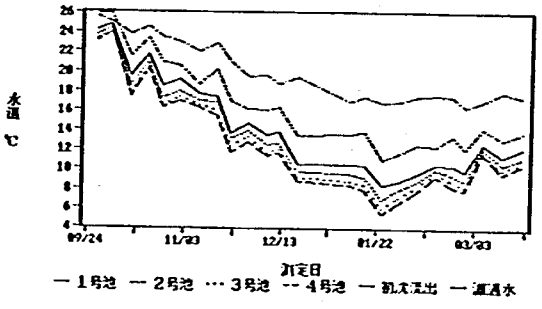


図-２　水温の経時変化

反応槽流入水（濾過槽流出水）および各反応槽内のアンモニア性窒素濃度と硝酸性窒素濃度を図-３、図-４に示す。１２月のはじめに水温が１５℃以下となる前までは、原水中のアンモニア性窒素の約９０％が除去されているが、それ以後は徐々に除去率が低下し、特に第３槽での硝化活性の低下が著しい。最も水温の低い第４槽で硝化反応が進み、それよりは水温の高い第３槽で硝化が阻害された原因としては、第１槽および第２槽での有機物除去率が低下したことが考えられる。

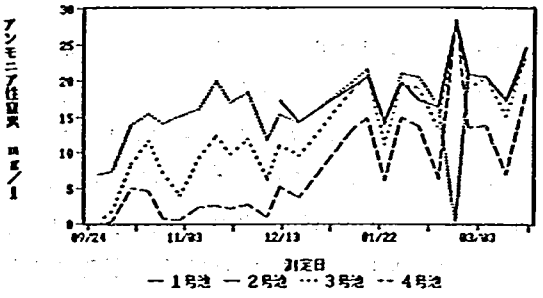


図-３　アンモニア性窒素濃度の経時変化

硝酸性窒素に関しては、第１槽流出水の硝酸性窒素濃度は、実験の全期間を通してほぼ０[mg/l]であり、硝化反応に比べて水温低下の影響を受けにくいことがわかった。したがって、水温低下時に高い窒素除去率を維持するには、脱窒反応に対して硝化反応を高めるような操作をしてやる必要がある。

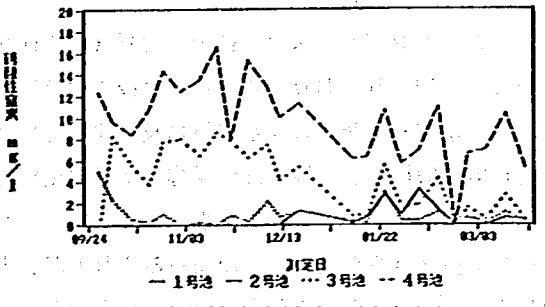


図-４　硝酸性窒素濃度の経時変化

図-５、６は第１槽リングレースをもちいて、回分式の脱窒活性実験を行なった結果である。ヘリウムと空気とを用いて曝気を行い、溶存酸素濃度（ＤＯ）を0.5mg/lおよび0mg/lに設定して実験を行った結果、ＤＯを０[mg/l]に落とす

ことで、ＤＯ＝0.5[mg/l]の場合の4.5倍の活性上昇があった。リングレースのような生物膜処理装置では、生物膜内部の溶存酸素が低下しているため外部の溶存酸素濃度の影響を受けにくいと考えられたが、この結果から、脱窒反応槽は溶存酸素濃度に対してきわめて感受性が高いといえる。これまでのところ第１槽は過度の嫌気化により処理水水質の悪化を防ぐため、図-７に示すように溶存酸素濃度を約1.5に維持してきたが、図-５、６の回分実験からは、脱窒速度をあげるため、溶存酸素濃度を更に低下させる必要があることがわかる。

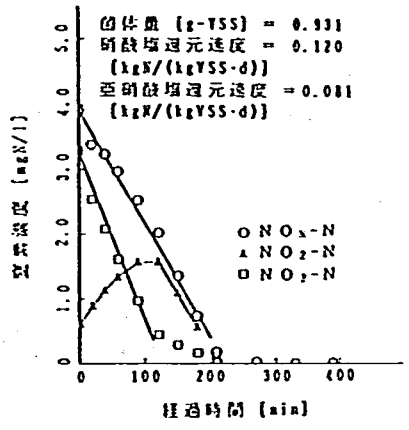


図-５　回分式脱窒活性試験
（ＤＯ＝０[mg/l]）

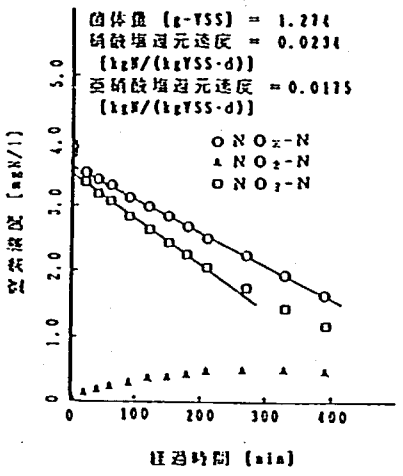


図-６　回分式脱窒活性試験
（ＤＯ＝０．５[mg/l]）

以上の回分実験結果、および曝気量の削減を目的として、平成３年２月１８日から表-１に示すように曝気量を削減した。その結果、図-７に示すように溶存酸素濃度は各槽とも１[mg/l]以下に、特に脱窒槽である第１槽は0.1[mg/l]にまで低下したが、処理水の水質は図-３、４および８に示すように急激に悪化した。そこで５日後には、第２～４槽の曝気量は実験開始時と同じ７０[l/min]にもどし、第１槽のみについて無曝気・水中ポンプ撹拌とした。これにより、処理水水質は徐々に回復した。この条件で、処理水１m^3あたりの曝気量を計算すると、

$$\frac{3槽\cdot 70[l/min\cdot 槽]\cdot 60[min/h]\cdot 24[h/d]\cdot 10^{-3}}{4.1[m^3/d]} = 75倍$$

であった。リングレースは、他の接触材（例えばプラスチック成型材）などに比べて酸素溶解効率が悪いことが知られており、この点は今後の改善課題となろう。

次に、水抜き洗浄が処理水水質に及ぼす影響についてみてみる。図-８および図-９（透視度の経日変化）中の縦線は、水抜き洗浄操作（接触曝気槽内の水を下部の汚泥引き抜き口より引き抜き、水道水にて散水洗浄をする）の実施を示している。水温の高い１１月ごろまでは水抜き洗浄を行うことにより第１槽ＢＯＤが低下する傾向がみられるが、水温低下と共に処理が悪化し、水抜き洗浄の実施に関わらず、処理水ＢＯＤが高まる傾向にあった。しかし、水温の最も低下した１月においても処理水ＢＯＤの最大値は１５[mg/l]でありほぼ満足すべき結果であった。同様に、透視度についても、水温

の高い１１月までは、水抜き洗浄の実施直後に透視度の上昇がみられたが、水温低下により水抜き洗浄の効果は小さくなり、透視度が低下する傾向にあった。しかし透視度の最低値は７０ｃｍであり、これも一時的な値であったことを考えれば、本処理法による透視度はほぼ満足すべき値であったといえる。

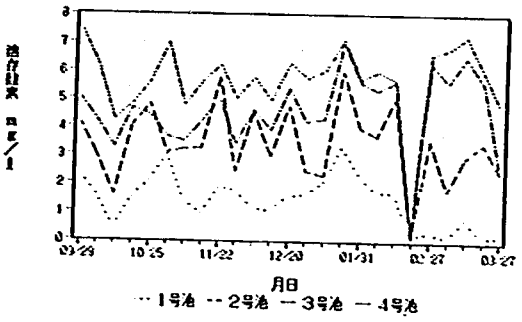


図-7　溶存酸素濃度の経日変化

４．３　まとめ

(1)秋期から冬季にかけて、接触曝気装置により、下水の生物学的硝化-脱窒実験を行ったところ、水温１５℃を境に硝化速度が低下し、窒素除去率が悪化した。これに対して脱窒槽での反応速度低下は相対的に小さかった。

(2)溶存酸素濃度を0.5および0mg/lとして回分式の脱窒実験を行った結果、溶存酸素を1.5から０[mg/l]にすることで約4.5倍の活性上昇がみられた。

(3)ＢＯＤや透視度などの水質指標も、水温低下と共に悪化したが、滞留時間１２時間で、ＢＯＤは１５mg/l以下、透視度は７０ｃｍ以上を維持することができた。このような良好な処理水水質を維持するために必要な処理水対曝気量比は、７５倍であった。

(4)付着汚泥の増殖による処理水水質（特にＢＯＤ、ＳＳ、透視度）の悪化を防ぐには、月に１回の水抜き洗浄操作が必要であった。

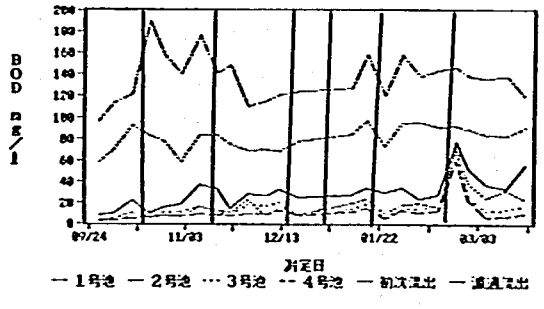


図-8　ＢＯＤの経日変化

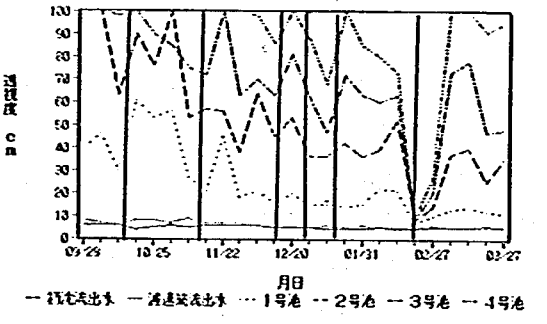


図-9　透視度の経日変化

５．生物膜処理法におけるＳＳの除去およびピンフロック生成に関する実験

５．１　調査方法

５．１．１　実験装置

沈殿処理した実下水を、ベンチスケールの接触曝気槽により処理し、ＳＳの生成および処理水透視度に及ぼす、有機物負荷および汚泥引き抜き操作の影響について調

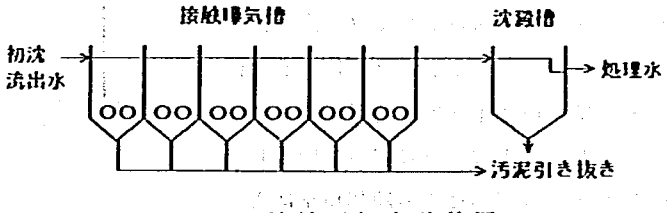


図-１０　接触曝気実験装置

べた。実験に用いた接触曝気処理装置を図-１０に示す。接触曝気槽は、散気管および下部に汚泥引き抜き口を備えた塩化ビニル製水槽（有効処理容積４．４４ℓ）で、全部で６槽（総容積２６．６ℓ）が直列に接続されている。接触材としては、直径２ｃｍ、長さ２０ｃｍのリングレースが一槽当り９本釣り下げられている。

５．１．２　実験条件

実験は、全部で４条件について行い、反応槽の有機物負荷および汚泥の洗浄操作を表-２に示すような条件に設定した。原水には茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センター（一部合流式）の初沈流出水を用い、水温の調節は特に行わなかった。

表-2　接触曝気槽運転条件

Run No.	実験期間	水理学的滞留時間(h)	槽内水引き抜き操作	汚泥量調査
1	10/1～10/27	4 時間		
2	10/28～11/30	2．8 時間		
3	12/1～12/21	2．8 時間	○	○
4	12/22～1/25	2．8 時間		○

５．１．３　分析・測定項目と方法

（１）水質分析

水温、ＤＯ、ｐＨ、ＴＯＣ、ＳＳ、溶存態窒素および透視度について分析した。

（２）ＳＳの粒径分画

接触曝気槽に於けるＳＳの除去・生成機構について調べるため、ＳＳの粒径分画を行った。分画は４段階で行い、目開き105μｍ、53μｍ、20μｍの金属製ふるい、および５μｍの濾紙をもちいた。

（３）酸素消費速度

ＳＳの呼吸活性について調べるため、流入水、反応槽内浮遊ＳＳ、生物膜、および処理水ＳＳについて酸素消費速度の測定を行った。方法は、サンプルの適当量を３０００ｒｐｍで遠沈にかけてＳＳを捕集し、１００ｍℓのフラン瓶に、酵母エキス、肉エキス、ペプトンおよびデキストリンで調製された人工下水とともに投入し、溶存酸素の減少速度をＤＯメーターにより測定した。

５．２　調査結果

５．２．１　水温の経日変化

実験期間の水温の変化を図-１１に示す。実験開始から１１月いっぱいまでは、水温は２０℃前後を保っていたが、１２月になると低下し始め、第１槽で１７℃、沈殿槽で１２℃程度となった。本実験施設は屋内に設置したが、曝気および外気温による冷却現象により反応槽流下方向に水温の低下がみられた。こ

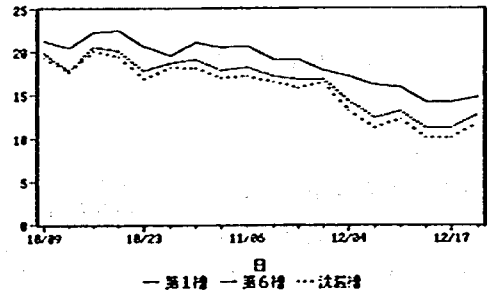


図-１１　水温の経日変化

のような水温の差は、外気温が低下する冬季ほど大きなものとなった。

５．２．２　ｐＨの経日変化と硝化・脱窒反応

実験開始から１１月のはじめまでは、第１槽ｐＨが７．３～７．４であり、以下第６槽、沈殿槽と流下につれてｐＨが低下した（図-１２）。しかし、１１月半ば以降は、第１槽のｐＨが低下し、逆に反応槽の後段にゆくにつれてｐＨが上昇した。反応槽中のｐＨ変化は、硝化-脱窒反応との関連性が考えられることから、NO_X-Nの生成量を調べた（図-１３）。

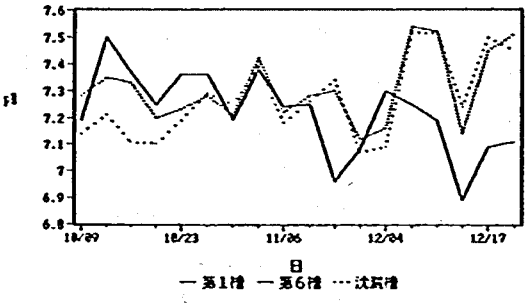


図-１２　ｐＨの経日変化

反応槽内の溶存酸素濃度（ＤＯ）は、図-１４に示したとおり第１槽で約２[mg/l]、最終槽で約４[mg/l]であり、このような条件下では、硝化反応と脱窒反応が同時に起こり得る。

$$NH_3\text{-}N \xrightarrow{\text{硝化反応}} NO_X\text{-}N \xrightarrow{\text{脱窒反応}} N_2$$

従って、このような場合には、中間生成物であるNO_X-Nの蓄積量を調べることにより、硝化反応と脱窒反応の相対的な大小関係の変化を知ることができる。図-１３によれば、NO_X-Nは徐々に減少する傾向を示しており、水温低下とともに相対的に硝化反応が進みにくくなったことがわかる。

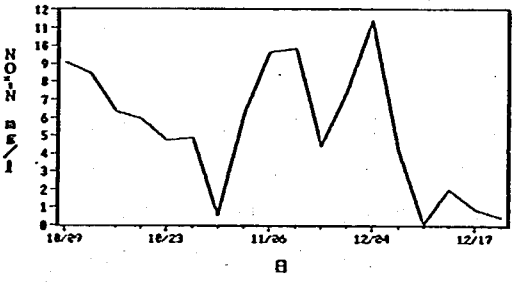


図-１３　NO_X-Nの除去量

５．２．３　ＴＯＣの経日変化

図-１５に、ＴＯＣの経日変化を示す。原水ＴＯＣは３０±５[mg/l]であり、処理水ＴＯＣは１０～１５[mg/l]であった。しかし、水温の低下する１２月中旬以降は、処理水ＴＯＣが徐々に大きくなり、処理が悪化した。

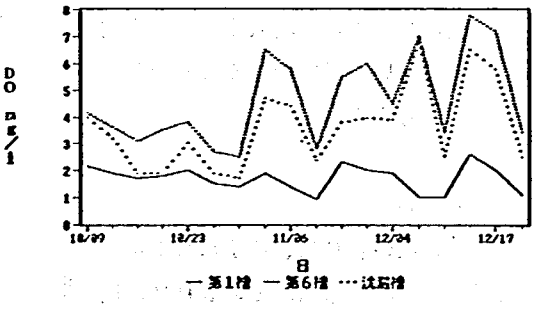


図-１４　ＤＯの経日変化

５．２．４　ＳＳおよび透視度の経日変化

原水および処理水ＳＳの経日変化を図-１６に、透視度の変化を図-１７に示す。流入水のＳＳ濃度は、天候などの影響を受けるため多少の変動がみられるが、処理水のＳＳは常に５[mg/l]以下であった。しかし、処理水の透視度は、ＨＲＴを４時間から２．７時間に落とした１１月の初旬から低下し、はじめ１００ｃｍ以上の透視度を維持していたものが、１１月以降は４０ｃｍ程度となった。

5．2．5　ＳＳ除去量およびＳＳ粒径の分画結果

図-１８は、流入水ＳＳ濃度とＳＳ除去量の関係をプロットしたものである。ＨＲＴや水温の変動にも関わらず、流入水ＳＳ濃度とＳＳ除去量は直線的な関係にあった。

図-１９は、流入水および処理水のＳＳ成分の粒径分画を５回行い、その結果を平均して、全ＳＳ中の％で表示したものである。この結果から、接触曝気槽によるＳＳの除去は、下水の濾過などとは異なり、粒径に関係なく行われていることがわかる。

5．2．6　酸素消費活性の変化

図-２０は、酸素消費活性の経日変化を示している。流入水中の酸素消費活性は、降雨によるＳＳの流入の影響をうけやすいため変動が激しいが、反応槽（第６槽）中の生物膜や浮遊物質、あるいは処理水中の浮遊物質に比べて高くなっている。このような結果となった原因としては、生物膜の内部が嫌気化し、呼吸活性が低下したこと、流入水中のinertなＳＳ分が選択的にリングレースに吸着したこと、流入水中の微生物は分裂後間もない、増殖の盛んなものが多いことなどが考えられる。

5．3　まとめ

（１）原水のｐＨは、冬季になるにつれて低下した。反応槽内部でのｐＨは、秋期には上昇する傾向にあったが、冬季には逆に低下する傾向となった。これは反応槽内部での硝化活性の低下と相関関係がみられた。

（２）ＴＯＣについては、水温が１２℃以下となった１２月中旬以降に処理が悪化

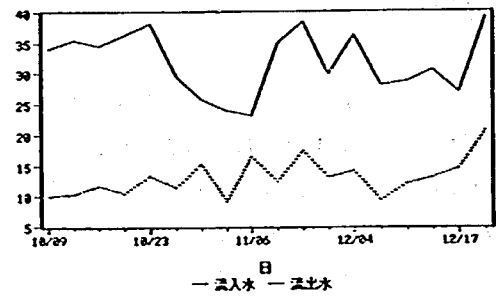


図-１５　ＴＯＣの経日変化

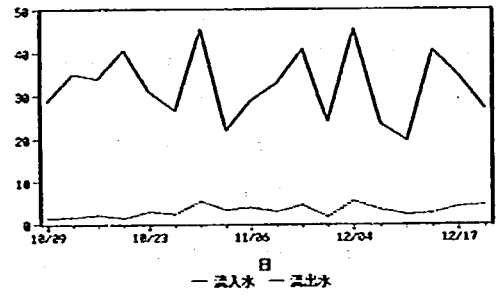


図-１６　ＳＳの経日変化

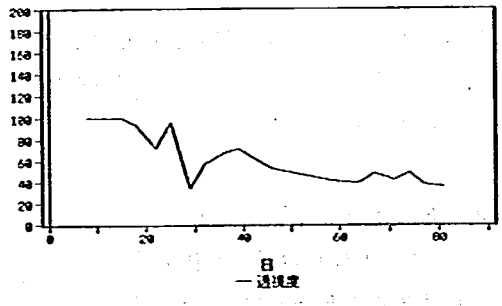


図-１７　透視度の経日変化

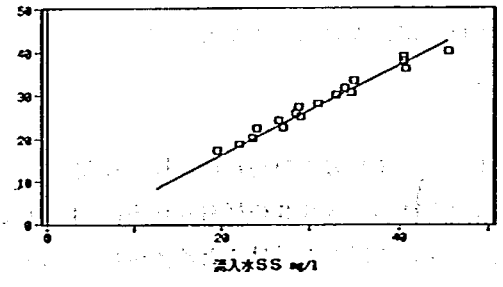


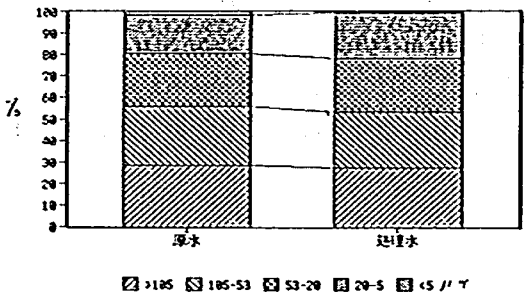
図-１８　流入水ＳＳ濃度とＳＳ除去量

した。

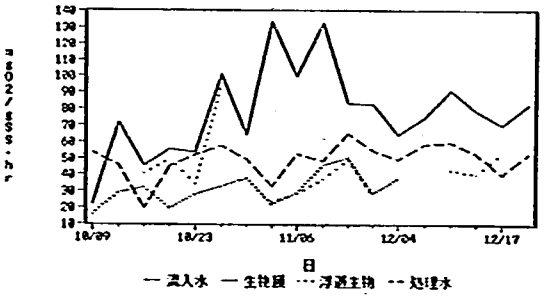
（３）ＳＳ除去量は、水温やＨＲＴの変化の影響を受けず、流入水ＳＳ濃度と直線的な関係があった。また、接触曝気槽内のＳＳ除去には、ＳＳの粒径とは関係がなかった。

（４）透視度は、ＨＲＴを４時間から２．７時間にした時点で１００ｃｍから６０ｃｍ程度に低下し、水温が低くなるとともに、さらに４０ｃｍ程度まで下がった。

（５）ＳＳの酸素消費活性は、流入水＞処理水＞反応槽内生物膜および浮遊物の順で高かった。これにより、接触曝気反応槽内には呼吸活性の低いＳＳを大量に蓄積していることがわかった。



図－１９　ＳＳの粒径分画結果



図－２０　酸素消費速度の経日変化

＜参考文献＞

１．網状充填材を用いた接触ばっ気法による都市下水中の窒素除去に関する研究；南部敏博、河村清史、金子光美、下水道協会誌、Vol.26、No.297、1989/2

２．接触曝気法による生活汚水の処理；橋本奨、張傑、下水道協会誌、Vol.24、No.280、1987/9

３．回転円盤法における固液分離操作に関する研究；渡辺義公、西留清、石黒政義、下水道協会誌、Vol.24、No.276、1987/5

４．硝化脱窒同時反応法に関する研究；土木学会第４５回年次学術講演会講演要旨集、1990/9

５．脱窒菌の好気性条件下に於ける硝酸還元能の把握に関する研究；土木学会第４５回年次学術講演会講演要旨集、1990/9

６．回転円板法による硝化・脱窒同時反応に関する研究、増田純雄、渡辺義公、石黒政義、楠田哲也下水道協会誌論文集、Vol.27、No.316

７．生物膜法、岩井重久他、産業用水調査会、1980

８．生物膜を利用した２次処理技術の改良に関する調査報告書；建設省都市局下水道部、日本下水道事業団、1987/3

９．生物膜を利用した２次処理技術の改良に関する調査報告書；建設省都市局下水道部、日本下水道事業団、1988/3

１０．生物膜を利用した２次処理技術の改良に関する調査報告書；建設省都市局下水道部、日本下水道事業団、1989/3

１１．生物膜を利用した２次処理技術の改良に関する調査報告書；建設省都市局下水道部、日本下水道事業団、1990/3
１２．生物学的脱窒法に関する研究（Ⅰ）、下水道協会誌、Vol.7、No.75、1970
１３．Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, Anthonisen,A.C. et al.,Journal of WPCF, Vol.48, No.5, 1976

15．小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査

汚泥研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　落　　修一
白石　隆

１．調査の目的と必要性

我国の下水道事業においては、下水道建設の中心が大都市や中都市から小規模な市町村へと移行しつつあり、今後は下水道事業に占める小規模下水道の割合が大きくなって行くと考えられる。小規模下水道においては、水処理プロセスや汚泥処理プロセスはもとより汚泥の最終処分方法も小規模施設に適し且つ地域の特性に合致したものでなければならないが、我国における下水道工学は大都市での経験を中心に発展してきたため、小規模下水処理場における汚泥の処理処分の基本的考え方は十分に確立されていないのが現状である。本調査では、小規模下水処理場における汚泥の処理処分について問題点を明らかにするとともに、技術的、経済的に最適な処理処分プロセスを開発し、併せて集中処理の可能性の検討など維持管理手法をも含めた最適設計手法を確立することを目的としている。

２．前年度までの調査内容

昭和６０年度は本調査の初年度であり、小規模下水処理場における汚泥の処理・処分に関する現状を把握するために、水処理方式が異なる１８ヶ所の小規模下水処理場の現地調査を行い、全国の中・大規模下水処理場との比較による小規模下水処理場の特性を調べた。

６１年度は、小規模下水処理場の汚泥処理における処理技術及びその適用上の問題点を明らかにするために、汚泥貯留と濃縮・脱水性に関する実験、返送水の処理に関する実験、下水汚泥の好気性消化に関する実験、及び最初沈殿池の有無と汚泥性状に関する実態調査等を実施した。

６２年度は、汚泥貯留と濃縮・脱水性に関する実験を行うとともに、貯留中における臭気発生の実態調査を行った。また、下水汚泥の好気性消化に関する実験を実施した。

６３年度は、臭気対策を図った汚泥貯留方法に関する実験を行うとともに、下水汚泥の無加温嫌気性消化法に関する実験を実施した。

平成元年度は、低負荷活性汚泥法における余剰汚泥中重金属の蓄積特性について調査した。また、嫌気性消化槽における槽内ガス分圧と消化効率に関する実験を行った。

３．平成２年度の調査結果

２年度は、前年度に引き続き、低負荷活性汚泥法における余剰汚泥中重金属の蓄積特性について調査するとともに、嫌気性消化槽における槽内ガス分圧と消化効率に関する実験を行った。

3．1　汚泥中の重金属の存在部位に関する調査

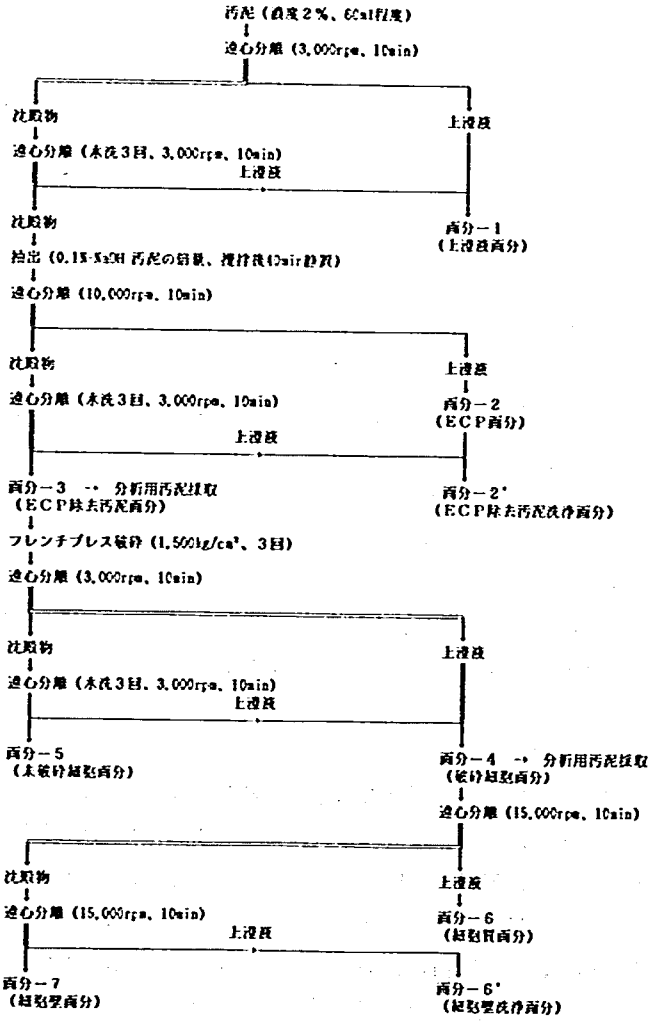
3．1．1　調査の目的

下水汚泥を肥料として緑農地へ施用し、有効利用する際には、現在は特殊肥料としての重金属の基準値等を満足しなければならないことから、汚泥の重金属含有量及びその溶出に関しては様々な報告がされている。しかし、重金属を汚泥中の存在部位で捉えた報告は希少である。今後は、重金属の溶出を考える場合に存在部位についての検討が必要になる可能性もあると思われる。

よって、本調査では、元年度より小規模下水処理場から発生した汚泥について重金属の存在部位に関する調査を行ってきた。２年度は、元年度に行ったＹ処理場での現地調査を継続するとともに、新たに汚泥貯留時の重金属存在部位の変化、及び汚泥中の重金属の除去に関する実験を行った。

3．1．2　汚泥の分画方法

汚泥の分画方法は、図－１に示すとおり元年度と同様の方法により、汚泥を細胞質画分、粗細胞壁画分、及び活性汚泥のフロック形成に関与する細胞外高分子（Extracellular Polymer 、以下ＥＣＰと記す）画分に分画した。図中の画分－２´は画分－２に、画分－６´は画分－６に近い物質と考えられるため、分類上は、画分－１を上澄液画分、画分－２と２´の和をＥＣＰ画分、画分－７を粗細胞壁画分、画分－６と６´の和を細胞質画分とした。



図－１　汚泥の分画方法

3．1．3　貯留汚泥中の重金属の存在部位に関する実験

(1)　目　的

小規模下水道における汚泥の処理処分は、各処理場において個別に処理処分するよりも複数の処理場をまとめて集中的に汚泥を処理処分する方が経済的であると考えられる場合が多い。この場合、

表－１　貯留温度と汚泥採取日

ケース	温度条件	汚泥採取日（日）					
1	10℃	0	2	4	7	9	14
2	20℃		2	4	7	9	14
3	30℃		2	4	7	9	14

各処理場で汚泥を一定期間貯留し、汚泥脱水車による巡回等で脱水を行うという方法が考えられる。このため、汚泥の貯留は小規模処理場で必要となってくる場合が多いと思われる。

そこで本調査は、汚泥貯留に伴い汚泥中の重金属の存在部位がどの様に変化するかについての検討を行ったものである。

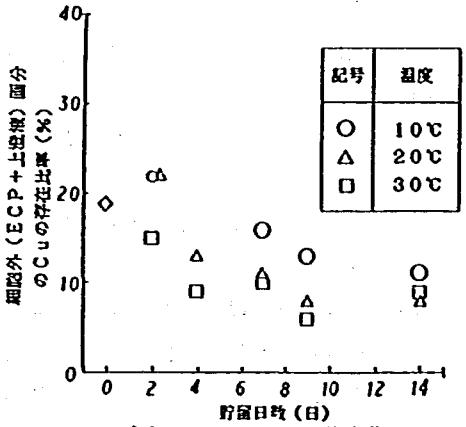
(2) 実験方法

試料は、標準活性汚泥法の茨城県下のK処理場から発生した余剰汚泥を用いた。表－1に示すように、汚泥を20ℓずつポリバケツに取り、10℃、20℃、30℃の恒温室に放置し実験を開始した。試料の採取は、各温度条件とも0、2、4、7、9、14日後に行い、重金属等の分析に供した。なお、貯留汚泥は1日に1回の撹拌を行った。

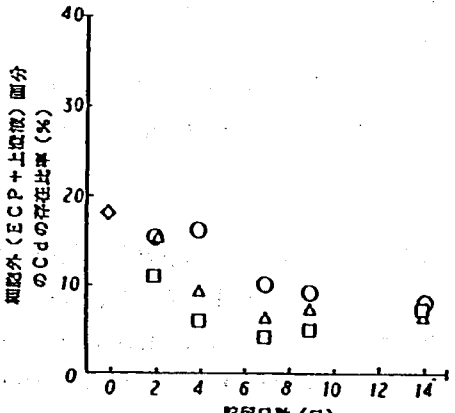
(3) 実験結果

貯留に伴う汚泥中の重金属の存在部位は、図－2、3に示す銅、カドミウムのように貯留時間とともに細胞外画分（ＥＣＰ画分と上澄液画分の和）での存在比率が低下し、粗細胞壁と細胞質内に取り込まれるものと、図－4に示す全クロムのように細胞外画分に溶出するものとに分けられた。これは、活性汚泥が嫌気化し生物代謝の変化に伴って現われた現象と推測される。

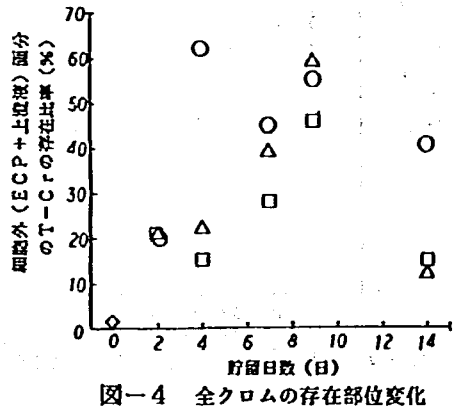
この他、亜鉛、鉛は細胞外画分での存在比率が、やや低下する傾向が見れたものの14日間の貯留においては、実験開始時と大きな差は認められなかった。



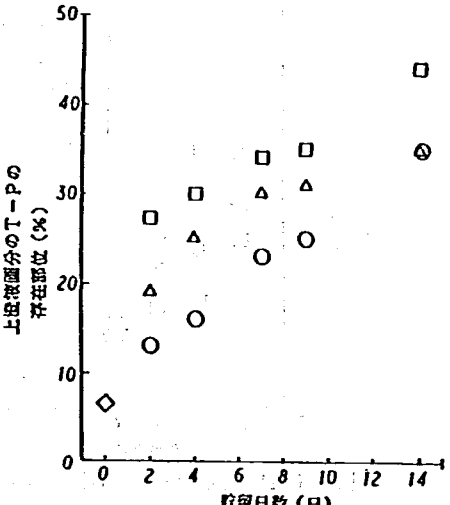
図－2 銅の存在部位変化



図－3 カドミウムの存在部位変化



図－4 全クロムの存在部位変化



図－5 リンの存在部位変化

図－５にリンの存在部位の変化を示す。

一般的に、嫌気化が進むと汚泥中のリンは固形物側から液中に放出されることが言われているが、今回の実験でも細胞内から上澄液画分へと溶出する結果となった。

３．１．４　重金属の除去に関する実験

(1)　目　的

汚泥のｐＨを下げることによって重金属が溶出することに着目し、ｐＨ調整によって重金属の除去がどの程度可能かについての基礎的なデータの蓄積を、ｐＨと重金属存在部位の関係を明らかにすることにより行うことを目的としている。

表－２　対象試料

処理場	処　理　方　法	対象汚泥
Ｍｏ	標準活性汚泥法（分流）	余剰
Ｋ	嫌気-無酸素-好気法（合流）	余剰
Ｔ	純酸素法（分流）	余剰
Ｔｏ	オキシデーションディッチ法	余剰

表－３　ｐＨ調整条件

ケース	調整ｐＨ	H_2SO_4規定度（Ｎ）	添加量（mℓ）
1	1	1	70
2	2	0.1	100
3	3	0.025	100
4	4	0.01	100
5	未調整	－	－

(2)　実験方法

試料は、表－２に示す水処理方法の異なる処理場より採取した余剰汚泥を用いた。

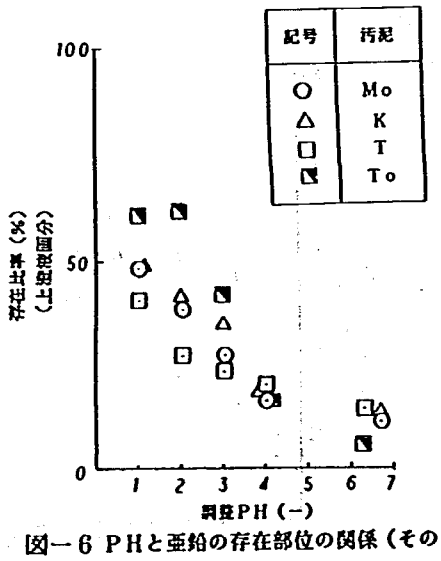
このうち、余剰汚泥は硫酸によって表－３に示すｐＨに調整し、汚泥を分画後に各画分における重金属量を測定した。

(3)　実験結果

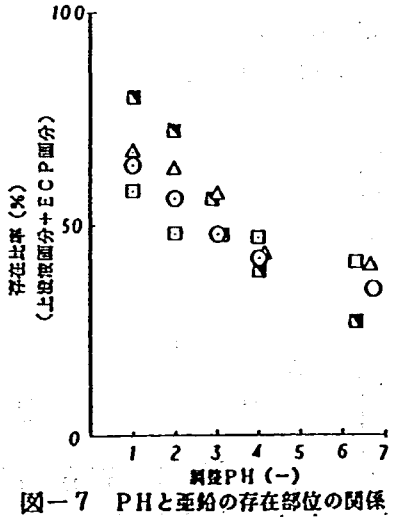
図－６～８に調整したｐＨと亜鉛の存在部位との関係を示す。

汚泥のｐＨを４以下にすると、全含有量の約40％以上はＥＣＰを含む細胞外画分に溶出した。ＥＣＰ画分での存在比率は低ｐＨ域でやや少なくなり、上澄液画分が多くなる結果となった。

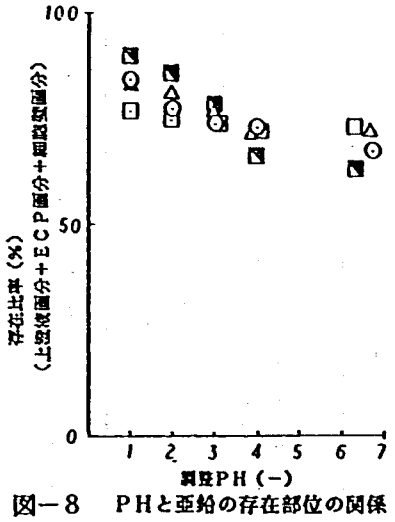
また、ｐＨの低下に伴う存在部位の変化について処理方法別に比較した場合、標準法のＭｏと嫌気-無酸素-好気法のＫの汚泥は似通った挙動を示した。純酸素法のＴの汚泥は低ｐＨ域と中性域との存



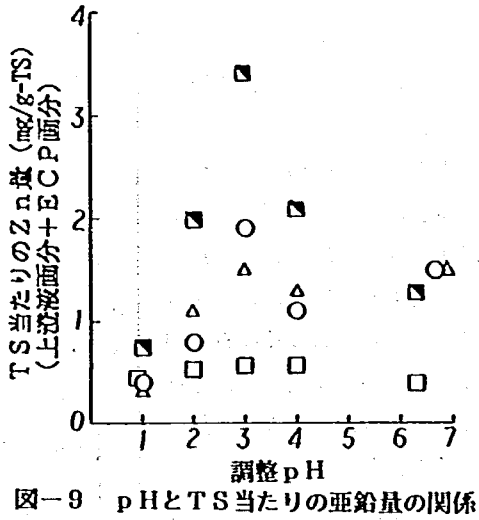
図－６　ＰＨと亜鉛の存在部位の関係（その１）



図－７　ＰＨと亜鉛の存在部位の関係（その２）



図－8　PHと亜鉛の存在部位の関係（その3）



図－9　ｐHとＴＳ当たりの亜鉛量の関係

在部位の差がＭｏ、Ｋに比べ比較的少なく、逆にオキシデーションディッチ法のＴｏの汚泥は差が大きい結果となった。

図－９に調整ｐＨとＴＳ当たりの亜鉛量の関係を示す。

図中で低ｐＨの方がＴＳ当たりの細胞外画分の亜鉛量が小さくなっているのは、亜鉛の溶出量以上にＴＳの溶出量が多かったためである。

ＭｏとＫの汚泥は、ｐＨの低下とともに亜鉛量が減少しているのに対し、Ｔの汚泥は、もともとの細胞外画分中に亜鉛量が少なかったために、変化の少ないグラフとなった。Ｔｏの汚泥は、これらと異なり亜鉛量が大きく増加したのち減少する傾向であった。これは、中性からｐＨ３付近にかけて亜鉛の溶出量よりもＴＳの溶出量が少なかったためである。

このような溶出特性の違いが、先に述べた図－６～８中の各処理法間の差となって現われたものと考えられる。

３．１．５　Ｔ市Ｙ処理場における現地調査

(1) 目　的

本調査は、小規模下水道のうちオキシデーションディッチ処理法での実態を把握することを目的として、Ｔ市Ｙ処理場において重金属流入負荷量、及び発生汚泥中の重金属の存在部位に関する現場調査を行ったものである。

(2) 調査方法

平成元年８月（第１回）、11月（第２回）、及び平成２年９月（第３回）、11月（第４回）の４回に渡り、Ｔ市Ｙ処理場において１回当たり24時間の調査を行い、①重金属流入負荷量の変動、②発生汚泥中の重金属の存在部位についてのデータを収集した。

Ｙ処理場の処理人口は約7,800 人であり、流入水の80％以上が一般家庭からの汚水であるが、一部ゴミの埋立地から発生した浸出水を希釈し（日量150㎥を25回に分けポンプ圧送）受け入れている。

(3) 調査結果

① 重金属流入負荷量の挙動

表－4に各調査日における流入重金属量を示す。

流入水中の溶解性の重金属の割合は金属別に異なり、亜鉛、マンガンが比較的高い結果となった。

各重金属の流入特性は、元年度と同様に流入水量の多くなる時間に流入固形物の量が増加し、それによって各重金属の流入負荷量が増える結果となった。

② 発生汚泥中の重金属の存在部位

表－4　1日当たりの流入重金属量

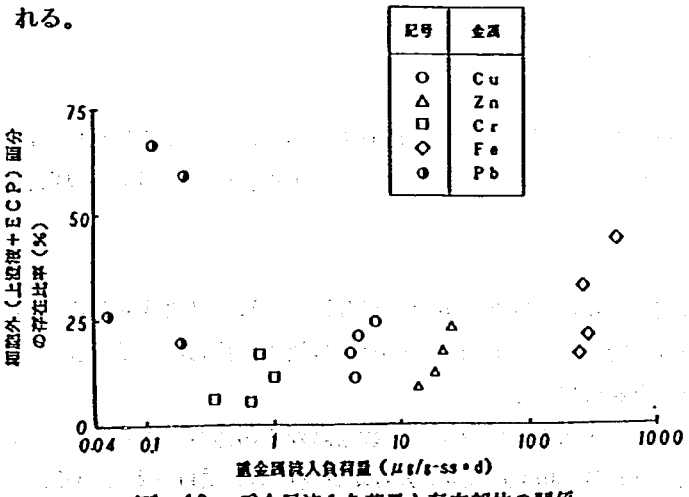
項目		第1回調査	第2回調査	第3回調査	第4回調査
流入水量 (m³/d)		2,527	3,224	3,117	2,912
流入固形物量 (kg/d)		261	280	199	318
重金属量	Cu (g/d)	69(66)	78(44)	55(45)	70(41)
	Ni (g/d)	19(73)	9(47)	—	—
	Cd (g/d)	0.37(23)	0.24(14)	0.8(39)	0.65(36)
	Fe (g/d)	4,800(37)	4,700(33)	3,500(44)	5,700(23)
	Mn (g/d)	170(64)	360(81)	—	—
	Pb (g/d)	2.7(31)	0.96(45)	1.6(23)	2.3(35)
	Zn (g/d)	280(86)	260(95)	280(81)	300(72)
	Cr (g/d)	10(29)	6(57)	13(26)	8.5(29)

注：（ ）内の数値は、各採水時における溶解性の割合（%）の単純平均値である

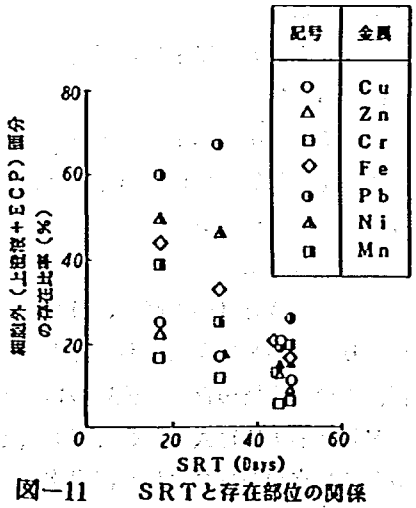
図－10に重金属流入負荷量と存在部位の関係を、図－11に汚泥滞留時間（以下、ＳＲＴと記す）と存在部位の関係を示す。なお、縦軸の存在部位は、上澄液画分にＥＣＰ画分を加えた細胞外画分と、それ以外の細胞内画分とに分け、ここでは細胞外画分として表した。

鉛を除く金属は、流入負荷量が少ない方が細胞外画分の比率が少なくなり、細胞内部へ取り込まれる傾向を示した。このことは、ＳＲＴが長く低負荷状態になると細胞外画分の存在比率が少なくなった図－11の結果からも言える。これは、低負荷時に活性汚泥が細胞外高分子を取り込む際に金属も取り込まれたためと考えられる。

今回の４回の調査は、各々の実施時期、流入重金属負荷量等が異なるため、図－11に示したようにＳＲＴだけで存在部位を評価することは困難であり、流入負荷量との関係で見る方が望ましいと思われる。



図－10　重金属流入負荷量と存在部位の関係



図－11　ＳＲＴと存在部位の関係

3．2　嫌気性消化槽における槽内ガス分圧と消化効率に関する実験

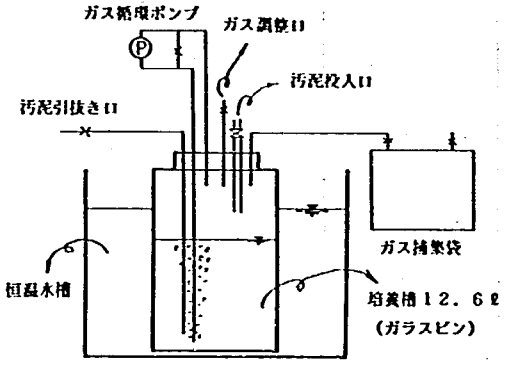
3．2．1　目　　的

小規模下水処理場用の汚泥処理プロセスとして嫌気性消化法を適用することは可能である。例えばそれが極小規模のケースであれば、汚泥の貯留と減量化を兼ねた無加温消化法として、また、下水処理場規模が１万㎥／日前後のケース、或いは集中処理するケース等にあっては通常の加温消化法として適用することができる。しかし、通常の加温消化法として適用する場合には、消化槽の規模が小さくなることから熱放散や機械ロス等の比重が大きくなり系全体の熱効率が落ちる可能性がある。本実験は、これに対処する方法として、消化槽内のCO_2 ガス分圧を制御することによりメタンガス生産量を増加させる方法の可能性について基礎的な検討を行うものである。

3．2．2　実験方法

元年度の実験[1]において、消化槽内のCO_2 ガス分圧を高めた方がメタンガスの発生量は増加することが確認された。また、その増加のピークが得られるCO_2 ガス分圧は、消化日数が１０日の条件下で６０％付近に有ることが示された。２年度は、消化日数を変えた場合のCO_2 ガス分圧の効果を実験的に調べた。

実験は、２０℃の恒温室に図－１２に示した実験装置を６台設置して、表－５の条件により実施した。ここで、CO_2 ガス分圧を６０％に設定したのは、元年度の実験から得られた最適値を適用したものである。



図－１２　実験装置の概要

表－５　実験条件

実験ケース	A	B	C	D	E	F
消化日数（日）	10	20	30	10	20	30
CO_2 ガス分圧	←	制御　せず	→	←	６０％　に制御	→
消化温度	←		３５ ± 0.5 ℃			→
投入汚泥	住宅団地下水を標準活性汚泥法で処理している終末処理場の余剰汚泥					
植　　種	元年度実験で得られた消化汚泥を培養していたもの					

実験は、１日に１回の頻度で汚泥の引抜きと投入、そしてCO_2 ガス分圧の調整を行いながら６０日間実施した。なお、実験に先立ち、馴養のために所定のガス分圧に制御しながら約５０日間のバッチ運転を行った。

実験に係わる一般的な水質分析は下水試験方法（1984）により行い、揮発性脂肪酸とガスの分析は

それぞれ高速液体クロマトグラフ法とガスクロマトグラフ法により行った。

3．2．3　実験結果

実験期間中の各種成分の経時変化から、実験開始後約３５日間で全ての実験ケースが定常状態に入ったと思われたことから、その後の２５日間の値をもって平均的な消化成績として表－６に示した。

表－６　平均的な消化成績

項　目	投入汚泥	ケース A	ケース B	ケース C	ケース D	ケース E	ケース F
消化日数　(日)	—	10	20	29.4	10	20	29.4
CO_2 分圧 (%)	—	30.7	30.4	29.7	56.9	59.1	59.5
pH	6.0 ～ 6.4	6.9 ～ 7.1	7.0 ～ 7.2	7.1 ～ 7.3	6.5 ～ 6.9	6.7 ～ 6.9	6.7 ～ 7.0
TS　(mg/l)	13,760	11,380	10,060	8,630	11,650	10,350	9,310
VS　〃	10,930	8,360	7,470	6,450	8,840	7,730	6,970
SS　〃	12,770	9,810	9,200	7,950	10,630	9,440	8,250
VSS　〃	10,160	7,310	6,840	5,940	8,020	7,080	6,200
ギ酸　(mg/l)	—	0	0	0	0	0	0
酢酸　〃		45	17	20	35	11	8
プロピオン酸　〃		41	3	5	97	19	6
イソ酪酸　〃		23	5	6	14	8	7
酪酸　〃		41	41	51	62	75	43
イソ吉草酸　〃		103	72	8	34	18	29
吉草酸　〃		18	27	12	28	17	23
カプロン酸　〃		383	47	43	2,420	51	41
VS／TS	0.79	0.74	0.74	0.75	0.76	0.75	0.75
VSS／SS	0.80	0.75	0.74	0.75	0.75	0.75	0.75
TS　減少率　(%)		17.3	26.9	37.3	15.3	24.7	32.3
SS　〃		23.2	28.0	37.7	16.8	28.7	35.3
VS　〃		23.5	31.7	40.9	19.1	26.1	36.2
VSS　〃		28.1	32.7	41.5	21.1	30.3	39.0
CH_4 発生率 (l-CH_4／g-投入VS)		0.248	0.290	0.300	0.254	0.300	0.324
〃　(l-CH_4／g-減少VS)		1.016	0.917	0.733	1.280	1.023	0.894

(1)　一般的事項

消化汚泥のｐＨはCO_2 ガス分圧を高めたケースで低くなっていたが、消化に支障となる程の低下ではなかった。

消化率は、CO_2 ガス分圧を高めたケースの方が幾分低く、それと併せて消化汚泥中の強熱減量の割合も幾分高いものとなっていた。しかし、それにもかかわらず、メタンガスの発生量は増加していた。この現象は、元年度の実験からも確認されていたものであり、CO_2 ガス分圧を高めることによるメタンガス発生量の増加作用には、従来の説明因子のみでは解明できない別の要因が介在していることを示唆している。

CO_2 ガス分圧を高めたケースの中で消化日数が短い（１０日）ケースでは、消化液中にカプロン酸が多く残存していた。この原因は現段階では説明できないが、CO_2 ガス分圧を別々に設定した別のバッチ的な実験からは、CO_2 ガス分圧が高まる程に揮発性脂肪酸の分解が大幅に遅れる現象が定常的に確認されている。

(2)　メタンガス発生率

図－１３は、CO_2 ガス分圧を６０％に制御したことによるメタンガス発生速度の増加率を表したものである。ここで、実際の発生速度は、上述の理由から消化率が関係していない投入ＶＳ当たりの

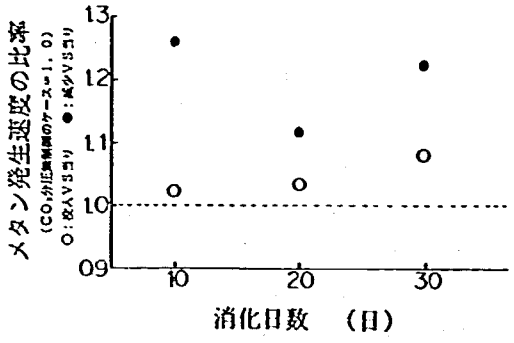
値に反映されていると考えて良い。

メタンガス発生速度の増加の程度は、全体的に元年度実験よりも大幅に低いものとなった。しかし、消化日数との関係においては、CO_2 ガス分圧を高める効果は消化日数が長くなる程に顕著に現われるものとなっており、これは、元年度実験から示唆された結果を裏付けるものとなった。

なお、メタンガスの発生速度が元年度より低かった原因については定かではないが、実験に際し投入汚泥として元年度と同じ住宅団地終末処理場の余剰汚泥を用いることとしたが、今回は、連続運転に入る頃から当処理場においてエアレーションタンクに　PAC：

$[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m(SO_4)_l$

を添加し始めたことから、それによる影響がでているのかもしれない。



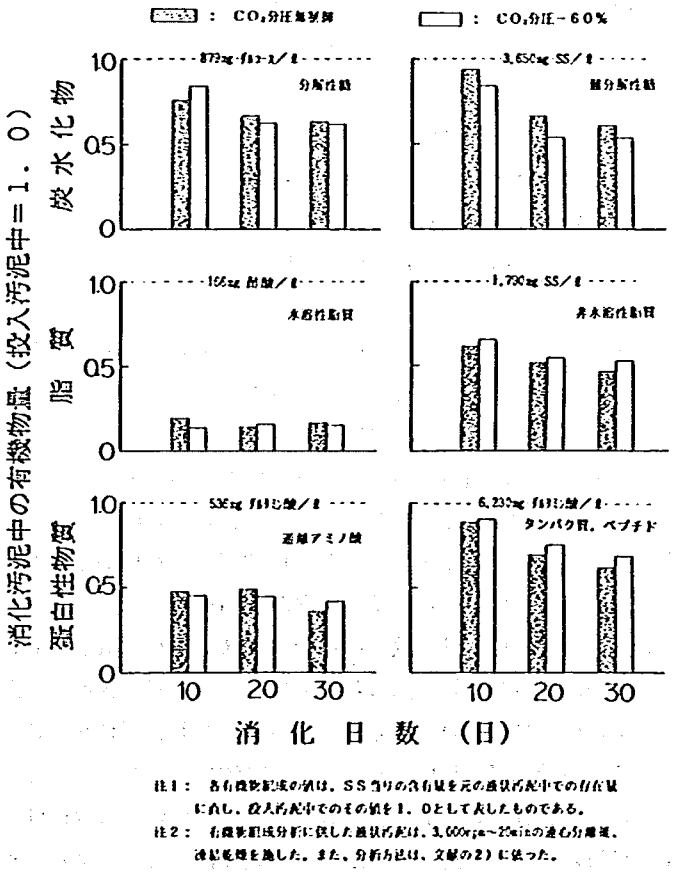
図－１３　CO_2 ガス分圧を６０％にしたことによるメタン発生速度の増加率

(3)　消化汚泥中の有機物組成

図－１４は、消化汚泥中の有機物組成について、その含有量を投入汚泥との比率として表したものである。

CO_2 ガス分圧を６０％に制御したことによると思われる影響が高分子の有機物組成の含有量に明確な傾向として現われている。

そこからは、CO_2 ガス分圧を高めることにより、高分子の炭水化物の分解は従来法よりも促進され、逆に、高分子の脂質や蛋白性物質等の分解は抑制されることが示唆されている。また、この結果は、前述 (1) 項の結果に反映されているものと推察される。



注１：各有機物組成の値は、SS当りの含有量を元の嫌気汚泥中での存在量に対し、投入汚泥中でのその値を１．０として表したものである。

注２：有機物組成分析に供した嫌気汚泥は、3,000rpm～25minの遠心分離後、凍結乾燥を施した。また、分析方法は、文献の２）に依った。

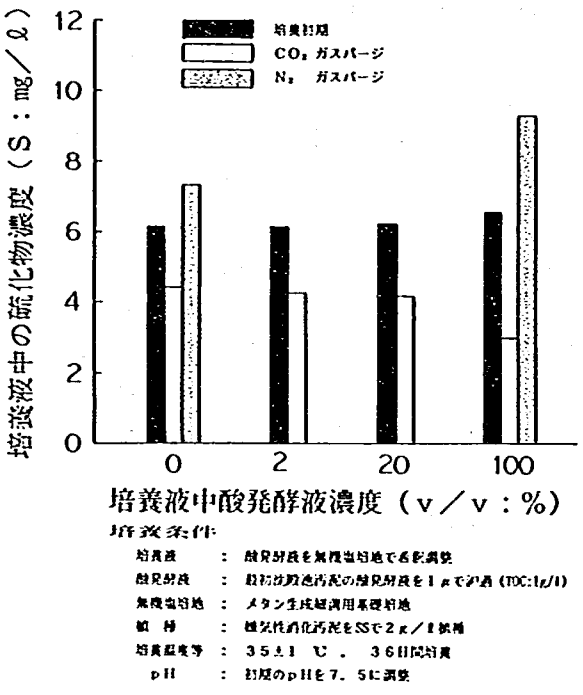
図－１４　CO_2 ガス分圧を６０％にしたことによる消化汚泥中の有機物組成の変化

(4) CO_2 ガス分圧と硫化物－1

下水汚泥を十分に嫌気性消化した消化汚泥は、鮮やかな黒色を呈する。所が、CO_2 ガス分圧を高めた嫌気性消化の消化汚泥は、その分圧を高める程に黒色が褪せて新鮮な投入汚泥の呈色に近づくことが観察された。この現象は、2年間を通じた全ての実験において普遍的に観察されたものである。

消化汚泥の黒色化には、硫化物の介在があるものと推察される。図－15は、最初沈殿池汚泥の酸発酵汁液を基質として、35℃で36日間バッチ方式により培養した結果である。

消化汚泥中の硫化物量は、通常はN_2 ガスパージのケースのように、汚泥の分解にともなうS^{2-}の発生に起因して投入汚泥中よりも増加する。しかし、CO_2 ガスでパージしたケースでは、硫化物量が明確な有意差をもって減少していることがわかる。また、その減少傾向は、初期の基質量が多い程、顕著に現われている。



図－15　培養パージガスの違いと
培養液中硫化物濃度の関係

これは、明らかに硫化物を取り巻く環境化で、今までに嫌気性消化法で注目されていない別の生物学的作用の介在の可能性を示唆するものである。

(5) CO_2 ガス分圧と硫化物－2

図－16は、前項 (4) の結果を確認するための定性試験結果である。この試験は、無機塩だけの培養液と小量の酸発酵液を含んだ培養液に、3種類のイオウ化合物を個々に添加し、これに小量の嫌気性消化汚泥を植種して37℃で19日間培養した結果である。

① 培養液中PO_4^{3-}の減少傾向からの推察

培養液中のPO_4^{3-}は、鉄塩添加のケースで著しく減少している。これは、一般的な考え方として、凝集沈殿によるPO_4^{3-}の除去として捕えることができる。しかし、FeS添加のケースにおいて、この作用が起こりやすいとは考えにくい。しかも、同じFeS添加のCO_2 ガスパージのケースにおけるPO_4^{3-}の減少が著しいことから、一時的にでもFe^{2+}とS^{2-}が存在した可能性が非常に高い。

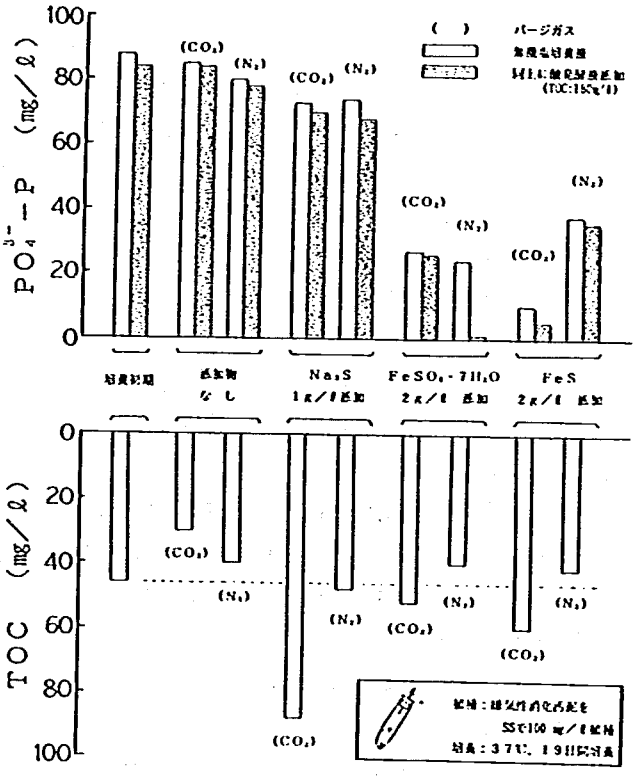
一方、$FeSO_4$ 添加のケースにおけるPO_4^{3-}の減少には、主に$FeSO_4$ の溶解による凝集沈殿作用が働いていると思われるが、それ以外に、N_2 ガスパージの酸発酵液添加のケースでの減少量が著しいことから、硫酸塩還元細菌の介在が考えられる。また、もしそれが硫酸塩還元細菌の介在によるものであるとするならば、同じ培養液のCO_2 ガスパージ下で減少がみられないことから、硫酸塩

還元細菌はCO_2 ガス分圧が高くなると活性が阻害されることも表している。

CO_2 ガスパージ下における$FeSO_4$ 添加とFeS添加との比較からは、FeS添加に比べて$FeSO_4$ 添加のケースではPO_4^{3-}の減少が小さいことから、FeSに作用している微生物がいるとするならば、それは硫化物をエネルギー源としている可能性が高く、また、それはSO_4^{2-}を利用できない微生物であるとすることができる。

② 培養液中のTOC増加傾向からの推察

一般的に培養液中の有機物（TOC）は、培養時間の経過とともに減少する。しかし、無機塩培養液のみにおけるCO_2 ガスパージのケースでは、イオウ化合物を添加したケースにおいて、明らかなTOCの増加がみられる。これは、有機物の合成を意味し、何らかの微生物の関与が考えられる。中でも、Na_2S 添加でのTOC増加が著しいことから、その微生物は硫化物を利用する性質のものであることが推察される。



図－１６　イオウ化合物と培養パージガスの違いによる培養液成分の変化

$FeSO_4$ 添加のケースにおけるTOCの増加については、硫酸塩還元細菌等が硫化物を供給することとの共存が考えられる。

(6) CO_2 ガス分圧と硫化物－３

これまでの実験から、消化汚泥中の硫化物は、高CO_2 ガス分圧の条件下において微生物に利用されていると結論付けられる。

また、現段階において、その微生物種を推測すると、硫化物とCO_2 ガスの存在下で生育できる光合成硫黄細菌が上げられる。そこでは、消化汚泥中の硫化金属等を還元してH_2S を獲得することにより、H_2S とCO_2 、或いはこれらと有機物とを基質として生育しているものと思われる。

以上の推測が正しければ、これによるH_2 代謝の可能性は非常に高く、H_2 はメタン生成細菌の良好な基質となることからメタンガスの生産につながるものである。

4．まとめと今後の課題

汚泥中の重金属の存在部位に関する調査より以下の点が明らかとなった。

(1) 汚泥を貯留することにより、銅、カドミウムは、粗細胞壁画分と細胞質画分内に取り込まれ、全クロム、リンは、細胞外画分に溶出する傾向であった。

(2) 汚泥のｐＨを低下させることにより、汚泥中に含まれる亜鉛の存在部位は変化し、ｐＨ４以下で約４０％以上が細胞外画分に溶出した。また、ｐＨによる亜鉛の溶出特性として、水処理時間に多少の違いが確認できたことから、今後は、重金属の除去方法としても汚泥種別の最適な方法を検討する必要があると思われる。

(3) Ｙ処理場における現地調査を行った結果、重金属の存在部位は、重金属の流入負荷量と相関が見られ、低負荷になると粗細胞壁画分と細胞質画分内に取り込まれる傾向が見られた。

今後は、汚泥種毎、金属毎の存在部位特性を生かし、重金属除去のための物理・化学的方法、水処理の運転方法等の確立が望まれる。

一方、嫌気性消化槽における槽内ガス分圧と消化効率に関する実験からは、消化槽内のCO_2 ガス分圧を高めることによる効果として以下の現象が確認された。

(1) 消化槽内のCO_2 ガス分圧を高めるとメタンガスの発生量が増加する。その増加率は消化日数が長い運転法ほど大きい。

(2) 消化槽内のCO_2 ガス分圧を高めるとメタンガスの発生量は増加するものの、投入汚泥の消化率は低下する。

これには、汚泥中の有機物組成毎の分解率が異なることも影響しているものと思われ、CO_2 ガス分圧を高めると高分子系の炭水化物の分解は促進されるが、逆に高分子系の脂質や蛋白性物質等の分解は抑制されることが反映しているものと推察された。

(3) 一般的に、嫌気性消化汚泥は黒色を呈している。しかし、CO_2 ガス分圧を高めた消化汚泥では、黒色が褪せた新鮮な投入汚泥の呈色に近いものとなる。

これは、消化汚泥中の硫化物の減少によるものであり、その減少には光合成硫黄細菌の介在が推測された。

(4) CO_2 ガス分圧を高めることによるメタンガス発生量増加の原因は、現段階においては、炭水化物の分解促進と硫化物の除去に関係する酸化還元反応の付加にあると推察される。

今後は、消化日数を長くしたときの最適CO_2 ガス分圧や、消化温度を高めることによるCO_2 ガス分圧効果の変化等を調査しておく必要がある。

また、嫌気性消化過程における硫化物の挙動や有機物組成の挙動等について、生物学的な調査を行う必要がある。

参考文献

1） 建設省土木研究所，土木研究所資料第2906号「平成元年度下水道関係調査研究年次報告書集」pp 233，平成２年１０月

2） 建設省，建設省総合技術開発プロジェクト「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発報告書（下水道編）」pp 355，平成３年２月

Ⅴ．下水道事業調査費による他部の研究

１．下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査

システム課　課　　長　寺川　陽
課長補佐　野口　正
自動化係長　川名万寿雄
伊藤　克雄
下水道研究室主任研究員　塩路　勝久

１．まえがき

下水道事業の拡大・進展にともない、政策決定、計画策定、事業の実施に係る業務量は年々増大するとともに、質的にもより高度なものが要求されている。これに伴って必要となる情報も飛躍的に増大かつ多様化してきたため、円滑な事業の遂行のためには、これらの情報を体系的に整備し適宜提供できるデータベースネットワークシステムの構築が必要となっている。

このような背景を踏まえて、本調査は下水道データベースネットワークシステムの構想を具体化することを最終的な目標として実施してきたものである。最終年度である平成２年度は、過去４年間にわたって構築してきたデータベースの適用性を明らかにするとともに、各データベースをネットワークを利用した分散形データベースシステムとして体系的に整備していく方策について検討を行ったものである。

２．調査目的

下水道事業を正確かつ効率的に遂行するために、業務に必要となる大量の情報をデータベース化し、ネットワーク化するための整備方策を提案し、その適用性を明らかにすることを目的とする。

３．調査方法

昨年度までに構築した収集処理システムは、都道府県から国へ予算要望調査を行う流域下水道について行ったが、市町村から都道府県へ行う公共下水道についても適用が考えられる。このため収集処理システムを公共下水道事業へ適用するとした場合の問題点及びその対策を検討した。

また、過去４年間に渡って構築してきたデータベースの適用性を体系的に整理するとともに、下水道事業に係る政策決定、計画策定、事業の実施及び施設管理等業務の各段階において取扱う各種下水道関連情報のデータベースのネットワーク化を図るため、各データベースについて、情報の伝達、収集、蓄積及び検索・利用等をネットワーク利用を前提に整理し、国及び地方自治体（都道府県及び市区町村）別にどの様なデータベースをどこに構築し、下水道事業に係る各所からどの様に利用できるかについて検討し、下水道に関するデークベースネットワークシステムの

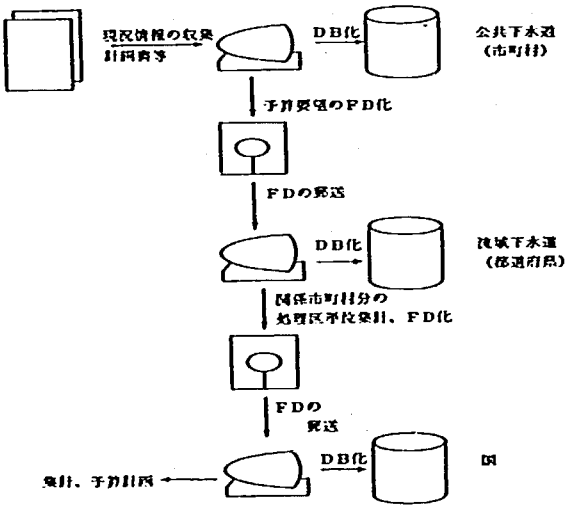
整備方策として取りまとめた。

4．調査結果

4．1 下水道情報の収集処理システムの公共下水道への適用

下水道に係る予算要望は、市町村から都道府県、都道府県から国へ調書及び申請書の形で提出していた。この収集及び収集されたデータの集計等を容易に行うためのシステムを昨年度までに都道府県から国への予算要望を行う流域下水道について開発し、現在運用されている。現状の収集処理システムは、市町村から都道府県に提出された調書を都道府県で手作業によって必要データの抜き出し等を行った上で取りまとめ、国へ提出するデータは定型書式に従ってパソコンにより電子情報化し、国へ郵送するというものである。国は都道府県から提出されたフロッピディスクをパソコンを用いて集計しデータベース化している。

このシステムを市町村から都道府県へ予算要望を行う公共下水道に適用すれば市町村レベルから国レベルまで一貫した処理の流れが確立され、データの信頼性、集計処理の省力化等が期待できる。そこで、図－1に示すように、本収集処理システムを公共下水道事業へ適用し、市町村においてパソコン等を用いて公共下水道に係る予算要望調書を電子情報化し、フロッピディスクを都道府県に郵送する方法を検討した。都道府県ではパソコン等を用いて集計処理し、都道府県で必要な情報をデータベース化するとともに、国へ提出する流域下水道に係るデータをフロッピディスクにより国に郵送するものである。



図－1　収集処理システムの公共下水道への適用

上述のように、本収集処理システムを公共下水道に適用した場合の都道府県及び市町村における業務が現状とどの様に変わるかを整理したものが表－1である。

表－1　予算要望調書作成作業の変化

		現　状	適　用　後	備　考
市町村	作成	現況，計画，要望等を手書により調書等を作成	公共下水道に係る予算要望事項を電子情報化	情報のデータベース化によって多年度集計等付加価値の高い情報が蓄積できる
	提出	上位機関（都道府県等）に紙面上の書式で提出	電子情報化された公共下水道に係る予算要望事項をFDにより提出	
都道府県	集計	収集調書等から流域下水道の予算要望に必要な情報を紙面から抜き出しパソコンを用いて電子情報化	流域下水道の予算要望に必要な情報を電子情報化された公共下水道の予算要望事項から抜き出し可能	国へ予算要望する情報が電子情報化されて上がってくるので抜きだし作業が省力化できる
	提出	電子情報化された流域下水道に係る予算要望事項をFDにより提出	現状どうり	

このように、公共下水道に本収集処理システムを適用することで、市町村レベルから国レベルまで一貫した情報処理の流れが確立化され、データの信頼性、集計処理の省力化等の面で期待できる。しかし現状の情報処理方法と変わることにより次のような課題もある。

① 市販の汎用表計算ソフトを用いているため、データ互換のある機種に統一する必要がある。

② 利用する汎用表計算ソフトについて、一般的な知識を必要とする。

上記問題点の対策として、以下が考えられる。

① フロッピディスク交換、ネットワーク交換するデータのデータ仕様を標準的フォーマットにし、データ交換プログラムを通してデータ交換を機種に依存しない形にする。

② 集計プログラム、データベース入出力プログラムを独自に作成する。

③ 操作者がパソコンとの対話方式等で簡単に入力できるシステムを作成する。

また、フロッピディスクを郵送するための時間が必要であることが依然として解決されておらず、最終集計までに時間がかかるが、公衆回線網等を利用したネットワーク化を図ることにより、データ収集に要する時間を飛躍的に短縮することが可能となる。

4.2 ネットワークによる下水道関連情報の利用方法の検討

平成元年度までに構築してきたデータベースは、下水道データベースネットワークシステムの構想を具体化するための第一段階として、データベースの機能、データの項目等を明確化するため、当所の大型汎用電子計算機システムを用いて３つのデータベースを試験的に構築したものである。以下に取り扱った情報の種類及び利用効果を示す。

① 下水道処理場データベース

下水道処理場で処理する範囲の人口、管渠の集計地、処理面積、処理水量、水質、着工年月日等の文字数値情報と処理場施設平面図の画像情報を関連付けてデータベース化したもので、施設の維持管理、運転管理に利用することにより業務の省力化、高度化が期待できる。

② 下水道文献データベース

各種研究機関で出している研究成果、論文、事業者で行っている実績報告、出版社から出している書籍等の新技術や技術動向等をデータベース化したもので、計画段階での新工法の実例参照あるいは営業運転中の異常時の対応例の参照などに利用できる。

③ 下水道統計データベース

「下水道統計」は(社)日本下水道協会において、各事業者から提出される各種の調書から必要な情報を拾い出し、集計・編集を行い、それをワープロ化して原稿を作成し、印刷製本して発刊しているが、このワープロ原稿を利用してデータベース化したものが下水道統計データベースで、過去のデータを利用し径年変化の把握による将来予測等を必要とする事業計画の立案等に利用することができる。

また、本調査では地方自治体を中心に整備計画が進み始めたマッピングシステムの活用方法について机上の検討を加えた。マッピングシステムは、デジタル化された地図をコンピュータを用

いて、地図の要素である図形（構造物、土地、道路、河川等）に属性情報として様々なデータを関連付けて扱うことで、コンピュータ上で地図を用いた各種データの検索、集計、表示等を行うことができるシステムである。

上述したデータベースシステムを実際に構築する場合、データの入力、更新、バックアップ等の管理は常時利用する部署がデータを管理した方が、取扱うデータに精通しているという観点から見ても有効である。また、全ての情報を市町村、都道府県、国とそれぞれ同様に持つことはデータ量の増大、同一データの同時更新の問題、データの重複による過剰投資問題がありあまり好ましい方法ではない。

したがって、各データごとにその維持管理が最も容易な部署に分散してデータベースを整備し、ネットワークシステムによって全国から必要に応じて必要なデータを取り出す方式が望まれる。

また、下水道事業の推進には過去の実績、現況の把握、将来の予測を踏まえて行う必要があり、多種多様なデータを取扱う必要がある。これらのデータには事業実績にともない発生する細々とした情報、それらを集計し現況把握、長期計画等に用いる情報及び下水道事業の効率化・高度化のための技術的情報がある。これらは言い替えればどの市町村でも発生し、日常的に使用する情報と、都道府県単位で収集され利用される情報、国単位で収集され国及び各事業主体で利用される情報があることを示している。以上の点を考慮し、下水道事業をより円滑に進めるために、次の５つに分類したデータベースをネットワーク利用により整備することが有効であることが明らかになった。

① 事業情報データベース

各市町村が管轄公共下水道の計画、施工、管理、運営に係る情報を蓄積し、事業の効率化、高度化を推進する。

② 流域情報データベース

流域全体として把握する必要のある管轄市町村の事業情報の集約情報及び、流域下水道全体で管轄する施設及び流域情報を蓄積し、管轄公共下水道の統括及び流域下水道全体としての事業の効率化、高度化を推進する。

③ 集約情報データベース

市町村及び都道府県からの報告データを全国集計、蓄積し、全国の下水道事業の計画及び政策の立案、下水道事業推進のための指導、援助を行う。

④ 技術情報データベース

下水道技術に係る研究成果、論文、書籍等の文献情報を蓄積し、技術の紹介及び指導等を行う。

⑤ マッピングデータベース

自事業範囲内の計画情報、施設管理情報、施設の位置情報、地図情報を蓄積し、事業の計画・管理の高度化・省力化、営業資料の作成等を行う。

これらのデータベースを図－２の様に市町村、都道府県、国に置き、公衆回線等によるネットワークでデータベース間をつなぐことにより、各事業主体は業務遂行に必要な情報を自分のとこ

ろに構築したデータベースはもちろん、他の事業主体に構築されたデータベースについてもあたかも自分のところにデータベースがあるように利用することができる。このようにネットワークを利用した分散型データベースを整備することにより、データの重複を回避できることやデータの信頼性の向上が図れ、利用面でも有効であると考えられるが、一方で次のような課題がある。

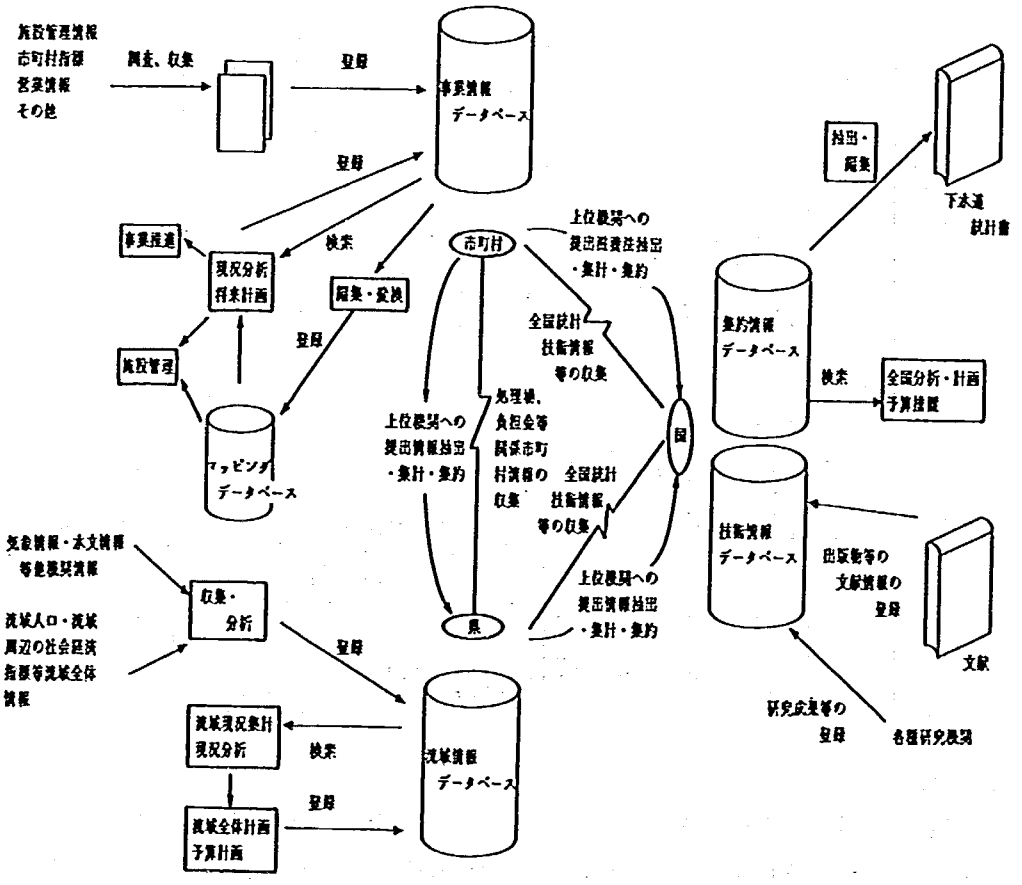
① 事業情報データベース、流域情報データベース、集約情報データベースはそれぞれ上位集約型であるため、下位機関のデータベースを個々に更新すると、上位データベースが更新されないことがある。

② ネットワーク化を図る際に機密保護の観点から必要に応じてデータにアクセスできる者に制限を課す必要がある。

上述の課題点への対応策として、下記の諸点が考えられる。

① データの送信方法、送信時期を予め協議しておき、定期的に更新するようにする。

② 個々の利用者にパスワードを交付したり、利用が可能なデータと不可なデータに切りわけをする。



図－2　下水道データベースネットワークシステム全体概念図

4．3 整備の考え方

データベースネットワークシステムを構築するには多大な費用と時間を要する。本調査で提案したデータベースは各データベース毎に取扱う情報が違うため、整備可能なところから段階的にシステム構築及びデータ登録をしていく方法が考えられる。以下に段階的な整備の考え方と表－2に構築例を示す。

① 小規模、少量のデータ及び利用頻度の高いもの、データの精度が要求されるもの、システム化することで省力化等の効果が大きいものから順次データベース化を行う。また、データ量が少ない間はパソコン等の小規模なシステムで構築し、データ量の増加、処理の高度化に合わせてコンピュータも高速大容量のものにグレードアップしていく。

② 入力支援、集計支援ソフトを作成し、データ入力、データ集計の省力化を図る。

③ ネットワークは、初期段階ではパソコン等の現有機器を利用したフロッピディスク交換もひとつの方法であるが、公衆回線を利用した廉価なシステムを構築し、利用頻度に応じて通信機能を充実させていく。

表－2 データベースネットワークシステムの段階的構築例

データベース		事業情報DB	流域情報DB	集約情報DB
第一段階	データ内容	優先順位の高い交換データのみ（関係の中から共通性があり省力効果のあるものを選択）	事業情報DBの集約情報及び流域管理の事業に関する優先順位の高い交換データ	事業情報DBの集約情報及び流域情報DBの集約情報
	交換方法	フロッピディスクによる交換		
	機器	パソコン，フロッピディスク，プリンタ	同左	同左
	機能等	他機種のパソコンに対応するための入出力プログラム。集計計算プログラム	同左	同左
第二段階	データ内容	関係データ及び事業情報から共通性が高く，事業の省力化効果の高いデータ	事業情報DBの集約情報及び流域管理の事業に関する共通性省力化効果の高いデータ	事業情報DBの集約情報及び流域情報DBの集約情報
	交換方法	一般公衆回線		
	機器	ワークステーション 光ファイリングシステム	同左	ワークステーションまたは大型汎用電子計算機
	機能等	統計分析，グラフ等の省力化効果の高いソフトの開発。通信ソフト	同左	同左
第三段階	データ内容	必要なデータ全て	事業情報DBの集約情報及び流域管理の情報の必要なもの全て	事業情報DBの集約情報及び流域情報DBの集約情報
	交換方法	広域ネットワーク及びLAN		
	機器	ワークステーション光ファイリングシステム	同左	ワークステーションまたは大型汎用電子計算機
	機能等	日常業務処理ソフト分析，計画支援ソフト	日常業務処理ソフト分析，計画支援ソフト	分析，計画支援ソフト，予算計画支援ソフト

5．おわりに

下水道に限らずデータベースネットワークシステムを構築する場合には、当初の構築はもとより、随時最新のデータによって更新するための維持管理に要する作業がかなりの量となるため、そのための予算措置や体制の整備が、不可欠の検討事項である。本調査の成果をベースとして今後システムの具体化に向けた検討が深められることを期待したい。

２．下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査

施工研究室　室　長　苗村 正三
研究員　境　友昭
下坪 賢一

１．まえがき

下水道管路は、汚水や雨水を速やかに流下させるための重要な都市施設として整備が積極的に進められている。しかし、近年、下水道管路では、管接合部の施工不良や下水管の老朽化、過度の上載荷重などにより管接合部等にひびわれや目地切れなどが発生し、管内への流入水（不明水と呼ばれる。）の増大をはじめ、周辺土砂の管内への堆積、流入土砂による管路の流下能力の低下などの事例が多く見られるようになってきた。また、管路への周辺土砂の流入によって、周辺地盤の緩みや空洞を引き起こす場合もある。

上記のような下水管の修復工法としては、管の種類や管の被害形態、程度等により様々なものが開発されている。その中で、小口径管の接合部周辺に生じた局部的な空洞などが発生した被害箇所では、グラウティングが一般的な工法として採用されている。しかし、この方法は、使用する材料の耐久性や補修効果などの面で疑問が残されている。

平成元年度までは、各種安定処理材料の下水道管路周辺の空洞充填への適用性を明らかにするため、各種安定処理材料の物理特性や強度特性などについて調査した。また、管周辺の空洞探査方法として、下水管打撃時の振動波形の解析から空洞の有無を推定する手法の適用性について室内試験を行った。

２年度は、小口径管の修復（止水、補強）工法の一つであるパッカー工法を用いての各種安定処理材料の施工性について調べた。実験は、継ぎ手部に模擬空洞を有する塩化ビニール管（以下、塩ビ管とする。）路を土中に埋設して、パッカー工法によって管内部から模擬空洞に対して各種材料を充填するものである。ここでは、パッカー工法を用いた場合の各種安定処理材料の施工性、各種材料の充填性について調査した結果を述べる。

２．調査目的

各種安定処理材料を用いて小口径管路周辺の空洞充填を行うとともに、効果的な周辺地盤補強を行う方法を検討し、下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てる。

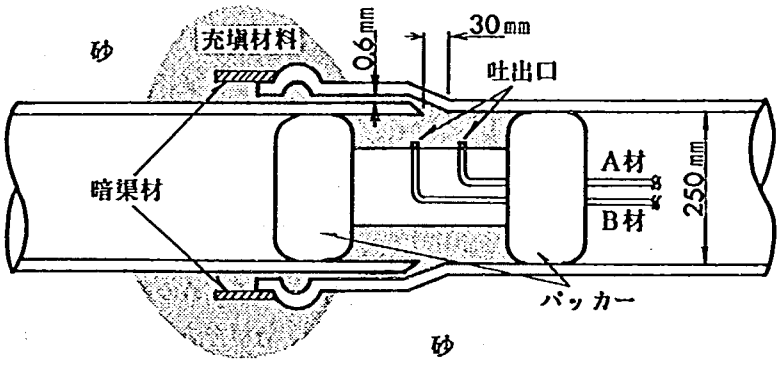
３．調査方法

平成元年度までは、室内試験によって各種空洞充填材の基本的な性質（固結特性、強度特性など）を把握するとともに、模型注入装置を用いて材料の圧送性や地盤中への浸透性について確認してきた。２年度は、継ぎ手部分に欠陥を有する塩ビ管路（内径250㎜）を埋設して、欠陥部分に対して内部からパッカー工法を用いてグラウティングを行い、継ぎ手部及び管周辺地盤の補強実験を行った。また、

施工後に、土槽内の地下水位を上げてパッカー施工箇所の止水性について調査を行った。

3．1　模擬空洞の作製

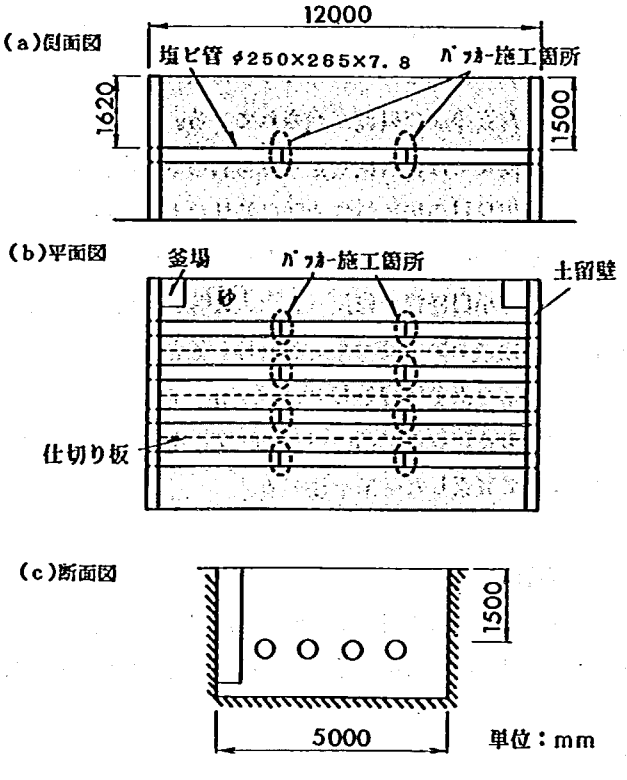
下水管の欠陥部分の作製方法は、図－1に示すように、内径250㎜の塩ビ管の継ぎ手部分を約30㎜ずらし、内管に2枚重ねのガムテープを貼り付けて内管と外管の間に約0.6㎜の間隔を作り、継ぎ手部の欠陥部分とした。さらに小規模な空洞として、図に示すような厚さ20㎜、幅250㎜の暗渠排水材を外管端部の外周に巻き作製した。なお、暗渠排水材の外周上には管周辺部から砂の細粒分が入らないように目の細かい網を巻いた。



図－1　模擬空洞の作製

3．2　下水管の埋設方法

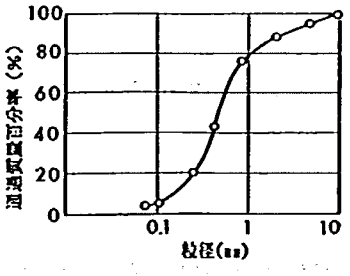
図－2(a)～(c)に示すように、幅5m、長さ12m、深さ約2mの土槽内に、3．1で述べた模擬空洞を有する塩ビ管を12本横置きにし、4列の実験用の下水道管路を造った。管路は、図－3に示す粒度分布の川砂で埋設した。塩ビ管の管底以浅は管周辺から水が入りやすいように、川砂の転圧をせず、緩い砂地盤を造った。



図－2　下水道管の埋設

3．3　模擬空洞の事前確認

土槽内に川砂の埋設が終了した後、



図－3　川砂の粒度分布

パッカー施工のために人為的に作製した管路欠損及び模擬空洞が地中で形成されているかを調べるために、土槽内の地下水位を上昇させた。その結果、4列の下水管路のそれぞれの継ぎ手箇所から水の流出が認められ、計画通りに管路に欠損が作製できていることを確認した。

3．4　パッカー施工による材料の充填

（1）パッカー施工箇所

図－2(b)の波線で示すように、1試験管路の2箇所の継ぎ手部を同一材料で充填する箇所とし、パッカー施工対象は合計8箇所である。

（2）使用材料

パッカー施工に用いた材料は、表－1に示すように、一般に下水管路の補修材料として使用実績のあるものの内、ｳﾚﾀﾝ系、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系に、新しく開発したｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系を加えた合計4種類を選んだ。

表－1　使用した材料の種類

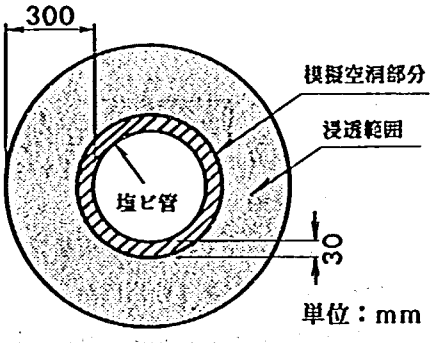
実験ｹｰｽ	材　種
1	ウレタン系
2	ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系
3	ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系
4	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系

必要な使用材料の量は、図－4に示すように材料が模擬空洞の周辺の地盤中に同心円状に浸透すると仮定して、算定した。

（3）配合およびゲル化時間

それぞれの材料の配合を表－2～表－5に示す。また、施工時の各材料の性状は表－6に示すとおりである。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系及びｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系の粘度は約10cpsで、粘性は極めて低い。また、ｳﾚﾀﾝ系の粘度は70cpsで使用材料の中では中間的な粘性を示し、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の粘度は175cpsで粘性が最も高いものである。

ゲル化時間はｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系が40secで最も早い。ｳﾚﾀﾝ系とｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系はそれぞれ75sec、94secであり、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は30minで最もゲル化時間が長い。これは、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系が1ショット（主剤及び硬化剤を予め混合撹拌してから、パッカー装置に圧送する）方式を用いたことから、施工に余裕を持てるようにゲル化時間を長くしたためである。



単位：mm

図－4　材料の設計注入範囲

表－2　ウレクン系の配合

	材　種	重量配合比
A 液	主　剤	20.0 (%)
B 液	水	80.0 (%)

表－3　ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系の配合

	材　料	重量配合比	
A液	高炉ｾﾒﾝﾄ	31.6 %	78.9 %
	水	47.3 %	
B液	急硬材	7.9 %	21.1 %
	水	13.2 %	
	凝結遅延剤*	1.19 %	

＊：急硬材に対する重量百分率

表－4　ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系の配合

	材　料	重量配合比	
A液	硬化剤	20.8 %	55.5 %
	減水剤	0.2 %	
	SBR系ﾗﾃｯｸｽ	6.9 %	
	水	27.6 %	
B液	ｼﾘｶ剤	20.8 %	45.5 %
	凝結遅延剤	0.8 %	
	水	22.9 %	

表－5　ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の配合

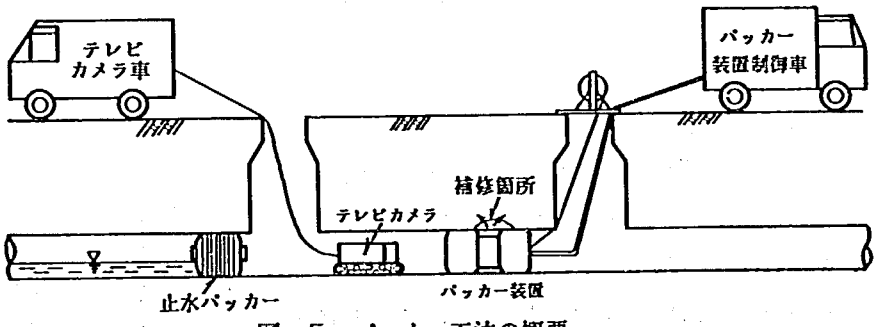
	材　料	重量配合比
A液	ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤	27.9 %
	非ｳﾚﾀﾝ系樹脂	7.4 %
	ｾﾒﾝﾄ	42.8 %
	水	18.4 %
B液	添加剤	0.48 %
	硬化剤	0.48 %
	水	2.54 %

表－6　施工時の材料性状

材　種	粘　度	ゲル化時間
ｳﾚﾀﾝ系	70 cps	75 sec
ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系	15 cps	94 sec
ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系	5 cps	40 sec
ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系	175cps	30 min

（4）パッカー施工の概要

パッカー施工は図－5に示すように、パッカーで注入部両端を止水する方法である。パッカーはゴム風船のように膨らんで、材料が補修箇所以外に逸脱しないように固定する装置である。材料の注入はパッカー間にある吐出口から補修箇所に圧送して充填するものである。



図－5　パッカー工法の概要

施工は、図－5に示すようにテレビカメラを管路に挿入し、管内の映像を見ながらパッカー装置を所定の補修箇所まで移動させて設置する。また、本実験では施工条件を実施工と同様に、パッカー圧力は約2.5kgf/cm²、材料の吐出圧力は0.5～2.0kgf/cm²に設定した。この装置を用いる場合は、パッカー装置の吐出口で2液が混合して瞬時に固結する2ショットが適当である。しかし、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系だけは2液の混合比が偏っていて、圧送用ポンプに定量ポンプを使用したこともあり、1ショットで充填を行った。

3．3　施工性の調査

パッカー施工中は、施工時間のほか、注入圧力と注入量の記録を行って、施工中の状況を概略把握できるようにした。

3．4　止水性の調査

全材料のパッカー施工後は、土槽内の地下水位を上げて管路からの漏水の有無を確認して、止水性を調査した。

3．5　使用材料の固結強度特性の推定

空洞充填した材料の性状を把握するために、施工前の撹拌中の材料からサンプリングしてφ

50×h100の供試体を作製し、一軸圧縮試験を行った。

4．調査結果

4．1　施工性

1）施工時の注入圧力・注入量結果

各材料の注入時間、注入量、注入圧力を表－7に一覧する。実験ケース1のｳﾚﾀﾝ系の材料は圧力管理を行い注入圧2.0kgf/cm²で施工し、圧力が2.0kgf/cm²以上になった時点で施工を終了する方法を取った。実験ケース2のｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系及び実験ケース4のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の材料では実験土槽上部の盛土表面に材料の逸出が発見され、この時点でパッカー施工を終了した。実験ケース3のｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は注入圧力と注入量が比例し、浸透性が優れていると思われる。施工能率は、実験ケース4のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系が最も優れていたが、圧力計の故障のために正確に把握できず、注入圧力が表－7の値以上に高かったことなどが予想される。

表－7　　パッカー施工結果

実験ｹｰｽ	材　料	回目	T 注入時間(分)	Q 注入量(ℓ)	Q／T (ℓ／分)	P 圧力(kgf/cm²)
1	ｳﾚﾀﾝ系	1	19	40	2.1	2.0
		2	18	45	2.5	2.0
2	ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系	1	9	41	5.1	0.3 ～ 1.2
		2	21	94	4.5	0.3 ～ 1.3
3	ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系	1	17	71	4.2	0.2 ～ 1.2
		2	18	70	3.9	0.2 ～ 1.0
4	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系	1	4	42	10.5	注）1.0～1.5
		2	4	42	10.5	注）1.0～1.5

注）計器故障のため推定値

2）施工中

パッカー工法において特に気を付けることは、パッカー装置の取り外しのタイミングである。今回は、実験ケース4のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の場合に、早期にパッカー装置を取り外したために、材料が管内に戻って流れてしまうということがあった。他の3種類の材料は良好なゲルが形成され、また適当な時間にパッカー装置を抜いたために材料の管内への流出はなかった。

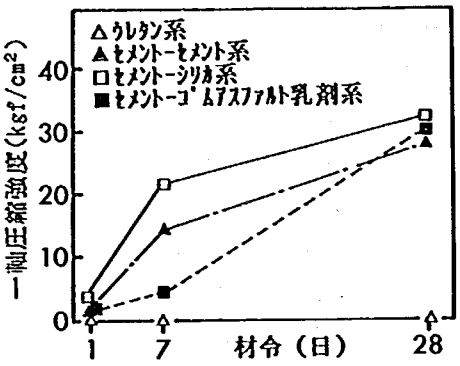
4．2　止水性

パッカー施工2日後に止水効果の確認を行うために、土槽内の水位を塩ビ管の管頂以上に上げた。その結果、実験ケース2のｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系の1箇所より、約0.017ℓ/min.と少量ではあるが流出水が認められた。この原因については、後ほど土槽内の土砂の掘削を行って材料の固結状況を調べることとしている。実験ケース4のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系では1箇所より約4ℓ/min.の流出水が確認された。ただし、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の当該箇所はゲル化時間より早期にパッカー装置を抜いたためと判っている。実験ケース1のｳﾚﾀﾝ系と実験ケース3のｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系では、管内からの流出水は認められず、十分な止水性が確保されていると考えられる。

なお、地中での各材料の耐久性を調べるために下水管は、図－２に示した実験土槽に２ヶ月間埋設したまま地中での正確な固結形状や長期の材料の耐久性、止水性については掘削後始めて明らかにする予定である。

４．３　使用材料の固結強度特性

図－６には、施工時にサンプリングして材料の一軸圧縮試験の結果を示す。供試体寸法はφ50×h100である。図より、ウレタン系は材令に関係なく一軸圧縮強度が0.2kgf/cm^{2}と小さく、空洞充填材として必要な強度を有していないと考えられる。その他の３種類の材料は、28日養生後に一軸圧縮強度が約30 kgf/cm^{2}であり、十分な圧縮強さを持っている。各供試体の破壊時のひずみは、28日養生後で、ｳﾚﾀﾝ系が15%以上、ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系が1.2%、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系が1.0%、ｾﾒﾝﾄ-ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系が4.3%であった。これより、ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系及びｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系の材料は管の変形に対して追従性が低いと思われる。



図－６　一軸圧縮試験結果

５．今後の問題点

平成２年度は、パッカー工法を用いて、各種安定処理材料を模擬空洞に充填する実験を行った。どの材料もパッカー工法を用いて施工できたが、ｾﾒﾝﾄ-ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は２液（主剤、硬化剤）の混合比が約３０：１で、混合のバランスが悪い。このために、パッカー注入の前に２液をミキシングして、１液で注入する方法（1ショット）を採用した。1ショット方式での施工は材料のゲル化時間の前に全材料を圧送しなければならず、また全材料の施工後に再び材料の計量、混合等をしなければならないことから、施工能率が２ショット方式に比べて悪いという欠点がある。そのため、ｾﾒﾝﾄ-ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系については２液の混合比をできるだけ等しくするか、あるいは注入圧力及び注入量を自由に制御できるような圧送機械の改良などを行う必要があると思われる。今後は、下水管の規模や充填の対象となる空洞の規模によって、適用する材料の種類や施工法を適切に選択する方法についての検討なども考えている。

また、本課題では下水道管路の周辺に生じた空洞探査手法の検討も対象にしている。この調査に関しては、昭和６３年度にはヒューム管を小型ハンマで打撃したときの加速度波形の解析を行い、下水管の振動周波数及び振動の減衰時間から、下水管周辺の空洞の有無や空洞の種類等を推定する調査を行った。ただし、振動波形からは定量的に空洞の規模等を把握する段階までには至っていない。今後は、地中レーダを用いて、管周辺の空洞やゆるみなどの調査方法の検討を行っていく予定である。

３．下水道管渠の作用土圧に関する調査

土質研究室　　室　長　　久楽　勝行
研究員　　青山　憲明
持丸　章治

１．まえがき

下水道管渠は、管の強度を上回る過大な土圧の作用や、あるいは管渠の老朽化などが原因で、管体のクラックや破損が発生して、その機能を著しく低下することがある。しかしながら、下水道管渠に作用する土圧については、管種、地盤条件、埋設形態、施工条件及び埋設時からの時間によってその大きさが異なってくる。このため、設計においてはこれらの要因が作用土圧に及ぼす影響を分析して、各要因での影響を考慮した算定式を確立することが重要である。そこで、本年度は、設計実態を検討するために実施したアンケート調査のとりまとめと、埋設管の土圧測定装置の作製、及びこれを用いた矢板引抜き時の作用土圧に関する模型実験を実施した。

２．下水道管渠の作用土圧に関するアンケート調査

２．１　調査目的

管種の増加、施工様態の変化、埋設深度の増大と車両の重量化など、従来にも増して作用土圧に及ぼす要因が複雑化している。しかし、土圧算定に関しては、従来から各種の算定式が提案されているなかで、個々の機関によって用いる算定式が異なっているのが現状である。そこで、各機関の下水道管の作用土圧の算定方法を調査することで、設計の実態を把握し、本研究の基礎データとするものである。

２．２　調査先

調査は、全国の都道府県ならびに下水道事業、規模の大きい都市、さらに住宅都市公団の合計194箇所でアンケートを実施した。

２．３　調査機関

平成２年１月～２月までの１ヶ月間とした。

２．４　調査内容

調査は、以下に示す８つの設問で実施した。

問１：準拠している指針について
問２：管渠、地盤条件、埋設形態の違いによる管頂土圧の算定式について
問３：水平土圧の算定式について
問４：活荷重による管頂土圧の算定式について
問５：軟弱地盤における基礎選定と作用土圧の算定方法について
問６：道路下、非道路下における算定方法の違いについて
問７：地下水位の高い箇所での設計方法について
問８：その他の意見について

2.5 調査結果

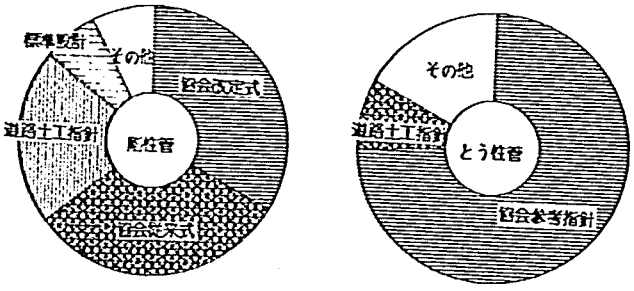
調査は作用土圧以外の項目についても実施しているが、ここでは特に作用土圧に関係することについて以下に述べることにする。

(1) 回答率

アンケートの回答率は81.4%であった。

(2) 準拠している指針について（問1）

調査結果を図－1に示す。剛性管の場合は主に下水道協会改訂式、下水道協会従来式、道路土工指針がいずれも3割程度の比率である。特に下水道協会改訂式は、昭和63年に下水道協会から提案されているが、調査時点ではかなりの普及を示している。とう性管の場合は、下水道協会参考指針を用いているところが大部分である。



図－1 下水道管渠設計で準拠している指針の比率

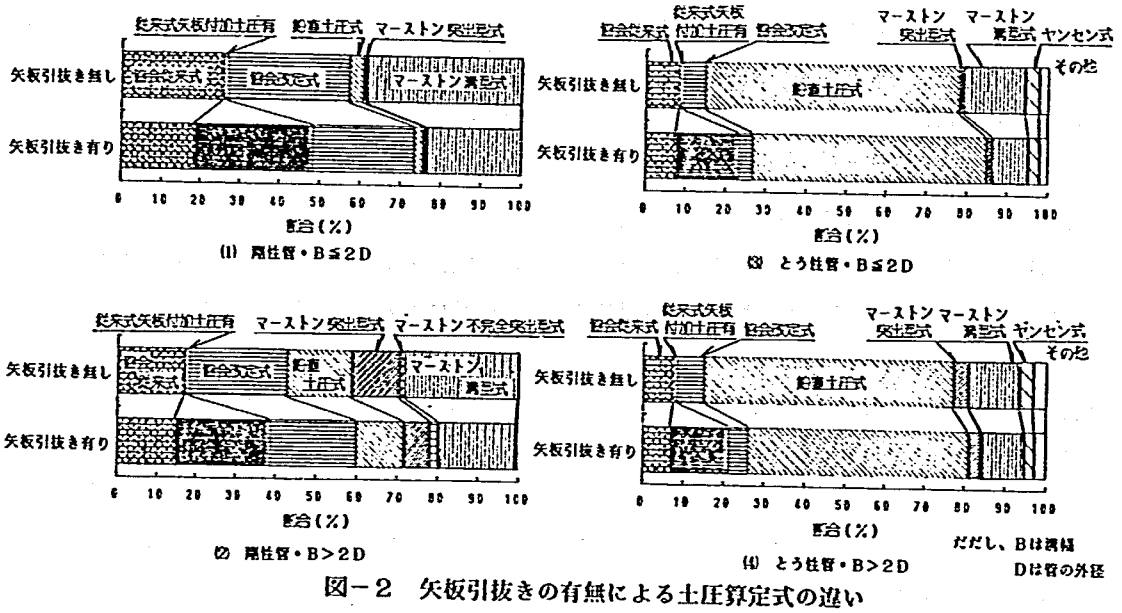
(3) 管種、地盤条件、埋設形態の違いによる管頂土圧の算定式（問2）

この設問は、剛性管ととう性管で、埋設形態を溝型矢板引抜き無し、溝型矢板引抜き有り、突出型、半溝型、素掘りでの開削型の5パターンのそれぞれについて、どのような土圧算定式を用いているかを問うものである。以下に、矢板引抜きの有無による算定式の違いと、溝幅による土圧算定式の違いについて整理して考察することにした。

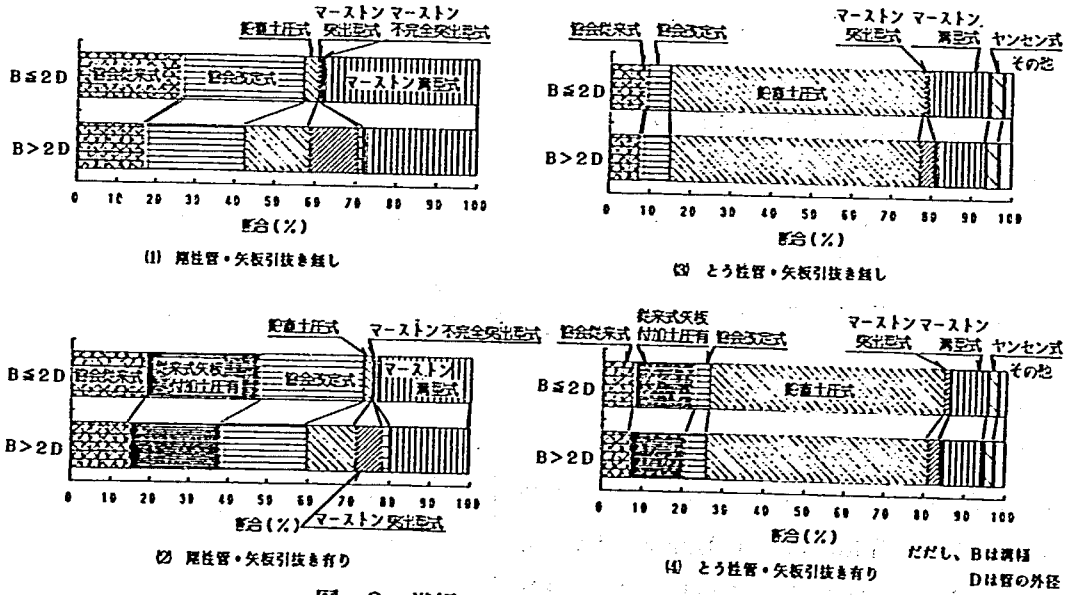
矢板引抜きの有無についての設問は、矢板引抜きによって作用土圧が増加することが知られており、施工方法によって算定式を変えているかを検討するためのものである。矢板引抜きの有無による算定式の違いを、図－2に整理する。剛性管で矢板引抜きがある場合には、協会従来式（矢板付加土圧有り）の比率が高く、協会改訂式と合わせて5割程度は矢板引抜きによる土圧増加を考慮している。しかし、矢板引抜きのある場合でも、矢板引抜きの付加土圧を考慮しない協会従来式やマーストン溝型式を用いるという回答もある。とう性管の場合には、基本的には矢板引抜きに関係なく鉛直土圧式が用いられる。しかし、矢板引抜きがある場合は、協会従来式（矢板付加土圧有り）を用いる比率が高くなっている。これは、鉛直土圧式に矢板引抜き付加土圧を加えているものが多いと考えられる。とう性管においても、矢板引抜きの付加土圧を考慮する機関があることがうかがえる。

溝幅の違いによる設問は、溝型埋設で管径に比べて溝幅が広い埋設形状（小口径管に多い）では、下水道協会従来式は算定土圧が過大になることが指摘されており、溝幅で土圧算定式を違えているかを検討するためのものである。図－3に、溝幅の違いによる土圧算定式を整理する。剛性管の場合には、B＞2D、すなわち管径に対して溝幅が2倍以上広いとマーストン突出型式や鉛直土圧式を用いる比率が高くなる。マーストン突出型式の比率が多くなるのは、道路土工指針がB＞2Dに対して、マーストン突出型式を提示しているためである。また、B＞2Dに対して比率の減少する算定式は、協会従来式、協会従来式（矢板付加土圧有り）、マーストン溝型式などである。いずれの算定式も管径に対して溝幅が広いと、土圧算定が大きくなる算定式である。とう性管の場合には、溝幅の広さに

あまり関係せず、鉛直土圧が用いられている。鉛直土圧式は、溝幅とは無関係に算定されるためと考えられる。



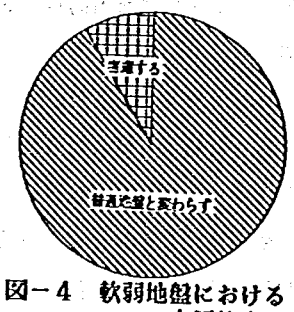
図－2　矢板引抜きの有無による土圧算定式の違い



図－3　溝幅による土圧算定式の違い

(4)　軟弱地盤における土圧について（問5）

集計結果を図－4に示す。土圧算定式への考慮は、軟弱地盤における対策工が十分であれば、普通地盤と変わらない算定式を用いる回答が多い。



図－4　軟弱地盤における土圧算定式

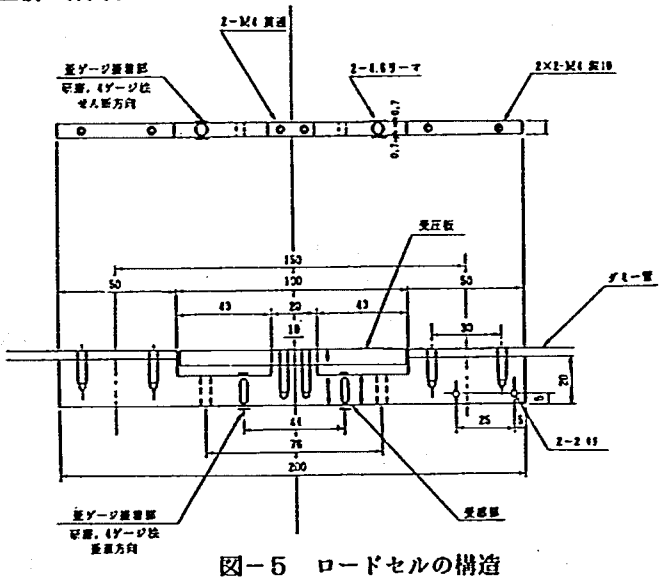
以上をまとめると、各機関とも参考指針をもとに土圧を算定することが多いが、参考指針に提示されていないマーストン溝型を用いたる例もあった。また、矢板引抜きを行う場合には、剛性管では矢板引抜きによる土圧

増加を考慮する算定式を用いる比率が多くなるが、一方では土圧増加を考慮しない算定式を用いる場合も多く、また、溝幅が広い場合にも土圧が過大設計にならない算定式を用いる比率が多くなるなど、各機関で独自の考え方を採用することも認められた。また、軟弱地盤では、基礎の種類によっては土圧が集中することが考えられるが、各機関とも特に算定方法を変えていないという回答が多く、軟弱地盤での作用土圧の検討と計算式の提示が必要なことが認められた。

3．模型実験のための埋設管土圧測定装置の製作

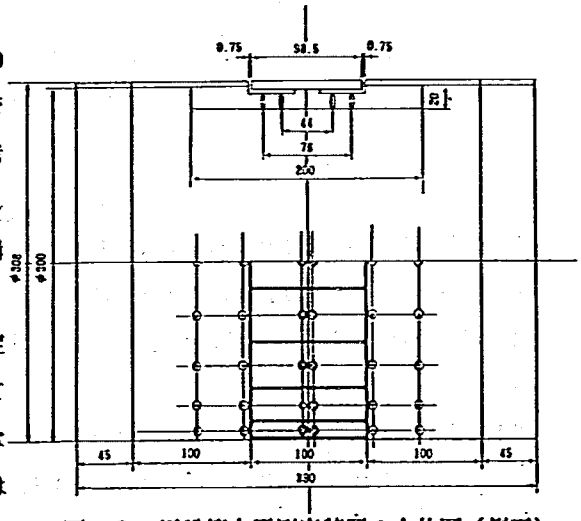
埋設管の土圧を測定するために、従来、土圧計を埋設管に貼り付けることが多く行われてきた。しかしながら、埋設管の表面に突出させて貼り付けると、土圧計に応力が集中しすやすい構造になるために、正確な土圧の測定が難しくなる。このため、埋設管の表面に突出しない受圧板を設置して、鉛直方向、せん断方向の2方向ロードセルで受圧板に作用する土圧を測定する土圧測定装置を今回製作した。

初めに、2方向ロードセルの構造を図－5に示す。図に示すようにロードセルは、両端をダミー管に固定しておき、梁の中央の受圧板に作用した鉛直力とせん断力を受ける構造として、受感部のひずみを測定するものである。受感部は、ひずみの感度を大きくするために梁に円孔を開け、この円孔による肉薄部分にひずみゲージを貼って、それぞれ鉛直方向に4ゲージ、せん断方向に4ゲージのブリッジを組んで2方向の力を検出するようにした。



図－5　ロードセルの構造

次に、2方向ロードレセルによる埋設管土圧測定装置を図－6に示す。直径30cmの長さ30cmの実験用管は、両側のダミー管（肉厚4mmの鋼管で、模型実験の荷重に対して十分剛性が大きいと考えられる）と、中央に20枚の受圧板、さらに、それぞれの受圧板に2方向ロードセルが組み込まれた構造となっている。



図－6　埋設管土圧測定装置の全体図（側面）

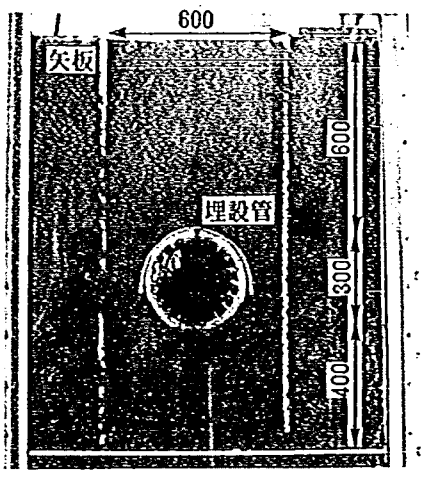
ロードセルの精度は、ロードセル単独で荷重検定を行った結果では、鉛直荷重、せん断荷重に対しても荷重－ひずみ関係は線形を保ち、良好な結果となっている。しかし、ダミー管に取り付けた状態では取り付けねじの締め付け具合によって、多少のブレ

ストレスが作用するためにロードセル単体で測定した校正係数とは異なることが認められ、取り付け状態で再度検定を必要とした。

4．剛性管の矢板引抜きによる土圧に関する模型実験

4．1　実験方法

矢板引抜き時に過大な土圧が下水道管渠に作用するが、この時の増加土圧の大きさならびに矢板引抜き後の増加土圧の経時変化は、設計上重要な問題にもかかわらず、定量的に明らかにされていない。そこで、2次元土槽内に今回作製した埋設管土圧測定装置を用いて、矢板引抜き時の土圧を測定する模型実験を実施した。実験装置ならびに実験概要を、写真－1に示す。土槽は、前面ガラス張りの2次元土槽（幅1m，高さ1.5m，奥行0.3m）を用いた。地盤及び埋戻し材料には砂鉄を用いて、管頂土かぶり600 mm、密度2.6g/cm³程度の地盤を作製した。また、矢板には厚さ20mmのベニヤ合板を用いて、各ケースとも、溝幅600mm（管径のおよそ2倍）、管底より400mm根入れした状態から、右側矢板から静かに引き抜くことにした。実験ケースは、管渠の支持条件を変えて、管渠を支持しない状態と支持台を用いて管渠を支持した状態の2ケースとした。



写真－1　矢板引抜き実験装置

4．2　実験結果

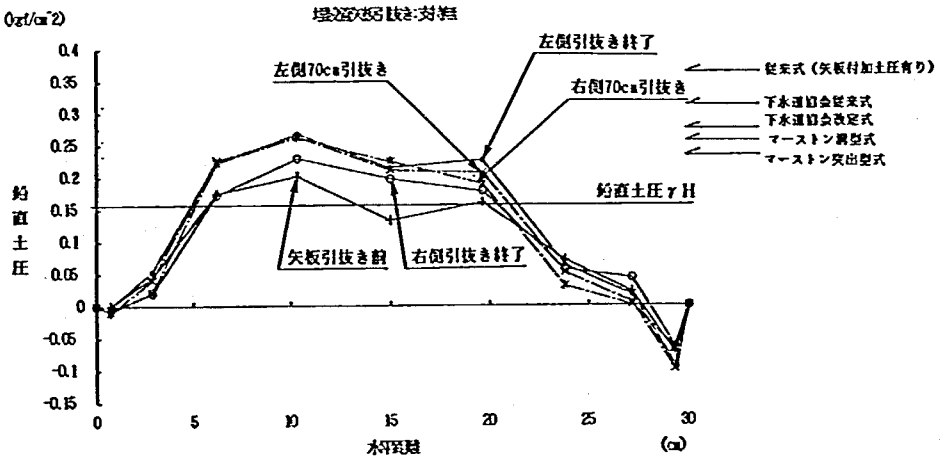
図－7は、それぞれのケースの鉛直土圧の分布を示したものである。初めに、管渠を支持しない条件での鉛直土圧は、矢板引抜き前でほぼ鉛直土かぶりγhに等しいが、右側矢板を引き抜くと土圧が増加していく。しかし、左側矢板を引き抜く時には、それ以上の土圧の増加は認められなかった。次に、管渠を支持した条件での土圧は、地盤築造中に鉛直土圧γhより大きくなっており、矢板を引く抜くことによって土圧はさらに増加し、最終的にはγhの2倍程度となる。これは、支持しない条件よりも土圧は大きくなっている。この鉛直土圧の増加は、管渠が沈下しないために、埋戻し時から管が突出状態になること、さらに矢板引抜き時には、壁面摩擦が切れることや突出状態が顕著になることが原因していると考えられる。杭基礎で支持するなど管渠を沈下させない構造とした場合には、土圧が過大になることが認められた。なお、支持しない条件での土被り荷重と測定土圧が等しくなっていることから、土圧の測定精度はかなり高いと考えられる。

次に、図中に示した各土圧算定式と実験値を検討すると、まず、管渠を支持しない条件では下水道協会従来式（矢板付加土圧有り）が実験値よりやや大きく、下水道協会改定式やマーストン溝型式が実験値と適合している。また、管渠を支持する条件では、マーストン溝型式や下水道協会従来式が実験値よりやや小さく、下水道協会従来式（矢板付加土圧有り）や下水道協会改定式が実験値と適合しているといえる。　以上の実験結果をまとめると、次のことが認められる。

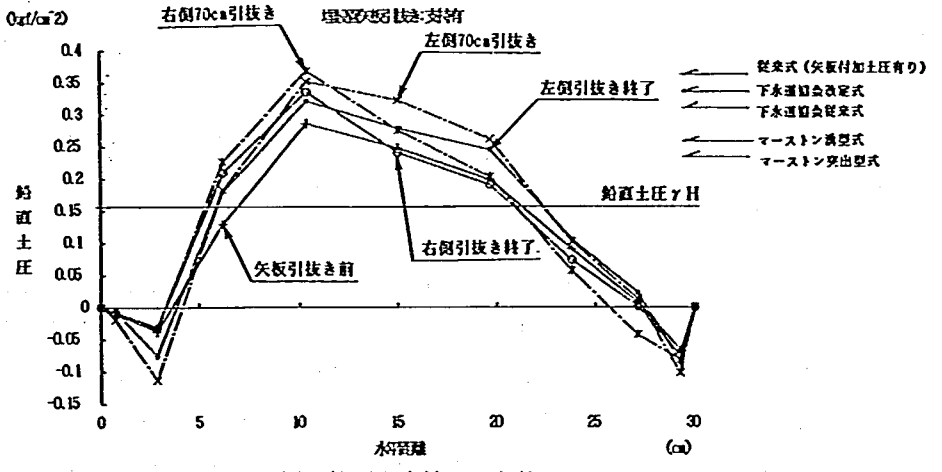
① 土圧は管渠の支持条件でかなり異なり、管渠が沈下しない条件では作用土圧が大きくなる。

② 土圧は矢板引き抜きにより大きくなる。

③ 矢板引抜きがある場合の土圧算定式は、管渠の支持条件によって適合するものが異なるが、今回の実験からは、下水道協会式がいずれの支持条件でもよい適合性を示した。



(1) 管渠を支持しない条件



(2) 管渠を支持する条件

図－7 管頂での鉛直土圧の分布

5．まとめ

本年度は、下水道管渠の作用土圧に関するアンケート調査のとりまとめと、埋設管土圧測定装置の作製とこれを用いた矢板引抜き実験を実施した。アンケート調査結果からは、全体的には参考指針の土圧算定式にしたがっているが、矢板引抜きがある条件や溝幅が管径に比べて広い場合については、個々の機関で独自の考えで算定式を決めている場合も見受けられることなどが明らかになった。また、模型実験からは、管渠の支持条件によって作用土圧が大きく異なることが認められた。また、矢板引抜き時の土圧の算定式の適合性について検討した結果、今回の実験からは下水道協会改定式の適合性が高いことが認められた。今後は、実験及び解析データの蓄積を図って、土圧に及ぼす要因とその影響、ならびにそれに適合する土圧算定式の検討を進めていく予定である。さらに、最近問題となっている下水道管渠の劣化・老朽化と作用土圧からみた管渠の耐力の評価手法についても、検討を進めていく予定である。

４．下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査

振動研究室　室　長　常田　賢一
研究員　松本　秀應
佐谷　祥一

１．　まえがき

下水道は自然流下が基本であるため、ポンプ場等の施設は地盤条件の悪い所に設置される事が多い。また、管路部のように長尺な施設は、複雑に変化する地盤中に埋設されているため、土質条件の変化に伴う地震動の影響を直接的に受け、被害の増大に結び付くことが既往地震の例から明らかとなっている。日本海中部地震等においては、地盤の液状化により管路部や処理施設に多くの被害が発生し、下水道施設に与える液状化の影響の解明、及び液状化に起因する被害の防止法の開発の必要性が指摘されている。

２．研究目的

下水道施設において、考慮すべき地震動，液状化に起因する構造物の変状程度の把握法，変状の防止法を明らかにすることにより、下水道施設の合理的な耐震点検手法とその液状化に対する合理的な耐震設計法を設定することを目的としている。

３．　研究方法及び研究結果

３．１　下水道施設の震害発生要因の整理

地震による下水道施設の被害の発生要因を明らかにすることを目的として、下水道施設に被害が発生した既往の地震を対象に、下水道施設の被害の形態・程度と被害発生箇所の特徴に関する調査結果の収集・整理を行った。

調査の対象とした被害地震は、1964年新潟地震，1978年宮城県沖地震，1983年日本海中部地震の３地震であり、被害報告書等の文献から表－１に示す項目について情報の収集を行った。なお、被害の発生箇所と無被害箇所の違いを明らかにすべく、被害箇所の情報と共に、無被害箇所の情報収集にも努めた。

表－１　調査検討対象項目

・被害形態，程度	・土質条件（沖積，洪積及び砂，粘土等）
・管種，管径	・液状化の有無
・施設の埋設深度	・微地形分類
・地下水位	・地震動の大きさ
・標高	

まず、下水道施設としてポンプ場，処理場等の施設を対象として、被害箇所と無被害箇所の特徴について整理を行った。収集した施設の被害の有無の内訳は表－２に示す通りである。また、被害の発生の有無に与える影響因子として、微地形，地質，液状化の発生の有無を取り上げて整理を行った結果が表－３から５である。

表－２　被害箇所数

地　震	被害箇所数	無被害箇所数	全箇所数
新　潟	11	4	15
宮城県沖	10	4	14
日本海中部	2	4	6
全地震	23	12	35

微地形について整理した表－３より、被害箇所、無被害箇所ともに後背湿地の割合が高くなっており、下水道管路が自然流下式が基本であるためポンプ場や処理施設がこの様な微地形に建設される場合が多いことを示していると考えられる。その他の特徴としては、被害箇所では三角州や砂丘が、無被害箇所では自然堤防や段丘・丘陵の割合が高く、液状化の発生しやすい地域に被害箇所が多く位置し、無被害箇所は逆に液状化を起こしにくい箇所に位置しているといえる。

地質について整理した表－４の場合には、被害箇所は砂質度の割合が高く無被害箇所では砂礫土の割合が高いことが特徴的である。このように、表－３，４の結果からは、地盤が軟弱であり液状化を起こしやすいといわれる地質・地形において被害箇所が多いといえる。そこで、被害箇所，無被害箇所について液状化発生の有無について整理した結果が表－５であるが、全地震に対する整理結果からは液状化発生の有無が直接被害の発生の有無を左右するほどの違いを見いだすことはできない。

表－３　被害の有無と微地形の関係

項目	被害箇所				無被害箇所			
微地形	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震
後背湿地	18	40	50	29	50	－	50	33
旧河道	18	10	－	13	－	－	50	17
三角州	36	10	－	26	－	－	－	－
自然堤防	18	－	－	8	50	25	－	25
砂丘	10	10	50	12	－	－	－	－
段丘・丘陵	－	30	－	12	－	75	－	25

（単位%）

表－４　被害の有無と地質の関係

項目	被害箇所				無被害箇所			
地質	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震
腐食土	－	－	－	－	－	－	25	8
粘性土	－	50	－	24	－	－	50	17
砂質土	100	20	100	61	100	－	25	42
礫質土	－	20	－	10	－	75	－	25
軟岩	－	10	－	5	－	25	－	8

（単位%）

表－５　被害の有無と液状化発生の関係

項目	被害箇所				無被害箇所			
地質	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震	新　潟	宮城県沖	日本海中部	全地震
有	100	33	100	22	33	－	－	10
無	－	67	－	78	67	100	100	90

（単位%）

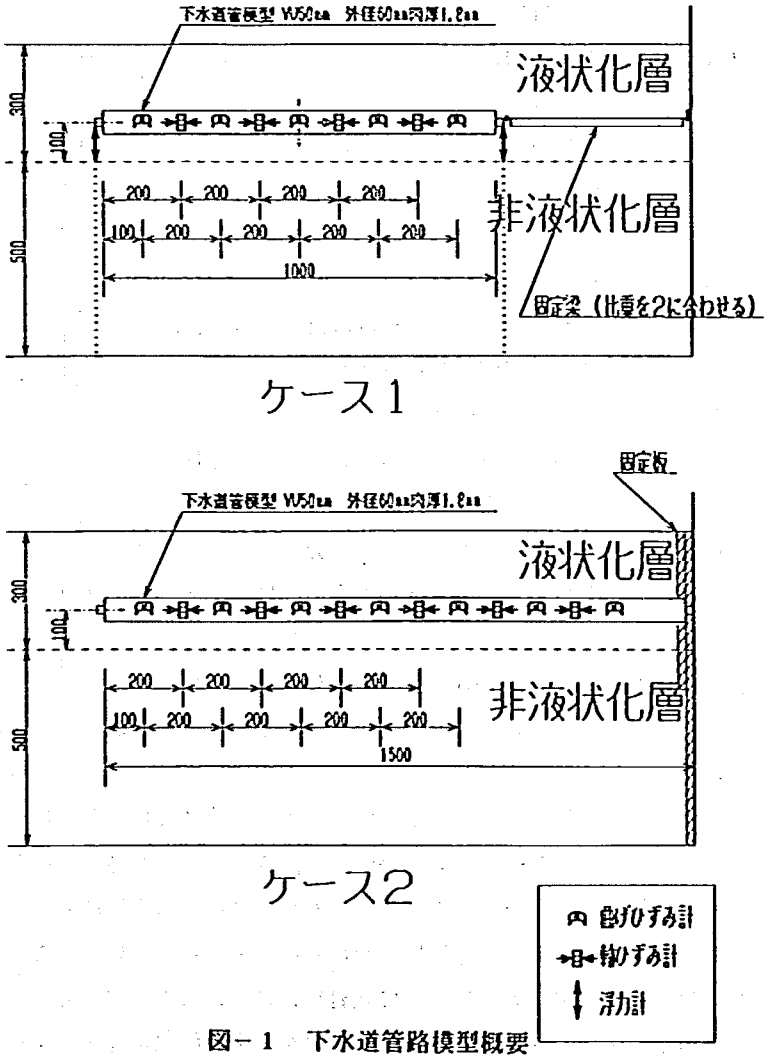
そこで、液状化無しの被害箇所の被災状況を確認すると、いずれの事例も宮城県沖地震の事例であり、躯体に接続する圧送管，給水管の亀裂，破断であり、構造物間の振動性状が異なることによる地震動が原因となっている被害であった。また、液状化が全被害の主原因であった新潟地震と日本海中部地震の場合には、液状化発生の有無が被害の有無と密接に関係していることから、地震別，被災地の地形・地質的な特徴が被害の主要因そのものを異なったものとし、液状化の有無と被害の有無の相関を低いものとしている。

同様の作業を管路被害に対しても実施したが、無被害箇所については構造諸元に関する情報の入手が困難であることが明らかとなり、管種，管径といった項目については被害箇所のみのデータについてしか整理が行えず、被害箇所と無被害箇所の検討対象項目の分布の違いを明らかにすることができなかった。

3．2　液状化地盤中の下水道管路に関する模型振動実験

液状化時に、地盤から下水道管路に作用する外力の発生特性を明らかにすることを目的に、模型振動実験を実施した。

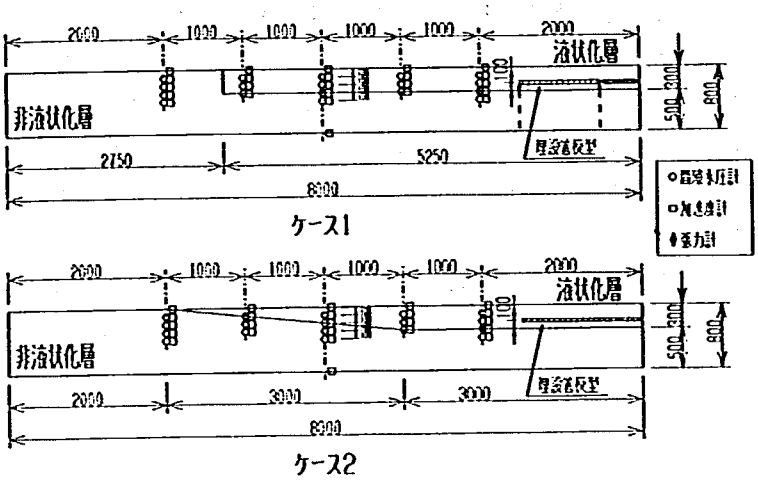
下水道管路の模型は、薄肉塩化ビニール管VU50（外径60㎜，肉厚1.8㎜）を用いて作製し、管路内を空気のみの状態としキャップにより密閉し埋設した。模型の概要は図－1に示すように、管路の一部を取り出した場合を想定し、長さ1ｍの管路をそのまま地盤中に埋設し管軸方向の変位のみを拘束するよう固定梁をピン結合させたケース1と、マンホールに接続する管路を想定し、長さ1．5ｍの管路の一端を壁に固定し管路端部においてモーメントをつたえられる状態のケース2である。管体模型にはひずみゲージを張り付け、管体の軸力と曲げ



図－1　下水道管路模型概要

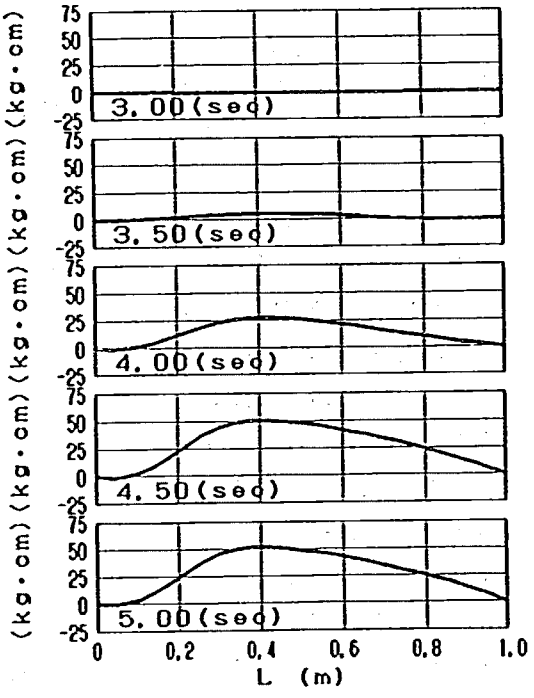
モーメントの計測を行った。またケース１の場合には、管路の浮力を計測するために管路両端部にひずみゲージを用いた浮力計を設置した。

このような管路模型を、図－２に示す液状化地盤内に埋設した。地盤内部には加速度計と間隙水圧計を埋設し、地盤の液状化の程度や振動状況を計測した。実験では振動数５Hzの加速度一定の正弦波により８秒間加振を行い、加速度を100gal，120gal，140gal・・・と段階的に大きくしながら液状化の程度を変え実験を繰り返した。



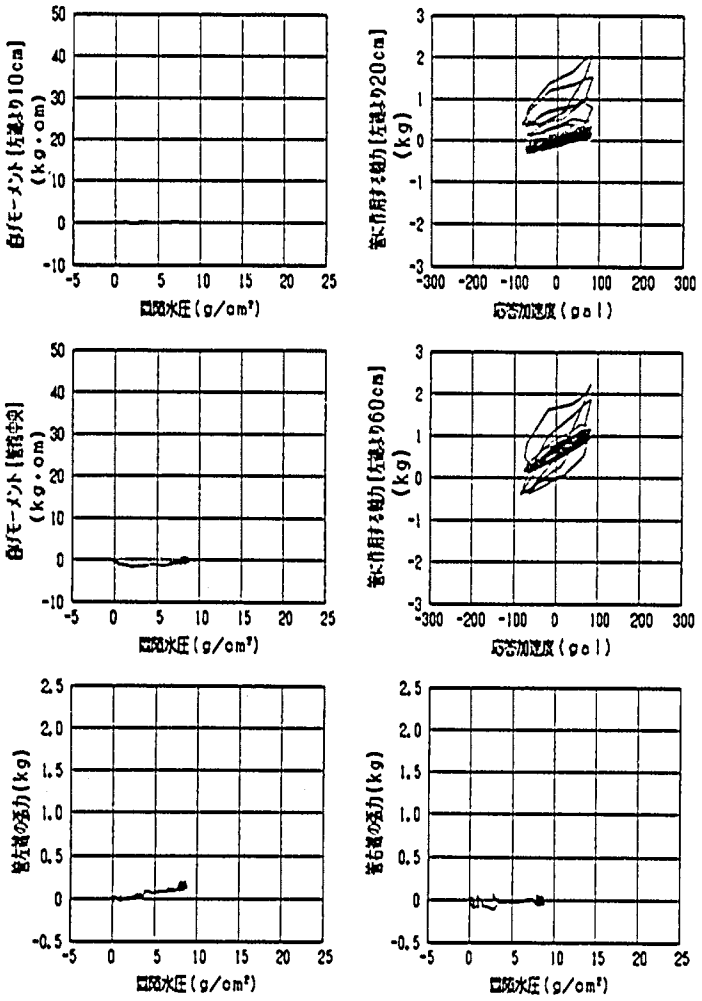
図－２　地盤模型概要

図－３は、地盤が完全液状化に達したケース１のSTEP-2（加速度120gal）の加振実験に対する、曲げモーメントの管軸方向分布の時間的な変化を示したものであり、加振開始後3.5秒程から曲げモーメントの発生が認められ、加振開始後4.5秒目程からは時間的な変化は認められず同じ分布形状を保っていることがわかる。また、その曲げモーメントの分布形状は、左端付近の曲げモーメントが小さいことを除けば、ほぼ放物線状の分布、言い換えれば分布荷重を受ける両端支持の梁の曲げモーメント分布と類似の分布形状を示している。図－３のように曲げモーメントの最大値の発生位置が左側にずれている理由としては、右側に土層壁が有るため液状化が進行しにくく、左側ほど液状化の程度が高かったことが考えられる。

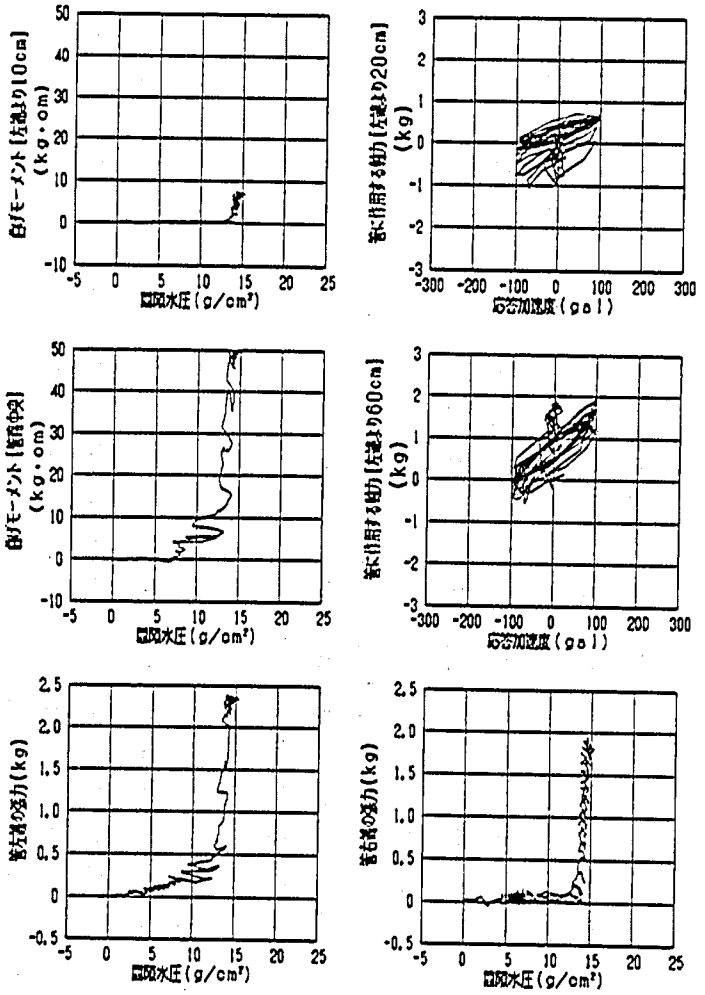


図－３　曲げモーメント分布の時間的な変化（ケース１：STEP-1）

また、地盤の液状化の程度や振動状況と、管体に作用する曲げモーメント並びに軸力の関係をケース１について整理した結果の例が図－４，５である。間隙水圧比が0.6程度までしか上昇していない図－４の場合（STEP-1：入力加速度100gal）には、張力計にも曲げモーメントにも有為な変化は認められず軸力のみが地盤の応答加速度に対応して振動している。これに対し、完全液状化に達した図－５の場合（STEP-2：入力加速度120gal）には、軸力と地盤の応答加速度の関係は図－４の場合と同様であるが、張力や曲げモーメントが地盤が完全液状化に達する頃から急激に増加している点で異なる。



図－４　実験結果（ケース１：ＳＴＥＰ－１）



図－５　実験結果（ケース１：ＳＴＥＰ－２）

図－５の張力に着目すると、管体左端の張力は2.5kgf程度、右端の張力が2.0kgf程度に達し、図－３の曲げモーメントの分布と同様に左側の方が大きな値を示しており、このことからも管路の左側ほど地盤の液状化程度が高かったことがうかがえる。管体に作用する浮力は、管体の体積がφ6cm×100cm＝2827ccであり、液状化地盤の単位体積重量が1.95gf/cm^{3}であることから5.5kgf程度と計算され、管路模型の重量0.8kgfを差し引くと4.7kgfとなり、張力計で計測された2.5＋2.0＝4.5kgfとほぼ一致しており、完全液状化の状態では地盤は比重２程度の液体と同様の挙動を示すことがわかる。

以上のことより、液状化に伴い発生する間隙水圧は浮力として確実に管体に作用していると考えられるが、不完全液状化の状態では管体の浮力を支持する程度の剛性はまだ周辺地盤に残っていることから、管体を変形、あるいは変位させるような状態とはならず、ほぼ完全液状化に達した段階ではじめて管体の変形，変位が生じ始めることがわかる。

４．　今後の問題点

下水道施設の耐震点検手法を明らかにすべく被害事例の分析を行ったが、無被害箇所に関する情報の少なさから、被害発生の有無の評価のための境界値を明確にすることができなかった。今後は、模型実験や数値解析により、被害発生の評価法や変状程度の把握法について検討するとともに、耐震点検手法，耐震設計法及び耐震対策法について検討する必要がある。

5．都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査

総合治水研究室　室　長　吉本　俊裕
研究員　木内　豪
下家　時洋

1．まえがき

水害による被害は全国で毎年数千億円から一兆円を超える額になる。そのうちの半分は雨水が河川へ流出する以前に生じる内水型の浸水被害によるものである。都市域ではこの内水型の浸水被害額の占める割合はもっと高くなる。このような状況に対処するためには、面的排水機能を受け持つ下水道施設や排水路、それらの末端から排出される雨水を流下させる河川、流出を抑制する貯留・浸透施設等の整備が効果的ではあるものの、面的な治水安全度と排水先河川の安全度がトレードオフの関係にあることから、治水施設相互で十分に連携して雨水処理の分担をはかる必要がある。

本調査は、このような必要性に基づき、都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法を提案し実流域での検討を行なうものである。初年度にあたる平成２年度では、浸水被害の推定を行なう上で重要となる都市低平地部に適用可能な流出・氾濫モデルの作成を行なうとともに、このモデルの妥当性等を検証するために必要な実流域データを作成した。

2．調査方法

都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法として、いくつかの治水施設整備の代替案のもとで流出・氾濫計算を行ない浸水被害の軽減額と治水施設の整備費用を用いた治水経済的な分析を行なう手法を提案する。この手法の一連の流れを、必要となるサブモデルのつながりで表わしたのが図１である。２年度はこのうちの低平地流出・氾濫モデル（以下、流出・氾濫モデルと呼ぶ）を作成した。

流出・氾濫モデルの作成にあたっては、都市低平地における浸水現象や各種治水施設の浸水防止効果を的確に計算できるモデルを目標におき、いくつかの特徴的な水理現象が表現できるようにモデル化した。一方、実際に流出・氾濫モデルを用

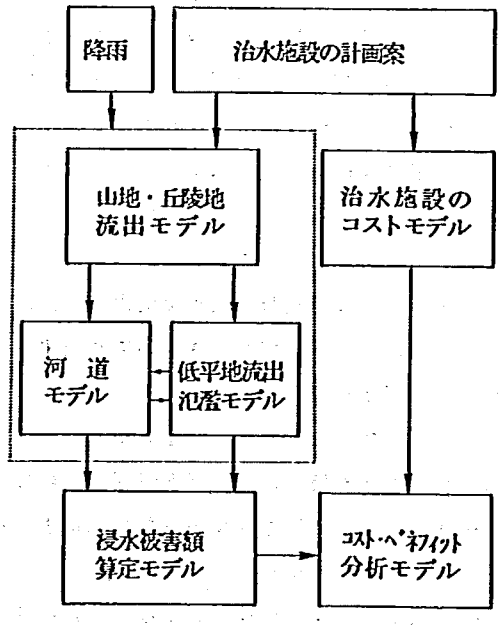


図１　サブモデルの連結図

いて計算を行なう場合、下水道施設や地表面の状況に関する流域データが必要となる。下水道施設のうち下水管路網・マンホールについては下水道台帳に記載されているデータを、地表面の状況については国土地理院において作成された宅地動向調査の細密数値情報を利用した。下水道台帳に記載されているデータは必要なものを逐一読み取って数値化した。このような流域データを活用することにより水文観測資料を用いたモデルのパラメータ設定を最小限にする汎用的なモデルとしての利用が可能となる。

3．流出・氾濫モデルの作成

3．1　下水管路網内の流れに関する定性的な分析

都市域での雨水排除の主要な経路となる下水管路網内の洪水流は複雑な水理現象を多く含んでおり、それらの内のいくつかは流出や浸水の形態を左右するものとしてモデルに取り込む必要がある。

管路内では洪水が始まってから終わるまでの間に流量、水深についての様々な状況が起こり得る。管路によっては射流となり跳水が発生する場合もある。また、フルード数が2に近づくと転波が生じる[1)]。降雨が激しく、管路上流からの流入量が下流側からの流出量に比べてずっと大きい場合には上流側から下流側へと開水路流れから圧力流れへの遷移が生じる場合がある。さらに、その圧力流れの状態はマンホールを介して上流側に接続している管路内をさらに上流へと伝播していく。この遷移現象は管路の形状、粗度、傾き、管路と管路の接続の仕方に支配される。より厳密に言うと、下水管路と汚水ます、雨水ますを結ぶ取付け管が調圧効果を持つため、エアーポケット内での圧力変化やサージングによる急激な圧力変化を抑えてくれる。開水路流れと圧力流れの遷移現象を取り扱うときは、計算上の不安定状態が発生することが様々な論文で報告されている。また、マンホールがいくつも存在するため急拡、急縮、曲がり等によるエネルギー損失を無視することができないものの、様々なマンホールの形状や各管路の分合流角度があるためそれをどこまで厳密に評価する必要があるのかが問題となる。緩勾配の管路内では背水効果(backwater effect)のため流下能力が低減したり逆流状態となる。Kinematic Wave法のような下流条件を考慮しない流出モデルではこのような現象を表現できないため、下流条件を上流側へフィードバックできる流出モデルが必要となる。

低平地に位置する都市では地形的な特性により下水道管路網の末端からの排水にポンプ施設を用いることが多い。したがって、ポンプ施設の排水能力不足や排水先河川の制約によるポンプの調整運転などにより下水管路網最下流端で溢水型の浸水が生じ、その影響で上流域にも浸水域が拡大する可能性がある。河川へポンプを介さないで放流する場合でも、洪水時に河川の水位が上昇して背水効果により雨水が下水管路網内を逆流したり排水能力の減少を引き起こすために浸水を生じる原因となる。また、計画規模以上の降雨が発生したり、計画規模以下の降雨であっても流域の開発が予想を上回り流出量が増大する場合には、下水道管路網内で雨水流下能力が不足しているところでマンホール等からの吹き上げや流入しきれなかった雨水による局所的な浸水が生じることになる。

3．2　モデルの概要

流出・氾濫モデルの作成にあたっては都市低平地での局所的な浸水現象に対応できるようにするため、下水管路網内洪水流、地表面氾濫流、それらの相互作用（下水道システムと地表面間の雨水の流

動）を時空間的に表現できるようにする必要がある。下水道の整備された都市流域の治水施設計画には、合理式や修正ＲＲＬ法による流出モデルがよく用いられているが、この方法では局所的な浸水現象を表現できず、圧力流れが生じた場合の逆流や満管流量よりも大きな流量が流れることに対応できない。そこで、本調査で作成する流出・氾濫モデルのうち、下水管路網内の洪水流を表わすモデルには不定流の式と連続式を基礎式として用い、マンホールを通じて地表面の氾濫流モデルと接続する。地表面の氾濫流モデルは、低平地を対象としていることから、不定流の式中の慣性項を省略した式と連続式を基礎式とするモデル（開水路ポンドモデル[2]）を採用した。地表面の氾濫流と下水管路網内の洪水流は、同時進行で計算できるようにした。

3．3　下水管路網内の洪水流モデル

対象域内のすべての下水管路内の流量と水深を連続の式（式１と式３）及び不定流の式（式２と式４）を用いて解く。その際、各管路の上下流マンホールでの連続式（式７）を境界条件とする。各管路上下流のマンホールにおけるエネルギー損失はDarcy-Weisbach型の式を仮定し、その間にある管路での摩擦損失に換算して不定流の式中で表現できるようにした。式１～４は時間的に重み付けをした４点の陰形式差分法を用いて離散化し管路内の格子点上で定義される流量、水深についての多元連立方程式を作成する。この方程式はDouble Sweep法[3]を用いた逐次計算により解くことができる。射流や跳水にも対応できるように場合によっては拡散波近似式を用いる。遷移流れはPreissmann Slotと呼ばれる仮想のスロットを管路頂上に設けることなく基礎式を切り替えることによって表現する。

開水路流れ

$$\frac{\partial A}{\partial t}+\frac{\partial Q}{\partial x}=0 \qquad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{Q^2}{A}\right)+gA\frac{\partial h}{\partial x}=gA(S_0-S_f) \qquad (2)$$

（拡散波近似式）

圧力流れ

$$\frac{\partial h}{\partial t}+\frac{c^2}{gA}\frac{\partial Q}{\partial x}=0 \qquad (3)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t}+\frac{Q}{A}\frac{\partial Q}{\partial x}+gA\frac{\partial h}{\partial x}=gA(S_0-S_f) \qquad (4)$$

地表面流れ

$$\frac{\partial u_s}{\partial t}+g\frac{\partial h_s}{\partial n}+g(S_{fs}-S_{os})=0 \qquad (5)$$

$$h_s=\sum_m A_s(m)(h_m-h_t)\delta(h_m-h_t)/A_M \qquad (6)$$

マンホール部境界条件式

$$A_s(m)\frac{dh_s}{dt}=\int q_n d\Omega+A_M R_e/M+Q_i-Q_0 \qquad (7)$$

$A_s(m)=A_M/M$, $\delta(h_m-h_t)=1$ } if $h_m>h_t$

$A_s(m)=A_m$, $\delta(h_m-h_t)=-1$ } if $h_m\leq h_t$

A：流水断面積
Q：流量
h：水深
S_0：管路勾配
S_f：エネルギー勾配
c：圧力波の波速
g：重力加速度
x：管路下流への距離
t：時間
u_s：流速
h_s：水深
S_{fs}：地表面の勾配
S_{os}：エネルギー勾配
A_s：マンホール断面積あるいは地表面の分担面積
h_m：マンホール部の水深
h_t：マンホールの深さ
A_M：１ポンドの面積
Q_i：マンホール上流側管路からの流入量
Q_0：マンホール下流側管路への流出量
$q_n=u_n h_s$：単位幅流量
R_e：有効降雨
M：１ポンド内のマンホール数
Ω：ポンド境界
n：隣接ポンド方向の距離
m：マンホール番号
A_m：マンホール断面積

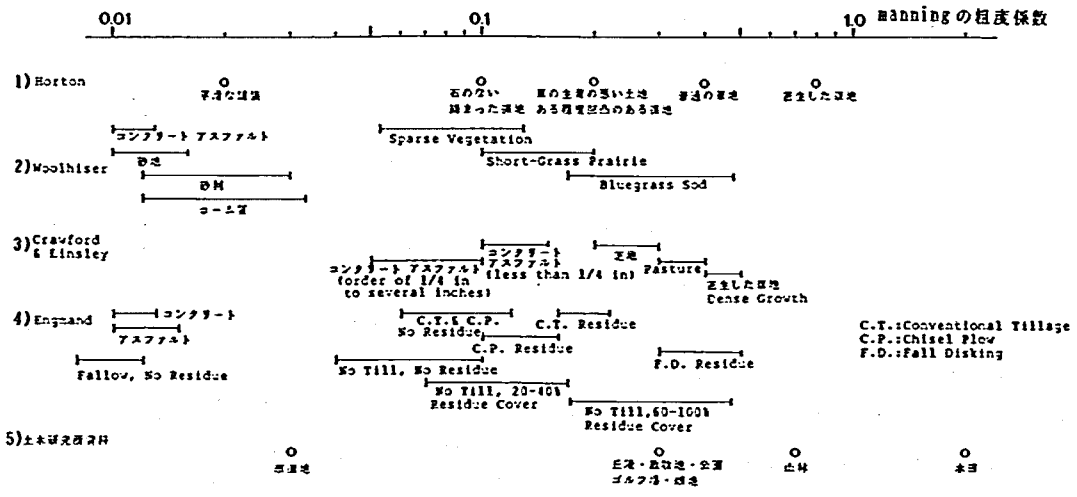
3．4　地表面の氾濫流モデル

地表面の氾濫流モデルとして用いる開水路ポンドモデルは氾濫原を多数のポンドに分割して各ポンドへの流入、流出量を不定流の式中の慣性項を省略した式５と式６を用いて求めるものである。式６は１ポンド内に多数マンホールがある場合に、下水管路網内流れの計算から定まる各マンホール部における水位を用いてポンド上の平均の浸水深を求めるためのものである。

不定流の式中の摩擦損失項をマニングの平均流速公式で評価する場合、（マニングの）粗度係数

の決め方が問題となる。地覆条件により粗度係数を定めたり、対数分布則から水深と粗度係数の関係を求める方法、洪水の実績から逆算する方法などがある。しかしながら、これらの方法は都市低平地のように様々な構造物が地表を覆い、実績データもない場合には適用できない。しかも、計算メッシュを小さくとって個別の構造物の流水抵抗をダイレクトに評価することは難しく集合体としての評価にならざるを得ない。そこで、低平地の浸水現象が河川の氾濫に比べて非定常性の弱い現象であることから、地表面の粗度係数は構造物を除いた部分に対してその状態に応じた値を与え、構造物の影響はポンド内の湛水面積および隣接するポンド間の流水断面幅を減じることにより評価することとし、有効湛水面積、有効流水断面幅の概念を導入する。

既往のいくつかの研究報告から地表面の状態に応じた粗度係数の値をまとめたのが図２である。それぞれの研究で対象としている地表面の状態や分類の仕方が異なり、粗度係数の値そのものも幅を持っているため、利用にあたっては実験条件などについて確認をする必要がある。



1)石原藤次郎:水工水理学,1972.,2)Unsteady Flow in Open Channels,vol.2,Wat.resour.Pub1.1975,pp.435-568.,
3)Computer-Assisted Floodplain Hydrology & Hydraulics,Graw-Hill,1983.,4)Jour. of Hydraulics Division ,ASCE,Vol.111,No.7,1985,pp.1057-1067.,5)石崎ら:土木研究資料1439,1978,p5.

図２　既往の研究で報告されたmanningの粗度係数

有効湛水面積とは、ポンドの全面積から建物の基礎部分の面積（床下浸水の場合）あるいは家具や柱、壁の占める面積（床上浸水の場合）を差し引いた面積で、水深により異なる。床下浸水の場合は、基礎ブロックの厚さが床面積に占める割合η_jを代表的な家屋の間取から推定する。この値は木造、鉄筋コンクリート構造など建物の構造の違いや用途の違いにより異なるものと考えられる。床上浸水の場合には、家財等によりη_jの値は床下浸水の場合よりも大きくなるものと考えられる。また、有効流水断面幅は、

$$L\sqrt{1-\xi_j}$$

と表すこととする。ここに、ξ_jは１つのポンド内の建物占有面積率、Ｌはポンド幅、ｊはポンド番号である。ξ_jの値は、国土地理院において作成された宅地動向調査の細密数値情報資料のうちの土

地利用データから算定する。このデータでは10m四方のメッシュが表1に示す18種類の土地利用分類のいずれに該当するかをコード番号を与えて定めている。ξ_i を求めるには、土地利用データから工業用地、住宅地、商業・業務用地、公共公益施設用地のそれぞれが占有する1ポンド内の面積率 α_i をそれぞれのコード番号の占めるメッシュ数の割合から求める。ただし、宅地と称されている土地全てを建物が占めているわけではなくそこには庭地も含まれている。しかしながら一般に家屋の周囲は塀や垣根などで囲まれているので有効流水断面幅は上式により算定するのが妥当であると考えられる。以上より、有効湛水面積 A_{of}、有効流水断面幅 B_{of} は、

$$A_{of} = L^2\left(1 - \sum_i \eta_i \cdot \alpha_i \cdot \beta\right)$$

$$B_{of} = L\sqrt{1 - \sum \alpha_i}$$

と表わされる。ここに、iは土地利用種別を、β は床面積が宅地面積に占める割合である。β の値は用途地域ごとに異なると考えられるので、流域内から代表的な数ヶ所をピックアップして、住宅地図上の床面積を計測することにより算定する。

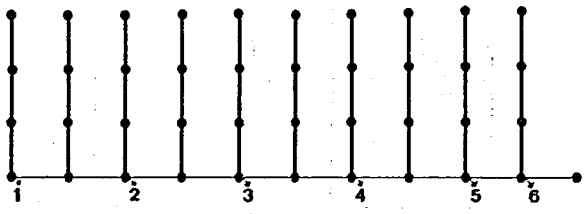
表1　土地利用コードと分類
（細密数値情報説明書より引用）

コード	分類区分		定義
1	農地・山林等	山林・荒地等	樹林地、竹林、荒地、原野、野草地（耕作放棄地を含む）、採草地、ゴルフ場等。
2	農地・山林等	農地 田	水稲、蓮、くわいなどを栽培している水田（休耕田など耕作中を含む）をいい、季節により他作物を栽培するものを含む。
3	農地・山林等	農地 畑・その他の耕地	普通畑、果樹園、桑園、茶園、苗木畑、牧草地、飼料作物地、芝草地及び温室、ビニールハウス等の施設をいう。
4	宅地等	宅地中地	宅地造成、埋立等の目的で人工的に土地の改変が進行中の土地をいう。
5	宅地等	空地	人工的に土地の整理が行なわれ、現在まだ利用されていない土地及び建物を伴なわない屋外駐車場、ゴルフ練習場、テニスコート、競技場等を含む。
6	宅地	工業用地	製造工場、加工工場、修理工場、発電所、変電所、ガス製造工場などの用地をいい、工場に付属する倉庫、原料置場、生産物置場、厚生施設等も含む。
7	宅地	住宅地 一般低層住宅地	3階以下の住宅専用建物からなり、1区画あたり100㎡以上の敷地で、建物が密集していない住宅地をいい、農家の場合は屋敷林を含め1区画とする。
8	宅地	住宅地 密集低層住宅地	3階以下の住宅専用建物からなり、1区画100㎡未満の敷地で、建物が密集している住宅地をいう。
9	宅地	住宅地 中・高層住宅地	4階建以上の中高層住宅の敷地からなる住宅地をいう。
10	宅地	商業・業務用地	小売店舗、スーパー、デパート、百貨、飲食店、映画館、劇場、娯楽・ホテル等の宿泊、飲食、各種のサービス業を含む商店及び企業の事務所、銀行、新聞社、放送局、通信施設、そのほかこれに準ずる用地。
11	公共公益施設等地	道路用地	有効幅員4m以上の道路、駅前広場等で工事中、用地買収済の道路等地も含む。
12	公共公益施設等地	公園・緑地等	公園、緑地、動・植物園、墓地、寺社の境内地、運動場等の公共的性格を有する施設及び総合運動場、競技場、野球場等運動施設を行うための施設等地をいう。
13	公共公益施設等地	その他の公共公益施設用地	公共集会施設、教育文化施設、厚生福祉施設、社会福祉施設、郵便局、バス発着センター、駐車、港湾施設等地、空港等の用地をいう。
14	河川・湖沼等		河川敷地、堤防、湖沼を含む）、池沼・貯水、養魚場、用水地をいう。
15	その他		防衛施設、災害跡地、墓地跡地、廃坑、貯蔵、営業に関係する施設及び居住地等をいう。
16	海		
17	対象地域外		
19	昭和48年土地利用データなし		昭和48年データがなく、昭和54、59年データがあるとき、TDS-110、TDS-210、TDS-110及びTDS-400の昭和48年土地利用データ版に記入されるコードである。

（注）"15"は大島、小笠原については作成区域ファイルにてセット

3．5　仮想流域での計算例

本調査で作成した流出・氾濫モデルをToyokuni & Watanabe[4]、Jollife[5]が用いた仮想の下水管路網（図3）に適用して簡単な計算を行なった。地表面は水平で境界から外への流出はないとする。1つのポンドは50m×100mのサイズで1ポンドに1つのマンホールが含まれている。地表面の粗度係数、建物占有面積率はそれぞれ一律0.03、0.5とした。幹線に流入する10本の枝線の上流端にあるマンホールに基底流入量（0.002m³/s）と三角波形の流入量（最大流入量0.08m³/s）を、枝線上の他のマンホールには三角波形の流入量だけを与えた。最下流端からは自由落



	管径	勾配	管長	粗度係数
幹線	1.0m	0.00125	100m	0.01395
枝線	0.6m	0.00200	50m	0.01395

マンホール断面積1.5m²、管底接合

図3　計算に用いた下水管路網図

下により流出する。

図４は地表面地盤高を最下流端管底高から2.3mとして計算したときの図３中の番号の位置（幹線管路内）でのハイドログラフを示している。黒丸ではさまれた期間は枝線末端部で圧力流れの状態となっていた。また、図５は流入開始40分後の浸水域と流量ベクトルを表わしている。ハイドログラフから、上流域では背水効果により逆流状態が生じていることがわかる。また、流入開始20数分後から50数分後まで浸水が続いていた。

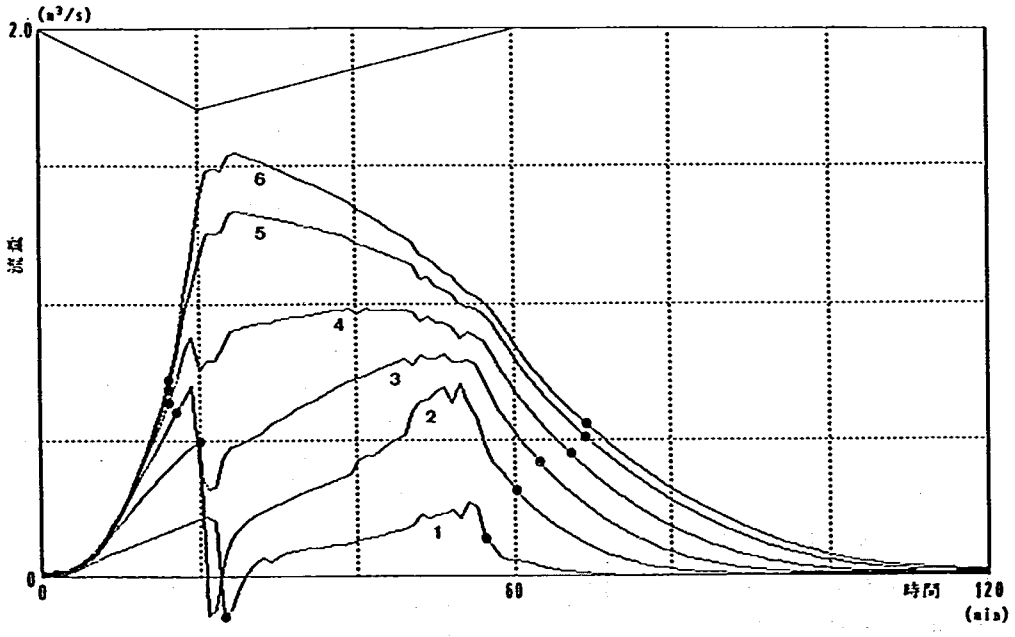


図４　各位置でのハイドログラフ

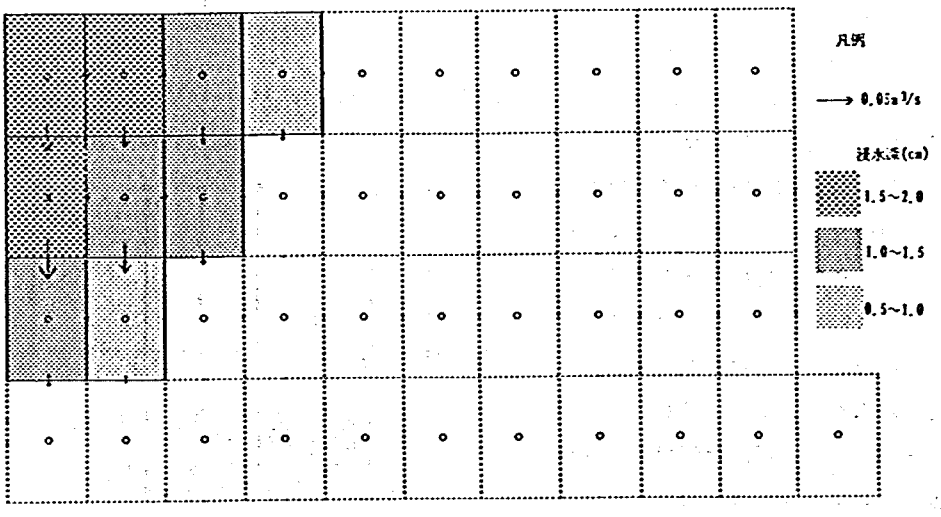


図５　浸水域と流量ベクトル（40分後）

4．実流域データの作成

4．1　実流域の概要

流出・氾濫モデルの妥当性等を検証し、さらにはモデルの改良の余地を探るため実際の都市低平地流域において検証計算に必要なデータを作成した。対象としたのは名古屋市港区の荒子川、中川運河、荒子川運河に囲まれた面積約180haの合流式下水道の排水区である。名古屋市下水道局の資料から作成した対象区域内の下水道平面図を図６に示す。本排水区では以前は荒子川を渡った右岸にある処理場から排水を行なっていたが、昭和58年に雨水を幹線から越流させて荒子川へ排水を行なう大手ポンプ場（最大排水能力600m³/分）が本排水区内に完成して浸水も少なくなっている。また、本排水区は半分以上が工業地域として指定されており、下流部に住宅が立ち並んでいる。

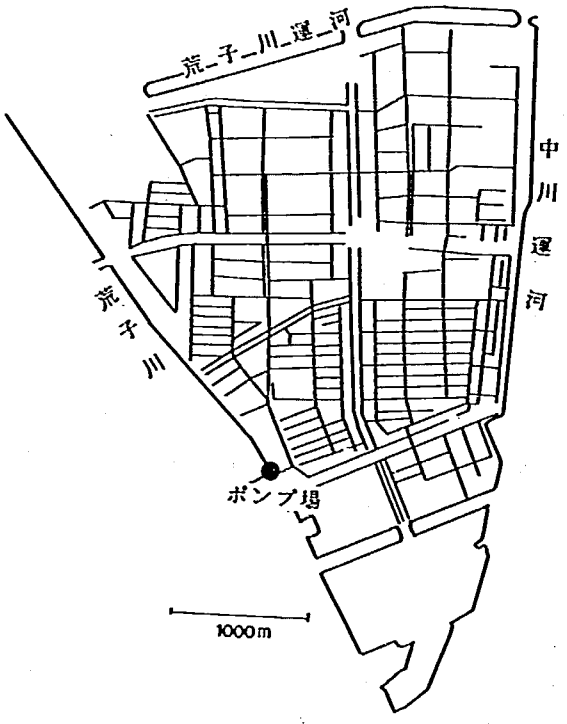


図６　下水道平面図

4．2　データ作成

下水道台帳の地図一枚（東西約285m、南北約232m）を東西方向５分割、南北方向４分割した57m×58mの区域を開水路ポンドモデルで用いる１ポンドとした。排水区の都市計画図の上にポンドの境界線を引いたのが図７である。ポンドには番号を付け、地中の下水管路、マンホールの位置と地表面との対応関係をこの番号で表わした。その後で、下水管路とマンホールの諸元、地表面の状態に関する情

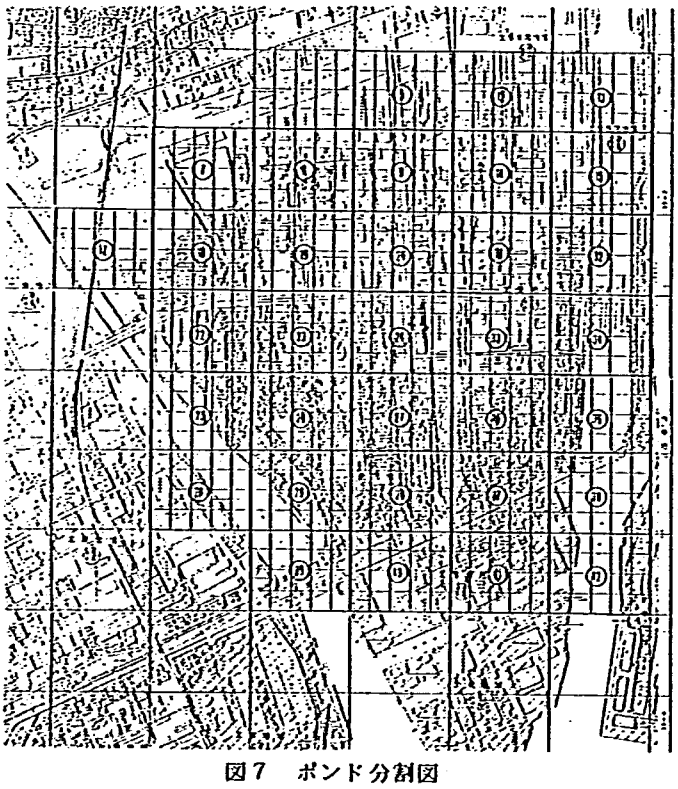


図７　ポンド分割図

報を読み取り数値データ化した。土地利用データはポンドごとに土地利用別面積率に変換した。表2は作成された地表面データと下水管路網データの内容を示しており、管路約580本、マンホール約580個、ポンド約640個のそれぞれについて数値データ化した。管路延長は、枝線まで含めると39.4kmになった。

表2　数値データの内容

管路	マンホール	地表ポンド
管路番号 管径 上流管底地盤高 下流管底地盤高 管長 上流マンホール番号 下流マンホール番号	マンホール番号 マンホール断面積 マンホール直上地盤高 マンホール底高	1ポンド内の 土地利用別面積率 平均地盤高 用途地域種別

地表面データは、ある限られた地域ではあるが国土地理院で作成された細密数値情報という形で入手ができる。一方、下水管路網データは今回取り上げた下水道排水区ほどの面積であってもその作成に多大な労力を要するため地方自治体における下水道台帳の数値データ化の動向を見据えて流出・氾濫モデルを改良する必要がある。

5．おわりに

2年度は本調査の初年度であり、都市低平地の浸水現象を時空間的に表現できる流出・氾濫モデルの作成を行ない、またこのモデルの妥当性等を検証するための実流域データを作成して、本調査で提案する計画策定手法の検討を行なうための基礎的な部分について準備を行なった。

本調査を進めていくためには、都市域での実状にあった浸水被害額の推定方法や山地・丘陵地の流出モデルとの接続方法についても検討を行なう必要がある。

参考文献

1)Yen,B.C.(1978). Hydraulic Instabilities of Storm Sewer Flows,Urban Storm Drainage,Wiley-Interscience,New York.

2)吉本、須見、永友:開水路ポンドモデルによる氾濫解析、土木研究所資料第2749号、1989.

3)Cunge,J.A.,Holly,F.M.and Verwey.A.(1980). Practical Aspects of Computational River Hydraulics,Pitman Publ.Ltd.

4)Toyokuni,E. and Watanabe,M.(1981). Stormwater Runoff with Surcharge in Matsuyama City, Second International Conference on Urban Storm Drainage.

5)Joliffe,I.B.(1984). Free Surface and Pressurized Pipe Flow Computation,Proceeding of the Third International Conferernce on Urban Storm Drainage.

6．下水汚泥の施用方法に関する調査

緑化研究室　室　　長　半田真理子
主任研究員　小澤徹三
吉永裕康

1．まえがき

近年の下水処理施設の急速な整備に伴い、下水処理の最終過程で発生する汚泥の処理処分の方法が重要な課題となってきているが、汚泥には有機物が豊富に含まれていることから、これを肥料又は土壌改良資材として緑地に利用する試みがなされている。当研究室における昭和62年度までの調査においても概ねその効果が確認され、それらをもとに「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」（昭和62年 3月、建設省都市局）が作成されている。しかし、下水汚泥は緑地利用を目的として製造されるものではないため、汚泥の品質、施用方法等によっては植物の生育に障害が現われることもあり緑地での利用はあまり進んでいないのが実情である。このためこれらの問題点についてより詳細な調査を行い使用者の不安を除く努力が求められており、昭和63年度より土壌改良資材として有効利用を図るための各種植栽試験によりデータの蓄積を行い、前述の「都市緑化における下水汚泥の施用指針(案)」を補足する形で、「土木研究所資料第2938号　都市緑化における下水汚泥の利用」（平成３年３月)として下水汚泥を利用する側からの考え方等に基づいて取りまとめを行ったところである。
一方、緑化の分野においても、廃棄物としての剪定残滓（枝葉）をゴミ処理問題の一つとして、リサイクルを含めた検討を行ってきている段階であり、下水汚泥と混合し、有効活用していくことが望ましいとされていた。そこで、平成２年度から、窒素分に富んだ下水汚泥と炭素分を含む剪定残渣という２種類の有機性廃棄物を同時に処理することにより、植物にとって必要なバランスのとれた堆肥等を作り出して手法を検討したものである。

2．調査目的

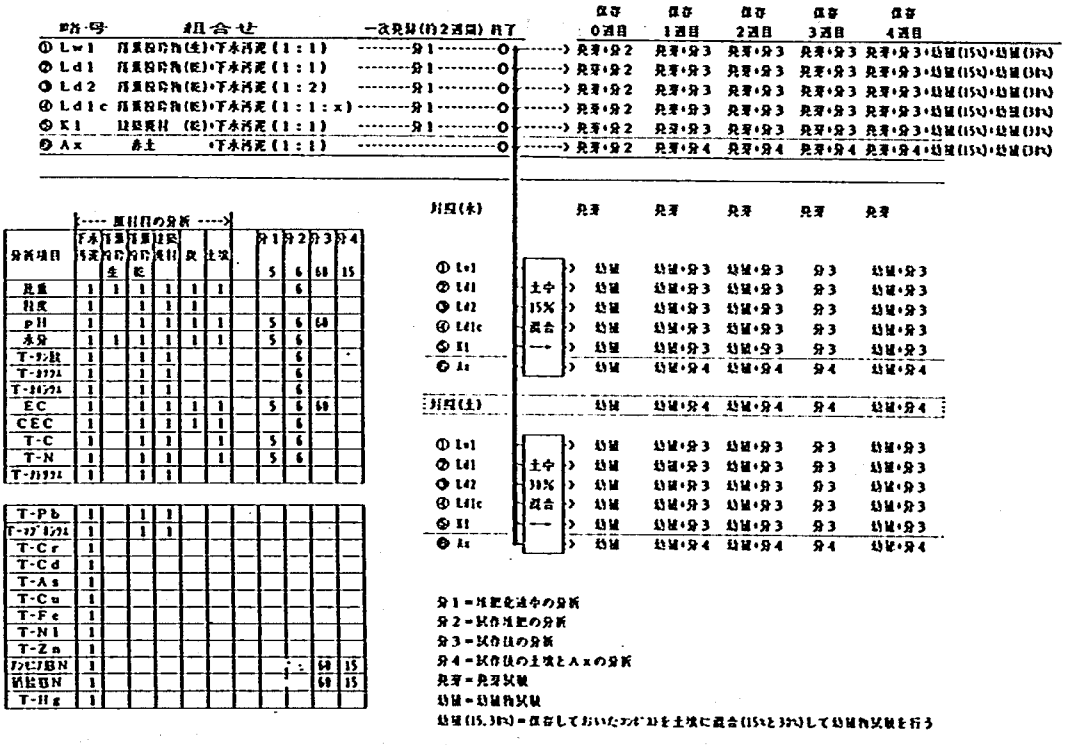
本調査は、従来焼却処分が行われていた下水汚泥や植物性廃棄物を利用し、緑化で使用しうるコンポスト化汚泥等を試験的に製造し、植栽土壌に対する改良効果を検討することを目的としている。

3．調査方法

調査は、①コンポスト化汚泥の試験製造、②発芽試験、③幼植物試験等より構成される。なお、調査の全体像は図－１のとおりであり、建設省土木研究所の主に温室において 1990年９月初旬から10月下旬にかけて行われた。

3-1．コンポスト化汚泥の試験製造

図－２に示す堆肥製造装置を用い、次の①～⑤の組み合せの堆肥の試験製造を行った。原材料の成



図－1　試験の全体概要

分を表－1に示す。

① Lw1 ：落葉広葉樹の枝葉粉砕物をそのまま下水汚泥と1：1の容積比で混合したもの。

② Ld1 ：落葉広葉樹の枝葉粉砕物を乾燥させたものと下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの。

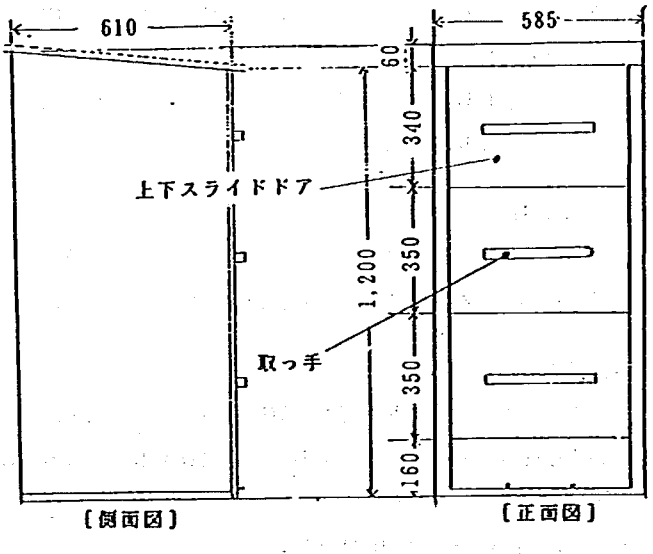
③ Ld1c：落葉広葉樹の枝葉粉砕物を乾燥させたもの、下水汚泥及び木質系炭素（木炭）を容積比で1：1：0.2 の割合で混合したもの。

④ Ld2 ：落葉広葉樹の枝葉粉砕物を乾燥させたものと下水汚泥を 0.5：1の容積比で混合したもの。

⑤ K1 ：建設廃材の粉砕物と下水土汚泥を1：1の容積比で混合したもの。

⑥ Ax ：赤土を乾燥させたものに下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの。

発酵槽に①～⑤の組合せの混合物を250ℓずつ調整し、適宜エアレーションを行いながら、必要に応じ、



図－2　小型発酵槽（内容量：250ℓ）

切返し（中身の天地返し）を行い、約６週間発酵させた。なお、⑥は発酵槽に入れずビニルシート上で混合の上、他と同様に約６週間放置し、適宜切返しを行った。また、発酵をモニターするため、初期の２週間は３時間間隔でその後は12時間間隔で温度計測を行った。

表－１　コンポスト化汚泥の材料成分等一覧

項　　目	汚　泥	枝葉（乾）	枝葉（生）	建築廃材	炭	赤土(風乾)
含水率　(%)	82.5	8.0	47.8	45.1	60.2	32.5
かさ比重	0.70	0.19	0.26	0.19	0.4	0.76
pH	7.1	5.7	5.9	5.9	7.3	6.8
EC (μS/cm)	2,090	470	620	469	570	51
T-C　(%)	29.83	45.14	43.34	47.10	58.04*	0.92
T-N　(%)	4.79	0.79	0.43	0.26	0.45*	0.09
C／N比	6.2	57.1	100.8	181.2	129　*	10.2
CEC (me/100g)	54.7	24.9	—	16.6	17.5	24.9
T-P_2O_5　(%)	8.14	0.10	0.11	0.02	0.06*	—
T-K　(ppm)	2,640	2,120	2,430	766	2,075　*	—
T-Ca　(ppm)	11,800	3,680	3,070	1,950	3,717　*	—
T-Na　(ppm)	5.28	1.11	0.42	1.91		—
T-Mg　(ppm)	4,760	784	767	273	422　*	—
NH_4-N (mg/100g)	514	—	—	—	—	—
NO_3-N (mg/100g)	13.8	—	—	—	—	—
T-Pb　(ppm)	42.8	—	1.6	53.0	—	—
T-Cr　(ppm)	18.4	—	0.4	18.7	—	—
T-Cd　(ppm)	4.08	—	0.07	0.22	—	—
T-As　(ppm)	11.7	—	0.5	24.8	—	—
T-Cu　(ppm)	32.0	—	4.0	15.8	—	—
T-Fe　(ppm)	16,100	—	270	1,430	—	—
T-Ni　(ppm)	34.1	—	2.4	6.8	—	—
T-Zn　(ppm)	1,520.0	—	97.0	83.8	—	—
T-Hg　(ppm)	0.22	—	—	—	—	—

（注）・全て実測値，ただし「*」については、商品のラベルに明記してある分析値より換算したもの。

3-2．発芽試験（堆肥の簡易な腐熟度の検定）

風乾した堆肥に20倍量の湯(60℃)を加えて、60℃で３時間保持し、ろ過した液をシャーレに入れて、コマツナを播種して発芽状況を観察した。

3-3．幼植物試験（コマツナ生育試験）

各堆肥の一部を取り、土壌（赤土）に容積比で15%及び30%の割合で混合したものを屋外に放置し、混合時、１週目、２週目、４週目にサンプリングし、小型ポットでコマツナを10粒ずつ播種し、外光の当たる室内で約40日間生育させた。また、発酵を継続させた堆肥を６週目に取り出し、土壌（赤土）に容積比で15%及び30%の割合で混合したものに対しても同様に生育させた。これらは、終了後地上部の生重を計測し、上位５本を試験結果として採用した。

表－２　発酵開始後２週間目の各堆肥の性状

		Ld1	Lw1	Ld2	Ld1c	K1	Ax
色	総合	黒色に黒～茶褐色の木材	黒褐色に茶色の木材	黒褐色	黒色に茶褐色の木材	褐色に茶色の木材	土の色
	汚泥部	10YR1.7/1	10YR2/1	10YR2/2	10YR1.7/1	10YR3/2	10YR2/1(内部)
	木部	茶褐色～黒	焦茶	黒	茶褐色～焦茶	茶色	
臭い	冷めた時の臭い	薄い汚泥臭と薄いアンモニア臭	薄い汚泥臭とアンモニア臭なし	弱い土臭のみ	弱いカビ臭弱いアンモニア臭汚泥臭なし	弱いアンモニア臭のみ	カビ臭を含む土の臭い
形状・外観		木質チップに炭を混ぜたよう	汚泥ダンゴとチップを混ぜた感じ	汚泥ダンゴにバーク堆肥が混ざった感じ	Ld1に同	針葉樹の落葉に汚泥をまぶしたよう	ごくまれに黒い小玉をふんだ赤土
取扱性(粘性等)		良好	やや不良	不良	良好	やや良	良好
総合評価		○	△	×	○	△	○
その他		木部も表面はかなり分解し黒めて黒色化している		木部が黒いのは汚泥の色で、分解したためではない			汚泥は赤土にまぶされて外見上は汚泥の色に見えない

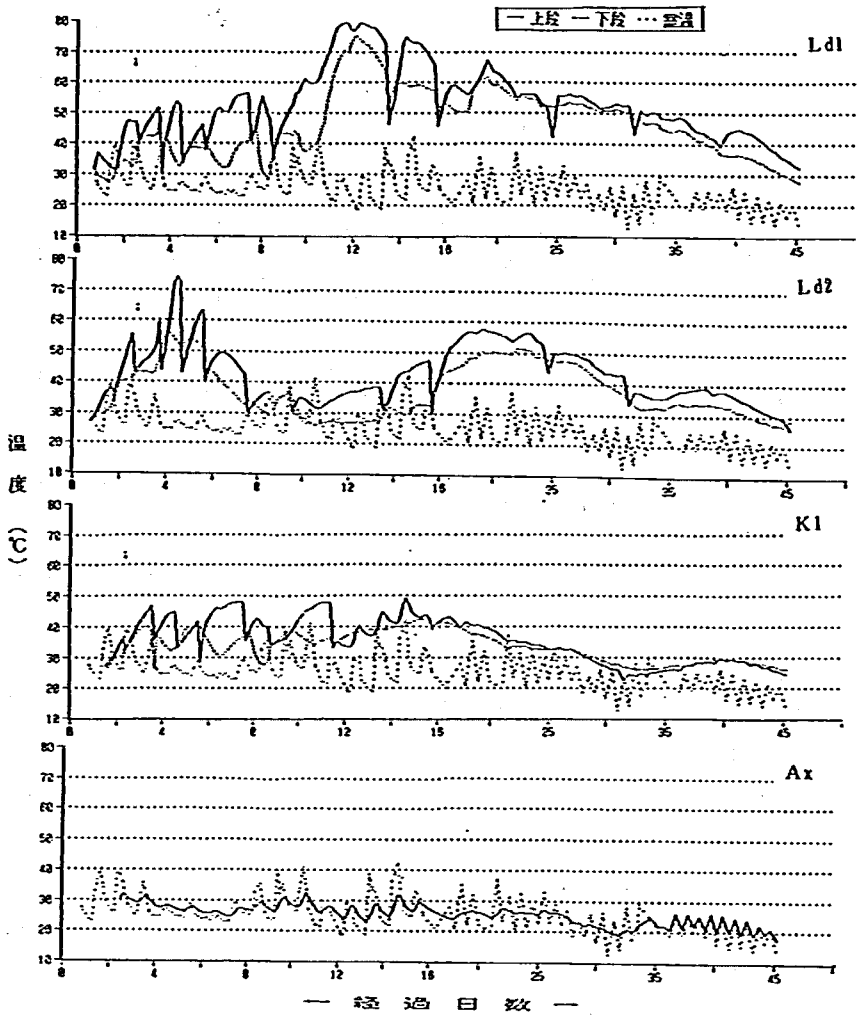
４．調査結果

4-1．コンポスト化汚泥の試験製造・発芽試験及び幼植物試験

発酵開始後２週間めの各堆肥の性状を取りまとめたのが、表－２である。この結果より、総合評価の３段階のものとAxについて発酵の状況を把握することができる温度の変化状況を図－３に示す。（１）コンポスト化汚泥の試験製造・発芽試験

①Ld1（乾燥枝葉粉砕物（含水率８％）：消化脱水汚泥＝１：１）

初期の切返しとエアレーションが過剰であったため当初は温度が上がらなかったが、調整後には最高約80℃（約３日間継続）に達し、病原菌の死滅の目安となる65℃以上が48時間以上継続するという条件を充たした。体積は初期の65%、最終的に52%となった。水分に関しては64%が59%程度になった程度であまり変化はなかった。発芽試験に関しては特に問題はなかった。



図－３　主な堆肥の発酵熱の変化状況

②Lw1（生枝葉粉砕物（含水率48%）：消化脱水汚泥＝１：１）

すぐにダンゴ状になってしまい、混合するのが難しかった。そのため、切返しを行うたびに練り返した状況となったので、切返しやエアレーションを中止したところ、70℃以上が４～５日間続いた。４週間後にはダンゴ状のものも減少していった。体積は約67%程度、最終的に50%に減少した。含水率は69%が約66%となり、最終的には約60%程度に落ちついた。発芽試験に関しては、１回目の２週後のサンプルから全く発芽せず、最終の６週目まで何等かの障害がみられた。

③Ld2（乾燥枝葉粉砕物（含水率８％）：消化脱水汚泥＝0.5：１）

初期の発酵状況は悪くなかったが、Lw1 と同じように切返しのたびに練返すような状況となり、うまく発酵させることができなかった。取扱い性は悪く、ウジ虫が発生していた。これも温度が上がらなかった理由によるものと考えられる。体積は約68%となり、最終的に52%となった。含水率が73%程度から67%程度へ変化し、最終的に約64%程度となった。発芽試験では、最初の２週目のものから発芽障害がみられた。

④Ld1c（乾燥枝葉粉砕物（含水率８%）：消化脱水汚泥：炭＝１：１：0.2）

初期の切返しやエアレーションの過剰により、当初、温度が上昇しなかったが、その後一時的に70℃以上となった。取扱い性は最も良かった。体積は75%、最終的に60%となった。含水率も約65%から約62%に変化した程度であった。発芽試験でもほとんど問題はなかった。

⑤K1（乾燥建築粉砕物（含水率45%）：消化脱水汚泥＝１：１）

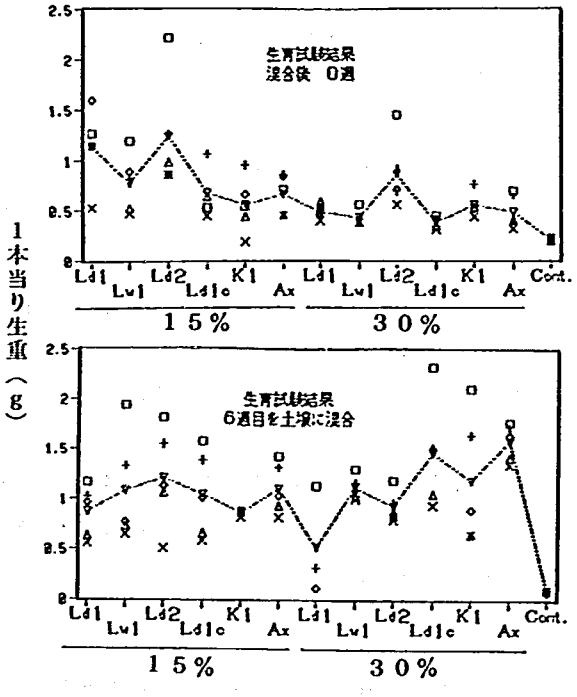
廃材粉砕物の粒度が細かいためか混合は比較的容易であったが、練り過ぎるとすぐにダンゴ状になった。発酵時には50℃以上にならなかったため、発酵を阻害する物質が含まれていると考えられた。体積は２週目で75%、最終的に60%となった。同時に含水率も74%から最終的に71%となった。発芽試験では、２週目、４週目に発芽障害が生じた。特に４週目のものが全く発芽せず、EC値が3,200μSを示した（一般的に1,000μS以上で障害が生じる）。

⑥Ax（乾燥赤土（含水率33%）：消化脱水汚泥＝１：１）

混合は非常に容易であった。発酵させた訳ではないので、温度上昇もみられなかったが、ほとんど臭いもしなかった。含水率も54%前後で変化がほとんどなかったが、最終的に45%程度に落ち着いた。発芽試験においても全く問題がなかった。

（２）幼植物試験

試験は図－１に示すように４回行ったが、各堆肥サンプリング時期の間に明白な差異を示す傾向はみられなかった。全ての処理区で対照区（赤土のみ）に比べ、肥料効果による生育増進がみられた。また、２週目の堆肥では15%混合の方が、６週目の堆肥では30%混合の方が生育が若干良かったが、これは腐熟の程度による差異と考えられた（図－４参照）。



図－４　幼植物試験結果（混合時及び６週間後）

4-2．試作コンポスト化汚泥の総合評価（表－３参照）

①取扱い性

6週目の最終の状態のまま、篩にかけ粒径状況を取りまとめたものが表－4である。湿潤状態で篩にかけているため、取扱い性を考えるならば、比較的サラサラした状態のものが取扱い性が良く、ダンゴ状になってしまうようなものは取り扱い性が悪く、篩を通り難いものといえる。その点で、比較的粒度の粗いものが少ないほうが、乾燥も進み、取扱い性が良いものと考えられる。

表－3　試作汚泥の総合評価

	Ld1	Lw1	Ld2	Ld1c	K1	Ax
汚泥の消費量	1	1	2	1	1	1
臭い	○	○	○	○	○～△	○
取扱い性	○	△	×	○	△	○
		汚泥コンポスト化技術応用により良くなる可能性があるが手軽でない				
発酵熱履歴（病原菌死滅に関係の可能性）	○	△	△	○	×	×
外見	○	△	△	○	△～×	○

表－4　発酵後6週目の粒度割合（1cm篩使用）

	1cm以上(%)	1cm以下(%)
Ld1	27.3	72.7
Lw1	58.0	42.0
Ld2	63.5	36.5
Ld1c	29.0	71.0
K1	45.7	54.3
Ax	15.0	85.0

②臭い

今回は消化脱水汚泥を使用しており嫌気発酵を経ているため、かなりの悪臭の元となる、硫化水素系のガスはほとんど発生せず、アンモニア臭とカビ臭が対象となっているので、6週目では大方問題となるようなものはなかった。

③病原菌

これは、前述したように発酵熱の問題であり、65℃以上で48時間以上が一応の目安になっている。その点でLd1やLd1cが望ましい。ただし、Ld2やLw1についても可能性はある。

④堆肥の状態（見かけ）

Ld2、Lw1、K1については、未分解の状態が明白にわかってしまい見かけが良いとは言えない。また、Axについては汚泥の塊がそのまま入っているので、見かけは良いが、使用者に対しては事前に知らせておく必要があるものといえる。

⑤化学性

養分、重金属についても特に問題はないが、建設廃棄物粉砕物であるK1の材料にひ素が比較的多く含まれていたことに注意する必要があるものと言える。これは、木材の防腐処理（CCA処理等）のためではないのかと考えられる。

5．今後の課題

炭の効果的な混合量の確認、枝葉の粉砕方法による発酵の差異や消化脱水汚泥を使用した場合のコンポスト化の方法のあり方、赤土混合方法の問題点の改善方法の検討等緑化の立場から見た望ましいコンポスト化汚泥について試験等を行っていくことが必要であると考えられる。

Ⅵ．河川事業調査費による研究

１．異常水質時の緊急対策に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清
研　究　員　小森　行也

１．はじめに

現在、河川の水質管理の一環として河道整備・維持流量の確保等による流況安定化、浄化用水の導入及び河川浄化施設による河川水質保全、及び水質自動監視装置による河川水質の連続観測などが行われている。これらは、定常的な汚濁源を念頭においた長期的な施策と言える。河川の水質管理としては、これら長期的施策の他に極度な渇水時、あるいは工場等における事故に伴う有害物質の流出時に想定される異常水質に対して対策を行う、短期的な施策も必要とされる。

しかしながら、異常水質時に緊急的な対策を行うような短期的施策は、制度的にも十分ではなく、場所によっては一時的であるにせよ、異常水質が大きな社会問題となる。

本調査では、通常想定し得ないような物質が河川に流入して異常水質を引き起こす場合を念頭に、所要の技術的対応のあり方について検討を行うものである。なお、本調査は技術管理業務連絡会水質分科会の共通テーマとして位置付けられており、土木研究所水質研究室と河川局河川計画課及び各地建技術事務所、北海道開発局開発土木研究所との共同研究として実施している。

２．平成元年度までの調査成果

１）事故等による異常水質の発生状況について調査（関東地建管内、S45～62）したところ４９２件の異常水質事故が発生していた。この内、油の流出事故が２２８件(46%)、魚の浮上（シアン流出によるもの、その他原因不明）が１９２件(39%)で全体の８５％を占めていた。

２）異常水質発生時の対応を調査したところ異常水質発見の第一報が市役所や警察などに通報され、各担当事務所への通報あるいは連絡が遅れるケースが多くみられた。河川管理者である建設省としても素早い対応がとれるように通報連絡体制の充実を図るとともに啓蒙活動（パンフレット、看板等）にも力を入れる必要がある。

３）異常水質事故の発生で最も多い油流出をいち早く発見するための油分モニターの開発を行った。

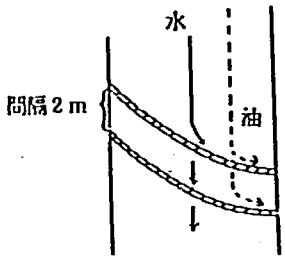
４）異常水質事故時に現地のデータを送信するシステムとして、可搬式異常時テレメーター付きモニターの開発を行った。

３．平成２年度の調査内容と調査結果

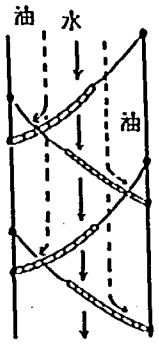
平成２年度は異常水質事故で最も多い油の流出事故とシアン流出事故時の対策方法について調査を実施した。また、本年度は本調査の最終年度にあたるため３ヶ年の調査成果を「異常水質時の調査・対策マニュアル（案）」として取りまとめた。

3．1　河川における油流出事故対策

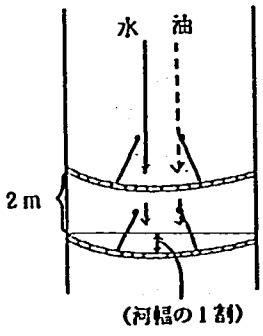
油流出対策は、先ずオイルフェンスにより流出した油を包囲し流下や拡散を防止する。オイルフェンスでの措置対策としては現場の状況に応じて展張する場所や展張方法を工夫する必要がある。図－1、2、3、4にその代表例を示す。



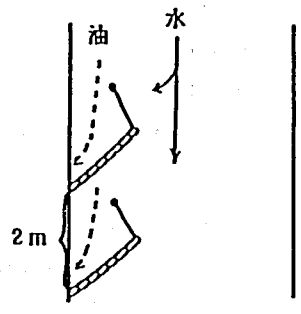
図－1　一般的な展張
可能な限り二重に展張し、オイルフェンスの展張間隔は2m以上あける。



図－2　流速が大きいが河幅の小さいとき
流向に対して斜めに不連続に展張する。オイルフェンスのスカートは短いものを使用する。



図－3　流速は小さいが河幅の大きいとき
河幅が大きい場合は斜めに張っても、中だるみすることから最短距離で展張する。



図－4　流速が大きく河幅も大きいとき
上流側にガイドのためのフェンスを張り片岸にフェンスを張る。

その後、機械的方法あるいは物理的方法により回収し処理する。機械的方法の回収機械としては油分直接吸引方式、吸着・粘着方式、水中引き込み方式のものがある。物理的方法の吸着材にはシート状、ロール状、糸状、粒状のものがある。材質は木材製品や軽石のような自然のものと、ポリウレタンのような人工のものに分けられる。

この他の回収方法としてはひしゃく、バケツ、バキュームカーを用いるなど種々の方法が考えられる。

また、油処理剤を利用して油を乳化分散、沈降固化等の化学処理を行う方法も考えられるが処理剤の毒性や乳化した油が水生生物に及ぼす影響に問題があり、また、乳化した油が酸化されることによる水中の溶存酸素が減少する等問題点も多い。

また、河岸等に付着した油の処理については付着した油が灯油、軽油のような粘性の小さいものか、

重油（特にC重油）のように粘性の大きいものかによって異なり、また付着物が河岸の砂利か岩か雑草かあるいは河川構造物かによって異なる。現在実施されている油の回収洗浄工法を表－1に示す。

表－1　河岸付着物除去方法

油種 / 付着物		低粘性油	高粘性油
河岸	砂利	砂利の入れ替え 水洗 焼却	砂利の入れ替え 焼却
	岩	吸着材でこすり取る 水洗	バーナーで焼却
	雑草	刈り取り 水洗	刈り取り
河川構造物		水洗	

3．2　河川におけるシアン流出事故対策

河川に流出し大量の河川水に希釈された後のシアン処理は、現時点において有効な処理方法がまだ確立されておらず、導水による希釈を主とする対応が行われている。特に一級河川でのシアン流出は対策の手だてがなく、希釈及び自然分解、蒸発に頼らざるを得ない現状にある。

ただし本川合流前の小水路や樋管内での発見については、水門、樋門あるいは土のうなどによる締切りにより、その水路内での処理は可能である。この場合小河川、小水路での対策については、工場や事業所でのシアン処理の方法を参考にすることができる。

ただし、工場排水処理の原則は小量・高濃度の水を環境に放出する際にその影響を最小限にするものであり、シアンとして数十mg/lのものを1mg/l 以下にする技術は確立されているが、1mg/lのものを更に1/2～1/10にするのはかなり難しいのが水処理の現状である。

水中のシアンを除去するには、表－2のような方法がある。アルカリ塩素法は処理が確実で安定しているため排水処理によく用いられている。その他の方法は、電解法はシアンの完全分解が難しく、酸-エアレーション法はシアンガスが空気中に放出される、錯塩法は完全除去が不可能、オゾン処理法はオゾンの取り扱いが難しい、生物処理法は特殊な場合に限られる、イオン交換法は経済的な理由、等々で使用例が少ない。

表－2　シアンの除去方法

1．アルカリ塩素法	6．生物処理法
2．電解法	7．イオン交換法
3．酸-エアレーション法	
4．錯塩法	
5．オゾン処理法	

3．2．1 アルカリ塩素法によるシアン処理

小河川、小水路での対策として、アルカリ塩素法の応用例を示す。

1）処理原理

本法はアルカリ性の条件下で塩素を反応させ、シアンを炭酸ガス（二酸化炭素）と窒素に酸化分解する方法である。除害施設においては、取り扱いの容易な次亜塩素酸ソーダ（ＮａＣＩＯ）が酸化剤としてよく使用されてる。

反応は次の２段で行われる。

1段　$NaCN+NaClO \rightarrow NaCNO+NaCl$

2段　$2NaCNO+3NaClO+H_2O \rightarrow 2CO_2+N_2+2NaOH+3NaCl$

第１段の反応で、シアン（CN^-）はシアン酸（CNO^-）になる。この反応ではCN^-と同等の毒性を持つ塩化シアン（ＣＮＣｌ）が中間物として生成する。ＣＮＣｌがCNO^-に変化する速度はｐＨ８以下では極めて遅く、ｐＨが高いと瞬間的に反応が進むが、高過ぎると全体の反応が緩慢になるので、ｐＨ１０～１１が適正な範囲である。また、この際の酸化還元電位（ＯＲＰ）は３００～３５０ｍＶ程度が適正である。なお、１段の反応で生成するCNO^-の毒性は、CN^-の1/30～1/50程度であるが、毒性が消失したわけでわないので、第２段階の反応で無毒化する必要がある。

第２段の反応でシアンは完全に分解される。この反応速度はｐＨによって左右され、ｐＨが低い方が速くなる。しかし、あまりｐＨを低くすると塩素ガスが大気中に放散するなどの影響が出てくる。このためｐＨ７～８が適正である。ＯＲＰは６００～６５０ｍＶ程度が適当である。なお、反応時間は１０分程度必要である。

2）現場処理の例

（仮定）

小水路で魚が浮上したとの通報があり調査したところシアンが0.5㎎/lの濃度で検出された。緊急対策として本川に合流する前にある樋門を閉めた。本ケースでの処理方法について述べる。

・対象シアン濃度　0.5㎎/l

・対象水量　1,000㎥

・ｐＨ　7.0

① 必要薬品及び必要量

a) アルカリ

ｐＨ７の水をｐＨ９付近まで上げるのに必要なカセイソーダ（ＮａＯＨ）の量。

$$pH=-\log[H^+]=\log\frac{1}{[H^+]},\quad [H^+]=10^{-pH}$$

$$[H^+]\ [OH^-]=Kw=10^{-14}(mol/l)^2$$

の関係からｐＨ７の水にカセイソーダを加えてｐＨ９にするということは

$$[H^+]=10^{-9}(mol/l),\quad [OH^-]=\frac{10^{-14}}{10^{-9}}=10^{-5}(mol/l)$$

であるから［OH^-］の濃度を10^{-7}(mol/l)から10^{-5}(mol/l)にすることである。NaOHのM.W.を40として計算すると、

$$40(g/mol)\times(10^{-5}-10^{-7})(mol/l)\times1,000(l/m^3)\times1,000(m^3)=396(g)$$

となる。

b) 酸

pH9の水をpH7付近まで下げるのに必要な塩酸（HCl）の量は［OH^-］の濃度を10^{-7}(mol/l)から10^{-5}(mol/l)にすることである。HClのM.W.を36.5として計算すると、

$$36.5(g/mol)\times(10^{-5}-10^{-7})(mol/l)\times1,000(l/m^3)\times1,000(m^3)=361(g)$$

となる。通常塩酸は35%溶液で販売されているため、361(g)×1/0.35＝1.03(kg)必要となる。

c) 次亜塩素酸ソーダ（NaClO）

第1段階の反応に必要な量

$$0.5(mg/l)\times1,000(m^3)\times\frac{[NaClO]}{[CN]}=1,430(g)$$

通常次亜塩素酸ソーダは0.5%溶液で販売されているため1.43(kg)×1/0.05＝28.6(kg)必要となる。

第2段の反応に必要な量

$$0.5(mg/l)\times1,000(m^3)\times\frac{3[NaClO]}{2[CN]}=2,150(g)$$

2.15(kg)×1/0.05＝43(kg)となる。

② 処理作業手順

a) 400gのカセイソーダ（NaOH）を約100lの水が入ったドラムカンに入れ、飛沫を浴びないように注意しながら撹拌して溶解する。

b) 水域全体にほぼ均等になるようにカセイソーダ溶液を散布する。散布後よくかき混ぜる。

c) pHが8.5を超えるのを確認する。

d) 約30kgの次亜塩素酸溶液（5%）を約100lの水の入ったドラムカンに入れ希釈する。

e) 水域全体にほぼ均等になるように次亜塩素酸溶液を散布する。散布後よくかき混ぜる。

f) 10分程度待つ

g) 約1lの塩酸（35%）を約100lの水が入ったドラムカンに入れ、飛沫を浴びないように注意しながら撹拌して溶解する。

h) 水域全体にほぼ均等になるように塩酸溶液を散布する。散布後よくかき混ぜる。

i) pHが7.5以下になるのを確認する。

j) 約45kgの次亜塩素酸溶液（5%）を約100lの水の入ったドラムカンに入れ希釈する。

k) 水域全体にほぼ均等になるように次亜塩素酸溶液を散布する。散布後よくかき混ぜる。

l) 30分程度待つ

m) 残留シアン及び残留塩素を測定する。

n) 基準値以下になった事を確認した後放流する。

3．3　異常水質時の調査・対策マニュアル（案）

本マニュアルは、各工事事務所において異常水質事故が起こった場合、対策の実施にあたって必要となる技術的事項についてその考え方、基本的要件について取りまとめたものである。内容は、基本的には事例を載せて調査方法としてどのように行ったらよいか、それらの問題点、課題が何であるのか等を記載したものである。また、本マニュアルは、異常水質と定義される種々の水質異常のうち水質事故と考えられるものに対象をしぼり、適用範囲を設定するものである。具体的には魚の浮上、油の流出、毒物の流出等を対象としている。

以下に本マニュアル（案）の目次を示す。

1 章 序　論
1.1 マニュアルの目的
1.2 マニュアルの適用範囲
1.3 用語の定義
2 章 総　論
2.1 河川水質管理の基本的な考え方
2.2 異常水質時（水質事故）の水質管理
2.3 異常水質に関する調査の概要
2.4 異常水質時の対策技術の概要と分類
3 章 各　論
3.1 事前調査編
3.1.1 流域内危険物マップの作成ガイド
3.1.2 流下時間算定に伴うデータベースの作成ガイド
3.1.3 魚の症状と死亡原因の関係ガイドと使用方法
3.1.4 簡易分析、調査用資材の準備ガイド
3.1.5 水質事故時の分析機関、採水機関の準備ガイド
3.1.6 水質事故時の通報体制と情報連絡システムの整備ガイド
3.1.7 水質事故の原因別対策と選定ガイド
3.1.8 対策工資材の準備ガイドと保管方法
3.1.9 事故訓練の内容と運営手順
3.2 緊急調査編
3.2.1 緊急調査内容と作業フロー
3.2.2 状況判断に基づく水質項目、調査地点の選定ガイドと使用方法
3.2.3 水質事故発生時の水質調査方法と簡易分析作業ガイド
3.2.4 異常水質時の水質影響予測手法と作業手順
3.2.5 魚類利用による簡易毒性試験手法の作業手順
3.2.6 異常水質発生時情報連絡システムの運営方法
3.2.7 原因別対策工の作業内容と手順
3.3 事後調査編
3.3.1 原因究明調査の作業内容と手順
3.3.2 費用負担の基本的な考え方
3.3.3 対策規模、費用と対策効果の考え方
3.4 対策工各論
3.4.1 油
3.4.2 シアン
3.4.3 酸、アルカリ
3.4.4 重金属
3.4.5 酸欠
3.5 その他
3.5.1 移動分析車の開発状況
3.5.2 パソコン通信利用による異常水質監視システムの開発状況
3.5.3 河川油分モニターの開発状況
3.6 水質事故対策事例

4．まとめ

本調査は、昭和６３年度を初年度として３ヶ年計画で実施してきたものである。河川において、事故等により異常水質が発生した場合の調査・対策方法について「現場で使えるマニュアル」を作ることを目的として調査・検討を行ってきた。

前述した「異常水質時の調査・対策マニュアル（案）」は、本調査の成果であり水質分科会の構成メンバーが分担して執筆したものである。

付　　録

付録1.　平成2年度　下水道関係刊行報告書一覧

下水汚泥焼却灰の土質改良材としての利用マニュアル（案）

土木研究所資料　第2908号　1990年11月　下水道部汚泥研究室
機械施工部土質研究室

要　旨
本マニュアルは，現在，大部分が廃棄物として処理されている下水汚泥焼却灰を，土質改良材として利用する場合の技術的な標準を示したものである。
キーワード：下水汚泥焼却灰，石灰系焼却灰，土質改良材，土質改良効果，改良土

都市緑化における下水汚泥の利用

土木研究所資料　第2938号　1991年3月　道路部緑化研究室

要　旨
主として都市緑地における下水汚泥の有効利用を図ることを目的とし，肥料や土壌改良材として利用する際の下水汚泥の特質，下水汚泥を利用する側からの意見等について，消化脱水汚泥やコンポスト化汚泥についての各種植栽試験や造園施工業者を対象としたアンケート調査等を行ってきた。本報告書では，使用する言葉の意味の相違等も含め利用する側からの使用時等の注意事項等を，「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」（昭和62年3月，建設省都市局）に説明や新しいデータ等を加えるとともに，施工手順等について取りまとめたものである。
キーワード：下水汚泥，有効利用，都市緑化

丘陵地における流域治水施設の計画策定手法

土木研究所資料　第2950号　1991年3月　河川部総合治水研究室

要　旨
本資料は，丘陵地を流れる河川流域に多数設置されている流域治水施設の水理効果を簡易に評価する手法及び経済的評価に基づいて流域治水施設の流量分担計画を策定する手法について検討を行った内容についてまとめたものである。
キーワード：流出抑制施設，簡易評価手法，流量分担計画，費用便益分析

下水汚泥焼却灰からの重金属の溶出特製及び埋立て汚泥浸出水の浄化に関する調査報告書

土木研究所資料　第2955号　1991年3月　下水道部汚泥研究室

要　旨

現在，下水汚泥の有効利用として，建設資材への利用が注目されつつある。従来，陸上，及び海面に埋立てされていた汚泥をそれの持つ材料的特性を生かして有効利用しようというものである。この利用マニュアルについては，材料としての汚泥の物理・化学的特性に応じた利用方法という内容で昭和60年に土木研究所でまとめられているが，汚泥中に含まれる重金属の周辺環境への溶出といった安全面での確認を行ったデータは希少である。また，現在の主要な汚泥処理方法である陸上埋立て処分では，処分適地の確保の困難化といった問題の他に，降雨等によって悪質な浸出水が発生するといった問題が生じている。

本報告書は，建設資材として利用した汚泥からの重金属の溶出特性，及び埋立て汚泥から発生する浸出水の浄化方法について検討したものである。

キーワード：下水汚泥，建設資材，有効利用，重金属，埋立処分，浸出水

戸別合併浄化槽の処理機能に関する調査報告書（その2）

土木研究所資料　第2958号　1991年3月　下水道部水質研究室

要　旨

近年，下水道整備区域外において，し尿と生活雑排水とを合わせて処理する合併処理浄化槽の普及が進みつつある。従来，たれ流しの状態にあった生活雑排水を処理の対象に含めたことは，家庭から排出される汚濁物質の削減という観点からおおいに期待のもたれる所であるが，実際にはどのような水質が放流されているのかについては，不明な点が多い。このため，実際に合併処理浄化槽を設置している家庭を対象としてスポットの採水と24時間の全量採水による実態調査を行った。本報告書はその調査結果から，戸別合併処理浄化槽の処理および排出負荷量の実態などについてとりまとめたものである。

キーワード：戸別合併処理浄化槽，生活雑排水，嫌気ろ床，接触曝気

下水道に関するデータベース
ネットワークシステムの開発調査報告書

土木研究所資料　第2987号　1991年3月　企画部システム課

要　旨

下水道事業の拡大と多様化に伴って，業務遂行に必要な情報も増大の一途をたどっているが，これら各種の情報のデータベース化を図ることにより，情報検索・入手が迅速に行えるようになり，業務の効率化が期待できる。

本報告書は，下水処理場，下水道関連文献及び下水道関連統計資料のそれぞれについての具体的なデータベースの設計を行うとともに，下水道関連情報のデータベース化とネットワーク利用についての適用性及び有効性の観点から検討を加えた結果についてとりまとめたものである。

キーワード：下水道，情報，データベース，ネットワーク，システム

難分解性ＣＯＤ成分の除去に関する
共同研究報告書

共同研究報告書　第51号　1991年3月　土木研究所　三次処理研究室
愛知県建設技術研究所　下水道研究室

要　旨

愛知県蒲郡市蒲郡浄化センターにおいて検討中の，染色工場排水の受け入れに伴う，処理水CODの上昇を抑制するために，長時間SRT活性汚泥法を中心とした生物学的処理，凝集等の物理化学的処理による難分解性COD成分の除去を検討したものである。

COD負荷のかなりの部分を占めるポリビニルアルコールを活性汚泥によって安定的に除去できることが示された。

キーワード：COD，染色排水，活性汚泥法，凝集，物理化学的処理，ポリビニルアルコール

付録2.　平成3年度　下水道関係調査研究課題表

担当研究室	課　　題
下　水　道	1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 2. 下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究 3. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 4. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 5. 新しい下水輸送システムの開発に関する調査 6. 下水処理施設の補修更新方法に関する調査
三　次　処　理	1. 膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究 2. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 3. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 4. 固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査 5. 下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査 6. 小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査
汚　　泥	1. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 2. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 3. 下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究 4. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 5. 焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査 6. 発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査 7. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査
水　　質	1. 水環境の効果的な保全手法に関する研究 2. 下水処理水の水質変動に関する研究 3. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 4. 下水処理水の評価基準に関する調査 5. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査 6. バイオセンサーの実用化に関する調査 7. 河川における藻類増殖機構に関する調査
施　　工	1. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査
土　　質	1. 下水道管渠の作用土圧に関する調査
振　　動	1. 下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査
総　合　治　水	1. 都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査
緑　　化	1. 下水汚泥の施用方法に関する調査
化　　学	1. 下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査

平成２年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386－5878
土木研究所資料第3030号
平成３年10月（１９９１）
下　水　道　部

要　旨

本報告書集は，平成２年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全29編250ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化

郵便はがき

41円切手をはって下さい。

3 0 5 - □ □

茨城県つくば市大字旭一番地
建設省土木研究所
下水道部 御中

No.

No.
配布先氏名
配布先住所

土木研究所資料第3030号　　部

上記のとおり受領しました。

所属(住所)

氏　名　　印

＊＊　御 意 見 欄　＊＊